

Nader onderzoek zwemwateren Twente ter bestrijding van blauwalgoverlast

Het Rutbeek



Rapport 2010-043

R. Bijkerk
G.H. Bonhof
H. Boonstra
M.J. van Herk
G. Mulderij



koeman en bijkerk bv
ecologisch onderzoek en advies

Nader onderzoek zwemwateren Twente ter bestrijding van blauwalgoverlast

Het Rutbeek

Rapport 2010-043

R. Bijkerk
G.H. Bonhof
H. Boonstra
M.J. van Herk
G. Mulderij

koeman en bijkerk bv

ecologisch onderzoek en advies

bezoekadres	oosterweg 127 Haren
postadres	postbus 111 9750 AC Haren
telefoon	050 8200018
telefax	050 8200013
email	info@koemanenbijkerk.nl
website	www.koemanenbijkerk.nl

Colofon

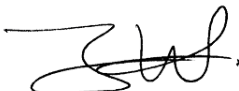
Opdrachtgever	Waterschap Regge en Dinkel Kooikersweg 1, 7609 PZ Almelo
Titel	Nader onderzoek zwemwateren Twente ter bestrijding van blauwalgoverlast
Subtitel	Het Rutbeek
Auteurs	R. Bijkerk, G.H. Bonhof, H. Boonstra, M.J. van Herk, G. Mulderij
Datum	27 mei 2011
Pagina's (inclusief bijlagen)	56
Opdrachtnr	5016404
Projectnr	2009-076
Rapportnr	2010-043
Status	Definitief
Akkoord	Dr. J.H. Wanink
Paraaf	

Foto omslag: Het Rutbeek

Deze publicatie kan geciteerd worden als:

Bijkerk, R., G.H. Bonhof, H. Boonstra, M.J. van Herk & G. Mulderij. 2010. Nader onderzoek zwemwateren Twente ter bestrijding van blauwalgoverlast: Het Rutbeek. Rapport 2010-043. Koeman en Bijkerk bv, Haren.

© Koeman en Bijkerk bv / Waterschap Regge en Dinkel

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Koeman en Bijkerk bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Koeman en Bijkerk bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede schade welke voortvloeit uit toepassingen van resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Koeman en Bijkerk bv; opdrachtgever vrijwaart Koeman en Bijkerk bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Inhoudsopgave

Voorwoord	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Doelstelling	11
1.3 Opzet	12
1.4 Leeswijzer	12
2 Materiaal en methode	13
2.1 Gebiedsbeschrijving	13
2.2 Onderzoek	14
2.3 Fytoplankton	15
2.4 Vegetatie	16
2.5 Vis	17
2.6 Overige gegevens	17
2.7 Statistische analyses en interpretatie	17
2.8 Uitvoering en verantwoording	18
3 Blauwalgen	19
3.1 Biologie en ecologie	19
3.2 Stuurfactoren	21
4 Bespreking van de resultaten	25
4.1 Fytoplankton	25
4.2 Waterplanten	28
4.3 Vis	30
4.4 Watervogels	32
4.5 Herkomst en ionensamenstelling van het water	32
4.6 Watertemperatuur en zuurgraad	34
4.7 Nutriënten en chlorofyl-a	35
4.7.1 Algemeen	35
4.7.2 Fosfaat	37
4.7.3 Stikstof	39
4.7.4 Chlorofyl-a en doorzicht	39
4.7.5 Nutriëntenlimitatie en fytoplanktonopbrengst	41
4.8 Waterbodemkwaliteit	42
4.9 Grondwaterkwaliteit	43
4.10 Regenwaterkwaliteit	43

5	Ecologisch functioneren en blauwalgproblematiek	45
5.1	Ecologisch kwaliteit en referentie	45
5.2	Ecologische functioneren	47
5.3	Zwemwaterproblemen Rutbeek	48
5.3.1	Blauwalgproblematiek	49
5.3.2	Zwemmersjeuk	50
6	Mogelijke maatregelen	51
6.1	Motivatie keuze maatregelen	51
6.2	Minimaliseren fosfaatbelasting op de plas	51
6.3	Instandhouding huidige ecologische toestand	52
6.4	Voorkomen van drijfslagen	52
6.5	Bestrijding overlast drijfslagen	52
7	Literatuur	53
	Verklarende woordenlijst	55

Voorwoord

In dit rapport presenteren we de resultaten van onderzoek aan de recreatieplas Het Rutbeek. Het doel van dit onderzoek is vaststellen wat de oorzaken zijn van blauwalgoverlast en welke maatregelen men kan nemen om deze overlast te bestrijden.

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van en in samenwerking met het Waterschap Regge en Dinkel. Bij het verzamelen van gegevens is dankbaar gebruik gemaakt van informatie van de beheerders van Het Rutbeek.

We danken onze contactpersoon bij het waterschap, M. Geerink, en de beheerders van Het Rutbeek, A. van de Kerkhof en G. Wijlens, voor de prettige samenwerking en hun commentaar op een eerder concept van dit rapport. Tevens zijn wij erkentelijk voor het commentaar van G. Meijerink van het waterschap en J. van Druten van de Provincie Overijssel. Ten slotte danken wij dr. M. Lurling van de leerstoelgroep Aquatische ecologie en waterkwaliteitsbeheer van Wageningen UR, voor zijn opmerkingen en adviezen.

Haren, 27 mei 2011

namens de auteurs,

Ronald Bijkerk

Samenvatting

Aanleiding

Het Rutbeek is een belangrijke recreatieplas ten zuidwesten van Enschede. Het is een voormalige zandwinplas met een oppervlakte van ongeveer 35 hectare en een gemiddelde diepte van ruim drie meter. In de afgelopen tien jaar trad hier af en toe een drijfslag op, die in een aantal gevallen veroorzaakt werd door de potentieel toxische blauwalg *Anabaena*. Dergelijke situaties leveren niet alleen een risico op voor de gezondheid van zwemmers, maar kunnen ook leiden tot een zwemverbod en economische schade voor de recreatieondernemer. Daarom heeft het Waterschap Regge en Dinkel besloten tot de uitvoering van het project Nader Onderzoek Zwemwateren. Doel van dit project was het beschrijven van de oorzaken van blauwalgoverlast en het formuleren van aanbevelingen om deze overlast te beperken.

Resultaten

Uit het onderzoek blijkt dat de huidige toestand van Het Rutbeek in een aantal opzichten beantwoordt aan de goede tot zeer goede ecologische toestand volgens de Europese Kaderrichtlijn Water. De productiviteit van het fytoplankton is laag en de bedekking van ondergedoken waterplanten bedraagt zestig procent van het begroeibare areaal. De maximale diepte waarop waterplanten voorkomen is 3.7 m en is in overeenstemming met de zomergemiddelde zichtdiepte van 3 m. De fytoplanktonbiomassa (gemeten als chlorofyl-a) en andere productiviteitsparameters, zoals de verhouding van chlorofyl-a en totaal-fosfaat, voldoen ruimschoots aan de werknorm waarbij de kans op een goede ecologische toestand groot is (90%).

De groei van het fytoplankton is meestal fosfaatgelimiteerd, maar in de zomermaanden kan gedurende korte tijd stikstoflimitatie optreden. Het zomergemiddelde totaal-fosfaatgehalte bedraagt ten hoogste 0.05 mg P/l in de ondiepe delen bij de zwemstranden en 0.04 mg P/l midden op de plas. Dit gehalte is echter regelmatig lager dan de detectielimiet van 0.03 mg P/l, zodat het werkelijke gehalte ook lager zal zijn. De waterschapsnorm is 0.04 mg P/l en de werknorm (GET-norm) 0.038 mg P/l. De achtergrondconcentratie in Het Rutbeek bedraagt naar schatting 0.022 mg P/l. Opvallend is dat de hoogste fosfaatgehalten gemeten zijn in de zomer.

Het Rutbeek wordt gevoed door regenwater en ondiep grondwater. De fosfaatbelasting vanuit het regenwater is laag (0.017 mg P/m²/d). De grondwaterflux is vermoedelijk drie keer hoger dan de regenwaterflux en het fosfaatgehalte in het ondiepe grondwater was in de jaren 2000-2002 ca. 0.27 mg P/l. De belasting via het grondwater is echter niet goed te kwantificeren omdat de verblijftijd van het water in Het Rutbeek en de retentie van fosfaat in het sediment niet bekend zijn.

In de jaren 2006-2009 trad af en toe een drijfslag op met de blauwalg *Anabaena*. Deze waren beperkt van omvang en duur. Gemengd door de waterkolom waren potentieel toxische blauwalgen in 2009-2010 op geen van de tijdstippen dominant. Evenmin was sprake van een bloei volgens de criteria van de fytoplanktonmaatlat voor de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW).

Maatregelen voor bestrijding blauwalgoverlast

Aanbevelingen om de blauwalgoverlast tegen te gaan richten zich op het minimaliseren van de fosfaatbelasting op de plas, het instandhouden van de huidige, goede ecologische toestand, het tolereren van de groei van waterplanten buiten de ondiepe zwemzone, en het afzuigen van drijfslagen. Besproeiing met waterstofperoxide doodt de algen, maar doet de drijfslagen niet meteen verdwijnen. Bovendien leidt het tot een tijdelijke verhoging van het gehalte aan gifstoffen. Toepassing in het zwemseizoen is daarom af te raden.

Aanbevelingen voor onderzoek

Vermoedelijk is de fosfaatbelasting op Het Rutbeek lager dan de kritische belasting (het belastingniveau waarbij de kans op een omslag naar een troebel, planktongedomineerd systeem reëel is). Het is daarom niet nodig om de belangrijkste fosfaatbronnen vast te stellen en de omvang van deze in de totale fosfaatbelasting te verminderen. Toch kan het zinvol zijn om een betrouwbare fosfaatbalans voor de plas op te stellen. Met zo'n balans krijgt men inzicht in:

- het belang van de verschillende fosfaatbronnen die de groei van algen en waterplanten in Het Rutbeek sturen;
- in de robuustheid van het watersysteem ten opzichte van eventuele toekomstige ontwikkelingen in het beheer, in de omgeving of in het klimaat.

Voor een goede fosfaatbalans zijn nodig een betrouwbare waterbalans en goede schattingen van de fosfaatvrucht uit de diverse bronnen, zoals grondwater, afstroming en nalevering.

Voor een passende monitoring van de waterkwaliteit van deze mesotrofe plas, zou de detectielimiet van sommige waterkwaliteitsparameters, zoals fosfaat en chlorofyl-a, verlaagd moeten worden.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In de afgelopen jaren zijn ook de zwemwateren van Regio Twente van tijd tot tijd het toneel geweest van blauwalgoverlast. Dit openbaarde zich in langdurige of steeds terugkerende drijfslagen, waardoor verschillende keren plaatselijke vis- en zwemverboden moesten worden ingesteld. Naast het risico van blauwalgen voor de volksgezondheid, leidt het instellen van zwemverboden in de aangewezen zwemwateren ook tot economische schade.

In het recente verleden zijn diverse experts benaderd en literatuurstudies uitgevoerd met het doel deze blauwalgenproblematiek aan te pakken. De conclusie was steeds dat het moeilijk is een oorzaak aan te wijzen voor de blauwalgoverlast. Voor zover bekend zijn de zwemplassen te karakteriseren als zwak-eutrofe wateren en gaat het om blauwalgsoorten die voor deze wateren kenmerkend zijn. Het is tot dusver niet mogelijk gebleken om factoren te benoemen die bij het ontstaan van deze overlast een rol spelen. Wat wel blijkt is dat de feitelijk beschikbare informatie gering is en dat uitspraken over de waterkwaliteit veelal gebaseerd moeten worden op vermoedens, beperkte metingen en verouderde gegevens.

Om hier verandering in te brengen zijn het Waterschap Regge en Dinkel (WRD), de Provincie Overijssel en de Regio Twente in 2009 het project Nader Onderzoek Zwemplassen (NOZ) gestart. Dit project omvat een nader onderzoek aan drie zwemplassen: Het Hulsbeek (Oldenzaal), Het Rutbeek (Enschede) en Het Lageveld (Wierden).

1.2 Doelstelling

Het project Nader Onderzoek Zwemplassen (NOZ) moet meer inzicht geven in het ecologisch functioneren van deze zwemplassen om het optreden van blauwalgenproblemen te kunnen verklaren. Op grond hiervan kan men vervolgens maatregelen ontwikkelen om blauwalgoverlast in de toekomst te voorkomen.

Voor dit nader onderzoek heeft het waterschap de volgende doelstellingen geformuleerd:

- 1) inzicht krijgen in het watersysteem van de drie zwemplassen wat betreft:
 - de water- en waterbodempkwaliteit (biologisch en fysisch chemisch);
 - de hydrologie;
 - de interne en externe beïnvloeding (o.a. door beheer);
- 2) voldoende gegevens krijgen om de oorzaak van blauwalgenbloei en -overlast nu of in de toekomst te kunnen verklaren;
- 3) een overzicht krijgen van maatregelen die men kan nemen om de blauwalgenoverlast te beperken of te bestrijden (bij voorkeur aan de bron en anders door beheer).

1.3 Opzet

Het project NOZ diende een analyse te omvatten van bestaande en nieuwe gegevens. Door het waterschap is een aanvullend meetprogramma opgesteld met een looptijd van één jaar, dat startte in april 2009 (Waterschap Regge en Dinkel 2009). Daarnaast zijn gegevens verzameld van derden, waaronder de beheerder (Regio Twente) en het RIVM.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport geeft de resultaten van het onderzoek in de zwemplas Het Rutbeek. In hoofdstuk 2 beschrijven we eerst het gebied, de functies en het beheer en presenteren we de gebruikte onderzoeksmethoden. Daarna geven we in hoofdstuk 3 wat achtergrondinformatie over blauwalgen. Vervolgens beschrijven we in hoofdstuk 4 de huidige toestand en het functioneren van het watersysteem en in hoofdstuk 5 aard en oorzaken van de blauwalgoverlast. In hoofdstuk 6 noemen we de mogelijke maatregelen om deze overlast te bestrijden.

Een verklarende woordenlijst is opgenomen achterin het rapport.

2 Materiaal en methode

2.1 Gebiedsbeschrijving

Hydromorfologie en inrichting

Het Rutbeek is een matig diepe, voormalige zandwinplas, gelegen ten zuidwesten van Enschede. De zandwinning startte hier in 1975 en werd in 1978 beëindigd. Daarna kreeg de plas een recreatiefunctie. De plas is circa 35 ha groot en heeft een oeverlengte van 5.6 km. De plas is gemiddeld iets meer dan drie meter diep, met een maximale waterdiepte van ongeveer negen meter rond locatie 20-705 (figuur 1). Voorts is het water tegenwoordig matig gebufferd, zodat de plas gerekend kan worden tot het KRW-type M16 (diepe gebufferde meren; Elbersen *et al.* 2003). Langs een groot deel van de noordwestelijke oever zijn stranden aangelegd met aansluitend zonneweiden. Tussen deze stranden is de oever beschoeid. De zuidelijke en oostelijke oever is natuurlijk aangelegd en over een groot deel van de lengte bebost. Het talud onder water is langs de westelijke oevers met name in de zwemgedeelten glooiend, maar elders langs de oostelijke oevers vrij steil. De bodem van de plas bestaat uit zand. Plaatselijk ligt er een sliblaag met een dikte van hoogstens tien centimeter (Wijmans & Weijman 2008). Het Rutbeek staat niet in verbinding met ander oppervlaktewater en wordt gevoed door kwel- en regenwater. Wel kan overtollig water worden afgevoerd. Bij het natuuristenstrand (westzijde van de plas) is een regelbare overlaat waarlangs water via een sloot kan worden afgevoerd. Een tweede overlaat is geplaatst bij het paviljoen ten noordwesten van de plas. In de zomermaanden kan het waterpeil circa 30 cm fluctueren.



Figuur 1 Overzichtsfoto van de recreatieplas Het Rutbeek met meetpunten (bron foto: Google Earth).

Gebruiksfuncties

Het Rutbeek heeft diverse recreatieve functies waarvan zwemmen de meest belangrijke functie is. In het noordelijke deel van Het Rutbeek is een drukgebruikte waterskibaan aanwezig. Daarnaast kan men op de plas surfen en kanoën. Het is verboden om met een motorboot te varen. Verder wordt de plas gebruikt door sportvissers. Het vissen gebeurt vooral vanaf de natuurlijk ingerichte, zuidoostelijke oever van de plas.

Beheer

De plas wordt in de wintermaanden wekelijks en in de zomermaanden dagelijks onderhouden. Hierbij ruimt men zwerfafval op en verwijdert men eventueel aanwezige dode dieren, zoals vissen en vogels. In de zomermaanden wordt het strand twee tot driemaal per week gecultiveerd. De zonneweiden worden jaarlijks twintig tot 25 keer gemaaid. Het maaisel wordt niet afgevoerd. Jaarlijks bemest men de zonneweiden éénmalig in april/mei met ca. 75-100 kg/ha KAS (kalkammonsalpeter). Hierbij wordt er voor gezorgd dat er geen meststof in het water terecht komt.

Aangespoelde waterpest (*Elodea nuttallii*) wordt in warme perioden dagelijks verwijderd langs de stranden. In koudere perioden, wanneer er geen of nauwelijks badgasten zijn, wordt het wekelijks opgeruimd bij de stranden. Alleen bij zeer overmatige groei van waterpest wordt een maaiboot ingezet. Dit is sinds het jaar 2000 drie keer gebeurd. De zwemgedeelten worden hierbij als eerste gemaaid.

2.2 Onderzoek

Algemeen

Voor het project Nader Onderzoek Zwemwateren (NOZ) is een meetprogramma uitgevoerd in de periode april 2009 tot en met april 2010. De resultaten hiervan hebben we gebruikt voor onze analyse van het ecologisch functioneren van het watersysteem. In het kader van het routinematige Kwaliteitsmeetnet Oppervlakte zijn in Het Rutbeek sinds 2000 eens per vier jaar fysisch-chemische en biologische bemonsteringen uitgevoerd, te weten in de jaren 2003 en 2007 op het meetpunt 20-701 (zie figuur 1). Ook de resultaten hiervan zijn meegenomen in de analyse. De kwaliteitsgegevens van vóór die tijd (1992-2000) beperken zich tot watertemperatuur, zuurgraad en doorzicht (in een enkel jaar aangevuld met geur, kleur, schuim en olie) en bacteriële parameters voor de zwemwatercontrole. Alleen de eerste twee parameters hebben we gebruikt in onze analyse.

Waterkwaliteit

In het kader van het project NOZ is het oppervlaktewater in de periode april 2009 tot en met april 2010 op vier meetpunten negen tot achttien keer bemonsterd door het WRD. De bemonsterde meetpunten zijn het routinematige meetpunt 20-701 (achttien keer bemonsterd), de punten 20-703 en 20-704 nabij de andere zwemstranden (negen keer bemonsterd), en het punt 20-705 boven het diepste deel van de plas (tien keer bemonsterd; zie figuur 1). Op de meetpunten 20-701 en 20-705 is op tien bemonsteringsdata zowel aan het oppervlak als vlak boven de bodem een watermonster genomen. De monsters zijn geanalyseerd op diverse parameters waaronder de gebruikelijke algemene parameters, zoals temperatuur, zuurgraad en geleidbaarheid bij 25 °C, de

gebruikelijke nutriëntenparameters en chlorofyl-a en daarnaast de gehalten van macro-ionen en zwevende stof. De van toepassing zijnde detectielimieten staan in tabel 1. Waarden beneden de detectielimiet zijn in onze analyse en presentatie gelijk gesteld aan de detectielimiet. Opvallend is dat de detectielimiet voor Kjeldahl-stikstof in 2003 hoger was dan die voor totaal-stikstof, aangezien in deze periode wel totaal-stikstof gehalten lager dan 1 mg N/l gemeten zijn.

