

BTO 2018.049 | Maart 2018

## **BTO** rapport

Aandachtswaarden  
nieuwe methoden  
biologische stabiliteit



# BTO

## Aandachtswaarden nieuwe methoden biologische stabiliteit

BTO 2018.049 | Maart 2018

### Opdrachtnummer

400554/128

### Projectmanager

Michiel Hootsmans

### Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Biologische activiteit

### Kwaliteitsborger

Gertjan Medema

### Auteur

Paul W.J.J. van der Wielen

### Verzonden aan

TG Biologische Activiteit

**Jaar van publicatie**  
2018

#### Meer informatie

Dr. P.W.J.J. van der Wielen  
T 030 6069642  
E [paul.van.der.wielen@kwrwater.nl](mailto:paul.van.der.wielen@kwrwater.nl)

Postbus 1072  
3430 BB Nieuwegein  
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511  
F +31 (0)30 60 61 165  
E [info@kwrwater.nl](mailto:info@kwrwater.nl)  
I [www.kwrwater.nl](http://www.kwrwater.nl)

The logo for KWR (Watercycle Research Institute) features the letters 'KWR' in a bold, blue, sans-serif font. The 'K' and 'W' are connected, and the 'R' is slightly separated.

Watercycle  
Research  
Institute

BTO 2018.049 | Maart 2018 © 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

## Aandachtswaarden voor nieuwe parameters afgeleid om biologische stabiliteit beter te kunnen beschrijven

**Auteur** dr. Paul van der Wielen

De database voor nieuwe parameters die de groeipotentie en biofilmvormende eigenschappen van drinkwater beschrijven is uitgebreid en gebruikt om aandachtswaarden af te leiden. Aandachtswaarden zijn waarden waarbij de verbetering van de biologische stabiliteit van het drinkwater aandacht vraagt. Op grond van de relatie met KG22 en *Aeromonas* zijn aandachtswaarden voor zes van deze parameters afgeleid wordt geproduceerd. Door toepassing van deze aandachtswaarden in de drinkwaterpraktijk kunnen productielocaties met verlaagde biologische stabiliteit worden geïdentificeerd. Bij die locaties kan met het toepassen van een breder scala van nieuwe methoden, die de groeipotentie en biofilmvormende eigenschappen water te beschrijven, het meest kritische proces in de zuivering worden gedetecteerd en het effect van eventuele optimalisatie van dit proces worden onderzocht. Aanbevelingen worden gedaan hoe de aandachtswaarden die uit het onderzoek voortkomen, in de drinkwaterpraktijk toepasbaar zijn.



Radarplots voor aandachtsparameters van reinwater op locaties waar drinkwater uit grondwater (links) of oppervlaktewater (rechts) wordt bereid. Overschrijdingen van de aandachtswaarde zijn in deze radarplots aangegeven met dichte symbolen.

### Belang: nieuwe parameters biologische stabiliteit vragen om aandachtswaarden

Distributie van drinkwater van hoge kwaliteit, zonder restgehalte van een desinfectiemiddel: dat is het visitekaartje van de Nederlandse drinkwatervoorziening. Met de productie van biologisch stabiel drinkwater wordt de groei van ongewenste organismen in het drinkwater-distributiesysteem tegengegaan. In de afgelopen vijf tot tien jaar zijn binnen het BTO nieuwe parameters ontwikkeld die de groeipotentie en biofilmvormende eigenschappen van drinkwater vollediger beschrijven dan de traditioneel gebruikte AOC- en BVS-parameters. Het belangrijkste doel

van de hier beschreven studie is om aandachtswaarden voor deze nieuwe parameters af te leiden die gerelateerd zijn aan relatief hoge waarden van de wettelijke parameters voor nagroei (KG22 en *Aeromonas*) en waarbij een gereede kans is dat wettelijke overschrijdingen van *Aeromonas* in het distributiesysteem optreden.

### Aanpak: uitbreiden metingen met nieuwe parameters en relateren aan KG22 en *Aeromonas*

Op 37 locaties met variërende aantallen KG22- en *Aeromonas*- in het distributiesysteem zijn gedurende drie maanden de volgende parameters bepaald van het reinwater: ATP- en TOC-

concentratie, biomassaproductiepotentie (BPP)-parameters ( $BP_7$ ,  $BPC_{14}$ ,  $BP_7$ - $BP_0$ ), AOC-A3 concentratie, biomassa- en ijzeraccumulatiesnelheid (BAS, FeAS), deeltjesgebonden en/of hoogmoleculair organisch koolstof (PHMOC) en koolhydraten (PHMCHC) én deeltjesgebonden ijzer (PFe). Daarnaast werd het geometrisch gemiddelde van KG22 en 90-percentiel van *Aeromonas* van het gedistribueerde water berekend. Vervolgens werd onderzocht welke biologische stabiliteitsparameters onderling sterk correleerden en welke biologische stabiliteitsparameters sterk correleerden met KG22 en *Aeromonas*. Daaruit konden vervolgens aandachtswaarden voor de nieuwe parameters worden afgeleid.

#### Resultaten: aandachtswaarden en correlaties tussen parameters

De verschillende parameters die de groeipotentie en biofilmvormende eigenschappen van het water beschrijven, variëren over een grote range tussen de verschillende productielocaties Drinkwater bereid uit oxisch grondwater of uit oppervlaktewater na duinfiltratie, vertoont over het algemeen de laagste waarden, terwijl de hoogste waarden zijn aangetroffen voor drinkwater bereid uit oppervlaktewater na reservoir. Locaties die gebruikmaken van anoxisch grondwater variëren voor de meeste parameters van laag naar hoog. Enkele parameters ( $BP_7$  en  $BPC_{14}$ ; PHMOC en PHMCHC) vertonen onderling een zeer sterk verband, waardoor slechts één van de twee hoeft te worden gemeten (bij voorkeur  $BP_7$  en PHMOC). Op basis van locaties met de hoogste *Aeromonas*/KG22 aantallen in het distributiesysteem en enkele/meervoudige correlatieanalyses zijn voor drinkwater bereid uit grondwater aandachtswaarden afgeleid voor TOC (4,0 mg C/l),  $BP_7$  (9,0 ng ATP/l) en BAS (30 pg ATP  $cm^{-2} dag^{-1}$ ). Voor drinkwater bereid uit oppervlaktewater zijn aandachtswaarden afgeleid voor  $BP_7$ - $BP_0$  (4,0 ng ATP/l), FeAS (0,33 mg Fe  $m^{-2} dag^{-1}$ ) en PHMOC (45  $\mu g$  C/l). Radarplots laten zien dat bij zeven van de 23 locaties, met drinkwaterbereiding uit grondwater, ten minste één van de aandachtswaarden wordt overschreden (zie figuur). Waar drinkwater wordt bereid uit

oppervlaktewater overschrijden vijf van de elf onderzochte locaties ten minste één van de aandachtswaarden.

#### Implementatie: toepassen aandachtswaarden in de drinkwaterpraktijk

Op productielocaties waar zorgen zijn over de biologische stabiliteit of nagroei, kunnen op grond van de afgeleide aandachtswaarden de nieuwe parameters gedurende drie maanden worden bepaald, met toetsing tegen de gemiddelde waarden. Bij overschrijding van één van de aandachtswaarden is toepassing van een breed scala aan biologische stabiliteitsparameters op water na elke zuiveringsstap aan te bevelen. Dat maakt identificatie en optimalisatie van het meest kritische proces mogelijk. De volgende acties worden voorgesteld voor productielocaties waarvan met dit onderzoek tenminste één overschrijding van de aandachtswaarden in reinwater is vastgesteld:

- pas een breed scala van parameters toe op water na elke zuiveringsstap op de locaties Nietap, Zuidwolde, De Punt en Reijerwaard;
- bepaal de invloed van ionenwisseling op de aandachtsparameters, gemeten in het reinwater op de locaties Oldeholtgade, Spannenburg en Sint-Jans klooster;
- bepaal het effect van het onlangs geïmplementeerde zuiveringsconcept Andijk III bij de full scale zuivering op de aandachtsparameters;
- achterhaal of toepassing van ultrafiltratie als extra zuiveringsstap bij locaties Berenplaat, Kralingen en Baanhoek leidt tot verlaging van de aandachtsparameters tot onder de aandachtswaarden;
- verlaag de filtratiesnelheid van de middeldiepe zuivering van locatie Nuland zodat de aandachtswaarden niet langer worden overschreden.

#### Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Aandachtswaarden nieuwe methoden biologische stabiliteit* (BTO-2018.049).

# Lijst van afkortingen

- AOC - assimileerbaar organisch koolstof bepaald met bacteriestammen P17 en Nox
- AOC-A3 - biopolymeren bepaald met bacteriestam A3
- ATP - adenosinetrifosfaat
- BAS - biomassa-accumulatiesnelheid
- BP<sub>0</sub> - biomassaproductie op t= 0, dit is de ATP-concentratie van water op t=0 in de BPP-test
- BP<sub>7</sub> - de maximale biomassaproductie (is de ATP-concentratie) gedurende de eerste zeven dagen in de BPP-test
- BPC<sub>7</sub> - de cumulatieve biomassaproductie na zeven dagen in de BPP-test
- BPC<sub>14</sub> - de cumulatieve biomassaproductie na 14 dagen in de BPP-test
- BPP - de biomassaproductiepotentie
- BVS - de biofilmvormingssnelheid
- CBM - de continue biofilmmonitor
- FeAS - de ijzeraccumulatiesnelheid
- FeAfS - de ijzerafzettingssnelheid
- KG22 - het koloniegetal bij 22°C
- KVE - kolonievormende eenheden
- PFe - deeltjesgebonden ijzer
- PHMCHC- deeltjesgebonden en/of hoogmoleculaire koolhydraten
- PHMOC - deeltjesgebonden en/of hoogmoleculair organisch koolstof
- TOC - totaal organisch koolstof

# Inhoud

<b>1</b>	<b>Introductie</b>	<b>5</b>
1.1	Inleiding	5
1.2	Doel	6
1.3	Leeswijzer	6
<b>2</b>	<b>Materiaal en Methoden</b>	<b>7</b>
2.1	Productielocaties	7
2.2	Analyses nieuwe meetmethoden biologische stabiliteit	8
2.3	KG22- en <i>Aeromonas</i> -aantallen in het distributiesysteem	10
2.4	Dataverwerking en analyses	10
<b>3</b>	<b>Resultaten</b>	<b>13</b>
3.1	Rangschikking productielocaties	13
3.2	Relaties tussen biologische stabiliteitsparameters	23
3.3	Relaties tussen biologische stabiliteitsparameters en KG22/ <i>Aeromonas</i>	30
<b>4</b>	<b>Discussie</b>	<b>47</b>
4.1	Nieuwe biologische stabiliteitsparameters	47
4.2	Definitieve aandachtswaarden	49
4.3	Indeling productielocaties	54
<b>5</b>	<b>Conclusies &amp; aanbevelingen</b>	<b>59</b>
5.1	Conclusies	59
5.2	Aanbevelingen	61
<b>6</b>	<b>Referenties</b>	<b>65</b>





# 1 Introductie

## 1.1 Inleiding

Distributie van drinkwater van hoge kwaliteit, zonder een restgehalte van een desinfectiemiddel, is het visitekaartje van de drinkwatervoorziening in Nederland. Nagroei van (micro-)organismen in het leidingwater bij transport en distributie en in drinkwaterinstallaties kan echter kwaliteitsproblemen veroorzaken. De drinkwaterbedrijven streven daarom naar de productie van biologisch stabiel drinkwater, dat onlangs is gedefinieerd als een drinkwatersysteem dat tot een zo min mogelijke biologische verandering leidt, zodat gezondheidsrisico's en/of consumentenklachten, gerelateerd aan groei van (micro-) organismen, niet kunnen optreden (Hijnen en van der Wielen, 2017). Met de huidige bedrijfsvoering lijkt groei van micro-organismen op meerdere locaties echter nog onvoldoende te worden beperkt, wat zich uit in consumentenklachten en overschrijding van de wettelijke parameters voor nagroei. De mate van nagroei is onder andere afhankelijk van de beschikbaarheid van afbreekbare verbindingen die aanwezig zijn in opgeloste vorm en als biomassa in het water 'af pompstation'. Tot voor kort werd de biologische stabiliteit van drinkwater beschreven met het AOC-gehalte en de biofilmvormingssnelheid (BVS) (van der Kooij, 2003). Voor deze twee parameters zijn in het verleden ook richtwaarden afgeleid tussen de relatie van deze parameters met de wettelijke parameters KG22 en *Aeromonas* (van der Kooij & Veenendaal, 2014a). De laatste jaren is echter duidelijk geworden dat de groeipotentie van het drinkwater niet volledig wordt beschreven met het AOC-gehalte en de BVS (van der Kooij & Veenendaal, 2014a). Daarom zijn in de laatste vijf jaar binnen het BTO nieuwe meetmethoden voor het bepalen van de biologische stabiliteit ontwikkeld, geoptimaliseerd en gevalideerd (van der Kooij & Veenendaal, 2012; Hijnen et al., 2014; van der Kooij & Veenendaal, 2013; Hijnen et al., 2015; van der Kooij & Veenendaal, 2014b; van der Wielen, 2015). Een aantal van deze nieuwe meetmethoden, in het bijzonder de biomassaproductiepotentie (BPP) van drinkwater, de concentratie moeilijk afbreekbare verbindingen (AOC-A3), de continue biofilmmonitor (CBM) en de deeltjesgebonden en/of hoog moleculaire organisch koolstof (PHMOC) met behulp van hemoflow lijken vollediger en meer accuraat te zijn om de groeipotentie van het drinkwater te beschrijven dan de traditionele methoden (AOC en BVS) (van der Kooij et al., 2015; Hijnen et al., 2018). Zo is met gebruik van deze nieuwe meetmethoden duidelijk geworden dat moeilijk afbreekbare verbindingen ook een rol spelen bij de biologische stabiliteit en nagroei in het distributiesysteem (van der Kooij et al., 2015; Hijnen et al., 2018). Daarnaast is gevonden dat één of meerdere van deze nieuwe meetmethoden (te) hoog kan zijn en dat de parameter met een (te) hoge waarde verschillend kan zijn tussen de verschillende locaties (van der Kooij & Veenendaal, 2012, 2014a, 2014b).

Binnen het vijfjarenplan van de TG Biologische Activiteit zijn vier speerpunten gedefinieerd, waaronder het bepalen van (micro)biologische activiteit in drinkwater. Eén van de doelstellingen binnen dit speerpunt is om de database voor de nieuwe meetmethoden uit te breiden, zodat aandachtswaarden voor biologisch stabiel drinkwater kunnen worden afgeleid. De laatste jaren zijn deze nieuwe meetmethoden binnen BTO-projecten ingezet, voornamelijk op locaties waar het drinkwater minder biologisch stabiel is en/of nagroeiproblemen in het distributiesysteem zijn. Om

betrouwbare aandachtswaarden te kunnen afleiden is het daarom van belang dat de database wordt uitgebreid met waarden die zijn gemeten op locaties waar het drinkwater biologisch stabiel is en daardoor geen of weinig nagroeiproblemen geven in het distributiesysteem.

## 1.2 Doel

Het doel van de in dit rapport beschreven studie is om:

- De database uit te breiden van de parameters  $BP_7$  en  $BPC_{14}$ , AOC-A3, BAS, BVS, FeAS, FeAfS, PHMOC, PHMCHC en PFe, met locaties waar het drinkwater biologisch stabiel is en de nagroeiproblemen beperkt.
- Potentiële nieuwe parameters af te leiden uit de BPP-test voor drinkwater en de resultaten met de CBM.
- De onderlinge relaties tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters te achterhalen.
- Aandachtswaarden voor één of meerdere van deze nieuwe parameters af te leiden met behulp van de hierboven genoemde database en gegevens van KG22 en *Aeromonas* uit het distributiesysteem van iedere geanalyseerde productielocatie.
- Productielocaties te identificeren waar deze afgeleide aandachtswaarden in het reinwater worden overschreden.

## 1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 van het rapport worden de materiaal en methoden weergegeven, terwijl in hoofdstuk 3 de resultaten zijn beschreven. Daarbij wordt in paragraaf 3.1 iedere parameter gerangschikt naar productielocatie met de hoogste waarde in het reinwater tot productielocatie met de laagste waarde, in paragraaf 3.2 de relatie tussen de biologische stabiliteitsparameters en in paragraaf 3.3 de relatie tussen de biologische stabiliteitsparameters van het reinwater en *Aeromonas* of KG22 in het gedistribueerde drinkwater. Vervolgens worden in hoofdstuk 4 de resultaten bediscussieerd, waarbij eerst de betekenis van de nieuwe biologische stabiliteitsparameters worden bediscussieerd (paragraaf 4.1), gevolgd door een discussie over de aandachtswaarden (paragraaf 4.2) en hoe de onderzochte productielocaties zich verhouden tot deze aandachtswaarden (paragraaf 4.3).

## 2 Materiaal en Methoden

### 2.1 Productielocaties

In het verleden zijn de nieuwe meetmethoden voor biologische stabiliteit toegepast op het reinwater van een aantal locaties (Tabel 2.1). Binnen deze studie is reinwater overigens gedefinieerd als: "uitgaande drinkwater na de reinwaterkelder en de hoge-drukpompen". Binnen dit project werden in 2015 – 2017 deze nieuwe biologische stabiliteitsmethoden toegepast op twintig aanvullende locaties (Tabel 2.1). Deze locaties werden geselecteerd om productielocaties met een zo groot mogelijke range van nagroei (gebaseerd op KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem) te verkrijgen.

Bij de productielocaties die binnen dit project zijn onderzocht met de nieuwe meetmethoden biologische stabiliteit, werden gedurende drie maanden de metingen uitgevoerd. Voor alle locaties waar oppervlaktewater als bron voor de drinkwaterbereiding wordt gebruikt, werden deze metingen rond de zomerperiode (juni t/m oktober) uitgevoerd. De locaties waar grondwater als bron voor drinkwaterbereiding wordt gebruikt, werden deze metingen niet in een bepaald seizoen uitgevoerd. De productielocaties Katwijk en Berenplaat zijn met twee verschillende jaren opgenomen in Tabel 2.1. De reden hiervoor is dat in het ene jaar een deel van de nieuwe parameters voor biologische stabiliteit aan het reinwater werden bepaald, en in het andere jaar het andere deel. Een klein aantal van deze productielocaties gebruikt een zeer lage concentratie chloordioxide als laatste stap in de zuivering (Andijk, Baanhoek, Berenplaat, Braakman en Kralingen). Deze lage concentratie resulteert echter niet in een residu van chloordioxide in het uitgaande reinwater, zodat de metingen daar niet door werden beïnvloed. De enige uitzondering hierop is de ATP-meting aan het reinwater, want op deze vijf locaties kan door chloordioxidebehandeling het gehalte vrij ATP relatief hoog zijn, waardoor vrij ATP een substantieel deel van het totaal gehalte ATP kan uitmaken (persoonlijke communicatie Wim Hijnen), bij de overige locaties is het gehalte vrij ATP in het reinwater echter verwaarloosbaar klein ten opzichte van het gehalte celgebonden ATP (persoonlijke communicatie Dick van der Kooij). Tot slot werd het reinwater van productielocatie Spannenburg en St-Jans klooster bemonsterd voordat de ionenwisseling als extra stap in de zuivering was geïnstalleerd, terwijl het reinwater van productielocatie Oldeholt pade werd onderzocht nadat ionenwisseling als extra stap in de zuivering was opgenomen.

Tabel 2.1. Productielocaties waar het reinwater werd geanalyseerd met de nieuwe meetmethoden biologische stabiliteit binnen eerdere projecten (linkerrij) en binnen dit project (rechterrij).

Productielocatie	Bron	jaar	periode	Productielocatie	Bron	jaar	periode
Amersfoortseweg	Oxisch grondwater	2011	??	Cothen	Anoxisch grondwater	2015	maart t/m mei
Hanik	Anoxisch grondwater	2009	okt t/m jan 2010	Culemborg	Anoxisch grondwater	2015	maart t/m mei
Oldeholt pade	Anoxisch grondwater	2009	mei t/m aug	Schijndel	Anoxisch grondwater	2015	sept t/m dec
Breehei	Anoxisch grondwater	2009	okt t/m feb 2010	Veghel	Anoxisch grondwater	2015	sept t/m dec
Haaren	Anoxisch grondwater	2010	febr t/m mei	Valtherbos	Anoxisch grondwater	2016	aug t/m okt
Sint-Jans klooster	Anoxisch grondwater	2010	maart t/m aug	Velddriel	Anoxisch grondwater	2016	maart t/m mei
Spannenburg	Anoxisch grondwater	2010	??	Ridderkerk/Reijerwaard	Anoxisch grondwater	2016	aug t/m okt
Tull en 't Waal	Anoxisch grondwater	2011	mei t/m aug	Fikkersdries	Anoxisch grondwater	2016	maart t/m mei
Nuland	Anoxisch grondwater	2012	jan t/m sept	Ceintuurbaan	Anoxisch grondwater	2016	maart t/m mei
Katwijk	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2008	??	Grubbenvorst	Anoxisch grondwater	2016	aug t/m nov
Katwijk	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2011	??	Nietap	Anoxisch grondwater	2016	aug t/m okt
Scheveningen	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2011	??	Bergen	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2015	juli t/m sept
Braakman	Oppervlaktewater na reservoir	2012	juni t/m aug	Mensink	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2015	juli t/m sept
Berenplaat	Oppervlaktewater na reservoir	2012	juni t/m aug	Burg Haamstede	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2016	aug t/m okt
Berenplaat	Oppervlaktewater na reservoir	2013	juni t/m aug	Leiduin	Oppervlaktewater na duininfiltratie	2017	juni t/m aug
Andijk	Oppervlaktewater na reservoir	2013	juli t/m sept	De Punt	Oppervlaktewater na reservoir	2016	aug t/m okt
Baanhoek	Oppervlaktewater na reservoir	2013	juni t/m aug	Weesperkarspel	Oppervlaktewater na reservoir	2017	juni t/m aug
Kralingen	Oppervlaktewater na reservoir	2015	juni t/m aug	Luysgestel	Oxisch grondwater	2015	sept t/m dec
				Boele	Oxisch grondwater	2017	juni t/m aug
				Wageningen	Oxisch grondwater	2017	juni t/m aug

## 2.2 Analyses nieuwe meetmethoden biologische stabiliteit

### 2.2.1 Biomassaproductiepotentie (BPP) -methode voor water

Met behulp van de BPP-methode voor water wordt informatie verkregen over de concentratie van biologische afbreekbare stoffen in het water. De BPP-methode voor het bepalen van de groeipotentie is uitgebreid beschreven in de BTO rapportage 'Bepaling van de biomassaproductiepotentie (BPP) van drinkwater' (van der Kooij & Veenendaal, 2014) en 'Validatie en standaardisatie van de BPP-test voor drinkwater' (van der Wielen, 2015). In deze paragraaf zullen kort de methode en de parameters van de methode worden beschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving van de BPP-methode wordt naar de eerder genoemde rapporten verwezen.

Bij de BPP-test werden monsters (600 ml) van het te onderzoeken water zonder behandeling toegevoegd aan erlenmeyers die zijn schoongemaakt conform de AOC-bepaling. Vervolgens werd een oplossing van fosfaat en nitraat toegevoegd en indien het reinwater in de laatste behandelingsstap met een desinfectieproces is behandeld (bijvoorbeeld chloordioxide), werd een inoculum van de laatste biologische zuiveringsproces (bijvoorbeeld effluent actieve-koolfiltratie) toegevoegd en de desinfectans met sulfiet gequenched. Het watermonster met toevoegingen werd 14 dagen geïncubeerd bij 25°C. Periodiek (om de twee tot drie dagen) werd de concentratie actieve biomassa gemeten door de ATP-concentratie van het water te bepalen volgens NEN-EN 16421:2014.

Op basis van de ATP-metingen in de tijd werden twee parameters bepaald: de maximale ATP-concentratie in de eerste zeven dagen, weergegeven als de maximale biomassaproductie in de eerste zeven dagen ( $BP_7$ ) én de cumulatieve ATP-concentratie gedurende 14 dagen, weergegeven als de cumulatieve biomassaproductie over 14 dagen ( $BPC_{14}$ ). De  $BP_7$  geeft informatie over de concentratie gemakkelijk biologisch afbreekbare stoffen in het water, terwijl de  $BPC_{14}$  informatie geeft over de concentratie van alle biologische afbreekbare stoffen in het water. Tevens werd de ATP-concentratie die op dag 0 is gemeten ( $BP_0$ ) in verdere analyses meegenomen, evenals de ' $BP_7 - BP_0$ ' en ' $BPC_{14} - BPC_7$ '. Deze laatste parameters zijn niet eerder uit de BPP bepaald. Met de  $BP_7 - BP_0$  wordt de hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare verbindingen bepaald die alleen verantwoordelijk is voor de vermeerdering van de biomassa. De  $BPC_{14} - BPC_7$  neemt alleen de cumulatieve actieve biomassa mee die gedurende de tweede week van de BPP-test aanwezig is en daarmee is het dus een maat voor de hoeveelheid moeilijk afbreekbare verbindingen die in het drinkwater aanwezig zijn.

Bij de twintig productielocaties die binnen dit project zijn onderzocht, werd op drie momenten gedurende de meetperiode van drie maanden de BPP-methode op het reinwater ingezet.

### 2.2.2 AOC-A3

De AOC-A3 fractie is een indicatie voor de hoeveelheid afbreekbare biopolymeren in het water (Sack et al, 2011, 2011). Deze AOC-A3 concentratie werd bepaald door AOC-vrije kolven te vullen met 600 ml van het te onderzoeken water na pasteurisatie. Vervolgens werden fosfaat, nitraat, stam *Pseudomonas fluorescens* P17 en stam *Flavobacterium johnsoniae* A3 toegevoegd aan de kolven. De kolven werden geïncubeerd bij 15°C en in de tijd werden monster genomen die werden uitgeplaat op een agarmedium. Na 1 tot 3 dagen incubatie van de agarplaten bij 15°C, werd het aantal kolonievormende eenheden (kve) van stam P17 en stam A3 bepaald. De maximale groeiopbrengst (in  $kve\ m^{-1}$ ) van stam A3 werd vervolgens gebruikt om de AOC-A3 concentratie uit te rekenen. Hierbij werd gebruik gemaakt van een gemiddelde opbrengstfactor die is bepaald voor een aantal verbindingen

(fructose, maltose, laminarine, amylopectine, xyloglucaan, proline en gelatine; Sack et al., 2011).

Bij de twintig productielocaties die binnen dit project zijn onderzocht, werd op drie momenten gedurende de meetperiode van drie maanden de AOC-A3-methode op het reinwater ingezet.

### 2.2.3 Continue biofouling monitor (CBM)

De CBM werd gebruikt om de biofilmvormende eigenschappen van het water te bepalen. De CBM is in meer detail beschreven in 'Bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater met een continue biofilmmonitor (CBM)' (van der Kooij & Veenendaal, 2012) en 'Doorontwikkeling van de continue biofouling monitor CBM' (Hijnen et al., 2015). In deze paragraaf zullen kort de methode en de parameters van de methode worden beschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving van de CBM wordt naar de eerder genoemde rapporten verwezen.

De CBM bestaat uit vier parallel geplaatste leidingen met per leiding bovenin een cuvet gevuld met een glasplaatje (40 x 9,2 x 1,0 mm) met een specifiek totaal oppervlakte van 8,3 cm<sup>2</sup> en onderin een cuvet gevuld met glasparsels (Ø 2 mm) met een specifiek totaal oppervlakte van 19,844 cm<sup>2</sup>. De cuvetten hebben een inwendige diameter van 9,8 mm. Een CBM werd aangesloten op het te onderzoeken reinwater, waarbij de vier parallel geplaatste leidingen (en cuvetten) continu werden doorstroomd met een snelheid van 10 liter per uur. Vervolgens werden de CBMs tweewekelijks bemonsterd door twee van de vier cuvetten met glasparsels en twee van de vier cuvetten met een glasplaatje te vervangen voor nieuwe cuvetten met glasparsels of glasplaatjes.

De uitgehaalde cuvetten met glasparsels of het glasplaatje werden vervolgens in glazen buizen met 10 ml steriel drinkwater geplaatst en op het laboratorium gedurende 2 minuten met hoge energie ultrasoon behandeld. Deze ultrasone behandeling werd twee keer herhaald met 10 ml vers steriel drinkwater. De 3 keer 10 ml per glasparsel- of glasplaatjecuvet werden bij elkaar gevoegd en daarna werd van de gepoolde suspensie het ATP-gehalte en de ijzerconcentraties bepaald, waarbij de ijzerconcentratie maandelijks werd bepaald. De gegevens werden vervolgens gebruikt om de biomassa-accumulatiesnelheid (BAS) en ijzeraccumulatiesnelheid (FeAS) van het water te berekenen met behulp van de gegevens van de glasparsels, en om de biofilmvormingssnelheid (BVS) en ijzerafzettingssnelheid (FeAfS) van het water te berekenen met behulp van de gegevens van het glasplaatje. Naast deze analyses werd tweewekelijks de temperatuur van het inkomende water van de CBM bepaald en werd het inkomende water ook tweewekelijks bemonsterd, zodat de ATP-concentratie van het water kon worden bepaald. De ATP-concentratie van de biofilm en het water werden bepaald volgens NEN-EN 16421:2014. De ijzerconcentratie van de biofilm en het water werden bepaald volgens KWR huisvoorschrift LAM-074.

Bij de twintig productielocaties die binnen dit project zijn onderzocht, werd op zeven momenten gedurende de meetperiode van drie maanden de BAS, BVS, FeAS en FeAfS bepaald. Van zes van deze zeven meetpunten werden deze waarden bepaald nadat de cuvetten vier weken in de CBM hebben gestaan. Het eerste meetpunt werd genomen nadat de cuvetten twee weken in de CBM hebben gestaan en deze waarden zijn verder niet meegenomen in de analyses.

#### 2.2.4 Deeltjesgebonden en/of hoogmoleculaire organische stoffen en deeltjesgebonden ijzer

De concentratie aan deeltjesgebonden en/of hoogmoleculaire organisch koolstof (PHMOC) of koolhydraten (PHMCHC) zijn een maat voor de hoeveelheid moeilijk afbreekbaar organisch materiaal in het water. Deze stoffen werden bepaald door het te onderzoeken water te concentreren met ultrafiltratie, waarna de stoffen aan het concentraat werden bepaald. Tevens werd ook de concentratie deeltjesgebonden ijzer (PFe) bepaald. De methode is uitgebreid beschreven in 'Bepaling van de concentratie van biomassa in drinkwater met behulp van hemoflow' (van der Kooij & Veenendaal, 2013) en 'Validatie en standaardisatie van de hemoflowbepaling voor deeltjesgebonden hoogmoleculair organisch koolstof in water' (Hijnen et al., 2015). In deze paragraaf zullen kort de methode en de parameters van de methode worden beschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving van de PHMOC, PHMCHC en PFe wordt naar de eerder genoemde rapporten verwezen.

Honderd liter van het te onderzoeken water werd door een hemoflowdialysefilter van Fresenius Medical Care (molecular weight cut-off van 30 kDa, deeltjes/moleculgrootte van 2 - 5 nm) geconcentreerd tot ~ 500 ml. Het gehalte deeltjesgebonden en/of hoogmoleculair organisch koolstof (PHMOC) werd bepaald uit de concentratie totaal organisch koolstof (TOC) dat van het concentraat is gemeten, gecorrigeerd voor de TOC-concentratie die in het ongeconcentreerde water is bepaald en de concentreringsfactor. De TOC-analyse werd daarbij uitgevoerd met de Shimadzu TOC-V analyzer conform KWR-huisvoorschrift LAM-068. De concentratie deeltjesgebonden en/of hoogmoleculair koolhydraten (PHMCHC) werd berekend uit het koolhydratengehalte van het concentraat, die werd bepaald met de colorimetrische bepaling volgens Dubois (1956), de concentreringsfactor en het percentage koolstof in glucose (40%). De concentratie deeltjesgebonden ijzer (PFe) werd berekend uit het ijzergehalte van het concentraat, die werd bepaald met KWR huisvoorschrift LAM-074 en de concentreringsfactor.

Bij de twintig productielocaties die binnen dit project zijn onderzocht, werden op drie momenten gedurende de meetperiode van drie maanden de PHMOC, PHMCHC en PFe van het reinwater bepaald.

### 2.3 KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem

De data van KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem van de verschillende productielocaties van het jaar dat ook de biologische stabiliteitsparameters in het reinwater werden bepaald, werden aangeleverd door de drinkwaterbedrijven. Deze gegevens werden vervolgens gebruikt om het geometrisch jaargemiddelde en het jaar90-percentiel van KG22 en *Aeromonas* uit te rekenen.

### 2.4 Dataverwerking en analyses

Voor de meeste productielocaties geldt dat gedurende drie maanden de verschillende biologische stabiliteitsparameters van het reinwater werden bepaald. Daarbij werden de  $BP_0$ ,  $BP_7$ ,  $BPC_{14}$ ,  $BP_7-BP_0$ ,  $BPC_{14}-BPC_7$ , AOC-A3, TOC, PHMOC, PHMCHC, PFe, FeAS en FeAFS drie keer bepaald en de ATP, BAS en BVS zes keer. Voor iedere productielocatie werd vervolgens het gemiddelde uitgerekend  $\pm$  de standaarddeviatie. Deze gemiddelde waarden zijn vervolgens in de hieronder beschreven vervolganalyses gebruikt.

#### 2.4.1 Rangschikking productielocaties

Als eerste analyse werden de 49 productielocaties van hoog naar laag gerangschikt voor de parameters ATP,  $BP_7$ ,  $BPC_{14}$ , AOC-A3, BAS, BVS, FeAS, FeAFS, TOC, PHMOC, PHMCHC en PFe in het reinwater. Daarbij werden de productielocaties onderverdeeld naar locaties waar

drinkwater wordt bereid uit anoxisch grondwater, oxisch grondwater, oppervlaktewater na duininfiltratie en oppervlaktewater na reservoir (bijvoorbeeld Biesbosch).

#### 2.4.2 Uitschieters

Om te achterhalen of sommige parameters uitschieters hebben, werden de mediaan-, 25percentiels- en 75percentielswaarde bepaald. Vervolgens werd iedere waarde die hoger of lager was dan de mediaanwaarde plus of min drie keer de 25 – 75 percentielsrange (kwartielsrange) geïdentificeerd. Daarna werd voor deze waarden door middel van expertbeoordeling bepaald of deze uitschieter onverwacht was of niet. De onverwachte uitschieters werden vervolgens uit de database gehaald. Deze verwijderde uitschieters zijn ook in de Resultaten sectie (paragraaf 3.2.2) beschreven.

#### 2.4.3 Normale verdeling

Voordat de correlatie- of regressieanalyses werden uitgevoerd, werd eerst achterhaald in hoeverre de waarden voor iedere parameter normaal verdeeld was. Hiervoor werd in SPSS 24.0 de Shapiro-Wilksontoets uitgevoerd, waarbij een significantieniveau ( $p$ ) van 0,01 werd aangenomen. De waarden van parameters die niet normaal verdeeld waren, werden vervolgens loggetransformeerd, waarna werd getoetst (met Shapiro-Wilks en  $p$  van 0,01) in hoeverre de loggetransformeerde gegevens normaal verdeeld waren.

#### 2.4.4 Correlatieanalyses biologische stabiliteitsparameters

Met behulp van de Pearson correlatieanalyse op de normaal verdeelde gegevens werd achterhaald welke biologische stabiliteitsparameters onderling gecorreleerd waren met een significantieniveau van 0,01. Van de significante correlaties werd tevens de sterkte van de correlatie bepaald door de  $R^2$  uit te rekenen.

#### 2.4.5 Enkelvoudige lineaire regressieanalyses

Enkelvoudige lineaire regressieanalyses tussen iedere biologische stabiliteitsparameter (onafhankelijke parameter) en het geometrisch gemiddelde van KG22 of het 90-percentiel van *Aeromonas* (afhankelijke parameter) werden uitgevoerd voor de normaal verdeelde data met behulp van SPSS 24.0. Regressies werden als significant beschouwd wanneer de  $p$ -waarde  $< 0,05$ . Van de significante regressie werd ook de  $R^2$  bepaald. Deze analyse werd apart uitgevoerd voor de locaties die drinkwater bereiden uit grondwater en voor de locaties die drinkwater bereiden uit oppervlaktewater.

#### 2.4.6 Meervoudige lineaire regressieanalyses

Meervoudige lineaire regressieanalyses werden uitgevoerd op de normaal verdeelde data met behulp van SPSS 24.0. Daarbij werden twee rekenmethoden toegepast. In de eerste methode werden alle biologische stabiliteitsparameters als onafhankelijke parameters in het regressiemodel gestopt om de afhankelijke parameter geometrisch gemiddelde KG22 of 90-percentiel *Aeromonas* te beschrijven. Vervolgens werd berekend welke parameter het minst significant was in het model (hoogste  $p$ -waarde). Wanneer de  $p$ -waarde van die parameter boven de 0,05 was, werd de parameter uit het regressiemodel gehaald en de berekening herhaald totdat alle overgebleven onafhankelijke parameters in het regressiemodel een  $p$ -waarde  $< 0,05$  hadden. Deze rekenmethode wordt de 'Backward'-methode genoemd. Van het overgebleven regressiemodel werd tevens de  $R^2$  uitgerekend.

In de tweede rekenmethode werd eerst het significantieniveau van de regressie van iedere afzonderlijke biologische stabiliteitsparameter met het geometrisch gemiddelde KG22 of 90-percentiel *Aeromonas* berekend. De parameter die vervolgens het meest significant was (laagste  $p$ -waarde) werd aan het regressiemodel toegevoegd, mits de  $p$ -waarde  $< 0,01$  was. Daarna werd van de overgebleven biologische stabiliteitsparameters opnieuw de  $p$ -waarde

berekend en de parameter met de laagste p-waarde wederom aan het model toegevoegd, indien de p-waarde  $< 0,01$  was. Dit werd herhaald totdat de overgebleven biologische stabiliteitsparameters een p-waarde  $> 0,01$  hadden. Deze rekenmethode wordt de 'Forward'-methode genoemd. Van het verkregen regressiemodel werd tevens de  $R^2$  uitgerekend.

De meervoudige lineaire regressieanalyses werden apart uitgevoerd voor de locaties die drinkwater bereiden uit grondwater en voor de locaties die drinkwater bereiden uit oppervlaktewater.

