BTO 2017.031 | November 2017

BTO rapport

Naar een vervuilingsvoorspellings model

KWR Watercycle Research Institute

BTO 2017.031

Naar een vervuilingsvoorspellingsmodel

BTO 2017.031 | November 2017

Opdrachtnummer
401291

Projectmanager
Drs. Nellie (P.G.G.) Slaats

Opdrachtgever
BTO – Speerpuntonderzoek PWN, Evides

Kwaliteitsborger(s)
Dr. Ir. Mirjam (E.J.M.) Blokker

Auteur(s)
Dr. Joost (J.R.G.) van Summeren (KWR), ir. Monique (M.F.M.A.) Albert (KWR), Peter Schaap (PWN), Henk de Kater (Evides)

Verzonden aan
Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar.

Jaar van publicatie
2017

Meer informatie
dr. Joost (J.R.G.) van Summeren
T +31 30 606 9667
E Joost.van.Summeren@kwrwater.nl

Postbus 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

Keywords

KWR Watercycle Research Institute

BTO | November 2017 © KWR

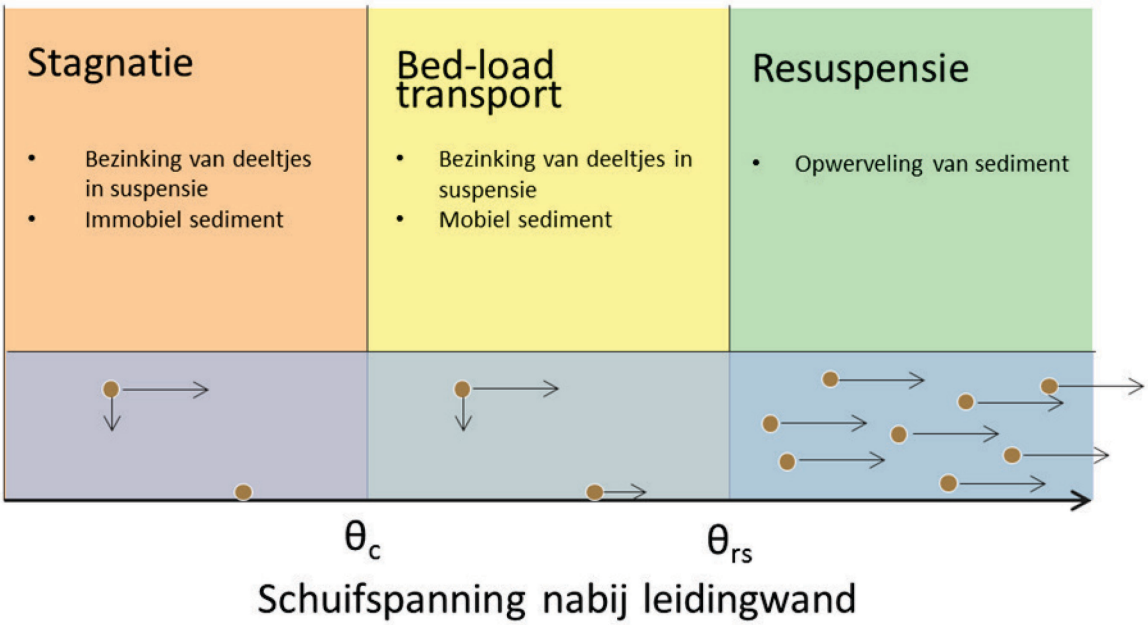
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming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

BTO *Managementsamenvatting*

Theoretisch raamwerk opgesteld als basis voor een model om sedimentophoping in het distributienet te voorspellen

Auteurs dr. Joost van Summeren, ir. Monique Albert, Peter Schaap (PWN), Henk de Kater (Evides)

In deze studie zijn relevante processen voor het verplaatsen en accumuleren van deeltjesmassa's in leidingen geïdentificeerd en in een theoretisch raamwerk geplaatst. Dit raamwerk dient als onderlegger in de ontwikkeling van een model ter verbetering van spuiprogramma's en meetstrategieën op het gebied van sedimentopbouw, ter uitvoering van scenariostudies en in de vooruitgang van netwerkontwerpen. Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van PWN en Evides, vanuit de behoefte om met een numeriek model het schoonmaakbeleid verder te optimaliseren. Wanneer de vervuilingsbelasting in het distributienetwerk kan worden bepaald, kan men het optreden van bruinwaterincidenten tegengaan. Hoewel bruin water geen gevaar oplevert voor de volksgezondheid, leidt het wel tot ontevredenheid bij klanten en imagoschade voor een waterbedrijf. We hebben de randvoorwaarden voor de nieuwe tool en gebruikersinterface opgesteld door bestaande modellen te inventariseren en toe te passen op praktijkcasussen. Methoden om een bruikbare onderzoekstool te ontwikkelen zijn verkend. De inzichten uit het onderzoek vormen een basis voor de toekomstige ontwikkeling van een vervuilingsvoorspellingsmodel en modelvalidatie met experimentele resultaten, waarvan een stappenplan is uitgewerkt.



Theoretisch raamwerk als basis voor een model voor sedimentverplaatsing in het distributienetwerk, voortkomend uit deze studie. Aangegeven zijn de drie belangrijkste transportregimes, onderverdeeld op basis van de schuifspanning die aangrijpt op deeltje op de leidingwand: stagnatie (oranje), bed-load transport (geel) en resuspensie (groen).

Belang: inzicht in sedimentverplaatsing voor betere spui- en meetprogramma's

Het optreden van bruin water levert geen gevaar voor de volksgezondheid, maar leidt wel tot ontevredenheid bij klanten (bijvoorbeeld vanwege vlekken in de was) en imagoschade voor een waterbedrijf. Verbeterde zuiveringstechnieken, de aanleg van vertakte, zelfreinigende netwerken en het uitvoeren van systematische schoonmaakoperaties zijn deels succesvol maar kunnen het optreden van bruinwaterincidenten niet volledig voorkomen, althans niet op korte termijn. Een uitgebreid structureel spui- en meetprogramma van PWN toont aan dat vergelijkbare leidingtrajecten in loop van de tijd vaak op een eenzelfde manier vervuilen. Bovendien zijn hydraulische condities bepalend voor de verplaatsing van geaccumuleerd deeltjesmateriaal en de aan- of afwezigheid van sediment. Deze en andere ervaringen hebben geleid tot de gedachte dat een numeriek model de sedimentophoping kan voorspellen. Gebaseerd op fysische wetten kunnen zulke modellen beter inzicht geven in waar en wanneer vervuiling in het distributienet optreedt en kan het sediment efficiënter worden aangepakt met verbeterde spuiprogramma's en monitoringstrategieën. Nieuwe inzichten bieden bovendien het perspectief om met aangepaste ontwerpregels voor netwerkstructuren sedimentopbouw te beperken en het secundaire net (deels) zelfreinigend te maken.

Aanpak: analyse van praktijkgegevens en identificatie van processen en bestaande tools

Aan de hand van een literatuuronderzoek hebben we vastgesteld welke processen en invloedfactoren relevant zijn voor sedimentverplaatsing. Analyse van praktijkgegevens van PWN en Evides heeft geleid tot een kwantitatief inzicht in de snelheid van bezinking van deeltjes in distributie- en transportleidingen. Hiermee is een theoretische basis gelegd voor een numerieke modelleertool. Voor opstelling van de randvoorwaarden en gebruikersinterface van de nieuwe tool zijn bestaande modellen geïnventariseerd en toegepast op drie praktijksituaties in Volendam en Spijkenisse.

Resultaten: driedelig raamwerk als basis voor een modelleertool en ontwikkeltraject

De belangrijkste processen voor sedimentverplaatsing in het distributienet zijn drieledig (zie afbeelding): (i) bezinking van deeltjes onder invloed van zwaartekracht, (ii) resuspensie van deeltjes als gevolg van hydraulische verstoringen en (iii) bed-load transport van deeltjes bij de leidingwand. Uit het onderzoek komt naar voren welke transportmechanismen het belangrijkst zijn voor verschillen in stroomsnelheid en deeltjessamenstelling (grootte, gewicht). De snelheid van deeltjesbezinking in de praktijk en de theoretische waarden hiervan komen met elkaar overeen. Op grond van een inventarisatie van bestaande rekenpakketten zijn de randvoorwaarden voor een nieuwe tool vastgesteld. Met alle verkregen inzichten is een stappenplan gemaakt hoe de gewenste numerieke tool kan worden ontwikkeld.

Implementatie: stappenplan voor toolontwikkeling en validatie met experimentele resultaten

Het gepresenteerde stappenplan vormt een goede basis voor de toekomstige ontwikkeling en implementatie van een numerieke modelleertool. De belangrijkste aandachtspunten zijn: (i) het inventariseren van de ontwikkeling van een hybride model waarin de kracht van voorspellingen op basis van fysische wetten en data-gedreven voorspellingen worden verenigd, (ii) de mogelijkheid om onzekerheden in de modelresultaten te bepalen door scenario's herhaaldelijk te berekenen en, (iii) de mogelijkheid om de uitkomsten op verschillende tijd- en ruimteschalen te presenteren in vergelijking met praktijkgegevens. Voor de validatie van het model wordt aanbevolen om met een proefinstallatie voor sediment in drinkwater een aantal modelwaarden te verifiëren. Met praktijkmetingen kan de kwaliteit van de modelresultaten worden beoordeeld.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in rapport *Naar een vervuilingsvoorspellingsmodel* (BTO-2017.031)".

Voorwoord

In het bedrijfstakonderzoek is in het verleden veel onderzoek gedaan naar bruinwaterproblematiek en mogelijke oplossingen. Toch is de verwachting dat het bruinwaterrisico nog verder kan worden beperkt of op een effectievere of efficiëntere wijze laag kan worden gehouden. In het thematisch onderzoek van het BTO was in de periode 2013-1017 geen natuurlijke plaats voor onderzoek aan (anders dan microbiologische) waterkwaliteit in het leidingnet. PWN en Evides hebben dit onderkend en geïnvesteerd in een speerpuntonderzoek op het vlak van bruin water. Bovendien heeft de operationele ervaring bij PWN en Evides met het prioriteren van spuiwerkzaamheden, het spuien zelf en het vaststellen van de effectiviteit van het spuiprogramma nieuwe inzichten in deeltjesaccumulatie en veel praktijkdata opgeleverd. Op basis van de kennis uit eerder (BTO-) onderzoek en praktijkervaring bij PWN en Evides leek het eind 2015 haalbaar om een vervuilingsvoorspellingsmodel te programmeren. Dit model zou inzicht moeten geven op welke locaties in het leidingnet meer vervuiling van deeltjes is te verwachten dan op andere locaties. Daarmee kan de duiding van de OPM worden verbeterd, en kan het prioriteren van spuiwerkzaamheden worden verbeterd.

Gaande het onderzoek bleek het toch lastiger dan gedacht, en de tool is er nog niet. Wat het onderzoek wel heeft opgeleverd is dat duidelijk is wat er nodig is in de softwareontwikkeling van een tool, op zowel de inhoudelijke (welke processen zijn van belang en hoe worden die beschreven), de bruikbaarheids- (welke invoer- en uitvoergegevens zijn nodig) als de technische aspecten (hoe kan de tool aan een leidingnetmodel worden gekoppeld). Ook is beschreven hoe een tool kan worden getoetst aan praktijkdata. In het BTO van 2018 zal de tool worden gerealiseerd, in het (thematisch) distributie-onderzoek, en getoetst door meer BTO-participanten.

Het succes van dit onderzoek is te danken aan de samenwerking tussen onderzoekers van KWR en de experts van de bedrijven. Joost van Summeren, Mirjam Blokker en Monique Albert (KWR) hebben de theoretische onderbouwing opgesteld (Hoofdstuk 1 en Bijlage I) en de vertaling van praktijk naar theorie naar een softwaretool vormgegeven. Peter Schaap (PWN) en Henk de Kater (Evides) hebben een essentiële bijdrage geleverd en zijn daarom ook co-auteurs van dit rapport. Specifieker bestond hun bijdrage uit het beschikbaar stellen en duiden van meetgegevens voor het afleiden van valsnelheden (Hoofdstuk 2 en Bijlagen II en II), het opstellen van randvoorwaarden van een tool middels uitwerking van drie casussen (Hoofdstuk 3 en Bijlage V) en het beoordelen van functionaliteit van VCDM in het hydraulische rekenpakket Synergi.

In dit woord vooraf willen de auteurs de volgende personen bedanken voor bijdragen die hebben geholpen bij de totstandkoming van dit onderzoek: Stefan van de Wetering (Brabant Water) voor het tonen van deeltjestransport in een proefopstelling in Eindhoven, Johannes Keizer (PWN) voor modellering met Synergi, VCDM en PSM, Mirjam Blokker (KWR) voor wetenschappelijk en procesmatig advies en Peter van Thienen en Mark Morley (KWR) voor advies over de technische uitvoering.

Inhoud

1	**Inleiding**	**3**
1.1	Aanleiding voor Evides en PWN en projectdoel	3
1.2	Huidige inzichten in bruinwaterincidenten en -meldingen	3
1.3	Bestaande modellen	6
1.4	Maatregelen om bruin water tegen te gaan	7
2	**Theoretisch raamwerk voor deeltjesbeweging in drinkwaterleidingen**	**9**
2.1	Inleiding	9
2.2	Motivatie voor een op fysische wetten gebaseerd model	9
2.3	Identificatie van relevante processen voor deeltjesbeweging	9
2.6	Het belang van bed load transport	13
3	**Randvoorwaarden voor functionaliteit van een vervuilingsvoorspellingsmodel en gebruikersinterface**	**15**
3.1	Inleiding	15
3.2	Het Particle Sediment model (PSM)	15
3.3	Het Variable Condition Discolouration Model (VCDM)	18
3.4	Randvoorwaarden voor een vervuilingsvoorspellingsmodel	19
4	**Technische aandachtspunten voor implementatie van tool**	**22**
4.1	Ervaringen in toolontwikkeling	22
4.2	Data-gedreven modellen	23
4.3	Hybride modellen	24
5	**Synthese: Ontwikkeling en implementatie van een vervuilingsvoorspellingsmodel**	**25**
6	**Conclusies en aanbevelingen voor vervolgonderzoek**	**27**
6.1	Conclusies	27
6.2	Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	28
7	**Literatuur**	**29**

1 Inleiding

1.1 Aanleiding voor Evides en PWN en projectdoel

De focus van het onderzoek in het voorliggende rapport is gericht op de ontwikkeling van een tool/model om locaties waar sediment accumuleert te bepalen. PWN heeft een uitgebreid structureel spuiprogramma waarbij op basis van OPM-metingen en waterkwaliteitsklachten ongeveer 450 km per jaar wordt gespuid. Onderzoek op basis van de praktijkmetingen laat zien dat dezelfde trajecten in de tijd vaak op eenzelfde manier vervuilen. De herhaalbaarheid impliceert dat hydraulica de drijvende kracht is achter de verplaatsing van deeltjesmateriaal en dat het mogelijk moet zijn om de vervuilingsbelasting te modelleren. Vanuit deze ruime ervaring is de wens ontstaan om modelmatig te kunnen voorspellen in welke delen van het leidingnet deeltjes zich ophopen. De aanleiding voor Evides is de behoefte aan meer inzicht in de prestaties, kosten en risico's die samenhangen met het optreden van vervuilingen en de mogelijkheid om scenario's te simuleren met specifieke netaanpassingen.

Het doel van het onderzoek is de ontwikkeling van een vervuilingsvoorspellingsmodel waarmee de complementaire wensen van PWN en Evides worden bediend: beter inzicht in de hydraulische randvoorwaarden voor deeltjesopbouw en een strategisch hulpmiddel bij het plannen van spuiacties en bijbehorende metingen en het doorrekenen van (toekomstige) leveringsscenario's. Een voorspellend model biedt verschillende voordelen. Het biedt een hulpmiddel bij de planning van metingen waarmee het model in de toekomst cyclisch is te verbeteren. Voor toekomstige scenario's kan het vervuilingsrisico worden berekend, denk bijvoorbeeld aan het inschatten van de consequenties van werkzaamheden en operationele schakelingen. En (op termijn) kan een voorspellend model bijdragen aan de verbetering van het netwerkontwerp en proactief netwerkmanagement gericht op het reduceren van bruinwaterrisico's. Ook biedt het mogelijkheden als early warning systeem voor gebieden met een verhoogd vervuilingsrisico. De voorkeur gaat uit naar de ontwikkeling van een model gebaseerd op wetenschappelijk onderbouwde fysische processen. Praktijkgegevens van Evides en PWN zijn beschikbaar om een model te kalibreren en te toetsen.

1.2 Huidige inzichten in bruinwaterincidenten en –meldingen

Het optreden van bruin water in drinkwaterdistributiesystemen (DWDS) is een wereldwijd fenomeen, waarmee ook alle Nederlandse waterbedrijven te maken hebben. Hoewel bruin water in de regel geen gezondheidsrisico's oplevert, ondervinden klanten er hinder van: een substantieel deel van aan waterkwaliteitgerelateerde klantmeldingen aan waterbedrijven heeft te maken met bruin of gekleurd drinkwater. In de afgelopen jaren is veel onderzoek gedaan naar het ontstaan en voorkómen van bruin water. Dit heeft geleid tot een aantal maatregelen die deels effectief zijn in het beperken van bruinwaterincidenten. Vanwege de complexiteit van het vraagstuk is het echter niet mogelijk incidenten geheel te voorkomen.

Bruinwaterklachten worden alleen gemeld indien in ieder geval wordt voldaan aan de volgende voorwaarden:

(i) accumulatie van (microscopische) deeltjes in leidingen,
(ii) een hydraulische verstoring waardoor het deeltjesmateriaal remobiliseert (opwervelt of erodeert),
(iii) een klant die het effect van het opgewervelde materiaal opmerkt en
(iv) dit meldt bij het waterbedrijf.

Het overgrote deel van deeltjesproblemen in het leidingnet komen van het pompstation (Vreeburg 2007), hetzij direct via deeltjestransport, dan wel indirect als voedingsbron voor microörganismen en de vorming van biofilm in het leidingnet. De eigenschappen van deeltjes afkomstig van de zuivering hangen af van de oorsprong van het water en toegepaste zuiveringsprocessen. Voor de vervuilingssnelheid van het achterliggende DWDS is de ingaande waterkwaliteit (vanaf transportleidingen) bepalend (Blokker and Schaap 2015). Kennis van de oorsprong van deeltjesmateriaal betekent echter niet dat het optreden van bruinwaterincidenten en de precieze locaties makkelijk zijn te bepalen. Uit voorgaand onderzoek is namelijk gebleken dat, naast processen in zuiveringsinstallaties en transportleidingen, processen *in* het distributienet bepalend zijn voor de verplaatsing van deeltjesmateriaal. Distributieleidingen met een dagelijkse maximumsnelheid boven de 0,2 à 0,25 $m \cdot s^{-1}$, blijven in de regel schoon (Blokker, Vreeburg et al. 2007, Blokker and Schaap 2015). Met spoelen wordt een bepaalde hoeveelheid sediment verwijderd en met een hogere spuisnelheid wordt meer verwijderd (Blokker and Schaap 2007). Bij snelheden onder de zelfreinigende grens komen zowel schone leidingen als leidingen met sediment voor. Dit suggereert de invloed van overige nog niet goed begrepen mechanismes *in* het distributienet. Hierop wordt in de rest van deze paragraaf nader ingegaan.

Het belang van hydraulische omstandigheden *in* distributienetwerken wordt bevestigd door aanwijzingen dat de zelfreinigende werking kan worden gereguleerd door afsluitermanipulatie (Blokker, Schaap et al. 2011, Blokker, Vogelaar et al. 2012). Praktijkmetingen suggereren tevens een invloed van zinkers, leidingsplitsingen en appendages (Schaap and Blokker 2012), maar de exacte relatie is nog niet duidelijk.

Andere studies maken aannemelijk dat de sedimentbelasting en de frequentie van bruin-water-gerelateerde klantmeldingen toeneemt met de temperatuur van het water *in* het distributienet (Blokker 2015, Van Summeren, Raterman et al. 2015). De precieze invloed van temperatuur en achterliggende mechanismes zijn echter nog niet hard gemaakt. Een clusteranalyse van bruinwater-gerelateerde klantmeldingen in Eindhoven (Van Rooij 2016) toont dat bruinwaterincidenten vooral worden veroorzaakt op lokaal niveau: 81% van de incidenten leidt slechts tot 1 of 2 meldingen. Ook dit suggereert dat één of meerdere factoren *in* de distributieleidingen een rol spelen, in tegenstelling tot het idee dat de waterkwaliteit bij het pompstation allesbepalend is voor waar in het net vervuilingen optreden.

Een andere invloedfactor *in* het distributienet is het type leidingmateriaal. Sommige leidingen vormen zelf een bron van deeltjes. PVC is inert, maar in gietijzeren leidingen kan actieve corrosie tot een verhoogde deeltjeslast leiden. Ook is biofilmvorming deels afhankelijk van het type leidingmateriaal (andere invloedfactoren op biofilmvorming zijn de waterkwaliteit bij het pompstation en temperatuur) en is bekend dat biofilm een rol speelt in de accumulatie van sediment en de productie van deeltjes in het leidingnet. Omdat nog veel onduidelijk is over de interactie tussen deeltjesaccumulatie en biofilmvorming wordt dit niet behandeld in dit onderzoek.

Lab-experimenten met gladde leidingen hebben aangetoond dat bij lage stroomsnelheden alleen op de onderste helft van de leidingen (ijzer)deeltjes accumuleren, terwijl bij hogere snelheden deeltjes op de gehele leidingwand accumuleren (Vreeburg and Boxall 2007, Ryan, Mathes et al. 2008). Accumulatie op de onderste helft van de leiding kan op plausibele wijze worden verklaard met bezinking onder invloed van de zwaartekrachtsversnelling. Het is waarschijnlijk dat accumulatie op de gehele leidingwand is gerelateerd aan turboforese, een proces waarbij deeltjes naar laag-turbulente zones bewegen (in het algemeen is dit de leidingwand). Dit proces treedt voornamelijk op voor grotere deeltjes bij hoge snelheden in

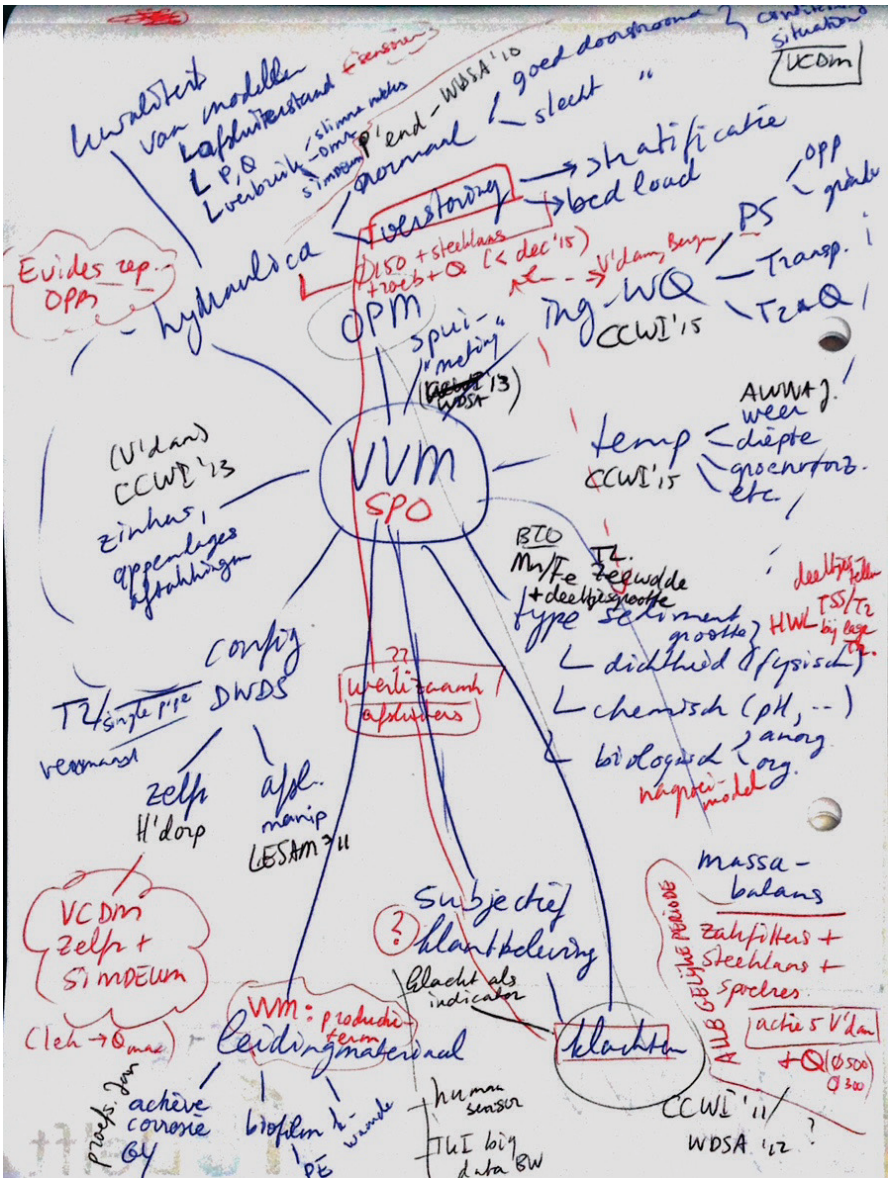
transportleidingen, d.w.z. snelheden hoger dan >1 $m \cdot s^{-1}$ voor ~50 µm deeltjes of nog hogere snelheden voor kleinere deeltjes (van Thienen, Vreeburg et al. 2011).

Met meervoudige steeklansmetingen op verschillende leidinghoogtes is stratificatie van de troebelheid gemeten: het hoogst vlak boven de bodem, veel lager in het midden van de leiding, en het laagst aan de bovenkant (Schaap and Kivit 2007). Een dergelijke stratificatie komt niet in alle leidingen voor, maar in ieder geval onder specifieke condities van de leidingdiameter, hydraulische condities en deeltjessamenstelling. Dit suggereert de mogelijkheid van bed-load transport: transport bij voorkeur dicht bij de onderkant van leidingen als gevolg van onvolledige opwerveling en bezinking. Bed load transport van deeltjes over de bodem van een distributieleiding is bovendien waargenomen bij een snelheid van enkele cm/s in een proefinstallatie van Brabant Water.

Gemeten troebelheidswaarden zijn indicatief voor de vervuilingslast, maar zijn niet 1-op-1 te vertalen naar een deeltjesmassa. Er is een correlatie tussen sedimentmassa en troebelheid, maar deze kan variëren voor verschillende pompstations en leeftijd van het sediment (Blokker and Schaap 2006, Blokker and Schaap 2006, Blokker 2008, Blokker and Beverloo 2008, Blokker and Schaap 2011, Blokker and Schaap 2011, Schaap and Blokker 2012). Ook kan de deeltjesgrootte en samenstelling variëren over de lengte van de transportleiding. Zo is er minder mangaan dan ijzer aangetroffen aan het eind dan aan het begin van een transportleiding (vanaf pompstation Fledite, Zeewolde, (Vogelaar and Blokker 2010), waarschijnlijk omdat mangaanoxide zwaarder is dan ijzeroxide en sneller bezinkt. Ook worden met een deeltjesteller aan het eind van de leiding relatief meer kleine deeltjes in oplossing aangetroffen dan aan het begin van de leiding (Arsénio 2009, Vogelaar and Blokker 2010), terwijl coagulatie kan leiden tot een afname van het aantal deeltjes.

