

# Natuur.focus

Afgiftekantoor  
9099 Gent X  
P209602

Toelating – gesloten verpakking

Retouradres: Natuurpunt,  
Coxiestraat 11,  
2800 Mechelen

VLAAMS DRIEMAANDELIJKS TIJDSCHRIFT OVER NATUURSTUDIE & -BEHEER – JUNI 2014 – JAARGANG 13 – NUMMER 2  
VERSCHIJNT IN MAART, JUNI, SEPTEMBER EN DECEMBER



**Vleermuizen gaan achteruit  
in Vlaanderen**



**Nachtvlinders tussen  
Brugge en Gent**



**Tien jaar monitoring  
van waterbloei**



natuurpunt   
Studie

# Tien jaar waterbloei monitoring in Vlaanderen

Jeroen Van Wichelen, Peter Coene, Luc Denys, Joachim Pelicaen & Wim Vyverman

In Vlaanderen zijn veel stilstaande wateren tijdens de zomerperiode onderhevig aan waterbloei. Dit uit zich door een sterke toename van algen of bacteriën die het water kleurt. Sommige van deze bloeivormende micro-organismen kunnen gevaarlijk zijn voor mens en dier. Hierdoor worden bepaalde zwem- en recreatievijvers soms preventief gesloten voor het publiek. Sinds een tiental jaren wordt dit fenomeen in Vlaanderen op een meer systematische wijze gedocumenteerd.

## Situering

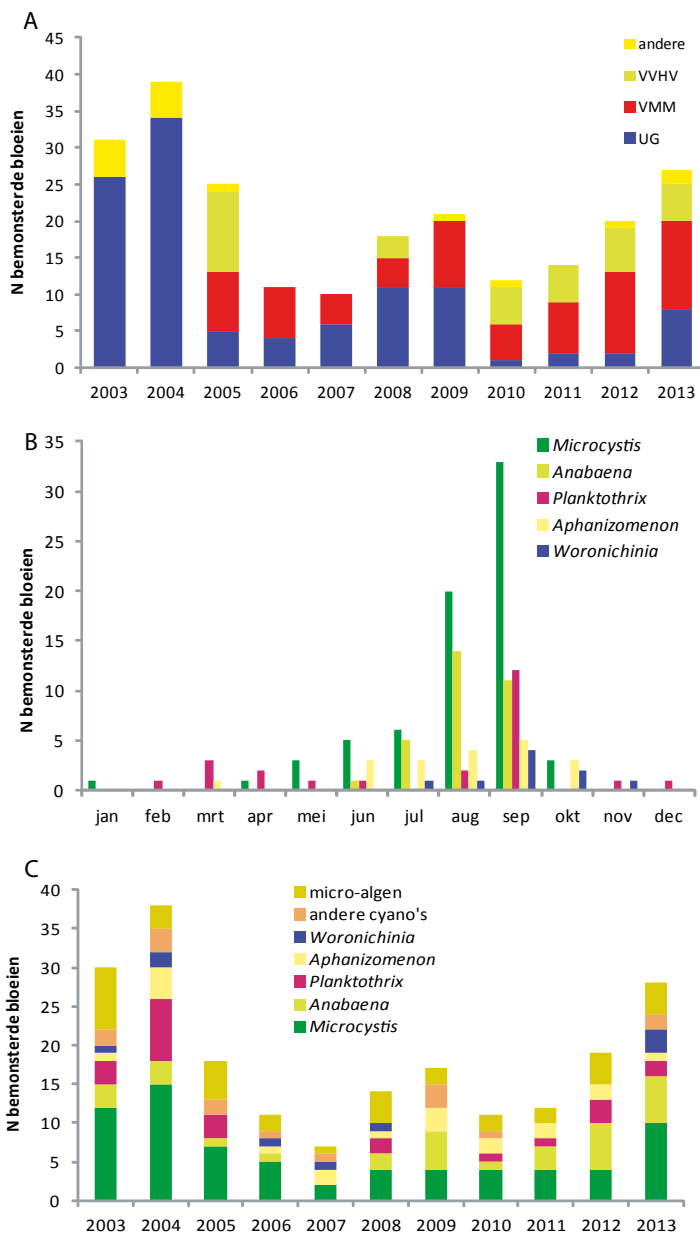
Waterbloei, een extreme aangroei van microscopisch kleine autotrofe (fotosynthese verrichtende) organismen die een opvallende kleur geeft aan het water, is een natuurlijk verschijnsel in stilstaande of zwak stromende wateren. Hoewel van alle tijden, is de frequentie van dit fenomeen door menselijke invloed de laatste eeuw sterk toegenomen. Cyanobacteriën zijn de belangrijkste groep van micro-organismen die in onze contreien waterbloeien veroorzaken. Omwille van de ecologische en socio-economische problemen die veelal met deze bloeien gepaard gaan, worden cyanobacteriën momenteel als indicatoren beschouwd voor een verminderde kwaliteit in de waterbeoordeling voor diverse Europese richtlijnen, zoals de Kaderrichtlijn Water en de Zwemwaterrichtlijn. Het optreden van bloeien is echter moeilijk te voorspellen en soms van korte duur, waardoor ze niet zo gemakkelijk opgepikt worden bij standaard monitoring. In België was tot voor kort ook nog niet zo veel gekend over dit fenomeen. Dankzij enkele onderzoeksinitiatieven in het laatste decennium (federaal gefinancierd door het Belgische Wetenschapsbeleid, Belspo, met de Universiteit Gent als Vlaamse partner) werd een aanvang gemaakt met het in kaart brengen van het optreden en de impact en gevolgen van deze bloeien in België. Bovendien werden de eerste stappen genomen naar het ontplooiën van een volwaardig nationaal monitoringnetwerk. Dit gebeurde in Vlaanderen door een nauwe samenwerking tussen de Vlaamse Milieu Maatschappij, de Universiteit Gent en de Vlaamse Vereniging van Hengelsport Verbonden (VVHV).

Na melding van bloeiverschijnselen (opvallend groen-, blauw- of roodgekleurd water of drijfslagen) of ongewone vogel- of vissterfte door medewerkers van deze organisaties maar ook door beheerders van natuurgebieden, parkwachters, verontruste burgers, enz. zijn gericht stalen genomen en door de Universiteit Gent onderzocht (Figuur 1a). Doorgaans werden daarbij ook een aantal omgevingskarakteristieken (temperatuur, pH, nutriëntenconcentraties, enz.) opgemeten. Van 2003 tot 2010 gebeurde dit in het kader van de projecten B-blooms 1 en B-blooms 2. Sinds 2011 worden door de Universiteit Gent op eigen initiatief nog microscopische

analyses uitgevoerd van verzamelde stalen. Desondanks blijft de registratie van waterbloeien in Vlaanderen tot op heden echter fragmentarisch en ad hoc. De VMM houdt enkel de officiële recreatiewateren in het oog, terwijl de VVHV enkel meldingen van aangesloten hengelclubs controleert. Waterbloeien in zeer nutriëntenrijke, kleinere wateren met een hoge visbezetting en weinig ondergedoken vegetatie (hengelvijvers, viskweekvijvers, (dieren)parkvijvers, enz.), een zeer algemeen en typisch habitat voor vele bloeivormende micro-organismen, blijven veelal door de (regionale) overheid onopgemerkt.

## Waarnemingen

In het kader van de onderzoeksprojecten B-Blooms 1 en 2, de controles van VMM en VVHV en studies ter bepaling van het ecologisch potentieel van grotere plassen werden vanaf 2003 tot op heden 232 waterbloeien in Vlaamse stilstaande wateren gedocumenteerd. Veruit de meeste hiervan (81%) werden gedomineerd door cyanobacteriën, zgn. blauwalgen (Figuur 1c). Een vijftal cyanobacteriëngeslachten zijn in onze stilstaande wateren vrij algemeen. *Microcystis* werd in 65% van de cyanobacteriële bloeien waargenomen en was in 40% van de gevallen dominant (Figuren 2a, 2c, 3a, 3b). *Anabaena* werd in 51% van de bloeien aangetroffen, maar was in slechts 18% van de bloeien overheersend (Figuren 3g, 3h, 4b). In mindere mate komen ook de geslachten *Planktothrix* (34 resp. 16%, Figuur 3i), *Aphanizomenon* (37 resp. 11%, Figuren 2b, 2e, 3f) en *Woronichinia* (26 resp. 5%, Figuren 3c-e) tot bloei. In verschillende bloeien werden deze taxa als co-dominanten naast elkaar aangetroffen. Het overwicht van *Microcystis* en in mindere mate ook van *Anabaena* en *Planktothrix* bevestigt eerdere waarnemingen in Vlaanderen (Van Wichelen et al. 2006) en Wallonië (Willame et al. 2005). Volgens deze laatste vormen onze contreien een overgangszone tussen noordelijk Europa, waar vooral *Anabaena* de cyanobacteriële bloeien domineert en zuidelijk Europa, waar vooral *Microcystis*-dominantie voorkomt. Bij de bloeien met hoofdzakelijk micro-algen werd vooral het oogwiertje *Euglena* aangetroffen (49% van de overige bloeien, zie Figuren 4e-g).



