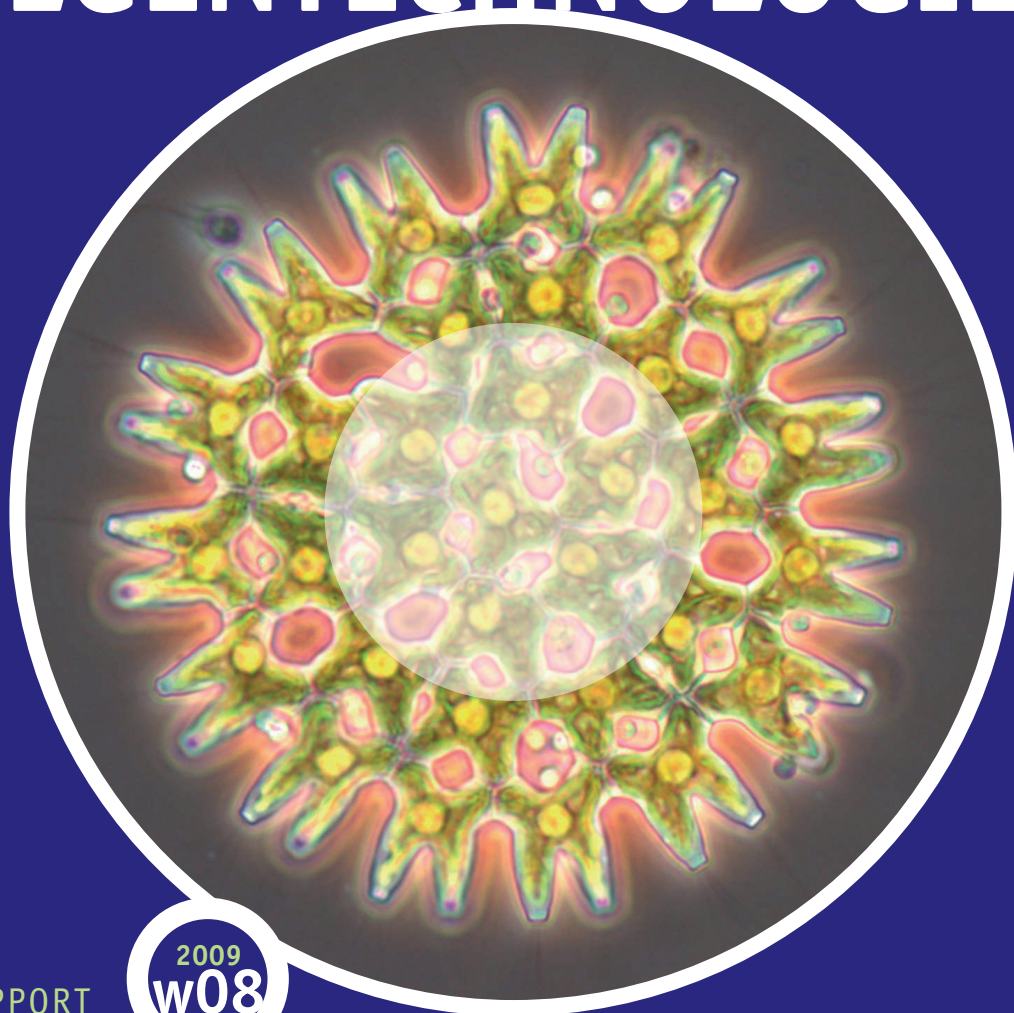


# EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE



RAPPORT

2009  
w08

INVENTARISATIE  
PILOTONDERZOEK ALKMAAR  
LABORATORIUMEXPERIMENTEN  
MODELSTUDIE

EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE

STOWA

2009  
W08



# COLOFON

UITGAVE STOWA, Utrecht, 2010

## PROJECTUITVOERING

### COÖRDINATIE

ir. C.A. Uijterlinde, STOWA  
ir. N.W. Heijkoop, DHV B.V.

### WERKPAKKET INVENTARISATIE

ir. G. IJpelaar, Royal Haskoning B.V.  
dr. ir. W.M. Wiegant, Royal Haskoning B.V.  
dr. C. Bruning, Grontmij B.V.  
drs. D. Koot, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

### WERKPAKKET MODELBEREKENINGEN

ir. A. Otte, Tauw B.V.  
ir. J.T.A. Veldhoven, Waterschap De Dommel

### WERKPAKKET LABTESTEN

drs. R.R. Jonker, Grontmij B.V.  
dr. C. Bruning, Grontmij B.V.  
ing. B. Hommel, Waterschap Aa en Maas

### WERKPAKKET PILOTONDERZOEK

drs. F. Horjus, DHV B.V.  
ir. M. Kerstholt, DHV B.V.  
ir. G. Zoutberg, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier  
drs. D. Koot, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier  
J. Goverde, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

### WERKPAKKET ONTWERPEN VAN DEMONSTRATIE

ing. T.A.E. Wijffels, Witteveen+Bos B.V.  
ir. J.T.A. Veldhoven, Waterschap De Dommel

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2009-w08

# SAMENVATTING

## AANLEIDING

In het bereiken van de KRW-doelstellingen voor de ecologische en chemische toestand van oppervlaktewater kunnen rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) als puntbron een belangrijke rol spelen. De huidige generatie RWZI's produceren in veel gevallen een effluentkwaliteit die ontoereikend is om in de nabije toekomst de gewenste KRW-kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater te bereiken. Er is daardoor behoefte aan een technologie die:

- de effluentkwaliteit van RWZI's verbetert;
- op korte termijn (+/-2015) geïntroduceerd kan worden;
- goedkoper is dan beschikbare technologieën.

Een zuiveringstechnologie op basis van algenkweek kan aan deze voorwaarden voldoen. Effluentpolishing vindt plaats doordat de algen de nutriënten stikstof (N) en fosfaat (P) opnemen en deze verwijderen uit het afvalwater.

## DOEL

Het doel van dit project is het ontwikkelen van een reactor voor vergaande verwijdering van N en P uit afvalwater door middel van het algenconcept.

Subdoel van dit project is om onderzoek te doen naar de neveneffecten van effluentbehandeling met algen. Bijvoorbeeld in welke mate andere stoffen uit het afvalwater worden verwijderd (zware metalen en organische microverontreinigingen) waardoor de nazuiveringsstap efficiënter gedimensioneerd kan worden.

## PROJECT

Om dit doel te bereiken is het project "Effluentpolishing met algentechnologie" gestart. Dit project is onderverdeeld in de volgende vijf logische delen (werkpakketten):

- Inventarisatie
- Modelstudie
- Laboratoriumexperimenten
- Pilotonderzoek Alkmaar
- Ontwerpen van demonstratie

Het project "Effluentpolishing met algentechnologie" is maart 2009 van start gegaan en kent twee fasen. De eerste fase heeft plaatsgevonden van maart 2009 t/m september 2009. De tweede fase zal plaatsvinden van maart 2010 t/m september 2010.

## STAND VAN ZAKEN

Indicatieve berekeningen laten zien dat voor een middelgrote zuivering met een debiet van 20.000 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> een vijveroppervlak van ca. 15 ha nodig is voor volledige nutriëntverwijdering. Dit oppervlak kan gereduceerd worden door:

- 1 Manipulatie van de limiterende factor.
- 2 Bevorderen van algensoorten met een groot N- of P-accumulerend vermogen.
- 3 Terugvoeren van geogste algen. Dit zou mogelijk de verwijderingscapaciteit van de vijvers kunnen vergroten.
- 4 Onderwerpen van algen aan een heterotrofe fase
- 5 Verwijdering toespitsen op P-verwijdering.

In het project is tot dusver aangetoond dat het mogelijk is algen te kweken op het effluent van een RWZI. Tevens is het mogelijk gebleken de algen te oogsten en dus nutriënten die door de algen zijn opgenomen uit het afvalwater te verwijderen.

In Alkmaar is een pilot gerealiseerd met een tweetal parallel geschakelde bassins. De bassins worden gevoed door het effluent van de RWZI Alkmaar.

- **Bassin 1:** Doorstroom reactor. Alleen de algensoorten waarvan de groeisnelheid groter of gelijk is aan de verdunningsnelheid kunnen zich handhaven in dit bassin.
- **Bassin 2:** Algenvijver met retentie. De algen worden middels een trommelfilter uit het effluent van de algenvijver gehaald en (deels) weer teruggeleid in de algenvijver.

De terugvoer van algen in de algenvijver middels een trommelfilter (bassin 2) levert beter oogstbare algen en algen met hogere N en P gehalten dan de doorstroomreactor (bassin 1). Wel blijkt de groeisnelheid van de teruggevoerde algen lager te zijn waardoor de totale N en P verwijdering van de beide bassins ongeveer gelijk is. Verder lijkt bassin 2 langer in het seizoen actief te zijn.

Naast verwijdering van nutriënten door opname in de algen blijkt de P in het afvalwater ook nog via chemische precipitatie verwijderd te worden.

## VOORSTEL VERVOLG (FASE 2)

De focus van het vervolgonderzoek in fase 2 zal liggen op de verkleining van het benodigde oppervlak voor effluentpolishing.

Daarnaast wordt voorgesteld de volgende zaken in de pilot en/of het laboratorium te onderzoeken:

- Invloed dag/nacht ritme op N en P verwijdering
- Chemische precipitatie en invloed van CO<sub>2</sub> inbreng op N en P verwijdering
- Verbetering oogstechniek door middel van een fijner trommelfilter en een andere oogstechniek, te weten nabezinking
- Effect algenreactor op verwijdering medicijnresten.

Verder is nog onduidelijk in hoeverre licht limiterend is voor algengroei. Hieraan gerelateerd blijft het de vraag of het vergroten van de diepte van de bassins zinvol is. Dit wordt in fase 2 van het project verder onderzocht.

Tot slot zullen de resultaten uit de inventarisatie, de laboratoriumexperimenten, de pilot en het flankerend onderzoek worden vertaald naar praktijkschaal, gebruik makend van het opgestelde Duflow rekenmodel. Hiermee worden dimensioneringsgrondslagen en ontwerprichtlijnen opgesteld voor een open algenreactor. Deze worden vervolgens omgezet in een ontwerp- en kostenmodel waarmee de optimale procesconfiguratie op praktijkschaal kan worden doorgerekend. De kosten voor realisatie en exploitatie van een algenvijver worden zichtbaar gemaakt. Het ontwerp- en kostenmodel wordt op Excel-basis opgezet.

Gangbare reactorprincipes en ontwerpmodellen voor grootschalige biologische afvalwaterzuivering worden gekoppeld aan de in dit project verkregen specifieke kennis en worden hiermee toegesneden op effluentpolishing met algen op praktijkschaal. De interactie met een RWZI wordt nadrukkelijk meegenomen in het ontwerp. Te denken valt hierbij aan de verwerkingsroute van de geproduceerde algen en de eventuele effecten op de water- en sliblijn van de RWZI en op de slibketen (eindverwerking).

# DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n 6,5 miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)

# EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE

## INHOUD

	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	
2	INVENTARISATIE	1
3	PILOTONDERZOEK ALKMAAR	29
4	LABORATORIUMEXPERIMENTEN	69
5	MODELSTUDIE	91





# INLEIDING

## AANLEIDING

In het bereiken van de KRW-doelstellingen<sup>1</sup> voor de ecologische en chemische toestand van oppervlaktewater kunnen rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) als puntbron een belangrijke rol spelen. De huidige generatie RWZI's produceren in veel gevallen een effluentkwaliteit die ontoereikend is om in de nabije toekomst de gewenste KRW-kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater te bereiken. Om uiteindelijk toch de vereiste emissiereductie te kunnen bereiken is het noodzakelijk om nieuwe geïntegreerde of aanvullende, nageschakelde zuiveringstechnieken toe te passen. Realisatie van de benodigde emissiereductie op RWZI's leidt met conventionele technieken tot hoge investerings- en (jaarlijkse) operationele kosten. De totale jaarlijkse extra kosten zijn gekwantificeerd in de range van € 850 miljoen tot € 3,2 miljard! Er is daardoor behoefte aan een technologie die:

- de effluentkwaliteit van RWZI's verbetert;
- op korte termijn (+/-2015) geïntroduceerd kan worden;
- goedkoper is dan beschikbare technologieën.

## PROBLEEMSTELLING

Een zuiveringstechnologie op basis van algenkweek kan aan deze voorwaarden voldoen en is zelfs veelbelovend voor vergaande verwijdering van N en P uit afvalwater en levert potentieel een grote kostenbesparing op. Er is echter geen ervaring met deze technologie specifiek voor de zuivering van afvalwater. De vraag die moet worden beantwoord is:

*“Hoe kan algentechnologie in de Nederlandse zuiveringssituatie, als energiezuinige en kostenefficiënte, nageschakelde maatregel voor N en P verwijdering worden ingezet om daarmee een bijdrage te leveren aan een goede ecologische en chemische toestand van het oppervlaktewater in het jaar 2015?”*

De groeiomstandigheden van algen en de effecten hierop in de Nederlandse situatie zijn momenteel onvoldoende bekend. Voor de Nederlandse situatie moet worden onderzocht of de klimatologische omstandigheden (licht, temperatuur) voldoende zijn om een effectief algensysteem als effluentpolishingtechniek te exploiteren. Daarnaast is het van belang of er voldoende CO<sub>2</sub> vanuit de lucht kan worden ingevangen of dat extra CO<sub>2</sub> moet worden gedoseerd vanuit een warmtekrachtkoppeling op de RWZI of via de rookgassen van een vuilverbranding of elektriciteitscentrale in de omgeving. Maar ook de zuiveringstechnische randvoorwaarden zijn niet bekend. Denk daarbij aan:

- de samenstelling en de verhouding van de aanwezige nutriënten en spore elementen voor groei van algen in het te behandelen water;
- de aanwezigheid van droogweeraanvoer en regenweeraanvoer en de voorkomende fluctuaties hierin;
- de dimensioneringsgrondslagen om te komen tot een goed ontwerp, en daarmee een kostenraming, van dit zuiveringsconcept.

Een mogelijk knelpunt voor de Nederlandse situatie is dat bij een aantal (grotere) RWZI's het beschikbare terreinoppervlak voor algensystemen beperkend zal zijn. Vertaling van ontwerpgrondslagen naar een compact algensysteem is daarom een belangrijk onderzoeksaspect.

<sup>1</sup> KRW staat voor Kader Richtlijn Water. Deze is in 2000 door de EU vastgesteld en moet in 2015 leiden tot het bereiken van de goede ecologische en chemische toestand van het oppervlakte- en grondwater

## DOELSTELLING

Het doel van dit project is het ontwikkelen van een reactor voor vergaande verwijdering van N en P uit afvalwater door middel van het algenconcept.

Subdoel van dit project is om onderzoek te doen naar de neveneffecten van effluentbehandeling met algen. Bijvoorbeeld in weke mate andere stoffen uit het afvalwater worden verwijderd (zware metalen en organische microverontreinigingen) waardoor de nazuiveringsstap efficiënter gedimensioneerd kan worden.

## AANPAK OP HOOFDLIJNEN

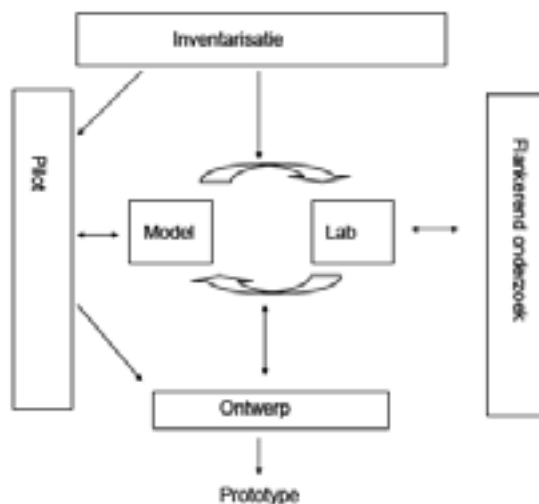
Het project is onderverdeeld in een vijftal logische delen (werkpakketten) met ieder duidelijk meetbare deelresultaten. In de onderstaande tabel staan de werkpakketten beschreven:

TABEL 1 OVERZICHT WERKPAKKETTEN, DOELEN EN RESULTATEN

Werkpakket	Doel
Inventarisatie	Vergaren van beschikbare kennis voor een efficiënte uitvoering van lab- en pilotonderzoek.
Modelstudie	Het ontwikkelen van een model voor effluentpolishing met algen en het valideren van procescondities voor algenkweek als nabehandelingstechniek
Laboratoriumexperimenten	Ontwikkelen en valideren van kennis over de procescondities voor algenkweek.
Pilotonderzoek Alkmaar	Ontwikkelen van kennis over de prestaties van algen onder Nederlandse omstandigheden in een open reactor.
Ontwerpen van Demonstratie	Vertalen van de onderzoeksresultaten naar een ontwerp van een algenreactor.

De werkpakketten zijn aan elkaar gerelateerd zoals in de onderstaande figuur staat weergegeven.

FIGUUR 1 RELATIE WERKPAKKETTEN



Het project “Effluentpolishing met algentechnologie” is maart 2009 van start gegaan en kent twee fasen. De eerste fase heeft plaatsgevonden van maart 2009 t/m september 2009. De tweede fase zal plaatsvinden van maart 2010 t/m september 2009.

#### **LEESWIJZER**

De voor u liggende tussenrapportage is het resultaat van de eerste fase van het onderzoek. In dit rapport staan de resultaten van de literatuurstudie, het pilotonderzoek, de laboratoriumexperimenten en de modelstudie beschreven. Tevens worden gedachten beschreven over hoe fase 2 van dit project uitgevoerd kan worden. Opgemerkt wordt dat er in fase 1 nog geen vertaling is geweest van de onderzoeksresultaten van de andere werkpakketten op het ontwerp. Het ontwerp is derhalve ook geen onderdeel van deze tussenrapportage, maar zal uitgebreid aan bod komen in fase 2.



EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE  
INVENTARISATIE

STOWA

2009  
W08



# SAMENVATTING

De literatuurinventarisatie op het gebied van algentechnologie voor stikstof- en fosfaatverwijdering is ter ondersteuning van laboratoriumonderzoek, onderzoek aan een pilot plant en modelberekeningen.

De conventionele technieken die beschikbaar zijn om de benodigde emissiereductie op de RWZI's te realiseren leiden tot hoge investerings- en operationele kosten. Het kweken van algen is een potentiële zuiveringstechnologie die kan zorgen voor vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering. De stikstof- en fosfaatverwijdering vindt plaats door de groei van algen. Voor algen zijn om te kunnen groeien echter ook andere parameters van belang, zoals de beschikbaarheid van koolstofdioxide en licht.

Om algen te kweken zijn er verschillende systemen beschikbaar. In tegenstelling tot een open systeem heeft een gesloten systeem als grote voordeel dat de condities voor het groeien van algen instelbaar en beheersbaar zijn. Daartegenover staat dat een open systeem goedkoop in aanleg en onderhoud is. De hoge kosten van aanleg en onderhoud vormen een belangrijk nadeel van een gesloten systeem. In dit door SenterNovem en STOWA gefinancierde onderzoek is gekozen voor een open systeem (algenvijver) voor de verwijdering van stikstof en fosfaat uit RWZI effluent.

Voor de stikstof- en fosfaatverwijdering zou in theorie een specifieke algensoort kunnen worden gekweekt. In een open systeem is het echter niet voorspelbaar welke soort alg dominant is of gaat worden. Daar is moeilijk op te sturen. In een open systeem is de kans groot dat een geënte algensoort weggeconcentreerd wordt door een andere, meer dominante, algensoort<sup>1</sup>. Dit is het gevolg van het feit dat de condities voor algen om te groeien niet constant zijn.

De biomassaopbrengst aan algen is te beschrijven met een groeimodel. In dit groeimodel is zowel licht- als nutriëntlimitatie opgenomen. Uit het model volgt dat de opbrengst aan algen in Nederland sterk afhankelijk is van het seizoen. De te verwachten concentraties aan algen worden bepaald door de lichthoeveelheid, de waterdiepte en de verblijftijd. Aan de hand hiervan zijn algemene richtlijnen geformuleerd voor het ontwerpen van een algenvijver.

De algendichtheden bij stikstof- fosfaatconcentraties zoals die in effluenten voorkomen, zijn zelden hoger dan 300 mg/l. De door de algen opgenomen stikstof en fosfaat worden pas echt uit het effluent van de RWZI verwijderd als de algen in de vorm van algenbiomassa worden geoogst. Dit kan op vele verschillende manieren zoals chemische flocculatie of autoflocculatie, bezinking, filtratie, flotatie, centrifugeren en ultrasone aggregatie. Al deze verschillende oogstechnieken hebben ieder hun eigen voor- en nadelen. Van deze technieken is centrifugeren de meest betrouwbare, maar ook de meest energieverbruikende techniek. Autoflocculatie, gevolgd door bezinking, lijkt een zeer interessante techniek om algen te oogsten. Bij autoflocculatie worden namelijk geen chemicaliën verbruikt en het energieverbruik is laag. Hierdoor zijn de kosten voor het oogsten van de algen met autoflocculatie relatief laag ten opzichte van andere oogsmethodes.

In dit rapport worden tevens de grenzen van algendichtheid, nutriëntverwijdering en vereist vijveroppervlak verkend zoals die zijn af te leiden uit fysiologische karakteristieken van algen. Er wordt een aanzet gegeven voor optimalisatie van de werking van algenvijvers, alsmede suggesties die kunnen leiden tot een verminderd ruimtebeslag.





# EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE *INVENTARISATIE*

## INHOUD

	SAMENVATTING	
<b>1</b>	<b>INTRODUCTIE</b>	<b>1</b>
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 Doelstelling	1
<b>2</b>	<b>PARAMETERS DIE ALGENGROEI BEPALEN</b>	<b>2</b>
	2.1 Inleiding	2
	2.2 Licht	3
	2.3 Koolstofdioxide	4
	2.4 Aanwezigheid van organische stoffen	4
	2.5 Stikstof en fosfaat	4
	2.6 Zware metalen	6
	2.7 Groeiremming	7
	2.8 Temperatuur	7
	2.9 Opbrengst	7

<b>3</b>	<b>KWEEKSYSTEMEN VOOR ALGEN</b>	<b>8</b>
<b>3.1</b>	<b>Kweeksystemen met gesuspendeerde algen</b>	<b>8</b>
3.1.1	Gesloten systemen	8
3.1.2	Open systemen	9
<b>3.2</b>	<b>Kweeksystemen met niet-gesuspendeerde algen</b>	<b>9</b>
3.2.1	Geïmmobiliseerde algen	9
3.2.2	Perifyton	9
<b>4</b>	<b>PRODUCTIVITEIT VAN OPEN ALGENKWEEKSYSTEMEN</b>	<b>10</b>
<b>4.1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>10</b>
<b>4.2</b>	<b>Steady state</b>	<b>10</b>
<b>4.3</b>	<b>Eenvoudig productiemodel</b>	<b>11</b>
4.3.1	Lichtlimitatie	11
4.3.2	Nutriëntlimitatie	13
<b>4.4</b>	<b>Ontwerprichtlijnen voor een algenvijver</b>	<b>13</b>
4.4.1	Algemeen	13
4.4.2	Optimaliseren van de nutriëntverwijdering	15
4.4.3	De diepte van de vijver	15
<b>4.5</b>	<b>Algendichtheden</b>	<b>17</b>
<b>4.6</b>	<b>Verwijdering van niet-limiterende nutriënten.</b>	<b>17</b>
<b>4.7</b>	<b>Capaciteit en ruimtebeslag van nazuiveringsvijvers.</b>	<b>18</b>
<b>4.8</b>	<b>Oogsten</b>	<b>20</b>
4.8.1	Flocculatie	20
4.8.2	Bezinking	21
4.8.3	Filtratie	21
4.8.4	Flotatie	21
4.8.5	Centrifugeren	22
4.8.6	Ultrasone aggregatie	22
<b>5</b>	<b>REFERENTIES</b>	<b>23</b>

# 1

## INTRODUCTIE

### 1.1 AANLEIDING

De conventionele technieken die beschikbaar zijn om de voor de Kaderrichtlijn Water benodigde emissiereductie op de RWZI's te realiseren leiden tot hoge investerings- en operationele kosten<sup>2,3,4</sup>. Het kweken van algen is een potentiële zuiveringstechnologie die kan zorgen voor vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering, een relatief laag energieverbruik heeft (mogelijk zelfs energieproductie) en op korte termijn (rond 2015) geïmplementeerd kan zijn.

De hoeveelheid literatuur over algen(kweek) is zeer omvangrijk. Het gaat daarbij echter vaak om literatuur zoals algenbloei in oppervlaktewater, plaats van algen in de voedselketen, morfologie van algen, algen als biobrandstof en algenproductie voor fijnchemicaliën. Over de toepassing van algen als nageschakelde zuiveringstechniek is echter niet veel bekend.

### 1.2 DOELSTELLING

Het doel van de literatuurinventarisatie is om een overzicht te maken van bekende literatuur over algenkweek als nageschakelde zuiveringstechniek, en om de benodigde informatie te vinden die bruikbaar is om de vertaalslag te maken naar de toepassing van algen als effluentnabehandelingstap.

# 2

## PARAMETERS DIE ALGENGROEI BEPALEN

### 2.1 INLEIDING

Algen zijn de meest eenvoudige planten. Algen groeien op licht en CO<sub>2</sub> en hebben daarbij nutriënten (stikstof en fosfor) nodig. Net als bij alle andere eenvoudige organismen is hun groeisnelheid afhankelijk van de temperatuur. Om een eenheid te ontwerpen met een zo hoog mogelijke productie van algen en een zo hoog mogelijke opname van nutriënten, is kennis van de lichthoeveelheid, de temperatuur, de productie van algen en de opname van CO<sub>2</sub> dus onontbeerlijk.

RWZI-effluent bevat gewoonlijk rond 1 mg P/l en 5 mg N/l. Bij zulke concentraties kunnen veel algen snel groeien, en daarbij worden aanzienlijke hoeveelheden N en P opgenomen. Pas als de nutriëntconcentraties zijn gedaald tot zeer lage waarden (rond 0,01 mg/l) gaat afname van de groeisnelheid door nutriënt-limitatie een grote rol spelen. Wanneer RWZI-effluent door een algenvijver wordt geleid kan dus in principe een zeer aanzienlijke verlaging van de N-en P-concentraties worden bereikt. Daarvoor is wel vereist dat ook andere groeicondities – licht, temperatuur en overige nutriënten - gunstig zijn voor het bereiken van hoge groeisnelheden.

Bij nutriëntverwijdering met algen wordt het RWZI-effluent door een vijver met algen geleid. In de vijver treedt algengroei op, waarbij de algen het effluent-N en -P opnemen. Algen en het gezuiverde effluent stromen na een relatief korte verblijftijd de vijver weer uit. De algen in dit vijver-effluent, met daarin de verwijderde nutriënten, zullen vervolgens geoogst moeten worden. Deze biomassa kan voor diverse doeleinden worden toegepast, variërend van grondstof voor vergisting tot voedingssupplement.

Algen zijn inheemse organismen die in ieder oppervlaktewater voorkomen. Er zijn zeer veel verschillende soorten algen, met elk hun eigen karakteristieken, zoals groeisnelheid, afsterfingsnelheid, celopbrengst, en nutriëntgehalte. In een niet-beënt systeem met competitie om één beperkend aanbod (licht, CO<sub>2</sub>, nutriënten) zal slechts een zeer beperkt aantal soorten voorkomen, andere worden weggeconcentreerd. Beënting zal dus minder effect hebben dan het aanleggen van de juiste condities, voor het streven naar een bepaalde soort of type alg in een kweekstelsel.

Het is echter zeker niet zo, dat in een situatie waarin één soort dominant is, van te voren voorspeld kan worden bij welke wijziging van de omstandigheden deze meer dominant wordt. Dat kan alleen proefondervindelijk worden aangetoond, en het kan zijn dat daar bijzonder veel tijd mee is gemoeid. Zo is bijvoorbeeld theoretisch en experimenteel vastgesteld dat het lang tot zeer lang (enkele jaren) kan duren voordat de competitie om acetaat door methaanvormende en sulfaatreducerende bacteriën de voorspelde meest effectieve winnaar heeft<sup>5</sup>. In het geval van sulfaatreducerende en methaanvormende acetaatoxideerders kan de uiteindelijke uitslag van de competitie enige jaren duren! Hetzelfde, maar op iets minder dramatische tijdschaal, is bekend van de competitie tussen azijnzuur omzetzende methaan-

bacteriën met respectievelijk hoge en lage groeisnelheid en verzadigingsconcentratie. Factoriële experimenten met gedachte invloedsfactoren (licht, N, P, CO<sub>2</sub>, temperatuur) met meting van zowel de maximale groeisnelheid als de K<sub>s</sub> van de verschillende parameters zou hierbij van nut kunnen zijn, maar het experimentele programma zou vele honderden individuele experimenten omvatten.

Voorts is het bekend dat een algensysteem, waarbij de groeiomstandigheden constant gehouden worden, er meerdere soorten aanwezig zijn en er minstens drie nutriënten limiterend zijn, een chaotisch systeem is<sup>6</sup>. Het is zelfs een robuust chaotisch systeem, dat wil zeggen dat het een chaotisch systeem is over een groot bereik van nutriëntenwaarden. In een open vijver zullen meerdere algensoorten aanwezig zijn, en zijn er minstens drie nutriënten limiterend (N, P, CO<sub>2</sub> en licht bijvoorbeeld), hierdoor zal de 'algenpopulatie' in de algenvijver een chaotisch systeem zijn. Er zal dus waarschijnlijk nooit één algensoort dominant zijn. Door het veranderen van koolstofdioxideconcentraties en/of andere parameters is het dus haast onmogelijk om te sturen op de productie van een specifieke algensoort. Het produceren van één specifieke algensoort in open vijvers kan alleen met een algensoort die het beste groeit onder bepaalde extreme omstandigheden zoals bijvoorbeeld *Spirulina*<sup>7</sup>. *Spirulina* gedijt het beste bij een temperatuur van 35-40°C en een pH van 9,5-9,8. De hoge temperatuur en pH voorkomen invasie van andere algensoorten.

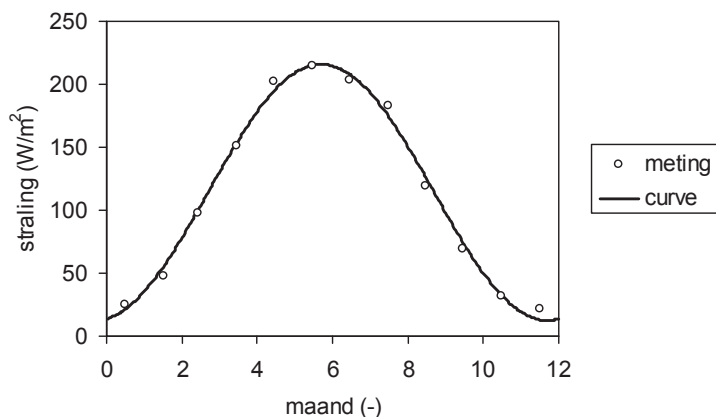
Tevens is een conclusie uit het Aquatic Species Program<sup>8</sup> de volgende: "An important lesson from the outdoor testing of algae production systems is the inability to maintain laboratory organisms in the field. Algal species that looked very promising when tested in the laboratory were not robust under conditions encountered in the field. In fact, the best approach for successful cultivation of a consistent species of algae was to allow a contaminant native to the area to take over the ponds."

## 2.2 LICHT

Licht is de belangrijkste groeifactor voor algen. De groei van algen is rechtsreeks afhankelijk van de hoeveelheid licht. De hoeveelheid licht mag niet te weinig maar ook niet teveel zijn, aangezien er anders foto-inhibitie kan plaatsvinden. Remming door licht zou vooral bij lage temperaturen kunnen optreden<sup>9</sup>.

De lichthoeveelheid in Nederland als functie van de tijd van het jaar is gegeven in figuur 1. De gegevens zijn ontleend aan het KNMI.

FIGUUR 1 GEMIDDELDE LICHTENERGIE IN NEDERLAND ALS FUNCTIE VAN DE TIJD VAN HET JAAR



Door wind kan de reflectie van zonlicht door het wateroppervlak toenemen. De hoeveelheid gereflecteerd zonlicht kan bij hogere windsnelheden oplopen tot 30% van de totale hoeveelheid zonlicht<sup>10</sup>. Door variatie in de hoeveelheid licht over de dag zal de algenproductie beperkt zijn tot het belichte deel van de dag. 's Nachts is er vrijwel geen productie en zal de algenproductie door verademing negatief zijn. Hierop wordt verderop nog teruggekomen.

### 2.3 KOOLSTOFDIOXIDE

Fotosynthese, de biochemische synthese van algen- of plantenbiomassa onder invloed van licht, is alleen mogelijk bij aanwezigheid van voldoende koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>). De toevoer van CO<sub>2</sub> is heel vaak beperkend voor de groei van algen. De concentratie in de lucht is heel laag (0,038 %) en uitwisseling van CO<sub>2</sub> uit de lucht met de vloeistoffase kan, met name in ondiepe systemen waar de productiviteit hoog is, snel leiden tot CO<sub>2</sub>-beperking. In algenkweeksystemen waar geen kunstmatige toediening van koolstofdioxide plaatsvindt, stijgt de pH tot waarden boven de 10. De pH-stijging duidt erop dat de uitwisseling van koolstofdioxide tussen de lucht en het water, via het wateroppervlak, niet voldoende is om de consumptie van koolstofdioxide door algen te compenseren. In deze situaties kan koolstofdioxide als groei-limiterende factor optreden.

Er is weinig bekend over de biomassa-opbrengst bij algenkweeksystemen zonder kunstmatige CO<sub>2</sub>-toevoeging. Het is dus moeilijk te zeggen wat de algenopbrengst is, en dus de stikstof- en fosforverwijdering, zonder kunstmatige CO<sub>2</sub>-toevoeging. Theorie en praktijk van de dosering van CO<sub>2</sub> zouden niet goed overeenkomen<sup>11</sup>.

### 2.4 AANWEZIGHEID VAN ORGANISCHE STOFFEN

Behalve op CO<sub>2</sub> kunnen sommige algen ook op andere organische stoffen groeien, zoals organische zuren, suikers, acetaat en glycerol<sup>9</sup>. Deze of vergelijkbare stoffen zullen in het effluent van een RWZI slechts in bijzonder lage concentraties aanwezig zijn, want ze zijn alle zeer goed afbreekbaar en zijn dus allang afgebroken voordat ze de RWZI gepasseerd zijn. De organische verbindingen kunnen zowel als energiebron en C-bron gebruikt worden door sommige algen, maar weer alleen als C-bron door andere.

### 2.5 STIKSTOF EN FOSFAAT

Het kweken van algen op effluent van RWZI's is doorgaans bedoeld om stikstof (N) en fosfaat (P) tot lage concentraties te verwijderen. Als richtwaarden voor effluentnabehandeling worden 2,2 mg N/l en 0,15 mg P/l als zomergemiddelden genoemd. Stikstof is hoofdzakelijk in de vorm van ammonium- en nitraatstikstof aanwezig in effluenten van RWZI's en fosfor in de vorm van fosfaat. Er is al geruime tijd belangstelling voor nutriëntenverwijdering door algen<sup>12</sup>. De redelijk hoge concentraties nutriënten die in de algen zijn opgeslagen geven daar aanleiding toe. Er worden waarden gerapporteerd (gemiddelde en standaardafwijking van 20 soorten) van 1,1 ± 0,5 % voor P en 5,6 ± 2,8 % voor N<sup>13,14</sup>. Deze waarden komen aardig overeen met andere waarden uit de literatuur<sup>15,16,17</sup> die door Reynolds<sup>18</sup> worden samengevat, weergegeven in tabel 1.

TABEL 1

P EN N GEHALTEN VAN ALGEN, UITGEDRUKT IN % DROOGGEWICH

Groeiconditie	Interne P	Interne N
P-limitatie	0,2 – 0,4%	10 – 12%
Optimaal	1,0 – 1,2%	7 – 8,5%
N-limitatie	2 – 3%	3%

Door het optreden van chemische precipitatie van P bij hoge pH kunnen de P-concentraties in de droge stof veel hoger worden dan de zojuist genoemde waarden, tot wel 10%<sup>19,20</sup>.

De effectiviteit van een algenvijver is sterk afhankelijk van het nutriënt dat uiteindelijk groei-limiterend wordt. Bij N-limitatie zal de N-concentratie tot een groei-limiterende, dus zeer lage waarde zijn gedaald. Praktisch alle oorspronkelijk in het effluent opgeloste N is dan door de algen gebonden, maar andere nutriënten zoals P kunnen nog wel in relatief hoge concentraties aanwezig blijven. Bij P als limiterend nutriënt wordt juist nagenoeg alle P verwijderd, terwijl N en andere nutriënten nog aanwezig kunnen blijven. Een algenvijver kan dus het limiterende nutriënt grotendeels verwijderen, de verwijdering van niet-limiterende nutriënten kan minder effectief zijn.

Omdat het bij nabehandeling van rwzi-effluent vooral om het verwijderen van N en P gaat, is het van belang dat de samenstelling van het effluent zodanig is dat ofwel N ofwel P het limiterende nutriënt is. Het is denkbaar dat andere nutriënten zoals magnesium of ijzer in groei-limiterende hoeveelheden aanwezig zijn. In dat geval kan het noodzakelijk zijn om zulke limitaties door verrijking op te heffen.

De half-verzadigingsconstanten voor stikstof en fosfaat voor algen zijn laag. In de literatuur worden half-verzadigingsconstanten waarden van 20 tot 650  $\mu\text{g N/l}^{20}$  en 0,03 tot 0,25  $\mu\text{g P/l}^{21}$  vermeld. Door schommelingen in de concentraties stikstof en fosfaat in het RWZI-effluent kan het in bepaalde situaties echter nodig zijn om extra stikstof of fosfaat toe te dienen, als één van deze twee nutriënten limiterend is. Of N dan wel P het limiterende nutriënt is wordt bepaald door de verhouding waarin deze nutriënten in het effluent voorkomen. Om een aanwijzing te krijgen welk nutriënt waarschijnlijk limiterend is wordt vaak de Redfield ratio gebruikt. De Redfield ratio geeft de gemiddelde verhouding tussen N en P in algen aan en bedraagt ongeveer 7<sup>19,22,23</sup>. Algen bevatten dus ongeveer 7 keer zoveel N als P. Wanneer de verhouding N:P in het effluent lager is dan 7, dan zal N waarschijnlijk het eerst uitgeput raken en limiterend worden. Bij effluent N:P ratio's >7 is P-limitatie te verwachten.

Tabel 2 geeft N:P ratio's in enkele RWZI-effluenten, berekend uit metingen van de concentratie opgelost N en P. Met een gemiddelde waarde van 8,6 wijkt de effluent N:P ratio niet veel af van de N:P ratio in algen, maar er zijn grote verschillen tussen de zuiveringen onderling; er zijn duidelijk P-gelimiteerde en duidelijk N-gelimiteerde effluenten in de tabel. In de rapportage over de laboratoriumexperimenten wordt ingegaan op de biobeschikbaarheid van de nutriënten.



TABEL 2 N:P RATIO'S IN EFFLUENTEN VAN EEN AANTAL ZUIVERINGSINSTALLATIE

RWZI	Type	N:P ratio
Emmen	Oxidatiesloot	1,6
Dinther	Oxidatiesloot	2,2
Sint-Oedenrode	-	4,0
Oijen	Oxidatiesloot	4,1
Haaren	Oxidatiesloot (Pho-redox bio-P)	4,6
Den Bosch	Propstroom actief slib	4,6
Zwijndrecht	-	5,0
Land van Cuijk	Ronde tank – actief slib	6,4
Biest-Houtakker	Oxidatiesloot (chemische P)	6,9
Hapert	Oxidatiesloot (Pho-redox bio-P)	7,3
Ridderkerk	-	7,4
Tilburg Noord	-	7,8
Soerendonk	-	7,9
Dordrecht	-	10,1
Eindhoven	Actief slib systeem bio-P (m-UCT)	12,6
Varsseveld	MBR	16,5
Boxtel	Actief slib met voordennitrificatie	37,4
	<b>Gemiddeld</b>	<b>8,6</b>

Algen kunnen zich echter aan nutriënt-limitatie aanpassen door het interne gehalte van het limiterende nutriënt tot een minimum terug te brengen. Deze *minimum cell-quota* liggen bij 0.2-0.4% voor P (bij P-limitatie) en rond 3% voor N (bij N-limitatie).

Als de groeimogelijkheden beperkt worden door andere condities (een ander nutriënt of licht), dan kan er meer van het betreffende nutriënt worden opgenomen dan nodig voor groei. Door deze *luxury uptake* kan het interne nutriëntgehalte dan toenemen tot maximaal zo'n 3% voor P (bij N-limitatie) en 12% voor N (bij P-limitatie). De *luxury uptake* van P kan ook door lichtlimitatie worden gegenereerd<sup>24</sup>.

## 2.6 ZWARE METALEN

Zware metalen worden door algen voornamelijk aan de celwand geadsorbeerd, door het ontstaan van complexen van de metalen met componenten van de celwand. Ook treedt er diffusie-gedreven accumulatie in de cel op<sup>25,26</sup>. De concentratiefactoren kunnen zeer hoog zijn, bijvoorbeeld tot 3.300 voor cadmium<sup>27</sup> en 1.500 - 7.000 voor arseen<sup>28</sup>. De instelling van het evenwicht verloopt snel<sup>29</sup>. De adsorptie van zware metalen aan algen ligt in dezelfde grootteorde als die aan bacteriën en vertoont er grote overeenkomsten mee<sup>25</sup>. Dit zou betekenen dat Freundlich isothermen kunnen worden opgesteld<sup>30</sup>, maar ook dat de extra opname door algen gering zou moeten zijn, want als dezelfde evenwichtswaarden als voor slib gelden, dan is het RWZI-effluent met veel meer slib in contact geweest dan het met algen zal zijn.

## 2.7 GROEIREMMING

Tallose stoffen in het effluent van een rwzi kunnen een remmende werking op de groei van algen. Over de individuele stoffen valt in dit kader niet veel te zeggen. Remming van de groei van algen als de som van de effecten van alle aanwezige remmende stoffen kan wel worden vastgesteld. Hierop wordt in het deelrapport van de laboratoriumonderzoeken verder ingegaan.

## 2.8 TEMPERATUUR

Temperatuur is een factor die de maximale groeisnelheid van algen bepaalt. Ook dit is, net zoals licht, een factor waarop in veel gevallen weinig invloed uitgeoefend kan worden. De maximale groeisnelheden van algen in oppervlaktewater bedragen 0,4 - 0,5 d<sup>-1</sup> bij 5°C en 0,9 - 1,3 d<sup>-1</sup> bij 20°C<sup>31</sup>. Bij ondiepe algenvijvers, zoals beoogd bij maximalisatie van de algenproductie, bestaat een gereede kans op dichtvriezen in de winter. Het zal duidelijk zijn dat er dan van algengroei geen sprake meer is. Het kan een argument zijn voor het trachten te gebruiken van restwarmte. Bij ondiepe algenvijvers zal ook de temperatuur over het etmaal aanzienlijk fluctueren, hetgeen in modellen voor de groei en opbrengst van algenvijvers in onze regio van belang kan blijken te zijn.

## 2.9 OPBRENGST

Opbrengsten van meer dan 30 tot zelfs 60 g ds.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> worden soms gerapporteerd voor korte perioden, maar waarden van 15 tot 25 g ds.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> zijn normaal voor langere perioden<sup>32,34</sup>. Bij een energie-efficiëntie van de fotosynthese van circa 20% zou theoretisch de maximale opbrengst circa 50 tot 70 g ds.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> bedragen<sup>33,34</sup>. Met sommige soorten algen zou deze waarde bijna gerealiseerd zijn. In de rest van dit rapport wordt uitgegaan van een productiviteit van een Nederlands algensysteem voor de zomer van 12 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

In de praktijk zijn de opbrengsten vaak aanzienlijk lager dan 50 tot 70 g ds.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup><sup>35</sup>. Een energie-efficiëntie van 4 - 5% zou realistisch zijn<sup>36</sup>. De exact te berekenen hoeveelheid stralingsenergie uit zonlicht is natuurlijk een maximum, dat door allerlei factoren (wolkendek, reflectie door golfslag) kan worden beperkt. In die zin kunnen experimentele data worden geïnterpreteerd als een stochastische grensfunctie (*frontier function*)<sup>37,38</sup>, die een maximum bepaalt met een ruis die normaal verdeeld is en een afwijking van deze waarde die éézijdig normaal verdeeld is (en een functie van bijvoorbeeld wolkendek en windsnelheid).