In de interpretatie van klantmeldingen spelen niet alleen fysische maar ook klant-gerelateerde processen een rol: de bovenstaande stappen (iii) opmerken door klant en (iv) melden door klant. Voor Eindhoven is met een correlatie-analyse de verbanden tussen een groot aantal demografische factoren en bruin water-gerelateerde klantmeldingen onderzocht, maar zijn geen sterke correlaties gevonden (Van Summeren, Raterman et al. 2015). De klant-gerelateerde processen worden niet verder behandeld in het voorliggende onderzoek.

De vele mogelijke invloedfactoren die hierboven zijn genoemd, maken het lastig om te bepalen of en waar in het distributienet deeltjesmateriaal accumuleert en mogelijk bruinwaterincidenten ontstaan. De mindmap in FIGUUR 1 is een andere manier om deze “chaos” van mogelijke verbanden inzichtelijk te maken. Dit schema is ontstaan tijdens een brainstormsessie tussen Mirjam Blokker en Peter Schaap in de aanlopende fase van het project. In het toewerken naar een vervuilingsvoorspellingsmodel met zeggingskracht is het van belang om orde in de chaos te scheppen.



FIGUUR 1. MINDMAP VOOR HET OPTREDEN VAN BRUINWATERINCIDENTEN. DE TEKST VERWIJST NAAR MOGELIJKE INVLOEDSFACTOREN EN TRANSPORTMECHANISMES, INFORMATIE UIT PRAKTIJKMETINGEN EN MODELLEN EN VOORGAAND ONDERZOEK.

1.3 Bestaande modellen

Praktijkmetingen tonen aan dat vervuilingen in leidingnetwerken vaak een bepaald patroon vertonen en de herhaalbaarheid van deze patronen suggereert voorspelbaarheid (Blokker and Schaap 2011, Mounce, Blokker et al. 2016). Verschillende onderzoeksgroepen hebben in het verleden gepoogd om de deeltjesvervuiling in een leidingnet te bepalen of te voorspellen. De complexiteit van het probleem zoals beschreven in paragraaf 1.1 en 1.2 maakt echter dat de ontwikkeling van een vervuilingsmodel met zeggingskracht niet triviaal is. Zo is eerder getracht om de mate van vervuiling en een kwantificering van de klantperceptie te combineren om het interval van schoonmaakacties te voorspellen (Beuken and Schaap 2004). Een betrouwbare voorspelling bleek echter niet mogelijk omdat er meestal te weinig informatie over het leidingnet voorhanden bleek en er nog te weinig inzicht in de processen was die leiden tot vervuiling van leidingen en daaruit voortvloeiende bruinwaterklachten.

Twee eerder ontwikkelde modellen die vervuilingen bepalen zijn het Particle Sediment Model (Ryan, Mathes et al. 2008) gebaseerd op fysische principes en het Variable Condition Discolouration Model (Furnass, Collins et al. 2014) gebaseerd op fysisch-mathematische principes. De functionaliteit en het gebruik van deze modellen wordt nader beschreven in Hoofdstuk 3. Gezien de invloed van hydraulische omstandigheden is een correct hydraulisch model, inclusief correcte afsluiters en verbruikspatronen, een eerste vereiste voor deze modellen. PSM en VCDM zijn gekalibreerd met hydraulische omstandigheden en eigenschappen voor deeltjes en leidingen voor de Australische, respectievelijk Britse situatie.

De eis voor een gevalideerd hydraulisch model vervalt voor zogenaamde data-gedreven methoden waarbij de toekomstige troebelheid wordt afgeleid uit metingen van de actuele troebelheid en allerlei andere databronnen. Deze aanpak wordt nader besproken in paragraaf **4.2**. Hoewel data-gedreven modellen het belang van verschillende invloedfactoren kunnen aantonen is een nadeel van deze aanpak dat geen inzicht verkregen in oorzakelijke verbanden en achterliggende mechanismes.

1.4 Maatregelen om bruin water tegen te gaan

Om bruinwaterincidenten tegen te gaan nemen de waterbedrijven in Nederland verschillende maatregelen:

- In de drinkwaterzuivering wordt met traditionele en moderne *zuiveringsmethoden* de deeltjeslast zoveel mogelijk beperkt.
- In het tertiaire distributienet bevordert de aanleg van vertakte, *zelfreinigende netwerken* het dagelijks optreden van snelheden boven het niveau waarbij deeltjes opwervelen (Blokker and Schaap 2007, Vreeburg and Boxall 2007). Dit beoogt het voorkómen van accumulatie van deeltjesmateriaal in hoeveelheden die bruinwaterincidenten kunnen veroorzaken. Er is aangetoond dat dergelijke netwerken in de praktijk ook daadwerkelijk zelfreinigend zijn (Blokker and Schaap 2006, Blokker 2008).
- Waterbedrijven voeren regelmatig *schoonmaakoperaties* uit zoals spui- en spoelacties om leidingen te ontdoen van geaccumuleerd deeltjesmateriaal. Deze benadering levert aantoonbaar goede resultaten op. Zo zijn bruinwatermeldingen bij PWN met ongeveer 50% afgenomen sinds de start van een structureel schoonmaakprogramma van het leidingnet in 2009.

Hoewel de bovenstaande maatregelen effectief zijn in het reduceren van bruinwatermeldingen, kunnen klantmeldingen niet volledig worden voorkomen. In verband met hoge kosten en lange doorlooptijd van de eerste twee maatregelen, is spuien de meest gebruikte maatregel. Onderzoek in het leidingnet van PWN en Evides heeft al veel belangrijke aanknopingspunten opgeleverd om spuiprogramma's te optimaliseren. Met goede bepalingen van (het opbouwen van) vervuilingen in het distributienet is te verwachten dat spuiprogramma's en meetacties beter kunnen worden ingericht.

1.5 Aanpak en leeswijzer

In de ontwikkeling richting een vervuilingsvoorspellingsmodel zijn deze stappen gezet:

- Het identificeren van relevante processen en invloedfactoren met betrekking tot deeltjesbeweging in drinkwaterleidingen en een kwantificering en uitwerking hiervan in een theoretisch raamwerk dat als basis dient voor een te ontwikkelen tool (Hoofdstuk 2 en Bijlage I).
- Uitwerking van praktijkgegevens van PWN en Evides voor het bepalen van waardes van sleutelparameters in het theoretisch raamwerk (Hoofdstuk 2, Bijlage II en Bijlage III).

- Het beoordelen van bestaande modellen (PSM en in beperkte mate VCDM) en het opstellen van de gewenste functionaliteit en gebruikersinterface van een te ontwikkelen vervuilingsvoorspellingsmodel (Hoofdstuk 3).
- Verkennende stappen in het gebruik van bestaande tools en software-ontwikkeling van een tool voor het bepalen van sediment vorming en –verplaatsing (Hoofdstuk 4).
- Een synthese van de inzichten uit het onderzoek is gepresenteerd als een stappenplan voor toekomstige toolontwikkeling in Hoofdstuk 5.
- De belangrijkste conclusies en aanbevelingen voor vervolgonderzoek zijn beschreven in Hoofdstuk 6.

2 Theoretisch raamwerk voor deeltjesbeweging in drinkwaterleidingen

2.1 Inleiding

Er is een theoretisch raamwerk opgesteld voor processen die de beweging beschrijven van deeltjes in turbulente stromingen in drinkwaterleidingen en een rol spelen in het veroorzaken van bruinwaterincidenten. Het raamwerk dient als basis voor een te ontwikkelen numerieke modelleertool om vervuilingen te voorspellen in distributiesystemen. De uitgangspunten en uitwerking zijn in detail beschreven in een Engelstalige peer-review publicatie (Van Summeren and Blokker 2017) die is opgenomen in Bijlage I. In dit hoofdstuk worden de hoofdzaken beknopt gepresenteerd in het Nederlands.

2.2 Motivatie voor een op fysische wetten gebaseerd model

Er is gekozen voor de ontwikkeling van een model gebaseerd op fysische processen. Een aanpak gericht op kennis over processen biedt ook perspectieven in mogelijke oplossingen. De inzichten uit praktijkgegevens tonen bovendien aan dat verschillende transportmechanismes gelijktijdig of opeenvolgend opereren. En de herhaalbaarheid van vervuilingen suggereert dat het mogelijk is om locaties van sedimenten te bepalen met een op fysische wetten gebaseerd model, zoals is uitgelegd in Hoofdstuk 1.

Deze keuze kan worden afgezet tegen data-gedreven modellen, waarbij metingen in het distributienet en gegevens van het leidingnet en de omgeving met elkaar in verband kunnen worden gebracht. Dergelijke modellen zouden belangrijke aanwijzingen kunnen geven over de sleutelparameters voor specifieke distributiesystemen. Denk bijvoorbeeld aan een relatie tussen snelheden en troebelheid als indicatie voor de resuspensiesnelheid. Een nadeel van data-gedreven modellen is dat ze afhangen van de extrapolatie van beschikbare meetgegevens en geen inzicht geven in oorzakelijke verbanden of achterliggende mechanismes.

Bestaande mathematische of op fysische principes gebaseerde modellen zijn deels succesvol in het voorspellen van de lokale vervuilingen. Dit succes is echter afhankelijk van modelkalibratie met lokale veldmetingen en lab-gegevens: gegevens van Australische bedrijven en labmetingen voor PSM en gegevens van Britse bedrijven voor VCDM. Dat vervuilingen niet volledig zijn te voorspellen, suggereert dat in de bestaande modellen nog processen –zoals bed load transport– ontbreken of dat condities en mechanismes afwijken ten opzichte van Nederlandse distributiesystemen (waarvoor de modellen niet zijn gekalibreerd). Afwijkingen kunnen het gevolg zijn van een andere inkomende waterkwaliteit, of het niet toevoegen van chloor in Nederlandse leidingsystemen of een andere (zelfreinigende) netwerkstructuur.

2.3 Identificatie van relevante processen voor deeltjesbeweging

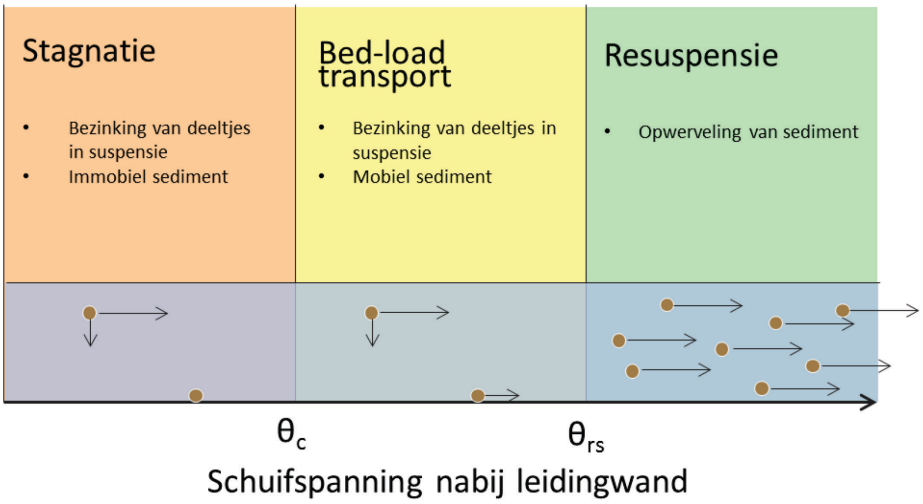
Als eerste stap in het opstellen van het raamwerk is de relevantie vastgesteld van processen voor een grote variatie in stroomsnelheid, deeltjesgrootte en –massadichtheid. De onderzochte parameterruimte omvat veelvoorkomende condities voor distributiesystemen in Nederland, het Verenigd Koninkrijk en Australië. Op basis van deze inventarisatie is gekozen

om de volgende processen te beschouwen: bezinking van deeltjes onder invloed van de zwaartekracht, bed-load transport en resuspensie van deeltjes. Het raamwerk onderscheidt drie transportregimes:

1. Bezinking van deeltjes in suspensie en stagnatie van deeltjes op de leidingwand. De bezinksnelheid u_s is beschreven met de Wet van Stokes.
2. Bezinking van deeltjes in suspensie en bed-load transport van deeltjes op de leidingwand. Bij bed-load transport beweegt een fractie van sedimentdeeltjes middels schuiven, rollen of salteren. Hoewel het sediment als geheel niet opwervelt, beweegt het relatief ten opzicht van de leidingwand.
3. Opwerveling van deeltjes op de leidingwand en redistributie in het bulk water.

Deze drie trasportregimes zijn onderverdeeld op basis van de schuifspanning, uitgedrukt in het dimensieloze Shields-getal, θ (Shields 1936), en schematisch weergegeven in Figuur 2. Het Shields-getal is een uitdrukking voor de ratio van schuifspanning die aangrijpt op het deeltjes door de stromende vloeistof en de neerwaartse kracht als gevolg van de massa van het deeltje. Mobilisatie van sediment (van stagnatie naar bed-load transport) vindt plaats bij overschrijding van een zogenaamd kritisch Shields-getal (θ_c) en de overgang van resuspensie van deeltjes boven een kritische waarde voor sleuring ("entrainment") door de stromende vloeistof, θ_{rs}.

Het opnemen van bed-load transport is gemotiveerd door de waargenomen afname van de troebelheid bij toenemende hoogte door meervoudige steeklansmetingen op verschillende hoogte door PWN, wat duidt op een neerwaarts positieve deeltjesconcentratiegradiënt. Uit de literatuur is bekend dat zowel het verticale concentratieprofiel als de verhouding van bed-load transport en transport van deeltjes in suspensie worden beschreven met het Rouse getal. Ook volgt uit praktijkmetingen van PWN dat een constante tijdsduur tussen spui-acties tot vergelijkbare vervuilingspatronen leidt, terwijl met een langere tijdsduur een patroon volgt waarbij de vervuilingen zich verder van de vervuilingsbron bevinden, consistent met het optreden van bed-load transport. Tot slot is met een berekening (Van Summeren and Blokker 2017) aangetoond dat bed-load transport potentieel een substantiële bijdrage levert aan deeltjesverplaatsing onder veelvoorkomende omstandigheden voor Nederlandse DWDS-en.



FIGUUR 2. CONCEPTUELE REPRESENTATIE VAN DEELTJESTRANSPORTMODEL, ONDERVERDEELD IN DRIE TRANSPORTFASES: BEZINKING VAN DEELTJES IN SUSPENSIE EN STAGNATIE VAN DEELTJESMATERIAAL OP

DE LEIDINGWAND (ROOD GEBIED), BEZINKING VAN DEELTJES IN SUSPENSIE EN BED-LOAD TRANSPORT VAN DEELTJESMATERIAAL NABIJ DE LEIDINGWAND (GEEL) EN RESUSPENSIE VAN DEELTJESMATERIAAL (GROEN). IN DE BLAUWE ZONE ONDERIN ZIJN MET PIJLEN DE BEWEGINGSRICHTINGEN VAN DEELTJES IN EEN DRINKWATERLEIDING WEERGEGEVEN.

Uit de literatuurstudie uitgevoerd in dit onderzoek blijkt dat deeltjesgrootte en –dichtheid en de stroomsnelheid van het water een sterke invloed hebben op bezinksnelheid en de grens van de transportregimes.

In het gepresenteerde theoretisch raamwerk zijn een aantal processen en invloedfactoren bewust buiten beschouwing gelaten. Het effect van temperatuur op deeltjestransport (via de temperatuurafhankelijkheid van viscositeit) is verwaarloosbaar ten opzichte van het effect van snelheid en deeltjesgrootte, en –dichtheid, maar is indien gewenst in het model te verwerken. Mechanismes gerelateerd aan de interactie tussen turbulente stroming en deeltjes zijn waarschijnlijk relevant, maar niet dominant voor distributieleidingen in Nederland. Organisch materiaal in geaccumuleerde deeltjes kan voor 1 tot 12% uit biomassa bestaan (Vreeburg 2007). Niettemin, vanwege de complexe, en nog niet goed begrepen interacties tussen deeltjestransport en microbiologische processen, zijn deze buiten beschouwing gelaten in het raamwerk. Cementatie (of verplating), en compactie (verdichting) van sedimentlagen kunnen sedimentlagen naar verloop van tijd sterker maken, maar dit aspect is ook buiten beschouwing gelaten, omdat ook dit proces nog niet goed bekend is voor drinkwaterleidingen. Chemische processen zoals flocculatie kunnen de grootte en dichtheid van deeltjes veranderen tijdens transport en stagnatie. Chemische processen vergen echter gedetailleerde kennis van deeltjeseigenschappen en de lokale chemisch watersamenstelling. Ook de invloed van zinkers, afsluiters, appendages, leidingbochten, –splitsingen en diameterovergangen zijn (nog) niet makkelijk in te schatten.

De hierboven genoemde factoren zijn in het voorliggende onderzoek buiten beschouwing gelaten, omdat ze minder relevant zijn of er nog veel over onbekend is. Dergelijke factoren zouden in de toekomst wel toegevoegd moeten kunnen worden, op basis van een beschrijving van de betreffende mechanismes of empirische wetten. Hoewel het gepresenteerde raamwerk dus niet alomvattend is, is het een eerste stap om orde te scheppen in de complexiteit van het bruinwatervraagstuk zoals weerspiegeld in de mindmap in Figuur 1.

2.4 Sterke afhankelijkheid van de bezink-, depositie- en resuspensiesnelheid voor lokale omstandigheden

Valsnelheden, Shields-getallen en de transportfases zijn berekend voor veelvoorkomende combinaties van deeltjesdiameter d_p, -dichtheid ρ_p en watersnelheid u in Nederlandse, Britse en Australische distributiesystemen (Van Summeren and Blokker 2017). Hieruit blijkt dat zelfs binnen een relatief nauw domein van de dichtheden van 1100-1300 kg·m^{-3} de bezinksnelheid voor veelvoorkomende Nederlandse condities kan variëren over één grootte-orde van magnitude. Ook het optreden van transportfases is sterk afhankelijk van d_p, ρ_p en u. Hoewel in de literatuur vaak een constante snelheid wordt aangenomen voor de overgang naar resuspensie, is deze overgang in werkelijkheid afhankelijk van de schuifspanning. Het aannemen van een constante resuspensie*snelheid* in plaats van een -*schuifspanning* volstaat voor nauwe parameterruimtes (bijvoorbeeld voor de Nederlandse of Britse situatie). Voor ruimere parameterruimtes zal dit echter tot incorrecte voorspellingen leiden en heeft een algemeen geldende formulering zoals in Van Summeren and Blokker (2017) de voorkeur.

2.5 Bezinksnelheid bepaald met praktijkmetingen

In de vorige paragraaf is beschreven dat deeltjestransport sterk afhankelijk is voor een aantal modelparameters. Voor goede voorspellingen is het dus belangrijk om informatie te hebben over deze parameters, waaronder de bezinksnelheid van deeltjes. Daarom is in dit project onderzocht of de bezinksnelheid is af te leiden uit bestaande praktijkmetingen, door deze te gebruiken als "bezinkproef in de praktijk". Een dergelijk inzicht is nuttig als validatie van de literatuurwaarden die veelal zijn gebaseerd op experimenten met open, rechthoekige stroomgoten en empirische waarden voor andere DWDS-en en niet noodzakelijkerwijs representatief zijn voor de Nederlandse situatie. Een dergelijke analyse is uitgevoerd voor 2 gebieden:

- In het CBZ-gebied van PWN is een praktijksituatie uit 2016 geanalyseerd, waarbij een tijdelijke omkering van de stroomrichting in transportleidingen heeft geleid tot een karakteristieke troebelheidsmetingen op 2 locaties die zijn geïnterpreteerd als een opeenvolging van opwerveling en bezinking in transportleidingen. Deze praktijksituatie en analyse is uitgebreid geschreven in Bijlage II. De bezinksnelheid is berekend op twee manieren: bezinking in (bijna) stilstaand water en in stromend water en dit resulteert in onderling consistente bezinksnelheden in het bereik $9{,}4\cdot10^{-5}$ tot $8{,}3\cdot10^{-4}$ m/s, waarbij de hogere waarden zijn afgeleid voor snel-bezinkende deeltjes.
- In het gebied Spijkenisse zijn afnemende gemeten troebelheid na het einde van een spuiactie gebruikt als " bezinkproef in de praktijk" en beschreven in Bijlage III. De bezinksnelheid is bepaald voor 2 experimenten als $u_s = 3{,}4\cdot10^{-4}$ m s^{-1} en $u_s = 2{,}0\cdot10^{-4}$ m s^{-1}. De bezinksnelheden afgeleid voor Spijkenisse vallen dus in hetzelfde bereik als die voor het CBZ-gebied van PWN.

De u_s-waarden bepaald uit de praktijkmetingen van PWN en Evides zijn van dezelfde grootte-orde, maar hoger dan verwacht op basis van de theoretische bepaalde waarde ~$1\cdot10^{-4}$). Dit verschil kan mogelijk (deels) verklaard worden door de (onbekende) deeltjeseigenschappen in de onderzochte gebieden. Zo correspondeert een bezinksnelheid van $1\cdot10^{-4}$ m/s (bij een deeltjesdichtheid van 1100 kg/m^3) volgens de Wet van Stokes' met een deeltjesdiameter van ongeveer 30 μm. Hogere bezinksnelheden zijn mogelijk bij hogere dichtheden of grotere diameters. Deze uit de praktijk afgeleide waarden lijken aan de hoge kant, aangezien voor Nederlandse distributieleidingen is bepaald dat troebelheid van water vooral lijkt te worden veroorzaakt door deeltjes van 1-2 μm, zelfs als grotere deeltjes voorkomen (Blokker and Schaap 2006).

Ook is het mogelijk dat aannames en onnauwkeurigheden in de registratie en interpretatie van de meetgegevens resulteren in onzekerheden in de afgeleide bezinksnelheden. In de analyse van de PWN-data moet rekening worden gehouden met de invloed van tijdsbepalingen op basis van tijdreeksen van de volumestroom en troebelheid. In de analyse van de Evides-gegevens is niet uit te sluiten dat troebelheidsveranderingen als gevolg van inkomend water uit de leiding de bepaling van de bezinksnelheid negatief beïnvloedt.

De onzekerheden kunnen in de toekomst worden ingeperkt door metingen specifiek in te richten voor het onderzoeksdoel. Het inzicht zal verder verbeteren met metingen op meerdere locaties, onder gecontroleerde meetomstandigheden en ingericht voor een specifiek doel, zoals afzonderlijke steeklansmetingen op verschillende hoogten voor het bepalen van verticale concentratiegradiënten. Ook onderzoek onder gecontroleerde omstandigheden met een proefinstallatie voor deeltjestransport in drinkwaterleidingen kan worden ingezet voor experimentele validatie van de centrale modelparameters bezinksnelheid, resuspensiesnelheid, bed-load transport en kritische schuifspanningen. Kennis over de deeltjesdichtheid en –grootte is nuttig voor zowel lab- als praktijkmetingen, maar dit zijn helaas lastig te bepalen parameters.

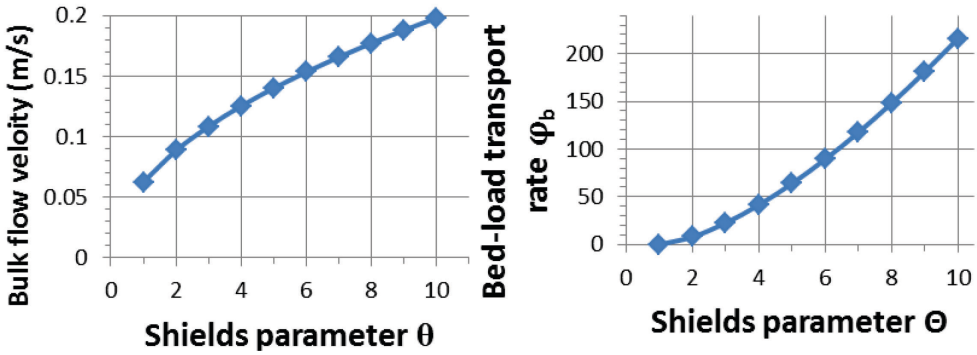
2.6 Het belang van bed load transport

Het mogelijke belang van deeltjesverplaatsing middels bed load transport is onderzocht door bed-load transport te kwantificeren voor omstandigheden die gewoonlijk voorkomen in Nederlandse drinkwatersystemen. Voor verschillende leidingdiameters d_{pipe} en vloeistofsnelheden u_f, (zie , analoog aan Tabel 3 in Bijlage I) is het Shields-getal θ berekend en vergeleken met kritische Shields-getallen voor initiële beweging (θ_c) en resuspensie (θ_{rs}). Op basis hiervan zijn domeinen berekend voor: stagnatie (rood, $\theta<\theta_c$), bed-load transport (oranje, $\theta_c<\theta<\theta_{rs}$) en resuspensie (groen, $\theta>\theta_{rs}$). Dit suggereert dat bed-load transport optreedt in een beperkt snelheidbereik, maar optreedt bij veelvoorkomende snelheden en een breed bereik aan deeltjesdiameters (gele zone in). Dit maakt het aannemelijk dat bed load transport optreedt bij veelvoorkomende condities in Nederlandse (en buitenlandse) DWDSs.

