

WATERHARMONICA, ONDERZOEK NAAR ZWEVEND STOF EN PATHOGENEN



RAPPORT

2012
11

WATERHARMONICA, ONDERZOEK NAAR ZWEVEND STOF EN PATHOGENEN
DEELSTUDIERAPPORTEN

RAPPORT

2012

11

ISBN 978.90.5773.543.1



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Rob van den Boomen (Witteveen+Bos)
Ruud Kampf (Vrije Universiteit)
Bram Mulling (Universiteit van Amsterdam)
Arjan Dekker (Witteveen+Bos)

BEGELEIDINGSCOMISSIE
Sybren Gerbens (Wetterskip Fryslân, voorzitter)
Dick de Vente (Waterschap Regge en Dinkel)
Joost Kappelhof (Waternet)
Victor Claessen (Waterschap De Dommel)
Ruud Kampf (Vrije Universiteit)
Cora Uijterlinde (STOWA)

FOTO OMSLAG
Ruud Kampf

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA STOWA 2012-11

ISBN 978.90.5773.543.1

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

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: 033 - 460 32 00.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

INLEIDING

De “Waterharmonica” vormt de natuurlijke schakel tussen de aflaat van de nabezinktank en het oppervlaktewater. In de afgelopen jaren is er al veel onderzoek naar het functioneren van dit systeem (zuiveringsmoeras) uitgevoerd, maar verschillende aspecten zijn nog onvoldoende bekend. De Kader Richtlijn Water vraagt ook zeer expliciet om een goede ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater en de Waterharmonica kan de afstand tussen behandeld afvalwater en ecologisch gezond oppervlaktewater naar het lijkt overbruggen. Het water wordt weer “natuurlijk”.

In 2007 is in opdracht van de STOWA een visiedocument opgesteld waarin de bestaande en ontbrekende kennis rondom Waterharmonica systemen is samengebracht. De ontbrekende informatie is geordend in onderzoeksvragen en deze zijn geprioriteerd voor beantwoording op korte en lange termijn en beantwoording met hoge of met lage prioriteit. Dit heeft geresulteerd in een selectie van onderzoeksvragen waarvan er door de Programma Commissie van de STOWA twee zijn geselecteerd om nader te onderzoeken:

- onderzoek naar de slibhuishouding en de rol van Waterharmonica systemen in de buffering van slib-uitspoeling in de meer conventionele installaties;
- onderzoek naar de rol van moerassystemen in het bereiken van de hygiënische condities opgelegd vanuit de EU-zwemwaterrichtlijn.

In de periode 2008 t/m 2011 is onderzoek uitgevoerd (STOWA project 432.561 “Waterharmonica onderzoek 2008-2011”) om meer inzicht te krijgen in het functioneren van deze specifieke onderdelen en processen in een Waterharmonica. Daarvoor heeft uitgebreid literatuur-, veld- en laboratorium onderzoek plaatsgevonden. Hierbij is tevens een promovendus aan de Universiteit van Amsterdam aangesteld en is bijgedragen aan het project WIPE (Waterharmonica Improving Purification Effectiveness), een project gesubsidieerd vanuit de innovatieregeling Kaderrichtlijn Water 2008 van het ministerie van I en M.

Eind 2011 heeft het STOWA onderzoek geresulteerd in een serie onderzoekzoeksrapporten (deelstudierapporten) en een hoofdrapport. Het hoofdrapport bevat de resultaten en conclusies van de deelstudies en de onderlinge verbinding daar tussen. De deelstudie rapporten vormen de weergave van resultaten en conclusies voor specifieke onderzoeksvragen, te weten:

- Deelstudie rapport 1: Analysemethoden zwevend stof (Engelstalig);
- Deelstudie rapport 2: Hydraulische verblijftijd Aqualân en mesocosms Grou;
- Deelstudie rapport 3: Piekbelasting Aqualân Grou;
- Deelstudie rapport 4: Zwevend stof en pathogenen in Nederlandse Waterharmonica's.

WATERHARMONICA, ONDERZOEK NAAR ZWEVEND STOF EN PATHOGENEN DEELSTUDIERAPPORTEN

INHOUD

STOWA IN HET KORT
INLEIDING

DEELSTUDIE RAPPORT 1 1
ANALYSEMETHODEN ZWEVEND STOF (ENGELSTALIG)

DEELSTUDIE RAPPORT 2 39
HYDRAULISCHE VERBLIJFTIJD AQUALÂN EN MESOCOSMS GROU

DEELSTUDIE RAPPORT 3 69
PIEKBELASSTING AQUALÂN GROU

DEELSTUDIE RAPPORT 4 132
ZWEVEND STOF EN PATHOGENEN IN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S

DEELSTUDIE RAPPORT 1: ANALYSEMETHODEN ZWEVEND STOF (ENGELSTALIG)

1	INTRODUCTION	2
2	OVERVIEW OF METHODS	3
3	METHOD DESCRIPTIONS	8
3.1	Particle size distribution	8
3.1.1	Laser diffraction	8
3.1.2	Laser back scattering	9
3.1.3	Spatial filter velocimetry	10
3.1.4	Particle video microscopy	11
3.1.5	Acoustic spectrometry	13
3.1.6	Electro resistance counting	14
3.1.7	Flow cytometry	15
3.2	Chemical particle composition	17
3.2.1	Chemical analyzers	17
3.2.2	Environmental Scanning Electron Microscopy, Energy Dispersive X-ray spec-troscopy (ESEM-EDX)	18
3.2.3	Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)	19
3.3	Biological particle composition	20
3.3.1	Manual microscopy	20
3.3.2	Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)	21
3.3.3	Particle video microscopy	23
3.3.4	Flow cytometry	23
3.3.5	Environmental scanning electron microscopy (ESEM)	23
3.4	Spatial particle structure	23
3.4.1	Confocal laser scanning microscopy (CLSM)	23
3.4.2	Environmental scanning electron microscopy (ESEM)	24
3.5	Pathogen detection	24
3.5.1	Indicator species culturing	24
3.5.2	Real time quantitative Polymerase Chain Reaction (QPCR)	26
3.5.3	Multiplex QPCR	27
3.5.4	Denaturing Gel Electrophoresis (DGE)	28
3.5.5	DNA restriction analysis	29
3.5.6	DNA microarrays	31
3.5.7	Matrix-assisted laser desorption/ionization, time of flight mass spectrometry (MALDI-TOF MS)	32
3.5.8	Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)	33
4	REFERENCES	34

1

INTRODUCTION

In deze deelstudie wordt een overzicht gegeven van mogelijk geschikte methodes voor de bepaling van zwevend stof en pathogenen in Waterharmonica's. Het onderzoek is als deel van het promotie onderzoek van Bram Mulling aan de Universiteit van Amsterdam niet in het Nederlands vertaald.

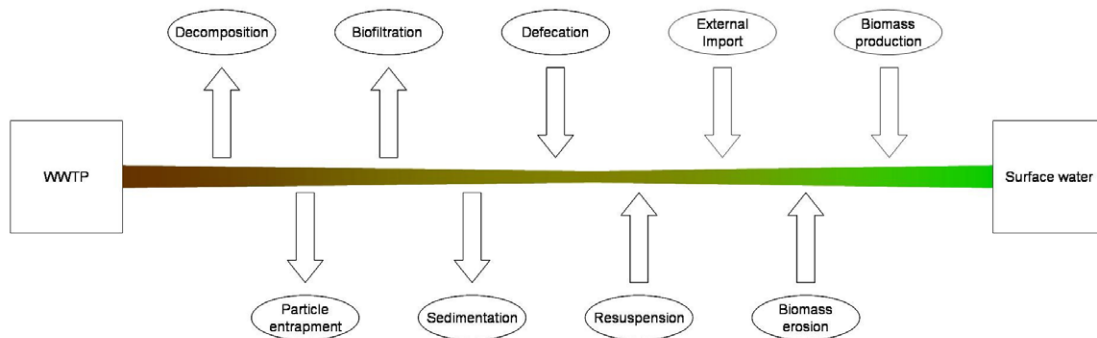
This report is a “study report” describing possible methods for analyzing suspended particles and pathogens in Waterharmonica systems. It is a part of the PhD work of Bram Mulling at the Universiteit van Amsterdam.

It appeared that the fate of suspended particles, including pathogens in Waterharmonica's is poorly understood. It is clear that the most used standard analyses of the suspended solids is a simple method, but also with a high threshold because of low accuracy at low levels of suspended solids.

In addition, to understand the fate of suspended particles in a Waterharmonica, it is needed to be able to analyse different parts and in more detail the composition of suspended particles. Figure 1 describes possible processes influencing the suspended particle concentration and composition in a (constructed) wetland (Droppo, Leppard et al. 1997; Eisenmann, Letsiou et al. 2001; Sundaravadivel and Vigneswaran 2001).

FIGURE 1

DIAGRAM WITH PHYSICAL AND BIOLOGICAL PROCESSES THAT MAY BE INVOLVED IN REMOVING SUSPENDED PARTICLES (ARROW AWAY FROM MIDDLE LINE) AND PROCESSES THAT MAY INTRODUCE SUSPENDED PARTICLES (ARROW TOWARDS MIDDLE LINE) FROM THE MOMENT WWTP EFFLUENT ENTERS A CONSTRUCTED WETLAND AND IS DISCHARGED ONTO SURFACE WATER



2

OVERVIEW OF METHODS

To monitor the performance of wastewater treatment plants several “standard” analyses are performed according to governmental regulations. These analyses are good for endpoint monitoring of basic water quality and hygienic status of WWTP effluent, but give very little insight in detailed water composition and processes affecting these parameters. The purpose of this document is to list analytical techniques that can be used to re-search the processes influencing the suspended particle concentration and composition and pathogens in constructed wetlands in more detail. The techniques are divided into several groups which are focused on different aspects of suspended particles:

- Particle size distribution
- Chemical particle composition
- Biological particle composition
- Spatial particle structure
- Pathogen detection

In this document only the analysis techniques are presented, without looking at required sampling methods or pre-treatment which can differ between the techniques. Besides a short introduction of the analytical principals of the techniques each technique was checked on applicability, advantages and disadvantages. Also several references are noted that used the technique for wastewater research or research in comparable conditions. This report may serve as a reference document in selecting appropriate techniques to research suspended particles in wastewater treatment.

In the following tables 1 to 5 the different methods are presented.

TABLE 1 OVERVIEW OF METHODS FOR THE ANALYSES OF THE PARTICLE SIZE DISTRIBUTION

Method	Application	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>	Continuous	Sample	Range (µm)	Advantages	Disadvantages
Particle size distribution	Particle size distribution	x	x	x	x	0.02 - 2000	Fast measurements	Optical model based calculations
	Particle concentration						High repeatability	Objects considered as spherical or oval
Laser back scattering	Particle size distribution	x	x	x	x	10 - 3000	Non-destructive	Chance of particle shading
	Particle concentration						Wide measuring range	Needs measuring chamber (clogging)
Spatial filter velocimetry	Particle size distribution	x	x	x	x	10 - 3000	Fast measurements	Fast measurements (double counting)
	Particle concentration						Non-destructive	Objects considered as spherical or oval
Particle video microscopy	Particle size distribution	x	x	x	x	10 - 1000	No measurement chamber (no clogging)	Chance of particle shading
	Particle concentration						Wide measuring range	
Acoustic spectrometer	Particle size distribution	x	x	x	x	10 - 1000	Fast measurements	Amount of data (pictures/video)
	Particle concentration						Non-destructive	Chance of particle shading
Electroresistance counting	Particle size distribution	x	x	x	x	2 - 2000	No measurement chamber (no clogging)	
	Particle concentration						Visual images	
Flow cytometry	Particle size distribution	x	x	x	x	0.4 - 1600	Surface area measurements (shape independent)	
	Particle concentration						Fast measurements	Model based calculations
Particle identification (fluorescence)	Particle size distribution	x	x	x	x	0.5 - 50	Non-destructive	Objects considered as spherical or oval
	Particle concentration						Wide measuring range	Chance of particle shading
Particle identification (fluorescence)	Particle size distribution	x	x	x	x	0.5 - 50	Fast measurements	Needs measuring chamber (clogging)
	Particle concentration						Shape indication	Needs measuring chamber (clogging)
Particle identification (fluorescence)	Particle size distribution	x	x	x	x	0.5 - 50	Wide range	
	Particle concentration						Fast measurements	Small range
Particle identification (fluorescence)	Particle size distribution	x	x	x	x	0.5 - 50	Simultaneous measurements of size shape and number	Needs measuring chamber (clogging)
	Particle concentration							Problems with aggregates

TABLE 2 OVERVIEW OF METHODS FOR THE ANALYSES OF THE CHEMICAL PARTICLE COMPOSITION.

Method	Application		Detection limit				Advantages	Disadvantages
Elemental particle composition	In situ	Ex situ	Continuous	Sample	(M)			
Chemical analyzers	Element concentration (N,P,TiC, TOC)	x	x	x	-	Standard equipment	Relative long analysis time	Long sample preparation
								Destructive
Environmental Scanning Electron Microscopy, Energy Dispersive X-ray spectroscopy (ESEM-EDX)	Element concentration	x		x	-	Few sample preparations	-	
	Imaging of particles					Non-destructive		
						Image of analyzed samples		
Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)	Molecule composition	x		x	-	Few sample preparations	Amount of data	

TABLE 3 OVERVIEW OF METHODS FOR THE ANALYSES OF THE BIOLOGICAL PARTICLE COMPOSITION

Method	Application	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>	Continuous	Sample	Magnification (x)	Advantages	Disadvantages
Particle Identification								
Manual microscopy	Imaging of particles	x			x	40 - 1000	Adjustable to specific application	Time consuming High level of experience needed
Fluorescence Situ Hybridization (FISH)	Detection of different groups of organisms	x			x	-	Group or species specific	
	Detection of specific species							
	Spatial (2D) community structure							
Particle video microscopy	Particle size distribution	x	x	x	x	40 - 1000	Fast measurements	Amount of data (pictures/video)
	Particle concentration						Non-destructive	Chance of particle shading
	Particle shape						No measurement chamber (no clogging)	
	Particle identification						Visual images	
							Surface area measurements (shape independent)	
Flow cytometry	Particle size distribution	x			x	-	Fast measurements	Small range
	Particle concentration						Simultaneous measurements of size shape and number	Needs measuring chamber (clogging)
	Particle identification (fluorescence)							Problems with aggregates
Environmental Scanning	Element concentration	x			x	25 - 250000	Few sample preparations	-
Electron Microscopy (ESEM)	Imaging of particles						Non-destructive	
							Image of analyzed samples	

TABLE 4 OVERVIEW OF METHODS FOR THE ANALYSES OF THE SPATIAL PARTICLE STRUCTURE

Method	Application	Magnification			Advantages	Disadvantages
<i>Spatial community structure</i>		<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>	Sample		
Confocal laser scanning microscopy (CLSM)	3D imaging of fluorescence particles	x	x	x	Fluorescence labelled samples (DNA based identification) Good separation of different fractions	Only fluorescence material is detected
Environmental Scanning Electron Microscopy (ESEM)	Element concentration Imaging of particles	x	x	x	Few sample preparations Non-destructive Image of analyzed samples	-

TABLE 5 OVERVIEW OF METHODS FOR THE ANALYSES OF PATHOGEN DETECTION

Method	Application	Detection limit			Advantages	Disadvantages
Pathogen detection						
Indicator species culturing	Detection of pathogens	x	-	x	Simple to perform Few sample preparations	Indirect measurements Labor intensive Limited to cultivable microorganisms Semi quantitative
Real time quantitative Polymerase Chain Reaction (QPCR)	Detection of specific selected pathogen Quantification of specific selected pathogen	x	-	x	Rapid measurements High specificity Samples easily conserved	Several sample preparations Sensitive to contamination Ignores infectivity
Multiplex QPCR	Detection of specific selected pathogen	x	-	x	Simultaneous detection of several pathogens	Long protocol development
	Quantification of specific selected pathogen				Rapid measurements High through put of samples High specificity Samples easily conserved	Several sample preparations Sensitive to contamination Ignores infectivity
Denaturing Gel Electrophoresis (DGE)	Community fingerprint Detection of individual pathogens (sequencing)	x	-	x	Wide range of pathogens targeted	Semi quantitative Several sample preparations Sensitive to contamination
DNA restriction analysis	Community fingerprint	x	-	x	Wide range of pathogens targeted	Semi quantitative Several sample preparations Sensitive to contamination
DNA microarrays	Detection of specific selected pathogens	x	-	x	Simultaneous detection of several pathogens	Long development
					Rapid measurements High through put of samples High specificity Samples easily conserved	Several sample preparations Sensitive to contamination Ignores infectivity
MALDI-TOF	Detection of pathogens	x	-	x	No sample preparation	Low resolution
Mass spectrometry					Could detect any kind of pathogen Can sample continuous	Mixed compounds samples problematic
Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)	Detection of different groups of pathogens	x	-	x	Group or species specific	Ignores infectivity of viruses
	Detection of specific pathogens				Spatial community structure visible (2D)	Probes can be costly

3

METHOD DESCRIPTIONS

3.1 PARTICLE SIZE DISTRIBUTION

3.1.1 LASER DIFFRACTION

APPLICATION

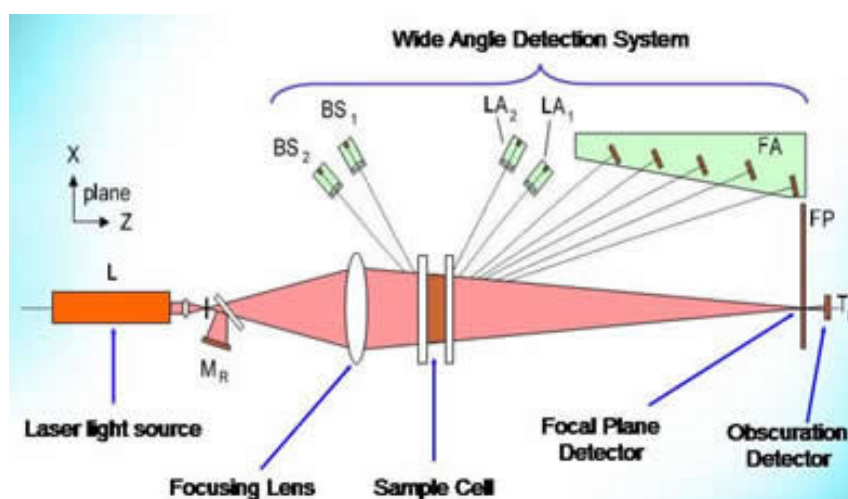
- Particle size distribution
- Particle concentration
- In situ / ex situ
- Continuous measurements / single sample

DESCRIPTION

Laser diffraction also known as low angle laser light scattering relies on the fact that a particle passing through a laser beam will deflect (scatter) light that hits the surface. The pattern or angle of light scattering is detected by several light sensors and can be related to the size of a particle. Small particles scatter light at a wide angle and with low intensity, and large particles scatter light at a narrow angle and with high intensity. After measuring the scattering pattern of a particle, the particle size is calculated using an appropriate optical model.

FIGURE 2

A SCHEMATIC REPRESENTATION OF A LASER DIFFRACTION INSTRUMENT LAYOUT. WITH A LASER LIGHT SOURCE (L) WHICH IS DIRECTED THROUGH A SAMPLING CELL USING A FOCUSING LENS. LIGHT SCATTERED BY PARTICLES PASSING THROUGH THE SAMPLE CELL IS DETECTED BY A WIDE ANGLE DETECTION SYSTEMS CONSISTING OF SEVERAL LIGHT DETECTORS. SOURCE: [HTTP://WWW.CHEMIE.DE](http://WWW.CHEMIE.DE)



RANGE

- 0.02 - 2000 μm

ADVANTAGES

- Fast measurements
- High repeatability
- Non-destructive
- Wide measuring range

DISADVANTAGES

- Optical model based calculations
- Objects considered as spherical or oval
- Chance of particle shading
- Needs measuring chamber (clogging)

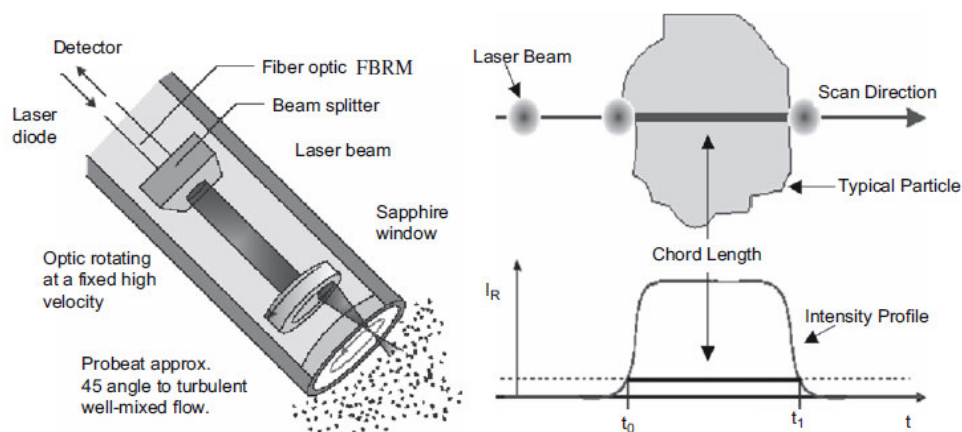
REFERENCES

- Guan, J. and T. D. Waite (2006). "Impact of aggregate size and structure on Biosolids settleability." *Drying Technology* 24(10): 1209-1215.
- Monnier, O., J. P. Klein, et al. (1996). "Particle size determination by laser reflection: Methodology and problems." *Particle & Particle Systems Characterization* 13(1): 10-17.
- Waite, T. D. (1999). *Measurement and implications of floc structure in water and wastewater treatment*, Elsevier Science Bv.
- Yang, H., G. Zheng, et al. (2009). "A Discussion of Noise in Dynamic Light Scattering for Particle Sizing." *Particle & Particle Systems Characterization* 25(5-6): 406-413.

3.1.2 LASER BACK SCATTERING**APPLICATION**

- Particle size distribution
- Particle concentration
- In situ / ex situ
- Continuous measurements / single sample

FIGURE 3 A TYPICAL LASER BACK SCATTERING INSTRUMENT. FOCUSED BEAM LASER LIGHT IS DIRECTED ONTO A ROTATING OPTICAL LASER RESULTING IN A FIXED HIGH SPEED ROTATING LASER BEAM. PARTICLES UNDER THE LASER BEAM REFLECT LIGHT BACK TO THE DETECTOR FOR THE DURATION THE ROTATING LASER BEAM ILLUMINATES THEM. THE TIME A PARTICLE REFLECTS BACK LIGHT, THE CHORD LENGTH, IS CORRELATED TO THE SIZE OF THE PARTICLE. SOURCE: GREAVES, ET AL 2008



DESCRIPTION

Laser back scattering or focused beam reflectance uses light which is reflected by particles to determine the particle size. A focused laser beam is been rotated using an optical lens. Particles that are hit by the focused laser beam reflect a part of this light back. This light is then recorded by a light detector. The larger the particle the longer it will reflect light from the focused beam back to the detector. The duration of the reflected light signal is therefore directly correlated with the size of the particle.

RANGE

- 10 - 3000 μm

ADVANTAGES

- Non-destructive
- No measurement chamber (no clogging)
- Wide measuring range

DISADVANTAGES

- Fast measurements (change double counting)
- Objects considered as spherical or oval
- Chance of particle shading

REFERENCES

- De Clercq, B., P. A. Lant, et al. (2004). "Focused beam reflectance technique for in situ particle sizing in wastewater treatment settling tanks." *Journal of Chemical Technology and Bio-technology* 79(6): 610-618.
- Ehrl, L., M. Soos, et al. (2007). "Sizing polydisperse dispersions by focused beam reflectance and small angle static light scattering." *Particle & Particle Systems Characterization* 23(6): 438-447.
- Greaves, D., J. Boxall, et al. (2008). "Measuring the particle size of a known distribution using the focused beam reflectance measurement technique." *Chemical Engineering Science* 63(22): 5410-5419.
- Kougoulos, E., A. G. Jones, et al. (2005). "Use of focused beam reflectance measurement (FBRM) and process video imaging (PVI) in a modified mixed suspension mixed product removal (MSMPR) cooling crystallizer." *Journal of Crystal Growth* 273(3-4): 529-534.
- Law, D. J., A. J. Bale, et al. (1997). "Adaptation of focused beam reflectance measurement to in-situ particle sizing in estuaries and coastal waters." *Marine Geology* 140(1-2): 47-59.
- Vaccaro, A., J. Sefcik, et al. (2007). "Modeling focused beam reflectance measurement and its application to sizing of particles of variable shape." *Particle & Particle Systems Characterization* 23(5): 360-373.

3.1.3 SPATIAL FILTER VELOCIMETRY**APPLICATION**

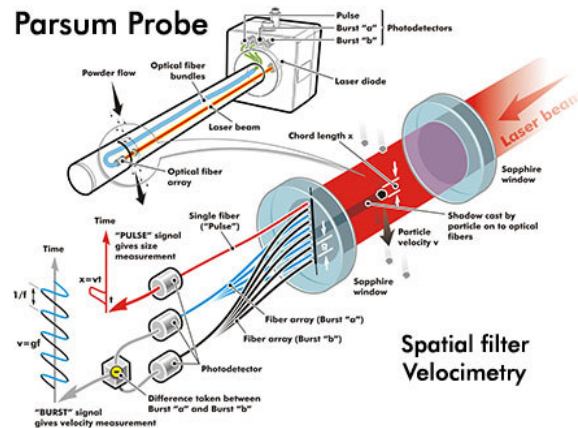
- Particle size distribution
- Particle concentration
- Particle velocity
- In situ / ex situ
- Continuous measurements / single sample

DESCRIPTION

This method uses the shade that is produced by a particle that moves through a laser beam. Several detectors, located below each other, measure the velocity of a particle moving through the beam. At the same time other detectors measure the time that a particle takes to pass a detector. By combining these measurements of velocity and time of passing the size of passing particles can be derived.

FIGURE 4

A SPATIAL FILTER VELOCIMETRY INSTRUMENT, WHICH CONSISTS OF A LASER BEAM SOURCE A SAMPLE CELL AND DETECTORS. DETECTORS ARRANGED IN A VERTICAL SERIES (FIBER ARRAY; BURST O AND B) ENABLE THE RECORDING OF PARTICLE VELOCITY AND A SINGLE DETECTOR (SINGLE FIBER; PULSE) MEASURES THE TIME IT TAKES A PARTICLE TO PASS THE SENSOR. SOURCE: [HTTP://WWW.MALVERN.COM](http://www.malvern.com)



RANGE

- 50 - 6000 μm

ADVANTAGES

- Non-destructive
- No measurement chamber (no clogging)
- Wide measuring range

DISADVANTAGES

- Objects considered as spherical or oval
- Chance of particle shading

REFERENCES

- Jakobsen, M. L., H. T. Yura, et al. (2009). Speckles and their dynamics for structured target illumination: optical spatial filtering velocimetry, Iop Publishing Ltd.
- Christofori, K. and K. Michel (1996). "Velocimetry with spatial filters based on sensor arrays." Flow Measurement and Instrumentation 7(3-4): 265-272.

3.1.4 PARTICLE VIDEO MICROSCOPY

APPLICATION

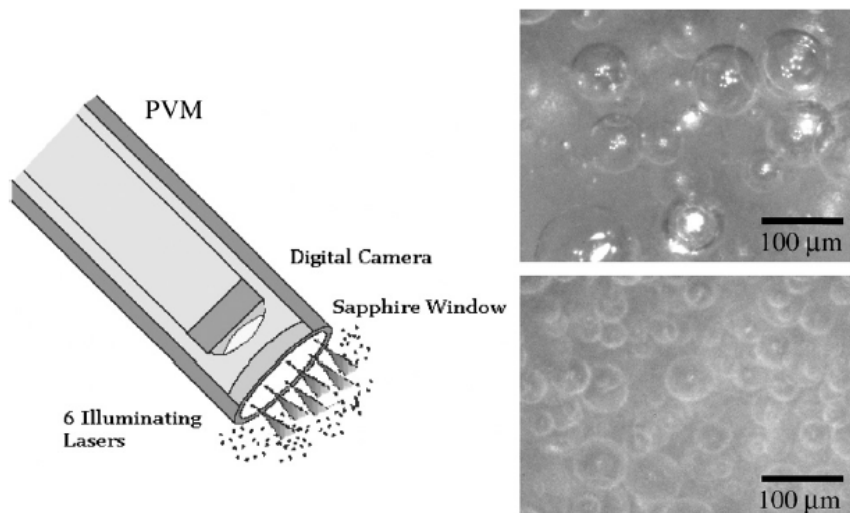
- Particle size distribution
- Particle concentration
- Particle shape
- Particle identification
- In situ / ex situ
- Continuous measurements / single sample

DESCRIPTION

This method uses a microscope to record digital images of passing particles. The digital images are then analyzed by software that determines the particle diameter and surface area. Next to the particle diameter, surface area and shape this technique enables identification of the particle type (bacteria, particular organic matter, detritus, phytoplankton, etc.) by manual determination or image analysis. This technique is often used in combination with other particle size analysis methods like the previously discussed Laser Diffraction and Laser Backscattering. In a combined application particle video microscopy mostly functions as a control for the simultaneously performed particle sizing, by identifying the shape of particles.

FIGURE 5

A TYPICAL LASER MICROSCOPY VIDEO ANALYSES INSTRUMENT WITH SEVERAL LASERS TO ILLUMINATED PASSING PARTICLES WHICH ARE THEN RECORDED BY A DIGITAL CAMERA. SOURCE: GREAVES, ET AL 2008



RANGE

- 10 - 1000 μm

MAGNIFICATION

- 8 – 100 x

ADVANTAGES

- Fast measurements (image analysis)
- Non-destructive
- No measurement chamber (no clogging)
- Visual images
- Surface area measurements (shape independent)

DISADVANTAGES

- Slow measurements (manual determination)
- Amount of data (pictures/video)
- Chance of particle shading

REFERENCES

- Kougoulos, E., A. G. Jones, et al. (2005). "Use of focused beam reflectance measurement (FBRM) and process video imaging (PVI) in a modified mixed suspension mixed product removal (MSMPR) cooling crystallizer." *Journal of Crystal Growth* 273(3-4): 529-534.
- Morales, C., U. Riebel, et al. (2008). "Use of video enhanced microscopy for characterization of solid-liquid-liquid mixtures." *Particle & Particle Systems Characterization* 25(2): 136-141.
- Wu, H. J., T. O. Pangburn, et al. (2005). "Measurement and interpretation of particle-particle and particle-wall interactions in levitated colloidal ensembles." *Langmuir* 21(22): 9879-9888.

3.1.5 ACOUSTIC SPECTROMETRY

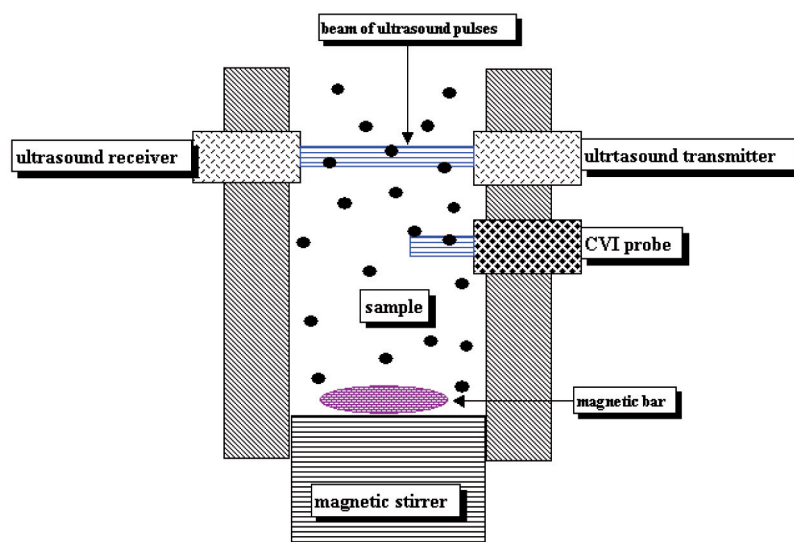
APPLICATION

- Particle size distribution
- Particle concentration
- Ex situ
- Single sample

DESCRIPTION

This method is similar to laser diffraction (paragraph 3.1.1.), but instead of light, the diffraction sound waves is uses. The pattern of sound diffraction is dependent on the size of passing particles through a sounds beam. By recording the diffraction caused by a particle and applying an appropriate shape dependent model (round, oval) the size of particles can be determined.

FIGURE 6 AN ACOUSTIC SPECTROMETRY INSTRUMENT, CONSISTING OF A STIRRED SAMPLE CHAMBER, AN ULTRASOUND TRANSMITTER AND AN ULTRASOUND RECEIVER. SOURCE: [HTTP://DISPERSION.COM](http://dispersion.com)



RANGE

- 2 - 2000 μm

ADVANTAGES

- Fast measurements
- Non-destructive
- Wide measuring range

DISADVANTAGES

- Model based calculations
- Objects considered as spherical or oval or oval
- Chance of particle shading
- Needs measuring chamber (clogging)

REFERENCES

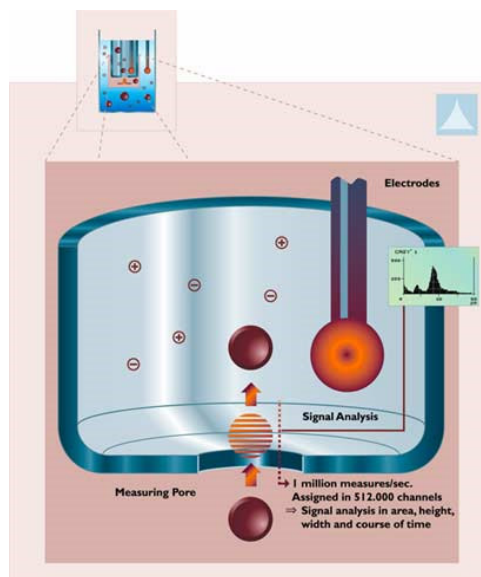
- Babick, F., F. Hinze, et al. (1998). "Ultrasonic spectrometry for particle size analysis in dense submicron suspensions." *Particle & Particle Systems Characterization* 15(5): 230-236.
- Babick, F., M. Stintz, et al. (2006). *Ultrasonic particle sizing of disperse systems with partly un-known properties*, Wiley-V C H Verlag GmbH.

3.1.6 ELECTRO RESISTANCE COUNTING

APPLICATION

- Particle size distribution
- Particle concentration
- Particle shape
- Ex situ
- Single sample

FIGURE 7 A SCHEMATIC REPRESENTATION OF ELECTRO RESISTANCE COUNTING. PARTICLES ARE SUCKED THROUGH A HOLE IN A MEASURING PROBE. PARTICLE PASSING THROUGH THE HOLE INFLUENCE THE CONDUCTIVITY MEASURED BY THE ELECTRODE. SOURCE: [HTTP://WWW.RJMSALES.COM/INDEX.HTM](http://www.rjmsales.com/index.htm)



DESCRIPTION

With electro resistance counting (coulter counter) particles are sucked through a measuring tube with a small aperture which is electrically charged. As particles pass through the aperture they influence the electrical field. This change in conductivity is recorded and provides information about the size and shape (round, oval or filaments) of passing particles. This method is mostly used for phytoplankton or bacterial cultures.

RANGE

- 0.4 - 1600 μm

ADVANTAGES

- Fast measurements
- Shape indication
- Easy to use
- Wide range

DISADVANTAGES

- Needs measuring chamber (clogging)

REFERENCES

- Eisma, D., P. Bernard, et al. (1991). "Suspended-matter particle-size in some west-European estuaries .1. Particle size distribution." *Netherlands Journal of Sea Research* 28(3): 193-214.
- Wynn, E. J. W. and M. J. Hounslow (1997). "Coincidence correction for electrical-zone (Coulter-counter) particle size analysers." *Powder Technology* 93(2): 163-175.
- Yuan, Y., J. Ndoutoumve, et al. (2009). "Sizing of Wastewater Particles Using the Electrozone Sensing Technique." *Particulate Science and Technology* 27(1): 50-56.
- Li, D. H. and J. Ganczarczyk (1991). "Size distribution of activated-sludge flocs." *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 63(5): 806-814.

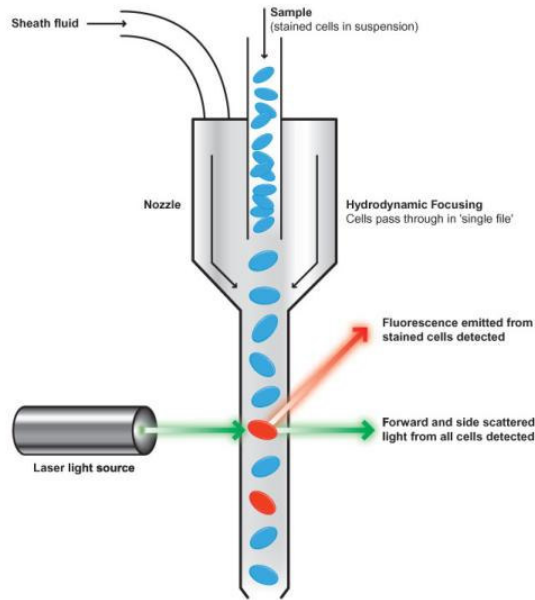
3.1.7 FLOW CYTOMETRY**APPLICATION**

- Particle size distribution
- Particle concentration
- Particle identification (fluorescence)
- Ex situ
- Single sample

DESCRIPTION

With flow cytometry particles flow through a measuring chamber where they pass a laser beam. Particles passing the laser beam scatter the light and may emit fluorescence light. This light scattering and fluorescence is detected by detectors and from this, information about the physical (size, shape) and chemical (pigmentation) structure of individual particles can be obtained. In addition flow cytometry offers the option to sort particles based on differences in light scattering and fluorescence. Also flow cytometry can be fitted with a camera which allow for imaging and identification of individual particle while they are passing through the sensors.

FIGURE 8. A SCHEMATIC REPRESENTATION OF A FLOW CYTOMETER. PARTICLES ARE INJECTED AND DIRECTED INTO A MEASURING CHAMBER. THE INDIVIDUAL PARTICLES ARE ILLUMINATED BY A LASER AND SCATTERED AND EMITTED FLUORESCENCE ARE RECORDED. SOURCE: [HTTP://WWW.ABCAM.COM](http://www.abcam.com)



RANGE/MAGNIFICATION

- 0.5 – 50 μm

ADVANTAGES

- Fast measurements
- Simultaneous measurements of size, shape, number

DISADVANTAGES

- Small range
- Needs measuring chamber (clogging)
- Aggregates of several different organisms could be problematic

REFERENCES

- Eisenmann, H., I. Letsiou, et al. (2001). "Interception of small particles by flocculent structures, sessile ciliates, and the basic layer of a wastewater biofilm." *Applied and Environmental Microbiology* 67(9): 4286-4292.
- Goddard, G., J. C. Martin, et al. (2006). "Single particle high resolution spectral analysis flow cytometry." *Cytometry Part A* 69A(8): 842-851.
- Ho, J. (2002). "Future of biological aerosol detection." *Analytica Chimica Acta* 457(1): 125-148.
- Lepesteur, M., S. Blasdall, et al. (2003). "Particle dispersion for further *Cryptosporidium* and *Giardia* detection by flow cytometry." *Letters in Applied Microbiology* 37(3): 218-229.
- Minor, E. C. and P. S. Nallathamby (2004). "Cellular" vs. "detrital" POM: a preliminary study using fluorescent stains, flow cytometry, and mass spectrometry, Elsevier Science Bv.
- Serra, T., X. Casamitjana, et al. (2002). "Observations of the particle size distribution and concentration in a coastal system using an in situ laser analyzer." *Marine Technology Society Journal* 36(1): 59-69.

3.2 CHEMICAL PARTICLE COMPOSITION

3.2.1 CHEMICAL ANALYZERS

APPLICATION

- Element concentration (N, P, TIC, TOC, etc.)
- In situ / ex situ
- Continuous measurements / single sample

DESCRIPTION

This paragraphs looks at a collection of many different methods. Most of these methods used analyzers to determine the concentration of a specific element in a sample. These methods are typically used to determine total and/or organic carbon, nitrogen or phosphorus concentration. Samples often need to be prepared before analysis and may include filtration and chemical or mechanical degeneration.

FIGURE 9 AN EXAMPLE OF A CARBON ANALYZER THAT MEASURES BOTH ORGANIC AND TOTAL CARBON CONCENTRATIONS. SOURCE: [HTTP://WWW.UICINC.COM/](http://www.uicinc.com/)



ADVANTAGES

- Standard equipment

DISADVANTAGES (DEPENDING ON SPECIFIC METHOD USED)

- Relative long analysis time
- Long sample preparation
- Destructive

REFERENCES

- Duvall, R. M., B. J. Majestic, et al. (2008). "The water-soluble fraction of carbon, sulfur, and crustal elements in Asian aerosols and Asian soils." *Atmospheric Environment* 42(23): 5872-5884.
- Miyazaki, Y., Y. Kondo, et al. (2006). "Time-resolved measurements of water-soluble organic carbon in Tokyo." *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 111(D23): 12.
- Saarikoski, S., H. Timonen, et al. (2008). "Sources of organic carbon in fine particulate matter in northern European urban air." *Atmospheric Chemistry and Physics* 8(20): 6281-6295.

3.2.2 ENVIRONMENTAL SCANNING ELECTRON MICROSCOPY, ENERGY DISPERSIVE X-RAY SPECTROSCOPY (ESEM-EDX)

APPLICATION

- Element concentration
- Imaging of particles
- Ex situ
- Single sample

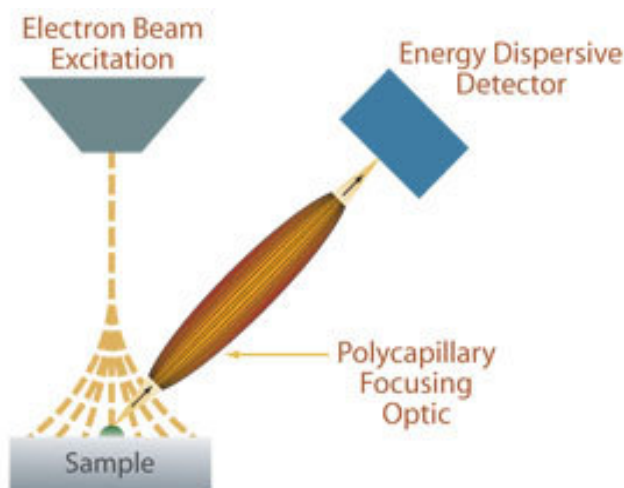
DESCRIPTION

Environmental scanning electron microscopy uses a focused electron beam to scan the surface area of a specimen. The specimen reflects parts of the electrons, absorbed part of the electrons and emits electromagnetic radiation and electrons with lower energy. Each of these processes can be detected and processed into an intensity measurement. By scanning a specimen area an image of the area can be constructed. ESEM differs from normal Scanning Electron Microscopy (SEM), the specimen is not required to be under a vacuum and thus enables the possibility of analyzing hydrogenated samples at room temperature. Other sample preparations such as gold coating the samples are also unnecessary.

The addition of Energy Dispersive X-ray spectroscopy (EDX) allows the analysis of the elemental composition of the sample. This method is based on the amount of energy charged particles loss after been absorbed and emitted by an atom. The amount of energy loss in this process is specific to a certain element. Thus measuring the energy loss of charged particles enables the analysis of the elemental composition.

FIGURE 10

A SCHEMATIC REPRESENTATION OF A SCANNING ELECTRON MICROSCOPE WITH A ELECTRON BEAM WHICH IS AIMED ON A SAMPLE. THE ELECTRONS THAT ARE EMITTED BY THE SAMPLE ARE RECORDED BY A DETECTOR. SOURCE: [HTTP://WWW.XOS.COM](http://www.xos.com)



MAGNIFICATION

- 25 – 250000 x

ADVANTAGES

- Few sample preparations
- Non-destructive
- Image of analyzed samples

DISADVANTAGES

- -

REFERENCES

- De Momi, A. and J. R. Lead (2006). "Size Fractionation and characterisation of fresh water col-loids and particles: Split-flow thin-cell and electron microscopy analyses." *Environmental Science & Technology* 40(21): 6738-6743.
- Hiranuma, N., S. D. Brooks, et al. (2008). "Using environmental scanning electron microscopy to determine the hygroscopic properties of agricultural aerosols." *Atmospheric Environment* 42(9): 1983-1994.
- Kaegi, R., T. Wagner, et al. (2008). "Size, number and chemical composition of nano-sized particles in drinking water determined by analytical microscopy and LIBD." *Water Research* 42(10-11): 2778-2786.

3.2.3 INDUCTIVELY COUPLED PLASMA MASS SPECTROMETRY (ICP-MS)

APPLICATION

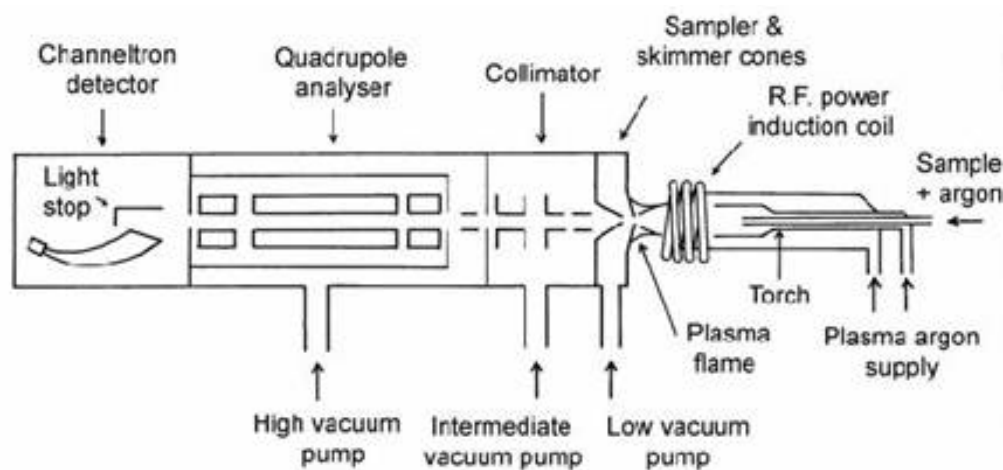
- Molecule composition
- Ex situ
- Single sample

DESCRIPTION

Mass spectrometry is able to determine the composition of molecules by the ratio of mass and electrical charge of an ion. Particles are ionized by inductively coupled plasma (ICP) and are run through electromagnetic field. This electromagnetic field is formed by four electromagnetic metal rods (quadrupole) and function as filter by only allowing ions with a certain mass charge ratio to reach the detector. Ions with a different mass charge ratio are bent away from the detector. By changing the amplitude and strength of the electromagnetic field ions with a different mass charge ratio are recorded. The mass charge ratio of particles can be used to analyze the elemental of a sample.

FIGURE 11

A SCHEMATIC REPRESENTATION OF AN INDUCTIVELY COUPLED PLASMA MASS SPECTROMETER (ICP-MS) A SAMPLE IS INJECTED WITH ARGON INTO A PLASMA FLAME WHICH IONIZES THE SAMPLE PARTICLES. THE PARTICLES ARE SEPARATED ACCORDING TO THEIR MASS CHARGE RATIO BY A QUADRUPOLE AND RECORDED BY THE DETECTOR. SOURCE: [HTTP://WWW.ONAFARAWAYDAY.COM/RADIOGENIC/](http://WWW.ONAFARAWAYDAY.COM/RADIOGENIC/)



ADVANTAGES

- Few sample preparations

DISADVANTAGES

- Amount of data

REFERENCES

- Duvall, R. M., B. J. Majestic, et al. (2008). "The water-soluble fraction of carbon, sulfur, and crustal elements in Asian aerosols and Asian soils." *Atmospheric Environment* 42(23): 5872-5884.
- Holecek, J. C., M. T. Spencer, et al. (2007). "Analysis of rainwater samples: Comparison of single particle residues with ambient particle chemistry from the northeast Pacific and Indian oceans." *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 112(D22): 10.
- Spencer, M. T., L. G. Shields, et al. (2007). "Simultaneous measurement of the effective density and chemical composition of ambient aerosol particles." *Environmental Science & Technology* 41(4): 1303-1309.
- Minor, E. C. and P. S. Nallathamby (2004). "Cellular" vs. "detrital" POM: a preliminary study using fluorescent stains, flow cytometry, and mass spectrometry, Elsevier Science Bv.

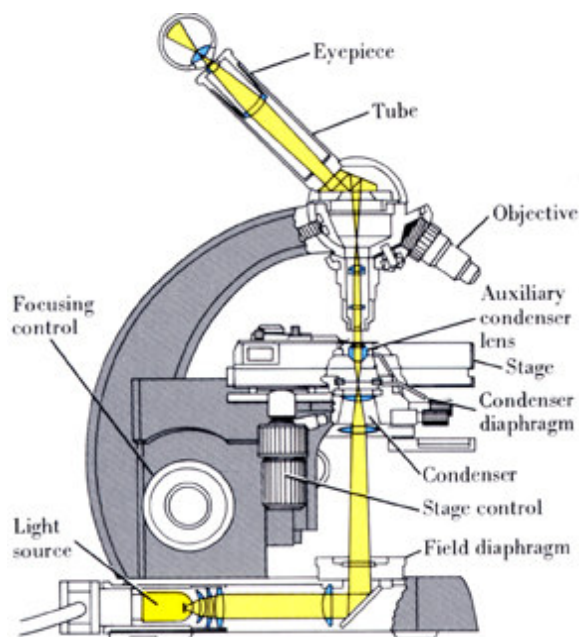
3.3 BIOLOGICAL PARTICLE COMPOSITION

3.3.1 MANUAL MICROSCOPY

APPLICATION

- Imaging of particles
- Ex situ
- Single sample

FIGURE 12 A SCHEMATIC REPRESENTATION OF A STANDARD BRIGHT FIELD MICROSCOPE. A LIGHT BEAM ILLUMINATES A SAMPLE WHICH IS LOCATED ON THE STAGE, THE LIGHT PASSES THROUGH THE SAMPLE THE LENSES (OBJECTIVE AND OCULAR). THESE LENSES MAGNIFY THE IMAGE BEFORE IT REACHES THE DETECTOR (HUMAN EYE OR CAMERA). SOURCE: [HTTP://ANATOMY.IUPUI.EDU](http://anatomy.iupui.edu)



DESCRIPTION

This method uses a microscope view particles in greater detail and allows the viewer to identify the particles manually. Next to the normally used bright field this method has several different modes and can be adjusted for specific applications like epifluorescence and confocal microscopy.

MAGNIFICATION

- 40 – 1000 x

ADVANTAGES

- Adjustable to specific application

DISADVANTAGES

- Time consuming
- Identification can require high level of experience

REFERENCES

- Eisenmann, H., I. Letsiou, et al. (2001). "Interception of small particles by flocculent structures, sessile ciliates, and the basic layer of a wastewater biofilm." *Applied and Environmental Microbiology* 67(9): 4286-4292.
- Kaegi, R., T. Wagner, et al. (2008). "Size, number and chemical composition of nano-sized particles in drinking water determined by analytical microscopy and LIBD." *Water Research* 42(10-11): 2778-2786.
- Martin-Cereceda, M., A. M. Alvarez, et al. (2001). "Confocal and light microscope examination of protozoa and other microorganisms in the biofilms from a rotating biological contactor wastewater treatment plant." *Acta Protozoologica* 40(4): 263-272.
- Wu, Q. L. and W. T. Liu (2009). "Determination of Virus abundance, diversity and distribution in a municipal wastewater treatment plant." *Water Research* 43(4): 1101-1109.

3.3.2 FLUORESCENT IN SITU HYBRIDIZATION (FISH)**APPLICATION**

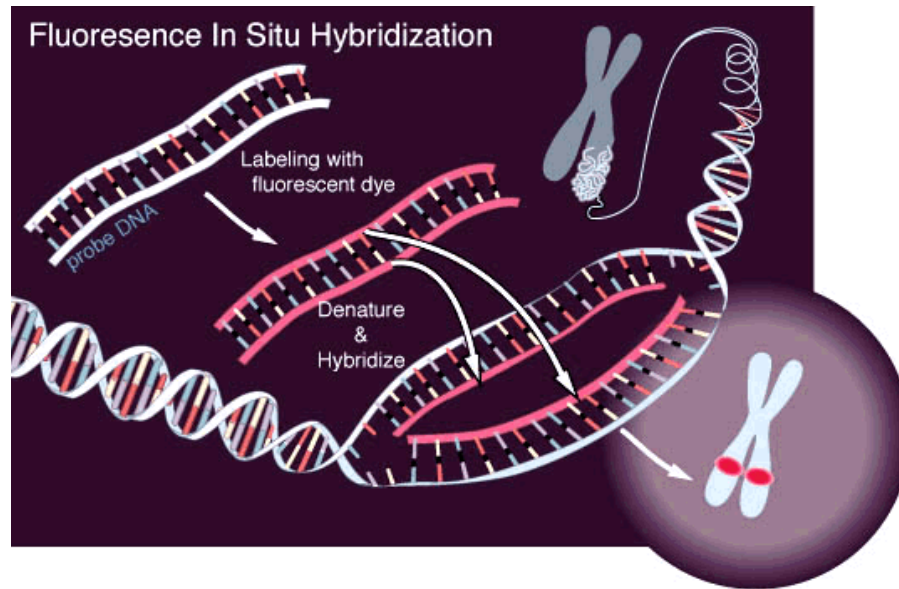
- Detection of different groups of organisms
- Detection of specific species
- Spatial (2D) community structure
- Ex-situ
- Single sample

DESCRIPTION

With this method samples are fixated and labelled with fluorescence probes. These DNA / RNA probes are designed to label specific (groups of) organisms (E. coli, bacteria, phytoplankton, etc.) or specific cells (dead or alive). Different probes can be used simultaneously which dye groups of organisms or specific species differently. After dyeing the samples are analyzed with and visualized by epifluorescence or confocal laser scanning microscopy.

FIGURE 13

A SCHEMATIC REPRESENTATION OF FLUORESCENCE IN SITU HYBRIDIZATION. FLUORESCENCE LABELLED PROBES ARE HYBRIDIZED INTO CORRESPONDING DNA / RNA, AFTER WASHING EXCESS PROBES FROM THE SAMPLE THE LABELLED DNA / RNA CAN BE VISUALIZED BY FLUORESCENCE OR CONFOCAL LASER SCANNING MICROSCOPY. SOURCE: [HTTP://EN.WIKIPEDIA.ORG](http://en.wikipedia.org)



MAGNIFICATION

- -

ADVANTAGES

- Group or species specific

DISADVANTAGES

- -

REFERENCES

- Eyice, O., B. K. Ince, et al. (2007). "Identification of nitrifiers in a full-scale biological treatment system using fluorescent in situ hybridization." *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 42(4): 517-523.
- Garcia-Armisen, T. and P. Servais (2004). "Enumeration of viable E-coli in rivers and wastewaters by fluorescent in situ hybridization." *Journal of Microbiological Methods* 58(2): 269-279.
- Ghosh, M., A. Ganguli, et al. (2009). "Application of a novel biopolymer for removal of Salmonella from poultry wastewater." *Environmental Technology* 30(4): 337-344.
- Ho, J. (2002). "Future of biological aerosol detection." *Analytica Chimica Acta* 457(1): 125-148.
- Ismail, A., M. C. Wentzel, et al. (2007). "Using respirometric techniques and fluorescent in situ hybridization to evaluate the heterotrophic active biomass in activated sludge." *Biotechnology and Bioengineering* 98(3): 561-568.
- Okabe, S., H. Satoh, et al. (1999). *Microbial ecology of sulfate-reducing bacteria in wastewater biofilms analyzed by microelectrodes and fish (fluorescent in situ hybridization) technique*, Pergamon-Elsevier Science Ltd.
- Savichtcheva, O., N. Okayama, et al. (2005). "Application of a direct fluorescence-based live/dead staining combined with fluorescence in situ hybridization for assessment of survival rate of Bacteroides spp. in drinking water." *Biotechnology and Bioengineering* 92(3): 356-363.

- Schuppler, M., M. Wagner, et al. (1998). "In situ identification of nocardioform actinomycetes in activated sludge using fluorescent rRNA-targeted oligonucleotide probes." Microbiol-ogy-Uk 144: 249-259.
- Wagner, M., R. Amann, et al. (1993). "Probing Activated-Sludge with Oligonucleotides Specific for Proteobacteria - Inadequacy of Culture-Dependent Methods for Describing Microbial Community Structure." Applied and Environmental Microbiology 59(5): 1520-1525.
- Wilderer, P. A., H. J. Bungartz, et al. (2002). "Modern scientific methods and their potential in wastewater science and technology." Water Research 36(2): 370-393.

3.3.3 PARTICLE VIDEO MICROSCOPY

See paragraph 3.1.4.

3.3.4 FLOW CYTOMETRY

See paragraph 3.1.7.

3.3.5 ENVIRONMENTAL SCANNING ELECTRON MICROSCOPY (ESEM)

See paragraph 3.2.2.

3.4 SPATIAL PARTICLE STRUCTURE

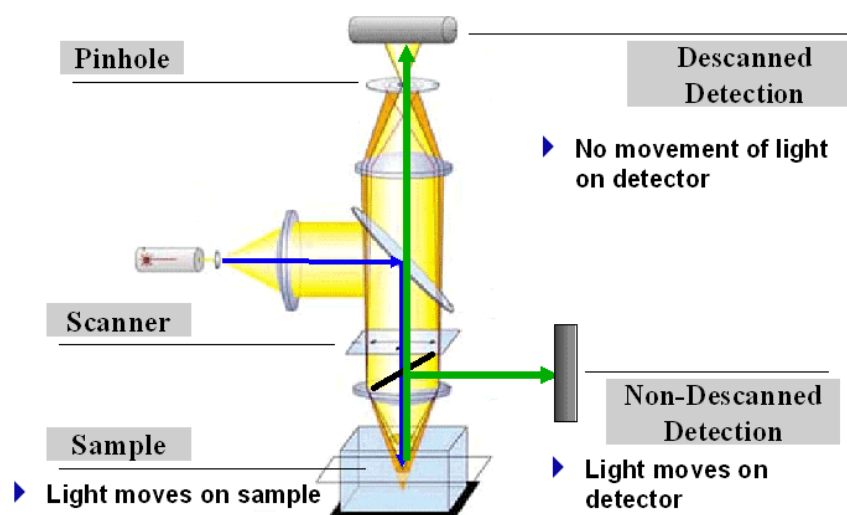
3.4.1 CONFOCAL LASER SCANNING MICROSCOPY (CLSM)

APPLICATION

- 3D imaging of fluorescence particles
- Ex situ
- Single sample

FIGURE 14

A SCHEMATIC DIAGRAM OF A CONFOCAL LASER SCANNING MICROSCOPE. A SAMPLE IS ILLUMINATED BY A LASER OF A SPECIFIC WAVELENGTH. THE SAMPLE EMITS FLUORESCENCE LIGHT BACK TO A DETECTOR. BEFORE REACHING THE DETECTOR THE LIGHT CAN BE FILTERED BY SPECIFIC WAVELENGTH FILTERS AND A PIN-HOLE IN FRONT OF THE DETECTOR ENSURES ONLY IN FOCUS LIGHT REACHES THE DETECTOR. SOURCE: [HTTP://RESEARCH.STOWERS-INSTITUTE.ORG](http://RESEARCH.STOWERS-INSTITUTE.ORG)



DESCRIPTION

This type of microscopy is capable to produce in-focus images of 3 dimensional samples. This is accomplished by using a pinhole that ensures only light from the focal point is received by the detector and out of focus light is discarded. By scanning in the Y, X and Z axis a computer can construct a three dimensional image of the sample. The method uses a laser to illuminate fluorescent samples. This fluorescence can be natural (chlorophyll, pigments) or fluorescence labelled material (FISH).

RANGE/MAGNIFICATION

- 40 – 1000 x

ADVANTAGES

- Fluorescence labelled samples (DNA based identification)
- Good separation of different fractions

DISADVANTAGES

- Only fluorescence labelled material is detected

REFERENCES

- Eisenmann, H., I. Letsiou, et al. (2001). "Interception of small particles by flocculent structures, sessile ciliates, and the basic layer of a wastewater biofilm." *Applied and Environmental Microbiology* 67(9): 4286-4292.
- Ghosh, M., A. Ganguli, et al. (2009). "Application of a novel biopolymer for removal of Salmonella from poultry wastewater." *Environmental Technology* 30(4): 337-344.
- Martin-Cereceda, M., A. M. Alvarez, et al. (2001). "Confocal and light microscope examination of protozoa and other microorganisms in the biofilms from a rotating biological contactor wastewater treatment plant." *Acta Protozoologica* 40(4): 263-272.
- Wilderer, P. A., H. J. Bungartz, et al. (2002). "Modern scientific methods and their potential in wastewater science and technology." *Water Research* 36(2): 370-393.

3.4.2 ENVIRONMENTAL SCANNING ELECTRON MICROSCOPY (ESEM)

See paragraph 3.2.2.

3.5 PATHOGEN DETECTION**3.5.1 INDICATOR SPECIES CULTURING****APPLICATION**

- Detection of pathogens
- Ex-situ
- Single sample

DESCRIPTION

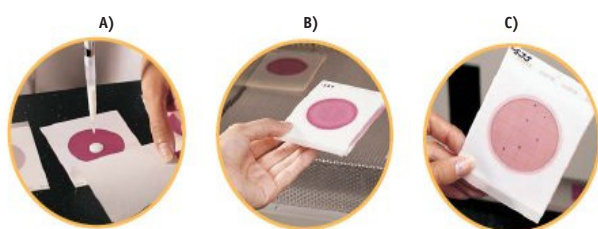
This method is based on the culturing of specific microbial species that can give an indication of the total pathogen density in an environmental sample. One of the commonly used methods uses coliform bacteria as an indicator. A given amount of water sample is filtered over a sterile membrane filter which retains bacteria. This filter is then placed on a coliform selective medium and cultured over a period of time. After culturing the number of coliform

colonies is counted and the pathogen density in the original sample is derived from this count. The density of coliform is used as an indicator for the density of other pathogens, the higher the density of coliform the higher the density of other pathogens.

The method also needs a period of culturing visible colonies from environmental samples. Time between onsite sampling and the actually counting of the colonies can be a source of inaccuracy and generates indirect estimates rather than an exact number of the pathogen density in the original sample. Furthermore the estimated pathogens density of the indicator organisms is also used to estimate the density of other, not cultured pathogens. Therefore this method relies on the assumption that the density of different pathogens is related. If this assumption is not reliable, it can lead to under or overestimates pathogen density for several pathogens.

FIGURE 15

A REPRESENTATION OF A COLIFORM TEST PROCEDURE. A) APPLYING SAMPLE, B) CULTURING, C) COUNTING COLONIES. SOURCE: [HTTP://CHOKIMSCIENTIFIC.COM](http://chokimscientific.com)



DETECTION LIMIT

- -

ADVANTAGES

- Simple to perform
- Few sample preparations

DISADVANTAGES

- Indirect measurements
- Labor intensive
- Limited to microorganisms that can be cultured
- Semi quantitative

REFERENCES

- Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding mi-crobial communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.
- Karim, M. R., F. D. Manshadi, et al. (2004). "The persistance and removal of enteric pathogens in constructed wetlands." *Water Research* 38(7): 1831-1837.
- Pellegrin, V., S. Juretschko, et al. (1999). "Morphological and biochemical properties of a *Sphaerotilus* sp. isolated from paper mill slimes." *Applied and Environmental Microbiology* 65(1): 156-162.
- Reinoso, R., L. A. Torres, et al. (2008). "Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater." *Science of the Total Environment* 395(2-3): 80-86.

- Wagner, M., R. Amann, et al. (1993). "Probing Activated-Sludge with Oligonucleotides Specific for Proteobacteria - Inadequacy of Culture-Dependent Methods for Describing Microbial Community Structure." Applied and Environmental Microbiology 59(5): 1520-1525.

