



Klimaat & waterkwaliteit

Klimaatinvloed op waterkwaliteit en het voorkomen van cyanobacteriële toxines



KvK043/2011



ISBN/EAN 9789490070489



Copyright © 2011

Nationaal Onderzoekprogramma Kennis voor Klimaat (KvK). Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd, in geautomatiseerde bestanden opgeslagen en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, geluidsband of op welke andere wijze ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het Nationaal Onderzoekprogramma Kennis voor Klimaat. In overeenstemming met artikel 15a van het Nederlandse auteursrecht is het toegestaan delen van deze publicatie te citeren, daarbij gebruik makend van een duidelijke referentie naar deze publicatie.

Aansprakelijkheid

Hoewel uiterste zorg is besteed aan de inhoud van deze publicatie aanvaarden de Stichting Kennis voor Klimaat, de leden van deze organisatie, de auteurs van deze publicatie en hun organisaties, noch de samenstellers enige aansprakelijkheid voor onvolledigheid, onjuistheid of de gevolgen daarvan. Gebruik van de inhoud van deze publicatie is voor de verantwoordelijkheid van de gebruiker.



Klimaat & waterkwaliteit

Klimaatinvloed op waterkwaliteit en het voorkomen van
cyanobacteriële toxines

Dr. Sarian Kosten¹
Dr. Edwin Kardinaal²
Ir. Els Faassen¹
Dr. Jordie Netten^{1,3}
Dr. Miquel Lürling^{1,4}



WAGENINGEN UNIVERSITY
WAGENINGEN UR

KWR
Watercycle Research Institute

- (1) Wageningen Universiteit
- (2) KWR Watercycle Research Institute
- (3) Nelen & Schuurmans
- (4) NIOO-KNAW

KvK/043/2011

ISBN/EAN 9789490070489

Met dank aan Bastiaan van Zuidam, Dennis Waasdorp, Irene Paredes Losada, Wendy Beekman (allen Wageningen UR) en DUNEA voor het nemen en opwerken van watermonsters voor de cyanotoxine analyses. Sonja Vernooij en Lisa Knops voor het meedenken in de begin fase. Met dank aan Rob van de Kamp voor het aanleveren van de HDSR data, Roelf Pot voor het beschikbaar stellen van de data uit de Eutrofiërings Enquete. Theo Claassen voor zijn bijdrage aan paragraaf 6.2. De publicaties die mede uit dit KvK project zijn voortgekomen zijn tot stand gekomen met medewerking van Huszar, V.L.M., Bécáres, G. van den Berg, E., Costa, L.S., Van Donk, E., Hansson, W. Hoogenboezem, L.A., Jeppesen, H. Ketelaars, T. Knol, E., Kruk, C., Lacerot, G., Mazzeo, N., De Meester, L., Moss, B., M., Nöges, T., Romo, S., Meerhoff, M., Battarbee, R.W., Havens, K., Liu, Z., Paerl, H.W., Van Zuidam, J., Peeters, E.T.H.M., & Scheffer, M. Dit onderzoeksproject (HSOVOIb; "Invloed van klimaat op waterkwaliteit: welke trends zijn al zichtbaar?") werd uitgevoerd in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Kennis voor Klimaat (www.kennisvoorklimaat.nl). Dit onderzoeksprogramma wordt medegefinancierd door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu, de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Wetterskip Fryslân, Provincie Utrecht, Wageningen Universiteit en het bedrijfstakonderzoek (BTO) dat door de gezamenlijke drinkwaterbedrijven gefinancierd wordt.



Inhoudsopgave

1	Samenvatting	7
2	Summary	9
3	Extended summary	11
4	Inleiding	13
4.1	Aanleiding	13
4.2	Doelstellingen en leeswijzer	14
5	Overzicht van klimaatinvloed op aquatische systemen.....	17
6	Klimaatinvloed op waterkwaliteit in Nederland:.....	23
	wat zien we al?.....	23
6.1	De gemene deler.....	23
6.1.1	Sloten.....	25
6.1.2	Grotere lijnvormige wateren.....	27
6.1.3	Ondiepe meren.....	30
6.2	Inzoomen: Tjeukemeer	33
6.3	Resumé	36
7	Cyanobacteriële toxines in Nederlandse oppervlaktewateren	37
7.1	Cyanobacteriën en klimaatverandering.....	37
7.2	Typen toxines.....	39
7.2.1	Hepatotoxines	39
7.2.2	Neurotoxines.....	40
7.2.3	Dermatotoxines en irritantia	42
7.3	Eerder aangetroffen cyanotoxines in Nederland en omstreken	43
7.4	Methodes.....	46
7.5	Aangetroffen toxines	48
7.6	Karakteristieken van wateren met toxines.....	56
8	Cyanobacteriën in spaarbekkens en –infiltratieplassen	59



8.1 Cyanobacteriën in drinkwaterbekkens: problematisch?	61
8.2 Gegevens getoetst	62
8.2.1 Dunea	62
8.2.2 Evides.....	67
8.2.3 PWN.....	72
8.2.4 Resumé.....	74
8.3 Nadere analyse: cyanobacteriedichtheden te koppelen aan weersinvloeden?.....	75
8.3.1 Dunea	76
8.3.2 Evides.....	77
8.3.3 PWN.....	79
8.4 Conclusie	80
9 Ontwikkelde kennis en kennisdoorwerking.....	83
Referenties	85
Bijlage 1 Selectie ondiepe meren voor statistische analyse.....	91
Bijlage 2 Bemonsterde locaties	95
Bijlage 3 Waterkwaliteitsgegevens van op cyanobacteriële toxines bemonsterde wateren.....	99
Bijlage 4 Waterkwaliteitsgegevens van de drijfslagen.....	105
Bijlage 5 Aangetroffen soorten cyanobacteriën	107



1 Samenvatting

De laatste decennia is er in Nederland en wereldwijd veel geïnvesteerd in verbetering van de waterkwaliteit van oppervlaktewater. Hierbij wordt weinig rekening gehouden met klimaatverandering terwijl klimaatverandering juist grote gevolgen kan hebben voor aquatische ecosystemen. Van de vele facetten van klimaatverandering hebben vooral veranderingen in neerslag en temperatuur een sterke invloed op zoete aquatische systemen. Zowel de fysische als de chemische en biologische toestand van oppervlaktewateren worden door klimaatverandering beïnvloed. Doordat verschillende klimaatfactoren verschillende effecten hebben, is de invloed van klimaatverandering op aquatische ecosystemen niet altijd eenduidig. Wat echter wel duidelijk is, is dat klimaatverandering eutrofiëring versterkt. Om deze negatieve effecten van klimaatverandering tegen te gaan zijn extra reducties in nutriëntenbelasting nodig. Ook is duidelijk dat hogere temperaturen leiden tot meer cyanobacteriën, met name in eutrofe wateren. Cyanobacteriën kunnen toxische stoffen produceren. De resultaten van onze studie bevestigen de aanwezigheid van een groot aantal eerder aangetroffen cyanobacteriële toxines in Nederlandse oppervlaktewateren. Bovendien is deze studie eerste bevestiging van de aanwezigheid van de toxines cylindrospermopsine, deoxy-cylindrospermopsine, nodularine en de saxitoxine dcGTX3 in Nederlandse wateren. Dergelijke stoffen blijken ook aanwezig in infiltratieplassen die ingezet worden voor de drinkwaterproductie. Vooral nog is het niet waarschijnlijk dat cyanotoxines in het drinkwater terecht komen. Wel blijkt dat met name verhoogde luchttemperatuur tot gevolg kan hebben dat dichtheden van cyanobacteriën in spaarbekken en infiltratieplassen toenemen.





2 Summary

The past decades large investments have been made to improve the quality of surface waters in The Netherlands and worldwide. These investments are often made without considering climate change impact on water quality whereas this impact can be considerable. Climate change influences water quality in various ways, especially changes in precipitation patterns and in temperature have a strong influence on freshwater ecosystems. The impacts vary from changes in physical characteristics of the water body to changes in the chemical and biological features. Different climate drivers may influence water quality in distinctive ways which is why climate change effects on aquatic systems are not always straightforward. Nevertheless we can clearly distinguish a consistent climate change effect: Climate change enhances eutrophication. To counteract the negative effects of eutrophication an extra reduction in nutrient loading is necessary. Furthermore it is clear that warming leads to more cyanobacteria, especially under eutrophic conditions. Cyanobacteria can produce toxins. Our study confirmed the presence of a large number of toxins that have been encountered in Dutch surface waters on earlier occasions. Additionally, this study is the first confirmation of the toxins cylindrospermopsin, deoxy-cylindrospermopsin, nodularin and the saxitoxin dcGTX3 in Dutch surface waters. The toxins were also found in drinking water basins. Though the toxins will, most likely, not end up in drinking water, the increase of air temperature may lead to increased densities of cyanobacterial biomass in drinking water basins.





3 Extended summary

The past decades large investments have been made to improve the quality of surface waters in The Netherlands and worldwide. These investments are often made without considering climate change impact on water quality whereas this impact can be substantial. Climate change influences water quality in various ways. One of the most highlighted effects of warming is that it leads to more cyanobacteria, especially under eutrophic conditions. Cyanobacteria can produce a large range of different cyanobacterial toxins, but the occurrence of these toxins has been little investigated in Dutch surface waters. Based on the questions that Dutch water managers have regarding the effects of climate change on water quality and further building on known climate change effects this study, therefore, focussed on two research questions:

1. Which climate related trends in water quality (chemical and biological) are visible in Dutch surface waters and how do these trends influence the achievability of water quality management objectives?
2. Which cyanobacterial toxins are present in Dutch surface waters?

Ad. 1.

The results of international climate change studies clearly show that climate change enhances eutrophication effects. This finding along with a review of international climate research has been communicated (partially) within the “Knowledge for climate” programme to scientists and water managers by means of a book for water managers, an article in a peer-reviewed scientific journal, and presentations at a national congress on “Climate change and aquatic ecosystems: Drivers - Effects – Adaption” organized by STOWA.

Additionally we analysed different Dutch water quality data sets for potential climate related water quality trends. We focussed on water vegetation in ditches and nutrient and phytoplankton (approximated by chlorophyll) concentrations in canals and shallow lakes. When focussing on the different water types as a group, climate related effects are most pronounced in ditches. Correlation analyses indicate a relationship between the NAO winter index and the coverage of different types of water vegetation possibly related to the overwintering strategies of different plant species. The coverage of free-floating plants (such as duckweed, *Lemna* sp.) are positively related to the NAO winter index indicating that their coverage tends to be higher after mild wet winters. Climate change scenarios indicate that the occurrence of mild wet winters will likely increase in the future. Unless nutrient loadings are reduced this may thus lead to more duckweed dominated ditches. This study is published both in a peer-reviewed scientific journal and in a journal read by Dutch water managers.

The correlation analyses focussing on summer average weather conditions and water quality in canals and shallow lakes did not reveal an unambiguous relationship between weather conditions and water quality. When focussing on



single water body, this relationship is often more pronounced. In the shallow lake Tjeukemeer, for example, lake water quality strongly depends on wind velocity: high wind speeds resuspend the sediment increasing nutrient concentrations and decreasing transparency. Over the last decades wind velocity has decreased which may have been responsible for -part of- the improvement in water quality. Overall the different statistical analyses indicate that, on the one hand, oligotrophication (a decrease in nutrient concentrations) masks possible effects of climate change on water quality. On the other hand, however, climate change – and particularly a decrease in wind velocity - may lead to an overestimation of the effectiveness of anti-eutrophication measures. A scientific paper on these findings is in preparation.

Ad. 2.

Our study confirmed the presence of a large number of toxins that have been encountered in Dutch surface waters on earlier occasions. Additionally, this study is the first confirmation of the toxins cylindrospermopsin, deoxy-cylindrospermopsin, nodularin and the saxitoxin dcGTX3 in Dutch surface waters.

Our study confirmed that high concentrations of cyanobacteria do not necessarily lead to high concentrations of toxins. In general, however, we found a strong relationship between the concentration of toxins and the concentration of cyanobacteria in the water. From a climate change perspective this is worrying as earlier studies as well as a study partially developed within the Knowledge for climate programme indicates that warming leads to more cyanobacteria.

Besides the cyanobacterial concentration in the water, the presence of a scum layer of floating cyanobacteria is a strong indication of high concentrations of toxins. A scientific paper on these findings is in preparation.



4 Inleiding

“Monitoringgegevens en klimaatscenario’s leveren duidelijke bewijzen voor het feit dat zoetwatersystemen kwetsbaar zijn en potentieel sterk beïnvloed worden door klimaatverandering, wat verstrekkende gevolgen zal hebben voor de samenleving en voor ecosystemen.” (IPCC 2008)

4.1 Aanleiding

Klimaatverandering heeft een grote invloed op aquatische systemen. Vooral de gevolgen voor de waterkwantiteit (overstromingen, droogte) zijn duidelijk waarneembaar. Klimaatverandering kan echter ook verstrekkende gevolgen hebben voor de waterkwaliteit. Er is een heel scala aan mogelijke gevolgen van klimaatverandering. Enkele voorbeelden zijn: verzilting van het oppervlaktewater, een toename van pathogenen, een toename van problematische exoten, een toename van nutriëntenbelasting en een toename van cyanobacteriën (blauwalgen). Over de exacte gevolgen van klimaatverandering voor de waterkwaliteit is echter nog weinig bekend. Om een prioritering te geven aan de mogelijke onderzoeksvragen voor onderzoek met betrekking op ‘Ondiepe wateren en veenweidegebieden’ heeft de gelijknamige Kennis voor Klimaat “hotspot”¹ daarom op 20 mei 2008 een startbijeenkomst georganiseerd waarbij verschillende watermanagers en andere stakeholders waren uitgenodigd. Op basis van de uitkomsten van deze bijeenkomst zijn er binnen de hotspot drie onderzoeklijnen uitgezet waarbij er één ingaat op deklimateffecten op decompositie en bodemdaling in veenweiden (HSOV1a), één zich richt op het ruimtelijke plannen van maatregelen om klimaateffecten in veenweiden en ondiepe meren tegen te gaan (HSOV1c) en één op de effecten van klimaatverandering op de waterkwaliteit (HSVO1b). Over dit laatste gaat het voorliggende rapport.

De onderzoekers betrokken bij de drie onderzoeklijnen en de stakeholders hebben tijdens de duur van het project half jaarlijks de voorlopige onderzoeksresultaten bediscussieerd tijdens ‘hotspot-bijeenkomsten’. Ook

¹ Onderzoeksprogramma Kennis voor Klimaat ontwikkelt wetenschappelijke en toegepaste kennis om Nederland klimaatbestendig te maken. Het onderzoek richt zich op specifieke locaties in Nederland die kwetsbaar zijn voor de gevolgen van klimaatverandering. Deze locaties heten ‘hotspots’: Levensechte laboratoria waar kennis in de praktijk wordt gebracht. Er zijn acht hotspots. In de hotspots werken teams van overheden, bedrijven en wetenschap samen.



hebben er verschillende veld- en kantoorbezoeken plaatsgevonden. Leden van het hotspotteam waren Bas van der Wal (STOWA), Cees Kwakernaak (Wageningen UR), Daniel van Buren (provincie Fryslân), Erik de Haan, Ron Mes (beiden provincie Zuid-Holland), Gertjan Zwolsman, Sonja Vernooij, Edwin Kardinaal (KRW Watercycle Research Institute), Job van Amerom, Martine Sluijs, Renske Zwart (alle drie Provincie Utrecht), Jeanette van Eck, Peter Heuts, Kees van Vliet (alle drie Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden), Joke Schalk, Harm Janssen (beiden DLG), Jos Schouwenaars, Theo Claassen (beiden Wetterskip Fryslan), Kees de Jong, Steven Verbeek (beiden Waterschap Noorderzijlvest), Nic Grandiek, Marianne Walgreen (beiden provincie Noord-Holland), Fritz Hellman, Ron Janssen (beiden IVM) en Karlijn Brouns (Universiteit Utrecht). “Hotspottrekker” was Jos Verhoeven (Universiteit Utrecht) bijgestaan door Sarian Kosten (Wageningen UR).

4.2 Doelstellingen en leeswijzer

Mede op basis van de Kennis voor Klimaat startbijeenkomst zijn voor het waterkwaliteitsonderzoek de volgende twee onderzoeksdoelstellingen geformuleerd:

1. Inzichtelijk maken welke klimaatgerelateerde trends in waterkwaliteit (chemisch en biologisch) te zien zijn in het Nederlandse oppervlaktewater en hoe deze het behalen van waterkwaliteitsdoelstellingen kunnen beïnvloeden.
2. Inzicht krijgen in de aanwezigheid van verschillende cyanobacteriële toxines in Nederlandse oppervlaktewateren.

Ad.1 De kennis over de invloed van het klimaat op waterkwaliteit en aquatische ecologie is binnen Nederland sterk verspreid aanwezig. Om deze kennis toegankelijker te maken voor watermanagers is er binnen het Kennis voor Klimaat programma onder de vlag van STOWA en de Waterdienst van Rijkswaterstaat het rapport “Een frisse blik op warmer water: Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan” (Kosten 2011) verschenen. In het voorliggende rapport is de samenvatting van dit STOWA/WD rapport integraal overgenomen in hoofdstuk 5. Voor een gedetailleerder overzicht van de belangrijkste kennis over mogelijke invloeden van klimaatverandering op zoete aquatische ecosystemen verwijzen we echter naar het STOWA/WD rapport zelf. Het STOWA/WD rapport geeft tevens informatie over extra maatregelen die nodig zullen zijn om de ecologische kwaliteit te behouden of te verbeteren. Ook geeft het inzicht in de ‘klimaatrobuustheid’ van maatregelen die waterbeheerders nu al nemen. Het is een praktijkgericht document, bestemd voor gebruik door waterbeheerders en andere belangstellenden. Bij het opstellen van het STOWA/WD rapport is gebruik gemaakt van Nederlandse en buitenlandse



literatuur voor zover deze relevant was voor Nederlandse oppervlaktewateren. De focus lag op alle zoetwatersystemen, variërend van beken en rivieren tot meren en vennen. Een wetenschappelijk opinie-paper over de invloed van klimaatverandering op aquatische ecologie waarin de kennis van wetenschappers van over de hele wereld is samengevat is recent gepubliceerd in *Inland Waters* (Moss, Kosten, Meerhoff et al. 2011). Dit artikel is geschreven op initiatief van Marten Scheffer en Sarian Kosten mede naar aanleiding van het Kennis voor Klimaat programma.

Aanvullend op het inzichtelijk maken van bestaande kennis hebben we statische analyses uitgevoerd op waterkwaliteitsdata waarbij we ons gericht hebben op sloten, grote lijnvormige wateren en ondiepe meren. We hebben ons hierbij niet beperkt tot wateren in veengebieden, maar deze hebben – vanwege de focus van de hotspot – wel speciale aandacht gekregen. De resultaten hiervan worden beschreven in hoofdstuk 6.

Ad.2 Om de invloed van klimaatverandering op de toxiciteit van cyanobacteriën te onderzoeken hadden we graag een uitgebreide data-analyse uitgevoerd waarin weersvariabelen worden gekoppeld aan de aanwezigheid en de concentratie van verschillende cyanobacteriële toxines. Op dit moment zijn er echter geen gegevens voorhanden om deze analyses uit te voeren (behalve voor de toxine microcystine zie Ad. 1&2). Omdat naar verwachting de hoeveelheden cyanobacteriën onder invloed van klimaatverandering toe zal nemen (Paerl & Huisman 2008; Paerl & Huisman 2009; Kosten, Huszar, Bécares et al. 2011; deze laatste publicatie is mede tot stand gekomen door 'Kennis voor Klimaat') is het aannemelijk dat ook de aanwezigheid van toxines onder invloed van klimaatverandering zal veranderen. Als eerste stap in het onderzoek naar de invloed van klimaat op de toxiciteit van cyanobacteriën is daarom in dit onderzoek een inventarisatie gemaakt van cyanobacteriële toxines in 79 Nederlandse oppervlaktewateren (waarbij twee locaties twee keer bemonsterd zijn). Hiervoor zijn *state of the art* analyse technieken voor het eerst in Nederland operationeel gemaakt. Er is gekeken naar een range van verschillende toxines in zowel de waterkolom als in drijfslagen. In hoofdstuk 7 worden eerst de verschillende typen toxines beschreven. Hierna wordt beschreven welke soorten – in welke concentraties – waar zijn gevonden.

Ad.1 & 2 Van enkele drinkwaterbekkens en infiltratieplassen zijn meerjarige microcystine data beschikbaar. In hoofdstuk 8 zijn de mogelijke relaties tussen de toxineconcentraties en weersvariabelen onderzocht om inzicht te krijgen in de mogelijke klimaatinvloed op de cyanobacteriënproblematiek.





5 Overzicht van klimaatinvloed op aquatische systemen

(uit "Een frisse blik op warmer water: Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan" door Sarian Kosten (2011))

In Nederland, maar ook wereldwijd, wordt veel geïnvesteerd in het verbeteren van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Hierbij wordt nog weinig rekening gehouden met klimaatverandering, terwijl de gevolgen ervan - met name veranderingen in neerslag en temperatuur - grote effecten kunnen hebben op het functioneren van aquatische ecosystemen. Dit rapport bundelt de belangrijkste kennis over mogelijke invloeden van klimaatverandering op zoete aquatische ecosystemen en geeft informatie over extra maatregelen die nodig zullen zijn om de ecologische kwaliteit te behouden of te verbeteren. Het geeft tevens inzicht in de 'klimaatrobustheid' van maatregelen die waterbeheerders nu al nemen.

17

Klimaatverandering in het kort

Volgens de KNMI '06 scenario's zullen de Nederlandse winters zachter worden en de zomers warmer. De hoeveelheid neerslag neemt toe in de winter en in de lente. Of de zomer- en herfstneerslag toe dan wel af zullen nemen, is sterk afhankelijk van de toekomstige luchtstroming. Extreme situaties qua temperatuur en neerslag zullen vaker voorkomen.

Klimaatverandering beïnvloedt zowel de fysische, de biogeochemische als de biologische toestand van zoete aquatische systemen. De aquatische ecologie wordt bovendien niet alleen direct beïnvloed door een toename in temperatuur en een verandering in neerslagpatroon, maar ook indirect doordat de mens zich aanpast heeft aan het veranderende klimaat. Zo kan klimaatverandering leiden tot een andere gewaskeuze of een ander moment van bemesten. Dit heeft invloed op de nutriëntenafstroming naar het oppervlaktewater. Deze indirecte gevolgen van klimaatverandering kunnen zelfs groter zijn dan de directe gevolgen (zie Tabel 5.1).

De invloed van klimaatverandering is het duidelijkst waarneembaar en voorspelbaar voor de fysische toestand van zoete wateren: minder ijsbedekking, stijging van de watertemperatuur en een sterkere en langere temperatuurstratificatie. Ook de invloed op de biogeochemie van het water (aanwezigheid en interactie tussen de elementen zuurstof, fosfor, stikstof,



zwavel, koolstof en chloor) is duidelijk aanwezig, al spelen hierbij ook lokale omstandigheden een belangrijke rol.

De biologische effecten zijn het lastigst te voorspellen vanwege de complexe interacties binnen aquatische ecosystemen. Ondanks dat én met inachtneming van onzekerheden in de klimaatscenario's en lokale verschillen in het optreden van effecten, is duidelijk dat klimaatverandering de eutrofiëring van oppervlaktewateren versterkt. In beken heeft klimaatverandering bovendien tot gevolg dat steeds vaker sprake zal zijn van afvoerextremen - droogval en piekafvoeren - wat slecht is voor de ecologie van beeksystemen.

Deze conclusies zijn gebaseerd op een groot aantal recente studies waarbij vergelijkingen zijn gemaakt tussen rivieren en meren in verschillende klimaatzones, tussen meetgegevens in sloten, rivieren en meren in verschillende jaren en tussen beken met natuurlijke temperatuurverschillen (IJsland). Ook zijn er gecontroleerde experimenten in meren en in mesocosms, laboratoriumproeven en modelsimulaties uitgevoerd.

De symptomen van eutrofiëring variëren. Er kan sprake zijn van een toename van algen, van - soms toxische - drijflagen van cyanobacteriën ('blauwalgen') of drijvende planten, maar ook van verlies van ondergedoken waterplanten, zuurstofloosheid en veranderingen in de visgemeenschap en macrofauna. In Figuur 5.1 worden de verschillende processen die ten grondslag liggen aan de door klimaatverandering veroorzaakte extra nutriëntenbelasting en de door klimaatverandering versterkte effecten van eutrofiëring samengevat.

Het tegengaan van de negatieve effecten van klimaatverandering op de aquatische ecologie zal voor een aanzienlijk deel moeten bestaan uit het verder terugdringen van de nutriëntenbelasting. In stromende wateren zijn bovendien extra maatregelen nodig die een sterk verminderde afvoer tegengaan. Specifiek voor beken zijn maatregelen nodig die afvoerpieken en droogval bestrijden.

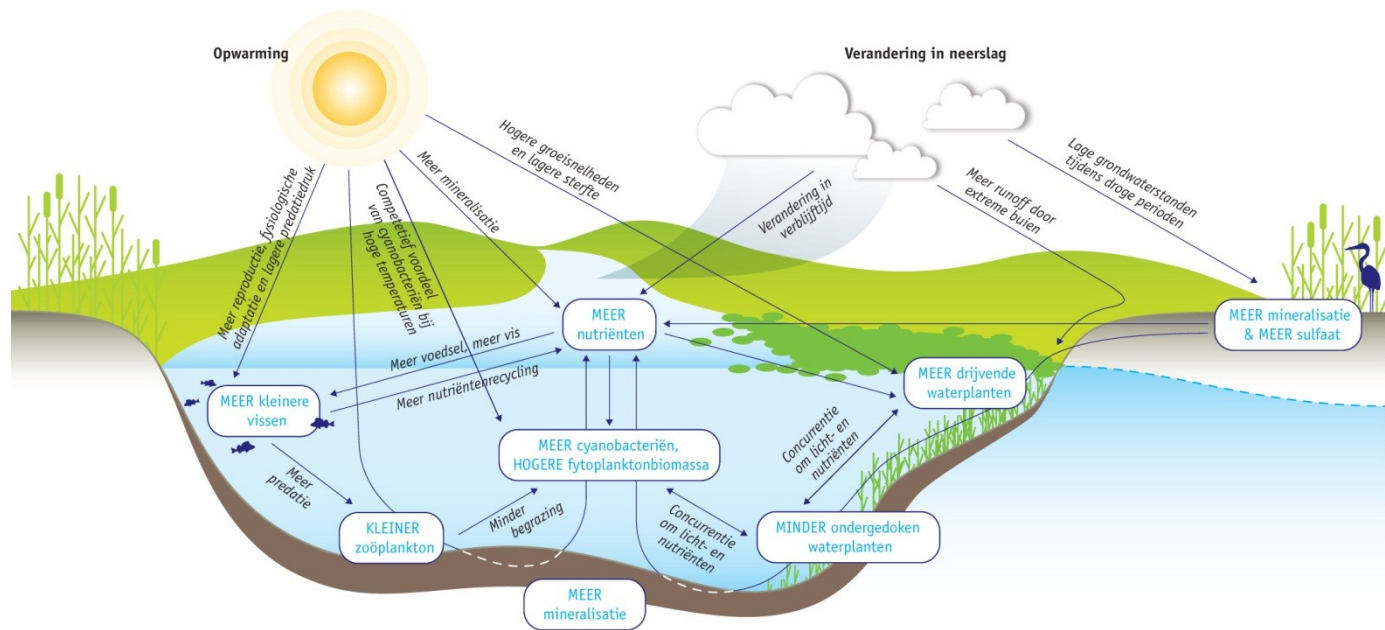


Tabel 5.1. Belangrijkste effecten van klimaatverandering – met name veranderingen in temperatuur en neerslag - op de aquatische ecologie

	Directe effecten van klimaatverandering	Effecten van de menselijke aanpassing aan klimaatverandering
Fysisch	<ul style="list-style-type: none"> • Hogere watertemperatuur en minder ijsbedekking • Langere stratificatieperiode (eerdere start en latere menging) in diepe systemen • Ondiepere spronglaag in diepe systemen • Tijdelijke stratificatie in ondiepe systemen • Toename runoff • Toename piekafvoer en erosie in stromende wateren • Afname afvoer/droogval van stromende wateren • Daling van het waterpeil of grotere behoefte aan inlaatwater. 	<ul style="list-style-type: none"> • Het vasthouden en bergen van water om periodes van droogte door te komen leidt tot een verandering van de watertemperatuur (inclusief eventuele stratificatie van de waterkolom) • Peilhandhaving leidt tot zoetwatertekorten • Veranderingen in gewaskeuzes en landbewerking veranderen de hoeveelheid en kwaliteit van het afstromende en ontvangende oppervlaktewater.
Biogeochemisch	<ul style="list-style-type: none"> • Hogere temperaturen – eventueel in combinatie met een lagere afvoer – leiden tot grotere dag-nachtfluctuaties in zuurstofconcentraties • Kans op periodes met een zeer lage zuurstofconcentratie neemt toe • Hogere interne fosfor- en stikstofbelastingen als gevolg van door opwarming verhoogde nalevering vanuit het sediment • Hogere externe fosfor- en stikstofbelasting door veranderingen in het neerslagregime en de hiermee samenhangende hoeveelheden runoff, inlaat en uitlaat • Versnelde denitrificatie als gevolg van hogere temperaturen • Verhoogde zwavelbelasting door hoge grondwaterstanden in zwavelhoudende bodems in natte winters en door een toename in brakke of zoute kwel • Toename CO₂-concentraties in het water • Mogelijk toename broeikasgasemissie vanuit het water • Stijging chlorideconcentratie door verdamping, brakke kwel en de inlaat van chloriderijk water tijdens droogte 	<ul style="list-style-type: none"> • Intensiever hergebruik van water verhoogt de concentratie van moeilijk afbreekbare toxische stoffen • Verandering in (timing van) mestgebruik beïnvloedt de nutriëntenvrucht naar het oppervlaktewater
Biologisch	<ul style="list-style-type: none"> • Door toename nutriëntenbelasting hogere fytoplankton biomassa • Langer groeiseizoen van fytoplankton, hierdoor in voor- en najaar hogere fytoplankton biomassa • Bij gelijkblijvende nutriëntenbelasting geen eenduidige toename in maximale zomerbiomassa van fytoplankton • Aandeel aan cyanobacteriën in totale fytoplankton-biovolume neemt toe • Afmeting en biomassa van zoöplankton nemen af waardoor de graasdruk op fytoplankton afneemt 	<ul style="list-style-type: none"> • Een langer groeiseizoen kan leiden tot veranderingen in gewascycli en gebruik van pesticiden en mest, wat negatieve gevolgen heeft voor de waterkwaliteit • Een langer groeiseizoen vergt een grotere inspanning bij het schonen van met waterplanten begroeide watergangen • Het verwijderen van obstakels om de waterafvoer



	<ul style="list-style-type: none"> • Uitspoeling macrofauna door piekafvoeren • Soortensamenstelling van waterplanten verandert door zachtere winters (met minder ijs) • In kleine wateren een gotere kans op dominantie door drijvende planten • Bij opwarming kleinere kans op hoge bedekkingen met ondergedoken waterplanten • De karakteristieke waterplanten uit zachte wateren worden bedreigd door een stijging in CO₂ • Door opwarming verandert visgemeenschap: minder koud stenotherme soorten en mogelijk meer bentische soorten • Langere paaitijd van vissen, waardoor er gedurende een langere periode kleine zoöplanktivore vis aanwezig is • Klimaatverandering is vaak niet de belangrijkste factor bij de verspreiding en immigratie van nieuwe soorten. Wel kan klimaatverandering voor sommige soorten de vestiging faciliteren en kan het de abundantie van de exoten sterk beïnvloeden, waarbij zachtere winters tot hogere abundanties leiden. 	<p>te vergroten en het in verbinding brengen van verschillende wateren om de wateraan- of afvoer te kunnen regelen, vergroot het risico op de verspreiding van exoten.</p>
--	--	--



Figuur 5.1. Conceptuele weergave van het eutrofiërende effect van klimaatverandering.