TABEL 1. SHIELDS-GETAL GEDEELD DOOR KRITISCH SHIELDSGETAL VOOR INITIËLE BEWEGING, Θ/Θ_C, ALS FUNCTIE VAN DEELTJESDIAMETER d_p EN BULK FLOW SNELHEID u_f. KLEUREN CORRESPONDEREN MET BEEKENDE TRANSPORTFASES: STAGNATIE VAN SEDIMENT (ROOD, $\Theta/\Theta_C<1$), BED-LOAD TRANSPORT (GEEL, $1<\Theta/\Theta_C<10$) EN RESUSPENSIE (GROEN, $10<\Theta/\Theta_C$). WAARDEN VOOR Θ, Θ_C EN Θ_{RS} ZIJN BEREKEND VOOR k=2.10^{-5} m, d_{PIPE}=0,1 m, ν=1.10^{-6} EN s=0,1.

		d_p (mu)							
		0.56	1	1.8	3.2	5.6	10	18	32
u_f	0.32	2.19E+02	1.76E+02	1.42E+02	1.14E+02	9.19E+01	7.40E+01	5.96E+01	4.80E+01
m/s	0.18	5.87E+01	4.72E+01	3.80E+01	3.06E+01	2.46E+01	1.98E+01	1.60E+01	1.29E+01
	0.1	1.59E+01	1.28E+01	1.03E+01	8.28E+00	6.66E+00	5.37E+00	4.32E+00	3.48E+00
	0.056	4.32E+00	3.48E+00	2.80E+00	2.26E+00	1.82E+00	1.46E+00	1.18E+00	9.47E-01
	0.032	1.19E+00	9.54E-01	7.68E-01	6.18E-01	4.98E-01	4.01E-01	3.23E-01	2.60E-01
	0.018	3.27E-01	2.63E-01	2.12E-01	1.71E-01	1.37E-01	1.11E-01	8.90E-02	7.16E-02
	0.01	9.05E-02	7.29E-02	5.87E-02	4.72E-02	3.80E-02	3.06E-02	2.47E-02	1.98E-02
	0.0056	2.52E-02	2.03E-02	1.63E-02	1.31E-02	1.06E-02	8.52E-03	6.86E-03	5.52E-03
	0.0032	7.03E-03	5.66E-03	4.56E-03	3.67E-03	2.95E-03	2.38E-03	1.91E-03	1.54E-03

Vervolgens zijn de bijbehorende bed-load transportsnelheden berekend in het relevante domein ($\theta_c<\theta<\theta_{rs}$). Hierbij is gekozen voor θ_c=1 en θ_{rs}=10 (zie het paper in Bijlage I voor een motivatie). Bij de onderzochte θ-waarden is de bed-load transport snelheid enkele procenten van de bulk flow snelheid. Op basis van deze eenvoudige analyse is te verwachten dat voor Nederlandse DWDS-en bed-load transport in potentie een substantiële bijdrage levert aan de verplaatsing van sedimenten. Het is daarom aan te bevelen om het proces van bed-load transport op te nemen in een te ontwikkelen vervuilingsvoorspellingsmodel.



FIGUUR 3. LINKS: SHIELDSGETALLEN TUSSEN 1 EN 10 EN CORRESPONDERENDE BULK FLOW SNELHEDEN WAARBIJ DEZE OPTREDEN. RECHTS: DIMENSIELOZEBED-LOAD TRANSPORT RATE ALS FUNCTIE VAN HET SHIELDS-GETAL.

3 Randvoorwaarden voor functionaliteit van een vervuilingsvoorspellingsmodel en gebruikersinterface

3.1 Inleiding

Om inzicht te krijgen in de gewenste functionaliteit van een vervuilingsvoorspellingsmodel zijn de volgende stappen gezet:

- De functionaliteit van bestaande modelleertools voor het bepalen van deeltjesvervuiling in leidingnetwerken zijn geïnventariseerd (paragrafen 3.2 en 3.3).
- Er is in dit onderzoek ervaring opgedaan met de PSM-module en de VCDM-module in Synergi en de gebruikservaring van PSM is beschreven in paragrafen 3.2 en 3.3.
- De betrokken experts van Evides en PWN hebben een aantal case studies uitgevoerd waarvan er 3 zijn beschreven in Bijlage V.
- Met bovenstaande inzichten is een lijst opgesteld van gewenste randvoorwaarden en overwegingen voor een te ontwikkelen tool (paragraaf 3.4).

3.2 Het Particle Sediment model (PSM)

3.2.1 Functionaliteit PSM

Het Particle Sediment Model (PSM) is ontwikkeld door het Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Australië (Ryan G. 2008). Het doel van deze tool is het voorspellen van de geografische verdeling van deeltjesmassa in het leidingnet. Voor de ontwikkeling van PSM zijn van 6 Australische drinkwaterbedrijven deeltjes (spuimonsters) verzameld en geanalyseerd en bestudeerd onder verschillende stromingscondities in twee proefopstellingen van beton en gietijzer bekleed met PVC (de keuze voor deze materialen wordt niet toegelicht in de documentatie). De resultaten bleken goed vergelijkbaar voor de verschillende deeltjesgroepen, wat de bruikbaarheid van een modelaanpak bevestigt. Wiskundige vergelijkingen zijn opgesteld en geïmplementeerd in een computermodel ten behoeve van de voorspelling van deeltjes in een vermaasd distributiesysteem, gebaseerd op het hydraulisch pakket EPANET (Rossman 2000).

Het PSM model voorspelt massa-opbouw op basis van twee mechanismen:

i. *Bezinking van deeltjes onder invloed van de zwaartekracht*. Bij het bezinkingsmechanisme kan de dynamica van een deeltje 1 van 3 statussen aannemen, afhankelijk van de snelheid van het water, u:
   a) Bezinking van deeltjes met bezinkingssnelheid u_s beneden een kritische snelheid ($u<u_d$).
   b) Transport door de leiding zonder bezinking of resuspensie ($u_d \leq u \leq u_{rs}$).
   c) Resuspensie van alle deeltjes boven een kritische snelheid ($u>u_{rs}$). De snelheid u_{rs} is door de gebruiker in te stellen en constant voor elk modelleerexperiment. In werkelijkheid is u_{rs} een functie van de leidingdiameter, deeltjesdiameter, -grootte en –pakking.

De parameters u_d, u_s en u_{rs} zijn experimenteel bepaald. Daarbij wordt uitgegaan van abrupte overgangen; een redelijk startpunt voor de werkelijke overgangen die gradueel van aard zijn vanwege een spreiding in deeltjeseigenschappen en hydraulische condities op microscopisch niveau. De aanbevolen standaardwaarden zijn u_{rs} = 0,2 m s^{-1} voor een leidingdiameter van 100 mm, u_d=0,07 m s^{-1} en u_s=1,6x10^{-6} m s^{-1}. Deze condities zijn afgeleid voor deeltjes uit het leidingnet van Yarra Valley en geven geen garantie voor correcte uitkomsten voor andere gebieden.

ii. *Depositie van deeltjes op de leidingwand.* Bij dit mechanisme wordt uitgegaan van de hypothese dat kleine deeltjes dicht bij de leidingwand op de (gehele) wand accumuleren. Hierbij convergeert de deeltjesconcentratie in het water (en op de wand) met een theoretisch bepaalde vervalsnelheid naar een experimenteel bepaald evenwicht dat afhangt van de constante stroomsnelheid. De bijbehorende evenwichtsconstante dient volgens de auteurs beter gevalideerd te worden.

De PSM aanpak (mechanisme i) heeft overeenkomsten met het theoretisch raamwerk beschreven in Hoofdstuk 2: de regimes van deeltjesbezinking en resuspensie wordt gescheiden door een tussenliggend regime. Belangrijke verschillen zijn dat in PSM wanddepositie is opgenomen, bed-load transport ontbreekt en transportregimes worden onderscheiden op basis van de snelheid van water in plaats van de schuifspanning (Shields-getal). Uit een toetsing door KWR (Vogelaar and Blokker 2010) is opgemaakt dat PSM een nuttige tool is voor een beter begrip in sedimentverplaatsing, maar dat meer inzicht nodig is in depositiemechanismes en meer informatie over deeltjeseigenschappen en de stroomsnelheden in het netwerk.

3.2.2 Gebruikerservaring PSM

In het verleden heeft KWR het PSM model getest op het distributienet van Franeker en transportleiding Zeewolde (Vogelaar and Blokker 2010). De belangrijkste uitkomsten waren de volgende:

- Het optreden van een negatieve depositiesnelheid bij toenemende stroomsnelheid (zoals voorspeld door het model) wordt door de auteurs als niet-fysisch resultaat beschouwd en daarom niet meegenomen in de analyse. Dit uitgangspunt is in het huidige onderzoek overgenomen.
- PSM geeft (met alleen bezinking onder invloed van zwaartekracht) stabiele, reproduceerbare resultaten die correleren met spui-actie-metingen in Franeker.
- Als de bezinksnelheid toeneemt, neemt de totale hoeveelheid sediment in het systeem toe en accumuleert er meer sediment dicht bij de bronnen van deeltjesmateriaal.
- Transportleidingen kunnen de deeltjesstroom in belangrijke mate moduleren: een constante deeltjesconcentratie bij het pompstation resulteert in een variabele concentratie bij aankomst in het distributienet, onder invloed van variabele stroomsnelheden.

Ook in het huidige onderzoek is met PSM gewerkt. Aanvullend op bovenstaande punten wordt het volgende geconcludeerd:

- PSM bevat geen werkende functionaliteit voor een tijdsafhankelijk patroon voor deeltjesconcentratie: Het instellen van een patroon heeft geen invloed op de resultaten.
- Omdat de broncode niet openbaar is, is PSM ongeschikt voor eventuele aanpassingen of uitbreidingen zoals bed-load transport.

De betrokken experts van Evides en PWN hebben PSM gebruikt en toegepast op enkele hydraulische modellen voor bestaande leidingnetwerken. De gebruikservaring van de bedrijven is te vinden in Bijlage IV. De belangrijke inzichten zijn:

- PSM is makkelijk te begrijpen en simpel in gebruik.
- Voor onderzoeksdoeleinden volstaat de visualisatie-functionaliteit van PSM, die is gebaseerd op die van EPANET. De overzichtelijke menu-structuur is hierbij een voordeel, hoewel er ook een aantal verbeterpunten zijn. Voor gebruik in een regulier gebruiksproces zijn de visualisatie-opties waarschijnlijk te beperkt.
- De ingebouwde functionaliteit voor bezinking en resuspensie geeft intuïtieve resultaten. Wel is meer inzicht gewenst in de gevoeligheden van de uitkomsten voor de bezink-, depositie en resuspensiesnelheid.
- Bed-load transport ontbreekt in PSM, hoewel dit wel een belangrijk transportmechanisme wordt geacht.
- In de onderzochte netwerkmodellen komen leidingen voor die korter zijn dan de afstand waarover deeltjes bezinken tijdens één rekentijdstap over de leidingdiameter gedeeld door het ingestelde aantal horizontale eenheden. Vanwege dit numerieke artefact blijven deze leidingen schoon. Zonder zorgvuldige analyse is niet te onderscheiden of het gaat om een artefact in de berekening of fysisch correct resultaat.
- Rekentijden zijn acceptabel (<15 minuten voor het doorrekenen van het gebied Spijkenisse voor een week modeltijd)[1].
- De in- en uitvoerparameters zijn nuttig. Voor de onderzochte toepassingen zijn de belangrijkste uitvoerparameters de deeltjesmassa per meter leiding in sediment- en suspensiefase.
- De uitvoerparameters worden per leiding gevisualiseerd. Meer flexibiliteit is wenselijk:
    - Een onderverdeling van alle leidingen in equidistante, door de gebruiker te kiezen afstanden zou de sedimentsystematiek binnen een leiding verhelderen. Dit zou het makkelijker maken om de modeluitkomsten te vergelijken met praktijkmetingen, bijvoorbeeld spuiacties die zijn vertaald naar een ruimtelijke verdeling[2].
    - Een opschaling naar een hoger aggregatieniveau zoals leidingsecties, buurten, wijken, of distributiegebieden zou meer inzicht geven in de grootschalige vervuilingsdynamiek en maakt het mogelijk om aan te sluiten bij praktijkmetingen of klantmeldingen die soms op een hoger aggregatieniveau worden gepresenteerd.
    - Met PSM zijn alleen actuele uitvoerparameters voor alle leidingen in het hele gebied te visualiseren. In het algemeen vertonen deze parameters een dagelijkse variatie die de interpretatie kunnen bemoeilijken. Daarom zou het nuttig zijn om de parameters te kunnen middelen over een dag, of evt. langere periodes.

Drie case studies uitgevoerd met PSM door PWN en Evides zijn opgenomen in Bijlage V. De belangrijkste bevindingen hiervan zijn:

- PWN: De zelfreinigende werking is nagegaan voor een leidingstuk dat is gemodelleerd als niet-zelfreinigend (oude situatie), zelfreinigend (actuele situatie)

[1] Voor een berekening van een (kleiner) deelgebied van Franeker is ook voor een week gesimuleerd en bleek dit voldoende om stabiele vervuilingspatronen te genereren, zonder opstarteffecten Vogelaar, A. and E. J. M. Blokker (2010). Particle Sediment Modelling, KWR Watercyle Research Institute.

[2] Dit is mogelijk onder aanname dat deeltjesmateriaal bij spuien in één keer wordt opgewerveld en met een constante spuisnelheid wordt afgevoerd, zodat met de snelheid de afstand in de leiding als oorsprong is aan te wijzen.

en extra zelfreinigend (nog niet aangelegd). De resultaten laten zien dat de zelfreiniging inderdaad plaatsvindt als aan de juiste condities wordt voldaan.
- PWN: Een situatie waarin een doorleverleiding is vervangen van een 300 naar een 160 mm leiding laat een verandering in vervuilingspatronen zien die is onderbouwd met praktijkgegevens. Deze patronen zijn te reproduceren met PSM , wat suggereert dat met de mechanismes bezinking en resuspensie redelijk de (relatieve) vervuilingspotentie is te bepalen. Omdat bed load transport ontbreekt is niet te zeggen in hoeverre dit de resultaten zou kunnen verbeteren.
- Evides: Voor Spijkenisse is de vervuilingspotentie afgeleid uit OPM-metingen vergeleken met de modelresultaten. De modelresultaten komen niet goed overeen met de spuigegevens. Mogelijke oorzaken zijn de manier waarop de spuigegevens zijn geprojecteerd op leidingen of het ontbreken van bed load transport of andere mechanismes in PSM. Het deelonderzoek toont wel aan hoe modelresultaten op leidingniveau zijn te vergelijken met spuigegevens.

3.3 Het Variable Condition Discolouration Model (VCDM)

3.3.1 Functionaliteit VCDM

Aan de University of Sheffield is het Variable Condition Discolouration Model (VCDM) ontwikkeld –een doorontwikkeling van het Prediction of Dicolouration in Distribution Systems (PODDS) model. Bij PODDS wordt aangenomen dat de verdeling van deeltjesgrootte en -dichtheid meestal niet toestaat dat deeltjes bezinken onder invloed van zwaartekracht (Boxall 2003). In plaats daarvan wordt uitgegaan van een continu proces van binden van (organisch en anorganisch) materiaal aan de volledige omtrek van de leidingwand als een samenhangende laag met een enkelvoudige schuifspanningssterkte (“cohesive layer”). De sterkte neemt af tijdens het opbouwen van de laag (opbouw van sterk naar zwak) en toe tijdens erosie (van zwak naar sterk). Erosie treedt op als door een snelheidstoename de schuifspanning hoger wordt dan de laagsterkte. Daarbij erodeert de laag met een hoeveelheid die afhangt van de (overmatige) schuifspanning, terwijl tegelijkertijd de laagsterkte toeneemt. Uit praktijkmetingen en laboratoriumonderzoek blijkt echter dat erosie van zwak materiaal met een sterkte beneden de heersende schuifspanning gelijktijdig plaatsvindt met de opbouw van materiaal met een sterkte boven de schuifspanning, gelijktijdig voor alle sterktes en met dezelfde accumulatiesnelheid (Furnass, Collins et al. 2014). De simultane opbouw van materiaal van verschillende sterktes is geïmplementeerd in het VCDM model (Furnass 2015). VCDM is getest op betrouwbare functionaliteit, onderworpen aan gevoeligheidstests en gevalideerd voor transportleidingen. Het is echter niet bekend of gevalideerd of VCDM ook geschikt is voor accumulatie in kleinere (distributie)leidingen waarvoor bekend is dat gravitationele bezinking domineert boven turboforese wat een aannemelijke voorwaarde is voor wanddepositie (van Thienen, Vreeburg et al. 2011).

3.3.2 Gebruikservaring VCDM

In samenwerking met de betrokken modelleurs van PWN, software-ontwikkelaars van Synergi en een expert van de University of Sheffield (dr. Stewart Husband) is de functionaliteit en het gebruik van de VCDM-module in Synergi onderzocht. Vragen specifiek voor VCDM zijn:

- VCDM is ontworpen voor enkelvoudige leidingen. Zijn de resultaten stabiel en consistent voor een netwerk met splitsende leidingen en diameterovergangen?
- Werkt het goed voor distributieleidingen?
- Is het mogelijk (in tegenstelling tot PSM) om een variabele deeltjesconcentratie te gebruiken?

Op het moment van schrijven was de module geïmplementeerd in Synergi, maar nog niet goed werkend (de resultaten zijn niet aannemelijk). De vermoedelijke oorzaak is een fout in de broncode, waarvoor Synergi heeft aangegeven een oplossing te zoeken. Vanwege dit probleem is de gebruikservaring niet verder uitgewerkt en zijn bovenstaande vragen niet binnen het voorliggende onderzoek beantwoord.

3.4 Randvoorwaarden voor een vervuilingsvoorspellingsmodel

Op basis van de bevindingen die in dit hoofdstuk zijn genoemd is een overzicht gemaakt met randvoorwaarden en aandachtspunten voor de functionaliteit van een te ontwikkelen model en grafische interface. Deze zijn samengebracht in Tabel 2 en worden hieronder toegelicht.

Processen:

- Voor een nieuw te ontwikkelen vervuilingsvoorspellingsmodel kan het theoretisch raamwerk uit Hoofdstuk 2 worden gebruikt. Dit omvat de processen bed-load transport, bezinking onder invloed van de zwaartekracht en resuspensie van deeltjes als gevolg van een hydraulische verstoring en is uitbreidbaar met effecten van temperatuur en andere mechanismes. Bezinking en resuspensie zijn ondergebracht in PSM, bed-load transport zou toegevoegd moeten worden en het wanddepositiemechanisme, gerelateerd aan turboforese kan worden verwaarloosd. Een aanvullende wens van PWN is kennis over het concentratieprofiel van deeltje in suspensie over de hoogte van de leiding.

- Het onderscheiden van transportregimes op basis van de schuifspanning maakt het raamwerk algemeen geldig voor variabele waarden van de leidingdiameter en deeltjeseigenschappen en sluit aan bij de aanpak van VCDM/PODDS. Een onderscheid op basis van snelheid levert een beperking voor grotere parameterruimtes (paragraaf 2.4).

In- en uitvoerparameters:
- Een essentiële invoerfunctionaliteit is het definiëren van deeltjesconcentraties op meerdere, door de gebruiker te kiezen locaties in een distributiegebied. Het moet ook mogelijk zijn om een variabele deeltjesconcentratie te definiëren.
- Een essentiële uitvoerparameter is de deeltjesmassa per eenheid leidinglengte voor de verschillende transportfases op alle leidingen en op elk tijdstip van de simulatie.
- De geaccumuleerde deeltjesmassa op leidingen is te beschouwen als een vervuilings*potentie* (effect). Om het vervuilings*risico* te kunnen bepalen is het nodig om de kans op een hydraulische verstoring voor leidingen te bepalen. Met de combinatie van verstoringskans en vervuilingspotentie is eventueel een vervuilingsrisico te bepalen. Dit valt echter buiten de strekking van het huidige onderzoek. De wens van PWN en Evides is om schoonmaakprogramma's effectiever te maken op basis van kennis van geaccumuleerde deeltjesmassa's (vervuilings*potentie*). Ook kennen waterbedrijven een deel van de hydraulische verstoringen, bijvoorbeeld verstoringen als gevolg van geplande werkzaamheden.

Aggregatieniveau van uitvoerparameters:

- Voor de uitvoerparameters is het gewenst (maar niet essentieel) om leidingen onder te kunnen verdelen in kleinere leidingstukken van gelijke lengte, zodat de dynamiek binnen de langere leidingen is te analyseren.

- Het is gewenst om te kunnen schakelen in de ruimtelijke schaal van de uitvoerparameters. Een detaillering op leidingniveau is voor sommige toepassingen gewenst, maar voor een snel inzicht in de grootschalige verdeling is het handig om op te kunnen schalen, bijvoorbeeld naar het niveau van een buurt, wijk, afsluitersectie, DMA of gemeente. In combinatie met een GIS-pakket zijn dergelijke functionaliteiten mogelijk.
- Schaalbaarheid in de tijd is wenselijk. De mogelijk om de dagelijkse variatie uit de uitkomsten te filteren, maakt de resultaten makkelijker te interpreteren. Het opschalen naar week-, maand, -of jaarniveau maakt het makkelijker om de resultaten te vergelijken met lange-termijn praktijkmetingen en/of klantmeldingen.

Bepalen van onzekerheidsmarges van vervuilingspotentie:

- Uit het literatuuronderzoek (Hoofdstuk 2) blijkt dat het transportgedag van deeltjes erg gevoelig is voor hydraulische omstandigheden en leiding- en deeltjeseigenschappen. Zelfs als de theoretische gevoeligheden bekend zijn, is voor complexere distributiemodellen, niet makkelijk te overzien hoe de vervuilingspatronen uitpakken. Dit geldt zeker voor het tertiaire net waarin stochastische verbruikspatronen een grote invloed hebben op de hydraulische omstandigheden. Om dit te ondervangen is het nuttig om een functionaliteit te implementeren waarmee iteratief (Monte Carlo-gewijs) de berekeningen zijn uit te voeren. Daarbij kan bijvoorbeeld de invloed van stochastische verbruiksvariaties worden bepaald, of de gevoeligheid voor deeltjesgrootte- en diameter, of onzekerheden in leidingdiameters of afsluiterstanden. Het eindresultaat is een vervuiling per leiding of grotere gebiedseenheid met daarbij een onzekerheidsmarge.

Grafische gebruikersinterface:

- Voor onderzoeksdoeleinden volstaat een grafische interface met basisfuncties. De EPANET-interface kan hierbij als uitgangspunt dienen. Gewenste verbeteringen ten opzichte van EPANET zijn: een optie om getallen bij alle leidingstukken te tonen, meer categorieën bij de kleurenlegenda.
    - Voor eventuele implementatie voor bedrijfsvoering is een krachtigere, gebruiksvriendelijke grafische interface gewenst. Gegevens moeten makkelijk geïmporteerd en geëxporteerd kunnen worden van en naar spreadsheet-formaat. Rekentijden dienen acceptabel te zijn. Er is te denken aan een opzichzelfstaande applicatie waar de waterbedrijven zelf mee kunnen werken, of verwerking van de functionaliteit in GIS of een commercieel leidingberekeningsprogramma, zoals Synergi, Bentley of InfoWorks.

TABEL 2. GEWENSTE VOORWAARDEN VOOR EEN TE ONTWIKKELEN VERVUILINGSVOORSPELLINGSMODEL.

Categorie	Gewenste voorwaarden
Processen	- Bezinking, bed-load transport en resuspensie van deeltjes - Onderscheiden van transportregimes o.b.v. schuifspanning - Eventueel wanddepositie opnemen (voor transportleidingen) - Kennis over het deeltjesconcentratieprofiel bij verschillende snelheden
Invoer	- Deeltjesmassaconcentratie op meerder locatie en met mogelijkheid voor variaties in de tijd
Berekeningen	- Optioneel: bepalen van het vervuilingsrisico door vervuilingspotentie (deeltjesmassa) te combineren met de kans op een hydraulische verstoring - Herhaaldelijk doorrekenen voor een reeks aan deeltjeseigenschappen / verbruikspatronen (Monte Carlo aanpak).
Aggregatieniveau in plaats en tijd	- Onderverdeling van leidingdelen van gelijke lengte - Opschalen naar grotere ruimtelijke eenheden (wijk, gemeente, DMA) - Schaalbaarheid in de tijd (dag-, week, jaar-gemiddeldes)
Bepalen invloed onzekerheden	- Bepalen van onzekerheidsmarges van deeltjesmassa op leidingen door herhaaldelijk (Monte Carlo-gewijs) vervuilingspatronen te berekenen.
Grafische interface	- Voor onderzoeksdoeleinden volstaat een grafische interface met basisfuncties, waarbij de EPANET-interface als uitgangspunt kan dienen.

4 Technische aandachtspunten voor implementatie van tool

4.1 Ervaringen in toolontwikkeling

Voor de ontwikkeling van een bruikbare onderzoekstool, op basis van het theoretische raamwerk gepresenteerd in Hoofdstuk 2, zijn in dit onderzoek een aantal mogelijkheden verkend. Daarbij zijn de ontwikkelingsstrategieën uitgezet:

1. gebruik van EPANET-MSX functionaliteit,
2. aanpassen van de EPANET-MSX broncode en
3. deeltjestransportmodule (buiten EPANET-MSX) gekoppeld aan het EPANET rekenpakket voor hydraulica, in bijvoorbeeld Python.

De ervaringen worden hieronder volgordelijk toegelicht.

De EPANET-MSX functionaliteit leek in eerste instantie geschikt voor de beoogde toepassing. Het EPANET Multispecies Extension (MSX) toolkit (Shang, Uber et al. 2008) is een uitbreiding van het EPANET hydraulisch rekenpakket (Rossman 2000). Met EPANET-MSX is het mogelijk om reactieve systemen tot elk gewenst niveau van complexiteit te modelleren. Het raamwerk van de MSX-modellering maakt gebruik van 2 fases: een bulk fase die meebeweegt met de gemiddelde watersnelheid door het leidingsysteem (Lagrangiaans transport) en een immobiele fase op de leidingwand. Uitwisseling tussen deze twee fases wordt gerealiseerd via een massa-behoud-schema waarmee tijdens elke rekentijdstap de leidingoppervlakte-elementen worden aangepast.

Bij het modelleren met de EPANET-MSX toolkit is van de volgende punten uitgegaan:

- Bereken de massa van deeltjes in suspensie door voor elk geadvecteerd element de hoogte van de waterkolom met gesuspendeerde deeltjes bij te houden. Laat de hoogte afnemen, consistent met de bezinksnelheid. Bepaal de gesuspendeerde massa uit de kolomhoogte en deeltjesconcentratie en –dichtheid en houd hierbij rekening met de ronde leidinggeometrie. Deze representatie gaat uit van een constant verticaal concentratieprofiel en verwaarlozing van verticale diffusie, consistent met de uitgangspunten van het theoretisch raamwerk). Turbulente diffusie in de stroomrichting wordt eveneens verwaarloosd, consistent met de uitgangspunten van EPANET.
- Bereken in geval van bezinking de massafractie die overgaat van de suspensiefase naar de sedimentfase.
- Verdeel in geval van resuspensie-condities de aanwezige massa (sediment- plus suspensiefase) over de gehele leiding, zodat een constante concentratie ontstaat.
- Simuleer de massa van de immobiele sedimenten via de immobiele oppervlakte-fase. Simuleer mobiele sediment (middels bed-load transport) via een aanpassing van het massa-behoud-schema.

Het gebruik de EPANET-MSX toolkit voor chemische evenwichtsberekeningen is ongeschikt voor de ontwikkeling van een vervuilingsvoorspellingsmodel om de volgende redenen:

1. De nauwkeurigheid van de resultaten valt tegen. Hoewel de nauwkeurigheid is te verbeteren via de instelbare tolerantiewaarden en tijdstapresolutie resulteert dit in rekentijden die waarschijnlijk te lang zijn voor toepassing voor grote leidingnetwerken.
2. De volgorde van operaties is van belang voor een goed resultaat. Omdat EPANET-MSX uitgaat van evenwichtsberekeningen is deze volgorde niet te beheersen.
3. De functionaliteit van EPANET-MSX is te beperkt voor de beoogde toepassing. Functionaliteit ontbreekt voor conditionele operaties, stapfuncties en de maximum-waarde-bepaling van 2 getallen.
4. Omdat een aantal centrale variabelen concentraties voorstellen, is het voor deze variabelen niet mogelijk met negatieve waarden te rekenen.
5. De beoogde toepassing omvat een veelvoud aan rekenoperaties en de administratie van een groot aantal variabelen. Zonder de mogelijkheid om functies te gebruiken, resulteert dit in een onoverzichtelijk brij van regels.

