

Risicobeoordeling bodemlozingen Oosterwold



Risicobeoordeling bodemlozingen Oosterwold

Risicobeoordeling bodemlozingen Oosterwold



Opdrachtgever	Gemeente Almere
---------------	-----------------

Documentgegevens

Versie	0.2
Datum	26-11-2020
Projectnummer	11205955-002
Document ID	11205955-002-BGS-0001
Pagina's	28
Classificatie	
Status	definitief

Auteur(s)

	Bas van der Zaan	

Doc. Versie	Auteur	Controle	Akkoord	Publicatie
0.1	 Bas van der Zaan	 Nanne Hoekstra	 Rob Nieuwenhuis	

Samenvatting

In de wijk Oosterwold in Almere is geen centraal rioolsysteem aangelegd, maar zijn bewoners zelf verantwoordelijk voor de behandeling en afvoer van hun afvalwater. De aanwezige systemen voor individuele behandeling van afvalwater (IBA's) lozen het effluent in principe op het oppervlaktewater, maar er zijn situaties waarbij het in de bodem terecht komt. De gemeente Almere vraagt zich af of het effluent van de IBA-systemen in Oosterwold op een qua milieuhygiëne en volksgezondheid verantwoorde manier wordt geloosd in de bodem.

In dit onderzoek van Deltares worden de eventuele risico's van de bodemlozingen in kaart gebracht. Het belicht de technische aspecten, en gaat niet in op de juridische aspecten. Daarvoor zijn verdeeld over drie onderzoeksfasen door Deltares de volgende activiteiten uitgevoerd:

- Fase 1: inventarisatie van beschikbare informatie over normen voor IBA-effluent, grondwaterrichtlijnen, concentraties van risicovolle stoffen en micro-organismen, bodemopbouw, grondwaterstand, en afbraaksnelheden;
- Fase 2: met behulp van hydrologische modellering vaststellen van de benodigde dikte van de onverzadigde zone waarbij bodemlozingen niet tot risico's leiden;
- Fase 3: gebiedsgerichte risico-evaluatie van bodemlozingen.

Uit het geohydrologische onderzoek blijkt dat het water circa 11 dagen nodig heeft om via de onverzadigde zone het grondwater te bereiken, dat op een niveau van ca. -0,85 m beneden het maaiveld staat. Dat is onvoldoende om de aanwezige stikstof en fosfaat te verwijderen tot onder de grondwaternorm. Daarvoor zou een onverzadigde zone van ca 19 m nodig zijn.

De risico's voor de omgeving blijken echter beperkt. De onderliggende strategische drinkwatervoorraad ligt dusdanig diep en afgesloten door diverse kleilagen, dat het IBA-effluent dit niet bereikt. Daarnaast zal het in de bodem gezakte water door horizontaal transport en kwel uiteindelijk weer terechtkomen in de sloten en het kanaal in het gebied, waardoor het alsnog via het oppervlaktewater uit het gebied wordt afgevoerd. Dit horizontale transport heeft een gemiddelde reistijd van ca. 1200 dagen. Op plaatsen waar bijvoorbeeld drains liggen kan deze reistijd wel veel korter zijn. In de tussentijd heeft de zuiverende werking van de bodem positief bijgedragen aan het verminderen van de concentraties aan nutriënten, micro-organismen en medicijnresten.

Hierom kan gesteld worden dat bodemlozingen zelfs een positieve bijdrage hebben aan het reduceren van de belasting van het oppervlaktewater in het gebied. Wel is de potentiële aanwezigheid van medicijnresten vanuit het gezuiverde afvalwater in het grondwater door de bodemlozingen een aandachtspunt bij de beoordeling van gezondheidsrisico's als gebiedseigen water wordt opgepompt voor irrigatie of andere activiteiten waar blootstelling van mensen met dit grondwater een rol speelt.

Inhoud

	Samenvatting	4
1	Inleiding	6
1.1	Aanleiding en doel	6
1.2	Achtergrond	6
1.3	Uitgevoerde werkzaamheden	7
1.4	Opbouw van het rapport	8
2	Verzamelde data ten behoeve van risicoanalyse	9
2.1	Bodemopbouw	9
2.2	Grondwaterstand, stromingsrichting en stijghoogten	10
2.3	Oppervlaktewaterpeilen,	12
2.4	Drainage	12
2.5	Eisen voor effluent uit IBA en grondwaterkwaliteit	13
3	Geohydrologische analyse	16
3.1	Stroming in de onverzadigde zone	16
3.2	Stroming in de verzadigde zone	18
4	Analyse lot van de verontreinigingen	22
5	Conclusies en aanbevelingen	26

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

De gemeente Almere heeft Deltares opdracht verleend voor het project 'Risicobeoordeling bodemlozingen Almere Oosterwold'. Aanleiding is het gegeven dat in de wijk Oosterwold in Almere aanwezige systemen voor individuele behandeling van afvalwater (IBA's) niet, zoals bedoeld, op oppervlaktewater blijken te lozen, maar in de bodem. Doel van het project is zo goed mogelijk in te schatten of dit problemen met zich mee kan brengen.

De onderzoeksvraag is:

Kan het effluent van de IBA-systemen in Oosterwold op een verantwoorde manier qua milieuhygiëne en volksgezondheid worden geloosd in de bodem?

Deelvragen hierbij zijn:

1. Wat is de impact van lozingen op droogstaande sloten, geulen en wadi's.
2. Wat is de impact van lozingen op onderliggende zoetwaterbel.

1.2 Achtergrond

In Oosterwold is geen centraal rioolstelsel aangelegd; bewoners zijn daar namelijk zelf verantwoordelijk voor de verwerking van huishoudelijke afvalwater. In IBA's wordt het afvalwater per huishouden behandeld. Het gezuiverde effluent dient te worden geloosd op oppervlaktewater. Echter, afvoer vindt lang niet altijd naar het oppervlaktewater plaats. Kavelsloten zijn soms niet eens aangelegd of ze staan niet in verbinding met het oppervlaktewatersysteem. Dan is er een sprake van een bodemlozing. Dit is niet toegestaan, tenzij er geen milieuhygiënische effecten te verwachten zijn.

De volgende situaties kunnen zich voor doen:

- Er wordt geloosd op een droge kavelsloot, in de bodem waarvan het effluent infiltreert, zodat het grondwater kan worden beïnvloed.
- Het effluent wordt geleid naar een vijver, waarbij het na wegzijging in direct contact komt met het grondwater.
- Het afvalwater wordt behandeld in een helofytenfilter of een vloeiveld, waarbij sprake is van verticaal transport van (een deel van) het afvalwater door de bodem voordat via oppervlaktewater wordt afgevoerd.

Het behandelde afvalwater zal theoretisch in de bodem middels natuurlijke processen verder worden gezuiverd. Aangezien het grondwater zeer ondiep al wordt aangetroffen, zijn er zorgen of de zuiverende werking in de bodem voldoende is en er geen overschrijding van de normen voor het grondwater plaats vindt en of er geen risico's voor de volksgezondheid ontstaan. Daarbij is van belang dat normen voor lozing op oppervlaktewater afwijken van normen voor grondwaterkwaliteit.

De Gemeente heeft zorgplicht en is verantwoordelijk voor de gevolgen van de bodemlozingen, waarbij nutriënten, (micro- en macro)verontreinigingen en micro-organismen in de bodem terecht komen. Het algemene uitgangspunt op basis van regelgeving is dat een lozing niet direct in het grondwater mag plaats vinden. Het effluent moet eerst door de ondergrond kunnen sijpelen, zodat stoffen in de bodem worden afgebroken of vastgelegd, voordat het in het grondwater terecht komt.

Om te bepalen of de huidige situatie kan voortbestaan, vraagt de gemeente zich af in hoeverre de bodemlozingen een risico vormen voor de volksgezondheid. Is het onderliggende drinkwaterreservoir (waarvoor de gemeente ook zorgplicht heeft) voldoende beschermd en worden geldende normen niet overschreden?

1.3 Uitgevoerde werkzaamheden

Om een inschatting te kunnen maken van de verspreiding van het effluent bij bodemlozingen en de eventuele risico's die daarbij ontstaan heeft Deltares, gebruik gemaakt van bestaande informatie, een verspreidingsmodel en expertkennis.

Stapsgewijs zijn de volgende activiteiten verricht:

Stap 1 – Verzamelen en samenvatten beschikbare informatie

- Voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen is de volgende informatie van belang:
- Bodemopbouw, grondwaterstand, stromingsrichting, stijghoogten en oppervlaktewaterpeilen. De betreffende openbaar beschikbare gegevens zijn geïnventariseerd.
- Eisen voor grondwaterkwaliteit (locatiespecifiek) en effluent uit IBA voor alle relevante stoffen. Voor de kwaliteit van het geloosde effluent gaan we uit van de effluenteisen voor IBA klasse IIIB, waar in Oosterwold de IBA's aan behoren te voldoen om op het oppervlaktewater te mogen lozen.
- Afbraaksnelheden. Daarvoor is literatuuronderzoek uitgevoerd.
- Relevante niet genormeerde stoffen en parameters die belangrijk zijn voor de volksgezondheid, zoals fecale micro-organismen, medicijnresten en antibioticaresistentie. Ook daarvoor is literatuuronderzoek uitgevoerd.