Figuur 1. Overzicht van het aantal verzamelde en onderzochte stalen van waterbloei in Vlaanderen (2003-2014) met details over de monsternemers (a), de seizoensaliteit van de bemonsterde bloeien (b) en de dominante bloeivormende taxa (c).

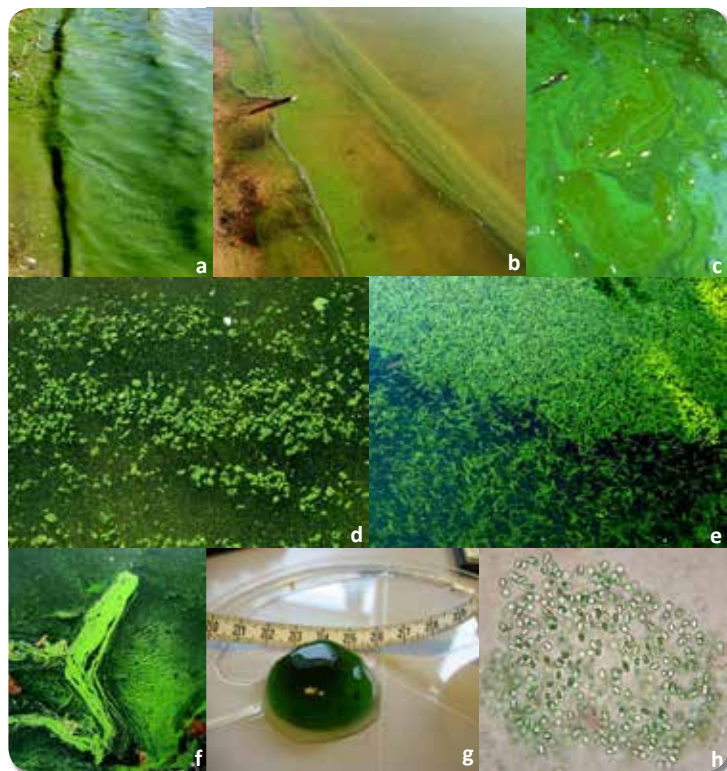
### Relatie met omgevingskenmerken

Waterbloei door cyanobacteriën komt voor in zeer uiteenlopende watertypes. Zowel ondiepe als diepe, zoete tot enigszins brakke (o.a. een *Microcystis flos-aquae*-bloei in het Galgenweel, augustus 2006), neutrale tot alkalische wateren zijn er vatbaar voor (Figuur 5). In onze streken kunnen we bloeien van cyanobacteriën vooral verwachten tijdens de late zomer-vroege herfst (augustus/september), maar ook in andere seizoenen kan je ze waarnemen (Figuur 1b). De temperatuur van het water tijdens waterbloeien varieerde volgens onze gegevens tussen 5 en 30 °C, maar was in de helft van de gevallen toch hoger dan 19 °C (Figuur 5a, zie [www.natuurpunt.be/focus](http://www.natuurpunt.be/focus)). Sommige bloeivormende taxa zijn typisch voor het voorjaar, zoals *Planktothrix rubescens* (Figuren 1b, 3i, 4d), maar in zeer zachte winters kunnen zelfs bloeien van typische zomertaxa voorkomen. In dit opzicht was een

*Microcystis aeruginosa*-bloei in een hengelpas te Putte (prov. Antwerpen) tijdens de uitzonderlijk zachte maand januari van 2014 zeer opvallend. Water waarin bloeivorming optreedt is overdag doorgaans zuurstofrijk en uitgesproken alkalisch (Figuren 5b,c). Door de sterke fotosynthese wordt zuurstof gevormd en CO<sub>2</sub> aan het water onttrokken, wat de pH doet stijgen. Door ademhaling 's nachts en bij de afbraak van de grote hoeveelheden organisch materiaal op het einde van de bloeiperiode, als de cyanobacteriën of de micro-algen afsterven, kunnen evenwel zuurstofarme condities ontstaan met navenante gevolgen (bv. vissterfte). Een hoge productie van biomassa is slechts mogelijk als er veel voedingsstoffen in het water aanwezig zijn. De overgrote meerderheid van de waterbloeien worden dan ook in zgn. 'hypertrofe', letterlijk 'overmatig voedselrijke', wateren aangetroffen met hoge concentraties aan opgelost fosfor en stikstof (Figuren 5d-f, zie [www.natuurpunt.be/focus](http://www.natuurpunt.be/focus)).

Uit de internationale literatuur (o.a. Carvalho et al. 2013, Poikane et al. 2014) en de resultaten van B-Blooms 1 en 2 blijkt duidelijk dat de kans op cyanobacteriënbloei vooral toeneemt naarmate meer voedingsstoffen (vooral fosfor) beschikbaar zijn, de temperatuur hoger is, de watermenging kleiner is en de verblijftijd van het water langer is, waardoor traaggroeiende soorten zoals de meeste cyanobacteriën voldoende tijd krijgen om uitgebreide populaties te vormen. De omstandigheden voor bloei zijn bijgevolg optimaal in wateren met (zeer) hoge nutriëntengehalten tijdens warme, droge zomers met weinig wind. Daarom wordt ook waarschijnlijk geacht dat we door de ingezette klimaatveranderingen in de toekomst nog meer bloeien zullen zien (Paerl & Huisman 2009, Paerl et al. 2011, Beaulieu et al. 2013) en dat soorten van warmere klimaten naar het noorden zullen oprukken. Mogelijk is de eerste in Vlaanderen waargenomen bloei van *Cylindrospermopsis raciborskii* (in 2009, Zonhoven) hiervoor een eerste indicatie (Van Wichelen 2009).

Het is ook verontrustend dat ook steeds meer bloeien in diepe, heldere, relatief minder voedselrijke waterplassen worden opgemerkt. Dit was o.a. het geval in de Blaarmeersenvijver in Gent waar in juni 1998 een geelgroene drijfslaag van *Anabaena planctonica* zichtbaar was langs de oever, in De Gavers in Harelbeke (maart 2007), waar een uitgebreide drijfslaag van *Aphanizomenon flos-aquae* samenging met het afsterven van grote karpers en in de grindplas van Kessenich waar in augustus 2007 *Microcystis* massaal tot bloei kwam. Ook de soms zeer sterke ontwikkeling van *Planktothrix rubescens* die in de winter en het voorjaar wordt waargenomen in dergelijke ecologisch vaak waardevolle plassen is een kwalijke evolutie. Dit was onder meer het geval in de surfvijver De Bocht te Willebroek (maart 2004), de Driekoningenvijver te Beernem (maart 2005), in steengroeven Dongelberg te Jodoigne (februari 2008), in een forelvijver te Eke (mei 2008, april 2011, april-mei 2014), in Boudewijnpark te Brugge (winter 2010-11) en in een oude zandwinningsput te Melle (maart 2014). *P. rubescens* is vooral bekend van diepe subalpiene meren waar het zich tijdens de zomer voornamelijk ophoudt ter hoogte van de spronglaag. De toename van deze cyanobacterie in dergelijke meren is in verband gebracht met een verhoogde stikstof/fosfor-verhouding en een verlenging van de stratificeringsperiode ten gevolge van de opwarming van de aarde (Jacquet et al. 2005, Ernst et al. 2009, Posch et al. 2012, Dokulil & Teubner 2012).



Figuur 2. Enkele typische voorbeelden van waargenomen cyanobacteriënbloeien in Vlaanderen.

