A network diagram with various sized light blue circles connected by thin white lines, set against a solid blue background. The circles vary in size, with some being significantly larger than others, and they are interconnected in a complex, non-linear fashion.

Bedrijfstakonderzoek  
BTO 2023.005 | Januari 2023

# Identificeren van besmettingen met numerieke bronbepaling

Bedrijfstakonderzoek

**KWR**

Bridging Science to Practice



# Rapport

## Identificeren van besmettingen met numerieke bronbepaling

BTO 2023.005 | Januari 2023

Dit onderzoek is onderdeel van het collectieve Bedrijfstakonderzoek van KWR, de waterbedrijven en Vewin.

### Opdrachtnummer

402045/214

### Projectmanager

ir. P.M. (Petra) Holzhaus

### Opdrachtgever

BTO - Bedrijfsonderzoek

### Auteur(s)

dr.ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker, B. (Bram) Hillebrand MSc

### Kwaliteitsborger(s)

dr. ir. P. W.M.H. (Patrick) Smeets

### Verzonden naar

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.

Een jaar na publicatie is het openbaar.

### Keywords

distributie, microbiologische veiligheid, modellering

Jaar van publicatie  
2023

Meer informatie  
dr. ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker  
T 533  
E [mirjam.blokker@kwrwater.nl](mailto:mirjam.blokker@kwrwater.nl)

PO Box 1072  
3430 BB Nieuwegein  
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511  
E [info@kwrwater.nl](mailto:info@kwrwater.nl)  
I [www.kwrwater.nl](http://www.kwrwater.nl)

**KWR**

Januari 2023 ©

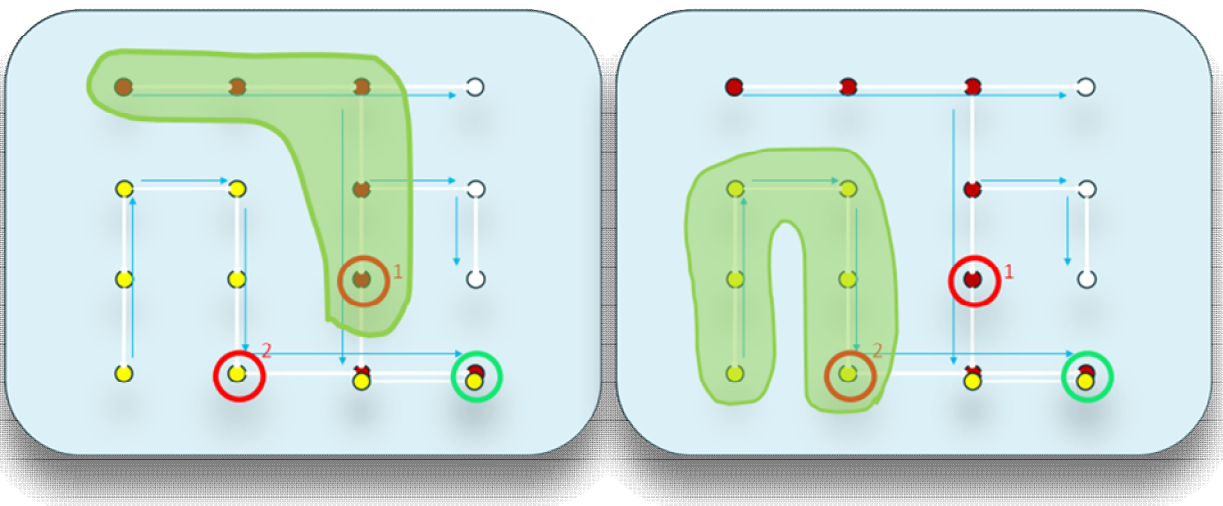
Alle rechten voorbehouden aan KWR. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen,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

# Samenvatting

## Stappenplan naar numerieke bronbepaling

**Auteur(s)** dr.ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker, drs. B.H. (Bram) Hillebrand.

Soms wordt bij reguliere monsternamen *E. coli* aangetroffen. In theorie kan de bronlocatie van de besmetting worden bepaald door op specifieke locaties opvolgmonsters te nemen. Onderzocht is of CST (Contamination Source Toolkit) ingezet kan worden om “locaties voor vervolgmetingen bepalen”. Op basis van de praktijk (inclusief een meetprogramma in Roosendaal) en ervaringen met CST is een stappenplan voor implementatie opgesteld. Uit dit project blijkt dat het onderdeel “locaties voor vervolgmetingen bepalen” ontwikkeling vergt in zowel de numerieke tools als de implementatie bij het waterbedrijf van toepassing van snelle analysemethoden en beschikbaar maken van actuele data. Ook blijkt dat het deel “vervolgmetingen doen” op de juiste tijd en locatie in de praktijk lastig is. Numerieke bronopsporing zal alleen mogelijk zijn bij grote besmettingen. Aanbevolen wordt om te definiëren wat een grote besmetting is waarvoor bronopsporing moet werken (hoe lang, welke concentratie en hoeveel mensen raakt potentieel geïnfecteerd). Bronopsporing en daarmee het sneller verhelpen van de besmetting is één van de aspecten die door een digitale tweeling mogelijk worden.



*Wanneer in de groene cirkel een besmetting wordt gevonden kunnen vervolgmetingen op locaties 1 en 2 inzicht verschaffen in het brongebied. Wanneer beide locaties negatief zijn, dan is de bron direct links van de groene cirkel. De figuur links geeft het brongebied aan als alleen locatie 1 positief test, de figuur rechts als alleen locatie 2 positief test. Wanneer beide positief testen is het brongebied verder bovenstrooms van de uitsnede die hier getoond is.*

### Belang: Opsporen van bron *E. coli* door gerichte monsternamen

Af en toe wordt bij reguliere monsternamen in het leidingnet *E. coli* aangetroffen. Op basis van een enkele meting is het niet mogelijk om te bepalen wat de bron van deze besmetting is. Door gericht op specifieke locaties opvolgmonsters te nemen is het in

theorie mogelijk om de bronlocatie van de *E. coli* besmetting te bepalen.

### Aanpak: praktische ervaring opdoen met numerieke methodes en meten na werkzaamheden

In het BTO is de numerieke tool CST (Contamination Source Toolkit) ontwikkeld. Onderzocht is of CST in de praktijk ingezet kan worden om de optimale

locaties van opvolgmonsters te bepalen. Op basis van gesprekken met mensen uit de praktijk van Brabant Water te spreken en de ervaringen met CST in een casus bij Evides is een stappenplan opgesteld om tot implementatie te komen.

Daarnaast zijn metingen in het leidingnet van Roosendaal uitgevoerd. Om de kans op positieve waarden zo veel mogelijk te vergroten is gemeten na werkzaamheden en benedenstrooms daarvan (in plaats van reguliere random monstername), en is gefocust op koloniegetal 22 °C (in plaats van *E. coli*).

### **Resultaten: stappenplan voor verdere ontwikkeling en moeilijkheden bij metingen**

Het uiteindelijke doel van numerieke bronopsporing is om nadat een *E. coli* gemeten is, locaties voor vervolgmetingen te bepalen, vervolgmetingen te doen, en zo de bron van de *E. coli* besmetting vast te stellen. Uit dit project blijkt dat het onderdeel “locaties voor vervolgmetingen te bepalen” in de praktijk bemoeilijkt wordt door de lange rekentijd en het niet beschikbaar hebben van actuele hydraulische modellen. Hiervoor is verdere ontwikkeling nodig in zowel de tools, als de databeschikbaarheid van het waterbedrijf (bijv. een digitale tweeling). Een stappenplan is beschreven in hoofdstuk 3.

De huidige wijze van monstername en -analyse is zodanig traag dat vervolgmetingen toch al te laat zijn. Daarom is toepassing van snellere *E. coli* analyses noodzakelijk. Ook blijkt dat het deel “vervolgmetingen ... doen” in de praktijk heel lastig is, specifiek om op de juiste locatie en tijdstip te bemonsteren. Het tijdstip van monstername komt voor kortdurende besmettingen zeer nauw. Dat betekent dat in de praktijk numerieke bronopsporing alleen mogelijk is bij grote besmettingen. Aanbevolen wordt om de randvoorwaarden voor het soort besmettingen dat opgespoord moet kunnen worden vast te stellen: de duur, de concentratie en het aantal mensen dat potentieel geïnfecteerd raakt.

### **Toepassing: toegevoegde waarde van digitale tweeling van het leidingnet**

Numerieke bronopsporing vergt enig onderzoek en ontwikkeling van tools, maar met name ook de implementatie van een digitale tweeling van het leidingnet. De mogelijkheid van bronopsporing en sneller verhelpen van het probleem is één van de voordelen van een digitale tweeling.

### **Het Rapport**

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Identificeren van besmettingen met numerieke bronbepaling* (BTO 2023.005).

# Inhoud

<b>Rapport</b>	<b>2</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>3</b>
<b>Inhoud</b>	<b>5</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>7</b>
1.1 Aanleiding en doel	7
1.2 Beoogde opbrengsten	8
1.3 Aanpak en leeswijzer	9
<b>2 Testen van meetprotocol</b>	<b>10</b>
2.1 Inleiding	10
2.2 Toelichting op het verloop van het project	10
2.2.1 Praktijkmetingen	10
2.2.2 Modelontwikkeling	10
2.3 Methode	11
2.3.1 Meetparameter	11
2.3.2 Meetlocatie	11
2.3.3 Modellerings	12
2.3.4 Test 1	12
2.3.5 Test 2	15
2.4 Resultaten	17
2.4.1 Test 1	17
2.4.2 Test 2	19
2.4.3 Discussie resultaten Test 2	21
<b>3 Aanbevelingen om praktische problemen bij de inzet van numerieke bronbepaling op te lossen</b>	<b>23</b>
3.1 Inleiding	23
3.2 Rekening	23
3.3 Accuraatheid van het hydraulisch netwerkmodel	24
3.4 Oorzaak besmettingen	25
3.5 Karakteristieken van een besmetting	27
3.6 Karakteristieken van een detectie	29
3.7 Vervolgacties na een besmetting	30
3.8 Validatie van de numerieke methode voor bronopsporing	31
3.9 Stappenplan om te komen tot een praktisch bruikbare tool voor bronopsporing	33
<b>4 Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>35</b>
4.1 Conclusies	35

4.2	Aanbevelingen	36
5	Referenties	<b>37</b>
I	Bijlage: Beschrijving leidingnetmodel Roosendaal	<b>39</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding en doel

De Nederlandse drinkwaterbedrijven volgen de wettelijke voorschriften voor het monitoren van de microbiologische drinkwaterkwaliteit in het distributienet. Het meetprogramma voor deze reguliere controle is vastgelegd in de Drinkwaterwet en staat onder toezicht van de Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT) en omvat onder andere de frequentie waarmee metingen moeten worden uitgevoerd. De drinkwaterbedrijven nemen voor reguliere controle en na werkzaamheden 100 ml monsters die op microbiologische parameters worden geanalyseerd. Daarbij zijn *E. coli* en enterococcon indicatoren van een fecale besmetting van het drinkwater; bacteriën van de coligroep en koloniegetal 22°C zijn indicatoren die ook andere verontreiniging en nagroei signaleren. *E. coli* en enterococcon organismen komen in principe niet vanaf het pompstation, maar komen wel voor in het milieu of feces en zijn daarmee een indicator van een verontreiniging in het leidingnet, bijvoorbeeld via een lek of wanneer bij werkzaamheden de druk van het net is. Uit waterkwaliteitscontroles blijkt dat bij 2% van de werkzaamheden in het water *E. coli* of enterococcon worden aangetroffen na spuien; bij de reguliere monsters is dat in ca. 0,1% van de gevallen (Blokker et al. 2016). In de 100 ml monsters wordt vaak maar een enkel organisme gevonden. Dit betekent enerzijds dat de mate van verontreiniging veelal laag is, en anderzijds dat niet alle verontreinigingen (namelijk die met lage concentraties) worden aangetroffen. In voorgaand bedrijfstakonderzoek is aangetoond dat er inderdaad niet alle verontreinigingen worden gemeten door het beperkte aantal monsters of het kleine volume dat gemeten wordt (Blokker et al. 2019). Het is mogelijk dat sommige besmettingen tijdens werkzaamheden onopgemerkt blijven in de metingen na werkzaamheden die vervolgens wel leiden tot een detectie bij de reguliere monsternames. Het is ook mogelijk dat een deel van de 0,2-0,5% positieve reguliere monsternames is terug te voeren op één van de werkzaamheden, en een ander deel is toe te schrijven aan het besmettingen met een andere oorzaak, zoals een lekkend reservoir, een klein lek in combinatie met onderdruk, een kruisverbinding of terugstroming bij een aansluiting, een verontreinigd tappunt of een moedwillige besmetting (Blokker et al. 2016).

Numerieke bronbepalingsmethodes bieden de mogelijkheid om op basis van positieve metingen potentiële verontreinigingslocaties in het distributienet aan te wijzen. KWR heeft hiervoor in het bedrijfstakonderzoek de numerieke tool CST (Contamination Source Toolkit) ontwikkeld en getest (van Thienen en Vries 2013; van Summeren 2014; Vertommen et al. 2017). CST kan ook worden ingezet om optimale meetlocaties te bepalen. De CST methodiek is succesvol toegepast op een werkelijke praktijksituatie: het berekende potentiële brongebied kwam overeen met een daadwerkelijke (achteraf bekend gemaakte) besmetting, gerelateerd aan werkzaamheden (Blokker en van Summeren 2018). Uit eerder onderzoek komen de volgende voorwaarden voor een betrouwbare bronbepaling naar voren (van Summeren 2014):

- een representatief leidingnetmodel. Een standaardmodel dient geactualiseerd te worden met afwijkingen van afsluiterstanden, levering of verbruik. De modelleerperiode moet een aantal dagen eerder beginnen dan het moment van de eerste detectie; een goed uitgangspunt voor de duur van deze periode is de maximale verblijftijd tussen productielocatie en de verbruiksknoppen in het leidingnetmodel;
- een voldoende hoge dekking van metingen van fecale indicatoren (zowel in de tijd als in de ruimte);
- exacte tijdstippen en locaties van de monsternames.

Brabant Water wil weten of de CST tool ingezet kan worden om monsterlocaties te optimaliseren en daarmee de detectiekans te verhogen van een mogelijke besmetting in het leidingnet. Het idee is dat, na een positieve meting, snel locaties voor vervolgmetingen kunnen worden bepaald zodat het potentiële brongebied effectief kan worden geïdentificeerd. Dit onderzoek sluit aan bij de huidige ontwikkeling van een veelomvattend data- en



visualisatieplatform door Brabant Water, bedoeld voor de inzet van numerieke modellen en meet- en omgevingsdata voor operationele doeleinden.

## 1.2 Beoogde opbrengsten

Brabant Water wil een effectieve monitoring van waterkwaliteit en een snelle mitigatie van de effecten van mogelijke vervuilingen. Daartoe zijn de volgende beoogde opbrengsten benoemd:

- 1 Een methodiek om (optimale) locaties te bepalen voor additionele monsternames nadat een verontreiniging is aangetroffen, gemaximaliseerd op pakkans van een mogelijke verontreiniging. De beoogde opbrengst draagt bij aan een effectieve monitoring van de waterkwaliteit.
- 2 Een methodiek om bij een positieve detectie van fecale indicatoren (op basis van analyse in het lab) met aanvullende monsternames het potentiële brongebied in te perken. De beoogde opbrengst is gericht op de snelst mogelijke identificatie van besmettingsbronnen. Deze methode draagt bij aan een snelle mitigatie van de effecten van mogelijke vervuilingen.
- 3 Inzicht in de meerwaarde (t.o.v. willekeurig gekozen monsterlocaties) en de praktische toepasbaarheid van de methodiek. Binnen dit project zal de methodiek niet worden geïmplementeerd in de rekenomgeving van Brabant Water, maar zal KWR rekenen met een door Brabant Water aangeleverd (geëxporteerd) leidingnetmodel. Wel worden aanbevelingen gedaan over hoe implementatie in de toekomst het best kan worden vormgegeven.
- 4 Inzicht in het brongebied van positieve detecties van bacteriën van de coligroep in Noord-Brabant.

Bij het ontwikkelen en toepassen van de CST tool zijn verscheidene moeilijkheden naar voren gekomen, die in de loop van het project duidelijk of beter kwantificeerbaar werden. Het doel bleek binnen de gestelde tijd en budget niet haalbaar. In overleg met Brabant Water is besloten om het doel (en de beoogde opbrengsten) van het project bij te stellen.

- Oorspronkelijke doel: Ontwikkel een methodiek om monsterlocaties te selecteren zodanig dat de bron van een eventuele besmetting zo snel mogelijk bepaald kan worden en de verspreiding van de besmetting in het drinkwaterleidingnet zo snel mogelijk kan worden beperkt.
- Bijgesteld doel: toets bij een bekende bron (namelijk een specifiek werk aan het leidingnet) op locaties en tijdstippen die met een eenvoudig leidingnetmodel worden bepaald of verontreinigingen kunnen worden gedetecteerd, en geef aan wat er moet gebeuren voor een toepasbare applicatie.

