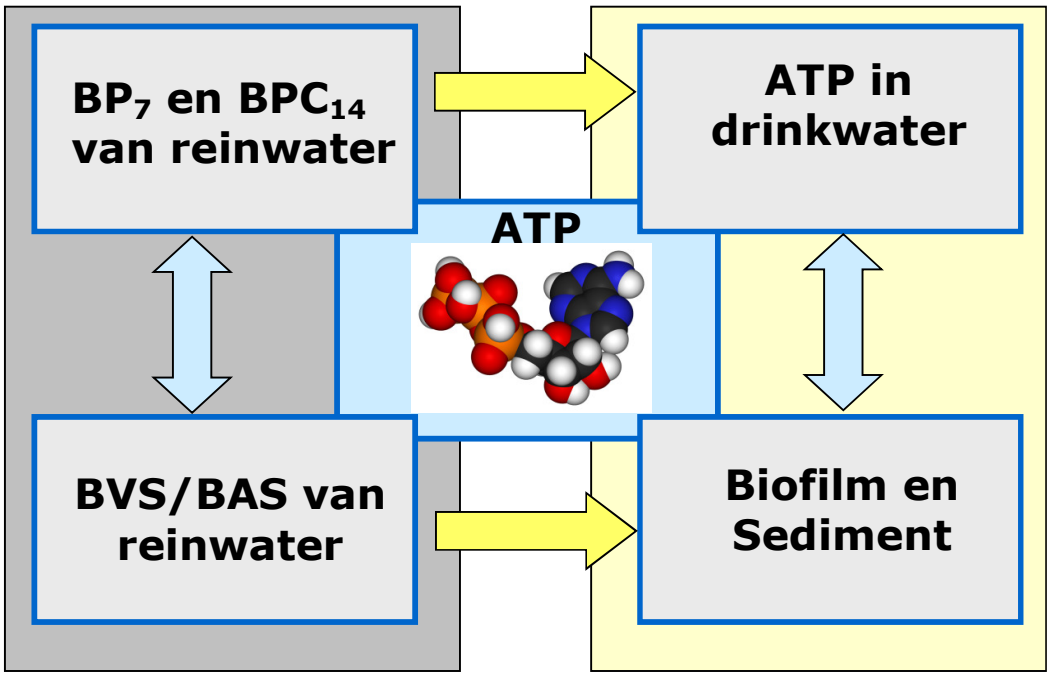


Bepaling van de biomassaproductie-potentie (BPP) van drinkwater

BTO 2014.038
Oktober 2014

KWR Watercycle Research Institute

Postbus 1072 3430 BB Nieuwegein T 030 606 95 11 F 030 606 11 65 E info@kwrwater.nl I www.kwrwater.nl

KWR Watercycle Research Institute

Bepaling van de biomassaproductie-potentie (BPP) van drinkwater

BTO 2014.038
Oktober 2014

Postbus 1072 3430 BB Nieuwegein T 030 606 95 11 F 030 606 11 65 E info@kwrwater.nl I www.kwrwater.nl

© 2014 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.

Postbus 1072 3430 BB Nieuwegein T 030 606 95 11 F 030 606 11 65 E info@kwrwater.nl I www.kwrwater.nl

Colofon

Titel
Bepaling van de biomassaproductiepotentie van drinkwater

Projectnummer
B111709

Onderzoekprogramma
BTO

Projectmanager
Niels Dammers

Opdrachtgever
Commissie van Opdrachtgevers (CVO)

Kwaliteitsborger
Paul W.J.J. van der Wielen

Auteurs
Dick van der Kooij en Harm R. Veenendaal

Verzonden aan
Programmabegeleidingscommissie (PBC) Microbiologie
Themagroep Biologische Activiteit

Verantwoording

In het kader van het BTO-programma voor de periode 2009 - 2012 is onderzoek uitgevoerd gericht op het bepalen en beoordelen van de biologische stabiliteit ('nagroeipotentie') van drinkwater. De onderwerpen: (i) verbeteren van methoden voor de bepaling en beoordeling van de biologische stabiliteit, (ii) verbeteren van de biologische stabiliteit door aanpassing van de waterbehandeling, en (iii) maatregelen bij transport en distributie, waren opgenomen in het thema Biologische Stabiliteit.

In het voorliggende rapport zijn de resultaten beschreven van onderzoek gericht op de ontwikkeling en toepassing van de biomassaproductiepotentie (BPP)-test als mogelijk alternatief voor de bepaling van gehalte assimileerbare organische koolstof (AOC). De voortgang van dit onderzoek is gerapporteerd in de Themabegeleidingsgroep Biologische Stabiliteit en in de Programmabegeleidings-commissie Microbiologie.

Bij de uitvoering van het onderzoek is een deel van de metingen in praktijksituaties gecombineerd met de uitvoering van ander onderzoek in BTO-verband Tevens zijn BPP-metingen toegepast in combinatie met onderzoeken die werden uitgevoerd in opdracht van waterleidingbedrijven (metingen bij ps Hanik en ps Breehei, NV Waterleiding Maatschappij Limburg; metingen bij pompstation Haaren, Brabant Water N.V.), of vormden deze metingen een onderdeel van de opdracht van een waterleidingbedrijf (onderzoek bij pompstation Andijk, PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland). Dank is verschuldigd aan deze bedrijven voor het verlenen van toestemming voor het gebruik van (een deel van) de meetresultaten in voorliggende BTO-rapportage.

De volgende personen waren betrokken bij het onderzoek in praktijksituaties bij de waterleidingbedrijven: Geo Bakker en Peter Sjoerdsma (Vitens NV), Bram Martijn en Peter Schaap (PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland), Marco Dignum (Waternet), Ed van der Mark (Dunea), Luc Palmen en Gert Reijnen (NV Waterleiding Maatschappij Limburg), Trudy Suylen en Rinnert Schurer (Evides NV), en Stephan van de Wetering (Brabant Water N.V.).

Medewerkers van het Laboratorium voor Microbiologie van KWR, o.l.v. Harm Veenendaal, verzorgden de monsterneming (Meindert de Graaf) en de uitvoering van de microbiologische analyses (Ton Braat, Anita van der Veen, Marijan Uytewaal-Aarts, Lonneke Hensen). Medewerkers van het Laboratorium voor Chemische Analyse en Materialen (coördinatie door Nanda Berg), verzorgden de analyses van TOC en DOC (Hans van Beveren en Alex Zoontjes).

Afkortingen

AK	Aktieve (geactiveerde) kool
AKF	Aktievekoolfiltratie
AOC	Assimileerbare organische koolstof
AOC(A3)	AOC-gehalte (µg koolhydraat-C eq/L) bepaald met *Flavobacterium johnsoniae* stam A3
AOC(P17/NOX)	AOC-gehalte (µg acetaat-C eq/L) bepaald met *Pseudomonas fluorescens* stam P17 en *Spirillum sp.* stam NOX
AOC_7	AOC-gehalte (µg acetaat-C eq/L) omgezet tijdens 1 week incubatie in de BPP-test
AOC_{14}	AOC-gehalte (µg acetaat-C eq/L) omgezet tijdens 2 weken incubatie in de BPP-test
ATP	Adenosinetrifosfaat
ATP_0	ATP-gehalte (ng/L) van het water op dag 0 van de BPP-test
BDOC	Biodegradable dissolved organic carbon; afbreekbare, opgeloste organische koolstof (mg/L)
BP	Biomassaproductie (ng ATP/L)
BP_7	De maximum biomassaproductie (ATP-concentratie), in een incubatieperiode van 7 dagen in de BPP-test
BPC	Cumulatieve biomassaproductie (d.ng ATP/L) in de BPP-test
BPC_{14}	Cumulatieve biomassaproductie (d.ng ATP/L) in de BPP-test in een periode van 14 dagen
BPP	Biomassaproductiepotentie
$dAOC_{14}$	AOC-gehalte (µg acetaat-C eq/L) opgenomen in de BPP-test in week 2 van de incubatieperiode
DGW	Drinkwater bereid uit grondwater
DOC	Dissolved organic carbon (opgeloste organische koolstof) (mg/L)
DOW	Drinkwater bereid uit oppervlaktewater
DOWB	Drinkwater bereid uit oppervlaktewater m.b.v. (spaar)bekkens
DOWD	Drinkwater bereid uit oppervlaktewater m.b.v. duininfiltratie
GIJ	Gietijzer (leidingmateriaal)
IEX	Ion exchange (ionenwisseling)
KG25	Koloniegetal op R2A-medium na incubatie bij 25°C (kolonievormende eenheden per ml of per cm^2)
kve	Kolonievormende eenheden
m_{ATP}	Handhavingscoefficiënt (maintenancecoëfficiënt) van de actieve biomassa (µg substraat-C/ng ATP.dag) in aanwezigheid van een externe energiebron
m_C	Handhavingscoefficiënt (maintenancecoëfficiënt) van de biomassa, (mg substraat-C/mg biomassa-C. dag) in aanwezigheid van een externe energiebron
MGP	Microbiologische groeipotentie
NOM	Natuurlijk organisch materiaal (natural organic matter)
PCHC	Particulate carbohydrate carbon (niet opgeloste koolhydraatkoolstof (µg/L)
POC	Particulate organic carbon (niet opgeloste organische koolstof) (µg/L)
PWN	PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland

P50	50-percentielwaarde (mediaan)
P90	90-percentielwaarde
RW	Rivierwater
TDC	Total direct cell count (TDC), totale aantal bacteriën per ml of per cm^2, bepaald met behulp van fluorescentiemicroscopie
TOC	Total organic carbon (totale organische koolstof (mg/L)
μ_M	Specifieke schijnbare afstervingssnelheid door maintenance (d^{-1})
WMD	NV Waterleidingmaatschappij Drenthe
WML	NV Waterleiding Maatschappij Limburg
Y_{BP}	Opbrengstfactor (yield) van de biomassaproductie (ng ATP/µg C)
Y_{BPC}	Opbrengstfactor van de cumulatieve biomassaproductie (d.ng ATP/µg C)

Opmerking: enkele weinig gebruikte afkortingen zijn hierboven niet opgenomen

Samenvatting

Nieuwe inzichten in microbiologische groeipotentie, nagroeiprocessen en biologische stabiliteit
Het onderzoek met de biomassaproductiepotentie (BPP)-test, waarbij de concentratie van de actieve bacteriën in het geïncubeerde (drink)water wordt gemeten met ATP, heeft wezenlijke nieuwe inzichten opgeleverd m.b.t. de microbiologische groeipotentie (MGP) en de beoordeling van de biologische stabiliteit van drinkwater. In het drinkwater bereid uit grondwater (DGW) en drinkwater bereid uit oppervlaktewater d.m.v. duinpassage (DOWD) treedt bij incubatie in de BPP-test bij 25°C bij de meeste locaties vrijwel geen groei op, maar is sprake van handhaving van de concentratie van de actieve biomassa. Hierbij worden afbreekbare verbindingen opgenomen die deel uitmaken van het gehalte natuurlijke organisch materiaal (NOM). Het handhavingsniveau in het reinwater van de deze locaties in de BPP-test is 1,3 ± 0,2 ng ATP per mg C. Met behulp van de handhavingscoëfficiënt kan worden afgeleid dat hierbij per dag 0,18 ± 0,03 µg acetaat-C equivalent/mg C wordt omgezet, d.w.z. de omzetting van NOM verloopt erg langzaam. Bij enkele DGW-locaties bevat het reinwater afbreekbare stoffen die in de tweede week van de incubatieperiode groei veroorzaken. Deze verbindingen betreffen waarschijnlijk biomassacomponenten die zijn gevormd bij de waterbehandeling. Drinkwater bereid uit oppervlaktewater via een (spaar)bekken (DOWB) bevat eveneens verbindingen die groei veroorzaken in de tweede week van de incubatieperiode. Gemakkelijk afbreekbare stoffen, die binnen enkele dagen groei veroorzaken, zijn aanwezig na toepassing van een oxidatief proces in de zuivering (ozon, waterstofperoxide-UV, chloordioxide). In het reinwater van de DGW- en de DOWD-pompstations werden tussen het AOC-gehalte, bepaald met de teststammen P17 en NOX en de parameters van de BPP-test significante correlaties met sterke lineaire verbanden waargenomen. Het AOC-gehalte dat na 14 dagen was opgenomen in de BPP-test (AOC_{14}) is hierbij ca. 1,5 x hoger dan het AOC(P17/NOX)-gehalte. Het verschil kan worden toegeschreven aan de opname van verbindingen voor handhaving, die met de AOC-test niet wordt gemeten. In enkele drinkwatertypen met groei in de tweede week van de BPP-test was AOC_{14} meer dan 3 x hoger dan AOC(P17/NOX) als gevolg van de aanwezigheid van verbindingen die niet door stammen P17 en NOX kunnen worden omgezet. Een verhoogd handhavingsniveau en/of de aanwezigheid van groeibevorderende stoffen leidt tot een verhoogde biofilmvormingssnelheid en de accumulatie van biomassa in het distributiesysteem, waardoor nagroei van *Aeromonas* kan optreden. Uit de resultaten komt naar voren dat de BPP-test betere informatie geeft over de MGP dan de 'klassieke' AOC-bepaling.

Doel en opzet onderzoek
Bij onderzoek gericht op de verbetering van de bepaling van de MGP van (drink)water is de AOC-bepaling met stam P17 en stam NOX vergeleken met de BPP-test. Hoofddoel van dit onderzoek was de beoordeling van de bruikbaarheid van de BPP-test voor MGP-bepaling van drinkwater De BPP-test en de bepaling van AOC(P17/NOX) zijn uitgevoerd in het reinwater van 12 DGW-pompstations en bij acht DOW-pompstations, waarvan drie met toepassing van duinpassage (DOWD) en vijf met toepassing van een (spaar)bekken (DOWB). Bij enkele pompstations zijn ook effecten van sommige zuiveringstappen en van distributie onderzocht.

BPP-test
Bij de BPP-test worden monsters (600 ml) van het te onderzoeken water in grondig schoongemaakte erlenmeyers van 1000 ml (conform AOC-bepaling) zonder behandeling

en na toevoeging van 1 ml membraan gefiltreerd rivierwater, geïncubeerd bij 25 °C. Hierbij wordt gedurende 14 dagen of langer periodiek (iedere 2 dagen of vaker) de concentratie van actieve biomassa gemeten met behulp van de ATP-analyse. De BPP-test is gekalibreerd met acetaat toegevoegd aan drinkwater (Nieuwegein). Bij alle concentraties (5 - 1000 µg C/L) werd het groeimaximum binnen drie dagen bereikt. De groeiopbrengst (Y_{BP}) bedroeg 1,0 ng ATP/µg ac-C. (Mengsels van) laagmoleculaire, gemakkelijk afbreekbare stoffen (10 µg C/L per stof) veroorzaakten eveneens binnen enkele dagen een groeimaximum. Van de hoogmoleculaire stoffen, waaronder amylose, amylopectine, pectine en gelatine, toegevoegd (10 µg C/L) aan drinkwater (Nieuwegein), veroorzaakte gelatine relatief snelle groei en de polysacchariden veroorzaakten langzame groei. Uit BPP-testen met water na pasteurisatie of membraanfiltratie (0,2 µm) en enten met rivierwater bleek dat de aanwezigheid van autochtone bacteriën bepalend is voor de mate van groei (biomassaproductie) en handhaving van de biomassa-concentratie in (drink)water in de BPP-test. Sulfiet veroorzaakte i.t.t. thiosulfaat geen groeibevordering en is geschikt voor neutralisatie van een restgehalte van een desinfectiemiddel bij de uitvoering van de BPP-test. Nader onderzoek naar de optimalisatie van het entmateriaal voor water na toepassing van fysische of chemische desinfectie is nodig.

Berekening van het AOC-gehalte op basis van resultaat BPP-test

Op basis van de groei (maximum ATP-gehalte) en handhaving (gelijkblijvend ATP-gehalte) in de testperiode is met behulp van de groeiopbrengst op acetaat (Y_{BP}) en de handhavingscoefficiënt (m_{ATP}, µg ac-C eq/ng ATP.d) het AOC-gehalte (µg ac-C eq/L) berekend dat door micro-organismen is omgezet in de BPP-test. De handhavingscoëfficiënt is afgeleid van publicaties over de energiebehoefte van bacteriën bij groei en handhaving. Bij de berekening is onderscheid gemaakt tussen het AOC-gehalte (µg ac-C eq/L), dat is benut in een incubatieperiode van 1 week (AOC_7) en het AOC-gehalte dat is benut in een incubatieperiode van 2 weken (AOC_{14}). Het AOC_7-gehalte, berekend met Y_{BP}= 1,0 ng ATP/µg ac-C en m_{ATP} = 0,14 µg ac-C eq/ng ATP.d, is getalsmatig gelijk aan het maximum ATP-gehalte in week 1 (BP_7). De berekening van de hoeveelheid AOC die is omgezet in week 2 ($dAOC_{14}$) is uitgevoerd met Y_{BP}= 0,7 ng ATP/µg ac-C en m_{ATP} = 0,14 µg ac-C eq/ng ATP.d, waarna AOC_{14}= $dAOC_{14}$ + AOC_7.

AOC_7, AOC_{14}, BPC_{14} en AOC(P17/NOX) in reinwater

In het reinwater van de DGW-pompstations varieerde de gemiddelde AOC_7-concentratie van 0,9 ± 0,4 µg ac-C eq/L (ps Amersfoortseweg) tot 13,5 ± 1,1 µg ac-C eq/L (ps Spannenburg, zonder IEX) en AOC_{14} varieerde van 1,8 ± 1,0 µg ac-C eq/L (ps Amersfoortseweg) tot 32 ± 4,2 µg ac-C eq/L (ps Spannenburg, zonder IEX). Bij de DOW-pompstations varieerde de gemiddelde AOC_7-concentratie van 2,9 ± 0,7 µg ac-C eq/L (ps Scheveningen) tot 13,3 ± 1,8 µg ac-C eq/L (ps Kralingen, AK-filtraat) en AOC_{14} van 5,8 ± 1,2 µg ac-C eq/L (ps Scheveningen) tot 38 ± 6,7 µg ac-C eq/L (ps Kralingen, AK-filtraat).

De gemiddelde AOC_7-concentratie in het reinwater van de DGW-pompstations (zonder ps Spannenburg), plus ps Scheveningen en ps Katwijk, was significant gecorreleerd met de gemiddelde AOC(P17/NOX)-concentratie (p <0,001; R^2=0,87), waarbij AOC_7= 0,7 (± 0,1) AOC(P17/NOX) + 0,8 (± 0,4). In deze watertypen bestond ook een significant en sterk lineair verband (R^2=0,82) tussen AOC_{14} en AOC(P17/NOX) en was de gemiddelde AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding 2,0 ± 0,47. Bij de DOWB-pompstations was tussen de gemiddelde waarden van AOC_7 en AOC(P17/NOX) in het reinwater geen significant verband en evenmin tussen AOC_{14} en AOC(P17/NOX). Bij geen van de 20 pompstations was AOC_7 in het reinwater (AK-filtraat bij vier DOWB-locaties) significant hoger dan AOC(P17/NOX); bij vijf locaties was AOC_7 significant lager. Bij 13 pompstations was

AOC_{14} in het reinwater significant hoger dan AOC(P17/NOX). AOC(P17/NOX) is berekend op basis van het maximum koloniegetal (N_{max}), dat bij stam NOX meestal binnen een week wordt bereikt. In de BPP-test wordt naast het groeimaximum (BP_7) ook handhaving (gedurende 14 dagen) meegenomen. Het verschil tussen AOC(P17/NOX) en AOC_{14} bij de DGW-locaties (zonder ps Spannenburg) en ps Scheveningen en ps Katwijk, kan worden verklaard op basis van de opname van afbreekbare stoffen door stam NOX (na het bereiken van N_{max}) voor handhaving in een incubatieperiode van 14 dagen. De hoogste AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhoudingen werden waargenomen bij ps Spannenburg (3,2x) en ps Berenplaat (AK-filtraat, 5,9 x) en duiden op de aanwezigheid van verbindingen die niet kunnen worden omgezet door stam P17 en stam NOX.

Op basis van het ATP-gehalte van het water gedurende de incubatieperiode in de BPP-test is cumulatieve biomassaproductie na 14 dagen berekend (BPC_{14}, d.ngATP/L), d.w.z het oppervlak onder de 'groei'curve. De gemiddelde BPC_{14}-waarde in het reinwater van de onderzochte pompstations lag tussen 8 d.ng ATP/L (ps Amersfoortseweg) en 238 d.ng ATP/L (ps Berenplaat) en was bij 3 DGW-locaties en de 5 DOWB-locaties hoger dan 100 d.ng ATP/L. Ter vergelijking: BPC_{14} in rivierwater was 831 d.ng ATP/L en in water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel 894 d.ng ATP/L. Tussen de gemiddelde waarden van BPC_{14} en AOC_{14} in het reinwater van de 20 pompstations bestaat een zeer significante correlatie (p<0,001) en een sterk lineair verband (R^2=0,98). AOC_{14} (µg ac-C eq/L) kan worden berekend met: 0,17 (µg ac-C eq/L/d.ng ATP) x BPC_{14} (d.ng ATP/L).

Invloed van de watertemperatuur en de waterbehandeling op MGP-parameters (BPP-test)
De temperatuur van het reinwater bij de DGW-locaties is vrijwel constant gedurende het jaar (10-12°C). Bij de DOWD-locaties is sprake van enig seizoeneffect, maar de grootste temperatuurvariatie gedurende het jaar treedt op bij de DOWB-locaties (ca. 2 - 22°C). De watertemperatuur heeft een duidelijk effect op biologische processen. In het reinwater van ps Weesperkarspel, bij een watertemperatuur > 15°C, was AOC_7 < 10 µg ac-C eq/L en AOC_{14} < 20 µg ac-C eq/L. Bij een watertemperatuur < 10 °C waren deze concentraties 2 á 3 x hoger. Sterk verhoogde concentraties van AOC_7 (25 µg ac-C eq/L), AOC_{14} (90 µg ac-C eq/L en BPC_{14} (380 d.ng ATP/L) in het reinwater werden waargenomen bij een watertemperatuur van 2°C. Bij een lage watertemperatuur zijn AK-filtratie en langzame zandfiltratie dus veel minder effectief dan bij een temperatuur > 10 °C. De invloed van de watertemperatuur op de MGP (BPP-test) in de zuivering bij de DOWB-locaties is echter nog onvoldoende onderzocht. Ook is onduidelijk wat de gevolgen zijn van een verhoogde doorslag van afbreekbare stoffen bij een lage watertemperatuur.

Bij algenbloei in de spaarbekkens van de Brabantse Biesbosch werd in het water voor AK-filtratie bij ps Berenplaat een veel hogere BPC_{14} (> 1000 d.ng ATP/L) waargenomen dan bij ps Kralingen (295 d.ng ATP/L) en ps Braakman (128 d.ng ATP/L. BPC_{14} in het AK-filtraat bij ps Berenplaat, ps Kralingen, ps Braakman en ps Andijk was relatief hoog, ook in de zomermaanden omdat verbindingen die groeibevorderend zijn in week 2 van de BPP-test door AK-filtratie niet goed werden verwijderd. Deze waarnemingen zijn in overeenstemming met de relatief hoge POC-concentraties in het AK-filtraat bij deze locaties. Ionenwisseling (IEX) na snelfiltratie bij ps Oldeholtpade veroorzaakte een MGP-reductie van ca. 24% (AOCP17/NOX) á 34 % (AOC_{14}) en bij ps Spannenburg van ca. 55%.

Invloed distributie op MGP-parameters
Bij metingen (op een enkele locatie) in het drinkwater uit het distributiesysteem van ps Spannenburg en ps Oldeholtpade werd geen meetbare reductie van AOC_7, AOC_{14} en BPC_{14} waargenomen en evenmin bij ps Katwijk. Deze metingen werden uitgevoerd met

drinkwater bemonsterd bij een relatief lage watertemperatuur. In het distributiesysteem van ps Weesperkarspel werd wel enige afname van deze parameters waargenomen. Bij ps Kralingen, ps Berenplaat, ps Braakman en ps Andijk verstoorde de dosering van ClO_2 aan het uitgaande water de BPP-test (te lage waarden), waardoor het effect van het verblijf in het distributiesysteem niet kon worden vastgesteld.

Relaties tussen MGP-parameters en TOC, resp. POC

Tussen het gemiddelde TOC-gehalte en de gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX), AOC_7 en AOC_{14} in het reinwater van de DGW-pompstations (zonder ps Spannenburg), inclusief ps Scheveningen en ps Katwijk, zijn significante correlaties met een sterk lineair verband (R^2>0,85) aangetoond. Bij zes DGW-locaties was AOC(P17/NOX)/TOC = 1,3 ± 0,2 µg ac-C eq/mg C. De laagste AOC_7/TOC-verhoudingen werden waargenomen bij vijf DGW-locaties, en ps Scheveningen en ps Katwijk, waarbij AOC_7 = 1,4 ± 0,13 µg ac-C eq/mg C. Bij deze locaties was AOC_{14}/TOC = 3,2 ± 0,50 µg ac-C eq/mg C. Deze verhoudingen zijn waarschijnlijk karakteristiek voor NOM met een hoge mate van biologische stabiliteit, gezien de herkomst en de behandeling van het water. Het ATP-gehalte van het reinwater van een aantal DGW-pompstations, ps Scheveningen en ps Katwijk bleef vrijwel gelijk bij incubatie in de BPP-test. Hieruit kan worden afgeleid dat per mg TOC ca. 1,3 ± 0,2 ng ATP wordt gehandhaafd, waarbij per dag gemiddeld 0,18 ± 0,03 µg ac-C eq/mg C wordt omgezet, d.w.z. een halfwaardetijd van ca. 10,5 jaar. Het drinkwater bereid uit grondwater en rivierwater na duinpassage en behandeling met o.a. langzame zandfiltratie bevat dus NOM dat zeer langzaam wordt omgezet en bacteriën in staat stelt om zich gedurende lange tijd te handhaven. Bij de DOWB-pompstations locaties) zijn hogere verhoudingen afgeleid, nl. AOC(P17/NOX)/TOC = 6,6 ± 2,7 µg ac-C eq/mg C; AOC_7/TOC = 5,6 ± 1,7 µg ac-C eq/mg C en AOC_{14}/TOC = 14,8 ± 5,2 µg ac-C eq/mg C. De groeimaxima in deze watertypen in de BPP-test na 1 (BP_7) of 2 weken (BP_{14}) incubatie duiden op de aanwezigheid van groeibevorderende verbindingen, naast stoffen die werden benut voor handhaving van de bacteriën.

Nagroeiprocessen

Uit de resultaten van het onderzoek komt naar voren dat handhaving van de biomassaconcentratie een dominant proces is bij de microbiologische omzetting van afbreekbare stoffen in drinkwater. In het distributiesysteem treedt omzetting van afbreekbare stoffen vooral op in biofilms en sediment. Verbindingen die de groei versterken in week 2 van de BPP-test, die onder meer zijn waargenomen in AK-filtraten, kunnen alleen worden benut als ze door adsorptie en/of sedimentatie achterblijven in het distributiesysteem. De bacteriën die zich door opname van afbreekbare stoffen vermeerderen en handhaven (primaire productie) in de biofilm en het sediment dienen als voeding voor vrijlevende protozoa en ongewervelde dieren. Bij de consumptie van deze bacteriën door protozoa en dierlijke organismen, en mogelijk ook bij bepaalde omzettingsprocessen, komen gemakkelijk afbreekbare stoffen vrij, die de groei van bepaalde bacteriën, waaronder mogelijk *Aeromonas*, kunnen versterken (secundaire productie). Daarnaast kunnen bepaalde bacteriën zich vermeerderen in vrijlevende protozoa, bv. *Legionella*-soorten, en zijn diverse bacteriesoorten geen aantrekkelijke prooi voor protozoa en/of protozoa-resistent, bv. *Mycobacterium* spp. als gevolg van de samenstelling van de celwand of morfologische eigenschappen (kleine of draadvormige cellen). De activiteit van vrijlevende protozoa en dierlijke organismen in biofilms en sediment beïnvloedt dus de samenstelling van de microbiologische gemeenschap. Deze activiteit van protozoa en andere dierlijke organismen, en dus ook de secundaire groei, is waarschijnlijk afhankelijk van de locale biomassa-concentratie (biofilm/sediment) en van fysische en chemische condities, bv. temperatuur, zuurstofgehalte. De MGP-parameters

bepaald met de BPP-test geven informatie over de mate waarin het water primaire groei en handhaving kan bevoerderen. Niet-opgeloste verbindingen, waaronder biomassabestanddelen, die worden gemeten als POC, spelen hierbij waarschijnlijk ook een rol. De dominante aanwezigheid van bacteriën die zich voornamelijk handhaven is in overeenstemming met het geringe aandeel (<<1%) van het aantal kweekbare bacteriën in het totale aantal bacteriën. Handhaving is de norm en groei is uitzondering maar treedt op als het reinwater gemakkelijk afbreekbare stoffen bevat (primaire groei), bv. na een oxidatieproces (o.a. O_3, H_2O_2-UV, ClO_2) en als dergelijke stoffen vrijkomen door biologische activiteit (secundaire groei).

BPP of AOC(P17/NOX) ?
Uit het onderzoek komt naar voren dat de BPP-test betere informatie geeft over de MGP van (drink)water dan AOC(P17/NOX), omdat:

- in de BPP-test met de ATP-bepaling binnen enkele dagen kan worden vastgesteld of stoffen aanwezig zijn die een snelle groei bevorderen;
- door incubatie gedurende 14 dagen de concentratie van groeibevorderende verbindingen kan worden gemeten die een langzame groei veroorzaken;
- een gelijkblijvend ATP-gehalte informatie geeft over de concentratie van stoffen die worden opgenomen voor handhaving van de microbiologische activiteit;
- afbreekbare stoffen kunnen worden waargenomen die geen bijdrage leveren aan AOC(P17/NOX).

De BPP-parameters die het meest geschikt zijn voor de MGP-bepaling van (drink)water zijn: BP_7 (numeriek gelijk aan AOC_7) en BPC_{14}. AOC_{14} kan op eenvoudige wijze worden afgeleid van BPC_{14}. Bovendien geeft $BPC_{14}/14$ informatie over het gemiddelde ATP-gehalte van het water gedurende de incubatieperiode. Deze waarde kan direct worden vergeleken met het ATP-gehalte van het water in het distributiesysteem. Voorwaarde voor een betrouwbare BPP-test is het gebruik van goed entmateriaal, d.w.z. bacteriën die zijn aangepast aan de in het betreffende water aanwezige afbreekbare verbindingen.

Eiwitten en polysacchariden behoren tot de verbindingen die niet worden waargenomen met AOC(P17/NOX), maar wel bijdragen aan de MGP in de BPP-test. Informatie over de aanwezigheid van dergelijke biopolymeren kan worden verkregen met de AOC-bepaling met *Flavobacterium johnsoniae* stam A3 (Sack et al. 2010). Verhoogde AOC(A3)-gehaltes (meestal < 5 µg C/L) zijn gemeten in zuiveringsstadia en reinwater van de DOWB-locaties en bevestigden de aanwezigheid van biopolymeren.

Beoordeling van de microbiologische groeipotentie van drinkwater
De mate van nagroei wordt beoordeeld op basis van overschrijding van de wettelijke eisen voor microbiologische kwaliteit. De kwaliteitseis voor het koloniegetal 22°C (geometrisch gemiddelde < 100 kolonievormende eenheden) in het gedistribueerde drinkwater wordt niet overschreden. In een aantal drinkwatertypen wordt wel overschrijding van het maximum aantal *Aeromonas*-bacteriën (1000 kolonievormende eenheden/100 ml) waargenomen. Overschrijding van de kwaliteitseis voor *Aeromonas* is gerapporteerd bij zes van de 12 onderzochte DGW-pompstations en bij vier van de acht DOW-pompstations. Bij alle DGW-pompstations en vier van de vijf DOWB-pompstations met BPC_{14} > 100 d.ng ATP/L is overschrijding van de kwaliteitseis voor *Aeromonas* gerapporteerd. De uitzondering vormde ps Braakman. Bij de vier DOWB-pompstations zijn ook relatief hoge POC-concentraties (> 50 µg C/L) waargenomen. De lage ijzer/POC-verhouding in het reinwater van ps Braakman is een aanwijzing dat het

achterwege blijven van nagroei van *Aeromonas* in het distributiesysteem verband houdt met het lage ijzergehalte in het reinwater.

Verder onderzoek

Bepalingsmethode(n):

- Optimalisatie en standaardisatie van de BPP-test, met name het entmateriaal;
- Bevestiging of correctie van de handhavingscoefficiënt, o.a. door nader onderzoek naar de relatie tussen de afname van de NOM-concentratie in de BPP-test in relatie tot BPC. Dit onderzoek maakt tevens een vergelijking mogelijk van de resultaten van de BPP-test en de BDOC-bepaling;
- Bepaling van de aard (en herkomst) van de stoffen die in bepaalde drinkwatertypen groei veroorzaken in week 2 van de BPP-test en ook identificatie van de dominante bacteriën die zich handhaven in drinkwater bij incubatie in de BPP-test;

Effecten van zuivering en distributie op microbiologische groeipotentie:

- Nader onderzoek naar het effect van biologische filtratieprocessen (AKF, SF, LZF) bij temperaturen < 10^{o}C op de microbiologische groei- en handhavingspotentie van drinkwater, en ook op POC-gehalte
- Nader onderzoek naar de relatie tussen de parameters van de BPP-test en nagroei van *Aeromonas*, opportunistisch-pathogene microorganismen en dierlijke organismen in het distributiesysteem.

Inhoud

Verantwoording **7**

Afkortingen **9**

Samenvatting **11**

Inhoud **17**

1 Inleiding **21**

1.1 Onderzoek naar oorzaken nagroei in het BTO-programma 21

1.2 Methoden voor het bepalen van de microbiologische groeipotentie van drinkwater 22
1.2.1 Beschikbare methoden 22
1.2.2 Biomassaproductiepotentie (BPP) 24

1.3 Doelstellingen van het onderzoek 25

2 Optimalisatie van de BPP-test: ijken en enten **27**

2.1 Groei in batchtest 27

2.2 IJking van de BPP-test 28
2.2.1 Doel en uitvoering 28
2.2.2 Groeicurven en groeimaximum 28
2.2.3 Cumulatieve groeiopbrengst 31

2.3 Invloed van toevoeging van diverse afbreekbare stoffen 32
2.3.1 Doel en opzet 32
2.3.2 Laagmoleculaire stoffen 33
2.3.3 Biopolymeren 35
2.3.4 Invloed acetaatdosering in diverse drinkwatertypen 36

2.4 Effect van enten op groei in (drink)watertypen 37
2.4.1 Invloed van enten met rivierwater 37
2.4.2 Effect ClO_2 39
2.4.3 Sulfiet en thiosulfaat 40

2.5 Berekening van het AOC-gehalte met de resultaten van de BPP-test 41
2.5.1 Groeiopbrengst en handhaving 41
2.5.2 Voorbeelden van groeicurven 41
2.5.3 Begrippen 43
2.5.4 Rekenmodellen 44

2.6 Samenvatting 45
2.6.1 IJking BPP-test 45
2.6.2 Invloed dosering van laagmoleculaire stoffen en biopolymeren 47
2.6.3 Invloed enten 47
2.6.4 Berekening van de hoeveelheid opgenomen afbreekbare stof(fen) 48

3 Groeipotentie van drinkwater bereid uit grondwater **49**

3.1 Achtergrond, doel en opzet 49

3.2 Drinkwater bereid uit grondwater 49
3.2.1 Amersfoortseweg en Soestduinen 49

© KWR

3.2.2 Tull en 't Waal/Nieuwegein 51
3.2.3 Oldeholtpade 51
3.2.4 Spannenburg 53
3.2.5 Sint Jansklooster 55
3.2.6 Haaren 56
3.2.7 Nuland 56
3.2.8 Breehei en Hanik 58
3.2.9 Zuidwolde 58
3.2.10 Halsteren 59
3.3 Samenvatting 59

4 Groeipotentie van drinkwater bereid uit oppervlaktewater 63

4.1 Drinkwater bereid uit oppervlaktewater 63
4.1.1 Scheveningen, Katwijk en Leiduin 63
4.1.2 Weesperkarspel 65
4.1.3 Kralingen, Berenplaat en Braakman 68
4.1.4 Andijk 75
4.2 Overzicht 79
4.3 Samenvatting 79

5 Verbanden tussen de parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX) resp. TOC 83

5.1 Inleiding 83
5.2 Onderlinge relaties tussen BPP-parameters 83
5.2.1 BP_7 en AOC_7 83
5.2.2 AOC_7 en AOC_{14} 83
5.2.3 BPC_{14} en AOC_{14} 84
5.2.4 BPC_{14} en BPC_{28} 85
5.3 Relaties tussen BPP-parameters en AOC(P17/NOX) 86
5.3.1 Overzicht 86
5.3.2 Relatie BP_7 (AOC_7) en AOC(P17/NOX) 86
5.3.3 Relatie AOC_{14} en AOC(P17/NOX) 87
5.3.4 Relatie BPC_{14} en AOC(P17/NOX) 89
5.3.5 Relatie tussen BPC_{14} en de afname van AOC(P17/NOX) 91
5.4 Verband tussen de parameters voor de microbiologische groeipotentie en de NOM-concentratie 94
5.4.1 Verband tussen AOC(P17/NOX) en TOC 94
5.4.2 Relatie tussen parameters van de BPP-test en TOC-gehalte 97
5.4.3 Afname TOC 99
5.5 Samenvatting 100
5.5.1 Relaties tussen parameters in de BPP-test 100
5.5.2 Relaties tussen parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX) 101
5.5.3 Relatie tussen AOC(P17/NOX), resp. de BPP-parameters en het TOC-gehalte 101

6 Discussie 103

6.1 Microbiologische groeipotentie 103
6.2 De BPP-bepaling 104
6.2.1 Principe en uitvoering 104
6.2.2 Entmateriaal 104

6.3 Groeiopbrengst en handhaving 105
6.3.1 Groeiopbrengst 106
6.3.2 Handhaving 109
6.3.2.1 Overleving na substraatdosering 109
6.3.2.2 Afleiding van de handhavingscoëfficiënt m_{ATP} van μ_M 111
6.3.2.3 Vergelijking van de handhavingscoëfficiënt m_{ATP} met de verhouding van AOC(P17/NOX) en BPC_{14} 112
6.3.2.4 TOC-afname 114
6.3.2.5 Samenvatting bepaling m_{ATP}-waarde voor de BPP-test 115
6.3.2.6 Invloed Y_{BP} en m_{ATP} op de berekening van AOC_7 en AOC_{14} 115

6.4 Betekenis en bruikbaarheid van de parameters van de BPP-test 117
6.4.1 BP_7 en AOC_7 117
6.4.2 BP_{14} 118
6.4.3 AOC_{14} en BPC_{14} 120
6.4.4 Relatie AOC(P17/NOX) en BPP-parameters met TOC 120
6.4.5 Samenvatting betekenis BPP-parameters 121

6.5 AOC(P17/NOX) of BPP? 122
6.5.1 Voor- en nadelen AOC(P17/NOX) 122
6.5.2 Voor- en nadelen BPP-test 122
6.5.3 Vergelijking BPP en BDOC 123

6.6 Relatie microbiologische groeipotentie en nagroei 123
6.6.1 Aeromonas 123
6.6.2 ATP-based Biostability Assessment (AbBA) 125

7 Conclusies en aanbevelingen 127

7.1 Conclusies 127
7.1.1 Methoden en relaties tussen parameters 127
7.1.2 Waterkwaliteit en zuiveringseffecten 127
7.1.3 Biologische stabiliteit 128

7.2 Aanbevelingen 128
7.2.1 Methode 128
7.2.2 Effecten van zuivering en distributie op microbiologische groeipotentie 128

8 Literatuur 131

Bijlage I: Bacteriegroei en biofilmvorming 135

I.1 Groeiopbrengst en maintenance 135

I.2 Groeisnelheid van bacteriën in water bij lage substraatconcentraties 137

I.3 AOC(P17/NOX) 139
I.4 BDOC 141

I.5 Biofilmvorming 142

Bijlage II: Resultaten BPP-testen en berekening van AOC(BPP) 147

1 Inleiding

1.1 Onderzoek naar oorzaken nagroei in het BTO-programma

Groei van (micro)organismen in systemen voor opslag, transport en distributie van drinkwater (nagroei) is al tientallen jaren een onderwerp van onderzoek in het gemeenschappelijke onderzoekprogramma van de waterleidingbedrijven (bedrijfstakonderzoek, BTO) in Nederland. Nagroei kan kwaliteitsproblemen veroorzaken, waaronder verhoogde koloniegetallen, overschrijding van de wettelijke eis voor het maximum aantal *Aeromonas* of bacteriën van de coligroep en (klachten over) de aanwezigheid van ongewervelde dieren of bruin water. Bij distributie van drinkwater zonder een restgehalte van een desinfectiemiddel is de mate van groei van micro-organismen in het leidingnet onder meer afhankelijk van de beschikbaarheid van verbindingen die als energiebron ('voeding') kunnen dienen. Biologisch stabiel drinkwater 'does not support the growth of microorganisms to a significant extent' (Rittmann en Snoeyink, 1984). Voor de bepaling en de beoordeling van de biologische stabiliteit van het drinkwater zijn in het kader van het BTO-programma diverse methoden ontwikkeld. Dit betreft met name de bepaling van het gehalte gemakkelijk assimileerbare organische koolstof (AOC) (van der Kooij, 1979; van der Kooij et al. 1982a,b; van der Kooij en Hijnen, 1984; van der Kooij, 1992) en de bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van het drinkwater met behulp van de biofilmmonitor (van der Kooij et al. 1997). Bovendien is aangetoond dat het gehalte adenosinetrifosfaat (ATP) goed bruikbaar is als maat voor de concentratie van actieve bacteriën in (drink)water en in biofilms (van der Kooij, 2003; van der Wielen en van der Kooij, 2010a,b).

Bij een in 2007 gehouden BTO-workshop over biologische stabiliteit kwam naar voren dat meerdere drinkwaterbedrijven problemen ondervinden die een gevolg zijn van nagroei (*Aeromonas*, ongewervelde dieren). Ook is de vraag gerezen of opwarming door klimaatverandering kan leiden tot nagroei van micro-organismen met ziekteverwekkende eigenschappen. Onderzoek naar de detectie, de identiteit en de groei van legionellabacteriën in drinkwater(installaties) maakte al deel uit van het BTO-programma. De onderwerpen: (i) verbeteren van methoden voor de bepaling en de beoordeling van de biologische stabiliteit, (ii) verbeteren van de biostabiliteit van drinkwater door aanpassing van de waterbehandeling, en/of (iii) door maatregelen bij transport en distributie werden opgenomen in het BTO-programma voor de periode 2009-2012. In de projectbeschrijving 'Bepaling en beoordeling van de biologische stabiliteit van leidingwater' zijn de volgende projectopbrengsten genoemd:

- een geoptimaliseerde AOC-bepaling, waarmee meerdere groepen van afbreekbare verbindingen kwantitatief kunnen worden gedetecteerd, en informatie over de relatie tussen deze parameters en NOM-fracties;
- een snelle bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van leidingwater, inclusief de afzettingssnelheid van ijzer en mangaan;
- beoordeling van de bruikbaarheid van de flowcytometer voor het bepalen van het aantal cellen in water en in sediment;

De beoogde projectopbrengsten zijn bij de opzet en de uitvoering van het project verder uitgewerkt. Het onderzoek naar de optimalisatie van de AOC-bepaling richtte zich op de isolatie en het gebruik van een reincultuur van een bacteriesoort voor de detectie van polysacchariden en eiwitten, als aanvulling op de teststammen P17 en NOX. Dit onderzoek maakte deel uit van een promotieonderzoek en is/wordt apart gerapporteerd

(Sack et al. 2010; Sack et al. 2011). Tevens is de toepassing van de ATP-analyse voor de bepaling van de groei van de autochtone bacteriën in het (drink)water bij incubatie in het laboratorium, de biomasaproductiepotentie (BPP)-test, nader onderzocht. Het onderzoek naar de snelle bepaling van de biofilmvormende eigenschappen is beschreven in het BTO rapport 2011.050 (van der Kooij en Veenendaal, 2012). Het gebruik van de flowcytometer voor de bepaling van het totale aantal bacteriecellen in drinkwater heeft geleid tot een geoptimaliseerde werkwijze. Tevens is een werkwijze ontwikkeld voor de bepaling van het totale gehalte niet opgeloste organische stof (POC), inclusief niet opgeloste koolhydraten (PCHC) als maat voor de totale hoeveelheid biomassa in (drink)water. Deze werkwijze is beschreven in BTO-rapport 2013.044 (van der Kooij en Veenendaal, 2013a). In het voorliggend rapport zijn de resultaten van de volgende onderzoeken beschreven:

- de optimalisatie van de BPP-test van (drink)water;
- de toepassing van deze methode in een aantal praktijksituaties, meestal in combinatie met metingen van AOC(P17/NOX);
- de relatie tussen parameters van de BPP-test, AOC(P17/NOX) en TOC-gehalte.

1.2 Methoden voor het bepalen van de microbiologische groeipotentie van drinkwater

1.2.1 Beschikbare methoden

Na de publicaties over de AOC-methode en groeimetingen met reincultures in drinkwater (o.a. van der Kooij et al. 1982a, b; van der Kooij and Hijnen, 1984) verschenen in het buitenland publicaties over alternatieve werkwijzen voor het bepalen van het gehalte afbreekbare stof in, en de groeipotentie van, (drink)water. Argumenten voor de ontwikkeling van alternatieve methoden waren onder meer:

- de groei van een of enkele reincultures van bacteriën in het te onderzoeken water geeft een onvolledig beeld van het gehalte aan afbreekbare stoffen in, c.q. de groeipotentie van, het betreffende water;
- de AOC-bepaling duurt relatief lang en is arbeidsintensief (dus duur).

De meest gebruikte methoden zijn in chronologische volgorde (jaar van publicatie) vermeld in Tabel 1.1. Bij de statische (batch) testen kan onderscheid worden gemaakt tussen (i) methoden waarbij de bacteriegroei in het water wordt gemeten en (ii) werkwijzen, waarbij de afname van het gehalte opgeloste organische stof (DOC) als gevolg van omzetting door bacteriën wordt gemeten. Bij de dynamische testen (met doorstroming) wordt bij de methode van Heymann (1928) en de snelle BDOC-test (Lucena et al. 1990) de afname van het gehalte opgeloste organische stof in het water gemeten. Bij toepassing van de biofilmmonitor wordt de toename van de concentratie van biomassa op het aan het water blootgestelde oppervlak bepaald als functie van de tijd (van der Kooij en Veenendaal, 1992; van der Kooij et al. 1997).

Tabel 1.1. Methoden voor de bepaling van de microbiologische groeipotentie van, cq. het gehalte afbreekbare organische stof in (drink)water

Naam	*Werkwijze*	*Parameter*	*Eenheid*	*Referentie*
Bepaling gehalte assimileerbare organische stof	Filtratie van water door 'gerijpt' zandfilter (contacttijd ca. 1 dag);	Gehalte organische stof ($KMnO_4$-bepaling)	afname $KMnO_4$-gehalte (mg/L)	Heymann, 1928
AOC-bepaling	Batchtest met gepasteuriseerd drinkwater (600 ml); incubatie bij 15°C, 2 á 3 weken	Koloniegetal van reincultures	µg acetaat-C eq/L	van der Kooij, 1979; 1982a,b; 1992
Bepaling van de microbiologische groeipotentie ('Verkeimungsneigung')	Incubatie van water (bij 20°C) na membraanfiltratie. Continue meting van de troebeling gedurende ca. 36 uur	Troebeling (15° voorwaartse verstrooiing)	aantal verdubbelingen t.o.v. beginwaarde	Werner et al. 1985
Bepaling gehalte biologisch-afbreekbare organische koolstof (BDOC)	Incubatie van water (300 ml) gedurende 7 á 14 dagen bij 20°C in een batchtest met 100 g zand uit een biologisch filter	DOC	BDOC (mg/L)	Joret et Lévi, 1986
Alternatieve BDOC-bepaling*	Groei van bacteriën in het te onderzoeken water gedurende 30 dagen bij 20 °C	DOC	BDOC (mg/L)	Servais et al., 1987
AOC-bepaling	Membraanfiltratie (0,2 µm) van een water-monster, toevoeging 1 ml ent en incubatie (100 ml) bij 22°C in erlenmeyer (250 ml)	ATP (dagelijks, gedurende ca. 1 week)	µg acetaat-C eq/L	Stanfield and Jago, 1988
Snelle BDOC-bepaling	Water stroomt door kolom met gesinterd glas; contacttijd ca. 1 uur	DOC	BDOC (mg/L)	Lucena et al. 1990
Biofilmvormende eigenschappen	Kolom met glazen cilinders (biofilm-monitor); doorstroming met (drink)water (275 L/uur) gedurende 150 dagen	ATP	BVS (pg ATP/cm².d)**; BVP (pg ATP/cm²)	van der Kooij en Veenendaal, 1992; van der Kooij et al. 1995a
Snelle AOC-bepaling	Pasteurisatie van het te onderzoeken water, enten met stam P17 en stam NOX (afzonderlijk); incubatie bij 20 °C	ATP	µg acetaat-C eq/L	LeChevallier et al. 1993
Biomassaproductiepotentie (BPP)	Incubatie van 600 ml (drink)water (zonder pasteurisatie) bij 25°C gedurende 14 dagen	ATP	maximum ATP-gehalte (ng/L)	van der Kooij et al. 1993
AOC-bepaling	Membraanfiltratie van water, enten met autochtone bacteriën en incubatie bij 30°C gedurende 2-5 dagen	Totale aantal bacteriën (flowcytometer)	µg acetaat-C eq/L	Hammes et al. 2005
AOC-bepaling	AOC met autofluorescerende P17 en NOX; incubatie bij 20-25 °C	Fluorescentie	µg acetaat-C eq/L	Haddix et al. 2004; Weinrich et al. 2009

**, twee varianten; ** BVS, biofilmvormingssnelheid; BVP, biofilmvormingspotentie*

Toepassingen van de AOC-bepaling lieten zien dat de werkwijze met de twee teststammen kwantitatieve en reproduceerbare informatie geeft over de invloed van waterbehandeling en distributie op het AOC-gehalte en op het optreden van nagroei in het distributiesysteem (van der Kooij et al. 1989; van der Kooij, 1992). Tevens bleek hierbij dat het DOC-gehalte van het drinkwater in het leidingnet niet meetbaar afnam. In verband met het optreden van nagroei van *Aeromonas* in drinkwater met een laag AOC-gehalte werd een werkwijze ontwikkeld voor het bepalen van de biofilmvormende eigenschappen van het drinkwater (van der Kooij en Veenendaal, 1992; van der Kooij et al. 1995a; van der Kooij et al. 1997). Optimalisatie en toepassing van de ATP-analyse voor het meten van de biofilmconcentratie maakte het mogelijk om ook de biofilmvorming te meten in drinkwater met een laag AOC-gehalte. Duidelijke verbanden bleken te bestaan tussen de mate van biofilmvorming in de biofilmmonitor, de biofilmvorming in het distributiesysteem en de mate van nagroei van *Aeromonas* (van der Kooij et al. 1994; 1997).

1.2.2 Biomassaproductiepotentie (BPP)

Stanfield en Jago (1987) gebruikten de ATP-bepaling voor het meten van de groei van de autochtone bacteriën in drinkwater (batch-test) als een alternatieve AOC-methode (Tabel 1.1). Bij deze methode werden de bacteriën uit het monster van het te onderzoeken water verwijderd m.b.v. membraanfiltratie. Vervolgens werd het water (100 ml) geënt met een volume ongefiltreerd water (1 ml) en in erlenmeyers (250 ml) geïncubeerd bij 22°C (schudbak). De groei werd gedurende een week dagelijks gemeten m.b.v. de ATP-bepaling. De beschreven testmethode had echter enkele nadelen: (i) mogelijkheid van introductie van afbreekbare verbindingen door het membraan, de filtratieopstelling, het extra benodigde glaswerk en vanuit de lucht en (ii) arbeidsintensiviteit. Met deze werkwijze werden relatief hoge en sterk variabele ATP-gehaltes waargenomen, mogelijk mede als gevolg van onvoldoende afsluiten van de flessen door gebruik van aluminiumfolie.

Optimalisatie van de ATP-bepaling in het BTO-programma en toepassing van de procedures van monsterneming en monsterbehandeling zoals ontwikkeld voor de AOC-bepaling, maakten het mogelijk om met behulp van ATP-analyse groeimetingen in drinkwater uit te voeren die ook bij lage concentraties reproduceerbare resultaten opleverden. Deze werkwijze, de biomassaproductiepotentie (BPP)-test, is en wordt toegepast bij de bepaling van de groeibevorderende eigenschappen van materialen en chemicaliën (van der Kooij en Veenendaal, 1993; Vrouwenvelder et al. 2000; van der Kooij en Veenendaal, 2001). Een overweging voor de toepassing van deze test was dat industriële producten mogelijk stoffen bevatten en afgeven die niet kunnen worden benut door de teststammen van de AOC-bepaling. Uit een onderzoek van antiscalants kwam naar voren dat het resultaat van de BPP-test bij 13 van de 14 geteste antiscalants goed overeenkwamen met het resultaat van de AOC-bepaling (Vrouwenvelder et al. 2000). In BTO-verband is de BPP-test toegepast bij onderzoek naar de bereiding van drinkwaterkwaliteit Q21 (Beerendonk et al. 2006). Deze onderzoeken, het onderzoek van materialen uitgevoerd in EU-verband (van der Kooij et al.2006) en onderzoek naar de oorzaken van biofouling van membranen (van der Kooij et al. 2010) lieten zien dat de BPP-test van drinkwater reproduceerbare resultaten opleverde.

De genoemde onderzoeken hebben ertoe geleid dat de ATP-bepaling de basis vormt van een aantal microbiologische testen voor het onderzoek van (de invloed van bereiding en distributie op) de microbiologische activiteit in drinkwater en in processen bij de waterbehandeling, namelijk:

- de bepaling van de concentratie van actieve biomassa (van bacteriën) in drinkwater, en in biofilms en sediment in distributiesystemen en in drinkwaterinstallaties;
- de bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater;
- de bepaling van de microbiologische groeipotentie van constructiematerialen in contact met drinkwater,
- de bepaling van de concentratie van biofilms op filtermaterialen (aktieve kool, zand) en op membranen bij de waterbehandeling (Magic-Knezev en van der Kooij, 2004; Hijnen et al. 2011).

Het gebruik van één biomassaparameter (ATP) voor verschillende toepassingen vergroot het inzicht in de microbiologische processen en vergemakkelijkt het beoordelen van het meetresultaat. Met de BPP-test kan de concentratie van de actieve biomassa, en dus ook de groei, van de in het water aanwezige autochtone bacteriën nauwkeurig en snel worden gemeten. Het resultaat van deze test kan vervolgens direct worden vergeleken met de resultaten van de ATP-analyses van het drinkwater in de praktijk. Tegen deze achtergrond is onderzoek uitgevoerd om na te gaan of de BPP-test bij de bepaling van de microbiologische groeipotentie van drinkwater een alternatief kan vormen voor de AOC-bepaling.

1.3 Doelstellingen van het onderzoek

Voor het onderzoek van de BPP-test werden de volgende doelstellingen geformuleerd:

- bepalen van het verband ('ijklijn') tussen de ATP-concentratie (als maat voor de biomassaconcentratie) en de concentratie van een toegevoegde gemakkelijk afbreekbare stof (acetaat);
- bepalen van de invloed van diverse typen afbreekbare organische stoffen bij een lage concentratie op de biomassaproductie in drinkwater;
- bepalen of toevoegen van entmateriaal, voor het verkrijgen van een grotere diversiteit van bacteriën en meer uniformiteit, nodig is voor een beter (reproduceerbaar) testresultaat;
- verkrijgen van een database van resultaten van de BPP-test in verschillende drinkwatertypen en in water in diverse stadia van de zuivering;
- bepalen of er een verband is tussen het resultaat van de BPP-test en het gehalte AOC(P17/NOX) van (drink)water;
- beoordelen van de bruikbaarheid van de BPP-test in vergelijking met de AOC(P17/NOX)-bepaling;

2 Optimalisatie van de BPP-test: ijken en enten

2.1 Groei in batchtest

Bij incubatie van een monster van het te onderzoeken (drink)water in een erlenmeyer treedt meestal een toename (groei) en/of handhaving op van de concentratie van de micro-organismen. De mate van groei en handhaving wordt beïnvloed door meerdere factoren:

- de concentratie van de afbreekbare stof(fen). De groeisnelheid en de hoeveelheid biomassa die kan worden gevormd zijn afhankelijk van de concentratie van de stoffen die dienst doen als energiebron;
- aard van de aanwezige afbreekbare stoffen. Bij omzetting onder aerobe condities is de biomassaproductie per hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare laagmoleculaire organische stof afhankelijk van de aard van deze stof en vrijwel niet van de aard van het organisme, dat uiteraard wel in staat moet zijn om de stof te benutten (Heijnen en van Dijken, 1992). De productie van biomassa op anorganische energiebronnen is meestal veel lager dan op een gemakkelijk afbreekbare organische verbinding. Een voorbeeld van verschil in opbrengst bij organische stoffen is de opbrengst van stam NOX op oxalaat-C die ca. 4 x lager is dan de opbrengst op acetaat-C (van der Kooij en Hijnen, 1984). Bij aanwezigheid van afbreekbare verbindingen, waarvan de identiteit onbekend is, geeft de groei van de teststammen bij de AOC(P17/NOX)-bepaling of de biomassaproductie in de BPP-test, dus geen kwantitatieve informatie over de concentratie(s) van de stoffen die zijn omgezet. Op basis van de groeiopbrengst van de teststammen met acetaat wordt daarom het AOC(P17/NOX)-gehalte weergeven in acetaat-C equivalenten/L;
- de samenstelling (fysiologische diversiteit) van de in het testwater aanwezige bacteriële gemeenschap. Verschillende (typen) afbreekbare stoffen kunnen aanwezig zijn, vaak in lage concentraties. Gebruik kan worden gemaakt van reincultures of van de in het water aanwezige bacteriën. De samenstelling van de microbiologische gemeenschap in (drink)water wordt beïnvloed door de voorafgaande waterbehandeling(en);
- de duur van de incubatie. In aanwezigheid van moeilijk afbreekbare stoffen worden bij een langdurige incubatie meer verbindingen omgezet dan bij een kortdurende incubatie;
- de incubatietemperatuur. Bij een lage temperatuur, bv. < 10°C, is de groei/omzetting traag. Incubatie bij een (te) hoge temperatuur (bv. > 37°C), die niet representatief is voor de watertemperatuur in de betreffende praktijksituatie, kan tot gevolg hebben dat een aantal bacteriesoorten, die deel uitmaken van de autochtone bacteriegemeenschap, zich niet vermeerderen waardoor de omzetting wordt beperkt.
- aanwezigheid van groeiremmende stof(fen), bijvoorbeeld een desinfectiemiddel of koper;
- groeibeperking door onvoldoende anorganische nutriënten, met name stikstof (N) en fosfaat (P), die nodig zijn voor de synthese van biomassa. Ook zuurstofbeperking mag niet optreden in de test. Bij uitvoering van groeimetingen met drinkwater is dit vrijwel niet mogelijk omdat de concentratie van zuurstof veel hoger is dan de concentratie van afbreekbare verbindingen. Bij relatief hoge doseringen (> 5 á 10 mg

C/L) van een gemakkelijk afbreekbare stof kan zuurstof echter wel groeibeperkend worden.

De invloed van diverse factoren op het resultaat van de BPP-test is nader onderzocht.

2.2 IJking van de BPP-test

2.2.1 Doel en uitvoering

De invloed van een gemakkelijk afbreekbare stof (acetaat) op de groei van de autochtone bacteriën in drinkwater in de BPP-test is bepaald voor het verkrijgen van kwantitatieve informatie over de relatie tussen de biomassaproductie, gemeten met de ATP-bepaling, en de concentratie van gedoseerd acetaat. Na het bereiken van de maximale concentratie van actieve biomassa (ng ATP/L) zijn de metingen voortgezet totdat de ATP-concentratie was afgenomen tot het niveau in het drinkwater zonder gedoseerd acetaat. Op deze wijze wordt informatie verkregen over de relatie tussen de concentratie van acetaat en (i) de maximum biomassaproductie en (ii) de cumulatieve biomassaproductie. Acetaat is gebruikt als energie- en koolstofbron, omdat de opbrengsten van de teststammen van de AOC-bepaling ook op deze gemakkelijk afbreekbare verbinding zijn gebaseerd. Geïncubeerd is bij 25 ^{o}C en bij 37°C om na te gaan of temperatuur van invloed is op de groeiopbrengst. Een temperatuur van 25°C kan in de zomer plaatselijk (periferie, huisaansluitingen, binneninstallaties) worden bereikt en een temperatuur van 37 °C kan optreden in installaties voor warmtapwater.

De BPP-test is uitgevoerd met erlenmeyers van 1 liter (AOC-kolven), met 600 ml van het te onderzoeken (drink)water dat onbehandeld (geen pasteurisatie) wordt geïncubeerd. De invloed van de concentratie van gedoseerd acetaat op de groei is bepaald in het drinkwater dat beschikbaar is in het Laboratorium voor Microbiologie van KWR in Nieuwegein. Dit water is afkomstig van ps Tull en 't Waal (Vitens). Aan dit drinkwater zijn nitraat en fosfaat toegevoegd om een eventuele groeibeperking door deze nutriënten te voorkomen. Voor dit doel is een steriele oplossing van KNO_3 (6 g/L) en KH_2PO_4 (1,5 g/L) in MilliQ-water gemaakt. Vanuit deze oplossing is 0,6 ml toegevoegd aan het te onderzoeken water (600 ml per erlenmeyer), waardoor de concentratie van het toegevoegde N en P in het te onderzoeken water 0,8 mg nitraat-N/L en 0,33 mg fosfaat-P/L bedroeg. *Opmerking*: ammonium is niet geschikt als N-bron omdat deze verbinding als energiebron kan dienen voor nitrificerende bacteriën. De volgende acetaatconcentraties zijn gedoseerd vanuit steriele (geautoclaveerde) oplossingen van Na-acetaat, nl. 5, 10, 25, 100, 250 en 1000 µg C/L. Voor het vergroten van de diversiteit en de uniformiteit van de microbiologische gemeenschap is voorafgaande aan de incubatie 1 ml rivierwater (RW), waarvan ca. 50 ml is gefiltreerd door een membraan met een poriegrootte van 1,2 µm, toegevoegd (RW-ent) aan iedere erlenmeyer. De proef is in tweevoud uitgevoerd (dus twee erlenmeyers per concentratie) bij 25 ^{o}C en 37 °C.

2.2.2 Groeicurven en groeimaximum

Uit Fig. 2.1 en Fig. 2.2 blijkt dat de maximum biomassaproductie (BP_{max}, ng ATP/L) bij alle acetaatconcentraties na 2 á 3 dagen werd bereikt. Voortzetting van de incubatie leidde tot een afname van het ATP-gehalte; na 15 dagen was het ATP-gehalte met ca. 90 % afgenomen in de erlenmeyers met de hoogste acetaatconcentraties. Na 50 dagen incubatie bij 25°C waren alle ATP-concentraties lager dan 10 ng/L (Fig. 2.1). De metingen bij 37^{o}C vertoonden een overeenkomend beeld, maar de afname van het ATP-gehalte na het bereiken van het maximum niveau verliep minder snel in enkele erlenmeyers (Fig. 2.2). In de monsters zonder toevoeging van acetaat (blanco' s) bleef het ATP-gehalte lager dan 10 ng ATP/L. Het experiment werd beëindigd na 120 dagen.

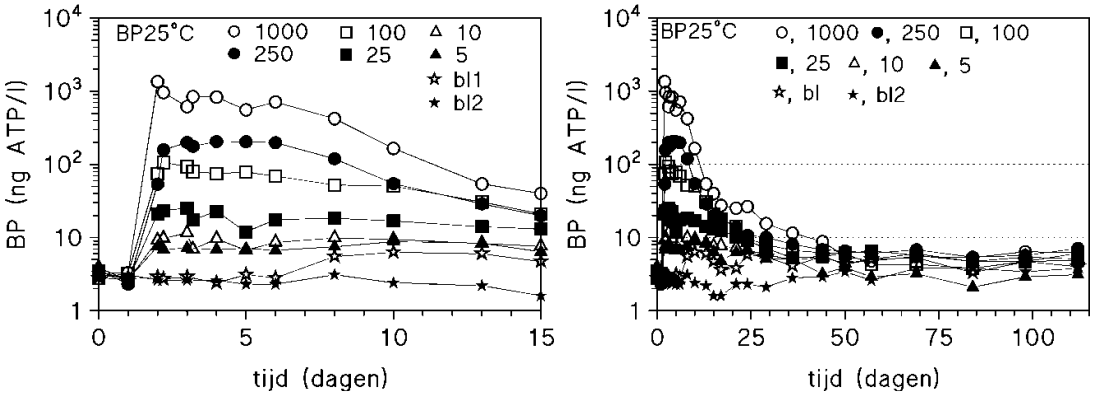


Fig. 2.1. Biomassaproductie (BP) van de autochtone bacteriën in drinkwater met gedoseerd acetaat, geïncubeerd bij 25°C. De doses (µg C/L) zijn in de figuren vermeld. Resultaten van de duplometingen zijn niet weergeven (m.u.v. blanco).

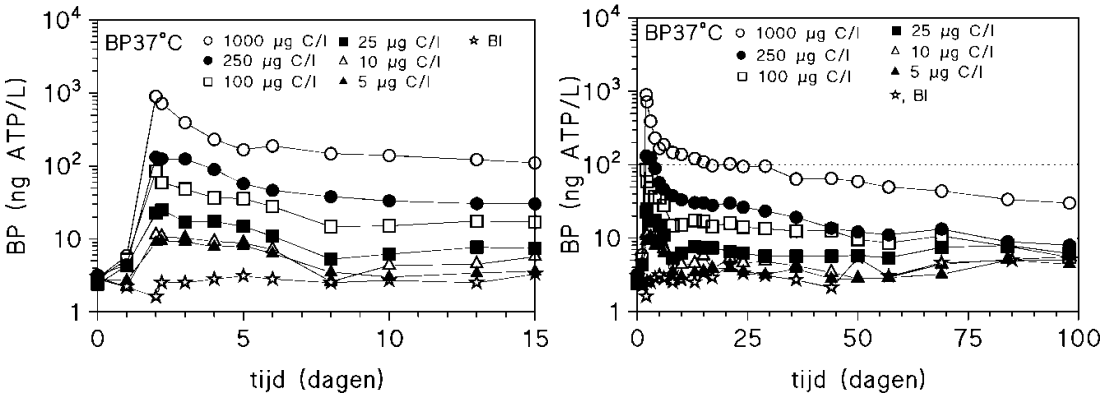


Fig. 2.2. Biomassaproductie (BP) van de autochtone bacteriën (met rivierwater ent) in drinkwater met gedoseerd acetaat, geïncubeerd bij 37°C. De doses (µg C/L) zijn in de figuren vermeld.

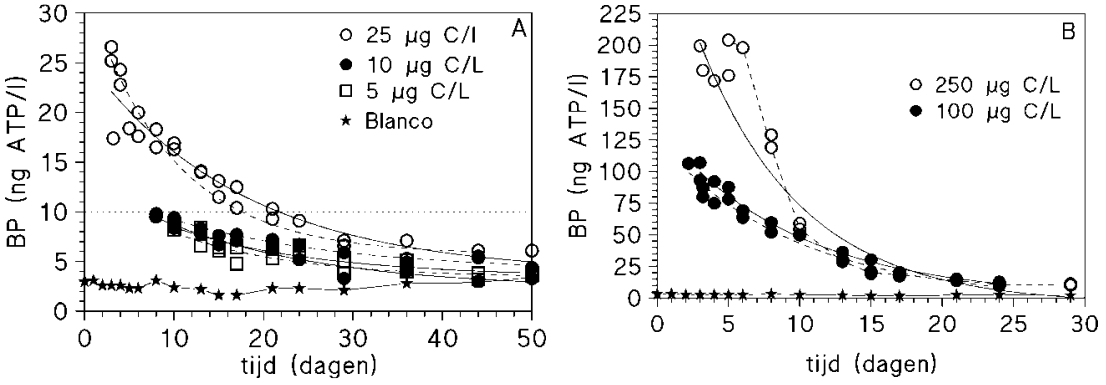


Fig. 2.3. Exponentiële afname van het ATP-gehalte na het bereiken van BP_{max} (incubatie bij 25°C) na groei in drinkwater met diverse acetaatconcentraties.

De BP-concentratie nam exponentieel af na het bereiken van BP_{max} (Fig. 2.3). De specifieke afnamecoëfficiënt (μ_D, ng ATP/ng ATP.d) bij 25 °C is berekend met behulp van de vergelijking:

$$BP_T = BP_{max} \cdot e^{-\mu_D \cdot T} + R$$

waarin BP_T = BP op dag T en R=restwaarde, want BP neemt niet af tot 0 als gevolg van de opname van afbreekbare stof in het water. Uit Tabel 2.1 blijkt dat de μ_D-waarden afhankelijk zijn van de gedoseerde acetaatconcentratie. De standaardafwijking van de berekende waarden is echter relatief groot.

Tabel 2.1. Specifieke afnamecoëfficiënt (μ_D) na het bereiken van BP_{max} bij groei in drinkwater met gedoseerd acetaat bij 25°C

Dosis (µg acetaat-C/L)	μ_D (ng ATP/ng ATP.dag)*
5	0,06 ± 0,05; 0,08 ± 0,02
10	0,055 ± 0,02; 0,052 ± 0,01
25	0,06 ± 0,016; 0,104 ± 0,018
100	0,105 ± 0,02; 0,104 ± 0,04
250	0,139 ± 0,03; 0,243 ± 0,04
1000	0,138 ± 0,04; 0,161 ± 0,04

* resultaten van duplo-testen

Tussen BP_{max} en de concentratie van het gedoseerde acetaat (0-250 µg C/L) bestaat een duidelijk lineair verband (Fig. 2.4). De opbrengst (Y_{BP}, ng ATP/µg ac-C), berekend als helling van de lijnen bij de concentratieranges van 0-25 en 0-100 µg ac-C/L. is weergegeven in Tabel 2.2. Berekening van de gemiddelde waarde van Y_{BP} op basis van de Y-waarden bij 5 µg ac-C/L (1,11 ng ATP/µg ac-C), 10 µg ac-C/L (0,83 ng ATP/µg ac-C), 25 µg ac-C/L (0,93 ng ATP/µg ac-C) en 100 µg ac-C/L (1,06 ng ATP/µg ac-C) geeft een gemiddelde van 0,96 ± 0,14 ng ATP/µg ac-C voor het traject 0 - 25 µg ac-C/L en 0,98 ± 0,13 ng ATP/µg ac-C voor het traject 0 - 100 µg ac-C/L. Deze waarden zijn onderling niet significant verschillend en verschillen evenmin van 1,0 ng ATP/µg ac-C. Bij 37°C waren de Y-waarden 1,3 ng ATP/µg ac-C bij 5 µg ac-C/L, 1,035 ng ATP/µg ac-C bij 10 µg ac-C/L), 0,93 ng ATP/µg ac-C bij 25 µg ac-C/L en 0,86 ng ATP/µg ac-C bij 100 µg ac-C/L. Het gemiddelde is 1,09 ± 0,2 ng ATP/µg ac-C voor het traject 0 - 25 µg ac-C/L en 1,03 ± 0,2 ng ATP/µg ac-C voor het traject 0 - 100 µg ac-C/L. De opbrengst op acetaat is dus bij 37°C gelijk aan de opbrengst bij 25°C.

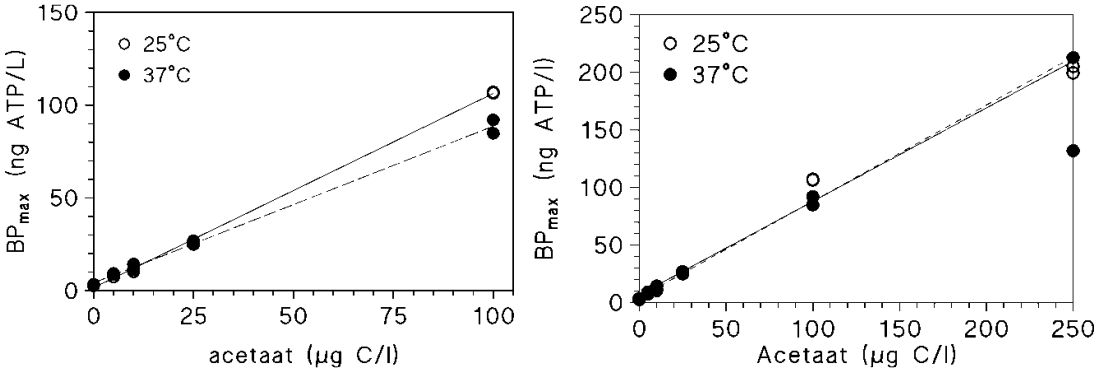


Fig. 2.4. Relatie tussen de maximum biomassaproductie (BP_{max}, ng ATP/L) en de concentratie van het gedoseerde acetaat in drinkwater (Nieuwegein) geïncubeerd bij 25°C en 37°C.