# 3

## KWEEKSYSTEMEN VOOR ALGEN

Er zijn verschillende systemen voor het kweken van algen die onderwerp van onderzoek zijn voor bijvoorbeeld de productie van fijnchemicaliën, algen als biobrandstof, of voor stikstof- en fosfaatverwijdering. De systemen kunnen worden ingedeeld in systemen met gesuspendeerde en niet-gesuspendeerde algen.

Er zijn vier manieren om algen in monoculture te kweken<sup>39</sup>:

- toepassing van sterk selectieve omstandigheden die resulteren in de dominantie van één algensoort; dit gebeurt met *Dunatiella*-, *Scenedesmus*- en *Spirulina*-soorten;
- het kweken van een soort die dominant is in open algenvijvers;
- voorkweken in een (vrijwel) steriele cultuur om met een relatieve hoge dichtheid te enten in een open algenvijver, zodat eventuele besmetting beperkt blijft;
- kweken in monoculture in gesloten fotobioreactoren;

Combinatie van de laatste twee:steriel voorkweken in fotobioreactoren en beënting van batchgewijze kweek in open algenvijvers is voorgesteld als optimale methode voor kweek van algen op industriële schaal<sup>33</sup>.

### 3.1 KWEEKSYSTEMEN MET GESUSPENDEEERDE ALGEN

Voor gesuspendeerde algen zijn er hoofdzakelijk twee verschillende soorten kweeksystemen, zogenaamde 'open' en 'gesloten' systemen.

#### 3.1.1 GESLOTEN SYSTEMEN

Gesloten algenkweeksystemen zijn systemen waarbij de kweek van algen in buizen of zakken plaatsvindt. Doordat de systemen gesloten zijn, zijn veel parameters zoals temperatuur, hoeveelheid licht en nutriëntentoevoeging, goed regelbaar. Doordat gesloten systemen beter regelbaar zijn dan open systemen kan de opbrengst aan gekweekte alg per volume-eenheid ook groter zijn dan bij open systemen<sup>40,41,42,43</sup>. De hogere algendichtheden die gehanteerd kunnen worden bij gesloten systemen, leiden tot een reductie in oogstkosten. Nadelen van gesloten systemen zijn onder andere de vermindering van lichtpenetratie, controle over de zuurstofconcentratie en mogelijke oververhitting in periodes met veel zonlicht en/of hoge temperaturen<sup>40,43</sup>. Vermindering van lichtpenetratie kan veroorzaakt worden door zowel de eigenschappen van het gebruikte materiaal zelf, als wel door biofouling (hechting van biomassa aan het oppervlak) aan de binnenkant van de gesloten systemen. Voorts is inbreng van CO<sub>2</sub> in een gesloten systeem noodzakelijk; er is immers geen contact met de buitenlucht.

Gesloten algenkweeksystemen zijn kapitaalintensief. Dit zorgt ervoor dat het gebruik van gesloten kweeksystemen voor algenkweek voor laagwaardige toepassingen niet haalbaar is. Voor de kweek van specifieke algensoorten is het veel interessanter<sup>45</sup>.

### 3.1.2 OPEN SYSTEMEN

Open algenkweeksystemen zijn systemen die blootgesteld zijn aan elementen zoals wind en regen. Bij deze open kweeksystemen zijn factoren zoals hoeveelheid licht en watertemperatuur nauwelijks regelbaar. Tevens is het haast onmogelijk om mono-algenculturen rein te houden in grote open kweeksystemen<sup>8</sup>. Het grote voordeel van open kweeksystemen zijn de lage kosten.

Er is uitgebreide literatuur voorhanden over hoe een dergelijk kweekstelsel op grote schaal eruit zou moeten zien<sup>11,32,45</sup>. Een *raceway pond* is een ondiep circuit met een hoge lengte: breedte verhouding, waarbij voorstuwing door een peddel-systeem (schoepenrad) energetisch het meest voordelig is. Dit wordt doorgaans het meest economische systeem geacht<sup>11,45</sup>. Energieverliezen bij het keren zouden kunnen worden opgeheven door de middenbaan als een druppel uit te voeren. Aan de andere kant zijn de energieverliezen gering.

## 3.2 KWEEKSYSTEMEN MET NIET-GESUSPENDEERDE ALGEN

Het kweken van niet-zwevende algen is een manier om het probleem van het oogsten van algen te omzeilen. Het economisch rendabel en betrouwbaar oogsten van algen is namelijk één van de knelpunten bij de kweeksystemen van zwevende algen. De laatste jaren wordt er daarom ook onderzoek gedaan naar kweeksystemen, als algen geïmmobiliseerd in een matrix van polymeren<sup>46,47,48,49,50,51</sup> dan wel perifyton<sup>52,53,54</sup>.

### 3.2.1 GEÏMMOBILISEERDE ALGEN

Al het onderzoek met algen geïmmobiliseerd in een matrix van polymeren vindt tot nu toe echter alleen maar op laboratoriumschaal plaats<sup>55</sup>. Voor zuivering van RWZI-effluent is deze techniek dus nog niet rijp genoeg.

### 3.2.2 PERIFYTON

Periphyton wordt in de Verenigde Staten al sinds de jaren negentig op pilot schaal toegepast voor de verwijdering van stikstof en fosfor<sup>56</sup>. Perifyton bestaat uit bentische groenalgen, diatomeeën, cyanobacteriën en andere micro-organismen die zich hechten aan oppervlakken onder water.

In Nederland zijn in 2007 op RWZI Willem Annapolder twee pilotonderzoeken uitgevoerd naar verwijderingsrendementen, toepasbaarheid en betrouwbaarheid van perifyton filters<sup>53,54</sup>. De verwijderingscapaciteit voor fosfor was ongeveer 0,07 gP/m<sup>2</sup>/d, terwijl de stikstofverwijdering ongeveer nul was. De hoeveelheden verwijderd stikstof en fosfor vertoonden sterke fluctuaties. Gezien de slechte verwijderingsrendementen voor stikstof, en de vele fluctuaties in de stikstof- en fosforverwijdering in het systeem wordt de toepassing van perifyton voor stikstof- en fosforverwijdering ongeschikt geacht. Tevens zou een heel groot oppervlak nodig zijn om voldoende fosfaat te kunnen verwijderen<sup>53,54</sup>.

# 4

## PRODUCTIVITEIT VAN OPEN ALGENKWEESYSTEMEN

### 4.1 INLEIDING

Algen groeien op licht en CO<sub>2</sub> en hebben daarbij nutriënten als stikstof en fosfor nodig. Ze zullen altijd energie verbruiken voor hun onderhoud. In een model voor de kweek van algen dient dus tenminste aan de volgende aspecten aandacht te zijn besteed:

- groei als functie van licht;
- extinctie als functie van diepte en zelfbeschaduwning;
- opname van koolstof;
- onderhoudsenergie;
- invloed van sporenelementen als ijzer en magnesium.

De groei van algen kan ernstig worden geremd door hoge zuurstofconcentraties (oververzadiging tot 400-500% in algenvijvers is geen zeldzaamheid); bij zuurstof concentraties van meer dan 25 mg/l trad ernstige remming op in cultures van *Spirulina*<sup>57</sup>; meting en analyse van zuurstofconcentraties is dus van belang.

Voor een systeem waarin de algen ook worden geoogst zijn de volgende factoren eveneens van belang.

- grootte van de algen(-aggregaten);
- de verblijftijd;
- groeisnelheid en onderhoud als functie van de temperatuur.

Wordt de verwijdering van nutriënten beoogd, dan dient het volgende aspect tevens te worden opgenomen:

- opname van nutriënten.

Om berekeningen/modellerings te kunnen uitvoeren wordt geadviseerd om de groeisnelheid, lichtbehoefte, CO<sub>2</sub>-behoefte en N- en P-gehalte van de dominante algensoort ter plekke te bepalen.

### 4.2 STEADY STATE

Wanneer een vijver met RWZI-effluent met algen wordt geënt, zal de algendichtheid onder gunstige licht- en temperatuur-condities in korte tijd sterk toenemen. Snelgroeïende algen kunnen een verdubbelingstijd hebben van korter dan een dag<sup>58</sup>. Wordt de vijver met effluent doorstroomd, dan treedt tegelijkertijd een verlies van algen op door uitstroming. Het verschil tussen groeisnelheid van de algen ( $\mu$ ) en verdunningssnelheid van de vijver ( $D$ ) bepaalt in dat

geval de toename van de algenpopulatie. Bij een verdunningssnelheid die groter is dan de groeisnelheid nemen de aantallen af en verdwijnen de algen door uitspoeling.

Als de verdunningssnelheid lager is dan de groeisnelheid, neemt de algenpopulatie toe met een snelheid  $\mu - D$ . Deze toename gaat door totdat enig nutriënt uitgeput gaat raken. Op dat moment gaat algen-groeisnelheid dalen als gevolg van nutriëntlimitatie. Wanneer de groeisnelheid zover is gedaald dat groeisnelheid en doorstromingsnelheid gelijk zijn, dan blijft vanaf dat moment de algendichtheid constant. Die toestand wordt met de term *steady state* aangegeven.

Op basis van het bovenbeschreven *steady state* principe zijn de mogelijkheden van een algenvijver als nageschakelde zuiveringstechniek goed in beeld te brengen. In de praktijk zal de nutriëntaanvoer wisselen, waardoor zelden sprake is van een echte *steady state*.

### 4.3 EENVOUDIG PRODUCTIEMODEL

Het model dat hierna wordt besproken is een eenvoudig, statisch model. In de rapportage met betrekking tot de modellering wordt uitgebreid ingegaan op een ingewikkelder, dynamisch model. Met het eenvoudige model kunnen voorlopige uitspraken worden gedaan over algenproducties en nutriëntenverwijdering onder min of meer constante condities.

#### 4.3.1 LICHTLIMITATIE

Een eenvoudig model voor de groei van algen is beschreven door Radmer *et al*<sup>59</sup>. In dit model wordt de groei van algen als volgt beschreven:

$$Y_L = E_M * I_0 * K * (1 - e^{-a * C * D}) - R * C * D$$

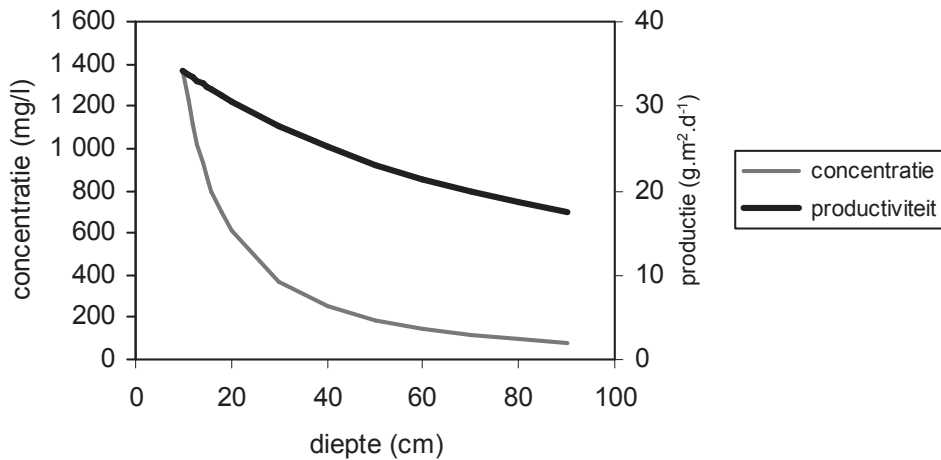
met  $Y_L$  is biomassa-opbrengst ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ),  $E_M$  is licht efficiency (-),  $K$  is omzettingcoëfficiënt ( $\text{g} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{W}^{-1}$ ),  $I_0$  is zonlichtenergie ( $\text{W}/\text{m}^2$ ),  $a$  is extinctie ( $\text{l} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$ ),  $C$  is biomassa concentratie ( $\text{g}/\text{l}$ ),  $R$  is respiratiecoëfficiënt ( $\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ) en  $D$  is diepte (cm). In de berekening zijn de volgende waarden gebruikt:  $E_M = 0,04$ ,  $K = 3,84$ ,  $R = 0,18$ , and  $a = 1,15 + 0,85 (\exp(-1,8 \times C))$ . Dit model is eenvoudig uit te breiden naar een model voor een continue algenvijver<sup>60</sup>.

Voor een systeem in evenwicht geldt:

$$Y_L = E_M * I_0 * K * (1 - e^{-a * C * D}) - \left( R + \frac{1}{\Theta} \right) * C * D$$

met  $\Theta$  is de verblijftijd (dag). Uit de vergelijking blijkt dat de diepte van het systeem invloed heeft op de opbrengst. Dit is geïllustreerd in figuur 2.

**FIGUUR 2** BEREKENDE BIOMASSA-PRODUCTIVITEIT VAN EEN LICHT-GELIMITEERDE ALGENVIJVER ALS FUNCTIE VAN DE DIEPTE VAN HET SYSTEEM. DE VERBLIJFTIJD IN DE ALGENVIJVER BEDRAAGT VIER DAGEN. NB: BIJ VIERDAGEN VERBLIJFTIJD EN VERSCHILLENDE DIEPTEN HOREN VANZELFSPREKEND VERSCHILLENDE DEBIETEN, BIJ ÉÉN BEPAALD OPPERVLAK, OF VERSCHILLENDE OPPERVLAKKEN BIJ ÉÉN DEBIET

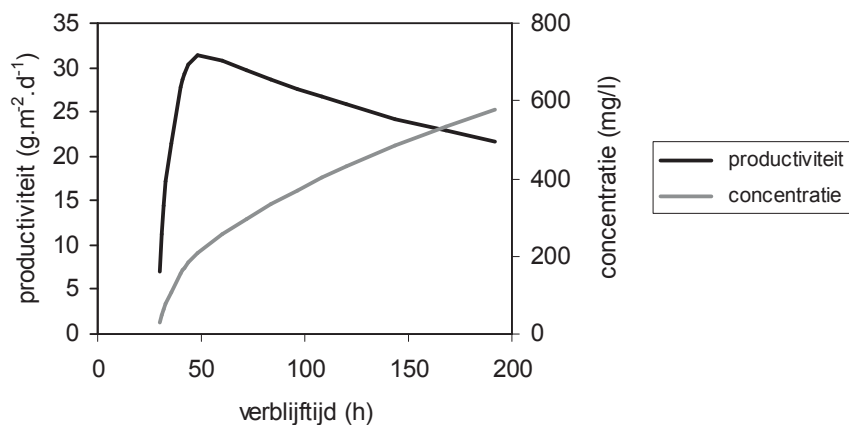


Het is duidelijk dat met een productiviteit die voornamelijk door de lichtenergie wordt bepaald, de uitgaande biomassaconcentratie van een algenvijver primair zal worden bepaald door de verblijftijd. Hoe hoger de verblijftijd, hoe hoger de concentratie, maar hoe lager de productiviteit. Dat is te zien in figuur 3.

Het bovenstaande model heeft alleen betrekking op de productie. De groeisnelheid van de betreffende alg(en) is er nog niet in opgenomen. Dit betekent dat alleen als de groeisnelheid van de betreffende alg voldoende is om evenwicht te handhaven, het model geldig is. De groeisnelheid kan eenvoudig in een dergelijk model worden opgenomen.

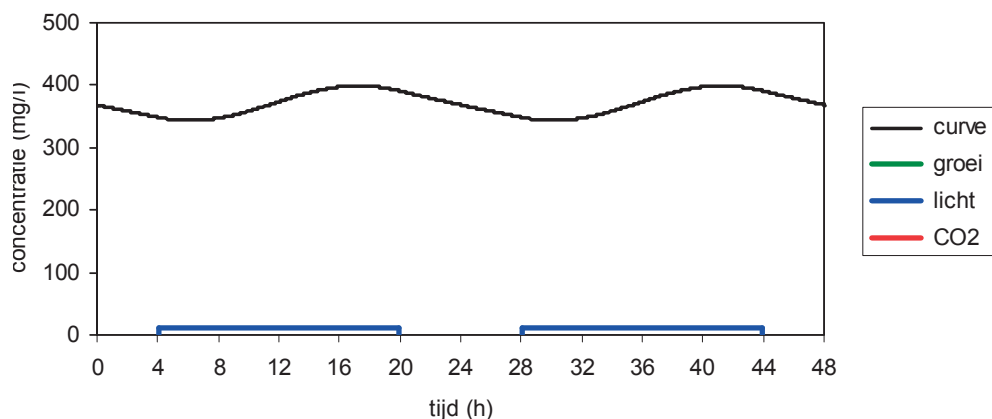
Er zijn andere modellen, die de productie in algenvijvers kunnen voorspellen<sup>61,62</sup>, die gebruik maken van meer parameters. Deze modellen voegen weinig toe. Overbelichting hoeft in modellen geen rol te spelen, omdat in cultures in de open lucht de licht/donker cyclus zo kort is, dat er van remming door hoge hoeveelheden licht geen sprake is<sup>63</sup>.

**FIGUUR 3** BEREKENDE BIOMASSA-CONCENTRATIE VOOR EEN 30 CM DIEPE, LICHT-GELIMITEERDE ALGENVIJVER IN DE MAAND MEI ALS FUNCTIE VAN DE VERBLIJFTIJD IN DE ALGENVIJVER. DE DALING VAN DE PRODUCTIVITEIT BIJ HRT > 50 H IS HET GEVOLG VAN DE GROTE INVLOED VAN DE RESPIRATIE



In een algenvijver is natuurlijk sprake van een dag / nacht ritme. Overdag vindt er groei plaats, maar 's nachts is er geen fotosynthese en treedt vooral verademing en uitspoeling op. Dit leidt tot een verloop van de concentraties over de dag. Het verloop is bij een algenvijver met een verblijftijd van 48 uur echter niet groot. Dit is te zien in figuur 4.

FIGUUR 4 VERLOOP OVER DE DAG VAN DE ALGENCONCENTRATIE IN MEI IN EEN LICHT-GELIMITEERDE ALGENVIJVER VAN 30 CM DIEP MET 48 UUR VERBLIJFTIJD



Bij lagere gemiddelde algenconcentraties en bij een kortere verblijftijd zouden de variaties aanzienlijk groter zijn.

#### 4.3.2 NUTRIËNTLIMITATIE

De voorgaande berekeningen hadden alle betrekking op licht-gelimeerde algenkweek. Bij nutriëntlimitatie zal de algenproductie natuurlijk anders zijn. De productie wordt dan het maximum dat de nutriënten toelaten:

$$Y = \text{MIN}(Y_L, X_P * D, X_N * D) = \text{MIN}\left(Y_L, C_P * \frac{100}{F_P} * D, C_N * \frac{100}{F_N} * D\right)$$

waarbij Y de totale biomassa-opbrengst is,  $Y_L$  de eerder gegeven opbrengst op basis licht-limitatie ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ),  $X_N$  de biomassaconcentratie die op stikstof kan groeien, en  $X_P$  die op fosfor ( $\text{mg/l}$ ), en D de diepte (m). Met de influentconcentraties  $C_P$  voor fosfor en  $C_N$  voor stikstof ( $\text{mg/l}$ ) en de gehalten P en N in algen (%; zie tabel 1) zijn de waarden voor  $X_P$  en  $X_N$  te schatten. Hierbij kan mogelijk, maar niet zonder meer, worden uitgegaan van de minimumgehalten die in de tabel staan.

### 4.4 ONTWERPRICHTLIJNEN VOOR EEN ALGENVIJVER

#### 4.4.1 ALGEMEEN

Aan de hand van de resultaten van berekeningen met een eenvoudig productiemodel zoals eerder beschreven kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- de opbrengst aan algen is in het Nederlandse klimaat zeer sterk afhankelijk van het seizoen, als andere noodzakelijke voedingsstoffen ( $\text{CO}_2$ , N, P) in voldoende mate voorhanden zijn;
- de concentraties van de algen die verwerkt dienen te worden zijn rechtstreeks en vrijwel lineair afhankelijk van
  - de lichthoeveelheid, want die bepaalt de algenproductie per oppervlak;
  - de waterdiepte; want die bepaalt de concentratie bij een gegeven productie per oppervlak;
  - de verblijftijd, want die bepaalt hoe snel vervanging van het geproduceerde materiaal plaatsvindt.



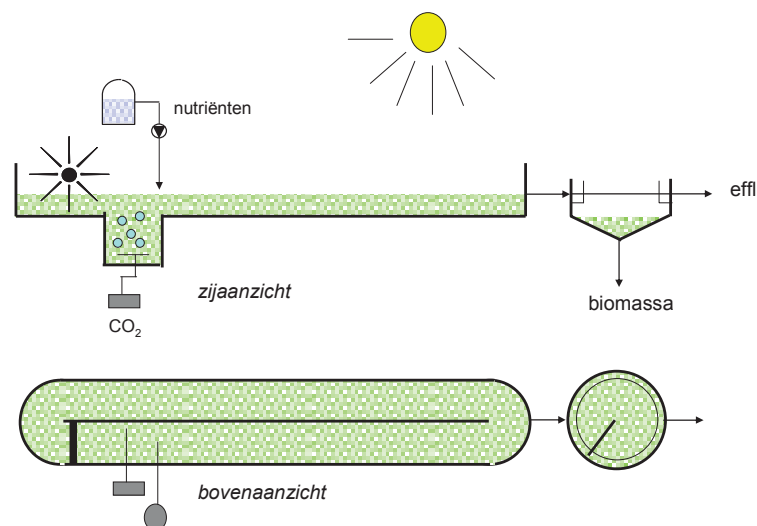
Aan de hand van bovenbeschreven eigenschappen kunnen de volgende globale praktische ontwerprichtlijnen worden geformuleerd voor het ontwerp van een algenvijver die een maximale algenproductie, voor maximale verwijdering van N en P, tot doel heeft; de ontwerprichtlijnen zijn ten dele gebaseerd op literatuuroverzichten<sup>11</sup>:

- uitvoering in de vorm van een circuit;
- variabele verblijftijd tussen 2 tot 5 dagen;
- diepte varieerbaar tussen 20 en 50 cm (bijvoorbeeld door instelbare overlaat);
- snelheid in het circuit ten minste 15 cm/s, ten hoogste 25 cm/s;
- voortstuwing door middel van schoepenrad;
- dosering van CO<sub>2</sub> of een verbrandingsgas dat veel CO<sub>2</sub> bevat door middel van doseerpunt in verdieping, met inbrengpunt in tegenstroom;
- dosering van limiterende nutriënt, indien noodzakelijk (bijvoorbeeld dosering van P als verwijdering van N het doel is, of andersom);
- verwijdering van de algen door bezinking, eventueel voorafgegaan door dosering van een vlokmiddel om bezinking mogelijk te maken.

In een algenvijver als zojuist beschreven zullen de algenconcentraties variëren tussen de, bij benadering, 40 en 1.500 mg/l, afhankelijk van verblijftijd, diepte en seizoenen. Een illustratie van het concept is gegeven in figuur 5.

FIGUUR 5

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN ALGENVIJVER MET BEZINKINGEENHEID



Voor de afscheiding van de algen lijkt autoflocculatie een interessante optie<sup>64</sup>. Hiervoor zou een deel van het circuit, of een apart circuit zonder CO<sub>2</sub>-toevoeging, kunnen worden ingericht. Een illustratie van een en ander is gegeven in figuur 6. In een tweede circuit, zonder CO<sub>2</sub>-toevoeging, zal door uitputting van CO<sub>2</sub> de pH stijgen en kan autoflocculatie optreden. De verblijftijd in het tweede circuit dient voldoende te zijn om de uitputting van CO<sub>2</sub> te realiseren. Deze bedraagt naar schatting een half uur.

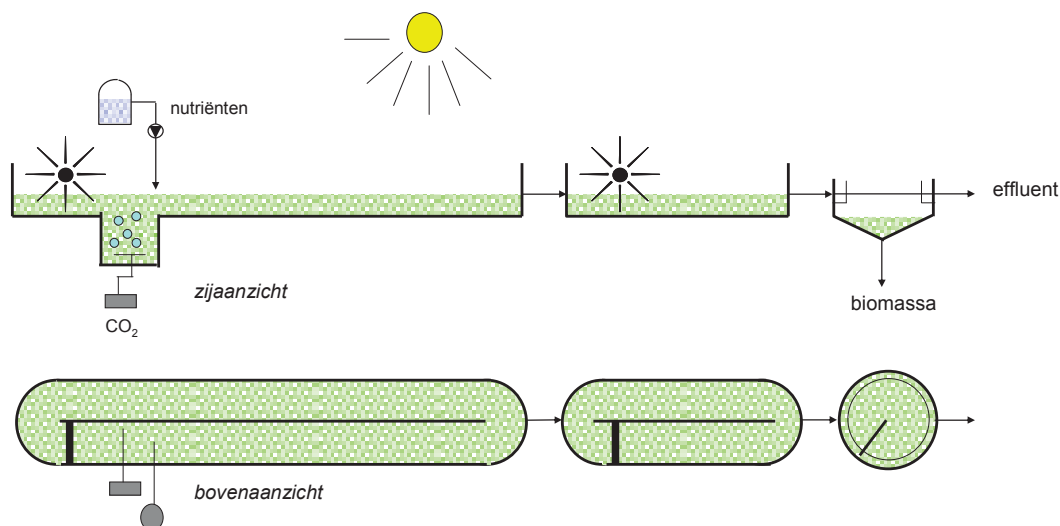
Als er sprake is van het produceren van reïncultures om een grotere culture mee te beënten of bij te enten, dan dienen er afgesloten of afsluitbare bioreactoren te worden aangeschaft, die voorzien zijn van adequate aanvoer van water, nutriënten en CO<sub>2</sub>, die kunnen worden gesteriliseerd, en dient een installatie die gesteriliseerd of tenminste gedesinfecteerd water kan produceren deel uit te maken van het geheel.

Het toepassen van extra verlichting lijkt in eerste instantie geen goede optie. Het rendement is te klein om zinvol te zijn.

Predatie van algen kan een belangrijke sluitpost blijken te zijn; predatie en manieren om deze te voorkomen, door korte verblijftijden of doseringen, dienen dus te worden onderzocht.

FIGUUR 6

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN ALGENVIJVER MET BEZINKINGEENHEID



#### 4.4.2 OPTIMALISEREN VAN DE NUTRIËNTVERWIJDERING

De verdunningsnelheid van de algenvijver bij een ingestelde diepte wordt bepaald door het debiet van het toegevoerde rwzi-effluent. Bij nutriëntgelimiteerd groei zullen de algen het limiterende nutriënt nagenoeg geheel opnemen zolang de verdunningsnelheid van de vijver de groeisnelheid van de algen niet overtreft. Om onder die condities de maximale zuiveringscapaciteit te bereiken zou de toevoer dus zo hoog mogelijk moeten worden ingesteld, waarbij de algen nog net niet uitspoelen.

Er zullen nog diverse andere overwegingen meespelen bij het instellen van het debiet. Een belangrijk criterium is een algendichtheid die hoog genoeg is om het invallende licht zo volledig mogelijk in te vangen. Aangezien allerlei groeibepalende factoren zoals temperatuur, lichtinstraling, daglengte, effluentsamenstelling en soortensamenstelling van de algenpopulatie zullen variëren, zal het instellen van het debiet van het aangevoerde effluent een continu proces zijn, gestuurd door regelmatige metingen/schattingen van de algenaantallen.

#### 4.4.3 DE DIEPTE VAN DE VIJVER

De algendichtheid in de vijver zal, afhankelijk van de concentratie van het limiterende nutriënt, naar verwachting tussen de 30 en 300 gr droge algen per m<sup>3</sup> liggen (Zie tabel 3). Een ondiepe vijver met die algendichtheid zal minder algen bevatten dan een diepe vijver. Om de maximale productie van 12 gram droge algen per m<sup>2</sup> per dag te halen moeten algen in een ondiepe vijver dus sneller groeien dan in een diepe. De relatie luidt:

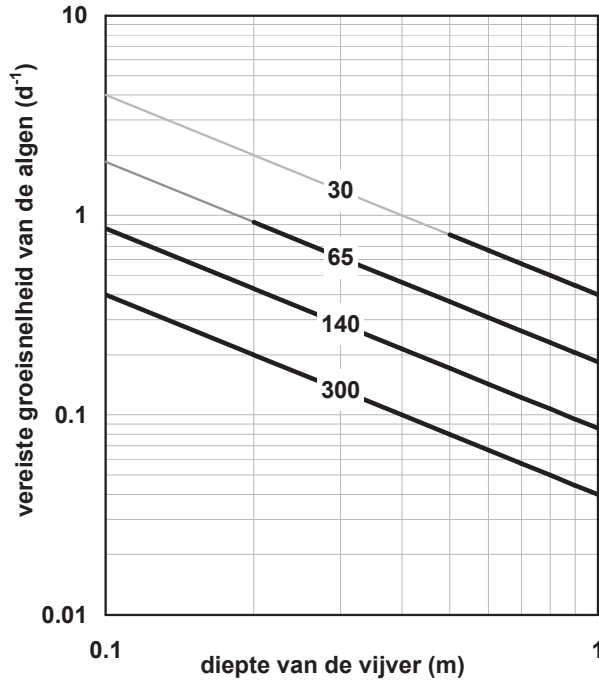
$$C = \frac{Y_A}{D * \Theta^{-1}}$$

met C is de algenconcentratie (g.m<sup>-3</sup>), Y<sub>A</sub> is de opbrengst per eenheid van oppervlak (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), D is diepte (m) en Θ is de verblijftijd (d), en Θ<sup>-1</sup> dus de groeisnelheid.

Figuur 7 geeft de relatie tussen diepte en vereiste groeisnelheid voor 4 verschillende algendichtheden. De lijnen zijn voor groeisnelheden boven  $0,8$  à  $0,9 \text{ d}^{-1}$  zijn grijs weergegeven om aan te geven dat zulke hoge waarden in het veld niet vaak voorkomen.

FIGUUR 7

DIEPTE VAN DE VIJVER EN GROEISNELHEID VAN DE ALGEN WAARBIJ EEN BIOMASSAPRODUCTIE VAN  $12 \text{ GRAM PER M}^2 \text{ PER DAG}$  KAN WORDEN BEREIKT. DE RELATIE TUSSEN DIEPTE EN VEREISTE GROEISNELHEID IS BEREKEND VOOR 4 VERSCHILLENDE ALGENDICHTHEDEN IN DE VIJVER: 30, 65, 140 EN  $300 \text{ GR DROGE ALGEN PER M}^3$



De figuur laat zien dat er voor nabehandeling van relatief nutriëntarme effluenten, waarin de algendichtheid laag blijft, een minimumdiepte is omdat hier voor ondiepe vijvers onwaarschijnlijk hoge groeisnelheden vereist zijn.

Voor zover aan deze minimeis is voldaan, kunnen nog diverse andere overwegingen meespelen bij de keuze van de vijverdiepte. In een ondiepe vijver kan een deel van het licht door *scattering* de vijver weer verlaten, waardoor energie verloren gaat die gebruikt had kunnen worden voor nazuivering. In diepere vijvers zijn die verliezen geringer, maar die bevatten wel een grotere algenbiomassa, waardoor verliezen voor onderhoudsenergie van de algen weer toenemen. Ook neemt in diepere vijvers de lichtlimitatie toe, wat consequenties heeft voor het interne N- en P-gehalte van de algen. Schommelingen in de samenstelling van het aangevoerde effluent worden in diepere vijvers beter gebufferd, wat de groei van algen kan bevorderen.

Het is in feite niet goed mogelijk om een concreet voorstel voor een optimale vijverdiepte te doen. Aanbevolen wordt om met een vijver met een aanpasbare diepte te werken, door middel van een in hoogte instelbare overloop, met een insteltraject van  $0,1 - 1$  meter waterdiepte. De optimale diepte kan dan proefondervindelijk vastgesteld worden, en bovendien aangepast aan de condities van het moment.

#### 4.5 ALGENDICHTHEDEN

De onder- en bovengrens van nutriëntgehalten van algen (zie tabel 1) stellen beperkingen aan de bereikbare algendichtheid in een algenvijver.

Tabel 3 geeft een indicatie van de maximaal mogelijke algendichtheden bij diverse effluent-samenstellingen. De algendichtheden zijn berekend uit de minimale interne N- en P-gehalten van tabel 1, en gelden voor *steady state* condities, waarbij het limiterende nutriënt nagevoeg geheel door de algen is opgenomen. De feitelijke algendichtheid hangt natuurlijk nog van diverse andere factoren af, maar hogere dichtheden dan in deze tabel vergen een lager nutriëntgehalte van de algen dan volgens de literatuur mogelijk is, en zijn om die reden niet te verwachten.

TABEL 3 MAXIMAAL MOGELIJKE ALGENDICHTHEDEN IN EEN ALGENVIJVER BIJ COMBINATIES VAN N- EN P-CONCENTRATIES IN HET TOEGEVOERDE EFFLUENT. DE DICHTHEDEN ZIJN BEREKEND MET DE MINIMALE INTERNE N-EN P-GEHALTES VAN TABEL 2. RODE GETALLEN: P-LIMITATIE; BLAUWE GETALLEN: N-LIMITATIE

	.00	.01	.02	.03	.05	.08	.1	.2	.4	.6	1.0	mgP/L in effluent
0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0.1	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
0.2	0	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
0.3	0	5	8	9	9	9	9	9	9	9	9	
0.5	0	5	8	14	16	16	16	16	16	16	16	
0.8	0	5	8	14	23	26	26	26	26	26	26	
1.3	0	5	8	14	23	39	43	43	43	43	43	
2.2	0	5	8	14	23	39	65	72	72	72	72	
3.6	0	5	8	14	23	39	65	108	121	121	121	
6.0	0	5	8	14	23	39	65	108	181	202	202	
10	0	5	8	14	23	39	65	108	181	302	337	
mgN/L in effluent												mg/L drooggewicht algen

De getallen in tabel 3 zijn gebaseerd op de minimale gehalten, zoals aangegeven in tabel 1. Als wordt uitgegaan van de gemiddelde interne gehalten aan N en P in de algen (zie tabel 1), zullen de geschatte producties aanzienlijk lager uitvallen. De maximale productie bedraagt dan 110 mg/l.

Uit de tabel blijkt dat de algendichtheden bij N- en P-concentraties zoals die in effluenten voorkomen, zelden boven de 300 mg/l zullen uitkomen, en vaak lager zullen zijn.

De maximale algendichtheden in niet-nutriëntgelimiteerde open kweeksystemen liggen rond 300 – 500 mg/l<sup>65</sup>. De dichtheden in de nazuiveringsvijvers zullen hier dus gewoonlijk onder liggen.

#### 4.6 VERWIJDERING VAN NIET-LIMITERENDE NUTRIËNTEN.

Bij *steady state* is de verwijdering van het limiterende nutriënt bij benadering compleet (zie § 2.5) maar niet-limiterende nutriënten kunnen nog wel in het effluent aanwezig blijven. Hoe effectief kan P nog worden verwijderd bij N-limitatie, en andersom?

In § 2.5 bleek dat algen naar een zo laag mogelijk gehalte van het limiterende nutriënt

streven terwijl van niet-limiterende nutriënten juist extra opslag op kan treden. Deze flexibiliteit van het interne N- en P-gehalte van algen kan gunstig uitwerken voor de mogelijkheden van effluent-nazuivering met algen.

Tabel 4 geeft een indicatie van de maximaal mogelijke N- en P-verwijdering in een algenvijver bij diverse effluentsamenstellingen. Daarbij is gerekend met de *minimum cell-quota* van het limiterende nutriënt, en de hoogst mogelijke *luxury uptake* van het niet-limiterende nutriënt. Op deze manier berekend geeft de tabel de grenzen van nutriëntverwijdering zoals die worden gesteld door de laagst en hoogst voorkomende N- en P-gehaltenes van algen.

De feitelijke verwijdering van niet-limiterend nutriënt hangt natuurlijk nog van diverse andere factoren af, en kan dus afwijken van die in de tabel. Maar hogere verwijderingspercentages vergen ofwel lagere *minimum cell-quota*, ofwel meer *luxury uptake* dan volgens de literatuur mogelijk is, en zijn om die reden niet te verwachten.

TABEL 4 INDICATIE VAN DE MAXIMAAL MOGELIJKE N- EN P-VERWIJDERING IN EEN ALGENVIJVER BIJ DIVERSE N- EN P-CONCENTRATIES IN HET EFFLUENT. DE NUTRIËNTVERWIJDERING IS BEREKEND MET DE MINIMALE EN MAXIMALE INTERNE N-EN P-GEHALTES VAN TABEL 1. RODE GETALLEN: P-LIMITATIE; BLAUWE GETALLEN: N-LIMITATIE

mgN/L in effluent	mgP/L in effluent										
	.00	.01	.02	.03	.05	.08	.1	.2	.4	.6	1.0
0.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.1	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.2	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.3	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.5	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.8	0	77	100	100	100	100	100	100	100	100	100
1.3	0	46	77	100	100	100	100	100	100	100	100
2.2	0	28	46	77	100	100	100	100	100	100	100
3.6	0	17	28	46	77	100	100	100	100	100	100
6.0	0	10	17	28	46	77	100	100	100	100	100
10	0	6	10	17	28	46	77	100	100	100	100

maximale N-verwijdering (% van effluent-N)

mgN/L in effluent	mgP/L in effluent										
	.00	.01	.02	.03	.05	.08	.1	.2	.4	.6	1.0
0.0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.1	-	100	100	100	100	100	77	46	28	17	10
0.2	-	100	100	100	100	100	77	46	28	17	
0.3	-	100	100	100	100	100	77	46	28		
0.5	-	100	100	100	100	100	77	46			
0.8	-	100	100	100	100	100	77				
1.3	-	100	100	100	100	100					
2.2	-	100	100	100	100						
3.6	-	100	100	100							
6.0	-	100	100								
10	-	100									

maximale P-verwijdering (% van effluent-P)

De linker tabel laat zien dat ook in het rode P-gelimiteerde gebied de N-verwijdering nog enige tijd volledig kan zijn. Maar bij effluent met hoge N- en lage P-concentraties zullen de algen op zeker moment niet meer in staat zijn om alle N op te nemen. Zo kan in effluent met 6 mg N/l en 0,05 mg P/l nog maar hoogstens 46% van het N in de algenvijver verwijderd kunnen worden. De rechter tabel laat op vergelijkbare manier zien dat P niet meer volledig verwijderd kan worden in P-rijk en N-arm effluent.

#### 4.7 CAPACITEIT EN RUIMTEBESLAG VAN NAZUIVERINGSVIJVERS.

Algen zijn voor hun groei afhankelijk van licht. Theoretisch kan maximaal zo'n 20% van de energie van het zonlicht worden omgezet in algenbiomassa, maar zulke hoge producties worden in de praktijk niet gehaald. Voor de huidige open algensystemen worden efficiencies van 4 - 5 % gemeld. Dat leidt in het Nederlandse klimaat tot een jaargemiddelde productie rond 8 gram droge algen per m<sup>2</sup> per dag. In de zomer, met langere daglengtes en hogere zonnestand, is de instraling en daarmee de te verwachten dagelijkse algenproductie zo'n 50% hoger. In de zomer zouden dus algenproducties rond 12 gram droge algen per m<sup>2</sup> per dag gehaald kunnen worden.

De N- en P-inhoud van deze 12 gram algenbiomassa kan door het oogsten van de algen verwijderd worden. De daarbij verwijderde hoeveelheid nutriënt wordt bepaald door het N- en P-gehalte van de algen. Dat gehalte kan variëren tussen de grenzen die zijn aangegeven in tabel 2. Uit het minimale en maximale N- en P-gehalte van deze tabel kan een range worden berekend waarbinnen de nutriëntverwijderingscapaciteit van algenvijvers zal vallen. De resultaten staan in tabel 5. De P-verwijdering varieert van 24 – 360 mg P.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>. Voor N is dat veel hoger, 360 – 1440 mg N.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>.

**TABEL 5** NUTRIËNTVERWIJDERINGSCAPACITEIT VAN EEN ALGENVIJVER BIJ MINIMALE, OPTIMALE EN MAXIMALE N- EN P-GEHALTES VAN DE ALGEN. ER IS GEREKEND MET EEN ALGENPRODUCTIE VAN 12 G.M<sup>2</sup>.D<sup>-1</sup>

	P	N
minimaal nutriëntgehalte algen	24	360
optimaal nutriëntgehalte algen	152	930
maximaal nutriëntgehalte algen	360	1 440

Uit Tabel 5 kan het ruimtebeslag van een nazuiveringsvijver worden berekend. De resultaten staan in Tabel 6, uitgedrukt als hectare per kg te verwijderen nutriënt per dag. Ook hier levert de berekening weer een door de algenfysiologie bepaalde range van waarden op: een minimaal benodigd oppervlak, berekend met het hoogst mogelijke nutriëntgehalte van de algen, en een maximaal benodigd vijveroppervlak, berekend met het laagst mogelijke nutriëntgehalte van de algen. Het voor P-verwijdering benodigde oppervlak varieert van 0,28 – 4,2 ha / kg P, dag. Voor N is dat 0,07 – 0,28 ha / kg N, dag.

**TABEL 6** VEREIST VIJVEROPPVLAK BIJ MINIMALE, OPTIMALE EN MAXIMALE N- EN P-GEHALTES VAN DE ALGEN. ER IS GEREKEND MET EEN ALGENPRODUCTIE VAN 12 G.M<sup>2</sup>.D<sup>-1</sup>

	P	N
minimaal nutriëntgehalte algen	4,2	0,28
optimaal nutriëntgehalte algen	0,76	0,11
maximaal nutriëntgehalte algen	0,28	0,07

De tabel laat zien dat het benodigde zuiveringsoppervlak sterk uiteen loopt vanwege de variabiliteit van het interne nutriëntgehalte van algen. De meest realistische schatting van het benodigde oppervlak is wellicht gebaseerd op het nutriëntgehalte onder optimale groei-condities. Een middelgrote zuivering met een debiet van 20.000 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> en een effluentconcentratie van 1 g P m<sup>-3</sup> loost 20 kg P per dag en zou volgens deze schatting een vijveroppervlak van 15 ha nodig hebben voor volledige P-verwijdering.

Dit is een aanzienlijk bezwaar bij de toepassing van nazuivering met algenvijvers in de praktijk. Het is dus zinvol om na te denken over mogelijkheden om de capaciteit van de vijvers te vergroten en daarmee het ruimtebeslag te verminderen. Zoals tabel 6 laat zien is er winst te behalen als het interne nutriëntgehalte van de algen naar een zo hoog mogelijke waarde gebracht kan worden. Er zijn verschillende mogelijkheden:

1 *Manipulatie van de limiterende factor.*

Het gehalte van het te verwijderen nutriënt is het hoogst als andere factoren dan de te verwijderen nutriënt groeilimiterend zijn, omdat dan luxury uptake van niet-limiterende nutriënten kan optreden. Het kan dus de moeite waard zijn om te onderzoeken of met manipulatie van limiterende factoren een verhoging van het nutriëntgehalte van de algen en een vermin-

dering van het vereiste vijveroppervlak te bereiken is<sup>24</sup>. Het is echter mogelijk dat het effect weer teniet gedaan wordt door een verminderde algenproductie.

2 *Bevorderen van algensoorten met een groot N- of P-accumulerend vermogen.*

Verhoging van het nutriëntgehalte van de algen kan ook bereikt worden met algensoorten met een groot N- of P-accumulerend vermogen. Een onderzoek naar de N- en P- opslag bij diverse algensoorten of -groepen kan in dit verband zinvol zijn. In de huidige opzet met open vijvers zal zo'n algensoort waarschijnlijk snel door 'wilde' algen weggeconcentreerd worden. Wanneer gewerkt wordt met een relatief hoge verdunningssnelheid, dus korte verblijftijden, dan is wellicht toch een open opstelling mogelijk, gecombineerd met continu bijten met de gewenste algensoort. Het cascade-systeem zoals beschreven in Staats et al (2005) is voorbeeld van een open systeem met controle over de algensamenstelling.

