

BTO 2017.028 | Juni 2017

BTO rapport

Invloed van
waterkwaliteit, adres en
tijdstip op KG22 en
Aeromonas als
wettelijke parameters
nagroei

BTO

Invloed van waterkwaliteit, adres en tijdstip op KG22 en *Aeromonas* als wettelijke parameters nagroeï

BTO 2017.028 | Juni 2017

Opdrachtnummer

400554/088

Projectmanager

Luc Hornstra/Michiel Hootsmans

Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Biologische activiteit

Kwaliteitsborger

Gertjan Medema

Auteur

Paul W.J.J. van der Wielen

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.
Een jaar na publicatie is het openbaar.

Jaar van publicatie
2017

Meer informatie

Dr. Paul W. J. J. van der Wielen
T 642
E paul.van.der.wielen@kwrwater.nl

Keywords

KG22, *Aeromonas*, nagroeï,
distributiesysteem

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

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



BTO 2017.028 | Juni 2017 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

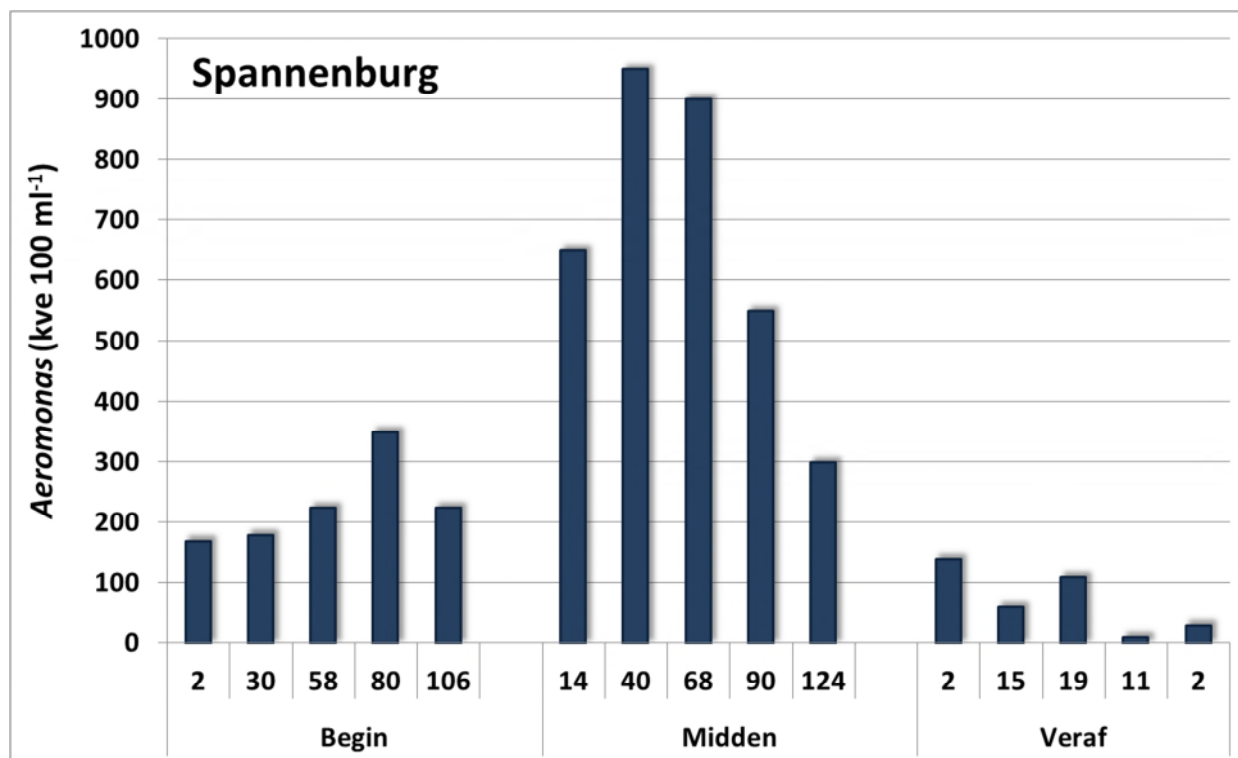
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO Managementsamenvatting

Waterkwaliteit, adres en tijdstip monsternamen beïnvloeden meting KG22 en *Aeromonas*, wat wettelijke parameters nagroe ter discussie stelt

Auteur Dr. P.W.J.J. van der Wielen

KG22 en *Aeromonas* zijn opgenomen in het Drinkwaterbesluit als bedrijfstechnische parameters en worden gebruikt als indicatoren voor nagroe in het distributiesysteem. Het onderzoek beschreven in deze rapportage laat zien dat de variatie van *Aeromonas* en KG22 in water, bemonsterd aan de tap na doorstroming, binnen een straat of binnen een dag 0,5 tot 2 keer zo hoog kan zijn als het straat- of daggemiddelde. Voor de routinematige bemonstering betekent dit dat het gekozen huis in een straat en/of het gekozen moment van de dag bepalend zijn of wel of geen overschrijding van de wettelijke norm van *Aeromonas* wordt waargenomen. Tevens heeft het onderzoek laten zien dat de in het verleden (jaren 80 – 90) waargenomen relaties tussen deze twee wettelijke parameters en de biologische stabiliteit van het water (AOC en BVS) niet worden waargenomen met gegevens van 2002 – 2013. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de biologische stabiliteit van het reinwater sterk is verbeterd tussen de jaren 80/90 en 2002/2013. Voorgesteld wordt om met de overheid de discussie aan te gaan om de normstelling voor *Aeromonas* te veranderen van een maximumwaarde naar een jaargemiddelde of jaarpercentiel. Daarnaast wordt voorgesteld om aanvullend onderzoek uit te voeren naar een parameter die kan dienen als indicator voor biofilmvorming in het distributiesysteem.



Figuur. Variatie in aantallen *Aeromonas* in drinkwater bemonsterd bij vijf verschillende huizen binnen drie verschillende straten in het voorzieningsgebied van productielocatie Spannenburg

Belang: voldoen KG22 en *Aeromonas* nog als betrouwbare indicatoren voor nagroe?

Nagroe kan leiden tot ongewenste situaties in het distributiesysteem. Drinkwaterbedrijven monitoren de mate van nagroe in het distributiesysteem door routinematig drinkwatermonsters te analyseren op KG22 en *Aeromonas*. Deze twee parameters zijn opgenomen in het Drinkwaterbesluit met als wettelijke norm een geometrisch jaargemiddelde van 100 kve ml⁻¹ (KG22) of een maximum waarde van 1000 kve 100 ml⁻¹ (*Aeromonas*). Recent zijn uit onderzoek aanwijzingen verkregen dat de KG22- en *Aeromonas*-aantallen variëren tussen bemonsterde huizen in dezelfde straat. Ook blijkt dat de drinkwaterinstallatie de aantallen kan beïnvloeden. Daarom is onderzocht in hoeverre KG22 en *Aeromonas* en hun norm betrouwbaar zijn voor het monitoren van nagroe in het distributiesysteem.

Aanpak: meetcampagne uitvoeren en relaties *Aeromonas*/KG22 en biologische stabiliteit bepalen.

Van de productielocaties waar tijdens 2002 t/m 2013 de biologische stabiliteit van het reinwater is bepaald met AOC en BVS zijn ook de KG22- en *Aeromonas*-gegevens van het distributiesysteem opgevraagd. Vervolgens is onderzocht of significante en sterke relaties bestaan tussen *Aeromonas*/KG22 en de biologische stabiliteit. Daarnaast zijn van vijf verschillende voorzieningsgebieden drinkwatermonsters uit het distributiesysteem geanalyseerd. Per voorzieningsgebied zijn drie straten geselecteerd, waarna bij vijf huizen per straat monsters zijn genomen. Tevens zijn monsters genomen bij hetzelfde huis op drie verschillende momenten van de dag. Alle monsters zijn genomen voor en na doorstroming van de tap. De monsters zijn geanalyseerd op *Aeromonas* en KG22, waarna de variaties van deze twee parameters per straat en per dag zijn bepaald.

Resultaten: *Aeromonas* en KG22 kunnen binnen een straat of dag flink variëren

Significante relaties zijn in de meeste gevallen gevonden tussen de traditionele biologische

stabiliteitsparameters AOC of BVS van het reinwater en *Aeromonas* of KG22 in het distributiesysteem, maar de relaties zijn in alle gevallen zwak. Daardoor lijken de traditionele biologische stabiliteitsparameters tegenwoordig ongeschikt als voorspellende parameters voor KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

De KG22- en *Aeromonas*-aantallen variëren per straat en per dag. Deze aantallen kunnen tussen twee huizen binnen dezelfde straat met meer dan een factor 10 van elkaar verschillen. De variatie in deze twee parameters in het gedistribueerde drinkwater op één adres gedurende een dag was minder groot, maar op enkele adressen varieerden de aantallen ook met een factor 2 tot 5 tussen de tijdstippen. Het gekozen huis in een straat en het gekozen moment van de dag voor het routinematige monsterprogramma kunnen daarmee van invloed zijn op het wel of niet overschrijden van de wettelijke norm voor *Aeromonas*. Dit geldt hoofdzakelijk voor voorzieningsgebieden waar overschrijdingen van deze norm sporadisch en niet structureel worden waargenomen.

De drinkwaterinstallatie van het huis kan de aantallen KG22 en *Aeromonas* zowel positief als negatief beïnvloeden. In enkele gevallen treedt deze beïnvloeding ook nog op wanneer de drinkwatertemperatuur 30 seconden constant is gebleven. In die gevallen wordt onterecht aangenomen dat het drinkwater alleen is beïnvloed door het distributiesysteem.

Implementatie: discussie aangaan met de overheid over wettelijke parameters voor nagroe

Voorgesteld wordt om met de overheid de discussie aan te gaan om de normstelling voor *Aeromonas* te veranderen van een maximumwaarde naar een geometrisch jaargemiddelde of een 90-percentiel.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Waarde KG22 en *Aeromonas* als wettelijke parameters nagroe* (BTO-2017.028)

Jaar van publicatie
2017

Meer informatie

Dr. Paul W. J. J. van der Wielen
T 642
E paul.van.der.wielen@kwrwater.nl

Keywords

KG22, *Aeromonas*, nagroe,
distributiesysteem

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

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

KWR

Watercycle
Research
Institute

BTO 2017.028 | Juni 2017 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

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

Inhoud

1	Introductie	3
1.1	Achtergrond	3
1.2	Doelstelling onderzoek	3
2	Relatie tussen BVS/AOC en <i>Aeromonas</i>/KG22 2002-2013	5
2.1	Analyse bestaande resultaten	5
2.2	Resultaten	6
2.3	Discussie	12
3	Variatie <i>Aeromonas</i> en KG22 binnen straat, dag en leidingsysteem	13
3.1	Opzet monstercampagne	13
3.2	Resultaten	13
3.3	Discussie	22
4	Conclusies en Aanbevelingen	25
4.1	Conclusies	25
4.2	Aanbevelingen	25
5	Referenties	27

1 Introductie

1.1 Achtergrond

Nagroeï van micro-organismen tijdens distributie van het drinkwater kan leiden tot een aantal nadelige situaties: (i) er kunnen micro-organismen gaan groeien die een bepaald risico vormen voor de volksgezondheid, (ii) esthetische problemen zoals smaak-, geur-, kleurklachten of groei van dierlijke organismen die zichtbaar zijn voor het oog en (iii) technische problemen bijvoorbeeld verstopping watermeters door dierlijke organismen. Vanwege de mogelijke risico's en problemen voor consumenten zijn in het drinkwaterbesluit parameters opgenomen die de microbiologische waterkwaliteit beschrijven en tevens een indicatie vormen voor de mate van nagroeï in het distributiesysteem. Hoewel deze parameters geen volksgezondheidskundige betekenis hebben, dienen ze wel als indicator om blootstelling van consumenten aan (ziekteverwekkende) micro-organismen via drinkwater laag te houden. De parameter die het langst wordt gebruikt, is het aantal heterotrofe bacteriën die kunnen groeien op een relatief rijk agarmedium bij 22°C (KG22). Onderzoek in de jaren '90 van de vorige eeuw heeft laten zien dat de wettelijke norm van deze parameter (geometrisch jaargemiddelde $< 100 \text{ kve ml}^{-1}$) is gerelateerd aan een AOC-gehalte van kleiner dan $10 \mu\text{g C l}^{-1}$. In de jaren '90 van de vorige eeuw is het koloniegetal van *Aeromonas* (bepaald op een selectief agarmedium bij 30°C) toegevoegd als wettelijke parameter voor nagroeï, waarbij de wettelijke norm tegenwoordig is vastgesteld op $1000 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$. Later bleek dat de biofilmvormingssnelheid (BVS) van het reinwater correleerde met de aantallen *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. De afgelopen tien tot twintig jaar is de biologische stabiliteit van het Nederlandse drinkwater verbeterd en wanneer de hierboven genoemde correlaties causaal zijn, zou dat hebben moeten leiden tot een afname van KG22 en *Aeromonas* in het distributiesysteem. Tot nu toe is echter niet onderzocht of die afname ook is opgetreden.

Daarnaast hebben resultaten van adviesprojecten voor sommige Nederlandse drinkwaterbedrijven en van BTO-projecten aanwijzingen gegeven dat (i) de *Aeromonas*- en KG22-aantallen lokaal (tussen verschillende aansluitingen binnen een straat) behoorlijk kunnen verschillen en (ii) dat de drinkwaterinstallatie mogelijk de *Aeromonas*- en KG22-aantallen beïnvloedt, zelfs voor monsters die zijn genomen na doorstroming van de tap. Deze aanwijzingen zijn echter gebaseerd op een enkele waarneming (lokale verschillen) of door waarnemingen bij andere bacteriesoorten (effect drinkwaterinstallatie). Desondanks is door deze aanwijzingen onduidelijkheid ontstaan over de betrouwbaarheid van *Aeromonas* en KG22 als wettelijke indicator voor nagroeï in het distributiesysteem en/of blootstelling van consumenten aan micro-organismen via drinkwater uit het distributiesysteem.

1.2 Doelstelling onderzoek

Het doel van dit deelproject is om door analyse van bestaande resultaten en het uitvoeren van een meetcampagne te achterhalen of (i) de traditionele biologische stabiliteitsparameters (AOC en BVS) van het reinwater nog steeds betrouwbare voorspellende parameters zijn voor de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater en (ii) wat de invloed van adres, tijdstip van bemonstering en drinkwaterinstallatie is op de aantallen KG22 en *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

2 Relatie tussen BVS/AOC en *Aeromonas*/KG22 2002-2013

2.1 Analyse bestaande resultaten

Om te achterhalen of de in de jaren '90 van de vorige eeuw waargenomen relaties tussen AOC of BVS van het reinwater en KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater ook worden aangetroffen met gegevens uit 2002 t/m 2013, is onderzocht bij welke productielocaties KWR de AOC- en/of BVS-waarde van het reinwater in deze periode heeft bepaald (zie Tabel 2.1 en Tabel 2.2). Vervolgens zijn bij de bedrijven de KG22- en *Aeromonas*-gegevens van het gedistribueerde drinkwater opgevraagd voor die productielocaties en van het jaar waarin de AOC en/of BVS is bepaald. Na verwerking van deze gegevens is vervolgens met correlatiestatistiek achterhaald of significante relaties tussen AOC, BVS en *Aeromonas* of KG22 aanwezig zijn en wat de sterkte (R^2) van deze relaties zijn.

Tabel 2.1. De grondwaterproductielocaties en de jaren waarin het AOC-gehalte en/of BVS-waarde van het reinwater is bepaald gedurende de periode 2002 – 2013.