3.5.2 REAL TIME QUANTITATIVE POLYMERASE CHAIN REACTION (QPCR)

APPLICATION

- Detection of specific selected pathogen
- Quantification of specific selected pathogen
- Ex-situ
- Single sample

DESCRIPTION

Polymerase chain reaction is a method to amplify the DNA or RNA of a specific targeted species or family of organisms using a complementary DNA fragment called a primer. In the present of denaturated DNA these primers trigger a reaction that multiplies the targeted DNA. This reaction only occurs if DNA that matches the primers is present. The type of primers used therefore determines the target species and specificity of the method. PCR is primarily used to increase the DNA which is then used for further analyses. Other than normal PCR, quantitative PCR uses primers that include a fluorescence reporter probe. This fluorescence probe is separated from the primer during DNA polymerase which results in an increase of fluorescence. By measuring the fluorescence level during the PCR the original concentration of DNA can be calculated. This method can also be performed with RNA by first converting RNA into DNA using reverse transcription methods.

Prior to the actual measurement, several sample preparations need to be performed. DNA extraction can be difficult in complex environmental sample and can induce over or under estimation of DNA concentration. An extracted DNA sample often needs to be purified. A dilution series needs to be generated to account for possible presence of inhibitors. And several reagents need to be added to the sample. Due to these preparations DNA amplification methods are relative vulnerable to contamination.

FIGURE 16 A REPRESENTATION OF QPCR MECHANISM. 1) DNA AND PRIMERS ARE MIXED, 2) PRIMER ATTACHES TO DENATURATED COMPLEMENTARY DNA, 3) POLYMERASE REACTION SEPARATES FLUORESCENCE PROBE. SOURCE: [HTTP://EN.WIKIPEDIA.ORG](http://en.wikipedia.org)



DETECTION LIMIT

- -

ADVANTAGES

- Rapid measurements
- High specificity
- Samples easily conserved

DISADVANTAGES

- Several sample preparations
- Sensitive to contamination
- Ignores infectivity

REFERENCES

- Caldwell, J. M. and J. F. Levine (2009). "Domestic wastewater influent profiling using mitochondrial real-time PCR for source tracking animal contamination." *Journal of Microbiological Methods* 77(1): 17-22.
- Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding microbial communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.
- Lee, D. Y., K. Shannon, et al. (2006). "Detection of bacterial pathogens oligonucleotide microarray in municipal wastewater using an ind real-time quantitative PCR." *Journal of Microbiological Methods* 65(3): 453-467.
- Lee, D. Y., H. Lauder, et al. (2008). "Development and application of an oligonucleotide microarray and real-time quantitative PCR for detection of wastewater bacterial pathogens." *Science of the Total Environment* 398(1-3): 203-211.
- Mull, B. and V. R. Hill (2009). "Recovery and Detection of *Escherichia coli* O157:H7 in Surface Water, Using Ultrafiltration and Real-Time PCR." *Applied and Environmental Microbiology* 75(11): 3593-3597.
- Novinscak, A., C. Surette, et al. (2007). "Quantification of *Salmonella* spp. in composted biosolids using a TaqMan qPCR assay." *Journal of Microbiological Methods* 70(1): 119-126.

3.5.3 MULTIPLEX QPCR**APPLICATION**

- Detection of specific selected pathogen
- Quantification of specific selected pathogen
- Ex-situ
- Single sample

DESCRIPTION

This method is an extension of normal quantitative polymerase chain reaction and enables the amplification and detection of multiple organisms during a single analysis. This is established by using more than one pair of primers, targeting different DNA strains. This method has the same disadvantages as normal polymerase chain reaction (paragraph 3.5.2.), but additional multiplex QPCR has a long and time consuming optimization procedure. This is caused by the fact that the combination of different primers used in a single multiplex QPCR should not interact with each other.

DETECTION LIMIT

- -

ADVANTAGES

- Simultaneous detection of several pathogens
- Rapid measurements
- High throughput of samples
- High specificity
- Samples easily conserved

DISADVANTAGES

- Long protocol development
- Several sample preparations
- Sensitive to contamination
- Ignores infectivity

REFERENCES

- Beuret, C. (2004). "Simultaneous detection of enteric viruses by multiplex real-time RT-PCR." *Journal of Virological Methods* 115(1): 1-8.
- Bonjoch, X., E. Ballese, et al. (2004). "Multiplex PCR with 16S rRNA gene-targeted primers of *Bi-fidobacterium* spp. to identify sources of fecal pollution." *Applied and Environmental Microbiology* 70(5): 3171-3175.
- Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding mi-crobial communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.
- Ibekwe, A. M., P. M. Watt, et al. (2002). "Multiplex fluorogenic real-time PCR for detection and quantification of *Escherichia coli* O157 : H7 in dairy wastewater wetlands." *Applied and Environmental Microbiology* 68(10): 4853-4862.

3.5.4 DENATURING GEL ELECTROPHORESIS (DGE)**APPLICATION**

- Community fingerprint
- Detection of individual organisms (needs sequencing)
- Ex-situ
- Single sample

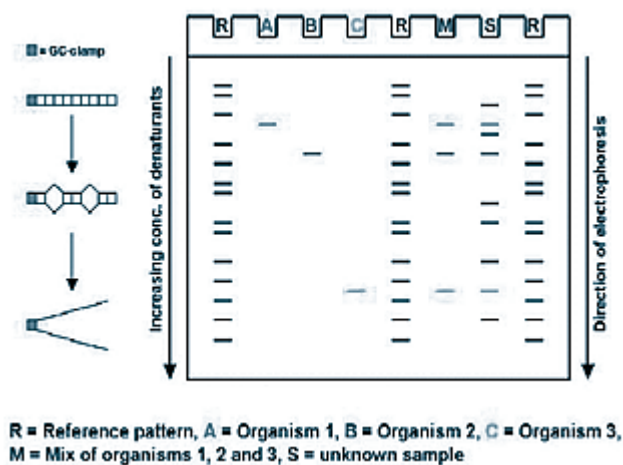
DESCRIPTION

Denaturing Gel Electrophoresis is a method to analyze the community composition using differences in DNA sequence. Amplified DNA (using PCR) is applied on a gel with a temperature (TGGE) or chemical (DGGE) gradient across it. During electrophoresis the gradient in temperature or chemical concentration causes DNA to unravel and thereby increasing the resistance by the gel. The differences in bonding strength between base pairs (A-T and G-C) causes DNA with relative high amount of G-C base pair is denaturated slower than DNA with relative high amounts of A-T base pairs and will be located lower in the gel. Thereby this method is able to separate different strains of DNA by their base pair composition. The PCR prior to the DGE normally uses general primers, amplifying DNA from all or large groups of organisms (bacterial, viral, eukaryotic, etc.) present in an environmental sample. DGE can also be used to analyze more specific groups of organisms or even different strains of a species by using more specific primers during DNA amplification. By including DNA ladders with known species DGE can also be used to indentify the presence of certain organisms in samples. DNA bands can also been extracted from the gel and be indentified by DNA sequencing.

The accuracy of this method is strongly linked to the choice of primers, the variation of organisms included in the analysis and the composition of the denaturation gradient. Analysis with specific primers and denaturation gradient, generate more accurate results of a group of organisms, but you lose information about other groups of organisms. Normally the DNA amplification prior to DGE is not quantitative, thus DGE only provides information about presence of species and community composition.

FIGURE 17

THE MECHANISM BEHIND DGE. DEPENDING ON THE DNA SEQUENCES ORGANISMS PRODUCE DNA BANDS ON DIFFERENT HEIGHTS ON THE BAND. THERE BANDS CAN BE IDENTIFIED BY THE USE OF A REFERENCE PATTERN. SOURCE: [HTTP://BCCM.BELSP0.BE](http://BCCM.BELSP0.BE)



DETECTION LIMIT

- -

ADVANTAGES

- Wide range of pathogens targeted

DISADVANTAGES

- Semi quantitative
- Several sample preparations
- Sensitive to contamination

REFERENCES

- Boon, N., W. De Windt, et al. (2002). "Evaluation of nested PCR-DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) with group-specific 16S rRNA primers for the analysis of bacterial communities from different wastewater treatment plants." *Fems Microbiology Ecology* 39(2): 101-112.
- Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding microbial communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.
- You, S. J. and C. F. Ouyang (2007). "Identification the microbial diversity in a municipal wastewater treatment plant using non-cultured based methods." *Journal of the Chinese Institute of Engineers* 30(3): 431-440.
- Zhang, Y., S. Aiyuk, et al. (2005). "Study of microbial community structures in UASB sludge treating municipal wastewater by denaturing gradient gel electrophoresis of 16S rDNA." *Science in China Series C-Life Sciences* 48: 128-135.

3.5.5 DNA RESTRICTION ANALYSIS

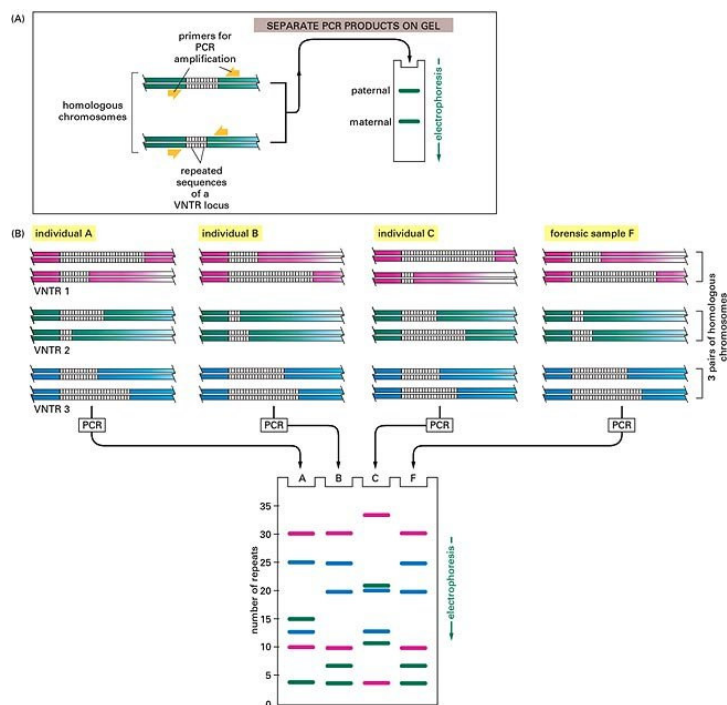
APPLICATION

- Community fingerprint
- Ex-situ
- Single sample

DESCRIPTION

These methods use the length of DNA fragments to make a fingerprint of a community. The intergenic spacer 16s is often used in these methods because it is common in all organisms and is simultaneously highly variable between species. After DNA is amplified (intergenic spacer 16s) it is treated with one or more restriction enzymes. These restriction enzymes are designed to cut DNA on specific places (after a certain base pair sequence) resulting in DNA fragments. Because there are differences in DNA each species produces DNA fragments of different length. After the cutting procedure, the length of the DNA fragments are analysed and produce a fingerprint of a community. There are several methods for detection of the fragments which are normally associated with adaptation or extensions of the basic method (restriction fragment length polymorphism [RFLP]). The most used community fingerprinting methods based on restriction enzymes are terminal-restriction fragment length polymorphism (t-RFLP), amplified ribosomal DNA restriction analysis (ARDRA) and Ribosomal RNA intergenic spacer analysis (RISA).

FIGURE 18 A SCHEMATIC DIAGRAM OF A RESTRICTION FRAGMENT LENGTH POLYMORPHISM PROCEDURE. A SAMPLE IS AMPLIFIED AND CUT INTO FRAGMENTS WITH RESTRICTION ENZYMES. THE FRAGMENTS ARE THEN SEPARATED BY GEL ELECTROPHORESIS. SOURCE: [HTTP://EMPLOYEES.CSBSJU.EDU](http://employees.csbsju.edu)



DETECTION LIMIT

- -

ADVANTAGES

- Wide range of pathogens targeted

DISADVANTAGES

- Semi quantitative
- Several sample preparations
- Sensitive to contamination

REFERENCES

- Chaudhuri, S. R. and A. R. Thakur (2006). "Microbial genetic resource mapping of East Calcutta wetlands." *Current Science* 91(2): 212-217.
- Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding mi-crobal communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.
- Vaneechoutte, M., H. Debeenhouwer, et al. (1993). "Identification of Mycobacterium Species by Using Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis (Vol 31, Pg 2063, 1993)." *Journal of Clinical Microbiology* 31(12): 3355-3355.
- You, S. J. and C. F. Ouyang (2007). "Identification the microbial diversity in a municipal wastewa-ter treatment plant using non-cultured based methods." *Journal of the Chinese Institute of Engineers* 30(3): 431-440.

3.5.6 DNA MICROARRAYS

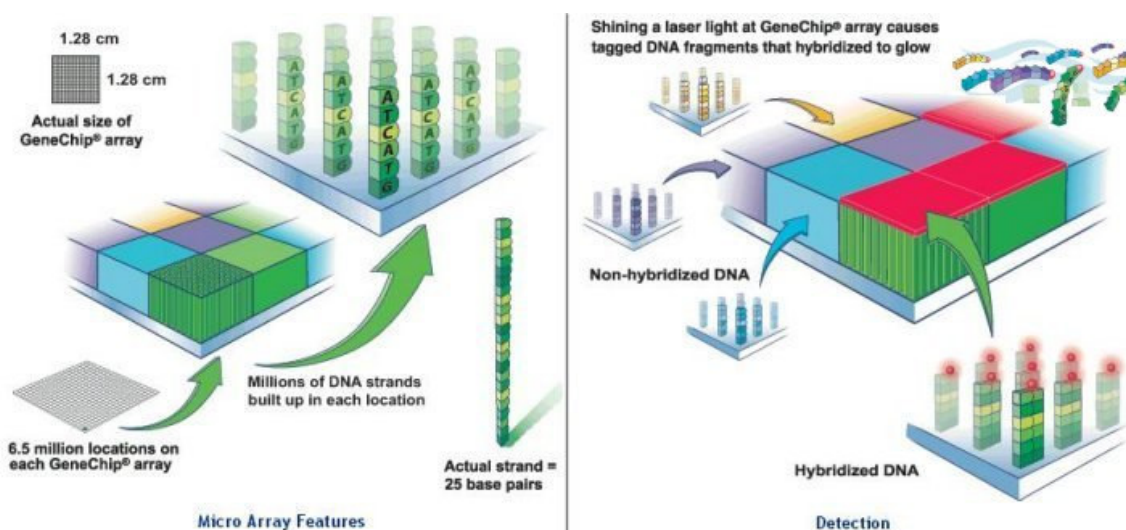
APPLICATION

- Detection of specific selected pathogens
- Ex-situ
- Single sample

DESCRIPTION

Microarrays consist of a plate with thousands of spots. Each of these spots has a small sequence of DNA, called oligonucleotides, attached. Many different oligonucleotides can be attached to a single microarray and are designed to bind with specific complimentary DNA. A sample (amplified or not) with fluorescence labelled DNA is added to the microarray and DNA with complimentary DNA attached on the microarray is hybridized. After washing only hybridized DNA remains attached to the microarray. By use of a laser spots with hybridized DNA can be visualized and thereby the presence or absence of organisms in a sample.

FIGURE 19 A SCHEMATIC REPRESENTATION OF THE COMPOSITION AND FUNCTIONING OF A MICROARRAY. SOURCE: [HTTP://ENCYCLOPEDIA2.THEFREEDICTIONARY.COM](http://encyclopedia2.thefreedictionary.com)



DETECTION LIMIT

- -

ADVANTAGES

- Simultaneous detection of several/many pathogens
- Rapid measurements
- High through put of samples
- High specificity
- Samples easily conserved

DISADVANTAGES

- Long development
- Several sample preparations
- Sensitive to contamination
- Ignores infectivity

REFERENCES

- Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding mi-crobial communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.
- Lemarchand, K., F. Berthiaume, et al. (2005). "Optimization of microbial DNA extraction and pu-rification from raw wastewater samples for downstream pathogen detection by mi-croarrays." *Journal of Microbiological Methods* 63(2): 115-126.
- Lee, D. Y., H. Lauder, et al. (2008). "Development and application of an oligonucleotide microar-ray and real-time quantitative PCR for detection of wastewater bacterial patho-gens." *Science of the Total Environment* 398(1-3): 203-211.
- Lee, D. Y., K. Shannon, et al. (2006). "Detection of bacterial pathogens oligonucleotide microar-ray in municipal wastewater using an ind real-time quantitative PCR." *Journal of Micro-biological Methods* 65(3): 453-467.

3.5.7 MATRIX-ASSISTED LASER DESORPTION/IONIZATION, TIME OF FLIGHT MASS SPECTROMETRY (MALDI-TOF MS)

APPLICATION

- Detection of pathogens
- Ex situ
- Single sample

DESCRIPTION

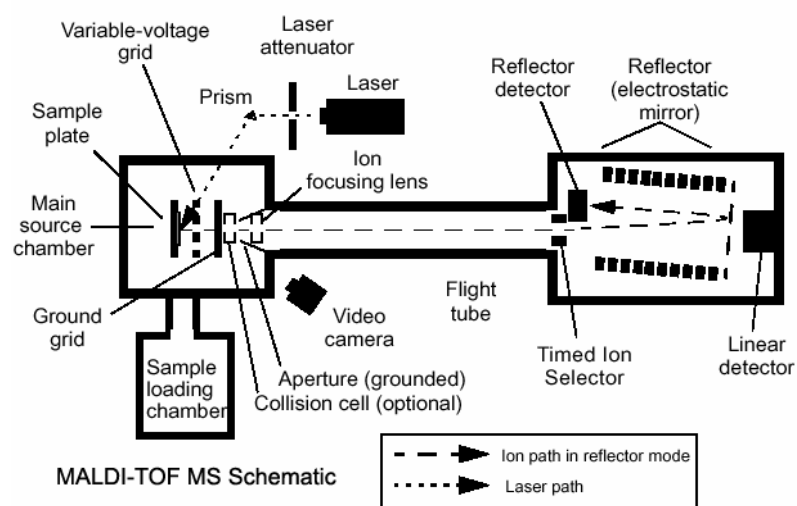
Mass spectrometry is a method that enables the determination of the composition of molecules be the ratio between mass and electrical charge. Matrix-Assisted Laser Desorption/Ionization (MALDI) is an ionization technique used in mass spectrometry. MALDI is a soft method of ionization, which means that the ionization technique causes little damage on the structure/composition of the sample, unlike inductively coupled plasma (ICP). This feat enables the analysis of biomolecules and large organic particles or cells. After ionization, molecules are been analyzed by the ratio between mass and electrical charge. Several separation techniques can be used, but MALDI is often combined with Time Of Flight (TOF). TOF calculates the mass to charge ratio by accelerating molecules using an electrical field, the

time that a molecule takes to reach the detector is correlated with a mass to charge ratio. The higher the mass to charge ratio the lower the acceleration and the longer the time of flight (to the detector) will be.

BiosparQ or biological single particle recognition equipment is an application of MALDI-TOF-MS that is developed by TNO. This method enables the detection and identification of single organisms by comparing the fingerprint (spectrum) obtained from single particles (sample/organisms) with a reference library. This system is developed for testing the presence of pathogens in aerosols, but is currently tested on complex fluid samples like blood and wastewater.

FIGURE 20

SOURCE: A SCHEMATIC REPRESENTATION OF A MALDI-TOF MS. A SAMPLE IS INJECTED INTO THE SAMPLE LOADING CHAMBER AND IS TRANSPORTED INTO THE MAIN SOURCE CHAMBER. IN THE MAIN SOURCE CHAMBER A LASER IS USED FOR IONIZATION OF THE MOLECULES WHICH ARE THEN ACCELERATED TOWARDS TO FLIGHT TUBE AND DETECTED BY A LINEAR AND REFLECTOR DETECTOR. [HTTP://CBSU.TC.CORNELL.EDU/VANWIJK/MASS_SPEC.HTM](http://CBSU.TC.CORNELL.EDU/VANWIJK/MASS_SPEC.HTM)



ADVANTAGES

- No sample preparation
- Could detect any kind of pathogen
- Can sample continuous

DISADVANTAGES

- Low resolution
- Mixed compounds sample maybe problematic

REFERENCES

-

3.5.8 FLUORESCENT IN SITU HYBRIDIZATION (FISH)

See paragraph 3.3.2.

4

REFERENCES

- Babick, F., F. Hinze, et al. (1998). "Ultrasonic spectrometry for particle size analysis in dense submicron suspensions." *Particle & Particle Systems Characterization* 15(5): 230-236.
- Babick, F., M. Stintz, et al. (2006). *Ultrasonic particle sizing of disperse systems with partly unknown properties*, Wiley-V C H Verlag GmbH.
- Beuret, C. (2004). "Simultaneous detection of enteric viruses by multiplex real-time RT-PCR." *Journal of Virological Methods* 115(1): 1-8.
- Bonjoch, X., E. Ballese, et al. (2004). "Multiplex PCR with 16S rRNA gene-targeted primers of *Bifidobacterium* spp. to identify sources of fecal pollution." *Applied and Environmental Microbiology* 70(5): 3171-3175.
- Boon, N., W. De Windt, et al. (2002). "Evaluation of nested PCR-DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) with group-specific 16S rRNA primers for the analysis of bacterial communities from different wastewater treatment plants." *Fems Microbiology Ecology* 39(2): 101-112.
- Caldwell, J. M. and J. F. Levine (2009). "Domestic wastewater influent profiling using mitochondrial real-time PCR for source tracking animal contamination." *Journal of Microbiological Methods* 77(1): 17-22.
- Chaudhuri, S. R. and A. R. Thakur (2006). "Microbial genetic resource mapping of East Calcutta wetlands." *Current Science* 91(2): 212-217.
- Christofori, K. and K. Michel (1996). "Velocimetry with spatial filters based on sensor arrays." *Flow Measurement and Instrumentation* 7(3-4): 265-272.
- De Clercq, B., P. A. Lant, et al. (2004). "Focused beam reflectance technique for in situ particle sizing in wastewater treatment settling tanks." *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 79(6): 610-618.
- De Momi, A. and J. R. Lead (2006). "Size Fractionation and characterisation of fresh water colloids and particles: Split-flow thin-cell and electron microscopy analyses." *Environmental Science & Technology* 40(21): 6738-6743.
- Droppo, I. G., G. G. Leppard, et al. (1997). *The freshwater floc: A functional relationship of water and organic and inorganic floc constituents affecting suspended sediment properties*, Kluwer Academic Publ.
- Duvall, R. M., B. J. Majestic, et al. (2008). "The water-soluble fraction of carbon, sulfur, and crustal elements in Asian aerosols and Asian soils." *Atmospheric Environment* 42(23): 5872-5884.

Ehrl, L., M. Soos, et al. (2007). "Sizing polydisperse dispersions by focused beam reflectance and small angle static light scattering." *Particle & Particle Systems Characterization* 23(6): 438-447.

Eisenmann, H., I. Letsiou, et al. (2001). "Interception of small particles by flocculent structures, sessile ciliates, and the basic layer of a wastewater biofilm." *Applied and Environmental Microbiology* 67(9): 4286-4292.

Eisma, D., P. Bernard, et al. (1991). "SUSPENDED-MATTER PARTICLE-SIZE IN SOME WEST-EUROPEAN ESTUARIES .1. PARTICLE-SIZE DISTRIBUTION." *Netherlands Journal of Sea Research* 28(3): 193-214.

Eyice, O., B. K. Ince, et al. (2007). "Identification of nitrifiers in a full-scale biological treatment system using fluorescent in situ hybridization." *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 42(4): 517-523.

Garcia-Armisen, T. and P. Servais (2004). "Enumeration of viable E-coli in rivers and wastewaters by fluorescent in situ hybridization." *Journal of Microbiological Methods* 58(2): 269-279.

Ghosh, M., A. Ganguli, et al. (2009). "Application of a novel biopolymer for removal of Salmonella from poultry wastewater." *Environmental Technology* 30(4): 337-344.

Gilbride, K. A., D. Y. Lee, et al. (2006). "Molecular techniques in wastewater: Understanding microbial communities, detecting pathogens, and real-time process control." *Journal of Microbiological Methods* 66(1): 1-20.

Goddard, G., J. C. Martin, et al. (2006). "Single particle high resolution spectral analysis flow cytometry." *Cytometry Part A* 69A(8): 842-851.

Greaves, D., J. Boxall, et al. (2008). "Measuring the particle size of a known distribution using the focused beam reflectance measurement technique." *Chemical Engineering Science* 63(22): 5410-5419.

Guan, J. and T. D. Waite (2006). "Impact of aggregate size and structure on Biosolids settleability." *Drying Technology* 24(10): 1209-1215.

Hiranuma, N., S. D. Brooks, et al. (2008). "Using environmental scanning electron microscopy to determine the hygroscopic properties of agricultural aerosols." *Atmospheric Environment* 42(9): 1983-1994.

Ho, J. (2002). "Future of biological aerosol detection." *Analytica Chimica Acta* 457(1): 125-148.

Holecck, J. C., M. T. Spencer, et al. (2007). "Analysis of rainwater samples: Comparison of single particle residues with ambient particle chemistry from the northeast Pacific and Indian oceans." *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 112(D22): 10.

Ibekwe, A. M., P. M. Watt, et al. (2002). "Multiplex fluorogenic real-time PCR for detection and quantification of Escherichia coli O157 : H7 in dairy wastewater wetlands." *Applied and Environmental Microbiology* 68(10): 4853-4862.

Ismail, A., M. C. Wentzel, et al. (2007). "Using respirometric techniques and fluorescent in situ hybridization to evaluate the heterotrophic active biomass in activated sludge." *Biotechnology and Bioengineering* 98(3): 561-568.

Jakobsen, M. L., H. T. Yura, et al. (2009). *Speckles and their dynamics for structured target illumination: optical spatial filtering velocimetry*, Top Publishing Ltd.

Kaegi, R., T. Wagner, et al. (2008). "Size, number and chemical composition of nanosized particles in drinking water determined by analytical microscopy and LIBD." *Water Research* 42(10-11): 2778-2786.

Karim, M. R., F. D. Manshadi, et al. (2004). "The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands." *Water Research* 38(7): 1831-1837.

Kougoulos, E., A. G. Jones, et al. (2005). "Use of focused beam reflectance measurement (FBRM) and process video imaging (PVI) in a modified mixed suspension mixed product removal (MSMPR) cooling crystallizer." *Journal of Crystal Growth* 273(3-4): 529-534.

Law, D. J., A. J. Bale, et al. (1997). "Adaptation of focused beam reflectance measurement to in-situ particle sizing in estuaries and coastal waters." *Marine Geology* 140(1-2): 47-59.

Lawler, D. F. (1997). *Particle size distributions in treatment processes: Theory and practice*, Pergamon-Elsevier Science Ltd.

Lemarchand, K., F. Berthiaume, et al. (2005). "Optimization of microbial DNA extraction and purification from raw wastewater samples for downstream pathogen detection by microarrays." *Journal of Microbiological Methods* 63(2): 115-126.

Lee, D. Y., H. Lauder, et al. (2008). "Development and application of an oligonucleotide microarray and realtime quantitative PCR for detection of wastewater bacterial pathogens." *Science of the Total Environment* 398(1-3): 203-211.

Lee, D. Y., K. Shannon, et al. (2006). "Detection of bacterial pathogens oligonucleotide microarray in municipal wastewater using an ind real-time quantitative PCR." *Journal of Microbiological Methods* 65(3): 453-467.

Leiviska, T., H. Nurmesniemi, et al. (2008). "Effect of biological wastewater treatment on the molecular weight distribution of soluble organic compounds and on the reduction of BOD, COD and P in pulp and paper mill effluent." *Water Research* 42(14): 3952-3960.

Li, D. H. and J. Ganczarczyk (1991). "SIZE DISTRIBUTION OF ACTIVATED-SLUDGE FLOCS." *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 63(5): 806-814.

Lepesteur, M., S. Blasdall, et al. (2003). "Particle dispersion for further *Cryptosporidium* and *Giardia* detection by flow cytometry." *Letters in Applied Microbiology* 37(3): 218-229.

Martin-Cereceda, M., A. M. Alvarez, et al. (2001). "Confocal and light microscope examination of protozoa and other microorganisms in the biofilms from a rotating biological contactor wastewater treatment plant." *Acta Protozoologica* 40(4): 263-272.

Mavrocordatos, D., W. Pronk, et al. (2004). *Analysis of environmental particles by atomic force microscopy, scanning and transmission electron microscopy*, IWA Publishing.

Minor, E. C. and P. S. Nallathamby (2004). "Cellular" vs. "detrital" POM: a preliminary study using fluorescent stains, flow cytometry, and mass spectrometry, Elsevier Science Bv

- Monnier, O., J. P. Klein, et al. (1996). "Particle size determination by laser reflection: Methodology and problems." *Particle & Particle Systems Characterization* 13(1): 10-17.
- Morales, C., U. Riebel, et al. (2008). "Use of video enhanced microscopy for characterization of solid-liquid-liquid mixtures." *Particle & Particle Systems Characterization* 25(2): 136-141.
- Mull, B. and V. R. Hill (2009). "Recovery and Detection of *Escherichia coli* O157:H7 in Surface Water, Using Ultrafiltration and Real-Time PCR." *Applied and Environmental Microbiology* 75(11): 3593-3597.
- Novinscak, A., C. Surette, et al. (2007). "Quantification of *Salmonella* spp. in composted biosolids using a TaqMan qPCR assay." *Journal of Microbiological Methods* 70(1): 119-126.
- Nuttall, H. E. and R. Kale (1993). "Application of ESEM to environmental colloids." *Microscopy Research and Technique* 25(5-6): 439-446.
- Okabe, S., H. Satoh, et al. (1999). Microbial ecology of sulfate-reducing bacteria in wastewater bio-films analyzed by microelectrodes and fish (fluorescent in situ hybridization) technique, Pergamon-Elsevier Science Ltd.
- Pellegrin, V., S. Juretschko, et al. (1999). "Morphological and biochemical properties of a *Sphaerotilus* sp. isolated from paper mill slimes." *Applied and Environmental Microbiology* 65(1): 156-162.
- Reinoso, R., L. A. Torres, et al. (2008). "Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater." *Science of the Total Environment* 395(2-3): 80-86.
- Savichtcheva, O., N. Okayama, et al. (2005). "Application of a direct fluorescence-based live/dead staining combined with fluorescence in situ hybridization for assessment of survival rate of *Bacteroides* spp. in drinking water." *Biotechnology and Bioengineering* 92(3): 356-363.
- Schuppler, M., M. Wagner, et al. (1998). "In situ identification of nocardioform actinomycetes in activated sludge using fluorescent rRNA-targeted oligonucleotide probes." *Microbiology-Uk* 144: 249-259.
- Serra, T., X. Casamitjana, et al. (2002). "Observations of the particle size distribution and concentration in a coastal system using an in situ laser analyzer." *Marine Technology Society Journal* 36(1): 59-69.
- Spencer, M. T., L. G. Shields, et al. (2007). "Simultaneous measurement of the effective density and chemical composition of ambient aerosol particles." *Environmental Science & Technology* 41(4): 1303-1309.
- Sundaravadivel, M. and S. Vigneswaran (2001). "Constructed wetlands for wastewater treatment." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 31(4): 351-409.
- Vaccaro, A., J. Sefcik, et al. (2007). "Modeling focused beam reflectance measurement and its application to sizing of particles of variable shape." *Particle & Particle Systems Characterization* 23(5): 360-373.
- van Nieuwenhuijzen, A. F., J. van der Graaf, et al. (2004). Particle related fractionation and characterisation of municipal wastewater, I W a Publishing.

Vaneechoutte, M., H. Debeenhouwer, et al. (1993). "Identification of Mycobacterium Species by Using Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis (Vol 31, Pg 2063, 1993)." *Journal of Clinical Microbiology* 31(12): 3355-3355.

Wagner, M., R. Amann, et al. (1993). "Probing Activated-Sludge with Oligonucleotides Specific for Proteobacteria - Inadequacy of Culture-Dependent Methods for Describing Microbial Community Structure." *Applied and Environmental Microbiology* 59(5): 1520-1525.

Waite, T. D. (1999). *Measurement and implications of floc structure in water and wastewater treatment*, El-sevier Science Bv.

Wen, Q. X., C. Tutuka, et al. (2009). "Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants." *Journal of Environmental Management* 90(3): 1442-1447.

Wu, H. J., T. O. Pangburn, et al. (2005). "Measurement and interpretation of particle-particle and particle-wall interactions in levitated colloidal ensembles." *Langmuir* 21(22): 9879-9888.

Wynn, E. J. W. and M. J. Hounslow (1997). "Coincidence correction for electrical-zone (Coulter-counter) particle size analysers." *Powder Technology* 93(2): 163-175.

Yang, H., G. Zheng, et al. (2009). "A Discussion of Noise in Dynamic Light Scattering for Particle Sizing." *Particle & Particle Systems Characterization* 25(5-6): 406-413.

You, S. J. and C. F. Ouyang (2007). "Identification the microbial diversity in a municipal wastewater treatment plant using non-cultured based methods." *Journal of the Chinese Institute of Engineers* 30(3): 431-440.

Yuan, Y., J. Ndoutoumve, et al. (2009). "Sizing of Wastewater Particles Using the Electrozone Sensing Technique." *Particulate Science and Technology* 27(1): 50-56.

Zhang, Y., S. Aiyuk, et al. (2005). "Study of microbial community structures in UASB sludge treating municipal wastewater by denaturing gradient gel electrophoresis of 16S rDNA." *Science in China Series C-Life Sciences* 48: 128-135.

DEELSTUDIE RAPPORT 2: HYDRAULISCHE VERBLIJFTIJD AQUALÂN EN MESOCOSMS GROU

1	VERBLIJFTIJDONDERZOEK	40
1.1	Aanleiding	40
1.2	Onderzoekmethoden	40
2	VERBLIJFTIJD VAN AQUALÂN OP BASIS VAN AFMETINGEN EN HYDRAULISCHE BELASTING	42
2.1	Karakteristieken Aqualân	42
2.2	Theoretische verblijftijd op basis van ontwerp	43
2.3	Theoretische verblijftijd op basis van profiel metingen 2008	43
2.4	Theoretische verblijftijd op basis van profiel metingen 2010	44
2.5	Conclusie / discussie	45
3	VERBLIJFTIJD VAN AQUALÂN OP BASIS VAN VERANDERING IN STOFCONCENTRATIES	47
3.1	Inleiding	47
3.2	Verblijftijdsbepaling met behulp van Tracers	47
3.3	Tracer experiment Mesocosms	49
3.3.1	Materiaal en methode	49
3.3.2	Meetresultaten	52
3.3.3	Conclusie / discussie	56
3.4	Tracer experiment Aqualân	57
3.4.1	Materiaal en methode	57
3.4.2	Meetresultaten	59
3.4.3	Conclusie / discussie	61
4	SAMENVATTING/CONCLUSIES	62
		39

1

VERBLIJFTIJDONDERZOEK

1.1 AANLEIDING

Het functioneren van Waterharmonica systemen is deels gebaseerd op de verblijftijd van het water in het systeem; hoe langer het er in zit, hoe meer conversie van afvalwater naar natuurlijk water kan plaatsvinden. Naast verblijftijd is de inrichting (met bijvoorbeeld *Daphnia* vijvers, rietsystemen en paaivijvers) en het beheer sterk bepalend voor de fysische en biologische processen en dus de conversie.

Inzicht in het stromingsproces, de verblijftijd en de verblijftijdspreiding in het moeras-systeem is van groot belang om het functioneren (en evt optimaliseren) van Waterharmonica systemen te begrijpen. Gaat het water als een “prop” door het systeem? Of wordt door opmenging, kortsluitstroming, dode hoeken en b.v. de invloed van rietplanten, het stroomproces dusdanig beïnvloed dat een deel van het water veel “sneller” door een Waterharmonica systeem stroomt dan andere delen. Dit is essentieel omdat bepaalde omzettingsprocessen dan meer of minder kans krijgen om het effluent van de RWZIs om te zetten in natuurlijk water.

Ook voor een piekbelasting is het belangrijk te weten welk deel van het water zich goed opmengt in het systeem en welk deel dat niet doet. Om onderscheid te maken tussen enerzijds de invloed van processen voor het zevend stof (zoals afbraak, bezinking, omzetting) en anderzijds fysische menging, is het noodzakelijk eerst de fysische opmenging goed vast te stellen. Als dat bekend is, kan de rol van processen objectiever worden bepaald. Een tweede argument voor het eerst vaststellen van het fysische stromingsproces, is dat op basis daarvan tijdens een piekbelastingexperiment gericht bemonsterd kan worden (wanneer kun je de piek verwachten op welke plek en kun je daardoor specifieke, soms dure, monitoring optimaal inzetten).

1.2 ONDERZOEKMETHODEN

Om de verblijftijd van een watersysteem te bepalen en tevens meer inzicht te krijgen in het stromingsproces, kunnen verschillende analyse tools worden gebruikt.

Onder verblijftijd wordt verstaan de gemiddelde tijd dat een (water)deeltje zich in een specifieke sector begeeft. Dit is de Hydraulic Residence Time of Hydraulic Retention Time (HRT).

Deze gemiddelde verblijftijd kan op verschillende manieren worden vastgesteld:

- op basis van ingemeten watervolume en gemeten debiet wordt een hydraulische verblijftijd berekend;
- op basis van veranderingen van concentraties van stoffen in de tijd wordt de gemiddelde verblijftijd afgeleid.

In de eerste methode wordt de gemiddelde verblijftijd veelal berekend als het volume van een watersysteem gedeeld door het debiet (m^3 gedeeld door m^3/dag levert dag). Bij een continu hydraulisch belast systeem is dit een zeer eenvoudige berekening die één waarde oplevert die kan worden gezien als de gemiddelde verblijftijd. De meeste Waterharmonica systemen zijn hydraulisch vrijwel constant belast en deze methode is dan ook eenvoudig toepasbaar. In onderhavig STOWA onderzoek aan de Waterharmonica van Grou, wordt met een piekbelasting een piek in stoffen bedoeld en niet een hydraulische piek.

In de tweede methode wordt gekeken naar de verandering van de concentraties van stoffen in de tijd aan het begin van het systeem en aan het einde. Hierbij wordt veelal gebruik gemaakt van een tracer, een stof waarvan vrijwel geen processen optreden zodat de aangevoerde hoeveelheid in een bepaalde tijd er ook weer geheel uitkomt, zonder conversies. Dit kan in praktijk op twee manieren worden uitgevoerd:

- of door het volgen van het concentratieverloop aan het begin en aan het einde van een systeem na de toediening van een blok- of piekdosering. De tijdelijke verhoging van de concentratie die zo ontstaat zal zich met het water verplaatsen naar het einde van het watersysteem. De tijd tussen de dosering en het moment dat de helft van de vracht op het einde is gepasseerd, is de gemiddelde verblijftijd.
- Een tweede methode is de zgn tafel methode. In deze methode wordt aan het begin van het watersysteem een continue hoeveelheid stof toegediend die resulteert in een toename van de concentratie tot een evenwichtswaarde. Deze toename van de concentratie zal ook aan het einde van het watersysteem ontstaan (tot het zelfde niveau indien er geen verdunning of indikking optreedt) echter wel later. Het verschil tussen het bereiken van de evenwichtswaarde op beide locaties is de gemiddelde verblijftijd.

Bij het gebruik van de methode op basis van stoffen, is een nadere toelichting noodzakelijk. Indien het water zich namelijk als een zogenaamde prop gedraagt, zal de stof in de prop zich niet opmengen met de rest van het water en netjes als een prop door het watersysteem worden afgevoerd naar het einde. Op die locatie kan de prop eenduidig worden gemeten en is de gemiddelde verblijftijd de tijd tussen de dosering en het moment van passeren aan het einde. Er is in dat geval geen sprake van dode hoeken, verschillen in stroomsnelheid, verschillen in dichtheid, verschillen in volume, etc. In de praktijk zijn buffersystemen / Waterharmonica systemen echter nooit propstroom. Een impuls van water of stoffen, zal door genoemde afwijkingen altijd worden uitgemiddeld in de ruimte en dus als concentratie afgevlakt in de tijd. Dat wil zeggen dat als een puls wordt geloozd, de hoogte van de puls bij de uitstroom lager zal zijn. Tevens is de duur / de basis van de puls aanzienlijk vergroot. Een blok/puls bij de instroom komt er dus als een soort klok weer uit, lager, breder en mooi uitgesmeerd. Deze klok kan daarbij verschillende vormen aannemen, symmetrisch of niet. Door weerstand en onregelmatige, zelfs tegen de stroom in gerichte “diffuse” opmenging in een systeem, komt de klok meestal niet symmetrisch uit het watersysteem. Veelal heeft de klok een wat steilere linkerhelft (aanloop) en een veel langere, flauwe rechter helft (afloop). Door de vorm van deze klok vast te stellen met behulp van een conservatieve stof (= stof waar geen verandering in tijd en plaats van optreedt), kan het verschil in verblijftijd en dus reactie- en contacttijd objectief worden bepaald.

Zowel de methode op basis van afmetingen en hydraulische belasting, als de methode op basis van stoffen, is toegepast op het Waterharmonica systeem van Grou (Aqualân). Op de eerste methode wordt in hoofdstuk 2 nader ingegaan, op de andere methode in hoofdstuk 3.

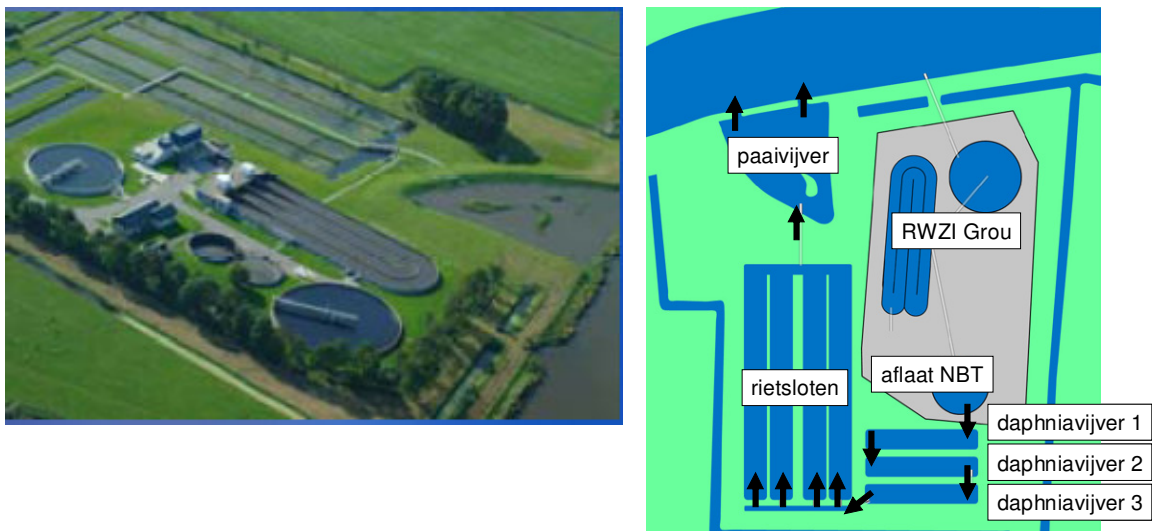
2

VERBLIJFTIJD VAN AQUALÂN OP BASIS VAN AFMETINGEN EN HYDRAULISCHE BELASTING

2.1 KARAKTERISTIEKEN AQUALÂN

Het verblijftijdonderzoek heeft plaatsgevonden op het Waterharmonica systeem Aqualân, dat aanwezig is bij de RWZI Grou (Wetterskip Fryslân). In onderstaande afbeelding 2.1 is dit Waterharmonica systeem weergegeven.

AFBEELDING 2.1 AQUALÂN



De Waterharmonica Aqualân bestaat dus in hoofdlijnen uit drie delen: de Daphnia vijvers, de rietsloten en de paaivijver. Op basis van de afmetingen van deze individuele compartimenten, in combinatie met het debiet, is het mogelijk de theoretische verblijftijd van het systeem te bepalen met de formule:

$$\text{Verblijftijd (uur)} = \text{Volume (m}^3\text{)} / \text{Debiet (m}^3\text{/uur)}$$

Het Aqualân systeem ontvangt niet de totale hoeveelheid effluent van de RWZI, maar met behulp van een geknepen aflaat wordt een debiet van ca 50 m³ per uur naar Aqualân gevoerd. Deze aanvoer is reeds jaren constant. De afmetingen c.q. inhoud van de individuele compartimenten is mogelijk niet constant. Mogelijk is de waterinhoud gewijzigd door bezinking,

verandering van oevers/taluds, beplanting etc. Er is daarom een analyse uitgevoerd van de theoretische verblijftijd voor verschillende perioden:

- ontwerpgrondslagen van 2006;
- profiel metingen in 2008;
- profiel metingen in 2010.

2.2 THEORETISCHE VERBLIJFTIJD OP BASIS VAN ONTWERP

De Daphnia vijvers bestaan uit drie, in serie geschakelde vijvers die op basis van de ontwerp-tekeningen elk een volume van ongeveer 779 m³ hebben. En dus een gezamenlijk volume van 2.336 m³. Het rietsysteem bestaat uit 4 parallelle rietsloten van elk ca 470 m³ en dus in totaal ca 1.880 m³ inhoud (ontwerp). Tenslotte heeft de paaivijver conform ontwerp een inhoud van 1.645 m³.

De individuele Daphnia vijvers hebben bij de belasting van 1.200 m³/d een verblijftijd van 15,6 uur (tabel 2.1) en een gezamenlijke verblijftijd van 46,7 uur (tabel 2.2). Dezelfde berekeningen zijn uitgevoerd voor het totale rietsloten compartiment en de paaivijver met respectievelijke verblijftijden van 37,6 en 32,9 uur (tabel 2.2). Het totale Aqualân systeem is ontworpen voor een volume van 5.861 m³ met een verblijftijd van ca.117 uur = ± 5 dagen (tabel 2.2).

TABEL 2.1 HET VOLUME, DEBIET EN VERBLIJFTIJD VAN DE INDIVIDUELE DAPHNIA VIJVERS VAN AQUALÂN VOLGENS DE ONTWERPTEKENINGEN (2006)

	Daphnia vijver 1	Daphnia vijver 2	Daphnia vijver 3
Volume (m ³)	779	779	779
Debiet (m ³ dag ⁻¹)	1.200	1.200	1.200
Verblijftijd (uren)	15,6	15,6	15,6

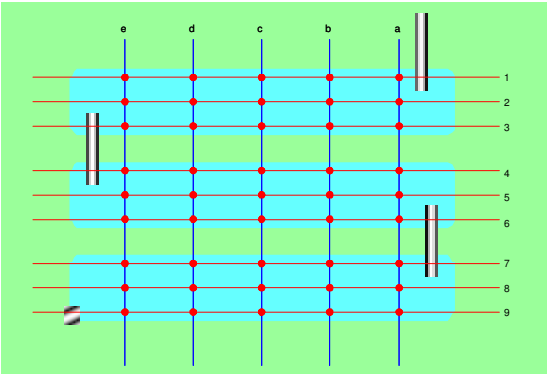
TABEL 2.2 HET VOLUME, DEBIET EN VERBLIJFTIJD VAN AQUALÂN VOLGENS DE ONTWERPTEKENINGEN (2006)

	Daphnia vijvers	Rietsloten	Paaivijver	Aqualân totaal
Volume (m ³)	2.336	1.880	1.645	5.861
Debiet (m ³ dag ⁻¹)	1.200	1.200	1.200	1.200
Verblijftijd (uren)	46,7	37,6	32,9	117,2

2.3 THEORETISCHE VERBLIJFTIJD OP BASIS VAN PROFIEL METINGEN 2008

Twee jaar na de aanleg van het Aqualân systeem is de eerste volume bepaling verricht. Deze was voornamelijk gericht op het vaststellen van de slibdikte op de bodem van de Daphnia vijvers. Uit deze metingen is echter ook het volume van het systeem te bepalen. Op 45 punten (afbeelding 2.2) zijn metingen uitgevoerd met behulp twee peilbuizen. Hierbij is het uiteinde van een buis voorzien van een plaat (20 x 20 cm), waardoor deze op de bovenkant van het slib blijft liggen. Met deze buis wordt de waterdiepte bepaald. De tweede buis is niet voorzien van een plaat en kan daardoor door de sliblaag heen tot aan de kleilaag (bodem van de vijver). Door de metingen van deze twee peilbuizen van elkaar af te trekken wordt de slibdikte verkregen. Omdat dit rapport zich op de verblijftijd van het systeem richt en de gegevens over slibdikte en waterdiepte aan elkaar gerelateerd zijn, worden de gegevens over de slibdikte verder niet besproken. Met behulp van de waterdiepte is het volume van elke individuele Daphnia vijver berekend en samen met het debiet is de verblijftijd berekend.

AFBEELDING 2.2 MONSTERPUNTEN VOOR HET VOLUME BEPALING VAN DE DAPHNIA VIJVERS VAN AQUALÂN VAN 2008



Uit de metingen bleek dat de eerste Daphnia vijver (de vijver waarop de aflat van de NBT geloosd wordt) met 7,3 uur de kortste en de derde vijver met 8,5 uur de langste verblijftijd heeft van de drie Daphnia vijvers (tabel 2.3). De middelste vijver had een verblijftijd van 7,8 uur. Gezamenlijk hadden van Daphnia vijvers een verblijftijd van 23,7 uur (tabel 2.3). De andere compartimenten van het Aqualân systeem (rietsloten en paaivijver met rietwortels en variabele waterdiepte) waren niet geschikt om met deze methode de afmetingen te bepalen en zijn niet uitgevoerd.

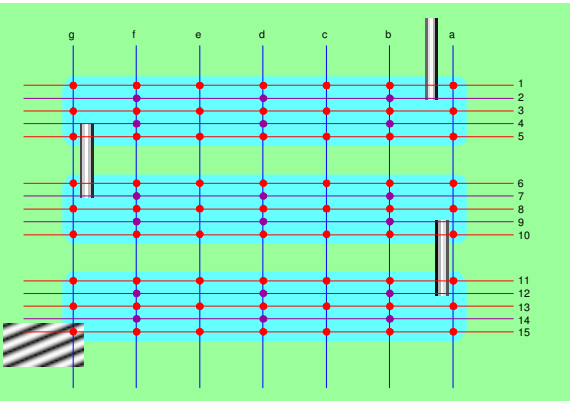
TABEL 2.3 HET VOLUME, DEBIET EN VERBLIJFTIJD VAN DE (INDIVIDUELE) DAPHNIA VIJVERS VAN AQUALÂN EN HET TOTAAL VOLGENS HET VOLUME BEPALING 2008

	Daphnia vijver 1	Daphnia vijver 2	Daphnia vijver 3	totaal Daphnia vijvers
Volume (m³)	367	391	427	1.185
Debiet (m³ day ⁻¹)	1.200	1.200	1.200	1.200
Verblijftijd (uren)	7,3	7,8	8,5	23,7

2.4 THEORETISCHE VERBLIJFTIJD OP BASIS VAN PROFIEL METINGEN 2010

In 2010 zijn met dezelfde methode de Daphnia vijver een tweede keer doorgemeten om te volume en verblijftijd van de individuele Daphnia vijver te bepalen. Deze keer zijn er echter meer meetpunten verricht (81 in totaal) om een gedetailleerder bepaling te verkrijgen (afbeelding 2.3). Zie bijlage 1 voor de detailmeetresultaten. Uit deze metingen bleek dat de verblijftijd van de drie Daphnia vijver van de eerste tot de derde toeneemt met respectievelijke verblijftijden van 7,2, 7,8 en 8,8 uur (tabel 2.4). Het gehele Daphnia vijvers compartiment had een verblijftijd van 23,8 uur.

AFBEELDING 2.3 MONSTERPUNTEN VOOR DE VOLUME BEPALING VAN DE DAPHNIA VIJVERS VAN AQUALÂN VAN 2010



TABEL 2.4

HET VOLUME, DEBIET EN VERBLIJFTIJD VAN DE (INDIVIDUELE) DAPHNIA VIJVERS VAN AQUALÂN VOLGENS DE VOLUME BEPALING 2010

	Daphnia vijver 1	Daphnia vijver 2	Daphnia vijver 3	totaal Daphnia vijvers
Volume (m ³)	362	388	441	1.191
Debiet (m ³ day ⁻¹)	1.200	1.200	1.200	1.200
Verblijftijd (uren)	7,2	7,8	8,8	23,8

2.5 CONCLUSIE / DISCUSSIE

De verblijftijdberekeningen op basis van afmetingen en debiet laten in de Daphnia vijvers grote verschillen zien in verblijftijd tussen de ontwerptekeningen uit 2006 en de volume / debiet bepalingen in zowel 2008 als 2010 (tabel 2.5). Tussen 2008 en 2010 blijkt niet veel verschil te zitten maar de verblijftijd lijkt ca. de helft te zijn dan op basis van het ontwerp van 2006 werd aangenomen.

TABEL 2.5

SAMENVATTING VAN DE BEREKENDE VERBLIJFTIJDEN VAN DE DAPHNIA VIJVERS VAN AQUALÂN IN 2006, 2008 EN 2010

	Daphnia vijver 1	Daphnia vijver 2	Daphnia vijver 3	totaal Daphnia vijvers
2006	15,6	15,6	15,6	46,7
2008	7,3	7,8	8,5	23,7
2010	7,2	7,8	8,8	23,8

De eerste reden voor dit grote verschil in verblijftijd kan het dichtslibben van de Daphnia vijvers zijn. Deze vijver zit namelijk direct na het lozingspunt en het RWZI effluent bevat daar nog relatief veel zwevend stof afkomstig van het RWZI. Door sedimentatie van zwevend stof vormt zich naar mate de tijd verstrijkt een sliblaag en wordt het volume en daarbij de verblijftijd van de vijver verminderd. Een vergelijking tussen de verschillende individuele Daphnia vijvers ondersteunt deze verklaring. Hier wordt waargenomen dat er een verschil is ontstaan in verblijftijd tussen de verschillende Daphnia vijvers waarbij de eerste Daphnia vijver de kortste verblijftijd heeft en de derde en laatste Daphnia vijver de langste verblijftijd heeft. Doordat op de eerste Daphnia vijver het RWZI effluent geloosd wordt is het aannemelijk dat daar ook het meeste zwevend stof sedimenteert en naar mate het effluent langer in het de Daphnia vijvers verblijft (Daphnia vijver 2 en 3) er minder zwevend stof sedimenteert en de verblijftijd minder snel door sedimentatie beïnvloed wordt.

Het is echter niet waarschijnlijk dat alleen sedimentatie het gehele verschil verklaart tussen de verblijftijden uit 2006 en 2008, 2010. Een tweede reden is mogelijk het afbrokkelen van de oevers. Op vele plekken zijn stukken oever afgekalfd en in de Daphnia vijver beland. Dit proces kan hebben bijgedragen aan het verminderen van de verblijftijd. De paden tussen de Daphnia vijvers worden regelmatig aangevuld met materiaal om het pad begaanbaar te houden. Dit is eveneens een signaal dat grond richting de Daphnia vijvers verplaatst.

De derde verklaring voor de grote verschillen in verblijftijd kan de ontwerptekening zijn. Doordat er geen revisie tekeningen zijn aangeleverd na de oplevering van het systeem, zijn de Daphnia vijvers wellicht kleiner aangelegd dan vermeld staat op de tekeningen die gebruikt zijn voor de verblijftijdsbepaling.

Verder is geconstateerd dat de verblijftijd tussen 2008 en 2010 niet veel veranderd is en daarom niet verder aan het dichtslibben is. Het langzaam aan steeds minder snel dichtslibben zou kunnen worden verklaart door het effect van het dichtslibben zelf: naarmate het volume

van een Daphnia vijver en de verblijftijd afneemt word de stroomsnelheid hoger. Een hogere stroomsnelheid heeft een negatief effect op de sedimentatie van zwevend stof en het verlaagt de verdere aangroei van de sliblaag. Als dit proces zou voorkomen, zou de sedimentatie verder in het systeem plaats moeten vinden. In de verblijftijden van de tweede en derde Daphnia vijver is echter ook geen verdere dichtslibbing waargenomen.

Een andere mogelijke en waarschijnlijke verklaring is dat de afbraak van de sliblaag in evenwicht is gekomen met de hoeveelheid zwevend stof die sedimenteert.

Resumerend lijkt dus de verblijftijd van het Aqualân Waterharmonica nu redelijk stabiel maar wel aanzienlijk minder dan op basis van ontwerptekeningen is bedacht/voorzien. Met name voor de Daphnia vijvers is de theoretische verblijftijd waarschijnlijk eerder ca. 1 dag dan 2 dagen. Er is een kleine 20% verschil in verblijftijd tussen de eerste Daphnia vijver die het effluent direct ontvangt en de latere Daphnia vijvers. En de totale theoretische verblijftijd van Aqualân is op basis van deze analyse eerder 4 dagen dan 5 dagen.

3

VERBLIJFTIJD VAN AQUALÂN OP BASIS VAN VERANDERING IN STOFCONCENTRATIES

3.1 INLEIDING

De (werkelijke) hydraulische verblijftijd kan op verschillende manieren worden bepaald. Een goede manier is het gebruik van tracers, stoffen die aan het water worden toegevoegd waarbij geen reactie optreedt maar die wel het stromingsproces en proces van menging in beeld brengen. In de volgende paragraaf wordt eerst ingegaan op de mogelijke tracers. Dan wordt een tracer experiment besproken met de experimentele mesocosms bakken die tevens op de RWZI Grou staat opgesteld. Daarna wordt een tracerproef op het Waterharmonica van Aqualân gepresenteerd en tot slot worden de conclusies met betrekking op de verblijftijd gepresenteerd.

3.2 VERBLIJFTIJSBEPALING MET BEHULP VAN TRACERS

Voor het volgen van het proces van menging in het systeem kunnen verschillende zogenaamde tracers worden geselecteerd. De meest voorkomende en toegepaste tracers voor dit soort verblijftijdspreidingsmetingen in open water zijn natriumchloride, lithiumchloride, uranine of rhodamine. Onderstaand wordt de toepasbaarheid toegelicht.

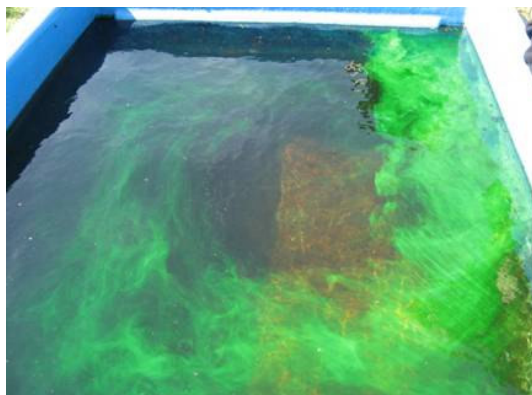
Natriumchloride. Een veelvoorkomend zout dat goedkoop is, goed oplosbaar, niet adsorbeert en geen invloed heeft op het stromingsproces. Echter aangezien natriumchloride al ruim in het effluent en oppervlaktewater aanwezig is, met een hoge spreiding in de concentratie, dient een zeer grote hoeveelheid natriumchloride te worden toegediend om een piek aan het einde van het systeem nog significant te kunnen meten. Bij die toe te dienen hoge concentraties ontstaan dichtheidsverschillen tussen het effluent met toegevoegd natriumchloride en het overige water. Hierdoor kan er slechte menging ontstaan en kan de piek zich anders gaan gedragen dan normaal water. Daarnaast wordt het aquatische ecosysteem onder deze (brak water) concentraties te veel beïnvloed (tabel 3.1).

Lithiumchloride. Dit zout heeft dezelfde voordelen als natriumchloride en kan dus goed werken als tracer met als bijkomend voordeel dat lithium van nature vrijwel niet voorkomt (met uitzondering van specifieke beken in Nederland) en dus een zeer kleine verhoging al kan worden gebruikt voor het vaststellen van het spreidingspatroon. Dosering kan dus worden geminimaliseerd tot het niveau van bijna de detectielimiet van de meetapparatuur. Pas bij hoge concentraties wordt het toxisch, doch deze hoge concentraties worden bij deze proeven niet bereikt. Het materiaal is relatief duur, maar de methode is zeer selectief, direct meetbaar in het veld en hierdoor goed bruikbaar. De tracer is zeer succesvol toegepast in vergelijkbare verblijftijdspreidingsproeven in de moerassystemen van Eversteekooij en Hapert (tabel 3.1).

Uranine. Uranine is een kleurstof. Het is een stof met een lage toxiciteit die in een periode van 5 tot 7 dagen onder invloed van zonlicht afbreekt. Gezien de verwachte hydraulische retentie tijd (HRT) van 4 a 5 dagen, is te verwachten dat de stof gedeeltelijk is afgebroken aan het eind

van het Aqualân systeem. Dit is positief voor het milieu, maar de stof is hierdoor slechter bruikbaar voor de bepaling van de verblijftijdspreiding. Verder is het een relatief dure stof. Daarnaast kan deze kleurstof effect hebben op het eetgedrag van de watervlooien en beïnvloedt daarmee mogelijk tijdelijk het functioneren van het moerassysteem (tabel 3.1).

AFBEELDING 3.1 KLEURING DOOR TRACER URANINE



Rhodamine: is net als uranine een kleurstof. Deze stof heeft echter een hogere toxiciteit bij lagere concentraties en kan aan organisch materiaal binden. Na 2 a 3 dagen is de stof volledig afgebroken, dat vanuit milieuoogpunt positief is. Doch als tracer voor dit experiment niet geschikt aangezien de verwachte HRT van het gehele systeem op 4 a 5 dagen ligt (tabel 3.1).

TABEL 3.1 GEGEVENS OVER VIER TRACERS DIE TER OVERWEGING ZIJN GENOMEN

		Natrium-chloride	Lithium-chloride	Uranine	Rhodamine
Formule		NaCl	LiCl	$C_{20}H_{10}Na_2O_5$	$C_{28}H_{31}ClN_2O_3$
Molmassa	g mol ⁻¹	58,4	42,4	376,3	479,0
Oplosbaarheid (g L ⁻¹)	g L ⁻¹	360,0	832,0		
Kleur vast		wit of kleurloos	wit	bruin / oranje	rood
Kleur opgelost		kleurloos	kleurloos	geel	rood
LD50 Oraal - rat *	mg kg ⁻¹	3.000,0	526,0	6.721,0	
LD50 Oraal - muis *	mg kg ⁻¹				887,0
LDLO Oraal - rat *	mg kg ⁻¹				500,0
EC50 - Daphnia magna *	mg L ⁻¹ 64h ⁻¹		1,2		
EC50 - Daphnia magna *	mg L ⁻¹ 48h ⁻¹				22,9
EC50 - Daphnia pulex *	mg L ⁻¹ 48h ⁻¹			337,0	
LC50 - Daphnia magna *	mg L ⁻¹ 48h ⁻¹	1.661,0			
LC50 - Cyprinodon variegatus *	mg L ⁻¹ 96h ⁻¹				83,9
LC50 - Lepomis macrochirus *	mg L ⁻¹ 96h ⁻¹	1.294,6			379,0
LC50 - Oncorhynchus mykiss *	mg L ⁻¹ 96h ⁻¹			1.372,0	217,0
LC50 - Ptychocheilus lucius *	mg L ⁻¹ 96h ⁻¹		17,0		
Achtergrond waarde		hoog	laag	laag	laag
Meetmethode		conductiviteit	ion-selective conductiviteit	absorptie (494 nm)	absorptie (610 nm)

* Toxiciteitwaarden zijn afkomstig van product informatie van de firma Sigma Aldrich.

3.3 TRACER EXPERIMENT MESOCOSMS

Naast het Waterharmonica systeem Aqualân, staat op de RWZI Grou tevens een proefopstelling met een serie mesocosms (promotieonderzoek Ruud Kampf, welwillend voor de metingen ter beschikking gesteld door de Vrije Universiteit, afdeling Dierecologie) (afbeelding 3.2).