3 *Terugvoeren van geoogste algen zou mogelijk de verwijderingscapaciteit van de vijvers kunnen vergroten.* Hiernaar is in 2009 onderzoek gedaan. Elders in dit rapport wordt daar verslag van gedaan.

4 *Onderwerpen van algen aan een heterotrofe fase*

Door een organisch substraat toe te dienen aan de algen kan mogelijk de opbrengst, en dus de verwijdering van nutriënten worden verhoogd. Mogelijk dienen hiertoe eerst de algen te worden afgescheiden, om daarna opnieuw in de reactor te worden gebracht.

5 *Verwijdering toespitsen op P-verwijdering.*

Dit wordt al gedeeltelijk onderzocht in het pilot onderzoek. Met behulp van de groei van algen (CO<sub>2</sub>-depletie) kan de pH worden verhoogd, zodat fosfaat neerslaat met het in het effluent aanwezige calcium. Daarmee wordt het oppervlak van de vijver gekoppeld aan de CO<sub>2</sub> verwijdering en niet aan algenproductie. Mogelijk kan door maatregelen (strippen, voorkomen inslag CO<sub>2</sub> door ondergedompelde voorstuwers) op een compacte manier P worden verwijderd.

## 4.8 OOGSTEN

Om stikstof en fosfaat daadwerkelijk uit het effluent te verwijderen moeten de gekweekte algen worden geoogst. Het oogsten kan worden voorafgegaan door chemische flocculatie of autoflocculatie<sup>64,66,67</sup>, en kan worden uitgevoerd door bezinking, filtratie<sup>64,68</sup>, flotatie<sup>64,69,70</sup>, centrifugeren<sup>64,71</sup>, en ultrasonische aggregatie<sup>64,72</sup>. Het oogsten van algen wordt bemoeilijkt door de geringe grootte van de algen (2-40 µm in doorsnee) en de, vergeleken met het verwijderen van slib bij RWZI's, relatief lage biomassa concentratie (1 - 5 g/l)<sup>73</sup>. Het oogsten van de algen wordt gezien als een van de knelpunten voor een economische toepassing van algenkweek voor verschillende doeleinden<sup>74,75,76</sup>.

Een adequaat overzicht van toepasbare technieken en overwegingen voor de selectie van technieken is gepresenteerd door Shelef *et al*<sup>77</sup>. De vermelde mogelijkheden voor het oogsten van algen zullen verder hieronder verder worden toegelicht

### 4.8.1 FLOCCULATIE

Er zijn verschillende methoden voor flocculatie om algen te aggregeren om de effectiviteit van de navolgende afscheiding door bijvoorbeeld bezinking, centrifugeren of filtratie te verhogen. Zo is er de chemische flocculatie<sup>78,79,80</sup>, waarbij er een flocculant wordt toegevoegd aan het water-algen mengsel. Als flocculant kunnen er verschillende producten gebruikt worden zoals metaalzouten<sup>74,81,82,83,84,85,86</sup>, polyelectrolyten<sup>87,88</sup> en chitosan<sup>89,90,91,92</sup> (organisch polymeer).

Polyelectrolieten kunnen in vergelijking tot metaalzouten echter minder effectief zijn in het laten flocculeren van algen<sup>93</sup>. Het grote nadeel van chemische flocculatie is de noodzakelijke additie van flocculanten.

Naast chemische flocculatie is er ook auto- en bioflocculatie<sup>66,67</sup>. Autoflocculatie kan plaatsvinden in situaties waar er voldoende calcium en fosfaat in het water zit en de pH voldoende hoog is. Een hoge pH kan veroorzaakt worden door additie van basen, maar ook door de koolstofdioxide consumptie van algen. Als er voldoende calcium en fosfaat in het water aanwezig is, zal er, bij hoge pH (pH>9), calciumfosfaat precipitatie plaatsvinden, waarbij de algen als oppervlak dienen waarop de precipitatie kan plaatsvinden<sup>66,67</sup>. Voor maximale autoflocculatie dient de calciumconcentratie minimaal 40 mg/l te zijn<sup>66</sup>. Tevens is het zo dat autoflocculatie niet meer goed werkt als de algen zich in de afnemende groei bevinden<sup>67</sup>.

Voor bioflocculatie zijn er twee verschillende mechanismen voorgesteld als mogelijke verklaring voor dit proces. Het eerste mechanisme veronderstelt dat de algen biopolymeren produceren die als flocculant werken<sup>94</sup>. Het tweede mechanisme veronderstelt dat bacteriën de door algen geproduceerde extra-cellulaire producten gebruiken voor hun groei en op die manier flocculatie induceren<sup>95</sup>. Lavoie en de la Nouë<sup>67</sup> konden geen van beide mechanismen voor bioflocculatie in hun experimenten bewijzen. Bioflocculatie is een tot nu toe nog niet volledig begrepen en bewezen verschijnsel<sup>67</sup>.

Gezien de onzekerheid van bioflocculatie en het gebruik van chemicaliën bij chemische flocculatie, is autoflocculatie een interessante oogsttechniek voor algen. Onderzoek zal moeten aantonen of autoflocculatie een bruikbare oogstmethode is voor algen, in verband met mogelijk lage calcium en fosfaatconcentraties in het effluent van RWZI's.

#### 4.8.2 BEZINKING

Algen zouden na autoflocculatie afgescheiden kunnen worden door bezinking. Bezinking is een relatief goedkoop proces, wat weinig energie en chemicaliën vraagt.

Autoflocculatie in combinatie met bezinking lijkt, energie- en kostentechnisch, een interessante oogstmethode voor algen te zijn. De autoflocculatie kan geïnduceerd worden door de belichting van de algenvijvers stop te zetten, waarna de pH zal stijgen door CO<sub>2</sub> consumptie. Een hoge pH kan tot autoflocculatie leiden. Het is echter de vraag ofdat er autoflocculatie zal optreden in effluent van RWZI's vanwege de mogelijk lage calcium en fosfaatgehalten. Een belangrijk aspect is tevens de bezinkingsnelheid van "ge-autoflocculeerde" algen om de effectiviteit van bezinking van de algen mee te kunnen beoordelen.

#### 4.8.3 FILTRATIE

Algen kunnen afgescheiden worden door de algen-water suspensie door of over een filter met een bepaalde poriëngrootte te laten lopen. Bij zeer kleine poriëngroottes bestaat er echter een grootte kans op het (snel) dichtslibben van het filter. Bij een poriëngrootte tussen de 14 en 20 µm gaan veel algen door het filter heen<sup>64</sup>. Het gebruik van filters om bacteriën mee te verwijderen werkten wel goed, maar de doorzet was veel te laag<sup>64</sup>.

#### 4.8.4 FLOTATIE

Door additie van floterende reagentia en/of aanpassing van de pH kan ervoor gezorgd worden dat de algen, door middel van schuimvorming, afgescheiden worden. Echter lang niet alle floterende reagentia zijn geschikt om algen af te scheiden. Aanpassing van de pH kan ook



voor schuimvorming en afscheiding van algen zorgen. De pH moet dan echter tot 4 verlaagd worden<sup>96</sup>. Dit leidt tot het gebruik van enorme hoeveelheden zuur en base, hetgeen dit proces economisch oninteressant maakt.

#### **4.8.5 CENTRIFUGEREN**

Centrifugeren is een effectieve, snelle en simpele manier om algen te oogsten. Het nadeel is echter dat centrifugeren veel energie kost<sup>41</sup>. Ondanks het hoge energieverbruik is het vaak de voorkeursmethode om algen te oogsten.

#### **4.8.6 ULTRASONE AGGREGATIE**

Bij ultrasone aggregatie worden de algen in het water blootgesteld aan ultrasoon geluidsgolven, die ervoor zorgen dat de algen gaan aggregeren, gevolgd door sedimentatie. Ultrasone aggregatie is echter alleen op kleinere schaal interessant. Op grotere schaal zijn centrifuges effectiever omdat deze een lager energieverbruik hebben, een hoger verwijderingsrendement en hogere concentratie factoren behalen<sup>97</sup>.

## 5

## REFERENTIES

- 1 Sheenan J, T Dunahay, J Benemann & P Roessler 1998. A look back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species program – Biodiesel from algae. Golden, CO, National Renewable Energy Institute, 1998, NREL/TP-580-24190, pp. 0-329.
- 2 STOWA 2005. Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW. STOWA, Utrecht, rapport 2005-28
- 3 RIZA / STOWA 2006. Quick scan kostenscenario's vergaande zuivering - KRW en RWZI. RWS RIZA / STOWA Lelystad / Utrecht 2006. STOWA rapport 2006-08.
- 4 Wiegant W, A Visser, G Rijs & C Uijterlinde 2006. Wat zijn de denkbare kosten van de KRW voor de rioolwaterzuivering. H2O: 39 (9): 44-47.
- 5 Visser A, L W Hulshoff Pol & G Lettinga 1996. Competition of methanogenic and sulphidogenic bacteria. Water Science & Technology 33 (X): 99-110.
- 6 Scheffer M, S Rinaldi, J Huisman & F J Weissing 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. Hydrobiologia. 491: 9-18.
- 7 Göksan T & A Zekeriyaoğlu 2007. The growth of *Spirulina platensis* in different culture systems under greenhouse conditions. Turkish journal of biology. 31: 47-52.
- 8 Sheenan J, T Dunahay, J Benemann & P Roessler 1998. A look back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species program – Biodiesel from algae. Golden, CO, National Renewable Energy Institute, 1998, NREL/TP-580-24190, pp. 0-329.
- 9 Larsdotter K 2006. Wastewater treatment with microalgae - a literature review. Vatten 62: 31-38.
- 10 Goldman J C 1979. Outdoor mass algal cultures - II. Photosynthetic yield limitations. Water Research 13: 119-136.
- 11 Weissman J C & R P Goebel 1987. Design and analysis of microalgal open pond systems for the purpose of producing fuels. Sole Energy Research Institute, Colorado, Rapport SERI/STR-231 2840, 1987.
- 12 Gates W E & J A Borchardt 1964. Nitrogen and phosphorus extraction from domestic waste water treatment plant effluents by controlled algal culture. Journal of the Water Pollution Control Federation 36: 443-462.
- 13 Hemens J & M H Mason 1968. Sewage nutrient removal by a shallow algal stream. Water Research 2: 277-287.
- 14 Round F E 1965. The Biology of Algae. Edward Arnold, London.
- 15 Lund J W G 1965. The ecology of freshwater phytoplankton. Biological Reviews 14, 231-293.
- 16 Lund J W G 1970. Primary production. Water Treatment and Examination 19, 332-358.
- 17 Ketchum B H & A C Redfield 1949. Some physical and chemical characteristics of algal growth in mass cultures. Journal of Cellular and Comparative Physiology 13, 373-381.
- 18 Reynolds C S 2006. The ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.

- 19 Mostert E S & J U Grobbelaar 1987. The influence of nitrogen and phosphorus on algal growth and quality in outdoor mass algal cultures. *Biomass* 13: 219-233.
- 20 Halterman S G & D W Toetz 1984. Kinetics of nitrate uptake by freshwater algae, *Hydrobiologia* 114: 209-214.
- 21 Genkai-Kato M 2004. Nutritional value of algae: a critical control on the stability of Daphnia-algal systems, *Journal of Plankton Research* 46: 711-717.
- 22 Redfield A C 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46, 202-221.
- 23 Corner E D S & A G Davies 1971. Plankton as a factor in the nitrogen and phosphorus cycles in the sea. *Advances in Marine Biology* 9: 101-204.
- 24 Powell N, A Shilton, Y Chisti & S Pratt 2009. Towards a luxury uptake process via microalgae – Defining the polyphosphate dynamics. *Water Research* 43: 4207-4213.
- 25 Xue H B, W Stumm & L Sigg 1988. The binding of heavy metals to algal surfaces. *Water Research* 22: 917-926.
- 26 Xue H-B & L Sigg 1991. Binding of Cu(II) to algae in metal buffer. *Water Research* 24: 1129-1136.
- 27 Les A & R W Walker 1984. Toxicity and binding of copper, zinc, and cadmium by the blue-green algae. *Chroococcus parisi*. *Water, Air & Soil Pollution* 23: 129-139.
- 28 Kesava-Rao C, C Chinnaray, S N Indamer & A G Utawale 1991. Arsenic content in certain marine brown algae and mangroves from the Goa coast. *Indian Journal of Marine Science* 20: 283-285.
- 29 Chang W C, G S Hsu, S M Chiang & M C Su 2006. Heavy metal removal from aqueous solution by wasted biomass from a combined AS-biofilm process. *Bioresource Technology* 97: 1503-1508
- 30 STOWA 2005. Toekomstige kwantiteit en kwaliteit van zuiveringslib. STOWA, Utrecht, rapport 2005-06
- 31 Donk E van 1983. Factors affecting phytoplankton growth and succession in Lake Maarsseveen. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam, 1983.
- 32 Goldman J C 1979. Outdoor mass algal cultures - I. Applications. *Water Research* 13: 1-19.
- 33 Richmond A 1990. Largescale microalgal culture and applications. *Progress Phycology Research* 7: 269-329.
- 34 Huntley M E & D G Redalje 2006. CO<sub>2</sub> Mitigation and renewable oil from photosynthetic microbes: a new appraisal. *Mitigation and Adaptation Studies for Global Change* 12: 573-608.
- 35 Fallowfield H J & M K Garrett 1985. The photosynthetic treatment of pig slurry in temperate conditions: a pilot plant study *Agricultural Wastes* 12: 111-136.
- 36 Oswald W J 1988. Micro-algae and wastewater treatment in: *Micro-algal Biotechnology*, M A Borowitzka & L J Borowitzka, eds, Cambridge University Press 1988, pp 5-328.
- 37 Aigner D J, C A K Lovell & P Schmidt 1977. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. *Journal of Econometrics* 6: 21-37.
- 38 Meeusen W & J van den Broeck 1977. Efficiency estimation from Cobb-Douglas production functions with composed error. *International Economic Review* 18: 435-444.
- 39 Chaumont D 1993. Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. *Journal of Applied Phycology* 5: 593-604

- 40 Torzillo G, B Pushparaj, F Bocci, W Balloni, R Materassi & G Florenzano 1986. Production of *Spirulina* biomass in closed photobioreactors. *Biomass* 11: 61-74.
- 41 Cohen E & S Arad 1989 A closed system for outdoor cultivation of *Porphyridium cruentum*. *Biomass* 18: 59-67.
- 42 Richmond A, S Boussiba, A Vonshak & R Kopel 1993. A new tubular reactor for mass production of microalgal outdoors. *Journal of applied phycology*, 5: 327-332.
- 43 Weissman J C, R P Goebel & J R Benemann 1988. Photobioreactor design: mixing, carbon utilization and oxygen accumulation. *Biotechnology and bioengineering* 31: 336-344.
- 44 Chamount, D. Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. *Journal of Applied Phycology*, 1993, vol. 5, pp 593-604.
- 45 Tapie P & A Bernardt 1988. Microalgae Production : Technical and Economic Evaluations. *Biotechnology and Bioengineering* 32: 873-885.
- 46 Canizares R O, A R Dominguez, L Rivas, M C Montes, L Travieso & F Benitez 199X. Free and ammobilized cultures of *Spirulina maxima* of swine waste treatment. *Biotechnology Letters* 15: 321-326.
- 47 Canizares R O, L Rivas, L, M C Montes, A R Dominguez, L Travieso & F Benitez 199X, Aerated swine-wastewater treatment with k-carrageenan-immobilized *Spirulina maxima*. *Bioresource Technology* 47: 89-91.
- 48 Chevalier P & J de la Noüe 1985. Wastewater nutrient removal with microalgae immobilized in carrageen. *Enzyme Microbiology and Technology* 7: 621-624..
- 49 Chevalier P & J de la Noüe 1985. Efficiency of immobilized hyper-concentrated algae for ammonium and orthophosphorus removal from wastewater. *Biotechnology Letters* 7: 395-400..
- 50 Cordoba L T, E P S Hernandez & P Weiland 1995. Final treatment for cattle manure using immobilized microalgae. I. Study of the support media, *Resources, Conservation and Recycling* 13: 167-175..
- 51 De la Noüe J & D Proulx 1988. Biological tertiary treatment of urban wastewaters by chitosan-immobilized *Phormidium*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 29: 292-297.
- 52 Craggs R J, W H Adey, K R Jenson, M S St. John, F B Green & W J Oswald 1996. Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber. *Water Science and Technology* 33 (7): 191-198..
- 53 Glorius S T, J W Rijnstabil, A Fortuin, E J Poulus & B Palsma. Perifytonfilter in Nederland – onderzoek naar werking en zuiveringsrendement, Royal Haskoning/ Hogeschool Zeeland.
- 54 Meliefste T, G Krijger & T Schomaker. Perifytonfilter in Nederland – Onderzoek naar optimalisatie van stikstof- en fosfaatverwijdering en toepassingsmogelijkheden voor het filter, Royal Haskoning/ Hogeschool Zeeland.
- 55 Lau P S, N F Y Tam, Y S Wong 1997. Wastewater nutrients (N and P) removal by carrageenan and alginate immobilized *Chlorella vulgaris*. *Environmental Technology* 18: 945-951.
- 56 Hoffmann J P 1998. Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. *Journal of Phycology*, 34: 757-763.
- 57 Jiménez C, B R Cossío & F X Niell 2003. Relationship between physicochemical variables and productivity in open pond for the production of *Spirulina*: a predictive model for algal yield. *Aquaculture* 221: 331-345.
- 58 Reynolds C S 2006. *The ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

- 59 Radmer R, P Behrens & K Arnett 1987. Analysis of the productivity of a continuous algal culture system. *Biotechnology & Bioengineering* 29: 488-492.
- 60 Wiegant W M, J W Mulder & B van der Veer 1994. Toepassing van algen voor nazuivering van afvalwater en behandeling van seizoensgebonden bronnen. *H2O* 27: 726 - 735.
- 61 Guterman H, A Vonshak & S Ben-Yaakov 1990. A macromodel for outdoor mass algal production. *Biotechnology and Bioengineering* 35: 809-819.
- 62 Talbot P, J M Thébault, A Dauta & J de la No é 1991. A comparative study and mathematical modeling of temperature, light and growth of three microalgae potentially useful for wastewater treatment. *Water Research* 25: 446-472.
- 63 Barbosa M J, M Janssen, N Ham, J Tramper & R H Wijffels 2003. Microalgae cultivation in air-lift reactors: modelling biomass yield and growth rate as a function of mixing frequency. *Biotechnology and Bioengineering* 82: 170-179.
- 64 Golueke C G & W J Oswald 1965. Harvesting and processing of sewage-grown planktonic algae. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 37: 471-498.
- 65 Staats N H, A Reith, A Mels, J-W Zijffers, R Wijffels, M van Yperen & O Hazewinkel 2005. Toepassen van microalgkweeksystemen. Rapport IVAM projectnr. 5005-03-20-01-021.
- 66 Sukenik A & G Shelef 1984. Algal autoflocculation verification and proposed mechanism, *Biotechnology and bioengineering* 26: 142-147.
- 67 Lavoie A & J De La Hue 1987. Harvesting of *Scenedesmus obliquus* in wastewaters: Auto- or bio-flocculation?, *Biotechnology and bioengineering* 30: 852-859.
- 68 Danquah M K, L Ang, N Uduman, N Moheimani & G M Forde 2009. Dewatering of microalgal culture for biodiesel production: exploring polymer flocculation and tangential flow filtration. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 2009 (in press)
- 69 Rance Bare W F, N B Jones & E Joe 1975. Algae removal using dissolved air flotation, *Journal water pollution control federation* 47: 153-169.
- 70 Levin G V, J R Clendenning, A Gibor & F D Bogar 1962. Harvesting of algae by froth flotation, *Applied Environmental Microbiology* 10: 169-175.
- 71 Olaizola M 2003. Commercial development of microalgal biotechnology: from the test tube to the marketplace. *Biomedical Engineering* 20: 459-466.
- 72 Bosma R, W A van Spronsen, J A Tramper & R H Wijffels 2003. Ultrasound, a new separation technique to harvest microalgae, *Journal of Applied Phycology* 15: 143-153.
- 73 Li Y, M Horsman, N Wu, C Q Lan & N Dubois-Calero 2008. Biofuels from microalgae, *Biotechnology in Progress* 24: 815-820.
- 74 Oswald W J 1988. Large scale culture systems: engineering aspects. In: Borowitzka, M, editor. *Microalgal biotechnology*. Cambridge: Cambridge University; 1988, pp 357-392.
- 75 Lincoln E P & J F K Earle 1990. Wastewater treatment with microalgae. In: Akatsuka, I., editor. *Introduction to applied phycology*. Hague (The Netherlands): SPB Academic; 1990, pp 429-446.
- 76 De La Noue J & N De Pauw 1988, The potential of microalgal biotechnology: a review of production and uses of microalgae. *Biotechnology Advances* 6: 725-770.
- 77 Shelef G 1984. Microalgae Harvesting and Processing - A literature review. Subcontract for U.S. Department of Energy Contract No. O E-AC02-83CH 10093.

- 78 Knuckey, R.M., Brown, M.R., Robert, R., Frampton, D.M.F. 2006. Production of microalgal concentrates by flocculation and their assessment as aquaculture feeds, *Aquacultural engineering* 35: 491-515.
- 79 Divakaran, R., Pillai, V.N.S. 2002. Flocculation of algae using chitosan, *Journal of Applied Phycology* 14: 419-422.
- 81 McGarry M G 1970. Algae flocculation with aluminium sulfate and polyelectrolytes. *Journal Water Pollution Control Federation* 42: 191-201.
- 82 Dodd J C 1979. Algae production and harvesting from animal wastewaters. *Agricultural Wastes* 1: 23-37.
- 83 Benemann J R, B L Kopman, D E Weissman & R P Goebel 1980. Development of microalgae harvesting and high rate pond technologies in California. In: G Shelef & C J Soeder, editors. *Algal Biomass*. Amsterdam: Elsevier; 1980, pp 457.
- 84 Moraine R, G Shelef, F Sandbank, Z Bar-moshe & I Shvartzbard 1980. Recovery of sewage born algae: flocculation and centrifugation technique. In: G Shelef & C J Soeder, editors. *Algal Biomass*. Amsterdam: Elsevier; 1980, pp 457.
- 85 Koopman B & E P Lincoln 1983. Autoflotation harvesting of algae from high rate pond effluents. *Agricultural Wastes* 5: 231-246.
- 86 Lincoln E P 1985. Resource recovery with microalgae. *Archea Hydrobiology* 8: 257-265.
- 87 Tenney, M.W., Echelberger, W.F., Scheussler, R.G., Pavoni, J.L. Algal flocculation with synthetic organic polyelectrolytes. *Applied Bacteriology*, 1969, vol. 84, pp 108-112
- 88 Bilanovic, D. Shelef, G., Sukenik, A. Flocculation of microalgae with cationic polymers – effects on medium salinity. *Biomass*, 1988, vol. 17, pp 65-76
- 89 Lincoln. E.P., Earle, J.F.K. Wastewater treatment with microalgae. In: Akatsuka, I., editor. *Introduction to applied psychology*. Hague (The Netherlands): SPB Academic; 1990, pp 429-446
- 90 De La Noue, J., De Pauw, N., The potential of microalgal biotechnology: a review of production and uses of microalgae. *Biotechnology Advances*, 1988, vol. 6, pp 725-770
- 91 Levin, G.V., Clendenning, J.R., Gibor, A., Bogar, F.D., Harvesting of algae by froth flotation. *Applied microbiology*, 1962, vol. 10, pp 169
- 92 Torzillo, G., Pushparaj, B., Bocci, F., Balloni, W., Materassi, R., Florenzano, G. Production of Spirulina biomass in closed photobioreactors. *Biomass*, 1986, vol. 11, pp 61-74
- 93 Pushparaj, B., Pelosi, E., Torzillo, G., Materassi, R. Microbial biomass recovery using a synthetic cationic polymer. *Bioresource Technology*, 1993, vol. 43, pp 59-62
- 94 Schuessler, R.G., An investigation of the chemical flocculation and autoflocculation of algae. 1976, M.S. thesis, University of Notre Dame, South Bend, IN
- 95 Eisenberg, D.M., Koopman, B., Benemann, J.R., Oswald, W.J. Algal bioflocculation and energy conservation in microalgal sewage ponds, 1981, *Biotechnology and Bioengineering symposium*, vol. 11, pp 429-448
- 96 Levin, G. V., Clendenning, J.R., Gibor, A., Bogar, F.D. 1962. Harvesting of algae by froth flotation, *Applied Environmental Microbiology* 10: 169-175.
- 97 Bosma, R., Van Spronsen, W.A., Tramper, J., Wijffels, R.H. Ultrasound, a new separation technique to harvest microalgae, *Journal of applied Phycology*, 2003, vol. 15, pp 143-153



EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE  
PILOTONDERZOEK ALKMAAR

STOWA

2009  
W08





# SAMENVATTING

Bij de RWZI Alkmaar zijn een tweetal algenvijvers (bassins) gerealiseerd.

**Bassin 1:** Chemostaat reactor. Alleen de algensoorten wiens groeisnelheid groter of gelijk is aan de verdunningssnelheid kunnen zich handhaven in dit bassin.

**Bassin 2:** Algenvijver met retentie. De algen worden middels een trommelfilter uit het effluent van de algenvijver gehaald en (deels) weer teruggeleid in de algenvijver.

Al snel na de opstart van de algenvijvers is autoflocculatie waargenomen. Voor een nageschaald alg/water scheidingsproces kan dit proces grote voordelen bieden.

De soortensamenstelling van de algenvolwassenheden in beide bassins laat een verschillend verloop zien tijdens de onderzoeksperiode. Het verschil in algenvolwassenheid wordt veroorzaakt door het gebruik van een trommelfilter in bassin 2. Geconcludeerd kan worden dat het beoogde selectiemechanisme voor het stimuleren van grotere algensoorten, die door een filterdoek kunnen worden tegengehouden, zoals de kolonievormende alg *Pediastrum* en een draadalg, succesvol is gebleken.

Door het trommelfilter konden predatoren van algen, zoals *Rotiphieren* en *Daphnia*'s, zich in bassin 2 handhaven, terwijl hun aantal in bassin 1 sterk lager lag. De invloed van deze predatiefactor kan mogelijk verminderd worden wanneer het trommelfilter vervangen wordt door een bezinktank.

De algenproductie laat een duidelijke afhankelijkheid zien van de hoeveelheid beschikbaar licht. Dit is te zien aan de gelijk lopende trend tussen productie en PAR (Photosynthetical Active Radiation, beschikbaar licht in  $\text{J}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  of  $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$ ) in beide bassins. Daarentegen neemt de algenproductie niet toe wanneer het influent debiet (en daarmee het aanbod nutriënten voor de groei) wordt verdubbeld. Wanneer in de loop van het onderzoek het beschikbare licht halveert, halveert ook de algenproductie in beide bassins. Geconcludeerd kan worden dat licht de limiterende factor is voor de groei in beide bassins.

De algenproductie wordt uitgedrukt als hoeveelheid alg per hoeveelheid zonne-energie. Voor bassin 1 (chemostaat) is dit 0,138 gr ds/w PAR. Een praktijk waarde hiervan voor algenproductie in Nederland is 0,150 gr ds/w PAR. Dit betekent dat de groeicondities in bassin 1 bijna optimaal zijn geweest.

De beoogde verhoogde algenproductie in bassin 2 (en daarmee een verhoogde N- en P- verwijderingscapaciteit) door de installatie van een trommelfilter is niet bereikt. Uitgedrukt als slibproductie per PAR is de algenproductie in bassin 2 ongeveer de helft lager. De lagere algenproductie in bassin 2 kan het resultaat zijn van een andere algenvolwassenheid. De verwachting is echter dat de verhoogde predatiefactor en de hogere verblijftijd van de algen in bassin 2 tot een afbraak van de algen heeft geleid.

De installatie van het trommelfilter (bassin 2) heeft niet tot een verbeterde nutriënten verwijdering geleid. De N en P gehalten van de algen in bassin 2 zijn weliswaar veel hoger dan die in bassin 1, echter doordat de algenproductie van bassin lager is, is de totale nutriëntenverwijdering van beide ongeveer gelijk gebleken.

In het influent van de zuivering zijn geregeld pieken van fosfaat geweest. Opvallend is dat deze pieken niet altijd tot hogere fosfaat concentraties in het effluent van de algenbassins hebben geleid. Ook bij de verhoging van het debiet in de beginperiode werd geen toename van de effluent P-concentratie waargenomen. Kennelijk kan er onder condities van lichtlimitatie extra P worden verwijderd in de algenbassins. Dit verschijnsel werd niet waargenomen bij  $\text{NO}_3$  en  $\text{NH}_4$ . Vermoed wordt dat naast een biologische P-opname er ook een chemische precipitatie plaats vindt van P. De hoge pH (10-11) en de lage  $\text{CO}_2$  spanning maakt neerslag van Calciumfosfaat mogelijk.

De huidige resultaten van het trommelfilter zijn onvoldoende om aan de effluent eisen van RWZI's te voldoen. Om aan de effluenteisen te kunnen voldoen kan een test uitgevoerd worden met een trommelfilter met een kleinere poriëndiameter.



# EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE *PILOTONDERZOEK ALKMAAR*

## INHOUD

	SAMENVATTING	
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>35</b>
1.1	Kader	35
1.2	Doel	35
1.3	Leeswijzer	35
<b>2</b>	<b>OPZET PILOT ONDERZOEK</b>	<b>36</b>
2.1	Opzet onderzoek	36
2.2	Pilot opstelling	36
2.3	Meetplan	37
2.3.1	Groei condities algen	37
2.3.2	Algen productie	38
2.3.3	Algen populatie	38
2.3.4	Nutriënt verwijdering	38
2.3.5	CZV	38
2.3.6	Samenvatting metingen	38

<b>3</b>	<b>RESULTATEN</b>	<b>40</b>
<b>3.1</b>	<b>Instellingen</b>	<b>40</b>
	3.1.1 Voedingsdebiet	40
<b>3.2</b>	<b>Groeicondities algen</b>	<b>41</b>
	3.2.1 Zonne-energie en temperatuur	41
	3.2.2 pH	42
	3.2.3 Zuurstof	43
<b>3.3</b>	<b>Algen productie</b>	<b>44</b>
	3.3.1 Algenconcentratie bassins	44
	3.3.2 Bassin 1	45
	3.3.3 Bassin 2	47
	3.3.4 Vergelijking algenproductie	49
<b>3.4</b>	<b>Algenpopulatie</b>	<b>50</b>
	3.4.1 Bepaling algenpopulatie	50
	3.4.2 Algemeen resultaat	50
	3.4.3 Algenpopulatie bassin 1	54
	3.4.4 Algenpopulatie bassin 2	55
<b>3.5</b>	<b>Nutriëntenverwijdering</b>	<b>58</b>
	3.5.1 Nitraat	58
	3.5.2 Ammonium	59
	3.5.3 Ortho-fosfaat	60
	3.5.4 Nutriënt verhouding verwijderd	61
	3.5.5 N en P concentratie in de alg	62
	3.5.6 CZV	63
<b>4</b>	<b>CONCLUSIES</b>	<b>64</b>
<b>5</b>	<b>SUGGESTIES VOOR VERVOLGONDERZOEK</b>	<b>66</b>
<b>5.1</b>	<b>Nutriëntenverwijdering</b>	<b>66</b>
	5.1.1 Variëren van de waterdiepte in de bassins	66
	5.1.2 Dag en Nacht ritme	66
	5.1.3 Chemische fosfaatverwijdering	66
<b>5.2</b>	<b>Algen verwijdering</b>	<b>66</b>
	5.2.1 Bezinkstap	66
	5.2.2 Trommelfilter	67

# 1

## INLEIDING

### 1.1 KADER

Algen zijn één tot meercellige organismen die in staat zijn om zonne-energie om te zetten naar biomassa. Deze eigenschap maakt algen uitermate geschikt om een rol te spelen binnen duurzame zuiveringsconcepten.

Algen kunnen voor veel verschillende toepassingen worden gebruikt. Hierbij valt onder meer te denken aan benutting van algen als veevoer, voor de vervaardiging van biobrandstof of voor het produceren van kleurstoffen en omega-3 zuren etc. Bij de bovenstaande toepassingen ligt de nadruk op het produceren van zoveel mogelijk algenbiomassa.

Algen kunnen ook gebruikt worden voor het zuiveren van water, omdat ze net als bacteriën in staat zijn bij lage concentraties nog nutriënten uit water op te nemen. Deze eigenschap maakt algen geschikt voor waterzuivering en in het bijzonder als nageschakelde polishing stap van een conventionele afvalwaterzuivering.

Om op praktijkschaal de mogelijkheden van algen voor nutriëntenverwijdering onder Nederlandse klimatologische omstandigheden te onderzoeken is een pilotonderzoek gestart in opdracht van de STOWA. Dit onderzoek is onderdeel van het STOWA onderzoek: "Effluentpolishing met algen technologie". De uitvoering van het pilotonderzoek vindt plaats op de RWZI Alkmaar.

### 1.2 DOEL

Het hoofddoel van dit pilotonderzoek is het onderzoeken/aantonen in hoeverre algen in staat zijn de nutriënten concentraties in het effluent van een RWZI significant te verlagen. Belangrijke aspecten hierbij zijn:

1. Samenstelling en ontwikkeling algen populatie
2. Kwantificeren van de algen productie
3. Opname van nutriënten door algen
4. Vaststellen limiterende factor
5. Verkleinen van het ruimtebeslag
6. Verwijderen van algen uit het behandelde water

### 1.3 LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 wordt de opzet van de pilot besproken. De resultaten van fase 1 staan weergegeven in hoofdstuk 3 en de conclusies in hoofdstuk 4. Het rapport wordt afgesloten met hoofdstuk 5, waarin staat aangegeven welke onderzoeken er in fase 2 van het pilotonderzoek beoogd zijn.

# 2

## OPZET PILOT ONDERZOEK

In paragraaf 2.1 t/m 2.3 wordt achtereenvolgens de opzet van het onderzoek, de pilotopstelling en het meetprogramma behandeld.

### 2.1 OPZET ONDERZOEK

Voor dit onderzoek zijn twee bassins aangelegd volgens het model van een HRAP (High Rate Algae Pond). Beide bassins worden parallel aan elkaar bedreven. Één bassin is volgens het principe van een HRAP als chemostaat ontworpen. Dit is de blanco variant, die tijdens dit onderzoek als vergelijking dient ten opzichte van het andere algenvijver. De andere algenvijver is met exact dezelfde afmetingen ontworpen, alleen is hier een trommelfilter aan toegevoegd. Het eerste doel van het trommelfilter is om de geproduceerde algen te scheiden van het gezuiverde water. De afgescheiden algen worden vervolgens teruggevoerd naar de algenvijver. Het tweede doel van het filter is om een selectiemechanisme te introduceren voor de ontwikkeling van grotere algen. De verwachting is dat hierdoor de algen/waterscheiding op de trommel uiteindelijk steeds beter zal verlopen.

Bij dit onderzoek zijn het invoerdebiet en het niveau in de bassins de variabelen waarmee geregeld kan worden. In de eerste onderzoeksperiode is de invloed van de wijziging van het invoerdebiet op de nutriëntenverwijdering in de algenvijver onderzocht. De algen retour vanuit bassin 2 is constant terug gevoerd naar het bassin.

### 2.2 PILOT OPSTELLING

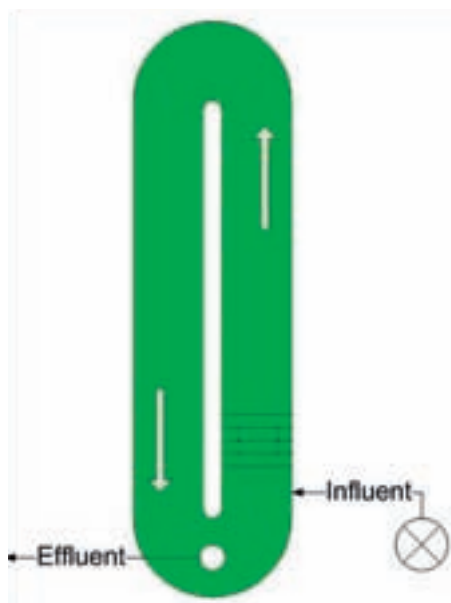
De pilot is geplaatst op een braakliggend stuk terrein op de RWZI Alkmaar. Het influent voor de pilot is het effluent van de RWZI, dat wordt onttrokken uit de effluent verzamelput net voor de overstort naar het oppervlaktewater. Vanuit deze verzamelput wordt het influent (effluent RWZI) verpompt naar een verzamelbuffer. Vanuit deze buffer worden via twee pompompen de beide bassins continue gevoed met een constant debiet. In Afbeelding 1 staan beide bassins weergegeven.

De bassins zijn gebouwd volgens het voorbeeld van een HRAP. Beide bassins hebben een oppervlakte van 112,5 m<sup>2</sup>. De diepte van de bassins kan worden gevarieerd tussen 20 en 50 cm. Tijdens de proefperiode is een constant niveau van 30 cm gehandhaafd. Beide bassins worden gemixt door een schoepenrad. Met het schoepenrad wordt een omloopsnelheid van 30 cm/s gecreëerd.

Om een logische volgorde in de uitleg van de bassins te krijgen wordt eerst bassin 1 uitgelegd. Dit bassin is een chemostaat reactor waarvoor geldt dat de hydraulische verblijftijd gelijk is aan de reciproke van de groeisnelheid van de algen. Alleen de algensoorten wiens groeisnelheid groter of gelijk is aan de verdunningssnelheid kunnen zich handhaven in dit bassin.

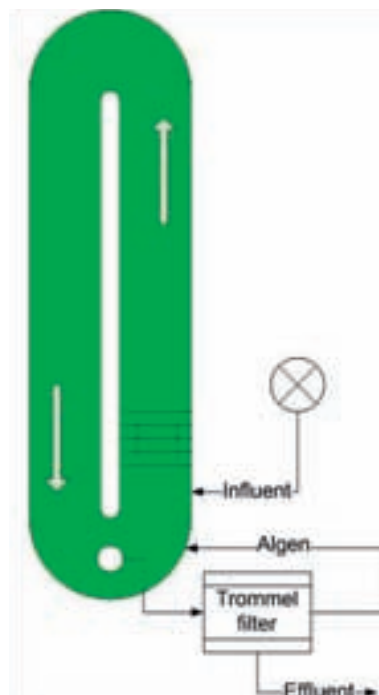
AFBEELDING 1

BASSIN 1: CHEMOSTAAT REACTOR



AFBEELDING 2

BASSIN 2: ALGEN SYSTEEM MET RETENTIE



Algenvijver 2 met algenretentie, is gelijk aan bassin 1, maar verschilt door de toevoeging van een trommelfilter, waarmee het algen/water mengsel dat overloopt uit het bassin gefilterd wordt en de alle afgefilterde algen weer teruggevoerd worden naar het bassin. Tijdens de proefperiode is er geen algenslib afgevoerd. Het water dat doorstroomt wordt geloosd. Het trommelfilter is uitgerust met een 40  $\mu\text{m}$  filterdoek.

## 2.3 MEETPLAN

Om de biologische werking van het systeem te beoordelen zijn het influent (effluent RWZI), het effluent en het water in de algenvijvers geanalyseerd.

### 2.3.1 GROEI CONDITIES ALGEN

Belangrijke parameters voor de groei van algen zijn pH,  $\text{CO}_2$ -gehalte, temperatuur en licht.

De pH, zuurstof en temperatuur worden in steekmonsters gemeten die rond 9 uur genomen worden uit beide bassins. Doordat algen alleen tijdens lichturen fotosynthetische omzettingen uit kunnen voeren, zijn op dat vroege tijdstip deze parameters het laagst. Gedurende de dag zullen de pH, zuurstofgehalte en temperatuur stijgen.

Voor informatie over de lichtenergie wordt de informatie van uurgemiddelden van het KNMI station op Schiphol gebruikt. Deze informatie is te vinden op de website van het KNMI<sup>2)</sup>. Er is gekozen voor luchthaven Schiphol als referentie omdat dit weerstation zich dichtbij Alkmaar bevindt maar in tegenstelling tot Haarlem minder invloed van de zee heeft. De zonne-energie is weergegeven als PAR (Photosynthetical Active Radiation). Dit is het gedeelte van het licht-spectrum dat gebruikt kan worden voor fotosynthese (ca. 45% van de totale zonne-energie).



### 2.3.2 ALGEN PRODUCTIE

Om de algenproductie in de pilot te kunnen volgen worden er zwevendestofanalyses uitgevoerd op 24-uurs monsters (tijdsproportionele) van het influent en het effluent van de pilot.

In de bassins kan het gehalte aan algen variëren. Daarom wordt ook in de bassins de zwevendestof concentratie gemeten. De steekmonsters worden vroeg in de ochtend genomen.

### 2.3.3 ALGEN POPULATIE

In de HRAP systemen is de algenpopulatie onderhevig aan sterke wisselingen. Tevens wordt verwacht dat er in bassin 2 een andere algenpopulatie zal ontstaan door de introductie van het trommelfilter. Om de algenpopulatie in beide bassins over de tijd te kunnen volgen worden microscopische analyses uitgevoerd. Hierbij zijn de veel voorkomende algen benoemd en gewaardeerd op voorkomen. Ook is er gekeken naar de aanwezigheid van hogere micro-organismen, vrije bacteriën, actiefslibstructuren en andere zaken die mogelijkterwijs opvallen.

### 2.3.4 NUTRIËNT VERWIJDERING

Gelijktijdig met de standaard bemonstering en monsteranalyses van de RWZI in Alkmaar wordt het effluent van de algenvijvers geanalyseerd op ammonium, nitraat en fosfaat. Het effluent van de zuivering is het influent van de algenvijver en daarom kunnen deze gegevens gebruikt worden voor de pilot.

Beide bassins worden tijdsproportioneel bemonsterd. In de praktijk is dit ook debietproportioneel, omdat de aanvoer nagenoeg constant is. In de verzamelde monsters wordt net als bij het effluent van de RWZI ammonium, nitraat en ortho-fosfaat gemeten. Afhankelijk van de analysefrequentie in de week zijn het 1 tot meerdaagse monsters.

Om te onderzoeken of het nutriëntengehalte in de geproduceerde algen varieert over de onderzoeksperiode en mogelijk verschilt per algenvijver worden in de effluentmonsters regelmatig de totaal-stikstof en totaal-fosfaat concentraties gemeten. Na correctie voor de opgeloste concentratie aan stikstof of fosfaat kan hierbij op basis van het zwevendestofgehalte de nutriëntenconcentratie in de algen worden berekend.

### 2.3.5 CZV

Omdat algen  $\text{CO}_2$  omzetten in biomassa neemt het CZV totaal in het water toe. Deze CZV kan ook weer in opgeloste vorm in de waterfase komen door predatie en afsterving. Om dit proces te volgen is  $\text{CZV}_{\text{opgelost}}$  en  $\text{CZV}_{\text{totaal}}$  gemeten in het influent en het effluent.

### 2.3.6 SAMENVATTING METINGEN

In Tabel 1 staat het meetschema weergegeven. Hierbij zijn de metingen van het influent gebaseerd op 24 uurmonsters, effluent op één tot meerdaagse monsters en de metingen in het bassin op steekmonsters in de ochtend.