#### 2.4.7 Afleiden aandachtswaarden

Mogelijke aandachtswaarden voor biologische stabiliteitsparameters waren op drie manieren afgeleid:

1. Er werd achterhaald welke biologische stabiliteitsparameters collectief verhoogd waren bij productielocaties die het hoogste geometrisch gemiddelde KG22 of 90-percentiel *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater hadden. Op basis van de waarden die bij deze productielocaties voor de geïdentificeerde collectief verhoogde biologische stabiliteitsparameters werden gevonden, werden mogelijke aandachtswaarden afgeleid.
2. De vergelijking van de significante en sterke lineaire enkelvoudige regressies tussen biologische stabiliteitsparameters en het geometrisch gemiddelde KG22 of 90-percentiel *Aeromonas* werden gebruikt om aandachtswaarden af te leiden. Daarvoor werd voor het geometrisch gemiddelde van KG22 een waarde van  $20 \text{ kve ml}^{-1}$  in de regressievergelijking ingevuld en voor het 90-percentiel *Aeromonas* een waarde van  $800 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ .
3. De vergelijking van de significante en sterke lineaire meervoudige regressies tussen biologische stabiliteitsparameters en het geometrisch gemiddelde KG22 of 90-percentiel *Aeromonas* werden gebruikt om aandachtswaarden af te leiden. Daarvoor werd voor het geometrisch gemiddelde van KG22 een waarde van  $20 \text{ kve ml}^{-1}$  in de meervoudige regressievergelijking ingevuld en voor het 90-percentiel *Aeromonas* een waarde van  $800 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ .

De drie hierboven beschreven analyses werden apart uitgevoerd voor productielocaties waar drinkwater wordt bereid uit grondwater en voor productielocaties waar drinkwater wordt bereid uit oppervlaktewater.

De definitieve aandachtswaarden werden vervolgens afgeleid door de mogelijke aandachtswaarden, die werden verkregen met de drie hierboven beschreven methoden, met elkaar te vergelijken. Indien een biologische stabiliteitsparameter met twee of drie van de hierboven beschreven methodieken werd geïdentificeerd, dan werd het gemiddelde van deze twee of drie mogelijke aandachtswaarden gemiddeld tot een definitieve aandachtswaarde voor die specifieke biologische stabiliteitsparameter.



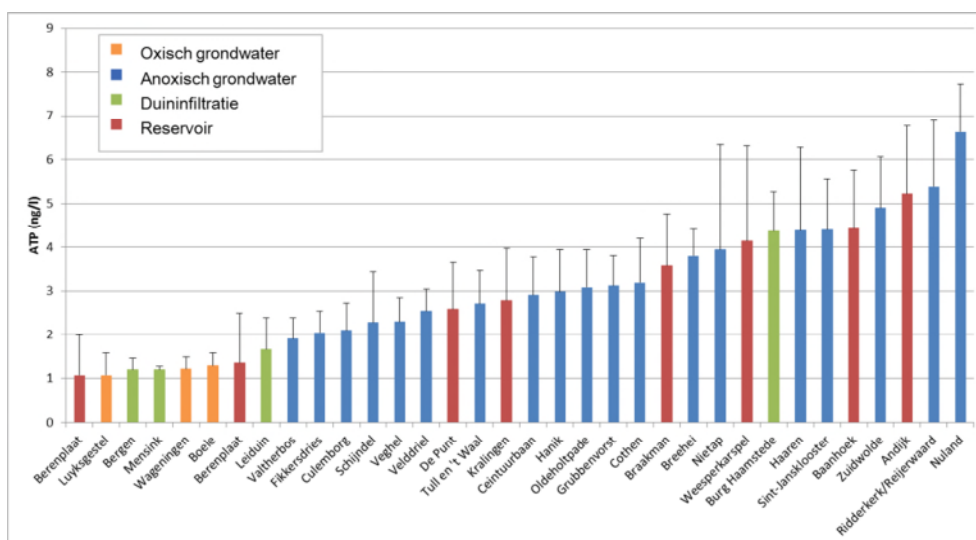
## 3 Resultaten

### 3.1 Rangschikking productielocaties

De verschillende biologische stabiliteitsparameters zijn bepaald in het reinwater van een groot aantal verschillende productielocaties in Nederland. In paragraaf 3.1 wordt iedere parameter gerangschikt naar productielocatie met de hoogste waarde in het reinwater tot productielocatie met de laagste waarde.

#### 3.1.1 ATP in reinwater

De ATP-concentratie varieerde van 1,1 ng ATP l<sup>-1</sup> in het reinwater van productielocaties Berenplaat en Luysgestel tot 6,6 ng ATP l<sup>-1</sup> in het reinwater van productielocatie Nuland (Figuur 3.1 en bijlage I). De ATP-concentraties in het reinwater van de productielocaties die oxisch grondwater of oppervlaktewater na duininfiltratie gebruiken waren over het algemeen genomen lager dan de ATP-concentraties in het reinwater van de productielocaties die anoxisch grondwater of oppervlaktewater na reservoir gebruiken.

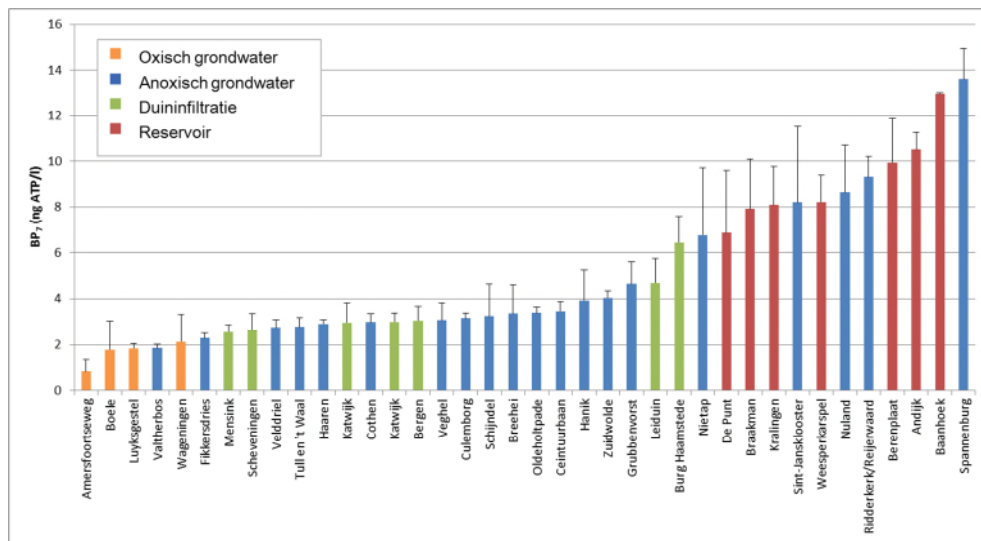


Figuur 3.1 Gemiddelde ATP-concentratie ± standaarddeviatie in reinwater van 33 verschillende productielocaties.

#### 3.1.2 BP<sub>7</sub> en BPC<sub>14</sub> in reinwater

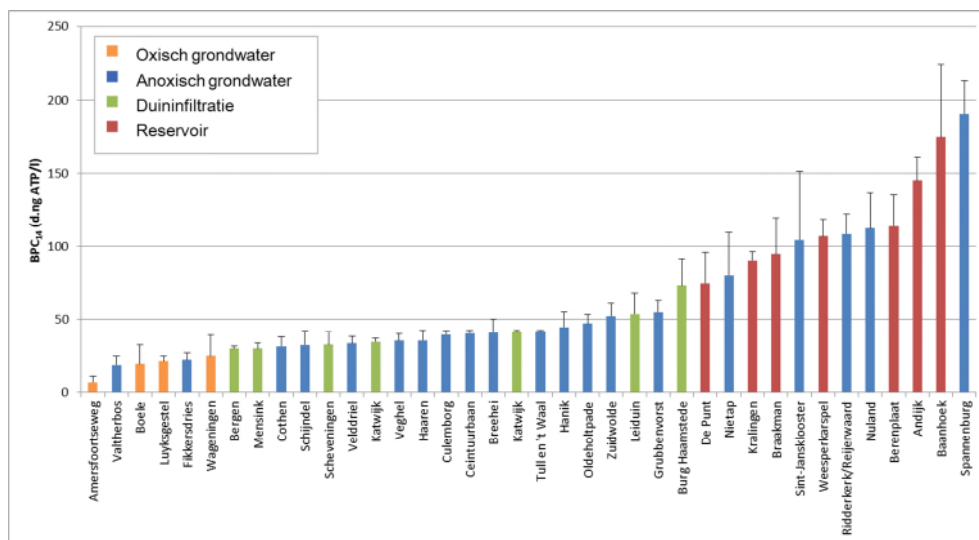
De BP<sub>7</sub> en BPC<sub>14</sub> werden bepaald als een indicatie voor de groeipotentie van het water, waarbij de BP<sub>7</sub> een maat is voor de hoeveelheid relatief gemakkelijk afbreekbare stoffen en BPC<sub>14</sub> een maat voor de totale hoeveelheid afbreekbare stoffen (van der Kooij & Veenendaal, 2014b).

De BP<sub>7</sub> is de maximale ATP-concentratie in het te onderzoeken water gedurende de eerste zeven dagen dat het water bij 25°C wordt geïncubeerd. Deze BP<sub>7</sub> varieerde van 0,8 ng ATP l<sup>-1</sup> in het reinwater van Amersfoortseweg tot 13,6 ng ATP l<sup>-1</sup> in het reinwater van Spannenburg (voor ingebruikname ionenwisseling op deze locatie)(Figuur 3.2 en bijlage I). Op locaties waar oxisch grondwater werd behandeld waren de BP<sub>7</sub>-waarden gemiddeld het laagst, terwijl op locaties waar oppervlaktewater na reservoir werd behandeld de BP<sub>7</sub>-waarden het hoogst waren. De locaties waar anoxisch grondwater of oppervlaktewater na duininfiltratie werden behandeld hadden een brede range aan BP<sub>7</sub>-waarden.



Figuur 3.2 Gemiddelde BP<sub>7</sub>-waarden ± standaarddeviatie in reinwater van 37 verschillende productielocaties.

De BPC<sub>14</sub> is de cumulatieve ATP-concentratie van het water dat wordt gemeten gedurende de 14 dagen incubatie van het watermonster bij 25°C (van der Kooij & Veenendaal, 2014b). Deze BPC<sub>14</sub> varieerde van 6,8 d.ng ATP l<sup>-1</sup> in het reinwater van Amersfoortseweg tot 191 d.ng ATP l<sup>-1</sup> in het reinwater van Spannenburg (voor ingebruikname ionenwisseling)(Figuur 3.3 en Bijlage I). Op productielocaties waar oxisch grondwater werd behandeld, was de gemiddelde BPC<sub>14</sub>-waarde over het algemeen het laagst, terwijl deze het hoogst was voor locaties waar oppervlaktewater na reservoir werd gezuiverd.

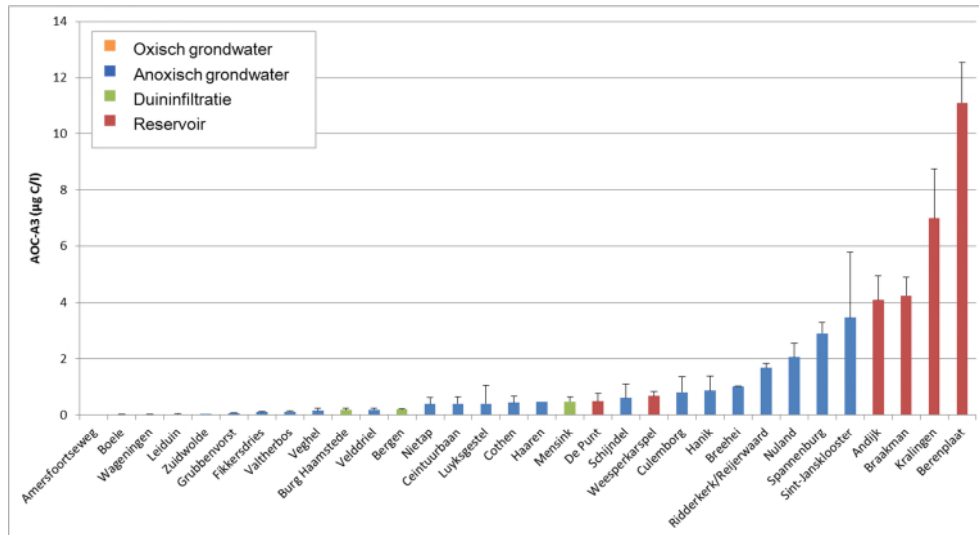


Figuur 3.3 Gemiddelde BPC<sub>14</sub>-waarden ± standaarddeviatie in reinwater van 37 verschillende productielocaties.

### 3.1.3 AOC-A3 in reinwater

De AOC-A3 concentratie is een indicatie voor de hoeveelheid biopolymeren in het water (Sack et al., 2010, 2011). Deze AOC-A3 concentratie varieerde van < 0,01 µg C l<sup>-1</sup> in het reinwater van Amersfoortseweg tot 11,1 µg C l<sup>-1</sup> in het reinwater van Berenplaat (Figuur 3.4 en Bijlage I). Er zijn slechts zes locaties waar de AOC-A3-concentratie boven de 2 µg C l<sup>-1</sup> uitkwam. Op vier van deze zes locaties (Andijk, Braakman, Kralingen en Berenplaat) werd oppervlaktewater na reservoir behandeld en deze vier locaties hadden ook de hoogste AOC-

A3 concentratie (4,1 tot 11,1  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ). De twee overige locaties waar ook oppervlaktewater na reservoir werd behandeld (De Punt en Weesperkarspel) hadden een relatief lage AOC-A3 concentratie in het reinwater (respectievelijk 0,49 en 0,68  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), maar in tegenstelling tot de andere vier locaties wordt als laatste zuiveringsstap bij deze twee locaties het water met langzame zandfiltratie behandeld.

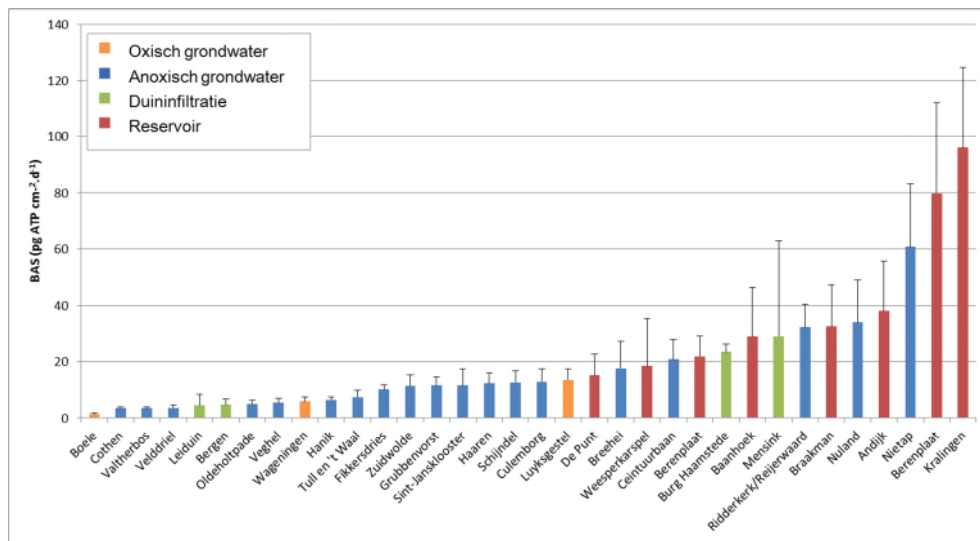


Figuur 3.4 Gemiddelde AOC-A3 concentratie  $\pm$  standaarddeviatie in reinwater van 32 verschillende productielocaties.

### 3.1.4 CBM parameters in reinwater

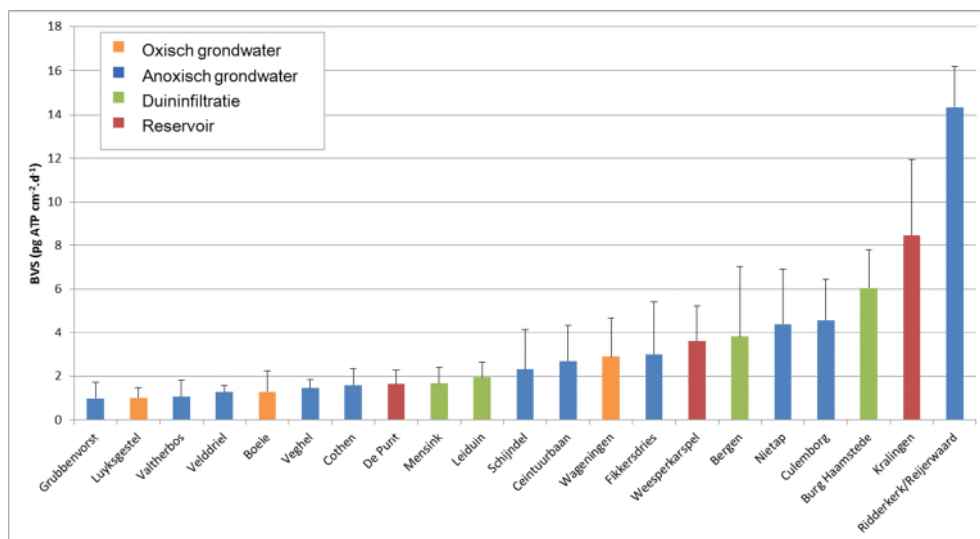
De CBM is in het verleden ontwikkeld om de biomassa-accumulatiesnelheid (BAS) en de ijzeraccumulatiesnelheid (FeAS) van het water te bepalen met glasporelucvetten die gedurende vier weken worden doorstroomd met het te onderzoeken water (van der Kooij & Veenendaal, 2012). Later is de CBM aangepast, zodat naast de BAS en FeAS met glasplaatjescuvetten ook de biofilmvormingssnelheid (BVS) en ijzerafzettingssnelheid (FeAFs) kan worden bepaald (Hijnen et al., 2014). Doordat deze aangepaste CBM pas later beschikbaar is gekomen, werd het reinwater van slechts een beperkt aantal productielocaties onderzocht met deze aangepaste CBM, waardoor er relatief weinig waarnemingen zijn voor de BVS en FeAFs.

De BAS varieerde van 1,4  $\text{pg ATP cm}^{-2} \text{dag}^{-1}$  voor het reinwater van Boele tot 96,0  $\text{pg ATP cm}^{-2} \text{dag}^{-1}$  voor het reinwater van Kralingen (Figuur 3.5 en Bijlage I). Het reinwater op de locaties waar oppervlaktewater na reservoir wordt behandeld hadden gemiddeld de hoogste BAS-waarden, terwijl de range in BAS-waarden van reinwater op locaties waar oxisch grondwater, anoxisch grondwater en oppervlaktewater na duininfiltratie werden behandeld vergelijkbaar waren. Daarnaast is opvallend dat drie locaties (Nietap, Berenplaat, Kralingen) beduidend hogere BAS-waarden hadden ( $> 60 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) dan de overige locaties ( $< 40 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ).



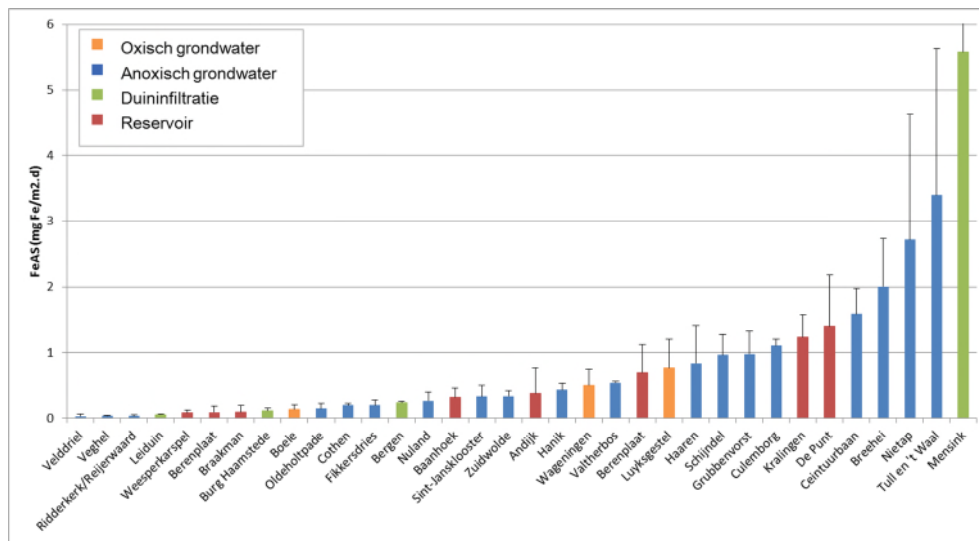
Figuur 3.5 Gemiddelde BAS-waarden  $\pm$  standaarddeviatie in reinwater van 33 verschillende productielocaties.

De BVS-waarden van het reinwater van de 21 onderzochte locaties varieerden tussen 1,0 pg ATP  $\text{cm}^2 \text{dag}^{-1}$  in het reinwater van de productielocaties Grubbenvorst en Luyksgestel tot 14,4 pg ATP  $\text{cm}^2 \text{dag}^{-1}$  in het reinwater van Reijerwaard (Figuur 3.6 en Bijlage I). Deze hoogste BVS-waarde bij Reijerwaard was beduidend hoger dan de BVS-waarden van de andere locaties ( $\leq 8,5$  pg ATP  $\text{cm}^2 \text{dag}^{-1}$ ).



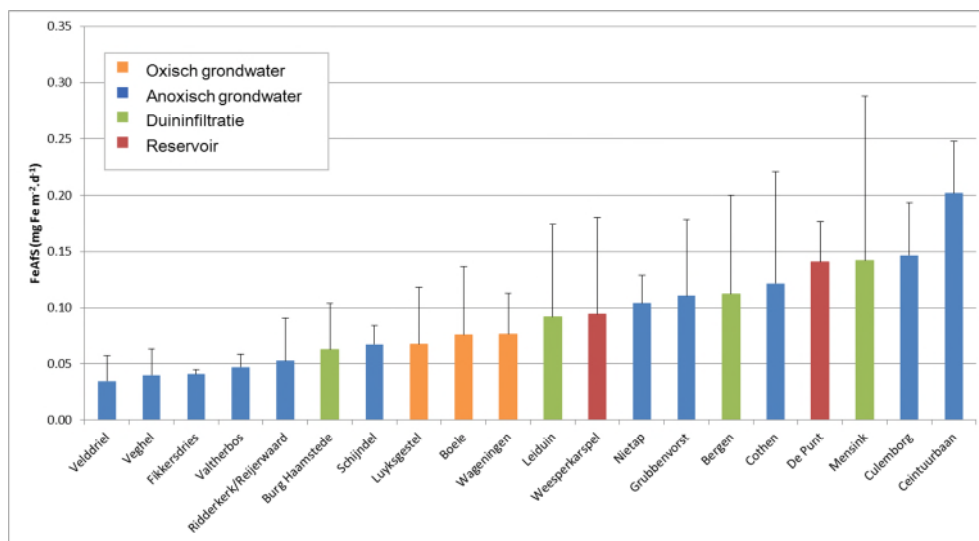
Figuur 3.6 Gemiddelde BVS-waarden  $\pm$  standaarddeviatie in reinwater van 21 verschillende productielocaties.

De FeAS-waarden varieerden tussen 0,03 mg Fe  $\text{m}^2 \text{dag}^{-1}$  in het reinwater van Velddriel en 5,6 mg Fe  $\text{m}^2 \text{dag}^{-1}$  in het reinwater van Mensink (Figuur 3.7 en bijlage I). De hoge FeAS voor Mensink was beduidend hoger dan de FeAS-waarden voor de overige locaties ( $< 3,4$  mg Fe  $\text{m}^2 \text{dag}^{-1}$ ). De FeAS-waarden laten ook zien dat reinwater geproduceerd van oxisch grondwater, anoxisch grondwater, oppervlaktewater na duininfiltratie en oppervlaktewater na reservoir ongeveer binnen dezelfde range van FeAS-waarden vallen.



Figuur 3.7 Gemiddelde FeAS-waarden ± standaarddeviatie in reinwater van 33 verschillende productielocaties.

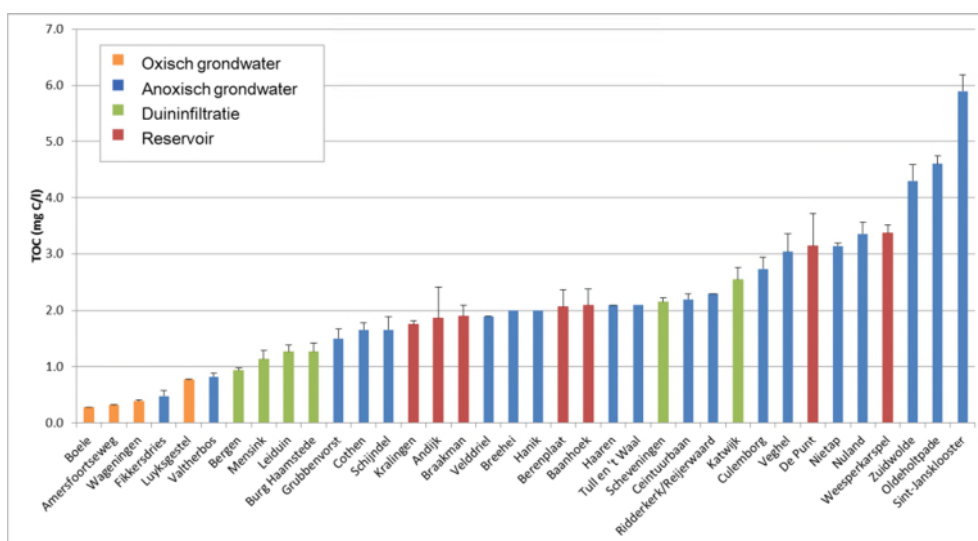
De FeAFS-waarden in het reinwater van 20 locaties varieerden tussen 0,03 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> voor Velddriël en 0,20 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> voor Ceintuurbaan (Figuur 3.8 en Bijlage I). De variatie in FeAFS tussen deze verschillende locaties was dus klein.



Figuur 3.8 Gemiddelde FeAFS-waarden ± standaarddeviatie in reinwater van 20 verschillende productielocaties.

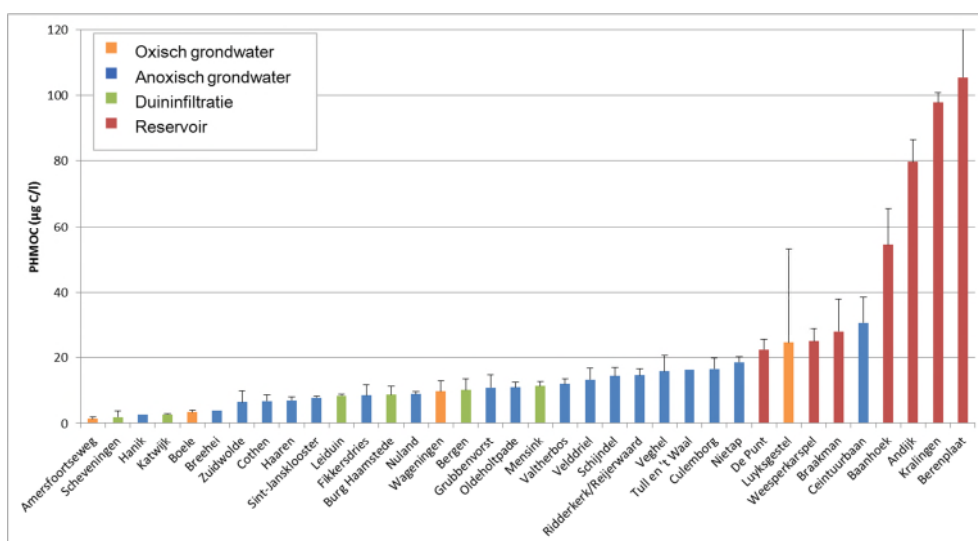
### 3.1.5 TOC, PHMOC, PHMCHC en PFe in reinwater

De TOC-concentratie van het reinwater op de verschillende productielocaties is weergegeven in Figuur 3.9 en Bijlage I. De TOC-concentratie varieerde van 0,3 mg C l<sup>-1</sup> bij Boele tot 5,9 mg C l<sup>-1</sup> bij Sint Jans klooster (voor ingebruikname ionenwisseling). De TOC-concentratie in het reinwater geproduceerd uit oxisch grondwater of oppervlaktewater na duininfiltratie was over het algemeen lager dan de TOC-concentratie in reinwater geproduceerd uit anoxisch grondwater of oppervlaktewater na reservoir. De drie hoogste TOC-concentraties werden waargenomen in het reinwater geproduceerd uit anoxisch grondwater (Zuidwolde, Oldeholtspade na ingebruikname ionenwisseling en Sint Jans klooster voor ingebruikname ionenwisseling).



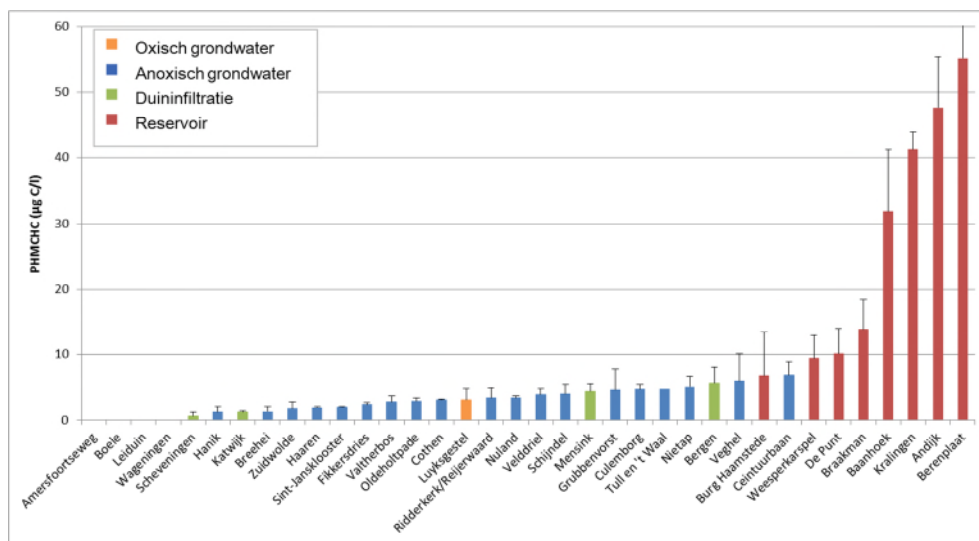
Figuur 3.9 Gemiddelde TOC-concentratie  $\pm$  standaarddeviatie in reinwater van 36 verschillende productielocaties.

De concentratie deeltjesgebonden en/of hoogmoleculair organisch koolstof (PHMOC) varieerde tussen  $1,4 \mu\text{g C l}^{-1}$  voor locatie Amersfoortseweg tot  $105,4 \mu\text{g C l}^{-1}$  voor locatie Berenplaat (Figuur 3.10 en Bijlage I). De zes locaties waar oppervlaktewater na reservoir werd behandeld, vielen in de top 8 van locaties waar het reinwater een PHMOC-concentratie boven de  $20 \mu\text{g C l}^{-1}$  had. Naast deze zes locaties hadden ook Luyksgestel en Ceintuurbaan een PHMOC-concentratie boven de  $20 \mu\text{g C l}^{-1}$ . De hoge PHMOC concentratie bij Luyksgestel werd echter veroorzaakt door een afwijkend hoge PHMOC concentratie op één van de drie meetmomenten, wat ook te zien was aan de hoge standaarddeviatie bij deze productielocatie (Figuur 3.10). Deze afwijkende PHMOC concentratie was  $57,7 \mu\text{g C l}^{-1}$ , terwijl op de andere twee momenten de PHMOC concentratie tussen de  $7,6$  en  $8,4 \mu\text{g C l}^{-1}$  was, wat beduidend lager is dan  $20 \mu\text{g C l}^{-1}$ . Daarom werd de afwijkende hoge PHMOC (en PHMCHC) concentratie op één van de drie meetmomenten bij ps Luyksgestel niet gebruikt voor de verdere analyses. De productielocatie Ceintuurbaan laat wel consistent PHMOC-concentraties boven de  $20 \mu\text{g C l}^{-1}$  zien.



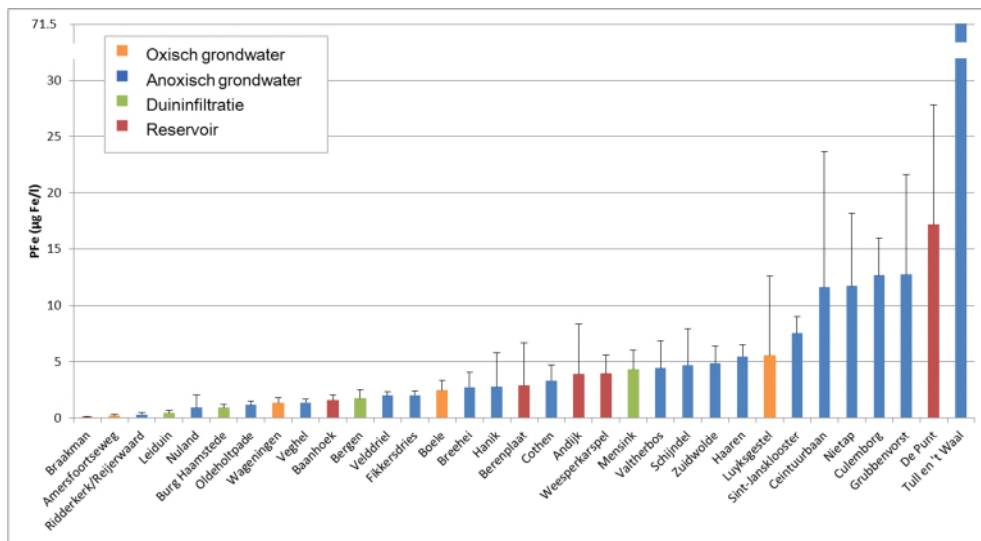
Figuur 3.10 Gemiddelde PHMOC-concentratie  $\pm$  standaarddeviatie in reinwater van 36 verschillende productielocaties.

Bij vier van de 36 locaties (Amerfoortseweg, Boele, Leiduin en Wageningen) lag de concentratie deeltjesgebonden en/of hoogmoleculaire koolhydraten (PHMCHC) in het reinwater onder de detectiegrens. De overige PHMCHC-concentraties in het reinwater varieerden van 0,7  $\mu\text{g C l}^{-1}$  bij Scheveningen tot 55,2  $\mu\text{g C l}^{-1}$  bij Berenplaat (Figuur 3.11 en Bijlage I). De PHMCHC-concentratie in het reinwater van locaties waar oppervlaktewater na reservoir behandeld werd, waren hoger dan de PHMCHC-concentraties in het reinwater van locaties waar andere watertypen werden behandeld, wat vergelijkbaar is met de waarnemingen voor de PHMOC-concentraties.



Figuur 3.11 Gemiddelde PHMCHC-concentratie  $\pm$  standaarddeviatie in reinwater van 36 verschillende productielocaties.

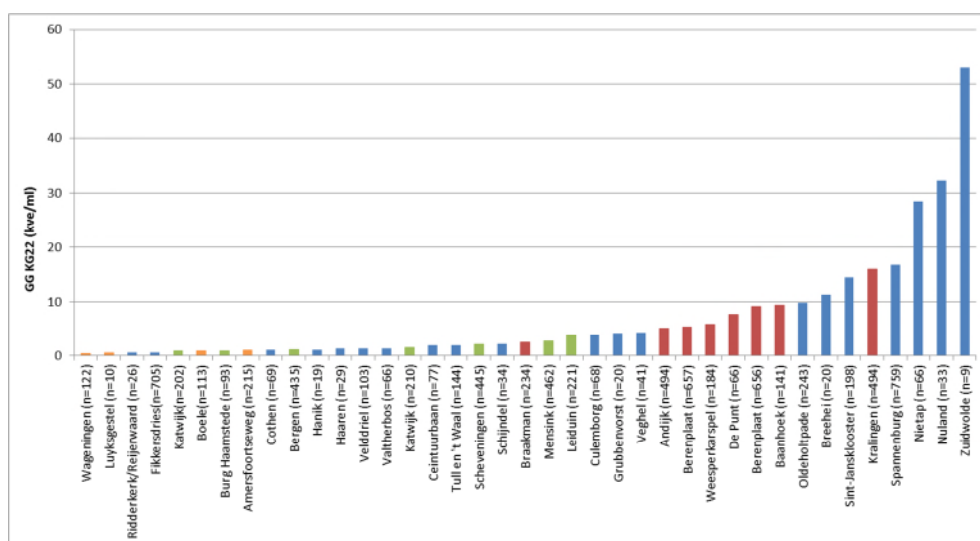
De concentratie deeltjesgebonden ijzer (PFe) was het hoogst in het reinwater van ps Tull en 't Waal (71,5  $\mu\text{g Fe l}^{-1}$ ), maar deze concentratie was een uitbijter in vergelijking tot de PFe concentraties gemeten in het reinwater van de andere locaties (Figuur 3.12 en Bijlage I). De PFe-concentratie in het reinwater van de andere locaties varieerde van 0,1  $\mu\text{g Fe l}^{-1}$  voor Braakman tot 17,1  $\mu\text{g Fe l}^{-1}$  voor De Punt. De PFe-concentraties laten ook zien dat reinwater geproduceerd van oxisch grondwater, anoxisch grondwater, oppervlaktewater na duininfiltratie en oppervlaktewater na reservoir ongeveer binnen dezelfde range van PFe-concentraties vallen. Een vergelijkbare waarneming werd hierboven beschreven voor de FeAS-waarden (Figuur 3.7).



Figuur 3.12 Gemiddelde PFe-concentratie ± standaarddeviatie in reinwater van 33 verschillende productielocaties.