Ook van het doorzicht is bij 67% van alle waarnemingen uit de dataset aangegeven dat hij niet precies te meten was. In dit geval betreft het zichtdiepten die groter zijn dan de waterdiepte op het betreffende meetpunt ('bodempzicht'). Dergelijke waarnemingen zijn niet bruikbaar voor onze systeemanalyse. Alleen de doorzichtmetingen op het diepe punt 20-705 hebben we gebruikt.

Tabel 1 Detectielimieten van parameters waarvan de waarden in de onderzoeksperiode minstens één keer beneden de detectielimiet lagen.

Parameter	Periode	Detectielimiet
Ammoniak	2009-2010	0.01 mg/l
Ammonium	2003-2010	0.1 mg/l
Chlorofyl-a	2003	< 4 µg/l
	2007-2010	5 µg/l
Fosfaat	2003-2010	0.03 mg/l
IJzer	2006	0.05 mg/l
	2009-2010	0.02 mg/l
Nitraat	2003-2010	0.1 mg/l
Nitriet	2003	0.02 mg/l
	2007-2010	0.01 mg/l
	2003	0.01 mg/l
Ortho-fosfaat	2003	0.01 mg/l
	2007-2010	0.02 mg/l
Stikstof Kjeldahl	2003	1 mg/l
	2007-2010	< 0.5 mg/l

Waterbodempkwaliteit

Op 25 september 2009 heeft het WRD op de meetpunten 20-701 en 20-705 monsters genomen van de waterbodem. De monsters zijn vervolgens geanalyseerd op de parameters BZV₅ (biochemisch zuurstofverbruik gedurende vijf dagen), droge stof, Kjeldahl-stikstof en totaal-fosfaat.

2.3 Fytoplankton

Bemonstering

Waterkolom

In de periode 1 april 2009 tot 1 juni 2010 is het fytoplankton vrijwel maandelijks door het WRD bemonsterd op twee vaste meetpunten: 20-701 en 20-705. Alleen in januari en

februari 2010 zijn geen monsters genomen vanwege de vorst. De bemonstering is uitgevoerd met een twee liter Ruttner-waterhapper. Hiermee zijn op verschillende diepten in de waterkolom monsters genomen die samengenomen zijn tot een mengmonster. De fytoplanktonmonsters werden direct geconserveerd met alkalische lugol.

Drijfslagen

Wanneer een drijfslaag aanwezig was is een aanvullende bemonstering uitgevoerd door de beheerder of het WRD. Hierbij werd een beetje van de drijfslaag overgebracht in een potje. Het materiaal werd niet geconserveerd maar levend verstuurd naar het laboratorium van Koeman en Bijkerk bv voor analyse.

Analyse

Waterkolommonsters

De analyse van de 'gewone' fytoplanktonmonsters omvatte een bepaling van de soortensamenstelling en abundantie van bezinkingsfytoplankton met behulp van een omkeermicroscop volgens NEN-EN 15204 (Utermöhl-methode). De monsters zijn onderzocht in helderveld, met gebruikmaking van een korte-werkafstand condensor (numerieke apertuur 0.55 en hoogwaardige planapo-objectieven. Bij de analyse werden circa tweehonderd waarnemingen gedetermineerd, verdeeld over meerdere subvolumina en bij vergrotingen van 200× en 600×. Het uiteindelijke aantal waarnemingen is afhankelijk van de soortenrijkdom in het monster (hoe meer soorten, hoe meer waarnemingen en omgekeerd; zie Bijkerk 2010 paragraaf 7.3.3). De aangetroffen algen zijn zoveel mogelijk tot op soortniveau gedetermineerd. Uit het aantal waarnemingen en getelde cellen en de grootte van het onderzochte deelvolume is de dichtheid berekend in cellen per ml en individuen per ml. Uit het aantal cellen per ml en een gemiddeld biovolume per cel (afgeleid uit eigen gegevens), is het biovolume per taxon berekend in mm³ per liter. Deze informatie is nodig om het aandeel van functionele fytoplankton-groepen (waaronder groepen van blauwalgen) op een ecologisch zinvolle manier te vergelijken met abiotische factoren, zoals fosfaat- en stikstofgehalten en het lichtklimaat.

Drijfslaagmonsters

De analyse van drijfslagen is eveneens uitgevoerd met behulp van een omkeermicroscop bij vergrotingen van 200× en 600×. Dit is een kwalitatieve analyse geweest, gericht op het vaststellen van de dominante en minder talrijke soorten verantwoordelijk voor de drijfslaag.

2.4 Vegetatie

Op twee tijdstippen zijn door Koeman en Bijkerk vegetatieopnames gemaakt: op 25 juni en 19 augustus 2009. De oevervegetatie, gedefinieerd volgens de criteria in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk 2010 tabel 11A.4), is opgenomen door de oever in zijn geheel af te lopen of te varen. De watervegetatie is onderzocht door raaien te varen loodrecht op en parallel aan de oever, en om de twee tot vijf meter te bemonsteren met een werphark. De maximale diepte waarop nog waterplanten werden aangetroffen werd steeds genoteerd. Op basis van deze bemonstering is het bedekkingspercentage per

watervegetatielaag geschat voor het gehele begroeibare areaal (voor dit type meer, M16, het areaal tussen de ondergrens van de oeverbegroeiing en de 4.5 m dieptelijn bij zomerpeil; Bijkerk 2010 tabel 11A.2). Daarnaast is de abundantie van aangetroffen plantensoorten weergegeven volgens de negendelige STOWA-schaal (Bijkerk 2010 tabel 11.3) Van niet met zekerheid in het veld te determineren kranswieren en mossen zijn enkele exemplaren verzameld voor determinatie in het lab. Kranswieren zijn voor controle opgestuurd aan de heer E. Nat van het Landelijk Informatiecentrum voor Kranswieren.

2.5 Vis

De visstand is op 26 en 27 februari 2008 bemonsterd door Sportvisserij Nederland in samenwerking met visserijbedrijf Kalkman & Van Wijk. Er is voor een groot deel gewerkt volgens de zogenaamde Bevist-Oppervlak-Methode (BOM). Deze methode gaat uit van het bevissen van een bekend deel van het oppervlak van het water met één of meer vangtuigen die actief door het water worden bewogen. Uit de verzamelde gegevens en het rendement van de vangtuigen wordt de visstand geschat door een omrekening naar het gehele water te maken (Klinge *et al.* 2003, Bijkerk 2010 hoofdstuk 13).

Voor de ondiepe delen (< 3 m) van het open water is gebruik gemaakt van een zegen van 160 m lengte, waarmee zeven trekken zijn uitgevoerd. Verder heeft men in diepere delen van de plas tien perken staand want met wisselende maaswijdtes uitgezet, die iedere 1.5 a 2 uur zijn gelicht. De resultaten van het staand want zijn niet meegenomen in de bestandschatting, omdat het rendement van deze methode onvoldoende bekend is. De oevers zijn bevist met een 5 kW elektrovisapparaat.

Met de zegen is 2.7 ha bevist (7.7% van de plas) en met het elektrovisapparaat is 1 651 m (29.5%) van de oeverlengte bevist (Wijmans & Weijman 2008). Hiermee is voor het open water niet voldaan aan de eisen vanuit het Handboek Visstandbemonstering (Klinge *et al.* 2003 en het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk 2010), te weten minimaal 10% van het meeroppervlak = 3.5 ha en een zegen van 400 m lengte). De oever is ruim voldoende bemonsterd.

2.6 Overige gegevens

Gegevens over het beheer zijn verkregen van de beheerders werkzaam bij de Regio Twente. Gegevens over watervogels zijn afkomstig van de Twentse Vogelwerkgroep en verzameld en beschikbaar gesteld door het WRD.

2.7 Statistische analyses en interpretatie

In onze analyse hebben we ons gericht op stuurfactoren die van invloed zijn op de ontwikkeling van potentieel toxische blauwalgen (zie ook Bijkerk 2005). Om mogelijke stuurfactoren te identificeren zijn we uitgegaan van de fytoplanktonontwikkeling in 2009-2010, waarbij de algensoorten zijn ingedeeld in functionele groepen volgens Reynolds (2006) en Padisak *et al.* (2009); zie tabel 2 en 4. Voor de overzichtelijkheid zijn

functionele groepen met deels overeenkomstige eigenschappen in de presentatie (figuur 7) geclusterd.

De grootte van de stuurfactoren (o.a. totaal-P-gehalte) en van zogenaamde kengetallen (o.a. de Chla:P-ratio) hebben we beschreven en getoetst aan de ecologie van deze blauwalgen en aan algemene statistische modellen (o.a. Portielje & Van der Molen 1999, Bijkerk 2005). Verder hebben we gezocht naar trends in deze factoren en verschillen binnen de plas. Trends en verschillen zijn onderzocht op significantie met behulp van het programma SigmaPlot 11.0, met gebruikmaking van non-parametrische toetsen als de Wilcoxon rangtekentoeft of de Friedman variantie-analyse, dan wel de parametrische t-toets voor gepaarde waarnemingen of ANOVA, wanneer sprake was van normaal verdeelde variabelen en homogene varianties.

2.8 Uitvoering en verantwoording

Het onderzoek is uitgevoerd door een team van medewerkers van Koeman en Bijkerk bv: R. Bijkerk, G.H. Bonhof, H. Boonstra, M.J. van Herk, G. Mulderij en G. Wolters. De bemonsteringen van oppervlaktewater en waterbodem zijn uitgevoerd door het laboratorium van het waterschap Regge en Dinkel, dat tevens zorg droeg voor de chemische analyses. De beheerders van Regio Twente, G. Wijlens en A. van de Kerkhof, verleenden ondersteuning bij het uitvoeren van de bemonsteringen en gaven waardevolle, aanvullende informatie. De Vogelwerkgroep Twente heeft in de periode van het nader onderzoek iedere maand de watervogels in Het Rutbeek geïnventariseerd. Het project werd vanuit het WRD begeleid door M. Geerink. Door de beheerders van Het Rutbeek en betrokkenen vanuit het WRD is commentaar geleverd op een concept van dit rapport. Het definitieve concept is becommentarieerd door Dr. M. Lurling van de leerstoelgroep Aquatische ecologie en waterkwaliteitsbeheer van Wageningen University and Research centre.

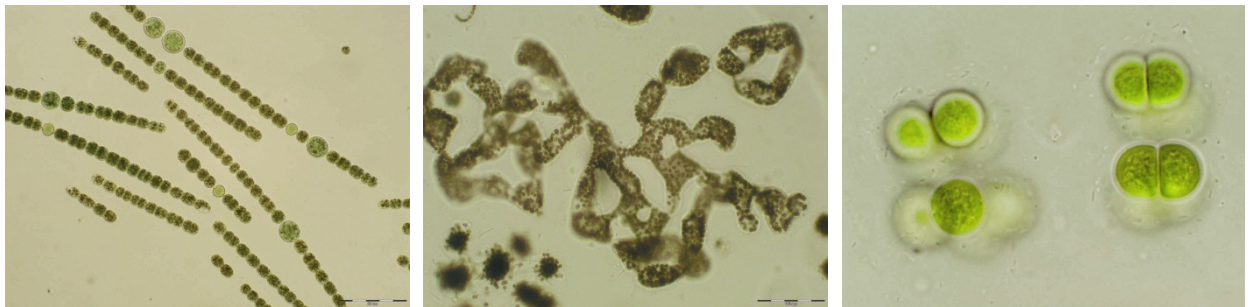
3 Blauwalgen

Hieronder geven we wat achtergrondinformatie over blauwalgen. Dit intermezzo is voor een deel gebaseerd op onze tekst voor de STOWA themasite Cyanobacteriën (<http://www.stowa.nl/Themas/Cyanobacterien.aspx>). Op deze themasite staan ook de nieuwsbrieven van de landelijke Werkgroep Cyanobacteriën en informatie over projecten en bijeenkomsten op dit gebied.

3.1 Biologie en ecologie

Een aparte groep bacteriën

Blauwalgen zijn geen echte algen, maar een aparte groep bacteriën. Een andere naam is cyanobacteriën. Net als de meeste algen en hogere planten kunnen ze energie halen uit zonlicht, en met deze energie anorganische voedingsstoffen omzetten in koolhydraten en zuurstof (fotosynthese). Hiervoor bezitten ze chlorofyl-a en daarnaast kenmerkende andere pigmenten, zoals fycocyanine. De typisch blauwe kleur van dit pigment en hun vermogen tot fotosynthese, hebben geleid tot de naam blauwalgen. Bij blauwalgen is het pigment echter niet gebonden aan bladgroenkorrels, zoals bij 'echte' algen.



Figuur 2 Voorbeelden van enkele blauwalgen, van links naar rechts: *Anabaena scheremetievii*, *Microcystis wesenbergii* en *Chroococcus limneticus* (Foto's Koeman en Bijkerk bv, RWS Waterdienst).

Ecologie

Cyanobacteriën komen in uiteenlopende milieus voor: in zoet en zout oppervlaktewater, in hete bronnen, in bodems, op substraten die maar af en toe vochtig worden en als endosymbiont in bijvoorbeeld sponzen, kroosvarens en sommige korstmossen.

Veel soorten blauwalgen kunnen beschouwd worden als echte specialisten, ook een aantal soorten die in het zoetwaterplankton leven. Deze groeien weliswaar langzaam, maar zijn zo goed aangepast aan hun milieu, dat zij andere algensoorten langzaam verdringen. Dit geldt in het bijzonder voor de zogenaamde plaagsoorten, zoals uit de geslachten *Anabaena*, *Microcystis* en *Planktothrix* (we noemen het plaagsoorten omdat ze overlast kunnen geven door de vorming van gifstoffen en drijfslagen). De keerzijde van hun goede aanpassing is, dat plotselinge, ongebruikelijke veranderingen in het milieu maar moeilijk weerstaan worden. Daarom is het bellenscherm zo effectief in de bestrijding van *Microcystis*.

Naast deze plaagalggen komt in het Nederlandse oppervlaktewater een groot aantal soorten voor die nooit overlast veroorzaken. Blauwalgen moeten daarom niet over één kam geschoren worden. Wat ecologie betreft kunnen de blauwalgen uit ons zoete water in een stuk of twaalf functionele groepen ingedeeld worden (tabel 2). Potentieel toxische soorten komen in vrijwel al deze groepen voor.

Tabel 2 Functionele groepen van blauwalgen, met habitatsomschrijving, toleranties en gevoeligheden.

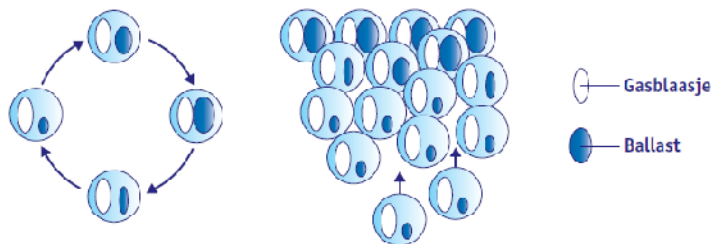
Groep	Habitat	Tolerant voor	Gevoelig voor	Voorbeeldtaxa
H1 (N-fix)	Eutrofe ondiepe meren en diepe gestratificeerde meren, met relatief laag gehalte van stikstof	Laag gehalte N Laag gehalte C Begrazing	Laag gehalte P Weinig licht Menging	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena scheremetievii</i> <i>Anabaenopsis elenkinii</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
H2 (N-fix)	Ondiepe mesotrofe meren en diepe gestratificeerde oligo-mesotrofe meren	Laag gehalte N Begrazing	Weinig licht Menging	<i>Anabaena lemmermannii</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>
K	Ondiepe eutrofe meren	Laag gehalte C	Diepe menging	<i>Aphanocapsa</i> , <i>Aphanothece</i> p.p. <i>Cyanocatenella imperfecta</i> <i>Cyanodictyon</i> , <i>Synechococcus</i>
Lm	Epilimnia van eutrofe tot hypertrofe meren	Zeer laag gehalte C Begrazing	Weinig licht Menging	<i>Microcystis</i> mits in combinatie met <i>Ceratium</i>
Lo	Ondiepe en diepe oligotrofe tot eutrofe meren	Heterogene beschikbaarheid van nutriënten	Aanhoudende of diepe menging	<i>Chroococcus limneticus</i> <i>Merismopedia minutissima</i> <i>Snowella lacustris</i> <i>Woronichinia naegeliana</i>
M	Eutrofe tot hypertrofe, kleine tot middelgrote meren	Veel zonlicht (hoge irradiantie)	Doorspoeling Weinig licht	<i>Microcystis</i> (alle soorten)
Mp	Ondiepe meren die troebel zijn door opgewerfelde bodemdeeltjes			<i>Oscillatoria limnetica</i> <i>Cylindrospermum muscicola</i> <i>Pseudanabaena galeata</i>
R	Metalimnion en bovenste hypolimnion van diepe, oligo- tot mesotrofe meren	Weinig licht Heterogene beschikbaarheid van nutriënten	Instabiele stratificatie	<i>Planktothrix rubescens</i> <i>Planktothrix mougeotii</i>
S1	Ondiepe, troebele, goed gemengde meren	Zeer weinig licht	Doorspoeling	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix</i> , <i>Planktolyngbya</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>
S2	Ondiepe, (sterk) alkalische, warme meren	Weinig licht	Doorspoeling	<i>Arthrospira platensis</i> <i>Spirulina</i>
Sn	Ondiepe, goed gemengde warme meren	Weinig licht Laag gehalte N	Doorspoeling	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Raphidiopsis mediterranea</i>
T _c	Aangroei in eutrofe plassen of (soms) langzaam stromende rivieren met veel waterplanten		Troebelheid	<i>Aphanothece stagnina</i> <i>Gloeotrichia pismus</i> <i>Merismopedia</i> p.p., <i>Microcrocis</i> <i>Heteroleibleinia</i> , <i>Phormidium</i>

Bronnen: Reynolds (2006) en Padisak *et al.* (2009); vertaald en aangevuld door Ronald Bijkerk.

Drijfalggen

De drijfalg is de meest opvallende vorm van overlast. Hij ontstaat door cyanobacteriën die hun soortelijk gewicht met gasblaasjes (aerotopen) kunnen verkleinen tot een waarde net onder die van water. Deze verandering van het soortelijk gewicht is een cyclisch proces (figuur 3):

- relatief lichte cellen in de drijf laag ontvangen veel licht voor fotosynthese, worden zwaarder door de gevormde koolhydraten en ook wel het knappen van gasvacuolen, en zakken naar beneden;
- relatief zware cellen beneden in de waterkolom ontvangen weinig licht, verbruiken de koolhydraten, maken nieuwe gasvacuolen aan, worden lichter en stijgen naar boven.



