



Waterplantenoverlast Gooi- en Eemmeer

Ecologische systemanalyse en aanbevelingen voor optimalisatie van het waterplantenbeheer

Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren

1 oktober 2020

Project
Opdrachtgever

Waterplantenoverlast Gooi- en Eemmeer
Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren

Document

Ecologische systeemanalyse en aanbevelingen voor optimalisatie van het waterplantenbeheer

Status

Definitief 02

Datum

1 oktober 2020

Referentie

117343/20-014.728

Projectcode

117343

Projectleider

drs. L.G. Turlings (Lennart)

Projectdirecteur

drs. M. Klinge (Marcel)

Auteur(s)

M. van der Kamp MSc (Marloes), ing. R.J. Brederveld Msc (Bob), E.E. van Deelen MSc (Emma) & M. Verhofstad (Michiel) MSc (FLORON)

Gecontroleerd door

drs. ing. S.A. Schep (Sebastiaan) & drs. L.G. Turlings (Lennart)

Goedgekeurd door

drs. L.G. Turlings (Lennart)

Paraaf



Adres

Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
Leeuwenbrug 8
Postbus 233
7400 AE Deventer
+31 (0)570 69 79 11
www.witteveenbos.com
KvK 38020751

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Witteveen+Bos is gecertificeerd op basis van ISO 9001.

© Witteveen+Bos

Niets uit dit document mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt in enige vorm zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Witteveen+Bos noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd, behoudens schriftelijk anders overeengekomen. Witteveen+Bos aanvaardt geen aansprakelijkheid voor enigerlei schade die voortvloeit uit of verband houdt met het wijzigen van de inhoud van het door Witteveen+Bos geleverde document.

INHOUDSOPGAVE

	SAMENVATTING	5
1	INLEIDING	7
1.1	Aanleiding en projectbeschrijving	7
1.2	Onderzoeksvragen	8
1.3	Leeswijzer	8
2	THEORETISCHE ACHTERGROND, WERKWIJZE EN UITGANGSPUNTEN	9
2.1	Theoretische achtergrond	9
2.2	Werkwijze	10
2.3	Toelichting per werkstap	11
2.3.1	Systeembeschrijving	11
2.3.2	Analyse van de huidige toestand	12
2.3.3	Water- en stoffenbalans	12
2.3.4	Modelstudie met PCLake	16
3	SYSTEEMANALYSE	26
3.1	Systeembeschrijving	26
3.2	Huidige toestand	32
3.2.1	Fysisch-chemische toestand	32
3.2.2	Biologische toestand	35
3.2.3	Systeeminzicht aan de hand van de toestandsanalyse	47
3.3	Water- en stoffenbalans	48
3.3.1	Eemmeer	48
3.3.2	Gooimeer	50
3.4	Modelstudie met PCLake	52
3.4.1	Iteratiestap 1: basismodel en vergelijking kritische belasting vs. externe belasting op basis van basale gebiedskenmerken	52
3.4.2	Modelaanpassing inclusief mosselen	53
3.4.3	Ruimtelijke variatie	58
3.4.4	Effecten verwijdering van waterplanten	60
4	CONCLUSIES SYSTEEMANALYSE	65

5	AANBEVELINGEN VOOR VERMINDERING OVERLAST WATERPLANTEN	67
5.1	Aanbevelingen voor de lange termijn - systeemverbetering	67
5.2	Aanbevelingen voor de korte termijn - symptoombestrijding	68
5.3	Conclusie	69
6	REFERENTIES	71
	Laatste pagina	72
	Bijlage(n)	Aantal pagina's
I	Correlaties waterplanten, waterdiepte en strijklengte 2018	6
II	Mosselkartering april 2020	31
III	KRW-beoordelingssystematiek	1

SAMENVATTING

Aanleiding

In het Gooi- en Eemmeer ondervindt de waterrecreatiesector in toenemende mate hinder van de groei van ondergedoken waterplanten. De hinder uit zich in een sterke afname van de bevaarbaarheid, waardoor afbreuk wordt gedaan aan de recreatieve en maatschappelijke waarde van de meren. Om te verkennen welke speelruimte er is voor maatregelen om de overlast van de waterplanten tegen te gaan heeft de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren Witteveen+Bos gevraagd een systeemanalyse en effectenanalyse uit te voeren. Met de systeemanalyse is in beeld gebracht hoe het aquatische ecosysteem van het Gooimeer en Eemmeer in elkaar steekt en wat de robuustheid (kan het systeem tegen een stootje) is van het systeem. De effectenanalyse laat zien welke effecten een ingreep hebben op de robuustheid en geeft aanknopingspunten voor een handelingsperspectief.

De systeemanalyse

Als instrument voor de uitvoering van de systeemanalyse hebben we gebruik gemaakt van de methodiek van de Ecologische Sleutelfactoren (ESF's). Dit is een landelijk ontwikkelde methodiek die helpt om inzicht te krijgen in de factoren die het meest sturend zijn voor de ecosysteemtoestand (helder veel planten, helder weinig planten, troebel en algen, etc.). In deze studie focussen we op de eerste drie sleutelfactoren: ESF productiviteit van het water, ESF lichtklimaat en ESF productiviteit van de bodem. Deze sleutelfactoren gaan over de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten. Het opstellen van een water- en stoffenbalans en de inzet van het ecosysteemmodel PCLake maakt onderdeel uit van genoemde methodiek.

Het PCLake model is speciaal ontwikkeld om de robuustheid van (ondiepe) watersystemen te bestuderen. Het bijzondere van het model PCLake is dat het, wanneer de unieke systeemkenmerken zijn toegekend, een zogeheten kritische nutriëntenbelasting of kritische grens van het watersysteem kan bepalen. Dat is de belasting waarbij een watersysteem omslaat van ecosysteemtoestand. Dat kan van helder naar troebel zijn of andersom. De grens waarop dit gebeurt verschilt. De kritische belasting voor een helder naar een troebel systeem ligt hoger dan van troebel naar helder. Dit komt omdat het systeem weerstand biedt. Wanneer een systeem helder is, is er een zekere weerstand tegen invloeden die het systeem troebel willen maken. De waterplanten veroorzaken deze weerstand. Door (intensieve) verwijdering van waterplanten verklein je de weerstand en kan bij hoge nutriënten belastingen het systeem weer omslaan naar een troebel algen-gedomineerd systeem. Vanuit Natura 2000 en KRW-doelstellingen is een omslag naar een troebele toestand in het Gooi- en Eemmeer niet wenselijk.

Resultaten systeemanalyse

De systeemanalyse laat zien dat er in het Gooi- en Eemmeer een duidelijke ontwikkeling heeft plaatsgevonden in de periode 2008 - 2013 van een troebel, algenrijk systeem naar een helder, plantenrijk systeem met hoge bedekkingen waterplanten. De ontwikkeling is te verklaren door een afname van de hoeveelheid voedingsstoffen (nutriënten) in het water (als gevolg van landelijk en regionaal beleid) in combinatie met een grote toename van de hoeveelheid mosselen en in het specifiek de opkomst van de quaggamossel. Door de filterende werking van de mosselen ontstond uiteindelijk een heldere situatie (ook op grotere diepte) in een zeer voedselrijk systeem. De waterplanten profiteerden uitermate van deze omstandigheden.

De systeemanalyse heeft uitgewezen dat zowel het Gooi- als het Eemmeer kwetsbaar blijken voor omslag naar een troebele algenrijke toestand: de robuustheid is beperkt. Dit komt enerzijds doordat de nutriëntenbelasting nog altijd te hoog is voor de draagkracht van de beide systemen. Anderzijds doordat de filterende werking als gevolg van het instorten van de mosselpopulatie sterk is afgenomen. Dat het systeem in de huidige situatie (nu) nog helder is heeft zeer waarschijnlijk te maken met het feit dat de planten door opname van voedingsstoffen het water helder houden (competitie met algen) en hierdoor weerstand bieden tegen een omslag naar een troebel, algenrijk systeem. De planten hebben een belangrijke functie in het helder houden op systeemniveau. Het is zeker niet onwaarschijnlijk dat zowel het Gooimeer als het Eemmeer bij gelijkblijvende omstandigheden (belasting en grootte van het mosselbestand (2020)) als gevolg van autonome ontwikkelingen weer omslaat naar een troebel systeem. De analyse laat zien dat ingrepen die gericht zijn op het verwijderen van planten zoals maai-beheer, harken van waterplanten of verdieping van de

waterbodem de kans op een omslag naar een troebel, algemeen systeem sterk vergroten. Een potentieel negatief effect op systeemniveau is groter bij het Gooimeer. Bedachtzaamheid bij ingrepen is desgewenst geboden.

Handelingsperspectief

Om overlast door planten te verminderen is een lange termijn aanpak gericht op het robuuster maken van het Gooi- en het Eemmeer als systeem nodig. De robuustheid van het systeem kan vergroot worden door nutriëntenreductie in combinatie met herinrichting.

Voor de korte termijn bevelen wij aan om, indien het wenselijk is om toch in te grijpen, vanwege de risico's met betrekking tot een omslag, een pilot te doen op een gering oppervlak, met een omkeerbare methode en op een robuuste locatie. Het doel van de pilot is om beter zicht te krijgen op bovenlokale effecten op systeemniveau van een lokale ingreep.

Om de pilot effectief te laten zijn zal de intensiteit én de periode van maaien uitgebreid moeten worden, met als doel de planten lokaal 'kapot te maaien'. Afhankelijk van de resultaten van de pilot (effecten lokaal en bovenlokaal), kan de pilot uitgebreid worden. Om de effecten goed te kunnen onderzoeken is het aan te bevelen een locatie te kiezen te midden van een onberoerde locatie. Een essentiële randvoorwaarde voor de pilot is dat de gevolgen goed gemonitord worden. Daarnaast zou met een ruimtelijk model (2D benadering) (koppeling van hydromorfologie en ecologie) de effecten van een lokale ingreep en de mogelijke uitstralingseffecten (gedetailleerder) bepaald kunnen worden. Door een pilot op te stellen van een zeer gering oppervlak, aan de hand van een omkeerbare methode op een robuuste locatie en de effecten goed te monitoren heeft de pilot een acceptabel risicoprofiel in relatie tot de Natura 2000 en KRW-doelstellingen.

1

INLEIDING

1.1 Aanleiding en projectbeschrijving

In het Gooi- en Eemmeer ondervindt de waterrecreatiesector in toenemende mate hinder van de groei van ondergedoken waterplanten. Deze hinder wordt met name veroorzaakt door Doorgroeid fonteinkruid. De hinder uit zich in een sterke afname van de bevaarbaarheid, waardoor volgens de sector afbreuk wordt gedaan aan de recreatieve en maatschappelijke waarde van de meren: 'Het economisch draagvlak neemt hierdoor in het Randmerengebied af van grote investeringen die door veel partijen in watersport en watergerelateerde functies en voorzieningen zijn gedaan'. Steeds meer ligplaatshouders verkassen naar gebieden met minder of geen waterplanten.

Om hinder te beperken worden in opdracht van de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren waterplanten gemaaid door de Stichting Maaien. Voor het maaien is een vergunning Wet natuurbescherming afgegeven. De vergunning baseert zich voor de omvang en frequentie van het maaien op de handreiking waterplanten maaibeheer van Rijkswaterstaat. Het maaibeheer dat volgens deze handreiking is toegestaan, is echter niet meer toereikend om de ergste overlast te beperken. Dit komt mede doordat naast de toenemende verspreiding en verdichting een snelle nagroei na het maaien, de beheersbaarheid van de overlast bemoeilijkt. Daarnaast is het natuurlijk afsterven van de planten van half augustus naar half september opgeschoven, waardoor de overlastperiode verlengd is. In het Gooimeer zorgen de aanwezigheid van kranswier, een iets grotere gemiddelde diepte en (diepe) zandwinputten voor verlichting van de ervaren hinder. Voor het Eemmeer treedt deze verlichting niet op. Voor het Eemmeer betekent het dat uitsluitend de hoofdvaargeul en de geul naar de Eem vanaf begin juni zonder maaien probleemloos voor de recreatievaart bevaarbaar zijn.

Om hinder te beperken is de Stichting Maaien in samenwerking¹ met de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren op zoek naar een (structurele) oplossing voor de waterplantenoverlast zoals die op het Gooimeer en Eemmeer wordt ervaren. Aangegeven denkrichtingen voor maatregelen betreffen:

- optimalisatie van het maaibeheer (waarbij de bestaande maaivergunning zou moeten worden verruimd);
- verdieping;
- bodembewoeling met de onderkant van een schip;
- aanpassen bodembedekking.

Om te verkennen welke speelruimte er is voor maatregelen heeft de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren Witteveen+Bos gevraagd een systeemanalyse en effectenanalyse uit te voeren. De systeemanalyse brengt in beeld hoe het aquatische ecosysteem van het Gooimeer en Eemmeer in elkaar steekt en wat de robuustheid (kan het systeem tegen een stootje) is van het systeem. De effectenanalyse aan de hand van scenario's laat zien welke effecten een eventuele ingreep hebben op de robuustheid en geeft aanknopingspunten voor een

¹ Er is een samenwerkingsovereenkomst opgesteld tussen de Provincies Noord-Holland en Flevoland, de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren (samenwerkingsverband van gemeenten), HISWA, Watersportverbond, Sportvisserij Nederland, Toerzeilers en de gemeenten Hoorn, Huizen en Almere.

handelingsperspectief. De systeemanalyse is tevens nodig om te beoordelen of ingrepen geen negatief effect hebben op de Kaderrichtlijn Water (KRW) doelstellingen¹.

1.2 Onderzoeksvragen

De systeem- en effectenanalyse geeft antwoord op de volgende vragen:

- 1 wat is de huidige toestand van het Gooimeer en Eemmeer?
- 2 welke factoren veroorzaken de huidige toestand van het Gooimeer en Eemmeer?
- 3 wat is de robuustheid van het Gooimeer en Eemmeer (kunnen de meren tegen een stootje)?
- 4 welke ingrepen zijn mogelijk in het Gooimeer en Eemmeer zonder negatieve effecten op systeemniveau?

1.3 Leeswijzer

De rapportage is als volgt opgebouwd:

- 1 in hoofdstuk 2 zijn de theoretische achtergronden, werkwijze en uitgangspunten gegeven;
- 2 in hoofdstuk 3 is de systeemanalyse gepresenteerd. Deze systeemanalyse is systematische opgebouwd:
 - 1 in de eerste paragraaf is een beschrijving van het systeem gegeven;
 - 2 in de tweede paragraaf is een analyse van de huidige toestand gegeven;
 - 3 in de derde paragraaf is er middels een modelstudie onderzocht welke factoren de huidige toestand verklaren en is een diagnose van het systeem in relatie tot de robuustheid gegeven;
- 3 in hoofdstuk 4 is de conclusie van de systeemanalyse gepresenteerd;
- 4 in hoofdstuk 5 zijn de risico's en kansen van ingrepen beschouwd en zijn aanbevelingen voor een toekomstig handelingsperspectief gegeven.

¹ De Kaderrichtlijn Water heeft als doel schoon en gezond oppervlaktewater in uiterlijk 2027. Om dit te realiseren zijn er gebieden aangewezen (waterlichamen) en zijn doelen bepaald. Het Gooimeer en Eemmeer maken onderdeel uit van het waterlichaam Randmeren Zuid. Voor dit waterlichaam geldt een verbeteringsopgave. Hiervoor geldt dat ingrepen niet mogen leiden tot verslechtering van de toestand en geen negatieve effecten mogen hebben op het behalen van de doelen. Dit betekent dat lokale ingrepen geen negatieve effecten op systeemniveau mogen hebben. Concreet betekent het dat het verminderen van waterplanten op lokaal niveau niet tot een omslag van helder naar troebel mogen leiden op systeemniveau (zie voor een nadere uitleg hoofdstuk 2). De KRW beoordelingssystematiek is in bijlage III weergegeven.

2

THEORETISCHE ACHTERGROND, WERKWIJZE EN UITGANGSPUNTEN

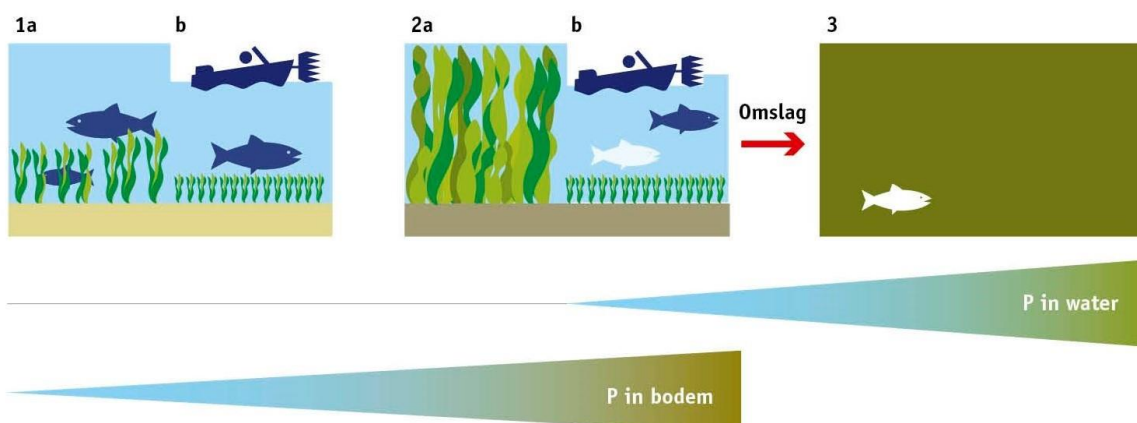
2.1 Theoretische achtergrond

Het Gooimeer en het Eemmeer heeft doelstellingen voor Natura 2000 en de Kaderrichtlijn water (KRW). Een diverse onderwatervegetatie als onderdeel van een helder en gezond ecosysteem maken onderdeel uit van deze doelstellingen.

Ingrepen zoals maaibeheer kunnen zowel aan het verbeteren van de ecologische waarde bijdragen, als aan het verminderen van overlast voor recreatie. De ingreep moet echter wel zeer secuur gebeuren; met oog voor het functioneren van een specifiek watersysteem en de functie die waterplanten in een ecosysteem vervullen. Waterplanten zijn namelijk belangrijke eco-engineers. Waterplanten werken stabiliserend: ze houden het water schoon en helder. Een te rigoureuze ingreep (te veel; te intensief) richting de waterplanten kan er voor zorgen dat een (ogenschijnlijk stabiel) helder watersysteem (zie afbeelding 2.1; toestand 1 of 2) omslaat naar een troebele toestand met bijbehorende waterkwaliteitsproblemen zoals bijvoorbeeld blauwalgen (zie afbeelding 2.1; toestand 3).

De manier waarop je ingrijpt moet dus passen bij de robuustheid van het systeem (weerstand om om te slaan van helder naar troebel en vice versa). Bijvoorbeeld maaien op het juiste moment en op de juiste plek, met passende intensiteit en passend materieel.

Afbeelding 2.1 Theorie van de stabiele toestanden. Onder invloed van onder andere voedingsstoffen in water- en bodem en maaibeheer kan helder plantenrijk water (toestand 2b) omslaan naar troebel algenrijk water (toestand 3) (aangepast uit Verhofstad et al., 2017 ; STOWA, 2017). Voedingsstoffen in het water en in de bodem zijn drijvende factoren achter het verschil in toestanden



Het vraagstuk dat voorligt gaat over een precare balans tussen het verminderen/verwijderen van waterplanten lokaal ten dienste van de watersport, maar het borgen van de robuustheid van het systeem op grote schaal (behoud van het watersysteem in toestand 2 of (beter) toestand 1 en hiermee het behoud van ondergedoken waterplanten. In andere woorden: lokale ingrepen mogen geen bovenlokale effecten hebben

op systeemniveau. In deze studie gaan we opzoek naar deze balans. Het bewaken van deze balans is benodigd voor de vergunbaarheid van ingrepen zoals een aangepast maairegime.

2.2 Werkwijze

De systeemanalyse

Om de geformuleerde onderzoeksvragen voor het Gooi- en Eemmeer te kunnen beantwoorden hebben we een systeemanalyse gecombineerd met effectenanalyse aan de hand van scenario's uitgevoerd. De systeemanalyse brengt in beeld hoe het aquatische ecosysteem van het Gooi- en Eemmeer in elkaar steekt, voor zover dat nodig is om de effecten van lokale verwijdering van waterplanten (maaien, verdiepen, etc.) te analyseren. We brengen in beeld wat de toestand is (hydrologie, ecologie en chemie) en welke factoren hieraan ten grondslag liggen (voedingstoffen water- en bodem, inrichting, beheer, etc.). Daarnaast brengen we in beeld wat de robuustheid van het systeem is. In andere woorden: kan het systeem tegen een stootje? In de effectenanalyse verkennen we wat het effect van natuurlijke ontwikkelingen (effecten toe of afname populatie mosselen) en ingrepen is en maken we een doorvertaling richting een handelingsperspectief.

Als instrument voor de uitvoering van de systeemanalyse maken we gebruik van de methodiek van de Ecologische Sleutelfactoren (ESF's) (STOWA, 2015a en b). Dit is een landelijk ontwikkelde methodiek die helpt om inzicht te krijgen in de factoren die het meest sturend zijn voor de ecosysteemtoestand (helder veel planten, helder weinig planten, troebel en algen, etc.). In deze studie focussen we op de eerste drie sleutelfactoren: ESF productiviteit van het water, ESF lichtklimaat en ESF productiviteit van de bodem. Deze sleutelfactoren gaan over het voorkomen van ondergedoken waterplanten. De inzet van het ecosysteemmodel PCLake maakt onderdeel uit van genoemde methodiek. Dit model is speciaal ontwikkeld om de robuustheid van een watersysteem te bestuderen. Zowel de methodiek van de Ecologische Sleutelfactoren als het ecosysteemmodel PCLake zijn erkende instrumenten voor dit type analyses, zijn vrij beschikbaar via de website van STOWA en kunnen door iedereen met verstand van zaken worden gebruikt¹.

Werkstappen

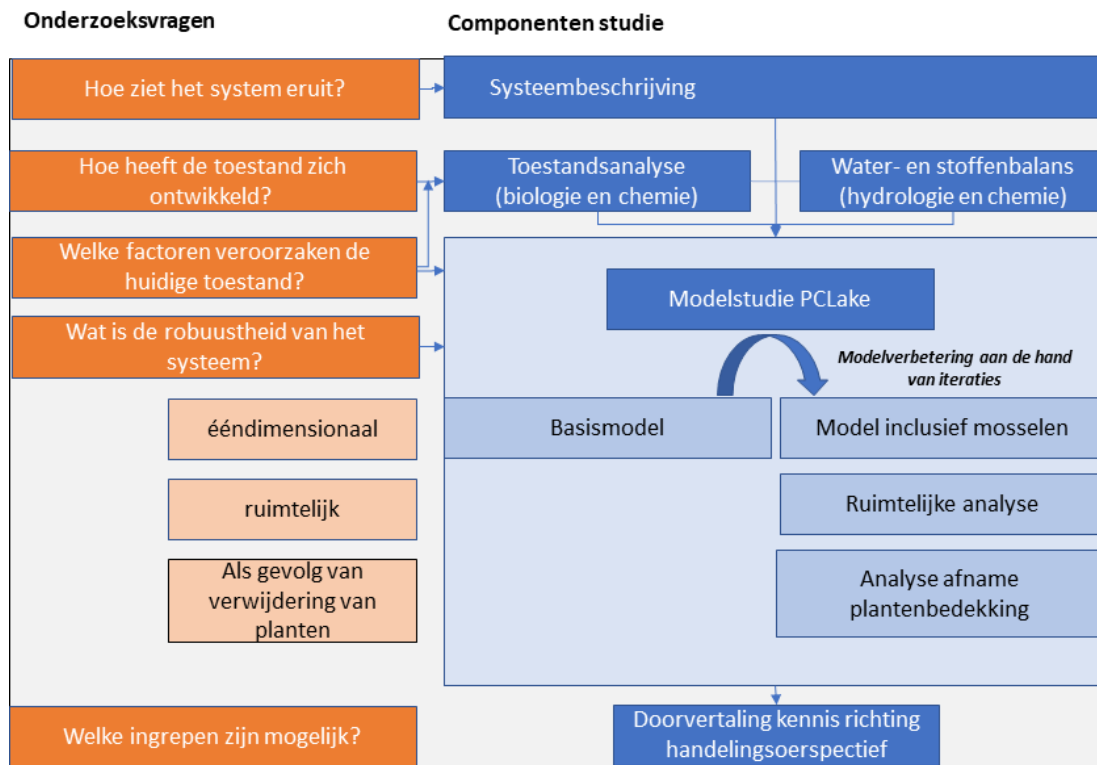
Inhoudelijk bestaat de systeemanalyse uit twee verschillende analyses: het Gooimeer en het Eemmeer. Ondanks dat de systemen verbonden zijn, zijn de systeemkarakteristieken dermate verschillend dat het nodig is ze apart te beschouwen. Voor beide meren zijn in de basis dezelfde werkstappen uitgevoerd:

- 1 het maken van een systeembeschrijving;
- 2 een analyse van de huidige ecologische en fysisch-chemische toestand;
- 3 het opstellen van een water- en stoffenbalans:
 - 1 een analyse van de hydrologie en het opstellen van een waterbalans;
 - 2 bepaling van de nutriëntenbelasting aan de hand van een stoffenbalans;
- 4 modelstudie met PCLake:
 - 1 bepaling van de robuustheid van het systeem: bepaling kritische nutriëntenbelasting met PCLake en spiegeling met de actuele nutriëntenbelasting;
 - 2 optimalisatie van het model, inclusief mosselen (scenarioanalyse);
 - 3 ruimtelijke analyse robuustheid van het systeem;
 - 4 effectenanalyse verwijdering van waterplanten.

Zie voor een schematische weergave van de onderzoeksvragen in relatie tot de componenten van deze studie afbeelding 2.2.

¹ Van het model is een metamodel en een volledig model beschikbaar. In deze studie is het volledige model gebruikt. Dit model wordt doorgaans ingezet bij diepgaande studies.

Afbeelding 2.2 Grafische weergave van de uitgevoerde systeemanalyse. Met oranje zijn de onderzoeksvragen weergegeven. In blauw de onderzoekscomponenten. Met blauwe pijltjes is de onderlinge relatie aangegeven



Om een goed begrip te krijgen van het functioneren van het Gooi- en Eemmeer is eerst een systeembeschrijving gemaakt. Hierbij is gekeken naar de ontstaansgeschiedenis, de hydrologie, de huidige inrichting, het gebruik en het maai-beheer. Om vervolgens in groter detail te kijken naar het ecologisch functioneren van het Gooi- en Eemmeer is de huidige ecologisch en fysisch-chemische toestand in beeld gebracht.

In de verdere systeemanalyse (diagnose) heeft de waterbalans een centrale rol. Hierin zijn de eigenschappen van het systeem en water- en stofstromen vastgelegd. Om een waterbalans op te kunnen stellen is een goed beeld vereist van de hydrologie (inkomende debieten door de tijd, variatie in neerslag enzovoorts) en de gebiedskenmerken. Met behulp van de waterbalans is inzicht verkregen in de belangrijkste in- en uitgaande waterstromen en de verblijftijd van het water. De waterbalans is als basis gebruikt voor het opstellen van een stoffenbalans. Hiermee kan de externe nutriëntenbelasting en de belangrijkste posten daarin worden bepaald. Door de belasting te vergelijken met de kritische belastingsgrenzen is vervolgens bepaald of de draagkracht van het systeem wordt overschreden. De kritische belastingsgrenzen zijn opgesteld met behulp van PCLake. PCLake heeft in deze studie een belangrijke rol omdat het tevens ingezet wordt als instrument om effecten mee te voorspellen voor de scenarioanalyse.

Onderstaand worden de theoretische achtergronden, werkwijzen en uitgangspunten achter al deze werkstappen apart besproken.

2.3 Toelichting per werkstap

2.3.1 Systeembeschrijving

Als eerste stap is een systeembeschrijving gemaakt. Deze systeembeschrijving is opgesteld aan de hand van GIS-kaarten, rapporten, de indruk van het veldbezoek op 15 januari en informatie van Rijkswaterstaat. We

putten hierbij ook uit informatie die reeds in het kader van de PAO-cursus systeemanalyse voor Rijkswaterstaat is verzameld. In deze cursus diende het Gooi- en Eemmeer als oefencasus.

Om zicht te krijgen op het effect van windwerking is een strijklengtekaart gemaakt. Dit is gedaan door het systeem te verdelen in gridcellen (25 bij 25 meter). Op elk van deze gridcellen is voor acht windrichtingen de strijklengte bepaald. Vervolgens hebben alle windrichtingen een weging gekregen op basis van het actuele voorkomen van de windrichtingen. Hier is langjarige data van het KNMI (2000-2009) gebruikt. Het resultaat is vervolgens grafisch weergegeven.

2.3.2 Analyse van de huidige toestand

Voor het kwalitatief in beeld brengen van de huidige ecologische en fysisch-chemische toestand van het Gooimeer en Eemmeer zijn meerdere bronnen geraadpleegd. In tabel 2.1 is een overzicht van de geraadpleegde bronnen per component gegeven. Tevens is de meetlocatie weergegeven. In afbeelding 2.4 is de ligging van de meetlocaties in het Gooimeer en het Eemmeer gegeven. Daarnaast is gebruik gemaakt van kwalitatieve informatie: gesprekken met Rijkswaterstaat, stichting maaien, de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren en de veldobservaties tijdens het veldbezoek op woensdag 15 januari 2020.

Tabel 2.1 Gebruikte informatie en bijbehorende meetlocatie(s) en bronnen

Informatie	Meetlocatie(s)	Bron
fysisch-chemische data	Gooimeer: Gooimeer (midden) Eemmeer: Eemmeerdijk (kilometer 23)	waterinfo.rws.nl
vegetatie soortenbedekking	meetnet vegetatiebedekkingen Rijkswaterstaat	verkregen door raadplegen van Dataserver Rijkswaterstaat via: https://www.rijkswaterstaat.nl/formulier-en/contactformulier-servicedesk-data.aspx
visbemonstering	meetnet in de Zuidelijke Randmeren binnen het vismonitoringprogramma in de Zoete Rijkswateren en Overgangswateren	MR Open Data (2018). Toestand vis en visserij in de zoete Rijkswateren – Data december 2018. Wageningen Marine Research – Wageningen UR
mosselen	meetnet Nijkerkernauw (2013), Eemmeer (2013) en Gooimeer (2013) binnen de tweekleppigen bemonstering Randmeren.	Bureau Waardenburg (2014), Tweekleppigen in de Randmeren, Bemonstering 2013. Aanvullende mosselkartering Witteveen+Bos, 2019*

* In overleg met de gebiedscoöperatie Gasvrije randmeren is er besloten om beter zicht te krijgen op de ontwikkeling van de mosselpopulatie: de laatste monitoring stamt uit 2013. Er is daarom besloten om een extra mosselkartering uit te voeren. In bijlage II zijn de ruwe meetdata weergegeven.

2.3.3 Water- en stoffenbalans

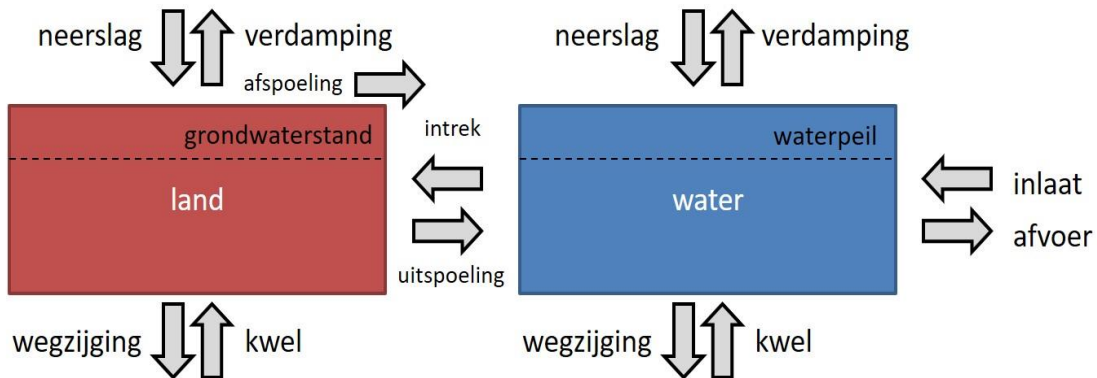
Waterbalans

Om een goed begrip te krijgen van het hydrologisch functioneren van het Gooi- en Eemmeer is een waterbalans opgesteld. Een waterbalans is in essentie een bakjesmodel waarin het watervolume wordt bijgehouden van het water en het land (voor meer informatie; zie bijvoorbeeld de e-Learning over deze tool op de website van de STOWA¹). Op basis van enkele basale gegevens wordt de balans bijgehouden: het oppervlak open water en het landoppervlak, de dagelijkse neerslag en verdamping en (indien relevant) de mate van kwel of wegzijging. Op basis van deze gegevens wordt het watervolume en -peil van land en water per dag bijgehouden. De waterbalans berekent vervolgens hoeveel water uitspoelt (van het land- naar het

¹ <https://www.stowa.nl/onderwerpen/waterkwaliteit/realiseren-van-ecologische-waterkwaliteitsdoelen-krw/e-learning-module>.

waterbakje), of intrekt (andersom; van het water- naar het landbakje). Wanneer het waterpeil in het waterbakje boven een opgegeven maximaal peil dreigt uit te stijgen, berekent de waterbalans met hoeveel uitlaat het maximum peil wordt vastgehouden. En, wanneer het oppervlaktewaterpeil onder het minimumpeil dreigt te zakken, hoeveel water moet worden ingelaten om het minimum peil vast te houden. Bij de waterbalans wordt wel onderscheid gemaakt tussen de 'verticale' en de 'horizontale' waterstromen. De verticale waterstromen betreffen de stromen als neerslag/verdamping en kwel/wegzijing vanuit diep grondwater. De horizontale waterstromen betreft de uitwisseling met het omliggende oppervlaktewater (in-/uitlaat) en uitwisseling tussen het water- en land (uitspoeling/intrek) (zie afbeelding 2.3).

Afbeelding 2.3 Schematische weergave van de balansbakjes en de waterstromen in een waterbalans (STOWA 2018a)



Door allereerst grove waterbalansen op te stellen wordt voorkomen dat je je direct in de details gaat verliezen en juist het doel van een waterbalans voorbij gaat, het beter begrijpen van het hydrologisch functioneren van een systeem op hoofdlijnen. Voor het Gooimeer en het Eemmeer zijn twee aparte waterbalansen opgesteld omdat de meren anders functioneren van elkaar. In de waterbalans maken we een reconstructie van het waterbeheer van het Gooimeer en het Eemmeer vanaf 2000 tot medio 2019. We kiezen voor deze (lange) periode om voldoende variatie te hebben aan natte, droge en gemiddelde jaren. In de PAO cursus is reeds een opzet gemaakt voor een balans van het Gooi- en Eemmeer tezamen. In deze studie hebben we met input van docent Maarten Ouboter de balans gesplitst, geoptimaliseerd en gecontroleerd. De controle is uitgevoerd op basis van chloridemetingen. Voor ons eigen begrip hebben we ook de balans van het Gooi- en Eemmeer tezamen geoptimaliseerd. Deze balans hebben we in deze studie niet verder gebruikt als input voor de PCLake modelleringen aangezien we het Gooi- en Eemmeer als twee aparte systemen beschouwen.

De gebruikte uitgangspunten staan in tabel 2.2 weergegeven voor zowel het Gooimeer als het Eemmeer. Voor het Eemmeer is in de studie aangenomen dat het oppervlak van het Nijkerkernauw ook nog bij het waterlichaam van het Eemmeer behoort (zie afbeelding 3.1 voor ligging). Deze aanname is gemaakt omdat er nog bronnen (poldergemalen) aangetakt zitten die van invloed kunnen zijn op het waterlichaam van het Eemmeer zelf. In afbeelding 3.1 is tevens een visualisatie van de in- en uitgaande waterstromen gegeven.