Pompstation	Bedrijf	Parameter	Jaren	Pompstation	Bedrijf	Parameter	Jaren
Nuland	BW	AOC	'07, '10, '11	Spannenburg	Vitens	AOC	'10, '11
Nuland	BW	BVS	'07, '08, '12	A'foortseweg	Vitens	AOC	'10, '11
Haaren	BW	AOC + BVS	'07, '10	A'foortseweg	Vitens	BVS	'05
Breehei	WML	AOC + BVS	'09	Oldeholtspade	Vitens	AOC + BVS	'09
Breehei	WML	AOC	'02, '10, '11	St. Jansklooster	Vitens	AOC + BVS	'05, '10
Hanik	WML	AOC + BVS	'09	St. Jansklooster	Vitens	AOC	'11, '13
Hanik	WML	AOC	'10, '11	Goor	Vitens	AOC + BVS	'03
Californie	WML	AOC	'02	Hoge Hexel	Vitens	AOC + BVS	'03
Beegden	WML	AOC	'02	Wierden	Vitens	AOC + BVS	'03
Groote Heide	WML	AOC	'02	Herikerberg	Vitens	AOC + BVS	'03
Ospel	WML	AOC	'02	Rodenmors	Vitens	AOC + BVS	'03
Heel	WML	AOC + BVS	'02	Diepenveen	Vitens	AOC + BVS	'03
De Beitel	WML	AOC + BVS	'03	Zuidwolde	WMD	AOC + BVS	'10
Susteren	WML	AOC + BVS	'03	Zuidwolde	WMD	AOC	'11
Spannenburg	Vitens	AOC + BVS	'06, '07	Halsteren	Evides	AOC	'11

Tabel 2.2. De oppervlaktewaterproductielocaties en de jaren waarin het AOC-gehalte en/of BVS-waarde van het reinwater is bepaald gedurende de periode 2002 – 2013.

Pompstation	Bedrijf	Parameter	Jaren	Pompstation	Bedrijf	Parameter	Jaren
Berenplaat	Evides	AOC + BVS	'08	Leiduin	Waternet	AOC + BVS	'07
Berenplaat	Evides	AOC	'10, '12	Leiduin	Waternet	AOC	'06, '10, '11
Kralingen	Evides	AOC + BVS	'08	Weesperkarspel	Waternet	AOC + BVS	'07
Kralingen	Evides	AOC	'10	Weesperkarspel	Waternet	AOC	'06, '08, '09
Braakman	Evides	AOC + BVS	'08	Katwijk	Dunea	AOC + BVS	'08
Braakman	Evides	AOC	'10, '12	Katwijk	Dunea	AOC	'11
Baanhoek	Evides	AOC + BVS	'08	Scheveningen	Dunea	AOC + BVS	'06
Andijk	PWN	AOC + BVS	'10	Scheveningen	Dunea	AOC	'11

2.2 Resultaten

2.2.1 Overzicht locaties

In Tabel 2.3 is een overzicht gegeven van het aantal waarnemingen en productielocaties die zijn gebruikt voor de correlatiestudies. In totaal werden 22 AOC-waarden van reinwater bereid uit oppervlaktewater vergeleken met *Aeromonas* of KG22 in het gedistribueerde drinkwater. Deze 22 AOC-waarden kwamen van acht verschillende oppervlaktewaterverwerkende productielocaties, wat betekent dat AOC-waarden en *Aeromonas*/KG22 aantallen van verschillende jaren per oppervlaktewaterverwerkende productielocatie werden gebruikt. Van grondwaterverwerkende productielocaties werden 39 AOC-waarden van het reinwater vergeleken met *Aeromonas* of KG22 in het gedistribueerde drinkwater. Deze 39 waarden kwamen van 24 verschillende grondwaterverwerkende productielocaties. Daarnaast werden in totaal negen BVS-waarden van reinwater bereid uit oppervlaktewater, verkregen van negen verschillende productielocaties, vergeleken met *Aeromonas* of KG22 in het gedistribueerde drinkwater. Tot slot werden 23 BVS-waarden van reinwater, verkregen van 18 grondwaterverwerkende productielocaties, vergeleken met *Aeromonas* of KG22 in het gedistribueerde drinkwater.

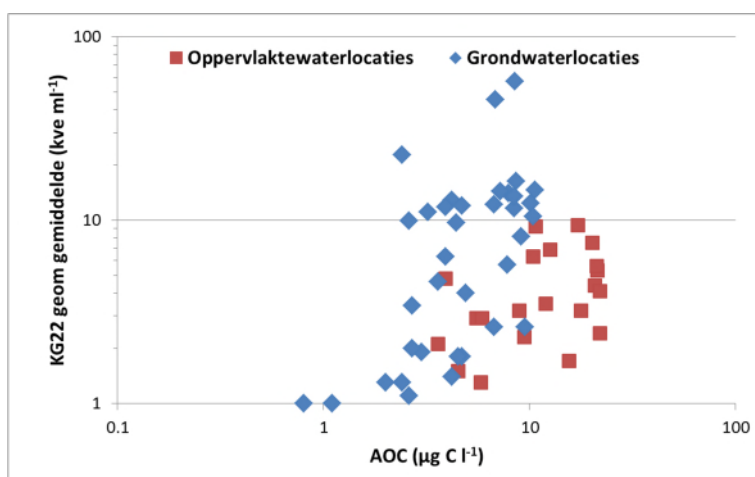
Tabel 2.3 Overzicht totaal aantal waarnemingen (Totaal N) van AOC en BVS van verschillende productielocaties (Aantal) die zijn gebruikt voor de correlatieanalyse met *Aeromonas*/KG22 in het distributiesysteem.

	AOC		BVS	
	Aantal	Totaal N	Aantal	Totaal N
Oppervlaktewaterlocaties	8	22	9	9
Grondwaterlocaties	23	39	17	21

2.2.2 Relatie AOC en KG22

2.2.2.1 Data 2002 t/m 2013

De relatie tussen de loggetransformeerde (gemiddelde) AOC-waarden van het reinwater en loggetransformeerde geometrisch gemiddelde van KG22 in het distributiesysteem van een jaar in de periode 2002-2013 voor verschillende oppervlaktewater- en grondwaterverwerkende productielocaties is weergegeven in Figuur 2.1. Uit Figuur 2.1 volgt dat de relatie tussen AOC reinwater en KG22 gedistribueerd drinkwater lineair lijkt zonder dat er uitschieters zijn. Op de gegevens is zowel een lineaire correlatieanalyse (Pearson) als niet-lineaire correlatieanalyse (Spearman rho) uitgevoerd, alsook op de (gemiddelde) AOC concentraties reinwater en het 90-percentiel van KG22 gedistribueerd drinkwater (Tabel 2.4). Over het algemeen zijn de relaties tussen de AOC-waarden van het reinwater en KG22-aantallen in het gedistribueerde drinkwater statistisch significant ($p < 0,05$). De enige uitzondering hierop is de relatie tussen de AOC van het reinwater en het 90-percentiel van KG22 in het gedistribueerde drinkwater bereid uit oppervlaktewater ($p > 0,05$). De significante relaties tussen AOC van het reinwater en KG22 van het gedistribueerde drinkwater zijn echter zwak met R^2 -waarden die variëren tussen 0,11 en 0,35. Dit betekent dat 11% tot 35% van de variantie in KG22 van het gedistribueerde drinkwater wordt verklaard door de variantie in de AOC-concentratie van het reinwater. Blijkbaar zijn andere factoren dan AOC (afzonderlijk of gezamenlijk) meer verantwoordelijk voor de variatie in KG22-aantallen in het distributiesysteem.



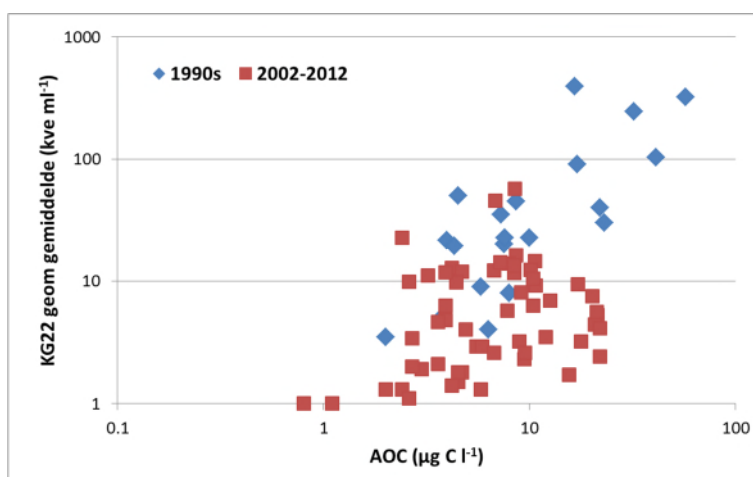
Figuur 2.1 De relatie tussen (gemiddelde) AOC-waarden van het reinwater en geometrisch gemiddelde van KG22 van het gedistribueerde drinkwater bij verschillende productielocaties die drinkwater uit oppervlaktewater of grondwater bereiden.

Tabel 2.4. De resultaten van correlatiestatistiek tussen loggetransformeerde waarden van (gemiddelde) AOC-concentraties reinwater en loggetransformeerde waarden van het geometrisch gemiddelde of 90 percentiel van KG22 in het gedistribueerde drinkwater bij verschillende productielocaties die drinkwater uit oppervlaktewater en uit grondwater bereiden.

		KG22 Geometrisch gemiddelde			
		Spearman rho		Pearson (log-waarden)	
		p	R ²	p	R ²
O'vlaktewater	AOC	<0,05	0,23	<0,05	0,23
Grondwater	AOC	<0,05	0,34	<0,05	0,35
Alle locaties	AOC	<0,05	0,11	<0,05	0,12
		KG22 90-percentiel			
		Spearman rho		Pearson (log-waarden)	
		p	R ²	p	R ²
O'vlaktewater	AOC	>0,05		>0,05	
Grondwater	AOC	<0,05	0,33	<0,05	0,25
Alle locaties	AOC	<0,05	0,21	<0,05	0,16

2.2.2.2 Vergelijking gegevens 1990s en 2002-2013

In de jaren '90 van de vorige eeuw is een relatie gevonden tussen de AOC-concentratie van het reinwater en KG22 in het gedistribueerde drinkwater (van der Kooij, 1992). De waarden die destijds zijn gevonden voor AOC en KG22 zijn vergeleken met de AOC- en KG22-waarden van 2002 t/m 2013 (Figuur 2.2). Uit deze vergelijking volgt dat in de jaren '90 van de vorige eeuw hogere AOC-concentraties zijn gevonden dan in de periode 2002-2013. Zo was de hoogste AOC-waarde over de periode 2002-2013 22 µg C l⁻¹, terwijl de hoogste waarde in de 1990s 57 µg C l⁻¹ was. De hoge AOC-waarden van het reinwater werden in de jaren '90 van de vorige eeuw voornamelijk gevonden bij de productielocaties die oppervlaktewater als grondstof gebruiken en ozonisatie in de zuivering toepaste. Uit Figuur 2.1 volgt dat oppervlaktewaterverwerkende productielocaties over het algemeen nog steeds hogere AOC-concentraties hebben dan grondwaterverwerkende productielocaties, maar deze AOC-waarden zijn dus deels wel lager geworden dan in de jaren '90 van de twintigste eeuw.



Figuur 2.2 De relatie tussen (gemiddelde) AOC-waarden van het reinwater en geometrisch gemiddelde van KG22 van het gedistribueerde drinkwater van een jaar bij verschillende productielocaties met gegevens uit de 1990s en de jaren 2002-2012.

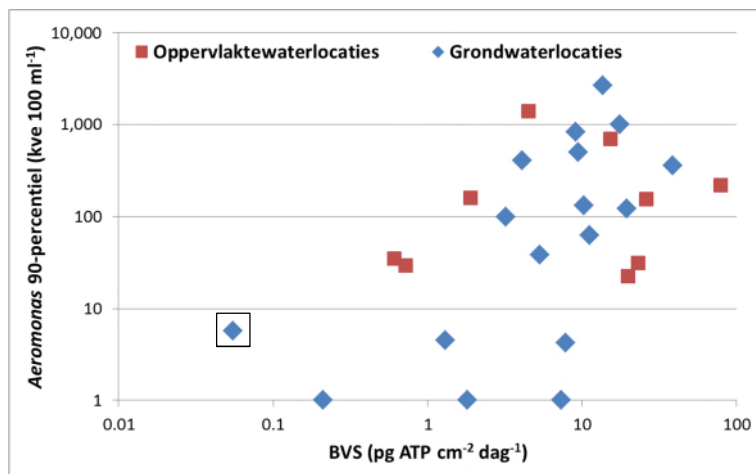
Tabel 2.5. De resultaten van correlatiestatistiek tussen (gemiddelde) AOC-concentraties reinwater en het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater van een jaar bij verschillende productielocaties met gegevens uit de jaren '90 en de jaren 2002-2012.

1990s		KG22 Geometrisch gemiddelde			
		Spearman rho		Pearson (log-waarden)	
		p	R ²	p	R ²
O'vlaktewater	AOC	>0,05		>0,05	
Grondwater	AOC	<0,05	0,58	<0,05	0,66
Alle locaties	AOC	<0,05	0,57	<0,05	0,61
2002-2012		KG22 Geometrisch gemiddelde			
		Spearman rho		Pearson (log-waarden)	
		p	R ²	p	R ²
O'vlaktewater	AOC	<0,05	0,23	<0,05	0,23
Grondwater	AOC	<0,05	0,34	<0,05	0,35
Alle locaties	AOC	<0,05	0,11	<0,05	0,12

De resultaten van de correlatiestatistiek op de AOC/KG22 gegevens van de jaren '90 van de vorige eeuw en de jaren 2002-2012 zijn weergegeven in Tabel 2.5. Significante correlaties ($p < 0,05$) tussen AOC van het reinwater en KG22 van het gedistribueerde drinkwater werden waargenomen voor de 2002-2012 gegevens van alle locaties, grondwaterlocaties en oppervlaktewaterlocaties en voor de 1990s gegevens van alle locaties en grondwaterlocaties. De oppervlaktewaterlocaties lieten geen significante correlatie zien voor die periode ($p > 0,05$). In tegenstelling tot de 2002-2012 gegevens waren de significante correlaties voor de gegevens van de jaren '90 vorige eeuw wel sterk met R^2 -waarden tussen de 0,57 en 0,66. In de 1990s zijn echter alleen KG22 gegevens van zomer en herfst gebruikt om het geometrisch gemiddelde uit te rekenen, terwijl KG22 gegevens van het hele jaar (zoals in de huidige wetgeving is omschreven) zijn gebruikt voor de gegevens van 2002-2012. Dit verschil heeft mogelijk invloed op de relaties, omdat in de zomer en herfst hogere KG-aantallen worden gevonden dan in de winter. Het 90-percentiel van KG22 voor de 2002-2012 gegevens wordt bepaald door de hogere KG22-waarden die zijn gevonden gedurende het jaar en daardoor misschien beter vergelijkbaar met de gegevens uit de jaren '90 van de vorige eeuw. Wanneer het 90-percentiel wordt gebruikt in de correlatiestudie dan is de relatie tussen AOC-concentratie in het reinwater en KG22 in het gedistribueerde drinkwater

voor oppervlaktewaterverwerkende productielocaties niet significant ($p > 0,05$) (Tabel 2.4), overeenkomstig de waarneming uit de jaren '90 vorige eeuw.

De relatie tussen de AOC-concentratie in reinwater en KG22 in het gedistribueerde drinkwater die in de jaren '90 van de vorige eeuw werd gevonden, is één van de redenen geweest om $10 \mu\text{g AOC-C l}^{-1}$ als richtwaarde op te stellen voor biologisch stabiel drinkwater (van der Kooij, 1992). Uit Figuur 2.2 volgt dat zowel de hoge AOC-waarden en de hoge geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde water zijn gedaald tussen de jaren '90 van de vorige eeuw en 2002-2012. Dit is een duidelijke indicatie dat de relatie tussen AOC en KG22 causaal was en dat de inzet die is gepleegd om de AOC-concentraties van het reinwater te verlagen heeft geleid tot lagere KG22-aantallen. Hierdoor is een nieuwe situatie ontstaan, waarbij de relatie tussen AOC reinwater en KG22 gedistribueerd drinkwater weliswaar nog steeds significant is, maar dat het verband tussen beide parameters zwak is geworden. De verwachting is daarom dat verdere verlaging van het AOC-gehalte van het reinwater weinig invloed zal hebben op het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater. Daarnaast wordt de wettelijke norm voor KG22 in het distributiesysteem (geometrisch jaargemiddelde van 100 kve ml^{-1}) de laatste jaren ook niet overschreden.