Tabel 2.2. Correlaties tussen BP_{max} (ng ATP/L) en de concentratie van gedoseerd acetaat in het drinkwater Nieuwegein bij 25°C en 37°C.

Temperatuur	Concentratierange (µg acetaat-C/L)	Groeiopbrengst (Y_{BP}; ng ATP/µg ac-C)	Intercept
25°C	0-25	0,92 ± 0,04 (R^2=0,990)	2,7 ± 0,5
25°C	0-100	1,05 ± 0,02 (R^2=0,998)	1,6 ± 0,9
37°C	0-25	0,88 ± 0,05 (R^2=0,980)	3,8 ± 0,6
37°C	0-100	0,84 ± 0,02 (R^2=0,998)	4,2 ± 0,8

2.2.3 Cumulatieve groeiopbrengst

Op basis van de BP-metingen gedurende de incubatieperiode is de cumulatieve groeiopbrengst (BPC, dag.ng ATP/L), d.w.z. het oppervlak onder de groeicurve bij de verschillende acetaatconcentraties bepaald. In het drinkwater met toegevoegd acetaat nam BPC in de eerste 5 á 10 dagen relatief snel toe; na ca. 30 dagen verliep de toename bij de hogere concentraties veel trager (Fig. 2.5). In het drinkwater zonder dosering (blanco) nam de BPC lineair toe met de tijd gedurende de gehele incubatieperiode als gevolg van het vrijwel gelijkblijvende ATP-gehalte. De BPC-waarde bij het bereiken van het groeimaximum (op dag 3) vormde (bij 25°C) meestal minder dan 10% van de BPC-waarde na 100 dagen. Dit betekent dat BPC bij groei op acetaat voor het overgrote deel wordt bepaald door de concentratie van de gevormde actieve biomassa, die daalt bij toenemen van de incubatietijd (Fig. 2.3).

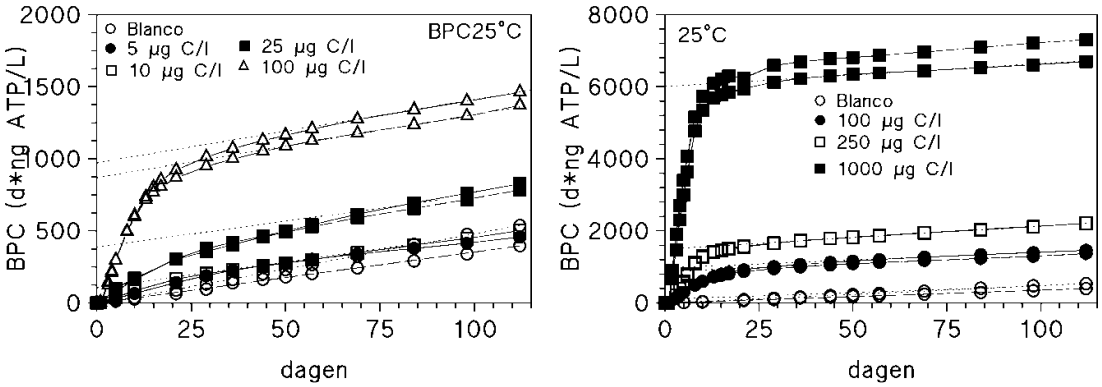


Fig. 2.5. Cumulatieve biomassaproductie (BPC) van de autochtone bacteriën met gedoseerd acetaat en incubatie bij 25°C.

Tussen de BPC-waarde na een bepaalde incubatieperiode en de acetaatconcentratie bestaat een significant lineair verband, dat afhangt van de incubatieperiode (Fig. 2.6). De metingen na incubatie bij 37°C leverden vergelijkbare resultaten op. Uit de lineaire relaties tussen BPC en de concentratie van gedoseerd acetaat is voor de aangegeven incubatieperioden de maximum BPC-opbrengst [Y_{BPC}-*max*, d.ng ATP/µg acetaat-C] berekend voor de concentraties van 0 tot 100 µg ac-C/L en van 0 tot 25 µg ac-C/L. Tussen Y_{BPC} en de incubatietijd bestaat een verband, waaruit blijkt dat Y_{BPC} toeneemt met de tijd en een maximum bereikt ('afnemende meeropbrengst'). Dit verband is berekend met de Michaelis-Menten vergelijking:

$$Y_{BPC} = Y_{BPC}\text{-}max \times T/(K_T + T),$$

waarin: Y_{BPC}-*max*: de maximum waarde van Y_{BPC}, T de incubatieperiode (dagen), en K_T de incubatieperiode waarbij Y_{BPC} = 50% van Y_{BPC}-*max*. De volgende maximum waarden werden afgeleid:

25°C (0 - 25 µg ac-C/L): Y_{BPC}-*max* (d.ng ATP/µg acetaat-C) = 17,3 (± 0,32); K_T =22 ± 1,2 d (R^2=0,99);

25°C (0 -100 µg ac-C/L): Y_{BPC}-*max* (d.ng ATP/µg acetaat-C) = 10,6 (± 0,39); K_T = 7,9 ± 1,3 d (R^2=0,99);

37°C (0 - 25 µg ac-C/L): Y_{BPC}-*max* (d.ng ATP/µg acetaat-C) = 14,2 (± 0,66); K_T = 35,6 ± 4,0 d (R^2=0,99);

37°C (0 -100 µg ac-C/L): Y_{BPC}-*max* (d.ng ATP/µg acetaat-C) = 12,2 (± 0,66); K_T= 42,7± 5,3 d (R^2=0,99).

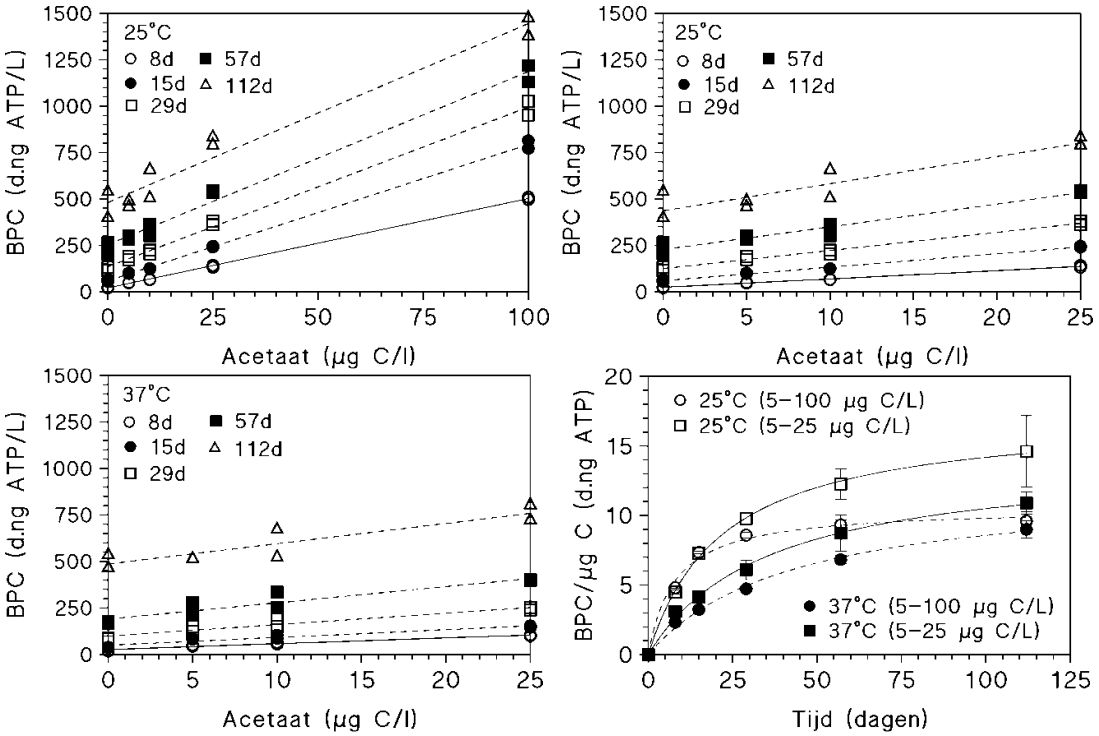


Fig. 2.6. BPC (na 8, 15, 29, 57 en 112 dagen) als functie van de concentratie van gedoseerd acetaat bij 25 °C en de relatie tussen de cumulatieve biomassaproductie per µg acetaat-C en de tijd bij 25°C en bij 37°C.

Y_{BPC}-*max* is bij 0 – 25 µg ac-C/L hoger dan bij 0 – 100 µg ac-C/L. Dit verschil is het gevolg van de hogere D-waarde bij 100 µg ac-C/L (Tabel 2.1). Y_{BPC14}, Y_{BPC} na 14 dagen incubatie bij 25 °C is berekend op basis van BPC na 13 en na 15 dagen voor het concentratietraject van 0 – 100 µg acetaat-C en was 7,1 ± 0,07 d.ng ATP/µg acetaat-C (R^2=0,999). Y_{BPC28} was 9,6 d.ng ATP/µg acetaat-C. Y_{BPC}*max* bij 37°C, afgeleid voor het traject 0-100 µg ac-C/L vanaf dag 29, is lager dan voor het traject 0 – 25 µg ac-C/L. Bij 37°C duurde het 36 dagen voordat 50% van Y_{BPCmax} was bereikt.

Het maximum ATP-gehalte dat binnen een week optreedt bij groei van bacteriën in een geïncubeerd watermonster (BP_7) kan worden gebruikt voor de berekening van het gehalte gemakkelijk afbreekbare organisch koolstof. Evenals bij de AOC-bepaling kan BP_7 met behulp van Y_{BP} worden uitgedrukt in acetaat-C eq/L. In het drinkwater zonder toevoeging van acetaat was echter geen sprake van snelle groei en bleef het ATP-gehalte vrijwel gelijk (< 10 ng ATP/L) gedurende de incubatieperiode door handhaving. De BPC-waarde van de blanco nam hierdoor vrijwel lineair toe (Fig. 2.4) en was 409 ± 99 d.ng ATP/L na 98 dagen incubatie bij 25°C. De berekening van de concentratie van de verbindingen die worden omgezet bij handhaving van de concentratie van actieve biomassa is beschreven in par. 2.5.

2.3 Invloed van toevoeging van diverse afbreekbare stoffen

2.3.1 Doel en opzet

Tussen de concentratie van acetaat en BP_{max}, resp. de BPC-waarde, zijn duidelijke verbanden aangetoond. De BP_{max}–waarde die binnen een korte incubatieperiode (≤ 7 d)

wordt waargenomen, kan dus een maatstaf zijn voor het gehalte gemakkelijk afbreekbare stoffen. De vraag is daarom of ook andere gemakkelijk afbreekbare stoffen binnen enkele dagen groeibevorderend zijn in de BPP-test en zo ja, in welke mate dit het geval is. Om deze vragen te beantwoorden zijn groeimetingen uitgevoerd in het drinkwater van Nieuwegein (geïncubeerd bij 25°C) met een aantal geselecteerde laagmoleculaire stoffen en met enkele hoogmoleculaire stoffen. Ook is onderzocht welk effect een dosering van acetaat (10 µg C/L) heeft bij diverse drinkwatertypen. Bij deze experimenten is een maximum incubatieperiode van 28 dagen aangehouden.

2.3.2 Laagmoleculaire stoffen

Bij de dosering (10 µg C/L) van glucose, maltose, acetaat, glutamaat, pyruvaat, benzoaat en enkele mengsels van deze stoffen (10 µg C/L per verbinding) werd binnen 2 á 3 dagen een maximum ATP-gehalte bereikt (Fig. 2.7). De groeimaxima, waargenomen binnen een incubatieperiode van 7 dagen (BP_7, ng ATP/L), verschillen per toegevoegde verbinding met een gemiddelde opbrengst (na correctie voor groei in blanco) van 0,66 ± 0,12 ng ATP/µg C (Tabel 2.3). Bij amylose was ook na 30 dagen de groei niet sterker dan in de blanco. Toevoeging van AK-filtraat (Andijk, na 28 dagen incubatie) leidde niet tot groei met amylose. Het ATP-gehalte in de blanco bleef ca. 15 dagen op een niveau van 3 á 4 ng ATP/L en steeg vervolgens naar 5,5 á 6,5 ng ATP/L. Ook in het water met de gedoseerde stoffen werd in deze periode een overeenkomstige toename waargenomen. Waarschijnlijk was sprake van (een toename van) de omzetting van bepaalde NOM-componenten in het drinkwater (DOC = 1,9 mg/L). Na het bereiken van BP_{max}, als gevolg van groei op de toegevoegde verbinding(en), nam het ATP-gehalte relatief snel af, met μ_D-waarden (d^{-1}) van 0,82 ± 0,2 (maltose); 0,66 ± 1,6 (benzoaat); 0,33 ± 0,07 (glucose + acetaat); 0,25 ± 0,12 (glucose); 0,23 ± 0,12 (acetaat); 0,19 ± 0,09 (pyruvaat) en 0,12 ± 0,03 (mengsel maltose, glutamaat, benzoaat) en 0,11 ± 0,03 (glutamaat). In aanwezigheid van glutamaat was µD het laagste en met acetaat hoger dan bij de groei in drinkwater bij de bepaling van de ijklijn voor acetaat. De cumulatieve biomassaproductie (BPC, d.ng ATP/L) bereikte in de blanco (drinkwater Nieuwegein) na 14 dagen (BPC_{14}) een niveau van 42 d.ng ATP/L en na 28 dagen 110 d.ng ATP/L. BPC_{14} was met de gedoseerde verbindingen, m.u.v. amylose, duidelijk hoger dan in de blanco en met glutamaat hoger dan 100 d.ng ATP/L(Tabel 2.3). Ook bij de mengsels was BPC_{14} hoger dan 100 d.ng ATP/L. De toename van BPC_{14} als gevolg van de gedoseerde verbinding(en) lag tussen 0,9 en 5,9 d.ng ATP/µg C (gemiddeld 3,7 ± 1,5 d.ng ATP/µg C). Na 28 dagen zijn deze waarden meestal iets hoger, maar ook met acetaat lager dan de BPC bij de metingen met 5 – 25 µg acetaat-C/L (ijklijn), met Y_{BPC29} = 9,6 d.ng ATP/µg ac-C. Deze relatief lage BPC-waarden gaan gepaard met relatief hoge μ_D-waarden.

Op dag 5 en op dag 14 zijn directe celtellingen (met fluorescentiemicroscopie) uitgevoerd om de invloed van de gedoseerde stof en de incubatieperiode op het aantal bacteriën en het ATP-gehalte per bacteriecel te bepalen. Het gemiddelde ATP-gehalte per cel op dag 5 varieerde van 0,018 fg ATP na groei met maltose tot 0,07 fg ATP bij glutamaat en was gemiddeld 0,042 ± 0,019 fg ATP/cel. Het totale aantal cellen was het hoogste met maltose (2,7 ± 0,13 × 10^5 cellen/ml) en 1,3 ± 0,25 × 10^5 cellen/ml in de blanco. De bacteriën die groeiden op maltose vormden dus snel veel cellen met een laag ATP-gehalte. Met benzoaat was het aantal cellen op dag 14 ook hoog (3,1 (± 0,15) × 10^5 cellen/ml). Op dag 14 lag het ATP-gehalte per cel tussen ca. 0,01 fg ATP/cel (benzoaat; maltose) en 0,024 fg/cel (glutamaat) en was gemiddeld 0,017 ± 0,005 fg/cel. Het gemiddelde ATP-gehalte per cel was op dag 14 significant ($p<0,01$) lager dan het gemiddelde gehalte op dag 5. De BP-afname na het bereiken van BP_{max} is dus het gevolg van de afname van het ATP-

gehalte per cel. Het ATP-gehalte per cel verschilt per toegevoegde verbinding, waarschijnlijk door verschillen in celgrootte c.q. activiteit.

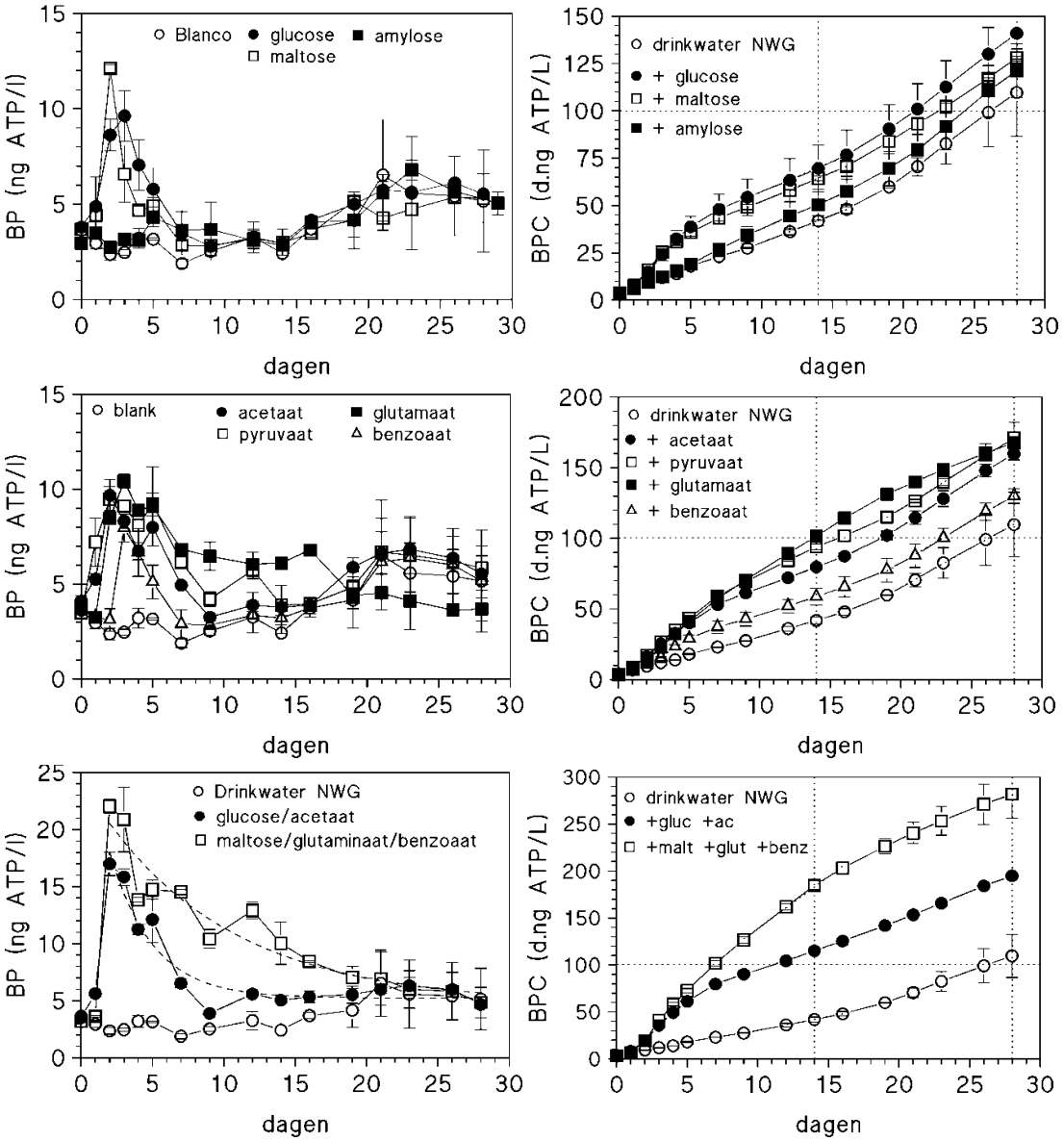


Fig. 2.7. Biomassaproductie (BP) in drinkwater (Nieuwegein) met gedoseerde stoffen (10 µg C/L) geïncubeerd bij 25°C.

Uit de in Tabel 2.3 weergegeven resultaten blijkt dat (i) de dosering van laagmoleculaire stoffen bij een concentratie van 10 µg C/L een duidelijke toename veroorzaakte van BP_7 en BPC_{14}, maar niet met de biopolymeer amylose, (ii) de opbrengst op basis van BP_{max}, BPC_{14} en BPC_{28} niet voor alle laagmoleculaire stoffen gelijk was en ook lager was dan de opbrengst bepaald voor acetaat bij concentraties tussen 5 en 100 µg C/L (ijklijn), (iii) een relatief hoge Y_{BP} gepaard kan gaan met een lage Y_{BPC}, bv. na dosering van maltose. De verschillen in aantal cellen, het ATP-gehalte per bacterie en de μ_D-waarde duiden op verschillen in de manier waarop de bacteriën reageren op de gedoseerde verbinding. De vorming van veel (kleine) cellen met weinig ATP bij groei op maltose en benzoaat gaat gepaard met een hoge μ_D-waarde en een lage BPC. Bij groei op glutamaat is de μ_D-waarde

relatief gering en BPC relatief hoog. De μ_D-waarde na groei op acetaat was hoger dan waargenomen bij de ijklijn en leidde tot een lagere Y_{BPC}. Duidelijk is dat meerdere factoren het resultaat van de metingen (BP_{max}, BPC) met de BPP-test beïnvloeden. De betekenis van de verschillen zal in de Discussie (hoofdstuk 7) nader aan de orde komen.

Tabel 2.3. Groeiopbrengst in de BPP-test met geselecteerde stoffen in drinkwater Nieuwegein (blanco)

Verbinding (10 µg C/L per stof)	*BP_7 (ng/L)*	*Y_{BP}* (ng/µg)*	*BPC_{14}** (d.ng ATP/L)*	*Y_{BPC14}* (d.ng ATP/ug C)*	*BPC_{28}** (d.ng ATP/L)*	*Y_{BPC28}* (d.ng ATP/ug C)*
Blanco	3,2 ± 0,5	n.v.t.#	42 ± 2,6	n.v.t.	110 ± 23	n.v.t.
Acetaat	9,7 ± 0,8	0,65	79 ± 1,7	3,7	160 ± 4	5,0
Pyruvaat	9,5 ± 0,7	0,63	94 ± 2	5,2	171 ± 11	6,1
Glutamaat	10,4 ± 0,4	0,72	101 ± 4,2	5,9	168 ± 3	5,8
Benzoaat	7,95 ± 0,7	0,47	58 ± 5,9	1,6	130 ± 5	2,0
Glucose	9,6 ± 1,3	0,63	70 ± 12,4	2,8	142 ± 15	3,2
Maltose	12,1 ± 0,2	0,89	64 ± 1,4	2,2	128 ± 1	1,8
Amylose	4,3 ± 0,5	0,11	51 ± 8	0,9	121 ± 14	1,1
Glucose + acetaat	17 ± 1,04	0,69	115 ± 1,3	3,7	195 ± 2	4,3
Maltose + glutamaat + benzoaat	22 ± 0,6	0,63	185 ± 4,7	4,7	281 ± 26	5,7
Gemiddelde##	nvt	0,66 ± 0,12	nvt#	3,7±1,5	nvt	4,3 ± 1,7

* opbrengst na correctie voor blanco, ** cumulatieve biomassaproductie na 14, resp. 28 dagen, inclusief blanco; # n.v.t., niet van toepassing; nb, niet bepaald; ## zonder amylose.

2.3.3 Biopolymeren

Toevoeging van amylose aan het drinkwater veroorzaakte (vrijwel) geen toename van de groei in een periode van 4 weken (Fig. 2.7). Daarom werden ook enkele andere biopolymeren getest om na te gaan of deze stoffen bij een lage concentratie in de BPP-test worden benut. Hierbij werd ook het effect van de rivierwater (RW)-ent bepaald. Na 14 dagen is bij stoffen zonder groei 1% RW-ent (6 ml) toegevoegd aan flessen zonder ent en bij flessen met 1 ml RW-ent is 5 ml toegevoegd en ook AK-filtraat (10 ml).

Tabel 2.4. Effect van dosering van biopolymeren (10 µg C/L) en enten met rivierwater (RW) op de biomassaproductie in drinkwater Nieuwegein (blanco)

Verbinding	*BP_7* (ng ATP/L)*	*Y_{BP7}** (ng ATP/µgC)*	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*	*Y_{BPC14} (d.ng/µg C)*	*BPC_{28}# (d.ng ATP/L)*	*Y_{BPC28}# (d.ng/µg C)*
Blanco	5,2 ± 0,15	nvt	62 ± 1,4	nvt	132 ± 1,3	nvt
Blanco + RW	3,2 ± 0,15	nvt	49 ± 0,3	nvt	106 ± 0,9	nvt
Acetaat	8,4 ± 0,07	0,32	86 ± 1,3	2,4	168 ± 1,6	3,6
Acetaat + RW	8,6 ± 1,1	0,54	77 ± 1,5	2,8	142 ± 5	3,6
Amylose	5,3 ± 0,2	0,01	73 ± 6,4	1,1	108 ± 5 $	<0,1
Amylose + RW&	4,8 ± 0,15	0,08	74 ± 4,5	2,5	109 ± 1 $	0,3
Amylopectine	3,9 ± 0,07	< 0,1	65 ± 5,8	0,3	152 ± 9	2,0
Amylopectine + RW&	4,5 ± 0,3	0,1	75 ± 5	2,6	155 ± 3	4,9
Pectine	3,7 ± 0,5	<0,1	58 ± 1,9	0	135 ± 1	0,3
Pectine + RW&	5,0 ± 0,15	0,2	71 ± 4,4	2,2	155 ± 5	4,9
Gelatine	6,7 ± 0,4	0,15	84 ± 2,9	2,2	169 ± 2	3,7
Gelatine + RW&	7,9 ± 0,4	0,49	97 ± 3,5	4,8	186 ± 8,5	8,0

* maximum ATP-gehalte binnen 7 dagen; ** gecorrigeerd voor blanco; # na 30 dagen; $ na 21 dagen; & na 14 dagen 10 ml AK-filtraat toegevoegd + 5 ml RW.

Toevoeging van amylose, en ook pectine en amylopectine veroorzaakte binnen 7 dagen geen meetbare verhoging van de maximum BP-waarde. Met gelatine was dit wel het geval. Het ATP-gehalte bleef in alle gevallen lager dan 10 ng ATP/L (Tabel 2.4). Y_{BP} was lager dan 0,1 ng ATP/µg C met de polysacchariden en 0,4 ng ATP/µg C met gelatine. BPC_{14} en BPC_{28} waren in aanwezigheid van amylopectine, pectine en gelatine in drinkwater met RW-ent hoger dan in het water zonder RW-ent. Ook Y_{BPC28} van de biopolymeren was hoger in drinkwater met RW-ent en het hoogste met gelatine, amylopectine en pectine. Y_{BP} en Y_{BPC28} met acetaat waren lager dan Y_{BP7} en Y_{BPC28} vermeld in Tabel 2.3. De mogelijke oorzaken en de betekenis van deze verschillen zullen in hoofdstuk 7 (Discussie) aan de orde komen.

2.3.4 Invloed acetaatdosering in diverse drinkwatertypen

Bij 7 drinkwatertypen werd onderzocht in welke mate een dosering van 10 µg acetaat-C/L invloed had op BP_7, BPC_{14} en BPC_{28}. Uit Fig. 2.8 blijkt dat het gedoseerde acetaat binnen enkele dagen een versterkte biomassaproductie (BP_7) veroorzaakte in het reinwater van ps Sint Janskloosterr en ps Spannenburg. Dit was echter niet het geval in het reinwater van ps Weesperkarspel, ps Leiduin, ps Haaren en ps Oldeholtpade (Tabel 2.5). De BPC-toename als gevolg van de toevoeging van 10 µg acetaat-C/L was laag in alle watertypen, met uitzondering van ps. Sint Janskloosterr, dus ook in het reinwater van ps Spannenburg ondanks het duidelijke effect op BP_7. Uit de groeicurven blijkt dat ook hier sprake is van relatief hoge μ_D-waarden. Het effect van de dosering van acetaat was dus het duidelijkste waarneembaar met BP_7. De verschillen in resultaten (opbrengsten) van de BPP-test met gedoseerd acetaat zijn waarschijnlijk het gevolg van verschillen in de samenstelling van de microbiologische gemeenschap in de onderzochte watertypen. De variaties in de opbrengst (Y_{BP}, Y_{BPC}) met acetaat in verschillende watertypen zullen worden besproken in hoofdstuk 7 (Discussie).

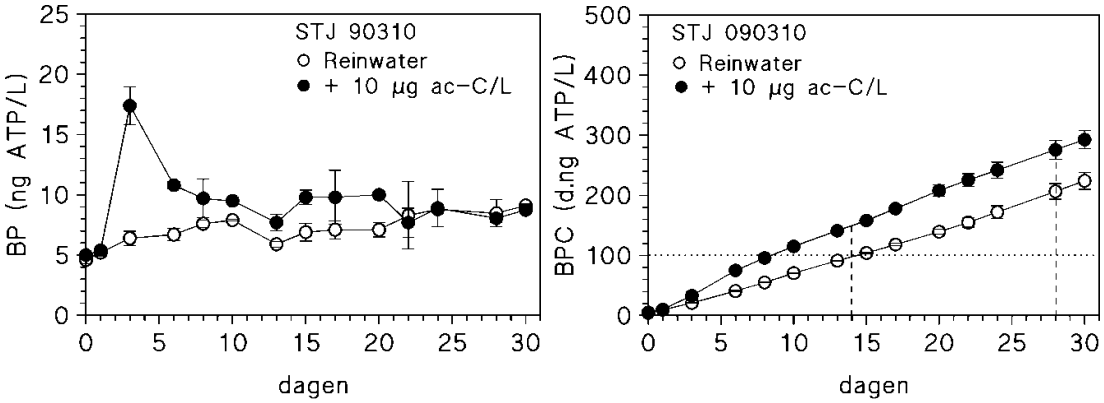


Fig. 2.8 A. Invloed van de dosering van acetaat (10 µg C/L) op de biomassaproductie in het reinwater van ps Sint Janskloosterr.

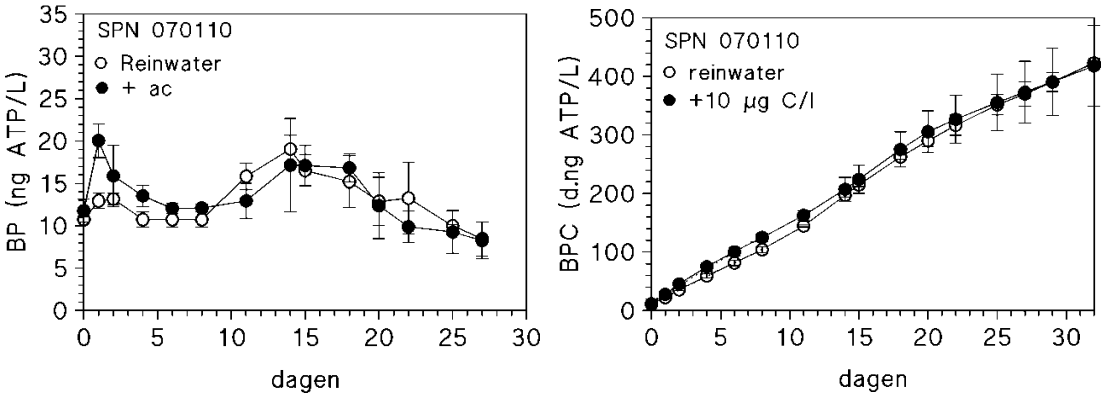


Fig. 2.8 B. Invloed van de dosering van acetaat (10 µg C/L) op de biomassaproductie (BP) in het reinwater van ps Spannenburg (zonder ionenwisseling).

Tabel 2.5. Invloed van de groeiopbrengst van acetaat (10 µg C/L) in de BPP-test met diverse drinkwatertypen

Locatie/watertype	BP_7 *(ng ATP/L)*	Y_{BP}* *(ng ATP/µg C)*	BPC_{14} *(d.ng ATP/L)*	Y_{BPC14}* *(d.ng ATP/µg C)*	BPC_{28} *(d.ng ATP)*	Y_{BPC28}* *(d.ng ATP/µg C)*
Drinkwater NWG**	2,7 ± 0,3	nvt#	55 ± 9,4	n.v.t.	123 ± 12	nvt
- met acetaat**	10,6 ± 1,3	0,79	117 ± 9	6,2	214 ± 14	9,1
Spannenburg, rein	10,7 ± 0,9	nvt	197 ± 3	n.v.t.	391 ± 16	nvt
- met acetaat	20,1 ± 2,0	0,94	207 ± 20	1,0	391 ± 58	<0,1
Oldeholtpade, rein	2,8 ± 0,4	nvt	43 ± 2,3	nvt	109 ± 0,6	nvt
- met acetaat	6,9 ± 0,3	0,41	64 ± 3,0	2,1	152 ± 7	4,2
Weesperkarspel, rein	19,4 ± 3,1	nvt	378 ± 40	nvt	810 ± 62	nvt
- met acetaat	21,1 ± 0,3	0,17	381 ± 16	0,3	698 ± 110	<0,1
Leiduin, rein	3,7 ± 1,6	nvt	54 ± 6	nvt	109 ± 15	nvt
- met acetaat	5,0 ± 2,5	0,13	59 ± 8,6	0,5	123 ± 20	0,14
Haaren, rein	3,6 ± 0,7	nvt	54 ± 0,5	nvt	112 ± 4	nvt
- met acetaat	7,5 ± 0,0	0,39	79 ± 1	2,5	151 ± 6	2,9
Sint Jansklooster, rein	6,4 ± 0,6	nvt.	104 ± 0,8	nvt	207 ± 13	nvt
- met acetaat	17,4 ± 1,6	1,1	158 ± 3	5,4	276 ± 16	6,9
Zuidwolde, rein	3,6 ± 0,3	nvt	71 ± 4	nvt	159 ± 7	nvt
- met acetaat	10,1 ± 0,7	0,65	85 ± 6	1,4	169 ± 3	1,0

*gecorrigeerd voor blanco; ** metingen voor bepaling ijklijn (par. 2.2.2); # nvt, niet van toepassing.

2.4 Effect van enten op groei in (drink)watertypen

2.4.1 Invloed van enten met rivierwater

Het effect van de RW-ent verschilt mogelijk per watertype. BPP-testen zijn daarom uitgevoerd met enkele drinkwatertypen om het effect van de RW-ent te bepalen. Hierbij is ook onderzocht in welke mate groei optreedt in gepasteuriseerd drinkwater, geënt met rivierwater. Bij 6 van de 11 metingen met RW-ent was BPC_{14} 5-15% hoger dan zonder RW-ent, maar alleen bij ps Leiduin rein was het effect relatief groot (49%) (Tabel 2.6). Verder blijkt dat de groei na pasteurisatie en enten met RW in 5 van de 8 watertypen (w.o. rein water van ps Weesperkarspel; Fig. 2.9) duidelijk achterbleef bij de groei in het water zonder pasteurisatie plus RW. De bacteriën in de RW-ent zijn kennelijk meestal

niet in staat om binnen 14 dagen te groeien tot een niveau dat gelijk is aan de groei in water met de autochtone bacteriën. De mate van trage groei wordt dus voornamelijk bepaald door de autochtone bacteriën. Bij ps Leiduin was de RW-ent in het gepasteuriseerde water wel effectief, evenals in het ongepasteuriseerde water. De RW-ent was ook effectief in het gepasteuriseerde reinwater van ps Oldeholtpade en ps Zuidwolde, maar had hier vrijwel geen effect in het ongepasteuriseerde water.

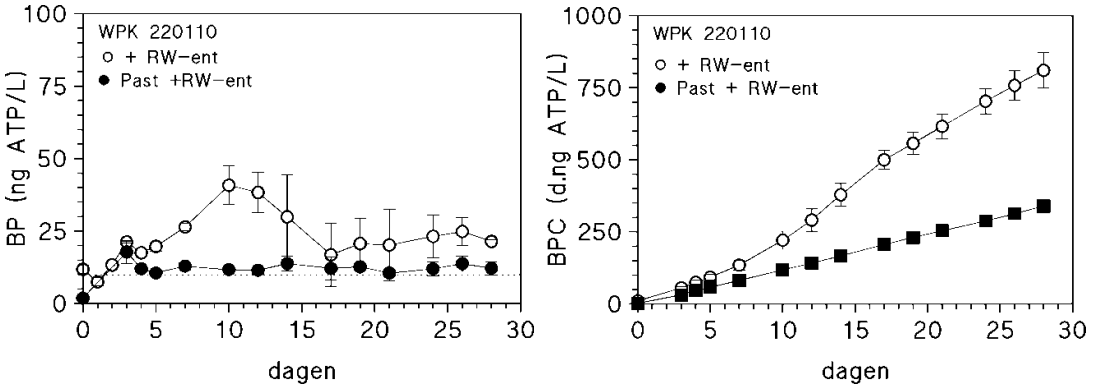


Fig. 2.9. Invloed van RW-ent op de biomassaproductie in het reine water van ps Weesperkarspel na pasteurisatie en incubatie bij 25°C.

De invloed van de autochtone bacteriën werd verder onderzocht met het reinwater van ps Spannenburg. Hierbij werden de autochtone bacteriën (aanwezig in dit water) toegevoegd (10 ml) aan het gepasteuriseerde water (Fig. 2.10). Na 2 á 3 weken werd hierbij het niveau van de BP in het niet-gepasteuriseerde water bereikt, terwijl de groei met alleen RW-ent duidelijk achter bleef ondanks een snelle groei in enkele dagen. Als gevolg van de trage groei van de autochtone bacteriën was BPC_{14} duidelijk lager dan in het ongepasteuriseerde water. Deze waarnemingen bevestigen dat de mate van groei (activiteit) in bepaalde watertypen wordt bepaald door de autochtone bacteriën en dat de gehanteerde RW-ent meestal niet leidt tot een duidelijk hogere BP_7-waarde of/en een hogere BPC. Inactivatie of verwijdering van de autochtone bacteriën gevolgd door een RW-ent had geen effect op de mate van snelle groei (Fig. 2.9 en 2.10).

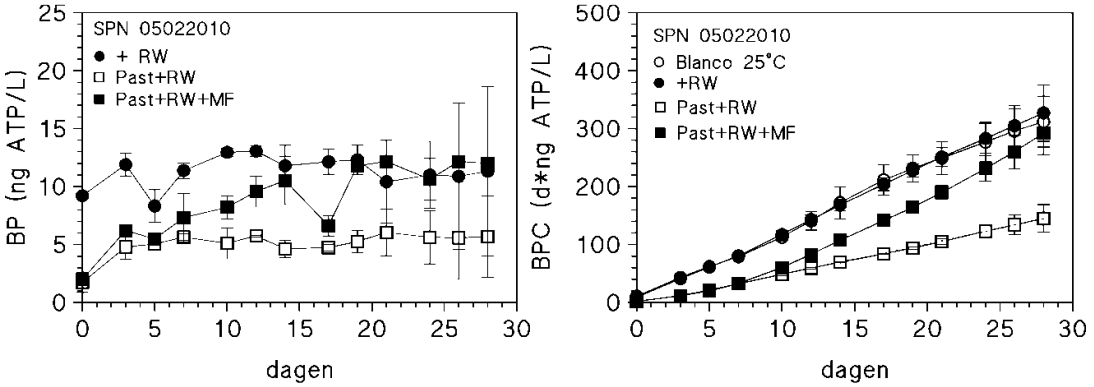


Fig. 2.10. Invloed van RW-ent en enten met autochtone bacteriën (geconcentreerd door middel van membraanfiltratie, MF) op de biomassaproductie (BP) in het reine water van ps Spannenburg na pasteurisatie en bij incubatie bij 25°C.

Tabel 2.6. Invloed van enten met rivierwater (RW) op de groei in de BPP-test met diverse drinkwatertypen

Watertype en herkomst	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*		*Quotiënt van +RW/blanco*	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*	*Quotiënt Past/ blanco*
	Zonder RW	+ RW		Pasteurisatie + RW	
Drinkwater bereid uit grondwater (DGW)					
Spannenburg, rein (070110)	182 ± 2,6	197 ± 3,2	1,08	66,3 ± 3,6	0,34
Oldeholtpade, rein	41,3 ± 3,0	43,3 ± 2,3	1,05	45,7± 4,0	1,05
Spannenburg, rein (050210)	172 ± 27,5	168 ± 10,2	0,98	70 ± 0,6	0,42
Haaren, rein	47,2 ± 11,2	54,2 ± 0,5	1,15	40,7 ± 3,9	0,75
Sint Jansklooster, rein	90,2 ± 8,0	104 ± 0,8	1,15	76,4 ± 1,4	0,73
Zuidwolde, rein	67,6 ± 15,4	71,4 ± 0,7	1,06	74,3 ± 0,7	1,04
Drinkwater uit oppervlaktewater (DOW)					
Weesperkarspel, rein (220110)	335 ± 49	379 ± 40	1,13	167 ± 19	0,44
Leiduin, rein	36,2 ± 1,5	53,9 ± 5,9	1,5	49,4 ± 8,5	0,92
Weesperkarspel, na AKF	285 ± 40	277 ± 5,0	0,97	nb*	nb
Weesperkarspel, rein (090410)	204 ± 6,3	177 ± 7,9	0,87	nb	nb
Braakman na AKF	141 ± 3,7	142 ± 15	1,01	nb	nb

*nb, niet bepaald

2.4.2 Effect ClO_2

Bij ps Andijk, ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman wordt ClO_2 gedoseerd aan het water na filtratie door actieve kool (AK-filtraat). ClO_2-dosering leidt tot oxidatie van NOM-verbindingen waarbij gemakkelijk afbreekbare stoffen, voornamelijk carbonzuren (Rav-Acha, 1984), worden gevormd, maar veroorzaakt ook inactivatie van (een deel van de) in het water aanwezige micro-organismen (autochtone bacteriën). Daarom zijn enkele metingen uitgevoerd met het drinkwater van ps Berenplaat, ps Kralingen en ps Braakman, waarbij het effect van enten met RW en AK-filtraat is onderzocht. Uit Fig. 2.11 blijkt dat de groei met RW-ent in het reinwater (na dosering van ClO_2 en verblijf in kelder) van ps Berenplaat en in mindere mate ook van ps Braakman achter bleef bij groei in het AK-filtraat. In deze watertypen werd binnen 7 dagen geen duidelijke toename van BP waargenomen. BPC_{14} van het reinwater met RW-ent was bij ps Berenplaat, ps Kralingen en ps Braakman 30 – 70 % lager dan BPC_{14} van het AK-filtraat op dezelfde datum. Met ent van AK-filtraat (10 ml) en RW (1 ml) was de groei in het reinwater bij ps Berenplaat en ps Braakman sterker dan met RW-ent alleen, maar BPC_{14} was niet of nauwelijks hoger dan in het AK-filtraat (Tabel 2.7). De bacteriën in het AK-filtraat zijn dus nodig voor een goede BPP-test bij water na toepassing van ClO_2, maar ook hierbij was BPC_{14} mogelijk nog steeds te laag door trage groei, zoals ook waargenomen bij ps Spannenburg (zie Fig. 2.10). In het gedistribueerde water (met AKF-ent en RW-ent) bij ps Braakman en ps Kralingen was BPC_{14} eveneens lager dan in het AK-filtraat c.q. uitgaande water, maar de vergelijking wordt bemoeilijkt door onduidelijkheid over de BPC_{14}-waarde van het reine water. Mogelijk is ook in het distributiesysteem sprake van een effect van de ClO_2-dosering op de samenstelling van de bacteriegemeenschap en daardoor op de BPC. Bij de toepassing van de BPP-test in water na ClO_2-dosering moet dus rekening worden gehouden met de invloed van dit desinfectiemiddel op de

autochtone bacteriën, waardoor de uitvoering van de BPP-test wordt belemmerd. Bepalen van de dosering van entmateriaal (aard/hoeveelheid) voor een optimaal resultaat vergt nader onderzoek.

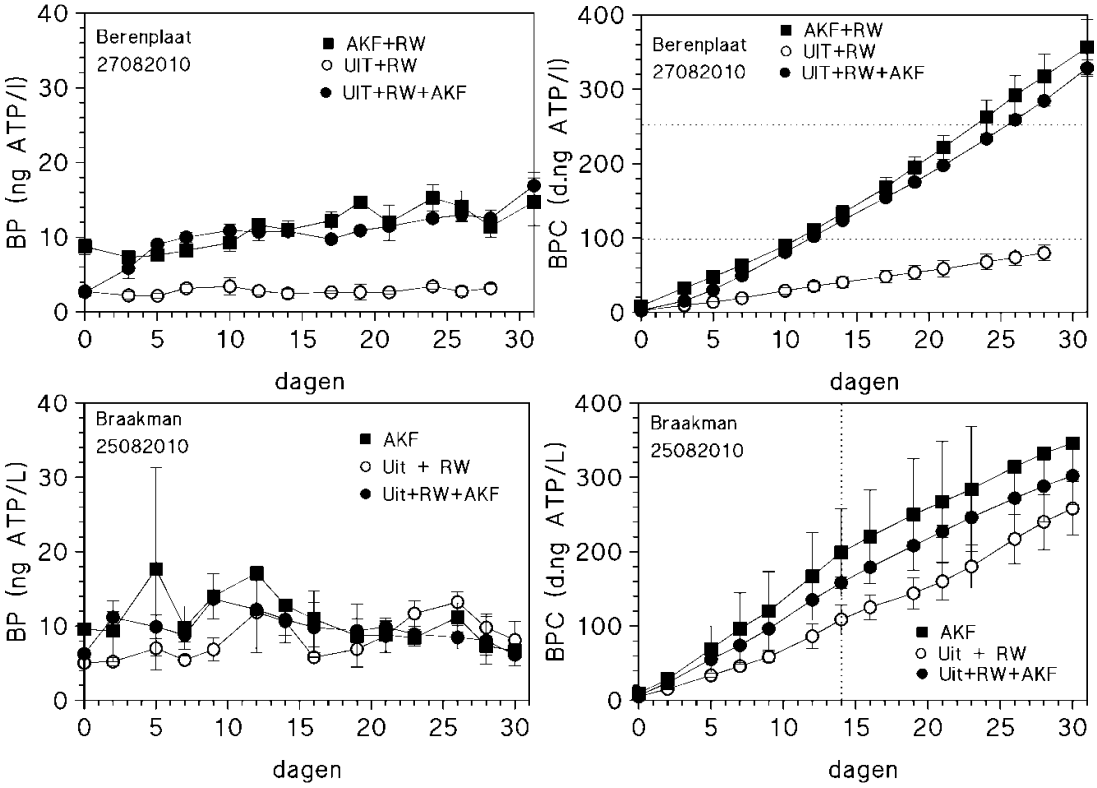


Fig. 2.11. Invloed van enten met RW en AKF op de biomassaproductie in het AK-filtraat en in het uitgaande water van ps Berenplaat en ps Braakman.

Tabel 2.7. Invloed van enten van water op het resultaat van de BP-test van water na ClO_2-dosering

Watertype	*Datum*	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*		*Invloed AKF-ent*
		met RW-ent	Met RW-ent + AKF-ent	*BPC met/BPC zonder AKF*
Berenplaat AKF	28-08-2010	133 ± 10	nb	nvt
Berenplaat rein (HD*)	28-08-2010	40,5 ± 7,1	124 ± 3	3,1
Berenplaat distributie	28-08-2010	nb	123 ± 15	nb
Braakman AKF	25-08-2010	197 ± 60	nb	nvt
Braakman rein (HD)	25-08-2010	109 ± 20	158 ± 7	1,4
Braakman distributie	25-08-2010	nb	111 ± 4	nb
Kralingen AKF	20-08-2010	219 ± 13	nb	nvt
Kralingen rein (HD)	20-08-2010	155 ± 3	nb	nb
Kralingen distributie	20-08-2010	nb	75 ± 0,8	nb

* HD, hoge druk

2.4.3 Sulfiet en thiosulfaat

Aanwezigheid van een (restgehalte van een) desinfectiemiddel (Cl_2, ClO_2, H_2O_2) in het te onderzoeken water zal de groei van de bacteriën in de BPP-test belemmeren. Het restant desinfectiemiddel (oxidatiemiddel) kan worden geneutraliseerd door toevoeging van een

reducerende stof, maar een dergelijke toevoeging heeft wellicht invloed op de groei van de bacteriën in de BPP-test. Het effect van sulfiet en van thiosulfaat in de BPP-test is onderzocht in drinkwater van Nieuwegein. Sulfiet en thiosulfaat werden opgelost in MilliQ-water en vervolgens gedoseerd aan het drinkwater in concentraties van 25 mg/L (sulfiet) en 10 mg/L (thiosulfaat). Uit Tabel 2.8 blijkt dat thiosulfaat een sterke toename van de groei (BP_7) veroorzaakte. Mogelijk is thiosulfaat als energiebron gebruikt en/of is thiosulfaat verontreinigd met een afbreekbare (organische stof). Met sulfiet was de toename van de groei zeer gering. Sulfiet kan daarom worden gebruikt voor neutralisatie, maar thiosulfaat is daarvoor niet geschikt. Het water na desinfectie moet uiteraard worden geënt met autochtone bacteriën (aanwezig in het water vóór desinfectie) en met RW (zie par. 2.4.2).

Tabel 2.8. Invloed van sulfiet en thiosulfaat op BP_7 en BPC_{14} van drinkwater Nieuwegein

Test	*BP_7 (ng ATP/L)*	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*
Drinkwater blanco	3,6 ± 0,1	55 ± 2,2
+ sulfiet (25 mg/L)	4,4 ± 0,3	68 ± 5,4
Drinkwater blanco	5,0 ± 0,1	70 ± 3,7
+ thiosulfaat (10 mg/L)	206 ± 13	1260 ± 198

2.5 Berekening van het AOC-gehalte met de resultaten van de BPP-test

2.5.1 Groeiopbrengst en handhaving

Uit de bovenstaande resultaten van de BPP-test blijkt dat een groeicurve in (drink)water binnen enkele dagen incubatie meestal geen duidelijk groeimaximum gevolgd door een afname laat zien, zoals kan worden waargenomen na toevoeging van een gemakkelijk afbreekbare stof. Handhaving van de ATP-concentratie gedurende langere tijd duidt echter op de beschikbaarheid van energiebronnen. Ook kan een BP-toename optreden na een incubatieperiode van meer dan 7 dagen. Voor de interpretatie van het resultaat van de BPP-test en vergelijking van het resultaat van de AOC(P17/NOX)-test is van belang om dit resultaat tevens uit te drukken in hoeveelheid afbreekbare stof (acetaat-C equivalent) die in de testperiode is omgezet. Deze berekening vergt een analyse van het verloop van het ATP-gehalte in de BPP-test als functie van de tijd op basis van de kennis over de kinetiek en de opbrengst van de groei van bacteriën op organische stoffen in water. De aard van de stoffen en de energiebehoefte voor onderhoud (maintenance) van de biomassa spelen hierbij een grote rol. Een samenvatting van deze aspecten is beschreven in Bijlage I. Hieruit komt naar voren dat de groeiopbrengst afhankelijk is van de aard (energie-inhoud) van de betreffende stof en de mate waarin energiebronnen worden opgenomen voor handhaving van de gevormde biomassa. De analyse van de groeicurven en de berekening van de concentratie zijn hieronder beschreven met behulp van voorbeelden van groeicurven waargenomen in BPP-testen in diverse typen (drink)water.

2.5.2 Voorbeelden van groeicurven

Voorbeelden van typische groeicurven zijn weergegeven in Fig. 2.12. Uit deze figuren blijkt dat het ATP-gehalte van het reinwater van ps Breehei relatief laag was en vrijwel niet veranderde gedurende een incubatieperiode van 30 dagen. Dit verloop duidt op de aanwezigheid van afbreekbare stoffen (energiebronnen) die handhaving (H) van de concentratie van actieve biomassa (ATP-concentratie) mogelijk maakt. In het reinwater van ps Spannenburg was het ATP-gehalte op dag 0 (ATP_0) duidelijk hoger dan bij ps

Breehei, nam binnen enkele dagen toe (BP_7), daalde vervolgens weer naar het niveau van dag 0 en nam na ca. 10 dagen weer toe waarbij na 14 dagen een maximum van ca. 19 ng ATP/L werd bereikt (BP_{14}). Het maximum niveau binnen 7 dagen (BP_7) duidt op opname van gemakkelijk afbreekbare stof(fen) en het maximum in week 2 duidt op groei op moeilijker afbreekbare stof(fen). Bij de BPP-test met het reinwater van ps Spannenburg (Fig. 2.12) is aangenomen dat het handhavingsniveau (BP_M) ca. 10 ng ATP/L is.

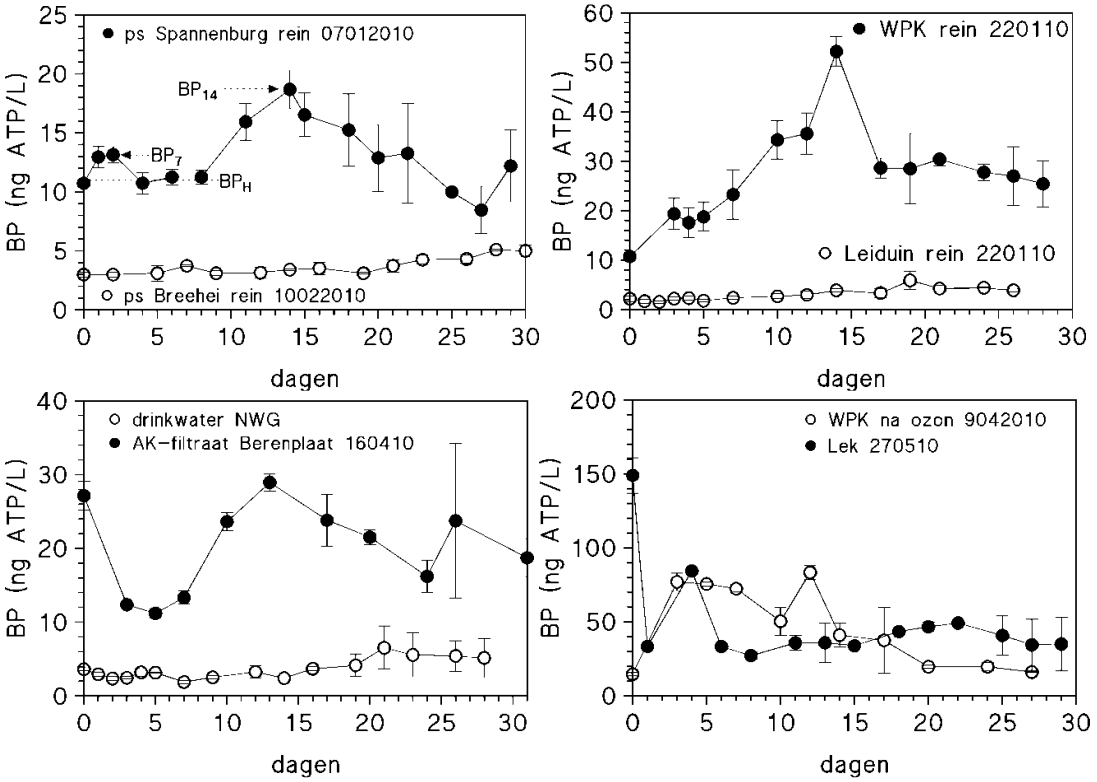


Fig. 2.12. Invloed van incubatie bij 25°C op de biomassaconcentratie (groeicurven) in het reinwater van de pompstations Breehei, Spannenburg, Weesperkarspel en Leiduin, drinkwater Nieuwegein (NWG), AK-filtraat ps Berenplaat, rivierwater (Lek) en in water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel. Lijnen zijn gebaseerd op de gemiddelde waarden van de ATP-concentratie gemeten in twee erlenmeyers.

In het reinwater van ps Weesperkarspel (WPK), bemonsterd bij een lage temperatuur (2,1°C), trad binnen enkele dagen groei op tot een niveau van ca. 20 ng ATP/L (BP_7) en werd na ca. 14 dagen een tweede groeimaximum van ca. 50 ng ATP/L bereikt (BP_{14}). In het reinwater van ps Leiduin, dat op dezelfde datum is bemonsterd, trad gedurende 14 dagen vrijwel geen toename op van het ATP-gehalte. Incubatie van het drinkwater van Nieuwegein (ps Tull en 't Waal) gaf enige afname te zien van het ATP-gehalte, gevolgd door een geringe toename, waarbij na ca. 25 dagen een maximum (plateau) werd bereikt. In het AK-filtraat van ps Berenplaat daalde het ATP-gehalte na incubatie tot een minimum concentratie op dag 5, waarna een toename optrad en een maximum werd bereikt op dag 13. In water na ozonisatie (ps Weesperkarspel) trad een snelle groei op gevolgd door een tweede groeimaximum op dag 12, waarna een daling optrad. Dit verloop van de groeicurven duidt waarschijnlijk op de een achtereenvolgende opname van afbreekbare stoffen gevormd onder invloed van ozon op NOM. Het rivierwater (Lek) is, i.t.t. drinkwater, gefiltreerd (membraanfiltratie 1,2 µm) om de aanwezige algen en deeltjes (detritus) te verwijderen. Het hoge ATP-gehalte van dit water op dag 0 is waarschijnlijk vrij ATP dat het membraan passeerde en grotendeels afkomstig is van

algen. Dit ATP verdween door opname en/of omzetting door bacteriën die snel groeiden. Na ca. 4 dagen werd in het rivierwater een groeimaximum van ca. 80 ng ATP/L bereikt door de omzetting van gemakkelijk afbreekbare stoffen. Vervolgens nam de activiteit relatief snel af tot het handhavingsniveau waarbij minder gemakkelijk afbreekbare energiebronnen worden benut. Dit niveau lag op 30 á 40 ng ATP/L en is ca. 10 x hoger dan in het reinwater van ps Breehei. In Fig. 2.13 is het verloop van de cumulatieve biomassa-activiteit als functie van de tijd van enkele watertypen weergegeven. De meestal goede onderlinge overeenkomst van de groei(curven) in de duplo erlenmeyers bij de onderzochte watertypen toont aan dat de metingen onder de gehanteerde testcondities een karakteristiek beeld geven van de groeipotentie van het betreffende water.

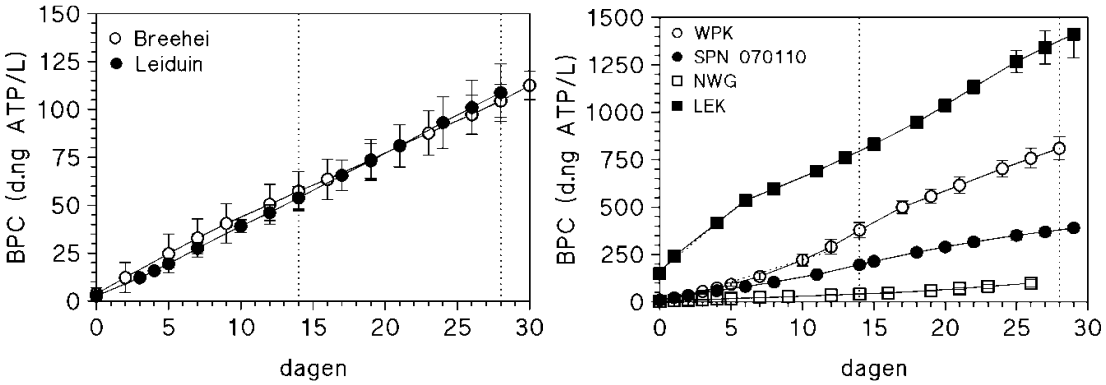


Fig. 2.13. Cumulatieve biomassaproductie (BPC) in de (drink)watertypen weergegeven in Fig. 2.11.

Uit de voorbeelden van de groeimetingen blijkt dat met de BPP-test onderscheid kan worden gemaakt tussen drie (groepen van) afbreekbare verbindingen, namelijk: (i) gemakkelijk afbreekbare verbindingen die binnen enkele dagen worden benut, (ii) stoffen die pas na verloop van tijd, vaak binnen 14 dagen, de groei bevorderen, en (iii) stoffen die zodanig traag worden opgenomen dat geen toename, maar wel handhaving van de activiteit van de bacteriën optreedt.

2.5.3 Begrippen

Met betrekking tot de interpretatie van de resultaten van de BPP-test zullen de volgende, meestal al eerder genoemde, parameters worden gehanteerd:

- ATP_0 : het ATP-gehalte (ng/L) van het water (monster) op dag 0;
- BP_7 : het maximum ATP-gehalte, dat binnen 7 dagen (d.w.z. in week 1 van de incubatieperiode) wordt waargenomen als gevolg van groei. ATP_0 kan dus geen dienst doen als BP_7;
- BP_M : het handhavingsniveau. In een aantal watertypen is het minimum ATP-gehalte in week 1 van de incubatieperiode, voorafgaand aan het bereiken van BP_7, representatief voor het handhavingsniveau in week 1 en vrijwel steeds ook in week 2. Bij drinkwater bereid uit grondwater, waarin vrijwel geen groei optreedt, is BP_M vaak vrijwel gelijk aan ATP_0.
- BP_{14} : het maximum ATP-gehalte dat in week 2 van de incubatieperiode wordt bereikt;
- BPC_{14} : de cumulatieve hoeveelheid actieve biomassa in een incubatie-

periode van 14 dagen (d.ng ATP/L). De BPC-waarde wordt berekend als oppervlakte onder de groeicurve, met correctie voor ATP_0;

- m_{ATP} : de handhavingsfactor (maintenance coëfficiënt) van de biomassa(activiteit) door opname van afbreekbare stoffen voor onderhoud ('maintenance') [µg ac-C/(ng ATP.dag)]. De berekening van m_{ATP} is weergegeven in Bijlage I en in hoofdstuk 7 (Discussie);
- Y_{BP} : de opbrengstfactor (yield, Y) van de vorming van actieve biomassa door groei (Y_{BP} = 1 ng ATP/µg ac-C bij 25°C);
- Y_{BPC} : Cumulatieve biomassa-opbrengt (d.ng ATP/µg ac-C). Deze opbrengst hangt onder meer af van de incubatieperiode. Y_{BPC14}, de cumulatieve opbrengst na 14 dagen incubatie, bedraagt voor acetaat 7,1 d.ng ATP/µg C.
- AOC_7 : het AOC-gehalte (µg ac-C eq/L) dat in de BPP-test in week 1 is opgenomen;
- $dAOC_{14}$: het AOC-gehalte (µg ac-C eq/L) dat in week 2 van de BPP-test is opgenomen;
- AOC_{14} : het AOC-gehalte dat in 2 weken in de BPP-test is opgenomen (AOC_7 + $dAOC_{14}$).

2.5.4 Rekenmodellen

In Tabel 2.9 is aangegeven op welke wijze de berekening van het AOC-gehalte kan worden uitgevoerd. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen 3 verschillende rekenmodellen (A, B en C). De berekening van AOC_7 is gelijk voor deze modellen; de berekening van $dAOC_{14}$ is verschillend en dus ook voor AOC_{14}.

Tabel 2.9. Schematische weergave van de modellen voor berekening van het AOC-gehalte op basis van de parameters van de BPP-test

Parameter	*Model*	*Voorwaarde*	*Groei (G)*	*Handhaving (H)*	*Totaal*
AOC_7	A, B, C	- geen afwijkend beeld, zoals afname van BP door aanwezigheid van een desinfectiemiddel; - goede duplo; - BP_M vaststellen op basis van groeicurve en meetresultaten	$(BP_7-BP_M)/Y_{BP}$	BP_M x 7 x m_{ATP}	*G + H**
$dAOC_{14}$	A	- (verdere) groei in week 2 ($BP_{14} > BP_7$)	$(BP_{14}-BP_7)/Y_{BP}$	BP_7 x 7 x m_{ATP}	AOC_7 + *G + H*
$dAOC_{14}$	B	- geen (verdere) BP-toename in week 2 ($BP_{14} \leq BP_7$)	geen	BP_{14} x 7 x m_{ATP}	AOC_7 +*H*
$dAOC_{14}$	C	- afname na BP_7 tot BP_M, gevolgd door groei waarbij $BP_{14} > BP_7$ of $BP_{14} < BP_7$	$(BP_{14}-BP_M)/Y_{BP}$	BP_M x 7 x m_{ATP}	AOC_7 + *G + H*

*G+H: groei + handhaving

De berekening van AOC_7 is uitgevoerd met behulp van de groeiopbrengst afgeleid van de ijklijn met acetaat (Y_{BP} = 1,0 ng ATP/µg ac-C) en de handhavingsfactor (m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/ng ATP.d), gebaseerd op de literatuur (Bijlage I). De afleiding van m_{ATP} wordt

nader toegelicht in hoofdstuk 7 (Discussie). Voor de berekening van $dAOC_{14}$ is eveneens gebruik gemaakt van m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/ng ATP.d, maar is een gecorrigeerde groeiopbrengst (Y_{BP} = 0,7 ng ATP/µg ac-C) toegepast. Deze correctie is gebaseerd op de invloed van maintenance op de groeiopbrengst bij een lage groeisnelheid (Bijlage I) en wordt toegelicht in Hoofdstuk 7 (Discussie). AOC_{14} kan ook worden berekend op basis van de cumulatieve groeipotentie (BPC_{14}), zie hoofdstuk 5, par. 5.2.3 en hoofdstuk 7 (Discussie).Voorbeelden van de toepassing van de rekenmodellen op de BPP-metingen in een aantal (drink)watertypen zijn weergegeven in Tabel 2.10. De berekening met het model dat het meest van toepassing is op de betreffende BPP-meting is vetgedrukt.

Uit tabel 2.10 blijkt dat de keuze van het model enige invloed heeft op het berekende AOC_{14}-gehalte, maar de verschillen tussen de AOC_{14}-gehaltes berekend met de modellen A, B en C zijn relatief klein (meestal < 10%). Model A is bij de weergegeven voorbeelden het meest toepasbare model (6x), gevolgd door model C (3x). Model B, dat in 5 van de 10 voorbeelden het laagste AOC_{14}-gehalte opleverde bleek minder vaak toepasbaar. In 5 watertypen is het AOC_7-gehalte lager dan AOC(P17/NOX) en in alle voorbeelden is AOC_{14} hoger dan AOC(P17/NOX). Het verschil tussen AOC_{14} en AOC(P17/NOX) kan worden toegeschreven aan (i) de omzetting van stoffen in de BPP-test die door P17 en NOX niet worden benut voor de groei en (ii) de langere incubatieperiode van de BPP-test. De overeenkomst tussen AOC_{14} en AOC(P17/NOX) in het water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel is een aanwijzing dat de toegepaste berekening (model C) voor dit watertype een juiste benadering geeft voor het AOC-gehalte. In de volgende hoofdstukken zijn de resultaten beschreven van het onderzoek met de BPP-testen, waarbij AOC_7 en AOC_{14} zijn berekend op de aangegeven wijze. De correlaties tussen de parameters van de BPP-test, AOC(P17/NOX) en TOC zijn beschreven in hoofdstuk 5. De (invloed van de) keuze van Y en m_{ATP}, en de oorzaken en de betekenis van de verschillen tussen de concentraties van AOC(P17/NOX), AOC_7 en AOC_{14} worden besproken in hoofdstuk 7 (Discussie).

2.6 Samenvatting

2.6.1 IJking BPP-test

- Bij incubatie van drinkwater Nieuwegein (bij 25°C en bij 37°C) met toegevoegd acetaat werd binnen 2 á 3 dagen het maximum niveau van de biomassaconcentratie (BP_{max}) bereikt;
- Tussen BP_{max} en de concentratie van acetaat bestaat een zeer significante lineaire relatie bij incubatie bij 25°C en ook bij 37°C, waaruit de opbrengst (Y_{BP}) kan worden berekend. Y_{BP} was 1 ng ATP/µg acetaat-C bij beide temperaturen;
- Na het bereiken van BP_{max} nam het ATP-gehalte af; na 15 dagen incubatie bij 25°C was de concentratie met ca. 90% afgenomen. Na 50 dagen incubatie bij 25°C was de ATP-concentratie lager dan 10 ng/L De specifieke afnamesnelheid μ_D (ng ATP/ng ATP.dag) was na groei bij een hogere acetaatconcentratie (bv. 100 µg ac-C/L) hoger dan na groei bij concentraties ≤ 25 µg ac-C/L. Bij 37°C verliep de afname langzamer dan bij 25°C, mogelijk als gevolg van andere dominante bacteriesoorten;
- Tussen de cumulatieve biomassaproductie (BPC; d.ng ATP/L) en de concentratie van gedoseerd acetaat bestaat een significante lineaire relatie die afhankelijk is van de incubatieperiode en de incubatietemperatuur;
- De cumulatieve biomassa-opbrengst (Y_{BPC}, d.ng ATP/µg acetaat-C) is afhankelijk van de concentratie van gedoseerd acetaat, de incubatieperiode en de incubatietemperatuur.

Tabel 2.10. Voorbeelden van de berekening van de AOC-opname in de BPP-test op basis van de rekenmodellen (Tabel 2.9). De resultaten van het meest toepasselijke model zijn onderstreept

Parameter	Breehei rein 10-02-2010	Nuland rein 12-07-2011	Spannenburg rein 07-01-2010	Katwijk rein 25-08-2011	Leiduin rein 22-01-2010	Berenplaat AK-filtraat 16-04-2010	WPK * rein 22-01-2010	WPK na ozonisatie 09-04-2010	ADK** na H_2O_2-UV 24-09-2010	Rivierwater (Lek) 27-05-2010
ATP_0	3,0 ± 0,22	8,2 ± 0,1	10,7 ± 0,3	1,5 ± 0,2	2,7 ± 0,8	27,2 ± 1,9	10,7 ± 0,3	14,6 ± 0,97	7,4	150 ± 12
BP_M (ng ATP/L)	ATP_0	6,6 ± 0,2	ATP_0	2,0 ± 0,5	ATP_0	11,2 ± 0,6	10,7 ± 0,3	ATP_0	ATP_0	33,4 ± 1,3
BP_7 (ng ATP/L)	3,7 ± 0,07	8,4 ± 0,3	13,2 ± 0,6	3,0 ± 0,2	4,3 ± 0,1	13,3 ± 0,9	23,3 ± 5,0	77 ± 6	31,1 ± 0,05	84,4 ± 0,8
BP_{14} (ng ATP/L)	3,4 ± 0,07	8,5 ± 0,2	18,7± 1,6	3,6 ± 0,6	4,2 ± 1,3	29,0 ± 1,2	52,2 ± 3,0	83,4 ± 4,9	10,5 ± 0,3	35,7 ± 5,1
BPC_{14} (d.ng ATP/L)	44,8 ± 2,3	117 ± 1,7	186 ± 3,5	36 ± 2,2	54 ± 6	242± 4,7	378 ± 40	880 ± 20,3	258 ± 11	646 ± 42
AOC(P17/NOX)	2,2 ± 0,1	9,4 ± 2,6	8,9	4,5 ± 0,2	5,8 ± 0,1	7,7	26,7 ± 1,9	143 ± 2,4	31	nb
AOC_7 (µg ac-C eq/L)	3,6	8,3	12,9	3,0	4,3	13,1	23,1	77	31	84
Model A										
$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	3,2	8,4	20,8	3,8	4,0	35,4	64	85	1,1	nvt#
AOC_{14} (µg ac-C eq/L)	6,8	16,6	33,7	6,8	8,3	48,5	87	161	32	nvt
Model B										
$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	3,3	8,3	18,3	3,5	4,1	28,4	57	82	10,3	35
AOC_{14} (µg ac-C eq/L)	7,0	16,6	31,2	6,5	8,3	41,5	74	158	41,2	119
Model C										
$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	3,5	9,2	23,2	4,2	4,7	26,3	70	68##	11.7	36
AOC_{14} (µg ac-C eq/L)	7,1	17,5	34,7	7,2	9,0	49,4	93	145	42,6	120

* WPK, ps Weesperkarspel; ** ADK, ps Andijk; # nvt, model niet toepasbaar omdat $BP_{14}<BP_7$; ## gemiddelde BP direct voor en na BP_{14} is toegepast als BP_M

2.6.2 Invloed dosering van laagmoleculaire stoffen en biopolymeren

- Dosering van gemakkelijk afbreekbare laagmoleculaire organische stoffen aan drinkwater (10 µg C/L) leidde binnen enkele dagen tot maximum BP-waarden ook in geval van mengsels. Y_{BP} verschilde per stof en was meestal minder dan 1 ng ATP/µg C; Y_{BPC14} was meestal lager dan Y_{BPC14} waargenomen voor acetaat. De lage cumulatieve opbrengsten gingen gepaard met relatief hoge μ_D-waarden;
- Amylose, amylopectine en pectine toegevoegd aan drinkwater (10 µg C/L) zonder rivierwaterent veroorzaakten toename van BP_7, BPC_{14} en BPC_{28}. Enten met rivierwater (1 ml/600 ml) veroorzaakte een zeer geringe toename van BP_7, maar een duidelijke toename van BPC_{14} en BPC_{28}. Gelatine veroorzaakte ook zonder rivierwaterent een duidelijke toename van BP_7 en ook van BPC_{14} resp. BPC_{28}, maar de toename was hoger met de rivierwaterent;
- Toevoeging van acetaat aan diverse drinkwatertypen had in een aantal monsters een gering effect op BP_7 en ook op BPC_{14};
- Een verhoogde BP_7 leidde niet steeds tot een verhoogde BPC, waarschijnlijk als gevolg van een relatief hoge μ_D-waarde van de bacteriën die het substraat benutten.