- (a) 'Blauwgroene golfslag' door een toxische bloei van *Microcystis flos-aquae* in de oeverzone van de Leeuwenhofvijver te Drogen (augustus 2009). Macro-kolonies van dit organisme zijn met het blote oog waarneembaar als drijvende groene klompjes algenmassa (d).
  - (b) Drijfslag van *Aphanizomenon flos-aquae* in de recreatievijver 'De 3 vijvers' te Averbode (augustus 2009). In deze toxische drijfslag werd ook de uitheemse cyanobacterie *Cylindrospermopsis raciborskii* waargenomen, één van de eerste meldingen voor België.
  - (c) Toxische drijfslag van *Microcystis aeruginosa* in de Westveldparkvijver te Sint-Amandsberg (juli 2007). De dynamiek van deze bloei werd gedurende 2 jaar intensief onderzocht.
  - (e) Met het blote oog zichtbare, typisch sikkelvormige macro-kolonies van *Aphanizomenon flos-aquae* in de waterkolom van de vijver in het natuurgebied Blokkersdijk te Antwerpen (oktober 2008).
  - (f) Drijfslag bestaande uit *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae* en diverse *Anabaena* spp. in het Donkmeer, een ondiepe recreatievijver te Overmere (juli 2007).
  - (g) Macro-kolonie van *Aphanetheca stagnina* afkomstig uit de Houtmaat in Hengelo (NL, april 2005), bestaande uit geïsoleerde celletjes ingebed in een slijm massa (h).
- (foto's: Jeroen Van Wichelen, (b) Eric Coenen, (g) Gerard de Laak)

## Risico's

Waterbloeien kunnen gevaarlijk zijn voor mens en dier en kunnen een negatieve invloed op aquatische ecosystemen uitoefenen. Ze kunnen het water sterk vertroebelen wat vooral nadelig is voor de vestiging en groei van ondergedoken waterplanten die vooral in ondiepe stilstaande wateren een cruciale rol spelen in het behoud van de helderwater toestand (zie Declerck et al. 2006). De meeste cyanobacteriën zijn bovendien in staat om gifstoffen te produceren (cyanotoxines), die bij inname (met water of gevangen vis, schelpdieren of jachtwild) of rechtstreeks contact reeds in lage dosis schadelijk kunnen zijn. Ook de reeds vermelde verstoring van de zuurstofhuishouding, die onder meer kan leiden tot vissterfte en botulisme, het verdwijnen van ondergedoken waterplanten door lichtgebrek en afname van zoöplankton door de geringe eetbaarheid van cyanobacteriën, zijn niet te onderschatten gevolgen die doorgaans leiden tot een stabiele troebele evenwichtstoestand. Daarnaast is er een negatieve invloed op de 'organoleptische' eigenschappen van het water:

geurhinder en een onaangename smaak (ook van vis), terwijl de vorming van vlokken en schuim de aantrekkelijkheid van het getroffen water sterk vermindert.

Wereldwijd blijken meer dan de helft van de onderzochte cyanobacteriële bloeien giftig te zijn (Chorus et al. 2000). Microcystine, dat voornamelijk inwerkt op de lever en een tumorstimulerend effect heeft, wordt het meest frequent aangetroffen. Ook in Vlaanderen blijkt 57% van de 92 in B-Blooms 1 en 2 op toxines onderzochte cyanobacteriële drijfslagen gepaard te gaan met de aanwezigheid van microcystine (Wilmotte et al. 2008, Descy et al. 2011). Hierbij ging het vooral om kleinere, hypertrofe viswateren. Bij 83 door de VMM sinds 2007 bemonsterde cyanobacteriële bloeien uit recreatiewateren werd in 34% van de gevallen microcystine concentraties van meer dan 5 µg/l aangetroffen in het water (zie Tabel 1, raadpleegbaar op [www.natuurpunt.be/focus](http://www.natuurpunt.be/focus)). Doorgaans waren de concentraties in de drijfslagen zeer hoog (Figuur 5g, zie [www.natuurpunt.be/focus](http://www.natuurpunt.be/focus)). In meer dan 80% van de positieve stalen werd de door de Wereldgezondheidsorganisatie veilig geachte drempelwaarde van 20 µg microcystine/l (Chorus & Bartram 1999) overschreden. *Microcystis* gaf het meeste aanleiding tot toxische bloeien (75% van de positieve stalen), gevolgd door *Woronichinia* (10%), *Planktothrix* (8%), *Anabaena* (8%) en *Aphanizomenon* (2%). Bloei van *Planktothrix rubescens* bleek in Vlaanderen altijd gepaard te gaan met de productie van microcystines. Van de recreatiewateren ondervindt vooral het Schulensmeer in Lummen ernstige hinder van toxische cyanobacteriën. Bloei van *Woronichinia naegeliana* en *Microcystis* is hier een jaarlijks weerkerend verschijnsel. Microcystineconcentraties die kunnen oplopen tot 8,6 mg/l (oktober 2008) nopen de beheerders elk jaar tot het sluiten van het meer (zie Tabel 1). Zoals in vele andere hypertrofe meren werken het ontbreken van onderwatervegetatie en een onmatig visbestand bloeivorming door cyanobacteriën hier mee in de hand (Louette et al. 2008).

De microcystineconcentraties kunnen plaatselijk zeer hoog oplopen wanneer toxische drijfslagen door de wind aan de loefzijde van een plas worden samengedreven. De tot nu toe hoogste waarde in Vlaanderen werd vastgesteld bij een *Microcystis*-bloei in een visvijver te Kluisbergen (september 2004), toen 77 mg/l microcystine werd gemeten (Wilmotte et al. 2008). De toxines zijn niet alleen aanwezig in de cyanobacteriën zelf of opgelost in het water, maar kunnen ook geconcentreerd worden in het aquatisch voedselweb. Uitgebreid onderzoek van de jaarlijks optredende bloeien van *Microcystis* in de vijver van het Westveldpark te Sint-Amandsberg en van *Planktothrix agardhii* in het Donkmeer te Overmere, bracht aan het licht dat microcystines kunnen accumuleren in vele aquatische biota, gaande van microorganismen, zoals ciliaten en amoeben, tot zoöplankton en zelfs vissenlarven (Descy et al. 2011). De gevaren voor vee en andere dieren die op dergelijk drinkwater zijn aangewezen zijn evident. Ook de mens kan vooral door orale inname vergiftigd worden tijdens het zwemmen in gecontamineerd water. Gegevens hieromtrent zijn schaars in Vlaanderen omdat veelal geen verband wordt gelegd tussen algemene symptomen zoals braken, hoofdpijn en diarree en met cyanobacteriën gecontamineerd water. Bovendien is het gezondheidsrisico enigzins beperkt door de natuurlijke weerstand van de mens om zich in cyanobacteriële drijfslagen te begeven. Desondanks loopt het soms mis. Zo moesten acht

jongens gehospitaliseerd worden in september 2013 na het zwemmen in de Bloso-vijver Hazewinkel te Willebroek waar zich op dat moment een uitgebreide *Microcystis*-bloeï manifesteerde. Een meer verontrustend gegeven is dat ook via de luchtwegen gifstoffen kunnen opgenomen worden door het inademen van aerosolen. Deze kunnen ontstaan bij watersportactiviteiten, zoals roeien en surfen, of door fontein die in hengel- en parkvijvers worden geplaatst om de zuurstofconcentraties voor vissen in perioden met waterbloeï op peil te houden.

Naast microcystines kunnen cyanobacteriën nog een hele reeks andere gifstoffen produceren waaronder de neurotoxines anatoxine-a, dat verlamingsverschijnselen veroorzaakt en  $\beta$ -N methylamino-l-alanine (BMAA), dat in verband wordt gebracht met degeneratieve hersenaandoeningen zoals ALS (amyotrofe laterale sclerose) en de ziekte van Alzheimer en Parkinson (Caller et al. 2009, Pablo et al. 2009). De aanwezigheid van anatoxine-a in cyanobacteriële drijfslagen is in de B-Blooms projecten nader onderzocht, maar geen enkel van de 26 stalen uit Vlaamse wateren gaf een positief resultaat (Willemotte et al. 2008, Descy et al. 2011). Naar BMAA is in Vlaanderen nog niet gezocht, maar in Nederland blijkt het alvast zeer algemeen in cyanobacteriële drijfslagen voor te komen

(Lurling et al. 2010). Over het algemeen is de kennis van cyanotoxines nog zeer onvolledig; nieuwe gifstoffen worden nog steeds ontdekt, van veel ervan weten we nog niet hoeveel en hoe frequent ze voorkomen en van de meeste weten we niet wat de langetermijneffecten zijn.