2) [www.KNMI.nl](http://www.KNMI.nl)

TABEL 1

## MEETPROGRAMM

Parameters	Meetrage	Waar	Type monster
pH	1 - 10	influent/bassins	Steek
Temperatuur	0 - 40 °C	influent/bassins	Steek
O <sub>2</sub>	0 - 24 mg/l	influent/bassins	Steek
CZV totaal	100 - 2000 mg/l	influent/effluent	Verzamel
CZV gefilterd	0 - 150 mg/l	influent/effluent	Verzamel
NH <sub>4</sub>	0,015 - 2 mg-N/l	influent/effluent	Verzamel
NO <sub>3</sub>	0,23 - 13,5 mg-N/l	influent/effluent	Verzamel
P-Ortho	0,05 - 1,5 mg-P/l	influent/effluent	Verzamel
P-Totaal	2 - 20 mg-P/l	influent/effluent	Verzamel
N- Totaal	5 - 40 mg-N/l	influent/effluent	Verzamel
ZS	10 - 1000 mg/l	influent/effluent/bassins	Verzamel

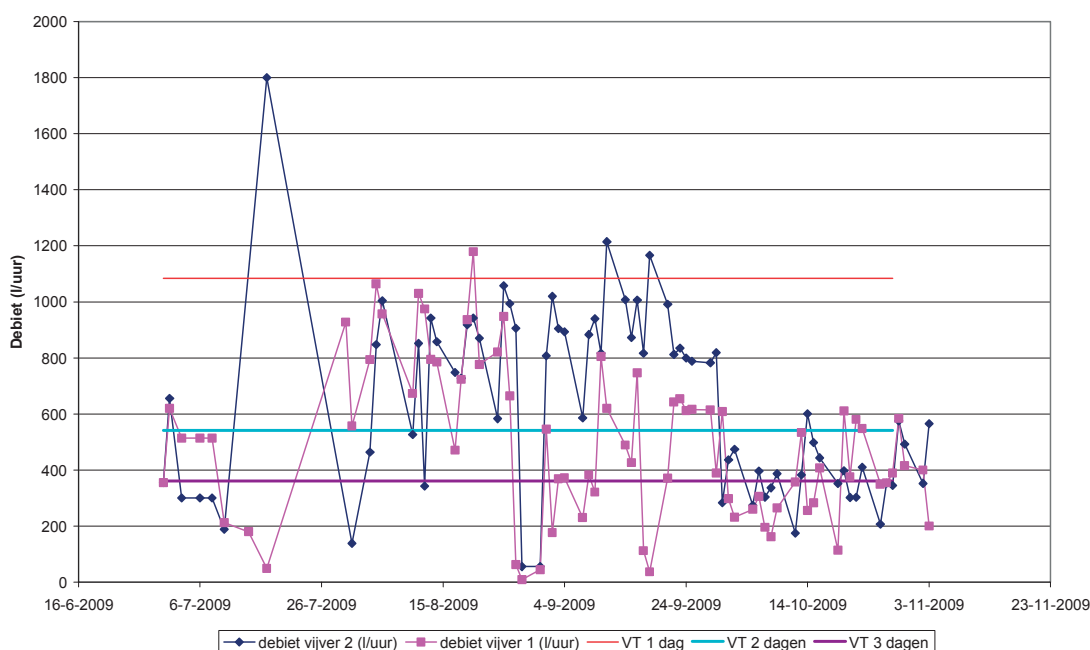
# 3

## RESULTATEN

### 3.1 INSTELLINGEN

#### 3.1.1 VOEDINGSDEBIET

AFBEELDING 2 INFLUENT DEBIET



In Afbeelding 2 is het aanvoerdebit van de beide bassins weergegeven. In de beginperiode (lopend tot 31 juli) hebben de debietmeters niet goed gefunctioneerd, waardoor de opgegeven waarden niet betrouwbaar zijn. Door de onbetrouwbaarheid van deze debietwaarden, kunnen de data tot 31 juli niet worden gebruikt voor vracht- en activiteitsberekeningen.

Na 31 juli werkten de debietmeters goed waardoor het debiet betrouwbaar ingesteld en gecontroleerd kon worden. Gedurende de maand september zijn er problemen geweest met de toevoer van bassin 1 waardoor het gemeten debiet lager was dan dat van bassin 2.

In Tabel 2 zijn de instellingen van het debiet samengevat.

TABEL 2 INSTELLINGEN DEBIET BASSIN 1 EN 2

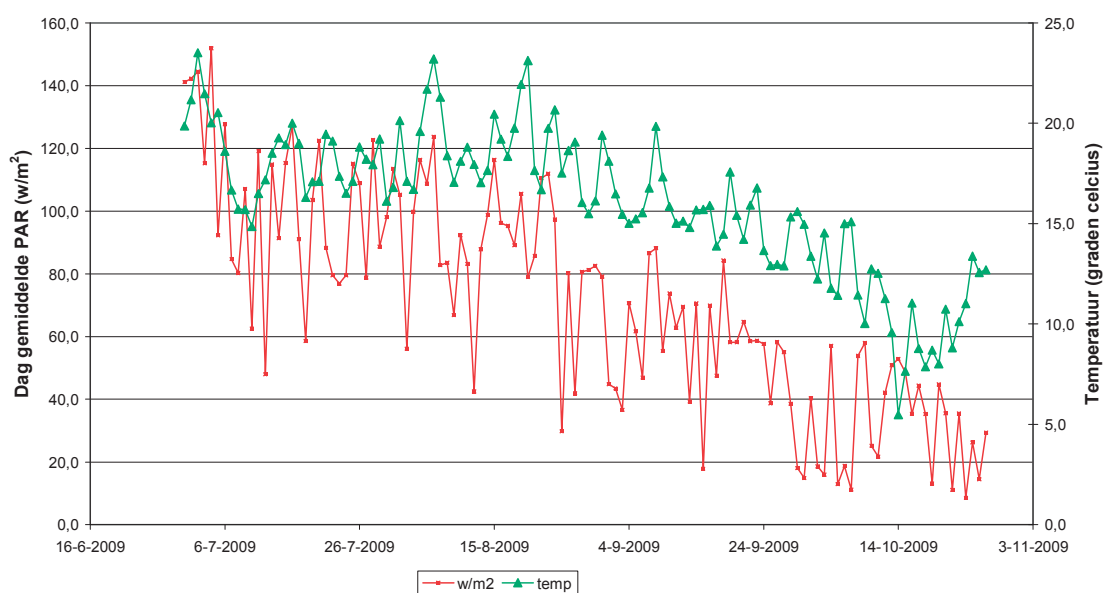
Periode	Bassin 1	Bassin 2
Opstart tot 28-7	550 l/uur	550 l/uur
Van 28-7 tot 30-9	1100 l/uur	1100 l/uur
Van 30-9 tot 30-10	400 l/uur	400 l/uur

### 3.2 GROEICONDITIES ALGEN

#### 3.2.1 ZONNE-ENERGIE EN TEMPERATUUR

In Afbeelding 3 staan de zonne-energie in PAR weergegeven en de temperatuur.

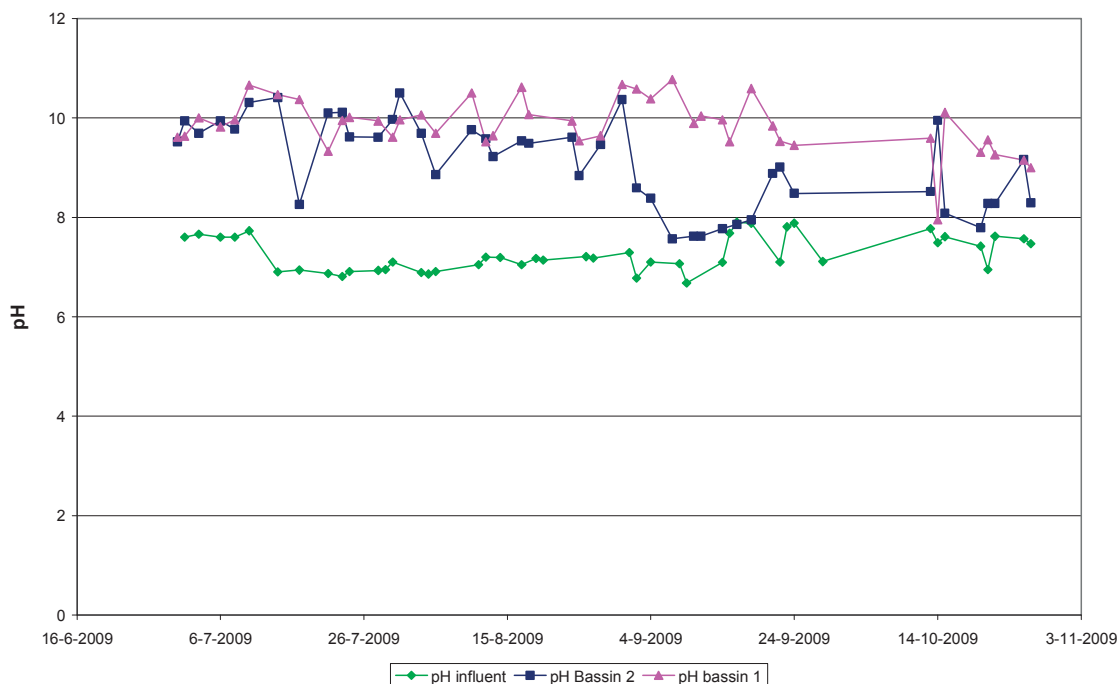
AFBEELDING 3 ZONNE-ENERGIE EN GEMIDDELDE DAG TEMPERATUUR (GEGEVENS VAN HET KNMI SCHIPHOL)



Afbeelding 3 maakt duidelijk dat vanaf de start van de proef de PAR geleidelijk afneemt. De gemiddelde temperatuur neemt vanaf september af. Dit zijn normale patronen voor Nederlandse omstandigheden.

## 3.2.2 PH

AFBEELDING 4 PH IN HET INFLUENT EN IN DE ALGENVIJVERS



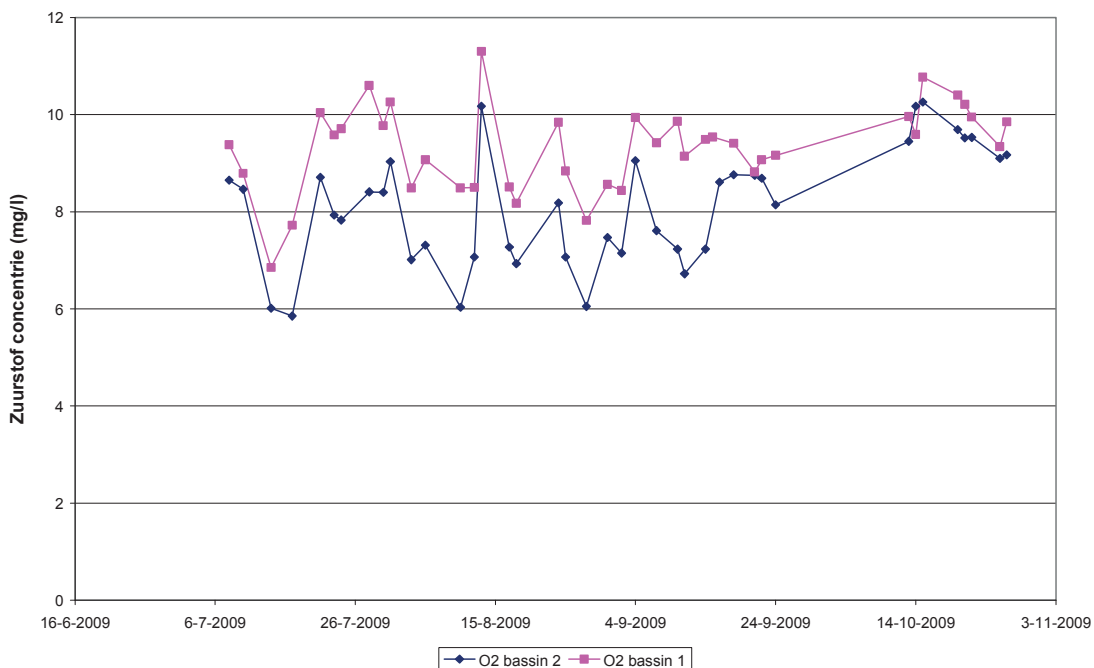
In Afbeelding 4 wordt de pH van het influent en de beide algenvijvers weergegeven. Hierbij gaat het om steekmonsters die in de ochtend genomen zijn. Duidelijk is te zien dat de pH in de bassins ca. 2 a 3 eenheden stijgt. Deze stijging komt doordat algen  $\text{CO}_2$  consumeren. Voor de interpretatie van deze pH gegevens is het belangrijk te weten dat de monsternamen in de ochtend wordt uitgevoerd. Vanwege het dag/nacht ritme van de algen zal de pH in de ochtend het laagst zijn en in de avond het hoogst. Later op de dag is een keer een pH van 11 gemeten. Uit de gegevens blijkt dat het pH verschil kleiner werd in de loop van de tijd tussen het influent en de bassins. Dit is het gevolg van een lagere activiteit van de algen als gevolg van een afname van de hoeveelheid zonne-energie.

Vanaf begin september is de pH in bassin 2 lager dan die van bassin 1. Gedurende de maand september is het voedingsdebiet naar bassin 2 hoger dan naar bassin 1. Dit heeft geresulteerd in een lagere pH in bassin 2. Daarnaast zou het verschil ook verklaard kunnen worden door een hogere algenconcentratie in bassin 2, waardoor er 's nachts meer hetrotrofe activiteiten plaatsvindt die resulteert in een sterke daling van de pH.

Niet uitgesloten kan worden dat er tijdens deze proefperiode ten tijde van hoge pH waarden er sprake is geweest van  $\text{CO}_2$  limitatie. Er zijn echter geen testen uitgevoerd om dit aan te tonen.

### 3.2.3 ZUURSTOF

AFBEELDING 5 ZUURSTOF GEHALTE



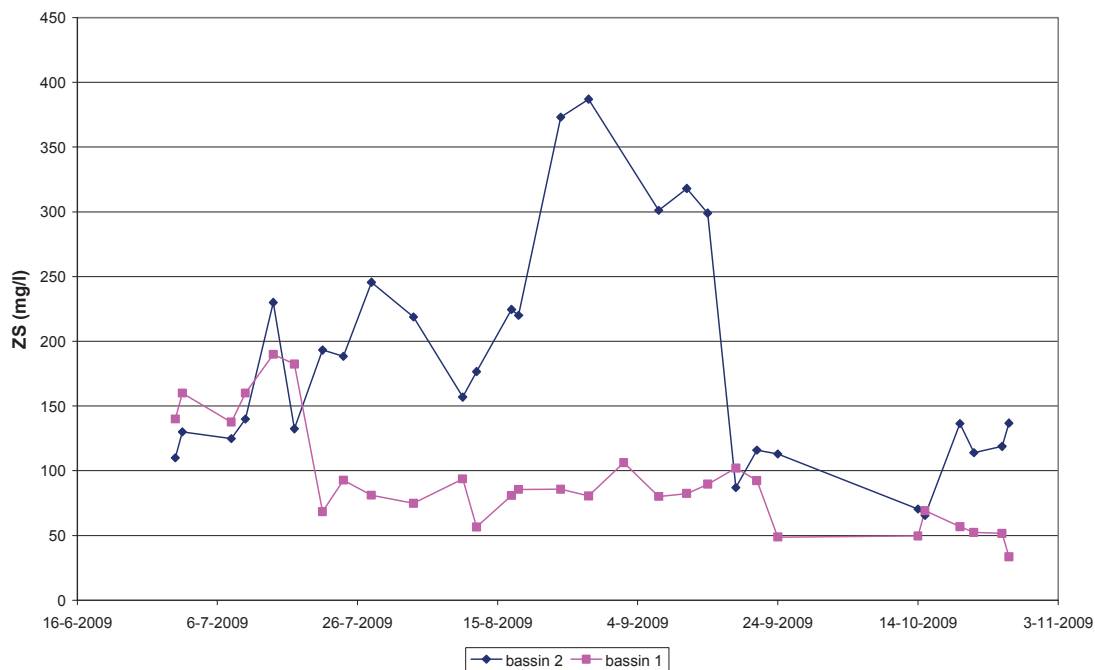
In Afbeelding 5 wordt het zuurstofgehalte weergegeven in de bassins. Ook hierbij gaat het om steekmonsters die in de ochtend zijn genomen. De waargenomen concentraties zijn iets lager dan de verzadigingsconcentratie van zuurstof in water. Er zijn ook metingen uitgevoerd in de middag waarbij concentraties van 22 mg/l of hoger zijn gemeten. Deze waarde zijn veel hoger dan de verzadigingsconcentratie van zuurstof in water.

Opvallend is dat in bassin 2 standaard een lager zuurstofgehalte wordt gemeten dan bassin 1. Net als bij de pH resultaten kan dit verklaard worden door een hogere nachtelijke heterotrofe activiteit.

### 3.3 ALGEN PRODUCTIE

#### 3.3.1 ALGENCONCENTRATIE BASSINS

AFBEELDING 6 ZWEVENDESTOFCONCENTRATIE BASSINS



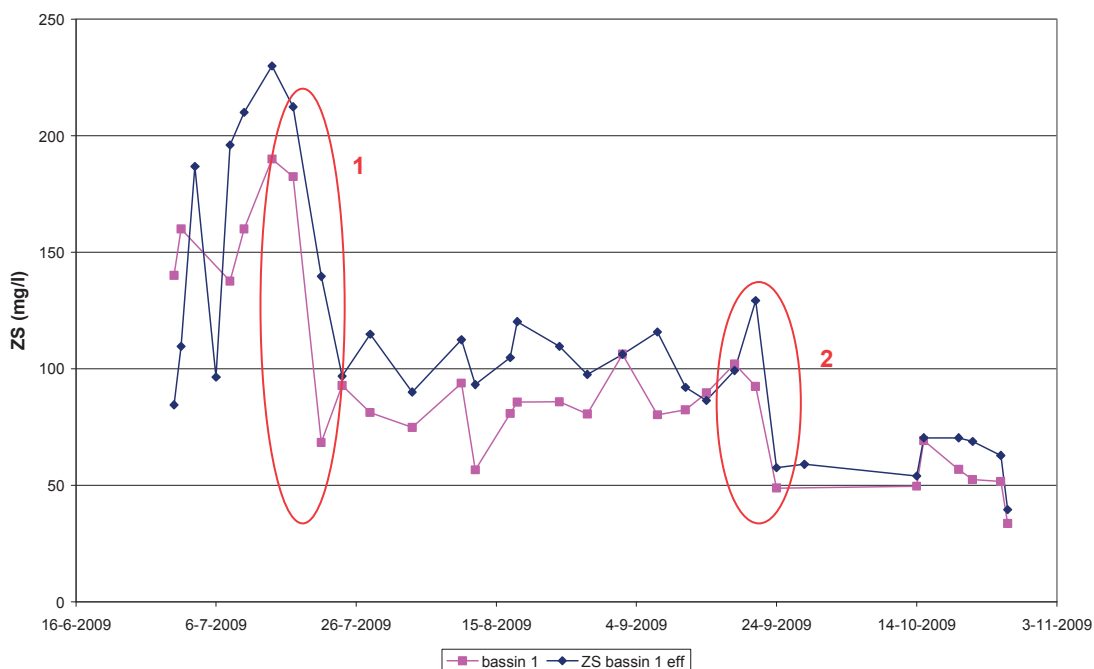
In Afbeelding 6 staan de zwevendestofconcentraties (ZS) in beide bassins weergegeven. Hieruit blijkt dat in de beginperiode de zwevendestofconcentraties in beide bassins nagenoeg gelijk zijn. Dit komt doordat gedurende deze periode het trommelfilter niet functioneerde.

Na 17 juli functioneerde het trommelfilter goed. Daarna neemt de ZS concentratie in bassin 2 geleidelijk toe. Door een calamiteit met het trommelfilter op 15-9 is dit verschil weer teniet gedaan. Vanaf 14 oktober functioneert het trommelfilter weer normaal, waarna de zwevendestof in bassin 2 ten opzichte van bassin 1 weer toeneemt.

### 3.3.2 BASSIN 1

#### 3.3.2.1 Zwevendestof bassin 1 en zwevendestof effluent

AFBEELDING 7 ZWEVENDESTOFCONCENTRATIE BASSIN 1 + EFFLUENT BASSIN



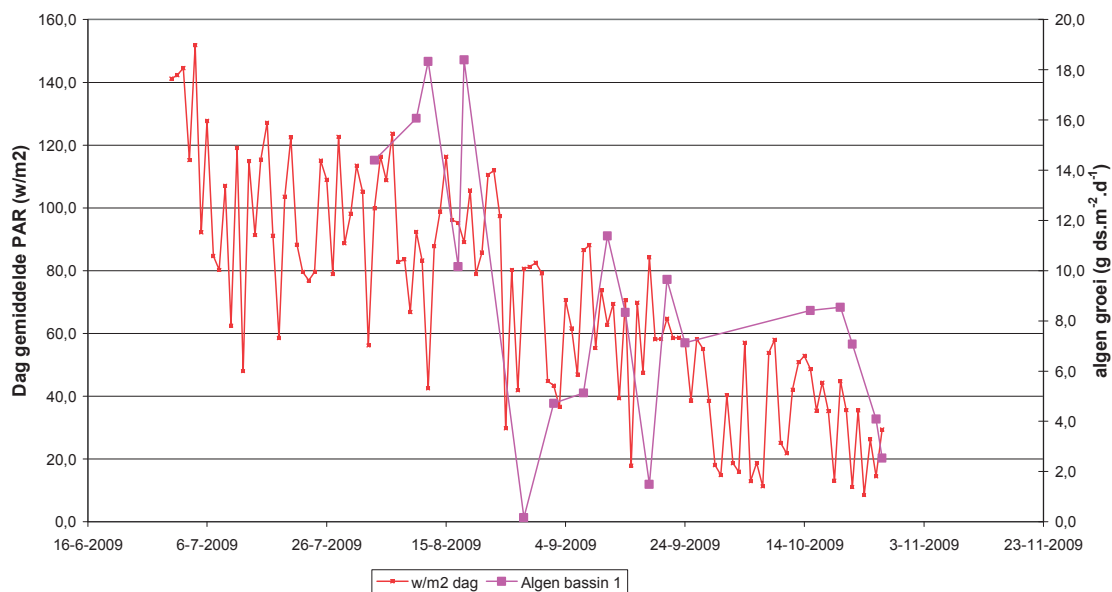
In Afbeelding 7 staan voor bassin 1 de zwevendestofconcentratie in het bassin en de zwevendestofconcentraties in het effluent weergegeven. Opvallend is dat de zwevendestofgehalten in het effluent vrijwel altijd hoger zijn dan in het bassin. Dit is terug te voeren op de manier waarop en het moment van monsternamen in de ochtend. De zwevendestofconcentratie in het effluent wordt gemeten in een 24 uren verzamelmonster, terwijl het zwevendestofgehalte in het bassin wordt gemeten in een steekmonster dat in de ochtend wordt genomen. Dit laatste monster zal na verwachting het laagste gehalte zwevendestof over een dag bevatten, omdat de algen in de nacht niet groeien en dan uitspoelen met het effluent.

Omdat bassin 1 uitgevoerd is als een chemostaat, is er een verband tussen het zwevendestofgehalte in het bassin, de groeisnelheid en het influentdebiet. Daarbij is ook duidelijk de invloed van het licht te zien. Bij situatie 1 in de grafiek, is het influent debiet verdubbeld. Dit heeft geresulteerd in een halvering van het zwevendestofgehalte in het bassin. Dit geeft aan dat de algenproductie ondanks de verdubbeling van het nutriëntenaanbod gelijk is gebleven. Bij situatie 2 (zie ook Afbeelding 8) halveert de PAR wat resulteert in een halvering van zwevendestofgehalte in het bassin. De algengroei in bassin 1 lijkt daarom net als in bassin 2 lichtgelimiteerd te zijn.



## 3.3.2.2 Algen groei bassin 1

AFBEELDING 8 ALGEN PRODUCTIE BASSIN 1

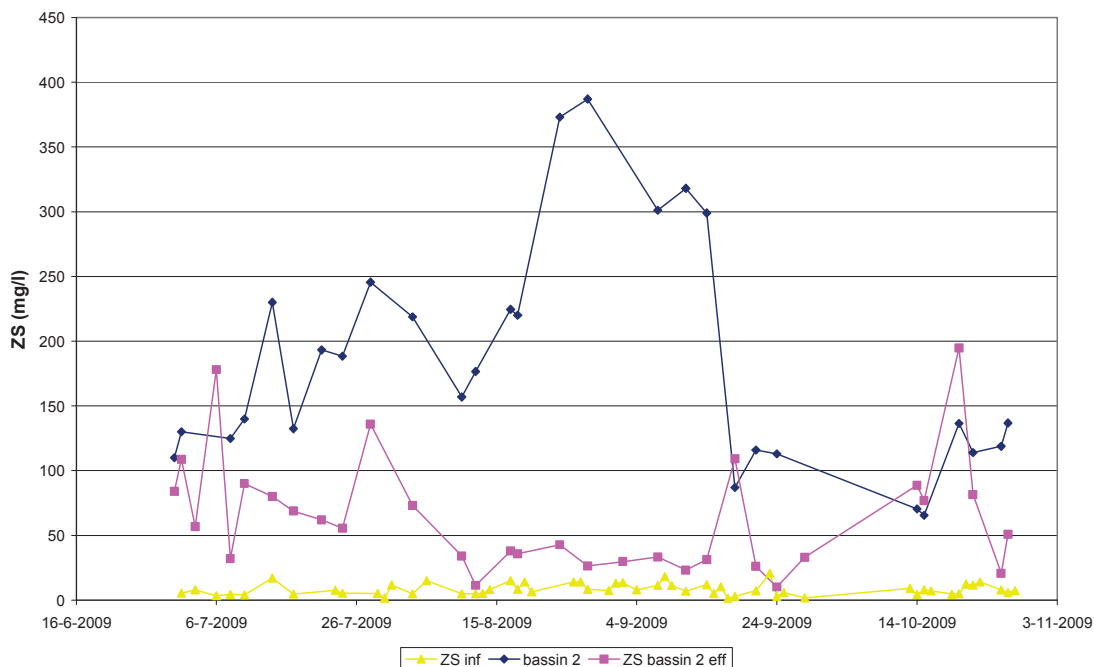


Uit Afbeelding 8 blijkt dat de algen productie dezelfde trend vertoont als de PAR. De waarde rond 28 augustus is afwijkend. De zeer lage algenproductie in deze periode wordt veroorzaakt door een tijdelijke stop van de voeding. Over de gehele periode is er gemiddeld een groei geweest van  $5,75 \cdot 10^{-3}$  gr DS/Wh PAR. Deze waarde ligt aanzienlijk hoger dan de  $3,125 \cdot 10^{-3}$  gr DS/Wh PAR van bassin 2.

### 3.3.3 BASSIN 2

#### 3.3.3.1 Zwevendestof bassin 2 en zwevendestof effluent

AFBEELDING 9 ZWEVENDESTOFCONCENTRATIE BASSINS 2 + EFFLUENT BASSIN 2



In Afbeelding 9 staan voor bassin 2 de zwevendestofconcentraties in het bassin en de zwevendestofconcentraties in het effluent weergegeven. Duidelijk zichtbaar is, dat het zwevendestofgehalte in het bassin significant hoger is dan in het effluent. Dit geeft aan dat het trommelfilter in staat is algenbiomassa te scheiden van het gezuiverde water en terug te voeren naar het bassin.

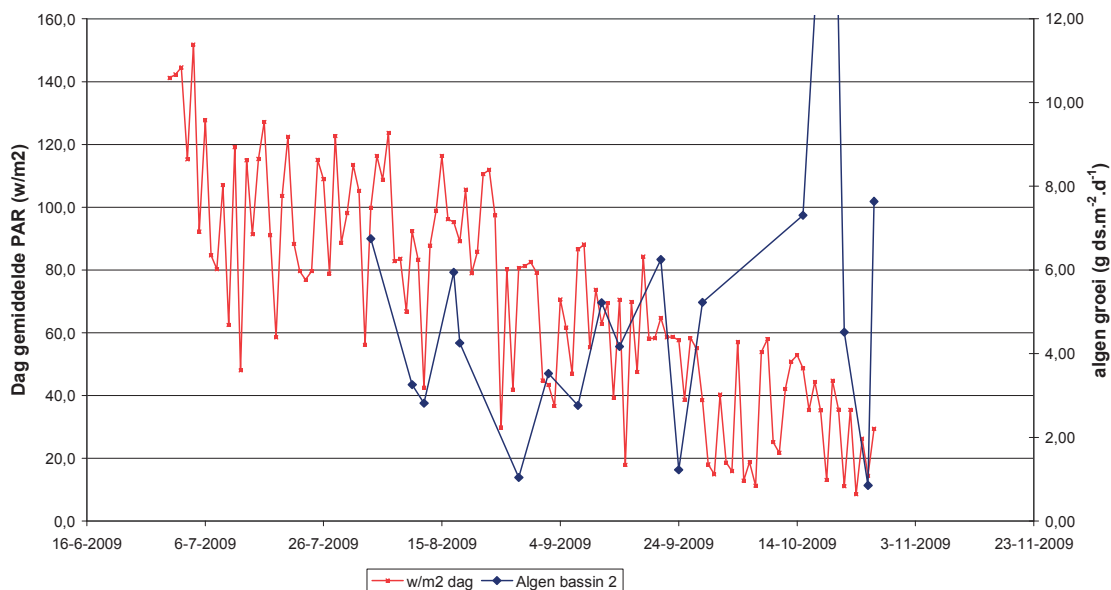
Vanaf 17 juli is het trommelfilter in bedrijf. Dit resulteert in een stijgende zwevendestofgehalte in het bassin. Daarnaast neemt het effluent zwevendestofgehalte gelijktijdig af tot half augustus waarna de concentratie gelijk blijft op waarden van 30 tot 40 mg/l. De dalende zwevendestofconcentratie in het effluent kan mogelijk verklaard worden doordat zich in bassin 2 een algenpopulatie ontwikkelt die beter van het gezuiverde afvalwater kan worden gescheiden. Doordat de samenstelling verandert richting algenkolonies met een grotere diameter zullen er minder algen worden uitgespoeld. Dit is ook terug te zien in de soortensamenstelling zie: 3.4 Algen populatie.

Alhoewel de zwevendestofgehaltenes in het effluent van bassin 2 in deze periode significant lager liggen dan die van bassin 1 ( $\pm 65\%$ ), zijn de waarden nog ver boven gangbare effluentnormen. Dit betekent dat de installatie van het trommelfilter nog niet het gewenste resultaat heeft bereikt.

Door een calamiteit met het trommelfilter na 15 september is de algenpopulatie van bassin 2 uitgespoeld. In de periode hierna blijft het trommelfilter slecht functioneren tot omstreeks 22 oktober. Daarna functioneert het trommelfilter weer goed. Dit is te zien aan de stijgende zwevendestofconcentratie in het bassin.

## 3.3.3.2 Algen groei bassin 2

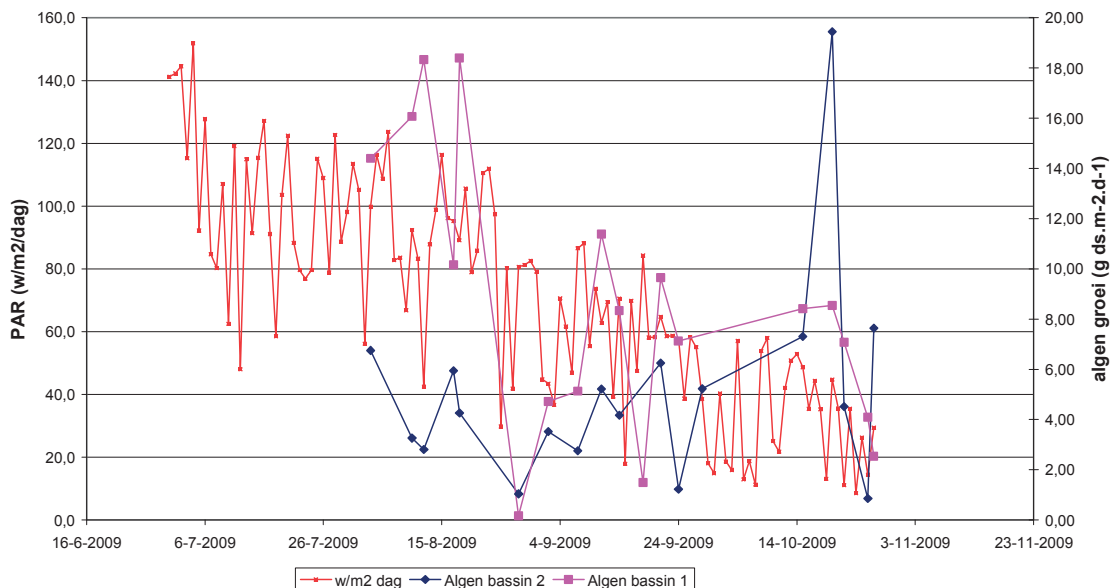
AFBEELDING 10 ALGEN PRODUCTIE



In Afbeelding 10 zijn de berekende waarden voor de algenproductie in bassin 2 en de PAR weergegeven. Tot eind september is er een duidelijke relatie tussen de PAR en de berekende algenproductie. Dit duidt erop dat de algenproductie in bassin 2 in deze periode voornamelijk wordt bepaald door het beschikbare licht. Een opvallend gegeven is dat de groeisnelheden na 24 september hoog zijn ondanks de lagere PAR. Over de gehele periode is er gemiddeld een groei geweest van  $3,125 \cdot 10^{-3}$  gr DS/Wh PAR

### 3.3.4 VERGELIJKING ALGENPRODUCTIE

AFBEELDING 11 ALGEN PRODUCTIE



Uit Afbeelding 11 blijkt dat de algenproductie van bassin 1 beduidend hoger is dan bassin 2. De algenproductie van bassins 1 (chemostaat) benadert met gemiddeld  $7,5 \text{ g ds.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  de praktijk waarde van  $8 \text{ g ds.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  voor algenproductie in Nederland. Voor een betere vergelijking dient de productie gerelateerd te worden aan de PAR-waarde. Immers hoe meer beschikbaar licht hoe meer alg geproduceerd kan worden. De gemiddelde productie per PAR is  $3,125 \cdot 10^{-3} \text{ gr DS/Wh PAR}$  voor bassin 2 en  $5,75 \cdot 10^{-3} \text{ gr DS/Wh PAR}$  voor bassin 1. De beide trends lopen wel parallel met elkaar en de PAR. Het verschil in algenproductie zou veroorzaakt kunnen worden door:

1. een hogere predatie en mineralisatie in bassin 1 als gevolg van de toegepaste algenretentie.
2. de aanwezigheid van een andere algenpopulatie

Uitgaande van Nederlandse condities waar met een gemiddelde PAR van  $53,6 \text{ w/m}^2$  en een gemiddelde algenproductie van  $8 \text{ g ds.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  gerekend kan worden, kan de gemiddelde productie per PAR bepaald worden op  $6,20 \cdot 10^{-3} \text{ gr DS/Wh PAR}$ . Met  $5,75 \cdot 10^{-3} \text{ gr DS/Wh PAR}$  ligt de productie in bassin 1 hier niet ver van af.

### 3.4 ALGENPOPULATIE

Om inzicht te krijgen hoe de algenpopulatie in de tijd verandert zijn er microscopische analyses uitgevoerd.

#### 3.4.1 BEPALING ALGENPOPULATIE

De monsters zijn microscopisch onderzocht. Er is gekeken naar het aandeel algen in vrije vorm en naar het aandeel algen die multicellulaire structuren vormen of onderling vlokken vormen. Daarnaast is gekeken naar de meest voorkomende algensoorten in de bassins. Deze algen werden gedetermineerd en beoordeeld op voorkomen. Hiervoor werd een schaal gebruikt van 1 tot 5 waarbij 1 niet tot nauwelijks voorkomend betekent en 5 zeer dominant. Naast algen is ook gekeken naar slibstructuren en naar hogere micro organismen. Deze zijn volgens dezelfde methodiek beoordeeld.

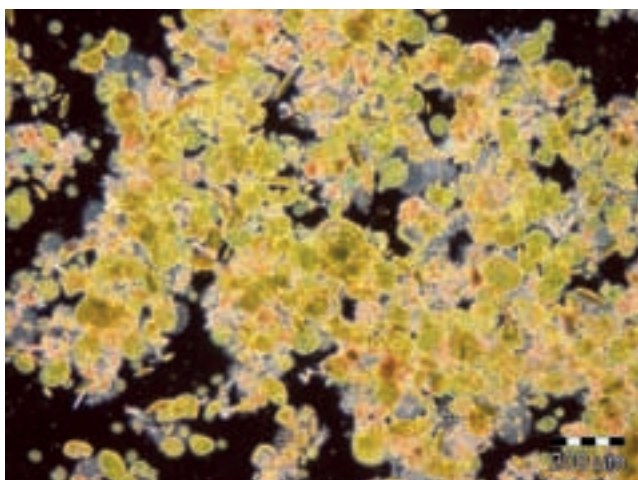
#### 3.4.2 ALGEMEEN RESULTAAT

##### 3.4.2.1 Vlokvorming algen

AFBEELDING 12 ALGENVLOKKEN VISUEEL



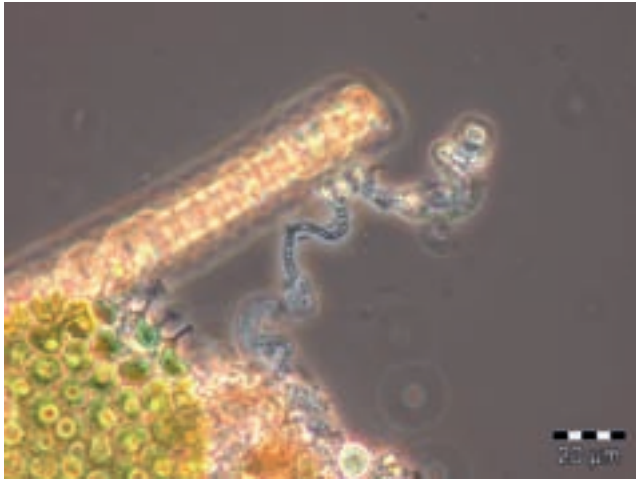
AFBEELDING 13 ALGENVLOKKEN ONDER DE MICROSCOOP



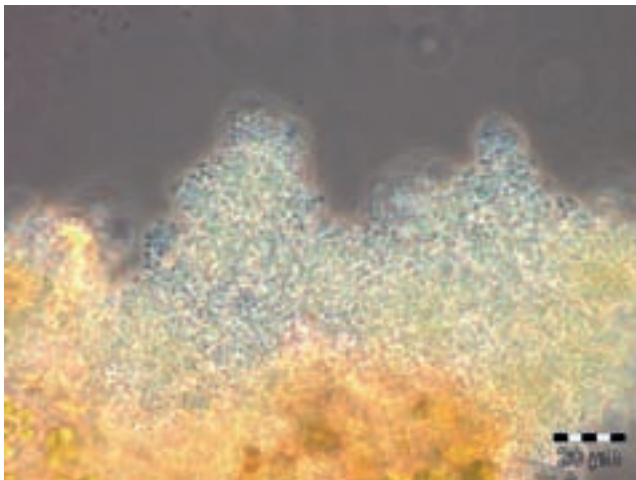
Vanaf het begin dat er algen in de bassins groeiden was te zien dat de algen zowel in vrije vorm als in vlokken aanwezig waren. In Afbeelding 12 en Afbeelding 13 is zichtbaar hoe dit visueel en ook microscopisch is waargenomen.

## 3.4.2.2 Actiefslibstructuren

AFBEELDING 14 DRAADVORMIGE BACTERIE AAN ALGENVLOK

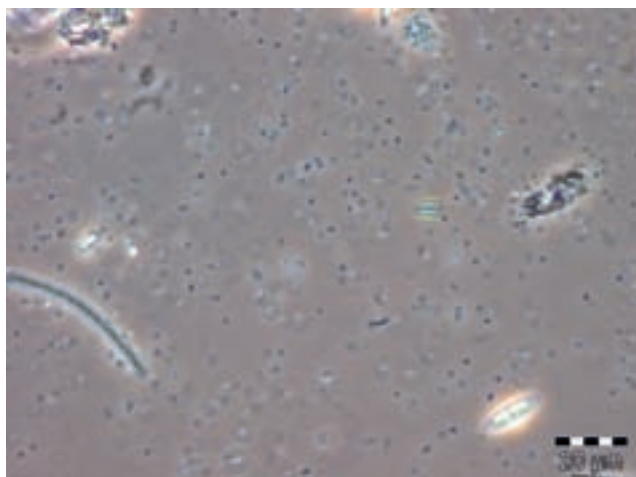


AFBEELDING 16 MONOCULTUREN AAN ALGENVLOK

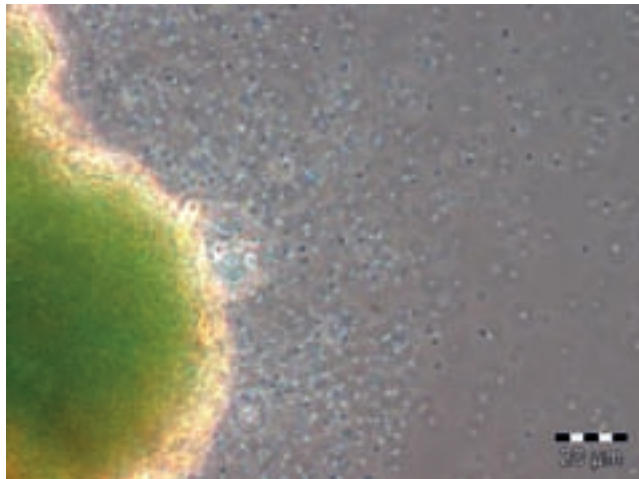


In Afbeelding 14 en in Afbeelding 16 zijn actief slibstructuren tussen de algen zichtbaar. Deze structuren zijn frequent aanwezig geweest. Afbeelding 17 en Afbeelding 18 zijn vrije bacteriën in de waterfase te zien.

AFBEELDING 17 VRIJE BACTERIËN IN DE WATERFASE



AFBEELDING 18 VRIJE BACTERIËN IN DE WATERFASE BIJ ALGENVLOK

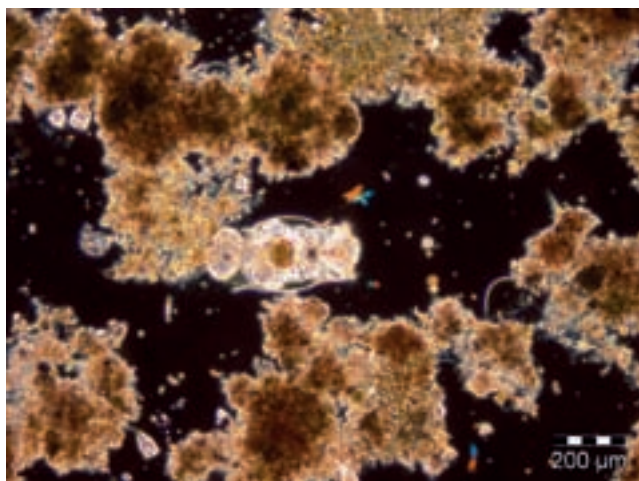


3.4.2.3 Predatie en afbraak

AFBEELDING 19 AMOEBE



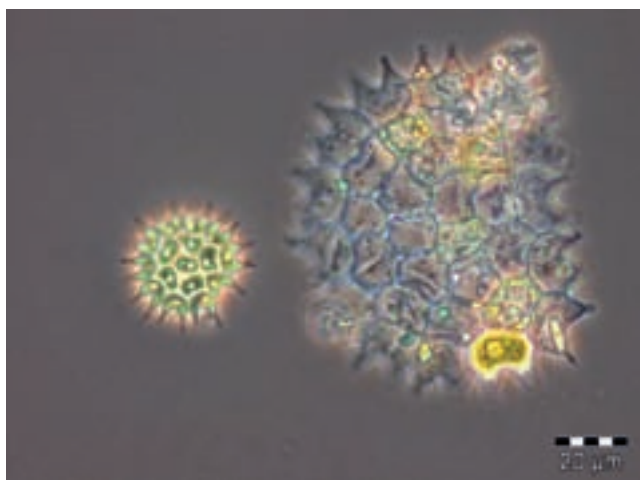
AFBEELDING 20 ROTIFEER



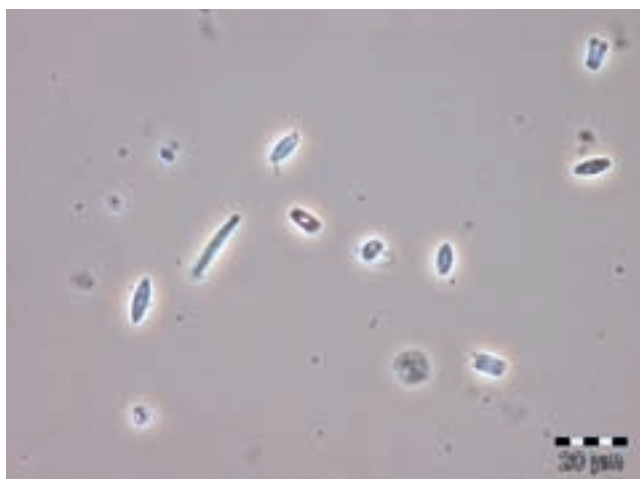
In Afbeelding 19 en Afbeelding 20 zijn een *amoebe* en een *Rotifeer* te zien. Deze organismen functioneren als predatoren van de algen. Andere predatoren die zijn waargenomen in de bassins zijn *sessiele ciliaten* en *Daphnia's*. Opvallend is dat er in bassin 2 meer predatoren aanwezig zijn dan in bassin 1. Met name de hoeveelheid *Daphnia's* was in bassin 2 groter. Een logische verklaring hiervoor is dat het trommelfilter van bassin 2 vrij zwemmende predatoren die groter zijn dan 40  $\mu\text{m}$  weer terugvoert.