Figuur 2.3 De relatie tussen BVS-waarden van het reinwater en 90-percentiel van *Aeromonas* van het gedistribueerde drinkwater bij verschillende productielocaties die drinkwater uit oppervlaktewater of grondwater bereiden. Het punt omgeven door een vierkant wordt als uitbijter beschouwd.

2.2.3 Relatie BVS en *Aeromonas*

2.2.3.1 Data 2002 t/m 2013

De relatie tussen de loggetransformeerde BVS-waarden van het reinwater en loggetransformeerde 90-percentiel van *Aeromonas* in het distributiesysteem in de periode 2002-2013 voor verschillende oppervlaktewater- en grondwaterverwerkende locaties is weergegeven in Figuur 2.3. Uit Figuur 2.3 volgt dat de relatie tussen BVS reinwater en *Aeromonas* gedistribueerd drinkwater lineair lijkt, waarbij een uitschieter is waar te nemen (BVS-waarde: $0,055 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$; P90-*Aeromonas*: $5,7 \text{ kve 100 ml}^{-1}$). Deze uitschieter is niet meegenomen in de lineaire correlatieanalyse (Pearson) en de niet-lineaire correlatieanalyse (Spearman rho) die op de gegevens werden uitgevoerd. Daarnaast is op dezelfde manier ook een correlatieanalyse uitgevoerd met BVS-waarden reinwater en geometrisch gemiddelde van *Aeromonas* gedistribueerd drinkwater (Tabel 2.6). Over het

algemeen zijn de lineaire relaties aangetroffen tussen de loggetransformeerde BVS-waarden van het reinwater en de loggetransformeerde waarden van het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater niet statistisch significant (Pearson; $p > 0,05$). De enige uitzondering hierop is de relatie tussen de BVS van het reinwater en het geometrisch gemiddelde van *Aeromonas* van het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater ($p < 0,05$). Deze relatie is met een R^2 van 0,27 echter zwak, wat betekent dat (een combinatie van) andere factoren een grotere invloed hebben op het geometrisch gemiddelde van *Aeromonas* in het distributiesysteem dan de BVS-waarde van het reinwater. Met behulp van Spearman rho is getoetst of een significante niet-lineaire relatie tussen BVS reinwater en *Aeromonas* gedistribueerd drinkwater aanwezig is. De resultaten laten zien dat een significante niet-lineaire relatie bestaat tussen de BVS-waarde reinwater en geometrisch gemiddelde of 90-percentiel van *Aeromonas* gedistribueerd drinkwater voor alle locaties of de grondwaterlocaties ($p < 0,05$), maar ook in deze gevallen was de R^2 over het algemeen laag. Op basis van deze analyses kan daarom worden gesteld dat andere factoren dan BVS (afzonderlijk of gezamenlijk) blijkbare meer verantwoordelijk zijn voor de variatie in *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem.

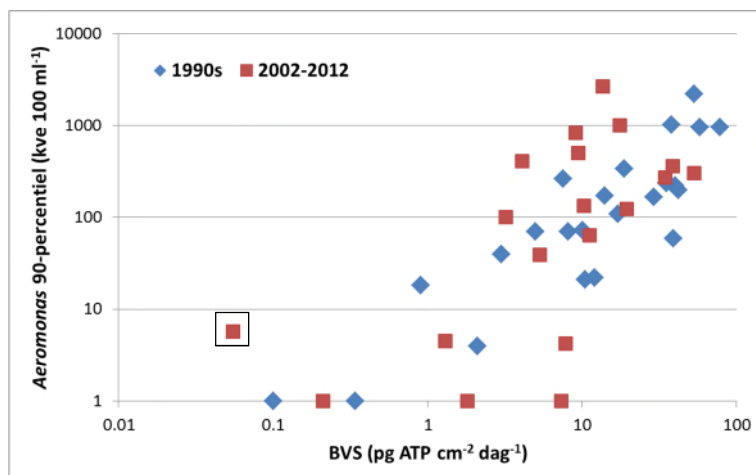
Tabel 2.6. De resultaten van correlatiestatistiek tussen loggetransformeerde BVS-waarden reinwater en loggetransformeerde waarden van het geometrisch gemiddelde of 90 percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bij verschillende productielocaties die drinkwater uit oppervlaktewater en uit grondwater bereiden.

		<i>Aeromonas</i> geometrisch gemiddelde			
		Spearman rho		Pearson (log-log waarden)	
		p	R^2	p	R^2
O'vlaktewater	BVS	$>0,05$		$>0,05$	
Grondwater	BVS	$<0,05$	0,43	$<0,05$	0,27
Alle locaties	BVS	$<0,05$	0,15	$>0,05$	
		<i>Aeromonas</i> 90-percentiel			
		Spearman rho		Pearson (log-log waarden)	
		p	R^2	p	R^2
O'vlaktewater	BVS	$>0,05$		$>0,05$	
Grondwater	BVS	$<0,05$	0,30	$>0,05$	
Alle locaties	BVS	$<0,05$	0,14	$>0,05$	

2.2.3.2 Vergelijking gegevens 1990s en 2002-2013

In de jaren '90 van de vorige eeuw is een lineaire relatie gevonden tussen de BVS-waarde van het reinwater en *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater (van der Kooij et al., 1999). De waarden die destijds zijn gevonden voor BVS en *Aeromonas* zijn vergeleken met de waarden van 2002 t/m 2013 voor drinkwater bereid uit grondwater (Figuur 2.4). In de jaren '90 van de vorige eeuw hadden 15 van de 24 (62,5%) onderzochte pompstations een BVS-waarde boven de $10 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ en 8 van de 24 (33,3%) een BVS-waarde boven de $30 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. In de periode 2002-2012 hadden 6 van de 21 (28,6%) onderzochte pompstations een BVS-waarde boven de $10 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ en 1 van de 21 (4,7%) een BVS-waarde boven de $30 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Dit verschil kan zijn veroorzaakt doordat, voor zover kon worden achterhaald, niet dezelfde productielocaties in beide perioden zijn onderzocht. In beide perioden is echter een brede range van grondwaterlocaties onderzocht (oxisch, anoxisch grondwater, hoog en laag DOC-gehalte, relatief hoge en lage KG22 en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater), waardoor verwacht mag worden dat dezelfde range in BVS is verkregen. Het is daarom waarschijnlijker dat de relatief hoge BVS-waarden van het reinwater bij een aantal productielocaties gedurende de laatste decennia zijn verlaagd door een betere zuivering, nieuwe zuiveringstechnieken of betere bedrijfsvoering van de zuivering. Het 90-percentiel

van *Aeromonas* zijn in beide studies op dezelfde manier bepaald (gebaseerd routinematig monitoringsprogramma) en het 90-percentiel lijkt in de periode 2002-2012 niet lager te zijn dan in periode 1990s. Zo hadden in de jaren '90 van de vorige eeuw 12 van de 24 (50%) productielocaties een 90-percentiel ≥ 100 kve 100 ml⁻¹ en 2 van de 24 (8,3%) pompstations een 90-percentiel ≥ 1000 kve 100 ml⁻¹. In de periode 2002-2012 was dit 9 van de 21 (42,9%) ≥ 100 kve 100 ml⁻¹ en 2 van de 21 (9,5%) ≥ 1000 kve 100 ml⁻¹.



Figuur 2.4 De relatie tussen BVS-waarden van het reinwater en 90-percentiel van *Aeromonas* van het gedistribueerde drinkwater bij verschillende grondwaterverwerkende productielocaties met gegevens uit de 1990s en de jaren 2002-2012. Het punt omgeven door een vierkant wordt als uitbijter beschouwd.

Tabel 2.7. De resultaten van correlatiestatistiek tussen loggetransformeerde BVS-waarden reinwater en loggetransformeerde waarden van het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bij verschillende grondwaterverwerkende productielocaties met gegevens uit de jaren '90 en de jaren 2002-2012.

1990s		<i>Aeromonas</i> 90-percentiel			
		Spearman rho		Pearson (log-log waarden)	
		p	R ²	p	R ²
Grondwater	BVS	<0,05	0,68	<0,05	0,74
2002-2012		<i>Aeromonas</i> 90-percentiel			
		Spearman rho		Pearson (log-waarden)	
		p	R ²	p	R ²
Grondwater	BVS	<0,05	0,30	>0,05	

De resultaten van de correlatiestatistiek op de BVS/*Aeromonas* gegevens van de jaren '90 van de vorige eeuw en de jaren 2002-2012 zijn weergegeven in Tabel 2.7. Significante lineaire correlatie (Pearson) tussen BVS van het reinwater en 90-percentiel *Aeromonas* van het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater (beide loggetransformeerd) werd alleen waargenomen voor de 1990s gegevens ($p < 0,05$). Dit verband was met een R^2 van 0,74 ook sterk. Voor de 2002-2012 gegevens werd echter geen significante lineaire relatie waargenomen ($p > 0,05$). Significante niet-lineaire relatie (Spearman rho) tussen BVS en *Aeromonas* werden wel voor beide perioden waargenomen, maar de R^2 van het verband was voor de 1990s gegevens beduidend hoger dan voor de 2002-2012 gegevens.

De significante en sterke relatie die in de jaren '90 van de vorige eeuw is gevonden tussen de loggetransformeerde BVS-waarden en loggetransformeerde waarden van het 90-percentiel

van *Aeromonas* bij grondwaterverwerkende productielocaties heeft geleid tot het gebruik van de BVS van reinwater als voorspellende waarde voor de *Aeromonas*-aantallen die in het distributiesysteem verwacht kunnen worden. Tevens zijn op verschillende grondwaterlocaties waar de BVS-waarde van het reinwater hoger is dan $10 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ inspanningen in de zuivering verricht om de BVS-waarde van het reinwater te verlagen. Zoals eerder gemeld lijken de resultaten in Figuur 2.4 aan te geven dat de BVS-waarden inderdaad zijn verlaagd in de periode tussen de jaren '90 en 2002-2013, maar zijn de *Aeromonas*-aantallen niet duidelijk lager geworden. Het is daarmee waarschijnlijk dat de relatie die in het verleden tussen BVS en *Aeromonas* is waargenomen niet causaal is geweest.

2.3 Discussie

Uit de resultaten is gebleken dat de AOC-concentratie en de BVS van het reinwater gemeten in de periode 2002-2012 geen sterke correlatie heeft met KG22 of *Aeromonas*-aantallen. De AOC-concentratie en BVS van het reinwater zijn in die periode dus ongeschikt geweest als voorspellende parameters voor KG22 of *Aeromonas* in het distributiesysteem. Dit is in tegenstelling tot wat in de jaren '80 en '90 van de vorige eeuw is waargenomen. Een waarschijnlijke verklaring voor dit verschil is dat gedurende de laatste decennia de drinkwaterzuivering bij een aantal productielocaties gericht is verbeterd op verlaging van de AOC-concentratie en/of BVS van het reinwater. Door deze verbeteringen zijn de groeibevorderende stoffen waar deze twee parameters een indicator voor zijn (gemakkelijk afbreekbaar organisch koolstof voor AOC en afbreekbare stoffen die resulteren in biofilmvorming in de traditionele biofilmmonitor) waarschijnlijk niet langer de oorzaak voor groei van heterotrofe bacteriën die met KG22 worden geteld en van *Aeromonas*. Het is mogelijk dat gedurende de afgelopen jaren moeilijk afbreekbare stoffen de belangrijkste oorzaak voor de toename van KG22 en *Aeromonas* in het distributiesysteem is geweest. Aanwijzingen daarvoor zijn verkregen door het bepalen van nieuwe biologische stabiliteitsparameters, die zich richten op kwantificatie van deze moeilijk afbreekbare stoffen (bv BPP-parameters, AOC-A3 en PHMOC), bij locaties waar relatief hoge *Aeromonas*-aantallen worden aangetroffen (van der Kooij et al. 2010, Hijnen et al. 2013). Resultaten uit het BTO-project 'Aandachtswaarden nieuwe meetmethoden biologische stabiliteit' zal hier meer duidelijkheid over verschaffen.

Uit de resultaten is ook gebleken dat de verlaging van de AOC-concentratie in het reinwater gedurende de laatste decennia heeft geleid tot afname van KG22 in het gedistribueerde drinkwater. De afname in BVS van het reinwater gedurende de laatste decennia heeft echter niet geleid tot afname van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. Dit laatste komt waarschijnlijk omdat er geen causaal verband tussen deze parameters is, maar het is ook mogelijk dat andere factoren gedurende de laatste decennia zijn veranderd en die ook een rol spelen, zoals bv de spuiprogramma's voor het distributiesysteem en/of de drinkwatertemperatuur door klimaatverandering. Hier zijn echter geen aanwijzingen voor gevonden.

3 Variatie *Aeromonas* en KG22 binnen straat, dag en leidingsysteem

3.1 Opzet monstercampagne

In het tweede onderdeel van dit deelproject is de variatie bepaald in KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het drinkwater bemonsterd bij verschillende huizen binnen een straat en binnen een dag bij het hetzelfde huis. Daarnaast is ook onderzocht of de drinkwaterinstallatie van het gebouw de KG22- en *Aeromonas*-aantallen beïnvloed.

Om deze variatie te kunnen bepalen werden drinkwatermonsters genomen in de voorzieningsgebieden van productielocatie Kralingen, Weesperkarspel, Spannenburg, Nuland en Kamerik, omdat in deze voorzieningsgebieden over het algemeen relatief hoge *Aeromonas*-aantallen worden gevonden. Per voorzieningsgebied werden vervolgens drie straten geselecteerd: een straat relatief dicht bij de productielocatie, een straat op middellange afstand van de productielocatie en een straat die relatief ver van de productielocatie ligt. Per straat werden vervolgens vijf adressen geselecteerd en bij deze vijf adressen per straat werden binnen een tijdspanne van 30 minuten drinkwatermonsters voor KG22 en *Aeromonas* genomen, zoals voorgeschreven in het Drinkwaterbesluit. Dit wil zeggen dat de drinkwatermonsters werden genomen aan de keukenkraan wanneer de drinkwatertemperatuur gedurende 30 seconden constant was. Voordat deze drinkwatermonsters werden genomen, werd er echter ook een drinkwatermonster genomen direct na openen van de kraan. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat het direct getapte drinkwater meer beïnvloed is door de drinkwaterinstallatie van het gebouw dan het getapte drinkwater na doorstroming (totdat de temperatuur constant is).

Bij vijf van de vijftien geselecteerde adressen (Kralingen, Weesperkarspel en Spannenburg) of bij alle vijftien geselecteerde adressen (Nuland) werden tevens drinkwatermonsters genomen in de ochtend (8:00 – 10:00), rond het middaguur (11:00 – 12:30) en in de middag (13:30 – 15:00). Ook hierbij werden de monsters voor KG22 en *Aeromonas* genomen zoals voorgeschreven in het Drinkwaterbesluit.

De monsterneming is gedaan door ervaren monsternemers van de drinkwaterlaboratoria of het drinkwaterbedrijf. De analyses voor KG22 en *Aeromonas* zijn uitgevoerd door de drinkwaterlaboratoria volgens de gestandaardiseerde methoden zoals benoemd in het Drinkwaterbesluit.