6 Klimaatinvloed op waterkwaliteit in Nederland: wat zien we al?

6.1 De gemene deler

Het is duidelijk dat klimaatverandering een grote invloed heeft op de ecologie in zoetwatersystemen (zie ook hoofdstuk 5). De klimaateffecten zijn duidelijk waarneembaar in bijvoorbeeld mesocosmstudies (bijvoorbeeld McKee, Hatton, Eaton et al. 2002; McKee, Atkinson, Collings et al. 2003; Jeppesen, Moss, Bennion et al. 2010; Netten, Arts, Gylstra et al. 2010), laboratoriumstudies (bijvoorbeeld De Senerpont Domis, Mooij & Huisman 2007), modelstudies (bijvoorbeeld Mooij, Janse, Domis et al. 2007; Jeppesen, Kronvang, Meerhoff et al. 2009; Jeppesen, Kronvang, Olesen et al. 2011) en studies die de effecten van hittegolven bestuderen (bijvoorbeeld Jöhnk, Huisman, Sharples et al. 2008; Wilhelm & Adrian 2008). De resultaten van deze studies geven aan dat vooral de effecten op nutriëntenbelastingen en de fytoplanktonbiomassa en – fenologie² groot kunnen zijn. Klimaatverandering versterkt hierbij de eutrofiëring (bijvoorbeeld Jeppesen, Moss, Bennion et al. 2010; Moss, Kosten, Meerhoff et al. 2011).

In langere termijn veldstudies zijn deze effecten vaak minder duidelijk zichtbaar omdat daar niet alleen klimaatverandering een rol speelt, maar er tegelijkertijd ook allerlei andere veranderingen plaatsvinden (Adrian, O'Reilly, Zagarese et al. 2009). Voorbeelden hiervan zijn veranderingen in landgebruik en – wat voor meren en poldersloten een belangrijke rol speelt – veranderingen in de kwaliteit van het inlaatwater. Omdat de laatste decennia veel is geïnvesteerd in maatregelen die eutrofiëring tegengaan, zien we in een groot aantal wateren dat de nutriëntenconcentraties zijn gedaald (Hosper, Pot & Portielje 2011). De anti-eutrofiëringsmaatregelen, of de re-oligotrofiëringsmaatregelen, kunnen hierdoor de effecten van klimaatverandering die mogelijk al zijn opgetreden (met name de mogelijke toename in nutriëntenbelasting) maskeren. Dit probleem zorgt ervoor dat het niet eenvoudig is om een klimaateffect te destilleren uit veldgegevens. Desalniettemin hebben we getracht met vele data uit de “Limnodata Neerlandica” (STOWA 2001) een beeld te krijgen van de mogelijke invloed van klimaatverandering op ondiepe wateren. De focus lag hierbij op veel voorkomende systemen: sloten, grotere lijnvormige wateren en ondiepe meren. Vanwege de databeschikbaarheid hebben we ons in sloten met name gericht op de vegetatie. In de grotere lijnvormige wateren en meren hebben we daarentegen vooral gekeken naar chlorofyl-a concentraties en

² Timing van jaarlijks terugkerende natuurverschijnselen zoals het optreden van een voorjaars- of zomerbloei van fytoplankton



nutriëntenconcentraties. We hebben onderzocht of de vegetatiebedekking en de concentraties gerelateerd zijn aan verschillende weersvariabelen en aan de NAO winterindex (Zie Box 6.1).

Box 6.1 De Noord Atlantische Oscillatie (NAO) winterindex

Wat is 'NAO'?

De overheersende windrichting in West-Europa wordt grotendeels bepaald door het verschil in atmosferische druk rond IJsland en de Azoren. Dit drukverschil wordt aangeduid met de term "Noord Atlantische Oscillatie" (NAO) Index. De NAO index is positief als de atmosferische druk rond de Azoren veel hoger is dan rond IJsland. Als het verschil gering is, is de NAO index negatief. Een negatieve NAO index gaat in Nederland gepaard met aanvoer van koude lucht. Koude luchtstromen uit het oosten dringen dan verder door wat leidt tot koude winters.

NAO & klimaatverandering

Klimaatscenario's in gematigde streken voorspellen dat de winters milder en natter zullen worden (IPCC 2007). In gedeeltes van West Europa, waaronder ook Nederland, gaan deze omstandigheden samen met een hoge waarde van de NAO winterindex. De NAO winterindex wordt daarom vaak gebruikt als een klimaatproxy (bijvoorbeeld Ottersen, Planque, Belgrano et al. 2001; Straile, Livingstone, Weyhenmeyer et al. 2003). In Nederland is de NAO index negatief gecorreleerd met het Hellmangetal (een mate voor de 'strengheid van de winter'), het aantal vorstdagen en de zonneschijn en positief met de neerslag en temperatuur.

NAO en aquatische ecologie

Verschillende studies wijzen op de correlatie tussen de NAO winterindex en de dynamiek in aquatische ecosystemen. Hierbij is bijvoorbeeld gekeken naar plankton (Straile & Adrian 2000) en waterplanten (Rip, Ouboter & Los 2007).



6.1.1 Sloten

(De werkwijze en de resultaten van die onderzoek zijn gedetailleerd beschreven in Netten, Van Zuidam, Kosten et al. (2011). Hier wordt alleen de hoofdlijn beschreven.)

Om inzicht te krijgen in het effect van weersomstandigheden op de bedekkingsgraad van verschillende typen waterplanten zijn bedekkingsgegevens van sloten uit de "Limnodata Neerlandica" gebruikt. Sloten worden vaak gedomineerd door niet-wortelende drijvende planten of door ondergedoken waterplanten. Doordat verschillende terugkoppelingsmechanismen ervoor zorgen dat de dominantie van het meest aanwezige type moeilijk wordt doorbroken spreekt men wel van twee alternatieve toestanden, bijvoorbeeld 'ondergedoken waterplanten gedomineerd' en 'fytoplankton gedomineerd' (Scheffer & Van Nes 2007).

In deze studie zijn de ondergedoken waterplanten opgedeeld in twee subtypen: waterplanten die groen kunnen overwinteren (altijd-groen) en waterplanten die altijd afsterven in de winter en overwinteringsstructuren vormen zoals bijvoorbeeld zaden of wortelstokken (afstervende planten). Vervolgens is er gekeken naar mogelijke verbanden tussen de bedekkingsgraad van de vrij drijvende planten, de altijd-groene en de 's winter afstervende planten en verschillende weersvariabelen. Er is gebruik gemaakt van 22.961 opnames in 2274 sloten in een tijdsbestek van 26 jaar (1981 -2006).

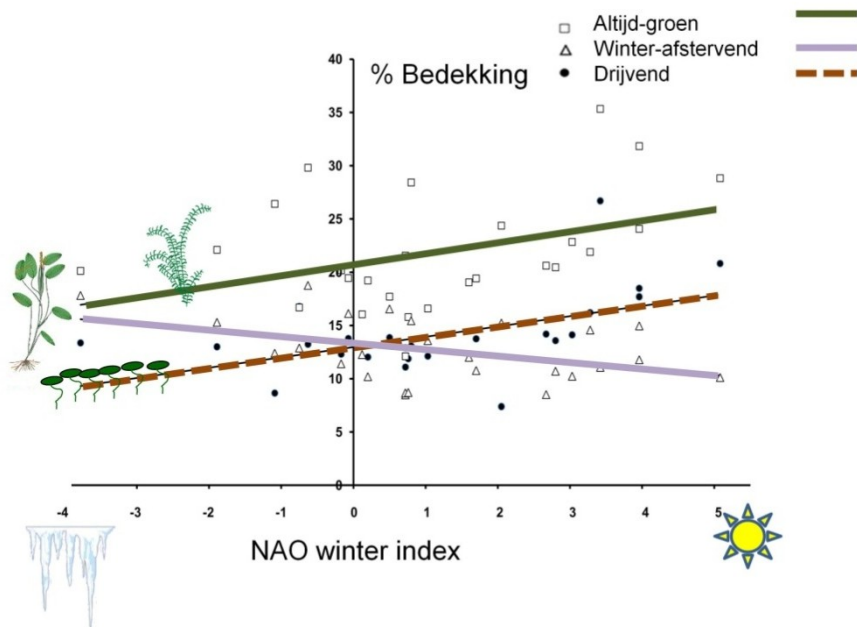
Uit een stepwise linear regression volgde dat de NAO winterindex het sterkst gerelateerd is aan de bedekking van de drijvende en de altijd-groene waterplanten (met respectievelijk een $R^2 = 0.38$, $F = 14.85$, $P = 0.001$ en $R^2 = 0.45$, $F = 6.10$, $P = 0.003$). De NAO winterindex samen met de gemiddelde luchttemperatuur tussen oktober en maart verklaarde de meeste variantie in de 's winters afstervende waterplanten ($R^2 = 0.40$, $F = 7.67$, $P = 0.003$). Drijvende en altijd-groene waterplanten waren beiden positief gecorreleerd met de NAO winterindex, terwijl 's winters afstervende waterplanten negatief gecorreleerd waren met de NAO winterindex (Figuur 6.1). De positieve relatie tussen drijvende waterplanten en de NAO winterindex was significant sterker in sloten in veengebieden dan in sloten in gebieden met een minerale bodem (zand en klei). Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat in milde natte winters de nutriëntenbelasting in de veensloten extra toeneemt. Hogere nutriëntenbelasting en de hieruit resulterende hoge nutriëntenconcentraties in de waterkolom werken over het algemeen in het voordeel van drijvende planten omdat deze volledig afhankelijk zijn van nutriënten uit het water in tegenstelling tot gewortelde planten die ook nutriënten uit het sediment op kunnen nemen.



Samengevat duiden deze resultaten erop dat koude winters gunstig uitpakken voor 's winters afstervende waterplanten terwijl milde winters in het voordeel werken van drijvende en ondergedoken evergreen planten. Het negatieve effect van strenge winters (negatieve NAO winterindex) op drijvende planten en altijd-groene ondergedoken waterplanten kan mogelijk verklaard worden door een toename van vorstschade aan deze planttypen. Ondergedoken waterplanten die afsterven zijn minder kwetsbaar omdat zij met speciale structuren overwinteren in het sediment. Wanneer na een koude winter de andere typen waterplanten afwezig zijn kunnen afgestorven waterplanten hiervan profiteren door een verminderde concurrentie om nutriënten en licht wat uiteindelijk kan leiden tot een hogere bedekking van deze waterplanten. Koude winters kunnen ook op een andere manier positief uitpakken voor 's winters afstervende waterplanten. Sommige waterplanten kiemen namelijk beter na koude winters (Van Wijk & Trompenaars 1985).

Klimaatscenario's duiden op toekomstige warmere winters (hogere NAO winterindices). Onze correlatieve studie geeft aan dat deze warmere winters zouden kunnen leiden tot hogere bedekkingen van sloten met drijvende planten. Dit is vaak ongewenst. Een mogelijkheid om hoge bedekkingen met drijvende waterplanten tegen te gaan is het verder terugdringen van nutriëntenbelasting.

Figuur 6.1.
De Noord Atlantische Oscillatie winterindex en de gemiddelde bedekking met altijd-groene, winter-afstervende en drijvende planten in sloten met een organische bodem





6.1.2 Grotere lijnvormige wateren

Lijnvormige wateren hebben vaak een wateraanvoerende en –afvoerende functie. Hierdoor kan de waterkwaliteit sterk beïnvloed worden door de hoeveelheid neerslag. Bijvoorbeeld in geval van een neerslagoverschot spoelen nutriënten uit het stroomgebied de watersystemen in. Omdat bij een neerslagoverschot de in het water aanwezige stoffen ook worden verdund hoeft de toename in nutriëntenvrucht overigens niet tot een toename in concentratie te leiden.

Om inzicht te krijgen in de mogelijke algemeen voorkomende effecten van weersomstandigheden op de nutriënten- en fytoplanktonconcentraties in lijnvormige wateren zijn gegevens gebruikt van weteringen en kanalen uit het beheersgebied van Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden (HDSR) in de jaren 2000 tot 2009. Er zijn alleen locaties meegenomen waar meer dan 4 jaar waterkwaliteitsgegevens van waren met een minimaal een maandelijkse meetfrequentie. De meetfrequentie in de winter is op veel locaties lager, daarom hebben we ons hier beperkt tot het zomerhalfjaar (april tot en met september).

De nutriëntenconcentraties (totaal stikstof (TN) en totaal fosfor (TP)) en de fytoplanktonconcentraties (chlorofyl-a (chl_a)) variëren sterk per locatie. Hetzelfde geldt voor de fluctuatie in de concentraties. Om toch één enkel beeld te krijgen van mogelijke relaties tussen de waterkwaliteit en weersvariabelen op alle locaties tegelijk zijn de concentraties eerst genormaliseerd. Dit is als volgt gebeurd:

1. Per locatie is voor elk jaar een zomergemiddelde berekend voor TN, TP en chl_a;
2. Vervolgens is per locatie de gemiddelde zomerconcentratie berekend voor alle jaren gezamenlijk (het langjarige zomergemiddelde);
3. Ook is de standaarddeviatie van de zomerconcentraties berekend;
4. De genormaliseerde concentratie van een jaar is bepaald door van de zomergemiddelde concentratie van dat jaar het langjarige zomergemiddelde af te trekken en dit vervolgens te delen door de standaarddeviatie. Een voorbeeld: als de zomergemiddelde TP concentratie in 2001 precies gelijk was aan het langjarige zomergemiddelde resulteert dit in een genormaliseerde TP concentratie (zTP, het voorvoegsel 'z' wordt gebruikt om aan te geven dat de concentratie genormaliseerd is) van 0. Als de zomergemiddelde TP concentratie echter erg hoog was vergeleken met het langjarige gemiddelde dan resulteert dit in een positieve zTP. Hoe hoger de zTP hoe hoger de gemiddelde TP concentratie in dat jaar. Een negatieve zTP duidt op TP zomerconcentratie die onder het langjarige gemiddelde ligt.



Tabel 6.1. De relatie tussengenormaliseerde waterkwaliteitsvariabel en op 21 locaties en weersvariabelen (Pearson correlatie – tweezijdig, alleen significante correlaties zijn weergegeven *** $p < 0.001$, ** $0.001 < p < 0.01$, * $0.01 < p < 0.05$, $n = 134$).

Naar verwachting zullen vooral de weersvariabelen neerslag (vanwege de eerder genoemde afspoeling en verdunning) en mogelijk ook temperatuur (door bijvoorbeeld de invloed op de fosforlevering vanuit het sediment of op de denitrificatiesnelheid, zie ook hoofdstuk 5) van invloed zijn op de nutriënten en hierdoor ook op de fytoplanktonconcentratie. Voor de volledigheid hebben we ook gekeken naar mogelijke verbanden tussen andere weersvariabelen (met name windsnelheid, zonneshijn en de NAO winterindex) op de nutriënten- en fytoplanktonconcentraties. Windsnelheid kan vooral van invloed zijn op de resuspensie van bezonken materiaal. Tenzij de wind precies in de lengterichting van het lijnvormige waterlichaam waait is de strijklengte echter vaak kort in dit type water en is de windinvloed hierdoor vaak beperkt. De hoeveelheid zonneshijn kan mogelijk van invloed zijn op de fytoplanktongroei. Voor de analyses zijn zijn meteogegevens van het KNMI station in De Bilt gebruikt.

	zTP	zTN	zchla	neerslag ¹		temperatuur ²	
				zomer ⁵	winter ⁵	zomer	winter
zTP	-		0.40***	0.29**	0.43***	-0.23*	0.29*
zTN		-					
zchla	0.40***		-	0.25**	0.26**	-0.25**	0.20*

	windsnelheid ³		zonneshijn ⁴	
	zomer	winter	zomer	winter
zTP	0.27**	0.46***	-0.33***	-0.24**
zTN				
zchla	0.38***	0.42***	-0.26***	-0.19*

- 1) Totale neerslag in zomer- of winterhalfjaar
- 2) Gemiddelde zomer- of wintertemperatuur
- 3) Gemiddelde windsnelheid in zomer en winter
- 4) Gemiddelde zonneshijnduur in zomer en winter
- 5) De zomerwaarden hebben betrekking op meteogegevens van 1 april tot en met 30 september, de winterwaarden van 1 oktober tot en met 31 maart, waarbij de winter meteogegevens zijn gecorreleerd met de waterkwaliteit van de daarop volgende zomer.

De correlatiematrix laat zien dat hoge zomer fosforconcentraties in de lijnvormige watergangen vaak samen gaan met hoge fytoplanktonconcentraties (Tabel 6.1). De relatie tussen stikstof en fytoplankton was niet significant. De correlaties tussen de (genormaliseerde) nutriënten en fytoplanktonconcentraties enerzijds en de weersvariabelen anderzijds zijn niet sterk. Bovendien valt op dat de fosfor- en de fytoplanktonconcentratie samenhangt met vrijwel alle in de analyse meegenomen weersvariabelen. Dit zou kunnen duiden op interactieve effecten van verschillende weersvariabelen op de waterkwaliteit. Zo zou de



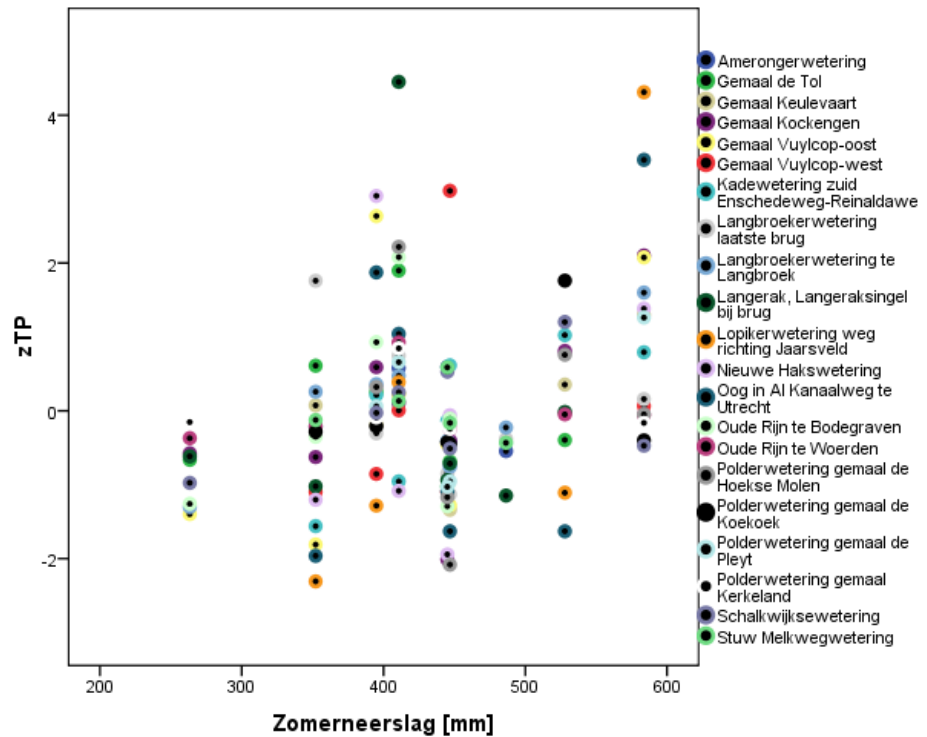
fosforconcentratie in de watergang toe kunnen nemen als gevolg van een grotere vracht vanuit het stroomgebied bij veel regen en zou de toename nog eens extra versterkt kunnen worden als hoge windsnelheden tegelijkertijd het sediment resuspendieren. Waarschijnlijker is echter dat de significante correlaties tussen waterkwaliteit en de verschillende weersvariabelen komt doordat de weersvariabelen onderling ook sterk correleren. Zo hebben natte jaren vaak koude zomers, zijn warme winters vaak winderig en zijn natte zomers niet zonnig. Ook lijken de correlaties te duiden op een sterke invloed van winterse omstandigheden op de zomerconcentraties. Een verhoogde fosforafspoeling in natte winters kan mogelijk ook tot verhoogde concentraties leiden in de daaropvolgende zomer, met name als het fosfor eerst opgeslagen wordt in het sediment en later weer vrij komt, maar dit mogelijke causale verband is niet hard te maken met deze statistische analyse. Ook correlaties tussen natte winters gevolgd door natte zomers kunnen ten grondslag liggen aan het significante verband tussen winterse omstandigheden en waterkwaliteit in de zomer.

Duidelijk is dat de relatie tussen de weersvariabelen en de waterkwaliteit op verschillende locaties niet sterk is. Een verandering in neerslag leidt per locatie tot andere veranderingen in, bijvoorbeeld, de fosforconcentratie (Figuur 6.2). Wanneer we per locatie kijken is de relatie tussen zomerneerslag en de zomergemiddelde fosforconcentratie alleen significant in het water aan de Kadewetering-zuid Enschedeweg-Reinaldweg (Pearson correlatie, $p=0.033$, $R^2=0.56$). De conclusie is dan ook dat er geen eenduidige invloed van het weer op de concentraties van nutriënten en fytoplankton is gevonden. Dit wil niet zeggen dat er geen weersinvloed is, maar wel dat deze vaak locatie afhankelijk en zich voordoet op kortere termijn: een intense regenbui heeft vrijwel direct invloed op de stoffenconcentraties, maar dit is meestal niet terug te vinden in zomergemiddelden. Op één locatie, het ondiepe Tjeukemeer, zijn we verder ingezoomd (paragraaf 6.2).

Uit andere studies blijkt overigens dat ook al is de invloed van veranderingen in neerslagpatronen op de stoffenconcentraties niet altijd eenduidig, een toename in neerslag vrijwel altijd gepaard gaat met een toename in vrachten (Jeppesen, Kronvang, Meerhoff et al. 2009), wat negatieve gevolgen kan hebben voor de benedenstroomse wateren.



Figuur 6.2. De relatie tussen de zomerneerslag en de genormaliseerde totaal fosforconcentratie (zTP) op 21 locaties



30

6.1.3 Ondiepe meren

De waterkwaliteit in ondiepe meren wordt sterk beïnvloed door weersomstandigheden. Over het algemeen gaat klimaatverandering – met name hogere temperaturen en meer – intensere – buien – gepaard met een toename in eutrofiëring {zie hoofdstuk 5; \Kosten, 2011 #6606; Moss, 2011 #6369}. Om na te gaan of deze eutrofiërende of andere effecten ook (al) zichtbaar zijn in Nederlandse ondiepe meren is in eerste instantie gebruik gemaakt van de waterkwaliteitsgegevens uit de “Limnodata Neerlandica”. Een gedeelte van deze database is opgeschoond door Roelf Pot in het kader van de Vijfde Eutrofiëringse enquête (Pot 2010). Deze opgeschoonde dataset is gebruikt voor de in deze paragraaf beschreven analyses. De gebruikte methode komt overeen met die beschreven in paragraaf 6.1.2. Aanvullend is van elke locatie bepaald of er over de jaren heen re-oligotrofiëring heeft plaatsgevonden. Dit is hier gedefinieerd als een significante afname in de totaal fosfor concentratie over de tijd. In totaal hadden 103 ondiepe wateren voldoende data (zie paragraaf 6.1.2 voor selectie criteria) en zijn meegenomen in de analyse (zie bijlage 1).

Een eerste analyse van de correlaties tussen genormaliseerde concentraties TN, TP, chla en weersvariabelen suggereert een relatie tussen de waterkwaliteitsvariabelen, de NAO winterindex en verschillende andere weersvariabelen (Tabel 6.2). Mildere winters lijken samen te gaan met hogere



concentraties aan nutriënten en fytoplankton in de daarop volgende zomer. De waterkwaliteitsvariabelen waren echter het sterkst gecorreleerd met het jaar van bemonstering (Pearson correlaties van -0,39 voor zTP, -0,47 voor zTN en -0,25 voor zchl_a, allen met een $p < 0.001$). Dit geeft aan dat de nutriënten- en fytoplanktonconcentraties op veel plaatsen in Nederland zijn afgenomen over de jaren heen. Deze oligotrofiërende trend is al eerder beschreven voor de in deze analyse meegenomen ondiepe meren en andere Nederlandse wateren (Van Dam, Wanink, Grijpstra et al. 2008; Pot 2010).



Tabel 6.2. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabel en op 103 locaties en weersvariabelen (Pearson correlatie – tweezijdig, n=1222). Voor toelichting van de gebruikte termen en symbolen zie Tabel 6.1.

	zTP	zTN	zchla
zTP	-	0.55 ^{***}	0.40 ^{***}
zTN	0.55 ^{***}	-	0.44 ^{***}
zchla	0.40 ^{***}	0.44 ^{***}	-
NAO	0.17 ^{***}	0.18 ^{***}	0.16 ^{***}
Zomertemperatuur	-0.20 ^{***}	-0.29 ^{***}	
Wintertemperatuur		-0.10 ^{**}	
Hellmann getal ¹		0.14 ^{***}	
Zomerneerslag	-0.07 ^{**}		
Winterneerslag		-0.13 ^{***}	
Zomerwindsnelheid		0.14 ^{***}	
Winterwindsnelheid		0.10 ^{***}	

1) Een maat voor de strengheid van de winter (tijdvak 1 november tot en met 31 met maart). De waarde wordt verkregen door over dit tijdvak alle etmaalgemiddelde temperaturen beneden het vriespunt te sommeren met weglating van het minteken.

In een tweede analyse zijn alleen meren meegenomen waar de totaal fosfor concentratie niet systematisch afnam in de tijd, waardoor er nog ongeveer één derde van de datapunten overbleef (41 locaties). De uitkomsten van deze analyse verschillen aanzienlijk van de eerste. De genormaliseerde totaal fosfor en fytoplanktonconcentraties correleren niet meer met de NAO winterindex en de correlaties tussen de genormaliseerde totaal stikstof concentraties en de weersvariabelen zijn veel zwakker geworden (Tabel 6.3).



Tabel 6.3. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabelen en op 41 locaties waar geen oligotriërendetrend heeft plaatsgevonden en weersvariabelen (Pearson correlatie – tweezijdig, n=350). Voor toelichting van de gebruikte termen en symbolen zie Tabel 6.1.

	zTP	zTN	zchla
zTP	-	0.23 ^{***}	0.27 ^{***}
zTN	0.23 ^{***}	-	0.36 ^{***}
zchla	0.27 ^{***}	0.36 ^{***}	-
NAO		0.11 [*]	
Zomer temperatuur		-0.25 ^{***}	
Wintertemperatuur		-0.12 [*]	
Hellmann		0.17 ^{**}	
Zomerneerslag			
Winterneerslag		-0.20 ^{***}	
Zomerwindsnelheid		0.13 [*]	
Winterwindsnelheid			

Het verschil tussen de eerste en de tweede analyse wordt vooral veroorzaakt door het feit dat behalve dat de waterkwaliteitsvariabelen gecorreleerd zijn met de weersvariabelen, de weersvariabelen ook een trend vertonen. Zo zit er sinds 1980 een dalende trend in de NAO index, is de windsnelheid afgenomen en is de zomertemperatuur toegenomen. Een significante positieve correlatie tussen bijvoorbeeld de NAO index en de concentratie aan totaal fosfor kan dus behalve door de daadwerkelijke invloed van wintercondities op fosforvruchten ook veroorzaakt worden doordat de totaal fosforconcentraties zijn afgenomen als gevolg van anti-eutrofiëringsmaatregelen terwijl tegelijkertijd de NAO-index afnam. Veranderingen in mestbeleid, verdergaande zuivering van afvalwater en veranderde inlaatregimes in de ondiepe meren hebben, doordat ze gelijktijdig met klimaatverandering zijn doorgevoerd, mogelijk het klimaatseffect gemaskeerd. De correlatie analyses maken duidelijk dat, evenals in de lijnvormige wateren (paragraaf 6.1.2), de weersinvloed op de zomergemiddelde waterkwaliteit in ondiepe meren niet eenduidig is.

6.2 Inzoomen: Tjeukemeer

Uit de voorgaande paragrafen blijkt dat de invloed van weersvariabelen op de waterkwaliteit in verschillende wateren niet eenduidig is. Uit eerdere studies die focussen op één bepaald meer komt de klimaatinvloed wel sterk naar voren. Bekende voorbeelden zijn Botshol (Rip, Ouboter & Los 2007) en het Duitse Müggelsee (Wilhelm & Adrian 2008) (beide voorbeelden worden ook beschreven in Kosten (2011)). Binnen het Kennis voor Klimaatprogramma hebben we ingezoomd op een groot ondiep veenmeer: het Tjeukemeer. Dit



meer grenst aan een van de “case study” gebieden van de hotspot Ondiepe meren.

De zomergemiddelde nutriëntenconcentraties in het Tjeukemeer zijn tussen 1990 en 2008 gedaald (Pearson correlatie coëfficiënt voor TN is -0.83 en voor TP -0.87, beiden met een $p < 0.001$, $n=18$). Evenals in de voorgaande paragrafen is eerst gekeken of de gemiddelde TN, TP en chl_a concentraties correleren met weersvariabelen. De meteo data is afkomstig uit het nabijgelegen KNMI station Stavoren behalve de ‘zonneshijn’ gegevens die afkomstig waren uit Leeuwarden. Omdat in het Tjeukemeer ook vaak in de winters is gemeten zijn zowel de zomer- als de wintergemiddelde concentratie berekend. De concentraties zijn niet genormaliseerd omdat er hier maar naar één locatie is gekeken. Aanvullend is ook gekeken of het zomergemiddelde doorzicht –de Secchi diepte – correleert met weersvariabelen.

Van alle weersvariabelen die we hebben meegenomen correleerde alleen de windsnelheid significant met de nutriëntenconcentraties en het doorzicht in de zomer (Tabel 6.4). Deze correlatie is erg sterk. Hoe meer wind hoe hoger de nutriëntenconcentraties en hoe lager het doorzicht. Ook hier vinden we echter een sterke trend in windsnelheden: de laatste jaren is de gemiddelde windsnelheid sterk afgenomen (Pearson correlatie tussen jaartal en gemiddelde windsnelheid in Stavoren is -0.84, $p < 0.001$, $n=17$). Anti-eutrofiëringsmaatregelen die zijn uitgevoerd in de loop van de jaren terwijl ook de windsnelheid is afgenomen zouden dus ten grondslag kunnen liggen aan de positieve correlatie tussen nutriëntenconcentraties en windsnelheden.