Tabel 2.2 Gebruikte uitgangspunten in de waterbalansen met bijhorende bronnen

Uitgangspunt	Gooimeer	Eemmeer (inclusief Nijkerkernauw)	Bron
verhard opp. (m ²)	0	0	opgestelde waterbalansen voor Markermeer/IJmeer (Maarten Ouboter)
onverhard opp. (m ²)	0	0	opgestelde waterbalansen voor Markermeer/IJmeer (Maarten Ouboter)

Uitgangspunt	Gooimeer	Eemmeer (inclusief Nijkerkernauw)	Bron
water opp. (m ²)	25818778	15599677 (incl. opp. Nijkerkernauw)	afgeleid van GIS-data Rijkswateren
kwel/wegzijing (mm/dag)	0	0	opgestelde waterbalansen voor Markermeer/IJmeer (Maarten Ouboter)
streefpeil (m NAP)	-0.30	-0.30	opgestelde waterbalansen voor de PAO cursus (Maarten Ouboter)
max. peil (m NAP)	-0.20	-0.05	afgeleid van meetpunt peil RWS (Eemmeer: Nijkerkerluis- Gooimeer: Hollandse Brug)
min. peil (m NAP)	-0.50	-0.45	afgeleid van meetpunt RWS (Eemmeer: Nijkerkerluis- Gooimeer: Hollandse Brug)
neerslag (mm/dag)	KNMI-reeks Spakenburg	KNMI-reeks Spakenburg	KNMI
verdamping (mm/dag)	KNMI-reeks De Bilt	KNMI-reeks De Bilt	KNMI
gemiddelde diepte (m)	2.38*	1.54*	afgeleid van diepte data (mediaan) IJsselmeergebied en streefpeil. Via: https://www.rijkswaterstaat.nl/apps/geoservices/geodata/dmc/ijsselmeergebied_diepte/ Access date: 2020-01-06
bodemhoogte (m NAP)	-2.68	-1.84	(mediaan) afgeleid van diepte data IJsselmeergebied. Via: https://www.rijkswaterstaat.nl/apps/geoservices/geodata/dmc/ijsselmeergebied_diepte/ Access date: 2020-01-06

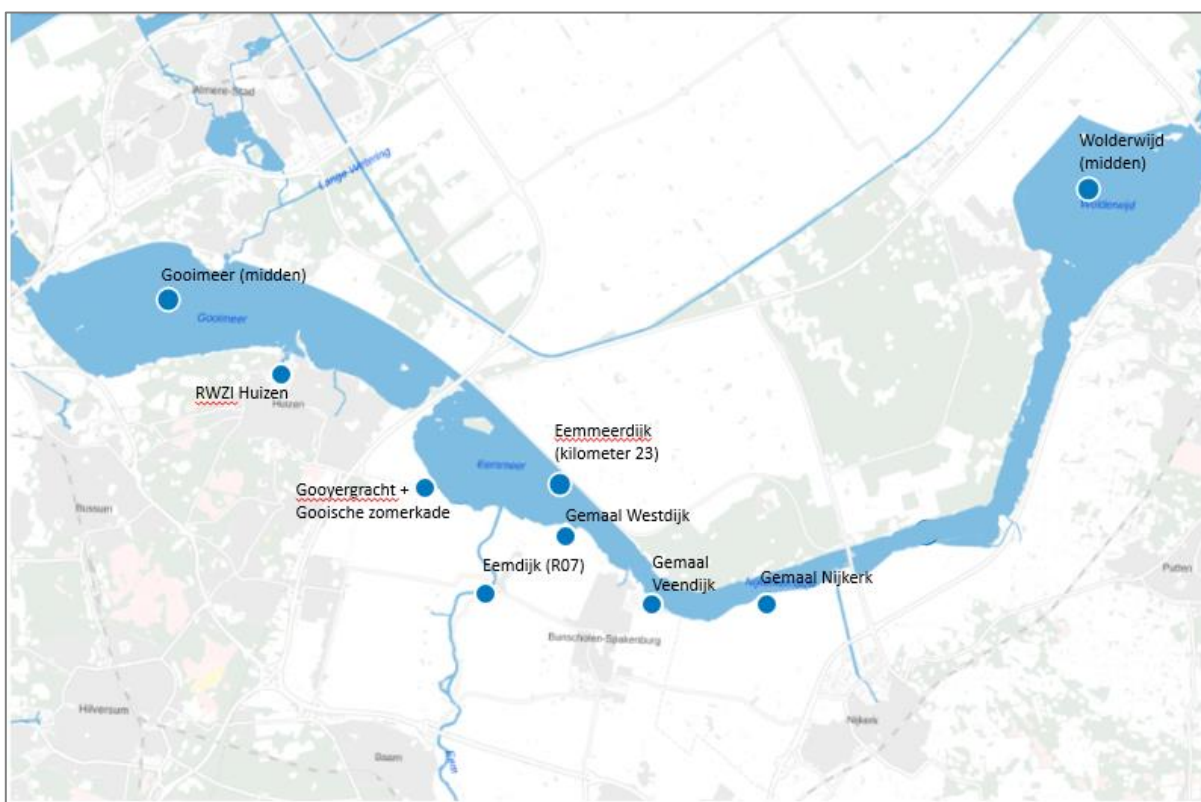
* In een eerste versie hebben we waterdieptes van 2.48 (Gooimeer) en 1,75 (Eemmeer) gebruikt. Deze diepte hebben we bijgesteld naar beneden op basis van een correctie voor hele diepe putten (waterplanten groeien in de ondiepte) en baggeraanwas.

Stoffenbalans

Op basis van de waterbalans is een stoffenbalans gereconstrueerd. Dit is gedaan door aan de stromen in de waterbalans ook waterkwaliteitsgegevens te koppelen zoals fosfor en stikstof. Hiermee zijn de externe nutriënten belastingen op het systeem berekend. Vervolgens is de gemiddelde externe nutriëntenbelasting op jaarbasis weergegeven in mg/m²/dag. Hieruit is af te leiden wat de grootste bronnen zijn wat betreft de externe nutriëntenbelasting. Belastingen vanuit vogels en of vervuilingen vanuit scheepvaart zijn niet meegenomen in de analyse.

In tabel 2.3 is een overzicht gegeven van de gebruikte meetpunten per waterbron en de beschikbare waterkwaliteitsreeksen. In afbeelding 2.4 zijn de locaties van de meetpunten weergegeven.

Afbeelding 2.4 Overzicht projectgebied, deelsystemen, ligging gemalen en weergave van de locaties van de waterkwaliteitsgegevens meetpunten



Tabel 2.3 Gebruikte waterkwaliteitsgegevens in de waterbalansen. Met bijgaande bronnen

Bron	Beschikbare waterkwaliteitsgegevens	Meetpunt
Gooimeer	chloride vanaf 1996 t/m 2010 op maandbasis totaal fosfor enkel in 2010 op maandbasis* totaal stikstof afwezig	RWS Meetpunt Gooimeer (midden)
Eemmeer	chloride vanaf 1996 t/m 2018 totaal fosfor vanaf 1996 t/m 2017 totaal stikstof (berekend) vanaf 1996 t/m 2017 allen op maandbasis	RWS Meetpunt Eemmeerdiik (kilometer 23)
Eem	chloride vanaf 2004 t/m 2018 totaal fosfor vanaf 2004 t/m 2018 totaal stikstof vanaf 2004 t/m 2018 allen op maandbasis	meetpunt Eem Eemdijk (R07)
Nijkersluis	chloride vanaf 1996 t/m 2010 totaal fosfor vanaf 1996 t/m 2010* totaal stikstof niet beschikbaar nu som van nitraat en nitriet vanaf 1996 t/m 2010 allen op maandbasis	meetpunt Wolderwijd (midden)
Poldergemalen Eemvallei	chloride vanaf 1996 t/m 2019 totaal fosfor vanaf 1996 t/m 2019 totaal stikstof vanaf 1996 t/m 2019 allen op maandbasis**	meetreeks van Gemaal Nijkerk (Wiel) gebruikt als waterkwaliteit van alle drie de gemalen Ontvangen van Frans de Bles - Vallei en Veluwe**
Gooyergracht	<i>alle stoffen enkel beschikbaar vanaf 2018***</i>	<i>meetpunt GOY001*** aangeleverd door Maarten Ouboter (Waternet)</i>
Gooische Zomerkade	chloride vanaf februari 2000 t/m februari 2001 en vervolgens weer vanaf 2007 t/m oktober 2019	meetpunt GZK001

Bron	Beschikbare waterkwaliteitsgegevens	Meetpunt
	totaal fosfor vanaf februari 2000 t/m februari 2001 en vervolgens weer vanaf 2007 t/m oktober 2019 totaal stikstof vanaf februari 2000 t/m februari 2001 en vervolgens weer vanaf 2007 t/m oktober 2019 allen op maandbasis	aangeleverd door Maarten Ouboter (Waternet)
Rwzi Huizen	constante gebruikt chloride: 100 mg/l totaal fosfor 0.65 mg/l totaal stikstof 7.0 mg/l	aannames

* Er ontbreekt meetdata om de ontwikkeling op het Gooimeer en de bijdrage vanuit de Nijkerkersluis goed in beeld te brengen. De laatste metingen stammen uit 2010.

** Voor de poldergemalen is gekozen om voor de waterkwaliteit uit te gaan van de meetreeks van gemaal Nijkerk. Hiervoor is gekozen omdat de gegevensbasis zeer beperkt was en het aandeel van gemaal Nijkerk het grootste is van de drie poldergemalen.

*** Het waterkwaliteitsmeetpunt van de Gooyergracht is pas vanaf 2018 operationeel. In deze studie is er daarom voor gekozen om de waterstromen van de Gooyergracht en de Gooische Zomerkade als 1 post te beschouwen en de stoffenbalans te baseren op de meetgegevens van het meetpunt Gooische Zomerkade.

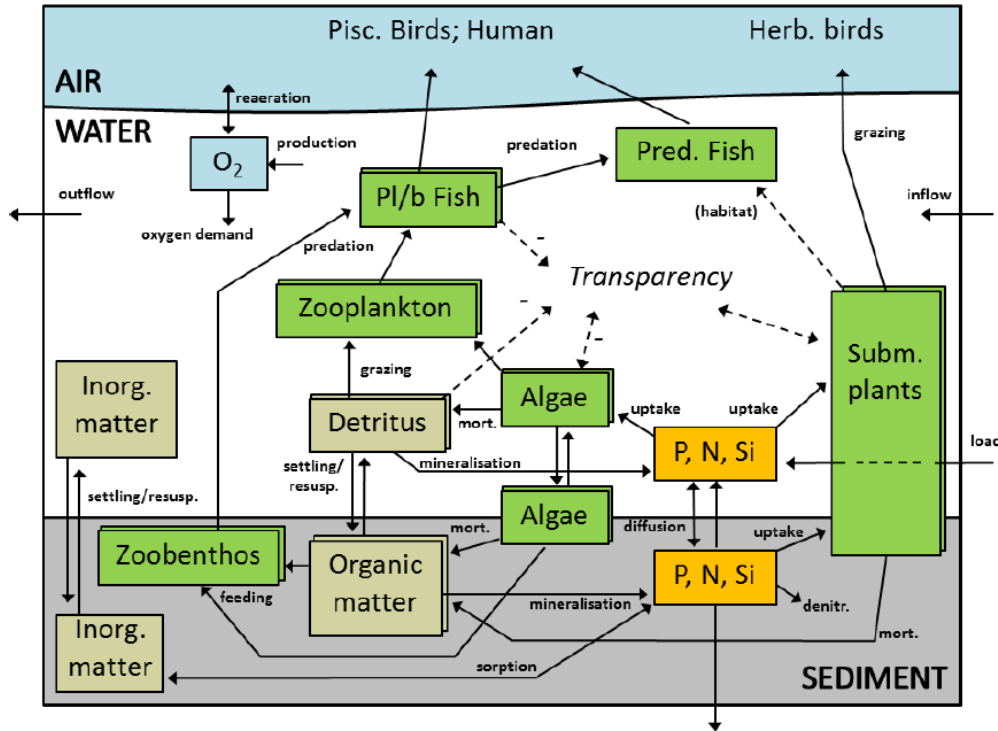
2.3.4 Modelstudie met PCLake

Het model PCLake heeft een centrale rol in deze studie. Het model is toegepast in een aantal iteraties; van grof naar fijn. Hieronder lichten we eerst de achtergrond van het model toe, inclusief de benodigde input en het theoretische raamwerk van belasting en kritische grens, en vervolgens de uitgangspunten van de toepassing waarin gewerkt is met iteraties. Deze iteraties waren met name gericht op het optimaliseren van het model op basis van de aanwezigheid van mosselen.

Achtergrond PCLake

Om het functioneren van de meren en specifiek de robuustheid van het Gooimeer en Eemmeer te onderzoeken is gebruik gemaakt van het ecologisch model PCLake. Dit model beschrijft de belangrijkste ecologische processen in het oppervlaktewater van ondiepe meren aan de hand van de belangrijkste functionele ecologische groepen, zoals algen, waterplanten, zoöplankton, vis en bodemleven (zoöbenthos) (zie afbeelding 2.5). Door toepassing van het model kan er inzicht verkregen worden over de relatie tussen abiotische factoren en de ecologische toestand van een systeem, zoals het al dan niet voorkomen van fytoplankton en/of waterplanten binnen een gesimplificeerd voedselweb. Het model is in feite een competitie-model tussen verschillende biologische processen (Janse, 2005).

Afbeelding 2.5 Overzicht van de belangrijkste biotische en abiotische componenten van PCLake (uit Janse et al. 2010)



Benodigde modelinput

Voor het toepassen van PCLake zijn initiële waarden nodig voor alle modelvariabelen en daarnaast reeksen nodig voor de ingaande water- en stofstromen op dagbasis. Daarnaast worden systeemspecifieke kenmerken toegekend. Dit zijn de dimensies van het meer (diepte en strijklengte), het bodemtype (default: klei, veen of zand), watertemperatuur en licht. Voor de initiële waarden worden defaults gebruikt op basis van twee uitersten: 1) een theoretisch heldere plantenrijk systeem 2) een theoretisch troebele en algenrijk systeem (Janse, 2005).

Het al dan niet voorkomen van waterplanten of algen wordt in PCLake gemodelleerd als functie van de bovenstaande ingevoerde en systeemspecifieke parameters. Met als resultaat de biomassa's en concentraties van alle functionele ecologische groepen. Onder de motorkap zitten zeer veel zogenaamde parameters op basis waarvan berekeningen door de tijd worden uitgevoerd, bijvoorbeeld de hoeveelheid graas van zoöplankton op algen (dit kan uitgedrukt worden in een 'filtering' % meer volumen per dag). Deze parameters zijn gekoppeld aan de verschillende functionele ecologische groepen.

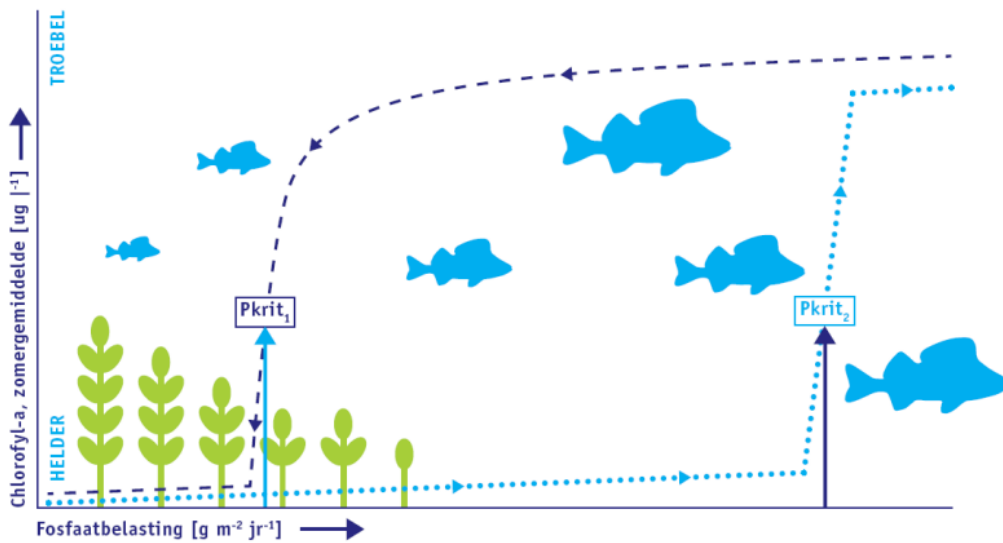
Al naar gelang het begrip kan het model aangepast worden. Zo kan in het geval van het Gooimeer en Eemmeer bijvoorbeeld de filtercapaciteit als gevolg van de grote hoeveelheid mosselen aangepast worden. Dit kan niet door een groep mosselen toe te voegen aan het model, maar wel door functionele groepen die reeds in het model zijn opgenomen anders te parametriseren. Ook de fractie waterplanten die verwijderd wordt tijdens maaien is een voorbeeld van een parameter. Op deze manier kunnen verschillende scenario's verkend worden.

Bepalen robuustheid van systemen: vergelijking belasting versus kritische grens

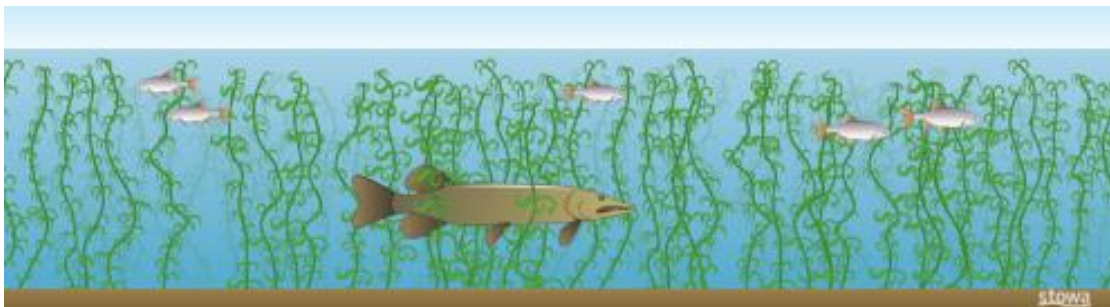
Het bijzondere van het model PCLake is dat het, wanneer de unieke systeemkenmerken zijn toegekend, een zogeheten kritische nutriëntenbelasting of kritische grens van het watersysteem kan bepalen. Dat is de belasting waarbij een watersysteem omslaat van ecosysteemtoestand. Dat kan van helder naar troebel zijn of andersom. Deze kritische grens wordt ook weleens de draagkracht van een systeem genoemd. Deze kritische belasting is dus systeemspecifiek. Wanneer vanuit een heldere toestand de kritische grens 2 (P_{krit2}) wordt bereikt zal het systeem in een troebele toestand raken (afbeelding 2.6). Wanneer een systeem eenmaal troebel is moet de P-belasting verder afnemen dan die P_{krit2} doordat er veel algen zijn die verhinderen dat

waterplanten zich kunnen ontwikkelen. Pas bij de eerste kritisch grens (Pkrit1) slaat het systeem weer om van een troebele toestand naar een heldere toestand. Andersom werkt dit ook zo: is het systeem eenmaal helder dan heeft het een zekere weerstand om weer naar troebel om te slaan. De waterplanten veroorzaken deze weerstand. Door (intensieve) verwijdering van waterplanten verklein je dan ook de weerstand. Als het systeem met de belasting zich tussen beide grenzen bevindt kan het systeem in een zowel heldere als troebele staat terechtkomen. Een verbeelding van mogelijke ecosysteemtoestanden is weergegeven in afbeelding 2.7). De afstand tussen de kritische grens en de externe belasting noemen we de robuustheid: Hoe lager de belasting is ten opzichte van de kritische grens hoe groter de robuustheid. Simulaties worden vanwege stabiliteit van een systeem altijd berekend voor een periode van 20 jaar.

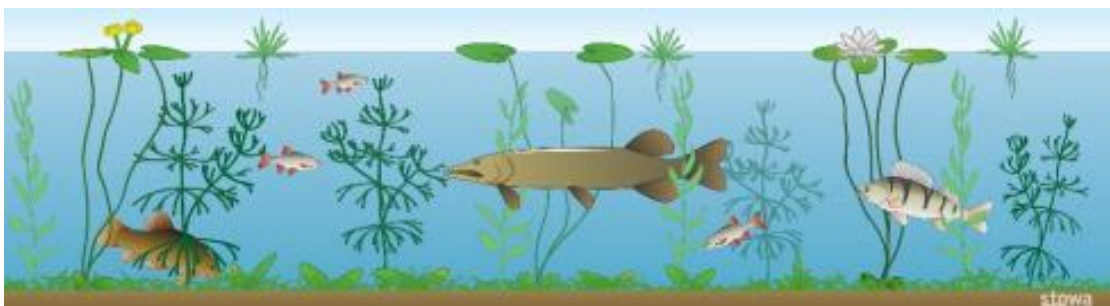
Afbeelding 2.6 Verloop van de kritische grenzen (Pkrit1 en Pkrit2) tegen de fosfaatbelasting in relatie tot chlorofyl-a als maat voor algen (STOWA, 2015a)



Afbeelding 2.7 Verschillende ecosysteemtoestanden (STOWA, 2018b)



Helder, plantenrijk woekarend (belasting < kritische grens)



Helder, plantenrijk gevarieerd (belasting < kritische grens)

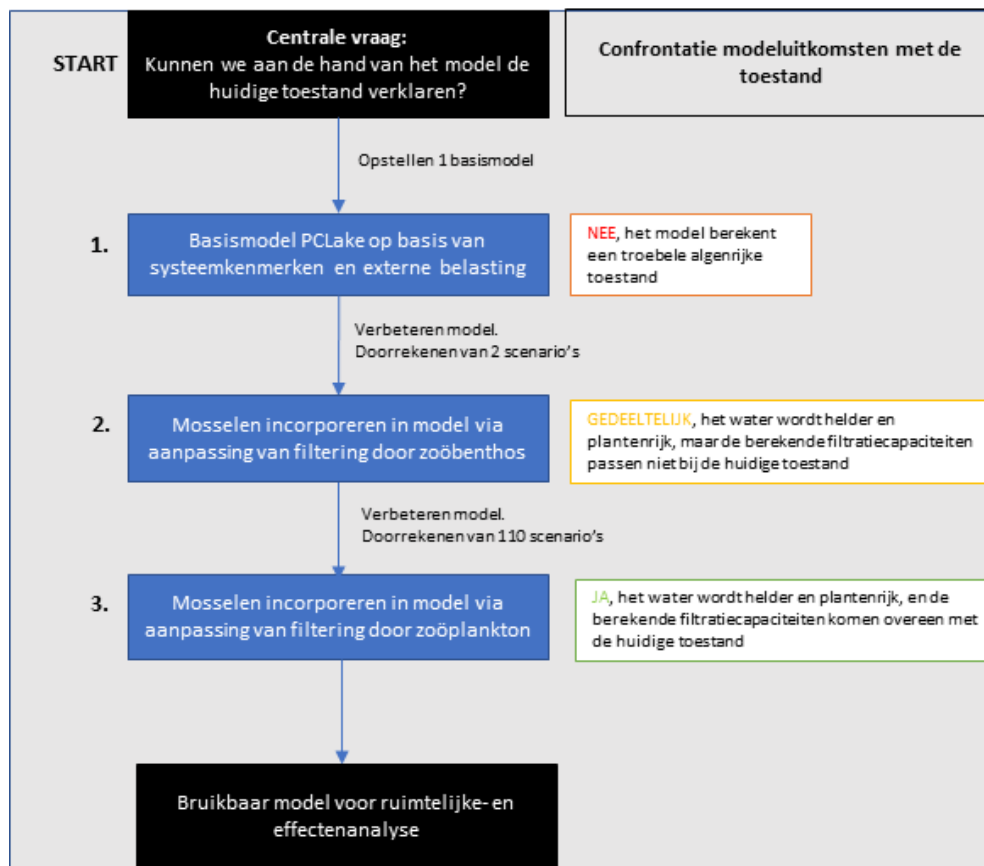


Troebel (belasting > kritische grens)

Uitgangspunten en modeliteraties

Een modelstudie bestaat doorgaans uit een aantal iteraties, waarbij het model van grof naar fijn wordt aangepast. Dit wordt gedaan door het model aan te passen op basis van nieuwe kennis inzichten die ontstaan tussen de confrontatie van de modeluitkomsten met de analyse van de toestand (paragraaf 2.3.2.). In deze studie zijn drie iteraties doorlopen. In afbeelding 2.8 is een visuele weergave van de gedane modeliteraties gegeven. In onderstaande paragrafen is een verdere toelichting per iteratiestap gegeven.

Afbeelding 2.8 Modeliteraties in relatie tot de onderzoeksvragen. In een stappenschema is aangegeven welke iteraties in deze studie zijn uitgevoerd



Iteratiestap 1: basismodel opstellen

Voor een eerste simulatie is het PCLake model aangepast op basis van de systeemkenmerken van het Gooimeer en van het Eemmeer: waterdiepte, strijklengte, verhouding stikstof en fosfor en de ingaande water- en stofstromen op dagbasis. De ingaande water- en stofstromen zijn de langjarige gemiddelden afkomstig uit de opgestelde waterbalansen. In tabel 2.4 zijn de aangepaste parameters van de eerste

iteratieronde te zien per meer en de default waardes van de parameters die betrekking hebben op de filtercapaciteit. De overige initiële instellingen van de overige parameters zijn terug te vinden in Janse, 2005.

Tabel 2.4 Uitgangspunten PCLake modellen in de eerste iteratie

Basismodel Eemmeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid
aangepast	ConstDepth	waterdiepte	1.79	m
	cFetch	strijklengte	1600	m
	NPratio	verhouding stikstof t.o.v. fosfor	11.0	-
	cQIN	inkomend debiet (langjarig jaargemiddelde)	90,73	mm/dag
	cPLoad	p-vracht (langjarig jaargemiddelde)	0.024	g/m ² ,d
defaultwaarden	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	4.5	l/mgDW/d
	sdcarbent	maximale biomassa zoëbenthos	10	gDW/m ²
	sdcarzoo	maximale biomassa zoëplankton	25	mg/l
Basismodel Gooimeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid
aangepast	ConstDepth	waterdiepte	2.48	m
	cFetch	strijklengte	2000	m
	NPratio	verhouding stikstof t.o.v. fosfor	7.0	-
	cQIN	inkomend debiet (langjarig jaargemiddelde)	54,93	mm/dag
	cPLoad	p-vracht (langjarig jaargemiddelde)	0.016	g/m ² ,d
default	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	4.5	l/mgDW/d
	sdcarbent	maximale biomassa zoëbenthos	10	gDW/m ²
	sdcarzoo	maximale biomassa zoëplankton	25	mg/l

Iteratiestap 2: optimaliseren model met mosselen op basis van zoëbenthos

Aan de hand van de eerste iteratie met het PCLake model bleek dat met de initiële waarden en de gebiedskenmerken (zie bovenstaand) de huidige toestand (helder en zeer plantenrijk) niet goed te simuleren was. De modellen toonden na doorrekening van 20 jaar een algen gedomineerd systeem aan. Dit kwam niet overeen met het beeld dat we hadden van de huidige toestand. Het vermoeden was dat filtering door mosselen een belangrijke invloed had op de helderheid van het systeem en hiermee op de plantengroei. In de monitoringsgegevens zagen we dat de mosseldichtheid flink was toegenomen. Op basis van deze informatie is er besloten het model verder te ontwikkelen door de incorporatie van mosselen.

In het PCLake model zijn mosselen niet als aparte functionele ecologische groep opgenomen.

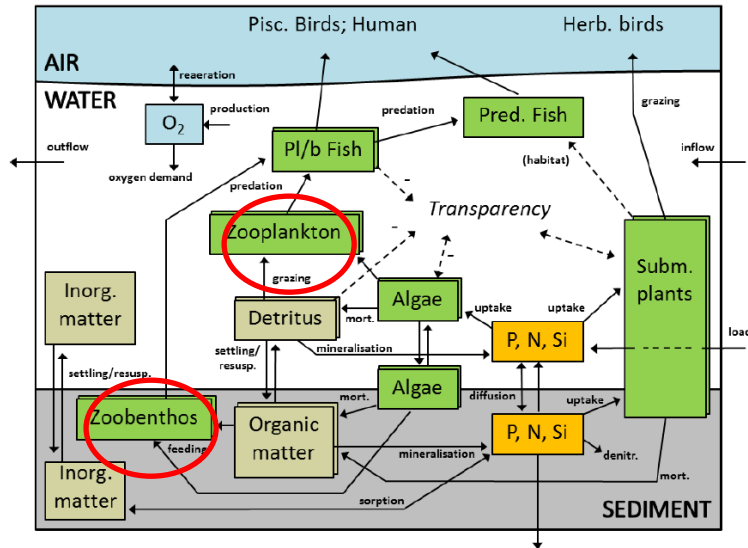
De filterende werking van mosselen is te simuleren door gebruik te maken van andere functionele ecologische groepen in het model die overeenkomsten vertonen met de functie van mosselen.

Dit kan gedaan worden door aanpassing van de functionele groepen zoëbenthos en zoëplankton:

- 1 zoëbenthos zijn bodemorganismen die dood organisch materiaal (van de bodem) consumeren. Door de maximale draagkracht en maximale filtercapaciteit van deze functionele groep aan te passen kan een 'filterend' effect van organisch materiaal (met name bodem) gesimuleerd worden;
- 2 zoëplankton zijn beestjes in de waterkolom die algen en organisch materiaal consumeren uit de waterkolom. Door de maximale draagkracht en maximale filtercapaciteit van deze functionele groep aan

te passen kan een 'filterend' effect van algen en organisch materiaal in de waterkolom gesimuleerd worden.

Afbeelding 2.9 Aanpassing van inputwaarden van de functionele ecologische groepen zoöbenthos en zoöplankton (rode cirkels), zodat de filterende werking van mosselen gesimuleerd kan worden



In de tweede iteratieronde zijn mosselen gesimuleerd door aanpassing van de functionele groep zoöbenthos. In tabel 2.5 zijn de uitgangspunten voor de aangepaste parameters weergegeven. De overige parameters zijn gelijkend gebleven aan tabel 2.4.

Tabel 2.5 Uitgangspunten PCLake modellen met aanpassing van zoöbenthos tweede iteratie

Eemmeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid	% filtering van meer volume op dagbasis
model 2	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	9	ltr/mgDW/day	7093.1
	sdcarbent	maximale biomassa zoobenthos	100	gDW/m ²	
model 3	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	9	ltr/mgDW/day	13933.0
	sdcarbent	maximale biomassa zoobenthos	200	gDW/m ²	
Gooimeer					
model 2	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	9	ltr/mgDW/day	5674.8
	sdcarbent	maximale biomassa zoobenthos	100	gDW/m ²	
model 3	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	9	ltr/mgDW/day	10896.3
	sdcarbent	maximale biomassa zoobenthos	200	gDW/m ²	

Iteratiestap 3: optimaliseren model met mosselen op basis van zoöplankton

Aan de hand van de tweede iteratie met het PCLake model op basis van mosselen geïncorporeerd door aanpassing van de functionele groep zoëbenthos bleek dat de huidige toestand (helder en plantenrijk) te simuleren was, maar dat de benodigde filtratiecapaciteiten circa acht keer hoger lagen dan in de praktijk aannemelijk is op basis van meetgegevens. De iteratiestap liet zien dat incorporeren van mosselen functioneel werkt, maar ook dat we het systeem van het Gooimeer en het Eemmeer nog niet volledig begrijpen. Er is besloten om in een derde iteratieronde het model te verbeteren op basis van mosselen geïncorporeerd door aanpassing van de functionele groep zoöplankton en aanpassing van systeemkenmerken. Er is een matrix aan combinaties doorgerekend waardoor er in totaal 110 scenario's (met verschillende combinaties van de inputparameters cfiltmax en sdcarrzoo die de filtratiecapaciteit kunnen simuleren) zijn doorgerekend. De uitgangspunten zijn gegeven in tabel 2.6 en tabel 2.7. De systeemspecifieke parameters zijn lichtelijk aangepast om een beter beeld te krijgen van een mogelijke respons op de ondiepere delen.

Tabel 2.6 Uitgangspunten PCLake modellen met aanpassing van zoöplankton derde iteratie

Eemmeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid
aangepast	ConstDepth	waterdiepte	1.54	m
	cQIN	inkomend debiet (aangepast o.b.v. diepte)	94.3	mm/dag
	cPLoad	p-vracht (aangepast o.b.v. diepte)	0.025	g/m ² ,d
Gooimeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid
aangepast	ConstDepth	waterdiepte	2.38	m
	cQIN	inkomend debiet (aangepast o.b.v. diepte)	59.7	mm/dag
	cPLoad	p-vracht (aangepast o.b.v. diepte)	0.017	g/m ² ,d

Tabel 2.7 Uitgangspunten aanpassing systeemspecifieke parameters

Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid
cfiltmax	maximale filtercapaciteit.	4.5	ltr/mgDW/day
		5	
		5.5	
		6	
		6.5	
		7	
		7.5	
		8	
		8.5	
		9	
sdcarrzoo	maximale biomassa zoöplankton.	9.5	mg/l
		25	
		35	
		45	
		55	
		65	
		75	
		85	
		95	
		100	

De resultaten van de analyse lieten zien dat het systeem bij waargenomen filtratiewaarden (300 % van het meer volume per dag (zie afbeelding 3.23) de huidige toestand gesimuleerd kan worden. De simulaties laten hiermee zien dat door incorporatie van mosselen via zoöplankton de toestand verklaard en begrepen kan

worden. Het model geeft daarmee vertrouwen om als basis te dienen voor een verdere effectenanalyse voor het in beeld brengen van de gevolgen van de verwijdering van waterplanten. De iteratieronde heeft daarmee geleid tot een bruikbaar model.

In tabel 2.8 en tabel 2.9 is voor respectievelijk het Gooimeer en het Eemmeer de relatie tussen de inputparameters maximale filtratiecapaciteit (cfiltmax) en maximale biomassa zoöplankton (sdcarzoo) en de filtratiecapaciteit in % meervolume per dag gegeven. De filtratiecapaciteit als gevolg van mosselen is geen gegeven in het model, maar een resultante. De afbeeldingen laten zien dat het model afhankelijk van de parametrisering of een lage (geel) of een hoge filtratiecapaciteit (groen) berekent. Dit is overeenkomstig met een hoge of een lage biomassa mosselen. In paragraaf 3.4.2 gaan we hier dieper op in.

Tabel 2.8 Relatie inputparameters cfiltmax en sdcarzoo en filtratiecapaciteit in % meervolume per dag Gooimeer

		sdcarzoo								
		25	35	45	55	65	75	85	95	100
cfiltmax	4,5	12,0	12,7	13,2	13,7	14,1	14,4	14,6	14,9	15,0
	5	14,6	15,6	16,3	17,0	17,5	17,9	18,3	18,6	18,7
	5,5	35,0	18,7	19,7	20,5	21,1	21,7	22,1	22,4	22,6
	6	20,5	21,9	23,2	24,1	24,8	25,3	25,8	26,2	26,3
	6,5	23,5	25,2	26,5	27,5	28,3	28,8	29,3	29,7	29,8
	7	26,4	28,4	29,9	31,0	31,8	32,5	33,0	33,4	33,6
	7,5	29,5	32,1	34,0	35,4	36,4	37,2	248,2	286,0	297,9
	8	33,3	37,1	280,7	328,8	354,8	375,4	393,5	410,8	420,0
	8,5	38,9	320,9	376,1	426,5	499,0	636,6	669,1	694,1	704,7
	9	297,4	396,3	576,1	660,3	714,4	754,2	784,8	809,1	819,5
9,5	367,9	569,2	690,7	766,2	820,0	860,4	891,8	917,0	927,7	

Tabel 2.9 Relatie inputparameters cfiltmax en sdcarzoo en filtratiecapaciteit in % meervolume per dag Eemmeer

		sdcarzoo								
		25	35	45	55	65	75	85	95	100
cfiltmax	4,5	17,43	17,97	18,40	18,75	19,04	19,28	19,48	19,65	19,73
	5	20,93	21,78	22,42	22,91	23,31	23,64	23,92	24,17	24,28
	5,5	49,97	26,13	26,94	27,56	28,09	28,57	29,00	29,40	29,59
	6	29,53	30,89	31,86	32,67	33,41	34,12	34,79	35,43	35,74
	6,5	34,38	35,86	37,01	38,09	39,16	40,23	41,30	42,36	42,89
	7	39,27	40,92	42,41	44,05	53,32	274,50	305,90	333,04	346,74
	7,5	44,30	46,53	243,09	315,06	371,57	630,97	703,93	761,18	785,93
	8	50,51	262,59	359,09	619,79	736,89	825,02	896,73	956,41	982,61
	8,5	90,42	363,15	636,68	789,33	905,54	999,95	1077,82	1142,71	1171,19
	9	316,62	484,32	785,22	942,32	1069,91	1174,89	1262,15	1335,49	1367,89
9,5	394,45	708,56	923,70	1098,66	1242,95	1361,30	1458,56	1539,19	1574,41	

Ruimtelijke analyse

De hierboven beschreven methodiek gaat uit van een OD benadering. Dat wil zeggen dat de robuustheid is verkend door het Gooi- en het Eemmeer als 1 geheel te beschouwen. In werkelijkheid is er sprake van ruimtelijke variatie. De ruimtelijke variatie in het Gooi- en het Eemmeer is verkend aan de hand van actuele strijklengtes, waterdieptes en het bodemtype. De kritische belasting is ruimtelijk bepaald op basis van de parameters waterdiepte (actuele waarden ten opzichte van streefpeil), strijklengte (berekende waarden), bodemtype (klei of zand) en de met PCLake berekende ecologische (eind)toestand (helder).

Voor deze gedetailleerde ruimtelijke bepaling van de kritische grenzen (draagkracht van je systeem) is gebruik gemaakt van een lineaire interpolatie op basis van een grid van 25 bij 25 m. Dit komt neer op 41310 gridcellen voor het Gooimeer en 24946 gridcellen voor het Eemmeer. Deze interpolatie is uitgevoerd tussen

de berekende kritische waarden op basis van een matrix aan combinaties tussen strijklengte en bodemdiepte die voorkomen in de beide meren. In totaal liggen hier 18000 PCLake berekeningen aan ten grondslag. De uitgangspunten gebruikt bij de berekeningen zijn weergegeven in tabel 2.5 (model 2).

Voor een gedetailleerdere bepaling van de ruimtelijke variatie is de constructie van een 2D model gewenst. Dit is in deze studie vanwege de beschikbare capaciteit niet gedaan.