Stap 2 – Benodigde dikte onverzadigde zone

- Fluxberekeningen van effluent naar het verzadigde grondwater in Oosterwold met behulp van een transportmodel van de onverzadigde zone met Hyrus-1D. Hierbij wordt uitgegaan van IBA's die voldoen aan de daaraan gestelde IBA klasse IIIB normen (voor lozing op oppervlaktewater).
- Koppelen van algemene kennis over de afbraaksnelheid in bodems zoals ter plaatse aanwezig aan de te verwachten reistijd in de ondergrond in Oosterwold
- Op basis van bovenstaande een schatting maken van de minimaal benodigde dikte van de onverzadigde zone, om te voorkomen dat de normen in het ontvangende grondwater worden overschreden voor stoffen die vanuit goed functionerende IBA's worden geloosd. Aangevuld met potentiële risico's voor de volksgezondheid.

Stap 3 – Risico-evaluatie gebiedsgericht

- Beoordeling van de verschillende situaties (lozing via een vijver, verticaal doorstroomd helofyten filter, vloeiveld, droogstaande sloot) voor potentiële risico's op basis van aanwezige dikte onverzadigde zone.
- Schematische berekening stroombanen (reistijd en diepte) in verzadigde zone op basis van lokale bodemopbouw, stijghoogten, ligging en peilen oppervlaktewater. Uit deze berekeningen kan worden afgeleid of het grondwater verder zal wegzakken, of uiteindelijk alsnog via kwel in het oppervlaktewater terecht komt.
- In beeld brengen van de onzekerheden in de risico-evaluatie ontstaan door de gehanteerde normen, waardoor de risico's van niet optimaal werkende IBA-systemen en verspreiding van stoffen waarvoor norm ontbreken ook in de studie worden meegenomen

Op basis van bovenstaand onderzoek kan besloten worden of een vierder stap 4 zinvol is.

Stap 4 (vooralsnog buiten huidige project) – Opties voor omgang met bodemlozingen

- Aanvullende metingen grondwaterkwaliteit, voor parameters milieuhygiene (ammonium, nitraat, fosfaat, etc) en volksgezondheid (fecale micro-organismen, microverontreinigingen, antibioticaresistentie, etc)
- Na bespreking van de resultaten van de stappen 1, 2 en 3 zullen in overleg met de gemeente Almere zo nodig verschillende scenario's voor oplossingen worden doorgerekend en getoetst aan risico's voor milieu en volksgezondheid.

1.4 Opbouw van het rapport

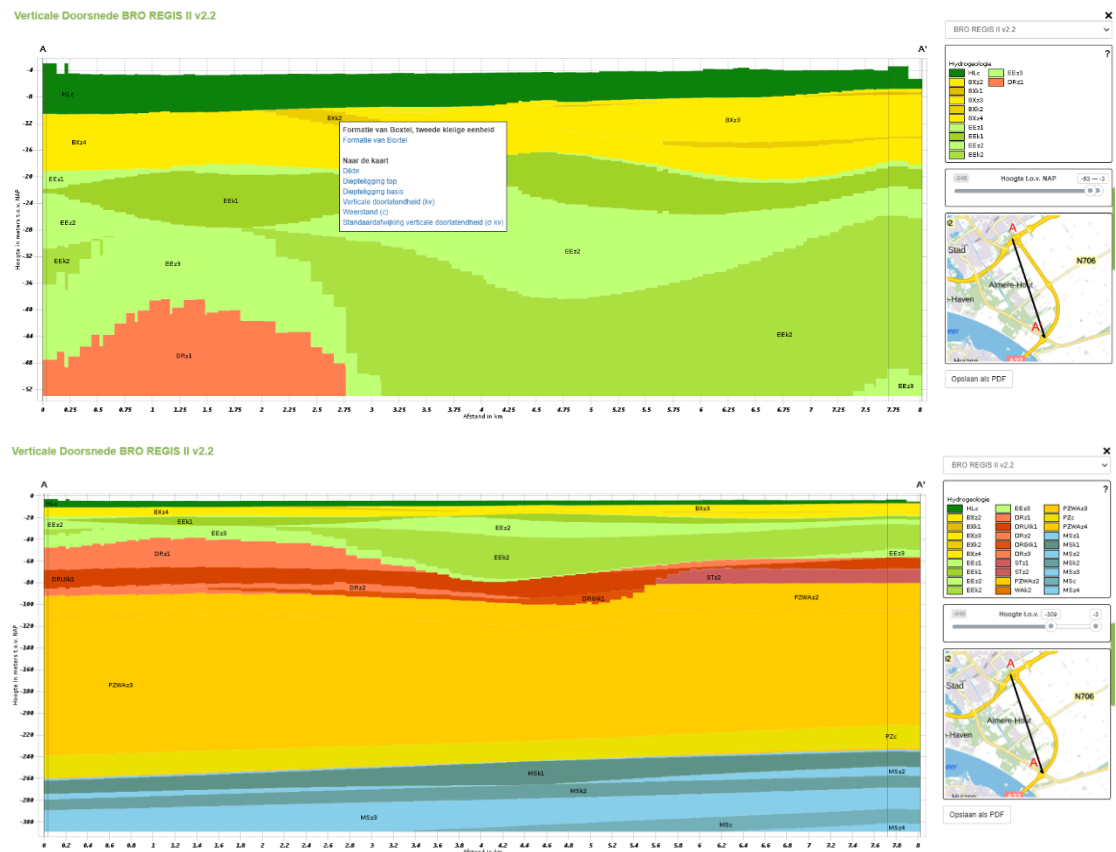
In hoofdstuk 2 zijn de resultaten van de inventarisatie van de relevante gegevens weergegeven. In hoofdstuk 3 wordt eerst ingegaan op de geohydrologische situatie ter plaatse en in de omgeving. Deze vormt de basis voor de relevantie fysische, chemische en biologische processen die het lot van de verontreinigingen in de bodem bepalen. Hierop wordt in hoofdstuk 4 ingegaan. In hoofdstuk 5 worden conclusies getrokken ten aanzien van de onderzoeksvragen en worden aanbevelingen gedaan.

2 Verzamelde data ten behoeve van risicoanalyse

Voor het uitvoeren van de berekeningen en analyse in het volgende hoofdstuk is het noodzakelijk om zoveel mogelijk relevante data te achterhalen en indien nodig aannamen te doen om ontbrekende data in te vullen. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de gebruikte data en eventuele interpretaties. Deze data wordt per paragraaf besproken.

2.1 Bodemopbouw

De bodemopbouw in Oosterwold, volgens REGIS II v2.2 is weergegeven in Figuur 2-1 voor zowel de bovenste 300 m en meer ingezoomd op de bovenste 50 m.



Figuur 2-1 Dwarsdoorsnede bodemopbouw in Oosterwold; Bron Regis II v2.2; onder diepte tot ruim 300 m - NAP; boven ingezoomd tot max. diepte van -53 m NAP

De geohydrologie in het gebied wordt gekenmerkt door een groot watervoerend pakket van de Formatie van Peize Waalre van ongeveer -90 tot -230 m NAP. Dit watervoerende pakket wordt ook gebruikt voor drinkwaterwinning. Daarboven liggen kleilagen en zandlagen van de formatie van Drenthe en de Eemformatie en de formatie van Boxtel en een Holocene deklaag. Van de kleilagen geeft de 1^{ste} kleilige eenheid van de Formatie van Drenthe, laagpakket van Uitham de grootste weerstand. In Figuur 2-2 wordt de verbreiding van deze kleilaag en de weerstand weergegeven. Wat opvalt is dat de kleilaag vlak ten westen van Oosterwold niet meer aanwezig is.



Figuur 2-2 Verbreiding en weerstand van de kleilaag van de Formatie van Drenthe, laagpakket van Uitham. De getekende zwarte lijn geeft de locatie aan van het dwarsprofiel dat rechts in de figuur is weergegeven.