Overigens kunnen ook sommige micro-algen gifstoffen produceren. In de VS is bijvoorbeeld aangetoond dat *Euglena sanguinea* een neurotoxine (euglenophycine) kan aanmaken dat bij bloei kan leiden tot vissterfte (Zimba et al. 2006).

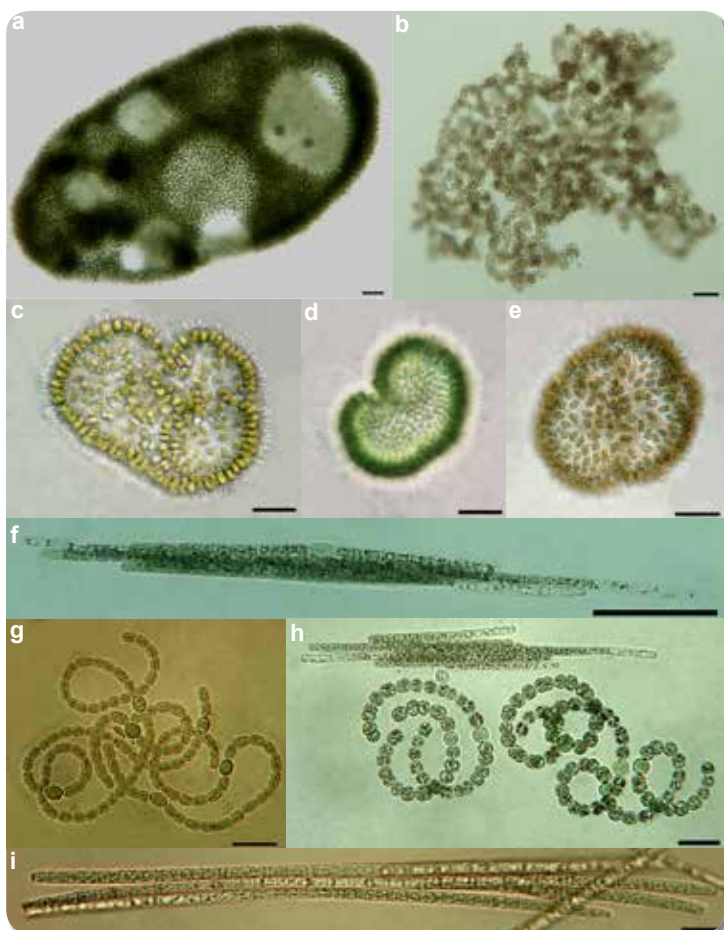
### Veiligheidsmaatregelen van overheidswege

Het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (VAZG) heeft in 2006, samen met de VMM en de UGent, procedures voor de volksgezondheidskundige aanpak van cyanobacteriën in zwem- en recreatievijvers opgesteld. Bij vaststelling van een drijfslag binnen een zwem- of recreatiezone wordt een verbod geadviseerd dat pas wordt opgeheven na het verdwijnen ervan en indien de microcystineconcentratie in het water lager is dan 20  $\mu\text{g/l}$ . Voor drinkwater is er nog geen wettelijk kader om stelselmatig analyses van cyanotoxines uit te voeren. Dit is niet geheel onbelangrijk voor de consument want er zijn indicaties voor een verband tussen met microcystines gecontamineerd drinkwater (bij concentraties < 5  $\mu\text{g/l}$ ) en een verhoogd optreden van leverkanker onder de bevolking (Svirčev et al. 2009, Martínez Hernández et al. 2009). In het spaarbekken van de Blankaart (Diksmuide) worden regelmatig problemen met waterbloeïen vastgesteld (pers. meded. Kris Van den Belt, VMM) en ook in Kluzen zorgde een uitgebreide bloei van *Anabaena cf. mendotae* (juli 2013) voor filtratieproblemen tijdens het productieproces. Cyanobacteriële bloeivorming in waterspaarbekkens moeten door de drinkwatermaatschappijen worden gemeld aan de overheid waarbij de goede waterkwaliteit moet worden aangetoond.

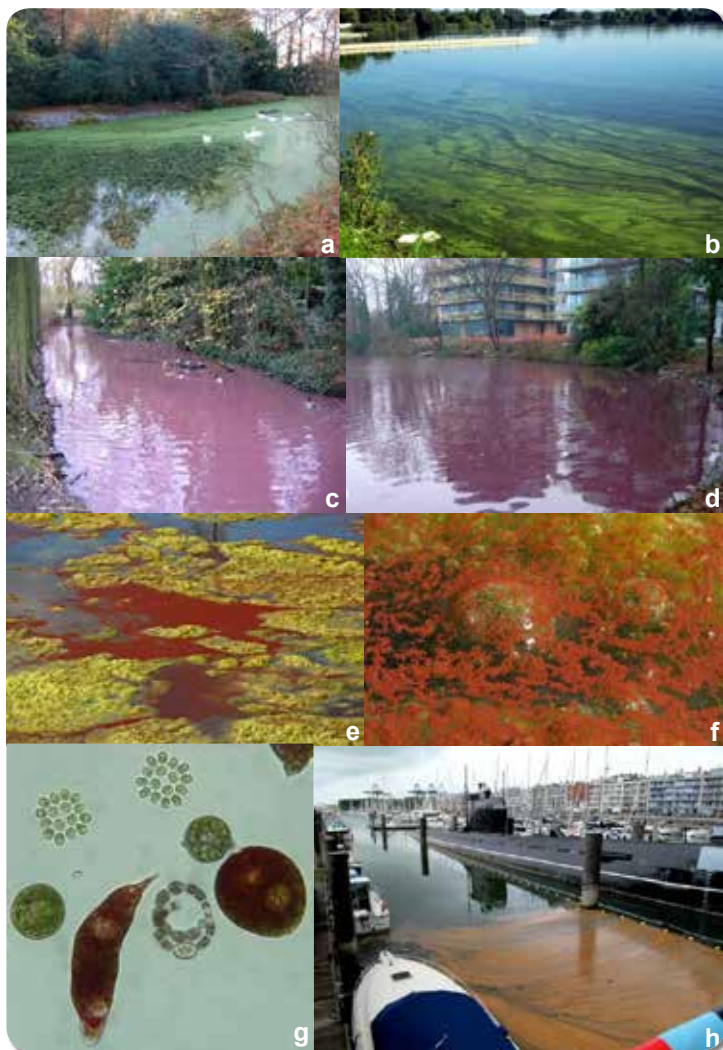
Voor alle andere waterlichamen is geen monitoringprogramma voorzien en worden geen specifieke veiligheidsmaatregelen genomen.

### Remediëring

Uit onderzoek blijkt dat de ontwikkeling van cyanobacteriële bloeïen moeilijk te voorspellen is. Door de snelheid waarmee deze bloeïen tot stand komen en de onmogelijkheid om de betrokken organismen volledig en permanent te elimineren (voor zover dit al ecologisch wenselijk zou zijn), moet een efficiënte aanpak in de eerste plaats gericht zijn op het voorkomen van waterbloeïen eerder dan op symptoombestrijding. Proactief is het vermijden en terugdringen van eutrofiëring van oppervlaktewateren een algemeen geldend principe (zie o.a. Carvalho et al. 2013) in die mate dat ondergedoken waterplanten opnieuw kans krijgen om zich te vestigen ter herstel van de helderwater toestand (zie ook Declerck et al. 2006). In dit verband kan gewezen worden op de implementatie van doelstellingen voor het behalen van de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren (BVR 2010), de mestwetgeving, het afval- en hemelwaterbeleid, de monitoring van oppervlaktewateren en de waterbeheerplannen die worden opgesteld ten behoeve van het integraal waterbeleid. De aanwezigheid van cyanobacteriële drijfslagen en het aandeel potentieel toxische cyanobacteriën in het fytoplankton bepalen mee of een goede ecologische toestand of potentieel in stilstaande wateren al dan niet worden bereikt (Van Wichelen et



**Figuur 3.** Veel voorkomende en potentieel toxische cyanobacteriën in Vlaanderen met *Microcystis aeruginosa* waargenomen in een visvijver in Beringen (a) en een in het laboratorium gecultiveerde stam afkomstig van de Westveldparkvijver te Sint-Amandsberg (b), *Woronichinia naegeliana* waargenomen in een visvijver te Sint-Lenaerts (c-e), *Aphanizomenon flos-aquae* (f), *Anabaena subcylindrica* (g) en *Anabaena flos-aquae* (h, onder een kolonie van *Aphanizomenon flos-aquae*) allen uit het Donkmeer te Overmere en *Planktothrix rubescens* uit een vijver in Beernem (i). Maatstreepje = 20  $\mu\text{m}$  behalve a, b = 50  $\mu\text{m}$ . (foto's: Jeroen Van Wichelen m.b.v. Leitz Diaplan lichtmicroscopie en een Color view Illu digitale camera met uitzondering van (b) gefotografeerd door Ineke van Grembergh)