2.6.3 Invloed enten

- De aanwezigheid van autochtone bacteriën, die zijn aangepast aan de in het betreffende water aanwezige afbreekbare stoffen, bleek in de meeste onderzochte watertypen bepalend voor het verkrijgen van de hoogste waarde van de groeipotentie van het water;
- Enten (met rivierwater) leidde meestal niet tot een significante versterking van de groei in water na biologische filtratie (snelfiltratie, AK-filtratie, langzame zandfiltratie);
- Enten met rivierwater bevorderde de biomassaproductie in drinkwater Nieuwegein met toegevoegde biopolymeren en ook in het reinwater van ps Leiduin;
- Uit metingen in water na pasteurisatie of membraanfiltratie blijkt dat enten met rivierwater (meestal) niet afdoende is voor het bepalen van de groeipotentie van water na inactivatie of verwijdering van de autochtone bacteriën;
- Ook na toevoeging van een geringe hoeveelheid van autochtone bacteriën, aanwezig in het water voor de chemische of fysische inactivatie of verwijdering, kan de groei traag verlopen, waardoor binnen 14 dagen geen juist beeld wordt verkregen van de groeipotentie. Dit betekent dat toevoeging van meer entmateriaal (bv. in geconcentreerde vorm) nodig is;
- Dosering van thiosulfaat bij de uitvoering van de BPP-test met water na chemische desinfectie veroorzaakt een ongewenste versterking van de groei. Een dergelijk effect is niet waargenomen met sulfiet.

Op basis van deze resultaten kan worden geconcludeerd dat bij toepassing van de BPP-test de volgende aanpak dient te worden gevolgd:

- RW-ent steeds toepassen;
- enten met autochtone bacteriën bij toepassing van de test voor onderzoek van (drink)water na desinfectie of een proces, waardoor de autochtone bacteriën geheel of gedeeltelijk zijn geïnactiveerd of verwijderd.

Een mogelijke aanpak voor het enten met autochtone bacteriën is: isoleren van deze bacteriën m.b.v. membraanfiltratie (0,2 µm) en vervolgens een hoeveelheid toevoegen die overeenkomt met minimaal 50% van de ATP-concentratie in het water voor de

verwijdering c.q. inactivatie. Een optie is om tevens *F. johnsoniae* stam A3, *P. fluorescens* stam P17 en *Spirillum sp.* stam NOX toe te voegen. Nader onderzoek is nodig om de dosering van entmateriaal in de BPP-test te verbeteren en te standaardiseren

2.6.4 Berekening van de hoeveelheid opgenomen afbreekbare stof(fen)

- De hoeveelheid afbreekbare stof(fen) (µg ac-C eq/L) die is omgezet in week 1 (AOC_7), resp., in week 2 ($dAOC_{14}$) kan worden berekend ('geschat') uit de parameters van de BPP-test (BP_7, BP_{14} en BP_M), de opbrengstfactor (Y_{BP}) op acetaat en de handhavingsfactor m_{ATP} op acetaat;
- Het verloop van de groeicurve in de BPP-test is bepalend voor de keuze van het rekenmodel voor het berekenen van AOC_{14}, maar de verschillen tussen de AOC_{14}-concentraties verkregen met de diverse rekenmodellen zijn relatief gering (< 10%).

3 Groeipotentie van drinkwater bereid uit grondwater

3.1 Achtergrond, doel en opzet

De BPP-test is toegepast op een aantal drinkwatertypen voor het verkrijgen van informatie over de betekenis van de biomassaproductiepotentie (BPP) van drinkwater. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen drinkwater bereid uit grondwater (DGW) en drinkwater bereid uit oppervlaktewater (DOW). De keuze van de grondwaterpompstations berustte onder meer op de aard van grondwater (wel/niet zuurstofhoudend, NOM-gehalte). De keuze van de oppervlaktewaterpompstations berustte op de aard van het zuiveringsproces (via duinpassage of via bekkens). Daarnaast speelde de opzet van ander BTO-onderzoek (o.a. bepaling legionellagroeipotentie van het drinkwater, ontwikkeling van de continue biofilmmonitor, de bepaling van het gehalte niet-opgeloste organische stof) en onderzoek naar de bepaling van de biologische stabiliteit in opdracht van waterleidingbedrijven een rol bij de selectie. Per locatie zijn meerdere BPP-metingen uitgevoerd, meestal in combinatie met metingen van AOC(P17/NOX) in verband met de onderlinge vergelijking van de resultaten van deze methoden. Bij de DOW-pompstations zijn monsters genomen bij een lage watertemperatuur (< 10°C) en bij een temperatuur > 15°C. Ook is bij enkele locaties de invloed bepaald van sommige behandelingsprocessen en van distributie op de parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX). Het AOC-gehalte afgeleid van de parameters van de BPP-test is berekend zoals beschreven in het vorige hoofdstuk, met m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/ng ATP.d en Y_{BP}=1 ng ATP/µg ac-C voor de berekening van AOC_7 en m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/ng ATP.d en Y_{BP}=0,7 ng ATP/µg ac-C voor de berekening van $dAOC_{14}$. AOC_{14} = AOC_7 + $dAOC_{14}$. De AOC-gehaltes bepaald met de BPP-test (AOC_7 en AOC_{14}) in het reinwater (of AK-filtraat) van de geselecteerde pompstations zijn vergeleken met AOC(P17/NOX). Voor de beoordeling van de statistische significantie van de verschillen zijn de F-toets (variantie-analyse) en de t-toets toegepast m.b.v. Excel, waarbij is uitgegaan van een normale verdeling van de resultaten.

3.2 Drinkwater bereid uit grondwater

Een kenmerk van drinkwater bereid uit grondwater is de nagenoeg constante watertemperatuur bij de winning en de waterbehandeling (10 - 12°C). De concentratie van natuurlijk organisch materiaal (NOM) in drinkwater bereid uit grondwater ligt tussen < 0,5 mg C/L (drinkwater bereid uit zuurstofhoudend grondwater) en ca. 8 mg C/L bij drinkwater bereid uit zuurstofloos grondwater (ps Spannenburg zonder ionenwisseling.

3.2.1 Amersfoortseweg en Soestduinen

Bij ps Amersfoortseweg (Vitens) en ps Soestduinen (Vitens) wordt drinkwater bereid uit zuurstofhoudend grondwater. Als gevolg van de herkomst van het water (regen) en de aerobe microbiologische omzettingsprocessen in de zandbodem is het NOM-gehalte van dit watertype laag (<0,5 mg C/L). De AOC(P17/NOX) concentratie van het drinkwater bij de beide pompstations is eveneens laag (1-2 µg ac-C eq/L). De biomassaproductie (BP) in het reine water van ps Amersfoortseweg was lager dan 2 ng ATP/L; bij enkele meetseries was BP_7 zelfs lager dan 1,0 ng ATP/L (Fig. 3.1; Tabel 3.1). Bij ps Soestduinen bleef de ATP-concentratie lager dan 3 ng/L (Fig. 3.1). BPC_{14} bij ps Amersfoortseweg was ca. 5 á 10 d.ng ATP/L en ca. 30 d.ng ATP/L bij ps Soestduinen. Drinkwater uit het

Tabel 3.1. Microbiologische groeipotentie van het reinwater van ps Amersfoortseweg, ps Soestduinen, ps Tull en 't Waal en drinkwater Nieuwegein

Locatie/datum	TOC (mg C/L)	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng ATP/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Ps Amersfoortseweg, rein									
06 09 2010	0,3	1,1 ± 0,1	0,11 ± 0,15	0,58 ± 0,2	0,29 ± 0,26	5,7 ± 0,8	0,58	0,15	0,73
14 03 2011	0,3	nb*	0,11 ± 0,07	0,84 ± 0,15	0,47 ± 0,67	5,0 ± 1,6	0,84	0,46	1,3
28-06-2011	0,3	0,8 ± 0,16	1,2 ± 0,45	1,4 ± 0,3	0,84 ± 0,52	13 ± 2,6	1,4	0,82	2,2
Gemiddelde	0,3	0,95 ± 0,2	0,47 ± 0,63	0,94 ± 0,42	0,53 ± 0,28	7,9 ± 4,4	0,94 ± 0,4[c]	0,48 ± 0,33	1,42 ± 0,75[c]
Ps Soestduinen, rein									
27-02-2008	0,31	1,8 $	1,2 ± 0,15	2,1 ± 0,3	3,2 ± 0,7	33 ± 6,2	2,0	3,6	5,6
09-06-2008	0,31	1,4 ± 0,02	1,0 ± 0,1	1,2 ± 0,3	1,3 ± 0,4	10 ± 1,8	1,15	1,3	2,4
Gemiddelde	0,31	1,6 ± 0,3	1,1 ± 0,15	1,6 ± 0,63	2,2 ± 1,3	22 ± 16,2	1,6 ± 0,6[c]	2,4 ± 1,6	4,0 ± 2,3[c]
Tull en 't Waal, rein									
07-04-2011	1,7	nb	3,0 ± 0,07	2,8 ± 0,45	4,4 ± 0,3	49 ± 0,4	2,7	5,0	7,7
Tull en 't Waal, Nieuwegein									
22-08-2006	nb	nb	2,7 ± 0,1	2,8 ± 0,07	6,0 ± 0,1	60 ± 8,4	2,8	7,2	10,2
31-10-2006	1,9	3,7 ± 0,05	6,9 ± 1,3	5,5 ± 0,15	6,1 ± 1,3	78 ± 6,5	5,5	6,2	11,7
13-02-2007	1,9	4,3 ± 0,4	7,7± 0,0	6,5 ± 0,1	6,9 ± 1,3	97 ± 3,7	6,5	6,9	13,4
18-02-2008	2,0	nb	6,1 ± 0,4	4,2 ± 0,3	4,8 ± 0,7	63 ± 2,1	4,1	4,7	8,8
09-07-2008	2,0	5,0 $	4,9 ± 0,7	5,4 ± 0,3	5,3 ± 1,1	74 ± 2,3	5,3	5,2	10,5
30-09-2008	2,0	nb	2,9 ± 0,15	4,3 ± 0,3	4,8 ± 0,4	57 ± 0,6	4,3	4,9	9,2
05-12-2009	1,9	2,7 ± 0,15	3,8 ± 0,15	5,1 ± 0,1	4,5 ± 0,45	56 ± 5,6	5,1	4,4	9,4
27-10-2010	1,9	nb	4,3 ± 0,4	3,8 ± 0,4	4,4 ± 0,3	55 ± 6,5	3,8	4,6	8,4
14-03-2011	1,9	nb	2,4 ± 0,3	2,8 ± 0,4	3,2 ± 1,6	38 ± 1,9	2,7	3,3	6,0
Gemiddelde	1,9	3,8 ± 0,9	4,4 ± 1,9	4,3 ± 1,3	5,1 ± 1,1	62 ± 16,4	4,3 ± 1,2[b]	5,3 ± 1,3	9,7 ± 2,1[a]

* nb, niet bepaald/niet beschikbaar; $ geen (goede) duplo; [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX)

distributiesysteem van deze pompstations is niet onderzocht met de BPP-test. Bij ps Amersfoortseweg varieerde AOC_{14}, van 0,7 tot 2,2 µg ac-C eq/L en bij ps Soestduinen van 2,4 - 5,6 µg ac-C eq/L (Tabel 3.1). De met de diverse methoden bepaalde AOC-gehaltes in het reine water waren onderling niet significant verschillend, mogelijk mede als gevolg van het geringe aantal metingen.

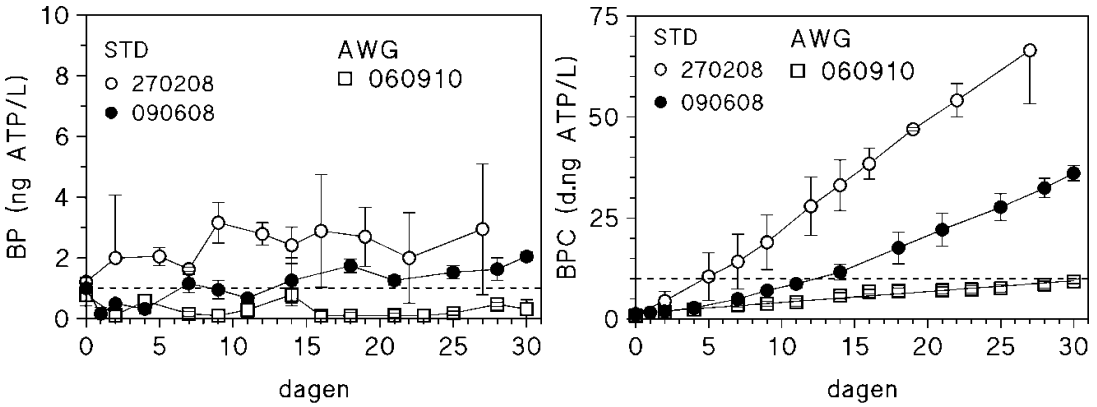


Fig. 3.1. Biomassaproductie in het reinwater van de pompstations Amersfoortseweg (AWG) en Soestduinen (STD) van Vitens.

3.2.2 Tull en 't Waal/Nieuwegein

Het drinkwater bij KWR in Nieuwegein is afkomstig van ps Tull en 'Waal (Vitens). Het NOM-gehalte van dit water is relatief laag (TOC = 1,9 mg/L). Het gehalte AOC(P17/NOX) van het drinkwater in Nieuwegein varieerde van 2,7 tot 5,0 µg ac-C eq/L (Tabel 3.1). Een voorbeeld van een groeicurve in het drinkwater van Nieuwegein is opgenomen in Fig. 2.11. In een aantal monsters daalde het ATP-gehalte binnen enkele dagen na incubatie. Dit kan betekenen dat in het water onvoldoende energiebronnen aanwezig waren voor handhaving van de biomassaconcentratie aanwezig op dag 0. AOC_{14} berekend op basis van de resultaten van de BPP-test varieerde van 6,0 tot 13,4 µg ac-C eq/L (8 metingen in een periode van 4 jaar) en was gemiddeld 9,7 ± 2,1 µg ac-C eq/L. AOC_7 en AOC_{14} in het drinkwater waren significant hoger dan AOC(P17/NOX) (Tabel 3.1). AOC_{14} in het reinwater van ps Tull en 'Waal (7,7 µg ac-C eq/L) was niet significant verschillend van AOC_{14} in Nieuwegein. In dit water was $dAOC_{14}$ hoger dan AOC_7 (één meting)

3.2.3 Oldeholtpade

Bij ps Oldeholtpade (Vitens) zijn BPP-metingen uitgevoerd in het water voor en na ionenwisseling (IEX) tijdens het onderzoek met de BBM en de CBM. AOC_7 van het reinwater was significant lager en AOC_{14} was significant hoger dan AOC(P17/NOX) (Tabel 3.2). AOC_{14} in het snelfiltraat (voor IEX) was gemiddeld hoger dan AOC(P17/NOX), maar het verschil was niet significant door de relatief grote standaardafwijking en het geringe aantal metingen. IEX veroorzaakte een afname van het TOC-gehalte van het water (Tabel 3.3). AOC(P17/NOX) in het snelfiltraat (gemiddeld 6,7 ± 1,0 µg ac-C eq/L) werd gemiddeld met 24% verlaagd door IEX, AOC_7 met ca. 33% en AOC_{14} met ca. 35% (Tabel 3.3). Uit de metingen in het distributiesysteem van ps Oldeholtpade komt naar voren dat de afname van AOC(P17/NOX) in het traject Oldeholtpade-Heerenveen kleiner was dan 1 µg ac-C eq/L. In dit traject namen AOC_7, $dAOC_{14}$ en BPC_{14} echter toe (Tabel 3.2).

Tabel 3.2. Microbiologische groeipotentie van het snelfiltraat, het reinwater (na IEX) en het drinkwater op een locatie in het distributiesysteem van ps Oldeholtpade*

Locatie/datum	TOC (mg C/L)	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng ATP/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
*Snelfiltraat (voor IEX)**									
01-04-2009	5,7	5,9 ± 0,6	3,1 ± 0,2	6,5 ± 1,1	8,7 ± 1,3	99 ± 5,8 #	6,4	9,6	16,0
26-05-2009	5,7	6,4 ± 0,2	3,3 ± 0,7	4,3 ± 0,1	5,6 ± 0,8	73 ± 4,2 #	4,2	6,1	10,3
08-07-2009	5,7	7,9 ± 1,3	3,8 ± 0,3	4,9 ± 0,2	6,2 ± 0,5	70 ± 1,7	4,8	6,7	11,5
31-03-2011	5,45	nb**	6,5 ± 0,7	6,5 ± 0,8	7,8± 1,0	105 ± 2,2	6,4	8,27	14,7
Gemiddelde	5,6 ± 0,1	6,7 ± 1,0	4,2 ± 1,6	5,5 ± 1,4	7,1 ± 1,4	81 ± 16	5,5 ± 1,1[c]	7,7 ± 1,6	13,3 ± 2,7[c]
*Reinwater (na IEX)**									
01-04-2009	4,4	5,1 ± 0,74	3,6 ± 0,89	3,3 ± 0,5	4,2 ± 0,4	57 ± 0,9 #	3,3	4,45	7,75
26-05-2009	3,7	4,8 ± 0,2	2,2 ± 0,0	3,7 ± 0,9	4,5 ± 0,7	55 ± 19,3 #	3,6	4,8	8,5
08-07-2009	4,2	5,2 ± 0,04	2,6 ± 0,1	3,5 ± 1,0	4,2 ± 0,9	45 ± 7,7	3,4	4,5	7,9
07-01-2010	3,65	4,6 $	2,7 ± 0,8	2,8 ± 0,4	3,3 ± 0,2	43 ± 2,3	2,8	3,5	6,3
31-03-2011	4,2	nb	3,9 ± 0,5	4,0 ± 0,2	5,0 ± 0,7	62 ± 1,0	3,9	5,4	9,3
Gemiddelde	4,0 ± 0,3	4,9 ± 0,3	3,0 ± 0,7	3,5 ± 0,4	4,2 ± 0,6	53 ± 7	3,4 ± 0,42[a]	4,5 ± 0,7	7,9 ± 1,1[a]
Distributie (Heerenveen)									
01-04-2009	4,5	4,3 ± 0,23	3,4 ± 0,2	5,6 ± 0,45	9,1 ± 1,0	111 ± 14,1 #	5,5	10,5	16,2
26-05-2009	3,6	3,8 $	3,3 ± 0,2	4,3 ± 1,9	5,6 ± 1,1	66 ± 4,9 #	4,3	6,11	10,4
08-07-2009	nb	5,5 ± 0,53	3,4 ± 0,2	4,5 ± 0,4	10,4 ± 5,3	79 ± 11,2	4,4	12,8	17,2
Gemiddelde	4,1 ± 0,6	4,6 ± 0,8	3,4 ± 0,1	4,8 ± 0,7	8,4 ± 2,5	85 ± 23	4,7 ± 0,7[c]	9,8 ± 3,4	14,5 ± 3,7[a]

*IEX vanaf maart 2006; ** nb, niet bepaald/niet beschikbaar; # BPC na 15 dagen; $ geen (goede) duplo; [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

Tabel 3.3. Invloed van IEX (percentage reductie) op de groeipotentie bij ps Oldeholtpade

Datum	Percentage reductie				
	TOC (mg/L)	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)
01-04--2009	22,8	13,5	49	52	42
26-05-2009	35,1	25,3	13,1	18	24,6
08-07-2009	26,3	33,7	28,9	31	35,7
31-03-2011	26,3	nb	39,4	37	41,9
Gemiddelde	27,6 ± 5,2	24 ± 10	32,6 ± 15	34,5 ± 14	36 ± 8,2

3.2.4 Spannenburg

Bij ps Spannenburg (Vitens) wordt drinkwater bereid uit zuurstofloos grondwater met een hoog NOM-gehalte. Het TOC-gehalte van het reinwater was (zonder toepassing van IEX) ca. 8 mg/L. Het AOC(P17/NOX)-gehalte van het reinwater (zonder IEX) varieerde van 8,2 tot 12,0 µg ac-C eq/L (gemiddelde 10,0 ± 1,4 µg ac-C eq/L) (Tabel 3.4). Het ATP-gehalte van het water (dag 0 van BPP-test) was met ca. 10 ng/L relatief hoog. Bij incubatie trad binnen enkele dagen een BP-toename op en een duidelijke verdere toename vanaf ca. 7 dagen incubatie, waarbij na 14 dagen een maximum van ca. 20 ng ATP/L werd bereikt (Fig. 3.2). De BP-toename na 7 dagen incubatie duidt waarschijnlijk op de omzetting van verbindingen die na aanpassing van de bacteriën en/of de bacteriegemeenschap werden benut. Het resultaat op 7 januari 2010 was vrijwel gelijk aan het resultaat op 13 februari 2007 (Fig. 3.2). De AOC-opname in week 2 ($dAOC_{14}$) was hoger dan in week 1 (AOC_7) (Tabel 3.4). AOC_7 was niet significant verschillend van AOC(P17/NOX) en AOC_{14} was ca. 2,6 x hoger. Eenmaal (op 13 februari 2007) is een BP-meting uitgevoerd met drinkwater uit het leidingnet van ps Spannenburg (locatie Sneek). AOC_{14} (27 µg ac-C eq/L) op deze locatie verschilde niet van AOC_{14} van het reinwater in de periode voor toepassing van IEX. Ook de niveaus van AOC(P17/NOX) en BPC_{14} in Sneek waren gelijk aan die in het reinwater. Kennelijk was de opname van afbreekbare stoffen in het traject tussen het ps Spannenburg en de locatie in Sneek op de genoemde datum (bij een relatief lage watertemperatuur) zeer gering.

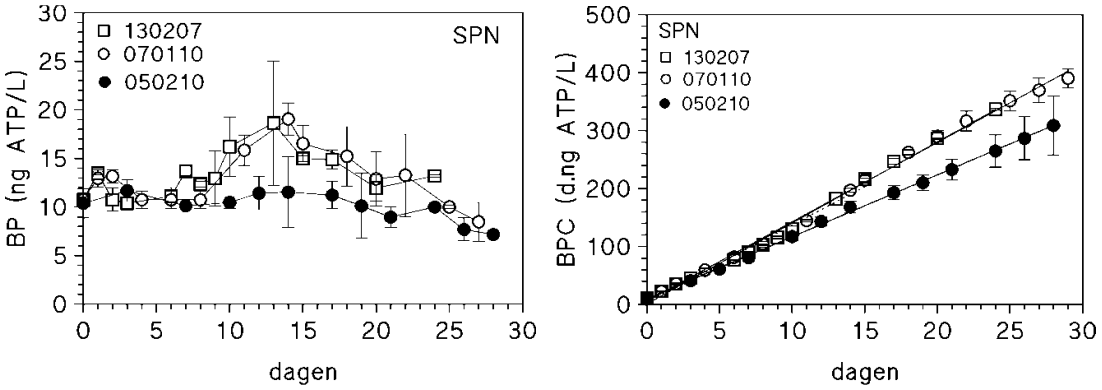


Fig. 3.2. Biomassaconcentratie en cumulatieve biomassaproductie (BPC) in het reinwater van ps Spannenburg, geïncubeerd bij 25°C op drie data.

Vanaf september 2010 wordt bij ps Spannenburg ionenwisseling toegepast. Het ATP-gehalte van het water (dag 0 BPP-test) was na IEX lager dan voor IEX (Tabel 3.4). AOC_7 en AOC_{14} waren 55% lager dan in het reinwater in de periode november 2006-februari 2010 (Tabel 3.4). AOC(P17/NOX) op 28 juni 2011 na IEX (4,2 µg ac-C eq/L) was 54% lager dan voor IEX. Op 6 april 2011 was BPC_{14} van het snelfiltraat duidelijk lager dan bij de

Tabel 3.4. Microbiologische groeipotentie van het reinwater van ps Spannenburg en van het reinwater en het drinkwater uit het distributiesysteem bij ps Sint Jansklooster

Locatie/datum	TOC (mg C/L)	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng ATP/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
*Ps Spannenburg, rein**									
04-10-2006	8,4	12,0 ± 1,7	10,6 ± 0,3	12,2 ± 0,6	13,8 ± 3,3	165 ± 20	11,95	14,3	26,2
09-11-2006	8,4	9,1 ± 0, 8	11,1 ± 0,45	14,9 ± 0,7	19,4 ± 5,0	221 ± 29**	14,7	21,1	35,7
13-02-2007	8,2	10,1 ± 0,8	10,7 ± 0,74	13,7 ± 0,5	18,6 ± 6,4	216 ± 6,1**	13,5	20,5	33,9
07-01-2010	8,0	8,9 $	10,7± 0,30	13,2 ± 0,7	18,7 ± 1,6	197 ± 3,2	12,95	20,8	33,7
06-04-2011 (voor IEX)	7	nb	6,2 ± 0,2	12,1 ± 1,1	13,3 ± 3,9	144 ± 19,4	112	13,6	25,6
Gemiddelde##	8,3	9,1 ± 0,8	10,8 ± 0,2	13,5 ± 1,1	17,6 ± 2,6	200 ± 25	13,3 ± 1,1[c]	19,6 ± 3,2	32,4 ± 4,2[a]
Sneek, 13-02-2007	8,1	8,9 ± 0,6	11,1 ± 0,1	13,2 ± 1,2	11,95 ± 2,2	212 ± 3,8	19,0	8,5	27,4
Ps Spannenburg, na IEX									
11-03-2011	3,9	nb	3,9 ± 0,45	5,3 ± 0,15	7,7 ± 1,2	72 ± 1,9	5,2	8,7	13,8
06-04-2011	3,9	nb	5,2 ± 1,5	5,9 ± 0,0	5,8 ± 0,2	82 ± 1,3	5,8	5,7	11,5
28-06-2011	3,9	4,2± 1,5	6,8 ± 0,4	7,1 ± 0,0	10,1 ± 0,2	108 ± 2,6	6,9	11,3	18,2
Gemiddelde	3,9	4,2 ± 1,5	5,3 ± 1,5	6,1 ± 0,9	7,9 ± 2,1	88 ± 2,6	6,0 ± 0,9	8,6 ± 2,8	14,5 ± 3,4
Sint Jansklooster, reinwater									
09-03-2010	5,0	10,3 ± 3,8	4,6 ± 0,3	6,7 ± 0,5	7,9 ± 0,1	104 ± 0,8**	6,65	8,25	14,9
09-06-2010	6,5	14,0 $	3,0 ± 0,5	12,1 ± 1,3	13,2 ± 2,8	161 ± 7,4	12,0	13,4	25,4
27-10-2010	5,0	7,0 ± 0,7	2,7 ± 0,2	6,4 ± 0,3	7,0 ± 1,4	77 ± 6,8	6,4	7,1	13,5
05-07-2011	5,7	8,4 ± 1,3	5,0 ± 0,7	8,6 ± 0,1	9,4 ± 0	108 ± 2,5	8,5	9,5	18,0
Gemiddelde	5,7	9,9 ± 3,0	3,8 ± 1,1	8,5 ± 2,6	9,4 ± 2,7	113 ± 35	8,4 ± 2,6[c]	9,6 ± 2,7	18 ± 5,3[b]
Sint Jansklooster, Urk									
09-06-2010	nb	15,8$	2,4 ± 0,0	15,0	9,8 ± 0,0	131	14,9	22,2	33,2
27-10-2010	5,7	14,4 ± 5,3	2,3 ± 0,45	11,2 ± 0,7	9,3 ± 0,1	111 ± 3,2	11,1	19,4	27,2
Gemiddelde		15 ± 1	2,4 ± 0,07	13,1 ± 2,7	9,6 ± 0,4	121 ± 14	13,0 ± 2,7	20,8 ± 2,0	30,2 ± 4,2
Sint Jansklooster, Emmeloord									
09-06-2010	nb	8,7$	2,8 ± 0,1	10,3 ± 2,0	9,6 ± 0,2	115 ± 17,4	10,2	9,1	19,3
27-10-2010	5,0	9,1 ± 3,2	3,1 ± 0,2	5,9 ± 0,3	6,7± 0,5	78 ± 0,3	5,8	6,9	12,7
Gemiddelde		8,9 ± 0,3	3,0 ± 0,2	8,1 ± 3,1	8,2 ± 2,1	97 ± 26	8,0 ± 3,1	8,0 ± 1,6	16 ± 4,7

*, zonder IEX (tot september 2010); **, BPC na 15 dagen; # nb, niet bepaald/niet beschikbaar; ## zonder de meting op 06042011; $ geen (goede) duplo;
[a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

eerdere metingen van het reinwater zonder IEX (Tabel 3.4). Het relatief grote effect van IEX (ten opzichte van het reinwater voor toepassing van IEX) is mogelijk mede het gevolg van de optimalisatie van de voorzuivering bij ps Spannenburg in 2010 (van Paassen et al. 2009).

3.2.5 Sint Jansklooster

In 2010 zijn bij ps Sint Jansklooster (Vitens) BPP-metingen uitgevoerd in combinatie met een onderzoek met de CBM. De biomassaproductie in het reine water kwam op twee data goed overeen, maar was op 9 juni 2010 ca. 1,5 x hoger (Fig. 3.3). Op deze datum was AOC(P17/NOX) van het reinwater 14 µg ac-C eq/L en was AOC_{14} 33 µg ac-C eq/L (Tabel 3.4). De oorzaak van de variatie is gelegen in het winnen van grondwater met een wisselende samenstelling waardoor de zuivering wordt belast met wisselende concentraties ammonium en TOC (Geo Bakker, persoonlijke mededeling). In het reinwater van ps Sint Jansklooster zijn enkele AOC-metingen uitgevoerd met *F. johnsoniae* stam A3. AOC(A3) van het reinwater was 1,0 ± 1,4 µg C/L op 9-03-2010; 3,7 ± 3,3 µg C/L op 9-06-2010 en 5,6 ± 1,4 µg C/L op 27-10-2010. In Fig. 3.4 zijn de gehaltes van AOC(P17/NOX) + AOC(A3), AOC_7 en AOC_{14} van het reinwater op drie data weergegeven. AOC(P17/NOX) is iets hoger dan AOC_7, en significant ($p < 0,05$) lager dan AOC_{14}. Ook AOC(P17/NOX) + AOC(A3) is lager dan AOC_{14}. In juni 2010 was AOC_{14} in Urk lager dan in het reine water. Op 27 oktober 2010 waren BPC_{14} en AOC_{14} van het water na kelder Emmeloord gelijk aan de concentraties in het reinwater en in Urk hoger dan in het reine water (Tabel 3.4). Deze verschillen hangen mogelijk samen met de al genoemde veranderingen in de samenstelling van het reinwater. BPP- en AOC-metingen zijn niet uitgevoerd na de introductie van ionenwisseling in oktober 2011.

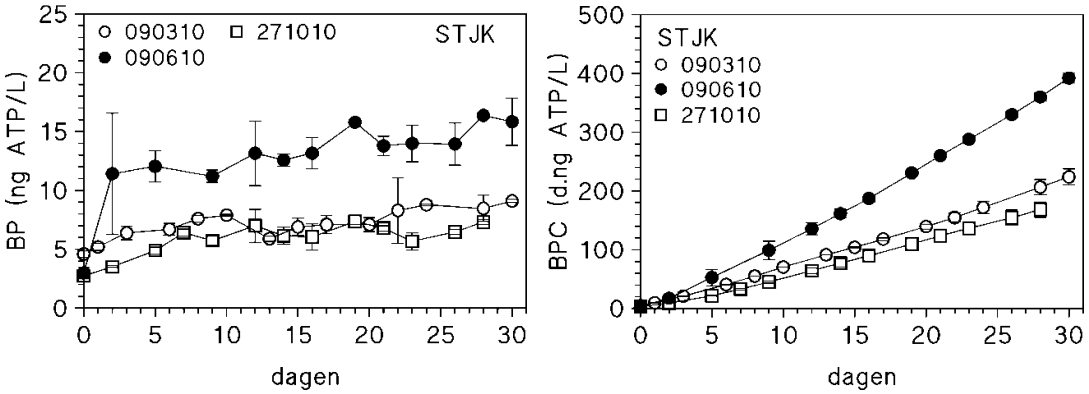


Fig. 3.3. Biomassaproductie (BP) en cumulatieve biomassaproductie (BPC) in het reinwater van ps Sint Jansklooster op drie data.

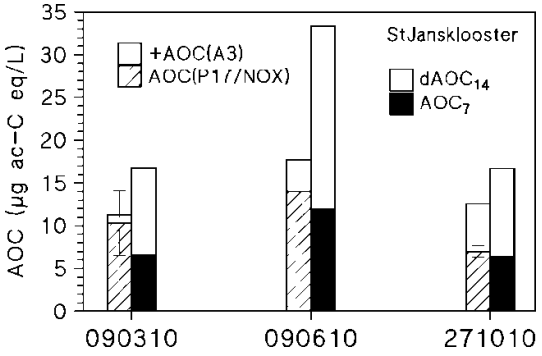


Fig. 3.4. AOC-gehalte van het reinwater van ps Sint Jansklooster bepaald op drie data.

3.2.6 Haaren

De BPP-test is enkele malen uitgevoerd met het reinwater van ps Haaren (Brabant Water) in de periode van 24 februari 2010 - 30 juni 2011. In een deel van deze periode was op deze locatie de continue biofoulingmonitor (CBM) geïnstalleerd. Het ATP-gehalte van het water bemonsterd op 30 juni (dag 0) was relatief hoog en daalde gedurende 5 dagen incubatie en nam toe in week 2 van de incubatieperiode (Fig. 3.5). De afname van ATP_0 duidt erop dat de aanwezige actieve biomassa niet is aangepast aan de beschikbare energiebronnen. Het AOC(P17/NOX)-gehalte van het reinwater was laag (gemiddelde 2,4 ± 0,4 µg ac-C eq/L) en AOC(A3) was < 1 µg C/L op 23 februari en op 9 maart 2010. AOC_7 was vrijwel gelijk aan AOC(P17/NOX), maar AOC_{14} (gemiddelde 8,4 ± 2,5 µg ac-C eq/L) was duidelijk hoger ($p<0,05$) door de relatief hoge $dAOC_{14}$ als gevolg van verdere AOC-opname in week 2 van de incubatieperiode (Tabel 3.5). BPC was na 30 dagen ca. 100 d.ng ATP/L.

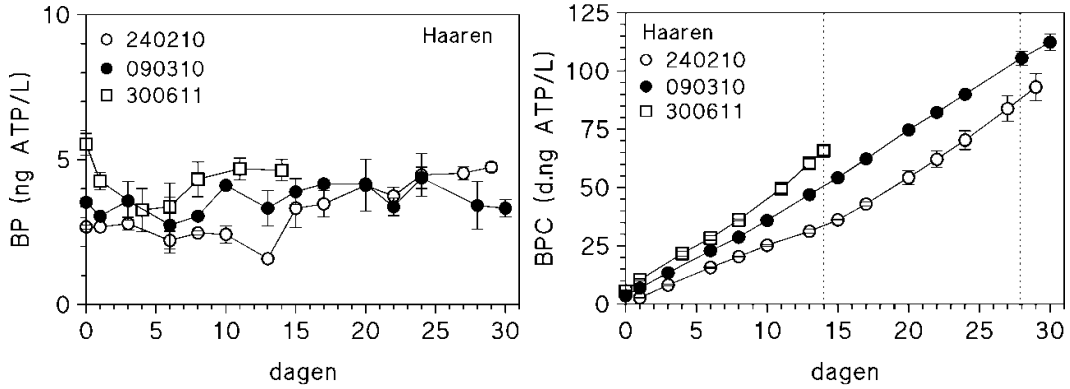


Fig. 3.5. Biomassaproductie (BP en BPC) in het reinwater van ps Haaren in de BPP-test.

3.2.7 Nuland

Bij ps Nuland (Brabant Water) wordt drinkwater bereid uit anaeroob grondwater met een diepe en een middeldiepe winning in een mengverhouding van 40%/60%. Na de zuivering, via twee gescheiden straten, worden deze watertypen gemengd vóór de reinwaterkelder. AOC(P17/NOX) van het diep gewonnen water en het middeldiep gewonnen water verschillen en AOC(P17/NOX) van het reinwater (9,4 ± 0,7 µg ac-C eq/L) ligt tussen deze waarden in (Tabel 3.5). Uit Fig. 3.6 blijkt dat de concentratie van actieve biomassa in diep, middeldiep en reinwater afnam in de eerste week van de incubatie en toenam in week 2. Dit betekent dat de biomassa concentratie op dag 0 relatief hoog was in verhouding tot de concentratie/opname van afbreekbare stof ('energiebronnen'). In AK-filtraat (middeldiep gewonnen grondwater) werd een groeimaximum bereikt in week 2 (BP_{14} > 10 ng ATP/L). Uit het verdere verloop van de groeicurven en van BPC blijkt dat de biomassaproductie in het gezuiverde diepe grondwater duidelijk lager was dan in het gezuiverde middeldiepe grondwater (AK-filtraat); het reinwater lag hier tussenin (Fig. 3.6). AOC_7 en AOC_{14} van het diep gewonnen water zijn ook duidelijk lager dan AOC_7 en AOC_{14} van AKF en het reinwater (Tabel 3.5). Het AOC(A3)-gehalte van het reinwater was 1,7 µg C/L op 16-1-2008.

Tabel 3.5. Microbiologische groeipotentie van het reinwater van ps Haaren en het diep gewonnen water, het middeldiep gewonnen water en het reinwater van ps Nuland

Locatie/datum	*TOC (mg/L)*	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Haaren, reinwater									
23-02-2010	2,2	2,3$	2,6 ± 0,1	2,8 ± 0,2	3,3 ± 0,7	36 ± 0,2#	2,75	3,5	6,2
09-03-2010	2,2	2,7$	3,5 ± 0,15	3,6 ± 0,7	4,1 ± 0,1	54 ± 0,5#	3,5	4,3	7,8
30-06-2011	2,2	3,1 ± 0,02	5,5 ± 0,4	4,3 ± 0,3	6,2 ± 0,3	66 ± 2,0	4,2	7,0	11,15
Gemiddelde	2,2	2,7 ± 0,4	3,9 ± 1,5	3,5 ± 0,7	4,6 ± 1,5	52 ± 15	3,5 ± 0,7[c]	4,9 ± 1,8	8,4 ± 2,5[b]
Nuland, diep									
19-04-2010	1,6	nb*	3,6 ± 0,1	2,2 ± 0,5	2,2 ± 0,5	32 ± 4,4	2,2	2,2	4,3
27-05-2010	2,1	3,2 ± 0,5	4,3 ± 0,3	4,6 ± 0,6	3,3 ± 0,7	61 ± 1,0	4,6	3,2	7,8
06-08-2010	2	8,0 ± 0,6	7,0 ± 1,7	3,5 ± 0,5	2,9 ± 0,4	59 ± 4	3,4	2,8	6,3
17-02-2011	Nb	nb	5,3 ± 0,9	6,1 ± 3,9	3,7 ± 1,2	76 ± 34#	6,0	3,7	9,6
Gemiddelde	1,9 ± 0,3	5,6 ± 3,4	5,1 ± 1,4	4,1 ± 1,6	3,0 ± 0,6	57 ± 18	4,0 ± 1,6[c]	3,0 ± 0,6	7,0 ± 2,25[c]
Nuland, middeldiep									
19-04-2010	2,5	nb	12,7 ± 0,15	5,2 ± 0,15	10,9 ± 3,2	141± 6	5,1	13,2	18,3
27-05-2010	4,5	14,4 ± 0,4	9,4 ± 0,9	15,1 ± 0,7	14,1 ± 0,8	205 ± 9#	14,9	13,8	28,75
06-08-2010	4,9	14,5 ± 1,9	7,0 ± 0,3	13,0 ± 1,0	15,4 ± 2,2	171 ± 7	12,8	116,15	29
17-02-2011	Nb	nb	5,3 ± 0,4	9,0 ± 0	15,7 ± 1,2	141 ± 1,5#	8,8	18,4	27,2
Gemiddelde	4,0 ± 1,3	14,5 ± 0,1	8,6 ± 3,2	10,5 ± 4,4	14,0 ± 2,2	165 ± 30	10,4 ± 3,1[c]	15,4 ± 2,35	25,8 ± 5,1[b]
Nuland, reinwater									
13-03-2007	3,2	8,00$	7,3 ± 1,3	nb	nb	Nb	nb	nb	nb
19-04-2010	2,9	nb	7,8 ± 0,6	6,5 ± 1,3	5,6 ± 0,1	88 ± 2	6,4	5,5	11,9
27-05-2010	2,7	7,4 ± 0,2	6,4 ± 0,15	10,3 ± 0,15	9,3 ± 0,7	133 ± 0,5#	10,2	9,1	19,3
06-08-2010	3,1	9,4 ± 2,6	8,2 ± 0,1	8,4 ± 0,3	8,5 ± 0,2	117 ± 1,7	8,3	8,3	16,6
17-06-2011	3,2	7,9 ± 1,9	nb	nb	nb	Nb	nb	nb	nb
12-07-2011	3,3	9,4 ± 0,6	6,2 ± 0,6	7,7 ± 0,5	7,5 ± 0,8	102 ± 1,4	7,55	7,3	14,9
Gemiddelde	3,1 ± 0,2	8,4 ± 0,9	7,2 ± 1,0	8,2 ± 1,6	7,7 ± 1,6	110 ± 19	8,1 ± 1,4[c]	7,6 ± 1,5	15,7 ± 3,1[b]

* nb, niet bepaald/niet beschikbaar; $ geen (goede) duplo; # BPC na 15 dagen; [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

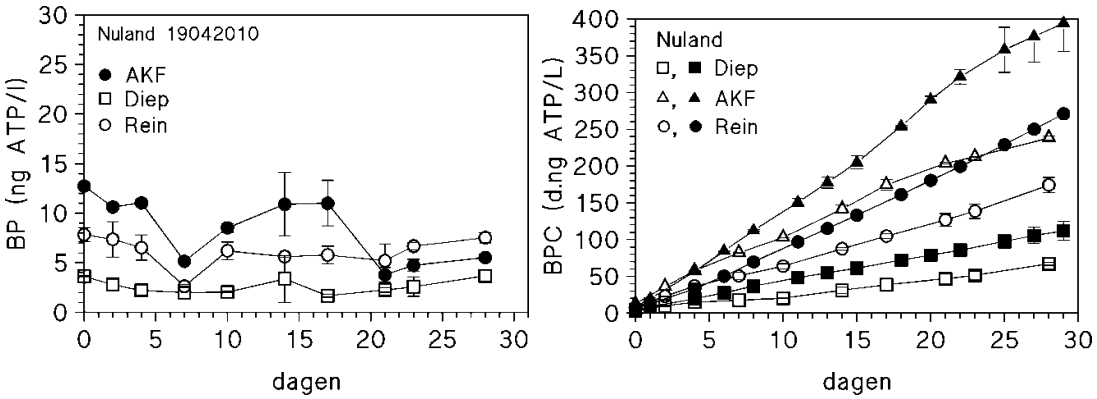
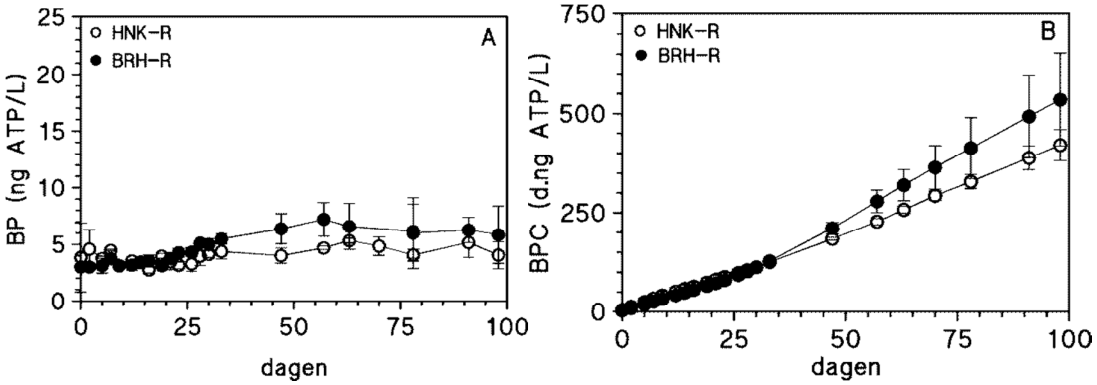


Fig. 3.6. Biomassaproductie (BP en BPC) in het reinwater van ps Nuland, en in het diepe en middeldiepe water (AKF) na behandeling. BPC op 19 april 2010 en 17 februari 2011.

3.2.8 Breehei en Hanik

Bij ps Breehei en ps Hanik (beide WML) wordt drinkwater bereid uit anaeroob grondwater. AOC(P17/NOX) van het reinwater was 3,2 ± 0,9 µg ac-C eq/L (ps Breehei) en 2,9 ± 0,5 µg ac-C eq/L (ps Hanik). Bij beide pompstations was AOC(A3) < 1 µg C /L (eenmalige meting op 24 februari 2010). Een voorbeeld van de groeicurve in het reinwater van ps Breehei is weergegeven in Fig. 2.12 en Fig. 2.13. De gemiddelde waarden van BPC_{14}, AOC_7 en AOC_{14} in het reine water van de ps Breehei zijn vrijwel gelijk aan de gemiddelde waarden van deze parameters bij ps Hanik (Tabel 3.6). AOC_7 in deze watertypen verschilde niet significant van AOC(P17/NOX), maar AOC_{14} was significant hoger. Voortzetting van de BPP-testen tot een periode van 98 dagen leidde tot een voortdurende handhaving van BP (Fig. 3.7A) en dus een toename van BPC (Fig. 3.7B). Ook na 3 maanden incubatie zijn dus nog steeds afbreekbare verbindingen aanwezig in het geïncubeerde drinkwater.



Figuur 3.7. Invloed van langdurige incubatie op BP en BPC in het reinwater van ps Hanik en ps Breehei.

3.2.9 Zuidwolde

Het gemiddelde gehalte AOC(P17/NOX) van het reinwater van ps Zuidwolde (WMD) was 8,2 ± 0,4 µg ac-C eq/L (twee metingen) en AOC(A3) was < 1 µg C/L op 9 maart 2010 (éénmalige meting). Uit Fig. 3.8 blijkt dat de vier BPP-metingen uitgevoerd op de aangegeven data onderling goed overeenkomen. In de incubatieperiode nam BP langzaam toe. Mogelijk werd een maximum niveau of een plateau bereikt na ca. 3 weken. Als gevolg van de BP-toename verloopt BPC niet lineair in de tijd. AOC_7 was lager dan AOC(P17/NOX) en AOC_{14} was hoger dan AOC(P17/NOX) (Tabel 3.6), maar de verschillen waren niet significant door het geringe aantal metingen.

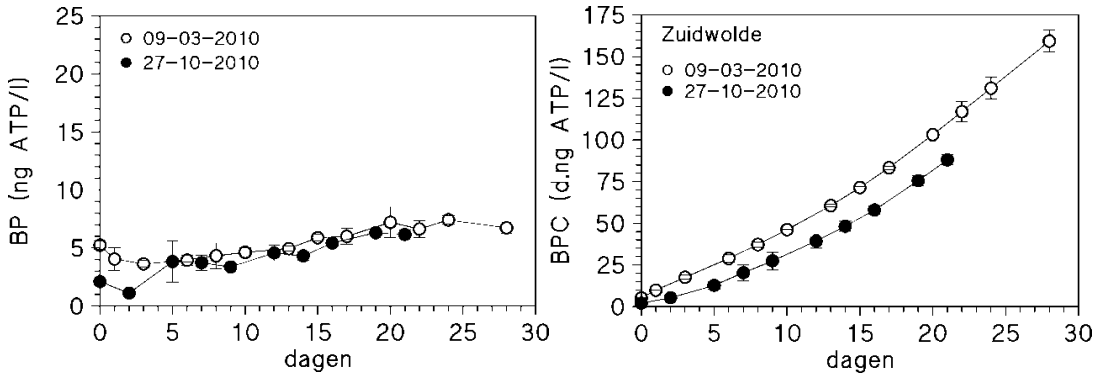


Fig. 3.8. Biomassaproductie (BP en BPC) in het reinwater van ps Zuidwolde

3.2.10 Halsteren

Het reine water van ps Halsteren (Evides) is twee maal onderzocht. Het AOC(P17/NOX)–gehalte van het reinwater van dit pompstation was 4,7 ± 0,1 µg ac-C eq/L (één meting) (Tabel 3.6). De ATP-concentratie van het water in de BPP-test bleef lager dan 5 ng ATP/L. BPC_{14} was ca. 50 d.ng ATP/L (Fig. 3.9). AOC(A3) is niet bepaald.

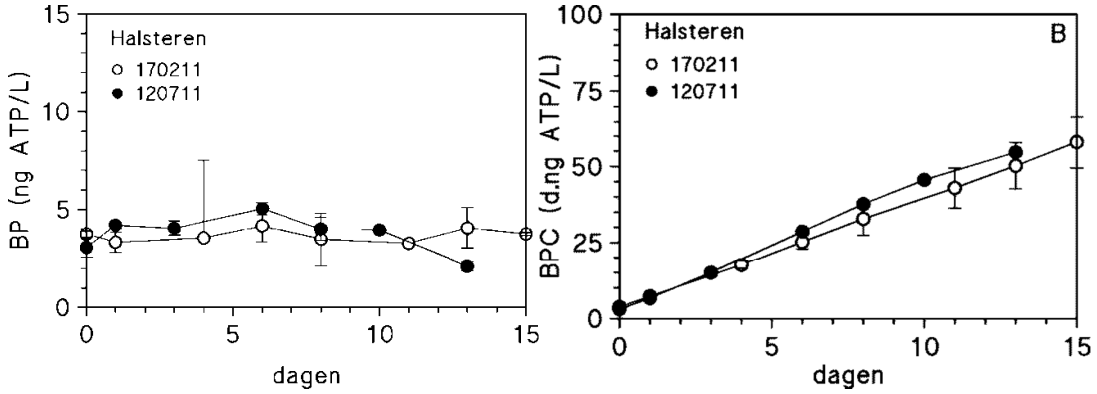


Fig. 3.9. Biomassaproductie (BP en BPC) van het reinwater van ps Halsteren.

3.3 Samenvatting

Uit de toepassing van de BPP-test, meestal in combinatie met de bepaling van AOC(P17/NOX), bij 12 pompstations met bereiding van drinkwater uit grondwater (DGW) komt het volgende naar voren:

- de groeicurven (BP-concentraties) in de duplo-erlenmeyers komen onderling meestal goed overeen en geven dus een karakteristiek beeld van de groeipotentie van het (drink)water;
- in de meeste reinwatertypen, met uitzondering van ps Spannenburg, ps Sint Jansklooster en ps Haaren, veranderde de ATP-concentratie vrijwel niet in de incubatieperiode;
- in de onderzochte reinwatertypen nam de cumulatieve biomassaproductie (BPC) in een incubatieperiode van 4 weken voortdurend toe. Dit was ook het geval bij langdurige incubatie (tot 98 dagen) van het reinwater van ps Breehei en ps Hanik. Deze waarnemingen duiden erop dat het reinwater afbreekbare stoffen bevat die zeer langzaam worden omgezet;

- in enkele watertypen, nl. ps Soestduinen, ps Haaren en ps Nuland middeldiep, trad een BP-afname op gedurende de eerste week van de incubatieperiode. Deze afname duidt erop dat een deel van de op dag 0 aanwezige bacteriën niet in staat zijn om de afbreekbare stof(fen) te benutten voor groei of handhaving;
- Bij 9 van de 12 DOW-locaties was AOC(P17/NOX) in het reinwater niet significant verschillend van AOC_7; bij 7 locaties was AOC_{14} significant hoger dan AOC(P17/NOX);
- IEX veroorzaakte een afname van de groeipotentie van het water met ca. 30% bij ps Oldeholtpade en ca. 55 % bij ps Spannenburg. Het hogere percentage bij ps Spannenburg is mogelijk mede het gevolg van de aangepaste voorzuivering;
- de groeipotentie van het water in het distributiesysteem van ps Spannenburg en ps Oldeholtpade was niet meetbaar lager dan van het reinwater (eenmalige metingen);
- incidentele metingen zijn uitgevoerd van het AOC-gehalte met *F. johnsoniae* stam A3. In het reinwater van ps Zuidwolde, ps Haaren, en ps Breehei was AOC(A3) ≤ 1 µg C/L. Concentraties > 1 µg C/L werden waargenomen in het reinwater van ps Sint Jansklooster (max. 5,6 µg C/L), ps Spannenburg (3 µg C/L), ps Hanik (1,2 µg C/L) en ps Nuland (1,7 µg C/L). Door het geringe aantal metingen zijn deze waarden alleen indicatief.

Tabel 3.6. Microbiologische groeipotentie van het voorfiltraat van ps Breehei en van het reinwater van ps Breehei, ps Hanik, ps Zuidwolde en ps Halsteren

Locatie/datum	*TOC (mg/L)*	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Breehei VF									
Vf 6; 09-11-2009	2,5	4,3 ± 0,1	3,5 ± 1,0	6,6 ± 0,4	4,5 ± 0,5	71 ± 1,9	6,6	4,4	10,9
NF 5;09-11-2009	3,2	5,0 ± 0,3	5,2 ± 0,3	7,5 ± 0,07	7,1 ± 0,1	84 ± 1,5	7,4	6,9	14,3
Vf 6;24-02-2010	3,4	3,1$	3,5 ± 0,5	3,3 ± 0,07	4,2 ± 0,2	48 ± 3,7	3,3	4,5	7,8
NF 5;4-02-2010	3,2	3,1$	2,7 ± 0,2	3,6 ± 0,9	4,5 ± 0,2	44 ± 3,5	3,5	4,8	8,3
Gemiddelde	3,1 ± 0,4	3,9 ± 0,9	4,4 ± 2,0	5,3 ± 2,1	5,1 ± 1,3	62 ± 19	5,2 ± 2,1[c]	5,15 ± 1,2	10,3 ± 3,0[a]
Breehei, rein									
06-11-2009	2,2	3,2 ± 0,3	3,1 ± 0,45	4,9± 1,0	4,1 ± 0,3	52 ± 6,7	4,8	4,0	8,8
10-02-2010	2	2,9 ± 0	3,0 ± 0,2	3,7 ± 0,1	3,4 ± 0,1	48 ± 2,1	3,6	3,35	7,0
24-02-2010	2	2,2 ± 0,1	3,1 ± 0,9	2,0 ± 0,6	2,9 ± 1,1	34 ± 5,4	2,0	3,2	5,2
21-06-2011	2,5	4,4 ± 0,1	3,3 ± 0,3	2,8 ± 0,7	2,8 ± 0,7	40 ± 7,3	2,8	2,8	5,6
Gemiddelde	2,2 ± 0,2	3,2 ± 0,9	3,1 ± 0,1	3,4 ± 1,2	3,3 ± 0,6	43 ± 8,1	3,3 ± 1,2[c]	3,3 ± 0,5	6,6 ± 1,6[b]
Hanik, rein									
09-11-2009	2	2,7 ± 0,1	2,5 ± 0,2	5,5 ± 0,4	4,6 ± 0	53 ± 1,7	5,4	4,5	10,0
10-02-2010	2	2,8 $	1,7 ± 0,0	4,5 ± 0,1	3,6 ± 0,1	57 ± 10,3	4,4	3,5	8,0
24-02-2010	2	2,4 ± 0	3,2 ± 1,0	2,3 ± 0,6	3,4 ± 0,1	43 ± 5,9	2,3	3,9	6,1
21-06-2011	1,5	3,6 ± 0,4	3,1 ± 1,0	2,2 ± 0,6	2,1 ± 0	35 ± 3,9	2,2	2,1	4,2
Gemiddelde	2	2,9 ± 0,5	2,6 ± 0,7	3,6 ± 1,6	3,4 ± 0,7	47 ± 9,9	3,6 ± 1,6[c]	3,5 ± 1,0	7,1 ± 2,5[b]
Zuidwolde, rein									
09-03-2010	4,3	8,5 $	5,3 ± 0,7	4,3 ± 1,1	5,9 ± 0,3	71 ± 0,7 #	4,3	6,5	10,7
27-10-2010	4,3	nb*	2,1 ± 0,2	3,8 ± 1,8	4,9 ± 0,7	48 ± 2,3	3,8	4,8	8,6
06-04-2011	4,3	nb	1,95 ± 0,0	7,0 ± 0,0	4,9 ± 1,0	56 ± 1,3	7,0	4,8	11,8
05-07-2011	4,3	7,9 ± 1,0	4,0 ± 0,1	6,4 ± 1,6	7,9 ± 0,2	78 ± 7,6	6,4	8,3	14,6
Gemiddelde	4,3	8,2 ± 0,4	3,3 ± 1,6	5,4 ± 1,6	5,8 ± 1,5	63 ± 14	5,4 ± 1,6[c]	6,1 ± 1,6	11,4 ± 2,5[c]
Halsteren, rein									
17-02-2011	3,3	nb	3,7 ± 0,15	4,2 ± 0,8	4,1 ± 1,0	58 ± 8,6	4,1	4,0	8,1
12-07-2011	3,3	4,7 ± 0,1	3,1 ± 0,15	5,1 ± 0,3	2,1± 0,2	55 ± 0,8	5,0	1,5	6,5
Gemiddelde	3,3	nvt	3,4 ± 0,5	4,6 ± 0,6	3,1 ± 1,4	57 ± 2,1	4,6 ± 0,7	2,7 ± 1,8	7,3 ± 1,1

* nb niet bepaald/niet beschikbaar, ** nvt, niet van toepassing; # BPC na 15 dagen, $ geen (goede) duplo; [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

4 Groeipotentie van drinkwater bereid uit oppervlaktewater

4.1 Drinkwater bereid uit oppervlaktewater

Bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater (DOW) kan onderscheid worden gemaakt tussen bereiding via bodempassage (duinen, oeverinfiltratie) (DOWD) en bereiding via spaarbekkens of een mengbekken (DOWB). De temperatuur van het drinkwater bereid uit oppervlaktewater is seizoenafhankelijk. Dit effect is bij toepassing van spaar-/mengbekken(s) sterker dan bij toepassing van duinpassage, omdat verblijf in de bodem het seizoeneffect op de watertemperatuur afvlakt. Bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater via een (spaar)bekken wordt meestal een oxidatiestap toegepast voor de omzetting van milieuvreemde organische stoffen, kleurverwijdering en desinfectie. Bij dit proces wordt een deel van de moeilijk afbreekbare NOM-componenten omgezet in gemakkelijk(er) afbreekbare stoffen. Metingen van de microbiologische groeipotentie van het reinwater zijn uitgevoerd bij 3 DOWD-pompstations en 5 DOWB-pompstations. Bij enkele van deze pompstations zijn tevens metingen uitgevoerd met het water in diverse stadia van de zuivering en water uit het distributiesysteem.

4.1.1 Scheveningen, Katwijk en Leiduin

Bij ps Scheveningen (Dunea), ps Katwijk (Dunea) en ps Leiduin (Waternet) wordt het drinkwater bereid uit oppervlaktewater na duinpassage. Bij ps Leiduin wordt ozonisatie toegepast op het water na duinpassage, gevolgd door pelletontharding, AK-filtratie en langzame zandfiltratie. Het TOC-gehalte (1,1 mg/L) van het reinwater van ps Leiduin is lager dan bij ps Scheveningen en ps Katwijk (Tabel 4.1). De concentratie van AOC(P17/NOX) in het reinwater was 3,2 ± 0,5 µg ac-C/L bij ps Scheveningen, 3,9 ± 0,8 µg ac-C/L bij ps Katwijk en 5,9 ± 0,5 µg ac-C/L bij ps Leiduin. Het AOC(P17/NOX)-gehalte op een locatie in het distributiesysteem van ps Katwijk was niet significant verschillend van het AOC(P17/NOX)-gehalte in het reinwater (Tabel 4.1).

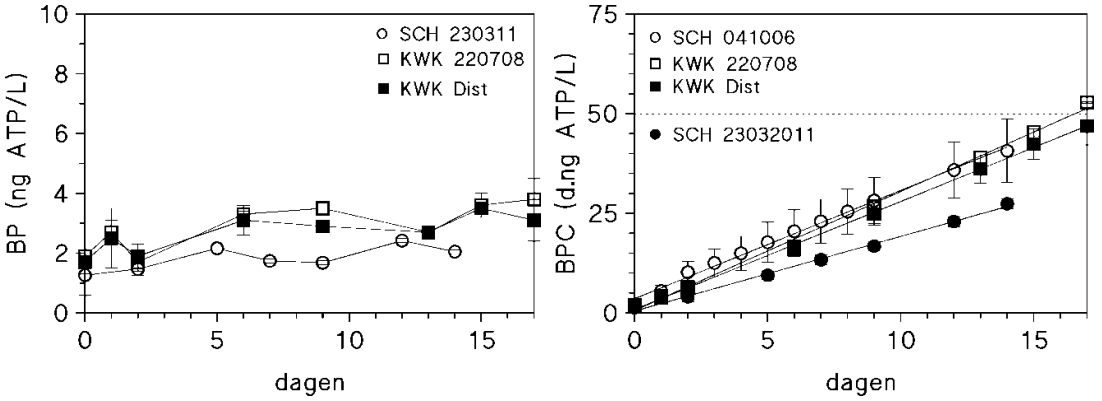


Fig. 4.1. Biomassaproductie (BP) en cumulatieve biomassaproductie (BPC) in het reinwater van ps Scheveningen en van ps Katwijk en in het drinkwater uit het distributiesysteem van ps Katwijk.

De BP-waarde in het drinkwater van ps Scheveningen, bemonsterd op 23 maart 2011 bleef lager dan 3 ng ATP/L en BPC_{14} was ca. 25 d.ng ATP/L.

Tabel 4.1. Microbiologische groeipotentie van het reinwater van ps Scheveningen, ps Katwijk met distributie en ps Leiduin

Locatie/datum	Temp. (°C)	TOC (mg/L)	AOC(P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng ATP/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
ps Scheveningen										
06-07-2006	12,9	2,3	2,8 $	1,8 ± 0	3,5 ± 0,0	2,3 ± 0	40 **	3,5	2,25	5,7
04-10-2006	15,1	1,9	4,6 $	1,3 ± 0,1	7,0 ± 2,6	2,8 ± 0,5	41 ± 8	7,0	2,8	9,8
23-03-2011	9,8	1,9	nb*	1,3 ± 0,7	2,2 ± 0,2	2,4 ± 0,1	27 ± 1,2	2,1	2,5	4,6
25-08-2011	14,4	1,9	3,6 ± 0,2	1,4 ± 0,2	2,9 ± 0,0	3,7 ± 0,8	40 ± 0,2	2,9	4,05	6,9
Gemiddelde#	13,1 ± 2,4	1,96	3,7 ± 0,9	1,5 ± 0,2	2,9 ± 0,7	2,8 ± 0,65	37 ± 6,4	3,9 ± 2,1[c]	2,9 ± 0,8	5,75 ± 1,2[b]
ps Katwijk, rein										
22-07-2008	13,3	2,35	3,4 ± 0,1	1,9 ± 0,2	3,3 ± 0,1	3,5 ± 0	45 ± 0,9**	3,3	3,5	6,8
30-09-2008	15,7	2,35	4,7 ± 0,1	2,1 ± 0,1	3,6 ± 1,5	3,9 ± 0,1	45 ± 0,8**	3,6	4,0	7,5
13-11-2008	15,1	2,35	3,0 ± 0,3	2,0 ± 0,2	1,95 ± 0,4	4,3 ± 0,4	43 ± 1,1**	1,9	5,3	7,2
25-08-2011	16,2	2,35	4,5 ± 0,2	1,5 ± 0,2	3,0 ± 0,2	3,6 ± 0,6	36 ± 2,2**	3,0	3,8	6,7
Gemiddelde	15,1 ± 1,3	2,35	3,9 ± 0,8	1,9 ± 0,2	3,0 ± 0,7	3,8 ± 0,4	42 ± 4,3	2,9 ± 0,7[b]	4,1 ± 0,8	7,1 ± 0,4[a]
ps Katwijk, Dist										
22-07-2008	13,5	2,35	3,4± 0,3	1,7 ± 0,45	3,1 ± 0,5	3,5 ± 0,2	42 ± 3,8**	3,1	3,6	7,8
30-09-2008	15,8	2,35	4,0 ±0,5	1,5 ± 0,2	2,5 ± 0,1	3,4 ± 0,3	39 ± 0,2**	2,5	3,7	7,1
13-11-2008	14,9	2,35	3,7 ± 0,7	1,8 ± 0,3	3,0 ± 0,3	4,9 ± 1,0	46 ± 2,4**	2,9	5,7	9,6
Gemiddelde	14,7 ± 1,2	2,35	3,7 ± 0,4	1,7 ± 0,2	2,9 ± 0,3	3,9 ± 0,8	42 ± 4,2	2,8 ± 0,3[c]	4,3 ± 1,15	8,2 ± 1,3[b]
ps Leiduin, rein										
17-03-2006	Nb	nb	5,5 ± 0,9	1,3 ± 0,1	4,6 ± 0,7	6,5 ± 0,4	69 ± 3,2	4,55	7,2	11,7
22-01-2010	7,2	1,05	5,8 ± 0,1	2,2 ± 0,6	2,4 ± 0,3	3,9 ± 0,4	54 ± 5,9	2,3	4,5	6,8
18-03-2011	7,1	0,85	nb	2,1 ± 0,2	2,6 ± 0,0	3,3 ± 0,2	34 ± 0,8	2,6	3,6	6,1
27-07-2011	17,1	1,2	5,9 ± 0,15	1,1 ± 0,4	2,6 ± 0,5	3,6 ± 0,6	34 ± 2,7	2,6	3,9	6,5
Gemiddelde	11,9 ± 5,5	1,1	5,7 ± 0,2	1,7 ± 0,6	3,0 ± 1,0	4,3 ± 1,5	47 ± 17	3,0 ± 1,0[c]	4,8 ± 1,6	7,8 ± 2,6[c]

* nb, niet bepaald/niet beschikbaar; ** BPC na 15 dagen, $ geen (goede) duplo; # zonder meting op 4-10-2006 (monster mogelijk verontreinigd); [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

Ook bij ps Katwijk veranderde de BP-waarde vrijwel niet, waardoor de BPC een lineair verloop vertoont (Fig. 4.1). Het verloop van BP en BPC op de locatie in het distributiesysteem van ps Katwijk was gelijk aan BP en BPC in het reinwater. BP en BPC van het reinwater van ps Leiduin vertonen eveneens een gelijkmatig verloop, maar verschillen op diverse data wel onderling (Fig. 4.2).

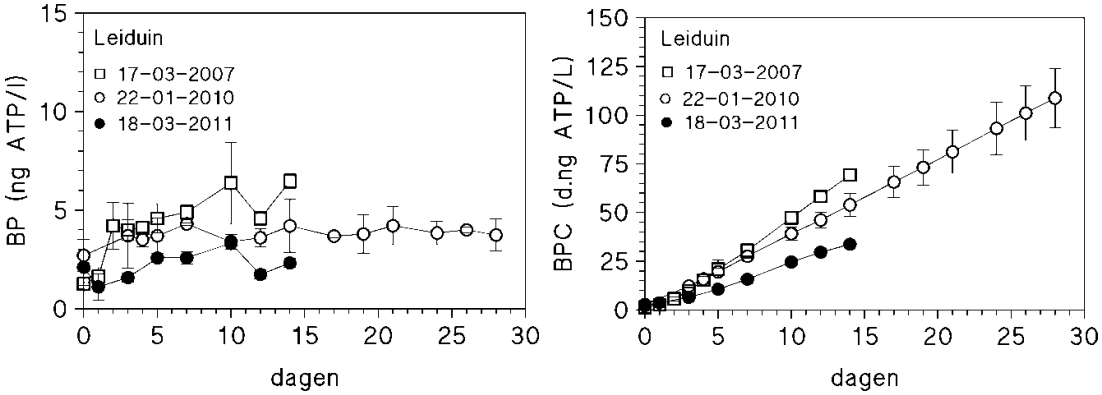


Fig. 4.2. Biomassaproductie (BP) en cumulatieve biomassaproductie (BPC) in het reinwater van ps Leiduin op 3 verschillende data.

De gemiddelde BPC_{14}-waarde in het reinwater van de drie pompstations is lager dan 50 d.ng ATP/L (Tabel 4.1). Bij ps Katwijk was AOC_7 significant lager dan AOC(P17/NOX). en AOC_{14} was hoger dan AOC(P17/NOX) (Tabel 4.1). AOC_{14} was significant hoger dan AOC(P17/NOX) bij ps Scheveningen en ps Katwijk. Bij ps Leiduin was AOC(P17/NOX) gemiddeld ca. 50% hoger dan AOC_7, maar dit verschil was niet significant. Het gemiddelde van AOC(P17/NOX) verschilde eveneens niet significant van het gemiddelde van AOC_{14}.

4.1.2 Weesperkarspel

Bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater (via een mengbekken) bij ps Weesperkarspel wordt na de voorbehandeling onder meer ozonisatie toegepast, gevolgd door pelletontharding, AK-filtratie en langzame zandfiltratie. Bij dit pompstation zijn metingen met de BPP-test uitgevoerd vanaf 2006 (bij onderzoek met de boilerbiofilmmonitor) tot medio 2011 i.v.m. methodeontwikkeling en vergelijking van AOC(P17/NOX) en BPP. Tabel 4.2 geeft een overzicht van de metingen van AOC(P17/NOX), BP_7, BPC_{14} en AOC_7 en AOC_{14}. Hieruit blijkt dat AOC(P17/NOX) van het reinwater significant hoger was dan AOC_7 en significant lager dan AOC_{14}.

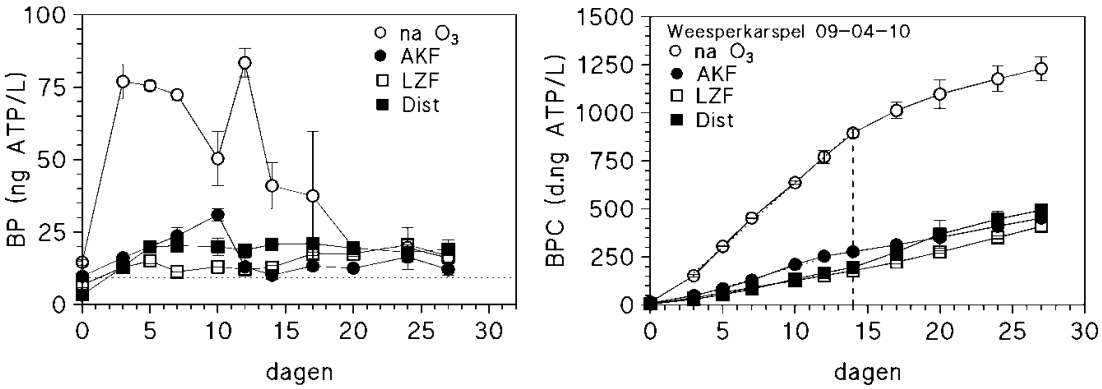


Fig. 4.3. Biomassaproductie en cumulatieve biomassaproductie van het water tijdens behandeling bij ps Weesperkarspel en op een locatie in het distributiesysteem (9 april 2010).