Gebruik van de EPANET-MSX toolkit voor chemische evenwichtsberekeningen is ongeschikt voor de toolontwikkeling, vanwege de beperkte voorziening van mathematische operaties, de afwezigheid van grip op de volgorde en het structureren van operaties en de tegenvallende convergentiegedrag.

De tweede mogelijkheid voor ontwikkeling was om de broncode van EPANET-MSX aan te passen. Hier is echter ook van afgezien. Het feit dat in de EPANET-MSX-aanpak evenwichtsberekeningen centraal staan, lijkt geen goede basis voor de beoogde toepassing. Vanwege bovenstaande overwegingen is EPANET-MSX ingetrokken als basis voor de beoogde toepassing van transport van deeltjesmateriaal.

Voor de derde mogelijkheid zijn de volgende stappen van belang.

- Ontwikkel een code waarin de massa's in suspensie- en sediment-fases wordt bijgehouden en de uitwisseling tussen sediment- en suspensiefase bijhoudt. Het uitgangspunt is, zoals bij stap 1hierboven, een dalende waterkolom voor deeltjes in suspensie, en de definitie van een sedimentmassa op de leidingwand die middels bed-load transport kan bewegen.
- Advecteer de variabelen door in bovenstaande programmeerschil een koppeling te maken met een hydraulisch rekenpakket, zoals EPANET.

Het is niet mogelijk gebleken om binnen de huidige projectruimte deze strategie uit te werken.

4.2 Data-gedreven modellen

De onderzochte stappen betreffen modellen georiënteerd op fysisch wetten. Deze aanpak kent echter ook nadelen:

- Voor accurate bepalingen van de vervuilingspotentie is een correct hydraulisch model van het onderzoeksgebied een voorwaarde. Het is echter bekend dat leidingnetmodellen meestal niet volledig correct en actueel zijn. Afwijkingen met de werkelijke hydraulische omstandigheden kunnen o.a. samenhangen met verbruikspatronen, afsluiterstanden, werkzaamheden en leidingbreuken. De onzekerheid ten gevolge van modelfouten kan eventueel worden bepaald met een Monte Carlo-benadering, maar structurele modelfouten zullen resulteren in structurele inconsistenties in de voorspellingen.
- Uit de literatuurstudie (Hoofdstuk 2) is gebleken dat sedimenttransport erg gevoelig is voor de diameter en dichtheid van deeltjes. Deze eigenschappen zijn over het algemeen onbekend en lastig te bepalen, met name de deeltjesdichtheid. Ook is het

mogelijk dat processen of invloedfactoren die niet in het model zijn opgenomen het bepalen van werkelijke sedimentaccmulatie negatief beïnvloeden.

De hierboven genoemde nadelen zijn mogelijk te omzeilen met een data-gedreven aanpak, waarbij niet de processen maar meetgegevens centraal staan. Zo hebben (Meyers, Kapelan et al. 2016) een alarmsysteem (early warning system) ontwikkeld voor de bruinwaterrespons van een Brits drinkwatersysteem door gemeten volumestromen en troebelheidsmetingen te analyseren met een kunstmatig neuraal netwerk-algoritme. De resultaten tonen dat accurate verwachtingen van de troebelheid 15 minuten in de toekomst mogelijk zijn. Dit schept perspectief voor alarmsystemen die nuttig zijn voor operationele doeleinden, maar lijkt het voorlopig onmogelijk om op deze manier lange-termijn bepalingen te realiseren. Bovendien zijn alleen voorspellingen te doen op locaties waar real-time troebelheidsmeters zijn geïnstalleerd.

Mounce, Blokker et al. (2016) hebben kunstmatige neurale netwerken (Kohonen zelforganiserende kaarten) en een regressie-methode (evolutionary polynomial regressie) toegepast op significante hoeveelheden praktijkgegevens. Uit dit onderzoek blijkt dat de ijzerconcentratie van het bulk water, het type leidingmateriaal en de graad van vermazing van het leidingnetwerk de sleutelparameters zijn voor het optreden van bruin water in de onderzochte Britse situatie. Voor de Nederlandse situatie zijn dit voorgaande troebelheidswaarden in combinatie met de temperatuur. Dit illustreert het nut van de datamining-aanpak om invloedsfactoren voor bruin water te bepalen. Een nadeel is echter dat geen kennis wordt verkregen over oorzakelijkheden of achterliggende mechanismes

Zonder de waarde van data-gedreven modellen te bagatelliseren, vormen de beperkte tijdhorizon van voorspellingen en het ontbreken van uitspraken over fysische processen beperkingen. Daarnaast moeten grote hoeveelheden data beschikbaarheid zijn.

4.3 Hybride modellen

Hierboven is beschreven dat zowel data-gedreven als op fysische wetten gebaseerde modellen voor- en nadelen hebben. Het is daarom interessant om een methodiek te onderzoeken, waarin de voordelen van de twee modeltypen worden gecombineerd: de zogenaamde hybride modelvorm. Hybride modellen zijn nuttig voor systemen waarvan de dynamiek en patronen moeilijk accuraat zijn te modelleren met fysische wetten, en de kennishiaten aan te vullen door datamining-algoritmes te integreren in fysische modellen (Hofleitner 2013). Hoewel hybride modellen in het huidige onderzoek niet gedetailleerd zijn onderzocht, wordt aanbevolen om dit nader te verkennen als oplossingsrichting voor een vervuilingsvoorspellingsmodel dat de voordelen combineert van de informatie uit een veelheid van meetgegevens en het geven van voorspellingen die aan fysische wetten voldoen. Voor toekomstige ontwikkeling worden dan ook de volgende stappen aanbevolen:

1. Onderzoek de mogelijkheden en meerwaarde van een hybride aanpak.
2. Ontwikkel en valideer een model gebaseerd op fysische wetten
3. Indien nodig, verbeter het model met een data-gedreven module, om zodoende een hybride modelvorm te ontwikkelen.

5 Synthese: Ontwikkeling en implementatie van een vervuilingsvoorspellingsmodel

De basis voor een vervuilingsvoorspellingsmodel is beschreven in hoofdstukken 2 (theoretisch raamwerk), 3 (randvoorwaarden en gebruikersinterface) en 4 (technische aandachtspunten voor implementatie). Met de gecombineerde inzichten is veel nieuw inzicht verkregen in hoe het best kan worden toegewerkt naar een numerieke tool. De inzichten zijn samengebracht in een stappenplan van ontwikkeling:

1. Ontwikkel een software-toepassing waarin de boekhouding van deeltjesmassa wordt bijgehouden, gekoppeld aan een bestaand hydraulische rekenpakket waarin het watertransport door het netwerk wordt berekend, zoals EPANET, Synergi, InfoWorks, etc.
    a. Gebruik het theoretisch raamwerk als basis voor het model. Er is vastgesteld dat dit de meest relevante transportprocessen omvat om vervuilingsdynamiek in een distributienetwerk te modelleren. In dit onderzoek is aangetoond dat bed-load transport een relevante toevoeging is ten opzichte van een bestaande tool (PSM). Het bepalen van de overgangen van transportregimes op basis van de schuifspanning in plaats van de snelheid is consistent met de bestaande fysica en maakt de tool algemeen toepasbaar voor een grote variatie in deeltjeseigenschappen en hydraulische omstandigheden.
    b. De belangrijkste uitvoervariabelen zijn de deeltjesmassa's per eenheid leidinglengte in suspensie- en sedimentfase per eenheid leidinglengte.
2. Ontwikkel een gebruikersinterface, waarvoor de functionaliteit van de PSM/EPANET-interface als uitgangspunt kan dienen.
3. Implementeer de mogelijkheid om uitvoervariabelen op verschillende aggregatieniveaus te presenteren (equidistante leidingsegmenten, gemiddelde over grotere gebieden zoals wijken of gemeenten, gemiddelde over een instelbare tijdsperiode). Hiermee zijn de resultaten beter te vergelijken met praktijkgegevens. Onderzoek de mogelijkheden om evt. met bestaande GIS-pakketten te werken zoals bijvoorbeeld QGIS.
4. Ontwikkel een programmeerschil om de modellen herhaaldelijk door te rekenen (Monte Carlo aanpak) om onzekerheden te berekenen als gevolg van variatie in waterverbruik, hydraulische verstoringen, afsluiterstanden en deeltjeseigenschappen.
5. Test het model op een klein netwerk met minimaal een samenkomende en splitsende leiding, een diameterovergang, twee vervuilingsbronnen en twee verbruikspunten.
6. Toets de schaalbaarheid (rekentijden) van de tool middels toepassing op een bestaand leidingnetmodel met minimaal honderden leidingen en verbruikspunten.
7. Beoordeel de kwaliteit door de modelresultaten te vergelijken met praktijkgegevens van een werkelijk distributienetwerk.
8. Inventariseer de voor- en nadelen van een hybride model ten opzichte van een op fysische wetten gebaseerd model. Onderzoek (bij voldoende voordelen) hoe een

data-gedreven module kan worden ondergebracht in het op fysische wetten gebaseerde model. Ontwikkel en test vervolgens een hybride model.

6 Conclusies en aanbevelingen voor vervolgonderzoek

6.1 Conclusies

In het huidige onderzoek is bepaald wat nodig is om een vervuilingsvoorspellingsmodel te ontwikkelen voor het voorspellen van locaties met verhoogde deeltjesaccumulatie in het distributienet, gekalibreerd met praktijkmetingen. Binnen de grenzen van het huidige onderzoek is het niet mogelijk gebleken om een vervuilingsvoorspellingsmodel te ontwikkelen in de vorm van een numerieke tool. Wel zijn belangrijke stappen gezet die het inzicht in de vervuilingsproblematiek hebben vergroot en een goede basis voor de ontwikkeling van een tool (Hoofdstuk 5). De belangrijkste conclusies van het onderzoek zijn:

- Uit een inventarisatie van de relevantie van processen en invloedfactoren voor sedimentopbouw in distributieleidingen komen de volgende sleutelprocessen naar voren: bezinking van deeltjes onder invloed van de zwaartekracht, resuspensie van deeltjes als gevolg van hydraulische verstoringen en bed-load transport. Met een gevoeligheidsanalyse is aangetoond dat bed-load transport een substantiële bijdrage levert aan sedimentverplaatsing voor veelvoorkomende omstandigheden in Nederlandse distributiesystemen. Voor de onderzochte parameters is berekend dat de snelheid van bed-load transport zelfs enkele procenten van de bulk flow snelheid kan bedragen. De temperatuur speelt een merkbare maar ondergeschikte rol.
- Het uitwerken van een theoretisch raamwerk maakt inzichtelijk welke transportregimes domineren voor een breed bereik van veelvoorkomende omstandigheden in distributiesystemen (snelheid van het water en de dichtheid en diameter van deeltjes). Het raamwerk benadrukt de gevoeligheid van deeltjestransport voor de stroomsnelheid en deeltjeseigenschappen en toont welke transportregimes domineren voor de specifieke distributie-omstandigheden.
- Het onderscheiden van transportregimes op basis van de schuifspanning, in plaats van de stroomsnelheid, sluit beter aan bij de fysische werkelijkheid. Een gevoeligheidsanalyse toont een beperkte invloed voor nauwe parameterruimtes (zoals te verwachten voor Nederlandse distributieleidingen). Voor ruimere parameterruimtes levert het gebruik van de schuifspanning een betere beschrijving van de werkelijkheid op. De relatie met de stroomsnelheid en depositie- en resuspensiesnelheden is inzichtelijk gemaakt.
- De bezinksnelheid is op drie verschillende manieren bepaald met praktijkgegevens. De berekende valsnelheden zijn niet onaannemelijk (ordegrootte ~1×10^{-4} m s^{-1}), maar bevatten moeilijk in te schatten onnauwkeurigheden, omdat de praktijksituaties niet specifiek waren ingericht voor het bepalen van de valsnelheid.
- De belangrijkste randvoorwaarden voor een onderzoekstool en gebruikersinterface zijn:
    - Uitvoer van deeltjesmassa's voor de suspensie- en sedimentfase per eenheid leidinglengte, uitgaande van het opgestelde theoretisch raamwerk gepresenteerd in Hoofdstuk 2.
    - Functionaliteit voor het weergeven en kwantificeren van uitvoervariabelen op verschillende temporele en spatiële aggregatieniveaus: equidistante leidinglengtes, opschalen naar bijvoorbeeld wijkniveau, middelen over een in te stellen tijdperiode.

    - Functionaliteit voor het herhaald doorrekenen van scenario's om onzekerheden in vervuilingsopbouw te bepalen.
- Gebruik van de EPANET-MSX toolkit voor chemische evenwichtsberekeningen is ongeschikt voor de toolontwikkeling, vanwege de beperkte voorziening van mathematische operaties, de afwezigheid van grip op de volgorde en het structureren van operaties en het tegenvallende convergentiegedrag.

6.2 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

De ontwikkeling van een tool op basis van het opgestelde theoretisch raamwerk (Hoofdstuk 2) is een logisch vervolg op het huidige onderzoek. Een stappenplan voor toekomstige ontwikkeling hiervan is opgenomen in de synthese van Hoofdstuk 5. Hiermee is een goede basis neergezet voor het ontwikkelen van een numerieke tool, omdat nu goed duidelijk is welke processen moeten worden meegenomen en hoe, er is een indicatie van parameterwaardes, zowel uit de literatuur als de praktijk, eisen aan functionaliteit en grafische gebruikersinterface zijn duidelijk en er is een ontwikkelingsstrategie beschreven (Hoofdstuk 5).

Een dergelijke numerieke tool omvat de leidende mechanismes, maar niet alle invloedfactoren. De tool kan echter wel als basis dienen waarin deze factoren kunnen worden opgenomen. Ook is in het stappenplan opgenomen om mogelijkheden voor een hybride model te onderzoeken om een voorspellingen gebaseerd op fysische wetten aan te vullen met informatie afgeleid uit grote hoeveelheden meetgegevens.

Ter validatie van het model is aan te bevelen om praktijkgegevens van de waterbedrijven te gebruiken. De centrale modelparameters kunnen experimenteel worden ingeschat. Door gelijktijdig op meerdere locaties volumestromen en troebelheden te meten kan de (re)mobilisatie en bezinking van een deeltjesmassa worden afgeleid. Dit geeft inzicht in de bezinksnelheid en de kritische schuifspanning voor bed-load transport en resuspensie. Met meervoudige steeklansmetingen is het verticale concentratieprofiel af te leiden als indicator voor de mate van bed load transport en resuspensie. Onderzoek met een proefopstelling voor drinkwaterleidingen kan aanvullend inzicht geven in deze processen. Ook is het van belang om de deeltjesdichtheid en de verdeling van deeltjesgroottes te bepalen.

Chemische en microbiologische processen vallen nog steeds buiten de strekking van bovenstaande stappen. Hoewel dergelijke processen van invloed zijn op bruinwaterrisico is nog veel onbekend over de precieze werking van dergelijke processen. Dit verdient een apart onderzoekstraject, waarin de mechanismes en de modelleerbaarheid ervan worden onderzocht. Op basis van de uitkomsten kan worden besloten om deze processen onder te brengen. Corrosieve of microbiologische processen zijn bijvoorbeeld te implementeren als een deeltjeslast in het distributienet, eventueel als functie van omgevingsparameters zoals temperatuur.

7 Literatuur

Arsénio, A. (2009). Particle characterization in the distribution network, KWR Watercycle Research Institute, BTO 2009.005(s).

Beuken, R. H. S. and P. G. Schaap (2004). Vervuilingsvoorspellingsmodel, voorspelling schoonmaken leidingen getoetst, KIWA N.V, BTO 2004.046.

Blokker, E. J. M., Beverloo, H. (2008). Verandering van waterkwaliteit in het distributienet: Metingen in Rosmalen in vermaasd en vertakt netten, KWR Watercycle Research Institute, BTO 2008.039.

Blokker, E. J. M., Beverloo, H. (2015). Representativiteit OPM-metingen (Presentatie Evides, 18 december), KWR Watercycle Research Institute, KWR 2015.105(P).

Blokker, E. J. M. and P. G. Schaap (2006). Evaluatie zelfreinigende netten; metingen zomer 2006 in Hoofddorp (PWN), Kiwa Water Research B.V., Nieuwegein, KWR 06.096.

Blokker, E. J. M. and P. G. Schaap (2007). Sedimentverwijdering bij verschillende snelheden, Kiwa Water Research, Nieuwegein, BTO 2006.070.

Blokker, E. J. M. and P. G. Schaap (2011). Het modelleren van deeltjes in het leidingnet. Nieuwegein, KWR Watercycle Research Institute, BTO 2011.047.

Blokker, E. J. M. and P. G. Schaap (2015). Particle accumulation rate of drinking water distribution systems determined by incoming turbidity. Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference, CCWI 2015. Leicester, U. K. .

Blokker, E. J. M., et al. (2011). Comparing the fouling rate of a drinking water distribution system in two different configurations. CCWI 2011 Urban Water Management: Challenges and Opportunities, Centre for Water Systems, University of Exeter, Exeter.

Blokker, E. J. M., Schaap, P. (2015). Temperature influences discolouration risk. Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference, CCWI 2015. Leicester, U.K., Procedia Engineering. 119: 280-289.

Blokker, E. J. M., Schaap, P. G. (2012). Vervuilingslocaties in een leidingnet, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein, KWR 2012.089.

Blokker, E. J. M., et al. (2007). Self-cleaning networks put to the test. World environmental and water resources congress 2007, ASCE, Tampa, Fl, USA.

Blokker, M., et al. (2012). "Using valve manipulation to manage discolouration risk in drinking water distribution networks." Water Asset Management International 8: 7-10.

Boxall, J. B., Saul, A. J., Gunstead, J. D., Dewis, N. (2003). A novel approach to modelling sediment moveent in distribution mains based on particle characteristics. Water Software Systems. B. C. B. Ulanicki, J. P. Rance. 1: Theory and Applications.

Furnass, W. R. (2015). Modelling both the continual accumulation and erosion of discolouration material in drinking water distribution systems. Dept. of Civil and Structural Engniineering, The University of Sheffield, U. K.

Furnass, W. R., et al. (2014). "Modelling both the continual erosion and regeneration of dicolouration material in drinking wate distribution systems." Water Science & Technology 14(1): 81-90.

Hofleitner, A. (2013). A hybrid approach of physical laws and data-driven modeling for estimation: the example of queuing networks. Electrical Engineering and Computer Science, University of California, Berkeley. Doctor of Philosophy.

Mesman, G. A. M. and M. Meerkerk (2015). Sediment in drinkwaterleidingen; Beoordelen en beheersen, rapport PCD 2, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Meyers, G., et al. (2016). "Short-term forecasting of turbidity in a UK water distribution system." Procedia Engineering, 12th International Conference on Hydroinformatics, HIC 2016 154: 1140-1147.

Mounce, S. R., et al. (2016). "Multivariate data mining for estimating the rate of discolouration material accumulation in drinking water distribution systems." IWA Journal of Hydroinformatics 18(1): 96-114.

Rossman, L. A. (2000). EPANET 2 USERS MANUAL. Cincinnati, OH, U.S.A., U. S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-00/057.

Ryan G., M., P., Haylock, G., Jayaratne, A., Wu, J., Noui-Mehidi, N., Grainger, C., Nguyen, B. V. (2008). Particles in Water Distribution Systems, The Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment.

Schaap, P. and M. Blokker (2012). Understanding differences in sediment characteristics in drinking water distribution networks. WDSA 2012, Adelaide, Australië.

Schaap, P. G. and C. F. T. Kivit (2007). Meten op transportleidingen, Kiwa Water Research, Nieuwegein, BTO 2007.003.

Shang, F., et al. (2008). EPANET Multi Species Extension Software. Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency.

Shields, A. (1936). "Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung." Mitteilungen der Preussischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau 26.

Van Rooij, D. J. M. (2016). Clusteranalyse bruinwatermeldingen Eindhoven. Dpt. Applied Mathematics, Fontys Hogescholen. BSc Thesis (in Dutch).

Van Summeren, J. and M. Blokker (2017). "Modeling particle transport and discoloration risk in drinking water distribution networks." Drink. Water Eng. Sci. Discuss.: 12.

Van Summeren, J., et al. (2015). Influence of temperature, network diagnostics, and demographic factors on discoloration-related customer reports. Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference, CCWI 2015. Leicester, U.K.

van Thienen, P., et al. (2011). "Radial transport processes as a precursor to particle deposition in drinking water distribution systems." Water Research 45(4): 1807-1817.

Vogelaar, A. and E. J. M. Blokker (2010). Particle Sediment Modelling, KWR Watercyle Research Institute, BTO 2010.011.

Vreeburg, J. and J. B. Boxall (2007). "Discolouration in potable water distribution systems: A review." Water Research 41: 519-529.

Vreeburg, J. H. G. (2007). Discolouration in drinking water systems: a particular matter, Ph.D. Thesis, Delft University of Technology.

Bijlage I Theoretisch raamwerk

Drink. Water Eng. Sci., 10, 1–9, 2017
https://doi.org/10.5194/dwes-10-1-2017
© Author(s) 2017. This work is distributed under
the Creative Commons Attribution 3.0 License.

Drinking Water
Engineering and Science
Open Access

Modeling particle transport and discoloration risk in drinking water distribution networks

Joost van Summeren and Mirjam Blokker

KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein, 3433PE, the Netherlands

Correspondence to: Joost van Summeren (joost.van.summeren@kwrwater.nl)

Received: 15 March 2017 – Discussion started: 2 May 2017
Revised: 29 July 2017 – Accepted: 1 August 2017 – Published:

Abstract. Discoloration of drinking water is a worldwide phenomenon caused by accumulation and subsequent remobilization of particulate matter in drinking water distribution systems (DWDSs). It contributes a substantial fraction of customer complaints to water utilities. Accurate discoloration risk predictions could improve system operation by allowing for more effective programs on cleaning and prevention actions and field measurements, but are challenged by incomplete understanding on the origins and properties of particles and a complex and not fully understood interplay of processes in distribution networks. In this paper, we assess and describe relevant hydraulic processes that govern particle transport in turbulent pipe flow, including gravitational settling, bed-load transport, and particle entrainment into suspension. We assess which transport mechanisms are dominant for a range of bulk flow velocities, particle diameters, and particle mass densities, which includes common conditions for DWDSs in the Netherlands, the UK, and Australia. Our analysis shows that the theoretically predicted particle settling velocity and threshold shear stresses for incipient particle motion are in the same range as, but more variable than, previous estimates from lab experiments, field measurements, and modeling. The presented material will be used in the future development of a numerical modeling tool to determine and predict the spatial distribution of particulate material and discoloration risk in DWDSs. Our approach is aimed at understanding specific causalities and processes, which can complement data-driven approaches.

1 Introduction

Discoloration events in drinking water distribution networks occur worldwide as a result of accumulation of particulate material in pipes and subsequent remobilization due to hydraulic disturbances (e.g., Vreeburg, 2007). Strategies to reduce the risk of discoloration events include quality improvement of treated water (to reduce the particle load into the network), implementation of a self-cleaning network layout (to prevent particle accumulation), and cleaning actions (to locally remove accumulated material from pipes before the amount becomes too high). Although these strategies are partly successful, the processes and mechanisms that cause discoloration events are complex and not yet fully understood, which hampers further risk reduction. For example, advanced treatment processes have enhanced the water quality that enters distribution systems (DWDSs), but cannot fully remove the load of particulate matter that enters DWDSs. The resuspension potential method has improved the understanding in the local presence of particulate matter and the relationship with hydraulic events, but does not provide a comprehensive understanding of particulate matter transport (Vreeburg et al., 2005). Self-cleaning networks have been implemented and found to be effective in reducing discoloration risks in the Netherlands (Blokker et al., 2009), but have only been implemented in some Dutch DWDSs installed after the mid-1990s.

Field measurements from an extensive and prolonged program of cleaning actions that covers ∼450 km of pipes per year by Dutch water company PWN indicate that high-turbidity events often occur in repeatable spatial and temporal patterns (Blokker and Schaap, 2011; Mounce et al., 2016). Factors that influence these patterns include the hydraulic vigor associated with the buildup and displacement of particles (Blokker and Schaap, 2007) and sediment load

Published by Copernicus Publications on behalf of the Delft University of Technology.

from the treatment plant and transport mains upstream from the DWDS (Blokker and Schaap, 2015a). Although not all of the observed variability in particle accumulation can fully be explained, the repeatability suggests the possibility of describing the propagation and spatial distribution of particle cumulates in the DWDS with a model.

Several models for discoloration in DWDSs exist. Richardt et al. (2009) developed a model to calculate flushing intervals aimed at preventing the deposit growth in pipe segments (inferred from measured deposits) from exceeding the maximum possible deposit level (derived from the maximum daily velocity from a hydraulic simulation). A decrease in customer complaints was reported when applied to a real-life network. One drawback of their approach is that it requires deposition information for all pipe segments in the study area. Another is that transfer of deposits across network segments is not allowed for. As such, changing flow conditions – e.g., flow reversals due to anomalous supply conditions – will pose a challenge to the quality of the model results.

The Particle Sediment Model (PSM, Ryan et al., 2008) includes the processes of particle settling, resuspension, and wall deposition across the complete pipe circumference. The Variable Condition Discoloration Model (VCDM, Furnass et al., 2014) builds on the Prediction and Control of Discolouration in Distribution Systems (PODDS, Boxall et al., 2001). VCDM assumes that discoloration is related to the attachment and erosion of particles to pipe walls. It provides a mathematical formulation for the simultaneous occurrence of erosion of weak material (i.e., material with a strength below the actual shear stress) and build-up of strong material (strength above the actual shear stress). VCDM has been validated for individual transport mains, but not for smaller distribution pipes, for which it is plausible that gravitational settling dominates. Although PSM and VCDM are partly successful in predicting patterns of local particle accumulation (e.g., Vogelaar and Blokker, 2010; Furnass et al., 2014), this success depends strongly on model calibration with local field measurements and laboratory data (for the Australian and British utilities, respectively). Available transport may be incomplete because of the absence of potentially important processes, such as bed-load transport. In addition, conditions and mechanisms may differ from DWDSs for which the model was not calibrated, such as different source quality due to other treatment processes or non-chlorinated Dutch systems that include self-cleaning network layouts.

The objective of the present paper is to develop a theoretical framework that describes the leading processes governing particle transport and causing discoloration events. The framework serves as a basis for developing a numerical modeling tool to determine and predict the spatial distribution of particulate material in (Dutch) drinking water distribution systems. System operation can benefit from successful predictions that allow for more effective programs on cleaning actions and field measurements, particularly in network areas where available data are limited or absent. Because field data indicate that multiple transport mechanisms (e.g., gravity and turbulence) and modes (e.g., bed-load transport and transport in suspension) can operate simultaneously or in succession, a model based on a description of processes rather than extrapolation of available measurements is more likely to result in reliable and generically applicable predictions. We assess which particle transport mechanisms are dominant for a range of drinking water conditions and particle properties, in particular flow velocity, particle diameter, and particle size. This serves as a basis for later development of a numerical tool for the transport of particulate material. Our approach is aimed at understanding specific causalities and processes. This can complement data-driven approaches which give important understanding in key descriptive parameters for particular DWDSs (e.g., Mounce et al., 2016) but do not investigate the causalities and processes explicitly.