Figuur 3 Cellen van drijf laagvormende blauwalgen worden afwisselend lichter dan water door gasblaasjes en zwaarder door de vorming van koolhydraten (ballast) (bron figuur: STOWA).

Het voordeel van deze cyclus is dat de organismen afwisselend kunnen profiteren van relatief nutriëntrijke diepere lagen en relatief CO₂- en lichtrijke oppervlakkige lagen. In de meeste gevallen worden drijf lagen veroorzaakt door soorten uit de geslachten *Anabaena* en *Microcystis*.

Blauwalgoverlast en stuurfactoren

Uit onderzoek blijkt dat de hoeveelheid en soortenrijkdom van blauwalgen in meren toeneemt met de hoeveelheid voedingsstoffen, maar ook met de geleidbaarheid, alkaliniteit en zuurgraad (Komárková-Legnerová & Eloranta 1992). Door eutrofiëring stijgt de kans op blauwalgoverlast en verandert de samenstelling van de verantwoordelijke blauwalgsoorten. In de volgende paragraaf beschrijven we de omstandigheden waaronder bloeien van *Anabaena* en *Microcystis* in Nederland zijn aangetroffen. Dit zijn de blauwalgbloeien die we kunnen verwachten in de Twentse zwemwateren. De beschrijving is afkomstig uit een studie naar de stuurfactoren van algenbloeien, waarbij gegevens van een groot aantal Nederlandse wateren geanalyseerd zijn (Bijkerk 2005).

Meer overlast door opwarming?

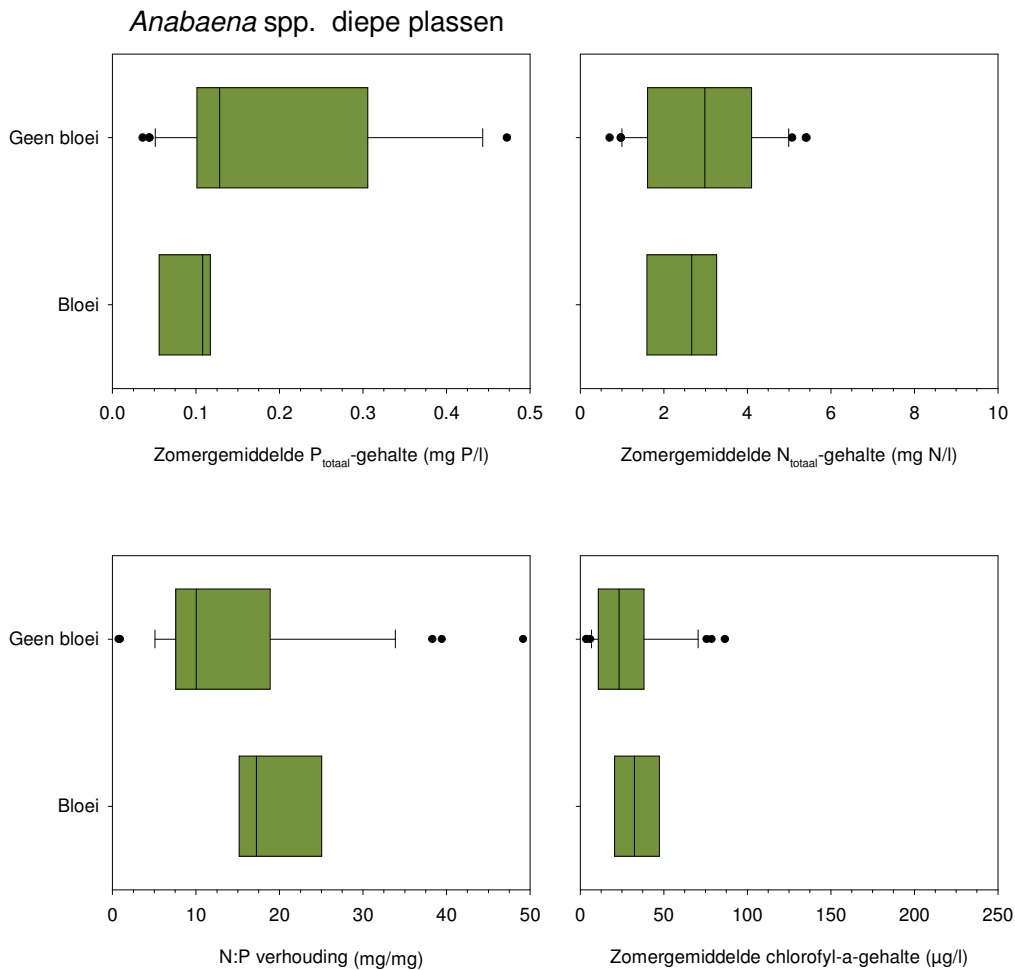
Onderzoekers verwachten een toename van de hinder van blauwalgen door de opwarming van de aarde. Dit komt omdat blauwalgen in het algemeen meer profiteren van een verhoogde watertemperatuur dan andere algen (Jöhnk *et al.* 2008, Paerl & Huisman 2008).

3.2 Stuurfactoren

Bloeien van *Anabaena* spp.

In de KRW-maatlat spreken we van een *Anabaena*-bloeï bij een dichtheid boven achthonderd draden per ml (> 5 mm³/l). Bloeien van *Anabaena* zijn vaak kortdurend, maar kunnen optreden onder uiteenlopende trofiegraden tot in het mesotrofe gebied. De

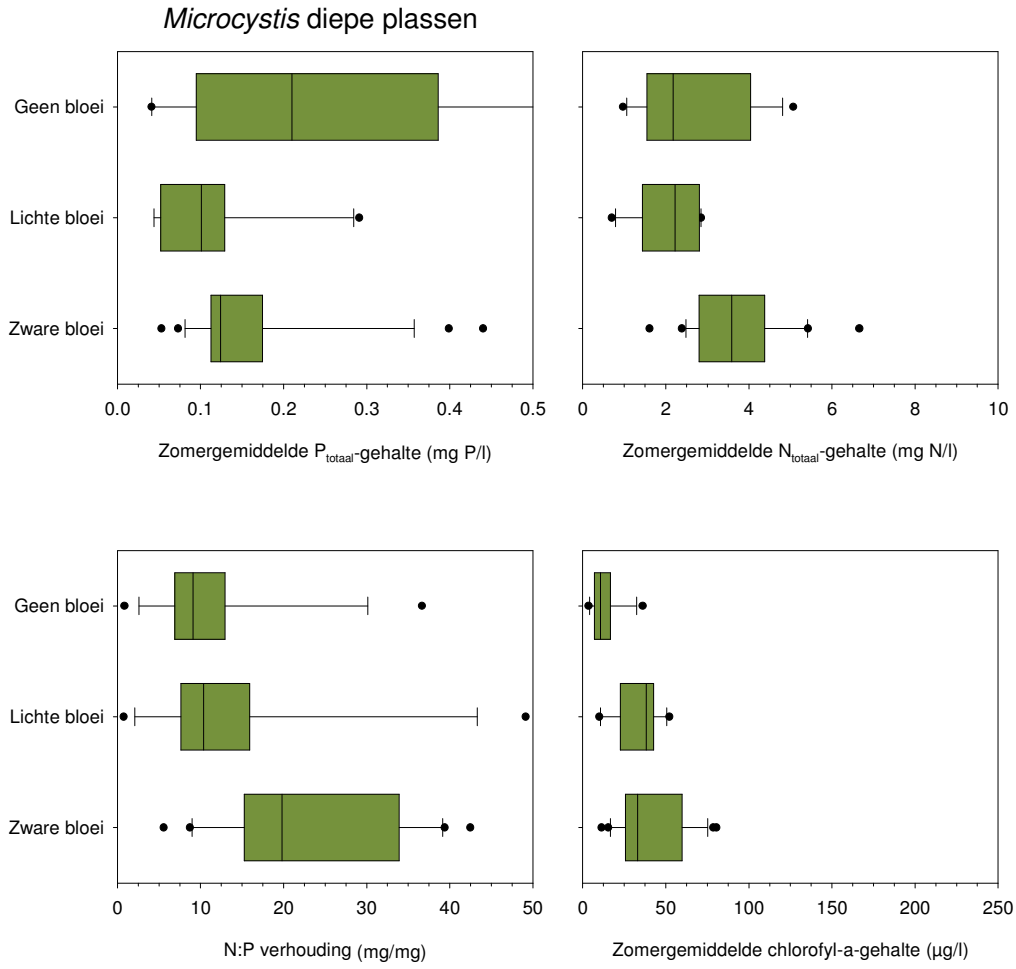
meeste kans op bloeien in diepe meren (> 3 m diep) treedt op bij P_{totaal} -gehalten tussen 0.06 en 0.12 mg/l (figuur 4). Bij P_{totaal} -gehalten boven 0.1 mg P/l is de kans op *Anabaena*-bloeien klein, maar dan kan *Microcystis* voor zware bloeien gaan zorgen (figuur 5). In ondiepe meren is de kans op *Anabaena* bloeien groter bij lagere N:P-verhoudingen (9-15 mg/mg), maar in diepere plassen gaat dit niet op; beneden een N:P van 15 mg/mg zijn geen *Anabaena*-bloeien gevonden. Overigens zijn er landelijk gezien relatief weinig waarnemingen van *Anabaena*-bloeien in diepere plassen.



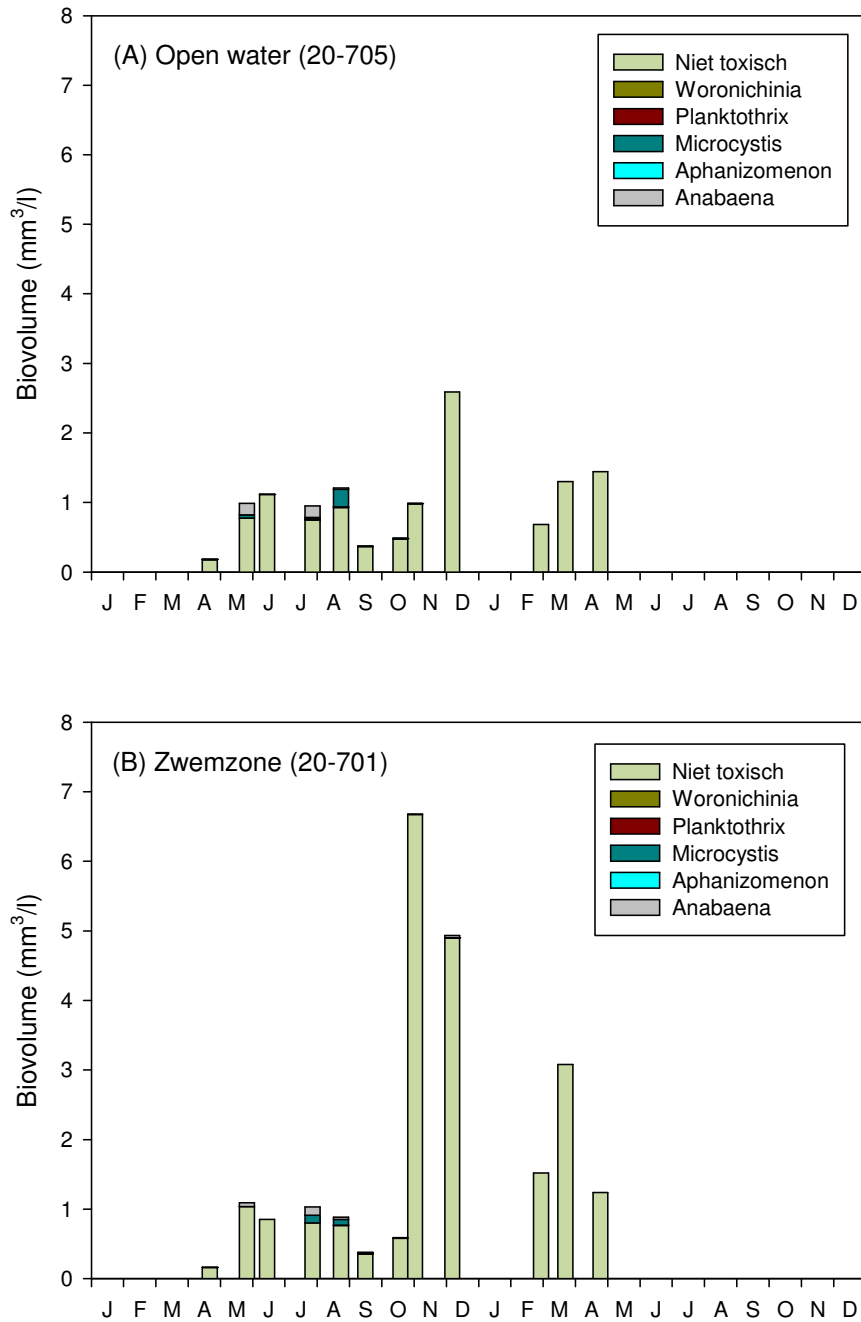
Figuur 4 Omstandigheden wat betreft voedselrijkdom waaronder *Anabaena*-bloeien in Nederland zijn waargenomen. De afwezigheid van *Anabaena*-bloeien bij P_{totaal} -gehalten boven 0.11 mg P/l is te verklaren uit concurrentie met andere algen. Bron: Bijkerk 2005.

Bloeien van *Microcystis* spp.

Bloeien van *Microcystis* kunnen licht zijn (20 000 tot 100 000 cellen per ml) en zwaar (meer dan 100 000 cellen per ml) met omvangrijke drijfslagen. Lichte bloeien treden in diepe plassen meestal op bij P_{totaal} -gehalten tussen 0.05 en 0.13 mg P/l en zware bloeien bij hogere gehalten tussen 0.11 en 0.17 mg P/l (figuur 5). *Microcystis*-bloeien komen in diepe plassen niet of nauwelijks voor bij een N:P-verhouding beneden 8 mg/mg.



Figuur 5 Omstandigheden wat betreft voedselrijkdom waaronder *Microcystis*-bloeiën in Nederland zijn waargenomen. De afwezigheid van *Microcystis*-bloeiën bij P_{totaal}-gehalten boven 0.17 mg P/l is te verklaren uit concurrentie met andere algen. Bron: Bijkerk 2005.



Figuur 6 De hoeveelheid fytoplankton in Het Rutbeek in de periode april 2009 tot en met april 2010. Onderscheid is gemaakt tussen niet toxische algen en potentieel toxische blauwalgen.

4 Bespreking van de resultaten

4.1 Fytoplankton

Hoeveelheid en soortensamenstelling

Uit figuur 6 kunnen we afleiden dat de hoeveelheid fytoplankton in Het Rutbeek op de meeste tijdstippen in april 2009 – april 2010, niet of nauwelijks meer is dan 1 mm³/l. Dat komt neer op chlorofyl-a-gehaltenes tussen 2 en 8 µg/l¹. Volgens de chemische monitoring was het chlorofyl-a-gehalte vrijwel steeds lager dan de detectielimiet van 5 µg/l. Relatief grote hoeveelheden fytoplankton werden aangetroffen in het winterhalfjaar, met name in de zwemzone. Het ging hierbij hoofdzakelijk om niet-toxische groenalgen uit de orde Volvocales (*Eudorina* en *Volvox*). Op de meeste andere tijdstippen hadden andere flagellaten, uit de groepen cryptophyceëen, dinoflagellaten en goudalgen, een relatief grote bijdrage aan het totale fytoplanktonvolume (tabel 3). Soorten uit andere algengroepen, zoals blauwalgen en kiezelalgen, droegen maar een enkele keer meer dan 10% bij aan het fytoplanktonvolume.

Tabel 3 Overzicht van fytoplankton met een biovolumebijdrage groter dan 10% op enig moment in de periode april 2009 tot en met april 2010 (gemiddelde van diepe en ondiepe punt).

	A	M	J	J	A	S	O	N	D	...	M	A
<u>Cryptophyceëen</u>												
Cryptomonas	+	+	+	+	+	+	+					+
Plagioselmis nannoplantica			+			+	+					
<u>Dinoflagellaten</u>												
Ceratium hirundinella	+											
Gymnodiniaceae		+										
Peridiniaceae		+										
<u>Goudalgen</u>												
Chrysochromulina parva		+	+									+
Ochromonadaceae												+
Pseudopedinella												+
<u>Groenalgen</u>												
Chlorophyta > 5 µm	+											
Volvocales								+	+			
Eudorina												+
Volvox tertius												+
<u>Kiezelalgen</u>												
Asterionella formosa												+
Cocconeis placentula												+
Cyclotella ocellata								+				
<u>Blauwalgen</u>												
Anabaena		+										
Cyanocatena imperfecta					+							
Pleurochloridaceae					+							

¹ Op grond van de regressie: $\log [\text{Chla}] = 0.825 + 0.679 \log [\text{Biovolume}]$ (Bijkerk ongepubl.)

Het biovolume-aandeel van alle potentieel toxische blauwalgen was gemiddeld 5% (range 0% tot 23%) en bereikte een maximum in juli-augustus. Potentieel toxische blauwalgen waren dus op geen van de tijdstippen dominant en er was geen sprake van een bloei volgens de criteria van de KRW-maatlat. De geslachten *Anabaena* en *Microcystis* hadden het hoogste biovolume-aandeel. De bijdrage van *Aphanizomenon* en *Woronichinia* was heel laag en die van *Planktothrix* nihil. Over het waarnemingsjaar was er geen significant verschil in de hoeveelheid algen en potentieel-toxische blauwalgen, tussen de zwemzone (20-701) en het open water (20-705). Drijflagen zijn in 2009 gezien op drie tijdstippen in juli en augustus, maar waren kortdurend (zie hoofdstuk 5).

Stuurfactoren

Om de stuurfactoren achter de ontwikkeling van het fytoplankton op te sporen, hebben we de aangetroffen taxa ingedeeld in functionele groepen volgens Reynolds *et al.* 2000 en Padisak *et al.* 2009. Functionele groepen kenmerken zich door een eigen habitatkeuze en specifieke sterke (toleranties) en zwakke (gevoeligheden) kanten ten aanzien van stuurfactoren als nutriënten, licht en begrazing (tabel 4). Tussen de diepe zone en de zwemzone hebben we geen grote verschillen gezien in de functionele samenstelling van de fytoplanktongemeenschap.

In de periode 2009-2010 overheersten in Het Rutbeek in de meeste monsters de groepen X2 en Y het fytoplankton (figuur 7). Deze groepen zijn beide gevoelig voor begrazing door zoöplankton. Groep Y omvat soorten uit de groep cryptophyceen die in uiteenlopende wateren voorkomen en bestand zijn tegen weinig licht. Groep X2 omvat andere flagellaten, o.a. *Chrysochromulina parva*, met een voorkeur voor heldere, meso- tot eutrofe meren. Deze groep is ook gevoelig voor begrazing en voor verticale menging.