Effecten verwijdering van planten

Naast een scenario-analyse op basis van verschillende mosseldichtheden is de gevoeligheid van het Gooimeer en Eemmeer voor het verwijderen van waterplanten onderzocht aan de hand van drie modellen. Hiermee is er inzicht gekregen in de wisselwerking tussen waterplanten en mosselen en het effect van de verwijdering van waterplanten. Hierbij is specifiek gekeken naar het moment van maaien en maai-intensiteit (fractie verwijdering) bij drie verschillende mosseldichtheden. Er is een matrix doorgerekend met verschillende momenten van maaien en een oplopende maai-intensiteit. Dit heeft geresulteerd in $3 * 28 * 9 = 756$ scenario's. In tabel 2.10 en tabel 2.11 zijn de inputwaarden voor de modelsimulaties te vinden. Voor het beschouwen van de effecten van maai-beheer middels scenario's is uitgegaan van het model met aangepaste parameters voor zoöplankton. In deze analyse hebben we er expliciet voor gekozen om drie modellen door te rekenen, omdat het onvoorspelbaar is hoe de mosseldichtheid zich gaat ontwikkelen. In de analyse zien we dat de filtratiesnelheid veel effect heeft op het ecologisch functioneren van het Gooi- en Eemmeer. De drie scenario's zijn geselecteerd op basis van tabel 2.8 en tabel 2.9. We hebben drie scenario's gebruikt die de filtratiecapaciteit iets overschatten zodat we modelmatig het effect van de verwijdering van waterplanten op de huidige heldere plantenrijke situatie kunnen simuleren. Modelsimulaties met een lagere filtercapaciteit bevonden zich immers al in een troebele toestand zonder waterplanten.

Tabel 2.10 Uitgangspunten PCLake modellen voor doorrekening van maai-beheer scenario's

Eemmeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid	% filtering van meer volume op dagbasis
1	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	7.5	ltr/mgDW/day	243.1
	sdcarzoo	maximale biomassa zoöplankton	45	mg/l	
2	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	8	ltr/mgDW/day	262.6
	sdcarzoo	maximale biomassa zoöplankton	35	mg/l	
3	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	9	ltr/mgDW/day	484.3
	sdcarzoo	maximale biomassa zoöplankton	35	mg/l	
Gooimeer	Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid	% filtering van meer volume op dagbasis
1	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	8	ltr/mgDW/day	280.7
	sdcarzoo	maximale biomassa zoöplankton	45	mg/l	
2	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	8.5	ltr/mgDW/day	320.9
	sdcarzoo	maximale biomassa zoöplankton	35	mg/l	
3	cfiltmax	maximale filtercapaciteit	9.5	ltr/mgDW/day	569.2
	sdcarzoo	maximale biomassa zoöplankton	35	mg/l	

Tabel 2.11 Uitgangspunten PCLake modellen voor verschillende maaieregimes

Aangepaste parameters	Omschrijving	Waarde	Eenheid
cdaymanveg1	startdatum van eerste maaimoment.	14-mrt	dag
		21-mrt	
		28-mrt	
		04-apr	
		11-apr	
		18-apr	
		25-apr	
		02-mei	
		09-mei	
		16-mei	
		23-mei	
		30-mei	
		06-jun	
		13-jun	
		20-jun	
		27-jun	
		04-jul	
		11-jul	
		18-jul	
		25-jul	
01-aug			
08-aug			
15-aug			
22-aug			
29-aug			
05-sep			
12-sep			
19-sep			
fmanveg	fractie van totaal weg te maaien biomassa vegetatie. Startend bij een lage maai-intensiteit (10 % van de staande biomassa op eerste maaimoment) tot hoge maai-intensiteit (90 % van staande biomassa op eerste maaimoment), met een stapgrootte van 10 %	0.1	-
		0.2	
		0.3	
		0.4	
		0.5	
		0.6	
		0.7	
		0.8	
		0.9	

3

SYSTEEMANALYSE

3.1 Systeembeschrijving

Geschiedenis

De Randmeren zijn ontstaan bij de inpoldering van Oost en Zuid Flevoland in 1957 resp. 1968. De meren waren nodig om verdroging van het 'oude land' tegen te gaan. Een smalle strook water tussen het 'oude' (Noord-Holland/Utrecht/Gelderland) en 'nieuwe' land (Flevoland) werd bewaard om kweldruk vanuit en verlaging van de grondwaterstand op het oude land tegen te gaan. De meren boden de gelegenheid voor multifunctioneel gebruik: primair natuur, recreatie en visserij en secundair de scheepvaart en de mogelijkheid van winning van drinkwater en landbouwwater.

De ecologische toestand van de meren is over de jaren heen erg veranderd, door enorme inspanningen van vele partijen. In de jaren zestig werd het aanvankelijke heldere water in het Gooi- en Eemmeer al snel troebel door overmatige algengroei. Deze slechte waterkwaliteit was een gevolg van de eutrofiering door fosfaten en nitraten. Deze voedingsstoffen waren aanwezig in het effluent van rioolwaterzuiveringen en uitspoelend water uit (over)bemeste landbouwpercelen. Vooral in het Eemmeer waren hoge concentraties fosfaat en stikstof aanwezig en was het doorzicht slecht.

Sinds de eerste helft van de jaren tachtig werd de toevoer van nutriënten uit puntbronnen gesaneerd. Met deze maatregelen verbeterde de concentraties van de nutriënten en chlorofyl-a. Ook nam het doorzicht in beide meren ook weer toe. Toch bleef de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten nog altijd achter. Wel was er een sterke toename van de hoeveelheid driehoeksmosselen. Vanaf 2000 is een start gemaakt om de algenproblematiek verder aan te pakken met project BEZEM (Bestrijding Eutrofiëring Zuidelijke Randmeren) (Rijkswaterstaat, 2008). Daarnaast is er sinds het in werking treden van de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in 2005 hard gewerkt aan nutriëntenreductie en verbetering van de waterkwaliteit. Dit heeft op veel plekken een positieve invloed gehad op de waterkwaliteit. In het Gooi- en Eemmeer heeft Rijkswaterstaat ook diverse KRW-maatregelen genomen. Een maatregel daarvan betrof in 2012 het plaatsen van een luwtestructuur in combinatie met het aanbrengen van sediment met kranswiersporen in het Eemmeer. Deze maatregel had als doel om de waterplantontwikkeling te stimuleren. 'Weliswaar waren de concentraties nutriënten afgenomen, een duidelijk herstel (met terugkeer van helder water met waterplanten) was tot dan toe niet waargenomen (Deltares, 2015).

Een toename in helderheid en de groei van waterplanten neemt echter rap daarna: eerst op het Gooimeer, daarna op het Eemmeer een vlucht, in zodanige vorm dat er sprake is van woekering van waterplanten (met name Doorgroeid fonteinkruid) en de recreatievaart hinder ondervindt op beide meren (Stichting Maaien, 2020).

Hydrologie

Het Gooi- en Eemmeer zijn twee meren gelegen in de Zuidelijke Randmeren, tevens KRW waterlichaam Zuidelijke randmeren. Ook het Nijkerkernauw behoort tot het waterlichaam Zuidelijke Randmeren. Voor deze studie is het Nijkerkernauw meegenomen in de analyse als onderdeel van het Eemmeer. Deze keuze is gemaakt omdat deze twee wateren hydrologisch gezien één systeem zijn; veel van de bronnen die in het Eemmeer terechtkomen komen via het Nijkerkernauw binnen. Daarnaast berust de factor strijklengte op het totaal oppervlak van deze twee wateren. Het gezamenlijk wateroppervlak van het Gooimeer, Eemmeer en

Nijkerkernauw beslaat ruim 4.100 ha. De meren hebben geen peilscheiding en staan daarmee in open verbinding met elkaar. De waterstroom loopt van het Eemmeer naar het Gooimeer: dit ontstaat door stuwung vanuit het Nijkerkernauw en afvoer van de rivier de Eem die uitmondt in het Eemmeer. In afbeelding 3.1 zijn de aanwezige waterstromen in het onderzoeksgebied te zien. Naast dat het Eemmeer gevoed wordt door de rivier de Eem wordt er ook water aangevoerd vanuit het Nuldernauw. Bij de Nijkerkersluis wordt water dat afkomstig is uit de noordelijker gelegen Randmeren (Veluwemeer en Wolderwijd) via het Nijkerkernauw het Eemmeer aangevoerd. Ook zijn er nog drie poldergemalen die water vanuit de Eemvallei uitmalen op het Eemmeer. Namelijk de gemalen Nijkerk, Veendijk en Westdijk. Hiervan heeft gemaal Nijkerk (voorheen ook gemaal Wiel genoemd) het grootste debiet, grofweg de helft van het totale uitgemalen water afkomstig uit de Eemvallei (beheergebied van waterschap Vallei en Veluwe). Vanuit de westelijke hoek wordt ook water ingelaten op het Eemmeer. Dit is water afkomstig vanuit het beheergebied van het waterschap Amstel, Gooi en Vecht (AGV) namelijk de Gooyergracht en de Gooische Zomerkade.

Het water wat zich in het Eemmeer heeft verzameld van de vele verschillende bronnen gaat vervolgens door een versmalling heen onder de A27 en stroomt het Gooimeer op. Deze versmalling heeft waarschijnlijk een knijpende werking. De enige andere bron van water in het Gooimeer is de rwzi van Huizen. Deze watert af op het Gooimeer. Vervolgens stroomt het water vanuit het Gooimeer het IJmeer op waarmee het via een versmalling in open verbinding staat.

Vanuit de flevopolder wordt niet direct water uitgeslagen op het Gooi- en het Eemmeer. De Flevopolder ontwater op het Markermeer, Ketelmeer en de veluwerandmeren.

Afbeelding 3.1 Overzicht van het Gooi- en Eemmeer met een schematisatie van waterstromen en de bijgaande benaming

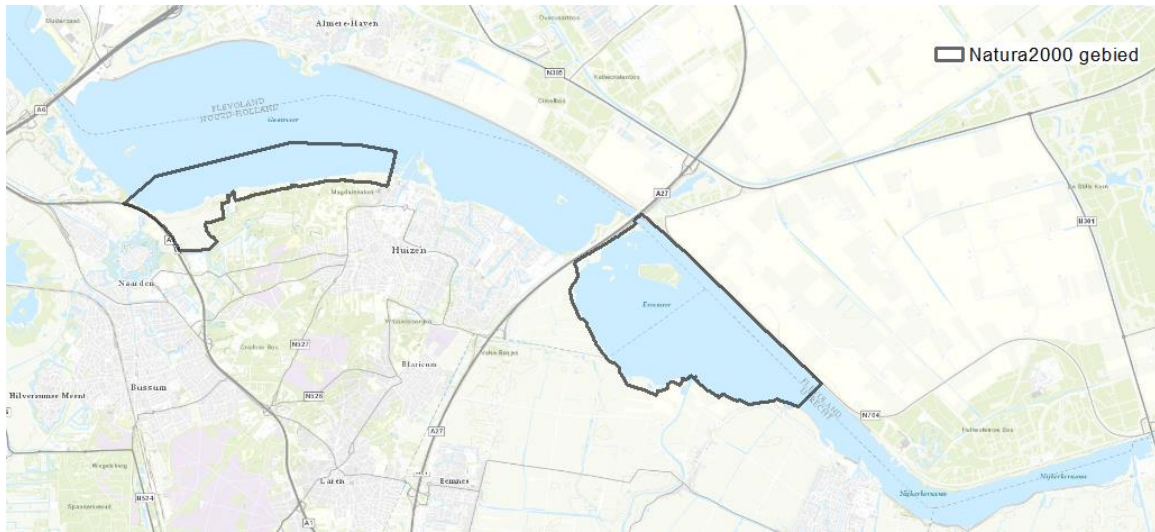


Inrichting

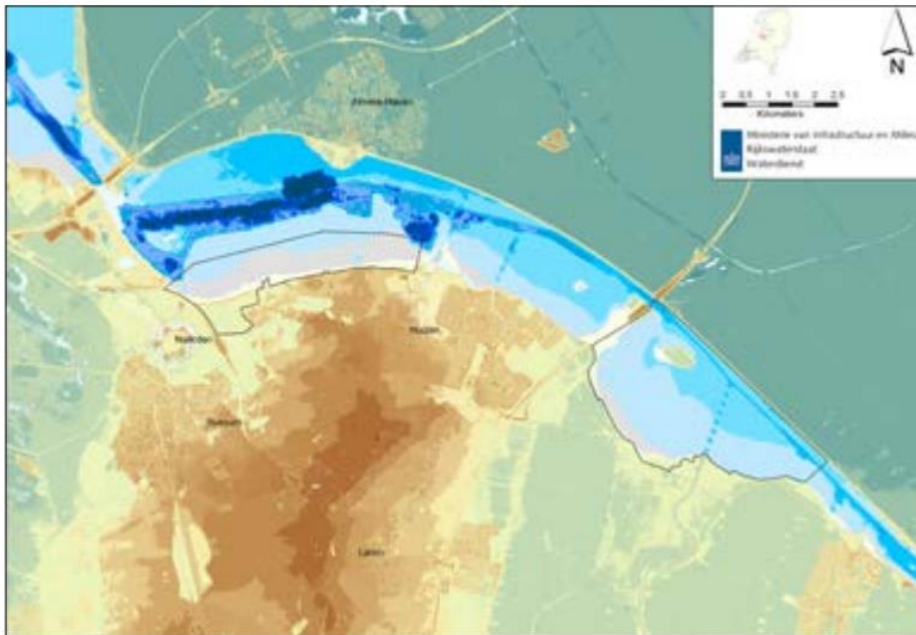
Een deel van de Zuidelijke Randmeren zijn aangewezen als vogelrichtlijngebied (N2000). Deze Natura 2000-gebieden omvatten samen een grootte van 1600 ha (afbeelding 3.2). Dit omvat het gehele Eemmeer en een stuk van de Zuidoever van het Gooimeer. Deze gebieden hebben een maximale bodemdiepte van NAP -1,2 m. Ook de overige ruimtelijke bodemhoogtes zijn te zien op afbeelding 3.3. In het Eemmeer is de dieper gelegen vaargeul goed te zien. In het Gooimeer zijn op een aantal plekken diepe zandwinputten (meer dan 30 m diep). Daarmee is de gemiddelde diepte van het Gooimeer NAP -3,6 m. Het Eemmeer heeft een gemiddelde diepte van NAP -1,9 m. Ondiepe zones bevinden zich met name aan de zuidoevers. De toplaag van de bodem van de Zuidoever van het Gooimeer bestaat uit Pleistoceen- en kleiarm zand. Het Eemmeer heeft een bodem van zware zavel en klei en in het zuidoosten bevindt zich een stukje veen (zie afbeelding 3.4) (Rijkswaterstaat, 2017). Het Gooi- en Eemmeer hebben vanwege hun ligging te maken met

windwerking. Een maat hiervoor is de strijklengte. In afbeelding 3.5 is een kaart van de berekende strijklengtes weergegeven.

Afbeelding 3.2 Weergave van de Natura 2000-gebieden in de Zuidelijke Randmeren



Afbeelding 3.3 Bodemhoogtes van het Gooi- en Eemmeer en het omliggende land. Met grijs omlind zijn ook de ondiepere Natura 2000-gebieden te zien. Bron: Natura 2000 Beheerplan IJsselmeergebied 2017-2023 Eemmeer en Gooimeer Zuidoever, Rijkswaterstaat (2017)



Legenda

Hoogte t.o.v. NAP (water)

	< -40 m		-7,5 - -5 m
	-40 - -30 m		-5 - -3 m
	-30 - -20 m		-3 - -2 m
	-20 - -15 m		-2 - -1 m
	-15 - -10 m		-1 - -0,5 m
	-10 - -7,5 m		-0,5 - 0 m

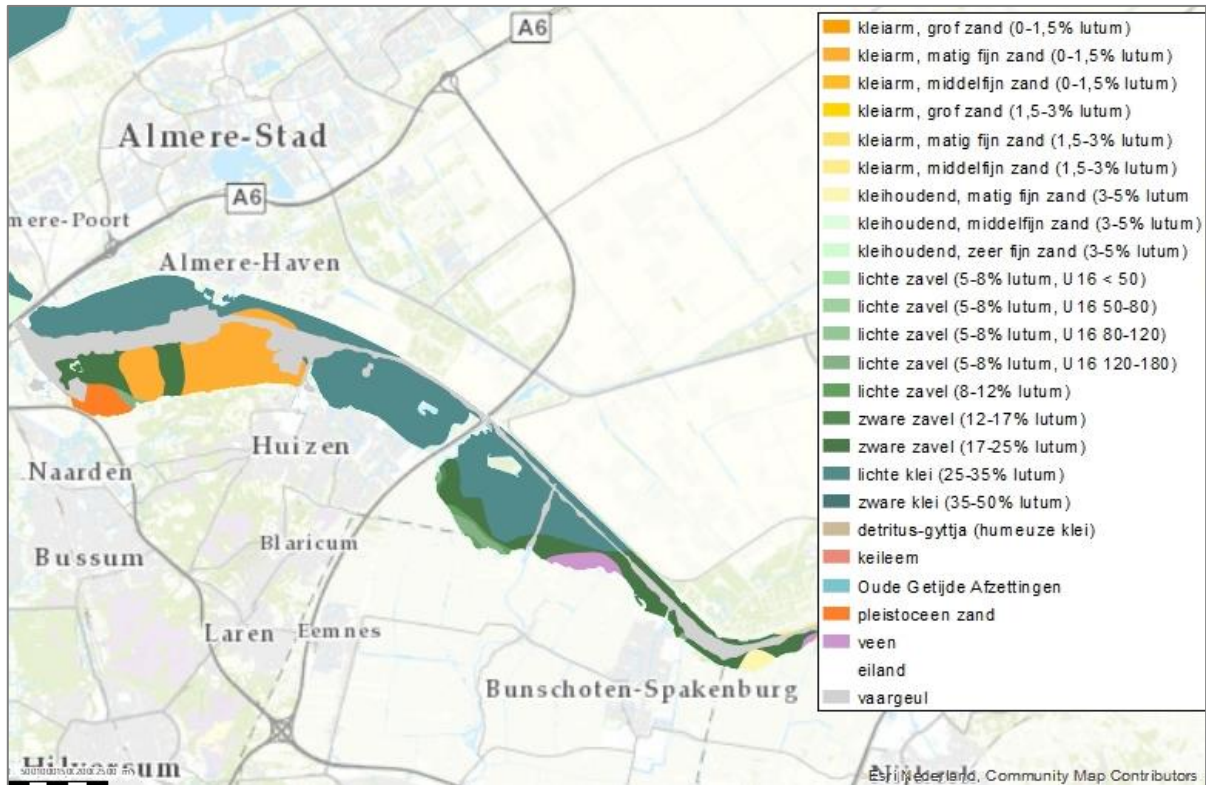
Hoogte t.o.v. NAP (land)

	< -10 m		1 - 2,5 m
	-10 - -5 m		2,5 - 5 m
	-5 - -2,5 m		5 - 10 m
	-2,5 - -1 m		10 - 20 m
	-1 - 0 m		20 - 30 m
	0 - 1 m		> 30 m

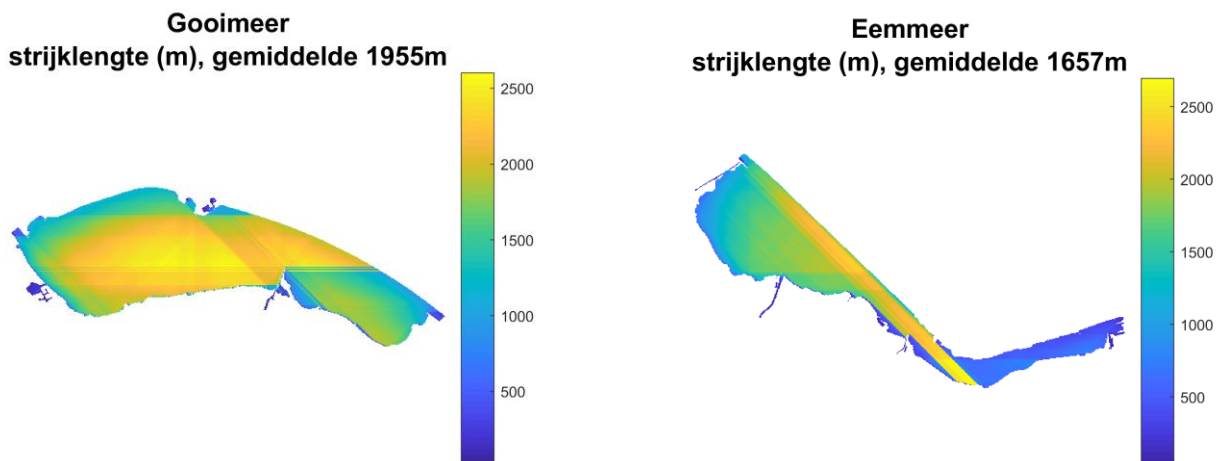
N2000-grens

— Vogelrichtlijngebied

Afbeelding 3.4 Bodemtypekaart voor het Gooi- en Eemmeer



Afbeelding 3.5 Striijklengtes over de meren. Gooimeer (links), Eemmeer: (rechts). De kaart is gemaakt op basis van overheersende windrichting



Gebruik

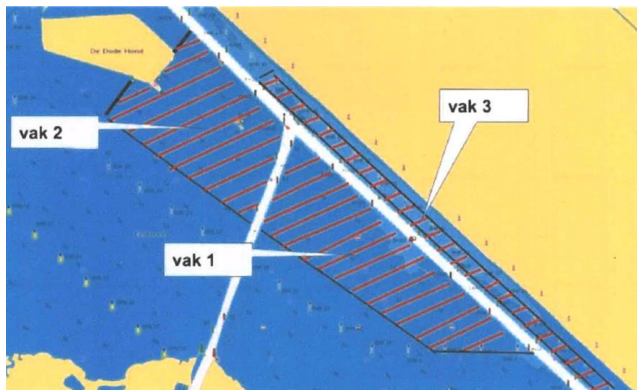
Beide meren worden intensief gebruikt. Allereerst loopt er een diepe vaargeul voor de binnenvaart door de meren heen (grijze zones in afbeelding 3.4). Deze valt in het Gooimeer buiten de begrenzing van het Natura 2000-gebied. Ook wordt er veel watersport bedreven op de meren. Er zijn meerdere zeilscholen en watersportbedrijven aanwezig die verscheidene watersporten promoten. Maar er wordt ook veel recreatief gevaren, er liggen meerdere jachthavens langs de kusten. Exacte schattingen over het aantal vaarbewegingen ontbreken. Het aantal vaste ligplaatsen geeft echter een indicatie. Het Eemmeer, inclusief de Eem en het Nijkerkernauw kennen circa 2.140 ligplaatsen en het Gooimeer heeft 3.098 vaste ligplaatsen (schriftelijke mededeling Stichting Maaien, 2019). In totaal zijn er globaal zo'n 12.000 vaste ligplaatsen in het gebied die als uitvalsbasis dienen voor het recreatief gebruik van de Randmeren. Delen van het gebied zijn

formeel niet toegankelijk voor vaartuigen, zoals de zuidoever van het Gooimeer en het zuidwestelijke deel van het Eemmeer (beschermd Natura 2000-gebied). Tegen de kust van Flevoland, nabij Almere bevindt zich een tweetal snelvaarbanen voor waterski en jetski. Verder zijn er sportvislocaties langs de oevers aanwezig en worden er regelmatig evenementen georganiseerd, zoals zeil- en surfwedstrijden. Andere activiteiten op het Gooi- en Eemmeer zijn de visserij, scheepvaart, lozingen en ontgrondingen.

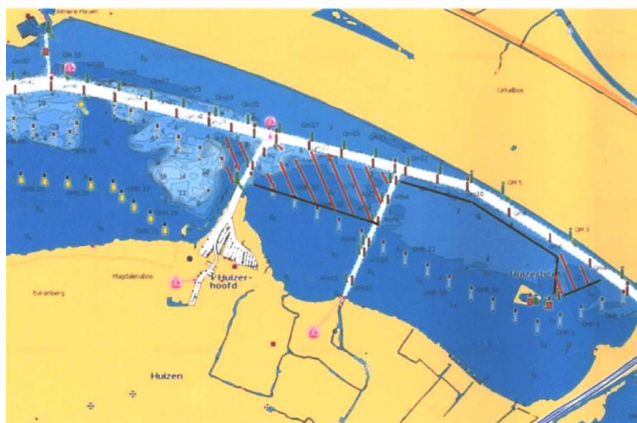
Maaibeheer

Ten behoeve van de recreatievaart wordt er in het Gooi- en Eemmeer selectief gemaaid vanaf 2014. Dit wordt in opdracht van de Gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren uitgevoerd door de Stichting Maaien Waterplanten Randmeren (SMWR). De SMWR stelt jaarlijks in overleg met de gebiedscoöperatie een maaiplan op, contracteert de maaiers en stuurt deze aan en legt na elk maaiseizoen verantwoording af aan de gebiedscoöperatie middels een maaiverslag. Het maaiplan richt zich onder meer op specifieke gebieden zoals de snelle boten baan in Almere (veiligheid), jeugd- en wedstrijdlocaties (hoge gebruiksintensiteit). Daarnaast wordt zoveel mogelijk aangesloten op reeds bevaarbare zones zoals zandwinlocaties. Het maaien wordt uitgevoerd door plaatselijke vissers die hun viskotters in de zomer aanpassen t.b.v. het maaien. Het maaisel wordt ingezameld en wordt onder andere als organische meststof afgevoerd naar de landbouw. In afbeelding 3.6, afbeelding 3.7 en afbeelding 3.8 zijn de vlakken te zien die in 2019 zijn gemaaid op beide meren (Stichting maaien, 2020).

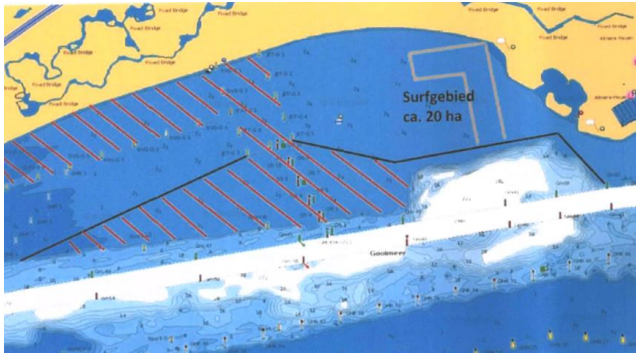
Afbeelding 3.6 Maaivlak op het Eemmeer (2019)



Afbeelding 3.7 Maaivlak Gooimeer (Oost) (2019)



Afbeelding 3.8 Maaivlak Gooimeer (West) (2019)



Ondanks de inspanningen zijn alleen de (hoofd)vaargeulen en de voormalige zandwingebieden permanent beschikbaar voor motorboten en zeiljachten. Dit komt door de snelle hergroei van (hoofdzakelijk) Doorgroeid fonteinkruid. De dichte begroeiing leidt tot gevaar en schade voor gebruikers omdat schroeven en kielen vastlopen en boten onbestuurbaar worden. Op het Eemmeer laat de problematiek zich het meeste voelen doordat op dit meer waterplantvrije (voormalige) zandwingebieden ontbreken. De velden met Doorgroeid fonteinkruid hebben zich de laatste jaren steeds verder uitgebreid én verdicht, hierdoor moet de maai-inspanning worden geïntensiverd om voldoende resultaat te bereiken. Mogelijk wordt de verdichting door het maaien gestimuleerd. Echter ook in de niet gemaaide gebieden neemt de verdichting toe.

Pilot 2019

Naar aanleiding van de ervaringen in het maaiseizoen 2018 werd besloten in 2019 een pilot uit te voeren waarbij specifieke gebieden met een totale oppervlakte van 200 ha 2x werden gemaaid. De startdatum van het maaien werd vervroegd naar 1 juni. Aangezien er op het Eemmeer geen verlichting door diepe zandwinputten optreedt werd extra aandacht aan dit meer besteed. Ondanks de vergrote inspanning werd de overlast niet geminimaliseerd. De hergroei van planten (wellicht gestimuleerd door de warme lange zomers van 2018 en 2019) was enorm. De Stichting Maaien geeft aan dat de resultaten van 2018 en 2019 laten zien dat extra intensivering benodigd is om overlast te verminderen. Hierbij denken ze aan de volgende zaken:

- minimaal 2x maaien voor het totale te maaien areaal;
- specifieke gebieden zeker 3x moeten worden gemaaid;
- de techniek en aansturing van het maaien verbetering behoeft;
- onderzocht moet worden of andere middelen zoals harken of bodemverbetering kunnen worden ingezet.

Afbeelding 3.9 Impressie maaien 2019 (bron: Stichting Maaien)



3.2 Huidige toestand

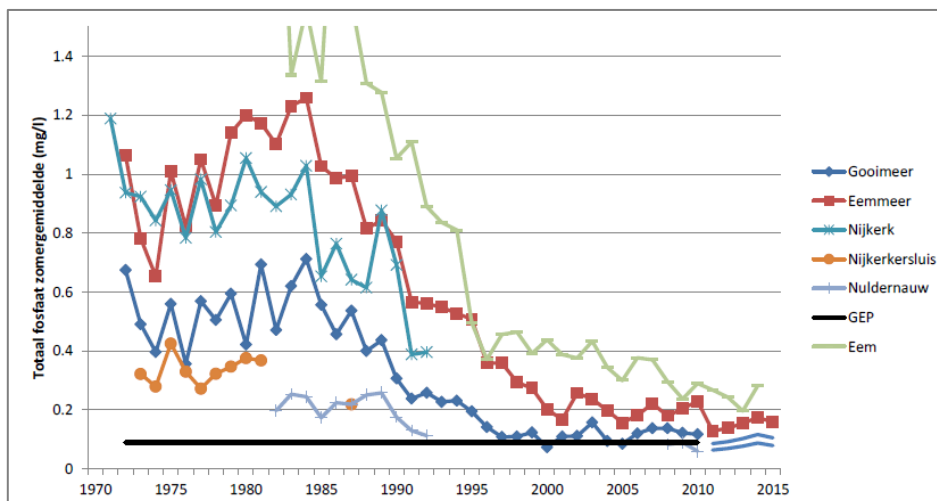
Om inzicht te krijgen in de huidige toestand is gekeken naar de beschikbare fysisch-chemische en biologische informatie. Vanwege gebrek aan langjarige reeksen (voor 2000) is in deze studie ter ondersteuning van het verhaal gebruik gemaakt van afbeeldingen uit reeds gepubliceerde rapportages. In onderstaande paragraaf wordt een beeld van de huidige toestand geschetst.

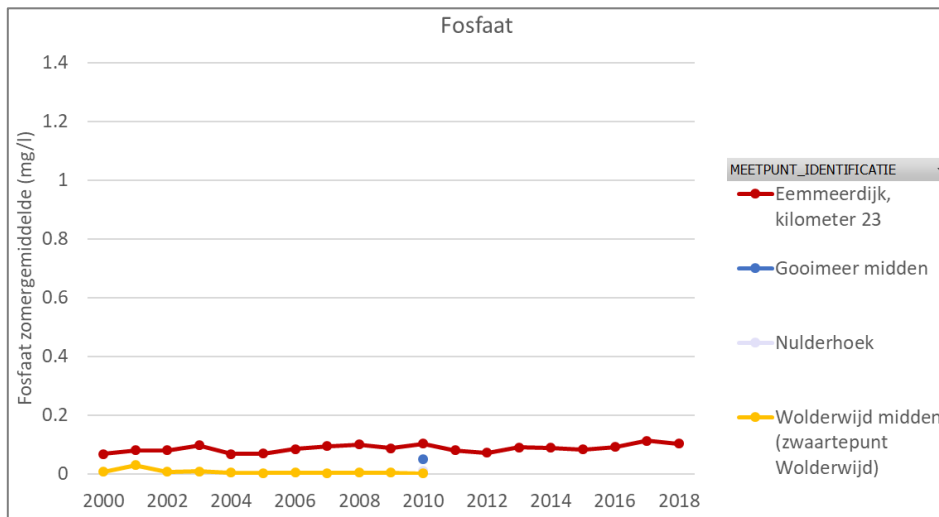
3.2.1 Fysisch-chemische toestand

Fosfaat

Fosfaat is een belangrijk nutriënt (net zoals stikstof) dat bij opname groei van de biologie stimuleert. Bij een te veel aan nutriënten kan het leiden tot een overmatige groei van algen - algenbloei, waardoor het water troebel wordt. Dit proces heet eutrofiëring. In Nederland was er in veel gebieden sprake van hevige eutrofiëring. Zo ook in het Gooi- en Eemmeer. Met name het stroomgebied van de Eem (landbouw en ongezuiverd rioolwater) voerde een hoge concentratie nutriënten en in het specifiek fosfaat aan. In afbeelding 3.10 zijn de concentraties in de zuidelijke randmeren vanaf 1970 te zien. Door actief beleid vanaf de jaren tachtig zijn de nutriënten concentraties in de Eem en daardoor ook in randmeren sterk afgenomen. De zomergemiddelde concentraties fosfaat gaan van ongeveer 1.2 mg/l in 1985 naar concentraties rond de 0.2 mg/l vanaf 2000. Een afname van 1 mg/l. Door het starten van project BEZEM (Bestrijding Eutrofiëring Zuidelijke Randmeren) in 2000 wordt deze afname doorgezet tot onder de 0.1 mg/l in het Eemmeer. Het Gooimeer heeft nog iets (circa 0,05 mg/l (eenmalige meting)) lagere gemiddelde zomerconcentraties totaal fosfaat. Vanaf circa 2010 stabiliseert de afname (Deltares, 2017). Ondanks de afname duiden de fosfaatconcentraties nog steeds op een zeer voedingsrijke situatie. Ter indicatie: op basis van de CUWVO relaties van de derde eutrofiëringenuquête kom je op chlorofyl-a concentraties van circa 70 µg/l op grond van een P-concentratie van 0,05 mg/l.

Afbeelding 3.10 Zomergemiddelde fosfaatconcentraties (mg/l) (Totaal P) voor (boven) de waterlichamen Gooimeer, Eemmeer, Nijkerk, Nijkerkersluis, Nulderneau, en de Eem tot 2015. (bron: Deltares, 2017) In de onderste afbeelding is de fosfaatconcentratie van het Gooimeer, Eemmeer, Nulderhoek en Wolderwijd vanaf 2000 tot en met 2018 te zien (wanneer gemeten)

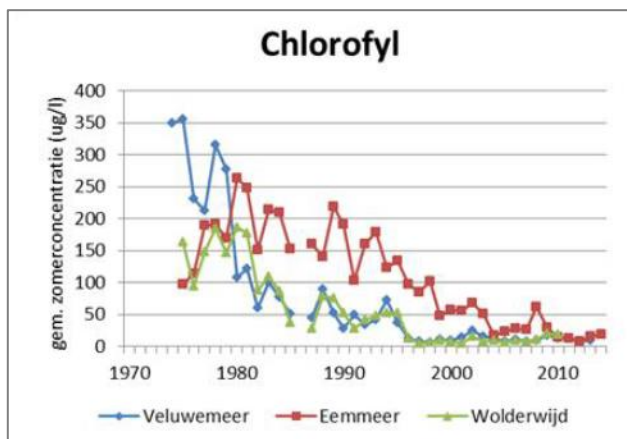


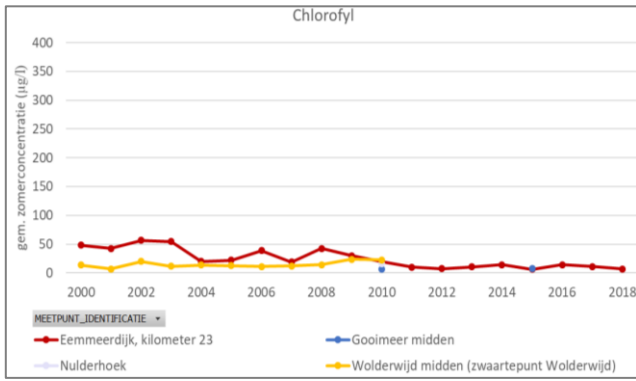


Algen, zwevend stof en doorzicht

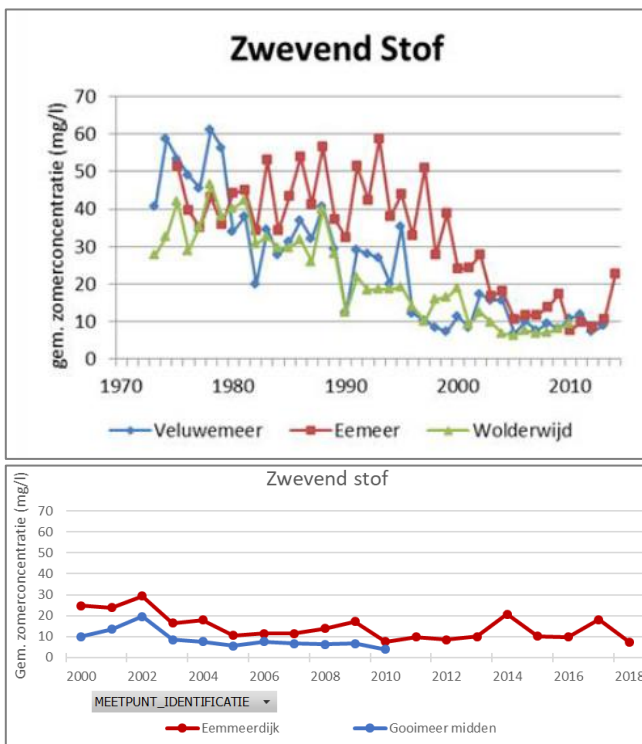
Soortgelijke patronen zijn ook te zien in de concentraties van algen (chlorofyl-a), het zwevend stof en het doorzicht. In afbeelding 3.11 is dan ook mooi te zien dat de concentraties chlorofyl-a en zwevend stof coherent aan de afname van fosfaat afneemt. Het doorzicht neemt als resultante toe. Vanaf circa 2004 zijn de concentraties chlorofyl-a laag (>50 µg/l) (afbeelding 3.11). Echter in 2006 en 2008 is er weer een kleine stijging waar te nemen. In 2008 correspondeert deze stijging ook met de tijdelijke afname van het doorzicht op het Eemmeer, die vanaf 2000 een duidelijke toename laat zien in het Eemmeer (afbeelding 3.13). Na 2008 neemt het doorzicht weer toe, zakken de algenconcentratie en de concentratie van het zwevend stof verder (afbeelding 3.12).