In overleg met BW is de oorspronkelijke onderstaande aanpak gereduceerd tot de vetgedrukte stappen:

- 1 verzamelen gegevens van bacteriën van de coligroep van Brabant Water;**
- 2 zorgen voor een werkend, representatief leidingnetmodel;**
- 3 berekenen van de optimale meetlocaties met CST;**
- 4 ontwikkelen een methodiek om optimale vervolgmetingen te bepalen. Hierbij wordt rekening gehouden met rekensnelheden, doeltreffendheid van de inperking van het brongebied, en praktische toepasbaarheid van de verschillende mogelijkheden worden onderzocht met het leidingnetmodel van het deelgebied.
- 5 vaststellen van de methodiek en de grootte van een evaluatiegebied op basis van de uitkomsten van bovenstaande stappen;
- 6 toepassen van de ontwikkelde methodiek op een geselecteerd evaluatiegebied in Noord-Brabant, waarvoor nieuw gemeten positieve detecties worden gebruikt. Hierbij worden locaties voor vervolgmetingen berekend;
- 7 uitvoeren van metingen op locaties die volgen uit stap 3 (en niet uit stap 4) door Brabant Water;**
- 8 aanbevelingen formuleren op basis van de resultaten m.b.t. de inpassing van de ontwikkelde methodiek voor real-time data-toepassing van Brabant Water.**

Bij het bijgestelde doel hoort ook een iets andere aanpak, waarbij stap 1 door Brabant Water gedaan is voor historische data om inzicht te krijgen in aantal besmettingen, maar niet gebruikt is als start van de vervolgstappen. Stappen 2 en 3 zijn uitgevoerd voor één specifieke potentiële bron, namelijk een locatie waar werkzaamheden zijn uitgevoerd. Stap 8 is slechts deels uitgevoerd; er is een beperkte set metingen gedaan.

### 1.3 Aanpak en leeswijzer

Het uiteindelijke doel van numerieke bronopsporing is om nadat een *E. coli* gemeten is, optimale locaties voor vervolgmetingen te bepalen, waarna op basis van die metingen de bron van de *E. coli* besmetting kan worden vastgesteld. Dit betekent dat er vier stappen zijn te onderscheiden wanneer bovenstaande geïmplementeerd is:

- 1 Er is een positieve monsternamen, waarna de vervolgstappen worden ingezet;
- 2 Er is een tool waarmee monsterlocaties worden bepaald;
- 3 Er worden nieuwe monsters genomen;
- 4 Er is een tool waarmee de uitkomsten van stap 1 en 3 worden gebruikt om het brongebied te bepalen.

Een logische vijfde stap is dat dan ook de bron wordt aangepakt.

De focus van het voorliggende project was oorspronkelijk gericht op het ontwikkelen (inclusief testen) van de tool die nodig is in de tweede stap. De aanpassingen in het plan (zie de vorige paragraaf) betekenen dat de focus aan de ene kant beperkt werd tot de vraag hoe zo'n tool getest zou kunnen worden, en aan de andere kant dat ook praktische ervaring is opgedaan met stap 3.

Er is voor gekozen om te testen in een beperkt deel van het voorzieningsgebied, namelijk Roosendaal. Hier zijn twee tests uitgevoerd. De 1<sup>e</sup> test was met name bedoeld om het meetprotocol uit te testen, het gemakkelijkst was om dat te doen bij werkzaamheden. Uit de 1<sup>e</sup> test bleek dat het meetprotocol verdere aanscherping nodig had; en een 2<sup>e</sup> test is uitgevoerd om het aangescherpte meetprotocol te toetsen, ook weer na werkzaamheden. De test heeft ook meer informatie opgeleverd over typische meetwaarden, en gaf een (beperkte) validatie van verwachte waarden op basis van het model. Deze metingen, en modellering, zijn in hoofdstuk 2 beschreven.

1,5 jaar na de start van het project (en 6 maanden voor het voorziene einde) heeft Brabant Water besloten om het project niet voort te zetten. De reden daarvoor was enerzijds dat er veel tijd was gaan zitten in het organiseren van de eerste twee metingen bij Brabant Water, en het niet mogelijk leek voor Brabant Water om nog een derde meting te organiseren. Anderzijds was er ook sprake van personele wisselingen bij zowel Brabant Water als bij KWR, waardoor het lastig bleek om de resterende tijd (en budget) zodanig in te vullen dat het zinvol was voor het project en voor Brabant Water.

Het bleek te ambitieus om een hele methodiek te ontwikkelen; wel is er een aanzet toe gedaan. In hoofdstuk 3 is uitgebreid beschreven welke stappen nog gezet moeten worden om tot een praktische toepassing te komen. In hoofdstuk 4 zijn enkele conclusies getrokken met betrekking tot de uitvoering van het project, hoe te komen tot een methodiek voor bronopsporing bij microbiologische verontreinigingen in het leidingnet, en hoe de methodiek gevalideerd kan worden.

## 2 Testen van meetprotocol

### 2.1 Inleiding

Het uiteindelijke doel is het vinden van de bron van een (*E. coli* of *enterococcon*) detectie die bij reguliere monsternamen wordt aangetroffen. In dit project zijn een aantal keuzes gemaakt die de weg naar het uiteindelijke doel wat vergemakkelijken door a) een andere meetparameter te kiezen waarbij de kans op een positieve meting groot is (zie § 2.3.1); b) te meten na werkzaamheden in plaats van naar aanleiding van een positieve detectie bij reguliere monsternamen (zie § 2.3.2) en c) geen nieuwe methodiek te ontwikkelen, maar gebruik makend van huidige modellen en praktijktesten een aantal nieuwe inzichten op te doen, met name gericht op praktische toepasbaarheid (zie § 2.3.3, 2.3.4, 2.3.5).

De volgende activiteiten zijn uitgevoerd:

- 1 verzamelen gegevens van bacteriën van de coligroep van Brabant Water (zie ook § 2.3.1);
- 2 zorgen voor een werkend, representatief leidingnetmodel (zie ook bijlage I);
- 3 berekenen van de optimale meetlocaties (zie ook § 2.3.3);
- 4 uitvoeren van metingen op locaties die volgen uit stap 3, door Brabant Water. Er zijn twee tests uitgevoerd (zie § 2.3.4 en 2.3.5);
- 5 aanbevelingen formuleren op basis van de resultaten m.b.t. de inpassing van de ontwikkelde methodiek voor real-time data-toepassing van Brabant Water (zie § 2.4, § 2.4.3 en hoofdstuk 3).

### 2.2 Toelichting op het verloop van het project

#### 2.2.1 Praktijkmetingen

Een belangrijk onderdeel van het project is het testen van de praktische haalbaarheid. Een eerste belangrijke stap was het vaststellen van een goed meetprotocol, waarvoor uitgangspunten zijn opgesteld met betrekking tot de meetlocaties (waar in het leidingnet, en aan welke kraan, hoeveelheid metingen), het tijdstip van metingen, welke parameter, en welke zaken tijdens de tests geregistreerd moeten worden en door wie. De 1<sup>e</sup> test was met name bedoeld om het meetprotocol uit te testen, het gemakkelijkst was om dat te doen bij werkzaamheden. Uit de 1<sup>e</sup> test bleek dat het meetprotocol verdere aanscherping nodig had; en een 2<sup>e</sup> test is uitgevoerd om het aangescherpte meetprotocol te toetsen, ook weer na werkzaamheden. De test heeft ook meer informatie opgeleverd over typische meetwaarden, en gaf een (beperkte) validatie van verwachte waarden op basis van het model. Er was geen mogelijkheid voor meer tests, en daarom is ook niet verder gewerkt aan de modellering.

#### 2.2.2 Modelontwikkeling

In de huidige praktijk geldt dat tussen monsternamen en de uitslag van het lab enkele dagen voorbij gaan. Om er voor te zorgen dat met numerieke bronbepaling goede meetlocaties aangegeven kunnen worden voor additionele monsternamen zijn er twee sporen te bewandelen:

- 1 In de tijd tussen monsternamen en labuitslag zou CST kunnen rekenen om in geval de uitslag positief is, direct nieuwe meetlocaties aan te wijzen. Deze optie was binnen het huidige project niet gewenst, om een aantal redenen:
  - de kans dat de verontreiniging dat niet meer meetbaar is, is erg groot. Omdat de kans op een positief regulier monster klein is (0,1 %), en de kans op positieve vervolgonsters ook klein, zal dit maar zeer zelden tot een meting leiden waarmee de validatie kan worden gedaan. Het betekent dat validatie op basis van reguliere monsternamen (d.w.z. vaststellen of deze meetlocaties inderdaad leiden tot betere bronopsporing) niet mogelijk is binnen de gestelde looptijd van het project.

- Ook was het voor BW moeilijk te organiseren om na iedere reguliere meting aan KWR te vragen de berekening te doen, en bij eventuele positieve uitslag de door KWR voorgestelde meetlocaties direct te bemonsteren.
  - Daarnaast leek het niet haalbaar dat KWR binnen het budget alle monsterlocaties voor heel BW zou doorrekenen.
- 2 Het is mogelijk om van te voren allerlei scenario's door te rekenen van positieve (reguliere) monsternamen, en daar vervolgmetingen voor te suggereren. Dit zou leiden tot een soort opzoektabel. Deze optie heeft als nadeel dat niet de actuele situatie (van o.a. verbruik en afsluiterstanden) wordt doorgerekend. Deze optie had wel de voorkeur, omdat Brabant Water tijdens de looptijd van dit project de actuele data ook niet beschikbaar had. Echter, in het project is in eerste instantie gefocust op monsternamen na werkzaamheden, en dan specifiek gericht op een case studie, zodat een opzoektabel hiervoor niet nodig was.

In het project is derhalve niet gewerkt aan het ontwikkelen van een methode voor numerieke bronbepaling. Wel zijn hydraulische netwerkberekeningen gemaakt en vergeleken met metingen.

## 2.3 Methode

### 2.3.1 Meetparameter

Besloten is om de metingen te richten op koloniegetal bij 22 °C (KG22). Ten eerste geldt dat vrijwel altijd wel een positieve waarde wordt gemeten voor deze parameter, in tegenstelling tot *E. coli* die bijna altijd 0 per 100 ml is. Ten tweede kunnen we ervan uitgaan dat voor de eerste 24 uur KG22 als een conservatieve stof kan worden beschouwd. Ten derde heeft Brabant Water de ervaring dat na werkzaamheden KG22 meestal verhoogd is. Bacteriën die gemeten worden met KG22 zijn al aanwezig vanaf het productiestation, en KG22 kan door nagroei verder (langzaam) toenemen. KG22 kan ook (snel) toenemen als gevolg van een verstoring (bijv. spuien) in het distributienet, na opwerveling en loslaten van de biofilm. Door het spuien (opwerveling), en na openen van de afsluiters kan het verhoogde KG22 door het leidingnet worden gedistribueerd, en wordt dan op een andere locatie dan de werkzaamheden zelf aangetroffen.

Deze parameter is normaal gesproken geen indicator voor een verontreiniging, en dus niet geschikt voor bronopsporing, maar kan wel als indicator voor werkzaamheden dienen in dit specifieke experiment.

Omdat uiteindelijk de methode voor *E. coli* zal worden toegepast, is het wel goed om de verschillen tussen het transport van KG22 en *E. coli* te begrijpen. Een belangrijk verschil is dat KG22 vanaf de waterzuivering in het water komt, terwijl *E. coli* door een externe verontreiniging in het leidingnet komt. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat *E. coli* zich in de biofilm kan schuilhouden om daar later uit los te komen (van Bel 2016), waardoor de duur van een besmetting langer kan zijn. Een deel van de biofilm bestaat uit bacteriën die gemeten worden met KG22, maar de metingen na werkzaamheden zoals die hier worden uitgevoerd zijn gebaseerd op plotselinge toename van KG22 door spuien (snelle opwerveling met deeltjes en deels biofilm), en niet op langzaam vrijkomen uit de biofilm. Dit mechanisme wordt dus expliciet niet gemeten in dit experiment.

### 2.3.2 Meetlocatie

Een geschikte onderzoekslocatie is gevonden in Roosendaal (zie ook bijlage I). Voordelen van deze locatie zijn dat Roosendaal door slechts een productielocatie wordt gevoed<sup>1</sup>, waardoor de interpretatie van de modellen makkelijker is, dat het leidingnetmodel van Roosendaal kort geleden geactualiseerd was, en dat er enkele werkzaamheden gepland waren in Roosendaal. Echter, Roosendaal is geen specifiek aandachtsgebied; er worden zelden overschrijdingen gemeten.

---

<sup>1</sup> N.B. normaal levert Seppe voor een deel aan de productielocatie van Roosendaal en is de waterkwaliteit uit Roosendaal een mengsel van Roosendaal en Seppe.

De twee tests (Test 1 en Test 2) zijn gedaan na werkzaamheden in dezelfde afsluitersectie. De precieze werkzaamheden waren vóór beide tests wel verschillend, zodat het effect op de waterkwaliteit anders zal zijn geweest. Ook zijn de betrokken afsluiters niet in dezelfde volgorde of tussenpose geopend voor beide tests. Het grootste verschil is echter in de uitvoering van de tests, namelijk de meetlocaties en tijdstippen.

### 2.3.3 Modelling

De basis van de berekening voor bronbepaling is een hydraulisch netwerkmodel. In zo'n model zitten leidingen (met lengte, diameter en wandruwheid), afsluiters, verbruiksknoppen (met een verbruikspatroon over de dag) en pompstation (met een bepaalde druk). Met software zoals InfoWorks en EPANET wordt de verdeling van het water over het leidingnet berekend, zodat er op ieder moment van de berekende dag bekend is hoe snel en via welke route het water zich door het leidingnet verspreidt, en met voldoende druk geleverd wordt aan de klanten. CST rekent bij een positieve meting van een verontreiniging op een bepaalde locatie (een detectie) waar het water vandaan komt, en kan zo het brongebied aanwijzen. Met alle onzekerheid in het hydraulische netwerkmodel, en de keuze voor een bekend brongebied, is er voor gekozen om in eerste instantie alleen voorwaartse propagatie door te rekenen, daarvoor is CST niet nodig.

De modellering is gedaan met behulp van EPANET. Gebruik is gemaakt van het actuele model van Roosendaal (zie bijlage I), met verbruikspatronen van een gemiddelde dag. Er is gerekend met zogenaamde tracers. Daarbij wordt de hoeveelheid water die vanaf een bepaalde modelknoop komt getraceerd; vervolgens wordt op alle knopen weergegeven welk percentage van het geleverde water van de tracerknoop afkomstig is. Dit is een zeer eenvoudige en snelle berekening, die met ieder leidingnetberekeningsprogramma gedaan kan worden, zonder dat een waterkwaliteitsberekening gedaan hoeft te worden. Er wordt dus niet gerekend met een concentratie, en ook niet met nagroei of afsterving. De starttijd van de tracer kan wel worden aangepast, door de starttijd van de berekening aan te passen, maar er is geen eindtijd. Dat wil zeggen dat er niet een puls wordt gesimuleerd waarachter schoon drinkwater wordt gedistribueerd. Hiervoor is gekozen omdat anders de schijn kan worden gewekt dat er informatie bekend is over de duur van de besmetting, terwijl dit normaal gesproken niet zo is.

Na werkzaamheden wordt de afsluitersectie gespuid, en wordt één afsluiter opengezet, zodat de aansluitingen in de afsluitersectie van drinkwater worden voorzien, maar er geen doorlevering is vanuit deze afsluitersectie. Nadat monsternamen heeft aangetoond dat er geen verontreiniging is, worden de overige afsluiters geopend. Om te bepalen welk deel van het leidingnet benedenstrooms van de werkzaamheden ligt, en dus potentieel een verontreiniging als gevolg van de werkzaamheden kunnen ervaren, is een tracerberekening uitgevoerd, met als tracerknoop het midden van de afsluitersectie. Op basis daarvan is bepaald vanaf welke afsluiter wordt doorgeleverd. In een volgende tracerberekening is die afsluiter gebruikt als tracerknoop. De tracer start op het moment dat de laatste afsluiter openging, 's morgens om ca. 8:00 uur. Dit zorgt ervoor dat er met de juiste watervraag (in dit geval tijdens de ochtendpiek) wordt gerekend.

Omdat het hier om tracerberekeningen geeft alleen de aankomst van de tracer bij de verschillende meetpunten informatie. In de gevallen waarbij de tracerwaarde onder de 100% blijft, betreft het punten die volgens het model vanuit twee punten water krijgen aangevoerd, en waar dus verdunning optreedt als er sprake zou zijn van een verontreiniging. Als laatste is het belangrijk om op te merken dat in de figuren in § 2.4 de absolute y-waarden van de metingen (nl. een concentratie) niet met die van de modellering (nl. een percentage vanuit de tracerknoop) kunnen worden vergeleken, relatief kan de vergelijking wel gemaakt worden.