AFBEELDING 3.2 OPSTELLING MESOCOSM BIJ AQUALÂN, RWZI GROU



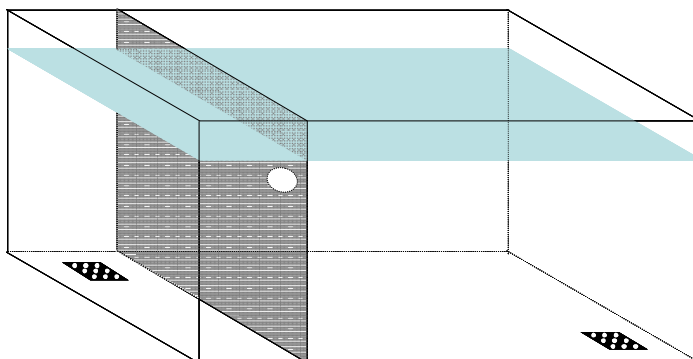
Om het gebruik van de juiste tracer voor het gehele Aqualân te kunnen kiezen, is eerst een kleinschalig pilot onderzoek uitgevoerd op de mesocosms. Onderstaand wordt dit toegelicht aan de hand van materiaal en methode, meetresultaten en conclusies / discussie

3.3.1 MATERIAAL EN METHODE

PROEFOPSTELLING EN MEETPUNTEN

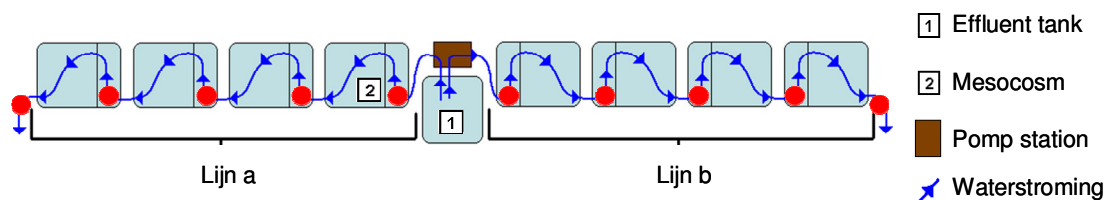
Bij het ontwerp van de opstellingen is zoveel mogelijk gestreefd naar een volmaakte plugflow. De mesocosms zijn oorspronkelijk viskweekbakken (leverancier Coweko te Best). De prijs van deze bakken is door serie productie laag (ca. € 400 elk). De bakken hebben een eerste klein compartiment (oorspronkelijk filterruimte) en een groot compartiment, met een dunne tussenwand (afbeelding 3.3).

AFBEELDING 3.3 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN MESOCOSMBAK



In de opstelling zijn 4 bakken in serie achter elkaar geplaatst. Op de RWZI Grou waren 2 lijnen met totaal 8 mesocosms voorhanden (van 2007 tot 2010). Het effluent werd vanuit de eerste vlooienvijver, nabij de effluenttoevoer met een debiet van ca. 20-30 m³/uur opgepompt naar een effluentbak met een inhoud van 1.000 l. De verblijftijd hierin was ca. 3-5 min. Vanuit de effluentbakken werd het effluent met membraanpompen (TEKNA APG 803) naar de twee mesocosm lijnen verpompt [*Kampf, Daphnia experiments Grou (Friesland) 2007-2010-Manual*]. In afbeelding 3.4 zijn de twee lijnen van elk 4 bakken weergegeven.

AFBEELDING 3.4 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE MESOCOSMS IN TWEE LIJNEN VAN ELK 4 BAKKEN, GEVOED VANUIT EEN CENTRALE BAK (=EFFLUENT TANK) BIJ AQUALÂN, RWZI GROU



In afbeelding 3.5 is in meer detail de in- en uitstroming en koppeling van de mesocosm bakken gepresenteerd.

AFBEELDING 3.5 TECHNISCHE DETAILS VAN DE MESOCOSMS BIJ AQUALÂN, RWZI GROU

A

DE INVOER IS BOVEN IN HET KLEINE COMPARTIMENT VAN DE 1^e MESOCOSM OM DE TOEVOER TE KUNNEN METEN, VERVOLGENS STROOMT HET WATER DOOR EEN GAT IN DE TUSSENWAND NAAR HET GROTE COMPARTIMENT



C

DE AFVOER IN DE BODEM



B

DE AFVOER GESCHIEDT VANAF DE BODEM IN HET GROTE COMPARTIMENT NAAR DE BODEM VAN HET KLEINE COMPARTIMENT IN DE VOLGENDE MESOCOSM



D

DE AFVOER VAN DE LAATSTE COMPARTIMENT IS WEER VANAF DE BODEM, MAAR VIA EEN T-STUK MET HOOGTE REGELING OM HET NIVEAU NAUWKEURIG TE KUNNEN AFSTEMMEN



Doordat de inlaat van de mesocosms zich aan de onderkant van het kleine compartiment bevindt (afbeelding 3.3), is deze plek moeilijk te bemonsteren. Hierdoor is gekozen de meetpunten voor de opening tussen het kleine en het grote compartiment te leggen (afbeelding 3.4). Deze bevindt zich aan de bovenkant van de mesocosms en is hierdoor goed bereikbaar

voor metingen. Tevens is op dit punt altijd stroming en zal het representatief zijn voor de waterstroom.

Bij een waterstand van 62,4 cm is de inhoud 1.000 l elk. Met een invoerdebiet van 1.000 l per dag is de verblijftijd $4 \times 1 \text{ dag} = 4$ dagen voor een hele lijn. Tijdens het onderzoek was de waterstand ca. 67 cm, waardoor de inhoud per mesocosm 1.070 l was. Omdat de toevoer 1.000 l/dag was, is de effectieve verblijftijd 1,07 dag, ofwel 25,7 uur. In tabel 3.2 zijn de afmetingen van de mesocosms weergegeven, inclusief de verblijftijden.

TABEL 3.2 DIMENSIES MESOCOSMS OP RWZI GROU

	debiet	lengte totaal	breedte	water oppervlakte	volume 1e comp.	volume 2e comp.	volume totaal	verblijftijd
	l/dag	m	m	m ²	l	l	l	dag
mesocosms ontwerp	1.000	1,56	1,05	1,64	230	770	1.000	1,00
mesocosms tijdens tracer experiment	1.000	1,56	1,05	1,64	246	824	1.070	1,07
idem hele lijn	1.000	6,24	1,05	7,00	984	3.296	4.280	4,28

Noot a: tijdens de tracer experimenten was de waterstand met 67 cm hoger dan de ontwerpstand van 62,4 cm,

Noot b: de bakken zijn aan de lange zijden en aan de onderzijde afgeschuind

KEUZE TRACERS VOOR PILOT

Bij de keuze welke tracer het meest geschikt zijn, is met de volgende criteria rekening gehouden:

- hoge mobiliteit;
- hoge stabiliteit;
- lage toxiciteit;
- afbraak in milieu;
- vergelijkbare dichtheid als medium;
- makkelijk te detecteren;
- acceptabel in kosten;
- bij voorkeur te meten op locatie / in het veld.

Vanwege de sneller afbraak (2 à 3 dagen) en de eigenschap om aan organische materiaal te absorberen (in hoge mate aanwezig) werd rhodamine niet geschikt bevonden om als tracer in dit systeem te dienen. Natriumchloride werd ook ongeschikt bevonden, de hoogte en variatie van de achtergrond waarde (zowel totaal ionen als chloride concentratie) is te hoog, waardoor de toe te voegen hoeveelheid natriumchloride het water brak zou maken. Omdat dit de biota en processen in het systeem negatief kan beïnvloeden is natriumchloride ongeschikt bevonden. Rekening houdend met de criteria kwamen het zout lithiumchloride en de kleurstof uranine als beste naar voren. Om uit deze twee tracers de meest geschikte te kunnen kiezen is besloten om een kleinschalig pilot experiment uit te voeren met beide tracers in de mesocosms op de RWZI Grou.

DOSERING & METINGEN

De hoeveelheid tracer is bepaald door de detectiegrens te vermenigvuldigen met het volume van een mesocosm lijn (vier mesocosms van $\pm 1 \text{ m}^3$). Met deze dosering was het zeer waarschijnlijk om nog meetbare concentraties aan te treffen aan het einde van het systeem (uilaat laatste mesocosms). Voor iedere individuele lijn zijn zowel lithiumchloride (17,0 gram) als uranine (6,0 gram) voor de dosering opgelost in 50 liter RWZI effluent (beide tracers gezamenlijk in een vat). Vanuit deze oplossing zijn de tracers aan de mesocosm lijnen toegediend.

De toediening kan zowel gebeuren doormiddel van een instantane piekdosering, waarbij de totale tracer oplossing direct aan het systeem wordt toegevoegd, of als blokdosering, waarbij de tracers geleidelijk aan het systeem worden toegevoegd. Gezien het relatief kleine volume van het totale mesocosm systeem in vergelijking met de hoeveelheid water om de tracers op te lossen, zou een piekdosering een relatief grote invloed hebben op de HRT, doordat het totale debiet word verhoogd. Om deze reden is verkozen de tracer als een blok aan het systeem toe te dienen, waarbij de traceroplossing doormiddel van de al aanwezige pompen (afbeelding 3.4) toegediend is. Hierdoor heeft de toediening van de tracer geen invloed gehad op het debiet van de mesocosms. Daarnaast werden door deze methode de tracers op dezelfde manier toegediend als het normale effluent, waardoor ook de stroming van het water minimaal beïnvloed is. Nadeel van deze manier van toedienen is de verlaging van de tracer concentratie, waardoor er een grotere hoeveelheid tracer benodigd is.

Lithiumchloride is direct in het veld gemeten met een ion-selective elektrode (Mettler Toledo;DX207-Li⁺ Lithium half-cell), waarbij gedurende vijf dagen (07:00 – 19:00) om het uur gemeten werd. Voor de uranine bepalingen zijn drie maal per dag (08:00; 13:00; 18:00) water monsters (50 mL) genomen en gekoeld opgeslagen in afwachting van analyse in het laboratorium. Daar is de uranine concentratie bepaald doormiddel van een absorptie meting bij 494 nm (Shimadzu, 1601-UV).

ACHTERGRONDWAARDEN

Voor lithium wordt de achtergrondwaarde voornamelijk bepaald door een aantal storende ionen die van nature in het effluent aanwezig zijn. Deze ionen komen echter niet in vaste waarden voor in het RWZI effluent en zijn onderhevig aan schommelingen. Hierdoor moet de achtergrond waarde per locatie en tijdstip (experiment) bepaald worden door een aantal metingen uit te voeren voordat er tracers worden toegediend.

De achtergrond van uranine is afhankelijk van de kleuring (samenstelling) van het oorspronkelijke effluent (bijvoorbeeld de concentratie humuszuren) en moet hierdoor per locatie bepaald worden. Dit is gedaan door een aantal watermonsters zonder tracer te meten op dezelfde golflengte als de uranine metingen.

DATA ANALYSE

De meetgegevens zijn verwerkt in Microsoft Excel, waarbij de gemeten achtergrondwaarde van alle meetwaarden is afgehaald. Voor deze pilot is de HRT bepaald aan de hand van de tijd waarop het piekmaximum gemeten is, de tijd tussen het piekmaximum van meetpunt x en piekmaximum van punt x+1 is de retentietijd van het tussenliggende systeem.

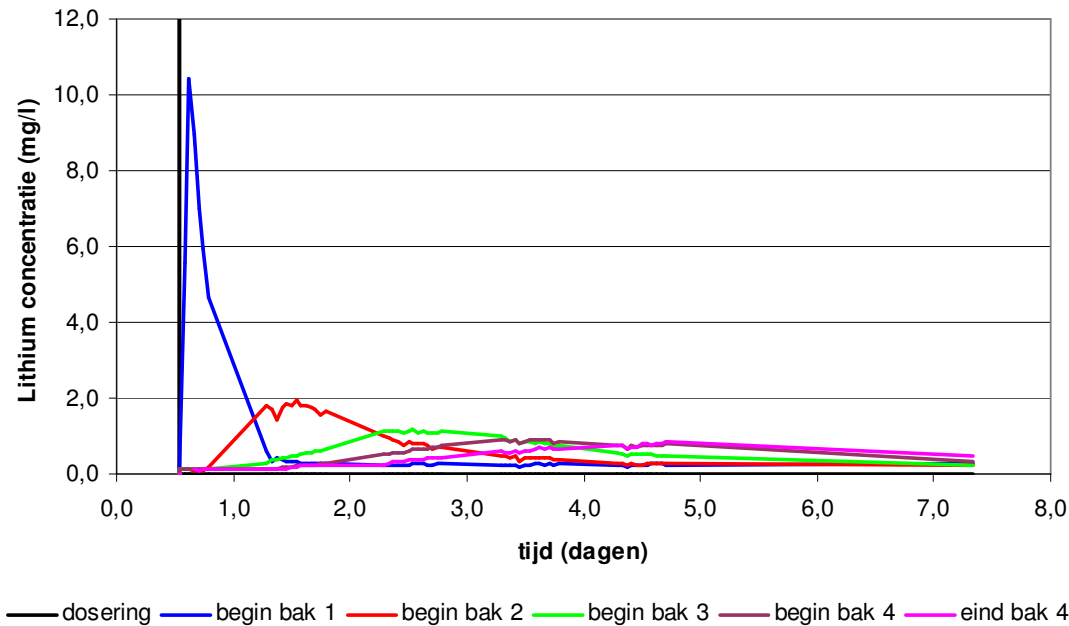
3.3.2 MEETRESULTATEN

LITHIUM

De concentratie lithium was op alle meetpunten goed te meten en van de achtergrond waarde van 0,2 mg L⁻¹ te onderscheiden. Op het eerste meetpunt, vlak na het doseringspunt, komt het lithium als een piek langs met een maximum concentratie van 10,43 mg L⁻¹ lithium (afbeelding 3.6). Gedurende het verblijf van de tracer in het systeem is te zien dat de maximum concentratie van de piek per meetpunt daalt. En dat de piek naarmate het experiment breder wordt en een klok vorm aanneemt. Na vier dagen was de lithiumconcentratie bij de uitlaat van de laatste mesocosms met 91,9 % verminderd (0,87 mg L⁻¹), maar was met een

concentratie ± 300% hoger dan de achtergrondwaarde nog steeds goed meetbaar. Tevens werd 79,8 % van het toegediende lithium vracht terug gemeten in de uitlaat van de laatste mesocosms (tabel 3.3).

AFBEELDING 3.6 LITHIUM CONCENTRATIE OVER DE TIJD VAN HET EXPERIMENT OP DE VERSCHILLENDE MEETPUNTEN. DE MEETPUNTEN ZIJN GENOMEN AAN HET BEGIN VAN VIER IN SERIE GESCHAKELDE MESOCOSMS EN DE UITLAAT VAN DE LAATSTE MESOCOSM



TABEL 3.3 GEGEVENS OVER DE LITHIUM PROEF

		Lithium
Achtergrond waarde	mg L ⁻¹	0,2
Detectie limiet	mg L ⁻¹	0,01
Piekhoogte vermindering (na 5 dagen)	%	91,9
Tracer recovery	%	79,8

URANINE

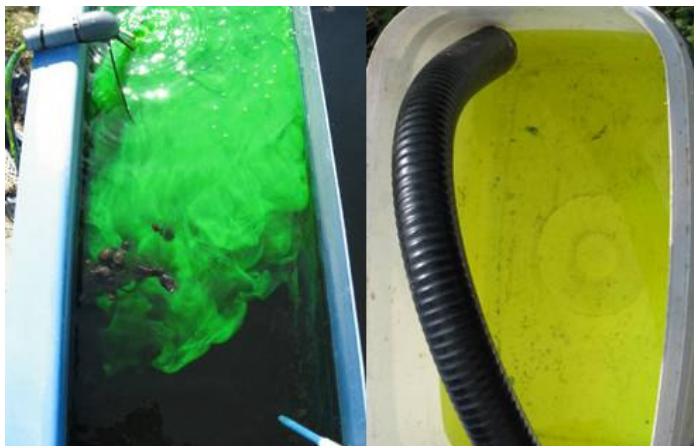
Ook de uranine was net als het lithium op alle meetpunten goed te onderscheiden van de achtergrondwaarde die 0,5 mg L⁻¹ bedroeg (tabel 3.4). In afbeelding 3.7 is de kleuring van de mesocosms gepresenteerd direct na de start (alleen kleuring eerste bak) en na menging door alle bakken.

AFBEELDING 3.7 KLEURING DOOR URANINE DIRECT NA MENGING (A) EN NA VOLLEDIGE MENGING DOOR ALLE MESOCOSMS (B)



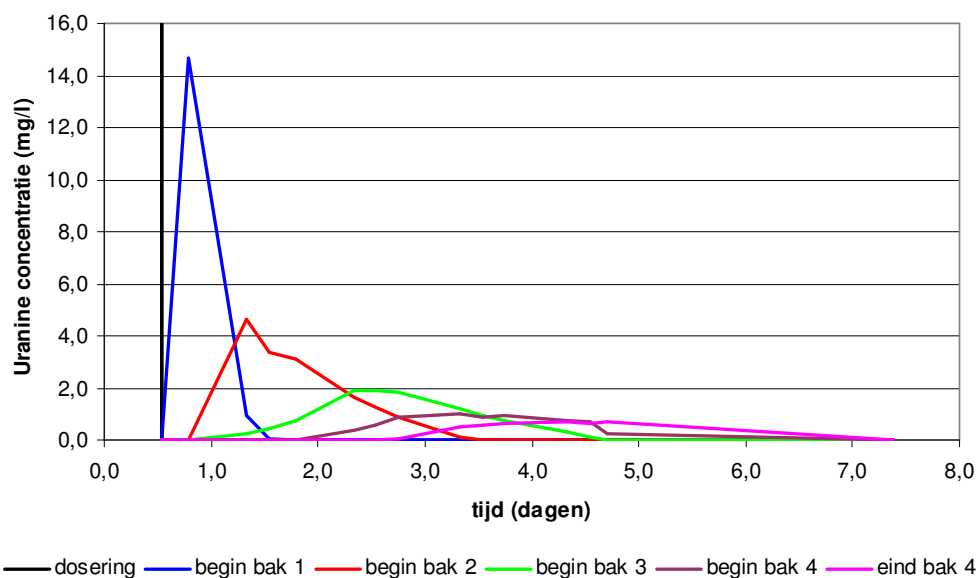
Uranine is een gele kleurstof maar doordat de mesocosms zelf blauw zijn, lijkt de kleuring groen. In afbeelding 3.8 is dit gepresenteerd waarbij hetzelfde water in een mesocosm wordt gebracht en in een witte emmer.

AFBEELDING 3.8 DE KLEUR VAN URANINE IN DE BLAUWE MESOCOSM BAKKEN (LINKS) EN IN EEN WITTE BAK (RECHTS)



Op het laatste meetpunt was de maximale uranine concentratie gedaald van 14,92 mg L⁻¹ (eerste meetpunt) naar 1,17 mg L⁻¹ (afbeelding 3.9). Met een daling van 94,9% was de maximale gemeten uranine concentratie op het laatste meetpunt ± 200% hoger dan de achtergrondwaarde en nog goed detecteerbaar. Tevens werd op het laatste meetpunt 66,7% van de totaal toegediende vracht teruggemeten (tabel 3.4). Verder is te zien dat uranine als een piek het eerste meetpunt doorloopt, maar op de latere meetpunten een klok vorm aanneemt. En naarmate er meer tijd verstrijkt in breedte toeneemt en in hoogte afneemt (afbeelding 3.9). Naast de gemeten gegevens was uranine zoals verwacht ook met het oog te volgen, aangezien het om een gele kleurstof gaat (tabel 3.1).

AFBEELDING 3.9 URANINE CONCENTRATIE OVER DE TIJD VAN HET EXPERIMENT OP DE VERSCHILLENDE MEETPUNTEN. DE MEETPUNTEN ZIJN GENOMEN AAN HET BEGIN VAN VIER IN SERIE GESCHAKELDE MESOCOSMS EN DE UITLAAT VAN DE LAATSTE MESOCOSM



TABEL 3.4

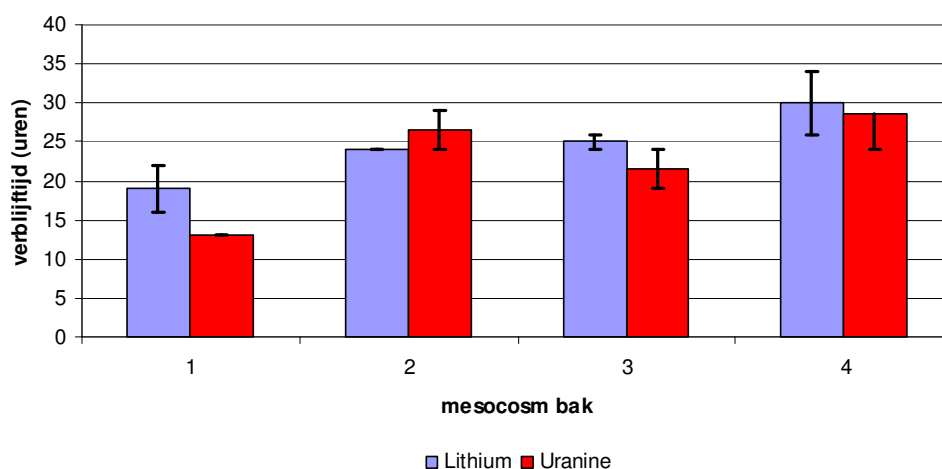
GEGEVENS OVER DE URANINE PROEF

		Uranine
Achtergrond waarde	mg L ⁻¹	0,5
Detectie limiet	mg L ⁻¹	0,40
Piekhoogte vermindering (na 5 dagen)	%	94,9
Tracer recovery	%	66,7

HYDRAULISCHE VERBLIJFTIJD

Uit de metingen van uranine en lithium zijn de hydraulische verblijftijden (HRT) van de individuele mesocosm bepaald (afbeelding 3.10). Hierbij zijn er geen significante verschillen vastgesteld tussen de resultaten van lithium en uranine. In absolute waarden zijn de verblijftijden weergegeven in tabel 3.5.

AFBEELDING 3.10 DE GEMIDDELDE HRT VAN DE MESOCOSMS 1-4 BEREKEND OP BASIS VAN ZOWEL LITHIUM (BLAUW) ALS URANINE METINGEN (ROOD), INCLUSIEF DE SPREIDING TUSSEN DE TWEE PARALLELLE LIJNEN A EN B



TABEL 3.5

GEMETEN HYDRAULISCHE VERBLIJFTIJDEN (HRT) MET DE TWEE GETESTE TRACERS

		Lithium		Uranine		Gemiddeld
		HRT	spreiding HRT	HRT	spreiding HRT	HRT
mesocosm 1	uur	22,1	4,5	20,0	0,0	21,1
mesocosm 2	uur	25,7	5,4	28,4	3,8	27,0
mesocosm 3	uur	26,8	1,5	23,0	3,8	24,9
mesocosm 4	uur	32,1	6,0	30,5	6,8	31,3
totaal	uur	106,7		101,9		104,3
gemiddeld per mesocosm	uur	26,7		25,5		26,1
totaal	dag	4,40		4,20		4,30
gemiddeld per mesocosm	dag	1,11		1,06		1,09

De HRT van de mesocosms zijn dus tussen de 21 en 31 uur. De verblijftijd in de eerste mesocosm is lager dan in de andere vanwege een mogelijke kortsluitstroom omdat de invoer in tegenstelling tot de andere van boven plaatsvindt (was gedaan om de toevoer makkelijk te kunnen meten en om de onderafvoer van het eerste kleine compartiment voor afvoer van

slib te kunnen gebruiken [*proefschrift Ruud Kampf, in bewerking*]. Waarom de verblijftijd in de 4^e mesocosms hoger is, is niet te verklaren. Het zou kunnen komen door de verminderde recovery van de tracers. Het duidt op of afbraak of ad/absorptie in biofilms en ander organisch materiaal in de opstelling. Voor de 4 mesocosm bakken is een hydraulische verblijftijd ingesteld op 4,3 dag, in plaats van de gewenste 4,0 dag (dit kwam door een iets te hoge waterstand). Op basis van de analyse van de tracers wordt een verblijftijd berekend van eveneens 4,3 dag. Geconcludeerd mag worden dat de gehele lijn van mesocosms behoorlijk als een plug-flow functioneert, met weinig dode ruimtes en/of kortsluitstromen.

3.3.3 CONCLUSIE / DISCUSSIE

MEETFREQUENTIE

Voor lithium en uranine zijn verschillende meetfrequenties gebruikt, respectievelijk om het uur (van 07:00 tot 19:00) en om de 5 uur (08:00; 13:00; 18:00). Beide frequenties gaven een redelijk goed beeld van de piek. Hieruit valt te concluderen dat bij deze systeemkarakteristieken (HRT en stroomsnelheid) een meetfrequentie van éénmaal per uur relatief hoog is en lager zou kunnen. Dit is voornamelijk bij het laatste meetpunt het geval. Daarnaast is bij de uranine te zien dat op het eerste meetpunt eigenlijk maar één meting heeft plaatsgevonden in de piek. De piek is hierdoor wel waargenomen, maar wordt maar in zeer geringe detail beschreven. Hieruit valt te concluderen dat de meetfrequentie van éénmaal per 5 uur relatief laag is en frequenter meten beter zou zijn (afhankelijk van de systeem karakteristieken), voornamelijk voor het eerste meetpunt. Naast deze uitkomsten zijn de nachtelijke periodes, waarin geen metingen zijn uitgevoerd, duidelijk te herkennen in zowel de gegevens van lithium als uranine. Deze periodes zouden wenselijk ook gemeten moeten worden om een meer gedetailleerd beeld te kunnen krijgen van het verloop en de vervorming van de piek. Voornamelijk de vervorming van de piek kan belangrijke informatie genereren over de waterstroming van een systeem. Concluderend is de meetfrequentie idealiter variabel, waarbij er direct na de dosering van de tracer met hoge frequentie gemeten wordt en naarmate de tijd toeneemt de frequentie lager kan worden met een minimum van om de 3 uur. Daarbij is het ook wenselijk om 24 uur per dag metingen te verrichten.

VRACHTVERLIES

Zowel bij lithium als bij uranine is er een verlies in vracht geconstateerd. Dit betekent dat er tussen het doseringspunt en het laatste meetpunt vracht is verdwenen. Bij uranine wordt bij het laatste meetpunt slechts 66,7% van de doseringsvracht teruggemeten. Het verlies aan uranine is waarschijnlijk deels te verklaren doornatuurlijke afbraak van deze stof onder invloed van UV (zonlicht) en was hierdoor ook verwacht. Bij lithium is er op het laatste meetpunt nog 79,7% van de doseringsvracht teruggemeten. De grootste verklaring van dit verlies ligt waarschijnlijk in de onzekerheid van de achtergrondwaarde. Zoals eerder vermeld, is de achtergrond waarde van lithium metingen met een ion-selective elektrode afhankelijk van de concentratie interfererende ionen die natuurlijk in RWZI effluent en oppervlakte water voorkomen. Aannemende dat alleen de concentratie van deze storende ionen variabel is en de samenstelling relatief stabiel is, kan uit eerder gemeten geleidbaarheidsmetingen (niet gepresenteerd) geconcludeerd worden dat de achtergrondwaarde op twee momenten op dezelfde locatie 35% kan verschillen (maximum en minimum waarde). Hiernaast zal de achtergrondwaarde per locatie verschillend, waarmee bij deze pilot geen rekening is gehouden. Bij volgende experimenten is het daarom verstandig om per locatie en over langere periode een gemiddelde achtergrondwaarde te bepalen (voor toediening van de tracer).

DOSERING

Op het laatste meetpunt waren zowel lithium als uranine nog goed te onderscheiden van de achtergrondwaarde. Hierbij was de uranine concentratie $\pm 200\%$ boven de achtergrondwaarde en de lithium concentratie $\pm 300\%$. Dit geeft aan dat voor deze pilot een relatief ruime dosering is gebruikt en dat voor een experiment naar een soortgelijke HRT, de dosering van beide tracers gehalveerd kan worden.

TRACER KEUZE

Uit de resultaten valt af te leiden dat zowel lithiumchloride als uranine goede stoffen zijn om als tracer gebruikt te worden en beide de gewenste resultaten opleverden. Daarnaast waren er ook verschillen op te merken tussen beide tracers. Deze verschillen zijn terug te leiden naar de vooraf gestelde eisen waaraan de tracers moesten voldoen (tabel 3.4). Hierbij komt uranine wat betreft toxische effect beter naar voren dan lithium en zal mede door de natuurlijke afbraak minder schadelijk zijn voor het milieu. Echter is lithium makkelijker te meten in het veld en veroorzaakt het geen visuele effecten. De sterke visuele groenkleuring die uranine veroorzaakt (op een donkere achtergrond zoals natuurlijk organisch materiaalrijk sediment) heeft zoals verwacht geen waargenomen gevolgen voor het functioneren van het systeem (leven Daphnia). Wel kan deze visuele kleuring als maatschappelijk niet wenselijk gezien worden. Dit doordat deze groene kleuring sterk overeenkomt met een algenbloei en een slechte waterkwaliteit. Te concluderen valt dat beide tracers bruikbaar zijn in het Aqualân systeem te Grou, maar dat voornamelijk door de openbare toegankelijkheid van het Aqualân systeem in Grou, lithiumchloride de voorkeur heeft om als tracer gebruikt te worden.

TABEL 3.6

VERGELIJKING TUSSEN LITHIUM EN URANINE OP DE GESTELDE EISEN VOOR TRACERS

	Lithium	Uranine
Hoge mobiliteit	$\pm$	$\pm$
Vergelijkbaar dichtheid als medium	+	-
Hoge stabiliteit	$\pm$	$\pm$
Afbraak in milieu	-	+
Lage toxiciteit	-	+
Makkelijk te detecteren	$\pm$	$\pm$
Bij voorkeur te meten op locatie / in het veld	+	-
Acceptabel in kosten	$\pm$	$\pm$
Overige effecten (kleuring water)	+	-

3.4 TRACER EXPERIMENT AQUALÂN

Deze proef is uitgevoerd om de HRT van RWZI effluent in het Waterharmonica systeem Aqualân te Grou te bepalen. Deze gegevens zijn benodigd voor verschillende onderzoeken, zowel momenteel of die in de komende tijd worden uitgevoerd in het kader van het functioneren van zuiveringsmoerassen op het gebied van ecotoxicologie, bufferend vermogen tijdens slibuitspoelingen en kwantificering van fysische processen die invloed hebben op de zwevend stof huishouding.

3.4.1 MATERIAAL EN METHODE

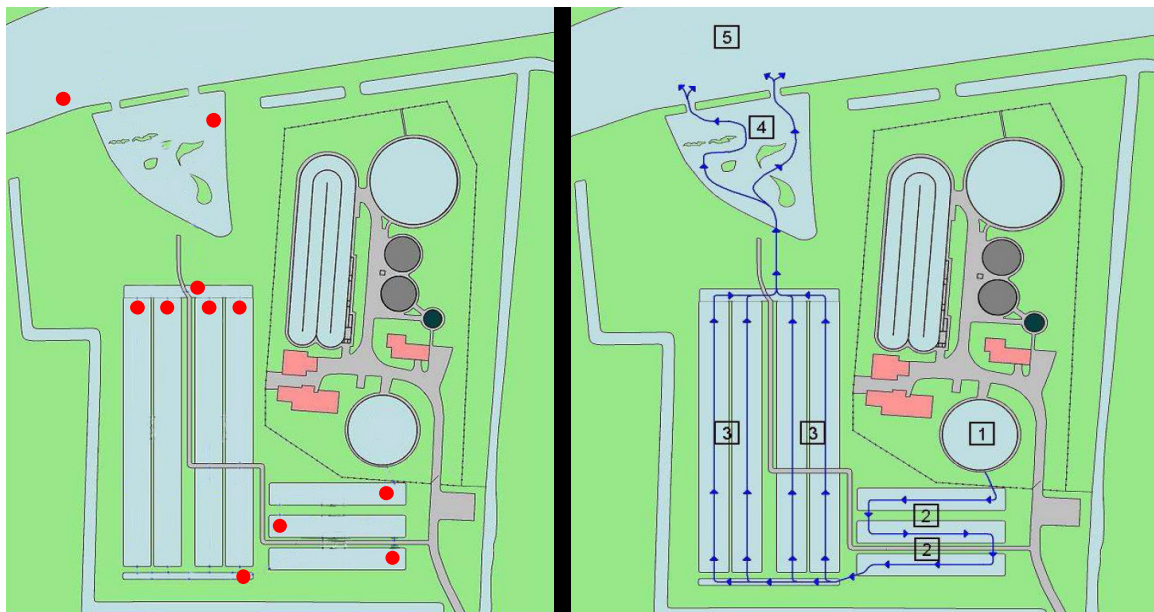
LOCATIE EN MEETPUNTEN

Dit experiment is uitgevoerd op het Waterharmonica systeem Aqualân te Grou, Friesland. Dit zuiveringsmoeras bestaat uit drie verschillende compartimenten, waarbij effluent uit een

nabezinktank wordt geloosd op drie in serie geschakelde Daphnia vijvers (voornamelijk bedoeld voor zwevend stof verwijdering) (afbeelding 3.11). Hierna wordt het effluent over vier parallel lopende rietsloten geleid (onder andere bedoeld voor stikstof verwijdering) en komt daarna terecht in een paaivijver (voornamelijk bedoeld om het effluent verder biologisch “natuurlijk” te maken). Deze paaivijver staat met twee open verbindingen in contact met het oppervlaktewater van de Kromme Grou.

Het tracerexperiment is bedoeld om de HRT van de verschillende compartimenten van het Aqualân systeem te bepalen. Daarom is er voor gekozen om vóór en achter ieder hoofdcompartiment een meetpunt te plaatsen (afbeelding 3.11), waarbij de uitlaat van het ene compartiment als inlaat van het volgende compartiment representatief is. Naast deze locaties zijn er meetpunten geplaatst om de HRT van de individuele Daphnia vijvers en de individuele rietsloten te kunnen bepalen.

AFBEELDING 3.11 MEETPUNTEN TIJDENS HET TRACER EXPERIMENT IN HET AQUALÂN SYSTEEM TE GROU. DIT WATERHARMONICA SYSTEEM (RECHTS) BESTAAT UIT DRIE COMPARTIMENTEN WAARBIJ HET RWZI EFFLUENT VANUIT EEN NABEZINKTANK (NR.1), VIA DRIE DAPHNIA VIJVERS (NR.2), VIER RIETSLTEN (NR.3) EN EEN PAAIVIJVER (NR.4) OP HET OPPERVLAKTE WATER GELOOSD WORDT (NR.5)



TRACER, DOSERING EN MEETAPPARATUUR

Uit het vooronderzoek dat in het voorgaande hoofdstuk beschreven is, kwam lithiumchloride naar voren als de meest geschikte tracer en is daarom gebruikt. Meer gegevens over deze tracer zijn te vinden in tabel 3.1. Tijdens de pilot is de hoeveelheid te doseren tracer bepaald door de detectiegrens te vermenigvuldigen met het volume van het systeem. Dit bleek voor lithiumchloride ruim voldoende (factor 2 te hoog) en daarom is bij dit experiment de dosering gehalveerd en is een totale hoeveelheid van 10 kg lithiumchloride gebruikt. De tracer is eerst opgelost in 100 L effluent voordat de dosering plaats vond. De dosering is bij dit experiment als pieklozing toegediend, omdat het direct toedienen van de totale hoeveelheid tracer geen merkbare gevolgen heeft op het totale debiet op het systeem (100 L op 50 m³ uur⁻¹). Om een goede registratie van de tracer te verkrijgen is ernaar gestreefd om een meetfrequentie van om de 3 uur te hanteren, waarbij gebruik is gemaakt van een autosampler om gedurende de nachten bemonstering op belangrijke meetpunten uit te voeren. Deze bemonsteringen werden de volgende ochtend verzameld om gemeten te worden. De lithium is direct in het veld gemeten met een ion-selective elektrode (Mettler Toledo; DX207-Li⁺ Lithium half-cell).

DATA ANALYSE

De meetgegevens zijn verwerkt in Microsoft Excel, waarbij de gemeten achtergrondwaarde van alle meetwaarden is afgehaald. Deze achtergrondwaarde is per meetpunt bepaald. De HRT is bepaald aan de hand van de tijd waarop 50% van de lithium vracht gemeten is (=mediaan waarde van de vracht). Hierbij is een lineaire interpolatie uitgevoerd tussen het meetpunt voor 50% passage (zo dicht mogelijk) en het meetpunt na 50% passage (zo dicht mogelijk).

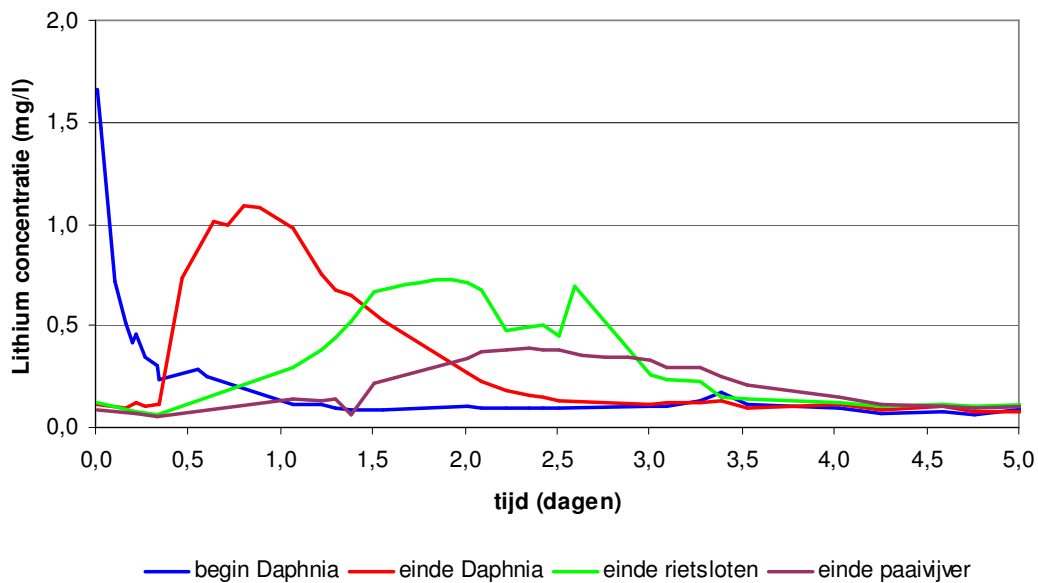
3.4.2 MEETRESULTATEN

SYSTEEM COMPARTIMENTEN

De lithium was op bijna alle meetpunten goed te meten en bleef goed te onderscheiden van de achtergrondwaarde (afbeelding 3.12). Het meetpunt in het oppervlaktewater (Kromme Grou) heeft geen verhoging in lithium concentratie laten zien en is daarom niet meegenomen in de verdere analyses.

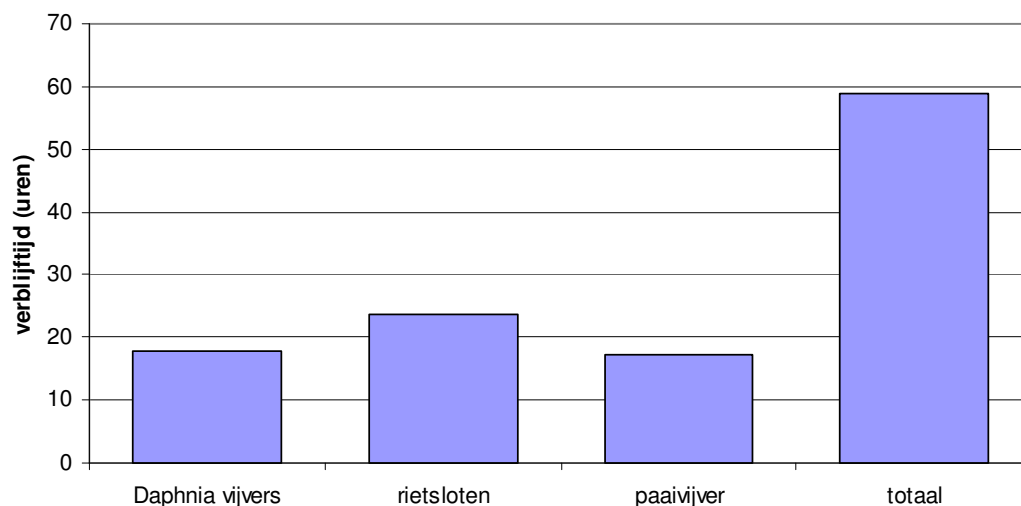
Verder is te zien dat naarmate de tijd verstrijkt en het RWZI effluent langer in het Waterharmonica systeem verblijft, de hoogte van de lithiumpiek lager wordt en de piek in breedte toeneemt. Bij deze toename in piekbreedte is ook te zien dat de voorkant van de piek relatief steiler blijft dan de achterkant. De achterkant van de piek veroorzaakt de grootste piekverbreeding en vormt een staart aan de piek. Verder is het opvallend dat de piek gemeten aan het einde van de rietsloten een dubbele piek lijkt te geven.

AFBEELDING 3.12 LITHIUM METINGEN OVER DE TIJD OP VIER PUNTEN IN HET AQUALÂN SYSTEEM



Uit deze metingen zijn de HRT van de verschillende compartimenten waaruit het Aqualân systeem bestaat berekend. De Daphnia vijvers hadden een HRT van 17,9 uur, het rietsloten compartiment heeft een HRT van 23,6 uur en de paaijver een HRT van 17,3 uur (afbeelding 3.13). In totaal heeft het Aqualân systeem een HRT van 58,8 uur (2,45 dag).

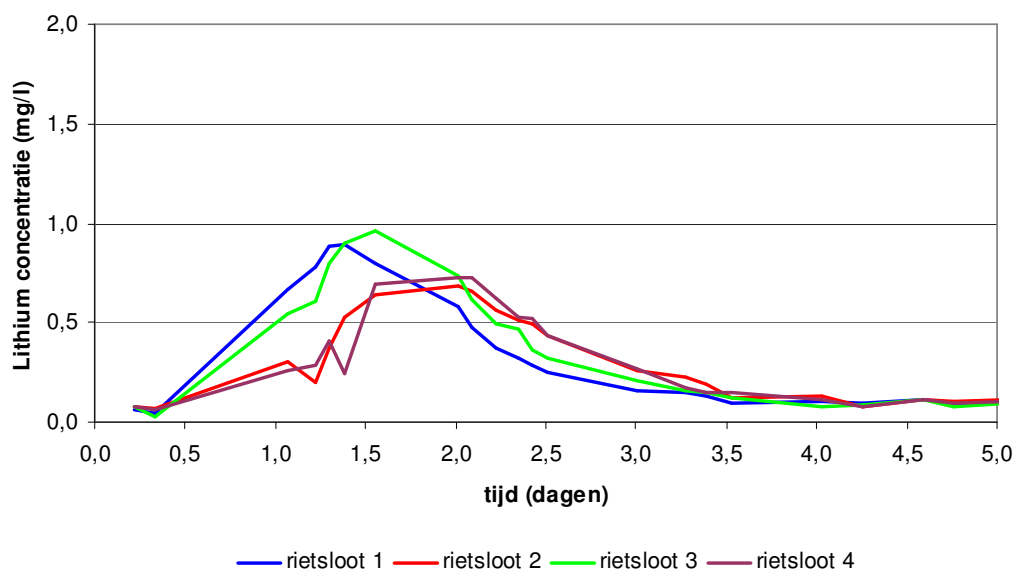
AFBEELDING 3.13 DE HRT VAN (DE COMPARTIMENTEN VAN) HET AQUALÂN SYSTEEM



De metingen aan het einde van de “individuele” Daphnia vijvers bleken niet frequent genoeg gemeten en geven daardoor een onduidelijk beeld weer (data niet gepresenteerd). Deze metingen zijn hierdoor niet meegenomen in de verdere analyse. Wel leek uit deze metingen een trend naar voren te komen waarbij de eerste Daphnia vijver een kortere hydraulische retentietijd leek te hebben dan de tweede Daphnia vijver. Deze leek op zijn beurt weer een kortere HRT te hebben dan de laatste Daphnia vijver.

De meetgegevens van de “individuele” rietsloten laat zien dat er verschillende HRT zijn (afbeelding 3.14). De rietsloten 1 tot en met 4 hadden respectievelijk een HRT van 9,4, 22,3, 10,5 en 24,7 uur. Hierbij valt op dat de relatief lange en korte HRT van de rietsloten uit fase liggen: rietsloten 1 en 3 hebben een relatief lange HRT en rietsloten 2 en 4 een relatief korte HRT. Dit verschil kan worden veroorzaakt omdat de debieten die naar de vier rietsloten gaan mogelijk niet gelijk zijn.

AFBEELDING 3.14 LITHIUM METINGEN OVER DE TIJD OP HET EINDE VAN DE VIER INDIVIDUELE RIETSLOTEN



3.4.3 CONCLUSIE / DISCUSSIE

Het tracer experiment in het Waterharmonica Aqualân is succesvol verlopen en de tracer was op bijna alle meetpunten goed te meten. Alleen op het meetpunt in het oppervlakte water de Kromme Grou (afbeelding 3.11) is geen verhoging in lithium concentratie gemeten. Dit kan meerdere oorzaken hebben. Voor dit meetpunt is het debiet van de Kromme Grou vele malen groter dan het debiet dat uit het Aqualân systeem stroomt. Hierdoor is het waarschijnlijk dat de lithiumconcentratie sterk afneemt door menging van deze twee waterstromen en niet meer van de achtergrondwaarde te onderscheiden valt voor de tracer het meetpunt bereikt. Een tweede oorzaak is het nabijgelegen poldergemaal. Dit gemaal pompt water vanuit de polder in de Kromme Grou, dit gebeurt echter niet continue. Dit zorgt er echter wel voor dat de stroomrichting van de Kromme Grou niet altijd hetzelfde is. Hierdoor is het mogelijk dat tijdens het experiment het uitstromende water van het Aqualân systeem geheel niet langs het meetpunt in de Kromme Grou is gekomen.

De Daphnia vijvers hadden een HRT van 17,9 uur, het rietsloten compartiment heeft een HRT van 23,6 uur en de paaivijver een HRT van 17,3 uur. In totaal heeft het Aqualân systeem daarmee een HRT van 58,8 uur (2,45 dag). Hierbij valt op dat de parallelle sloten een duidelijke verschillende verblijftijd laten zien.

4

SAMENVATTING/CONCLUSIES

De verblijftijd als absolute waarde en de verdeling van het water in het Waterharmonica systeem van Aqualân zijn medebepalend voor de werking van dit systeem, de omzetting van effluent uit de RWZI naar natuurlijk water.

In onderhavig onderzoek is gekeken naar de mogelijkheden om de verblijftijd en de verblijftijdspreiding vast te stellen. Daarbij moet onderscheid worden gemaakt in een theoretische verblijftijd, gebaseerd op het quotiënt van het volume en het debiet, en een hydraulische verblijftijd, waarbij door dode hoeken, preferente stroming, weerstand, volumeveranderingen etc, waterdeeltjes verschillende verblijftijden hebben. Door preferente stroming hebben de meeste deeltjes een kortere werkelijke verblijftijd (=hydraulisch) dan theoretisch mag worden verwacht. Deze hydraulische verblijftijd bepaalt echter voor een belangrijk deel de contacttijd die het water heeft in een Waterharmonica en daarmee de conversiegraad van het water.

Om de hydraulische verblijftijd te bepalen, en inzicht te krijgen in het verschil tussen theoretische en hydraulische verblijftijd, is onderzoek gedaan aan de hand van profielmetingen en tracerproeven. Dit is zowel uitgevoerd op de mesocosms bij de RWZI Grou, als op het Aqualân. Als tracer stof kwam als meest bruikbaar Lithiumchloride en Uranine naar voren. Na een pilot proef op de mesocosm bleek Lithium het meest geschikt.

Voor de 4 mesocosm bakken is een theoretische verblijftijd bepaald van 4,28 dag. Op basis van het eerste ontwerp zou de totale verblijftijd ca 4 dagen moeten zijn, 1 dag per bak. Op basis van de analyse van de tracers wordt een verblijftijd berekend van 4,30 dag. Geconcludeerd mag worden dat de gehele lijn van mesocosms behoorlijk als een plug-flow functioneert, met weinig dode ruimtes en/of kortsluitstromen.

Bij de analyse van de HRT van de drie compartimenten waaruit het Aqualân systeem bestaat kwam naar voren dat de gemeten HRT in alle compartimenten lager is dan de theoretische HRT. Het totale systeem had volgens de ontwerptekeningen een verblijftijd van ongeveer 4,9 dagen (=117 uur, zie tabel 4.1)

TABEL 4.1

HET VOLUME, DEBIET EN VERBLIJFTIJD VAN AQUALÂN VOLGENS DE ONTWERPTEKENINGEN (2006)

	Daphnia vijvers	Rietsloten	Paaivijver	Aqualân totaal
Volume (m ³)	2.336	1.880	1.645	5.861
Debiet (m ³ dag ⁻¹)	1.200	1.200	1.200	1.200
Verblijftijd (uren)	46,7	37,6	32,9	117,2
Verblijftijd (dagen)	1,9	1,6	1,4	4,9

Door een kleiner volume van de Daphnia vijvers dan in het ontwerp was voorzien, is de verblijftijd in de Daphnia vijvers echter aanzienlijk minder, namelijk ca 23,8 uur in plaats van 46,7 (tabel 2.1). Ook van de andere componenten wijken de afmetingen af. Dat betekent dat de verblijftijd van het water in het gehele Aqualân in totaal waarschijnlijk maar ca. 3,3 dag is (tabel 4.2).

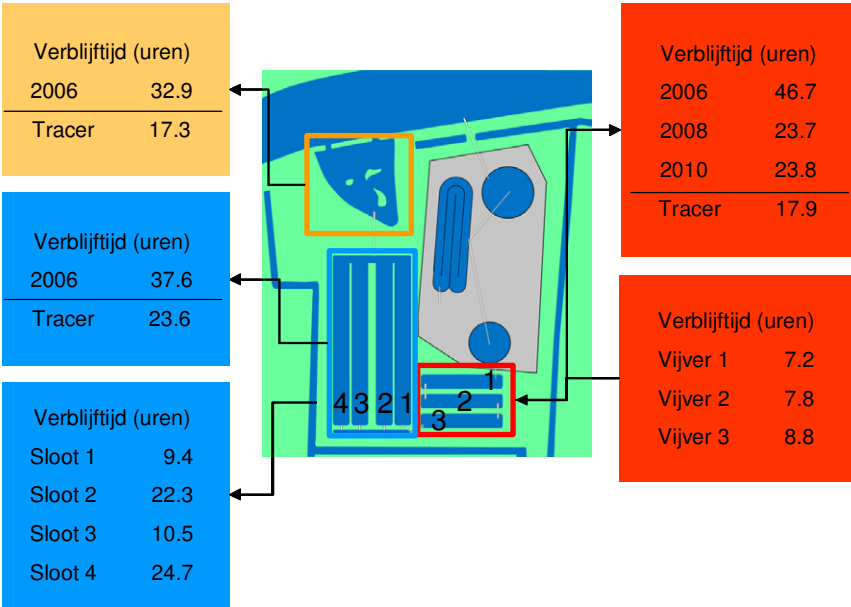
TABEL 4.2 SYSTEEMGEGEENS AQUALÂN GROU (SITUATIE 2010)

	Daphnia vijvers	Rietsloten	Paaivijver	Aqualân totaal
Diepte (m)	1,00	0,35	0,50	
Oppervlak (m2)	1.165	4.285	2.575	8.025
Volume (m3)	1.165	1.500	1.288	3.978
Debiet (m3/d)	1.200	1.200	1.200	1.200
Verblijftijd (uren)	23,8	30,0	25,8	79,2
Verblijftijd (dagen)	1,0	1,3	1,1	3,3

Op basis van tracerproeven in de Daphnia vijvers is een verblijftijd vastgesteld van 0,75 dag. In vergelijking met de verblijftijd van ca.1,0 (situatie 2010 op basis van fysische afmetingen), kan worden geconcludeerd dat er ca 25% dode ruimtes cq. preferente stroming aanwezig is. Dit maakt de daadwerkelijke reactietijd dus nog kleiner

In afbeelding 4.1 zijn de verblijftijd van metingen in de tijd en met de tracer methode weer-gegeven per component.

FIGUUR 4.1 EEN OVERZICHT VAN DE VERBLIJFTIJDEN VAN HET AQUALÂN. DE VERBLIJFTIJD UIT 2006 ZIJN BEREKEND VANUIT DE ONTWERPTEKENINGEN, DE VERBLIJFTIJDEN UIT 2008 EN 2010 ZIJN BEREKEND UIT VOLUME BEPALINGEN VAN DE DAPHNIA VIJVERS. DE OVERIGE VERBLIJFTIJDEN ZIJN VERKREGEN DOOR MIDDEL VAN EEN TRACER EXPERIMENT



Verklaringen voor het verschil tussen theoretische verblijftijd en hydraulische verblijftijd kunnen liggen in:

- het RWZI effluent gedraagt zich niet als een propstroom in het Aqualân systeem en er is waarschijnlijk sprake van dode hoeken en kortsluitstromingen.
- gedurende de jaren na aanleg van het Aqualân systeem is er in de Daphnia vijvers een sliblaag ontstaan. Deze sliblaag ontstaat door sedimenterend zwevend stof en veroorzaakt samen met het afkalven van de oevers voor een verkorting van de verblijftijd in de Daphnia vijvers. Ook is geconstateerd dat deze vermindering in volume verschilt per individuele Daphnia vijver, waarbij de verblijftijd in de eerste Daphnia vijver het sterkst verminderd is en in de derde Daphnia vijver het minst. Dit wordt hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door een afnemende sedimentatie van zwevend stof naarmate het systeem vordert. Verder is

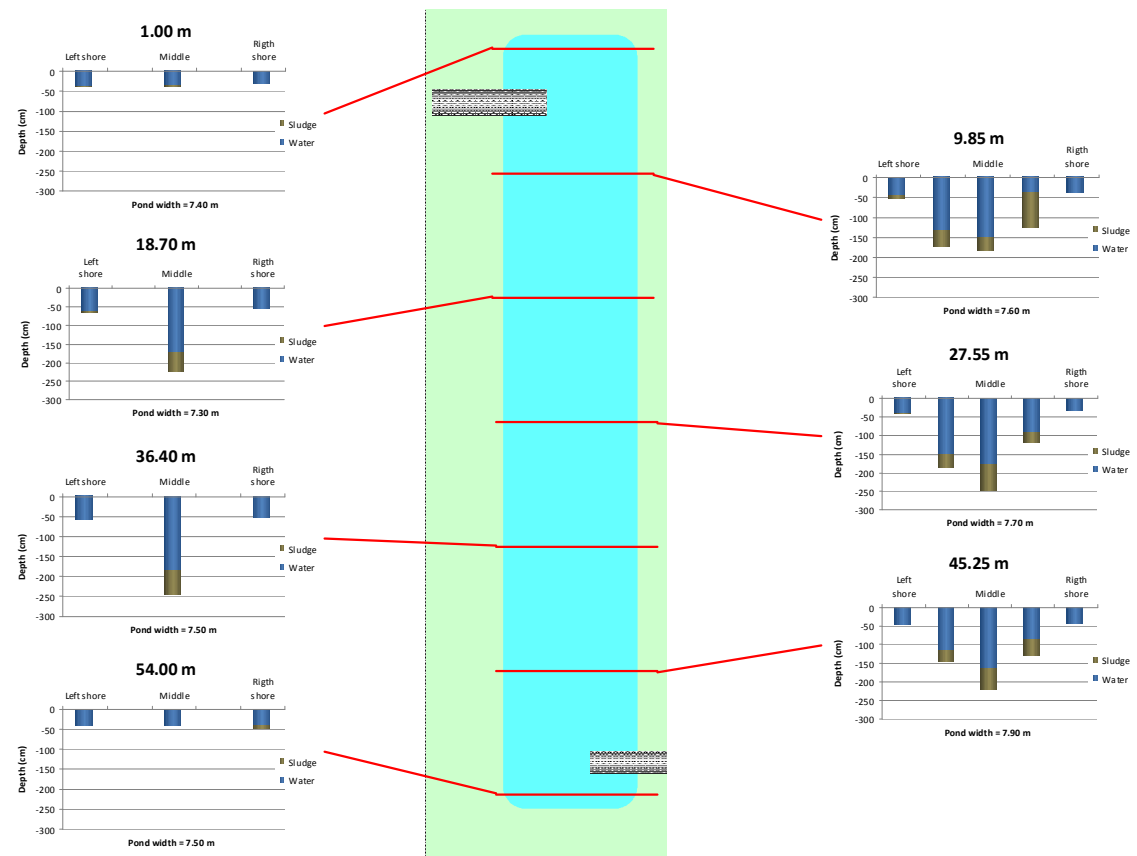
waargenomen dat verblijftijd tussen 2008 en 2010 niet verder is toegenomen en lijkt het systeem dus stabiel.

- de rietsloten verschillenden ook sterk in verblijftijd, maar anders dan bij de Daphnia vijvers wordt dit veroorzaakt door het debiet. Het totale debiet over de rietsloten is hetzelfde als over de Daphnia vijver, maar wordt over vier rietsloten verdeeld. De verschillen in verblijftijd worden hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt doordat de inlaat naar elke rietsloot niet gelijk is.
- de verblijftijd van de paaivijvers is moeilijk te bepalen. Dit komt vooral doordat de compartiment met twee open connecties in contact is met de Kromme Grou. Doordat de Kromme Grou van stroomrichting kan variëren is de hydrologie en verblijftijd van de paaivijver ook variabel.

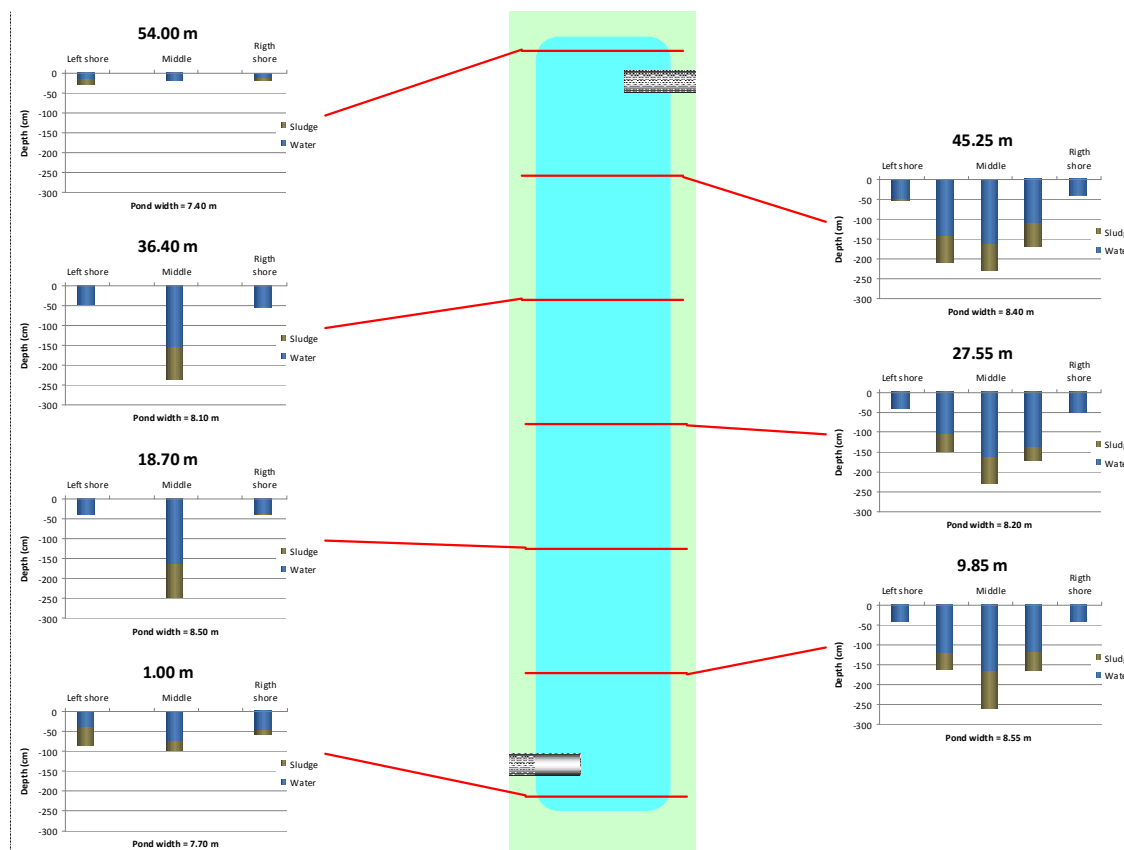
BIJLAGE 1

SLIBDIKTES EN WATERDIEPTE DAPHNIA VIJVERS 2010

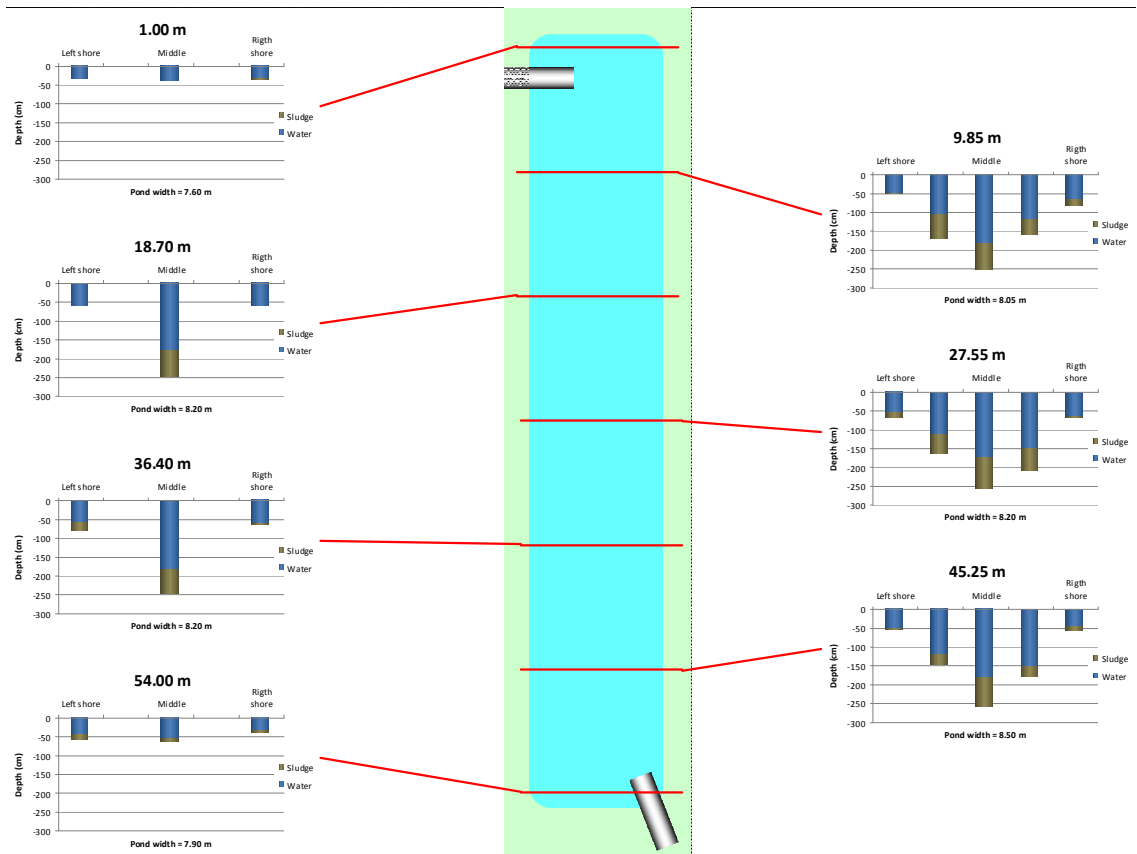
FIGUUR 1.1 EEN SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EERSTE DAPHNIA VIJVER MET HET LOZINGSPUNT VAN DE RWZI (LINKS BOVEN) EN DE DOORSTROOM NAAR DE TWEEDE DAPHNIA VIJVER (RECHTS ONDER). DAARNAAST ZIJN DOORSTEDEN VAN DE VIJVER OP VERSCHILLENDE PUNTEN HET ZIEN MET DE WATERDIEPTE EN DE SLIBDIKTE (LINK OEVER NAAR RECHTOEVER).