### 3.1.6 Koloniegetal bij 22°C (KG22)

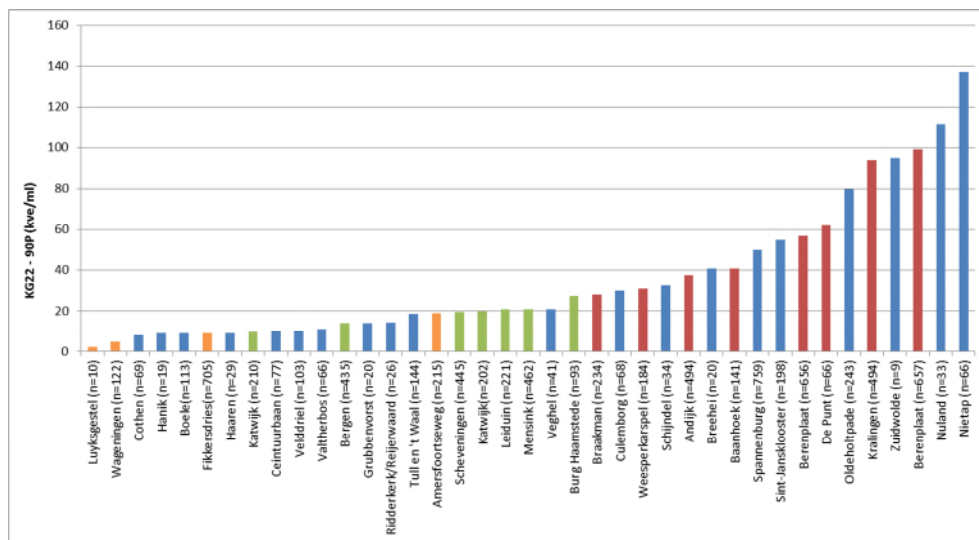
Naast de analyses van de nieuwe biologische stabiliteitsparameters op het reinwater, werden ook het koloniegetal bij 22°C (KG22) en koloniegetal *Aeromonas* (*Aeromonas*) bepaald in monsters genomen uit het voorzieningsgebied van iedere onderzochte productielocatie. Het geometrisch gemiddelde van het KG22 uit het voorzieningsgebied van deze locaties varieerde tussen 0,4 kve ml<sup>-1</sup> voor Wageningen en 53,0 kve ml<sup>-1</sup> voor Zuidwolde (Figuur 3.13 en Bijlage II). De hoogste waarde was wel beduidend hoger dan de een-na-hoogste waarde (32,3 kve ml<sup>-1</sup> voor Nuland). De vier hoogste geometrische gemiddelden voor KG22 werden waargenomen in gedistribueerd water dat werd geproduceerd uit anoxisch grondwater (Spannenburg voor ingebruikname ionenwisseling, Nietap, Nuland en Zuidwolde). Daarnaast valt op dat het geometrisch KG22-gemiddelde voor gedistribueerd water geproduceerd uit oxisch grondwater en oppervlaktewater na duininfiltratie gemiddeld lager waren dan in gedistribueerd water dat werd geproduceerd uit anoxisch grondwater of oppervlaktewater na reservoir.



Figuur 3.13 Geometrisch gemiddelde (GG) van KG22 in gedistribueerd drinkwater van 37 verschillende productielocaties. Voor iedere productielocatie is ook het aantal waarnemingen (n) weergegeven waarop het GG is gebaseerd.



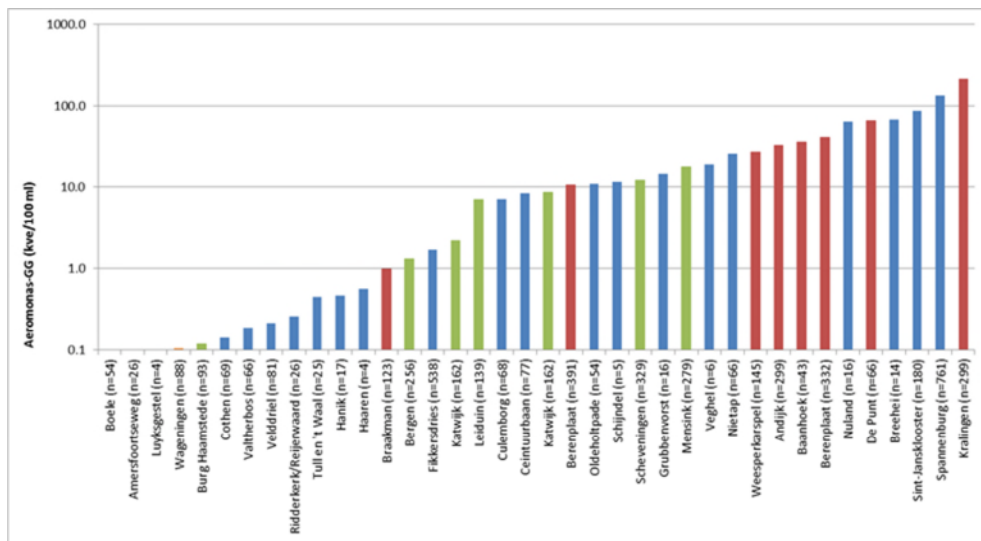
Het 90-percentiel van KG22 varieerde tussen 2,4 kve ml<sup>-1</sup> in het gedistribueerde drinkwater van Luyksgestel tot 137 kve ml<sup>-1</sup> in het gedistribueerde drinkwater van Nietap (Figuur 3.14 en Bijlage II). Het 90-percentiel van KG22 in het gedistribueerde water geproduceerd uit oxisch grondwater en oppervlaktewater na duininfiltratie was gemiddeld lager dan in het gedistribueerde drinkwater geproduceerd uit anoxisch grondwater of oppervlaktewater na reservoir.



Figuur 3.14 Het 90-percentiel (90P) van KG22 in gedistribueerd drinkwater van 37 verschillende productielocaties. Voor iedere productielocatie is ook het aantal waarnemingen (n) weergegeven waarop het 90P is gebaseerd.

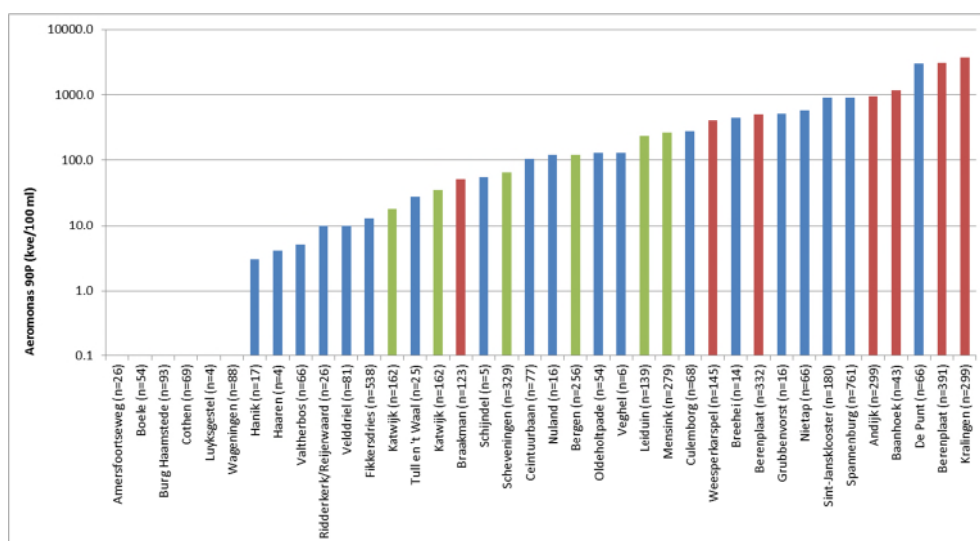
### 3.1.7 Aeromonas

Het geometrisch gemiddelde van *Aeromonas* in het voorzieningsgebied van 36 productielocaties varieerde van 0,1 kve 100 ml<sup>-1</sup> bij Boele, Luyksgestel en Amersfoortseweg tot 213 kve 100 ml<sup>-1</sup> bij Kralingen (Figuur 3.15 en Bijlage II). Het gedistribueerde drinkwater bereid uit oxisch grondwater had de laagste waarden voor het geometrisch gemiddelde van *Aeromonas*, terwijl het gedistribueerde drinkwater bereid uit oppervlaktewater na reservoir gemiddeld de hoogste waarden had.



Figuur 3.15 Het geometrisch gemiddelde (GG) van *Aeromonas* in gedistribueerd drinkwater van 36 verschillende productielocaties. Voor iedere productielocatie is ook het aantal waarnemingen (n) weergegeven waarop het GG is gebaseerd.

Het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater varieerde tussen  $< 1$  kve  $100 \text{ ml}^{-1}$  voor vijf productielocaties (Amersfoortseweg, Boele, Burgh-Haamstede, Cothen en Luykgestel) en  $3720$  kve  $100 \text{ ml}^{-1}$  voor Kralingen (Figuur 3.16 en Bijlage II). Bij drie locaties (De Punt, Berenplaat en Kralingen) was het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater hoger dan  $1000$  kve  $100 \text{ ml}^{-1}$ , wat de momentane wettelijke norm is. Gedistribueerd drinkwater dat werd bereid uit oxisch grondwater had een zeer laag 90-percentiel, terwijl de meeste locaties waar gedistribueerd drinkwater werd geproduceerd uit oppervlaktewater na reservoir, een hoog 90-percentiel hadden. Voor gedistribueerd drinkwater bereid uit anoxisch grondwater werd waargenomen dat enkele locaties ook een relatief hoog 90-percentiel voor *Aeromonas* hadden (Figuur 3.16).



Figuur 3.16 Het 90-percentiel (90P) van *Aeromonas* in gedistribueerd drinkwater van 36 verschillende productielocaties. Voor iedere productielocatie is ook het aantal waarnemingen (n) weergegeven waarop het 90P is gebaseerd.

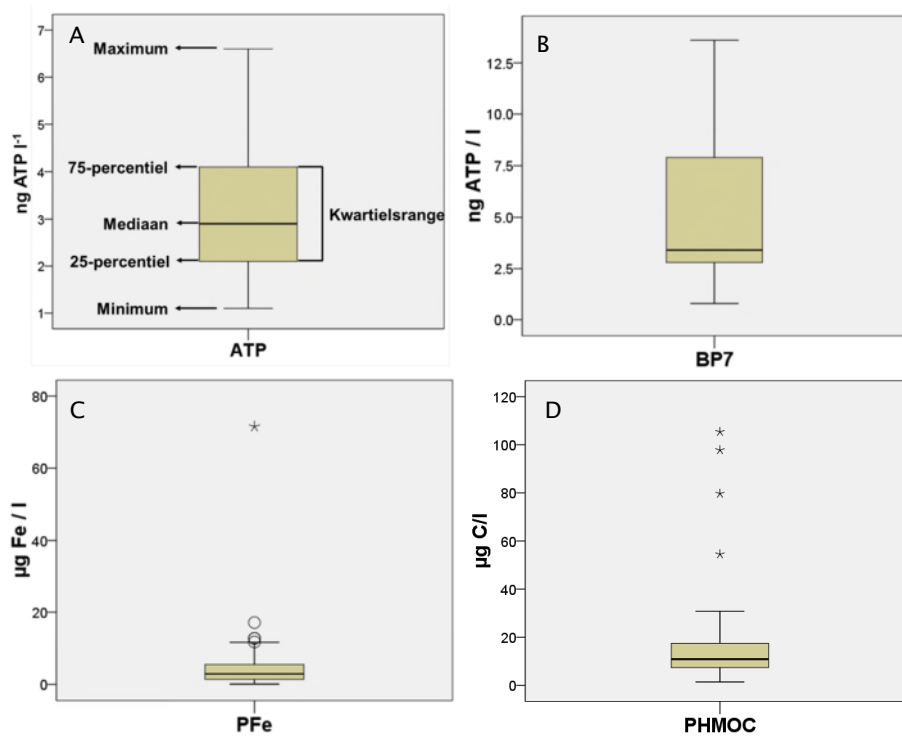
### 3.2 Relaties tussen biologische stabiliteitsparameters

De eventuele relatie tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters werd onderzocht door een lineaire correlatieanalyse uit te voeren. Om een dergelijke correlatieanalyse statistisch betrouwbaar uit te voeren werden eerst de gegevens van iedere parameter statistisch geëxploreerd, waarbij box plot grafieken werden gemaakt, uitbijters werden geïdentificeerd en er wordt onderzocht of de niet getransformeerde of loggetransformeerde data normaal verdeeld waren. De resultaten van deze datamassage worden eerst beschreven in paragrafen 3.2.1 t/m 3.2.3.

#### 3.2.1 Box-Plot grafieken

De Box-Plot grafieken van iedere parameter is weergegeven in Bijlage III en in deze paragraaf worden een paar voorbeelden van deze Box-Plot grafieken beschreven. Een box-plot grafiek laat de mediaan, 25-percentiel, 75-percentiel, kwartielsrange, minimum en maximum zien zoals weergegeven in Figuur 3.17A. De box-plot voor de ATP-concentratie in het reinwater van 33 productielocaties laat een mediaanwaarde zien (2,9 ng ATP l<sup>-1</sup>) die redelijk midden tussen het 25-percentiel (2,0 ng ATP l<sup>-1</sup>) en 75-percentiel (4,1 ng ATP l<sup>-1</sup>) én minimum (1,1 ng ATP l<sup>-1</sup>) en maximum (6,6 ng ATP l<sup>-1</sup>) lag (Figuur 3.17A), wat indiceert dat de ATP-concentratie normaal verdeeld is. De box-plot voor de BP<sub>7</sub>-waarden van het reinwater van 37 productielocaties laat een mediaanwaarde zien (3,4 ng ATP l<sup>-1</sup>) die duidelijk dichter bij het 25-percentiel (2,8 ng ATP l<sup>-1</sup>) en de minimumwaarde (0,8 ng ATP l<sup>-1</sup>) lag dan bij het 75-percentiel (8,0 ng ATP l<sup>-1</sup>) en de maximumwaarde (13,6 ng ATP l<sup>-1</sup>)(Figuur 3.17B). Dit is een indicatie dat de BP<sub>7</sub>-waarden niet normaal maar scheef verdeeld waren naar de lagere waarden. Voor zowel de ATP-concentraties als de BP<sub>7</sub>-waarden werden geen waarden waargenomen die hoger of lager waren dan de mediaanwaarde plus of min anderhalf of drie keer de kwartielsrange.

In Figuur 3.17C is de box-plot weergegeven voor de PFe-concentraties van het reinwater bij 33 locaties. Het valt op in deze figuur dat één waarde (71,5 µg Fe l<sup>-1</sup>) hoger was dan de mediaanwaarde plus meer dan drie keer de kwartielsrange (weergegeven als \* in de figuur) en dat drie waarden hoger waren dan de mediaanwaarde plus meer dan anderhalf keer de kwartielsrange (weergegevens als O in de figuur). Dit is een indicatie dat deze waarden mogelijke uitbijters waren. Tevens lag de mediaanwaarde (2,9 µg Fe l<sup>-1</sup>) dichter bij het 25-percentiel (1,3 µg Fe l<sup>-1</sup>) dan het 75-percentiel (5,4 µg Fe l<sup>-1</sup>). De box-plot van de PHMOC-concentraties van het reinwater bij 36 locaties laat zien dat er vier waarden hoger waren dan de mediaanwaarde plus meer dan drie keer de kwartielsrange (Figuur 3.17D). Tevens geldt ook voor de PHMOC-concentratie dat de mediaan (10,9 µg C l<sup>-1</sup>) dichter bij het 25 percentiel (7,2 µg C l<sup>-1</sup>) lag dan het bij het 75-percentiel (18,0 µg C l<sup>-1</sup>).



Figuur 3.17. Box-plot grafieken voor de ATP-concentratie (A),  $BP_7$ -waarden (B), PFe-concentraties (C) en PHMOC-concentraties (D) in het reinwater van verschillende productielocaties.

### 3.2.2 Uitbijters

Mogelijke uitbijters werden geïdentificeerd door voor iedere parameter de waarden te identificeren die hoger of lager waren dan de mediaanwaarde plus of min drie keer de kwartielsrange. Deze mogelijke uitbijters zijn weergegeven in Tabel 3.1. Voor de parameters ATP,  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$ ,  $BPC_{14}$ , BAS, FeAfS en TOC voldeden geen van de waarden aan dit criterium en deze parameters bevatten dus geen uitbijters. De AOC-A3 concentratie van het reinwater van Berenplaat en Kralingen, de PHMOC-concentratie van het reinwater van Berenplaat, Kralingen en Andijk en de PHMCHC-concentratie van het reinwater van Berenplaat, Kralingen, Andijk en Baanhoek voldeden aan het theoretisch criterium van de uitbijters. Op deze locaties is de biologische stabiliteit van het water in de zuivering en distributiesystemen de laatste jaren regelmatig onderzocht en daarbij waren de AOC-A3-, PHMOC- en PHMCHC-concentratie vergelijkbaar met de waarden zoals weergegeven in Tabel 3.1. De AOC-A3, PHMOC- en PHMCHC-concentraties in het water bij deze locaties waren dus hoog en werden niet veroorzaakt door mogelijke fouten tijdens bemonstering of analyse. Daarom werden deze waarden niet als echte uitbijters gedefinieerd en werden de waarden meegenomen in de aanvullende correlatie- en regressieanalyses.

Tabel 3.1 Overzicht van de waarden voor de verschillende parameters die hoger of lager waren dan de mediaanwaarde plus of min drie keer de kwartielsrange en de expert-beoordeling of deze waarden echte uitbijters zijn, dat wil zeggen mogelijk werden veroorzaakt door monster- en analysefouten.

Parameter	Locatie	Waarde	N	Echte uitbijter
ATP	Geen			
BP <sub>7</sub>	Geen			
BP <sub>7</sub> – BP <sub>0</sub>	Geen			
BPC <sub>14</sub>	Geen			
AOC-A3	Berenplaat	11,1 µg C l <sup>-1</sup>	2	Nee
AOC-A3	Kralingen	7,0 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
BAS	Geen			
BVS	Reijerwaard	14,4 pg ATP cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	6	Ja
FeAS	Mensink	5,6 mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	3	Ja
FeAfS	Geen			
TOC	Geen			
PHMOC	Berenplaat	105,4 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
PHMOC	Kralingen	97,8 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
PHMOC	Andijk	79,7 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
PHMCHC	Berenplaat	55,2 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
PHMCHC	Andijk	47,7 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
PHMCHC	Kralingen	41,3 µg C l <sup>-1</sup>	3	Nee
PHMCHC	Baanhoek	31,9 µg C l <sup>-1</sup>	2	Nee
PFe	Tull en 't Waal	71,5 µg C l <sup>-1</sup>	1	Ja
KG22-GG	Zuidwolde	53 kve ml <sup>-1</sup>	9	Ja
KG22-90P	Nietap	137 kve ml <sup>-1</sup>	66	Ja
<i>Aeromonas</i> -GG	Kralingen	212,6 kve 100 ml <sup>-1</sup>	299	Nee
<i>Aeromonas</i> -GG	Spannenburg	134,0 kve 100 ml <sup>-1</sup>	761	Nee
<i>Aeromonas</i> -90P	Kralingen	3720 kve 100 ml <sup>-1</sup>	299	Nee
<i>Aeromonas</i> -90P	Berenplaat	3100 kve 100 ml <sup>-1</sup>	391	Nee
<i>Aeromonas</i> -90P	De Punt	3050 kve 100 ml <sup>-1</sup>	66	Nee

De BVS-waarde voor het reinwater van Reijerwaard, de FeAS-waarde voor het reinwater van Mensink en de PFe-concentratie van het reinwater van Tull en 't Waal waren hoger dan de mediaanwaarde plus drie keer de kwartielsrange, waarbij de waarden behoorlijk hoger liggen dan de mediaanwaarde plus drie keer de kwartielsrange (38,5%; 80,6% en 380% hoger respectievelijk voor de BVS-waarde Reijerwaard, de FeAS-waarde Mensink en PFe-concentratie Tull en 't Waal). De PFe-concentratie van het reinwater van locatie Tull en 't Waal was gebaseerd op een enkele waarneming, waardoor niet kan worden uitgesloten dat bij de bemonstering en/of analyse iets is misgegaan. Daarom wordt deze concentratie beschouwd als een echte uitbijter en werd deze waarde niet meegenomen in verdere analyses. De FeAS-waarde van het reinwater van Mensink was het gemiddelde van drie FeAS-waarden die gedurende drie maanden werden verzameld. Deze drie FeAS-waarden waren 12,7, 3,4 en 0,6 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> en fluctueerde dus behoorlijk. Hierdoor blijft het onduidelijk hoe betrouwbaar het gemiddelde van deze drie waarden de daadwerkelijke FeAS-waarde van het reinwater beschrijft. Daarom wordt deze waarde ook beschouwd als een echte uitbijter en werd de waarde niet meegenomen in verdere analyses. De BVS-waarde van het reinwater van Reijerwaard was gebaseerd op zes waarden die onderling weinig fluctueerden (11,9 tot 16,5 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>), waardoor het niet lijkt dat tijdens de bemonstering en/of analyse mogelijke fouten waren gemaakt. Desondanks is de verwachting dat wanneer de BVS-waarde

van het reinwater daadwerkelijk zo hoog was, de *Aeromonas*-aantallen ook verhoogd zouden zijn. Deze *Aeromonas*-aantallen waren echter relatief laag (het 90-percentiel is 10 kve 100 ml<sup>-1</sup>). Om het zekere voor het onzekere te nemen werd daarom besloten om deze BVS-waarde ook niet mee te nemen voor verdere analyses.

Naast de biologische stabiliteitsparameters, werden ook het geometrisch gemiddelde en 90-percentiel van KG22 en *Aeromonas* onderzocht voor mogelijke uitbijters. Voor *Aeromonas* waren meerdere waarden hoger dan de mediaan plus drie keer de kwartielsrange, maar van deze locaties (Kralingen, Spannenburg voor ionenwisseling, Berenplaat en de Punt) is bekend dat de *Aeromonas*-aantallen hoog zijn, dus deze waarden werden niet beschouwd als echte uitbijters. Voor Zuidwolde werd waargenomen dat het geometrische gemiddelde van KG22 voldeed aan het theoretische criterium voor een uitbijter. Op deze locatie werd gedurende het jaar slechts negen monsters uit het voorzieningsgebied op KG22 geanalyseerd, waardoor het geometrisch gemiddelde minder betrouwbaar is en daarom werd deze waarde niet verder meegenomen in aanvullende analyses. Het 90-percentiel van KG22 in het gedistribueerde drinkwater van Nietap was ook hoger dan de mediaan plus drie keer de kwartielsrange. Deze hoge waarde werd voornamelijk veroorzaakt doordat twee van de 66 waarnemingen KG22-aantallen boven de 900 kve ml<sup>-1</sup> lieten zien. Dergelijke hoge waarden voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater zijn ongebruikelijk, waardoor werd besloten om ook deze waarde van het 90-percentiel niet verder mee te nemen in de aanvullende analyses.

### 3.2.3 Normale verdeling

Om correlatieanalyses met Pearson en (meervoudige) regressieanalyses te kunnen uitvoeren dienen de verschillende parameters normaal verdeeld te zijn. Daarom werd achterhaald met de Shapiro-Wilkinsontoets in hoeverre de waarden en/of de loggetransformeerde waarden voor iedere parameter normaal verdeeld was (Tabel 3.2). De resultaten laten zien dat de absolute ATP- en TOC-concentraties en de FeAfS-waarden normaal verdeeld waren. De absolute waarden van de overige parameters waren niet normaal verdeeld, maar wanneer de loggetransformeerde waarden voor deze parameters werden gebruikt, dan was in bijna alle gevallen (uitzondering *Aeromonas*) de loggetransformeerde waarden wel normaal verdeeld. Voor de loggetransformeerde *Aeromonas* aantallen gold dat deze op basis van de Shapiro-Wilkinson toets zeer dicht tegen een normale verdeling aanlagen. Daarnaast waren ook de scheefheid (skewness) en de platheid (kurtosis) van de verdeling, gebaseerd op loggetransformeerde gegevens, laag, wat ook een indicatie is dat de loggetransformeerde data van *Aeromonas* tegen een normale verdeling aanzit. Op basis van deze resultaten werd besloten om de correlatie- en (meervoudige) regressieanalyses uit te voeren met de absolute waarden voor ATP, TOC en FeAfS en de loggetransformeerde waarden voor de overige parameters.

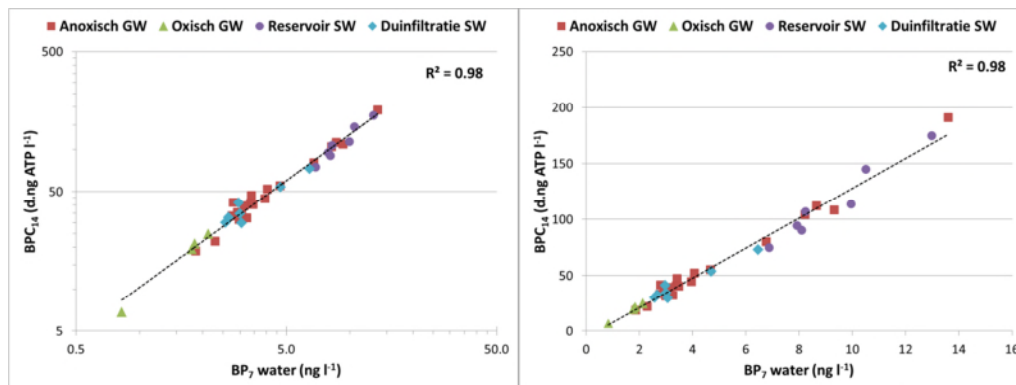
Tabel 3.2 Overzicht van in hoeverre de absolute waarden of loggetransformeerde waarden voor de verschillende parameters normaal verdeeld zijn volgens de Shapiro-Wilkinsontoets met een p-waarde van 0,01.

Parameter	Logtransformatie	Normaal verdeeld	Parameter	Logtransformatie	Normaal verdeeld
ATP	Nee	Ja	TOC	Nee	Ja
BP <sub>7</sub>	Nee	Nee	PHMOC	Nee	Nee
BP <sub>7</sub>	Ja	Ja	PHMOC	Ja	Ja
BP <sub>7</sub> – BP <sub>0</sub>	Nee	Nee	PHMCHC	Nee	Nee
BP <sub>7</sub> – BP <sub>0</sub>	Ja	Ja	PHMCHC	Ja	Ja
BPC <sub>14</sub>	Nee	Nee	PFe	Nee	Nee
BPC <sub>14</sub>	Ja	Ja	PFe	Ja	Ja
AOC-A3	Nee	Nee	KG22-GG	Nee	Nee
AOC-A3	Ja	Ja	KG22-GG	Ja	Ja
BAS	Nee	Nee	KG22-90P	Nee	Nee
BAS	Ja	Ja	KG22-90P	Ja	Ja
BVS	Nee	Nee	<i>Aeromonas</i> -GG	Nee	Nee
BVS	Ja	Ja	<i>Aeromonas</i> -GG	Ja	Nee
FeAS	Nee	Nee	<i>Aeromonas</i> -90P	Nee	Nee
FeAS	Ja	Ja	<i>Aeromonas</i> -90P	Ja	Nee
FeAFS	Nee	Ja			

### 3.2.4 Correlatieanalyse

Met een correlatieanalyse werd onderzocht in hoeverre de verschillende biologische stabiliteitsparameters onderling gecorreleerd waren. Deze analyse werd uitgevoerd om te achterhalen in hoeverre de verschillende biologische stabiliteitsparameters afzonderlijke aspecten van de biologische stabiliteit van het reinwater bepalen. Wanneer twee parameters bijvoorbeeld significant en sterk gecorreleerd zijn ( $p < 0,01$  en  $R^2 \geq 0,90$ ), dan is het aannemelijk dat beide parameters dezelfde aspecten van de biologische stabiliteit beschrijven en kan in verdere analyses worden volstaan met het meten van één van de twee parameters. Er is hier arbitrair gekozen dat als parameters minder dan 90% van elkaars variantie beschrijven ( $R^2 < 0,9$ ), de parameters verschillende aspecten van de biologische stabiliteit beschrijven. Door een relatieve hoge  $R^2$  voor deze arbitraire waarde te kiezen, is de kans klein dat bepaalde informatie over de biologische stabiliteit wordt verloren doordat biologische stabiliteitsparameters worden uitgesloten omdat ze een verband hebben met een andere biologische stabiliteitsparameter.

De resultaten van deze correlatieanalyses, de significantieniveaus (p-waarden) en het kwadraat van de correlatiecoëfficiënt ( $R^2$ ) tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters zijn weergegeven in Bijlage IV. De onderlinge correlatie tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters waren regelmatig significant ( $p < 0,01$ ), maar meestal met een  $R^2$  die lager lag dan 0,90, dat dus betekent dat meer dan 10% van de variatie in de ene parameter niet verklaard kon worden met de andere parameter. Een aantal van de BPP-parameters waren echter significant gecorreleerd met  $R^2$ -waarden hoger dan 0,90 (Figuur 3.18 en 3.19). De loggetransformeerde waarden van BP<sub>7</sub> en BPC<sub>14</sub> waren onderling sterk gecorreleerd ( $R^2 = 0,98$ ) (Figuur 3.18A) en analyse van de absolute waarden laat zien dat ook zonder de logtransformatie de waarden onderling sterk waren gerelateerd ( $R^2 = 0,98$ ) (Figuur 3.18B). De BP<sub>7</sub>-waarde werd ontwikkeld met de gedachte dat het een indicatie geeft van de gemakkelijk afbreekbare stoffen voor micro-organismen in het water, terwijl de BPC<sub>14</sub>-waarde werd ontwikkeld met de gedachte dat het indicatie is van het totale gehalte aan afbreekbare stoffen (gemakkelijk én moeilijk afbreekbare stoffen) voor micro-

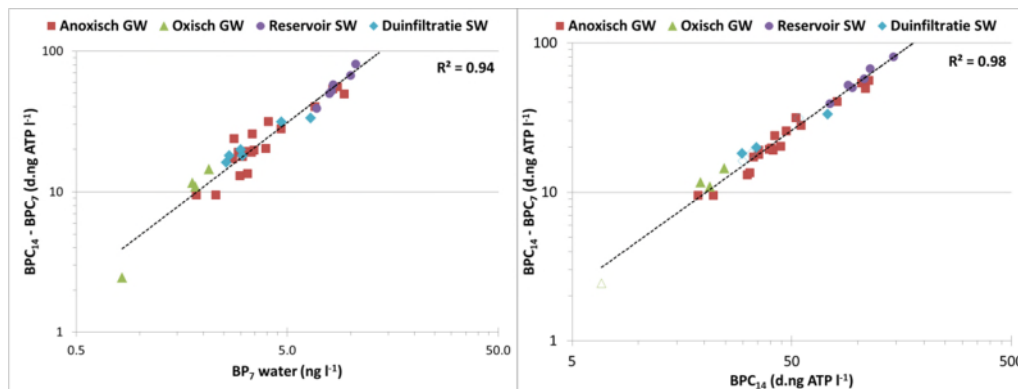


Figuur 3.18. De relatie tussen loggetransformeerde (links, A) en absolute waarden (rechts, B) van  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  in het reinwater van 37 verschillende locaties.

organismen in het water (van der Kooij & Veenendaal, 2014b). De zeer hoge  $R^2$  die tussen deze twee parameters werd waargenomen, kan daarom betekenen dat (i) de concentratie gemakkelijk afbreekbare stoffen ( $BP_7$ ) beduidend hoger was dan de concentratie moeilijk afbreekbare stoffen, waardoor de concentratie totaal afbreekbare stoffen ( $BPC_{14}$ ) voornamelijk werd bepaald door de concentratie gemakkelijk afbreekbare stoffen of (ii) de concentratie gemakkelijk afbreekbare stoffen ( $BP_7$ ) en moeilijk afbreekbare stoffen in reinwater sterk gecorreleerd waren. Om te achterhalen welke van deze twee mechanismen verantwoordelijk was voor de sterke correlatie tussen  $BP_7$  en  $BPC_{14}$ , is de  $BPC_{14}$ - $BPC_7$  berekend als indicatie voor de hoeveelheid moeilijk afbreekbare stoffen. De  $BPC_{14}$ - $BPC_7$  parameter bevat alleen de ATP-opbrengst van micro-organismen die na zeven dagen incubatie in de BPP-test nog actief waren, het moment waarop gemakkelijk afbreekbare stoffen al door micro-organismen waren omgezet. De relaties tussen de loggetransformeerde waarden van  $BP_7$  en  $BPC_{14}$ - $BPC_7$  en tussen de loggetransformeerde waarden van  $BPC_{14}$  en  $BPC_{14}$ - $BPC_7$  zijn weergegeven in Figuur 3.19. Zowel de  $BP_7$  als de  $BPC_{14}$  laten een significante en sterke relatie ( $R^2$  van 0,94 en 0,98) zien met deze  $BPC_{14}$ - $BPC_7$  waarde. Dit laat dus zien dat de concentratie gemakkelijk afbreekbare stoffen ( $BP_7$ ) en moeilijk afbreekbare stoffen ( $BPC_{14}$ - $BPC_7$ ) in reinwater sterk gecorreleerd waren. In de verdere correlatie- en meervoudige regressieanalyses werd daarom alleen de  $BP_7$ -waarde meegenomen.

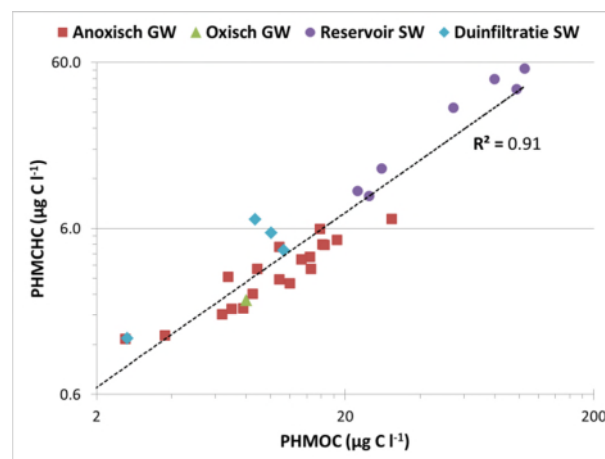
Naast de  $BPC_{14}$ - $BPC_7$  werd ook de  $BP_7$ - $BP_0$  berekend. Deze  $BP_7$ - $BP_0$  berekent expliciet de maximale hoeveelheid actieve biomassa die zich heeft kunnen vormen tijdens de BPP-test. Deze parameter correleert minder sterk met de andere BPP-parameters ( $BP_7$ ,  $BPC_{14}$ ,  $BPC_{14}$ - $BPC_7$ ;  $R^2 < 0,53$ ) en lijkt daarmee andere informatie te bevatten dan de parameter  $BP_7$ . Dit is ook te verwachten, doordat met de  $BP_7$ - $BP_0$  de hoeveelheid afbreekbare verbindingen worden bepaald die zorgen voor vermeerdering van de biomassa, terwijl de  $BP_7$  ook wordt veroorzaakt door afbreekbare stoffen die nodig zijn om de hoeveelheid biomassa in stand te houden (de zogenoemde maintenance-energie). Het gebrek aan een sterke correlatie tussen de  $BP_7$  en  $BP_7$ - $BP_0$  laat zien dat de concentratie afbreekbare verbindingen die een verhoogde biomassa veroorzaken niet gecorreleerd is met de concentratie afbreekbare verbindingen die nodig zijn om de biomassa in stand te houden. Het is ook niet onlogisch dat verhoogde nagroei van KG22 en *Aeromonas* eerder optreedt wanneer het water een groeipotentie heeft om extra biomassa te vormen, dan wanneer water een groeipotentie heeft om alleen de biomassa in stand te houden. In de vervolganalyses is daarom naast de  $BP_7$  ook de  $BP_7$ - $BP_0$  meegenomen.



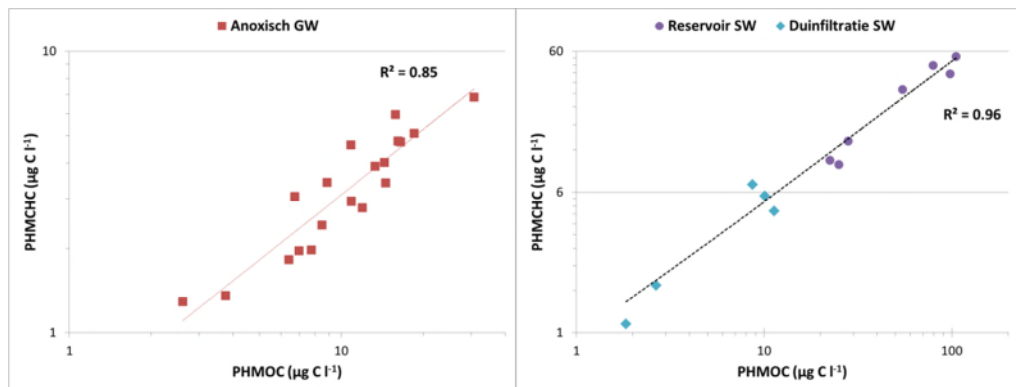


Figuur 3.19. De relatie tussen loggetransformeerde waarden van  $BPC_{14}-BPC_7$  (maat voor moeilijk afbreekbare stoffen voor micro-organismen) en  $BP_7$  (maat voor gemakkelijk afbreekbare stoffen voor micro-organismen) (links) of  $BPC_{14}$  (maat voor totaal afbreekbare stoffen voor micro-organismen) (rechts) in reinwater van 37 verschillende locaties.

De loggetransformeerde PHMOC- en PHMCHC-concentraties van het reinwater waren ook significant en sterk gecorreleerd ( $R^2=0,91$ ) (Figuur 3.20). De PHMCHC maakt deel uit van het PHMOC en de sterke correlatie tussen beide parameters laat zien dat de PHMCHC een redelijk vast percentage ( $31,6 \pm 13,8\%$ ) was van de PHMOC. Figuur 3.20 laat ook zien dat de relatie tussen beide parameters in reinwater bereid uit anoxisch grondwater mogelijk anders was dan de relatie tussen beide parameters bereid uit oppervlaktewater (na duinfiltratie en na reservoir). Daarom werden de relaties tussen de loggetransformeerde PHMOC- en PHMCHC-concentraties van het reinwater apart uitgezet voor reinwater bereid uit anoxisch grondwater en voor reinwater bereid uit oppervlaktewater (Figuur 3.21).



Figuur 3.20. De relatie tussen loggetransformeerde PHMOC- en PHMCHC-concentraties van het reinwater van 36 verschillende locaties.



Figuur 3.21. De relatie tussen loggetransformeerde PHMOC- en PHMCHC-concentraties van het reinwater bereid uit anoxisch grondwater (links) en uit oppervlaktewater (rechts).