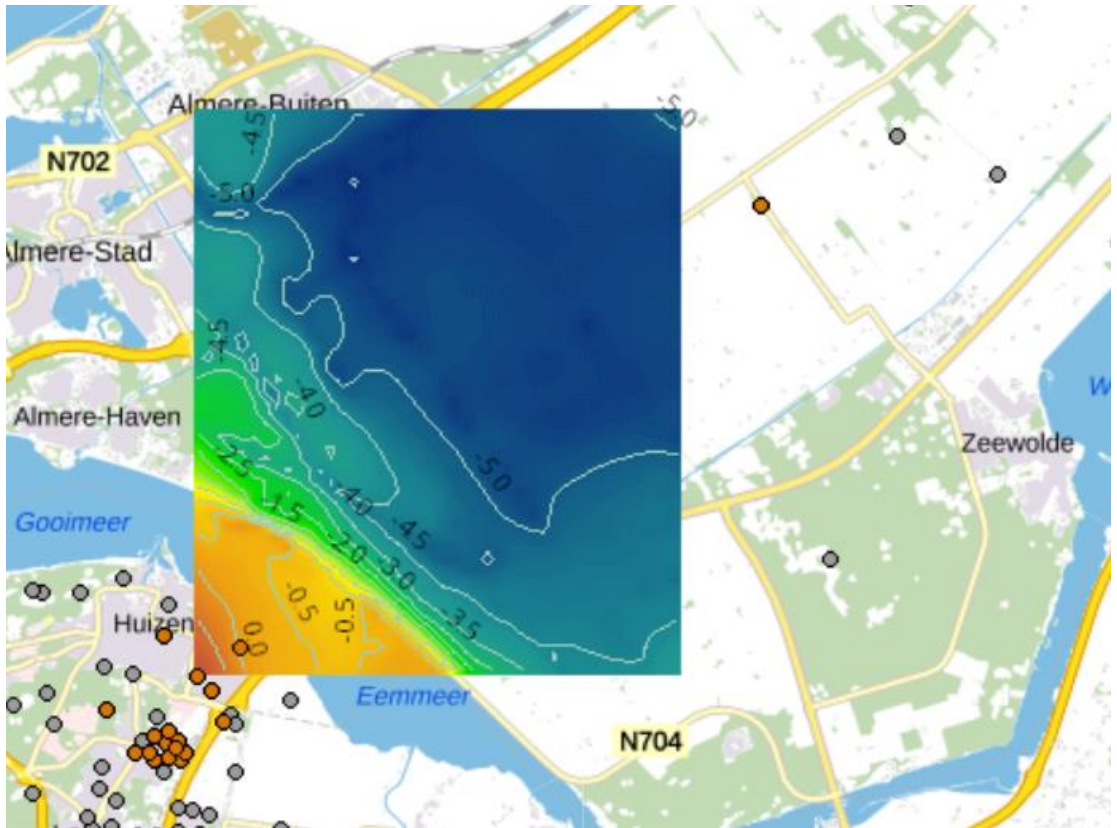
De Holocene deklaag wordt in Regis II v2.2 beschreven als een complexe eenheid, bestaande uit een afwisseling van zandige klei, midden en fijn zand, klei en veen en een weinig grof zand. In individuele boringen in Oosterwold is bij de Holocene deklaag klei de meest voorkomende lithologie, maar wordt ook zand, veen en leem vermeld.

Bij het bouwrijp maken van de kavels wordt vaak zand aangebracht op de locatie van de huizen, de wegen en mogelijk ook terrassen. Voor de helofytenfilters en de afwateringssloot vanaf de zuivering wordt aangenomen dat er geen zand is aangebracht.

2.2 Grondwaterstand, stromingsrichting en stijghoogten

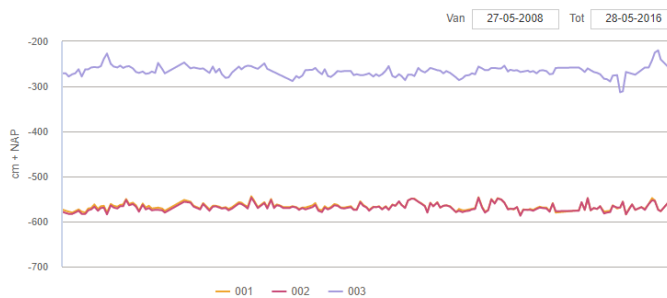
Via grondwatertools.nl zijn de isohypsen van het bovenste watervoerende pakket, de zandlaag van de Formatie van Boxtel, verkregen voor Oosterwold en omgeving. Deze worden weergegeven in Figuur 2-3. In Figuur 2-4 is een meetreeks met stijghoogten in verschillende watervoerende pakketten weergegeven. Wat opvalt is dat de tijdreeks in het onderste filter (in de zandlaag van de Peize Waalre Formatie) veel minder laag is dan de stijghoogten in de ondiepere filters. In alle peilbuizen met meerdere filters om en nabij Oosterwold wordt dit effect ook gezien.

Hieruit kan geconcludeerd worden dat het ondiepe grondwater niet het diepere watervoerende pakket met daarin de drinkwaterwinning bereikt omdat de stromingsrichting in de tussenliggende kleilagen naar boven is.



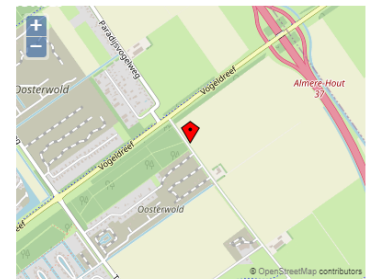
Figuur 2-3 isohypsen (lijnen die gelijke hoogte van de grondwaterstand aangeven) in 1e watervoerende pakket: zandlaag van de Formatie van Boxtel

Putlocatie B26D0085



Karakteristieken meetreeks

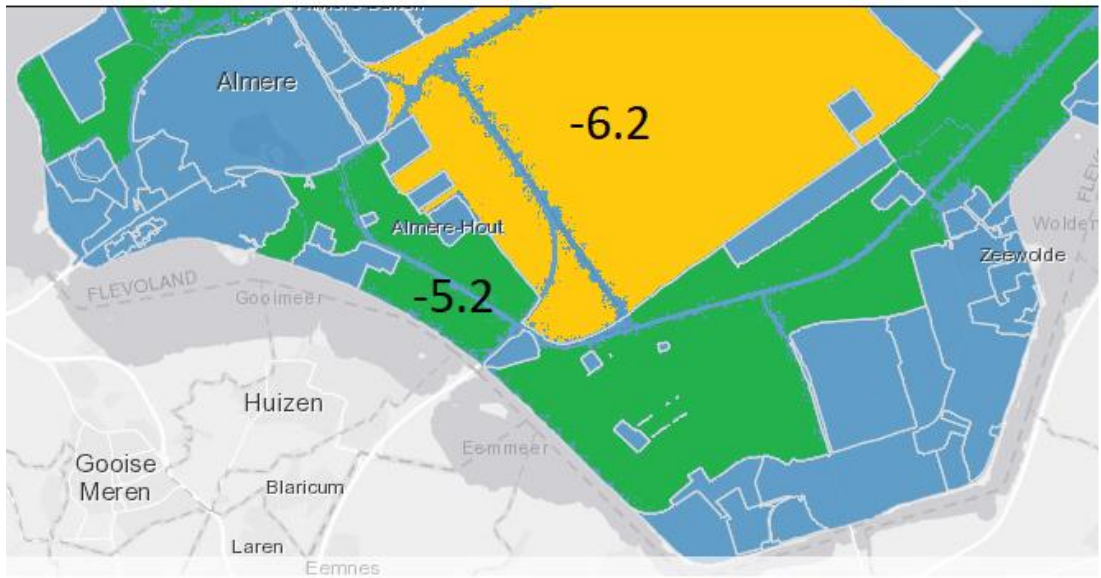
Filter	Bovenkant filter cm + NAP	Mediaan cm + NAP
001	-1234	-568
002	-2651	-570
003	-11142	-266



Figuur 2-4 Meetreeks stijghoogten putlocatie B26D0085 In Oosterwold

2.3 Oppervlaktewaterpeilen,

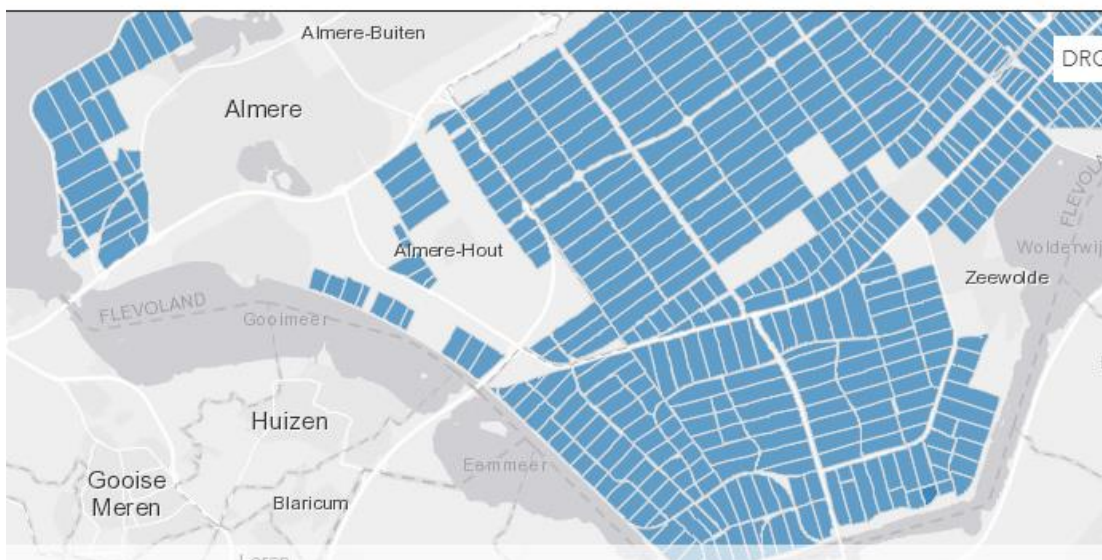
Oosterwold valt in 2 peilvakken van het waterschap. Aan de oost- en noordkant valt het in peilvak met code LVA.01 en een zomerpeil van -6.2 m NAP. Aan de zuidwestkant valt het in peilvak met code 3.01 en een zomerpeil van -5.2 m NAP. Voor kavelsloten heeft het waterschap de eis dat de bodem minimaal 1.1 m onder maaiveld moeten liggen en de bodemdiepte moet ook minimaal 20 cm onder het drainageniveau van buisdrainage liggen. De ligging van de peilvakken wordt weergegeven in Figuur 2-5. Uit de schouwkaart van het waterschap blijkt dat de sloten ongeveer 500 m uit elkaar liggen. De bodems van de sloten liggen boven het ingestelde peil van het grondwater dat in de figuur hieronder te zien is. Dergelijke droogstaande sloten vormen één van de routes waardoor afvoer via oppervlaktewater niet plaatsvindt, maar het IBA-effluent via een 'bodemlozing' in de bodem zakt.