In het water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel werd een relatief sterke groei waargenomen, waarbij BP-waarden boven 75 ng ATP/L werden bereikt na ca. 3 en 13 dagen incubatie (Fig. 4.3). Dit verschijnsel trad in gelijke mate op in de beide erlenmeyers en duidt waarschijnlijk op een opeenvolgende opname van verbindingen, die zijn gevormd door de invloed van ozon op NOM. Na ca. 20 dagen was de BP-waarde in dit water gelijk aan de BP-waarde in het AK-filtraat. Het verloop van de BPC in de tijd geeft een duidelijk beeld van de biomassa-activiteit in de onderzochte watertypen op 9 april 2010. Op deze datum, bij een watertemperatuur van 9°C, was het effect van langzame zandfiltratie gering. Ook het verblijf in het leidingnet (Diemen) veroorzaakte geen afname van BP en BPC.

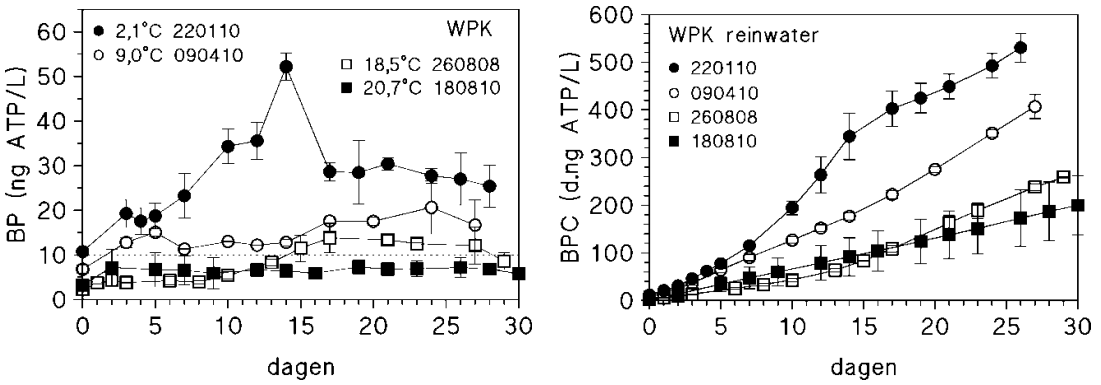


Fig. 4.4. Biomassaproductie (BP) en cumulatieve biomassaproductie (BPC) in het reinwater van ps Weesperkarspel (WPK) bemonsterd bij verschillende watertemperaturen.

Uit de groeicurven van het reinwater blijkt dat de temperatuur van het water bij bemonstering een duidelijk effect heeft op de mate van groei (BP) in de BPP-test (Fig. 4.4). In het water met een temperatuur van ca. 2°C werd na 14 dagen een BP-waarde van ca. 50 ng ATP/L bereikt. Op deze datum was de ozondosering niet afwijkend (Marco Dignum, persoonlijke mededeling) en was AOC(P17/NOX) niet extreem hoog (Tabel 4.2). In het reinwater met een temperatuur van ca. 20°C bleef het ATP-gehalte gedurende 14 dagen duidelijk lager dan 10 ng/L en was BPC_{14} lager dan 100 d.ng ATP/L (Fig. 4.4; Tabel 4.2). Bij een watertemperatuur van 18,5°C (26-08-2008) was na 14 dagen incubatie wel sprake van een verdere BP-toename. In juli-november was AOC(P17/NOX) lager dan 15 µg C/L en AOC_7 lager dan 10 µg ac-C eq/L (Fig. 4.5). Het seizoen heeft dus een sterk effect op de groeipotentie van het reinwater van ps Weesperkarspel.

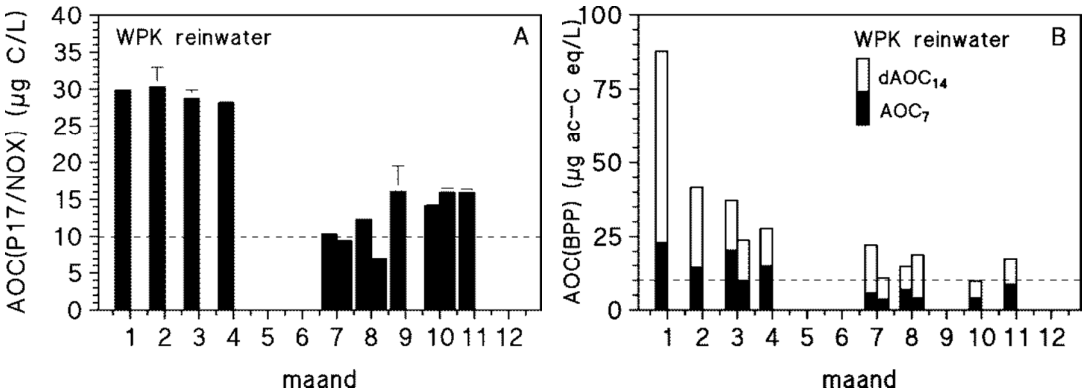


Fig. 4.5. AOC(P17/NOX), AOC_7 en AOC_{14} van het reinwater van ps. Weesperkarspel in de loop van het jaar (metingen uitgevoerd in meerdere jaren, zie Tabel 4.2).

Tabel 4.2. Groeipotentie van het water na actieve koolfiltratie (AK-filtraat), het reinwater en enkele locaties in het distributiesysteem van ps Weesperkarspel (WPK)

Locatie/datum	Temp (°C)	TOC (mg/L)	AOC (P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac- C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Na ozon, 09-04-2010	9,0	5,0	143 ± 2,4	14,6 ± 1,0	77 ± 6,0	83,4 ± 4,9	894 ± 21	77	68,5*	145*
AK-filtraat										
09-04-2010	9,0	nb	32,8 ± 2,6	9,7 ± 0,1	23,7 ± 2,8	31 ± 2,1	277 ± 5	23,5	33,6	57,1
18-08-2010	20,7	nb	15,1 ± 0,7	4,9 ± 0,7	9,6 ± 0,1	15,4 ± 1,9	140 ± 5	9,5	17,7	27,2
18-03-2011	6,6	nb	nb	6,2 ± 0,7	13,4 ± 0,7	35,9 ± 1,9	252 ± 10	13,25	36,8	58,5
27-07-2011	17,6	nb	11,5 ± 0,4	7,2 ± 0,5	8,0 ± 0,7	12,8 ± 1,3	128 ± 7	8,00	14,8	22,8
Gemiddelde	13,4 ± 6,7	nvt	19,8 ± 11,4	7,0 ± 2,1	13,7 ± 7,0	23,8 ± 11,4	199 ± 76	13,6 ± 7,0[c]	27,8± 12	41,4 ± 16,5[c]
Reinwater										
17-03-2006	3,6	nb	28,8 ± 1,1	3,1 ± 0,2	20,5 ± 1,0	17 ± 0,2	230 ± 2,7	20,5	16,7	37,1
06-07-2006	20,2	3,4	10,4 ± 0,02	4,3 ± 0,0	6,0 ± 0,45	13,3 ± 0,6	91 ± 18	5,9	16,3	22,1
04-10-2006	17,7	2,8	14,2 ± 0,1	3,3 ± 1,3	4,3 ± 0,5	5,2 ± 0,2	60 ± 3,4	4,2	5,5	9,7
31-10-2006	14,5	3,3	16,0 ± 0,5	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
09-11-2006	12,1	3,0	16,0 ± 0,4	2,0 ± 0,15	8,8 ± 6,3	8,7 ± 1,6	102 ± 30	8,8	8,6	17,4
28-03-2007	Nb	nb	24 ± 0,1	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
27-09-2007	17,0	2,9	16,1 ± 3,4	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
15-02-2008	6,0	4,1	30,4 ± 2,6	2,3 ± 0,5	14,5 ± 7,0	23,5 ± 14,3	240	14,45	27	41,5
26-08-2008	18,5	2,9	12,4 $	2,3 ± 0,3	4,3 ± 1,1	11,5 ± 2,9	83 ± 0,6	4,25	14,5	18,8
22-01-2010	2,1	4,0	26,7 ± 1,4	10,7 ± 0,3	23,3 ± 5,0	52,5 ± 3,1	378 ± 40	23,1	64,6	87,6
09-04-2010	9,0	4,2	28,2 ± 0,1	6,8 ± 1,0	15,1 ± 0,9	13 ± 0,1	177 ± 8	14,9	12,7	27,7
18-08-2010	20,7	1,9	7,2 $	3,2 ± 0,3	7,2 ± 4,1	7,5 ± 0	92 ± 40	7,1	7,5	14,6
18-03-2011	6,6	4,1	nb	3,4 ± 0,4	10,2 ± 0,6	12,7 ± 5,7	128 ± 16	10,1	13,6	23,7
27-07-2011	17,6	2,3	9,5 $	2,9 ± 0,4	3,9 ± 0,1	6,1 ± 2,0	53 ± 0,5	3,8	6,9	10,7
Gemiddelde #	12,7 ± 6,6	3,3 ± 0,6	18,0 ± 8,3	4,0 ± 2,6	11,1 ± 6,6	15,6 ± 13,3	140 ± 101	10,65 ± 6,7[a]	17,6 ± 16,7	28 ± 22[a]
Distributie@										
D, 09-04-10	Nb	3,9	58,9 $	3,3 ± 0,3	20,3 ± 1,7	20,8 ± 0,5	239 ± 21	20,3	20,6	40,8
M, 09-04-10	Nb	3,9	26 ± 1,2	4,8 ± 0,8	15,3 ± 0,1	20 ± 3,0	194 ± 7	15,2	21,7	36,8
D, 18-08-10	21,7	nb	5,9 ± 1,6	1,7 ± 0,6	3,6 ± 1,9	6,2 ± 0,4	55 ± 15	3,6	7,2	10,8
M 18-08-10	Nb	nb	nb	1,4 ± 0,2	5,4 ± 0,0	8,1 ± 0,8	60 ± 0,6	5,4	9,2	14,5
Gemiddelde	Nvt	3,9	30,2 ± 27	2,8 ± 1,6	11,2 ± 8,0	11,0 ± 7,6	137 ± 94	11,1 ± 8,0[c]	10,4 ± 5,4	26 ± 15,3[c]

* berekening met model C (zie Tabel 2.10); **, nb niet bepaald/niet beschikbaar; # excl. 22-01-10 i.v.m. vergelijking met ander locaties; $ geen (goede) duplo; @D, Diemen, M, Muiden; [a] significant (p<0,01) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant (p<0,05) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

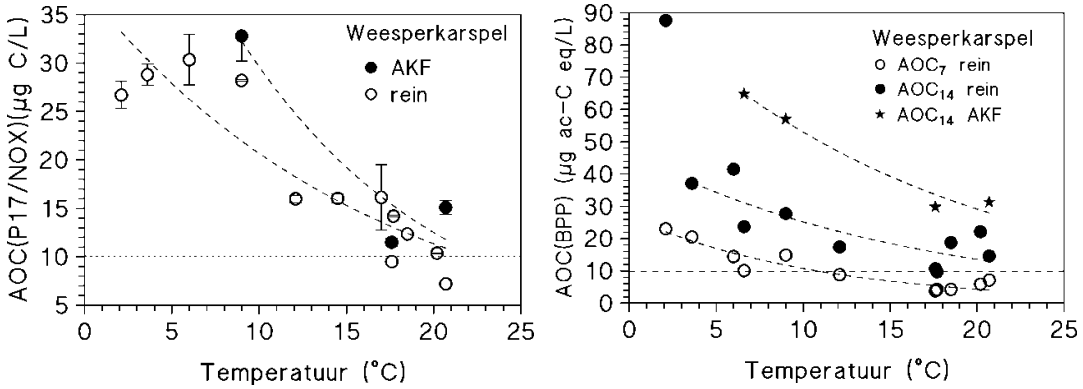


Fig. 4.6. Invloed van de watertemperatuur op AOC(P17/NOX) en AOC (BPP) in het AK-filtraat en het reinwater van Weesperkarspel.

Het AOC(P17/NOX)-gehalte van het reinwater was meestal lager dan 15 µg ac-C eq/L bij een temperatuur boven 15°C en soms lager dan 10 µg ac-C eq/L (Fig. 4.6). Bij een temperatuur <10°C was AOC(P17/NOX) hoger dan 25 µg ac-C eq/L. AOC_7 varieerde van ca. 20 µg ac-C eq/L bij 2 á 3 °C en was lager dan 10 µg ac-C eq/L bij temperaturen boven 10°C. AOC_{14} was lager dan 20 µg ac-C eq/L bij een temperatuur > 15°C. BPC_{14}-waarden < 100 d.ng ATP/L werden waargenomen bij temperaturen > 17° (Tabel 4.2). Het verblijf van het water in het distributiesysteem (traject WPK-Diemen-Muiden) had bij een watertemperatuur van 8,6°C geen duidelijk effect op AOC(P17/NOX) (Fig. 4.7) en evenmin op AOC_7 en AOC_{14}. Bij 20,2°C trad echter wel een afname op van AOC(P17/NOX) ondanks de al relatief lage concentratie in het reine water (7,1 µg ac-C eq/L). Ook AOC_7 nam verder af (Fig. 4.7; Tabel 4.2) en BPC_{14} was laag (ca. 60 d.ng ATP/L).

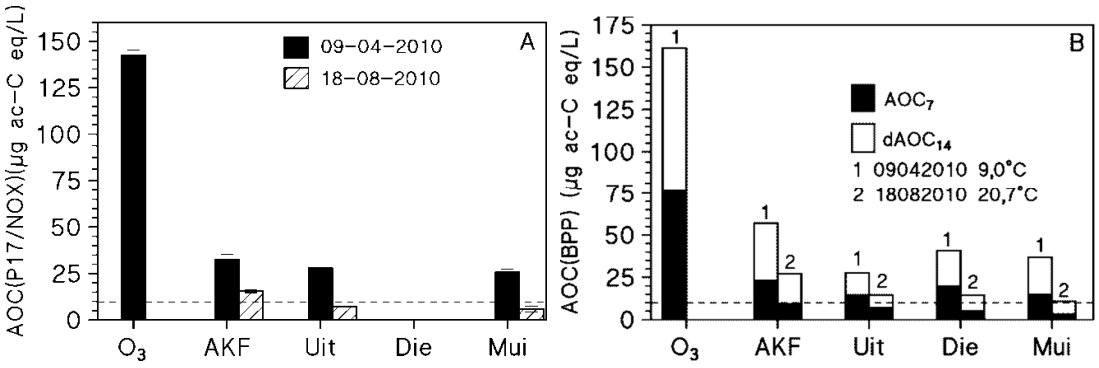


Fig. 4.7. Invloed van waterbehandeling en distributie bij ps Weesperkarspel op AOC(P17/NOX) en AOC(BPP). O_3, na ozonisatie; AKF, AK-filtraat; Uit, reinwater; Die, distributiesysteem, locatie in Diemen; Mui, idem, locatie in Muiden. Metingen AOC(P17/NOX) Diemen niet gelukt.

4.1.3 Kralingen, Berenplaat en Braakman

Bij de pompstations Kralingen, Berenplaat en Braakman (Evides) wordt drinkwater bereid uit Maaswater na opslag in de spaarbekkens van de Brabantse Biesbosch. De temperatuur van dit water varieert van ca. 2°C tot 20 á 22°C door seizoeneffecten. Tevens varieert het chlorofyl-a gehalte van het water na verblijf in de spaarbekkens als gevolg van periodieke algenbloei (Fig. 4.8).

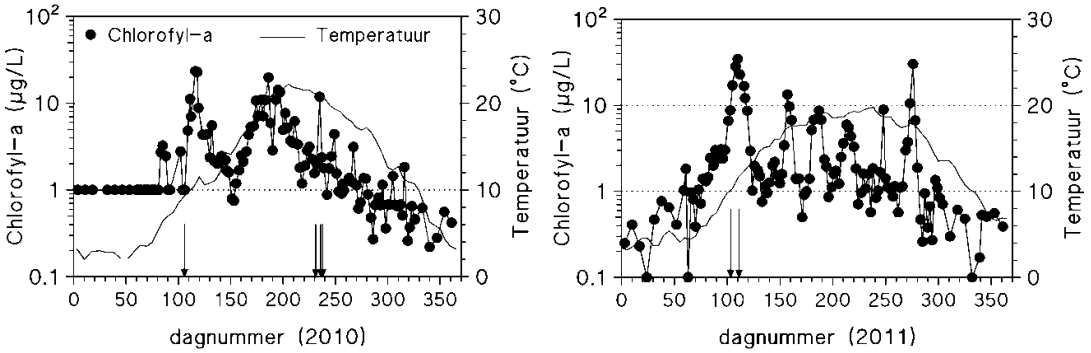


Fig. 4.8. Watertemperatuur en gehalte chlorofyl-a in het uitgaande water van de spaarbekkens van de Brabantse Biesbosch in 2010 en in 2011; waarnemingen < 2 µg/L begin 2010 zijn weergegeven als 1 µg/L. Pijlen duiden de dagen aan waarop monsters voor BPP-testen zijn genomen (zie Tabellen 4.3, 4.4 en 4.5).

De zuivering bij ps Kralingen omvat coagulatie (Fe)/vlokverwijdering, ozonisatie gevolgd door dubbellaagsfiltratie en AK-filtratie. Bij ps Braakman wordt coagulatie (Al)/flotatie toegepast, gevolgd door ozonisatie, dubbellaagsfiltratie en AK-filtratie. Bij ps Berenplaat wordt na coagulatie (Fe)/vlokverwijdering dubbellaagsfiltratie toegepast, gevolgd door UV en daarna AK-filtratie. Aan het AK-filtraat wordt bij deze pompstations een lage dosis ClO_2 (< 0,07 mg/L) toegevoegd en na een verblijf in de reinwaterkelder wordt het water gedistribueerd. In de periode 2008-2011 is een (beperkt) aantal monsters genomen voor de BPP-analyse, o.a. bij het onderzoek met de BBM bij de pompstations Kralingen en Berenplaat, en parallel aan onderzoek dat in opdracht van Evides is uitgevoerd (van der Kooij et al. 2010). BPP-metingen, meestal in combinatie met AOC(P17/NOX), zijn uitgevoerd van het water voor AK-filtratie, het AK-filtraat, het reinwater en water van enkele locaties in de distributiesystemen van ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman. Om informatie te krijgen over de invloed van de watertemperatuur op de BPP zijn metingen uitgevoerd in het voorjaar (watertemperatuur ca. 10°C) en in de zomer (watertemperatuur ca. 20°C).

De resultaten van de BPP-metingen en van het AOC(P17/NOX)-gehalte in het water na AK-filtratie en in het reinwater van de drie pompstations, zijn weergegeven in Tabellen 4.3, 4.4 en 4.5.

Uit de BPP-metingen met AK-filtraat bij ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman op 16 april 2010 komt naar voren dat het ATP-gehalte toenam in week 2 van de incubatieperiode (Fig. 4.9). In het AK-filtraat van ps Berenplaat daalde het ATP-gehalte gedurende de eerste dagen. In augustus 2010, bij een temperatuur van 20°C was BP in week 2 het hoogste bij ps Kralingen en het laagste bij ps Berenplaat. Uit de concentraties van AOC_7 en AOC_{14} blijkt dat de opname van afbreekbare stoffen in week 2 van de BPP-test groter was dan in week 1 (Tabellen 4.3, 4.4 en 4.5). De BP_{14}-waarden die werden bereikt in het AK-filtraat waren 21 ± 5,1 ng ATP/L bij ps Kralingen; 21 ± 8,6 ng ATP/L bij ps Berenplaat en 14,4 ± 2,4 ng ATP/L bij ps Braakman. BP_{14} bij ps Braakman verschilt echter niet significant van BP_{14} bij ps Kralingen, resp. ps Berenplaat.

Tabel 4.3. Microbiologische groeipotentie van het water voor en na actieve koolfiltratie (AK-filtraat), reinwater en het distributiesysteem van ps Kralingen

Locatie en datum	Temp (°C)	*TOC (mg/L)*	AOC (P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	*ATP_0 (ng/L)*	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	*$dAOC_{14}$* (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Aanvoer AKF										
13-04-2011	10,6	2,1	nb*	2,6 ± 0,5	18,2 ± 0,3	23,1 ± 0,7	257 ± 5**	18,2	24,8	42,9
21-04 2011	12,4	2,2	nb	2,7 ± 0,3	23 ± 0,9	27 ± 0,2	295 ± 10**	22,7	28,3	51,0
Gemiddelde	11,5 ± 1,3	2,15 ± 0,1	nvt	2,6 ± 0,1	20,5 ± 3,2	25,1 ± 2,8	276 ± 27	20,5 ± 3,2	26,5 ± 2,5	47 ± 5,8
AK-filtraat										
16-04-2010	9,0	1,9	27,3 ± 0,4	3,5 ± 0,7	13,1 ± 1,3	19,4 ± 0,3	180 ± 12	13,0	21,8	34,8
19-08-2010	20,6	1,3	12,1 ± 0,2	6,7 ± 0,2	11,6 ± 2,7	28,9 ± 0,1	219 ± 13	11,5	36	47,5
13-04-2011	10,6	2,1	nb	4,2 ± 0,7	12,5 ± 0,5	17,8 ± 1,3	179 ± 2**	12,45	19,8	32,2
21-04-2011	12,4	2,2	nb	4,6 ± 0,9	15,8 ± 0,5	19,3 ± 0,9	210 ± 5**	15,75	20,5	36,2
Gemiddelde	13,4± 6,2	2,0 ± 0,2	19,7 ± 10.7	4,8 ± 1,4	13,3 ± 1,8	21,3 ± 5,1	197 ± 21	13,2 ± 1,8[c]	24,5 ± 7,7	37,7 ± 6,7[c]
Rein (HD)										
18-06-2008	17,4	1,5	14,4 ± 0,2 $	2,8 ± 0	6,5 ± 1,0	20,6 ± 0	174 ± 3,5**	6,4#	26,5#	33#
19-08-2010	20,6	1,3	15,5 ± 1,4 $	3,0 ± 0,3	10,5 ± 1,9	21,2 ± 1,4	155 ± 3,4	10,3#	25,5#	35,9#
Gemiddelde	19 ± 2,2	1,6	15,0 ± 0,8	2,9 ± 0,1	8,5 ± 2,8	20,9 ± 0,4	165 ± 13,7	8,4 ± 2,8[c]	26 ± 0,7	34,4 ± 2,1[b]
Distributie@										
M: 19-08-2010	19,6	1,85	8,5 ± 0,5 $	1,4 ± 0,1	4,7 ± 0,3	9,7 ± 0,5	75 ± 3,0	5,1##	11,6##	16,7##
P: 19-08-2010	20,9	1,65	10,9 ± 0,5 $	2,6 ± 0,2	5,2 ± 0,07	10,6 ± 1,0	79 ± 1,4	4,7##	13,1##	17,7##
Gemiddelde	20,2 ± 0,9	1,7± 0,1	9,7 ± 1,7	2,0 ± 0,8	4,9 ± 0,4	9,2 ± 1,7	77 ± 2,8	4,9 ± 0,3[c]	12,3 ± 0,7	17,2 ± 0,5[c]

* nb, niet bepaald/niet beschikbaar; ** BPC op dag 15; # zonder AKF-ent; ## met AKF-ent; @ M, midden (Delft), P, perifeer (Capelle a/d IJssel); $, geen groei van stam P17; [a] significant (p<0,01) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant (p<0,05) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

Tabel 4.4. Microbiologische groeipotentie van het water voor en na actieve koolfiltratie (AK-filtraat), het reinwater en water uit het distributiesysteem van ps Berenplaat

Locatie en datum	Temp (°C)	TOC (mg/L)	AOC (P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d/ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Aanvoer AK-filters										
13-04-2011	10,2	nb	nb	49,6 ± 2,3	15,2 ± 0,9	14,9 ± 0	262 ± 14**	14,9	14,6	29,5
21-04-2011	11,9	nb	nb	256 ± 9	52,7 ± 3,9	31,4 ± 3,9	1070 ± 50**	52,1	30,8	82,9
Gemiddelde	11,1 ± 1,2	nvt	nvt	153 ± 146	34 ± 26	24 ± 7	666 ± 570	33,5 ± 26	22,7 ± 11,5	56,2 ± 38
AK-filtraat										
11-11-2009	11	1,6	6,1 ± 0,1	5,9 ± 0,1	8,0 ± 0,7*	12,0 ± 1,0	122 ± 0,7	7,9	13,55	21,5
16-04-2010	9,4	2,0	8,8 ± 0,3	27,2 ± 1,9	13,2 ± 0,9*	29,0 ± 1,2	268 ± 6,7	13,0	35,4	48,4
26-08-2010	20,4	1,9	6,8 ± 1,3	8,7 ± 1,0	8,2 ± 0,4*	11,7 ± 0,5	133 ± 9,9	8,1	13,0	21,1
13-04-2011	10,2	1,9	nb	26,3 ± 4,7	13,95 ± 0,7*	23,5 ± 2,4	273 ± 2**	13,7	27,3	40,9
21-04-2011	11,9	2,2	nb	50,4 ± 3,5	19,4 ± 1,6*	28,4 ± 0,5	392 ± 0,3**	19,0	31,9	50,9
Gemiddelde	12,6 ± 4,5	1,9 ± 0,2	7,2 ± 1,4	23,7 ± 18	12,6 ± 4,7	21 ± 8,6	238 ± 112	12,3 ± 4,6[c]	24,2 ± 10,4	36,6 ± 14,5[b]
Reinwater (HD)										
18-06-2008	14,7	1,5	5,7 ± 0,3	4,8 ± 1,9	12,6 ± 0,8	10,3 ± 4,0	114 ± 8,2	(12,5)#	10,1	(22,6)#
11-11-2009	11	1,7	15,3 ± 1,4	2,4 ± 0,4	5,0 ± 0,5	3,7 ± 0,2	45 ± 4,1	(4,9)#	3,6	(8,5)#
26-08-2010	20,4	1,7	12,0 ± 0,1	2,6 ± 0,2	10,0 ± 0,1	10,8 ± 0,5	124 ± 3,4 #	9,9 (3,1)#	10,9 (3,5)#	20,9 (6,6)#
Gemiddelde	15,4 ± 4,7	16 ± 0,1	11,0 ± 4,4	3,3 ± 1,3	9,2 ± 3,9	8,3 ± 3,9	94 ± 43	(9,1 ± 3,9)c	(7,0 ± 4,0)	(17,3 ± 7,7)[c]
Distributie@										
M: 26-08-2010	20,1	1,6	7,7 ± 0,1	1,4 ± 0,6	10,7 ± 0,9	11,6 ± 2,8	124 ± 15	10,7#	11,8#	22,5#
P: 26-08-2010	19,3	1,7	4,3 ± 0,8	3,6 ± 0,5	13,1 ± 1,3	20,7 ± 0,9	185 ± 24	13,0#	23,8#	36,8#
Gemiddelde	19,7± 0,6	1,65	6,0 ± 2,4	2,5 ± 1,6	11,9 ± 1,7	16,2 ± 6,4	155 ± 43	11,1 ± 1,2[c]	12,6 ± 5,9	23,8 ± 7[c]

* nb, niet bepaald/niet beschikbaar; ** BPC op dag 15, # met (zonder) AKF-ent; @ M, midden (Rozenburg) ; P, periferie (Hoek van Holland); [a] significant (p<0,01) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant (p<0,05) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

Tabel 4.5. Microbiologische groeipotentie van het water voor en na actieve koolfiltratie (AK-filtraat), het reinwater en water uit het distributiesysteem van ps Braakman

Locatie en datum	Temp (°C)	TOC (mg/L)	AOC (P17/NOX) (µg ac-C eq/L)	ATP_0 (ng/L)	BP_7 (ng ATP/L)	BP_{14} (ng ATP/L)	BPC_{14} (d/ng ATP/L)	AOC_7 (µg ac-C eq/L)	$dAOC_{14}$ (µg ac-C eq/L)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)
Aanvoer AKF										
13-04-2011	9,5	1,9	nb*	2,3 ± 0,45	8,6 ± 1,2	24,6 ± 22,8	153 ± 65**	8,6	31,2	39,8
21-04-2011	11,3	2,0	nb	3,0 ± 0,15	10,3 ± 0,5	15,2 ± 2,1	128 ± 4**	10,1	17,1	27,2
Gemiddelde	10,4 ± 1,3	1,95 ± 0,1	nvt	2,7 ± 0,5	9,5 ± 1,2	19,9 ± 6,6	141 ± 18	9,3 ± 1,1	24 ± 10	33,5 ± 8,9
AK-filtraat										
11-11-2009	nb	nb	9,7 ± 1,7	5,0± 0,6	13,8 ± 11	13,3 ± 10,3	164 ± 104	13,7	13	26,7
16-04-2010	8,9	1,8	12,0 ± 0,8	6,4 ± 0,2	9,6 ± 0,5	14,8 ± 3,1	142 ± 15	9,5	16,8	26,3
24-08-2010	19,9	1,9	9,3 ± 0,9	9,6 ± 0,2	17,6 ± 13,6	17,1 ± 1,0	197 ± 60	17,5	16,7	34,3
13-04-2011	9,5	1,9	nb	5,3 ± 0,7	7,6 ± 0,5	11,0 ± 0,2	116 ± 2**	7,5	12,3	19,8
21-04-2011	11,3	1,9	nb	6,1 ± 0,7	12,6 ± 2,1	15,7 ± 1,6	170 ± 3**	12,5	12,0	24,4
Gemiddelde	12,4 ± 5,1	1,9	10,3 ± 1,45	6,4 ± 1,8	12,3 ± 3,9	14,4 ± 2,4	158 ± 31	12,1 ± 3,9[c]	14,2 ± 2,4	26,3 ± 5,2[b]
Rein (HD)										
11-11-2009	nb	1,5	11,5 ± 0,5 $	2,0 ± 0,5	9,8 ± 0,1	4,7 ± 0,8	80 ± 6,7	(9,7)#	(4,6)#	(14,3)#
24-08-2010	19,9	1,9	8,9 ± 0,9 $	6,3 ± 0,2	11,2 ± 0,8	13,6 ± 0	158 ± 7,3	11,3 (6,9)#	14,5 (13,8)#	25,5 (20,7)#
Distributie@										
M: 25-08-2010	19,9	1,9	9,4 $	5,5 ± 0,5	7,7 ± 0,2	9,7 ± 0,9	112 ± 4,1	7,6#	10,4#	18,0#
P: 25-08-2010	17,7	1,9	7,5 ± 0,1 $	4,5 ± 0,5	9,5 ± 0,2	16,1 ± 1,4	155 ± 1,0	9,4#	18,6#	28,1#
Gemiddelde	18,8 ± 1,6	1,9	8,5 ± 1,3	5,0 ± 0,7	8,6 ± 1,3	12,9 ± 4,5	133 ± 30	8,5 ± 1,3[c]	14,5 ± 5,9	23 ± 7,2[c]

* nb, niet bepaald/niet beschikbaar; ** BPC op dag 15; # met (zonder) AKF-ent; @ M, midden, P, periferie; $, geen groei van stam P17; [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

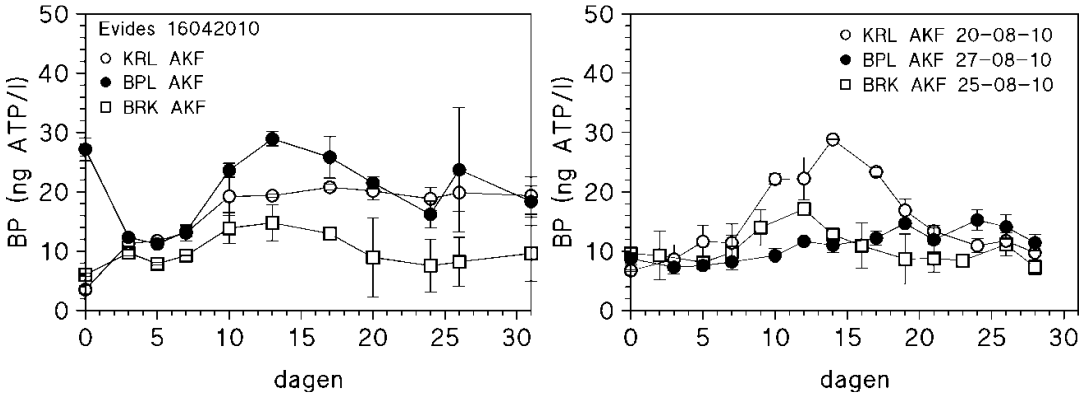


Fig. 4.9. Biomassaproductie (BP) in het AK-filtraat van ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman in april 2010 (8,5°C) en in augustus 2010 (20°C).

Het gehalte chlorofyl-a in het water uit de spaarbekkens van de Brabantse Biesbosch vertoonde in april 2011 een piek die duidt op algenbloei (Fig. 4.8). Het ATP-gehalte in de beide monsters vóór AK-filtratie bij ps Berenplaat was in april 2011 opvallend hoog (Tabel 4.4). In de BPP-test met deze monsters trad gedurende de eerste 3 dagen van de incubatieperiode een afname op van het ATP-gehalte, maar de cumulatieve biomassaproductie (BPC) van het water voor AK-filtratie was hoog (Fig. 4.10). Bij de pompstations Kralingen en Braakman werden op dezelfde data geen verhoogde ATP-concentraties waargenomen in het water voor en na AK-filtratie (Tabellen 4.3 en 4.5).

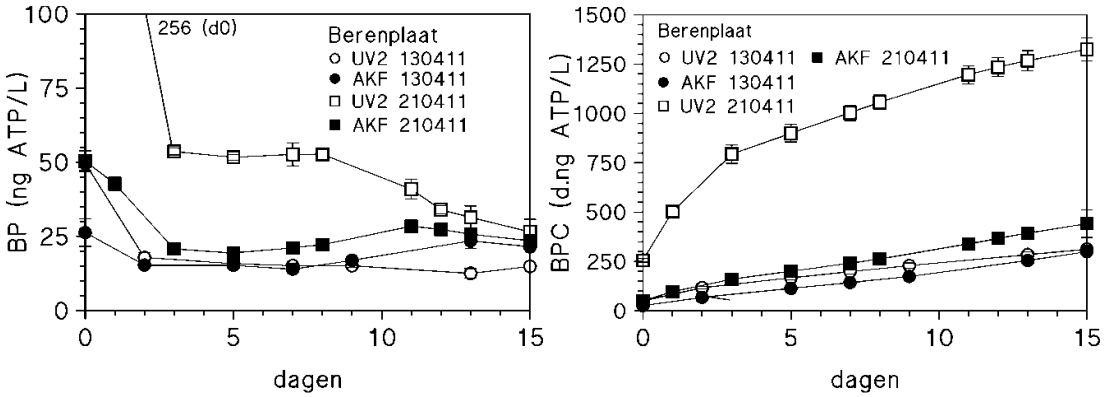


Fig. 4.10. BP en BPC van het water voor en na AK-filtratie bij ps Berenplaat in april 2011.

Metingen van BPP en AOC zijn uitgevoerd bij ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman in het AK-filtraat bij temperaturen van ca. 10 °C (april 2010; april 2011) en ca. 20°C (augustus 2010) in het AK-filtraat. In augustus 2010 is ook het uitgaande water (RW) en het water op enkele locaties in de distributiesystemen (D) bemonsterd, namelijk een locatie in het midden (M) en een locatie in de periferie (P). Uit Fig. 4.11 blijkt dat AOC(P17/NOX) in AKF bij ps Kralingen in augustus duidelijk lager was dan in april. AOC_{14} van het AK-filtraat was in augustus echter niet lager dan in april en was ca. 35 á 45 µg ac-C eq/L in het temperatuurtraject van 9 – 20°C. Op 20 augustus was AOC_7 in het distributiesysteem duidelijk lager dan 10 µg ac-C eq/L; AOC_{14} was hierbij 17 µg ac-C eq/L en lager dan in het AK-filtraat en in het reinwater. De monsters genomen uit het distributiesysteem zijn geënt met rivierwater (standaard) en met AK-filtraat, maar onduidelijk is of de resultaten van deze BPP-testen representatief zijn vanwege de invloed van ClO_2 op de bacteriegroei in het water (zie Hoofdstuk 2).

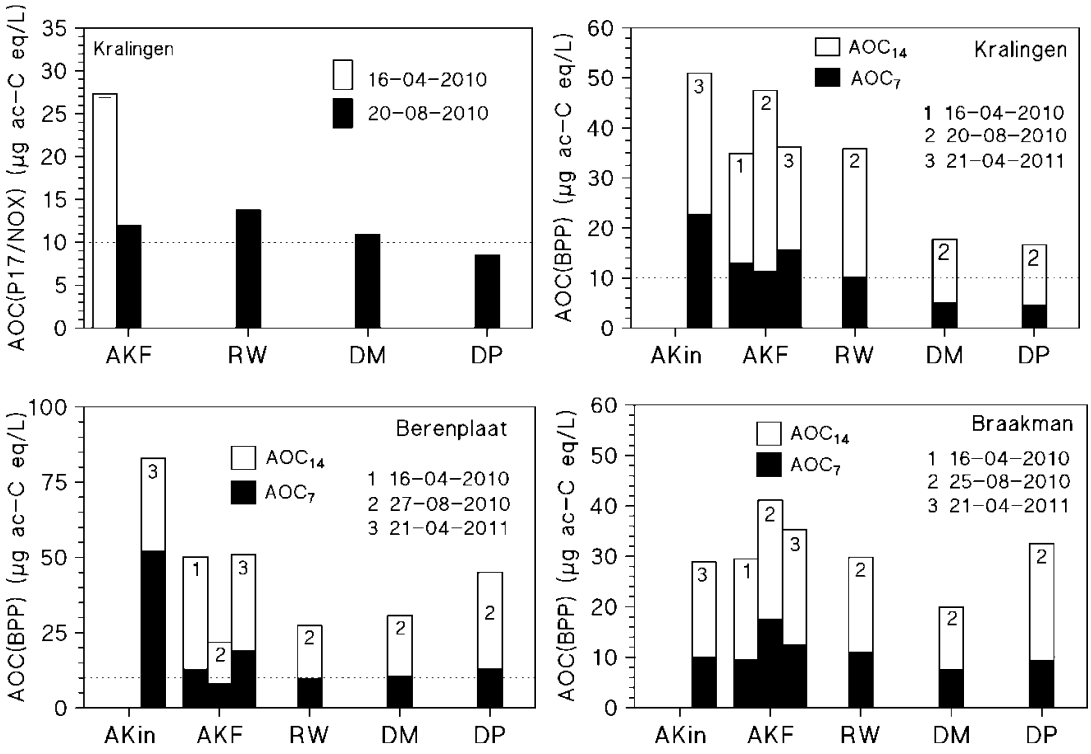


Fig. 4.11. AOC_7 en AOC_{14} van het water na AK-filtratie (AKF), het reinwater (RW) en op 2 locaties in het distributiesysteem bij ps Kralingen ps Berenplaat en ps Braakman. AKin, influent AK-filters; AKF, AK-filtraat; RW, reinwater; DM, distributiesysteem midden; DP, distributiesysteem, periferie

AOC_{14} van het AK-filtraat bij ps Berenplaat en ps Braakman was in april/augustus ca. 20 á 50 µg ac-C eq/L. In de distributiesystemen van deze pompstations was AOC_7 tussen 10 en 10 µg ac-C eq/L en AOC_{14} tussen 20 en 40 µg ac-C eq/L (Fig. 4.11; Tabellen 4.4 en 4.5). Uit deze metingen komen geen duidelijke verschillen naar voren tussen de drie pompstations. Opvallend is het hoge ATP-gehalte in het water voor en na AK-filtratie bij ps Berenplaat in april 2011 en ook in april 2010.

Tabel 4.6. AOC(A3) in reinwater en in het distributiesysteem

Watertype	*Datum*	*AOC(A3) (µg C/L)**	*AOC (P17/NOX) (µg C/L)*	*AOC(T) (µg C/L)***	*AOC_{14} (µg C/L)*
KRL, rein	20-08-2010	3,0 ± 0,7	15,5 ± 1,4 $	18,5	47,5
KRL, distributie (M)#	20-08-2010	0,02 ± 0,02	10,9 ± 0,5 $	10,9	17,2
BPL, AK-filtraat	11-11-2009	5,2 ± 0,3	6,1 ± 0,1	11,3	21,5
BPL, rein HD	11-11-2009	5,0 ± 0,8	15,3 ± 1,4 $	20,3	22,6##
BPL, rein HD	26-08-2010	5,7 ± 0,7	12,0 ± 0,1 $	17,7	20,9
BPL distributie (P)#	26-08-2010	4,4 ± 0,9	4,3 ± 0,8 $	8,7	36,8
BRK, AK-filtraat	11-11-2009	4,1 ± 0,8	9,7 ± 1,7	13,8	26,7
BRK, rein HD	11-11-2009	2,0 ± 0,1	11,5 ± 0,5 $	13,5	14,3##
BRK, rein	24-08-2010	4,3 ± 1,7	8,9 ± 0,9 $	13,2	25,5
BRK, distributie (P)	24-08-2010	2,6 ± 0,1	7,5 ± 0,1 $	10,1	28,1

* Koolhydraat-C equivalenten; ** AOC(A3)+ AOC(P17/NOX); # M, midden; P, periferie; ## zonder AKF ent; $ geen groei van stam P17

Enkele malen is het AOC-gehalte bepaald met *F. johnsoniae* stam A3 om het gehalte afbreekbare biopolymeren te bepalen (Tabel 4.6). AOC(A3) was meestal enkele microgrammen per liter, met de hoogste waarden bij ps Berenplaat. In de drie drinkwatertypen was AOC_{14} was steeds duidelijk hoger dat AOC(P17/NOX) + AOC(A3). Door het geringe aantal metingen kunnen geen harde conclusies worden getrokken m.b.t. eventuele verschillen tussen de drie pompstations.

4.1.4 Andijk

Bij ps Andijk (PWN) wordt het drinkwater bereid uit het water van het IJsselmeer na opslag in een spaarbekken. De temperatuur van het water varieert van enkele graden Celsius in de winter tot meer dan 20°C in de zomer en het gehalte chlorofyl-a is meestal hoger dan 10 µg/L (Fig. 4.12). De zuivering omvat microzeven, coagulatie/vlokkendekenfiltratie, snelfiltratie, H_2O_2-UV, AK-filtratie en microzeven. Aan het water voor de reinwaterkelder wordt een lage dosis ClO_2 toegevoegd. Onderzoek naar de biologische stabiliteit in diverse stadia van de zuivering en bij distributie is in 2010 uitgevoerd in opdracht van PWN. Een deel van de metingen van AOC(P17/NOX) en de resultaten van de BPP- testen is hieronder weergegeven.

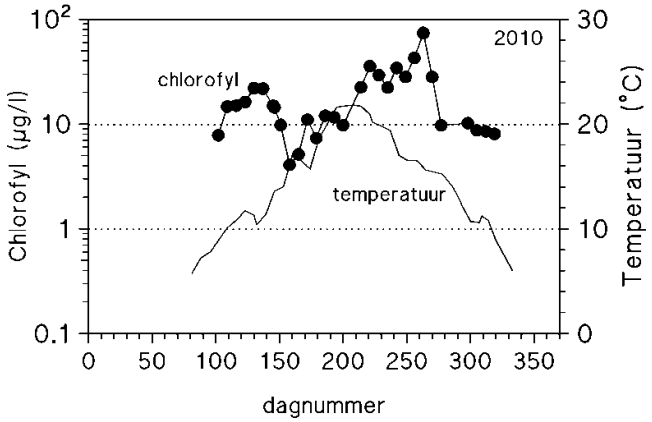


Fig. 4.12. Watertemperatuur en gehalte chlorofyl-a (in het uitgaande water van het spaarbekken bij ps Andijk in 2010.

Bij incubatie in de BPP-test nam het ATP-gehalte van het snelfiltraat langzaam toe en bereikte na 3 weken een maximum waarde (plateau), hetgeen duidt op de aanwezigheid van relatief moeilijk afbreekbare stoffen (Fig. 4.13). In het water na H_2O_2-UV werd binnen enkele dagen een duidelijke BP-toename waargenomen, waarschijnlijk door de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare laagmoleculaire organische stoffen die zijn gevormd door reacties van het H_2O_2/UV-proces met NOM-componenten. Na AK-filtratie trad geen snelle BP-toename op, maar na 14 dagen incubatie steeg de BP-waarde op 17 juni 2010 (dag 168) tot ca. 15 ng ATP/L. Ook op 23-11-2010 bevatte het AK-filtraat bestanddelen die na ca. 10 dagen incubatie groeibevorderend waren. In het reinwater van ps Andijk (kelder Andijk, kAN) trad binnen 3 dagen incubatie een duidelijke BP-toename op die duidt op omzetting van gemakkelijk afbreekbare stoffen, maar na 14 dagen incubatie werd geen BP-toename waargenomen zoals in het AK-filtraat. Toevoeging van 5 ml water uit een erlenmeyer met AK-filtraat op dag 35 leidde tot versterkte groei. In het water uit kelder Hoorn (kHRN, na uitwerking van het gedoseerde ClO_2) trad geen snelle groei op en nam BP (pas) toe na 25 dagen incubatie. De trage groei in water kAN en kHRN is waarschijnlijk het gevolg van de inactivatie van een deel van de autochtone bacteriën door ClO_2. De gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX) en AOC_7 en AOC_{14}

van het water na de diverse waterbehandelingsprocessen bij ps Andijk en in het distributiesysteem zijn weergegeven in Tabel 4.7 en Fig. 4.14.

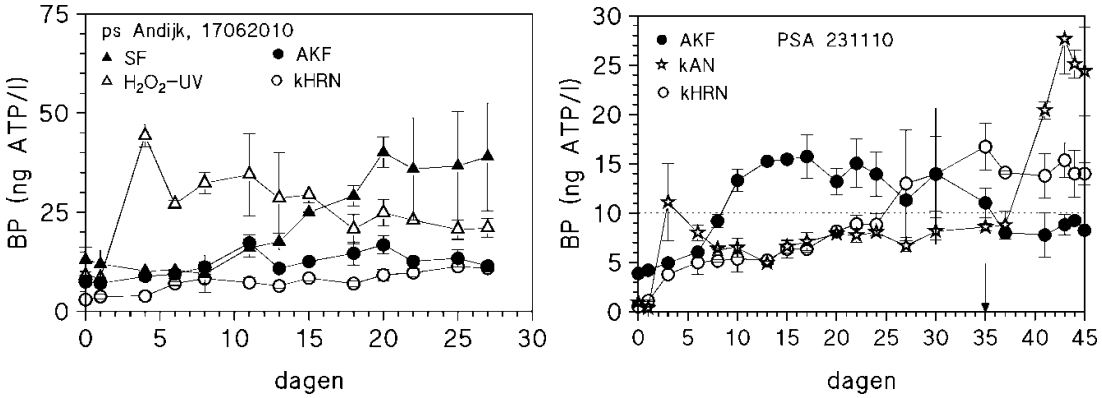


Fig. 4.13. Biomassaproductie (BP) in het water in diverse stadia van de zuivering bij ps Andijk op 17 juni 2010 (watertemperatuur: 16,2°C) en op 23 november 2010 (watertemperatuur: 8,6 °C). SF, snelfiltraat; H2O2-UV, water na H_2O_2-UV behandeling; AKF, filtraat van aktievekoolfilters; kAN, water uit kelder Andijk, kHRN, water uit kelder Hoorn.

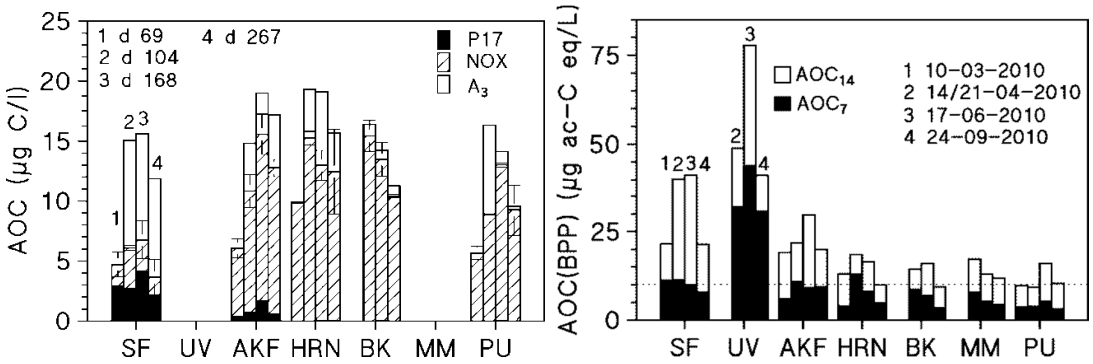


Fig. 4.14. AOC(P17/NOX) met AOC(A3) (links) en rechts: AOC(BPP) van het water in diverse stadia van de zuivering bij ps Andijk en bij distributie. SF, snelfiltraat; UV, na H_2O_2-UV; AKF, AK-filtraat, HRN, water na kelder HRN; BK, distributiesysteem bij Bovenkarspel; MM, distributiesysteem bij Middenmeer; PU, distributiesysteem bij Purmerend.

AOC(P17/NOX) van het snelfiltraat was lager dan 10 µg ac-C eq/L en AOC(A3) van het snelfiltraat was hoger dan 5 µg CH-C eq/L. Stam A3 benut polysacchariden en eiwitten die door de stam P17 en stam NOX niet worden omgezet, maar een relatief lange incubatieperiode (2 á 3 weken) was nodig voor het bereiken van het maximum koloniegetal. Metingen van AOC(P17/NOX) zijn niet uitgevoerd na H_2O_2-UV, maar AOC_7 in het water na UV is duidelijk hoger dan in het snelfiltraat. AOC(P17/NOX) van het AK-filtraat was meestal hoger dan 10 µg ac-C eq/L. Deze hogere concentraties zijn waarschijnlijk het gevolg van de invloed van H_2O_2-UV op NOM, waarbij AOC wordt gevormd.

Tabel 4.7. Gemiddelde waarden AOC(P17/NOX), AOC(A3), de parameters van de BPP-test en AOC berekend op basis van de BPP-test van het water in diverse stadia van behandeling bij ps Andijk en op drie locaties in het distributiesysteem

Watertype	*AOC (P17/NOX) (µg C/L)*	*AOC(A3) (ug C/L)**	*AOC(T) (ug C/L)***	*ATP_0* (ng/L)	*BP_7* (ng ATP/L)	*BP_{14}* (ng ATP/L)	*BPC_{14} (d.ng ATP/L)*	*AOC_7 (µg ac-C eq/L)*	*AOC_{14} (µg ac-C eq/L)*
Snelfiltraat	5,3 ± 1,4	8,4 ± 0,9	13,9 ± 2,5	11,3 ± 0,4	10,4 ± 2,0	17,7 ± 7,7	194 ± 60	10,3 ± 1,6[a]	31 ± 11[a]
Na H_2O_2/UV	nb#	nb	nb	10,1 ± 3,4	35,9 ± 7,3	20,7 ± 12,3	338 ± 99	35,7 ± 7,3	60 ± 19
AK-filtraat	11,3 ± 4,0	3,5 ± 0,4	16,6 ± 2,2	4,9 ± 1,9	9,1 ± 2,1	12,4 ± 3,3	130 ± 34	9,0 ± 1,0[c]	23 ± 4,8[a]
Kelder Hoorn@	12,6 ± 2,2	4,4 ± 1,7	17,9 ± 2,2	1,9 ± 0,9	7,3 ± 4,0	6,6 ± 1,6	88 ± 32	7,6 ± 4,0[b]	14,5 ± 3,8[c]
Distributie 1[##]	13,1 ± 2,5	0,7 ± 0,4	13,8 ± 2,9	1,5 ± 0,8	6,5 ± 2,7	6,5 ± 1,8	74 ± 25	6,5 ± 2,7[a]	13,2 ± 3,4[c]
Distributie 2	9,2 ± 3,0	2,7 ± 4,0	13,2 ± 3,6	2,1 ± 0,9	4,1 ± 0,9	6,4 ± 1,9	74 ± 11	4,1 ± 0,9[b]	11,3 ± 3,2[c]
Distributie 3	Nb	nb	nb	1,8 ± 0,8	6,3 ± 2,1	7,5 ± 1,3	63 ± 19	6,0 ± 1,8	14,0 ± 2,9

* Koolhydraat-C equivalenten; ** AOC-P17/NOX + AOC(A3); # nb, niet bepaald; @ de BPP-bepaling in het water uit kelder Hoorn en uit het distributiesysteem is beïnvloed (te laag) door het effect van de ClO_2-dosering op de autochtone bacterien in het water; ## Distributie 1, Bovenkarspel; Distributie 2, Purmerend; Distributie 3, Middenmeer; [a] significant ($p<0,01$) verschillend van AOC(P17/NOX); [b] significant ($p<0,05$) verschillend van AOC(P17/NOX); [c] geen significant verschil met AOC(P17/NOX).

In het distributiesysteem (bij Purmerend) was AOC-P17/NOX op enkele data lager dan 10 µg ac-C eq/L. Stam P17 leverde geen bijdrage aan dit AOC-gehalte door groeiremming na toepassing van ClO_2. De stammen NOX en A3 groeiden wel in dit water. AOC_7 was in het distributiesysteem eveneens lager dan 10 µg ac-C eq/L en AOC_{14} was steeds lager dan 15 µg ac-C eq/L. BPC_{14} was lager dan 100 d.ng ATP/L in het distributiesysteem, maar waarschijnlijk heeft de dosering van ClO_2 de uitvoering van de BPP-test in het distributiesysteem beïnvloed (zie ook hoofdstuk 2, par. 2.4), waardoor deze waarden niet representatief zijn.

4.2 Overzicht

Tabel 4.8 geeft een overzicht van de resultaten van de bepaling van AOC(P17/NOX) en van de BPP-test in het reinwater van de 20 pompstations.

4.3 Samenvatting

Uit de toepassing van de BPP-test, meestal in combinatie met de bepaling van AOC(P17/NOX), bij 8 DOW-pompstations en in de betreffende distributiesystemen komt het volgende naar voren:

- in het reinwater van ps Scheveningen, ps Katwijk en ps Leiduin veranderde de ATP-concentratie vrijwel niet in de incubatieperiode, was BPC_{14} gemiddeld lager dan 50 d.ng ATP/L en AOC(P17/NOX) en AOC_7 lager dan 5 µg ac-C eq/L;
- bij zes van de 8 DOW-locaties is geen significant verschil tussen AOC(P17/NOX) en AOC_7 waargenomen, maar het aantal metingen per locatie was laag. AOC(P17/NOX) was significant hoger dan AOC_7 in het reinwater van ps Katwijk en ps Weesperkarspel;
- bij 6 van de 8 DOW-locaties was AOC_{14} significant hoger dan AOC(P17/NOX). Dit was niet het geval in het reinwater van ps Weesperkarspel en ps Leiduin;
- de sterkste groei in de BPP-test is waargenomen in het water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel (BPC_{14} = 895 d.ng ATP/L);
- de sterkste groei in het reinwater (of AK-filtraat) is waargenomen bij ps Berenplaat (AK-filtraat) bij algenbloei (BPC_{14}= 443 d.ng ATP/L) en bij ps Weesperkarspel (reinwater) bij een temperatuur van ca. 2°C (BPC_{14} = 378 d.ng ATP/L);
- een snelle BP-toename (binnen enkele dagen) trad op in het water na ozonisatie (ps Weesperkarspel), na H_2O_2-UV (ps Andijk) en na ClO_2-dosering (ps Andijk);
- in een aantal watertypen werd de maximum BP-waarde bereikt na ca. 14 dagen incubatie, waarbij vanaf ca. 7 dagen incubatie sprake was van een BP-toename. BP_{14} was hoger dan 10 ng ATP/L in het reinwater van ps Weesperkarspel, ps Kralingen, ps Berenplaat (AK-filtraat) en ps Braakman (AK-filtraat);
- het AOC-gehalte in het reinwater van ps Weesperkarspel is afhankelijk van de watertemperatuur. Bij een temperatuur < 10 °C was AOC_7 > 10 µg ac-C eq/L. AOC(P17/NOX) en AOC_{14} waren hoger dan 15 µg ac-C eq/L bij een temperatuur < 15°C;
- in het distributiesysteem bij ps Weesperkarspel trad bij ca. 10 °C geen daling op van AOC_7 en AOC_{14}. Bij een temperatuur van 20°C trad in het distributiesysteem van ps Weesperkarspel wel een afname op van AOC(P17/NOX), en van AOC_7;
- ook bij een temperatuur van ca. 20°C werd in het AK-filtraat bij ps Kralingen versterkte groei waargenomen in week 2 van de incubatieperiode;

- BPC_{14}-waarden van het AK-filtraat bij ps Berenplaat, ps Kralingen en ps Braakman verschilden onderling niet significant, maar het aantal metingen was laag en de standaardafwijking hoog t.g.v. seizoeneffecten;
- tijdens een periode met een verhoogd chlorofyl-a gehalte in het water van de Brabantse Biesbosch in april 2011, werd bij ps Berenplaat in het water voor AK-filtratie een sterk verhoogd ATP-gehalte en een hoge BPC_{14} waargenomen. Bij ps Kralingen en ps Braakman werden op dezelfde data geen verhoogde waarden voor deze parameters waargenomen;
- bij het achterwege laten van een afdoende ent met autochtone bacteriën zijn BPC-waarden van water na ClO_2-dosering waarschijnlijk niet representatief voor de groeipotentie;
- AOC(A3) was lager dan 1 µg C/L in het reinwater van ps Weesperkarspel. Concentraties tot ca. 5 µg C/L werden waargenomen in het reinwater van ps Kralingen, Berenplaat, Braakman en Andijk. AOC_{14} was in deze monsters steeds hoger dan de som van AOC(P17/NOX) + AOC(A3).

Tabel 4.8. Overzicht van de resultaten van de bepaling van AOC(P17/NOX) en van de BPP-test in het reinwater (of het AK-filtraat) van 20 pompstations

Watertype/pompstation (waterleidingbedrijf)	Periode	TOC* (mg/L)	AOC (P17/NOX) (*µg ac-C eq/L*)	BPP-test					
				Aantal metingen	ATP_0 (*ng ATP/L*)	BP_7 (*ng ATP/L*)	AOC_7 (*µg ac-C eq/L*)	AOC_{14} (*µg ac-C eq* /L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)
Drinkwater uit aeroob grondwater									
Amersfoortseweg (Vitens)	2010-2011	0,3	0,95 ± 0,2 (2)	4	0,48 ± 0,6	0,94 ± 0,4	0,94 ± 0,4[c]	1,4 ± 0,8[c]	7,9± 4,3
Soestduinen (Vitens)	2010-2011	0,3	1,6 ± 0,3 (2)	2	1,1 ± 0,15	1,6 ± 0,6	1,6 ± 0,6[c]	4,0 ± 2,3[c]	22 ± 16
Drinkwater uit anaeroob GW									
Tull en 't Waal (Vitens) (NWG)**	2011	1,9	3,8 ± 0,9 (5)	10	4,4 ± 1,9	4,3 ± 1,3	4,3 ± 1,2[b]	9,7 ± 2,1[a]	62 ± 16
Oldeholtpade + IEX (Vitens)	2009 - 2011	4,2	4,9 ± 0,3 (4)	5	3,0 ± 0,7	3,5 ± 0,4	3,4 ± 0,4[a]	7,9 ± 1,1[a]	53 ± 7,0
Spannenburg *** (Vitens)	2009-2010	8,4	10,0 ± 1,4 (4)	4	10,8 ± 0,2	13,5 ± 1,1	13,3 ± 1,1[c]	32 ± 4,2[a]	200 ± 25
Sint Jansklooster - IEX (Vitens)	2010-2011	5,7	9,9 ± 3,0 (4)	3	3,8 ± 1,1	8,5 ± 2,6	8,4 ± 2,6[c]	18 ± 5,3[b]	113 ± 35
Haaren (BW)	2010 - 2011	2,4	2,7 ± 0,4 (3)	3	3,9 ± 1,5	3,5 ± 0,7	3,5 ± 0,7[c]	8,4 ± 2,5[b]	52 ± 15
Nuland (BW)	2010 - 2011	3,3	8,4 ± 0,9 (5)	4	7,2 ± 1,0	8,2 ± 1,6	8,1 ± 1,4[c]	15,7 ± 3,1[b]	110 ± 19
Breehei (WML)	2009 - 2011	2,4	3,2 ± 0,9 (4)	4	3,1 ± 0,1	3,4 ± 1,2	3,3 ± 1,2[c]	6,6 ± 1,6[b]	43 ± 8,1
Hanik (WML)	2009 - 2011	2,4	2,9 ± 0,5 (4)	4	2,6 ± 0,7	3,6 ± 1,6	3,5 ± 1,6[c]	7,1 ± 2,5[c]	47 ± 9,9
Zuidwolde (WMD)	2010 - 2011	4,3	8,2 ± 0,4 (2)	3	3,3 ± 1,6	5,4 ± 1,6	5,4 ± 1,6[c]	11,4 ± 2,5[c]	63 ± 14
Halsteren (Evides)	2011	3,3	4,7 ± 0,1 (1)	2	3,4 ± 0,5	4,6 ± 0,6	4,6 ± 0,70	7,3 ± 1,1	57 ± 2,1
Drinkwater uit oppervlaktewater (DOW)									
Scheveningen (Dunea)	2006 - 2011	2,0	3,7 ± 0,9 (3)	4	1,4 ± 0,3	2,9 ± 0,7	2,8 ± 0,7[c]	5,8 ± 1,2[b]	37 ± 6,7
Katwijk (Dunea)	2008-2011	2,4	3,9 ± 0,8 (4)	5	1,9 ± 0,2	3,0 ± 0,7	2,9 ± 0,7[b]	7,1 ± 0,4[a]	42 ± 4,3
Leiduin (Waternet)	2010 - 2011	1,1	5,7 ± 0,2 (3)	4	1,7 ± 0,6	3,0 ± 1,0	3,0 ± 1,0[c]	7,8 ± 2,6[c]	47 ± 17
Weesperkarspel (Waternet)[#]	2006 - 2011	3,3	18,0 ± 8,3 (12)	11	3,4 ± 1,4	9,4 ± 5,6	9,4 ± 5,6[a]	22 ± 10,6[c]	146 ± 104
Kralingen, AKF (Evides)	2008-2011	1,9	19,7 ± 10,7 (2)	4	4,8 ± 1,4	13,3 ± 1,8	13,2 ± 1,8[c]	38 ± 6,7[a]	197 ± 21
Berenplaat, AKF (Evides)	2008 - 2011	2,0	7,2 ± 1,4 (3)	5	23,7 ± 17,8	12,6 ± 4,7	12,3 ± 4,6[c]	37 ± 14[b]	238 ± 112
Braakman, AKF (Evides)	2009 - 2010	1,9	10,3 ± 1,5 (3)	5	6,4± 1,8	12,3 ± 3,9	12,1 ± 3,9[c]	26 ± 5,2[a]	158 ± 31
Andijk, AKF (PWN)	2010	1,5	11,3 ± 4,0 (4)	4	4,9 ± 1,9	9,1 ± 2,1	9,0 ± 1,0[c]	23 ± 4,8[a]	130 ± 34

* gemiddelde in 2010 (REWAB 2010); ** monsters genomen in Nieuwegein (Distributie Tull en 't Waal); ***, zuivering zonder IEX; #, zonder de meting op 22012010 (bij 2°) in verband met vergelijking met andere locaties; [a], significant verschillend ($p < 0,01$) van AOC(P17/NOX); [b], significant verschillend ($p < 0,05$) van AOC(P17/NOX); [c], niet significant verschillend van AOC(P17/NOX).

5 Verbanden tussen de parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX) resp. TOC

5.1 Inleiding

In de hoofdstukken 3 en 4 zijn de resultaten beschreven van de toepassing van de BPP-test in praktijksituaties bij 20 pompstations. Tevens zijn de resultaten vermeld van de metingen met AOC(P17/NOX) die hierbij werden uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt geanalyseerd welke relaties bestaan tussen de parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX) en ook het NOM-gehalte (gemeten als DOC of TOC). Deze analyse zijn uitgevoerd voor alle metingen en voor de metingen per drinkwatertype. De parameters van de BPP-test betreffen BP_7 en BPC_{14}, en ook AOC_7 en AOC_{14}. Doel van deze analyse is (i) het bepalen van de bruikbaarheid van de BPP-test voor het meten van microbiologische groeipotentie van (drink)water, en (ii) verkrijgen van meer inzicht in de (betekenis van de) meting van de groeipotentie in een batchtest.

5.2 Onderlinge relaties tussen BPP-parameters

5.2.1 BP_7 en AOC_7

BP_7 is de maximum ATP-concentratie als gevolg van groei en/of handhaving, gemeten in een monster van het te onderzoeken water in een incubatieperiode van 7 dagen,. Een hoog ATP-gehalte op dag 0 (ATP_0) gevolgd door een afname bij incubatie kan geen dienst doen als BP_7. AOC_7 (µg ac-C eq/L) is berekend uit BP_7 (ng ATP/L) met behulp van de formule: $AOC_7 = (BP_7\text{-}BP_M)/Y_{BP} + (m_{ATP} \times 7\ BP_M)$, waarbij m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/d.ng ATP en Y_{BP}= 1 ng ATP/µg ac-C. Dit betekent dat AOC_7 numeriek vrijwel gelijk is aan BP_7. Beide parameters zijn hieronder naast en door elkaar gebruikt.

5.2.2 AOC_7 en AOC_{14}

AOC_{14} is gebaseerd op de berekening van AOC_7 en $dAOC_{14}$ zoals is beschreven in Hoofdstuk 2 (par. 2.5.3). $AOC_{14}/AOC_7 < 2$ duidt op groei in week 1 t.g.v. de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare stof(fen). $AOC_{14}/AOC_7 > 2$ (dus $dAOC_{14}>AOC_7$) duidt op (verdere) groei in week 2 van de incubatieperiode als gevolg van de aanwezigheid van moeilijk afbreekbare stof(fen). In deze situaties is $BP_{14} > BP_7$. $AOC_{14}/AOC_7 = 2$ duidt op een constante opname van afbreekbare stof(fen) in de tijd als gevolg van handhaving van de biomassa. In Tabel 5.1 zijn de kengetallen van de AOC_{14}/AOC_7-verhouding in watermonsters van de DGW- en de DOW-locaties weergegeven. Bij de DGW-locaties werden de hoogste AOC_{14}/AOC_7 -verhoudingen (2,9 resp. 3,9) waargenomen in water uit het distributiesysteem van ps Oldeholtpade. Bij de DOW-locaties werden AOC_{14}/AOC_7-verhoudingen > 4 waargenomen in het snelfiltraat van ps Andijk (4,1), het AK-filtraat van ps Kralingen (4,1), en het reinwater van ps Weesperkarspel (4,4). Bij de DOWB-locaties en ps Spannenburg (zonder IEX) is deze verhouding relatief hoog als gevolg van groei in de tweede week van de incubatieperiode ($BP_{14} > BP_7$). Tussen AOC_7 en AOC_{14} in monsters van de DGW- en DOW-locaties bestaan significante relaties (Fig. 5.1; Tabel 5.2). Bij de DOWD-locaties ps Scheveningen, ps Katwijk en de DGW-locaties zonder ps Spannenburg is de gemiddelde waarde van AOC_{14} ca. 2 x hoger dan de gemiddelde waarde van AOC_7.

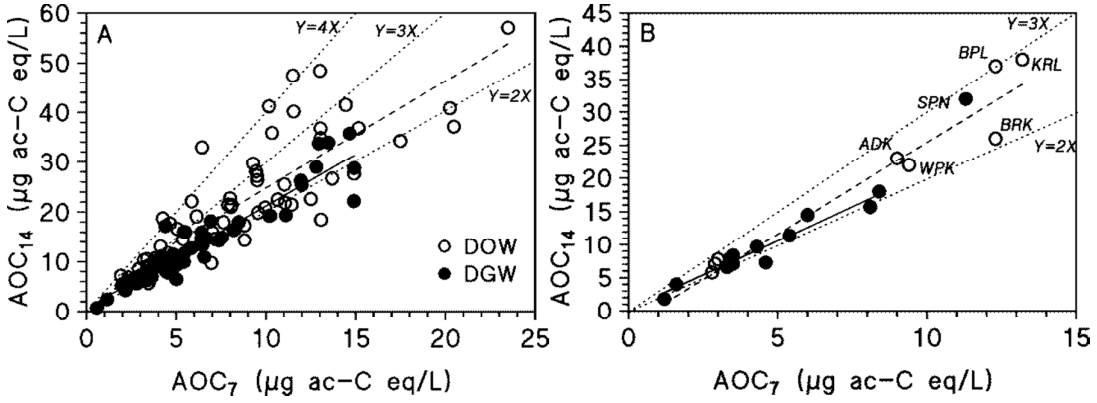


Fig. 5.1. A: Verband tussen AOC_7 en AOC_{14} bij gepaarde metingen in monsters van de DGW-locaties (n=55) en de DOW-locaties (n=65). De onderbroken lijn geeft de relatie voor de DOW-locaties; de getrokken lijn geeft de relatie voor de DGW-locaties. B: Verband tussen de gemiddelde waarden van AOC_7 en AOC_{14} in het reinwater van deze locaties. Onderbroken lijn: alle locaties; getrokken lijn: DGW – ps Spannenburg (SPN) + ps Scheveningen en ps Katwijk.

Tabel 5.1 Verhouding tussen AOC_{14} en AOC_7 resp. tussen AOC_{14} en BPC_{14} in monsters van de DGW- en DOW-locaties

Karakteristiek	AOC_{14}/AOC_7		AOC_{14}/BPC_{14} (µg ac-eq/d.ng ATP)	
	DGW (n=55)	DOW (n=65)	DGW (n=55)	DOW (n=65)
Min-max	1,3 - 3,9	1,4 – 4,4	0,12 – 0,22	0,13 – 0,24
Gem. ± sd	2,2 ± 0,4	2,6 ± 0,7	0,16 ± 0,02	0,18 ± 0,03
P50	2,2	2,6	0,16	0,17
P90	2,6	3,6	0,18	0,22

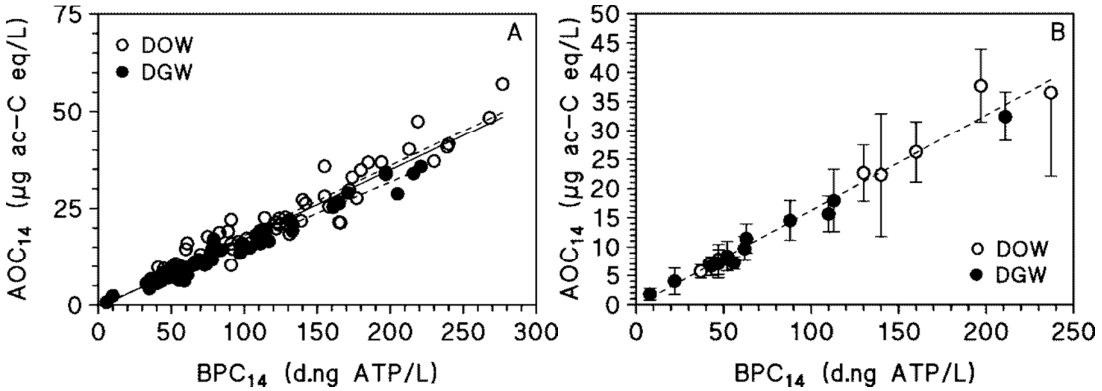


Fig. 5.2. A: Relatie tussen AOC_{14} en BPC_{14} in 55 monsters van 12 DGW-pompstations en in 65 monsters van 8 DOW-pompstations. Onderbroken lijnen: relaties bij de DGW-, resp. DOW-locaties; getrokken lijn: relatie tussen de metingen bij de DGW- en de DOW-locaties. B: relatie tussen deze parameters bij de gemiddelde waarden van de metingen in het reinwater (cq. AK-filtraat) bij 20 pompstations.

5.2.3 BPC_{14} en AOC_{14}

BPC_{14}, de cumulatieve biomassaproductie na 14 dagen incubatie in de BPP-test, is een maat voor de concentratie van afbreekbare stoffen die zijn omgezet bij de vorming (groei) en handhaving van de actieve biomassa. Tussen AOC_{14} en BPC_{14} in de monsters van de

DGW-pompstations en de DOW-pompstations afzonderlijk, en deze monsters gecombineerd, bestaan zeer significante relaties (Fig. 5.2; Tabel 5.2). Ook tussen de gemiddelde waarden van BPC_{14} en AOC_{14} in het reinwater van de DGW- en de DOW-pompstations bestaan zeer significante relaties (Fig. 5.2; Tabel 5.2). Met toepassing van AOC_{14} = (0,177 ± 0,004) x BPC_{14} – (0,61 ± 0,51) kan dus een nauwkeurige schatting (95% betrouwbaarheidsinterval ± 5%) van AOC_{14} worden verkregen.