2 Identifying relevant transport processes from current understanding of particle transport in DWDSs

Several previous studies have demonstrated the importance of processes and mechanisms within DWDSs, in addition to processes at treatment plants and transport mains, to determine particle transport and discoloration risk. Laboratory experiments with smooth pipes have demonstrated that at low flow velocity only the lower half of pipes accumulate particles (iron flocs), while at a higher flow velocity, particles accumulate over the complete pipe circumference (Vreeburg, 2007; Ryan et al., 2008). Circumferential accumulation is likely associated with the process of turbophoresis; its contribution is mostly limited to large particles at high flow velocities in transport mains and is not expected to play a major role in distribution mains (Van Thienen et al., 2011). This study shows that turbophoresis is predicted to significantly contribute to radial sediment transport for flow velocities of $> 1\,\mathrm{m\,s^{-1}}$ for $\sim 50\,\mu\mathrm{m}$ particles and even higher flow velocities for smaller particles. Accumulation of particles on the pipe's lower half can plausibly be attributed to settling under the influence of gravitational acceleration.

DWDS pipelines with maximum daily flow velocities above 0.2 to $0.25\,\mathrm{m\,s^{-1}}$ are less prone to particle accumulation, plausibly because daily erosion of sediments prevents build-up to significant discoloration risk levels, and this has led to the successful implementation of self-cleaning networks with pipeline diameters adjusted to attain this flow velocity in the Dutch drinking water sector (Vreeburg, 2007). The importance of hydraulic processes within the DWDS is further corroborated by evidence that the self-cleaning capacity can be regulated by valve manipulation, and measurements suggest an influence of the vertical inclinations of pipes, pipe junctions, and plumbing fixtures (related to valves, hydrants, sensors, etc.; Schaap and Blokker, 2013). In

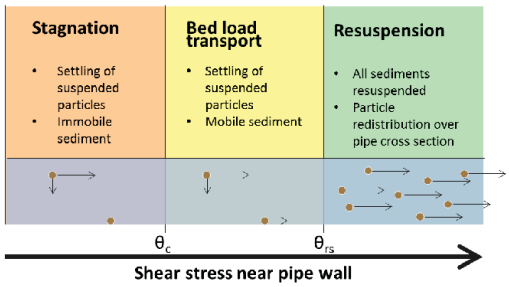


Figure 1. Conceptual representation of the particle transport model. Below a dimensionless critical shear stress (Shields number for incipient motion, θ_c, red area) particles in suspension settle to the bottom of the pipe under the influence of gravity and, once settled, remain immobile. Above the critical Shields number for particle entrainment (θ_{rs}, green area), we assume that all particles are resuspended instantly and redistributed uniformly over the cross section of the pipe. At intermediate shear stress conditions (yellow area), suspended particles settle and particles in the sediment phase move by means of bed-load transport. The transport phases are schematically visualized in the blue ribbon.

addition, independent studies suggest that sediment load and frequency of customer discoloration reports vary with the water temperature within the distribution pipes, as opposed to temperatures at the treatment plant (Blokker and Schaap, 2015b; Van Summeren et al., 2015). Furthermore, a cluster analysis of discoloration customer reports shows evidence that discoloration events are caused on the local level, suggesting that mechanisms in distribution pipelines rather than in transport mains critically control discoloration events (Van Rooij, 2016). Simultaneous lance measurements at various pipe depths suggest a downward positive concentration gradients during elevated turbidity events, suggesting the possibility of sediment mobilization through bed-load transport in distribution pipes (Schaap and Kivit, 2007).

With the above in mind, we decided to focus on a model for distribution pipelines that captures particle settling under the influence of gravity, particle resuspension by hydraulic forces, and sediment mobility by means of bed-load transport. We investigate how particle size, particle density and flow velocity, and associated shear stresses affect these processes.

Other mechanisms related to turbulent motion–particle interaction are likely relevant but probably not dominant. Turbulent diffusion can perturb the trajectory of a suspended particle and, hence, its apparent settling velocity. Turbulent dispersion effects near the viscous sub-layer can also modulate particle concentration profiles. Turbulent fluctuations can influence incipient motions and resuspension, but are only implicitly incorporated into our analysis.

Particulate accumulation is known to be related to biological activity (Gauthier et al., 1999). Organic matter in particulate accumulation may consist of 1–12 % of bacterial biomass, making the deposits an important factor in biological safety of drinking water (Vreeburg, 2007). However, because interactions between particle transport and microbiological processes are complex and not yet fully understood, they are kept out of the scope of the current research. Cementation or armoring and compaction of sediment layers potentially strengthen sediments over time, but this aspect is out of the scope of this paper. Chemical processes such as flocculation may change the particles' size and density during transport. Consideration of this process requires detailed knowledge of particle properties and the local water chemistry and might be added at a later stage.

3 Model description for particle transport

3.1 General remarks

The particle transport model is outlined in the sections below and conceptually visualized in Fig. 1. Parameter domains for stagnation, bed-load transport, and resuspension are separated by threshold values of a dimensionless shear stress (Shields number, θ). Key parameters used in this study are listed in Table 1.

3.2 Gravitational settling of particulate material

We assume that at subcritical shear stress conditions (further described in Sect. 3.2) particles in the water phase sink under the influence of gravity, with a settling velocity u_s and particles that reach the pipe wall remaining immobile. The settling (or fall) velocity is formulated by Stokes' law, first stated in 1851, which describes the balance between gravity, buoyancy, and friction of a sinking particle. The settling velocity depends on particle properties and hydraulic conditions and is assumed to be independent of the larger-scale flow. The general form of the free (no interaction between individual particles) settling velocity for spherical, incompressible particles is

$$u_s = \left[\frac{4gsd_p}{3C_d}\right]^{1/2}, \tag{1}$$

with C_d the friction coefficient, g the gravitational acceleration, $s \equiv (\rho_p - \rho_f)/\rho_f$ the relative excess mass density, ρ_p and ρ_f the particle and fluid density, respectively, and d_p the particle diameter. In case of a small particle Reynolds number (< 0.2), the fluid flow surrounding the particle is laminar, independent of the larger-scale fluid flow:

$$Re_p = \frac{u_s d_p}{\nu(T)} < 0.2, \tag{2}$$

Table 1. Definitions of key parameters. Symbol d_p is used for the particle diameter, ρ_p and ρ_f represent mass particle and fluid density, respectively, κ is the von Kármán constant, ν is the (temperature-dependent) kinematic viscosity of water, g is the gravitational acceleration (taken as 9.81 ms^2), C_d is the friction factor, and C_f is the Darcy friction factor (taken as 0.02 in this study unless otherwise mentioned).

Parameter description	Formulation	Unit
Particle Reynolds number	$Re_p = \frac{u_s d_p}{\nu}$	–
Boundary Reynolds number	$Re_* = \frac{u_* d_p}{\nu}$	
Rouse number	$P = \frac{u_s}{\kappa u_*}$	
Relative specific particle weight	$s = \frac{\rho_p - \rho_f}{\rho_f}$	
Particle settling velocity (general form)	$u_s = \left[\frac{4gsd_p}{3C_d}\right]^{1/2}$	$m\,s^{-1}$
Particle settling velocity (for particle Reynolds numbers)	$u_s = \frac{gsd_p^2}{18\nu}$	$m\,s^{-1}$
Shields number	$\theta = \frac{\tau_b}{(\rho_p - \rho_f)gd_p}$	
Critical Shields number for particle incipient motion	θ_c	
Critical Shields number for particle entrainment	θ_{rs}	–
Shear velocity	$u_* = u_f\sqrt{C_f}$	$m\,s^{-1}$
Shear stress near sediment bed	$\tau_b = \frac{\rho_f u_f^2 C_f}{8}$	Pa

Table 2. Overview of common particle diameter and density and bulk flow velocity conditions in DWDS for the Netherlands, the UK, and Australia.

DWDS	Particle diameter (µm)	Particle density ($kg\,m^{-3}$)	Bulk flow velocity of water ($m\,s^{-1}$)
Dutch	3–12*	1000–1300	0.05–0.2*
UK	5–30*	1000–1300*	0.05–0.2*
Australian	0.5–500; median: 8–27	1180–2040	0.05–0.2

* Following Van Thienen et al. (2007). For the Netherlands we assumed the same particle density as as those of the UK (Boxall et al., 2007). Particle diameters for the Australian DWDSs were derived from six locations ranging between 0.5 and 400 µm, while median values range between 8 and 27 µm (Ryan et al., 2008). Particle densities for Australian utilities were derived from 20 locations (Ryan et al., 2008).

with $\nu(T)$ the temperature-dependent kinematic viscosity. Under these conditions the friction coefficient is given by

$$C_D = \frac{24\alpha_{sh}}{Re_p}, \tag{3}$$

with α_{sh} the particle shape factor. We assumed spherically shaped particles, i.e., $\alpha_{sh} = 1$, because particle shape is difficult to determine. Substitution of the friction coefficient in Eq. (1) results in

$$u_s = \frac{gsd_p^2}{18\nu(T)}. \tag{4}$$

The temperature dependence of the viscosity is relevant, because a temperature increase from 5 to 25 °C can lower the fluid viscosity and increase the settling velocity by ~ 70 %, as pointed out by Kris and Hadi (2007). We use the free-fall velocity, because hindered settling, whereby the presence of surrounding particles decreases the settling velocity, can be ignored at typical particle concentrations in the ppm range.

Next, we assess expected settling velocities for DWDS conditions documented for the Netherlands, the UK, and Australia (Table 2). Note that the particle diameter range for Australian utilities is comparatively wide, because we used the full range between minimum and maximum diameters documented for 20 locations, and the estimates include transport mains, as opposed to the estimates for the Netherlands and the UK. We represented settling velocities in a contour plot (Fig. 2), which shows a strong positive dependence of the settling velocity on particle size and density: even within a limited density range of 1100–1300 $kg\,m^{-3}$, the settling velocity for common Dutch DWDS conditions varies over 1 order of magnitude. A default settling velocity of $u_s = 1.6 \times 10^{-6}\,m\,s^{-1}$ was determined from experiments of the Australian DWDS (Ryan et al., 2008), indicated by the blue line. Although the default value falls within the conditions of the three countries, a large variation of settling velocities may be anticipated, because of the strong sensitivity to particle properties.

It was pointed out by Ryan et al. (2008) that the empirically derived settling velocity is higher than the Stokes velocity. Possibly, this is because they used a specific gravity derived from dried samples, whereas the (effective) density of suspended particles will be reduced due to the virtual mass effect, whereby a fluid boundary layer encloses a particle and acts as part of the particle in terms of inertia.

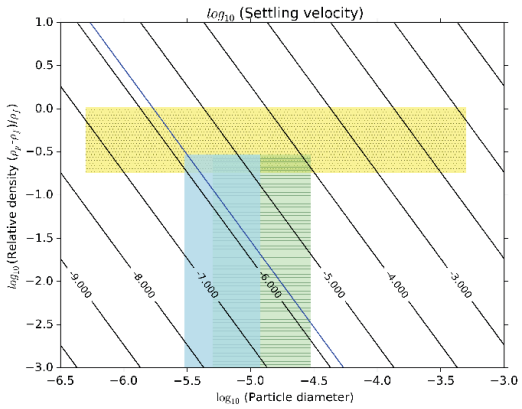


Figure 2. Contour plot of the settling velocity of particles (u_s in $m\,s^{-1}$) as a function of particle diameter (d_p in m) and particle excess density relative to water ($s = (\rho_p - \rho_f)/\rho_f$, dimensionless). The blue, green-striped, and yellow-dotted rectangles refer to particle properties that are common for Dutch, UK, and Australian DWDSs (see Table 2 and the text for explanation). The black contour lines refer to particle settling velocity values. The blue line refers to the default particle settling velocity of $u_s = 1.6 \times 10^{-6}\,m\,s^{-1}$ determined from experiments of the Australian DWDS.

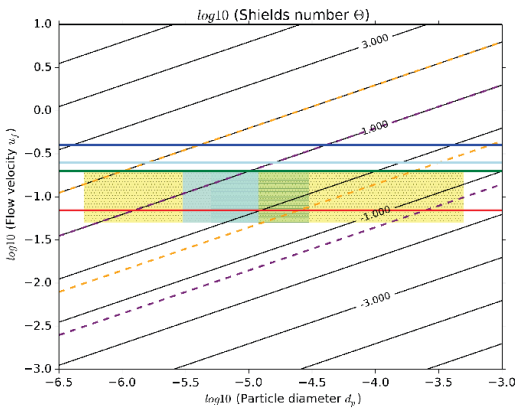


Figure 3. Contour plot of the Shields number as a function of the average flow velocity $\bar{u}_f$ and particle diameter d_p. The blue, green-striped, and yellow-dotted rectangles show common Dutch, UK, and Australian drinking water conditions, respectively (see Table 2 and the text for explanation). Blue, light-blue, green, and red lines indicate proposed upper limits of self-cleaning velocities of 0.4 (Vreeburg, 2008) and $0.25\,m\,s^{-1}$ (Blokker et al., 2010), and the default resuspension ($0.2\,m\,s^{-1}$) and deposition ($0.07\,m\,s^{-1}$) velocities for Australian DWDSs (Ryan et al., 2008). As mentioned in the text, the critical Shields numbers for incipient motion, θ_c, are estimated to vary between 0.05 and 10 ($\log_{10}$-values between -1.3 and 1). The resuspension threshold is $\theta_{rs} \approx 10\theta_c$ (see text) and thus varies between 0.5 and 100 ($\log_{10}$-values of -0.3 and 2).

3.3 Critical wall shear stress for incipient motion and resuspension of particles

Initiation of particle motion is often determined using a non-dimensionalization of the shear stress, known as the Shields number θ (Shields, 1936):

$$\theta = \frac{\tau_*}{(\rho_p - \rho_f)\, g d_p} = \frac{u_f^2 C_f}{8 s g d_p}. \tag{5}$$

The Shields number gives the ratio of shear force exerted on the particle by the fluid and the particle's mass density. In principle, particle motion initiates when the shear stress near the sediment bed becomes larger than a critical value, $\theta > \theta_c$. In the sediment transport literature the Shields diagram gives an empirical relationship for θ_c as a function of the boundary Reynolds number $Re_* = \frac{u_* d_p}{\nu}$ (Shields, 1936; Arolla and Desjardins, 2015). Although the Shields diagram is based on experiments with rectangular channels, it provides a starting point for cylindrically shaped pipes.

Figure 3 shows how larger fluid velocity and smaller particles promote the propensity to incipient particle motion (increasing θ). For increasing particle size, d_p (1×10^{-6} to 1×10^{-5} m), and fluid flow velocity, $\bar{u}_f$ (0.01 to $0.1\,m\,s^{-1}$), the boundary Reynolds number increases from 1.4×10^{-3} to 14. The latter value is associated with a τ_c value of $\approx$0.05. The former value lies outside the Shields diagram. As a starting point, we assume a value of $\tau_c = 10$. The $\log_{10}$-values of of 1 and -1.3 are indicated by the purple lines in Fig. 3. It is emphasized, however, that this latter value needs to be validated empirically to obtain more precise estimates for common conditions in Dutch DWDSs. At an intermediate value of $\theta_c = 1$, the associated critical flow velocity is $\bar{u}_{f,c} = 0.063\,m\,s^{-1}$. By comparison, a default, fixed deposition velocity of $0.07\,m\,s^{-1}$ was derived from experiments on particle transport at conditions common to the Australian DWDSs (Ryan et al, 2008).

Resuspension of particles occurs above a critical wall shear stress for entrainment by the passing fluid, θ_{rs}. The hydrodynamic forces and torque on a particle sitting on a bed with a destabilizing turbulent flow were developed in a model by Lee and Balachandar (2012). Entrainment occurs when the lift force on a particle exceeds the gravitational force and their model demonstrates that – similar to the threshold for incipient motion – the decrease in θ_{rs} is nearly inversely proportional to Re_*, but values of θ_{rs} are approximately an order of magnitude larger than θ_c for $Re_* < 1$. The associated thresholds are shown by the orange lines in Fig. 3. At $Re_* = 1$, the resuspension threshold shear stress is $\theta_{rs} \approx 1$. By comparison, $\theta_c/\theta_{rs} \approx 0.1$ is similar to the ratio derived from default fluid velocity thresholds from experiments with drinking water from Australian

utilities ($u_c = 0.07$, $u_{rs} = 0.20\,\mathrm{m\,s^{-1}}$; Ryan et al., 2008), i.e., $(u_c/u_{rs})^2 = 0.12$. The predictive power of a constant resuspension velocity threshold instead of a variable shear stress threshold may be sufficient for narrow particle diameters and density ranges (such as those of the Netherlands and the UK), but are expected to become inexact for wider parameter ranges.

3.4 Bed-load transport, flow velocity, and concentration profile

At moderate shear stresses, a fraction of particles on a bed can mobilize by means of sliding, rolling, and saltating while maintaining contact with the immobile part of the sediment. The sediment bed is not resuspended, but is able to move relative to the fixed substrate at a fraction of the bulk flow velocity. This process is known as bed-load transport and plausibly occurs at wall shear stresses in-between the threshold values for incipient motion, θ_c, and resuspension, θ_{rs} (Fig. 1). We apply the commonly used expression for the (non-dimensional) bed-load transport rate, ϕ_B, known as the Meyer-Peter and Müller equation (Meyer-Peter and Müller, 1948):

$$\phi_B = 8(\theta - \theta_c)^{3/2}, \tag{6}$$

Experiments with turbulent water flows over a granular bed in rectangular channels by Florez and De Morales Franklin (2016) validated Meyer-Peter and Müller close to the threshold region. They also demonstrated that far from the threshold region the experimental data better fit a $(\theta - \theta_c)^{5/2}$ function, but this was not taken into account in our model, because a comprehensive description is not available. Unsurprisingly, ϕ_B is a function of the Shields number, and only applies above the threshold shear stress for incipient motion, θ_c. The dimensional volumetric bed-load transport rate per unit width (in the cross-sectional direction of a rectangular channel) is

$$q_B = \phi_B \sqrt{sgd^3}. \tag{7}$$

The total volumetric bed-load mass transport rate is Eq. (7) multiplied by the effective channel width, for which we adopt the pipe radius ($D/2$):

$$Q_B = q_B D/2. \tag{8}$$

The bed-load velocity u_B is related to Q_B as follows:

$$u_B = \frac{Q_B}{A_B} = \frac{Q_B \rho_p}{m_B}, \tag{9}$$

with A_B the surface of the bed in the cross-sectional direction and m_B the mass per unit length of pipe.

To verify whether bed-load transport operates under DWDS conditions, a sensitivity analysis was performed for a range of common flow velocities, u_f, and particle diameters, d_p, in a 100 mm distribution pipe. To determine the dominant transport phases in this parameter space, Shields numbers are calculated and compared to the threshold values for incipient motion (θ_c) and resuspension (θ_{rs}) for a range of d_p and u_f values as indicated in Table 3. The modest influence of flow velocity on the Darcy friction factor was taken into account in the calculation. Further assumptions are a kinematic viscosity of $\nu = 1 \times 10^{-6}\,\mathrm{m^2\,s^{-1}}$, a relative particle density of $s = (\rho_p - \rho_f)/\rho_f = 0.1$, and constant Shields numbers of $\theta_c = 1$ and $\theta_{rs} = 10$. Although θ_c and θ_{rs} depend on u_f, d_p, and other parameters, as was discussed in Sect. 3.2, the assumed constant values provide a reasonable starting point. Table 3 shows the subdomains for the prevalence of sediment stagnation (bold), bed-load transport (italic), and particle resuspension (bold italic). The results demonstrate that bed-load transport is a likely transport mechanism for a range of flow velocities and a broad range of particle diameters that are common in distribution pipes. The domain where bed-load transport is dominant shifts to higher flow velocities for larger critical Shields numbers (as can be deduced from Table 3) and for larger pipe diameters (not shown). Note that these results rely on critical Shields numbers that are rough extrapolations from the Shields diagram and need to be validated empirically (Sect. 3.3).

The total volumetric bed-load mass transport rate is calculated using Eq. (8). The results are shown in Fig. 4 and demonstrate that bed-load transport rates increase for progressively larger values of the shear stress (Shields number) and particle diameter. To put these values into perspective, we consider the transport rates of a resuspension event. Strongly discolored water of up to 1000 FTU has been associated with mass concentrations of below $500\,\mathrm{mg\,L^{-1}}$ (Blokker and Schaap, 2011). Assuming a particle density of $1100\,\mathrm{kg\,m^{-3}}$ and a flow velocity of $0.4\,\mathrm{m\,s^{-1}}$ through a 0.1 m diameter pipe, the mass transport rate is $1.5 \times 10^{-6}\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$. Unsurprisingly, transport rates are lower for bed-load transport than for the example resuspension event. Nevertheless, the results suggest that bed-load transport has the potential to contribute substantially to sediment mass transfer in DWDSs. Some care must be taken in the interpretation of the results: if bed-load transport is intermitted by periods of stagnation, the (time-averaged) transport rates decrease accordingly. Also, thin layers or discontinuous patches of sediment likely lower the bed-load transport rates, but this is not accounted for in the formulation that is based on experiments of rectangular channels and thick layers of sediment. Because bed-load transport is likely affected by boundary wall effects and the effective channel width may differ from $D/2$, transport rates and velocities should be verified for cylindrically shaped pipes.

Below the resuspension threshold, settled and suspended particles coexist. The associated vertical concentration pro-

Table 3. Ratio of actual Shields numbers to threshold Shields numbers for incipient motion (θ/θ_{rs}) as a function of particle diameter and bulk flow velocity of water. Color coding refers to the prevalent transport domains (see Fig. 1 and the accompanying text) for each parameter combination: stagnation (bold, $\theta < \theta_c$), bed-load transport (italic, $\theta_c \leq \theta < \theta_{rs}$), and resuspension (bold italic, $\theta \geq \theta_{rs}$).

Flow velocity ($m\,s^{-1}$)	Particle diameter (m)							
	5.6×10^{-7}	1.0×10^{-6}	1.8×10^{-6}	3.2×10^{-6}	5.6×10^{-6}	1.0×10^{-5}	1.8×10^{-5}	3.2×10^{-5}
0.32	$\boldsymbol{\mathit{2.2\times10^{2}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.8\times10^{2}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.4\times10^{2}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.1\times10^{2}}}$	$\boldsymbol{\mathit{9.2\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{7.4\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{6.0\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{4.8\times10^{1}}}$
0.18	$\boldsymbol{\mathit{5.9\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{4.7\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{3.8\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{3.1\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{2.5\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{2.0\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.6\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.3\times10^{1}}}$
0.1	$\boldsymbol{\mathit{1.6\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.3\times10^{1}}}$	$\boldsymbol{\mathit{1.0\times10^{1}}}$	$\mathit{8.3\times10^{0}}$	$\mathit{6.7\times10^{0}}$	$\mathit{5.4\times10^{0}}$	$\mathit{4.3\times10^{0}}$	$\mathit{3.5\times10^{0}}$
0.056	$\mathit{4.3\times10^{0}}$	$\mathit{3.5\times10^{0}}$	$\mathit{2.8\times10^{0}}$	$\mathit{2.3\times10^{0}}$	$\mathit{1.8\times10^{0}}$	$\mathit{1.5\times10^{0}}$	$\mathit{1.2\times10^{0}}$	$\mathbf{9.5\times10^{-1}}$
0.032	$\mathit{1.2\times10^{0}}$	$\mathbf{9.5\times10^{-1}}$	$\mathbf{7.7\times10^{-1}}$	$\mathbf{6.2\times10^{-1}}$	$\mathbf{5.0\times10^{-1}}$	$\mathbf{4.0\times10^{-1}}$	$\mathbf{3.2\times10^{-1}}$	$\mathbf{2.6\times10^{-1}}$
0.018	$\mathbf{3.3\times10^{-1}}$	$\mathbf{2.6\times10^{-1}}$	$\mathbf{2.1\times10^{-1}}$	$\mathbf{1.7\times10^{-1}}$	$\mathbf{1.4\times10^{-1}}$	$\mathbf{1.1\times10^{-1}}$	$\mathbf{8.9\times10^{-2}}$	$\mathbf{7.2\times10^{-2}}$
0.01	$\mathbf{9.1\times10^{-2}}$	$\mathbf{7.3\times10^{-2}}$	$\mathbf{5.9\times10^{-2}}$	$\mathbf{4.7\times10^{-2}}$	$\mathbf{3.8\times10^{-2}}$	$\mathbf{3.1\times10^{-2}}$	$\mathbf{2.5\times10^{-2}}$	$\mathbf{2.0\times10^{-2}}$
0.0056	$\mathbf{2.5\times10^{-2}}$	$\mathbf{2.0\times10^{-2}}$	$\mathbf{1.6\times10^{-2}}$	$\mathbf{1.3\times10^{-2}}$	$\mathbf{1.1\times10^{-2}}$	$\mathbf{8.5\times10^{-3}}$	$\mathbf{6.9\times10^{-3}}$	$\mathbf{5.5\times10^{-3}}$
0.0032	$\mathbf{7.0\times10^{-3}}$	$\mathbf{5.7\times10^{-3}}$	$\mathbf{4.6\times10^{-3}}$	$\mathbf{3.7\times10^{-3}}$	$\mathbf{3.0\times10^{-3}}$	$\mathbf{2.4\times10^{-3}}$	$\mathbf{1.9\times10^{-3}}$	$\mathbf{1.5\times10^{-3}}$

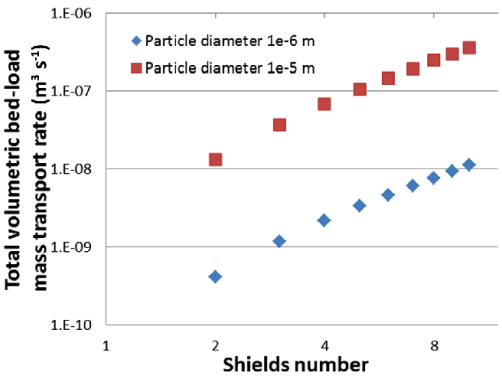


Figure 4. Bed-load transport rate per unit width (in the cross-sectional direction of a channel) as a function of the Shields number and for particle diameters as indicated. See the text for parameter values assumed in this calculation.

file and ratio of suspended to bed-load particle mass can be compared to predictions using the non-dimensional Rouse number P. The Rouse number is the ratio between settling and upward velocity of suspended particles and is used in fluid dynamics to define the transport mode and vertical concentration profile of suspended sediments (Rouse, 1937):

$$P = \frac{u_s}{\kappa u_*}, \tag{10}$$

with κ the von Kármán constant ($\kappa \approx 0.4$). Experimentally derived P-values delimit the transport mode: stagnant sediment ($P > 7.5$), bed-load transport ($2.5 < P < 7.5$), 50 % suspended load ($1.2 < P < 2.5$), and 100 % suspended load ($P < 1.2$). We do not consider the condition for wash load ($P < 0.8$), because it does not apply to closed pipes. The Rouse number also defines the concentration profile, derived from the diffusion equation (Rouse, 1937):

$$\frac{c(z)}{c(a)} = \left[\left(\frac{h-z}{x}\right)\left(\frac{a}{h-a}\right)\right]^P, \tag{11}$$

with $c(z)$ the concentration at height z above the mean bed, $c(a)$ the reference concentration at a reference height $z = a$, and h the water depth. The reference height a is generally taken as $0.05\,h$. Equation (11) implies steeper concentration values for larger P-values. This is relevant because lance measurements can probe the concentration at different depths and thus have the potential to verify concentration profiles. It should be verified, however, experimentally or theoretically to what extent concentration profiles in closed cylindrically shaped pipes follow Rouse's concentration profile derived for open channels.