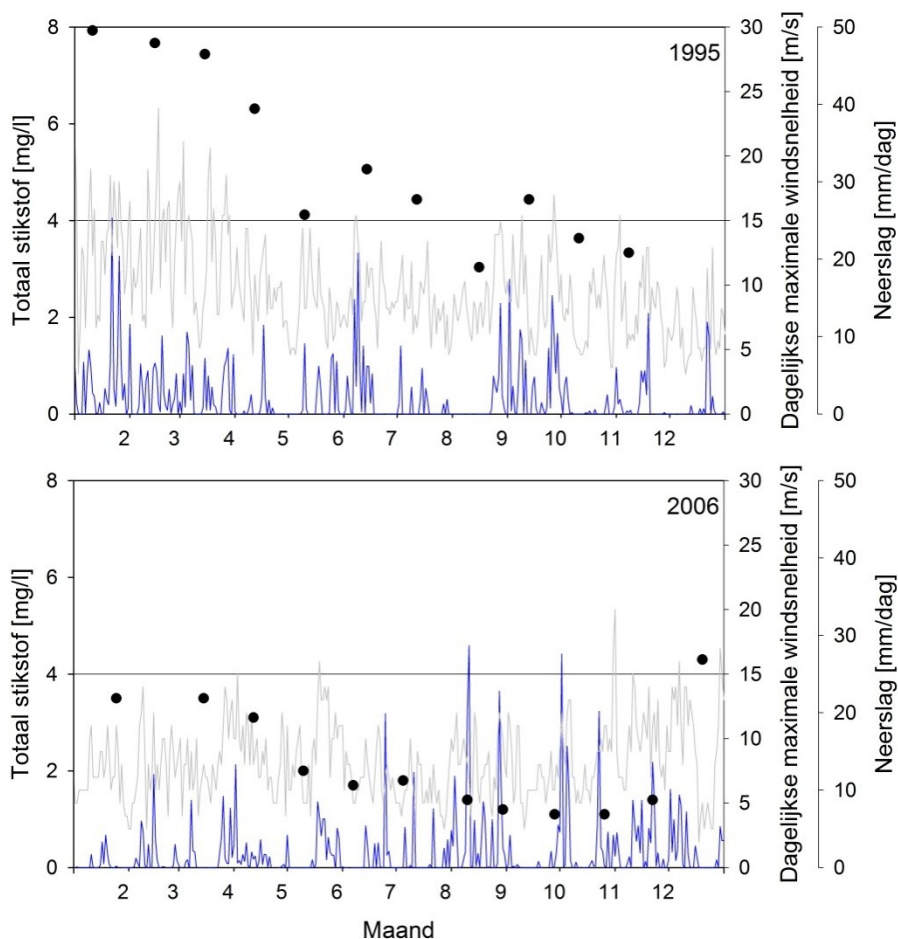
Wanneer we in plaats van naar zomergemiddelden echter naar individuele observaties kijken zien we de relatie tussen waterkwaliteit en windsnelheid ook terug. Wanneer is bemonsterd juist nadat het hard heeft gewaaid is de nutriëntenconcentratie vaak hoger dan wanneer er in een windstille periode is bemonsterd (zie bijvoorbeeld de verhoogde TN concentraties in juni en september in 1995; Figuur 6.3). De windinvloed op de nutriëntenconcentraties en het doorzicht in het Tjeukemeer is op zich niet verassend en ook al eerder beschreven (Haan 1982). Het Tjeukemeer is vrijwel rond, circa 22 km² groot en op veel plaatsen minder dan 1 meter diep. De geringe diepte en de grote strijklengte zorgen ervoor dat het sediment makkelijk wordt opgewerveld als het waait. De sterke relatie tussen de windsnelheid en de waterkwaliteit in het Tjeukemeer plaats echter ook de recente reductie in nutriëntenconcentraties en de toename van het doorzicht in een ander licht: deze kunnen zeer goed het gevolg zijn van de afname in windsnelheden de afgelopen jaren. Het is onzeker hoe het windpatroon in de nabije toekomst zal veranderen (KNMI 1999; Klein Tank & Lenderink 2009). Wanneer de windsnelheden echter, al dan niet als gevolg van klimaatverandering, in de toekomst weer toenemen zullen de nutriëntenconcentraties direct weer toenemen en het doorzicht weer afnemen.



Tabel 6.4. De relatie tussen zomergemiddelde waterkwaliteitsvariabel en in het Tjeukemeer en weersvariabelen (Pearson correlatie – tweezijdig, n=17). Voor toelichting van de gebruikte termen en symbolen zie Tabel 7.1.

	TP	TN	chl _a	Secchi diepte
TP	-	0.91 ^{***}	0.64 ^{**}	-0.83 ^{***}
TN	0.91 ^{***}	-	0.61 ^{**}	-0.85 ^{***}
Chl _a	0.64 ^{**}	0.61 ^{**}	-	-0.64 ^{**}
Secchi diepte	-0.83 ^{***}	-0.85 ^{***}	-0.64 ^{**}	-
Zomerwindsnelheid	0.81 ^{***}	0.89 ^{***}		-0.71 ^{**}

Figuur 6.2. De totaal stikstofconcentratie (zwarte stippen) in het Tjeukemeer in twee jaren die sterk verschillen qua opgetreden windsnelheden (grijze lijn). Als extra informatie is ook de neerslag weergegeven (blauwe lijn). De horizontale lijn is alleen bedoeld als referentielijn.





6.3 Resumé

In sloten is een duidelijke relatie tussen winterse omstandigheden en de watervegetatie in de daaropvolgende zomer. Warme winters lijken te leiden tot hogere kroosbedekkingen.

In zowel lijnvormige wateren als in meren vinden we geen eenduidige relatie tussen zomergemiddelde weersomstandigheden en waterkwaliteit (mogelijk wel in extremen). Dit kan verschillende oorzaken hebben. Enkele voorbeelden zijn:

1. Effecten van klimaatverandering hangen af van de stroomgebiedseigenschappen. De verandering in nutriëntenvrachten bij veranderend neerslagpatroon hangen bijvoorbeeld sterk af van de bodemsamenstelling en het landgebruik in het stroomgebied.
2. Effecten van klimaatverandering hangen af van watersysteem specifieke eigenschappen. Bij hogere temperaturen neemt de interne belasting bijvoorbeeld alleen sterk toe als er veel nutriënten in het sediment aanwezig zijn.
3. Effecten van klimaatverandering hangen ook af van menselijk ingrijpen. Zo leidt een droge periode tot waterpeilverlaging in geïsoleerde systemen, maar niet in systemen waar water wordt ingelaten. In deze laatste systemen zal de waterkwaliteit dan meer gaan lijken op die van het inlaatwater.

Wanneer we inzoomen op één enkel systeem is er vaak wel een sterke weersafhankelijkheid van de waterkwaliteit waar te nemen. In het Tjeukemeer is de waterkwaliteit bijvoorbeeld sterk afhankelijk van de windsnelheid.

Aan de ene kant maskeert oligotrofiëring³ mogelijk het effect van klimaatverandering op de waterkwaliteit. Aan de andere kant kan klimaatverandering (en dan met name de afname in windsnelheid) leiden tot een overschatting van de effectiviteit van maatregelen die de eutrofiëring tegen moeten gaan.

³ Oligotrofiëring is het voedselarmer worden van wateren. Het is de tegenhanger van eutrofiëring.



7 Cyanobacteriële toxines in Nederlandse oppervlaktewateren

7.1 Cyanobacteriën en klimaatverandering

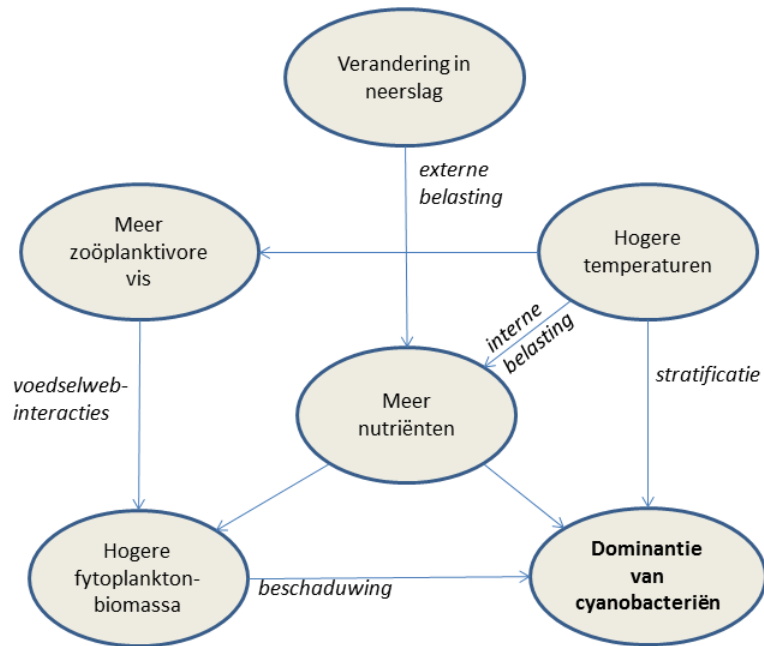
(uit “Een frisse blik op warmer water: Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan” door Sarian Kosten (2011))

Klimaatverandering beïnvloedt de fytoplanktonsoortensamenstelling. Zo leiden hogere temperaturen vaak tot een groter aandeel van dinoflagellaten en lagere abundanties van diatomeeën en goudwieren (chrysofyten) (Jeppesen, Kronvang, Meerhoff et al. 2009). De fytoplanktongroep die het meest in verband wordt gebracht met klimaatverandering is echter die van de cyanobacteriën ('blauwalgen') (Paerl & Huisman 2008; Jeppesen, Kronvang, Meerhoff et al. 2009; Paerl & Huisman 2009; Jeppesen, Kronvang, Olesen et al. 2011). Hogere temperaturen zijn om verschillende redenen gunstig voor cyanobacteriën (Figuur 7.1). Zo groeien sommige cyanobacteriën beter bij hogere temperaturen dan veel soorten groenalgen of diatomeeën waardoor ze een competitief voordeel hebben (Jöhnk, Huisman, Sharples et al. 2008). Dit verschil in optimale groeitemperatuur tussen cyanobacteriën en andere fytoplanktonsoorten gaat echter lang niet op voor alle soorten (Lürling, Teffera, Faassen et al. submitted). Een ander voordeel van hogere temperaturen werkt via de stratificatie van de waterkolom. Stratificatie werkt met name in het voordeel van cyanobacteriën die hun drijfvermogen kunnen reguleren, zoals *Microcystis* sp. Terwijl veel fytoplanktonsoorten tijdens de stratificatie naar het hypolimnion en tenslotte naar het sediment uitzakken, kunnen deze cyanobacteriën zich door hun gasblaasjes in het epilimnion handhaven (Lürling & Van Dam 2009). Aan het wateroppervlak kunnen ze dikke drijfslagen vormen. Deze drijfslagen beschaduwen onderliggende, niet-drijvende fytoplanktonsoorten. Deze kunnen daardoor lichtgelimiteerd raken.

Onder lichtcondities waarbij veel fytoplanktonsoorten lichtgelimiteerd raken, kunnen bepaalde cyanobacteriën, zoals *Planktothrix agardhii*, juist goed groeien. Zij profiteren van de donkere omstandigheden die bijvoorbeeld gecreëerd worden door een hoge fytoplanktonbiomassa. Het aandeel cyanobacteriën is mede hierdoor niet alleen direct afhankelijk van de temperatuur, maar ook van de nutriëntenconcentraties (Figuur 7.1). Problemen met cyanobacteriën treden vooral op bij een combinatie van hoge nutriëntenconcentraties en hoge temperaturen, omdat dan de biomassa het hoogst is (Lürling, Oosterhout & Beekman 2008; Lürling & Van Dam 2009; Kosten, Huszar, Bécares et al. 2011).



Figuur 7.1. Hogere temperaturen kunnen op verschillende manieren leiden tot een dominantie van cyanobacteriën (naar: Kosten, Huszar et al., 2011)



Ook hogere CO₂-concentraties kunnen in het voordeel van cyanobacteriën werken (Schippers, Lürling & Scheffer 2004), met name door het verzurende effect van CO₂. Dit is hierdoor sterk afhankelijk van de alkaliniteit van het watersysteem (Caraco & Miller 1998). Veranderingen in de verhouding tussen de hoeveelheid beschikbaar koolstof en nutriënten kunnen bovendien de toxineproductie van cyanobacteriën beïnvloeden. Zo kunnen lage C:N ratio's de cyanobacterie *Microcystis aeruginosa* mogelijk aanzetten tot een relatief hoge productie van een stikstofrijke variant van het toxine microcystine (Van de Waal, Verspagen, Lürling et al. 2009). Er is in Nederland nog weinig bekend over het voorkomen van verschillende typen cyanobacteriële toxines – en nog minder over de invloed van klimaatverandering op de toxineproductie van cyanobacteriën. Om deze reden is in deze studie een eerste aanzet gemaakt met het inventariseren van cyanotoxines in Nederlandse oppervlaktewateren.



7.2 Typen toxines

(uit "Inventarisatie van cyanotoxines op zwemlocaties in Nederlandse Rijkswateren" door Els Faassen en Miquel Lüring)

De cyanotoxines kunnen onderverdeeld worden op basis van hun chemische of toxicologische eigenschappen (Codd, Morrison & Metcalf 2005). Op basis van chemische eigenschappen kunnen de cyanotoxines verdeeld worden in vier groepen: oligopeptides, alkaloiden, aminozuren en lipopolysaccharides. Op basis van de belangrijkste toxische effecten in vertebraten kan een verdeling in drie functionele groepen worden gemaakt:

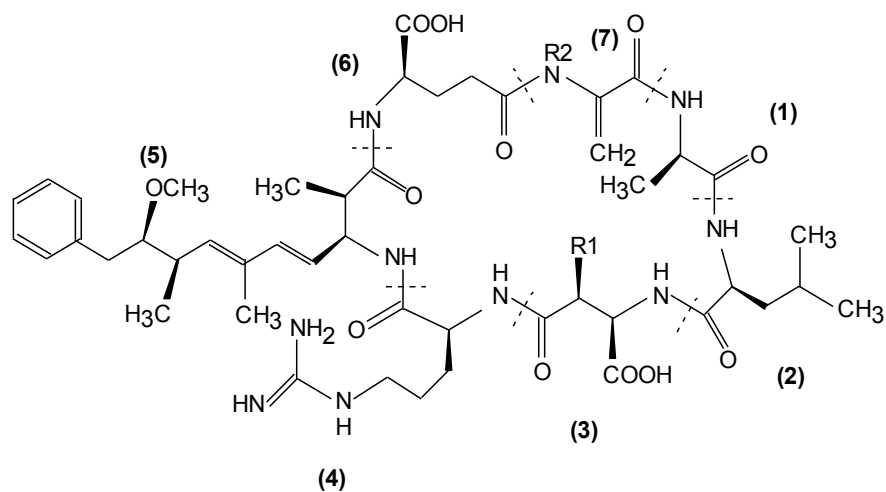
- I) hepatotoxines
- II) neurotoxines
- III) dermatotoxines en irritantia

7.2.1 Hepatotoxines

De cyanotoxines met een duidelijke werking op de lever zijn de microcystines, nodularines en cylindropermopsines.

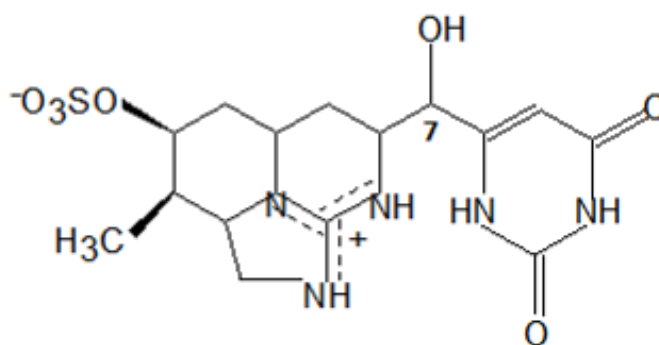
Microcystines (MC) zijn cyclische heptapeptides, wat betekent dat ze uit een ring van zeven aminozuren bestaan. Vijf niet-eiwit-aminozuren vormen de basis, terwijl twee eiwitaminozuren gevarieerd kunnen voorkomen. De meest bekende variant, microcystine-LR, bevat Leucine (L) en Arginine (R) (Figuur 7.2). Microcystines danken hun naam aan de wijdverbreid voorkomende cyanobacteriesoorten van het geslacht *Microcystis*, waarvan vele diverse microcystine varianten kunnen produceren. Er zijn inmiddels meer dan 80 microcystine varianten bekend.

Figuur 7.2. Structuur van Microcystine-LR, met L-Leucine op de (2) positie en L-Arginine op de (4) positie.





Figuur 7.3. Structuur van Cyndrospermopsine (de twee andere varianten 7-epi-CYN en 7-deoxy-CYN variëren licht op de 7 positie, hier aangeduid met een 7).



7.2.2 Neurotoxines

De cyanotoxines met een negatieve werking op het zenuwstelsel zijn anatoxines, saxitoxines en de niet-eiwit-vormende aminozuren BMAA en DAB.

Anatoxines. Anatoxine-*a* (Ana) en de methylhomoloog homoanatoxine-*a* (Hana) zijn bicyclischealkaloïdes (Figuur 7.4). Deze secundaire amines, die door diverse soorten van de geslachten *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* en *Raphidiopsis* worden gemaakt, hebben vergelijkbare toxicologische eigenschappen. Beide stoffen bootsen de neurotransmitter acetylcholine na. Acetylcholine bindt aan de nicotineacetylcholinereceptoren in het centrale zenuwstelsel en de neuromusculaire bindingen en brengt daarmee signaaloverdracht tussen zenuw en spier tot stand. Nadat een signaaloverdracht heeft plaatsgevonden, ontkoppelt het enzym acetylcholine-esterase de neurotransmitter van de receptor door middel van hydrolyse, zodat deze weer kan worden opgenomen in de synaps voor hergebruik. (Homo)anatoxine-*a* bindt ook aan de nicotine

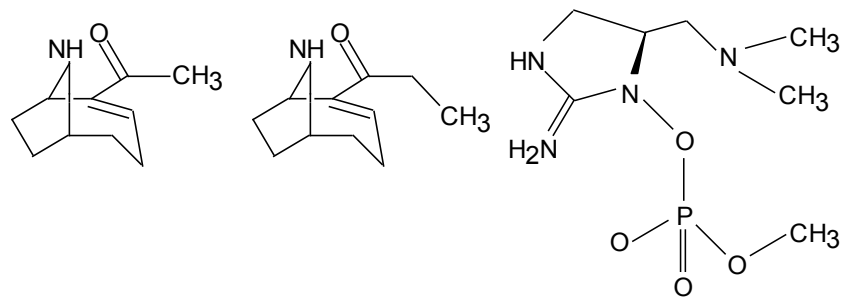


acetylcholinereceptoren, maar kan hier niet enzymatisch van worden verwijderd, zodat deze cyanotoxines de receptoren blijven prikkelen, met verlamming en verstikking tot gevolg.

Anatoxine-*a*(s) is qua structuur niet gerelateerd aan anatoxine-*a* (Figuur 7.4). Het is een cyclisch N-hydroxyguanidine dat qua structuur en werking sterk lijkt op organofosfaat- en carbamaatbestrijdingsmiddelen. De symptomen lijken echter sterk op die van anatoxine-*a*, maar gaan gepaard met overvloedig tranen en speekselafscheiding waardoor de aanduiding (s) (saliva in het Engels) is toegevoegd. Anatoxine-*a*(s) is een potente remmer van acetylcholine-esterase, zodat acetylcholine accumuleert en er overprikkeling plaatsvindt. Het wordt geproduceerd door *Anabaena flos-aquae* and *A. lemmermannii* (Funari & Testai 2008).

41

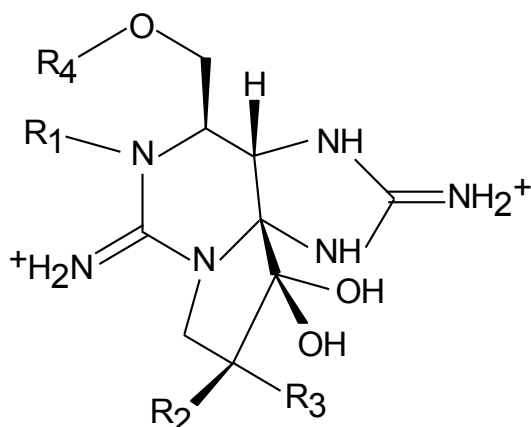
Figuur 7.4. Structuur van (v.l.n.r.) Anatoxine-*a*, Homoanatoxine-*a* en Anatoxine-*a*(s).



Saxitoxines (SAX) zijn een groep van meer dan 30 varianten van hetzelfde molecuul (Figuur 7.5), die natriumkanalen in het zenuwstelsel blokkeren. Doordat ze aan een specifiek aminozuurresidu bij de natriumkanalen binden, hinderen ze de elektrische signaaloverdracht in zenuwen en spiervezels, zodat spierverslaving ontstaat. Saxitoxine werd voor het eerst geïsoleerd uit de botermossel *Saxidomus giganteus*. Later werden varianten geïsoleerd uit de rode dinoflagellaat *Gonyaulax tamarensis*; de gonyautoxines. Ondanks de ontdekking van deze toxines in mariene organismen, blijkt dat dezelfde moleculen voorkomen in zoetwater cyanobacteriën. Saxitoxine wordt gemaakt door *Anabaena circinalis*, *A. lemmermannii*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aph. gracile*, *Aph. issatschenkoi*, *Cylindrospermopsis raciborskii* en *Planktothrix* sp.. Neosaxitoxine is gevonden in *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aph. gracile*, *Aph. issatschenkoi* en *C. raciborskii*. Gonyautoxines zijn gevonden in *Anabaena circinalis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aph. gracile*, *Aph. issatschenkoi* en *Cylindrospermopsis raciborskii* (Aráoz, Molgó & Tandeau de Marsac 2010).

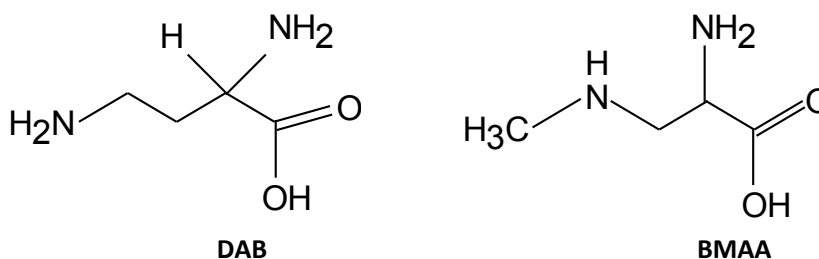


Figuur 7.5.
Basisstructuur van
saxitoxine (R1 = H, R2 =
H, R3 = H, R4 = CONH2).



Neurotoxische aminozuren. Er zijn honderden niet-eiwit vormende aminozuren bekend, die vrijwel allemaal in meerdere of mindere mate reacties remmen of blokkeren in het primaire metabolisme van natuurlijke vijanden (Fowden, Lewis & Tristram 1967; Bell 2003; Zenk & Juenger 2007)). In relatie tot cyanobacteriën zijn in ieder geval α -, γ -diaminobutyric acid (DAB) en β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) van belang. Het zijn structurele isomeren, wat betekent dat ze uit dezelfde atomen zijn opgebouwd en slechts in de positie van deze atomen verschillen (Figuur 7.6). BMAA is een neurotoxisch aminozuur dat als “langzaam toxine” recentelijk in verband is gebracht met de ziekte van Alzheimer en vergelijkbare neurodegeneratieve aandoeningen (Cox, Banack, Murch et al. 2005; Bradley & Mash 2009). DAB is eveneens toxisch en is pas zeer recentelijk aangetroffen in cyanobacteriën (Rosen & Hellenas 2008; Faassen, Gillissen, Zweers et al. 2009).

Figuur 7.6. Structuur
van α -, γ -diaminobutyric
acid (DAB) en β -N-
methylamino-L-alanine
(BMAA)



7.2.3 Dermatotoxines en irritantia

Componenten van de buitenste celwand van cyanobacteriën, lipopolysacchariden (LPS), worden ervan verdacht irritaties aan ogen en huid, maag-darmklachten, allergische reacties en koorts te veroorzaken. Dit wordt gebaseerd op hun gelijkenis aan de LPS van gramnegatieve bacteriën, die ook dergelijk effecten kunnen hebben. In gecontroleerde tests zijn deze vermeende effecten van cyanobacteriën-LPS nog niet duidelijk naar voren gekomen. Het is ook mogelijk dat andere organische stoffen, die tijdens cyanobacteriënbloei



vrijkomen, zoals aldehydes en ketonen, irritaties veroorzaken (Funari & Testai 2008). De in het mariene milieu gevonden *aplysiatoxine*, *debromoaplysiatoxine* en *lyngbyatoxine* veroorzaken huidirritatie.

7.3 Eerder aangetroffen cyanotoxines in Nederland en omstreken

(naar "Inventarisatie van cyanotoxines op zwemlocaties in Nederlandse Rijkswateren" door Els Faassen en Miquel Lürling)

De voorliggende studie is niet de eerste studie naar het voorkomen van cyanobacteriële toxines in Nederlandse oppervlaktewateren, maar wel de meest complete wat betreft de analyse van verschillende soorten toxines en de analyse van toxines in zowel de waterkolom als in de blauwalgendrijflagen.

In augustus en september 1998 is eenmalig, in 48 geselecteerde recreatiewateren verspreid over Nederland, het water geanalyseerd op aanwezigheid van microcystine en anatoxine-*a* (STOWA 2000). Op vrijwel alle locaties werd microcystine (MC) gevonden in concentraties tussen 0.15 en 147 $\mu\text{g MC l}^{-1}$, maar werd er nergens anatoxine-*a* aangetroffen (STOWA 2000). Deze studie en het ontbreken van de infrastructuur om andere cyanotoxines adequaat te kunnen bepalen, hebben er waarschijnlijk aan bijgedragen dat in Nederland een sterke fixatie op microcystines is ontstaan. Daarnaast zijn microcystine producerende stammen, zoals soorten van het geslacht *Microcystis*, wereldwijd het meest voorkomend (Visser, Ibelings, Mur et al. 2005). In Nederland worden deze toxines dan ook wijdverbreid aangetroffen met concentraties in de waterkolom oplopend tot enkele honderden $\mu\text{g MC l}^{-1}$ (Kardinaal & Visser 2005), of zelfs bijna 10000 $\mu\text{g MC l}^{-1}$ in 2007 (Kardinaal & De Haan 2010), wat vrijwel zeker een drijfslag bemonstering is geweest. Microcystine concentraties in drijfslagen komen geregeld boven 1000 en 10000 $\mu\text{g MC l}^{-1}$ uit (Kardinaal & Visser 2005; Kardinaal & De Haan 2010; Lürling & Faassen in press). In België is zelf 77000 $\mu\text{g MC l}^{-1}$ in een drijfslag gemeten (Van Gremberghe, Van Wichelen, De Coster et al. 2007).

In Nederland heeft de eerder genoemde studie (STOWA 2000) de basis gelegd voor het CIW protocol met als doel "om in Nederland op uniforme wijze om te gaan met mogelijke problemen met cyanobacteriën en hun toxines" (Commissie Integraal Waterbeheer 2002). De beslisboom in dit protocol is gebaseerd op het WHO rapport uit 1999 (WHO 1999) en opgehangen aan de microcystine concentratie met 20 $\mu\text{g MC l}^{-1}$ als harde eis, wat betekent dat bij overschrijding de provincies een zwemverbod kunnen uitvaardigen.



Met de invoering van de nieuwe Europese Zwemwatterrichtlijn 2006/7/EC (EC, 2006), kwam ook de eis tot adequate risico-inschatting van cyanobacteriënbloei voor de recreant. Omdat een inschatting van het risico louter op basis van microcystine niet afdoende wordt geacht, heeft de Werkgroep Cyanobacteriën een nieuw protocol voorgesteld op basis van de concentratie cyanobacteriën en de aanwezigheid van drijflagen. Dit protocol leidde echter meteen tot discussie (Gerrits, van der Wee, Slot et al. 2010), waarin de vraag naar inzicht in het voorkomen en de concentraties van andere cyanotoxines dan microcystines doorklinkt.

Inmiddels zijn er neurotoxische aminozuren DAB en BMAA gemeten in Nederlands oppervlaktewater (Faassen, Gillissen, Zweers et al. 2009). Ook in de landen om ons heen zijn er naast microcystines diverse andere cyanotoxines aangetroffen (Tabel 7.1). Dit gaf voor de Waterdienst de aanleiding om in 2009 in de officiële zwemlocaties in het beheersgebied van Rijkswaterstaat een inventarisatie te laten uitvoeren naar het voorkomen en de concentraties van dergelijke cyanobacteriële toxines. Deze inventarisatie is evenals de KvK-inventarisatie uitgevoerd door de leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer van de Wageningen Universiteit. Ten behoeve van deze studies zijn er methodes ontwikkeld om anatoxine-*a*, cylindrospermopsine, elf saxitoxine varianten, nodularine en acht microcystine varianten te meten met behulp van vloeistofchromatografie gekoppeld aan tandem massa spectrometrie (LC-MS/MS). Aanvullend zijn in het kader van het KvK programma ook de analyse methoden voor cyanotoxinemetingen in drijflagen verder ontwikkeld, zijn homoanatoxine-*a* en twee cylindrospermopsine varianten (deoxy-cylindrospermopsine en 7-epi-cylindrospermopsine) aan de reeks te analyseren stoffen toegevoegd en is de methode voor saxitoxine varianten sterk verbeterd. Hierdoor zijn er nu in Nederland *state of the art* analyse technieken operationeel waardoor er zowel routinematig als in geval van calamiteiten goed gescreend kan worden op het voorkomen van toxines.

De Waterdienststudie waarin de Rijkswateren zijn geïnventariseerd op toxines is reeds afgerond (Faassen & Lüring 2010). In de Waterdienststudie zijn geen drijflagen van cyanobacteriën geanalyseerd. In drijflagen zijn de toxineconcentraties echter vaak vele malen hoger dan in watermonsters en daardoor ook beter detecteerbaar. Voor een betrouwbare schatting van mogelijke risico's dienen dan ook de concentraties van cyanotoxines in drijflagen gemeten te worden. Hierom zijn binnen de KvK-studie drijflagen wel bemonsterd en geanalyseerd.

De Waterdienststudie leverde de eerste bevestiging op van de aanwezigheid van de neurotoxines saxitoxine (variant STX) en anatoxine-*a* (ANA) in Nederlands oppervlaktewater. STX werd tweemaal aangetroffen. In 22% van de geanalyseerde monsters is ANA in concentraties tussen 1 en 109 ng l⁻¹



aangetroffen. In geen van de aangeleverde monsters is cylindrospermopsine of nodularine gevonden. Microcystines (MC) werden in 96% van de onderzochte monsters aangetroffen. Alle acht de gezochte MC varianten (MCdmRR, MCRR, MCYR, MCdmLR, MCLR, MCLY, MCLW, MCLF) zijn aangetroffen. MCLR kwam in 93% van de monsters voor. De hoogste totale MC concentratie was $19 \mu\text{g l}^{-1}$.