Tabel 5.2. Correlaties en lineaire verbanden tussen de (gemiddelde) waarden van de parameters van de BPP-test en tussen deze paramaters en AOC(P17/NOX) bij 12 DGW- en 8 DOW-pompstations*

X-as	*Y-as*	*Watertype/monsters ***	*a*	*b*	R^2	*p*
AOC_7	AOC_{14}	DGW (n=55)#	2,06 ± 0,1	0,62 ± 0,7	**0,89**	<<0,001
AOC_7	AOC_{14}	DOW (n=65)#	2,15 ± 0,17	3,25 ± 1,6	0,72	<<0,001
AOC_7	AOC_{14}	DOW+DGW (20 locaties)	2,76 ± 0,16	-2,25± 1,1	**0,94**	<<0,001
AOC_7	AOC_{14}	DGW-SPN+SCH+KWK	2,05 ± 0,145	0,28 ± 0,68	**0,94**	<<0,001
BPC_{14}	AOC_{14}	DGW (n=55) #	0,16 ± 0,004	-0,17 ± 3,9	**0,97**	<<0,001
BPC_{14}	AOC_{14}	DOW (n=65) #	0,18 ± 0,006	0,03 ± 0,83	**0,93**	<<0,001
BPC_{14}	AOC_{14}	DOW+DGW (n=120)#	0,177 ± 0,004	0,61 ± 0,51	**0,94**	<<0,001
BPC_{14}	AOC_{14}	DOW (8 locaties)	0,167 ± 0,01	0,047 ± 1,7	**0,97**	<<0,001
BPC_{14}	AOC_{14}	DGW (12 locaties)	0,151 ± 0,04	0,33 ± 0,42	**0,99**	<<0,001
BPC_{14}	AOC_{14}	DOW+DGW (20 locaties)	0,164 ± 0,006	-0,18 ± 0,64	**0,98**	<<0,001
AOCPN##	BP_7	DGW (n=55) #	0,83 ± 0,08	1,16 ± 0,6	0,68	<<0,001
AOCPN	BP_7	DOW (n=65) #	0,45 ± 0,06	3,3 ± 0,8	0,46	<<0,001
AOCPN	BP_7	DOW+DGW (20 locaties)	0,74 ± 0,12	1,4 ± 1,0	0,65	<<0,001
AOCPN	BP_7	DGW-SPN+SCH+KWK	0,71 ± 0,1	1,0 ± 0,5	**0,82**	<<0,001
AOCPN	AOC_7	DOW + DGW (20 locaties)	0,70 ± 0,13	1,6 ± 1,0	0,60	<<0,001
AOCPN	AOC_7	DGW - SPN+KWK+SCH	0,71 ± 0,08	0,8 ± 0,4	**0,87**	<<0,001
AOCPN	AOC_7	WPK + LDN#	0,62 ± 0,08	-0,5 ± 1,6	**0,80**	<<0,001
AOCPN	AOC_{14}	DGW (n=55) #	1,65 ± 0,19	3,1 ± 1,4	0,58	<<0,001
AOCPN	AOC_{14}	DOW (n=65) #	1,01 ± 0,17	9,7 ± 2,2	0,36	<<0,001
AOCPN	AOC_{14}	DOW + DGW (n=120) #	1,20 ± 0,12	6,9 ± 1,26	0,46	<<0,001
AOCPN	AOC_{14}	DOW+DGW (20 locaties)	1,82 ± 0,4	2,7 ± 3,1	0,54	<<0,001
AOCPN	AOC_{14}	DGW - SPN+KWK+SCH	1,45 ± 0,2	1,7± 1,0	**0,82**	<<0,001
AOCPN	AOC_{14}	WPK + LDN (n=16) #	1,14 ± 0,14	2,7 ± 2.5	**0,82**	<<0,001
AOCPN	BPC_{14}	DGW (n= 55) #	10,3 ± 1,2	20,8 ± 8,4	0,60	<<0,001
AOCPN	BPC_{14}	DOW (n=65) #	5,06 ± 0,99	61 ± 12	0,29	<< 0,001
AOCPN	BPC_{14}	DGW (12 locaties)	13,9 ± 2,8	1,1 ± 11,2	0,68	<< 0,001
AOCPN	BPC_{14}	DGW+DOW (20 locaties)	10,6 ± 2,2	19 ± 17	0,56	<< 0,001
AOCPN	BPC_{14}	DGW-SPN+SCH+KWK (13)	9,8 ± 1,4	9,8 ± 7,5	**0,81**	<< 0,001
AOCPN	BPC_{14}	WPK + LDN (n=16) #	7,3 ± 0,7	8,4 ± 12	**0,89**	<< 0,001
BPC_{14}	dAOCPN$	7 DGW + 11 DOW (n=18)	0,045 ± 0,007	1,0 ± 0,9	0,72	<<0,001
dAOC	AOCPN	7 DGW + 11 DOW (n=18)	0,37 ± 0,03	1,1 ± 0,5	**0,88**	<<0,001

* lineaire verband: Y = a X + b; niet significante correlaties (p > 0,01) zijn niet vermeld; ** DOW, drinkwater uit oppervlaktewater; DGW, drinkwater bereid uit grondwater; n, totale aantal onderzochte monsters van betreffende pompstations, inclusief gedeeltelijk behandeld water; locaties: gemiddelde waarden van de metingen in het reinwater cq. AK-filtraat; # gepaarde metingen; ##AOCPN=AOC(P17/NOX); $ AOC-afname experimenten.

5.2.4 BPC_{14} en BPC_{28}

BPC_{28} is de cumulatieve biomassaproductie na 4 weken incubatie in de BPP-test. Deze incubatieperiode is veel langer dan de verblijftijd van het drinkwater in het distributiesysteem, maar niet uitgesloten kan worden dat bepaalde afbreekbare stoffen, die de groei bevorderen na meer dan 14 dagen incubatie, onder bepaalde omstandigheden achterblijven in het distributiesysteem en als voeding dienen voor

(micro-)organismen. Uit de in hoofdstukken 3 en 4 gepresenteerde resultaten blijkt dat BPC in een aantal drinkwatertypen ook na 14 dagen incubatie lineair toeneemt in de tijd. Zelfs bij voortzetting van de incubatie tot 100 dagen nam het ATP-gehalte van het reinwater van ps Hanik en ps Breehei niet af en nam BPC dus voortdurend toe (Fig. 3.7).

5.3 Relaties tussen BPP-parameters en AOC(P17/NOX)

5.3.1 Overzicht

Fig. 5.3 geeft een overzicht van de gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX), AOC_7 en AOC_{14} in het reinwater (of AK-filtraat) van de onderzochte pompstations (zie Tabel 4.8), gerangschikt op basis van AOC(P17/NOX). Door het duidelijke seizoeneffect bij de DOWB-locaties en het geringe aantal AOC(P17/NOX)-bepalingen is deze rangschikking mogelijk niet geheel representatief. Van belang zijn echter vooral de onderlinge verhoudingen tussen AOC(P17/NOX) en AOC_7 resp. AOC_{14}. Bij de DGW-locaties was AOC_{14} het hoogste bij ps Spannenburg (zonder IEX). Bij de DOW-pompstations was AOC_{14} het hoogste bij ps Berenplaat en ps Kralingen en het laagste bij ps Scheveningen en ps Katwijk. AOC_{14} (gemiddelde + sd) was lager dan 10 µg ac-C eq/L bij 8 pompstations, waaronder drinkwater bereid uit zuurstofhoudend grondwater en drinkwater bereid uit oppervlaktewater via duinpassage.

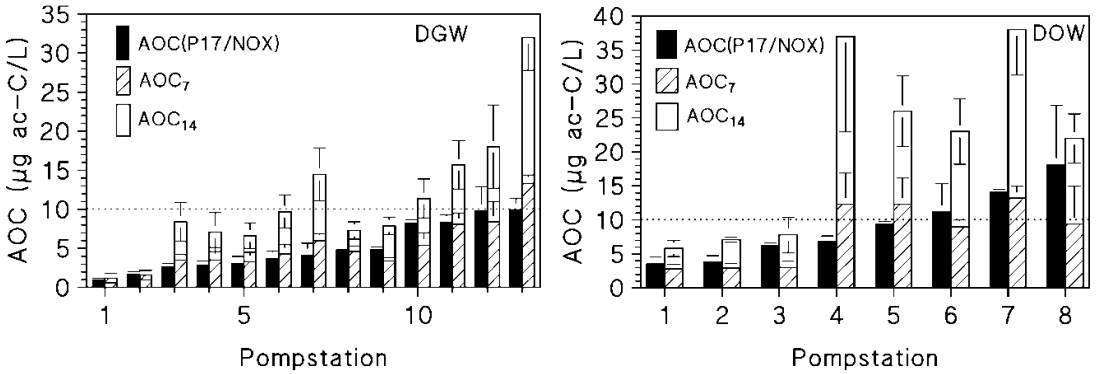


Fig. 5.3. Rangschikking van de DGW-pompstations en de DOW-pompstations op basis van AOC(P17/NOX) van het reinwater (of AK-filtraat). DGW-locaties: 1, Amersfoortseweg; 2, Soestduinen; 3, Haaren; 4, Hanik; 5, Breehei, 6, Nieuwegein, distributie Tull en 't Waal; 7, Spannenburg na IEX; 8, Halsteren; 9, Oldeholtpade (IEX); 10, Zuidwolde; 11, Nuland; 12, Sint Jansklooster; 13, Spannenburg (zonder IEX). DOW-locaties: 1, Scheveningen; 2, Katwijk; 3, Leiduin; 4, Berenplaat, AK-filtraat; 5, Braakman, AK-filtraat; 6, Andijk, AK-filtraat; 7, Kralingen, AK-filtraat; 8, Weesperkarspel.

5.3.2 Relatie BP_7 (AOC_7) en AOC(P17/NOX)

Een BP_7/AOC(P17/NOX)-verhouding < 1 ng ATP/µg ac-C eq., d.w.z. AOC_7 < AOC(P17/NOX), betekent dat met AOC(P17/NOX) een hogere concentratie van afbreekbare stof(fen) is waargenomen dan in de BPP-test na 7 dagen incubatie. De stoffen die hierbij bijdragen aan AOC(P17/NOX) worden (waarschijnlijk) in de BPP-test opgenomen na meer dan 7 dagen incubatie. Een BP_7/AOC(P17/NOX)-verhouding > 1 ng ATP/µg ac-C eq duidt op de aanwezigheid van afbreekbare stoffen die niet worden waargenomen met AOC(P17/NOX), d.w.z. niet worden benut door de teststammen.

De BP_7/AOC(P17/NOX)-verhouding in 65 monsters van DOW-pompstations met gepaarde metingen ligt tussen 0,3 (reinwater ps Weesperkarspel) en 3,1 (ps Berenplaat distributie) ng ATP/µg ac-C eq met een gemiddelde van 0,9 ± 0,6 ng ATP/µg ac-C eq. In 73% van deze monsters was de verhouding <1 ng ATP/µg ac-C eq. In gepaarde metingen

in 55 monsters van de DGW-pompstations varieerde deze verhouding van 0,4 (ps Zuidwolde) tot 2,1 (ps Hanik) met een gemiddelde van 1,1 ± 0,4 ng ATP/µg ac-C eq. In 45% van deze monsters was BP_7/AOC(P17/NOX) < 1 ng ATP/µg ac-C eq. Tussen AOC(P17/NOX) en BP_7 (gepaarde metingen) in de monsters van de DOW-pompstations, en ook bij de monsters van de DGW-pompstations bestaan zeer significante relaties, maar de relatieve lage R^2 (Fig. 5.4; Tabel 5.2) betekent het verband tussen de beide parameters zwak is. Tussen de gemiddelde waarden van BP_7 en AOC(P17/NOX) in het reinwater van de DGW-pompstations (zonder ps. Spannenburg) bestaat een statistisch significante relatie (Tabel 5.2; Fig. 5.4). Dit is ook het geval voor de DGW- en DOW-pompstations gecombineerd, maar niet bij de DOW-pompstations (p=0,06). In het reinwater van ps Braakman AKF; ps Berenplaat (AKF) en ps Spannenburg (rein zonder en met IEX) was het gemiddelde van AOC_7 duidelijk hoger dan het gemiddelde van AOC(P17/NOX) (Tabel 4.8; Fig. 5.4), maar deze verschillen waren niet statistisch significant door de relatief grote standaardafwijkingen als gevolg van seizoeneffecten en het geringe aantal metingen.

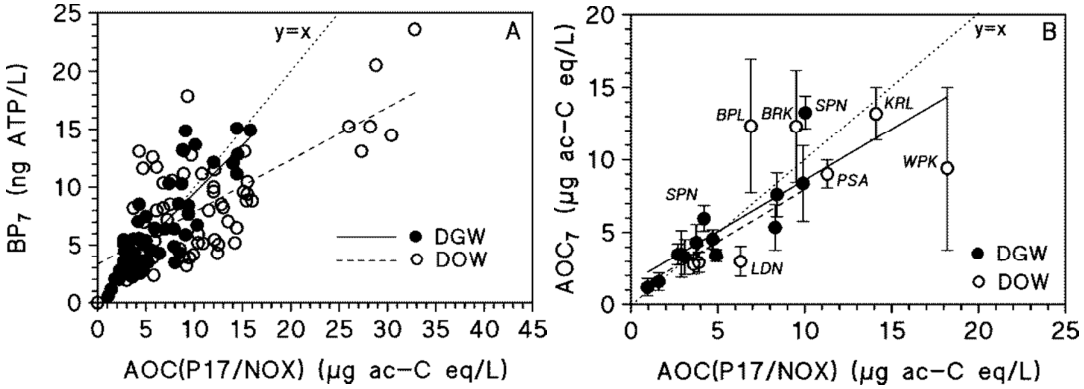


Fig. 5.4 A: Relatie tussen de gepaarde metingen van BP_7 en AOC(P17/NOX) bij de DGW- en de DOW-pompstations; B: relatie tussen de gemiddelde waarden van AOC_7 en AOC(P17/NOX) in het reinwater van deze pompstations. Getrokken lijn: alle pompstations; onderbroken lijn DGW-SPN plus SCH en KWK.

5.3.3 Relatie AOC_{14} en AOC(P17/NOX)

In 55 monsters van de DGW-pompstations varieerde AOC_{14}/AOC(P17/NOX) van 0,82 (ps Nuland, diep) tot 4,5 (ps Hanik rein), met een gemiddelde van 2,6 ± 0,9 (P50 = 2,6). In 30% van deze monsters was AOC_{14}/AOC(P17/NOX) > 3. Waarden > 4,0 (6 monsters) werden waargenomen in het reinwater van ps Spannenburg zonder en met IEX, drinkwater uit het distributiesysteem van ps Oldeholtpade, Hanik reinwater en drinkwater locatie Nieuwegein. Bij de gepaarde metingen in 65 monsters van DOW-pompstations varieerde de AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding van 0,7 (ps Weesperkarspel, reinwater) tot 8,6 (ps Berenplaat, distributie), met een gemiddelde van 2,3 ± 1,5. De meeste waarden < 1 werden waargenomen in het gedistribueerde water van ps Andijk en zijn waarschijnlijk voornamelijk het gevolg van de invloed van de ClO_2-dosering op de autochtone bacteriën, waardoor de groei in de BPP-test werd belemmerd. In 20% van de monsters was de verhouding > 3. Waarden > 4 (6 monsters) werden waargenomen bij de pompstations Berenplaat (AKF, distributie periferie) en Andijk (na snelfiltratie). De relaties tussen de gepaarde metingen van AOC_{14} en AOC(P17/NOX) in de monsters van de DGW- en DOW-locaties zijn weergegeven in Fig. 5.5.

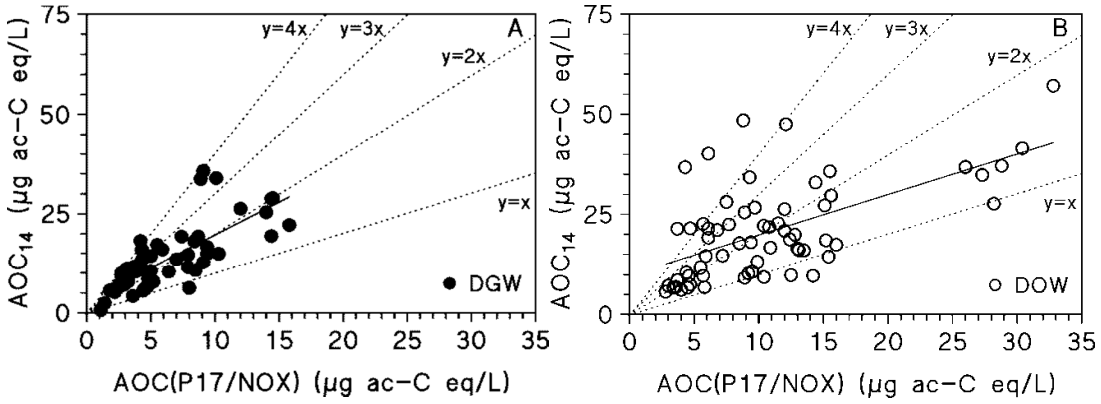


Fig. 5.5 A: Verband tussen AOC_{14} en AOC(P17/NOX) bij gepaarde metingen in 55 monsters van DGW-pompstations; B: idem in 65 monsters van de DOW-pompstations.

Tussen de concentraties van AOC_{14} en AOC(P17/NOX) in 55 monsters van de DGW-locaties (gepaarde metingen) bestaat een zeer significant verband, maar het verband is relatief zwak (R^2=0,58). Ook in 65 monsters van DOW-locaties en alle monsters gecombineerd zijn de relaties significant, maar met lagere waarden voor R^2 (Tabel 5.2). Opvallend is dat de concentratie van AOC_{14} in een aantal monsters van DOW-locaties niet veel verschilt van de concentratie van AOC(P17/NOX). Deze monsters zijn voornamelijk afkomstig van ps Weesperkarspel en ps Leiduin en apart weergegeven in Fig. 5.6 A. Hierbij zijn ook de concentraties van AOC_7 opgenomen. De gepaarde metingen met de BPP-test en AOC(P17/NOX) in het reinwater van ps Weesperkarspel en ps Leiduin tonen significante relaties tussen AOC_7 resp. AOC_{14} en AOC(P17/NOX) (Fig. 5.6; Tabel 5.2). AOC_7 is hierbij ca. 60% van AOC(P17/NOX) en AOC(P17/NOX) is gemiddeld 80 ± 27% van AOC_{14}. De AOC_{14}-waarden in het AK-filtraat van ps Weesperkarspel liggen boven de lijn die de relatie weergeeft tussen AOC_{14} en AOC(P17/NOX) in het reinwater (filtraat langzame zandfilters). Dit verschil duidt waarschijnlijk op de aanwezigheid van stoffen die werden verwijderd bij de langzame zandfiltratie en niet bijdrage aan AOC(P17/NOX). Bij 2°C was AOC_{14} (ca. 90 µg ac-C eq/L) veel hoger dan AOC(P17/NOX). Een mogelijke verklaring voor dit verschil is doorslag van afbreekbare stoffen die niet werden benut voor groei van de teststammen P17 en NOX.

In het water na snelfiltratie (SF) bij ps Andijk werd een AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding hoger dan 6 waargenomen. Het AOC(A3)-gehalte bepaald met *F. johnsoniae* stam A3, die polysacchariden en eiwitten kan benutten, was in SF hoger dan AOC(P17/NOX) (Fig. 5.6). AOC_{14} was echter hoger dan AOC(P17/NOX) + AOC(A3) in dit water en het AK-filtraat van ps Andijk. Het AOC(A3)-gehalte in het AK-filtraat van ps Kralingen (3 µg C/L), ps Braakman (4 µg C/L) en ps Berenplaat (5,2 µg C/L) duidt erop dat in het AK-filtraat van deze pompstations biopolymeren aanwezig waren.

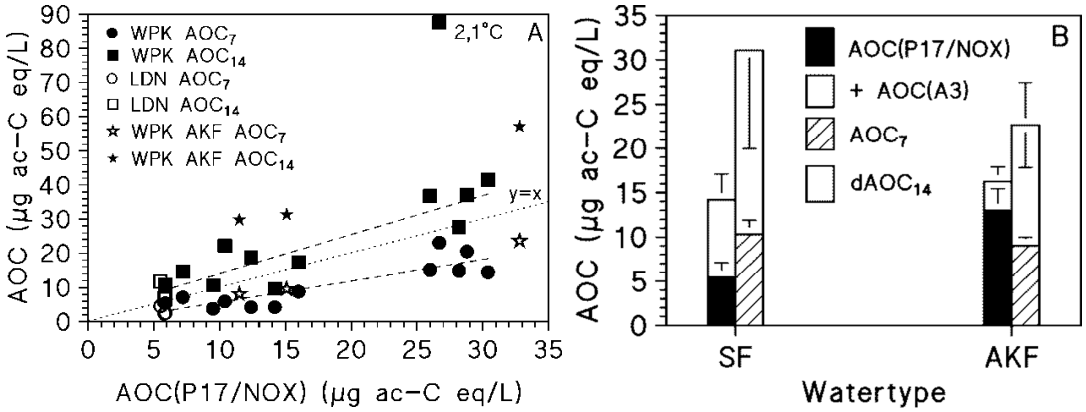


Fig. 5.6. A: Relatie tussen AOC_7, resp. AOC_{14} en AOC(P17/NOX) (gepaarde metingen) in het reinwater en bij distributie bij ps Weesperkarspel en ps Leiduin (meting bij 2,1 °C is uitbijter). Metingen in het AK-filtraat van ps Weesperkarspel zijn eveneens weergegeven. B: Invloed van AOC(A3) op relatie tussen AOC(P17/NOX) + AOC(A3) en AOC_7 resp. AOC_{14} (AOC_7 + $dAOC_{14}$) in het snelfiltraat (SF) en het AK-filtraat (AKF) bij ps Andijk.

De gemiddelde waarde van de AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding in het reinwater was hoger dan 2 bij ps Haaren, ps Spannenburg (zonder en met IEX), ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman (Tabel 4.8; Fig. 5.6). Tussen de gemiddelde waarden van AOC_{14} en AOC(P17/NOX) in het reinwater bij de DGW- en DOW-pompstations gecombineerd bestaat een zeer significant verband, maar het verband is zwak (R^2 = 0,46) (Tabel 5.2). Bij de DGW-pompstations zonder ps Spannenburg en met ps Scheveningen en ps Katwijk is deze relatie eveneens significant, maar met een sterker verband (R^2 = 0,82). De gemiddelde AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding in het reinwater van deze pompstations is 1,97 ± 0,47. Bij de DOW-locaties is er geen significant verband tussen AOC(P17/NOX) en AOC_{14} van het reinwater.

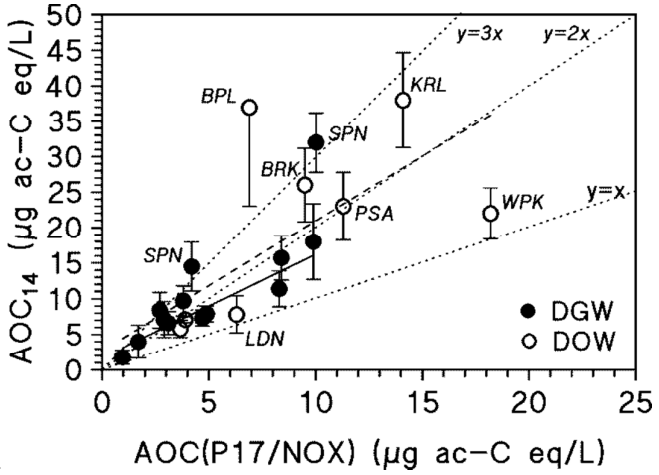


Fig. 5.7. Relatie tussen de gemiddelde concentraties van AOC_{14} en AOC(P17/NOX) in het reinwater van de 20 onderzochte pompstations. De relaties zijn weergegeven voor alle locaties (onderbroken lijn) en de DGW-locaties zonder SPN + KWK en SCH (getrokken lijn). De stippellijnen geven diverse verhoudingen van AOC_{14}/AOC(P17/NOX) weer.

5.3.4 Relatie BPC_{14} en AOC(P17/NOX)

Voor de groei op acetaat is afgeleid: BPC_{14} = 7,1 d.ng ATP/µg ac-C (Hoofdstuk 2). BPC_{14}/AOC(P17/NOX) > 7,1 d.ng ATP/µg ac-C eq kan duiden op de aanwezigheid van

verbindingen die in BPP-test bij een incubatieperiode van 14 dagen werden benut, maar niet in de AOC(P17/NOX)-test. BPC_{14}/AOC(P17/NOX) < 7,1 d.ng ATP/µg ac-C eq. kan het gevolg zijn van een snelle afsterving (hoge μ_D-waarde) na de groei of een beperkte groei t.g.v. het effect van inactivatie van de autochtone bacteriën. Deze aspecten zullen nader aan de orde komen in hoofdstuk 7 (Discussie).

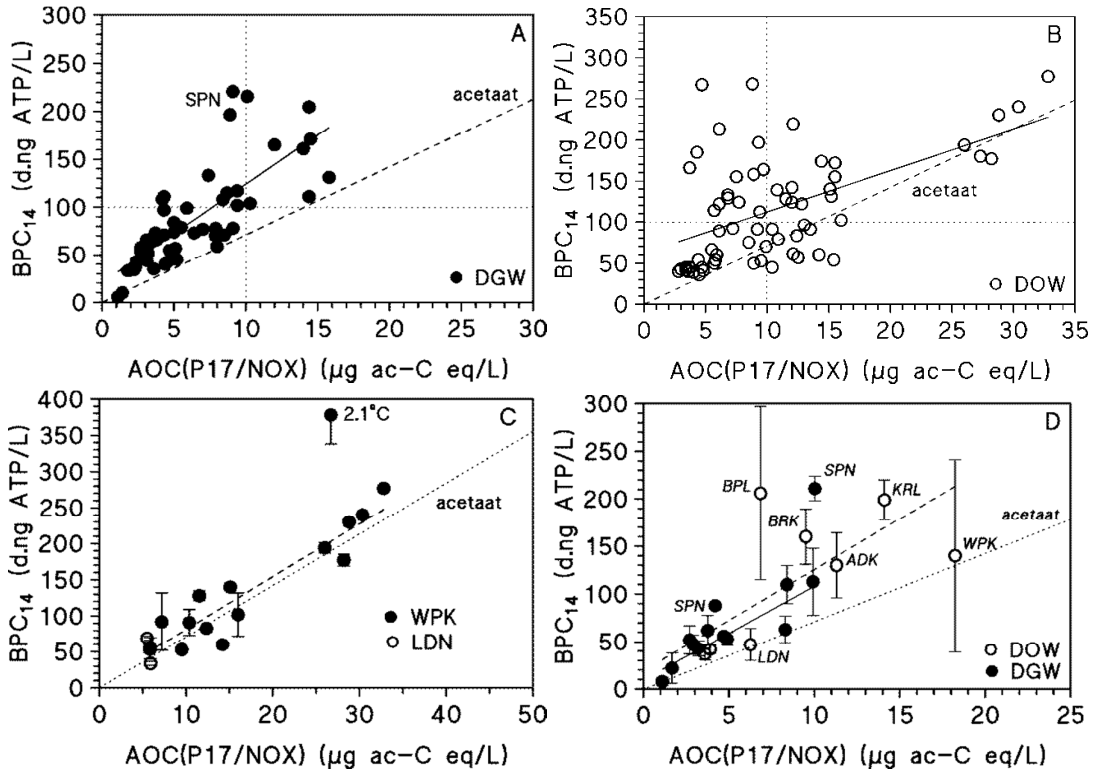


Fig. 5.8 A: Relatie tussen BPC_{14} en AOC(P17/NOX) bij 55 gepaarde metingen in monsters van 12 DGW-pompstations; B: idem in 65 gepaarde metingen in monsters van 8 DOW-pompstations; C: idem tussen gepaarde metingen in monsters van ps Leiduin (LDN) en ps Weesperkarspel (WPK); D: Relatie tussen de gemiddelde waarden van BPC_{14} en AOC(P17/NOX) in het reinwater (of AK-filtraat) van de 20 pompstations (onderbroken lijn) en in het reinwater van de DGW-locaties zonder SPN en met SCH en KWK (getrokken lijn).

Bij de 55 gepaarde metingen in monsters van 12 DGW-pompstations (voornamelijk reinwater) varieerde de BPC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding van 5,2 d.ng ATP/µg ac-C eq (ps Amersfoortseweg) tot 25,8 d.ng ATP/µg ac-C eq (ps Oldeholtpade, distributie), met een gemiddelde van 14,6 ± 5,2 d.ng ATP/µg ac-C eq. In 98% van deze monsters was BPC_{14}/AOC(P17/NOX) > 7,1 d.ng ATP/µg ac-C eq en in 10% van de monsters was deze verhouding > 20 d.ng ATP/µg ac-C eq/L, d.w.z. ca. 3 x hoger dan BPC_{14}/µg ac-C. Waarden boven 20 d.ng ATP/µg ac-C eq. werden waargenomen in reinwater ps Hanik (20,4), drinkwater Nieuwegein (20,8 – 22,6), reinwater ps Haaren (21,3); reinwater ps Spannenburg (21,4 - 25,7) en ps Oldeholtpade distributie (25,8). In een aantal monsters met AOC(P17/NOX) < 10 µg ac-C eq/L was BPC_{14} > 100 d.ng ATP/L, nl. reinwater ps Nuland (3x), Oldeholtpade, distributie (1x), Sint Jansklooster, (rein/distributie 3x), en reinwater ps Spannenburg (3x). Bij 65 gepaarde metingen in monsters van de 8 DOW-pompstations varieerde de BPC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding van 4,2 d.ng ATP/µg ac-C eq (rein water ps Weesperkarspel) tot 57 d.ng ATP/µg ac-C eq (snelfiltraat ps Andijk),

met een gemiddelde van 13,1 ± 9,7 d.ng ATP/µg ac-C eq. In 79% van de monsters van de DOW-pompstations was de BPC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding hoger dan 7,1 d.ng ATP/µg ac-C eq. Waarden boven 20 d.ng ATP/µg ac-C eq. werden waargenomen bij ps Braakman (distributie) (20,7), ps Braakman AKF (21,2); ps Berenplaat AKF (30,5), ps Berenplaat distributie (43) en ps Andijk snelfiltraat (34 – 57). In 15 monsters met AOC(P17/NOX < 10 µg ac-C eq/L was BPC_{14} > 100 d.ng ATP/L. In Fig. 5.8 zijn de BPC_{14}-waarden weergeven als functie van AOC(P17/NOX) bij alle gepaarde metingen en ook voor de gemiddelden bij de pompstations. Hierbij is ook de relatie tussen BPC_{14} en de concentratie van acetaat weergegeven (zie hoofdstuk 2).

Tussen BPC_{14} en AOC(P17/NOX) in de monsters van de DGW-pompstations en ook in de monsters van de DOW-pompstations bestaan significante relaties, maar R^2 is laag (Tabel 5.2). Ook voor de monsters gecombineerd is het verband significant, maar zwak (R^2 = 0,39). Bij de gepaarde metingen in de monsters van ps Leiduin en ps Weesperkarspel bestaat tussen BPC_{14} en AOC(P17/NOX) een significant en sterk lineair verband (R^2 = 0,89). Deze relatie is vrijwel gelijk aan BPC_{14}/µg ac-C. Bij deze metingen is de relatief hoge BPC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhouding (14 d.ng ATP/µg ac-C eq) in het LZF-filtraat van ps Weesperkarspel op 7 januari 2010 bij 2,1°C als uitbijter beschouwd (zie ook Fig. 5.6). Deze hoge waarde duidt op de aanwezigheid van afbreekbare stoffen die met de AOC-bepaling niet werden waargenomen en de zuivering passeerden bij de lage watertemperatuur (zie Fig. 5.6).

In het reinwater van de meeste DGW-pompstations was het gemiddelde van BPC_{14} < 100 d.ng ATP/L en AOC(P17/NOX) < 10 µg ac-C eq/L (Fig. 5.8 D). Bij ps Spannenburg (zonder IEX) en de DOWB-pompstations is het gemiddelde van BPC_{14} hoger dan 100 d.ng ATP/L. Tussen de gemiddelde waarden van BPC_{14}/AOC(P17/NOX) bij de DGW-pompstations, zonder ps Spannenburg (SPN) en met ps Scheveningen (SCH) en ps Katwijk (KWK), bestaat een significant en sterk verband met R^2 = 0,93 (Tabel 5.2). Bij de DOW-pompstations is er geen significant verband tussen BPC_{14} en AOC(P17/NOX). Gemiddelde waarden van BPC_{14}/AOC(P17/NOX) > 20 d.ng ATP/µg ac-C eq. werden bij de DGW-pompstations waargenomen in het reinwater van ps Spannenburg (20,4) en bij de DOW-pompstations bij ps Berenplaat AKF (23,3) en ps Andijk snelfiltraat (38,9). De relatief hoge standaarddeviaties bij de DOW-locaties zijn het gevolg van seizoeninvloeden.

5.3.5 Relatie tussen BPC_{14} en de afname van AOC(P17/NOX)

Uit bovenstaande informatie blijkt dat tussen de parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX) zeer significante relaties bestaan, maar de sterkte van het verband is afhankelijk van het watertype. Voor een verdere analyse van de relaties tussen de BPP-parameters en AOC(P17/NOX) zijn enkele experimenten uitgevoerd, waarbij is bepaald in welke mate de concentratie van AOC(P17/NOX) daalt als gevolg van de groei/activiteit van de autochtone bacteriën bij een incubatieperiode van 14 dagen. Hierbij is het AOC(P17/NOX)-gehalte bepaald op dag 0 en na 14 dagen incubatie (bij 25°C) van het ongepasteuriseerde water met autochtone bacteriën. De resultaten van de experimenten zijn weergegeven in Tabel 5.3 en de correlaties in Tabel 5.2. De afname van het AOC(P17/NOX)-gehalte (dAOC) is gerelateerd aan het AOC(P17/NOX)-gehalte op dag 0 (Fig. 5.9 A), maar na 14 dagen incubatie bij 25°C is nog een restgehalte (AOC_R) aanwezig. AOC_R neemt toe met toenemend AOC(P17/NOX)-gehalte en is hoger dan 5 µg ac-C eq/L als AOC > 10 µg ac-C eq/L (Fig. 5.9B). In water na ozonisatie was AOC(P17/NOX) = 151 µg ac-C eq/L) en AOC_R(P17/NOX) = 26 µg ac-C eq/L, d.w.z. een

afname van 82%. Ook na 14 dagen incubatie van het water bij 25°C met autochtone bacteriën (BPP-test) resteren dus verbindingen die bijdragen aan AOC(P17/NOX).

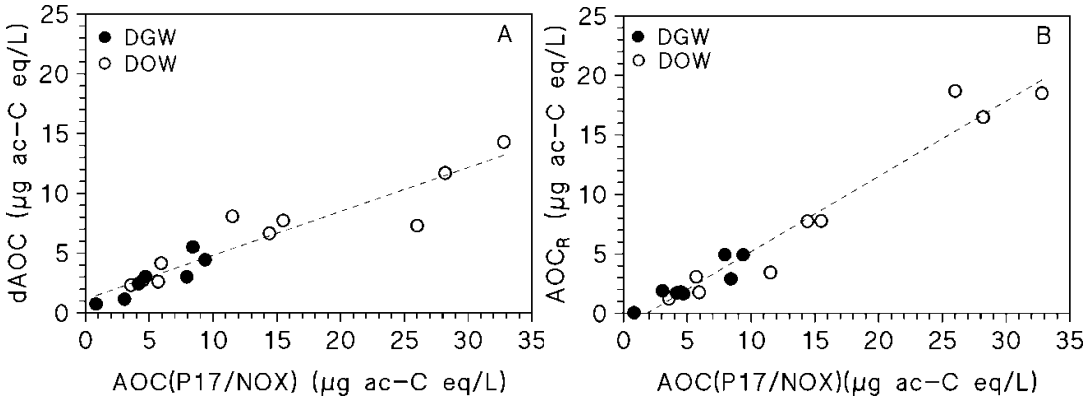


Fig. 5.9 A: relatie tussen de afname van AOC(P17/NOX) na 14 dagen incubatie van niet gepasteuriseerd water bij 25° en AOC(P17/NOX) op dag 0; B: relatie tussen AOC(P17/NOX) na 14 dagen incubatie (AOC_R) en AOC(P17/NOX) op dag 0.

Met uitzondering van enkele watertypen vormt de afname van AOC(P17/NOX) in 14 dagen minder dan 50% van AOC_{14} (Tabel 5.3). In het reinwater van ps Leiduin (22-07-2011), ps Weesperkarspel (27-07-2011) en in het water na ozonisatie vormde de afname van dAOC(P17/NOX) meer dan 60% van AOC_{14}. Tussen BPC_{14} en de afname van AOC(P17/NOX) (dAOC) bestaat voor de onderzochte watertypen een significante lineaire relatie (Fig. 5.10; Tabel 5.2), waarbij $dAOC/BPC_{14}$ = 0,045 ± 0,007 d.ng ATP/µg ac-C eq/L. In het reinwater van ps Leiduin en ps Weesperkarspel en ook na ozonisatie bij ps Weesperkarspel is deze verhouding vrijwel gelijk aan BPC_{14} per µg ac-C. In water na toepassing van ozonisatie is BPC_{14} dus voornamelijk het gevolg van de opname van stoffen die ook bijdragen aan AOC(P17/NOX). In de meeste onderzochte watertypen is BPC_{14} dus grotendeels het gevolg van de opname van stoffen die niet hebben bijgedragen aan de groei van de teststammen P17 en NOX.

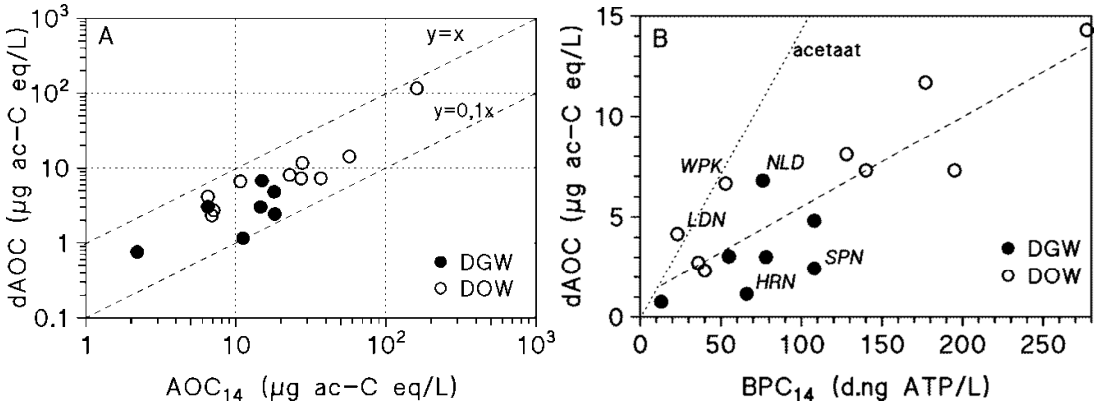


Fig. 5.10 A: Relatie tussen AOC_{14} en de afname (dAOC) van AOC(P17/NOX); B: tussen dAOC en BPC_{14} in het reinwater van enkele DGW- en DOW-pompstations.

Tabel 5.3. Afname AOC(P17/NOX)-gehalte na 14 dagen incubatie van ongepasteuriseerd water bij 25°C (BBP-test)

Locatie/watertype	Datum	AOC (µg ac-C eq/L)	AOC_R* (µg ac-C eq/L)	dAOC** (µg ac-C eq/L)	BPC_{14} (d.ng ATP/L)	dAOC/ BPC_{14} (µg ac-C eq/ d.ng ATP)	AOC_{14} (µg ac-C eq/L)	dAOC/ AOC_{14}
DGW								
Amersfoortseweg, rein	28-06-2011	0,82 ± 0,16	0,06 ± 0,03	0,76	12,8 ± 2,6	0,058	2,2	0,35
Spannenburg, rein	28-06-2011	4,16 ± 1,5	1,7 ± 0,10	2,44	109 ± 2,6	0,022	18,2	0,075
Sint Jansklooster, rein	05-07-2011	7,73 ± 1,13	2,9 ± 0,4	4,82	108 ± 2,5	0,045	18,0	0,27
Haaren, rein	30-06-2011	3,06 ± 0,02	1,9 ± 0,02	1,16	66 ± 2,0	0,10	11,2	0,10
Nuland, rein	12-07-2011	9,37 ± 0,63	2,6 ± 0,12	6,8	76 ± 34	0,089	14,9	0,46
Zuidwolde, rein	05-07-2011	7,94 ± 0,99	4,9 ± 0,0	3,02	78 ± 7,6	0,038	14,6	0,21
Halsteren, rein	12-07-2011	4,7 ± 0,07	1,65 ± 0,04	3,05	55 ± 0,8	0,055	6,5	0,46
DOW								
Katwijk, rein	25-08-2011	4,5 ± 0,24	1,77 ± 0,0	2,73	36 ± 2,2	0,075	6,7	0,38
Scheveningen, rein	25-08-2011	3,56 ± 0,15	1,23 ± 0,13	2,33	40 ± 0,2	0,058	6,9	0,33
Leiduin, rein	27-07-2011	5,93 ± 0,15	1,77 ± 0,30	4,16	23 ± 2,7	0,18	6,5	0,64
Weesperkarspel (na ozon)	9-04-2010	142,8 ± 2,4	26,4 ± 0,98	116,4	894 ± 21	0,13	161	0,72
Weesperkarspel (AKF)	9-04-2010	32,8 ± 2,6	18,5 ± 0,9	14,3	277 ± 5	0,052	57	0,25
Weesperkarspel, rein	9-04-2010	28,2 ± 0,08	16,5 ± 1,4	11,7	177 ± 8	0,066	27,7	0,42
Weesperkarspel, distributie (Muiden)	9-04-2010	26,0 ± 1,2	18,7 ± 0,49	7,3	195 ± 6,5	0,037	36,8	0,20
Weesperkarspel (AKF)	18 -08-2010	15,05 ± 0,73	7,77 ± 1,2	7,28	140 ± 5	0,052	27,2	0,27
Weesperkarspel (AKF)	27-07-2011	11,52 ± 0,4	3,44 ± 0,18	8,08	128 ± 7	0,063	22,8	0,35
Weesperkarspel, rein	27-07-2011	9,5	2,85 ± 0,11	6,65	53 ± 0,5	0,125	10,7	0,62

* AOC(P17/NOX) in water na 14 dagen incubatie bij 25°C; **afname AOC(P17/NOX) in water na 14 dagen incubatie bij 25°C.

5.4 Verband tussen de parameters voor de microbiologische groeipotentie en de NOM-concentratie

Natuurlijke organische stof (NOM), aanwezig in oppervlaktewater en in grondwater, bestaat grotendeels uit humus- en fulvinezuren. De aanwezigheid van NOM in het drinkwater betekent dat de biologische processen in (spaar)bekkens, in de bodem en in filters bij de waterbehandeling (actieve kool, zand en/of antraciet) niet in staat waren om deze stoffen te elimineren. Deze verbindingen kunnen dus niet gemakkelijk worden benut als C- en/of energiebron. Gemakkelijk afbreekbare verbindingen, waaronder laagmoleculaire organische stoffen, kunnen in gedeeltelijk gezuiverd water en in reinwater aanwezig zijn als gevolg van (i) de omzetting van (hoogmoleculaire) NOM-componenten door een oxidatieproces, o.a. ozonisatie, H_2O_2-UV en ClO_2, (ii) algengroei of (iii) dosering van een afbreekbaar coagulatiehulpmiddel. Het NOM-gehalte van het drinkwater wordt gemeten als NPOC (nonpurgable organic carbon). Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen de opgeloste organische koolstof (DOC) en het totale gehalte organisch koolstof (TOC). Bij de DOC-bepaling wordt membraanfiltratie (0,45 µm) toegepast, voorafgaande aan de analyse. In de praktijk wordt meestal de TOC-analyse uitgevoerd en gerapporteerd (REWAB), maar beide parameters worden vaak naast/door elkaar gebruikt. Het verschil tussen DOC en TOC in drinkwater valt binnen de meetfout, die 2 á 6% bedraagt, afhankelijk van de concentratie (NEN-EN 1484/ISO 8245). De verhouding tussen TOC en enkele parameters voor de microbiologische groeipotentie is bepaald om na te gaan (i) in welke mate NOM in diverse watertypen groeibevorderend is en (ii) in welke situaties NOM in hoge mate biologische stabiel is, d.w.z. de groeipotentie per eenheid van NOM laag is en (iii) welke waarden hierbij kenmerkend zijn.

5.4.1 Verband tussen AOC(P17/NOX) en TOC

Tabel 5.4 geeft een overzicht van het gemiddelde TOC-gehalte (REWAB) in het reinwater van de bij het onderzoek betrokken pompstations en de verhouding tussen de parameters voor de groeipotentie en het TOC-gehalte. In Fig. 5.11 zijn de pompstations gerangschikt op basis van de gemiddelde AOC(P17/NOX)/TOC-verhouding in het reinwater. Bij 7 DGW-pompstations is deze verhouding lager dan 1,5 µg ac-C eq/mg C, met een gemiddelde voor deze locaties van 1,27 ± 0,12 µg ac-C eq/mg C. Gezien de herkomst van NOM en de toegepaste waterbehandeling is deze AOC(P17/NOX)/TOC-verhouding waarschijnlijk indicatief voor NOM met een hoge mate van biologische stabiliteit. De AOC(P17/NOX)/TOC-verhouding in het reinwater van ps Scheveningen en ps Katwijk is iets hoger dan 1,5 µg ac-C eq/mg C. Door toepassing van duinpassage, snelle zandfiltratie en langzame zandfiltratie lijken watertypen op drinkwater bereid uit grondwater. De relatief hoge verhouding bij ps Amersfoortseweg en ps Soestduinen is mogelijk (mede) het gevolg van de zeer lage concentraties van AOC en TOC, waardoor de metingen en dus ook de ratio's onnauwkeurig zijn. Bij ps Nuland is de AOC/TOC-verhouding relatief hoog (2,7 µg ac-C eq/mg C). Bij dit pompstation wordt het oxidatiemiddel $KMnO_4$ gedoseerd in het zuiveringsproces (middeldiep grondwater). Bij de 4 DOW-pompstations met ozonisatie of H_2O_2/UV is de AOC(P17/NOX)/TOC-verhouding ≥ 5 µg ac-C eq/mg C. Bij ps Berenplaat wordt geen oxidatieproces toegepast en is de AOC/TOC-verhouding 3,4 µg ac-C eq/mg C. De hoogste AOC(P17/NOX)/TOC-verhouding (28 µg ac-C eq/mg C) is waargenomen in water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel (eenmalige meting in dit onderzoek).

Tabel 5.4. Overzicht van de verhoudingen (gemiddelde ± sd) tussen het TOC-gehalte en AOC(P17/NOX) en de parameters van de BPP-test van het reinwater van 20 pompstations

Pompstation	***Periode***	**TOC* (mg/L)**	**AOC(P17/NOX) /TOC** *(µg ac-C eq/mg C)*	**ATP_0/TOC** *(ng ATP/mg C)*	**BP_7/TOC** *(ng ATP/mg C)*	**BPC_{14}/TOC** (d.ng ATP/mg)	**AOC_7/TOC** *(µg C/mg C)*	**AOC_{14}/TOC** *(µg C/mg C)*
Drinkwater uit aeroob grondwater								
Amersfoortseweg	2010-2011	0,3	3,2 ± 0,7	1,9 ± 1,8	3,1 ± 1,4	26 ± 15	3,9 ± 2	6,1 ± 3,4
Soestduinen	2010-2011	0,3	5,2 ± 0,9	3,6 ± 0,5	5,2 ± 1,4	73 ± 54	5,1 ± 2	13 ± 7
Drinkwater uit anaeroob grondwater								
Tull en 't Waal (NWG)**	2011	1,9	1,95 ± 0,4	2,5 ± 1,0	1,98 ± 0,96	33 ± 9,5	2,4 ± 0,6	5,0 ± 1,2
Oldeholtpade + IEX	2009 - 2011	4,2	1,2 ± 0,1	0,74± 0,1	0,86 ± 0,1	13 ± 1,8	1,2 ± 0,3	3,2 ± 0,5
Spannenburg	2009-2010	8,3	1,2 ± 0,2	1,3± 0,03	1,6 ± 0,14	26 ± 3,0	1,6 ± 0,1	3,9 ± 0,5
Spannenburg + IEX	2011	3,9	1,1	1,36 ± 0,4	1,6 ± 0,2	22,6 ± 0,7	1,5 ± 0,2	3,7 ± 0,9
Sint Jansklooster zonder IEX	2010-2011	5,7	1,8 ± 0,4	0,75 ± 0,2	1,5 ± 0,3	19,8 ± 6,1	1,5 ± 0,3	3,2 ± 0,5
Haaren	2010 - 2011	2,35	1,2 ± 0,2	1,8 ± 0,7	1,6 ± 0,3	23,6 ± 7	1,6 ± 0,3	3,8 ± 1,1
Nuland	2010 2011	3,3	2,9 ± 0,2	2,4 ± 0,3	2,8 ± 0,7	35 ± 6	2,7 ± 0,7	5,3 ± 1,3
Breehei	2009-2011	2,4	1,4 ± 0,3	1,44 ± 0,1	1,5 ± 0,7	18 ± 3,7	1,5 ± 0,6	3,1 ± 0,8
Hanik	2009 -2011	2,4	1,4 ± 0,3	1,3 ± 0,3	1,8 ± 0,8	23,5 ± 5,0	1,8 ± 0,8	3,5 ± 1,2
Zuidwolde	2010 2011	4,3	1,9 ± 0,1	0,8 ± 0,5	1,25 ± 0,4	14,7 ± 3,2	1,3 ± 0,4	2,7 ± 0,6
Halsteren	2011	3,3	1,4	1,03 ± 0,15	1,4 ± 0,2	17,2 ± 0,6	1,4 ± 0,2	2,2 ± 0,3
Drinkwater uit oppervlaktewater								
Katwijk	2008-2011	2,4	1,7 ± 0,4	0,80 ± 0,1	1,3 ± 0,3	18 ± 1,8	1,3 ± 0,3	3,0 ± 0,2
Scheveningen	2006 - 2011	1,96	1,8 ± 0,6	0,72 ± 0,1	1,4 ± 0,2	19 ± 3,5	1,4 ± 0,2	2,9 ± 0,7
Leiduin	2010 - 2011	1,1	5,2 ± 0,4	1,8 ± 0,8	2,76 ± 0,9	40 ± 12	2,5 ± 0,5	6,4 ± 0,9
Weesperkarspel	2006 - 2011	3,3	5,0 ± 1,3	1,1 ± 0,4	3,0 ± 1,4	34 ± 13	2,5 ± 0,1	6,4 ± 1,9
Kralingen, AK-filtraat	2008-2011	1,9	10,7 ± 5,1	2,5 ± 1,0	6,4 ± 0,5	101 ± 19	6,7 ± 0,5	19,5 ± 5,7
Berenplaat, AK-filtraat	2008 - 2011	2,0	3,9 ± 0,4	11,8 ± 7,9	6,4 ± 1,8	120 ± 46	6,3 ± 0,8	18,7 ± 6,0
Braakman, AK-filtraat	2009 - 2010	1,9	5,8 ± 1,3	3,6 ± 1,0	6,3 ± 2,1	83 ± 18	6,3 ± 2,2	14 ± 3,2
Andijk, AK-filtraat	2010	1,45	7,5 ± 2.7	3,3 ± 1,9	6,2 ± 1,3	86 ± 22	6,0 ± 0,7	15,3 ± 3,2

* gemiddelde in 2010 (REWAB 2010); ** monsters genomen in Nieuwegein (distributie Tull en 't Waal); #, zonder ionenwisseling (IEX).

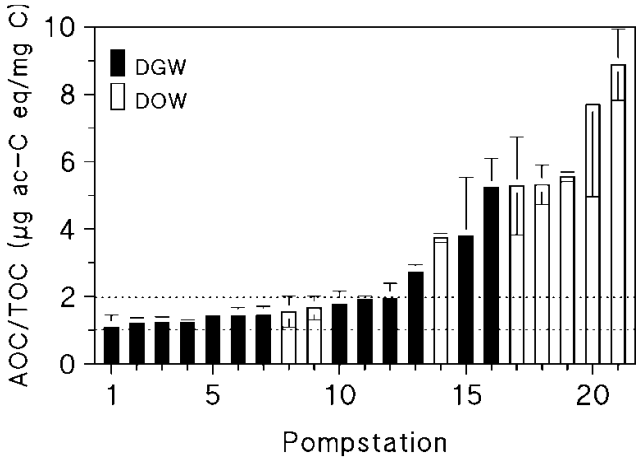


Fig. 5.11. Rangschikking van de pompstations op basis van de verhouding AOC(P17/NOX)/TOC van het reinwater. 1, Spannenburg, na IEX; 2, Spannenburg zonder IEX; 3, Haaren; 4, Oldeholtpade (IEX); 5, Halsteren; 6, Hanik; 7, Breehei; 8, Scheveningen; 9, Katwijk; 10, Sint Jansklooster; 11, Zuidwolde; 12, Tull en 't Waal, distributie (KWR Nieuwegein); 13, Nuland; 14, Berenplaat AKF; 15, Amersfoortseweg; 16, Soestduinen; 17, Weesperkarspel; 18, Braakman AKF; 19, Leiduin, 20, Andijk AKF, 21, Kralingen AKF.

Tussen AOC(P17/NOX) en het TOC-gehalte in het reinwater van de DGW- en DOW-pompstations (gecombineerd) bestaat geen significant verband. Tussen het AOC(P17/NOX)-gehalte van het reine water en het TOC-gehalte bij ps Scheveningen, ps Katwijk en de DGW-pompstations, zonder ps Nuland i.v.m. toepassing van oxidatie in de zuivering, bestaat wel een significant lineair verband (Fig. 5.12; Tabel 5.5). Al eerder is bij drinkwater bereid uit grondwater een significante lineaire relatie aangetoond tussen het AOC-gehalte en het TOC-gehalte, nl. : AOC(P17/NOX)- (µg ac-C eq/L) = 2,2 + 1,4 DOC (mg/L) (R^2=0,64) (van der Kooij, 1992). AOC(P17/NOX) en het TOC-gehalte in het reinwater van de DOWB-pompstations variëren als gevolg van seizoeninvloeden (watertemperatuur; watersamenstelling aanpassing doseringen in de zuivering).

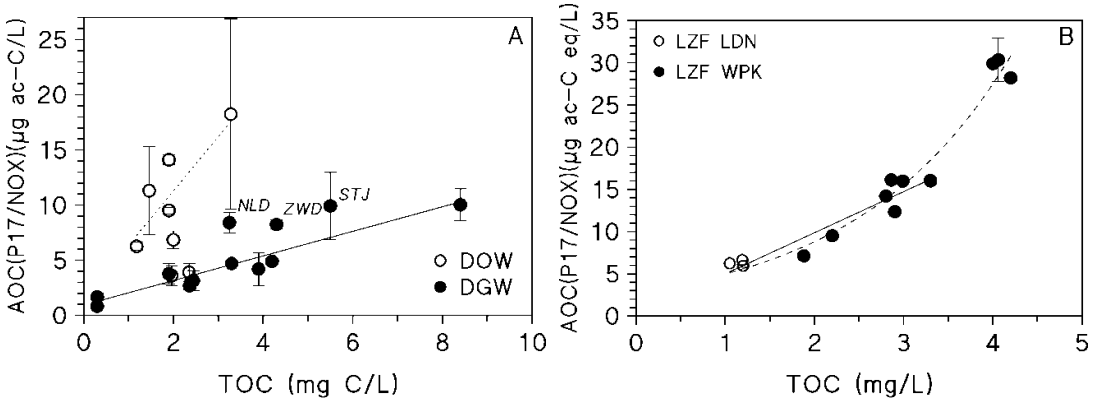


Fig. 5.12 A: Verband tussen het gemiddelde AOC(P17/NOX)- gehalte in het reinwater bij de DGW- en DOW-pompstations en de gemiddelde concentratie van NOM (TOC REWAB); B: verband tussen gepaarde metingen van AOC(P17/NOX) en het TOC-gehalte in het reinwater van ps Leiduin en ps Weesperkarspel.

Tussen de gepaarde metingen van AOC(P17/NOX) en TOC in het reinwater van ps Weesperkarspel en ps Leiduin, gemeten bij verschillende temperaturen, blijkt een significant (exponentieel) verband te bestaan (Fig. 5.12):

$$AOC\ (\mu g\ ac\text{-}C\ eq/L) = 2{,}8\ (\pm\ 0{,}41) \times e^{(0{,}57\ \pm\ 0{,}04)\ TOC}\ (R^2 = 0{,}96)$$

De hoogste AOC(P17/NOX)/TOC-verhoudingen bij ps Weesperkarspel werden waargenomen bij een watertemperatuur <10°C (Tabel 4.2; Fig. 5.12). Na weglaten van de AOC(P17/NOX)-waarden gemeten bij temperaturen < 10 °C, waarbij de biologisch processen minder effectief lijken te zijn, kan een lineaire relatie worden afgeleid (Tabel 5.5). De verhouding AOC(P17/NOX)/TOC is hierbij meer dan 4 x hoger dan bij de DGW-pompstations.

Tabel 5.5. Correlaties en lineaire verbanden tussen het TOC-gehalte en de gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX) TOC en de parameters van de BPP-test in het reinwater van 12 DGW-pompstations en 8 DOW-pompstations*

Y-as	X-as	Watertype/locaties	a	b	R^2	p
AOCPN**	TOC	DOW	4,9 ± 2,0	1,4 ± 4,1	0,61	0,06 (ns)
AOCPN	TOC	DGW-NLD+KWK+SCH#	1,1 ± 0,14	0,92 ± 0,49	**0,85**	<<0,001
AOCPN	TOC	WPK + LDN##	4,9 ± 0,6	0,1 ± 1,4	**0,90**	<<0,001
BP_7	TOC	DGW + DOW	0,91 ± 0,46	3,84 ± 1,5	0,17	0,06 (ns)
BP_7	TOC	DGW-NLD + KWK + SCH	1,40 ± 0,14	0,32 ± 0,53	**0,89**	<<0,001
BP_7	TOC	WPK + LDN##	3,1 ± 0,64	-1,39 ± 1,84	0,70	<0,001
BPC_{14}	TOC	DGW - SPN + KWK + SCH	15,2 ± 2,4	11,4 ± 7,6	0,78	<<0,001
BPC_{14}	TOC	WPK + LDN##	31,5 ± 6,3	3,6 ± 17	0,74	0,001
AOC_{14}	TOC	DGW- NLD +KWK+ SCH	2,7 ± 0,5	1,7 ± 1,4	0,76	<0,001
AOC_{14}	TOC	WPK + LDN##	6,1 ± 0,8	-0,6 ± 2,3	**0,85**	<<0,001

* Y = a X + b; **AOCPN=AOC(P17/NOX); # DGW-locaties zonder Nuland (NLD) en met Katwijk (KWK) en Scheveningen (SCH); ##gepaarde metingen reinwater Weesperkarspel (WP) en Leiduin (LDN); $AOC-afname (dAOC) experimenten (gepaarde metingen).

5.4.2 Relatie tussen parameters van de BPP-test en TOC-gehalte

Bij 5 locaties is ATP_0/TOC < 1 ng/mg C en bij 6 locaties ligt deze verhouding tussen 1 en 1,5 ng/mg C (Tabel 5.5). Waarden > 2 ng/mg C zijn waargenomen bij ps Soestduinen, ps Tull en 'Waal locatie Nieuwegein, ps Nuland, en bij de DOW-locaties ps Andijk, ps Berenplaat, ps Kralingen en ps Braakman. Bij ps Berenplaat was de verhouding het hoogste (11,9 ng/mg C). Verhoogde ATP_0/TOC-verhoudingen wijzen op een verhoogde aanvoer van biomassa in verhouding tot het NOM-gehalte. Bij 9 DGW-pompstations en bij ps Scheveningen en ps Katwijk is de BP_7/TOC-verhouding ≤ 1,8 ng ATP/mg TOC, met een gemiddelde waarde van 1,43 ± 0,24 ng ATP/mg TOC. Bij deze pompstations, met grondwater, of duinpassage van oppervlaktewater, en een biologische filtratie als laatste zuiveringsstap, is deze waarde waarschijnlijk eveneens indicatief voor NOM met een hoge mate van biologische stabiliteit. Bij de DOW-pompstations met toepassing van ozon of H_2O_2/UV lag BP_7/TOC tussen 2,8 (ps Leiduin) en 6,4 (ps Kralingen). BP_7/TOC bij ps Berenplaat valt in deze range. Tussen de gemiddelde waarden van BP_7 en het TOC-gehalte van het reinwater van alle testlocaties bestaat geen significant verband (p = 0,06) (Tabel 5.5). Een significant en sterk verband bestaat wel tussen deze parameters bij de DGW-pompstations, inclusief ps Katwijk en ps Scheveningen (Tabel 5.5; Fig. 5.13A). In Fig. 5.13B is het verband tussen BP_7 en TOC bij ps Leiduin en ps Weesperkarspel weergegeven (gepaarde metingen). Het TOC-gehalte bij ps Weesperkarspel is het hoogste bij een relatief lage temperatuur (<10°C).

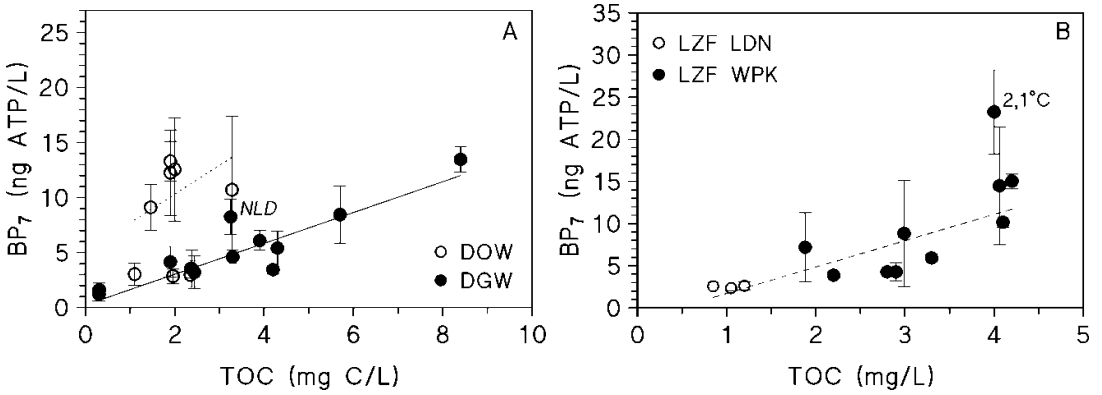


Fig. 5.13. A: Verband tussen de gemiddelde waarde van BP_7 en de gemiddelde concentratie van NOM (TOC) in het reinwater bij de DGW- en de DOW-pompstations; B: tussen BP_7 en TOC in het reinwater bij ps Weesperkarspel (WKP) en ps Leiduin (LDN) bij gepaarde metingen. Ps Nuland (NLD) is als uitbijter beschouwd (A) evenals het resultaat van de meting bij ps Weesperkarspel bij 2,1°C (B).

De gemiddelde BPC_{14}/TOC-verhouding varieert van 13 d.ng ATP/mg C (ps Oldeholtpade) tot 120 d.ng ATP/mg C (ps Berenplaat, AKF) (Tabel 5.4). In het reinwater van 7 DGW-pompstations (zonder ps Amersfoortseweg, ps Soestduinen, ps Spannenburg en ps Nuland) en ps Scheveningen en ps Katwijk is de BPC_{14}/TOC-verhouding kleiner dan 25 d.ng ATP/mg TOC, met een gemiddelde waarde van 17,9 ± 2,6 d.ng ATP/mg C. In deze reinwatertypen bleef het ATP-gehalte in de BPP-test vrijwel gelijk, met een gemiddelde waarde van 1,3 ± 0,2 ng ATP/mg C. Deze waarde is waarschijnlijk indicatief voor NOM met een relatief hoge mate van biologische stabiliteit. Bij de DOW-pompstations, exclusief ps Scheveningen en ps Katwijk, ligt de gemiddelde BPC_{14}/TOC-verhouding tussen 34 d.ng ATP/mg C (ps Weesperkarspel) en 120 d.ng ATP/mg C (ps Berenplaat, AK-filtraat).

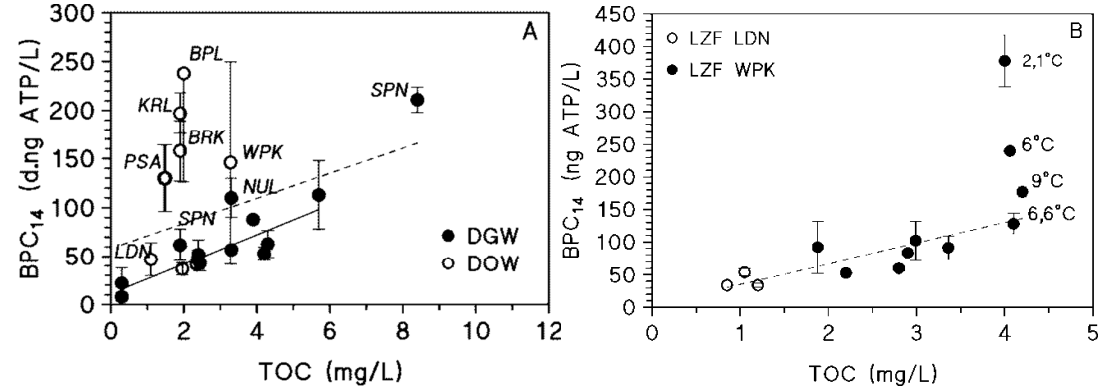


Fig. 5.14. A: Verband tussen het gemiddelde van BPC_{14} en het gemiddelde TOC-gehalte in het reinwater bij de DGW-pompstations en de DOW-pompstations (onderbroken lijn, alle locaties; getrokken lijn DGW-NUL-SPN + SCH en KWK); B: verband tussen BPC_{14} en het TOC-gehalte in het reinwater van ps Leiduin en ps Weesperkarspel bij gepaarde metingen.

Tussen het gemiddelde van BPC_{14} en het TOC-gehalte van het reinwater van de onderzochte DGW- en DOW-pompstations gecombineerd bestaat geen significante relatie en evenmin bij de DOW-pompstations, ook na weglaten van ps Scheveningen en ps Katwijk. Bij de DGW-pompstations zonder ps Spannenburg en ps Nuland (NLD), en met het reine water van ps Katwijk en ps Scheveningen, bestaat tussen deze parameters wel een significant verband met een R^2 van 0,78 (Tabel 5.5; Fig. 5.14A). Tussen de

gepaarde metingen van BPC_{14} en TOC in het reinwater van de pompstations Weesperkarspel en Leiduin bestaat eveneens een verband (Fig. 5.14B; Tabel 5.5), zonder de resultaten van de metingen bij de laagste temperaturen.

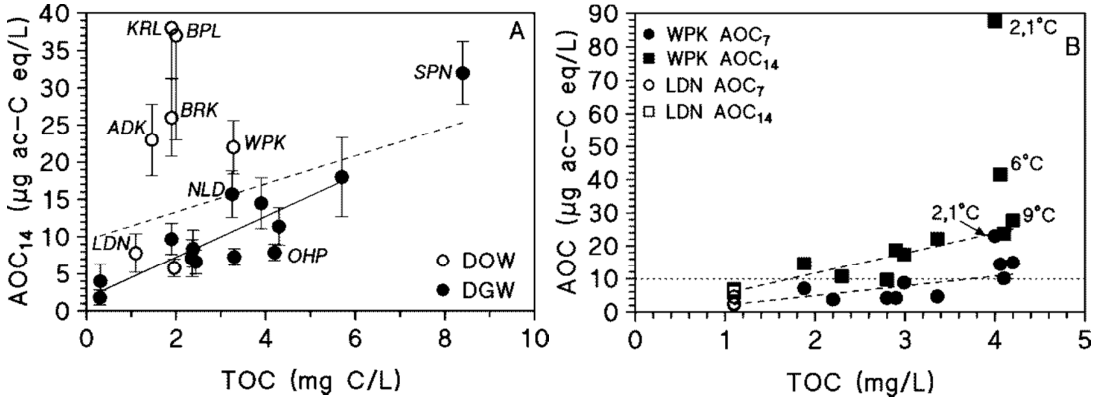


Fig. 5.15. A: Verband tussen AOC_{14} en het TOC-gehalte in het reinwater. Onderbroken lijn: alle locaties; getrokken lijn: DGW-locaties zonder ps Spannenburg en ps Nuland en met ps Scheveningen en ps Katwijk; B: Verband tussen AOC_7 resp. AOC_{14} en het TOC-gehalte in het reinwater bij ps Leiduin en ps Weesperkarspel (gepaarde metingen).

Tussen AOC_{14} en TOC bestaat een significantie relatie bij de DGW-pompstations plus ps Scheveningen en ps Katwijk (Tabel 5.5; Fig. 5.15). Bij ps Leiduin en ps Weesperkarspel zijn de AOC_{14}/TOC-verhoudingen in het reinwater duidelijk hoger dan bij de DGW-locaties en ps Scheveningen en ps Katwijk (Tabel 5.4) en bestaan significante relaties tussen AOC_{14} en TOC bij weglaten van de metingen bij de laagste temperaturen (Fig. 5.15; Tabel 5.5). Deze hogere AOC_{14}/TOC-verhoudingen zijn, m.u.v. ps Berenplaat, waarschijnlijk het gevolg van de toepassing van een oxidatieproces in de zuivering. Bij ps Nuland, waarbij $KMnO_4$ wordt gedoseerd in de zuivering van het middeldiep gewonnen grondwater, zijn de AOC7- resp. AOC_{14}/TOC-verhoudingen eveneens hoger dan bij de overige DGW-locaties (Fig. 5.15).

5.4.3 Afname TOC

De groei van autochtone heterotrofe bacteriën gaat gepaard met een afname van de concentratie van DOC en TOC. In de BDOC-test wordt deze afname gemeten met de DOC-bepaling (Tabel 2.1), waarbij de (gevormde) biomassa en deeltjes worden verwijderd m.b.v. membraanfiltratie. De bepaling van de afname van het DOC-gehalte in de BPP-test wordt bemoeilijkt door de reproduceerbaarheid van de analyse. Voor drinkwater ligt deze tussen ca. 6% (bij 2 mg C/L) en 2% bij 7 mg C/L (NEN-EN 1484/ISO 8245), d.w.z. 120 á 140 µg C/L. Andere problemen zijn: (i) membraanfiltratie kan gepaard gaan met de introductie van organische stof uit het membraan, (ii) membraanfiltratie wordt standaard uitgevoerd met membranen met een poriediameter van 0,45 µm, waardoor de bacteriën niet volledig worden verwijderd, (iii) uitvoering van de DOC-analyse op twee verschillend data (dag 0 bij start en op de dag na beëindiging van de BPP-test) kan een extra meetfout tot gevolg hebben. Het AOC_{14}-gehalte in de onderzochte drinkwatertypen was meestal lager dan 50 µg ac-C eq/L. Een afname van 50 µg C/L is niet meetbaar, maar als stoffen worden omgezet met een lage opbrengst, bv. oxalaat, dan kan mogelijk wel een DOC-afname worden waargenomen.

In enkele BPP-testen is na 30 dagen incubatie nagegaan of een afname van de DOC-concentratie t.g.v. bacteriegroei kan worden gemeten. Een DOC-afname (dDOC) was

hierbij meestal niet meetbaar, d.w.z. < 0,1 mg/L (resultaten niet weergegeven). Bij enkele metingen in het reinwater van ps Spannenburg was dDOC > 0,1 mg/L. De analyses van DOC op dag 0 en na beëindigen van de test (op dag 30) zijn echter op verschillende dagen uitgevoerd, waardoor een extra meetfout kan zijn geïntroduceerd. De in Fig. 5.16 weergegeven resultaten laten zien dat de gemeten DOC-afname bij een bepaalde BPC_{14}-waarde groter was dan de concentratie van gedoseerd acetaat die leidde tot eenzelfde BPC_{14}-waarde. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat verbindingen zijn omgezet waarvan de groeiopbrengst lager is dan met acetaat, bijvoorbeeld oxalaat. Een lagere groeiopbrengst maakt het wellicht mogelijk om de DOC-afname te meten indien BPC_{14} > 1000 d.ng ATP/L, maar in het drinkwater in Nederland is BPC_{14} meestal veel lager (Tabel 4.8).