4 Outlook and concluding remarks

The theoretical assessment presented in this paper serves as a basis for the development of a numerical tool aimed at improving understanding of particle transport and discoloration risk in DWDSs. This requires coupling of the particle transport model to a hydraulic distribution network model to quantify mass accumulation in the sediment and fluid phase. Coupling to a hydraulic model is important because the transport processes in a DWDS are directly influenced by velocity patterns that are, in turn, affected by various factors such as daily, weekly, and seasonal demand fluctuations, network structure (e.g., branched vs. looped layouts), and supply regime. Ultimately, a numerical tool can help to set up more efficient cleaning and measurement programs and assist operators and managers in pipe remediation strategies and the optimization of network designs used in the (re)construction of DWDSs. The presented approach allows for transfer of particulate material between pipe sediments

across the network and determination of sediment build-up in regions where no measurements are available.

Our analysis shows that for common DWDS conditions, a large range of settling velocities u_s, and shear stress thresholds for incipient motion, θ_c, and resuspension, θ_{rs}, can be expected, because of the strong sensitivity to the average bulk flow velocity $\bar{u}_f$, particle diameter, d_p, and density, ρ_p. The theoretical model predicts u_s, θ_c, and θ_{rs} values that are compatible with previously determined values of θ_c and θ_{rs} (or their velocity counterparts) and u_s that were derived from field measurements and modeling for Dutch DWDSs (Vreeburg, 2007; Blokker et al., 2010) or lab experiments with drinking water from Australian utilities (Ryan et al., 2008). However, a model that takes into account these dependencies is expected to result in a more comprehensive and generically applicable model to determine particle accumulation. Further work is required, however, to assess how the influence of turbulent diffusion, dispersion, and transport characteristics based on the Rouse number can be used to improve the particle transport model. Although we primarily focus on hydraulic influences on particles, complex interactions with microbiological and/or chemical processes, as well as the influence of vertical inclinations of pipes, valves, junctions, etc., may hamper successful model predictions. A comparison with field measurements and previously developed models is planned to evaluate and calibrate the model results.

Laboratory and field experiments under controlled conditions are recommended to better understand the complex interplay between particle transport and particle properties, and hydraulic and pipe conditions. Validation of u_s, θ_c, θ_{rs}-values, bed-load transport rates and velocities, and vertical concentration profiles from experiments with pipes of circular cross section is particularly important, because the theoretical relationships considered in this paper are largely derived from experiments using rectangular channels with different boundary wall effects than drinking water pipes.

Use of field measurements in future model development is recommended. For example, vertical turbidity gradients are indicative of bed-load transport as a viable mechanism in DWDSs and can be measured with lancet measurements at multiple pipe heights in the same pipe segment. Another example is that turbidity and flow measurements can provide independent estimates for settling velocity and threshold conditions for incipient motions and resuspension. Extensive field measurements from cleaning actions of several Dutch water companies provide useful data for comparison and validation of the future model results.

Data availability. The results of this paper do not rely on underlying material. The figures and tables have been derived from the equations and explanations in the text. There are no publicly accessible data. As such, we would like to refrain from sharing assets or providing public data access.

Competing interests. The authors declare that they have no conflict of interest.

Special issue statement. This article is part of the special issue "Computing and Control for the Water Industry, CCWI 2016". It is a result of the 14th International CCWI Conference, Amsterdam, the Netherlands, 7–9 November 2016.

Acknowledgements. The study presented in the paper was part of a research project in cooperation with water companies PWN and Evides. The authors thank Peter Schaap (PWN), Henk de Kater (Evides), and Stefan van de Wetering (Brabant Water) for discussions that helped to improve this paper.

Edited by: Edo Abraham
Reviewed by: two anonymous referees

References

Arolla, S. K. and Desjardins, O.: Transport modeling of sediment particles in a turbulent pipe flow using Euler-Lagrange large eddy simulation, Int. J. Multiphase Flow, 75, 1–11, 2015.

Blokker, E. J. M. and Schaap, P. G.: Sedimentverwijdering bij verschillende snelheden, Report BTO 2006.070, Kiwa Water Research, Nieuwegein, 2007.

Blokker, E. J. M. and Schaap, P. G.: Het modelleren van deeltjes in het leidingnet, Report BTO 2011.047, KWR Watercycle Research Institute, 2011.

Blokker, E. J. M. and Schaap, P. G.: Particle accumulation rate of drinking water distribution systems determined by incoming turbidity, Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference CCWI 2015, Leicester, UK, 2015a.

Blokker, E. J. M. and Schaap, P.: Temperature influences discolouration risk, Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference, CCWI 2015, Leicester, UK, 119, 280–289, 2015b.

Boxall, J. B., Saul, A. J., Gunstead, J. D., and Dewis, N.: A novel approach to modelling sediment movement in distribution mains based on particle characteristics, Water Software Systems, Ch. 1: Theory and Applications, edited by: Ulanicki, B., Coulbeck, B., Rance, J. P., Hertfordshire, UK, 2001.

Blokker, E. J. M., Schaap, P. G., and Vreeburg, J. H. G.: Self-cleaning networks put to the test, Invited papers from the IWA Leading Edge conference on Strategic Asset Management (LESAM), Lisbon, October 2007, edited by: Alegre, H. and Almeida, M. d. C., 2009.

Blokker, E. J. M., Vreeburg, J. H. G., Schaap, P. G., and Van Dijk, J. C.: The self-cleaning velocity in practice, WDSA 2010, Tuscos, AZ, USA, 2010.

Florez, J. E. C. and De Morales Franklin, E.: The formation and migration of sand ripples in closed conduits: Experiments with turbulent water flows, Exp. Therm. Fluid Sci., 71, 95–102, 2016.

Furnass, W. R., Collins, R. P., Husband, P. S., Sharpe, R. L., Mounce, S. R., and Boxall, J. B.: Modelling both the continual erosion and regeneration of discolouration material in drinking wate distribution systems, Water Sci. Technol., 14, 81–90, 2014.

Gauthier, V., Barbeau, B., Portal, J. M., Block, J. C., and Gatel, D.: Organic matter as loose deposits in a drinking water distribtion system, Water Res., 33, 1014–1026, 1999.

Kris, J. and Hadi, G. A.: CFD investigation of particle deposition and resuspension in a drinking water distribution system, Slovak Journal of Civil Engineering, 1–7, 2007.

Lee, H. and Balachandar, S.: Critical shear stress for incipient motion of a particle on a rough bed, J. Geophys. Res., 117, F01026, https://doi.org/10.1029/2011JF002208, 2012.

Meyer Peter, E. and Müller, R.: Formulas for bed load transport, Proc. 2nd Meeting of International Association for Hydraulic Res., 39–64, 1948.

Mounce, S. R., Blokker, E. J. M., Husband, S. P., Furnass, W. R., Schaap, P. G., and Boxall, J. B.: Multivariate data mining for estimating the rate of discolouration material accumulation in drinking water distribution systems, IWA J. Hydroinformatics, 18, 96–114, 2016.

Richardt, S., Korth, A., and Wricke, B.: Model for the calculation of optimised flushing concepts, TECHNEAU: Safe Drinking Water from Source to Tap, edited by: van den Hoven, T. and Kazner, C., IWA Publishing, London, UK, 2009.

Rouse, H.: Nomogram for the settling velocity of spheres, Dev. of Geology and Geography, Exhibit D of the Report of the Commission on Sedimentation, 1936–1937, National Research Council, Washington D.C., 57–64, 1937.

Ryan, G., Mathes, P., Haylock, G., Jayaratne, A., Wu, J., Noui Mehidi, N., Grainger, C., and Nguyen, B. V.: Particles in Water Distribution Systems, Report no. 33, The Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, 2008.

Schaap, P. and Blokker, E. J. M.: Zooming in on network fouling locations, World Environmental and Water Resources Congres, Showcasing the future, Cincinnati, OH, USA, 2013.

Schaap, P. G. and Kivit, C. F. T.: Meten op transportleidingen, Report BTO 2007.003, Kiwa Water Research, Nieuwegein, 2007.

Shields, A.: Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung, Mitteilungen der Preussischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau, 26, 1936.

Van Rooij, D. J. M.: Clusteranalyse bruinwatermeldingen Eindhoven, B.Sc. Thesis Dept, Applied Mathematics, Fontys Hogescholen, 2016.

Van Summeren, J., Raterman, B., Vonk, E., Blokker, M., Van Erp, J., and Vries, D.: Influence of temperature, network diagnostics, and demographic factors on discoloration-related customer reports, Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference, CCWI 2015, Leicester, UK, 2015.

Van Thienen, P., Vreeburg, J. H. G., and Blokker, E. J. M.: Radial transport processes as a precursor to particle deposition in drinking water distribution systems, Water Res., 45, 1807–1817, 2011.

Vogelaar, A. and Blokker, E. J. M.: Particle Sediment Modelling, Report BTO 2010.011, KWR Watercyle Research Institute, 2010.

Vreeburg, J. H. G.: Discolouration in drinking water systems: a particular matter, PhD Thesis, Delft University of Technology, 2007.

Vreeburg, J. H. G., Schaap, P., and van Dijk, J. C.: Measuring discoloration risk: resuspension potential method, 2nd IWA Leading-Edge on Water and Wastewater treatment technologies, edited by: van Loosdrecht, M. and Clement, J., London: IWA International Water Association, 123–132, 2005.

Bijlage II Bezinksnelheid afgeleid uit praktijkgegevens CBZ-gebied (PWN)

Motivatie

Praktijkmetingen verschaffen in belangrijke mate inzicht in de vervuilingspotentie van drinkwaterleidingen. In dit hoofdstuk wordt met een specifieke praktijksituatie van PWN de bezinksnelheid van deeltjes in transportleidingen bepaald, ter vergelijking met theoretische waarden en waarden bepaald voor buitenlandse distributiesystemen.

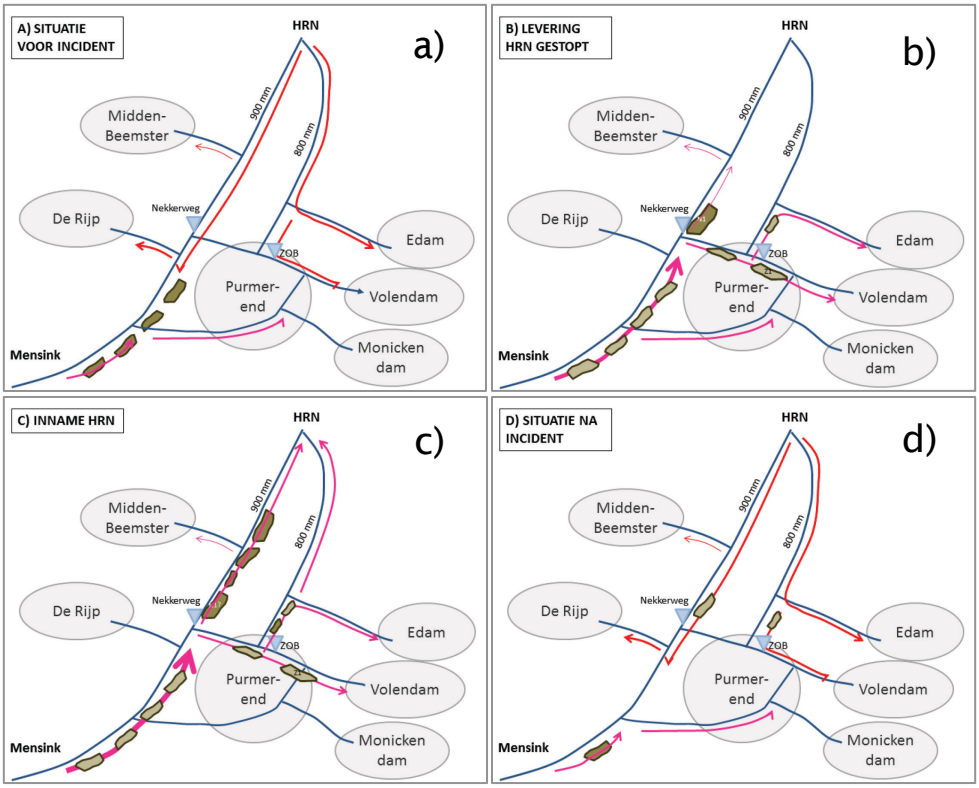
CBZ-gebied en meetlocaties

Het CBZ-gebied (Castricum, Beverwijk en Zaanstreek, plus o.a. Waterland, Purmerend en Edam-Volendam) is weergegeven in FIGUUR 4. Het gebied wordt voorzien vanuit het noorden door pompstation Hoorn met water uit Andijk en vanuit het westen door pompstation Mensink. P.S. Hoorn en Mensink zijn verbonden met een 900 mm transportleiding, met een westelijke aftakking richting Beemster met een relatief kleine volumestroom. Daarnaast is Hoorn verbonden met een parallelle 800 mm transportleiding met aftakkingen naar het oosten, richting Edam en Volendam. Ten noordoosten van Purmerend —aan het einde van de 800 mm leiding— zijn de 900 en 800 mm leidingen verbonden met een 700 mm leiding. Op de 700 mm leiding is een 400-500 mm leiding aangesloten richting De Rijp (nabij de “B” van Beemster in de figuur), die echter ook gevoed direct gevoed kan worden vanaf P.S. Mensink.

FIGUUR 4.HET CBZ-GEBIED (BINNEN DE ORANJE STIPPELLIJN) WORDT VOORZIEN DOOR POMPSTAIONS HOORN EN MENSINK. TRANSPORTLEIDINGEN VANAF DE POMPSTATIONS ZIJN IN ROZE AANGEGEVEN. BRON: BLOKKER (2012).

Normale leveringssituatie (situatie a)

De leveringssituatie op 22 maart 2016 is schematisch weergegeven in FIGUUR 5. Troebelheids- en volumestroommetingen zijn weergegeven in FIGUUR 6. Tijdens de reguliere leveringssituatie (FIGUUR 5a) worden Volendam en Edam voorzien door P.S. Hoorn met 700-1200 m^3/u (FIGUUR 6b, groene curve vóór 18.15u) en een kleinere bijdrage vanuit Mensink. Het is aannemelijk dat tijdens de voorafgaande periode van reguliere levering langdurige deeltjesaccumulatie heeft plaatsgevonden in de transportleiding vanuit Mensink (bruine symbolen, FIGUUR 5a), maar de lage troebelheid (<0,05 FTU) bij meetlocaties Nekkerweg en Zuid-Oost Beemster (ZOB) (zie FIGUUR 6b) suggereert dat dit materiaal niet mobiliseert en dan elders troebelheid veroorzaakt. De troebelheidmetingen zijn gemiddelde waarden van 3 steeklansen die dezelfde leiding bemonsteren op 3 hoogten in de leiding: 7-10 mm onder de bovenkant van de leiding, op het midden van de leiding en 6 mm boven de onderkant.

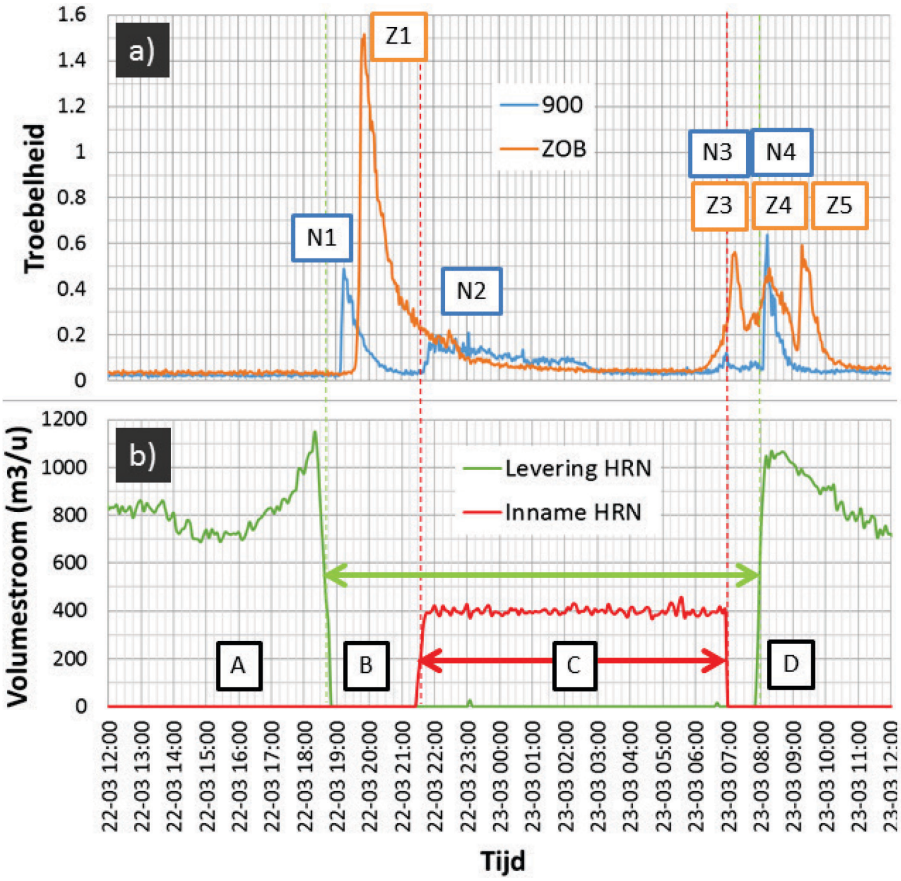


FIGUUR 5. LEVERINGSSITUATIES IN HET CBZ-GEBIED IN MAART 2016. A) REGULIERE OPERATIE, B) NA HET STOPPEN VAN LEVERING UIT KELDER HOORN, C) TIJDENS INNAME DOOR KELDER HOORN VANUIT ZUIDELIJKE RICHTING EN D) HERSTEL VAN REGULIERE OPERATIE. BRUINE SYMBOLEN GEVEN AANGENOMEN TRANSPORT VAN DEELTJES IN SUSPENSIE (LICHTBRUIN) EN IMMOBIEL SEDIMENT WEER (DONKERBRUIN). MEETLOCATIES NEKKERWEG EN ZOB ZIJN AANGEGEVEN MET DE DRIEHOEKEN.

Uitval HRN: bezinkproef in de praktijk (situatie b)

Op 22 maart, rond 18:15u werd vanwege een storing (leegstand kelder) levering vanuit de reinwaterkelder bij pompstation Hoorn gestaakt (FIGUUR 4b, FIGUUR 5b). Volendam en Edam werden in deze situatie voorzien vanuit Mensink. Door de toename in volumestroom zijn deeltjes in de aanvoerende leiding vanuit Mensink mogelijk geremobiliseerd —een plausibele verklaring voor de troebelheidspieken *N1* en *Z1* (FIGUUR 6b). De volumestroom in de transportleiding is erg laag (veroorzaakt door het verbruik van de Beemster) en het is te verwachten dat deeltjes in de 900 mm leiding accumuleren (bezinken): Een (voor deze situatie) plausibele overgangssnelheid van immobiel sediment naar bed-load transport is ~0,045 m/s (Q=104 m^3/u), en naar resuspensie van 0,12 m/s (Q=274 m^3/u)[3].

[3] De analyse is op basis van berekende schuifspanning (Shields-getal) vergeleken met kritische waarden tussen de regime-overgangen uit de literatuur (Hoofdstuk 2). Er is uitgegaan van leidingdiameter *D*=900 mm, massadichtheid deeltjes 1100 kg/m^3, wandruwheid$1\cdot10^{-5}$ m en kinematische viscositeit $1\cdot10^{-6}$ kg/s m.



FIGUUR 6. A) TROEBELHEID GEMETEN OP LOCATIES NEKKERWEG (BLAUWE CURVE) EN ZOB (ORANJE CURVE). GELABELDE TROEBELHEIDSPIEKEN ZIJN BESCHREVEN IN DE TEKST. B) VOLUMESTROMEN VOOR POMPSTATION HOORN. DE GROENE EN RODE PIJLEN TONEN PERIODES ZONDER LEVERING UIT DE KELDER EN MET INNAME DOOR DE KELDER. LABELS A-D REFEREREN NAAR DE LEVERINGSSITUATIES UIT FIGUUR 5.

Troebelheidspiek *N1* toont na het bereiken van een maximum waarde een karakteristieke graduele afname. Vanwege de lage snelheden is bezinking van deeltjes waarschijnlijk en is met deze "bezinkproef in de praktijk" de bezinksnelheid te berekenen:

- *Uniforme deeltjes, concentratiegradiënt.* Als we uitgaan van uniforme deeltjeseigenschappen (diameter en dichtheid), dan is een concentratiegradiënt (neerwaarts toenemende deeltjesconcentratie) een mogelijke oorzaak voor de graduele afname van de piek. Onder aanname dat deeltjes bovenin bezinken tussen het begin de omkering van de stroomrichting (19:14u) en het moment dat de troebelheid voor het eerst weer het achtergrondniveau bereikt (0,03 FTU, 21:06u), dan geeft dit een maat voor de bezinksnelheid: $u_s = D/t_s = 1{,}3 \cdot 10^{-4}$ m/s. Daarbij is de bezinkafstand gelijk gesteld aan de leidingdiameter D, met als achterliggende gedachte dat de troebelheid gemeten door de drie steeklansen pas weer het achtergrondniveau bereikt als alle deeltjes in de leiding hebben kunnen bezinken.
- *Pluriforme deeltjes, gelijke initiële deeltjesverdeling.* Evengoed is uit te gaan van een gelijke ruimtelijke deeltjesverdeling, maar een spreiding in deeltjesdiameters en -dichtheden en daarmee in bezinksnelheden als verklaring voor de geleidelijke afname van de troebelheid. De deeltjes die zijn bezonken op het moment dat troebelheid reduceert tot 2/3 deel, 1/3 deel en 0% van de maximum gemeten waarde (0,49 FTU) hebben een minimale bezinksnelheid van ($u_s = D/t_s$)

respectievelijk $8{,}3 \cdot 10^{-4}$, $3{,}9 \cdot 10^{-4}$ en $1{,}3 \cdot 10^{-4}$ m/s. (De laatstgenoemde waarde is gelijk is aan die voor uniforme deeltjes.)

Uiteraard is een tussenvorm van bovenstaande situaties mogelijk. Tevens is het mogelijk dat een ongelijkmatig verdeelde geografische massa-verdeling in de aanvoerende transportleiding de gemeten troebelheid beïnvloedt (bijvoorbeeld als de meeste vervuiling zich dicht bij de splitsing bevindt als gevolg van bed load transport in noordwaartse richting). Om deze invloed na te gaan, zijn echter metingen op veel verschillende locaties nodig en deze invloed wordt daarom achterwege gelaten.

Vullen van Kelder (situatie c)

Tussen 21.30u en 7.00u (23 maart) wordt de reinwaterkelder gevuld, waarbij de volumestroom vanuit Mensink richting Hoorn toeneemt met 400 m^3/u (FIGUUR 5c). De 900 mm transportleiding bevat 64% van dit volume (gebaseerd op een *Synergi*-berekening), wat correspondeert met een snelheid van 0,11 m/s en een afstand van 3,8 km tijdens de vulperiode van 9,5 uur. De langdurige troebelheidspiek *N2* (FIGUUR 6a) is te verklaren met remobilisatie van deeltjes vanuit de transportleiding. Bij een snelheid van 0,11 m/s is het meest waarschijnlijke transportregime bed load transport van sediment en bezinking van deeltjes in suspensie. Het eerder gepasseerde sediment (troebelheidspiek *N1*) is vanwege bed-load transport mogelijk enkele tientallen meters verplaatst.

Herstel naar reguliere levering (situatie d)

Rond 8:00u, ruwweg een uur nadat het vullen van de kelder is geëindigd, start de levering vanuit Hoorn en herstelt het reguliere stroompatroon (FIGUUR 5d). Aangenomen wordt dat het materiaal dat eerder in de 900 mm transportleiding is bezonken, nu wordt opgewerveld, richting Volendam beweegt en onderweg de troebelheidspieken *N4* en *Z4* veroorzaakt.

Uit het tijdsverschil tussen de start van levering Hoorn en troebelheidspiek *N4* is de afgelegd afstand van het materiaal te berekenen. Uitgaande van een volumestroom van 52% (o.b.v. *Synergi*-berekening) van 1050 m^3/u (546 m^3/u; 0,24 m/s) en een tijdsverschil van 8 minuten is de bezinkafstand 114 meter. Uit de verhouding van de afstanden en tijden volgt dan een bezinktijd van 16 minuten. De bezinksnelheid is dan $4{,}7 \cdot 10^{-4}$ m/s (uitgaande van een gemiddelde bezinkhoogte van 450 mm voor een uniforme verticale concentratieverdeling) of $9{,}4 \cdot 10^{-5}$ m/s. (uitgaande van een bezinkhoogte van 90 mm als ruwe schattig voor een verticale concentratiegradiënt). NB. Omdat zowel de troebelheids- als volumestromensignalen over een tijdspanne van enkele minuten oplopen, is bovengenoemde tijdverschil niet heel precies te bepalen. Een aanname van 16 minuten i.p.v. 8 minuten zou bijvoorbeeld resulteren in een 2 maal zo lange bezinkafstand en 2 maal lagere bezinksnelheid.

Discussie en concluderende opmerkingen

Wanneer bekend is dat materiaal wordt gemobiliseerd en bezinkt op een meetlocatie, zijn praktijkmetingen te gebruiken als “bezinkproef in de praktijk”. Een dergelijk inzicht is nuttig want literatuurwaarden zijn veelal gebaseerd op experimenten met open, rechthoekige stroomgoten en empirische waarden voor andere DWDS-en zijn niet noodzakelijkerwijs representatief voor de Nederlandse situatie.

Op deze manier is voor het CBZ-gebied op twee manieren —bezinking in (bijna) stilstaand water en in stromend water— de bezinksnelheid berekend. Hieruit volgen onderling consistente bezinksnelheden in het bereik $9{,}4 \cdot 10^{-5}$ tot $8{,}3 \cdot 10^{-4}$ m/s, waarbij de hogere waarden zijn afgeleid voor snel-bezinkende deeltjes.