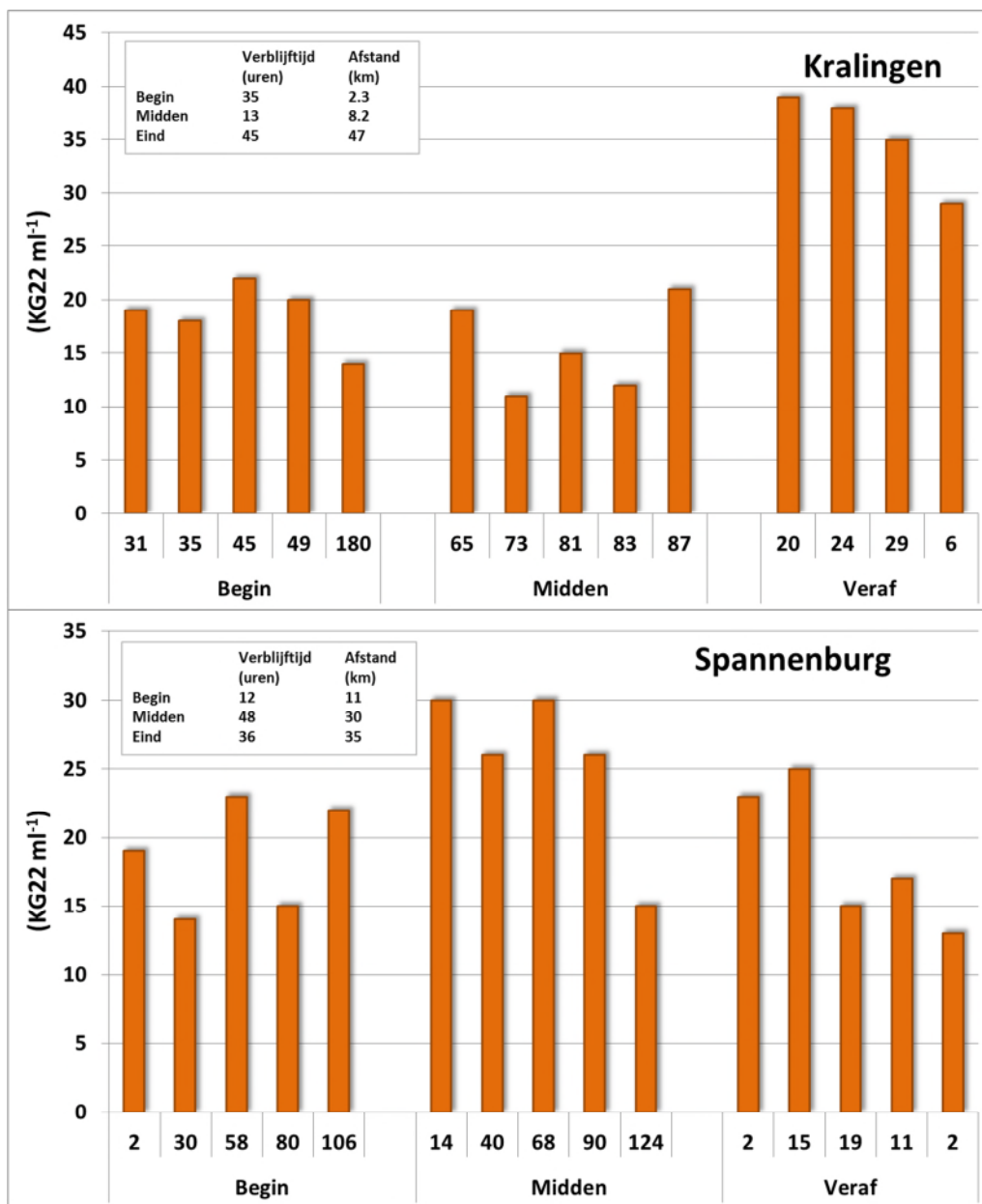
3.2 Resultaten

3.2.1 Variatie binnen een straat

3.2.1.1 KG22

De KG22 aantallen gemeten in het gedistribueerde drinkwater op vijf locaties in drie verschillende straten van het voorzieningsgebied van Kralingen en Spannenburg zijn weergegeven in Figuur 3.1. De resultaten van de overige voorzieningsgebieden staan in de Bijlage. In alle voorzieningsgebieden waren de KG22 aantallen lager dan 100 kve ml⁻¹ (Figuur 3.1 en Bijlage). In Kralingen en Weesperkarspel werden de hoogste aantallen gevonden op de locaties die veraf van het distributiesysteem liggen, terwijl in Spannenburg en Kamerik de

hoogste aantallen in de straat werden gevonden die op gemiddelde afstand van de productielocatie ligt. In het voorzieningsgebied van Nuland waren de aantallen vergelijkbaar tussen de straten die dichtbij, midden en veraf van het distributiesysteem liggen.



Figuur 3.1. De KG22-aantallen in het gedistribueerde drinkwater bemonsterd bij vijf verschillende adressen in een straat die dichtbij, een straat die op middenafstand en een straat die veraf van de productielocatie Kralingen (boven) of Spannenburg (onder) ligt.

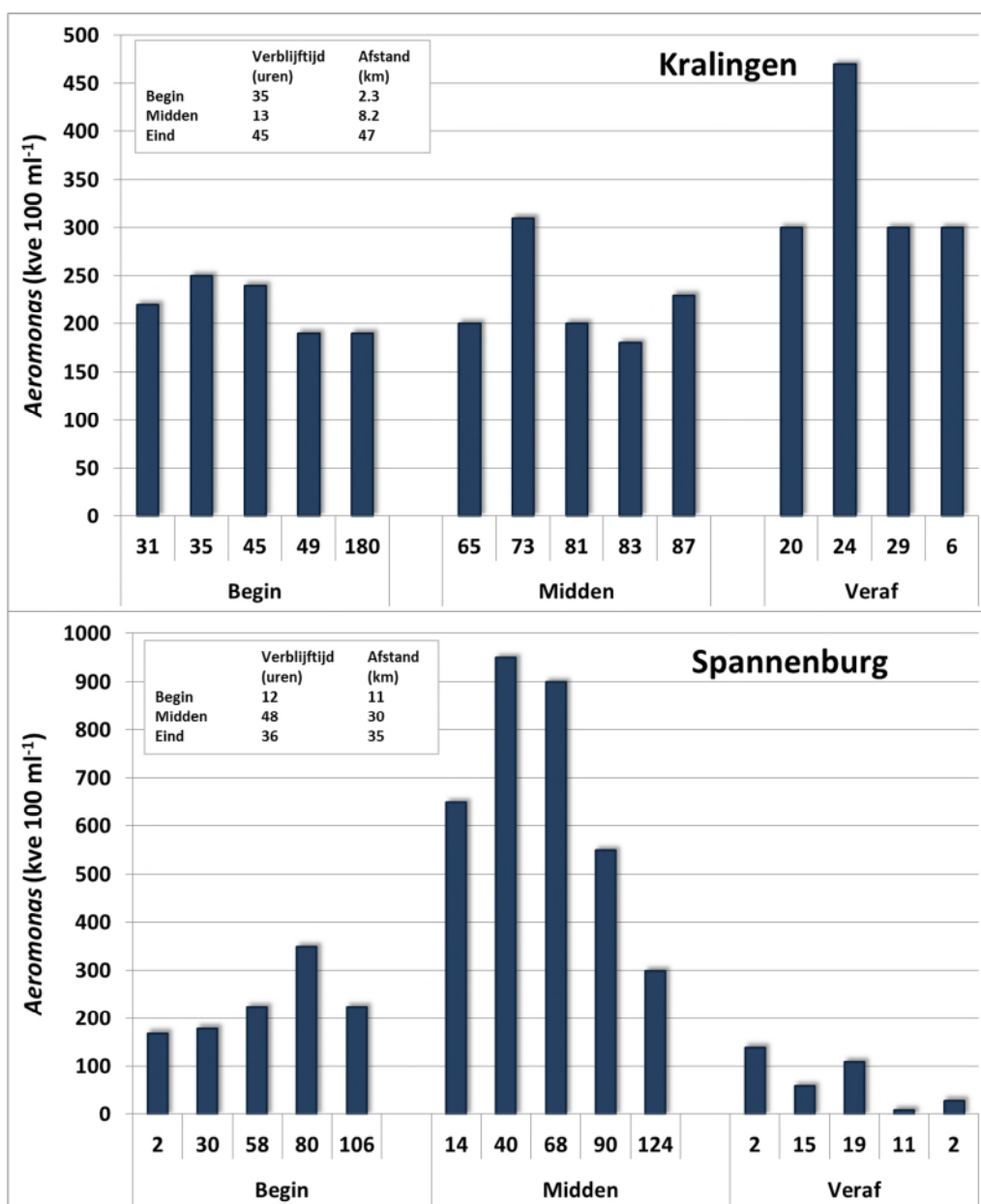
In alle voorzieningsgebieden varieerden de KG22-aantallen in het drinkwater tussen de vijf locaties die binnen een straat werden bemonsterd. In de voorzieningsgebieden van Kralingen en Spannenburg was deze variatie relatief klein, waarbij de hoogste aantallen maximaal een factor twee hoger waren dan de laagste aantallen (Figuur 3.1). Dergelijke variatie werd ook waargenomen voor de meeste monsters in de drie andere voorzieningsgebieden (Bijlage),

maar enkele monsters hadden afwijkend hoge aantallen. In het voorzieningsgebied van Weesperkarspel, op locatie veraf, waren de hoogste KG22-aantallen 12,6 keer hoger dan de laagste KG22-aantallen. Een dergelijke hoge variatie werd ook waargenomen voor sommige locaties in het voorzieningsgebied van Nuland. De resultaten laten daarmee dus zien dat het gebouw dat wordt gekozen voor routinematige monitoring van KG22 invloed kan hebben op de KG22-aantallen. De invloed hiervan op de wettelijke norm zal echter beperkt zijn, omdat de wettelijke norm voor KG22 is gebaseerd op een geometrisch jaargemiddelde van het gehele voorzieningsgebied, waardoor mogelijke afwijkende hoge of lage aantallen van een bepaalde adres worden uitgemiddeld met de gegevens van andere adressen in hetzelfde voorzieningsgebied.

3.2.1.2 *Aeromonas*

Naast het KG22 werden ook de *Aeromonas*-aantallen bepaald in het gedistribueerde drinkwater bemonsterd op drie verschillende locaties in het voorzieningsgebied van vijf productielocaties. De aantallen voor productielocaties Kralingen en Spannenburg zijn weergegeven in Figuur 3.2, terwijl de aantallen voor de andere drie productielocaties in de Bijlage staan. In alle monsters lagen de *Aeromonas*-aantallen onder de wettelijke norm van 1000 kve 100 ml⁻¹. In het voorzieningsgebied van Kralingen was de variatie van de *Aeromonas*-aantallen in relatie tot verblijftijd en/of afstand beperkt, terwijl in het voorzieningsgebied van Spannenburg de *Aeromonas*-aantallen duidelijk hoger waren in het gedistribueerde drinkwater bemonsterd in de straat op middellange afstand van de productielocatie (Figuur 3.2). In het voorzieningsgebied van Kamerik werden de hoogste *Aeromonas*-aantallen ook waargenomen op locaties die op middellange afstand van de productielocatie liggen (Bijlage). Bij Nuland en Weesperkarspel waren de *Aeromonas*-aantallen het hoogst op de locaties die veraf van de productielocatie liggen. Deze resultaten laten dus zien dat er geen eenduidige relatie is tussen *Aeromonas*-aantallen en afstand of verblijftijd in alle voorzieningsgebieden.

De variatie in *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater binnen een straat van het voorzieningsgebied van Kralingen is relatief klein (minder dan een factor twee verschil tussen de hoogste en laagste aantallen binnen een straat), maar in absolute aantallen werd op adres 24 170 kve 100 ml⁻¹ meer *Aeromonas* gevonden dan op de andere drie locaties van deze straat (Figuur 3.2). Bij Spannenburg varieerden de *Aeromonas*-aantallen meer binnen een straat. De aantallen op adres 2 (veraf) waren 14 keer hoger dan de aantallen op adres 11 (veraf). In de straat op middellange afstand van de productielocatie lagen de hoogste *Aeromonas*-aantallen 3,2 keer hoger dan de laagste *Aeromonas*-aantallen. In absolute zin was dit verschil echter 650 kve 100 ml⁻¹, waarbij de hoogste aantallen in deze straat net beneden de wettelijke norm lagen (950 kve 100 ml⁻¹), terwijl de laagste aantallen in deze straat ver beneden de norm waren (300 kve 100 ml⁻¹). Vergelijkbare resultaten met Spannenburg werden ook verkregen in het voorzieningsgebied van Nuland (maximale relatieve verschil: 4,7, maximale absolute verschil: 450 kve 100 ml⁻¹), Kamerik (maximale relatieve verschil: 2,2, maximale absolute verschil: 100 kve 100 ml⁻¹) en Weesperkarspel (maximale relatieve verschil: 2,2, maximale absolute verschil: 200 kve 100 ml⁻¹). Hierbij is bij Weesperkarspel het adres waar geen *Aeromonas* werd gevonden in het gedistribueerde drinkwater (adres 21; veraf) als 'outlier' buiten beschouwing gelaten. De resultaten laten dus zien dat evenals voor KG22 het adres dat wordt gekozen voor routinematige monitoring van *Aeromonas* invloed kan hebben op de *Aeromonas*-aantallen. De *Aeromonas*-aantallen die in het drinkwatermonster worden gevonden tijdens het routinematig meetprogramma worden getoetst tegen een maximale wettelijke norm van 1000 kve 100 ml⁻¹. Op basis van de variatie in absolute *Aeromonas*-aantallen die is waargenomen binnen een straat, wordt daarom geconcludeerd dat de adreskeuze voor het routinematig monsterprogramma van invloed kan zijn op het wel of niet overschrijden van de wettelijke norm voor *Aeromonas*.



Figuur 3.2. De *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater bemonsterd bij vijf verschillende adressen in een straat die dichtbij, een straat die op middenafstand en een straat die veraf van de productielocatie Kralingen (boven) of Spannenburg (onder) ligt.

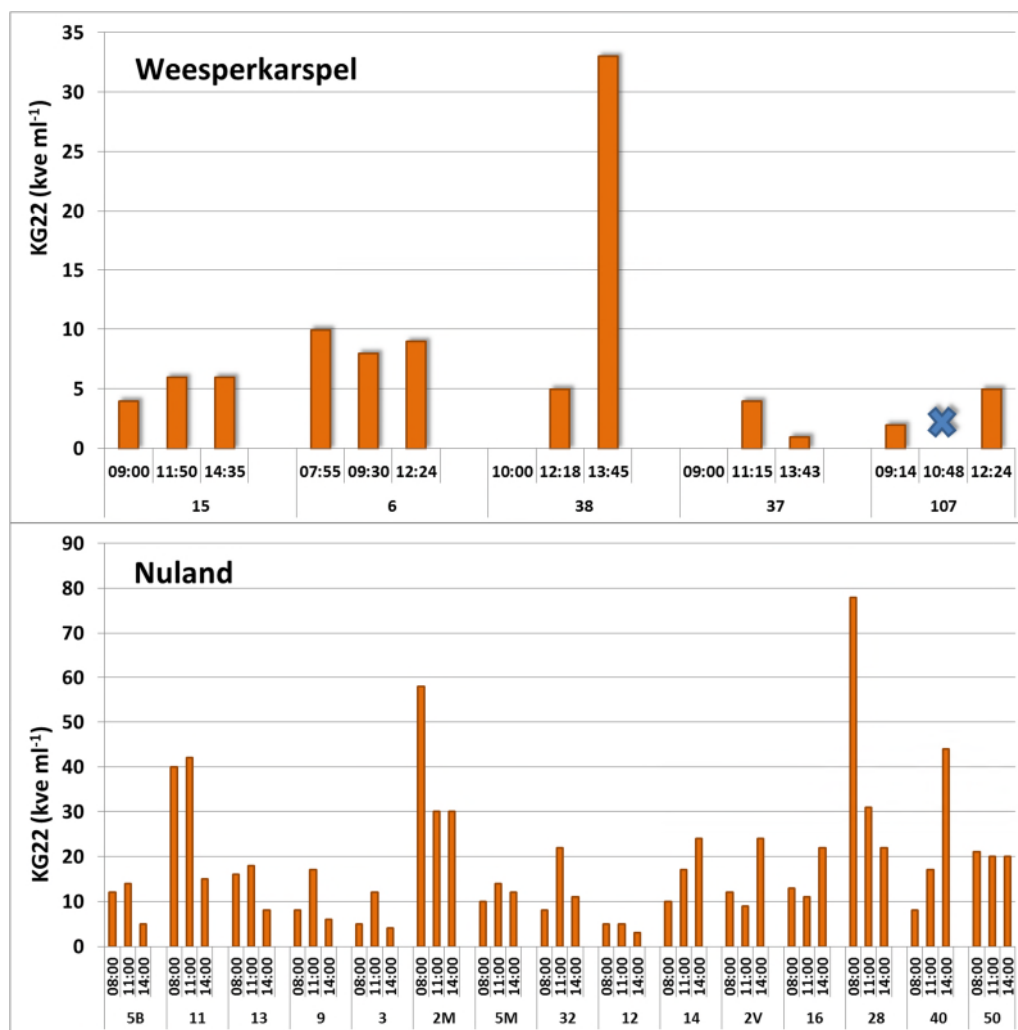
3.2.2 Variatie binnen een dag

3.2.2.1 KG22

De KG22-aantallen van het gedistribueerde drinkwater bemonsterd op drie tijdstippen op één straatlocatie binnen het voorzieningsgebied van Weesperkarspel en Nuland zijn weergegeven in Figuur 3.3. De resultaten voor de andere twee voorzieningsgebieden (deze metingen zijn niet uitgevoerd in het voorzieningsgebied van Kamerik) staan in de Bijlage. De KG22-aantallen lagen op alle bemonsterde tijdstippen onder de 100 kve ml⁻¹. De variatie in de KG22-aantallen in het gedistribueerde water van Weesperkarspel bemonsterd op drie momenten bij ieder van de vijf adressen was erg laag. Alleen op adres 38 varieerden de aantallen substantieel van < 1 kve ml⁻¹ om 10:00 tot 33 kve ml⁻¹ om 13:45 (Figuur 3.3). In het

voorzieningsgebied van Nuland is de bemonstering op drie verschillende tijdstippen uitgevoerd op 15 adressen. De variatie in KG22-aantallen was daarbij hoger dan in het voorzieningsgebied van Weesperkarspel, waarbij op adres 40 om 14:00 5,5 keer zoveel KG22 in het water werd aangetroffen dan om 8:00 (Figuur 3.3). In absolute aantal was het verschil in KG22-aantallen het hoogst op adres 28 (78 kve ml⁻¹ om 8:00 en 22 kve ml⁻¹ om 14:00). De variatie in KG22-aantallen tussen de drie bemonsteringmomenten binnen een straat waren bij Kralingen en Spannenburg vergelijkbaar met de variatie waargenomen in het voorzieningsgebied van Weesperkarspel (Bijlage). De resultaten laten dus zien dat het moment dat een drinkwatermonster op een adres wordt genomen een kleine invloed kan hebben op de aantallen KG22 die worden aangetroffen. Door deze kleine variatie zal de invloed hiervan op de wettelijke norm van KG22 beperkt zijn, ook al omdat de wettelijke norm voor KG22 is gebaseerd op een geometrisch jaargemiddelde.