Figuur 2-5 Peilvakken waterschap Zuiderzeeland, nabij Oosterwold, met zomerpeil in de 2 relevante peilvakken (bron website waterschap)

2.4 Drainage

Volgens de gegevens van waterschap Zuiderzeeland is in een deel van Oosterwold buisdrainage aangelegd, zie Figuur 2-6. De diepteligging van de buisdrainage ligt op ongeveer 80 a 90 cm - maaiveld en de hart op hart afstand is 48 m. Voor een deel van Oosterwold is volgens de gegevens van het waterschap geen buisdrainage gebruikt. De ontwatering via in de bodem aanwezige kleischeuren en sloten zal in dat gebied afdoende zijn geweest.



Figuur 2-6 Gebieden met buisdrainage; bron waterschap Zuiderzeeland.

2.5 Eisen voor effluent uit IBA en grondwaterkwaliteit

Voor de IBA's gelden de volgende effluenteisen voor lozingen op het oppervlaktewater.

Parameter	in enig 24-uurs volumeproportioneel verzamelmonster (mg/l)	in enig steekmonster (mg/l)
Biochemisch zuurstofverbruik (BZV ₅)	< 20	< 40
Chemisch zuurstofverbruik (CZV)	< 100	< 200
totaal stikstof (N-totaal) 1)	< 30	< 60
Ammonium (N-NH ₄ ⁺)	< 2	< 4
Zwevende stof	< 30	< 60
totaal fosfaat (P-totaal)	< 3	< 6

Voor de risicobeoordeling is uitgegaan van de maximaal toegestane concentraties, om een beeld te krijgen van de meest ongunstige situatie bij goed functionerende IBA's. Bekend is dat veel IBA's momenteel niet goed functioneren, maar vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat dit in de toekomst wel het geval zal zijn.

Er zijn geen locatiespecifieke eisen gesteld aan de grondwaterkwaliteit. Daarom kan worden uitgegaan van de landelijke richtlijnen. Voor wat betreft stikstof wordt door de Kaderrichtlijn Water in grondwater een nitraatnorm van 50 mg/l gehanteerd. De lozingsnormen voor ammonium en totaal stikstof zijn daarom omgerekend naar deze norm. Overschrijdingen zijn daarmee wel theoretisch omdat nitraat alleen gevormd wordt als daarvoor voldoende zuurstof aanwezig is. Voor P-totaal geeft het RIVM een achtergrondwaarde in het grondwater van 2 mg/l. Voor zout grondwater geldt een hogere norm. In de omgeving van de locatie is weliswaar op enige diepte zout grondwater aanwezig, maar van belang is het ondiepe zoete grondwater. Voor de overige stoffen waaraan effluenteisen zijn gesteld, zijn geen grondwaternormen beschikbaar.

Naast de genormeerde stoffen zijn andere parameters relevant. Uit literatuuronderzoek blijkt het navolgende.

Risico's als ongezuiverd/deels gezuiverd rioolwater de bodem in zakt

Welke risico's zijn er¹:

- Medicijnresten
 - Bijvoorbeeld jodiumhoudend contrastvloeistof, diclofenac, metoprolol, carbamazepine
- Micro-organismen
 - Bijvoorbeeld *E. coli*, *legionella*
- Zware metalen
 - Bijvoorbeeld lood, koper, nikkel, zink, cadmium
- Gewasbeschermingsmiddelen
 - Bijvoorbeeld glyfosaat, imidacloprid
- Virussen
 - Bijvoorbeeld COVID-19
- Organische verbindingen
 - Bijvoorbeeld PAK

¹ <https://www.clo.nl/indicatoren/nl051514-belasting-van-oppervlaktewater-door-riolering-en-waterzuivering>

Effecten van ongezuiverd rioolwater in de bodem²:

1. Accumulatie van vervuilende stoffen in de onverzadigde zone
2. Verspreiding van verontreiniging via het grondwater

Afbraak van vervuilende stoffen in de ondergrond/onverzadigde zone:

- Medicijnresten
 - Nauwelijks tot beperkte afbraak. Sommige afbraakproducten van bijvoorbeeld diclofenac en carbamazepine zijn ook biologisch actief en laten effecten zien op organismen in het milieu³.
- Micro-organismen
 - Bacteriën kunnen overleven in de bodem afhankelijk van de omgevingscondities. *E.coli* kan bijvoorbeeld tot enkele maanden in de bodem overleven.
- Zware metalen
 - Geen afbraak in de ondergrond. Wel kunnen metalen worden vastgelegd in de bodem. Of en in welke mate vastlegging plaatsvindt hangt af van de pH en redoxpotentiaal⁴.
- Gewasbeschermingsmiddelen
 - Afbraak in enkele dagen tot een jaar⁵ (Tabel 1 in de bijlage geeft exacte afbraaksnelheden). Pesticiden percoleren met name door de bodem naar het grondwater⁵.
- Virussen
 - De stabiliteit van virussen is sterk verschillend. Sommige virussen overleven maar enkele seconden buiten het menselijk lichaam andere virussen kunnen tot maanden in het milieu overleven en ziektes veroorzaken zoals hepatitis, e.d⁶.
- Organische verbindingen
 - In meer of mindere mate biologische afbraak wanneer in opgeloste fase. In de onverzadigde zone speelt verdamping van deze verbindingen ook een grote rol³. Veel organische verbindingen hebben een lage afbraaksnelheid (maanden tot jaren) indien er geen zuurstof meer aanwezig is.

In het geval van huishoudelijk afvalwater zijn vooral medicijnresten, bacteriën en virussen van belang.

² <https://edepot.wur.nl/356483>

³ <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0111.pdf>

⁴ <https://www.bodemrichtlijn.nl/Bibliotheek/bodemsaneringstechnieken/b-in-situ-reiniging/b2-biologische-technieken/b2-1-natuurlijke-afbraak/natuurlijke-afbraak-principe-van-de-techniek>

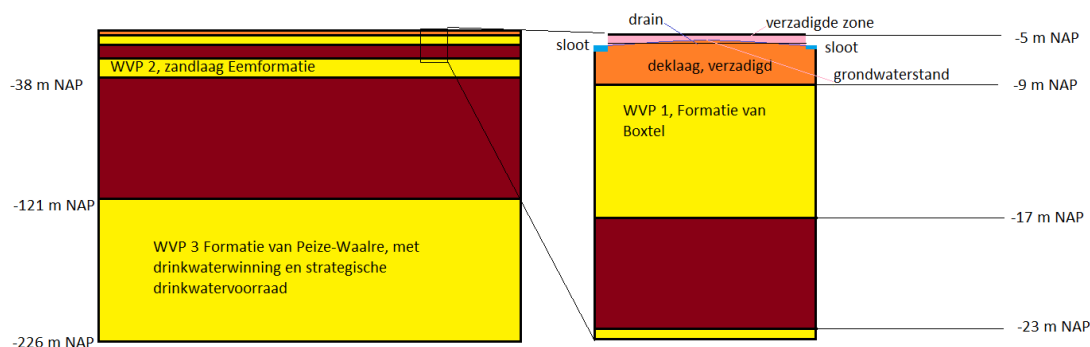
⁵

[file:///C:/Users/waals/AppData/Local/Packages/Microsoft.MicrosoftEdge_8wekyb3d8bbwe/TempState/Downloads/pesticiden_in_grondwater_Vlaanderen_TW%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/waals/AppData/Local/Packages/Microsoft.MicrosoftEdge_8wekyb3d8bbwe/TempState/Downloads/pesticiden_in_grondwater_Vlaanderen_TW%20(1).pdf)

⁶ <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-influence-of-soils-on-human-health-127878980/>

3 Geohydrologische analyse

Op basis van de gegevens uit Hoofdstuk 2 kan een conceptueel model van de grondwaterstroming onder Oosterwold worden opgesteld. Water dat na de zuivering infiltreert in de bodem zal eerst verticaal door de onverzadigde zone stromen en vervolgens of (a) direct in de deklaag naar een drainagebuis of sloot stromen of (b) eerst verticaal naar het ondiepe watervoerende pakket stromen, zich daar horizontaal verplaatsen en uiteindelijk weer via de Holocene deklaag een drainagebuis of sloot bereiken. De stroming in zowel de onverzadigde zone als de verzadigde zone worden apart in de volgende paragrafen gemodelleerd. In Figuur 3-1 is een dwarsdoorsnede met een vereenvoudigde schematisatie van de ondergrond, zoals in de analyse in dit hoofdstuk wordt gebruikt, weergegeven.