De berekende bezinksnelheden zijn hoger dan de bezinksnelheid afgeleid voor Australische drinkwater ($1{,}6 \cdot 10^{-6}$ m/s). In eerder onderzoek is voor Franeker een valsnelheid van $1{,}2 \cdot 10^{-6}$ m/s aangenomen en gevalideerd. Voor Nederlandse *distributieleidingen* zijn ook lagere bezinksnelheden te verwachten op basis van de Stokes' bezinksnelheid (Hoofdstuk 2). Voor Nederlandse transportleidingen gelden echter mogelijk andere deeltjes eigenschappen. Een bezinksnelheid van $1 \cdot 10^{-4}$ m/s correspondeert (bij een deeltjesdichtheid van 1100 kg/m^3) volgens de Stokes' Vergelijking met een deeltjesdiameter van ongeveer 30 μm. Hogere bezinksnelheden zijn mogelijk bij hogere dichtheden of grotere diameters.

Er moet rekening gehouden met enige onzekerheid in de afgeleide bezinksnelheden als gevolg van tijdschattingen van schakelingen in de operatie en in de troebelheidsmetingen. Deze onzekerheid kan in de toekomst worden ingeperkt met metingen op meerdere locaties en gebruik van ruwe gegevens van de afzonderlijke steeklansen op verschillende hoogten voor meer inzicht in het verloop van lokale verticale concentratiegradiënten.

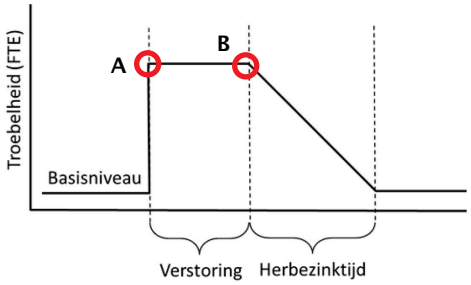
Bijlage III Bezinksnelheid afgeleid uit praktijkgegevens uit het distributiegebied van Spijkenisse (Evides)

Inleiding

Deze bijlage beschrijft praktijkmetingen van Evides waaruit de bezinksnelheid van deeltjes in het distributienet wordt bepaald. Dit als aanvulling op de praktijkgegevens van PWN in transportleidingen. Meer specifiek gaat het hier om opwervelingspotentiemethode (OPM-) metingen, uitgevoerd in Spijkenisse in de periode van 15 - 18 juni 2015 (Blokker 2015).

OPM metingen

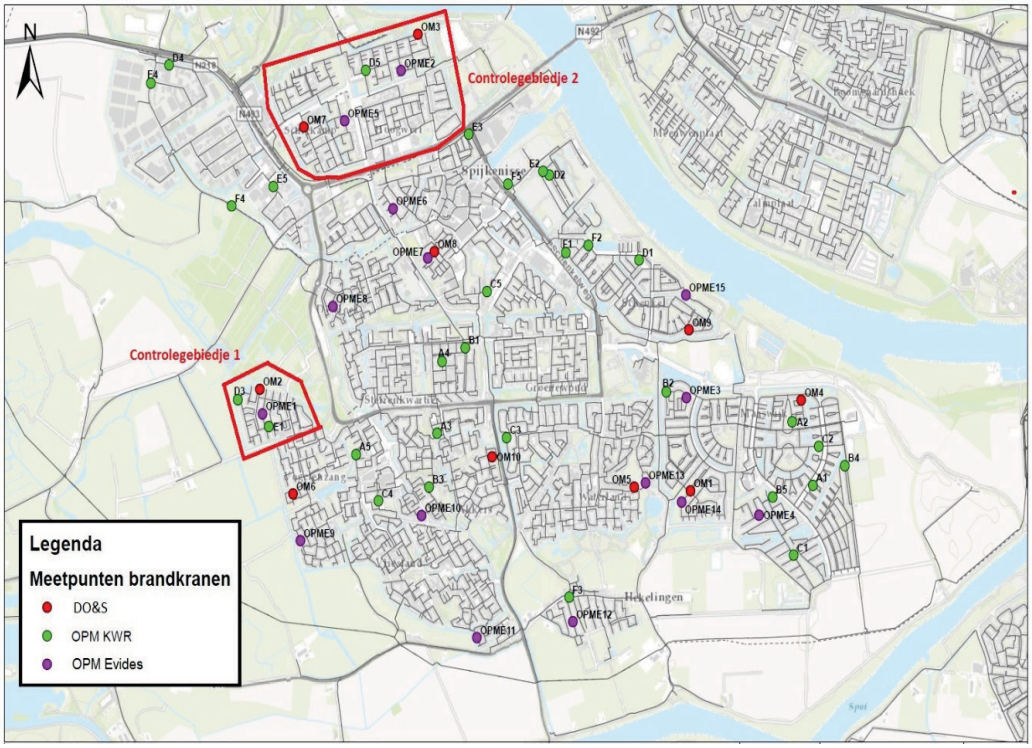
Bij OPM metingen (Mesman and Meerkerk 2015) wordt gedurende 15 minuten een extra volumestroom in een leiding aangebracht die zorgt voor een toename van de stroomsnelheid met 0,35 ms^{-1}, een toename die significant groter is dan de heersende stroomsnelheid. Voor het uitvoeren van deze metingen is 315 m geïsoleerde leidinglengte noodzakelijk. Er kan ook gekozen worden voor een kortere hydraulische verstoring waarbij de ongestoorde leidinglengte evenredig korter is. Doel van de verstoring is het opwervelen van het in de leiding aanwezige sediment. Tijdens deze verstoring wordt de troebelheid van het water in de leiding of van het uitstromende water gelogd. De gemeten troebelheid is een indicator voor de vervuiling van een leiding en zegt dus of er maatregelen genomen moeten worden om risico's op bruin water te beperken. Het resultaat van een OPM meting is een troebelheidspiek die er schematisch uitziet zoals in FIGUUR 7. Hoe groter en breder de piek, hoe hoger de mate van vervuiling.



FIGUUR 7 GESCHEMATISEERD RESULTAAT VAN EEN TROEBELHEIDSMETING GEDURENDE EEN OPM (MESMAN AND MEERKERK 2015).

OPM metingen in Spijkenisse

In verband met de relatief grote hoeveelheid metingen voor het onderzoeksgebied (30 meetpunten) en de lengte van de bruikbare leidingen zijn de uitgevoerde OPM-metingen ingekort: 0,35 m/s, gedurende 10 minuten over 210 meter leidinglengte. De OPM-metingen zijn verder uitgevoerd zoals beschreven in Mesman and Meerkerk (2015). De locaties van de meetpunten van de OPM-metingen zijn weergegeven in groen (OPM KWR) in FIGUUR 8.



FIGUUR 8. OVERZICHT LOCATIES MEETPUNTEN IN SPIJKENISSE (PRESENTATIE EVIDES, 'NETCON 4' (22 NOV. 2016).

Bij het uitvoeren van de metingen is, na het sluiten van de benodigde afsluiters, het volgende tijdschema, met een totale tijd van 17,5 minuten, aangehouden:

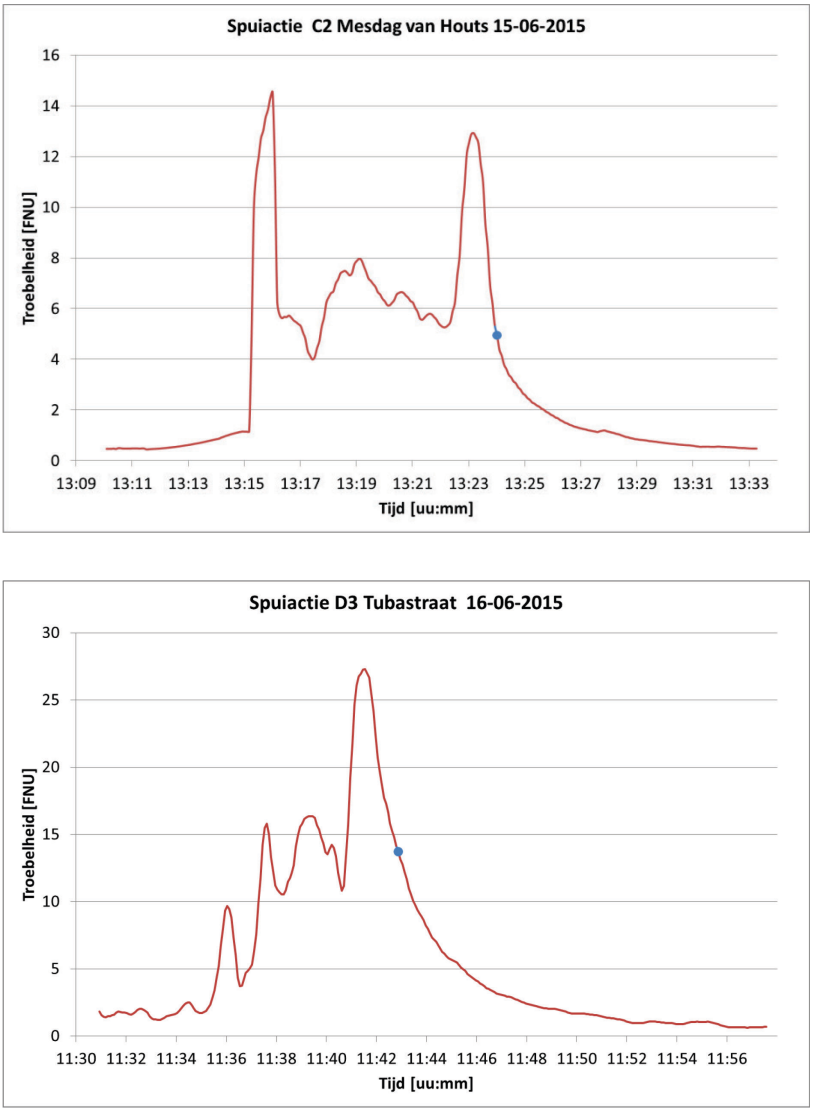
- 2,5 minuten voor het starten van de meting is de normale troebelheid gemeten;
- aanbrengen verstoring (snelheidsverhoging met 0,35 m/s) gedurende 10 minuten;
- (minimaal) 5 minuten nameten (tot een stabiele troebelheid bereikt is).

Resultaten

Van de 30 OPM metingen zijn 4 metingen bij voorbaat niet bruikbaar bevonden voor verdere analyse omdat het einde van de spuiactie niet gelogd was ofwel omdat ze helemaal niet gelogd waren. De resultaten van de overige metingen zijn getoetst op geschiktheid voor berekening van de bezinksnelheid middels de volgende criteria: 1) Laat de curve alleen nog een afname van troebelheid zien na het wegnemen van de verstoring? 2) Is er sprake van een gelijkmatige, graduele afname? 3) Vindt er daling plaats tot aan (ongeveer) de troebelheidswaarde van voor de verstoring?

Verschillende resultaten voldeden niet aan criterium 1: bij verschillende troebelheidsmetingen werden na het wegnemen van de verstoring nog troebelheidspieken gemeten. Dergelijke pieken kunnen worden verklaard door vervuiling die verderop in de

leiding is losgemaakt door de verstoring en nog voorbij moet komen op het moment dat de verstoring al gestopt is. De gemeten troebelheid is in zulke gevallen niet geschikt voor het bepalen van de bezinksnelheid. Ook zijn verschillende metingen afgekeurd op grond van criterium 2. Ook in deze gevallen is er geen sprake van een zuiver bezinkproces. Er waren geen metingen die niet aan criterium 3 voldeden. De meettijd was in alle gevallen voldoende lang. Uiteindelijk zijn 2 metingen geschikt bevonden voor bepaling van de bezinkingssnelheid. De troebelheidscurves horende bij deze 2 metingen zijn weergegeven in FIGUUR 9.



FIGUUR 9. TROEBELHEID IN FNU ALS FUNCTIE VAN HET TIJDSTIP (LOCATIECODES KOMEN OVEREEN MET LABELS IN FIGUUR 8). DE BLAUWE MARKER GEEFT HET EINDE VAN DE VERSTORING WEER.

De gegevens die uit deze resultaten zijn gebruikt om de bezinksnelheid te berekenen zijn de begin- en eindtijd van de verstoring en de tijd na het eind van de verstoring om tot het oorspronkelijke troebelheidsniveau te komen (eindtijd bezinking – eindtijd verstoring = bezinkingstijd t_s). Deze gegevens zijn evenals de diameter D van de leidingen, die als bezinkafstand is aangenomen, weergegeven in Tabel 1. Het tijdstip waarop de bezinking van deeltjes compleet wordt verondersteld is bepaald door middel van visuele inspectie waarbij gekeken is naar een minimaal verschil met het troebelheidsniveau bij de start van de

verstoring en of de variatie van het troebelheidsniveau relatief klein is t.o.v. het totale meetbereik tussen het eind van de verstoring en het einde van de meting. Het gaat hier dus om een geschatte waarde.

TABEL 3. BEREKENING VAN BEZINKSNELHEID GEBRUIKTE GEGEVENS.

Locatie	Begintijd verstoring	Eindtijd verstoring	Eindtijd bezinking	Bezinkingstijd (t_s)	Diameter (D) leiding	Bezink-snelheid (m/s)
C2	13:14:30 uur	13:24:30 uur	13:32 uur	450 s	152 mm	$3{,}38 \cdot 10^{-4}$
D3	11:33:25 uur	11:43:26 uur	11:52 uur	514 s	105 mm	$2{,}04 \cdot 10^{-4}$

De bezinksnelheid v_s volgt uit:

$$v_s = D / t_s \qquad (1)$$

Hieruit volgt voor de bezinksnelheid C2: $v_s = 3{,}38 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1} en D3: $v_s = 2{,}04 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}.

Discussie

De voor v_s berekende waarden zijn van dezelfde grootteorde als gevonden bij PWN-praktijk onderzoek, ($9{,}4 \cdot 10^{-5}$ tot $8{,}3 \cdot 10^{-4}$ m/s, Bijlage II), mogelijk als gevolg van andere deeltjeskarakteristieken. Bij de resultaten moet opgemerkt worden dat ondanks dat hiermee zo goed mogelijk rekening is gehouden in de selectie van de data, niet is uit te sluiten dat troebelheidsveranderingen worden beïnvloed door water uit de leiding waarvan de troebelheid nog varieert. Ook het feit dat de piek van vervuiling in de twee onderzochte metingen plaatsvindt vóórdat de spuiactie is gestopt kan betekenen dat de verstoring in werkelijkheid eerder is gestopt dan de log-tijden aangeven. Dit zou tot (iets) lagere waarden van de bezinktijd leiden. Tevens is het mogelijk dat onbedoeld op hoge valsnelheden is geselecteerd vanwege de (strenge) data-selectie op goed te interpreteren troebelheidsreeksen.

Bijlage IV Gebruikerservaring PSM door PWN en Evides

Om inzicht te krijgen in de gebruikservaring en de gewenste voorwaarden voor een te ontwikkelen vervuilingsvoorspellingstool is de betrokken modelleurs van Evides en PWN een aantal vragen voorgelegd. De antwoorden zijn samengebracht in TABEL 4. De uitkomsten worden besproken in paragraaf 3.2.2.

TABEL 4. ANTWOORDEN M.B.T. GEBRUIKSERVARING VAN PSM DOOR EVIDES EN PWN.

Thema	Vraag	PWN	Evides
Gebruiks-vriendelijkheid	Is PSM-methode makkelijk te begrijpen?	Ja, goed te begrijpen	Ja, model is simpel. Met de bezink-, depositie- en resuspensiesnelheid is een massabalans te modelleren. Of dit klopt en welke waarden je moet gebruiken voor de snelheden is een ander verhaal.
	Is PSM makkelijk te gebruiken?	Redelijk goed, maar wel een aantal verbeterpunten (o.a. herhaald invullen beta-factoren (zeer vervelend); Gevoelig voor tijdnotatie (format 00:00 verplicht, 96 uur invullen geeft geen resultaat)	Ja, met een goed EPANET model en de default waarden voor de snelheden kun je snel aan de slag en heb je resultaten. Vervelend dat bij 'particle sediment' berekeningen de 'reageert niet' melding volgt terwijl er (tot nu toe) toch steeds een antwoord volgt.
	Visualisatie: Wat is goed, wat kan beter, wat ontbreekt?	Prima. Verbeterpunten: Meer kleurcategorieën in legenda; getallen zichtbaar maken naast de leidingen; in EPANET snelheid is altijd positief, nooit negatief; units Flow is l/s i..v. m3/u	Je maakt gebruik van de basisschil van EPANET. Daar kan je veel mee in beeld brengen maar het is wel steeds kijken naar de beste opties, afhankelijk van je wensen. Voor gebruik in een regulier bedrijfsproces is dat wat minder geschikt, vandaar dat ook weinig waterbedrijven alleen met EPANET werken voor hydraulische berekeningen
Functionaliteit en prestatie	Wat is goed?	Wat geïmplementeerd is werkt goed (we kunnen ermee rekenen). Invloed van andere settings is merkbaar in resultaat en intuïtief.	Goed dat het een eenvoudig model is wat met maar een paar parameters gebruik kan maken van een beschikbaar hydraulisch model en zo resultaten kan laten zien
	Stabiliteit en	Resultaten zijn	Berekeningen lijken stabiel (als ze

	reproduceerbaarheid?	reproduceerbaar en stabiel	resultaten geven) en de bekeken scenario's laten ook samenhang zien (zie uitwerking Spijkenisse).
	Zijn rekentijden acceptabel?	Rekentijden acceptabel. Geheugen OK tot 192 uur voor Edam-model	Als het model rekent duurt dat voor Spijkenisse rond de 15 minuten. Op zich geen probleem voor 1 berekening. Het is wel storend dat het programma ´not responding´ aangeeft terwijl er gewoon gerekend wordt en er een resultaat volgt. Voor scenario/studies of gevoeligheidsanalyses is deze rekentijd wel vrij lang
	Wat kan beter/ wat ontbreekt?	Verbeterpunten: bed-load transport ontbreekt; Gebruik van een variabel concentratiepatroon is niet mogelijk; opwerveling beperkt tot deel van de leidinghoogte (nu gelijk uniforme concentratie over hele leidingwand); Oppassen met leidinglengte (de "sedimentloze leidingen"), korte stukjes leiding vervuilen nooit, hebben niet de lengte om te bezinken; liever inzicht op 5 meter dan op (lang) leidingstuk, omgekeerde van punt hierboven (werkelijkheid is dat sediment niet homogeen over totale lengte verdeeld is; Gemiddelde deeltjes massa over een bepaalde tijd zou ook makkelijk zijn. Gekozen uur bepaald ligging locatie sediment (bij beoordelen van resultaat moet dit worden meegenomen); De opwervelingssnelheid is zwart wit, erboven alles in suspensie er onder alles blijft liggen en daarmee veel invloed op resultaten (dat zie je in de sedimentgrafieken, continue opbouw bij leidingen die over de dag	Wat beter kan is de relatie tussen de default parameters en de resultaten, als je de handleiding volgt krijg je default waarden aangereikt zonder erg veel logica: Settling velocity default wijkt af van gevonden waarden in Nederland. Geen informatie over gevoeligheid voor aanpassingen; Bij depostion velocity wordt default gebruikt, ook hier is gevoeligheid niet bekend De re-suspension velocity is gebaseerd op Australisch onderzoek en zou bijna universeel zijn, maar wijkt af van onze zelfreinigende snelheden; Gevoeligheid bij defaultwaarden voor pipe segment length en number of horizontal pipe strips is onbekend; Tijdstappen moeten volgens mij voor kwaliteitsberekeningen kleiner zijn dan voor hydraulica en staan los van de rapporttijd (die wel weer gerelateerd is aan de patroontijd Wat ontbreekt is volgens mij gevoel en ervaring met dit soort modellen, zelfs als we het wanddepositie-mechanisme uitzetten (zie uitwerking Spijkenisse). Ook lastig is het steeds weer moeten uitzetten van de Beta-factoren om zonder wand-effecten te rekenen;

		snelheid lager dan 5 cm hebben, maar nooit boven 20 cm komen)	
	In- en uitvoer-parameters	OK en nuttig	Invoergegevens: Zie opmerkingen hierboven. Uitvoergegevens: JA, zicht hebben op concentratie en evt. concentratieveranderingen onderweg is nuttig en ook de hoeveelheid sediment en de sedimenttoename per dag geven een beeld .Welk beeld is nog even de vraag. Nadeel is wel dat de uitvoer naar GIS (mif-file) niet bruikbaar is, dat gaan we nu nog handmatig maar doen.
	Schaalgrootte op leidingniveau prettig?		Ja, biedt een directe relatie met hydraulisch model en registratie in GIS
Eindoordeel	Is PSM een relevante tool voor onderzoek naar sedimentverplaatsing in distributienetwerk? Geeft het wel/niet voldoende inzicht om praktijkgegevens beter te begrijpen?		Evides heeft met het PSM model voor Spijkenisse simulaties uitgevoerd. Uit de resultaten blijkt niet dat PSM aansluit op de praktijk. Grote spongen in sediment tussen leidingdelen roept vraagtekens op

Bijlage V Case studies met PSM voor praktijkgebieden van PWN en Evides

Case study 1. Zelfreinigende werking (Volendam, PWN)

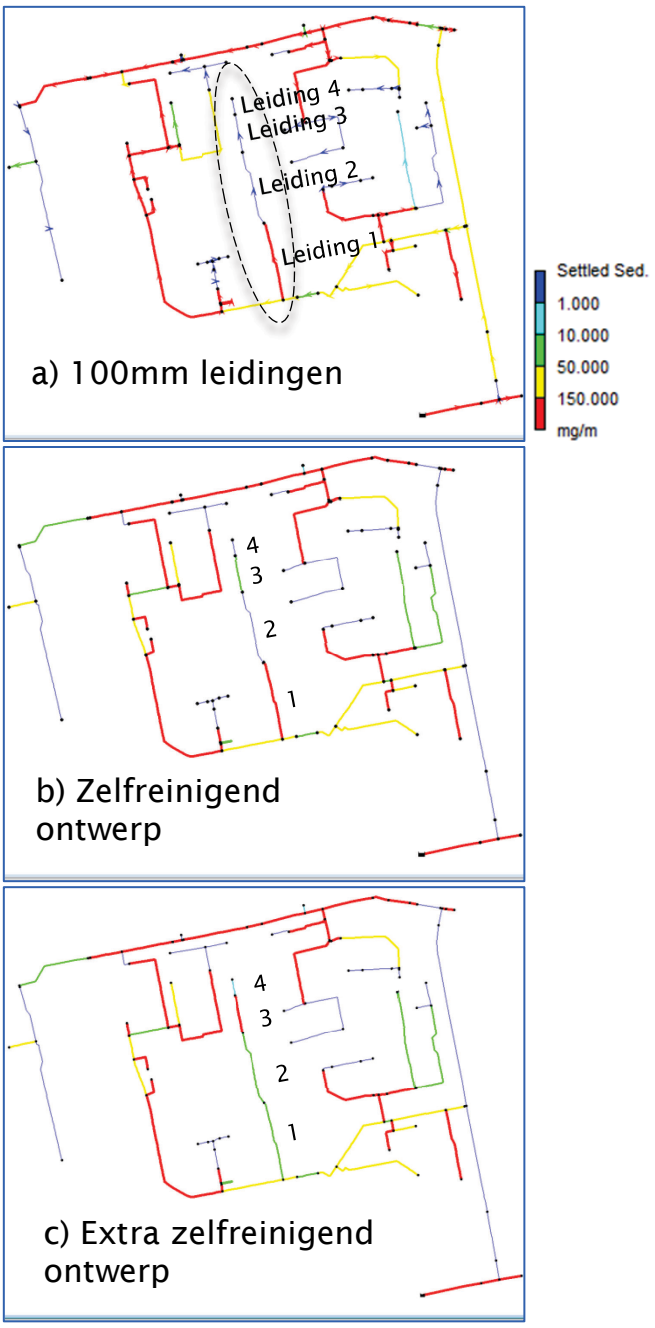
Met PSM is de zelfreinigende werking van een leidingtak in Volendam onderzocht. Er zijn drie scenario's doorgerekend: a) de oude, niet-zelfreinigende situatie met uniforme leidingdiameters van 100 mm, b) de huidige zelfreinigende situatie met aflopende diametergroottes en c) een fictieve extra zelfreinigende situatie met diameters aflopend van 63 naar 50, 40 en 32mm. FIGUUR 10 toont de sedimentmassa's na 96 uur modeltijd en FIGUUR 11 de bijbehorende tijdreeksen van de snelheid en sedimentmassa voor leidingsegmenten 1 en 2. Uit de analyse blijkt het volgende:

- Voor de niet-zelfreinigende situatie a) is voor leidingstuk 1 de snelheid altijd onder de resuspensiesnelheid, waardoor sediment progressief opbouwt (FIGUUR 11a, linker paneel). Ook in leidingstuk 2 (en vermoedelijk ook 3 en 4) is de snelheid onder de resuspensiesnelheid, maar omdat met een valsnelheid van $1{,}2 \times 10^{-4}$ m s^{-1} alle binnenkomende deeltjes in leidingstuk 1 bezinken, blijven deze leidingen schoon. Merk op dat in werkelijkheid via bed load transport sediment kan transporteren richting leidingstukken 2-4 kunnen faciliteren.

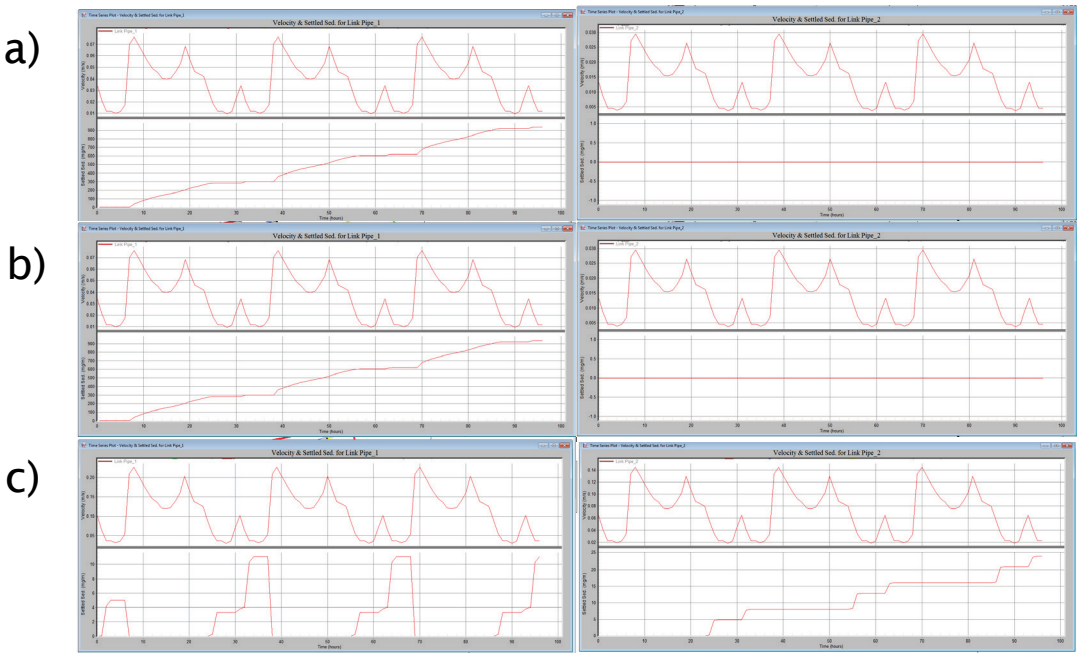
- Voor de zelfreinigende situatie b) zijn de uitkomsten ruwweg gelijk als voor situatie a), vergelijk FIGUUR 10a en b en FIGUUR 11a en b. Ondanks dat snelheden in leidingstuk 2 hoger zijn dan in situatie a) vanwege de kleinere diameter, zijn de snelheden nog steeds onder de resuspensiesnelheid. Hoewel deze modeluitkomsten geen zelfreinigende werking laten zien, is dit niet vanwege een lacune in PSM maar slechts een gevolg van de gemodelleerde situatie.