Tabel 7.1. Overzicht van aangetroffen cyanobacteriële toxines in verschillende landen

Land	Toxines	Referentie
Duitsland	Saxitoxine, Neosaxitoxine, Gonyautoxine-5, Decarbamoylsaxitoxine Anatoxine- <i>a</i> (max. $13.1 \mu\text{g l}^{-1}$) Cylindrospermopsine (max. $73 \mu\text{g g}^{-1}$ en $12.1 \mu\text{g l}^{-1}$)	(Ballot, Fastner & Wiedner 2010) (Bumke-Vogt, Mailahn & Chorus 1999; Fastner, Rucker, Stuken et al. 2007; Rucker, Stuken, Nixdorf et al. 2007; Wiedner, Rucker, Fastner et al. 2008)
Frankrijk	Cylindrospermopsine ($1.55 - 1.95 \mu\text{g l}^{-1}$) Anatoxine- <i>a</i> en homoanatoxine- <i>a</i> Anatoxine- <i>a</i> in biofilm (8 mg g^{-1})	(Gugger, Lenoir, Berger et al. 2005; Cadel-Six, Peyraud-Thomas, Brient et al. 2007; Brient, Lengronne, Bormans et al. 2009)
Denemarken	Saxitoxines (8 varianten; $6 - 224 \mu\text{g g}^{-1}$) Anatoxine- <i>a</i> (s)	(Onodera, Oshima, Henriksen et al. 1997; Kaas & Henriksen 2000)
Ierland	Anatoxine- <i>a</i> ($2 - 444 \mu\text{g l}^{-1}$) Homoanatoxine- <i>a</i> ($1.4 - 34 \mu\text{g l}^{-1}$)	(James, Sherlock & Stack 1997; Furey, Crowley, Shuilleabhain et al. 2003)
Italië	Cylindrospermopsine ($0.3 - 126 \mu\text{g l}^{-1}$) Anatoxine- <i>a</i> ($12.1 - 115.1 \mu\text{g g}^{-1}$)	(Bogialli, Bruno, Acurini et al. 2006; Messineo, Bogialli, Serena Melchiorre et al. 2009)
Tsjechië	Cylindrospermopsine ($56 - 242 \mu\text{g g}^{-1}$)	(Bláhová, Babica, Adamovský et al. 2008)
Schotland	Anatoxine- <i>a</i>	(Edwards, Beattie, Scrimgeour et al. 1992)
Polen	Anatoxine- <i>a</i> ($0.01 - 120 \mu\text{g l}^{-1}$)	(Pawlik-Skowrońska, Skowroński, Pirszel et al. 2004)
Nederland	BMAA (max. $42 \mu\text{g g}^{-1}$) en DAB (max. $4 \mu\text{g g}^{-1}$)	(Faassen, Gillissen, Zweers et al. 2009)
Zweden	BMAA ($1.9 \mu\text{g l}^{-1}$) en DAB ($175.9 \mu\text{g l}^{-1}$)	(Spáčil, Eriksson, Jonasson et al. 2010)



7.4 Methodes

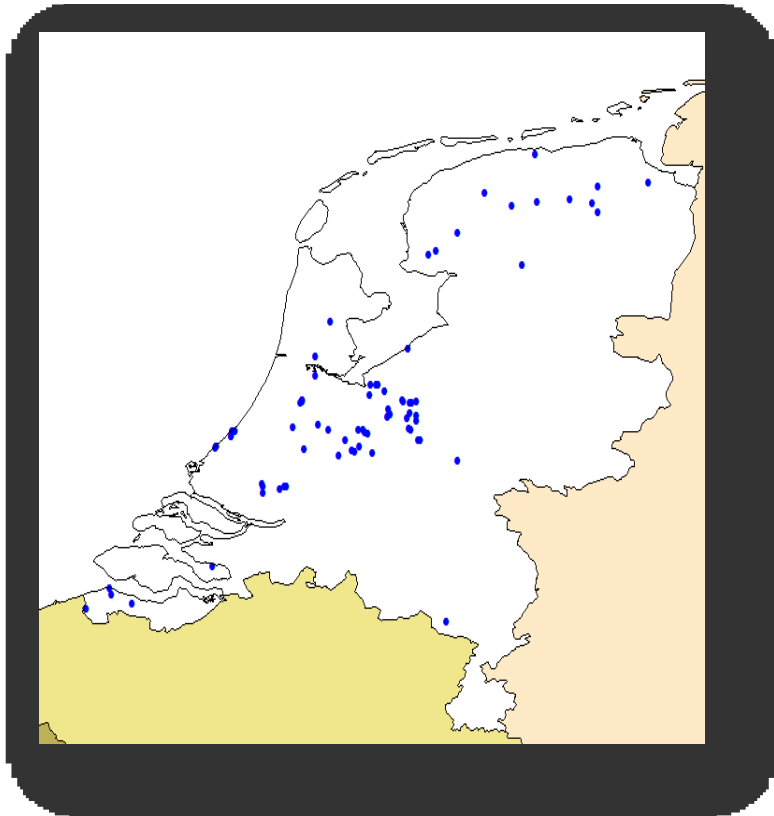
Bemonstering

Tussen juli 2009 en augustus 2010 zijn 81 bemonsteringen uitgevoerd (op 79 locaties) (Figuur 7.7, Bijlage 2). De locaties zijn grotendeels geselecteerd op basis van drie criteria: 1) op de locaties was sprake (geweest) van problemen met cyanobacteriën, 2) de locaties lagen bij voorkeur in de beheersgebieden van de in KvK participerende waterschappen en 3) er waren nog niet eerder monsters genomen voor de analyse van een groot aantal cyanobacteriële toxines. Ook in een groot aantal wateren in Noord-Brabant zijn monsters genomen voor toxine analyses, maar de resultaten hiervan zullen elders worden gepubliceerd.

Per locatie is 3 liter water meegenomen en – indien aanwezig – zijn 3 kleine vaatjes van 30 ml met drijfslaagmateriaal volgeschapt. Bij aankomst in het laboratorium is de concentratie blauw-, groen- en bruinalgenchlorofyl bepaald op een PHYTOPAM en is het totaal-chlorofyl gehalte bepaald door middel van extractie van gefiltreerde monsters. Tevens is op een Casy Counter het aantal deeltjes geteld en het deeltjesvolume bepaald. Toxines in de watermonsters zijn eerste geconcentreerd door 25 tot 1000 ml water te filtreren. De filters en het drijfslaagmateriaal zijn vervolgens ingevroren tot aan de analyse. De toxine opwerking bestond uit de volgende stappen: de cellen werden gebroken zodat de toxines vrijkwamen. Dit gebeurde door vriesdrogen en warme extractie. Vervolgens werden zwevende deeltjes uit de extractievloeistof verwijderd en werden de monsters indien nodig extra opgeschoond. Tenslotte werd de (opgeschoonde) extractievloeistof geconcentreerd en geanalyseerd op de LC-MS/MS. Opwerking en analyse van de toxines vond in drie groepen plaats: acht microcystine varianten en nodularine (deze groep werd niet extra opgeschoond), anatoxines en cylindrospermopsines (deze groep werd wel opgeschoond) en de saxitoxine varianten (deze groep werd ook opgeschoond). Tijdens de opschoning van de filterextracten voor saxitoxine analyse waren er problemen met de kolommen die voor de opschoning gebruikt worden. Daarom zijn de resultaten van deze monsters nog niet beschikbaar en dus niet opgenomen in dit rapport.



Figuur 7.7. Overzicht van de bemonsterde locaties.





7.5 Aangetroffen toxines

Vrijwel alle toxines waarop geanalyseerd is zijn ook daadwerkelijk gevonden: alle acht microcystinevarianten, cylindrospermopsine, deoxy-cylindrospermopsine, anatoxine- α , homoanatoxine- α en de saxitoxine varianten dcGTX3, STX en dcSTX. De saxitoxine varianten GTX1 tot en met GTX5, dcGTX2, dcNEO en NEO zijn niet gevonden (Tabel 7.2 en Tabel 7.3). De belangrijkste bevindingen zijn:

- Deze studie is de **eerste bevestiging van de aanwezigheid van de toxines cylindrospermopsine, deoxy-cylindrospermopsine, nodularine en de saxitoxine dcGTX3 in Nederlandse wateren**. Cylindrospermopsine is aangetroffen in het Lammetjeswiel in Alblasserdam, in een infiltratieplas in Solleveld en in (de drijfslag van) de Rietplas in Houten. Deoxy-cylindrospermopsine is aangetroffen in een infiltratieplas in Solleveld. Nodularine is aangetroffen in 'de Punt' in Haren en de saxitoxine dcGTX3 is aangetroffen in een vijver aan de Rubenslaan in Naarden.
- Deze studie is de **tweede bevestiging (na Faassen & Lüring 2010) van de aanwezigheid van anatoxine- α en saxitoxine STX in Nederlandse oppervlaktewateren**.
- De in deze studie gevonden toxines en anatoxine- α en homoanatoxine- α zijn recent ook aangetroffen in Almere, waar ze in verband zijn gebracht met de dood van enkele honden (Faassen, Harkema, Begeman, Lüring, in prep).
- Bij 70 van de 81 bemonsteringen zijn toxines aangetroffen. Van de wateren met cyanobacteriën zijn er in slechts zes wateren géén cyanobacteriële toxines aangetroffen. Slechts in één van deze wateren was een drijfslag aanwezig (vijver in Nijkerkerveen-Zuid), het is niet bekend of er daadwerkelijk cyanobacteriën in deze drijfslag zaten, mogelijk was het een drijfslag van andere organismen (Bijlage 4).

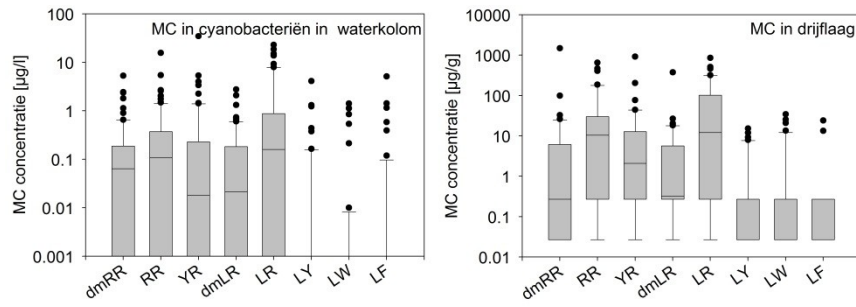
Deze studie laat zien dat de afwezigheid van microcystines in de waterkolom geen garantie is op de afwezigheid van andere toxines op die locatie. Op één locatie waar geen microcystine in de waterkolom werd aangetroffen werd in de drijfslag wel cylindrospermopsine aangetroffen. Op die locatie en op twee andere locaties waar géén microcystine in de waterkolom werd aangetroffen werd wel microcystine in de drijfslag gevonden. Bovendien kunnen er tegelijkertijd met microcystines nog andere toxinesvoorkomen (mengseltoxiciteit). Met het analyseren van alleen microcystine in het de waterkolom kan de toxiciteit van de op die locatie aanwezige cyanobacteriën dus worden onderschat.



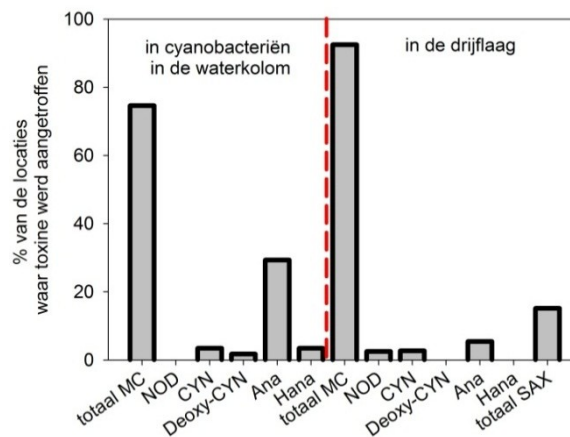
De concentraties microcystines gemeten in de drijfslagen waren tot zo'n 1000 keer hoger (gemiddeld ongeveer 150 keer) dan in de gefiltreerde cyanobacteriën uit het watermonster⁴ (Figuur 7.8).

Figuur 7.8. Microcystine concentraties in cyanobacteriën aanwezig in de waterkolom of in drijfslagen. De y-as is logaritmisch om nullen te vermijden zijn voor concentraties onder de detectie en kwantificeringslimiet kleine waarden aangehouden. Dit leidt tot een kleine overschatting van de gevonden concentraties

Van de geanalyseerde toxines kwamen microcystines het meeste voor (Figuur 7.9). Dit toxine komt in verschillende varianten voor (Figuur 7.8).



Figuur 7.9. Aandeel van de monsters waarin verschillende toxines zijn aangetroffen. Voor de verklaring van de toxine afkortingen zie paragraaf 7.2. Saxitoxines zijn alleen bepaald in de drijfslaag.



⁴ De toxineconcentratie in de cyanobacteriën in de waterkolom is uitgedrukt in µg/l terwijl deze voor de drijfslagen is uitgedrukt in µg/g drijfslaag. Om de twee met elkaar te vergelijken is gerekend met een drijfslaagdichtheid van 1 g/l. De chlorofyl concentraties die zijn gemeten in de drijfslagen (zie Bijlage 2) geven aan dat de drijfslaagconcentraties in werkelijkheid nog flink hoger kunnen liggen dan 1 g/l (tot wel ~200 keer hoger (bij een chl a : fytoplankton biomassa ratio van 1:60) wat resulteert in nog hogere ratio's tussen de gevonden toxine concentraties in de waterkolom en in de drijfslagen.

Tabel 7.2. Cyanobacteriële toxines in cyanobacteriën uit de waterkolom in µg/l

n.d.= niet gedetecteerd, d= gedetecteerd maar onder kwantificeringslimiet, grijs gearceerde cellen geven aan dat voor een monster een bepaalde analyse niet is uitgevoerd, oranje accentueert monsters waar toxines zijn gedetecteerd. Voor de verklaring van de toxine afkortingen zie paragraaf 7.2. Saxitoxines zijn in de waterkolom niet bepaald.

#	naam	dmRR	RR	YR	dmLR	LR	LY	LW	LF	tot MC	NOD	CYN	Deoxy-CYN	Ana	Hana
1	Sloot Hoofdplaatse weg	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
2	De Veste	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
3	Kaai	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
4	Haven Spakenburg	0.05	0.05	0.01	d.	0.03	n.d.	n.d.	n.d.	0.14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
5	Vijver aan Dotterbloem laan	0.14	0.11	d.	d.	d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.25	n.d.	n.d.	n.d.	0.05	n.d.
6	Hamershof (Kooikersgracht)	n.d.	0.10	1.26	0.00	0.57	n.d.	n.d.	n.d.	1.93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
7	Ijsbaan	0.27	0.64	0.04	d.	0.70	n.d.	n.d.	n.d.	1.65	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
8	Stradivariusstraat	0.17	0.37	0.01	d.	0.02	n.d.	n.d.	n.d.	0.57	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
9	Beltvijver	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
10	Nieuwkoopse plassen	0.57	0.33	0.12	0.15	0.15	n.d.	n.d.	n.d.	1.32	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	n.d.
11	Reeuwijkse plassen	5.24	0.79	3.97	2.75	0.65	n.d.	n.d.	n.d.	13.40	n.d.	n.d.	n.d.	0.11	n.d.
12	Nedereindse plas	n.d.	0.04	0.35	0.17	0.27	n.d.	n.d.	n.d.	0.83	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
14	Benschopperwetering2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
15	Zijarm Amsterdam-Rijnkanaal	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
16	Bosgors 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
17	Stadsvijver de Meern	n.d.	0.45	d.	n.d.	0.23	n.d.	n.d.	n.d.	0.68	n.d.	n.d.	n.d.	0.11	0.18
18	Fort de Gagel	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
19	Fort Ruigenhoek	2.42	0.43	0.19	1.32	0.16	n.d.	n.d.	n.d.	4.52	n.d.	n.d.	n.d.	0.32	n.d.
20	Sloot in fort Blauwkapel	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
21	Bosvijver Renkum	1.13	1.07	0.13	0.26	0.38	n.d.	n.d.	n.d.	2.98	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

22	Van Vollenhovenkade	0.27	0.67	34.50	0.65	18.55	1.26	0.21	1.15	57.26	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
23	t Kleine Zeetje	0.11	0.28	0.19	0.01	0.73	n.d.	n.d.	n.d.	1.33	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
24	Westkade	0.65	5.39	5.34	0.60	18.57	1.23	1.40	1.41	34.58	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
25	Vijver Rubenslaan	0.05	0.02	0.04	0.22	9.21	0.00	n.d.	n.d.	9.54	n.d.	n.d.	n.d.	0.02	n.d.
26	Trailerhelling										n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
27	Zwemstrand	0.36	1.47	0.45	0.25	5.15	0.44	1.13	0.39	9.64	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
28	Witte werf	0.28	1.12	0.59	0.07	2.29	0.16	n.d.	d.	4.52	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
29	Bovenwater										n.d.	n.d.	n.d.	0.23	n.d.
30	Fort Voordorp	0.39	2.65	1.45	0.15	2.51	0.04	d.	n.d.	7.19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
31	De Eend	0.16	n.d.	0.05	0.02	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.23	n.d.	n.d.	n.d.	0.07	n.d.
32	Zegersplas	n.d.	0.14	0.09	d.	0.17	n.d.	n.d.	n.d.	0.40	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
33	Slotermeer haven	0.49	0.97	0.23	0.25	3.47	0.37	0.54	0.12	6.43	n.d.	n.d.	n.d.	0.09	n.d.
34	Jagersplas	0.13	1.04	0.38	0.05	0.98	n.d.	n.d.	n.d.	2.59	n.d.	n.d.	n.d.	0.07	n.d.
35	Baersandse kreek	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
36	Westeinderplassen R0857	0.08	0.07	d.	d.	d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.15	n.d.				
37a	Westeinderplassen R0326	0.09	0.15	d.	d.	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	0.28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
37b	Westeinderplassen R0866	0.10	0.18	d.	d.	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	0.33	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
38	Laakse strand	2.36	15.58	3.37	0.58	13.77	n.d.	n.d.	n.d.	35.66	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
40	Stommeersloot										n.d.				
41	Rietplas	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
42	Zuiderpark (kanovijver)	n.d.	0.02	n.d.	n.d.	d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.02	n.d.	n.d.	n.d.	0.67	n.d.
43	Recreatieplas Zuidelijk Randpark	n.d.	0.06	n.d.	d.	0.08	n.d.	n.d.	n.d.	0.14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
44	Gaatkensplas	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.					
45	Oosterparkplas	0.06	0.13	0.02	d.	0.07	n.d.	n.d.	n.d.	0.28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
46	Lammetjeswiel	0.44	0.04	0.02	0.18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.68	n.d.	0.02	n.d.	0.11	n.d.

47	Reizenwiel	0.65	0.07	0.02	0.19	d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
48	Ursummerplas	0.17	2.56	1.42	0.11	2.16	n.d.	n.d.	n.d.	6.43	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
49	De Punt	0.16	2.03	0.46	0.12	1.21	0.06	n.d.	n.d.	4.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
50	Paterswoldse meer	0.19	1.74	0.58	0.71	7.90	1.31	0.85	0.58	13.86	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
51	Proostmeer	n.d.	n.d.	2.23	0.56	14.97	4.08	1.12	5.09	28.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
52	Kardingerplas	n.d.	0.13	0.04	0.05	0.39	n.d.	n.d.	n.d.	0.62	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
53	Suyderoog	0.14	0.33	0.04	0.11	0.48	n.d.	n.d.	n.d.	1.09	n.d.				
54	Leekstermeer	0.65	0.28	0.04	0.31	0.29	n.d.	n.d.	n.d.	1.57	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
55	De Leijen	1.80	0.19	0.23	0.73	0.88	0.12	n.d.	n.d.	3.95	n.d.	n.d.	n.d.	0.16	0.02
56	Heegermeer	0.13	0.15	0.01	0.11	0.20	n.d.	n.d.	n.d.	0.60	n.d.	n.d.	n.d.	0.05	n.d.
57	Fluessen	0.12	0.14	n.d.	0.10	0.19	n.d.	n.d.	n.d.	0.54	n.d.	n.d.	n.d.	0.05	n.d.
58	Sneekermeer, De Potten	n.d.	0.18	0.01	0.11	0.17	n.d.	n.d.	n.d.	0.47	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
59	De kleine wielen	0.90	0.26	0.21	0.23	0.29	n.d.	n.d.	n.d.	1.88	n.d.	n.d.	n.d.	0.02	n.d.
60	De Watermolen	0.15	0.35	d.	n.d.	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	0.55	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
61	Spokeplas	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
62	Parklaan										n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
63	Lindenlaan										n.d.				
64	Interface										n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
65	Christinapad										n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
66	Vijver Nijkerkerveen-zuid	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
67	Arkervaart Jachthaven Nijkerk	0.08	0.27	0.07	0.15	0.48	n.d.	n.d.	n.d.	1.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
68	Gemaal Arkenheen	0.06	0.09	0.01	0.05	0.15	n.d.	n.d.	n.d.	0.37	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
69	Colenso parkvijver	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
70	Vredehofstraat										n.d.				
71	Oesterdam										n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

72	Plas 7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
73	WSO IP 13 ⁽¹⁾	n.d.	0.03	0.04	0.03	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	0.21	n.d.				
74	Plas 12.1	n.d.	0.32	0.30	0.10	0.89	n.d.	n.d.	n.d.	1.61	n.d.				
75	WME IP 12 ⁽¹⁾	n.d.	0.06	d.	2.07	22.81	0.13	n.d.	0.12	25.19	n.d.				
76	Plas 4.1	n.d.	0.04	0.15	0.47	7.21	n.d.	n.d.	n.d.	7.88	n.d.				
77	Plas 13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.				
78	WSO -IP 12.1	0.13	0.75	0.48	0.05	1.43	n.d.	n.d.	n.d.	2.84	n.d.	0.06	0.19	0.09	n.d.
79	WME IP11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	d.	n.d.	n.d.	n.d.	d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80	WME IP 12 ⁽¹⁾	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
81	WSO IP 13 ⁽¹⁾	0.05	0.09	0.08	d.	0.20	n.d.	n.d.	n.d.	0.43	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
82	Weerterbergen														

(1) Dezelfde locatie is op twee verschillende data bemonsterd (Bijlage 2).



7.6 Karakteristieken van wateren met toxines

Doordat de toxineproductie van cyanobacteriën afhangt van een groot scala aan factoren zoals de soort (en zelfs de variant) cyanobacterie (zie Box 7.1), lichtintensiteit, de pH, de groeifase (Song, Sano, Li et al. 1998), de aanwezigheid van zoöplankton (Jang, Ha, Joo et al. 2003), de verhoudingen van de aanwezige nutriënten (Van de Waal, Verspagen, Lürling et al. 2009), is het lastig te voorspellen wanneer bepaalde toxines voorkomen in oppervlaktewater. De bovenstaande relaties tussen omgevingsfactoren en toxineproductie zijn dan ook allemaal bepaald onder laboratoriumcondities, waarbij maar één of slechts enkele variabelen worden gevarieerd. Onder veldcondities is dit onmogelijk.

Uit analyse van de data uit deze studie blijkt dat de totale concentratie aan microcystine varianten sterk correleert met de concentratie aan cyanobacterieel chlorofyll-*a* (bepaald met de PHYTOPAM, Pearson correlatiecoëfficiënt 0.42, $p < 0.001$, $n = 67$ (Figuur 7.10)). Dit lijkt voor de hand liggend, maar uit ander veldonderzoek blijkt dat cyanobacteriële toxiciteit niet altijd samenhangt met de cyanobacteriële biomassa {Cronberg, 1999 #6612}. De WHO-richtlijn van 20 µg/l MC wordt in deze dataset alleen overschreden bij concentraties cyanobacterieel chlorofyll-*a* boven de 25 µg/l. Overigens hoeven hoge concentraties cyanobacteriën niet per definitie te leiden tot hoge concentraties microcystines (Figuur 7.10).

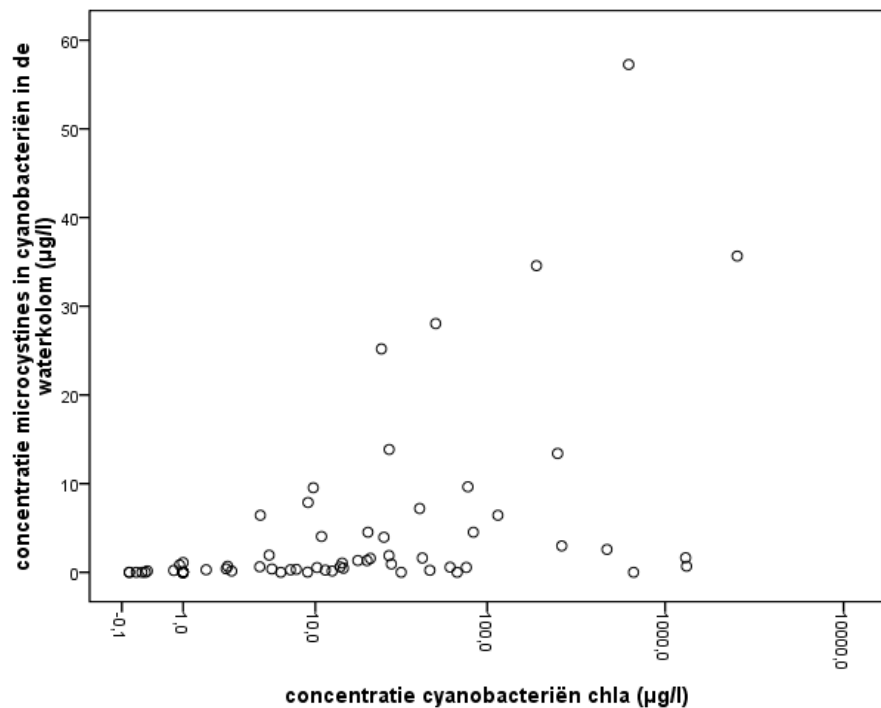
Een andere factor die sterk indicatief is voor de aanwezigheid van toxines is de aanwezigheid van een drijfslag. Van de 41 geanalyseerde drijfslagen waren er vier waar géén toxines in zijn aangetroffen (Tabel 7.3). Van drie (Bosgors, Bosvijver Renkum en Vijver Nijkerkerveen-zuid) van deze drijfslagen is het niet zeker of het een drijfslag van cyanobacteriën was omdat de samenstelling van de drijfslagen niet is geanalyseerd (Bijlage 4). In de vierde drijfslag zonder cyanobacteriële toxines (uit de Gaaskensplas) zaten hoge concentraties cyanobacteriën. Hierbij moet worden vermeld dat we geen saxitoxine data van deze cyanobacteriële drijfslag hebben.

Alhoewel in de meeste gevallen de toxines konden worden gekoppeld aan hun mogelijke producent (Box 7.1, zie Bijlage 3 voor een overzicht van de aangetroffen cyanobacteriën) is het niet zo dat de aanwezigheid van een soort cyanobacterie ook een directe indicatie is voor de aanwezigheid van toxines. Alleen in het geval van *Microcystis* sp. bleek dit in de bemonsterde wateren wel het geval te zijn: overal waar *Microcystis* sp. is waargenomen is ook microcystine aangetroffen. De aanwezigheid van *Anabaena* sp. is bijvoorbeeld



echter geen garantie voor de aanwezigheid van anatoxine-*a*. Uiteraard hangt het af van de concentratie aan cyanobacteriën of ze ook detecteerbare hoeveelheden cyanotoxines kunnen maken. Maar daarnaast produceren niet alle soorten binnen een geslacht dezelfde toxines (dit geldt eveneens voor verschillende varianten binnen een soort) en is het op grond van morfologische kenmerken soms erg moeilijk het onderscheid te maken. Bovendien kunnen er binnen een soort nog verschillende varianten bestaan die variëren in toxiciteit en produceren toxische varianten niet onder alle omstandigheden (dezelfde) toxines. De aan- en afwezigheid van bepaalde soorten kan hierdoor wel gebruikt worden als snelle risico inschatting, maar kan geen uitsluitel geven over de aanwezige concentraties van de verschillende cyanobacteriële toxines.

Figuur 7.10. Concentraties microcystine in cyanobacteriën in de waterkolom in wateren met verschillende concentraties aan cyanobacteriën.





Box 7.1 Relatie tussen soorten cyanobacteriën en typen toxines

Nodularine is op één locatie aangetroffen ('De Punt' in Haren). In het fytoplankton monster is alleen *M. aeruginosa* gevonden. Nodularine wordt meestal in verband gebracht met nodularia, maar er zijn ook varianten bekend van *M. aeruginosa* die nodularine produceren (Shi, Carmichael & Miller 1995). Op drie locaties is cylindrospermopsine gevonden, dat mogelijk geproduceerd is door de aanwezige *Anabaena* (Rietplas) en/of *Aphanizomenon* (Lammetjeswiel) soorten. Van de drinkwaterinfiltratieplas waarin cylindrospermopsine is aangetroffen was geen monster beschikbaar om fytoplankton determinatie op uit te voeren).

Homoanatoxine-a is op twee locaties aangetroffen waar ook verschillende geslachten voorkwamen die bekend staan als potentiële homoanatoxine producenten: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* en *Aphanizomenon* (paragraaf 7.2.2).

In de Ursummerplas en in Arkervaart jachthaven zijn, respectievelijk, de saxitoxines STX en dcSTX aangetroffen in combinatie met *Anabaena* spp. die mogelijk verantwoordelijk zijn geweest voor de saxitoxine productie. Op een 17 locaties is anatoxine-a aangetroffen. Op deze locaties zijn vaak ook *Anabaena* soorten aangetroffen, maar ook aangevroffen *Aphanizomenon*, *Microcystis* en *Planktothrix* soorten hebben die de toxine mogelijk hebben geproduceerd.

In de vijver aan de Rubenslaan in Naarden is dcGTK3 aangetroffen in combinatie met *M. aeruginosa*, wat opmerkelijk is omdat van deze soort niet is aangetoond dat het saxitoxines kan maken. Eén mogelijkheid is dat er ook een andere soort aanwezig was die in staat is om saxitoxines te produceren, maar dat we die hebben gemist tijdens de soortenidentificatie. Een andere mogelijkheid is dat dcGTK3 is geproduceerd door een soort die op moment van bemonsteren al was verdwenen. Saxitoxines staan bekend om het feit dat ze maar langzaam afgebroken worden. In zoet water kunnen de saxitoxines na productie tot wel drie maanden lang aanwezig blijven (Jones & Negri 1997).



8 Cyanobacteriën in spaarbekkens en –infiltratieplassen

(uit “Cyanobacteriën: Waarom zijn ze er en hoe komen we ervan af” door Edwin Kardinaal (2011))

59

In Nederland wordt 40% van het drinkwater geproduceerd met het oppervlaktewater. Het gebruikte water is afkomstig van de grote rivieren en het IJsselmeer. Het ingenomen water wordt eerst opgeslagen in spaarbekkens voordat het gebruikt wordt voor de daadwerkelijke productie van het drinkwater. Navoorzuivering wordt het naar de duinen getransporteerd, waar het in infiltratieplassen of -kanalen ingelaten wordt. Zowel in het ingenomen water als in de bekkens / infiltratieplassen kunnen cyanobacteriën voorkomen en groeien. Hoge dichtheden cyanobacteriën vormen in potentie een probleem voor de productie van drinkwater. Behalve de toxines die in het drinkwater kunnen belanden kunnen ook geur en smaak van het water door de aanwezigheid van cyanobacteriën negatief beïnvloed worden (Ketelaars *et al*, 1994). Daarnaast kunnen cyanobacteriën microzeven en filters verstoppem, waardoor deze zuiveringsstappen niet meer optimaal functioneren. In enkele gevallen kunnen dichtheden van cyanobacteriën dermate hoog worden dat zonder een gedegen zuivering gezondheidproblemen zouden kunnen ontstaan. Voorbeelden hiervan zijn incidenten in Brazilië (Carmichael *et al*, 2001), Zweden (Annadotter *et al*, 2001) en China (Dong *et al*, 1998). Recentelijk is gesuggereerd dat lange termijn blootstelling aan cyanotoxines (met name microcystine) kan lijden tot verhoogde kans op onder andere leverkanker (Chen *et al*, 2009; Martínez Hernández, 2009).

