commissie vrije tijd, publiekszaken en pensioenen (VPP)

Openbare dossierstukken van de vergadering van 13 juni 2022

In deze bundel kan u de voor openbaarmaking vatbare dossierstukken bij de volgende mededelingen vinden:

e) Advies expertencommissie blauwalgen. (met bijlage voor de raadsleden)

e) Advies expertencommissie blauwalgen. (met bijlage voor de raadsleden)

Openbare bijlage(n)

- Rapport onderzoek blauwalgenproblematiek Blaarmeersen.pdf

Onderzoek naar de blauwalgenproblematiek in de Blaarmeersen te Gent

Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek

Wijze van citeren:

Van Nieuwenhuyze W., Boets P., Poelman E. (2022). Onderzoek naar de blauwalgenproblematiek in de Blaarmeersen te Gent. Studie door het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek in opdracht van stad Gent en FARYS. 124p.

Contactgegevens:

Pieter Boets
Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek
Godshuizenlaan 95, 9000 Gent
pieter.boets@oost-vlaanderen.be

We danken de leden en experten uit de stuurgroep voor hun bijdrages en inzichten in het kader van dit rapport, evenals iedereen die vragen beantwoordde of data aanleverde, in het bijzonder duikclub Manta, Labo Limnologie (Vakgroep Biologie, Universiteit Gent) en Danny Geysen (Vlaamse Roofvisfederatie/sonar mapping solutions).

Leden van de stuurgroep:

Pieter Vanlerberghe, FARYS

Astrid Servaes, sportdienst Stad Gent

Ive Coene, diensthoofd Sport Stad Gent

Dirk Libbrecht, hydroloog groendienst Stad Gent

Geert Heyneman, stadsecoloog Stad Gent

Experten uit de stuurgroep:

Koenraad Muylaert, aquatisch bioloog, prof. Katholieke Universiteit Leuven

Wim Vyverman, aquatisch bioloog, prof. Universiteit Gent

Elie Verleyen, aquatisch bioloog, prof. Universiteit Gent

Joachim Pelicaen, Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)

Jeroen Van Wichelen, aquatisch ecoloog/senior onderzoeker, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)

Alain Dillen, visserijbioloog, Agentschap Natuur en Bos (ANB)

Disclaimer

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

Inhoud

1. Inleiding 6
2. Materiaal en methoden 6
2.1. Historische data 6
2.2. Recente gegevens 8
2.2.1. Waterkwaliteit 8
2.2.2. Waterbodem 10
2.2.3. Bodem 11
2.2.4. Grondwater 12
2.2.5. Bathymetrie 13
2.2.6. Slibdikte 13
2.2.7. Recreatie 13
2.2.7.1. Recreanten 13
2.2.7.2. Hengelaars 14
2.2.7.3. Duikers 14
2.2.7.4. Rugby 14
2.2.8. Biologische gemeenschap 14
Visbestand 14
2.2.9. Andere bronnen van nutriënten 15
2.2.9.1. Atmosferische depositie 15
2.2.9.2. Bladval 15
3. Resultaten en bespreking 16
3.1. Historische en reeds beschikbare data 16
3.1.1. Algemeen m.b.t. historische data 16
3.1.2. Analyse profielen temperatuur en zuurstof 17
3.1.3. Analyse jaarverloop TP, PO4-P, NH4-N 19
3.1.4. Analyse temperatuurtrends meetpunten VMM en zonneschijnduur KMI 30
3.2. Metingen uitgevoerd door PCM 35
3.2.1. Waterkwaliteit 35
3.2.2. Waterbodem 45
3.2.3. Bodem 45
3.2.4. Grondwater 46
3.2.5. Bathymetrie 52
3.2.6. Slibdikte 54

3.2.7. Recreatie 55
3.2.7.1. Recreanten 55
3.2.7.2. Hengelaars 56
3.2.7.3. Duikers 56
3.2.7.4. Rugby 57
3.2.8. Biologische gemeenschap 58
3.2.8.1. Visbestand 58
3.2.8.2. Ponto-kaspische aasgarnaal 58
3.2.8.3. Macrofyten 59
3.2.8.4. Watervogels 59
3.2.8.5. Honden 59
3.2.9. Andere bronnen van nutriënteninput 60
3.2.9.1. N-fixerende blauwalgen 60
3.2.9.2. Bladval 61
3.2.9.3. Atmosferische depositie 62
3.2.10. Klimaatverandering 63
4. Discussie 64
4.1 Algemene toename frequentie blauwalgenbloeien wereldwijd en in Vlaanderen 64
4.2 Oorzaken van toenemende frequentie blauwalgenbloei in de Blaarmeersen 65
4.2.1. Nutriënten 65
4.2.2. Klimaat 68
4.2.3. Andere 71
4.3. Maatregelen 73
4.3.1. Maatregelen om input van nutriënten te stoppen of te reduceren 73
4.3.2. Maatregelen om nutriënten uit waterlichamen te verwijderen of neer te slaan 76
4.3.2.1. Baggeren 76
4.3.2.2. Beluchting hypolimnion om nutriënten te beperken 77
4.3.2.3. Coagulatie/Precipitatie van blauwalgen/fosfor 77
4.3.2.4. Verwijderen/behandelen hypolimnetisch water 85
4.3.3. Maatregelen om blauwalgen zelf te bestrijden 89
4.3.3.1. Mengen van waterlagen 90
4.3.3.2. Flushing/Doorspoelen 93
4.3.3.3. Waterstofperoxide 95
4.3.3.4. Andere algaeciden 101
4.3.3.5. Biomassa verwijderen 101
4.3.3.6. Filtratie 101