**Figuur 4.** Enkele atypische voorbeelden van waterbloeien in Vlaanderen. (a) Sterke ontwikkeling van eendekroossoorten (*Lemna*, *Wolffia*) zoals aangetroffen in een ringgracht te Melle (november 2004) wordt soms ten onrechte aanzien als een algenbloei. Vanop afstand is enige gelijkenis met bloeivorming door cyanobacteriën zoals bijvoorbeeld een *Anabaena flos-aquae* bloei, waargenomen in de vijver van het recreatiedomein de Bocht te Willebroek (september 2013), niet ondenkbeeldig (b). (c) Bloeivorming door fototrofe zwavelpurperbacteriën (vermoedelijk een vertegenwoordiger van het geslacht *Lamprocystis* of *Thiocapsa*) in een sterk organisch verontreinigde ringgracht te Oostakker (januari 2008). De gelijkenis met bloeivorming door de cyanobacterie *Planktothrix rubescens* zoals hier waargenomen in de vijver van het Brugse Boudewijnpark (december 2010) is frappant (d). (e, f) Bloeivorming van het oogwiertje *Euglena sanguinea* in enkele plassen te Desteldonk (september 2012). De slijmerige drijfvlagen van deze soort kunnen bruingroen tot rood gekleurd zijn door het pigment astaxanthine. (g) Microscopisch beeld van een gelijkaardige bloei in een visvijver te Moerzeke (september 2005). Op de foto zijn naast een uitgestrekt en samengetrokken individu van *E. sanguinea* ook twee andere samengetrokken oogwiertjes te zien (twee groene bollen) met erboven twee exemplaren van *Gonium pectorale*, een geflagelleerde, kolonievormende groenalg en ertussen een individu van de cyanobacterie *Anabaena flos-aquae*. (h) Bloei van de heterotrofe dinoflagellaat *Noctiluca scintillans* (Zeevonk) in de haven van Zeebrugge (juli 2012). (foto's: (a, g) Jeroen Van Wichelen, (b) Eric Coenen, (c) milieudienst Stad Gent, (d) Karine De Batselier, (e,f) Ward Vercausse, (h) Andy Dufoer)

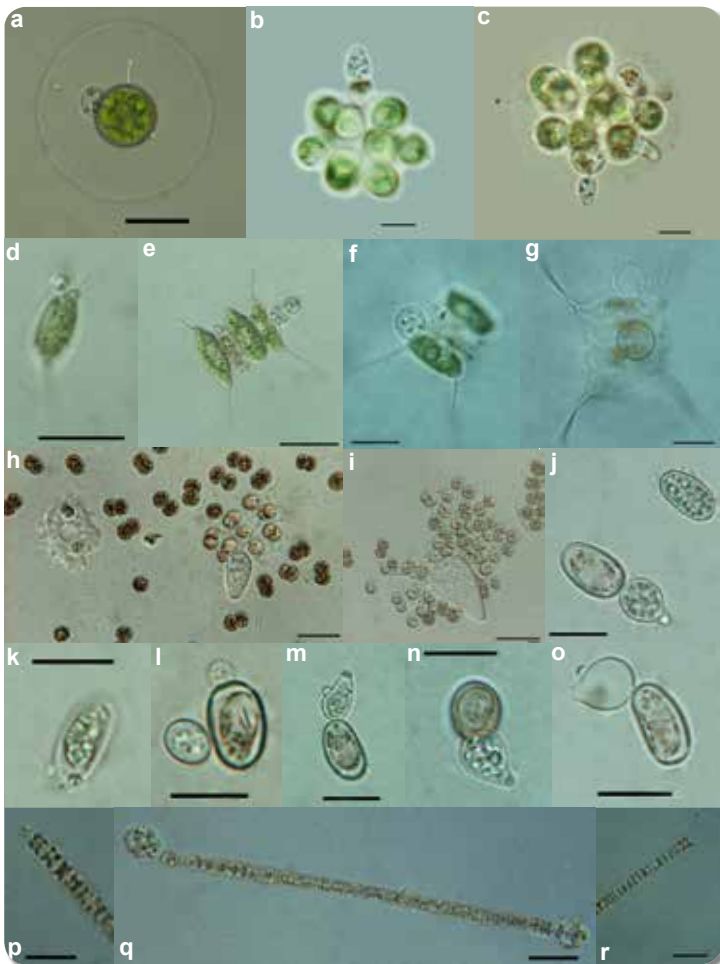
al. 2005, Carvalho et al. 2013, Denys et al. 2014, Poikane et al. 2014). Daarnaast kan ook de interne nutriëntenbelasting (in de sliblaag) worden gereduceerd door middel van periodieke drooglegging, doorspoeling, waterpeilbeheer of slibverwijdering (zie o.a. Van Wichelen et al. 2008). Bijkomend kan ook ingegrepen worden in het voedselweb (bv. door middel van visstandbeheer).

Niettemin bestaan er talrijke methoden die voor bestrijding van overlast door cyanobacteriën gepropageerd worden. Dit gebeurt o.a. door het toevoegen van (1) chemicaliën zoals

kaliumpermanganaat, waterstofperoxide, formaldehyde of chloordioxide die de cellen vernietigen, (2) natuurlijke algiciden uit rottend stro of fruitschillen die de groei remmen, (3) fosfaatverwijderende substanties, zoals ijzer- en aluminiumzouten of kalk, om de nutriëntenconcentraties te reduceren en (4) natuurlijke begrazers zoals Driehoeksmosselen *Dreissena polymorpha* of concurrenten zoals heterotrofe bacteriën (o.a. in modderballen) als biologisch bestrijdingsmiddel. Andere maatregelen zijn eerder mechanisch of fysisch van aard, zoals het doorborrelen van gestratificeerde systemen met perslucht om de watergelaagdheid te doorbreken en het bestralen met UV-licht, of het gebruik van ultrasone golven om de cellen te beschadigen. Recent werden deze technieken in Nederland doorgelicht (RWS Waterdienst 2007, Tolman 2007, Lurling et al. 2012). Hoewel aanspraak gemaakt wordt op een hoge efficiëntie, blijkt dat veel commerciële methoden niet of slechts onder zeer bepaalde omstandigheden in het veld toepasbaar zijn, dat er ongewenste bijwerkingen optreden, of dat ze niet (bv. ultrasone trillingen) of slechts in beperkte mate werkzaam zijn. Met destructieve methoden kan slechts een zeer tijdelijk resultaat worden behaald. Bij het abrupt afsterven van grote hoeveelheden cyanobacteriën (en andere organismen) ten gevolge van chemische behandeling kan zuurstofdeficiëntie, een verhoogde vrijstelling van toxines, of een langdurige verstoring van het ecosysteem door schadelijke effecten op andere biota optreden. Elke chemische bestrijding, ook toepassing van waterstofperoxide, is aan strikte regelgeving onderworpen. Het door bepaalde recreatieve vissers in het Dendermondse gebruik van formaldehyde, een carcinogene stof, in voor vissen net niet lethale dosissen, toont echter aan dat de wet dikwijls dode letter blijft en men in de praktijk zeer inventief is om waterbloei te bestrijden. Doorluchting van de waterkolom kan bepaalde cyanobacteriënbloeiën onderdrukken (Visser et al. 1996), maar de groei van andere soorten net bevorderen. Destratificatie van de waterkolom in diepe wateren kan vorming van drijfvlagen voorkomen, maar betekent ook een sterke wijziging van het ecologisch functioneren, met onder meer implicaties voor de nutriëntenhuishouding en eutrofiëringsgevoeligheid. Ook de effectiviteit van methoden die van organisch materiaal gebruik maken is op zijn minst omstreden (Shao et al. 2013). Bij toepassing ervan is een verhoging van de nutriëntenbeschikbaarheid waarschijnlijk, waardoor op termijn de kans op verdere negatieve gevolgen vergroot.