FIGUUR I.2 EEN SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE TWEDE DAPHNIA VIJVER MET DE INLAAT VAN DE EERSTE DAPHNIA VIJVER (LINKS ONDER) EN DE DOORSTROOM NAAR DE DERDE DAPHNIA VIJVER (RECHTS BOVEN). DAARNAAST ZIJN DOORSTEDEN VAN DE VIJVER OP VERSCHILLENDE PUNTEN HET ZIEN MET DE WATERDIEPTE EN DE SLIBDIKTE (LINK OEVER NAAR RECHTOEVER)



FIGUUR 1.3 EEN SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE DERDE DAPHNIA VIJVER MET DE INLAAT VAN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVER (LINKS BOVEN) EN DE DOORSTROOM NAAR DE RIETSLOTEN (RECHTS ONDER). DAARNAAST ZIJN DOORSTEDEN VAN DE VIJVER OP VERSCHILLENDE PUNTEN HET ZIEN MET DE WATERDIEPTE EN DE SLIBDIKTE (LINK OEVER NAAR RECHTOEVER)



DEELSTUDIE RAPPORT 3: PIEKBELASTING AQUALÂN GROU

1	EXPERIMENTELE OPZET VELDONDERZOEK RWZI GROU	70
1.1	Doel experimenten	70
1.2	Locatie	70
1.3	Typering piekbelasting	72
1.4	Genereren piekbelasting	73
1.5	Analyse methodes	74
2	EERSTE EXPERIMENT NOVEMBER 2009	77
2.1	Experimentele opzet	77
2.1.1	Onderzoeksdatum	77
2.1.2	Bemonsteringspunten	77
2.1.3	Monitoring	78
2.2	Resultaten	78
2.2.1	Basis fysisch-chemische metingen	78
2.2.2	Zwevend stof	79
2.2.3	Nutriënten	80
2.2.4	Zuurstof verbruik	82
2.2.5	Pathogenen	83
2.3	Conclusies	84
3	TWEEDE EXPERIMENT AUGUSTUS 2010	86
3.1	Experimentele opzet	86
3.1.1	Meetpunten en parameters	86
3.1.2	Hoofdmeetpunten	87
3.1.3	Sedimentmeetpunten	87
3.2	Resultaten	87
3.2.1	Basis fysisch-chemische metingen	87
3.2.2	Zwevend stof	88
3.2.3	Nutriënten	92
3.2.4	Zuurstofverbruik	93
3.2.5	Pathogenen	95
3.3	Conclusies	97
		69

1

EXPERIMENTELE OPZET VELDONDERZOEK RWZI GROU

1.1 DOEL EXPERIMENTEN

Een belangrijke onderzoeksvraag van dit project betreft het vaststellen van de bufferende werking van een Waterharmonica. Buffert het Waterharmonica systeem een situatie van slibuitspoeling van de zuiveringsinstallatie en zo ja in welke mate? Of wordt het Waterharmonica systeem daar juist (te) zwaar mee belast? En hoe verandert de samenstelling van het zwevend stof en de hygiënische samenstelling in het systeem precies ten gevolge en ten tijde van een dergelijk slibuitspoeling in tijd en ruimte. Kan het Waterharmonica dus ook een rol spelen om tijdens slibuitspoeling toch een acceptabele hygiënische kwaliteit te waarborgen?

Naast het antwoord op de vragen over het buffervermogen als geheel, is het wenselijk inzicht te krijgen in de bijdrage van de verschillende compartimenten (watervlooienvijvers, helofytenfilter) individueel aan deze werking. Mogelijk kunnen daar ook nieuwe of aangescherpte ontwerp, beheer of monitoring consequentie uit voort vloeien.

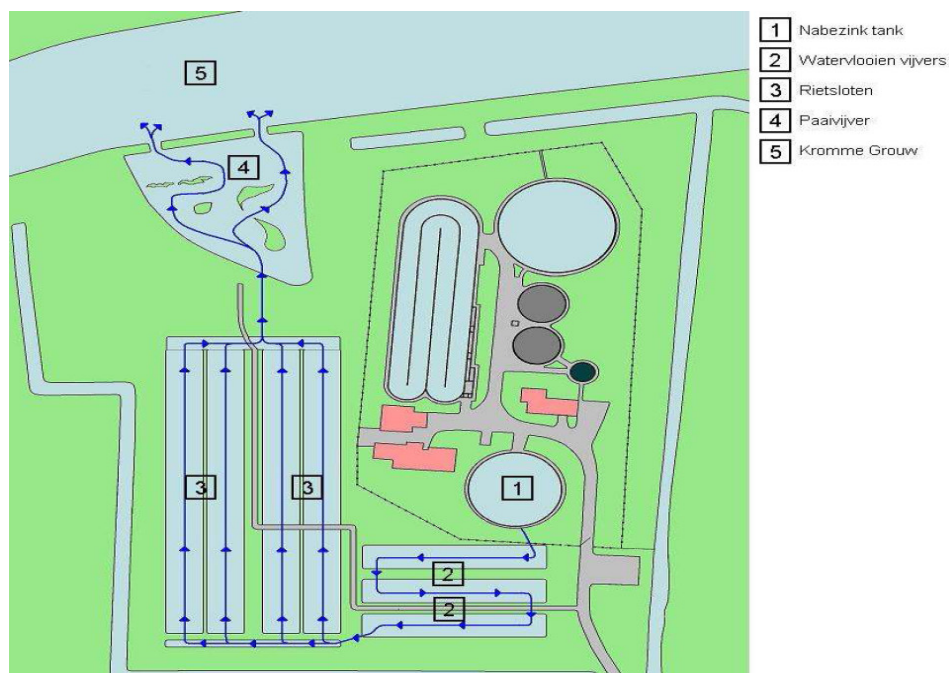
Om antwoord op bovenstaande vragen te kunnen geven is zowel literatuur onderzoek als veld- en labonderzoek uitgevoerd. Het literatuur onderzoek heeft inzicht opgeleverd in de samenstelling van het zwevend stof in verschillende verschijningsvormen en de onderlinge processen. Het veldonderzoek levert daarin een belangrijke kwantificering: het daadwerkelijk meten in het veld hoe het systeem in situ functioneert bij een slibuitspoeling. In 2009 en in 2010 zijn hiertoe op Aqualân, het Waterharmonica van de RWZI Grou twee veldexperimenten uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt de opzet van de experimenten toegelicht waarna de resultaten van de proeven in de daaropvolgende hoofdstukken worden besproken.

1.2 LOCATIE

Het veldonderzoek is uitgevoerd op het RWZI te Grou, Friesland (fig. 1.1). Het Waterharmonica systeem Aqualân bestaat uit drie in serie geschakelde Daphnia vijvers (watervlooienvijvers), gevolgd door vier parallel geschakelde helofytenfilters (rietsloten), waarna het water naar een paaivijver gepompt wordt, alvorens het in de rivier de kromme Grou stroomt.

FIGUUR 1.1

OVERZICHT VAN HET RWZI TERREIN EN HET WATERHARMONICA SYSTEEM TE GROU



De waterharmonica is aangelegd in 2006 met de afmetingen zoals weergegeven in tabel 1.1

TABEL 1.1

DIMENSIES VAN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN VAN AQUALÂN OP HET MOMENT VAN AANLEG

Compartment	gemiddelde diepte (m)	oppervlakte (m ²)	volume (m ³)	theoretische verblijftijd (dagen)
Daphnia vijvers	1,60	1.166	1.865	1,8
Rietsloten	0,35	4.288	1.501	1,4
Paaivijvers	0,51	2.575	1.313	1,2
Totaal	0,82	8.029	4.679	4,4

De theoretische verblijftijd wordt bepaald door het quotiënt van volume en debiet. Op de RWZI te Grou wordt de hoeveelheid effluent die over het Waterharmonica systeem wordt geleid constant gehouden op 45-50 m³ per uur (hydraulische belasting: 1.200 m³ dag⁻¹). Het overige effluent wordt direct op de rivier de Kromme Grou geloosd.

Uit het verblijftijdonderzoek dat is uitgevoerd als onderdeel van deze onderhavige studie (zie deelstudierapport 2: Hydraulische verblijftijd Aqualân en mesocosms Grou) is vastgesteld dat de afmetingen van Aqualân in de loop der jaren is gewijzigd. Niet precies is bekend waar dit door komt (ontbreken revisietekeningen, afkalving oevers, sedimentatie slib, etc.) maar er is wel vastgesteld dat bij nameten van de profielen in 2008 en in 2010 de Daphnia vijvers een aanzienlijke kleiner volume hebben. Voor details wordt verwezen naar het deelrapport 2, maar in onderstaande tabel 1.2 zijn de gevolgen van deze verandering voor de verblijftijd van het systeem weergegeven. Opvallend is de verandering van 2006 naar 2008 in de Daphnia vijvers. Verder is m.b.v. tracer onderzoek de (werkelijke) hydraulische verblijftijd (HRT) bepaald die aanzienlijk lager is dan de theoretische verblijftijd.

TABEL 1.2 VERBLIJFTIJDEN VAN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN VAN AQUALÂN OP VERSCHILLENDE MOMENTEN

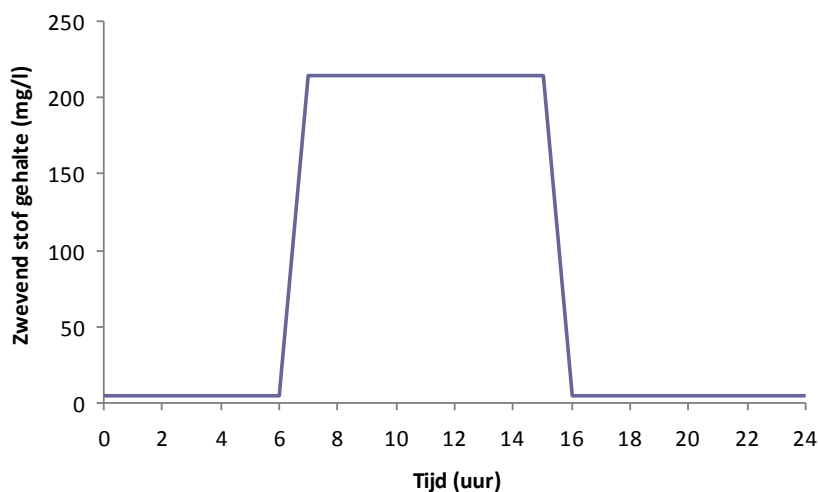
Compartment	Theoretische RT 2006 (uren)	Theoretische RT 2008 (uren)	Theoretische RT 2010 (uren)	Hydraulische RT 2009 (uren)
Daphnia vijvers	46,7	23,7	23,8	17,9
Rietsloten	37,6	-	-	23,6
Paai vijvers	32,9	-	-	17,3
Totaal	117,2	-	-	58,8

1.3 TYPERING PIEKBELASTING

Tijdens een RWA/DWA krijgt een RWZI te maken met een verhoogde hoeveelheid influent, dat kan leiden tot een overbelasting van het zuiveringssysteem. Ten gevolge hiervan kan er slibuitspoeling optreden waardoor het drogestof gehalte van het effluent sterk kan stijgen. Mogelijke effecten van een slibuitspoeling op de effectiviteit en het bufferende vermogen van het Waterharmonica systeem kunnen worden veroorzaakt door een verhoogde hydraulische belasting (meer influent betekent meer effluent), een verhoogde concentratie zwevend stof in het effluent of een combinatie van deze twee. Omdat tijdens dit onderzoek de focus ligt op het lot van zwevend stof deeltjes en pathogenen, is besloten om alleen een verhoogd zwevend stof gehalte (deeltjes en pathogenen) na te bootsen en effecten van hydraulische belasting uit te sluiten.

Jan Kruit¹ heeft een inventarisatie uitgevoerd naar de frequentie en hoogte van slibuitspoelingen bij 25 RWZI's in Nederland. Gemiddeld ligt het gehalte aan drogestof van de aflat van de NBT tussen de 2 en 5 mg/L. Uit het onderzoek bleek dat tijdens 80% van de slibuitspoelingen het dag proportionele drogestof gehalte (maat voor zwevend stof deeltjes) tussen de 30 en 75 mg/L bedraagt met uitschieters tot boven de 150 mg/L. Deze zwevend stof gehalten zijn een dag proportioneel gemiddelde, maar een slibuitspoeling ten gevolge van een RWA/DWA duurt normaliter rond de 7 uur. Om een dag proportioneel gemiddelde van 75 mg/L na te bootsen moet het drogestof gehalte gedurende ca 8 uur tussen de 215 mg/L en de 221 mg/L liggen (fig. 1.2).

FIGUUR 1.2 GRAFISCHE WEERGAVE VAN DE BENODIGDE DROGESTOF GEHALTE PER LITER EFFLUENT MET EEN NORMAAL DROGESTOF GEHALTE VAN 5 MG/L EN EEN 8 UUR DURENDE PIEKBELASTING VAN 215 MG/L OM EEN DAG PROPORTIONEEL DROGESTOF GEHALTE VAN 75 MG/L TE BEREIKEN



1 Kruit, J., van Leusden, M., Uijterlinde, C., 2009. Voorkomen van slibuitspoeling op RWZI's vereist goed drogestofbeheer. H₂O 10, 44-48

1.4 GENEREREN PIEKBELASTING

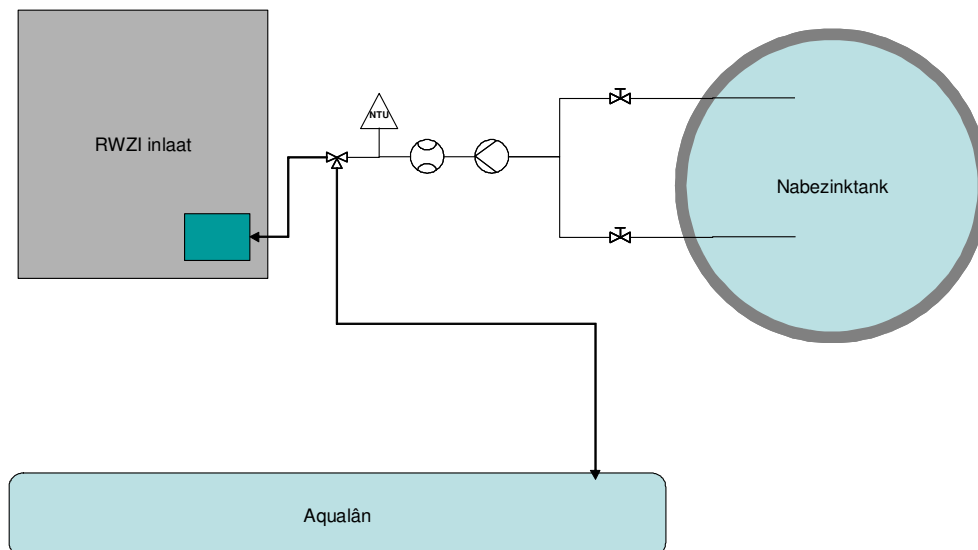
Essentieel voor de proef is niet alleen een realistische “hoeveelheid” zwevend stof waarmee het Waterharmonica systeem wordt belast (zie paragraaf 1.3), maar ook zeker de juiste samenstelling. Het genereren van een realistische piekbelasting van slibuitspoeling kan op verschillende manieren worden bewerkstelligd. De te selecteren methode moet zo dicht mogelijk bij de werkelijke situatie van slibuitspoeling aansluiten binnen de mogelijkheden van sturing, vergunning en financiën. In overleg met de daarvoor verantwoordelijke mensen bij het Wetterskip Fryslân is een methode gekozen die werkbaar is voor het uit te voeren onderzoek en acceptabel is voor het waterschap en de beheerders.

Er is gekozen om twee aanzuigslangen aan één pomp te monteren en deze twee slangen op verschillende hoogten in de nabezinktank te hangen (fig. 1.3). Hierbij zuigt de bovenste slang effluent op direct onder het wateroppervlakte en is hierdoor gelijk aan het normale effluent dat uit de nabezinktank en richting het Aqualân systeem stroomt. Deze slang zal tijdens het experiment altijd volledig open staan. De tweede slang wordt net onder de sliblijn gelegd en zuigt hierdoor slibrijk effluent aan ($\pm 3,5 \text{ g L}^{-1}$). Door deze tweede aanvoer naar de pomp te knijpen kan het gewenste zwevend stof gehalte opgemengd worden. Dit gewenste zwevend stof gehalte wordt direct achter de pomp gemeten met een NTU meter (waarde tussen de 45 en 55 NTU) en kan / moet constant gestuurd worden.

Om dit systeem met slangen en kabels operationeel te krijgen, was het noodzakelijk de burg over de nabezinktank gedurende het genereren van de piekbelasting stil te zetten. Om te voorkomen dat het Aqualân systeem naast een verhoging in zwevend stof gehalte ook hydraulisch extra belast wordt, is tevens de normale toevoer van $45\text{--}50 \text{ m}^3$ stopgezet. De hydraulische belasting is dus gelijk gehouden door een gelijke hoeveelheid effluent uit de nabezinktank (met gewenste zwevend stof gehalte) in het Aqualân te laten lopen.

FIGUUR 1.3

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE POMP OPSTELLING VOOR HET NABOOTSEN VAN EEN SLIBUITSPOELING



1.5 ANALYSE METHODES

Tijdens de experimenten zijn verschillende methoden gebruikt om het zwevend stof, pathogenen en nutriënten te bepalen. Voor het bepalen van het bufferend vermogen van het systeem en de verschillende compartimenten (Daphnia vijvers, rietsloten en paaivijver) zijn voor en na alle compartimenten naast algemene fysisch chemische parameters ook verschillende nutriënten, zwevend stof en pathogenen bepaald. De volgende fysische chemische parameters zijn bepaald:

- Stikstof
 - Nitraat
 - Nitriet
 - Ammonium
 - Stikstof kjeldahl
 - Totaal stikstof
- Fosfaat
 - Ortho-fosfaat
 - Totaal fosfaat
- Koolstof
 - Totaal koolstof
 - Totaal anorganisch koolstof
 - Totaal organisch koolstof
 - Opgelost anorganisch koolstof
 - Opgelost organisch koolstof
- Zuurstofverbruik
 - Biologisch zuurstofverbruik (BZV)
 - Chemisch zuurstofverbruik (CZV)
- Zwevend stof
 - Troebelheid
 - Zwevend stof gehalte
- Pathogenen
 - E. Coli*
 - Intestinale enterococcen*

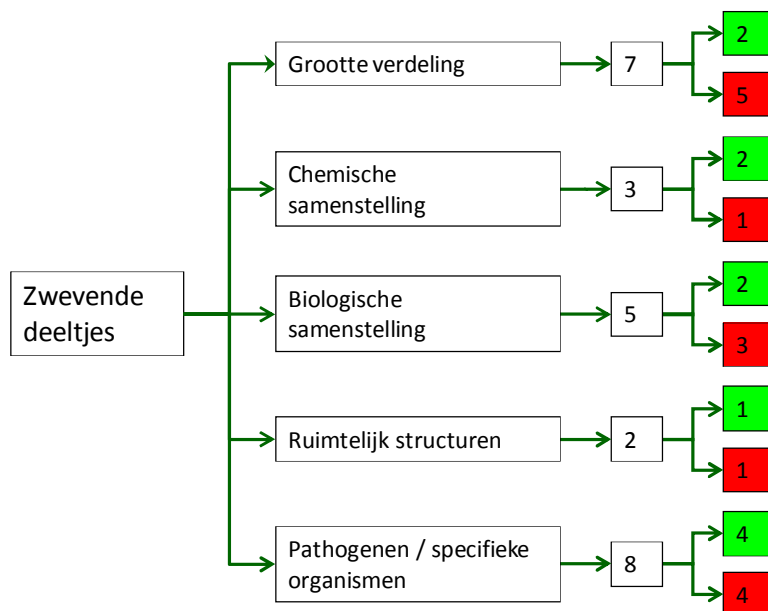
In het promotieonderzoek van Bram Mulling wordt nader bekeken welke van de in de Deelstudierapportage 1 beschreven methoden inzicht kunnen geven in verschillende aspecten van zwevend stof:

- Grootte verdeling
- Chemische samenstelling
- Biologische samenstelling
- Ruimtelijke structuren
- Pathogenen / specifieke organisme

Uit deze inventarisatie worden per aspect een aantal methoden gekozen om uit te testen (figuur 1.4). De toepassing van de methoden heeft plaatsgevonden in verschillende studies zoals onderliggend STOWA onderzoek naar de piekbelasting van een Waterharmonica. Tevens zijn enkele methoden gebruikt ten behoeve van het onderzoek WIPE (Waterharmonica Improving Purification Effectiveness, Imares rapport C005/12.2012) en er zijn methoden gebruikt door Bram Mulling ten behoeve van zijn promotieonderzoek bij de UVA naar "lotgevallen van zwevend stof in een Waterharmonica".

FIGUUR 1.4

DE VERSCHILLENDE ASPECTEN DIE INZICHT GEVEN IN DE SAMENSTELLING VAN ZWEVEND STOF. HIERBIJ AANGEVEN STAAT HET TOTAAL AANTAL GESCHIKTE METHODES (WITTE VIERKANT), HET AANTAL UIT TE TESTEN METHODES (GROENE VIERKANTEN) EN TOTAAL AANTAL NIET UIT TE TESTEN METHODES (RODE VIERKANTEN) VAN DE VERSCHILLENDE ASPECTEN



In de categorie grootte verdeling wordt er gekeken naar verschillende grootte fracties van het zwevend stof. In deze categorie zijn de methoden sterk aan elkaar gerelateerd en genereren zij veelal dezelfde parameters. De volgende twee methoden zijn nader toegepast in één van de eerder vermelde onderzoeken:

- Electroresistance counting
- Spatial filter velocimetry

Deze twee methoden lijken de twee meest geschikte en zijn op verschillende meetprincipes gebaseerd.

In de categorie chemische samenstelling wordt er gekeken naar de elementaire componenten waaruit zwevend stof bestaat zoals stikstof, fosfaat, koolstof en zwavel. In deze categorie is de Environmental Scanning Electron Microscopy, Energy Dispersive X-ray spectroscopy (ESEM-EDX) methode afgefallen, omdat deze machine niet direct ter beschikking is en erg duur is. Hierdoor bleven twee methoden over om tijdens de verschillende eerder vermelde onderzoeken te gebruiken:

- Chemische analyzers (verzameling voor "standaard" analytische bepalingen)
- Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)

In de categorie biologische samenstelling wordt er gekeken naar de organismen (bacteriën, algen) en andere deeltjes (detritus, organische stof) die deel uit kunnen maken van zwevend stof. In deze categorie is ervoor gekozen om een visuele methode en een DNA gebaseerde methode toe te passen in één van de genoemde onderzoeken:

- Handmatige microscopie
- Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

De andere methoden zijn afgefallen vanwege het kleine bereik (Particle video microscopy) en niet praktische apparatuur (Environmental Scanning Electron Microscopy (ESEM)).

In de categorie ruimtelijke structuren wordt er naar de vorm van zwevende deeltjes gekeken. Of de zwevend stof deeltjes allemaal eigen deeltjes zijn van organisch materiaal of bacteriën, of dat er aggregaten van samengevoegde kleinere deeltjes zijn. In deze categorie is wederom Environmental scanning electron microscopy (ESEM) afgevallen vanwege de beschikbaarheid van de apparatuur. Hierdoor is ervoor gekozen maar één methode toe te passen in één van de onderzoeken in deze categorie:

- Confocal laser scanning microscopy (CLSM)

De categorie pathogenen / specifieke organismen is gericht op het detecteren van verschillende specifieke organismen, waarbij voornamelijk wordt gekeken naar pathogenen. In deze categorie zijn verschillende methoden beschikbaar die voor deze experimenten te veel tijd vergen om op te zetten (Multiplex QPCR en DNA microarrays) of nog niet genoeg ontwikkeld zijn (Matrix-assisted laser desorption/ionization, time of flight mass spectrometry - MALDI-TOF MS). Hierdoor zijn er drie methoden die tijdens een van de onderzoeken zijn toegepast:

- Indicator species culturing
- Denaturing Gel Electrophoresis (DGGE)
- Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

2

EERSTE EXPERIMENT NOVEMBER 2009

2.1 EXPERIMENTELE OPZET

Onderstaand wordt een korte toelichting gegeven op de aanvullende informatie van het experiment in relatie tot meetlocaties en meetfrequenties

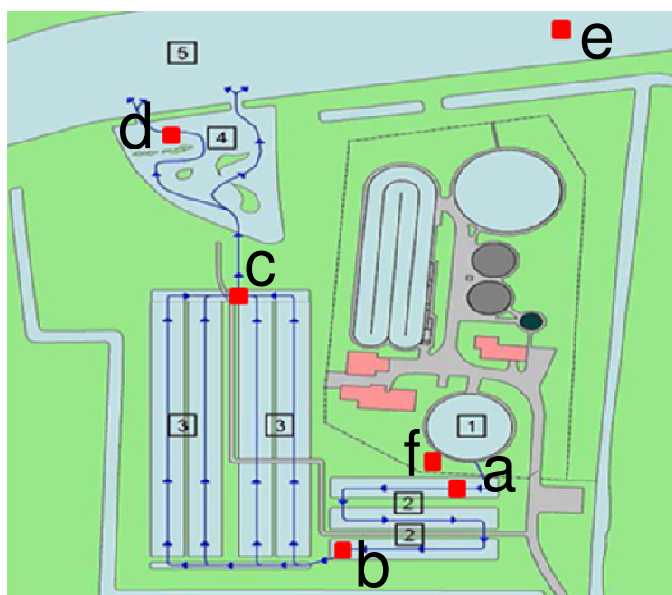
2.1.1 ONDERZOEKSDATUM

De eerst meetronde is uitgevoerd in de periode van 19 november 2009 tot en met 8 december 2010.

2.1.2 BEMONSTERINGSPUNTEN

Voor het onderzoek zijn zes punten aangewezen om bemonsterd te worden. Deze bemonsteringspunten zijn gekozen om in grote lijnen te kunnen bekijken welke compartimenten van het waterharmonica systeem belangrijk zijn in het bufferen van piekbelasting in zwevend stof gehalte en waar de meeste zwevend stof verwijderd wordt. Het eerste punt is direct achter de inlaat van het RWZI effluent (fig. 2.1a) Het tweede en derde punt bevinden zich achter de vlooienvijvers (fig. 2.1.b) en de mesocosms (fig. 2.1 f). Het vierde is gelokaliseerd achter de riet-sloten (fig. 2.1 c) en de vijfde achter de paaivijver (fig. 2.1 d). Het zesde punt fungeert als een referentie punt en bevindt zich op de rivier de Kromme Grou bovenstrooms van de lozingspunten van het RWZI (fig. 2.1 e).

FIGUUR 2.1 LOCATIE VAN DE ZES BEMONSTERINGSPUNTEN VOOR HET STOWA ONDERZOEK

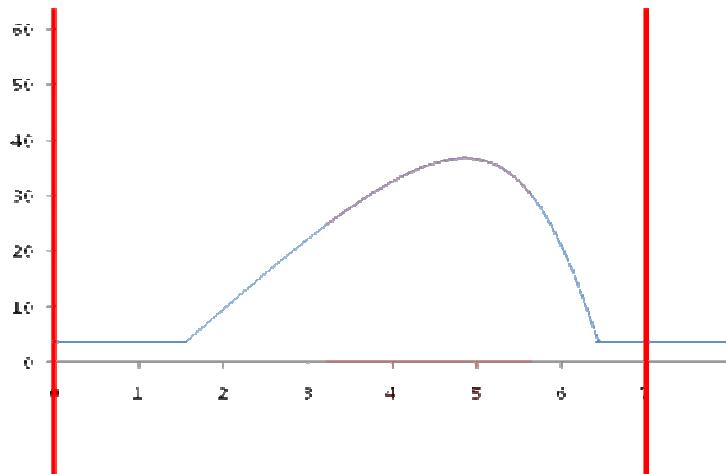


2.1.3 MONITORING

Om de effecten van de piekbelasting te kunnen onderzoeken zijn verschillende parameters voor, tijdens en na het aanbrengen van de piekbelasting met een verhogende concentratie aan zwevend stof, op het Aqualân systeem op de hierboven aangegeven bemonsteringspunten bemonsterd. De monitoring heeft plaats gevonden (zie fig. 2.2):

- één maal voor het uitvoeren van de piekbelasting (dag 0);
- één maal nadat de piekbelasting het waterharmonica systeem heeft verlaten (+/- dag 7) en
- op het moment dat de piekbelasting een bemonsteringspunt passeert.

FIGUUR 2.2 GRAFISCHE REPRESENTATIE VAN DE BEMONSTERINGSMOMENTEN (RODE LIJNEN EN RODE VLAK) TEN OPZICHTE VAN DE PIEKBELASTING



Daarbij is een deel van de parameter continu *in situ* gemonitord (om de 10 minuten), een deel semi-continue *in situ* (om de 3 uur) en een deel door sample *ex situ* monitoring (om de 8 uur of 3 x gedurende de proef).

2.2 RESULTATEN

Tijdens het experiment zijn verschillende parameters gemeten. De resultaten daarvan zijn verwerkt in grafieken en tabellen die voor een belangrijk deel zijn opgenomen in bijlage 1. Onderstaand worden de resultaten van de voornaamste parameters besproken.

2.2.1 BASIS FYSISCH-CHEMISCHE METINGEN

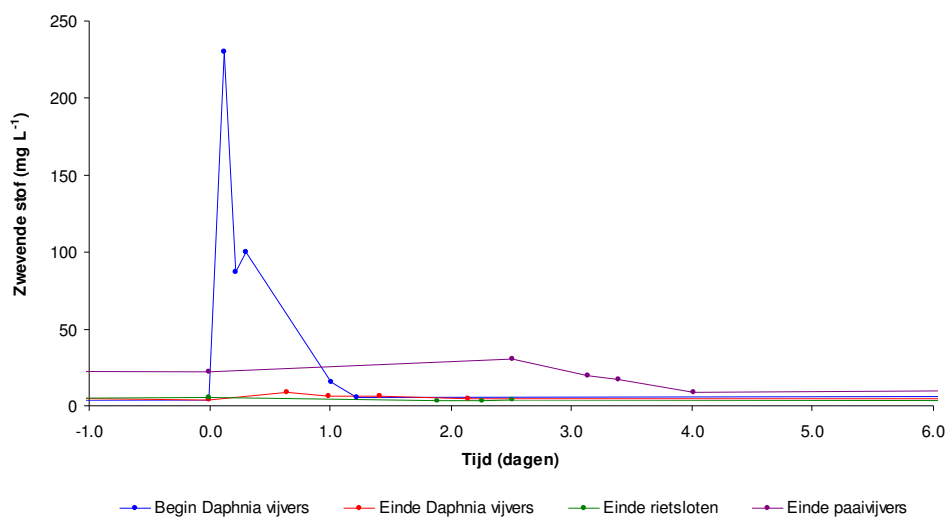
De gemiddelde temperatuur in het Aqualân systeem was $9,5 \pm 1,8^\circ\text{C}$ en liep gedurende het verblijf van het water in het systeem langzaam af van $11,9 \pm 0,4^\circ\text{C}$ aan het begin van de Daphnia vijvers tot $8,0 \pm 1,4^\circ\text{C}$. De zuurgraad was over het gehele proef redelijk constant met een gemiddelde pH waarde van $7,6 \pm 0,2$. Met uitzondering van de locatie aan het begin van de Daphnia vijver, was ook het redox potentiaal relatief constant en in geoxideerde fase ($431,1 \pm 18,4\text{mV}$). Aan het begin van de Daphnia vijvers is de redox potentiaal minder geoxideerd met een gemiddelde waarde van $166,8 \pm 92,2\text{mV}$. De geleidbaarheid van het systeem varieert normaal gesproken tussen de 700 en 1.100 mS cm^{-1} (data niet weergegeven). Tijdens het experiment is de EGV alleen vlak voor de slibdosering iets verhoogd geweest als gevolg van een gelijktijdig uitgevoerde tracer experiment. Daarbij is een hoeveelheid zout aan het systeem toegevoegd. De gemiddelde geleidbaarheid was tijdens het experiment $962,1 \pm 109,3\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$. De zuurstofverzadiging verschilde per locatie. Aan het begin van de Daphnia vijvers was het gemiddelde zuurstofgehalte erg laag ($0,4 \pm 0,5\text{mg L}^{-1}$), tijdens het transport door de Daphnia vijvers ging dit omhoog om aan het einde van de Daphnia vijvers gemiddeld $3,2 \pm 1,1\text{mg L}^{-1}$

te bedragen. Aan het einde van de rietsloten is de zuurstofconcentratie weer gedaald naar gemiddeld $0,5 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$, om vervolgens aan het einde van de paaivijver weer op een gemiddelde van $2,6 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$ te zitten. Al met al erg lage zuurstofconcentraties met wel een bekende dynamiek: van laag bij de aflat van de NBT, verhoging in de eerste vijvers, verlaging door oxidatieve processen in de rietsloten en weer verhoging in de paaivijvers.

2.2.2 ZWEVEND STOF

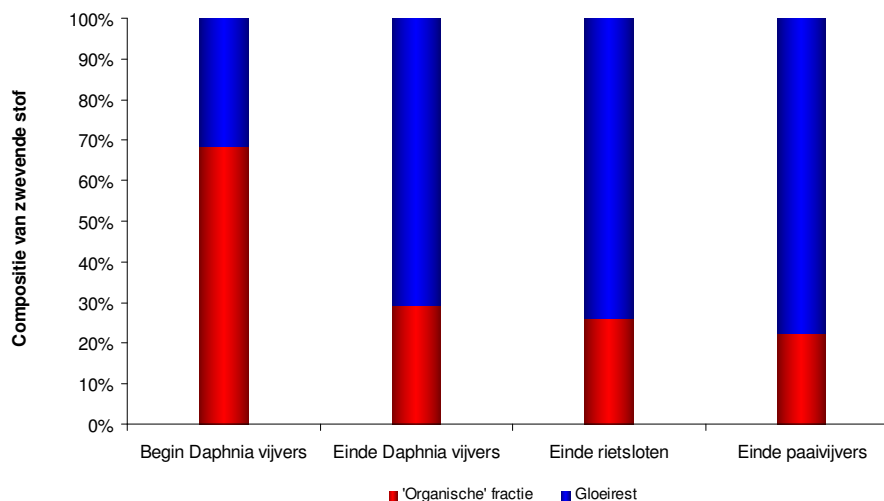
Het zwevend stof gehalte is op twee manieren gemeten: door middel van de continue troebelheid meting (NTU) en de zwevend stof bepaling (mg L^{-1}). Beide metingen gaven een verhoging aan zwevend stof weer met een maximum aan het begin van de Daphnia vijver van ongeveer 230 mg L^{-1} . Dit ligt dicht bij de vooraf berekende verhoging tot 215 mg L^{-1} . De NTU meters bleken echter niet betrouwbaar en veroorzaakte veel operationele problemen. Hierdoor zijn de metingen niet geheel compleet en is deze niet meegenomen in deze resultaten. Het zwevend stof neemt tijdens het verblijf in de Daphnia vijver af van 230 naar $8,7 \text{ mg L}^{-1}$ (96.1%) en is aan het einde van de rietsloten nog $3,9 \text{ mg L}^{-1}$. Dit is een afname van 96.7% ten opzichte van de maximale piek hoogte aan het begin van de Daphnia vijvers (fig. 2.3). Het zwevend stof gehalte neemt echter weer toe in de paaivijver naar ongeveer 25 mg L^{-1} . Door deze zwevend stof metingen en observaties van de waterkleuring tijdens het experiment, is af te leiden dat de paaivijver geen lineair systeem is en dat er water vanuit de Kromme Grou via de twee openingen de paaivijver in kan stromen. Dit is afhankelijk van de windrichting en -sterkte. Hierdoor kunnen alle gemeten parameters zijn beïnvloed op het meetpunt 'aan het einde van de paaivijver' en zijn deze verder niet meegenomen in de analyse. Wel zijn de metingen steeds in de verschillende figuren opgenomen.

FIGUUR 2.3 HET ZWEVEND STOF GEHALTE IN MG L^{-1} GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



Aan de gloeirest bepaling van het zwevend stof is te zien dat de organische fractie in het zwevend stof afneemt gedurende het verblijf in het systeem van 70% naar 25% (fig. 2.4) en de zwevend stof dus relatief meer anorganische componenten bevat. Dat zou kunnen betekenen dat met name de organische fractie in de Daphnia vijvers wordt verwijderd.

FIGUUR 2.4 DE GEMIDDELTE COMPOSITIE VAN HET ZWEVEND STOF (ANORGANISCH/GLOEIEST = BLAUW EN ORGANISCHE =ROOD) AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS, HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS, HET EINDE VAN DE RIETSLOTEN EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER



Een week na de piekbelasting werden in de Daphnia vijvers, en voornamelijk de eerste Daphnia vijver, drijfslagen geconstateerd (geschatte gemiddelde dimensies van individuele drijfslagen: 25x25x10 cm [lxbxh]). Deze zijn aan het oppervlakte zwevende klonten slib die bestaan uit los samenhangend zwevend stof dat zeker gemakkelijk weer uit elkaar vallen. De drijfkracht van de drijfslagen wordt hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door methaan ontwikkeling. Deze waarneming van drijfslagen is met het oog gebeurd en is tijdens dit experiment niet gedetailleerd onderzocht. Wel is waargenomen dat deze drijfslagen maar beperkt voorkwamen en een bedekkingsgraad van meer dan 1% van het wateroppervlakte is niet geconstateerd. Tevens kwamen de meeste drijfslagen achter de verbindingspijpen tussen de Daphnia vijvers terecht en verplaatste zich dus niet verder door het systeem. Het verschijnsel drijfslagen werd door de lokale klaarmeester herkend en beschreven als algemeen voorkomend na een slibuitspoeling.

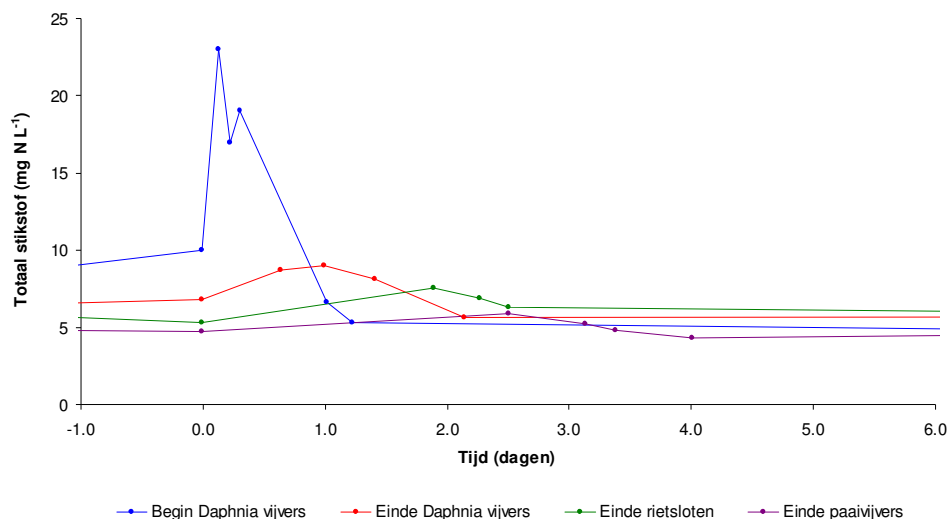
2.2.3 NUTRIËNTEN

De slibuitspoeling was duidelijk te zien in de metingen van de nutriënten. Het totaal stikstof werd aan het begin van de Daphnia vijver verhoogd naar bijna 25,0 mg L⁻¹ (fig.2.5), het totaal fosfaat naar ongeveer 5,5 mg L⁻¹ (fig. 3.6) en het totaal koolstof naar ongeveer 110 mg L⁻¹ (figuur niet weergegeven).

Het totaal stikstof wordt gedurende het verblijf in het systeem uit de waterfase verwijderd en is aan het einde van de Daphnia vijver met 60,9% afgenomen ten opzichte van de maximale piekconcentratie aan het begin van de Daphnia vijvers. Aan het einde van de rietsloten is dit verder gedaald en is de maximale piek hoogte met 67,4% afgenomen. Verder is gemeten dat er een verandering plaatsvindt in de stikstof samenstelling. Gedurende het verblijf in het systeem neemt de concentratie ammonium af, maar dit wordt hoogstwaarschijnlijk omgezet in nitraat dat gedurende het verblijf in het systeem geleidelijk toeneemt (zie bijlage 1).

FIGUUR 2.5

HET TOTAAL STIKSTOF IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

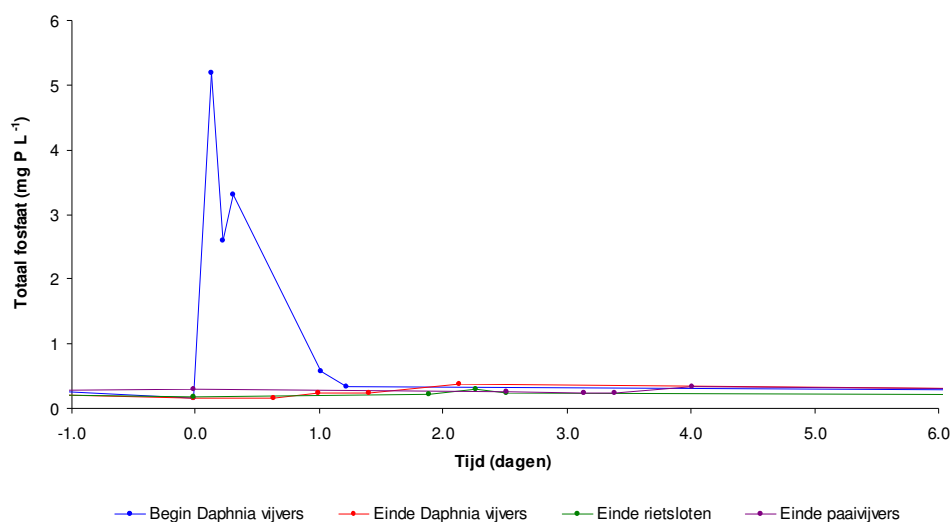


Het totaal koolstof geeft eenzelfde patroon weer in piekafname gedurende verblijf in het systeem als stikstof.

Fosfaat wordt erg goed verwijderd in de Daphnia vijvers en is aan het einde van de Daphnia vijver al met 92,7% afgenomen ten opzichte van de maximale piek hoogte aan het begin van de Daphnia vijvers. Aan het einde van de rietsloten is dit verder gedaald naar 94,2% afname.

FIGUUR 2.6

HET TOTAAL FOSFAAT IN MG P L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

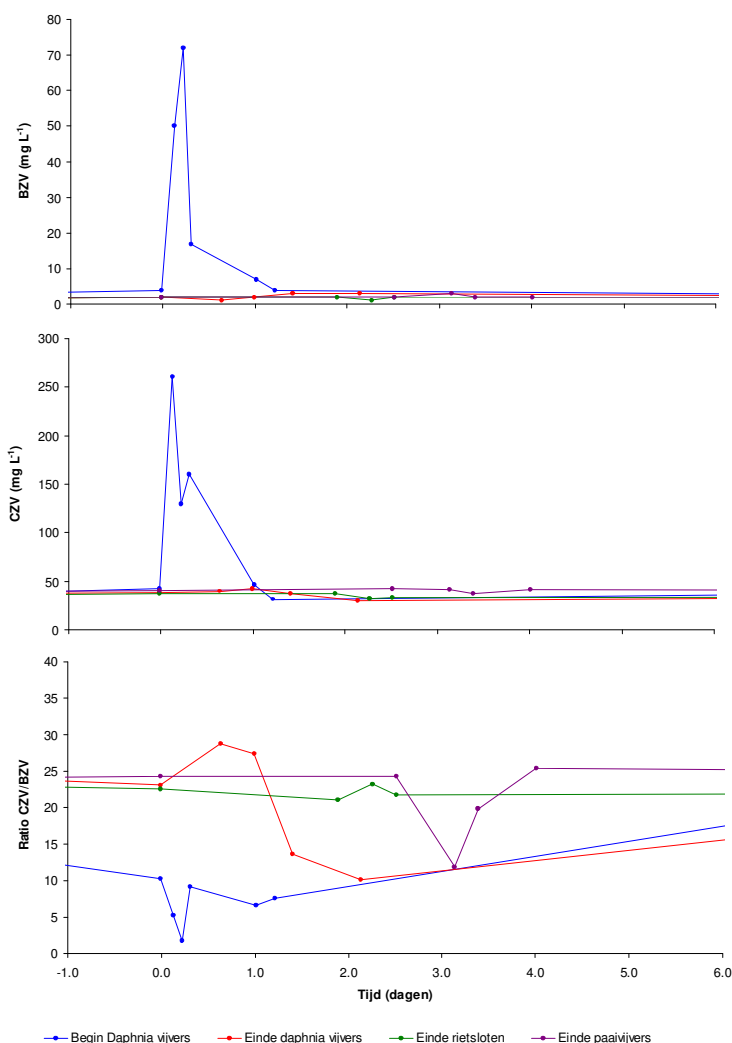


Geconcludeerd mag waarschijnlijk worden dat de afname van P, N en koolstof sterk gerelateerd is aan de afname van het zwevend stof in de Daphnia vijvers.

2.2.4 ZUURSTOF VERBRUIK

Door het toedienen van de piekbelasting zwevend stof werd het biologisch zuurstofverbruik (BZV) aan het begin van de Daphnia vijvers sterk verhoogd en ging van 5 naar 72 mg L⁻¹ (fig.3.7). Aan het einde van de Daphnia vijvers is dit gedaald naar rond de 7 mg L⁻¹, ongeveer de basis c.q. achtergrondbelasting. Aan het einde van de rietsloten en aan het einde van de paaivijvers lag het BZV rond de 2 mg L⁻¹ en ook daar was geen verhoging waar te nemen. Bij het chemisch zuurstofverbruik (CZV) is hetzelfde patroon waargenomen en werd het CZV verhoogd van rond de 40 naar 260 mg L⁻¹. Op alle andere locaties was het CZV rond de 40 mg L⁻¹ en waren er geen verhogingen te zien. De ratio tussen het CZV en BZV laat zien dat aan het begin van de Daphnia vijvers de ratio lager ligt dan op de andere drie locaties. De ratio werd door de piekbelasting aan het begin van de Daphnia vijver lager, dit wijst erop dat de BZV door de piekbelasting relatief meer verhoogd werd dan de CZV. Aan het einde van de Daphnia lijkt te omgekeerde te gebeuren en gaat de ratio tussen CZV en BZV licht omhoog. Aan het einde van de rietsloten is hetzelfde patroon te zien als aan het einde van de Daphnia vijvers, maar in veel lichtere mate. Aan het einde van de paaivijver is weer een sterke verlaging van de ratio waargenomen, maar dit kan mogelijk ook veroorzaakt worden door de invloeden van de Kromme Grou. Al met al een zeer sterke buffering van BZV en CZV in de Daphnia vijvers (85-90%).

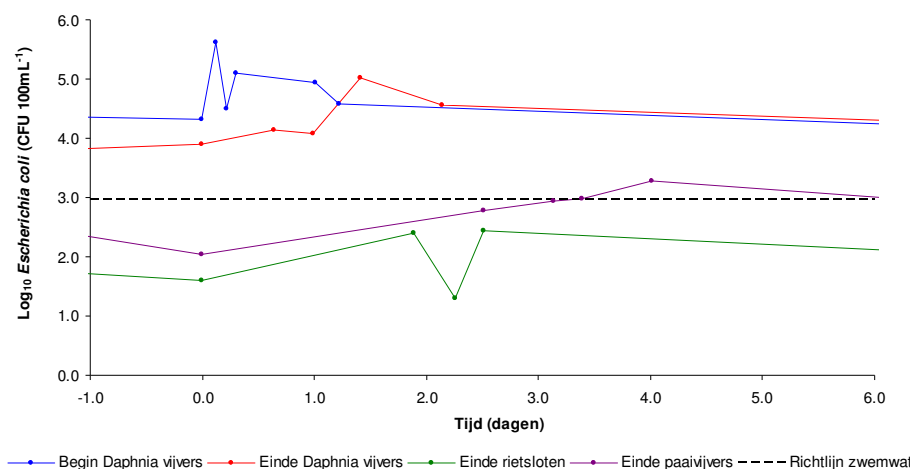
FIGUUR 2.7 HET BIOLOGISCHE ZUURSTOFVERBRUIK IN MG L⁻¹ (BOVEN), CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK IN MG L⁻¹ (MIDDEN) EN DE RATIO TUSSEN BZV EN CZV (ONDER) GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



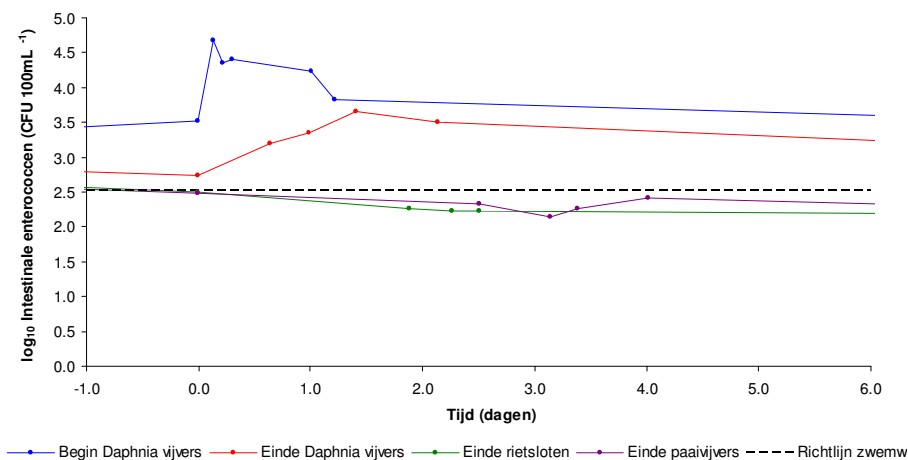
2.2.5 PATHOGENEN

Tijdens dit experiment is ook de hygiënische kwaliteit van het water gemeten op de verschillende meetpunten. Gekozen is om te kijken naar *E. coli* (fig.2.8) en intestinale enterococci (fig.2.9) omdat dit de twee indicatie organismen zijn om zwembadwater te kwalificeren. *E. coli* werd voor 75,6% verwijderd in de Daphnia vijvers en aan het einde van de rietsloten was de piek met 99,9% afgenomen ten opzichte van de maximale piek hoogte aan het begin van de Daphnia vijvers. Hiermee bleek de *E. coli* concentratie onder de zwembadrichtlijn van acceptabele waterkwaliteit te liggen. Bij intestinale enterococci is de afname in concentratie tijdens het verblijf in de Daphnia vijvers nog groter en is afgenomen met 90,6% ten opzichte van de maximale piek hoogte aan het begin van de Daphnia vijvers. Aan het einde van de rietsloten ligt de concentratie van intestinale enterococci rond de zwembadrichtlijn en is afgenomen tot 99,6%.

FIGUUR 2.8 LOG *E. COLI* CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOEING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELLIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTABELE KWALITEIT WEER



FIGUUR 2.9 LOG INTESTINALE ENTEROCOCCEN CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOEING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELLIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTABELE KWALITEIT WEER



Die piekbelasting met pathogenen wordt dus aardig goed gebufferd en ook de netto reductie van pathogenen in de periode voor en na de piekbelasting is zo'n log2 eenheden. Mogelijk is de andere samenstelling van enterococci t.o.v. *E.Coli* van belang voor de afname in de Daphnia vijvers. In het algemeen neemt de afname van pathogenen in de Daphnia vijvers af door natuurlijke sterfte, door sedimentatie, door biologische filtratie (door bv Daphnia) en door sterfte door UV straling. Of deze processen anders zijn bij de onderzochte pathogenen is niet onderzocht.

Tijdens het experiment is waargenomen dat zich op verschillende locaties in de Aqualân systeem watervogels bevinden op de tijdstippen dat er weinig activiteiten op het RWZI plaats vinden. Het gaat voornamelijk over de nabezinktank, de Daphnia vijvers en in mindere mate de paaivijver. Het ging om enkele groepen van 5-10 individuen (Daphnia vijvers en nabezinktank) meeuwen en eenden. Omdat de reguliere bepaling van veel pathogenen zoals *E. Coli* (uitplaten) geen onderscheid maakt tussen afkomst van mens of dier, is de aanwezigheid van watervogels een mogelijke bron van externe toevoegen van pathogenen. Dit proces kan de metingen van sommige pathogenen hebben verstoord. In het KRW Innovatieproject Moeraszuiver afvalwater wordt met behulp van DNA onderzocht of dit onderscheid gemaakt kan worden.

2.3 CONCLUSIES

De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- 1 de dosering van een piekmissie van zwevend stof overeenkomstig veelvoorkomende slibuitspoelingen op RWZI's is succesvol uitgevoerd.
- 2 de monitoring van deze proef is goed verlopen. Online monitoring van zwevend stof met NTU meters werkt (nog) niet goed. Er dient goede kalibratie van de apparatuur plaats te vinden zodat de gemeten waarden betrouwbaar zijn (bv evt. twijfels aan de heel lage gemeten zuurstofgehalten).
- 3 de slibuitspoelingsproef is uitgevoerd op basis van een continu, gelijkblijvend debiet maar met een sterk verhoogde concentratie zwevend stof. Dit benadert het beste de situatie in veel Waterharmonica systemen die een continue hydraulische belasting hebben. Hoe de systemen reageren op een hydraulische piekbelasting is niet onderzocht maar zeer interessant voor nader onderzoek. Dan kunnen de Waterharmonica systemen mogelijk ook hydraulische pieken afvlakken.
- 4 de pieklozing van zwevend stof heeft relatief weinig invloed op de algemene parameters pH, tem, EGV. Wel wordt het zuurstofgehalte direct vanaf het lozingspunt erg laag. Niet goed vast is komen te staan of dit één op één aan de piekdosering kan worden gekoppeld.
- 5 een heel groot deel van de piekbuffering van zwevend stof uitspoeling vindt plaats in water-vlooienvijver. De gehalten nemen van een maximum van ca 230 mg/l aan het begin van de Daphnia vijvers af tot maximaal 10 mg/l aan het einde van de Daphnia-vijvers. Het systeem buffer dus zeer goed piekbelasting (ca 95% reductie). In de rietsloten neemt het gehalte zwevend stof nog iets verder af (tot ca. 4 mg/l) om na de rietsloten weer iets toe te nemen (tot maximaal 25 mg/l). Dit kan een conversie zijn naar "ander, meer biologisch" zwevend stof, maar kan tevens sterk zijn beïnvloedt door de uitwisseling met de Kromme Grou. Het lijkt verder dat in de Daphnia vijvers met name de organische fractie in het zwevend stof sterk afneemt. Deze sedimenteert mogelijk meer dan de anorganische fractie of ondergaat een biologische transformatie.

- 6 ook de nutriëntenconcentraties nemen sterk af in de Daphnia-vijvers (60% voor N en 90% voor P van de maximale waarden tijdens de piekbelasting). Na de rietsloten zijn deze reducties opgelopen tot respectievelijk 70 en 95 %. Dit kan mogelijk één op één worden gekoppeld aan de sterke reductie van het zwevend stof in de Daphnia vijvers.
- 7 het BZV en CZV volgt eveneens dit patroon. Zo'n 85 to 90% van resp. CZV n BZV van de piekbelasting wordt achtergehouden in de Daphnia vijvers.
- 8 met betrekking tot de pathogenen wordt ook een aanzienlijk deel van de piekbelasting in de Daphnia-vijvers verwijderd (75% E.Coli en 90% intestinale enterococci). Na de rietsloten is dit voor beide indicatoren meer dan 99,5 %. Dus zowel onder en normale belasting als bij dit soort slibuitspoelingen kan een log2 verwijdering van pathogenen worden bereikt.
- 9 de rietsloten laten daarbij duidelijk aanvullende processen zien dan die optreden in de Daphnia vijvers, zoals de extra N-totaal verwijdering (wrs. via denitrificatie). Ook met betrekking tot de pathogenen vormen de rietsloten nog een sterke verbetering. De paaivijver is weinig onderscheidend met de Kromme Grou en lijkt niet veel meer reductie van de onderzochte parameters op te leveren. Wel is door de openheid van dit systeem mogelijk de biologische diversiteit aanzienlijk hoger dan in de Daphnia-vijvers. Dit maakte geen onderdeel uit van onderhavig onderzoek maar is reeds vaak aangetoond.

Uit deze eerste proef zijn tevens een aantal conclusies getrokken die invloed hebben op de 2e meetronden:

- 1 Onderzoek 2 uitvoeren met dezelfde hydraulische belasting en lozing van zwevend stof via de pompen. Dat heeft goed gefunctioneerd. In de tweede meetronde kan meer specifiek worden ingezoomd en kunnen andere technieken worden toegepast. Dan moet voor de vergelijkbaarheid niet ook nog de hydraulische belasting wijzigen.
- 2 De monitoring kan zich richten op de Daphnia-vijvers en de rietsloten en niet meer op de paaivijvers. In die twee compartimenten gebeurt namelijk het meeste in de "bufferende" zin. Of hierin ook de conversie van actief slib naar biologisch zwevend stof plaatsvindt tijdens een piek is nog niet bekend.
- 3 Focus in monitoring op 2 onderdelen:
 - monitoring van het zwevend stof in de water fase,
 - monitoring van het bezonken zwevend stof tijdens de piekbelasting,
- 4 Bepaalde parameters kunnen vervallen (bv. Chlorophyl-a).

3

TWEEDE EXPERIMENT AUGUSTUS 2010

3.1 EXPERIMENTELE OPZET

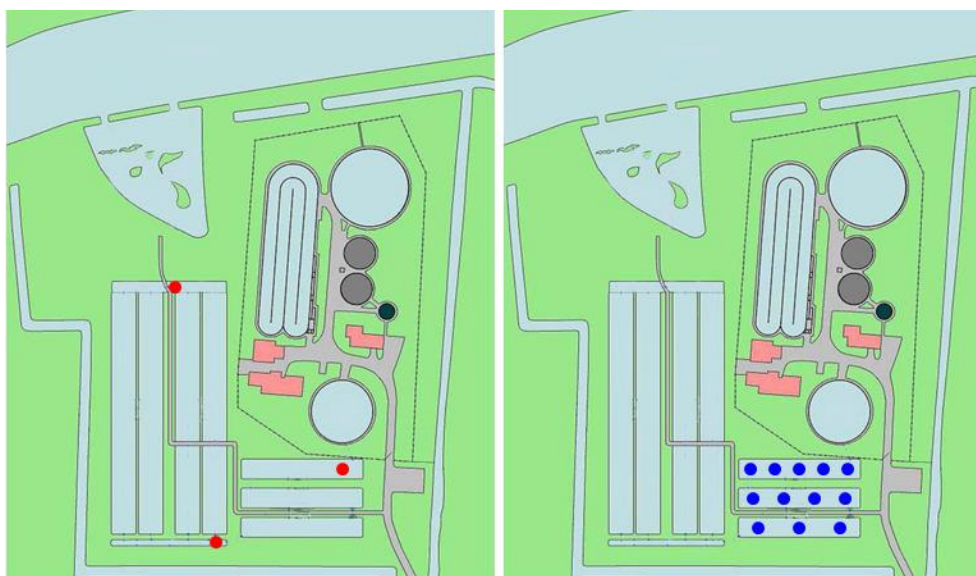
3.1.1 MEETPUNTEN EN PARAMETERS

Uit de eerste meetronde naar de werking van dit Waterharmonicasysteem bij een piekbelasting van zwevend stof, is gebleken dat de meeste effecten optreden in de watervlooienvijvers en in de rietsloten. Het is wenselijk juist in die twee compartimenten nader onderzoek te doen in een tweede veldonderzoek.

Het onderzoek in deze tweede meetronde is uitgevoerd tussen 24 augustus 2010 en 30 augustus 2010.

Voor het onderzoek zijn verschillende meetpunten geselecteerd (fig. 3.1). De hoofd-meetpunten zijn bedoeld om de veranderingen in de zwevend stof, pathogenen en nutriënten te monitoren in de twee eerste compartimenten. Hierbij worden naast de al in de eerste meetronde gebruikte meetmethoden enkele nieuwe toegepast. Daarnaast is het wenselijk meer inzicht te krijgen in de sedimentatie van zwevend stof in vooral de watervlooienvijvers. Op zgn. sediment-meetpunten worden sediment vallen geplaatst, waardoor een bepaling kan worden gedaan naar de hoeveelheid zwevend stof die op verschillende stukken van de Daphnia vijvers sedimenteert en wat voor een type sediment dit is.

FIGUUR 3.1 LOCATIE VAN DE MEETPUNTEN VOOR HET 2DE SLIBUITSPOELINGSONDERZOEK, WAARBIJ ER DRIE HOOFD-MEETPUNTEN ZIJN (LINKS) EN 12 SEDIMENT-MEETPUNTEN (RECHTS)



3.1.2 HOOFDMEETPUNTEN

Op de hoofdmeetpunten wordt er vooral gekeken naar de effecten op de verschillende compartimenten van het Aqualân systeem (Daphnia vijvers en rietsloten). Om dit te kunnen doen zijn er een aantal parameters op deze locatie continue gemeten. Daarnaast zijn er op deze locaties verschillende bepalingen verricht om het water verder te karakteriseren. Deze metingen zijn per locatie 6 keer uitgevoerd. De eerste meting vonden voorafgaande aan de sliblozing plaats als referentie/achtergrond meting en konden voor alle locaties gelijktijdig genomen worden. Vier metingen werden per locatie genomen tijdens het passeren van de slibuitspoelingspiek. Doordat deze piek op de verschillende locaties op andere tijdstippen passeerde liepen deze metingen uit fase en de exacte tijdstippen zijn per locatie ter plekke vastgesteld. De laatste meting vond plaats nadat de piek uit het gehele systeem verdwenen was en dient tevens als referentie/achtergrond meting.

Een aantal bepalingen werden uitgevoerd door het Wetterskip, andere bepalingen door de UvA. Gedurende het tweede experiment zijn dezelfde waterparameters gemeten met uitzondering van Chlorofyl-a (zie paragraaf 1.5).

3.1.3 SEDIMENTMEETPUNTEN

Op deze punten werden sedimentatievallen geplaatst die sedimenterend slib hebben opvangen. Hierdoor kon er een schatting worden gemaakt van de hoeveelheid slib die tijdens het slibuitspoelingsexperiment sedimenterde, in relatie tot de aanvoer en de afvoer naar de rietsloten (balans, in, uit). Op elk van deze sediment-meetpunten werden vier sediment vallen geplaatst die gedurende het experiment één voor één werden bemonsterd (vier verschillende tijdstippen). Het opgevangen slib werd gemengd met de waterinhoud van de sedimentval en van dit water/slib mengsel werden verschillende bepalingen gedaan. Een aantal bepalingen werden uitgevoerd door het Wetterskip Fryslân, andere bepalingen door de UvA. Gedurende het tweede experiment zijn de volgende parameters in de sedimentvallen gemeten:

- Koolstof
 - Totaal koolstof
 - Totaal anorganisch koolstof
 - Totaal organisch koolstof
 - Opgelost anorganisch koolstof
 - Opgelost organisch koolstof
- Zwevend stof
 - Troebelheid (monsters)
 - Zwevend stof gehalte
- Pathogenen
 - E. Coli*

3.2 RESULTATEN

Net als bij de beschrijving van de eerste meetronde, zijn in onderliggende paragraaf alleen de voornaamste parameters beschreven. De detail grafieken en tabellen van alle meetgegevens zijn opgenomen in bijlage II.