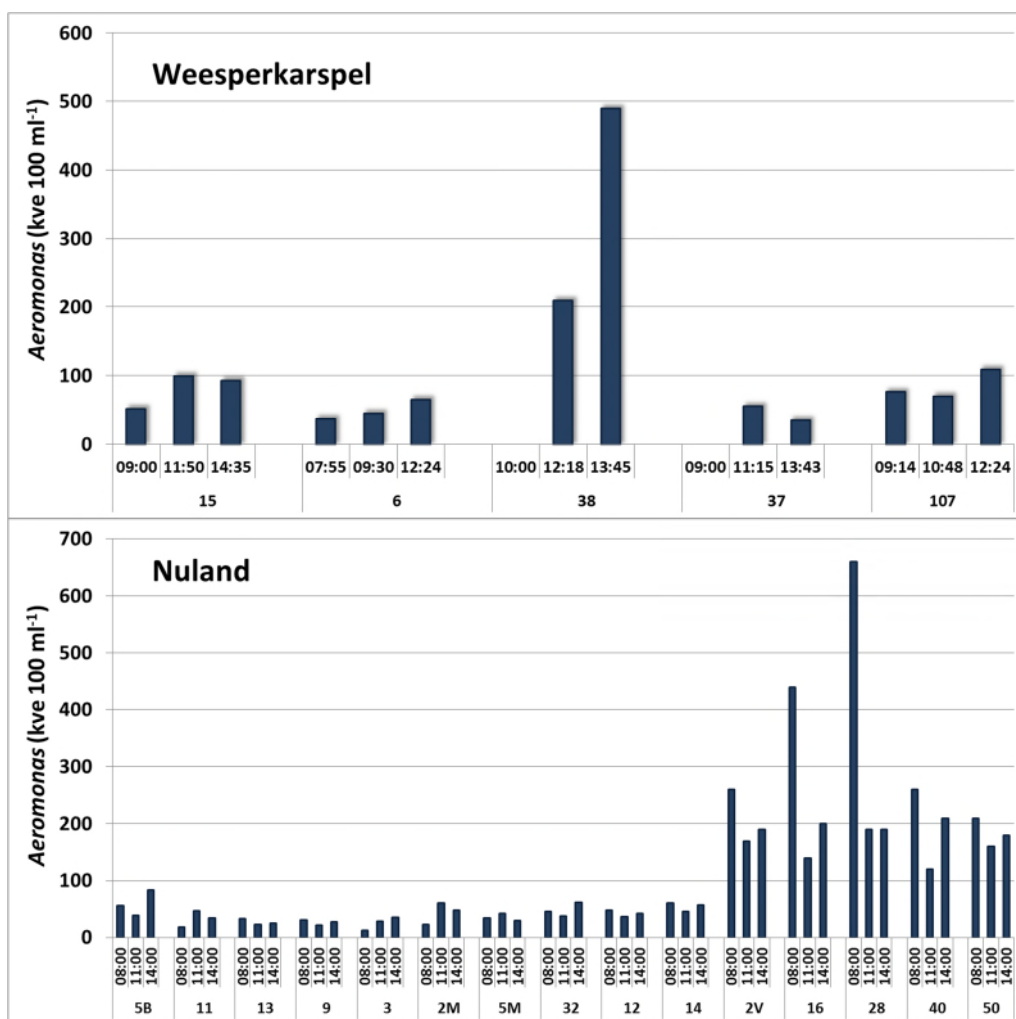
De resultaten bij Weesperkarspel en Nuland laten ook zien dat de trend van KG22 in de tijd van bemonstering niet eenduidig was, in het ene geval werden de hoogste aantallen in de vroege ochtend gemeten, in de andere gevallen laat in de ochtend of in de middag. Ook bij de andere twee voorzieningsgebieden werd geen eenduidige trend waargenomen (Bijlage).



Figuur 3.3. De KG22-aantallen in het gedistribueerde drinkwater bemonsterd op drie verschillende momenten op hetzelfde adres in het voorzieningsgebied van Weesperkarspel (boven) en Nuland (onder). X: niet bepaald.

3.2.2.2 *Aeromonas*

Bij vier van de vijf bemonsterde locaties in het voorzieningsgebied van Weesperkarspel was de variatie in *Aeromonas*-aantallen op de drie bemonsteringstijdstippen laag. Alleen op adres 38 werd een relatief grote variatie in *Aeromonas*-aantallen waargenomen met < 1 kve 100 ml^{-1} om 10:00 en 490 kve 100 ml^{-1} om 13:45 (Figuur 3.4). Bij elf van de 15 bemonsterde adressen in het voorzieningsgebied van Nuland was de variatie in *Aeromonas*-aantallen laag op de drie bemonsteringstijdstippen per adres. Op de andere vier adressen waren de hoogste aantallen op een bepaald tijdstip op het adres 1,5 tot 3,5 keer hoger dan de laagste aantallen op een ander tijdstip op hetzelfde adres. In absolute zin varieerde de *Aeromonas*-aantallen het meest op adres 28, waar de laagste aantallen (190 kve 100 ml^{-1}) werden gevonden in de monsters genomen om 11:00 en 14:00, terwijl het monster genomen om 8:00 470 kve 100 ml^{-1} meer *Aeromonas* bevatte (660 kve 100 ml^{-1}) (Figuur 3.4). De resultaten van het voorzieningsgebied van Kralingen en Spannenburg lieten vergelijkbare resultaten zien met de resultaten van Weesperkarspel.



Figuur 3.4. De *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater bemonsterd op drie verschillende momenten op hetzelfde adres in het voorzieningsgebied van Weesperkarspel (boven) en Nuland (onder).

De resultaten laten dus ook voor *Aeromonas* zien dat over het algemeen het moment dat een drinkwatermonster op een adres wordt genomen een kleine invloed kan hebben op de *Aeromonas*-aantallen die worden aangetroffen. Op enkele adressen was de invloed echter groter en het is daarom niet uit te sluiten dat bij sommige adressen die worden bemonsterd binnen het routinematige programma, het tijdstip van monstername een invloed kan hebben op het wel of niet overschrijden van de wettelijke norm van *Aeromonas*, aangezien de *Aeromonas*-resultaten worden getoetst tegen een maximale wettelijke norm.

Uit de resultaten volgt tevens dat de *Aeromonas*-aantallen niet eenduidig op hetzelfde bemonsteringsmoment hoog zijn. Op de adressen waar het bemonsteringstijdstip een substantiële invloed had op de *Aeromonas*-aantallen in het bemonsterde drinkwater van de vier voorzieningsgebieden, werden in het ene geval de hoogste aantallen waargenomen in de vroege ochtend, maar in andere gevallen in de middag.

3.2.3 Distributiesysteem versus drinkwaterinstallatie

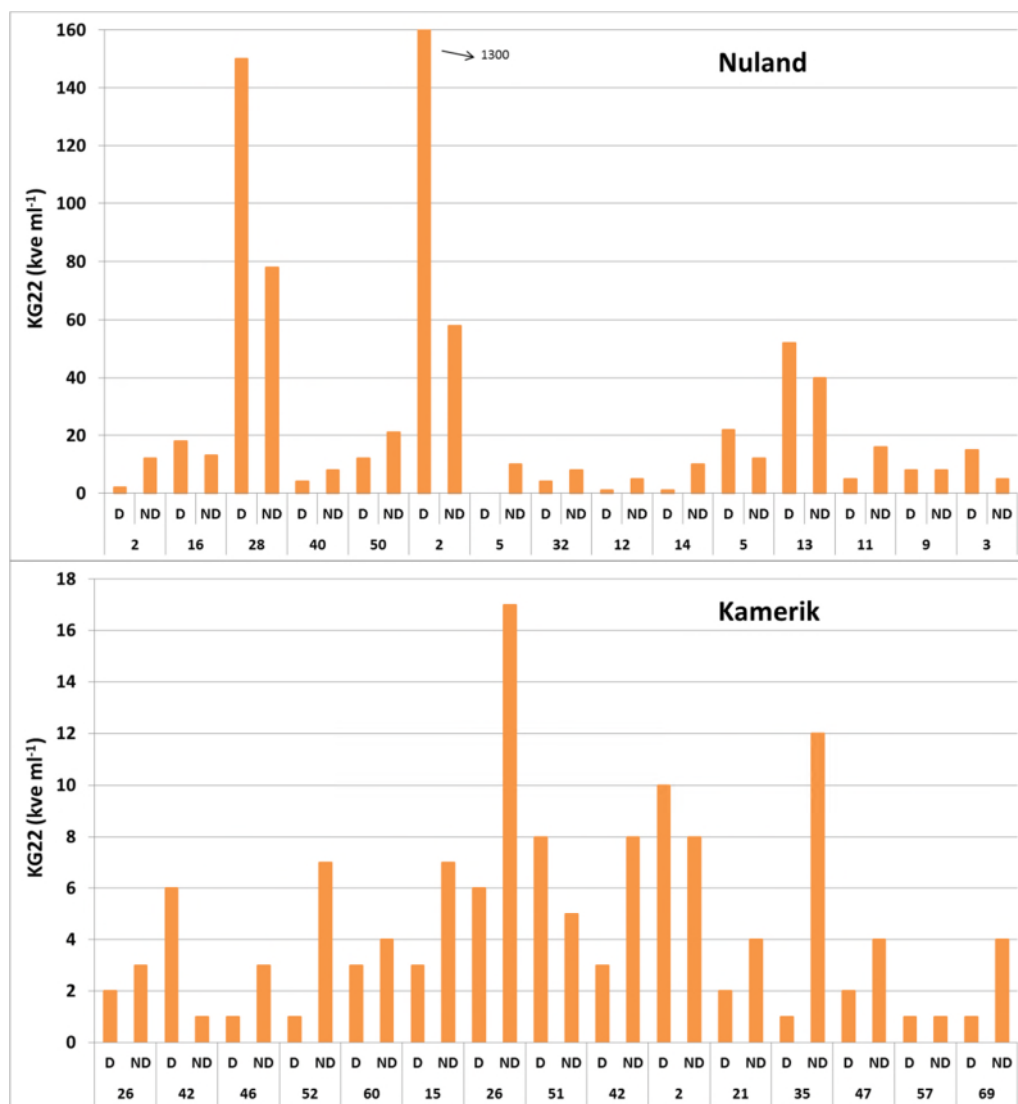
Tijdens de monstername op de vijftien adressen per voorzieningsgebied werd op één bemonsteringstijdstip, naast het doorstroomde drinkwatermonster, ook een drinkwatermonster direct na opendraaien van de tap genomen, zodat achterhaald kan worden of de drinkwaterinstallatie een invloed heeft op de KG22- en/of *Aeromonas*-aantallen in drinkwater bemonsterd na doorstroming aan de tap.

3.2.3.1 KG22

De KG22-aantallen die werden gevonden in het voorzieningsgebied van Nuland en Kamerik zijn weergegeven in Figuur 3.5, terwijl de KG22-aantallen van de andere voorzieningsgebieden in de Bijlage staan. Bij de meeste adressen in het voorzieningsgebied van Nuland waren de aantallen in het drinkwatermonster na doorstroming vergelijkbaar met de aantallen in het direct getapte drinkwatermonster (Figuur 3.5). Op twee adressen in het voorzieningsgebied van Nuland werden echter hoge KG22-aantallen in het direct getapte drinkwatermonster aangetroffen (150 en 1300 kve ml⁻¹, respectievelijk)(Figuur 3.5). Hoewel de KG22-aantallen in het drinkwatermonster genomen na doorstroming op deze twee adressen beduidend lager lagen (78 en 58 kve ml⁻¹, respectievelijk), waren deze KG22-aantallen wel duidelijk hoger dan in de andere drinkwatermonsters van het voorzieningsgebied genomen na doorstroming (op één uitzondering na ≤ 22 kve ml⁻¹). Uit deze resultaten wordt geconcludeerd dat de verhoogde koloniegetallen in de drinkwaterinstallatie op deze twee adressen ook de hoge KG22-aantallen veroorzaken in het drinkwatermonster genomen na doorstroming op deze adressen. In het voorzieningsgebied van Weesperkarspel werden ook op één adres zeer hoge KG22-aantallen in het direct getapte drinkwatermonster aangetroffen (2800 kve ml⁻¹), terwijl de KG22-aantallen in het doorstroomde monster op deze locatie met 60 kve ml⁻¹ beduidend lager waren (Bijlage). Desondanks waren ook op dit adres de KG22-aantallen van 60 kve ml⁻¹ in het drinkwatermonster na doorstroming beduidend hoger dan de KG22-aantallen van de drinkwatermonsters genomen na doorstroming op de andere adressen (≤ 34 kve ml⁻¹). Dit resultaat bevestigt dus de waarnemingen in het voorzieningsgebied van Nuland.

De variatie in KG22-aantallen van de drinkwatermonsters genomen in het voorzieningsgebied van Kamerik waren in alle gevallen laag en blijven allemaal onder de 18 kve ml⁻¹. Op de bemonsterde adressen van Kamerik werd ook geen invloed van de drinkwaterinstallatie op de KG22-aantallen waargenomen (Figuur 3.5). Voor de adressen in het voorzieningsgebied van Kralingen en Spannenburg werden vergelijkbare waarnemingen gedaan (Bijlage).

De resultaten laten dus zien dat op een beperkt aantal adressen in een bepaald voorzieningsgebied hoge KG22-aantallen in de drinkwaterinstallatie aanwezig kunnen zijn, die ook relatief hoge KG22-aantallen in het gedistribueerde drinkwater veroorzaken. De invloed op de wettelijke norm zal echter beperkt zijn, omdat het op een beperkt aantal adressen voordoet en de wettelijke norm voor KG22 is gebaseerd op een geometrisch jaargemiddelde van het gehele voorzieningsgebied, waardoor mogelijke afwijkende hoge of lage aantallen van een bepaalde locatie worden uitgemiddeld met de gegevens van andere locaties in hetzelfde voorzieningsgebied.