Microscopisch zijn algen waargenomen waarvan alleen de celwand nog over was. Voorbeelden zijn zichtbaar in Afbeelding 21 en Afbeelding 22. Deze lege structuren kunnen het resultaat zijn van predatie of van biologische afbraak. Het voorkomen van deze structuren was hoger in bassin 2. Dit is te verklaren door de hogere algenleeftijd en het hogere aantal predatoren.

AFBEELDING 21 CELWAND STRUCTUUR VAN DE PEDIASTRUM



AFBEELDING 22 LEGE CELWANDEN VAN ALGEN





## 3.4.3 ALGENPOPULATIE BASSIN 1

TABEL 3 VLOK/VRIJE ALG VERHOUDING

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Algen in slib	95%	95%	99%	95%	95%	95%
Algen in waterfase	5%	5%	1%	5%	5%	5%

Zoals blijkt uit Tabel 3 is de vlok/vrije alg verhouding gedurende de periode constant gebleven. In Tabel 4 en Tabel 5 is te zien dat in bassin 1 een aantal wisselingen van algenpopulaties heeft plaatsgevonden. Er is begonnen met een grote variatie van verschillende algen. Daarna volgt een periode waarin de *Chlorella vulgaris* zeer dominant aanwezig is geweest. In het monster van 7 september werd er weer een gevarieerde algen populatie waargenomen, waarbij *Scenedesmus dimorphus* als meest dominant naar voren kwam. En bij de laatste analyse op 22 september is slechts één algensoort waargenomen in het monster en wel een ééncellige groene alg.

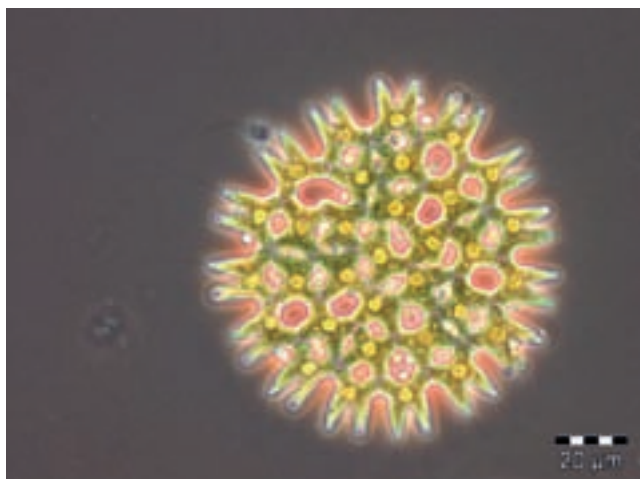
TABEL 4 ALGEN IN DE VLOK BASSIN 1

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadrigaudes</i>	3	1	1	1	1	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	3	1	1	1	3	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	4	1	1	1	1	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	4	5	5	5	1	0
<i>Nitzschia palea</i>	2	3	1	2	1	0
Draad alg	1	1	1	1	1	0
<i>Pediastrum</i>		2	0	1	1	0
Ééncellige groene alg					2	5

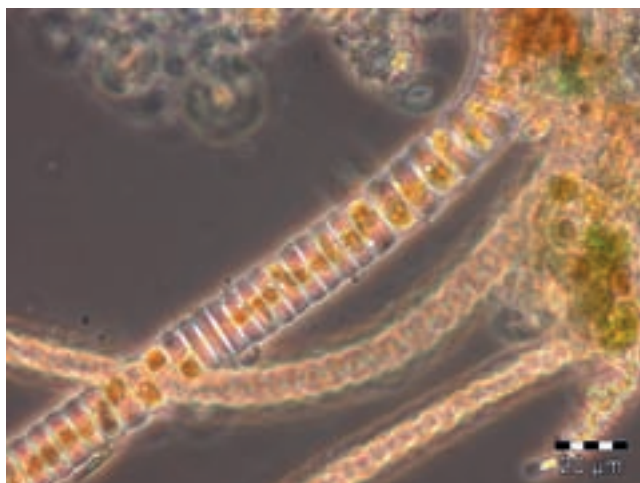
TABEL 5 ALGEN IN DE WATERFASE BASSIN 1

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadrigaudes</i>	2	2	2	2	1	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	2	3	2	2	3	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	2	1	0	1	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	0	4	2	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	4	4	1	2	0	0
Draad alg	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum</i>		2	2	2	1	0
Hogere micro organismen	4	2	1	2	1	0
<i>Sessiele ciliaten</i>				3	1	0
<i>Amoebe</i>				1	1	0
Ééncellige groene alg					2	5

AFBEELDING 23 CHLORELLA VULGARIS



AFBEELDING 24 1 CELLIGE GROENE ALG



### 3.4.4 ALGENPOPULATIE BASSIN 2

TABEL 6 VLOK/VRIJE ALG VERHOUDING BASSIN 2

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Algen in slib	98%	95%	85%	95%	nvt	80%
Algen in waterfase	2%	5%	15%	5%	nvt	20%

TABEL 7 VLOK/VRIJE ALG VERHOUDING ALGEN RETOUR TROMMELFILTER

Datum			15-7	4-8	7-9	22-9
Algen in slib	nvt	nvt	95%	95%	95%	95%
Algen in waterfase	nvt	nvt	5%	5%	5%	5%

Het merendeel van de algen is aanwezig in de vlok zoals blijkt uit Tabel 6. Er zijn 2 analyses waarbij het aandeel algen in de waterfase verhoogd was. Deze metingen zijn gedaan tijdens calamiteiten met het trommelfilter. In Tabel 7 is te zien dat de vlok/vrije alg verhouding in de algen retour vanuit het trommelfilter constant is gebleven.

TABEL 8 ALGEN IN VLOK BASSIN 2

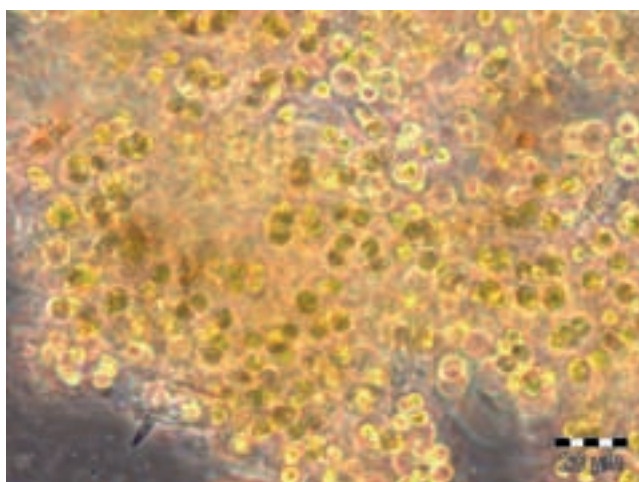
Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	3	3	3	0	2	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	3	1	1	0	0	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	4	1	1	0	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	4	5	4	2	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	2	1	3	2	0	2
Draad alg	1	2	2	1	2	2
<i>Pediastrum</i>		1	2	3	5	4

TABEL 9 ALGEN IN VLOK ALGEN RETOUR TROMMELFILTER

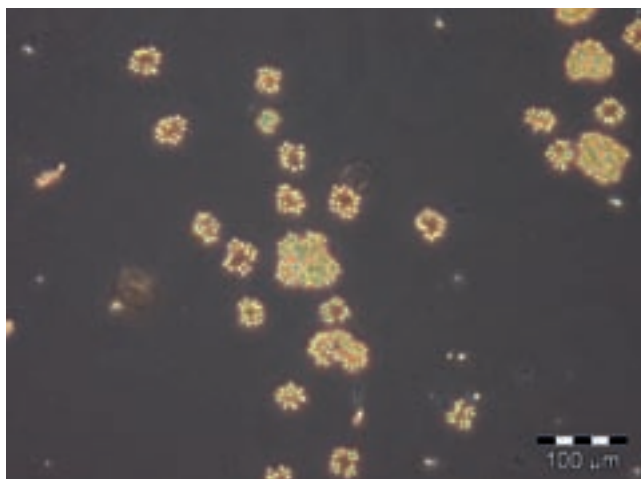
Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	nvt	nvt	4	0	1	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	nvt	nvt	1	0	0	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	nvt	nvt	1	0	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	nvt	nvt	3	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	nvt	nvt	3	2	1	1
Draad alg	nvt	nvt	2	1	2	4
<i>Pediastrum</i>	nvt	nvt	3	4	5	5

Zoals blijkt uit Tabel 8 en Tabel 9 begon de algenpopulatie met een variëteit van algen. Sinds dat het trommelfilter naar behoren functioneert (vanaf 17-7) is de populatie verschoven richting een bijna monocultuur van *Pediastrum*. Zoals blijkt uit Tabel 9 is de verschuiving richting *Pediastrum* eerder zichtbaar in de algen retour van het trommelfilter. De selectie van *Pediastrum* in bassin 2 is niet onverwacht aangezien dit één van de grotere algen is uit de populatie (> 40 µm poriegrootte filterdoek). Bij de laatste algenanalyse (22-9) is er een toename van draadalgen waargenomen (Tabel 9).

AFBEELDING 25 PEDIASTRUM



AFBEELDING 26 DRAADALG



Tabel 10 en Tabel 11 geven de ontwikkeling van de algensoorten in de waterfase van bassin 2 weer. Deze ontwikkeling is vergelijkbaar met de ontwikkeling van de algen in de vlokken.

Op basis van de selectie van *Pediastrum* in bassin 2 blijkt dat de selectie van grotere algen soorten met een trommelfilter werkt.

TABEL 10 ALGEN IN WATERFASE BASSIN 2

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	2	5	3	1	0	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	2	2	2	1	0	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	2	1	1	1	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	0	1	1	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	2	2	3	3	0	3
Draad alg	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum</i>		1	2	3	5	4
Hogere micro organismen	4	2	2	2	2	3
Sessiele ciliaten				2	1	1
Amoebe				2	1	1

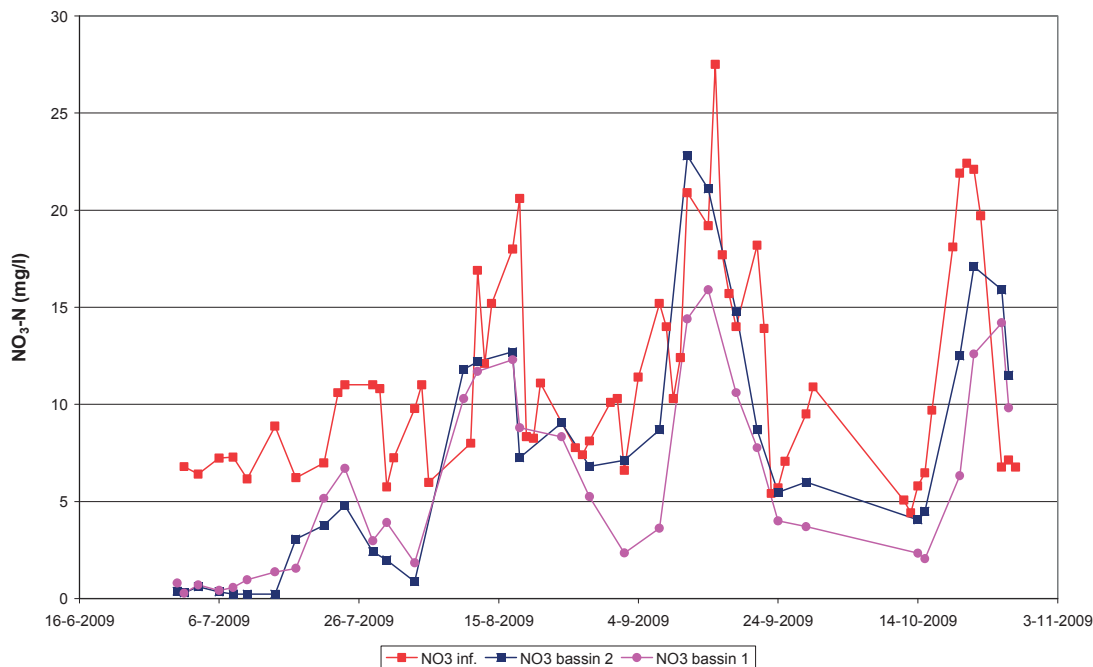
TABEL 11 ALGEN IN WATERFASE CENTRAAT TROMMELFILTER

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	1		3	1	0	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	1		2	1	0	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	0		1	1	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	0		2	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	3		2	2	1	1
Draad alg	0		0	0	0	4
<i>Pediastrum</i>			3	4	5	5
Hogere micro organismen	0		2	1	2	1
Sessiele ciliaten				1	1	1
Amoebe				1	1	1

### 3.5 NUTRIËNTENVERWIJDERING

#### 3.5.1 NITRAAT

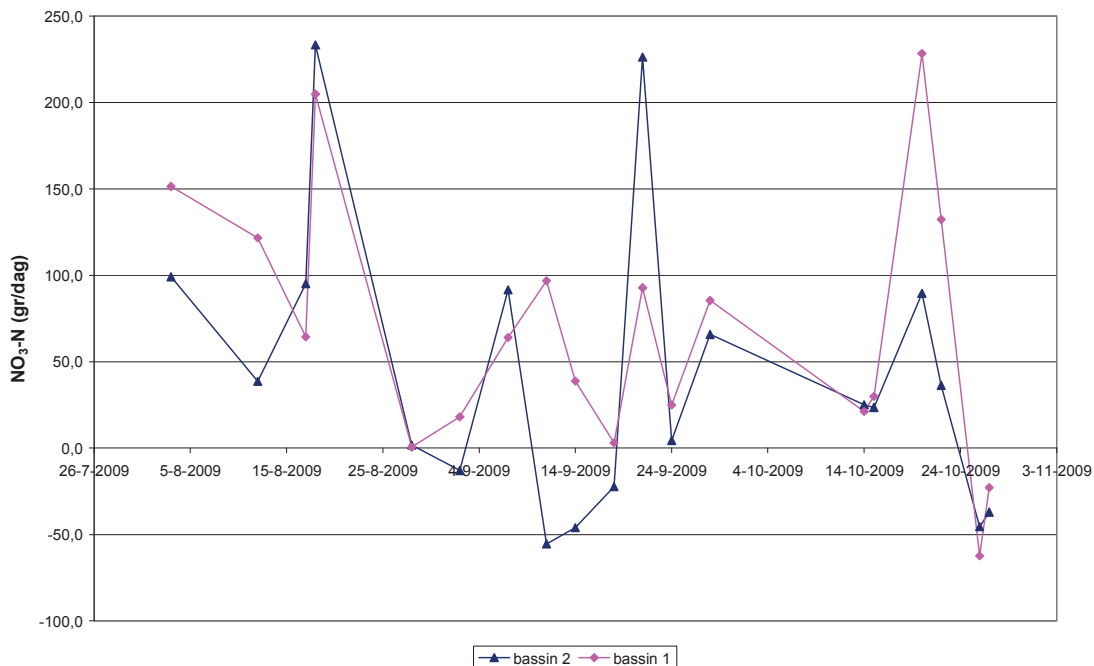
AFBEELDING 27 NITRAATCONCENTRATIES IN HET INFLUENT EN HET EFFLUENT VAN BEIDE BASSINS



In Afbeelding 27 zijn de nitraatconcentraties in beide bassins weergegeven. Hieruit blijkt, dat vanaf de opstart tot begin september de effluentwaarden van bassin 1 en 2 nagenoeg gelijk zijn. Na begin september treedt er een verschil op tussen de beide effluentwaarden.

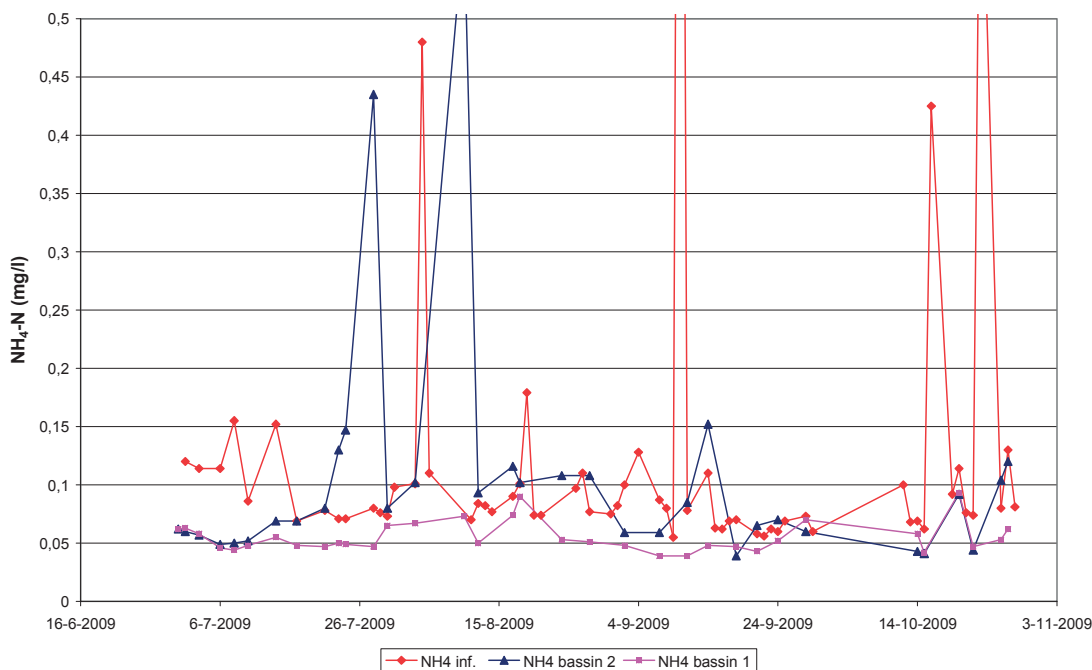
In Afbeelding 28 zijn de berekende verwijderde nitraatvrachten weergegeven. De grote schommelingen in deze figuur worden veroorzaakt door de nitraatpieken in het influent. Uit de afbeelding blijkt dat de verwijderde nitraatvracht in beide bassins over de gehele periode nagenoeg gelijk zijn.

AFBEELDING 28 VRACHT VERWIJDERING NITRAAT



### 3.5.2 AMMONIUM

AFBEELDING 29 AMMONIUMCONCENTRATIE IN HET INFLUENT EN HET EFFLUENT VAN BEIDE BASSINS

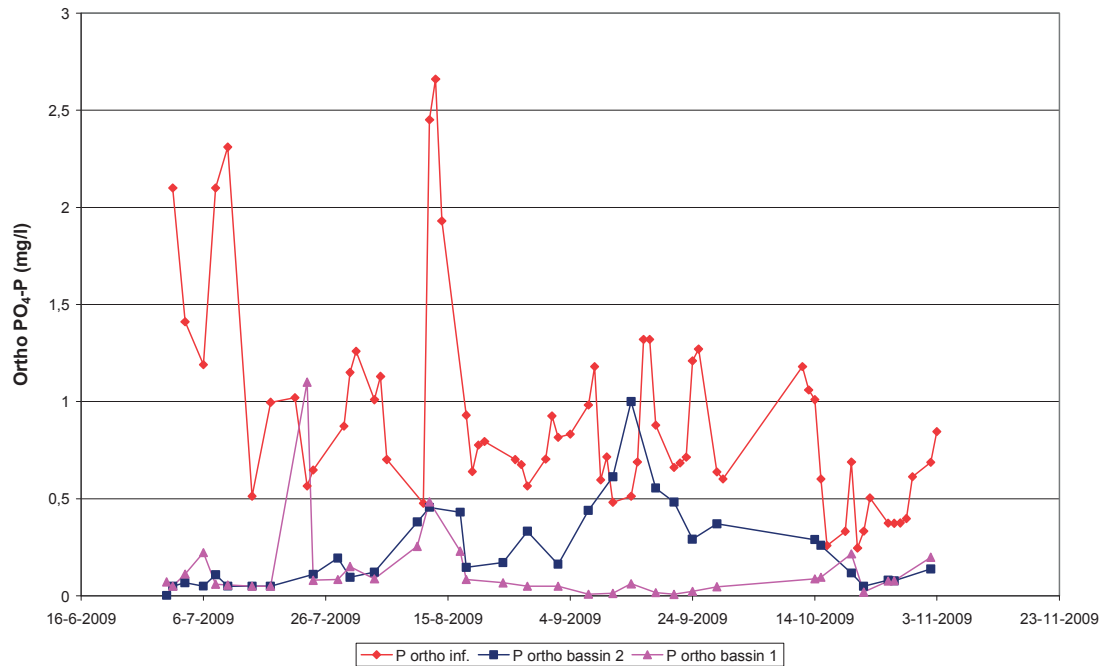


In Afbeelding 29 zijn de resultaten van de  $\text{NH}_4\text{-N}$  analyses weergegeven. Ondanks de lage concentratie, waarin ammonium in het influent voorkomt, is toch sprake van verwijdering. In bassin 1 wordt constant ca. 30% verwijderd. In bassin 2 worden zeer wisselende en zelfs negatieve rendementen gehaald. Deze negatieve rendementen kunnen worden verklaard door

afbraak en/of predatie van de algen in bassin 2. Beide processen zijn indirect het gevolg van de aanwezigheid van het trommelfilter in bassin 2, waardoor de gemiddelde algenverblijftijd toeneemt en predatoren van algen door het trommelfilter in het systeem worden gehouden.

### 3.5.3 ORTHO-FOSFAAT

AFBEELDING 30 ORTHO-FOSFAATGEHALTE IN HET INFLUENT EN EFFLUENT



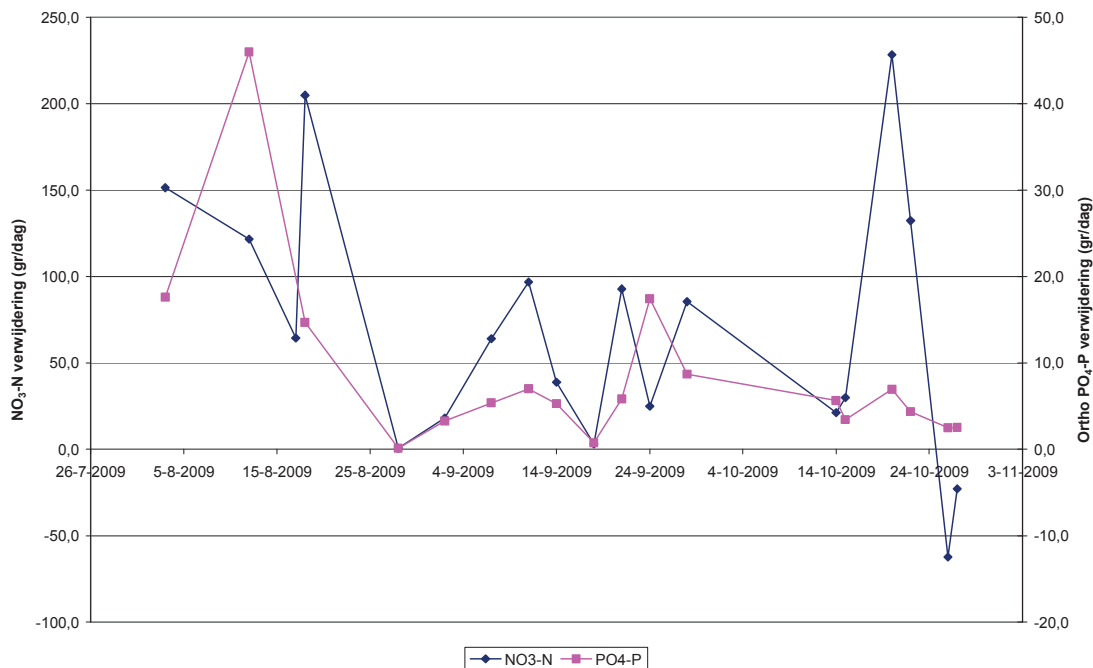
In Afbeelding 30 zijn de ortho-fosfaat concentraties van het influent en het effluent weergegeven. In de beginperiode (tot 12 augustus) blijven de effluentconcentraties van fosfaat in bassin 1 en 2 gelijk. Nadat het influentdebiet van de beide bassins verdubbeld werd op 28 juli, neemt de ortho-fosfaat concentratie in het effluent nauwelijks toe. Dit betekent dat de totaal verwijderde vracht ortho-fosfaat verdubbelt. Opmerkelijk is dat in deze periode de algenproductie gelijk blijft. Dit zou er op kunnen duiden dat:

- A: De algen in deze periode hogere concentraties fosfaat kunnen opnemen
- B: Er naast biologische opname van ortho-fosfaat ook chemische verwijdering van ortho-fosfaat door bijvoorbeeld vorming van calciumfosfaat

In de periode van 2 september tot 30 september is er een groot verschil ontstaan in het voedingsdebiet tussen bassin 1 en 2. Dit wordt ook weergegeven in de effluent resultaten. Aan het einde van de onderzoeksperiode zijn de ortho-P gehalten in het effluent weer gelijk.

## 3.5.4 NUTRIËNT VERHOUDING VERWIJDERD

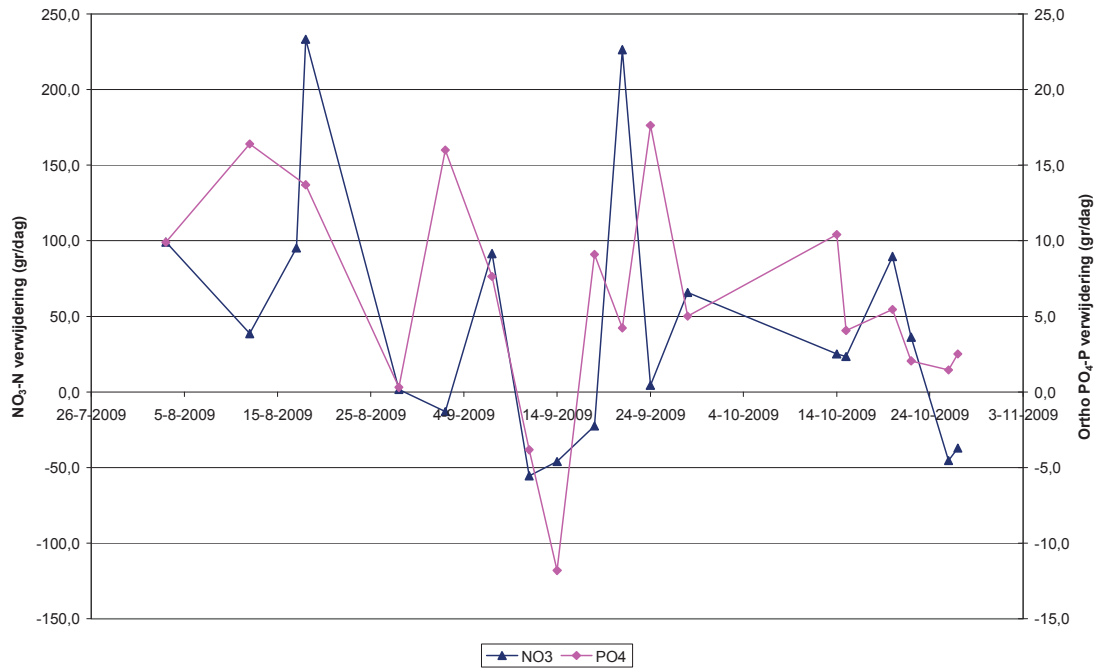
AFBEELDING 31 NITRAAT EN ORTHO- FOSFAAT VERWIJDERING IN BASSIN 1



Afbeelding 31 blijkt dat de verhouding tussen de nutriënten verwijdering in bassin 1 constant is met uitzondering van 2 punten rondom half augustus, waarbij in verhouding veel fosfaat is verwijderd. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de fosfaatconcentratie van bassin 1 vrijwel de gehele periode lager dan 0,1 mg-P/l is geweest. Uit Afbeelding 31 blijkt dat bij bassin 2 meer pieken zichtbaar zijn waarbij er in verhouding veel fosfaat is verwijderd. Samen met de hoge pH wijst dit op chemische precipitatie van fosfaat.

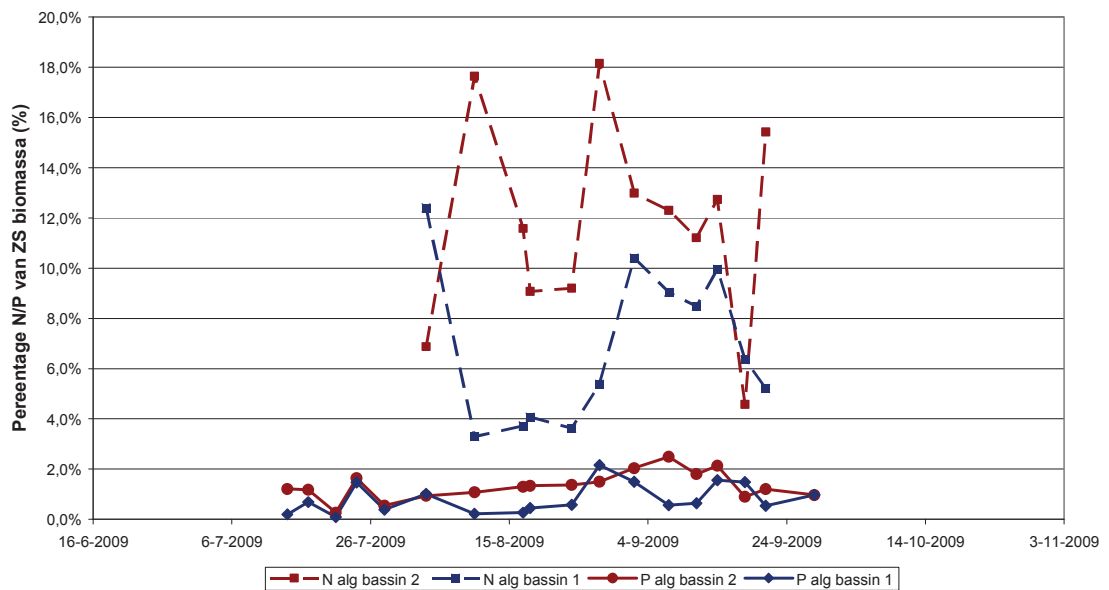


AFBEELDING 32 NITRAAT EN ORTHO FOSFAAT VERWIJDERING BASSIN 2



### 3.5.5 N EN P CONCENTRATIE IN DE ALG

AFBEELDING 33 N EN P GEHALTEN IN ALG



In Afbeelding 33 zijn de N en P gehalten in de alg uitgezet. Gedurende de periode van 14 juli tot 28 september is het fosfaatgehalte van de alg gemeten en van 3 augustus tot 21 september is ook het stikstof gehalte van de alg gemeten. Opvallend aan de fosfaatmetingen is dat in de eerste periode de fosfaat concentraties nagenoeg gelijk zijn maar na het goed functioneren van het trommelfilter ontstaat een verschil waarbij de alg uit bassin 2 meer P bevat. Ook bij de metingen van stikstof bevat de alg uit bassin 2 meer stikstof. De gemeten waarden geven geen aanleiding te vermoeden dat er sprake is geweest van N of P limitatie. In Tabel 12 staan de gemiddelde concentraties:

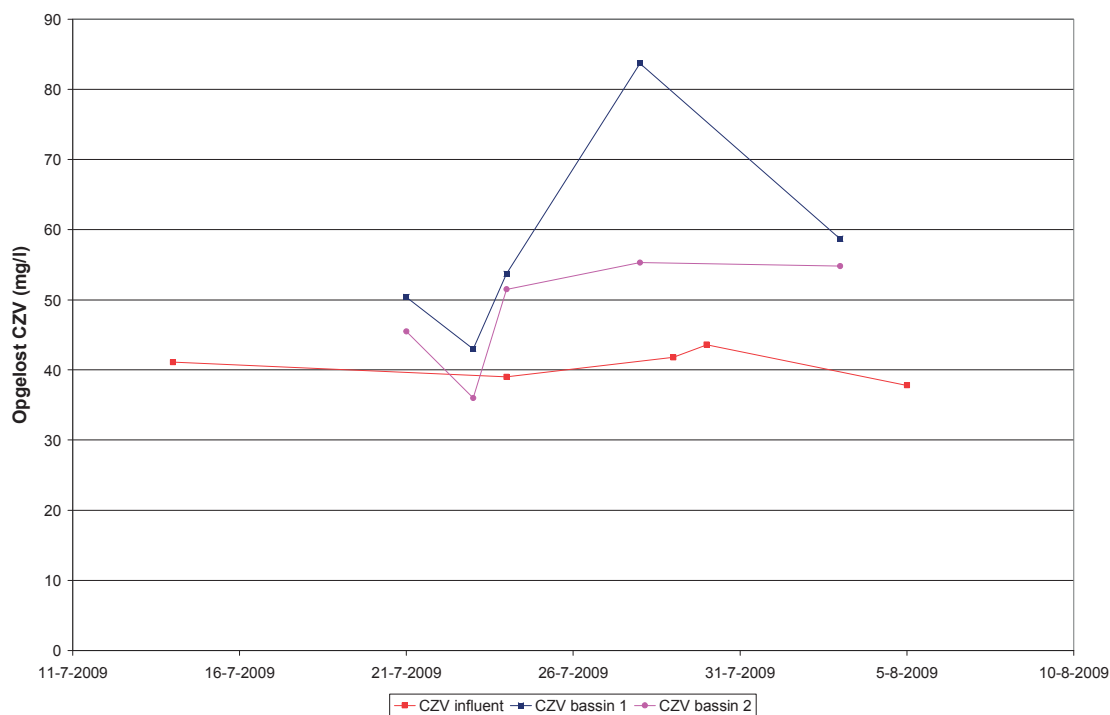
TABEL 12

GEMIDDELTE N EN P ALG

	N (%)	P (%)
Bassin 1	6,8	0,8
Bassin 2	11,8	1,3

### 3.5.6 CZV

AFBEELDING 34 CZV CONCENTRATIE IN HET INFLUENT EN EFFLUENT



In Afbeelding 34 staan de opgeloste CZV concentraties in het influent en effluent. Opvallend is dat de influent concentratie lager is dan de effluentconcentratie. Het ontstaan van meer opgelost CZV in het water komt vermoedelijk door afbraak en predatie.

# 4

## CONCLUSIES

Bij de RWZI Alkmaar zijn een tweetal algenvijvers (bassins) gerealiseerd.

**Bassin 1:** Chemostaat reactor. Alleen de algensoorten wiens groeisnelheid groter of gelijk is aan de hydraulische verblijftijd kunnen zich handhaven in dit bassin.

**Bassin 2:** Algenvijver met retentie. De algen worden middels een trommelfilter uit het effluent van de algenvijver gehaald en (deels) weer teruggeleid in de algenvijver.

Al snel na de opstart van de algenvijvers is autoflocculatie waargenomen. Voor een nageschaald alg/water scheidingsproces kan dit proces grote voordelen bieden.

De soortensamenstelling van de algenpopulaties in beide bassins laat een verschillend verloop zien tijdens de onderzoeksperiode. Het verschil in algenpopulatie wordt veroorzaakt door het gebruik van een trommelfilter in bassin 2. Geconcludeerd kan worden dat het beoogde selectiemechanisme voor het stimuleren van grotere algensoorten, die door een filterdoek kunnen worden tegengehouden, zoals de kolonievormende alg *Pediastrum* en een draadalgal, succesvol is gebleken.

Door het trommelfilter konden predatoren van algen, zoals *Rotiferen* en *Daphnia's*, zich in bassin 2 handhaven, terwijl hun aantal in bassin 1 sterk lager lag. De invloed van deze predatiefactor kan mogelijk verminderd worden wanneer het trommelfilter vervangen wordt door een bezinktank.

De algenproductie laat een duidelijke afhankelijkheid zien van de hoeveelheid beschikbaar licht. Dit is te zien aan de gelijk lopende trend tussen productie en PAR (Photosynthetic Active Radiation, beschikbaar licht) in beide bassins. Daarentegen neemt de algenproductie niet toe wanneer het influent debiet (en daarmee het aanbod nutriënten voor de groei) wordt verdubbeld. Wanneer in de loop van het onderzoek het beschikbare licht halveert, halveert ook de algenproductie in beide bassins. Geconcludeerd kan worden dat licht de limiterende factor is voor de groei in beide bassins.

De algenproductie worden uitgedrukt als hoeveelheid alg per hoeveelheid zonne-energie. Voor bassin 1 (chemostaat) is dit  $5,75 \cdot 10^{-3}$  gr DS/Wh PAR. Een praktijk waarde hiervan voor algenproductie in Nederland is  $6,208 \cdot 10^{-3}$  gr DS/Wh PAR. Dit betekent dat de groeicondities in bassin 1 bijna optimaal zijn geweest.

De beoogde verhoogde algenproductie in bassin 2 (en daarmee een verhoogde N- en P- verwijderingscapaciteit) door de installatie van een trommelfilter is niet bereikt. Uitgedrukt als slibproductie per PAR is de algenproductie in bassin 2 ongeveer de helft lager. De lagere

algenproductie in bassin 2 kan het resultaat zijn van een andere algenpopulatie. De verwachting is echter dat de verhoogde predatiefactor en de hogere verblijftijd van de algen in bassin 2 tot een afname van de algen heeft geleid.

De installatie van het trommelfilter (bassin 2) heeft niet tot een verbeterde nutriënten verwijdering geleid. De N en P gehalten van de algen in bassin 2 zijn weliswaar veel hoger dan die in bassin 1, echter doordat de algenproductie van bassin 1 lager is, is de totale nutriëntenverwijdering van beide ongeveer gelijk gebleken.

In het influent van de zuivering zijn geregeld pieken van fosfaat geweest. Opvallend is dat deze pieken niet altijd tot hogere fosfaat concentraties in het effluent van de algenbassins hebben geleid. Ook bij de verhoging van het debiet in de beginperiode werd geen toename van de effluent P-concentratie waargenomen. Kennelijk kan er onder condities van lichtlimitatie extra P worden verwijderd in de algenbassins. Dit verschijnsel werd niet waargenomen bij  $\text{NO}_3$  en  $\text{NH}_4$ . Vermoed wordt dat naast een biologische P-opname er ook een chemische precipitatie plaats vindt van P. De hoge pH (10-11) en de lage  $\text{CO}_2$  spanning maakt neerslag van Calciumfosfaat mogelijk.

De huidige resultaten van het trommelfilter zijn onvoldoende om aan de effluent eisen van RWZI's te voldoen. Om aan de effluenteisen te kunnen voldoen kan een test uitgevoerd worden met een trommelfilter met een kleinere poriëndiameter.

# 5

## SUGGESTIES VOOR VERVOLGONDERZOEK

### 5.1 NUTRIËNTENVERWIJDERING

Het onderzoek naar nutriëntenverwijdering door algen zal worden gefocust op drie tal deelonderwerpen. Deze deelonderwerpen zijn ontstaan vanuit vragen binnen het pilotonderzoek of vanuit informatie van de andere deelonderzoeken.

#### 5.1.1 VARIËREN VAN DE WATERDIEPTE IN DE BASSINS

Met betrekking tot nutriëntenverwijdering is in de deelonderzoeken, van labtesten en modelstudie, naar voren gekomen dat door het variëren van de waterdiepte de algenproductie verhoogd kan worden. In het vervolgonderzoek zal onderzocht worden in welke mate de nutriëntverwijderingscapaciteit door het verhogen van de waterdiepte in de bassins kan worden verbeterd.

#### 5.1.2 DAG EN NACHT RITME

Algen zijn organismen die gebruik maken van zonlicht voor groei. Bij het wegblijven van zonlicht kan dit proces niet plaatsvinden wat gevolgen heeft voor de nutriëntenverwijdering. Onder nachtcondities spelen mogelijk anderszins andere processen zich af zoals hetrotrofe afbraak. Inzicht krijgen in deze dag en nacht ritmes van algen zal helpen de bedrijfsvoering van algen bassins te optimaliseren. Dit zou bijvoorbeeld kunnen resulteren in een bedrijfsvoering waarbij de algenbassins aan het einde van de dag worden afgelaten. Bij het vervolgonderzoek zullen door middel van 24 uursmetingen en kleine proefopzetten de dag en nacht ritmen worden onderzocht.

#### 5.1.3 CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

Uit het pilotonderzoek zijn indicaties gevonden voor chemische precipitatie van fosfaat. Chemische precipitatie van fosfaat biedt mogelijkheden voor het verkleinen van het ruimtebeslag. In het vervolg onderzoek zal worden onderzocht of dit proces daadwerkelijk plaats vindt en hoe dit proces optimaal benut/toegepast kan worden.

### 5.2 ALGEN VERWIJDERING

Om nutriënten te verwijderen is het nodig om de algen uit het behandelde water te verwijderen. In het vervolg onderzoek zal naast filtratie ook de mogelijkheden van bezinking onderzocht worden.

#### 5.2.1 BEZINKSTAP

Tijdens het pilotonderzoek is waargenomen dat er autoflocculatie optreedt waardoor de algen vlokken vormen die goed bezinken. Dit biedt de mogelijkheid voor het toepassen van een bezinkstap. Om een selectie op goed afscheidbare algen toe te passen, zonder dat daarbij predatoren zoals Daphnia's worden gestimuleerd, wordt voorgesteld in bassin 2 het trommelfilter te vervangen door een bezinkstap met een algenretourstroom naar bassin 2.

### 5.2.2 TROMMELFILTER

De huidige resultaten met het trommelfilter zijn onvoldoende om aan de effluent eisen van RWZI's te voldoen. Om het verwijderingrendement te verhogen, wordt voorgesteld om het huidige trommelfilter uit te rusten met een fijner filter (10 tot 20  $\mu\text{m}$ ) en achter bassin 1 te plaatsen waarbij de huidige chemostaat configuratie behouden blijft.



EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE  
LABORATORIUMEXPERIMENTEN

STOWA

2009  
W08





# SAMENVATTING

Dit deelrapport beschrijft laboratoriumonderzoek naar beperkingen en optimale condities voor nabehandeling van rwzi-effluent met algenvijvers, gebaseerd op de algen-pilot op de rwzi Alkmaar zoals deze binnen het STOWA-project 'Effluentpolishing met algentechnologie' wordt bedreven.

Beperkingen van de mogelijkheden van nutriëntverwijdering met algen kunnen zijn: groei-remmende stoffen, niet-biobeschikbare N- en P-verbindingen of te lage concentraties van voor algengroei noodzakelijke voedingsstoffen in het Alkmaar-effluent. In 2009 is hier met laboratoriumtests onderzoek aan verricht. Nog niet alle tests zijn afgerond, maar de eerste resultaten geven aan dat het functioneren van de algenvijvers vermoedelijk niet in belangrijke mate door bovengenoemde hindernissen wordt beperkt.

Voor het optimaliseren van de nutriëntverwijdering kan kennis van de voor de algen groeilimiterende factor van belang zijn. Reden daarvoor is dat de groeilimiterende factor het nutriëntgehalte van algen, de algenproductie en daarmee de nutriëntverwijderingscapaciteit van een algenvijver beïnvloedt. De tot nu toe afgeronde groeilimitatietests laten zien dat N, P en de overige nutriënten niet groei-limiterend waren voor de algen. Groeilimitatietests zouden in het komende jaar gebruikt kunnen worden om de nutriëntverwijdering die met de vijvers wordt bereikt te interpreteren en te optimaliseren.

Om een selectie op grote, goed oogstbare algen op gang te brengen werd in een van de proef vijvers een deel van de algenoogst teruggevoerd. Uit de nutriëntlimitatietests komen aanwijzingen dat hiermee ook geselecteerd wordt op langzaam groeiende algen. Dat zou mogelijk de nutriëntverwijderingscapaciteit van de vijver kunnen verlagen.

# EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE *LABORATORIUM- EXPERIMENTEN*

## INHOUD

	SAMENVATTING	
1	INLEIDING	73
2	GROEIREMMENDE STOFFEN	75
2.1	Methode	75
2.2	Resultaten	75
2.3	Conclusies en aanbevelingen	76
3	BIOBESCHIKBAARHEID VAN P EN N	77
3.1	Methode	77
3.2	Resultaten	78
	3.2.1 Biobeschikbaarheid van effluent-P	78
	3.2.2 Biobeschikbaarheid van effluent-N	79
3.3	Conclusies en aanbevelingen	79

<b>4</b>	<b>LIMITERENDE NUTRIËNTEN</b>	<b>80</b>
4.1	Methode	80
4.2	Resultaten	80
4.2.1	Test met natuurlijke algenpopulatie	80
4.2.2	Test met de testalg	81
4.2.3	Groeisnelheid van de proefvijver-algen	82
4.3	Conclusies en aanbevelingen	83
<b>5</b>	<b>CHEMISCHE ANALYSES</b>	<b>84</b>
5.1	Methode	84
5.2	Resultaten	85
5.2.1	P-fracties en P-verwijdering	85
5.2.2	P-limitatie	85
5.2.3	N-fracties en N-verwijdering	86
5.2.4	N-limitatie	86
5.3	Conclusies en aanbevelingen	87
<b>6</b>	<b>BIJLAGEN</b>	<b>88</b>
1	P-analyses en berekende P-fracties	88
2	N-analyses en berekende N-fracties	88
<b>7</b>	<b>LITERATUUR</b>	<b>89</b>

# 1

## INLEIDING

Het 'werkpakket labtesten' van het projectvoorstel Effluentpolishing met algentechnologie (STOWA et al 2008) bestaat uit laboratoriumonderzoek naar de mogelijkheden en optimale condities voor de toepassing van algenvijvers als nabehandelingstechniek op rwzi's. Voor een meer concrete invulling van dit pakket zijn de volgende deelonderzoeken voorgesteld:

1. onderzoek naar de groeilimiterende factor(en) in de algenvijvers
2. biobeschikbaarheid van N en P in het effluent
3. aanwezigheid van groeiremmende stoffen in het effluent
4. opzetten van tests waarin het effect van de limiterende factor op nutriëntverwijdering gemeten kan worden
5. verwijdering van microverontreinigingen in de algenvijvers
6. selectie op oogstbare algen door terugvoer van de oogst

In 2009 is onderzoek verricht aan de eerste drie bovengenoemde deelonderzoeken.

### GROEILIMITERENDE FACTOR

Nazuivering met open algenvijvers vergt veel ruimte. Onderzoek naar de mogelijkheden om dit ruimtebeslag te verminderen is een belangrijk aspect van het huidige project. Meer nutriëntopname per m<sup>2</sup> algenvijver kan bereikt worden door optimalisering van de algenproductie per oppervlak, en door optimalisatie van het nutriëntgehalte van de algen.

Het nutriëntgehalte van algen wordt in belangrijke mate beïnvloed door de factor die de groeisnelheid van de algen beperkt. Zo bevatten algen bij een gebrek aan P veel minder P dan bij N-gebrek. Een N-gelimiteerde algenpopulatie kan daardoor mogelijk meer P uit het effluent verwijderen dan een P-gelimiteerde populatie met een vergelijkbare groeisnelheid. Elders in dit rapport (onderdeel inventarisatie) wordt hier uitgebreid op ingegaan.

De groeilimiterende factor in de algenvijver is afhankelijk van de effluentsamenstelling, maar ook van de diepte en het debiet van de vijver. Door middel van nutriëntlimitatie-tests met proefvijver-water is nagegaan of P, N, een ander nutriënt of licht de groeilimiterende factor was.

### BIOBESCHIKBAARHEID NUTRIËNTEN

In een recent door Grontmij uitgevoerd onderzoek (STOWA 2009) werd gevonden dat nutriënten in rwzi-effluenten vaak voor een deel in chemische verbindingen voorkomen waarin ze op korte termijn niet voor algen opneembaar zijn. In de onderzochte zuiveringsinstallaties was dat het geval bij gemiddeld 40% van het opgeloste P en 30% van het opgeloste N. Deze verminderde biobeschikbaarheid speelt het sterkst in zuiveringen met een hoog rendement en relatief lage effluent N- en P-concentraties. Nutriënten in een niet-biobeschikbare vorm zullen in de relatief korte verblijftijd van een nabehandelingsvijver niet door de algen verwijderd worden, en hebben dus een negatief effect op de doeltreffendheid van de nutriëntverwijdering.

Om na te gaan in hoeverre het Alkmaar-effluent niet-biobeschikbare nutriëntfracties bevat zijn biobeschikbaarheidstests uitgevoerd.

**GROEIREMMENDE STOFFEN**

RWZI-effluent kan stoffen bevatten die de groei van algen remmen of zelfs geheel onmogelijk maken (STOWA 2003). Dergelijke stoffen in het Alkmaar-effluent zouden de werking van de algenvijvers sterk negatief kunnen beïnvloeden. Om op de aanwezigheid van groeiremmende stoffen te toetsen zijn experimenten ingezet waarin de groei van een testalg op effluent van rwzi Alkmaar is vergeleken met de groei op een optimaal algenmedium.

De eerste resultaten van deze drie deelonderzoeken worden in dit tussenrapport behandeld. Laboratorium-onderzoek aan de verwijdering van nutriënten en microverontreinigingen, deelonderzoeken 4 en 5 van bovenstaand overzicht, staan gepland voor 2010.

Het laboratorium-onderzoek naar de selectie op oogstbare algen door gedeeltelijke terugvoer van de algenoogst (deelonderzoek 6) is alleen zinvol als de ervaringen van 2009 uitwijzen dat terugvoer van geogste algen een zinvolle techniek kan zijn.

## 2

## GROEIREMMENDE STOFFEN

## 2.1 METHODE

Om na te gaan of het effluent groeiremmende stoffen bevat is in een laboratoriumomgeving de groei van een testalg gevolgd op effluent van rwzi Alkmaar, waarmee de proefvijvers worden gevoed. Ter vergelijking is ook de groei van de testalg op water van beide proefvijvers gemeten.

Alle nutriënten zijn in overmaat toegevoegd, zodat de testalg in afwezigheid van groeiremmende stoffen zijn maximale groeisnelheid kan bereiken, die bij de gekozen testcondities  $1,4 \text{ d}^{-1}$  bedraagt wat overeenkomt met een verdubbelingstijd van ongeveer een halve dag.

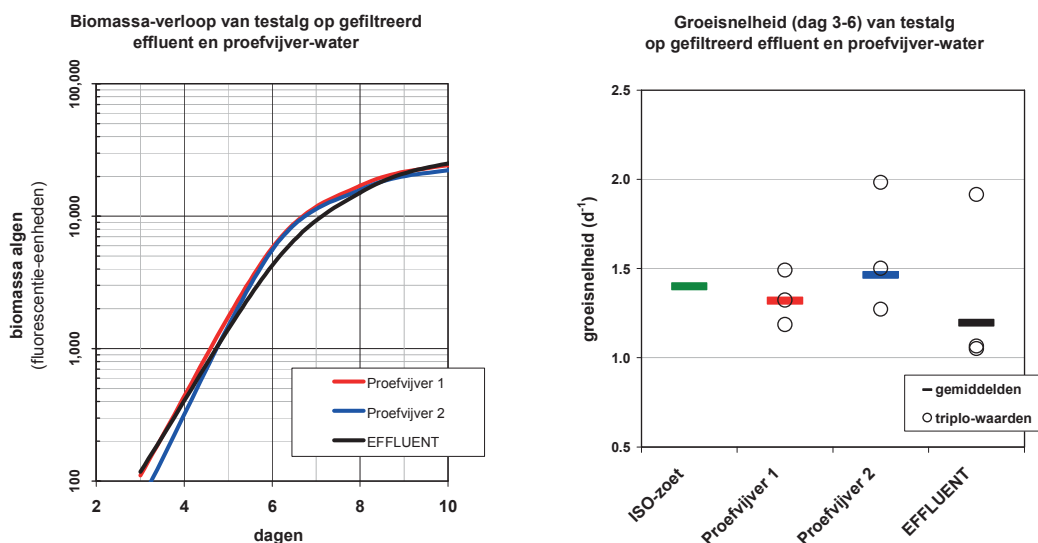
De tests zijn uitgevoerd in drievoud in 50 ml erlenmeyers met  $\pm 20 \text{ ml}$  medium in een incubator bij continu licht met een niet-limiterende intensiteit van ongeveer  $120 - 150 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ , temperatuur  $23^\circ\text{C}$ , menging  $200 \text{ rpm}$ . De testalg was de veelvuldig voor bioassays gebruikte *Raphidocelis subcapitata*. Het verloop van de algendichtheid is gevolgd door het meten van in vivo chlorofyl-fluorescentie. Chlorofyl is een voor algen specifiek pigment, zodat storing door eventuele in het effluent voorkomende kleurstoffen minimaal is. De natuurlijke algenpopulatie is vooraf verwijderd door filtratie over  $0,45 \mu\text{m}$ .

Er zijn testseries ingezet met steekmonsters van 25 augustus en van 6 oktober 2009. Hieronder de resultaten van 25 augustus.

## 2.2 RESULTATEN

Figuur 1 toont links het verloop van de algendichtheid gedurende 10 dagen, en rechts de daaruit berekende groeisnelheid aan het begin van de testperiode.

FIGUUR 1 BIOMASSAVERLOOP EN GROEISNELHEID VAN TESTALG RAPHIDOCELIS SUBCAPITATA OP GEFILTREERD WATER VAN DE PROEFVIJVERS, EN OP GEFILTREERD EFFLUENT, 25 AUG 2009.



De linker figuur laat zien dat het verloop van de algendichtheid in proefvijver-water en in effluent nagenoeg gelijk was. De rechter figuur toont de uit het biomassaverloop berekende groeisnelheden. De gemiddelde groeisnelheid varieert van 1,2 – 1,5 d<sup>-1</sup>. De relatief lage waarde op effluent zou op enige groeiremming kunnen wijzen, maar de afzonderlijk geplote triplo-waarden laten zien dat ook deze groeisnelheid niet significant verschilt van 1,4 d<sup>-1</sup>, de maximale groeisnelheid op het voor deze alg optimale ISO-zoet algenmedium.

### 2.3 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

- Het voorkomen van groeiremmende stoffen in het aan de proefvijvers toegevoerde effluent kan goed worden gemonitord met groeimetingen van een testalg onder laboratoriumcondities
- In de tests van 25 augustus zijn geen aanwijzingen gevonden voor de aanwezigheid van groeiremmende stoffen in het effluent van rwzi Alkmaar.
- Voor een vollediger inzicht in de mogelijke problemen die groeiremmende stoffen kunnen veroorzaken zal de test nog op een aantal datums herhaald moeten worden.

# 3

## BIOBESCHIKBAARHEID VAN P EN N

### 3.1 METHODE

Voor de bepaling van de hoeveelheid biobeschikbaar P zijn testalg-cultures ingezet op effluent verrijkt met alle voor algengroei vereiste nutriënten, behalve P. In het op deze wijze verrijkte effluent kan de testalg blijven groeien totdat alle beschikbare P uitgeput is. De maximale dichtheid van de testalg is nu een maat voor de hoeveelheid biobeschikbaar P. Als het P-gehalte van de testalg bekend is, kan de hoeveelheid biobeschikbaar P worden berekend. Het P-gehalte van de testalg is gelijktijdig gemeten op een ijk-medium met een bekende hoeveelheid P in voor de algen goed opneembare vorm.

Er is met verdund effluent gewerkt waardoor de maximale algendichtheden laag bleven. Op deze wijze wordt lichtlimitatie door zelfschaduwning voorkomen.

Voor de bepaling van de hoeveelheid biobeschikbaar N is dezelfde proefopzet gebruikt, maar nu is verrijkt met alle nutriënten behalve N; het N-gehalte van de testalg is nu gemeten op een ijk-medium met bekende hoeveelheid goed opneembaar N.

De tests zijn uitgevoerd in drievoud in 50 ml erlenmeyers met  $\pm 20$  ml medium in een incubator bij continu licht met een niet-limiterende intensiteit van ongeveer  $120 - 150 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ , temperatuur  $23^\circ\text{C}$ , menging 200 rpm. De testalg was de veelvuldig voor bioassays gebruikte *Raphidocelis subcapitata*. Het verloop van de algendichtheid is gevolgd door het meten van in vivo chlorofyl-fluorescentie. De natuurlijke algenpopulatie is vooraf verwijderd door filtratie over  $0,45 \mu\text{m}$ .

In dezelfde effluentmonsters zijn de concentraties van de diverse P- en N-fracties ook chemisch gemeten, zodat de hoeveelheid biobeschikbaar P en N kan worden uitgedrukt als % van de met chemische analyses gemeten waarden.

Opgemerkt kan hier nog worden dat algen chemische verbindingen die niet-biobeschikbare nutriëntfracties bevatten mogelijk wel op andere wijze dan door nutriëntopname zouden kunnen verwijderen, bv door adsorptie aan celwanden. Een dergelijk mechanisme wordt in de huidige testopzet niet gemeten.

Een uitgebreidere beschrijving van de methode in het rapport Biobeschikbaarheid van N en P in RWZI-effluent (STOWA 2009).

Er zijn testseries ingezet met steekmonsters van 25 augustus en van 6 oktober 2009. Hieronder de resultaten van 25 augustus.



## 3.2 RESULTATEN

### 3.2.1 BIOBESCHIKBAARHEID VAN EFFLUENT-P

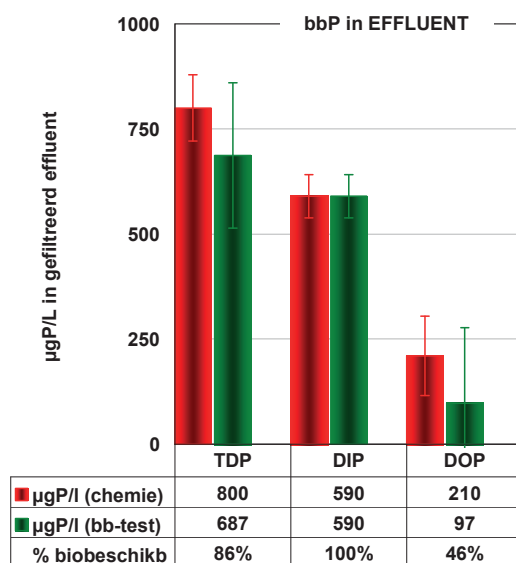
De resultaten van de metingen van biobeschikbaar P zijn weergegeven in Figuur 2. Er zijn drie verschillende fracties van opgelost P weergegeven, met de daarvoor in de literatuur vaak gebruikte afkortingen<sup>1</sup>: totaal opgelost P (TDP), opgelost anorganisch P (DIP) en opgelost organisch P (DOP). Rode staven zijn resultaten van de chemische P-analyses, groene staven zijn uitkomsten van de biobeschikbaarheidstest en geven dus de biobeschikbare P-fractie weer.

De chemische analyses laten zien dat P grotendeels in anorganische vorm aanwezig was. In deze vorm is P over het algemeen goed voor algen opneembaar. Ongeveer een kwart van het opgeloste P was in organische vorm aanwezig. P in organische verbindingen kan voor algen moeilijk of niet opneembaar zijn.

De biologische analyses laten zien dat gemiddeld 86% van alle P biobeschikbaar was. De anorganische DIP-fractie wordt als geheel biobeschikbaar beschouwd. De rode en groene staven rechts in de figuur geven aan dat de organische DOP-fractie ook nog voor een deel (46%) voor de algen opneembaar was.

Zoals gebruikelijk is de spreiding van de uitkomsten van de biologische analyse echter groot, zodat de biobeschikbaarheids-percentages van één test als tamelijk ruime schattingen moeten worden gezien. Voorlopig lijken er echter geen aanwijzingen voor een aanzienlijke niet-biobeschikbare P-fractie in het effluent van rwzi Alkmaar.

FIGUUR 2 CHEMISCHE (■) EN BIOLOGISCHE (■) ANALYSE VAN TOTAAL OPGELOST P (TDP), OPGELOST ANORGANISCH P (DIP) EN OPGELOST ORGANISCH P (DOP) VAN HET EFFLUENT VAN RWZI ALKMAAR, 25 AUG 2009.  
DE BIOLOGISCHE ANALYSE MEET ALLEEN HET BIOBESCHIKBARE, VOOR ALGEN OPNEEMBARE P



<sup>1</sup> TDP: total dissolved P  
DIP: dissolved inorganic P  
DOP: dissolved organic P.

### 3.2.2 BIOBESCHIKBAARHEID VAN EFFLUENT-N

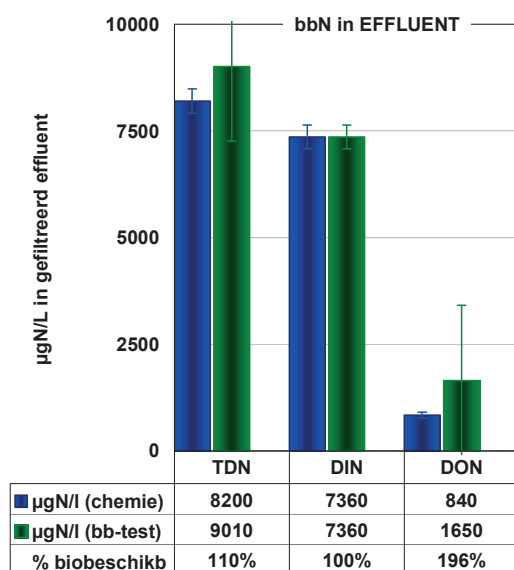
De resultaten van de metingen van biobeschikbaar N zijn weergegeven in Figuur 3. Er zijn drie verschillende fracties van opgelost N weergegeven, met de daarvoor in de literatuur vaak gebruikte afkortingen<sup>2</sup>: totaal opgelost N (TDN), opgelost anorganisch N (DIN) en opgelost organisch N (DON). Blauwe staven zijn resultaten van de chemische N-analyses, groene staven zijn uitkomsten van de biobeschikbaarheidstest en geven dus de biobeschikbare N-fractie weer.

De chemische analyses laten zien dat N grotendeels in anorganische vorm aanwezig was. In deze vorm is N over het algemeen goed voor algen opneembaar. Slechts ongeveer 10% van het opgeloste N was in organische vorm aanwezig. N in organische verbindingen kan voor algen moeilijk of niet opneembaar zijn.

De biologische analyses komen uit op een hogere TDN concentratie dan de chemische analyses. Dit is uiteraard het gevolg van de aanzienlijke spreiding van vooral de biologische analyse. Een N-fractie die chemisch gemist wordt maar wel in een biologische test wordt gemeten is niet waarschijnlijk. Maar het resultaat geeft wel aan dat deze eenmalige biobeschikbaarheidstest geen aanwijzingen oplevert voor een aanzienlijke niet-biobeschikbare N-fractie in het effluent van rwzi Alkmaar.

FIGUUR 3

CHEMISCHE (■) EN BIOLOGISCHE (■) ANALYSE VAN TOTAAL OPGELOST N (TDN), OPGELOST ANORGANISCH N (DIN) EN OPGELOST ORGANISCH N (DON) VAN HET EFFLUENT VAN RWZI ALKMAAR, 25 AUG 2009.  
DE BIOLOGISCHE ANALYSE MEET ALLEEN HET BIOBESCHIKBARE, VOOR ALGEN OPNEEMBARE N



### 3.3 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

- De nutriënten N en P in het Alkmaar-effluent zijn op 25 september grotendeels biobeschikbaar, en dus verwijderbaar in een nazuiveringsvijver met algen.
- Voor een indruk van de biobeschikbaarheid van N en P worden regelmatige chemische analyses van de organische N- en P-fractie in het effluent aanbevolen. Mocht blijken dat ook grotere organische fracties voorkomen, dan is een herhaling van de biobeschikbaarheidstest zinvol.

<sup>2</sup> TDN: total dissolved N  
DIN: dissolved inorganic N  
DON: dissolved organic N.

# 4

## LIMITERENDE NUTRIËNTEN

### 4.1 METHODE

Het voorkomen van nutriëntlimitatie kan met nutriëntverrijkingstests worden onderzocht. Zo zal in een P-gelimeerde algenpopulatie verrijking met P een verhoging van de groeisnelheid veroorzaken. Echter, wanneer er voldoende P voor de algen beschikbaar is zal zo'n verrijking geen effect hebben.

Omdat verrijkingstests met de natuurlijke algenpopulatie soms praktische problemen opleverden als gevolg van aangroei en kolonievorming, zijn aanvullend ook tests met een testalg uitgevoerd.

In de tests met natuurlijke algen zijn de volgende testcondities gebruikt: onverrijkt, P-verrijkt, N-verrijkt en ALL-verrijkt. In de laatste conditie zijn alle voor algengroei vereiste nutriënten in overmaat toegevoegd.

De test met de testalg is iets anders opgezet dan de test met natuurlijk fytoplankton. Hier is nutriëntlimitatie onderzocht door te verrijken met alle noodzakelijke nutriënten behalve één. De testcondities waren: onverrijkt, ALL-P verrijkt, ALL-N verrijkt en ALL-verrijkt. Deze proefopzet geeft tevens informatie over het nutriënt dat de maximaal mogelijke biomassa in de algenvijver bepaalt. In deze tests is de natuurlijke algenpopulatie vooraf verwijderd door filtratie over 0.45 µm.

De tests zijn uitgevoerd in drievoud in 50 ml erlenmeyers met ±20 ml medium in een incubator bij continu licht met een niet-limiterende intensiteit van ongeveer 120 - 150 µEm<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>, temperatuur 23°C, menging 200 rpm. De testalg was de veelvuldig voor bioassays gebruikte *Raphidocelis subcapitata*. Het verloop van de algendichtheid is gevolgd door het meten van in vivo chlorofyl-fluorescentie.

Er zijn testseries ingezet met steekmonsters van 25 augustus en van 6 oktober 2009. Hieronder de resultaten van 25 augustus.

### 4.2 RESULTATEN

#### 4.2.1 TEST MET NATUURLIJKE ALGENPOPULATIE

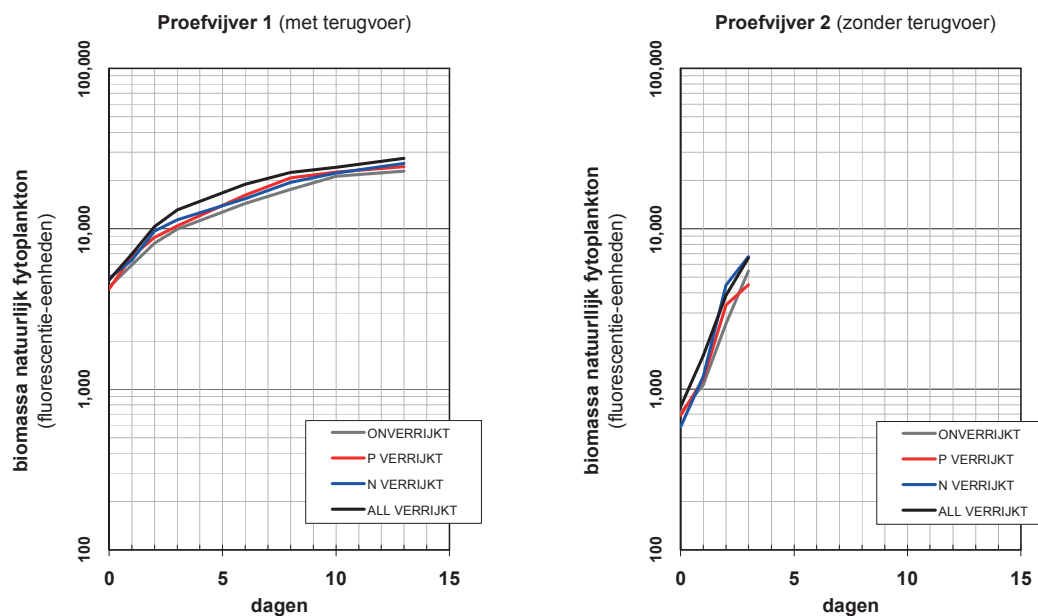
De resultaten van de verrijkingstests met de van nature aanwezige algen staan in Figuur 4. Als enig nutriënt limiterend zou zijn voor de algen, dan zou een van de verrijkingen een toename van de algengroei te zien geven.

De linker figuur laat zien dat het biomassaverloop in proefvijver 1 de eerste 10 dagen weinig of niet door nutriëntverrijkingen werd beïnvloed. Er was kennelijk geen sprake van nutriëntlimitatie op het moment dat proefvijver 1 werd bemonsterd.

Voor proefvijver 2 (rechter figuur) kon de groei van de algen niet langer dan 3 dagen gevolgd worden. Daarna was sprake van kolonievorming en wandgroei, wat een sterke onderschatting veroorzaakte in de biomassametingen. In de eerste dagen had nutriëntverrijking geen

duidelijk effect op het biomassaverloop in proefvijver 2, ook hier was kennelijk geen sprake van nutriënt limitatie.

FIGUUR 4 BIOMASSAVERLOOP VAN NATUURLIJK FYTOPLANKTON IN TESTS MET VERRIJKT EN ONVERRIJKT WATER VAN PROEFVIJVER 1 EN PROEFVIJVER 2, 25 AUG 2009



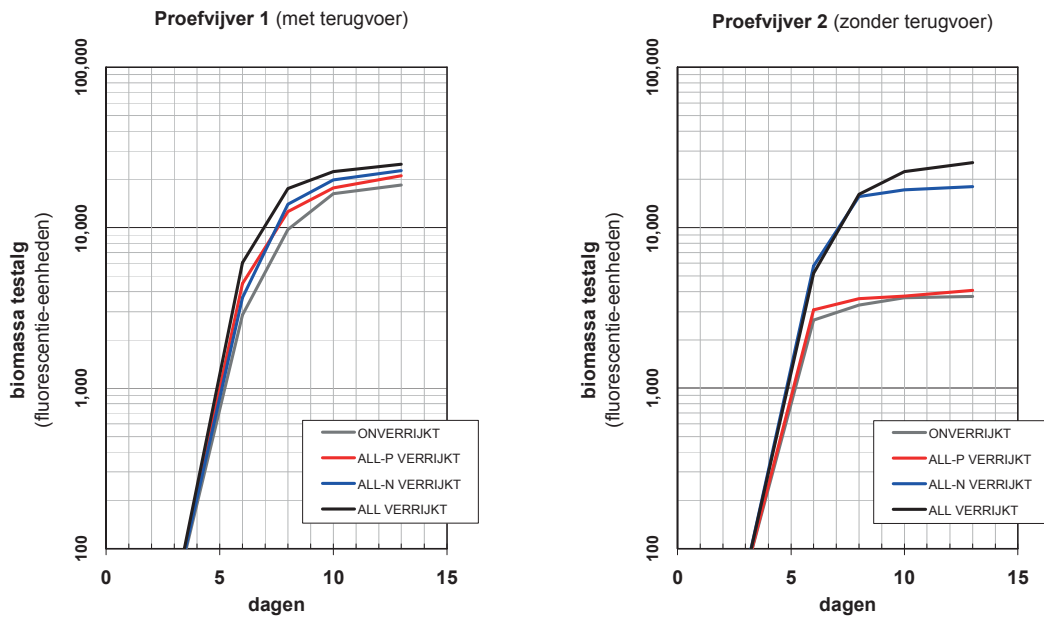
#### 4.2.2 TEST MET DE TESTALG

De resultaten van de verrijkingstests met testalg staan in Figuur 5.

De figuren laten zien dat het biomassaverloop van de testalg aanvankelijk nauwelijks beïnvloed werden door nutriëntverrijking. Ook de test met de testalg wijst er dus op dat er geen nutriëntlimitatie was op het moment dat de proefvijvers werden bemonsterd.

In de test met water uit proefvijver 2 stopt de groei van de testalg rond dag 5 in de condities 'onverrijkt' en 'ALL-P verrijkt'. Dit zijn de niet met P verrijkte tests. In de wel met P verrijkte condities konden de algen nog enige tijd doorgroeien. Rond dag 5 trad hier dus P-limitatie op in de niet met P verrijkte testcondities. Dat betekent dat P weliswaar niet groeilimiterend was in proefvijver 2, maar dat P wel het nutriënt is dat de maximaal mogelijke algendichtheid in deze proefvijver begrenst.

FIGUUR 5 BIOMASSAVERLOOP VAN EEN TESTALG IN TESTS MET VERRIJKT EN ONVERRIJKT WATER VAN PROEFVIJVER 1 EN PROEFVIJVER 2, 25 AUG 2009



#### 4.2.3 GROEISNELHEID VAN DE PROEFVIJVER-ALGEN

Uit de het biomassaverloop in de testserie met de natuurlijke algenpopulatie kunnen de groeisnelheden van het fytoplankton in de beide proefvijvers worden berekend. Figuur 6 toont deze groeisnelheden, berekend over de eerste 6 dagen van de tests. Vooral de uitkomsten voor proefvijver 2 hebben een grote spreiding vanwege de storing door wandgroei en kolonievorming, maar niettemin is duidelijk dat het fytoplankton van proefvijver 2 sneller groeide dan dat van proefvijver 1.

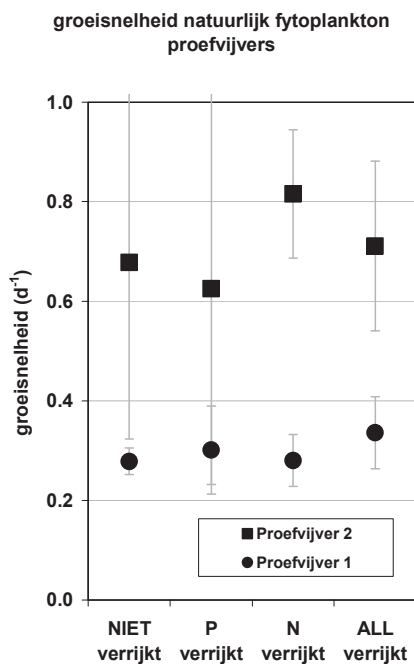
De groeisnelheid in proefvijver 2 lag in de eerste testdagen in de grootteorde van  $0,7 \text{ d}^{-1}$ . Er was toen al wel enige wandgroei gevormd, dus mogelijk lag de feitelijke groeisnelheid nog wat hoger. In proefvijver 1 werd in de eerste dagen een groeisnelheid van rond  $0,3 \text{ d}^{-1}$  gemeten.

De hogere groeisnelheid in proefvijver 2 kan een gevolg zijn van selectie op snelgroeiende algen. In proefvijver 1 wordt een deel van de geogste algen teruggevoerd, waardoor ook minder snel groeiende algensoorten zich hier kunnen handhaven.

Minder snel groeiende algensoorten kunnen een lagere biomassa productie bereiken dan snel groeiende soorten. Bij vergelijkbare interne nutriëntgehalten zal dan ook de nutriëntverwijdering in de vijver minder zijn. Selectie op langzaam groeiende algensoorten zou mogelijk dus een negatief effect kunnen hebben op de nutriëntverwijderingscapaciteit.

FIGUUR 6

VERGELIJKING VAN DE GROEISNELHEID VAN DE NATUURLIJKE ALGENPOPULATIES IN DE BEIDE PROEFVIJVERS



#### 4.3 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

- Nutriëntverrijkingstests geven een duidelijk beeld van het voorkomen van nutriëntlimitatie en de aard van het limiterende nutriënt, en kunnen daardoor een rol spelen bij interpretatie en optimalisatie van de nutriëntverwijdering.
- Tests met natuurlijk fytoplankton kunnen praktische problemen opleveren vanwege kolonievorming en aangroei. Aanvullende tests met testalg zijn daarom aan te bevelen.
- De nutriëntverrijkingstests, zowel die met natuurlijk fytoplankton als die met testalg, laten zien dat het fytoplankton in de proefvijvers op 25 september niet gelimiteerd was door P of N.
- Ook andere nutriënten waren in niet-limiterende hoeveelheden aanwezig.
- Uit de verrijkingstest met testalg blijkt dat P het nutriënt was dat de maximaal mogelijke algenbiomassa in proefvijver 2 bepaalde.
- Proefvijver 2 bevatte sneller groeiende algen dan proefvijver 1. Mogelijk vermindert het terugvoeren van geogoste algen de selectie op snelgroeiende algensoorten.
- Bij het zoeken naar optimale condities voor nutriëntverwijdering in 2010 kunnen nutriëntlimitatietests worden ingezet om de groei-omstandigheden van de algen te monitoren.

## 5

## CHEMISCHE ANALYSES

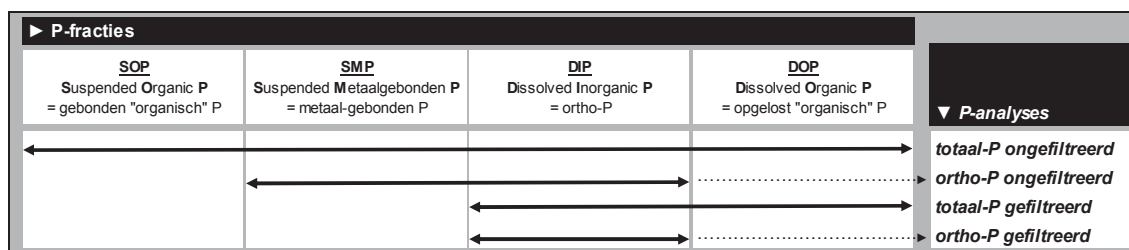
## 5.1 METHODE

Van de geteste monsters van effluent en proefvijvers zijn ook chemische P- en N-analyses uitgevoerd. De gebruikte analysemethoden staan in Tabel 1. Uit deze analyses kunnen diverse P- en N-fracties worden berekend. De wijze waarop deze fracties worden berekend is weergegeven in Figuur 7 en Figuur 8.

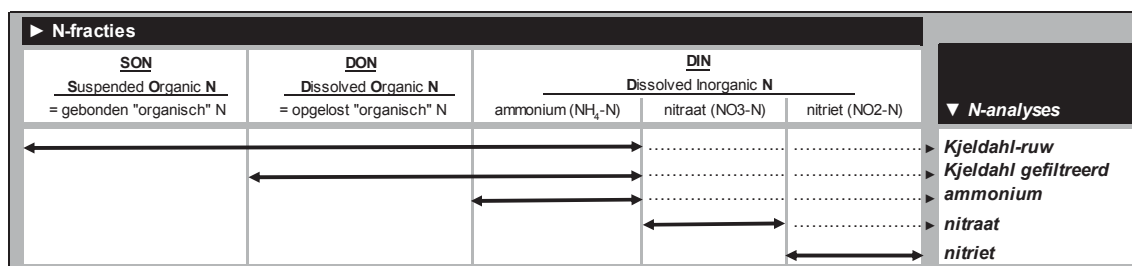
TABEL 1 CHEMISCHE ANALYSES EN TOEGEPASTE ANALYSEMETHODEN

Analyse	methode
totaal-P (na destructie) ortho-P	ICP-MS conform NEN-EN-ISO 17294-2 / Gel. CMA2/I/B spectrometrie conform NEN 6604
Kjeldahl-N (na destructie) nitriet nitraat ammonium	Ontsluiting conform NEN 6646, meting met CFA, NEN-EN-ISO 11732 Conform NEN-EN-ISO 10304-1 en/of -2, Ionchromatografie Conform NEN-EN-ISO 10304-1 en/of -2, Ionchromatografie eigen methode Alcontrol

FIGUUR 7 P-ANALYSES EN DE P-FRACTIES DIE DAARUIT BEREKEND KUNNEN WORDEN



FIGUUR 8 N-ANALYSES EN DE N-FRACTIES DIE DAARUIT BEREKEND KUNNEN WORDEN

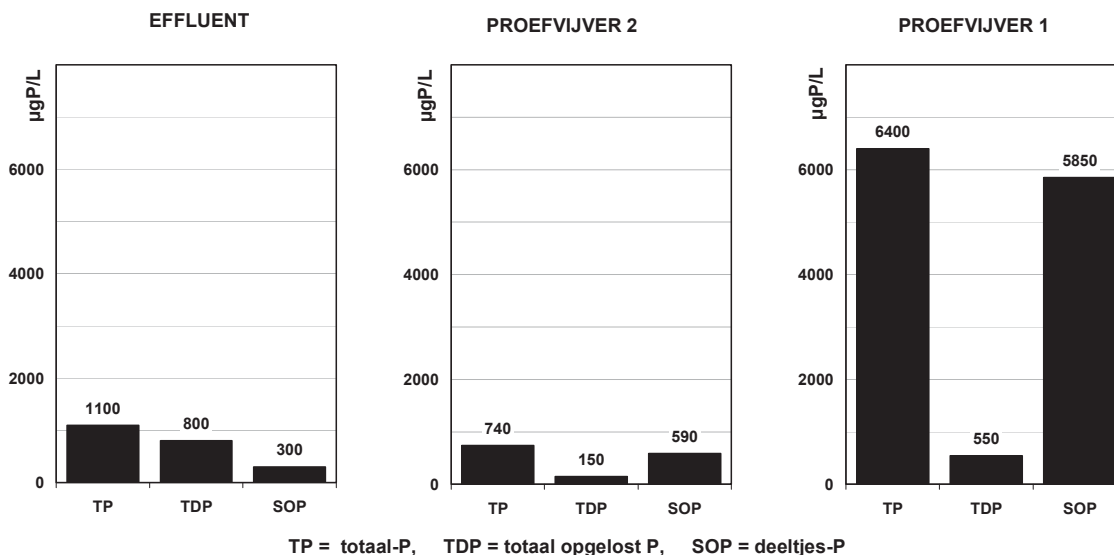


## 5.2 RESULTATEN

### 5.2.1 P-FRACTIES EN P-VERWIJDERING

Figuur 9 toont enkele uit de chemische P-analyses berekende P-fracties. De volledige uitkomsten van de P-analyses en de daaruit berekende fracties staan in Bijlage 1.

FIGUUR 9 P-FRACTIES IN DE PROEFVIJVERS EN IN HET NAAR DE VIJVERS GEVOERDE RWZI-EFFLUENT, 25 AUGUSTUS 2009



In proefvijver 2 is de concentratie van opgelost P lager, en van deeltjes-P hoger dan in het naar de vijver aangevoerde rwzi-effluent. P-opname door de algen kan deze omzetting van opgelost P naar deeltjes-P (algen) goed verklaren. Als in deze vijver het deeltjes P verwijderd zou worden door het oogsten van de algen, dan zou er dus sprake zijn van een flinke P-verwijdering.

Dat geldt in veel mindere mate voor vijver 1, de proefvijver waarin een deel van de geoogste algen naar de vijver teruggevoerd wordt. Hier is hoeveelheid opgelost P veel minder gedaald, de verwijderingscapaciteit van deze proefvijver was dus veel minder groot. Bovendien is de hoeveelheid deeltjes-P fors hoger dan in het effluent. Het lijkt er dus op dat deze vijver weliswaar meer algen bevat, maar dat er desondanks minder P wordt verwijderd.

De eenmalige chemische analyse van deze tests geeft overigens slechts een zeer globale indruk van de nutriëntverwijdering. Een oordeel over de P-verwijdering moet gebaseerd zijn op een over enige tijd herhaalde reeks P-analyses, zoals elders in dit rapport wordt uitgewerkt.

### 5.2.2 P-LIMITATIE

Algen kunnen P bij zeer lage concentraties nog uit het water opnemen om te groeien. Als maat voor het vermogen van algen om nutriënten op te nemen kan de halfverzadigingsconstante  $K_s$  worden gebruikt.  $K_s$  is gedefinieerd als de nutriëntconcentratie waarbij een alg als gevolg van nutriëntlimitatie nog maar de helft van zijn maximaal mogelijke groeisnelheid kan bereiken. Voor het nutriënt P worden, afhankelijk van de algensoort,  $K_s$ -waarden van 6-200 µgP/l genoemd (Reynolds 2006).

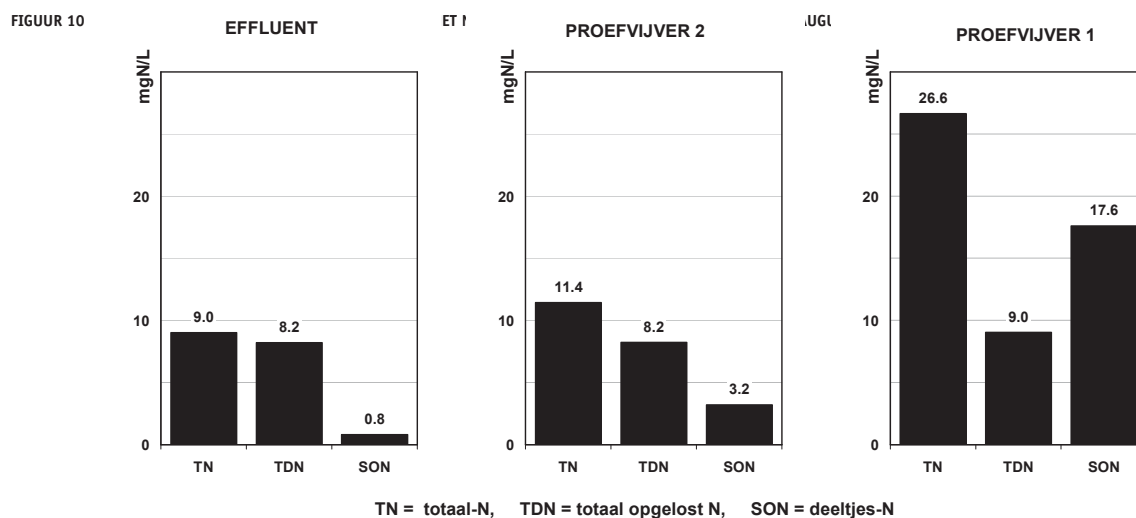
De concentratie opgelost P (DIP+DOP, de potentieel voor algen beschikbare P-fractie) bedroeg 150 µgP/l in proefvijver 2 en 550 µg P/l in proefvijver 1. De feitelijk voor de algen beschikbare hoeveelheid P ligt in dezelfde orde van grootte, want het opgeloste P bleek grotendeels



biobeschikbaar (paragraaf 3.2.1). Opgelost P heeft in proefvijver 2 dus een waarde boven het Ks-gebied. Dat betekent dat in deze proefvijver geen (sterke) P-limitatie is te verwachten. In proefvijver 1 ligt de concentratie opgelost P wel in het Ks-gebied van 6-200  $\mu\text{gP/l}$ . Hier zou P voor sommige algensoorten dus groeilimiterend kunnen zijn. Om er achter te komen of P bij zulke lage waarden limiterend is zijn groeilimitatietests nodig. De groeilimitatietests (paragraaf 4.2.1) geven aan dat de groeisnelheid van de algen in deze proefvijver nog niet door P werd gelimiteerd.

### 5.2.3 N-FRACTIES EN N-VERWIJDERING

Figuur 10 toont enkele uit de chemische N-analyses berekende N-fracties. De volledige uitkomsten van de N-analyses en de daaruit berekende fracties staan in Bijlage 2.



De figuur laat zien dat de in principe door algen verwijderbare fractie opgelost N (TDN) in de proefvijvers niet lager ligt dan in het aangevoerde effluent. Dat zou betekenen dat er geen substantiële N-verwijdering optreedt in de proefvijvers. De eenmalige chemische analyse van deze tests geeft overigens slechts een zeer globale indruk van de nutriëntverwijdering. Een oordeel over de N-verwijdering moet gebaseerd zijn op een over enige tijd herhaalde reeks N-analyses, zoals elders in dit deelrapport wordt uitgewerkt.

### 5.2.4 N-LIMITATIE

De concentratie opgelost N (TDN, de potentieel voor algen beschikbare N-fractie) bedroeg 8200  $\mu\text{gN/l}$  in proefvijver 2 en 9000  $\mu\text{gN/l}$  in proefvijver 1. De feitelijk voor de algen beschikbare hoeveelheid N ligt in dezelfde orde van grootte, want het opgeloste N bleek grotendeels biobeschikbaar (zie 5.2.2).