3.2.1 BASIS FYSISCH-CHEMISCHE METINGEN

De gemiddelde temperatuur in het Aqualân systeem was tijdens het experiment $17,1 \pm 1,4$ °C. De zuurgraad was redelijk constant met een gemiddelde waarde van $7,1 \pm 0,2$. De opgeloste zuurstof verschilde per locatie waarbij aan het begin van de Daphnia en aan het einde

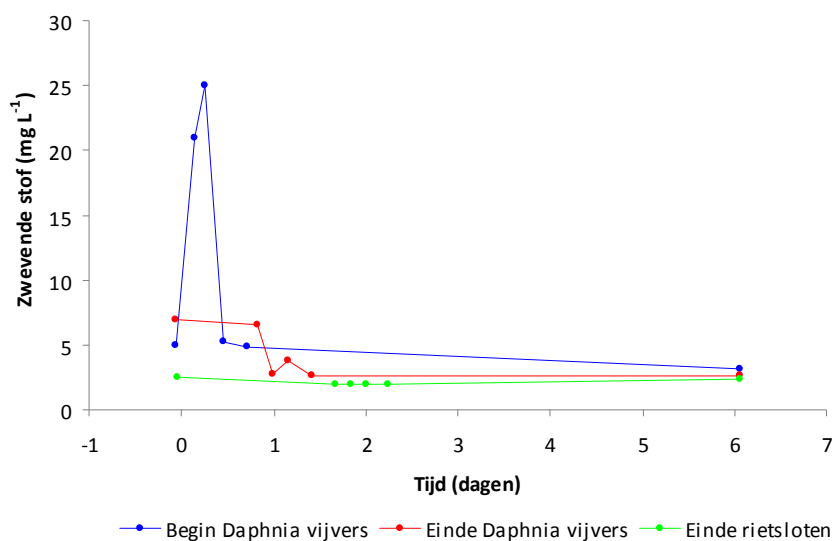
van de rietsloten vijver de gemiddelden erg laag waren, respectievelijk $1,2 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$ en $1,1 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$. Aan het einde van de Daphnia vijvers lag het gemiddelde opgeloste zuurstof op $3,9 \text{ mg L}^{-1}$ met een hoge variatie van $2,1 \text{ mg L}^{-1}$. Ook is er een sterk dag en nacht ritme waargenomen op deze locatie (bijlage II; fig. B48) dit wijst erop dat aan het einde van de Daphnia vijvers het opgeloste zuurstof gehalte sterk beïnvloed wordt door de aanwezige zuurstof producerende organismen. De conductiviteit was aan het begin van de Daphnia vijvers gemiddeld $502,5 \pm 112,6 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$, aan het einde van de Daphnia vijvers was het gemiddelde $603,6 \pm 189,2 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$. Aan het einde van de rietsloten was de gemiddelde conductiviteit verder gestegen naar $749,2 \pm 208,5 \text{ S cm}^{-1}$. De conductiviteit nam gedurende het experiment op alle locaties geleidelijk af en lag onder de gemiddelde conductiviteit van $700 - 1.100 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ dat normaal aan het begin van de Daphnia vijvers gemeten wordt (data niet weergegeven).

3.2.2 ZWEVEND STOF

IN WATER OP BASIS VAN GEWICHT

De zwevend stof gehalten zijn op 2 manieren gemeten: continue metingen van de troebelheid (NTU) zijn verricht op alle drie de hoofd-meetpunten en daarnaast is op enkele momenten het zwevend stof gehalte (mg L^{-1}) en de troebelheid (NTU) bepaald met een tafelinstrument. Aan het begin van de Daphnia vijver gaf de troebelheids bepalingen een verhoging van de troebelheid van 7,3 naar 22,1 NTU ten gevolge van de piekbelasting. De zwevend stof bepaling gaf een verhoging in de zelfde orde van grootte weer, van $5,0$ naar $25,0 \text{ mg L}^{-1}$ (fig. 3.2). Dit ligt aanzienlijk lager dan de beoogde verhoging tot ca 210 mg L^{-1} . Voor het genereren van deze 2^e piekbelasting is dezelfde methode gebruikt als die is gebruikt voor het eerste experiment. Om de gewenste verhoging aan zwevend stof te verkrijgen was een troebelheid van ca. 50 NTU tijdens de piekbelasting noodzakelijk. Tijdens het genereren van de piek is deze gemeten als $49,7 \pm 14,4 \text{ NTU}$. Toch wijzen de andere metingen op een aanzienlijk lagere belasting van het Waterharmonica in deze twee meetronde. Een afname van ca 75% van het zwevend stof (mg/l) tussen begin en einde Daphnia vijver is geregistreerd. Dit is aanzienlijk minder dan de ca 95% van de eerste proef hetgeen kan samenhangen met de lagere dosering (lager rendement bij lagere concentraties) of met de meetonnauwkeurigheid bij deze lagere dosering.

FIGUUR 3.2 DE ZWEVEND STOF GEHALTE IN MG L^{-1} GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOEING OP TIJDSTIP 0 GESTART

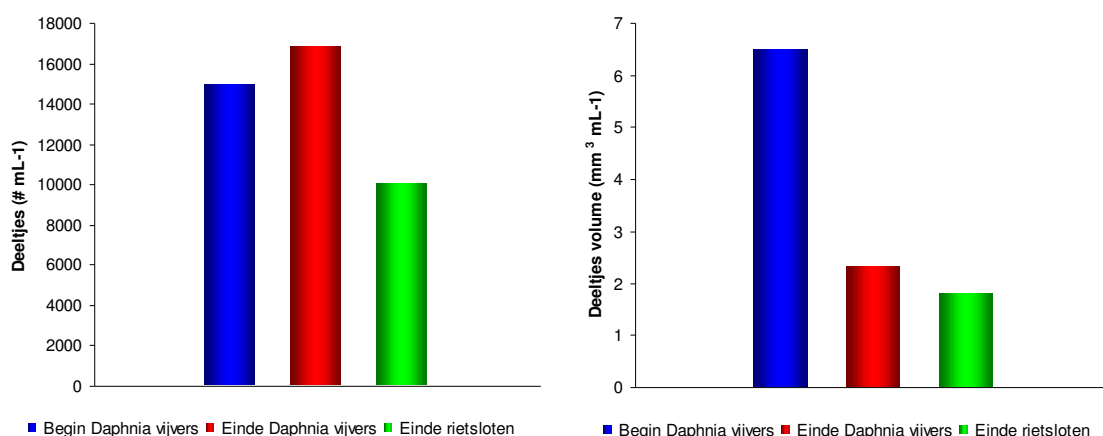


IN WATER OP BASIS VAN AANTAL EN VOLUME

Naast naar de hoeveelheid deeltjes (uitgedrukt in gewicht = mg/l) is in deze tweede proef expliciet gekeken naar de aantallen deeltjes. Daarbij is eerst een analyse gemaakt van de situatie vóór de piekbelasting en daarna is de methodiek toegepast tijdens de piekbelasting.

Vlak voor de piekbelasting zijn er dus metingen verricht om de normale waarden in het Aqualân systeem te bepalen. Hierbij is onder andere gekeken naar de hoeveelheid deeltjes (zwevend stof) tussen de 2,0 en 250 μm . Aan het begin van de Daphnia vijvers en aan het einde van de Daphnia vijvers was het aantal deeltjes vergelijkbaar met respectievelijk 15.000 en 17.000 deeltjes L-1 (fig.3.3; links). Het aantal deeltjes aan het einde van de rietsloten ligt lager met 10.000 deeltjes L-1. Met de aanname dat alle deeltjes bol vorming zijn kan de hoeveelheid deeltjes worden omgerekend naar volume. Na deze omrekening is te zien dat het volume van de deeltjes tussen het begin van de Daphnia vijver en het einde van de Daphnia vijvers sterk afneemt van 6,5 mm³ mL-1 aan het begin van de Daphnia vijvers naar 2,3 mm³ mL-1 (fig. 3.3; rechts). Aan het einde van de rietsloten is dit verder afgenomen tot 1,8 mm³ mL-1. Een duidelijke afname van de deeltjesgrootte dus in de loop van het Waterharmonica.

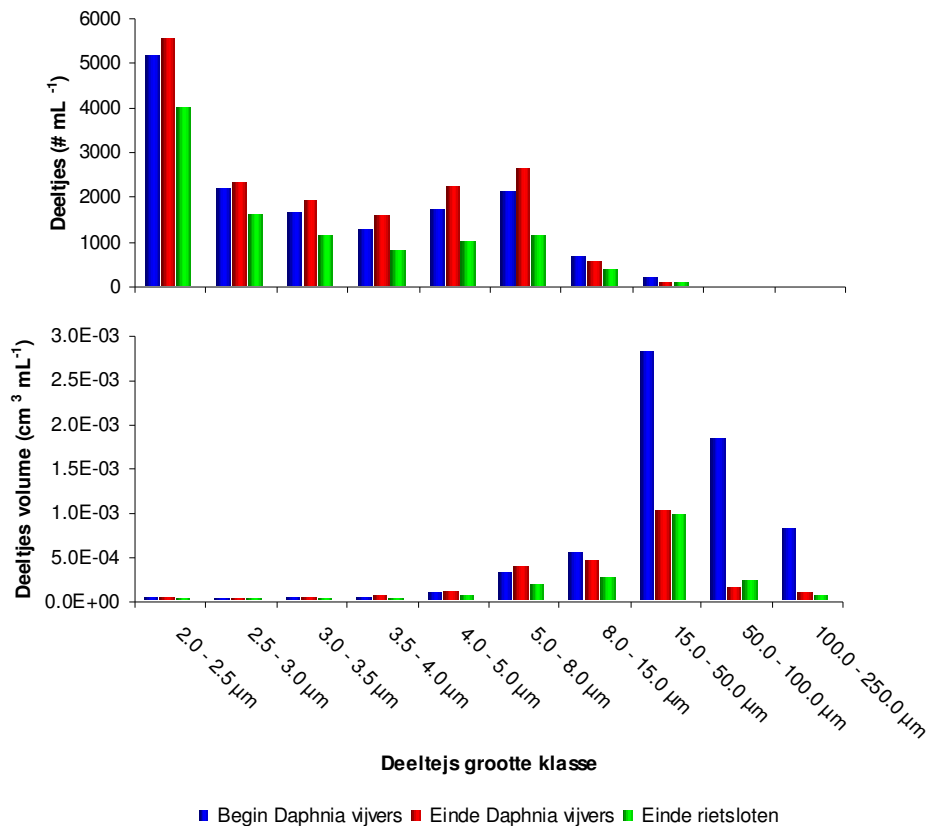
FIGUUR 3.3 DE HOEVEELHEID ZWEVEND STOF DEELTJES IN AANTAL ML-1 (LINKS) EN HET VOLUME AAN ZWEVEND STOF DEELTJES IN MM³ ML-1 (RECHTS) VOOR HET TOEDIENEN VAN DE PIEKBELASTING AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN)



Daarnaast laat de deeltjesgrootte verdeling zien dat de deeltjes tussen de 2,0 – 2,5 μm op alle meetpunten de hoogste concentratie hebben en de grote meerderheid van de deeltjes kleiner is dan 8,0 μm (fig.3.4; boven). Als je echter naar het aandeel van de verschillende deeltjes grootte klassen naar volume kijkt, dan zijn de deeltjes groter dan 15,0 μm van grote invloed met het grootste aandeel voor de deeltjes tussen de 15,0 – 50,0 μm (fig. 3.4; onder).

Onder de normale belasting van het Waterharmonica van Aqualân worden in de Daphnia vijvers de grotere deeltjes al snel verwijderd of omgezet in kleinere deeltjes. Juist die kleinere deeltjes worden veel gevonden in de rietsloten. Al zijn er veel minder grote deeltjes, door hun relatief grote volume bepalen ze wel het totaal beeld als wordt gekeken naar volume.

FIGUUR 3.4 DE HOEVEELHEID ZWEVEND STOF DEELTJES IN AANTAL mL^{-1} (BOVEN) EN HET VOLUME AAN ZWEVEND STOF DEELTJES $\text{INCM}^3 \text{mL}^{-1}$ ONDERVERDEELD IN VERSCHILLENDE GROOTTE KLASSEN (ONDER) VOOR HET TOEDIENEN VAN DE PIEKBELASTING AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN)



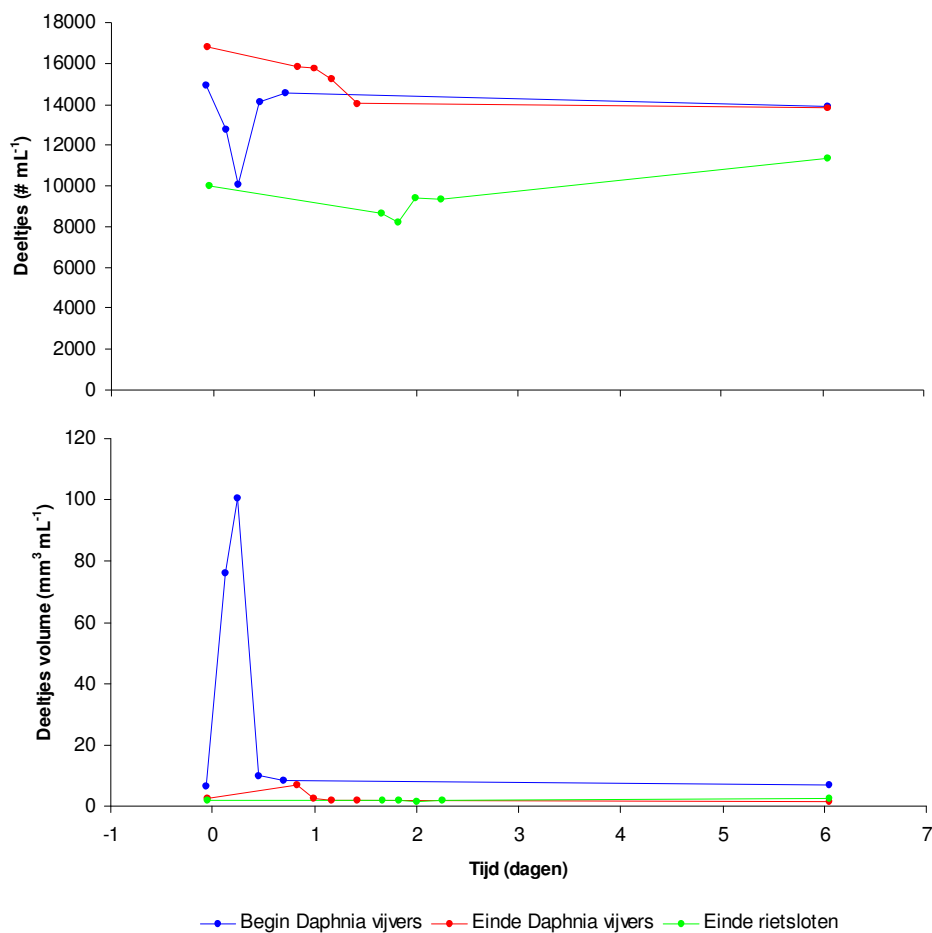
Veranderen deze verdelingen tijdens een piekbelasting? De totale hoeveelheid deeltjes nam aan het begin van de Daphnia vijver snel af als gevolg van de piekbelasting van 15.000 naar 10.000 deeltjes mL^{-1} , na de piekbelasting steeg het aantal deeltjes mL^{-1} weer terug naar 15.000 (fig. 3.5; boven). Het volume aan deeltjes nam echter sterk toe tot $100 \text{ mm}^3 \text{mL}^{-1}$, dit is 10% van de totale volume (mL) (fig.3.5; onder). Dit wijst erop dat er een groter aantal grote deeltjes aanwezig waren, maar gelijktijdig ook minder kleine deeltjes. Dit zou op mogelijke verhoging van flocculatie processen kunnen wijzen.

Het aantal deeltjes aan het einde van de Daphnia vijver is vergelijkbaar of zelfs iets hoger dan aan het begin van de Daphnia vijver, het volume aan deeltjes is echter een stuk lager. Dit wijst erop dat de grotere deeltjes gedurende het verblijf in de Daphnia vijvers verwijderden en er een hoger aantal aan kleinere deeltjes bijkomt. De verwijdering van grotere deeltjes zal waarschijnlijk voornamelijk gebeuren door sedimentatie, maar zouden ook tot kleinere deeltjes kunnen worden afgebroken en zo een bijdrage leveren aan het verhogen van de concentratie van kleinere deeltjes. De groei van kleine micro-organismen zoals fytoplankton en bacteriën zouden ook kunnen bijdragen aan de toename van kleinere deeltjes.

In de rietsloten lijkt het omgekeerde proces te gebeuren, aan het einde van de rietsloten is namelijk de concentratie aan deeltjes sterk afgenomen, maar is het volume aan deeltjes vergelijkbaar gebleven met het volume aan het einde van de Daphnia vijvers. Dit wijst op een verwijdering van kleinere deeltjes uit de waterfase en een lichte toename van grotere deeltjes. De verwijdering van kleinere deeltjes kan worden veroorzaakt begrazing van zooplankton, het

invangen van deeltjes door biofilm of sedimentatie. De toename aan grotere deeltjes kan een gevolg zijn van detritus vorming van de aanwezige macrofyten, het afbrokkelen van biofilm of flocculatie van kleinere deeltjes.

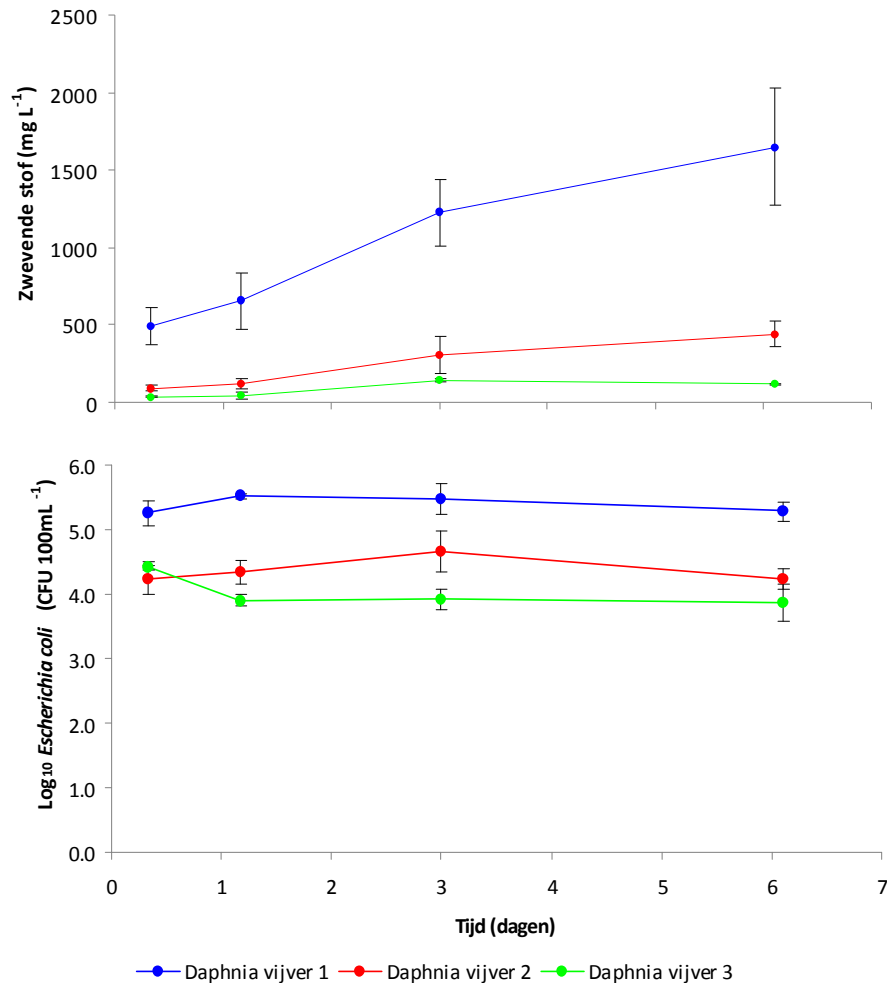
FIGUUR 3.5 DE HOEEVEELHEID ZWEVEND STOF DEELTJES IN AANTAL mL^{-1} (BOVEN) EN HET VOLUME AAN ZWEVEND STOF DEELTJES IN $\text{mm}^3 \text{mL}^{-1}$ (ONDER) GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLATEN (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



IN DE SEDIMENTATIEVALLEN

In de Daphnia vijvers zijn een aantal sedimentatievallen geplaatst om naar de hoeveelheid sedimentatie te kijken in de verschillende Daphnia vijvers. Gedurende het experiment is te zien dat er in de eerste Daphnia vijver een grotere hoeveelheid zwevend stof sedimenteert dan in de tweede vijver en de sedimentatie is in de derde Daphnia vijver nog minder (fig. 3.6; boven). De concentratie aan *E. Coli* neemt echter niet toe in de sedimentvallen en blijft gelijk aan de concentraties in de naburige oppervlaktewater (zie paragraaf 3.2.5).

FIGUUR 3.6 DE HOEEVEELHEID ZWEVEND STOF DEELTJES IN AANTAL L-1 (BOVEN) EN DE LOG E. COLI CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML-1 (ONDER) IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



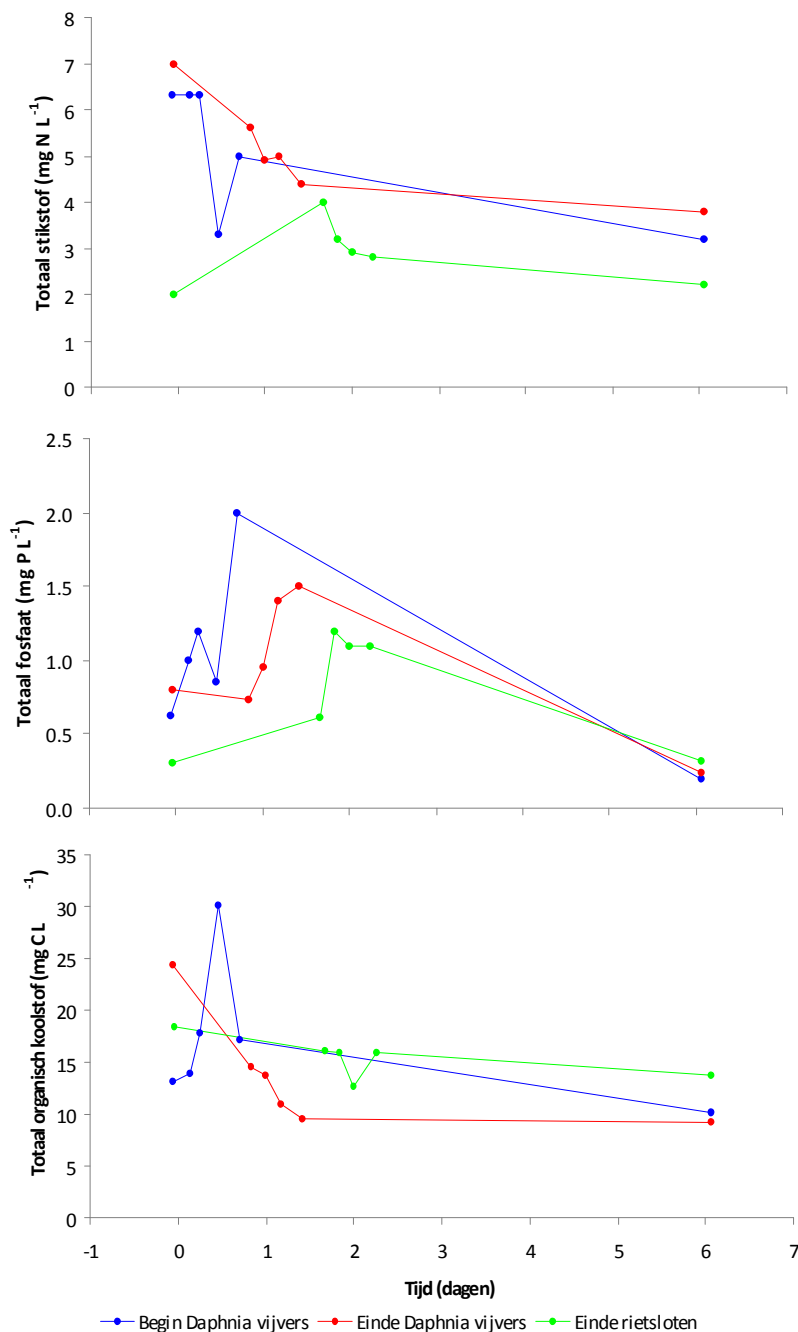
3.2.3 NUTRIËNTEN

Alle gemeten nutriënten, stikstof, fosfaat en organisch koolstof, geven onduidelijke figuren weer (fig. 3.7). De stikstof laat aan het begin van de Daphnia vijvers geen verhoging zien tijdens de piekbelasting en de waarden zijn vergelijkbaar met die aan het einde van de Daphnia vijvers, rond de 5 mg L⁻¹ (fig. 3.7; boven). Wel is te zien dat de totale stikstofconcentratie aan het einde van de rietsloten met een gemiddelde van 2,85 ± 0,7 mg L⁻¹ lager is dan op de voorgaande locaties. In de rietsloten wordt dus een gedeelte van het totaal stikstof verwijderd.

Het fosfaat geeft wel een verhoging weer op alle locaties, maar lijkt aan het begin van de Daphnia vijvers niet gelijk te lopen met de piekbelasting. Verder is te zien dat het totaal fosfaat lijkt af te nemen gedurende het verblijf in de Daphnia vijvers en de rietsloten (fig. 3.7; midden). Het totaal organisch koolstof (TOC) geeft een lichte verhoging aan het begin van de Daphnia vijvers ten gevolge van de piekbelasting van 13,2 naar 30,2 mg L⁻¹. Op de andere twee locaties lijken de TOC waarden vergelijkbaar met het begin van de Daphnia vijver (fig. 3.7; onder).

Het verwijderingsrendement van N, P en C is dus aanzienlijk lager dan bij de eerste proef, maar past wel bij de ook sterke verminderde afname van het zwevend stof in deze proef.

FIGUUR 3.7 HET TOTAAL STIKSTOF IN MG L⁻¹ (BOVEN), HET TOTAAL FOSFAAT IN MG L⁻¹ (MIDDEN) EN HET TOTAAL ORGANISCH KOOLSTOF IN MG L⁻¹ (ONDER) GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

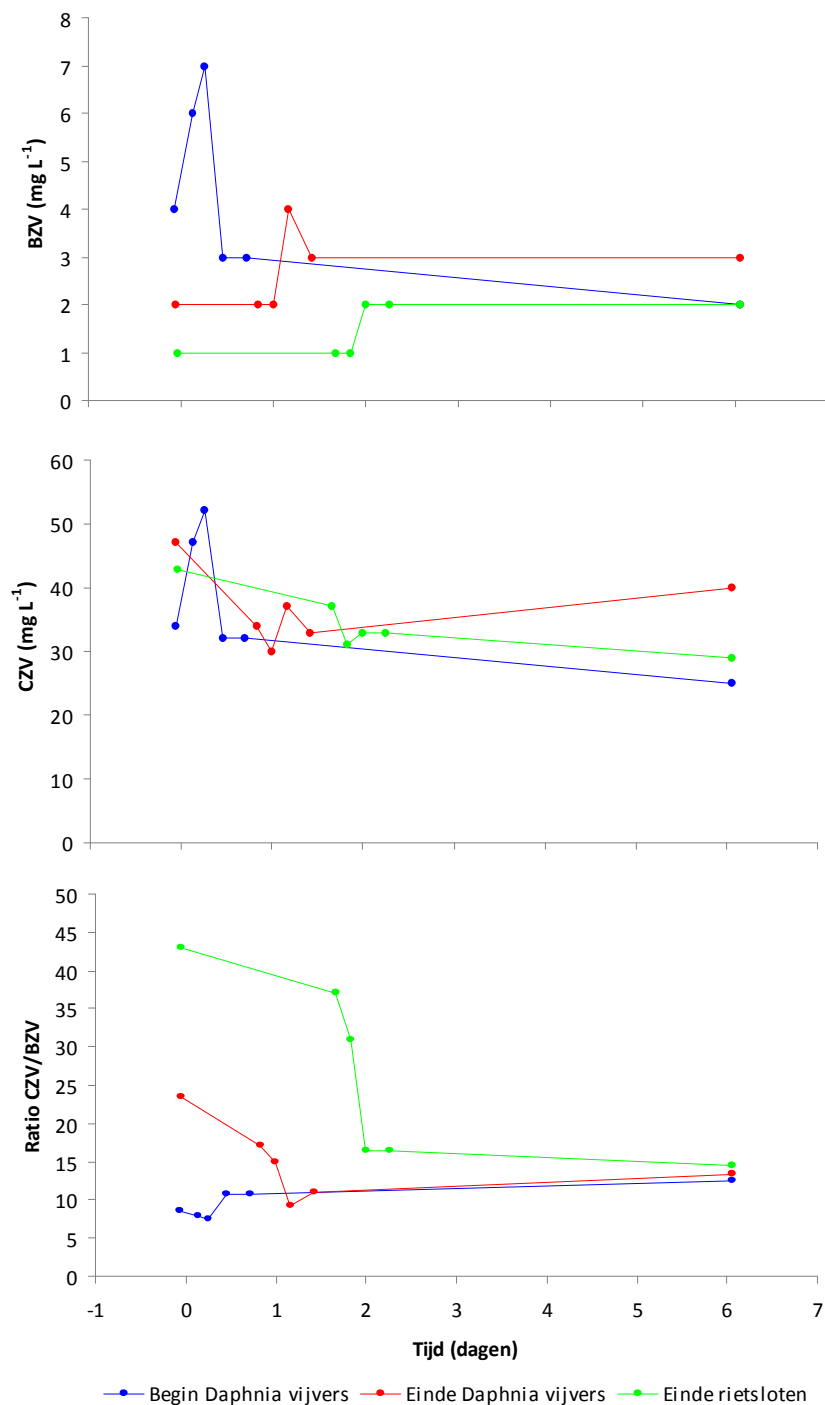


3.2.4 ZUURSTOFVERBRUIK

Het biochemisch zuurstofverbruik (BZV) neemt gedurende het verblijf in de Aqualân af van 3,5 mg L⁻¹ naar 1,5 mg L⁻¹ (fig.3.8; boven) bij normale continue belasting. Het BZV laat een lichte verhoging zien ten gevolge van de piekbelasting van 4,0 naar 7,0 mg L⁻¹ in het begin van de Daphnia vijver. Ook op de andere twee locaties lijkt er een kleine verhoging in BZV ten gevolge van de piekbelasting, maar dit is niet erg sterk. De afname in de Daphnia vijvers bedraagt zo'n 40% en na de rietsloten is de piekconcentratie met ca 70% verlaagd. Het chemisch zuurstofverbruik (CZV) geeft aan het begin van de Daphnia vijvers een verhoging weer ten gevolge van de piekbelasting, maar deze verhoging ligt binnen de variatie tussen de verschil-

lende locaties met een gemiddelde van $36,1 \pm 7,1 \text{ mg L}^{-1}$ (fig. 3.8; midden). De ratio tussen CZV en BZV neemt gedurende het verblijf in het Aqualân systeem toe. Dit is voornamelijk door de afname van de BZV, waarbij de CZV relatief stabiel blijft.

FIGUUR 3.8 HET BIOLOGISCHE ZUURSTOFVERBRUIK IN MG L^{-1} (BOVEN), CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK IN MG L^{-1} (MIDDEN) EN DE RATIO TUSSEN BZV EN CZV (ONDER) GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLATEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIWIJVER (PAARS). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



3.2.5 PATHOGENEN

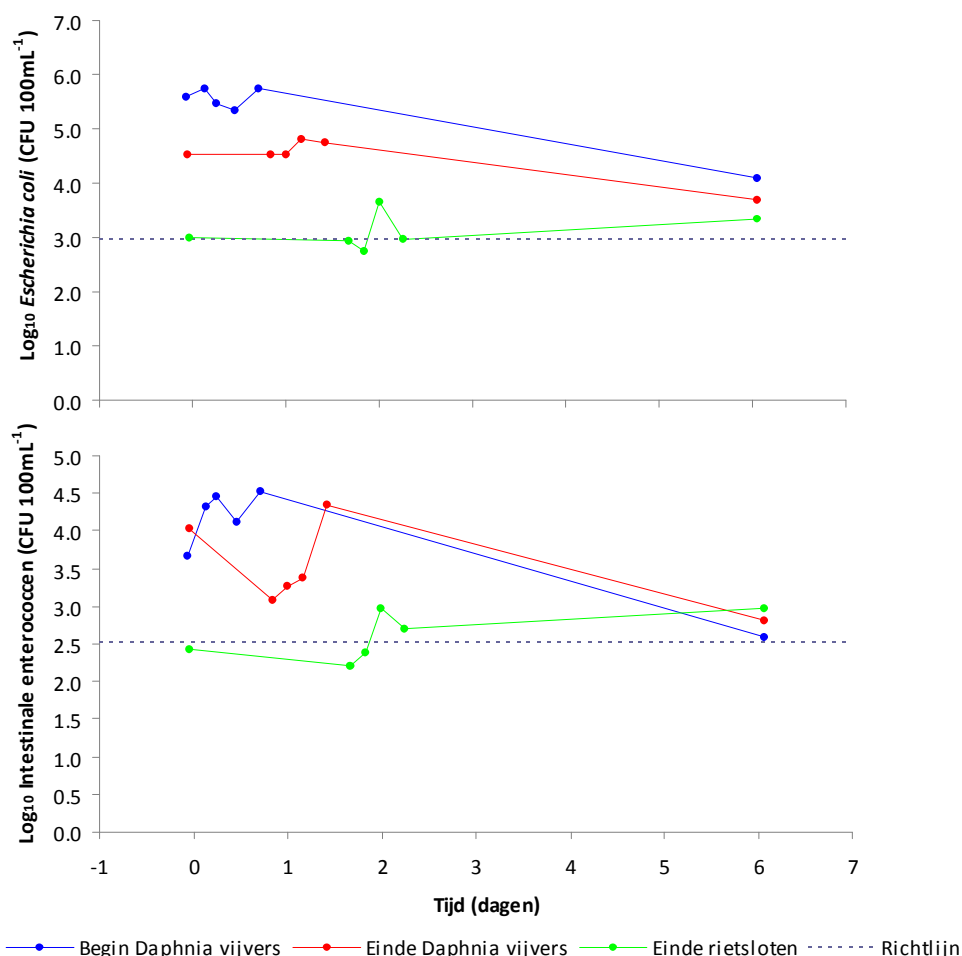
IN HET WATER

De $\log_{10}$ concentratie van *E. Coli* aan het begin van de Daphnia vijver lag gemiddeld op $5,3 \pm 0,6$ CFU 100mL⁻¹ en liet vrijwel geen verhoging door de piekbelasting zien (fig. 3.9; boven). Aan het einde van de Daphnia vijvers was de $\log_{10}$ concentratie aan *E. Coli* gezakt naar $4,4 \pm 0,4$ CFU 100mL⁻¹. Aan het einde van de rietsloten is de concentratie nog verder gedaald naar $3,1 \pm 0,3$ CFU 100mL⁻¹ en komt hierdoor dicht bij de zwemwater richtlijn voor aanvaardbare kwaliteit. De afname met ca 1 log eenheid in de Daphnia vijvers en ook ca 1 log eenheid in de rietsloten is overeenkomstig het functioneren onder basisconditie en ook de eerste meetronden werden deze resultaten bereikt.

De verwijdering van intestinale enterococcen lijkt in deze meetronde voornamelijk te gebeuren in de rietsloten, waarbij de concentratie gemiddeld $2,6 \pm 0,3$ CFU 100mL⁻¹ ook rond de zwemwater richtlijn voor aanvaardbare kwaliteit ligt tijdens een piekbelasting (fig. 3.9; onder). Aan het begin en aan het einde van de Daphnia vijvers is de $\log_{10}$ concentratie van intestinale enterococcen respectievelijk $3,9 \pm 0,7$ en $3,5 \pm 0,6$ CFU 100mL⁻¹, maar op beide locaties is er ook grote variatie waargenomen.

FIGUUR 3.9

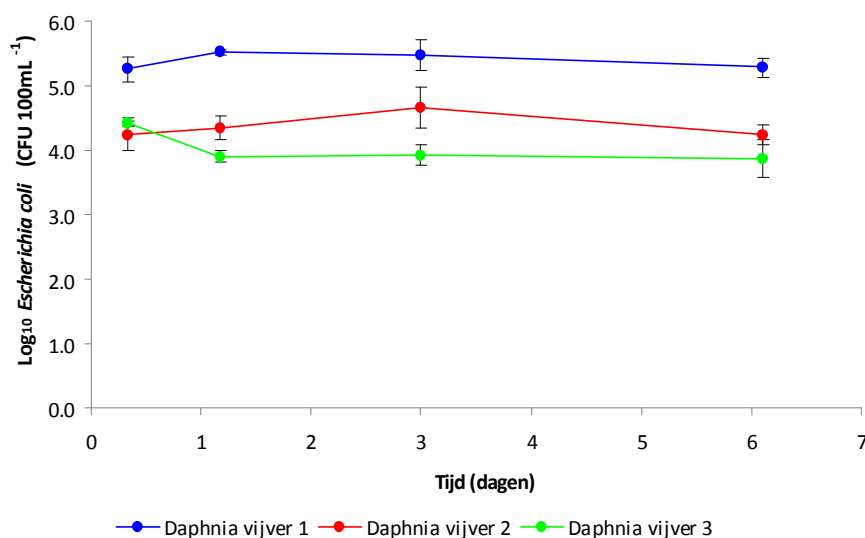
DE LOG *E. COLI* CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML⁻¹ (BOVEN) EN DE LOG INTESTINALE ENTROCOCEN CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML⁻¹ (ONDER) GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLOTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOEIING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTABELE KWALITEIT WEER



IN DE SEDIMENTATIEVALLEN

In de Daphnia vijvers zijn tevens een aantal sedimentatievallen geplaatst om naar de sedimentatie te kijken. In tegenstelling tot de toenames van de sedimentatie van zwevend stof in respectievelijk de eerste, de tweede en de derde vijver, neemt de concentratie aan *E. Coli* niet toe in de sedimentvallen. Deze blijft gelijk aan de concentraties in het omringende oppervlaktewater. Dit wijst erop dat *E. Coli* voornamelijk in kleine kolonies of losse cellen in het water aanwezig zijn en niet geassocieerd zijn met grotere sedimenterende deeltjes. Een tweede mogelijkheid is dat de afbraak aan *E. Coli* in de sedimentvallen met dezelfde snelheid gaat als de nieuwe aanvoer door sedimentatie. Tussen de verschillende vijvers is wel een afname aan *E. Coli* waargenomen. Deze afname lijkt door de gemeten concentraties in de sedimentatievallen niet te worden veroorzaakt door sedimentatie. Biofiltratie door zooplankton, UV desinfectie en natuurlijk sterfte zijn processen die deze afname in *E. Coli* concentratie kunnen hebben veroorzaakt.

FIGUUR 3.10 DE HOEEVEELHEID ZWEVEND STOF DEELTJES IN AANTAL L-1 (BOVEN) EN DE LOG *E. COLI* CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML-1 (ONDER) IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



3.3 CONCLUSIES

De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- 1 de dosering van een piekbelasting van zwevend stof is deze tweede meetronde niet goed verlopen. De concentraties zwevend stof waren ca 10x lager dan de beoogde zwevend stof verhoging. De methode van genereren was echter identiek aan de het 1st experiment. Ook de troebelheid en kleur van het water was hetzelfde als tijdens de eerste piekbelasting. Een duidelijke oorzaak voor het grote verschil in zwevend stof is niet duidelijk.
- 2 doordat de verhoging van het zwevend stof een factor 10 lager was dan bedoeld, zijn de resultaten betreffende de hoofdmeetpunten soms slecht te relateren aan een piekbelasting.
- 3 de pieklozing van zwevend stof heeft relatief weinig invloed op de algemene parameters pH, tem, EGV. Wel wordt het zuurstofgehalte direct vanaf het lozingspunt erg laag en na de Daphnia vijvers weer sterk verhoogd. De rietsloten verlagen het zuurstofgehalte weer. De conductiviteit stijgt licht gedurende het verblijf van effluent in het Aqualân systeem.
- 4 er is een afname van het zwevend stof (mg/l) tussen het begin en het einde van de Daphnia vijver geregistreerd, van ca 75%. Dit is aanzienlijk minder dan de ca 95% van de eerste proef hetgeen kan samenhangen met de lagere dosering (een lager rendement bij een lagere concentraties) of met de meeton nauwkeurigheid bij deze lagere dosering.
- 5 de concentratie van zwevend stof (mg/l) wordt voornamelijk bepaald door relatief kleine deeltjes. Het volume aan zwevend stof deeltjes wordt echter voornamelijk bepaald door relatief grote deeltjes.
- 6 verwijdering van zwevend stof deeltjes gebeurt hoofdzakelijk in de Daphnia vijvers. Dit kan worden geconcludeerd op basis van de metingen in het water. Uit de metingen in de slib/sedimentvallen kan worden geconcludeerd dat daarbij het grootste aandeel in de eerste vijver sedimenteert.
- 7 in de Daphnia vijvers verdwijnen met name de grote deeltjes door sedimentatie of afbraak tot kleinere deeltjes. Flocculatie wordt mogelijk gestimuleerd door een piekbelasting want de verhoging aan deeltjes concentraties verhoogt de kans op flocculatie. Er wordt ook een verhoging van relatief kleine deeltjes gemeten. Dit kan dus komen door afbraak van grotere deeltjes of door groei van micro-organismen.
- 8 in de rietsloten wordt een verlaging van het aantal deeltjes gemeten terwijl het volume gelijk blijft. Er wordt een verlaging van relatief kleine deeltjes gemeten (door biofiltratie, afbraak van grotere deeltjes, sedimentatie) en een verhoging van relatief grote deeltjes (door detritus vorming, groei van micro-organismen). Biofiltratie door zooplankton en biofilm lijkt het meest in het rietsloten te gebeuren.
- 9 er zijn geen drijfslagen ontstaan na de piekbelasting. Mogelijk hangt dit samen met de beperkte hoeveelheid geloosd zwevend stof.
- 10 het verwijderingsrendement van N, P en C is aanzienlijk lager dan bij de eerste proef, maar het past wel bij de sterk verminderde afname van het zwevend stof in deze proef. N-totaal wordt vrijwel niet in de Daphnia vijvers teruggehouden maar wel in de rietsloten (tot ca 50%). Ca 25% van de P-totaal piek wordt nog in de Daphnia vijvers tegen gehouden, tegen ca 40% na de rietsloten.
- 11 het verminderen van de BZV wordt voornamelijk in de rietsloten bewerkstelligd met in totaal zo'n 70%.
- 12 de pathogenen worden verwijderd tot nabij de zwemwaternorm met een verwijdering van ca 2 log eenheden tussen het begin van het Waterharmonica en het einde van de rietsloten. Dit is overeenkomstig vergelijkbare Waterharmonica systemen. Ook de lage concentraties pathogenen tijdens deze twee piekbelasting worden vrijwel geheel gebufferd tot een acceptabel waterkwaliteit. De verwijdering van pathogenen lijkt niet sterk veroorzaakt door

sedimentatie (blijkt uit de sedimentvallen) en de pathogenen lijken niet geassocieerd te zijn met grote aggregaten of kolonies.

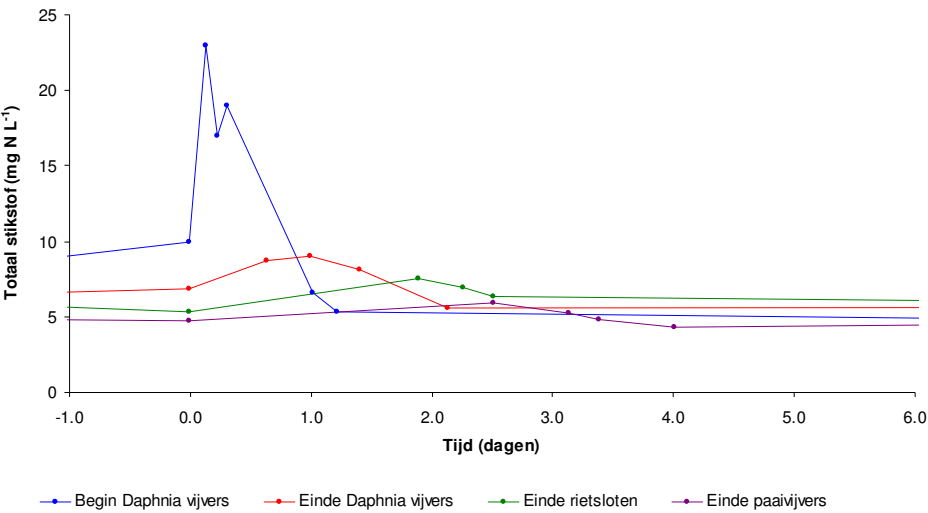
- 12 de twee proeven zijn uitgevoerd onder verschillende condities met onder andere een temperatuurverschil van ca 7 graden (10 graden in november 2009 en 17 graden in augustus 2010). Dit kan mogelijk invloed hebben op bijvoorbeeld reactiesnelheden. De resultaten van de tweede proef lijken echter onvoldoende nauwkeurig en van voldoende verschil om een gefundeerde relatie met temperatuur aan te nemen.
- 13 verder is tijdens de tweede meetronde in augustus 2010 de bijdrage van neerslag aan de balans aanzienlijk groter geweest dan bij de eerste proef, respectievelijk 12% en 6% van het debiet. Ook deze factor kan concentraties en processen hebben beïnvloed.

BIJLAGE 1

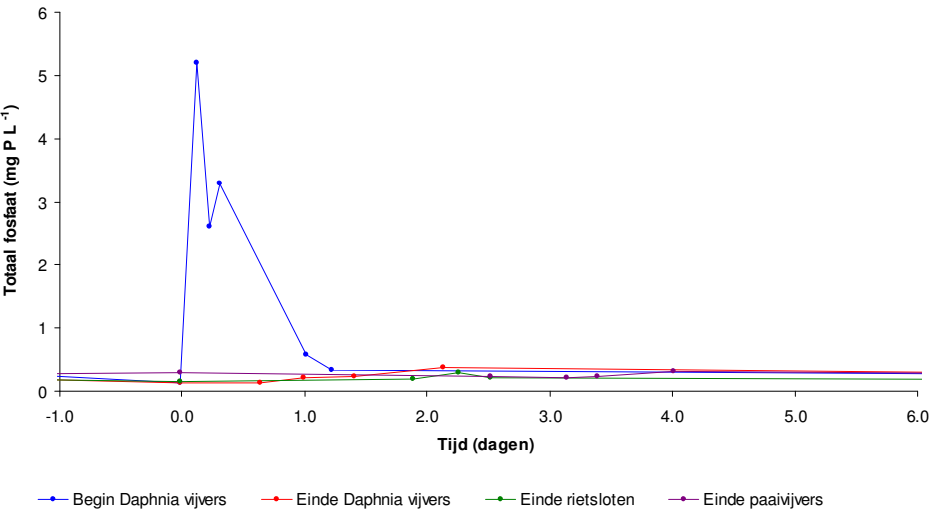
GRAFIEKEN 1^e MEETRONDE

NUTRIËNTEN

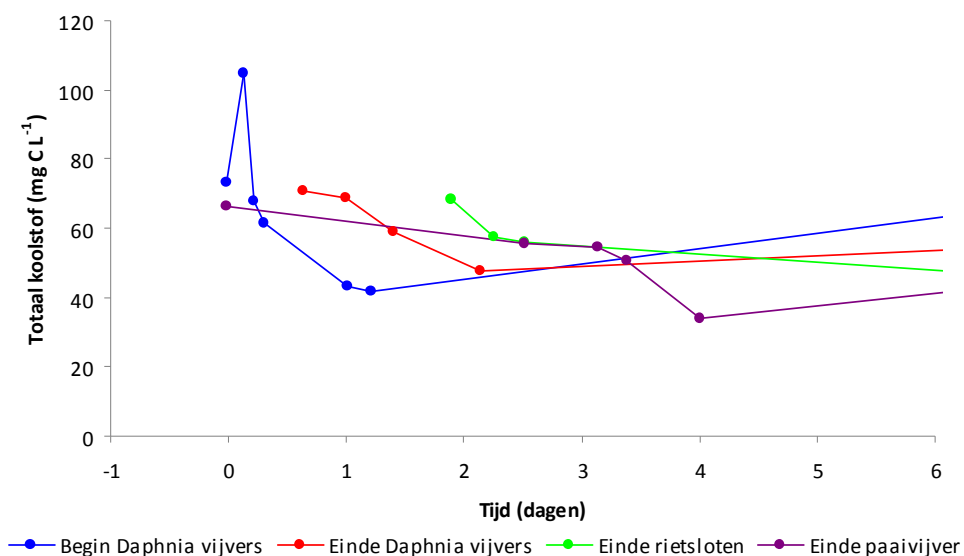
FIGUUR B1 HET TOTAAL STIKSTOF IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B2 HET TOTAAL FOSFAAT IN MG P L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

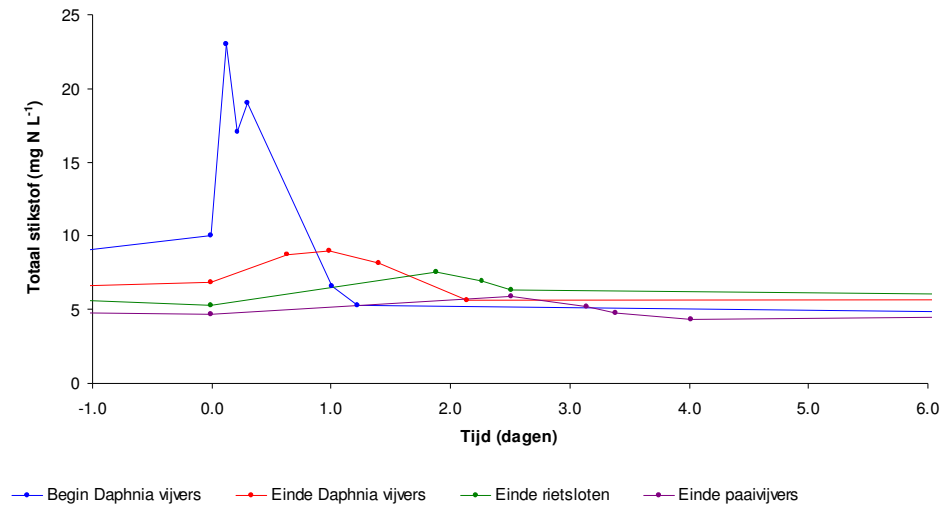


FIGUUR B3 HET TOTAAL KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

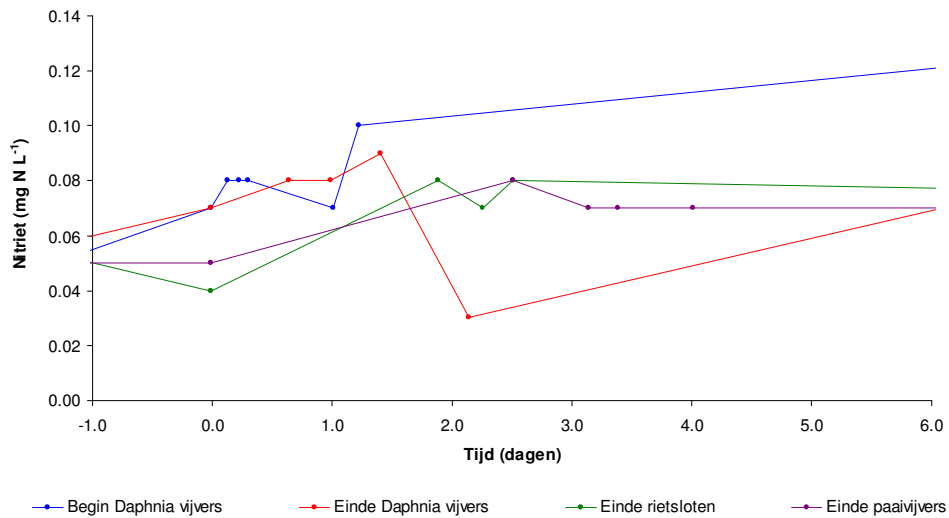


STIKSTOF

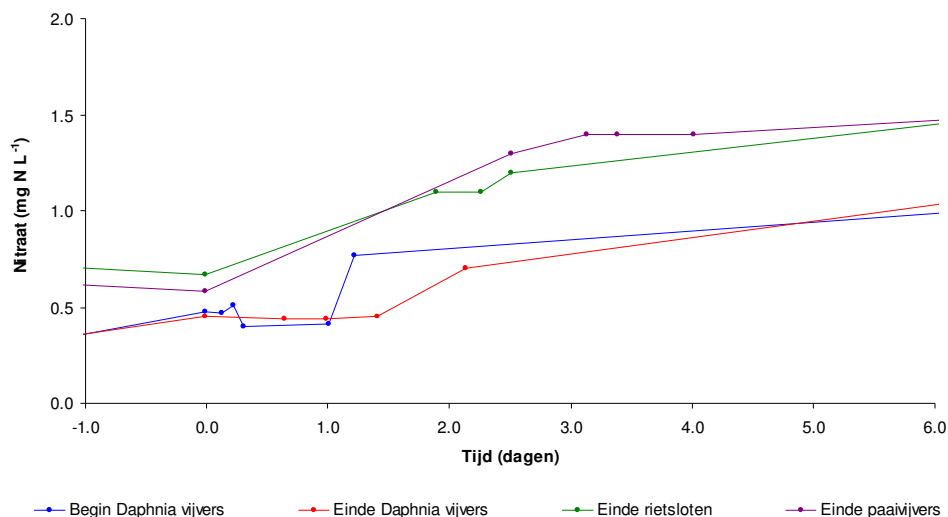
FIGUUR B4 HET TOTAAL STIKSTOF IN MG N L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



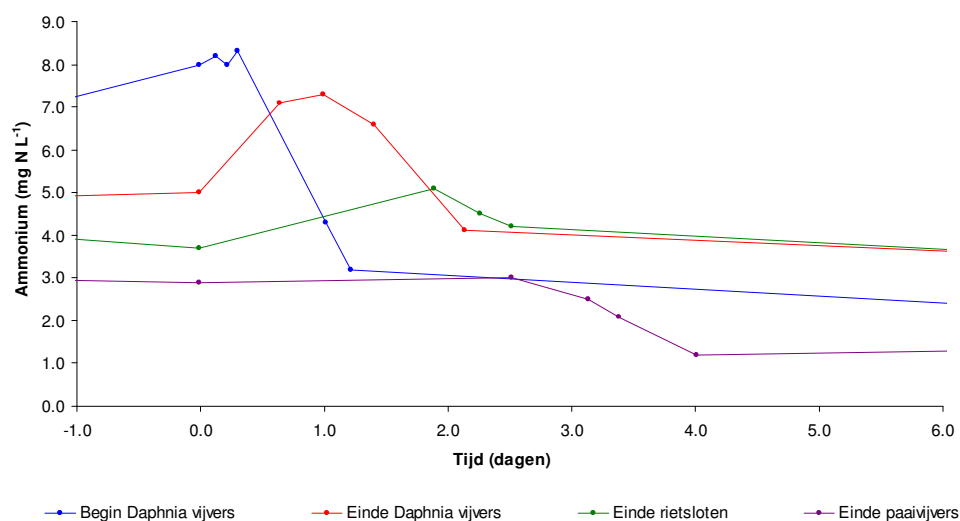
FIGUUR B5 HET NITRIET IN MG N L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B6 HET NITRAAT IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

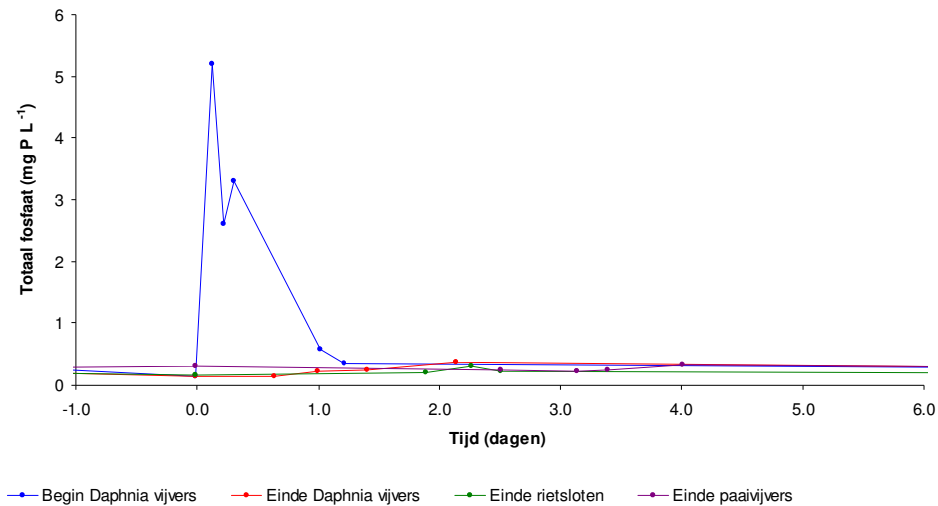


FIGUUR B7 HET AMMONIUM IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSCOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

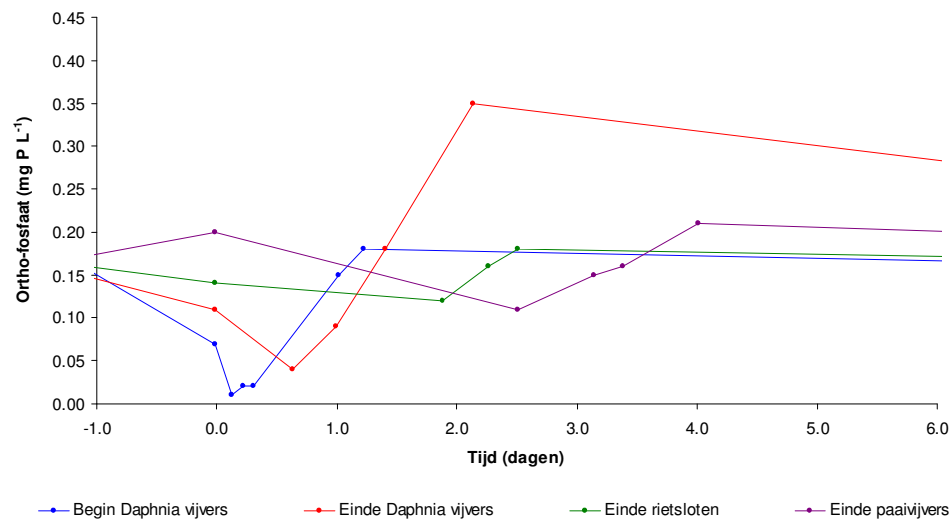


FOSFAAT

FIGUUR B8 HET TOTAAL FOSFAAT IN MG P L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIWIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

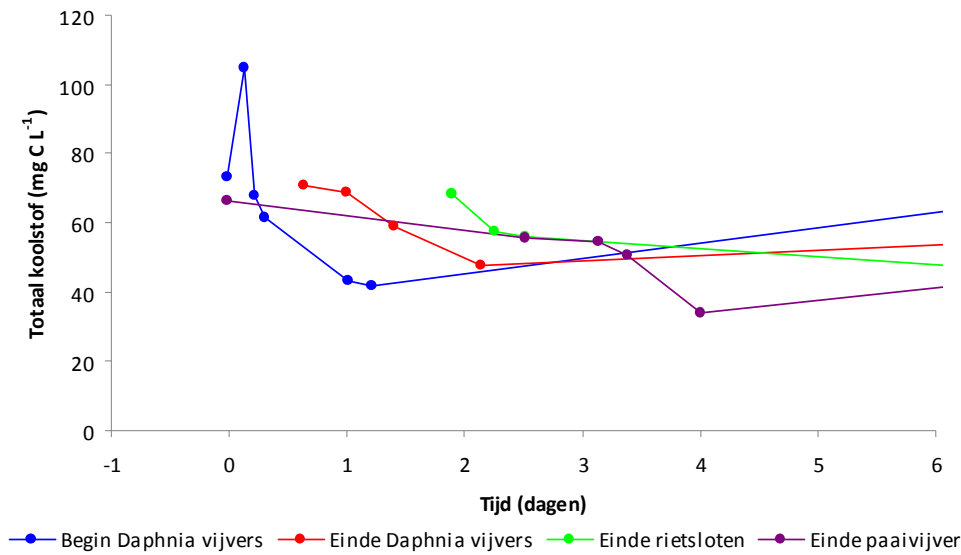


FIGUUR B9 HET ORTHO-FOSFAAT IN MG P L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIWIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

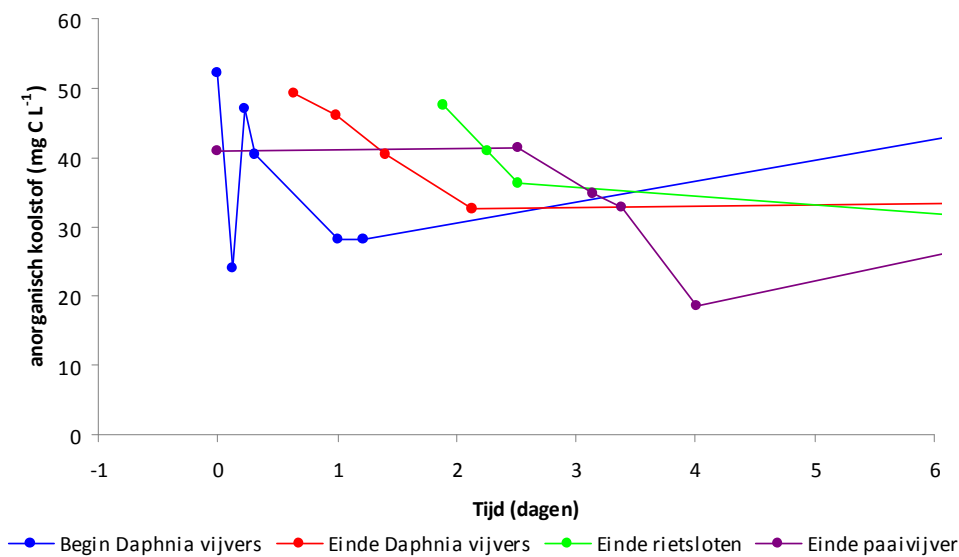


KOOLSTOF

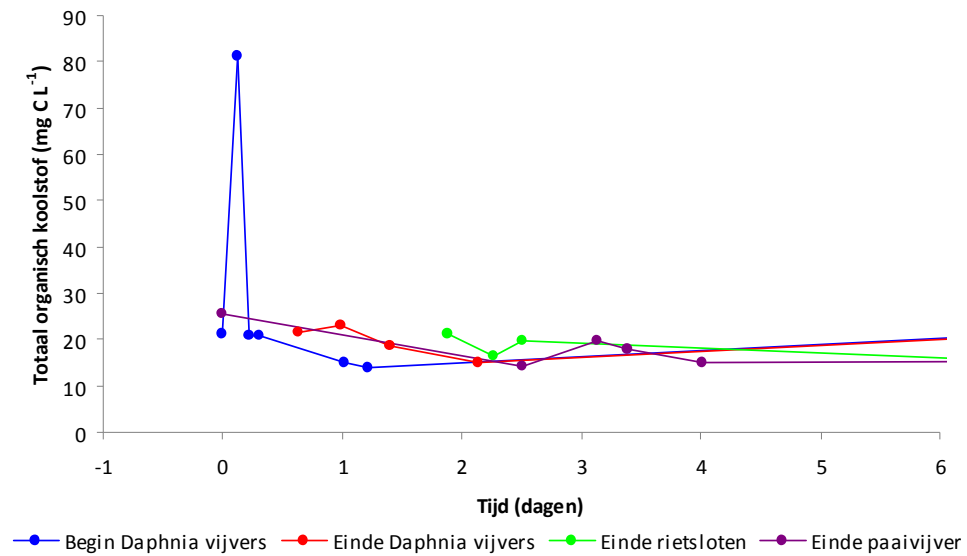
FIGUUR B10 HET TOTAAL KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B11 HET ANORGANISCHE KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

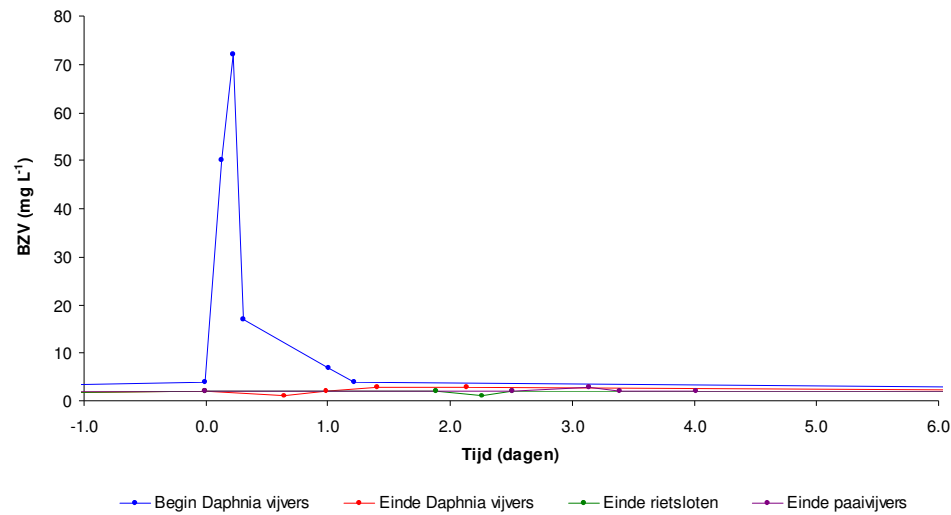


FIGUUR B12 HET TOTAAL ORGANISCH KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