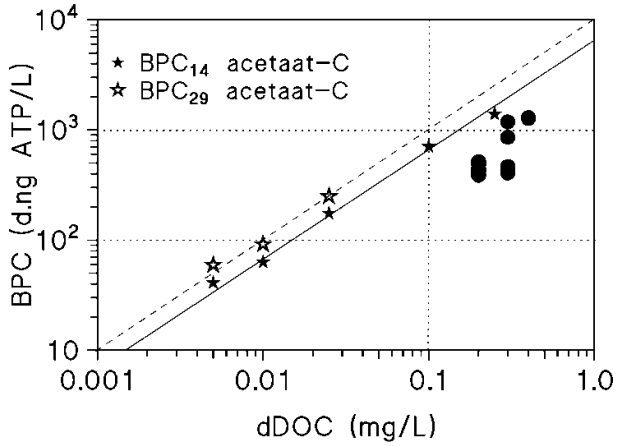


Fig. 5.16. Relatie tussen BPC en de afname van het DOC-gehalte (dDOC) in enkele watertypen na ca. 28 dagen incubatie bij 25°C. Ter vergelijking is het verband weergegeven tussen de concentratie van acetaat en de BPC-waarde na 14 dagen en na 29 dagen incubatie (zie hoofdstuk 2).

5.5 Samenvatting

5.5.1 Relaties tussen parameters in de BPP-test

- BP_7 (ng ATP/L) en AOC_7 (µg ac-C eq/L) zijn numeriek gelijk bij gebruik van Y_{BP} = 1,0 ng ATP/µg ac-C en m_{ATP} = 0,14 µg ac-C eq/d.ng ATP;
- Significante correlaties bestaan tussen AOC_7 en AOC_{14} in watermonsters van de DOW-pompstations (n=65), resp. de DGW-pompstations (n=55). Bij de DOW-locaties varieert de AOC_{14}/AOC_7-verhouding tussen 2 en 4. Ook tussen de gemiddelde waarden van AOC_7 en AOC_{14} in het reinwater van de DGW-pompstations en de DOW-pompstations bestaan zeer significant lineair verbanden (R^2=0,94);
- AOC_{14} is ca. 2 x AOC_7 in het reinwater van de DGW-locaties (zonder ps Spannenburg) en met ps Scheveningen en ps Katwijk;
- bij de DGW-pompstations is BPC_{28} ca. 2 x hoger dan BPC_{14};
- Tussen BPC_{14} en AOC_{14} in alle (120) monsters van de DOW– en de DGW-locaties bestaat een zeer significante lineaire relatie. Op basis van deze relatie kan op een eenvoudige manier met BPC_{14} een betrouwbare schatting (95%-betrouwbaarheidsinterval ± 5%) van AOC_{14} worden verkregen.

5.5.2 Relaties tussen parameters van de BPP-test en AOC(P17/NOX)

- Tussen de gemiddelde waarden van BP_7 en AOC(P17/NOX) in het reinwater van de 20 DGW- en DOW-pompstations bestaat een significante lineaire correlatie (p<<0,001), maar het verband is zwak) (R^2 = 0,65). Tussen de gemiddelde waarden van BPC_{14} resp. AOC_{14} en AOC(P17/NOX) bij deze locaties bestaan eveneens significante lineaire relaties (p<< 0,001), maar het verband is eveneens zwak (R^2 = 0,56);
- In het reinwater is bij 16 van de 20 locaties geen significant verschil waargenomen tussen de gemiddelde waarden van AOC_7 en AOC(P17/NOX), mogelijk mede als gevolg van het geringe aantal metingen en variaties in de watersamenstelling door seizoeneffecten bij de DOW-locaties. In het reinwater van ps Oldeholtpade, ps Katwijk, en ps Weesperkarspel was AOC(P17/NOX) significant hoger dan AOC_7. In het drinkwater bij distributie in Nieuwegein was AOC(P17/NOX) significant lager dan AOC_7;
- in het reinwater van de DOW-locaties waarbij drinkwater wordt bereid na verblijf in een bekken, bestaat geen significant verband tussen de gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX) en AOC_7, resp. AOC_{14};
- in het reinwater van 12 van de 20 pompstations (7 DGW-locaties en 5 DOW-locaties) is AOC_{14} significant hoger dan AOC(P17/NOX);
- in het reinwater van de DGW-locaties (zonder ps Spannenburg) en de DOW-locaties ps. Scheveningen en ps. Katwijk bestaan tussen de gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX) en de BPP-parameters BP_7 (AOC_7), AOC_{14} en BPC_{14} zeer significante relaties met een relateif sterk verband (R^2 > 0,8). Hierbij is AOC_7 ca. 0,7 AOC(P17/NOX) en AOC_{14} ca. 1,45 x AOC(P17/NOX);
- in het reinwater van ps Weesperkarspel en ps Leiduin bestaan zeer significante, sterke verbanden (R^2 = 0,9 resp. 0,82) tussen de waarden van AOC_{14} resp. BPC_{14} en AOC(P17/NOX) (gepaarde metingen). Het gemiddelde AOC_{14} verschilt hierbij niet significant van het gemiddelde van AOC(P17/NOX);
- De afname van AOC(P17/NOX) bij incubatie van ongepasteuriseerd (drink)water bij 25°C gedurende 14 dagen is afhankelijk van het AOC(P17/NOX)-gehalte en bedraagt ca. 8 á 72 % van AOC_{14}. De hoogste afnamepercentages zijn waargenomen in water na ozonisatie.

5.5.3 Relatie tussen AOC(P17/NOX), resp. de BPP-parameters en het TOC-gehalte

- Tussen de concentraties van AOC(P17/NOX), BP_7 (AOC_7), AOC_{14} en BPC_{14} en het TOC-gehalte in reinwater van de meeste DGW-locaties (meestal zonder ps Spannenburg en ps Nuland) en met ps Scheveningen en ps Katwijk bestaan significante lineaire relaties met meestal een sterk verband (R^2 > 0,8) die duiden op vrijwel constante verhoudingen tussen deze parameters en het TOC-gehalte. Deze verhoudingen zijn waarschijnlijke karakteristiek voor NOM met een geringe mate van afbreekbaarheid (hoge mate van biologische stabiliteit);
- Bij een aantal DGW-pompstations en bij ps Scheveningen en ps Katwijk bleef het ATP-gehalte bij incubatie in de BPP-test vrijwel gelijk en bedroeg 1,3 ± 0,2 ng ATP/mg C. Deze waarde is waarschijnlijk karakteristiek voor de handhaving van de biomassa in drinkwater met NOM met een hoge mate van biologische stabiliteit;
- Tussen de parameters voor de microbiologische groeipotentie en het TOC-gehalte in reinwater van de DOW-locaties (met bekken) en alle locaties gecombineerd bestaan geen significante relaties. De microbiologische groeipotentie per mg TOC is bij deze locaties ca. 2 á 5 x hoger dan bij de meeste DGW-locaties;

- Op basis van de AOC_{14}-concentraties van het reinwater en de relatie tussen BPC-waarden en de concentratie van acetaat kan worden afgeleid dat de omzetting van afbreekbare stoffen binnen 14 dagen in de BPP-test met reinwater te gering is om een meetbare verlaging van het TOC-gehalte te veroorzaken.

6 Discussie

6.1 Microbiologische groeipotentie

Het onderzoek beschreven in dit rapport had als eerste doel om de bepaling van de microbiologische groeipotentie van het drinkwater in een batchtest met ATP-metingen te optimaliseren en te ijken. Vervolgens is deze methode, de BPP-test, naast de AOC(P17/NOX)-bepaling en de bepaling van de biofilmvormende eigenschappen, toegepast in praktijksituaties. Onderzoeksdoelen hierbij waren (i) evaluatie van de BPP-test door vergelijking van de resultaten met die van de AOC(P17/NOX)-bepaling, (ii) het verkrijgen van inzicht in de nagroeiprocessen, en (iii) het verkrijgen van een database voor het definiëren van (een) streefwaarde(n) voor de microbiologische groeipotentie van biologisch stabiel drinkwater in relatie tot nagroei van *Aeromonas*. Enkele aspecten van de complexe biologische processen bij de groei van micro-organismen in suspensie en biofilms, en de invloed van deze processen op het bepalen en beoordelen van de microbiologische groeipotentie van (drink)water zijn nader beschreven in Bijlage I. Hierin zijn ook de achtergronden van de AOC-test en de BDOC-test beschreven in verband met de vergelijking met de BPP-test.

De aard en concentratie van verbindingen die kunnen dienen als energiebron voor micro-organismen bepalen de microbiologische groeipotentie (MGP) van (drink)water. Uit de resultaten die in de vorige hoofdstukken zijn beschreven blijkt echter dat vooral ook handhaving van de micro-organismen optreedt. Het zou daarom toepasselijker te zijn om het begrip microbiologische groei- en handhavingspotentie (MGHP) te gebruiken. Ook de BPP-test zou beter kunnen worden aangeduid met biomassaproductie- en handhavingspotentie (BPHP)-test. Om verwarring te voorkomen zijn in dit rapport MGP en BPP-test gehandhaafd en wordt met groeipotentie resp. biomassaproductie zowel groei als handhaving van biomassa aangeduid. De mate van groei en handhaving van micro-organismen in het distributiesysteem (nagroei) is afhankelijk van het MGP-niveau van het gedistribueerde drinkwater, maar wordt tevens beïnvloed door tal van andere factoren, met name (i) de temperatuur van het water, (ii) de verblijftijd, (iii) het oppervlak van de leidingwand waarmee het water in contact komt, (iv) de hydraulische condities, o.a. (variaties in) de stroomsnelheid in het distributiesysteem, (v) aard en leeftijd van het leidingmateriaal en (vi) het onderhoud van het systeem (bv. periodiek spuien). In bestaande distributiesystemen is een aantal van deze factoren (temperatuur, verblijftijd, hydraulische condities, materialen) niet of moeilijk beïnvloedbaar. Het voorkómen van nagroeiproblemen bij de distributie van drinkwater zonder een desinfectiemiddel richt zich daarom vooral op het bereiden van drinkwater met een lage MGP. Tal van methoden zijn ontwikkeld voor de MGP-bepaling van (drink)water (Tabel 1.1). De verschillende methoden tonen aan dat het niet eenvoudig is om de MGP van (drink)water te kwantificeren en te beoordelen. Maatgevend voor de (beoordeling van de) MGP van (drink)water is de hoeveelheid biomassa die kan worden gevormd, en/of zich kan handhaven door de opname en omzetting van de in het water aanwezige energiebron(nen). De groeiopbrengst verschilt per type verbinding en bij handhaving wordt geen biomassa gevormd, maar afbreekbare stoffen worden wel omgezet. Kwantitatieve informatie over de relatie(s) tussen de concentratie van stoffen die dienst kunnen doen als energiebron en de hoeveelheid biomassa die wordt gevormd en/of zich kan handhaven is essentieel voor het vergelijken van de resultaten van de verschillende testmethoden.

6.2 De BPP-bepaling

6.2.1 Principe en uitvoering

De concentratie van de actieve biomassa van alle in het (drink)water aanwezige micro-organismen kan snel en kwantitatief worden gemeten met de ATP-bepaling, ook als de actieve micro-organismen niet kweekbaar zijn. Met behulp van de ATP-bepaling kan dus ook de groei van de micro-organismen in (drink)water worden bepaald dat voor dit doel onder gestandaardiseerde condities in het laboratorium is geïncubeerd. De vraag was of de groei van de autochtone bacteriën in het ongepasteuriseerde drinkwater, gemeten met de ATP-analyse, een alternatief kan zijn voor de AOC(P17/NOX)-bepaling. In Hoofdstuk 2 is beschreven dat een duidelijke lineaire relatie bestaat tussen de concentratie van acetaat gedoseerd aan drinkwater en de toename van het ATP-gehalte (biomassaproductie, BP) bij incubatie bij 25°C, en ook bij 37°C. Hieruit is een groeiopbrengst (Y_{BP}) van 1,0 ng ATP/per µg ac-C afgeleid bij beide temperaturen. Met behulp van Y_{BP} kan de groei (biomassaproductie) van de autochtone bacteriën in het (drink)water bij incubatie eveneens worden uitgedrukt in µg ac-C eq/L. Toepassing van dit principe lijkt eenvoudig, maar gebleken is dat zowel een representatieve uitvoering van de BPP-test als de interpretatie van de metingen van de groei met behulp van ATP-bepalingen gecompliceerd zijn. Oorzaken hiervan zijn:

- door de desinfectie (bv. dosering van ClO_2 of UV-straling) of fysische verwijdering (bv. membraanfiltratie) van de in het water aanwezige autochtone bacteriën zijn de resterende bacteriën onvoldoende in staat om de in het water aanwezige afbreekbare verbindingen te benutten. Toevoeging van bacteriën uit rivierwater heft dit effect meestal niet volledig op;
- in diverse (drink)watertypen varieert de ATP-concentratie gedurende de incubatieperiode. Hierbij kan na enkele dagen (binnen een week) een groeimaximum optreden, maar ook na een incubatieperiode van meer dan 7 dagen, d.w.z. een tijd die langer is dan de verblijftijd van het water in het distributiesysteem;
- incubatie van drinkwater met de aanwezige autochtone bacteriën leidt vaak tot een vrijwel gelijkblijvende ATP-concentratie, zonder een duidelijk groeimaximum. In een dergelijke situatie is dus sprake van handhaving van de concentratie van actieve biomassa;
- in het begin van de incubatieperiode kan een afname optreden van het ATP-gehalte, die erop wijst dat een deel van de micro-organismen, die meestal afkomstig zijn uit een biologisch filter, zich niet in het water kan handhaven;
- dosering van acetaat (10 µg C/L) versterkte de biomassaproductie in een aantal drinkwatertypen in mindere mate dan werd verwacht op basis van de opbrengstfactor (Y_{BP}) afgeleid van de groei in het drinkwater van Nieuwegein bij diverse concentraties van gedoseerd acetaat;
- dosering (10 µg C/L) van een aantal laagmoleculaire afbreekbare stoffen aan het drinkwater van Nieuwegein veroorzaakte meestal wel een snelle groei binnen enkele dagen, maar deze toename was vaak minder dan 1 ng ATP per µg gedoseerd C;
- dosering (10 µg C/L) van de afbreekbare polysacchariden amylose, amylopectine en pectine, veroorzaakte vrijwel geen toename van de biomassaproductie. Enten met rivierwater leidde tot meer groei, maar de groeiopbrengst bleef gering.

6.2.2 Entmateriaal

In de meeste gevallen waarbij de BPP-test is toegepast waren de in het (drink)water aanwezige (autochtone) bacteriën grotendeels afkomstig uit (de biofilm in) het filterbed van het voorafgaande biologische filtratieproces (AK-filtratie, snelle zandfiltratie, langzame zandfiltratie). Aangenomen mag worden dat deze bacteriën zijn aangepast aan

de in het water aanwezige afbreekbare stof(fen), d.w.z. allerlei organische, en ook enkele anorganische verbindingen, in verschillende concentraties die bovendien verschillen in afbreekbaarheid en mate van groeibevordering. Toepassing van desinfectie (chemisch of fysisch) of verwijdering van de autochtone micro-organismen heeft tot gevolg dat de resterende micro-organismen onvoldoende in staat zijn om de in het water aanwezig stoffen bij incubatie in het laboratorium te benutten. Het is daarom gebruikelijk om het water van de test te enten met enkele milliliters water met autochtone bacteriën (Stanfield and Jago 1987; Servais et al. 1987; Hammes and Egli, 2005). Gebleken is echter dat toevoeging van een rivierwaterent (één á enkele milliliters in 600 ml) aan water na desinfectie of fysische verwijdering van de bacteriën in onvoldoende mate de groei versterkt bij voortzetting van de incubatie. Dit is ook het geval bij toevoeging van een lage concentratie van autochtone bacteriën aanwezig in het water na inactivatie door pasteurisatie (Fig. 2.10). Dosering van autochtone bacteriën is dus nodig in een zodanige mate dat de concentratie en de aard van de in het te onderzoeken water niet sterk verschillen van de concentratie en aard van deze bacteriën aanwezig in dit water na een biologische filtratie, bv. snelfiltratie of AK-filtratie. Toevoeging van entmateriaal mag echter geen effect hebben op de concentratie van afbreekbare stof(fen) in het te onderzoeken water, bv. door verdunning of toevoeging. Voor het verkrijgen van het benodigde entmateriaal is daarom een concentratiestap nodig, bv. membraanfiltratie van het water na snelfiltratie of na AK-filtratie voorafgaand aan de desinfectie of fysische verwijdering bij de betreffende locatie, waarbij de micro-organismen aanwezig in één liter water worden geconcentreerd in een volume van 10 ml. Met een entvolume van ca. 3 ml per 600 ml monster wordt vervolgens 50% van de concentratie in het water voor desinfectie toegevoegd, zonder dat de concentratie aan afbreekbare stof(fen) wordt beïnvloed. Entmateriaal afkomstig uit water van dezelfde locatie (pompstation of distributiesysteem) als het te onderzoeken water is mogelijk het meest representatief en effectief, maar het verzamelen van dit materiaal kan bewerkelijk zijn. Gebruik van gestandaardiseerd entmateriaal dat geschikt is voor meerdere of alle (drink)watertypen is aantrekkelijk. Toevoegen van *P. fluorescens* stam P17, *Spirillum* sp. stam NOX en stam *F. johnsoniae* stam A3 aan dergelijk entmateriaal is een optie. Ontwikkelen van optimaal entmateriaal vergt nader onderzoek.

6.3 Groeiopbrengst en handhaving

In de BPP-test werden maximum concentraties van actieve biomassa (ATP) als gevolg van groei waargenomen binnen 7 dagen incubatie (BP_7), na 8 á 14 dagen incubatie (BP_{14}) en soms na een langere periode (bv. Fig. 2.7, 4.4 en 4.13). Tevens bleek dat in alle onderzochte (drink)watertypen verbindingen aanwezig zijn die gedurende 4 weken incubatie bij 25°C handhaving van actieve biomassa mogelijk maken. In enkele drinkwatertypen die langduriger werden geïncubeerd nam de ATP-concentratie zelfs gedurende 98 dagen niet af (Fig. 3.7). Deze waarnemingen maken duidelijk dat de MGP van (drink)water niet uitsluitend kan worden gedefinieerd op basis van de concentratie van gemakkelijk afbreekbare stoffen die snel worden opgenomen. Blijkbaar zijn ook verbindingen aanwezig zijn die langzaam worden benut en daardoor gedurende lange tijd de concentratie van actieve biomassa in stand houden. De groei (biomassaproductie) in de BPP-test kan dus het gevolg zijn van (i) snelle groei op gemakkelijk afbreekbare stoffen, (ii) trage groei op moeilijk(er) afbreekbare stoffen en mogelijk onvolledige omzetting binnen een bepaalde incubatieperiode en ook (iii) opname van stoffen voor de handhaving van de biomassaconcentratie. De vorming (groei) en handhaving van biomassa in water tijdens incubatie in de BPP-test worden hieronder nader geanalyseerd.

6.3.1 Groeiopbrengst

Bij een lage substraatconcentratie kan de groeiopbrengst van bacteriën, ook in aanwezigheid van voldoende minerale nutriënten, worden beïnvloed door de opname van energiebron(nen) voor de handhaving ('maintenance') van de gevormde biomassa (Bijlage I). Het effect van het gebruik van de energiebron(nen) voor handhaving is afhankelijk van de groeisnelheid. Op basis van de groeimaxima bij verschillende concentraties van gedoseerd acetaat in het drinkwater van Nieuwegein is een groeiopbrengst (Y_{BP}) van 1 ng ATP per µg acetaat-C afgeleid (par.2.2). Bij groei met 100 µg ac-C/L bij 25°C was de specifieke groeisnelheid (µ) ca. 3,4 d^{-1}, dus veel hoger dan de specifieke maintenance rate (μ_M; 0,137 d^{-1}) in aanwezigheid van acetaat (Bijlage I, Tabel I.1). De lineaire relatie tussen de acetaatconcentratie en het groeimaximum duidt er bovendien op dat de substraatopname voor maintenance bij de gedoseerde concentraties geen meetbaar effect had op Y_{BP}. Het is daarom aannemelijk dat de waargenomen opbrengst van 1 ng ATP/µg acetaat-C overeenkomt met Y_G voor acetaat (0,4 mg biomassa-C/mg substraat-C; Heijnen and van Dijken, 1992). Het gemiddelde ATP-gehalte van de biomassa na exponentiële groei bij 25°C bedraagt dus ca. 2,6 ng ATP/µg biomassa-C en ca. 2,1 ng ATP/µg biomassa-C bij 37°C. Op basis van metingen bij een groot aantal reinculturen van micro-organismen in de exponentiële groeifase is een gemiddelde biomassa-C/ATP-verhouding van 250 afgeleid, d.w.z. 4 ng ATP/µg biomassa-C (Karl, 1980). De voor de groei met acetaat afgeleide lagere waarde, die wel binnen de door Karl (1980) gegeven spreiding valt, is mogelijk het gevolg van een snelle afname van het ATP-gehalte in de cellen na omzetting van alle substraat.

Dosering van een lage concentratie (10 µg C/L) van een gemakkelijk afbreekbare stof aan ongepasteuriseerd drinkwater veroorzaakte bij incubatie meestal een snelle BP-toename, maar BP_{max} (meestal BP_7) was duidelijk verschillend voor de diverse geteste verbindingen (Fig. 2.7). Om meerdere redenen is de gemeten BP_{max} niet altijd representatief voor Y_{BP} met deze stoffen, o.a. (i) de maximum ATP-concentratie bij een enkele dosering is niet nauwkeurig gemeten, (ii) de invloed van maintenance bij relatief trage groei van de aanwezige micro-organismen en (iii) bacteriën die de gedoseerde stof kunnen omzetten bij een lage concentratie zijn niet aanwezig. Dosering van 10 µg C/L van de (gemakkelijk afbreekbare) polysacchariden amylose, amylopectine, en pectine aan het drinkwater (Nieuwegein) veroorzaakte vrijwel geen toename van BP_7 maar had wel effect op BPC_{14} (Tabel 2.4). Snelle benutting van deze verbindingen als energie- en C-bron vereist de vorming van exo-enzymen die deze biopolymeren hydrolyseren tot verbindingen met een molecuulgewicht < 1000 Dalton, die het celmembraan kunnen passeren (Nikaido, 2003). Waarschijnlijk was de concentratie van de gedoseerde polysacchariden te laag voor de inductie van de synthese van deze exo-enzymen, waardoor geen efficiënte omzetting en groei optrad. Aanwijzingen hiervoor zijn:

- dosering van 10 µg amylopectine-C/L aan het drinkwater van Nieuwegein leidde ook na 70 dagen niet tot een versterkte biofilmvorming (Sack et al. 2014). Bij gelijktijdige dosering van maltose (10 µg C/L) veroorzaakte 10 µg amylopectine-C/L echter wel een versterkte biofilmvorming. Maltose stimuleerde dus de groei van bacteriesoorten die amylopectine konden benutten. Dosering van 10 µg acetaat-C/L versterkte wel de biofilmvorming, maar hierbij trad geen opname van amylopectine op;
- een reincultuur van *Aeromonas hydrophila* groeide niet in drinkwater met 10 resp. 25 µg zetmeel-C/L, maar wel bij 100 µg zetmeel-C/L (van der Kooij et al. 1980). Het organisme kon zetmeel bij 10 resp. 25 µg C/L wel benutten na stimulering van de groei met 10 µg glucose-C/L;

- toevoeging van 100 µg zetmeel-C/L aan het filtraat van langzame zandfilters veroorzaakte eveneens een versterkte bacteriegroei (van der Kooij and Hijnen, 1983). De hierbij geïsoleerde reincultuur van de dominante soort (*Flavobacterium sp.* stam S12) vermeerderde zich echter goed bij concentraties < 10 µg C/L van amylopectine, amylose, en hydrolyseproducten van deze polymeren, maar vrijwel niet met glucose (van der Kooij and Hijnen, 1985). Ook F*lavobacterium johnsoniae* stam A3, geïsoleerd uit drinkwater Nieuwegein na toevoeging van 100 µg C/L laminarine, pectine of amylopectine en 3 ml rivierwaterent (Sack et al. 2010), vermeerderde zich in reincultuur bij concentraties van enkele µg C/L van o.a. amylopectine en xyloglucan (Sack et al. 2011). De reincultures waren gekweekt met 100 µg maltose-C/L (stam S12), resp. 100 µg amylopectine-C/L (stam A3) waardoor het vermogen om exo-enzymen te produceren blijkbaar was behouden.

Het geringe effect van amylose, amylopectine, pectine op BP_7 bij een gedoseerde concentratie van 10 µg C/L (Tabel 2.4) zou ook kunnen betekenen dat in het drinkwater en het toegepaste entmateriaal geen bacteriën zoals *F. johnsoniae* stam A3 of *Flavobacterium* sp stam S12 aanwezig waren. Dit is echter niet erg waarschijnlijk gezien de isolatie van deze bacteriën bij een hogere concentratie. Gedoseerd gelatine (10 µg C/L) veroorzaakte wel groei in de BPP-test (Tabel 2.4) en ook een verhoogde BVS, evenals caseïne (Sack et. 2014). De BVS met eiwitten was echter relatief laag in vergelijking met de BVS met maltose en acetaat. Inductie van exo-enzymen voor de hydrolyse van eiwitten treedt blijkbaar wel op bij een concentratie ≤ 10 µgC/L. Dit kan betekenen dat eiwitten in drinkwaterdistributiesystemen beter worden omgezet door bacteriën dan polysacchariden.

Ook benutting van en groei met een gemakkelijk afbreekbare stof met een laag molecuulgewicht vereist actief transport door het celmembraan, waarbij ATP nodig is. Bovendien zijn bepaalde enzymen nodig voor het omzetten van verbindingen in energie (ATP) en biomassa. De effectiviteit van de groei bij een lage substraatconcentratie (substraataffiniteit) verschilt per stof en per bacteriesoort. De variabele opbrengst met acetaat bij 10 µg C/L in het drinkwater van Nieuwegein en de zeer lage opbrengst in enkele andere drinkwatertypen (Tabel 2.4; Tabel 2.5) zijn mogelijk het gevolg van de afwezigheid van bacteriën met een hoge substraataffiniteit (hoge μ_{max} en/of een lage K_s) voor acetaat. Bacteriën met een lage substraataffiniteit (lage μ_{max} en/of een hoge K_s) groeien langzaam door de grote invloed van maintenance op de groeiopbrengst, en de vorming van weinig biomassa betekent dat weinig ATP wordt gevormd.

Dosering (10 µg C/L) van maltose, glucose, glutamaat en ook benzoaat en mengsels van deze stoffen had wel een duidelijk effect op de bacteriegroei (Fig. 2.7; Tabel 2.3). De concentratie van deze snel opneembare verbindingen in drinkwater is waarschijnlijk zeer laag, maar blijkbaar waren in het gebruikte drinkwater (of in de rivierwaterent) toch bacteriën aanwezig met een hoge substraataffiniteit voor deze verbindingen. Bij maltose trad een snelle BP-toename op die gepaard ging met de vorming van een relatief hoog aantal cellen (2,8 x 10^5 cellen/ml op dag 5) en met een laag ATP-gehalte per cel (0,018 ± 0,002 fg). De hoge μ_D-waarde (0,82 ± 0,2 d^{-1}) na het bereiken van BP_{max} (BP_7) is hiervan mogelijk het gevolg. Na de snelle groei met benzoaat was μ_D eveneens hoog (0,66 ± 1,6 d^{-1}), maar het totale aantal bacteriën op dag 14 (3,1 ± 0,15 x 10^5 /ml) was hoger dan op dag 5 (1,9 ± 0,15 x 10^5 /ml). Het gemiddelde ATP-gehalte per cel (0,027 ± 0,006 fg op dag 5) was op dag 14 afgenomen tot 0,018 ± 0,002 fg/cel. Deze waarnemingen duiden op een verdere toename van het aantal cellen na het bereiken van BP_{max} door omzetting van bepaalde celbestanddelen (reservestoffen) die zijn gevormd bij de snelle groei. De hoge

μ_D-waarde na het bereiken van BP_{max} is hiervan waarschijnlijk het gevolg. Een snelle opname van de C-bron met reservestofvorming, gevolgd door vorming van veel kleine cellen kan een strategie zijn van de betreffende soort(en) om zich optimaal te handhaven, ook omdat kleine cellen geen aantrekkelijk voedingsbron zijn voor vrijlevende protozoa (Hahn and Höfle, 1999). Onderbouwing, of weerlegging, van deze verklaring vergt nader onderzoek naar de identiteit en eigenschappen van dergelijke bacteriën.

Uit de metingen met de BPP-test is gebleken dat in de meeste drinkwatertypen vrijwel geen sprake is van groei maar van handhaving van de activiteit. Onder deze omstandigheden verdwijnen de enzymen die worden geproduceerd door substraatinductie en resteren de constitutieve enzymen. Als gevolg hiervan gaan bacteriën domineren die in staat zijn om de aanwezige afbreekbare stoffen te benutten voor handhaving. Het effect van de dosering van een lage concentratie van een gemakkelijke afbreekbare stof aan drinkwater geeft hierbij niet altijd goede kwantitatieve informatie over het (potentiële) effect van de betreffende verbinding op de groeiopbrengst en de groeipotentie. Vaststellen van Y_{BP} van een geselecteerde verbinding vergt groeimetingen bij meerdere concentraties (ijklijn). Hiermee kan worden vastgesteld of maintenance een effect heeft op de groeiopbrengst. De bacteriesoorten die domineren kunnen, mits kweekbaar, worden geïsoleerd en geïdentificeerd en de groeikinetiek kan nader worden bestudeerd. Uit groeimetingen met een aantal reinculturen, o.a. *P. fluorescens* stam P17, *Spirillum* sp. NOX, *Polaromonas* stammen, *Flavobacterium* sp stam S12 en *F. johnsoniae* is gebleken dat substraatconcentraties < 100 µg C/L meestal geen aantoonbare invloed hadden op de groeiopbrengst (Y_G, kve/µg C). Een uitzondering vormde de relatief lage opbrengst van *Flavobacterium* sp stam S12 met 10 µg glucose-C/L (van der Kooij and Hijnen, 1985). De relatief lage μ_{max} en een hoge K_s (109 µg C/L) van stam S12 voor glucose bevestigt de invloed van groeisnelheid op de groeiopbrengst en geeft tevens aan dat ook de groei bij een lage concentratie van een gemakkelijk afbreekbare stof wordt bepaald door de affiniteit van de betreffende bacterien voor deze stof.

Y_{BP} (ng ATP/ µg C) van reincultures (van der Kooij, 1999; Magic-Knezev en van der Kooij, 2006) komt vrijwel overeen met Y_{BP} van de autochtone bacteriën (hoofdstuk 2, par. 2.2). Voor het omrekenen van BP_7 gevormd door groei (BP_7-BP_M) naar concentratie van opgenomen substraat (uitgedrukt als acetaat-C eq/L) is daarom gebruik gemaakt van Y_{BP} = 1 ng ATP/µg ac-C. Hierdoor wordt het effect van verschillen in opbrengst door verschillen in Gibbs Energy Dissipation (GED) tussen de diverse stoffen geëlimineerd. Bij deze aanpak is aangenomen dat de (periodieke) aanwezigheid van bepaalde gemakkelijk afbreekbare stoffen in het water door concurrentie en selectie leidt tot de aanwezigheid van bacteriën die optimaal zijn aangepast aan deze stoffen en een maximale biomassaproductie zullen realiseren (door de vorming van grote of kleine cellen). Voorbeelden van een duidelijk groei in de eerste week van de BPP-test zijn: reinwater ps Spannenburg, rivierwater, water na ozonisatie (Fig. 2.12) en water na H_2O_2-UV (Fig. 4.13). In een aantal watertypen werd een relatief sterke groei waargenomen in de tweede week van de BPP-test, bv. reinwater ps Spannenburg, reinwater ps Weesperkarspel en AK-filtraat ps Berenplaat (Fig. 2.12). Bij deze vertraagde groei spelen mogelijk bepaalde biopolymeren, waarvoor enzyminductie nodig is, een rol. Berekening van de specifieke groeisnelheid in deze situaties leverde waarden op die varieerden van 0,3 d^{-1} (reinwater ps Weesperkarspel) tot 0,64 d^{-1} (AK-filtraat ps Berenplaat). Met behulp van de in Bijlage I gegeven formule I.4 en de specifieke maintenance rate μ_M bij energiebron-gelimiteerde groei met acetaat (μ_M = 0,137 d^{-1}; Tabel I.1) kan worden afgeleid dat de groeiopbrengst hierbij ca. 70 á 80 % bedraagt van de maximum groeiopbrengst. Bij de berekening van de

hoeveelheid substraat die is benut voor groei in de tweede week van de BPP-test (BP_{14}-BP_M) is daarom een groeiopbrengst van 0,7 ng ATP/µg ac-C gehanteerd, d.w.z. 70% van Y_{BP} (1 ng ATP/µg ac-C).

6.3.2 Handhaving

In het reinwater van de meeste DGW- locaties en de DOW(LZF)-locaties ps Scheveningen en ps Katwijk bleef de ATP-concentratie gedurende een incubatieperiode van 4 weken (en langer) vrijwel constant (Fig. 3.7, 3.10, 3.15). De bacteriën nemen hierbij afbreekbare stof(fen) op voor de instandhouding (handhaving) van de actieve biomassa. In veel van de onderzochte (drink)watertypen vormde de concentratie van biomassa die zich handhaaft (BP_M) een grote fractie van BP. Om onderscheid te maken tussen groei en handhaving is per monster BP_M geïdentificeerd. In de meeste monsters was dit relatief eenduidig, maar in sommige monsters moest BP_M worden geschat op basis van metingen in een periode van 14 dagen en soms langer. Om de parameters voor overleving en handhaving gebaseerd op ATP-metingen te onderscheiden van de in de literatuur gehanteerde constanten voor overleving en maintenance (Bijlage I) zijn de volgende aanduidingen gebruikt:

bij overleving (afsterving) zonder een externe energiebron:

- de specifieke afstervingssnelheid μ_D (ng ATP/ng ATP.d) i.p.v. μ_E (mg biomassa/mg biomassa.d),
- het endogene substraatverbruik C_D (µg C/ng ATP.d), i.p.v. C_E (mg substraat-C/mg biomassa-C.d)

bij overleving (handhaving) met een externe energiebron:

- de maintenance rate μ_M (ng ATP/ng ATP.d) i.p.v. μ_M (mg biomassa/mg biomassa.d);
- de handhavingscoefficiënt m_{ATP} (µg substraat-C/ng ATP.d) i.p.v. m_C (mg substraat-C/mg biomassa-C.d);

en Y_{BP} (ng ATP/µg substraat-C) i.p.v. Y_G (mg biomassa-C/mg substraat-C). Hieronder zijn enkele benaderingen beschreven voor het verkrijgen van kwantitatieve informatie over m_{ATP}. Informatie over m_{ATP} is in combinatie met Y_{BP} nodig voor het berekenen ('schatten') van de hoeveelheid substraat die in de BPP-test is omgezet. Hierdoor kan het resultaat van de BPP-test worden vergeleken met het AOC(P17/NOX)-gehalte en de BDOC-concentratie.

6.3.2.1 Overleving na substraatdosering

Bij groei op acetaat bleek dat de afname van de ATP-concentratie na het bereiken van het groeimaximum (BP_{max}) een eerste-orde reactie is (Fig. 2.3: Tabel 2.1). Deze afname kan worden weergegeven door:

$$\mathbf{BP_T = BP_{max}.\ e^{-\mu_D \cdot T}} \qquad (7.1),$$

met T (tijd, dagen) en BP_{max} de maximum BP-waarde (groeimaximum). Met behulp van deze functie kan de specifieke afstervingssnelheid (decay rate, μ_D) worden berekend op basis van het ATP-gehalte en kan ook de cumulatieve biomassaproductie (BPC, d.ng ATP/ng ATP) als functie van de tijd en μ_D worden berekend. Fig. 6.1 geeft voorbeelden van dergelijke berekeningen, waarbij BP_{max} = 1,0 ng ATP/L en μ_D = 0,1 d^{-1} een maximum BPC-waarde geeft van 11 d.ng ATP en μ_D = 0,06 d^{-1} geeft 17,7 d.ng ATP. Als een ATP-gehalte van 0 ng ATP betekent dat de betreffende cultuur inactief, dus dood, is en μ_D niet verandert bij afsterving, kan van de maximum cumulatieve ATP-opbrengst de overlevingstijd van het betreffende organisme worden afgeleid (nl. 11 resp. 17,7 dagen).

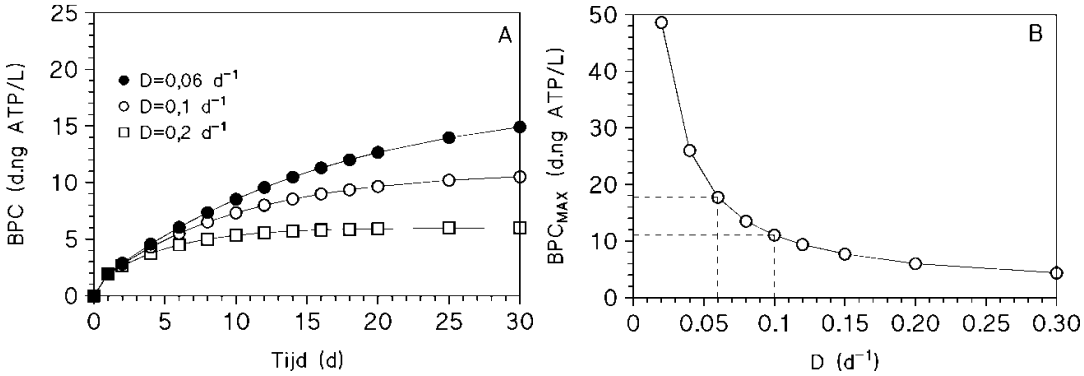


Fig. 6.1. BPC als functie van de tijd bij drie μ_D-waarden (A) en BPC_{max} als functie van de μ_D-waarde (B).

De μ_D-waarde van de autochtone bacteriën bleek afhankelijk van de acetaatconcentratie waarbij deze bacterien waren gegroeid en lag bij 25°C meestal tussen ca. 0,06 tot 0,14 d^{-1} (Tabel 2.1). Deze waarden komen overeen met de in Tabel I.1 genoemde waarden voor de specifieke maintenance rate (μ_M) bij energiebron-gelimiteerde groei bij 25°C. Na groei op maltose en enkele andere gedoseerde stoffen en ook met acetaat zijn (veel) hogere μ_D-waarden waargenomen (bv. 0,82 ± 0,2 d^{-1} (maltose), 0,33 ± 0,07 d^{-1} (glucose) en 0,23 ± 0,07 d^{-1} (acetaat); par. 2.3.2), die gepaard gingen met een lage BPC (Tabel 2.3). Voor dit verschijnsel is hierboven (par. 7.3.1) een mogelijke verklaring gegeven. De μ_D-waarde op basis van ATP, na groei op een gedoseerde stof, is dus geen constante en afhankelijk van: (i) de aard van het organisme, (ii) de aard en concentratie van de energiebron en (iii) de fase van afsterving.

Tussen Y_{BPC}, de cumulatieve biomassaopbrengst, met gedoseerd acetaat en de tijd is een duidelijk verband aangetoond (Fig. 2.6). Y_{BPC14}, de cumulatieve biomassaopbrengst na 14 dagen (12 dagen na het bereiken van het groeimaximum) was 7,1 d.ng ATP/µg ac-C, d.w.z. dat gemiddeld 0,14 µg ac-C per dag nodig was voor de vorming en overleving van een hoeveelheid actieve biomassa van 1 ng ATP. De maximum cumulatieve biomassaopbrengst met acetaat was 17,3 d.ng ATP/µg ac-C (par. 2.2.3), d.w.z. dat gemiddeld 0,057 µg ac-C/dag nodig was voor de vorming en de volledige afsterving van een hoeveelheid actieve biomassa van 1 ng ATP.

Bij de groei op acetaat werd het groeimaximum (BP_{max}), waarmee de groeiopbrengst (Y_{BP}, ng ATP/µg C) wordt berekend, bereikt na 2 á 3 dagen (Fig. 2.2). BPC, de cumulatieve groeiopbrengst (d.ng ATP/ µg C) neemt na het bereiken van het groeimaximum echter verder toe (Fig. 2.5) en BPC_{max} wordt voor meer dan 90% bepaald door de periode na het bereiken van $BP_{max,}$ d.w.z. nadat alle acetaat was opgenomen. Bij de groei op acetaat wordt ca. 0,4 mg biomassa-C/mg acetaat-C gevormd. Dit betekent dat de maximum BPC-opbrengst (Y_{BPC} = 17,3 d.ng ATP/µg ac-C) correspondeert met Y_{BPC} = 0,9/0,4 x 17,3 = 39 d.ng ATP/µg biomassa-C, d.w.z. het gemiddelde endogene verbruik bij afsterving (C_D) bedroeg 0,026 µg biomassa-C/ng ATP.d. Bepaalde biomassabestanddelen, zoals celwand, celmembraan en essentiële componenten zullen geen dienst doen als energiebron voor overleving. Een (willekeurige) aanname dat 50% van de celbestanddelen dienst kan doen als energiebron voordat de cel desintegreert, geeft dan een (gemiddeld) endogeen verbruik van 0,013 µg biomassa-C/ng ATP.d. Voor handhaving in aanwezigheid van een externe energiebron is voor acetaat een handhavingsfactor (m_{ATP}) afgeleid van 0,137 µg biomassa-C/ng ATP.d (zie hieronder). Benutting van biomassa-C als energiebron bij overleving/afsterving na groei, dus zonder

een externe energiebron, is blijkbaar een veel efficiënter proces is dan het gebruik van een externe energiebron voor groei en handhaving. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn: (i) geen verbruik van energie (ATP) voor opname en transport van stoffen door het membraan en (ii) geen verbruik van ATP voor synthese van nieuw celmateriaal (groei). Onderbouwing vergt nader (literatuur)onderzoek.

De specifieke afstervingssnelheid (μ_D, μ_E) is niet constant en mogelijk zijn bacteriën in staat om de energiebehoefte bij overleving (afsterving) steeds verder te reduceren, totdat essentiële functies uitvallen. Dit aspect speelt een rol bij de bij bacteriën lastig te definiëren overgang van actief en levend naar inactief en dood. De sterke afname van de zuurstofopname door cellen van *E. coli* na langdurige afsterving (Riedel et al. 2013) is hiervoor een aanwijzing. Voor micro-organismen in de bodem zijn zelfs C_E-waarden (bij 28°C) van 0,004 - 0,008 mg glucose-C/(mg biomassa-C.d) gerapporteerd (Anderson and Domsch, 1985), d.w.z. 50 á 100 x lager dan vermeld in Tabel I.2. Mogelijk was overleving (afsterving) in afwezigheid van een externe energiebron in deze situaties een veel dominanter proces dan handhaving door opname van een externe energiebron. De specifieke afstervingssnelheid bij afwezigheid van een extern substraat kan dus niet worden gebruikt voor de berekening van het energieverbruik bij handhaving in aanwezigheid van een externe energiebron.

6.3.2.2 Afleiding van de handhavingscoëfficiënt m_{ATP} van μ_M

Voor groei op acetaat bij 25°C is een specifieke maintenance rate (μ_M) van 0,137 mg biomassa/mg biomassa.d berekend (Bijlage I, Tabel I.1). Met Y_{BP} = 1 ng ATP/µg ac-C en $m_{ATP} = \mu_M/Y_{BP}$ en de aanname dat μ_M (ng ATP/ng ATP.d) gelijk is aan μ_M (mg biomassa-C/mg biomassa-C.d) geeft dit: m_{ATP} = 0,137 µg ac-C/(ng ATP.d), afgerond: 0,14 µg ac-C eq/(ng ATP.d). Deze waarde is gelijk aan $1/Y_{BPC14}$ bij groei met gedoseerd acetaat (tot 100 µg C/L; zie hoofdstuk 2, par. 2.2.3). Voor de substraatopname voor maintenance in aanwezigheid van acetaat (bij 25°C) is afgeleid: m_C= 0,318 µg ac-C/(µg biomassa-C.d) (Bijlage I, Tabel I.2). Uit de waarden van m_{ATP} en m_C kan worden afgeleid dat het ATP-gehalte van de biomassa bij acetaat-gelimiteerde groei 2,3 ng ATP/µg biomassa-C bedraagt. Dit gehalte is vrijwel gelijk aan de ATP/biomassa-C verhouding van 2,6 ng ATP/µg C, afgeleid van Y_{BP} en Y_G na exponentiële groei op acetaat. Informatie over de verhouding ATP/biomassa-C in bacteriën die zich handhaven in drinkwater lijkt echter niet beschikbaar. In de BPP-test, 14 dagen na groei bij dosering van een energiebron, lag het gemiddelde ATP-gehalte per cel tussen 0,01 – 0,03 fg ATP/cel (P50 = 0,016 fg/cel) en in een vijftal drinkwatertypen was het ATP-gehalte per cel na 14 dagen incubatie in de BPP-test gemiddeld 0,03 ± 0,02 fg ATP/cel (P50=0,021 fg ATP/cel). Een ATP-gehalte van 0,02 á 0,03 fg/cel geeft met 2,4 ng ATP/µg biomassa-C een hoeveelheid biomassa van ca. 8,3 á 12,5 fg C/cel. Het gehalte droge stof per cel in (zoet) oppervlaktewater bleek te variëren van 16 (P25) tot 87 (P75) fg/cel (Loferer-Krößbacher et al. 1998), d.w.z. 8 – 43 fg C/cel. Voor zeewater is een gehalte van 12 ± 6 fg C per cel gerapporteerd (Fukuda et al. 1998). Bij het onderzoek met de hemoflow was de POC/TDC-verhouding in drinkwater bereid met duinpassage 68 fg C/cel (P50) en bij drinkwater bereid uit anaeroob grondwater 168 fg C/cel (P50) (van der Kooij en Veenendaal, 2013a). Deze POC/TDC-verhoudingen zijn echter relatief hoog omdat deze bacteriën direct afkomstig waren uit de zuivering (biofilms in zandfilters) en ca. 30% van POC bestond uit koolhydraten die waarschijnlijk geen deel vormden van de biomassa van de cellen. Voor *Flavobacterium* stam S12 kan op basis van 50% assimilatie en Y_G (2,3 x 10^7 kve/µg C) een C-gehalte van 21 fg/cel (direct na exponentiële groei) worden berekend (van der Kooij and Hijnen, 1985) en 34 fg/cel voor *F. johnsoniae* stam A3 (Y_G = 1,43 x 10^7 kve/µg C) (Sack et al. 2011). Een gemiddelde hoeveelheid biomassa-C van 8,3 á 12,5 fg/cel bij bacteriën die zich

handhaven in drinkwater lijkt dus realistisch en ondersteunt de berekening van m_{ATP} = 0,137 µg ac-C/(ng ATP.d).

6.3.2.3 Vergelijking van de handhavingscoëfficiënt m_{ATP} met de verhouding van AOC(P17/NOX) en BPC_{14}

De verhouding AOC(P17/NOX)/BPC_{14} in een watertype geeft een indicatie voor m_{ATP}. Bij AOC(P17/NOX) wordt de substraatopname voor handhaving echter niet meegerekend, terwijl dit wel het geval is bij BPC_{14} (Bijlage I). Bovendien kan BPC_{14} beïnvloed zijn door verbindingen die niet kunnen worden omgezet door stam P17 en stam NOX. De handhavingsfactor m_{ATP} zal daarom altijd gelijk aan of hoger zijn dan de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding, met uitzondering van de situaties waarin de BPP-test geen representatief beeld geeft bv. als gevolg van de invloed van ClO_2 op de autochtone bacteriën.

Tabel 6.1. Verhouding AOC(P17/NOX)/BPC_{14} in monsters afkomstig van de DGW- en DOW-pompstations (gepaarde metingen)

Watertype (aantal monsters)	AOC(P17/NOX)/BPC_{14} (µg ac-C eq/ng ATP.d)		
	Min-max	Gem ± sd	P50
DOW-locaties (n=65)	0,02 – 0,25	0,10 ± 0,05	0,10
DOW(LZF)-locaties (n=12)*	0,07- 0,13	0,09 ± 0,02	0,09
DGW-locaties (n=55)	0,04 – 0,19	0,08 ± 0,03	0,07

* ps Scheveningen, ps Katwijk en ps Leiduin, reinwater en distributie.

In Tabel 6.1 zijn de kengetallen van de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhoudingen weergegeven gebaseerd op 55 gepaarde metingen bij de DGW-locaties en 65 gepaarde metingen bij de DOW-locaties. De laagste waarden (0,02-0,05 µg ac-C eq/ng ATP.d) werden waargenomen in het snelfiltraat bij ps Andijk en in het AK-filtraat bij ps Berenplaat en ps Braakman. In deze watertypen is BPC_{14} relatief hoog door de aanwezigheid van verbindingen die niet bijdragen aan AOC(P17/NOX), o.a. verbindingen die met AOC(A3) zijn aangetoond, en is ook het POC-gehalte relatief hoog (van der Kooij en Veenendaal, 2013a). De hoogste waarden werden waargenomen bij ps Andijk (distributie), in het AK-filtraat bij ps Kralingen en in het reinwater van ps Weesperkarspel. De relatief hoge waarden in het distributiesysteem van ps Andijk zijn waarschijnlijk het gevolg van te lage BPC_{14}-waarden door het effect van ClO_2 op de autochtone bacteriën, waardoor de BPP-test werd belemmerd. Tussen AOC(P17/NOX en BPC_{14} gemeten bij ps Weesperkarspel (AK-filtraat en reinwater) en ps Leiduin (reinwater) bestaat significant verband met een hoge correlatiecoëfficiënt (Tabel 5.2). Van deze metingen (n=17) kan worden afgeleid dat:

BPC_{14} = 0,12 (± 0,01) AOC(P17/NOX) + 0,72 ± 1,6 (R^2=0,88) (Fig. 6.2A).

Van de gemiddelden van AOC(P17/NOX) en BPC_{14} bij alle locaties (Fig. 6.2B) kan worden afgeleid:

BPC_{14} = 0,05 (± 0,01) AOC(P17/NOX) + 1,9 ± 1,1 (R^2=0,55) (n=21)

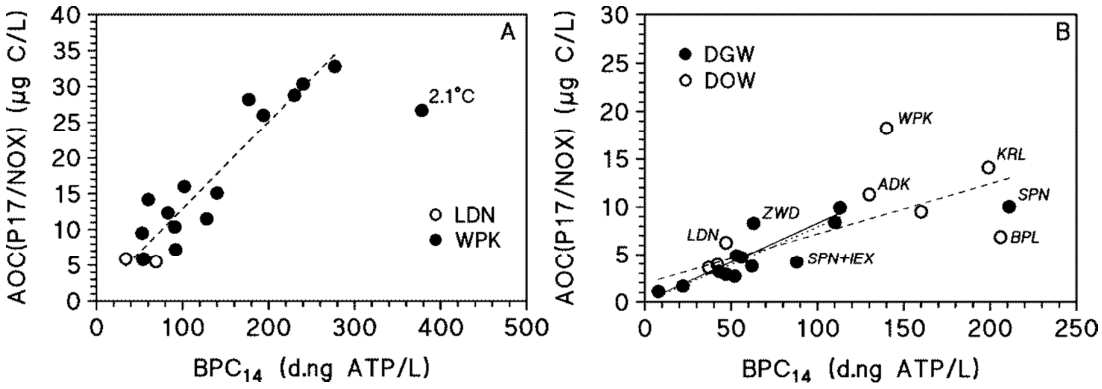


Fig. 6.2A. Verhouding tussen AOC(P17/NOX) en BPC_{14} in AK-filtraat en reinwater van ps Weesperkarspel en het reinwater bij Leiduin; B: verhouding tussen de gemiddelde waarden van AOC(P17/NOX) en BPC_{14} in het reinwater van alle locaties en van de DOW(LZF)- en DGW-locaties (zonder de metingen bij ps Spannenburg).

Bij de DOWD-locaties ps Scheveningen, ps Katwijk en ps Leiduin varieerde de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding tussen 0,07 en 0,13 µg ac-C eq/d.ng ATP (gemiddeld 0,09 ± 0,02 µg ac-C eq/d.ng ATP). Bij de DGW-locaties ligt de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding tussen 0,04 - 0,19 µg ac-C eq/d.ng ATP. Kenmerkend voor het reinwater van de DOWD- en DGW-locaties is (i) een langdurig contact met (micro-organismen in) de bodem, (ii) geen aanwezigheid van stoffen die zijn gevormd door algen, (iii) geen oxidatief proces bij de zuivering (m.u.v. ps Leiduin en ps Nuland), en (iii) een weinig fluctuerende watertemperatuur bij de zuivering, met als gevolg stabiele biologische processen. Het lage POC-gehalte in deze watertypen (van der Kooij en Veenendaal 2013a) duidt erop dat hierin, zoals verwacht, vrijwel geen biopolymeren aanwezig zijn. Bij incubatie in de BPP-test vertoonde het ATP-gehalte weinig variatie en dit betekent dat de afbreekbare stoffen in de BPP-test vooral werden benut voor de handhaving van de actieve biomassa. De laagste AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhoudingen (0,04-0,05 µg ac-C eq/d.ng ATP) werden waargenomen bij ps Spannenburg, ps Oldeholtpade (distributie), drinkwater Nieuwegein (distributie),ps Haaren en ps Hanik, waarschijnlijk door de aanwezigheid van afbreekbare stoffen die niet bijdragen aan AOC(P17/NOX). Met AOC(A3) is aangetoond dat het reinwater van ps Spannenburg (zonder IEX) stoffen bevatte die werden benut door stam A3. Waarden > 0,12 µg ac-C eq/d.ng ATP werden waargenomen bij ps Oldeholtpade (na IEX), ps Sint Jansklooster, distributie en ps Amersfoortseweg en ps Soestduinen. Bij de DGW-locaties werden de hoogste AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhoudingen (0,12-0,19 µg ac-C eq/ng ATP.d) waargenomen bij ps Sint Jansklooster distributie en het reinwater van ps Soestduinen en ps Amersfoortseweg. De waarnemingen bij ps Soestduinen en ps Amersfoortseweg zijn waarschijnlijk minder nauwkeurig door de zeer lage concentraties/groeipotenties. Het AOC(P17/NOX)-gehalte in het reinwater van de meeste DGW-locaties is significant gecorreleerd met BPC_{14} (Tabel 5.2) en vormt blijkbaar een vrijwel constante fractie van het gehalte aan afbreekbare stoffen die werden benut in de BPP-test.

Het verband tussen AOC(P17/NOX) en BPC_{14} bij de de DGW-locaties zonder ps Spannenburg en ps Scheveningen en ps Katwijk (Fig. 6.2B) is:

BPC_{14} = 0,082 (± 0,01) AOC(P17/NOX) + 0,06 ± 0,74 (R^2=0,81) (n=13)

Het verloop van de BPP-curve in het reinwater van ps Zuidwolde duidt op een langzame aanpassing van de bacteriepopulatie aan de afbreekbare stof(fen) waardoor BPC_{14} relatief

laag is (Fig. 3.8). Weglating van de metingen bij ps Zuidwolde geeft een nog hogere correlatie, nl.:

BPC_{14} = 0,08 (± 0,01) AOC(P17/NOX) - 0,04 ± 0,49 (R^2=0,91) (n=12).

In deze drinkwatertypen is de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding dus 0,08 µg ac-C eq/d.ng ATP.

In enkele watertypen is de afname van AOC(P17/NOX) (dAOC) in een periode van 14 dagen bepaald en ook BPC_{14}. Vervolgens is de dAOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding berekend (Tabel 5.2). In het water na ozonisatie bij ps Weesperkarspel was AOC(P17/NOX) = 143 µg ac-C eq/L en BPC_{14} = 880 d.ng ATP/L. In dit water was groei veel belangrijker dan handhaving (Fig. 4.3). Na 14 dagen incubatie van het ongepasteuriseerde water was het AOC(P17/NOX)-gehalte afgenomen tot 26 µg ac-C eq/L. De verhouding dAOC/BPC_{14} = 143-26/880 = 0,132 µg ac-C eq/(d.ng ATP). In het water na ozonisatie was AOC(A3) ca. 21 µg C/L en mogelijk is een (onbekend) deel van deze en andere stoffen benut in de BPP-test, d.w.z. [dAOC + dAOC(A3)]/BPC_{14} is hoger dan dAOC(P17/NOX)/BPC_{14}. Na AK-filtratie en langzame zandfiltratie van het geozoniseerde water bij ps Weesperkarspel was AOC(P17/NOX) = 28 µg ac-C eq/L en BPC_{14} = 177 d.ng ATP/L. In dit water werd geen BP-toename in de incubatieperiode waargenomen (Fig. 4.3) en AOC(A3) was 0,7 µg C/L (N_{max} na ca. 3 weken incubatie met stam A3). Na 14 dagen incubatie van het ongepasteuriseerde water was het AOC(P17/NOX)-gehalte gedaald tot 16,5 µg ac-C eq/L, dus dAOC/BPC_{14} is (28-16,5)/177 = 0,066 µg ac-C eq/ng ATP.d. In het reinwater van ps Haaren en ps Spannenburg (+ IEX) was dAOC/BPC_{14} ca. 0,018 resp. 0,022 µg ac-C/ng ATP.d (Tabel 5.2). In het reinwater van ps Spannenburg (zonder IEX) zijn afbreekbare stoffen aangetoond die werden benut door *F. johnsoniae* stam A3 (4 µg C/L), maar niet in het reinwater van ps Haaren (< 1 µg C/L). Bij een aantal andere drinkwatertypen lag dAOC/BPC_{14} tussen 0,06 en 0,08 µg ac-C eq/(d.ng ATP).

De opname van afbreekbare stoffen door de teststammen P17 en NOX voor handhaving van N_{max} (bereikt na 4 á 5 dagen) bij voortzetting van de incubatie tot 14 dagen kan worden geschat met behulp van Y_G en μ_M = 0,05 d^{-1} (bij 15°C; Bijlage I, Tabel I.1). Deze concentratie kan dus ca. 50% hoger zijn dan de AOC(P17/NOX)-concentratie berekend met N_{max} en Y_G (Bijlage I). Lage AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhoudingen geven dus geen goede indicatie van m_{ATP}, evenmin als de hoge verhoudingen door te lage BPC_{14} na inactivatie van de autochtone bacteriën. De mediaanwaarden van AOC(P17/NOX)/BPC_{14} vermenigvuldigd met een factor 1,5 geven daarom waarschijnlijk de beste schatting van m_{ATP} (0,12 á 0,15 µg ac-C eq/ng ATP.d). In water na ozonisatie, waarin N_{max} een goede maatstaf is voor de concentratie van stoffen opgenomen door stam P17 en stam NOX, geeft de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding een indicatie voor m_{ATP} (0,12 µg ac-C eq/ng ATP.d). Deze waarde verschilt weinig van de m_{ATP}-waarde (0,14 µg ac-C/ng ATP.d) gebaseerd op de door Tijhuis et al. (1993) afgeleide waarde voor μ_M (Bijlage I). Mogelijk dat de schatting 50% additionele opname voor maintenance te laag is, en/of bij 15°C (AOC-test) worden minder stoffen worden benut dan bij 25 °C (BPP-test) en/of dat de betreffende drinkwatertypen stoffen bevatten die niet worden opgenomen door de teststammen P17 en NOX en wel door de autochtone bacteriën in de BPP-test.

6.3.2.4 TOC-afname

Na 4 weken incubatie werd geen DOC-afname gemeten (dDOC ≤ 0,1 mg/L) in het reinwater van 4 pompstations waarbij de gemiddelde BPC-waarde varieerde van 111 tot 223 d.ng ATP/L (par. 5.4.3). Dit kan betekenen dat dDOC/BPC < 0,4 - 0,9 µg C/d.ng

ATP, maar deze berekening is niet betrouwbaar omdat door de meetfout van de DOC-metingen niet kan worden uitgesloten dat dDOC hoger was dan 0,1 mg/L. Bij ps Spannenburg werd wel een verschil waargenomen, maar het DOC-gehalte op dag 0 was op een andere datum bepaald dan het DOC-gehalte op dag 28. Hierdoor kan een extra meetfout zijn geïntroduceerd en deze resultaten zijn daarom niet betrouwbaar. Dosering van 100 µg acetaat-C/L aan drinkwater gaf na 29 dagen een BPC-waarde van ca. 870 d.ng ATP/L. Hieruit kan worden afgeleid dat alleen incubatie van watertypen totdat BPC > 1000 d.ng ATP/L een meetbare dDOC zou kunnen opleveren. Deze aanpak vergt nauwkeurige DOC-metingen en gebruik van membranen die geen organische stoffen afgeven aan het water.

6.3.2.5 Samenvatting bepaling m_{ATP}-waarde voor de BPP-test

De berekening van de handhavingscoëfficiënt m_{ATP} in de BPP-test is gebaseerd op de maintenance coëfficiënt (m_C) die is berekend met de door Tijhuis et al. (1993) afgeleide formules (Bijlage I, Tabel I.2). De voornaamste argumenten voor gebruik van deze m_{ATP}-waarde (afgerond op 0,14 µg ac-C eq/(ng ATP.d) zijn:

- de door Tijhuis et al (1993) afgeleide formules zijn gebaseerd op een relatief groot aantal onderzoeken;
- AOC(P17/NOX)/BPC_{14} = 0,12 µg ac-C eq/(ng ATP.d) in AK-filtraat en reinwater bij ps Weesperkarspel en ps Leiduin. In water direct na ozonisatie is dAOC(P17/NOX)/BPC_{14} = 0, 13 µg ac-C eq/(ng ATP.d). Deze waarden verschillen niet significant van de m_{ATP}-waarde;
- in het reinwater de DGW-pompstations (zonder ps Spannenburg) en ps Scheveningen en ps Katwijk is de AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhouding, met aanname voor 50% extra opname bij voortzetting van de incubatie gedurende 14 dagen, eveneens 0,12 µg ac-C eq/ng ATP.d;
- AOC(P17/NOX)/BPC_{14}-verhoudingen die duidelijk lager zijn dan de m_{ATP}-waarde zijn waargenomen in water met afbreekbare stoffen die niet door de teststammen P17 en NOX kunnen worden benut;
- voor groei met acetaat, gevolgd door overleving (afsterving) gedurende 14 dagen is afgeleid dat Y_{BPC14} = 7,1 d.ng ATP/µg ac-C. Het benutten van acetaat voor groei en overleving (bv. reservestoffen) gedurende 14 dagen komt mogelijk overeen met opname van acetaat voor handhaving.

Bevestiging of correctie van de afgeleide m_{ATP}-waarde vergt nader onderzoek.

6.3.2.6 Invloed Y_{BP} en m_{ATP} op de berekening van AOC_7 en AOC_{14}

Bij de berekening van AOC_7 zijn m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/d.ng ATP en Y_{BP}= 1 ng ATP/µg ac-C toegepast. Bij de berekening van $dAOC_{14}$ is bovendien Y_{BP}= 0,7 ng ATP/µg ac-C toegepast. Het is echter niet uitgesloten dat de Y_{BP}-waarden verschillen per watertype en/of per monster. De berekende waarden van AOC_7 en AOC_{14} (uitgedrukt in µg ac-C eq/L) zijn daarom een schatting voor de concentratie van de verbindingen die binnen 7 resp. 14 dagen zijn omgezet voor groei en handhaving. In Fig. 6.3 is het effect geïllustreerd van de invloed van Y_{BP} op de mediaanwaarden van AOC_7 en AOC_{14} berekend voor BPP-metingen met water van de DGW- en DOW-locaties.

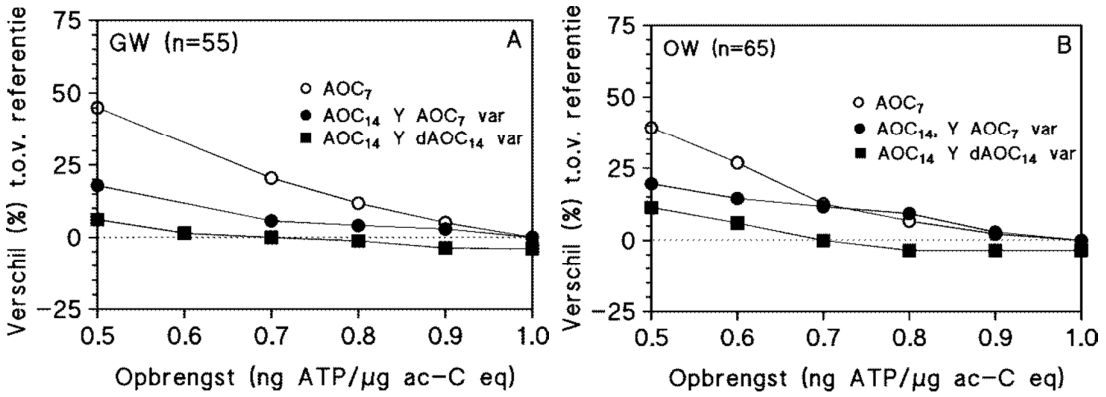


Fig. 6.3. Invloed van de groeiopbrengst (Y_{BP}) op de mediaanwaarden van AOC_7 en AOC_{14} bij 55 monsters van de DGW-locaties en 65 monsters van de DOW-locaties bij toepassing van m_{ATP} = 0,14 µg ac-C/ng ATP.d. Referenties: Y_{BP} =1,0 ng ATP/µg ac-C voor AOC_7 en Y_{BP} = 0,7 ng ATP/µg C voor $dAOC_{14}$.

Uit Fig. 6.3 blijkt dat beperkte variaties van Y_{BP} (20 á 30%) een relatief gering effect hebben op de berekende (geschatte) waarden voor AOC_7 en AOC_{14}. Toepassing van Y_{BP} = 0,8 ng ATP/µg ac-C voor berekening van AOC_7 bij de DGW-locaties geeft een ca. 12% hogere mediaanwaarde voor AOC_7 dan toepassing van Y_{BP}= 1,0 ng ATP/µg ac-C. Het effect op AOC_{14} is nog kleiner (ca. 4%). Ook bij de berekening van $dAOC_{14}$ is het effect van variaties in Y_{BP} (0,7 ± 0,2) op AOC_{14} relatief gering. Dit betekent dat de hoeveelheid omgezette energiebron(nen) berekend (geschat) met de toegepaste Y_{BP}-waarden en m_{ATP}-waarde niet sterk zal verschillen van de omgezette hoeveelheid (uitgedrukt in µg ac-C eq/L). Het effect van een hogere of lagere handhavingscoefficiënt m_{ATP} op AOC_7 en AOC_{14} is eveneens berekend (Fig. 6.4). Hieruit blijkt dat een m_{ATP}-waarde die 0,02 (15%) hoger resp. lager is dan de gehanteerde m_{ATP}-waarde resulteert in een AOC_7- resp. AOC_{14}-gehalte dat maximaal 10% afwijkt van het AOC-gehalte berekend met m_{ATP}=0,14 µg ac-C eq/ng ATP.d.

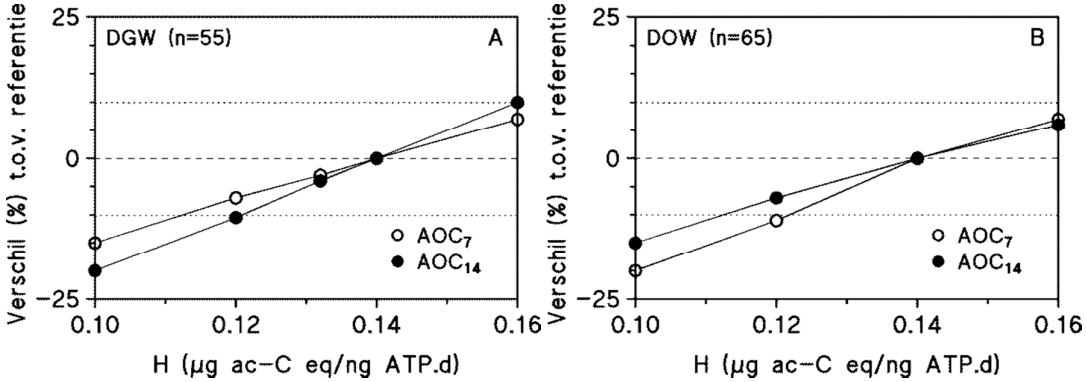


Fig. 6.4. Relatieve invloed (%) van de handhavingscoefficiënt (m_{ATP}) op de mediaanwaarde van de berekende gehaltes AOC_7 en AOC_{14} bij de DGW- en de DOW-locaties (Y_{BP} =1,0 ng ATP/µg ac-C voor AOC_7 en Y_{BP} = 0,7 ng ATP/µg C voor $dAOC_{14}$). Referentiewaarde: m_{ATP}=0,14 µg ac-C/ng ATP.d.

Door het ontbreken van informatie over de aard van de stoffen die als energiebron zijn benut is niet bekend welke hoeveelheid TOC (DOC) is omgezet. Voor een verbinding met een hoge GED-waarde (bv. oxalaat) met Y_G = 0,2 Y_G voor acetaat en m_{ATP} = 0,4 µg ox-C

eq/ng ATP.d kan worden berekend dat de omgezette hoeveelheid substraat-C ca. 3,5 x hoger is dan bij omzetting van acetaat-C. Bij omzetting van koolhydraat-C is dit echter ca. 1,5 x lager dan met acetaat. Zoals hierboven is vermeld kan de DOC-opname mogelijk worden gemeten in BPP-testen waarbij een BPC-waarde > 1000 d. ng ATP/L wordt bereikt. Maatgevend voor de MGP is echter de hoeveelheid biomassa die zich kan ontwikkelen en/of handhaven.

6.4 Betekenis en bruikbaarheid van de parameters van de BPP-test

Uit de beschrijving van de AOC(P17/NOX)-bepaling (Bijlage I) en de uitvoering van de BPP-test komen duidelijke verschillen tussen deze testen naar voren. Hieronder worden de betekenis en de bruikbaarheid van de parameters BP_7, AOC_7, BP_{14}, AOC_{14} en BPC_{14} van de BPP-test voor de bepaling en beoordeling van microbiologische groei- en handhavingspotentie van het (drink)water beschreven. Deze beoordeling is gebaseerd op (i) de onderlinge vergelijking van de BPP-parameters in de diverse (drink)watertypen; (ii) vergelijking van de BPP-parameters met de resultaten van de AOC(P17/NOX)-bepaling en ook stam AOC(A3), en (iii) de diverse aspecten van groei bij lage substraatconcentraties.

6.4.1 BP_7 en AOC_7

Uit een vergelijking van BP_7 en AOC_7 blijkt dat AOC_7 = (0,99± 0,009) BP_7 - 0,009 (± 0,02) (R^2=0,999), d.w.z. AOC_7 (µg ac-C eq/L) ≈ 1 x BP_7 (ng ATP/L) Deze getalsmatige overeenkomst is het gevolg van het gebruik van m_{ATP}=0,14 µg C/ng ATP.d en Y_{BP} = 1 ng ATP/µg C bij de berekening van de hoeveelheid substraat die in 7 dagen is omgezet voor groei en handhaving (AOC_7 = (BP_7-BP_M) x 1 + BP_M x 7 x 0,14). Bij de onderlinge vergelijking van de drinkwatertypen zijn BP_7 en AOC_7 daarom naast elkaar gebruikt.

BP_7 (gemiddelde + sd) varieerde van ca. 1,8 ng ATP/L (reinwater ps Amersfoortseweg) tot 17,3 ng ATP/L (AK-filtraat ps Berenplaat) (Tabel 4.8). BP_7 is significant gecorreleerd met AOC(P17/NOX), maar R^2 is laag (Tabel 5.1). Een BP_7/AOC(P17/NOX)-verhouding hoger dan 1 ng ATP/µg ac-C eq/L, zoals waargenomen in het AK-filtraat bij ps Berenplaat en ps Braakman en in het reinwater van ps Spannenburg (met en zonder IEX) (Fig. 5.1), duidt waarschijnlijk op de aanwezigheid van afbreekbare verbindingen die niet worden waargenomen met AOC(P17/NOX). Bij 6 locaties waren BP_7 én AOC(P17/NOX) van het reinwater lager dan 5 ng/L resp. 5 µg ac-C eq/L (Tabel 4.8). Bij de 5 locaties met AOC(P17/NOX) + sd > 10 µg ac-C eq/L was ook BP_7 > 10 ng ATP/L. De twee DGW-locaties hierbij zijn ps Spannenburg (zonder IEX) en ps Sint Jansklooster (zonder IEX), beide met een DOC-gehalte > 5 mg/L. Bij de DOW-pompstations met AK-filtratie als laatste zuiveringsstap was BP_7 ook bij ca. 20°C hoger dan 10 ng ATP/L. AK-filtratie is onder de gehanteerde procescondities (contacttijd en leeftijd AK) dus niet in staat om deze verbindingen te verwijderen tot BP_7 < 10 ng ATP/L. Ook de concentraties van POC- en PCHC-gehaltes zijn relatief hoog in het AK-filtraat (van der Kooij en Veenendaal, 2013). Het is mogelijk dat bepaalde verbindingen die deel uitmaken van POC bijdragen aan BP_7.