Figuur 3-1 Schematische dwarsdoorsnede van de ondergrond, zoals gebruikt in de geohydrologische analyse

3.1 Stroming in de onverzadigde zone

De stroming in de onverzadigde zone wordt berekend met de software Hydrus-1D. Om een model op te kunnen stellen moeten er nog een aantal aannames worden gedaan. Deze worden hier beschreven.

Grondwaterstand

De onderkant van het modeldomein wordt gelijk gesteld aan de grondwaterstand. Als randvoorwaarde wordt opgegeven dat de stijghoogte aan de onderrand gelijk is aan de grondwaterstand. Voor de grondwaterstand wordt aangenomen dat deze gelijk is aan de ontwateringsdiepte van de drainagebuizen, waarvoor 85 cm –maaiveld wordt aangehouden. In werkelijkheid zal de grondwaterstand over het jaar variëren, met in de winter een hogere grondwaterstand en in de zomer een wat lagere grondwaterstand.

Bodemparameters

Voor de bodemparameters worden de waarden uit de catalogus van Hydrus-1D voor 'sandy clay'

Infiltratieflux

Op de zuivering wordt alleen afvalwater aangesloten en geen regenwater. Het debiet van de zuivering zal dan ongeveer gelijk zijn aan het waterverbruik per huishouden. Dat is gemiddeld $172 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (CEW 2018). Om dit te vertalen naar een verticale infiltratiesnelheid is het nodig om te weten over welk oppervlakte dit infiltreert. Deze informatie ontbreekt helaas.

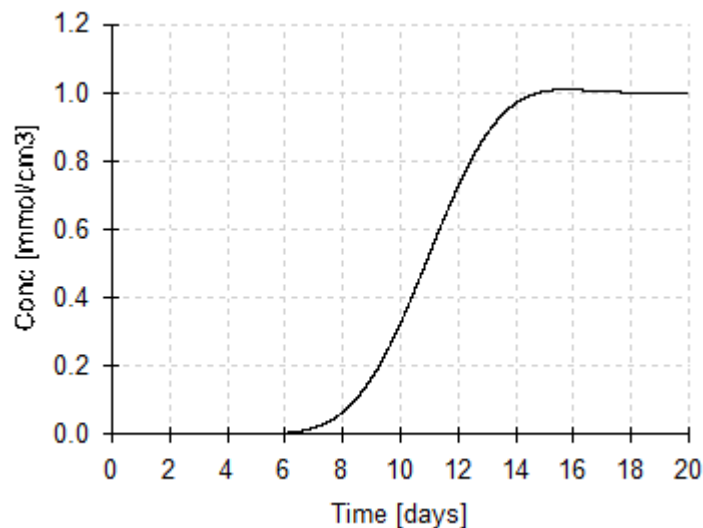
Als worst case scenario wordt daarom aangehouden dat de infiltratieflux gelijk is aan de verticale verzadigde doorlatendheid van de bodem. Fysisch is het niet mogelijk dat er gedurende langere tijd meer water infiltreert. Voor de bodemsoort, zandige klei, is de verzadigde doorlatendheid 2.88 cm/dag . De verblijftijd in de onverzadigde zone zal dan ongeveer gelijk zijn aan 85 cm gedeeld door 2.88 cm/dag maal de porositeit van 0.38 en is ongeveer gelijk aan 11 dagen.

Modelopzet

Het model is opgebouwd uit modelcellen van 1 cm en bestaat in totaal uit 85 cellen. De initiële randvoorwaarde is gelijk aan het verzadigd vochtgehalte en de initiële concentratie is gelijk aan 0 . De concentratie van het infiltrerende water is gelijk gezet op 1 . Als eerste is er een conservatieve berekening zonder afbraak uitgevoerd.

Modelresultaten

De doorbraakcurve aan de onderste modelgrens wordt weergegeven in Figuur 3-22.



Figuur 3-2 Gemiddelde doorbraakcurve aan de onderkant van de onverzadigde zone voor conservatief transport.

De doorbraakcurve toont aan dat de gemiddelde doorbraaktijd ongeveer 11 dagen is.

3.2 Stroming in de verzadigde zone

Voor de stroming in de verzadigde zone is een vereenvoudigd model met een homogene schematisatie van de ondergrond opgesteld. De bodemopbouw en parameters in het model worden weergegeven in Tabel 3.1. De parameters zijn gebaseerd op REGIS II v2.2 en het LHM.

modellaag	Formatie	bovenkant	onderkant	doorlatendheid	weerstand naar onderliggende modellaag
		m NAP	m NAP	m/dag	dagen
1	Holocene Deklaag	-5	-9	0.1	40
2	1e wvp (formatie van Bortel)	-9	-17	5.0 - 10.0	350
3	2e wvp (zand van Eemformatie)	-23	-38	5.0 - 10.0	70000
4	3e wvp (Peize Waalre)	-121	-226	50-100	

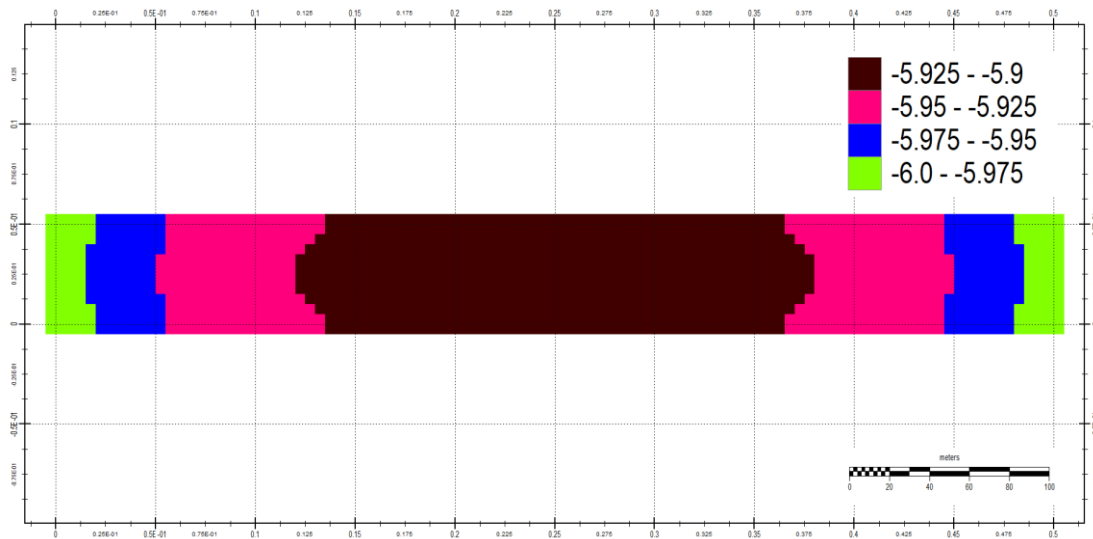
Tabel 3.1 Bodemopbouw en parameters in modelberekening verzadigde zone

Het model heeft een horizontale dimensie van 500 m bij 50 m. Deze waarden zijn afgestemd op de afstand tussen de sloten (500 m) en drainagebuizen (48 m) indien aanwezig. De sloten liggen aan beide einden van de lange zijde van het model en hebben een peil van -6.2 m NAP. De drainagebuizen liggen aan het einde van de korte zijde van het model en hebben een ontwateringsdiepte van -6.0 m NAP. In het 3^{de} watervoerende pakket is op de lange zijde van het model een vaste randvoorwaarde van -2.8 m NAP opgelegd. Door de grote weerstand met het bovenliggende modellaag is de stijghoogte in deze modellaag nagenoeg constant. De genoemde parameterwaarden zijn gebaseerd op de data gepresenteerd in Hoofdstuk 2. Voor de grondwateraanvulling is een waarde van 1 mm/dag aangehouden. De verblijftijd in de deklaag is dan ongeveer 1200 dagen: dikte (4.0 m) gedeeld door grondwateraanvulling (1 mm/dag) maal de porositeit (0.3).

Het model heeft een horizontale resolutie van 5m.

De resulterende stijghoogten voor het 1^e watervoerende pakket wordt weergegeven in figuur 3-3.

Figuur 3.4 toont een dwarsdoorsnede met de stijghoogte te plaatse van een van de drainagebuizen.