### 2.3.4 Test 1

Voordat de werkzaamheden en monsternamen gedaan zijn, is gecontroleerd dat de afsluiters die open moeten staan, ook daadwerkelijk open stonden, en indien nodig zijn deze geopend. Het gebied rond de werkzaamheden waar de controle is uitgevoerd is weergegeven in Figuur 1

Het protocol voor de bemonstering in Roosendaal is vastgesteld op basis van de volgende uitgangspunten:

- 1) Waar meten?
  - a. Metingen zijn gedaan aan de keukenkraan in woningen in het gebied benedenstrooms van de werkzaamheden.
  - b. Op basis van de afsluitersectie rond de werkzaamheden zijn locaties voorgesteld, Daarbij is rekening gehouden met welke afsluiter(s) worden opengezet na afronding werkzaamheden / en voor vrijgeven van de sectie na negatieve uitslag van de monstername.
  - c. Er is gemeten op 10 locaties, zie Figuur 2
- 2) Wanneer meten?
  - a. Uitgangspunt is 12-24 uur na afronding van de werkzaamheden, zoveel mogelijk het standaard protocol volgend. Er is niet gekozen voor monstername 2-4 uur na werkzaamheden (hoewel dit volgens de hygiëncode ook mag), omdat dit voor Brabant Water praktisch lastig uitvoerbaar is. Uit onderzoek bleek dat de kans op het aantreffen van *E. coli* niet groter of kleiner was na 12-24 uur dan na 2-4 uur (maar wel op andere locaties), (Blokker et al. 2019). Een dag daarna worden nogmaals monsters genomen. Per dag worden twee monsters genomen. Zie Tabel 2-1 voor de tijdstippen van monstername.
  - b. Bij het bepalen van de meetlocaties is berekend wat de minimale tijd is die zit tussen afronding van werkzaamheden en monstername op de locatie. Brabant Water heeft enige uren na de minimale tijd bemonsterd.
  - c. De metingen zijn uitgevoerd in augustus 2021.
  - d. N.B. de sectie wordt vrijgegeven wanneer KG22 < 5000 is en de rest 0 (*E. coli* en bacteriën van de coligroep). Meestal wordt niet gewacht op de uitslag van KG22, omdat die analyse lang duurt en in de praktijk beoordeelt men achteraf. In dit geval is wel gewacht.
- 3) Wat meten?
  - a. KG22 en bacteriën van de coligroep. Van die laatste wordt ook standaard een typering gedaan. Mogelijk dat de typering van bacteriën van de coligroep informatie verschaft, bijvoorbeeld wanneer de metingen dezelfde soorten laten zien, is er waarschijnlijk sprake van dezelfde "bron", en anders mogelijk van meerdere bronnen. Typering kan soms ook inzicht geven of het een 'aquatische' soort is die kan groeien in drinkwater of een 'fecale' soort. N.B. in verband met de beperkte positieve resultaten is hier geen verdere analyse gedaan van de typering.
  - b. Grootte van het monster – standaard 100 ml
- 4) Wat te registreren?
  - a. Tijdstip afronden werkzaamheden (openen afsluiters).
  - b. Welke afsluiters gesloten (en weer open).
  - c. Tijdstip monstername + locatie (koppel locatie ook aan knoopnaam in het model).

Achteraf is het model gerund met de omstandigheden van "4" en vergeleken met de metingen. Zo is een beperkte validatie van het model gedaan.

Tabel 2-1 Beschrijving monstername

DAGCODE	TIJ DSTIP	ΔT	BESCHRIJVING
T-1	T-1 xx uur		voordat de sectie wordt afgesloten, bijv. tijdens afsluitercontrole
TO			Eerste serie monsters nemen nadat gespuid is en afsluiters geopend zijn. Als koloniegetal van het goedgekeurde monster erg laag is (<100 kve/ml) wordt besloten of het onderzoek verder zal plaatsvinden.
T1		12-24 u na afloop werkzaamheden	volgende dag,
T1	T1 8:00 uur	12-24 u na afloop werkzaamheden	Tweede serie monsters nemen
TX			1e dag nadat monster van ingreep is goedgekeurd en de afsluiters geopend zijn

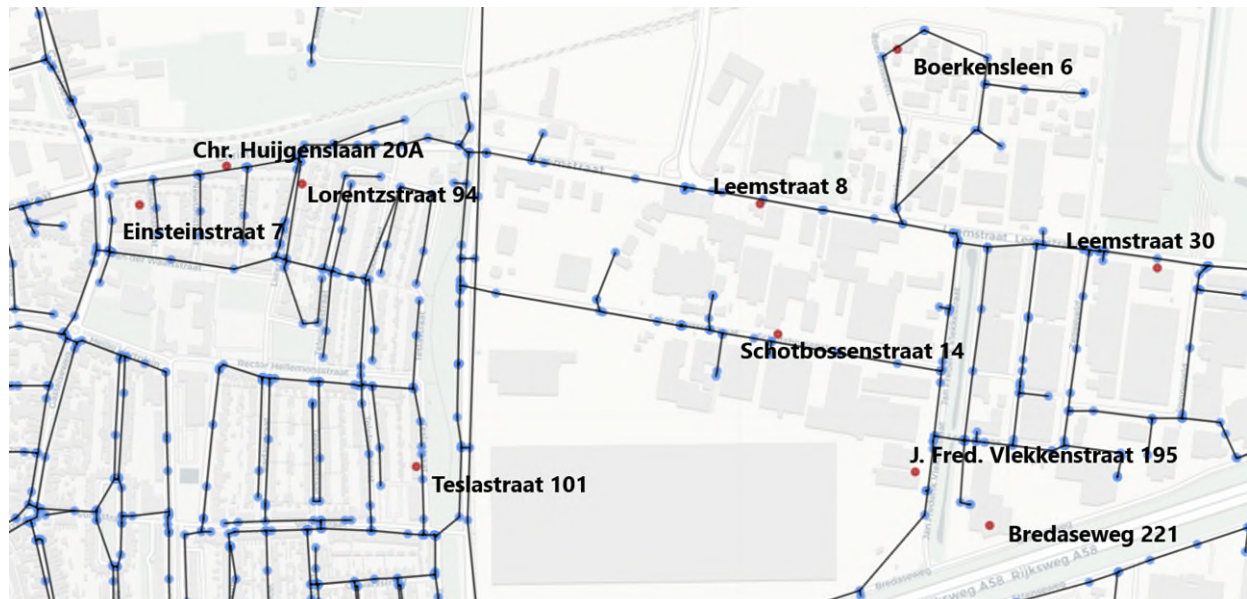
DAGCODE	TIJDSTIP	$\Delta T$	BESCHRIJVING
TX	Tx 8:00 uur	20 uur na eerste monstername	Derde serie monsters nemen
TX	Tx 13:00 uur	25 uur na eerste monstername	Vierde serie monsters nemen
TY			2e dag nadat monster van ingreep is goedgekeurd en afsluiters zijn geopend
TY	Ty 8:00 uur	44 uur na eerste monstername	Vijfde serie monsters nemen
TY	Ty 13:00 uur	49 uur na eerste monstername	Zesde serie monsters nemen



Figuur 1. Gebied waarbinnen afsluiters gecontroleerd zijn



Figuur 2 Locatie van werkzaamheden (groene cirkel) en monsternamelocaties (rode stippen). De gele arcering is niet relevant voor dit rapport



Figuur 3: De namen van de verschillende monsterlocaties. Er zijn sterk verhoogde waarden van KG22 gemeten op Bredaseweg, Schotbossenstraat en Jan Frederick Vlekkenstraat.

### 2.3.5 Test 2

In de tweede test was het de bedoeling op een aantal locaties in de eerste 24 uur veel vaker te meten. Op verzoek van Brabant Water heeft KWR een inventarisatie gemaakt van de locaties met de hoogste kans om verhoogde KG22 waarden te meten na werkzaamheden (zie Figuur 4). Er is op drie locaties een aantal malen gemeten.



Figuur 4: Door KWR aangewezen als mogelijke locaties voor metingen gedurende test 2. Er is uiteindelijk gemeten op 2 punten in het groene gebied en 1 punt in het blauwe gebied (zie ook Figuur 5). De zwarte lijnen geven de locatie van de werkzaamheden aan. De rode cirkel is de afsluiter die is gebruikt als tracerknoop in het model.





Figuur 5. de uiteindelijke 3 meetlocaties voor test 2.

Het meetprotocol is aangescherpt, met name op onderdelen 1 en 2.

- 1) Waar meten?
  - a. Keukenkraan, bij mensen thuis. Nadeel is dat 10 x in 15 uur langs komen erg belastend is.
  - b. Buitenkraan is alternatief, maar deze moet wel aanwezig en geschikt zijn.
  - c. Brandkraan is niet geschikt, omdat daar vaak een detectie is door lokale opwerveling van sediment rond de brandkraan, of standpijp, en dus dan geen indicatie is van de werkzaamheden.
  - d. Standpijp met monsternamepunt installeren lijkt de beste optie. Deze kan ruim van tevoren worden geïnstalleerd. Voorstel is drie locaties, waar na het openen van de afsluiter bijvoorbeeld elk half uur een monster wordt genomen.
  - e. Locaties zijn op basis van het model bepaald.
- 2) Wanneer meten?
  - a. Op 6 oktober zijn de werkzaamheden uitgevoerd, en op 6 en 8 oktober zijn monsters genomen in afsluitersectie, KG22 was beide keren < 5000 kve/ml. Op 11 oktober is de afsluiter geopend en zijn de metingen uitgevoerd.
  - b. Omdat monsternemers zich ook moeten verplaatsen tussen de monsterlocaties leek het haalbaar om iedere 20 minuten een meting te doen, dus met twee meetlocaties betekent dat elke locatie elke 40 minuten, met drie meetlocaties elke locatie elke 60 min. N.B. de monsters zijn genomen door twee monsternemers, zodat er duplo metingen zijn.
  - c. Er is geen optimaal tijdstip bepaald voor het openen van de afsluiter. Uit praktische overwegingen was er een voorkeur voor het openen van de afsluiter om 7.00 u 's morgens; zodat tot ca. 15.00 u 's middags zoveel mogelijk metingen konden worden uitgevoerd.
- 3) Wat meten? Zie test1, geen aanpassingen
- 4) Wat re registreren? Zie test 1, geen aanpassingen, wel is verzocht nauwkeuriger te registreren.

De afsluitersectie is dezelfde als bij test 1.

In Figuur 4 is het gebied dat is aangegeven met de zwarte cirkel de afsluitersectie waarin de werkzaamheden plaatsvonden. De inhoud van de afsluitersectie is ca.  $8,4 \text{ m}^3$  ( $\varnothing 200 \text{ mm}$ , 266 m lengte). In de leiding die gevoed wordt vanuit de afsluitersectie (in de groene cirkel), benedenstrooms van de afsluiter (de rode "I") is de volumestroom ca. 1,4 tot  $5,8 \text{ m}^3/\text{h}$ , met een gemiddelde van  $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ . Dat betekent dat de inhoud van de afsluitersectie in 1,5 tot 5,7 uur uit deze sectie stroomt. Deze gegevens zijn niet gebruikt voor het aanscherpen van het meetprotocol, maar kunnen worden gebruikt voor het duiden van de resultaten.

## 2.4 Resultaten

### 2.4.1 Test 1

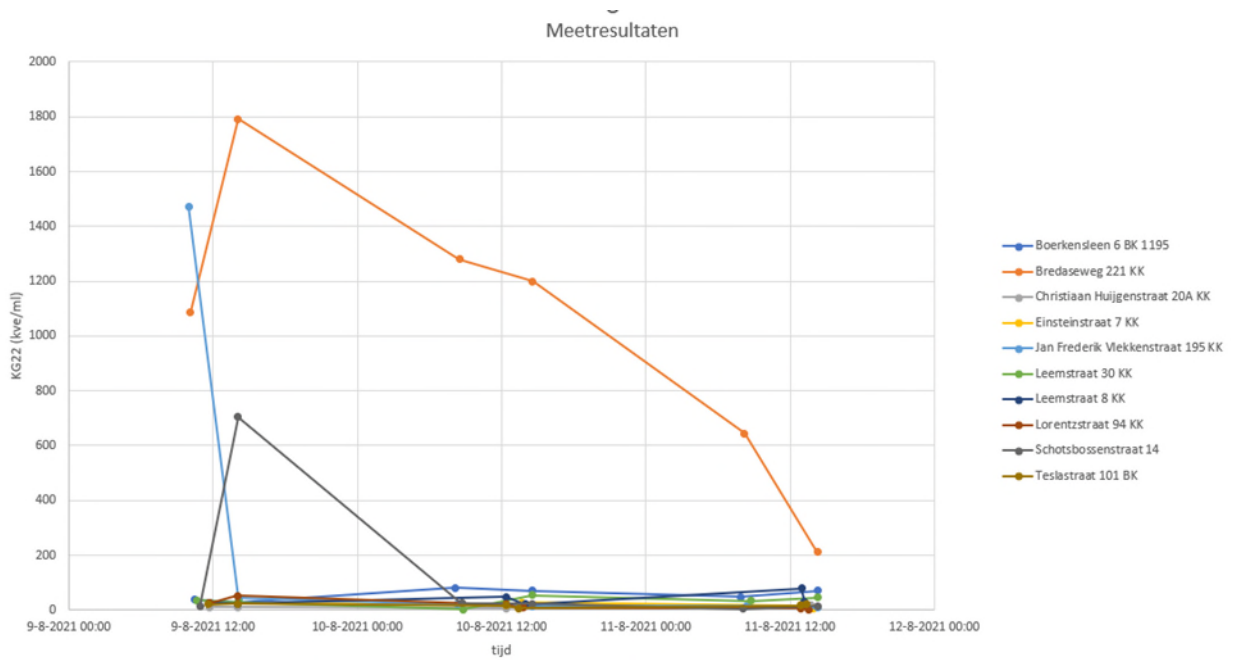
De werkzaamheden vonden plaats begin juli 2021. Vrijgave van de sectie was door omstandigheden pas op 9 augustus. De metingen zijn uitgevoerd op 10 augustus.

Qua praktische uitvoering zijn de volgende opmerkingen gemaakt:

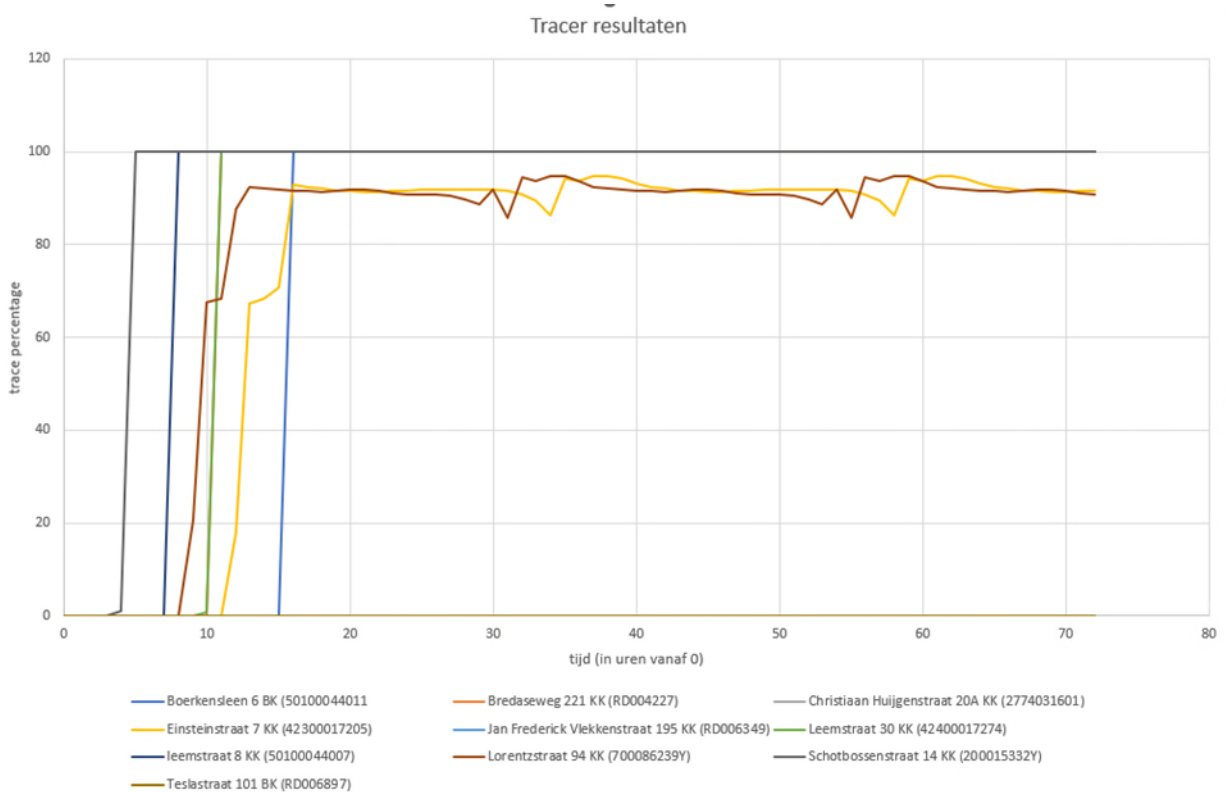
- Er was weinig controle mogelijk op de uitvoering, er is sprake van autonome invulling door de monteurs.
- Precieze tijdstip wanneer afsluiter open is gegaan is niet geregistreerd, de onzekerheid is ongeveer een half uur tot een uur.
- Het monsterprotocol is goed gevolgd.
- Er ging veel werk zitten in de voorbereiding.
- Het was lastig dat monsternemer over meerdere dagen terug moest komen.
- Er was in dezelfde tijd een calamiteit: productielocatie Roosendaal viel uit (begin juli 2021), de transportleiding vanuit Seppe nam de voorziening naar Roosendaal over, vervolgens klapte deze leiding door een te hoge druk. De gebroken leiding lag meer dan twee dagen in de modder voordat de reparatie gereed was. Daarop volgde langdurige overschrijdingen van microbiologische parameters. Omdat deze zomer (juli 2021) niet heel warm was, was de drinkwatervraag niet sterk verhoogd, en was de uitval van de transportleiding geen probleem voor de leveringszekerheid. Vrijgave van de transportleiding was pas op 9 augustus, nadat ook 100L monsters geen besmetting meer lieten zien op alle parameters. Het gevolg was dat alleen water geproduceerd in Roosendaal (dus zonder bijmenging vanuit Seppe) werd geleverd en de waterkwaliteit daardoor anders was dan normaal; voor de metingen in het kader van voorliggend project lijkt dat niet relevant.