In Nederland zijn geen incidenten bekend waarbij zich gezondheidsproblemen van mensen hebben voorgedaan na het drinken van water. Na het zwemmen in oppervlaktewater zijn incidenteel problemen gerapporteerd (Schets, 2011). In de zomer van 2002 zijn er in het Volkerak Zoommeer circa 5000 dode vogels aangetroffen, de doodsoorzaak is nooit met zekerheid vastgesteld maar cyanobacteriën zijn hier mogelijk de oorzaak van geweest (unpubl. data). In de zomer van 2011 zijn enkele gevallen van dode honden gemeld waarbij de rol van cyanobacteriën evident is geweest. De honden zijn overleden na het spelen in en drinken van cyanobacterie bevattend water. Het betrof in dit geval een bentische cyanobacterie (*Phormidium*) die in staat bleek om de neurotoxines anatoxine-*a* en homo-anatoxine-*a* te produceren (zie ook paragraaf 7.5). Vergelijkbare gevallen zijn bekend uit Frankrijk (Gügger *et al*, 2005.) en Nieuw Zeeland (Heath *et al*, 2010).

Een recente studie (Vernooij *et al.*, in prep.) heeft aangetoond dat voor de Nederlandse drinkwatersector niet te verwachten valt dat de aanwezigheid van



cyanobacteriën en / of cyanotoxines in het ruwe water problemen op zal leveren voor de drinkwaterkwaliteit. Zowel voor de verwijdering van de cellen als voor de verwijdering van de toxines zijn meerdere barrières aanwezig. Cellen en toxines worden op die manier voldoende verwijderd en zullen vooralsnog geen problemen opleveren voor de volksgezondheid. De verwachting is dat dit onder invloed van klimaatveranderingen zo blijft.

Toch zijn ook drinkwaterproducenten geïnteresseerd in de vorming van biomassa van cyanobacteriën vanwege de geur- en smaakproblematiek en de fysische effecten in de zuivering. Er wordt jaarlijks veel tijd en geld besteed om de bloei van cyanobacteriën in spaarbekkens te voorkomen. Bovendien is de groei van cyanobacteriën in de infiltratieplassen weliswaar geen probleem voor de drinkwaterproductie, de bekkens liggen veelal in gevoelige natuurgebieden, waar vele organismen voorkomen die mogelijk negatieve gevolgen van een overmatige cyanobacteriënbloei kunnen ondervinden. Daarnaast zijn het gebieden waar veel recreatie plaats vindt: een groene plas met drijfblagen van cyanobacteriën is geen goed visitekaartje voor het drinkwaterbedrijf. Bovendien blijft alertheid geboden zeker gezien het aantreffen van “nieuwe” toxines (cylindrospermopsine en deoxy-cylindrospermopsine) in een infiltratieplas (zie paragraaf 7.5).

De drinkwaterbedrijven (Dunea, Evides, PWN, Waternet, Waterbedrijf Groningen en WML), die oppervlaktewater gebruiken voor de productie van drinkwater, zijn daarom geïnteresseerd in factoren die de groei van cyanobacteriën stimuleren dan wel remmen. Zeker in het licht van ophanden zijnde klimatologische veranderingen kan men zich voorbereiden op het treffen van eventuele maatregelen als klimaatverandering bijdraagt aan de toename van de cyanobacteriënbiomassa.

In deze studie is aan de hand van beschikbare data voor die drinkwaterbedrijven die gebruik maken van oppervlaktewater beoordeeld of er sprake is van een probleem met cyanobacteriën. Aansluitend is gezocht naar een aantal verklarende factoren met betrekking tot de groei van cyanobacteriën. De nadruk ligt hierbij op factoren die toe te schrijven zijn aan klimaateffecten. In deze Kennis voor klimaat rapportage worden alleen die oppervlaktewateren gepresenteerd waar een potentieel probleem met cyanobacteriën en drinkwaterbereiding te verwachten zijn. Dergelijke gebieden zijn in beheer bij Dunea, Evides en PWN (Figuur 8.1).



8.1 Cyanobacteriën in drinkwaterbekkens: problematisch?

De kans op het voorkomen van cyanobacteriën en de door hen geproduceerde toxines kan nogal uiteenlopen. Om in te schatten of er een potentieel probleem ontstaat, kan gelet worden op diverse variabelen. Variabelen als chlorofyl, pigmentsamenstelling, fytoplaktonsoortsamenstelling (zowel op soort als op groepniveau) en cyanotoxines geven informatie over de hoeveelheid aanwezige cyanobacteriën. Niet alle variabelen zijn in alle bekkens / plassen gemeten. Per water zal er beoordeeld worden welke data voorhanden zijn en welke het best inzicht geeft in de cyanobacteriedynamiek van het desbetreffende water. Van de diverse variabelen zijn in Tabel 8.1 grenswaarden aangegeven waarboven de verwachting is dat dichtheden van cyanobacteriën een probleem kunnen vormen voor de beheerder. Aangezien er voor oppervlaktewater waaruit drinkwater bereid wordt geen richtlijnen bestaan, is hier gebruik gemaakt van grenswaarden zoals die voornamelijk voor recreatiewater opgesteld zijn.

Tabel 8.1. Diverse normen op basis waarvan eventuele probleemsituaties op het gebied van het voorkomen van cyanobacteriën ingeschat kunnen worden.

Variabelen	Grenswaarden	Referenties
Chlorofylconcentratie	> 50 µg/l	WHO, recreatiewater (WHO, 1999)
Cyanobacterie dominantie	> 70 %	Handreiking blauwalgenrapportage behorend bij zwemwaterprofiel (RIZA, 2007)
Microcystineconcentratie	> 10 µg/l	CIW, 2002 (grens waarschuwing)
Cyanobacteriedichtheden	> 50.000 cellen/ml of > 1250 n/ml of > 2.5 mm ³ /l of > 12.5 µg/l cyanobateriechlorofyl	Blauwalgenprotocol, 2010 (grens verhoogde alertheid) (Anonymus, 2010)
Overige waarnemingen	Aanwezigheid drijfvlagen / klachten / melding dode vogels etc.	Handreiking blauwalgenrapportage behorend bij zwemwaterprofielen (RIZA, 2007)

De chlorofylconcentratie is van deze variabelen het minst specifiek. Ook overig fytoplankton bezit dit pigment. Het zal mede van de tijd van het jaar afhangen of hoge dichtheden aan chlorofyl toe te schrijven zijn aan hoge cyanobacteriedichtheden (voorjaar of augustus-oktober). De term cyanobacteriedominantie is veelal weinig kwantitatief en wordt over het algemeen toegepast in combinatie met andere variabelen. Microcystine is één van de toxines die door cyanobacteriën aangemaakt kan worden. Hoge concentraties zijn veelal een indicatie van hoge dichtheden cyanobacteriën. Microcystine wordt echter niet door alle cyanobacteriën geproduceerd en kan



zodoende een onderschatting geven van de daadwerkelijk aanwezige dichtheden cyanobacteriën. De manieren om dichtheden cyanobacteriën (en overig fytoplankton) aan te geven zijn divers (zie Tabel 8.1): celaantallen, pigmentsamenstelling van het water, biovolumes van de diverse soorten of eenheden (N) per volume. De keuze van de ene of de andere variabele hangt veelal samen met de tijd die wordt besteed aan het kwantificeren en kwalificeren van het fytoplankton.

Zoals uit bovenstaande tabel blijkt is voor alle methodieken een grenswaarde voorhanden. In deze rapportage is er van uit gegaan dat wanneer de aangeleverde waarden één of enkele van de variabelen de grenswaarde overschrijden het de moeite waard is om te achterhalen wat de reden kan zijn voor een verhoogde concentratie (paragraaf 8.3). Hierbij wordt gebruik gemaakt van de overige aangeleverde variabelen aangevuld met weersgegevens afkomstig van de diverse weerstations van het KNMI.

Figuur 8.1. Locaties van drinkwaterbekkens waarin regelmatig cyanobacteriën voorkomen.



8.2 Gegevens getoetst

8.2.1 Dunea

In de duingebieden Meijendel, Solleveld en Berkheide beschikt Dunea over een heel scala aan infiltratieplassen die qua omvang sterk uiteenlopen. In het kader van dit onderzoek is het onmogelijk om de beschikbare data van alle meertjes



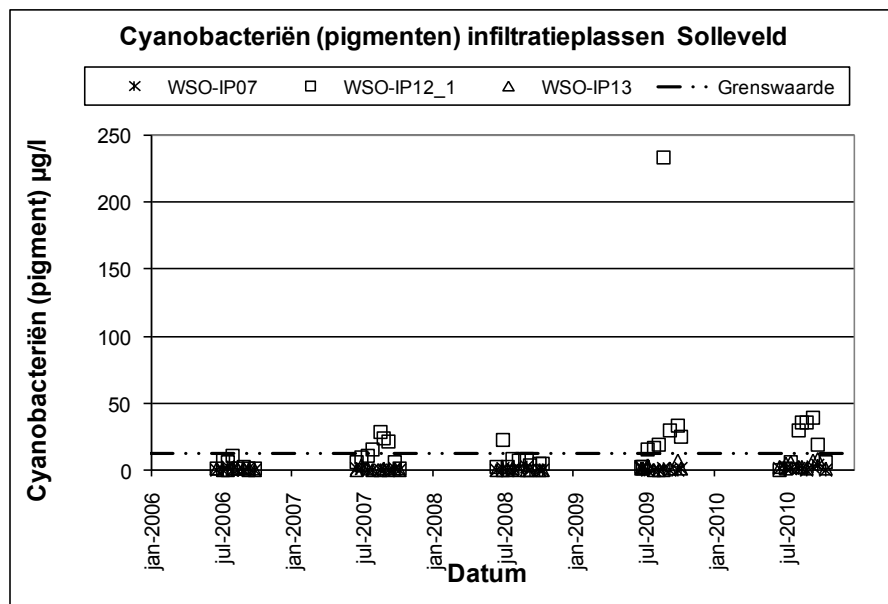
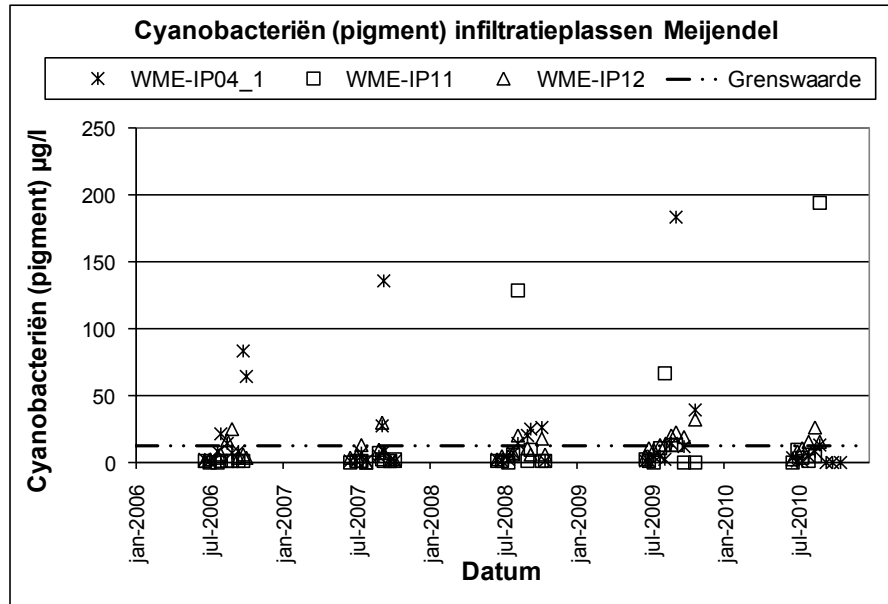
te beschouwen. Bovendien wordt niet elke meer met regelmaat bemonsterd. Hieronder volgen de resultaten uit enkele plassen waar met regelmaat problemen met cyanobacteriën ervaren zijn.

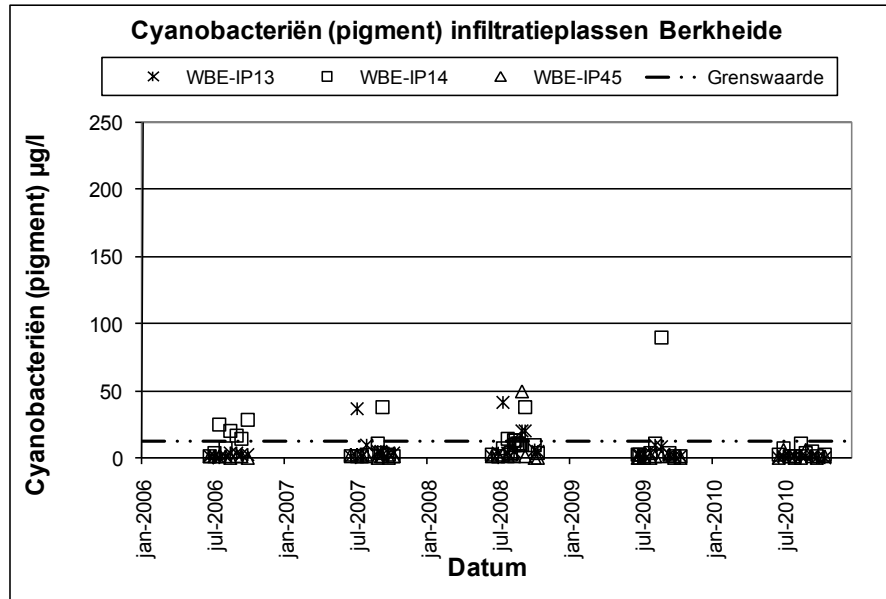
Cyanobacteriën

Dunea heeft in een groot aantal van de infiltratieplassen van 2006 tot en met 2010 de ontwikkeling van de cyanobacteriën gevolgd. De ontwikkeling van de cyanobacteriebiomassa is bepaald aan de hand van cyanobacteriespecifiek chlorofyl. Chlorofyl is een zeer algemeen toegepaste variabele voor het bepalen van de biomassa van fytoplankton. Door het toepassen van een fluoroproob kan er op basis van de pigmentsamenstelling van de diverse fytoplanktongroepen onderscheid gemaakt worden tussen de diverse hoofdgroepen algen (cyanobacteriën, groenalgen en diatomeeën). Uit de grafieken hieronder blijkt dat in ieder infiltratiegebied wel een plas voorkomt waar de cyanobacteriebiomassa, op basis van het cyanobacteriespecifiek chlorofyl, de grenswaarde van $12,5 \mu\text{g} / \text{l}$ overschrijdt. In het gebied Meijendel (Figuur 8.2) zijn er meerdere plassen die jaarlijks hoge concentraties aan cyanobacteriën bevatten. In plas 12 (WSO-IP12_1) van het gebied Solleveld (Figuur 8.3) is in 2009 een zeer hoge concentratie aan cyanobacteriebiomassa gemeten: $232 \mu\text{g} / \text{l}$. In het gebied Berkheide (Figuur 8.4) komen concentraties voor die vergelijkbaar zijn met die uit gebied Solleveld, over het algemeen blijven de concentraties lager dan $50 \mu\text{g} / \text{l}$. Wanneer een dergelijke overschrijding in oppervlaktewater met de functie zwemwater voorkomt zal dit leiden tot een nadere analyse van de fytoplanktonsamenstelling. Voor infiltratieplassen wordt een dergelijke stap niet uitgevoerd: het passeren van cyanobacteriën van het sediment naar het diepere grondwater is niet erg waarschijnlijk. Dit grondwater is de werkelijke bron voor de aansluitende drinkwaterproductie.



Figuur 8.2–8.4. Verloop van cyanobacteriespecifiek chlorofyl in diverse infiltratieplassen in beheer bij Dunea gedurende de jaren 2006-2010.

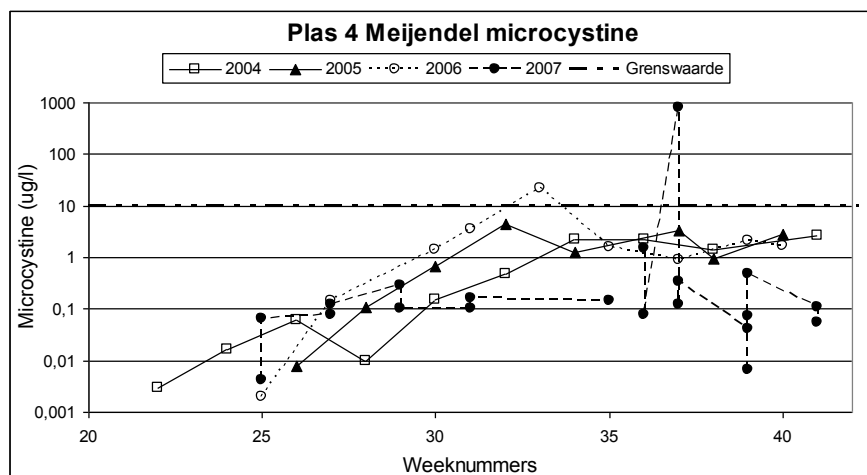


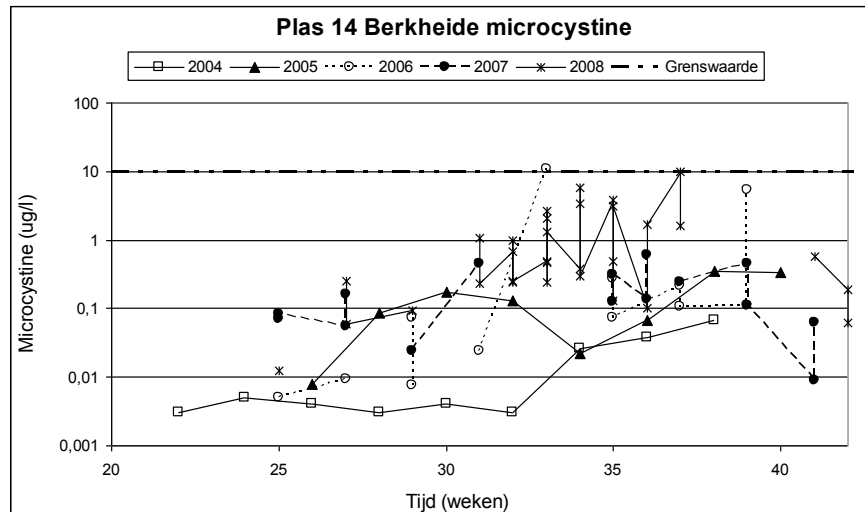
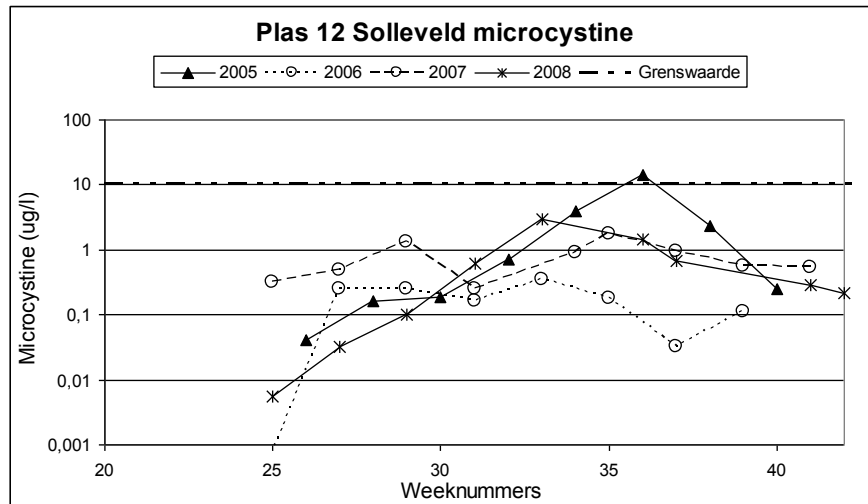


Cyanotoxines

In het gebied Meijendel liggen een aantal plassen dat in het verleden problemen heeft ervaren met cyanobacteriën. Plas 4 uit dit gebied ondervond met name in 2006 en 2007 overlast. Dit uitte zich in hoge microcystineconcentraties (tot wel 780 µg/l) (Figuur 8.5). In de overige plassen in Meijendel lagen de concentraties rond de 10 µg/l (plas 12 en 17, data hier niet gepresenteerd) of veel lager dan 1 (plas 13, data hier niet gepresenteerd). In Solleveld en Berkheide is het aantal gebieden dat overlast ondervindt van cyanobacteriebloei beperkt. In Solleveld werden in 2005 microcystineconcentraties gemeten van rond de 10 µg/l (Figuur 8.6). Zoals uit paragraaf 7.5 blijkt werden in 2010 naast microcystines ook andere cyanotoxines (cylindrospermopsine en deoxy-cylindrospermopsine) aangetroffen. In Berkheide (Figuur 8.7) was alleen in plas 14 in 2006 en 2008 een aanzienlijke microcystineconcentratie te meten (ca. 10 µg/l).

Figuur 8.5 – 8.7. Verloop van microcystineconcentraties in diverse infiltratieplassen in beheer bij Dunea gedurende de jaren 2004-2008.





Conclusie blauwalgenproblematiek Dunea

Van de infiltratieplassen zoals die in de duinen nabij Den Haag gelegen zijn, zijn relatief weinig gegevens bekend omtrent het voorkomen van cyanobacteriën. Wel zijn er gedurende de jaren 2003-2007 op diverse locaties microcystines gemeten. Microcystine is één van de toxines die door cyanobacteriën geproduceerd kunnen worden. Hierboven zijn van een aantal infiltratiebekkens deze concentraties gepresenteerd. Uit de gegevens blijkt dat de grens van 10 $\mu\text{g/l}$ met regelmaat licht overschreden wordt. In het jaar 2007 is een zeer hoge microcystineconcentratie in één plas aangetroffen.

Er is in een aantal van de bekkens duidelijk overmatige bloei van cyanobacteriën. Nadere analyse naar mogelijke oorzaken wordt hieronder besproken in paragraaf 8.3.



8.2.2 Evides

In het zuidelijk deel van de Brabantse Biesbosch onttrekt Evides water aan de rivier de Maas voor de bereiding van drinkwater. Het water verblijft in een drietal bekkens alvorens het naar de daadwerkelijke zuivering wordt verpompt. Het ingenomen water wordt in eerste instantie ingelaten in het bekken De Gijster, waarna het door het bekken Honderd en Dertig gevoerd wordt en eindigt in het bekken de Petrusplaat. Vanuit de Petrusplaat wordt het water verpompt naar de productielocaties nabij de Baanhoek, Berenplaat, Braakman en Kralingen.

Nabij de Braakman in Zeeuws Vlaanderen heeft Evides nog een bekken, Spaarbekken 1. Het water vanuit dit bekken wordt gemengd met het water afkomstig uit de Biesboschbekkens (bij normale bedrijfsvoering 25 % Spaarbekken 1 en 75 % Biesboschwater). Dit water wordt ingezet voor de drinkwaterproductie.

De waterkwaliteit van de Biesboschbekkens wordt al sinds 30 jaar op de voet gevolgd. Voor deze bekkens is dan ook een database ontstaan die behoorlijk omvangrijk is. Voor al deze bekkens geldt dat ze dieper zijn dan 15 meter. De bassins worden vanaf het voorjaar tot en met het najaar met behulp van luchtcirculatie actief gemengd. Zodoende wordt het water verticaal gemengd, ontstaat er geen stratificatie in de bekkens en komen over het algemeen cyanobacterie bloeien moeilijk tot stand.

In onderstaande paragrafen worden de ontwikkelingen op het gebied van fytoplankton in het algemeen en van cyanobacteriën in het bijzonder in beeld gebracht. Per bekken wordt beoordeeld of er zich ongewenste situaties hebben voorgedaan.

Cyanobacteriën

Brabantse Biesbosch: De Gijster

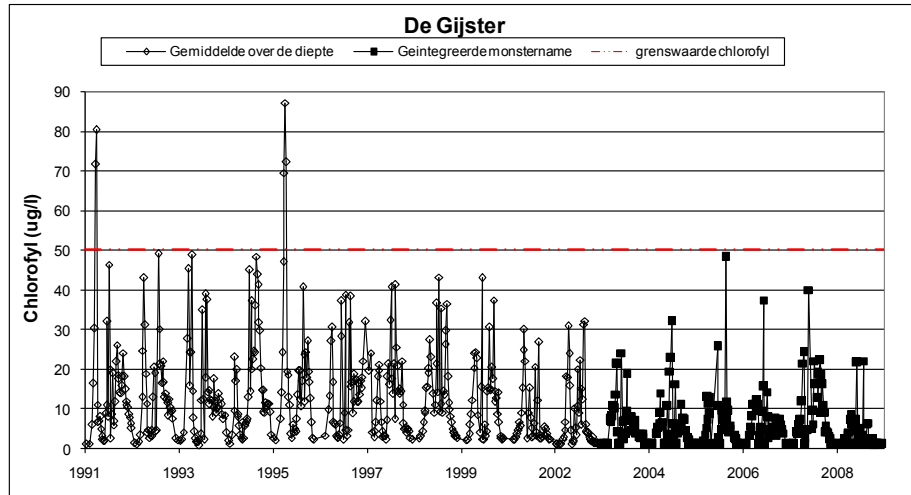
In onderstaande grafiek (Figuur 8.8) zijn de chlorofyldata, zoals gemeten in De Gijster, gepresenteerd. Sinds het jaar 2003 is men overgegaan op een andere monsternamestrategie. Tussen 1990 en 2003 is op diverse diepten bemonsterd en vervolgens geanalyseerd wat de chlorofylconcentraties waren. Sinds 2003 zijn de monsters nog wel op verschillende dieptes genomen maar tijdens monsternamete samengevoegd. Vervolgens is eenmalig een analyse uitgevoerd. In de onderstaande grafiek zijn voor 1990-2003 de gemiddelde over de diverse dieptes gepresenteerd.

Uit de data is op te maken dat chlorofylconcentraties vanaf 2000 verlaagd lijken ten opzichte van het vorige decennium (Mann Whitney, $p < 0,05$). Extreme uitschieters, zoals in 1991 (80 $\mu\text{g/l}$) en 1996 (87 $\mu\text{g/l}$) zijn de laatste 10 jaar niet meer voorgekomen. De hoogst gemeten concentratie was circa 48 $\mu\text{g/l}$ in het jaar 2005. Het verschil in de pieken is wel dat in de jaren 90 deze



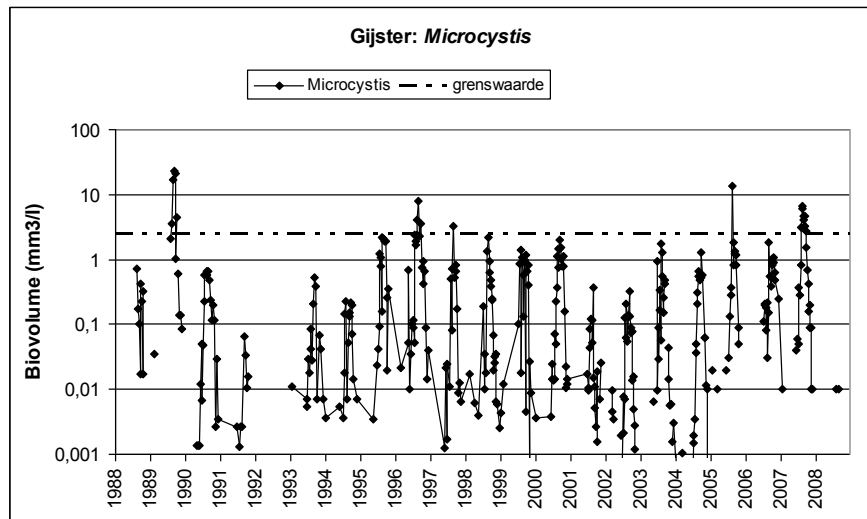
optraden tijdens de voorjaarsbloei. De piek van 2005 was in augustus, het moment waarop cyanobacteriën meestal de fytoplanktonbiomassa domineren.

Figuur 8.8. Verloop van de chlorofylconcentratie spaarbekken de Gijster in beheer bij Evides gedurende de jaren 1991-2008.



Van de potentieel toxische cyanobacteriën komt het genus *Microcystis* het meest algemeen voor in De Gijster. Uit onderstaande grafiek (Figuur 8.9) blijkt dat het genus niet vaak voorkomt in hogere dichtheden dande grenswaarde van 2,5 mm³/l. Eind jaren 80 was de dichtheid eenmaal 21 mm³/l. In augustus 2005 was dat 13,2 en in augustus 2007 6,6 mm³/l. Van een duidelijke toename door de tijd is in dit bekken geen sprake.

Figuur 8.9. Verloop van de dichtheid van *Microcystis* in het spaarbekken de Gijster in beheer bij Evides gedurende de jaren 1988-2008.



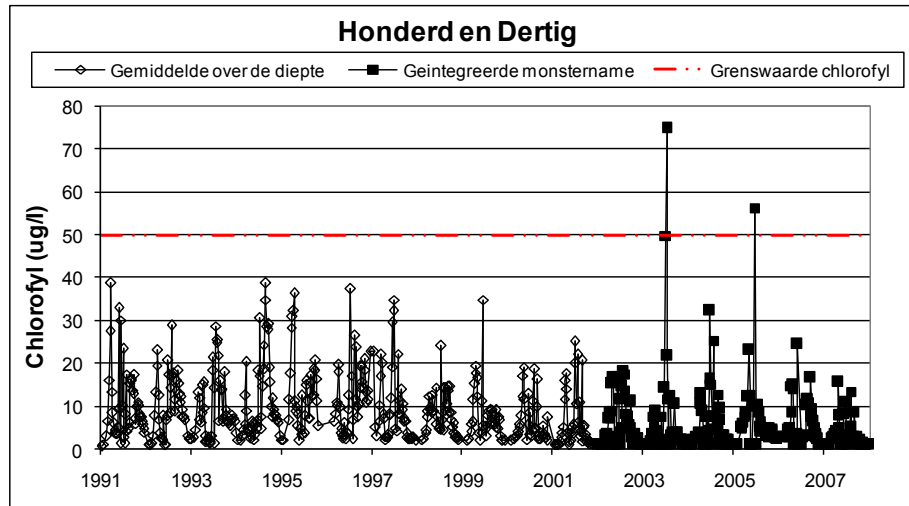
Brabantse Biesbosch: Honderd en Dertig

Ook voor dit drinkwaterbekken geldt dat de monsternamestrategie per 2002 gewijzigd is (zie hierboven). In dit bekken lijkt vanaf 1991 een afname van de chlorofylgehaltenes waarneembaar, concentraties van voor het jaar 2000 verschillen significant ten opzichte van de jaren na 2000 (Mann Whitney, p <



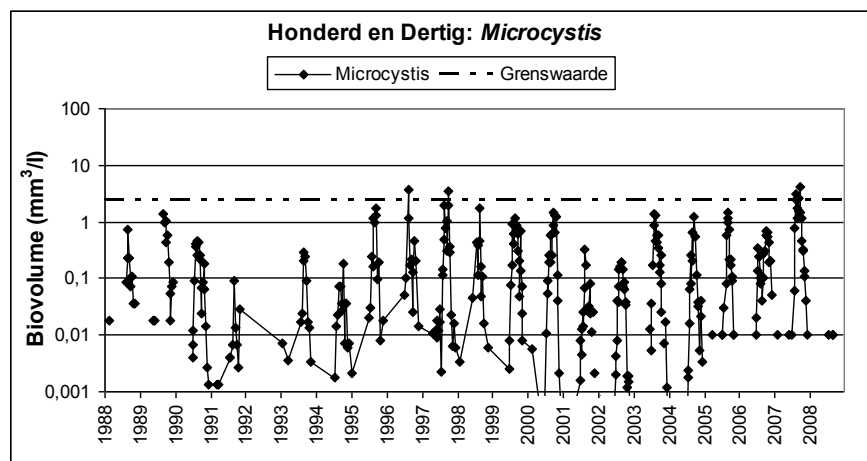
0,05). Tussen 2003 en 2008 is er tot tweemaal toe wel een hoge dichtheid aan cyanobacteriën aangetroffen (Figuur 8.10), meer dan 70 µg/l in 2003 en 56 µg/l in 2005. Voor dit bekken is er nagenoeg geen verschuiving waar te nemen van de chlorofylpiek, zowel in het voor- als in het najaar.