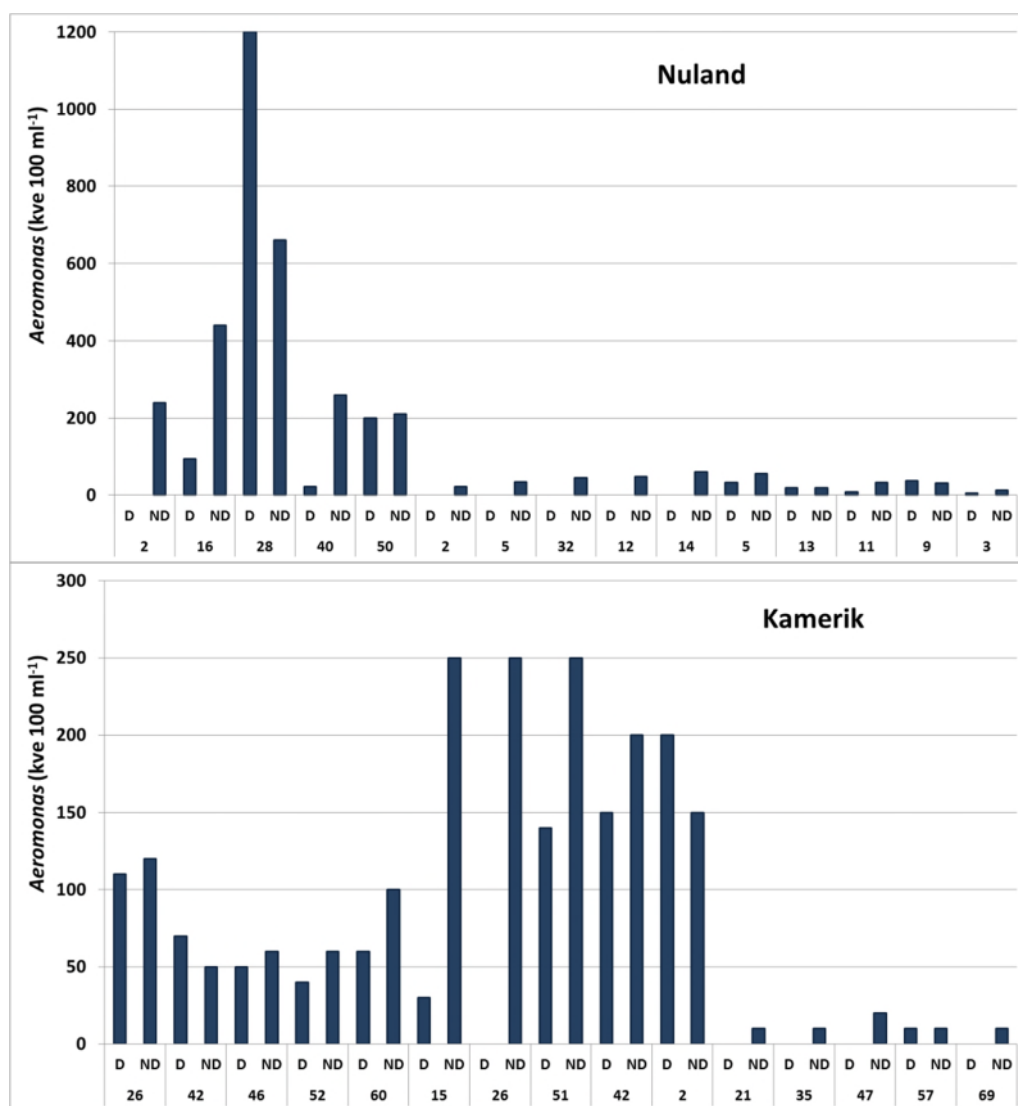


Figuur 3.5. De KG22-aantallen in drinkwater direct getapt uit de kraan (D) en getapt na doorstroming totdat de temperatuur 30 seconden constant was (ND) op 15 adressen in het voorzieningsgebied van Nuland (boven) en Kamerik (onder).

3.2.3.2 *Aeromonas*

Op de meeste adressen in het voorzieningsgebied van Nuland waren de *Aeromonas*-aantallen in het direct getapte drinkwatermonster vergelijkbaar met de *Aeromonas*-aantallen in het drinkwatermonster genomen na doorstroming (Figuur 3.6). Op deze adressen lijkt er geen of beperkte invloed te zijn van de drinkwaterinstallatie op de *Aeromonas*-aantallen in het drinkwatermonster genomen na doorstroming. Een uitzondering hierop is adres 28, waar de aantallen van *Aeromonas* in het direct getapte drinkwatermonster hoog waren (1200 kve 100

ml⁻¹), dat een factor drie of meer was dan in de direct getapte monsters bij de andere adressen in dit voorzieningsgebied. Op adres 28 waren de *Aeromonas*-aantallen in drinkwatermonster na doorstroming ook hoger dan op de andere adressen (Figuur 3.6). Het is aannemelijk dat de hoge *Aeromonas*-aantallen in de drinkwaterinstallatie op adres 28 hebben bijgedragen aan de hoge *Aeromonas*-aantallen in het drinkwatermonster genomen na doorstroming op dit adres. In het voorzieningsgebied van Kamerik werd op geen van de adressen een invloed waargenomen van de drinkwaterinstallatie op de *Aeromonas*-aantallen in het drinkwater genomen na doorstroming (Figuur 3.6). Vergelijkbare resultaten werden gevonden voor de monsters uit het voorzieningsgebied van Kralingen, Weesperkarspel en Spannenburg (Bijlage). De enige uitzondering hierop is adres 27 in het voorzieningsgebied van Weesperkarspel waar relatief hoge aantallen werden waargenomen in het direct getapte drinkwatermonster en het drinkwatermonster genomen na doorstroming (610 en 410 kve 100 ml⁻¹, respectievelijk).



Figuur 3.6. De *Aeromonas*-aantallen in drinkwater direct getapt uit de kraan (D) en getapt na doorstroming totdat de temperatuur 30 seconden constant was (ND) op 15 adressen in het voorzieningsgebied van Nuland (boven) en Kamerik (onder).

De resultaten laten dus zien dat op de meeste van de onderzochte adressen de drinkwaterinstallatie geen invloed heeft op de *Aeromonas*-aantallen in het drinkwater bemonsterd na doorstroming. De invloed van de drinkwaterinstallatie kan echter niet in alle gevallen worden uitgesloten, aangezien op één adres in het voorzieningsgebied van Nuland wel is waargenomen dat de relatief hoge *Aeromonas*-aantallen in het drinkwater genomen na doorstroming wordt veroorzaakt door hoge aantallen *Aeromonas* in de drinkwaterinstallatie.

3.3 Discussie

De resultaten van de meetcampagne in het voorzieningsgebied van Kralingen, Weesperkarspel, Spannenburg, Nuland en Kamerik hebben laten zien dat het gekozen adres, gekozen bemonsteringstijdstip en de drinkwaterinstallatie op een bepaald adres van invloed kunnen zijn op de aantallen KG22 en *Aeromonas* die in het gedistribueerde drinkwater worden aangetroffen. Het gekozen adres heeft daarbij een grotere invloed op de variatie in KG22- en *Aeromonas*-aantallen dan het bemonsteringstijdstip, dat weer een grotere invloed heeft dan de drinkwaterinstallatie. De beperktere invloed van de drinkwaterinstallatie dan de adreskeuze laat ook zien dat de oorzaak dat op één adres in een straat meer KG22 of *Aeromonas* wordt gevonden dan op een ander adres in dezelfde straat niet alleen wordt veroorzaakt door de drinkwaterinstallatie op deze adressen. Zo zijn de *Aeromonas*-aantallen op het straatadres 40 in Spannenburg 650 kve 100 ml⁻¹ hoger dan op het adres 124 in dezelfde straat, terwijl de *Aeromonas*-aantallen in het direct getapte drinkwater bij adres 124 hoger waren dan op adres 40. Op deze adressen komt het drinkwater uit dezelfde leiding onder de straat. Naar verwachting is de variatie van KG22 en *Aeromonas* in het water uit de leiding onder de straat niet groot, waardoor deze waargenomen verschillen mogelijk worden verklaard door de microbiologie in de aansluitleidingen. Aanvullend onderzoek is echter nodig om vast te stellen wat de variatie in KG22 en *Aeromonas* is van het water uit de leiding onder een straat en hoe de microbiologie in een aansluitleiding de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het bemonsterde drinkwater aan de tap kan beïnvloeden.

De adreskeuze en bemonsteringstijdstip van het routinematige monitoringsprogramma van de drinkwaterbedrijven kan dus van invloed zijn op de aantallen KG22 en *Aeromonas* die worden aangetroffen. De invloed van de adreskeuze en bemonsteringstijdstip op een eventuele wettelijke overschrijding van KG22 zal echter beperkt zijn. De wettelijke norm is namelijk gebaseerd op een geometrisch jaargemiddelde, waardoor eventueel afwijkende hoge of lage aantallen wegvallen tegen het gemiddelde van de andere monsters. Voor *Aeromonas* is dit echter niet het geval, omdat de wettelijke norm voor *Aeromonas* een momentane waarde is (1000 kve 100 ml⁻¹). Hierdoor kan adreskeuze en gekozen bemonsteringstijdstip van het routinematige programma van invloed zijn op het wel of niet overschrijden van de wettelijke norm *Aeromonas*. Uit de rapportages van de afgelopen jaren van ILT over de kwaliteit van het Nederlandse drinkwater volgt dat de *Aeromonas*-norm bij een aantal voorzieningsgebieden wordt overschreden, maar dat de overschrijdingen binnen een voorzieningsgebied over het algemeen sporadisch zijn. Zo werd in 2015 bij 24 voorzieningsgebieden een overschrijding van de wettelijke norm *Aeromonas* vastgesteld, maar bij 14 van deze 24 voorzieningsgebieden ging om slechts één of twee overschrijdingen. Het is twijfelachtig of in deze 14 voorzieningsgebieden de mate van nagroei dusdanig problematisch is dat het drinkwaterbedrijf actie zou moeten ondernemen om de biologische stabiliteit van het drinkwater te verbeteren. Het zou daarom beter zijn om niet een momentane wettelijke norm voor *Aeromonas* voor te schrijven, maar om deze norm te baseren op een geometrisch gemiddelde of een 90-percentiel. Met een dergelijke norm kan betrouwbaarder worden waargenomen of een bepaald voorzieningsgebied structureel hoge *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem heeft en waar actie ondernomen dient te worden om deze nagroei te verminderen. Het is daarom aanbevelenswaardig om de

discussie met de overheid aan te gaan om de momentane wettelijke norm voor *Aeromonas* in de toekomst te vervangen met een norm die is gebaseerd op een geometrisch jaargemiddelde of 90-percentiel. De precieze waarde van een dergelijke nieuwe norm kan op basis van historische gegevens worden afgeleid, maar het is aan te bevelen om de eisen voor het afleiden van een dergelijke norm samen op te stellen met het RIVM, zodat de voorwaarden voor een dergelijke norm wordt onderschreven door drinkwatersector en overheid.

4 Conclusies en Aanbevelingen

4.1 Conclusies

Over de periode 2002-2012 hebben de traditionele biologische stabiliteitsparameters AOC en BVS van het reinwater geen sterke relatie met de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater. De AOC-concentratie en BVS-waarde van het reinwater zijn dus niet langer voorspellende parameters voor de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem. De verwachting is daarom dat verdere verlaging van het AOC-gehalte of BVS-waarde van het reinwater weinig invloed zal hebben op het geometrisch gemiddelde van KG22 en het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

De afname in AOC-gehalte van het reinwater over de laatste 20 jaar heeft geleid tot een afname in het geometrisch jaargemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater. De eerder waargenomen correlatie tussen AOC en KG22 lijkt daarmee causaal te zijn geweest.

De afname in BVS-waarde van het reinwater bereid uit grondwater over de laatste 20 jaar heeft niet geleid tot een duidelijke afname van het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. De eerder waargenomen correlatie tussen BVS en *Aeromonas* lijkt daarmee niet causaal te zijn geweest en andere (onbekende) factoren hebben waarschijnlijk een belangrijkere invloed gehad op de *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater.

De afstand/verblijftijd tot de productielocatie heeft geen eenduidige invloed op de aantallen KG22 en *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

Het bemonsteringsmoment (ochtend, middag) heeft geen eenduidige invloed op de aantallen KG22 en *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

De KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater variëren significant tussen adressen binnen dezelfde straat en/of binnen een dag op hetzelfde adres. Daarnaast kan vermeerdering van KG22 en *Aeromonas* in de drinkwaterinstallatie dusdanig hoog zijn, dat het ook de KG22- en *Aeromonas*-aantallen kan beïnvloeden in het drinkwater bemonsterd aan de tap na doorstroming. Het gekozen adres heeft daarbij vaker een invloed op de variatie in KG22- en *Aeromonas*-aantallen dan het bemonsteringstijdstip, dat weer vaker een invloed heeft dan de drinkwaterinstallatie.

Uit deze resultaten wordt geconcludeerd dat het gekozen adres en bemonsteringstijdstip binnen het routinematige meetprogramma van de drinkwaterbedrijven van invloed kan zijn of de wettelijke norm voor *Aeromonas* (1000 kve 100 ml⁻¹) wel of niet wordt overschreden. Dit geldt minder of niet voor KG22, aangezien de wettelijke norm voor KG22 een geometrisch jaargemiddelde is, waardoor één of enkele afwijkende hoge aantallen niet leiden tot overschrijding van de wettelijke norm KG22.

4.2 Aanbevelingen

Het is aanbevelenswaardig om de discussie met de overheid aan te gaan om de momentane wettelijke norm voor *Aeromonas* in de toekomst te vervangen met een norm die is gebaseerd op een geometrisch jaargemiddelde of 90-percentiel. De precieze waarde van een dergelijke nieuwe norm kan op basis van historische gegevens worden afgeleid, maar het is aan te

bevelen om de eisen voor het afleiden van een dergelijke norm samen op te stellen met het RIVM, zodat de voorwaarden voor een dergelijke norm wordt onderschreven door drinkwatersector en overheid.

Achterhaal de invloed van de verschillende fracties van afbreekbare stoffen (bijvoorbeeld gemakkelijk en moeilijk afbreekbare stoffen, biomassa) op range van nagroeiparameters (opportunistische ziekteverwekkers, dierlijke organismen, organismen die geur/smaakklachten veroorzaken, wettelijke parameters nagroeï), zodat duidelijkheid wordt verkregen over de voorspellende waarde van deze afbreekbare stoffen op mogelijke nagroeiproblemen en wettelijke parameters nagroeï.

Aanvullend onderzoek is nodig om vast te stellen wat de variatie in KG22 en *Aeromonas* is van het water uit de leiding onder een straat en hoe de microbiologie in een aansluitleiding de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het bemonsterde drinkwater aan de tap kan beïnvloeden.