Afbeelding 3.11 Zomergemiddelde chlorofyl-A concentraties (µg/l) vanaf (boven) 1974 tot 2015 voor het Veluwemeer, Eemmeer en het Wolderwijd (bron: Deltares, 2015) en (onder) vanaf 2000 tot en met 2018 (wanneer gemeten) voor het Eemmeer, Gooimeer, Nulderhoek en Wolderwijd

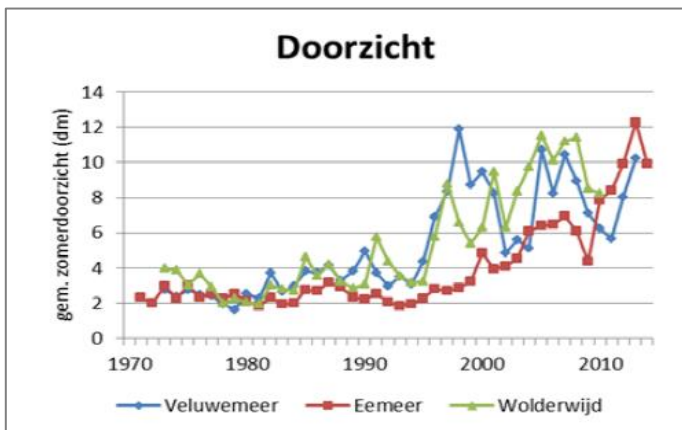




Afbeelding 3.12 Zomergemiddelde zwevend stof concentraties (mg/l) vanaf (boven) 1973 tot 2015 voor het Veluwemeer, Eemmeer en het Wolderwijd (bron: Noordhuis, R. & van Geest, G., 2015) en (onder) vanaf 2000 tot en met 2018 (wanneer gemeten) voor het Eemmeer en Gooimeer



Afbeelding 3.13 Zomergemiddelde doorzicht (dm) vanaf 1971 tot 2015 voor het Veluwemeer, Eemmeer en het Wolderwijd (bron: Noordhuis, R. & van Geest, G., 2015). Van het Gooimeer zijn geen actuele gegevens beschikbaar

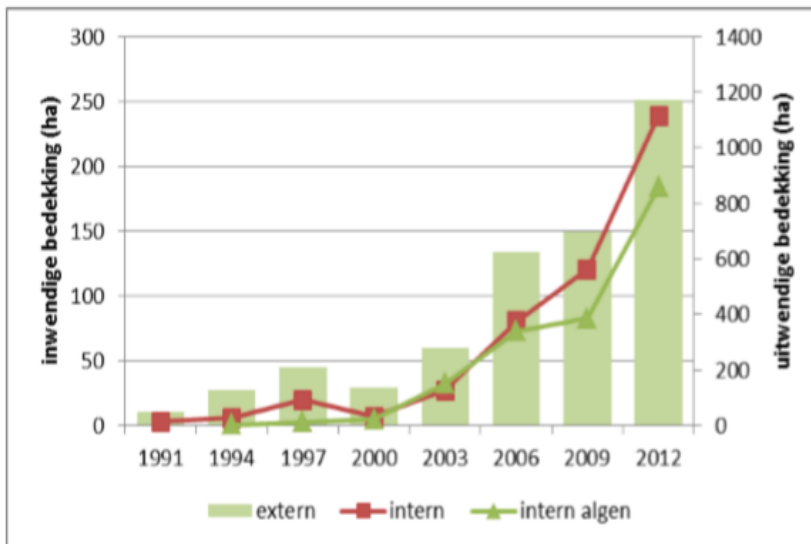


3.2.2 Biologische toestand

Waterplanten

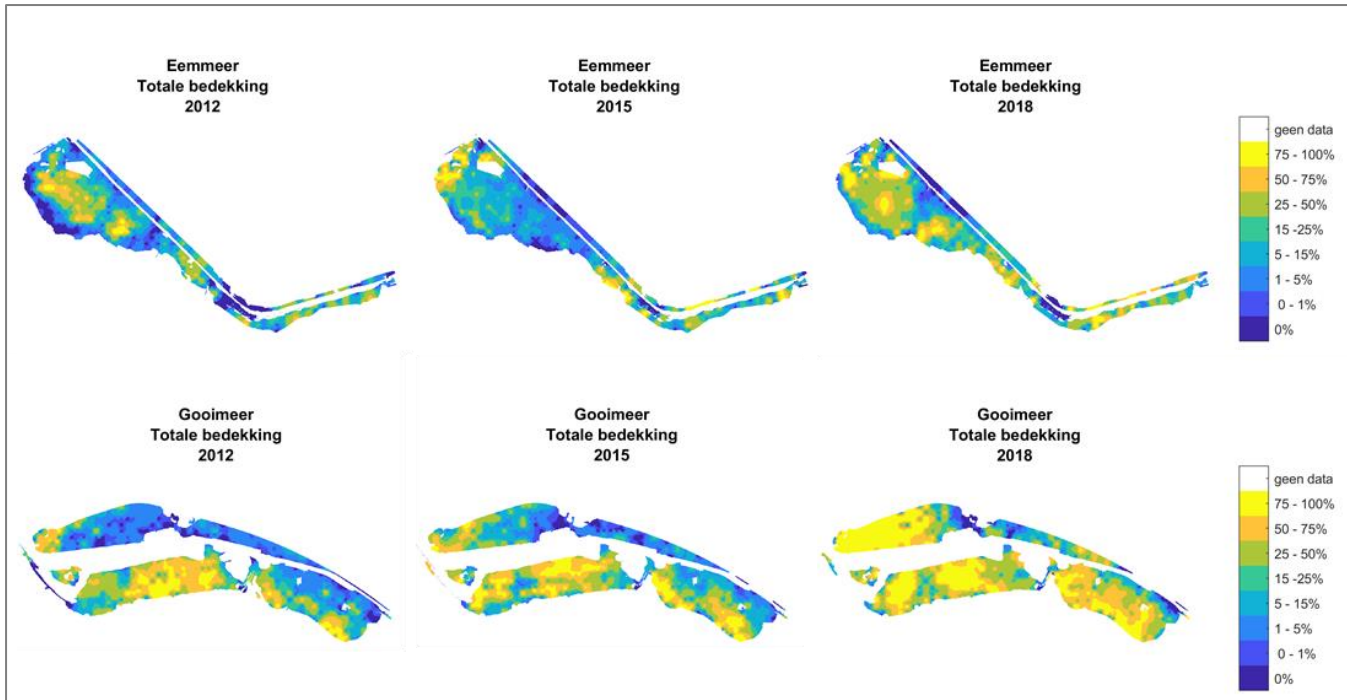
De vegetatie (waterplanten) laat ook een duidelijke ontwikkeling zien. In afbeelding 3.14 is een illustratief voorbeeld voor het Eemmeer gegeven. Waar eerst de bedekking zeer gering is, ontwikkelt de vegetatie zich vanaf 2012 gestaag. Deltares, 2015 laat zien dat de helderheid en de vegetatieontwikkeling in het Eemmeer rond 2012 een sprong heeft genomen. In het Gooimeer is deze ontwikkeling eerder (rond 2009) ingezet.

Afbeelding 3.14 Vegetatieontwikkeling Eemmeer (Deltares, 2015). Uitwendige bedekking (oppervlakte bedekking). Interne / inwendige bedekking: dichtheid van de bedekking



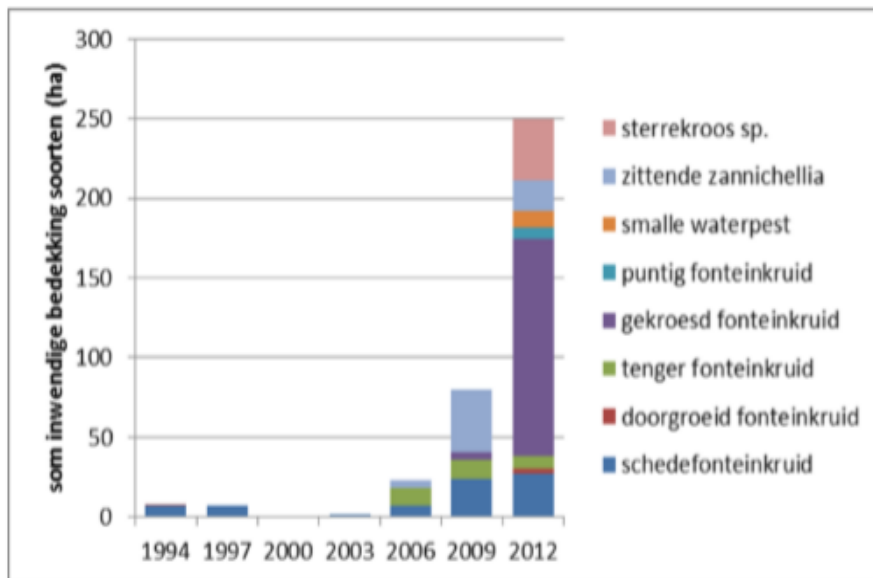
Vanaf 2012 meldt de recreatie- en watersportsector (met name op het Gooimeer, iets later op Eemmeer) hinder van velden met 'woekerende' waterplanten. In afbeelding 3.15 zijn de bedekkingsgraden waterplanten in 2012, 2015 en 2018 op het Gooimeer en Eemmeer te zien. Duidelijk is te zien dat de bedekkingsgraden door de tijd enkel toenemen. Inmiddels zijn de meren buiten de vaargeulen en de diepe delen zoals de voormalige, diepere zandwinputten zo goed als volledig begroeid met waterplanten.

Afbeelding 3.15 Bedekkingsgraad van vegetatie op (boven) het Eemmeer en (onder) het Gooimeer voor de jaren 2012, 2015 en 2018 (waterinfo.rws.nl). In de afbeeldingen is duidelijk te zien dat de ondiepe delen eerder begroeid raken

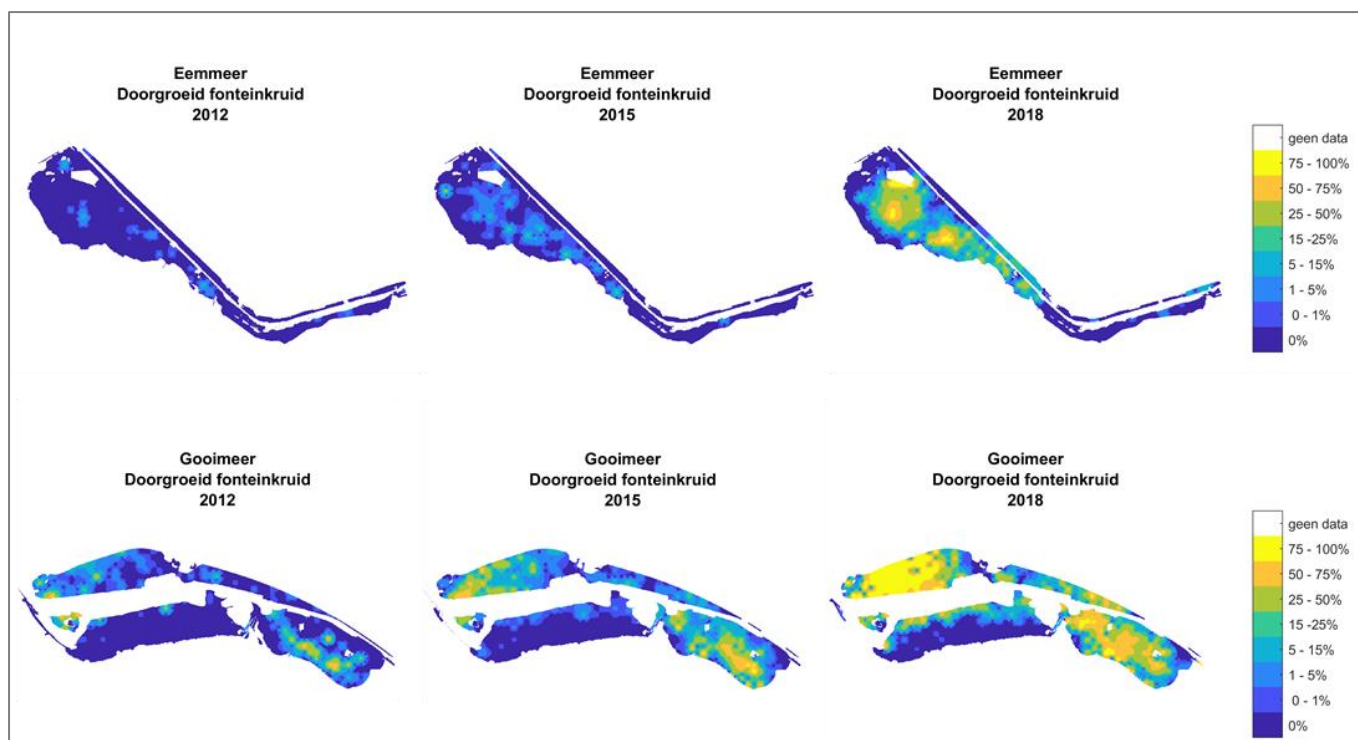


Ook op het niveau van plantensoorten is een duidelijke ontwikkeling te zien. Waar in de beginfase met name pionierssoorten zoals tenger, schede- en gekroesd fonteinkruid opkwamen (afbeelding 3.16) heeft Doorgroeid fonteinkruid in met name de iets diepere delen steeds meer terrein gewonnen (afbeelding 3.17). Het effect hiervan is dat beide meren buiten de vaargeulen en de zandwinputten maar beperkt bevaarbaar zijn.

Afbeelding 3.16 Vegetatieontwikkeling Eemmeer tot 2012 (Deltares, 2015)



Afbeelding 3.17 Bedekking met Doorgroeid fonteinkruid op (boven) het Eemmeer en (onder) het Gooimeer voor de jaren 2012, 2015 en 2018 (waterinfo.rws.nl)



Belangrijk is om te noemen dat elke soort zijn eigen 'niche' heeft en onder specifieke omstandigheden (denk aan: licht (als resultante van waterdiepte), bodemtype, voedselrijkdom (nutriënten), etc.), verstoring als gevolg van windwerking en golfslag kan gedijen. In bijlage I is een aanvullende analyse van het voorkomen van verschillende waterplanten als resultante van waterdiepte, en strijklengte gegeven. Gefocust is op de meest voorkomende en kenmerkende soorten: Doorgroeid fonteinkruid, schedefonteinkruid, aarvederkruid, smalle waterpest, draadwier en kranswieren. Onderstaand is een beschrijving gegeven. In afbeelding 3.18 is de bedekking op soortniveau te zien voor de meest voorkomende soorten in beide meren van het laatste bemonsteringsjaar (2018).



Doorgroeid fonteinkruid is een soort die groeit in matig tot voedselrijk, (meestal) helder water. Doorgroeid fonteinkruid komt veelal op na pioniersoorten als de helderheid van het water is toegenomen en gestabiliseerd. Doorgroeid fonteinkruid is een soort die met name in wat diepere delen > 1,5 m op (venig) zand en zeeklei voorkomt, en wordt gekenmerkt door zijn vermogen om te strekken (tot wel 6 meter). Met name door deze eigenschap leidt hij vaak tot overlast voor waterrecreatie. Doorgroeid fonteinkruid is een robuuste soort die wortelt en zeer goed bestand is tegen waterbeweging zoals golfslag en stroming. Met name

vanwege deze kenmerken heeft de soort zich in het Gooi- en Eemmeer in de diepere delen goed uit kunnen breiden. Daarbij komt het vermoeden dat de soort in staat is om vanuit zijn wortelnetwerk uit te kunnen breiden naar (diepere) delen waar de groeiomstandigheden vanwege lichtlimitatie niet optimaal zijn. Het vermoeden is dat de soort met name in het Eemmeer nog in dichtheid zal toenemen. In zijn opmars heeft het gekroesd fonteinkruid (aanwezig in het Eemmeer) grotendeels weggedrukt. In de iets ondiepere delen zal Doorgroeid fonteinkruid afgewisseld worden met schedefonteinkruid, aarvederkruid, smalle waterpest en darmwier en draadwier.

Schedefonteinkruid, aarvederkruid, smalle waterpest en draadwier



Het voorkomen van deze soorten is zichtbaar in het Gooi- en Eemmeer in de ondiepe delen (<2 m) aan de zuidzijde van de meren. Brede/Smalle waterpest is een uitzondering. Deze soort wordt met name aangetroffen op het Eemmeer in de ondiepe delen (tot 2 m) (met name ten zuiden van de Dode Hond) in combinatie met aarvederkruid en Doorgroeid fonteinkruid. Dit komt waarschijnlijk door het bodemtype (klei) schedefonteinkruid, aarvederkruid, smalle waterpest en darmwier en draadwier zijn soorten die eveneens in matig tot voedselrijk water voorkomen. Deze soorten zijn bestempeld als 'pionierssoorten', wat betekent dat zij zich na een omslag van een troebel naar een heldersysteem, als eerste zullen vestigen. De verwachting is dat deze soorten zich (mogelijk in lagere dichtheden) zullen handhaven.



Kranswieren

Voor zowel de zuidoever van het Gooimeer als het Nijkerkernauw geldt dat er met name kranzwieren staan in combinatie met schedefonteinkruid en draadwieren. De kranzwieren komen enkel voor in het Gooimeer en het Nijkerkernauw. Dit zijn ook de enige plekken waar de bodem uit zand bestaat in plaats van een meer kleiig of venige bodem. Ook bevinden de kranzwieren zich op deze meren enkel op plekken waar het (redelijk) ondiep is (<2 m). Kranzwieren is een verzamelnaam voor een groep die in Nederland uit meer dan 25 soorten meercellige zoetwateralgen bestaan. Kranzwieren geven een indicatie dat de waterkwaliteit goed is. Lang was de hoop dat het areaal kranzwieren zich ook zou uitbreiden naar het Eemmeer en naar de diepere delen.

Kranzwieren blijven onder het wateroppervlak waardoor ze voor minder overlast voor de recreatiesector zorgen. Vanwege de bodemopbouw (klei en/of venig) en de externe belasting vanuit de Eem valt uitbreiding van het kranzwierareaal in het Eemmeer niet te verwachten.

Afbeelding 3.18 Bedekking van verschillende soorten waterplanten over de Zuidelijke Randmeren in 2018



Vis

Ook in het visbestand is een duidelijke ontwikkeling te zien in de periode 2009 t/m 2018. In afbeelding 3.19 is de ontwikkeling in het waterlichaam randmeren-zuid weergegeven op basis van een stortkuil (voor monitoring van het open water) en (elektrisch) schepnet bemonstering (voor monitoring van de oeverzone). Vanwege het verschil in bemonsteringstechniek zijn voor de volledigheid resultaten van beide bemonsteringsmethoden gegeven. Het visbestand wordt driejaarlijks bemonsterd.

NB! Het Gooi- en het Eemmeer maken onderdeel uit van het KRW waterlichaam zuidelijke randmeren. Deelresultaten van het Gooi- en Eemmeer apart waren niet beschikbaar.

In afbeelding 3.19 is duidelijk te zien dat de omvang van het visbestand (biomassa: kg/ha) na 2009 sterk afneemt naar ongeveer 50 hg/ha. Het aandeel brasem, baars, snoekbaars en pos neemt significant af. Deze afname is zeer waarschijnlijk het gevolg van actieve bevissing die in de zuidelijke randmeren heeft plaatsgevonden (Deltares, 2015 en persoonlijke mededeling Rijkswaterstaat). Het visbestand is hierdoor niet representatief voor het Gooi- en Eemmeer. Een visbestand van 50 kg/ha is erg gering en is een stuk lager dan te verwachten is op basis van de draagkracht van een dergelijk voedselrijk systeem. Het visbestand kent vanaf 2012 (50 kg/ha) een zeer lichte toename. Het aandeel brasem (bodemwoelende vis) lijkt ook iets toe te nemen.

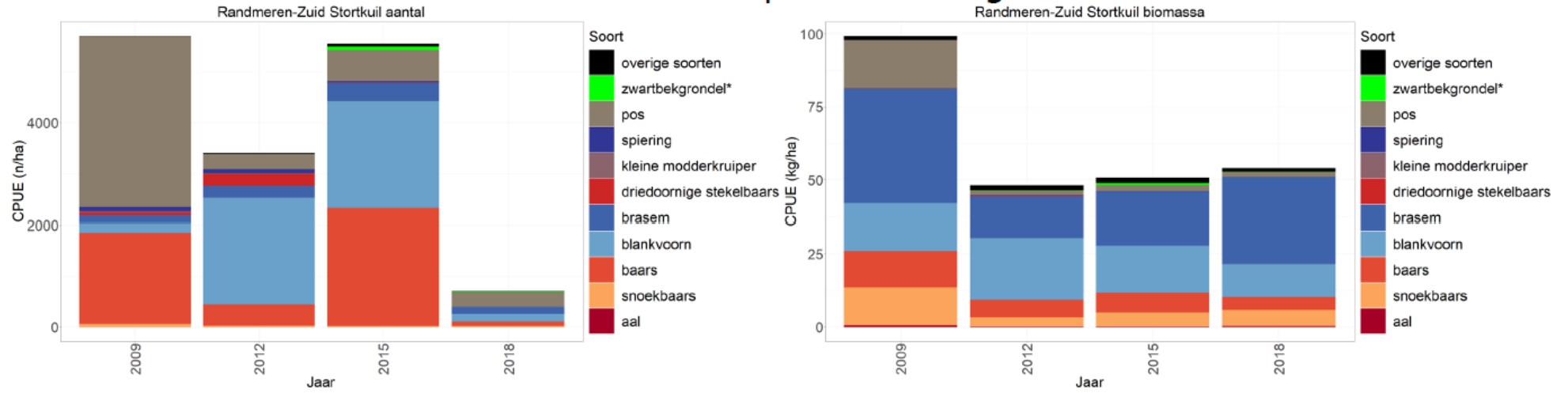
De tien meest algemene soorten in de Zuidelijke Randmeren voor de gehele periode 2009-2018 zijn (in willekeurige volgorde): zwartbekgrondel, pos, spiering, kleine modderkruiper, driedoornige stekelbaars, brasem, blankvoorn, baars, snoekbaars en aal. Deze omvatten meer dan 99 % van het totale gemiddelde aantal en biomassa voor zowel de vangsten met de stortkuil als met het schepnet. Het aandeel bodemwoelende vis is erg laag. Wanneer het aandeel bodemwoelende vis groot is kan dit via resuspensie effecten hebben op de helderheid van het systeem. Andersom is dit ook zo, de visstand past zich aan op basis van de fysische-chemie. Een aantal soorten houdt niet van licht. vertroebeling van het lichtklimaat als gevolg van bodemwoelende vis valt in het Gooi- en Eemmeer niet te verwachten.

In het open water waren pos, brasem, blankvoorn, baars en snoekbaars de dominante soorten (afbeelding 3.19, boven). Aal wordt in de Zuidelijke Randmeren nauwelijks gevangen met de stortkuil. Vanaf 2009 al zien we dat de pos sterk afneemt. Wat opvalt is dat de driedoornige stekelbaars in relatief hoge aantallen wordt gevangen in 2009 en 2012. Daarnaast is het opvallend dat de invasieve grondelsoorten veel minder in het open water worden gevangen. Blankvoorn en brasem zijn qua biomassa redelijk stabiel maar fluctueren sterker qua aantal. Baars en snoekbaars lijken qua aantallen en biomassa ook redelijk stabiel. Als laatste valt op dat de aantallen van alle soorten in 2018 vrij laag zijn. Dit zou kunnen komen doordat de monitoring in 2018 later heeft plaats gevonden dan voorgaande jaren. Later in het jaar vertonen veel van de gevangen soorten clustering waardoor de kans dat vissen niet gevangen worden toeneemt.

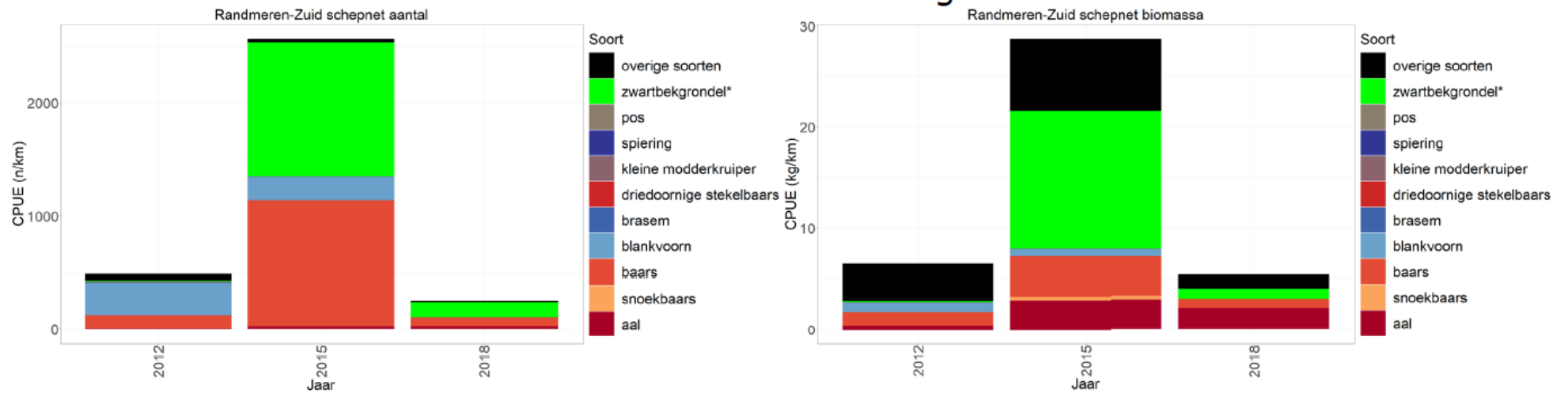
In de oeverzone zijn baars, blankvoorn, aal en vanaf 2015 de zwartbekgrondel de dominante soorten qua aantal en biomassa (afbeelding 3.19, onder). In tegenstelling tot het open water worden er langs de oevers wel veel zwartbekgrondels gevangen, alhoewel hoeveelheden beduidend lager zijn in 2018 dan in 2015. Dit laatste zou ook te maken kunnen hebben met de latere bemonsteringsperiode waardoor er in het geheel minder vis is gevangen in 2018. (MR Open Data (2018).

Afbeelding 3.19 Visbestand van de 10 meest voorkomende soorten in de jaren 2009, 2015, 2015 en 2018 in de Zuidelijke Randmeren door bemonstering van het (boven) open water en (onder) de oeverzone. In (links) de gevangen aantallen vis per hectare en (rechts) de biomassa vis per hectare. Bron: MR Open Data (2018)

Randmeren-Zuid open water algemene soorten



Randmeren-Zuid oever algemene soorten



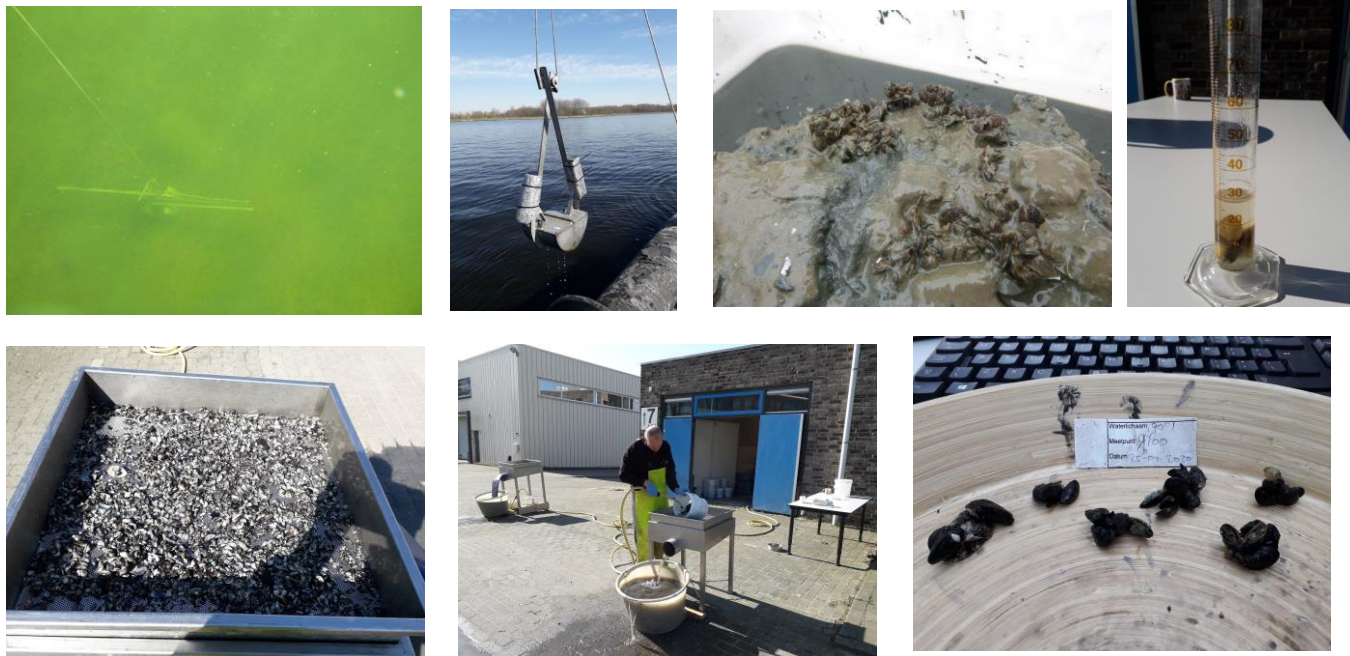
Mosselen

Aanvullende monitoring

De gegevensbasis mosselen in het Gooi- en Eemmeer was bij aanvang van deze studie beperkt. De laatste mosselkartering stamde uit 2013. Vanwege de mogelijke grote effecten van de filtering van mosselen op de helderheid van het systeem is er in overleg met de Gebiedscoöperatie Gastrijke randmeren (en in goed overleg met Rijkswaterstaat) besloten om in 2020 aanvullend een mosselkartering uit te voeren. Deze kartering is in april 2020 uitgevoerd door ATKB onder supervisie van Witteveen+Bos. Bij deze kartering is er qua methode en monitoringslocaties zoveel mogelijk aangesloten bij de voorgaande karteringen uitgevoerd door Bureau Waardenburg in 2008 en 2013. De ruwe gegevens zijn opgewerkt tot een gemiddelde op basis van de interpolatie methode 'inverse distance weighting' (IDW) (Burrough & R.A. McDonnell 1998; Fortin & Dale 2005 uit Bureau Waardenburg, 2014). Interpolaties zijn uitgevoerd op gridkaarten met een celgrootte van 100 m * 100 m (Z value: ml/m², number of points: 12).

NB!: Mosselkarteringen worden vanwege predatie door vis en duikeenden normaliter in de winter uitgevoerd. Vanwege de wens om nog voor het groeiseizoen van 2020 oplossingen voor de recreatievaart te vinden is hier in overleg met Rijkswaterstaat gemotiveerd vanaf gegaan. Onderzoek naar populatiedynamiek in 2010 - 2012 van driehoeks- en quaggamosselen door het jaar heen in het Marker- en IJsselmeer toont aan dat de biomassa als gevolg van de seizoensdynamiek maximaal een factor 2 (lager) kan zijn (Waterfauna, 2012). Vanwege relatief lage aantallen waargenomen duikeenden in het Gooi- en Eemmeer in de winter van 2019/2020 verwachten we niet dat dergelijk sterke effecten op treden. Ook de experts Noordhuis en Bij de Vaate achten achtten dit onwaarschijnlijk. (mondelinge mededeling Noordhuis en Bij de Vaate, april 2020). Daarnaast is vanwege veiligheid (golfslag) op een aantal monsterpunten afgeweken van het protocol: waar monsters eerst met een waadpak en boxcore genomen zouden worden zijn monsters met een Van Veenhapper genomen. De monsterring is technisch goed uitgevoerd.

In bijlage II is een volledige beschrijving van het uitgevoerde onderzoek inclusief de ruwe monitoringsdata gegeven.

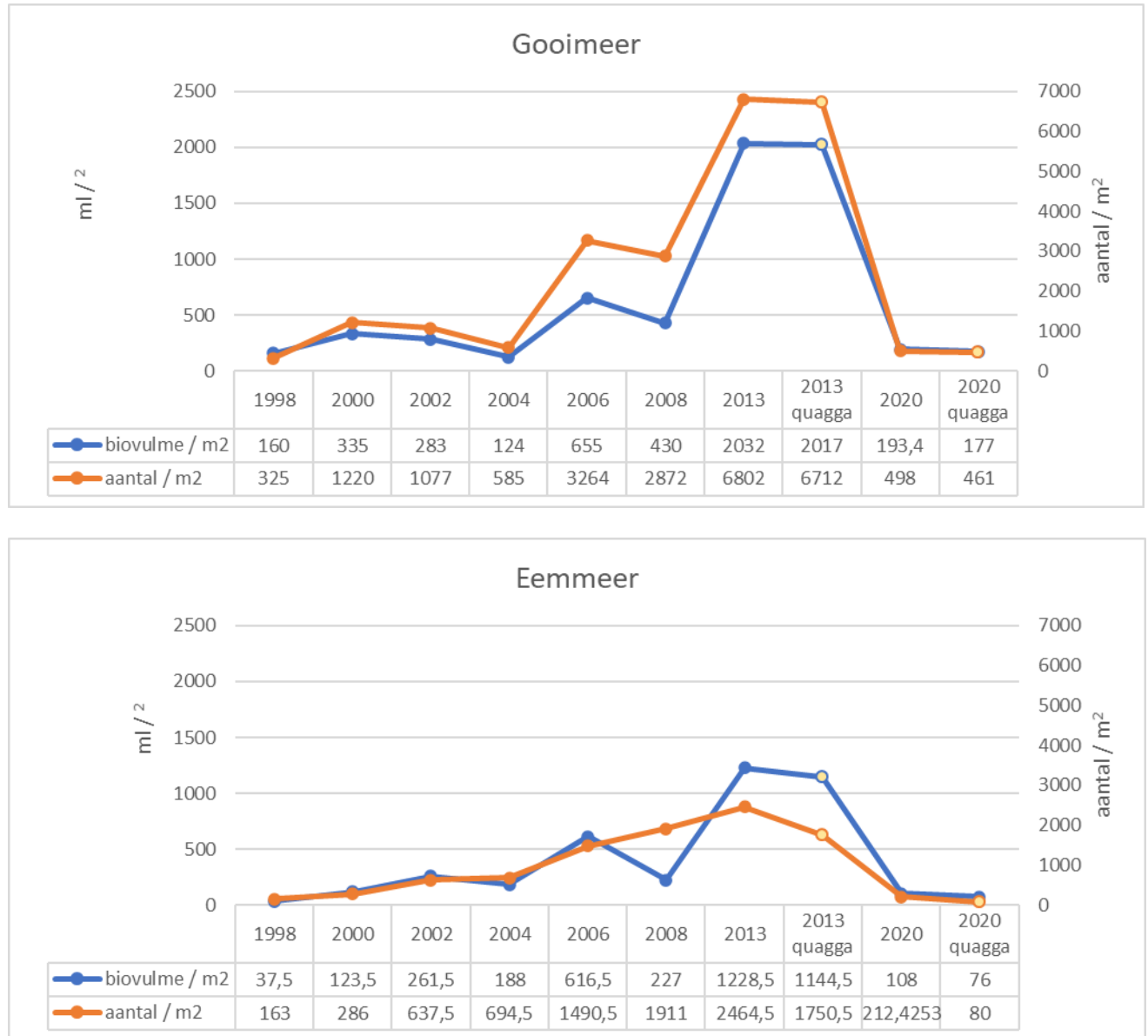


Resultaten

De resultaten van 2020 en de mosselkarteringen uit het verleden laten zien dat er in het Gooi- en Eemmeer een grote mosselpopulatie-ontwikkeling heeft plaatsgevonden. In afbeelding 3.20 zijn de dichtheden en het biovolume van de totale mosselpopulaties (driehoeksmosselen, quaggamosselen en eventueel ander aangetroffen mosselen) op het Gooi- en Eemmeer weergegeven. De gegevens voor het Eemmeer zijn

inclusief het Nijkerkernauw. De historische gegevens zijn opgewerkt uit de rapportage van Bureau Waardenburg, 2014 en Bureau Waardenburg, 2009.