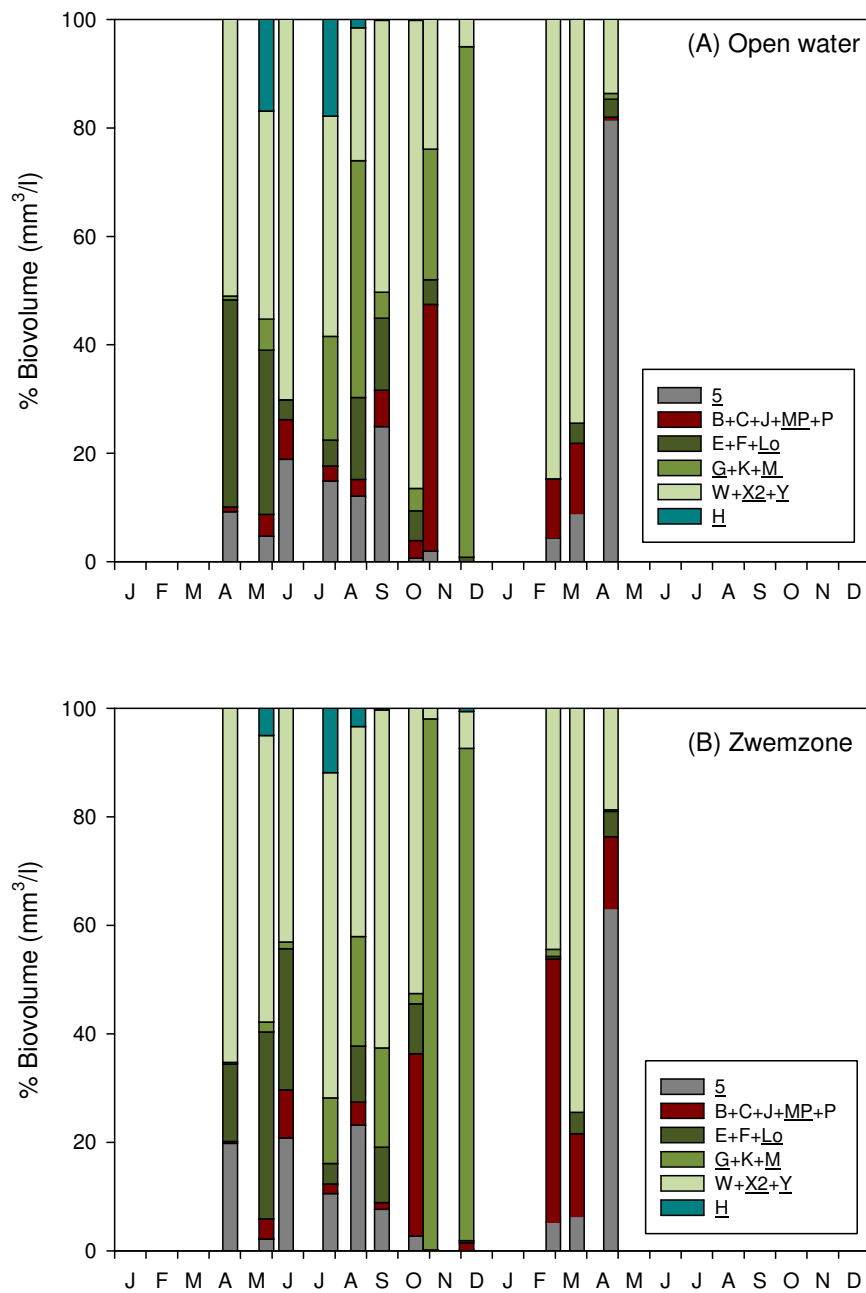
De potentieel toxische blauwalgen in Het Rutbeek behoren tot de groepen H (stikstoffixerende blauwalgen, voornamelijk *Anabaena*), M (*Microcystis*) en Lo (*Woronichinia*). Groep H had een relatief grote bijdrage in mei en juli 2009 met een biovolumeaandeel van 10 tot 20%. Vertegenwoordigers van deze groep zijn bestand tegen lage stikstofgehalten en begrazing, maar zijn gevoelig(er) voor menging en een beperkte hoeveelheid licht en bij sommige *Anabaena*-soorten, een P-tekort.

De bijdrage van *Woronichinia* aan de biomassa van Lo is van ondergeschikt belang ten opzichte van de dinoflagellaten *Ceratium* en *Peridinium* en wordt hier niet verder besproken. Dit geldt niet voor de groep M (*Microcystis*), waarvan het biomassa-aandeel in juli-augustus 2009 waarden bereikte tussen 10 en 20%. Deze groep heeft een voorkeur voor eu- tot hypertrofe plassen, is goed bestand tegen hoge lichtintensiteiten (veel zonlicht) en slecht tegen een gebrek aan licht.

Samenvattend is het fytoplankton van Het Rutbeek divers qua ecologische preferenties. De meeste soorten hebben een voorkeur voor eutrofe tot matig eutrofe plassen. De belangrijkste potentiële stuurfactoren zijn: afwezigheid van begrazing en intensieve menging, goede beschikbaarheid van licht en nu en dan opwerveling van bodemdeeltjes en/of perifyton (algen op waterplanten of ander substraat). Er is voldoende ammonium en/of nitraat beschikbaar, zodat stikstoffixerende blauwalgen geen kans zien te gaan overheersen.

Tabel 4 Belangrijkste functionele fytoplanktongroepen aangetroffen in Het Rutbeek.

Groep	Habitatkeuze	Toleranties	Gevoeligheden	Voorbeelden
5	Onbekend	Onbekend	Onbekend	Chlorophyta >5 µm
B	Gemengde, mesotrofe, kleine tot middelgrote meren	Lichttekort	pH-stijging, Si-tekort, stratificatie	<i>Cyclotella ocellata</i>
C	Gemengde, eutrofe, kleine tot middelgrote meren	Lichttekort, C-tekort	Si-tekort, stratificatie	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Stephanodiscus parvus</i>
D	Ondiepe, geëutrofiëerde, troebele meren en rivieren	Uitspoeling, lichttekort	Nutriëntentekort	<i>Nitzschia vermicularis</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>
E	Ondiepe, basenarme, of heterotrofe plassen	Nutriëntentekort (mixotrofie)	CO ₂ -tekort	<i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i>
F	Heldere, diep gemengde, meso- tot eutrofe meren	Nutriëntentekort	CO ₂ -tekort, hoge troebelheid	<i>Botryococcus</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis</i> , <i>Planktosphaeria</i>
G	Voedselrijke, stabiele w aterkolommen, o.a. eutrofe plassen en stuw meren	Veel licht	Nutriëntentekort	<i>Eudorina</i> , <i>Volvox</i> , <i>Volvocales</i>
H1	Stikstoffixerende blauw algen van eutrofe meren	N-tekort, C-tekort, begrazing	Menging, P-tekort, lichttekort	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
H2	Stikstoffixerende blauw algen van oligo- tot mesotrofe meren	N-tekort, begrazing	Menging, lichttekort	<i>Anabaena lemmermannii</i>
J	Ondiepe, geëutrofiëerde meren en rivieren	Lichttekort?	Sedimentatie naar het donker	<i>Coelastrum</i> , <i>Desmodesmus</i> , <i>Pediastrum</i> , <i>Scenedesmus</i>
K	Ondiepe, voedselrijke w aterkolommen	C-tekort, begrazing?	Diepe menging	<i>Aphanocapsa</i> , <i>Aphanothece</i> , <i>Cyanocatena</i>
Lo	Ondiepe en diepe, oligo- tot eutrofe meren	Heterogene verdeling N en P, begrazing	Aanhoudende, of diepe menging	<i>Ceratium hirundinella</i> , <i>Gymnodinium</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Peridinium</i> , <i>Woronichinia</i>
M	Eutrofe tot hypertrofe plassen en meren	Hoge instraling	Doorspoeling, lichttekort	<i>Microcystis</i>
MP	Door regelmatige opw erveling troebele, ondiepe meren			<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Nitzschia</i>
P	Eutrofe tot hypertrofe, gemengde, tw ee tot drie meter diepe w aterkolommen (ondiepe meren of epilimnia)	Mild lichttekort en C-tekort	Si-tekort, stratificatie	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>F. capucina</i>
S1	Gemengde, troebele w aterlagen	Sterk lichttekort, begrazing	Uitspoeling	<i>Geitlerinema</i> , <i>Planktotrix agardhii</i> , <i>Pseudanabaena</i>
W	Kleine meso- tot eutrofe plassen, vaak organisch verrijkt	Hoog BOD?	Begrazing?	<i>Euglena</i> , <i>Synura</i> , <i>Trachelomonas</i>
X2	Ondiepe, meso-eutrofe, heldere, gemengde w aterlagen	Stratificatie	Menging, begrazing	<i>Chrysochromulina</i> , <i>Plagioselmis</i> , <i>Pseudopedinella</i>
X3	Ondiepe, heldere, gemengde w aterlagen	Lage alkaliniteit, Nutriëntentekort	Menging, begrazing	<i>Chrysococcus</i> , <i>Cyanodictyon</i>
Y	Uiteenlopende plassen en meren	Lichttekort	Begrazing	<i>Cryptomonas</i>



Figuur 7 Aandeel van functionele groepen in het biovolume van fytoplankton in de periode april 2009 tot en met april 2010; (A) = open water (20-705) en (B) = zwemzone (20-701); overheersende groepen zijn onderstreept.

4.2 Waterplanten

Bedekking en soortensamenstelling

Ondergedoken waterplanten komen in Het Rutbeek ruimschoots voor met negen soorten en een bedekkingspercentage van 60% van het begroeibare areaal (tabel 5). Een

dergelijk hoge bedekking hoort bij de zeer goede ecologische toestand. Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) is de meest abundante soort. Op verschillende plaatsen komen kranswierweiden voor, met als meest algemene soorten Brokkelig en Teer kransblad (*Chara contraria* en *Chara virgata*). Drijvende vegetatie is niet aangetroffen in Het Rutbeek. In de oeverzone komt hier en daar emergente vegetatie met Grote lisdodde (*Typha latifolia*), Riet (*Phragmites australis*) en af en toe Gewone waterbies (*Eleocharis palustris*).

Tabel 5 Soortensamenstelling en bedekking per vegetatielaag in procenten van het begroeibare areaal (0-4.5 m diep), in juni en augustus 2009.

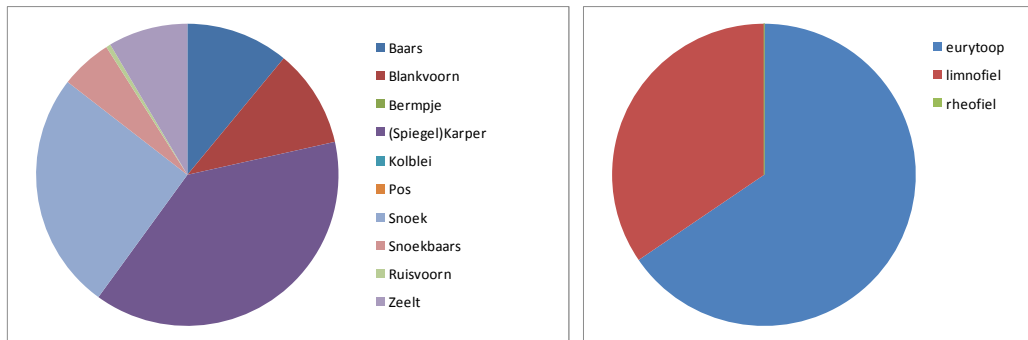
Vegetatielaag / soort	Bedekking / Abundantie	
	Juni	Augustus
Ondergedoken (submers)	60%	60%
Brokkelig kransblad (<i>Chara contraria</i> var. <i>contraria</i>)	5	3
Teer kransblad (<i>Chara virgata</i>)	5	5
Buigzaam glanswier (<i>Nitella flexilis</i>)		2
Gewoon kransblad (<i>Chara vulgaris</i>)		2
Smalle waterpest (<i>Elodea nuttallii</i>)	7	7
Aarvederkruid (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	4	5
Schedefonteinkruid (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	5	2
Tenger fonteinkruid (<i>Potamogeton pusillus</i>)	4	2
Sterrenkroos (<i>Callitriche</i>)		2
Drijvend	0%	0%
Emers	2%	5%
Gewone waterbies (<i>Eleocharis palustris</i>)	2	2
Grote lisdodde (<i>Typha latifolia</i>)	3	3
Riet (<i>Phragmites australis</i>)	3	5
Kroos	0%	0%
Flab	0%	<1%
Totaal water	62%	65%

Verspreiding

Ondergedoken waterplanten hebben we in het gehele Rutbeek gevonden tot op een diepte van 3.7 meter onder de waterspiegel. Dit geldt voor alle in tabel 5 genoemde, ondergedoken plantensoorten, met uitzondering van sterrenkroos. In Het Rutbeek is dus niet het hele begroeibare areaal begroeid. Uit de aanwezigheid van vegetatie tot op 3.7 meter diepte kunnen we een zomergemiddeld doorzicht afleiden van 3 meter². In een groot deel van het meer komen meerdere ondergedoken plantensoorten naast elkaar voor. Alleen langs de oostelijke oever van de waterskibaan domineert Smalle waterpest in sterke mate. Waar het onderwatertalud glooiend is (voor de strandjes en de oostelijke oever) begint de onderwaterbegroeiing vanaf ca. 0.5 meter diepte. De emergente watervegetatie is eigenlijk alleen goed ontwikkeld langs de oostelijke oever van de plas. De breedte van deze vegetatiezone varieert van 0.5 tot 3 meter.

² Op grond van de vuistregel dat de grens voor ondergedoken waterplanten doorgaans ligt op het punt waar nog 10% van het zonlicht doordringt (Phillips 2006).

Het totale visbestand is geschat op 20 kg/ha wat laag is. Qua biomassa overheersen de eurytope soorten. Hiervan heeft (Spiegel)karper (*Cyprinus carpio*) het grootste aandeel in de totale biomassa (39%). De gevangen aantallen zijn echter klein (tabel 7) waardoor de betrouwbaarheid van de aangetroffen verdeling beperkt is. Van de limnofiele soorten heeft Snoek het grootste aandeel in de biomassa (26%). Op basis van aantallen is Baars (*Perca fluviatilis*) de dominante soort gevolgd door Blankvoorn (*Rutilus rutilus*; tabel 7).



Figuur 8 Procentuele verdeling van de vissoorten en de ecologische gildes op basis van biomassa (kg).

De aangetroffen visstand in Het Rutbeek heeft een beperkte omvang. Dit is gezien de lage voedselrijkdom niet vreemd. Het vermoeden bestaat echter dat het visbestand wat onderschat is, met name door het niet met actieve vangtuigen bevissen van de diepe delen. Dit laatste wordt bevestigd door de vangst van enkele grote exemplaren van de soorten Baars, Blankvoorn, Snoek en (Spiegel)karper in het stand want.

Tabel 7 Schatting van het visbestand in Het Rutbeek, 2008, in aantal/ha per lengteklasse in cm.

Soort	Totaal	0+	>0+-15	16-25	26-40	≥41
Baars	325	220	105		<1	
BERPJE	<1		<1			
Blankvoorn	245	10	234	<1		
(Spiegel)KARPER	1					1
Kolblei	<1		<1			
Pos	<1		<1			
Ruisvoorn	56	56		<1		
Snoekbaars	<1					<1
Zeelt	5		4	<1	<1	<1
Snoek	5	0-15	16-35	36-44	45-54	≥55
			1	1	<1	2
Totaal	637					

Uit de lengte-frequentieverdelingen in het rapport van Wijmans en Weijman (2008) blijkt dat zij van de soorten Baars, Blankvoorn en Ruisvoorn hoofdzakelijk broed en eenjarige vis hebben aangetroffen. Alleen in het stand want zijn enkele grote exemplaren gevangen. Van Snoek zijn zowel jonge als grotere, volwassen exemplaren aangetroffen. Van Karper en Spiegelkarper zijn alleen grote exemplaren gevangen.

4.4 Watervogels

De Twentse Vogelwerkgroep heeft van juni 2009 tot en met april 2010 maandelijks watervogeltellingen uitgevoerd (tabel 8). Hieruit blijkt dat de soortensamenstelling en hoeveelheden per maand nogal verschillen. In de wintermaanden lijken de hoogste concentraties met watervogels te worden aangetroffen. De aantallen in de maanden december, januari en februari kunnen zijn beïnvloed door ijsgang.

Het hoge aantal Meerkoeten in de zomermaanden is indicatief voor de aanwezigheid van een rijke oever- en watervegetatie. In Het Rutbeek zoeken deze vogels duikend naar waterplanten en 's winters kunnen bodemdieren een belangrijke voedselbron vormen. De aanwezigheid van meerdere paren Futen duidt op de aanwezigheid van voldoende voedsel, hier in de vorm van jonge Baars en Blankvoorn.

Tabel 8 Resultaat van de watervogeltellingen in Het Rutbeek.

Soort	2009						2010				
	20-jun	18-jul	15-aug	19-sep	17-okt	14-nov	19-dec	16-jan	13-feb	13-mrt	17-apr
Fuut	7	6	6+3juv	7	6	1				6	7
Aalscholver							1				
Blauwe reiger								1			
Knobbelzwaan	2+3juv		2	1	4	5	5			2	2
Wilde eend	26	45	75	35	143	91	113	130	118	50	9
Krakeend							4	4		20	
Smient					20		4	2	6	21	
Tafeleend				8							
Kuifeend					12		10	6	10	22	9
Meerkoet	48	6	79	49	425	224 ¹⁾	243	90	146	94	54
Scholekster		2								35	2
Kokmeeuw		35	30		130	51					
Totaal	83	94	195	100	740	372	380	233	280	250	83

1) In het oorspronkelijke bestand stond dit aantal vermeld voor Waterhoen en was het aantal Meerkoeten nul. Wij hebben dit beschouwd als een typefout.

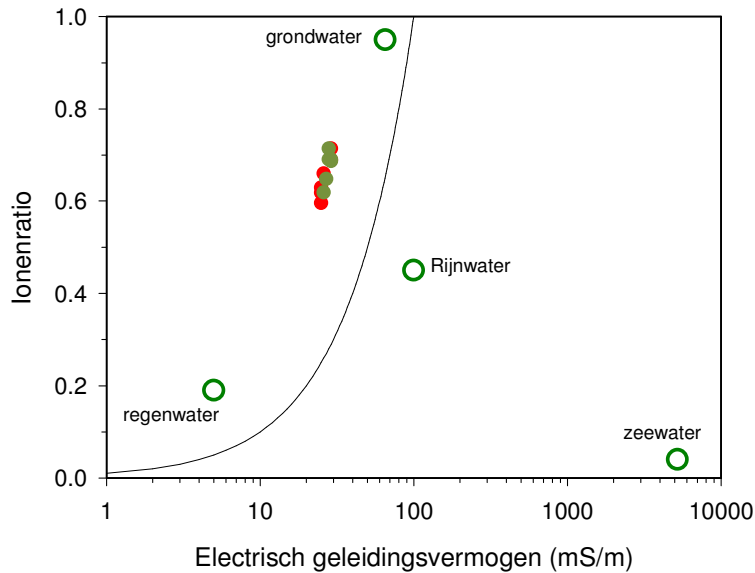
4.5 Herkomst en ionensamenstelling van het water

In hoofdstuk 2 is al opgemerkt dat er weinig gegevens zijn uit de jaren vóór 2009 en alleen van het meetpunt 20-701. Hierdoor zijn trendanalyses beperkt mogelijk. Uit de metingen in 2009-2010 krijgen we een indruk van de huidige waterkwaliteit en van de ruimtelijke en seizoensvariatie.