In het reinwater van ps Weesperkarspel was BP_7 > 10 ng ATP/L bij een watertemperatuur < 10°C en het hoogste bij een temperatuur van 2,1°C (Fig. 4.6). De relatief lage BP_7/AOC(P17/NOX)-verhouding in het reinwater van ps Weesperkarspel en ps Leiduin (Fig. 5.4) is waarschijnlijk vooral het gevolg van de opname van stoffen bij de AOC(P17/NOX)-bepaling die in de BPP-test in de tweede week van de incubatie worden omgezet (Fig. 4.3). De stoffen worden waarschijnlijk gevormd door ozonisatie, en de

relatief snelle opname in de AOC(P17/NOX)-test duidt erop dat deze stoffen goed worden benut door stam NOX. Een effect van pasteurisatie, waardoor deze stoffen worden 'los gemaakt' kan hier niet worden uitgesloten. Een relatief lage BP_7/AOC(P17/NOX)-verhouding zou ook worden verwacht in het reinwater van de pompstations Kralingen, Braakman en Andijk, maar de aanwezigheid van stoffen die niet bijdragen aan AOC(P17/NOX) heeft dit effect waarschijnlijk gecompenseerd.

De betekenis van BP_7 (AOC_7) hangt ook af van het effect van distributie op deze parameter. BP_7 nam echter niet meetbaar af in het distributiesysteem van ps Sint Jansklooster (Tabel 3.4), ps Weesperkarspel (bij ca. 9°C, Tabel 4.2), ps Berenplaat (bij 20°C, Tabel 4.4), nam toe in het distributiesysteem bij ps Oldeholtpade (Tabel 3.2) en bij ps Kralingen, nam iets af bij distributie bij ps Katwijk (Tabel 4.1), idem in het distributiesysteem van ps Weesperkarspel (bij 20°C, Tabel 4.2), idem bij 20°C in het distributiesysteem van ps Kralingen en ps Braakman (Tabel 4.3; Tabel 4.5). Bij ps Andijk zijn de lagere BP_7-waarden (t.o.v. AK-filtraat) echter waarschijnlijk het gevolg van het effect van ClO_2 op de groei van de autochtone bacteriën in de BPP-test. Bij 14 locaties was BP_7 (gemiddelde + sd) van het reinwater lager dan 10 ng ATP/L (Tabel 4.8), dus AOC_7 < 10 µg ac-C eq/L. Bij deze locaties was ook AOC(P17/NOX) < 10 µg ac-C eq/L. Bij dergelijke lage concentraties neemt AOC(P17/NOX) bij distributie niet meetbaar af (van der Kooij 1992). Een verklaring voor de geringe (of geen) afname van BP_7 (en ook AOC(P17/NOX) is dat deze parameters in de meeste watertypen voornamelijk het handhavingsniveau weergeven. Dit handhavingsniveau veroorzaakt wel biofilmvorming, maar de afname van het AOC-gehalte is gering (Bijlage I). In situaties waarbij BP_7 het gevolg is van de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare stof(fen) zal wel een afname optreden (tot het handhavingsniveau). De invloed van het verblijf in het leidingnet op BP_7 bij distributie, met name in de periferie gedurende de zomermaanden, zal moeten blijken uit verder onderzoek.

De uitvoering van de BPP-test met een incubatieperiode van 7 dagen geeft dus informatie over:

- de concentratie van actieve biomassa in het water (meting op dag 0);
- een eventuele afname van het ATP-gehalte bij incubatie, die duidt op een overmaat aan biomassa in het reinwater.
- de groeipotentie, t.g.v. de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare stof(fen);
- het handhavingsniveau en
- de AOC_7-concentratie.

6.4.2 BP_{14}

BP_{14} is het maximum niveau van groei of het handhavingsniveau in de tweede week van de BPP-test. Bij incubatie van (drink)water in de BPP-test langer dan 7 dagen bleef het ATP-gehalte vaak vrijwel op eenzelfde niveau of trad een (tweede) groeimaximum op. Na één week incubatie in de BPP-test zijn dus niet alle afbreekbare stoffen omgezet en dit is evenmin het geval na ca. 30 dagen incubatie en langer. In alle onderzochte drinkwatertypen zijn blijkbaar stoffen aanwezig die (zeer) langzaam worden omgezet (benut) in de BPP-test.

BP_{14}-waarden boven 10 ng ATP/L als gevolg van groei na 8 á 14 dagen incubatie zijn waargenomen bij enkele DGW-locaties, nl., ps Spannenburg (reinwater, zonder IEX), ps Sint Jansklooster (reinwater; één meting, zonder IEX), en ps Nuland (middeldiep gewonnen water na AK-filtratie). en bij de DOWB-locaties ps Weesperkarspel (AK-filtraat en reinwater), ps Kralingen (AK-filtraat en reinwater), ps Berenplaat (AK-filtraat

en reinwater), ps Braakman (AK-filtraat en reinwater), ps Andijk (AK-filtraat). Het groeimaximum (BP_{14}) werd gevolgd door een afname (Fig. 2.12; Fig. 4.4; Fig. 4.9). Dat betekent dat de groeibevorderende stoffen niet werden benut voor de handhaving van het bereikte niveau. Bij de DOWB-locaties zijn ook relatief hoge POC- en PCHC-concentraties in het AK-filtraat waargenomen (van der Kooij en Veenendaal 2013). Een deel van deze stoffen, bv. bepaalde biopolymeren, levert mogelijk een bijdrage aan BP_{14}. Ook kan niet worden uitgesloten dat een deel van het zoöplankton afsterft in de BPP-test, waarbij afbreekbare stoffen vrijkomen.

Ook in de zomer was BP_{14} na AK-filtratie bij de DOWB-pompstations meestal hoger dan 10 ng ATP/L. Na langzame zandfiltratie bij ps Weesperkarspel bleef BP_{14} > 10 ng ATP/L bij een temperatuur < 10°C (Tabel 4.2). Bij 2°C was BP_{14} zelfs 52 ng ATP/L (Fig. 4.4). Bij een temperatuur > 10°C was BP_{14} na langzame zandfiltratie meestal lager dan 10 ng ATP/L (Tabel 4.2). Ook AOC(P17/NOX) is na langzame zandfiltratie bij een lage watertemperatuur steeds duidelijk hoger dan 10 µg ac-C eq/L (Tabel 4.2). Bij een zeer lage temperatuur (2°C) werd zelfs een sterke doorslag van afbreekbare stoffen die bijdragen aan BP_{14} waargenomen (Fig. 4.6). Een dubbele barrière van biologische filtratie is bij lage temperaturen dus niet in staat om de concentratie van afbreekbare stoffen, die in de BPP-test (bij 25°C) groei en handhaving van biomassa veroorzaken, te reduceren tot concentraties < 10 ng ATP/L in week 2 van de BPP-test.

Een incubatieperiode langer dan 7 dagen overschrijdt de verblijftijd van het drinkwater in het distributiesysteem. Daarom is de vraag in welke mate stoffen die in de BPP-test na meer 7 dagen incubatie bij 25°C groei veroorzaken kunnen worden opgenomen in (de biofilm en/of in het sediment in) het distributiesysteem. BP_{14} > 10 ng ATP/L is voornamelijk waargenomen in AK-filtraten en duidt op de aanwezigheid van groeibevorderende stoffen die de AK-filters passeren en/of in het AK-filter zijn gevormd. Uit de lage BVS-waarden van de AK-filtraten (Tabel 6.2) blijkt dat deze stoffen geen relevante bijdrage leverden aan de biofilmvorming in de biofilmmonitor. In de distributiesystemen van ps Oldeholtpade en ps Spannenburg werd bij enkele metingen geen duidelijke verandering van BP_{14} waargenomen ten opzichte van het niveau in het reinwater. In het distributiesysteem van ps Weesperkarspel (twee locaties) nam BP_{14} niet af (maar zelfs toe) bij een temperatuur < 10°C en bij ca. 21 °C was en bleef BP_{14} lager dan 10 ng ATP/L (Tabel 4.2). In het distributiesysteem bij ps Berenplaat, in augustus 2010 bij een watertemperatuur van 18-20°C, was en bleef BP_{14} hoger dan 10 ng ATP/L. Ook in het distributiesysteem van ps Braakman was BP_{14} in augustus > 10 ng ATP/L (Tabel 4.5). Bij ps Kralingen was (en bleef) BP_{14} bij 20°C (augustus 2010) bij distributie ca. 10 ng ATP/L en was lager dan BP_{14} van het AK-filtraat (Tabel 4.3). Bij ps Andijk was BP_{14} bij locaties in het distributiesysteem in de periode maart 2010-september 2010 steeds lager dan 10 ng ATP/L (Tabel 4.7). Bij enkele BPP-testen met drinkwater uit het distributiesysteem van ps Andijk bij een temperatuur van ca. 16°C nam het ATP-gehalte van het water na een incubatieperiode langer dan 14 dagen echter toe tot 18 á 26 ng/L (Fig. 4.13). De dosering van ClO_2 aan water na AK-filtratie bij de pompstations Kralingen, Braakman en Andijk heeft zeer waarschijnlijk de uitvoering van de BPP-test met het water uit het distributiesysteem beïnvloed (belemmerd), met te lage BP_{14}-waarden tot gevolg.

Verbindingen die bijdragen aan BP_{14} vormen mogelijk een deel van POC en kunnen bij (locale) accumulatie (sedimentatie/adsorptie) in het distributiesysteem waarschijnlijk wel nagroei versterken door de langere contacttijd en een betere omzetting bij een verhoogde concentratie Een verhoogde BP_{14}-waarde in het distributiesysteem is mogelijk een aanduiding voor locale accumulatie van dergelijke stoffen. Nader onderzoek moet

uitwijzen of er een verband is tussen BP_{14} en POC resp. PCHC, en zoöplankton en onder welke omstandigheden een reductie of toename van BP_{14} optreedt in het distributiesysteem en/of in drinkwaterinstallaties.

6.4.3 AOC_{14} en BPC_{14}

AOC_{14} is gebaseerd op de BP-metingen bij een incubatieperiode van 14 dagen en heeft dus een andere betekenis dan BP_{14}. Tussen AOC_{14}, berekend met Y_{BP} = 1 ng ATP/µg ac-C in week 1, resp. 0,7 ng ATP/µg ac-C in week 2 en m_{ATP} = 0,14 µg ac-C eq/d.ng ATP, en AOC(P17/NOX) in gepaarde metingen bestaat een significant lineair verband, maar R^2 (0,67) is relatief laag (Tabel 5.1). In het reinwater van de DGW-locaties (m.u.v. ps Spannenburg) en bij ps Scheveningen en ps Katwijk (Fig. 5.5; Tabel 5.1), waarbij AOC(A3) < 1 µg C/L en POC (PCHC) < 10 (5) µg C/L, is AOC_{14} ca. 1,5 x hoger dan AOC(P17/NOX). Het vrijwel gelijkblijvende ATP-gehalte gedurende de incubatieperiode duidt erop dat AOC_{14} bij deze locaties grotendeels het gevolg is van substraatverbruik door handhaving in de BPP-test. Hiermee kan, zoals is beschreven in Bijlage I en par. 73.2.3), het verschil met AOC(P17/NOX) in deze watertypen worden verklaard. AOC_{14}/AOC(P17/NOX)-verhoudingen ≥ 2 á 3 duiden waarschijnlijk op de aanwezigheid van afbreekbare stoffen die groeibevorderend zijn in de BPP-test, maar niet worden benut voor de groei van stam P17 en stam NOX. Dergelijke verhoudingen werden waargenomen in het reinwater van ps Spannenburg (zonder en met IEX), in het AK-filtraat bij de DOWB-locaties en in reinwater bij ps Weesperkarspel bij een watertemperatuur van ca. 2°C (Tabel 4.2). De AK-filtraten van ps Berenplaat, ps Kralingen, ps Braakman en ps Andijk bevatten stoffen die groeibevorderend zijn voor stam A3 (Tabel. 4.6). Door de detectie van groeibevorderende stoffen die niet bijdragen aan AOC(P17/NOX) geeft AOC_{14} betere informatie over de groeipotentie van (drink)water dan AOC(P17/NOX).

Tussen AOC_{14} en BPC_{14} bestaat een zeer significante correlatie voor alle locaties en ook voor de DGW- en DOW-locaties afzonderlijk (Fig. 5.2; Tabel 5.2). AOC_{14} kan op een eenvoudige manier worden berekend met: BPC_{14} x 0,177 µg ac-C eq/ng ATP.d. Het gemiddelde ATP-gehalte in de incubatieperiode (BPC_{14}/14) is bovendien een goed interpreteerbare parameter omdat hiermee een directe vergelijking met het ATP-gehalte van het drinkwater in het distributiesysteem kan worden gemaakt. BPC_{14} is dus een aantrekkelijke parameter voor de microbiologische groei- en handhavingspotentie.

6.4.4 Relatie AOC(P17/NOX) en BPP-parameters met TOC

Uit hoofdstuk 5 blijkt dat tussen het TOC-gehalte van het reinwater en de groeipotentie gemeten met AOC(P17/NOX), BP_7 (AOC_7), AOC_{14} en BPC_{14} zeer significante relaties bestaan (R^2 > 0,78) bij de meeste DGW-locaties en bij ps Scheveningen en ps Katwijk. Kenmerken voor deze watertypen is dat de in het water aanwezige organische stof (NOM) afkomstig is uit de bodem (DGW-locaties), dan wel via bodempassage langdurig is blootgesteld aan microbiologische activiteit, en bovendien is behandeld met biologische filtratieprocessen. NOM aanwezig in het reinwater bij de meeste DGW-locaties en ps Scheveningen en ps Katwijk heeft dus een hoge mate van biologische stabiliteit bereikt en bevat geen gemakkelijk afbreekbare stoffen maar wel verbindingen die langzaam worden opgenomen en handhaving van de biomassa mogelijk maken. Bij deze watertypen zijn de verhoudingen tussen AOC(P17/NOX), BP_7(AOC_7), AOC_{14} resp. BPC_{14} en TOC daarom karakteristiek voor NOM met een hoge mate van biologische stabiliteit.

*Tabel 6.2. Karakteristieken voor de biologische (in)stabiliteit van NOM in het reinwater**

Parameter	*Dimensie*	*Pompstations*	
		DGW zonder SPN en NLD en met SCH en KWK	*DOWB**
AOC(P17/NOX)/TOC	µg C/mg C	1,5 ± 0,3	6,6 ± 2,7
BP_7 (AOC_7)/TOC	µg C/mg C	1,5 ± 0,17	5,6 ± 1,7
AOC_{14}/TOC	µg C/mg C	3,2 ± 0,5	14,8 ± 5,2
BPC_{14}/TOC	ng ATP.d/mg C	18 ± 2,6	45 ± 47

* AK-filtraat bij ps Andijk, ps Kralingen, ps Berenplaat en ps Braakman

Uit Tabel 6.2 blijkt dat de gemiddelde AOC_{14}/TOC-verhouding in het reinwater van enkele DOWD-locaties en DGW-locaties 3,2 µg ac-C eq per mg TOC is in de BPP-test. Bij een constant handhavingsniveau van 1,3 ± 0,2 ng ATP/mg C en m_{ATP} =0,14 µg ac-C/d.ng ATP kan worden afgeleid dat hierbij 0,18 ± 0,03 µg ac-C eq/(mg TOC.d) werd omgezet in de BPP-test. De afbraak van NOM verloopt dus zeer traag in de BPP-test bij 25 °C in aanwezigheid van de autochtone micro-organismen. Bij een specifieke omzettingssnelheid van 0,18 µg ac-C eq/(mg TOC.d) duurt het ca. 190 dagen voordat bij een TOC-gehalte van 3 mg/L een afname van 0,1 mg C/L is opgetreden en ca. 10 jaar voordat 50% reductie is bereikt! Een biologische filtratie zal bij NOM met deze hoge mate van biologische stabiliteit daarom geen meetbare reductie van het TOC-gehalte veroorzaken en een BDOC-bepaling met gesuspendeerde biomassa na 30 dagen incubatie (methode Servais et al. 1987) levert in water met biologisch stabiele NOM geen meetbaar resultaat op (< 0,1 mg/L). Het reinwater bij de DOWB-locaties bevat NOM afkomstig uit het oppervlaktewater, waarin naast humus- en fulvinezuren ook 'nieuwe' NOM aanwezig is, gevormd door algengroei, of biomassa(componenten) van bacteriën. Bij toepassing van oxidatieve processen (ozonisatie, UV/H_2O_2, ClO_2, $KMnO_4$) in de zuivering treedt bovendien gedeeltelijke omzetting op van NOM. In het reinwater van ps Leiduin en ps Weesperkarspel (zonder de waarneming bij 2,1°C), met ozonisatie in de zuivering, gevolgd door AK-filtratie en langzame zandfiltratie, en waarbij (waarschijnlijk) vrijwel geen NOM gevormd door algengroei aanwezig is, zijn de verhoudingen tussen BP_7 (AOC_7), AOC_{14} resp. BPC_{14} en NOM ca. 2 x hoger dan in het reinwater van ps Scheveningen en ps Katwijk (Tabel 5.4). Ozonisatie in de zuivering verhoogt dus de afbreekbaarheid van NOM, niet alleen door de vorming van gemakkelijk afbreekbare laagmoleculaire stoffen, die bij biologische filtratie worden verwijderd. Verhoogde verhoudingen werden waargenomen in het AK-filtraat bij ps Kralingen, ps Braakman en ps Andijk, waarbij naast het effect van het oxidatieproces ook biomassa in het AK-filtraat aanwezig is. Bij ps Berenplaat, waarbij geen ozonisatie wordt toegepast, zijn de verhoudingen van de BPP-parameters met NOM eveneens relatief hoog. Bij de locaties is sprake van een duidelijke invloed van biomassa-bestanddelen die met AOC(P17/NOX) niet worden waargenomen.

6.4.5 Samenvatting betekenis BPP-parameters

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat BP_7 en BPC_{14} de meest geschikte parameters zijn voor het kwantificeren van de microbiologische groei- en handhavingspotentie van (drink)water met de BPP-test. De hoeveelheid afbreekbare organische stof (µg ac-C eq/L) die in 7, resp. 14 dagen in de BPP-test is benut voor groei en handhaving kan op een eenvoudige wijze uit deze parameters worden berekend. Incubatie gedurende 14 dagen heeft als meerwaarde dat kan worden vastgesteld of moeilijk afbreekbare stoffen aanwezig zijn en vergroot het onderscheidend vermogen van de BPP-test ten opzichte van AOC(P17/NOX).

6.5 AOC(P17/NOX) of BPP?

6.5.1 Voor- en nadelen AOC(P17/NOX)

De verschillen in werkwijze en resultaten van AOC(P17/NOX) test en de BPP-test zijn in Bijlage I en in voorgaande paragrafen beschreven. Het AOC-gehalte berekend op basis van de BPP-test na 14 dagen incubatie (AOC_{14}) is bij de DOWD en DGW-locaties meestal ca. 1,5 x hoger dan het AOC(P17/NOX)-gehalte. Dit verschil is het gevolg van de langere incubatieperiode van de BPP-test, waarbij opname van afbreekbare verbindingen voor handhaving van de biomassaconcentratie optreedt. Het AOC-gehalte berekend op basis van de BPP-test na 7 dagen incubatie (AOC_7) is meestal ca. 0,7 x AOC(P17/NOX)-gehalte. Bij één van de 12 grondwaterlocaties (ps Spannenburg) en bij 5 van de 8 oppervlaktewater pompstations is met de BPP-test de aanwezigheid aangetoond van groeibevorderende stoffen die niet bijdragen aan het AOC(P17/NOX)-gehalte. Op grond van deze waarnemingen kan worden geconcludeerd dat de BPP-test beter geschikt is voor het bepalen van de microbiologische groei- en handhavingspotentie dan de AOC(P17/NOX)-test. Hieronder zijn voor- en nadelen van de beide testen opgesomd.

Voordelen van AOC(P17/NOX) t.o.v. de BPP-test zijn:

- eenduidig entmateriaal;
- informatie over de concentratie van groepen van verbindingen, met name (hydroxy)carbonzuren en aminozuren;
- geen speciale (vaak dure) apparatuur zijn nodig;
- de koloniegetalbepalingen maken detectie van zeer lage AOC-concentraties mogelijk;
- gebruik van *F. johnsoniae* stam A3 geeft informatie over de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare biopolymeren (eiwitten en polysacchariden) en maakt het mogelijk om watertypen op dit punt onderling te vergelijken.

Nadelen van de AOC(P17/NOX)-bepaling zijn:

- het arbeidsintensieve karakter van de koloniegetalbepaling en de daarvoor benodigde incubatietijd;
- bepaalde groeibevorderende stoffen worden niet waargenomen met AOC(P17/NOX). Toepassing van stam A3 is een optie voor het bepalen van de aanwezigheid van biopolymeren, maar de incubatieperiode is vaak lang voordat het maximum koloniegetal wordt bereikt. Bovendien wordt waarschijnlijk slechts een (onbekend) deel van de biopolymeren benut, o.a. omdat heteropolysacchariden die o.a. deel uitmaken van de biofilmmatrix van bacteriën en algen, moeilijk afbreekbaar zijn.

6.5.2 Voor- en nadelen BPP-test

Met de BPP-test wordt informatie verkregen over de microbiologische groeipotentie van het (drink)water. Voordelen van de BPP-test t.o.v. de bepaling van AOC(P17/NOX) zijn:

- de eenvoud van de uitvoering (geen voorbehandeling van de monsters; geen gebruik van teststammen);
- alle gemakkelijk afbreekbare laagmoleculaire stoffen kunnen worden waargenomen;
- binnen enkele dagen wordt informatie verkregen over de mate van groeibevordering door de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare verbindingen (BP_7),
- informatie over de aanwezigheid van verbindingen die traag worden benut (groeimaximum in week 2);
- informatie over de mate waarin de actieve biomassa zich kan handhaven in het geïncubeerde water;
- informatie over het gecombineerde effect van groei en handhaving;

- het AOC-gehalte kan op een eenvoudige manier worden berekend met BP_7 en BPC_{14};
- de informatie die wordt verkregen met de BPP-test sluit goed aan bij toepassing van ATP-metingen in drinkwater voor de beoordeling van het optreden van nagroei;
- de opzet van de BPP-test leent zich voor onderzoek naar de identiteit en het gedrag van de micro-organismen die gedurende de incubatieperiode, met of zonder toegevoegde afbreekbare verbinding(en), deel uit maken van de actieve biomassa.

Enkele nadelen van de BPP-test zijn:
- bij toepassing van desinfectie kan groeibeperking optreden door inactivatie van (een deel van) de autochtone bacteriën;
- uitvoering van de ATP-bepaling vereist vakmanschap, en relatief dure apparatuur en chemicaliën;
- de berekening van de aard en de concentratie van verbindingen die in de BPP-test zijn benut is mogelijk nog niet nauwkeurig omdat de factoren voor groei en handhaving kunnen verschillen van de afgeleide waarden;

Geconcludeerd kan worden dat de BPP-test de voorkeur verdient boven de AOC(P17/NOX)-test. Optimalisatie en standaardisatie van de BPP-test is echter nodig voor het verbeteren van de betrouwbaarheid van de methode. Voor situaties waarbij informatie over de aard van de afbreekbare stoffen gewenst is, bv aanwezigheid van biopolymeren, kan toepassing van de AOC-bepaling van *F.johnsoniae* stam A3 nuttige informatie geven.

6.5.3 Vergelijking BPP en BDOC

Voor het BDOC-gehalte van biologisch stabiel drinkwater zijn concentraties van 0,10 á 0,15 mg C/L genoemd (Volk and Joret, 1994; Servais et al. 1987; Ninquette et al. 2001). Beneden deze concentraties werd vrijwel geen afname van het BDOC-gehalte in het distributiesysteem waargenomen en was de biofilmconcentratie zeer gering. Bij de BDOC-bepaling wordt het te onderzoeken water gedurende 30 dagen geïncubeerd en wordt de DOC-afname gemeten, of wordt het BDOC-gehalte afgeleid van het biomassagehalte (Servais et al 1987; Bijlage I). In het reinwater van de onderzochte pompstations lag het gemiddelde AOC_{14}-gehalte tussen ca. 2 en 40 µg ac-C eq/L (Tabel 4.8). Bij de meeste pompstations met normoverschrijding van *Aeromonas* zijn AOC_{14}-concentraties > 25 á 30 µg ac-C eq/L waargenomen. Bij incubatie van reinwater van de DGW-locaties gedurende 4 weken nam BPC meestal lineair toe. Dit betekent dat het AOC-gehalte dat in die periode door de autochtone bacteriën is opgenomen in de BPP-test ca. 2 x hoger is dan het gehalte opgenomen in 4 weken, d.w.z. maximaal 80 µg ac-C eq/L. In welke mate een BDOC-gehalte van 0,1 á 0,15 mg C/L wordt overschreden is afhankelijk van de groeiopbrengst van de afbreekbare stoffen, die waarschijnlijk lager is dan voor acetaat. Nader onderzoek naar de relatie tussen de resultaten van de BPP-test en BDOC kan uitwijzen of de BPP-test, waarin ook substraatopname door handhaving wordt gemeten, de 'missing link' is tussen AOC(P17/NOX) en BDOC.

6.6 Relatie microbiologische groeipotentie en nagroei

6.6.1 Aeromonas

In de distributiesystemen van de pompstations die waren betrokken bij het in voorgaande hoofdstukken beschreven onderzoek treden geen overschrijdingen op van de wettelijke norm voor het koloniegetal bij 22°C. Ook wordt geen nagroei van bacteriën van de coligroep waargenomen, zoals vroeger wel het geval kon zijn bij de distributie van

Tabel 6.3. Overzicht van de meetresultaten van TOC, AOC(P17/NOX) en parameters van de BPP test van het reinwater (of het AK-filtraat) van 20 pompstations

Pompstation (waterleidingbedrijf)*			**Parameters BPP-test**			
	TOC (mg/L)	**AOC (P17/NOX)** *(µg ac-C eq/L)*	**ATP_0** *(ng ATP/L)*	**BP_7** *(ng ATP/L)*	**AOC_{14}** *(µg ac-C eq/L)*	**BPC_{14}** (d.ng ATP/L)
Drinkwater bereid uit grondwater (DGW)						
Amersfoortseweg (Vitens)	0,3	0,95 ± 0,2 (2)	0,48 ± 0,6	0,94 ± 0,4	1,4 ± 0,8	7,9± 4,3
Soestduinen (Vitens)	0,3	1,6 ± 0,3 (2)	1,1 ± 0,15	1,6 ± 0,6	4,0 ± 2,3	22 ± 16
Tull en 't Waal (Vitens) (NWG)**	1,9	3,8 ± 0,9 (5)	4,4 ± 1,9	4,3 ± 1,3	9,7 ± 2,1	62 ± 16
Oldeholtpade + IEX (Vitens)	4,2	4,9 ± 0,3 (4)	3,0 ± 0,7	3,5 ± 0,4	7,9 ± 1,1	53 ± 7,0
Spannenburg - IEX (Vitens)	8,4	10,0 ± 1,4 (4)	10,8 ± 0,2	13,5 ± 1,1	32 ± 4,2	200 ± 25
Sint Jansklooster - IEX (Vitens)	5,7	9,9 ± 3,0 (4)	3,8 ± 1,1	8,5 ± 2,6	18 ± 5,3	113 ± 35
Haaren (Brabant Water)	2,4	2,7 ± 0,4 (3)	3,9 ± 1,5	3,5 ± 0,7	8,4 ± 2,5	52 ± 15
Nuland (Brabant Water)	3,3	8,4 ± 0,9 (5)	7,2 ± 1,0	8,2 ± 1,6	15,7 ± 3,1	110 ± 19
Breehei (WML)	2,4	3,2 ± 0,9 (4)	3,1 ± 0,1	3,4 ± 1,2	6,6 ± 1,6	43 ± 8,1
Hanik (WML)	2,4	2,9 ± 0,5 (4)	2,6 ± 0,7	3,6 ± 1,6	7,1 ± 2,5	47 ± 9,9
Zuidwolde (WMD)	4,3	8,2 ± 0,4 (2)	3,3 ± 1,6	5,4 ± 1,6	11,4 ± 2,5	63 ± 14
Halsteren (Evides)	3,3	4,7 ± 0,1 (1)	3,4 ± 0,5	4,6 ± 0,6	7,3 ± 1,1	57 ± 2,1
Drinkwater bereid uit oppervlaktewater (DOW)#						
Scheveningen (Dunea)	2,0	3,7 ± 0,9 (3)	1,4 ± 0,3	2,9 ± 0,7	5,8 ± 1,2	37 ± 6,7
Katwijk (Dunea)	2,4	3,9 ± 0,8 (4)	1,9 ± 0,2	3,0 ± 0,7	7,1 ± 0,4	42 ± 4,3
Leiduin (Waternet)	1,1	5,7 ± 0,2 (3)	1,7 ± 0,6	3,0 ± 1,0	7,8 ± 2,6	47 ± 17
Weesperkarspel (Waternet)	3,3	18,0 ± 8,3 (12)	3,4 ± 1,4	9,4 ± 5,6	22 ± 10,6	146 ± 104
Kralingen, AK-filtraat (Evides)	1,9	19,7 ± 10,7 (2)	4,8 ± 1,4	13,3 ± 1,8	38 ± 6,7	197 ± 21
Berenplaat, AK-filtraat (Evides)	2,0	7,2 ± 1,4 (3)	23,7 ± 17,8	12,6 ± 4,7	37 ± 14	238 ± 112
Braakman, AK-filtraat (Evides)	1,9	10,3 ± 1,5 (3)	6,4± 1,8	12,3 ± 3,9	26 ± 5,2	158 ± 31
Andijk, AK-filtraat (PWN)	1,5	11,3 ± 4,0 (4)	4,9 ± 1,9	9,1 ± 2,1	23 ± 4,8	130 ± 34

*onderstreepte locaties: overschrijding kwaliteitsnorm *Aeromonas* (Versteegh en Dik, 2011; van der Kooij en van der Wielen, 2011); **monsters in Nieuwegein (distributie ps Tull en 't Waal); # onderscheid is gemaakt tussen DOW bereid met toepassing van duinpassage (DOWD) en DOW bereid na verblijf in spaar- of mengbekken(s) (DOWB).

drinkwater bereid uit rivierwater (Rook, 1970). Wel is bij een aantal locaties in de periode 2004 - 2007 overschrijding van de wettelijke eis voor *Aeromonas* gerapporteerd (van der Wielen en van der Kooij, 2011). Normoverschrijding van *Aeromonas* is ook meer recent gerapporteerd (van der Kooij et al. 2010; van der Kooij et al. 2011; Versteegh en Dik, 2011). De betekenis van de BPP-parameters van het reinwater is daarom beoordeeld in relatie tot het al dan niet optreden van normoverschrijding(en) voor *Aeromonas*. De mate en frequentie van de overschrijdingen zijn hierbij niet meegenomen, gezien de verschillen in meetfrequentie en de verdeling van de monsters over seizoenen en voorzieningsgebied bij de diverse pompstations (van der Wielen en van der Kooij, 2011).

Tabel 6.3 geeft een overzicht van AOC (P17/Nox) en de BPP-parameters in het reinwater van de onderzochte pompstations. Uit deze Tabel blijkt dat een normoverschrijding voor *Aeromonas* is waargenomen bij 7 van de 8 locaties met BPC_{14} > 100 d.ng ATP/l en bij drie locaties van vijf locaties waarbij 50 d.ng ATP/l < BPC_{14} < 100 d.ng ATP/L . Dit betekent dat normoverschrijding van *Aeromonas* niet alleen is gerelateerd aan de parameters van de BPP-test. Het is waarschijnlijk dat wanneer de andere parameters voor biologische stabiliteit (BVS, BAS, POC, PCHC, etc) worden meegenomen er een betere relatie met normoverschrijding van *Aeromonas* wordt waargenomen. Daarnaast is de huidige database nog te beperkt om eventuele indicatiewaarden af te leiden.

6.6.2 ATP-based Biostability Assessment (AbBA)

De hierboven weergegeven onderzoeksresultaten bevestigen dat de ATP-analyse goed bruikbaar is voor het meten van de concentratie van actieve biomassa van micro-organismen in water. Naast toepassing van de ATP-analyse bij de BPP-test, wordt de ATP-analyse ook toegepast bij:

- meten van actieve biomassa in de biofilm, direct bemonsterd uit het distributiesysteem of in de biofilmmonitor en/of CBM
- Meten van nagroei bij transport en distributie van drinkwater (van der Wielen en van der Kooij, 2010a, 2010b)
- bepalen van de invloed van de zuiveringsprocessen op het gehalte actieve biomassa van het (drink)water;
- het bepalen en beoordelen van de microbiologische groeipotentie van constructiematerialen die in contact komen met drinkwater (van der Kooij en Veenendaal, 2001; van der Kooij et al. 2006);
- de bepaling van de concentratie van actieve biomassa in sediment in het distributiesysteem (van der Wielen en van der Kooij, 2010a; 2010b);
- de bepaling van de concentratie van biofilms op oppervlakken in contact met (drink)water in relatie tot groei van *Legionella* (van der Kooij en Veenendaal, 2011);
- de bepaling van de intensiviteit van biologische processen in AK-filters (Magic et al. 2004);
- de mate van biofouling van membranen (Hijnen et al. 2011);

Deze integrale toepassing van de ATP-bepaling is aangeduid als *ATP-based Biostability Assessment* (AbBA) (van der Kooij en Veenendaal, 2013b).

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

7.1.1 Methoden en relaties tussen parameters

- De BPP-test is een betere methode voor het bepalen van de microbiologische groeipotentie van (drink)water dan de AOC(P17/NOX)-methode. Toepassing van deze methode bij onderzoek en in de praktijk vereist een verdere optimalisatie (met name van de entprocedure) en standaardisatie;
- Het gehalte afbreekbare stof dat is omgezet in de BPP-test kan worden berekend uit het periodiek gemeten ATP-gehalte van het water gedurende een periode van 14 dagen, met gebruikmaking van een opbrengstfactor (Y_{BP}, ng ATP/µg acetaat-C) en een handhavingscoëfficiënt (m_{ATP}, µg acetaat-C/d.ng ATP);
- Met behulp van de parameters BP_7 en BPC_{14} kan op een eenvoudige(re) manier een schatting worden gemaakt van het AOC-gehalte dat is benut in de BPP-test in één, resp. twee weken;
- Voordelen van de BPP-test t.o.v. de AOC(P17-NOX) methode zijn (i) binnen een week informatie over de aanwezigheid van verbindingen die snel de groei bevorderen, (ii) informatie over de aanwezigheid van stoffen die binnen 14 dagen de groei bevorderen en (iii) informatie over de mate waarin de concentratie van actieve biomassa wordt gehandhaafd in het drinkwater door opname van afbreekbare stoffen. Voordelen m.b.t. de uitvoering zijn: (i) geen pasteurisatie nodig, (ii) de ATP-bepaling is minder bewerkelijk en geeft sneller informatie dan de bepaling van het koloniegetal;
- Een nadeel van de BPP-test is dat het testresultaat kan worden beïnvloed door verwijdering/inactivatie van de autochtone micro-organismen bij de waterbehandeling;
- Tussen de parameters van de BPP-test en het AOC(P17/NOX)-gehalte in drinkwater bereid uit grondwater (DGW) en in drinkwater bereid uit oppervlaktewater via duinpassage (DOWD) een zeer significante lineaire relatie, met een hoge correlatiecoëfficiënt. De verschillen tussen de AOC-gehalten gemeten met de BPP-test en met AOC(P17/NOX) in deze watertypen zijn waarschijnlijk voornamelijk het gevolg van de opname van afbreekbare stoffen voor handhaving van de biomassa (in de BPP-test);
- Bij tenminste één van de onderzochte grondwaterpompstations (ps Spannenburg, zonder toepassing van IEX) en bij vier pompstations met drinkwater bereid uit oppervlaktewater na verblijf in (spaar)bekkens bevatte het drinkwater afbreekbare stoffen die groei veroorzaken in de BPP-test in de tweede week van de incubatieperiode. Een deel van deze stoffen wordt niet waargenomen met de AOC(P17/NOX)-methode.

7.1.2 Waterkwaliteit en zuiveringseffecten

- Bij de meeste DGW-locaties en de DOW-locaties met langzame zandfiltratie is nagroei vooral het gevolg van van de opname afbreekbare stoffen voor de handhaving van biomassa in het water en in de biofilm;
- Toepassing van een oxydatieproces (ozonisatie, H_2O_2/UV, ClO_2, $KMnO_4$) verhoogt de microbiologische groeipotentie van het water. De hierbij gevormde gemakkelijk afbreekbare stoffen worden waargenomen met de AOC(P17/NOX)-

bepaling en versterken de groei in de BPP-test in de eerste en tweede week van de incubatieperiode;
- Bij een watertemperatuur < 10 °C is zelfs een combinatie van AK-filtratie en langzame zandfiltratie onvoldoende in staat om verbindingen die groei bevorderen in de BPP-test afdoende te verwijderen.

7.1.3 Biologische stabiliteit

- Bij de DOW-pompstations met (spaar)bekken is sprake van sterke seizoeninvloeden op de microbiologische groei- en handhavingspotentie. Bij een temperatuur < 10°C passeren afbreekbare stoffen de AK-filters en zelfs de langzame zandfilters. Over de mate van doorslag en de invloed daarvan op nagroei zijn te weinig gegevens beschikbaar. Tevens is onduidelijk welke invloed de doorslag van afbreekbare stoffen in de winterperiode heeft op groei van micro-organismen in drinkwaterinstallaties woningen en gebouwen;
- Toepassing van ATP als biomassaparameter in drinkwater en diverse testmethoden vergemakkelijkt de interpretatie van het meetresultaat. Deze aanpak kan worden omschreven als ATP-based Biostability Assessment (AbBA);
- Monitoring van *Aeromonas* geeft onvolledige informatie over nagroei(processen) in het distributiesysteem.

7.2 Aanbevelingen

7.2.1 Methode

- Optimalisatie en standaardisatie van de BPP-test, met name het entmateriaal;
- Nader onderzoek naar de (betekenis van de) factoren die de groeiopbrengst met gedoseerd acetaat in de BPP-test beinvloeden;
- Bevestiging of correctie van de handhavingscoefficiënt, o.a. door nader onderzoek naar de relatie tussen de afname van de NOM-concentratie in de BPP-test in relatie tot BPC. Dit onderzoek maakt tevens een vergelijking mogelijk van de resultaten van de BPP-test en de BDOC-bepaling;
- Bepaling van de aard van de stoffen die in bepaalde drinkwatertypen groei veroorzaken in week 2 van de BPP-test. Voor het maken van onderscheid tussen opgeloste stoffen, POC, protozoa en andere dierlijke organismen kan gebruik worden gemaakt van filtratie. Ook identificatie en bepaling van de fysiologische eigenschappen (voorkeur voor type afbreekbare stoffen) van bacteriën die domineren in week 2 kan hierbij nuttig zijn;
- Identificatie van de dominante bacteriën die zich handhaven in drinkwater bij incubatie in de BPP-test;
- Nader onderzoek naar de aanwezigheid en het gedrag van vrijlevende protozoa in het drinkwater, in biofilms en sediment in het distributiesysteem en in de BPP-test;

7.2.2 Effecten van zuivering en distributie op microbiologische groeipotentie

- Nader onderzoek naar het effect van biologische filtratieprocessen (AKF, SF, LZF) bij temperaturen < 10°C op de MGP van drinkwater, en ook het POC-gehalte;
- Bepaling van het effect van distributie op de parameters van de BPP-test, in relatie tot POC en de parameters in de CBM bij verschillende drinkwatertypen met en zonder nagroei van *Aeromonas*;
- Toepassen van BPP-methode (samen met de andere methoden om de biologische stabiliteit te beschrijven) bij een aantal drinkwatertypen met en zonder nagroei

van *Aeromonas*, opportunistisch pathogenen, dierlijke organismen, etc. voor het eventueel afleiden van indicatiewaarden.

8 Literatuur

Anderson, T.-H., and K.H. Domsch (1985). Determination of the ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. Biol. Fert. Soils 1:81-89.

Beerendonk, E. , E. Cornelissen, D. Harmsen, H. Vrouwenvelder, A. Verliefde en D. van der Kooij. (2006). Technische haalbaarheid van Q21-kwaliteit voor drinkwater uit anoxisch grondwater. Rapport BTO 2008.004. Kiwa Water Research, Nieuwegein

Block, J.C., K. Haudidier, J.L.Paquin, J. Miazga and Y. Levi (1993). Biofilm accumulation in drinking water distribution systems. Biofouling 6:333-343.

Fukuda, R., H. Ogawa, T. Nagata and I. Koike (1998). Direct determination of carbon and nitrogen contents of natural bacterial assemblages in marine environments. Appl. Environ. Microbiol. 64(9):3352-3358.

Haddix, P.L., N.J. Shaw and M.W. LeChevallier (2004). Characterization of bioluminescent derivatives of assimilable organic carbon test bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 70(2):850-854.

Hahn, M. W. and M. G. Höfle (1998). Grazing pressure by a bacteriovorous flagellate reverses the relative abundance of *Comamonas acidovorans* PX54 and *Vibrio* strain CB5 in chemostat cocultures. Appl. Environ. Microbiol. 64:1910-1918.

Hammes, F. and Egli T. (2005). A new method for assimilable organic carbon determination and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC). Env. Sci. Technol. 39: 3289-3294.

Hambsch, B., U. Schmiedel, P.Werner and F.H. Friemel (1993). Investigations on the biodegradability of chlorinated fulvic acids. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 21(3):167-173.

Heijnen, J.J. and J.P. van Dijken (1992). In search of a thermodynamic description of biomass yields for the chemoheterotrophic growth of microorganisms. Biotechnol. Bioeng. 39:833-858.

Heymann, J.A. (1928) De organische stof in het waterleidingbedrijf. Water Gas 12, 61–65, 69–72.

Hijnen, W.A.M., E.R. Cornelissen en D. van der Kooij (2011). Threshold concentrations of biomass and iron for pressure drop increase in spiral-wound membrane elements. Water Research 45:1607-1616.

Joret, J.C. and Lévi, Y. (1986) Méthode rapide d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique. Trib. Cebedeau 510(39): 3–9.

Karl, D.M. (1980). Cellular nucleotide measurements and applications in microbial ecology. Microbiological Reviews 44:739-796.

LeChevallier, M.W., N.E. Shaw, L. A. Kaplan and T.L. Bott (1993). Development of a rapid assimilable organic carbon method for water. Appl. Environ. Microbiol. 59(5):1526-1531.

Loferer-Krößbacher, Klima, J. and Psenner, R. (1998) Determination of bacterial cell dry mass by transmission microscopy and densitometer image analysis. Appl. Environ. Microbiol. 64(2): 688-694.

Lucena, F., Frais, J. and Ribas, F. (1990) A new dynamic approach to the determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. Environ. Technol. 12: 343–347.

Magic-Knezev, A. and D. van der Kooij (2006). Nutritional versatility of two *Polaromonas* related-bacteria isolated from biological granular activated carbon filters, p. 303-311. *In* Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes (eds Rolf Gimbel, Nigel J.D. Graham and M. Robin Collins). IWA Publishing London UK.

Piccolo, A. 2001. The supramolecular structure of humic substances. Soil Science 166(11):810-832.

Pirt, S.J. (1963). The maintenance energy of bacteria in growing cultures. Proc. Roy. Soc. B 163:224-231.

Pirt, S.J. (1982). Maintenance energy: a general model for energy-limited and energy-sufficient growth. Arch. Microbiol. 133:300-302.

Rav-Acha, CH. (1984). The reactions of chlorine dioxide with aquatic organic materials and their health effects. Water Research 18:1329-1341.

Riedel, T., W.M. Berelson, K. H. Nealson, S.E. Finkel (2013). Oxygen consumption rates of bacteria under nutrient-limited conditions. Appl. Environ. Microbiol. 79:4921-4931.

Rittmann, B.E. and V.L. Snoeyink (1984). Achieving biologically stable drinking water. JAWWA 106-114.

Rook, J.J. (1970). Über das Verhalten desinfizierter Wässer in Rohrleitungen. Schr. Reihe Ver. Wasser- Boden- Lufthygiene. Berlin Dahlem, 31:137-150.

Sack, E.L.W., P.W.J.J. van der Wielen and D. van der Kooij (2010). Utilization of oligo-and polysaccharides at microgram-per-litre levels in freshwater by *Flavobacterium johnsoniae*. J. Appl. Microbiol. 108:1430-1440.

Sack, E.L.W., P.W.J.J. van der Wielen and D. van der Kooij (2011). *Flavobacterium johnsoniae* as a model organism for characterizing biopolymer utilization in oligotrophic freshwater environments. Appl. Environ. Microbiol. 77(19): 6931-6938.

Sack, L.W., P.W.J.J. van der Wielen and D. van der Kooij (2014). Polysaccharides and proteins added to flowing drinking water at microgram-per-liter levels promote the formation of biofilms predominated by *Bacteroidetes* and *Proteobacteria*. Appl. Environ. Microbiol. 80:2360-2371..

Servais, P., G. Billen and J.V. Rego (1985). Rate of bacterial mortality in aquatic environments. Appl. Environ. Microbiol. 49(6):1448-1454.

Servais, P., Billen, G. and Hascoët, M.C. (1987) Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Wat. Res.* **21**(4), 445–450.

Sutton, R. and G. Sposito (2005). Molecular structure in soil humic substances: the new view. Env. Sci. Technol. 39(23):9009-9018.

Speitel, G.E. and F.A. DiGiano (1987). Biofilm shearing under dynamic conditions. J. Environ. Eng. 113: 464-475.

Stanfield, G. And P.H. Jago (1987). The development and use of a method for measuring the concentration of assimilable organic carbon in water. WRc Report PRU 1628-M, Medmenham, UK.

Tempest, D.W., and O.M. Neijssel (1984). The status of Y_{ATP} and maintenance energy as biologically interpretable phenomena. Ann. Rev. Microbiol. 38:459-486.

Tijhuis, L., M.C.M. van Loosdrecht and J.J. Heijnen (1993). A thermodynamically-based correlation for maintenance Gibbs energy requirements in aerobic and anaerobic chemotrophic growth. Biotechnol. Bioeng. 42: 509-519.

Tranvik, L.J., and M.G. Höfle (1987). Bacterial growth in mixed cultures on dissolved organic carbon from humic and clear waters. Appl. Environ. Microbiol. 53:482-488.

van der Kooij, D. (1979). Ontwikkeling van een methode om de nagroeimogelijkheid van bacteriën in drinkwater te bepalen. H_2O 12:164-167.

van der Kooij, D. and W.A.M. Hijnen (1980). Growth of *Aeromonas hydrophila* at low concentrations of substrates added to tap water. Appl. Environ. Microbiol. 39:1198-1204.

van der Kooij, D., Visser, A. and Oranje, J.P. (1982a) Multiplication of fluorescent pseudomonads at low substrate concentrations in tap water. Antonie van Leeuwenhoek J. Microbiol. 48, 229–243.

van der Kooij, D., Visser, A. and Hijnen, W.A.M. (1982b). Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. J. Am. Water Works Assoc. 74, 540–545.

van der Kooij, D. and Hijnen, W.A.M. (1984) Substrate utilization by an oxalate-consuming *Spirillum* species in relation to its growth in ozonated water. *Appl. Environ. Microbiol*. 47, 551–559.

van der Kooij, D and W.A.M. Hijnen (1983). Nutritional versatility of a starch-utilizing *Flavobacterium* at low substrate concentrations. Appl. Environ. Microbiol. 45:804-810.

van der Kooij, D. and W.A.M. Hijnen (1985). Determination of the concentration of maltose and starch-like compounds in drinking water by growth measurements with a well-defined strain of a *Flavobacterium* species. Appl. Environ. Microbiol. **49**(7), 65–71.

van der Kooij, D. and Hijnen, W.A.M. (1988) Nutritional versatility and growth kinetics of an *Aeromonas hydrophila* strain isolated from drinking water. Appl. Environ. Microbiol. **54**, 2842–2851.

van der Kooij, D., Hijnen, W.A.M. and Kruithof, J.C. (1989). The effects of ozonation, biological filtration and distribution on the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. Ozone Sci. Eng. 11: 297–311.

van der Kooij, D. (1992) Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. J. Am. Water Works Assoc. 84: 57–65.

van der Kooij, D. and H. R. Veenendaal (1992). Assessment of the biofilm formation characteristics of drinking water. Proc. Water Qual Technol Conf. November 15-19; Toronto Ontario, pp. 1099-1110, American Water Works Association, Denver, USA.

van der Kooij D. and H.R. Veenendaal (1993). Assessment of the biofilm formation potential of synthetic materials in contact with drinking water during distribution. Proc. Water Qual Technol Conf. Miami, FLA, 1993, pp. 1395-1407, American Water Works Association, Denver, USA.

van der Kooij, D., J.S. Vrouwenvelder, H.R. Veenendaal and M.J.C. van Raalte (1994). Multiplication of aeromonads in groundwater supplies in relation with the biofilm formation characteristics of drinking water. Proc. Water Quality Technol. Conf. November 6-10, 1994, San Francisco, CA. pp. 1349-1363, American Water Works Association, Denver, USA.

van der Kooij, D., Veenendaal, H.R., Baars-Lorist, C., van der Klift, H.W. and Drost, Y.C. (1995a) Biofilm formation on surfaces of glass and Teflon exposed to treated water. *Wat. Res.* 29: 1655–1662.

van der Kooij, D., J.S. Vrouwenvelder en H.R. Veenendaal (1997). Bepaling en betekenis van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater. H_2O 30:767-771.

van der Kooij, D. (1999). Potential for biofilm development in drinking water distribution systems. J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl. 85: 39S–44S.

van der Kooij, D. and H.R. Veenendaal (2001). Biomass production potential of materials in contact with drinking water: method and practical importance. Water Sci. Technol. Water Supply 1(3): 39-45.

van der Kooij, D. (2003). Managing microbial regrowth in drinking-water distribution systems, p. 199-232 *In* Heterotrophic plate counts and drinking water safety (eds J. Bartram, J. Cotruvo, M.Exner, C. Fricker and A. Glasmacher). IWA Publishing London UK.

van der Kooij, D., P.K. Baggelaar, H.R. Veenendaal, L. Moulin, C.B. Corfitzen, H.J. Albrechtsen, D. Holt and B. Hambsch (2006). Standardizing the biomass production potential method for determining the enhancement of microbial growth by Construction products in contact with drinking water; inter-laboratory testing. Report EC Grant Agreement nbr SI2.403889.

van der Kooij, D., W.A.M. Hijnen and E.R. Cornelissen (2010). Biofouling of spiral-wound membranes in water treatment. Report Water Research Foundation, Denver CO.

van der Kooij, D., P.W.J.J. van der Wielen, H.R. Veenendaal en G.M.H. Suylen (2010). Invloed van ClO_2-dosering op de biologische stabiliteit van het reine water en nagroei van *Aeromonas.* Rapport KWR 09.069.

van der Kooij, D. en H.R. Veenendaal (2011). Bepaling en beoordeling van de legionellagroeipotentie van drinkwater. Rapport BTO 2011.037.

van der Kooij, D., H. Veenendaal en P.W.J.J. van der Wielen (2011). Beoordeling van de biologische stabiliteit van het drinkwater van pompstation Andijk. Rapport KWR 2010.107.

van der Kooij, D. en H.R. Veenendaal (2012). Bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater met een continue biofilmmonitor (CBM). Rapport BTO 2011.050.

van der Kooij, D. en H.R. Veenendaal (2013a). Bepaling van de concentratie van biomassa in drinkwater met behulp van de hemoflow. Rapport BTO 2013.044.

van der Kooij, D and H.R. Veenendaal (2013b). Regrowth problems and biological stability assessment in the Netherlands; pp. 291-337 *In* (D.van der Kooij and P.W.J.J. van der Wielen eds) Microbial growth in drinking water supplies., IWA Publishing, London.

van der Wielen, P.W.J.J. and D. van der Kooij (2010a). Effect of water composition, distance and season on the adenosine-triphosphate concentration in unchlorinated drinking water in the Netherlands. Water Research 44:4860-4867.

van der Wielen, P.W.J.J. en D. van der Kooij (2010b). ATP-metingen geven informatie over kans op nagroeiproblemen bij drinkwaterdistributie. H_2O 43 (21):38-40.

van der Wielen, P.W.J.J. en D. van der Kooij (2011). Inventarisatie van *Aeromonas* en koloniegetal 22°C in drinkwater en relaties met fysisch-chemische parameters. Rapport BTO 2011.001, KWR Nieuwegein.

van Paassen, J., P. Sjoerdsma en J. Duiven (2009). 'O21'-drinkwater zonder gebruik van membranen. H_2O : 38-40.

Versteegh, J.F.M., en H.H.J. Dik (2011). De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2010. RIVM Rapport nr. 70371908/12011.

Volk, C., C. Renner, C. Robert and J.C. Joret (1994). Comparison of two techniques for measuring biodegradable dissolved organic carbon in water. Environ. Technol. 15:545-556.
Vrouwenvelder, J.S. S.A. Manoralakis, H.R. Veenendaal, D. van der Kooij (2000). Biofouling potential of chemicals used for scale control in RO and NF membranes. Desalination 132:1-10.
Weinrich, L.A., E. Giraldo and M.W. LeChevallier (2009). Development and application of a bioluminescence-based test for assimilable organic carbon in reclaimed waters. Appl. Environ. Microbiol. 75(23):7385-7390.

Bijlage I: Bacteriegroei en biofilmvorming

I.1 Groeiopbrengst en maintenance

Heterotrofe bacteriën gebruiken organische stoffen als bron van energie en koolstof voor de groei. In aanwezigheid van zuurstof en anorganische nutriënten (met name N en P) is de mate van groei (biomassaproductie) van de bacteriën vooral afhankelijk van de aard en de concentratie van deze organische stoffen. Groei van bacteriën op acetaat onder aerobe condities geeft een maximum biomassaproductie (groeiopbrengst, Y_G) van ca. 0,4 g biomassa-C/g acetaat-C (Heijnen and van Dijken, 1992). Deze opbrengst is lager dan de groeiopbrengst op glucose (Y_G= 0,6 g biomassa-C/g glucose-C) omdat een groter deel van acetaat wordt gebruikt als energiebron voor de synthese van biomassa dan bij groei met glucose. Dit energiegebruik, aangeduid als Gibbs Energy Dissipation (GED), verschilt sterk per energiebron en is bv. relatief laag voor glucose (308 kJ/C-mol biomassa) en acetaat (557 kJ/C-mol biomassa) in vergelijking met oxaalzuur (1399 kJ/C-mol biomassa) en mierenzuur (1107 kJ/C-mol biomassa) (Heijnen en van Dijken, 1992). Deze verschillen in energieverbruik beïnvloeden de groeiopbrengst per hoeveelheid opgenomen energiebron. Bij groei op verbindingen zoals oxaalzuur en mierenzuur is Y_G dus lager dan op glucose en acetaat, namelijk 0,07 resp. 0,18 g biomassa-C/g substraat-C). Het verschil tussen de Y_G-waarden voor groei met oxalaat en acetaat is ook aangetoond met stam NOX, nl. Y_G = 2,9 x 10^6 kve/µg oxalaat-C en Y_G=1,2 x 10^7 kve/µg acetaat-C) (van der Kooij en Hijnen, 1984). De groeiopbrengst per hoeveelheid opgenomen substraat-C in water is dus afhankelijk van de aard van de opgenomen stof(fen). In oppervlaktewater zijn groeiopbrengsten gemeten van ca. 0,04 – 0,2 mg biomassa-C/mg dDOC, afhankelijk van de conversiefactor voor de berekening van biomassa van de bacteriën uit het gemeten biovolume (Tranvik and Höfle, 1987) en 0,3 mg biomassa-C/mg dDOC (Servais et al. 1987). Hambsch et al. (1993) rapporteerden een opbrengst van 1,45 x 10^6 cellen/µg C bij groei op gechloreerde fulvinezuren, d.w.z. een opbrengst die ca. 2 x lager is de (lage) opbrengst van *Spirillum* sp. stam NOX met oxalaat-C.

De groeiopbrengst wordt tevens beïnvloed door het gebruik van de energiebron voor de handhaving ('maintenance') van de geproduceerde biomassa. Belangrijke functies die in stand gehouden moeten worden zijn onder meer: integriteit van het membraan i.v.m. handhaving van de osmotische waarde van het cytoplasma en de concentratiegradiënten voor specifieke componenten met een belangrijke fysiologische functie, en handhaving van de macromoleculaire componenten waaronder eiwitten, RNA, DNA (Tempest and Neijsel, 1984). Het energiegebruik (hoeveelheid energie per eenheid biomassa en per tijdseenheid) voor maintenance heeft bij een hoge groeisnelheid een geringer effect op de groeiopbrengst dan bij een lage groeisnelheid. Pirt (1982) gaf voor groeiende cultures de volgende relatie:

$$q = \mu/Y_G + m \qquad \text{(I.1)}$$

waarin: q het specifieke gebruik van de energiebron (per hoeveelheid biomassa en tijdseenheid); µ de specifieke groeisnelheid (t^{-1}), Y_G de maximum groeiopbrengst en *m* de maintenance-coëfficiënt (hoeveelheid energiebron per eenheid biomassa en tijd). Tevens geldt:

$$q = \mu/Y \quad \text{(I.2)}$$

waarin: Y de werkelijke groeiopbrengst, en ook:

$$\mu_M = m \times Y_G \quad \text{(I.3)}$$

waarin μ_M de specifieke maintenance rate (t^{-1}) is. Combineren van I.1, I.2 en I.3 geeft:

$$Y = Y_G \times \mu/(\mu + \mu_M) \quad \text{(I.4)}$$

Als $\mu = \mu_M$, dan $Y = 0{,}5Y_G$ en als $\mu = 0$, dan $Y = 0$ omdat alle substraat wordt gebruikt voor handhaving. De groeiopbrengst is dus afhankelijk van het energieverbruik bij de vorming van biomassa en de energiebehoefte voor handhaving (maintenance) van de gevormde biomassa. Het energieverbruik voor maintenance is afhankelijk van de groeisnelheid, en dus van de substraatconcentratie. Bij afwezigheid van een externe energiebron wordt energie (ATP) gegenereerd door de omzetting van bepaalde celcomponenten ('endogene ademhaling'). Als gevolg van deze omzetting neemt de biomassaconcentratie af.

De maintenance-coëfficiënt (*m*), d.w.z. de energie(bron)behoefte per hoeveelheid biomassa en tijdseenheid, is door Pirt (1963) gedefinieerd als een constante, maar Neijssel and Tempest (1976) toonden aan dat deze coëfficiënt wordt beïnvloed door de groeisnelheid en andere condities, bv. groeibeperking door anorganische nutriënten (N, P, S). Pirt (1982) stelde vervolgens voor om voor *m* een constante coëfficiënt (M_1) te hanteren die onafhankelijk is van de groeisnelheid en een coëfficiënt M' die proportioneel afneemt bij toenemende groeisnelheid. Tijhuis et al. (1993) drukten het specifieke energieverbruik voor onderhoud (maintenancecoëfficiënt, m_E) uit in kJ/mol biomassa-C.h (kJ per 12 gram biomassa C per tijdseenheid) en concludeerden op basis van theoretische overwegingen en literatuuronderzoek dat m_E (vrijwel) onafhankelijk is van de aard van de energiebron en de aard van het organisme. Een onderscheid tussen *m*, M_1 en M' werd hierbij niet gemaakt. Tijhuis et al. (1993) toonden bovendien aan dat de specifieke maintenance rate (μ_M) wel afhangt van de aard van de energiebron en relatief laag is bij verbindingen met een hoog energieverbruik (hoge GED) voor de vorming van biomassa. Voorbeelden van dergelijke verbindingen zijn oxalaat en anorganische energiebronnen. Ook is μ_M afhankelijk van de temperatuur en de aard van de electronenacceptor (zuurstof, organische stof bij anaerobie, etc.). Met behulp van de door Tijhuis et al. (1993) gegeven formules en GED-waarden (Heijnen and van Dijken, 1992) zijn μ_M-waarden berekend bij temperaturen van 10 tot 25°C (Tabel I.1). Uit deze tabel komt de invloed van de temperatuur en van de aard van de energiebron duidelijk naar voren.

Tabel I.1 Specifieke maintenance rate (μ_M d^{-1}) in aanwezigheid van enkele energiebronnen bij diverse temperaturen, berekend met de door Tijhuis et al. (1993) afgeleide vergelijking

Substraat	*GED***	*Temperatuur*			
		10°C	15 °C	20°C	25°C
Oxalaat	1244	0,018	0,03	0,05	0,08
Acetaat	529	0,03	0,05	0,09	**0,137**
Succinaat	422	0,035	0,06	0,09	0,15
Glucose	284	0,04	0,07	0,11	0,18

*Gibbs Energy Dissipation (energieverbruik in kJ/C-mol biomassa); Heijnen en van Dijken (1992).

Rittmann en Snoeyink (1984) hanteerden een specifieke endogene decay rate (μ_E) van 0,15 d^{-1} bij 25°C voor het modelleren van biofilmvorming door nitrificerende bacteriën. Servais et al. (1985) gebruikten radioactief-gelabeld thymidine voor het bepalen van μ_E voor afsterving en stelden vast dat de μ_E-waarde afhankelijk is van de temperatuur. Voor bacteriën bij afsterving na groei in water geïncubeerd bij 20 °C werd een μ_E-waarde van 0,24 d^{-1} afgeleid (Servais et al. 1987). Deze waarde is 2 á 3 x hoger dan de in Tabel I.1 opgenomen μ_M-waarden bij 20°C. Op basis van een afnemende nitrificatie-activiteit (bij 20°C) werd voor nitrificerende bacteriën een μ_E-waarde van 0,2 d^{-1} verkregen (Salem et al. 2006). De gerapporteerde/gehanteerde μ_E- en μ_M-waarden verschillen onderling dus relatief sterk. Bovendien is door de genoemde onderzoekers geen onderscheid gemaakt tussen het energieverbruik bij afsterving (geen externe energiebron) en het energieverbruik voor handhaving in aanwezigheid van een externe energiebron.

Tabel I.2 Specifieke substraatopname van enkele energiebronnen bij handhaving (m_C, mg substraat-C/mg biomassa-C.d^{-1}) bij diverse temperaturen, berekend met de door Tijhuis et al. (1993) afgeleide vergelijking

Substraat	*Temperatuur*			
	10°C	15 °C	20°C	25°C
Oxalaat	0,236	0,394	0,647	1,04
Acetaat	0,072	0,120	0,197	**0,318**
Succinaat	0,08	0,137	0,226	0,364
Glucose	0,065	0,109	0,179	0,288

Tijhuis et al. (1993) leidden van m_C-waarden, gebaseerd op een groot aantal gerapporteerde onderzoeken, een relatie af tussen m_C de energie-inhoud van de energiebron en de temperatuur. Hieruit bleek dat m_C verdubbelt per 8°C temperatuurstijging (i.e. halveert bij 8°C temperatuurdaling). Met behulp van deze relatie is m_C voor enkele energiebronnen bij temperaturen van 10 tot 25°C berekend (Tabel I.2). De voor acetaat berekende μ_M-waarde (0,137 d^{-1}; Tabel I.1) geeft in combinatie met m_C=0,318 mg substraat-C/mg biomassa-C.d een Y-waarde van 0,43 mg biomassa-C/mg substraat-C. Voor glucose geeft dit een Y-waarde van 0,63 mg biomassa-C/mg substraat-C. Deze Y-waarden zijn vrijwel gelijk aan de Y-waarde voor groei op acetaat (Y_G = 0,41 mg biomassa-C/mg substraat-C) resp. glucose (0,61 mg biomassa-C/mg substraat-C; Heijnen and van Dijken, 1992). Deze overeenkomst is conform de aanname dat de Y-waarde voor maintenance gelijk is aan Y_G (Pirt, 1982).

I.2 Groeisnelheid van bacteriën in water bij lage substraatconcentraties

Conform de Monod-vergelijking is de groeisnelheid (delingen per uur) van bacteriën met een bepaalde afbreekbare stof (substraat) een functie van verschillende parameters, namelijk:

$$\mathbf{V = V_{max} \times S/(K_S+S)} \qquad \text{(I.5)},$$

waarin: V_{max} is de maximum groeisnelheid (delingen per uur), S is de concentratie van de afbreekbare stof en K_S is de waarde van S waarbij V= 0,5 V_{max}. Uit V_{max} kan de maximum exponentiële (specifieke) groeisnelheid (μ_{max}, d^{-1}) worden berekend als:

$$\mathbf{\mu_{max}\ (d^{-1}) = 24 \times \ln 2 \times V_{max}\ (h^{-1}) = 16{,}6 \times V_{max}} \qquad \text{(I.6)}$$

V_{max} en K_s zijn bepaald met enkele gemakkelijk afbreekbare stoffen, zoals acetaat, glucose, en maltose, maar ook met enkele hoogmoleculaire stoffen (o.a. zetmeel, amylose, amylopectine) voor een aantal bacteriesoorten, waaronder *P. fluorescens* stam P17. *Spirillum sp.* stam NOX, enkele *Aeromonas hydrophila* stammen en stammen van *Flavobacterium* soorten, o.a. *Flavobacterium* sp, stam S12 (van der Kooij et al. 1980; van der Kooij et al. 1982; van der Kooij and Hijnen, 1984; van der Kooij and Hijnen, 1985) en *Flavobacterium johnsoniae* stam A3 (Sack et al. 2011). Voor de laagmoleculaire stoffen was V_{max} meestal 0,2 – 0,4 h^{-1} (bij 15°C) en de K_s-waarde vaak lager dan 10 µg C/L. De V_{max}-waarden voor de hoogmoleculaire stoffen lagen ook op dit niveau, maar K_s voor deze stoffen lag vaak tussen 10 en 20 µg C/liter. Met behulp van vergelijking I.6 kan worden afgeleid dat de waargenomen V_{max}-waarden (0,2 - 0,4 h^{-1}) overeenkomen met μ_{max}-waarden van 3,3 - 6,6 d^{-1} (bij 15°C). Bij substraatconcentraties die gelijk zijn aan K_s is de exponentiële groeisnelheid (µ) de helft van μ_{max}, dus ca. 1,6 á 3,3 d^{-1}. De voor een concentratie van 1 µg C/L berekende groeisnelheid was maximaal 0,1 h^{-1} (µ = 1,66 d^{-1}) d.w.z. de verdubbelingstijd was minimaal 10 uur. Deze groeisnelheid is 25 á 50 x hoger dan de endogene decay rate (μ_E = 0,03-0,07 d^{-1}) afgeleid voor enkele laagmoleculaire stoffen bij groei bij 15 °C (Tabel I.1). Bij de genoemde combinaties van micro-organismen en substraat is de invloed van μ_E zelfs bij zeer lage substraatconcentraties dus verwaarloosbaar. Dit betekent volgens vergelijking (I.4) dat de groeiopbrengst (Y) bij zeer lage concentraties vrijwel gelijk is aan de maximum groeiopbrengst Y_G. Deze conclusie is in overeenstemming met de lineaire relaties tussen maximum koloniegetal en de substraatconcentratie bij de groeimetingen van reincultures.

Uit vergelijking I.6 kan worden afgeleid dat bij S << K_s geldt:

$$\mathbf{V = S \times V_{max}/K_s} \text{ d.w.z. } \mathbf{\mu = S \times \mu_{max}/K_s} \qquad \text{(I.7)}$$

De groeisnelheid is hierbij lineair gerelateerd aan S en hangt tevens af van de substraataffiniteit μ_{max}/K_s (d^{-1}.L. µg C). Een lage bruto groeisnelheid, berekend met V_{max} en K_s, die wordt beïnvloed door μ_E, treedt op als de substraataffiniteit laag is (lage μ_{max} en/of hoge K_s) en/of S laag is in vergelijking met K_s. Een voorbeeld hiervan is de relatief trage groei van *Flavobacterium* stam S12 (K_s = 110 µg glucose-C/L; μ_{max} = 2,5 d^{-1}; μ_{max}/K_s = 0,022 d^{-1}.L. µg C^{-1}) bij een glucoseconcentratie van 10 µg glucose-C/L (van der Kooij and Hijnen, 1985). Hierbij was de berekende exponentiële groeisnelheid µ = 0,20 d^{-1} (bij 15°C). Bij deze glucoseconcentratie was de opbrengst van stam S12 duidelijk lager dan verwacht op basis van Y_G. Ook de groei van een *Aeromonas hydrophila* stam was relatief traag bij 2,5 en 5 µg glucose-C/L en de groeiopbrengst (kve/ µg glucose-C) was 46 % resp. 31% lager dan bij concentraties ≥ 10 µg glucose-C/L (van der Kooij et al. 1980). Met deze gegevens is berekend dat μ_M = 0,17 d^{-1} (bij ca.13 °C). Met vergelijking I.7 kan worden afgeleid dat 10 µg C/L van een stof, waarvoor μ_{max} = 1 d^{-1} en K_s = 100 µg C/L (μ_{max}/K_s = 0,01 d^{-1}.L. µg C^{-1}), bij 20°C leidt tot een (berekende) groeisnelheid µ < 0,1 d^{-1}, d.w.z. kleiner dan μ_M, dus geen netto biomassaproductie. Bij 100 µg C/L treedt geen groei op als μ_{max}/K_s = 0,001 d^{-1}.L.µg C^{-1}. Deze rekenvoorbeelden geven een indruk van (combinaties van) concentraties van afbreekbare stof(fen) en substraataffiniteit waarbij micro-organismen zich handhaven maar zich niet kunnen vermeerderen.

Gemakkelijk afbreekbare laag moleculaire verbindingen, bv. acetaat of maltose worden snel opgenomen in de biofilm. Dit betekent dat deze stoffen door biologische processen (bodempassage, snelfiltratie, AK-filtratie, langzame zandfiltratie) goed worden verwijderd. Stoffen die langzaam worden opgenomen in de biofilm (bv. humus- en fulvinezuren, bepaalde biopolymeren) vormen daardoor meestal de grootste fractie van

de afbreekbare stoffen in drinkwater. In bepaalde situaties kan de fractie gemakkelijk afbreekbare verbindingen echter relatief groot zijn, bijvoorbeeld in onbehandeld water (bij algengroei), na toepassing van een oxidatief proces (bv. ozonisatie, H_2O_2-UV), na een dosering van een afbreekbare stof, bv. een antiscalant of een coagulatiehulpmiddel of bij afgifte door materialen in contact met drinkwater. Over de identiteit en de concentratie van specifieke moeilijk afbreekbare verbindingen in drinkwater en de eigenschappen (μ_{max} en K_s) van bacteriën die deze stof(fen) benutten, lijkt weinig informatie beschikbaar. Waarschijnlijk maken deze verbindingen deel uit van NOM, bv. humus- en fulvinezuren, en hebben ze een relatief laag molecuulgewicht (200 – 2000 D), maar vormen ze moeilijker afbreekbare aggregaten door waterstofbruggen en hydrofobe interacties (Piccolo, 2001; Sutton and Sposito, 2005). Hambsch et al (1993) rapporteerden K_s-waarden van 10 tot 190 µg C/L voor fulvinezuren, met de hoogste waarden na chloreren.

I.3 AOC(P17/NOX)

Methode
De AOC(P17/NOX)-test is ontwikkeld voor het bepalen van de concentratie van gemakkelijk afbreekbare stoffen in drinkwater (AOC). Hierbij wordt gebruik gemaakt van een tweetal teststammen, nl. *Pseudomonas fluorescens* stam P17 en *Spirillum* species stam NOX. Stam P17 is geïsoleerd uit drinkwater en kan alle natuurlijke aminozuren en een aantal (hydroxy)carbonzuren, aromatische zuren en monosacchariden benutten voor groei bij lage concentraties (van der Kooij et al. 1982a). Mogelijk worden meer (typen) verbindingen benut, want de soort *P. fluorescens* kan een grote verscheidenheid aan stoffen omzetten. *Spirillum* sp. stam NOX is geïsoleerd uit drinkwater bereid met behulp van langzame zandfiltratie na incubatie met 25 µg C/L formiaat + 25 µg C/L glyoxylaat + 25 µg C/L oxalaat. Van 64 geteste laagmoleculaire organische stoffen kan dit organisme alleen twee aminozuren en een 11 (hydroxy)carbonzuren, waaronder oxalaat en formiaat, benutten (van der Kooij en Hijnen, 1984). De keuze van de teststammen is voornamelijk gebaseerd op het relatief grote aantal stoffen dat door de soort *P. fluorescens* kan worden omgezet en de groei van stam NOX op (hydroxy)carbonzuren), die worden gevormd uit moeilijk afbreekbare NOM-componenten (humuszuren) bij toepassing van ozonisatie bij de drinkwaterbereiding (van der Kooij and Hijnen, 1984). De groei van stam P17 met aminozuren is van belang i.v.m. de invloed van lage concentraties van aminozuren op de groei van *Aeromonas* (van der Kooij and Hijnen, 1988). Het AOC-gehalte wordt berekend uit het maximum koloniegetal (N_{max}) van de teststammen en de groeiopbrengst van deze stammen met acetaat.