Met betrekking tot de modellering bleek tevens:

- De identificatiecode van de afsluiter die open ging was anders in het GIS dan het hydraulisch netwerkmodel. Bij de bespreking van de resultaten bleek dit, en de berekeningen moesten opnieuw gedaan worden.
- Het tijdstip van openen van de afsluiter is geschat.
- Er was ook een resultaat van de bemonstering van de sectie voordat de afsluiter openging. Het resultaat van deze monsternamelocatie is toegevoegd in de analyse.



Figuur 6: meetresultaten , KG22 in kve/ml. Waardes boven de 100 worden door Brabant Water beschouwd als verhoogd.



Figuur 7: resultaten van de tracermodellering: locaties waar positieve metingen verwacht worden. Drie van de tien locaties vallen op de nullijn. Hier wordt geen positieve meting verwacht (Christiaan Huijgensstraat, Jan Frederik Vlekkenstraat en Teslastraat). De Bredaseweg en Leemstraat 30 komen praktisch overeen en zijn in de grafiek niet te onderscheiden van elkaar. De kleuren komen overeen met Figuur 6. N.B. de absolute y-waardes van de metingen (Figuur 6, een concentratie) kunnen niet met die van de modellering (een percentage vanuit de tracerknoop) worden vergeleken, de relatieve waardes kunnen wel worden vergeleken.

Bevindingen uit vergelijk model en metingen:

- Er waren enkele positieve metingen bij (op drie van de tien locaties), dus er is input voor een vergelijk tussen metingen en model (zie Figuur 6).

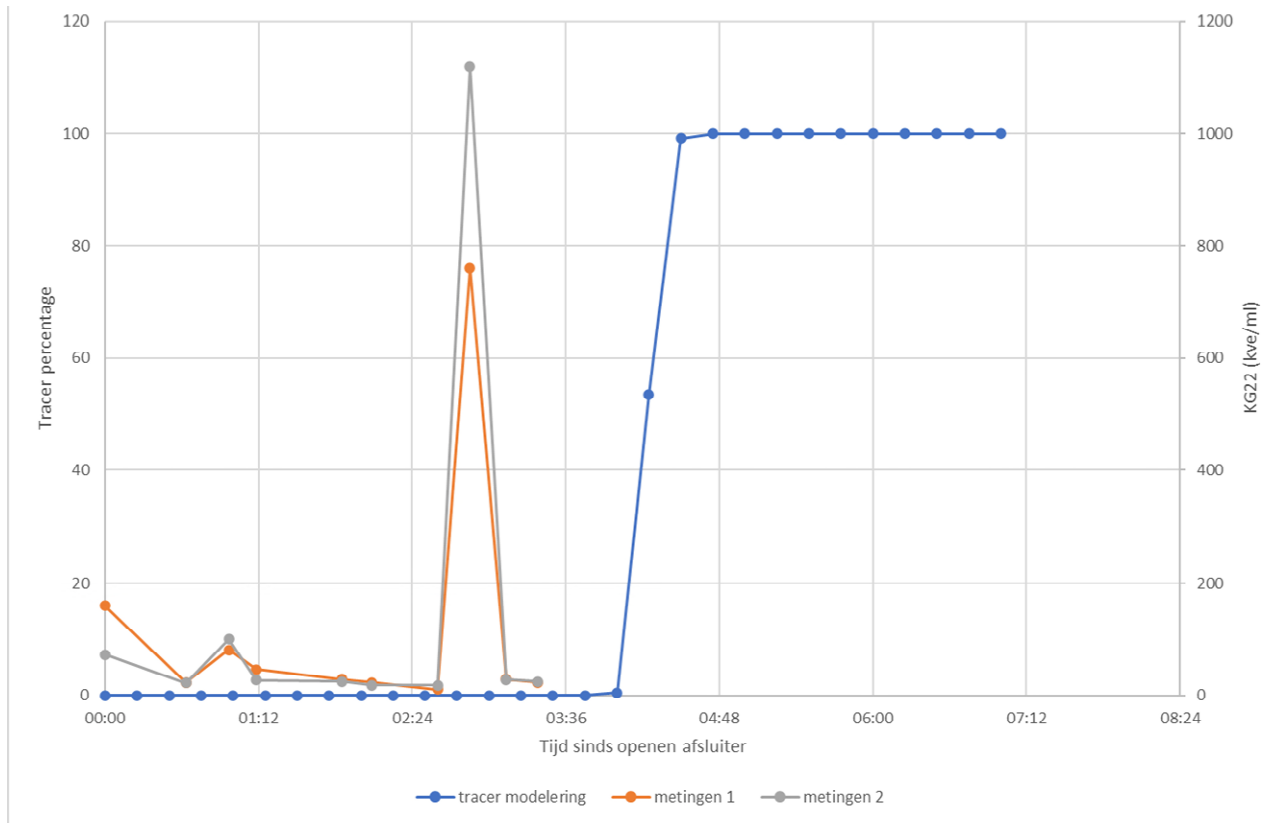
- De berekeningen zijn gevoelig voor het tijdstip van openen van de afsluiter, en de afwijking leek best groot (12.00 u i.p.v. 8.00 u). Het tijdstip van het openen van de afsluiter leidt tot een even grote verschuiving van het tijdstip van aankomst; er was in dit geval nauwelijks een effect op de tijd tussen de tracerknoop en de aankomstknoop.
- De duur van de pluim met de besmetting is niet bekend (maar in § 2.4.3 wordt gekeken naar de duur van de verversing van de sectie). De duur van de pluim kan mede worden beïnvloed door de locatie van de werkzaamheden, bijvoorbeeld als gevolg van de grootte van de afsluitersectie, en hoe vanuit daar water wordt geleverd. Figuur 6 laat voor drie locaties verhoogde waarden zien (KG 22 > 100 kve/ml). Bij de Bredaseweg zijn alle zes metingen verhoogd, wat suggereert dat de pluim heel lang duurde. Van twee locaties (JF Vlekkenstraat, Schotsbossenstraat) is maar één meting verhoogd, wat suggereert dat de pluim slechts van korte duur was.
- Op basis van de modellering werd op drie locaties verwacht dat de KG22 metingen niet verhoogd zouden zijn. Op één van die locaties (Jan Frederick Vlekkenstraat) is echter wel een verhoogde waarde gemeten.
- Op basis van de modellering werd op zeven locaties verwacht dat de KG22 metingen verhoogd zouden zijn. Ariverend tussen ca. 4-15 uur na het openen van de afsluiter. Op slechts twee hiervan is ook daadwerkelijk een positieve meting gedaan. Dit kan betekenen dat de modellering ernaast zit, of dat de metingen de voorbijtrekkende pluim gemist hebben, omdat deze relatief kort duurde. Bij een pluim van bijvoorbeeld slechts één uur is deze laatste optie waarschijnlijk. Het lijkt nuttig om meer meetmomenten in de eerste 24 uur te doen (en dan niet meer na 24 uur) in Figuur 7 is te zien dat de verwachte aankomst van een eventuele besmetting tussen de ca. 4 en 15 uur na opening van de afsluiter is. Brabant Water geeft aan dat een hogere meetfrequentie gerealiseerd kan worden, maar dan wel op minder locaties.
- Uitzondering op de bovenstaande bevinding is de meetlocatie bredaseweg. Hier betreft het echter een eindpunt (zie ook figuur Figuur 3) waardoor de metingen hier erg afhankelijk zijn van het afnamepatroon van dit desbetreffende punt. Het is dus goed mogelijk dat er hier tijdens de metingen nauwelijks tot geen water gebruikt werd waardoor de positieve meting blijft hangen. Dit onderstreept de gevoeligheid voor afnamepatronen.
- Meer metingen op de eerste dag kunnen ook enig inzicht in de duur van de pluim geven. Het standaard meetprotocol zal dus worden verlaten. Vooral interessant is dan een meetlocatie vlak benedenstrooms van de afsluitersectie.

#### 2.4.2 Test 2

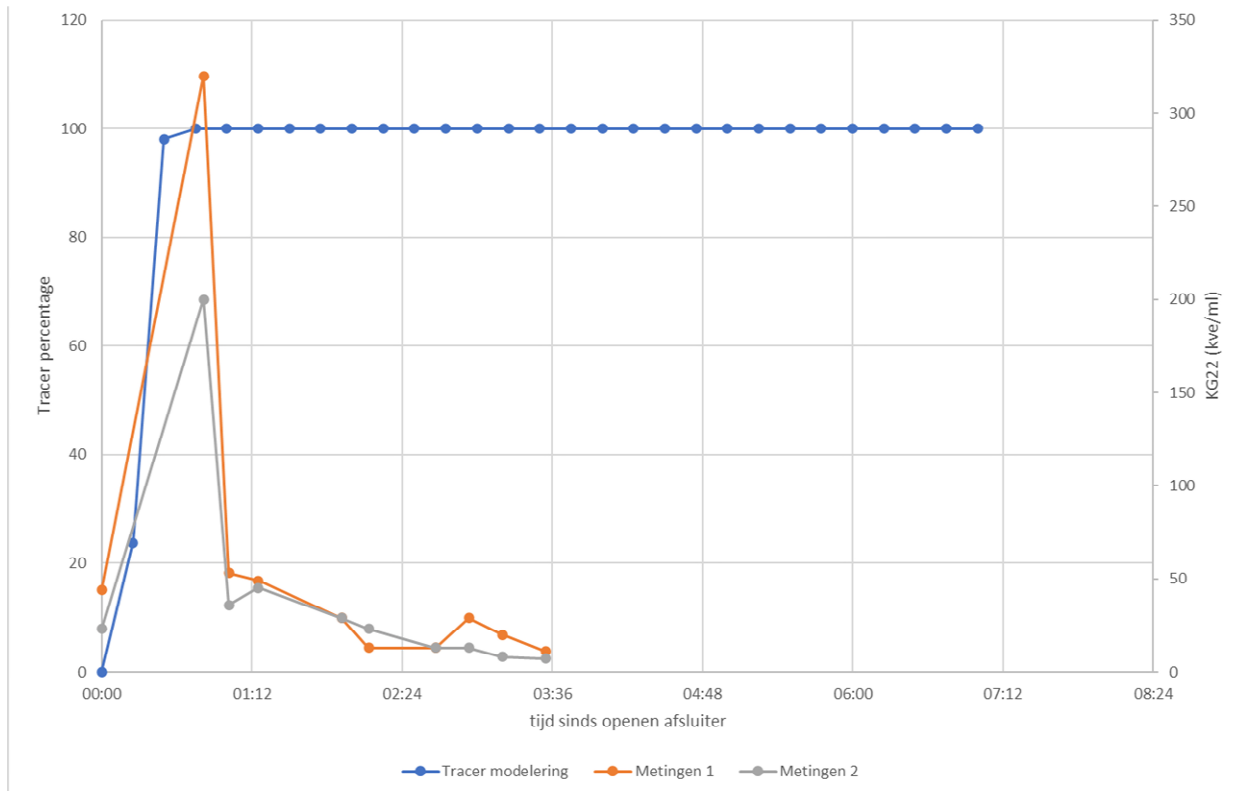
De werkzaamheden vonden plaats op 6 oktober, en op die dag is een monster genomen in de afsluitersectie (twee straten oostelijk t.o.v. de zwarte cirkel in Figuur 4) en bij de brandkraan op de rand van de sectie (BK 3426, in de zwarte cirkel in Figuur 4). Op 8 oktober is een herhalingsmonster genomen (in de afsluitersectie) en op 11 oktober is de afsluiter voor de brandkraan BK3426 open gezet (de sectie is vrijgegeven) en zijn de monsters voor het onderzoek genomen. De KG22 waarden in de afsluitersectie waren 1280 kve/ml op 6 oktober, en 1450 kve/ml op 8 oktober (de overige microbiologische parameters waren 0); KG22 op de brandkraan BK3426 (buiten de afsluitersectie) was 16 kve/ml op 6 oktober.

Er zijn op alle drie de locaties duplo-metingen (door twee verschillende personen) verricht, valk na elkaar. De exacte waarden van deze duplo-metingen komen niet geheel overeen maar de trend en verhoudingen zijn wel altijd hetzelfde. Beide metingen zijn apart in de grafieken weergegeven.

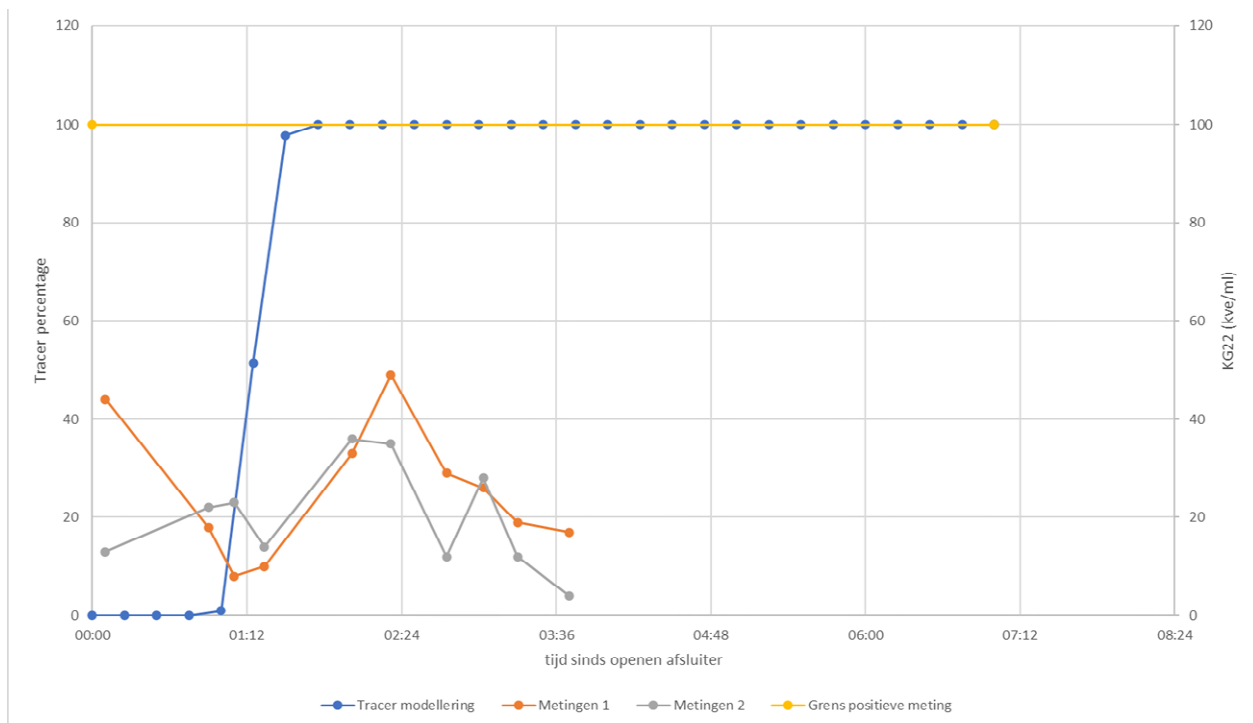
- Bij BK1155 en BK1151 zijn verhoogde waarden van KG22 gemeten. Bij beide punten suggereert de meting (op basis van combinatie tijdstip en waarde) dat de besmettings"pluim" korter is in duur dan de meetdichtheid van 15-30 minuten. Bij BK1151 lijkt de timing van de meting overeen te komen met de verwachting van de modellering; bij BK1155 loopt de meting echter ~1 uur voor op de modellering (Figuur 8, Figuur 9 en Figuur 10).
- Bij BK1146 was een verhoogde waarde verwacht (op basis van de modellering) maar deze is niet gemeten. Het kan zijn dat de pluim gemist is; deze kwam bijvoorbeeld tussen de metingen langs, of pas na het einde van de metingen (Figuur 10).



Figuur 8. metingen (rechter-as) en modelvoorspelling (linker-as) bij BK1155. Op de x-as staat de tijd in uren sinds het openzetten van de afsluiter (resultaten zijn specifiek voor exacte tijdstip van openen afsluiter). N.B. de absolute y-waardes van de metingen (rechter-as, een concentratie) kunnen niet met die van de modellering (linker-as, een percentage vanuit de tracerknoop) worden vergeleken, de relatieve waardes kunnen wel worden vergeleken



Figuur 9. metingen (rechter-as) en modelvoorspelling (linker-as) bij BK1151. Voor verdere toelichting zie het bijschrift van Figuur 8).