Afbeelding 3.20 Mosseldichtheid (aantal per m²) en biovolume (ml per m²) door de jaren heen in het Gooimeer en Eemmeer. De gegevens van het Eemmeer zijn inclusief de gegevens van het Nijkerkernauw. Vanaf 2013 is ook apart het aandeel quaggamosselen gemeten. Deze gegevens zijn in de grafiek weergegeven

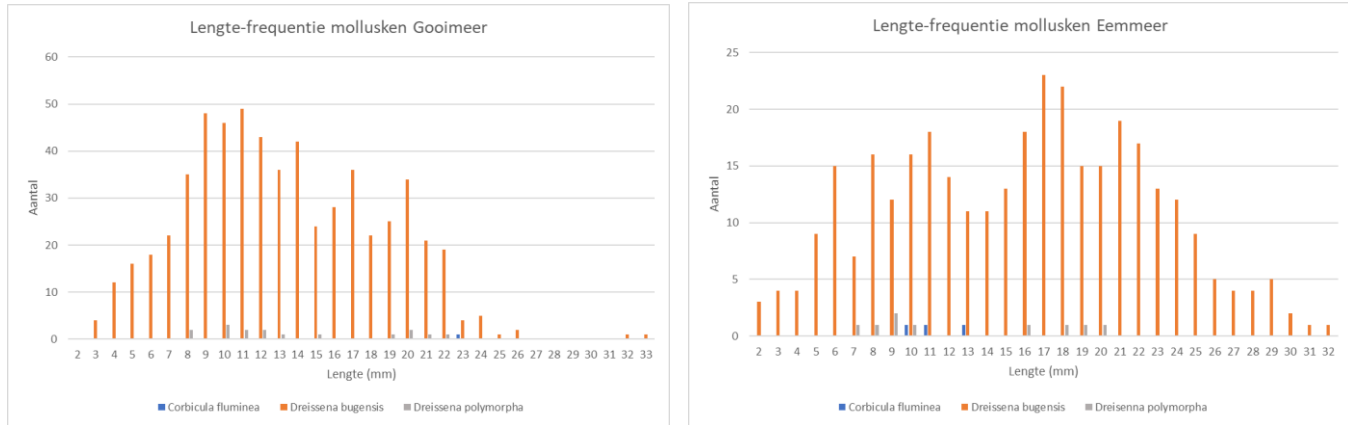


De monitoringsgegevens laten zien dat er in de periode 2008-2013 met name op het Gooimeer een explosieve groei van de hoeveelheid mosselen heeft plaatsgevonden. Deze groei is te wijten aan de opkomst van de quaggamossel die in 2007 zijn intrede heeft gedaan (STOWA, 2017b). Ook op de andere randmeren en andere plassen in Nederland is deze opkomst in hetzelfde tijdsbestek waargenomen. Met name op het Gooimeer lijkt de driehoeksmossel populatie in 2013 vervangen door quaggamosselen.

De monitoringsresultaten van 2020 laten zien dat de populatie zowel op het Gooimeer als Eemmeer zijn ingestort tot een populatiegrootte die ook rond 1998 is waargenomen. Zogenaemde 'musselcycles' zijn vaker gerapporteerd in de literatuur en kunnen het effect zijn van (een combinatie van) natuurlijke processen zoals, predatie, ziekte (door virussen en schimmels) en voedselbeschikbaarheid (mossels prederen op algen: wanneer er limitatie in voedsel optreedt zal de populatie afnemen. Dit kan ook concurrentie met

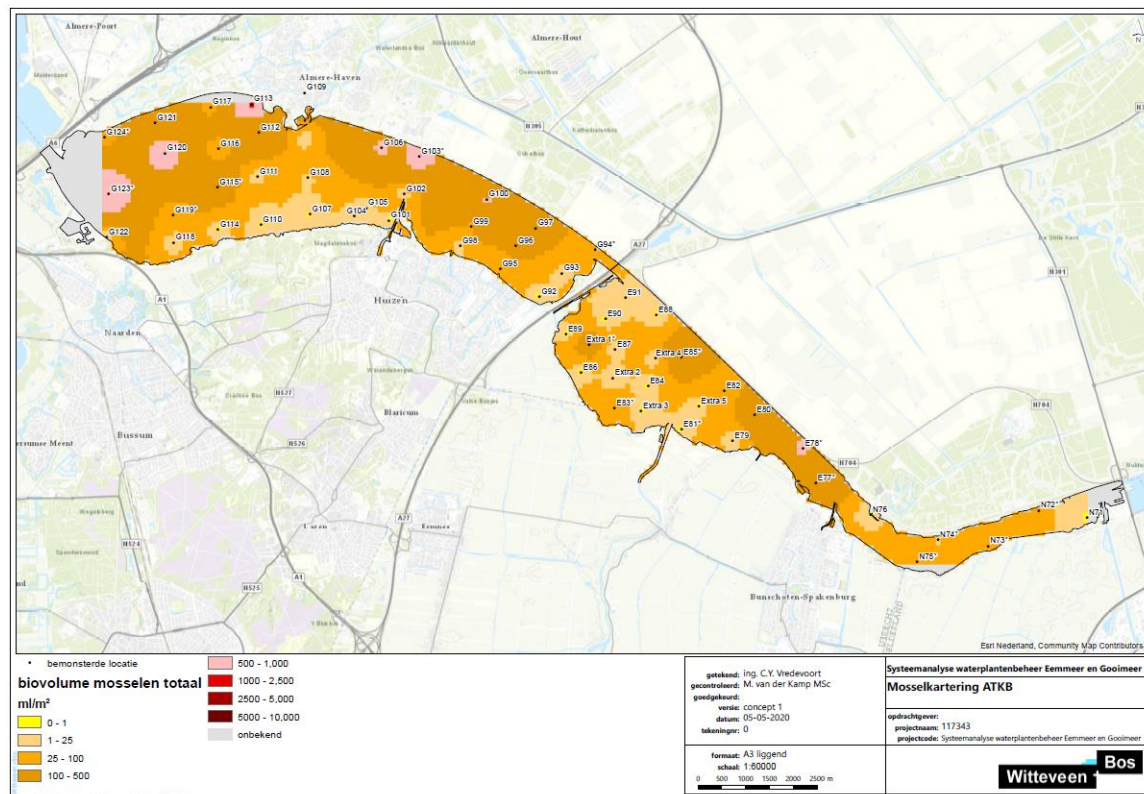
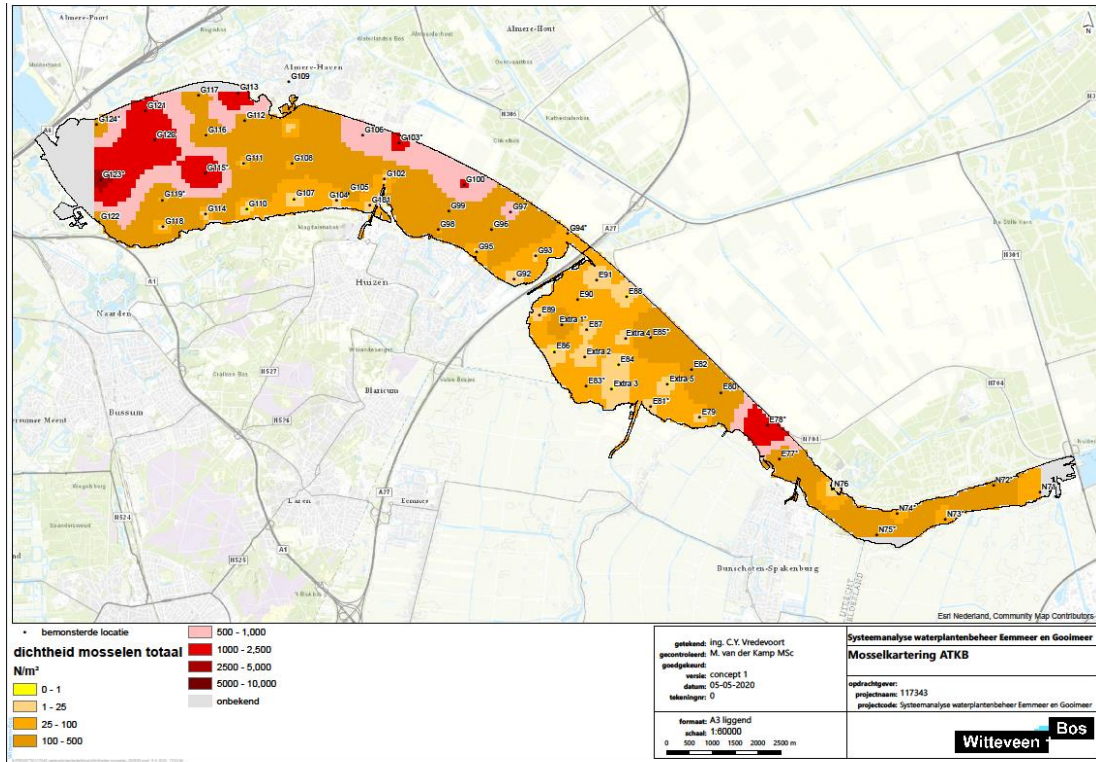
waterplanten zijn om nutriënten) (STOWA, 2017b). Het is ook aannemelijk dat een dergelijk fenomeen in het Gooi- en Eemmeer heeft gespeeld. Er zijn geen aanleidingen om aan de betrouwbaarheid van de monitoring te twijfelen. Een check hierbij is om te kijken of de populatieopbouw er gezond uitziet. In afbeelding 3.21 is de lengte-frequentieverdeling van de mosselen in het Gooi- en Eemmeer gegeven. Te zien is dat de populatie opgebouwd is middels een klokvorm: de meeste mossels zijn 1 à 2 jaar oud (circa lengteklassen: 8 - 20 mm). Daarboven en daaronder komen enkele exemplaren voor. Gezien reproductie van mosselen bij toenemende watertemperatuur plaatsvindt (rond mei) is het aannemelijk dat er nog niet veel jonge exemplaren zijn aangetroffen.

Afbeelding 3.21 Lengte-frequentieverdeling mosselen in het Gooimeer (links) en Eemmeer (rechts)



De verspreiding van de mosselen varieert door de ruimte en door de tijd. In afbeelding 3.22 is de ruimtelijke verdeling van mosselen in 2020 in het Gooi- en Eemmeer te zien. De dichtheid mosselen concentreert zich met name in de noordwesthoek van het Gooimeer (rond het eiland de Dode Hond) en de noordoever. Dit zijn tevens de locaties waar op het veldbezoek op 15 januari met een steekbuis grote dichtheden aan mossels aangetroffen zijn. In het Eemmeer is de populatie het dichtst net ten noorden van Bunschoten-Spakenburg. Studies uit 2013 lieten zien dat er geen ruimtelijke correlatie in het Gooi- en Eemmeer tussen de aanwezigheid van mosselen, waterdiepten, strijklengte en bodemtype was (Bureau Waardenburg, 2014).

Afbeelding 3.22 Interpolatiekaart dichtheid (boven) en biovolume (onder)



Filterende werking van mosselen

Mosselen kunnen via hun filterende werking (van algen en slibdeeltjes) een groot effect hebben op het onderdrukken van algenbloeien en hiermee op de helderheid van een watersysteem. Uitgaande van een verdubbeling van een algenbloei in drie dagen, dient in theorie iedere dag tenminste 33 % van een meer volume gefilterd te worden om een algenbloei op te vangen (Noordhuis et al., 1994).

Wat de effecten op een specifiek watersysteem precies zijn hangt af van de specifieke context. Parameters als de soort, de grootte van de populatie, de populatieopbouw en de voedselbeschikbaarheid per m³ (voorbeeld: algen en zwevend stof) spelen een rol. Wetenschappelijk zijn er voor een veel voorkomende mossel: de driehoeksmossel (*D. polymorpha*) formules afgeleid (zie tekstbox 1). Voor de quaggamossel (*D. bugensis*) (een nieuwkomer in Nederland sinds circa 2007) zijn voor zover bekend geen formules beschikbaar om de filtratiecapaciteit te berekenen (mondelijke mededeling Bij de Vaate, de Senerpont Domis, Noordhuis, april 2020). Vanuit de literatuur is er bekend dat de quaggamossel energetisch efficiënter is dan de driehoeksmossel. De quaggamossel kan zich in tegenstelling tot de driehoeksmossel 2 maal per jaar vermenigvuldigen en kan in specifieke situaties efficiënter filteren (STOWA, 2017b). Vanuit de literatuur is er echter geen eenduidig beeld, en helemaal niet voor de Nederlandse context. In deze studie houden we daarom vast aan de formules die voor de driehoeksmossel in de Nederlandse situatie zijn afgeleid (zie tekstbox 1). Voor uitgebreide informatie over de quaggamossel zie factsheet quaggamosselen (STOWA, 2017b).

Tekstbox 1: Formules voor het berekenen van de filtratiecapaciteit van *D. polymorpha* (ontleend aan Reeders et al. (1993); Noordhuis et al. (1994) uit Bureau Waardenburg, 2014).

De relatie tussen het zwevend stof gehalte in de waterkolom (ZS, uitgedrukt in mg/l) en de filtratiecapaciteit (FC, uitgedrukt in ml per mossel per uur) is:

$$FC = 187,1 * e^{-0,037 * ZS} \quad (1)$$

Deze relatie geldt voor temperaturen boven de 10 °C en voor mosselen met een lengte van 22 mm.

Het verband tussen de schelpenlengte (L, uitgedrukt in mm) en de filtratiecapaciteit is:

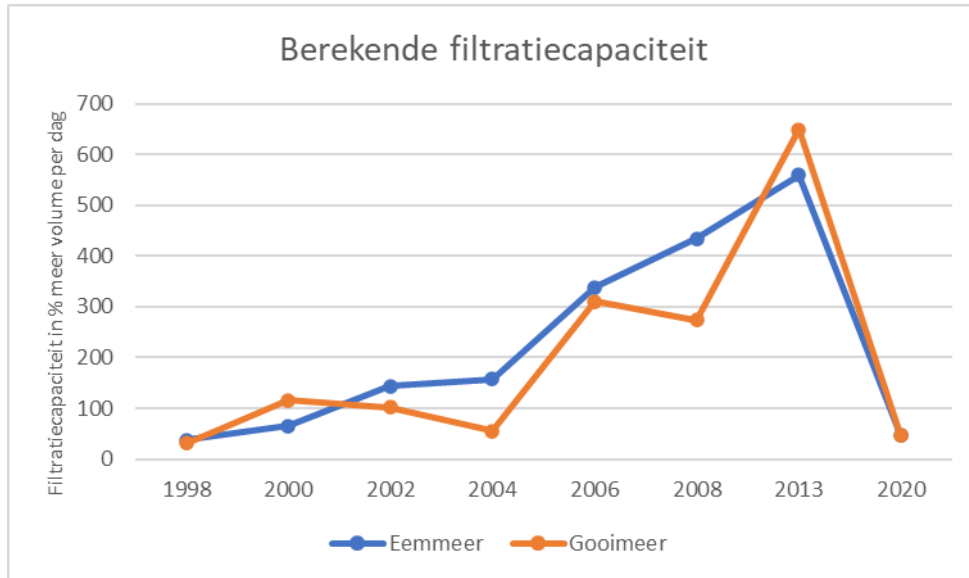
$$FC = 15,43 / (0,293 + 52,38 * e^{-0,367 * L}) \quad (2)$$

Dit verband geldt voor mosselen met een lengte vanaf 10 mm.

NB!: Formule 2 is afgeleid van een experiment in het Wolderwijd in 1988. Het zwevend stof gehalte is sindsdien echter sterk gedaald in de meeste Randmeren. Uit de formule 1 blijkt, dat de filtratiecapaciteit toeneemt bij een afname van het zwevend stof gehalte. Bij berekeningen van de filtratiecapaciteit met formule 2 dient derhalve een correctiefactor te worden toegepast. Deze correctiefactor is bepaald als volgt: Eerst wordt de filtratiecapaciteit van een mossel van 22 mm berekend met formule 1, aan de hand van de meest recente zwevend stof gehalten (gemiddelde van juni-augustus 2013) in de Randmeren. Volgens formule 2 bedraagt de filtratiecapaciteit van een mossel met een lengte van 22 mm 50 ml per uur, bij de zwevend stofgehalte van het Wolderwijd in 1988. De correctiefactor wordt vervolgens bepaald door de met formule 1 berekende filtratiecapaciteit te delen door de met formule 2 berekende waarde van 50 ml/uur (BUWA, 2014).

In deze studie zijn de dichtheden en biovolumes conform tekstbox 1 omgerekend naar een filtratiecapaciteit in termen van % van het meer volume gefilterd per dag. Voor het Gooimeer is uitgegaan van een zwevend stof concentratie van 5 mg/l en een gemiddelde schelpenlengte van 15 mm. Voor het Eemmeer (inclusief Nijkerkernauw) is uitgegaan van een zwevend stof concentratie van 8 mg/l en een gemiddelde schelpenlengte van 10 mm. In afbeelding 3.22 zijn de resultaten van de berekening weergegeven. Belangrijk is om aan te geven dat deze resultaten een benadering geven van de mogelijke filtratiecapaciteiten. In de praktijk is de actuele filtratiecapaciteit afhankelijk van veel factoren (zie bovenstaand). Ook berekeningen kunnen verschillen. Op basis van andere uitgangspunten (zwevend stof 2013 Gooimeer 14 mg/l en gemiddelde schelpenlengte van 22 mm) becijferde Bureau Waardenburg dat het totale watervolume van het Gooimeer 5,5 keer per dag wordt gefilterd (Bureau Waardenburg, 2014) ten opzichte van 6.3 keer in onze berekeningen.

Afbeelding 3.23 Berekende filtratiecapaciteit door mosselen in % meer volume per dag



De resultaten laten zien dat de mosselen via hun filterende werking in toenemende mate effect hebben gehad op het ecosysteem van het Gooi- en Eemmeer. Bij dermate hoge filtratiecapaciteiten is het zeer waarschijnlijk dat de helderheid van het water sterk (positief) beïnvloed is. In 2020 is de filtratiecapaciteit als gevolg van het 'instorten' van de mosselpopulatie teruggebracht tot niveaus van 1998. Ondanks dat de filtratiecapaciteit sterk is afgenomen wordt het meer volgens onze berekeningen in 2020 toch nog 47,50 % en 38,33 % voor respectievelijk het Gooimeer en het Eemmeer van het volume meer water per dag gefilterd.

3.2.3 Systeeminzicht aan de hand van de toestandsanalyse

In het Gooi- en Eemmeer heeft een sterke (autonome) ontwikkeling van een troebel algen gedomineerd systeem, naar een helder (zeer) plantenrijk gedomineerd systeem plaatsgevonden, met als resultante overlast door waterplantengroei voor de recreatiesector.

De toename in helderheid en de daarbij gepaard gaande waterplantontwikkeling lijkt door een aantal factoren verklaard te kunnen worden. Enerzijds heeft er sinds begin jaren '70 een sterke reductie van de hoeveelheid voedingsstoffen in het water (nutriënten, zoals fosfaat en stikstof) en de hoeveelheid zwevend stof plaatsgevonden. Anderzijds is er een toename geweest van het aantal mosselen en in het specifiek de quaggamossel. Deze mosselen beïnvloeden via hun filterende werking sterk de algen- en zwevenstofconcentraties en hiermee het doorzicht. Rond 2010 in het Gooimeer en 2012 in het Eemmeer is een groot doorzicht gemeten. Door toename van de helderheid verbetert het lichtklimaat waardoor planten de kans krijgen om te groeien. Tegelijkertijd heeft een reductie van het visbestand en dan met name het aandeel bodemwoelende vis plaatsgevonden door afvang. Bodemwoelende vis kan via resuspensie van bodemmateriaal een negatieve werking hebben op het doorzicht en de hoeveelheid nutriënten. Vermoedelijk heeft de combinatie, nutriënten, opkomst mossels en afname visbestand voor omslag richting een heldere toestand en groei van waterplanten gezorgd.

De mate waarin de waterplanten groeien en de dominantie van Doorgroeid fonteinkruid is echter een indicatie dat het systeem nog voedselrijk is (bodem en water). De resultaten van de mosselkartering laten zien dat de invloed van de mossels via hun filterende werking is afgenomen. Zeer waarschijnlijk zorgen de planten voor stabilisatie in een heldere plantenrijke toestand. Als planten eenmaal groeien zorgen ze door feedback mechanismen in het ecosysteem voor een zekere weerstand. Simpel gezegd: planten houden van schoon en helder water, maar maken het ook schoon en helder. Dit verklaart mogelijk de nog huidige heldere situatie. De huidige voedselrijke toestand is echter in potentie (bijvoorbeeld door menselijk ingrijpen

of autonome ontwikkeling zoals klimaatverandering) gevoelig voor een omslag richting een troebele algenrijke toestand.

3.3 Water- en stoffenbalans

Aan de hand van een water- en stoffenbalans is onderzocht wat de belangrijkste in- en uitgaande waterstromen zijn en de nutriëntenbelasting op het Gooimeer en Eemmeer. Deze informatie is van belang om later in de studie aan de hand van een PCLake modellering te kunnen onderzoeken wat de robuustheid is van de systemen.

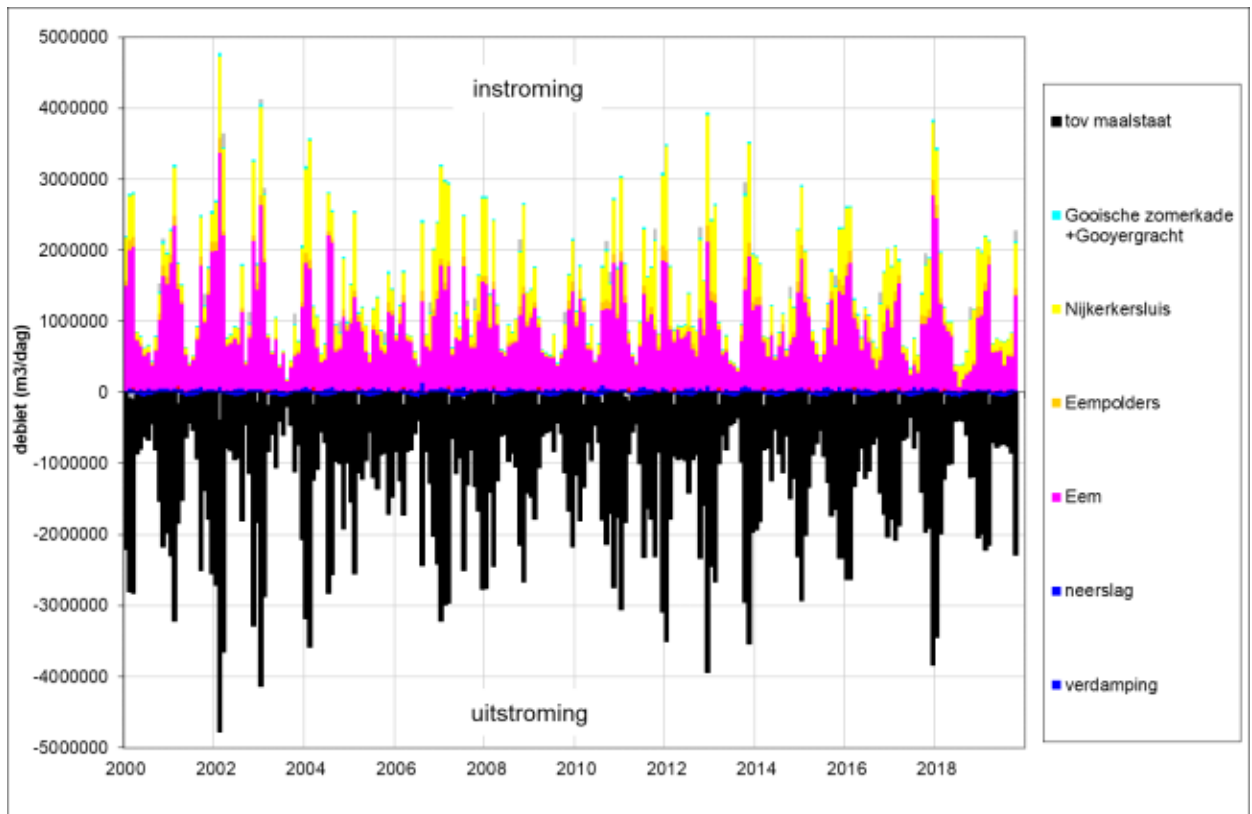
Door het uitbreiden/opstellen van waterbalansen voor zowel het Eemmeer als het Gooimeer krijg je grip op de meest dominante waterstromen. Door deze waterstromen waar mogelijk te kwantificeren kan er een inschatting gemaakt worden van de verblijftijd in het systeem: dit is van belang om in te kunnen schatten of interne biologische processen de tijd krijgen om tot ontwikkeling te komen. Er ontstaat inzicht in de externe belasting door vervolgens concentraties toe te kennen aan de waterstromen. Hieronder zijn deze resultaten gepresenteerd. De uitgangspunten voor het opstellen van de water- en stoffenbalans zijn in paragraaf 2.3.3 gepresenteerd. In afbeelding 3.1 is een schematisatie van de belangrijkste in- en uitgaande waterstromen gegeven.

3.3.1 Eemmeer

Kwantiteit

Het Eemmeer wordt gevoed vanuit de Eem, het Nuldernauw (Nijkerkersluis), inlaten vanuit het beheergebied van waterschap Amstel, Gooi en Vecht (Gooische zomerkade en de Gooyergracht) en inlaten vanuit het beheergebied van Vallei en Veluwe (Eempolders). De grootste bron van wateraanvoer voor het Eemmeer is de rivier de Eem. Daarna komt wateraanvoer vanuit het Nuldernauw (via Nijkerkersluis). Met name in de wintermaanden is deze bijdrage groot. In vergelijking met deze grote posten vallen de inlaten vanaf de Gooische zomerkade en de Gooyergracht en de verschillende Eempolders bijna in het niets. Wateraanvoer vanuit neerslag betreft ook een relatief kleine bijdrage aan het totale debiet op het meer. De wateraanvoer voor de Eem kent een grote seizoensdynamiek: in de zomer is het debiet van het Eemmeer vaak nog onder de 1 miljoen m³ per dag terwijl in de winter dit verdubbeld of in nattere jaren zelfs op kan lopen tot 3 à 4 miljoen m³ per dag (afbeelding 3.24).

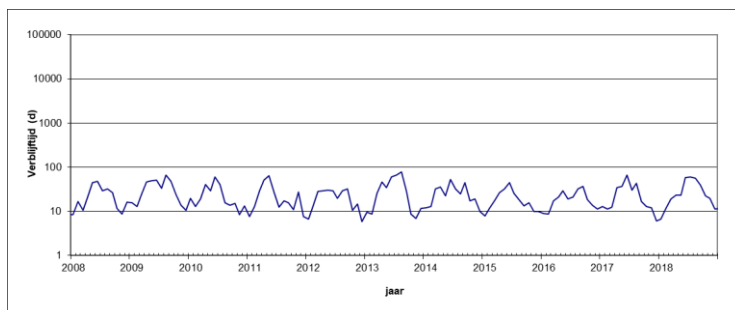
Afbeelding 3.24 Berekende in- en uitstroming (m³/dag) van verschillende bronnen op het Eemmeer (maandgemiddeld).Maalstaat staat voor de vrije uitstroming richting het markermeer



Verblijftijd

De tijd dat het water zich gemiddeld in het Eemmeer bevindt laat ook duidelijke seizoen fluctuaties zien (afbeelding 3.25). In de winter verblijft het water op het kortste moment maar acht tot tien dagen in het Eemmeer. In de zomermaanden loopt de verblijftijd weer op tot grofweg 80 à 90 dagen. Hiermee is de verblijftijd vanwege een geringer oppervlak en het ontbreken van diepe zandwinputten lager dan in het Gooimeer. Desalniettemin is het water in de zomermaanden verblijftijd gestuurd waardoor biologische processen volop tot uiting kunnen komen. In de praktijk zal er variatie zijn door het Eemmeer. De verblijftijd in de vaargeul is vermoedelijk een stuk lager dan daarbuiten.

Afbeelding 3.25 Berekende verblijftijd (dagen) in het Eemmeer over de jaren heen

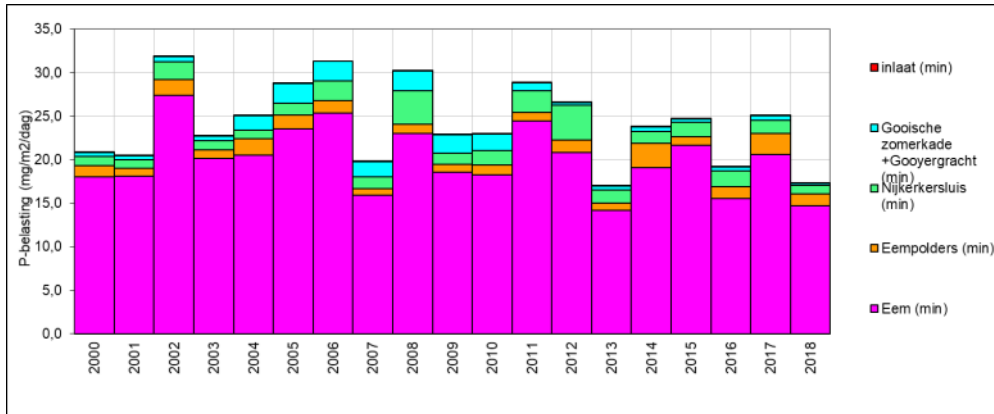


Nutriëntenbelasting

De jaargemiddelde fosforbelasting die het Eemmeer ontvangt van externe bronnen zijn te zien in afbeelding 3.26. De Eem springt eruit als grootste bron met een gemiddelde belasting tussen de 15 tot zelfs 27 mgP/m²/dag. De Eempolders hebben een bijdrage tussen de 1 en 2 mgP/m²/dag. De uitstroom van de

Goosische zomerkade en de Gooyergracht leveren in de laatste 9 jaar nog maar een beperkte bijdrage van minder dan 1 mgP/m²/dag. Hoewel de Nijkerkersluis met betrekking tot de waterkwantiteit een grote rol speelt is te zien dat deze post in termen van belasting relatief weinig bijdraagt aan het Eemmeer (ten opzichte van de hoge post die de Eem is). De bijdrage vanuit het Nuldernauw fluctueert tussen de 1 tot 5 mgP/m²/dag.

Afbeelding 3.26 Berekende P-belasting (mg/m²/dag) op jaarbasis opgesplitst per bron voor het Eemmeer

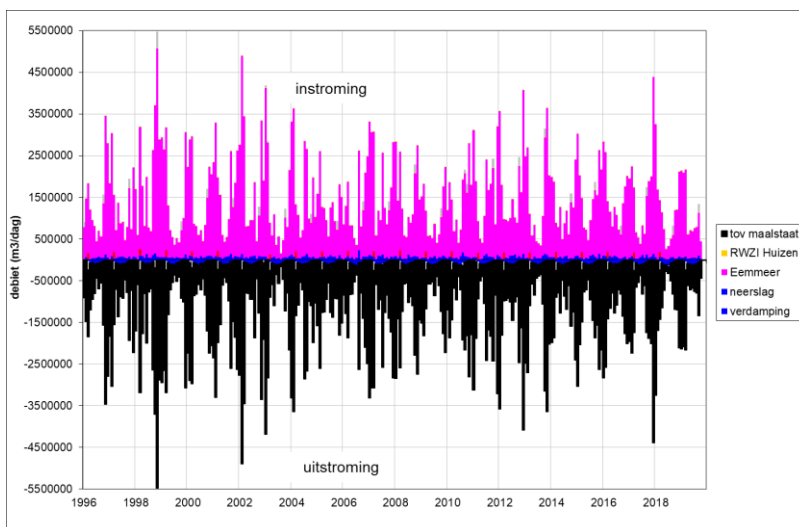


3.3.2 Gooimeer

Kwantiteit

Het Gooimeer wordt hoofdzakelijk gevoed vanuit het Eemmeer (waarmee het in open verbinding staat). De waterstroom is van oost naar west. Daarnaast ontvangt het Gooimeer water van de rwzi Huizen en water vanuit neerslag. In afbeelding 3.27 is een overzicht van de belangrijkste waterstromen gegeven. Het debiet in het Gooimeer fluctueert sterk door het jaar heen. In de zomer is het debiet van het Gooimeer tussen de 0.5 tot 1 miljoen m³ per dag terwijl in de winter dit verdrievoudigd of in nattere jaren zelfs op kan lopen tot 4 miljoen m³ per dag. Het gemiddeld debiet van de rwzi Huizen is in relatie tot de bijdrage van de Eem zeer gering en is circa 9.000 m³ per dag.

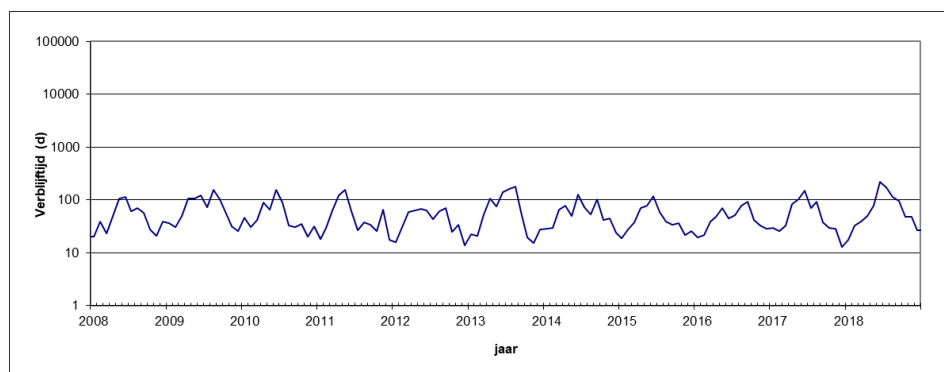
Afbeelding 3.27 Berekende in- en uitstroming (m³/dag) van verschillende bronnen op het Gooimeer (maandgemiddeld)



Verblijftijd

De tijd dat het water zich gemiddeld in het Gooimeer bevindt laat ook duidelijke seizoen fluctuaties zien (afbeelding 3.28). In de winter verblijft het water op het kortste moment maar 20 tot 50 dagen in het Gooimeer. In de zomermaanden loopt de verblijftijd weer op tot grofweg 100 à 200 dagen. Bij dergelijke verblijftijden spelen interne biologische processen een rol en kan de ecologie tot uitdrukking komen. In vergelijking met het Eemmeer is de verblijftijd van het Gooimeer een stuk groter. Dit komt doordat het volume van het Gooimeer (door oppervlak en de aanwezigheid van diepe zandwinputten) een stuk groter is dan dat van het Eemmeer. Hierdoor moet er meer water het meer instromen voordat het vol is en kan het daarmee ook langer verblijven.

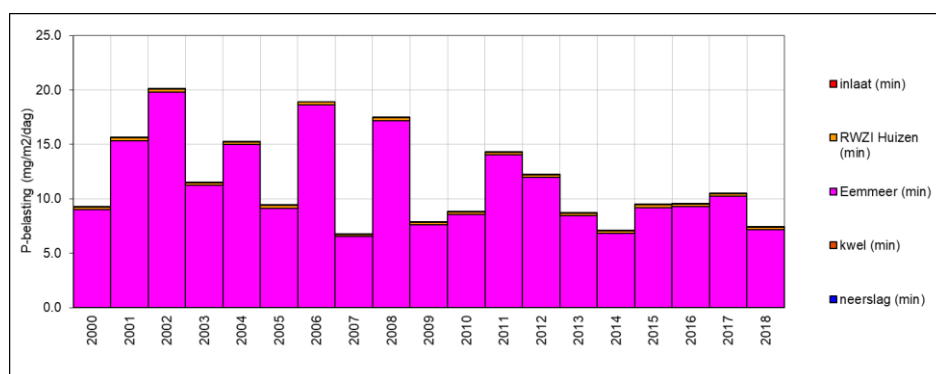
Afbeelding 3.28 Berekende verblijftijd (dagen) in het Gooimeer over de jaren heen



Nutriëntenbelasting

De jaargemiddelde fosforbelasting die het Gooimeer ontvangt van externe bronnen zijn te zien in afbeelding 3.26. Het Eemmeer springt eruit als grootste bron met een gemiddelde belasting tussen de 7 tot 20 mgP/m²/dag. De rwzi levert relatief een kleine bijdrage aan de totale fosfor-belasting op het Gooimeer. Daarmee is de Eem, omdat deze ook verreweg de grootste post voor de nutriëntenbelasting is op het Eemmeer, ook de grootste post voor de nutriëntenbelasting op het Gooimeer. Veranderingen op het Eemmeer zullen een grote invloed hebben op het Gooimeer.