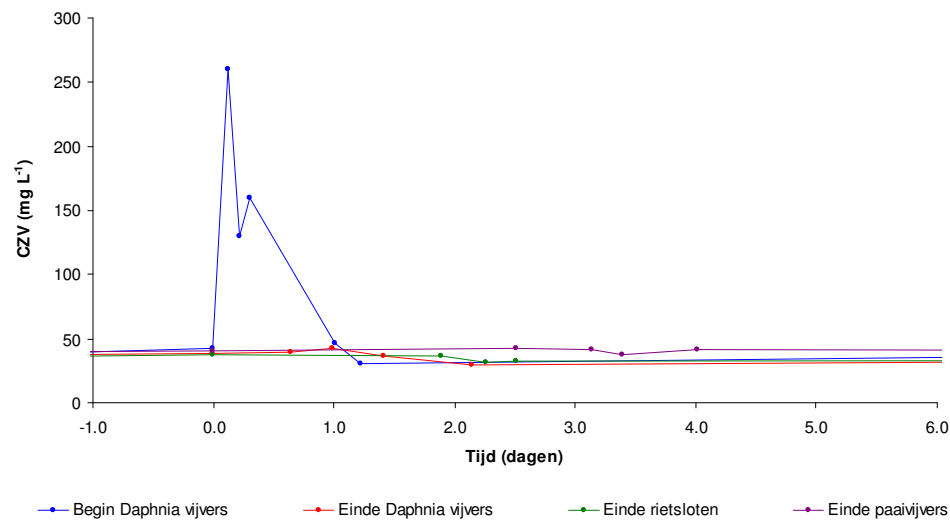


ZUURSTOFVERBRUIK

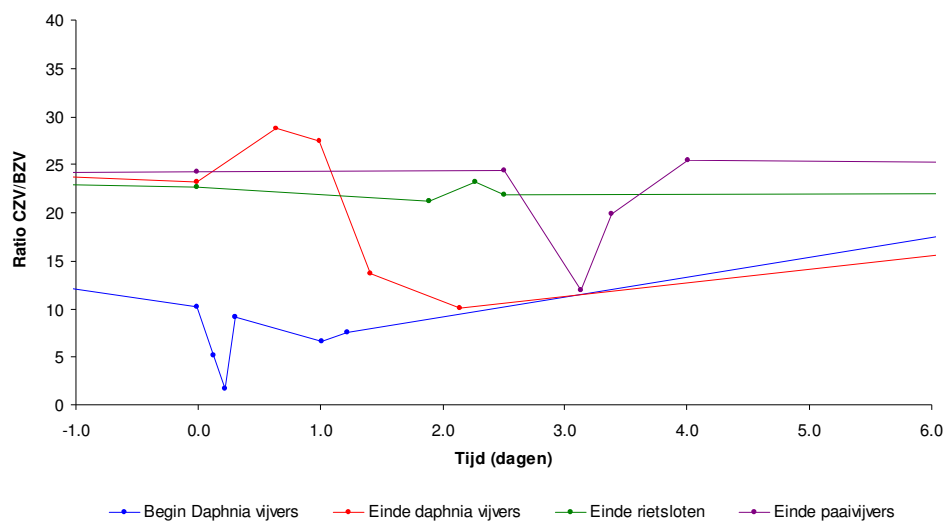
FIGUUR B13 HET BIOLOGISCH ZUURSTOF VERBRUIK IN MG L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIWIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B14 HET CHEMISCH ZUURSTOF VERBRUIK IN MG L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIWIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

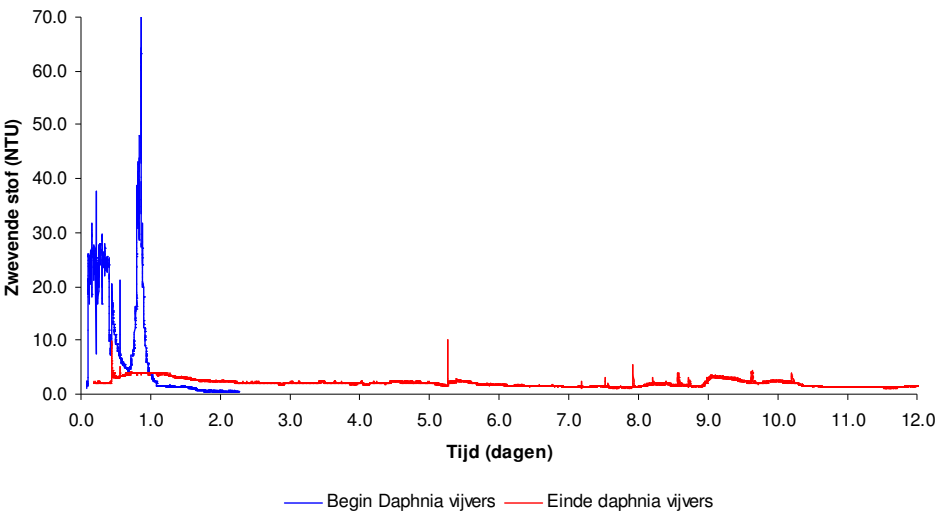


FIGUUR B15 DE RATIO TUSSEN BIOLOGISCH EN CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

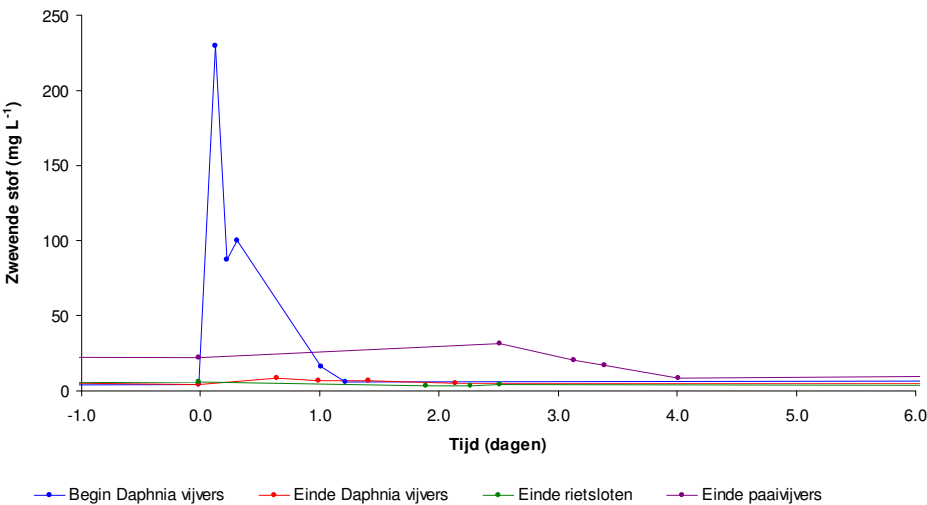


ZWEVEND SOF

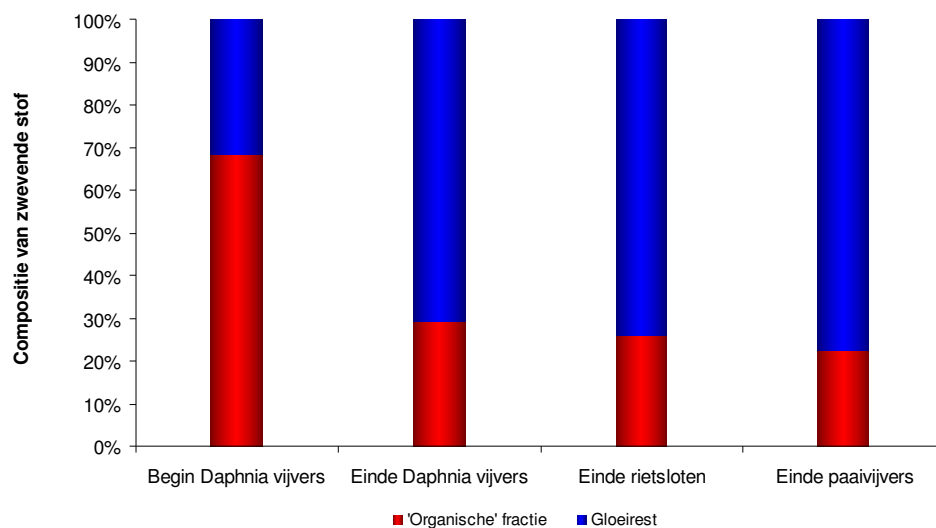
FIGUUR B16 DE TROEBELHEID IN NTU GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B17 DE ZWEVEND STOF GEHALTE IN MG L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



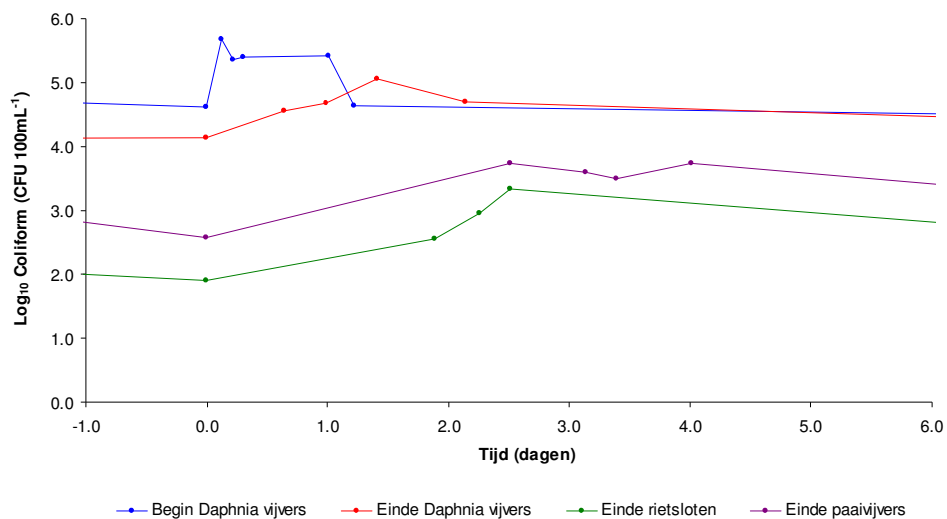
FIGUUR B18 DE GEMIDDELTE GLOEIREST (BLAUW) EN 'ORGANISCHE' FRACTIE COMPOSITIE VAN HET ZWEVEND STOF AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS, HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS , HET EINDE VAN DE RIETSLOTEN EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER



PATHOGENEN

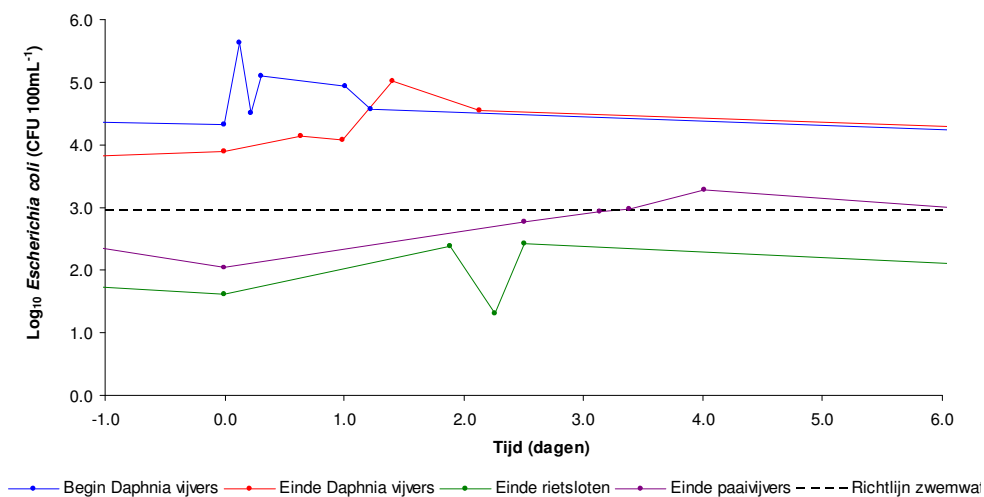
FIGUUR B19

LOG COLIFORM CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTABELE KWALITEIT WEER



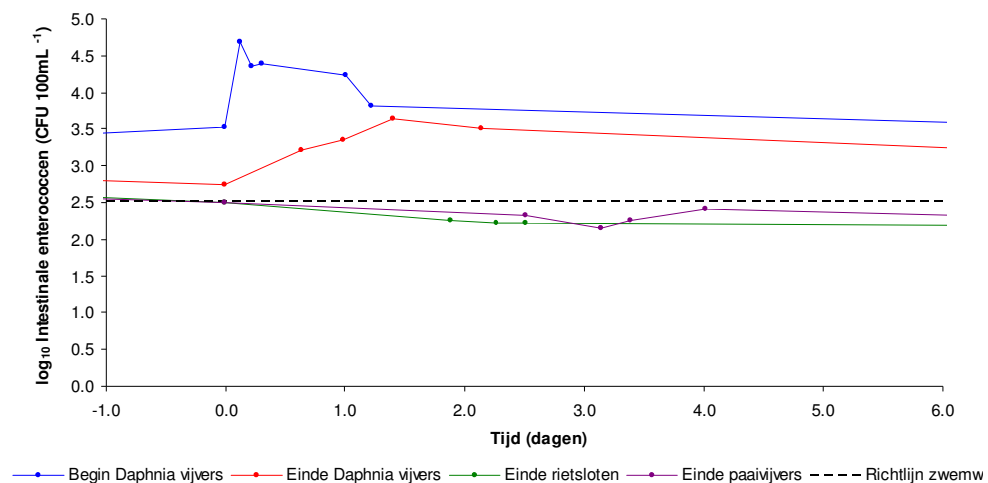
FIGUUR B20

LOG E COLI CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTABELE KWALITEIT WEER



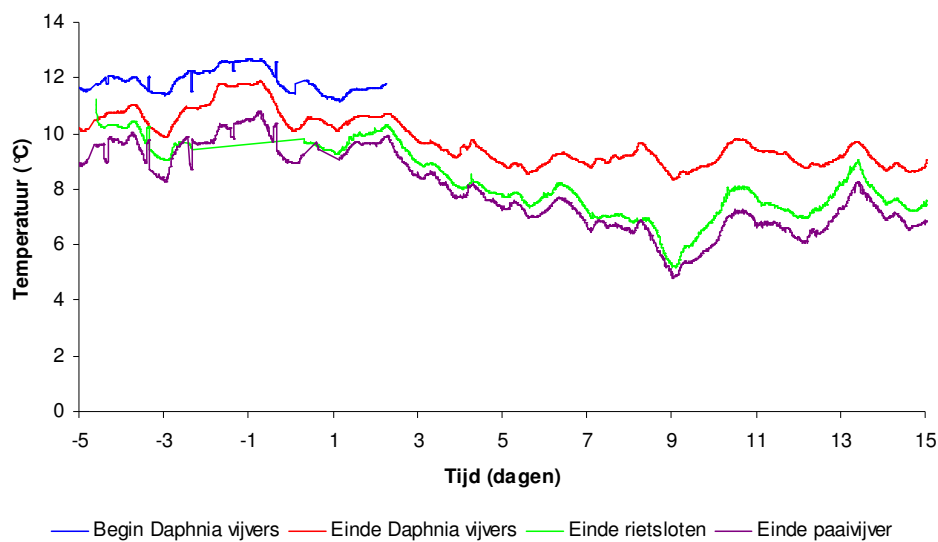
FIGUUR B21

LOG INTESTINALE ENTROCOCEN CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTEBELE KWALITEIT WEER

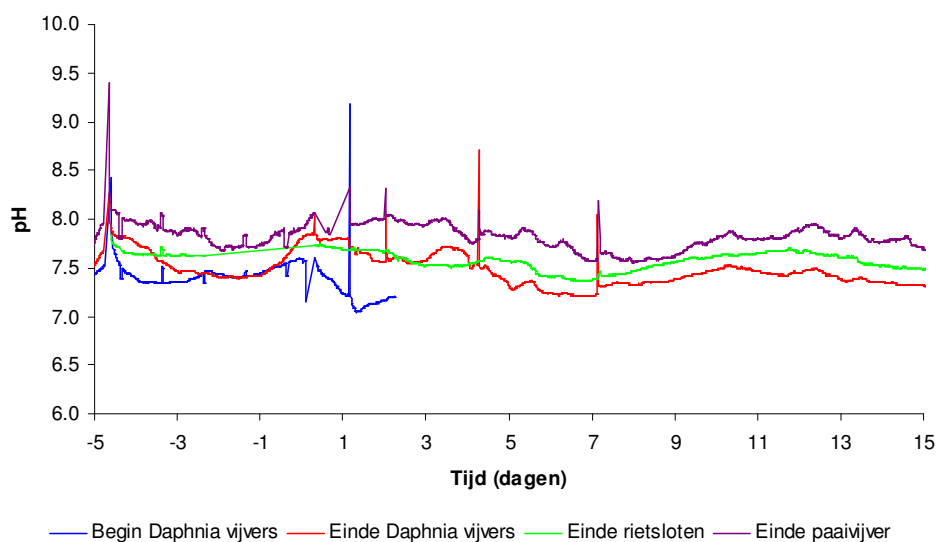


PHYSISCH-CHEMISCH

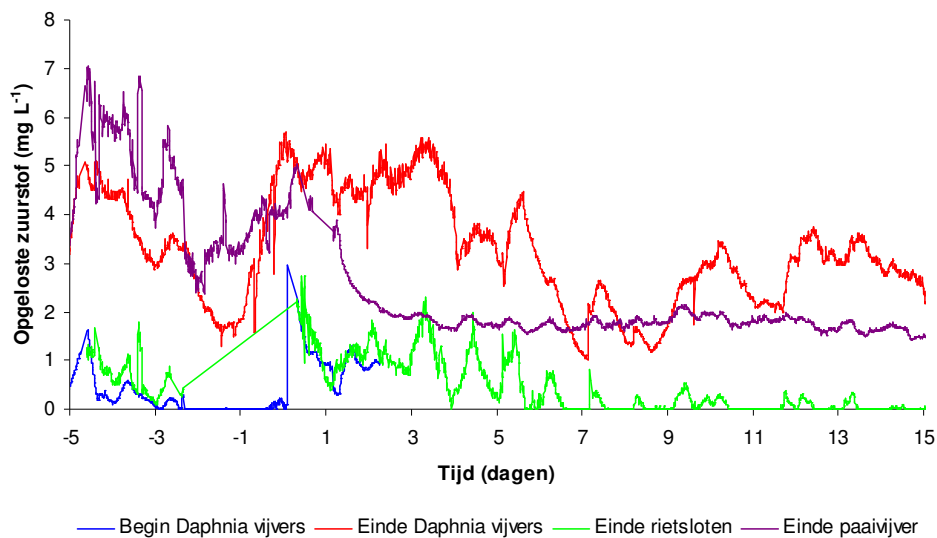
FIGUUR B22 DE TEMPERATUUR IN °C GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



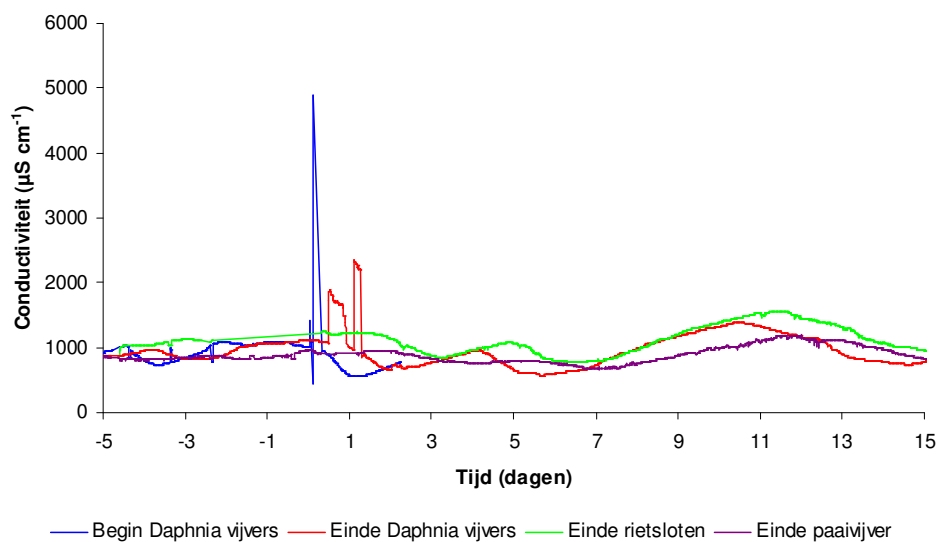
FIGUUR B23 DE ZUURGRAAD GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B24 DE ZUURSTOF VERZADEGING MG L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B25 DE GELEIDBAARHEID IN $\mu\text{S cm}^{-1}$ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

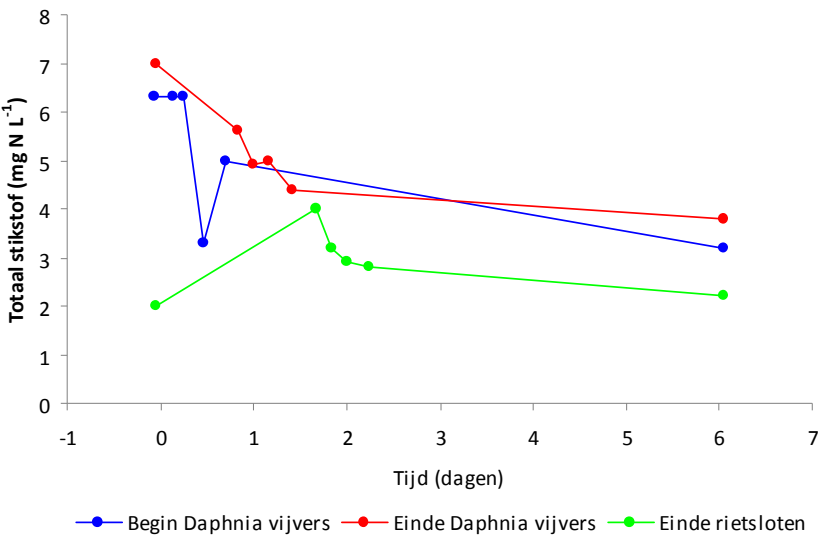


BIJLAGE 2

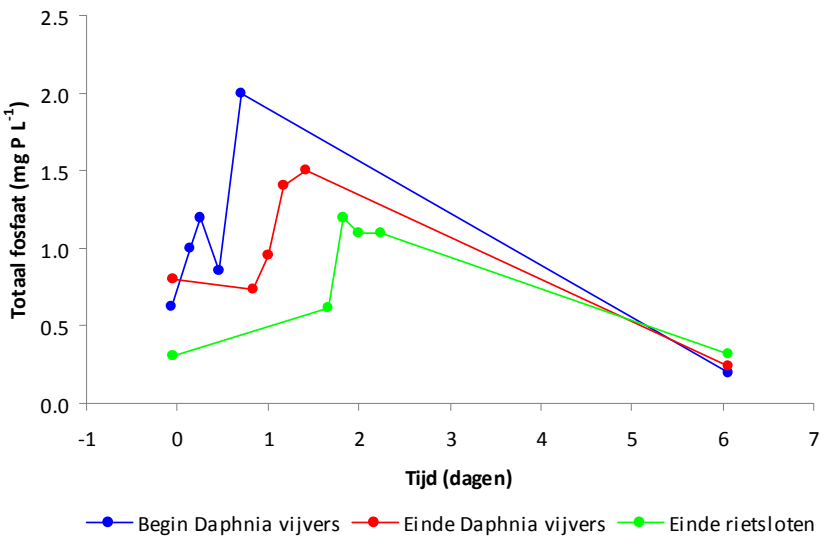
GRAFIEKEN 2^e MEETRONDE

NUTRIËNTEN

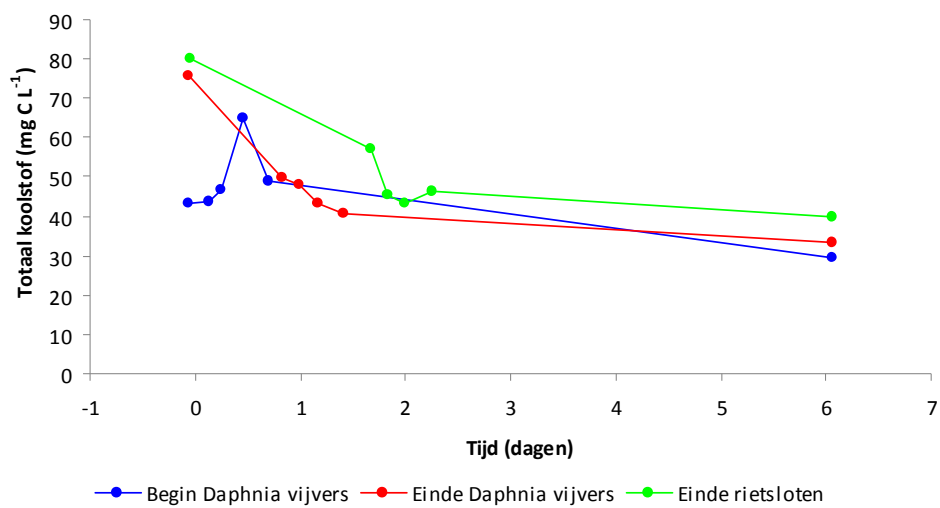
FIGUUR B26 HET TOTAAL STIKSTOF IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD) EN HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B27 HET TOTAAL FOSFAAT IN MG P L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

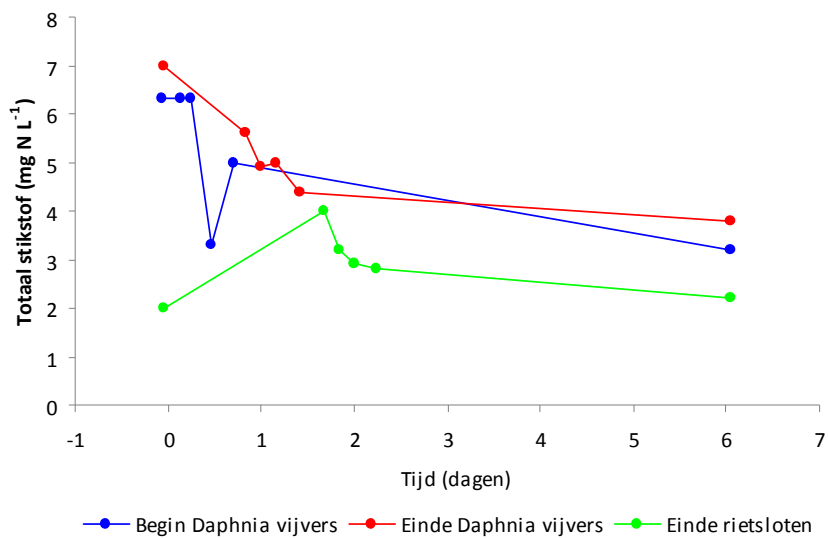


FIGUUR B28 HET TOTAAL KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

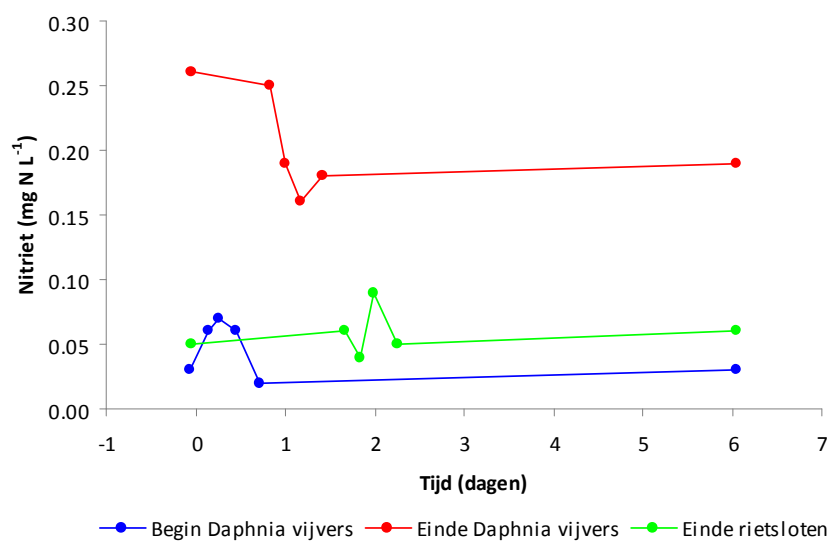


STIKSTOF

FIGUUR B29 HET TOTAAL STIKSTOF IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

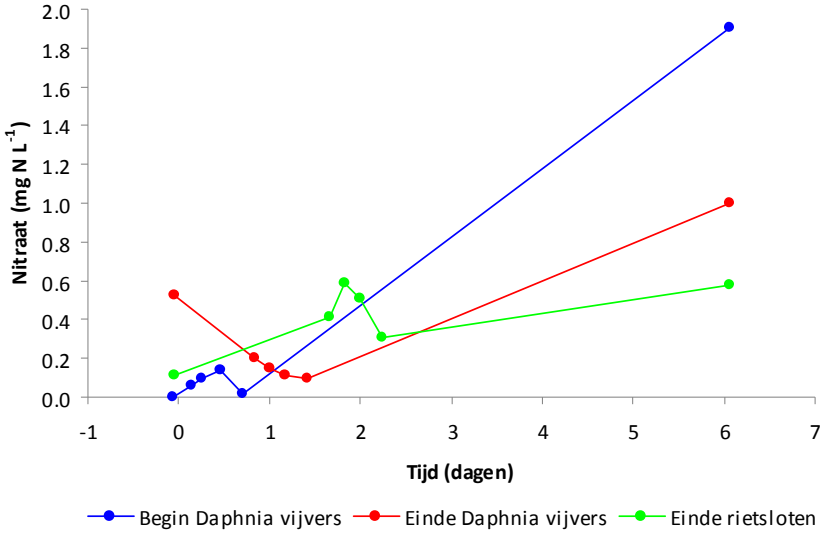


FIGUUR B30 HET NITRIET IN MG N L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



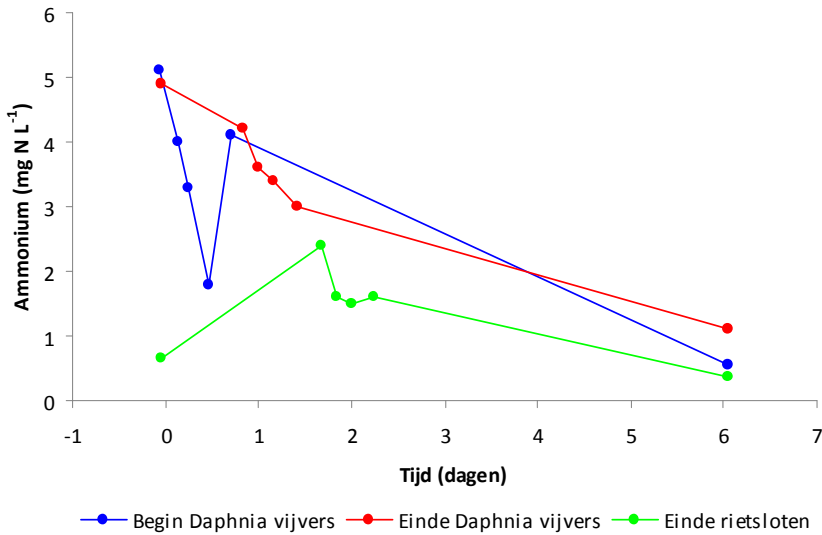
IGUUR B31

HET NITRAAT IN MG N L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



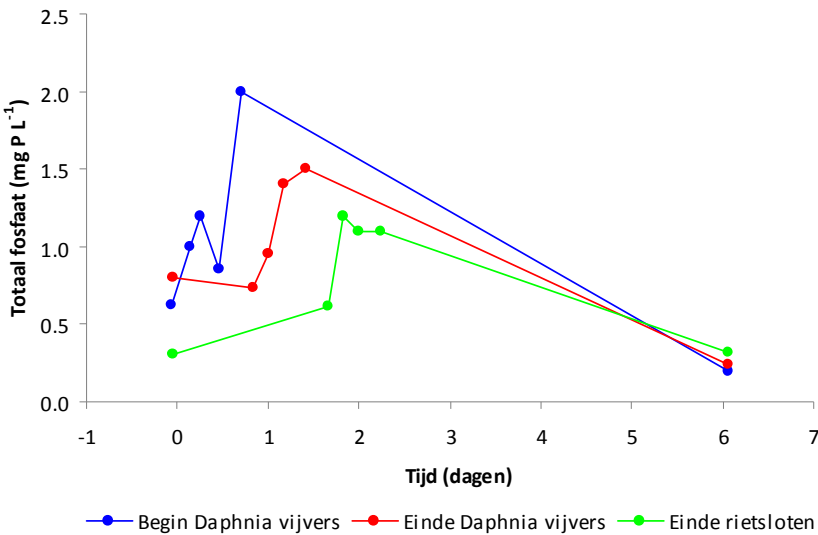
FIGUUR B32

HET AMMONIUM IN MG N L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

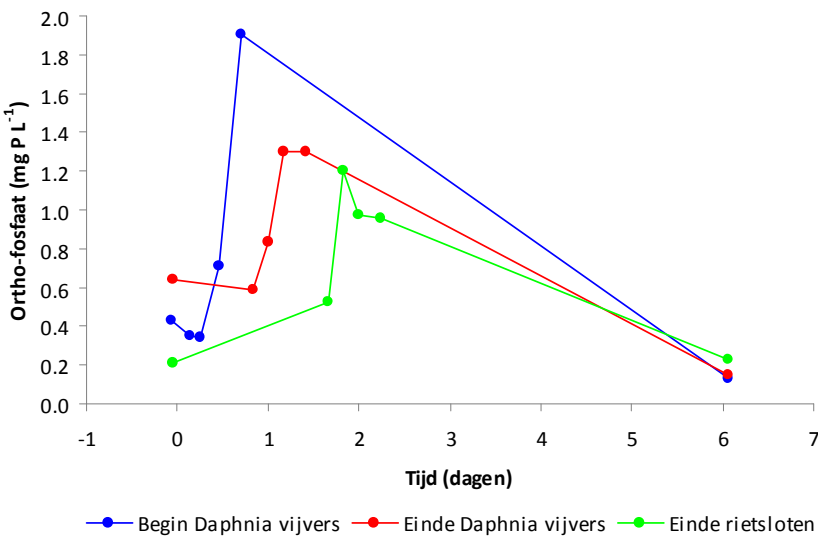


FOSFAAT

FIGUUR B33 HET TOTAAL FOSFAAT IN MG P L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

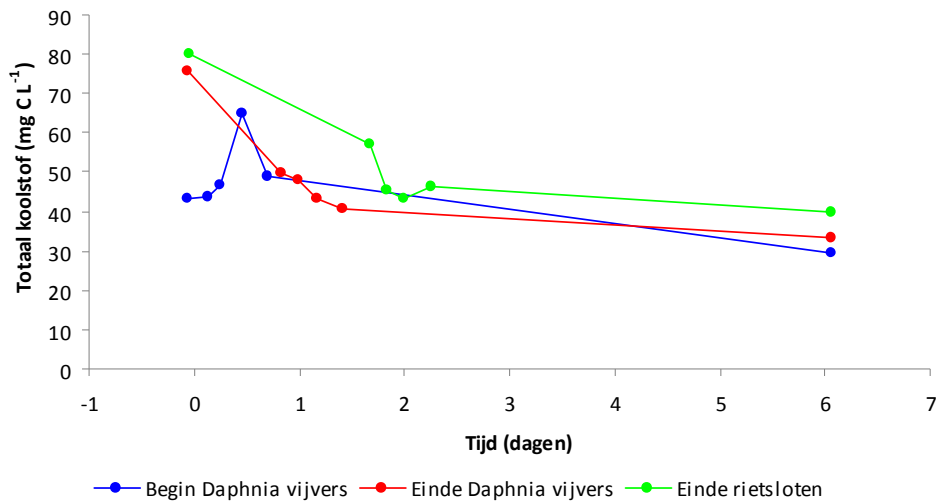


FIGUUR B34 HET ORTHO-FOSFAAT IN MG P L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

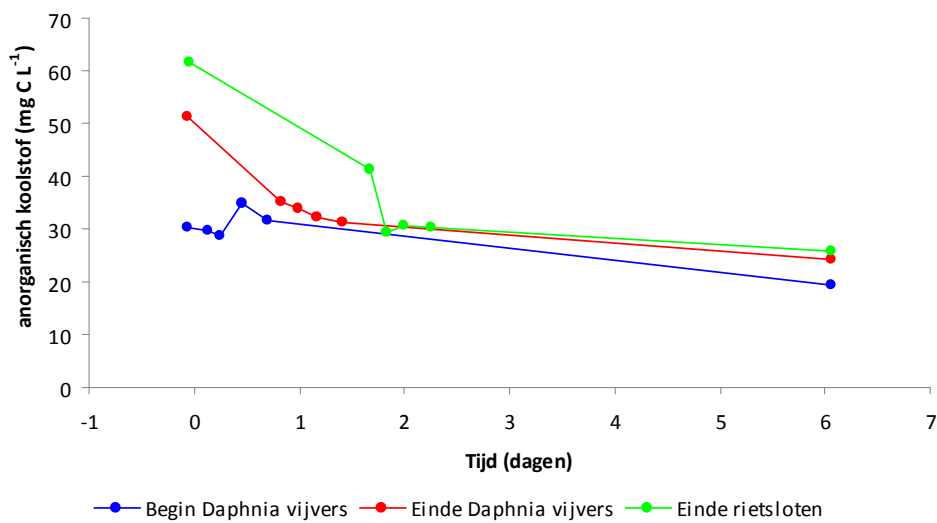


KOOLSTOF

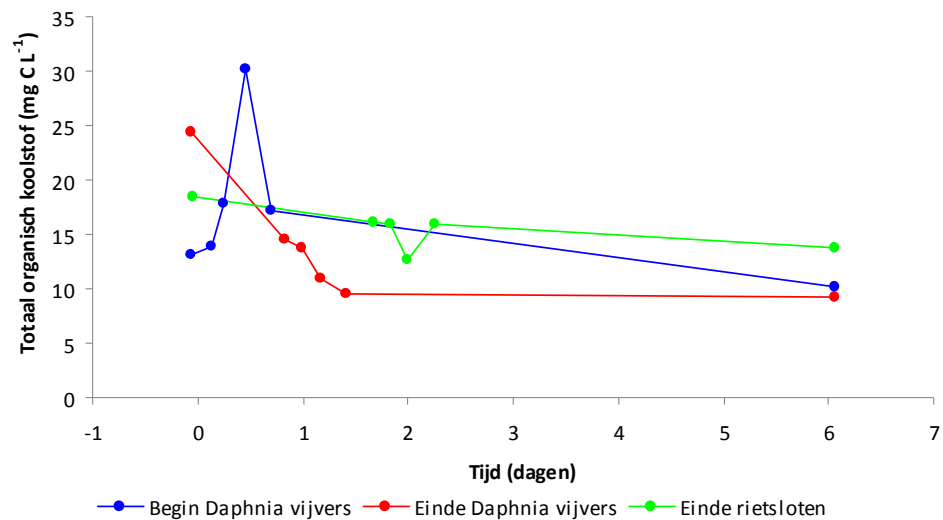
FIGUUR B35 HET TOTAAL KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B36 HET ANORGANISCHE KOOLSTOF IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

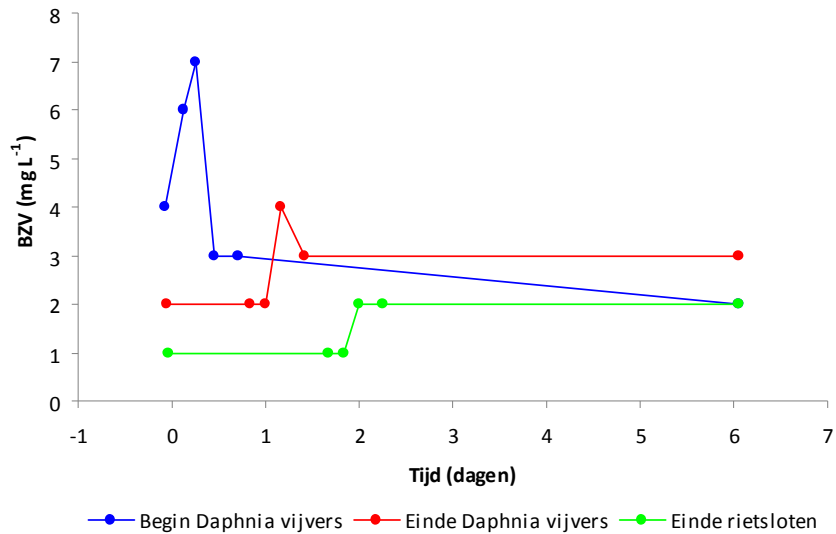


FIGUUR B37 HET TOTAAL ORGANISCH Koolstof IN MG C L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

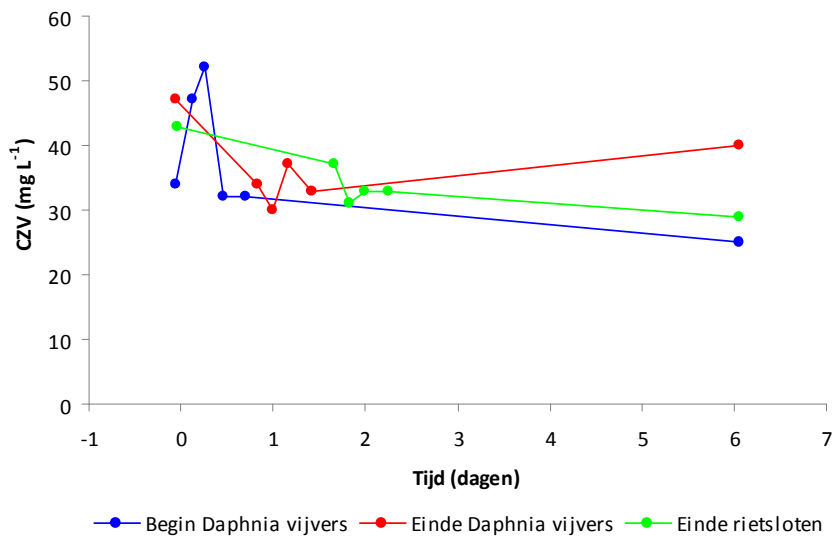


ZUURSTOFVERBRUIK

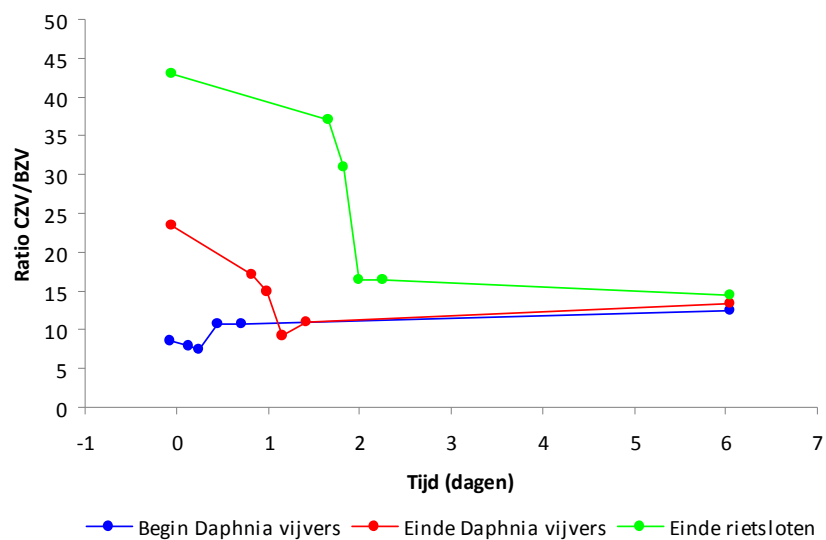
FIGUUR B38 HET BIOLOGISCH ZUURSTOF VERBRUIK IN MG L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B39 HET CHEMISCH ZUURSTOF VERBRUIK IN MG L-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

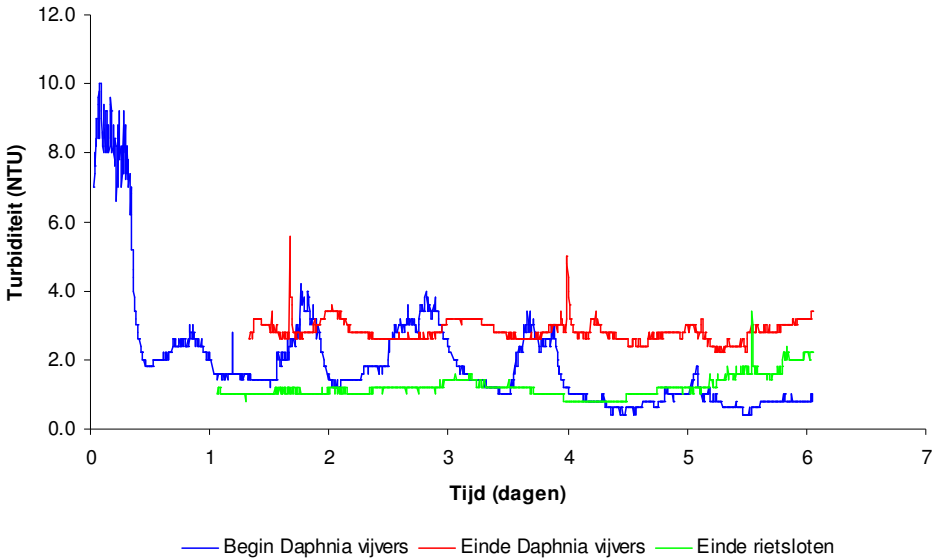


FIGUUR B40 DE RATIO TUSSEN BIOLOGISCH EN CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

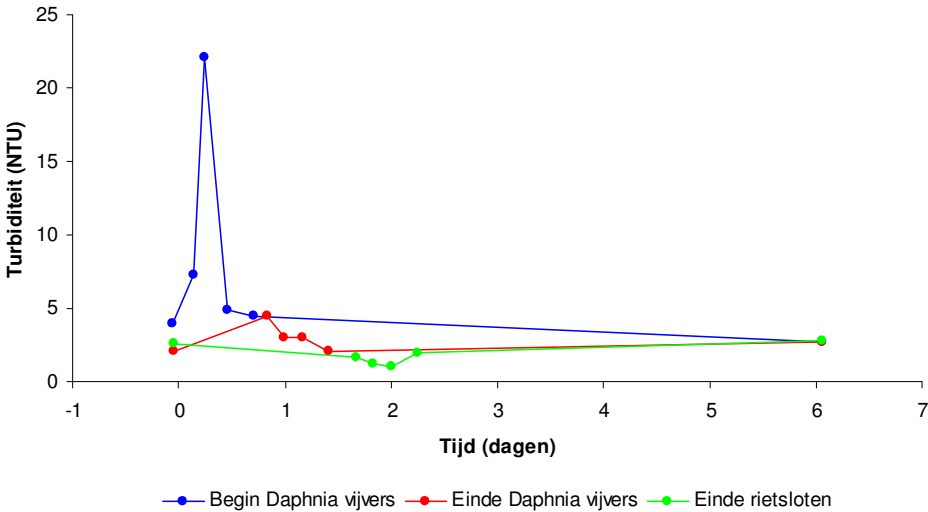


ZWEVEND SOF

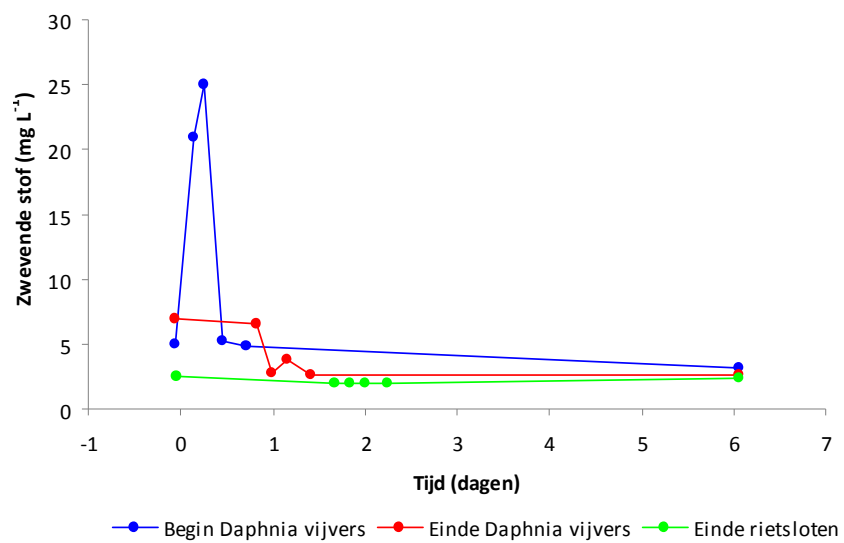
FIGUUR B41 DE TROEBELHEID IN NTU GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B42 DE TROEBELHEID IN NTU GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

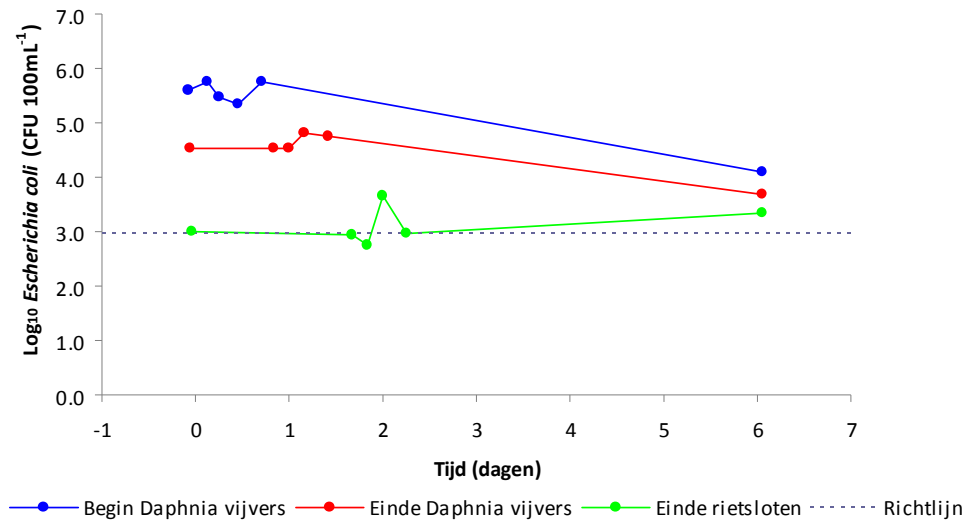


FIGUUR B43 DE ZWEVEND STOF GEHALTE IN MG L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

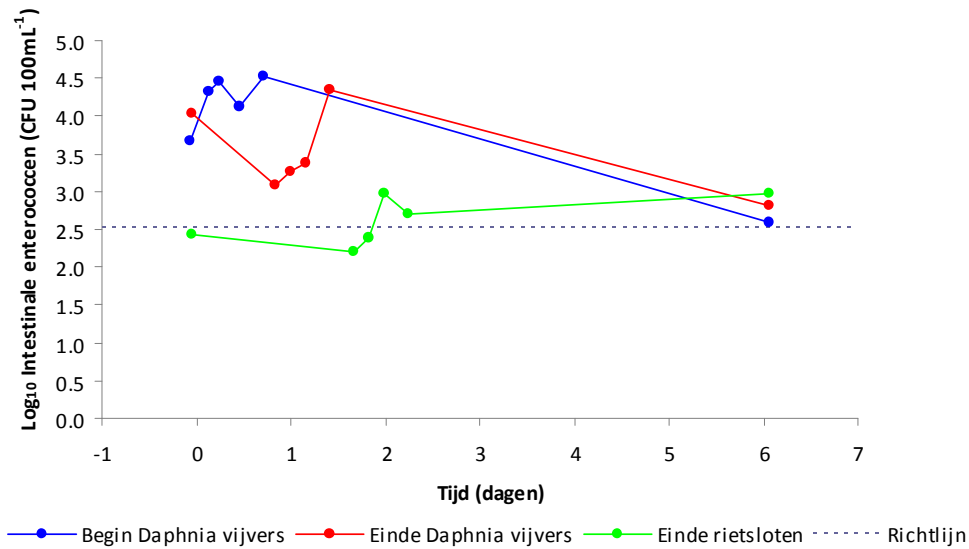


PATHOGENEN

FIGUUR B44 LOG E COLI CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLOTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTEBELE KWALITEIT WEER

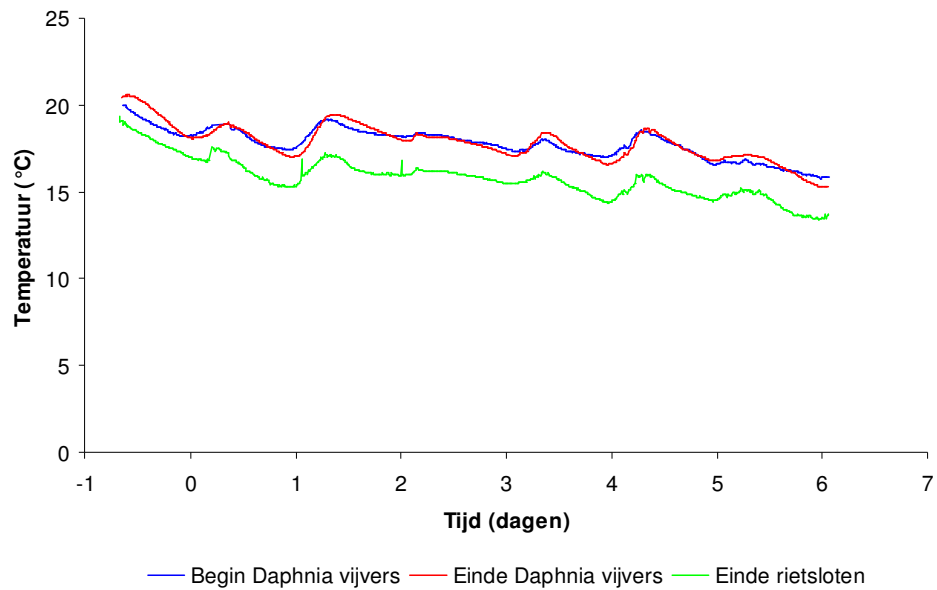


FIGUUR B45 LOG INTESTINALE ENTEROCOCCEN CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML-1 GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLOTEN (GROEN) EN HET EINDE VAN DE PAAIVIJVER (PAARS). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART EN GEEFT DE STIPPELIJN DE ZWEMWATER RICHTLIJN ACCEPTEBELE KWALITEIT WEER

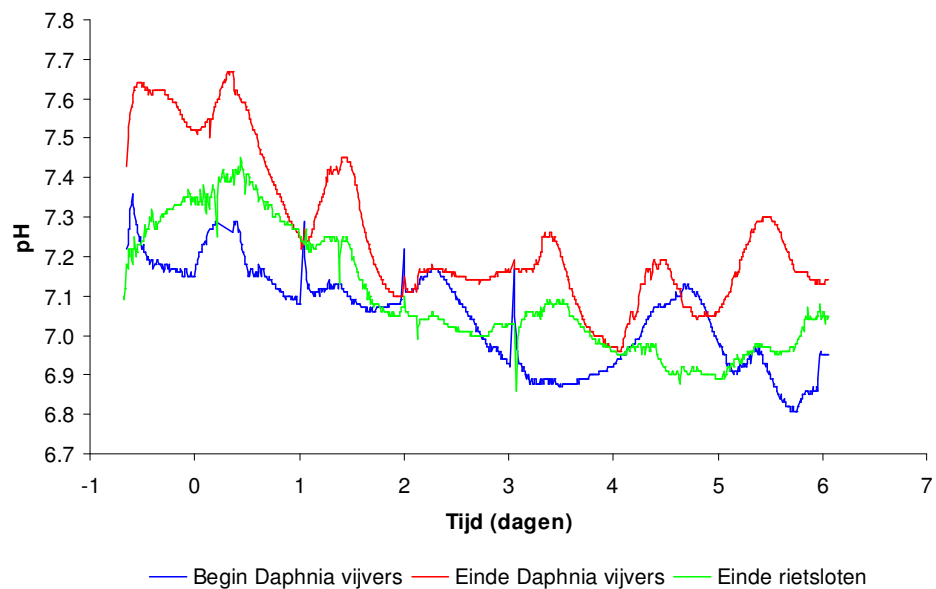


PHYSISCH-CHEMISCH

FIGUUR B46 DE TEMPERAATUUR IN °C GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

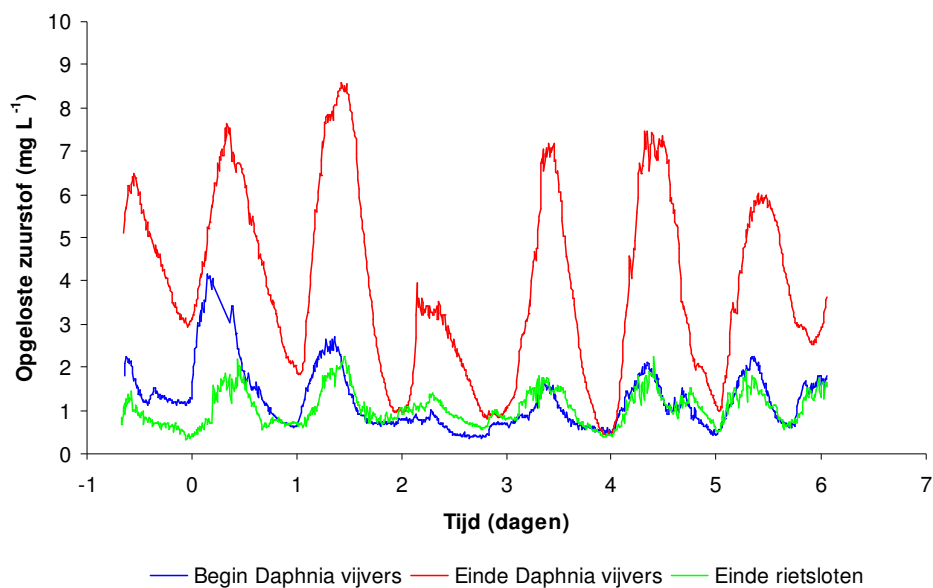


FIGUUR B47 DE ZUURGRAAD GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



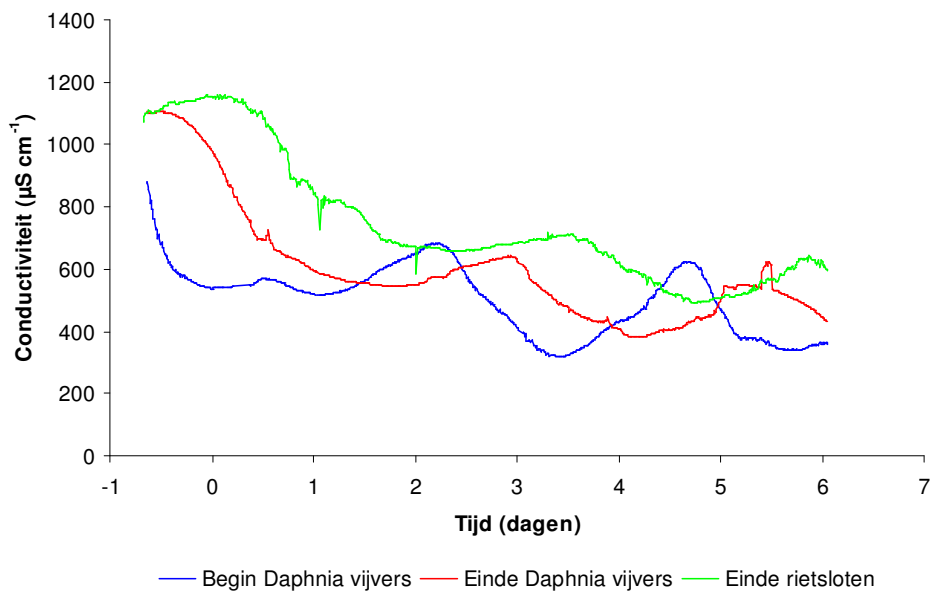
FIGUUR B48

DE ZUURSTOF VERZADEGING MG L⁻¹ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



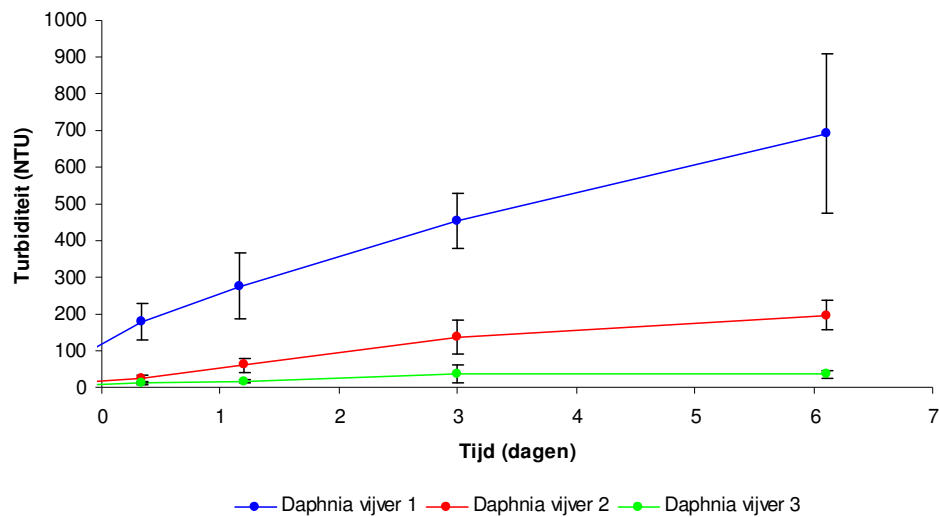
FIGUUR B49

DE GELEIDBAARHEID IN $\mu\text{S cm}^{-1}$ GEDURENDE HET EXPERIMENT AAN HET BEGIN VAN DE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), HET EINDE VAN DE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), HET EINDE VAN DE RIETSLTEN (GROEN). HIERBIJ DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