De loggetransformeerde PHMOC- en PHMCHC-concentraties voor reinwater bereid uit anoxisch grondwater en reinwater bereid uit oppervlaktewater waren significant en sterk ( $R^2 \geq 0,85$ ), waarbij de sterkte van de correlatie hoger was voor reinwater bereid uit oppervlaktewater ( $R^2=0,96$ ) dan voor reinwater bereid uit anoxisch grondwater ( $R^2=0,85$ ). Tevens werd waargenomen dat in reinwater bereid uit anoxisch grondwater de PHMCHC  $31,6 \pm 7,8\%$  van de PHMOC fractie uitmaakte, terwijl dit in reinwater bereid uit oppervlaktewater significant hoger is ( $49,9 \pm 11,7\%$ ) (Mann-Whitney,  $p < 0,01$ ). Door de sterke correlatie tussen PHMOC en PHMCHC werd in de verdere correlatie- en meervoudige regressieanalyse alleen de PHMOC-concentratie meegenomen.

### 3.3 Relaties tussen biologische stabiliteitsparameters en KG22/*Aeromonas*

De relatie tussen PHMOC en PHMCHC in het reinwater liet zien dat de relatie tussen deze twee parameters anders was voor de locaties waar grondwater voor de drinkwaterbereiding wordt gebruikt dan voor de locaties waar oppervlaktewater werd gebruikt voor de drinkwaterbereiding. Dit is een indicatie dat de bron die voor de drinkwaterbereiding wordt gebruikt van invloed is op de biologische stabiliteitsparameters. De rangschikking van de productielocaties naar iedere biologische stabiliteitsparameter liet ook zien dat de bron soms van invloed is op de hoogte van de biologische stabiliteitsparameter (zie paragraaf 3.1). Op basis van deze waarnemingen werd besloten om de relatie tussen de biologische stabiliteitsparameters in het reinwater en de KG22- of *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater per bron (grondwater of oppervlaktewater) te bestuderen en ook per bron aandachtswaarden af te leiden.

#### 3.3.1 Relatie *Aeromonas*/KG22 en biologische stabiliteitsparameters bij locaties met hoogste *Aeromonas*/KG22-aantallen

In een eerste stap om tot mogelijke aandachtswaarden voor de nieuwe biologische stabiliteitsparameters te komen, werden de vier productielocaties met de hoogste geometrisch gemiddelden voor KG22 en de hoogste 90-percentielen voor *Aeromonas* in gedistribueerd drinkwater bereid uit grondwater en uit oppervlaktewater geïdentificeerd. Tevens werd voor deze productielocaties achterhaald hoe hoog ze rangschikken voor iedere biologische stabiliteitsparameter in het reinwater om zodoende biologische stabiliteitsparameters te vinden die linken aan de hoge KG22- en *Aeromonas*-aantallen. Daarbij werd speciale aandacht gegeven aan de productielocaties die een geometrisch gemiddelde voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater hadden die hoger was dan  $20 \text{ kve ml}^{-1}$  of de productielocaties die een 90-percentiel voor *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater hadden die hoger was dan  $800 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ .

### 3.3.1.1 Grondwaterlocaties

De vier productielocaties met het hoogste geometrische gemiddelde voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater waren Nuland, Nietap, Spannenburg (voor ingebruikname ionenwisseling) en Sint Jansklooster (voor ingebruikname ionenwissing). Bij de locaties Nuland en Nietap was het geometrisch gemiddelde voor KG22 ook hoger dan 20 kve ml<sup>-1</sup> (Tabel 3.3A). In Tabel 3.3A is ook de rangschikking van deze vier pompstations weergegeven voor iedere biologische stabiliteitsparameter, waarbij de tabelcellen groen werden gemarkeerd als één van deze productielocaties in de top 4 van een biologische stabiliteitsparameters was gerangschikt. Uit deze analyse werden vervolgens biologische stabiliteitsparameters geselecteerd waar alle vier de productielocaties hoog eindigde in de rangschikking en deze parameters zijn geel gemarkeerd in Tabel 3.3A. De verwachting is dat deze biologische stabiliteitsparameters voorspellend zijn voor de KG22-aantallen in het voorzieningsgebied. De op deze manier geselecteerde parameters waren ATP, TOC, BP<sub>7</sub> en BAS. Voor ATP, TOC en BP<sub>7</sub> eindigden de vier productielocaties in de top 6, terwijl voor de BAS alleen de vierde productielocatie (Sint Jansklooster) minder hoog eindigde (rangschikking 10). Doordat de twee productielocaties met een geometrisch KG22 gemiddelde boven de 20 kve ml<sup>-1</sup>, ook de productielocaties waren met de hoogste BAS-waarden voor het reinwater bereid uit grondwater, werd deze parameter ook geel gemarkeerd in Tabel 3.3A als mogelijke voorspellende parameter.

Dezelfde strategie werd ook uitgevoerd voor het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater (Tabel 3.3A). De vier productielocaties met de hoogste 90-percentielen voor *Aeromonas* waren in dit geval Sint Jansklooster, Spannenburg, Nietap en Grubbenvorst. Bij de locaties Sint Jansklooster en Spannenburg waren de 90-percentielen voor *Aeromonas* ook hoger dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>. Deze vier locaties rangschikte alle vier hoog bij de biologische stabiliteitsparameters BP<sub>7</sub> (top 6), BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> (top 7) en TOC. Voor TOC eindigde de vierde productielocatie (Grubbenvorst) wel laag in de rangschikking (plek 17), maar doordat Sint Jansklooster (met 90-percentiel voor *Aeromonas* boven de 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>) de hoogste TOC-waarde had en bekend is dat ook het reinwater van Spannenburg voor ingebruikname van ionenwisseling een zeer hoge TOC-concentratie had, werd deze parameter ook geel gemarkeerd in Tabel 3.3A als mogelijke voorspellende parameter.

### 3.3.1.2 Oppervlaktewaterlocaties

De productielocaties Kralingen, Baanhoek, Berenplaat en de Punt hadden de hoogste geometrische gemiddelden voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater dat is bereid uit oppervlaktewater (Tabel 3.3B). Geen van deze geometrische gemiddelden waren echter hoger dan 20 kve ml<sup>-1</sup>. Deze vier locaties rangschikte hoog voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> (top 5), AOC-A3 (top 6), FeAS (top 6) en PHMOC (top 7), dus deze vier biologische stabiliteitsparameters van het reinwater bereid uit oppervlaktewater zijn mogelijk voorspellend voor KG22-aantallen in het gedistribueerde drinkwater.

De productielocaties Kralingen, Berenplaat, de Punt en Baanhoek hadden ook de hoogste 90-percentielen voor *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater dat werd bereid uit oppervlaktewater (Tabel 3.3B). Deze 90-percentielen voor *Aeromonas* waren in alle vier de gevallen hoger dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>. Daarnaast had ook productielocatie Andijk een 90-percentiel voor *Aeromonas* dat hoger was dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> en daarom werd deze locatie ook opgenomen in Tabel 3.3B. Vier van deze vijf locaties rangschikte bij de top 4 voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> en PHMOC. Daarnaast rangschikte alle vijf de locaties bij de top 6 voor AOC-A3 en FeAS, dus deze vier biologische stabiliteitsparameters zijn mogelijk voorspellend voor de *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater.

Tabel 3.3 De vier locaties (A: grondwater; B: oppervlaktewater) met hoogste geometrisch gemiddelde voor KG22 (boven) of 90-percentiel voor Aeromonas (onder) en de rangschikking van deze locaties ten opzichte van alle locaties voor iedere biologische stabiliteitsparameter. Groen gemarkeerd: locatie gerangschikt binnen top 4 voor deze parameter; geel gemarkeerd: in potentie voorspellende parameter voor KG22- of Aeromonas-aantallen in gedistribueerd drinkwater.

A				KG22 GG		Aero 90P	ATP	TOC	BP7	BP7-BP0	AOC-A3	BAS	BVS	FeAS	FeAfS	PHMOC	PFe
Rank	locatie	N	(kve / ml)	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank
1	Nuland	33	32.2	9	1	4	3	15	3	2	NB	15	NB	14	20		
2	Nietap	66	28.5	3	6	5	5	3	13	1	3	2	5	3	3		
3	Spannenburg	759	16.8	1	NB	NB	1	4	2	NB	NB	NB	NB	NB	NB		
4	St Jans klooster	198	14.5	1	4	1	4	1	1	10	NB	14	NB	16	5		
totaal ps geanalyseerd				23	22	23	24	24	22	22	14	22	14	23	22		
Aeromonas 90P				KG22 GG	ATP	TOC	BP7	BP7-BP0	AOC-A3	BAS	BVS	FeAS	FeAfS	PHMOC	PFe		
Rank	locatie	N	(kve / 100 ml)	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank		
1	St Jans klooster	180	900	5	4	1	4	1	1	10	NB	14	NB	16	5		
1	Spannenburg	761	900	4	NB	NB	1	4	2	NB	NB	NB	NB	NB	NB		
3	Nietap	66	585	3	6	5	5	3	13	1	3	2	5	3	3		
4	Grubbenvorst	16	510	9	9	17	6	7	18	11	14	6	4	12	1		
totaal ps geanalyseerd				24	22	23	24	24	22	22	14	22	14	23	22		

B				KG22 GG		Aero 90P	ATP	TOC	BP7	BP7-BP0	AOC-A3	BAS	BVS	FeAS	FeAfS	PHMOC	PFe
Rank	locatie	N	(kve / ml)	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank
1	Kralingen	494	16.0	1	6	9	5	3	2	1	1	3	NB	2	NB		
2	Baanhoek	141	9.3	4	2	5	1	4	NB	6	NB	6	NB	4	7		
3	Berenplaat	656	9.1	2	9	6	3	1	1	2	NB	4	NB	1	5		
4	De Punt	66	7.6	3	7	2	7	5	6	9	7	2	2	7	1		
totaal ps geanalyseerd				13	11	13	13	13	10	11	7	11	6	13	10		
Aeromonas 90P				KG22 GG	ATP	TOC	BP7	BP7-BP0	AOC-A3	BAS	BVS	FeAS	FeAfS	PHMOC	PFe		
Rank	locatie	N	(kve / 100 ml)	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank	rank		
1	Kralingen	299	3720	1	6	9	5	3	2	1	2	3	NB	2	NB		
2	Berenplaat	332	3100	3	9	6	3	1	1	2	NB	4	NB	1	5		
3	de Punt	66	3050	4	7	2	7	5	6	9	7	2	1	7	1		
4	Baanhoek	43	1170	2	2	5	1	4	NB	6	NB	6	NB	4	7		
5	Andijk	299	954	6	1	7	2	2	4	3	NB	5	NB	3	3		
totaal ps geanalyseerd				13	11	13	13	13	10	11	7	11	6	13	10		

### 3.3.1.3 Mogelijke aandachtswaarden gebaseerd op locaties met hoogste KG22/*Aeromonas*

De resultaten beschreven in paragraaf 3.3.1.1 en 3.3.1.2 laten zien dat sommige biologische stabiliteitsparameters in reinwater mogelijk voorspellend zijn voor KG22 (geometrisch gemiddelde) en/of *Aeromonas* (90-percentiel) in het gedistribueerde drinkwater bij productielocaties die de hoogste waarden hadden voor deze twee nagroeiparameters. Deze informatie werd daarom gebruikt om mogelijke aandachtswaarden voor deze voorspellende biologische stabiliteitsparameters af te leiden. Daarbij werd als uitgangspunt genomen dat dergelijke mogelijke aandachtswaarden gerelateerd zouden moeten zijn aan productielocaties waar het geometrisch gemiddelde van KG22 van het gedistribueerde drinkwater hoger was dan 20 kve ml<sup>-1</sup> en het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater hoger was dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>. Hiervoor werd onderzocht wat de laagste waarden waren bij de productielocaties (gesplitst naar bron) die KG22 en *Aeromonas*-waarden hadden die boven deze 20 kve ml<sup>-1</sup> en 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> lagen (Tabel 3.4 t/m 3.6).

#### *Grondwaterlocaties – geometrisch gemiddelde KG22*

Voor productielocaties waar drinkwater werd bereid uit grondwater waren ATP, TOC, BP<sub>7</sub> en BAS de mogelijke voorspellende biologische stabiliteitsparameters in het reinwater voor het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater. Van de locaties waar het geometrisch gemiddelde voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater hoger was dan in dit rapport gebruikte grenswaarde van 20 kve ml<sup>-1</sup>, had Nietap de laagste concentratie voor ATP in het reinwater (3,9 ng ATP l<sup>-1</sup>). Op basis van die waarde werd 4,0 ng ATP l<sup>-1</sup> als mogelijke aandachtswaarde voor ATP afgeleid. Van de top 4 locaties voor het geometrisch gemiddelde van KG22 (Nuland, Nietap, Spannenburg en Sint Jansklooster) had Nietap dus een ATP-concentratie die net onder deze mogelijke aandachtswaarde ligt. De ATP-concentratie in het reinwater van Spannenburg (voor introductie van ionenwisseling) werd niet binnen dit onderzoek bepaald, maar wel in een eerdere studie (2007) waarbij de ATP-concentratie van het reinwater ook boven de 4,0 ng ATP l<sup>-1</sup> was (van der Wielen & van der Kooij, 2009). Productielocaties Zuidwolde, Haaren en Reijerwaard hadden ook ATP-concentraties in het reinwater die hoger waren dan 4,0 ng ATP l<sup>-1</sup>. Deze twee laatste locaties hadden echter relatief lage geometrisch gemiddelden voor KG22 in het gedistribueerde water (Haaren: 1,4 kve ml<sup>-1</sup>; Reijerwaard: 0,6 kve ml<sup>-1</sup>), waardoor deze twee locaties laag eindigde in de rangschikking naar het geometrisch gemiddelde van KG22.

Een vergelijkbare exercitie werd ook uitgevoerd voor de drie andere mogelijke voorspellende parameters en daaruit kwam een mogelijke aandachtswaarde voor TOC van 3,0 mg C l<sup>-1</sup>, voor BP<sub>7</sub> van 6,5 ng ATP l<sup>-1</sup> en voor BAS van 30 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> (Tabel 3.4). Met deze aandachtswaarde voor TOC werd waargenomen dat de top 4 locaties (voor Spannenburg gebaseerd op een eerder gerapporteerde TOC-concentratie voor het reinwater, van der Wielen & van der Kooij, 2009) en Oldeholtage een TOC-concentratie in het reinwater hadden die boven deze mogelijke aandachtswaarde was. Productielocatie Oldeholtage had een geometrisch gemiddelde voor KG22 van 9,9 kve ml<sup>-1</sup> in het gedistribueerde drinkwater en rangschikte daarmee ook relatief hoog onder de productielocaties waar drinkwater werd bereid uit grondwater. Naast de top 4 locaties had ook Reijerwaard een BP<sub>7</sub> in het reinwater die boven de mogelijke aandachtswaarde van 6,5 ng ATP l<sup>-1</sup> lag, terwijl het gedistribueerde drinkwater van die locatie een relatief lage waarde voor het geometrisch gemiddelde van KG22 had. De locatie Reijerwaard had daarnaast ook een BAS-waarde in het reinwater die hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde die voor de BAS werd voorgesteld. Van de top 4 locaties had Sint Jansklooster echter een BAS-waarde die lager was dan de mogelijke aandachtswaarde, terwijl de BAS-waarden van het reinwater van Spannenburg niet bekend is.

Tabel 3.4 Mogelijke aandachtswaarden voor verschillende biologische stabiliteitsparameters in relatie tot geometrisch gemiddelde KG22 van 24 productielocaties waar grondwater werd behandeld

Parameter <sup>a</sup>	Laagste waarde locatie > 20 kve ml <sup>-1</sup> , <sup>b</sup>	Mogelijke aandachtswaarde	Locaties > aandachtswaarde <sup>c</sup>
ATP (ng l <sup>-1</sup> )	3,9	> 4,0	<b>Nuland (1)<sup>d</sup>, Nietap (2)<sup>e</sup></b> , Sint Jans klooster (4), Zuidwolde (uitbijter), Haaren (14) en Reijerwaard (21)
TOC (mg l <sup>-1</sup> )	3,1	> 3,0	<b>Nuland (1), Nietap (2)</b> , Sint Jans klooster (4), Zuidwolde (uitbijter) en Oldeholt pade (6)
BP <sub>7</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	6,8	> 6,5	<b>Nuland (1), Nietap (2)</b> , Spannenburg (3), Sint Jans klooster (4), Zuidwolde (out) en Reijerwaard (21)
BAS (pg ATP cm <sup>2</sup> d <sup>-1</sup> )	34	> 30	<b>Nuland (1), Nietap (2), Sint Jans klooster (4)</b> en Reijerwaard (21)

<sup>a</sup> Biologische stabiliteitsparameter die werd bepaald op het reinwater van de productielocaties

<sup>b</sup> Dit was de laagste waarde voor een bepaalde biologische stabiliteitsparameter, die werd waargenomen voor het reinwater van één van de productielocaties met KG22-GG in het gedistribueerde drinkwater > 20 kve ml<sup>-1</sup> (Nuland en Nietap).

<sup>c</sup> Hier zijn de productielocaties weergegeven die een waarde voor de desbetreffende biologische stabiliteitsparameter in het reinwater hadden die hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde.

<sup>d</sup> Vetgedrukte productielocatie betekent een productielocatie waar KG22-GG in het gedistribueerde drinkwater hoger was dan 20 kve ml<sup>-1</sup>.

<sup>e</sup> Een doorgestreepte productielocatie betekent dat deze productielocatie wel bij de top 4 KG22-GG behoorde, maar dat de desbetreffende waarde voor de biologische stabiliteitsparameter in het reinwater lager was dan de mogelijke aandachtswaarde.

Tabel 3.5 Mogelijke aandachtswaarden voor verschillende biologische stabiliteitsparameters in relatie tot 90-percentiel *Aeromonas* van 24 productielocaties waar grondwater wordt behandeld

Parameter <sup>a</sup>	Laagste waarde loc. > 800 kve 100 ml <sup>-1</sup> , <sup>b</sup>	Mogelijke aandachtswaarde	Locaties > aandachtswaarde <sup>c</sup>
TOC (mg l <sup>-1</sup> )	5,9	> 5,0	<b>St-Jans klooster (1)<sup>d</sup></b>
BP <sub>7</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	8,2	> 8,0	<b>St-Jans klooster (1), Spannenburg (2)</b> , Nuland (9) en Reijerwaard (14)
BP <sub>7</sub> -BP <sub>0</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	2,8	> 2,5	<b>St-Jans klooster (1), Spannenburg (2)</b> en Reijerwaard (14)

<sup>a</sup> Biologische stabiliteitsparameter die werd bepaald op het reinwater van de productielocaties

<sup>b</sup> Dit was de laagste waarde voor een bepaalde biologische stabiliteitsparameter, die werd waargenomen voor het reinwater van één van de productielocaties met *Aeromonas*-90P in het gedistribueerde drinkwater > 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> (Sint Jans klooster en Spannenburg).

<sup>c</sup> Hier zijn de productielocaties weergegeven die een waarde voor de desbetreffende biologische stabiliteitsparameter in het reinwater hadden die hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde.

<sup>d</sup> Vetgedrukte productielocatie betekent een productielocatie waar *Aeromonas*-90P in het gedistribueerde drinkwater hoger was dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>.

#### *Grondwaterlocaties – 90-percentiel Aeromonas*

Dezelfde procedure als hierboven beschreven werd ook toegepast voor het 90-percentiel van *Aeromonas* en productielocaties waar drinkwater uit grondwater werd bereid en daarbij werden mogelijke aandachtswaarden afgeleid voor de drie biologische stabiliteitsparameters TOC, BP<sub>7</sub> en BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> (Tabel 3.5).

Van de twee locaties waar het 90-percentiel voor *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater hoger was dan in dit rapport gebruikte grenswaarde van 800 kve ml<sup>-1</sup> (Sint Jans klooster en Spannenburg), was binnen dit onderzoek alleen een TOC-waarde verkregen voor het reinwater van Sint Jans klooster (5,9 mg C l<sup>-1</sup>). Op basis daarvan werd een mogelijke aandachtswaarde van 5,0 mg C l<sup>-1</sup> voor TOC afgeleid. In bovenstaande alinea is echter al aangegeven dat in het verleden voor het reinwater van Spannenburg (voordat ionenwisseling werd geïnstalleerd) ook een TOC-waarde van boven de 5,0 mg C l<sup>-1</sup> werd gemeten. De locaties Sint Jans klooster en Spannenburg waren daarmee de enige productielocaties van de onderzochte locaties waar drinkwater werd bereid uit grondwater, die TOC-concentraties in het reinwater hadden boven deze mogelijke aandachtswaarde.

Voor BP<sub>7</sub> en BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> werden op dezelfde manier een mogelijke aandachtswaarde afgeleid voor het reinwater van 8,0 ng ATP l<sup>-1</sup> en 2,5 ng ATP l<sup>-1</sup>, respectievelijk. Naast Sint Jans klooster en Spannenburg, had ook het reinwater van enkele andere locaties waarden boven de mogelijke grenswaarde voor BP<sub>7</sub> (Nuland, Reijerwaard) en BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> (Reijerwaard). Het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bij deze twee locaties waren echter 120 kve 100 ml<sup>-1</sup> voor Nuland en 10 kve 100 ml<sup>-1</sup> voor Reijerwaard, beduidend lager dan de in dit rapport gehanteerde grenswaarde van 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>.

#### *Oppervlaktewaterlocaties – geometrisch gemiddelde KG22*

Bij geen van de locaties waar drinkwater werd bereid uit oppervlaktewater was het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater boven de in dit rapport gehanteerde 20 kve ml<sup>-1</sup>. Hierdoor was het niet mogelijk om op de met hierboven beschreven wijze aandachtswaarden voor biologische stabiliteitsparameters af te leiden voor het geometrisch gemiddelde van KG22.

#### *Oppervlaktewaterlocaties – 90 percentiel Aeromonas*

Er waren vijf productielocaties waar het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater boven de in de rapport gebruikte grenswaarde van 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> was, waardoor het wel mogelijk was om op basis van *Aeromonas* mogelijke aandachtswaarden af te leiden voor biologische stabiliteitsparameters in het reinwater (Tabel 3.6). De vier parameters BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>, AOC-A3, FeAS en PHMOC werden geïdentificeerd als mogelijke voorspellende parameters voor het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit oppervlaktewater. Voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> werd op de eerder beschreven manier een mogelijke aandachtswaarde afgeleid van 4,0 ng ATP l<sup>-1</sup>, voor AOC-A3 een mogelijke aandachtswaarde van 0,5 µg C l<sup>-1</sup>, voor FeAS een mogelijke aandachtswaarde van 0,3 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> en voor PHMOC een mogelijke aandachtswaarde van 20 µg C l<sup>-1</sup> (Tabel 3.6).

Alleen de vijf productielocaties met een 90-percentiel voor *Aeromonas* boven de 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> hadden een BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>-waarde die boven de mogelijke aandachtswaarde van 4,0 ng ATP l<sup>-1</sup> was en een FeAS-waarde die boven de mogelijke aandachtswaarde van 0,3 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> was (Tabel 3.6).

Tabel 3.6 Mogelijke aandachtswaarden voor biologische stabiliteitsparameters in relatie tot 90-percentiel *Aeromonas* van 13 productielocaties waar oppervlaktewater werd behandeld

Parameter	Laagste waarde loc. > 800 kve 100 ml <sup>-1</sup> , <sup>a</sup>	Eén-na-laagste waarde <sup>a</sup>	Mogelijke aandachtswaarde	Locaties > aandachtswaarde <sup>b</sup>
BP <sub>7</sub> -BP <sub>0</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	4,2		> 4,0	Kralingen (1) <sup>c</sup> , Berenplaat (2), de Punt (3), Baanhoek (4) en Andijk (5)
AOC-A3 (µg C l <sup>-1</sup> )	0,5		> 0,5	Kralingen (1), Berenplaat (2), de Punt (3), Baanhoek (4), Andijk (5), Weesperkarspel (6) en Braakman (11)
AOC-A3 (µg C l <sup>-1</sup> )		4,1	> 4,0	Kralingen (1), Berenplaat (2), <del>de Punt (3)</del> <sup>d</sup> , Baanhoek (4), Andijk (5), Braakman (11)
FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,32		> 0,3	Kralingen (1), Berenplaat (2), de Punt (3), Baanhoek (4) en Andijk (5)
PHMOC (µg C l <sup>-1</sup> )	22,5		> 20	Kralingen (1), Berenplaat (2), de Punt (3), Baanhoek (4), Andijk (5), Weesperkarspel (6) en Braakman (11)
PHMOC (µg C l <sup>-1</sup> )		54,5	> 50,0	Kralingen (1), Berenplaat (2), <del>de Punt (3)</del> , Baanhoek (4) en Andijk (5)

<sup>a</sup> Dit is de laagste of één-na-laagste waarde voor een bepaalde biologische stabiliteitsparameter, die werd waargenomen voor het reinwater van één van de productielocaties met *Aeromonas*-90P in het gedistribueerde drinkwater > 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>

<sup>b</sup> Hier zijn de productielocaties weergegeven die een waarde voor de desbetreffende biologische stabiliteitsparameter in het reinwater hadden die hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde.

<sup>c</sup> Vetgedrukte productielocatie betekent een productielocatie waar *Aeromonas*-90P in het gedistribueerde drinkwater hoger was dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>.

<sup>d</sup> Een doorgestreepte productielocatie betekent dat deze productielocatie wel bij de top 4 *Aeromonas*-90P behoorde, maar dat de desbetreffende waarde voor de biologische stabiliteitsparameter in het reinwater lager was dan de mogelijke aandachtswaarde



Voor de parameters AOC-A3 en PHMOC hadden naast deze vijf productielocaties ook Weesperkarspel en Braakman een AOC-A3- en PHMOC-concentratie boven de mogelijke aandachtswaarde van  $0,5 \mu\text{g C l}^{-1}$  en  $20 \mu\text{g C l}^{-1}$ , respectievelijk. Doordat het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater van Weesperkarspel ( $400 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ ) en Braakman ( $51 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ ) duidelijk lager waren dan de in dit rapport gebruikte grenswaarde van  $800 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ , werd ook onderzocht wat de mogelijke aandachtswaarde voor AOC-A3 en PHMOC zou worden wanneer de één-na-laagste waarde zou worden gebruikt van de vijf locaties waar het 90-percentiel van *Aeromonas* hoger is dan  $800 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ . De mogelijke aandachtswaarde voor AOC-A3 werd in dat geval  $4,0 \mu\text{g C l}^{-1}$  en voor PHMOC werd de mogelijke aandachtswaarde  $50 \mu\text{g C l}^{-1}$  (Tabel 3.6). Van de vijf locaties met een *Aeromonas* 90-percentiel van boven de  $800 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ , had alleen De Punt een AOC-A3 concentratie die lager was dan deze mogelijke aandachtswaarde. Daarnaast had Braakman een AOC-A3 concentratie in het reinwater die hoger was dan deze mogelijke aandachtswaarde, terwijl het *Aeromonas* 90-percentiel van het gedistribueerde drinkwater bij deze locaties laag was ( $51 \text{ kve } 100 \text{ ml}^{-1}$ ). Alleen de vijf locaties met een *Aeromonas* 90-percentiel van boven de 800 (met uitzondering van De Punt) hadden een PHMOC-concentratie boven de mogelijke aandachtswaarde van  $50 \mu\text{g C l}^{-1}$ .

Uit deze analyses kwamen dus verschillende mogelijke biologische stabiliteitsparameters en verschillende mogelijke aandachtswaarden naar voren die een relatie hebben met verhoogde KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het voorzieningsgebied. Naast deze analysemethode worden in de volgende paragrafen nog twee andere analysemethoden beschreven waarmee ook mogelijke aandachtswaarden voor een aantal biologische stabiliteitsparameters werden afgeleid. In het algemene discussiehoofdstuk (hoofdstuk 4) worden vervolgens de verschillende afgeleide mogelijke parameters en aandachtswaarden onderling vergeleken en bediscussieerd en op basis van die bespreking worden de definitieve parameters en aandachtswaarden opgesteld.

### 3.3.2 Enkelvoudige correlatieanalyse *Aeromonas*/KG22 en biologische stabiliteitsparameters

De relaties tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters gemeten in het reinwater en KG22 of *Aeromonas* gemeten in het gedistribueerde drinkwater werd verder onderzocht door lineaire correlaties tussen deze parameters te bepalen. Daarbij werd de Pearson correlatie berekend en omdat voor deze analyse de data van iedere parameter bij voorkeur normaal verdeeld dient te zijn, werden de normaalverdeelde gegevens voor iedere parameter gebruikt. Voor de meeste parameters betekent dit dat de loggetransformeerde waarden werden gebruikt.

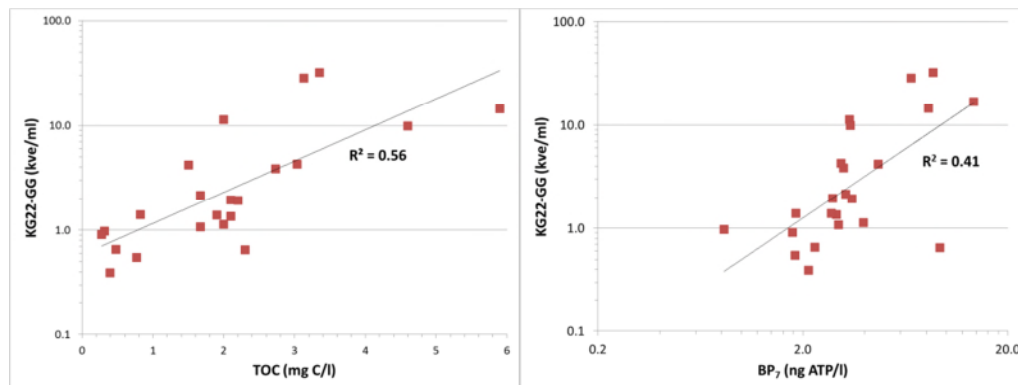
#### 3.3.2.1 Grondwaterlocaties

De resultaten van de Pearson correlatie analyses voor de grondwaterlocaties zijn weergegeven in Tabel 3.7. Vijf van de elf biologische stabiliteitsparameters (ATP, TOC, BP<sub>7</sub>, AOC-A3 en BAS) gemeten in het reinwater waren statistisch significant gecorreleerd met KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater ( $p < 0.05$ ). Bij drie van deze vijf biologische stabiliteitsparameters (ATP, AOC-A3 en BAS) was de correlatie echter zwak ( $R^2 < 0,4$ , wat betekent dat minder dan 40% van de variatie in KG22 of *Aeromonas* werd verklaard met de variatie in de biologische stabiliteitsparameter), waardoor deze drie parameters waarschijnlijk niet heel betrouwbaar de aantallen KG22 en *Aeromonas* in het distributiesysteem kunnen voorspellen.

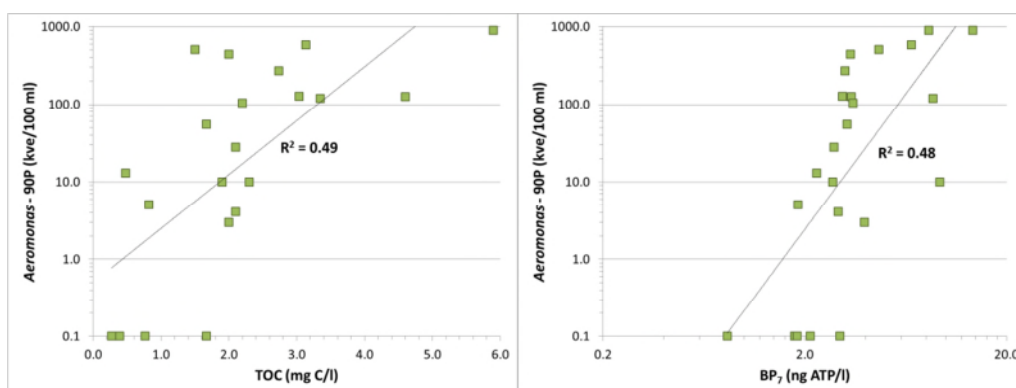
Tabel 3.7 Statistische resultaten van Pearson correlatie op de biostabiliteitsparameters in reinwater en KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater.

Biostabiliteit Parameter	Statistische parameter	LG KG22 GG	LG Aero 90P	Biostabiliteit Parameter	Statistische parameter	LG KG22 GG	LG Aero 90P
ATP	R <sup>2</sup>	0.32	0.21	LG BAS	R <sup>2</sup>	0.21	0.29
	p-waarde	0.01	0.03		p-waarde	0.04	0.01
	N	21	21		N	21	21
FeAFS	R <sup>2</sup>	0.08	0.05	LG BVS	R <sup>2</sup>	0.12	0.14
	p-waarde	0.34	0.43		p-waarde	0.24	0.21
	N	14	14		N	13	13
TOC	R <sup>2</sup>	0.56	0.49	LG FeAS	R <sup>2</sup>	0.06	0.06
	p-waarde	0.00	0.00		p-waarde	0.30	0.28
	N	22	22		N	21	21
LG BP7	R <sup>2</sup>	0.41	0.48	LG PHMOC	R <sup>2</sup>	0.01	0.14
	p-waarde	0.00	0.00		p-waarde	0.66	0.09
	N	23	23		N	22	22
LG((BP7-BP0))+1)	R <sup>2</sup>	0.15	0.08	LG PFe	R <sup>2</sup>	0.07	0.16
	p-waarde	0.07	0.18		p-waarde	0.26	0.07
	N	23	23		N	21	21
LG AOC A3	R <sup>2</sup>	0.29	0.35				
	p-waarde	0.01	0.00				
	N	21	21				

De biologische stabiliteitsparameters TOC en BP<sub>7</sub> in het reinwater hadden wel een relatief sterk verband ( $R^2 > 0,4$ ) met KG22 en *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater. Deze relaties zijn daarom weergegeven in Figuur 3.22 en Figuur 3.23. Deze figuren laten zien dat de datapunten die de correlatie bepalen redelijk goed waren verdeeld over de grafiek, waardoor de sterkte van de correlatie betrouwbaar was en niet werd bepaald door één of enkele datapunten.



Figuur 3.22. De relatie tussen het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater en TOC (N=22) of BP<sub>7</sub> (N=23) in het reinwater bereid uit grondwater.



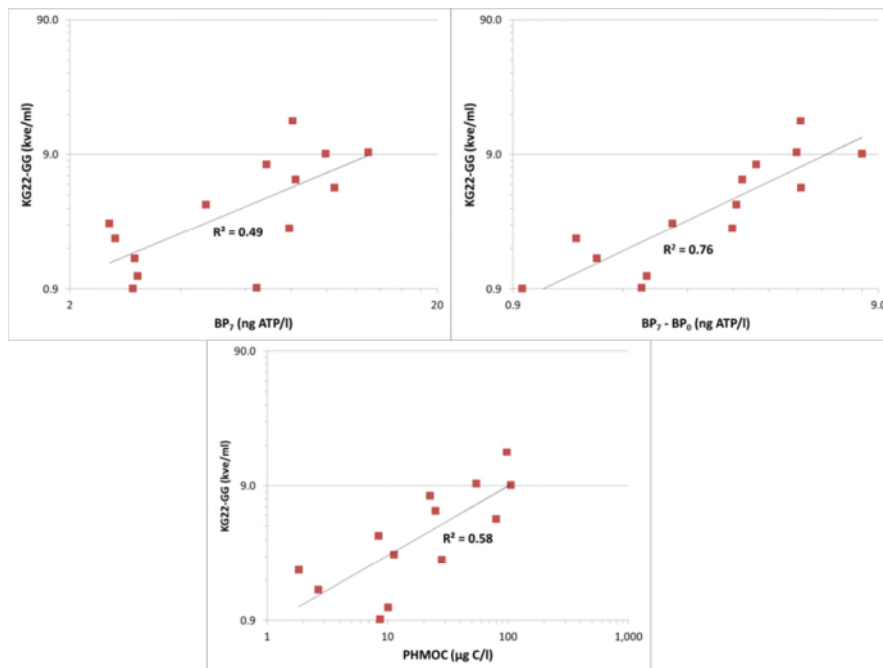
Figuur 3.23. De relatie tussen het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater en TOC ( $N=22$ ) of  $BP_7$  ( $N=23$ ) in het reinwater bereid uit grondwater.

### 3.3.2.2 Oppervlaktewaterlocaties

De Pearson correlatieanalyse is ook uitgevoerd op de biologische stabiliteitsparameters van het reinwater en KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit oppervlaktewater (Tabel 3.8). Drie van de elf biologische stabiliteitsparameters ( $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$  en PHMOC) lieten een statistisch significante correlatie zien met het geometrisch gemiddelde van KG22 en deze relaties waren in alle gevallen relatief sterk ( $R^2 \geq 0,49$ ). Nadat de correlatieanalyse was uitgevoerd voor de biologische stabiliteitsparameters en *Aeromonas*, bleek dat de relaties veelal werden bepaald door de lage aantallen *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater van Burgh-Haamstede (90-percentiel *Aeromonas* < 1 kve 100 ml<sup>-1</sup>). Om de betrouwbaarheid van de correlaties tussen de biologische stabiliteitsparameters en *Aeromonas* te verhogen, werd daarom besloten om locatie Burgh-Haamstede niet mee te nemen in de correlatieanalyse. Wanneer de correlatieanalyse werd uitgevoerd zonder de waarden van locatie Burgh-Haamstede, dan correleerden vier parameters significant met het 90-percentiel van *Aeromonas* ( $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$ , PHMOC en FeAS)(Tabel 3.8). Het verband van deze vier biologische stabiliteitsparameters en *Aeromonas* was relatief sterk ( $R^2 \geq 0,50$ ).

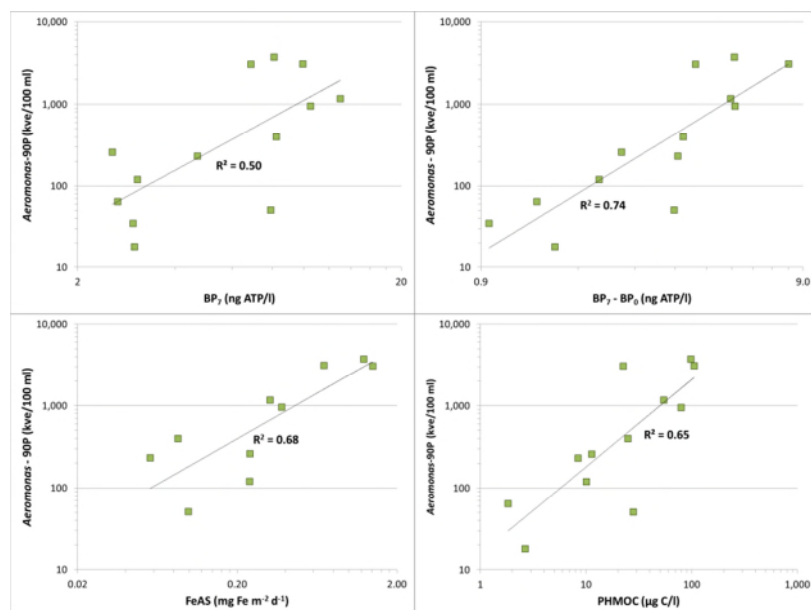
Tabel 3.8 Statistische resultaten van Pearson correlatie op de biostabiliteitsparameters in reinwater en KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit oppervlaktewater.