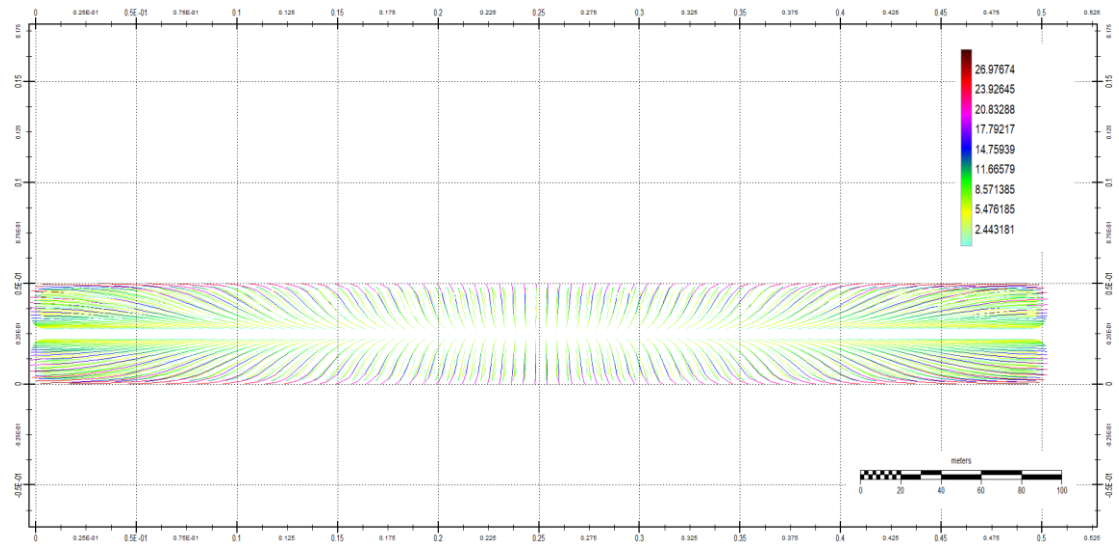
Figuur 3-3 berekende stijghoogten in het 1^e watervoerende pakket



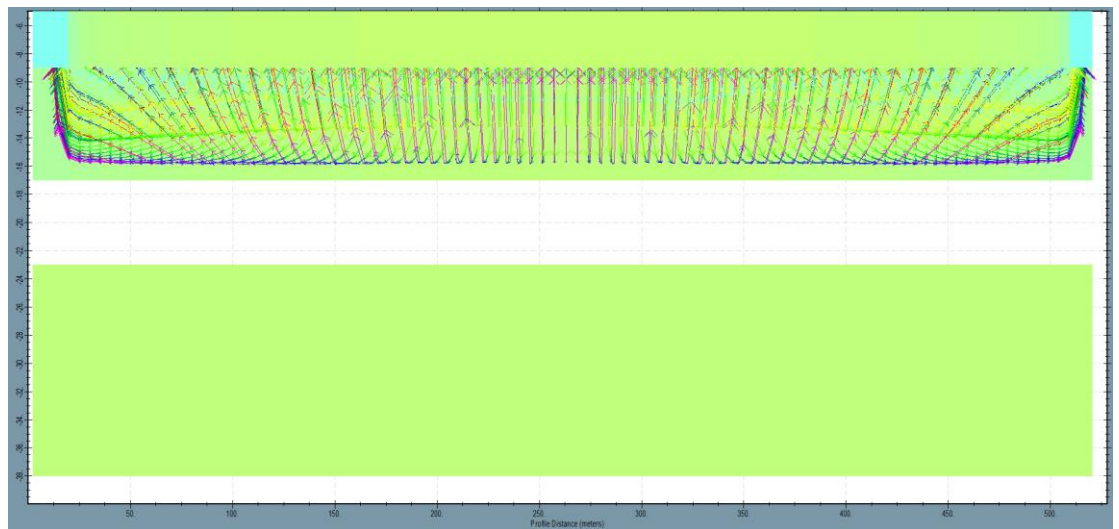
Figuur 3-4 Berekende stijghoogte m NAP voor het profiel langs een drainagebuis

Hieruit blijkt dat de stijghoogte in het onderste watervoerende pakket een constante hoge waarde heeft en de stijghoogten in de daarboven liggende watervoerende pakketten sterk bepaald worden door de ontwateringsdiepte van de drainagebuizen van -6 m NAP.

Voor deze stromingssituatie zijn ook stroombanen berekend vanaf de bovenkant van het eerste watervoerende pakket door in iedere modelcel van 5x5 m een stroombanen te laten starten. Het bovenaanzicht van deze stroombanen wordt weergegeven in Figuur 3-55 en een dwarsdoorsnede in Figuur 3-66.



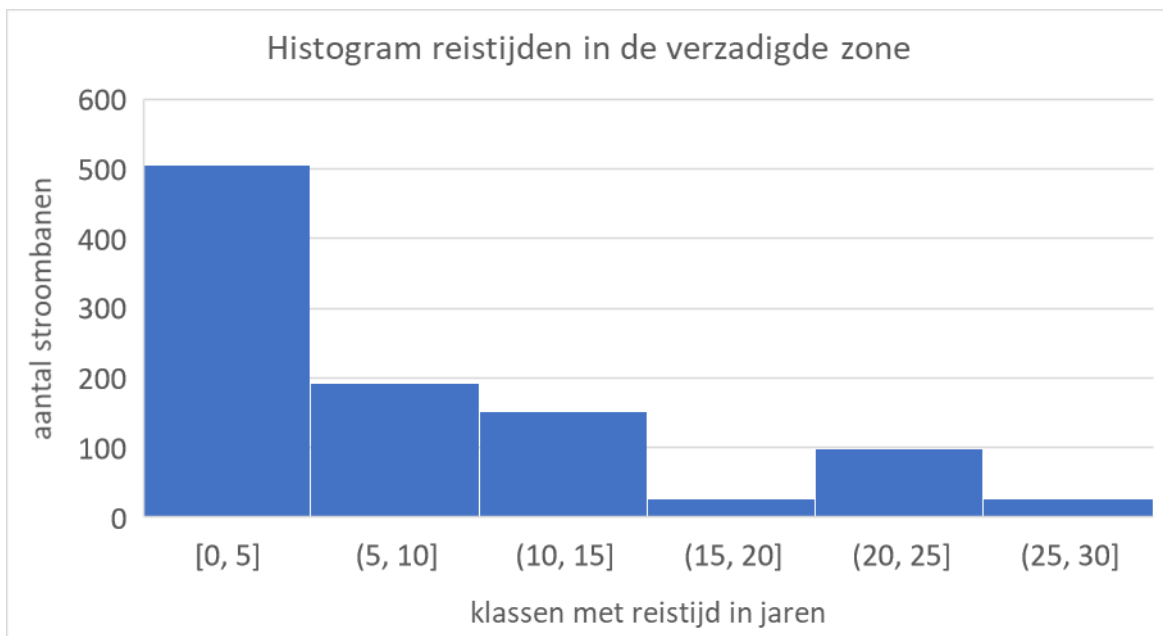
Figuur 3-5 Bovenaanzicht stroombanen; de legenda geeft de reistijd in jaren weer



Figuur 3-6 Dwarsdoorsnede stroombanen. In de figuur zijn ook de stijghoogten in de deklaag en de bovenste 2 watervoerende pakketten geplot; het onderste watervoerende pakket is niet weergegeven

Uit deze figuren blijkt dat de stroombanen niet dieper komen dan het 1^e watervoerende pakket. In het midden van het gebied gaan alle stroombanen richting de drainagebuizen. Aan de linker en rechterkant van het modelgebied gaan de stroombanen rechtstreeks naar het oppervlaktewater.

In Figuur 3-77 is de histogram van de reistijd van alle stroombanen geplot. De stroombanen die het dicht bij een drainagebuis of het oppervlaktewater beginnen, hebben een kortere reistijd dan de stroombanen die meer midden tussen de drainagebuizen en ver van de sloot af beginnen.

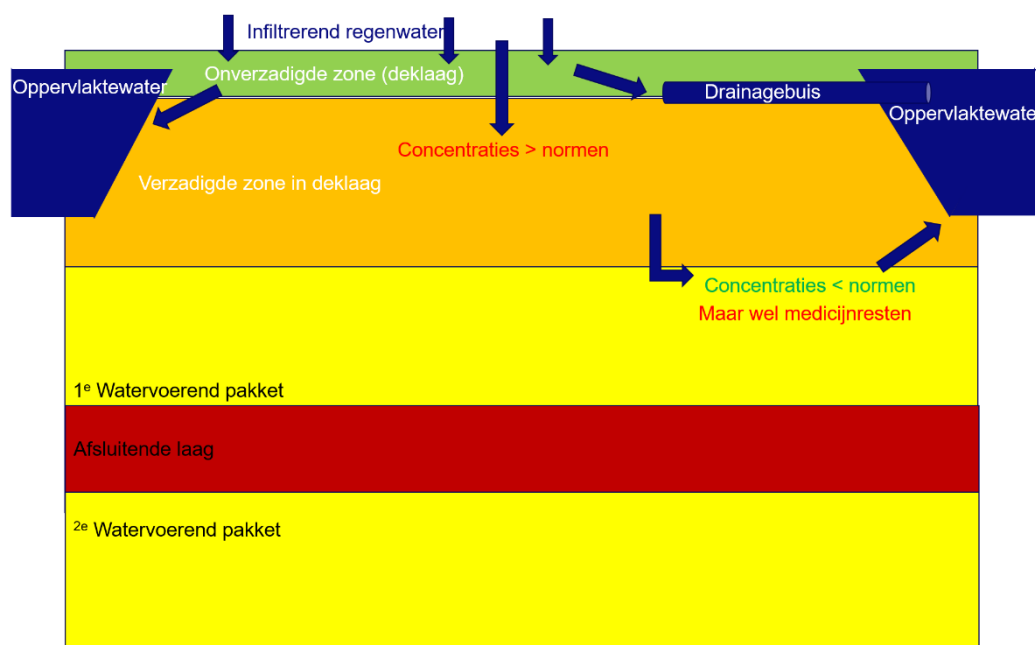


Figuur 3-7 Histogram van de berekende reistijden in de verzadigde zone

4 Analyse lot van de verontreinigingen

Bodemlozingen zijn niet toegestaan, tenzij er geen negatieve milieuhygiënische effecten zijn te verwachten. Deze kunnen optreden na beïnvloeding van het grondwater. Als de verontreinigingen niet in het grondwater terechtkomen, worden geen risico's voor het milieu verwacht.