Figuur 8.10. Verloop van de chlorofylconcentratie in het spaarbekken Honderd en Dertig in beheer bij Evides gedurende de jaren 1991-2008.



Ook in dit bekken is de potentieel toxische cyanobacterie *Microcystis* overheersend. Jaarlijks zijn er duidelijke pieken waarneembaar in het voorkomen van dit genus. De dichtheden blijven over het algemeen onder de 2,5 mm³/l. In het jaar 2007 was de dichtheid van deze cyanobacterie met 4,2 mm³/l het hoogst sinds 20 jaar (figuur 8.11).

Figuur 8.11. Verloop van de dichtheid van *Microcystis* in het spaarbekken Honderd en Dertig in beheer bij Evides gedurende de jaren 1988-2008.



Brabantse Biesbosch: Petrusplaat

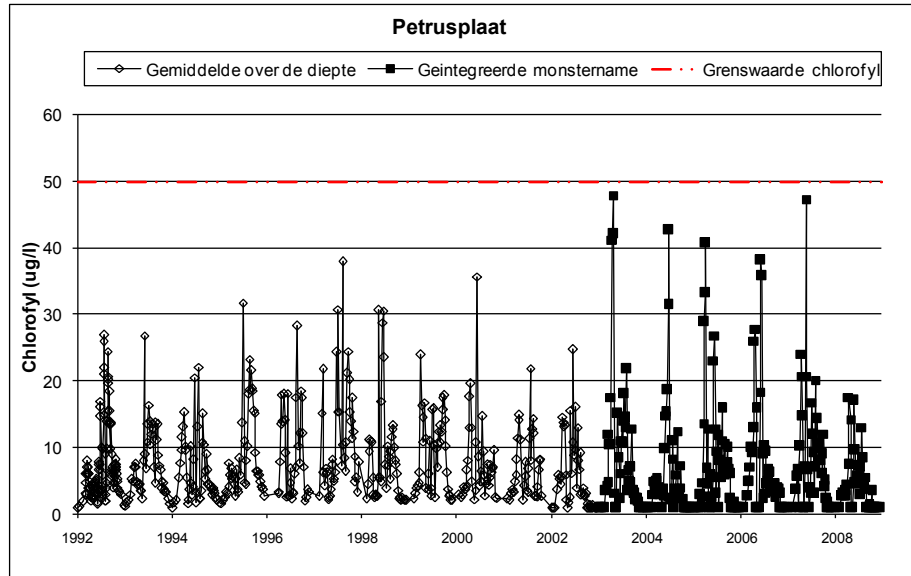
In dit bekken is eveneens sinds 2003 een andere monsternamestrategie gehanteerd. De jaargemiddeldeconcentratie aan chlorofyl lijkt af te nemen, concentraties na het jaar 2000 verschillen significant van de voorgaande jaren (Mann Whitney, $p < 0,05$). De piekconcentraties zijn sinds 2003 wel duidelijk



Figuur 8.12. Verloop van de chlorofylconcentratie in spaarbekken Petrusplaat in beheer bij Evides gedurende de jaren 1992-2008.

70

toegenomen (Figuur 8.12). Gedurende ruim 25 jaar heeft de chlorofylconcentratie in dit bekken de waarde 50 µg/l niet overschreden.

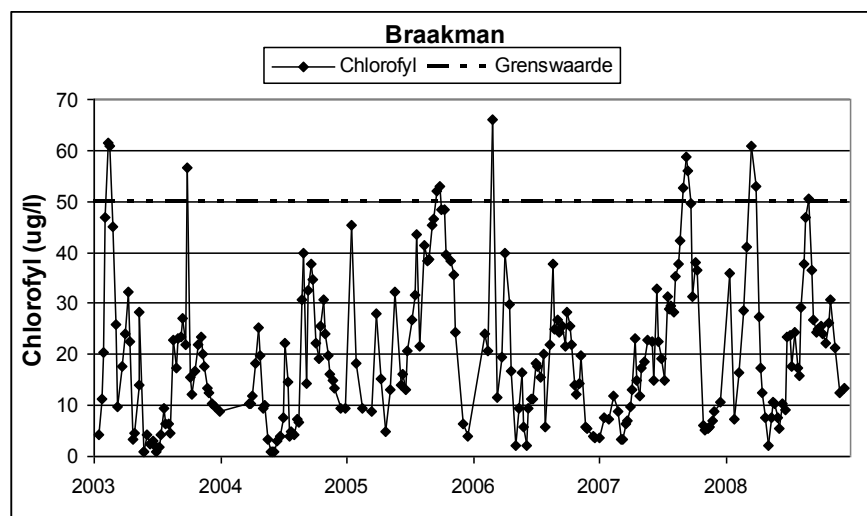


Ook in het bekken Petrusplaat is het genus *Microcystis* het meest dominant aanwezig ten opzichte van de overige potentieel toxisch genera. De dichtheden zijn over 20 jaar betrekkelijk laag geweest met een enkele keer een dichtheid die hoger is dan de grenswaarde van 2,5 mm³/l. In augustus 2007 was de dichtheid 3,3 mm³/l.

Braakman, Spaarbekken 1

Ten opzichte van de bovenstaande Evidesbekkens zijn de beschikbare data voor Spaarbekken 1 beperkt. Met betrekking tot de chlorofylconcentratie zijn zowel de voorjaarspieken als de (na)zomerpieken met regelmaat hoger dan 50 µg/l (Figuur 8.13).

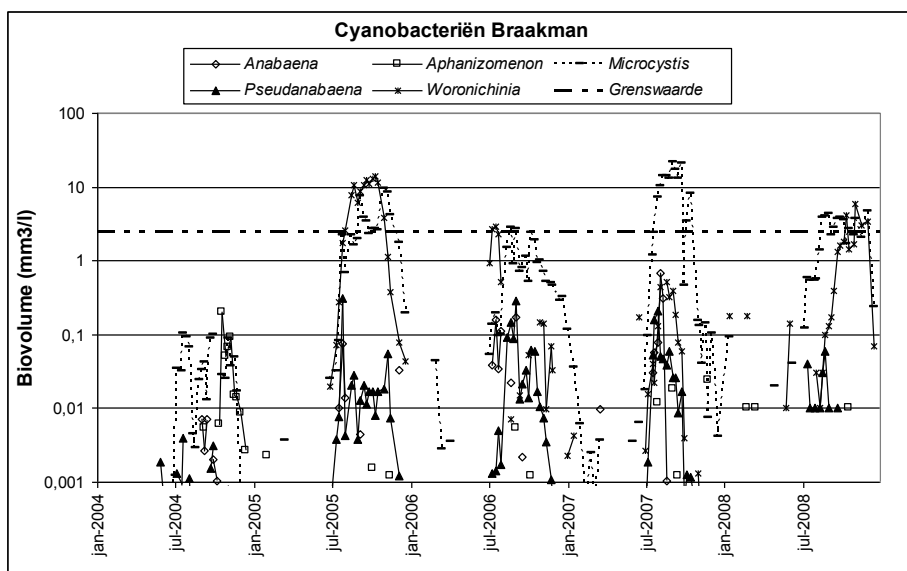
Figuur 8.13. Verloop van de chlorofylconcentratie in spaarbekken de Braakman in beheer bij Evides gedurende de jaren 2003-2008.





In Spaarbekken 1 zijn er meerdere genera cyanobacteriën die door de jaren heen dominant voorkomen. Naast *Microcystis* zijn dat *Woronichinia*, *Pseudanabaena*, *Aphanizomenon* en *Anabaena*. De dichtheden van *Microcystis* en *Woronichinia* zijn in diverse jaren groter dan de $2,5 \text{ mm}^3/\text{l}$. De dichtheden kunnen oplopen tot $22 \text{ mm}^3/\text{l}$ (Figuur 8.14).

Figuur 8.14. Verloop van de dichtheden van cyanobacteriën in spaarbekken de Braakman in beheer bij Evides gedurende de jaren 2004-2008.



Conclusie cyanobacteriënproblematiek Evides

De bekkens in de Brabantse Biesbosch vertonen onderling een licht afwijkende dynamiek met betrekking tot de chlorofylconcentraties. In De Gijster liggen over het algemeen de jaarlijkse hoogste piekconcentraties rond de $40 \mu\text{g}/\text{l}$. In het bekken de Honderd en Dertig lijkt sinds circa 2000 een afname van de chlorofylconcentratie waarneembaar. Het jaar 2003 en 2005 vormen daar een uitzondering op met enkele hoge piekconcentraties tot $75 \mu\text{g}/\text{l}$. In het bekken Petrusplaat zijn de concentraties over het algemeen het laagst. Opvallend is wel dat sinds 2003 de chlorofylconcentraties gemiddeld afnemen, maar dat de piekconcentraties extremer worden. Op basis van de chlorofylconcentraties is er geen sprake van cyanobacteriënbloeiën: de concentraties overschrijden niet de grenswaarden zoals opgenomen in tabel 8.1.

Voor alle bekkens geldt dat het genus *Microcystis* het meest dominant is. Het biovolume van het betreffende genus overschrijdt zo nu en dan de grenswaarde van $2,5 \text{ mm}^3/\text{l}$. Vooral in De Gijster komen dergelijke situaties voor, zeker ook in de laatste 5 jaar. In de Honderd en Dertig zijn dergelijke pieken al minder hoog en in de Petrusplaat vindt nagenoeg nooit overschrijding van de grenswaarde plaats; het jaar 2007 vormt hier een uitzondering op. Aangezien naast *Microcystis* meerdere genera in de bekkens voorkomen, zal de totale cyanobacteriënbiomassa hoger zijn dan hierboven vermeld. De



dichtheden van de overige genera zijn één tot enkele orde groottes lager dan die van *Microcystis*. In de nader analyse (paragraaf 8.3) zal daarom alleen naar de dynamiek van dit genus gekeken worden.

Het Braakman Spaarbekken 1 wordt aanzienlijk minder lang bemonsterd dan de Biesboschbekkens. Sinds 2003 worden de chlorofylgegevens op reguliere basis geanalyseerd. Tot en met 2008 heeft dit zes maal geleid tot een overschrijding van de grenswaarde van 50 µg/l.

In dit bekken is het genus *Microcystis* het meest dominant, gevolgd door het genus *Woronichinia*. De biovolumes van beide genera overschrijden diverse malen de grenswaarde van 2,5 mm³/l. Aangezien cyanobacteriesoorten van beide genera in staat zijn om toxines te produceren is er sprake van overlast van cyanobacteriën. Een dergelijke overlast hoeft niet vanzelfsprekend te leiden tot problemen bij de zuivering. De oorzaken van het voorkomen van hoge dichtheden cyanobacteriën worden onder andere toegeschreven aan hoge nutriëntconcentraties van het in het bekken aanwezige slib (Lucassen *et al.*, 2008). Er worden sinds kort acties ondernomen om de situatie structureel te verbeteren.

8.2.3 PWN

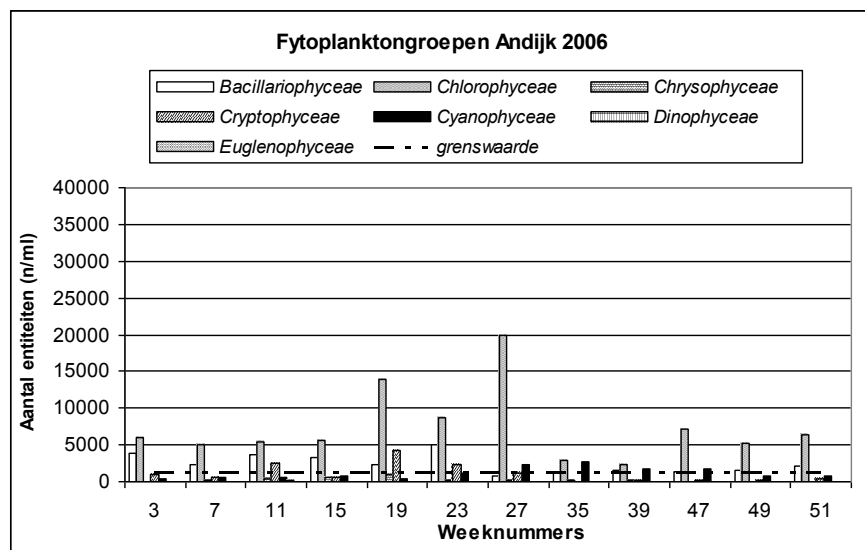
Nabij Andijk wordt water ingenomen uit het IJsselmeer. Dit water verblijft, na de toevoeging van natronloog, circa 40 dagen in een spaarbekken bij Andijk. Water afkomstig uit dit bekken wordt afgevoerd naar diverse zuiveringen, onder andere in Castricum. Nabij Castricum bevindt zich het Hoefijzerner. Dit infiltratiebekken heeft enkele jaren achtereen te kampen gehad met hoge dichtheden aan cyanobacteriën, mogelijk met het gevolg dat vogels daar aan overleden zijn.

Andijk inname

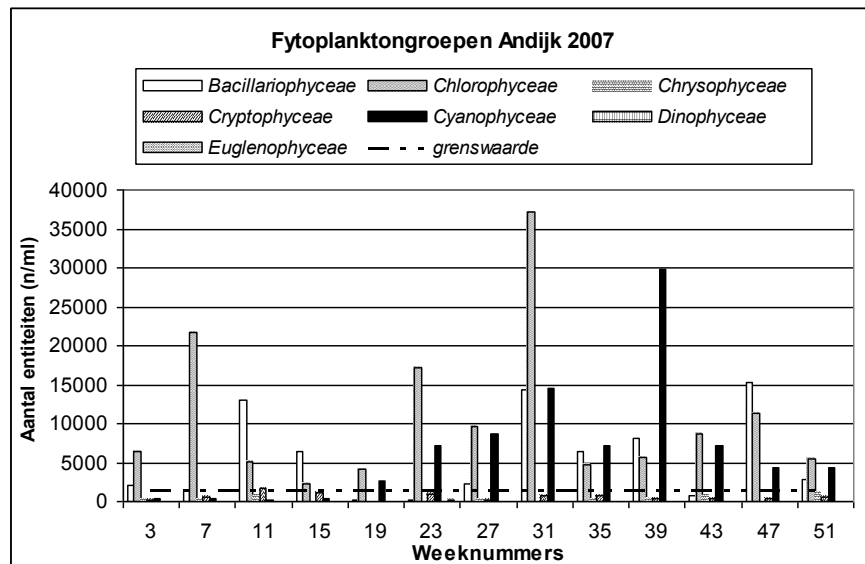
Aan de westzijde van het IJsselmeer bevindt zich een innamepunt voor de drinkwaterbereiding van PWN. Bij inname wordt aan het water als eerste stap ijzerchloride toegevoegd ten behoeve van de defosfatering van het ingenomen water. Met de gevormde vlokken worden ook andere deeltjes, waaronder fytoplankton ingevangen. Desondanks kunnen er in de bekkens nabij Andijk nog aanzienlijke hoeveelheden fytoplankton aangetroffen worden (zie Figuur 8.15 + 8.16). Uit onderstaande grafieken blijkt dat cyanobacteriën (Cyanophyceae) regelmatig het fytoplankton domineren. Het fytoplankton is geanalyseerd aan de hand van entiteiten. Dat kunnen losse cellen zijn, maar ook kolonies van bijvoorbeeld cyanobacteriën. De samenstelling van dergelijke kolonies kan nogal uiteenlopen, het aantal cellen binnen een kolonie kan variëren van enkele tientallen tot meer dan duizend. In dit onderzoek wordt er vanuit gegaan dat één cyanobacterie entiteit (filament, spiraalvorm, kolonie)



Figuur 8.15.
Fytoplankton dynamiek
in het spaarbekken
Andijk gedurende het
jaar 2006.



Figuur 8.16.
Fytoplankton dynamiek
in het spaarbekken
Andijk gedurende het
jaar 2007.



Hoefijzermeer

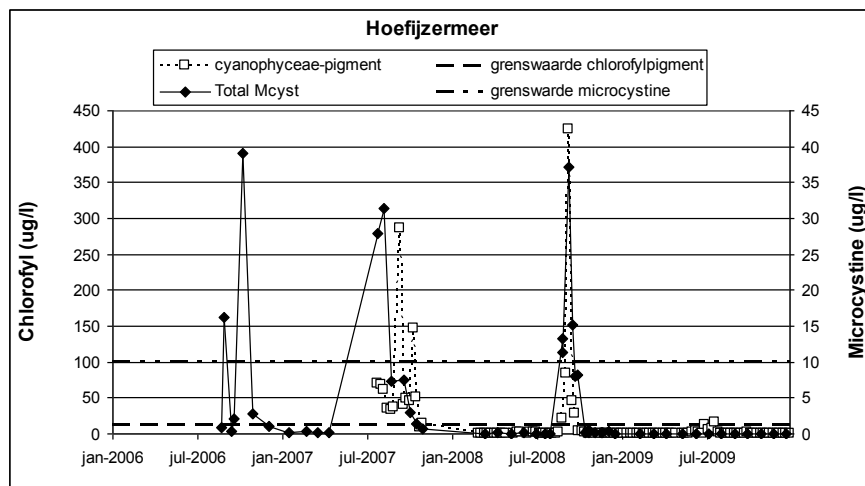
In het Hoefijzermeer zijn in 2006 tot en met 2008 microcystineconcentraties gemeten die de grenswaarde van 10 µg/l overschrijden (Figuur 8.17). Sinds 2007 wordt er naast het toxine ook het cyanobacteriegerelateerde chlorofyl



bepaald. Daaruit blijkt dat in 2007 de microcystineconcentratie niet gelijk opgaat met de chlorofylconcentratie. Mogelijk dat de soortensamenstelling van de cyanobacteriepopulatie hier een rol in speelt: toxine-vormende en niet-toxinevormende soorten wisselen elkaar af. Uit screenings van de aanwezige cyanobacteriegenera blijkt dat naast *Microcystis* ook *Pseudanabaena* (geen bekende toxinevormer) voorkomt. In het jaar 2008 komen beide variabelen (microcystine en cyanochlorofyl) wel overeen. In het jaar 2009 is nagenoeg geen cyanobacteriënchlorofyl aangetroffen, noch microcystine.

Figuur 8.17.
Fytoplankton dynamiek
in het infiltratieplas het
Hoefijzermeer van 2006
t/m 2009.

74



Conclusie cyanobacteriënproblematiek PWN

Met betrekking tot het spaarbekken Andijk en de infiltratieplas Hoefijzermeer kan geconstateerd worden dat er gedurende de beschouwde jaren (2006 & 2007) sprake is geweest van overmatige cyanobacteriële bloei. In het Hoefijzermeer is duidelijk dat hoge dichtheden cyanobacteriën (aan de hand van cyanobacteriespecifiek chlorofyl) aangetroffen zijn die op hun beurt verantwoordelijk zijn voor hoge concentraties aan het cyanotoxine microcystine.

In het spaarbekken nabij Andijk blijken in 2006 en 2007 hoge dichtheden aan cyanobacteriën voor te komen. De dichtheden zijn niet nader te specificeren in toxine-producerende en niet-producerende cyanobacteriesoorten. In paragraaf 8.3 zal nader ingegaan worden op de mogelijke oorzaken voor deze hoge dichtheden.

8.2.4 Resumé

In bovenstaande paragrafen is van een aantal drinkwaterbedrijven die gebruik maken van oppervlaktewater voor de productie van drinkwater aan de hand van een aantal criteria (zie paragraaf 8.1) vastgesteld of er problemen met cyanobacteriën ervaren zijn. De beschouwde drinkwaterbekkens kunnen



grootweg opgedeeld worden in diepe bekkens en ondiepe infiltratieplassen (zie tabel 8.2).

Voor de diepe systemen geldt over het algemeen dat ze gemengd worden met behulp van luchtcirculatie. Desondanks kunnen er in de bekkens relatief hoge dichtheden fytoplankton tot bloei komen waarbij cyanobacteriën de overhand kunnen hebben.

Voor de ondiepe infiltratiesystemen geldt dat ze veelal gesitueerd zijn in duingebieden waar de verblijftijd van het water beperkt is. Desalniettemin kunnen in een aantal van de infiltratieplassen hoge dichtheden aan cyanobacteriën voorkomen. In enkele van de plassen zijn drijfslagen van cyanobacteriën aangetroffen, die gepaard gaan met hoge concentraties aan cyanotoxines (microcystine). Dit zal de drinkwaterproductie niet te belemmeren maar is voor de beeldvorming geen wenselijke situatie.

In het volgende hoofdstuk zal het overmatig voorkomen van cyanobacteriën gekoppeld worden aan variabelen die mogelijk van invloed zijn op de bloei van de organismen.

Tabel 8.2. Overzicht van de aanwezigheid van hoge dichtheden cyanobacteriën in diverse wateren in beheer bij drinkwaterbedrijven. De grijze cellen betreffen infiltratieplassen, de witte cellen zijn (diepe) innamebekkens.

Waterbedrijf	Locaties	Oorzaken			
		Chlorofyl	Cyanobacterie dichtheid	Toxine concentraties	Overige redenen
Evides	De Gijster	+	+	-	-
	Honderden Dertig	+	+	-	-
	Petrusplaat	-	-	-	-
	Braakman Spaarbekken 1	+	+	-	-
Waterbedrijf Groningen	Bekken de Punt	-	-	-	-
WML	Lange Vlieter	+	-	-	-
PWN	Andijk		+	-	-
	Hoefijzermeer	+	+	+	+
Dunea	Gebied Meijndel	-	-	+	-
	Gebied Solleveld	-	-	+	-
	Gebied Berkheide	-	-	+	-
Waternet	Oranjekom	-	-	-	-

8.3 Nadere analyse: cyanobacteriedichtheden te koppelen aan weersinvloeden?

Hieronder is een nadere analyse gemaakt of de beschreven cyanobacterieproblematiek toe te schrijven is aan weersinvloeden. Uit de hierboven beschreven plassen is voor deze rapportage een selectie gemaakt. Hierbij staat De Gijster model voor de andere diepe spaarbekkens en de infiltratieplas Solleveld 12 voor de plassen van Dunea. Het Hoefijzermeer is één van de probleemlocaties waar de problematiek zich op meerdere gebieden gemanifesteerd heeft.



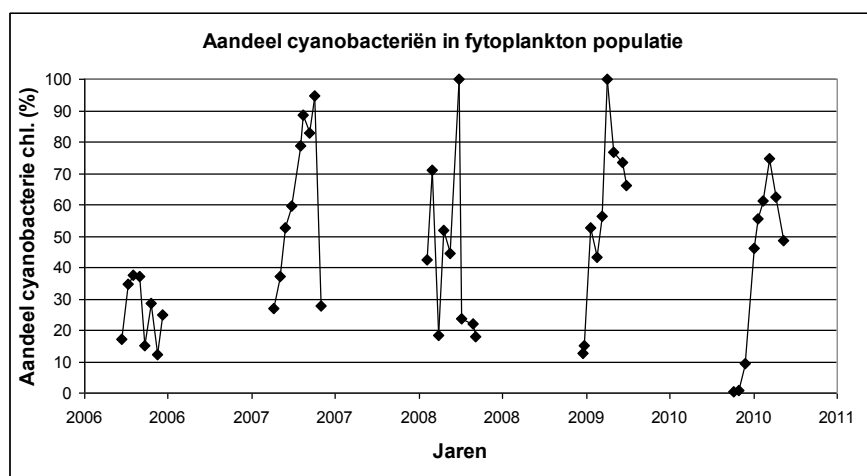
8.3.1 Dunea

In de infiltratieplassen van Dunea zijn op diverse locaties cyanotoxinen gemeten. De concentraties waren zo nu en dan hoger dan 10 µg/l. De concentraties aan cyanobacteriespecifiek chlorofyl waren met regelmaat boven de 12,5, maar slechts enkele malen boven de 50 µg/l. Gedurende dezelfde periode zijn in de plassen nagenoeg geen verklarende variabelen gemeten. Om het voorkomen van cyanobacteriën te kunnen verklaren kan gebruik gemaakt worden van weersgegevens van het dichtstbijzijnde weerstation (Hoek van Holland). De infiltratieplassen zijn voornamelijk ondiepe systemen. De invloed van luchttemperatuur en zoninstraling zal daarmee van invloed zijn op de watertemperatuur. Neerslag kan zorgen voor extra afspoeling van water van de oevers en daarmee een extra impuls geven aan de beschikbaarheid van voedingsstoffen.

In onderstaande analyse zijn voor de weervariabelen temperatuur, zonneduur en regenval het gemiddelde bepaald van de week voorafgaand aan de chlorofyl / microcystine metingen. De groei van fytoplankton, en daarmee cyanobacteriën, is een resultante van factoren die op langere termijn die groei bepalen. Verder is beoordeeld in hoeverre het fytoplankton bestaan heeft uit cyanobacteriën. Dit is bepaald aan de hand van het cyanobacteriespecifieke chlorofyl. De weers- en biomassagegevens zijn weergegeven voor plas 12 uit het gebied Solleveld (zie Tabel 8.3).

Uit de analyses blijkt een duidelijke positieve relatie tussen de totale fytoplanktondichtheid en cyanobacteriëndichtheid. Met andere woorden wanneer de dichtheid aan fytoplankton toeneemt, bestaat de kans dat de cyanobacteriepopulatie eveneens toeneemt. In relatieve termen is het aandeel cyanobacteriën in de totale fytoplanktonbiomassa minder sterk verbonden aan de totale biomassa. Het aandeel dat cyanobacteriën innemen in de totale fytoplanktonbiomassa kan fluctueren van 0,2 tot 100 % (zie Figuur 8.18).

Figuur 8.18. Aandeel van cyanobacteriën (%) in de totale algenbiomassa in infiltratiebekken Solleveld 12 van 2006 t / m 2010.





De microcystineconcentratie (gemeten van 2006 t/m 2008) is positief gecorreleerd aan de hoeveelheid cyanobacteriechlorofyl (N = 25). De relatie is niet heel uitgesproken, mogelijk dat de cyanobacteriepopulatie grotendeels bestaat uit niet microcystine producerende organismen. Vooralsnog is er voor zowel het totale fytoplankton als voor de cyanobacteriën (gemeten van 2006 t/m 2010) in deze plas geen eenduidige relatie af te leiden met weersinvloeden (N = 43). De beschouwde weersinvloeden zijn weekgemiddeldover de week voorafgaand aan de fytoplanktonmonstername. Voor zowel de zonneshijnduur als de regenval lijkt een negatieve invloed op de biomassa te bestaan, de relaties zijn echter niet significant.

Tabel 8.3. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabel en en weersvariabelen voor de locatie Solleveld 12 (Pearson correlatie – tweezijdig, ****p<0.01, ** p<0.02, *P<0.1).

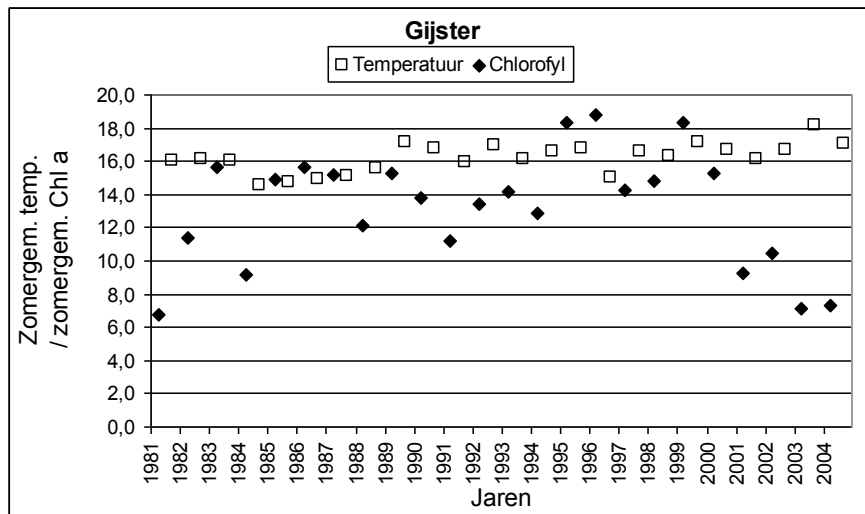
	Cyanobacterie chlorofyl	% cyanobacteriën	Luchttemperatuur	Zonneshijnduur	Neerslag
Totaal chlorofyl	0.780****	0.386**	0.105	-0.104	-0.057
Cyanobacterie chlorofyl	X	X	0.131	-0.161	-0.016
% cyanobacteriën	X	X	-0.013	-0.241	-0.232
Microcystine	0.394*	0.466**	0.071	-0.232	0.086

8.3.2 Evides

Van de diverse spaarbekkens, zoals die bij Evides in beheer zijn, zijn al decennia lang data verzameld met betrekking tot het voorkomen van fytoplankton (en dus ook cyanobacteriën), zoöplankton en allerlei milieuvariabelen. Zodoende is er een dataset ontstaan waarin lange-termijn-invloeden beoordeeld kunnen worden. In onderstaande tabel zijn de resultaten voor één van de bekkens, De Gijster, weergegeven. Voor dit bekken is beoordeeld hoe de voornaamste variabelen van invloed zijn op het fytoplankton en zoöplankton. Hierbij is vooral ingezoomd op het effect van temperatuur (zomergemiddelde) en menging (aantal dagen per jaar). Uit onderstaande grafiek valt op te maken dat de gemiddelde zomertemperatuur van het water, ondanks de diepe menging van het systeem, opgelopen is. Deze watertemperatuur is duidelijk gerelateerd aan de luchttemperatuur zoals die gemeten is op het dichtstbijzijnde KNMI weerstation van Gilze-Rijen (zie Tabel 8.4). De watertemperatuur heeft eveneens een positieve relatie met de North Atlantic Oscillation (NAO, voor verdere uitleg zie hoofdstuk 6) voor de beschouwde jaren 1981-2004.



Figuur 8.19. Verloop van de jaargemiddelde watertemperatuur en chlorofylconcentratie in spaarbekken de Gijster van 1991 t / m 2004.



Deze (zomer)gemiddelde temperatuurstijging heeft geen sterke relatie met de chlorofylconcentratie (zie Tabel 8.4). De gemiddelde chlorofylconcentratie (zomerhalfjaar) lijkt in dit bekken de laatste jaren zelfs terug te lopen (na het jaar 2000 significante afname; Mann Whitney, $p < 0,05$; zie Figuur 8.19). Dit is ook waarneembaar in de andere twee Biesboschbekkens (zie hierboven). Bovendien bestaat er een positieve relatie tussen de jaargemiddelde watertemperatuur en het aandeel dat cyanobacteriën innemen in het totale biovolume van het fytoplankton ($N=21$; zie Tabel 8.4).