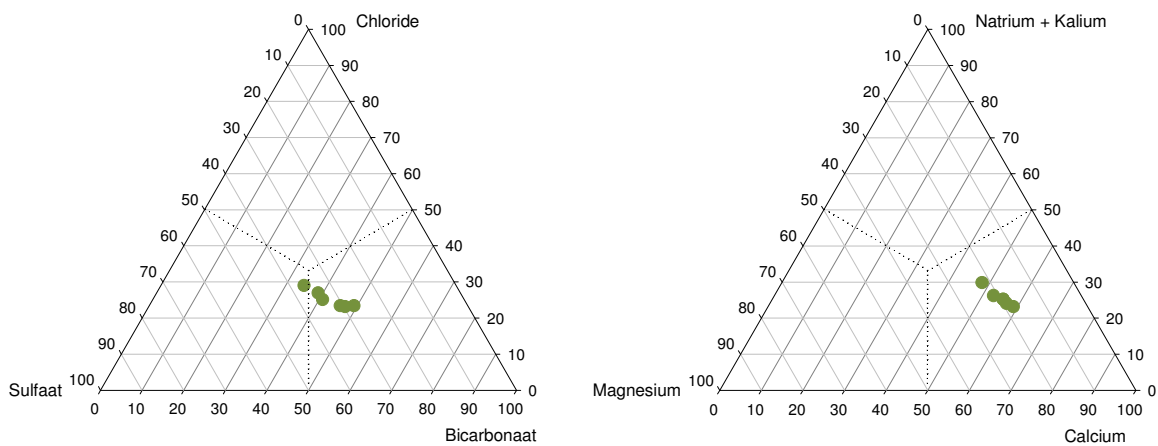
Het Rutbeek wordt gevoed door zowel regen- als grondwater, waarbij de laatste bron iets belangrijker lijkt (figuur 9). In overeenstemming hiermee zijn bicarbonaat en calcium de overheersende macro-ionen (figuur 10).

De alkaliniteit van het water varieerde in 2009-2010 van 0.80 tot 1.33 meq/l, met relatief lage waarden in de zomer en hogere waarden in de winter ('s zomers minder grondwaterinvloed, of neerslag van carbonaatzouten bij pH's groter dan 8.3 ?). Dat betekent dat het water soms zwak (zacht) maar meestal matig gebufferd (matig hard) is

en de plas getypeerd kan worden als M16 volgens de KRW-typologie (Elbersen *et al.* 2003). In 2003 was de alkaliniteit lager (0.57-0.85 meq/l in juni-september) en kon men spreken van een diep en zwakgebufferd meer (M17).



Figuur 9 Uit de relatie tussen het EGV en de ionenratio blijkt dat Het Rutbeek gevoed wordt door grond- en regenwater; de groene stippen geven de metingen in 2009-2010 weer, de rode erachter de metingen in 2003; de open cirkeltjes zijn referentiepunten.

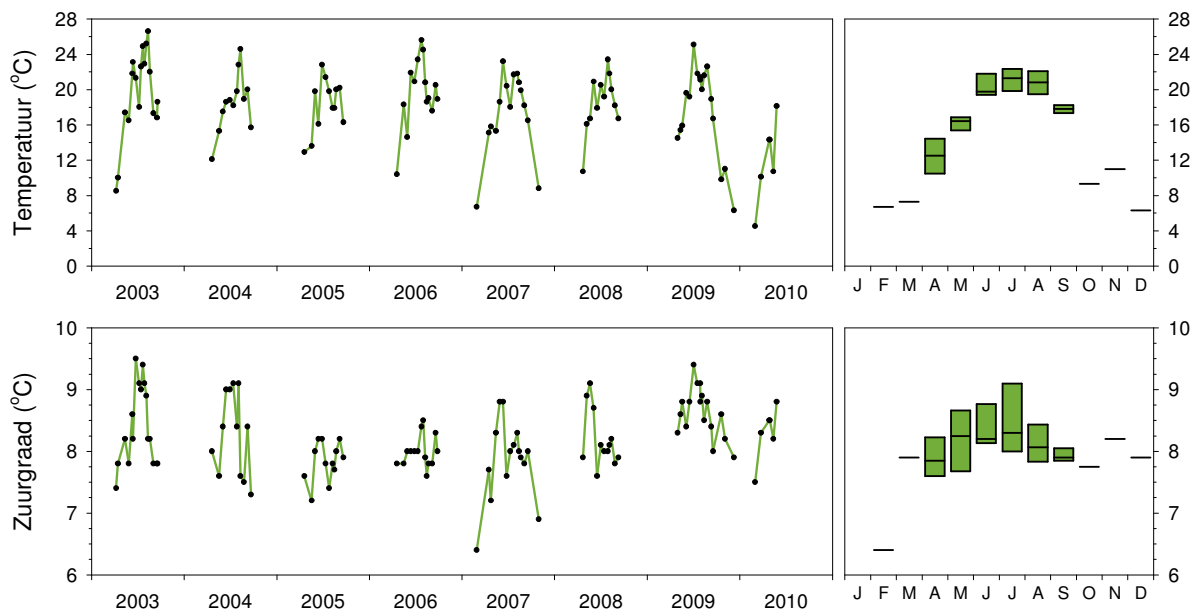


Figuur 10 Driehoeksdigrammen met het aandeel van de macro-anionen (links) en -kationen (rechts) in Het Rutbeek, op basis van meq/l in 2009-2010.

De meeste in Het Rutbeek aangetroffen waterplanten zijn soorten van matig harde tot harde wateren. Soorten met een voorkeur voor zachte wateren zijn niet gevonden. De dominante Smalle waterpest heeft een voorkeur voor bicarbonaat-gedomineerde wateren, de andere veelvoorkomende soorten hebben een chloride-voorkeur (Aarvederkruid) of zijn indifferent (kransblad; Bloemendaal & Roelofs 1988).

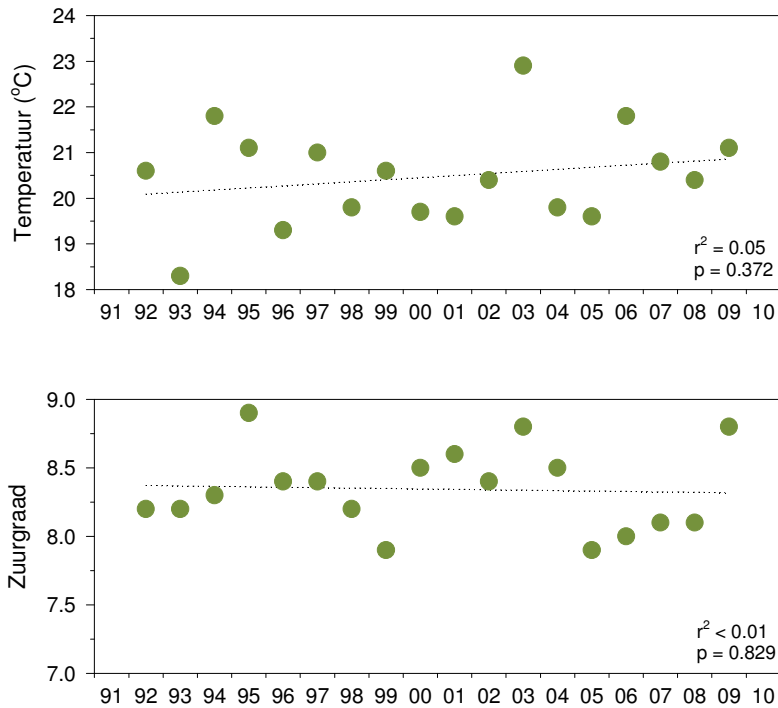
4.6 Watertemperatuur en zuurgraad

Watertemperatuur en zuurgraad vertonen beide een duidelijk seizoensverloop met lage waarden in de winter en een maximum in juli (figuur 11). De gemeten seizoenspieken van de zuurgraad zijn in sommige jaren opmerkelijk hoger (2003, 2009) dan in andere jaren (2005, 2006).



Figuur 11 Jaarlijkse ontwikkeling en het samengevatte seizoensverloop van temperatuur en zuurgraad op meetpunt 20-701, over de periode 2003 tot april 2010.

In het langjarige verloop van de gemiddelde watertemperatuur in de maanden juni-augustus zit een lichte stijging, maar deze trend is niet significant. De hoogste temperatuur (23 °C) in de periode 1991-2009 werd gemeten in 2003 (figuur 12). Ook de zuurgraad vertoont geen significante trend over dit tijdvak. Relatief hoge pH's van gemiddeld 8.8 en 8.9 in juni-augustus, zijn gemeten in 1995, 2003 en 2009 (figuur 12). Over de periode april 2000 en mei 2010 is er een klein, maar significant verschil in temperatuur en zuurgraad tussen de drie meetpunten voor de badstranden (tabel 9).



Figuur 12 Langjarige ontwikkeling van de seizoensgemiddelde (juni-augustus) watertemperatuur en zuurgraad in Het Rutbeek, meetpunt 20-701.

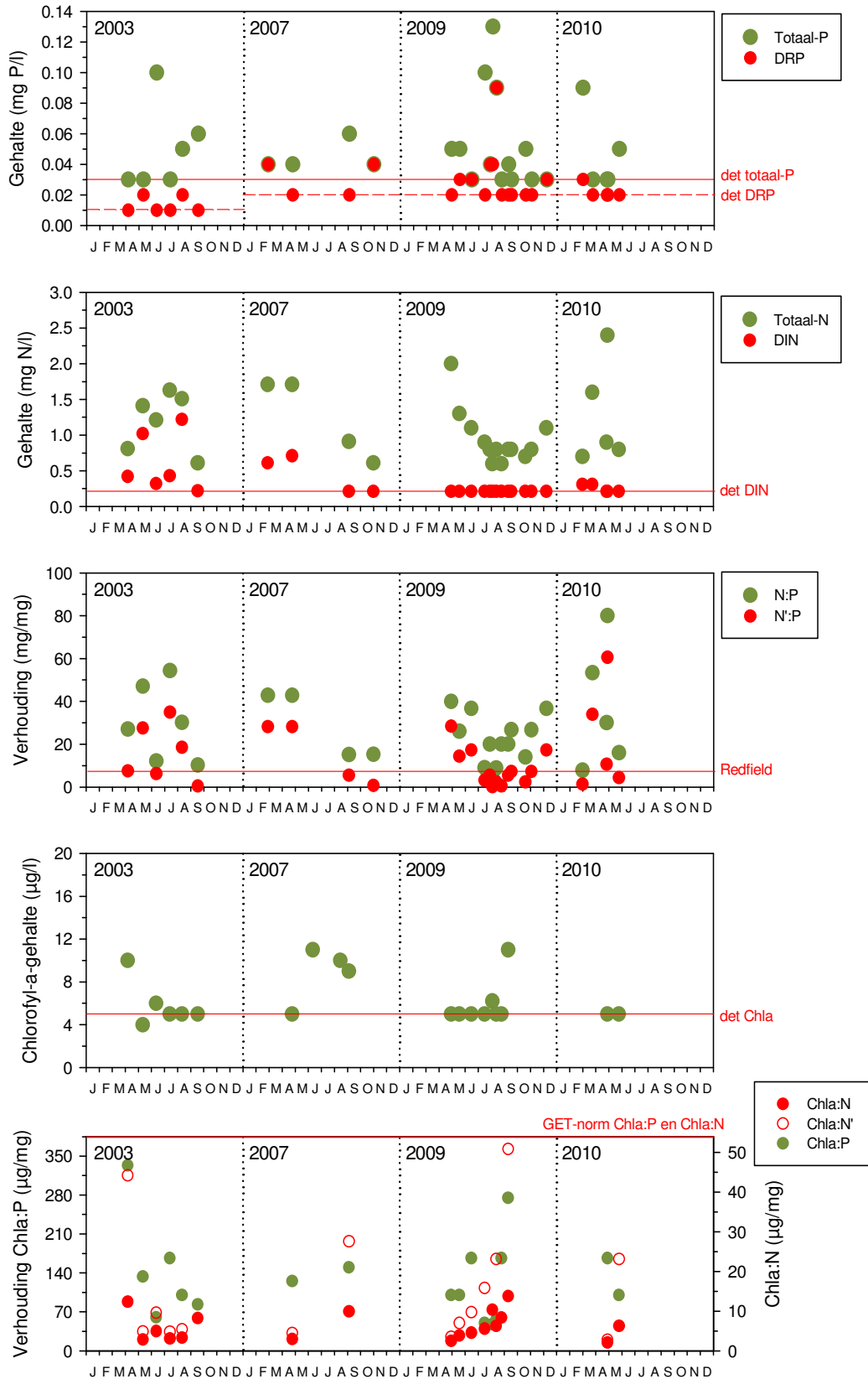
4.7 Nutriënten en chlorofyl-a

4.7.1 Algemeen

De ontwikkeling van de gehalten van de voedingsstoffen N en P en van het chlorofyl-a-gehalte beschrijven we hier op basis van metingen op het punt 20-701, omdat van dit punt de meeste gegevens bekend zijn. De metingen in het NOZ-project laten, op zuurstof na, geen significante verschillen zien tussen dit punt en andere meetpunten, en voor de meetpunten 20-701 en 20-705, tussen oppervlakte (0-30 cm) en bodem (tabel 10).

Tabel 9 Tussen de drie strandmeetpunten bestaat een klein maar significant verschil in watertemperatuur en zuurgraad over de periode 2000 tot 2010 (Friedman $p < 0.001$); weergegeven zijn de mediane waarden over deze periode.

Meetpunt	Temperatuur		Zuurgraad	
	°C	n	pH	n
20-701	18.8	142	8.2	142
20-703	19.4	142	8.5	142
20-704	19.2	142	8.6	142



Figuur 13 Nutriënten en chlorofyl-a met detectielimieten en verhoudingen op meetpunt 20-701 (0-30 cm); paragraaf 4.7 voor een verklaring van de afkortingen).

Tabel 10 Mediane waarden van enkele parameters gemeten in de periode april 2009 – mei 2010 op verschillende punten in Het Rutbeek; significante verschillen (Wilcoxon $p < 0.05$) zijn onderstreept. NB: het aantal waarnemingen in de waarnemingsperiode is niet voor alle meetpunten gelijk.

Parameter					20-701		20-705	
	20-701	20-703	20-704	20-705	oppervl	bodem	oppervl	bodem
Ca	29.00	nd	nd	28.50	29.00	29.00	28.50	28.50
CHLfa	< 5	< 5	< 5	nd	< 5	nd	nd	nd
Cl	24.00	24.00	24.00	23.50	24.00	23.50	23.50	23.00
N	0.80	1.00	1.00	0.85	0.80	1.00	0.85	1.05
NH ₄	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
N _{Kj}	0.85	1.00	1.00	0.80	0.85	0.90	0.80	1.00
NO ₃	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
O ₂	11.20	10.60	10.10	10.80	11.20	11.65	<u>10.80</u>	<u>10.40</u>
P	< 0.04	0.05	< 0.03	< 0.04	< 0.04	< 0.03	< 0.04	< 0.03
SO ₄	41.00	nd	nd	41.00	41.00	40.50	41.00	41.00

4.7.2 Fosfaat

In de meetjaren 2003, 2007 en 2009-2010 schommelt het gehalte totaal-fosfaat tussen de detectielimiet van 0.03 mg P/l en 0.06 mg P/l, met af en toe een uitschieter van 0.09 tot 0.13 mg P/l in de zomermaanden (totaal-P in figuur 13). Uit de gegevens komt geen duidelijk seizoenspatroon naar voren. Het zomergemiddelde totaal-fosfaatgehalte in 2009 bedraagt 0.05 mg P/l op de ondiepe punten en 0.04 mg P/l op het diepe punt, als we gehalten beneden de detectielimiet gelijk stellen aan de detectielimiet. Daarmee zou dit zomergemiddelde gelijk aan tot iets hoger zijn dan de 'werknorm' voor de goede ecologische toestand (GET) wat betreft chlorofyl-a, van natuurlijke wateren van het type M16: 0.04 mg P/l (Heinis & Evers 2007; zie ook tabel 15 in hoofdstuk 5); deze norm markeert de grens tussen de GET en de matige ecologische toestand.

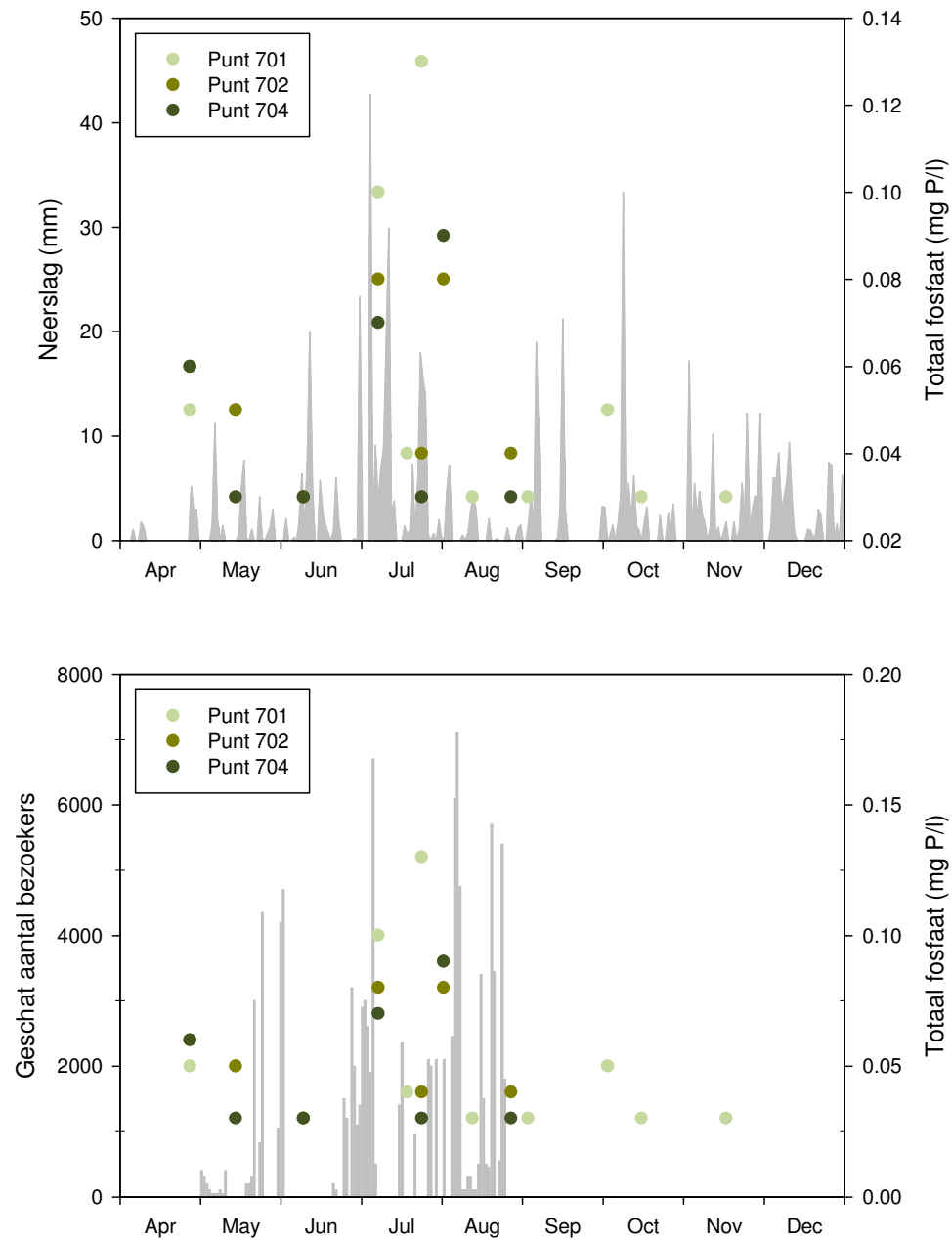
Het gehalte opgelost reactief fosfaat (DRP in figuur 13, ook wel orthofosfaat genoemd) is meestal iets lager dan dat van totaal-fosfaat, maar soms zijn de gehalten gelijk. Dit is opmerkelijk omdat dat zou betekenen dat er geen detecteerbare hoeveelheid aan deeltjes gebonden fosfaat (zoals fytoplankton en detritus) in het monster aanwezig was. Opvallend zijn de hoge DRP-gehalten in juli-augustus 2009. Deze verhoogde gehalten zijn ook op de andere ondiepe punten, 20-703 en 20-704, gemeten en incidenteel ook op het diepe punt 20-705 (op de andere tijdstippen is hier niet bemonsterd). Het maximum van 0.13 mg P/l op 3 augustus 2009 is alleen op het punt 20-701 waargenomen. Figuur 14 toont dat er geen duidelijke relatie is tussen deze opmerkelijke verhogingen en de hoeveelheid neerslag (maat voor afspoeling) of de geschatte hoeveelheid bezoekers.