Afbeelding 3.29 Berekende P-belasting (mg/m²/dag) op jaarbasis opgesplitst per bron voor het Gooimeer



3.4 Modelstudie met PCLake

3.4.1 Iteratiestap 1: basismodel en vergelijking kritische belasting vs. externe belasting op basis van basale gebiedskenmerken

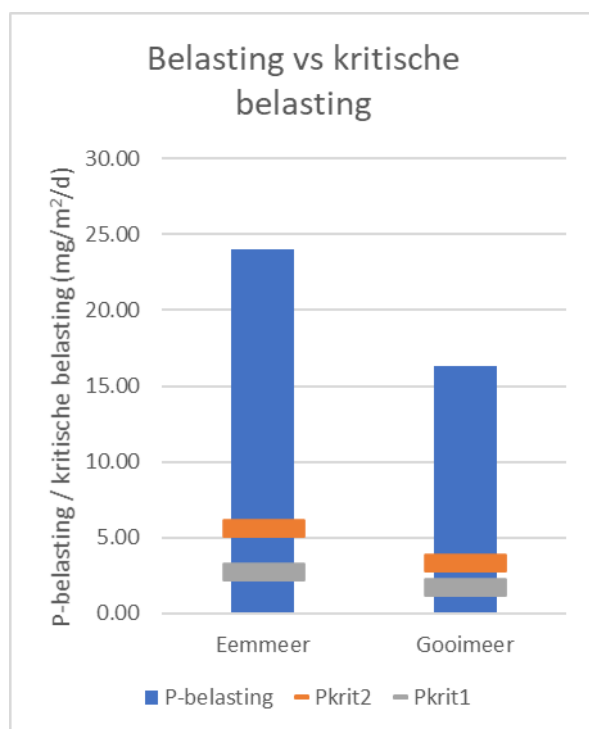
Om vervolgens een indicatie te kunnen geven van de robuustheid van de systemen is de kritische belasting bepaald met behulp van het ecosysteemmodel PCLake en vergeleken met de actuele belasting (paragraaf 3.3. Zie voor een uitleg over de kritische belasting paragraaf 2.3.4. De meren zijn als homogeen bakje beschouwd. Om gevoel te krijgen voor variatie zijn wisselend strijklengte en waterdiepte doorgerekend. Uitvoer van het model is een berekening van de kritische grenzen. De kritisch belasting kent twee grenzen. De eerste kritische grens (Pkrit1) geeft aan bij welke belasting een troebel algenrijk systeem om kan slaan naar een helder plantenrijk systeem. De tweede kritisch grens geeft aan bij welke belasting een helder plantenrijk systeem kan omslaan naar een troebel algenrijk systeem. Deze eerste grens ligt altijd bij een lager belasting dan de tweede kritisch grens (Pkrit2). Dit is omdat het systeem weerstand kent. Als een systeem zich tussen deze twee grenzen bevindt kan een systeem zich in theorie in beide ecosysteemtoestand: helder of troebel, bevinden.

Als eerste vingeroefening is een PCLake model voor het Gooimeer en voor het Eemmeer opgesteld op basis van basale gebiedskenmerken: waterdiepte, strijklengte, debieten (reeksen), stofvrachten (reeksen) en de verhouding stikstof en fosfaat. De uitgangspunten voor de modellering staan in tabel 2.4.

NB! In deze studie is tijdens de bronnenanalyse met behulp van de water- en stoffenbalansen gekeken naar de N:P ratio van de vrachten op de beide meren. Hieruit is naar voren gekomen dat de N:P ratio voldoende groot is en stikstof niet limiterend is voor de primaire productie. Daarom is gekozen om in de verdere studie enkel te focussen op fosfor als indicator voor de primaire productie van de gemodelleerde systemen.

De modelresultaten laten zien dat de kritische grenzen voor het Gooimeer 3,37 mg/m²/dag (pKrit2) en 1,72 mg/m²/dag (pKrit1) zijn en de kritische grenzen voor het Eemmeer 5,56 mg/m²/dag (pKrit2) en mg/m²/dag 2,74 (pKrit1). In afbeelding 3.30 is de vergelijking met de berekende actuele belasting gegeven. In de afbeelding is te zien dat de actuele belasting van het Gooi- en Eemmeer ver boven de kritische belasting ligt. De belasting van het Gooimeer ligt met 16 mgP/m²/dag ruim boven de kritische grens (pkrit2 van 3,37 mg/m²/dag). De belasting voor het Eemmeer ligt met 24 mgP/m²/dag, ver boven de kritische grens van 5,56 mg/m²/dag. Pkrit is hiermee respectievelijk 3 en 4 maal zo laag als de actuele belasting. De resultaten laten daarnaast zien dat het Eemmeer iets 'robuuster' is (kritische grens is hoger) dan het Gooimeer. Dit komt doordat het Eemmeer meer ondieptes heeft, waardoor ondergedoken waterplanten beter kunnen groeien. In deze analyse zijn de gemiddelde waterdieptes 1,79 m (Eemmeer) en 2,48 m (Gooimeer) aangehouden.

Afbeelding 3.30 Vergelijking tussen de actuele p-belasting (blauw) en de twee grenzen van de kritische p-belasting (mg/m²/dag) voor zowel het Eemmeer als Gooimeer (uitgangspunten tabel 2.4)



De resultaten van de modellering indiceren dat zowel het Gooimeer als het Eemmeer zich op basis van de gebiedskenmerken waterdiepte, strijklengte en de actuele water- en stofstromen in een troebele toestand zouden moeten bevinden. Dat dit niet het geval is betekent dat we met deze modellering de actuele toestand: een helder en plantenrijk systeem niet goed kunnen beschrijven en (nog) onvoldoende begrijpen. Vanwege het grote aandeel van mosselen en hun effecten via hun filtratiecapaciteit op de helderheid van het water in zowel het Gooi- als het Eemmeer, besluiten we om mossels in de modellen te incorporeren.

3.4.2 Modelaanpassing inclusief mosselen

In een tweede en derde iteratieve ronde passen we de modellen aan en onderzoeken we de effecten van de filterende werking van mossels op de robuustheid van het systeem. We onderzoeken of de mossels de verklarende factor in de toename van de helderheid (en hiermee de groei van waterplanten) kunnen zijn geweest.

In het PCLake model zijn mosselen niet als aparte functionele ecologische groep opgenomen.

De filterende werking van mosselen is te simuleren door gebruik te maken van andere functionele ecologische groepen in het model die overeenkomsten vertonen met de functie van mosselen.

Dit kan gedaan worden door aanpassing van de functionele groepen zoëbenthos en zoöplankton:

- 1 zoëbenthos zijn bodemorganismen die dood organisch materiaal (van de bodem) consumeren. Door de maximale draagkracht en maximale filtercapaciteit van deze functionele groep aan te passen kan een 'filterend' effect van organisch materiaal (met name bodem) gesimuleerd worden;
- 2 zoöplankton zijn beestjes in de waterkolom die algen en organisch materiaal consumeren uit de waterkolom. Door de maximale draagkracht en maximale filtercapaciteit van deze functionele groep aan te passen kan een 'filterend' effect van algen en organisch materiaal in de waterkolom gesimuleerd worden.

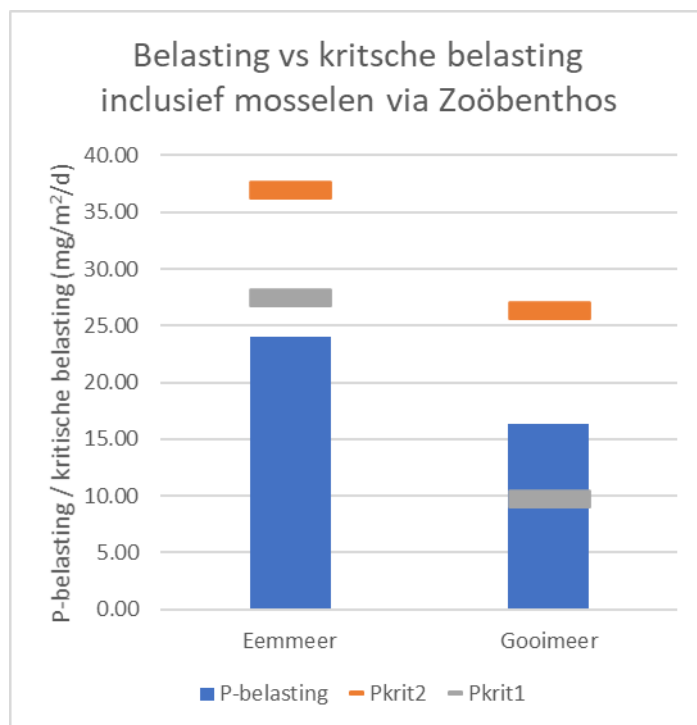
Onderstaand volgt een beschrijving van de resultaten. De uitgangspunten zijn weergegeven in tabel 2.5 (aanpassing model met zoëbenthos) en tabel 2.6 (aanpassing model met zoöplankton) en tabel 2.7.

Iteratiestap 2: modelaanpassing mosselen - zoöbenthos

Als eerste vingeroefening passen we de filtercapaciteit van zoöbenthos aan door aanpassing van de modelparameters: c_{filtmax} (maximale filtercapaciteit) en $s_{\text{dcarrbent}}$ (maximale biomassa zoöbenthos). Door aanpassing van deze parameters is een toename van de totale filtratiecapaciteit van organisch materiaal uit het water en vanuit de bodem te simuleren. De relatie tussen de inputparameters en de filtratiecapaciteit is in tabel 2.8 en tabel 2.9 weergegeven. Zoöbenthos is een verzamelnaam voor alle organismen die leven op de bodem van een watersysteem. Deze groep bestaat uit veel verschillende dieren, van wormen tot kleine kreeftachtigen. Zoöbenthos leven van (dood) organisch materiaal op de bodem en uit het water (bezinkt materiaal).

De modelresultaten zijn veelbelovend en laten zien dat modelmatig voor het Gooi- Eemmeer een omslag richting een heldere plantenrijke toestand te simuleren is (zie afbeelding 3.31). De kritische grenzen liggen als gevolg van filtering en wegname van zwevend stof en algen een stuk hoger en boven de actuele belasting (zie paragraaf 3.3.). De draagkracht van het systeem wordt door de filtering een stuk vergroot.

Afbeelding 3.31 Vergelijking tussen de actuele p-belasting (blauw) en de twee grenzen van de kritische p-belasting ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{dag}$) voor zowel het Eemmeer als Gooimeer bij simulatie met zoöbenthos (uitgangspunten tabel 2.5; modellen 2 en 3 gaven dezelfde resultaten). Dit komt doordat zoöbenthos maar zeer beperkt organisch materiaal uit het water filtert (modelinstelling). Hierdoor heeft een toename van de biomassa zoöbenthos maar zeer beperkt effect



Bij analyse van de filtratiecapaciteiten blijkt echter dat de modellen om een omslag te forceren een hogere filtratiecapaciteit berekenen (Gooimeer: 5.674 % van het meer per dag en Eemmeer 7.093 % van het meer per dag) dan in werkelijkheid realistisch is. In vergelijking met de meetgegevens van de mosselkartering van 2013 scheelt dit maximaal een factor 10. Een nadere analyse van het model laat zien dat de filtering voornamelijk een filtering van dood organisch materiaal van de bodem betreft. Dit hangt samen met de schematisatie van het model: je filtercapaciteit wordt uitgerekend ten opzichte van je bodemvolume. Het is dan ook niet verwonderlijk dat de filtercapaciteit sterk overschat moet worden om ook effecten op de waterkolom: helderheid van het water waar te nemen. We hebben deze weg in eerste instantie bewandeld omdat het gebruik van zoöbenthos minder neveneffecten heeft op de voedselwebcomponenten in je model.

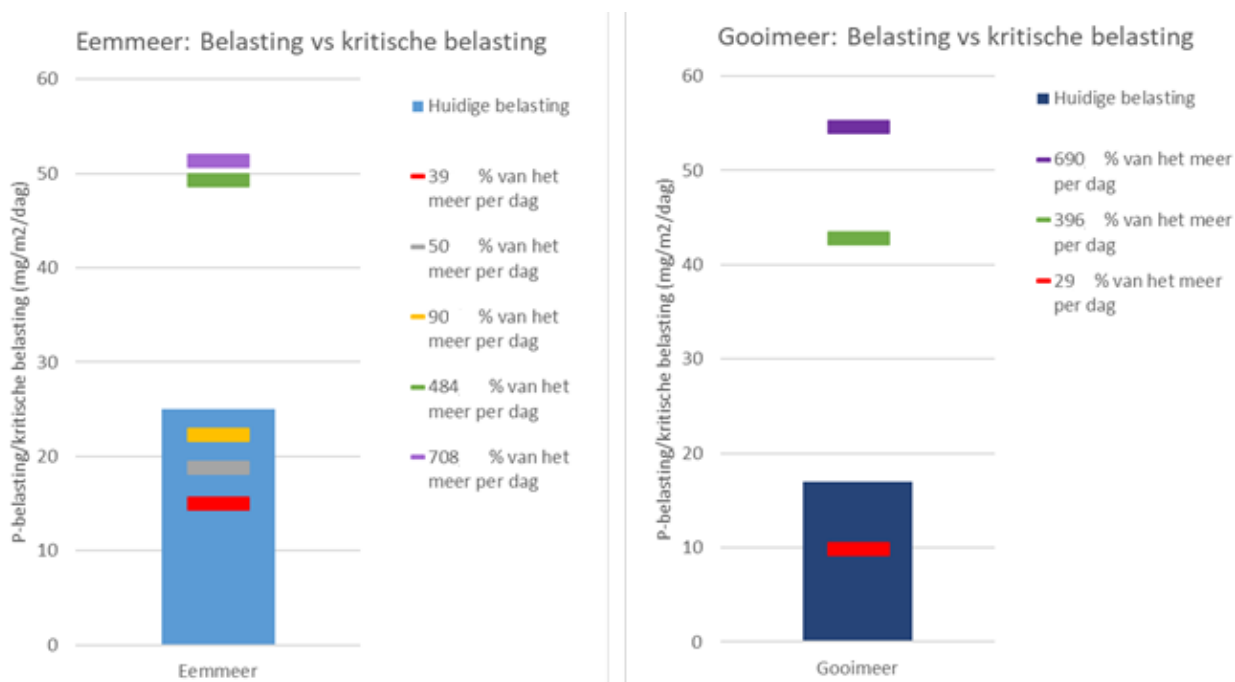
Iteratiestap 3: modelaanpassing mosselen - zoöplankton

Als tweede vingeroefening onderzoeken we of door middel van aanpassing van de parametrisering rond zoöplankton bij lagere, realistische filtratiecapaciteiten een omslag van een troebel systeem richting een helder systeem geforceerd kan worden. We verkennen de effecten op de filtercapaciteit door aanpassing van de modelparameters: *cfiltmax* (maximale filtercapaciteit) en *sdcarzoo* (maximale biomassa zoöplankton). Door aanpassing van deze parameters is een toename van de totale filtratiecapaciteit van organisch materiaal uit het water te simuleren. De relaties tussen de inputparameters en de filtratiecapaciteit zijn in tabel 2.8 (Gooimeer) en tabel 2.9 (Eemmeer) weergegeven. Zoöplankton is een verzamelnaam van in het water zwevende of drijvende (kleine) organismen. Ze voeden zich door het consumeren van fytoplankton (algen), andere zoöplanktonsoorten, bacteriën en dood zwevend materiaal (detritus). Hiermee beïnvloeden zij de helderheid van het water. Mosselen filteren ook voornamelijk algen en organische deeltjes uit het open water. Hierdoor is een aanpassing van het model met zoöplankton verantwoord.

De modelresultaten laten zien dat zoals verwacht door toename van extra graas door zoöplankton (simulatie voor filtering van mosselen) de robuustheid van het systeem vergroot wordt en een omslag van troebel naar helder water gesimuleerd kan worden. In afbeelding 3.32 zijn de modelresultaten voor een aantal simulaties met zoöplankton weergegeven. De filtratiecapaciteiten waarmee een omslag richting een helder plantenrijk systeem is geforceerd komen overeen met de filtratiecapaciteiten die in werkelijkheid in het Gooi- en Eemmeer zijn waargenomen. Dit geeft vertrouwen in de aanpak. De modellering laat hiermee zien dat het zeer aannemelijk is dat de mossels (ondanks de hoge nutriëntenbelasting) de drijvende factor achter de omslag van troebel naar helder zijn geweest.

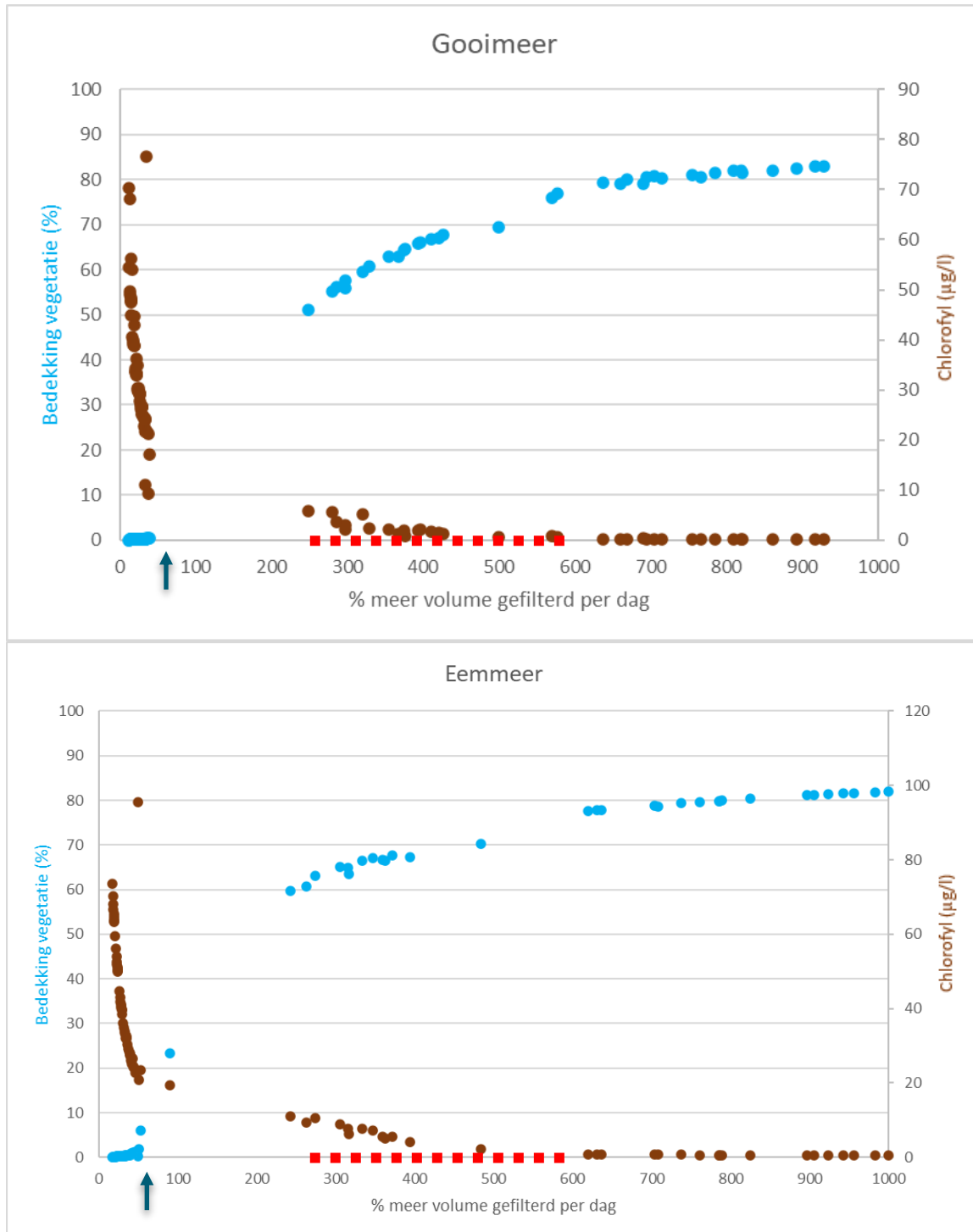
NB! Het is belangrijk om op te merken dat zoöplankton ook van nature 'filtert'. Bij de defaultinstelling van het PCLake model voor het Gooi- en Eemmeer is deze bijdrage circa 20 % van het meervolume per dag. Deze 20 % dient van het totaal in afbeelding 3.32 (weergegeven in de legenda) afgetrokken te worden om te lezen wat de berekende bijdrage is vanuit de mossels.

Afbeelding 3.32 Vergelijking tussen de actuele p-belasting (blauw) en de kritische grens (van helder naar troebel) van de kritische p-belasting ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{dag}$) voor zowel het Eemmeer als Gooimeer op basis van verschillende scenario's zoöplankton (uitgangspunten tabel 2.6). Ter indicatie zijn de berekende percentages filtratiecapaciteit (in % meer per dag) weergegeven. Dit is een maat voor de condities die bij de verschillende scenario's optreedt. De kritische grenzen betreffen de grens van helder naar troebel ($p_{\text{krit}2}$). De rode balkjes geven een benadering van de huidige toestand aan



Aan de hand van het aangepaste model is de relatie tussen de filtratiecapaciteit en het voorkomen van algen en/of waterplanten verder onderzocht. In afbeelding 3.33 zijn de relaties weergegeven. De afbeelding illustreert dat modelmatig er bij de huidige nutriëntenbelasting twee toestanden te simuleren zijn die afhankelijk zijn van de filtratiecapaciteit. Belangrijk is om te vermelden dat de filtratiecapaciteit een resultante is van de inputparameters. De modelstudie geeft aan dat het modelmatig alleen een situatie kan simuleren met een hoge filtratiecapaciteit (> circa 200 %) en een lage filtratiecapaciteit (< circa 80 %). Dit is het gevolg van de interactie van voedselbeschikbaarheid en de maximale populatiegrootte. In de praktijk zien we ook dergelijke effecten als het gevolg van zogenaamde 'limitcycles' optreden. Bij voldoende voeding neemt de populatie toe en bij het gebrek aan voeding af. De interactie met planten speelt hier ook een rol.

Afbeelding 3.33 Relaties bedekking vegetatie (in %), algen (in chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) en filtratiecapaciteiten in % meer volume per dag voor het Gooimeer (boven) en het Eemmeer (onder). Filtratiedichtheden en dichtheden mossels zijn 1 op 1 gecorreleerd



Het interessante van afbeelding 3.33 is dat het de toename in helderheid in het Gooi- en Eemmeer kan verklaren. In de periode 2008 t/m 2013 nam de mosseldichtheid op het Gooi- en Eemmeer dermate toe dat het de omslag van een troebel naar een helder plantenrijk systeem bij de hoge externe belasting kan verklaren (rode strepen). Anderzijds laat het ook zien dat bij de huidige mosseldichtheden een troebel algenrijk systeem verwacht wordt. Dat er een verschil is tussen de huidige toestand en de modelberekening kan verklaard worden doordat de modelberekening is gemaakt met een tijdshorizon van 20 jaar. Dit doen

we omdat dit het model rekenkundig de tijd geeft om tot een evenwicht te komen. In de eerste jaren van de modelrun is het systeem nog helder. Pas na verloop van tijd slaat het om. Een indicatief voorbeeld is gegeven in afbeelding 3.37. Ook in de praktijk zien we dat systemen na ingrepen de tijd nodig hebben om in evenwicht te komen. De modelanalyse laat dan ook duidelijk zien dat het Gooi- en het Eemmeer als gevolg van autonome ontwikkelingen (in dit geval afname van het mosselbestand) na verloop van tijd weer kan omslaan naar een troebel, algenrijk systeem. Dat het systeem in de huidige situatie nog helder is heeft zeer waarschijnlijk te maken met het feit dat de planten door opname van voedingsstoffen het water helder houden (competitie met algen) en hierdoor weerstand bieden voor een omslag naar een troebel systeem.

3.4.3 Ruimtelijke variatie

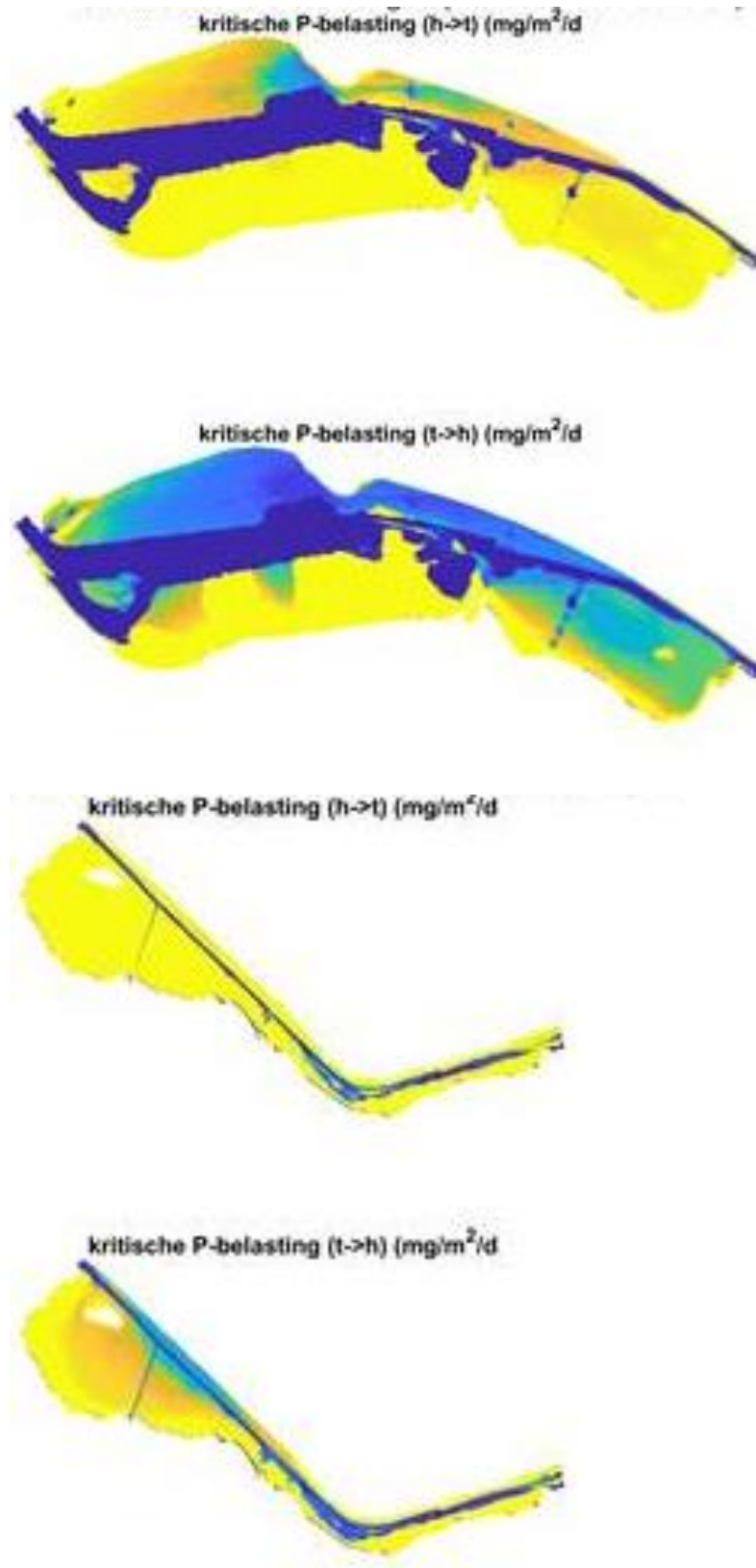
Bovenstaande analyse is gebaseerd op basis van een versimpeling van het Gooimeer en het Eemmeer als één 'bakje'. Waarbij we ervan uit zijn gegaan dat het hele Gooimeer en het hele Eemmeer één constante diepte, bodemtype en strijklengte hebben. In de praktijk treedt er ruimtelijke heterogeniteit op als gevolg van een variërende waterdiepte, bodemtype, strijklengte en externe belasting. Het begrijpen van deze ruimtelijke heterogeniteit is belangrijk, aangezien de draagkracht sterk ruimtelijk kan verschillen. Het effect van ingrepen zoals maaibeheer zal dan ook sterk lokaal verschillen.

Om een beeld te krijgen van de heterogeniteit in relatie tot de robuustheid (kritische grenzen) zonder een complex ruimtelijk model te maken, hebben we verschillende modellen gemaakt met een variërend bodemtype, strijklengte en waterdiepte. Zie paragraaf 2.3.4 voor een uitgebreidere toelichting. In totaal liggen hier 18000 PCLake berekeningen aan ten grondslag. De resultaten hebben we vervolgens ruimtelijk geïnterpoleerd op basis van de actuele gebiedskenmerken en geplot op een kaart. De externe belasting hebben we niet ruimtelijk geanalyseerd. We vermoeden echter dat vanwege de stroomrichting van oost naar west, de belasting ten oosten van de Eem (Nijkerkernauw) lager is dan ten westen van de monding van de Eem.

In afbeelding 3.34 zijn de resultaten van de analyse weergegeven.

NB! De absolute resultaten zijn zeer afhankelijk van de filtratiecapaciteiten (zie paragraaf 3.4.2.). De afbeelding geeft dan ook een indicatie van de relatieve robuustheid (heterogeniteit in de systemen). De afbeelding laat zien dat het zuidelijk deel van het Gooi- en Eemmeer robuuster is, dan het noordelijk deel en de vaargeul en diepe zandwinputten.

Afbeelding 3.34 Relatieve robuustheid (heterogeniteit) als gevolg van bodemtype, waterdiepte en strijklengte. Blauw: weinig robuust, geel robuuster. Bovenste beeld Gooimeer en Eemmeer is van helder naar troebel (Pkrit2). Onderste beeld Gooimeer en Eemmeer is van troebel naar helder (pkrit1)



Als eerste stap is op basis van de PCLake modelleringen een ruimtelijke kaart van het Gooi- en Eemmeer gemaakt. De kritische belasting is hier ruimtelijk bepaald op basis van de parameters waterdiepte (actuele waarden), strijklengte (berekende waarden), bodemtype (klei of zand) en de initiële staat (helder of troebel). Voor deze ruimtelijke bepaling van de kritische grenzen is gebruik gemaakt van een lineaire interpolatie. Deze interpolatie is uitgevoerd tussen de berekende kritische waarden op basis van een matrix aan combinaties tussen strijklengte en bodemdpte die voorkomen in de beide meren.

Om zoveel mogelijk aan te sluiten bij de huidige toestand (helder en plantenrijk) is een model gebruikt dat de actuele filtratiecapaciteit in 2020 (Eemmeer: 38 % en Gooimeer 47,5 %) net iets overschat waardoor de toestand berekend (over 20 jaar) net helder blijft. Vanwege de weerstand die de planten in de huidige situatie nog bieden verwachten we dat we hiermee de huidige situatie benaderen. In tabel 2.10 (model 2) is de model-parametrisering weergegeven.

3.4.4 Effecten verwijdering van waterplanten

De gevoeligheid van het Gooimeer en Eemmeer voor de verwijdering van waterplanten is onderzocht. Hierbij is specifiek gekeken naar het moment van timing en maai-intensiteit (in percentage verwijdering biomassa vegetatie per oppervlak) en de relatie met de robuustheid. Om een beeld te krijgen van de respons van de systemen zijn simulaties gemaakt bij variërende filtratiecapaciteiten. In tabel 2.10 (model 2) is de model-parametrisering weergegeven.

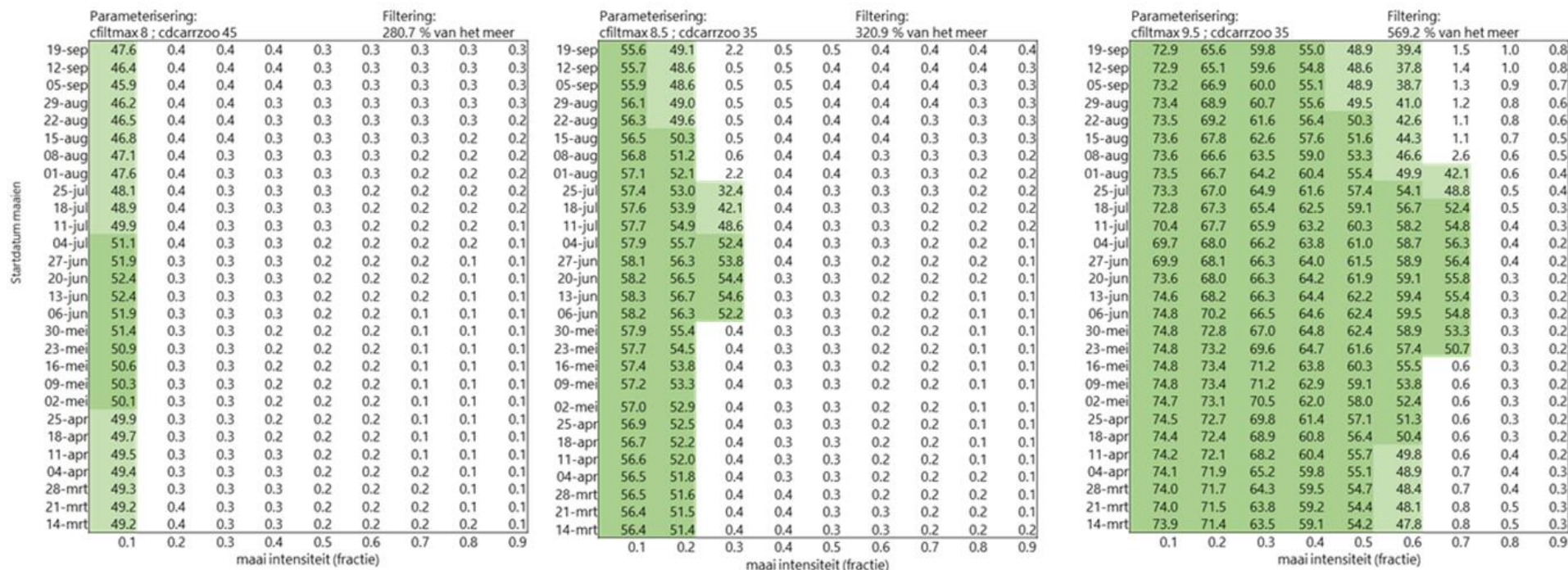
In afbeelding 3.35 zijn de resultaten van de analyse weergegeven. De groene waardes indiceren plantenbedekking. De analyse laat zien dat maai-beheer ervoor kan zorgen dat de watersystemen omslaan richting een troebele toestand. Hoe intensiever het maai-beheer, hoe eerder het systeem omslaat naar een troebele toestand. Daarnaast is het effect van de filtratiecapaciteit duidelijk zichtbaar. Hoe hoger de filtratiecapaciteit, hoe meer er gemaaid kan worden voordat de systemen omslaan.

Daarnaast is modelmatig een licht effect van timing waargenomen. Hoe eerder, of hoe later er gemaaid wordt, hoe beperkter de totale hergroei zal zijn.

NB! In deze analyse is voor het begrijpen van de respons slechts eenmaal gemaaid. In de praktijk gebeurt dit op proefvlakken 2 maal. Onder voedselrijke omstandigheden zal meer maaien: leiden tot een versnelde hergroei en ook tot stijging van de totale biomassa.