Ks-waarden (zie 5.2.2) voor N liggen in de grootte-orde van 4 - 40  $\mu\text{gN/l}$  (Reynolds 2006). Dat is dus vele malen lager dan de feitelijke TDN-concentratie. Bij zulke hoge N-concentraties kan ook zonder limitatietests vastgesteld worden dat N niet limiterend is. De groeilimitatietests (4.2.1) geven aan dat het fytoplankton niet nutriëntgelimiteerd was op 25 september. Maar bij deze hoge N-concentraties had die conclusie ook zonder limitatietest getrokken kunnen worden.

### 5.3 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

- Bij relatief hoge P- en N-concentraties kan uit chemische analyses opgemaakt worden of de algen P- of N-gelimiteerd groeien.
- Om het voorkomen van N- of P-limitatie bij lagere nutriëntconcentraties te beoordelen zijn nutriëntlimitatietests nodig.
- Nutriëntlimitatietests detecteren tevens limitaties door andere nutriënten dan N en P
- Het lijkt daarom zinvol om in 2010 de condities mbt nutriëntlimitatie in de proefvijvers door middel van limitatietests te blijven volgen.
- De chemische analyses van 25 september wijzen er op dat proefvijver 2 effectief P verwijderde. P-verwijdering in proefvijver 1, en N-verwijdering in beide vijvers, leek minder effectief.

## 6

## BIJLAGEN

## BIJLAGE 1. P-ANALYSES EN BEREKENDE P-FRACTIES

Alkmaar, 25-8-2009					
		EFFLUENT	PROEFVIJVER 1	PROEFVIJVER 2	
<b>4 P-analyses</b>					
t-P ongefiltreerd	TP	1100 ± 109	6400 ± 634	740 ± 73	µgP/L
t-P gefiltreerd	TDP	800 ± 79	550 ± 54	150 ± 15	µgP/L
o-P gefiltreerd	DIP	590 ± 51	420 ± 37	87 ± 8	µgP/L
<b>berekende fracties</b>					
P TOTAAL	TP	1100 ± 109	6400 ± 634	740 ± 73	µgP/L
1. P deeltjes	deeltjes-P	300 ± 135	5850 ± 636	590 ± 75	µgP/L
2. P totaal 'opgelost'	TDP	800 ± 79	550 ± 54	150 ± 15	µgP/L
2a. P anorg opgelost	DIP	590 ± 51	420 ± 37	87 ± 8	µgP/L
2b. P org opgelost	DOP	210 ± 94	130 ± 66	63 ± 17	µgP/L

## BIJLAGE 2. N-ANALYSES EN BEREKENDE N-FRACTIES

Alkmaar, 25-8-2009					
		EFFLUENT	PROEFVIJVER 1	PROEFVIJVER 2	
<b>5 N-analyses</b>					
Kj-N ruw	Kj-N ruw	1.80 ± 0.12	21.00 ± 1.43	5.70 ± 0.39	mgN/L
Kj-N gefiltreerd	Kj-N <0.45µm	1.00 ± 0.07	3.40 ± 0.23	2.50 ± 0.17	mgN/L
ammonium	NH4-N	0.16 ± 0.00	0.10 ± 0.00	0.14 ± 0.00	mgN/L
nitraat	NO3-N	7.20 ± 0.27	5.40 ± 0.21	5.60 ± 0.21	mgN/L
nitriet	NO2-N	0.00 ± 0.00	0.24 ± 0.00	0.12 ± 0.00	mgN/L
<b>berekende fracties</b>					
N-TOTAAL	TN	9.00 ± 0.30	26.64 ± 1.44	11.42 ± 0.44	mgN/L
1. N deeltjes	SON	0.80 ± 0.14	17.60 ± 1.45	3.20 ± 0.42	mgN/L
2. N totaal 'opgelost'	TDN	8.20 ± 0.28	9.04 ± 0.31	8.22 ± 0.27	mgN/L
2a. N anorg opgelost	DIN	7.36 ± 0.27	5.74 ± 0.21	5.86 ± 0.21	mgN/L
NH4	NH4-N	0.16 ± 0.00	0.10 ± 0.00	0.14 ± 0.00	mgN/L
NO3	NO3-N	7.20 ± 0.27	5.40 ± 0.21	5.60 ± 0.21	mgN/L
NO2	NO2-N	0.00 ± 0.00	0.24 ± 0.00	0.12 ± 0.00	mgN/L
2b. N org opgelost	DON	0.84 ± 0.07	3.30 ± 0.23	2.36 ± 0.17	mgN/L

# 7

## LITERATUUR

Reynolds C.S., 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.

STOWA 2003. Ecotoxicologische aspecten bij de nabehandeling van rwzi-effluenten met behulp van biomassa kweek. STOWA rapport 2003-12.

STOWA, Waterschap De Dommel, Waterschap Aa en Maas, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, 2008. Effluentpolishing met algentechnologie. Subsidie-aanvraag innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water.

STOWA 2009. Biobeschikbaarheid van stikstof en fosfaat in rwzi-effluenten. STOWA-rapport 2009-3.



EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE  
MODELSTUDIE

STOWA

2009  
W08



# SAMENVATTING

Voor het project “Effluentpolishing met algentechnologie” is een mathematisch model gemaakt waarmee de algengroei gesimuleerd kan worden. Met dit model kunnen scenario's doorgerekend worden om te bepalen onder welke omstandigheden de algen de meeste nutriënten uit het water verwijderen.

Het model is gebouwd in DufLOW. Het berekent de algenconcentraties dynamisch, in korte tijdstappen, op basis van de temperatuur, de hoeveelheid licht onder water en de nutriëntenconcentraties. Het lichtklimaat onder water wordt beïnvloed door de achtergronduitdoving van licht van het water en de concentratie algen in het water en de gemeten lichtinstraling. Door met eigenschappen van het kweekstelsel, zoals diepte en verblijftijd te variëren kunnen de meest geschikte operationele parameters van het kweekstelsel worden bepaald.

De proefvijvers die zijn aangelegd bij rwzi Alkmaar zijn in DufLOW gemodelleerd. Van deze vijvers is een aantal scenario's met variërende waterdiepten en verblijftijden doorgerekend. Het effect op de zomergemiddelde concentraties van stikstof en fosfor in het water dat de vijver verlaat is hiermee bepaald. De resultaten van de berekeningen zijn in twee grafieken weergegeven waarmee de optimale diepte en verblijftijd voor het behalen van de gewenste concentraties kunnen worden afgelezen.

De resultaten van het model komen overeen met de bevindingen van de pilot-experimenten. De effecten van verandering van de verblijftijd op algengroei en nutriëntenconcentraties komen goed overeen. Experimenten met andere waterdiepten zullen moeten uitwijzen of de modelvoorspellingen overeenkomen met de werkelijkheid.

In het tweede jaar dat de proefvijvers draaien zal het model wederom gebruikt worden. In eerste instantie zullen we bekijken of de effecten van de verandering van de waterdiepte overeenkomen met de voorspellingen van het model. Als er vanuit de pilot wensen zijn voor verdere optimalisatie, zullen we suggesties eerst met het model doorrekenen. Daarna zal het model gebruikt bij de ontwikkeling van een full-scale pilotinstallatie.

# EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE *MODELSTUDIE*

## INHOUD

	SAMENVATTING	
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>95</b>
1.1	Doelstelling	95
<b>2</b>	<b>MODELBSCHRIJVING</b>	<b>96</b>
2.1	Temperatuurcorrectie	96
2.2	Algengroei	96
2.3	Lichtklimaat	101
	2.3.1 Instalingsberekeningen	101
	2.3.2 Lichtklimaat onder water	103
2.4	Zuurstofhuishouding en nitrificatie	103
2.5	Kooldioxide en pH	104



3	MODELLERING VAN DE PROEFVIJVERS	105
3.1	Randvoorwaarden	106
3.2	Externe variabelen	106
3.3	Calibratie	106
4	SCENARIO'S	111
4.1	Randvoorwaarden	111
4.2	Wat is de optimale combinatie van inlaatdebiet en waterdiepte?	111
	4.2.1 Modelinstellingen en randvoorwaarden	111
	4.2.2 Resultaten	111
5	VERVOLG	114
6	PARAMETERWAARDEN	115
7	LITERATUUR	116
	BIJLAGEN	119
	DUFLOW KWALITEITSMODELBESCHRIJVING	120

# 1

## INLEIDING

Dit rapport maakt deel uit van een serie rapporten die gemaakt zijn voor het STOWA project “Effluentpolishing met algentechnologie”. Dit project wordt gesubsidieerd met een KRW-Innovatiesubsidie van het Rijk, verstrekt door Senternovem. In dit project werken STOWA, drie waterschappen en vijf adviesbureaus samen. Het uiteindelijke doel van het project is het nazuiveren van effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) met behulp van algen tot een dusdanig niveau, dat aan de doelstellingen voortvloeiend uit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) kan worden voldaan.

### 1.1 DOELSTELLING

In dit rapport worden de resultaten van het deelproject “Modellering” gepresenteerd. Het doel van het deelproject is het ontwikkelen van een computermodel waarmee berekeningen kunnen worden uitgevoerd om de proefinstallatie en het uiteindelijke ontwerp door te kunnen rekenen op effectiviteit en algenproductie.

# 2

## MODELBSCHRIJVING

In dit hoofdstuk komt het algengroei-model aan de orde. De gebruikte modelbeschrijvingen worden besproken en keuzes toegelicht.

### 2.1 TEMPERATUURCORRECTIE

Biologische en chemische processen zijn sterk afhankelijk van de temperatuur. Processnelheden in het model worden dan ook aan de temperatuur aangepast volgens de gangbare formule (Janse & Aldenberg, 1990):

$$k(T) = k(T_{ref}) * \Theta^{(T-T_{ref})} \quad [1]$$

Waarin:

T	Temperatuur (°C)
T <sub>ref</sub>	Referentietemperatuur (°C)
k(T)	Processnelheid bij temperatuur T (g.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )
k(T <sub>ref</sub> )	Processnelheid bij referentietemperatuur (g.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )
Θ	Temperatuurconstante (-).

### 2.2 ALGENGROEI

In de proefinstallatie komt een onbekend aantal algensoorten voor met onbekende verhouding en bovendien bestaat de mogelijkheid dat deze verhoudingen (sterk) variëren door het jaar heen. Bij het modelleren is echter aangenomen dat er één algensoort aanwezig is. Deze gemodelleerde algensoort is de algensoort die zich het best aan de omstandigheden in de proefvijver aangepast heeft.

De algenconcentratie wordt beschreven door de bruto productie<sup>1</sup>, de respiratie en verliezen door sterfte en afvoer van algen met het effluent van de algenvijver. Omdat de vijver wordt gemengd met behulp van een schoepenrad (zie Figuur 2.1), worden sedimentatie en resuspensie verwaarloosd.

FIGUUR 2.1

SCHOEPENRAD DAT HET WATER IN DE ALGENVIJVER IN BEWEGING HOUDT



De algemene formule voor de verandering van de algenconcentratie is:

$$\frac{dA_C}{dt} = (P(L, T) - R(T) - S) * A_C + \frac{I_{AC} - U_{AC}}{V} \quad [2]$$

Waarin:

$A_C$	Concentratie algenkoolstof ( $\text{g.m}^{-3}$ )
$P(L, T)$	Brutoproductie bij lichtsterkte $L$ en temperatuur $T$ ( $\text{g.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ )
$R(T)$	Respiratie bij temperatuur $T$ ( $\text{g.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ )
$S$	Sterfte en andere verliezen ( $\text{g.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ )
$I_{AC}$	Hoeveelheid algenkoolstof dat compartiment binnenstroomt ( $\text{g.d}^{-1}$ )
$U_{AC}$	Hoeveelheid algenkoolstof dat compartiment uitstroomt ( $\text{g.d}^{-1}$ )
$V$	Volume van het compartiment ( $\text{m}^3$ )

De transporttermen in vergelijking [2] worden door Dufrow intern afgehandeld en komen niet terug in de procesbeschrijvingen in Duprol, de programmeeromgeving van Dufrow waarin de procesbeschrijvingen zijn ingevoerd.

Uitgangspunt voor de berekening van de koolstofassimilatiesnelheid als gevolg van de hoeveelheid licht is de functie zoals beschreven door Smith (Jassby & Platt, 1976):

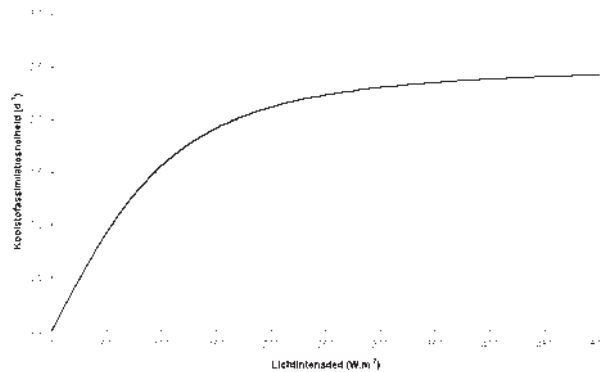
$$P(L, T) = P_{\max, T} * \frac{\alpha * L / P_{\max, T}}{\sqrt{1 + \left( \alpha * L / P_{\max, T} \right)^2}} \quad [3]$$

Waarin:

$P_{\max, T}$	Maximale koolstofassimilatiesnelheid bij temperatuur $T$ ( $\text{g.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ )
$L$	Lichtintensiteit onder water ( $\text{W.m}^{-2}$ )
$\alpha$	Lichtomzettingsefficiëntie ( $\text{m}^3.\text{W}^{-1}$ )

Een grafische weergave van deze formule als functie van de lichtintensiteit staat in Figuur 2.2. Deze formule is gekozen omdat er een analytische oplossing bestaat voor het integreren over de waterdiepte om de totale productie in de waterkolom te berekenen.

FIGUUR 2.2 GRAFISCHE WEERGAVE VAN FORMULE [3]



De instraling over de diepte verandert volgens de wet van Lambert Beer volgens (Ringelberg, 1976):

$$L_z = \xi * L_0 * e^{-\varepsilon * Z} \quad [4]$$

Waarin:

$L_z$  Lichtintensiteit op diepte  $Z$  ( $W.m^{-2}$ )

$L_0$  Lichtintensiteit aan het wateroppervlakte ( $W.m^{-2}$ )

$\xi$  Correctiefactor voor reflectie aan het wateroppervlak (-)

$\varepsilon$  Extinctiecoëfficiënt ( $m^{-1}$ )

$Z$  Diepte (m).

Na combinatie van deze formules en integratie over de diepte is de koolstofassimilatie te berekenen als:

$$P_{L,T} = -\frac{1}{Z} * \frac{P_{\max,T}}{\varepsilon} * \ln \left( \frac{e^{-\varepsilon * Z} + \sqrt{e^{-2\varepsilon * Z} + \left( \frac{P_{\max,T}}{\alpha * L_0} \right)^2}}{1 + \sqrt{1 + \left( \frac{P_{\max,T}}{\alpha * L_0} \right)^2}} \right) \quad [5]$$

De productie is sterk afhankelijk van de lichtintensiteit die in de loop van de dag als gevolg van afwisselende beschaduwning door wolken sterk kan variëren. Omdat de instraling niet elk uur is gemeten maar gebruik wordt gemaakt van dagelijkse instralingsmetingen en vanwege de niet-lineaire relatie tussen licht en productie is gekozen voor de beproefde methode van Goudriaan (1977). Bij deze aanpak wordt de lichtintensiteit voor een standaard bewolkte dag en een standaard onbewolkte dag op de bewuste dag, tijdstip en plaats berekend (zie paragraaf 2.3.1). Door deze getallen te vergelijken met de gemeten totale instraling wordt berekend hoeveel tijd er bewolking was en hoeveel tijd niet. Per tijdstap wordt dan een verdeling gemaakt in een gedeelte met bewolking en een gedeelte zonder bewolking. Voor zowel standaard bewolkt weer en standaard onbewolkt weer wordt voor dat tijdstip de productie berekend. De productie wordt dan gewogen gemiddeld aan de hand van het percentage bewolking op het tijdstip van berekening volgens:

$$P_{L,T} = \chi * P_{bd,T} + (1 - \chi) * P_{od,T} \quad [6]$$

Waarin:

$\chi$	Fractie van de tijd met bewolking (-)
$P_{bd,T}$	Productie op standaard bewolkte dag bij temperatuur T (d <sup>-1</sup> )
$P_{od,T}$	Productie op standaard onbewolkte dag bij temperatuur T (d <sup>-1</sup> )

Door met een tijdstap van een uur of minder te rekenen, wordt het dag-nachtritme van licht-instraling en productie gesimuleerd.

De waarden van  $P_{max}$  en  $\alpha$  zijn erg variabel (Cote en Platt, 1983). Voor *Oscillatoria agardhii* is aangetoond dat de variabiliteit in lichtintensiteit grote veranderingen van beide waarden tot gevolg kan hebben (Post, 1986). Bij een hoge lichtintensiteit hebben algen een lage efficiëntie en bij een lage lichtintensiteit een hoge efficiëntie. Bij overgang van de ene naar de andere lichtintensiteit past de alg zich met een bepaalde snelheid aan. De aanpassingssnelheid kan bij overgang van een hoge naar een lage lichtintensiteit anders zijn dan bij de overgang van een lage naar een hoge lichtintensiteit.

Of met een hoge of met een lage efficiëntie wordt gerekend hangt af van de lichtgrenswaarde  $\lambda$ . Is de hoeveelheid licht halverwege de waterkolom groter dan  $\lambda$  dan worden  $P_{max}$  en  $\alpha$  berekend volgens:

$$P_{max,t+\Delta t} = (P_{max,t} - P_{max,H}) * (kP_{max}^{LH} * \Delta t) + P_{max,H} \quad [7]$$

$$\alpha_{t+\Delta t} = (\alpha_t - \alpha_H) * (kEff_{LH} * \Delta t) + \alpha_H \quad [8]$$

Waarin:

$\Delta t$	Tijdstap van de berekeningen (d)
$P_{max,H}$	Maximale productie bij veel licht (d <sup>-1</sup> )
$kP_{max}^{HL}$	Aanpassingssnelheid van $P_{max}$ van weinig licht naar veel licht (d <sup>-1</sup> )
$\alpha_H$	Maximale lichtomzettingsefficiëntie bij veel licht (m .W <sup>-1</sup> )
$kEff_{LH}$	Aanpassingssnelheid van $\alpha$ van weinig licht naar veel licht (d <sup>-1</sup> ).

Wordt de hoeveelheid licht lager dan de grenswaarde  $\lambda$ , dan geldt:

$$P_{max,t+\Delta t} = (P_{max,t} - P_{max,L}) * (kP_{max}^{HL} * \Delta t) + P_{max,L} \quad [9]$$

$$\alpha_{t+\Delta t} = (\alpha_t - \alpha_L) * (kEff_{HL} * \Delta t) + \alpha_L \quad [10]$$

Waarin:

$P_{max,L}$	Maximale productie bij weinig licht (d <sup>-1</sup> )
$kP_{max}^{HL}$	Aanpassingssnelheid van $P_{max}$ van veel licht naar weinig licht (d <sup>-1</sup> )
$\alpha_L$	Maximale lichtomzettingsefficiëntie bij weinig licht (m .W <sup>-1</sup> )
$kEff_{HL}$	Aanpassingssnelheid van $\alpha$ van veel licht naar weinig licht (d <sup>-1</sup> ).

Hoewel in de realiteit de aanpassing complexer is en er niet een lichtgrenswaarde bestaat, levert deze aanpak een goede benadering van de werkelijkheid op (Vermij, 1992).

Na berekening van de maximale productie bij de heersende temperatuur en lichtintensiteit wordt berekend of stikstof- of fosforlimitatie optreedt. Dit wordt bepaald aan de hand van de interne stikstof- en fosforconcentraties in de algen volgens Riegman (1985). Dit betekent dat algen nog enige tijd kunnen doorgroeien op hun interne nutriëntenvoorraad ook al is de concentratie in het water laag. Worden de concentraties in het water hoog, dan nemen de algen meer op dan zij direct voor hun groei nodig hebben. De maximale interne concentratie van nutriënten in de algen wordt als parameter in het model opgegeven.

De limitatiefactoren worden berekend volgens:

$$M_N = \frac{\Psi_N - \Psi_{N,\min}}{\Psi_{N,\max} - \Psi_{N,\min}} \quad [11]$$

Waarin:

$M_N$	Limitatiefactor voor nutriënt (N of P) (-)
$\Psi_N$	Interne nutriënt/koolstofverhouding in alg (g N.g C <sup>-1</sup> )
$\Psi_{N,\min}$	Minimale interne nutriënt/koolstofverhouding in alg (g N.g C <sup>-1</sup> )
$\Psi_{N,\max}$	Maximale interne nutriënt/koolstofverhouding in alg (g N.g C <sup>-1</sup> )

Ook koolstof kan een limiterende factor zijn voor de groei. Bij de berekening van deze limitatie wordt uitgegaan van de concentratie van koolstof (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> en CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) in het water. Deze limitatie wordt berekend volgens de bekende Monod-vergelijking:

$$M_C = \frac{C_{CO_2}}{C_{CO_2} + K_{CO_2}} \quad [12]$$

Waarin:

$M_C$	Limitatiefactor voor koolstof (-)
$C_{CO_2}$	Concentratie koolstof als kooldioxide in het water (g.m <sup>-3</sup> )
$K_{CO_2}$	Monod-constante koolstofopname (g.m <sup>-3</sup> )

De uiteindelijke limitatie wordt is het minimum van  $M_N$ ,  $M_p$  en  $M_C$ .

Voor de stikstof- en fosforconcentraties in de algen wordt een aparte massabalans bijgehouden. Opname van stikstof en fosfor door de algen is afhankelijk van de interne nutriënt/koolstofverhouding en de concentratie van het nutriënt in het oppervlaktewater (Riegman, 1985):

$$O_N = \frac{\Psi_{N,\max} - \Psi_N}{\Psi_{N,\max} - \Psi_{N,\min}} * O_{N,\max,T} * \frac{N_{NH_4+NO_3}}{N_{NH_4+NO_3} + K_N} \quad [13]$$

Waarin:

$O_N$	Opname van stikstof (g N.g C <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )
$N_{NH_4+NO_3}$	Concentratie voor algen opneembaar stikstof in het water (g N.m <sup>-3</sup> )
$K_N$	Monod-constante voor N-opname (g N.m <sup>-3</sup> )

Voor fosfor geldt een analoge formule.

Voor stikstof geldt dat de algen een voorkeur (kunnen) hebben voor ammonium boven nitraat. In het model is aan te geven in hoeverre dit het geval is. De verdeling tussen ammonium en nitraat wordt berekend volgens:

$$F_{NH_4} = \Theta_{NH_4} * \frac{NH_4}{NH_4 + K_N} \quad [14]$$

$$O_{NH_4} = F_{NH_4} * O_N \quad [15]$$

$$O_{NO_3} = (1 - F_{NH_4}) * O_N \quad [16]$$

Waarin:

$\Theta_{NH_4}$  Voorkeursfactor voor ammonium boven nitraat (-)

$F_{NH_4}$  Verdelingsfactor tussen ammonium en nitraat (-)

$NH_4$  Ammoniumconcentratie (g N.m<sup>-3</sup>)

## 2.3 LICHTKLIMAAT

### 2.3.1 INSTRALINGSBEREKENINGEN

Aan de hand van het dagnummer en het tijdstip wordt een zonhoogte berekend. Hieruit volgen waarden voor de instraling bij zowel een standaard bewolkte dag als een standaard onbewolkte dag (Goudriaan, 1977). Door de gemeten instraling te vergelijken met de dagsom van de berekende instralingen per uur van een standaard bewolkte en een standaard onbewolkte dag, wordt het percentage bewolking berekend. Dit percentage wordt gebruikt voor het berekenen van de brutoproductie van de algen (zie paragraaf 2.2). Onderstaande berekeningen worden niet binnen het Duflow model uitgevoerd, maar de berekende dagsom van de instraling op een standaard bewolkte en een standaard onbewolkte dag moeten worden ingevoerd als externe variabelen.

$$FacRad = \pi / 180 \quad [17]$$

$$FacDeg = 180 / \pi \quad [18]$$

$$\lambda = 52,0 * FacRad \quad [19]$$

$$\delta = -23,4 * FacRad * \cos\left(\frac{2\pi * (D + 10)}{365}\right) \quad [20]$$

Waarin:

D Dagnummer

Voor elk uur wordt een zonhoogte berekend volgens:

$$SinSh = \sin(\lambda) * \sin(\delta) + \cos(\lambda) * \cos(\delta) * \cos\left(2\pi * \frac{h + 12}{24}\right) \quad [21]$$

$$CosSh = \sqrt{1 + SinSh^2} \quad [22]$$

$$ZH = \arctan\left(\frac{SinSh}{CosSh}\right) * FacDeg \quad [23]$$



Waarin:

ZH Zonhoogte (°)

h Uur van de dag (u)

Vervolgens wordt volgens Tabel 2.1 bepaald welke instraling bij de berekende zonhoogte hoort voor zowel een standaard bewolkte als een standaard onbewolkte dag.

TABEL 2.1 INSTRALING OP EEN STANDAARD BEWOLKTE DAG EN EEN STANDAARD ONBEWOLKTE DAG BIJ VERSCHILLENDE ZONHOOGTES

Zonhoogte graden	Instraling standaard bewolkte dag W.m <sup>-2</sup>	Instraling standaard onbewolkte dag W.m <sup>-2</sup>
0	0	0
5	6	29
15	26	130
25	45	224
35	64	318
45	80	400
55	94	470
65	105	523
75	112	558
90	116	581

Voorts wordt er een optelsom gemaakt van de totale instraling over de hele standaard bewolkte en onbewolkte dag:

$$L_{bd} = \sum 3600 * L_{bd,h} * 1,7 \quad [24]$$

$$L_{od} = \sum 3600 * L_{od,h} * 2,0 \quad [25]$$

Waarin:

$L_{bd}$  Instraling op een standaard bewolkte dag (J.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

$L_{bd,h}$  Instraling op uur h op een standaard bewolkte dag (W.m<sup>-2</sup>)

$L_{od}$  Instraling op een standaard onbewolkte dag (J.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

$L_{od,h}$  Instraling op uur h op een standaard onbewolkte dag (W.m<sup>-2</sup>)

De factoren 1,7 en 2,0 zijn frequentiebandcorrectiefactoren (De Wit, 1965).

Uit de gemeten instraling en de hierboven berekende instralingen wordt het percentage bewolking berekend:

$$\chi = \frac{L_{od} - L_{gem}}{L_{od} - L_{bd}} \quad [26]$$

Waarin:

$L_{gem}$  Gemeten instraling (J/m .dag)

Waarbij  $\chi$  altijd tussen 0 en 1 moet liggen.

Door op de hierboven beschreven wijze de lichtinstraling te berekenen wordt het jaarritme van instraling gesimuleerd.

### 2.3.2 LICHTKLIMAAT ONDER WATER

In paragraaf 2.2 is uiteengezet hoe de primaire productie wordt berekend aan de hand van de hoeveelheid licht onder water. De extinctiecoëfficiënt uit vergelijkingen [4] en [5] wordt berekend uit de achtergrondextinctie van het effluentwater (met daarin opgeloste en zwevende delen) en de concentratie aan chlorofyl-a in de algen:

$$\varepsilon = \varepsilon_a + a_{chl} * Chl \quad [27]$$

Waarin:

$\varepsilon_a$	Achtergrondextinctie van het effluentwater ( $m^{-1}$ )
$a_{chl}$	Specifieke extrinctie van chlorofyl-a ( $l \cdot \mu g^{-1} \cdot m^{-1}$ )
Chl	Concentratie chlofofyl-a ( $\mu g \cdot l^{-1}$ )

Aangenomen wordt dat de verhouding tussen algenkoolstof en chlorofyl-a in de algenbiomassa constant is. Deze verhouding wordt als parameterwaarde in het model opgegeven.

### 2.4 ZUURSTOFHUISHOUDING EN NITRIFICATIE

Zuurstof wordt geproduceerd tijdens de koolstofassimilatie (fotosynthese) door algen en geconsumeerd door algen (respiratie), mineralisatie van organisch materiaal en nitrificatie (omzetting van ammonium in nitraat). Tevens is er uitwisseling van zuurstof met de atmosfeer. Bij een onderverzadiging diffundeert zuurstof vanuit de atmosfeer het water in en bij een oververzadiging gebeurt het omgekeerde.

Voor de zuurstofproductie bij de koolstofassimilatie wordt uitgegaan van 1 mol  $O_2$ -productie per mol vastgelegd koolstof. Bij respiratie gebeurt het omgekeerde. Bij nitrificatie wordt per mol genitrificeerd ammonium twee mol zuurstof verbruikt.

De verzadigingsconcentratie zuurstof is afhankelijk van de temperatuur en wordt berekend volgens (Tchobanoglous & Schroeder, 1987):

$$O_{2,verz,T} = -7,588E - 5 * T^3 + 7,823E - 3 * T^2 - 0,402 * T + 14,59 \quad [28]$$

Waarin:

$O_{2,verz,T}$	Verzadigingsconcentratie in het water van zuurstof bij temperatuur T ( $g \cdot m^{-3}$ )
T	Temperatuur van het water ( $^{\circ}C$ )

De stofoverdracht tussen atmosfeer en water wordt in waterkwaliteitsmodellen meestal afhankelijk gesteld van windsnelheid (stagnante wateren) of stroomsnelheid (stromende wateren). Het algenkweekstelsel dat met dit model gesimuleerd gaat worden heeft een constante stroomsnelheid door de beweging van het schoepenrad en heeft weinig beïnvloeding door de wind. Daarnaast zorgt het schoepenrad voor een grote en constante stofuitwisseling. Daarom is gekozen voor een eenvoudige benadering van de stofoverdracht tussen atmosfeer en water en deze te benaderen middels een door de gebruiker op te geven constante:

$$K_{L,T} = \frac{K_{L,20} * \Theta_R^{(T-T_{ref})} * (O_{2,verz,T} - O_2)}{Z} \quad [29]$$

Waarin:

$K_{L,T}$	Stofoverdracht bij temperatuur T ( $g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ )
$K_{L,20}$	Stofoverdrachtscoëfficiënt (reaëratieconstante) bij 20 graden ( $m \cdot d^{-1}$ )

## 2.5 KOOLDIOXIDE EN PH

De kooldioxideconcentratie in het water wordt bepaald door de opname door algen bij de koolstofassimilatie, productie door respiratie en door uitwisseling met de atmosfeer.

De uitwisseling met de atmosfeer gaat analoog aan die van zuurstof (vergelijking [29]). De verzadigingsconcentratie van opgelost koolzuur en zijn derivaten bicarbonaat en carbonaat wordt berekend als volgt (Van Gils et al., 1993):

$$C_{CO_2,verz} = 10^6 * P_{CO_2} * 10^{C_1} \quad [30]$$

$$C_1 = \left( \frac{-2385,73}{T_a} + 14,018 - 0,0153 * T_a + R_{ion} * (0,286 - 0,617 * 10^{-5} * T_a) \right) \quad [31]$$

Waarin:

$C_{CO_2,verz}$	Verzadigingsconcentratie $CO_2$ ( $g \cdot m^{-3}$ )
$C_1$	Constante (-)
$R_{ion}$	Ionsterkte (0,0147)
$P_{CO_2}$	Partiële gasdruk van koolzuurgas in de atmosfeer (0,000316 atm)
$T_a$	Absolute temperatuur ( $^{\circ}K$ )

Als algen een  $CO_2$ -molekuul opnemen uit het water, komt er, afhankelijk van de vorm waarin  $CO_2$  aan het water wordt onttrokken, geen, één of twee OH-ionen vrij. De pH van het water bepaalt de verdeling tussen  $H_2CO_3$ ,  $HCO_3^-$  en  $CO_3^{2-}$  (Tchobanoglous & Schroeder, 1987).

$$F_{CO_3^{2-}} = \frac{K_1 * K_2}{[H^+] * ([H^+] + K_1) + K_1 * K_2} \quad [32]$$

$$F_{HCO_3^-} = \frac{K_1 * (1 - F_{CO_3^{2-}})}{[H^+] + K_1} \quad [33]$$

$$F_{H_2CO_3} = 1 - F_{CO_3^{2-}} - F_{HCO_3^-} \quad [34]$$

Waarin:

$F_{CO_3^{2-}}$	Fractie $CO_3^{2-}$ (-)
$F_{HCO_3^-}$	Fractie $HCO_3^-$ (-)
$F_{H_2CO_3}$	Fractie $H_2CO_3$ (-)
$[H^+]$	Concentratie $H^+$ -ionen ( $mol \cdot l^{-1}$ )
$K_1$	Evenwichtsconstante 1 ( $mol \cdot l^{-1}$ )
$K_2$	Evenwichtsconstante 2 ( $mol \cdot l^{-1}$ )

De verandering van de OH<sup>-</sup> concentratie wordt dan berekend volgens:

$$dOH = \frac{-\left(2 * F_{CO_3^{2-}} + F_{HCO_3^-}\right) * dCO_2}{44000}$$

Waarin:

dOH	Verandering van de OH <sup>-</sup> concentratie ( $mol \cdot l^{-1}$ )
dCO <sub>2</sub>	Verandering van de CO <sub>2</sub> -concentratie ( $mg \cdot l^{-1}$ )

# 3

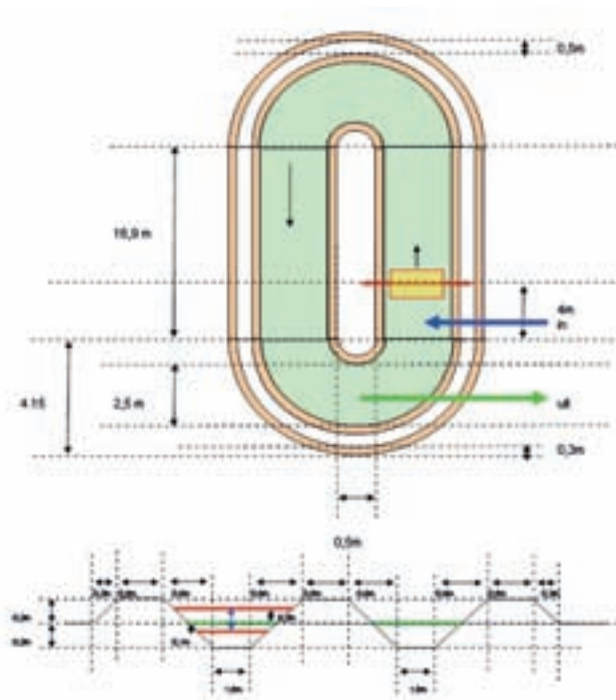
## MODELLERING VAN DE PROEFVIJVERS

In de zomer van 2009 zijn twee proefvijvers aangelegd bij de rioolwaterzuiveringsinstallatie van Alkmaar. Met deze vijvers zijn praktijkexperimenten uitgevoerd waarover in een ander document wordt gerapporteerd. Deze proefvijvers zijn gebruikt om het algenmodel te calibreren, te valideren en om scenario's door te rekenen om de effectiviteit van nutriëntenverwijdering te maximaliseren.

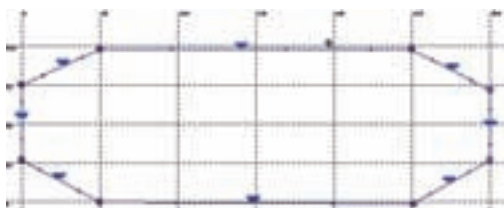
In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de schematisatie van het model en de resultaten van calibratie en validatie.

Figuur 3.1 geeft een overzicht van de opbouw en de maten van de proefvijvers. Deze tekening is als basis gebruikt voor de schematisatie in Duflow. Figuur 3.2 laat zien hoe de proefvijver in Duflow is geschematiseerd.

FIGUUR 3.1 BOVEN- EN ZIJAAZICHT VAN DE PROEFVIJVERS



FIGUUR 3.2 SCHEMATISATIE VAN DE PROEFVIJVER IN DUFLOW. DE BOLLETJES ZIJN REKENKNOOPPUNTEN, DE BAKJES DWARSDOORSNEDEN EN DE LIJNEN DE VERBINDINGEN TUSSEN DE KNOOPPUNTEN



### 3.1 RANDVOORWAARDEN

Het model kent één randvoorwaarde: de kwaliteit en kwantiteit van het effluentwater van de rwzi dat aan de algenvijver wordt toegevoegd. Het debiet en een aantal stoffen zijn in dit water gemeten en deze meetwaarden zijn als randvoorwaarde opgenomen. Het gaat dan om: pH (en daaruit OH),  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , opgelost P, totaal-P (en daaruit particulaair P). De overige randvoorwaarden zijn geschat.

### 3.2 EXTERNE VARIABELEN

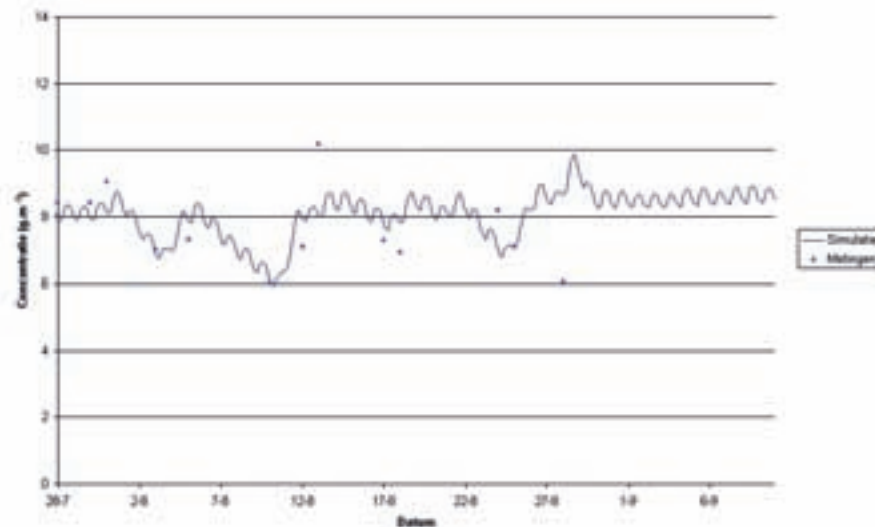
Er zijn de volgende externe variabelen: dagsom instraling, daglengte, temperatuur, N-belasting en P-belasting. De dagsom van de instraling is afkomstig van het KNMI (weersstation Wijk aan Zee). De temperatuur is gemeten in de vijver. De N-belasting is gezet op  $0,011 \text{ g N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Dit is de gemiddelde atmosfersche depositie in Nederland. De P-belasting is gezet op  $0 \text{ g P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ .

### 3.3 CALIBRATIE

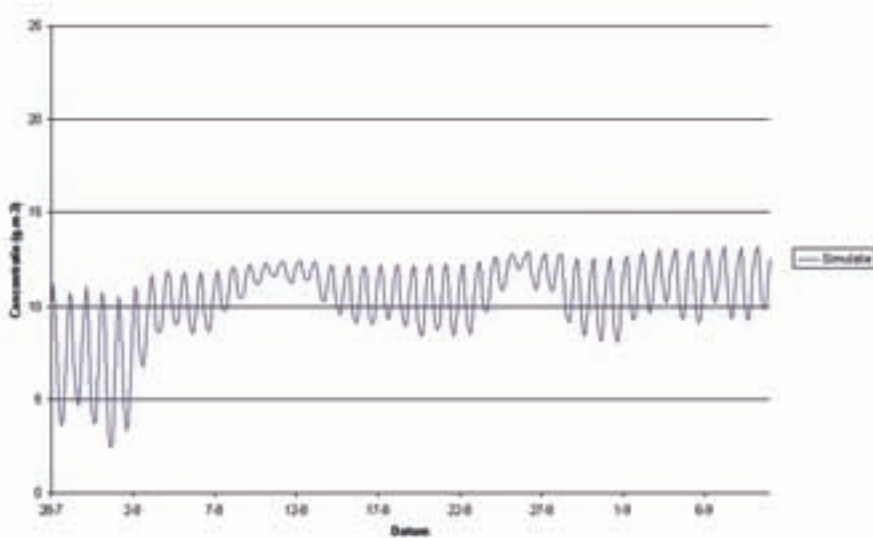
Als uitgangspunt is begonnen met parameterwaarden zoals deze in de literatuur worden gevonden. Het model is gecalibreerd op meetwaarden in de vijver van pH,  $\text{O}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , ortho-P en totaal-P.

Onderstaande grafieken laten de simulatieresultaten en de meetwaarden zien. De bijbehorende parameterwaarden zijn vermeld in hoofdstuk 7.