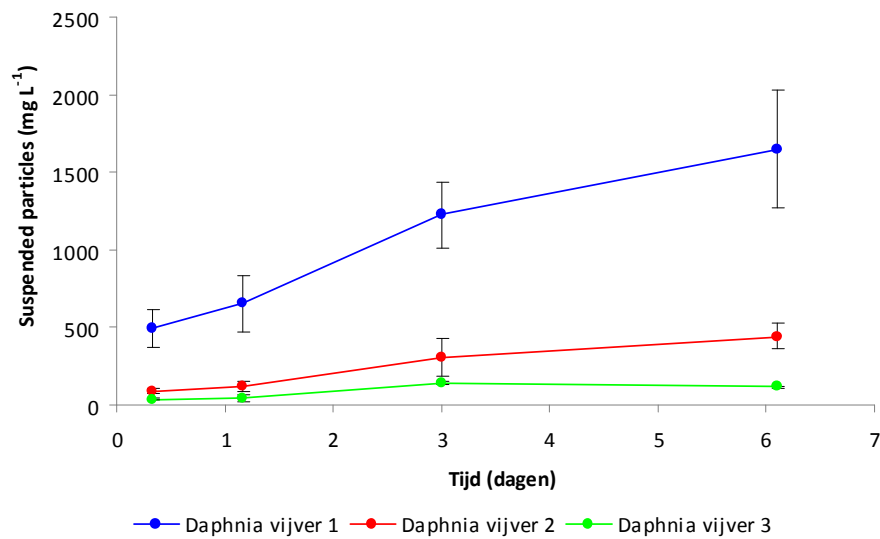


SEDIMENTVALLEN

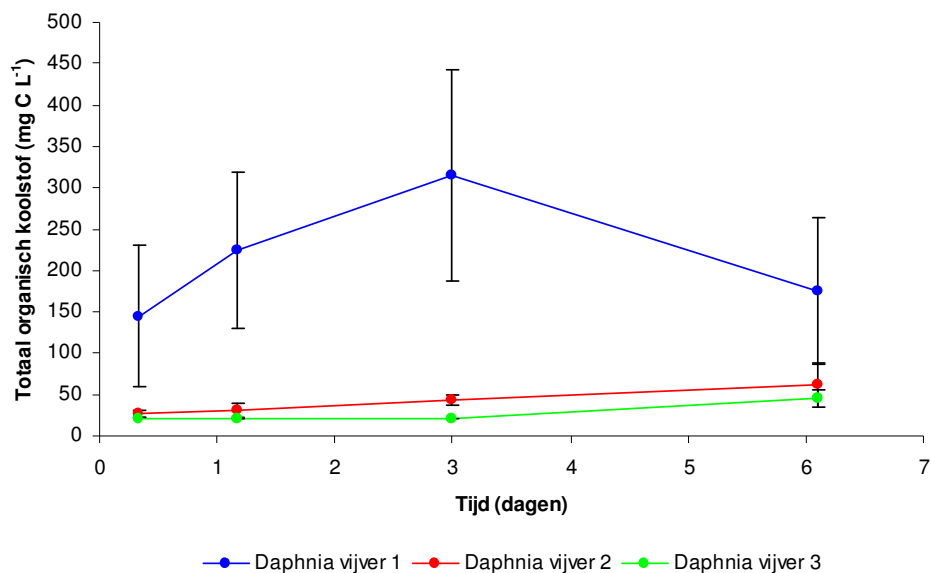
FIGUUR B50 DE TURBIDITEIT IN NTU IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



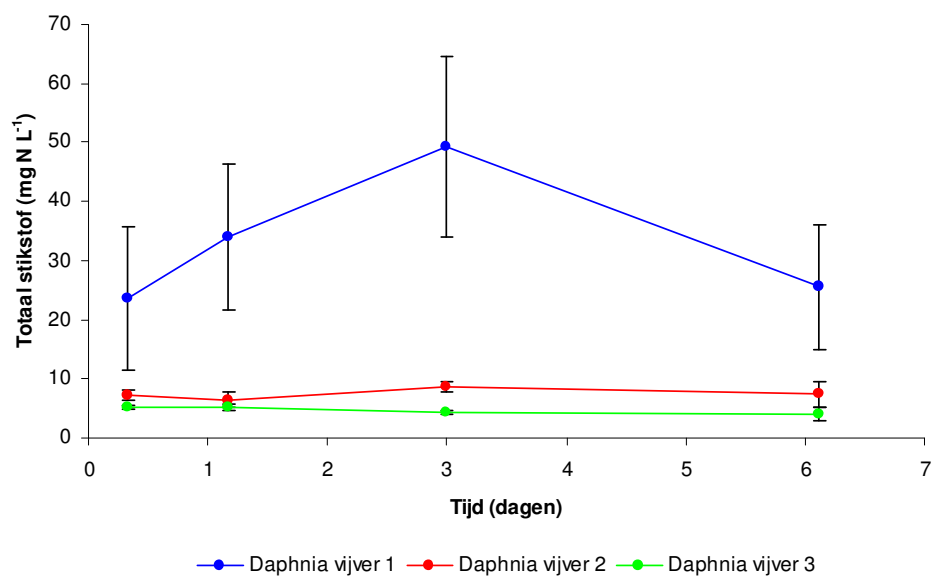
FIGUUR B51 DE ZWEVEND STOF IN MG L-1 IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B52 HET TOTAAL ORGANISCH Koolstof IN MG L⁻¹ IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART

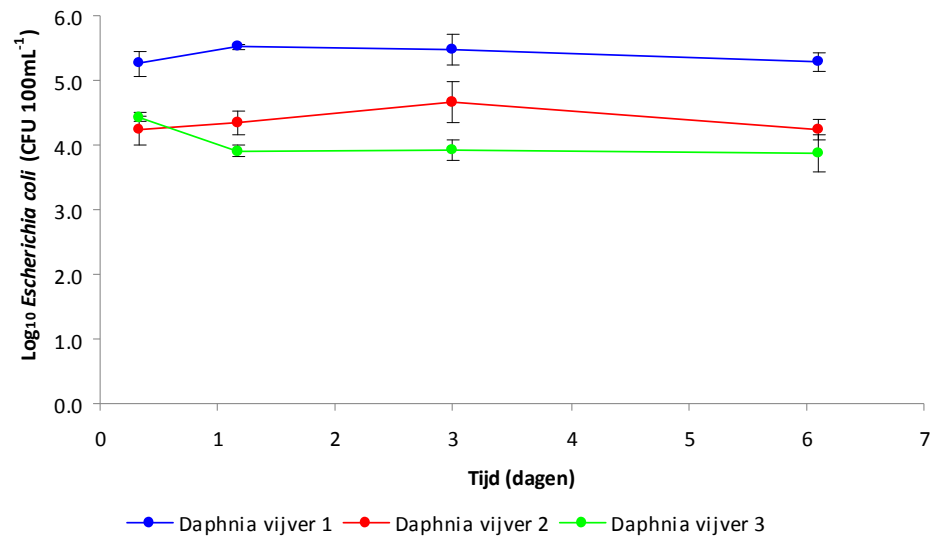


FIGUUR B53 HET TOTAAL STIKSTOF IN MG L⁻¹ IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



FIGUUR B54

DE LOG E. COLI CONCENTRATIE IN KOLONIE VORMEN EENHEDEN 100ML⁻¹ IN DE SEDIMENTVALLEN GEDURENDE HET EXPERIMENT IN DE EERSTE DAPHNIA VIJVERS (BLAUW), IN DE TWEEDE DAPHNIA VIJVERS (ROOD), IN DE DERDE DAPHNIA VIJVERS (GROEN). HIERBIJ IS DE KUNSTMATIGE SLIBUITSPOELING OP TIJDSTIP 0 GESTART



DEELSTUDIE RAPPORT 4: ZWEVEND STOF EN PATHOGENEN IN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S

1	WATERHARMONICA'S IN NEDERLAND	134
1.1	Overzicht Waterharmonica's	134
1.2	Karakteristieken Nederlandse Waterharmonica's	135
1.2.1	Elburg	135
1.2.2	Eversteekoog te Texel	137
1.2.3	Land van Cuijk te Haps	139
1.2.4	Groote Beerze te Hapert	140
1.2.5	Sint Maartensdijk	140
1.2.6	Klaterwater te Kaatsheuvel	141
1.2.6	Aqualân te Grou	142
1.2.8	Ootmarsum	143
1.3	Samenvattend overzicht	144
2	ZWEVEND STOF	146
2.1	Zwevend stof paradox	146
2.2	Zwevend stof in de individuele Waterharmonica's	147
2.2.1	Land van Cuijk	148
2.2.2	Hapert	150
2.2.3	Sint Maartensdijk	151
2.2.4	Kaatsheuvel	153
2.2.5	Aqualân Grou	154
2.2.6	Ootmarsum	156
2.3	Samenvattend	156
2.3.1	Bewijs voor de paradox	157
2.3.2	Rol van hydraulische belasting	158
2.3.3	Seizoensverschillen	158
3	PATHOGENEN	160
3.1	Pathogenen verwijdering	160
3.2	Pathogenen in de individuele Waterharmonica's	161
3.2.1	Sint Maartensdijk	161
3.2.2	Kaatsheuvel	162
3.2.3	Grou	163
3.3	Samenvattend	163
4	SAMENVATTENDE CONCLUSIES	166
5	REFERENTIES	169
		133

1

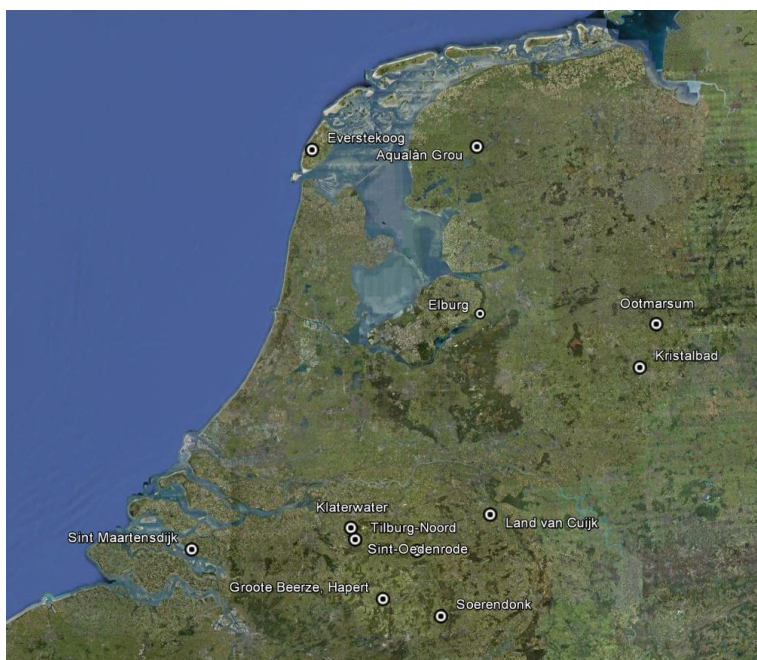
WATERHARMONICA'S IN NEDERLAND

1.1 OVERZICHT WATERHARMONICA'S

De ontwikkeling van Waterharmonica's is sinds de "stroomversnelling van 2009" [Kampf, Claassen, et al, 2009] doorgegaan. Voor een overzicht van de ontwikkelingen wordt verwezen naar het STOWA rapport 2012-12 [Boomen en Kampf, 2012]. In dit studierapport is op basis van de voor het promotieonderzoek van Ruud Kampf verzamelde data een overzicht gemaakt van praktijkresultaten van de Waterharmonica's in Nederland waar bedrijfsgegevens van voorhanden waren. Alhoewel het rietveld na de rwzi Elburg al lang geleden buiten gebruik gesteld is werd deze toch door de auteurs als Waterharmonica erkend en is daarom in dit rapport opgenomen. In 1995 is bij de RWZI Eversteekoop op Texel het eerste moerasstelsel aangelegd conform het Waterharmonica concept, bestaande uit een grote buffervijver, waarna de waterstroom verdeeld wordt over negen parallelle sloten. Deze sloten zijn vooraan ondiep en met helofyten ingeplant en verderop dieper en begroeid met waterplanten. Het in een eindslot verzamelde schone water stroomt vervolgens de polder in.

Na Eversteekoop volgden onder meer Klaterwater bij Kaatsheuvel (1997), het Land van Cuijk te Haps (1999), Sint-Maartensdijk (2000), de Groote Beerze te Hapert (2001), Aqualân te Grou (2007), Ootmarsum (2010) en recent Soerendonk (2011). Ook in het buitenland werden een aantal zuiveringsmoerassen conform het waterharmonica principe aangelegd (o.a. Empuriabrava in Spanje sinds 1998) [Claassen, 1996; Kampf, 1997; Kampf, 2009, Sala]. In afbeelding 1.1 zijn de Nederlandse Waterharmonica's weergegeven, zie voor meer informatie Boomen en Kampf (2012).

AFBEELDING 1.1 WATERHARMONICA SYSTEMEN IN NEDERLAND (GOOGLE)



VERSCHILLENDE ONTWERPEN

Binnen het basisprincipe van de Waterharmonica (eerst een verdeel- en buffervijver, dan een aantal rietsloten en tot slot een vijversysteem met ondergedoken waterplanten) zijn verschillende varianten ontstaan. Sommige systemen, zoals Klaterwater en het systeem bij de RWZI Land van Cuijk, hebben als eerst een vertikaal doorstroomt zandfilter met actieve P-binding (RWZI Kaatsheuvel en RWZI Land van Cuijk). Bij Klaterwater wordt het water uit het zandfilter van de RWZI Kaatsheuvel vervolgens door een vertikaal doorstroomt helofytenfilter geleid alvorens het naar open water partijen gaat. Bij de RWZI Land van Cuijk stroomt het water na het zandfilter naar een horizontaal doorstroomt helofytenfilter. Sommige Waterharmonica systemen beginnen met een eerste bezinkbasin. Dat kan als verdeelvijver fungeren (bv. Land van Cuijk) voor de sturing van het water naar of de helofyten sloten of direct naar het oppervlaktewater. De eerste vijver kan ook zijn ingericht om bijvoorbeeld zooplankton - *Daphnia* - de ruimte te geven om extra zwevend stof te verwijderen (bv. Eversteekoog en Grou). De rietsloten zijn in de meeste systemen lijnvormige elementen die parallel aan elkaar zijn geschakeld om voldoende lage stroomsnelheid te krijgen. Deze zijn veelal relatief ondiep (40-50 cm). De derde fase in een Waterharmonica is bedoeld om het water verder natuurlijk te maken en de zuurstofconcentraties weer een natuurlijke dynamiek te geven. Deze zijn soms ingericht als vijver (bv. Land van Cuijk), soms als moerasbos (bv. Hapert) en soms als paaigebied met een open verbinding naar het ontvangende oppervlaktewater (bv. Grou).

1.2 KARAKTERISTIEKEN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S

In deze paragraaf worden de basiskarakteristieken van de volgende 8 Waterharmonica's in Nederland gepresenteerd:

1. Elburg
2. Eversteekoog te Texel
3. Ootmarsum
4. Aqualân te Grou
5. Groote Beerze te Hapert
6. Land van Cuijk te Haps
7. Sint Maartensdijk
8. Klaterwater te Kaatsheuvel

Daarbij wordt een stroomschema getoond waarna in een tabel enkele karakteristieke groot-heden worden gepresenteerd. Daar waar bijvoorbeeld veranderingen in de tijd zijn opgetre-den is dit expliciet weergegeven. Tevens zijn voor de oudere systemen de voornaamste conclu-sies gepresenteerd. Daarbij ligt de nadruk op het functioneren met betrekking tot het zwe-vend stof en de pathogenen, maar waar beschikbaar zijn ook enkele conclusies voor andere aspecten vermeld. In paragraaf 1.3 wordt een samenvattend overzicht gepresenteerd.

1.2.1 ELBURG

Aangelegd in 1978 als nazuivering van het effluent van de RWZI Elburg, met eerst een voor-bezinkvijver en daarna 2 parallelle rietsystemen. Dit grote rietveld bij Elburg heeft in de peri-ode vanaf 1978 jaren gefunctioneerd als nazuiveringsfilter. Na enkele aanpassingen in 1981-1983 is door Butijn over de gehele monitoringperiode van 1978-1985 een evaluatie opgesteld [Butijn, 1990]. Uit deze evaluatie werden de volgende conclusies getrokken:

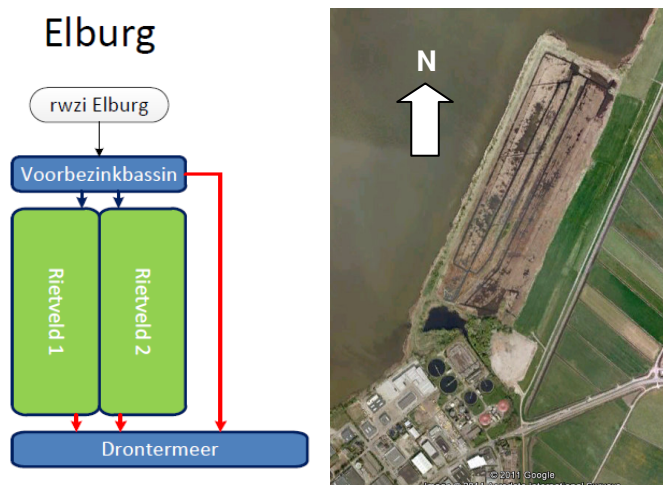
- Het riet kwam in de zones met 1,0m waterdiepte niet en in de zone met 0,5 m waterdiepte wel tot ontwikkeling;

- Fosfaat, stikstof en bacteriologische verwijdering was onvoldoende bij toetsing aan de lozingsnormen of streefwaarden, mogelijk ten gevolge van overbelasting. In de eerste jaren bedroeg de hydraulische belasting ca. 0,08 m/d maar vanaf 1985 is dit door verondieping (ten behoeve van rietontwikkeling) veranderd naar 0,18 m/d. Bij de doorvoer van het totale effluent debiet van de RWZI Elburg is het systeem overbelast.
- De totale hoeveelheid zwevend stof neemt eerder toe dan af gezien over het rietveld. Daarbij is mogelijk een maaiactiviteit van het riet en daarmee vrijkomende deeltjes uit het afgestorven plantenmateriaal de oorzaak;
- Thermotolerante Coli werd voor meer dan 98% verwijderd (= log 1,7 verwijdering), totaal coliform voor 97-99% (= log 1,5 tot log 2 verwijdering), Salmonella 93% (= log 1,2 verwijdering) en Streptococci 99,5% (= log 2,3 verwijdering). In de latere jaren leek het verwijderingsrendement iets te zijn afgenomen.

Daarbij moet worden opgemerkt dat het afgelaten water van de nabezinktank (=NBT) van de RWZI Elburg van een duidelijk mindere kwaliteit was dan de huidige RWZI's in Nederland. Dit geldt voor zowel BZV, CZV als ammonium en nitraat. De gehalten aan E.Coli waren wel overeenkomstig de huidige RWZI's.

Na de evaluatie is besloten om het rietveld niet meer met effluent van de RWZI Elburg te voeden vanwege het lage verwijderingsrendement en het gebied als natuurgebied te laten ontwikkelen.

AFBEELDING 1.2 WATERHARMONICA ELBURG (GOOGLE)



TABEL 1.1. SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA ELBURG

Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
voorbezinkbassin	1,0	5.000	5.000	10.000	2,00	0,50
helofytenfilter	0,4	145.000	58.000	10.000	0,07	5,80
systeem totaal		150.000	150.000	10.000	0,07	6,30

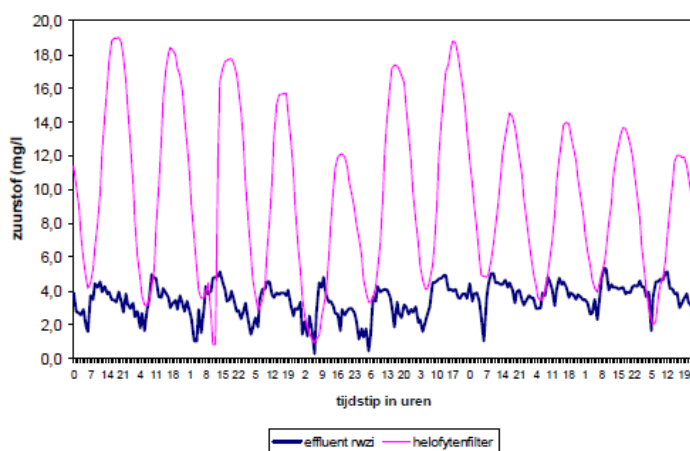
1.2.2 EVERSTEKOOG TE TEXEL

Op het eiland Texel zijn 5 RWZI's aanwezig voor de zuivering van afvalwater. Met name in de zomer wordt het schaarse binnenwater weinig verversd en is het effluent van de RWZI's dus een belangrijke bron van zoet water. Sinds 1980 wordt het water van de grootste RWZI (Eversteekoog) dan ook al gedefosfateerd, maar dit bleek niet voldoende. In 1995 is bij deze RWZI Eversteekoog dan ook een Waterharmonica aangelegd om het effluent op te waarden zodat het als zoetwaterbron op het eiland kan blijven in de sloten. Aan dit systeem is veel onderzoek verricht zowel door het toenmalige Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier [Schreijer, 2000] als via een promotie van Silvia Toet aan de RU Utrecht [Toet, 2003].

De voornaamste conclusies die uit die periode kunnen worden getrokken betreffen:

- De waterplantencompartimenten zorgen voor een robuuste zuurstofritmiek overeenkomstig het natuurlijke ontvangende oppervlaktewater;
- Stikstof wordt actief verwijderd uit het water, met name door denitrificatie (van perifyton op de bodem en aan onderwater delen van de helofyten) en met name in de winter. Bij een verblijftijd van ca 2 dagen wordt 26% verwijderd, bij een verblijftijd van 10 dagen tot 59-67%;
- Fosfor wordt veel minder effectief verwijderd, tot ca 8% bij een verblijftijd van ca 2 dagen, waarbij dit met name in de eerste bezinkvijver achterblijft (mogelijk door bezinking). Een toename van de verblijftijd tot 10 dagen heeft weinig effect (11% rendement);
- Zware metalen worden met name verwijderd door afvangen van fijn zwevend stof, met name in het voorbezinkbasin. Daar is de verblijftijd langer dan in de NBT van de RWZI en mogelijk heeft ook het filteren door watervlooien (*Daphnia*) extra effect.

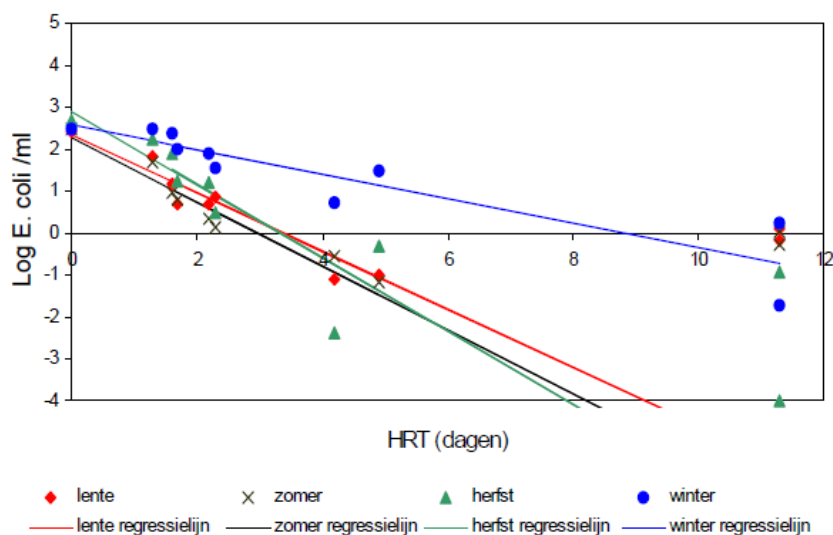
AFBEELDING 1.3 VERSCHIL IN ZUURSTOFRITME TUSSEN RWZI EFFLUENT EN MOERASEFFLUENT IN DE PERIODE 15-25 JUNI 1996 IN EVERSTEKOOG [SCHREIJER, 2000]



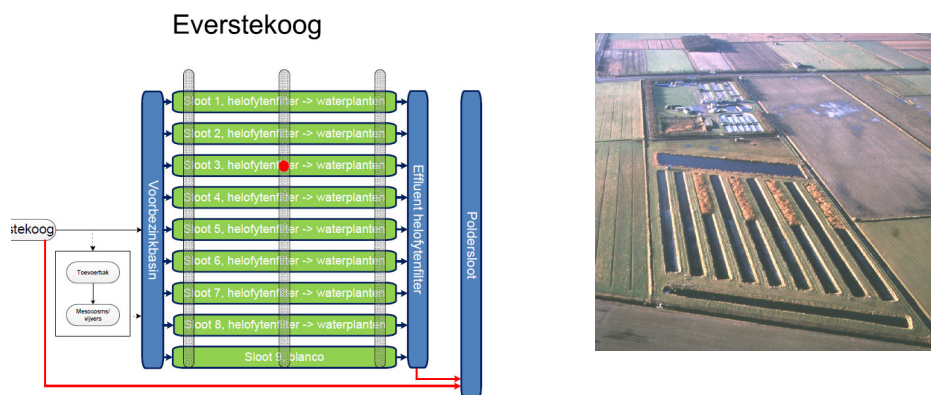
Specifiek met betrekking tot zwevend stof en pathogenen:

- Het water uit de Waterharmonica bevat wel meer zwevend stof dan het effluent van de RWZI, maar het is helder en reukloos. Daarbij is ook de samenstelling sterk veranderd van kleine slibvlokken met actief slib met bacteriedraden, naar fijn organisch plantaardig materiaal en algen (diatomeeën);
- Bij een verblijftijd van ca. 2 dagen wordt al een goede desinfectie bereikt (van 330-450 E.Coli/ml tot ca. 10 E.Coli./ml), een log 1,5 verwijdering. Bij een verblijftijd van 3 dagen of meer daalt dit tot onder de 1 E.Coli/ml, een log 2,5 verwijdering.

AFBEELDING 1.4 RELATIE TUSSEN AANTALLEN E.COLI/ML EN HYDRAULISCHE VERBLIJFTIJD AAN HET EINDE VAN DE SLOTEN VAN HET WATERHARMONICA EVERSTEKOOG IN 1997/98 IN VIER VERSCHILLENDE SEIZOENEN [SCHREIJER, 2000]



AFBEELDING 1.5 WATERHARMONICA EVERSTEKOOG TE TEXE



TABEL 1.2 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA EVERSTEKOOG

Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
voorbezinkbassin	1,20	3.483	4.179	3.500	1,00	1,20
sloot totaal	0,27	975	263	389	0,40	0,70
sloot, helofytendeel (ondiep)	0,15	488	73	389	0,80	0,20
sloot, waterplantendeel (diep)	0,40	488	195	389	0,80	0,50
sloot 9, blanco	0,23	960	221	389	0,40	0,60
effluentsloot helofytenfilter	0,43	840	361	3.500	4,20	0,10
systeem totaal		13.130	7.143	3.500	0,27	2,00

Opgemerkt moet worden dat dit Waterharmonica zowel de droogweerafvoer (DWA) als de Regenweerafvoer) RWA uit de nabezinktank van de RWZI te verwerken krijgt. Bij DWA aanvoer is de verblijftijd 2,1 dag, bij een gemiddelde aanvoer 1,8 dag. Bij RWA omstandigheden stijgt de waterstand in het voorbezinkbasin door opstuwning bij de stuwtjes naar de sloten waardoor de inhoud van dit basin met 1.000 tot 1.500 m³ kan toenemen (ca 20% toename).

1.2.3 LAND VAN CUIJK TE HAPS

Bij RWZI Land van Cuijk wordt een Waterharmonica gebruikt voor de deelstroombehandeling van de afvoer naar de Laarakkerse Waterleiding waar zeker in de zomer behoefte is aan “schoon” water. Belangrijke componenten van dit systeem zijn het helofyten filter en de twee grote waterplantenvijvers. Het helofytenfilter bestaat uit 7 parallelle sloten. De Waterharmonica wordt gevoed met een continue debiet van 8.650 m³/d (ca. 0,24 m/d hydraulische belasting). Deze hoeveelheid is vastgesteld nadat uit onderzoek van de eerste jaren was gebleken dat een belasting van ca 14.000 m³/d (= hydraulische belasting van ca. 0,35 m/d) in te lage verwijderingsrendementen resulteerde [STOWA, 2004].

In de eerste jaren kwam het effluent van de RWZI direct uit de nabezinktank. Hierbij werden verwijderingsrendementen behaald van 20-40% voor P-totaal en 10-30% voor N-totaal. In die periode is geen specifiek onderzoek verricht naar samenstelling en hoeveelheid zwevend stof en pathogenen. Toen bleek dat het ontvangende watersysteem van de Laarakkerse Waterleiding behoefte had aan water met een lager fosfaat gehalte, is besloten een zandfilter te bouwen waar actieve defosfatering plaatsvindt. Hierdoor is sinds 2009 de kwaliteit van het aanvoerwater naar het Waterharmonica sterk veranderd. In het volgende hoofdstuk wordt het verschil tussen de periode zonder en met zandfilter expliciet gepresenteerd.

Een schematisch overzicht van de Waterharmonica, inclusief later bijgebouwd zandfilter, staat in onderstaande afbeelding.

AFBEELDING 1.6 WATERHARMONICA LAND VAN CUIJK TE HAPS (GOOGLE)



De Waterharmonica van Land van Cuijk is met een hydraulische belasting van 0,2 m/d ontworpen als een normaal tot hoog belast systeem. De karakteristieken van de deelsystemen zijn opgenomen in onderstaande tabel.

TABEL 1.3 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA LAND VAN CUIJK

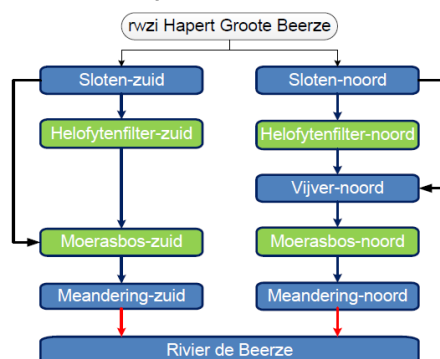
Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
verdeelvijver 2	2,00	3.135	6.270	8.650	2,80	0,70
helofytensloten (7)	0,50	18.200	9.100	8.650	0,50	1,10
afvoersloot	2,00	5.250	10.500	8.650	1,60	1,20
waterplantenvijver 1	1,00	3.500	3.500	8.650	2,50	0,40
waterplantenvijver 2	1,00	5.600	5.600	8.650	1,50	0,60
systeem totaal		35.685	34.970	8.650	0,24	4,00

1.2.4 GROOTE BEERZE TE HAPERT

De Waterharmonica van RWZI Hapert wordt gedeeltelijk belast met zowel DWA als RWA. Tijdens RWA omstandigheden worden de helofytenfilters kortgesloten om hydraulische overbelasting te voorkomen. Tijdens RWA belasting vindt géén buffering plaats en het water volume blijft dus gelijk. De hydraulische belasting en verblijftijd in onderstaande tabel zijn berekend op basis van de DWA aanvoer van 7.200 m³/d. Een derde van deze stroom gaat door de Zuidelijke gelegen Waterharmonica en twee-derde door de Noordelijke. Het grootste verschil tussen Noord en Zuid is de grote vijver. Verder bestaan beide systemen uit eerst een helofytenfilter en vervolgens een moerasbos.

AFBEELDING 1.7 WATERHARMONICA GROOTE BEERZE TE HAPERT

04 - Hapert Groote Beerze



De Waterharmonica van Hapert is als een normaal tot hoog belast systeem ontworpen. De specificaties staan in onderstaande tabel. De genoemde diepte van het Moerasbos is een geschat gemiddelde, de werkelijke diepte is moeilijk in te schatten [Hoek, 2004]. De oppervlakten zijn gecontroleerd met de ontwerptekeningen en met afstandmeten.nl. Deze verschillen aanzienlijk van de eerder genoemde bron. De verblijftijd van de Noordelijke Waterharmonica wordt aanzienlijk vergroot door de grote diepe vijver.

TABEL 1.4 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA HAPERT

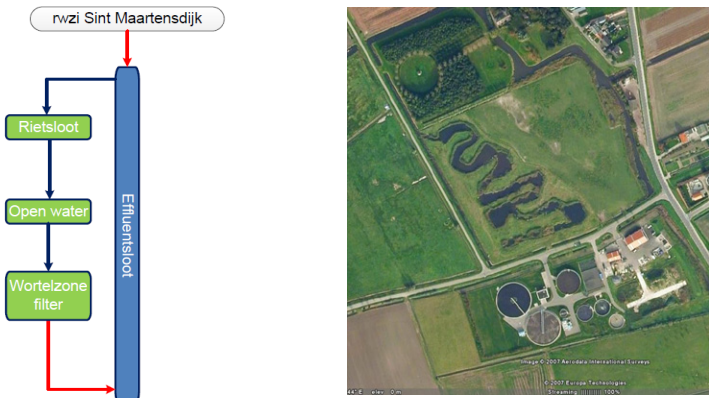
Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
helofyten Noord	0,40	9.450	3.780	4.800	0,51	0,79
vijver Noord	1,33	7.440	9.895	4.800	0,65	2,06
moerasbos Noord	0,25	8.120	2.030	4.800	0,59	0,42
helofyten Zuid	0,40	5.896	2.358	2.400	0,41	0,98
moerasbos Zuid	0,25	7.065	1.766	2.400	0,34	0,74
systeem Noord		25.010	15.705	4.800	0,19	3,27
systeem Zuid		12.961	4.125	2.400	0,19	1,72
systeem totaal		37.971	19.829	7.200	0,19	2,75

1.2.5 SINT MAARTENSDIJK

Deze Waterharmonica wordt gevoed met een constant debiet van 2.400 m³/d vanuit de effluentsloot van RWZI Sint Maartensdijk. Het systeem bestaat uit een deel rietsloot en een deel open water gevolgd door een verticaal doorstroomd wortelzonefilter, zie onderstaande afbeelding. Met een hydraulische belasting van 0,24 m/d is deze Waterharmonica hoogbelast.

AFBEELDING 1.8 WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK (GOOGLE)

05 - Sint Maartensdijk



De diepte van het vloeiveld (rietsloot en openwater) kan worden gevarieerd tussen 20 en 50 cm, in onderstaande tabel 1.5 is gekozen voor het gemiddelde. Het wortelzonefilter is met 16 m/d hydraulisch zeer hoog belast, ook vergeleken met andere filters zoals een zandfilter.

TABEL 1.5 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK

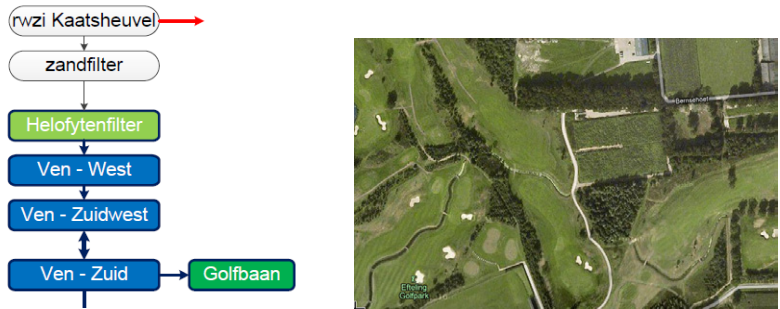
Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
helofytenfilter en water	0,35	10.000	3.500	2.400	0,24	1,46
wortelzonefilter	1	150	150	2.400	16	0,06
systeem totaal		10.150	3.650	2.400	0,24	1,52

1.2.6 KLATERWATER TE KAATSHEUVEL

Een deel van het effluent van RWZI Kaatsheuvel (800-1.200 m³/d, in natte perioden ca 40 m³/uur en in droge perioden ca 75 m³/uur) stroomt via een zandfilter naar een Waterharmonica. In dit rapport wordt alleen het helofytenfilter en de daarop volgende vennen beschouwd. Na Ven-Zuid wordt het water gebruikt voor de voeding van de verscheidene wateronderdelen in een amusementspark.

AFBEELDING 1.9 WATERHARMONICA KLATERWATER TE KAATSHEUVEL (GOOGLE)

06 - Klaterwater de Efteling



De precieze afmetingen van het Waterharmonica systeem Kaatsheuvel zijn niet beschikbaar. Daarom is op basis van fotomateriaal en www.afstandmeten.nl een inschatting gemaakt. De resultaten daarvan staan in onderstaande tabel.

TABEL 1.6 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA KAATSHEUVEL

Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
Helofytenfilter*	0,3	7.800	2.340	1.380	0,18	1,70
Ven West*	2,0	32.200	64.400	1.380	0,04	47
Ven Zuidwest*	2,0	14.450	28.900	1.380	0,10	21
Ven Zuid	2,8	16.750	46.900	1.380	0,08	34
Systeem totaal		71.200	142.500	1.380	0,02	105

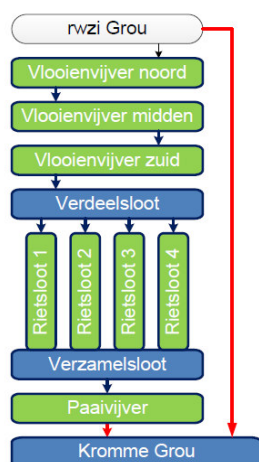
* = Inschattingen

1.2.6 AQUALÂN TE GROU

De Waterharmonica bij RWZI Grou is aangelegd, op basis van de lessen die zijn getrokken in Eversteekoog, om het effluent te ecologiseren; er oppervlaktewater van te maken. Een deel, met een vaste debiet van 1.200 m³/d, van het gemiddelde effluent van RWZI Grou wordt door dit systeem behandeld. De Waterharmonica bestaat uit 3 vlooienvijvers in serie en vervolgens 4 parallelle helofytenfilters met op het eind een paaivijver.

AFBEELDING 1.10 WATERHARMONICA AQUALÂN TE GROU

07 - Grou Aqualân



De watervlooienvijvers van deze Waterharmonica hebben een hoge hydraulische belasting. Het gehele systeem is met 0,11 m/d wel gemiddeld belast.

TABEL 1.7 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA AQUALÂN GROU, ONTWERP 2006

Systeemonderdeel	Diepte	Oppervlak	Inhoud	Debiet	Hydraulische belasting	Verblijftijd
	(m)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	(m/d)	(d)
watervlooienvijvers (3 stuks)	2,0	1.485	3.000	1.000	0,67	3,00
rietsloten (4 stuks)	0,3	5.000	1.500	1.000	0,20	1,50
vispaaivijver	0,3-1,1	2.200	1.100	1.000	0,45	1,10
systeem totaal		8.685	5.600	1.000	0,11	5,60

Uit opnamen van zowel de huidige profielen van de waterpartijen, als een traceronderzoek naar verblijftijden en preferente stroming/dode ruimtes (zie deelstudie rapport 2), is gebleken dat de daadwerkelijk verblijftijd (en dus hydraulische belasting) aanzienlijk anders is dan op basis van het ontwerp kan worden verwacht. Zo blijkt de werkelijke gemiddelde diepte van de watervlooienvijvers ca. 1 meter te bedragen. In onderstaande tabel staan de karakteristieken op basis van een nadere inmeting in 2008 en 2010.

TABEL 1.8 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA AQUALÂN GROU, SITUATIE 2010

Systeemonderdeel	Diepte (m)	Oppervlak (m ²)	Inhoud (m ³)	Debiet (m ³ /d)	Hydraulische belasting (m/d)	Verblijftijd (d)
watervlooienvijvers (3 stuks)	1,00	1.165	1.165	1.200	1,03	1,00
rietsloten (4 stuks)	0,35	4.285	1.500	1.200	0,30	1,20
vispaaivijver	0,50	2.575	1.288	1.200	0,50	1,10
systeem totaal		8.025	3.978	1.200	0,15	3,30

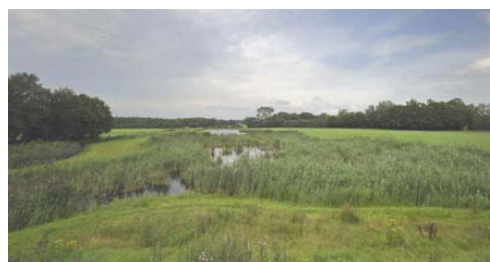
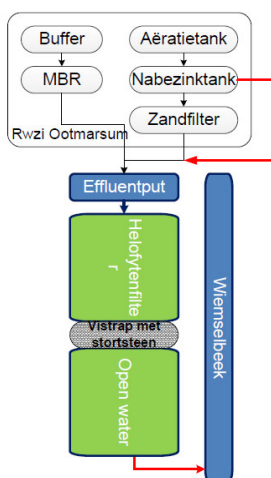
Op basis van tracerproeven is een verblijftijd vastgesteld in de vlooienvijvers van 0,75 dag. In vergelijking met de verblijftijd van ca. 1,0 (situatie 2010 op basis van fysische afmetingen), kan worden geconcludeerd dat er ca. 25% dode ruimtes aanwezig is. Dit maakt de daadwerkelijke reactietijd dus nog kleiner. Mogelijk is dit in de andere Waterharmonica's ook het geval.

1.2.8 OOTMARSUM

De Waterharmonica achter de RWZI Ootmarsum is een Waterharmonica's die als geheel wordt belast met het volledige effluent onder DWA en onder RWA omstandigheden. Onder DWA omstandigheden wordt het influent 50/50 verdeeld over de beide zuiveringsstraten. Het effluent van de conventionele straat wordt nabehandeld in een zandfilter. Hogere aanvoer dan DWA wordt via de conventionele straat geleid. Zodra de maximale capaciteit van het zandfilter is bereikt, wordt deze gebypassed waardoor het water van de afloop NBT deels ongefilterd in de effluent put komt, en daarmee het Waterharmonica belast. Deze Waterharmonica bestaat uit een helofytenfilter en een groot open water.

AFBEELDING 1.11 WATERHARMONICA OOTMARSUM

08 - Ootmarsum



De in onderstaande tabel opgegeven hydraulische belasting is berekend op basis van het gemiddelde debiet. Het maximale debiet ligt met ruim 9.000 m³/d ongeveer een factor 3 hoger. Het minimale debiet ligt rond de 1.800 m³/d. Dit geeft een hydraulische belasting van maximaal 0,4 en minimaal 0,08 m/d.

TABEL 1.9 SYSTEEMGEGEVENS WATERHARMONICA OOTMARSUM

Systeemonderdeel	Diepte (m)	Oppervlak (m ²)	Inhoud (m ³)	Debiet (m ³ /d)	Hydraulische belasting (m/d)	Verblijftijd (d)
helofytenfilter	0,40	6.750	2.700	3.030	0,45	0,90
open water	0,60	16.250	9.750	3.030	0,19	3,20
hele systeem		23.000	11.300	3.030	0,13	3,70

1.3 SAMENVATTEND OVERZICHT

De Waterharmonica's in Nederland zijn dus deels verschillend van ontwerp en onderdelen, maar verschillen eveneens qua afmetingen. Ze zijn ook met verschillende doelen aangelegd. In tabel 2.10 zijn de doelen of reden van aanleg voor deze voorgaand besproken systemen aangegeven en in tabel 2.11 een samenvatting van de voornaamste karakteristieken.

TABEL 1.10 ONTWERPDOELEN WATERHARMONICA'S

naam	voornaamste reden(en) aanleg
Elburg	verlaging nutriëntengehalte in effluent RWZI
Eversteekoog, Texel	bron zoet water voor landbouw op eiland, desinfectie wegens passeren woonwijk
Land van Cuijk, Haps	levering water aan landbouw/natuur en verbeteren effluentkwaliteit
Groote Beerze, Hapert	beekherstel Groote Beerze, bevorderen natte natuur
Sint Maartensdijk	reductie nutriënten, inzicht in functioneren helofytenfilter. Recreatie
Klaterwater te Kaatsheuvel	produceren water voor recreatie met laag gehalte nutriënten en pathogenen
Aqualân, Grou	ontwikkeling natuur en paaivijver, demonstratieproject
Ootmarsum	ecologisering effluent voor lozing op een kleine beek

TABEL 1.11 ENKELE KARAKTERISTIEKEN VAN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S

Systeem	Oppervlak (m ²)	Inhoud (m ³)	Debiet (m ³ /d)	Hydraulische belasting (m/d)	Verblijftijd (d)
Elburg	150.000	150.000	10.000	0,07	6,30
Eversteekoog	13.130	7.143	3.500	0,27	2,00
Land van Cuijk	35.685	34.970	8.650	0,24	4,00
Hapert	37.971	19.829	7.200	0,19	2,80
Sint Maartensdijk	10.150	3.650	2.400	0,24	1,50
Kaatsheuvel	71.200	142.500	1.380	0,02	105
Grou*	8.025	3.978	1.200	0,15	3,30
Ootmarsum	23.000	11.300	3.030	0,13	3,70

* = Grou: karakteristieken na hermeting in 2010

In de vorige paragrafen is in meer diepgang ingegaan op de systemen en de werking. Over het geheel kan worden gezegd dat de Waterharmonica's:

- vaak een groot oppervlak beslaan (1 of meerdere hectares),
- een verblijftijd van meerdere dagen hebben,
- een verschillende hydraulische belasting hebben. Er zijn hoogbelaste systemen zoals Eversteekoog, Land van Cuijk en Sint Maartensdijk en laagbelaste systemen zoals Elburg. Als de vennen bij Kaatsheuvel worden meegerekend, dan is dat systeem ook laagbelast. Een hoog belast systeem heeft een hydraulische belasting van ca. 0,25 m/d of meer, een laag belast systeem heeft een hydraulische belasting van 0,05 m/d of minder.

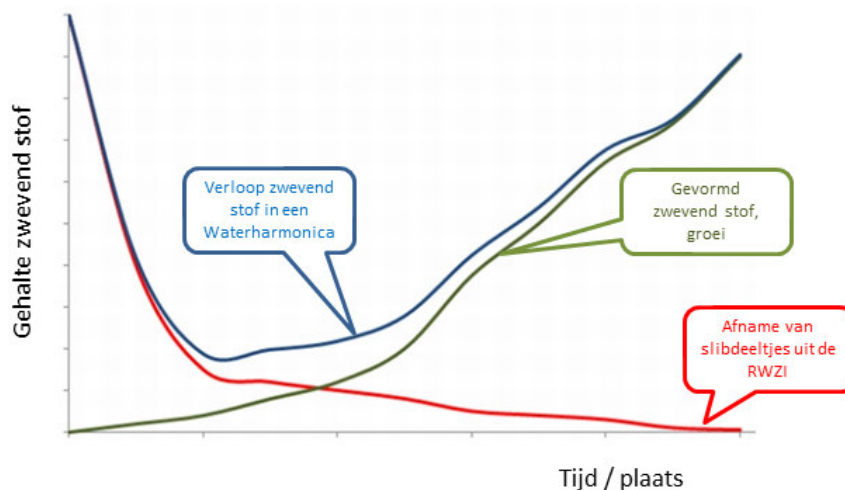
2

ZWEVEND STOF

2.1 ZWEVEND STOF PARADOX

Uit eerdere studies aan Waterharmonica systemen (Eversteekoo en Elburg) is gebleken dat de hoeveelheid zwevend stof in een Waterharmonica niet af neemt, en soms zelfs toeneemt. Dit is in tegenstelling tot de verwachting omdat er, zeker in de eerste waterverdeelbassins, bezinking op kan treden. Een deel van het zwevend stof moet dus verdwijnen maar blijkbaar wordt er gedurende de looptijd in een Waterharmonica weer zwevend stof geproduceerd. Uit onderzoek naar de samenstelling van het zwevend stof wordt dit bevestigd: het zwevend stof verandert van kleine slibvlokken met actief slib met bacterie-draden naar fijn organisch plantaardig materiaal en algen (diatomeeën). In onderstaande afbeelding wordt deze onderzoeksgedachte gevisualiseerd.

AFBEELDING 2.1 ZWEVEND STOF PARADOX: CONVERSIE VAN ZWEVEND STOF IN EEN WATERHARMONICA (NAAR KAMPF, 2009)



Om zowel deze conversie, als de af- of juist toename, en de rol van procesonderdelen beter in beeld te krijgen, heeft van zes van de acht eerder beschreven Waterharmonica's een data-analyse plaatsgevonden van recente monitoring gegevens. Daarbij is alleen gekeken naar de absolute hoeveelheden en niet naar de samenstelling van het zwevend stof. Dit vindt plaats in andere onderzoeken, zoals de onderzoeken van Ruud Kampf en Bram Mulling.

De resultaten worden eerst individueel (paragraaf 2.2) en dan geïntegreerd besproken (paragraaf 2.3).

2.2 ZWEVEND STOF IN DE INDIVIDUELE WATERHARMONICA'S

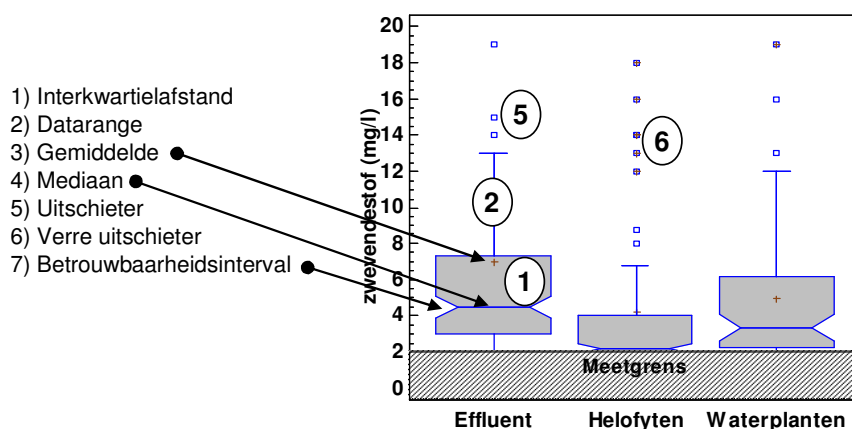
In dit hoofdstuk worden de resultaten van de data-analyse op de in hoofdstuk 1 beschreven Waterharmonica's gepresenteerd, met uitzondering van die in Elburg en Eversteekoog omdat daar geen recente functionele meetgegevens van beschikbaar zijn.

De analyse heeft dus plaatsgevonden op de voor elk systeem beschikbare meetgegevens van recente meetjaren. Per systeem is aangegeven wat dat precies is. Er heeft een analyse plaatsgevonden van de jaargemiddelden, de zomergemiddelden, de wintergemiddelden, de mediaan en de uitschieters. Het onderscheid tussen de seizoenen wordt in paragraaf 2.3. besproken. Bij de bespreking van de resultaten per Waterharmonica is gefocust op de mediaan- en de gemiddeldewaarden, en op de spreiding. Om deze resultaten te visualiseren zijn voor alle metingen zogenaamde box-and-whisker plots opgesteld.

In onderstaande afbeelding is een box-and-whisker plot gepresenteerd:

- Het grijze blok vertegenwoordigt de middelste helft van de data, de interkwartielafstand (25% boven en beneden de mediaanwaarde) (=1).
- De lijnen met op het eind een haaks streepje die boven en onder uit het grijze blok steken vertegenwoordigen de hoogste en de laagste datapunten (de datarange) exclusief uitschieters (=2). Deze uitschieters zijn onder te verdelen in gewone uitschieters (meer dan 1,5 keer de interkwartielafstand van de boven- en ondergrens van het grijze blok) en verre uitschieters (meer dan 3 keer de interkwartielafstand van de boven- en ondergrens van het grijze blok). Gewone uitschieters worden aangeduid met een ongevuul vierkantje, verre uitschieters met een vierkantje gevuld met een plusje.
- De mediaan wordt weergegeven door de horizontale lijn in het blok (=4), het gemiddelde wordt weergegeven met het rode plusje (=3). Wanneer deze op elkaar liggen is de dataset normaal verdeeld.
- Tot slot de inkeping in het grijze blok. Dit geeft de betrouwbaarheidsinterval van de mediaan van de populatie weer op een betrouwbaarheidsniveau van 95%. Een brede inkeping duidt op een grotere spreiding. Wanneer de inkepingen tussen twee populaties in de diagram niet overlappen kan grofweg worden gesteld dat deze significant verschillend zijn. Als deze dus wel overlappen is er géén significant verschil.
- De meetgrens is voor sommige stoffen door het laboratorium aangegeven als de ondergrens van de meting, daaronder is geen nauwkeurige informatie mogelijk. Voor normtoetsing wordt deze meting vaak vervangen door ene waarde gelijk aan de helft van de meting. Voor de statistische toepassing zoals onderstaand is uitgewerkt is dit niet correct en zijn die waarden weggelaten. Dit heeft als nadeel dat het aantal metingen daarmee afneemt en de onbetrouwbaarheid daarmee kan toenemen.

AFBEELDING 2.2 UITLEG BOX-AND-WHISKER PLOT

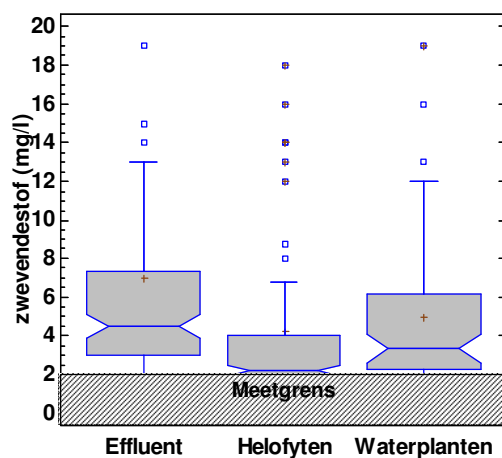


Op basis van de mediaanwaarden en de gemiddelden, zijn tevens eventuele verwijderingsrendementen berekend, over de verschillende componenten van het Waterharmonica systeem. In bijlage 1 zijn de berekende verwijderingsrendementen gepresenteerd voor zwevend stof

2.2.1 LAND VAN CUIJK

De dataset van RWZI Land van Cuijk zoals beschikbaar, beslaat meetgegevens over een periode van zes jaar lopend van 2005 tot en met 2010. In onderstaande afbeelding zijn de zwevend stof meetresultaten van de eerste twee jaar (2005 en 2006) weergegeven van de afloop nabezink-tank (=effluent, in de afbeelding), helofyten en waterplanten¹. Het zwevend stofgehalte zakt in het helofytenfilter geregeld tot onder de gehanteerde meetgrens van 2 mg/l. Het verwijderingsrendement van het helofytenfilter is gemiddeld 50% en significant. De daaropvolgende toename in de waterplanten vijver is ook circa 50% en significant. Over het totale systeem geldt een zwevend stof verwijdering van 25%. De twee jaren na 2006 laten een vergelijkbare afname zien in het helofytenfilter maar de data is niet opgenomen in onderstaande afbeelding omdat in die periode metingen in de waterplantenvijver ontbreken. Het zwevend stof verwijderingsrendement van het helofytenfilter (dus van effluent tot na de rietsloten) in de periode 2005-2008 is gemiddeld circa 55%.

AFBEELDING 2.3 LAND VAN CUIJK ZONDER EFFLUENTFILTRATIE 2005-2006

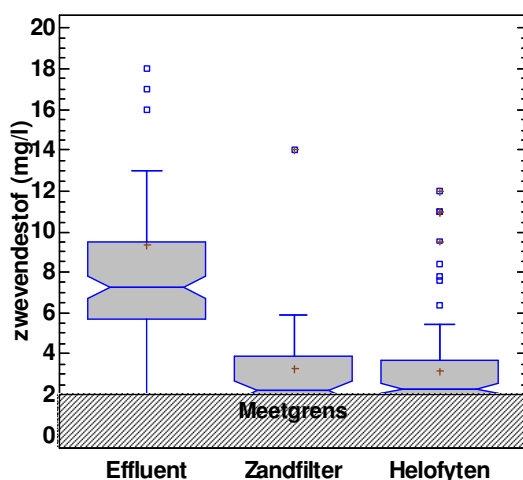


¹ Effluent RWZI en afloop helofyten 120 meetpunten en de waterplantenvijver 70.

Begin 2009 is bij RWZI Land van Cuijk tussen het effluent en het helofytenfilter een zandfilter in bedrijf genomen. De aansluitende meetperiode van bijna 2 jaar laat zien dat het zwevend stof verwijderingsrendement van het zandfilter (ca 65-70%) vergelijkbaar is met die van het helofytenfilter in de meetperiode voor 2009. De spreiding is na zandfiltratie overigens wel een fractie kleiner². Het plaatsen van een helofytenfilter ná het zandfilter (voor de periode 2009-2010) levert geen extra zwevend stof verwijdering. Mogelijk is wel de samenstelling bv. de deeltjesgrootteverdeling anders omdat een zandfilter in het algemeen met name grotere deeltjes tegenhoudt. Het zandfilter wordt overigens regelmatig teruggespoeld waardoor er geen biofilm uitspoeling zal optreden, iets wat in het helofytensysteem wel kan optreden na jarenlange eenzijdige belasting.

Uit vergelijking van de metingen van de afloop van de nabezinktank (= effluent in de afbeeldingen 2.3 en 2.4), kan worden vastgesteld dat in de periode 2009-2010 zowel de mediaan als het gemiddelde van het zwevend stof iets hoger is geweest dan in de periode 2005-2006. Een verklaring hiervoor is niet bekend.

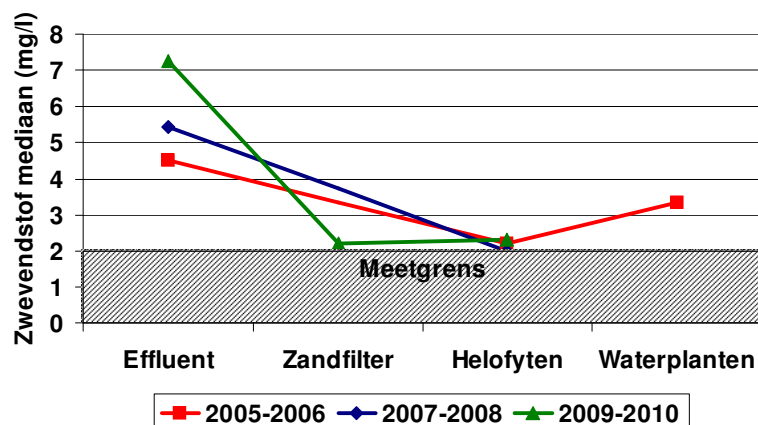
AFBEELDING 2.4 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA LAND VAN CUIJK MET EFFLUENTFILTRATIE 2009-2010



In onderstaande afbeelding 2.5 zijn de medianen van de 3 meetperioden in één grafiek uitgezet. Daaruit kan worden afgeleid dat in de twee periodes vóórdat het zandfilter bij RWZI Land van Cuijk was geplaatst, een vergelijkbare hoeveelheid zwevend stof verwijdering werd behaald door het helofytenfilter. En ondanks het hogere gehalte zwevend stof in de periode 2009-2010, haalt het zandfilter veel zwevend stof uit het water.

² Effluent RWZI 130 meetpunten, afloop helofyten 111, en zandfilter 34.

AFBEELDING 2.5 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA LAND VAN CUIJK, VERGELIJKING 3 MEETPERIODES OP BASIS VAN MEDIAAN WAARDEN

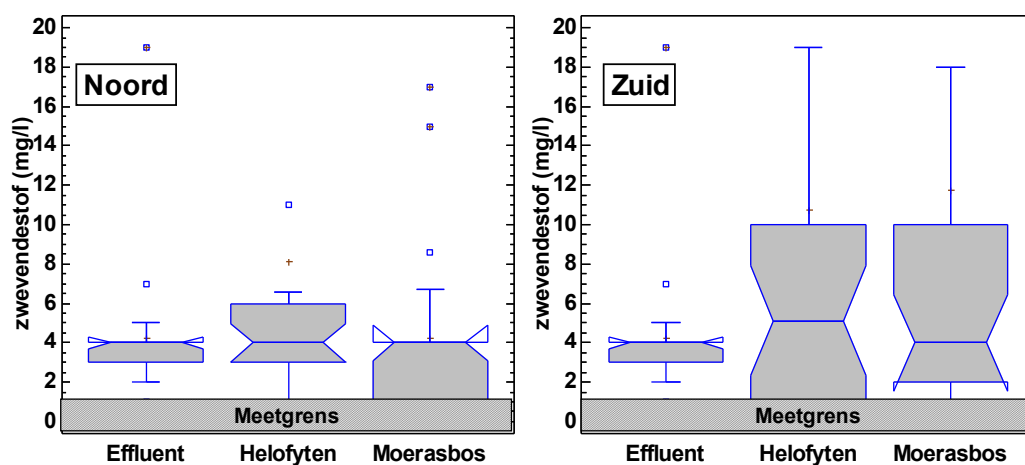


2.2.2 HAPERT

De Waterharmonica van Hapert is onderverdeeld in twee niet met elkaar verbonden systemen; Noord en Zuid. Hapert Noord heeft in tegenstelling tot Zuid nog een grote vijver met 2 dagen verblijftijd tussen het helofytenfilter en het moerasbos. Ook zijn de verblijftijden en oppervlaktebelastingen van beide systemen niet gelijk³.

Zowel Hapert Zuid als Hapert Noord laten over de gehele Waterharmonica geen significante verandering van het zwevend stof gehalte zien. Wel nemen de spreiding en de maxima over beide helofytenfilters sterk toe (van een maximum van 19 mg/l in de afluut van de NBT naar 52-56 mg/l in de afvoer uit het helofytenfilter). Daarbij is er een groot verschil tussen het systeem van Noord en van Zuid. Bij Noord loopt het maximum van 56 weer terug naar 17 mg/l (en daarmee neemt ook de spreiding af) hetgeen mogelijk duidt op de bufferende werking van de grote vijver. In Zuid loopt het maximum verder op naar 89 mg/l.

AFBEELDING 2.6 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA HAPERT-NOORD (MET VIJVER) EN HAPERT-ZUID



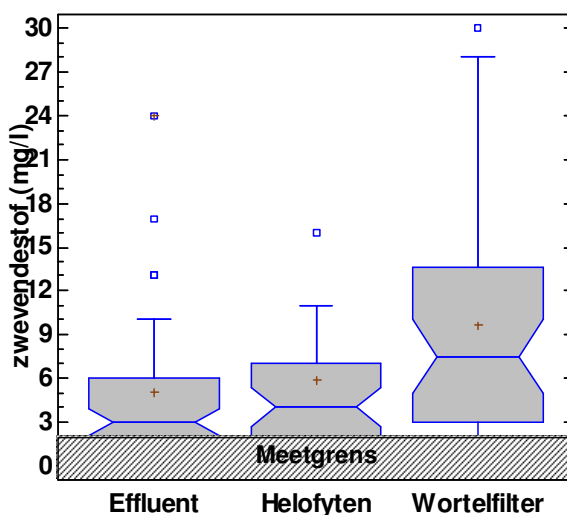
³ De dataset bestaat uit 28 metingen over een periode van 2 jaar (2002-2003). Er zijn geen meetgegevens die inzicht kunnen geven in het effect van de grote vijver van Hapert Noord op het zwevend stof gehalte.

De ogenschijnlijk vreemde vorm van enkele van de box-and-whisker plots uit afbeelding 2.6 wordt veroorzaakt doordat bij de datarapportage veel is gewerkt met afrondingen. Hierdoor komt de mediaan waarde soms gelijk aan de 75 percentiel grens (waaronder van de metingen zich bevindt). Bij de analyse van gegevens van Aqualân te Grou is daarom verder gewerkt met ruwe en niet afgeronde data.

2.2.3 SINT MAARTENSDIJK

Sint Maartensdijk is met data over een periode van 10 jaar de meest uitgebreide dataset. Deze set is opgedeeld in 3 blokken van 3 jaar⁴. In de eerste 3 jaar (2000, 2001 en 2002) presteert de Waterharmonica het minst goed met betrekking tot zwevend stof verwijdering.. Het zwevend stof gehalte neemt over de gehele Waterharmonica met 150% toe en deze toename is significant. Een mogelijke oorzaak van deze toename is het uitspoelen van een biofilm. De biofilm uitspoeling kan worden veroorzaakt door bijvoorbeeld temperatuurverschillen of een te grote biomassa.

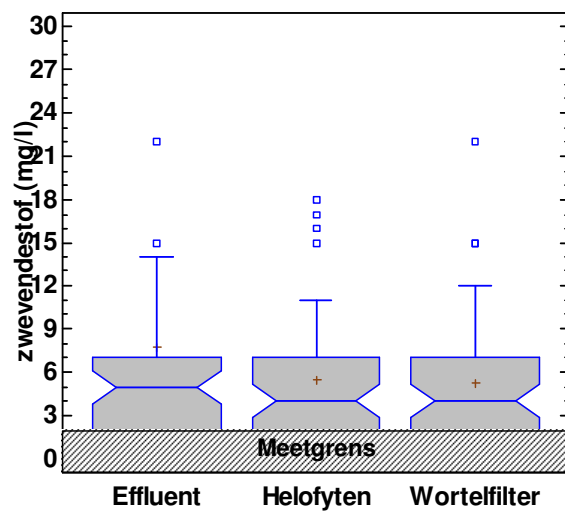
AFBEELDING 2.7 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK 2000-2002



In het tweede blok van 2005-2007 presteerde de Waterharmonica het best. Hoewel geen van de onderdelen noch de Waterharmonica als geheel significante zwevend stof verwijdering gaf, nemen de maxima van het zwevend stof gehalte sterk af (maximaal 66 mg/l in het effluent, naar 18 mg/l uit het helofytenfilter en 22 mg/l uit de wortelzone.