Biostabiliteit Parameter	Statistische parameter	LG KG22 GG	LG Aero 90P	Biostabiliteit Parameter	Statistische parameter	LG KG22 GG	LG Aero 90P
ATP	R <sup>2</sup>	0.01	0.01	LG BAS	R <sup>2</sup>	0.30	0.30
	p-waarde	0.82	0.77		p-waarde	0.08	0.10
	N	11	10		N	11	10
FeAfS	R <sup>2</sup>	0.23	0.48	LG BVS	R <sup>2</sup>	0.00	0.08
	p-waarde	0.34	0.41		p-waarde	0.97	0.58
	N	6	5		N	7	6
TOC	R <sup>2</sup>	0.17	0.02	LG FeAS	R <sup>2</sup>	0.37	0.68
	p-waarde	0.17	0.65		p-waarde	0.06	0.00
	N	13	12		N	10	10
LG BP7	R <sup>2</sup>	0.49	0.50	LG PHMOC	R <sup>2</sup>	0.58	0.65
	p-waarde	0.01	0.01		p-waarde	0.00	0.00
	N	14	13		N	13	12
LG((BP7-BP0))+1)	R <sup>2</sup>	0.76	0.74	LG PFe	R <sup>2</sup>	0.17	0.23
	p-waarde	0.00	0.00		p-waarde	0.24	0.16
	N	14	13		N	10	10
LG AOC A3	R <sup>2</sup>	0.32	0.20				
	p-waarde	0.09	0.20				
	N	10	10				



Figuur 3.24. De relatie tussen het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater en  $BP_7$  ( $N=14$ ),  $BP_7-BP_0$  ( $N=14$ ) of PHMOC ( $N=13$ ) in het reinwater bereid uit oppervlaktewater.

De relaties tussen  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$ , PHMOC in het reinwater en het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater zijn weergegeven in Figuur 3.24, terwijl de relaties tussen  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$ , PHMOC, FeAS en het 90-percentiel van *Aeromonas* (met uitzondering van datapunt Burgh-Haamstede) zijn weergegeven in Figuur 3.25. Deze figuren laten zien dat de datapunten die de correlatie bepalen, verdeeld zijn over de gehele grafiek, waardoor de sterkte van de correlatie betrouwbaar was en niet werd veroorzaakt door één of enkele datapunten.



Figuur 3.25. De relatie tussen het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater en  $BP_7$  ( $N=13$ ),  $BP_7-BP_0$  ( $N=13$ ), FeAS ( $N=10$ ) en PHMOC ( $N=12$ ) in het reinwater bereid uit oppervlaktewater.

### 3.3.2.3 Mogelijke aandachtswaarden gebaseerd op enkelvoudige regressieanalyse

Uit de bovenstaande paragrafen is gebleken dat de (loggetransformeerde) waarden van sommige biologische stabiliteitsparameters een significant ( $p < 0,05$ ) en relatief sterk ( $R^2 > 0,40$ ) lineair verband lieten zien met loggetransformeerde waarden van KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. In een vervolgstap werden de vergelijkingen van deze relaties berekend en deze zijn weergegeven in Tabel 3.9. De lineaire vergelijkingen werden vervolgens gebruikt om mogelijke aandachtswaarden af te leiden. Daartoe werd voor het geometrisch gemiddelde van KG22 een waarde van 20 kveml<sup>-1</sup> in de vergelijkingen ingevuld en voor het 90-percentiel *Aeromonas* een waarde van 800 kve100 ml<sup>-1</sup>, zodat de bijbehorende waarde voor de verschillende biologische stabiliteitsparameters kon worden berekend (Tabel 3.10). Op basis van die waarden zijn vervolgens mogelijke aandachtswaarden gedefinieerd die ook in Tabel 3.10 zijn weergegeven.

Tabel 3.9 Lineaire vergelijkingen van de significante ( $p < 0,05$ ) en relatief sterke ( $R^2 > 0,40$ ) correlaties tussen enkele biologische stabiliteitsparameters in het reinwater en het geometrisch gemiddelde van KG22 of het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater bereid uit grondwater of oppervlaktewater.

Vergelijking	p-waarde	R <sup>2</sup>
<b>Grondwater</b>		
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{cc}}) = 0,2970 \times \text{TOC} - 0,2320$	< 0,05	0,56
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{cc}}) = 1,316 \times \text{Log}(\text{BP}_7) - 0,2895$	< 0,05	0,41
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 0,6951 \times \text{TOC} - 0,2964$	< 0,05	0,49
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 3,490 \times \text{Log}(\text{BP}_7) - 0,6612$	< 0,05	0,48
<b>Oppervlaktewater</b>		
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{cc}}) = 1,134 \times \text{Log}(\text{BP}_7) - 0,3167$	< 0,05	0,49
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{cc}}) = 1,790 \times \text{Log}((\text{BP}_7 - \text{BP}_0) + 1) - 0,5820$	< 0,05	0,76
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{cc}}) = 0,5156 \times \text{Log}(\text{PHMOC}) - 0,0800$	< 0,05	0,58
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 2,152 \times \text{Log}(\text{BP}_7) + 0,8959$	< 0,05	0,50
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 3,372 \times \text{Log}((\text{BP}_7 - \text{BP}_0) + 1) + 0,3600$	< 0,05	0,74
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 1,108 \times \text{Log}(\text{FeAS}) + 3,373$	< 0,05	0,68
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 1,062 \times \text{Log}(\text{PHMOC}) + 1,196$	< 0,05	0,65

Uit Tabel 3.10 volgt dat de mogelijke aandachtswaarden voor TOC, BP<sub>7</sub>, BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> en PHMOC in relatie tot het geometrisch gemiddelde van KG22 hoger waren dan in relatie tot het 90-percentiel van *Aeromonas*. Voor de locaties waar grondwater werd gebruikt voor de drinkwaterproductie heeft alleen Sint Jansklooster (voor installatie van ionenwisseling) een TOC-gehalte dat hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde voor TOC in relatie tot het geometrisch gemiddelde van KG22 (5,0 mg Cl<sup>-1</sup>). Het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater van Sint Jansklooster was echter wel lager dan 20 kveml<sup>-1</sup> (14,5 kveml<sup>-1</sup>), terwijl dit geometrisch gemiddelde bij Nietap en Nuland wel hoger was (28,5 en 32,2, respectievelijk). Naast Sint Jansklooster hadden ook locaties Zuidwolde en Oldeholtspade (na installatie van ionenwisseling) TOC-concentraties in het reinwater die hoger waren dan de mogelijke aandachtswaarde TOC in relatie tot het 90-percentiel van *Aeromonas* (4,0 mg Cl<sup>-1</sup>). Het 90-percentiel van *Aeromonas* was hoger dan 800 kve100 ml<sup>-1</sup> bij de locatie Sint Jansklooster (900 kve100 ml<sup>-1</sup>), maar niet bij Oldeholtspade (127 kve100 ml<sup>-1</sup>). Bij productielocatie Zuidwolde was het 90-percentiel voor *Aeromonas* 2680 kve100 ml<sup>-1</sup>, duidelijk hoger dan 800 kve100 ml<sup>-1</sup>, maar deze waarde was gebaseerd op monsters die alleen in de zomer zijn genomen en daardoor niet betrouwbaar. Geen van de locaties, waar grondwater tot drinkwater werd bereid, had een BP<sub>7</sub>-waarde die boven de mogelijke

aandachtswaarde van 15,0 ng ATPI<sup>-1</sup> uitkwam, welke was afgeleid in relatie tot het geometrisch gemiddelde van KG22. Locatie Spannenburg (voor installatie van ionenwisseling) is de enige grondwaterlocatie die een BP<sub>7</sub>-waarde had die hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde van BP<sub>7</sub> in relatie tot het 90-percentiel van *Aeromonas* (10,0 ng ATPI<sup>-1</sup>) en op deze locatie was het 90-percentiel van *Aeromonas* ook hoger dan 800 kve100 ml<sup>-1</sup> (900 kve100 ml<sup>-1</sup>).

Tabel 3.10 Mogelijke aandachtswaarden voor diverse biologische stabiliteitsparameters in het reinwater die werden afgeleid uit de vergelijkingen beschreven in Tabel 3.9, met als grenswaarde voor KG22-GG in het gedistribueerde drinkwater van 20 kveml<sup>-1</sup> en als grenswaarde voor *Aeromonas*-90P in het gedistribueerde drinkwater van 800 kve100 ml<sup>-1</sup>.

Biologische stabiliteitsparameter	Berekende waarde <sup>a</sup>	Mogelijke Aandachtswaarde
<b>Grondwater – KG22<sub>GG</sub></b>		
TOC (mg Cl <sup>-1</sup> )	5,2	> 5,0
BP <sub>7</sub> (ng ATPI <sup>-1</sup> )	16,2	> 15,0
<b>Grondwater – <i>Aeromonas</i><sub>90P</sub></b>		
TOC (mg Cl <sup>-1</sup> )	4,6	> 4,0
BP <sub>7</sub> (ng ATPI <sup>-1</sup> )	10,5	> 10,0
<b>Oppervlaktewater – KG22<sub>GG</sub></b>		
BP <sub>7</sub> (ng ATPI <sup>-1</sup> )	26,7	> 25,0
BP <sub>7</sub> – BP <sub>0</sub> (ng ATPI <sup>-1</sup> )	10,3	> 10,0
PHMOC (µg Cl <sup>-1</sup> )	477	> 450
<b>Oppervlaktewater – <i>Aeromonas</i><sub>90P</sub></b>		
BP <sub>7</sub> (ng ATPI <sup>-1</sup> )	8,6	> 8,0
BP <sub>7</sub> – BP <sub>0</sub> (ng ATPI <sup>-1</sup> )	4,7	> 4,0
FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> dag <sup>-1</sup> )	0,38	> 0,35
PHMOC (µg Cl <sup>-1</sup> )	40,5	> 40,0

<sup>a</sup> De berekende waarde werd bepaald door voor KG22-GG 20 kveml<sup>-1</sup> en voor *Aeromonas*-90P 800 kve100 ml<sup>-1</sup> in de vergelijkingen van Tabel 3.9 in te vullen.

Geen van de locaties waar drinkwater werd bereid uit oppervlaktewater hebben hogere waarden dan de mogelijke aandachtswaarden die werden afgeleid voor enkele biologische stabiliteitsparameters in relatie tot het geometrisch gemiddelde van KG22 (BP<sub>7</sub> > 25,0 ng ATPI<sup>-1</sup>; BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> > 10,0 ng ATPI<sup>-1</sup> en PHMOC > 450 µg C l<sup>-1</sup>). Geen van deze locaties had dan ook een geometrisch gemiddelde KG22 dat boven de 20 kveml<sup>-1</sup> was. De oppervlaktewaterlocaties Andijk, Baanhoek, Berenplaat, Kralingen en Weesperkarspel hadden een BP<sub>7</sub>-waarde die hoger was dan de mogelijke aandachtswaarde voor BP<sub>7</sub> in relatie tot het 90-percentiel van *Aeromonas* (8,0 ng ATPI<sup>-1</sup>). Van deze productielocaties had alleen Weesperkarspel een 90-percentiel van *Aeromonas* dat lager was dan 800 kve100 ml<sup>-1</sup>. De mogelijke aandachtswaarde voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> (4,0 ng ATPI<sup>-1</sup>), die werd afgeleid in relatie tot *Aeromonas*, werd op de locaties Andijk, Baanhoek, Berenplaat, de Punt en Kralingen overschreden, de vijf oppervlaktewaterlocaties waar het 90-percentiel van *Aeromonas* hoger was dan 800 kve100 ml<sup>-1</sup>. De locaties Andijk, Baanhoek, Berenplaat en Kralingen overschreden ook de mogelijke aandachtswaarde voor PHMOC in relatie tot het 90-percentiel van *Aeromonas* (40,0 µg Cl<sup>-1</sup>). De locaties Andijk, Berenplaat, de Punt, Kralingen en Mensink overschreden ten slotte de mogelijke aandachtswaarde voor FeAS (> 0,35 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>), die ook werd afgeleid in relatie tot *Aeromonas*. Productielocatie Mensink heeft een relatief laag 90-percentiel voor *Aeromonas* (260 kve100 ml<sup>-1</sup>), maar de hoge FeAS waarde die bij Mensink werd waargenomen was waarschijnlijk een uitbijter.

Uit deze analyses komen dus verschillende mogelijke biologische stabiliteitsparameters en mogelijke aandachtswaarde naar voren die een relatie hadden met verhoogde KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het voorzieningsgebied. Naast deze analysemethode zijn in de voorgaande en volgende paragrafen nog andere analysemethoden beschreven waarmee ook mogelijke aandachtswaarden voor een aantal biologische stabiliteitsparameters werden afgeleid. In het algemene discussiehoofdstuk (hoofdstuk 4) worden vervolgens de verschillende afgeleide mogelijke parameters en aandachtswaarden onderling vergeleken en bediscussieerd en op basis van die bespreking worden de definitieve parameters en aandachtswaarden opgesteld.

### 3.3.3 Meervoudige regressieanalyse *Aeromonas*/KG22 en biologische stabiliteitsparameters

De relaties tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters gemeten in het reinwater en KG22 of *Aeromonas* gemeten in het gedistribueerde drinkwater werd verder onderzocht door te achterhalen of meervoudige lineaire regressie een sterker verband met het geometrisch gemiddelde van KG22 of het 90-percentiel van *Aeromonas* lieten zien dan de enkelvoudige correlatieanalyse die in paragraaf 3.3.2 is beschreven. Deze meervoudige regressieanalyse werd op twee manieren uitgevoerd zoals is beschreven in paragraaf 2.4.6. Doordat voor deze analyse de data van iedere parameter bij voorkeur normaal verdeeld dient te zijn, werden de normaalverdeelde gegevens van iedere parameter gebruikt. Voor de meeste parameters betekende dit dat de loggetransformeerde waarden werden gebruikt.

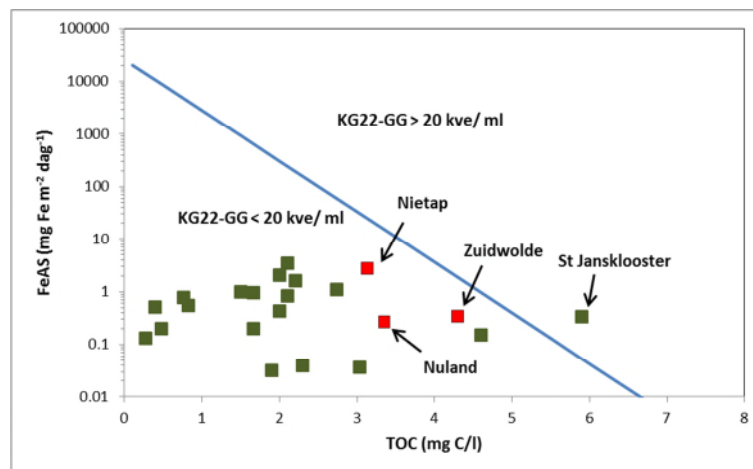
In Tabel 3.11 zijn de resultaten van deze meervoudige regressieanalyses weergegeven. De resultaten voor de locaties waar drinkwater werd bereid uit oppervlaktewater, lieten zien dat het sterkste verband (waarbij het significantieniveau kleiner dan 0,05 of 0,01 was) werd waargenomen tussen de  $BP_7$ - $BP_0$  van het reinwater en het geometrisch gemiddelde van KG22 of het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. Voor deze locaties werd de relatie tussen biologische stabiliteitsparameters en KG22/*Aeromonas* dus niet beter beschreven met meerdere biologische stabiliteitsparameters.

Tabel 3.11 Resultaten van de meervoudige regressieanalyse tussen negen biologische stabiliteitsparameters (ATP, TOC,  $BP_7$ ,  $BP_7$ - $BP_0$ , AOC-A3, BAS, FeAS, PHOMC en PFe) in het reinwater en het geometrisch gemiddelde van KG22 of het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

Vergelijking	Methode	p-waarde	R <sup>2</sup>
<b>Grondwater</b>			
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{GC}}) = 0,3118 \times \text{TOC} + 0,3235 \times \text{Log}(\text{FeAS}) - 0,1254$	Backward	< 0,05	0,65
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{GC}}) = 0,2970 \times \text{TOC} - 0,2320$	Forward	< 0,01	0,56
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 0,5331 \times \text{TOC} + 1,264 \times \text{Log}(\text{BAS}) - 1,168$	Backward	< 0,05	0,57
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 0,6951 \times \text{TOC} - 0,2964$	Forward	< 0,01	0,49
<b>Oppervlaktewater</b>			
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{GC}}) = 1,790 \times \text{Log}((BP_7 - BP_0)+1) - 0,5820$	Backward	< 0,05	0,76
$\text{Log}(\text{KG22}_{\text{GC}}) = 1,790 \times \text{Log}((BP_7 - BP_0)+1) - 0,5820$	Forward	< 0,01	0,76
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 3,372 \times \text{Log}((BP_7 - BP_0)+1) + 0,3600$	Backward	< 0,05	0,74
$\text{Log}(\text{Aeromonas}_{90\text{p}}) = 3,372 \times \text{Log}((BP_7 - BP_0)+1) + 0,3600$	Forward	< 0,01	0,74

Voor de locaties waar drinkwater uit grondwater werd bereid, werd waargenomen dat voor de meest stringent gebruikte voorwaarde (significantieniveau < 0,01) het regressiemodel ook slechts één voorspellende biologische stabiliteitsparameter (TOC) bevatte. Wanneer een significantieniveau van 0,05 werd gebruikt, bestonden de regressiemodellen uit twee parameters. Het regressiemodel voor het geometrisch gemiddelde van KG22 bevatte in dat geval naast TOC ook de FeAS en dit model verklaarde 9% meer van de variantie (65% in totaal) dan het regressiemodel met alleen TOC. Het regressiemodel voor het 90-percentiel voor *Aeromonas* bevatte in dat geval naast TOC ook de BAS. Dat regressiemodel verklaarde 8% meer van de variantie (57% in totaal) dan het regressiemodel met alleen TOC.

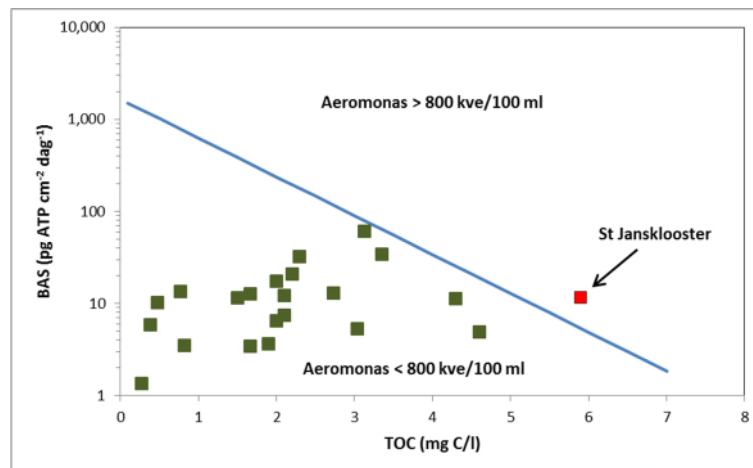
In Figuur 3.26 en 3.27 is iedere productielocatie waar grondwater tot drinkwater werd bereid uitgezet voor TOC concentratie en FeAS (Figuur 3.26) of voor TOC concentratie en BAS-waarde (Figuur 3.27). Tevens is in deze figuren de lijn uitgezet waarboven het geometrisch gemiddelde van KG22, volgens het meervoudig regressiemodel, boven de 20 kveml<sup>-1</sup> is (Figuur 3.26) of het 90-percentiel van *Aeromonas*, volgens het regressiemodel, boven de 800 kve100 ml<sup>-1</sup> is (Figuur 3.27). Uit Figuur 3.26 volgt dat alleen Sint Jans klooster volgens het meervoudig regressiemodel een geometrisch gemiddelde van KG22 boven de 20 kveml<sup>-1</sup> zou hebben. Bij Sint Jans klooster werd echter een KG22 van 14,5 kveml<sup>-1</sup> in het gedistribueerde drinkwater waargenomen. De locaties Nietap, Zuidwolde en Nuland hadden wel een geometrisch gemiddelde van KG22 dat hoger was dan 20 kveml<sup>-1</sup>, maar volgens het meervoudige regressiemodel waren deze aantallen lager dan 20 kveml<sup>-1</sup>.



Figuur 3.26 De FeAS-waarden uitgezet tegen de TOC-concentratie in het reinwater van de verschillende productielocaties waar drinkwater werd bereid uit grondwater. Tevens is de lijn weergegeven waar volgens het meervoudige regressiemodel (Tabel 3.11) het geometrisch gemiddelde van KG22 hoger of kleiner was dan 20 kveml<sup>-1</sup>. Groene labels: productielocaties waar het gemeten geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater < 20 kveml<sup>-1</sup> was; rode labels: productielocaties waar het gemeten geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater > 20 kveml<sup>-1</sup> was.

Uit Figuur 3.27 blijkt dat volgens het meervoudige regressiemodel alleen productielocatie Sint Jans klooster een 90-percentiel van *Aeromonas* boven de 800 kve100 ml<sup>-1</sup> had. Dit is van de locaties waar drinkwater werd bereid uit grondwater, en waar het TOC-gehalte en de BAS-waarde van het reinwater werd bepaald, ook de enige locatie waar het gemeten 90-percentiel van *Aeromonas* boven de 800 kveml<sup>-1</sup> was (900 kveml<sup>-1</sup>). Bij productielocatie Spannenburg was het 90-percentiel ook hoger dan 800 kveml<sup>-1</sup>, maar deze locatie staat niet in Figuur 3.27 omdat op die locatie de BAS-waarde van het reinwater niet is bepaald.





Figuur 3.27 De BAS-waarde uitgezet tegen de TOC-concentratie in het reinwater van de verschillende productielocaties waar drinkwater werd bereid uit grondwater. Tevens is de lijn weergegeven waar volgens het meervoudige regressiemodel (Tabel 3.11) het 90-percentiel van *Aeromonas* hoger of kleiner was dan 800 kve/100 ml<sup>-1</sup>. Groene labels: productielocaties waar het gemeten 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater < 800 kve/100 ml<sup>-1</sup> was; rode labels: productielocaties waar het gemeten 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater > 800 kve/100 ml<sup>-1</sup> was.

### 3.3.3.1 Mogelijke aandachtswaarden gebaseerd op meervoudige regressieanalyse

Voor de twee meervoudige lineaire regressiemodellen (geometrisch gemiddelde KG22 en 90-percentiel *Aeromonas* bij locaties waar grondwater werd behandeld) konden ook aandachtswaarden worden afgeleid, maar omdat deze modellen twee biologische stabiliteitsparameters bevatten, was de aandachtswaarde van de ene voorspellende parameter dus afhankelijk van de waarde van de andere voorspellende parameter. De twee meervoudige regressiemodellen bevatten allebei TOC als één van de voorspellende parameters en over het algemeen is de TOC-concentratie van het reinwater bij een productielocatie waar grondwater werd behandeld tot drinkwater relatief constant. Daarom werd op basis van de TOC-concentratie bij iedere locatie uitgerekend wat de FeAS zou moeten zijn om onder een geometrisch gemiddelde van 20 kveml<sup>-1</sup> voor KG22 te blijven en wat de BAS-waarde zou moeten zijn om onder een 90-percentiel van 800 kve/100 ml<sup>-1</sup> te blijven voor *Aeromonas*. Deze mogelijke aandachtswaarden voor iedere locatie is weergegeven in Tabel 3.12.

Voor de meeste productielocaties geldt dat de mogelijke aandachtswaarde voor FeAS hoger was dan 10,0 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>, een waarde die tot nu toe niet werd waargenomen in Nederland. Er zijn drie productielocaties waar de mogelijke aandachtswaarde voor FeAS in de range was van wat in Nederland werd gemeten. Deze locaties zijn Sint Jans klooster (0,05 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>), Oldeholtpade (0,95 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>) en Zuidwolde (1,84 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>). Zowel bij Oldeholtpade als Zuidwolde waren de gemeten FeAS-waarden echter lager dan deze berekende waarden, zodat deze twee locaties voldoen aan de locatiespecifieke mogelijke aandachtswaarde voor FeAS. Bij Sint Jans klooster (voor installatie ionenwisseling) was de gemeten FeAS-waarde echter wel hoger dan de berekende FeAS-waarde (0,34 om 0,05 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>).

De mogelijke aandachtswaarde voor de BAS van het reinwater was op de meeste locaties waar grondwater werd bereid tot drinkwater hoger dan 75 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>, een waarde die tot nu toe niet werd waargenomen in Nederland. Vier productielocaties hadden echter een mogelijke aandachtswaarde voor de BAS die in de range was van waarden die in Nederland werden waargenomen voor reinwater bereid uit grondwater. Deze locaties waren Sint

Jansklooster ( $5,4 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ), Oldeholtpade ( $19,1 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ), Zuidwolde ( $25,5 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ) en Nuland ( $64,3 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ). Bij Oldeholtpade, Zuidwolde en Nuland waren de gemeten BAS-waarden van het reinwater echter lager dan deze mogelijke aandachtswaarde. Bij Sint Jansklooster (voor installatie ionenwisseling) was de gemeten BAS-waarde echter hoger dan de mogelijke aandachtswaarde die voor deze locatie was vastgesteld.

Tabel 3.12. De mogelijke aandachtswaarde voor FeAS en BAS (berekend) voor iedere locatie volgens de meervoudige regressiemodellen van Tabel 3.11 en waarbij het geometrisch gemiddelde KG22 volgens het regressiemodel onder de  $20 \text{ kveml}^1$  bleef of het 90-percentiel *Aeromonas* volgens het regressiemodel onder de  $800 \text{ kve}100 \text{ ml}^1$  bleef. Tevens is ook de gemeten TOC, FeAS en BAS-waarde van het reinwater op iedere locatie weergegeven.

Pompstation	TOC		FeAS ( $\text{mg Fe m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ )		BAS ( $\text{pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ )	
	Gemeten		Berekend	Gemeten	Berekend	Gemeten
Breehei	2,00		303	2,01	238	17,55
Haaren	2,10		243	0,84	216	12,22
Hanik	2,00		303	0,43	238	6,42
Nuland	3,35		15,2	0,27	64,3	34,06
Oldeholtpade	4,60		0,95	0,15	19,1	4,87
Sint Jansklooster	5,90		0,05	0,34	5,40	11,61
Tull en 't Waal	2,10		243	3,39	216	7,45
Zuidwolde	4,30		1,84	0,34	25,5	11,32
Ceintuurbaan	2,20		195	1,59	196	20,83
Cothen	1,67		635	0,20	330	3,45
Culemborg	2,73		59,6	1,11	117	12,91
Fikkersdries	0,48		8.911	0,20	1.047	10,17
Grubbenvorst	1,50		920	0,98	387	11,53
Nietap	3,13		24,5	2,71	79,3	60,64
Reijerwaard	2,30		156	0,04	178	32,43
Schijndel	1,67		635	0,96	330	12,68
Valtherbos	0,82		4.129	0,54	747	3,49
Veghel	3,03		30,6	0,04	87,4	5,35
Velddriel	1,90		379	0,03	263	3,63
Boele	0,27		13.993	0,13	1.275	1,35
Luyksgestel	0,77		4.682	0,76	790	13,53
Wageningen	0,39		10.801	0,50	1.138	5,88

Uit deze meervoudige regressieanalyses komen dus een paar mogelijke biologische stabiliteitsparameters en locatiespecifieke mogelijke aandachtswaarde naar voren die een relatie hadden met verhoogde KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het voorzieningsgebied. Naast deze analysemethode zijn in de voorgaande paragrafen nog andere analysemethoden beschreven waarmee ook mogelijke aandachtswaarden voor een aantal biologische stabiliteitsparameters werden afgeleid. In het algemene discussiehoofdstuk (hoofdstuk 4) worden vervolgens de verschillende afgeleide mogelijke parameters en aandachtswaarden onderling vergeleken en bediscussieerd en op basis van die bespreking worden de definitieve parameters en aandachtswaarden opgesteld.

## 4 Discussie

### 4.1 Nieuwe biologische stabiliteitsparameters

#### 4.1.1 Onderlinge relatie nieuwe biologische stabiliteitsparameters

Het distribueren van drinkwater zonder een desinfectieresidu is het visitekaartje van de Nederlandse drinkwaterbedrijven. Om drinkwater zonder een desinfectieresidu te kunnen distribueren, dient het drinkwater van een uitstekende en onbesproken kwaliteit te zijn. De drinkwaterbedrijven streven daarom naar de productie van biologisch stabiel drinkwater, dat onlangs is gedefinieerd als een drinkwatersysteem dat tot een zo min mogelijke biologische verandering leidt, zodat gezondheidsrisico's en/of consumentenklachten, gerelateerd aan groei van (micro-) organismen, niet kunnen optreden (Hijnen en van der Wielen, 2017). In het verleden werden het gehalte gemakkelijk assimileerbaar organisch koolstof (AOC) en de biofilmvormingssnelheid (BVS) gebruikt om de biologische stabiliteit van het drinkwater te beschrijven en werden richtwaarden voor beide parameters opgesteld (AOC:  $10 \mu\text{g Cl}^{-1}$ ; BVS:  $10 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ) (van der Kooij & Veenendaal, 2014a). Drinkwaterbedrijven hebben op basis van deze richtwaarden de kwaliteit van het geproduceerde drinkwater verbeterd, maar desondanks bleken er locaties te zijn waar de *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem boven de wettelijke norm uitkwamen, terwijl het drinkwater voldeed aan de richtwaarden voor biologische stabiliteit. Daarom werd 10 jaar geleden binnen het BTO KWR-onderzoek gestart naar aanvullende biologische stabiliteitsparameters die een deel van de door micro-organismen afbreekbare verbindingen detecteren en die met AOC en BVS worden gemist. Dit onderzoek heeft geleid tot een aantal nieuwe parameters:  $\text{BP}_7$ ,  $\text{BPC}_{14}$ , AOC-A3, BAS, FeAS, PHMOC, PHMCHC, PFe welke in hoofdstuk 1 en 2 van dit rapport zijn beschreven.

Met deze verschillende parameters wordt getracht de verschillende door (micro-)organismen afbreekbare stofgroepen te beschrijven. De parameter  $\text{BP}_7$  zou daarbij een maat zijn voor de concentratie van alle gemakkelijk afbreekbare stoffen in drinkwater en de verwachting is dat deze parameter een volledig beeld van de concentratie gemakkelijk afbreekbare verbindingen geeft dan de AOC-bepaling met bacteriestammen P17 en Nox (van der Kooij & Veenendaal, 2014b; van der Wielen, 2015). De parameter  $\text{BPC}_{14}$  zou een maat zijn voor alle (gemakkelijk én moeilijk afbreekbare verbindingen) biologisch afbreekbare verbindingen in drinkwater (van der Kooij & Veenendaal, 2014b; van der Wielen, 2015). De AOC-A3 methode werd ontwikkeld om de concentratie biopolymeren (polysacchariden en eiwitten) te kwantificeren in drinkwater (Sack et al., 2010, 2011), een fractie die niet wordt gekwantificeerd met de AOC-bepaling met bacteriestammen P17 en Nox. De BAS en FeAS worden met de CBM bepaald en daarmee is het mogelijk om, in tegenstelling tot de traditionele biofilmmonitor, tweewekelijks een BAS en FeAS-waarde te bepalen (van der Kooij & Veenendaal, 2012). Daarnaast werkt deze CBM met glasparels, dat leidt tot een betere stofoverdracht en/of ophoping (straining) van sediment (van der Kooij & Veenendaal, 2012). Later is de CBM uitgebreid met de optie om ook tweewekelijks de BVS en FeAfS te bepalen (Hijnen et al., 2014). Tot slot worden de PHMOC, PHMCHC en PFe bepaald na concentratie van een grootvolume water met behulp van hemoflow. De PHMOC en PHMCHC die daarbij worden gemeten zijn organische stoffen of koolhydraten die groter zijn dan 30 kDa en die waarschijnlijk bestaan uit biomassa-achtige bestanddelen die ook weer als voedsel voor (micro-)organismen kunnen dienen (van der Kooij en Veenendaal, 2013). De PFe is het gehalte deeltjesgebonden ijzer, waarvan het vermoeden is dat het ijzer afbreekbare

verbindingen bindt die kunnen neerslaan in het distributiesysteem (van der Kooij en Veenendaal, 2013; van der Kooij & Bereschenko, 2015).

Eén van de onderzoeksvragen van de in dit rapport beschreven studie was om de onderlinge relatie tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters te achterhalen, zodat kan worden bepaald of iedere parameter wel afzonderlijke informatie over de biologische stabiliteit geeft. Uit de correlatieanalyse tussen de verschillende biologische stabiliteitsparameters bleek dat verschillende parameters onderling significant gecorreleerd waren (Bijlage IV). Om vervolgens te achterhalen of iedere parameter aanvullende informatie geeft over de biologische stabiliteit van het water werd de sterkte van het verband ( $R^2$ ) bepaald tussen de parameters die onderling significant correleerden. Voor de meeste correlaties bleek de  $R^2$  kleiner dan 0,9 te zijn, dat betekent dat minder dan 90% van de variantie in de ene parameter verklaart werd met de variantie in de andere parameter. Vervolgens werd arbitrair gekozen dat als parameters minder dan 90% van elkaars variantie beschrijven, de parameters verschillende aspecten van de biologische stabiliteit beschrijven. Door een relatieve hoge  $R^2$  voor deze arbitraire waarde te kiezen, is de kans klein dat bepaalde informatie over de biologische stabiliteit wordt verloren doordat biologische stabiliteitsparameters worden uitgesloten omdat ze een verband hebben met een andere biologische stabiliteitsparameter.

De relatie tussen  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  én de parameters PHMOC en PHMCHC in het reinwater lieten echter een  $R^2$  zien die gelijk of hoger was dan 0,9. Zoals eerder uitgelegd beschrijft de  $BPC_{14}$  de totale concentratie aan door micro-organismen afbreekbare verbindingen, terwijl de  $BP_7$  de concentratie gemakkelijk afbreekbare verbindingen beschrijft. De sterke onderlinge correlatie tussen deze twee parameters wordt veroorzaakt (i) doordat de ATP opbrengst van de BPP-test sterk wordt gedomineerd door de fractie makkelijk afbreekbare verbindingen of (ii) doordat de concentratie moeilijk afbreekbare verbindingen in vergelijkbare proportie toe- of afneemt als de concentratie gemakkelijk afbreekbare verbindingen. Doordat beide parameters zo sterk gecorreleerd waren in het reinwater is het weinig zinvol om beide parameters van het reinwater te bepalen. Daarom wordt aanbevolen om vanaf nu standaard alleen nog de  $BP_7$  in het reinwater te bepalen en niet langer beide parameters. Deze aanpassing heeft als bijkomend voordeel dat de analysetijd hiermee een week korter wordt.

De PHMOC is een maat voor de concentratie deeltjesgebonden organisch koolstof en/of organisch koolstof met een grootte van boven de 30 kDA, terwijl de PHMCHC een maat is voor de concentratie deeltjesgebonden koolhydraten en/of koolhydraten met een grootte van boven de 30 kDA. De sterke onderlinge correlatie die tussen deze twee parameters werd waargenomen, betekent dat een vaste fractie van de PHMOC uit PHMCHC bestaat. Uit de analyses bleek verder dat deze vaste PHMCHC-fractie verschilde tussen reinwater bereid uit grondwater en reinwater bereid uit oppervlaktewater. Reinwater bereid uit oppervlaktewater had daarbij een hoger percentage PHMCHC in de PHMOC (49,9%) dan reinwater bereid uit anoxisch grondwater (31,6%). De hypothese is dat de bron dit verschil in PHMCHC:PHMOC verhouding al laat zien en dat dit gedurende de zuivering weinig tot niet verandert. De hogere PHMCHC:PHMOC ratio in oppervlaktewater dan in anoxisch grondwater wordt mogelijk veroorzaakt doordat in oppervlaktewater algen voorkomen, die over het algemeen veel suikerverbindingen produceren. Doordat de PHMOC en PHMCHC sterk waren gecorreleerd in het reinwater is het onlogisch om beide parameters van het reinwater te bepalen. Daarom wordt aanbevolen om vanaf nu standaard alleen nog de PHMOC in het reinwater te bepalen.

Tot slot wordt opgemerkt dat deze sterke correlatie tussen  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  én tussen PHMOC en PHMCHC werd waargenomen in het reinwater en het is vooralsnog niet bekend of deze

sterke correlaties ook aanwezig zijn in watermonsters genomen na verschillende stadia van de zuiveringen en/of in het distributiesysteem. Het is daarom aanbevelingswaardig om de onderlinge relatie tussen de  $BP_7$ - en  $BPC_{14}$ -waarden én tussen de PHMOC- en PHMCHC-concentraties te bepalen voor watermonsters uit de zuivering en/of distributiesysteem. Zolang de relaties tussen deze parameters voor dergelijke watertypen niet is opgehelderd, blijft het advies om voor die watertypen wel de  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  én de PHMOC en PHMCHC te bepalen.

De CBM werd in 2013/2014 aangepast zodat naast de BAS en FeAS ook de BVS en FeAfS kon worden bepaald (Hijnen et al., 2014). Doordat deze aanpassing pas werd gemaakt nadat op een groot aantal productielocaties de BAS van het reinwater al was bepaald, mist een deel van de productielocaties de BVS en FeAfS van het reinwater. Dit geldt met name voor locaties waar de biologische stabiliteit van het reinwater minder hoog is en waar de *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem relatief hoog zijn, aangezien die productielocaties veelal werden onderzocht in de periode voordat de CBM werd aangepast. Het gevolg daarvan is dat de verkregen BVS- en FeAfS-waarden niet over de gehele biologische stabiliteitsrange van het Nederlandse drinkwater is verkregen. Daardoor kan de relatie tussen de BVS of FeAfS en KG22 of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater nog niet met dezelfde betrouwbaarheid worden vastgesteld als voor de andere biologische stabiliteitsparameters. Het is daarom aan te bevelen om de BVS en FeAfS te bepalen van het reinwater bij de in deze studie onderzochte productielocaties waar deze parameters nog ontbreken.