- Voor de extra zelfreinigende situatie c) komt de snelheid in leidingstuk 1 dagelijks boven de resuspensiesnelheid. Het sediment dat in leidingstuk 1 is te zien (FIGUUR 10c en Figuur 11c) is niet permanent van aard en zal geen bruinwaterrisico opleveren. Vergeleken met de overige scenario's bevindt zich na 96 uur meer sediment in leidingstukken 2-4, waarschijnlijk vanwege het zo nu en dan opwervelen in leidingstuk 1. In Figuur 11c is te zien dat het sediment in leidingstuk 2 structureel opbouwt: ondanks de extra zelfreinigende ontwerp, leiden de lage verbruiken tot snelheden onder de ingestelde resuspensiesnelheid van 0,2 m s^{-1}.

Samenvattend kan worden gesteld dat het met PSM mogelijk is om de zelfreinigende werking te modelleren. Óf zelfreiniging daadwerkelijk optreedt, is afhankelijk van de hydraulische omstandigheden en ingestelde bezink-, depositie- en resuspensiesnelheid in het model. Dit bevestigt de conclusies van (Vogelaar and Blokker 2010). Het ontbreken van bed load transport in PSM kan leiden tot een afwijking ten opzichte van de werkelijke situatie (zie Hoofdstuk 2).



FIGUUR 10. SEDIMENTMASSA OP LEIDINGEN NA 96 UUR MODELTIJD, BEREKEND MET PSM VOOR EEN LEIDINGSECTIE IN VOLENDAM. A) GELIJKE DIAMETER (100 MM), B) ZELFREINIGEND (HUIDIGE SITUATIE), C) EXTRA ZEFLREINIGEND (TOEKOMSTIG). KLEUREN VERWIJZEN NAAR <1(DONKERBLAUW), 1-10 (LICHTBLAUW), 10-50 (GROEN) EN 50-150 (GEEL) EN >150 (ROOD) MG PER METER LEIDING.

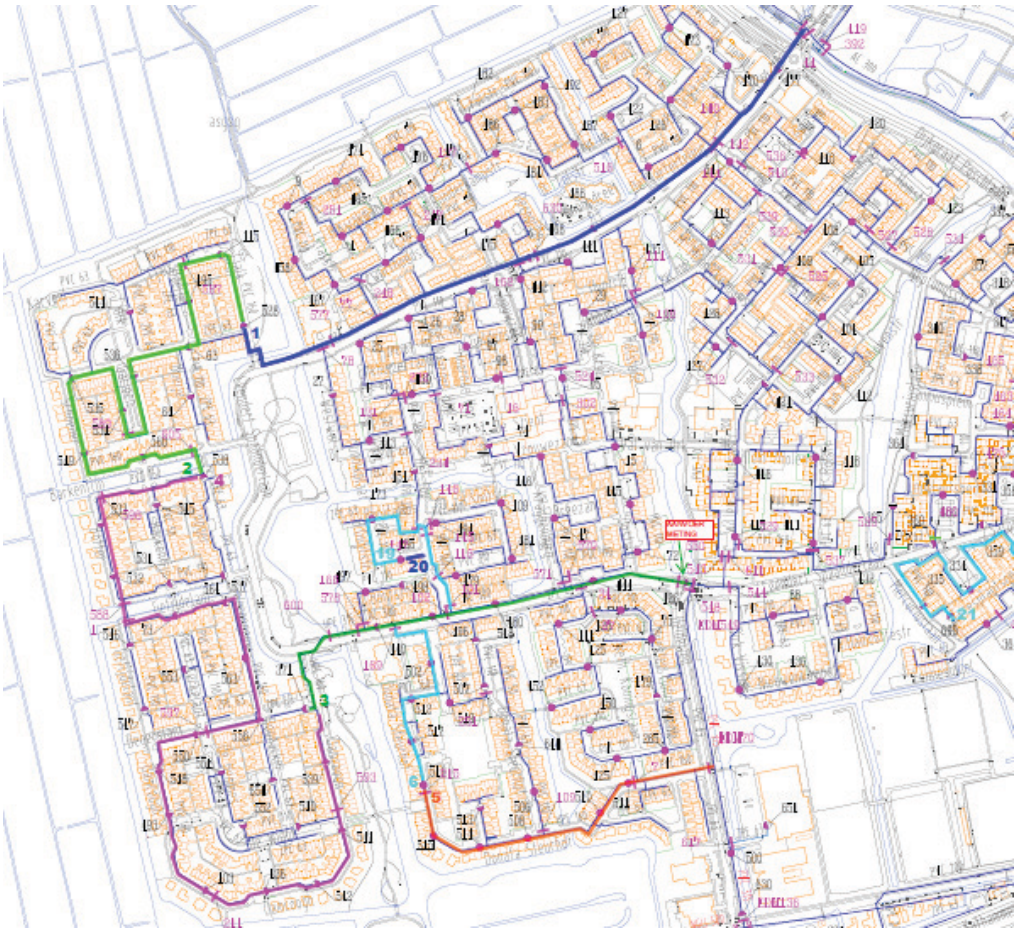


FIGUUR 11. ALS FIGUUR 10 . PER SITUATIE ZIJN TIJDREEKSEN GETOOND VOOR DE SNELHEID EN SEDIMENTMASSA IN LEIDINGSTUK 2 VOOR DE EERSTE 96 UUR. DE PANELEN LINKS EN RECHTS ZIJN VOOR LEIDINGSTUKKEN 1 EN 2, RESPECTIEVELIJK.

Case study 2. Diameteraanpassing van een doorleverende leiding (Volendam, PWN)

In Volendam is in 2014 een doorleverende leiding vervangen, waarbij is overgegaan van een diametergrootte van 300 mm in de oude situatie naar 160 mm PE (inwendig 141 mm) in de nieuwe. Systematische spuiacties en bijbehorende troebelheidsmetingen uitgevoerd door PWN geven inzicht in de vervuilingsverspreiding. De spuiacties van 2012 tot 2016 zijn gebruikt voor de dezelfde periode van het jaar (van 19 juni tot 18 juli) om seizoensinvloeden zoveel mogelijk uit te sluiten. De relevante spuiacties 1, 2 en 4 zijn weergegeven in FIGUUR 12 en de gemeten troebelheden in FIGUUR 13. De plaats van de vervangen leiding komt overeen met spuiactie 1.

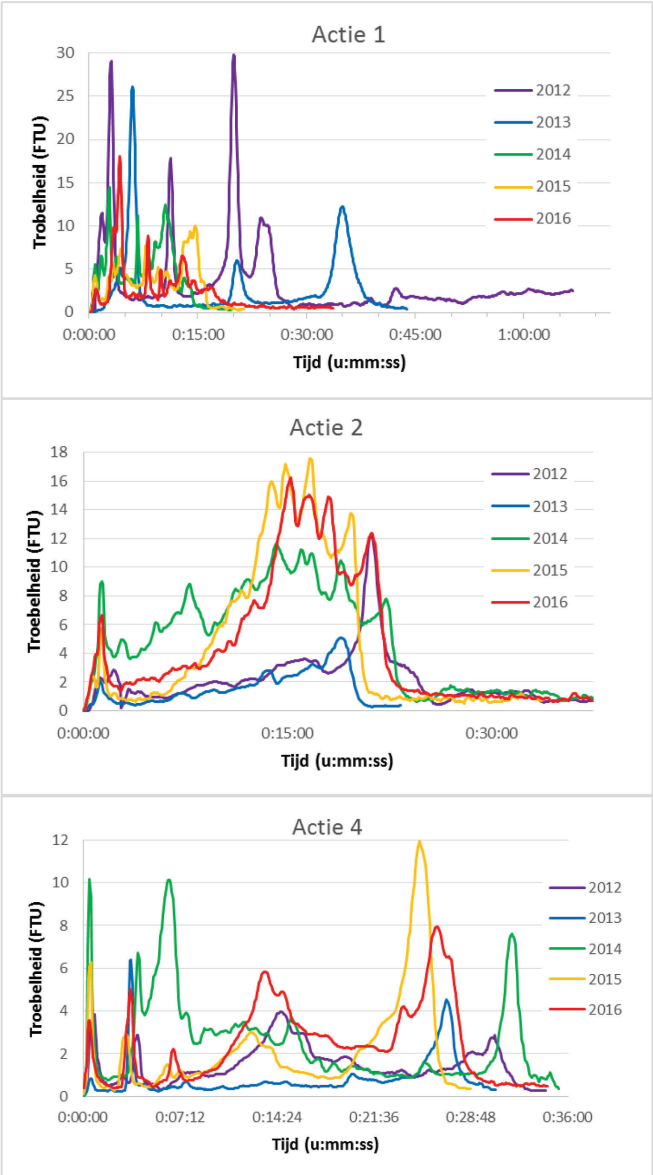
De stroomrichting is van spuiactie 1 naar 2 en 4. Er is gemeten aan het eind van iedere spuiactie en de tijdreeksen zijn vertaalbaar naar een ruimtelijke verdeling van sediment (materiaal wat zich het dichtst bij de meter bevind zal het eerst langs de meter stromen, enzovoorts).



FIGUUR 12. SPUIACTIES IN EEN DEEL VA NVOLENDAM. SPUIACTIES 1 (BLAUW), 2 (LICHTGROEN) EN 4 (MAGENTA) ZIJN GEBRUIKT IN DE ANALYSE (ZIE TEKST).

De hypothese die wordt onderbouwd met de getoonde praktijkmetingen (en aanvullende, niet getoonde meetgegevens en ervaring) is dat in de oude situatie met de 300 mm leiding veel sediment bezinkt in de doorleverende leiding. De leiding fungeert als een “bezinkbak”. Dit verklaart de hoge troebelheidswaarden voor actie 1 (FIGUUR 13a, 2012-2013). Vanwege de hoge mate van bezinking wordt er relatief weinig sediment doorgeleverd naar de leidingen stroomafwaarts. Dit verklaard waarom er bij spuiacties 2 en 4 relatief lage troebelheden worden gemeten, zoals getoond in FIGUUR 13b en c (2012-2013).

Na vervanging naar PE 160 mm zijn hogere snelheden te verwachten. Hierdoor neemt de bezinkingspotentie, zoals wordt ondersteund door de lagere troebelheidswaarden voor actie 1 in de jaren 2014-’16 (FIGUUR 13a). In de nieuwe situatie wordt meer materiaal doorgeleverd en dit verklaard waarom de troebelheidswaarden voor actie 2 en 4 vanaf 2014 hoger zijn dan ervoor. Bij actie 2 is zowel voor als na de vervanging een typisch troebelheidspatroon dat suggereert dat de sedimenthoeveelheid vanaf het begin van de spuiactie afneemt in stroomafwaartse richting.

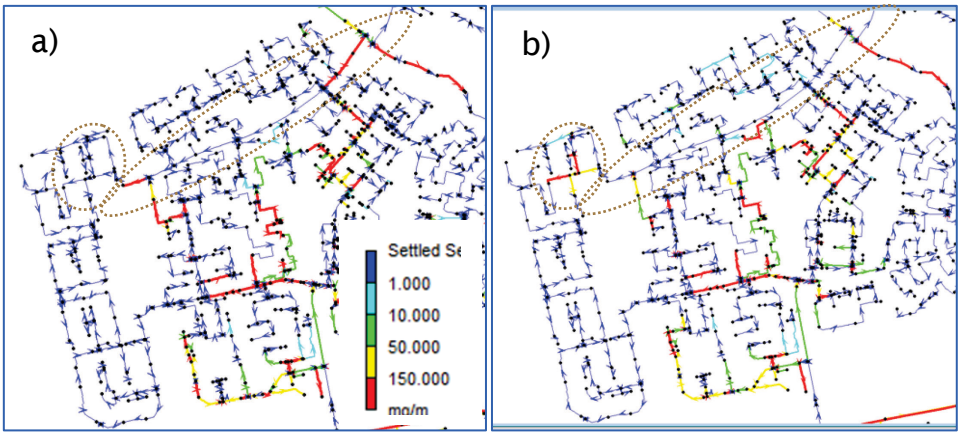


FIGUUR 13. TROEBELHEID GEMETEN TIJDENS SPUIACTIES IN VOLENDAM A) ACTIE 1, B) ACTIE 2, C) ACTIE 4 (ZIE FIGUUR 12).

De modelresultaten bevestigen de inzichten uit de praktijk. In de situatie voor vervanging bezinkt er materiaal in de 300 mm leiding (FIGUUR 14a, grote ovaal) en geen materiaal in de leidingen stroomafwaarts (FIGUUR 14a, kleine ovaal). In de nieuwe situatie bezinkt er geen materiaal in de 160 mm leiding (FIGUUR 14b grote ovaal), maar is er wel sediment in het gebied stroomafwaarts (FIGUUR 14b, kleine ovaal).

Er kan worden geconcludeerd dat voor de onderzochte situatie de mechanismes bezinking en resuspensie grotendeels volstaan om de praktijksituatie te simuleren. Vergelijkbare uitkomsten sedimentpatronen werden gevonden bij een ingestelde bezinksnelheid van $1{,}2 \cdot 10^{-5}$ in plaats van $1{,}2 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1} of bij een ingestelde resupensiesnelheid van 0,12 in plaats van 0,2 m s^{-1}. Het optreden van bed-load transport is een mogelijke verklaring waarom er in de praktijk ook verder stroomafwaarts, zoals bij spuiactie 4, positieve troebelheidswaarden worden gemeten, terwijl deze leidingen volgens de PSM-uitkomsten

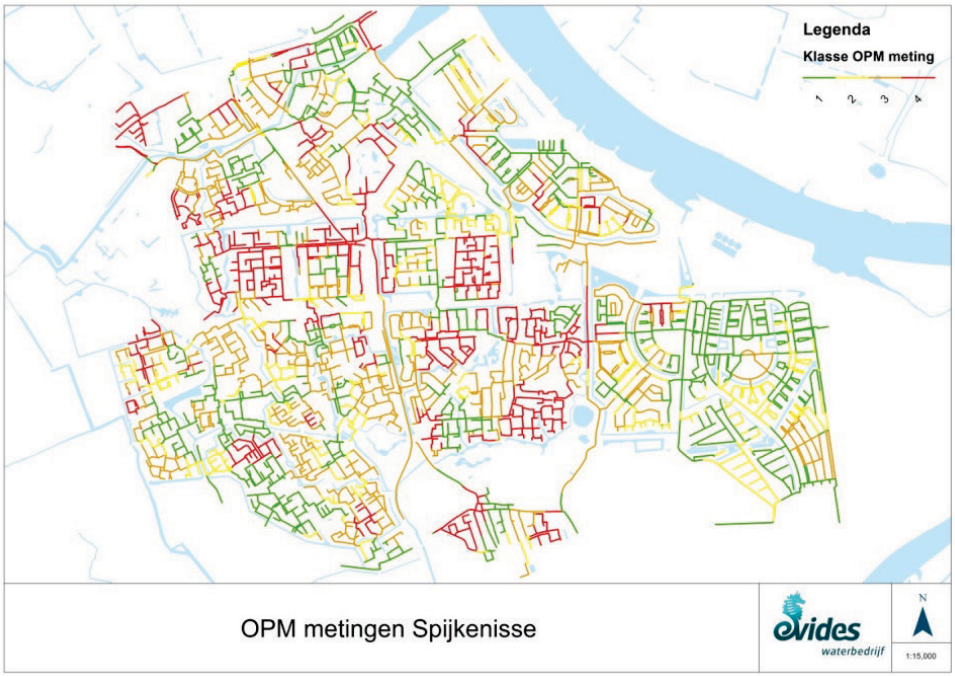
schoon blijven. Andere invloeden zoals stochastische verbruikspatronen zijn niet uit te sluiten. Deze zijn eventueel te modelleren met SIMDEUM.



FIGUUR 14. SEDIMENTMASSA'S GEMODELLEERD MET PSM (A) VOOR EN (B) NA VERVANGING VANEEN DOORVOERENDE LEIDING VAN EEN DIAMETER VAN 300 MM NAAR 160 MM. DE GROTE OVALEN GEVEN DE VERVANGEN LEIDING AAN (ACTIE 1) EN DE KLEINE OVALEN HET BEGIN VAN ACTIE 2 (ZIE TEKST VOOR VERDERE BESCHRIJVING).

Case study 3. Vergelijking modelresultaten met praktijkgegevens (Spijkenisse, Evides)

PSM is gebruikt om te onderzoeken of de modeluitkomsten voor distributiegebied Spijkenisse overeenkomen met troebelheidmetingen in dit gebied. Troebelheidswaarden gemeten tijdens OPM-metingen in Spijkenisse zijn geprojecteerd op een kaart van het distributiegebied, gebruikmakend van Thiessen polygonen. De projectie maakt een kwalitatieve vervuilingsmaat mogelijk voor het hele gebied. De projectie is uitgevoerd op basis van geografische nabijheid (i.p.v. hydraulische nabijheid) en dit kan tot inconsistenties leiden waarmee rekening gehouden dient te worden in de interpretatie van de resultaten. Op basis van de projectie zijn vier troebelheidsklassen ingedeeld in categorieën zoals getoond in Figuur 15 en dit vormt het uitgangspunt voor de vergelijking met PSM-resultaten.



FIGUUR 15. TROEBELHEIDSWAARDEN GEMETEN TIJDS OPM-METINGEN VERTAALD NAAR HET DISTRIBUTIEGEBIED SPIJKENISSE (EVIDES).

Met PSM zijn 3 vervuilingsscenario's doorgerekend met bezinksnelheden van $1{,}2 \cdot 10^{-6}$, $1{,}2 \cdot 10^{-5}$ en $1{,}2 \cdot 10^{-7}$ m s^{-1} (scenario's "Min5", "Min6", "Min7", respectievelijk). De standaardwaarden voor depositiesnelheid (0,07 m s^{-1}) en resuspensiesnelheid (0,2 m s^{-1}) zijn toegepast en er is geen wandsedimentatie gebruikt. Er is gemodelleerd voor een periode van 120 uur, met een hydraulische tijdstap van 1 uur. Bij de productielocatie Beerenplaat ten zuidoosten van Spijkenisse is een constante deeltjesconcentratie van 1 mg·l^{-1} gedefinieerd.

De PSM-berekeningen van sedimentmassa's na een modeltijd van 120 uur zijn ingedeeld in categoerieën, analoog aan de troebelheidsklassen gebaseerd op de metingen. De resultaten voor de drie scenario's zijn getoond in . Met een GIS-analyse is de overeenkomst tussen de PSM-berekeningen en de meetgegevens van de spuiacties in Spijkenisse gekwantificeerd. In het Min7-scenario is voor veel leidingen geen sedimentopbouw. Hierdoor ontstaat geen optimale verdeling in categorieën en is de uitkomst (34%) buiten beschouwing gelaten in de analyse. De absolute verschillen tussen de PSM-klassen en de spuiklassen is het grootst voor dit scenario.

De PSM-resultaten tonen geen goede vergelijking met de meetgegevens. Vanwege de lage valsnelheid in scenario Min7 bouwt er bijna geen sediment op, behalve in de kleine distributieleidingen met weinig hydraulische verstoring. Dit is in overeenstemming met de theoretische voorspelling dat een valsnelheid van $1{,}2 \cdot 10^{-7}$ m/s alleen voorkomt bij erg kleine en lichte deeltjes (Bijlage I) en met valsnelheden afgeleid uit e praktijk die hoger zijn in waarde (orde 10^{-5}-10^{-4} m/s, Bijlage II en Bijlage III). In scenario Min5 en Min6 bouwt er wel sediment op. De sedimentpatronen van Min5 en Min6 tonen op globaal niveau ruwe overeenkomsten maar verschillen op het niveau van individuele leidingen. Leidingen met een verdeelfunctie relatief schoon ten opzicht van het kleine distributieleidingen met weinig hydraulische verstoring –de "haarvaten" van het distributiesysteem.

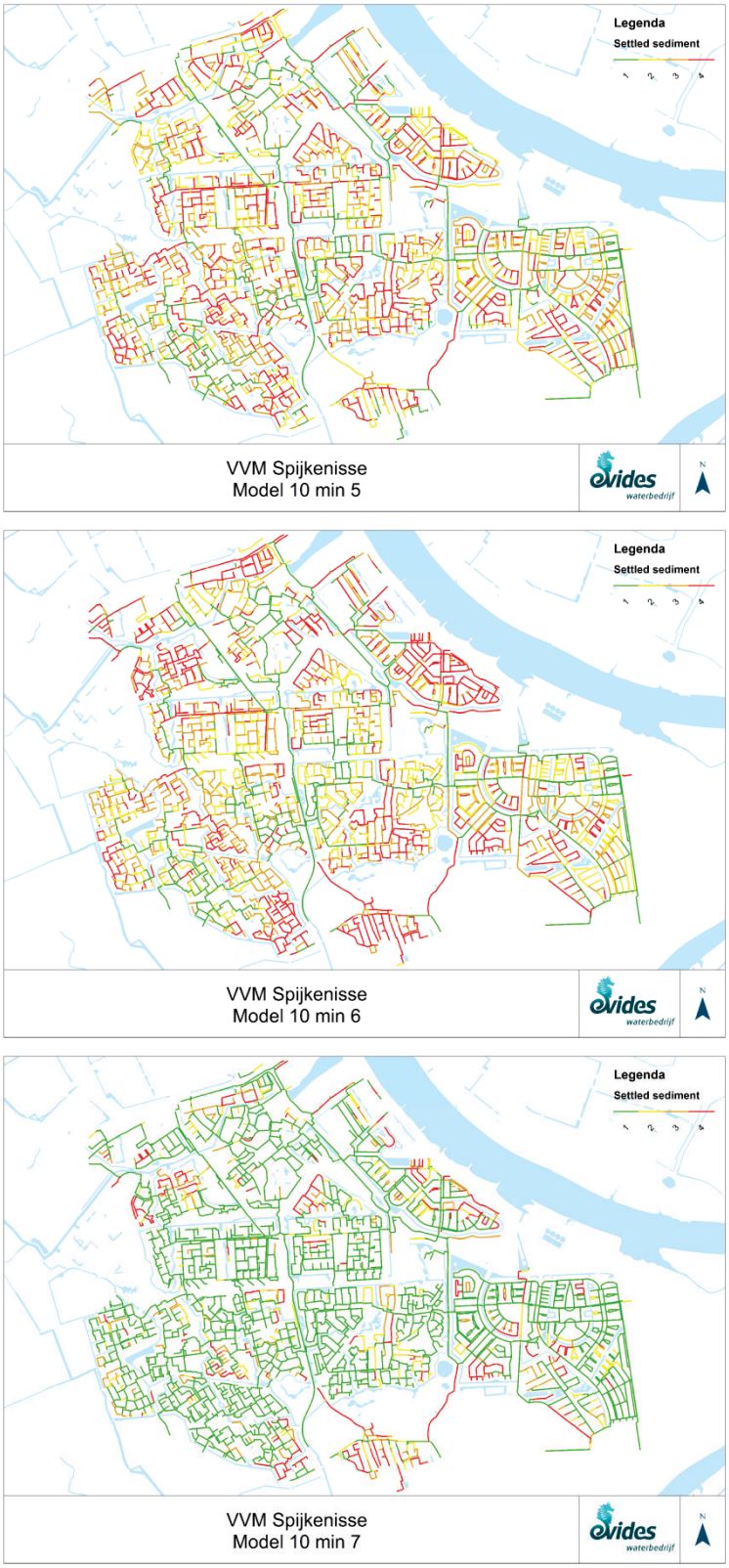
De sedimentpatronen berekend met PSM lijken echter niet op die van de meetgegevens. Mogelijke redenen zijn:

- Er is niet gemeten op transportleidingen. De PSM-resultaten tonen dat transportleidingen en grotere distributieleidingen schoon of schoner blijven dan kleine distributieleidingen. Een dergelijke patroon is ook aannemelijk voor het werkelijke netwerk, maar wordt "overschreven" door de manier waarop de meetdata is geprojecteerd over het hele netwerk.
- Een aantal mogelijke invloeden op sedimentopbouw, zoals spuiacties en werkzaamheden zijn achterwege gelaten in de modellering.
- Mogelijk relevante processen, waaronder bed-load transport, ontbreken in het PSM-model.

Ongeacht de scenario-specifieke resultaten toont dit deelonderzoek dat het uitvoerformaat van PSM (sedimentmassa's per leidingdeel) geschikt is als basis voor een vergelijking met meetgegevens. Modelberekeningen en meetgegevens komen slecht overeen en op basis van de analyse kan niet worden beoordeeld in hoeverre dit samenhangt met onvolkomenheden in het PSM-model of met de analyseopzet. Als verbetering voor de aanpak wordt aanbevolen om (i) de oorspronkelijke meetlocaties te gebruiken in plaats van een projectie op het leidingnet en (ii) historische data over spuiacties en werkzaamheden mee te nemen in de analyse. Voor de toekomstige ontwikkeling van een vervuilingsvoorspellingsmodel wordt aanbevolen om bed load transport op te nemen, omdat dat dit als mogelijk relevant transportproces ontbreekt in PSM.

TABEL 5. OVEREENKOMST TUSSEN SEDIMENTMASSA'S BEREKEND MET PSM EN MEETDATA VAN SPUIACTIES IN HET DISTRIBUTIEGEBIED SPIJKENISSE .

PSM-scenario	**Min5**	**Min6**	**Min7**
Valsnelheid (m/s)	$1{,}2 \cdot 10^{-5}$	$1{,}2 \cdot 10^{-6}$	$1{,}2 \cdot 10^{-7}$
Percentage leidingen met overeenkomende vervuilingsklassen	28%	29%	n.v.t.



FIGUUR 16. CATEGORIEËN BEPAALD UIT SEDIMENTMASSA PER METER LEIDING, BEREKEND MET PSM. DE BEZINKSNELHEID IS INGESTELD ALS A) 1,2 X 10^{-5} M S^{-1}, B) 1,2 X 10^{-6} M S^{-1} EN C) 1,2 X 10^{-7} M S^{-1}.