Tabel 8.4. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabel en weersvariabelen voor de locatie de Gijster (Pearson correlatie – tweezijdig, **** $p < 0.01$, *** $p < 0.05$, * $p < 0.1$).

	% cyanobacteriën	Zoopl biovolume	Mengen (dagen)	Watertemperatuur	Luchttemperatuur	NAO
Chl a	0.119	0.130	-0.048	-0.198	-0.163	0.144
Watertemperatuur	0.469*	-0.224	0.604****	X	0.744***	0.410***
Cyanobact biovol	X	-0.176	0.064	-0.060	0.022	0.164
% cyanobacteriën	X	-0.153	0.392*	0.469*	0.345	0.292
Zoopl biovolume	-0.153	X	-0.490***	-0.224	-0.300	0.169
Fytopl biovolume	0.128	-0.139	0.390*	-0.447	-0.205	-0.221

In de bekkens van de Biesbosch is een installatie aanwezig die op diepte lucht in kan brengen. De opstijgende lucht zorgt voor een verticale menging van het gehele watersysteem. Als gevolg van de menging wordt onder ander voorkomen dat cyanobacteriën overmatig gaan bloeien en dat drijfslagen van cyanobacteriën gevormd kunnen worden. De mate van mengen (hoeveelheid dagen per jaar) heeft door de jaren heen nogal gevarieerd. In de jaren 80 van de vorige eeuw werd de installatie niet vaker dan 100 dagen per jaar aangezet. Vanaf de midden jaren 90 wordt de installatie tussen de circa 150 en 200 dagen per jaar gebruikt. De menging heeft gevolgen voor de temperatuur van de waterkolom. Die zal over groter diepte homogener worden. Het totale



biovolume van het fytoplankton lijkt een positieve relatie te hebben met het aantal mengdagen (zie Tabel 8.4). Een dergelijke relatie ligt niet voor de hand: Als gevolg van de menging zal de groei van fytoplankton minder snel verlopen (een deel van de tijd brengen ze door in ongunstige lichtomstandigheden), anderzijds blijven o.a. groenalgen en diatomeeën langer in suspensie. De verwachting is dan dat de concentratie aan fytoplankton daarmee zou afnemen. Het zoöplankton is negatief gerelateerd aan het aantal mengdagen. Dit laatste verschijnsel is vaker waargenomen in artificieel gemengde systemen (Jöhnk *et al.*, 2008). De luchtbelletjes kunnen het zoöplankton mee transporteren naar het wateroppervlak. Het zoöplankton kan zodoende niet optimaal foerageren en groeien.

8.3.3 PWN

Voor het beheergebied van PWN zijn in bovenstaande analyse twee locaties beoordeeld: het bekken bij Andijk en de infiltratieplas Hoefijzermeer. Voor beide locaties geldt dat de beschikbare data, die het verloop van fytoplanktongroei kunnen verklaren, beperkt zijn. De plassen zijn enkele jaren gevolgd met betrekking tot de ontwikkeling van cyanobacteriën en microcystines. In de hieronderstaande analyse is ingezoomd op het Hoefijzermeer. In de jaren 2006-2008 zijn hier hoge concentraties microcystine en cyanobacteriespecifiek chlorofyl aangetroffen. In 2009 was echter weinig meer van een cyanobacteriebloei te bekennen. Om de concentratie van het fytoplankton te kunnen verklaren is voor het Hoefijzermeer gebruik gemaakt van de weersgegevens zoals die beschikbaar zijn van het KNMI weerstation Wijk aan Zee.

Uit onderstaande tabel blijkt dat er een goede relatie bestaat tussen het voorkomen van de cyanobacteriën en de cyanobacteriespecifieke chlorofylconcentratie (N=106). De aanwezige cyanobacteriën blijken vaak microcystines te produceren. De relatie tussen het totaal fytoplankton en het cyanobacterie chlorofyl is positief maar niet heel sterk ($r=0,490$). Het voorkomen van het fytoplankton is positief gerelateerd aan de luchttemperatuur. Het ondiepe systeem van het Hoefijzermeer zal snel opwarmen als gevolg van de luchttemperatuur en de instraling van de zon. Een warmer systeem zal de groei van het fytoplankton positief beïnvloeden. Bij hoger wordende temperaturen zullen cyanobacteriën het meest in het voordeel zijn. De optimale groeitemperatuur is voor cyanobacteriën over het algemeen hoger dan die voor het overige fytoplankton (Paerl & Huisman, 2009). In relatie tot de variabelen zonneshijnduur en neerslag zijn voor het Hoefijzermeer geen eenduidige relaties waargenomen (zie Tabel 8.5).

Tabel 8.5. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabel en weersvariabelen voor de locatie Hoefijzermeer (Pearson correlatie – tweezijdig, **** $p<0.01$, * $P<0.1$).

	Cyanobactie chlorofyl	% cyanobact	Luchttemperatuur	Zonneduur	Neerslag
Totaal chlorofyl	0.490 ****	0.129	0.467****	0.296	-0.157



Cyanobact chlorofyl	X	X	0.421****	0.110	-0.040
% cyanobact	X	X	0.192*	-0.017	0.066
Microcystine	0.761****	0.782****	0.362*	0.087	0.111

8.4 Conclusie

Voor een groot deel van Nederland (ca. 40%) wordt drinkwater geproduceerd uit oppervlaktewater. Het gebruikte water is onder andere afkomstig uit de grote rivieren en het IJsselmeer. Voorafgaand aan de werkelijke drinkwaterproductie wordt het oppervlaktewater ingelaten in grote (diepe) spaarbekkens of (ondiepe) infiltratieplassen. Zowel de spaarbekkens als de infiltratieplassen blijken gevoelig voor de (massale) bloei van cyanobacteriën. Hoewel cyanobacteriën (en de geproduceerde toxines) nagenoeg niet in het drinkwater zullen voorkomen, kan overmatige bloei toch tot problemen leiden. Bij de productie kunnen bijvoorbeeld filters sneller dichtslibben en kan de beeldvorming geschaad worden (bijvoorbeeld als gevolg van drijfslagen op infiltratieplassen). In dit onderzoek is beoordeeld of er in de diverse bekkens daadwerkelijk sprake is problemen met overmatige bloei. Hierbij is gebruik gemaakt van richtlijnen zoals die voor recreatiewater gehanteerd worden: voor drinkwater zijn dergelijke richtlijnen niet voorhanden. Op basis van die beoordeling is gebleken dat in diverse waterpartijen, zowel in de spaarbekkens als in de infiltratieplassen, met regelmatig hoge dichtheden aan cyanobacteriën voor kunnen komen. Om na te gaan of klimaat een factor van betekenis is bij het ontstaan van hoge dichtheden cyanobacteriën is geanalyseerd of luchttemperatuur, zonneduur en neerslag gerelateerd zijn aan de cyanobacteriële dichtheden. Uit die analyse is gebleken dat er geen sprake is van een eenduidige relatie. Dit wordt mede ingegeven door de beperkte hoeveelheid gegevens die voor infiltratiebekkens beschikbaar zijn. In de infiltratieplas Solleveld is bijvoorbeeld geen relatie te vinden tussen het voorkomen van cyanobacteriën en weersomstandigheden. Het uitbaggeren van omliggende plassen heeft in het infiltratiegebied Solleveld tot een tijdelijke afname van de cyanobacteriedichtheden geleid. Dit impliceert dat (nutriëntrijk) slib mede een factor van belang is.

Voor de infiltratieplas Hoefijzermeer is het chlorofyl (als maat voor de biomassa van het fytoplankton) en het aandeel cyanobacteriën positief gerelateerd aan de luchttemperatuur. Het Hoefijzermeer is relatief ondiep (maximaal 3 meter diep) en zal mogelijk bij verhoogde luchttemperaturen snel opwarmen. Gevolg hiervan is een bloei van algen in het algemeen en cyanobacteriën in het bijzonder.

Voor de diepe systemen van bijvoorbeeld de Biesbosch spaarbekkens blijkt er wel een duidelijk relatie te bestaan tussen luchttemperatuur en de



temperatuur van het water. Dit leidt gemiddeld vooralsnog niet tot een verhoogde dichtheid aan algen en dus cyanobacteriën. Wel lijkt er als gevolg van de temperatuurstijging het aandeel cyanobacteriën in de fytoplanktonpopulatie toe te nemen. In het bekken worden al decennia lang middels het (diepe) mengen van de bekkens voorkomen dat er cyanobacteriën tot bloei komen. Het aantal dagen menging lijkt wel een negatief verband te hebben met het zooplankton biovolume. Meer dagen menging heeft dus een negatief effect op het zooplankton. Het aantal dagen mengen is positief verband te hebben met de watertemperatuur. Indirect zal de watertemperatuurstijging het zooplankton negatief beïnvloeden.

Over het algemeen kan verondersteld worden dat met name luchttemperatuur een factor van belang is geweest bij het (overmatig) voorkomen van cyanobacteriën. Voor met name de infiltratieplassen geldt dat bij een toenemende luchttemperatuur onder invloed van klimaatveranderingen dat de dichtheden aan cyanobacteriën kunnen toenemen.





9 Ontwikkelde kennis en kennisdoorwerking

De Kennis voor Klimaat studie naar de effecten van klimaatverandering op de waterkwaliteit waarvan dit rapport de eindrapportage is heeft verschillende maatschappelijke en wetenschappelijke 'producten' opgeleverd. Ook is er veel aandacht besteed aan kennisdoorwerking. Hier volgt een korte opsomming:

1. De analysetechnieken voor een breed scala aan cyanobacteriële toxines (cyanotoxines) zijn geoperationaliseerd (voorheen kon er in Nederland maar een beperkte set aan toxines betrouwbaar worden geanalyseerd).
2. Het voorkomen van een breed scala aan cyanotoxines in Nederlandse oppervlaktewateren is geïnventariseerd, waarbij voor het eerst cylindrospermopsine, deoxy-cylindrospermopsine, nodularine en de saxitoxine dcGTX3 is aangetroffen (Dit rapport).
3. Het onderzoek heeft nieuwe inzichten in de invloed van klimaatverandering en eutrofiëring op de hoeveelheid cyanobacteriën opgeleverd (*hierover is een wetenschappelijk artikel gepubliceerd (Kosten, Huszar, Bécares et al. 2011).*
4. Het onderzoek heeft ook nieuwe inzichten in de invloed van klimaat op de waterkwaliteit. Analyse van waterkwaliteitsgegevens laat zien dat er in de Nederlandse wateren:
 - I) geen eenduidige invloed van klimaatveranderingen is op de zomerconcentraties nutriënten en fytoplankton in ondiepe meren en lijnvormige wateren zoals wetingen en kanalen. Op specifieke locaties is deze klimaatinvloed wel duidelijk. Conclusie van deze analyse is dat enerzijds maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit het klimaatsignaal vertroebelen. Anderzijds leiden veranderingen in klimaat (met name een afname in de windsnelheid) ertoe dat de effectiviteit van maatregelen worden overschat (*Dit rapport; een wetenschappelijke publicatie hierover is in voorbereiding*);
 - II) een duidelijke invloed is van de wintertemperatuur op de soortensamenstelling van waterplanten in sloten (dit resultaat is zowel in de wetenschappelijke literatuur (Netten, Van Zuidam, Kosten et al. 2011) als in de vakliteratuur voor waterbeheerders verschenen (Netten & Peeters 2011).
5. Nieuwe inzichten in de interactie tussen klimaatverandering en eutrofiëring en de problemen die hieruit (gepubliceerd in zowel wetenschappelijke literatuur als in een boek bedoeld voor watermanagers (Kosten 2011; Moss, Kosten, Meerhoff et al. 2011) en in dit rapport).
6. De kennis over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie is toegankelijker gemaakt voor de Nederlandse



waterbeheerders (voorheen was deze informatie fragmentarisch aanwezig): op de STOWA klimaatdagen is er een presentatie gehouden over dit onderwerp (een video hiervan is te vinden op de STOWA site onder "28-01-10: Klimaat Symposium (dag 2)", er is een presentatie gehouden bij Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden en er ligt een STOWA/WD boek over dit onderwerp bij de drukker (*Kosten 2011*))

7. Het onderzoek binnen de drie onderzoekslijnen (1) klimaateffecten op decompositie en bodemdaling in veenweiden, 2) ruimtelijke plannen voor maatregelen om klimaateffecten in veenweiden en ondiepe meren tegen te gaan en 3) klimaateffecten op waterkwaliteit) is in nauwe samenwerking uitgevoerd. Concreet hield dit in dat er halfjaarlijkse hotspot-bijeenkomsten zijn gehouden waarbij de onderzoekers hun tussentijdse bevindingen presenteerden. De terugkoppeling van de stakeholders en andere onderzoekers hierop was wetenschappelijk waardevol en zorgde ook voor een directe relatie met recente beleidsontwikkelingen en de praktijk van het watermanagement. De onderzoekslijnen kwamen ook samen in aan gebiedsprocessen gekoppelde workshops in de case studie gebieden. Zo is er door Wetterskip Fryslân een workshop georganiseerd als start van een nieuw te nemen peilbesluit in het gebied ten zuiden van het Tjeukemeer. Vanuit alle drie de onderzoekslijnen is input gegeven aan deze workshop.



Referenties

- Adrian, R., C. M. O'Reilly, H. Zagarese, et al. (2009). "Lakes as sentinels of climate change." *Limnology and Oceanography* **54**(6): 2283-2297.
- Annadotter, H., G. Cronberg, L. Lawton, H.B. Hansson, U. Göthe & O. Skulberg (2001). "An extensive outbreak of gastroenteritis associated with the toxic cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, south Sweden". In *Cyanotoxins— occurrence, causes, consequences*. Edited by: Chorus, I. Berlin: Springer-Verlag, 200-208.
- Anonymus (2010). Blauwalgenprotocol 2010. Vastgesteld door Nationaal Water Overleg (NWO) maart 2010.
- Aráoz, R., J. Molgó & N. Tandeau de Marsac (2010). "Neurotoxic cyanobacterial toxins." *Toxicon* **56**(5): 813-828.
- Ballot, A., J. Fastner & C. Wiedner (2010). "Paralytic Shellfish Poisoning Toxin-Producing Cyanobacterium *Aphanizomenon gracile* in Northeast Germany." *Applied and Environmental Microbiology* **76**: 1173-1180.
- Bell, A. E. (2003). "Nonprotein amino acids of plants: significance in medicine, nutrition, and agriculture." *J. Agric. Food Chem.* **51**: 2854-2865.
- Bláhová, L., P. Babica, O. Adamovský, et al. (2008). "Analyses of cyanobacterial toxins (microcystins, cylindrospermopsin) in the reservoirs of the Czech Republic and evaluation of health risks." *Environ. Chem. Lett.* **6**: 223-227.
- Bogialli, S., M. Bruno, R. Acurini, et al. (2006). "Monitoring algal toxins in lake water by Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry." *Environ. Sci. Technol.* **40**: 2917-2923.
- Bradley, W. G. & D. C. Mash (2009). "Beyond Guam: The cyanobacteria/BMAA hypothesis of the cause of ALS and other neurodegenerative diseases." *Amyotrophic Lateral Sclerosis* **10**(s2): 7-20.
- Brient, L., M. Lengronne, M. Bormans, et al. (2009). "First occurrence of cylindrospermopsin in freshwater in France." *Environ. Toxicol.* **24**: 415-420.
- Bumke-Vogt, C., W. Mailahn & I. Chorus (1999). "Anatoxin-a and neurotoxic Cyanobacteria in German lakes and reservoirs." *Environ Toxicol.* **14**: 117-125.
- Cadel-Six, S., C. Peyraud-Thomas, L. Brient, et al. (2007). "Different genotypes of anatoxin producing cyanobacteria co-exist in the Tarn River, France." *Appl. Environ. Microbiol.* **73**: 7605-7614.
- Caraco, N. F. & R. Miller (1998). "Effects of CO₂ on competition between a cyanobacterium and eukaryotic phytoplankton." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**(1): 54-62.
- Carmichael, W. W., S. M. Azevedo, J. S. An, R. J. Molica, E. M. Jochimsen, S. Lau, K. L. Rinehart, G. R. Shaw & G. K. Eaglesham (2001). "Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins". *Environmental Health Perspective* **109**(7): 663-668.
- Chen, J., P. Xie, L. Li & J. Xu (2009). "First identification of the hepatotoxic microcystins in the serum of a chronic exposed human population together with indication of hepatocellular damage". *Toxicological Sciences* **108**(1): 81-89.
- CIW Commissie Integraal Waterbeheer (2002). Veilig zwemmen: cyanobacteriën in zwemwater, aangepast protocol 2002: 14.
- Codd, G. A., L. F. Morrison & J. S. Metcalf (2005). "Cyanobacterial toxins: risk management for health protection." *Toxicology and Applied Pharmacology* **203**(3): 264-272.



- Cox, P. A., S. A. Banack, S. J. Murch, et al. (2005). "Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid." Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**102**(14): 5074-5078.
- Cronberg, G., H. Annadotter & L. A. Lawton (1999). "The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, southern Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation." Hydrobiologia**404**(0): 123-129.
- De Senerpont Domis, L., W. M. Mooij & J. Huisman (2007). "Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach." Hydrobiologia**584**: 403-413.
- Dong, C., S. Yu, G. Chen, C. Chen (1998). "Detection of microcystins in source and tap water from a lake". Journal of hygiene research**27**(2): 100-102.
- Edwards, C., K. A. Beattie, C. M. Scrimgeour, et al. (1992). "Identification of anatoxin-a in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings at Loch Insh, Scotland." Toxicon**30**: 1165-1175.
- Faassen, E. & M. Lüring (2010). Inventarisatie van cyanotoxines op zwemlocaties in Nederlandse Rijkswateren. Wageningen, Wageningen UR: 73.
- Faassen, E. J., F. Gillissen, H. A. J. Zweers, et al. (2009). "Determination of the neurotoxins BMAA (β -N-methylamino-L-alanine) and DAB (α , γ -diaminobutyric acid) by LC-MSMS in Dutch urban waters with cyanobacterial blooms." Amyotrophic Lateral Sclerosis**10**(s2): 79-84.
- Falconer, I. R. & A. R. Humpage (2001). "Preliminary evidence for in vivo tumour initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* containing the toxin cylindrospermopsin." Environmental Toxicology**16**(2): 192-195.
- Fastner, J., J. Rücker, A. Stüken, et al. (2007). "Occurrence of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in northeast Germany." Environmental Toxicology**22**(1): 26-32.
- Fowden, L., D. Lewis & H. Tristram (1967). "Toxic amino acids: Their action as antimetabolites." Adv. Enzymol. Relat. Areas Mol. Biol.**29**: 89-163.
- Funari, E. & E. Testai (2008). "Human Health Risk Assessment Related to Cyanotoxins Exposure." Critical Reviews in Toxicology**38**(2): 97-125.
- Furey, A., J. Crowley, A. N. Shuilleabhain, et al. (2003). "The first identification of the rare cyanobacterial toxin, homoanatoxin-a, in Ireland." Toxicon**41**(297-303).
- Gerrits, H., P. van der Wee, D. Slot, et al. (2010). "Blauwalgenprotocol leidt tot sterke toename zwemverboden." H2O4: 6-8.
- Gugger, M., S. Lenoir, C. Berger, et al. (2005). "First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis." Toxicon**45**: 919-928.
- Haan, H. (1982). "Physico-chemical environment in Tjeukemeer with special reference to speciation of algal nutrients." Hydrobiologia**95**(1): 205-221.
- Heath, M. W., S. A. Wood & K. G. Ryan (2010). "Polyphasic assessment of freshwater benthic mat-forming cyanobacteria isolated from New Zealand". FEMS Microbiology Ecology**73**(1): 95-109.
- IPCC (2007). "Climate Change 2007: Synthesis Report." 52.
- IPCC (2008). Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. B. Bates, Z. W. Kundzewicz, S. Wu & J. Palutikof. Geneva, IPCC Secretariat: 210.
- James, K. J., I. R. Sherlock & M. A. Stack (1997). "Anatoxin-a in Irish freshwater and cyanobacteria, determined using a new fluorimetric liquid chromatographic method." Toxicon**35**: 963-971.



- Jang, M.-H., K. Ha, G.-J. Joo, et al. (2003). "Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton." Freshwater Biology**48**(9): 1540-1550.
- Jeppesen, E., B. Kronvang, J. Olesen, et al. (2011). "Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation." Hydrobiologia**663**(1): 1-21.
- Jeppesen, E., B. Kronvang, M. Meerhoff, et al. (2009). "Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations." Journal of Environmental Quality**38**: 1930-1941.
- Jeppesen, E., B. Moss, H. Bennion, et al. (2010). Interaction of Climate Change and Eutrophication. Climate change impacts on freshwater ecosystems. M. Kernan, R. W. Battarbee & B. Moss. Malaysia, Blackwell Publishing Ltd.
- Jöhnk, K. D., J. Huisman, J. Sharples, et al. (2008). "Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria." Global Change Biology**14**(3): 495-512.
- Jones, G. J. & A. P. Negri (1997). "Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters." Water Research**31**(3): 525-533.
- Kaas, H. & P. Henriksen (2000). "Saxitoxins (psp toxins) in danish lakes." Wat. Res.**34**: 2089-2097.
- Kardinaal, E. & M. De Haan (2010). Blauwalgen in Nederland, DG Water: 15.
- Kardinaal, W.E.A. & P.M. Visser (2005). Cyanotoxines drijven tot overlast: inventarisatie van microcystineconcentraties 2000-2004 in Nederlandse oppervlaktewateren. Amsterdam, Aquatische Microbiologie, Universiteit van Amsterdam: 23.
- Kardinaal, W.E.A. (2011). "Cyanobacteriën waarom zijn ze er en hoe komen we ervan af" Rapportnr BTO 2011.xxx. B111682, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Ketelaars, H.A.M., A.E. Nienhüser & E. Hoehn (1994) (Redaktion): Die Biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren (Biology of the drinking water supply).
- Klein Tank, A. M. G. & G. Lenderink (2009). Klimaatverandering in Nederland: Aanvullingen op de KNMI'06 scenario's. De Bilt, KNMI.
- KNMI (1999). De toestand van het klimaat in Nederland 1999. De Bilt, KNMI.
- Kosten, S. (2011). Een frisse blik op warmer water: Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan. Amersfoort, Lelystad, STOWA, WD.
- Kosten, S., V. L. M. Huszar, E. Bécares, et al. (2011). "Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in lakes." Global Change Biology.
- Lucassen, E., Castelijns, H., Wagenvoort, A., en Smolders, A. (2008) Oorzaken en oplossing interne eutrofiëring in spaarbekken De Braakman. H2O **11**:33-36
- Lürling, M. & E. Faassen (in press). "Controlling toxic cyanobacteria: effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins." Water Research.
- Lürling, M. & H. Van Dam (2009). Blauwalgen: giftig groen : de biologie en risico's van cyanobacteriën B. v. d. Wal. Utrecht, STOWA: 48.
- Lürling, M., F. Teffera, E. J. Faassen, et al. (submitted). "Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures."
- Lürling, M., J. F. X. Oosterhout & W. Beekman (2008). Blauwalgen in stadswateren: verkennend onderzoek naar blauwalgenbloei in de woonomgeving. Blauwalgen in stadswateren: verkennend onderzoek naar blauwalgenbloei in de woonomgeving. Wageningen, Wageningen University and Research Center and STOWA: 90.



- Martínez Hernández, J., V. López-Rodas, E. Costas (2009). "Microcystins from tap water could be a risk factor for liver and colorectal cancer: a risk intensified by global change". Medical Hypotheses**72**(5): 539-540.
- Mazur-Marzec, H., J. Meriluoto, M. Pliński, et al. (2006). "Characterization of nodularin variants in *Nodularia spumigena* from the Baltic Sea using liquid chromatography/mass spectrometry/mass spectrometry." Rapid Communications in Mass Spectrometry**20**(13): 2023-2032.
- McKee, D., D. Atkinson, S. E. Collings, et al. (2003). "Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer." Limnology and Oceanography**48**(2): 707-722.
- McKee, D., K. Hatton, J. W. Eaton, et al. (2002). "Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities." Aquatic Botany**74**(1): 71-83.
- Messineo, V., S. Bogianni, S. Serena Melchiorre, et al. (2009). "Cyanobacterial toxins in Italian freshwaters." Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**39**: 95-106.
- Mooij, W., J. Janse, L. N. D. S. Domis, et al. (2007). "Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake." Hydrobiologia**584**(1): 443-454.
- Moss, B., S. Kosten, M. Meerhoff, et al. (2011). "Allied attack: climate change and nutrient pollution." Inland waters(1): 101-105.
- Netten, J. & E. T. H. M. Peeters (2011). "Winterweer kan effectiviteit van KRW-maatregelen beïnvloeden." H2O44(16): 34-35.
- Netten, J. C., G. H. P. Arts, R. Gylstra, et al. (2010). "Effect of temperature and nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* and submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms." Fundamental and applied limnology**177**(2): 125-132.
- Netten, J., J. Van Zuidam, S. Kosten, et al. (2011). "Differential response to climatic variation of free-floating and submerged macrophytes in ditches." Freshwater Biology**56**(9): 1761-1768.
- Onodera, H., Y. Oshima, P. Henriksen, et al. (1997). "Confirmation of anatoxin-a(s), in the cyanobacterium *Anabaena lemmermannii*, as the cause of bird kills in Danish lakes." Toxicon**35**: 1645-1648.
- Ottersen, G., B. Planque, A. Belgrano, et al. (2001). "Ecological effects of the North Atlantic Oscillation." Oecologia**128**(1): 1-14.
- Paerl, H. W. & J. Huisman (2008). "Blooms like it hot." Science**320**(5872): 57-58.
- Paerl, H. W. & J. Huisman (2009). "Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms." Environmental Microbiology Reports**1**(1): 27-37.
- Pawlik-Skowrońska, B., T. Skowroński, J. Pirszel, et al. (2004). "Relationship between cyanobacterial bloom composition and anatoxin-a and microcystin occurrence in the eutrophic dam reservoir (SE Poland)." Pol. J. Ecol. **52**: 479-490.
- Pereira, P., H. Onodera, D. Andrinolo, et al. (2000). "Paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, isolated from Montargil reservoir, Portugal." Toxicon**38**(12): 1689-1702.
- Pot, R. (2010). Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen: Resultaten van de vijfde eutrofiëringsequête in opdracht van de werkgroep Routekaart Heldere Meren. Oosterhesselen Onderzoeksrapport voor Rijkswaterstaat Waterdienst.
- Preußel, K., A. Stüken, C. Wiedner, et al. (2006). "First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes." Toxicon**47**(2): 156-162.



- Rip, W., M. Ouboter & H. Los (2007). "Impact of climatic fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands." Hydrobiologia**584**(1): 415-424.
- RIZA (2007). Handreiking Zwemwaterprofiel Blauwalgen: Hulpmiddel bij het opstellen van het voor blauwalgen relevante deel van Zwemwaterprofielen. DHV rapport MD-WR20070080.
- Rosen, J. & K.-E. Hellenas (2008). "Determination of the neurotoxin BMAA ([small beta]-N-methylamino-L-alanine) in cycad seed and cyanobacteria by LC-MS/MS (liquid chromatography tandem mass spectrometry)." Analyst**133**(12): 1785-1789.
- Rücker, J., A. Stüken, B. Nixdorf, et al. (2007). "Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 Aphanizomenon-dominated temperate lakes." Toxicon **50**.
- Scheffer, M. & E. Van Nes (2007). "Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size." Hydrobiologia**584**(1): 455-466.
- Schets, F.M. (2011). The microbiological safety of bathing water – Waterborne pathogens beyond bathing water legislation. PhD thesis, Utrecht University.
- Schippers, P., M. Lürling & M. Scheffer (2004). "Increase of atmospheric CO₂ promotes phytoplankton productivity." Ecology Letters**7**(6): 446-451.
- Shi, L., W. W. Carmichael & I. Miller (1995). "Immuno-gold localization of hepatotoxins in cyanobacterial cells." Archives of Microbiology**163**(1): 7-15.
- Song, L., T. Sano, R. Li, et al. (1998). "Microcystin production of *Microcystis viridis* (cyanobacteria) under different culture conditions." Phycological Research**46**: 19-23.
- Spáčil, Z., J. Eriksson, S. Jonasson, et al. (2010). "Analytical protocol for identification of BMAA and DAB in biological samples." Analyst**135**: 127-132.
- STOWA (2000). Toxische blauwalgen in recreatiewateren. Utrecht, STOWA.
- STOWA (2001). Limnodata Neerlandica - De aquatisch ecologische databank voor Nederland, STOWA: 20.
- Straile, D. & R. Adrian (2000). "The North Atlantic Oscillation and plankton dynamics in two European lakes - two variations on a general theme." Global Change Biology**6**(6): 663-670.
- Straile, D., D. M. Livingstone, G. A. Weyhenmeyer, et al. (2003). The response of freshwater ecosystems to climate variability associated with the North Atlantic Oscillation. The North Atlantic Oscillation: climatic significance and environmental impact, Geophysical Monograph Series. J. Hurrell, Y. Kushnir, G. Ottersen & M. Visbeck. Washington, D.C., American Geophysical Union. **134**: 263-279.
- Van Dam, H., J. Wanink, F. Grijpstra, et al. (2008). "Trendanalyse 1981-2005 van hydrobiologische gegevens uit Friesland." H2O**41**(6): 29-34.
- Van de Waal, D. B., J. M. H. Verspagen, M. Lürling, et al. (2009). "The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: an experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis." Ecology Letters**12**(12): 1326-1335.
- Van Gremberghe, I., J. Van Wichelen, S. De Coster, et al. (2007). Cyanobacteriënbloei in België: voorkomen, diversiteit en toxiciteit. Congres Watersysteemkennis 2006 - 2007 Aquatische Biodiversiteit.
- Van Wijk, R. J. & H. J. A. J. Trompenaars (1985). "On the germination of turions and the life cycle of *Potamogeton trichoides* Cham. et Schld." Aquatic Botany**22**(2): 165-172.



- Vernooij, S., J. Ogier, M. Nederlof, C. Carpentier & W.E.A. Kardinaal (2011). "Cyanotoxines en Drinkwater", Rapportnr BTO 2011.xxx. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Visser, P. M., B. W. Ibelings, L. R. Mur, et al. (2005). The ecophysiology of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. Features explaining its success and measures for its control. Harmful cyanobacteria. J. Huisman, H. C. P. Matthijs & V. P.M. Dordrecht, The Netherlands, Springer: 109-142.
- WHO (1999). Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London and New York, E & FN Spon.
- Wiedner, C., J. Rücker, J. Fastner, et al. (2008). "Seasonal dynamics of cylindrospermopsin and cyanobacteria in two German lakes." Toxicon**52**: 677-686.
- Wilhelm, S. & R. Adrian (2008). "Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton." Freshwater Biology**53**(2): 226-237.
- Zenk, M. H. & M. Juenger (2007). "Evolution and current status of the phytochemistry of nitrogenous compounds." Phytochemistry **68**: 2757-2772.



Bijlage 1 Selectie ondiepe meren voor statistische analyse

Overzicht van de locaties die meegenomen zijn in de analyses in paragraaf 7.1.3 inclusief het aantal jaren waarvan de zomergemiddelden zijn berekend en of er over de jaren heen oligotrofiëring (d.w.z. een significante daling in de totaal fosfor concentratie) heeft plaatsgevonden.