Figuur 10 metingen (rechter-as) en modelvoorspelling (linker-as) bij BK1146. In geel is de limiet toegevoegd wat als positieve meting wordt beschouwd. Voor verdere toelichting zie het bijschrift van Figuur 8).

### 2.4.3 Discussie resultaten Test 2

De metingen van test 1 hebben geleid tot een aangescherpt meetprotocol voor Test 2. De discussie hier betreft alleen meting 2.

De verschillen tussen metingen en model (meting op locatie BK1155 eerder een verhoogde concentratie dan op basis van het model verwacht werd; op locatie BK1146 is geen verhoogde concentratie is gemeten) hebben mogelijk te maken met de verschillen in verbruikspatronen tussen model en werkelijkheid. Het model rekent met verbruiken van een gemiddelde dag. Dit zal altijd afwijken van het daadwerkelijke verbruik op de meetdag. Dit betekent dat niet verwacht kon worden dat metingen en model precies overeen zouden komen. Voor het bepalen van de onzekerheid is een gevoeligheidsanalyse nodig met andere verbruikspatronen, rekening houdend met grote variatie en mogelijke afwezigheid door vakantie. In overleg met Brabant Water is hier geen tijd aan besteed, en daarmee valt dit buiten de scope van dit project. Zonder modellering is niet voorspelbaar wat het effect van andere verbruikspatronen (d.w.z. zowel een hogere of lagere waarde, als het patroon over de dag, op iedere verbruiksknoop) zal zijn op de verblijftijden in de doorgaande leiding.

Op de meetpunten zijn vóór en na de duidelijk verhoogde piek ook positieve metingen gedaan, maar met een lagere waarde. Onze aanname is dat de verhoogde waardes afkomstig zijn van de afsluitersectie waaraan gewerkt is. Daarbij is waarschijnlijk de verhoging ontstaan tijdens de werkzaamheden of tijdens het spuien daarna, maar voor het openen van de laatste afsluiter, zoals kan worden afgeleid uit de metingen in de afsluitersectie op 6 en 8 oktober). Doordat we slechts op één van de drie meetlocaties een match met het model hebben, is onduidelijk of het meten van KG22 een goede keuze was voor het meten en valideren van het model (d.w.z. het model waarmee gesimuleerd kan worden hoe een verhoogde concentratie van een stof uit de afsluitersectie door het leidingnet wordt gedistribueerd). In vervolgmetingen wordt bij voorkeur een andere parameter gekozen. De metingen hebben wel laten zien dat het in het geval van KG22 om een “pluim” gaat die wordt getransporteerd en van slechts korte duur is.

De resultaten van de metingen duiden op de noodzaak om de piek beter te modelleren. Hiervoor is een indicatieve berekening uitgevoerd. De inhoud van de afsluitersectie stroomt naar verwachting in 1,5 tot 5,7 uur uit deze sectie. Door een pluim van 1,5 uur (met een vaste concentratie in die 1,5 uur) te simuleren (tijdens piekverbruik in de ochtend is de pluim het kortst) vanaf de bewuste afsluiter (starttijd 8.00 u) komt er informatie over de verwachte duur van de pluim op de meetpunten: ca. 30 minuten voor BK 1151 en BK1146, en 10 minuten bij BK1155. De pluim van 1,5 uur vanuit de sectie duurt dus veel korter bij de meetpunten (dit komt o.a. door veranderingen in diameter, en dus stroomsnelheid, en het feit dat een deel van het besmette water uit het systeem verdwijnt bij eerdere afnamepunten). N.B. de berekening is niet gedaan met de precieze openingstijd van de afsluiter en de pluim die daarbij hoort, het is dus slechts een indicatie. De metingen laten het volgende zien: op BK1151 (Figuur 9) duurt de piek maximaal 61 minuten (als vlak na de meting vóór de hoogste meting de concentratie al omhoog ging, en als vlak voor de meting na de hoogste piek de concentratie pas naar beneden ging). Op BK1555 (Figuur 8) duurt de piek maximaal 32 minuten (als vlak na de meting vóór de hoogste meting de concentratie al omhoog ging, en als vlak voor de meting na de hoogste piek de concentratie pas naar beneden ging). Het lijkt er dus op dat de duur van de pluim van KG22 overeen komt met de tijd die het kost om de afsluitersectie te verversen. Om deze hypothese te toetsen zijn meer metingen in korte tijd nodig.

De berekeningen zijn gedaan met een conservatieve stof, dat wil zeggen er is geen afname van de concentratie door afsterving, alleen eventueel door menging. In dit geval nam de concentratie niet af richting de meetlocaties, en zijn de maximale waarden op de bronlocatie en op de drie meetpunten gelijk. De metingen op BK1155 (maximale waarden van 760 en 1120 kve/ml) zijn in de zelfde orde grootte als de waarden op 6 en 8 oktober in de afsluitersectie (1280 en 1450 kve/ml); de metingen op BK1151 (maximale waarden van 320 en 200 kve/ml) zijn een orde lager als de waarden van 6 en 8 oktober. De metingen op BK1146 (maximale waarden van 50 en 36 kve/ml) zijn nog weer een orde lager en zitten in de zelfde orde grootte als de waarden op BK1555 en BK1551 voor en na de piek, en de waarde op de BK3426 (16 kve/ml) op 6 oktober die niet beïnvloed is door de werkzaamheden. De lagere waarde bij BK1151 kan mogelijk verklaard worden doordat niet precies op het piekmoment gemeten is, maar om deze hypothese te toetsen zijn meer metingen in korte tijd nodig.

Het simuleren van een besmetting in EPANET vergt het toekennen van een concentratie op een (of meer) modelknopen met een bepaalde begin- en eindtijd; het is niet mogelijk om in het model de leidingen te voorzien van een concentratie. Om te zorgen dat de gehele afsluitersectie een bepaalde (en gelijke) concentratie heeft (voordat de afsluiter wordt opengezet, en de besmetting door het leidingnet heen gedistribueerd wordt), is daarom een omslachtige aanpassing nodig, die getoetst en beschreven is in de QMRA van het distributienet (Blokker et al. 2016; Blokker et al. 2018b). Dit kan in een toekomstig project wel worden meegenomen.

## 3 Aanbevelingen om praktische problemen bij de inzet van numerieke bronbepaling op te lossen

### 3.1 Inleiding

Tijdens het project werd steeds meer duidelijk welke praktische problemen nog moeten worden opgelost voordat numerieke bronbepaling bij een waterbedrijf kan worden ingezet met als tussenstap betere meetlocaties voor follow-up metingen die door de software worden gesuggereerd. Er zijn praktische overwegingen met betrekking tot de monsternamen (hoe snel monsters genomen kunnen worden, en hoe lang de analyse duurt), en de toepassing van de numerieke tools. Dat heeft deels met de rekentijd te maken, en deels met de onnauwkeurigheid van hydraulische netwerkmodellen. Daarom ligt de oplossing in een wat andere aanpak dan de huidige CST, waarbij zoveel mogelijk kennis van netwerken, besmettingen, detectie, en respons wordt meegenomen in de methodeontwikkeling.

De rekentijd van CST is lang, een tiental uren, afhankelijk van hoe groot het netwerk is waarvoor de berekening wordt gedaan (zie § 3.2). De wijze waarop CST is opgezet betekent dat er ook niet veel snelheidswinst te verwachten is. Een mogelijke oplossing is het vooraf doorrekenen van allerlei scenario's zodat een plan klaar ligt voor vervolgllocaties bij positieve monsters op verscheidene locaties. De effectiviteit hiervan wordt beperkt doordat de actuele afsluiterstanden en drinkwatervraagpatronen (waarschijnlijk) een grote invloed hebben op de uitkomsten (zie § 3.3). Een alternatieve oplossing is om met behulp van machine learning een snellere methode te ontwikkelen. Dit bestaat grofweg uit de volgende stappen:

- 1 Reken met een hydraulisch netwerkmodel besmettingsscenario's door
  - a. hierbij worden locatie, tijdstip en duur van de besmetting gevarieerd (dit kan random worden vormgegeven (Blokker et al. 2016), of op basis van kennis over meest waarschijnlijke scenario's, zie § 3.4 en 3.5),
  - b. en tevens watervraag, afsluiterstanden en monsternamelocaties (zie ook § 3.3).
- 2 Bepaal detectiekansen (§ 3.6)
- 3 Bepaal met CST het mogelijke brongebied. Deze stap is mogelijk niet noodzakelijk, dat moet getest worden.
- 4 Bepaal de vervolgstappen die horen bij detectie en het werkelijke brongebied (§ 3.7).
- 5 Leer een algoritme welke vervolgstappen horen bij een detectie en mogelijke actuele afsluiterstanden en verbruiken.
- 6 Test het algoritme.
- 7 Valideer het algoritme (§ 3.8).

In de volgende paragrafen wordt invulling gegeven aan een groot deel van deze aspecten (behalve de machine learning zelf). De benoemde aspecten zijn bij elkaar gebracht op basis van ervaring met veel verschillende BTO-projecten m.b.t. metingen en modelleren van microbiologische risico's in het leidingnet. Sommige aspecten zijn aangescherpt op basis van ervaringen met de tests in Roosendaal, deze zijn in [blauw en in een kader](#) weergegeven.

### 3.2 Rekentijd

De CST methodiek is eerder succesvol toegepast op een werkelijke praktijksituatie: het berekende potentiële brongebied van een *E. coli* besmetting kwam overeen met een daadwerkelijke (achteraf bekend gemaakte) besmetting, gerelateerd aan werkzaamheden (Blokker en van Summeren 2018). De berekening is enkele weken uitgevoerd nadat de besmetting was gemeten. Vervolgens heeft het ook enkele weken geduurd om tot een uitspraak te komen over een vermoedelijk brongebied. Deze lange doorlooptijd had verscheidene oorzaken:



- Het waterbedrijf moest een representatief hydraulisch netwerkmodel aanleveren. Hiervoor was het nodig om te achterhalen op welke momenten afsluiters werden geopend en dichtgezet, en welk waterverbruik er op iedere dag was (er zaten bijvoorbeeld ook enkele weekends in). N.B. de modelleerperiode moet een aantal dagen eerder beginnen dan het moment van de eerste detectie; een goed uitgangspunt voor de duur van deze periode is de maximale verblijftijd.
- Het waterbedrijf moest de exacte tijdstippen en locaties van de monsternames doorgeven. Daarvoor was het ook nodig om een referentie te construeren op basis van informatie over metingen vóór en na het incident, en metingen tijdens het incident die wel in het getroffen gebied waren, maar die geen positieve uitslag hadden.
- De rekentijd van CST was ca. 2 dagen.

Voor een snellere bronopsporing kan de oplossing worden gezocht in het van te voren veel scenario's doorrekenen zodat middels patroonherkenning (machine learning) snel een conclusie kan worden getrokken voor vervolgstappen. Daarvoor zijn bovenstaande punten van belang, en nog enkele andere die in de volgende paragrafen worden besproken.

Voor Roosendaal is de rekentijd van CST niet bekend, maar zal waarschijnlijk beperkt zijn, doordat het model niet heel groot is en er sprake is van slechts één voeding. In dit project is alleen gerekend met een tracer in een EPANET berekening. Een tracerberekening is heel snel, omdat er slechts één waterkwaliteitsscenario wordt doorgerekend.

### 3.3 Accuraatheid van het hydraulisch netwerkmodel

De basis van de berekening voor bronbepaling is een hydraulisch netwerkmodel. In zo'n model zitten leidingen (met lengte, diameter en wandruwheid), afsluiters, verbruiksknoppen (met een verbruikspatroon over de dag) en pompstation (met een bepaalde druk). Met software zoals InfoWorks en EPANET wordt de verdeling van het water over het leidingnet berekend, zodat er op ieder moment van de berekende dag bekend is hoe snel en via welke route het water zich door het leidingnet verspreidt, en met voldoende druk geleverd wordt aan de klanten. CST rekt bij een positieve meting van een verontreiniging op een bepaalde locatie (een detectie) waar het water vandaan komt, en kan zo het brongebied aanwijzen.

De grootste fouten in een hydraulisch netwerkmodel ten opzichte van wat er in het echte leidingnet gebeurt, worden veroorzaakt door fouten in aspecten die over de tijd veranderen, dus in afsluiterstanden en schattingen van verbruik. Fouten in meer statische aspecten, zoals leidingdiameters en het pompstation zijn vaak beperkt, omdat het model is gekalibreerd. Fouten in dynamische aspecten treden op doordat afsluiters bijvoorbeeld in de werkelijkheid dicht staan, terwijl in het model wordt verondersteld dat ze open staan (ca. 0,7 % van de afsluiters (Mesman 2016)), of doordat het verbruik dat in het model wordt aangenomen is gebaseerd op een gemiddelde dag, en niet op de situatie van een specifieke dag, en specifiek uur. Welke precisie nodig is, moet nog worden bepaald (bijv. met een gevoeligheidsstudie).

Voor Roosendaal is door Brabant Water begin 2021 een nieuw InfoWorks model opgesteld. Deze exercitie stond al in de planning voor 2021, maar lang niet alle hydraulische netwerkmodellen zijn al vernieuwd. Oftewel, Brabant Water beschikt niet over hydraulische netwerkmodellen die voor alle voorzieningsgebieden actueel zijn, nog los van de dynamische aspecten zoals drinkwatervraag en afsluiterstanden. Voor de test zijn de afsluiterstanden allemaal van te voren gecontroleerd, maar dat gebeurt normaal niet. De drinkwatervraag is in het model niet aan de actuele situatie aangepast, bijv. de levering van het pompstation op de meetdag had in het model meegenomen kunnen worden. Dit ter illustratie dat het verkrijgen van een actueel model een tijdrovende exercitie is.

Voor de numerieke bronbepaling is het essentieel om de potentiële fouten te minimaliseren, en er moet dus altijd gerekend worden met een zo actueel mogelijk model, met de situatie van de dag waarop een detectie plaatsvindt. De consequenties hiervan zijn:

- Het waterbedrijf moet goed bijhouden welke afsluiters worden gesloten, en weer geopend;
- Het waterbedrijf moet informatie over actuele verbruiken en afsluiterstanden in het hydraulisch netwerkmodel verwerken;
- CST kan pas worden gerund nadat het actuele hydraulisch netwerkmodel beschikbaar is;
- De doorlooptijd tussen detectie en advies voor vervolgstappen (nieuwe metingen bijv.) wordt te lang.

Een mogelijkheid om de doorlooptijd te beperken is van te voren allerlei scenario's door te rekenen. Er is een gegeven (maar wel groot) aantal afsluiters in het leidingnet aanwezig is, en afsluiters worden meestal gesloten in bepaalde combinaties, namelijk om een sectie af te sluiten, of om te kunnen spuien. Het is dus mogelijk om van te voren een aantal combinaties van gesloten afsluiters door te rekenen. Ook kan een aantal mogelijke verbruiksscenario's worden opgesteld, zoals bijvoorbeeld alle dagen van het voorgaande jaar, of een aantal specifieke scenario's die horen bij een gemiddelde dag, een extra warme dag, een weekenddag, etc. Daarnaast is er ook een gelimiteerd (maar groot) aantal mogelijke locaties voor monsternamen. Daarmee kunnen scenario's van verschillende afsluiterscombinaties, verbruiksscenario's en detectielocaties worden doorgerekend en kunnen vervolgstappen worden gedefinieerd. Hierbij moet ook rekening worden gehouden met het aantal woningen dat invloed heeft op de lokale volumestromen; bij een klein aantal woningen is de invloed van individuele verbruikspatronen relatief groot en zal met verbruikspatronen moeten worden gewerkt met een kleinere tijdschaal (bijv. 5 minuten) en ruimtelijke schaal (1-5 woningen op een knoop), bijv. door met SIMDEUM te werken (Blokker et al. 2010; Blokker et al. 2011).

Het is aan te raden om een gevoeligheidsanalyse te doen om te bepalen welke parameters ongeveer goed moeten worden geschat voor de scenario's en welke zo goed mogelijk. Voor verbruiksscenario's kan in een gevoeligheidsanalyse ook worden gerekend met stochastische verbruiken uit SIMDEUM.

### 3.4 Oorzaak besmettingen

Blokker et al. (2016) hebben vier mogelijke besmettingsroutes van het leidingnet geïdentificeerd:

- I. Besmetting door werkzaamheden.
- II. Besmettingen van het leidingnet als gevolg van een besmetting van een lekkend reservoir, voornamelijk door vogels.
- III. Besmettingen als gevolg van overdruk in bijvoorbeeld een drinkwaterinstallatie. Dit komt alleen voor als de terugstroombeveiliging bij de watermeter niet functioneert (of moedwillig omzeild wordt). Dit kan in geval van een (middelgrote) brand voorkomen, dus op bedrijven- of industrieterreinen of industriële aansluitingen.
- IV. Besmettingen als gevolg van een combinatie van een lek en onderdruk in het leidingnet. Deze oorzaak wordt vaak in het buitenland genoemd als belangrijk, maar in Nederland waar het hele leidingnet op ongeveer dezelfde druk functioneert en waar lekverliezen laag zijn en leidingbreuken niet vaak voorkomen, lijkt dit scenario van weinig belang.