5 Referenties

van der Kooij, 1992, JAWWA 84:57-65

van der Kooij et al., 1999, JAWWA 91:55-64

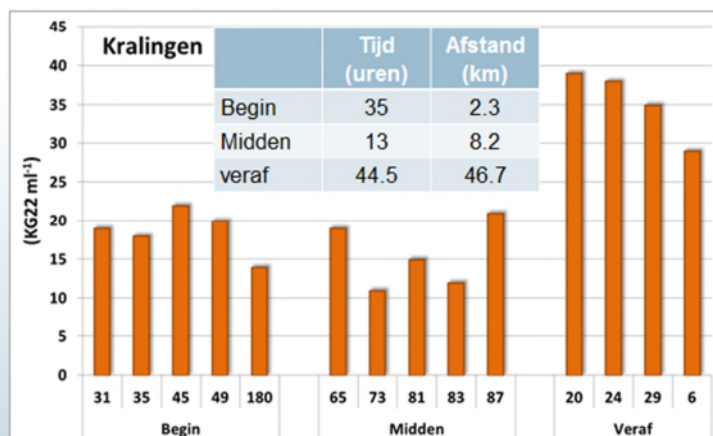
van der Kooij et al., 2010, KWR 2010.107

Hijnen et al., 2013, BTO 2013.2016(s)