Naam	Aantal jaren	Oligotrofiërend
Amstelveense Poel	14	1
Belterwijde Oost	5	0
Belterwijde West	7	1
Bergumermeer	19	1
Beulakerwijde	5	0
Binnenschelde	7	0
Bommeer	7	1
Boornbergumer petten	15	1
Braassemmermeer	10	1
Brandemeer	12	1
Brede water	16	1
Breukeleveense Plas	14	1
Bruintjeskreek	7	0
De Beek	9	0
De Boezem 1	7	0
De Deelen 11, Deelgebied 1	8	1
De Deelen 4, petgat	13	1
De Deelen 5, petgat	10	1
De Deelen 8, Oude Deel	13	1
De Koele, poel Laagduurswoude	8	1
De Leijen	19	1
De Poel	6	0
Dobbeplass	5	0
Duinigermeer	7	1
Fluessen	19	1
Gat van de Ham	5	0
Giethoornse meer	5	1
Groote brekken	19	1



Groote wielen	18	1
Heegermeer	19	1
Het Hol	18	1
Het Weegje	18	0
Hofvijver Den Haag	9	1
Hollands Ankeveense plassen	22	1
Kaag, Norremeer	11	1
Kaag, 't Joppe	10	1
Kattepoel, loksleane Wijnjewoude	7	0
Kinselmeer	5	1
Kleine plas Leeuwterveld	5	0
Koeverdmeer	11	1
Kralingse plas	8	0
Langweerderwielen	19	1
Loosdrechtseplassen	16	1
Middenplas (Kortenhoefse Plassen)	9	0
Morra - Fluessen, Galamadammen	15	1
Naardermeer (Groote meer)	24	1
Naardermeer (Veertig Morgen)	17	0
Naardermeer (Wijde- of Bovenste Blik)	24	1
Nannewijd	16	1
Nieuwkoop en noorden, noordeinderplas	16	1
Nieuwkoop en noorden, zuideinderplas	15	1
Noordeind en geer- geerplas	13	1
Noordeind en geer- noordplas	16	0
Oostmadeplas, Loosduinen	7	0
Oranjeplas	9	0
Oude pldr v Pijnacker, Plas van	6	0



Buysen		
Oude Venen 10, Princehof	8	1
Oude Venen 11, Izakswiid	12	1
Oude Venen 14, Izakswiid oost	8	0
Oude Venen 2, Hoannekritte	10	1
Oude Venen 5, t. Sleatten	12	0
Oude Venen 7, 40-med	11	0
Oude Venen 9, 18-med	5	0
Petgat lindevallei oost	5	0
Petgat lindevallei west	7	1
Petgat Lokkenpolder	6	0
Petgat Nederland	6	0
Petgat Schinkelland	5	0
Petgat Wiertoom	7	1
Piekemeer	5	1
Pikmeer	19	1
Plas Hoekje van alle winden	6	0
Plas Prinsebos	9	0
Plas Tedingebroekpolder	6	0
Plas van Poot	17	1
Quackjeswater	21	1
Reeuwijk, plas Elfhoeven	9	1
Rottmeer zuid	30	1
Rottige Meenthe 5, petgat z	9	0
Rottige Meenthe 6, petgat n	8	0
Rottige meenthe 8, petgat zuid	7	1
Sitebuurster ee	11	1
Slotermeer	19	1
Smalle eesterzanding	11	0
Sneekemeer	19	1
Sondelerleien	10	1
Stichtse Ankeveense plassen	22	1
Tjeukemeer	18	1
Venemate	7	0



Vijver Bleiswijkse Zoom, Galgje	8	1
Vijver Bleiswijkse Zoom, Zeeltje	13	0
Vijver Lage Bergse Bos	14	1
Vinkegavaartplas	7	0
Vroonplas, Renesse	13	0
Waskemeer, Duurswouderheide	10	0
Westeinder	10	0
Wijde ee	19	1
Wijde gat	21	1
Witte/Zwarte Brekken	16	1
Zandmeer (Oude Venen)	19	1
Zandwiel (Haagse dijk)	5	1
Zijdelmeer	19	0
Zuidlaardermeer	9	1
Totaal	1222	



Bijlage 2 Bemonsterde locaties

Op de volgende locaties zijn monsters genomen voor de analyse van cyanobacteriële toxines en verschillende andere waterkwaliteitsvariabelen.

#	Naam	Plaats	Type	x	y	Datum
1	Hoofdplaatsse weg	Biervliet	sloot	3.675615	51.33128	26-7-2009
2	De Veste	Breskens	fortgracht	3.537586	51.40426	26-7-2009
3	Kaai	Sluis	kanaal	3.385774	51.30855	26-7-2009
4	Haven Spakenburg	Spakenburg	haven	5.381832	52.25509	5-8-2009
5	Vijver aan Dotterbloem laan	Baarn	stadswater	5.30157	52.20056	5-8-2009
6	Hamershof - Kooikersgracht	Leusden	stadswater	5.42796	52.12961	10-8-2009
7	Ijsbaan	Leusden	stadswater	5.414538	52.1317	10-8-2009
8	Stradivariusstra at	Amersfoort	stadswater	5.406884	52.18159	10-8-2009
9	Beltvijver	Baarn	stadswater	5.287028	52.22183	10-8-2009
10	Nieuwkoopse plassen	Woerdense Verlaat	meer/plas	4.848575	52.14861	13-8-2009
11	Reeuwijkse plassen	Reeuwijk	meer/plas	4.757814	52.04065	13-8-2009
12	Nedereindse plas	Utrecht/IJssel stein	meer/plas	5.060076	52.03666	17-8-2009
14	Benschopperwe tering	Benschop	wetering	4.978378	52.00894	17-8-2009
15	Zijarm Amsterdam- Rijnkanaal	Nieuwegein	kanaal	5.104369	52.04951	17-8-2009
16	Bosgors 2	Nieuwegein	stadswater	5.077041	52.02696	17-8-2009
17	Van Lawick van Pabstlaan	De Meern	stadswater	5.01848	52.08252	17-8-2009
18	Fort de Gagel	Utrecht	fortgracht	5.102334	52.12902	17-8-2009
19	Fort Ruigenhoek	Groenekan	fortgracht	5.128935	52.12833	17-8-2009
20	Sloot in fort Blauwkapel	De Bilt	sloot	5.138622	52.11588	17-8-2009
21	Bosvijver Renkum	Renkum	bosvijver	5.725718	51.98596	17-8-2009



22	Van Vollenhoven-kade	Amersfoort	stadswater	5.423782	52.20227	24-8-2009
23	t Kleine Zeetje	Spakenburg	randmeer	5.375899	52.26106	24-8-2009
24	Westkade	Huizen	haven	5.263505	52.30571	24-8-2009
25	Vijver Rubenslaan	Naarden	stadswater	5.167244	52.2851	24-8-2009
26	Trailerhelling	Almere	randmeer	5.178621	52.33391	24-8-2009
27	Zwemstrand	Almere	randmeer	5.212171	52.33181	24-8-2009
28	Witte werf	Almere wijk	stadswater	5.223627	52.33472	24-8-2009
29	Bovenwater	Lelystad	stadswater	5.411201	52.49662	24-8-2009
30	Fort Voordorp	De Bilt	fortgracht	5.159772	52.10786	31-8-2009
31	De Eend	Teckop	meer/plas	4.90981	52.13061	1-9-2009
32	Zegersplas	Alphen aan de Rijn	meer/plas	4.688387	52.13733	2-9-2009
33	Slotermeer haven	Slotermeer	haven	4.82721	52.37212	3-9-2009
34	Jagersplas	Zaandam	meer/plas	4.829747	52.46284	4-9-2009
35	Baersandse kreek	Schoondijke	meer/plas	3.545802	51.37281	31-8-2009
36	Westeinderplas sen R0857	Aalsmeer	meer/plas	4.748879	52.26259	2-9-2009
37	Westeinderplas sen R0326	Aalsmeer	meer/plas	4.74493	52.258	2-9-2009
37	Westeinderplas sen R0866	Aalsmeer	meer/plas	4.732588	52.25292	2-9-2009
38	Laakse strand	Zeewolde	randmeer	5.424879	52.25302	31-8-2009
39	Westereinde-plas	Aalsmeer	meer/plas	4.7	52.2	1-9-2009
40	Stommeersloot	Aalsmeer		4.748879	52.26259	1-9-2009
41	Rietplas	Houten	meer/plas	5.18977	52.0221	9-9-2009
42	Zuiderpark (kanovijver)	Rotterdam	stadswater	4.491308	51.8791	9-9-2009
43	Pas Zuidelijk Randpark	Barendrecht	meer/plas	4.49836	51.86759	9-9-2009
44	Gaatkensplas	Barendrecht	meer/plas	4.4998	51.84201	9-9-2009
45	Oosterparkplas	Ridderkerk	meer/plas	4.607706	51.8589	9-9-2009
46	Lammetjeswiel	Alblasserdam	meer/plas	4.648456	51.86634	9-9-2009
47	Reizenwiel	Alblasserdam	meer/plas	4.636791	51.87189	9-9-2009
48	Ursummerplas	Ursum	meer/plas	4.923439	52.62473	7-9-2009
49	De Punt	Haren	drinkwater reservoir	6.606856	53.12065	15-9-2009



50	Paterswoldse meer	Paterswolde	meer/plas	6.572177	53.1609	15-9-2009
51	Proostmeer	Wagenbor- gen	meer/plas	6.925168	53.25688	15-9-2009
52	Kardingerplas	Groningen	meer/plas	6.603001	53.23763	15-9-2009
53	Suyderoog	Lauwersoog	meer/plas	6.209664	53.38807	15-9-2009
54	Leekstermeer	Leek	meer/plas	6.429953	53.18079	15-9-2009
55	De Leijen	Rottevalle	meer/plas	6.061048	53.14974	15-9-2009
56	Heegermeer	Indijk	meer/plas	5.589377	52.94587	14-9-2009
57	Fluessen	Elahuizen	meer/plas	5.541868	52.9302	14-9-2009
58	Sneekermeer, De Potten	Terhorne	meer/plas	5.724113	53.03014	14-9-2009
59	De Kleine Wielen	Leeuwarden	meer/plas	5.895875	53.21265	17-9-2009
60	De Watermolen	Opende	meer/plas	6.221756	53.1661	17-9-2009
61	Spokeplas	Noordwolde	meer/plas	6.130088	52.87974	17-9-2009
62	Parklaan	Scherpenzeel	stadswater	5.486164	52.07836	23-9-2009
63	Lindenlaan	Scherpenzeel	stadswater	5.486766	52.08106	23-9-2009
64	Interface	Scherpenzeel	stadswater	5.473478	52.08267	23-9-2009
65	Christinapad	Hoevelaken	stadswater	5.465954	52.17155	23-9-2009
66	Vijver Nijkerkerveen- zuid	Nijkerkerveen	stadswater	5.46479	52.19298	23-9-2009
67	Arkervaart Jachthaven Nijkerk	Nijkerk	haven	5.462122	52.25439	23-9-2009
68	Gemaal Arkenheen	Nijkerk	kanaal	5.437641	52.25141	23-9-2009
69	Colenso parkvijver	Soest	stadswater	5.285733	52.19183	23-9-2009
70	Vredeshofstraat	Soest	stadswater	5.283746	52.1887	23-9-2009
71	Oesterdam (Speelmansplat- ten)	Tholen	meer/plas	4.183567	51.50203	21-9-2009
72	Plas 7	Solleveld	Infiltratie- plas	4.20026	52.04559	19-8-2010
73	Plas 13	Solleveld	Infiltratie- plas	4.203057	52.04926	19-8-2010
74	Plas 12.1	Solleveld	Infiltratie- plas	4.20748	52.05343	19-8-2010
75	Plas 12	Meyendel	Infiltratie- plas	4.32212	52.1243	19-8-2010
76	Plas 4.1	Meyendel	Infiltratie- plas	4.3	52.1	19-8-2010



			plas			
77	Plas 13	Meyendel	Infiltratie- plas	4.306717	52.12458	19-8-2010
78	WSO -IP 12.1	Solveveld	Infiltratie- plas	4.20748	52.05343	10-8-2010
79	WME IP11	Meyendel	Infiltratie- plas	4.3	52.1	10-8-2010
80	WME IP 12	Meyendel	infiltratiepl as	4.32212	52.1243	10-8-2010
81	WSO IP 13	Solveveld	Infiltratie- plas	4.203057	52.04926	10-8-2010
82	Weerterbergen	Weert	meer/plas	5,65	51,25	6-9-2009

Bijlage 3 Waterkwaliteitsgegevens van op cyanobacteriële toxines bemonsterde wateren

Afkortingen en arceringen zoals in tabel 7.2.

#	NO ₃ +NH ₄ O ₂ mg N/l	PO ₄ µg P/l	NH ₃ mg N/l	TN mg N/l	TP mg P/l	pH	t °C	EGV µS/cm	O ₂ mg/l	O ₂ %	NTU	totaal chla µg/l	leer chla µg/l	groenalg chla µg/l	chla µg/l	deeltjes per ml
1	8.74	158.77	2.14	4.52	0.27	8.7	26.1	6.18	21.8	296	11.1	61.6	n.d	37.8	37.1	42200.2
2	<0.01	443.16	0.08	3.00	0.82	8.8	21.8	11830	18.5	205	10.6	375.9	665.7	21.1	0.0	69200.0
3	0.56	196.66	0.13	0.62	0.39	7.9	20.2	920	4.6	51	5.6	8.1	0.2	7.7	3.3	6649.2
4	0.76	270.83	0.10	0.11	0.35	7.8	21.5	855	8.2	97		39.5	2.7	21.0	21.5	12876.9
5	0.05	14.81	0.03	0.19	1.06	8.1	24.3	386	14.5	172		97.1	11.5	83.7	13.8	55903.5
6	0.21	234.77	0.97	0.93	0.44	7.3	19.5	478	1.2	13	39.2	23.1	5.1	12.6	2.6	27786.9
7	0.49	70.81	0.31	4.38	0.69	9.0	20.8	300	9	101	225.0	398.6	1303.6	0.0	0.0	172466.7
8	0.35	23.03	0.62	1.14	0.25	8.0	22.7	474	5.7	65	45.5	164.3	61.5	67.7	4.5	116000.1
9	1.14	391.19	2.47	1.87	0.81	7.4	23.4	526	1.5	18	3.1	2.1	0.0	2.7	3.8	6139.0
10	0.36	5.81	<0.02	0.29	0.08	7.4	23.9	311	6.7	79	10.1		20.4	25.7	0.0	29850.0
11	0.04	14.86	0.02	0.59	0.19	9.5	22.7	389	14.2	165	51.4		249.3	121.5	47.1	179300.2
12	0.22	8.72	<0.02	<0.10	<0.04	8.5	21.4	985	9.5	107	2.2	3.8	0.9	0.9	0.4	1893.4
14	1.17	19.91	<0.02	<0.10	0.05	7.4	21.6	550	4	46	7.3	27.4	n.d	28.4	1.7	2864.6

15	1.80	36.11	0.03	<0.10	0.05	7.8	24.9	573	6.2	75	4.7	3.8	n.d	2.6	1.5	1277.9
16	0.70	9.49	0.08	<0.10	0.06	7.6	24.9	573	7	84	20.8	80.7	n.d	39.7	5.0	9503.5
17	0.37	35.85	2.81	3.70	0.39	8.7	23.9	603	16.7	196	138.0	976.8	1319.5	456.0	142.1	311633.5
18	2.11	61.43	0.05	0.58	0.06	7.7	22.7	585	7	81	5.1	22.8	n.d	10.0	9.8	14466.9
19	0.19	51.87	0.03	<0.10	0.13	7.7	23	364	8.2	96	7.8	33.5	20.7	16.9	0.4	10886.7
20	0.58	10.73	0.08	<0.10	0.19	8.1	19.9	533	10	109	2.7	3.6	n.d	3.1	2.2	5922.5
21	0.28	15.44	<0.02	1.84	0.24			159			101.0	245.7	262.9	17.2	0.0	47030.0
22	0.20	9.93	0.03	3.78	0.59	10.0	21.3	309	16.1	184	253.0	386.5	624.7	30.2	0.0	249533.3
23	0.16	151.38	<0.02	<0.10	0.18	8.5	20.3	752	9.6	107	19.1	22.5	18.1	15.5	0.5	28753.6
24	0.33	45.77	<0.02	0.39	0.26	7.9	22.3	633	6.8	78	629.0	179.6	189.6	23.4	0.0	61013.3
25	0.27	8.87	0.03	<0.10	0.10	8.6	23	517	8.7	102	9.1	16.0	9.7	6.3	0.0	9316.7
26	0.08	97.26	<0.02	0.76	0.32	8.9	23.6	634	11.3	134	41.1	45.0	52.2	6.7	0.0	40556.7
27	0.27	104.90	<0.02	0.67	0.18	8.7	22.7	647	10.8	126	59.4	84.1	77.7	11.9	0.0	71433.3
28	0.19	37.72	<0.02	0.68	0.15	7.8	22.2	674	6.6	77	39.4	62.2	83.5	11.8	0.0	35423.3
29	0.12	40.05	0.06	14.57	1.81	9.5	21.7	538	18.4	220	575.0	1468.2	5377.9	0.0	0.0	194000.0
30	0.28	11.46	<0.02	0.29	0.08	7.5	18.4	275	6.2	66	31.2	75.5	41.3	48.1	3.8	72133.4
31	0.18	9.46	<0.02	0.45	<0.04	8.8	19.5	567	8.1	88	12.4	48.8	47.2	19.3	0.0	71066.7
32	2.33	101.71	0.03	1.04	0.10	7.9	21.4	963	7	79	1.9	4.3	2.5	4.9	1.0	5029.0
33	0.57	226.37	0.03	1.20	0.45	8.6	21.4	873	6.6	77	48.5	84.1	114.9	2.7	0.0	45236.7

34	0.09	87.24	<0.02	0.64	0.18	8.4	22.6	2410	9.5	108	-	22.2	472.1	14.8	0.3	14606.7
35	0.35	503.03	0.05	2.19	0.79	8.5	17	2330			80.5	181.5	32.3	121.8	29.2	82400.2
36	0.21	98.07	0.22	<0.10	0.09	8.0		953			4.6	5.2	0.3	7.5	1.3	6630.4
37a	0.24	58.88	<0.02	0.14	0.10	8.3		943			14.3	17.0	7.0	14.0	2.7	26980.2
37b	0.20	71.58	<0.02	0.13	0.09	8.2		947			9.6		7.6	14.2	2.5	23990.2
38	<0.01	45.01	0.02	10.32	1.34	8.6		911			477.0	1460.3	2535.8	0.0	0.0	524166.7
40																
41	0.26	12.95	<0.02	0.77	0.06	8.6	19.5	432	10.33	111.8	30.5	30.4	67.6	0.0	0.0	26423.3
42	0.23	17.83	<0.02	0.34	<0.04	8.6	19.8	1549	10.22	111.4	18.7	26.0	9.0	20.6	4.3	17706.8
43	0.23	13.03	0.06	0.61	0.04	8.7	20	840	13.34	145.7	16.7	43.1	12.7	37.3	6.7	49406.8
44	0.19	9.63	<0.02	0.47	<0.04	8.2	19.8	600	11.11	120.8	8.6	31.6	0.0	41.3	11.1	26306.9
45	0.18	25.83	0.03	0.38	0.04	8.6	20.7	501	11.82	131	8.2	17.2	1.7	19.1	3.3	21183.5
46	0.38	43.41	0.03	0.64	0.06	8.7	19.6	653	15.62	169.2	10.2	58.6	2.6	45.8	32.8	9783.6
47	0.25	28.72	0.35	1.19	0.18	8.9	19.5	651	16.73	180.7	15.8	60.2	28.4	60.2	55.4	30813.5
48	0.24	303.14	0.30	0.20	0.29	8.6		572			5.5	22.8	4.4	9.6	6.9	11003.5
49	0.30	15.63	<0.02	<0.10	0.13	7.7	18.3	342	10	104	5.7	17.8	10.9	7.5	0.3	6932.3
50	0.09	18.32	<0.02	0.28	0.07	7.0	16.1	279	6.5	59	16.3	50.3	27.5	24.2	6.8	29660.2
51	0.20	53.38	1.45	2.38	0.31	7.0	16.9	360	3	30	30.6	25.5	51.0	9.7	1.2	7436.7
52	0.17	7.42	0.18	1.30	0.18	8.1	16.9	513	8.6	87	12.6	11.8	4.4	8.9	3.5	9090.1

53	0.19	158.90	<0.02	0.73	0.26	8.4	16.8	5540	11.4	115	12.6	72.0	n.d	104.1	17.5	112333.6
54	0.25	21.53	<0.02	0.49	0.11	7.9	16.2	689	9.6	96	36.7	47.4	21.4	48.4	6.0	114033.6
55	0.17	9.31	<0.02	0.37	0.08	7.9	16.4	552	10.1	101	19.3	38.5	25.7	24.8	0.0	33930.0
56	0.11	9.85	<0.02	0.38	<0.04	8.3		824			13.5	22.5	14.2	36.1	0.0	51276.7
57	0.07	7.97	<0.02	1.01	0.07	8.4		867			16.5	25.2	10.2	37.2	0.3	57040.0
58	0.08	11.03	<0.02	0.75	0.10	8.3		727			22.6	47.4	14.8	32.2	4.5	59713.6
59	0.30	13.05	<0.02	0.61	0.05	8.2	16.6	765	8.6	86	21.4	78.9	27.5	61.7	5.9	84500.2
60	0.39	14.58	0.90	1.85	0.17	8.9	18.3	142.4	13.3	139	39.2	119.9	76.1	207.1	2.1	95066.7
61	0.20	4.89	<0.02	<0.10	<0.04	5.1	18.9	650	9.1	90	9.7	3.0	n.d	3.3	2.5	9573.5
62	0.07	38.58	0.14	1.89	0.46	7.9	16.1	361	4.9	49	93.6	337.4	245.2	321.3	25.9	236466.9
63	0.02	43.08	<0.02	1.04	0.18	7.4	16	242	2.2	22	16.5	71.0	1.1	65.0	7.6	49326.7
64	0.21	12.96	<0.02	1.41	0.12	7.1	16.7	180.4	4.2	42	46.6	81.4	130.3	10.2	0.0	26810.0
65	0.53	94.86	0.79	0.94	0.27	7.4	16.1	293	5	50	8.9	16.9	7.7	7.2	1.3	8426.8
66	0.27	5.51	<0.02	0.80	0.08	8.2	15.8	271	9.2	90	13.9	53.3	6.1	45.4	7.7	45043.5
67	0.80	56.57	0.04	1.11	0.10	7.9	18	781	7.5	78	8.1	20.7	14.6	12.8	1.0	19446.8
68	0.27	79.86	0.08	0.88	0.08	7.9	18.3	714	7.7	78	6.9	12.3	5.3	8.6	0.6	16243.5
69	0.04	133.02	1.23	1.52	0.17	7.1	16.2	209	1.8	18	9.6	29.0	n.d	6131.9	36.2	56280.2
70	<0.01	22.20	<0.02	2.61	0.34	9.9	18.7	74	15.2	157	43.1	256.5				
71	<0.01	21.62	<0.02	17.61	3.17	7.7		1887			800.0	2538.2	4730.4	0.0	0.0	320300.0

72	2.15	8.27	0.05	1.74	<0.04	7.2	17.8	546	4.7	49	0.8		0.2	1.8	1.5	3711.5
73	2.35	7.96	0.05	1.43	<0.04	7.4	17.9	549	7.4	79	1.0		0.8	1.4	1.0	3797.8
74	1.78	11.38	0.14	1.39	0.06	8.3	18.5	512	8.5	88	11.9	47.4	42.8	20.4	2.4	27706.7
75	0.11	6.47	0.02	0.42	<0.04	9.2	18.7	384	9.4	104	25.0	32.6	24.8	6.4	0.0	37603.3
76	1.16	<4.0	<0.02	0.95	<0.04	8.5	19.8	435	10	109	7.9	19.3	9.0	5.4	1.7	12876.7
77	0.52	4.18	0.02	0.52	<0.04	8.0	20	477	9.5	105	1.0		0.1	0.8	1.3	4705.5
78	1.44	11.26	0.20	2.18	0.18							10.4				
79				0.63	<0.04							1.8				
80	0.32	<4.0	0.04	0.54	<0.04							1.2				
81	2.21	7.22	0.06	1.56	<0.04							3.6				
82	0.30	16.44	0.16	6.55	0.49	6.6	21.9	204			466.0		2768.9	n.d.	n.d.	





Bilae 4 Waterkwaliteitsgegevens van de driiflagen

Afkortingen en arcering zoals in tabel 7.2

#	Cyanobacterieel chla µg/l	Groenalgen chla µg/l	Bruinalgen chla µg/l
6	28900	n.d	n.d
7	105474	n.d	n.d
8	2011	n.d	n.d
10	2281	n.d	n.d
14			
16			
17			
21			
22	758741	n.d	n.d
25	18773	2.02	n.d
27	904607	n.d	n.d
28	184107	n.d	n.d
29	3676439	n.d	n.d
30	59886	n.d	n.d
31	1384	n.d	n.d
32	79905	n.d	n.d
33	307028	n.d	n.d
34	2026	4.08	n.d
36	68846	n.d	n.d
38	45994	n.d	n.d
40	87953	511.42	n.d
41	85221		
42	46028	238.17	n.d
43	102115		
44	2217	2333.59	798.31
47	78560	n.d	
48	194814	n.d	



49			
50			
52			
53			
60	1828106		n.d
64			
65			
66			
67			
68			
69			
70			
71			
82			



Bijlage 5 Aangetroffen soorten cyanobacteriën

De meest abundante soorten zijn aangegeven met een asterix. De nummering komt overeen met de locatienummering uit Bijlage 2. Alleen daar waar cyanobacteriën zijn aangetroffen in de fytoplanktonmonsters zijn soortnamen vermeld. Groene arcering: geen cyanobacteriën gedetecteerd, grijze arcering: geen data.

#	soorten
1	
2	<i>Nodularia spumigena</i>
3	<i>Nostoc paludosum</i>
4	
5	<i>Anabaena sp.*</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i> , <i>Woronichinia sp.</i>
6	<i>Microcystis flos-aquae</i>
7	<i>Anabaena spiroides*</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>
8	<i>Microcystis wesenbergii</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
9	
10	<i>Woronichinia naegeliana*</i> , <i>Anabaena planktonica*</i> , <i>Anabaena spiroides*</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
11	<i>Anabaena crassa</i> of <i>Anabaena spiroides*</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i>
12	<i>Microcystis sp.</i>
14	
15	
16	
17	<i>Microcystis flos-aquae</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena sp.</i>
18	
19	<i>Planktothrix agardhii*</i> , <i>Limnothrix sp.</i> , <i>Cylindrospermopsis/Aphanizomenon</i>
20	
21	<i>Aphanothece/Aphanocapsa sp.</i>
22	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i> ,



	<i>Anabaenaflos-aquae, Anabaenasmithii</i>
23	<i>Microcystis sp., Anabaena sp., kolonies van picocyano's</i>
24	<i>Microcystis sp.</i>
25	<i>Microcystis aeruginosa</i>
26	
27	<i>Microcystis sp., Aphanizomenon flos-aquae, Anabaena flos-aquae</i>
28	<i>Microcystis sp.</i>
29	<i>Microcystis sp.</i>
30	<i>Microcystis sp., Woronichinia naegeliana</i>
31	<i>Anabaena spiroides, Aphanizomenon sp., Planktothrix sp.</i>
32	<i>Microcystis aeruginosa, Anabaena sp.</i>
33	<i>Microcystis aeruginosa, Anabaena solitaria</i>
34	<i>Microcystis aeruginosa, M. flos-aquae, M. wesenbergii, Anabaena flos-aquae, An. spiroides</i>
35	
36	<i>Gloeotrichia echinulata, Microcystis aeruginosa</i>
37a	<i>Gloeotrichia echinulata, Microcystis aeruginosa</i>
37b	<i>Gloeotrichia echinulata, Microcystis aeruginosa</i>
38	<i>Microcystis sp.</i>
40	<i>Microcystis sp.</i>
41	<i>Anabaena sp.</i>
42	<i>Aphanizomenon flos-aquae.*, Microcystis aeruginosa.*, Anabaena spiroides, An. solitaria</i>
43	<i>Microcystis aeruginosa*, Aphanizomenon sp.</i>
44	<i>Anabaena sp.</i>
45	<i>Anabaena sp., Limnothrix sp., Snowella sp., Microcystis sp., kolonievormende picocyano's</i>
46	<i>Planktothrix agardhii, Anabaena solitaria, An. flos-aquae, Aphanizomenon sp.</i>
47	<i>Microcystis. aeruginosa *, Anabaena solitaria</i>



48	<i>Microcystis aeruginosa</i> *, <i>Anabaena solitaria</i>
49	<i>Microcystis. aeruginosa</i>
50	<i>Microcystis aeruginosa</i>
51	<i>Microcystis sp.</i>
52	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>An. flos-aquae</i> , <i>Anabaenaspiroides</i>
53	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>An. flosaquae</i> , <i>Anabaena spiroides</i>
54	<i>Aphanothece sp.*</i> , <i>Microcystis sp.</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i>
55	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i> , <i>An. spiroides</i> , <i>An.flos-aquae</i> , <i>Anabaena solitaria</i> , <i>Woronchinia sp.</i> , <i>Limnothrix sp.</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i>
56	<i>Pseudoanabaena sp.</i> , <i>Limnothrix sp.</i> , <i>An. circinalis</i>
57	<i>Aphanizomenon sp.</i>
58	<i>Aphanizomenon sp.</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>pico-cyano's</i>
59	<i>Planktothrix agardhii*</i> , <i>Pseudoanabaena sp.*</i> , <i>Limnothrix sp.*</i> , <i>Anabaena sp.</i> , <i>Aphanizomenon*</i>
60	<i>Planktothrix agardhii*</i> , <i>Microcystis sp.</i>
61	
62	
63	
64	<i>Woronchinia naegaliana*</i> , <i>M. aeruginosa</i>
65	<i>Microcystis aeruginosa</i>
66	<i>Microcystis wesenbergii</i> , <i>Anabaena spiroides</i>
67	<i>Microcystis aeruginosa*</i> , <i>Anabaena spiroides</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i>
68	<i>Microcystis aeruginosa</i>
69	
70	<i>Microcystis sp.</i>
71	<i>Microcystis aeruginosa</i>
72	
73	
74	<i>Pseudoanabaena sp.*</i> , <i>Oscillatoria sp.</i> , <i>Woronichinia naegaliana</i>



75	<i>Microcystis sp.*</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i> , <i>Anabaena sp.</i>
76	<i>Microcystis sp.</i>
77	
78	
79	
80	
81	
82	<i>Microcystis aeruginosa*</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Woronchinia naegeliana</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i>



Ontwikkelen van wetenschappelijke en toegepaste kennis voor een
klimaatbestendige inrichting van Nederland en het creëren van een
duurzame kennisinfrastructuur voor het omgaan met klimaatverandering

Contactinformatie

Programmabureau Kennis voor Klimaat

Secretariaat:

p/a Universiteit Utrecht

Postbus 80115

3508 TC Utrecht

T +31 88 335 7881

E office@kennisvoorklimaat.nl

Communicatie:

p/a Alterra, Wageningen UR

Postbus 47

6700 AA Wageningen

T +31 317 48 6540

E info@kennisvoorklimaat.nl

www.kennisvoorklimaat.nl