### Natuurlijke vijanden van cyanobacteriën

Hoewel hun giftigheid en morfologie (kolonie-, bundel- of slijmlaagvorming) enige bescherming bieden tegen niet-selectieve begrazing door zoöplankton, zijn cyanobacteriën niet immuun voor natuurlijke vijanden, wat perspectieven biedt voor de biologische bestrijding van cyanobacteriënbloeiën. Vooral van andere micro-organismen, zoals bepaalde virussen, fungi, bacteriën, flagellaten, amoeben, ciliaten en rotiferen, is gebleken dat ze gespecialiseerd zijn in het infecteren of begrazen van al dan niet giftige cyanobacteriën (o.a. Sigee et al. 1999). Hoewel ze doorgaans zelden worden opgemerkt tijdens routinebemonsteringen, brachten nauwkeurige microscopische observaties van de verzamelde waterbloeistalen af en toe een infectie met chytridiomyceten, primitieve, microscopisch kleine schimmels met een veelal parasitaire levensloop, aan het licht (Figuur 6). Van chytridiomyceten is bekend dat ze een



Figuur 6. Chytridiomyceten, een sinds het einde van de negentiende eeuw (De Wildeman 1890, De Wildeman & Durand 1898-1907) in België nauwelijks onderzochte groep van primitieve micro-fungi, parasiterend op populaties van micro-algen in Vlaanderen.

- (a-c) Dangeardia ovata Paterson parasiterend op een cel van de groenalg Planktosphaeria gelatinosa in het Donkmeer te Overmere (juni 2008) (a) en op een kolonie van de groenalg Sphaerocystis planctonica in de Blaarmeersenvijver te Gent (mei 2003) (b,c).
- (d-g) Rhizophydium scenedesmi (Fott) Karling parasiterend op coenobia van diverse Desmodesmus spp. tijdens juni/juli 2007 in de Westveldparkvijver te Sint-Amandsberg met mogelijke vorming van een rustspore op een coenobium van Desmodesmus opoliensis (e).
- (h-i) Chytridium microcystidis Rohde & Skuja infectie van kolonies van de cyanobacterie Microcystis aeruginosa eveneens waargenomen in de Westveldparkvijver tijdens juni 2007. Naast chytridiomyceten werden deze populaties ook belaagd door herbivore amoeben (links zichtbaar in (h)).
- (j-o) Rhizosiphon akinetum Canter parasiterend op de rustsporen (akineten) van de cyanobacterie Anabaena flos-aquae in een staal van het Schulensmeer te Lummen (september 2005). In (j) is het contrast tussen een geïnfecteerde en niet-geïnfecteerde rustspore duidelijk zichtbaar.
- (p-r) Rhizophydium oscillatoriae-rubescens Jaag & Nipkow parasiterend op filamenten van de cyanobacterie Planktothrix rubescens in de Dongelberg groeve te Jodoigne (februari-mei 2008).

Infecties beginnen doorgaans met de vasthechting van een zoöspore aan de celwand of de slijm laag rond een cel of kolonie (a,c,d,k,p) waarna een zich ontwikkelende kiembuis de celwand penetreert (a,c). Met behulp van rhizoïden (h,i) worden vervolgens voedingsstoffen aan de gastheer onttrokken ter vorming van een sporangium aan het celoppervlak dat na rijping opnieuw zoösporen zal vrijlaten via specifieke openingen of opercula (o). Resten van de zoöspore kunnen bij sommige soorten zichtbaar blijven aan de sporangiumwand (m,o). Nadien geeft het dikwijls nog zichtbare lege sporangium (en de lege gastheercel) enige indicatie dat een infectie door chytridiomyceten heeft plaatsgehad (g,o,r). Geïnfecteerde cellen zijn te onderscheiden van gezonde cellen door hun bruinrode kleur (afbraakpigmenten) en een verschrompelde celinhoud (c,e,h,j). Ongunstige omstandigheden kunnen worden overbrugd door vorming van rustsporen (e). Maatstreepje = 20 µm behalve (b,c,f,g) = 10 µm. (foto's Jeroen Van Wichelen m.b.v. Leitz Diaplan lichtmicroscop en een Color view Illu digitale camera)

potentieel sterke invloed kunnen uitoefenen op de dynamiek van cyanobacteriële bloeien (o.a. Gerphagnon et al. 2013) maar dat ze zeer gastheerspecifiek zijn en zelfs bepaalde stammen van eenzelfde soort boven andere kunnen verkiezen (Sønstebo & Rohrlack 2011).

Tijdens de hoger vermelde studie van de Westveldparkvijver te Sint-Amandsberg werd de invloed van parasitaire en grazende micro-organismen (Figuren 6h, 6i, 7) op de dynamiek van de aanwezige *Microcystis*-bloeien nader onderzocht. Deze vijver werd gekenmerkt door elkaar afwisselende bloeien van twee toxische *Microcystis*-stammen, *M. aeruginosa* aan het begin van de zomer en *M. viridis* tijdens de rest van het jaar. De afwisseling van deze twee stammen gebeurde zeer abrupt en er was geen fysich-chemische of klimatologische verklaring voor. Evenmin was er een verband met begrazing door meercellige organismen (radardiertjes, roeipootkreeftjes, waterlooien). De chytridiomycet *Chytridium microcystidis* bleek de cyanobacteriën wel zeer sterk te infecteren, evenwel zonder de gastheerpopulaties sterk te beïnvloeden (Figuur 7). Herbivore amoeben van de genera *Vannella* en *Korotnevela* bleken daarentegen wel in staat om de bloei van *M. aeruginosa* quasi volledig te elimineren door een kortstondige, zeer sterke en selectieve begrazingsdruk. Door het verdwijnen van *M. aeruginosa* kon de begrazingsresistente *M. viridis* stam op zijn beurt tot bloei komen (Van Wichelen et al. 2010).

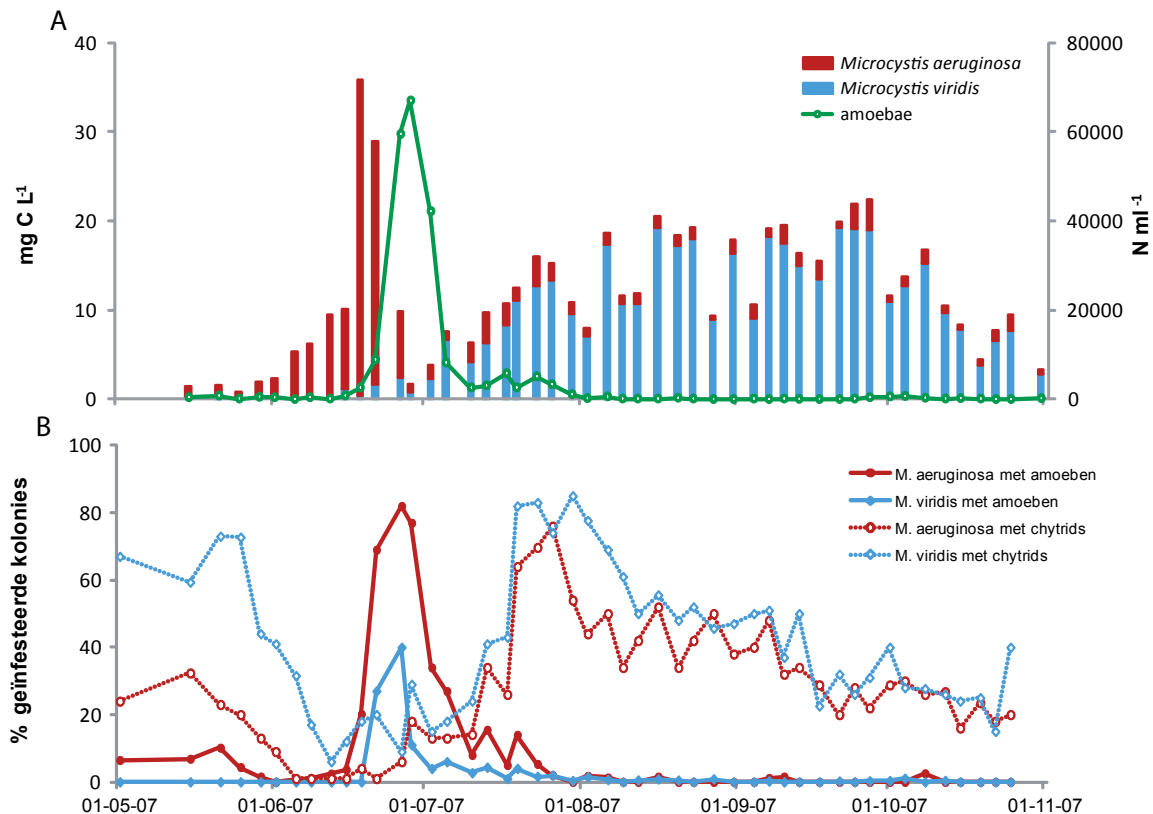
Juist deze sterke selectiviteit die parasitaire/grazende micro-organismen aan de dag leggen beperkt hun mogelijke gebruik als biologisch bestrijdingsmiddel van cyanobacteriële bloeien. Er wordt dan ook meer belang gehecht aan het inzetten van minder-selectieve, grotere begrazers zoals de Driehoeksmossel waarvan de populaties in staat zijn om elke dag grote hoeveelheden water te filteren. Hun effectiviteit in het reduceren van cyanobacteriën-bloeien is evenwel twijfelachtig want de bevindingen van diverse studies spreken elkaar tegen (Dionisio-Pires et al. 2005, Bykova et al. 2006). Bovendien dient in aanmerking genomen te worden dat *D. polymorpha* een niet-inheemse soort is die al in vele oppervlaktewateren aanwezig is, inclusief wateren met veelvuldige cyanobacterienbloei (bv. Schulensmeer). Mogelijk kan een hoge densiteit van deze dieren de hoeveelheid cyanobacteriën in de waterkolom verminderen, maar ook andere en minder gunstige gevolgen worden in de literatuur beschreven: obstructie van leidingen, competitie met inheemse zoetwatermosselen (Unionidae) en bevorderen van toxineproducerende stammen van cyanobacteriën. Inheemse zoetwatermosselen vormen een meer aantrekkelijk alternatief maar overleven slecht in troebele, visrijke wateren.