Van de 28 meetwaarden van fosfaat uit de jaren 2003-2010 ligt ruim dertig procent (totaal-P), respectievelijk veertig procent (DRP) beneden de detectielimiet. Dit betekent dat de monitoring niet altijd een goed beeld geeft van de actuele fosfaatgehalten.

Ruimtelijke verschillen

In april 2009 – mei 2010 zijn op negen à tien tijdstippen metingen gedaan op meerdere meetpunten. Uit deze waarnemingen komen geen significante verschillen naar voren

tussen de vier verschillende meetpunten afgebeeld in figuur 1 en tussen de bodem- en de oppervlaktemonsters op de punten 20-701 en 20-705 (tabel 10).



Figuur 14 Gehalte van totaal-fosfaat (groene bolletjes) op de twee ondiepe punten tegen de hoeveelheid neerslag (grijze pieken bovenste grafiek; bron KNMI station Enschede) en het geschatte aantal bezoekers (grijze pieken onderste grafiek; bron: logboek Het Rutbeek).

Achtergrondgehalte

Uit de alkaliniteit in meq/l en de gemiddelde diepte in m, kunnen we een schatting maken van het natuurlijke achtergrondgehalte van fosfaat (in $\mu\text{g/l}$) met behulp van de regressievergelijking van Vighi en Ghiudani (1985):

$$\log [P] = 1.48 + 0.33 \log (\text{alkaliniteit} / \text{diepte}).$$

Bij een gemiddelde alkaliniteit van 1.15 meq/l (op basis van het bicarbonaatgehalte) en een diepte van 3.5 m volgt voor Het Rutbeek een achtergrondgehalte van 0.021 mg P/l. Bij een gemiddelde diepte van 3 m is dat 0.022 mg P/l. Deze gehalten zijn lager dan de huidige detectielimiet van 0.03 mg P/l, die, zoals hierboven al werd opgemerkt, in Het Rutbeek vaak bereikt wordt.

4.7.3 Stikstof

Het totaal-stikstofgehalte schommelt in de jaren 2003, 2007 en 2009-2010 tussen 0.6 en 1.5 mg N/l, met af en toe een uitschieter tot 2.4 mg N/l (totaal-N in figuur 13). Het zomergemiddelde gehalte in 2009 bedraagt 1.12 tot 1.40 mg N/l op de drie ondiepe punten en 1.14 mg N/l midden op de plas. Ook totaal-stikstof overschrijdt daarmee de klassegrens tussen de goede en de matige ecologische toestand wat betreft chlorofyl-a, van natuurlijke wateren van het type M16. Deze 'werknorm' is gesteld op 0.90 mg N/l (Heinis & Evers 2007).

Het totaal-stikstofgehalte vertoont geen consistent seizoenspatroon over de meetjaren. Een gebruikelijk seizoensverloop in meren, met relatief lage gehalten in de zomer en hoge in de winter, zien we alleen in 2009. In 2003 is sprake van een omgekeerd patroon.

Het gehalte opgeloste anorganische stikstof (DIN in figuur 13) is het totaal van NO_2 , NO_3 en NH_4 . Het geeft de hoeveelheid stikstof die voor algen direct opneembaar is. Tachtig tot negentig procent van de metingen van ammonium en nitriet in bovengenoemde jaren geven gehalten lager dan de detectielimiet. Nitraat bereikte in 2003 en begin 2007 nog wel eens gehalten van 0.5 tot 1.0 mg N/l en was daarmee de belangrijkste component van DIN. Na medio 2007 is ook het nitraatgehalte meestal lager dan 0.1 mg N/l, behalve in het vroege voorjaar van 2009 en 2010. Daarmee is het DIN-gehalte nu meestal lager dan 0.2 mg N/l (de som van de detectielimieten van de drie componenten is 0.21 mg N/l). Dit is opmerkelijk omdat het totaal-N-gehalte geen lagere maxima vertoont dan in 2003.

Ruimtelijke verschillen

In april 2009 – mei 2010 zijn op negen à tien tijdstippen metingen gedaan op meerdere meetpunten. Uit deze waarnemingen komen geen significante verschillen naar voren tussen de vier verschillende meetpunten afgebeeld in figuur 1 en tussen de bodem- en de oppervlakte monsters op de punten 20-701 en 20-705 (tabel 10).

4.7.4 Chlorofyl-a en doorzicht

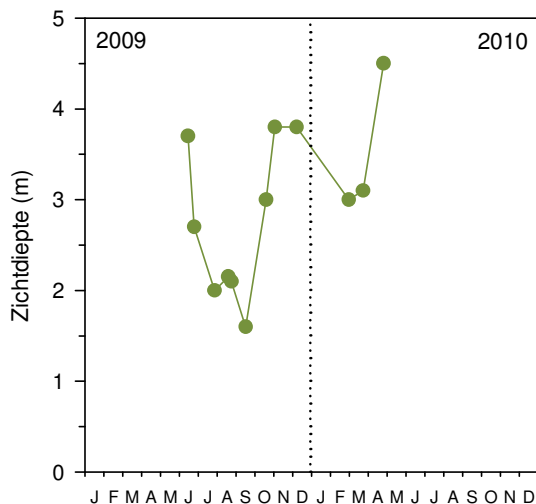
Chlorofyl-a

Het gehalte van chlorofyl-a (Chla in figuur 13) is een maat voor de biomassa van het fytoplankton. Op het vaste meetpunt 20-701 komt dit gehalte zelden uit boven 10 $\mu\text{g/l}$ en is het een groot deel van de tijd zelfs lager dan 5 $\mu\text{g/l}$ (det Chla in figuur 13). Dit geldt ook voor de andere ondiepe punten, 20-703 en 20-704, zodat geen significant verschil aantoonbaar is. Alleen medio september 2009 zijn er op 20-701 en 20-703, maar niet op 20-704, gehalten gemeten die een fractie hoger zijn: 8 à 9 $\mu\text{g/l}$. Op het punt midden op de

plas, 20-705, zijn geen chlorofyl-a-metingen gedaan, maar zijn wel monsters genomen om fytoplanktonanalyses aan te doen. Uit het totale biovolume van het fytoplankton kunnen we berekenen (zie paragraaf 4.1) dat het chlorofyl-a-gehalte op 20-705 meestal vergelijkbaar laag was als op 20-701 (ca. 2-8 $\mu\text{g Chla/l}$), met minder hoge uitschieters (tot ca. 13 $\mu\text{g Chla/l}$). Tussen de drie ondiepe punten was geen significant verschil in chlorofyl-a-gehalte. Het zomergemiddelde gehalte van chlorofyl-a in 2009 is minimaal lager dan 5 $\mu\text{g/l}$ en bedraagt maximaal 6.1 $\mu\text{g/l}$. Hieruit kunnen we concluderen dat Het Rutbeek wat chlorofyl-a betreft in ieder geval in de goede ecologische toestand (GET) verkeert en waarschijnlijk in de zeer goede (ZGET; de klassegrens GET-ZGET voor M16 bedraagt 5.8 $\mu\text{g/l}$, die voor Matig-GET: 10 $\mu\text{g/l}$; Van der Molen & Pot 2007).

Doorzicht

De doorzichtmetingen op het ondiepe meetpunt 20-701 geven aan dat er hier vrijwel altijd sprake is van bodemzicht en kunnen dus niet gebruikt worden om de zichtdiepte in Het Rutbeek te beschrijven. Dit kan wel met de metingen in het midden van de plas (20-705), uitgevoerd in 2009 en 2010. Hieruit kan men een zomergemiddelde zichtdiepte van 3 m afleiden, gelijk aan onze schatting uit de waterplanten (paragraaf 4.2). De metingen tonen echter dat de zichtdiepte van juni 2009 tot april 2010 varieert van 1.6 tot 4.5 m (figuur 15). Deze grote variatie en de zeer snelle daling in de loop van juni 2009, kunnen niet worden verklaard uit het chlorofyl-a-gehalte; op de verschillende (ondiepe) meetpunten kwam dat in deze periode immers niet of nauwelijks boven 5 $\mu\text{g/l}$ uit. Vermoedelijk is de sterk gestegen troebelheid in de periode van medio juni tot medio september het gevolg van de activiteit van zwemmers. Uit het logboek blijkt dat op veel dagen in deze periode Het Rutbeek bezocht is door enkele honderden tot duizenden recreanten.



Figuur 15 Verloop van de zichtdiepte op het punt 20-705 in de periode 15 juni 2009 tot 26 april 2010.

4.7.5 Nutriëntenlimitatie en fytoplanktonopbrengst

Inerte fractie stikstof

De primaire nutriënten voor algengroei zijn koolstof, stikstof en fosfor. In zoete gebufferde wateren is van nature meestal fosfor (fosfaat) limiterend. Door denitrificatie kan 's zomers stikstof beperkend worden.

Uit de Vierde Eutrofiëringenenquête bleek dat een deel van het totaal-stikstof in oppervlaktewateren vaak niet beschikbaar is voor algengroei. Dit deel noemt men de inerte fractie. Is deze aanwezig, dan overschat men met het gemeten gehalte de voedselrijkdom wat betreft stikstof en onderschat men het optreden van stikstofbeperking. De grootte van de inerte fractie is voor een gemiddelde situatie geschat op 0.67 mg N/l (Portielje & Van der Molen 1998), op basis van een dataset van 231 overwegend ondiepe meren.

Ook in Het Rutbeek lijkt een inerte stikstoffractie aanwezig, en recent wellicht zelfs belangrijker geworden: de verhouding $DIN:N_{\text{totaal}}$ is in 2009-2010 immers veel lager dan in 2003 (zie totaal-N en DIN in figuur 13). Een inerte fractie van 0.67 mg N/l lijkt voor Het Rutbeek in ieder geval te hoog, aangezien totaal-stikstofgehalten van 0.6 mg N/l gemeten zijn. We kunnen geen preciese schatting maken van de grootte van de inerte stikstoffractie, maar wel een range aangeven. Dit doen we met behulp van de Chl_a:N-verhouding die Heinis en Evers (2007) hebben berekend als het 90-percentiel van de zomergemiddelden van 67 M16 meren (de GET-norm; tabel 15). Wat chlorofyl-a betreft voldoet Het Rutbeek immers ruim aan de goede ecologische toestand, dus is de kans groot dat de Chl_a:N-verhouding hoogstens deze GET-normwaarde bezit. De zomergemiddelde Chl_a:N-verhouding die we in Het Rutbeek hebben gemeten, in september 2009, bedraagt 6.4 µg/mg en de GET-norm 54.1 µg/mg. Om aan deze normverhouding te kunnen komen moeten we een inerte fractie veronderstellen van 0.58 mg N/l. De werkelijke grootte van de inerte stikstoffractie zal dus naar alle waarschijnlijkheid tussen 0 en deze 0.58 mg N/l liggen.

Nutriëntenlimitatie

De verhouding tussen de hoeveelheid stikstof en fosfaat geeft een aanwijzing of er kans is op stikstof- dan wel fosfaatbeperking van de algengroei. De optimale verhouding, de zogenaamde Redfield-ratio (Redfield in figuur 13), is een N:P-verhouding van 7 mg/mg. Als de verhouding veel groter is dan zeven, is er kans op fosfaatlimitatie. Is de N:P-verhouding veel kleiner dan is er kans op stikstoflimitatie. Een reële nutriëntenlimitatie zal zich vervolgens uiten in een plotselinge toename van het gehalte DIN (bij fosfaatlimitatie), dan wel DRP (bij stikstoflimitatie), en relatief lage verhoudingen van respectievelijk Chl_a:N, dan wel Chl_a:P.

Voor Het Rutbeek hebben we de N:P-verhouding zonder (N:P) en met (N':P) inerte stikstoffractie berekend (figuur 13). De werkelijke verhouding zal hier ergens tussenin liggen. In de periode juli-augustus 2009 ligt de N':P-verhouding voortdurend ver onder de Redfieldratio. De N:P ligt er incidenteel onder. Voorts zien we in deze periode ook verhoogde gehalten van DRP-gehalte optreden (en situaties waarin het DRP-gehalte gelijk is aan het totaal-P-gehalte). Dit is een sterke aanwijzing voor het optreden van stikstoflimitatie. Stikstoffixerende blauwalgen (functionele groep H in figuur 7) hebben in deze periode hun hoogste biomassa-bijdrage op dit meetpunt, maar dit is van korte duur

(figuur 7). In 2003 traden dergelijk lage N:P-verhoudingen niet op en van 2007 ontbreken waarnemingen uit de zomermaanden.

Samenvattend is het aannemelijk dat fosfaat op de meeste tijdstippen potentieel groeilimiterend is en dat stikstoflimitatie in de zomer enkele weken kan optreden.

Fytoplanktonopbrengst

De biomassa van fytoplankton, uitgedrukt in chlorofyl-a, heeft een maximum dat bepaald wordt door het gehalte van de groeilimiterende voedingsstof. Voor een algemene situatie kan men deze maxima berekenen uit de 95-percentielen van de Chla:P- en de Chla:N-verhoudingen in een grote dataset van meren (Portielje & Van der Molen 1998). Als men vervolgens een Chla:P- of Chla:N-verhouding meet die veel lager is dan dit maximum, is er dus minder algenbiomassa aanwezig dan men maximaal zou verwachten. Dit kan een drietal oorzaken hebben: (1) fosfaat, respectievelijk stikstof zijn niet groeilimiterend, maar bijvoorbeeld licht of anorganische koolstof, (2) een deel van het fosfaat of stikstof is niet beschikbaar voor algengroei, en (3) er treedt een sterke begrazing van algen op door zoöplankton.

Heinis en Evers (2007) hebben Chla:P- en Chla:N-verhoudingen afgeleid waarbij er grote kans (90%) bestaat op het behalen van de goede ecologische toestand voor chlorofyl-a, conform de KRW-maatlat (tabel 15). Hieruit zijn GET-normen afgeleid die in figuur 13 de bovenste waarde van de y-assen vormen. Duidelijk is dat in Het Rutbeek de Chla:P- en Chla:N-verhoudingen meestal ver onder deze norm liggen. NB: op tijdstippen dat het chlorofyl-a-gehalte lager was dan de detectielimiet zullen de verhoudingen in werkelijkheid nog lager zijn geweest; op tijdstippen dat (ook) het totaal-fosfaatgehalte lager was dan de detectielimiet (in de laatste maanden van 2009 en het vroege voorjaar van 2010), kan de werkelijke Chla:P-verhouding hoger zijn geweest.

De over het algemeen lage verhoudingen zijn mogelijk een gevolg van begrazing. Maxima zou men dan verwachten in het vroege voorjaar (zoals in april 2003) en in de herfst (zoals in september 2009), wanneer de graasdruk lager is. De lage Chla:P verhoudingen in juli-augustus 2009 ondersteunen het vermoeden van stikstoflimitatie.

In de berekening van de GET-normen is geen rekening gehouden met een inerte stikstof-fractie. Doen wij dat wel in de berekening van de Chla:N'-verhouding in Het Rutbeek, dan wordt de norm van tijd tot tijd overschreden, maar is het zomergemiddelde over 2009 gelijk aan de norm (dit was het uitgangspunt in onze schatting van de inerte fractie).

4.8 Waterbodemkwaliteit

Op 25 september 2009 zijn op twee plaatsen in Het Rutbeek monsters genomen van de waterbodem, op een ondiep meetpunt (20-704) en in het midden van de plas (20-705). De resultaten staan in tabel 11. Hieruit blijkt dat het sediment in het ondiepe deel minder geconsolideerd is (lager percentage droge stof) en meer afbreekbaar organisch materiaal, fosfaat en organisch-gebonden stikstof bevat dan in het diepere deel. Vermoedelijk komt dit door een frequentere opwoeling en een hogere dichtheid van bodemalgen en andere organismen.

Het fosfaatgehalte is op beide punten veel lager dan 1360 mg/kg, zodat de bodem niet eutroof genoemd kan worden (Tonkes 2006). Er zijn geen gegevens bekend over het ijzer- en zwavelgehalte, waardoor we geen conclusies kunnen trekken omtrent de kans op fosfaatnalevering. Gezien de lage fosfaatgehalten speelt nalevering vermoedelijk geen grote rol in Het Rutbeek.

Tabel 11 Waarden van enkele kwaliteitsparameters van de waterbodem in de oeverzone (20-704) en in het midden van Het Rutbeek (20-705).

Parameter	Eenheid	20-704	20-705
BZV5	mg O ₂ /kg ds	4700	1500
Droge stof	%	13	35
Stikstof Kjeldahl	mg N/kg ds	3400	1800
Fosfaat	mg P/kg ds	630	550

4.9 Grondwaterkwaliteit

Het Rutbeek wordt mede gevoed door grondwater. De waterkwaliteit van de plas is daarom afhankelijk van de kwaliteit van dit grondwater. Het meest nabijgelegen grondwatermeetpunt ligt in het Boekelerveld, op 3.5 km ten noordwesten van Het Rutbeek. Het maaiveld ligt hier een meter of drie à vier lager dan rond Het Rutbeek. De meest recente metingen op dit punt dateren van acht jaar geleden (tabel 12). Gezien de diepte van Het Rutbeek, maximaal ca. 9 m, zal alleen het ondiepe grondwater (van minder dan 10 m diepte) een rol spelen. Op grond van de ionenratio lijkt het grondwater uit de laag van 8-10 m diepte een belangrijkere bron te zijn dan het ondiepere. Het fosfaatgehalte van dit grondwater bedraagt ca. 0.28 mg P/l. Op grond van de hoge verhoudingen Fe:P en Ca:P verwachten we dat dit fosfaat grotendeels gebonden is aan ijzer- en calciumzouten en daardoor weinig mobiel (Jaarsma *et al.* 2008). Dit grondwater is echter ook sulfatrijk, waardoor een groot deel van het ijzer gebonden zal zijn als ijzersulfide en niet meer beschikbaar voor fosfaatbinding. Het fosfaatgehalte in het ondiepere grondwater (2-4 m) is het laatste meetjaar 2002 lager (0.17 mg P/l) en de Fe:P- en (Fe-S):P-verhoudingen zijn hoger.