Daarom is eerst onderzocht of beïnvloeding van het grondwater plaatsvindt. Daarbij wordt er vanuit gegaan dat de IBA's in de nabije toekomst goed zullen functioneren. Er vindt geen ongewenste beïnvloeding van het grondwater plaats als de verontreinigingen in de onverzadigde bodemzone boven het gemiddelde freatische grondwaterniveau tot voor het grondwater toegestane waarden worden afgebroken. In § 3.1 is gemodelleerd dat de gemiddelde reistijd in de onverzadigde zone van stoffen die niet afbreken en niet worden gebonden, circa 11 dagen is. Als de verontreinigingen binnen 11 dagen in voldoende mate worden afgebroken, zouden de bodemlozingen dus kunnen worden toegestaan.



Figuur 4-1: schematisch overzicht van bodemopbouw en transport van inkomend effluent

Eventueel zou ook de gehele deklaag, waar overwegend verticale stroming plaatsvindt, als reactorvat kunnen worden gezien. In dat geval is relevant welke concentraties het eerste watervoerende pakket bereiken. Dit geldt uiteraard alleen als er geen directe afvoer via drains naar het oppervlaktewater plaatsvindt. Maar die route kan in feite als directe lozing op het oppervlaktewater worden gezien, die niet zal leiden tot beïnvloeding van het grondwater.

Bij de bepaling of in de onverzadigde zone voldoende afbraak plaatsvindt, doet zich een aantal complicaties voor:

1. De lozingsnormen zijn niet toegesneden op de situatie in het grondwater;
2. De precieze wijze van infiltratie van het lozingswater is onbekend;
3. De condities in de bodem waaronder afbraak plaatsvindt, kunnen sterk variëren.

Met deze complicaties is als volgt omgegaan:

1. Voor de lozingsnormen zijn de hoogst toegestane waarden ('in enig steekmonster') zoals weergegeven in (tabel 4.1 van) het rapport 'Effectiviteit IBA-systemen te Oosterwold, Gebiedsorganisatie Oosterwold; Rapportnummer: 2018.0216 (CEW, 2018) gehanteerd. De genoemde stofnormen worden hieronder kort besproken:
 - a. Chemisch en biologisch zuurstofverbruik (CZV en BZV) door organische stoffen zijn genormeerd voor oppervlaktewater om te voorkomen dat zuurstofarme condities het waterleven verstoren. In de bodem speelt dat niet: daar zijn de condities al vaak zuurstofarm. Er wordt daarom vanuit gegaan dat het in principe geen probleem is dat organische stoffen het grondwater bereiken. Wel kunnen deze stoffen direct via drainagebuizen (als die zich in de onmiddellijke omgeving van de bodemlozing bevinden) of na verdere infiltratie in de deklaag en dan via horizontale grondwaterstroming in het watervoerend pakket, hetzij door verderop gelegen drainagebuizen, hetzij door kwel na verloop van tijd alsnog het oppervlaktewater bereiken (zie § 3.2). Maar omdat al aangenomen is dat bij de bodemlozing reeds voldaan wordt aan de lozingsnormen voor oppervlaktewater, is dat voor deze stoffen geen probleem.
 - b. Voor wat betreft stikstof wordt door de Kaderrichtlijn Water in grondwater een nitraatnorm van 50 mg/l gehanteerd. De lozingsnormen voor ammonium en totaal stikstof zijn daarom omgerekend naar deze norm. Overschrijdingen zijn daarmee wel theoretisch omdat nitraat alleen gevormd wordt als daarvoor voldoende zuurstof aanwezig is.
 - c. De norm voor zwevende stof is ook alleen relevant voor oppervlaktewater; in de bodem wordt zwevende stof uit het inzijgende water gefilterd.
 - d. Voor P-totaal geeft het RIVM een achtergrondwaarde in het grondwater van 2 mg/l. Deze kan als norm worden gehanteerd. Afhankelijk van de verschijningsvorm van fosfor en de geochemie van de bodem (zo zal fosfaat binden aan ijzer) kan dit sterk aan bodemdeeltjes hechten, waardoor dat het bepalende mechanisme kan vormen dat van invloed is op de verspreiding en niet afbraak. Na verloop van tijd treedt echter verzadiging van de bodem op, zodat doorslag van fosfor naar het grondwater plaatsvindt. Omdat bodemlozingen over lange tijd plaatsvinden, wordt van deze situatie uitgegaan.
2. Het is mogelijk dat er vanuit IBA's vrijwel continu een beperkte hoeveelheid water in de bodem infiltreert, maar het is ook te verwachten dat er periodiek relatief grote hoeveelheden water infiltreren. Dit heeft invloed op wijze van transport, het optreden van vastleggingsprocessen en vooral de mate van afbraak. Bij geringe hoeveelheden infiltrerend water kan in de onverzadigde bodem namelijk als het ware nog een aerobe nabehandeling van het IBA-effluent plaatsvinden, waarin de verontreinigingen met een snelheid vergelijkbaar als in de IBA's, naar schatting globaal circa 0,1/dag, afbreken. Dit geldt ook voor de CZV die in het geval van huishoudelijk afvalwater eveneens vrijwel volledig biologisch afbreekbaar zal zijn. Het zou er op neerkomen dat gedurende de 11 dagen verblijftijd in de onverzadigde zone nog ongeveer 90 % van de verontreinigingen in het IBA-effluent afbreken. Dit zou tot afbraak onder de normen leiden. Maar als grotere hoeveelheden in één keer infiltreren, ontstaat plaatselijk een verzadigde grondwaterkolom, waarin de condities voor afbraak veel ongunstiger zijn. Zonder detailkennis over de situaties ter plaatse moet voor de zekerheid van de laatste situatie worden uitgegaan.

3. Bij IBA's met weinig infiltratie zullen aerobe condities overheersen, maar over het algemeen moet vanwege mogelijke infiltratie van relatief grote hoeveelheden water met veel organische stof, rekening worden gehouden met anaerobe omstandigheden. Afhankelijk van de samenstelling van het afvalwater en de situatie in de bodem ter plaatse, kunnen de redoxcondities nog sterk uiteenlopen van nitraat- en ijzerreducerend, naar sulfaatreducerend tot methanogeen. Deze redoxcondities zullen bovendien tijdens het verticale transport door de deklaag nog wijzigen. Vanwege deze grote variatie in redoxcondities en de sterke relatie daarvan met de snelheid van afbraak, zijn nauwkeurige berekeningen met redoxspecifieke afbraaksnelheden niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van afbraaksnelheden zoals die zijn gevonden bij een laboratoriumstudie in 2 m lange waterverzadigde bodemkolommen: *Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions* (Essandoh et al. 2011). In die studie is de afbraak van de relevante parameters getest onder 3 verschillende hydraulische belastingen en 3 verschillende beladingen met CZV.

De in de kolommen gevonden afbraaksnelheden zijn uitgedrukt in mg afbraak per liter per dag toegepast op de situatie in Oosterwold, met eerst afbraak in de onverzadigde laag van circa 85 cm gedurende de berekende verblijftijd van 11 dagen (zie § 3.1) en vervolgens in de verzadigde deklaag van circa 4 m met de berekende verblijftijd van 1200 dagen (zie § 3.2). De kanttekening moet worden gemaakt dat er ook situaties zijn waarbij er veel minder of zelfs 0 cm onverzadigde zone is, bijvoorbeeld waar het effluent wordt geloosd in een vijver die in contact staat met het grondwater.