## Besluit

Omwille van een zeer sterke voedselaanrijking van vele, zometert alle stilstaande wateren, is waterbloei tegenwoordig een erg algemeen verschijnsel in Vlaanderen. Omdat meer dan tweederde van deze bloeien wordt veroorzaakt door potentieel toxische cyanobacteriën, die in ongeveer de helft van de gevallen ook effectief (gekende) toxines produceren, houdt dit significante veiligheidsrisico's in. Bovendien werken de ingezette klimaatwijzigingen het ontstaan van waterbloeien extra in de hand, zodat verwacht mag worden dat hun frequentie en intensiteit nog zullen toenemen. Ook de publieke recreatiewateren worden niet gespaard en sommige worden nu reeds elk jaar gesloten voor het publiek.

Symptoombestrijdende maatregelen blijken niet efficiënt te zijn. Alleen een verbetering van de waterkwaliteit en een natuurvriendelijke inrichting zijn duurzame maatregelen om waterbloei te voorkomen. Om de eutrofiëringproblematiek op lange termijn te verminderen is een verdere wijziging van het landbouwbeleid onvermijdelijk (zie o. a. ook Lancelot et al. 2011, Billen et al. 2012). Ook de reeds ingezette gunstige evolutie van de hengelsport, met o.a. verminderde visbiomassa's en strengere club- en federatiereglementeringen inzake het gebruik van lokvoer, zou nog kunnen verbeteren

door een sterkere focus op roofvis waarvoor een gezond habitat onontbeerlijk is. In afwachting zal men moeten leven met het algemeen optreden van waterbloeien, toenemende beperking van het gebruik van getroffen wateren uit milieuhygiënisch oogpunt en een verder verlies van resterende ecosysteemdiensten en biodiversiteit. Zelfs vrij vergaande wetgeving, zoals vervat in het huidige Decreet Integraal Waterbeleid, staat machteloos om deze evolutie enigszins af te remmen als hiervoor geen algemene verantwoordelijkheid wordt opgenomen.



Figuur 7. Seizoensdynamiek van *Microcystis*-populaties in de Westveldparkijver te Sint-Amandsberg tijdens het groeiseizoen van 2007. (a) biomassa-verloop van de twee dominante groeivormen, *Microcystis aeruginosa* en *M. viridis*, en abundantie van predatore amoeben (vnl. *Korotnevella* sp.). (b) infectiegraad van beide *Microcystis* groeivormen met predatore amoeben (volle lijnen) en met de parasitaire chytridiomycete *Chytridium microcystides* (streepjeslijnen).

### Summary:

VAN WICHELEN J., COENE P., DENYS L., PELICAEN J. & VYVERMAN W. 2014. TEN YEARS OF MONITORING BLOOM-FORMATION IN WATERS IN FLANDERS. NATURE.FOCUS 13(2): 72-79 [IN DUTCH].  
 Bloom-formation is a natural phenomenon in many standing waters worldwide. Incidence and severity of blooms however increased markedly due to cultural eutrophication. Further intensification is expected due to the current climatic change. Many blooms are caused by cyanobacteria capable of producing different kinds of cyanotoxins, thus hampering the amenities provided by affected waters. In European guidelines and directives, cyanobacterial blooms are now considered clear signals of a deteriorated water quality. Within the frame of two national research projects, B-BLOOMS1 and 2, a national monitoring system was initiated to assess bloom occurrence and its consequences in Belgium. In Flanders, about 230 bloom samples from public and private water bodies were documented in the last decade through a joint ven-

ture of Ghent University, The Flemish Environment Agency and the Flemish Union for Angling Clubs. About 80% of the blooms were caused by cyanobacteria and *Microcystis* was the dominant taxon in 65% of them. Most blooms occurred in late summer (August/September), although blooms could be detected in all seasons, including winter. Whereas salinity, water depth, conductivity and pH varied considerably, nearly all water bodies with bloom occurrences were characterized by hyper-eutrophic conditions. In line with observations worldwide, microcystin was the most common cyanotoxin and detected in 46% of the analyzed samples. In recreational waters, development of cyanobacterial scums in bathing areas triggers immediate closure until they disappear and the microcystin concentration in the water drops below 20 µg/l. No regulatory measures exist for other affected water bodies. None of the commercially available mitigation measures efficiently reduces bloom formation. Halting and reversing eutrophication is the only long-lasting solution but this common responsibility calls for a significant change in land and water management.



**AUTEURS:**

Jeroen Van Wichelen is wetenschappelijk medewerker en Wim Vyverman is hoofd van het Laboratorium voor Protistologie en Aquatische Ecologie van de Universiteit Gent. Peter Coene is wetenschappelijk medewerker en verantwoordelijke Milieueel bij de Vlaamse Vereniging van Hengelsport Verbonden. Luc Denys is werkzaam als wetenschappelijk attaché aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Joachim Pelicaen is verantwoordelijke Evaluatie Waterkwaliteit bij de Vlaamse Milieumaatschappij.

**CONTACT:**

Jeroen Van Wichelen, Onderzoeksgroep Protistologie en Aquatische Ecologie, Vakgroep Biologie, Faculteit Wetenschappen, Universiteit Gent, Krijgslaan 281 (S8), 9000 Gent  
E-mail: jeroen.vanwichelen@ugent.be

**Dankwoord**

Dit onderzoek werd financieel ondersteund door het Federaal Wetenschapsbeleid (Belspo) onder vorm van de onderzoeksprojecten B-Blooms1 en B-blooms2 ([www.bblooms.be](http://www.bblooms.be), [www.bblooms.ulg.ac.be](http://www.bblooms.ulg.ac.be)). Huidige onderzoeksinitiatieven omtrent cyanobacteriënproblematiek worden momenteel op Europees niveau gecoördineerd door het project Cyanocost (<http://cyanocost.com/>). Wij wensen iedereen die heeft bijgedragen tot het detecteren en bemonsteren van waterbloeiën gedurende de laatste tien jaar uitvoerig te bedanken.

**Referenties**

Beaulieu M, Pick F & Gregory-Eaves I. 2013. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnology & Oceanography* 58: 1736-1746.

Billen G, Garnier J, Thieu V, Silvestre M, Barles S & Chatzimpiros P. 2012. Localising the nitrogen imprint of the Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences* 9: 607-616.

Bykova O, Laursen A, Bostan V, Bautista J & McCarthy L. 2006. Do Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) alter lake water chemistry in a way that favours *Microcystis* growth? *Science of the Total Environment* 371: 362-372.

BVR. 2010. Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning en van het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, voor wat betreft de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren, waterbodems en grondwater (21/05/2010). Belgisch Staatsblad 09/07/2010, 45463-45497, Brussel.