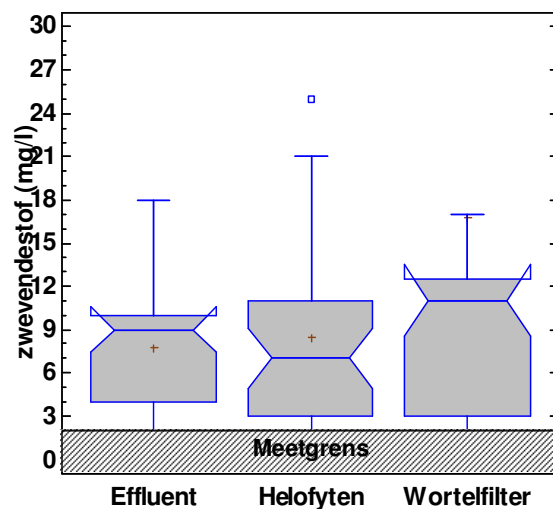
4 Te weten 2000-2002 circa 40 metingen, 2005-2007 circa 35 metingen 2008-2010 circa 45 metingen.

AFBEELDING 2.8 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK 2005-2007



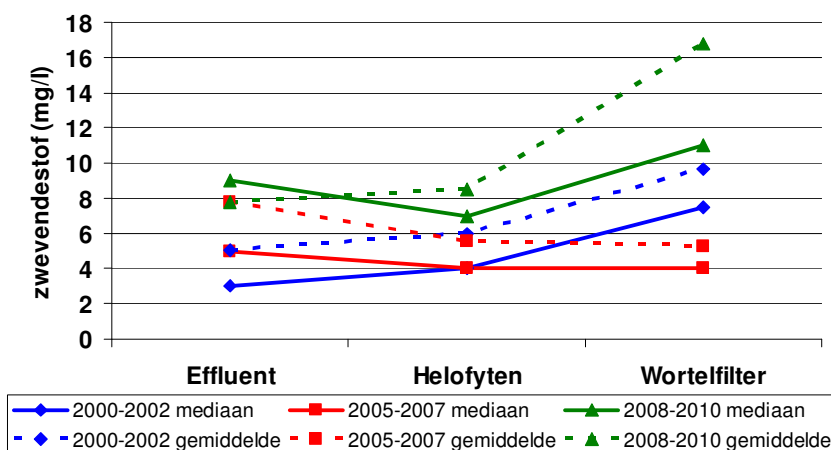
Tijdens de daarop volgende 3 jaar van 2008 tot 2010 bleven de prestaties van het helofytenfilter vergelijkbaar, geen significante maar wel een afname. Het wortelzonefilter gaf daarentegen wel een significante zwevend stof productie van 57%. Ook de Waterharmonica als geheel geeft daarom een significante zwevend stof productie van 22%. Het zwevend stof gehalte van het effluent lag in deze periode wel opvallend veel hoger dan in de voorgaande 2 meetblokken.

AFBEELDING 2.9 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK 2008-2010



In onderstaande afbeelding zijn de medianen en gemiddelden van alle tijdsblokken in één grafiek gezet. Met uitzondering van de eerste jaren zorgt het helofytenfilter voor een, niet-significante, verlaging van het zwevend stof gehalte. De hoge (hydraulische) belasting van de wortelzonefilter zal niet veel verwijderingsrendement opleveren. Eerder nog zal uitspoeling van een biofilm ontstaan en dus een toename van het zwevend stof.

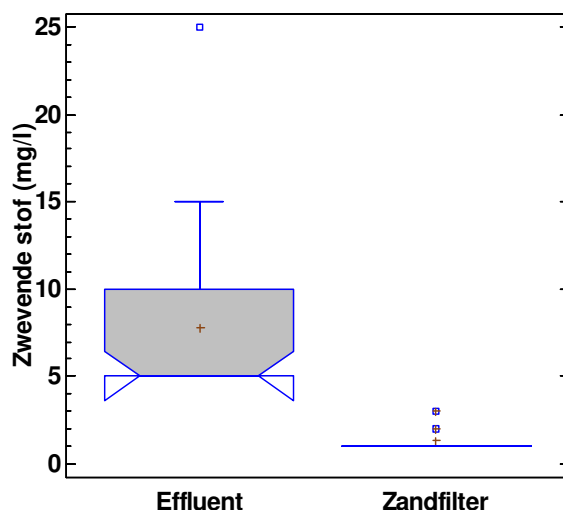
AFBEELDING 2.10 VERANDERING VAN MEDIAAN EN GEMIDDELD ZWEVEND STOF CONCENTRATIES IN WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK



2.2.4 KAATSHEUVEL

De dataset van de Waterharmonica na RWZI Kaatsheuvel is beperkt. Voor dit rapport waren 29 effluent- en 10 zandfiltermetingen beschikbaar. Uit deze resultaten kan een zeer goed presterend zandfilter worden afgeleid (zie afbeelding). Dit is dus de zandfilter op het terrein van de RWZI Kaatsheuvel en niet het verticale helofytenfilter van Klaterwater.

AFBEELDING 2.11 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA RWZI KAATSHEUVEL



Uit enkele metingen na het zandfilter (niet weergegeven) blijkt dat het zwevend stof gehalte in de Waterharmonica weer toeneemt naar gehalten vergelijkbaar met het effluent.

2.2.5 AQUALÂN GROU

Het Aqualân bij de RWZI Grou is uitgebreid onderzocht de afgelopen jaren. Specifiek onderzoek heeft plaatsgevonden naar de bufferende werking van een Waterharmonica op de zwevend stof hoeveelheid en samenstelling ten gevolge van een slibuitspoeling. Dit is in een ander deelonderzoek bij dit STOWA onderzoek gerapporteerd. Ook is gekeken naar de slib-samenstelling. Onderstaand is alleen gekeken naar de hoeveelheden zwevend stof die zijn gemeten in de routinematige analyses van het Aqualân.

Een belangrijke opmerking vooraf is dat er verschillende monsternamen punten zijn van het RWZI effluent die verschillende zwevend stof gehalten laten zien.

De locaties zijn:

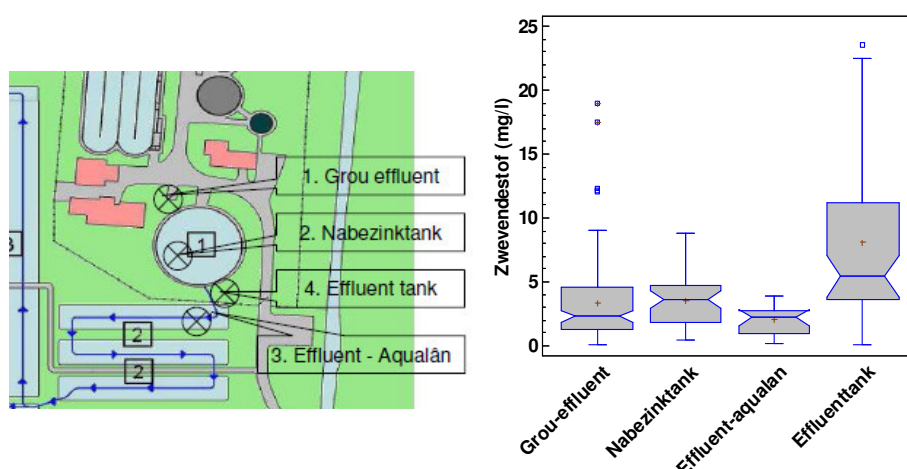
1. Grou effluent; de standaard 24-uurs bemonstering;
2. Nabezinktank; een steekmonster in de nabezinktank;
3. Effluent - Aqualân; een steekmonster aan het begin van de Waterharmonica (eerste vlooienvijver);
4. Effluent tank; een tank gevoed met water uit de eerste vlooienvijver. Het water wordt opgepompt direct bij het punt waar de Waterharmonica wordt gevoed ten behoeve van de voeding van de mesocosms.

Daarnaast beslaan deze metingen niet dezelfde periode. Om een goed beeld te krijgen welke metingen het meest betrouwbare beeld geeft van het daadwerkelijke effluent zwevend stof gehalte, zijn de metingen naast elkaar gezet in boxplots (zie onderstaande afbeelding). Hieruit blijkt dat deze metingen niet allen dezelfde verdeling hebben.

De metingen van de effluenttank (4) liggen significant hoger dan de overige metingen, dat niet kan worden verklaard. Er is gebruik gemaakt van een grote pompcapaciteit om deze voorraadbak te vullen. Meetpunten 1 en 3 zijn niet verschillend, 2 ligt wel circa 1,5 mg/l hoger.

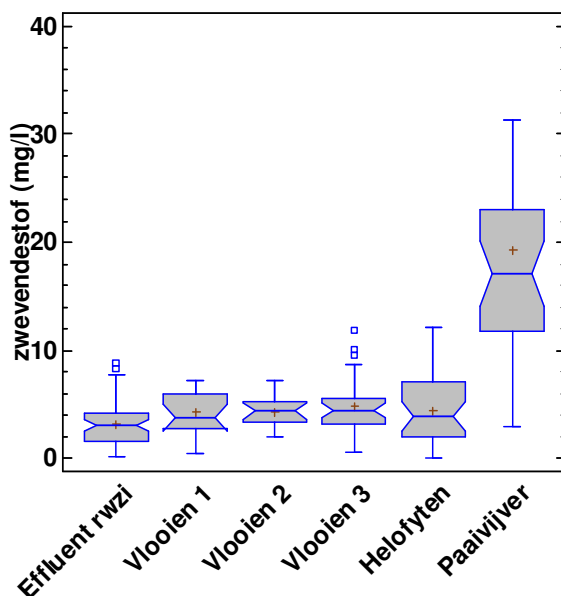
Omdat de Waterharmonica verder uitsluitend wordt bemonsterd met steekmonsters is de keuze gemaakt om voor het vergelijken van de resultaten alleen steekmonsters te gebruiken. Daarmee valt meetpunt 1 af. Meetpunt 4 valt af omdat de metingen significant afwijken. De metingen van meetpunt 2 en 3 vullen samen de periode van de overige metingen in de Waterharmonica en daarom zijn deze gecombineerd tot één dataset: de aanvoer naar het Waterharmonica.

AFBEELDING 2.12 VERSCHILLEN IN ZWEVEND STOF CONCENTRATIES OP VIER MEETLOCATIES OP DE RWZI GROU



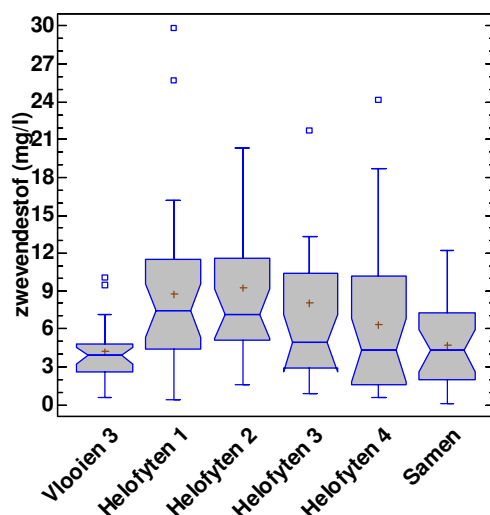
De resultaten van de Waterharmonica bij RWZI Grou zijn dan gebaseerd op 4 jaar aan meetresultaten (2007-2010). In die periode zijn 64 metingen op het RWZI effluent verricht, 16 metingen van vijver 1 en 2 en ruim 30 metingen op vijver 3, helofyten en paaivijver. Afbeelding 2.13 laat zien dat in vrijwel alle stappen van de Waterharmonica zwevend stof productie plaatsvindt. Na het helofytenfilter stroomt het water in de paaivijver. Deze vijver staat in open verbinding met de Kromme Grou en is feitelijk een oppervlaktewater meting. De enorme zwevend stof toename kan daarom waarschijnlijk niet worden toegeschreven aan zwevend stof productie in de paaivijver zelf.

AFBEELDING 2.13 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA GROU



Vanuit vlooienvijver 3 stroomt het water in 4 parallelle helofytenfilters. Daarna komen deze stromen weer samen in een verzamelsloot getiteld “samen”. Het zwevend stof gehalte in de afloop van vlooienvijver 3, aan het einde van de vier parallelle helofytenfilters en in de verzamelsloot staan in afbeelding 2.14 naast elkaar. Wat opvalt, is dat tussen vlooienvijver 3 en de verzamelsloot geen significante verandering in het zwevend stof gehalte plaatsvindt. Toch is er een redelijk verschil zowel in mediaan als in datarange tussen het einde van de rietsloten en de verzamelsloot. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het feit dat het in de rietsloten vrijwel onmogelijk is om monsters te nemen zonder de omgeving te verstoren waardoor biofilm, detritus en sediment in het monster komt. Van deze monstervervuiling is mogelijk minder sprake bij de overige monsternamenpunten en dus ook in de verzamelsloot.

AFBEELDING 2.14 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA AQUALÂN RIETSLOTEN INDIVIDUEEL

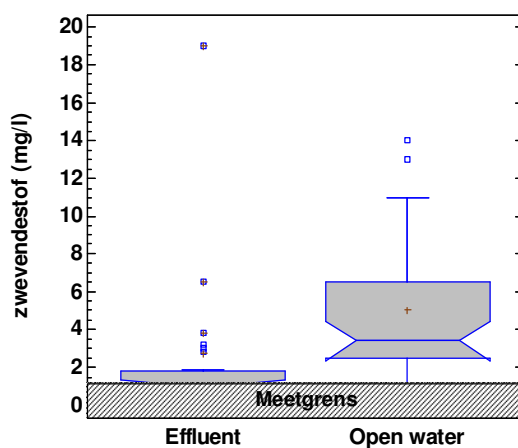


2.2.6 OOTMARSUM

Het effluent van RWZI Ootmarsum bevat door de MBR behandeling en aanvullende zandfiltratie een zeer laag zwevend stof gehalte. In afbeelding 2.15. is te zien dat op enkele uitschieters na alle metingen van het effluent een zwevend stof gehalte geven van lager dan 2 mg/l. De dataset bestaat uit 35 metingen van begin 2009 tot halverwege 2011. De twee monsternamepunten waarmee de zuiverende prestaties van deze Waterharmonica kunnen worden bepaald zijn het effluent en de afloop van de Waterharmonica. Daartussen is het effluent een helofytenfilter, een vistrap en open water gepasseerd. Uit de resultaten blijkt dat deze Waterharmonica een significante zwevend stof toename geeft van 185%. Het zwevend stof gehalte in de afloop van de Waterharmonica is echter vergelijkbaar met die van andere systemen. De procentueel gezien enorme toename van zwevend stof komt grotendeels voor rekening van het lage zwevend stof gehalte van het effluent.

De zandfiltratie zal met name de grotere deeltjes hebben verwijderd. In het vervolg van de Waterharmonica kan een verdere verwijdering én omzetting van deeltjes plaatsvinden, waarmee het zwevend stof verder wordt ge-ecologiseerd.

AFBEELDING 2.15 CONCENTRATIES ZWEVEND STOF WATERHARMONICA OOTMARSUM



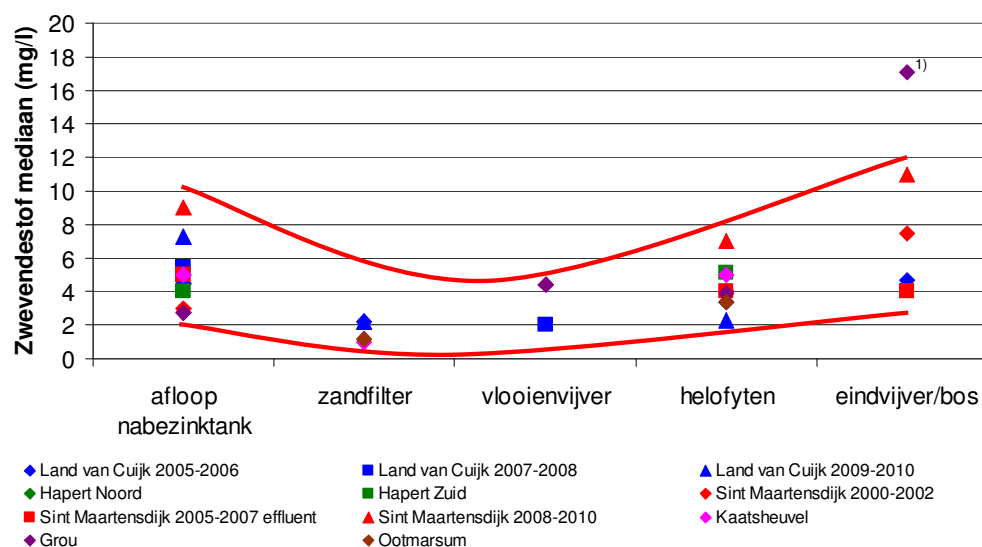
2.3 SAMENVATTEND

2.3.1 BEWIJS VOOR DE PARADOX

Na de eerste metingen aan het Waterharmonica van Eversteekooig is aangetoond dat de “hoeveelheid” zwevend stof in een Waterharmonica als geheel niet afneemt (of zelfs toeneemt). De verschillende componenten van een Waterharmonica kunnen wel een verandering te weeg brengen in deze absolute hoeveelheid. Door conversie van het zwevend stof wijzigt echter de samenstelling van het zwevend stof. Dat is de zwevend stof paradox.

In afbeelding 2.16 zijn de zwevend stof medianen van alle eerder beschreven Waterharmonica's en componenten daarbinnen in één figuur gezet. Hoewel de Waterharmonica's qua samenstelling en belasting niet te vergelijken zijn worden ze in deze figuur toch per systeemonderdeel gepresenteerd in de volgorde zoals ze ruimtelijk veelal voorkomen: Afloop nabezinktank → (zandfilter) → vlooienvijver → helofyten → waterplanten, vennen moerasbos, paaivijver.

AFBEELDING 2.16 ZWEVEND STOF GEHALTEN (MEDIAAN WAARDEN) IN COMPONENTEN VAN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S



1) = meting in de paaivijver bij Aqualân te Grou. Deze komt sterk overeen met het oppervlaktewater van de Kromme Grou.

Een volgende conclusies worden uit deze afbeelding getrokken:

- RWZI's met een zwevend stof gehalte van ca. 5 mg/l of meer in de aflat van de nabezinktank, laten in de Waterharmonica een (lichte) daling van het zwevend stof gehalte zien. Dit treedt met name op in de bezink/watervlooienvijvers. Deze afname kan mogelijk worden verklaard door fysische processen als bezinking en ecologische processen als begrazing door watervlooien.
- Bij RWZI's met een lager zwevend stof gehalte in de aflat van de nabezinktank (<5 mg/l), zorgt een Waterharmonica snel voor een toename van het zwevend stof gehalte.
- Indien een zandfilter vóór het Waterharmonica wordt geplaatst, neemt dit filter reeds de reductie van het zwevend stof voor zijn rekening tot waarden rondom de 2 mg/l. Uit onderzoek op de RWZI Horstermeer is vastgesteld dat dit overigens met name de grotere fractie zwevend stof betreft, die ook makkelijker kan bezinken. De kleinere fractie is met name voedsel voor watervlooien. In de rietsystemen na het zandfilter neemt het zwevend stof gehalte weer toe.

- Een vertikaal wortelfilter aan het einde van een Waterharmonica lijkt eerder te resulteren in een verdere toename van de hoeveelheid zwevend stof (na de rietsloten) dan een afname. Dit kan het gevolg zijn van het ruïen van biofilm uit deze wortelzone.
- De rietsloten (na de vlooienvijvers of zandfilters) resulteren over het algemeen in een gelijkblijvende of lichte stijging van het zwevend stof in het water. De gemeten toename kan een fysische verklaring hebben (verstoring van de bodem bij monsternamen), het kan worden veroorzaakt door het vrijkomen van een biofilm (ruïen) of het kan worden veroorzaakt door bijvoorbeeld algengroei.
- Na een waterplantengedeelte of moerasbos kan de hoeveelheid zwevend stof gehalte nog verder stijgen. De kwaliteit / samenstelling van dit zwevend stof is echter beter dan de aflaat uit de Nabezinktank.

Bovenstaande resultaten bevestigen in absolute hoeveelheden de zwevend stof paradox zoals eerder beschreven. Ook hierbij dient vermeld te worden dat dit geen inzicht geeft in de eventuele verandering van de samenstelling van het zwevend stof. Er zijn van de onderzochte Waterharmonica's geen structurele meetgegevens beschikbaar van deze samenstelling. In specifieke promotieonderzoeken bij de VU en de UVA en het onderzoek naar de piekbelasting (zie deelstudie rapport 3) wordt hiervan wel een duidelijker beeld gegeven.

2.3.2 ROL VAN HYDRAULISCHE BELASTING

Is het nog zinvol te spreken over een verwijderingsrendement van zwevend stof in een Waterharmonica systeem als het rendement namelijk zeer sterk varieert tussen negatieve en positieve waarden?

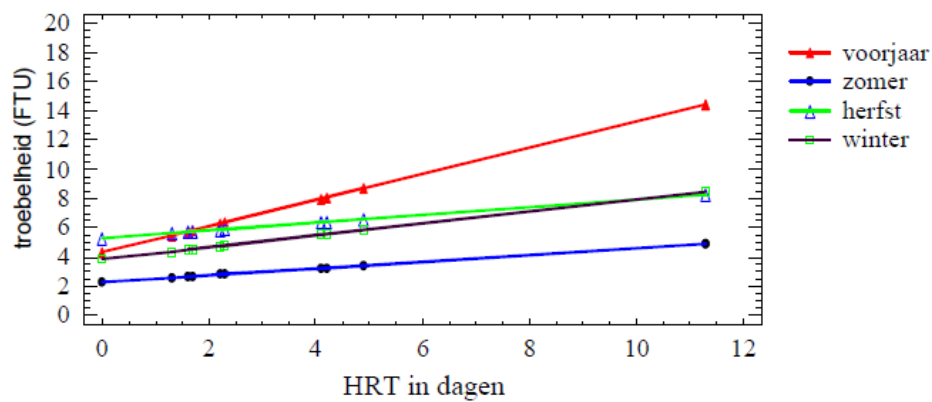
Mede omdat de onderzochte Waterharmonica's met verschillende doelen en uitvoeringen zijn aangelegd, is geen goede dataset beschikbaar om een optimale verblijftijd / hydraulische belasting met betrekking tot de verwijdering van zwevend stof af te leiden. De verandering van de samenstelling is mogelijk het belangrijkste winstpunt en dat komt niet tot uitdrukking met de traditionele manier van analyse van de totale hoeveelheid zwevend stof.

2.3.3 SEIZOENSVERSCHILLEN

Omdat de processen in Waterharmonica's deels ecologisch zijn en deels fysisch, kan het zijn dat de temperatuur een rol speelt in de verwijderingsrendementen. Om daar een beeld van te krijgen zijn van de meest uitgebreide datasets (Sint Maartensdijk, Land van Cuijk en Grou) de verschillen tussen zomer en winter bestudeerd.

Het zwevend stof verwijderingsrendement verschilt sterk tussen zomer en winter. De netto verwijdering lijkt in de winter over het algemeen iets groter te zijn (30-50%) terwijl de zomerwaarden een netto laag verwijderingsrendement laten zien (50% verwijdering tot 100% toename). De meest voor de hand liggende oorzaak is dat de ecologie in de zomer tot extra zwevend stof productie leidt.

AFBEELDING 2.17 RELATIE TUSSEN VERBLIJFTIJD EN TROEBELING IN VERSCHILLENDE SEIZOENEN IN 1997 IN WATERHARMONICA EVERSTEKOOG



Dit is ook reeds aangetoond bij Eversteekooog (zie afbeelding 2.17) waar met name in het voorjaar een sterke toename van de vertroebeling optrad bij grotere verblijftijden waarbij de ecologie dus de tijd kreeg om te groeien en voor vertroebeling te zorgen.

3

PATHOGENEN

3.1 PATHOGENEN VERWIJDERING

De emissie-eisen voor de lozing van behandeld afvalwater zijn gericht op de hoeveelheid zuurstofvragende stoffen, zwevend stof en de nutriënten fosfaat en stikstof. Het afvalwater bevat echter ook aanzienlijke aantallen bacteriën. Dit is voornamelijk afkomstig van menselijke uitwerpselen. Door diverse processen verdwijnt het grootste deel daarvan in de RWZI maar er verlaten altijd nog zo'n 500-1.000 MPN E.Coli/ml de nabezinktank (MPN staat voor Most Probable Number, een aantal dat staat voor het aantal koloniën dat wordt geteld op een telplaat) [Schreijer, 2000].

Indien aan het ontvangende oppervlaktewater specifieke functies zijn gekoppeld, zoals zwemwater, kan het wenselijk zijn de hoeveelheden pathogenen in het afgelaten water verder te verlagen. Zo is bijvoorbeeld de zwemwaternormering gesteld op 9 MPN/ml E.Coli (= 900 MPN/100ml E.Coli).

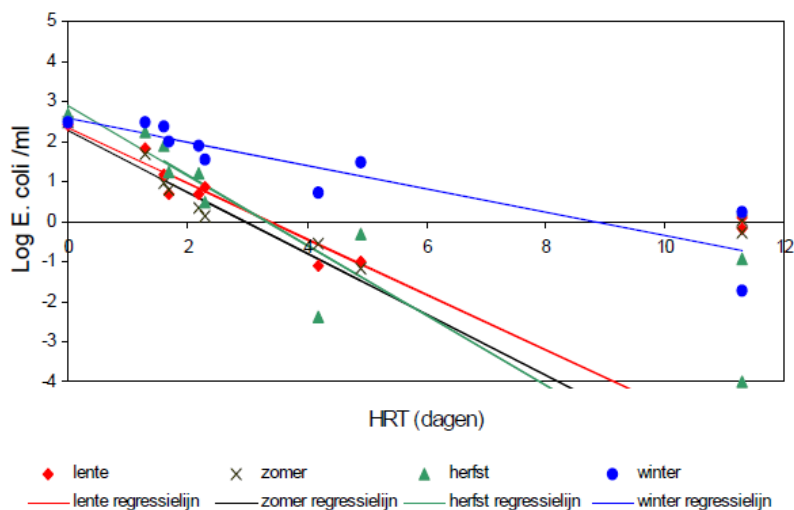
Voor de vermindering van het aantal pathogenen staan verschillende technieken ter beschikking zoals filtratie en UV. Maar ook in een Waterharmonica neemt de hoeveelheid pathogenen sterk af. De bacteriologische en virale samenstelling van het water in een Waterharmonica systeem volgt daarbij in het algemeen een logaritmische afname met de loop van het systeem. Uit de metingen bij het helofytensysteem in Elburg bleken de Thermotolerante Coli voor meer dan 98% verwijderd te worden. Totaal coliform voor 97-99%, Salmonella voor 93% en Streptococci voor 99,5% [Butijn, 1990]. Bij een verblijftijd van ca. 2 dagen werd al een goede desinfectie bereikt bij het Waterharmonica van Eversteekooog (van ca. 350 MPN/ml E.Coli in het effluent van de RWZI naar ca. 10-15 MPN/ml E.Coli in het einde van de Waterharmonica). Bij een verblijftijd van 3 dagen of meer daalde dit zelfs tot onder de 1 MPN/ml E.Coli. [Schreijer, 2000] Een log 2 afname (=99%) van de belasting is dus zeer goed mogelijk (zie tabel 3.1 en afbeelding 3.1).

TABEL 3.1

AANTALLEN E. COLI PER ML IN MONSTERPUNTEN RWZI EN WATERHARMONICA EVERSTEKOOG [SCHREIJER, 2000]

	gemiddelde	mediaan
	MPM/ml	MPM/ml
Aflaat Nabezinktank	450	330,0
Voorbezinkvijver	140	68,0
Midden sloot 3: Riet	22	18,1
Midden sloot 8: Lisdodde	46	13,5
Eind sloot 3: Riet	30	14,7
Eind sloot 7: Lisdodde	44	7,4

AFBEELDING 3.1 RELATIE TUSSEN HOEEVEELHEID E.COLI EN VERBLIJFTIJD IN WATERHARMONICA EVERSTEKOOG [SCHREIJER, 2000]



De mogelijke processen die deze afname bepalen zijn:

- natuurlijke sterfte;
- sedimentatie;
- biologische filtratie (door bijvoorbeeld zoöplankton - Daphnia);
- sterfte door UV straling.

Tevens kan productie in een Waterharmonica ontstaan vanuit nieuwe natuur zoals bijvoorbeeld extra vogels. In het promotieonderzoek van Bram Mulling en als onderdeel van het WIPE onderzoek [Wipe, 2011] wordt expliciet naar bepalende factoren als verblijftijd, waterdiepte en temperatuur en hun rol gezocht.

In dit onderzoek is met name gekeken naar de absolute hoeveelheden en de afname over het gehele systeem en over de componenten van een Waterharmonica. In paragraaf 3.2 worden eerst de meetgegevens gepresenteerd van individuele Waterharmonica systemen waarna in paragraaf 3.3 een integratie plaatsvindt.

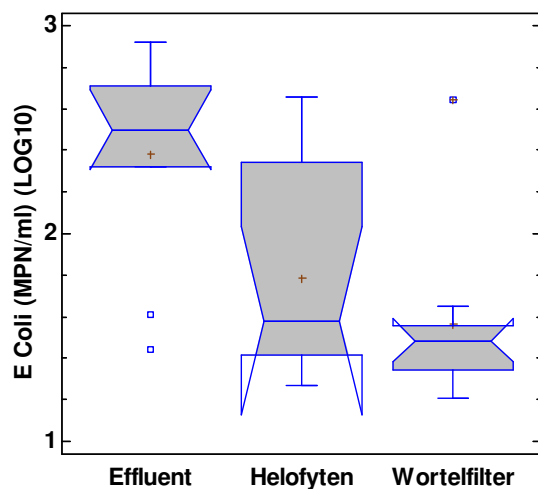
3.2 PATHOGENEN IN DE INDIVIDUELE WATERHARMONICA'S

In drie van de in de voorgaande paragraaf behandelde Waterharmonica's zijn de laatste jaren ook metingen uitgevoerd om het effect van de Waterharmonica op pathogenen vast te stellen. Dit betreft Sint Maartensdijk, Kaatsheuvel en Aqualân te Grou. Het aantal metingen is overigens zeer beperkt. In bijlage 2 zijn de verwijderingsrendementen gepresenteerd zoals berekend uit de data set.

3.2.1 SINT MAARTENSDIJK

Uit 10 metingen die zijn uitgevoerd in de periode januari tot en met mei 2002 blijkt een Coli verwijdering van 75-90% (=log 0,6 tot log 1 verwijdering) over de gehele Waterharmonica. Ook het hoogbelaste wortelzonefilter levert daaraan een positieve bijdrage. De zwemwaternorm van 9 MPN/ml (= 0,9 op de schaal in onderstaande afbeelding) wordt niet gehaald.

AFBEELDING 3.2 GEHALTE E. COLI IN WATERHARMONICA SINT MAARTENSDIJK

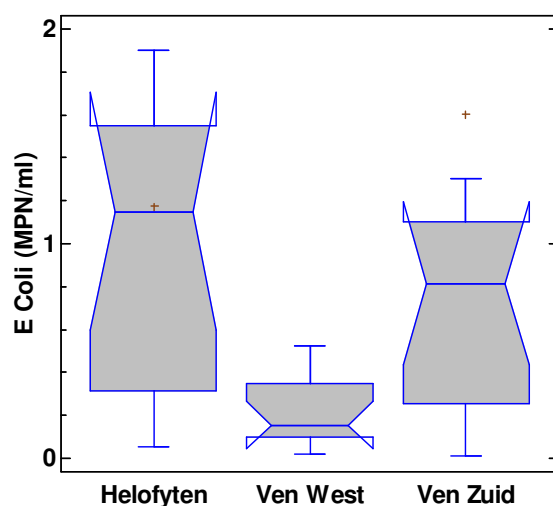


3.2.2 KAATSHEUVEL

Bij de Waterharmonica van Kaatsheuvel zijn per systeemonderdeel twaalf metingen verricht. Meetresultaten van het RWZI effluent en de afloop van het zandfilter ontbreken waardoor het individuele effect van het zandfilter en het helofytenfilter niet kan worden bepaald. Maar omdat bij zowel RWZI Sint Maartensdijk als RWZI Grou de mediaan waarden voor E.Coli in de aflat van de nabezinktank op ongeveer 300-500 MPN/ml ligt, kan worden aangenomen dat dit ook geldt voor Kaatsheuvel. Op basis van die aanname kan worden afgeleid dat de Waterharmonica bij RWZI Kaatsheuvel meer dan 99,5% (=log 2,4 verwijdering) Coli verwijdert (van ca 300 naar 1,15). Dit is dus een afname over de combinatie van het zandfilter en het verticale helofytenfilter. Daarbij worden dan waarden tot rondom de zwemwaternorm gehaald (0,9 in onderstaande afbeelding, waarvan de Y-as namelijk een log10 schaal heeft).

In Ven west neemt het nog iets verder af, en de toename van E.Coli van Ven West naar Ven Zuid kan worden veroorzaakt door natuurlijke besmetting van waterdieren. Dit is ook terug te zien in de paaivijver van de Waterharmonica Grou.

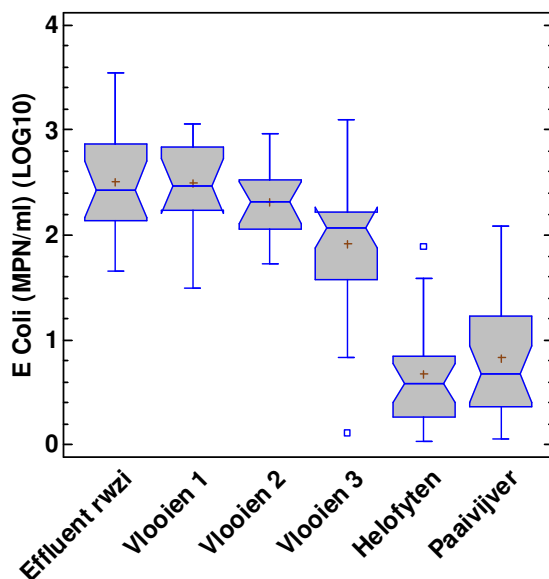
AFBEELDING 3.3 GEHALTE E. COLI IN WATERHARMONICA KAATSHEUVEL



3.2.3 AQUALÂN GROU

Bij de Waterharmonica van RWZI Grou zijn de meest uitgebreide E.Coli metingen verricht⁵. Al deze metingen bevestigen het beeld van een sterke (Log 2 = 99%) Coli verwijdering; van water van de afluut van de nabezinktank met 250-600 E.Coli/ml naar waarde tot minder dan 10 E.Coli/ml in de helofyten.

AFBEELDING 3.4 GEHALTE E. COLI IN WATERHARMONICA GROU



3.3 SAMENVATTEND

VERWIJDERINGSRENDEMENTEN

De resultaten voor Coli verwijdering in Waterharmonica's zijn eenduidig. Er worden verwijderingsrendementen gehaald van 90-99% (= log1 tot log2 verwijdering), tot soms wel een log3 verwijdering (minder dan 0,1 % blijft over)..

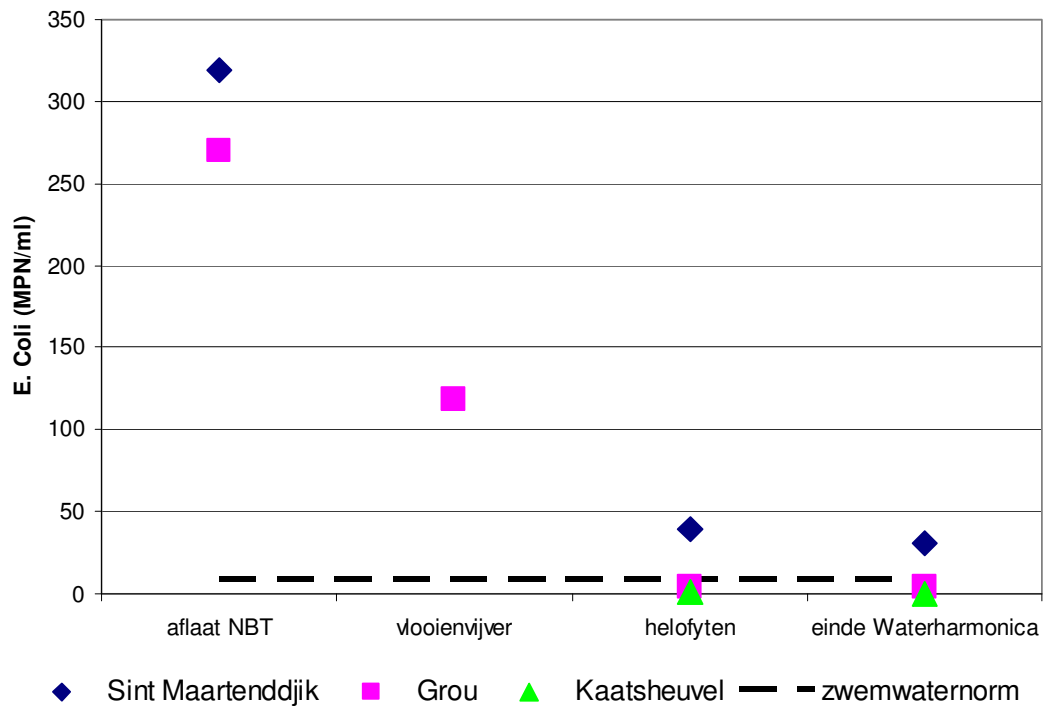
In afbeelding 3.5 zijn de gemeten E.Coli gehalten gepresenteerd zoals deze in de verschillende deelsystemen van de Waterharmonica's van Sint Maartensdijk, Grou en Kaatsheuvel zijn gemeten.

De vraag is waardoor de afname van de pathogenen met name wordt bepaald. De pathogenen maken als bestanddeel van het zwevend stof onderdeel uit van de voedselketen en kunnen dus worden getransformeerd. Ook fysische processen als bezinking of afbraak door UV-straling kunnen de hoeveelheid pathogenen in de waterfase beïnvloeden. Specifiek onderzoek naar het lot van zwevend stof en pathogenen en de rol van de individuele processen daarin, vindt plaats in promotieonderzoeken van de VU en de UVA.

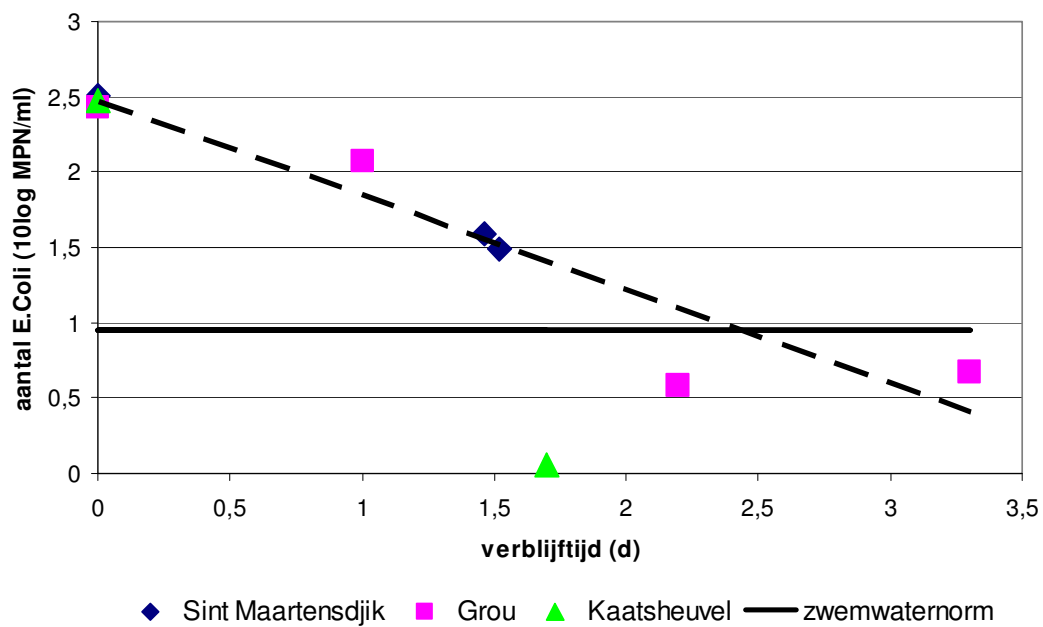
Er zijn maar weinig meetgegevens beschikbaar maar uit afbeelding 3.5 kan al wel worden geconcludeerd dat de afname positief is gecorreleerd met de verblijftijd: Hoe verder je in een Waterharmonica komt, des te minder E.Coli wordt gemeten. Dit is ook eerder aangetoond door de Ruiter in 1978 en Schreijer in 1996. In afbeelding 3.6 zijn de mediaanwaarden van de E.Coli metingen uitgezet tegen de werkelijke verblijftijd van de Waterharmonica systemen.

⁵ 13 metingen op vlooienvijvers 1 en 2, 18 metingen op effluent en 25 metingen op de overige systeemonderdelen

AFBEELDING 3.5 E.COLI GEHALTEN (MEDIAAN WAARDEN) IN ACHTEREENVOLGENDE COMPONENTEN VAN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S



AFBEELDING 3.6 E.COLI GEHALTEN (MEDIAAN WAARDEN) UITGEZET TEGEN DE VERBLIJFTIJD VAN NEDERLANDSE WATERHARMONICA'S



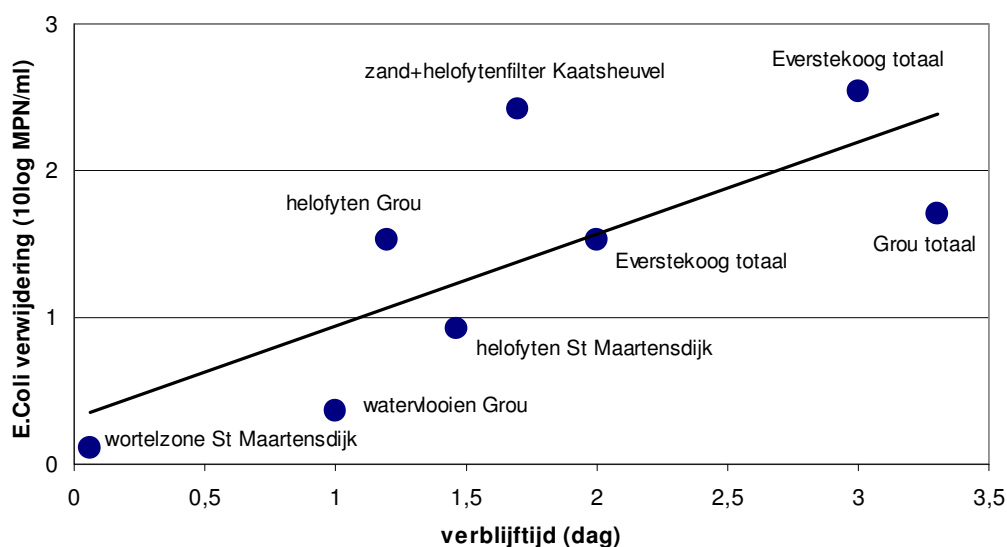
Hierbij kan een relatie worden afgeleid van $10\log(E.Coli) = -0,63 * HRT + 2,5$. In een pilotstudy uit 1996 (Schreijer et al, 1996) werd een verband afgeleid van $10\log(E.Coli) = -0,65 * HRT + C$. De afbraaksnelheid van $-0,65$ is niet uitzonderlijk voor afsterven van E.Coli in oppervlaktewater (de Ruiter, 1978).

Vrijwel alle Waterharmonica's die zijn besproken in dit rapport hebben over het gehele systeem een verblijftijd langer dan 2 dagen. Bij een hydraulische verblijftijd van ca. 1,5 dag kan een log 1 Coli verwijdering worden verwacht (ca 90% verwijdering), bij een verblijftijd van ca 3 dagen is een verwijdering van log2 (=99%) haalbaar.

Indien het gewenst is de waarden voor E.Coli van ca. 500 MPN/ml uit de aflat van de nabezinktank naar ca 9 MPN/ml (voor de zwemwaternormering) te brengen, is een log1,75 noodzakelijk. Om een reductie van ca. log 1,75 te bereiken in een Waterharmonica, is een minimale verblijftijd van 2,5 dag noodzakelijk.

Een volgende vraag is of **specifieke onderdelen van een Waterharmonica** meer of minder bijdragen. In afbeelding 3.7 is de verwijdering van E.Coli uitgezet voor de verschillende beschikbare (deel)systemen. De zandfilter in combinatie met een verticale helofytenfilter bij Klaterwater in Kaatsheuvel laat een duidelijk hogere verwijdering zien (99,6 procent = log 2,5 verwijdering), vergelijkbaar met de verwijdering bij Eversteekoog bij een verblijftijd van 3 dagen). Verder kan worden opgemerkt dat in de eerste vlooienvijvers bij Grou het aantal pathogenen eerst nog iets stijgt (ca 10%) om na drie vijvers met ca. 60% te zijn afgenomen ten opzichte van de lozing. In Eversteekoog was dit tussen 60 en 80%. Na de helofytensloten in Grou is 99% (van de hoeveelheid die werd gemeten in het aangevoerde water uit de nabezinktank) (= log 2 verwijdering) verdwenen.

AFBEELDING 3.7 E.COLI VERWIJDERING ALS FUNCTIE VAN VERBLIJFTIJD MET ONDSCHIED NAAR ONDERDELEN VAN EEN WATERHARMONICA



Om te bepalen of er een verschil in E.Coli verwijdering is tussen **zomer en winter** heeft alleen Grou een interessante dataset. Daaruit blijkt dat in de winter de verwijdering van 80-90% haalbaar is en in de zomer 99%. Ook bij Eversteekoog werd een significant mindere E.Coli verwijdering gemeten in de winter. Effecten van temperatuur, UV-instraling en/of extra predatie spelen daarin waarschijnlijk een rol.

4

SAMENVATTENDE CONCLUSIES

In deze deelstudie is onderzoek verricht naar de veranderingen van de **hoeveelheden zwevend stof en pathogenen** op basis van beschikbare meetgegevens van de in Nederland bestaande Waterharmonica systemen. Daarbij zijn meetgegevens beschouwd van de volgende 6 systemen: Klaterwater bij Kaatsheuvel, het Land van Cuijk te Haps, Sint-Maartensdijk, de Groote Beerze te Hapert, Aqualân te Grou en de Waterharmonica bij Ootmarsum. In andere projecten, zoals WIPE [WIPE, 2011], is onderzoek verricht aan bijvoorbeeld het ecotoxicologische gedrag van Waterharmonica's. Onderzoek naar het optreden en de verklarende processen voor de verandering van de samenstelling van zwevend stof en daarmee de pathogenen, vindt plaats door de onderzoek van Ruud Kampf en Bram Mulling.

ZWEVEND STOF

De totale hoeveelheid zwevend stof neemt in een Waterharmonica meestal niet af. De bezinking en afbraak van het zwevend stof uit de RWZI wordt gecompenseerd door een productie van biologische zwevend stof van afgestorven algen en plantenresten. Dit noemen we de zogenaamde zwevend stof paradox.

De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- Als het effluent van de RWZI meer dan ca. 5 mg/l zwevend stof bevat, zal dit in een Waterharmonica door bezinking en mogelijk begrazing in de eerste bezink/watervlooienvijvers licht kunnen afnemen (tot 2-4 mg/l). De rietsloten van een Waterharmonica resulteren over het algemeen in een gelijkblijvende of lichte stijging van het zwevend stof in het water. Na een waterplantengedeelte of moerasbos kan het zwevend stof gehalte nog iets verder zijn gestegen en zeker bij een open paaigebied worden waarden gemeten die lager zijn dan of overeenkomen met het ontvangende oppervlaktewater (5 á 10 mg/l zwevend stof in het ontvangende oppervlaktewater is een heel normale waarde in Nederland).
- Het natuurlijke proces in de Waterharmonica zorgt voor een verandering van de samenstelling van het zwevend stof naar een meer natuurlijke vorm (bv. algen en watervlooien). Dit komt niet tot uitdrukking in de vaak gehanteerde analysetechniek voor het bepalen van de totale hoeveelheid zwevend stof (in mg/l). Hierdoor lijkt een Waterharmonica met betrekking tot de hoeveelheid zwevend stof geen positieve bijdrage te leveren. Maar de samenstelling van het water is meer natuurlijk. De hoeveelheid algen in de eerste (vlooien)vijvers is over het algemeen nog beperkt. Dit kan komen door de begrazing door zoöplankton maar ook door remming via het specifieke afvalwater van een hoogbelast actief slibstelsel.
- Bevat het effluent minder dan 5 mg/l, dan zal aan het einde van een Waterharmonica de hoeveelheid zwevend stof waarschijnlijk zijn toegenomen. Indien bijvoorbeeld een zandfilter vóór het Waterharmonica wordt geplaatst, resulteert dit in een sterke reductie van het zwevend stof tot waarden rondom de 2 mg/l. Dit is dan met name de grotere fractie zwevend stof (die ook makkelijker kan bezinken). De kleinere fractie is met name voedsel voor watervlooien en ander zoöplankton.

- In de waterpartijen of rietsystemen van een Waterharmonica na een zandfilter neemt het zwevend stof gehalte vaak weer toe. De combinatie van een zandfilter met waterpartijen en rietsystemen kan dan wel zorgen voor een omzetting naar meer natuurlijk zwevend stof. De zandfilters bij de Waterharmonica's van Klaterwater en Land van Cuijk zijn ook niet zozeer aangelegd om de hoeveelheid zwevend stof sterk te verlagen maar eerder om de pathogenen en nutriënten te verwijderen.
- Een wortelfilter zoals bij Sint Maartensdijk aanwezig lijkt te resulteren in een toename van het zwevend stof. Dit komt mogelijk door het vrijkomen van biofilm omdat het systeem niet regelmatig wordt schoongespoeld (terugspoeling) zoals vaak bij zandfilters wel van toepassing is.
- Specifieke grazers, zoals uit de eerste resultaten van mesocosms onderzoek van Ruud Kampf is gebleken met de zoöplankton *Daphnia Magna* en slakken, kunnen de verwijdering van zwevend stof verbeteren.
- Zwevend stof wordt met name in de winter het beste verwijderd omdat dan waarschijnlijk wel de fysische processen zoals bezinking doorgaan, terwijl de interne productie vrijwel stil ligt.

PATHOGENEN

Een Waterharmonica resulteert in een significante afname van de in het effluent van de RWZI aanwezige pathogenen. Uit onderzoek in Eversteekooog was reeds aangetoond dat dit ook geldt voor enkele (bacterio)fagen. Onderstaande conclusies kunnen worden getrokken:

Onderzoek aan *E. Coli* toont een afname van 90-99% (= log1 tot log2 verwijdering), tot soms wel een log3 verwijdering (minder dan 0,1 % blijft over).

- Uit de analyse kan worden geconcludeerd dat de verwijdering sterk is gecorreleerd aan de verblijftijd. Hiervoor kan de vergelijking worden gebruikt $10\log(E.Coli) = -0,63 \cdot HRT + 2,5$. Bij een hydraulische verblijftijd van ca. 1,5 dag kan een log 1 *Coli* verwijdering worden verwacht (ca 90% verwijdering), bij een verblijftijd van ca 3 dagen is een verwijdering van log2 (=99%) haalbaar.
- Om de pathogenen in het effluent van de RWZI te verminderen tot nabij de zwemwaternormering, is een verwijdering van log1,75 noodzakelijk (ca 98%). Daarmee wordt het water van de aflat van de NBT met betrekking tot *E.Coli* van ca. 500 MPN/ml naar 9 MPN/ml gebracht.
- Na de verdeel/bezink/watervlooienvijvers, die vaak een verblijftijd hebben van ca. 1 dag, is 60 tot 80% van de pathogenen verwijderd. Na de helofytensloten, met nog een extra verblijftijd van ca 1 á 1,5 dag is dit 99%.
- Uit de metingen blijkt dat in de winter de verwijdering van 80-90% haalbaar is en in de zomer 99%.

DOORKIJK

Een aantal aspecten verdient nog nadere analyse. In onderliggende analyse is bijvoorbeeld niet specifiek gezocht naar de werking van een Waterharmonica voor het eventueel afvlakken van piekbelastingen in concentraties. Het reduceren van de maximale waarden bij een slibuitspoeling is in deelstudie 3 specifiek onderzocht.

De voor deze studie gebruikte dataset is mede opgebouwd voor het promotieonderzoek van Ruud Kampf en bevat niet alleen gegevens over zwevend stof en pathogenen maar ook informatie over andere parameters. Ook is in dat kader onderzoek uitgevoerd met mesocosms in Horstermeer, Grou en Empuriabrava. Zie ook (Boomen en Kampf, 2012). Nadere analyse kan informatie opleveren over de verwijdering van BZV/CZV en de invloed op de zuurstofhuishouding.

In onderhavig analyse is niet gezocht naar relaties tussen het type belasting en de resultaten/rendementen. Sommige systemen worden namelijk met 100% effluent gevoed en daarmee “dynamisch” hydraulisch belast (dus ook RWA condities), andere systemen hebben een vast doorstroom debiet. Of de metingen samenvallen met DWA of RWA condities is nu niet onderscheiden.

In het verlengde van deze buffering tijdens RWA condities zou gekozen kunnen worden voor een tijdelijke peilstijging. Op die manier kan de verblijftijd op minimaal 3 dagen worden gehouden om bv. pathogenen te verwijderen tot zwemwaterkwaliteit onder alle weercondities.

Uit het deelstudie rapport 2 bleek verder dat in het Aqualân Grou veel niet was als verwacht. De vlooienvijvers waren veel kleiner dan ontworpen. Ook de rietsloten waren, overigens net als het geval was in Eversteekoog minder groot dan verwacht. Daarnaast bleek in het Aqualân sprake van aanzienlijke kortsluitstromen. Dit is ook al aangetoond voor Elburg [Tutijn, 1990], het Waterpark de Groote Beerze in Hapert [Hoek, 2004], maar zijn ook goed waar te nemen in Ootmarsum.

In de periode 2007 - 2010 is aanvullend onderzoek in mesocosm bakken uitgevoerd, zie voor meer informatie [Boomen en Kampf, 2012]. Uit dit onderzoek blijkt dat een aanzienlijke optimalisatie van Aqualân Grou mogelijk is.

5

REFERENTIES

Boomen, R.M. v. d. (2004). Praktijkonderzoek moerassysteem RWZI Land van Cuijk; Samenvattende rapportage monitoring, 2001-2003. (2004_45). Utrecht: Stowa.

Boomen, van den R.M. en R. Kampf (2012b).
Waterharmonica's in Nederland, 1996-2011, van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater, Stowa rapport nr. 2012-12.

Boomen, van den R.M., R. Kampf en B.T.M. Mulling (2012c).
Waterharmonica, onderzoek naar zwevend stof en pathogenen, hoofdrapport, Stowa rapport nr. 2012-10.

Butijn, G.D. (1990).
Evaluatie nareinigingsveld rioolwaterzuiveringsinstallatie
Elburg. (1990 - 20 anw). Lelystad: Rijkswaterstaat, directie Flevoland.

Claassen, T. H. L. (1996).
Het 3D-schakelsysteem: van tweesporenbeleid naar driesporenbeleid; ecotechnologisch van randverschijnsel naar centrumpositie. In 25 jaar toegepast onderzoek waterbeheer, jubileumsymposium STOWA, 13 september 1996 (pp. 141-153). Utrecht: Stowa.

Claassen, T.H.L. (2011).
Heloftytenfilters en zuiveringsmoerassen. Artikel in Land+Water (in press).

Hoek, S. (2004).
Afstudeerrapport "Functioneren moerassysteem bij RWZI Hapert", 5 augustus 2004, Royal Haskoning

Kampf, R., Schreijer, M., Toet, S., en Verhoeven, J.T.A. (1997).
Van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater. In: Biologisch gezuiverd effluent, grondstof of eindproduct? Lezing op NVA -symposium Biologisch gereinigd effluent: grondstof of eindproduct?, 16 oktober 1997. In (pp. Rijswijk). www.waterharmonica/conferences.

Kampf, R. en Sala, L. (2009).
Natural processes to convert treated waste water
into a usable surface water. A Dutch-Catalan cooperation. Jornada "Aigua a la carta.
Processos i tecnologies: L'adequació de la qualitat de les aigües als diferents usos". Barcelona.

Kampf, R., Claassen, T.H.L., Blom, J., Boomen, R.M. v.d., & Schomaker, A.H.H.M. (2009).
'Waterharmonica' in een stroomversnelling: nieuwe inzichten in het nabehandelen van gereinigd afvalwater. H2O [9], 8-9

Mulling B.T.M., R. van den Boomen, J. Kappelhof, H.G. van der Geest and W. Admiraal (2011).
Physical, chemical and biological changes of suspended particles during retention in constructed wetlands. WETPOL, poster presentation (June 2011).

Sala, L. and Kampf, R. (2011). The Costa Brava approach to the Dutch concept of Waterharmonica. http://ccbgi.org/docs/smallwat_2011/l_sala_smallwatt_2011.pdf

Schreijer, M., Kampf, R., Verhoeven, J.T.A., en Toet, S. (2000). Nabehandeling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem met helofyten en waterplanten, Resultaten van een 4-jarig demonstratieproject op rwzi Eversteekoo, Texel. Edam en Utrecht: Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen en Universiteit Utrecht.

Toet, S. (2003). A treatment wetland used for polishing tertiary effluent from a sewage treatment plant: performances and processes. Proefschrift, Universiteit Utrecht, faculteit Biologie.

WIPE (2012). De invloed van moerassystemen op de milieukwaliteit van rwzi effluent en aanbevelingen tot optimalisering (WIPE, Waterharmonica Purification Effectiveness rapport C005/12).

BIJLAGE 1

ZWEVEND STOF IN WATERHARMONICA SYSTEMEN, GEMIDDELTE CONCENTRATIES EN MEDIAANWAARDEN (MG/L) EN RENDEMENTEN (%)

Locaties	meetwaarden			Verwijderingsrendementen	
	op basis van gemiddelden			op basis van mediaan	
Land van Cuijk: 2005-2006	Count	Average	Median		
	123	7,0	4,5	40%	Van Effluent t/m Helofyten
	117	4,2	2,2	-18%	Van Helofyten t/m Waterplanten
Land van Cuijk: 2007-2008	Count	Average	Median		
	128	7,1	5,5	50%	Van Effluent t/m Helofyten
	125	3,5	2,0		
Land van Cuijk: 2009-2010	Count	Average	Median		
	130	9,4	7,3	65%	Van Effluent t/m Zandfilter
	34	3,3	2,2	3%	Van Zandfilter t/m Helofyten
Hapert Noord	Count	Average	Median		
	26	4,2	4,0	-92%	Van Effluent t/m Helofyten Noord
	23	8,1	4,0	48%	Van Helofyten Noord t/m Moerasbos Noord
Hapert Zuid	Count	Average	Median		
	26	4,2	4,0	1%	Van Effluent t/m Moerasbos Noord
	26	11,8	4,0	-178%	Van Effluent t/m Moerasbos Zuid
Sint Maartensdijk 2000-2002	Count	Average	Median		
	40	5,1	3,0	-17%	Van Effluent t/m Rietsloot
	34	5,9	4,0	-62%	Van Rietsloot t/m Wortelzone filter
Sint Maartensdijk 2000-2002	Count	Average	Median		
	40	9,6	7,5	-90%	Van Effluent t/m Wortelzone filter
	40	9,6	7,5	-90%	Van Effluent t/m Wortelzone filter

Locaties		meetwaarden		Verwijderingsrendementen	
		Count	Average	Median	
Sint Maartensdijk 2005-2007	Effluent	47	7,8	5,0	29% Van Effluent t/m Rietsloot
	Rietsloot	47	5,5	4,0	5% Van Rietsloot t/m Wortelzone filter
	Wortelzone filter	47	5,3	4,0	32% Van Effluent t/m Wortelzone filter
Sint Maartensdijk 2008-2010	Effluent	35	7,8	9,0	-9% Van Effluent t/m Rietsloot
	Rietsloot	36	8,5	7,0	-98% Van Rietsloot t/m Wortelzone filter
	Wortelzone filter	36	16,8	11,0	-116% Van Effluent t/m Wortelzone filter
Kaatsheuvel	Effluent	29	7,8	5,0	83% Van Effluent t/m Helofyten
	Helofyten	10	1,3	1,0	
Grou	Effluent	64	3,15	3,04	-55% Van Effluent t/m Vlooienvijver Zuid
	Vlooienvijver Noord	16	4,21	3,73	8% Van Vlooienvijver Zuid t/m Rietsloten
	Vlooienvijver Midden	16	4,33	4,37	-42% Van Effluent t/m Rietsloten
	Vlooienvijver Zuid	33	4,86	4,44	-332% Van Rietsloten t/m Paaijvier
	Rietsloten	31	4,48	3,90	-516% Van Effluent t/m Paaijvier
	Paaijvier	33	19,37	17,10	
					-46% Van Effluent t/m Vlooienvijver Zuid
					12% Van Vlooienvijver Zuid t/m Rietsloten
					-28% Van Effluent t/m Rietsloten
					-338% Van Rietsloten t/m Paaijvier
					-462% Van Effluent t/m Paaijvier

BIJLAGE II

E.COLI IN WATERHARMONICA SYSTEMEN, GEMIDDELDE CONCENTRATIES EN MEDIAANWAARDEN (MPN/ML) EN RENDEMENTEN (%)

Locaties	meetwaarden			Verwijderingsrendementen		op basis van mediaan		
	Count	Average	Median	op basis van gemiddelden				
Sint Maartensdijk E.Coli								
	Effluent	10	2583	952	Van Effluent t/m Rietsloot	68%	Van Effluent t/m Rietsloot	70%
	Rietsloot	10	818	286	Van Rietsloot t/m Wortelzone filter	60%	Van Rietsloot t/m Wortelzone filter	17%
	Wortelzone filter	10	324	237	Van Effluent t/m Wortelzone filter	87%	Van Effluent t/m Wortelzone filter	75%
Sint Maartensdijk Coli Totaal								
	Effluent	10	354	319	Van Effluent t/m Rietsloot	65%	Van Effluent t/m Rietsloot	88%
	Rietsloot	10	125	39,0	Van Rietsloot t/m Wortelzone filter	44%	Van Rietsloot t/m Wortelzone filter	22%
	Wortelzone filter	10	70,0	30,5	Van Effluent t/m Wortelzone filter	80%	Van Effluent t/m Wortelzone filter	90%
Kaatsheuvel								
	Helofyten	12	1,17	1,15	Van Helofyten t/m Ven-West	-135%	Van Helofyten t/m Ven-West	87%
	Ven-West	12	2,76	0,16	Van Ven-West t/m Ven-Zuid	42%	Van Ven-West t/m Ven-Zuid	-426%
	Ven-Zuid	12	1,61	0,82	Van Helofyten t/m Ven-Zuid	-37%	Van Helofyten t/m Ven-Zuid	29%
Grou E.Coli								
	Effluent	18	647	270	Van Effluent t/m Vlooienvijver Zuid	70%	Van Effluent t/m Vlooienvijver Zuid	56%
	Vlooienvijver Noord	13	460	294	Van Vlooienvijver Zuid t/m Rietsloten	94%	Van Vlooienvijver Zuid t/m Rietsloten	97%
	Vlooienvijver Midden	13	299	205	Van Effluent t/m Rietsloten	98%	Van Effluent t/m Rietsloten	99%
	Vlooienvijver Zuid	28	196	119	Van Rietsloten t/m Paaijvier	-53%	Van Rietsloten t/m Paaijvier	-22%
	Rietsloten	25	11,0	3,9	Van Effluent t/m Paaijvier	97%	Van Effluent t/m Paaijvier	98%
	Paaijvier	24	16,9	4,7				
Grou Coli 37								
	Effluent	18	963	475	Van Effluent t/m Vlooienvijver Zuid	44%	Van Effluent t/m Vlooienvijver Zuid	34%
	Vlooienvijver Noord	13	1165	1050	Van Vlooienvijver Zuid t/m Rietsloten	93%	Van Vlooienvijver Zuid t/m Rietsloten	97%
	Vlooienvijver Midden	13	801	461	Van Effluent t/m Rietsloten	96%	Van Effluent t/m Rietsloten	98%
	Vlooienvijver Zuid	29	543	314	Van Rietsloten t/m Paaijvier	-42%	Van Rietsloten t/m Paaijvier	-24%
	Rietsloten	24	35,8	9,8	Van Effluent t/m Paaijvier	95%	Van Effluent t/m Paaijvier	97%
	Paaijvier	24	50,7	12,2				