#### 4.1.2 Variatie in biologische stabiliteitsparameters

De meeste biologische stabiliteitsparameters (uitzondering zijn de CBM-parameters) worden bepaald met methoden die een beperkt watervolume analyseren van momentaan genomen monsters. Daarom werd binnen dit onderzoek getracht om iedere parameter op drie verschillende momenten gedurende een periode van drie maanden te bepalen. Van deze drie waarden werd vervolgens het gemiddelde en de standaarddeviatie berekend. Daarnaast werd ook de relatieve standaarddeviaties berekend en deze was voor de meeste parameters relatief hoog (> 20%), wat betekent dat deze parameters in de tijd variëren. Hierdoor is het dus noodzakelijk om op in ieder geval drie verschillende momenten een monster te nemen, zodat een zo betrouwbaar mogelijke waarde wordt verkregen. Bij grondwaterlocaties is de monsternamen van het reinwater daarbij onafhankelijk van het seizoen, omdat zowel de bron als de watertemperatuur een relatief constante kwaliteit hebben. Bij de oppervlaktewaterlocaties werden de parameters in de zomerperiode bepaald en het is bekend dat de biologische stabiliteitsparameters wel seizoenafhankelijk zijn (van der Kooij et al., 2015; Hijnen et al., 2018). De gevonden relaties voor het reinwater van de oppervlaktewaterlocaties in de in dit rapport beschreven studie laten echter zien dat het met behulp van de zomerresultaten mogelijk is om een relatie te leggen met *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater.

## 4.2 Definitieve aandachtswaarden

### 4.2.1 Gehanteerde grenswaarden KG22 en *Aeromonas*

In de in dit rapport beschreven studie werden op drie manieren mogelijke aandachtswaarden voor biologische stabiliteitsparameters afgeleid in relatie tot de wettelijke parameters KG22 en *Aeromonas*. De afgeleide aandachtswaarden werden daarbij gerelateerd aan een geometrisch gemiddelde voor KG22 van  $20 \text{ kveml}^{-1}$  en een 90-percentiel voor *Aeromonas* van  $800 \text{ kve}100 \text{ ml}^{-1}$ . Deze gekozen waarden voor KG22 en *Aeromonas* zijn niet de wettelijke normen die voor deze parameters worden gehanteerd. De wettelijke norm voor KG22 in het distributiesysteem is een geometrisch jaargemiddelde van  $100 \text{ kveml}^{-1}$ . Deze norm wordt op geen enkele locatie in Nederland overschreden, wat betekent dat op basis van de wettelijke

norm KG22 geen aandachtswaarden kunnen worden afgeleid die in de drinkwaterpraktijk ook betekenis hebben. Daarom werd gekozen om een waarde voor het geometrisch jaargemiddelde van KG22 te kiezen die door slechts 5% van de onderzochte productielocaties (dit zijn twee van de 38 locaties met betrouwbaar geometrisch gemiddelde voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater) werd overschreden en dit geometrisch gemiddelde bleek  $20 \text{ kve100 ml}^{-1}$  te zijn. De wettelijke norm voor *Aeromonas* is een momentane waarde van  $1000 \text{ kve100 ml}^{-1}$ . Een dergelijke momentane waarde is echter niet of moeilijk te correleren met de biologische stabiliteit van het water, ook omdat het huis dat wordt bemonsterd of tijdstip van bemonstering van invloed kan zijn op een dergelijke momentane *Aeromonas*-waarde (van der Wielen, 2017). Daarom werd het 90-percentiel van  $800 \text{ kve100 ml}^{-1}$  gekozen. Bij een 90-percentiel van  $800 \text{ kve100 ml}^{-1}$  zijn de *Aeromonas*-aantallen bij 10% van de waarnemingen boven deze  $800 \text{ kve100 ml}^{-1}$ . Daarbij is een gedegen kans dat de wettelijke norm ook wordt overschreden. Van de onderzochte productielocaties die een 90-percentiel van  $800 \text{ kve100 ml}^{-1}$  of hoger hadden, bleek dat ten minste 1% van de monsters *Aeromonas*-aantallen hadden boven de wettelijke norm van  $1000 \text{ kve100 ml}^{-1}$ . Voor de locaties waar het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater lager was dan  $800 \text{ kve100 ml}^{-1}$ , liet alleen Weesperkarspel zien dat ten minste 1% van de monsters *Aeromonas*-aantallen boven de wettelijke norm hadden. Daarmee lijkt het *Aeromonas* 90-percentiel van  $800 \text{ kve100 ml}^{-1}$  een relatie te hebben met de locaties waar structurele overschrijdingen van de wettelijke norm *Aeromonas* zijn.

#### 4.2.2 Definitieve aandachtswaarden biologische stabiliteitsparameters

De mogelijke aandachtswaarden die met ieder van de drie verschillende methodieken (rangschikking, enkelvoudige correlatie en meervoudige regressie) werden afgeleid, zijn weergegeven in Tabel 4.1 voor drinkwater bereid uit grondwater en in Tabel 4.3 voor drinkwater bereid uit oppervlaktewater. Uit Tabel 4.1 volgt dat de biologische stabiliteitsparameters ATP,  $\text{BP}_7\text{-BP}_0$  en FeAS slechts bij één van de drie methodieken als mogelijke voorspellende parameter naar voren kwamen, waardoor die drie parameters minder betrouwbaar lijken als voorspellende parameter dan TOC,  $\text{BP}_7$  en BAS, drie biologische parameters die met twee ( $\text{BP}_7$ , BAS) of drie (TOC) van de methodieken naar voren kwamen als voorspellende parameters. Voor de parameters waar mogelijke aandachtswaarden met de rangschikking en enkelvoudige correlatieanalyse werden vastgesteld, werd ook een consensus aandachtswaarde berekend door het gemiddelde van deze twee mogelijke aandachtswaarden te nemen (Tabel 3.13). De TOC-concentratie en  $\text{BP}_7$ -waarde waren voorspellend voor zowel het geometrisch gemiddelde van KG22 en het 90-percentiel van *Aeromonas*. Voor het TOC-gehalte was de mogelijke aandachtswaarde in relatie tot KG22 lager dan in relatie tot *Aeromonas*, terwijl dit voor  $\text{BP}_7$  andersom was. De biologisch stabiliteitsparameter BAS was alleen voorspellend voor het geometrisch gemiddelde van KG22. Uit deze gecombineerde gegevens werden vervolgens de definitieve aandachtswaarden vastgesteld op basis van (i) de biologische stabiliteitsparameters moet minstens met twee verschillende methodieken naar boven zijn gekomen als voorspellende parameter en (ii) de meest kritische aandachtswaarde wordt de definitieve aandachtswaarde. Deze aanpak resulteerde voor het reinwater bereid uit grondwater uiteindelijk in aandachtswaarden voor TOC ( $4,0 \text{ mg Cl}^{-1}$ ),  $\text{BP}_7$  ( $9,0 \text{ ng ATP l}^{-1}$ ) en BAS ( $30,0 \text{ pg ATP cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) (Tabel 4.2).

Tabel 4.1. Mogelijke aandachtswaarden van verschillende biologische stabiliteitsparameters voor drinkwater bereid uit grondwater en bepaald met drie verschillende methodieken (ranking, enkelvoudige en meervoudige regressie) en een combinatie van deze drie methodieken.

Parameter	Ranking	Mogelijke aandachtswaarde		
		Enkelvoudige regressie	Meervoudige regressie	Gecombineerd
<b>Geometrisch gemiddelde KG22</b>				
ATP (ng l <sup>-1</sup> )	> 4,0	Geen	-	Geen
TOC (mg l <sup>-1</sup> )	> 3,0	> 5,0	+	> 4,0
BP <sub>7</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	> 6,5	> 15,0	-	> 11,0
BAS (pg ATP cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	> 30	Geen	+	> 30,0
<b>90-percentiel Aeromonas</b>				
TOC (mg l <sup>-1</sup> )	> 5,0	> 4,0	+	> 4,5
BP <sub>7</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	> 8,0	> 10,0	-	> 9,0
BP <sub>7</sub> -BP <sub>0</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	> 2,5	Geen	-	Geen
FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Geen	Geen	+	Geen

Tabel 4.2. Definitieve aandachtswaarden voor TOC, BP<sub>7</sub> en BAS in reinwater bereid uit grondwater.

Parameter	Definitieve Aandachtswaarde
TOC (mg C l <sup>-1</sup> )	> 4,0
BP <sub>7</sub> (ng ATP l <sup>-1</sup> )	> 9,0
BAS (pg ATP cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	> 30,0

Voor reinwater bereid uit oppervlaktewater resulteerden uiteindelijk maar twee methodieken (rangschatting en enkelvoudige regressie) tot aandachtswaarden voor vijf verschillende biologische stabiliteitsparameters (Tabel 4.3). Voor het geometrisch gemiddelde van KG22 werd ook met behulp van de rangschikkingsmethodiek geen geschikte voorspellende parameters gevonden. Dit komt door het relatief lage geometrisch gemiddelde dat voor KG22 in het gedistribueerde drinkwater bereid uit oppervlaktewater werd gevonden (range van 0,9 tot 9,3 kveml<sup>-1</sup>, uitzondering Kralingen met 16,0 kveml<sup>-1</sup>). De enkelvoudige correlatieanalyse resulteerde wel in aandachtswaarden, maar deze aandachtswaarden waren dusdanig hoog, dat het reinwater bij geen enkele productielocatie in de buurt van deze mogelijke aandachtswaarde kwam. Zo was de mogelijke aandachtswaarde voor BP<sub>7</sub> 25,0 ng ATP l<sup>-1</sup>, terwijl de hoogste BP<sub>7</sub>-waarde in het reinwater 13,0 ng ATP l<sup>-1</sup> was. Voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> was de mogelijke aandachtswaarde 10 ng ATP l<sup>-1</sup>, terwijl de hoogste waarde voor het reinwater 8,1 ng ATP l<sup>-1</sup> was. De PHMOC, tot slot, heeft een mogelijke aandachtswaarde van 450 µg Cl<sup>-1</sup>, terwijl de hoogste concentratie in het reinwater 105 µg Cl<sup>-1</sup> was. Dit betekent dat voor het geometrisch gemiddelde van KG22 geen aandachtswaarden hoeven worden opgesteld voor het reinwater bereid uit oppervlaktewater. Voor *Aeromonas* werden vijf mogelijk voorspellende biologische stabiliteitsparameters gevonden. De parameters BP<sub>7</sub> en AOC-A3 kwamen daarbij maar met één methodiek naar boven als voorspellende parameters, terwijl BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>, PHMOC en FeAS met allebei de methodieken naar voren kwamen als voorspellende parameters voor *Aeromonas*. Voor deze drie laatste parameters werd uit de twee mogelijke aandachtswaarden een consensuswaarde afgeleid, door het gemiddelde van deze twee waarden te nemen. Uit deze gecombineerde gegevens werden vervolgens de definitieve aandachtswaarden vastgesteld op basis van (i) de biologische stabiliteitsparameters moet

minstens met twee verschillende methodieken naar boven zijn gekomen en (ii) de meest kritische aandachtswaarde wordt de definitieve aandachtswaarde. Deze aanpak resulteerde voor het reinwater bereid uit oppervlaktewater uiteindelijk in aandachtswaarden voor  $BP_7$ - $BP_0$  (4,0 ng ATP l<sup>-1</sup>), FeAS (0,33 mg Fe cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>) en PHMOC (45,0 µg C l<sup>-1</sup>) (Tabel 4.4).

Tabel 4.3. Mogelijke aandachtswaarden van verschillende biologische stabiliteitsparameters voor drinkwater bereid uit oppervlaktewater en bepaald met twee verschillende methodieken (ranking en enkelvoudige regressie) en een combinatie van deze twee methodieken.

Parameter	Mogelijke aandachtswaarde		
	Ranking	Enkelvoudige regressie	Gecombineerd
<b>Geometrisch gemiddelde KG22</b>			
$BP_7$ (ng ATP l <sup>-1</sup> )	Geen	> 25,0	Geen
$BP_7$ - $BP_0$ (ng ATP l <sup>-1</sup> )	Geen	> 10,0	Geen
PHMOC (µg C l <sup>-1</sup> )	Geen	> 450	Geen
<b>90-percentiel Aeromonas</b>			
$BP_7$ (ng ATP l <sup>-1</sup> )	Geen	> 8,0	Geen
$BP_7$ - $BP_0$ (ng ATP l <sup>-1</sup> )	> 4,0	> 4,0	> 4,0
AOC-A3 (µg C l <sup>-1</sup> )	> 4,0	Geen	Geen
FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	> 0,3	> 0,35	> 0,33
PHMOC (µg C l <sup>-1</sup> )	> 50	> 40,0	> 45,0

Tabel 4.4. Definitieve aandachtswaarden voor TOC,  $BP_7$  en BAS in reinwater bereid uit oppervlaktewater.

Parameter	Definitieve Aandachtswaarde
$BP_7$ - $BP_0$ (ng ATP l <sup>-1</sup> )	> 4,0
FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	> 0,33
PHMOC (µg C l <sup>-1</sup> )	> 45,0

#### 4.2.3 Causale relatie voorspellende biologische stabiliteitsparameters en KG22/*Aeromonas*

Uit paragraaf 4.2.2 volgt dus dat voor grondwaterlocaties de TOC,  $BP_7$  en BAS van het reinwater voorspellend waren voor KG22 en *Aeromonas* in het distributiesysteem. Deze voorspellende parameters werden afgeleid aan de hand van de correlatie tussen deze drie biologische stabiliteitsparameters en KG22 of *Aeromonas*. Het aantreffen van een correlatie tussen deze parameters betekent echter niet per definitie dat er een causaal verband is tussen TOC,  $BP_7$  of BAS en KG22 of *Aeromonas*. Voor deze drie biologische stabiliteitsparameters kan echter wel een hypothese over het mogelijke causale verband met KG22 of *Aeromonas* worden opgesteld. Ten aanzien van de relatie tussen het TOC-gehalte en KG22 of *Aeromonas* is de hypothese dat een bepaald deel van het TOC door micro-organismen kan worden afgebroken, dus hoe hoger het TOC-gehalte des te meer voedingsstoffen voor micro-organismen. De  $BP_7$  is een indicatie voor de hoeveelheid gemakkelijk afbreekbaar organisch koolstof (van der Kooij en Veenendaal, 2014, van der Wielen, 2015), dus des te hoger de  $BP_7$ -waarde des te meer voedingsstoffen in het drinkwater voor micro-organismen. De verwachting is dat de hogere concentratie voedingsstoffen leidt



tot meer groei van micro-organismen in het distributiesysteem, waaronder bacteriën die worden geteld met KG22 en bacteriën die behoren tot het genus *Aeromonas*. Het kan daarbij zijn dat deze bacteriën direct groeien op deze hogere concentratie voedingsstoffen of dat door de hogere biologische activiteit in het distributiesysteem (door de hogere concentratie voedingsstoffen) stoffen worden vrij gemaakt die specifiek door KG22- en *Aeromonas*-bacteriën kunnen worden benut voor groei. Ten aanzien van de relatie tussen de BAS-waarde en KG22 is de hypothese dat een hogere BAS-waarde duidt op (i) meer voedingsstoffen in het water en (ii) meer biomassa-achtige componenten in het water (van der Kooij & Veenendaal, 2012). De verwachting is dat de voedingsstoffen en/of biomassa-achtige componenten die verantwoordelijk zijn voor de hogere BAS-waarde, direct of indirect kunnen worden benut door bacteriën die worden bepaald met KG22.

Voor oppervlaktewaterlocaties werd op basis van de correlaties gevonden dat de  $BP_7$ - $BP_0$ , FeAS en PHMOC in het reinwater voorspellende parameters voor *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater waren. De hypothese over het mogelijke causale verband tussen  $BP_7$ - $BP_0$  en *Aeromonas* is dezelfde als hierboven is opgeschreven voor  $BP_7$  en *Aeromonas* bij de grondwaterlocaties, aangezien ook  $BP_7$ - $BP_0$  een indicatie is voor de hoeveelheid gemakkelijk afbreekbaar organisch koolstof in water. PHMOC beschrijft de hoeveelheid afbreekbare stoffen die is gebonden aan deeltjes of die een molecuulgrootte hebben boven de 30 kDa. Dergelijke afbreekbare stoffen zijn vaak moeilijker door bacteriën om te zetten, doordat dergelijke grote moleculen eerst door exo-enzymen, die door een deel van de microflora wordt geproduceerd, in kleinere moleculen worden geknipt, voordat de micro-organismen de moleculen in hun cel kunnen opnemen. De hypothese is dat deze moeilijk afbreekbare verbindingen alleen kunnen worden omgezet in het distributiesysteem wanneer ze worden geïmmobiliseerd in het distributiesysteem door adsorptie aan sediment of buiswand of doordat ze door de zwaartekracht neerdalen op de bodem. Door deze immobilisatie hebben micro-organismen dan voldoende tijd om deze moeilijk afbreekbare verbindingen om te zetten. Bij toenemende PHMOC-concentratie in het reinwater is de verwachting dat meer PHMOC wordt geïmmobiliseerd in het distributiesysteem, waardoor meer groei van micro-organismen (waaronder ook direct of indirecte groei van *Aeromonas*) optreedt in het distributiesysteem. Onderzoek naar het verband tussen ijzer en de BAS-waarden in de CBM heeft laten zien dat ijzer voor een verhoging van de BAS-waarde zorgde, waarschijnlijk doordat het positief geladen ijzer op de glasparels in staat was om negatief geladen biomassa uit het water te binden (van der Kooij & Bereschenko, 2015). De hypothese over het mogelijke causale verband tussen FeAS en *Aeromonas* is daarom dat een hoge ijzeraccumulatiesnelheid een indicatie is voor de hoeveelheid ijzer die zich hecht op de biomassa van het sediment of buiswand. Een hogere FeAS duidt dan op meer gebonden ijzer in sediment en op de buiswandbiofilm, waarbij het gebonden ijzer, met een positieve lading, in staat is om moeilijk afbreekbare verbindingen, met een negatieve lading, te immobiliseren uit het water. Deze hogere geïmmobiliseerde concentratie moeilijk afbreekbare stoffen is vervolgens direct of indirect verantwoordelijk voor vermeerdering van *Aeromonas* in het distributiesysteem.

De hierboven genoemde hypothesen over waarom sommige biologische stabiliteitsparameters een (in)directe invloed hebben op de KG22- en/of *Aeromonas*-aantallen zijn echter niet bewezen. De betrouwbaarheid van de voorspellende biologische stabiliteitsparameters en bijbehorende aandachtswaarden zou verder toenemen, wanneer deze hypothesen wetenschappelijk worden onderzocht onder gecontroleerde condities. Wanneer uit dergelijk onderzoek blijkt dat er een causaal verband is tussen de hierboven genoemde biologische stabiliteitsparameters en KG22 of *Aeromonas*, dan neemt de zekerheid toe dat die biologische stabiliteitsparameters ook als stuurparameters kunnen worden gebruikt om de KG22 en *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem te beperken.

#### 4.2.4 ATP-bepaling uitvoeren volgens NEN-EN 16421:2014

Drie van de voorspellende parameters ( $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$  en BAS) worden bepaald door het toepassen van ATP-metingen. Er bestaan twee verschillende methodieken om het ATP-gehalte te bepalen: de 'flash'-reactie en de 'glow'-reactie. Een ringonderzoek heeft aangetoond dat de toegepaste methodiek van invloed kan zijn op de hoogte van de ATP-concentratie en daarmee dus de  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$  of BAS kan beïnvloeden. Bij KWR worden de ATP-metingen aan water en biofilm uitgevoerd volgens de ATP-methode beschreven in het normalisatieprotocol NEN-EN 16421:2014 "Invloed van materialen op water voor menselijke consumptie - Bevordering van de microbiële groei" en de database en aandachtswaarden voor  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$  en BAS zijn dus gebaseerd op ATP-metingen die volgens deze NEN-EN worden uitgevoerd. Implementatie van de aandachtswaarden voor deze biologische stabiliteitsparameters vereist daarom dat het laboratorium de ATP-metingen voor  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$  en BAS uitvoert volgens het ATP-protocol beschreven in NEN-EN 16421:2014.

### 4.3 Indeling productielocaties

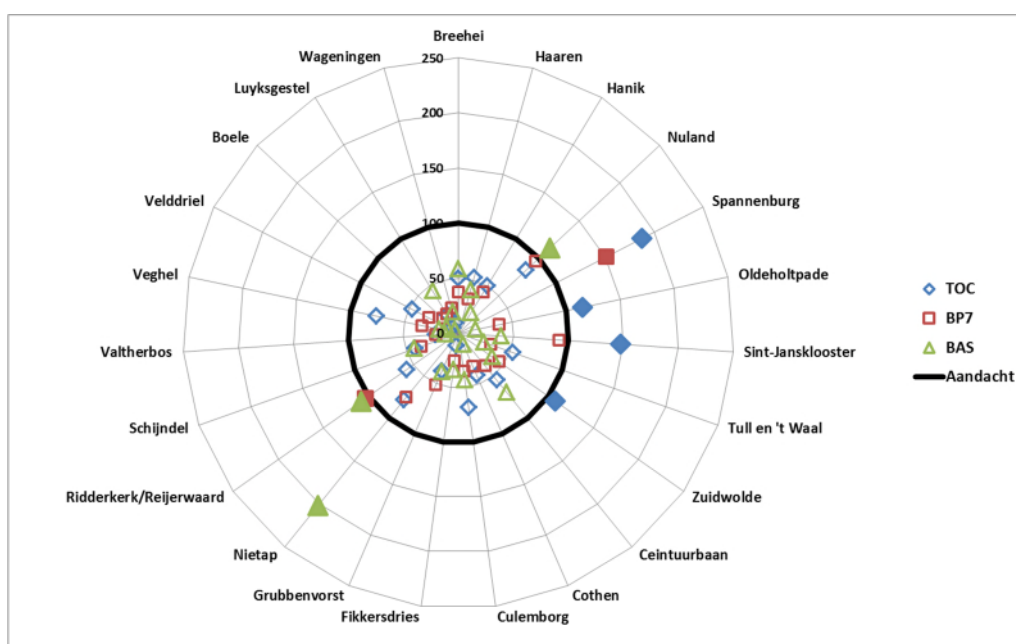
De productielocaties waar het reinwater werd bemonsterd met de nieuwe meetmethoden voor biologische stabiliteit, werden vervolgens geanalyseerd voor het wel of niet overschrijden van de aandachtswaarden voor de afgeleide biologische stabiliteitsparameters. De resultaten van die analyse zijn gevisualiseerd in radarplots (Figuur 4.1 en Figuur 4.2). In deze radarplots werden de absolute waarden van iedere afgeleide biologische stabiliteitsparameter per productielocatie omgerekend naar een percentage ten opzichte van de aandachtswaarde. Wanneer dit percentage voor een bepaalde locatie en parameter boven de 100% uitkwam, wordt de aandachtswaarde dus overschreden, terwijl bij een percentage onder de 100% de aandachtswaarde niet wordt overschreden. Om dit aspect te verduidelijken in de radarplots werd de 100% lijn van de aandachtswaarde vetgedrukt weergegeven.

#### 4.3.1 Grondwaterlocaties

Uit de indeling van de productielocaties, waar drinkwater werd bereid van grondwater, naar de aandachtswaarden van de afgeleide biologische stabiliteitsparameters blijkt dat bij 16 van de 23 productielocaties de aandachtswaarden voor de drie afgeleide biologische stabiliteitsparameters (TOC,  $BP_7$ , BAS) niet werden overschreden (Figuur 4.1). Bij de overige zeven locaties werd de aandachtswaarde voor TOC (Spannenburg, Oldeholtpade, Sint Jansklooster en Zuidwolde),  $BP_7$  (Spannenburg en Reijerwaard) en/of BAS (Nuland, Nietap en Reijerwaard) overschreden (Figuur 4.1 en Tabel 4.5). Een aantal van deze locaties werden in het verleden al als potentiële probleemlocaties ten aanzien van nagroei geïdentificeerd en bij een aantal van deze locaties werden na de metingen met de nieuwe biologische stabiliteitsparameters aanpassingen aan de zuivering aangebracht die mogelijk ook de biologische stabiliteit van het water kunnen verbeteren.

Bij productielocaties Spannenburg en Sint Jansklooster werd ionenwisseling als extra proces in de zuivering geïmplementeerd en dat heeft geleid tot een verlaging van de TOC-waarden tot  $4,0 \text{ mg C l}^{-1}$  (Sint Jansklooster, 2017) en  $3,5 \text{ mg C l}^{-1}$  (Spannenburg, 2017). Daarmee zijn de TOC-waarden duidelijk lager geworden dan voor introductie van de ionenwisseling en liggen de TOC-concentraties die in 2017 werden bepaald op of onder de afgeleide aandachtswaarde. Naast de TOC-concentratie was bij productielocatie Spannenburg, voor introductie van ionenwisseling, ook de  $BP_7$  hoger dan de afgeleide aandachtswaarde, terwijl de BAS-waarde op deze locatie niet is bepaald. Om te achterhalen of de introductie van ionenwisseling bij Spannenburg ook heeft geleid tot een  $BP_7$ - en/of BAS-waarde die lager is dan de afgeleide aandachtswaarde, is het aanbevelingswaardig om deze twee parameters voor het reinwater van Spannenburg te bepalen. Bij productielocatie Oldeholtpade werden de nieuwe biologische stabiliteitsparameters bepaald na introductie van ionenwisseling als extra zuiveringsproces. Kennelijk heeft de introductie van ionenwisseling niet geleid tot een TOC-

concentratie in het reinwater die onder de aandachtswaarde van  $4,0 \text{ mg C l}^{-1}$  was. De metingen bij Oldeholtpade werden uitgevoerd 4 tot 5 jaar nadat de ionenwisseling in bedrijf was genomen en voordat de hars van de ionenwisselaars werd geregenereerd. Onderzoek binnen het SPO-BTO onderzoek van Vitens heeft laten zien dat de BAS- en  $\text{BP}_7$ -waarden en de AOC-P17/Nox-concentratie van het water lager was na regeneratie van de hars (Hootsman et al., 2016). Hoewel de TOC-concentratie van het water niet is bepaald binnen dat onderzoek, is het niet ondenkbaar dat ook de TOC-concentratie van het reinwater wordt verlaagd na regeneratie, maar aanvullend onderzoek is nodig om dit verder te bevestigen. Tevens kan worden onderzocht of een TOC-concentratie van  $4,0 \text{ mg C l}^{-1}$  gebruikt kan worden als stuurwaarde voor regeneratie van de hars van de ionenwisseling.



Figuur 4.1. Radarplots voor TOC,  $\text{BP}_7$  en BAS van het reinwater bij locaties waar drinkwater van grondwater werd bereid. De TOC,  $\text{BP}_7$  en BAS werden daarbij uitgedrukt als percentage ten opzichte van de aandachtswaarde die is gesteld op 100%. Open symbolen: waarden waren gelijk aan of lager dan de aandachtswaarde; Dichte symbolen: waarden waren hoger dan de aandachtswaarde.

Tabel 4.5. De TOC-concentratie,  $\text{BP}_7$ -waarde en BAS-waarde van het reinwater bij productielocaties die drinkwater uit grondwater bereiden en waar bij ten minste één van de parameters de aandachtswaarde werd overschreden. De waarden hoger dan de aandachtswaarden zijn vetgedrukt en onderstreept weergegeven.

productielocatie	TOC ( $\text{mg C l}^{-1}$ )	$\text{BP}_7$ ( $\text{ng ATP l}^{-1}$ )	BAS ( $\text{pg ATP cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ )
Aandachtswaarde	4,0	9,0	30,0
Spannenburg	<b>7,5</b>	<b>13,6</b>	Niet bepaald
Oldeholtpade	<b>4,6</b>	3,4	4,9
Sint Jansklooster	<b>5,9</b>	8,2	11,6
Zuidwolde	<b>4,3</b>	4,1	11,3
Nietap	3,1	6,8	<b>60,6</b>
Nuland	3,4	8,6	<b>34,1</b>
Reijerwaard	2,3	<b>9,3</b>	<b>32,4</b>

Bij productielocatie Nuland was de BAS-waarde van het reinwater hoger dan de afgeleide aandachtswaarde (Tabel 4.5). Bij productielocatie Nuland werd in het verleden SPO-BTO onderzoek uitgevoerd naar de invloed van bedrijfsvoering (continue versus discontinue bedrijfsvoering en verlaging van filtratiesnelheid van 5,0 naar 3,7 m/h in de middeldiepe zuivering) op de nieuwe biologische stabiliteitsparameters (van der Wielen, 2013). Uit dat onderzoek volgde dat een verlaging van de filtratiesnelheid van de middeldiepe zuivering resulteerde in een verlaging van de BAS-waarde van het reinwater van 38 tot 62 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> naar 18 tot 30 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>, dus onder de afgeleide aandachtswaarde voor de BAS. Het is daarom aanbevelingswaardig om de middeldiepe zuivering te bedrijven met een filtratiesnelheid van 3,7 m h<sup>-1</sup>.

Bij productielocatie Nietap was de BAS-waarde van het reinwater fors hoger dan de afgeleide aandachtswaarde (Tabel 4.5). De oorzaak voor deze hoge BAS-waarde bij productielocatie Nietap is onduidelijk en omdat het geometrisch gemiddelde van KG22 en het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater van Nietap relatief hoog waren (van de productielocaties die drinkwater uit grondwater bereiden had Nietap de twee-na-hoogste KG22- en *Aeromonas*-waarden), is het aanbevelingswaardig om de biologische stabiliteit van het water na ieder zuiveringsproces te bepalen met de nieuwe parameters voor biologische stabiliteit. Die gegevens kunnen dan vervolgens worden gebruikt om de meest kritische zuiveringsprocessen te achterhalen, zodat suggesties kunnen worden opgesteld om die zuiveringsprocessen te optimaliseren.

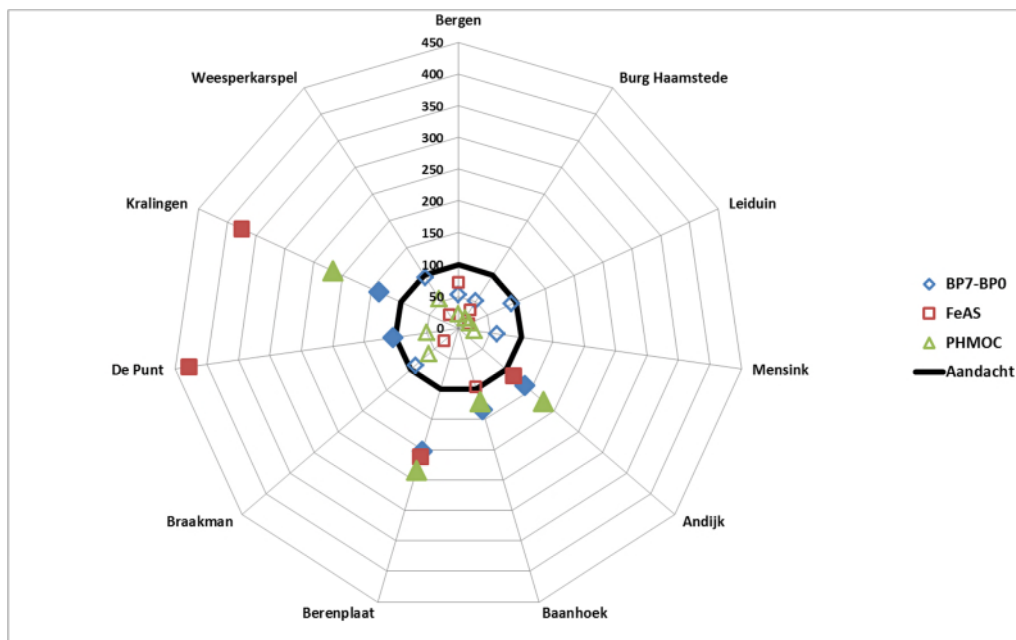
Bij productielocatie Zuidwolde was de TOC-concentratie licht hoger dan de afgeleide aandachtswaarde (Tabel 4.5). Voor deze productielocatie werd echter geen betrouwbaar 90-percentiel voor *Aeromonas* verkregen, doordat de *Aeromonas*-metingen alleen in de zomer waren uitgevoerd in het jaar dat de biologische stabiliteitsparameters van het reinwater werden bepaald. Daarnaast was het geometrisch gemiddelde van KG22 uitzonderlijk hoog en beschouwd als een uitbijter. Het blijft daardoor onduidelijk of de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater van Zuidwolde dusdanig hoog zijn, dat aanvullend onderzoek naar bijvoorbeeld de invloed van de zuivering op de biologische stabiliteit nodig is. Het is daarom aan te bevelen om een monsterprogramma op te zetten, waarbij een betrouwbaar inzicht wordt verkregen over de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het voorzieningsgebied gedurende een heel jaar.

Bij productielocatie Reijerwaard, tot slot, waren zowel de BP<sub>7</sub> als de BAS-waarde licht verhoogd ten opzichte van de afgeleide aandachtswaarde (Tabel 4.5). Desondanks waren de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater laag, waardoor het op basis van deze twee indicatoren voor nagroei niet nodig lijkt om de biologische stabiliteit van het drinkwater te verbeteren. Wel zou verder onderzoek bij deze locatie nuttig kunnen zijn om te achterhalen waarom beide indicatoren (KG22 en *Aeromonas*) lager zijn, dan je op basis van de biologische stabiliteit van het drinkwater zou verwachten.

#### 4.3.2 Oppervlaktewaterlocaties

In Figuur 4.2 zijn de radarplots voor de productielocaties waar drinkwater werd bereid uit oppervlaktewater weergegeven in relatie tot de aandachtswaarden voor de afgeleide biologische stabiliteitsparameters. Uit deze figuur volgt dat bij zes van de elf productielocaties de afgeleide aandachtswaarden voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>, FeAS en PHMOC niet werd overschreden. De aandachtswaarde voor BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> werd overschreden bij vijf locaties (Andijk, Baanhoek, Berenplaat, de Punt en Kralingen), de aandachtswaarde voor FeAS bij vier locaties (Andijk, Berenplaat, de Punt en Kralingen) en de aandachtswaarde voor PHMOC ook bij vier locaties (Andijk, Baanhoek, Berenplaat en Kralingen)(Figuur 4.2 en Tabel 4.6). Een aantal van deze locaties waren in het verleden al als potentiële probleemlocaties ten aanzien van

nagroeï geïdentificeerd en daar wordt momenteel onderzoek uitgevoerd om de biologische stabiliteit van het drinkwater te verbeteren.



Figuur 4.2. Radarplots voor  $BP_7-BP_0$ , FeAS en PHMOC van het reinwater bij locaties waar drinkwater van oppervlaktewater werd bereid. De  $BP_7-BP_0$ , FeAS en PHMOC werden daarbij uitgedrukt als percentage ten opzichte van de aandachtswaarde die is gesteld op 100%. Open symbolen: waarden waren gelijk aan of lager dan de aandachtswaarde; Dichte symbolen: waarden waren hoger dan de aandachtswaarde.

Tabel 4.6. De  $BP_7-BP_0$ -waarde, FeAS-waarde en PHMOC-concentratie van het reinwater bij productielocaties die drinkwater uit oppervlaktewater bereiden en waar bij ten minste één van de parameters de aandachtswaarde werd overschreden. De waarden hoger dan de aandachtswaarden zijn vetgedrukt en onderstreept weergegeven.

productielocatie	$BP_7-BP_0$ (ng ATP l <sup>-1</sup> )	FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> dag <sup>-1</sup> )	PHMOC (µg C l <sup>-1</sup> )
Aandachtswaarde	4,0	0,33	45,0
Andijk	<b><u>5,5</u></b>	<b><u>0,38</u></b>	<b><u>79,7</u></b>
Baanhoek	<b><u>5,4</u></b>	0,32	<b><u>54,5</u></b>
Berenplaat	<b><u>8,1</u></b>	<b><u>0,70</u></b>	<b><u>105,4</u></b>
Kralingen	<b><u>5,5</u></b>	<b><u>1,24</u></b>	<b><u>97,8</u></b>
De Punt	<b><u>4,2</u></b>	<b><u>1,41</u></b>	22,5

Bij productielocatie Andijk waren de  $BP_7-BP_0$ , FeAS en PHMOC van het reinwater hoger dan de afgeleide aandachtswaarden (Tabel 4.6). Deze waarden werden bepaald aan het reinwater ten tijde dat zuivering Andijk II in bedrijf was. Momenteel is productielocatie Andijk in transitie van zuivering Andijk II naar Andijk III. De belangrijkste verandering daarbij is dat de voorzuivering van coagulatie/sedimentatie en snelfiltratie wordt vervangen door een voorzuivering met ionenwisseling (SIX) en microfiltratie met keramische membranen. In deze nieuwe zuivering wordt daardoor niet langer ijzer als coagulant gedoseerd en de verwachting

is dat hierdoor de FeAS wordt verlaagd. Binnen het SPO-BTO werd de afgelopen jaren onderzoek uitgevoerd naar het effect van Andijk III op de biologische stabiliteit van het water. De resultaten van het proefinstallatieonderzoek lieten zien dat de FeAS van het water behandeld met het zuiveringsconcept van Andijk III over het algemeen tussen de 0,1 en 0,2 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup> was, dat lager is dan de afgeleide aandachtswaarde. De PHMOC-concentratie daarentegen was ook in het met Andijk III behandelde water hoger (82,6 t/m 124,3 µg C l<sup>-1</sup>) dan de afgeleide aandachtswaarde, terwijl de BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> niet werd bepaald (van der Wielen, 2016). Momenteel wordt de fullscale zuivering van Andijk III in bedrijf genomen en worden de nieuwe biologische stabiliteitsparameters van het reinwater bepaald, zodat duidelijk wordt hoe de BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>, FeAS en PHMOC van het reinwater dat fullscale is behandeld met Andijk III zich verhoudt tot de afgeleide aandachtswaarden. Mocht uit die analyses blijken dat één van de drie aandachtswaarden met het zuiveringsconcept Andijk III wordt overschreden, dan wordt aanbevolen om onderzoek uit te voeren of de verschillende processen van Andijk III kunnen worden geoptimaliseerd om de biologische stabiliteit van het drinkwater te verbeteren.