In Nederland zijn er sinds de Tweede Wereldoorlog slechts drie uitbraken bekend die gerelateerd zijn aan drinkwater (samengevat in van Lieverloo et al. 2007). De eerste hiervan vond plaats in 1962, toen vijf gevallen van tyfeuze koorts werden gemeld in Amsterdam, waarschijnlijk als gevolg van een besmetting van de drinkwaterzuivering met rioolwater (besmettingsroute II). De tweede uitbraak vond plaats in 1981 in Rotterdam, toen rioolwater en afvalwater van een buitenlands zeeschip in het DWDS werd gepompt via een drinkwatertoevoerklap voor zeeschepen (besmettingsroute III). Deze gebeurtenis leidde tot 609 gemelde gevallen van hoofdzakelijk gastro-enteritis. De derde gerapporteerde uitbraak deed zich voor in 2001, toen er gastro-enteritis werd gerapporteerd in Leidsche Rijn als gevolg van toevallige kruisverbindingen tussen het DWDS en een distributiesysteem voor water van een mindere kwaliteit, bedoeld voor het spoelen van toiletten, de wasmachine en besproeiing van tuinen (besmettingsroute III).

Bij reguliere monstername in het DWDS wordt zelden (< 0,1 %) een verontreiniging met *E. coli* aangetroffen (Blokker et al. 2016). Bij herhalingsmonsters wordt de verontreiniging meestal niet meer (op die plek) aangetroffen. Tussen 2007 en 2018 is KWR driemaal geconsulteerd om na hardnekkigere *E. coli* besmettingen van het DWDS de afhandeling door het drinkwaterbedrijf te evalueren en te helpen bij het vaststellen van de oorzaak van de verontreiniging.

- In 2007 werd door PWN *E. coli* aangetroffen (in lage concentraties) bij reguliere monstername van het water van distributiepompstation Hoofddorp en vervolgens ook in het voorzieningsgebied Hoofddorp. De verontreiniging werd (na uitgebreid onderzoek) gelokaliseerd in één van de zes drinkwaterkelders op pompstation Hoofddorp (besmettingsroute II, Smeets et al. 2007). Er zijn meerdere aanwijzingen dat vogelpoep hier via een lekkend dak het drinkwater heeft verontreinigd.
- In 2010 werd in Hemiksem/Schelle (in het voorzieningsgebied van Pidpa, Vlaanderen) *E. coli* aangetroffen in hoge concentratie in een regulier monster. Herhalingsonderzoek gaf aan dat *E. coli* op meerdere plaatsen in het net aanwezig was. De vermoedelijke oorzaak van de besmetting was oppervlaktewater dat tijdens het blussen van een brand waarbij zowel oppervlaktewater als drinkwater werd gebruikt, in het DWDS is gepompt (besmettingsroute III). Op de dag van de brand had Pidpa al bruinwater klachten ontvangen uit het gebied. Onderzoek van de gezondheidsdienst liet zien dat 19% van de bevolking in het getroffen gebied een darminfectie had opgelopen (Braeye et al. 2015).
- In 2018 werd in Vlaardingen (Evides) *E. coli* aangetroffen. “De besmettingshaard bleek een nieuwe drinkwatertransportleiding in de omgeving van Vlaardingen (besmettingsroute I). Deze leiding van 3,8 kilometer lang is in de zomer en het najaar van 2017 aangelegd. De werkzaamheden moesten enkele keren worden onderbroken vanwege onvoorziene omstandigheden, onder meer omdat een rioolbuis op een andere plaats lag dan de tekening aangaf. Door deze gefragmenteerde werkwijze is het niet goed gegaan bij de waterkwaliteitsonderzoeken. Volgens Evides zijn de resultaten van de onderzoeken te geïsoleerd en niet in samenhang beoordeeld. Hierdoor is een besmet stukje van de leiding over het hoofd gezien en aangesloten op het net. Toen dit tijdens de crisis werd geconstateerd, is de leiding meteen losgekoppeld. Evides vermoedt dat de *E. coli* bacterie in het drinkwater terecht is gekomen door zand dat waarschijnlijk besmet was met vogelpoep” (N.N. 2018).

N.B. i.v.m. deze laatste casus heeft KWR ook onderzoek gedaan naar historische voorbeelden, die hierboven zijn weergegeven (Blokker en van Summeren 2018).

In monstername na werkzaamheden wordt significant vaker *E. coli* aangetroffen dan in reguliere monsters. Het vermoeden is dat een deel van de positieven in de reguliere monsters ook afkomstig is van werkzaamheden. Als er sprake is van een besmetting na werkzaamheden wordt namelijk niet altijd *E. coli* aangetroffen (Blokker et al. 2019). De pakkans is beperkt doordat concentraties ook bij een besmetting vaak laag zijn, er slechts een 100 ml monster wordt genomen en de micro-organismen niet homogeen over het water verdeeld zijn in de afgesloten sectie. Optimalisatie van tijdstip van meten, meetlocatie en meetvolume (per monster, of door meer monsters te nemen) zal de pakkans vergroten (Blokker et al. 2016). De pakkans zal nooit 100% zijn, en zo blijft de kans bestaan dat ook in reguliere monstername positieven worden gevonden als gevolg van werkzaamheden.

De norm van 1 kve/100ml *E. coli* is pragmatisch ingegeven. Dit betekent dat de norm gelijk is aan de grens van de detectielimiet. Daardoor zijn er geen gegevens bekend over het aantal verontreinigingen dat onder de norm is gebleven. Kleine besmettingen komen naar verwachting vaker voor dan grote besmettingen, maar worden zelden opgemerkt. Het opmerken van kleine besmettingen heeft niet de hoogste prioriteit, omdat slechts weinig mensen erdoor worden geraakt, en de concentraties laag zijn. Bovendien worden deze besmettingen niet als ‘uitbraak’ herkend, zodat er minder sociale onrust ontstaat dan bij een grote uitbraak die aan het licht komt door heel veel ziektegevallen binnen een gebied.

Samenvattend, de suggestie is dat voor de Nederlandse situatie besmettingsroute (I) het vaakst voorkomt. Besmettingsroute II heeft het grootste effect. Uit de zes historische voorbeelden (van uitbraken en langdurige

besmettingen) blijkt dat grote incidenten veroorzaakt werden door het per ongeluk inpompen van verontreinigd water (besmettingsroute III), een besmetting van de drinkwaterzuivering (besmettingsroute II), en door werkzaamheden (besmettingsroute I). Er zijn in Nederland geen gevallen bekend van besmetting via een lek bij een onderdruksituatie (besmettingsroute IV).

### 3.5 Karakteristieken van een besmetting

Een besmetting van het leidingnet wordt (in het model) gekarakteriseerd als een concentratieverloop over de tijd. Verondersteld wordt dat voor de starttijd de concentratie '0' is, daarna verhoogd is (niet noodzakelijkerwijs constant), en na de eindtijd weer gelijk aan 0 is.

Wanneer een besmetting voortkomt uit werkzaamheden, waarbij na de werkzaamheden wordt gespuid voordat de afsluiter wordt geopend, wordt verondersteld dat 1) de concentratie van een eventuele besmetting gelijk is over de hele afsluitersectie; 2) voor de verspreiding van de besmetting door het leidingnet als starttijd kan worden aangenomen het tijdstip dat de afsluiter(s) is/ zijn geopend - en dat is vrijwel altijd tijdens "kantooruren" (Blokker et al. 2016) - en 3) de eindtijd gelijk is aan de starttijd plus de tijd die nodig is om de sectie te verversen (Blokker et al. 2016). Wanneer echter wordt verondersteld dat spuien effectief is en de besmetting zich schuilkhoudt in de biofilm (van Bel 2016) waarna deze langzaam uit de biofilm kan verdwijnen dan moeten andere aannames worden gedaan. Het zou dan kunnen zijn dat 1) de concentratie afhangt van de stroomsnelheid (meer vrijkomen uit de biofilm bij hogere snelheden, hogere schuifspanningen) of van de tijd sinds de werkzaamheden (*E. coli* sterft langzaam af of wordt door competitie met andere organismen in de biofilm verdreven, dit duurt enkele maanden als er geen chloor wordt toegepast), 2) de starttijd het tijdstip is van de eerstvolgende grote piek in stroomsnelheid (flink hoger dan de ochtendpiek, aangezien het spuien niet de biofilm verwijderd heeft), en 3) de eindtijd enkele uren tot wellicht pas weken later is. De duur van de verontreiniging van het drinkwater, dus hoe lang vanuit de biofilm de verontreiniging in het water 'oplost' is nog niet goed bekend.

De metingen die gedaan zijn in het BTO-project "sneller meten" waarin *E. coli* metingen 2-4 uur na werkzaamheden en 12-24 uur na werkzaamheden met elkaar vergeleken zijn (Blokker et al. 2019) lieten zien dat er niet meer (en ook niet minder) positieven werden gevonden in de eerste meetset, en dat er vrijwel geen correlatie was tussen positieven in de eerste en tweede meetset. Op basis hiervan is het niet mogelijk om een van beide hypothesen hierboven te prefereren.

De metingen in Roosendaal (met name test 2) suggereren dat de duur van de verhoogde concentraties KG22 na werkzaamheden kort was (maximaal ca. 30 minuten) is. De beperkte modelleringstest waarbij de inhoud van de afsluitersectie is geschat als pluim van besmetting laat dit duidelijker zien. Deze korte duur suggereert dat de eerste hypothese waarschijnlijk is, maar er is niet meer dan één dag gemeten. En het is onbekend of voor *E. coli* hetzelfde geldt. Daarom worden extra metingen aanbevolen.

Wanneer besmettingen niet uit werkzaamheden voortkomen, zijn de karakteristieken heel anders, en ook niet bekend. Er kunnen wel hypothesen worden opgesteld:

- 1 Besmettingen van het leidingnet als gevolg van een besmetting van een lekkend reservoir, voornamelijk door vogels.
  - De starttijd kan op ieder moment van de dag zijn (vogelpoep), maar de sterkste verspreiding zal starten bij het begin van de (ochtend)piek in verbruik.
  - De concentratie zal laag zijn, omdat door het grote volume van een reservoir de verdunning sterk is. De concentratie van pathogenen in (verse) vogelpoep is in de ordegrrootte van  $1.10^4$  kve/g (Hijnen et al. 2012). Wanneer bij regen vogelpoep (1-5 g per vogel) van een dak afstroomt, kan de opbrengst van een paar dagen wel 100 g zijn. Dan is in een reservoir van  $1000 \text{ m}^3$  de concentratie  $< 1 \text{ kve}/100 \text{ ml}$ .

- De duur van de besmetting kan heel lang zijn. Doordat reservoirs vaak niet zodanig optimaal zijn ontworpen dat al het water verversd wordt, kan een besmetting langdurig aanwezig zijn. En wanneer het lek niet opgemerkt wordt, kan ook herbesmetting optreden.
- 2 Besmettingen als gevolg van overdruk in een drinkwaterinstallatie. Onder deze noemer kunnen veel diverse en zeer lokale incidenten worden bedacht, waarbij in elk scenario de karakteristieken van een besmetting totaal anders kunnen zijn.
  - 3 Besmettingen als gevolg van een combinatie van een lek en onderdruk in het leidingnet. Deze oorzaak lijkt in Nederland van weinig belang.
    - Starttijd is tijdens onderdruk, bijvoorbeeld als er ergens een leiding breekt.
    - De concentratie zal laag zijn omdat door een langdurige lekkage van drinkwater zich rond het lek vooral schoon water bevindt (Fox et al. 2015; Jones et al. 2019).
    - De duur van de besmetting zal zeer kort zijn.

Aanbevolen wordt om bij bronbepaling ook rekening te houden met karakteristieken van een besmetting. In de scenario's kunnen de karakteristieken zoals in Tabel 3-1 worden ingebouwd. Het zal niet eenvoudig zijn om karakteristieken van daadwerkelijke besmettingen te bepalen. Geregistreerde (historische) incidenten zijn er slechts beperkt in Nederland, het is niet op voorhand duidelijk of internationale informatie kan worden overgenomen (ander ontwerp leidingnet, met name vaak sprake van veel meer drukverschillen), en dit zijn vooral grotere incidenten van besmettingsroutes II en III waarbij dus niet een volledig beeld kan worden verkregen. Daarom zijn de waardes in Tabel 3-1 op basis van expert judgement bepaald. van Lieverloo et al. (2007) laten zien dat de duur van besmettingen gemiddeld 8 tot maximaal 30 dagen was voor 50 Nederlandse overschrijdingen (waarbij een kookadvies is afgegeven) tussen 1994 en 2003. Het is denkbaar om met tracer tests na te gaan hoe lang het duurt voordat de "besmetting" voorbij is.

Voor de modelberekening is het niet nodig om met een realistische waarde voor de concentratie te rekenen. Wanneer een voldoende hoge waarde wordt gebruikt (bijv. 1000/L) zal in het model vrijwel iedere concentratie (binnen de numerieke betrouwbaarheid) worden teruggevonden. N.B. schattingen van realistische concentraties kunnen worden gevonden in eerder onderzoek (van Lieverloo et al. 2007; Blokker et al. 2016). Daarbij wordt er op gewezen dat concentraties van indicatororganismen o.a. wordt bepaald door de hoeveelheid besmetting, maar ook door de bron van de besmetting.

*Tabel 3-1 Besmettingskarakteristieken per scenario. N.B. dit zijn waardes die worden aanbevolen om de scenario's door te rekenen, de waardes kunnen in werkelijkheid afwijken. Voor alle scenario's kan worden gewerkt met een concentratie van 1000/l.*

Nr.	Scenario	Starttijd	Duur	Locatie
I-A	Werkzaamheden – besmetting in drinkwater	Kantooruren, met een statistische verdeling (fig 3-4, Blokker et al. 2016)	Tijd voor verversen van de afsluitersectie	Iedere afsluitersectie. N.B. ga ervan uit dat falende afsluiters niet voorkomen.
I-B	Werkzaamheden – besmetting in biofilm		3 weken	
II	Reservoir	Willekeurig, volgens een bepaalde verdeling over de tijd. Vogels kennen ook dagpatronen, en regen en wind kunnen ook van invloed zijn (Smeets et al. 2007)	3 weken (waarna het zal worden opgemerkt in de metingen)	Reinwaterreservoir
III	Het net in pompen	Willekeurig, mogelijk wel gerelateerd aan dagpatroon van verbruik.	Tot enkele maanden (totdat het ontdekt wordt)	Willekeurig, op leidingen kleiner dan $\emptyset$ 200 mm.

### 3.6 Karakteristieken van een detectie

Een detectie betekent dat op een bepaald moment en op een bepaalde locatie een monster is genomen dat tijdens analyse (online, of later in het lab) een overschrijding laat zien van de norm voor de gekozen parameter. Naast deze binaire informatie (wel of geen overschrijding) kan ook gekeken worden naar de concentratie, en er kan ook nog gekeken worden naar typering van bacteriën.

- Wanneer de concentratie van een detectie heel laag is (1/100 ml) dan is informatie die uit negatieve monsters (0/100 ml) wordt gehaald heel beperkt. Het is dan niet mogelijk om met zekerheid te zeggen of het bemonsterde water echt niet besmet is.
- Daarentegen als de detectie een hoge concentratie laat zien, dan is de zeggingskracht van negatieve monsters groter, en kunnen deze monsters ook worden gebruikt om het (theoretische) verspreidingsgebied en ook het potentiële brongebied in te perken. Dit geldt alleen als er (semi-)continu gemeten wordt, en het hydraulisch model accuraat is. Uitgesloten moet worden dat een negatief monster het gevolg is van een meting op het “verkeerde” moment (voor, of na de pluim). Op dit moment is dit nog niet praktisch uitvoerbaar.
- Wanneer meerdere monsters positief zijn kan extra informatie worden gegenereerd door te kijken of er verschillen in concentratie zijn over de tijd, of over het voorzieningsgebied. Daarbij kan rekening worden gehouden met de kennis over het soort organisme; sommige microbiologische parameters kunnen afnemen (afsterven), of toenemen (groeien), of gelijk blijven over de tijd. N.B. middels de verblijftijd zijn tijd en ruimte niet volledig onafhankelijke parameters in een leidingnet.
- Wanneer in verschillende monsters vergelijkbare typering van bacteriën wordt gevonden is de kans groter dat ze uit dezelfde bron komen, dan wanneer de typering sterk verschilt. Deze informatie is nog niet gebruikt in de modellering. Typering kan ook informatie verschaffen over potentie van nagroei als gevolg van de besmetting en de waarschijnlijkheid van een fecale besmetting. Daarnaast kunnen dierspecifieke merkers informatie verschaffen over de bron (Heijnen 2015).

Na het doorrekenen van de besmettingsscenario's kunnen detectiekansen worden bepaald. Er is sprake van een positieve detectie als wordt gemeten op het juiste moment en op de juiste locatie, en de concentratie boven de detectiegrens is. We gaan hier uit van reguliere monsternamen, niet van monsternamen na werkzaamheden. Voor die laatste categorie wordt verwezen naar ander onderzoek (Blokker et al. 2016; van Bel et al. 2016; Blokker et al. 2018a; Blokker et al. 2019).