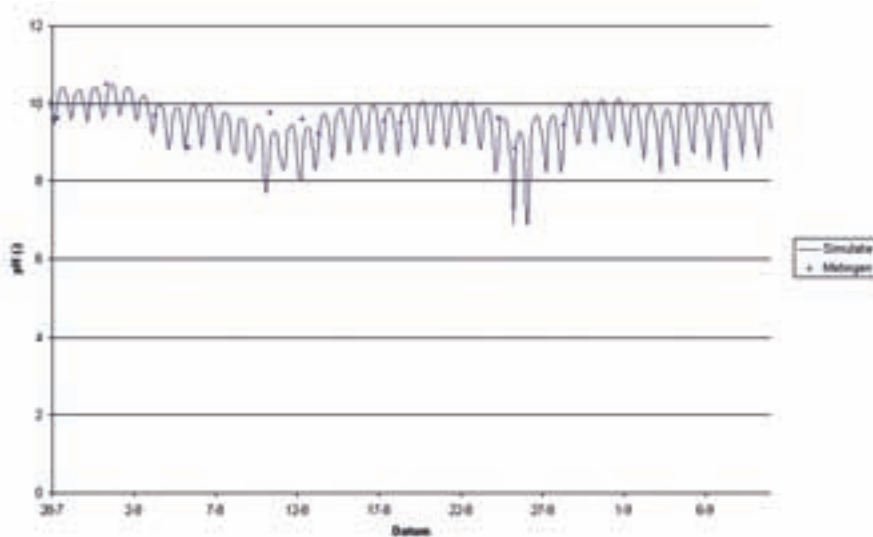
FIGUUR 3.3 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN ZUURSTOF



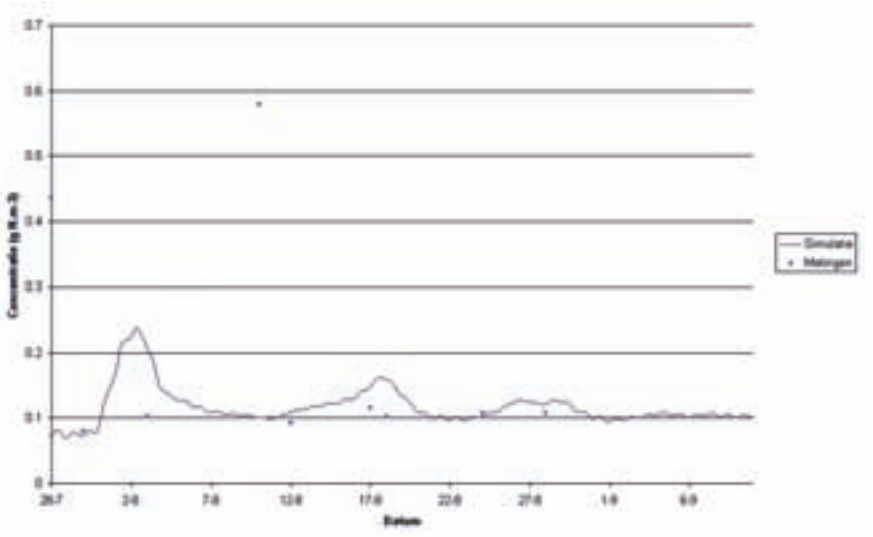
FIGUUR 3.4 GEMETEN EN GESIMULEERDE WAARDEN KOOLDIOXIDE



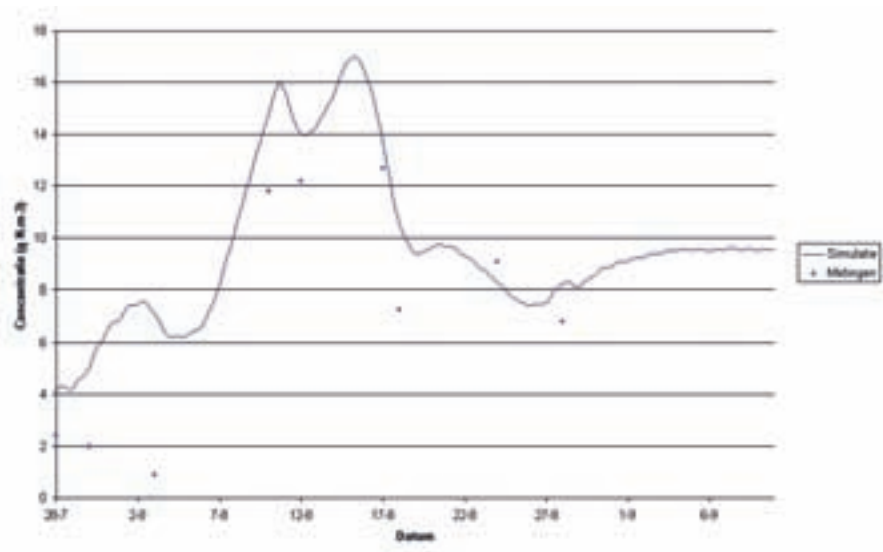
FIGUUR 3.5 GEMETEN EN GESIMULEERDE WAARDEN VAN DE PH



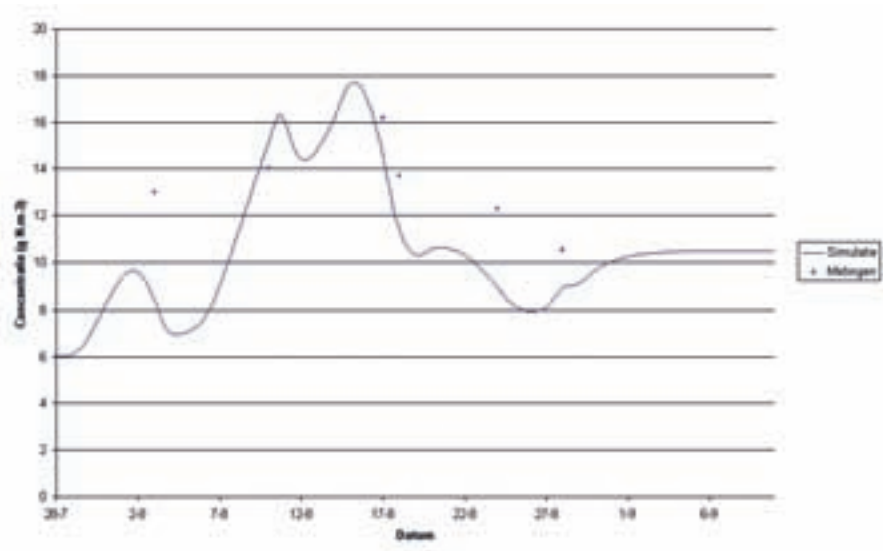
FIGUUR 3.6 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN AMMONIUM



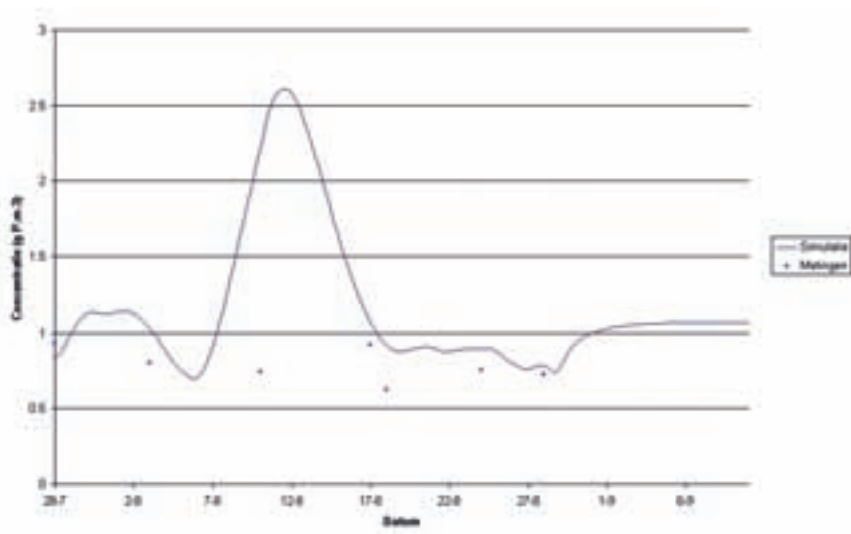
FIGUUR 3.7 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN NITRAAT



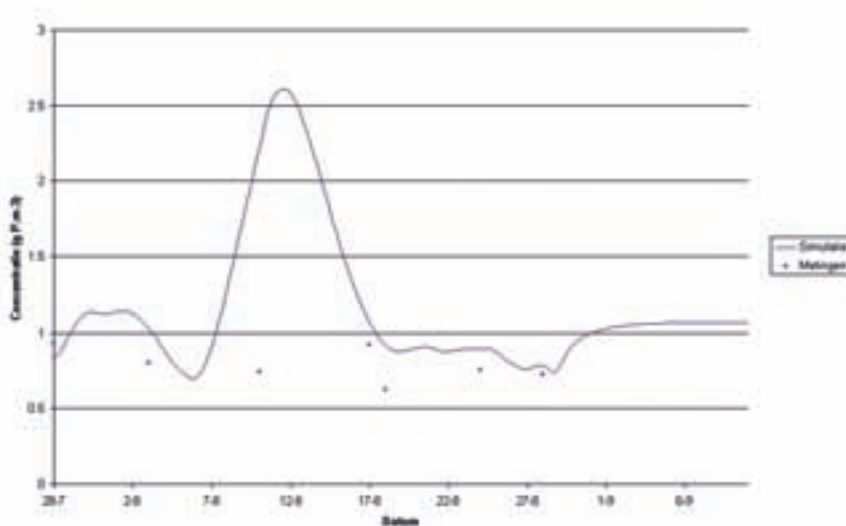
FIGUUR 3.8 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN TOTAAL STIKSTOF



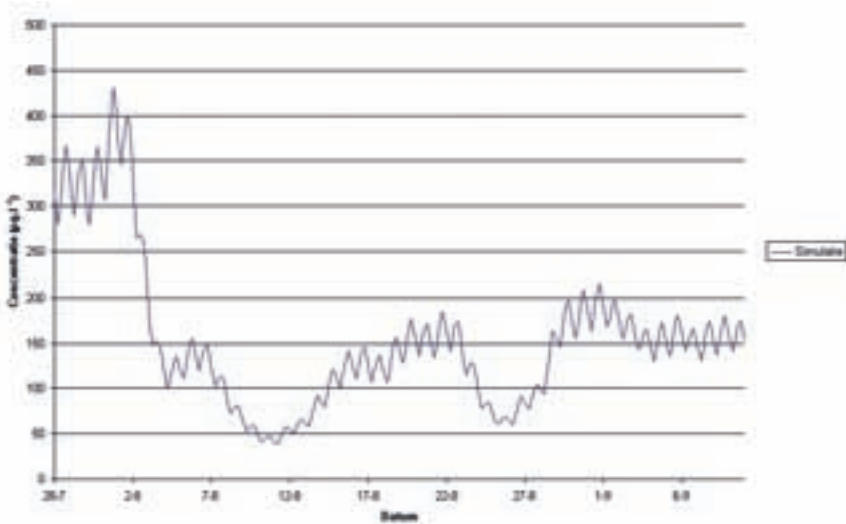
FIGUUR 3.9 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN ORTHO-FOSFAAT



FIGUUR 3.10 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN TOTAAL-FOSFOR



FIGUUR 3.11 GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN CHLOROFYL-A

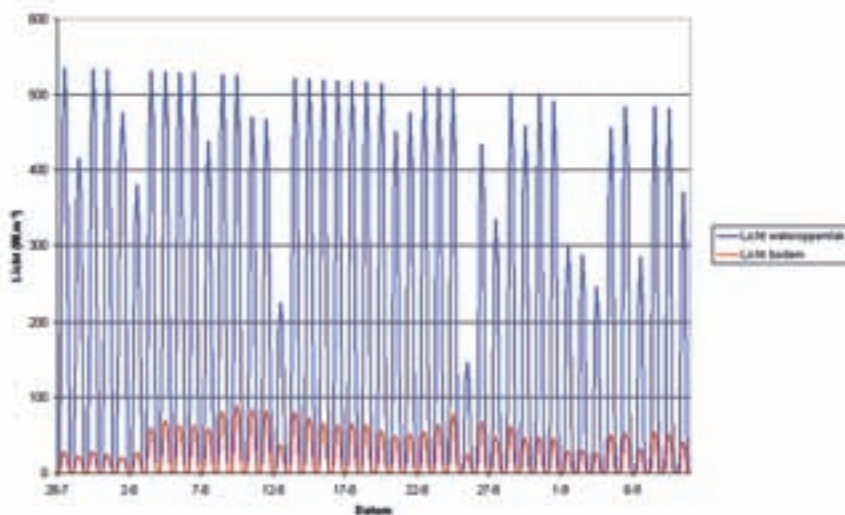


In de grafieken is duidelijk terug te zien wanneer het inkomende debiet in de algenvijver sterk toeneemt. Deze toename heeft een afname van de algenconcentratie tot gevolg, omdat de groei van de algen de uitspoeling niet kan compenseren. Hierdoor nemen de concentraties van nutriënten toe.

De hoeveelheid licht net onder het wateroppervlak en op de bodem van de vijver is te zien in Figuur 3.12. De simulaties suggereren dat er nog steeds licht doordringt op de bodem van de vijver (in de gesimuleerde periode). Dit zou betekenen dat in deze periode de groei nog niet (volledig) wordt geremd door een gebrek aan licht. Vergroting van de waterdiepte kan de algengroei per vierkante meter vijveroppervlak vergroten, waardoor ook de nutriëntverwijdering per vierkante meter vijver nog kan toenemen. Of er daadwerkelijk nog licht doordringt tot op de bodem zullen metingen in het volgend seizoen moeten uitwijzen.



FIGUUR 3.12 GESIMULEERDE HOEVEELHEID LICHT AAN HET WATEROPPERVLAK EN OP DE BODEM VAN DE VIJVER



## 4

## SCENARIO'S

Met het model is een aantal scenario's doorgerekend met als doel het systeem beter te leren begrijpen en aangrijpingspunten te vinden voor een betere werking. "Betere werking" betekent in dit geval een optimalisatie van de nutriëntenopname door algen uit het water. De scenario's worden bepaald aan de hand van een aantal vragen.

## 4.1 RANDVOORWAARDEN

Scenario's doorrekenen betekent per definitie het gebruiken van randvoorwaarden (bijvoorbeeld weergegevens of concentraties in het rwzi-effluent) uit het verleden. Voor het doorrekenen van de scenario's wordt gebruik gemaakt van de weergegevens van 2008 van meetstation Wijk aan Zee. Ook voor de concentraties van stoffen in het effluent wordt gebruik gemaakt van data uit 2008.

## 4.2 WAT IS DE OPTIMALE COMBINATIE VAN INLAATDEBIET EN WATERDIEPTE?

## 4.2.1 MODELINSTELLINGEN EN RANDVOORWAARDEN

Er is een aantal scenario's doorgerekend met verschillende inlaatdebieten en waterdiepten. Er is gerekend met waterdiepten van 30 en 60 cm en met debieten van 27, 22,5, 18, 15 en 13 m<sup>3</sup>/d (zie Tabel 4.1). De corresponderende verblijftijden van het water staan ook in deze tabel.

## 4.2.2 RESULTATEN

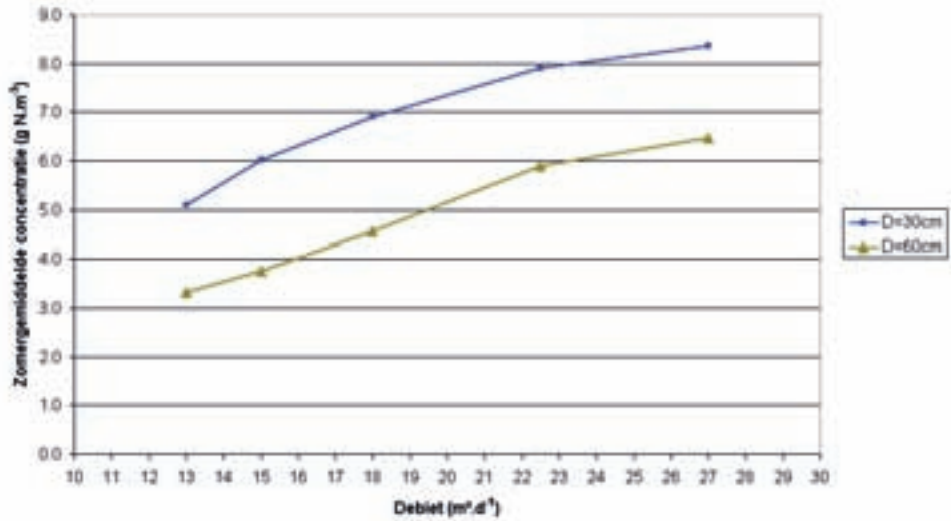
In Tabel 4.1 staan de resultaten van de berekeningen. Weergegeven zijn de zomergemiddelde stikstof- en fosforconcentraties, zowel opgelost als totaal.

TABEL 4.1 DOORGEREKENDE SCENARIO'S EN RESULTATEN

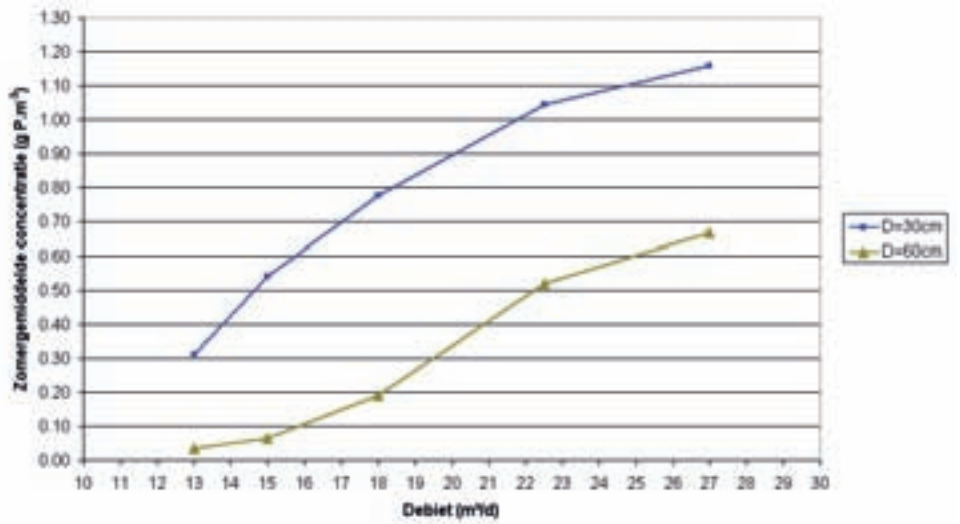
		Debiet	27	22,5	18	15	13	27	22,5	18	15	13	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
Influent	Diepte	30	30	30	30	30	30	60	60	60	60	60	cm
	Verblijftijd	0,0	0,0	0	0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	d
	Nopgel	8,3	8,0	7,6	6,6	5,8	4,9	6,1	5,6	4,3	3,6	3,2	g N.m <sup>-3</sup>
	Popgel	1,22	1,12	1,01	0,75	0,52	0,29	0,63	0,49	0,16	0,04	0,01	g P.m <sup>-3</sup>
	tN	10,7	8,4	7,9	6,9	6,0	5,1	6,5	5,9	4,6	3,8	3,3	g N.m <sup>-3</sup>
	tP	1,42	1,16	1,04	0,78	0,54	0,31	0,67	0,52	0,19	0,06	0,04	g P.m <sup>-3</sup>

De resultaten zijn in grafiekvorm te zien in Figuur 4.1 t/m Figuur 4.4.

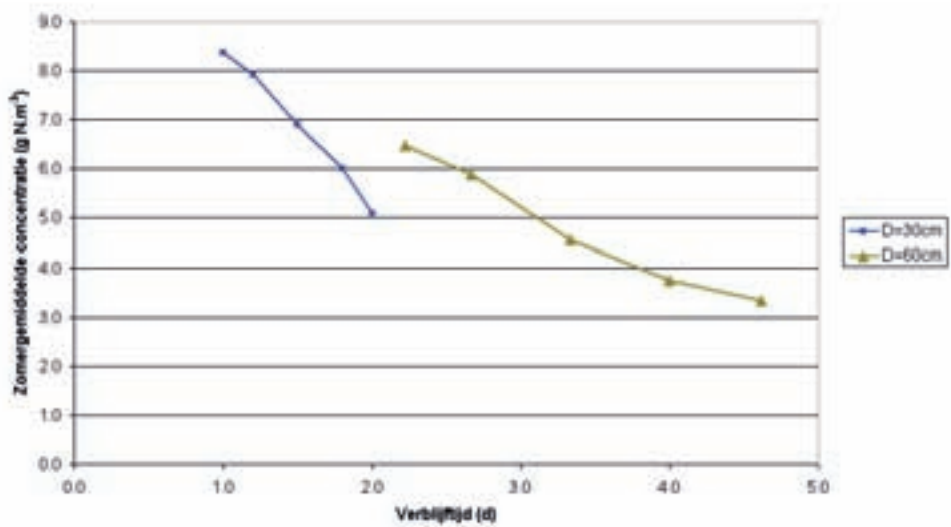
FIGUUR 4.1 EFFECT VAN HET DEBIET EN DE WATERDIEPTE OP DE ZOMERGEMIDDELTE TOTAAL-STIKSTOFCONCENTRATIE IN HET EFFLUENT VAN DE ALGENVIJVER



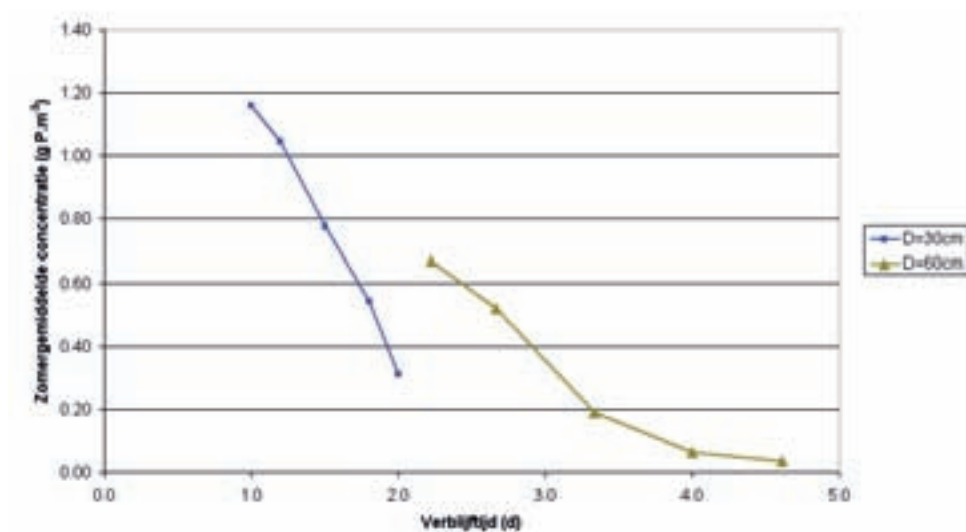
FIGUUR 4.2 EFFECT VAN HET DEBIET EN DE WATERDIEPTE OP DE ZOMERGEMIDDELTE TOTAAL-FOSFORCONCENTRATIE IN HET EFFLUENT VAN DE ALGENVIJVER



FIGUUR 4.3 EFFECT VAN DE VERBLIJFTIJD EN DE WATERDIEPTE OP DE ZOMERGEMIDDELTE TOTAAL-STIKSTOFCONCENTRATIE IN HET EFFLUENT VAN DE ALGENVIJVER



FIGUUR 4.4 EFFECT VAN DE VERBLIJFTIJD EN DE WATERDIEPTE OP DE ZOMERGEMIDDELTE TOTAAL-FOSFORCONCENTRATIE IN HET EFFLUENT VAN DE ALGENVIJVER



Debiet (verblijftijd) en waterdiepte hebben een duidelijk effect op de concentraties van de nutriënten in het effluent van de algenvijver. Dit heeft alles te maken met de hydraulische verblijftijd en daarmee de tijd die de algen krijgen om nutriënten op te nemen én de optimale benutting van het beschikbare licht. Een waterdiepte van 60 cm is gunstig, omdat daarmee het licht optimaal benut kan worden en de hydraulische verblijftijd bij eenzelfde debiet groter is dan bij een waterdiepte van 30 cm.

Voor het behalen van een zomergemiddelde totaal-stikstofconcentratie van 4,0 mg N/l en een totaal-fosforconcentratie van 0,10 mg P/l is bij een waterdiepte van 60 cm een debiet van ongeveer 16 m<sup>3</sup>/dag nodig. Dit komt overeen met een hydraulische verblijftijd van iets minder dan 4 dagen.

In de loop van het project volgen wellicht meer vragen die in een latere versie van dit rapport worden verwerkt.

# 5

## VERVOLG

Het project Effluentpolishing met algentechnologie loopt nog een jaar. In deze periode kan het model nog worden ingezet voor een groter inzicht in de werking van de proefvijvers. Omgekeerd kunnen de resultaten van de proefvijvers worden gebruikt voor het valideren van het model.

Het model zal tevens gebruikt worden voor het ontwerpen van de pilot op grote schaal.

## 6

## PARAMETERWAARDEN

In onderstaande tabel staan de in het model gebruikte parameters, hun symbolen en waarden en een literatuurverwijzing naar de bron(nen) van de waarden.

TABEL 6.1 GEBRUIKTE PARAMETERS EN HUN WAARDEN

Parameter	Symbool / afkorting in Duprol	Waarde	Bron
Maximale groeisnelheid algen bij weinig licht bij 20 graden	$P_{\max,L}$ / UMAXL	4,8 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Maximale groeisnelheid algen bij veel licht bij 20 graden	$P_{\max,H}$ / UMAXH	3,6 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid UMAX van veel naar weinig licht	$kP_{\max}^{HL}$ / KUMAXHL	2,4 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid UMAX van weinig naar veel licht	$kP_{\max}^{LH}$ / KUMAXLH	2,4 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Lichtefficiëntie bij weinig licht	$\alpha_L$ / ALFAL	0,048 m <sup>2</sup> .W <sup>-1</sup>	Vermij, 1992. Aalderink, 1997a
Lichtefficiëntie bij veel licht	$\alpha_H$ / ALFAH	0,024 m <sup>2</sup> .W <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid lichtefficiëntie van veel licht naar weinig licht	$kEff_{HL}$ / KALFAHL	4,0 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid lichtefficiëntie van weinig licht naar veel licht	$kEff_{LH}$ / KALFALH	4,0 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Grenswaarde weinig licht/veel licht	$\lambda$ / KLICHT	1,75 W.m <sup>-2</sup>	Vermij, 1992
Chlorofyl-a / koolstofverhouding in algen	$A_{ca}$ / ACA	30 µg.mg C <sup>-1</sup>	
Respiratieconstante bij 20 graden	R / KRESP	0,048 d <sup>-1</sup>	Vermij, 1992
Verliezen algen door dood en verderf	S / KLOSS	0,01 d <sup>-1</sup>	Calibratie
Snelheidsconstante mineralisatie bij 20 graden	$K_{\min}$ / KMIN	0,048 d <sup>-1</sup>	Van Gils, 1993
Snelheidsconstante nitrificatie bij 20 graden	$K_{\text{nit}}$ / KNIT	0,1 d <sup>-1</sup>	Aalderink, 1997a
Snelheidsconstante denitrificatie bij 20 graden	$K_{\text{den}}$ / KDEN	0,025 d <sup>-1</sup>	Aalderink, 1997a
Monodconstante fosforopname	$K_p$ / KP	0,010 g P.m <sup>-3</sup>	Riegman, 1985; Aalderink, 1997a
Monodconstante stikstofopname	$K_N$ / KN	0,060 g N.m <sup>-3</sup>	Zevenboom, 1980; Aalderink, 1997a
Voorkeursfactor opname ammonium boven nitraat	$\Theta_{\text{NH}_4}$ / FNH4	0,8	Aalderink, 1997b
Achtergrondextinctie	$\epsilon_a$ / EPS0	5 m <sup>-1</sup>	gemeten
Specifieke extinctie chlorofyl-a	$a_{\text{chl}}$ / EPSALG	0,016 m <sup>2</sup> .µg Chl-a <sup>-1</sup>	Aalderink, 1997a
Temperatuurcoëfficiënt algenprocessen	$\Theta_{\text{alg}}$ / THGA	1,050	Janse & Aldenberg, 1990
Temperatuurcoëfficiënt mineralisatie	$\Theta_{\min}$ / THMIN	1,070	Jeuken et. AL., 1999
Temperatuurcoëfficiënt nitrificatie	$\Theta_{\text{nit}}$ / THNIT	1,080	Jeuken et. AL., 1999
Temperatuurcoëfficiënt denitrificatie	$\Theta_{\text{den}}$ / THDEN	1,050	Jeuken et. AL., 1999
Sedimentatiesnelheid organische stof	$S_{\text{os}}$ / VSO	1 m.d <sup>-1</sup>	Aalderink, 1997a
Minimale stikstof/koolstof verhouding in algen	$\Psi_{N,\min}$ / ANCmin	0,105 g N. g C <sup>-1</sup>	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale stikstof/koolstofverhouding in algen	$\Psi_{N,\max}$ / ANCmax	0,190 g N.g C <sup>-1</sup>	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale stikstofopnamesnelheid	$O_{N,\max}$ / NOPNmax	0,24 d <sup>-1</sup>	Zevenboom, 1980; Van Donk, 1983
Minimale fosfor/koolstofverhouding in algen	$\Psi_{P,\min}$ / APCmin	0,020 g P.g C <sup>-1</sup>	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994

Parameter	Symbol / afkorting in Duprol	Waarde	Bron
Maximale fosfor/koolstofverhouding in algen	$\psi_{P,max}$ / APCmax	0,035 g P.g C <sup>-1</sup>	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale fosforopnamesnelheid	$O_{P,max}$ / POPNmax	0,088 d <sup>-1</sup>	Riegman, 1985; Van Donk, 1983, Sweerts et al, 1986
Ionsterkte	$R_{ion}$ / Rion	0,0147	Van Gils et al., 1993.
Partiële gasdruk kooldioxide in atmosfeer	$P_{CO_2}$ / Pco2	0,000316 atm	Van Gils et al., 1993
Monod constante koolstofopname door algen	$K_{CO_2}$ / hCarbon	0,5 g CO <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	calibratie
Uitwisselingsconstante atmosfeer/water	$K_{L,20}$ / cReaer	56 m.d <sup>-1</sup>	Calibratie
Temperatuurcoëfficiënt uitwisseling atmosfeer/water	$\Theta_R$ / THR	1,024	Lijklema et al, 1996

## 7

## LITERATUUR

- Aalderink, R.H. (1997a). Eutrof1A. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor Windows. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Aalderink, R.H. (1997b). Eutrof2A. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor Windows. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Cote, B. & T. Platt (1983). Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 28(2):320-344.
- Donk, E. van (1983). Factors influencing phytoplankton growth and succession in Lake Maarsseveen (I). Ph.D. Thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Enriquez, S., C.M. Duarte & K. Sand-Jensen (1993). Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94: 457-471.
- Gils, J.A.G., M.R.L. Ouboter & N.M. de Rooy (1993). Modelling of water and sediment quality in the Scheldt estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27: 257-265.
- Goudriaan, J. (1977). Crop micrometeorology: a simulation study. *Simulation Monographs*, Pudoc, Wageningen. 249 pp.
- Janse, J.H. & T. Aldenberg (1990). Modelling phosphorus fluxes in the hypertrophic Loosdrecht Lakes. *Hydrobiol. Bull.* 24(1):69-89.
- Jassby, A.D. & T. Platt (1976). Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. And Oceanogr.* 21:540-547.
- Jeuken, M.H.J.L., J.H. Janse & T. Aldenberg (1999). PCLake. Procesbeschrijvingen Duflow voor Windows. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Laboratorium voor Water- en Drinkwateronderzoek (LWD), Bilthoven.
- Lijklema, L., R.H. Aalderink, H. de Ruiter (1996). Zuurstofhuishouding in stromende en stagnante watersystemen. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor Windows. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Portielje, R. & L. Lijklema (1994). Kinetics of luxury uptake of phosphate by algae-dominated benthic communities. *Hydrobiologia* 275/276: 349-358.
- Post, A.F. (1986). Transient state characteristics of adaptation to changes in light conditions for the cyanobacterium *O. agardhii*. *Arch. Microbiol.* 145:353-357.
- Riegman, R. (1985). Phosphate-phytoplankton interactions. Ph.D. thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Ringelberg, J. (1976). Aquatische oecologie in het bijzonder van het zoete water. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.



Sweerts, J-P, R., A., H.J. Gons & M. Rijkeboer (1986). Phosphate uptake capacity of summer phytoplankton of the Loosdrecht Lakes in relation to phosphorus loading and irradiation. *Aquatic Ecology* 20(1-2): 101-107.

Tchobanoglous G. & E.D. Schroeder (1987). *Water Quality. Characteristics, modeling, modification.* University of California at Davis. Addison-Wesley Publishing Company.

Vermij, S.G. (1992). *Modellering van de groei van O. agardhii.* Intern rapport 1992-1 Lio. Directie Flevoland, Directoraat-Generaal

Wit, C.T. de (1965). *Photosynthesis of leaf canopies.* Versl. Landbouwk. Onder. (Agr. Res. Rep.) 663. Pudoc, Wageningen.

Zevenboom, W. (1980). *Growth and nutrient uptake kinetics of Oscillatoria agardhii.* Ph.D. Thesis, Universiteit van Amsterdam.

# BIJLAGEN

## BIJLAGE 1

## DUFLOW KWALITEITSMODELBESCHRIJVING

```

/* MODEL ALGENSLOOT */
/* MODEL VOOR N- en P-HUISHOUDING, ALGENGROEI, ZUURSTOF EN KOOLDIOXIDE */
/* algengroei met variabele mumax, alfa en nutriëntengehalten */
/* STOWA project Effluentpolishing met algen technologie */
/* */
/* Adrie Otte */
/* Tauw BV */
/* Postbus 133 */
/* 7400 AC Deventer */

WATER A [2.00] MG C/L ;ALGENCONCENTRATIE
WATER AN [0.352] mg N/l ;Concentratie N in algen
WATER AP [0.048] mg P/l ;Concentratie P in algen
WATER UMAX [2.50] 1/DAG ;MAXIMALE GROEISNELHEID
WATER ALFA [0.02] M2/W ;LICHTEFFICIENTIE
WATER DP [0.01] MG/L ;ORTO-P CONCENTRATIE
WATER PP [0.10] MG/L ;PARTICULAIR-P CONCENTRATIE
WATER NORG [0.20] MG/L ;ORGANISCH-N CONCENTRATIE
WATER NH4 [0.10] MG/L ;AMMONIUM-N CONCENTRATIE
WATER NO3 [0.20] MG/L ;NITRAAT-N CONCENTRATIE
WATER CO2 [6.00] mg/l ;OPGELOST CO2 CONCENTRATIE
WATER OH [0.000000316] mol/l;OH- CONCENTRATIE
WATER CL [100] mg/l ;chloride
WATER O2 [12] mg/l ;Zuurstof

BOTTOM Dag [0] - ;aantal dagen sinds begin simulatie
BOTTOM Auit [0] g ;totale algenbiomassa dat vijver verlaat
BOTTOM TPTOT [0] mgP.dag/l ;sommatie opgelost P voor berekening
zomergemiddelde
BOTTOM TNTOT [0] mgN.dag/l ;sommatie opgelost N voor berekening
zomergemiddelde

PARM UMAXL [3.0] 1/DAG ;MAXIMALE GROEISNELHEID BIJ WEINIG LICHT BIJ
20 GRADEN
PARM UMAXH [2.0] 1/DAG ;MAXIMALE GROEISNELHEID BIJ VEEL LICHT BIJ
20 GRADEN

```

PARAM KUMAXHL	[2.4]	1/DAG	;AANPASSINGSSNELHEID UMAX VAN VEEL NAAR WEINIG LICHT
PARAM KUMAXLH	[2.4]	1/DAG	;AANPASSINGSSNELHEID UMAX VAN WEINIG NAAR VEEL LICHT
PARAM ALFAL	[0.048]	M2/W	;LICHTEFFICIENTIE BIJ WEINIG LICHT
PARAM ALFAH	[0.024]	M2/W	;LICHTEFFICIENTIE BIJ VEEL LICHT
PARAM KALFAHL	[4.0]	1/DAG	;AANPASSINGSSNELHEID ALFA VAN VEEL LICHT NAAR WEINIG LICHT
PARAM KALFALH	[4.0]	1/DAG	;AANPASSINGSSNELHEID ALFA VAN WEINIG NAAR VEEL LICHT
PARAM KLICHT	[1.75]	W/M2	;GRENSWAARDE WEINIG LICHT/VEEL LICHT
PARAM ACA	[30]	UG CHL/MG C	;CHLOROFYL/KOOLSTOF VERHOUDING
PARAM KRESP	[0.048]	1/DAG	;RESPIRATIESNELHEID BIJ 20 GRADEN
PARAM KLOSS	[0.05]	1/DAG	;SNELHEIDCONSTANTE ALGENVERLIEZEN DOOR DOOD EN VERDERF
PARAM KMIN	[0.048]	1/DAG	;SNELHEIDSCONSTANTE MINERALISATIE
PARAM KNIT	[0.1]	1/DAG	;SNELHEIDSCONSTANTE NITRIFICATIE
PARAM KDEN	[0.025]	1/DAG	;SNELHEIDSCONSTANTE DENITRIFICATIE
PARAM KP	[0.010]	MG/L	;MONOD CONSTANTE P
PARAM KN	[0.060]	MG/L	;MONOD CONSTANTE N
PARAM FNH4	[0.8]	-	;VOORKEUR ALGEN VOOR NH4 BOVEN NO3
PARAM EPS0	[0.5]	1/M	;ACHTERGRONDEXTINCTIE
PARAM EPSALG	[0.016]	M2/UG CHL	;SPECIFIEKE EXTINCTIE CHLOROFYL
PARAM THGA	[1.04]	-	;TEMPERATUURCOEFFICIENT ALGENGROEI
PARAM THMIN	[1.07]	-	;TEMPERATUURCOEFFICIENT MINERALISATIE
PARAM THNIT	[1.06]	-	;TEMPERATUURCOEFFICIENT NITRIFICATIE
PARAM THDEN	[1.05]	-	;TEMPERATUURCOEFFICIENT DENITRIFICATIE
PARAM VSO	[1.0]	M/DAG	;SEDIMENTATIESNELHEID ORGANISCHE STOF
PARAM ANCmin	[0.105]	MG N/MG C	;MINIMALE STIKSTOF/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARAM ANCmax	[0.190]	MG N/MG C	;MAXIMALE STIKSTOF/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARAM NOPNmax	[0.24]	1/DAG	;MAXIMALE STIKSTOFOPNAME DOOR ALGEN
PARAM APCmin	[0.020]	MG P/MG C	;MINIMALE FOSFAAT/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARAM APCmax	[0.035]	MG P/MG C	;MAXIMALE FOSFAAT/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARAM POPNmax	[0.088]	1/DAG	;MAXIMALE FOSFAATOPNAME DOOR ALGEN
PARAM Rion	[0.0147]	-	;ionsterkte

```

PARM Pco2      [0.000316] atm      ;partiële atmosferische druk CO2
PARM hCarbon   [0.183] mgCO2/l     ;monod constante opname co2
PARM cReaer    [0.61] m/dag       ;Reaeratie constante
PARM THR       [1.024] -           ;Temperatuurcoëfficiënt reaeratie

XT ISOM        [100.0] J/CM2       ;DAGSOM INSTRALING
XT ISBD        [80] J/CM2         ;DAGSOM INSTRALING OP STANDAARD BEWOLKTE DAG
XT ISOD        [250] J/CM2       ;DAGSOM INSTRALING OP STANDAARD ONBEWOLKTE
                                DAG
XT ISODh       [250] W/M2         ;INSTRALING OP STANDAARD ONBEWOLKTE DAG PER
                                UUR OPGEGEVEN
XT L           [12] UUR           ;DAGLENGTE
XT T           [20] oC           ;TEMPERATUUR
XT NFLUX       [0.0] G/M2,DAG     ;NALEVERINGFLUX STIKSTOF
XT PFLUX       [0.0] G/M2,DAG     ;NALEVERINGFLUX FOSFAAT
XT Quit        [0.005] M3/S       ;Debiet dat vijver uit gaat

FLOW Z         [1.0] M           ;Waterdiepte
FLOW dt        [10] s           ;Tijdstap kwaliteit
FLOW Q         [0.0] m3/s        ;Debiet
FLOW As        [20.0] m2        ;Stroomvoerende doorsnede

{
/* bereken percentage bewolking over de dag uit de gemeten instraling en die
van een standaard bewolkte en een standaard onbewolkte dag */
oISOM=ISOM;
oISOD=ISOD;
oISBD=ISBD;
Bewolking=(oISOD-oISOM)/(oISOD-oISBD);
Bewolking=MIN(Bewolking,1);
Bewolking=MAX(0,Bewolking);

/* bereken extinctiecoëfficiënt uit de achtergrondextinctie en de
concentratie van chlorofyl-a */
CHLA=ACA*A;
ETOT=EPS0+EPSALG*CHLA;

```

```

/* aanpassing van UMAX en ALFA aan de hoeveelheid licht */
/* bereken hoeveelheid licht halverwege waterkolom */
Licht=(bewolking*0.171*ISODh+(1-Bewolking)*ISODh);
Ibodem=Licht*exp(-ETOT*Z);
Licht=Licht*exp(-ETOT*0.5*Z);

/* pas de waarden van UMAX en ALFA aan */
if (Licht>=KLICHT)
{
  UMA=(UMAX-UMAXH)*(KUMAXLH*(dt/(24*3600)))+UMAXH;
  ALF=(ALFA-ALFAH)*(KALFALH*(dt/(24*3600)))+ALFAH;
}
else if (Licht<KLICHT)
{
  UMA=(UMAX-UMAXL)*(KUMAXHL*(dt/(24*3600)))+UMAXL;
  ALF=(ALFA-ALFAL)*(KALFAHL*(dt/(24*3600)))+ALFAL;
}
}
K0(UMAX)=(UMA-UMAX);
K0(ALFA)=(ALF-ALFA);

/* bereken temperatuurcorrectie op de maximale productie */
FT=THGA^(T-20);
UMAXT=UMAX*FT;

/* bereken dieptegeïntegreerde productie bij een standaard bewolkte en een
standaard onbewolkte dag */
PTSODh=0;
if (ISODh>0)
{
  UM=(UMAXT/(ALFA*ISODh))^2;
  PTSODh=-1/Z*UMAXT/ETOT*ln( (EXP(-ETOT*Z)+(EXP(-2*ETOT*Z)+UM)^0.5) /
(1+(1+UM)^0.5) );
  UM=(UMAXT/(ALFA*0.171*ISODh))^2;
  PTSBDh=-1/Z*UMAXT/ETOT*ln( (EXP(-ETOT*Z)+(EXP(-2*ETOT*Z)+UM)^0.5) /
(1+(1+UM)^0.5) );
}
}

```

```

/* bereken productie in 1/dag uit bewolking en standaardproducties */
PT=(Bewolking*PTSBDh+(1-Bewolking)*PTSODh);
FL=PT/UMAXT;

/* bereken limitatie door tekort aan koolstof, fosfor en stikstof */
FNC=CO2/(hCarbon+CO2);

NCalg=AN/A;
FNN=(NCalg-ANCmin)/(ANCmax-ANCmin);

PCalg=AP/A;
FNP=(PCalg-APCmin)/(APCmax-APCmin);

FN=MIN(FNC,FNP,FNN);
FN=MAX(FN,0);

/* bereken primaire productie */
GA=PT*FN;

/* temperatuurcorrectie respiratie en verliezen */
KRESPT=KRESP*THGA^(T-20);
KLOSST=KLOSS*THGA^(T-20);

/* opname van N en P door algen */
ON=NH4+NO3;
NOPNmaxT=NOPNmax*THGA^(T-20);
POPnmaxT=POPnmax*THGA^(T-20);

Nvraag=(ANCmax-NCalg)/(ANCmax-ANCmin)*NOPNmaxT*ON/(ON+KN)*A;

OpnP=0;
if (DP>0)
{
  OpnP=(APCmax-PCalg)/(APCmax-APCmin)*POPnmaxT*DP/(DP+KP)*A;
}

/* de verdeling van stikstofopname over NH4 en NO3 */
F2NH4=FNH4*(NH4/(NH4+KN));
if (NH4<=0)

```

```

{
  F2NH4=0;
}
OpnNO3=Nvraag*(1-F2NH4);
OpnNH4=Nvraag*F2NH4;

/* zuurstofhuishouding */
/* bereken verzadigingsconcentratie van zuurstof bij temperatuur T */
OS=14.652-0.41022*T+0.007991*T*T-0.000077774*T*T*T;
/* bereken stofoverdracht van zuurstof naar atmosfeer*/
wReaer=THR^(T-20)*cReaer*(OS-O2)/Z;
/* bereken zuurstofproductie door algen */
Oprod= (GA-KRESPT)*32/12;
/* bereken zuurstofconsumptie door nitrificatie */
KMINT=KMIN*THMIN^(T-20);
KNITT=KNIT*THNIT^(T-20);
KDENT=KDEN*THDEN^(T-20);
Ocons=KNITT*NH4*64/14;

dO2=wReaer+Oprod-Ocons;

/* berekening CO2 en pH */
aTempK=T+273.15;
aC1=-(-2385.73/aTempK+14.0184-0.0152642*aTempK+Rion*(0.28569-
0.000006167*aTempK));
eqC=1000000*Pco2*10^aC1;

if (CO2>0)
{
  wReaer=THR^(T-20)*cReaer*(eqC-CO2)/Z;
}
else
{
  wReaer=THR^(T-20)*cReaer*eqC/Z;
}

wCcons=(GA-KRESPT)*A*(12+2*16)/12;

dCO2=wReaer-wCcons;

```



```

/* bereken verdeling over koolzuurfracties CO32-, HCO3- en H2CO3 */
if (OH>0)
{
  Hplus=0.00000000000001/OH;
  pH=-log(Hplus);
}
else
{
  HPlus=1;
  pH=1;
}

K1a=0.000000000071429*(T^2)+0.0000000093629*T+0.000000025760;
K2a=0.0000000000000028571*(T^2)+0.0000000000094943*T+0.00000000022800;

fCO3=K1a*K2a/(Hplus*(Hplus+K1a)+K1a*K2a);
fHCO3=K1a*(1-fCO3)/(Hplus+K1a);
fH2CO3=1-fCO3-fHCO3;

/* bereken hoeveel OH- vrij komt of opgenomen wordt door consumptie of
aanvoer CO2 en nitrificatie */
/* OH is in mol/l !*/
dOH=(fCO3*2+fHCO3)*(-dCO2)/(12+2*16)/1000-(2*KNITT*NH4/14)/1000;

dA=GA-KLOSST-KRESPT;

K1(A)=dA;
K0(AN)=OpnNH4+OpnNO3;
K0(AP)=OpnP;

K1(NORG)=-KMINT-VSO/Z;
K0(NORG)=KLOSS*AN;

K1(NH4)=-KNITT;
K0(NH4)=KMINT*NORG-OpnNH4+NFLUX/Z;

```

```

K1 (NO3) = -KDENT;
K0 (NO3) = KNITT * NH4 - OpnNO3;

K1 (PP) = -KMINT - VSO / Z;
K0 (PP) = KLOSS * AP;

K1 (DP) = 0;
K0 (DP) = KMINT * PP - OpnP + PFLUX / Z;

K0 (CO2) = dCO2;
K0 (OH) = dOH;

K0 (O2) = dO2;

K0 (Dag) = 1;

KJN = NORG + NH4 + AN;
NTOT = KJN + NO3;
PTOT = PP + DP + AP;

K0 (Auit) = A * Quit * (24 * 3600);
AuitGem = Auit / Dag;

if ((dag >= 91) && (dag <= 273))
{
    K0 (TNTOT) = (NH4 + NO3);
    K0 (TPTOT) = DP;
    NZG = TNTOT / (Dag - 90);
    PZG = TPTOT / (Dag - 90);
}
else
{
    K0 (TNTOT) = 0;
    K0 (TPTOT) = 0;
}
}

```