Onbekend is de invloed op de plas van kwelwater vanuit de voormalige vuilstort.

4.10 Regenwaterkwaliteit

Met het regenwater komen er ook nutriënten in de plas. Uit metingen bij Eibergen in het jaar 2000 blijkt dat de natte depositie van fosfaat op Het Rutbeek waarschijnlijk gering is. De hoeveelheid komt neer op een belasting van 0.017 mg P/m²/dag en dit is een factor vijftien lager dan de toelaatbare belasting (Osté *et al.* 2010).

Tabel 12 Chemische samenstelling van het grondwater op drie verschillende diepten in het Boekelerveld (x = 251.020, y = 467.910) in de zomer van 2000-2002 (bron: WRD); ter vergelijking de huidige gemiddelden in de plas Het Rutbeek.

parameter	eenheid	plas	grondwater: 2-4 m			8-10 m			19-21 m
		2009-2010	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000
EGV	mS/m	28	25	25	28	39	36	38	47
ionenratio		0.67	0.48	0.39	0.34	0.69	0.68	0.69	0.96
alkaliniteit	meq/l	1.15	0.93	0.64	0.60	1.84	1.66	1.68	5.19
HCO ₃	mg/l	70	57	39	36	112	101	102	317
Cl	mg/l	24	32	38	42	42	43	42	7
SO ₄	mg/l	41	40	45	46	53	58	53	< 0.1
Ca	mg/l	28	17	14	12	52	52	52	89
K	mg/l	5	8	6	4	1	2	2	2
Mg	mg/l	6	3	2	2	4	4	4	6
Na	mg/l	12	16	15	15	17	17	17	10
Fe	mg/l	< 0.1	23	27	35	13	13	13	4
P-totaal	mg P/l	< 0.05	0.25	0.28	0.17	0.27	0.27	0.28	0.34
NH ₄	mg N/l	< 0.1	1.33	1.14	1.30	0.34	0.38	0.35	0.13
NO ₃	mg N/l	< 0.1	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
Fe:P	mol/mol	1	50	53	116	27	27	27	6
(Fe-S):P	mol/mol	-264	-1	1	28	-36	-43	-34	6
Ca:P	mol/mol	433	52	39	57	148	151	143	200

Tabel 13 Jaargemiddelde chemische samenstelling van het regenwater op een punt bij Eibergen (x = 238.5, y = 456.6) in 2000 (bron: Stolk 2001) en 2004 (berekend uit data van het RIVM), en de jaarlijkse natte depositie in 2000 (bron: Stolk 2001); ter vergelijking de huidige gehalten in de plas Het Rutbeek.

parameter	eenheid	plas	regenwater		natte depositie	
		2009-2010	2000	2004	eenheid	2000
EGV	mS/m	28	20	24	-	-
ionenratio	meq/meq	0.67	0.29	0.20	-	-
alkaliniteit	meq/l	1.15	-	-	-	-
HCO ₃	mg/l	70	-	-	-	-
Cl	mg/l	24	1.1	1.4	mg/m ² /j	887
SO ₄	mg/l	41	2.2	2.2	mg/m ² /j	1979
Ca	mg/l	28	0.2	0.2	mg/m ² /j	220
K	mg/l	5	0.1	0.4	mg/m ² /j	94
Mg	mg/l	6	< 0.1	< 0.1	mg/m ² /j	78
Na	mg/l	12	0.6	0.9	mg/m ² /j	511
Fe	mg/l	< 0.1	-	-	-	-
P-totaal	mg P/l	< 0.05	0.02	0.04	mg P/m ² /j	6
NH ₄	mg N/l	< 0.1	1.7	1.7	mg N/m ² /j	1156
NO ₃	mg N/l	< 0.1	2.7	2.8	mg N/m ² /j	553

5 Ecologisch functioneren en blauwalgproblematiek

5.1 Ecologisch kwaliteit en referentie

Waterkwaliteit

De huidige waterkwaliteit van de plas Het Rutbeek als zwemwater kunnen we zonder meer goed noemen, zeker naar Nederlandse maatstaven. Ook de ecologische toestand, belangrijk voor de Kaderrichtlijn Water, lijkt redelijk tot goed.

Het percentage zuurstofverzadiging, het chloridegehalte, de zuurgraad en het doorzicht voldoen in 2009-2010 aan de milieukwaliteitseisen die het Waterschap Regge en Dinkel stelt aan dit type plassen (tabel 14). De nutriëntengehalten, het sulfaatgehalte en in enkele zwemvijvers de maximale watertemperatuur, zijn iets te hoog.

Tabel 14 Toetsing van de waterkwaliteit van Het Rutbeek, 2009-2010, aan de milieukwaliteitseisen van Waterschap Regge en Dinkel (2010) voor het watertype M16.

Parameter	Toetscriterium	Eenheid	Norm	Plas 2009-2010			
				20-701	20-703	20-704	20-705
Temperatuur	Maximum dagwaarde	°C	≤ 25	25.1	25.3	24.9	22.4
Zuurstof	Zomergemiddelde	%	≥ 60 en ≤ 120	109	111	109	107
Zoutgehalte	Zomergemiddelde	mg Cl/l	≤ 40	24	24	24	24
Zuurgraad	Zomergemiddelde		≥ 6.5 en ≤ 8.5	8.5	8.5	8.5	8.4
Totaal fosfaat	Zomergemiddelde	mg P/l	≤ 0.040	0.054	0.053	0.047	0.044
Totaal stikstof	Zomergemiddelde	mg N/l	≤ 0.90	1.12	1.36	1.40	1.14
Doorzicht	Zomergemiddelde	m	≥ 1.7	nvt	nvt	nvt	3.0
Sulfaat	90-percentiel op jaarbasis	mg/l	≤ 30	44.5	-	-	44.0
Alkaliniteit	Jaargemiddelde	meq/l	-	1.15	-	-	1.14

Fytoplankton

De zomergemiddelde biomassa van het fytoplankton (Chla) is dusdanig laag dat hij voldoet aan de norm voor een goede tot zeer goede ecologische toestand. In 2009-2010 doen zich alleen wat bloeien voor van *Chrysochromulina* en kleine chroococcale blauwalgen. Deze moeten we wel beoordelen als matig. De dichtheid van potentieel toxische blauwalgen is echter laag, wat niet betekent dat er lokaal geen kortstondige drijfslagen op kunnen treden.

Plantengroei

Zestig procent van het begroeibare areaal is bedekt met ondergedoken vegetatie, wat beantwoordt aan de zeer goede ecologische toestand volgens de KRW. De soortenrijkdom van de watervegetatie is echter niet groot en er zijn alleen tolerante soorten en geen kieskeurige of gevoelige soorten gevonden.

Vis

De soortenrijkdom van vis in Het Rutbeek is redelijk, ondanks de geïsoleerde ligging van de plas (gebrek aan connectiviteit). De visstand heeft kenmerken van het Blankvoorn-Brasemtype, die men in dit soort plassen verwacht (zie intermezzo op de volgende pagina). De gevoelige soorten uit het referentietype, Kleine modderkruiper en Kroeskarper lijken echter te ontbreken.

Referentiebeeld

Een referentiebeeld van het ecosysteem van Het Rutbeek kunnen we ontleen aan het Aquatisch Supplement en de Referenties en Maatlatten (zie het intermezzo hieronder). In levende lijve kunnen we dit type meren vinden in het Noorden en Oosten van Duitsland (bijvoorbeeld Holsteinische Schweiz en Mecklenburg). Een groot verschil tussen deze natuurlijke plassen en onze voormalige winplassen op de hogere gronden, is de connectiviteit, de open verbinding met ander oppervlaktewater.

Referentie voor Het Rutbeek

Op grond van de oppervlakte, diepte, alkaliniteit (> 1 meq/l) en geleidbaarheid (≥ 25 mS/m) kennen we Het Rutbeek toe aan het KRW-type M16 (Van der Molen & Pot 2007) en verwachten we hier een gemeenschap van grote, diepe mesotrofe, matig tot sterk gebufferde wingaten (Jaarsma & Verdonschot 2000). Bepalend voor de ecologische ontwikkeling zijn oppervlak, diepteverloop, trofiegraad, bodemtype en verblijftijd. Deze factoren sturen de helderheid en de grootte van het begroeibare areaal ondergedoken waterplanten en daarmee ook de hoeveelheid fytoplankton en de samenstelling van de macrofauna- en visgemeenschap.

Vegetaties van ondergedoken waterplanten en oeverplanten zijn beperkt tot de ondiepe zones van deze kleine meren. Indicatieve waterplanten zijn o.a.

Aarvederkruid, Naaldwaterbies, Schedefonteinkruid, Smalle waterpest, Stijve waterranonkel, Tenger fonteinkruid en Teer kransblad.

In het plankton zijn algen in het voordeel die zich, bij afwezigheid van turbulentie, boven in de waterkolom kunnen handhaven. Dit zijn algen met flagellen of een groot drijfvermogen. In het voorjaar vindt men kiezelalgen en goudalgen (*Asterionella*, *Cyclotella*, *Dinobryon*, *Mallomonas*), in de zomer dinoflagellaten (*Ceratium*), groenalgen uit de orde Volvocales (*Eudorina*, *Volvox*), *Botryococcus*, sieralgen en blauwalgen (*Anabaena*, *Microcystis*).

De visstand is van het Blankvoorn-Brasem-diepwatertype. In het open water vinden we vooral eurytope soorten. Dit zijn soorten die niet heel kieskeurig zijn wat betreft hun leefomgeving en in veel biotopen kunnen leven. Baars en blankvoorn domineren.

De ondiepe oeverzones met vegetatie hebben een belangrijke functie als paai- en opgroeigebied voor deze eurytope soorten, en als leefgebied voor limnofiele soorten.

In deze oeverzone leeft een gevarieerde visstand met o.a. Kolblei, Ruisvoorn, Snoek en Zeelt en gevoelige soorten als Kleine modderkruiper en Kroeskarper.

5.2 Ecologische functioneren

Productiviteit

Het Rutbeek heeft door het jaar heen een zeer lage biomassa van planktonalgen. Deze hoeveelheid is lager dan men zou verwachten op grond van de hoeveelheid stikstof en fosfaat. Bij een totaal-fosfaatgehalte in april van < 0.03 (2010) à 0.05 mg P/l (2009) verwachten we een zomergemiddeld chlorofyl-a-gehalte van ca. 10 µg/l (Osté *et al.* 2010). We meten een gehalte van slechts 6 µg/l of lager (tabel 15).

Tabel 15 Zomergemiddelde gehalten van nutriënten, chlorofyl-a en hun verhoudingen; GET 90% M16 geeft de zomergemiddelden waarbij in heldere meren (doorzicht > 0.6 m) van het type M16 de kans op het behalen van het GET voor chlorofyl-a 90% bedraagt (berekening gebaseerd op ruim zestig meren van dit type; bron: Heinis & Evers 2007). Rutbeek 2009 geeft de zomergemiddelden op verschillende meetpunten in Het Rutbeek in het meetjaar 2009.

		Totaal-P mg P/l	Totaal-N mg N/l	Chla µg/l	Chla:P µg/mg	Chla:N µg/mg
GET 90% M16		0.038	0.940	14.5	385	54.1
Rutbeek 2009	20-701	< 0.054	1.119	< 6.1	130	6.4
	20-703	0.053	1.358	< 5.6	121	4.8
	20-704	< 0.047	1.400	< 5.0	128	4.5
	20-705	< 0.044	1.140	-	-	-

De lage biomassa van het fytoplankton zou het gevolg kunnen zijn van een sterke begrazing. Het aandeel begrazingsgevoelige algensoorten is het grootst in de vroege voorjaars- en herfstmaanden, waarin de graasdruk lager is. Daarnaast bestaat de mogelijkheid dat niet alle totaal-fosfaat dat we meten beschikbaar is voor algengroei. Naar alle waarschijnlijkheid is er een inerte stikstoffractie van ca. 0.5 mg N/l.

De primaire productie in Het Rutbeek komt grotendeels voor rekening van ondergedoken waterplanten en vermoedelijk bodemalgen en epifytische algen. Deze leggen nutriënten vast zodat deze niet meer beschikbaar zijn voor planktonalgen. Een bijkomend effect van waterplanten zou kunnen zijn dat de productie van fytoplankton geremd wordt door de afscheiding van algengroeiremmende stoffen (allelopathie).

Nutriëntenhuishouding

De fytoplanktonproductiviteitsparameters (chlorofyl-a, Chla:P en Chla:N) liggen ruim beneden de GET-norm. Een deel van de tijd geldt dit ook voor het totaal-P-gehalte, met waarden gelijk aan of lager dan 0.03 mg P/l. De hoogste totaal-P-gehalten treden in 2009 op in de zomermaanden. Eén van de mogelijke oorzaken is stikstoflimitatie waardoor DRP niet meer wordt opgenomen. Een andere oorzaak is vermoedelijk de opwerveling van particulier gebonden fosfaat (bodemdeeltjes) door badgasten. Samenvattend kunnen we stellen dat de fosfaatbelasting op Het Rutbeek momenteel voldoende laag is en beneden de kritische waarde. Het lijkt ons daarom op dit moment niet noodzakelijk om de fosfaatvrachten te kwantificeren en een P-balans op te stellen. Om dit te kunnen doen moet men een representatieve schatting kunnen maken van de gemiddelde diepte van Het Rutbeek, van de verblijftijd van het water, van de fosfaatbelasting via grondwater, via

recreanten, watervogels en afstroming en van de retentie van fosfaat in de waterbodem. Daarvoor ontbreken op dit moment gegevens. Toch willen we hier een paar woorden aan wijden.

Het Rutbeek is een geïsoleerde plas en ontvangt zijn water via neerslag en kwel. Dit zijn tevens de belangrijke bronnen van nutriënten. Deze waterstromen kunnen we als volgt karakteriseren (naar Osté *et al.* 2010):

- Directe neerslag heeft een laag fosfaatgehalte, hier ca. 0.03 mg P/l (tabel 13).
- Afstromend regenwater en ondiep grondwater (< 10 m) zijn water dat als regen op het land is gevallen en daarna oppervlakkig afstroomt en uitspoelt naar de plas. De samenstelling van dit water is sterk afhankelijk van het gebruik van het omliggende gebied. Door bemesting kunnen de nutriëntengehalten van dit water hoog zijn. De meest recente metingen van de kwaliteit van het ondiepe grondwater op een punt bij Boekelo, 12 augustus 2002, geven een totaal-fosfaatgehalte van 0.17 mg P/l op een diepte van 2 tot 4 m onder het maaiveld, en 0.28 mg P/l op een diepte van 8 tot 10 m onder het maaiveld.
- Diep grondwater (> 10 m) zou in het pleistocene deel een fosfaatgehalte hebben tussen 0 en 0.15 mg P/l (Osté *et al.* 2010). In het Boekelerveld is 0.34 mg P/l gemeten (tabel 12), wat dus hoger zou zijn dan verwacht.

Daarnaast moet men rekening houden met een nutriëntenbelasting vanuit de recreatie en door watervogels. Door de beheerder is aangegeven dat er mogelijk een toestroom van nutriënten is vanuit de naast Het Rutbeek gelegen, voormalige vuilstort.

Uit het chloridegehalte in de plas, in het regenwater en het grondwater kunnen we berekenen dat de grondwaterflux naar Het Rutbeek ruim drie keer zo groot is als de neerslagsom. Voor een juiste bepaling van de flux en het opstellen van een waterbalans, moeten we het volume van Het Rutbeek weten en de hoeveelheid water die in de loop van het jaar wordt uitgelaten. Om vervolgens een fosfaatbalans te kunnen opstellen, moeten we de fosfaatbelasting via het grondwater kunnen berekenen, de eventuele nalevering vanuit het sediment en de belasting vanuit andere bronnen. Tenslotte zouden we de kritische fosfaatbelasting kunnen bepalen, voor bijvoorbeeld verschillende scenario's van bedekking met ondergedoken watervegetatie. De kritische belasting is het belastingniveau waarboven de kans op de omslag van een helder waterplantenrijk systeem, naar een troebel, algengedomineerd systeem groot is.

Een dergelijke exercitie is op dit moment niet mogelijk en noodzakelijk, maar zou wel zinvol zijn om een indruk te krijgen van de bijdrage van de verschillende bronnen, en van de 'ruimte' die men heeft tussen de huidige en de kritische belasting, met het oog op toekomstige ontwikkelingen of wijzigingen in het beheer.

5.3 Zwemwaterproblemen Rutbeek

In tabel 16 hebben we een overzicht gegeven van problemen met de zwemwaterkwaliteit die zich in de periode 2006-2010 hebben voorgedaan in Het Rutbeek.

Tabel 16 Problemen zwemwaterkwaliteit in Het Rutbeek, periode 2006-2009.

Jaar	Maand	Probleem
2003		Zwemmersjeuk
2006		Zwemmersjeuk
	September	Blauwalgbloei
2007	April	Eerste blauwalgmelding
	Juli-Augustus	Drijfslag van bruine algen later overgaand in blauwalgen
2009	Juli	Drijfslag (10 m ²) langs strand, met groenalg <i>Nautococcus</i> en iets minder talrijk de blauwalg <i>Anabaena lemmermannii</i>
2009	Augustus	Lichte drijfslag langs strand, groen en blauw; niet ernstig Paarse drijfslag bij skibaan (50x1.5 m); uiteengevaren en niet meer teruggekomen

5.3.1 Blauwalgproblematiek

Aard en omvang

Door de jaren heen zijn er langs de oever regelmatig drijfslagen waargenomen in Het Rutbeek. Ofschoon de soortensamenstelling niet steeds bekend is weten we wel dat deze drijfslagen niet altijd gedomineerd worden door blauwalgen. De blauwalg die het meest in een drijfslag gesignaleerd is, is een soort uit het geslacht *Anabaena*, waaronder *Anabaena lemmermannii*. In Het Rutbeek treden de drijfslagen lokaal op en hebben ze een beperkte oppervlakte en duur. Volgens het huidige Blauwalgenprotocol (2011) zou een dergelijke drijfslag tot een kortstondige waarschuwing aan de zwemmers leiden, voor de duur van de aanwezigheid van de laag.

De hoeveelheid *Anabaena* in fytoplanktonmonsters was in 2009 steeds laag: hooguit 28 draden en 2 000 cellen per milliliter, in april en juli van dat jaar. De hoeveelheid *Microcystis*, ook een potentiële drijfslagvormer, kwam niet boven 4 000 cellen per ml uit (maximum in augustus 2009). Dergelijke dichtheden zijn veel te laag om te kunnen spreken van een bloei.

Het optreden van drijfslagen is echter niet afhankelijk van de dichtheid van de algen in de waterkolom, maar van hun fysiologische toestand (zie hoofdstuk 3). Onder normale, vitale omstandigheden zullen drijfslagen die 's ochtends aanwezig blijken in de loop van de ochtend verdwijnen. Dit normale proces kan verstoord raken in situaties waarbij drijfslagen door de wind naar een oever geblazen worden en daar accumuleren. Van daaruit kunnen ze zich niet meer verspreiden. Een groot deel van de biomassa zal vervolgens afsterven.