- Kans op monsternamen: de hoeveelheid monsters die worden genomen is afhankelijk van de grootte van het voorzieningsgebied. Blokker en Smeets (2017) hebben voor een voorzieningsgebied met 500.000 inwoners berekend (tabel 3-5 in genoemd rapport) dat 722 monsters per jaar genomen moeten worden. Met 40 werkweken per jaar (200 werkdagen) betekent dit gemiddeld 3,6 monster per dag. **Afhankelijk van de grootte van het gebied zou in het model gerekend kunnen worden met 1 tot 5 monsternamen.**
- Tijdstip van monsternamen: Reguliere monsters worden in principe tijdens kantooruren genomen, meestal vroeger op de dag zodat de monsters nog dezelfde dag op het lab worden afgeleverd. **In het model kan gerekend worden met monsternamen tussen 8.00 en 14.00 u (op een werkdag).**
- Monsternamenlocatie: wettelijk geldt dat aan de meest gebruikte kraan (meestal de keukenkraan) wordt bemonsterd. Dat betekent dat alleen bemonsterd wordt op locaties waar mensen aanwezig zijn. Sommige waterbedrijven maken gebruik van (deels) vaste monsterlocaties, bijvoorbeeld in panden waar altijd mensen aanwezig zijn zoals een brandweerkazerne; andere waterbedrijven bellen altijd op willekeurige adressen aan. De meeste hydraulische leidingnetmodellen kennen een zekere mate van verbruiksaggregatie. Dat wil zeggen dat niet iedere aansluitleiding in het systeem zit, en in plaats daarvan de verbruikers samen op een modelknoop zijn geprojecteerd. **De kans dat een bepaalde knoop als meetlocatie wordt gebruikt zou kunnen worden gewogen naar het aantal adressen (of alternatief naar het totale jaarverbruik).**
- Detectielimiet: er moet een keuze worden gemaakt welke berekende concentratie nog als detectie geldt. Omdat in de besmettingsscenario's (Tabel 3-1) niet met een realistische concentratie wordt gerekend is de “detectielimiet” arbitrair. Minder arbitrair is de bepaling of een negatieve monsternamen ook als informatief

wordt meegenomen of niet. Beide scenario's (negatieve monstername bevat wel / geen informatie) kunnen worden doorgerekend, en in geval van een werkelijke detectie kan bijv. bij een positieve detectie met een lage waarde ( $< 10 / 100$  ml) worden gewerkt met het geen-informatie-scenario, en met een hoge waarde met het wel-informatie-scenario. Daarnaast kan er sprake zijn van vals-negatieven (er is wel een besmetting, maar geen detecteerbare concentratie in het monster), met name als de concentratie laag is, of van vals-positieven (bijv. door een verontreiniging van het monster in het lab, of er is een verwisseling van de monsters). In het model moet hier wel rekening mee worden gehouden (Blokker et al. 2016).

N.B. de scenario's met korte duur (I-A en III in deel van de gevallen) zullen tot lage detectiekans leiden bij reguliere monstername. Te overwegen valt om deze scenario's buiten beschouwing te laten. Wanneer gewerkt wordt met online sensoren, kunnen deze scenario's wel meerwaarde hebben. In het geval van online sensoren (Blokker en Smeets 2017) is de kans op monstername vrijwel 100% (en wordt dan meer bepaald door de tijdstap van model, en van de meting), het tijdstip van monstername is de hele dag (ook in het weekend), de monsternamelocaties zijn bekend, en vast (en in het ideale geval ook gekozen op basis van een optimalisatieroutine), en de detectielimiet zal naar verwachting hoger zijn dan in het lab (minder gevoelig).

### 3.7 Vervolgacties na een besmetting

Na een detectie is een responsstrategie nodig. Deze bestaat typisch uit het nemen van een herhaalmonster met als doel vast te stellen of er daadwerkelijk sprake is van een besmetting, mogelijk ook om de ernst en omvang van de besmetting in kaart te krijgen. Bij een ernstige besmetting (die hier niet nauwkeuriger wordt gedefinieerd dan dat er over langere tijd sprake is van positieve monsters), zijn vervolgacties nodig. Deze kunnen bestaan uit:

- Het nemen van extra monsters (extra locaties), eventueel in combinatie met het sluiten van afsluiters om de bron van de besmetting beter te kunnen lokaliseren;
- het sluiten van afsluiters om de bron te isoleren;
- het sluiten van afsluiters al dan niet in combinatie met een spuiactie om de besmetting het leidingnet uit te werken;
- het afgeven van een kookadvies (of een advies het drinkwater niet te consumeren) om de gezondheidseffecten te beperken, of op te roepen om geen water te verbruiken (ook niet om te douchen bijvoorbeeld), wederom met het oog op het beperken van de gezondheidseffecten.

In de huidige praktijk worden vervolgacties gedefinieerd op basis van informatie uit monstername (Blokker en Mesman 2017). In de modelaanpak is het echter mogelijk om bij alle besmettingsscenario's in geval van detectie reeds ideale responsstrategieën te ontwerpen. Dit betekent dat op basis van de berekende verspreiding van de besmetting (in het hydraulisch netwerkmodel) op verschillende momenten van detectie (net na start van de verspreiding, of nadat de besmetting zich over een groot gebied heeft verspreid, of vlak voordat de besmetting al bijna via alle kranen het leidingnet verlaat) een beste respons wordt gedefinieerd. Een en ander kan ook afhangen van de locatie (zowel van de bron als van de detectie). Tevens is het goed om te bedenken dat bij detectie niet op voorhand duidelijk is in welk stadium van de verspreiding van de besmetting detectie heeft plaatsgevonden. Tabel 3-2 geeft een voorbeeld van ideale respons, als er veel informatie is. De tabel is bedoeld als denkoefening, en is niet in de praktijk bruikbaar (o.a. omdat je nooit kunt weten op welk moment van de besmetting de detectie plaatsvindt). In alle genoemde responsstrategieën is het belangrijk om de bron te kunnen lokaliseren, waarbij mogelijk extra monstername nodig is (N.B. in de huidige praktijk zullen waterbedrijven op basis van kennis van het netwerk en over bijv. werkzaamheden ook zonder extra metingen een schatting maken van de bronlocatie, maar dat is niet waar het in dit project om draait). Wanneer de bron gelokaliseerd is, wordt verondersteld dat de bron wordt verwijderd, dat is hier niet expliciet meegenomen.

N.B. Bij detectie via monstername moet rekening worden gehouden met een relatief grote vertraging tussen monstername en uitslag van de analyse. Hier zal bij het bepalen van het verspreidingsgebied ook rekening mee

moeten worden gehouden. In de praktijk betekent het ook dat er mogelijk wel sprake is van detectie vlak na de start, maar dat de respons pas plaatsvindt enkele dagen na de start, en dat kan in het midden van de besmetting zijn of zelfs daarna. Bij detectie met online sensoren zijn er meer mogelijkheden. In de toekomst met online sensoren kan detectie wel vlak na de start plaatsvinden.

*Tabel 3-2 Responsstrategieën na detectie. N.B. dit is opgesteld voor de modelaanpak, dus met vrijwel volledige informatie. Het is niet bedoeld als respons in de werkelijkheid.*

Nr.	Scenario	Ideale respons na detectie		
		Vlak na start	Midden van de besmetting	Vlak voor einde
I-A	Werkzaamheden – besmetting in drinkwater	Lokaliseer de bron: neem extra monsters op de juiste locaties. Isoleer de besmetting: sluit juiste afsluiters.	Lokaliseer de bron en bepaal verspreidingsgebied: neem extra monsters op de juiste locaties. Omdat deze besmetting kortdurend is, is een kookadvies hier niet zinvol.	Lokaliseer de bron en bepaal verspreidingsgebied: neem extra monsters op de juiste locaties. Spui het besmette water het leidingnet uit.
I-B	Werkzaamheden – besmetting in biofilm		Idem, en geef kookadvies aan juiste gebied. Kookadvies kan lang duren	Idem, maar spuien zal vanaf de bron door hele leidingnet moeten gebeuren; biofilm kan overal besmet zijn.
II	Reservoir	Idem, maar zullen andere afsluiters zijn.	Idem, kookadvies aan hele gebied.	Het hele leidingnet moet worden gespuid; is niet altijd een optie.
III	Het net in pompen	Idem, maar zullen andere afsluiters zijn.	Idem, kookadvies mogelijk niet voldoende, want soort besmetting is heel onzeker.	Als bij I-A

In het projectplan is benoemd dat de “juiste locaties” voor het nemen van extra monsters bedoeld zijn om bij een positieve detectie met aanvullende monsternames het potentiële brongebied in te perken. Daarnaast is benoemd dat de juiste monsterlocaties gemaximaliseerd moeten worden op de pakkans. Dat komt vooral voort uit het feit dat een negatief monster niet altijd als informatie kan worden beschouwd (onder de detectiegrens betekent niet altijd dat er geen besmetting is, eerder aangeduid als vals negatief). Indien negatieve monsters wel informatie bevatten (wanneer er vanuit gegaan kan worden dat negatief ook echt betekent dat er geen verontreiniging is), kunnen de aanbevolen locaties voor vervolgonsters andere locaties zijn.

### 3.8 Validatie van de numerieke methode voor bronopsporing

In dit project was de wens om de numerieke methode voor bronopsporing te toetsen met microbiologische parameters, waarbij de keuze is gevallen op het koloniegetal bij 22 °C, omdat deze altijd wel wordt aangetroffen, verhoogd is na werkzaamheden, en voor de eerste uren als conservatieve parameter kan worden beschouwd. De validatietest is dan ook gericht op het meten van deze parameter na werkzaamheden. Omdat er wat onzekerheid bestond over de meetmethode is een eerste test gedaan die vooral gericht was op het testen van het meetprotocol; en een tweede test om het verbeterde meetprotocol te testen. Dit was dus geen validatie van de methode. Maar we kunnen de bevindingen wel meenemen in het opstellen van een goed validatieprotocol.

De validatie van de methode bestaat er uit dat er een “besmetting” is in het leidingnet, dat deze zich door het leidingnet verspreidt, en dat de te ontwikkelen numerieke methodiek handvatten geeft voor extra meetlocaties om de bron te detecteren, en eventueel ook goede suggesties doet voor andere vervolgacties. De volgende overwegingen gelden:



- Het is nodig dat de validatie wordt gedaan door in het daadwerkelijke leidingnet te werken (en niet alleen met het hydraulisch netwerkmodel), omdat de afwijkingen tussen werkelijkheid en model nooit erg goed in het model meegenomen kunnen worden. Om deze reden is het ook aan te bevelen om een gevoeligheidsanalyse te doen, die meer zicht kan geven op hoe belangrijk de variatie en onzekerheid is. Eventueel kan als tussenstap een validatie worden gedaan in het KWR proefnetwerk (<https://www.kwrwater.nl/projecten/proefinstallatie-voor-onderzoek-inspectietools-en-drinkwaterdistributie/>), waarbij de condities meer onder controle gehouden kunnen worden (met als gevolg kleinere onnauwkeurigheid).
- Een besmetting met *E. coli* in een echt leidingnet kan natuurlijk niet worden georganiseerd. Ook in het proefnetwerk is het minder wenselijk, omdat het lastig is om alles te verwijderen (van Bel 2016), en toekomstig onderzoek in het proefnetwerk wellicht wordt beperkt. Een besmetting kan wel worden gesimuleerd met behulp van een niet-schadelijke stof. Op zoek naar een conservatieve stof om de praktijk te doseren, die niet te duur is, en niet schadelijk voor de volksgezondheid, is eerder geconstateerd dat NaCl goed kan dienen als een tracer (Blokker en Kivit 2004; Blokker et al. 2008; Blokker en Beverloo 2009), en deze is eenvoudig te meten met een EGV-meter. Belangrijk is om wel voor een goede doseermethode te zorgen, d.w.z. goede menging anders zakt het zout naar de bodem. Voor een besmetting met *E. coli* zal een goede mening vanzelf optreden, omdat het soortelijk gewicht gelijk is aan dat van water. Ook is het aan te bevelen om na te gaan of de gevoeligheid van de meting (bij de toegepaste concentratie) vergelijkbaar is met metingen van *E. coli*.
- De validatie van de numerieke methode is nadrukkelijk geen validatie van de (optimalisatie van de) detectiekans of detectielocatie. Om de numerieke methode te kunnen valideren is het van belang dat er wel detectie is, en dat er ook binnen afzienbare tijd “opvolg”metingen gedaan kunnen worden. Het is daarom aan te bevelen dat ten opzichte van de besmettingslocatie de meetlocaties voor de verschillende stadia van de besmetting (zie Tabel 3-2) goed te kiezen, en continue (online) EGV-sensoren te gebruiken. Detectie van NaCl met een online EGV-meter is anders dan detectie van microbiologische parameters via monsternamen. Het voordeel is de continue meting, maar de meting is beperkt representatief voor het meten van lage concentraties *E. coli* waarbij regelmatig vals negatieven zullen optreden.

Mede op basis van wat geleerd is bij een onderzoek naar responsstrategieën (Blokker en Mesman 2017) kan een schema voor de validatie worden opgesteld. De validatie bestaat uit de volgende stappen:

- 1 Voorbereiding – bureaustudie (waterbedrijf):
  - er wordt een locatie geselecteerd waar NaCl zal worden gedoseerd (Blokker en Kivit 2004; Blokker et al. 2008; Blokker en Beverloo 2009);
  - er wordt een keuze gemaakt hoeveel en gedurende welke tijdsduur NaCl wordt gedoseerd;
  - van het gebied wordt een (zo actueel mogelijk) hydraulisch netwerkmodel gebouwd,
  - er wordt een netwerkberekening gemaakt om de verspreiding van NaCl te voorspellen, en er worden locaties bepaald om EGV-sensoren te installeren (houd er daarbij rekening mee dat er soms een afsluiter anders kan staan en dat er ook meetlocaties gewenst zijn waar 0 wordt gemeten), op zowel de doseerlocatie, als direct daar omheen en benedenstrooms.
- 2 Voorbereiding – bureaustudie (onderzoeker):
  - de onderzoeker krijgt een hydraulisch leidingnetmodel;
  - onderzoeker runt besmettings- en detectiescenario's;
  - afstemming over responsstrategieën: gaat het alleen om suggestie voor vervolgmetingen, of ook andere respons;
  - onderzoeker traint numerieke bronopsporingstool.
- 3 voorbereiding – in de praktijk (waterbedrijf):
  - er wordt een bypass met doseerpompje geïnstalleerd op de bronlocatie, en er worden EGV-meters geïnstalleerd;
  - er wordt een voorziening getroffen om alle meetdata netjes te registreren;
  - de nodige communicatie naar bewoners wordt verzorgd.
- 4 uitvoering van de test (niet live):

- de dosering start en eindigt, meetdata wordt verzameld (met hoge meetfrequentie);
  - de onderzoeker krijgt een deel van de meetdata, bijvoorbeeld de metingen na 4 uur na de start van de dosering;
  - onderzoeker runt numerieke bronopsporingstool;
  - onderzoeker levert responsstrategie (eventueel meer dan één);
  - op basis van suggesties, wordt de respons uitgevoerd, dat wil zeggen dat metingen op de gesuggereerde meetlocaties beschikbaar worden gesteld (er vanuit gaande dat deze ook bij de meetset zaten), op een later tijdstip (bijv. 2 uur na de vorige detectietijd) ofwel dat een modelleur van het waterbedrijf een berekening doet van een mogelijk verspreidingsgebied en afsluiters bepaald om dicht te zetten.
- 5 uitvoering van de test (live):
- de dosering start;
  - meetdata wordt verzameld (met hoge meetfrequentie);
  - de onderzoeker krijgt meetdata na een bepaalde tijd, bijvoorbeeld na 4 uur. N.B. de onderzoeker krijgt altijd slechts een deel van de meetdata (de overige meetdata kan worden gebruikt in de evaluatie);
  - onderzoeker runt numerieke bronopsporingstool;
  - onderzoeker levert responsstrategie (eventueel meer dan één);
  - op basis van suggesties, wordt de respons uitgevoerd, dat wil zeggen dat metingen op de gesuggereerde meetlocaties worden gedaan (als de locatie niet voorbereid was zou een monster genomen kunnen worden), ofwel dat een monteur een of meer afsluiters dichtzet.
  - vervolgens worden meer meetresultaten doorgegeven en respons bepaald, etc.
- 6 evaluatie:
- is het brongebied aangewezen? Hoe nauwkeurig?
  - Is het brongebied ingeperkt? Hoe nauwkeurig?
  - Is het verspreidingsgebied (op een bepaald moment) in kaart gebracht? Hoe nauwkeurig?
  - Konden de juiste consumenten worden gewaarschuwd (in potentie)? Hoeveel juist, hoeveel zijn terecht en onterecht aangeduid als besmetting?

### 3.9 Stappenplan om te komen tot een praktisch bruikbare tool voor bronopsporing

Om te komen tot een praktisch bruikbare tool voor bronopsporing zijn de ontwikkelstappen nodig, zoals beschreven in Tabel 3-3. Als leidraad gelden de volgende beoogde opbrengsten van het voorliggende project:

- Een methodiek om (optimale) locaties te bepalen voor extra monsternames na positieve detectie.
- Een methodiek om op basis van aanvullende monsternames (op de voorgestelde locaties) het potentiële brongebied in te perken. En daarmee inzicht in het brongebied van positieve detecties.