Afbeelding 3.35 Effecten timing maai-beheer en intensiteit op ecosysteemtoestand bij variërende filtratiecapaciteiten. Boven: Gooimeer, onder: Eemmeer. De waarden geven de gemodelleerde bedekking waterplanten aan. Op de x-as staat de maai-intensiteit en op de y-as de maaidatum. Met groen is de biomassa van waterplanten weergegeven. De witte cellen indiceren dat er geen waterplanten staan. Van links naar rechts zie je een toename van de filtering van mosselen. Bij een hogere mosselfiltratie zijn de effecten van maai-beheer minder

Gooimeer



Eemmeer

Parameterisering: cfiltmax 7.5 ; cdcarzoo 45 Filtering: 243.1 % van het meer

Startdatum maaien	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
19-sep	1.6	1.1	0.9	0.8	0.7	0.6	0.5	0.5	0.4
12-sep	1.6	1.1	0.9	0.7	0.6	0.6	0.5	0.4	0.4
05-sep	1.6	1.1	0.9	0.7	0.6	0.5	0.5	0.4	0.4
29-aug	1.5	1.1	0.9	0.7	0.6	0.5	0.4	0.4	0.3
22-aug	1.5	1.1	0.8	0.7	0.6	0.5	0.4	0.4	0.3
15-aug	1.5	1.1	0.8	0.7	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3
08-aug	1.5	1.0	0.8	0.6	0.5	0.4	0.4	0.3	0.3
01-aug	1.5	1.0	0.8	0.6	0.5	0.4	0.4	0.3	0.2
25-jul	1.5	1.0	0.8	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.2
18-jul	1.5	1.0	0.8	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.2
11-jul	1.5	1.0	0.7	0.6	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2
04-jul	1.5	1.0	0.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2	0.2
27-jun	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.3	0.2	0.1
20-jun	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
13-jun	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
06-jun	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
30-mei	1.5	0.9	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
23-mei	1.5	0.9	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1
16-mei	1.5	0.9	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1
09-mei	1.5	0.9	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1
02-mei	1.5	0.9	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1
25-apr	1.5	0.9	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
18-apr	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
11-apr	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
04-apr	1.5	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1
28-mrt	1.5	1.0	0.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2	0.1
21-mrt	1.5	1.0	0.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2	0.2
14-mrt	1.5	1.0	0.7	0.6	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2

Parameterisering: cfiltmax 8 ; cdcarzoo 35 Filtering: 262.6 % van het meer

Startdatum maaien	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
19-sep	24.8	1.9	1.3	1.0	0.8	0.7	0.6	0.5	0.5
12-sep	7.8	1.9	1.3	1.0	0.8	0.7	0.6	0.5	0.4
05-sep	6.8	1.9	1.2	0.9	0.8	0.6	0.5	0.5	0.4
29-aug	6.7	1.9	1.2	0.9	0.7	0.6	0.5	0.4	0.4
22-aug	6.7	1.8	1.2	0.9	0.7	0.6	0.5	0.4	0.3
15-aug	6.7	1.8	1.2	0.9	0.7	0.5	0.4	0.4	0.3
08-aug	6.8	1.8	1.1	0.8	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3
01-aug	7.2	1.8	1.1	0.8	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3
25-jul	7.9	1.7	1.1	0.8	0.6	0.5	0.4	0.3	0.2
18-jul	9.7	1.7	1.1	0.8	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2
11-jul	16.4	1.7	1.0	0.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2
04-jul	51.3	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2
27-jun	56.2	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2
20-jun	57.3	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
13-jun	57.9	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
06-jun	58.3	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.3	0.2	0.1
30-mei	58.3	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1
23-mei	58.3	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1
16-mei	58.2	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1
09-mei	58.0	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1
02-mei	57.9	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1
25-apr	57.8	1.7	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1
18-apr	57.6	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
11-apr	57.5	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
04-apr	57.4	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
28-mrt	57.4	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2
21-mrt	57.3	1.7	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2
14-mrt	57.3	1.8	1.0	0.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2

Parameterisering: cfiltmax 9 ; cdcarzoo 35 Filtering: 484.3 % van het meer

Startdatum maaien	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
19-sep	67.4	64.3	60.9	57.1	52.7	47.2	39.7	23.5	0.8
12-sep	67.5	64.4	61.1	57.2	52.7	47.1	38.9	1.1	0.8
05-sep	67.6	64.8	61.5	57.6	52.9	47.0	38.0	1.0	0.7
29-aug	67.8	65.1	62.0	57.8	52.9	46.9	37.6	0.9	0.7
22-aug	68.0	65.5	62.7	58.3	53.2	47.2	37.8	0.9	0.6
15-aug	68.2	65.9	63.4	59.2	54.0	48.0	39.2	0.8	0.5
08-aug	68.4	66.4	64.2	60.5	55.4	49.5	41.4	0.7	0.5
01-aug	68.6	66.9	65.0	61.9	57.0	51.5	44.3	0.7	0.4
25-jul	68.8	67.3	65.7	63.0	59.0	54.0	47.9	0.6	0.4
18-jul	69.0	67.7	66.2	63.9	60.8	56.9	52.6	0.5	0.3
11-jul	69.2	68.1	66.6	64.6	62.2	59.5	57.6	0.5	0.3
04-jul	69.3	68.3	67.0	65.2	63.1	60.5	57.3	0.5	0.3
27-jun	69.5	68.5	67.2	65.6	63.5	60.9	57.5	0.4	0.2
20-jun	69.5	68.5	67.2	65.6	63.6	61.1	57.6	51.9	0.2
13-jun	69.5	68.4	67.1	65.5	63.6	61.1	57.4	50.9	0.2
06-jun	69.4	68.3	67.0	65.4	63.5	61.0	56.9	49.5	0.2
30-mei	69.3	68.2	66.9	65.4	63.4	60.5	55.8	47.3	0.2
23-mei	69.3	68.1	66.8	65.1	62.6	59.1	53.6	44.3	0.2
16-mei	69.2	67.9	66.2	64.1	61.3	57.4	51.5	41.6	0.2
09-mei	69.0	67.5	65.6	63.3	60.2	56.0	49.8	39.5	0.2
02-mei	68.9	67.2	65.1	62.5	59.2	54.8	48.4	37.8	0.2
25-apr	68.7	66.9	64.6	61.9	58.4	53.8	47.3	36.4	0.2
18-apr	68.6	66.6	64.3	61.4	57.8	53.0	46.4	35.3	0.2
11-apr	68.5	66.4	63.9	61.0	57.2	52.4	45.6	34.4	0.2
04-apr	68.4	66.2	63.7	60.6	56.8	51.9	45.1	33.7	0.3
28-mrt	68.3	66.1	63.5	60.4	56.5	51.5	44.7	33.2	0.3
21-mrt	68.3	66.0	63.4	60.2	56.3	51.3	44.5	32.9	0.3
14-mrt	68.3	66.0	63.3	60.1	56.2	51.2	44.3	32.6	0.3

..L::

Tot slot zijn de mechanistische effecten van de verwijdering van waterplanten in relatie tot de relatieve robuustheid van het Gooimeer en Eemmeer onderzocht. In paragraaf 3.4.1. zagen we al dat het Eemmeer robuuster was dan het Gooimeer als gevolg van een geringere waterdiepte. Deze conclusie zien we ook terug op de respons op de verwijdering van waterplanten. Het Eemmeer lijkt relatief minder last te hebben van maaibeheer. In afbeelding 3.36 is de respons van het Gooi- en Eemmeer als gevolg van een intensieve verwijdering van planten (80 %) gegeven. In de afbeelding zien we dat het Gooimeer zelfs bij hoge filtratiecapaciteiten (gele balkje) onder het effect van maaibeheer om kan slaan naar een troebele toestand. Op het Eemmeer zien we dit niet gebeuren. Zie voor de modelparametrisering tabel 2.11.

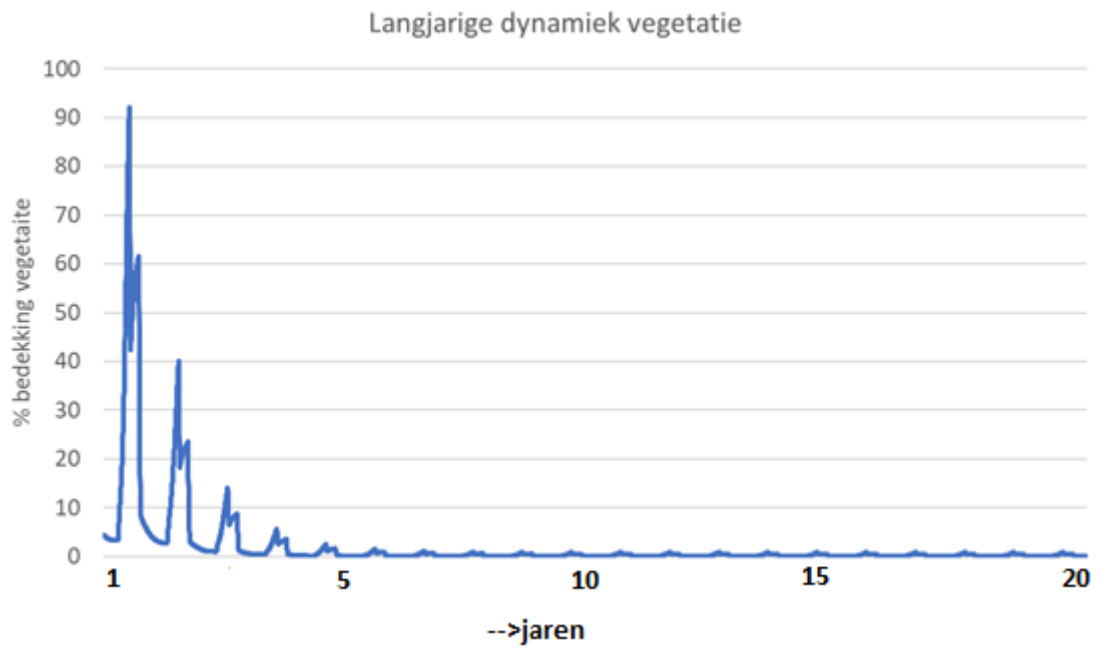
NB! De absolute waarden hangen sterk af van filtratiecapaciteiten, etc. Onderstaande afbeelding geeft dan ook inzicht in de relatieve respons van maaibeheer.

Afbeelding 3.36 Relatieve respons van het Gooimeer en het Eemmeer op maaibeheer (startdatum maaien 1 juni met 80 % intensiteit). Ter vergelijking is een plaatje zonder maaien weergegeven



Daarnaast is nog bekeken wat het effect van de tijd is. In afbeelding 3.37 zie je ter illustratie een voorbeeld waarbij het systeem pas na verloop van tijd omsloeg naar een troebele toestand. In de eerste jaren van de modelrun is het systeem nog helder. Pas na verloop van tijd slaat het om. Ook in de praktijk zien we dat systemen na ingrepen de tijd nodig hebben om in evenwicht te komen. De modelanalyse laat dan ook duidelijk zien dat het Gooi- en het Eemmeer als gevolg van een te intensieve verwijdering van waterplanten na verloop van tijd weer kan omslaan naar een troebel, algenrijk systeem. Dat het systeem in de huidige situatie nog helder is heeft zeer waarschijnlijk te maken met het feit dat de planten door opname van voedingsstoffen het water helder houden (competitie met algen) en hierdoor weerstand bieden voor een omslag naar een troebel systeem.

Afbeelding 3.37 Illustratief voorbeeld van een omslag van helder naar troebel door de tijd. De eerste jaren bieden de planten nog weerstand, na verloop van tijd slaan het om. De jaren zijn fictief



4

CONCLUSIES SYSTEEMANALYSE

In de systeemanalyse stonden een viertal onderzoeksvragen centraal. De onderzoeksvragen en antwoorden zijn onderstaand weergegeven.

Onderzoeksvraag 1: wat is de huidige toestand van het Gooimeer en Eemmeer?

De systeemanalyse laat zien dat er in het Gooi- en Eemmeer een duidelijke ontwikkeling heeft plaatsgevonden in de periode 2008-2013 van een troebel, algenrijk systeem naar een helder, plantenrijk systeem met hoge bedekkingen en woekering van soorten die voor de waterrecreatie voor hinder zorgen, met name Doorgroeid fonteinkruid.

Onderzoeksvraag 2: welke factoren veroorzaken de huidige toestand van het Gooimeer en Eemmeer?

De analyse laat zien dat de ontwikkeling van een troebel, algen gedomineerd systeem naar een helder, (zeer) plantenrijk systeem te verklaren is door een afname van de hoeveelheid voedingsstoffen (nutriënten) in het water in combinatie met de toename van mosselen (vanaf 2007 doet de quaggamossel in Nederland zijn intrede die ook op het Gooi- en Eemmeer snel in dichtheid toeneemt). Door de aanwezigheid van de mosselen ontstond een heldere situatie (ook op grotere diepte) in een zeer voedselrijk systeem.

Waterplanten profiteren uitermate van deze omstandigheden. Door voldoende licht in combinatie met een grote hoeveelheid voedingsstoffen is hun groei ongelimiteerd. Dit uit zich dan ook in een hoge dichtheid aan planten zelfs op locaties waar de omstandigheden normaliter door een grotere diepte en windwerking ongunstig zijn. Met name de overlastsoort Doorgroeid fonteinkruid weet goed te profiteren. Doordat deze soort goed tegen verstoring kan en tot wel een lengte van 6 meter kan strekken begroeid hij ook de diepere delen. Zijn begroeiing heeft weer een remmend effect op de golfwerking, waardoor er een positieve feedback ontstaat voor de groei van waterplanten. De planten stabiliseren de chemische toestand van het water, waardoor het systeem minder snel terugvalt in een troebel systeem.

Onderzoeksvraag 3: wat is de robuustheid van het Gooimeer en het Eemmeer? In andere woorden; kunnen de meren tegen een stootje?

Aan de hand van een PCLake analyse is de robuustheid van het Gooi- en het Eemmeer bepaald. Als maat wordt hierbij de vergelijking van tussen de externe nutriëntenbelasting en de kritische nutriëntenbelasting genomen. De analyse laat zien dat de systemen zich op basis van systeemkenmerken en de water- en stofstromen zich in een troebele toestand moeten bevinden: de externe belasting is boven de kritische grens. Dat de systemen niet troebel zijn komt doordat de draagkracht (kritische grens) van het systeem door filtering van mosselen in de periode 2008-2013 is toegenomen. De monitoring uit 2020 wijst echter uit dat het mosselbestand weer is ingestort. De analyse wijst uit dat in de huidige situatie zowel het Gooi- als het Eemmeer gevoelig is voor een omslag naar een troebele toestand. De kritische belasting is onder de externe belasting: de robuustheid is beperkt. Dat het systeem in de huidige situatie (nu) nog helder is heeft zeer waarschijnlijk te maken met het feit dat de planten door opname van voedingsstoffen het water helder houden (competitie met algen) en hierdoor weerstand bieden tegen een omslag naar een troebel, algenrijk systeem. Het is zeker niet onwaarschijnlijk dat zowel het Gooimeer als het Eemmeer bij gelijkblijvende omstandigheden (belasting en grootte van het mosselbestand (2020)) als gevolg van autonome ontwikkelingen weer omslaat naar een troebel systeem. Soortgelijke patronen hebben zich in vergelijkende hoogproductieve systemen met waterplantenoverlast voorgedaan. Als voorbeeld noemen we het Bovenwater, bij Lelystad, en het Oldambtmeer. De analyse laat tevens zien dat het Gooimeer gevoeliger is voor een omslag dan het Eemmeer. Dit komt doordat het Gooimeer een grotere gemiddelde diepte heeft

dan het Eemmeer. In de ruimtelijke PCLake analyse is aangetoond dat met name de ondiepere delen en delen met een geringe strijklengte robuust zijn.

Onderzoeksvraag 4: welke ingrepen zijn mogelijk in het Gooimeer en Eemmeer zonder negatieve effecten op systeemniveau?

Bovenstaande analyse laat zien dat de robuustheid van het Gooi- en het Eemmeer op systeemniveau zeer beperkt is en de meren als gevolg van autonome ontwikkelingen weer om kunnen slaan naar een troebel algenrijk systeem. De analyse laat zien dat ingrepen die gericht zijn op het verwijderen van planten zoals maaibeheer, harken van waterplanten of verdieping van de waterbodem de kans op een omslag naar een troebel, algenrijk systeem sterk vergroten. Een potentieel negatief effect op systeemniveau is groter bij het Gooimeer. Bedachtzaamheid bij ingrepen is desgewenst geboden. Gezien de kans op bovenlokale negatieve effecten van een ingreep- omslag naar een troebel systeem, is het zaak om de risico's van een ingreep op systeemniveau te minimaliseren. In onderstaande hoofdstuk 5 geven we onze aanbevelingen om te waterplantenoverlast te verminderen rekening houdend met de risico's op systeemniveau.

5

AANBEVELINGEN VOOR VERMINDERING OVERLAST WATERPLANTEN

De systeemanalyse laat zien dat de planten een belangrijke functie hebben in het helder houden van beide meren op systeemniveau. Anderzijds leiden de planten (meer lokaal) tot veel overlast voor de recreatievaart. De roep om een (structurele) aanpak voor oplossing van het probleem is duidelijk.

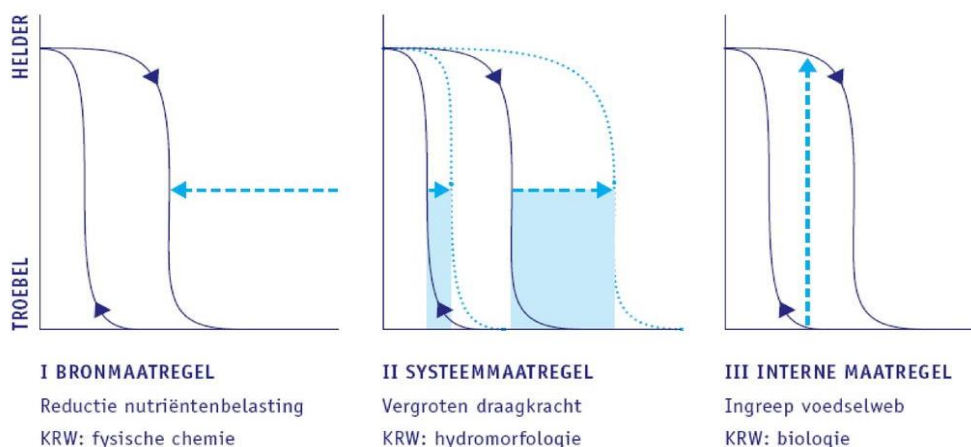
Om de overlast te beperken met inachtneming van de ecologische doelen is een structurele aanpak op systeemniveau noodzakelijk. Vanwege de complexiteit van deze aanpak zal dit een oplossing voor de (middel)lange termijn zijn. Afhankelijk van de wens om ook op korte termijn actie te ondernemen is een pilot voor een symptoomaanpak op specifieke locaties denkbaar.

Onderstaand lichten we onze visie toe.

5.1 Aanbevelingen voor de lange termijn - systeemverbetering

De kern van het probleem schaarst zich in een combinatie van een hoog productief, maar toch (nog) helder systeem. De robuustheid¹ van het systeem is beperkt als gevolg van een hoge nutriëntenbelasting. Om de overlast van overmatige waterplantengroei aan te pakken verdient het aanbeveling om de robuustheid van het systeem in zijn geheel te vergroten. In afbeelding 5.1 is een theoretische weergave gegeven van type maatregelen die de robuustheid kunnen versterken.

Afbeelding 5.1 Type maatregelen in relatie tot nutriëntenbelasting en kritische grenzen (STOWA, 2008). Met type I bronmaatregelen verlaag je de kritische belasting. Met type II systeemmaatregelen en type III vergroot je de kritische grenzen



¹ Robuustheid gaat over de vergelijking tussen de externe belasting en de kritische grens. Hoe hoger de kritische grens ten opzichte van de externe belasting, des te robuuster het systeem.

Voor het Gooi- en Eemmeer zien we de volgende (combinatie) aan mogelijkheden:

- 1 bronmaatregel: de hoge nutriëntenbelasting uit de Eem en de aantakende Eempolders vormt een knelpunt in het functioneren. Het is dan ook essentieel om de nutriëntenbelasting vanuit de Eem en de aantakende Eempolders verder terug te brengen. Zonder nutriëntenreductie zal de woekering blijven bestaan. Nutriëntenreductie is een opgave die niet zonder slag of stoot gaat en waar tijd overheen gaat. Door middel van het BEZEM-project en de KRW is en wordt gewerkt aan nutriëntenreductie. Mede hierdoor heeft het systeem kunnen omslaan naar een helder systeem met woekering van waterplanten. Verdere nutriëntenreductie is echter nodig om toe te werken aan een duurzaam helder systeem met lagere waterplantenproductie. Verdere samenwerking op verschillende niveaus en met vele gebiedspartners ((regionale) overheden, bedrijven, particulieren, e.d.) is nodig om de nutriëntenuitspoeling op perceelsniveau te verminderen. Een andere mogelijkheid is het 'wassen/zuiveren' van het water. Vanwege de hoge debieten zien we deze aanpak niet als kansrijk;
- 2 systeemmaatregel: de robuustheid van het systeem als gevolg van een aangepaste inrichting kan versterkt worden. Hierbij denken we aan het verondiepen van diepere zones en het aanleggen van luwtestructuren en moeras. Met name de noordoever bieden vanwege hun grotere diepte kansen. Het creëren van ondiepte (<1,5 m) kan echter weer bijten met de bevaarbaarheid. Het is dan ook zaak om de binnen het systeem te differentiëren tussen ecologische gebieden en gebieden voor de recreatievaart. Deze maatregel is in onze ogen alleen kansrijk in samenspel met bronmaatregelen;
- 3 interne maatregel: een interne maatregel is kansrijk om een watersysteem van een toestand in een andere toestand te krijgen. De toename van de mosselpopulatie, waardoor het water helder werd is hier een voorbeeld van, het enten van waterplanten of een afname van het visbestand van bodemwoelende vis ook. Je geeft met deze maatregelen een systeem een 'reset'. Voor het Gooi- en het Eemmeer zien we niet direct kansen op dit vlak. De mosselpopulatie is onderhevig aan sterke natuurlijke fluctuaties. Het plaatsen van mossels levert dan ook niet de garantie dat de populatie zich zal handhaven. Een andere mogelijkheid is het enten van gewenste plantensoorten. Eerder is geprobeerd kranswier te planten in het Eemmeer, maar zonder succes. De omgevingscondities (nutriëntrijk water, veenachtige bodem) lijken ongeschikt voor de plant om zicht te handhaven. Via een lab-experiment kan aangetoond worden of het bodemtype en water überhaupt geschikt is voor kranswierplanten.

5.2 Aanbevelingen voor de korte termijn - symptoombestrijding

Generieke aanbevelingen

Naast een lange termijn aanpak zien we dat er nu direct behoefte is aan een aanpak voor de korte termijn. Deze aanpak moet effectief zijn op lokale schaal, maar geen (uitstralings)effecten hebben op het systeemniveau. Gezien de kans op bovenlokale negatieve effecten van een ingreep- omslag naar een troebel systeem, is het zaak om de risico's van een dergelijke ingreep te minimaliseren. Dit kan gedaan worden door een pilot te doen op een gering oppervlak met een omkeerbare methode. Het doel van de pilot tweeledig:

- 1 een aanvullend beeld krijgen van de uitstralingseffecten van een lokale ingreep op systeemniveau;
- 2 gevoel krijgen voor een effectieve methode om de planten op een specifiek oppervlak compleet te verwijderen (met geen of een zeer geringe hergroei).

Afhankelijk van de pilot resultaten kan de pilot opgeschaald worden (oppervlak, intensiteit, etc.). Een pilot onderscheidt zich van het reguliere maaibeheer doordat de pilot er specifiek op is gericht om de planten op een specifiek oppervlak compleet te verwijderen (met geen of een zeer geringe hergroei), waar het reguliere maaibeheer binnen de vergunning is gericht op het 'onderdrukken' van de planten (met hergroei). De pilot moet in onze ogen (vanwege het voorkomen van systeemeffecten) voldoen aan de volgende randvoorwaarden:

- 1 een ingreep te maken op een gering oppervlak (<1 % van het oppervlak van het meer (in het raamwerk van de BPRW toets wordt 1 % areaalafname als acceptabel gezien (Rijkswaterstaat, 2015)) en te leren van de effecten. Zijn de resultaten positief, dan kan de ingreep uitgebreid worden;
- 2 een locatie te kiezen die relatief robuust is (zie paragraaf 3.4.3). In het algemeen is het Eemmeer robuuster dan het Gooimeer;
- 3 een omkeerbare ingreep te doen zoals maaien. De ingrepen harken en verdiepen zijn vanwege hun onomkeerbaarheid veel risicovoller, maar kunnen navenant de effecten wellicht in een later stadium toegepast worden;

- 4 op een manier te maaien die lokaal impact heeft maar de gevolgen op systeemniveau minimaliseert. Om dit te bewerkstelligen zal de bodem onberoerd gelaten moeten worden. Vereisten hiervoor zijn:
 - 1 boven de bodem maaien;
 - 2 planten snijden en niet uittrekken;
 - 3 de bodem niet opwoelen met een schip (schroef of onderkant bodem).

NB! Indien er toch overwogen wordt om een onomkeerbare ingreep zoals verdiepen te maken, is het van belang de diepte zo gering mogelijk te houden.

Aangezien er niet direct uitgesloten kan worden dat er geen negatieve systeemeffecten optreden (als gevolg van de ingreep, of als gevolg van autonome ontwikkelingen) is het essentieel om goed vinger aan de pols te houden hoe de toestand zich ontwikkelt. Wij adviseren daarom om minimaal:

- 1 het doorzicht, de algenconcentraties- en nutriëntenconcentraties op de pilot, maar ook op het standaard monitoringspunt frequent te monitoren (op het Gooimeer is al sinds 2010 niet meer gemeten), hierbij rekening houdend met het stromingspatroon;
- 2 vegetatiekarteringen te maken.

Daarnaast zou overwogen kunnen worden om een ruimtelijk model te ontwikkelen om de ruimtelijke variatie als gevolg van stroming beter in beeld te brengen.

Maaimethode pilot

Om de planten zodanig te onderdrukken dat de hergroei beperkt is, is het zaak de planten lokaal 'kapot te maaien'. Gezien de overlastsoort 'Doorgroeid fonteinkruid' een soort is die goed tegen verstoringen kan en ook een snelle hergroei precies in het vaarseizoen kent zit er niets anders op dan om vaker en langer te maaien: door een langere opwarming van het water is hun groeiperiode nu ook verlengd, waardoor het afsterven mogelijk pas in september of later plaatsvindt. Om dit zo efficiënt mogelijk te doen is het zaak de planten op hun 'zwakste moment' te pakken. Dit is wanneer het merendeel van de energiereserves in de stengels en bladeren zitten en niet in de ondergrondse reserves (wortels). Voor Doorgroeid fonteinkruid is dit in de periode juli-augustus. Om effectief te zijn is het zeer waarschijnlijk nodig om in deze periode twee of meer keer te maaien in deze periode. Dit zal uitgevonden moeten worden in de pilot. Daarnaast raden we aan om minstens aan het begin van het groeiseizoen te maaien en aan het einde van het groeiseizoen. Vanwege uitstralingseffecten (voorkomen bovenlokale effecten) is het nodig de bodem onberoerd te laten. Voor het onderdrukken van de plant is het het effectiefst om de plant in zijn geheel te verwijderen. Vanwege bovenlokale effecten raden we dit niet aan.

Om dit in een pilot constructie te doen is verruiming van de vergunning nodig. Vanwege de omvang van de pilot verwachten we geen negatieve effecten op systeemniveau.

Locatiekeuze pilot

Zoals hierboven aangegeven bevelen we aan een pilot te doen op een relatief klein oppervlak. Daarnaast zal de pilot op een robuuste locatie moeten plaatsvinden om uitstralingseffecten op systeemniveau te voorkomen. In afbeelding 3.34 is een overzicht gegeven van de relatieve robuustheid van het Gooi- en Eemmeer. Om onderzoeksmatig zo goed mogelijk het lokale effect en mogelijke uitstralingseffecten naar de omgeving in beeld te brengen is selectie van een vak omringd door een dichte begroeiing van waterplanten aan te raden. Het is dan ook niet aan te raden om een locatie te selecteren aangrenzend aan een bestaand maaivak. In een aparte notitie is een pilot-kansenkaart opgesteld met een eerste aanzet voor een locatie (Witteveen+Bos, 2020).

5.3 Conclusie

Het systeem is kwetsbaar voor omslag naar troebele toestand, omdat de nutriëntenbelasting nog hoog is. Dit kan op de lange termijn worden aangepakt door verdere nutriëntenreductie (maar is niet makkelijk). Dit maakt het systeem:

- 1 stabiel en vermindert de kans op omslag naar een troebel algenrijk systeem;
- 2 minder productief waardoor minder uitbundige plantengroei plaats zal vinden.

Daarnaast kunnen inrichtingsmaatregelen zoals het creëren van een moeraszone helpen bij het vergroten van de robuustheid.

Om op de korte termijn de waterplantenoverlast aan te pakken zou een symptoombestrijding overwogen kunnen worden. Vanwege de risico's bevelen wij aan om een pilot te doen op een gering oppervlak, met een omkeerbare methode en op een robuuste locatie. Het doel van de pilot tweeledig:

- 1 een aanvullend beeld krijgen van de uitstralingseffecten van een lokale ingreep op systeemniveau;
- 2 gevoel krijgen voor een effectieve methode om de planten op een specifiek oppervlak compleet te verwijderen (met geen of een zeer geringe hergroei).

Om de pilot effectief te laten zijn zal de intensiteit en de periode van maaien uitgebreid moeten worden, met als doel de planten lokaal 'kapot te maaien'. Afhankelijk van de resultaten van de pilot (effecten lokaal en bovenlokaal), kan de pilot uitgebreid worden. Om de effecten goed te kunnen onderzoeken is het aan te bevelen een locatie te kiezen te midden van een onberoerde locatie.

De pilot onderscheidt zich van het reguliere maaibeheer doordat de pilot er specifiek op is gericht om de planten op een specifiek oppervlak compleet te verwijderen (met geen of een zeer geringe hergroei), waar het reguliere maaibeheer binnen de vergunning is gericht op het 'onderdrukken' van de planten (met hergroei). Een essentiële randvoorwaarde voor de pilot is dat de gevolgen goed gemonitord worden. Door een pilot op te stellen van een zeer gering oppervlak, aan de hand van een omkeerbare methode op een robuuste locatie en de effecten goed te monitoren heeft de pilot een acceptabel risicoprofiel in relatie tot de Natura 2000 en KRW-doelstellingen.

6

REFERENTIES

- 1 Baldwin et al., 2002. Comparative growth and feeding in zebra and quagga mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for north American lakes. *Can. J. fish aquat science* 59: 680-694.
- 2 Bureau Waardenburg, 2014. Tweekleppigen in de Randmeren, bemonstering 2013.
- 3 Bureau Waardenburg, 2009. Tweekleppigen in de Randmeren, bemonstering 2008.
- 4 Deltares, 2009. Modelstudie slibmaatregelen Eemmeer.
- 5 Deltares, 2011. Trends en ontwikkelingen in ecologie en waterkwaliteit van het Eemmeer.
- 6 Deltares, 2015. Evaluatie KRW-maatregel Eemmeer, Deltares rapport 1210545-000-ZWS-0011.
- 7 Deltares, 2017. De rol van nalevering bij overschrijdingen van de KRW-normen in de Zuidelijke Randmeren, Deltares rapport 11200041-000-ZWS-0006.
- 8 Deltares, 2019. Water en stoffenbalans IJsselmeer.
- 9 Diggins, 2001. A seasonal comparison of suspended sediment filtration by Quagga (*Dreissena bugensis*) and Zebra (*D. polymorpha*) Mussels. *Great lakes restoration*.
- 10 Janse, J.H. (1997). A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* 342/343: 1-8.
- 11 Janse, 2005. PhD dissertation. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Wageningen Universiteit. Zie: <http://edepot.wur.nl/121663>.
- 12 Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Klinge, M. & Mooij, W.M. (2008). Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologica* 38: 203-219.
- 13 Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloot, J.S. & Mooij, W.M. (2010). Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecol. Mod.* 221: 654-665.
- 14 Kosten, 2009. Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes. *Global change biology*.
- 15 Kuiper et al., 2015. Mowing submerged macrophytes in shallow lakes with alternative stable states: Battling the good guys? *Environmental management*.
- 16 Lijklema, et al., 1988. *Derde Eutrofiëringsevenquête Nederland*.
- 17 MR Open Data (2018). Toestand vis en visserij in de zoete Rijkswateren – Data december 2018. Wageningen Marine Research – Wageningen UR. Available from: <https://wmropendata.wur.nl>. Access date: 2019-12-04.
- 18 Noordhuis et al., 1994.
- 19 Noordhuis, R, Roskam, G & Osté, L. Limited role of internal loading in a formerly hypertrophic shallow lake in the Netherlands. *Deltares*,
- 20 Noordhuis, R, van Zuidam, G, Peeters, E., van Geest G, 2015. Further improvements of the Dutch borderlake: two types of clear states at different nutrient levels. *Aquatic ecology*.
- 21 Rijkswaterstaat, 2006. BEZEM: eerlijk helder water, eindrapport.
- 22 Rijkswaterstaat, 2012. *Onderbouwing handreiking waterplanten en maaibeheer*.
- 23 Rijkswaterstaat, 2015, *Beheer- en ontwikkelplan voor de rijkswateren 2016 - 2021*.
- 24 Rijkswaterstaat, 2017. *Natura 2000 Beheerplan IJsselmeergebied 2017 - 2023 Eemmeer & Gooimeer Zuidoever*.
- 25 Stichting Maaien, 2020. *Notitie integrale aanpak waterplanten problematiek*. Concept januari 2020.
- 26 STOWA, 2008. *Van helder naar troebel... en weer terug*. STOWA rapport 2008-04.

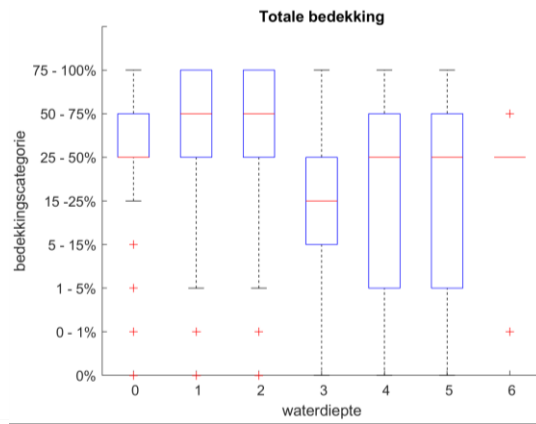
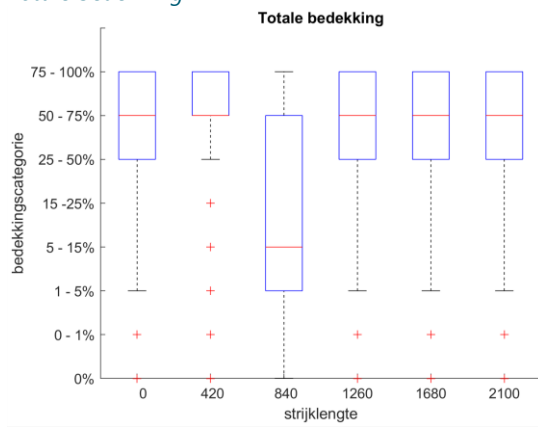
- 27 STOWA, 2015a. Ecologische sleutelfactoren voor het herstel van onderwatervegetatie. Toepassing van de ecologische sleutelfactoren s,2 en 3 in de praktijk.
- 28 STOWA, 2015b. Ecologische sleutelfactoren in het kort. STOWA rapport 2015-31.
- 29 STOWA, 2017a. Stappenplan aanpak waterplantenoverlast. STOWA rapport 2017- 08.
- 30 STOWA, 2017b. Factsheet quaggamosselen. STOWA deltafact.
- 31 STOWA, 2018a. Handleiding bij de Excelrekeningtool waterbalans. Waterstromen in Beeld. STOWA rapport 2018 - 74.
- 32 STOWA, 2018b. Ecosysteemtoestanden voor stilstaande wateren. STOWA rapport 2018-23.
- 33 Verhofstad, M.J.J.M., Alirangues, M.M. Núñez, E.P., Reichman, E., van Donk, E., Lamers, L.P.M & Bakker, E.S. ,2017. Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: Roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. Aquatic Botany 141, 29-38.
- 34 Waterfauna, 2012. Driehoeks- en quaggamosselen in Marker- en IJsselmeer: resultaten van onderzoek uitgevoerd in de periode juni 2009 t/m 2012.