Bijlage I Figuren

Variatie binnen een straat

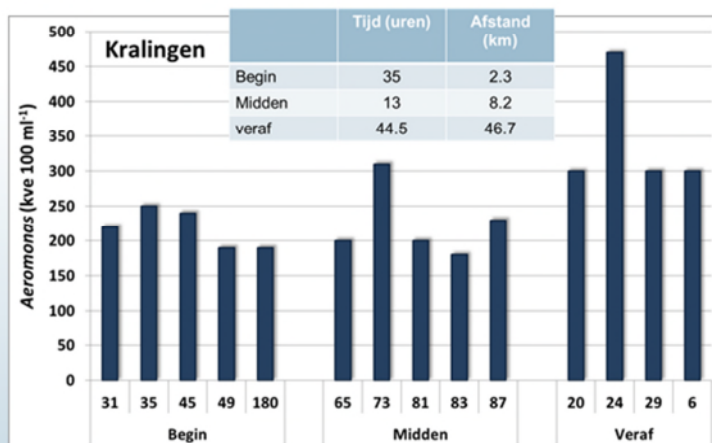
16



KWR Watercycle Research Institute

Variatie binnen een straat

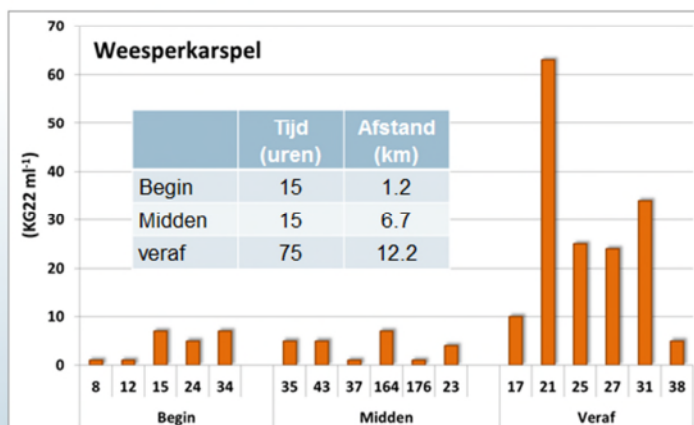
17



KWR Watercycle Research Institute

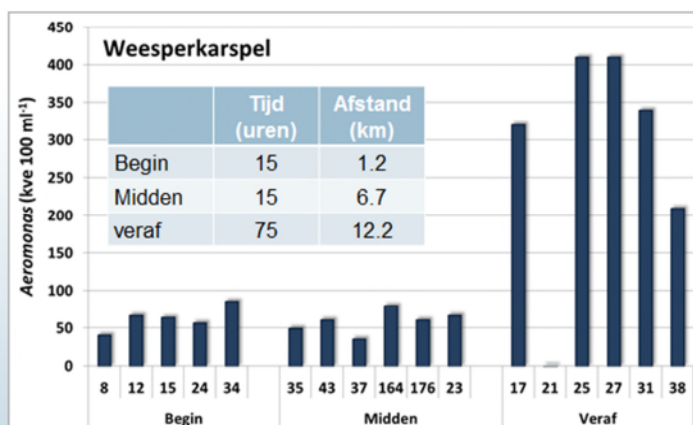
Variatie binnen een straat

19



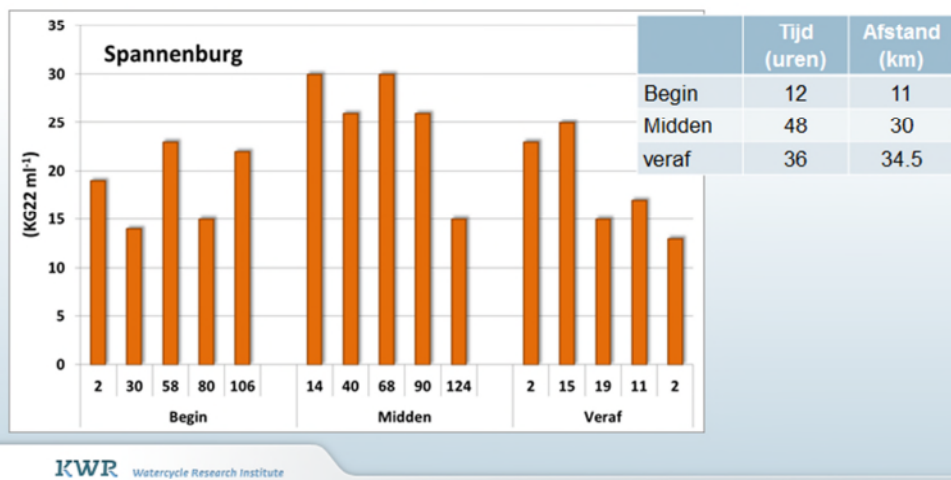
Variatie binnen een straat

20



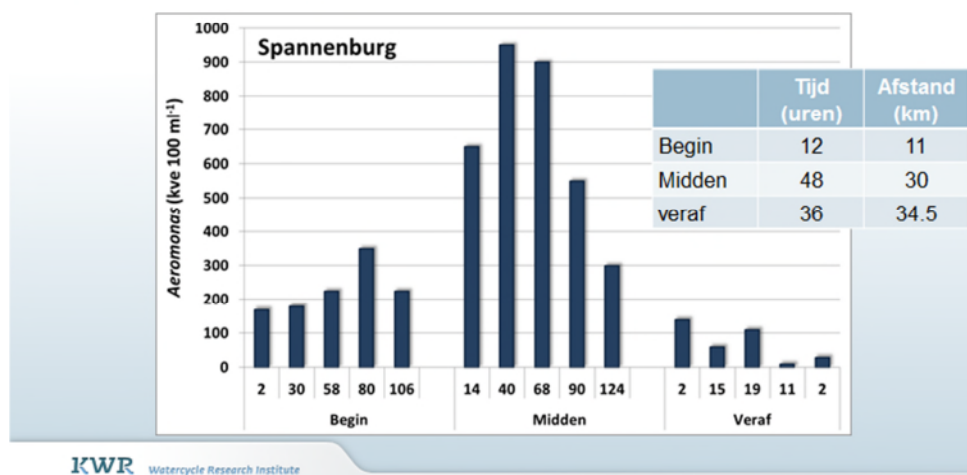
Variatie binnen een straat

22



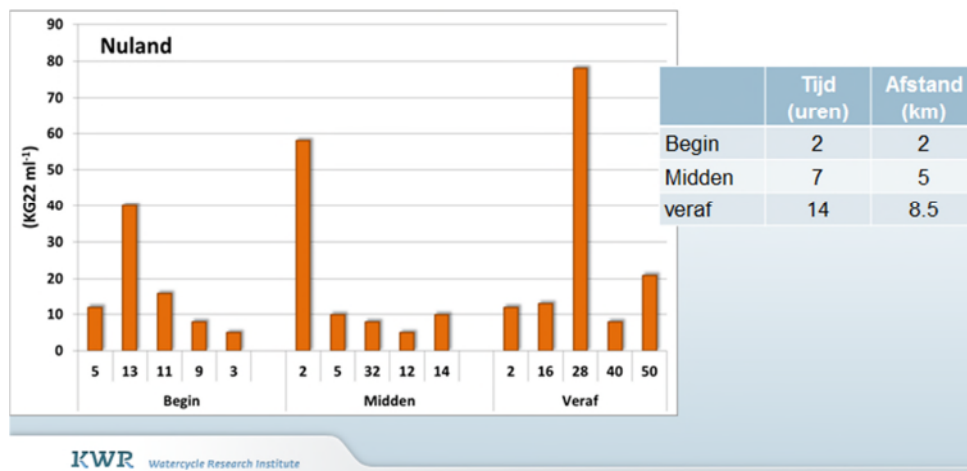
Variatie binnen een straat

23



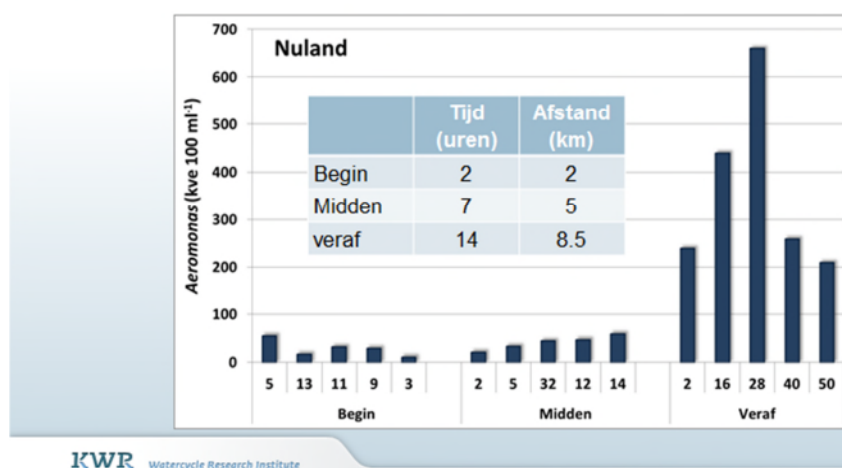
Variatie binnen een straat

25



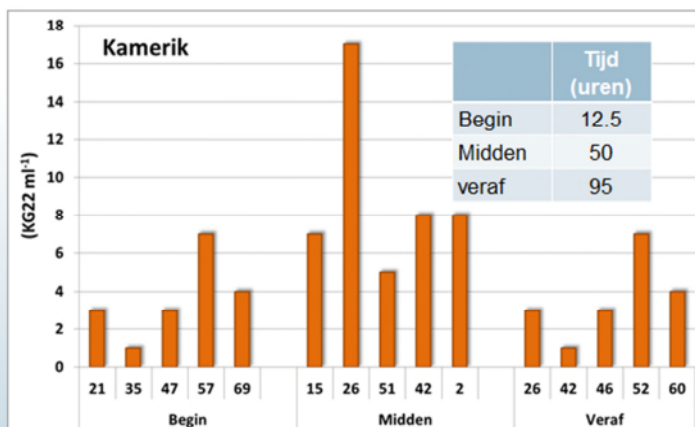
Variatie binnen een straat

26



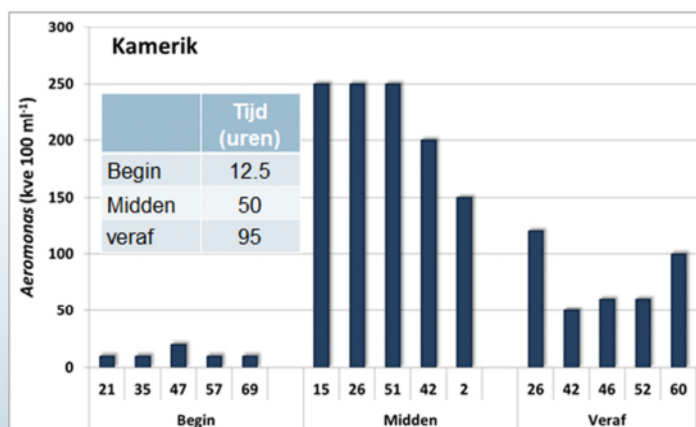
Variatie binnen een straat

28



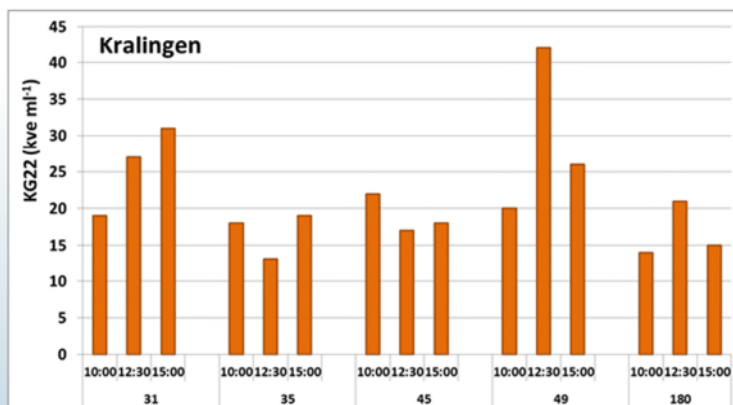
Variatie binnen een straat

29



Variatie binnen een dag

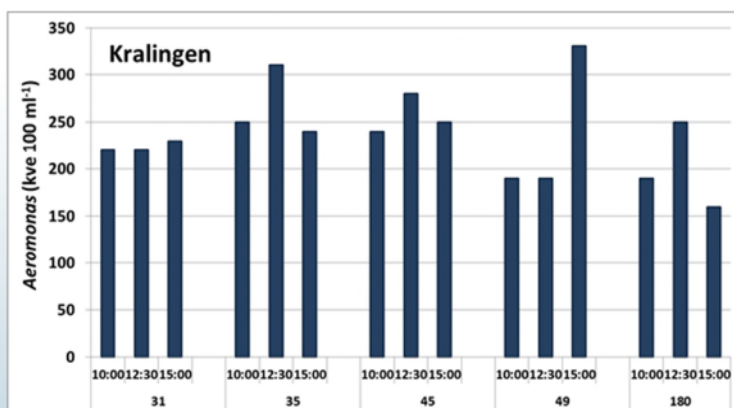
32



KWR Watercycle Research Institute

Variatie binnen een dag

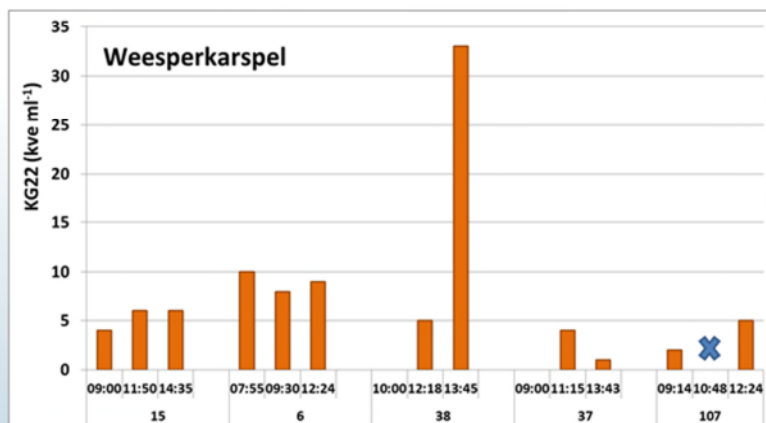
33



KWR Watercycle Research Institute

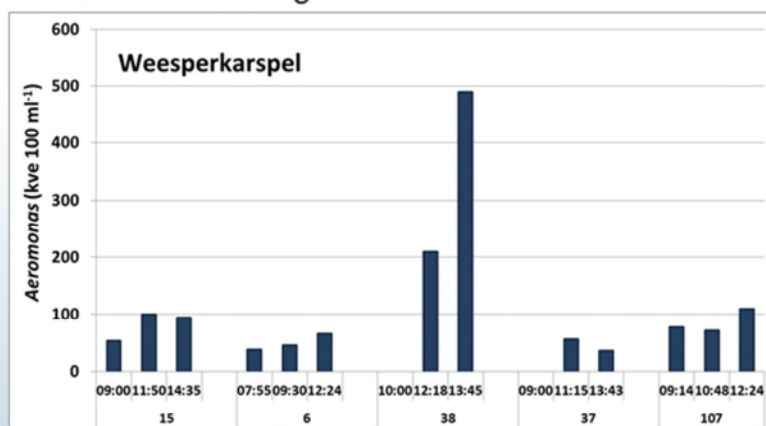
Variatie binnen een dag

35



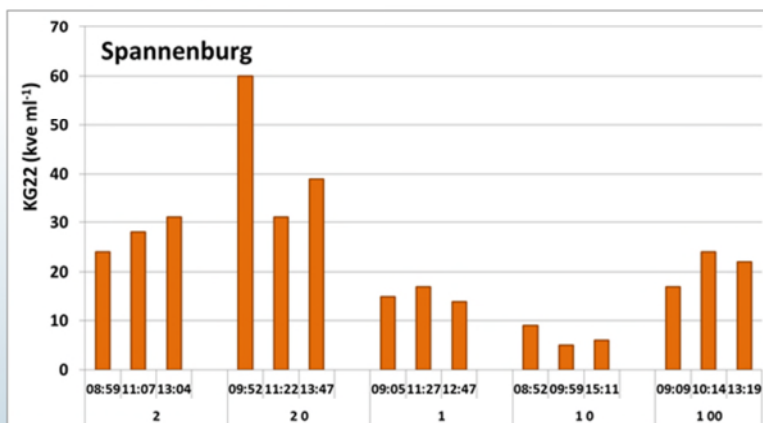
Variatie binnen een dag

36



Variatie binnen een dag

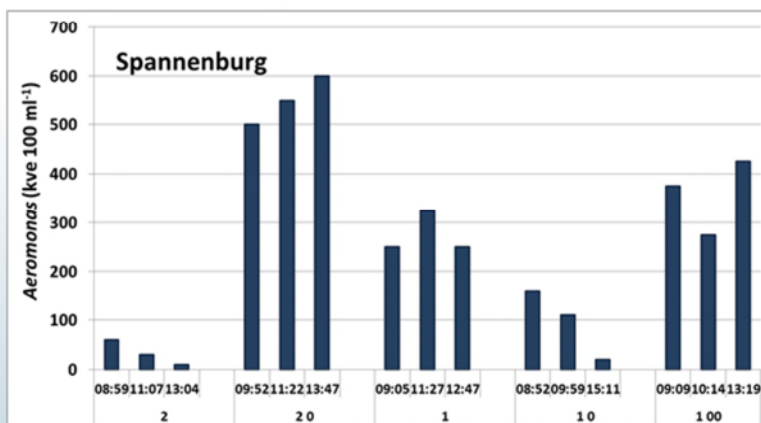
38



KWR Watercycle Research Institute

Variatie binnen een dag

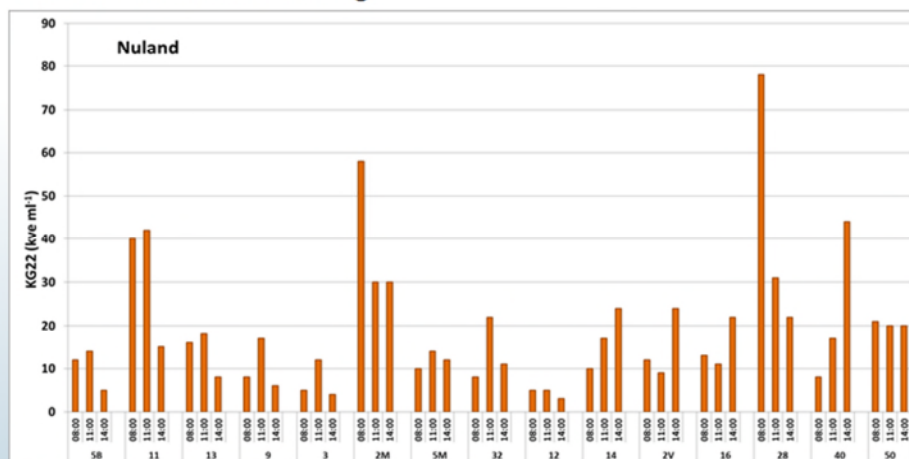
39



KWR Watercycle Research Institute

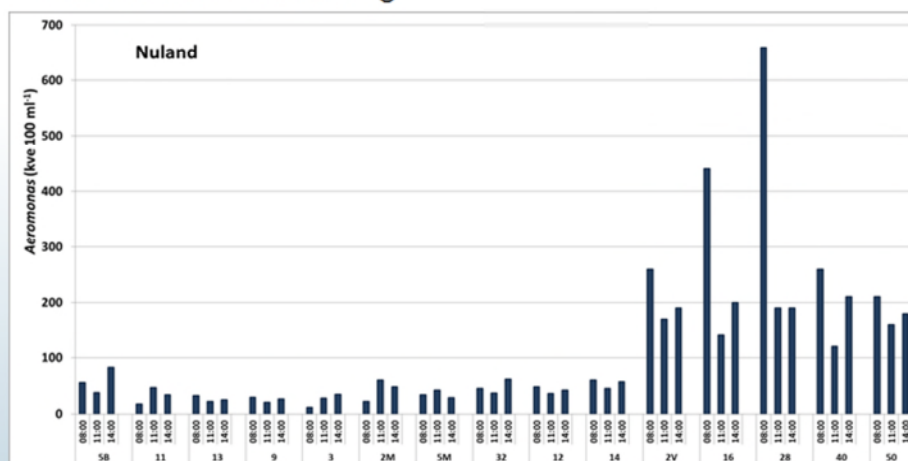
Variatie binnen een dag

41

KWR
Watercycle Research Institute

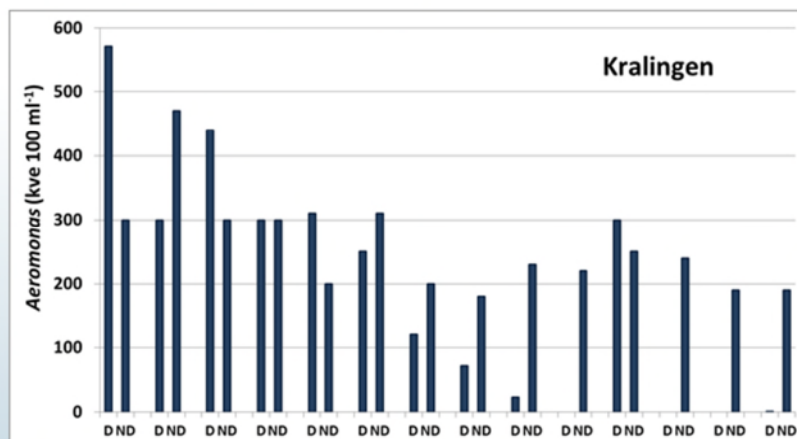
Variatie binnen een dag

42

KWR
Watercycle Research Institute

Direct (D) vs na doorstroming (ND)

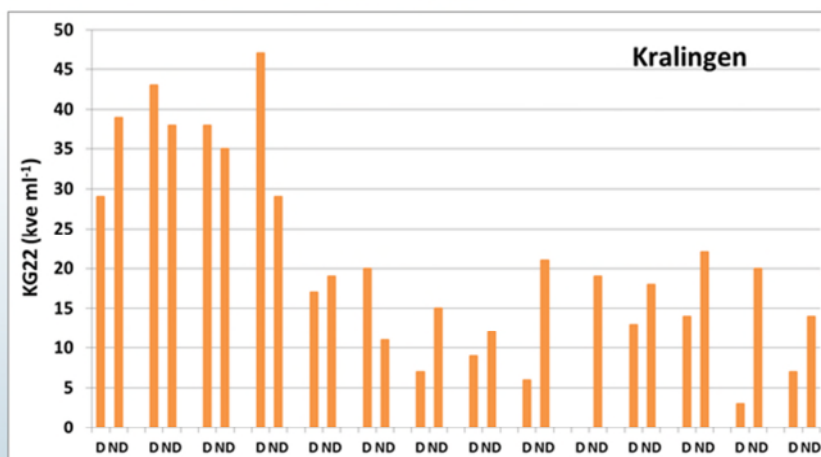
81



KWR Watercycle Research Institute

Direct (D) vs na doorstroming (ND)

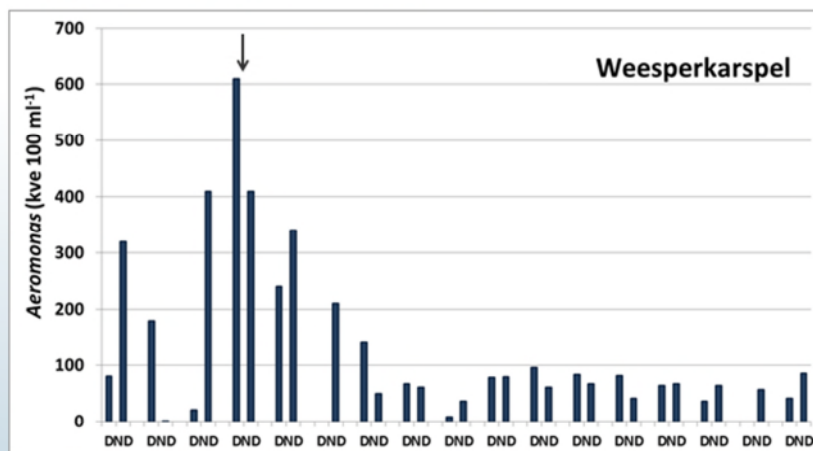
82



KWR Watercycle Research Institute

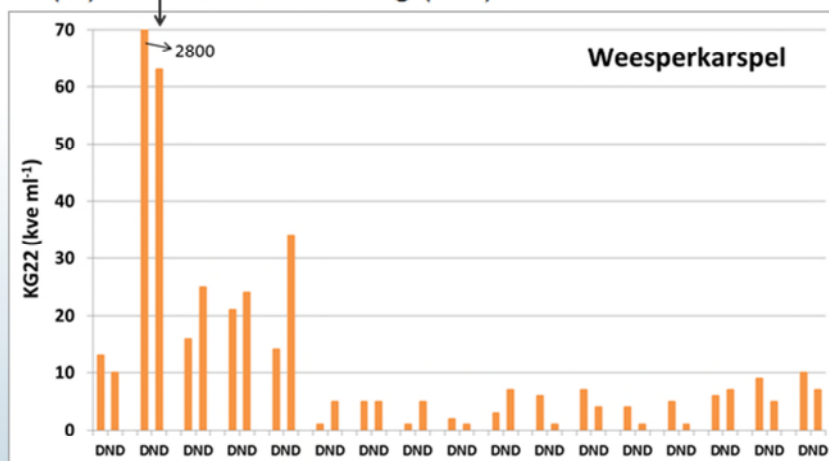
Direct (D) vs na doorstroming (ND)

83



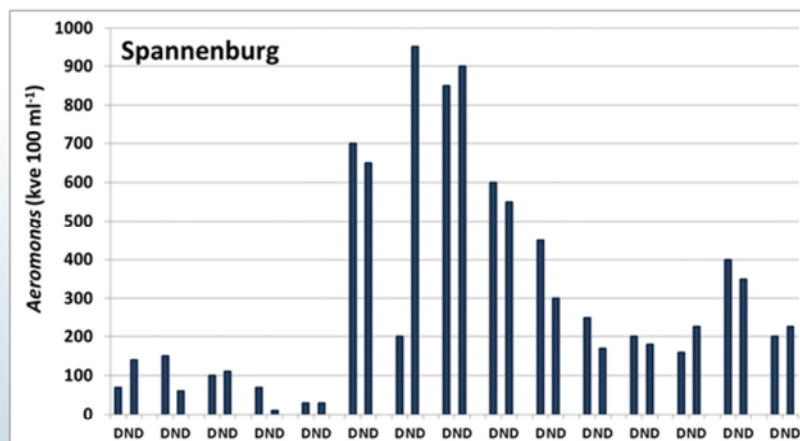
Direct (D) vs na doorstroming (ND)

84



Direct (D) vs na doorstroming (ND)

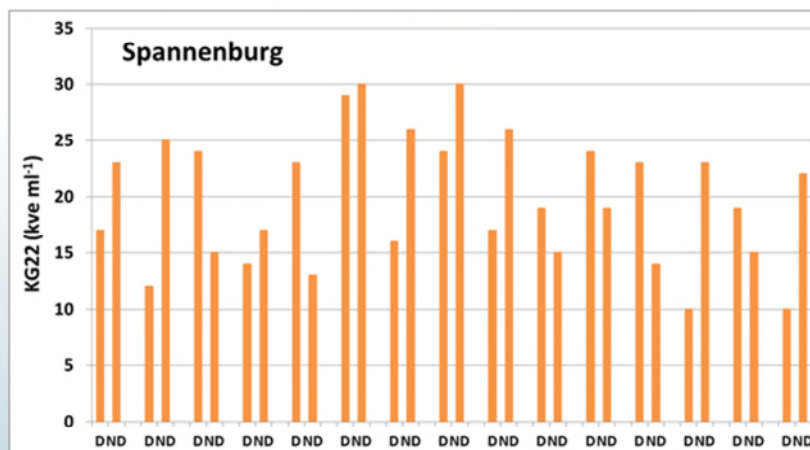
85



KWR Watercycle Research Institute

Direct (D) vs na doorstroming (ND)

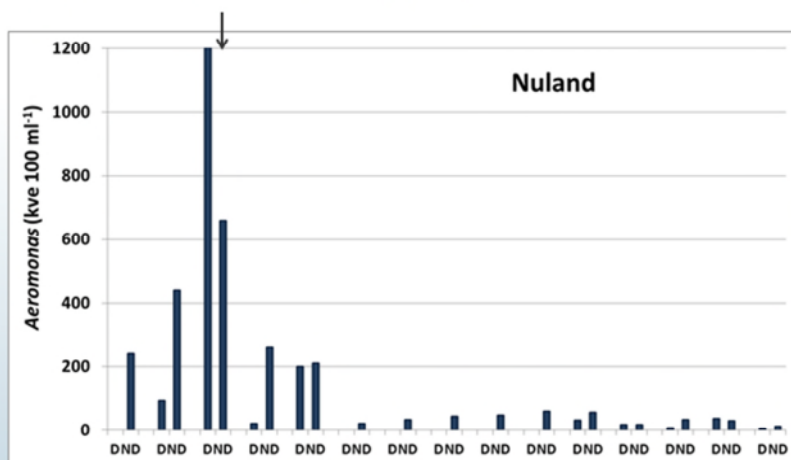
86



KWR Watercycle Research Institute

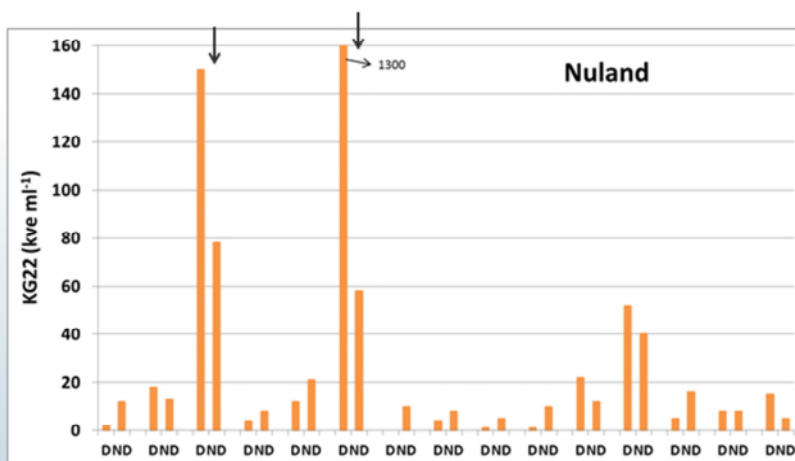
Direct (D) vs na doorstroming (ND)

57



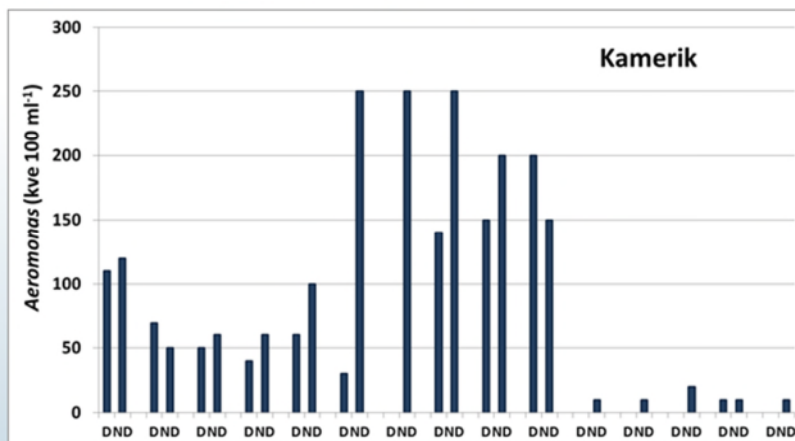
Direct (D) vs na doorstroming (ND)

58



Direct (D) vs na doorstroming (ND)

69



Direct (D) vs na doorstroming (ND)

70