Bij productielocaties Baanhoek, Berenplaat en Kralingen waren de BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>, FeAS en PHMOC van het reinwater ook hoger dan de afgeleide aandachtswaarden (met uitzondering van de FeAS-waarde voor Baanhoek)(Tabel 4.6). Op alle drie deze locaties werd in het SPO-BTO aanvullend onderzoek uitgevoerd naar de invloed van de zuivering en distributie op de biologische stabiliteit van het water (Hijnen & Bahlman, 2015). Op basis van dat onderzoek gaat Evides onderzoeken of het toepassen van ultrafiltratie de biologische stabiliteit van het drinkwater dusdanig kan verbeteren, dat groei van *Aeromonas* in het distributiesysteem wordt teruggedrongen. Doordat ultrafiltratie PHMOC en ijzergebonden deeltjes verwijderd, is de verwachting dat deze extra behandelingsstap zal resulteren in een verlaging van de PHMOC-concentratie en de FeAS-waarde. Mogelijk dat ultrafiltratie minder effect heeft op de BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>, aangezien de BP<sub>7</sub> voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt door gemakkelijk oplosbare afbreekbare stoffen (van der Kooij & Veenendaal, 2014b). Wanneer mocht blijken dat na ultrafiltratie één van de aandachtswaarden wordt overschreden, dan wordt aanbevolen om aanvullend onderzoek te doen om de biologische stabiliteit van het drinkwater te verbeteren.

Bij productielocatie De Punt was de FeAS van het reinwater beduidend hoger dan de afgeleide aandachtswaarde, terwijl de BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub> licht verhoogd was ten opzichte van de aandachtswaarde. De PHMOC-concentratie van het reinwater was beduidend lager dan de aandachtswaarde (Tabel 4.6). Het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater was relatief hoog bij ps De Punt en het is daarom aanbevelingswaardig om de biologische stabiliteit van het water na de verschillende zuiveringsprocessen te bepalen, zodat de meest kritische processen kunnen worden geïdentificeerd en suggesties worden gedaan om deze te optimaliseren in relatie tot de biologische stabiliteit.

# 5 Conclusies & aanbevelingen

## 5.1 Conclusies

### 5.1.1 Biologische stabiliteitsparameters

De biologische stabiliteitsparameters  $BP_7$ ,  $BPC_{14}$ , AOC-A3, BAS, FeAS, PHMOC, PHMCHC en PFe variëren over een brede range in het reinwater van de 32 tot 37 onderzochte productielocaties.

De  $BP_7$ ,  $BPC_{14}$ , AOC-A3, TOC, PHMOC en PHMCHC van het reinwater zijn gemiddeld het hoogst bij productielocaties waar drinkwater wordt bereid uit oppervlaktewater na reservoir, gevolgd door productielocaties waar drinkwater wordt bereid uit anoxisch grondwater. Deze parameters waren het laagst in drinkwater bereid uit oxisch grondwater, gevolgd door drinkwater bereid uit oppervlaktewater na duininfiltratie. De bron die wordt gebruikt voor de drinkwaterbereiding heeft dus een belangrijke invloed op de biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater.

De  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  in het reinwater zijn sterk gecorreleerd en uit aanvullende correlatieanalyses wordt geconcludeerd dat de concentratie gemakkelijk en moeilijk afbreekbare stoffen in het reinwater sterk gecorreleerd zijn. Het is daarom onnodig om beide parameters van het reinwater te bepalen.

De PHMOC- en PHMCHC-concentratie in het reinwater zijn sterk gecorreleerd. Het PHMCHC-deel in de PHMOC was significant hoger in reinwater bereid uit oppervlaktewater dan in drinkwater bereid uit grondwater, dus de bron die voor drinkwaterbereiding wordt gebruikt heeft invloed op het percentage PHMCHC in de PHMOC-fractie. Door de sterke correlatie tussen PHMOC en PHMCHC is het onnodig om beide parameters in het reinwater te bepalen.

De overige biologische parameters zijn onderling niet sterk gecorreleerd, dus de parameters ATP,  $BP_7$  of  $PBC_{14}$ ,  $PB7-BP_0$ , AOC-A3, BAS, BVS, FeAS, FeAFS, TOC, PHMOC of PHMCHC en PFe beschrijven voor een belangrijk deel andere aspecten van de biologische stabiliteit van het drinkwater. Wanneer een zo volledig mogelijk beeld van de biologische stabiliteit van het drinkwater wil worden verkregen, is het dus nodig om deze parameters allemaal te bepalen.

De meeste biologische stabiliteitsparameters werden gedurende drie maanden drie keer bepaald en de relatieve standaarddeviatie van deze drie waarnemingen was relatief hoog. Om de biologische stabiliteit van een watertype betrouwbaar te beschrijven, is het dus nodig om de biologische stabiliteitsparameters van een watertype vaker te analyseren.

### 5.1.2 KG22- en *Aeromonas*-aantallen

De KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater zijn gemiddeld het hoogst in drinkwater bereid uit oppervlaktewater na reservoir of anoxisch grondwater en het laagst in gedistribueerd drinkwater bereid uit oxisch grondwater. De bron die wordt gebruikt voor de drinkwaterbereiding heeft dus (indirect) een invloed op de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater, waarschijnlijk omdat de biologische stabiliteit van het drinkwater verschilt per gebruikte bron.

### 5.1.3 Relatie tussen biologische stabiliteitsparameter en KG22 of *Aeromonas*

Een groot deel van de variantie in het geometrisch gemiddelde van KG22 of het 90-percentiel van *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater is gecorreleerd met de variantie in één of twee biologische stabiliteitsparameters. Deze voorspellende biologische stabiliteitsparameters verschillen tussen drinkwater bereid uit grondwater of drinkwater bereid uit oppervlaktewater. Hierdoor is het mogelijk om aandachtswaarden voor biologische stabiliteitsparameters in reinwater af te leiden in relatie tot KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater.

Eerder onderzoek heeft laten zien dat de biologische stabiliteitsparameters in drinkwater bereid uit oppervlaktewater variëren tussen de seizoenen. De resultaten van de in dit rapport beschreven studie laten echter zien dat waarden voor de biologische stabiliteitsparameters verkregen in de zomer gerelateerd kunnen worden aan het geometrisch jaargemiddelde van KG22 en het 90-jaarpercentiel van *Aeromonas* in het distributiesysteem. Het is dus voldoende om bij deze productielocaties het reinwater in de zomerperiode voor biologische stabiliteitsparameters te bemonsteren om te kunnen voorspellen of de KG22- of *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem hoog zijn. Om de oorzaak van eventuele hoge waarden voor de biologische stabiliteitsparameters in het reinwater te achterhalen, is het echter nodig om de biologische stabiliteit gedurende alle seizoenen te bepalen.

### 5.1.4 Aandachtswaarden

Voor reinwater bereid uit grondwater zijn de volgende aandachtswaarden afgeleid:

- TOC                    4,0 mg C l<sup>-1</sup>
- BP<sub>7</sub>                    9,0 ng ATP l<sup>-1</sup>
- BAS                    30,0 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>

in relatie tot een geometrisch gemiddelde van 20 kve ml<sup>-1</sup> voor KG22 of een 90-percentiel van 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> voor *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. Wanneer de waarden van deze drie biologische stabiliteitsparameters in het reinwater dus boven deze aandachtswaarden liggen, dan is de kans groot dat het geometrisch gemiddelde van KG22 en/of het 90-percentiel van *Aeromonas* boven de 20 kve ml<sup>-1</sup>, respectievelijk, 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> zijn in het gedistribueerde drinkwater.

Voor reinwater bereid uit oppervlaktewater zijn de volgende aandachtswaarden afgeleid:

- BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>            4,0 mg C l<sup>-1</sup>
- FeAS                   0,33 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>
- PHMOC                45,0 µg C l<sup>-1</sup>

in relatie tot een 90-percentiel van 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> voor *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater. Wanneer de waarden van deze drie biologische stabiliteitsparameters in het reinwater dus boven deze aandachtswaarden liggen, dan is de kans groot dat het 90-percentiel van *Aeromonas* boven de 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> is in het gedistribueerde drinkwater. Doordat het geometrisch gemiddelde van KG22 in het gedistribueerde drinkwater duidelijk lager waren dan 20 kve ml<sup>-1</sup> bij deze onderzochte productielocaties waar drinkwater wordt bereid uit oppervlaktewater, zijn er geen aandachtswaarden voor de biologische stabiliteitsparameter in relatie tot KG22 gedefinieerd.

Bij productielocaties waar het 90-percentiel van *Aeromonas* hoger is dan 800 kve 100 ml<sup>-1</sup>, wordt over het algemeen ook de wettelijke norm voor *Aeromonas* (1000 kve 100 ml<sup>-1</sup>) overschreden in meer dan 1% van de geanalyseerde monsters uit het distributiesysteem.



Bij zeven van de 23 onderzochte productielocaties, waar drinkwater uit grondwater wordt bereid, wordt ten minste één van de drie aandachtswaarden overschreden in het reinwater, dus bij deze locaties is/was de biologische stabiliteit van het drinkwater onvoldoende hoog om het geometrisch gemiddelde van KG22 en/of het 90-percentiel van *Aeromonas* onder de grenswaarde van 20 kve ml<sup>-1</sup> of 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> te houden.

Bij zes van de elf onderzochte productielocaties, waar drinkwater uit oppervlaktewater wordt bereid, wordt ten minste één van de drie aandachtswaarden overschreden. Bij deze locaties is de biologische stabiliteit van het drinkwater dus onvoldoende hoog om het 90-percentiel van *Aeromonas* onder de grenswaarde van 800 kve 100 ml<sup>-1</sup> te houden.

## 5.2 Aanbevelingen

### 5.2.1 Drinkwaterpraktijk

Doordat de bron een belangrijke invloed heeft op de biologische stabiliteit van het drinkwater is het voor de biologische stabiliteit van het reinwater raadzaam om zoveel mogelijk bronnen te gebruiken die resulteren in biologisch stabiel drinkwater (oxisch grondwater, oppervlaktewater na infiltratie, anoxisch grondwater met lage concentraties TOC, methaan, ammonia, ijzer en mangaan).

De biologische stabiliteit van het drinkwater dient te worden bepaald door op ten minste drie momenten, gedurende drie maanden, de biologische stabiliteitsparameters aan het (drink)water te bepalen. Voor locaties waar grondwater wordt behandeld, kan het reinwater op ieder moment van het jaar worden geanalyseerd, maar voor de oppervlaktewaterlocaties wordt aanbevolen om de parameters van de aandachtswaarden in eerste instantie in de zomerperiode te analyseren.

Toets het reinwater van productielocaties waar grondwater wordt behandeld, en die verdacht zijn in relatie tot biologische stabiliteit of nagroei in het distributiesysteem, tegen de afgeleide aandachtswaarden voor reinwater bereid uit grondwater (TOC: 4,0 mg C l<sup>-1</sup>; BP<sub>7</sub>: 9,0 ng ATP l<sup>-1</sup>; BAS: 30,0 pg ATP cm<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>). Toets het reinwater van productielocaties waar oppervlaktewater wordt behandeld, en die verdacht zijn in relatie tot biologische stabiliteit of nagroei in het distributiesysteem, tegen de afgeleide aandachtswaarden voor reinwater bereid uit oppervlaktewater (BP<sub>7</sub>-BP<sub>0</sub>: 4,0 ng ATP l<sup>-1</sup>; FeAS: 0,33 mg Fe m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>; PHMOC: 45µg C l<sup>-1</sup>). Wanneer één van deze aandachtswaarden wordt overschreden, dan wordt aanbevolen om de brede scala aan biologische stabiliteitsparameters te analyseren in water na de verschillende stappen in de zuivering. Daarnaast wordt voor locaties waar drinkwater uit oppervlaktewater wordt bereid ook aanbevolen om deze parameters gedurende een heel jaar (dat wil zeggen in alle vier de seizoenen) te bepalen. Met behulp van die informatie kan een diagnose worden gemaakt van (i) het meest kritische zuiveringsproces, (ii) welk aspect van de biologische stabiliteit het meest kritisch is en (iii) wat voor mogelijkheden er zijn om de zuivering te optimaliseren.

Voor de grondwaterlocaties waar één van de aandachtswaarden is overschreden, worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- Bepaal de biologische stabiliteit van het water na ieder zuiveringsproces bij productielocaties Nietap en Zuidwolde, zodat de meeste kritische zuiveringsprocessen en parameters bepaald kan worden en gebruik die informatie om de zuivering verder te optimaliseren.
- Zet voor het voorzieningsgebied van productielocatie Zuidwolde een dusdanig monsterprogramma op te zetten dat een betrouwbaar inzicht wordt verkregen over

- de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het voorzieningsgebied gedurende een heel jaar.
- Achterhaal in hoeverre de introductie van ionenwisseling bij Spannenburg en Sint Jansklooster heeft geresulteerd in een verlaging van de TOC-concentratie,  $BP_7$ -waarde en BAS-waarde in het reinwater tot waarden die onder de afgeleide aandachtswaarden liggen en in hoeverre de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater zijn afgenomen.
  - Achterhaal bij Oldeholtpade of de waarden voor de aandachtsparameters gedurende de looptijd tussen twee regeneratiemomenten van de hars van de ionenwisseling toenemen tot boven de aandachtswaarden en onderzoek of de aandachtswaarde van de TOC-concentratie als stuurparameter voor regeneratie van de hars van de ionenwisseling kan worden gebruikt.
  - Bedrijf de middeldiepe zuivering van productielocatie Nuland met een filtratiesnelheid van  $3,7 \text{ m h}^{-1}$ .
  - Achterhaal waarom de overschrijding van de aandachtswaarden voor  $BP_7$  en BAS van het reinwater bij Reijerwaard niet leidt tot hoge KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het distributiesysteem.

Voor de oppervlaktewaterlocaties waar één van de aandachtswaarden is overschreden, worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- Bepaal de biologische stabiliteit van het water na de verschillende zuiveringsprocessen bij productielocatie De Punt, zodat de meest kritische processen en parameters kunnen worden geïdentificeerd en suggesties worden gedaan om de zuivering te optimaliseren.
- Achterhaal of het toepassen van ultrafiltratie de waarden van de aandachtsparameters in het reinwater verlagen tot onder de aandachtswaarden op de productielocaties van Evides waar de aandachtswaarden worden overschreden. Indien blijkt dat na ultrafiltratie één van de aandachtswaarden wordt overschreden, dan wordt aanbevolen om aanvullend onderzoek uit te voeren na verdere optimalisatie van de verschillende zuiveringsprocessen.
- Analyseer de  $BP_7$ - $BP_0$ , FeAS en PHMOC van het reinwater van Andijk dat is geproduceerd met de fullscale zuivering Andijk III en volg in de tijd de invloed van de nieuwe zuivering op de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater. Indien blijkt dat de aandachtswaarden van één van deze parameters wordt overschreden, dan wordt aanbevolen om onderzoek uit te voeren naar verdere optimalisatie van de verschillende zuiveringsprocessen. Wanneer de parameters in het reinwater onder de aandachtswaarden liggen, maar de KG22- en *Aeromonas*-aantallen in het gedistribueerde drinkwater blijven hoog, dan wordt aanbevolen om de oorzaak van de hoge KG22- en *Aeromonas*-aantallen te onderzoeken, waarbij de focus kan liggen op het distributiesysteem.

### 5.2.2 Analysemethoden

Er wordt aanbevolen om het standaardprotocol van de BPP op twee punten aan te passen. Ten eerste is de aanbeveling om voor het standaardprotocol de analysetijd te verlagen van 14 naar 7 dagen. Ten tweede is de aanbeveling om de volgende drie parameters te extraheren uit de BPP-data:  $BP_0$ ,  $BP_7$  en  $BP_7$ - $BP_0$ . Wanneer de aandachtswaarden in het reinwater worden overschreden en aanvullend onderzoek in zuivering en distributie wordt uitgevoerd, dan is voornamelijk het advies om de BPP-test wel 14 dagen in te zetten, zodat ook de  $BPC_{14}$  als aanvullende parameter kan worden bepaald. Mocht uit toekomstig onderzoek echter blijken dat ook voor deze watermonsters de  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  sterk correleren, dan kan ook daar de BPP-test worden verkort naar zeven dagen.

Er wordt aanbevolen om standaard alleen de PHMOC en PFe (en dus niet de PHMCHC) na concentrering van reinwatermonsters met behulp van hemoflow te bepalen. Wanneer de aandachtswaarden worden overschreden en aanvullend onderzoek in zuivering en distributie wordt uitgevoerd, dan is vooralsnog het advies om ook de PHMCHC-concentratie van het concentraat te meten. Mocht uit toekomstig onderzoek echter blijken dat ook voor deze watermonsters de PHMOC en PHMCHC, dan is het niet langer nodig om ook de PHMCHC te bepalen.

Bij de methode om de  $BP_0$ ,  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$ ,  $BPC_{14}$ , BAS en BVS te bepalen, wordt het ATP-gehalte van water of biofilm bepaald. Om de gemeten parameters te kunnen vergelijken met de in de hier beschreven studie afgeleide aandachtswaarden van  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$  en BAS of de  $BP_0$ ,  $BPC_{14}$  en BVS-waarden van de in de dit rapport beschreven database, is het een vereiste dat de ATP-concentratie is bepaald volgens NEN-EN 16421:2014.

### 5.2.3 Onderzoek

Breidt de database voor BVS- en FeAFS-waarden verkregen met de CBM uit met productielocaties waar relatief hoge aantallen KG22 en/of *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater worden aangetroffen. Achterhaal vervolgens of de BVS en/of FeAFs voorspellende parameters voor KG22 en *Aeromonas* in het distributiesysteem zijn en leidt eventuele aandachtswaarden af voor deze parameters.

Achterhaal hoe sterk de parameters  $BP_7$  en  $BPC_{14}$  én PHMOC en PHMCHC zijn gecorreleerd in water na verschillende zuiveringsprocessen en gedistribueerd drinkwater en bepaal aan de hand van de resultaten de optimale analysemethode voor de BPP en welke parameters bepaald dienen te worden aan het hemoflowconcentraat.

Onderzoek in hoeverre de correlatie tussen de aandachtsparameters (TOC,  $BP_7$ , BAS,  $BP_7-BP_0$ , FeAS of PHMOC) en KG22 of *Aeromonas* causaal zijn. Daarbij is de hypothese dat TOC,  $BP_7$ ,  $BP_7-BP_0$ , BAS en PHMOC een indicatie zijn voor (verschillende) afbreekbare verbindingen en dat hoe hoger deze concentraties in het drinkwater zijn, des te meer microbiologische groei in het distributiesysteem plaatsvindt die direct of indirect (secundaire groei) leidt tot hogere KG22- en *Aeromonas*-aantallen. De hypothese over het mogelijke causale verband tussen FeAS en *Aeromonas* in drinkwater bereid uit oppervlaktewater is dat een hoge FeAS duidt op meer gebonden ijzer in sediment en aan de buiswandbiofilm in het distributiesysteem, waarbij het gebonden ijzer, met een positieve lading, in staat is om moeilijk afbreekbare verbindingen, met een negatieve lading, te immobiliseren in het distributiesysteem. Deze hogere concentratie aan geïmmobiliseerde moeilijk afbreekbare stoffen is vervolgens direct of indirect verantwoordelijk voor vermeerdering van *Aeromonas* in het distributiesysteem.



## 6 Referenties

- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A. and Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 23(3), 350-356.
- Hijnen, W.A.M., Schulz, F., Hensen, L., Bahlman J.A., 2014. Doorontwikkeling van de continue biofouling monitor CBM. BTO 2014.034; KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Hijnen, W.A.M., Bahlman, J.A., 2015. Biologische stabiliteit van het water in de zuivering en tijdens distributie: ombouw van ozon naar UV bij productiebedrijf Braakman (Evides). BTO 2014.218(s); KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.
- Hijnen, W.A.M., Bereschenko, L., van Veen, A., 2015. Validatie en standaardisatie van de hemoflowbepaling voor deeltjesgebonden hoog-moleculair organische koolstof in water. BTO 2015.057; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.
- Hijnen, W.A.M., van der Wielen, P.W.J.J., 2017. Biologische stabiliteit en nagroei: definities en positiebepaling van de bedrijfstak anno 2016. BTO 2017.068; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.
- Hijnen, W. A. M.; Schurer, R.; Bahlman, J. A.; Ketelaars, H. A. M.; Italiaander, R.; van der Wal, A.; van der Wielen, P. W. J. J., 2018. Slowly biodegradable organic compounds impact the biostability of non-chlorinated drinking water produced from surface water. *Water Res* 129, (Supplement C), 240-251.
- Hootsman, M., Bereschenko, L., Hijnen, W.A.M., 2016. Effecten op de biologische stabiliteit van drinkwater door menging van grondwater en door leeftijd en regeneratie van ionenwisselingshars. BTO 2016.014; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.
- Sack, E. L.; van der Wielen, P. W. J. J.; van der Kooij, D., 2010. Utilization of oligo- and polysaccharides at microgram-per-litre levels in freshwater by *Flavobacterium johnsoniae*. *J Appl Microbiol* 108, (4), 1430-40.
- Sack, E. L.; van der Wielen, P. W. J. J.; van der Kooij, D., 2011. *Flavobacterium johnsoniae* as a model organism for characterizing biopolymer utilization in oligotrophic freshwater environments. *Appl Environ Microbiol* 77, (19), 6931-8.
- van der Kooij, D., 2003. Managing regrowth in drinking-water distribution systems. In *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*, Bartram, J.; Cotruvo, C.; Exner, M.; Fricker, C.; Glasmacher, A., Eds. IWA Publishing: London, UK; pp 199-232.
- Van der Kooij, D.; Veenendaal, H.R., 2012. *Bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater met een continue biofilmmonitor (CBM)*; BTO 2011.050; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.
- van der Kooij, D.; Veenendaal, H. R., 2013. *Bepaling van de concentratie van biomassa in drinkwater met behulp van de hemoflow*; BTO 2013.044; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.
- Van der Kooij, D.; Veenendaal, H. R., 2014a. Regrowth problems and biological stability assessment in the Netherlands. In *Microbial Growth in Drinking Water Supplies. Problems, Causes, Controls and Research Needs*, Van der Kooij, D.; Van der Wielen, P. W. J. J., Eds. IWA Publishing: London, UK; pp 291-337.
- van der Kooij, D.; Veenendaal, H. R., 2014b. Bepaling van de biomassaproductiepotentie (BPP) van drinkwater.; BTO 2014.038; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.

Van der Kooij, D.; Bereschenko, L., 2015. De invloed van ijzer op de biomassa-accumulatie in de continue biofoulingmonitor (CBM). BTO 2015.216(s); KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.

van der Kooij, D.; Martijn, B.; Schaap, P. G.; Hoogenboezem, W.; Veenendaal, H. R.; van der Wielen, P. W. J. J., 2015. Improved biostability assessment of drinking water with a suite of test methods at a water supply treating eutrophic lake water. *Water Res* 87, 347-55.

Van der Wielen, P.W.J.J.; van der Kooij, D., 2009. Invloed van watersamenstelling, afstand en seizoen op het ATP-gehalte in water en in sediment uit het leidingnet van zes pompstations. BTO 2009.044; KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Van der Wielen, P.W.J.J., 2013. Effect van bedrijfsvoering zuivering en distributiesysteem op biologische stabiliteit bij ps Nuland. BTO 2013.201(s); KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.

Van der Wielen, P.W.J.J., 2015. Validatie en standaardisatie van de BPP-test voor drinkwater.; BTO 2015.019; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.

Van der Wielen, P.W.J.J., 2016. Rol van actieve kool op de biologische stabiliteit van het water bij ps Andijk. BTO 2016.079; KWR Watercycle Research Institute; Nieuwegein.

Van der Wielen, P.W.J.J., 2017. Invloed van waterkwaliteit, adres en tijdstip op KG22 en *Aeromonas* als wettelijke parameters nagroei. BTO 2017.028, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

## Bijlage I Biologische stabiliteitsparameters

De onderstaande drie tabellen geven de gemiddelde waarden  $\pm$  standaarddeviatie van de verschillende biologische stabiliteitsparameters die werden gemeten in het reinwater van diverse productielocaties.

Productielocatie	Jaar	ATP (ng/l)		BP7 (ng ATP/l)		BPC14 (d.ng ATP/l)		AOC-A3 ( $\mu\text{g C/l}$ )	
		gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev
Amersfoortseweg	2011			0.8	0.5	6.8	4.1	0.01	
Andijk	2013	5.2	1.5	10.5	0.8	145.2	15.6	4.10	0.85
Baanhoek	2013	4.4	1.3	13.0	0.0	174.8	49.6		
Berenplaat	2012	1.1	0.9	9.9	1.9	113.8	21.6	11.12	1.43
Berenplaat	2013	1.4	1.1						
Bergen	2015	1.2	0.2	3.1	0.6	29.8	1.8	0.21	0.02
Boele	2017	1.3	0.3	1.8	1.3	19.3	13.1	0.02	0.02
Braakman	2012	3.6	1.2	7.9	2.2	94.5	25.2	4.26	0.65
Breehei	2009	3.8	0.6	3.4	1.2	41.0	9.4	1.03	0.01
Burg Haamstede	2016	4.4	0.9	6.5	1.2	73.0	18.0	0.18	0.06
Ceintuurbaan	2016	2.9	0.9	3.5	0.4	40.4	2.2	0.41	0.25
Cothen	2015	3.2	1.0	3.0	0.4	31.4	6.6	0.44	0.24
Culemborg	2015	2.1	0.6	3.2	0.2	39.5	2.6	0.81	0.54
De Punt	2016	2.6	1.1	6.9	2.7	74.7	21.2	0.49	0.28
Fikkersdries	2016	2.1	0.5	2.3	0.2	22.0	4.9	0.12	0.01
Grubbenvorst	2016	3.1	0.7	4.7	0.9	55.1	7.8	0.07	0.02
Haaren	2010	4.4	1.9	2.9	0.2	35.4	6.9	0.47	
Hanik	2009	3.0	1.0	3.9	1.3	44.6	10.5	0.87	0.53
Katwijk	2008			3.0	0.9	41.4	1.1		
Katwijk	2011			3.0	0.4	34.7	2.4		
Kralingen	2015	2.8	1.2	8.1	1.7	90.2	6.0	7.00	1.75
Leiduin	2017	1.7	0.7	4.7	1.0	53.8	14.1	0.03	0.02
Luyksgestel	2015	1.1	0.5	1.8	0.2	21.2	3.6	0.41	0.64
Mensink	2015	1.2	0.1	2.6	0.3	29.9	4.0	0.48	0.17
Nietap	2016	3.9	2.4	6.8	3.0	80.3	29.2	0.39	0.23
Nuland	2012	6.6	1.1	8.6	2.0	112.3	24.7	2.06	0.50
Oldeholtpade	2009	3.1	0.9	3.4	0.3	47.1	6.4		
Reijerwaard	2016	5.4	1.5	9.3	0.9	108.5	13.5	1.67	0.17
Scheveningen	2011			2.7	0.7	32.6	9.1		
Schijndel	2015	2.3	1.2	3.2	1.4	32.3	9.6	0.61	0.50
Sint-Jansklooster	2010	4.4	1.2	8.2	3.3	104.2	47.0	3.48	2.31
Spannenburg	2010			13.6	1.4	191.0	22.6	2.90	0.40
Tull en 't Waal	2011	2.7	0.8	2.8	0.4	41.9	0.5		
Valtherbos	2016	1.9	0.5	1.8	0.2	18.7	5.8	0.13	0.03
Veghel	2015	2.3	0.5	3.1	0.7	35.3	4.9	0.16	0.09
Velddriel	2016	2.5	0.5	2.8	0.3	33.5	4.9	0.19	0.06
Wageningen	2017	1.2	0.3	2.1	1.2	24.7	14.6	0.03	0.00
Weesperkarspel	2017	4.1	2.2	8.2	1.2	106.8	11.6	0.68	0.17
Zuidwolde	2010	4.9	1.2	4.1	0.3	52.3	8.7	0.05	

Productielocatie	Jaar	BAS (pg ATP cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		BVS (pg ATP cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		FeAS (mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		FeAfS (mg Fe m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	
		gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev
Amersfoortseweg	2011								
Andijk	2013	38.2	17.6			0.38	0.39		
Baanhoek	2013	28.9	17.4			0.32	0.14		
Berenplaat	2012	21.9	7.2			0.09	0.09		
Berenplaat	2013	79.8	32.4			0.70	0.43		
Bergen	2015	4.7	2.0	3.8	3.2	0.24	0.02	0.11	0.09
Boele	2017	1.4	0.3	1.3	0.9	0.13	0.08	0.08	0.06
Braakman	2012	32.6	14.7			0.10	0.10		
Breehei	2009	17.6	9.6			2.01	0.72		
Burg Haamstede	2016	23.4	2.9	6.0	1.8	0.11	0.04	0.06	0.04
Ceintuurbaan	2016	20.8	7.0	2.7	1.7	1.59	0.38	0.20	0.05
Cothen	2015	3.5	0.5	1.6	0.8	0.20	0.03	0.12	0.10
Culemborg	2015	12.9	4.5	4.6	1.9	1.11	0.10	0.15	0.05
De Punt	2016	15.1	7.6	1.6	0.6	1.41	0.77	0.14	0.04
Fikkersdries	2016	10.2	1.5	3.0	2.4	0.20	0.07	0.04	0.00
Grubbenvorst	2016	11.5	3.1	1.0	0.7	0.98	0.35	0.11	0.07
Haaren	2010	12.2	3.7			0.84	0.58		
Hanik	2009	6.4	1.0			0.43	0.10		
Katwijk	2008								
Katwijk	2011								
Kralingen	2015	96.0	28.8	8.5	3.5	1.24	0.34		
Leiduin	2017	4.4	3.9	1.9	0.7	0.06	0.00	0.09	0.08
Luyksgestel	2015	13.5	4.0	1.0	0.5	0.76	0.44	0.07	0.05
Mensink	2015	29.0	33.7	1.7	0.7	5.57	6.33	0.14	0.15
Nietap	2016	60.6	22.6	4.4	2.5	2.71	1.92	0.10	0.02
Nuland	2012	34.1	14.8			0.27	0.14		
Oldeholtpade	2009	4.9	1.4			0.15	0.08		
Reijerwaard	2016	32.4	8.1	14.4	1.8	0.04	0.02	0.05	0.04
Scheveningen	2011								
Schijndel	2015	12.7	4.1	2.3	1.8	0.96	0.32	0.07	0.02
Sint-Jansklooster	2010	11.6	5.9			0.34	0.17		
Spannenburg	2010								
Tull en 't Waal	2011	7.4	2.5			3.39	2.24		
Valtherbos	2016	3.5	0.3	1.1	0.7	0.54	0.02	0.05	0.01
Veghel	2015	5.4	1.6	1.5	0.4	0.04	0.01	0.04	0.02
Velddriel	2016	3.6	0.9	1.3	0.3	0.03	0.03	0.03	0.02
Wageningen	2017	5.9	1.7	2.9	1.8	0.50	0.25	0.08	0.04
Weesperkarspel	2017	18.4	17.1	3.6	1.6	0.09	0.04	0.09	0.09
Zuidwolde	2010	11.3	3.9			0.34	0.08		



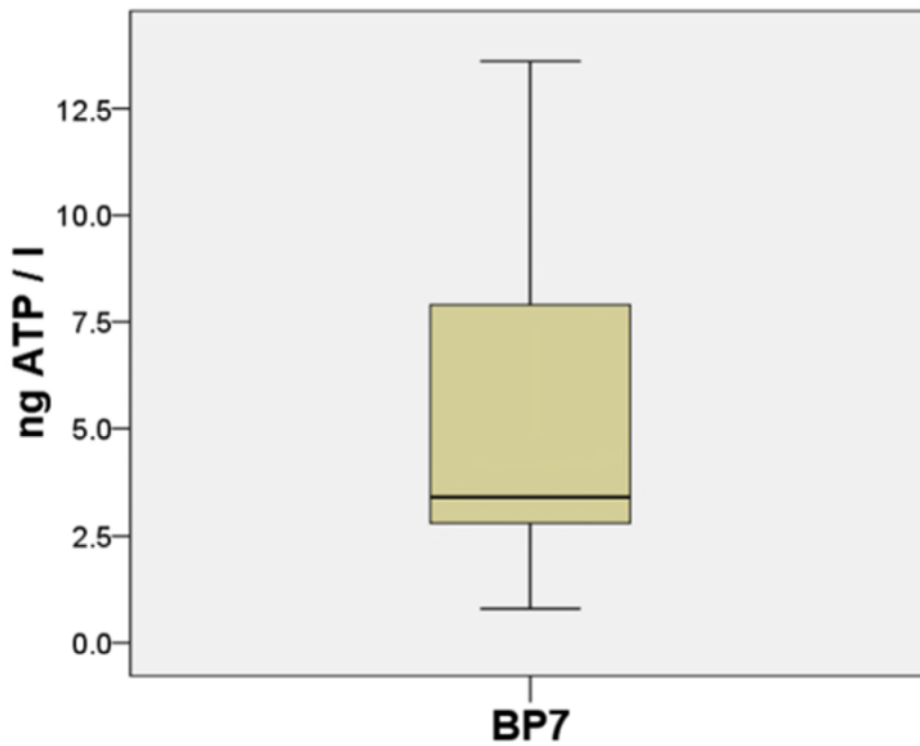
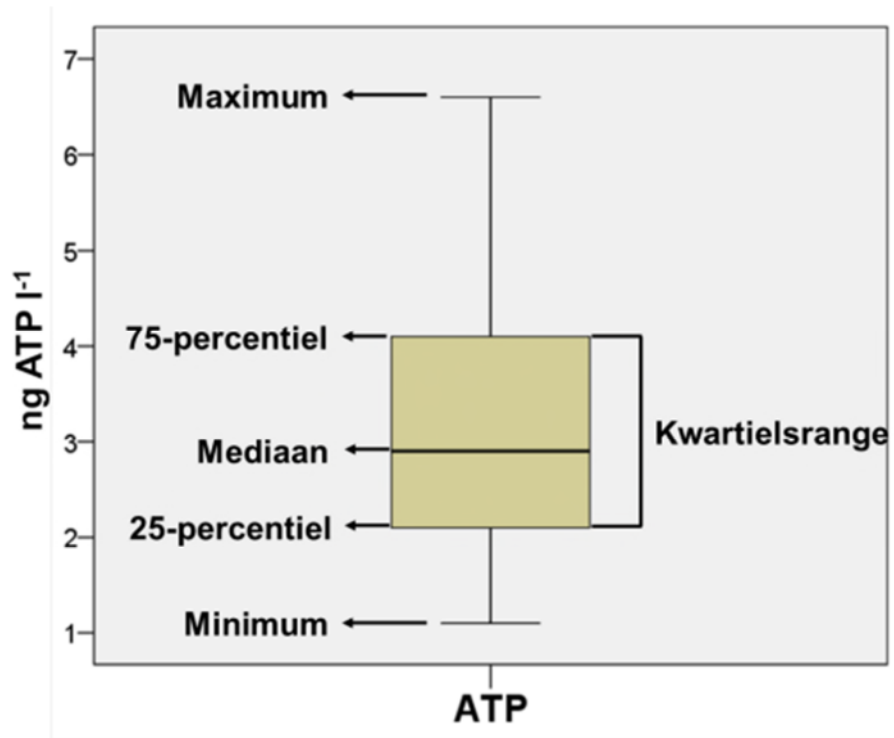
Productielocatie	Jaar	TOC (mg C/l)		PHMOC ( $\mu\text{g C/l}$ )		PHMCHC ( $\mu\text{g C/l}$ )		PFe ( $\mu\text{g Fe/l}$ )	
		gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev	gemiddelde	stdev
Amersfoortseweg	2011	0.3	0.0	1.4	0.5	< 3		0.2	0.1
Andijk	2013	1.9	0.6	79.7	6.7	47.7	7.7	3.9	4.5
Baanhoek	2013	2.1	0.3	54.5	11.1	31.9	9.4	1.5	0.5
Berenplaat	2012	2.1	0.3	105.4	72.2	55.2	45.2	2.9	3.8
Berenplaat	2013								
Bergen	2015	0.9	0.0	10.1	3.4	5.7	2.5	1.7	0.8
Boele	2017	0.3	0.0	3.4	0.7	< 3		2.5	0.9
Braakman	2012	1.9	0.2	28.1	9.8	13.8	4.6	0.1	0.1
Breehei	2009	2.0		3.8		1.4	0.7	2.8	1.3
Burg Haamstede	2016	1.3	0.2	8.7	2.6	6.8	6.7	0.9	0.3
Ceintuurbaan	2016	2.2	0.1	30.8	7.8	6.9	2.0	11.6	12.0
Cothen	2015	1.7	0.1	6.8	1.9	3.1	0.2	3.3	1.4
Culemborg	2015	2.7	0.2	16.5	3.2	4.8	0.6	12.7	3.3
De Punt	2016	3.1	0.6	22.5	3.1	10.1	3.8	17.1	10.7
Fikkersdries	2016	0.5	0.1	8.5	3.1	2.4	0.3	2.0	0.4
Grubbenvorst	2016	1.5	0.2	10.9	3.9	4.7	3.1	12.7	8.9
Haaren	2010	2.1	0.0	7.0	1.0	2.0	0.1	5.5	1.0
Hanik	2009	2.0		2.6		1.3	0.8	2.8	3.0
Katwijk	2008	2.6	0.2	2.7	0.3	1.3	0.1		
Katwijk	2011								
Kralingen	2015	1.8	0.1	97.8	3.1	41.3	2.7		
Leiduin	2017	1.3	0.1	8.4	0.5	< 3		0.5	0.2
Luyksgestel	2015	0.8	0.0	24.6	28.7	3.1	1.6	5.5	7.1
Mensink	2015	1.1	0.2	11.3	1.3	4.4	1.2	4.3	1.7
Nietap	2016	3.1	0.1	18.5	1.6	5.1	1.6	11.7	6.5
Nuland	2012	3.4	0.2	8.9	0.9	3.4	0.2	0.9	1.1
Oldeholtpade	2009	4.6	0.1	10.9	1.6	2.9	0.5	1.2	0.3
Reijerwaard	2016	2.3	0.0	14.6	2.1	3.4	1.5	0.3	0.2
Scheveningen	2011	2.2	0.1	1.8	1.9	0.7	0.6		
Schijndel	2015	1.7	0.2	14.4	2.6	4.0	1.4	4.7	3.3
Sint-Jansklooster	2010	5.9	0.3	7.8	0.5	2.0	0.1	7.5	1.5
Spannenburg	2010								
Tull en 't Waal	2011	2.1		16.2		4.8		71.5	
Valtherbos	2016	0.8	0.1	12.0	1.5	2.8	0.9	4.4	2.4
Veghel	2015	3.0	0.3	15.8	4.7	6.0	4.2	1.4	0.3
Velddriel	2016	1.9	0.0	13.3	3.5	3.9	0.9	2.0	0.4
Wageningen	2017	0.4	0.0	9.7	3.2	< 3		1.3	0.5
Weesperkarspel	2017	3.4	0.2	25.0	4.1	9.4	3.6	3.9	1.7
Zuidwolde	2010	4.3	0.3	6.4	3.5	1.8	1.0	4.9	1.5