Oorzaken

Blauwalgen uit het geslacht *Anabaena* zijn lijken succesvol te zijn onder omstandigheden met een relatief goede ecologische kwaliteit, dat wil zeggen, lage nutriëntengehalten, helder water, ondergedoken waterplanten. Hiervoor zijn drie belangrijke oorzaken:

- 1) *Anabaena* is in staat tot stikstofbinding;
- 2) *Anabaena* kan zijn drijfvermogen reguleren;
- 3) *Anabaena* wordt niet tot nauwelijks begraasd door zoöplankton.

Anabaena-soorten zijn dan ook een normale component van het fytoplankton van heldere, meso- tot zwak-eutrofe, diepere plassen. Bloeien treden meestal op bij totaal-fosfaatgehalten tussen 0.05 en 0.12 mg P/l (figuur 4). De fosfaatgehalten in Het Rutbeek zijn lager. Het optreden van stikstoflimitatie geeft deze blauwalgen een voordeel, hoewel dat niet naar voren komt uit de (beperkte) Nederlandse gegevens (figuur 4). Als door eutrofiëring het fosfaat- en stikstofgehalte stijgt kan een verschuiving optreden naar dominantie van *Microcystis*. Deze kan gedurende veel langere perioden voor overlast zorgen, omdat *Microcystis*-populaties voortdurend vanuit het sediment recruterend. Bij *Anabaena* gebeurt dat gewoonlijk maar één tot twee keer per jaar. Eutrofiëring moet men dus altijd zien te voorkomen en hoe lager het fosfaatgehalte van het water, hoe lager de maximale *Anabaena*-biomassa. Een stimulering van de graasdruk stimuleert ook de ontwikkeling van *Anabaena*, omdat deze niet tot nauwelijks begraasd kunnen worden door het zoöplankton.

Andere factoren

Waterplanten met hun aangroei verlagen het fosfaatgehalte in het water. Het hoge bedekkingspercentage van ondergedoken waterplanten in Het Rutbeek is daarom een positieve factor, die zoveel mogelijk in stand gehouden moet worden.

Uit de visstand kunnen we afleiden dat het bestand bodemwoelende en planktivore vis beperkt is. Er hoeft daarom geen negatief effect te worden verwacht van de visstand op het waterplantenbestand of op het zoöplankton.

Er is in Het Rutbeek geen significante toename te zien van de watertemperatuur en de zuurgraad (figuur 12), waardoor de groei van potentieel toxische blauwalgen bevorderd zou kunnen worden.

5.3.2 Zwemmersjeuk

In Het Rutbeek is zwemmersjeuk opgetreden in 2003 en 2006. Zwemmersjeuk wordt veroorzaakt door larven van wormpjes (*Trichobilharzia ocellata*), die als parasiet leven in afwisselend eenden of andere watervogels en poelslakken. Het 'eendenstadium' legt eitjes die in het water terecht komen. Daaruit komt een larfje dat op zoek gaat naar een poelslak (meestal *Lymnea* soms ook *Radix*). Na enige tijd en bij een watertemperatuur boven 20 °C verlaten deze larfjes als cercariën massaal de slak en gaan op zoek naar een eend. Ook zwemmers (eveneens warmbloedig) kunnen hierbij aangeprikt worden en ofschoon de cercarie niet door de menselijke huid kan dringen, veroorzaakt hij wel een jeukend bultje.

De bestrijding van het probleem richt zich vaak op het verwijderen van slakken of de planten waarop slakken leven. Slakken leven echter niet van de planten zelf, maar van het microscopische aangroei dat op de planten zit. Dit aangroei bevindt zich ook op het sediment. In een heldere plas als Het Rutbeek zullen bodemalgen tot op 3 à 3.5 m diepte kunnen groeien.

6 Mogelijke maatregelen

6.1 Motivatie keuze maatregelen

Op grond van de aard en grootte van de blauwalgpopulaties en de frequentie en omvang van drijfslagvorming, denken wij dat de blauwalgproblematiek in Het Rutbeek beperkt is, en niet of nauwelijks vergroot door eutrofiering. De maatregelen die wij voorstellen richten zich dan ook niet primair op het saneren van fosfaatbronnen. De voorgestelde maatregelen vallen in vier categorieën:

- 1) maatregelen om de fosfaatbelasting op de plas te minimaliseren;
- 2) maatregelen om minimaal de huidige ecologische toestand in stand te houden;
- 3) maatregelen om het ontstaan van drijfslagen tegen te gaan;
- 4) maatregelen om de overlast van drijfslagen te beperken.

6.2 Minimaliseren fosfaatbelasting op de plas

De fosfaatgehalten in de zwemgedeelten van Het Rutbeek zijn in juli-augustus duidelijk verhoogd ten opzichte van voor- en najaar. We vermoeden een verband met de recreatie en het beheer. Het is niet mogelijk om de belasting vanuit deze bron volledig tegen te gaan, maar we kunnen wel de beschikbaarheid van fosfaat verkleinen. Daarnaast kunnen we proberen om de belasting vanuit andere bronnen te minimaliseren. Dit leidt tot een aantal mogelijke maatregelen.

- **Vermindering fosfaatbelasting via het grondwater**

In het meetjaar 2002 was het grondwater op grotere diepte (8-10 m) rijker aan fosfaat dan het ondiepere (2-4 m). Als dit ook nu nog zo is, zou de fosfaatbelasting via het grondwater verkleind kunnen worden door de vracht vanuit deze diepere laag te verminderen. Dit zou men kunnen doen door het diepste deel van de plas te verondiepen met schoon zand, tot op ca. vijf meter.

Om het nut van een dergelijke maatregel vast te kunnen stellen moet men eerst een betrouwbare fosfaatbalans voor Het Rutbeek opstellen, waarin de huidige fosfaatvrachten goed gekwantificeerd zijn.

- **Voorkomen van de afspoeling van nutriëntenrijk regenwater**

De beheerder van het Rutbeek gebruikt al een fosfaatarme kunstmest en strooit op de ligweiden niet in een zone langs de oever.

- **Voorkomen van het gebruik van lokvoer bij de hengelsport**

Het bijvoeren van vis kan een belangrijke bijdrage aan de nutriëntenbelasting zijn en moet in zwemplassen voorkomen worden. Door een juiste communicatie met de hengelsportfederatie en –verenigingen kan men proberen te bereiken dat het bijvoeren tot een minimum beperkt wordt.

6.3 Instandhouding huidige ecologische toestand

In de huidige plas is de productiviteit van het fytoplankton laag en de robuustheid van het systeem groot, door het hoge bedekkingspercentage ondergedoken waterplanten. Deze toestand dient zo veel mogelijk in stand gehouden te worden, om te voorkomen dat de fytoplanktonproductiviteit en de frequentie en omvang van blauwalgproblemen toenemen.

- **Voorkomen van het uitzetten van karpers**
Karpers hebben een negatieve invloed op ondergedoken waterplanten en stimuleren sportvissers tot het gebruik van lokvoer.
- **Voorkomen van maaien van waterplanten**
Het maaien van waterplanten moet zoveel mogelijk vermeden worden. Losgeraakte plantendelen kan men wel verwijderen.
- **Voorkomen van productiviteitsverhogende maatregelen**
Sportvisserij Nederland (Wijmans & Weijman 2008) beveelt aan om de productiviteit van Het Rutbeek te verhogen door het aanbrengen van een voedselrijke kleilaag in de oostelijke oeverzone. Voor de zwemwaterfunctie moet dit met klem worden afgeraden.

6.4 Voorkomen van drijfslagen

Blauwalgen zoals *Anabaena* hebben in diepere meren alleen concurrentievoordeel, wanneer zij hun dagelijkse verticale migratie kunnen uitvoeren (hoofdstuk 3). Dit wordt tegengewerkt door turbulentie op te wekken, door bellenschermen of fonteinen.

6.5 Bestrijding overlast drijfslagen

Drijfslagen zijn nooit helemaal uit te sluiten. Het zijn natuurlijke fenomenen die ook kunnen optreden in de schoonste plassen, maar dan altijd beperkt van omvang en tijdelijk zijn. Dat maakt drijfslagen niet minder hinderlijk. Daarom noemen we in deze paragraaf een aantal maatregelen die overlast van een drijfslag zoveel mogelijk beperken.

- **Het opzuigen van drijfslagen**
Drijfslagen kan men opruimen door ze op te zuigen met een pomp en het materiaal af te voeren. De Gemeente Almere heeft de laatste jaren veel ervaring opgedaan met het verwijderen en bestrijden van drijfslagen (M. Lurling, pers. meded.).
- **Besproeien met waterstofperoxide**
Door drijfslagen gericht te besproeien met waterstofperoxide kan men de blauwalgen ter plaatse doen afsterven. De toepasbaarheid en risico's van deze methode zijn echter nog onvoldoende onderzocht (M. Lurling, pers. meded.). De drijfslag zal niet meteen verdwijnen door besproeiing met peroxide en er is een geval bekend waarbij gedurende enkele dagen een stinkende, afstervende drab op het behandelde water lag. Tijdens het afsterven kan korte tijd de concentratie gifstoffen in het water verhoogd zijn.

7 Literatuur

- Beijk R, Mooibroek D & Hoogerbrugge R (2007) Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2003-2006. Rapport 680704002, RIVM, Bilthoven.
- Blauwalgenproccotol (2010) Versie 10 maart 2010. Vastgesteld door het Nationaal Wateroverleg (zie www.stowa.nl thema Cyanobacteriën).
- Blauwalgenprotocol (2011) Versie 28 februari 2011. Vastgesteld door het Nationaal Wateroverleg (NWO).
- Bijkerk R (2005) Stuurbaarheid van fytoplankton. Een onderzoek naar de stuurvariabelen van fytoplanktonbloeien als doelvariabelen in de Kaderrichtlijn Water. Rapport 2005-096, Koeman en Bijkerk bv, Haren. 88 pp.
- Bijkerk R (red) (2010) Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Rapport 2010-28, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Bloemendaal FHJL & Roelofs JGM (red) (1988) Waterplanten en waterkwaliteit. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Elbersen JWH, Verdonschot PFM, Roels B & Hartholt JG (2003) Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW). 1. Typologie Nederlandse oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669, Alterra, Wageningen. 70 pp.
- Heinis F & Evers CHM (2007) Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. STOWA-rapport 2007-02/RIZA-rapport 2007-001, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Jaarsma NG & Verdonschot PFM (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 8. Wingaten. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr AS-08, Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Jaarsma N, Klinge M & Lamers L (2008) Van helder naar troebel... en weer terug. Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de kaderrichtlijn water. Rapport 2008-04, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Jöhnk K, Huisman J, Sharples J, Sommeijer B, Visser P & Stroom J (2008) Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14: 495-512.
- Klinge M, Hensens G, Brenninkmeijer A & Nagelkerke L (2003) Handboek Visstandbemonstering, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Komárková-Legnerová J & Eloranta P (1992) Planktic blue-green algae (Cyanophyta) from central Finland (Jyväskylä region) with special reference of the genus *Anabaena*. *Arch Hydrobiol/Algological Studies* 67: 103-133.
- Osté A, Jaarsma N & van Oosterhout F (2010) Een heldere kijk op diepe plassen. Kennisdocument diepe meren en plassen: ecologische systeem analyse, diagnose en maatregelen. Rapport 2010-38, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Padisak J, Crossetti LO & Naselli-Flores L (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Paerl HW & Huisman J (2008) Blooms like it hot. *Science* 320(5872): 57-58.
- Phillips G (2006) Derivation of chlorophyll-a boundaries based on changes to maximum depth distribution of submerged macrophytes. In: Van den Berg MS (ed) Good-Moderate boundary setting procedure. Annex C to Milestone 6 Report, September version, lake GIGs, Institute of Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission, Ispra. pp 16-23.
- Portielje R & van der Molen DT (1999) Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. *Hydrobiologia*: 408/409: 375-387.
- Pot R & van der Molen DT (2007) Referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Aanvulling kleine typen. Rapport 2007-32B. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Reynolds CS (2006) Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. 535 pp.

- Stolk AP (2001) Landelijk meetnet regenwatersamenstelling. Meetresultaten 2000. Rapport 723101 057, RIVM, Bilthoven.
- Tonkes M (2006) Handleiding sanering waterbodems. AKWA rapport 05.006, Advies- en Kenniscentrum Waterbodems, Rijkswaterstaat, Lelystad.
- van den Berg MS, van der Molen DT & Boers PCM (2002) Setting up reference conditions for phytoplankton, turbidity and submerged macrophytes in Dutch lakes. TemaNord 566: 28-31.
- van der Molen DT & Pot R (red) (2007) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Aanvulling kleine typen. STOWA rapport 2007-032, STOWA, Utrecht.
- Vighi M & Chiaudani G (1985) A simple method to estimate lake phosphorus concentrations resulting from natural, background, loadings. Water Res 19: 987-991.
- Waterschap Regge en Dinkel (2009) Nader Onderzoek Zwemwater: Programma van eisen, onderzoeksopzet ecologisch, werkprotocollen. Werkgroep Monitoring, Waterschap Regge en Dinkel, Almelo.
- Waterschap Regge en Dinkel (2010) Waterbeheerplan 2010-2015. Waterschap Regge en Dinkel, Almelo.
- Wijmans PADM & Weijman RJC (2008) Rapport visserijkundig onderzoek Het Rutbeek te Enschede. Sportvisserij Nederland, Bilthoven. 47 pp.

Verklarende woordenlijst

Abundantie	Het aantal planten of dieren van een soort of soortgroep in een bepaald gebied, doorgaans uitgedrukt per oppervlakte-eenheid of volume-eenheid.
Alkaliniteit	Maat voor de capaciteit van water om H ⁺ -ionen te neutraliseren en pH-daling tegen te gaan; in natuurlijke wateren wordt de alkaliniteit voor het grootste deel bepaald door het gehalte bicarbonaat.
Allelopatie	Uitscheiding van stoffen die de groei van andere organismen remmen.
Bedekking	Bij vegetatie: dat deel van het grondoppervlak dat bij verticale projectie van de begroeiing bedekt wordt door vegetatie, uitgedrukt als percentage.
Begroeibaar areaal	Deel van het waterlichaam waar, in de natuurlijke, ongestoorde toestand, waterplanten kunnen groeien.
Benthisch	Levend in of op (het aangroei) op de bodem van het oppervlaktewater.
Bestandsopname	Onderzoek om de hoeveelheid van een plant of dier in een gegeven gebied te bepalen.
Biovolume	Het totale volume van een organisme; bij algen inclusief een celwand, maar exclusief een eventuele lorica (huisje) of slijmmantel.
Blauwalgen	Een groep fototrofe bacteriën die in veel opzichten aan algen doen denken.
Cyanobacteriën	Blauwalgen.
Detectielimiet	De kleinste concentratie van een stof die nog met voldoende betrouwbaarheid gemeten kan worden
DIN	Opgeloste, anorganische stikstof (Dissolved Inorganic Nitrogen): het totaal van nitriet, nitraat en ammonium
Drijfslaag	Een door ophoping van algen aan het wateroppervlak ontstane, sterk gekleurde laag (blauw, groen, oranje, rood).
DRP	Opgelost, reactief fosfaat (Dissolved Reactive Phosphorus); het totaal aan opgelost, anorganisch fosfaat dat gemeten wordt met de molybdaatmethode; bestaat gewoonlijk voor het grootste deel uit orthofosfaat.
Eurytoop	Van vis: zonder duidelijke voorkeur voor een bepaald leefmilieu.
Eutrofiëring	Toename van het gehalte aan voedingsstoffen, met name van ammonium, nitraat en fosfaat.
Eutroof	Rijk aan voedingsstoffen (gehalte totaal-fosfor (Ptotaal) tussen 0,025 en 0,100 mg P/l).
Filament	Bij algen: een draad van achter elkaar geplaatste cellen, meestal in één rij.
Functionele groep	Groep organismen met één of meer gemeenschappelijke kenmerken die van ecologisch belang zijn.
Gebufferd	Met het vermogen om H ⁺ -ionen (protonen) te neutraliseren, waardoor een toename van deze ionen niet leidt tot een daling van de pH.

Helofyt	Oeverplant met overwinteringsknoppen onder water, die bestand is tegen meer dan vijf weken overstroming (bijvoorbeeld Riet, Grote lisdodde, Liesgras).
Hydromorfologie	Volgens het Handboek Hydromorfologie: de leer van de vormen in het landschap ontstaan door water; hydromorfologische kenmerken zijn o.a. breedte, diepte, meandering, oevervorm.
Isolatie	De mate waarin een oppervlaktewater in verbinding staat met ander oppervlaktewater.
Limnofiel	Van vis: met een voorkeur voor stilstaande, waterplantrijke wateren.
Maatlat	In de waterkwaliteitsbeoordeling een systeem om de ecologische kwaliteit van een oppervlaktewater te bepalen uit de hoeveelheid en aard van de aanwezige planten of dieren.
Mengmonster	Een monster waarin twee of meer submonsters van verschillende microhabitats of diepten zijn samengebracht.
Mesotroof	Matig rijk aan voedingsstoffen (gehalte fosfor hoger dan 0,0125 mg P/l en maximaal 0,025 mg P/l).
Oligotroof	Arm aan voedingsstoffen (gehalte fosfor lager dan 0,0125 mg P/l).
Parameter	In het hydrobiologisch onderzoek: een variabele waarvan de waarde bepalend is voor de toestand (ecologische kwaliteit) van het watersysteem. Vaak gebruikt als synoniem van variabele.
Redfield ratio	De gemiddelde verhouding tussen koolstof (C), stikstof (N) en fosfaat (P) in algen, die gezien wordt als de optimale verhouding tussen deze elementen in water voor groei van algen: C:N:P = 106:16:1 op basis van molen.
Secchi-diepte	Maximale diepte waarop een afgezonken witte Secchi-schijf nog juist zichtbaar is. De diepte wordt bepaald als het gemiddelde van de diepte waarop de neergelaten schijf uit het zicht verdwijnt en de diepte waarop hij bij het ophalen weer zichtbaar wordt. Ook wel zichtdiepte genoemd (ZSecchiof ZS).
Soortenrijkdom	Het aantal soorten in een monster of een gebied; meestal alleen de soorten van een bepaalde taxonomische of functionele groep.
Soortensamenstelling	De lijst van soorten in een monster of een gebied; meestal alleen de soorten van een bepaalde taxonomische of functionele groep.
Substraat	De vaste laag of het sediment waar een organisme zich kan bevinden.
Talud	Het schuine vlak langs een weg, watergang of dijk.
Taxon	Een groep organismen die op grond van overeenkomstige kenmerken een eenheid vormt waaraan een unieke naam is gegeven. Eenheden zijn op verschillende niveaus gedefinieerd, bijvoorbeeld soort, geslacht, familie, klasse.
Trek	Een bemonstering van het oppervlaktewater met behulp van een net dat over enige afstand door het water getrokken wordt.
Waterkolom	De watermassa tussen waterspiegel en sedimentoppervlak.
Zichtdiepte	Zie Secchi-diepte.