Bijlage(n)

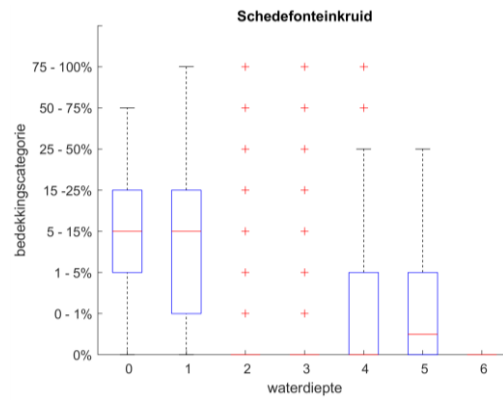
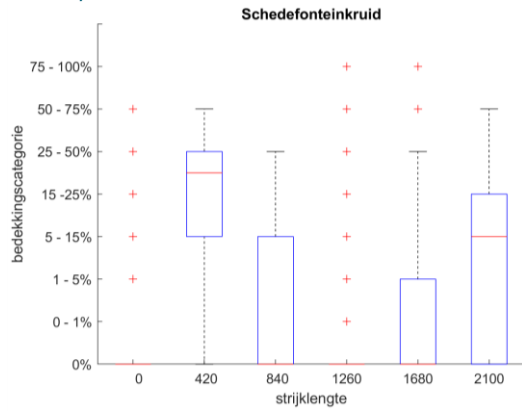
BIJLAGE: CORRELATIES WATERPLANTEN, WATERDIEPTE EN STRIJKLENGTE 2018

Gooimeer

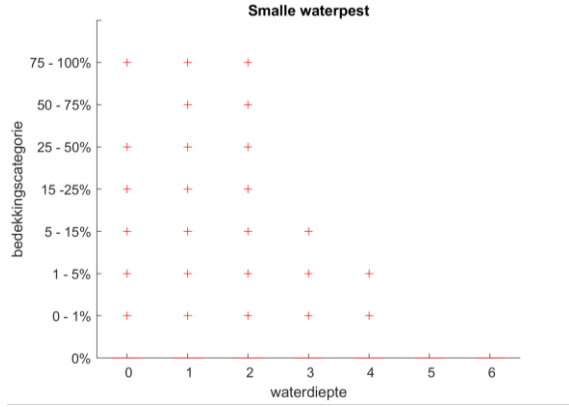
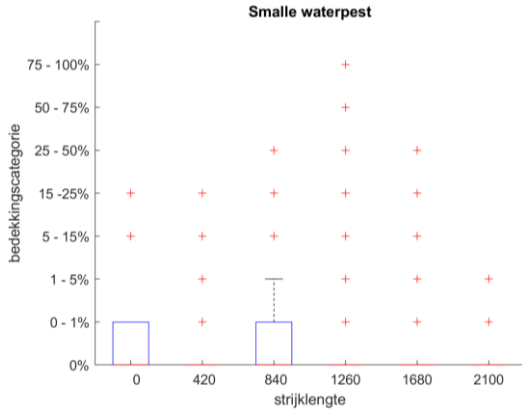
Totale bedekking



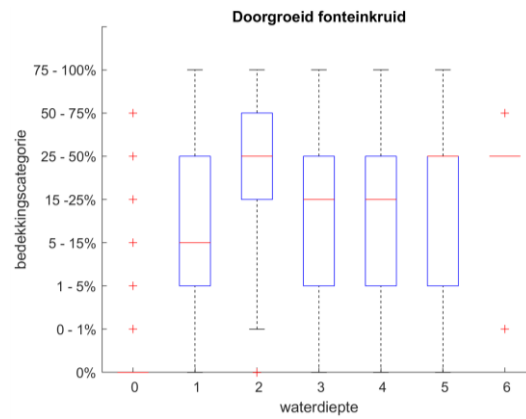
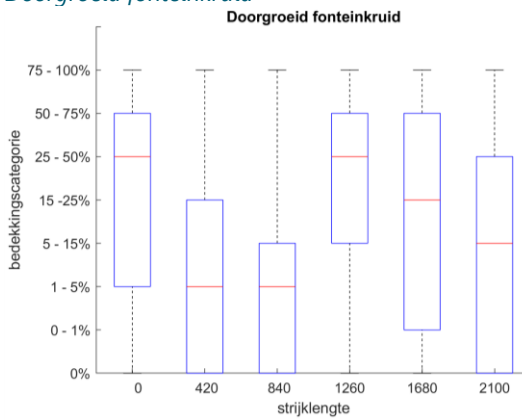
Schedefonteinkruid



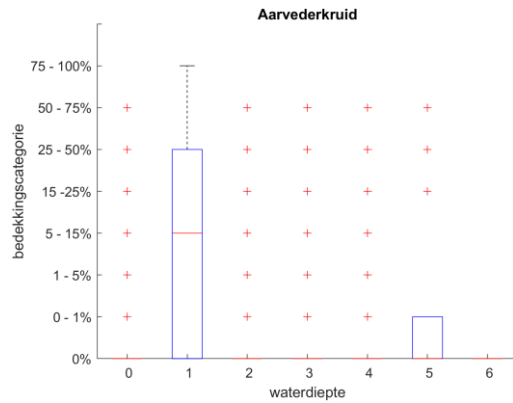
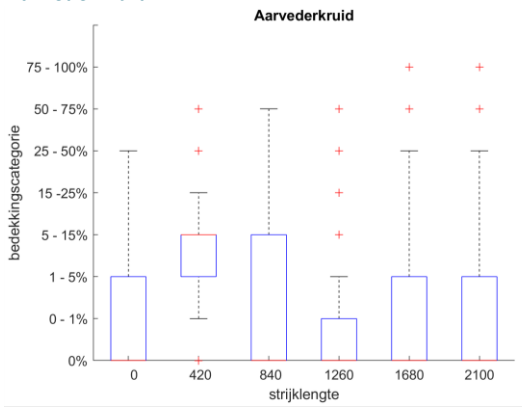
Smalle waterpest



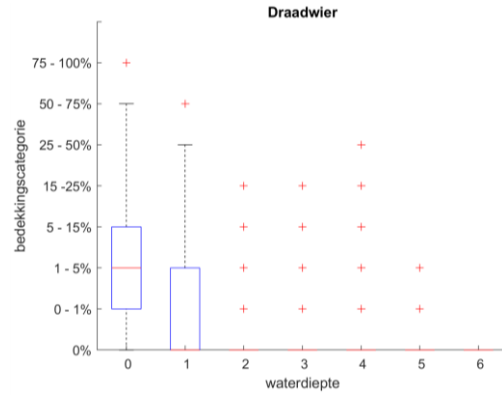
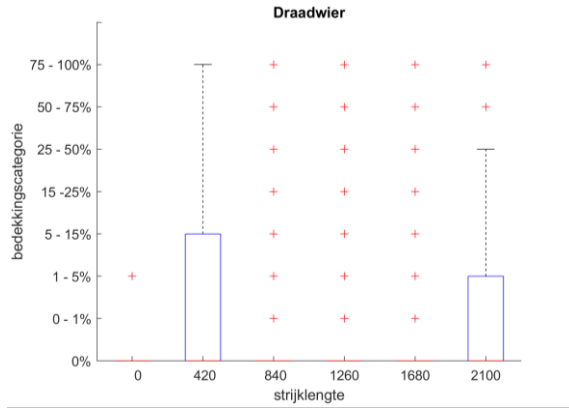
Doorgroeid fonteinkruid



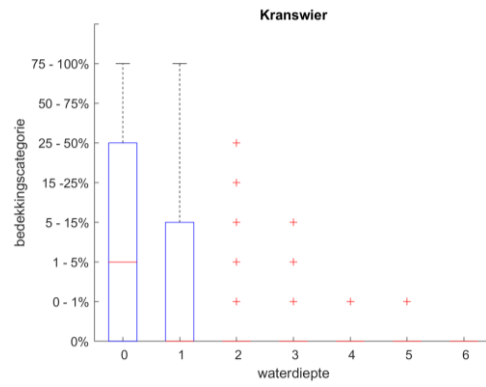
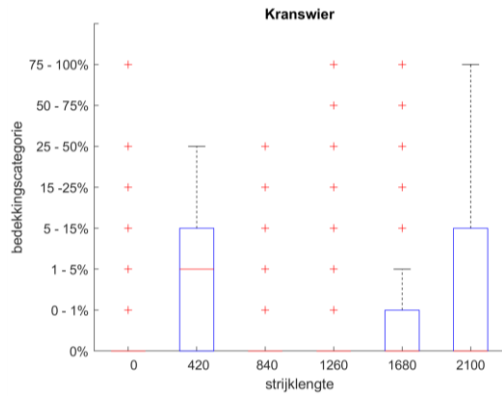
Aarvederkruid



Draadwier

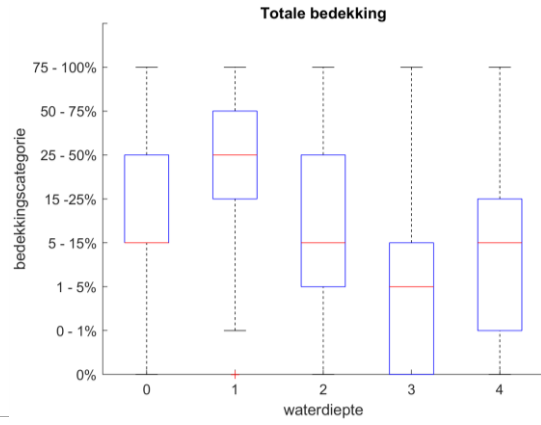
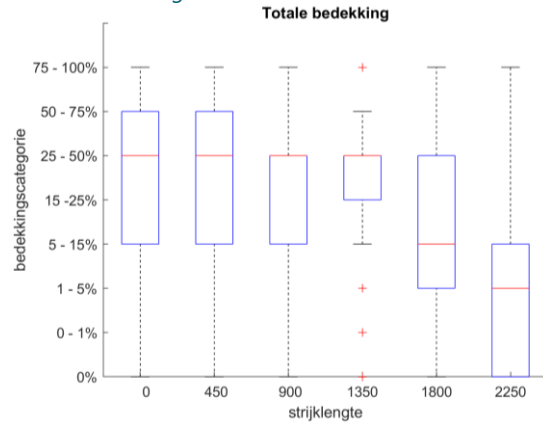


Kranswieren

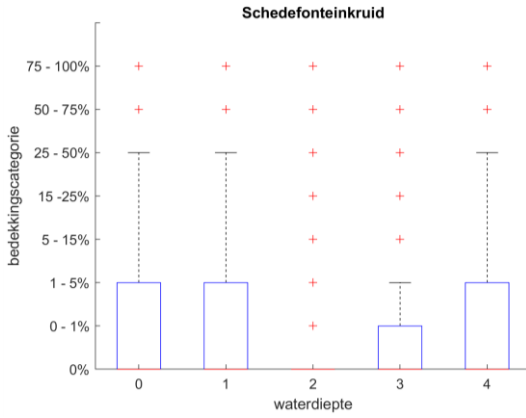
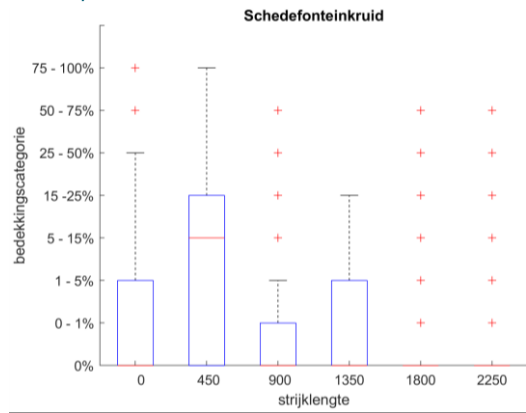


Emmeer

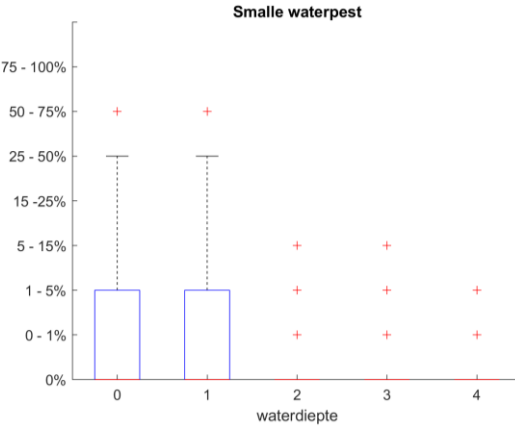
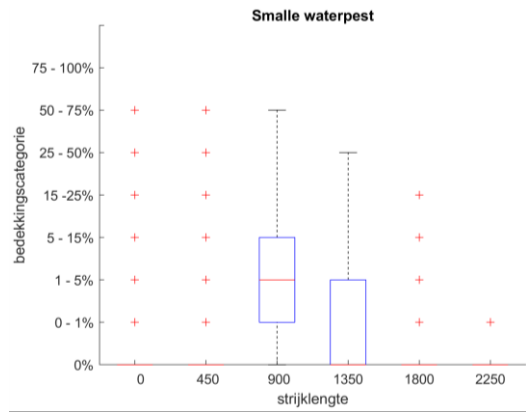
Totale bedekking



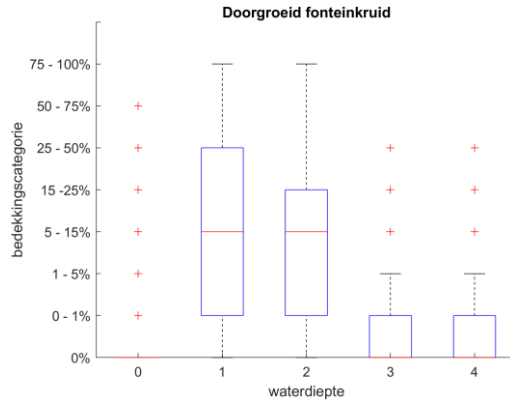
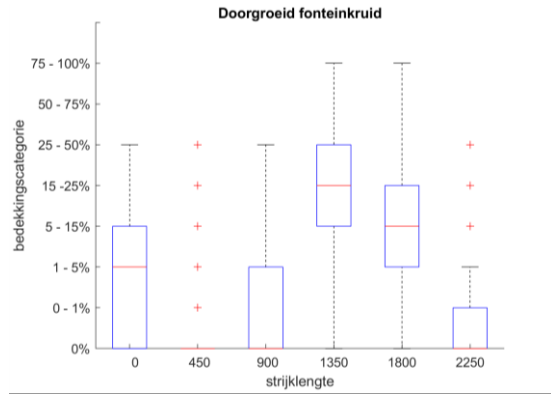
Schedefonteinkruid



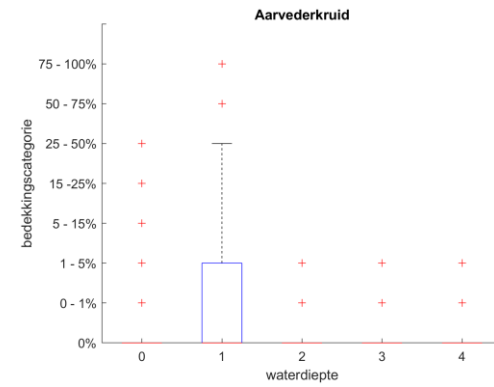
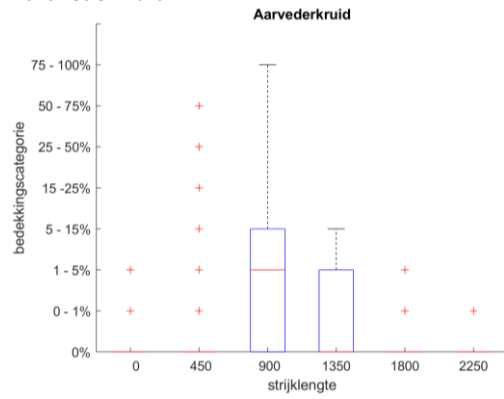
Smalle waterpest



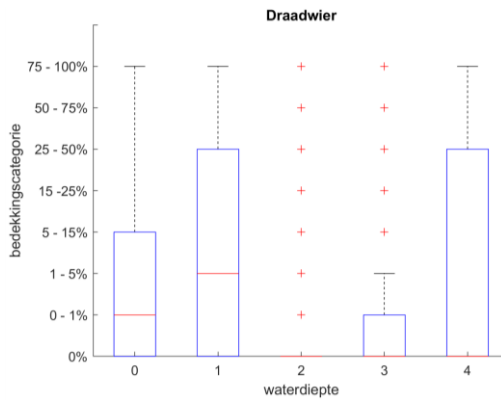
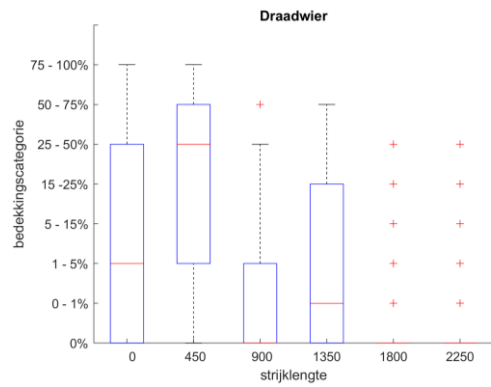
Doorgroeid fonteinkruid



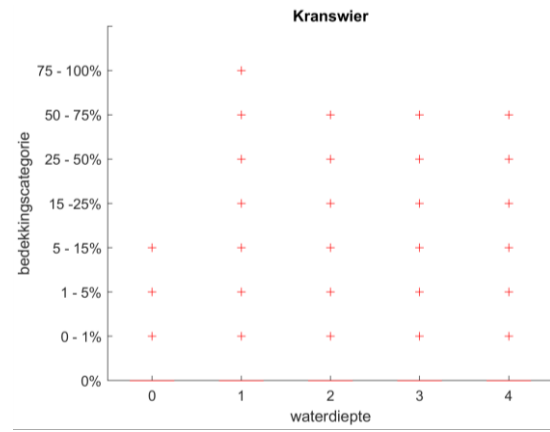
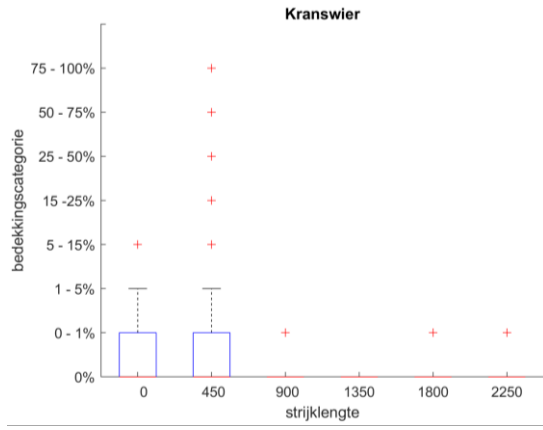
Aarvederkruid



Draadwier



Kranswier





BIJLAGE: MOSSELKARTERING APRIL 2020

Inleiding

In overleg met de gebiedscoöperatie Gastvrije Randmeren is er besloten om een inventarisatie van zoetwatermosselen in de Zuidelijke Randmeren (Gooi-/Eemmeer en Nijkerkernauw) uit te voeren. Het doel van deze inventarisatie is het verkrijgen van een beeld van de populatieontwikkeling van molusken (dichtheden en populatieopbouw) sinds de laatste mosselkartering van Rijkswaterstaat in 2013 als input voor een systeemanalyse.

Methode en uitvoering bemonstering

De bemonsteringen van zoetwatermosselen zijn uitgevoerd door ATKB in directe opdracht van Witteveen+Bos in week 13 en 14 van 2020. De bemonsteringen zijn goed verlopen en er is geen hinder ondervonden van het weer. De weersomstandigheden hebben echter wel gezorgd voor een aanpassing in de voorziene bemonsteringsmethode. Ten tijde van de bemonstering was er sprake van een verhoogde waterstand en ongunstige windrichting (en daardoor extra verhoogde waterstand). Waar voor deze monsterpunten voorzien was in gebruik van een steekbuis is om de veiligheid van de bemonsteraars te waarborgen besloten om de bemonstering deze punten eveneens met een vanVeenhapper uit te voeren. In totaal zijn er zeven meetpunten met de vanVeenhapper bemonsterd die onder normale omstandigheden met de steekbuis bemonsterd zouden worden (zie Afbeelding II.1). De bemonstering van deze punten met de vanVeenhapper is probleemloos verlopen. De vanVeenhapper kwam ook op de hardere zandgronden volledig gevuld naar boven. Hierdoor verwachten we geen negatief effect op de resultaten. De gebruikte vanVeenhapper heeft een monsteroppervlak van 0,05 m². Hiermee is per bemonsterde locatie een oppervlak van 0,15 m² bemonsterd.

Op 59 locaties verspreid over de Zuidelijke Randmeren zijn drie deelmonsters genomen welke in het veld zijn samengevoegd tot één monster per locatie. De ligging van de bemonsterde locaties is vastgelegd middels een handheld GPS en komt overeen met de punten die 2013 zijn bemonsterd. In het Gooimeer zijn 33 locaties bemonsterd, 20 van de bemonsterde locaties liggen in het Eemmeer en in het Nijkerkernauw zijn 6 locaties bemonsterd. Een overzicht met de ligging van de bemonsterde locaties is opgenomen in Afbeelding II.1.

Er is een globale beschrijving gemaakt van het aanwezige substraat. Tevens is de diepte van het meetpunt vastgelegd. Het monstermateriaal opgeslagen in monsteremmers die van een duidelijke identificatie zijn voorzien. Alle gegevens zijn in het veld digitaal ingevoerd. Een overzicht van de opgenomen parameters in het veld is opgenomen in Tabel II.1.

Alle monsters zijn binnen 24 uur per meetpunt gezeefd. Hiervoor is een zeef gebruikt met een maaswijdte van 2 millimeter. Alle mossels die op de zeef achterbleven zijn gedetermineerd en geteld (=dichtheidsbepaling). Tevens is bijgehouden hoeveel 'kluwen' mossels er aanwezig waren in het monster. Bij een tweetal monsterpunten (G113 en G123) is in verband met de grote hoeveelheid mosselen een deelmonster van eenvierde genomen voor verdere verwerking. In de resultaten is bij deze monsters een correctie uitgevoerd door het aantal aangetroffen mollusken te vermenigvuldigen met factor 4. De Corbicula's (enkel Corbicula fluminea aangetroffen), driehoeks- en quaggamosselen zijn apart van elkaar geteld. Per soort is per meetpunt het biovolume van de aangetroffen mosselen bepaald. De biovolumes zijn bepaald met maatcilinders variëren van 10 milliliter met een nauwkeurigheid van 0,1 milliliter tot

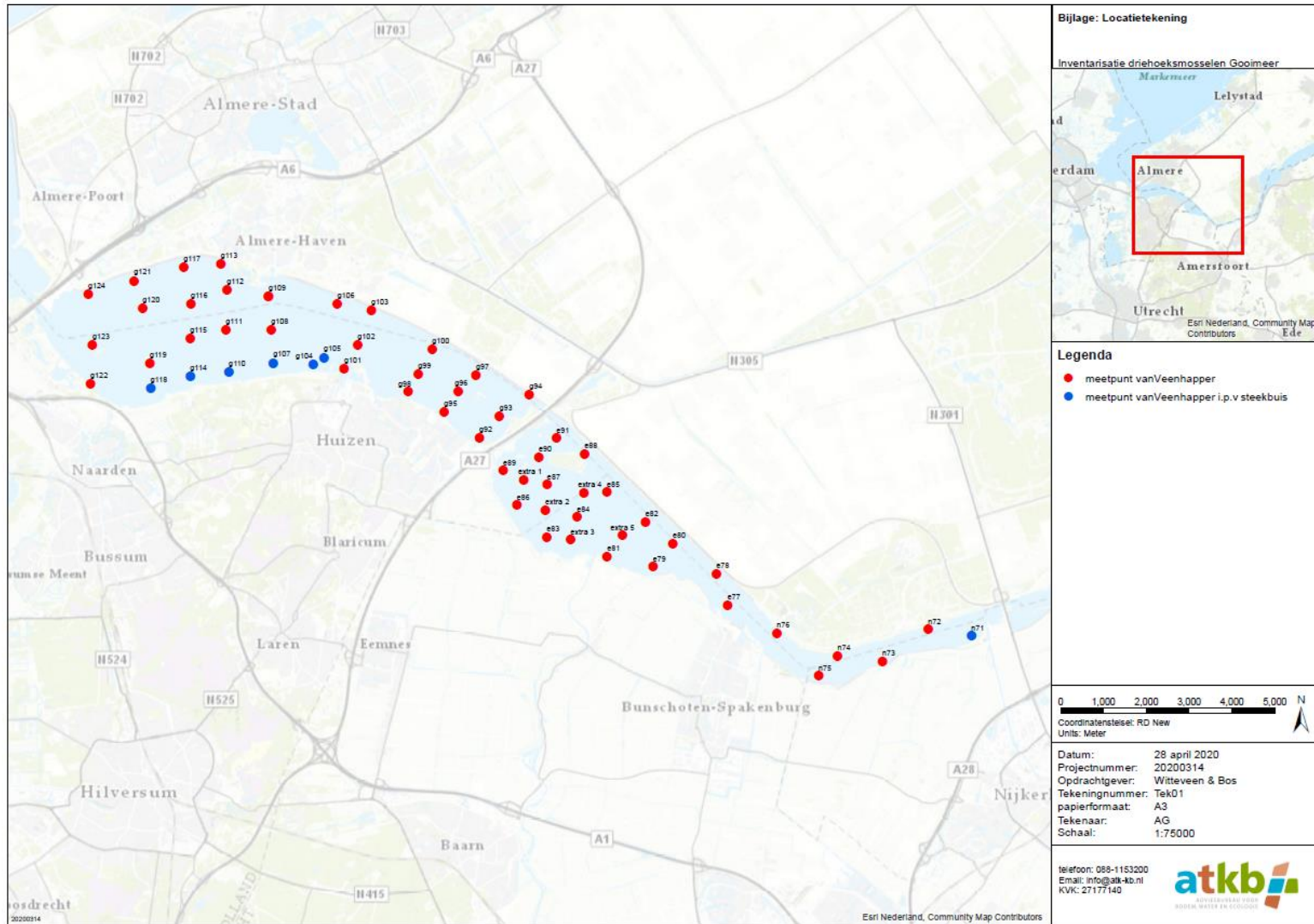
maatcilinders van 1.000 milliliter met een nauwkeurigheid met 5,0 milliliter. De resultaten van de bemonstering zijn weergegeven in Tabel II.2.

Vervolgens zijn per waterlichaam (Gooimeer, Eemmeer en Nijkerkernauw) zes monsters geselecteerd die dienen als referentie voor de standaardpopulatie. Bij het selecteren van de monsters is rekening gehouden met:

- gevonden hoeveelheid Dreissena;
- biovolume van de aangetroffen hoeveelheid Dreissena;
- diepte;
- substraat;
- geografische ligging.

Van alle aangetroffen mosselen van de geselecteerde monsters is de lengte met een nauwkeurigheid van 0,1 millimeter bepaald middels een foto en door ATKB ontwikkelde meetsoftware. De resultaten zijn opgenomen in Tabel II.3.

Afbeelding II.1 Monitoringslocaties mosselkartering 2020 (met blauw zijn de locaties opgenomen die in 2013 met een steekbuis zijn bemonsterd)



Resultaten kartering

Tabel II.1 Monstergegevens

Waterlichaam	Locatiecode	X	Y	Diepte (m)	Bodemtype
Eemmeer	E77*	154258	474978	1,1	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E78*	153993	475705	1,9	klei met slib
Eemmeer	E79	152513	475874	1,2	veen met toplaagje zand
Eemmeer	E80	152978	476422	1,8	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E81*	151442	476113	1,3	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E82	152335	476927	2,1	klei met slib
Eemmeer	E83*	150031	476566	1,2	klei met zand
Eemmeer	E84	150739	477027	1,6	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E85*	151439	477620	2,1	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E86	149336	477310	1,2	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E87	150046	477792	1,6	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	E88	150916	478512	1,6	klei met een dun laagje slib
Eemmeer	E89	149014	478117	1,1	zand
Eemmeer	E90	149845	478436	1,1	zand
Eemmeer	E91	150261	478874	1,8	klei met slib
Eemmeer	Extra 1*	149501	477896	1,4	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	Extra 2	149998	477195	1,4	klei met zand
Eemmeer	Extra 3	150591	476504	1,6	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	Extra 4	150900	477601	1,9	klei met zanderige toplaag
Eemmeer	Extra 5	151806	476600	1,8	klei met zanderige toplaag
Gooimeer	G100	147356	480945	2,4	klei met zand
Gooimeer	G101	145300	480501	1,9	zand met dun laagje slib
Gooimeer	G102	145621	481060	3	zanderig slib met organisch materiaal
Gooimeer	G103*	145935	481847	2,8	klei met zanderige toplaag
Gooimeer	G104	144574	480595	0,6	zand
Gooimeer	G105	144824	480764	0,8	zand
Gooimeer	G106	145144	482021	2,9	klei
Gooimeer	G107	143644	480634	0,8	zand
Gooimeer	G108	143599	481401	2,4	zand en schelp
Gooimeer	G109	143532	482186	2,8	klei met zand
Gooimeer	G110	142610	480416	0,8	zand
Gooimeer	G111	142539	481416	6,5	slibberig zand
Gooimeer	G112	142563	482343	3,4	klei
Gooimeer	G113	142414	482942	3,3	klei
Gooimeer	G114	141708	480312	0,7	zand
Gooimeer	G115*	141703	481195	1,3	zand met schelpen
Gooimeer	G116	141718	482013	2,7	klei
Gooimeer	G117	141553	482880	3,2	klei
Gooimeer	G118	140778	480039	0,9	zand
Gooimeer	G119*	140762	480616	1,3	zand
Gooimeer	G120	140596	481915	2,6	klei met slib

Gooimeer	G121	140391	482557	2,6	klei met slib
Gooimeer	G122	139374	400147	1,1	zand
Gooimeer	G123*	139417	481053	1,8	veen met slib
Gooimeer	G124*	139326	482244	1,5	zand
Gooimeer	G92	148456	478890	1,1	zanderig slib met organisch materiaal
Gooimeer	G93	148929	479388	2,1	klei met slib
Gooimeer	G94*	149628	479891	4,6	klei met zand
Gooimeer	G95	147635	479487	1	zand
Gooimeer	G96	147963	479965	2,2	klei met zanderige toplaag
Gooimeer	G97	148380	480342	2,4	klei
Gooimeer	G98	146796	479963	1,1	klei met zanderige toplaag
Gooimeer	G99	147025	480364	2	klei met zand
Nijkerkernauw	N71	159951	474257	0,9	zand
Nijkerkernauw	N72*	158942	474409	1	zand
Nijkerkernauw	N73*	157878	473663	1,2	zand
Nijkerkernauw	N74*	156826	473797	1,3	klei met zand
Nijkerkernauw	N75*	156385	473323	1,2	zanderig slib met organisch materiaal
Nijkerkernauw	N76	155413	474315	2,3	zanderig klei
* Monster opgenomen in lengtebepaling standaardpopulatie					

Tabel II.2 Ruwe monitoringsresultaten

Locatie	Dreissena polymorpha				Dreissena bugensis				Corbicula fluminea				Overige				Kluwvorming		Opmerkingen
	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	
E77*	0	0	0	0	24	160	21	140	0	0	0	0	0	0	0	0	8	53	Zwanenmossel (Anodonta cygnea)
E78*	0	0	0	0	281	1873	81	540	3	20	2	13	0	0	0	0	27	180	
E79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E80	0	0	0	0	29	193	30	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E81*	3	20	5	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E82	0	0	0	0	15	100	10	67	0	0	0	0	0	0	0	0	4	27	
E83*	4	27	2	10	5	33	12	80	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	
E84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E85*	1	7	0	1	56	373	55	367	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
E89	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	1	7	0	0	0	0	0	0	
E90	0	0	0	0	0	0	0	0	8	53	26	173	0	0	0	0	0	0	
E91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	30	200	0	0	
Extra 1*	2	13	0	3	26	173	38	253	0	0	0	0	0	0	0	0	12	80	
Extra 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Extra 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Extra 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Extra 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Locatie	Dreissena polymorpha				Dreissena bugensis				Corbicula fluminea				Overige				Kluwvorming		Opmerkingen
	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	
G100	0	0	0	0	151	1007	77	513	0	0	0	0	0	0	0	0	6	40	

G101	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
G102	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
G103*	0	0	0	0	158	1053	100	667	0	0	0	0	0	0	19	127
G104	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	8	53	0	0	0	0
G105	5	33	2	13	8	53	1	7	10	67	25	167	0	0	0	0
G106	0	0	0	0	110	733	79	527	0	0	0	0	0	0	0	0
G107	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G108	3	20	0	1	5	33	3	20	4	27	6	37	0	0	0	0
G109	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G111	0	0	0	0	3	20	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
G112	0	0	0	0	51	340	24	160	0	0	0	0	0	0	0	0
G113	0	0	0	0	348	2320	152	1013	0	0	0	0	0	0	0	0
G114	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G115*	19	127	2	13	297	1980	32	213	6	40	8	53	0	0	0	0
G116	1	7	0	1	10	67	5	30	0	0	0	0	0	0	0	0
G117	0	0	0	0	14	93	9	57	0	0	0	0	0	0	0	0
G118	0	0	0	0	0	0	0	0	2	13	1	7	0	0	0	0
G119*	1	7	0	1	9	60	4	27	1	7	2	13	0	0	0	0
G120	7	47	0	3	249	1660	108	720	0	0	0	0	0	0	0	0
G121	3	20	0	1	154	1027	48	320	0	0	0	0	0	0	0	0
G122	0	0	0	0	0	0	0	0	15	100	14	93	0	0	0	0
G123*	40	267	2	16	428	2853	136	907	0	0	0	0	0	0	0	0
G124*	5	33	0	3	17	113	6	40	10	67	6	40	0	0	0	0
G92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G93	0	0	0	0	3	20	2	13	0	0	0	0	0	0	0	0
G94*	0	0	0	0	10	67	5	33	0	0	0	0	0	0	0	0
G95	1	7	1	7	2	13	4	27	0	0	0	0	0	0	0	0

Gecorrigeerd voor monsterfractie 1/4

Gecorrigeerd voor monsterfractie 1/4

G96	0	0	0	0	36	240	19	127	0	0	0	0	0	0	0	0	2	13
G97	2	13	0	1	83	553	34	227	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G98	0	0	0	0	13	87	1	7	1	7	1	3	0	0	0	0	0	0
G99	0	0	0	0	29	193	14	93	0	0	0	0	0	0	0	0	4	27

Locatie	Dreissena polymorpha				Dreissena bugensis				Corbicula fluminea				Overige				Kluwvorming		Opmerkingen
	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	ml	ml/m2	N	N/m2	
N71	0	0	0	0	0	0	0	0	6	40	12	80	0	0	0	0	0	0	
N72*	2	13	1	7	4	27	4	27	15	100	24	160	0	0	0	0	1	7	
N73*	2	13	0	3	7	47	6	40	2	13	5	33	0	0	0	0	2	13	
N74*	0	0	0	0	5	33	4	23	5	33	24	160	0	0	0	0	0	0	
N75*	4	27	2	10	42	280	12	77	4	27	2	10	0	0	0	0	2	13	
N76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

* Monster opgenomen in lengtebepaling standaardpopulatie

Tabel II.3 Resultaten lengtebepalingen

Waterlichaam	Soort	Lengte (mm)
Eemmeer	Corbicula fluminea	10,1
Eemmeer	Corbicula fluminea	10,8
Eemmeer	Corbicula fluminea	13,1
Eemmeer	Dreissena polymorpha	18,9
Eemmeer	Dreissena polymorpha	19,7
Eemmeer	Dreissena polymorpha	9,6
Eemmeer	Dreissena polymorpha	8,6
Eemmeer	Dreissena polymorpha	17,5
Eemmeer	Dreissena polymorpha	15,8
Eemmeer	Dreissena polymorpha	7,8
Eemmeer	Dreissena polymorpha	8,6
Eemmeer	Dreissena polymorpha	6,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	26,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	26,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	27,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	25
Eemmeer	Dreissena bugensis	29
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	21
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	30,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	17
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	23

Eemmeer	Dreissena bugensis	18
Eemmeer	Dreissena bugensis	26,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	26,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	27
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	9
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	14
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	25,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	28,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	20
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,6

Eemmeer	Dreissena bugensis	27
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	25,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	17
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	16
Eemmeer	Dreissena bugensis	27,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	30,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	28,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	17
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	13
Eemmeer	Dreissena bugensis	28,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,4

Eemmeer	Dreissena bugensis	23,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	21
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	25
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	10
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	31,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	26
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	13
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	24
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	17
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	7
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,5

Eemmeer	Dreissena bugensis	15,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	25,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	6
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	10
Eemmeer	Dreissena bugensis	6
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	11
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	25,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	28,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	3,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,7

Eemmeer	Dreissena bugensis	9,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	2,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	1,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	28,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	2,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	22,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	19
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	29,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	12,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	29,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	15,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,5

Eemmeer	Dreissena bugensis	17,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	14,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	23,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	19
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	13,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	11,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	20
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	17,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	14
Eemmeer	Dreissena bugensis	21,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	21
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	20,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	12
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	16,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	18,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	19,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	19
Eemmeer	Dreissena bugensis	24,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	3,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	2,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	7
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,2

Eemmeer	Dreissena bugensis	8,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	4
Eemmeer	Dreissena bugensis	5
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	3,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	4,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	4,7
Eemmeer	Dreissena bugensis	6,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,6
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	8
Eemmeer	Dreissena bugensis	9,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,5
Eemmeer	Dreissena bugensis	3,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	13
Eemmeer	Dreissena bugensis	9
Eemmeer	Dreissena bugensis	6
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	3,2
Eemmeer	Dreissena bugensis	7,9
Eemmeer	Dreissena bugensis	8,8
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,3
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,1
Eemmeer	Dreissena bugensis	5,4
Eemmeer	Dreissena bugensis	10,4
Gooimeer	Corbicula fluminea	23,4
Gooimeer	Dreissena polymorpha	20,3
Gooimeer	Dreissena polymorpha	13,4
Gooimeer	Dreissena polymorpha	19,1
Gooimeer	Dreissena polymorpha	21,3
Gooimeer	Dreissena polymorpha	11,2
Gooimeer	Dreissena polymorpha	20,2

Gooimeer	Dreissena polymorpha	10,3
Gooimeer	Dreissena polymorpha	7,9
Gooimeer	Dreissena polymorpha	9,6
Gooimeer	Dreissena polymorpha	10,3
Gooimeer	Dreissena polymorpha	14,9
Gooimeer	Dreissena polymorpha	10,6
Gooimeer	Dreissena polymorpha	12,1
Gooimeer	Dreissena polymorpha	21,9
Gooimeer	Dreissena polymorpha	8,1
Gooimeer	Dreissena polymorpha	12,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12
Gooimeer	Dreissena bugensis	19
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	23,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	19
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,6

Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	32
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	21
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	25,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	22
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	11
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	21
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	11
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,9

Gooimeer	Dreissena bugensis	23,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	17
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	24,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	17
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	23,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	23,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	18
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13

Gooimeer	Dreissena bugensis	9
Gooimeer	Dreissena bugensis	22
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	22
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9

Gooimeer	Dreissena bugensis	22,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	19
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	21
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	12
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	25,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	20
Gooimeer	Dreissena bugensis	17
Gooimeer	Dreissena bugensis	13

Gooimeer	Dreissena bugensis	15,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	21
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	17
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	24,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	16
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	11
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,5

Gooimeer	Dreissena bugensis	15,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	17
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	13
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	22,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	16
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	9
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	13
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,5

Gooimeer	Dreissena bugensis	18
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	15
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	10
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	12
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	15
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,6

Gooimeer	Dreissena bugensis	10,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	32,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	12
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	17,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	20,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,9

Gooimeer	Dreissena bugensis	12,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	14
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	19
Gooimeer	Dreissena bugensis	9
Gooimeer	Dreissena bugensis	18,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	7
Gooimeer	Dreissena bugensis	16
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	15
Gooimeer	Dreissena bugensis	17
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	19,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	13
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	15,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	4

Gooimeer	Dreissena bugensis	7,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	2,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	6
Gooimeer	Dreissena bugensis	11
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	6
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	7
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	16,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,2

Gooimeer	Dreissena bugensis	10
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	8
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	21,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	4
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,4

Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	11,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	7
Gooimeer	Dreissena bugensis	11
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	6,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	10
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	23,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	4,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	13
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,3

Gooimeer	Dreissena bugensis	11,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	12
Gooimeer	Dreissena bugensis	14,5
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,1
Gooimeer	Dreissena bugensis	3,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	7,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	10,6
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,9
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	5,4
Gooimeer	Dreissena bugensis	13,2
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,8
Gooimeer	Dreissena bugensis	12,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	8,7
Gooimeer	Dreissena bugensis	10
Gooimeer	Dreissena bugensis	9,3
Gooimeer	Dreissena bugensis	26,2
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	3,7
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	6,6
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	5,8
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	16,2
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	16,3
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	14,7
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	15,7
Nijkerkernauw	Dreissena polymorpha	13,4
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	20,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	20,5
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	21,3
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	19,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	12,2
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	25
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	25,5
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	17,7
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	20,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	24,7
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	21,2
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	20,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	29,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	28,4
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	10,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	32,2
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	11,1
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	27,7

Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	28,9
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	12,8
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	26
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	12,7
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	21,1
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	30,9
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	16,5
Nijkerkernauw	Corbicula fluminea	20,7



BIJLAGE: KRW BEOORDELINGSSYSTEMATIEK

Afbeelding III.1 KRW beoordelingsmethodiek. Met blauwe kaders zijn de parameters aangegeven waar de verwijdering van planten direct op inhaakt