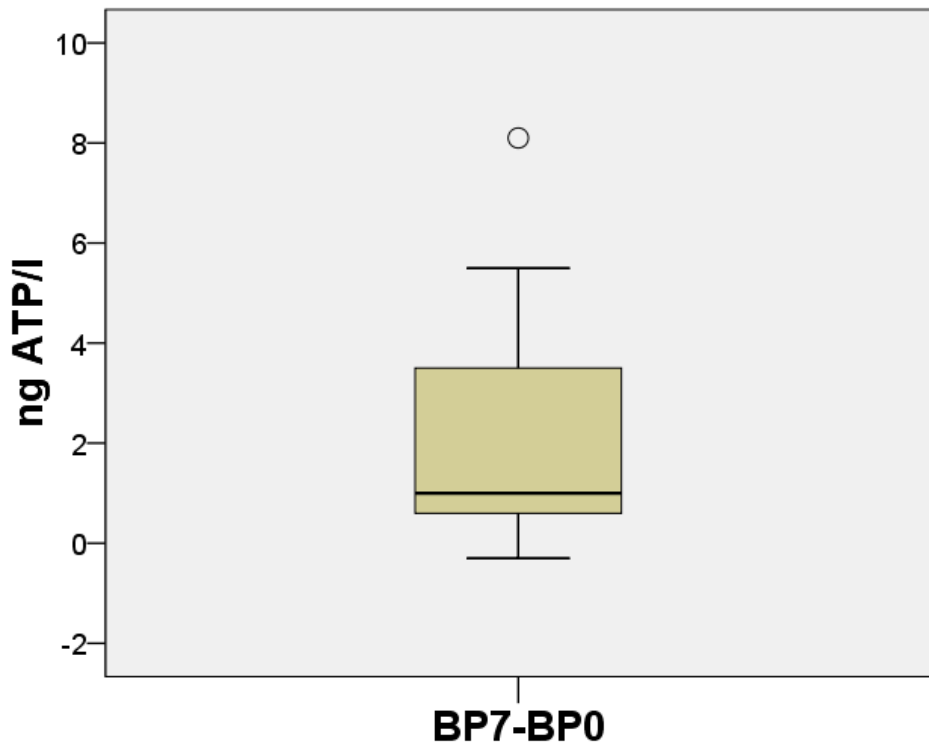
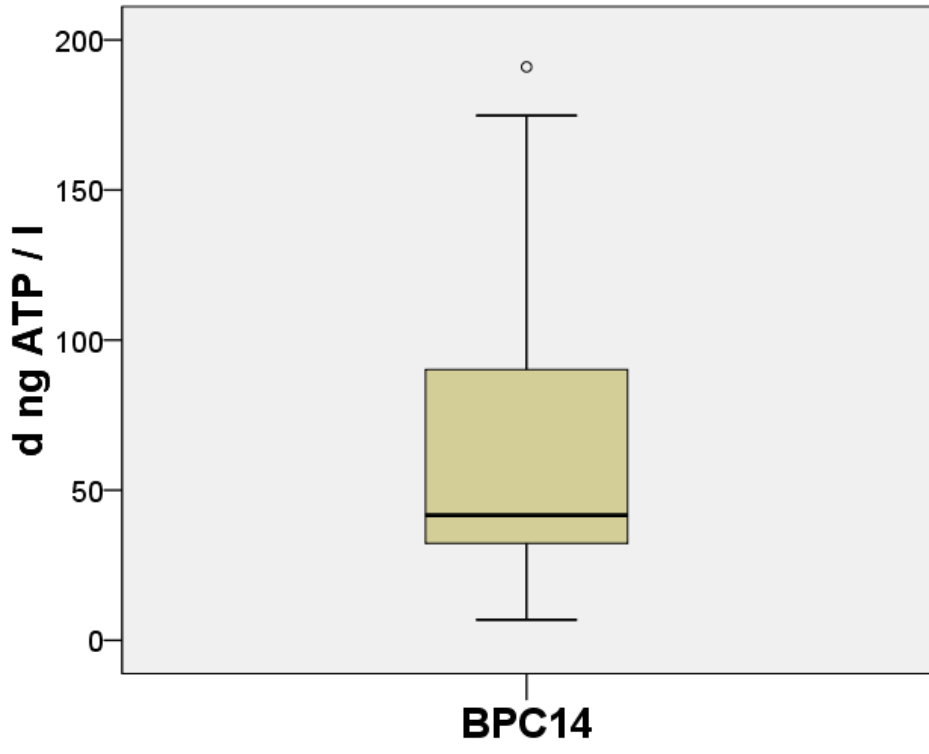
## Bijlage II KG22 en *Aeromonas*

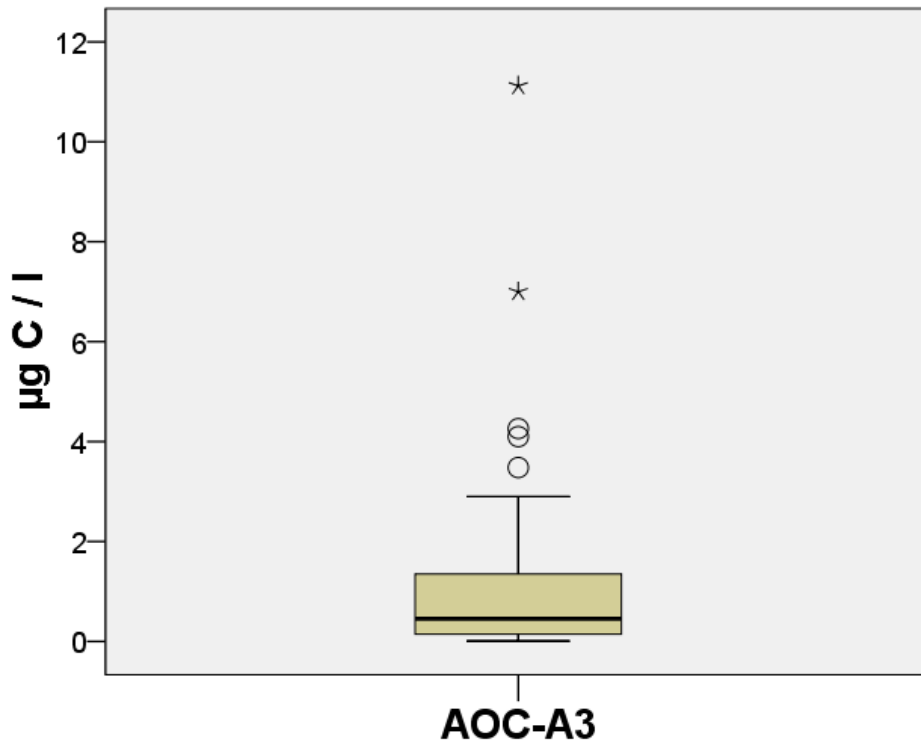
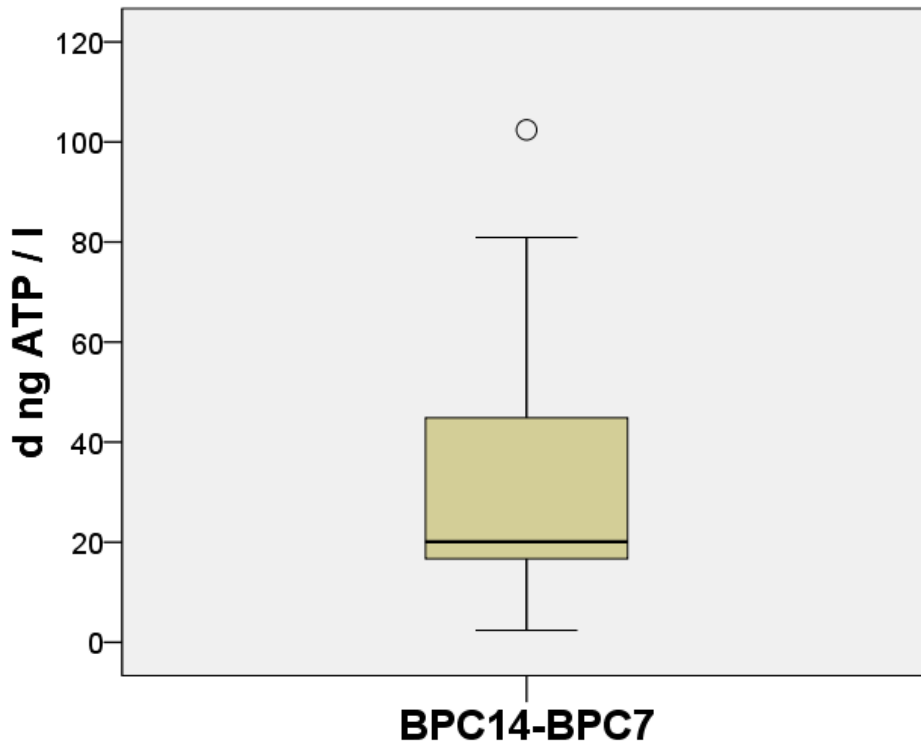
De onderstaande tabel geeft het geometrisch gemiddelde en 90-percentiel van KG22 en *Aeromonas* in het gedistribueerde drinkwater van diverse productielocaties weer.

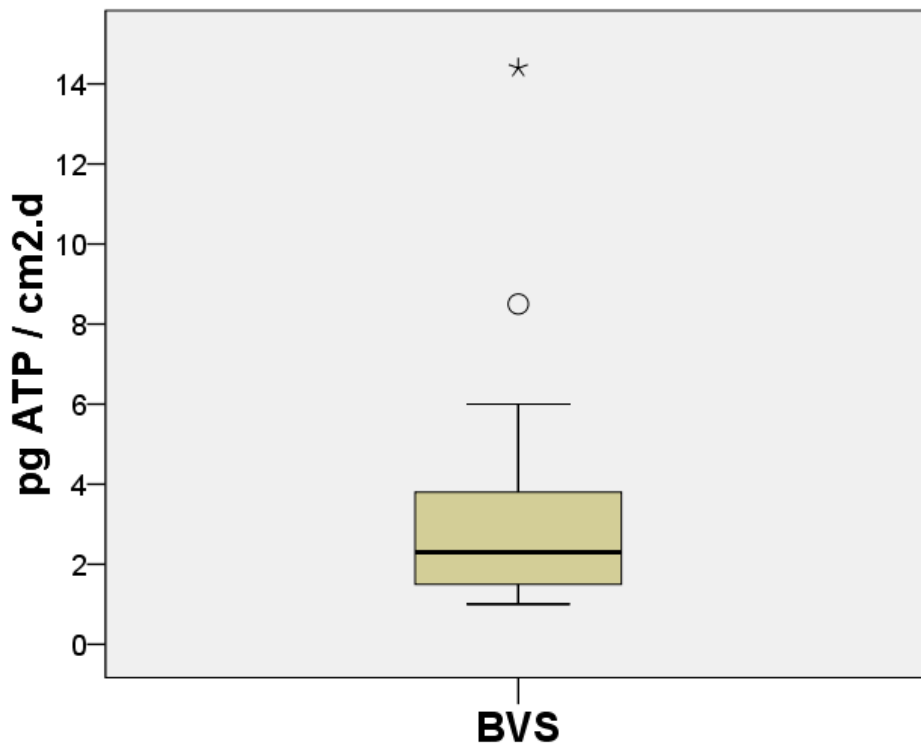
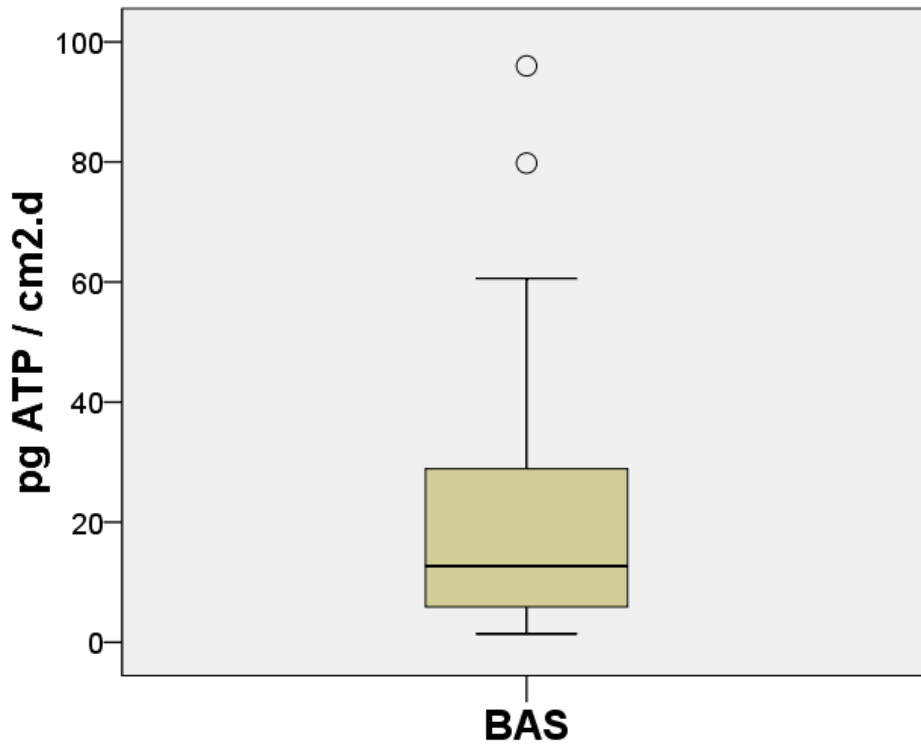
Productielocatie	Jaar	KG22 (kve/ml)			Aeromonas (kve/100 ml)		
		N	Geo Gemid	90-percentiel	N	Geo Gemid	90-percentiel
Amersfoortseweg	2011	215	1.0	19.0	26	0.1	0.1
Andijk	2013	494	5.1	37.7	299	32.4	954.0
Baanhoek	2013	141	9.3	41.0	43	35.4	1170.0
Berenplaat	2012	656	9.1	57.0	332	40.6	500.0
Berenplaat	2013	657	5.4	99.0	391	10.5	3100.0
Bergen	2015	435	1.12	14	256	1.31	120
Boele	2017	113	0.9	9.0	54	0.1	0.1
Braakman	2012	234	2.6	28.1	123	1.0	51.0
Breehei	2009	20	11.3	40.8	14	65.9	446.0
Burg Haamstede	2016	93	0.9	27.6	93	0.1	0.1
Ceintuurbaan	2016	77	1.9	10.0	77	8.4	104.0
Cothen	2015	69	1.1	8.2	69	0.1	0.1
Culemborg	2015	68	3.9	30.0	68	7.0	270.0
De Punt	2016	66	7.60	62	66	64.71	3050
Fikkersdries	2016	705	0.7	9.0	538	1.7	13.0
Grubbenvorst	2016	20	4.2	14.0	16	14.4	510.0
Haaren	2010	29	1.4	9.2	4	0.6	4.1
Hanik	2009	19	1.1	9.0	17	0.5	3.0
Katwijk	2008	210	1.5	9.9	162	2.2	18.0
Katwijk	2011	202	0.91	20.0	162	8.60	34.9
Kralingen	2015	494	16.0	94.0	299	212.6	3720.0
Leiduin	2017	221	3.8	21.0	139	6.9	232.0
Luykgestel	2015	10	0.55	2.4	4	0.1	0.1
Mensink	2015	462	2.77	21	279	17.63	260
Nietap	2016	66	28.51	137	66	25.3	585
Nuland	2012	33	32.2	111.2	16	63.4	119.5
Oldeholtpade	2009	243	9.9	80.0	54	10.9	127.0
Reijerwaard	2016	26	0.6	14.5	26	0.3	10.0
Scheveningen	2011	445	2.1	19.6	329	12.0	64.2
Schijndel	2015	34	2.15	32.7	5	11.57	55.2
Sint-Jansklooster	2010	198	14.5	55.0	180	87.0	900.0
Spannenburg	2010	759	16.8	50.0	761	134.0	900.0
Tull en 't Waal	2011	144	1.9	18.7	25	0.4	28.0
Valtherbos	2016	66	1.4	11.0	66	0.2	5.1
Veghel	2015	41	4.29	21	6	18.63	128
Velddriel	2016	103	1.4	10.0	81	0.2	10.0
Wageningen	2017	122	0.4	5.0	88	0.1	0.1
Weesperkarspel	2017	184	5.9	31.0	145	26.7	400.0
Zuidwolde	2010	9	53.0	95.0			

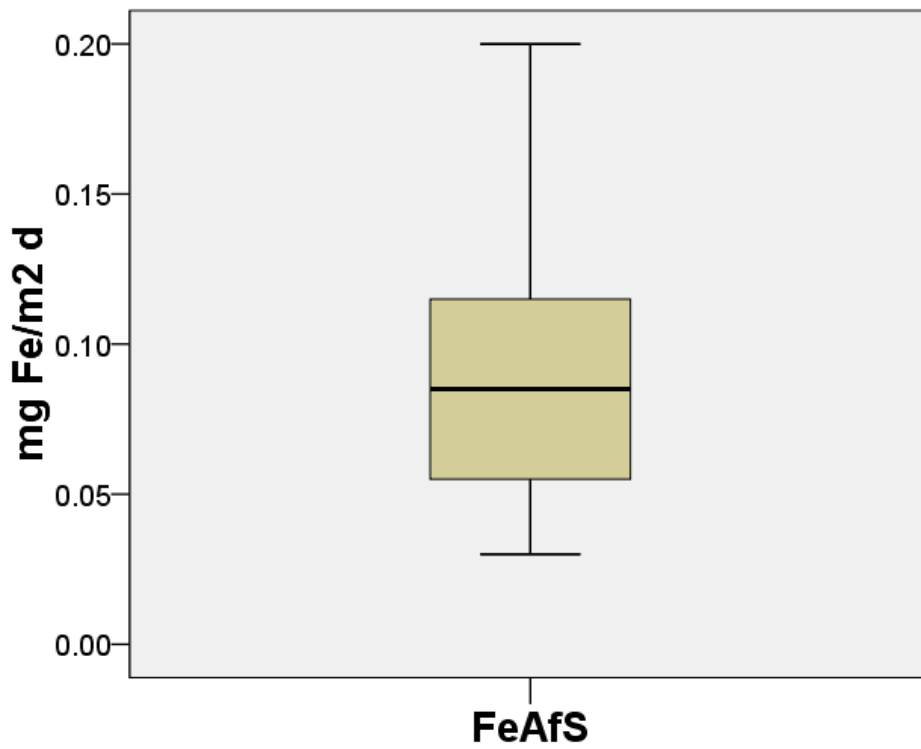
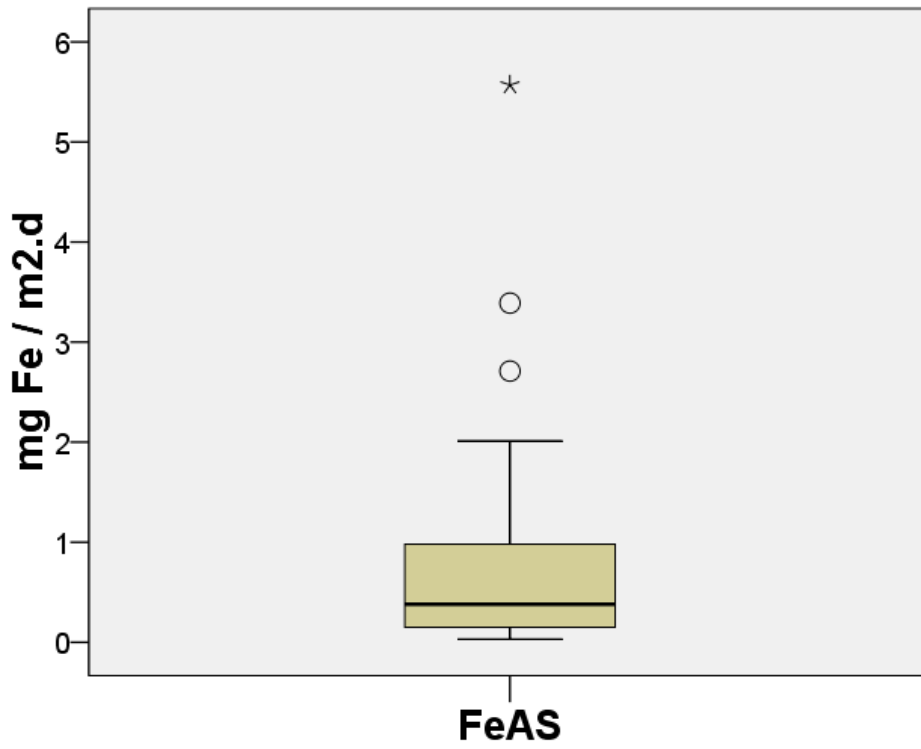
## Bijlage III Boxplot grafieken

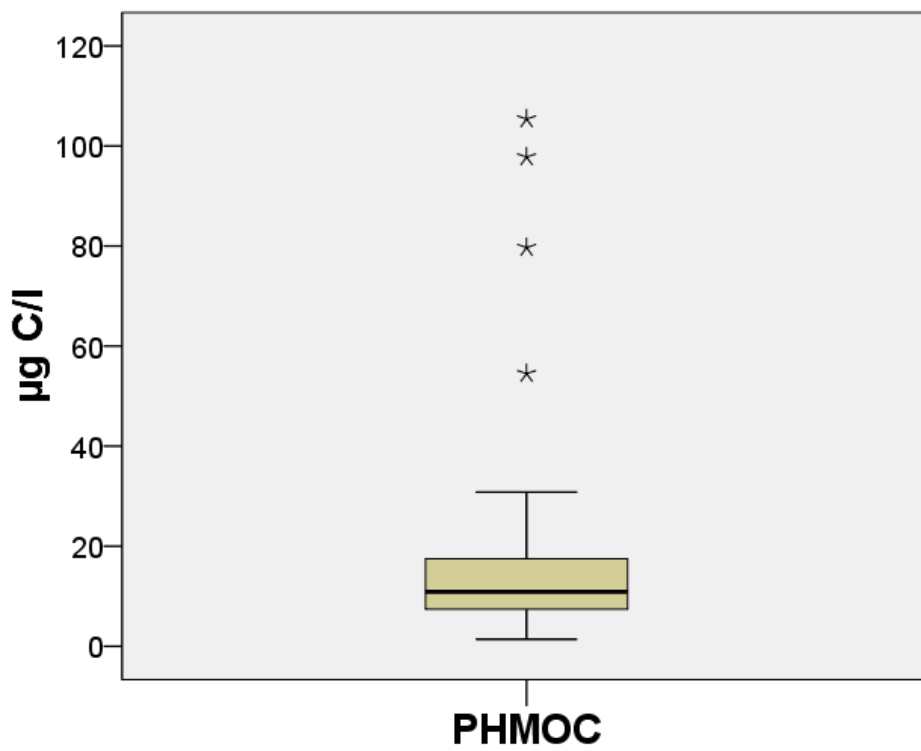
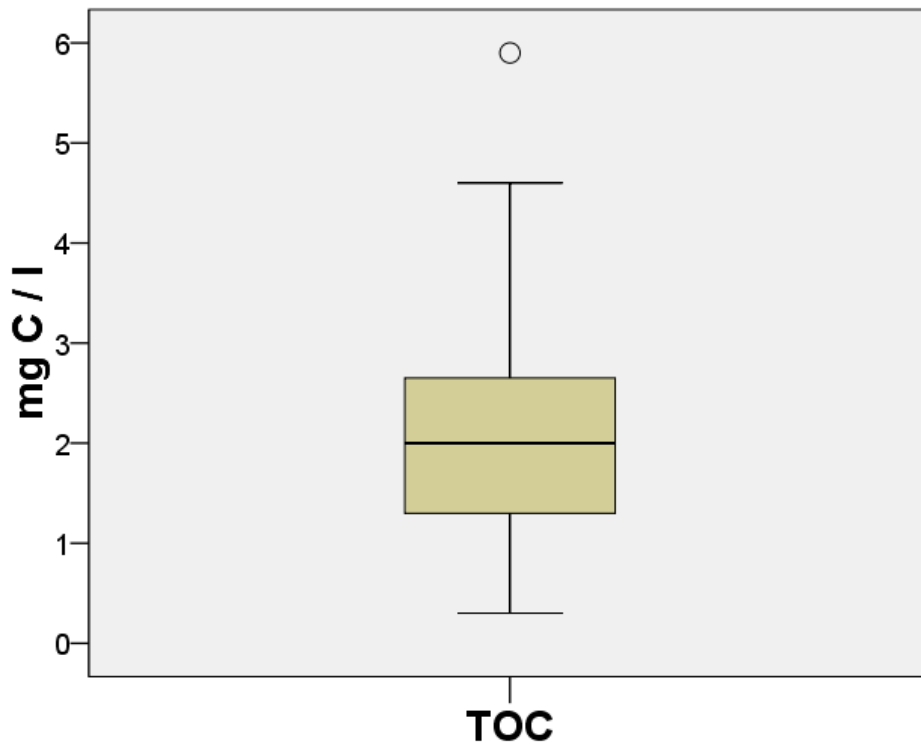




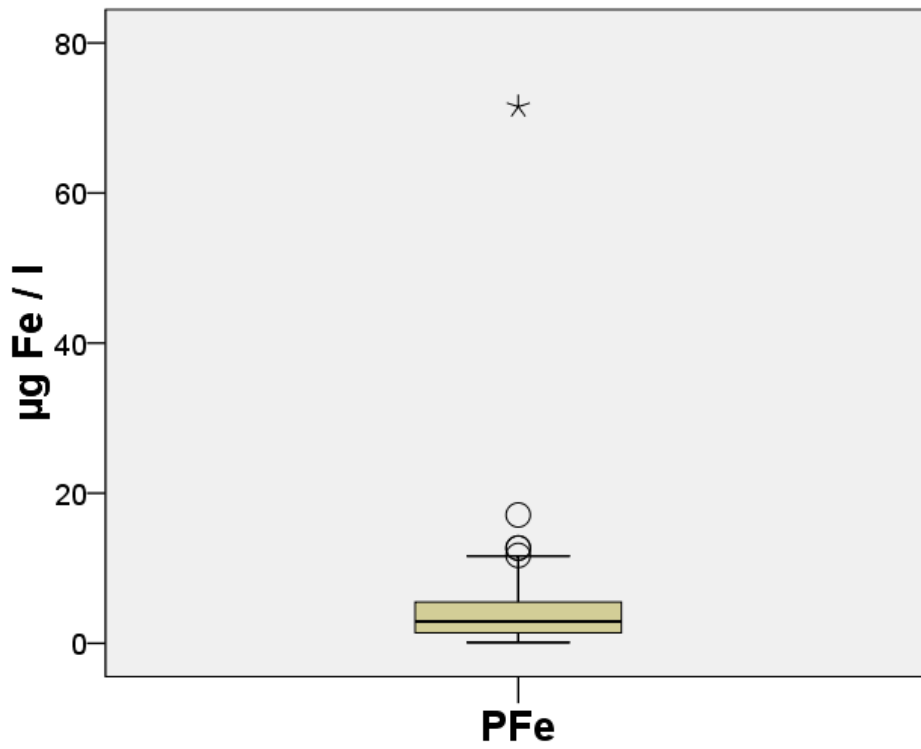
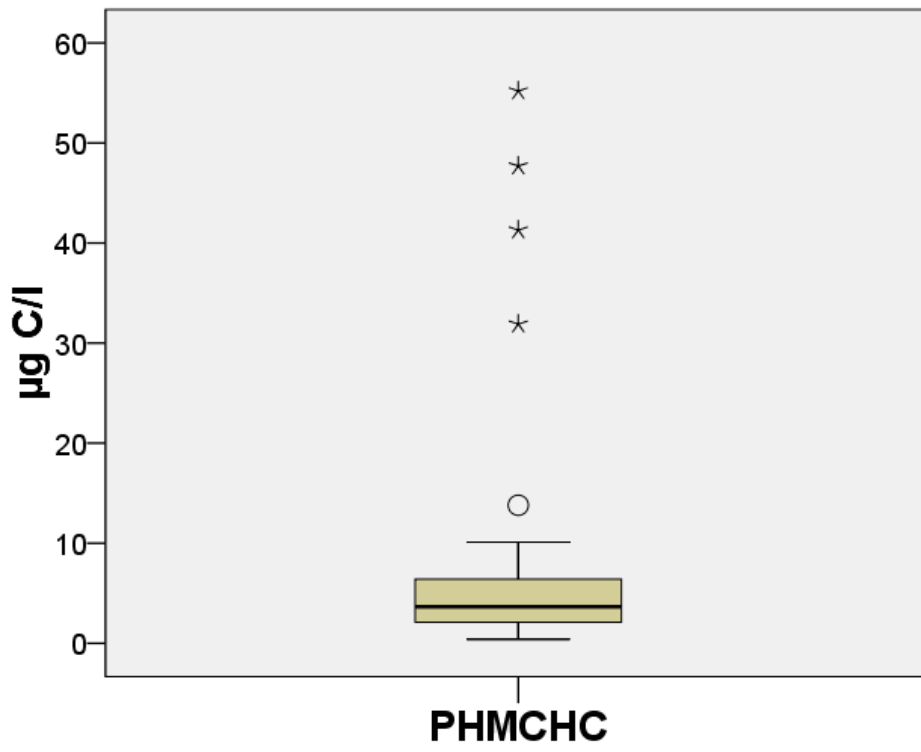


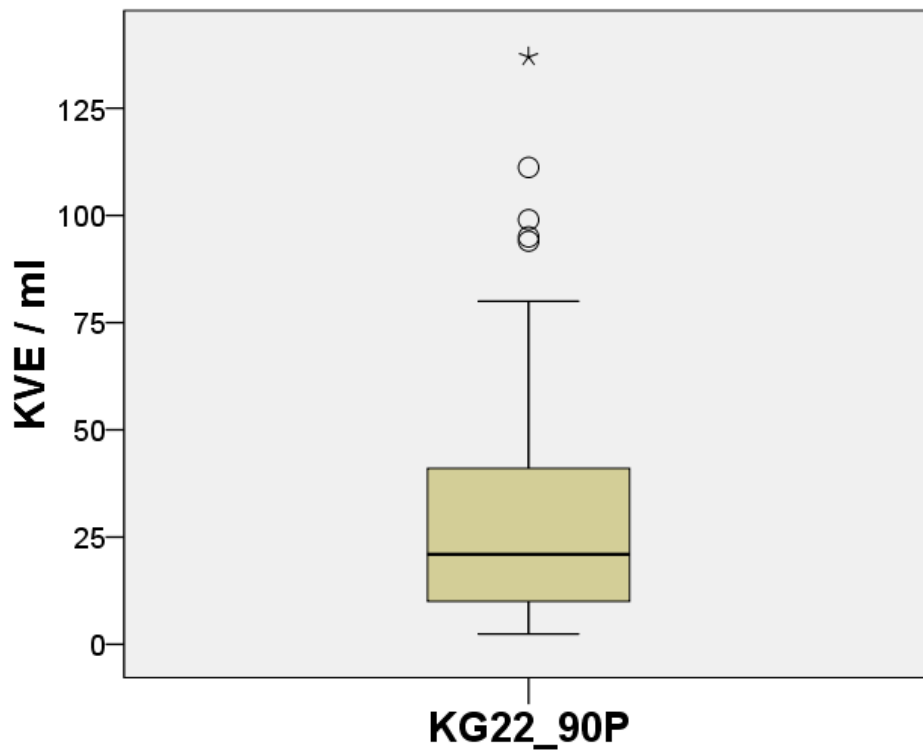
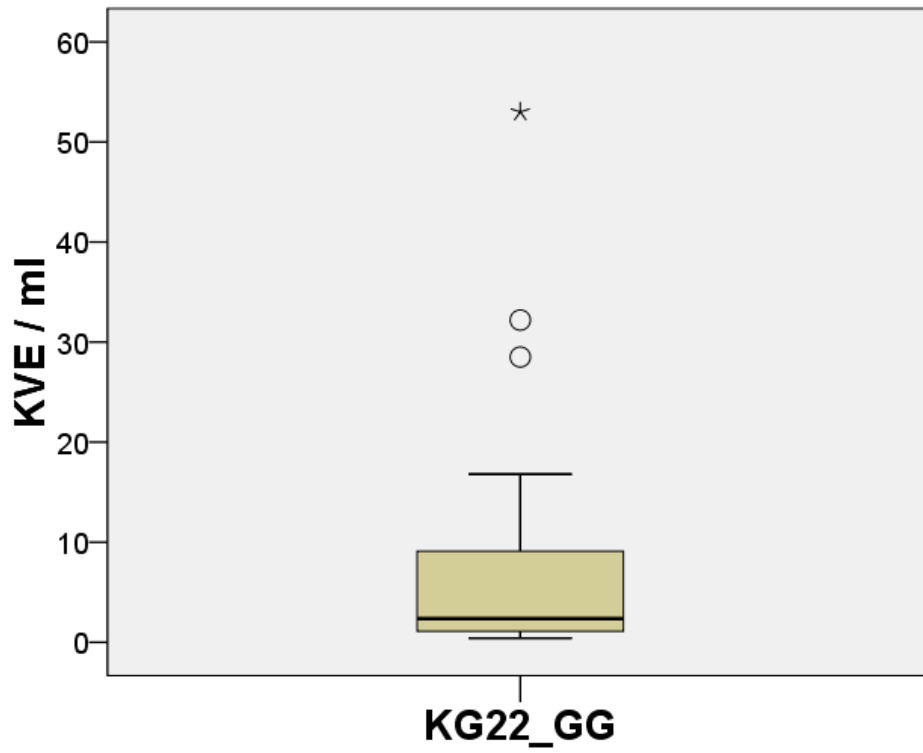


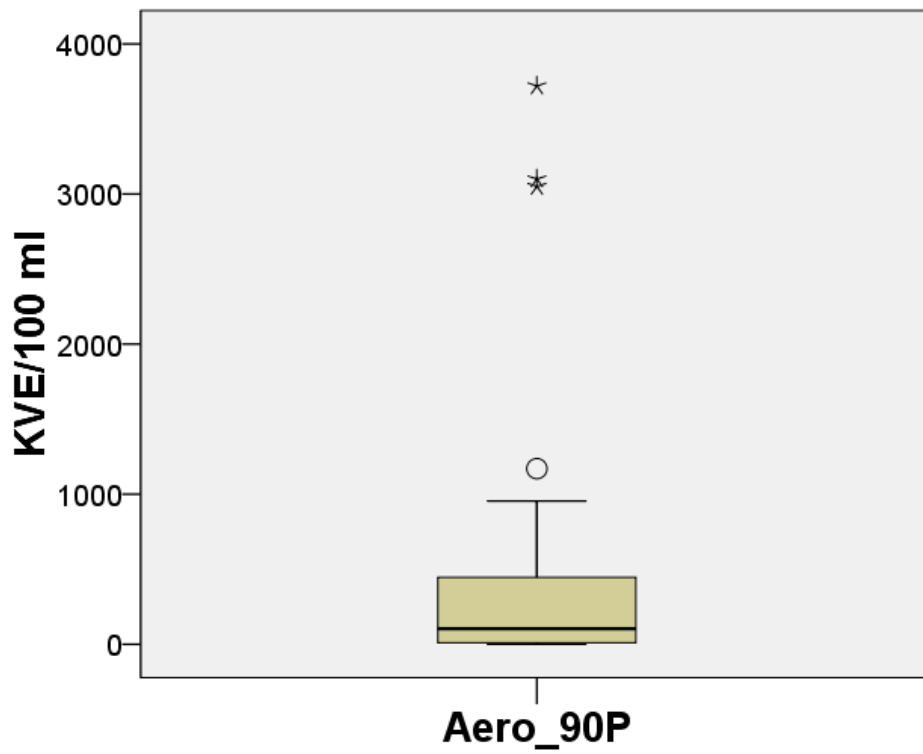
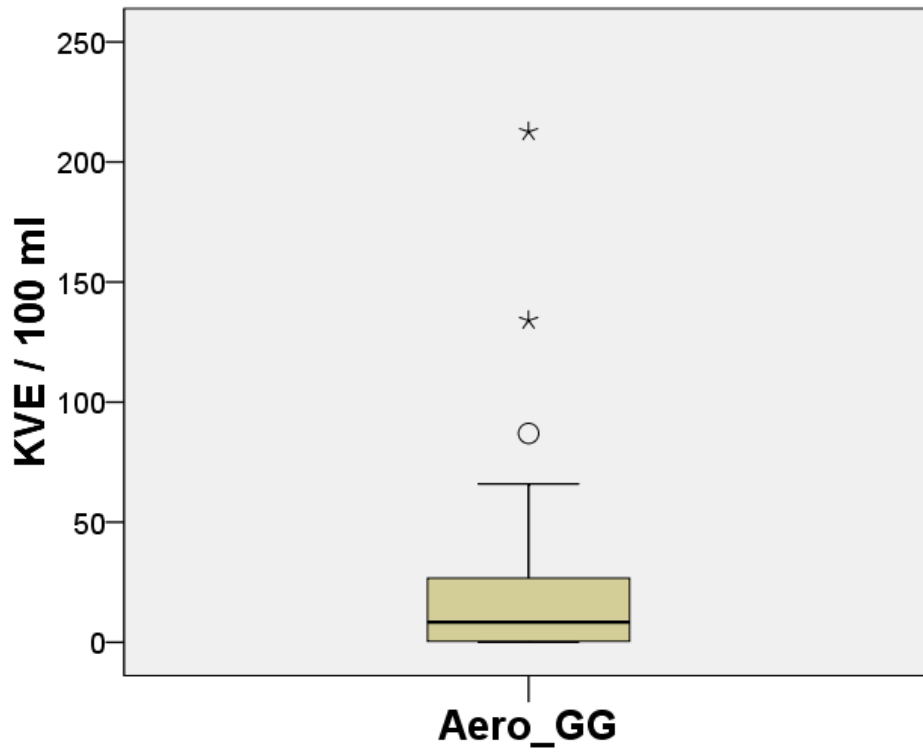












## **Bijlage IV Correlatie tussen biologische stabiliteitsparameters**