Eenzijds heersen gunstiger omstandigheden in het veld vergeleken met de kolommen in het laboratorium. Essandoh et al. en ook anderen vinden dat de meeste afbraak in de bovenste aerobe zone plaatsvindt. Vanwege de deels onverzadigde situatie ter plaatse, is deze zone in Oosterwold relatief groot en kan meer afbraak worden verwacht. Daarom is gerekend met de hoogste afbraaksnelheden die Essandoh et al. hebben gevonden. Anderzijds zijn er onzekerheden over vertaling van laboratoriumresultaten naar het veld die ook ongunstiger kunnen uitpakken. In ieder geval is er een temperatuurverschil: de laboratoriumexperimenten zijn bij een constante temperatuur van 20 °C uitgevoerd terwijl de grondwatertemperatuur slechts 12 °C is. De constante relatief hoge temperatuur in het lab is gunstig voor de snelheid van afbraak. Voorts worden in kolommen de relevante micro-organismen en alle benodigde reactanten bij elkaar gebracht, hetgeen de voortgang van de afbraak eveneens ten goede komt. Gezien de onzekerheid is het verstandig om bij de vertaling van labbevindingen naar het veld uit te gaan van een veiligheidsfactor 10, waarbij wordt gerekend met een 10x zo trage afbraak. Om de robuustheid van de berekeningen te bepalen is vergeleken met de situatie zonder veiligheidsfactor (factor 1) en met een hoge veiligheidsfactor 100.

De berekeningsresultaten zijn in onderstaande tabel samengevat. Uit de berekening blijkt dat de normen voor N- en P-totaal in het freatische grondwater fors zullen worden overschreden als gevolg van de bodemlozingen. Met een hoge veiligheidsfactor neemt deze overschrijding in beperkte mate toe en zonder veiligheidsfactor significant af, maar ook dan worden de normen nog steeds overschreden. Daarmee zijn de berekeningsresultaten zeer robuust en kan worden gesteld dat het freatisch grondwater door de bodemlozingen ongewenst wordt beïnvloed met stikstof en fosfor.

Daarnaast is berekend wat de verblijftijd in de onverzadigde zone zou moeten zijn om normoverschrijding te voorkomen. Voor de meest kritische parameter P-totaal is dat 246 dagen. Daarvoor is een vergroting van onverzadigde zone met 19 meter nodig.

Tabel 4-1. Samenvatting berekeningsresultaten

	Overschrijdings- factor norm in freatisch grondwater	Overschrijdings- factor norm emissie naar watervoerend pakket	
BZV	0	0	
CZV	0	0	
N-totaal	5	0	
NH4	0	0	
Zwevende stof	0	0	
P-totaal	3	0	
Medicijnresten	*	*	
Bacteriën	*	**	
Virussen	*	**	

* Geen norm voor gegeven; waarschijnlijk wel aanwezig op een potentieel problematische niveau

** Geen norm voor gegeven, waarschijnlijk nauwelijks meer aanwezig

Voor de niet genormeerde parameters geldt op basis van het uitgevoerde literatuuronderzoek (zie § 2.5) dat deze het freatische grondwater eveneens ongewenst kunnen beïnvloeden. Of dat ook daadwerkelijk gebeurt is bij gebrek aan gegevens niet te zeggen. Maar ook hiervoor geldt dat beïnvloeding van het watervoerend pakket onwaarschijnlijk; waarbij wel een uitzondering moet worden gemaakt voor medicijnresten.

Op basis van het bovenstaande is het waarschijnlijk dat de meeste chemische en biologische verontreinigingen in het in de bodem geloosde IBA-effluent de deklaag niet passeren. Alleen van medicijnresten is het aannemelijk dat deze in het watervoerend pakket terecht komen. Op basis van de geohydrologische situatie ter plaatse zullen deze zich in het 1^e watervoerend pakket vrijwel niet in verticale richting verspreiden, maar horizontaal worden afgevoerd in de richting van oppervlaktewater waar ze na verloop van jaren weer opkwellen. Mogelijk worden ze onderweg daarnaartoe opgepompt via in de omgeving aanwezige onttrekkingen ten behoeve van stadslandbouw. In het geval dat er toch nog stikstof en fosfor, afkomstig van de IBA's, in het onttrokken water aanwezig zouden zijn, zal dit voor die toepassing juist gunstig zijn. Aandachtspunt vormen ook in dit geval weer de medicijnresten.

5 Conclusies en aanbevelingen

Wat is de impact van lozingen op droogstaande sloten, geulen en wadi's?

Lozingen in droogstaande afvoerkanalen zullen leiden tot snelle inzijing van verontreinigde effluent in de bodem. De beoogde lozingen op het oppervlaktewater vinden niet plaats. Dit zal op zichzelf juist minder risico's opleveren voor ongewenste blootstelling omdat het verontreinigde water snel onbereikbaar wordt voor bijvoorbeeld spelende kinderen.

Wat is de impact van lozingen op onderliggende zoetwaterbel

Het freatische grondwater wordt wel ongewenst beïnvloed, ook bij goed werkende IBA's, omdat de normen ten aanzien van de kwaliteit van het grondwater strenger zijn dan de lozingsnormen voor IBA's op oppervlaktewater en in de onverzadigde zone te weinig afbraak zal optreden. Maar in de deklaag treedt naar alle waarschijnlijkheid wel voldoende afbraak op, zodat overschrijding van de normen in het 1^e watervoerende pakket niet aannemelijk is. Wel moet rekening worden gehouden met ongewenste beïnvloeding met niet genormeerde medicijnresten. Deze zullen het diepere grondwaterlichaam echter nauwelijks beïnvloeden. Wel kunnen medicijnresten zich horizontaal verspreiden in het grondwater naar drains of sloten, en zo in het oppervlaktewater terechtkomen en via beregening op gewassen terechtkomen.

Kan het effluent van de IBA-systemen in Oosterwold op een verantwoorde manier qua milieuhygiëne en volksgezondheid worden geloosd in de bodem?

Voor wat betreft de genormeerde stoffen kan op basis van de uitgevoerde theoretische beschouwing veilig op de bodem worden geloosd. Opgemerkt wordt dat de praktische situatie ter plaatsen voor de verschillende IBA's sterk kan variëren en dat deze niet in de huidige risico-evaluatie zijn opgenomen. Maar doordat de berekeningsresultaten vrij robuust zijn en de geohydrologische situatie in de omgeving er voor zorgt dat uiteindelijk toch nog lozing in oppervlaktewater plaatsvindt, terwijl slecht een klein deel van het grondwater wordt beïnvloed, kan deze conclusie toch worden getrokken. Aandachtspunt vormen wel medicijnresten die in het 1^e watervoerende pakket terecht kunnen komen. Het is aannemelijk dat deze in het IBA-effluent aanwezig zijn en er gelden geen normen voor. Deels is de medicijnrestenproblematiek als in de situatie dat direct op het oppervlaktewater zou worden geloosd. Een verschil is wel dat medicijnresten in beregeningswater kunnen komen van landbouwgewassen, aangezien daarvoor bij stadslandbouw in de omgeving grondwater wordt onttrokken.

Het volledig voorkomen van beïnvloeding van het grondwater is in de huidige situatie niet mogelijk. Daarvoor zou een ophoging van de onverzadigde zone van 18 meter nodig zijn. Omdat de beïnvloeding van het grondwater voor de genormeerde parameters hoogstwaarschijnlijk beperkt blijft tot de deklaag kan worden overwogen de huidige situatie – die vergelijkbaar is met de toepassing van septic tanks – te gedogen. Wel wordt geadviseerd nader onderzoek te doen naar het lot van medicijnresten.

Dit advies is gebaseerd op het uitgangspunt dat de IBA's goed functioneren. Voor een grootste deel van de IBA's is dat momenteel niet het geval, met overschrijding van de lozingseisen als gevolg,. Die lozingseisen zijn nog steeds relevant omdat een deel van het lozingswater, al of niet via drains, alsnog in het oppervlaktewater terecht komt. De oorzaak van het inadequaats functioneren van zoveel IBA's is nog niet goed vastgesteld maar het is aannemelijk dat die gelegen is in de kleinschaligheid van de voorzieningen. Indien wordt overwogen nieuwe grootschaliger voorzieningen – per straat of per huizenblok – aan te leggen, is het raadzaam er voor te zorgen dat bodemlozingen niet meer of anders in ieder geval op een meer gecontroleerde wijze plaatsvinden. Ook in dat geval is speciale aandacht voor medicijnresten nodig.

Mocht er in de toekomst grootschalige onttrekking plaatsvinden van het diepere grondwater voor drinkwater (het gebied is aangemerkt als strategische drinkwatervoorraad) ter hoogte van Oosterwold, zou een herziening van de berekeningen moeten plaatsvinden. Grootschalige onttrekkingen kunnen er voor zorgen dat de stijghoogtes dusdanig veranderen dat het freatisch grondwater niet meer wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater, maar toch in het diepere grondwater terecht komt. Aanleg van meer kleinschalige grondwaterbronnen in Oosterwold zal dit effect waarschijnlijk niet veroorzaken, al is dat nog wel afhankelijk van onttrekkingsdiepte en -debiet. Bij uitbreiding van onttrekkingen voor stadslandbouw geeft de aannemelijke beïnvloeding van het grondwater met medicijnresten door het IBA-effluent wel des te meer reden extra alert te zijn bij toepassing als drinkwater of irrigatiewater.

Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme oplossingen voor mens, milieu en maatschappij.

Deltares

www.deltares.nl