Het AOC-gehalte bepaald met stam P17 en stam NOX [AOC(P17/NOX)] geeft dus kwantitatieve informatie over de aanwezigheid van bepaalde typen gemakkelijk afbreekbare verbindingen, maar onduidelijk is welke stoffen de groei hebben veroorzaakt. Waarschijnlijk zijn hierbij onbekende verbindingen die niet zijn getest op groeibevordering. Het (meestal) geringe aandeel van stam P17 in het AOC-gehalte van drinkwater (< 1 µg C/L) duidt erop dat de concentratie van stoffen die in aanwezigheid van stam NOX alleen door stam P17 worden benut erg laag is. In (drink)water zijn echter ook afbreekbare stoffen aanwezig die niet door de geselecteerde stammen kunnen worden omgezet. Het AOC(P17/NOX)-gehalte geeft dus geen informatie over de volledige groeipotentie van het (drink)water. Op basis van onderzoek naar de invloed van de AOC-concentratie op nagroei en de afname van het AOC-gehalte in het drinkwater tijdens transport en distributie van een twintigtal drinkwatertypen is voor biologisch stabiel drinkwater een streefwaarde van de AOC(P17/NOX)-concentratie van 10 µg ac-C eq/L afgeleid (van der Kooij, 1992).

Beperkingen/nadelen

Naast de aanwezigheid van stoffen die niet door stam P17 en stam NOX kunnen worden omgezet zijn nog enkele andere factoren van invloed op het gemeten AOC-gehalte. Deze factoren houden verband met het hierboven genoemde effect van maintenance op de groeiopbrengst. De groei van stam NOX of van stam P17 is soms relatief traag voordat N_{max} wordt bereikt. Deze trage groei is waarschijnlijk het gevolg van de aanwezigheid van stoffen waarvoor V_{max} relatief laag is en/of K_s relatief hoog is, d.w.z. een lage substraataffiniteit (μ_{max}/K_s). Deze trage groei gaat gepaard met een lagere opbrengst omdat een deel van de stof(fen) wordt opgenomen voor handhaving van de al gevormde biomassa. In deze situaties is het berekende AOC(P17/NOX)-gehalte lager dan het gehalte dat is omgezet voor het bereiken van N_{max}.

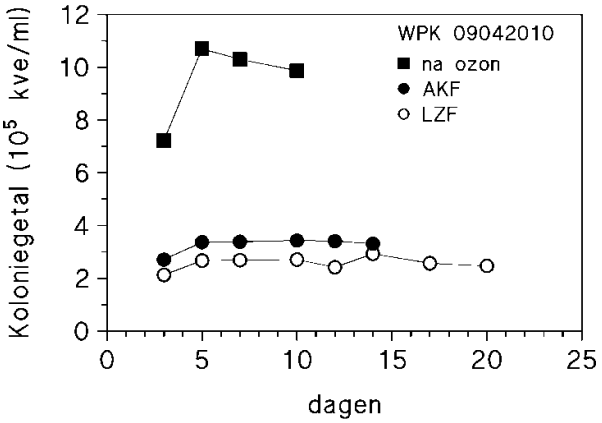


Fig. I.1. Koloniegetal van *Spirillum* sp. stam NOX bij de AOC-bepaling.

Bij voortzetting van de incubatie na het bereiken van N_{max} neemt het koloniegetal van stam NOX en/of van stam P17 in een aantal watertypen niet (sterk) af. Voorbeelden hiervan zijn weergegeven in Fig. I.1. In deze fase is sprake van een voortgaande opname (voor handhaving) van stoffen waarvoor de substraataffiniteit van de teststam(men) relatief laag is. Het AOC(P17/NOX)-gehalte berekend uit N_{max} is hierbij dus een maat voor het niveau waarop de teststammen zich kunnen handhaven. In watertypen waarbij wel een duidelijke afname optreedt is het AOC-gehalte een maat voor de concentratie van gemakkelijk afbreekbare stoffen die beschikbaar zijn voor de groei van de teststammen. Een indicatie voor het AOC-gehalte dat wordt gebruikt voor handhaving na het bereiken van N_{max} kan worden verkregen met behulp van μ_M. Bij een μ_M van 0,05 d^{-1} (5% d^{-1}), zoals berekend voor groei met acetaat bij 15°C (Tabel I.1), wordt bij een gelijkblijvend koloniegetal per dag een afname van 5% gecompenseerd door substraatopname. De opgenomen hoeveelheid energiebron (uitgaande van $Y = Y_G$) is na 10 dagen handhaving van het koloniegetal ca. 50% hoger dan het AOC-gehalte berekend op basis van N_{max}. Het AOC(P17/NOX)-gehalte geeft dus niet de totale concentratie van de stoffen die door de teststammen zijn omgezet in een bepaalde incubatieperiode. Bepaling van de totale concentratie van de stoffen die stam NOX en stam P17 kunnen omzetten vergt incubatie totdat N_{max} sterk is afgenomen en de cumulatieve N_{max} niet of nauwelijks meer stijgt. Deze aanpak wordt niet gevolgd omdat de AOC(P17/NOX)-bepaling zich richt op de concentratie van afbreekbare stoffen die relatief snel worden omgezet, d.w.z. stoffen waarvoor bacteriën een hoge substraataffiniteit hebben. Van deze stoffen kan worden verwacht dat ze ook worden opgenomen tijdens transport en distributie van drinkwater. Bovendien is het koloniegetal na het bereiken van N_{max}

waarschijnlijk geen goede maat voor de biomassaconcentratie die zich handhaaft omdat ook cellen die door de endogene ademhaling kleiner worden nog kunnen bijdragen aan het koloniegetal. De concentratie van stoffen die worden opgenomen voor handhaving kunnen dus niet (nauwkeurig) worden berekend op basis van handhaving van het koloniegetal. Het totale aantal cellen (TDC) is om deze reden evenmin bruikbaar en ook omdat het maken van onderscheid tussen cellen die wel resp. geen substraat opnemen lastig is.

Uit de AOC-afname testen beschreven in Hoofdstuk 5 blijkt dat het water na 14 dagen incubatie met de autochtone bacteriën (BPP-test) nog groeibevorderend is voor de stammen P17 en NOX. Een deel van de stoffen die verantwoordelijk zijn voor de handhaving van de autochtone bacteriën in de BPP-test na 14 dagen incubatie (en langer) is ook beschikbaar voor de stammen NOX en P17. Niet uitgesloten kan worden dat pasteurisatie van het water de beschikbaarheid van de afbreekbare stoffen heeft vergroot, bv. door beïnvloeding van de aggregaten van de laagmoleculaire stoffen die deel uitmaken van NOM (Sutton and Sposito, 2005).

Een kwantitatieve vergelijking van het AOC(P17/NOX)-gehalte met het resultaat van de BPP-test wordt dus niet alleen beïnvloed door de mogelijkheid dat autochtone bacteriën in de BPP-test meer verschillende stoffen kunnen benutten als energiebron maar ook omdat met de BPP-test ook de substraatopname door handhaving (gedurende 14 dagen) wordt 'meegenomen'.

Onderzoek is uitgevoerd gericht op de uitbreiding van de AOC-bepaling met een bacteriesoort die is gespecialiseerd in de groei met koolhydraten. Hierbij werd *Flavobacterium* sp. stam S12 geïsoleerd (van der Kooij and Hijnen, 1983). Dit organisme kan groeien bij lage concentraties van oligosacchariden en ook amylopectine en amylose (van der Kooij and Hijnen, 1985). Stam S12 werd echter niet gebruikt bij de AOC-bepaling van drinkwater omdat bleek dat de groei van dit organisme in drinkwater zeer beperkt was. Recent onderzoek heeft geleid tot de isolatie van *F. johnsoniae* stam A3 die in staat is om polysacchariden en eiwitten bij lage concentraties te benutten voor de groei (Sack et al. 2010: Sack et al. 2011).

I.4 BDOC

Methode
De bepaling van de concentratie Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC), is ontwikkeld door Joret en Lévi (1986) als maat voor de microbiologische groeipotentie van (drink)water (Tabel 1.1). Deze werkwijze berust op de incubatie van 300 ml van het te onderzoeken water in contact met zand (100 g) uit een biologisch filter, d.w.z. zand met een biofilm van bacteriën die zijn aangepast aan de in het water aanwezige afbreekbare stof(fen). Vervolgens wordt de afname van het DOC-gehalte gemeten. Het BDOC-gehalte van het betreffende water is gedefinieerd als de maximum DOC-afname, die meestal optreedt na 5 á 7 dagen. De BDOC-methode van Servais et al. (1987) berust op de incubatie (bij 20°C gedurende 30 dagen) van water (200 ml) na membraanfiltratie (0,2 µm) en enten met 2 á 5 ml van hetzelfde water na membraanfiltratie (2 µm) voor het verwijderen van deeltjes en protozoa. Hierbij wordt ook de DOC-afname gemeten. Bij de bepaling van lage BDOC-concentraties wordt de bacteriegroei gekwantificeerd m.b.v. directe microscopische celtellingen en worden tevens de afmetingen van deze cellen gemeten. Vervolgens wordt de biomassaconcentratie berekend op basis van het totale celvolume en een conversiefactor voor de biomassaconcentratie per eenheid biovolume.

De cumulatieve hoeveelheid biomassa (B) in een periode van 8 – 12 dagen wordt berekend en vermenigvuldigd met de endogene afstervingsnelheid [k_d (=μ_E) = 0,01 h^{-1}]. Vervolgens wordt het BDOC-gehalte berekend met behulp van de groeiopbrengst (Y=0,3) die is bepaald in kortdurende batchtesten, dus BDOC= k_d x B/Y. In een aantal typen rivierwater vormde het BDOC-gehalte bepaald met deze werkwijze 11-59% van het DOC-gehalte. Uit een vergelijking van de verschillende BDOC-methoden (Volk et al. 1994) kwam naar voren dat het BDOC-gehalte na 5 dagen incubatie met zand (methode Joret en Levi) ca. 1,6 x hoger is dan het BDOC-gehalte na 30 dagen incubatie zonder zand. Tevens bleek dat het BDOC-gehalte bepaald na 85 á 120 dagen (zonder zand) resulteerde in een hoger (tot 125%) BDOC-gehalte dan incubatie gedurende 30 dagen. Drinkwater met een BDOC-concentratie < 0,1 á 0,15 mg/L wordt beschouwd als biologisch stabiel, omdat bij deze concentratie geen afname optreedt in het distributiesysteem (Ninquette et al. 2001).

Beperkingen/nadelen
Enkele nadelen/beperkingen van de BDOC-methoden zijn:

- De nauwkeurigheid van de DOC-meting, en dus ook de berekening van het verschil tussen de DOC-concentratie op dag 0 en de concentraties na incubatie, wordt beperkt door de meetfout van de DOC-bepaling. Servais et al. (1987) meldden dat deze meetfout 2% bedraagt. Dit betekent dat BDOC-gehaltes kleiner dan 4% van het DOC-gehalte (0,04 mg/mg DOC) niet kunnen worden waargenomen. BDOC-gehaltes < 0,1 mg/L zijn dus niet meetbaar bij DOC-gehaltes < 2,5 mg/L. In ISO 8254 wordt voor de herhaalbaarheid een standaardafwijking van 6,3% genoemd (bij DOC=2,3 mg/L) en voor de reproduceerbaarheid (tussen laboratoria) van 23%. In Nederland, bij uitvoering conform NEN-EN 1484 en ISO 8245, bedragen deze percentages ca. 1,5 á 3% (herhaalbaarheid) en 2 á 6% (reproduceerbaarheid) afhankelijk van de concentratie. Een bijkomend probleem bij de BDOC-bepaling is dat membraanfiltratie nodig is voor het verwijderen van deeltjes, inclusief micro-organismen, waardoor contaminatie kan optreden. Meting van BDOC-concentraties lager dan 0,2 mg/L vereist zeer zorgvuldig werken.
- De groeiopbrengst voor diverse afbreekbare stoffen verschilt sterk. Het BDOC-gehalte gebaseerd op DOC-metingen is daarom geen eenduidige maatstaf voor de biomassaproductie.
- Het BDOC-gehalte gemeten in de methode met zand is als gevolg van het intensieve contact tussen water en de biofilm op het zand (waarschijnlijk veel) hoger dan het BDOC-gehalte dat wordt opgenomen in het distributiesysteem. Ook het BDOC-gehalte bepaald na langdurige incubatie (30 dagen) van het water is waarschijnlijk hger dan de concentratie die wordt opgenomen tijdens een veel korter durend verblijf in het distributiesysteem.
- Bij de BDOC-bepaling op basis van celtellingen en biomassa berekeningen wordt uitgegaan van waarden voor k_d en Y die mogelijk niet representatief zijn voor drinkwater.

I.5 Biofilmvorming

Achtergrond
Tijdens het verblijf van het drinkwater in het distributiesysteem kunnen de bacteriën zich vermeerderen in het drinkwater, op de leidingwand en in het sediment door opname van afbreekbare stoffen. De bacteriën in het drinkwater worden afgevoerd, maar de bacteriën op de buiswand vormen een biofilm en blijven daardoor in het distributiesysteem. Aangetoond is dat de hoeveelheid biomassa die zich in de biofilm bevindt veel groter is

dan de hoeveelheid biomassa in het water (Block et al. 1993). Opname van de afbreekbare stoffen vindt dan ook vooral plaats in de biofilm en ook in het sediment. De aanwezigheid (concentratie) van bacteriën in het drinkwater is het gevolg van de aanwezigheid van bacteriën in het reinwater en interacties met de biofilm en waarschijnlijk ook sediment. Biofilmvorming begint met adsorptie van bacteriën aan het oppervlak. Het adsorptieproces kan worden beschreven met de DLVO (Derjaguin, Landau, Verwey en Overbeek)-theorie voor de stabiliteit van colloïden. Electrostatische interacties en Van der Waals-krachten spelen een centrale rol spelen bij de adsorptie van bacteriën. De bacteriën die afbreekbare stoffen kunnen opnemen uit het water produceren vervolgens extracellulaire polymeren (EPS) die de hechting versterken en irreversibel maken. De snelheid van de opname van afbreekbare stoffen en de groei in de biofilm worden bepaald door dezelfde parameters als bij groei in het water. Na een fase van exponentiële groei, waarbij de groeisnelheid afhangt van de substraatconcentratie zoals weergegeven in vergelijking I.5, wordt de groei bepaald (beperkt) door de aanvoer van substraat vanuit het water naar de biofilm. Deze substraataanvoer veroorzaakt een constante toename van de biomassaconcentratie, d.w.z. een lineaire groeisnelheid (BVS). De exponentiële groeisnelheid in de biofilm, die kan worden berekend als BVS/biofilmconcentratie, neemt bij toenemende biofilmconcentratie steeds verder af. Bij afnemende groeisnelheid neemt zoals hierboven is beschreven, neemt de groeiopbrengst af omdat het substraatgebruik voor maintenance steeds meer toeneemt. Bovendien wordt de biofilmvorming vertraagd door afgifte van bacterien (erosie, sloughing) als gevolg van afschuifkrachten, en predatie door vrijlevende protozoa. Met behulp van de biofilmmonitor kan de BVS en de maximum biofilmconcentratie, aangeduid als de biofilmvormingspotentie (BVP), worden gemeten. Met de biofilmmonitor is aangetoond dat bij dosering van gemakkelijk afbreekbare stoffen (acetaat) aan het water een lineaire bestaat tussen de concentratie van gedoseerd substraat en BVS (van der Kooij en Veenendaal, 2012). Hiermee is berekend dat de specifieke BVS (BVS_S), ca. 35 (acetaat) á 65 (*p*-OHbenzoaat) pg ATP/cm².d per µg C.L^{-1}) bedraagt. De BVS_S-waarde is o.a. afhankelijk van de substraataffiniteit (μ_{max}/K_s) van de bacteriën voor de beschikbare afbreekbare (stof(fen), de groeiopbrengst (Y_G) en de stofoverdracht.

De daling van de concentratie van de groeibevorderende verbinding(en) bij het doorstromen van een leiding kan worden berekend met behulp van BVS_S en Y_G. Bij deze berekening zijn de volgende parameters van belang: de stroomsnelheid (v, m/s), de lengte (L) en de diameter (D) van de leiding en de oppervlakte-volumeverhouding (O/V) die gelijk is aan 4/D. De afname van de substraatconcentratie (S) (bv. acetaat) kan worden berekend met:

$$dS/dL = k \times S, \text{ dus } \mathbf{S_L = S_0 \times e^{-kL}} \qquad \text{(I. 8)}$$

waarbij $k = BVS_S \times L/v \times O/V \times 1/Y_G$. BVS_S is voor acetaat: 350 ng ATP/m².d per µg C/L) en Y_G voor acetaat is 1000 ng ATP/mg C). Bij de turbulente stroming in de leidingen wordt de stofoverdracht bepaald door de diffusie door de laminaire grenslaag. Verder speelt ook de temperatuur een rol. De BVS_S-waarden voor acetaat en *p*-OHbenzoaat zijn bepaald in de biofilmmonitor bij een temperatuur van 10 á 15°C.

De afname van S per kilometer is bij een grotere buisdiameter en/of een hogere stroomsnelheid minder dan bij een kleinere diameter en/of een lagere stroomsnelheid (Fig. I.2). De concentratie van een stof met een lagere BVS_S (een lagere μ_{max}/K_s–waarde) neemt veel minder snel af dan de concentratie van een stof met een hoge BVS_S, bv. acetaat. Bij een bepaalde BVS resteert van een verbinding met een 100 x lagere BVS_S dan

acetaat, dus een 100 x hogere concentratie dan acetaat bij een gelijke BVS, resteert van 100 µg C/L bij v=0,1 m/s na 50 km nog 44,5 µg C/L als D = 0,1 m en nog 82 µg C/L als D=0,4 m. Dit betekent dat na 50 km meer dan 50 µg C/L is opgenomen in de biofilm. Onder deze condities resteert van 1 µg ac-C/L (BVS=35 pg ATP/cm².d) na 0,5 km nog 0,445 µg ac-C/L resp. 0,82 µg ac-C/L. Een bepaalde BVS, bv. 35 pg ATP/cm².d, veroorzaakt door stof(fen) met een lage BVS_S, geeft dus meer biofilmvorming, d.w.z. accumulatie van biomassa, in het distributiesysteem dan eenzelfde BVS veroorzaakt door een stof met een hoge BVS_S, bv. acetaat.

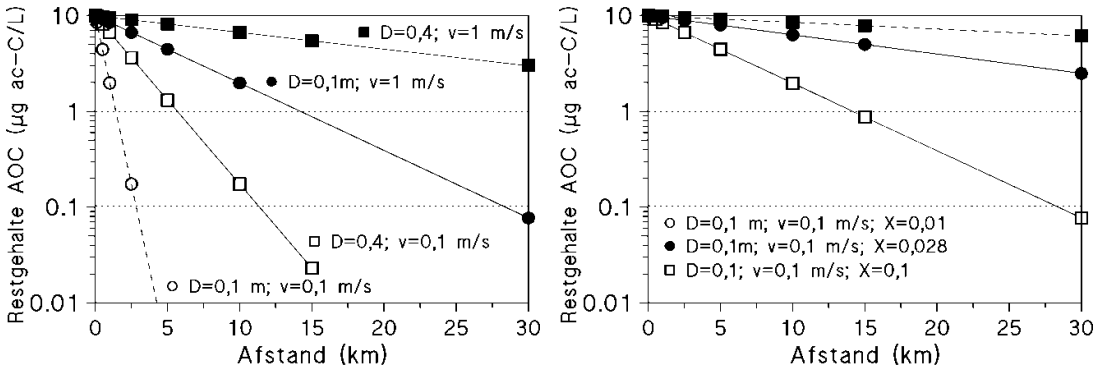


Fig. I.2. Afname van de acetaatconcentratie door biofilmvorming als functie van leidinglengte, diameter en stroomsnelheid en de invloed van de specifieke opnamesnelheid X op de AOC-concentratie door biofilmvorming. X = 0,01 betekent dat de specifieke opnamesnelheid 100 x langzamer is dan de specifieke opnamesnelheid van acetaat [35 pg ATP/(cm².d.µg C)].

In het distributiesysteem wordt het reinwater vanaf het pompstation getransporteerd door leidingen met een relatief grote diameter (lage O/V-verhouding) en een relatief hoge stroomsnelheid. Met toenemende afstand van het pompstation treden vertakkingen op met leidingen met een kleinere diameter en een lagere stroomsnelheid. De biofilmvorming is hierdoor relatief sterk in de periferie van het voorzieningsgebied, en in de drinkwaterinstallaties en heeft door de hoge O/V-verhouding meer invloed op de watersamenstelling. In aanwezigheid van een restgehalte van een desinfectiemiddel in het drinkwater 'af pompstation' vindt biofilmvorming vooral plaats in de periferie van het distributiesysteem. De bacteriën in de biofilms dienen als voedingsbron voor protozoa en invertebraten. Ook treedt slijtage van de biofilm op door afschuifkrachten en biofilmvorming draagt hierdoor bij aan de accumulatie van sediment in het distributiesysteem. Aangetoond is dat de mate waarin bacteriën vanuit de biofilm naar de waterfase gaan bij een hoge biofilmvormingssnelheid (groeisnelheid) groter is dan bij een lage biofilmvormingssnelheid (Speitel and Digiano, 1987).

Biofilmmonitor

Op grond van een verband tussen BVS van het reinwater van een aantal grondwaterpompstations en het aantal *Aeromonas*-bacteriën in het drinkwater in het distributiesysteem is voor BVS een streefwaarde van 10 pg ATP/cm².d afgeleid (van der Kooij et al. 1997). Voor de juiste interpretatie van een verhoogde BVS-waarde is informatie nodig over de concentratie van de afbreekbare stoffen die biofilmvorming veroorzaken. Deze informatie kan worden verkregen met een AOC- of BPP-test.

Beperkingen en nadelen

De beperkingen en nadelen van de BFM zijn elders beschreven en hebben geleid tot de ontwikkeling van de continue biofouling monitor (van der Kooij en Veenendaal, 2012).

Bijlage II: Resultaten BPP-testen en berekening van AOC(BPP)

Tabel II.1. Drinkwater bereid uit grondwater (Y=1,0; resp. 0,7 en m_{ATP}=0,14)

												Y	H				Y	H										
												1,00	0,14				0,70	0,14										
			Datum	TOC	AOC(PN)	sd	ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		AOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype		mg/L	(ug C/L)		ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF			DEF	sd	Model C	sd		
1	Brabant W	Haaren rein	23-feb-10	2,20	2,30		2,68	0,07	2,21	2,79	0,22	3,32	0,67	2,75		0,53	3,25	3,49	3,49			6,24		6,50		36,0	
2	Brabant W	Haaren rein	9-mrt-10	2,20	2,70		3,53	0,15	2,89	3,58	0,67	4,11	0,07	3,52		0,53	4,03	4,27	4,27			7,79		8,10		54,0	
3	Brabant W	Haaren rein	30-jun-11	2,20	3,10		5,53	0,37	3,31	4,26	0,30	6,21	0,30	4,19		1,95	6,09	6,96	6,96			11,15		11,58		66,0	
		Haaren rein gemiddelde		**2,20**	**2,70**	**0,40**	**3,91**	**1,46**	**2,80**	**3,54**	**0,74**	**4,55**	**1,49**	**3,49**	**0,72**	**1,00**	**4,46**	**4,91**	**4,91**	**1,82**	**8,39**	**2,51**	**8,73**	**2,60**	**52,00**	**15,10**
	Brabant W	Nuland Rein	13-mrt-07	3,20	8,00		7,30	1,3																			
4	Brabant W	Nuland Rein	19-apr-10	2,90			7,84	0,67	5,71	6,53	1,27	5,63	0,07	6,42		-0,90	5,52	5,11	5,52			11,93		11,90		88,0	
5	Brabant W	Nuland Rein	27-mei-10	2,70	7,40	0,20	6,42	0,15	6,42	10,32	0,15	9,26	0,67	10,19		-1,06	9,07	8,60	9,07			19,27		20,54		133,0	
6	Brabant W	Nuland Rein	6-aug-10	3,10	9,40	2,60	8,20	0,07	6,97	8,42	0,30	8,47	0,22	8,28		0,05	8,30	8,32	8,32			16,60		17,25		117,0	
7	Brabant W	Nuland Rein	12-jul-11	3,30	9,40	0,60	6,21	0,6	6,44	7,68	0,45	7,47	0,82	7,55		-0,21	7,32	7,23	7,32			14,87		15,33		102,0	
		Nuland rein gemiddelde		**3,00**	**8,73**	**1,155**	**7,17**	**1**	**6,39**	**8,24**	**1,59**	**7,71**	**1,57**	**8,11**	**1,36**	**-0,53**	**7,55**	**7,32**	**7,56**	**1,54**	**15,67**	**3,08**	**16,26**	**3,61**	**110,00**	**19,37**
9	Brabant W	Nuland Diep	19-apr-10	1,60			3,63	0,07	1,98	2,21	0,52	2,21	0,52	2,17		0,00	2,17	2,17	2,17			4,34		4,44		32,0	
10	Brabant W	Nuland Diep	27-mei-10	2,10	3,20	0,50	4,32	0,3	3,26	4,63	0,60	3,26	0,67	4,56		-1,37	3,19	2,58	3,19			7,76		7,76		61,0	
11	Brabant W	Nuland Diep	6-aug-10	2,00	8,00	0,60	6,95	1,7	2,81	3,47	0,52	2,90	0,37	3,41		-0,57	2,84	2,59	2,84			6,26		6,30		59,0	
12	Brabant W	Nuland Diep	17-feb-11				5,32	0,89	3,73	6,05	3,87	3,74	1,19	5,98		-2,31	3,67	2,63	3,67			9,64		9,65		76,0	
		Nuland diep gemiddelde		**1,90**	**5,60**	**3,394**	**5,06**	**1,44**	**2,95**	**4,09**	**1,64**	**3,03**	**0,64**	**4,03**	**1,62**	**-1,06**	**2,97**	**2,49**	**2,97**	**0,63**	**7,00**	**2,25**	**7,04**	**2,21**	**57,00**	**18,31**
13	Brabant W	Nuland AKF	19-apr-10	2,50			12,74	0,15	4,56	5,16	0,15	10,89	3,20	5,07		5,73	10,67	13,24	13,24			18,31		18,58		141,0	
14	Brabant W	Nuland UV 4411	27-mei-10	4,50	14,40	0,40	9,37	0,89	9,37	15,11	0,67	14,11	0,82	14,92		-1,00	13,83	13,38	13,83			28,75		30,88		205,0	
15	Brabant W	Nuland UV 4411	6-aug-10	4,90	14,50	1,90	6,95	0,3	7	12,95	0,97	15,37	2,16	12,81		2,42	15,06	16,15	16,15			28,96		31,63		171,0	
16	Brabant W	Nuland middeldiep	17-feb-11				5,26	0,37	5,29	8,95	0,00	15,68	1,19	8,84		6,73	15,37	18,39	18,39			27,23		28,87		141,0	
		Nuland middeldiep, gemiddelde		**3,97**	**14,45**	**0,071**	**8,58**	**3,25**	**6,56**	**10,54**	**4,40**	**14,01**	**2,19**	**10,41**	**3,09**	**3,47**	**13,73**	**15,29**	**15,40**	**2,35**	**25,81**	**5,06**	**27,49**	**6,05**	**164,50**	**30,48**

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF			DEF	sd	Model C	sd		
1	Vitens	Amersfoortseweg	4-okt-06	0,30			.0,84	0,15	1	.1,95	1,79	1,16	0,15				1,14										
2	Vitens	Amersfoortseweg	6-sep-10	0,30	1,10	0,10	0,11	0,15	0,16	0,58	0,22	0,29	0,26	0,58		-0,29	0,28	0,15	0,15			0,73		0,92		5,7	
3	Vitens	Amersfoortseweg rein (ivm+ 10 ug C)	14-mrt-11	0,30			0,11	0,07	0,11	0,84	0,15	0,47	0,67	0,84		-0,37	0,46	0,29	0,46			1,30		1,46		5,0	
4	Vitens	Amersfoortseweg rein	28-jun-11	0,30	0,80	0,16	1,21	0,45	1,11	1,42	0,30	0,84	0,52	1,40		-0,58	0,82	0,56	0,82			2,22		2,10		13,0	
		Gemiddeld A'weg rein			**0,95**	**0,212**	**0,48**	**0,64**	**0,60**	**0,95**	**0,43**	**0,69**	**0,39**	**0,94**	**0,42**	**-0,41**	**0,68**	**0,34**	**0,48**	**0,33**	**1,42**	**0,75**	**1,49**	**0,59**	**7,90**	**4,43**
5	Vitens	Nieuwegein drinkwater	22-aug-06				2,70	0,1	2,7	2,85	0,07	5,95	0,07	2,80		3,10	5,83	7,22	7,22			10,02		10,08		60,0	
6	Vitens	Nieuwegein	31-okt-06	1,90	3,70	0,05	6,90	1,27	3,9	5,53	0,15	6,10	1,27	5,45		0,57	5,98	6,23	6,23			11,69		12,42		78,0	
7	Vitens	Nieuwegein LMB KK	13-feb-07	1,90	4,30	0,40	7,70	0	4,75	6,55	0,07	6,90	1,27	6,46		0,35	6,76	6,92	6,92			13,37		14,18		97,0	
8	Vitens	Nieuwegein LMB OSM	23-apr-07				3,47	1,27		3,21	0,52			3,21													
9	Vitens	Nieuwegein LMB	18-feb-08	2,00			6,10	0,37	3,6	4,20	0,30	4,80	0,74	4,13		0,60	4,70	4,97	4,70			8,83		9,37		63,0	
10	Vitens	Nieuwegein Corrosielab	9-jul-08	2,00	5,00		4,90	0,7	4,4	5,40	0,30	5,30	1,12	5,31		-0,10	5,19	5,15	5,19			10,51		10,91		74,0	
11	Vitens	Nieuwegein LMB	30-sep-08	2,00			2,90	0,15	2,4	4,30	0,30	4,80	0,37	4,25		0,50	4,70	4,93	4,93			9,18		10,03		57,0	
12	Vitens	Nieuwegein LMB	8-jul-09	1,90	3,10																						
13	Vitens	Nieuwegein, LMB (ivm AS Nalco)	5-dec-09	1,90	2,70	0,15	3,79	0,15	2,68	5,11	0,07	4,47	0,45	5,06		-0,64	4,38	4,09	4,38			9,44		10,24		56,0	
14	Vitens	Nieuwegein LMB + M800	19-mei-10	1,90			3,89	0,74																			
15	Vitens	Nieuwegein zonder sulfiet	27-okt-10	1,90			4,32	0,37	2,74	3,84	0,37	4,42	0,30	3,79		0,58	4,33	4,59	4,59			8,38		8,87		55,0	
16	Vitens	Nieuwegein drinkwater	14-mrt-11	1,90			2,37	0,3	2,37	2,79	0,37	3,16	1,64	2,74		0,37	3,10	3,26	3,26			6,01		6,19		38,0	
		Gemiddelde			**3,76**	**0,921**	**4,46**	**1,76**	**3,28**	**4,38**	**1,25**	**5,10**	**1,11**	**4,32**	**1,24**	**0,59**	**5,00**	**5,26**	**5,27**	**1,28**	**9,71**	**2,08**	**10,26**	**2,23**	**64,22**	**16,85**
19	Vitens	Tull en t Waal rein	7-apr-11	1,70			2,95	0,07	2,37	2,79	0,45	4,37	0,30	2,74			4,28	4,99	4,99			7,73		7,92		49,0	

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
20	Vitens	Oldeholtpade Heerenveen	1-apr-09	4,50	4,30	0,23	3,42	0,15	3,42	5,58	0,45	9,11	0,97	5,51		3,53	8,93	10,51	10,51		16,02		16,99		111,0	
21	Vitens	Oldeholtpade Heerenveen	26-mei-09	3,60	3,80		3,32	0,22	3,32	4,32	1,94	5,63	1,12	4,25		1,31	5,52	6,11	6,11		10,36		10,81		66,0	
22	Vitens	Oldeholtpade Heerenveen	8-jul-09		5,50	0,53	3,37	0,15	3,37	4,47	0,37	10,37	5,28	4,40		5,90	10,16	12,81	12,81		17,21		17,71		79,0	
	Vitens	**Heerenveen gemiddelde**			**4,53**	**0,874**	**3,37**	**0,05**	**3,37**	**4,79**	**0,69**	**8,37**	**2,46**	**4,72**	**0,69**	**3,58**	**8,20**	**9,81**	**9,81**	**3,41**	**14,53**	**3,66**	**15,17**	**3,79**	**85,33**	**23,16**
23	Vitens	Oldeholtpade rein	1-apr-09	4,40	5,10	0,74	3,63	0,89	2,26	3,32	0,45	4,16	0,37	3,27		0,84	4,08	4,45	4,45		7,73		8,20		57,0	
24	Vitens	Oldeholtpade na IEX	26-mei-09	3,70	4,80	0,20	2,21	0	2,21	3,68	0,89	4,53	0,74	3,64		0,85	4,44	4,82	4,82		8,46		9,12		55,0	
25	Vitens	Oldeholtpade na IEX	8-jul-09	4,20	5,20	0,04	2,58	0,07	2,05	3,47	1,04	4,21	0,89	3,43		0,74	4,13	4,46	4,46		7,89		8,52		45,0	
26	Vitens	Oldeholtpade rein + RE	7-jan-10	3,65	4,60		2,68	0,8	2,58	2,84	0,37	3,32	0,22	2,79		0,48	3,25	3,47	3,47		6,26		6,37		43,0	
27	Vitens	Oldeholtpade rein	31-mrt-11	4,20			3,89	0,45	2,26	3,95	0,22	5,00	0,67	3,90		1,05	4,90	5,37	5,37		9,28		10,03		62,0	
		Gemiddelde		**4,03**	**4,93**	**0,275**	**3,00**	**0,72**	**2,27**	**3,45**	**0,42**	**4,24**	**0,62**	**3,41**	**0,42**	**0,79**	**4,16**	**4,51**	**4,51**	**0,69**	**7,92**	**1,11**	**8,45**	**1,35**	**52,40**	**8,11**
28	Vitens	Oldeholtpade voor IEX	1-apr-09	5,70	5,90	0,60	3,11	0,15	3,11	6,47	1,12	8,74	1,34	6,41		2,27	8,57	9,58	9,58		15,99		17,50		99,0	
29	Vitens	Oldeholtpade voor IEX	26-mei-09	5,70	6,40	0,20	3,32	0,67	3,32	4,26	0,07	5,63	0,82	4,19		1,37	5,52	6,13	6,13		10,33		10,75		73,0	
30	Vitens	Oldeholtpade voor IONW	8-jul-09	5,70	7,90	1,30	3,79	0,3	3,21	4,89	0,22	6,21	0,45	4,83		1,32	6,09	6,68	6,68		11,50		12,26		70,0	
31	Vitens	Oldeholtpade na SF	31-mrt-11	5,45			6,47	0,67	4,42	6,53	0,82	7,84	0,97	6,44		1,31	7,68	8,27	8,27		14,71		15,66		105,0	
		Gemiddelde		**5,64**	**6,73**	**1,041**	**4,17**	**1,56**	**3,52**	**5,54**	**1,14**	**7,11**	**1,44**	**5,47**	**1,14**	**1,57**	**6,96**	**7,67**	**7,67**	**1,57**	**13,13**	**2,66**	**14,04**	**3,09**	**86,75**	**17,82**

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
32	Vitens	Soestduinen	27-feb-08	0,31	1,80		1,21	0,15	1,21	2,05	0,30	3,16	0,67	2,03		1,11	3,10	3,59	3,59		5,62		6,00		33,0	
33	Vitens	Soestduinen	9-jun-08	0,31	1,40		1,00	0,07	0,32	1,16	0,30	1,26	0,74	1,15		0,10	1,23	1,28	1,28		2,43		2,81		10,0	
34	**Vitens**	**Gemiddelde**			**1,60**	**0,283**	**1,11**	**0,15**		**1,61**	**0,63**	**2,21**	**1,34**	**1,59**	**0,62**	**0,61**	**2,17**	**2,44**	**2,44**	**1,64**	**4,03**	**2,25**	**4,40**	**2,25**	**21,50**	**16,26**
35	Vitens	Spannenburg rein	4-okt-06	8,40	12,00	1,70	10,63	0,3	10,6	12,16	0,60	13,84	3,28	11,95		1,68	13,56	14,32	14,32		26,26		26,96		165,0	
36	Vitens	Spannenburg 25 c etc	9-nov-06	8,40	9,10	0,80	11,05	0,45	11,05	14,89	0,74	19,42	4,99	14,67		4,53	19,03	21,06	21,06		35,73		37,46		221,0	
37	Vitens	Spannenburg, rein	13-feb-07	8,20	10,10	0,80	10,74	0,74	10,74	13,68	0,45	18,63	6,40	13,47		4,95	18,26	20,48	20,48		33,94		35,26		216,0	
38	Vitens	Spannenburg rein + RE	7-jan-10	8,00	8,90		10,74	0,3	10,74	13,16	0,67	18,68	1,64	12,95		5,52	18,31	20,78	20,78		33,73		34,81		197,0	
		Gemiddelde		**8,25**	**10,03**	**1,417**	**10,79**	**0,18**	**10,78**	**13,47**	**1,14**	**17,64**	**2,56**	**13,26**	**1,13**	**4,17**	**17,29**	**19,16**	**19,16**	**3,24**	**32,42**	**4,20**	**33,62**	**4,59**	**199,75**	**25,37**
39	Vitens	Spannenburg voor ionenwisselaar	6-apr-11	7,00			6,21	0,22	6,21	12,11	1,12	13,32	3,94	11,99		1,21	13,05	13,60	13,60		25,58		28,23		144,0	
40	Vitens	Spannenburg rein + IEX	11-mrt-11	3,90			3,89	0,45	3,89	5,26	0,15	7,74	1,19	5,18		2,48	7,59	8,70	8,70		13,88		14,49		72,0	
41	Vitens	Spannenburg rein + IEX	6-apr-11	3,90			5,21	1,49	4,47	5,89	0,00	5,84	0,22	5,80		-0,05	5,72	5,70	5,72		11,52		12,14		82,0	
42	Vitens	Spannenburg rein + IEX	28-jun-11	3,90	4,20	1,50	6,84	0,37	6,37	7,05	0,00	10,11	0,22	6,92		3,06	9,91	11,28	11,28		18,20		18,51		108,0	
		Na IEX gemiddelde		**3,90**	**4,20**	**#####**	**5,31**	**1,48**	**4,91**	**6,07**	**0,908**	**7,90**	**2,14**	**5,97**	**0,88**	**1,83**	**7,74**	**8,56**	**8,57**	**2,78**	**14,54**	**3,39**	**15,05**	**3,22**	**87,33**	**18,58**
49	Vitens	Spannenburg Sneek	13-feb-07		8,90	0,60	11,10	0,07	11,11	19,21	0.07	11,95	2,23	18,99		-7,26	11,71	8,45	8,45		27,44		31,08			
50	Vitens	Spannenburg Sneek																								
51	Vitens	StJansklooster	9-mrt-10	5,00	10,30	3,80	4,60	0,3	4,58	6,74	0,52	7,89	0,07	6,65		1,15	7,73	8,25	8,25		14,90		15,87		104,0	
52	Vitens	StJansklooster, Rein	9-jun-10	6,50	14,00		3,00	0,45	3	12,05	1,34	13,16	2,75	11,99		1,11	12,90	13,39	13,39		25,38		29,44		161,0	
53	Vitens	StJansklooster, rein	27-okt-10	5,00	7,00	0,70	2,74	0,22	2,74	6,42	0,30	7,00	1,41	6,37		0,58	6,86	7,12	7,12		13,49		15,14		77,0	
54	Vitens	StJansklooster rein	5-jul-11	5,70	8,40	1,30	4,95	0,74	4,47	8,58	0,07	9,37	0,00	8,49		0,79	9,18	9,54	9,54		18,03		19,87		108,0	
		Gemiddelde		**5,55**	**9,93**	**3,035**	**3,82**	**1,11**	**3,70**	**8,45**	**2,58**	**9,36**	**2,72**	**8,37**	**2,59**	**0,91**	**9,17**	**9,57**	**9,57**	**2,73**	**17,95**	**5,31**	**20,08**	**6,58**	**112,50**	**35,14**
55	Vitens	StJansklooster, uit kelder EMMlrd	9-jun-10		8,70		2,84	0,07	2,84	10,30	2,01	9,58	0,15	10,24		-0,72	9,39	9,07	9,07		19,31		22,65		115,0	
56	Vitens	StJansklooster, URK	9-jun-10		15,80		2,37	0	2,37	14,95	0,00	9,79	0,00	14,90		-5,16	9,59	7,28	7,28		22,18		27,83		131,0	
57	Vitens	St jansklooster, Ingaand reservoir Em	27-okt-10		9,10	3,20	3,05	0,22	3,05	5,90	0,30	6,68	0,45	5,84		0,78	6,55	6,90	6,90		12,74		14,01		78,0	
58	Vitens	StJ Urk Aruba straat	27-okt-10		14,40	5,30	2,26	0,45	2,26	11,16	0,67	9,30	0,05	11,11		-1,86	9,11	8,28	8,28		19,39		23,39		111,0	
		STJ distributie, gemiddelde					**2,63**	**0,38**	**2,63**	**10,58**	**3,72**	**8,84**	**1,45**	**10,52**	**3,72**	**-1,74**	**8,66**	**7,88**	**7,88**	**0,98**	**18,41**	**4,01**	**21,97**	**5,78**	**108,75**	**22,25**

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
1	WMD	Zuidwolde rein	9-mrt-10	4,30	8,50		5,26	0,74	3,63	4,32	1,12	5,89	0,30	4,25		1,57	5,77	6,48	6,48		10,72		11,03		71,0	
4	WMD	Zuidwolde rein	27-okt-10	4,30			2,11	0,22	1,11	3,84	1,79	4,58	0,67	3,82		0,74	4,49	4,82	4,82		8,64		9,86		48,0	
2	WMD	Zuidwolde rein	6-apr-11	4,30			1,95	0	0,89	7,00	0,00	4,89	0,97	6,98		-2,11	4,79	3,85	4,79		11,77		13,57		56,0	
3	WMD	Zuidwolde rein	5-jul-11	4,30	7,90	1,00	3,95	0,07	1,47	6,42	1,64	7,79	0,15	6,39		1,37	7,63	8,25	8,25		14,64		16,86		78,0	
		Zuidwolde, gemiddelde			**8,20**	**0,424**	**3,32**	**1,58**	**1,78**	**5,40**	**1,55**	**5,79**	**1,45**	**5,36**	**1,56**	**0,39**	**5,67**	**5,85**	**6,08**	**1,64**	**11,44**	**2,50**	**12,83**	**3,10**	**63,25**	**13,70**
			Datum				**ATP t=0**	**sd**	**BPH7**	**BP7**	**sd**	**BP14**	**sd**	**AOC7**	**sd**	**BP14-BP7**	**dAOC14**	**dAOC14**	**dAOC14**	**sd**	**AOC14**		**dAOC14**		**BPC14**	
NR	WLB	**Locatie/watertype**					**ng/L**		**ng/L**	**ng/L**		**ng/L**		**ug C/L**		**ng ATP/L**		**Model A**	**DEF**		**DEF**	**sd**	**Model C**	**sd**		
1	WML	Breehei na VF 6	9-nov-09	2,50	4,30	0,10	3,53	1,04	3,53	6,63	0,37	4,47	0,50	6,56		-2,16	4,38	3,41	4,38		10,94		11,36		71,0	
2	WML	Breehei na NF str 5	9-nov-09	3,20	5,00	0,30	5,21	0,3	4,74	7,47	0,07	7,05	0,07	7,38		-0,42	6,91	6,72	6,91		14,28		15,32		84,0	
3	WML	Breehei na filterstraat 6	24-feb-10	3,40	3,10		3,47	0,45	2,79	3,32	0,07	4,21	0,15	3,26		0,89	4,13	4,53	4,53		7,79		8,03		48,0	
4	WML	Breehei NAF str5	24-feb-10	3,20	3,10		2,68	0,22	1,89	3,58	0,89	4,47	0,22	3,54		0,89	4,38	4,78	4,78		8,32		9,08		44,0	
		Gemiddelde		**3,08**	**3,88**	**0,94**	**3,72**	**1,06**	**3,24**	**5,25**		**5,05**	**1,34**	**5,19**	**2,09**	**-0,20**	**4,95**	**4,86**	**5,15**	**1,19**	**10,33**	**2,97**	**10,95**	**3,23**	**61,75**	**19,02**
5	WML	Breehei rein	6-nov-09	2,20	3,20	0,30	3,11	0,45	2,37	4,89	1,04	4,05	0,30	4,84		-0,84	3,97	3,59	3,97		8,81		9,57		52,0	
6	WML	Breehei rein	10-feb-10	2,00	2,90	0,00	3,00	0,22	3	3,70	0,07	3,42	0,07	3,64		-0,28	3,35	3,23	3,35		6,99		7,18		48,0	
7	WML	Breehei rein	24-feb-10	2,00	2,20	0,10	3,05	0,89	1,79	2,00	0,60	2,89	1,12	1,96		0,89	2,83	3,23	3,23		5,20		5,29		34,0	
8	WML	Breehei rein	21-jun-11	2,50	4,40	0,10	3,26	0,3	2,26	2,84	0,67	2,84	0,74	2,79		0,00	2,78	2,78	2,78		5,58		5,84		40,0	
		Breehei, rein gemiddelde		**2,18**	**3,18**	**0,918**	**3,11**	**0,11**	**2,36**	**3,36**	**1,24**	**3,30**	**0,56**	**3,31**	**1,23**	**-0,06**	**3,23**	**3,21**	**3,33**	**0,49**	**6,64**	**1,64**	**6,97**	**1,90**	**43,50**	**8,06**
9	WML	Hanik rein	9-nov-09	2,00	2,70	0,10	2,53	0,22	2,53	5,47	0,37	4,63	0,00	5,42		-0,84	4,54	4,16	4,54		9,96		10,90		53,0	
10	WML	Hanik rein	10-feb-10	2,00	2,80		1,70	0	1,7	4,47	0,07	3,60	0,07	4,44		-0,87	3,53	3,14	3,53		7,96		8,82		57,0	
11	WML	Hanik rein	24-feb-10	2,00	2,40	0,00	3,16	1,04	2,21	2,32	0,60	3,42	0,07	2,28		1,10	3,35	3,85	3,85		6,12		6,17		43,0	
12	WML	Hanik rein	21-jun-11	2,00	3,60	0,40	3,05	1,04	2,21	2,21	0,60	2,11	0,00	2,17		-0,10	2,07	2,02	2,07		4,23		4,19		35,0	
		Hanik rein, gemiddelde		**2,00**	**2,88**	**0,512**	**2,61**	**0,67**	**2,16**	**3,62**	**1,61**	**3,44**	**0,65**	**3,57**	**1,61**	**-0,18**	**3,37**	**3,29**	**3,49**	**1,04**	**7,07**	**2,45**	**7,52**	**2,94**	**47,00**	**9,93**
38	Evides	Halsteren	17-feb-11	3,30			3,74	0,15	3,74	4,16	0,82	4,05	1,04	4,09		-0,11	3,97	3,92	3,97		8,05		8,19		58,0	
39	Evides	Halsteren	12-jul-11	3,30	4,70	0,10	3,05	0,15	2,11	5,05	0,30	2,11	0,22	5,01		-2,94	1,48	0,75	1,48		6,48		7,08		55,0	
		Halsteren, gemiddelde					**3,40**	**0,49**	**2,93**	**4,61**	**0,63**	**3,08**	**1,37**	**4,55**	**0,65**	**-1,53**	**2,72**	**2,33**	**2,72**	**1,76**	**7,27**	**1,11**	**7,63**	**0,79**	**56,50**	**2,12**
38	Evides	Halsteren	17-feb-11				3,74	0,15	3,74	4,16	0,82	4,05	1,04	4,09		-0,11	3,97	3,92	3,97		8,05		8,19		58,0	
39	Evides	Halsteren	12-jul-11				3,05	0,15	2,11	5,05	0,30	2,11	0,22	5,01		-2,94	1,48	0,75	1,48		6,48		7,08		55,0	
		Halsteren, gemiddelde					**3,40**	**0,49**	**2,93**	**4,61**	**0,63**	**3,08**	**1,37**	**4,55**	**0,65**	**-1,53**	**2,72**	**2,33**	**2,72**	**1,76**	**7,27**	**1,11**	**7,63**	**0,79**	**56,50**	**2,12**

Tabel II.2. Drinkwater bereid uit oppervlakte water (Y=1,0; resp. 0,7 en m_{ATP}=0,14)

													Y	H				Y	H							
													1,00	0,14				0,70	0,14							
			Datum	TOC	AOC(PN)	sd	ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		AOC14		BPC14	BPC14
NR	WLB	Locatie/watertype		mg/l	(ug C/L)		ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		std
1	Dunea	Katwijk rein	22-jul-08	2,35	3,4	0,10	1,89	0,22	1,89	3,30	0,14	3,50	0,00	3,26		0,20	3,43	3,52	3,52		6,78		7,41		45	
2	Dunea	Katwijk rein	30-sep-08	2,35	4,7	0,10	2,10	0,10	2,1	3,60	1,50	3,90	0,10	3,56		0,30	3,82	3,96	3,96		7,51		8,19		45	
3	Dunea	Katwijk rein	13-nov-08	2,35	3,0	0,30	1,95	0,15	1,63	1,95	0,37	4,32	0,37	1,92		2,37	4,23	5,30	5,30		7,21		7,36		43	
4	Dunea	Katwijk rein	23-mrt-11	2,35			1,95	0,30	1,95	fout		fout														
5	Dunea	Katwijk rein	25-aug-11	2,35	4,5	0,20	1,47	0,22	1,47	3,00	0,22	3,58	0,60	2,97		0,58	3,51	3,77	3,77		6,74		7,43		36	
		Katwijk rein avg		**2,35**	**3,90**	**0,83**	**1,87**	**0,24**	**1,81**	**2,96**	**0,72**	**3,83**	**0,37**	**2,93**	**0,71**	**0,86**	**3,75**	**4,14**	**4,14**	**0,79**	**7,06**	**0,37**	**7,60**	**0,40**	**42**	
6	Dunea	Leiden	22-jul-08	2,35	3,4	0,30	1,74	0,45	1,74	3,10	0,52	3,50	0,15	3,07		0,40	3,43	3,61	3,61		6,67		7,28		42	
7	Dunea	Leiden	30-sep-08	2,35	4,0	0,50	1,50	0,20	1,5	2,50	0,14	3,40	0,30	2,47		0,90	3,33	3,74	3,74		6,21		6,65		39	
8	Dunea	Leiden UMC	13-nov-08	2,35	3,7	0,70	1,84	0,30	1,84	2,95	0,30	4,89	0,97	2,91		1,94	4,79	5,66	5,66		8,58		9,07		46	
		Katwijk Distributie, gem.		**3,70**	**0,30**	**1,69**	**0,17**	**1,69**	**2,85**	**0,31**	**3,93**	**0,83**	**2,82**	**0,31**	**1,08**	**3,85**	**4,34**	**4,34**	**1,15**	**7,15**	**1,26**	**7,67**	**1,26**	**42**	
10	Dunea	Scheveningen rein	6-jul-06	2,30	2,8		1,80	0,00	1,8	3,50	0,00	2,30	0,00	3,46		-1,20	2,25	1,72	2,25		5,72		5,94		40	
13	Dunea	Scheveningen rein	4-okt-06	1,90	4,6		1,32	0,07	2,21	7,00	2,61	2,84	0,45	6,96		-4,16	2,78	0,92	2,78				10,02		41	
11	Dunea	Scheveningen rein	23-mrt-11	1,90			1,26	0,67	1,47	2,16	0,15	2,42	0,07	2,13		0,26	2,37	2,49	2,49		4,62		4,93		27	
12	Dunea	Scheveningen rein	25-aug-11	1,90	3,6	0,20	1,37	0,22	1,37	2,89	0,00	3,74	0,82	2,86		0,85	3,67	4,05	4,05		6,91		7,59		40	
		Scheveningen, gemiddeld		**2,00**	**3,67**	**0,90**	**1,44**	**0,25**	**1,71**	**3,89**	**2,15**	**2,83**	**0,65**	**3,85**	**2,14**	**-1,06**	**2,77**	**2,29**	**2,89**	**0,80**	**5,75**	**1,15**	**7,12**	**2,22**	**37**	

			Datum		AOC(PN)	sd	ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype			(ug C/L)		ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
1	Evides	Berenplaat voor AKF 50 eff UV-2	13-apr-11				49,68	2,31	15,16	15,16	0,89	14,89	0,00	14,86		**-0,27**	*14,59*	14,47	14,59		29,45		29,33		262	
2	Evides	Berenplaat Eff UV2	21-apr-11				256,30	9,00	27	52,68	3,87	31,42	3,87	52,14		**-21,26**	*30,79*	21,25	30,79		82,93		84,91		1070	
		Berenplaat AKF																								
3	Evides	Berenplaat AKF	11-nov-09	1,60	6,1	0,10	5,89	0,07	5,4	8,00	0,67	12,00	1,04	7,89		4,00	*11,76*	13,55	13,55		21,45		22,61		122	
4	Evides	Berenplaat AKF	16-apr-10	2,00	8,8	0,30	27,16	1,94	11,21	13,23	0,89	28,95	1,19	13,01		15,72	*28,37*	35,42	35,42		48,43		49,33		268	
5	Evides	Berenplaat, 56KF22 plus RW ent	27-aug-10	1,90	6,8	1,30	8,74	1,04	7,45	8,21	0,37	11,68	0,45	8,06		3,47	*11,45*	13,00	13,00		21,06		21,40		133	
6	Evides	Berenplaat 56 KF 2-1	13-apr-11	1,90			26,32	4,69	13,95	13,95	0,67	23,47	2,38	13,67		9,52	*23,00*	27,27	27,27		40,94		40,94		273	
7	Evides	Berenplaat AKF 2.1	21-apr-11	2,20			50,40	3,50	19,42	19,42	1,64	28,42	0,52	19,03		9,00	*27,85*	31,89	31,89		50,92		50,92		392	
		Berenplaat AKF, gemiddelde		**1,92**	**7,23**	**1,40**	**23,70**	**17,84**	**11,49**	**12,56**	**4,72**	**20,90**	**8,55**	**12,33**	**4,61**	**8,34**	**20,49**	**24,23**	**24,23**	**10,41**	**36,56**	**14,45**	**37,04**	**14,24**	**237,60**	**112,16**
																	0,00									
8	Evides	Berenplaat rein HD	18-jun-08	1,50	5,7	0,30	4,80	1,86	4,8	12,60	0,84	10,30	4,00	12,50		**-2,30**	*10,09*	9,06	10,09		22,60		25,07		114	
9	Evides	Berenplaat rein HD	11-nov-09	1,70			2,42	0,37	2,42	4,95	0,52	3,68	0,15	4,90		**-1,27**	*3,61*	3,04	3,61		8,51		9,07		45	
10	Evides	Berenplaat, rein HD2-2 plus AKF	27-aug-10	1,70	12,0	0,10	2,63	0,30	2,63	10,00	0,67	10,79	0,45	9,95		0,79	*10,57*	10,93	10,93		20,88		24,18		124	
11	Evides	Berenplaat, rein HD 2-2 plus RW	27-aug-10				2,47	0,22	2,47	3,16	0,52	3,42	1,12	3,11		0,26	*3,35*	3,47	3,47		fout		6,89			
		Berenplaat rein HD, gemiddeld			**8,85**	**4,45**	**3,08**	**1,15**		**7,68**	**4,38**	**7,05**	**4,04**	**9,12**	**3,87**	**-0,63**	**6,91**	**6,62**	**7,02**	**4,01**	**17,33**	**7,69**	**19,44**	**8,99**		
13	Evides	Berenplaat, Dist M + RW ent +Al	27-aug-10	1,60	7,7	0,10	1,37	0,60	1,37	10,68	0,89	11,63	2,75	10,65		0,95	*11,40*	11,82	11,82		22,48		26,65		124	
14	Evides	Berenplaat, Dist P + RW ent + A	27-aug-10	1,70	4,3	0,80	3,63	0,52	3,63	13,11	1,34	20,74	0,89	13,04		7,63	*20,33*	23,75	23,75		36,79		41,04		185	

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
		Kralingen																								
15	Evides	Kralingen voor AKF 48 nmD 1	13-apr-11	2,10			2,58	0,45	2,58	18,21	0,30	23,05	0,74	18,16		4,84	*22,59*	24,76	24,76		42,92		49,93		257	
16	Evides	Kralingen voor AKF nmD1	21-apr-11	2,10			2,68	0,30	2,68	22,79	0,89	26,95	0,22	22,74		4,16	*26,41*	28,28	28,28		51,01		60,03		295	
		Gemiddelde					**2,63**	**0,07**		**20,50**	**3,239**			**20,45**	**3,24**	**4,50**	**24,50**	**26,52**	**26,52**	**2,49**	**46,97**	**5,72**	**54,98**	**7,15**	**276**	
17	Evides	Kralingen AKF	16-apr-10	1,90	27,3	0,40	3,53	0,67	3,53	13,11	1,34	19,37	0,30	13,04		6,26	*18,98*	21,79	21,79		34,83		39,13		180	
18	Evides	Kralingen, AKF + RW ent	20-aug-10	1,70	12,1	0,20	6,74	0,15	6,74	11,63	2,68	28,84	0,07	11,50		17,21	*28,26*	35,98	35,98		47,48		49,67		219	
19	Evides	Kralingen 55 mKK 1	13-apr-11	2,10			4,21	0,67	4,21	12,53	0,45	17,79	1,27	12,45		5,26	*17,43*	19,79	19,79		32,24		35,97		179	
20	Evides	Kralingen na AKF	21-apr-11	2,20			4,58	0,89	4,68	15,84	0,45	19,32	0,89	15,75		3,48	*18,93*	20,49	20,49		36,24		41,25		210	
		Kralingen na AKF gemiddeld		**1,98**	**19,70**	**10,75**	**4,77**	**1,39**	**4,79**	**13,28**	**1,81**	**21,33**	**5,06**	**13,18**	**1,82**	**8,05**	**20,90**	**24,52**	**24,52**	**7,69**	**37,70**	**6,73**	**41,50**	**5,86**	**197,00**	**20,54**
21	Evides	Kralingen HD	18-jun-08	1,50	14,4	0,20	2,80	0,00	2,8	6,50	0,96	20,60	0,00	6,44		14,10	*20,19*	26,51	26,51		32,96		34,62		174	
22	Evides	Kralingen, Kelder+RE	20-aug-10	1,70	15,5	1,40	2,95	0,30	6,4	10,47	1,86	21,16	1,40	10,34		10,69	*20,74*	25,53	25,53		35,87		37,70		155	
		Kralingen HD gemiddeld					**2,88**	**0,11**		**8,49**	**2,807**			**8,39**	**2,76**	**12,40**	**20,46**	**26,02**	**26,02**	**0,69**	**34,42**	**2,06**	**36,16**	**2,18**	**165**	
23	Evides	Kralingen, Dist P (Capelle) +AKF	20-aug-10	1,85	10,9	0,50	2,58	0,22	5,16	5,16	0,07	9,74	0,45	5,06		4,58	*9,55*	11,60	11,60		16,66		16,66		79	
24	Evides	Kralingen, Dist Delft (AKF + RE)	20-aug-10	1,65	8,5	0,50	1,42	0,07	1,42	4,68	0,30	10,63	0,97	4,65		5,95	*10,42*	13,09	13,09		17,74		19,20		75	
		Kralingen distributie, gemiddelde					**2,00**	**0,82**		**4,92**	**0,339**			**4,85**	**0,29**	**5,27**	**9,98**	**12,34**	**12,34**	**0,74**	**17,20**	**0,54**	**17,93**	**1,27**	**77**	

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
		Braakman																								
26	Evides	Braakman voor AKF 3716 x	13-apr-11	1,90			2,37	0,45	2,37	8,63	1,19	24,58	22,78	8,58		15,95	24,09	31,24	31,24		39,83		42,63		153	
27	Evides	Braakman voor AKF 371 6X	21-apr-11	2,00			3,00	0,15	8,34	10,26	0,45	15,21	2,08	10,09		4,95	14,91	17,13	17,13		27,22		28,08		128	
		Gemiddelde voor AKF					**2,69**	**0,45**		**9,45**	**1,15**	**19,90**	**6,63**	**9,34**	**1,07**	**10,45**	**19,50**	**24,18**	**24,18**	**9,98**	**33,52**	**8,91**	**35,36**	**10,29**		
28	Evides	Braakman AKF	11-nov-09		9,7	1,70	5,00	0,60	5	13,79	10,97	13,26	10,27	13,69		-0,53	12,99	12,76	12,99		26,68		30,39		164	
29	Evides	Braakman AKF	16-apr-10	1,80	12,0	0,80	6,05	0,22	6,05	9,63	0,52	14,79	3,05	9,51		5,16	14,49	16,81	16,81		26,32		27,92		142	
30	Evides	Braakman, AKF 501-6x	25-aug-10	1,90	9,3	0,80	9,58	0,15	9,58	17,68	13,62	17,11	0,97	17,49		-0,57	16,77	16,51	16,77		34,26		37,63		197	
31	Evides	Braakman 501 6x	13-apr-11	1,90			5,26	0,67	5,26	7,58	0,45	11,00	0,22	7,47		3,42	10,78	12,31	12,31		19,79		20,83		116	
32	Evides	Braakman 201 6x	21-apr-11	1,90			6,11	0,67	5,74	12,58	2,08	15,74	1,64	12,47		3,16	15,43	11,97	11,97		24,43		32,38		170	
		Braakman AKF gemiddelde			**10,33**	**1,46**	**6,40**	**1,84**	**6,33**	**12,25**	**3,89**	**14,38**	**2,35**	**12,13**	**3,87**	**2,13**	**14,09**	**14,07**	**14,17**	**2,42**	**26,30**	**5,23**	**29,83**	**6,17**	**157,80**	**30,50**
33	Evides	Braakman HD	11-nov-09	1,50			2,00	0,52	3,96	9,79	0,07	4,68	0,82	9,71		-5,11	4,59	2,29	4,59		14,30		14,62		80	
34	Evides	Braakman kelder + RWE	25-aug-10	1,90	8,9	0,90	5,05	0,00	5,05	7,00	1,04	11,84	5,43	6,90		4,84	11,60	13,77	13,77		20,67		21,55			
35	Evides	Braakman Uitgaand + RWE +AK	25-aug-10		8,9	0,95	6,26	0,22	6,26	11,16	0,74	13,63	0,00	11,03		2,47	13,36	14,47	14,47		25,50		27,70		158	
		Braakman rein, gemiddelde					**4,44**	**2,20**	**5,09**	**9,32**	**2,12**	**10,05**	**4,74**	**9,21**	**2,11**	**0,73**	**9,85**	**10,18**	**10,94**	**5,51**	**20,16**	**5,62**	**21,29**	**6,54**		
36	Evides	Braakman Dist M (RWE + AKF)	25-aug-10	1,90	9,4		5,47	0,45	5,47	7,74	0,15	9,68	0,89	7,63		1,94	9,49	10,36	10,36		17,99		19,01		112	
37	Evides	Braakman Dist P (RWE + AKF)	25-aug-10	1,90	7,5	0,10	4,53	0,45	4,53	9,53	0,89	16,05	1,41	9,44		6,52	15,73	18,65	18,65		28,09		30,34		155	
		Braakman distributie, gemiddelde					**5,00**			**8,64**		**12,87**	**4,50**	**8,54**	**1,28**	**4,23**	**12,61**	**14,51**	**14,51**	**5,87**	**23,04**	**7,15**	**24,67**	**8,01**		
38	Evides	Halsteren	17-feb-11	4,70			3,74	0,15	3,74	4,16	0,82	4,05	1,04	4,09		-0,11	3,97	3,92	3,97		8,05		8,19		58	
39	Evides	Halsteren	12-jul-11	4,70			3,05	0,15	2,11	5,05	0,30	2,11	0,22	5,01		-2,94	2,07	0,75	2,07		7,08		7,08		55	
		Halsteren, gemiddelde					**3,40**	**0,49**	**2,93**	**4,61**	**0,63**	**3,08**	**1,37**	**4,55**	**0,65**	**-1,53**	**-0,25**	**1,70**	**3,02**	**1,34**	**7,56**	**0,69**	**7,63**	**0,79**		

			Datum				ATP t=0	sd	BPH7	BP7	sd	BP14	sd	AOC7	sd	BP14-BP7	dAOC14	dAOC14	dAOC14	sd	AOC14		dAOC14		BPC14	
NR	WLB	Locatie/watertype					ng/L		ng/L	ng/L		ng/L		ug C/L		ng ATP/L	Model B	Model A	DEF		DEF	sd	Model C	sd		
1	Waternet	Leiduin rein	17 mrt 2006		5,5	0,90	1,25	0,07	1,26	4,58	0,74	6,47	0,37	4,55		1,89	6,34	7,19	7,19		11,74		13,23		69	
2	Waternet	Leiduin rein +RE	22-jan-10	1,05	5,8	0,10	2,21	0,60	1,53	2,37	0,30	3,89	0,37	2,34		1,52	3,81	4,49	4,49		6,83		7,21		54	
3	Waternet	Leiduin rein	18-mrt-11	0,85			2,11	0,22	1,11	2,58	0,00	3,32	0,15	2,56		0,74	3,25	3,59	3,59		6,14		6,80		34	
4	Waternet	Leiduin rein	27-jul-11	1,20	5,9	0,15	1,11	0,37	1,11	2,63	0,52	3,58	0,60	2,61		0,95	3,51	3,93	3,93		6,54		7,22		34	
	Waternet	**Leiduin rein, BPC gemiddelde**		**1,03**	**5,73**	**0,21**	**1,67**	**0,57**		**3,04**	**1,03**	**4,32**	**1,46**	**3,01**	**1,03**	**1,28**	**4,23**	**4,80**	**4,80**	**1,64**	**7,82**	**2,63**	**8,62**	**3,08**	**47,75**	**17,02**
6	Waternet	Weesperkarspel	17-mrt-06		28,8	1,10	3,05	0,22	3,05	20,53	0,97	17,00	0,22	20,47		-3,53	16,66	15,08	16,66		37,13		43,39		230	
7	Waternet	Weesperkarspel 25 C ring ent	6-jul-06	3,36	10,4	0,02	4,26	0,00	4,26	5,95	0,45	13,26	0,60	5,86		7,31	12,99	16,27	16,27		22,14		22,90		**91**	
8	Waternet	Weesperkarspel 25 C	4-okt-06	2,80	14,2	0,10	3,30	1,27	3,3	4,30	0,45	5,20	0,15	4,23		0,90	5,10	5,50	5,50		9,73		10,18		60	
9	Waternet	Weesperkarpel	31-okt-06	3,30	16,0	0,50																				
10	Waternet	Weesperkarspel	9-nov-06	3,00	16,0	0,40	2,00	0,15	2	8,84	6,30	8,74	1,64	8,80		-0,10	8,57	8,52	8,57		17,37		20,39		102	
11	Waternet	Weesperkarspel rein	27-sep-07	2,90	16,1	3,40																				
12	Waternet	Weesperkarspel	15-feb-08	4,10	30,4	2,60	2,30	0,45	2,3	14,50	7,00	23,50	14,29	14,45		9,00	23,03	27,07	27,07		41,52		46,99		240	
13	Waternet	Weesperkarspel	26-aug-08	2,90	12,4		2,30	0,30	2,3	4,30	1,10	11,50	2,90	4,25		7,20	11,27	14,50	14,50		18,75		19,65		83	
14	Waternet	Weesperkarspel rein + RE	22-jan-10	4,00	26,7	1,40	10,74	0,30	10,74	23,26	4,99	52,51	3,05	23,05		29,25	51,46	64,58	64,58		87,63		93,24		378	
15	Waternet	Weesperkarspel rein	9-apr-10	4,20	28,2	0,10	6,79	0,97	6,79	15,05	0,89	13,00	0,07	14,91		-2,05	12,74	11,82	12,74		27,65		30,44		.210	13
16	Waternet	Weesperkarspel rein	18-aug-10	1,90	7,2		3,20	0,30	3,2	7,20	4,09	7,50	0,00	7,14		0,30	7,35	7,48	7,48		14,62		16,41		92	
17	Waternet	Weesperkarspel na LZF	18-mrt-11	4,10			3,37	0,37	3,37	10,16	0,60	12,74	5,73	10,09		2,58	12,49	13,64	13,64		23,74		26,78		128	
18	Waternet	Weesperkarspel rein	27-jul-11	2,30	9,5		2,89	0,37	2,89	3,89	0,07	6,05	2,01	3,83		2,16	5,93	6,90	6,90		10,73		11,18		53	
		Weesperkarspel rein, gemiddeld			**17,99**	**8,28**	**4,02**	**2,58**		**10,73**	**6,74**	**15,55**	**13,33**	**10,65**	**6,71**	**4,82**	**15,23**	**17,40**	**17,63**	**16,71**	**28,27**	**22,10**	**31,05**	**23,76**	**145,70**	**104,31**
20	Waternet	Weesperkarspel na ozon	9-apr-10		142,8	2,40	14,58	0,97	14,58	76,95	5,95	83,44	4,86	76,66		6,49	81,77	84,68	84,68		161,34		189,32		880	20
21	Waternet	Weesperkarspel na AKF	9-apr-10		32,8	2,60	9,74	0,07	9,74	23,68	2,83	30,95	2,08	23,49		7,27	30,33	33,59	33,59		57,08		63,33		267	5
22	Waternet	Weesperkarspel na AKF	18-aug-10		15,1	0,70	4,90	0,67	4,9	9,60	0,07	15,40	1,94	9,50		5,80	15,09	17,69	17,69		27,20		29,30		140	
23	Waternet	Weesperkarspel na AKF	18-mrt-11				6,16	0,74	6,16	13,37	0,67	35,89	1,94	13,25		22,52	35,17	45,27	45,27		58,52		61,76		252	
24	Waternet	Weesperkarspel na AKF	27-jul-11		11,5	0,40	7,21	0,52		8,00	0,67	12,84	1,34	8,00		4,84	12,58	14,75	14,75		22,75		26,34		128	
		WPK na AKfiltratie gemiddeld					**7,00**	**2,05**		**13,66**	**7,05**	**23,77**	**11,37**	**13,56**	**6,98**	**10,11**	**23,29**	**27,83**	**27,83**	**12,36**	**41,39**	**16,49**	**45,18**	**17,40**	**197**	
25	Waternet	Weesperkarspel Diemen	9-apr-10		58,9		3,32	0,30	3,32	20,32	1,70	20,79	0,45	20,25		0,47	20,37	20,59	20,59		40,84		48,46		239	
26	Waternet	Weesperkarspel Muiden	9-apr-10		26,0	1,20	4,79	0,82	4,79	15,26	0,07	19,95	2,98	15,16		4,69	19,55	21,65	21,65		36,82		41,52		194	
27	Waternet	Weesperkarspel Muiden	18-aug-10				1,68	0,60	1,7	3,60	1,94	6,20	0,37	3,57		2,60	6,08	7,24	7,24		10,81		11,66		55	
28	Waternet	Weesperkarspel Diemen	18-aug-10		5,9	1,60	1,42	0,22	1,4	5,40	0,00	8,10	0,82	5,37		2,70	7,94	9,15	9,15		14,52		16,32		60	
		WPK Distributie gemiddeld					**2,80**	**1,57**	**2,80**	**11,15**		**13,76**		**11,09**	**7,96**	**2,62**	**13,48**	**14,66**	**14,66**	**7,51**	**25,75**	**15,27**	**29,49**	**18,22**	**137**	