Callier T.A., Doolin J.W., Haney J.F., Murby A.J., West K.G., Farrar H.E. et al. 2009. A cluster of amyotrophic lateral sclerosis in New Hampshire: A possible role for toxic cyanobacteria blooms. *Amyotrophic Lateral Sclerosis* 10: 101-108.

Carvalho L, McDonald C, de Hoyos C, Mischke U, Phillips G, Borics G. et al. 2013. Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *Journal of Applied Ecology* 50: 315-323.

Chorus I & Bartram J. (Eds). 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health. Consequences, Monitoring, and Management*. Published on behalf of WHO by F & FN Spon, London.

Chorus I, Falconer I.R., Salas H.J. & Bartram J. 2000. Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part B*, 3: 323-347.

Declerck S, Van de Meutter F & De Meester L. 2006. Ondiepe vijvers en meren. Ecologische achtergronden en beheer. *Natuurfocus* 5: 22-29.

Denys L, Van Wichelen J, Packet J & Louette G. 2014. Implementing ecological potential of lakes for the Water Framework Directive - Approach in Flanders (northern Belgium). *Limnologica* 45: 38-49.

Descy J.P., Pirlot S., Verniers G., Viroux L., Lara Y, Wilmotte A. et al. 2011. Cyanobacterial blooms: toxicity, diversity, modeling and management (B-Blooms2). Final report BELSPO-project SD/TE/01, Brussels.

De Wildeman E. 1890. Chytridiacees de Belgique. *Ann. Soc. Belge Micr. (Mem.)* 14: 2-28.

De Wildeman E. & Durand T. 1898 - 1907. *Prodrome de la Flore Belge* (3 vols). Castaigne, Bruxelles.

Dionisio-Pires L.M., Bontes B.M., Van Donk E. & Ibelings B.W. 2005. Grazing on colonial and filamentous, toxic and non-toxic cyanobacteria by the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. *Journal of Plankton Research* 27: 331-339.

Dokulil M.T. & Teubner K. 2012. Deep living *Planktothrix rubescens* modulated by environmental constraints and climate forcing. *Hydrobiologia* 698: 29-46.

Ernst B, Hoeger S.J., O'Brien E. & Dietrich D.R. 2009. Abundance and toxicity of *Planktothrix rubescens* in the pre-alpine Lake Ammersee, Germany. *Harmful Algae* 8: 329-342.

Gerphagnon M, Latour D, Colombet J & Sime-Ngando T. 2013. Fungal Parasitism: Life Cycle, Dynamics and Impact on Cyanobacterial Blooms. *PlosOne* 8(4), e60894.

Jacquet S, Briand J.F., Le Boulanger C., Avois-Jacquet C., Oberhaus L., Tassin B. et al. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4: 651-672.

Lancelot C., Thieu V., Polard A., Garnier J., Billen G., Hecq W. & Gypens N. 2011. Cost assessment and ecological effectiveness of nutrient reduction options for mitigating *Phaeocystis* colony blooms in the Southern North Sea: An integrated modeling approach. *Science of the Total Environment* 409: 2179-2191.

Louette G., Van Wichelen J., Packet J., Warmoes T. & Denys L. 2008. Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren - tweede deel, partim 'Schulensmeer'. Rapport studieopdracht VMM. AMO.KRW.ECOPOT.SCHULENS. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2008.49.

Lurling M., van Oosterhout J.F.X. & Beekman W. 2010. Verkennend onderzoek naar Blauwalgenbloei in de woonomgeving. Blauwalgen in stadswater. Stowa rapport 2010-20.

Lurling M., Engels B., Waajen G., van Zanten H. & Turlings L. 2012. Bestrijding Blauwalgenoverlast. Eindrapportage praktijkonderzoek. Stowa rapport 2012-42.

Martínez Hernández J, López-Rodas V. & Costas E. 2009. Microcystins from tap water could be a risk factor for liver and colorectal cancer: A risk intensified by global change. *Medical Hypotheses* 72: 539-540.

Pablo J., Banack S.A., Cox P.A., Johnson T.E., Papapetropoulos S., Bradley W.G., Buck A. & Mash D.C. 2009. Cyanobacterial neurotoxin BMAA in ALS and Alzheimer's disease. *Acta Neurologica Scandinavica* 120: 216-225.

Paerl H.W. & Huisman J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1(1): 27-37.

Paerl H.W., Hall N.S. & Calandrino E.S. 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment* 409: 1739-1745.

Poikane S., Portielje R., van den Berg M., Phillips G., Brucet S., Carvalho L. et al. 2014. Defining ecologically relevant water quality targets for lakes in Europe. *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/1365-2664.12228.

Posch T., Köster O., Salcher M.M. & Perntaler J. 2012. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change* 2 (11): 809-813.

Rijkswaterstaat Waterdienst. 2007. Beheermaatregelen ter bestrijding van cyanobacteriënoverlast. Onderzoek naar effectiviteit en haalbaarheid. Literatuurstudie, dossier B1653, registratienummer: MD-WR20070532.

Shao J, Li R, Lepo J.E. & Gu J.D. 2013. Potential for control of harmful cyanobacterial blooms using biologically derived substances: Problems and prospects. *Journal of Environmental Management* 125: 149-155.

Sigee D.C., Glenn R., Andrews M.J., Bellinger E.G., Butler R.D., Epton H.A.S. & Hendry R.D. 1999. Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia* 395/396: 161-172.

Sonstebø J.H. & Rohrlack T. 2011. Possible implications of chytrid parasitism for population subdivision in freshwater cyanobacteria of the genus *Planktothrix*. *Applied and Environmental Microbiology* 77: 1344-1351.

Svirčev Z, Krstić S, Miladinov-Mikov M, Baltić V & Vidović M. 2009. Freshwater Cyanobacterial Blooms and Primary Liver Cancer Epidemiological Studies in Serbia. *Journal of Environmental Science and Health (Part C)* 27: 36-55.

Tolman Y. 2007. Control and prevention of cyanobacterial blooms. Laboratory and field experiments to test possible methods to control cyanobacteria. Report Aquatic ecology and water quality management 016/2007. Wageningen University.

Van Wichelen J, Denys L, Lionard M, Dasseville R & Vyverman W. 2005. Ontwikkelen van scores of indices voor het biologische kwaliteitsniveau van fytoplankton voor de Vlaamse rivieren, meren en overgangswateren in overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water. Eindverslag VMM/AMO/Scaldit/fytoplanktonstudie, Universiteit Gent.

Van Wichelen J, De Coster S, De Ruysscher F, De Keyser K, van Gremberghe I, Sterken M. et al. 2006. Algenbloei. Een bedreiging voor natuurwaarden in Vlaanderen? *Natuurfocus* 5: 91-97.

Van Wichelen J, Declerck S, Louette G, Hoste I, Denayer S, Denys L. et al. 2008. Groot-schalig natuurherstel in de Kraenepoel, een geëutrofeerd ondiep meer te Aalter (Oost-Vlaanderen). *Natuurfocus* 7: 46-53.

Van Wichelen J. 2009. Eerste bloeivorming in België van *Cylindrospermopsis raciborskii* en *Gonyostomum semen*, twee invasieve en schadelijke microwieren. *Natuurfocus* 8: 110-111.

Van Wichelen J, van Gremberghe I, Vanormelingen P, Debeer A.E., Leporcq B, Menzel D. et al. 2010. Strong effects of amoebae grazing on the biomass and genetic structure of a *Microcystis* bloom (Cyanobacteria). *Environmental Microbiology* 12: 2797-2813.e

Visser P.M., Ibelings B.W., Vanderveer B., Koedood J. & Mur L.R. 1996. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, The Netherlands. *Freshwater Biology* 36: 435-450.

Willame R, Jurczak T, Iffy J.F., Meriluoto J. & Hoffmann L. 2005. Distribution of hepatotoxic cyanobacterial blooms in Belgium and Luxembourg. *Hydrobiologia* 551: 99-117.

Wilmotte A., Descy J.P., Vyverman W., Boutte C., Gosselain V., van Gremberghe I. et al. 2008. Algal blooms: emerging problem for health and sustainable use of surface waters (B-Blooms). Final report BELSPO-project EV34, Brussels.

Zimba P.V., Moeller P.D., Beauchesne K, Lane H.E. & Triemer R.E. 2010. Identification of euglenophycin - A toxin found in certain euglenoids. *Toxicon* 55: 100-104.