Op dit moment loopt het project Pathocert (<https://www.kwrwater.nl/projecten/pathocert-acute-responstechnologieen-bij-besmettingsgevaar/>), waarin een PhD bij KWR een deel van onderstaande stappen adresseert (delen van stap 2, 3 en 6). In Pathocert wordt bijvoorbeeld onderzocht hoe nauwkeurig het model moet zijn om tot de juiste acties te komen (een gevoeligheidsanalyse). Binnen Pathocert wordt ook een verbeterde bactcontrol ontwikkeld, mobiel en sneller (maar minder gevoelig).

Uit het stappenplan blijkt dat er nog veel moet gebeuren, waarbij ook veel randvoorwaarden gelden en de onzekerheid op een aantal punten ook nog groot is. Een haalbaarheidsstudie voor de verschillende stappen is dan ook aan te bevelen, als een soort stap 0.

Tabel 3-3. Stappenplan om te komen tot een praktisch bruikbare tool voor bronopsporing.

Stap	Beschrijving	Door wie	Randvoorwaarden
1	Ontwikkelen van snellere methodiek op basis van machine learning.	KWR en/of universiteit	Inclusief validatie, zie § 3.8

Stap	Beschrijving	Door wie	Randvoorwaarden
	Onderdelen zijn beschreven in § 3.2 - 3.7. Deze stap is vooral gericht op proof-of-concept op een beperkte schaal. Belangrijk is ook om tot goede schattingen te komen voor locatie van besmetting, starttijd en duur van de besmetting.		
2	Doorontwikkeling van methodiek – opschaling naar grotere netwerken, en andere netwerken (mogelijk dat ML training van ene netwerk kan worden toegepast op andere netwerk)	KWR en/of universiteit	Inclusief validatie
3	Ontwikkelen van methode om tot een actueel hydraulisch netwerkmodel te komen. Onderzoek ook hoe ook op lokale schaal verbruikspatronen goed meegenomen kunnen worden, bijv. m.b.v. volumestroommeters in een DMA, of digitale (huishoudelijke) watermeters.	Waterbedrijf, ondersteund door adviseur	Inclusief afsluiterstanden en verbruik, zie § 3.3
4	Pilot bij waterbedrijf, op kleine schaal	Waterbedrijf, ondersteund door adviseur	Zie ook Blokker et al. (2018a)
5	Ontwikkelen van een softwareapplicatie om de methode uit de vorige stap te voorzien van een gebruikersinterface, aan te laten sluiten op de netwerkanalyse software van het eigen waterbedrijf (InfoWorks, Synergy, etc.), en te koppelen aan de data van monsternamen (locatie, tijd)	SW leverancier	Sterke link met de andere stappen
6	Ontwikkelen en implementatie snellere detectiemethoden. Om de meeste voordelen eruit te halen, is deze stap in de toekomst voorzien.	Leverancier sensoren en waterbedrijf	Zie Blokker et al. (2018a)

## 4 Conclusies en aanbevelingen

### 4.1 Conclusies

De doelen van het project zijn bijgesteld lopende het project. Met betrekking tot de oorspronkelijke doelen en opbrengsten (§ 1.2) zijn een aantal inzichten vergaard. De monsternamelocaties zijn bepaald, voor monsternamen na werkzaamheden, en op basis van een (simpele en snelle) tracerberekening met EPANET (dat wil zeggen voor een bekende bronlocatie, en zonder gebruik te maken van de CST tool). Het proces om goede meetlocaties te bepalen heeft inzichten opgeleverd voor de eerste twee beoogde opbrengsten, namelijk het bepalen van goede additionele monsterlocaties na een initiële detectie, en wat er nodig is voor een methodiek om vervolgens op basis van die additionele monsters het brongebied van de verontreiniging te kunnen bepalen. Uit de twee tests die zijn uitgevoerd is gebleken dat niet op iedere locatie, en op ieder tijdstip een verhoogde waarde KG22 gevonden werd; in de tweede test is daarom met een hogere meetfrequentie gemeten. De tests hebben duidelijk gemaakt dat een random meting (in tijd en plaats) tot een heel kleine detectiekans leidt, en gerichte metingen een hogere detectiekans (maar geen 100%) opleveren. Daarnaast hebben de tests ook inzicht gegeven in de praktische toepasbaarheid (oorspronkelijke opbrengst 3). Inzicht in het brongebied (oorspronkelijke opbrengst 4) is niet getoetst.

Het voorbereiden van de metingen en de modelleerstappen in dit project hebben de volgende inzichten opgeleverd met betrekking tot het identificeren van besmettingen met numerieke bronbepaling:

- Zowel de huidige praktijk (beschikbaarheid van actuele hydraulische modellen) als de huidige tools lenen zich er niet goed voor om besmettingen te identificeren en te lokaliseren.
- Er is een stappenplan opgesteld om te komen tot een praktisch bruikbare tool voor bronopsporing. Dit stappenplan bestaat zowel uit ontwikkelingen in de praktijk van drinkwaterbedrijven, het ontwikkelen van kennis en tools als proof of concept, als uit het ontwikkelen van software dat kan worden uitgerold voor praktische toepassing. Er moet nog veel moet gebeuren, waarbij ook veel randvoorwaarden gelden en de onzekerheid op een aantal punten ook nog groot is. Een haalbaarheidsstudie voor de verschillende stappen is dan ook aan te bevelen.

De metingen (test 1 en 2) in dit project hebben de volgende specifieke inzichten opgeleverd, m.b.t. het valideren van numerieke bronopsporingsmethoden:

- KG22 zijn gebruikt als indicatororganisme tijdens tests van numerieke bronopsporing na werkzaamheden. Na het openen van een afsluiter kan de inhoud van de afsluitersectie benedenstrooms verspreiden. In het model is een aanname dat de hele afsluitersectie (vóór het openen van de afsluiter) dezelfde concentratie KG22 heeft, maar er is slechts op één plek in de afsluitersectie gemeten. KG22 zal zich niet hetzelfde als *E. coli* gedragen, dus het is onduidelijk of KG22 een bruikbaar indicatororganisme is voor validatie van toekomstige modellen. Een tracer als NaCl kan vergelijkbare resultaten opleveren als KG22, waarbij de EGV als gevolg van de NaCl-dosering veel gemakkelijker continu gemeten kan worden, en met voldoende gevoeligheid (Blokker en Beverloo 2009). Bovendien kan met dosering zeker worden gesteld dat deze alleen vanuit de sectie komt, en niet door opwerveling in leidingen buiten de sectie waarin de stroomsnelheid verandert als de sectie-afsluiters geopend worden.
- Een hydraulisch model is een hulpmiddel om geschikte meetlocaties en tijdstippen van metingen te bepalen. Een kanttekening daarbij is dat het hydraulisch model altijd afwijkt van de werkelijkheid. Voor het testen van numerieke bronopsporingsmethoden is het belangrijk om in elk geval de stand van de afsluiters rond het brongebied te controleren (en zo nodig te corrigeren). Het is ook aan te bevelen om zoveel mogelijk met

actuele verbruikscijfers te rekenen, en ook te toetsen welke resolutie van tijdstap noodzakelijk is (bijv. 15 minuten, 5 minuten of 1 minuut).

- Met een hydraulisch model kunnen ook waterkwaliteitsberekeningen worden gedaan. Het modelleren van een tracer is de simpelste manier. Het alternatief is een modelrun met een daadwerkelijke besmetting van de afsluitersectie, dit is technisch wat ingewikkelder, maar levert meer informatie op. O.a. is het mogelijk om te bepalen wat de duur is van de “pluim” van een besmetting wanneer ervan uit wordt gegaan dat de hele afsluitersectie de bron is na het openen van alle afsluiters. Dit levert dan ook informatie over de maximale tijd tussen metingen om te kunnen valideren dat een pluim voorbij komt (de metingen worden gedaan vóór de pluim, tijdens de pluim, en na de pluim).
- De tijdstippen tijdens de metingen (openen afsluiter, monstername) moeten heel goed worden geregistreerd. Het model is gevoelig voor die tijdstippen. De mensen in het veld moeten zich ervan bewust zijn dat tijdens een pilot meer nauwkeurigheid nodig is dan anders.

## 4.2 Aanbevelingen

Het uiteindelijke doel van numerieke bronopsporing is om, nadat een *E. coli* gemeten is, locaties voor vervolgmetingen te bepalen, vervolgmetingen te doen, en zo de bron van de *E. coli* besmetting vast te stellen. Uit dit project blijkt het volgende:

- 1 Het onderdeel “locaties voor vervolgmetingen te bepalen” is in theorie wel mogelijk, maar wordt in de praktijk bemoeilijkt door de lange rekentijd en het niet beschikbaar hebben van actuele hydraulische modellen. Hiervoor is verdere ontwikkeling nodig in zowel de tools, als de databeschikbaarheid van het waterbedrijf (zie de aanbevelingen in hoofdstuk 3). Wanneer een waterbedrijf een digitale tweeling heeft van het leidingnet, zal de toepassing van numerieke bronopsporing mogelijk zijn; dit laat zien wat de toegevoegde waarde van een digitale tweeling is.
- 2 Bovendien is de huidige wijze van monstername en -analyse zodanig traag dat vervolgmetingen toch al te laat zijn. Hiervoor is toepassing van snellere *E. coli* analyses noodzakelijk.
- 3 Het deel “vervolgmetingen ... doen” is in de praktijk heel lastig doordat in de huidige werkprocessen het niet eenvoudig is om een monsternemer snel op de juiste locatie te laten bemonsteren (zelfs met veel voorbereiding was het een uitdaging). Daarnaast komt het tijdstip van monstername zeer nauw voor kortdurende besmettingen, en in de praktijk zal het vrijwel onmogelijk zijn om op het juiste tijdstip te bemonsteren. Dat betekent dat numerieke bronopsporing alleen mogelijk is bij langdurende besmettingen (1 dag of langer). Naar alle waarschijnlijkheid zijn dit ook de besmettingen waarbij bronopsporing gewenst is. Aanbevolen wordt om de randvoorwaarden voor het soort besmettingen dat opgespoord moet kunnen worden vast te stellen (N.B. dat kunnen meerdere soorten besmettingen zijn, er is geen beperking tot slechts één of twee): de duur, de concentratie en het aantal mensen dat potentieel geïnfecteerd raakt.

## 5 Referenties

- Blokker, E. J. M. en Beverloo, H. (2009). *Verblijftijden leidingnet Zandvoort; Metingen boulevard Zandvoort zomer 2008*, KWR, Nieuwegein. KWR 09.010 (DPW).
- Blokker, E. J. M., Beverloo, H. en Schaap, P. G. (2008). *Metten verblijftijden in distributienet - fase 3; Metingen in Benthuizen, zomer 2007*, Kiwa Water Reserach, Nieuwegein. KWR 08.002 (DPW).
- Blokker, E. J. M., Beverloo, H., Vogelaar, A. J., Vreeburg, J. H. G. en van Dijk, J. C. (2011). "A bottom-up approach of stochastic demand allocation in a hydraulic network model; a sensitivity study of model parameters." *Journal of Hydroinformatics*, 13(4), 714-728, doi:10.2166/hydro.2011.067.
- Blokker, E. J. M. en Kivit, C. F. T. (2004). *Verkenning methoden voor de bepaling van verblijftijden*, Kiwa N.V., Nieuwegein. KWR 04.098 (DPW).
- Blokker, E. J. M. en Mesman, G. A. M. (2017). "Responsstrategie na meting E. coli door sensoren." *BTO 2017.080*, KWR, Nieuwegein.
- Blokker, E. J. M., Moerman, A. en Smeets, P. W. M. H. (2016). "QMRA van het distributienet." *BTO 2016.017*, KWR, Nieuwegein.
- Blokker, E. J. M. en Smeets, P. W. M. H. (2017). "Toegevoegde waarde online E. coli sensor in het distributienet." *BTO 2017.014*, KWR, Nieuwegein
- Blokker, E. J. M., Smeets, P. W. M. H. en Hessels, L. (2018a). "Implementatie automatische snelle detectie van fecale verontreiniging in het distributienet." *BTO 2018.018*, KWR, Nieuwegein.
- Blokker, E. J. M., Smeets, P. W. M. H. en Learbuch, K. L. G. (2019). "Eerder meten na werkzaamheden." *BTO 2019.056* KWR, Nieuwegein.
- Blokker, E. J. M. en van Summeren, J. (2018). "Bronopsporing E. coli besmetting Vlaardingen." *KWR 2018.001*, KWR, Nieuwegein.
- Blokker, E. J. M., Vreeburg, J. H. G., Beverloo, H., Klein Arfman, M. en van Dijk, J. C. (2010). "A bottom-up approach of stochastic demand allocation in water quality modelling." *Drink. Water Eng. Sci.*, 3(1), 43-51.
- Blokker, M., Smeets, P. en Medema, G. (2018b). "Quantitative microbial risk assessment of repairs of the drinking water distribution system." *Microbial Risk Analysis*, 8, 22-31, doi:<https://doi.org/10.1016/j.mran.2017.12.002>.
- Braeye, T., De Schrijver, K., Wollants, E., van Ranst, M. en Verhaegen, J. (2015). "A large community outbreak of gastroenteritis associated with consumption of drinking water contaminated by river water, Belgium, 2010." *Epidemiology and Infection*, 143(4), 711-719, doi:10.1017/S0950268814001629.
- Fox, S., Shepherd, W., Collins, R. en Boxall, J. (2015). "Experimental Quantification of Contaminant Ingress into a Buried Leaking Pipe during Transient Events." *Journal of Hydraulic Engineering*, 04015036.
- Heijnen, L. (2015). "Identificeren van de bron van fecale besmettingen." *KWR 2015.036*, KWR 2015.036 400607/001, KWR, Nieuwegein.
- Hijnen, W., Blokker, E. J. M., Heijnen, L., Vink, C. en Medema, G. J. (2012). "Gezondheidsrisico's door begrazing en recreatie. Ontwikkeling van een stochastisch model." *BTO 2012.015*, BTO 2012.015, KWR, Nieuwegein.
- Jones, S., Shepherd, W., Collins, R. en Boxall, J. (2019). "Experimental quantification of intrusion volumes due to transients in drinking water distribution systems." *Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice*, 10(1), 04018026.
- Mesman, G. A. M. (2016). "Automatische registratie afsluiterstanden." *KWR 2016.050*, KWR, Nieuwegein.
- N.N. (2018). "Gefragmenteerde aanleg van leiding reden voor besmetting van Vlaardings drinkwater." H2O online.
- Smeets, P., Vreeburg, J. en Hofman, J. (2007). "Second opinion E. coli besmetting Hoofddorp." *KWR 07.066*.
- van Bel, N. (2016). "Effectiviteit van spuien en chloren op de verwijdering van microbiële verontreinigingen in het distributienet - een pilotonderzoek " *BTO 2016.075*, KWR, Nieuwegein.
- van Bel, N., Hornstra, L. en Medema, G. (2016). "Slimmer Meten: effect van 12-24 uur wachttijd na spuien op microbiële verontreiniging in drinkwaterleidingen." *BTO 2016.047*, KWR, Nieuwegein.
- van Lieverloo, J. H. M., Blokker, E. J. M. en Medema, G. J. (2007). "Quantitative microbial risk assesment of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations." *Journal of Water and Health*, 5(1), 131-149.
- van Summeren, J. (2014). "Numerieke validatie van backtracingberekeningen voor het bepalen van verontreinigingsbronnen in drinkwaterdistributiesystemen." *BTO 2014.018*, KWR, Nieuwegein.

van Thienen, P. en Vries, D. (2013). "Backtracing van verontreinigingen in het distributienet - Methoden en bronbepaling met stochastische watervraag." *BTO 2013.030*, BTO, KWR, Nieuwegein.

Vertommen, I., van Thienen, P., Schaap, P., Keizer, J. en Sperber, V. (2017). "Besmet drinkwater: met simulaties de bron bepalen." *H2O*, 36-37.

# I Bijlage: Beschrijving leidingnetmodel Roosendaal



Het Infoworks leidingnetmodel is een model van 2014. Zie nevenstaand het leidingnetmodel.

Het model is in april 2021 een geheel nieuw (up to date) model van het verbruiksgebied gemaakt.

Het gehele gebied wordt gevoed door één productielocatie. (WPB Roosendaal)

Het huidige model uit 2014 bestaat uit ca. 12.000 knopen en ca. 13.000 leidingen. Heeft ca. 2680 afsluiters en 3050 hydranten. Het leidingnet heeft een totale lengte van ca. 417 km.

Onderstaand ingezoomd op een gebied nabij het WPB.





Onderstaand een overzicht van het verbruiksgebied voor wat betreft lengte, diameter, materiaal en jaar van aanleg van het leidingnet. Voor wat betreft leidingdiameter is er nabij het WPB en bij grotere verbruikers een klein stukje leiding in het model toegepast met een virtuele diameter van 888mm. Dit om een minimale weerstand te hebben.

De daadwerkelijke grootste diameters zijn nabij het WPB 2 stukjes leiding van staal met een diameter van 609.6 mm. Verder ligt het grootste deel de leidingdiameter tussen 100 - 200mm en bestaat het leidingnet voor het grootste deel uit PVC zoals in de onderstaande figuren te zien is.