4.3.3.7. Gerstestro (extract) 102
4.3.3.8. Ultrasound 104
4.3.3.9. Afschermen 105
4.3.4. Biologische bestrijding 106
4.3.4.1. Macrofyten/Waterpeilveranderingen 106
4.3.4.2. Aanpassen visbestand 107
4.3.4.3. Zoetwatermossel 107
4.3.4.4. Drijvende planteneilanden 108
4.3.4.5. Virussen/Bacteriën/Fungi/Micro-organismen/Goudalgen 109
4.3.5. Varia 110
4.3.5.1. Coccolietenkrijt 110
4.3.5.2. Andere maatregelen 110
4.3.5.3. Regelgeving 110
4.3.5.4. Alternatieve bronnen van water 111
Conclusie en aanbevelingen 112
Referenties 114
Bijlages 120
Bijlage 1: Fosforuitloog-experiment 121
Bijlage 2: Boorstaten bodemonderzoek 122

1. Inleiding

De Blaarmeersen, welke een diep oligo- tot mesotroof meer is, heeft net zoals vele andere oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen te kampen met de problematiek van blauwalgenbloei. Deze problematiek is vooral de laatste jaren sterk tot uiting gekomen hoewel er reeds in de jaren '90 van vorige eeuw blauwalgen werden vastgesteld in de Blaarmeersen (pers. comm., Jeroen Van Wichelen, INBO). De Blaarmeersen werd in het verleden sporadisch gemonitord door onder andere Universiteit Gent in het kader van lopende projecten en limnologische stages, maar ook door Denys et al. (2005). Tevens werd er een beheerplan opgemaakt in 2013 (HPG, 2013). Hierdoor is er een basis-set aan gegevens beschikbaar zowel van de beginjaren (jaren '80) als later (begin jaren 2000) in de ontwikkeling van de Blaarmeersen. Vooral de laatste jaren merkt men dat er een verschuiving optreedt in de ecologische toestand van de Blaarmeersen vermoedelijk mede onder invloed van klimaatverandering. Gezien de Blaarmeersen een belangrijke ecologische functie vervult (aanwezigheid van kranswiervegetatie) evenals een functie voor recreatie (zwemwater) heeft, is het cruciaal dat zowel de goede ecologische toestand als de goede zwemwaterkwaliteit behouden blijft of dat deze terug hersteld wordt.

Om de problematiek van blauwalgen aan te pakken is het belangrijk om enerzijds de toestand verder op te volgen (monitoring) en inzicht te krijgen in de werking van het ecosysteem , maar daarnaast ook de reeds bestaande data te analyseren. Bovendien is het cruciaal om een idee te krijgen van de belangrijkste bronnen aan nutriënten die in het water terechtkomen. Een overmaat aan nutriënten is immers vaak de hoofdoorzaak van problematische blauwalgenbloeien (referenties in Van Nieuwenhuyze et al., 2020). Op basis van de kennis hieromtrent is het mogelijk om gericht te zoeken naar oplossingen voor deze problematiek en om in eerste instantie de input aan nutriënten te stoppen wanneer dit het geval zou zijn. Daarnaast is het belangrijk om mitigerende maatregelen te onderzoeken om de reeds aanwezige nutriënten in te dijken of te reduceren (niet beschikbaar stellen) om zo de blauwalgenproblematiek tegen te gaan. In de zomer van 2021 werd er gestart met het project "Onderzoek naar blauwalgenproblematiek in de Blaarmeersen te Gent". De eerste resultaten van dit onderzoek werden reeds weergegeven in een eerste tussentijds rapport (Boets et al., 2021). Dit finale rapport bestaat zowel uit deelopdracht 1, "Inventarisatiestudie van het huidige ecosysteem en opstellen meetcampagne" en deelopdracht 2, de mitigerende maatregelen.

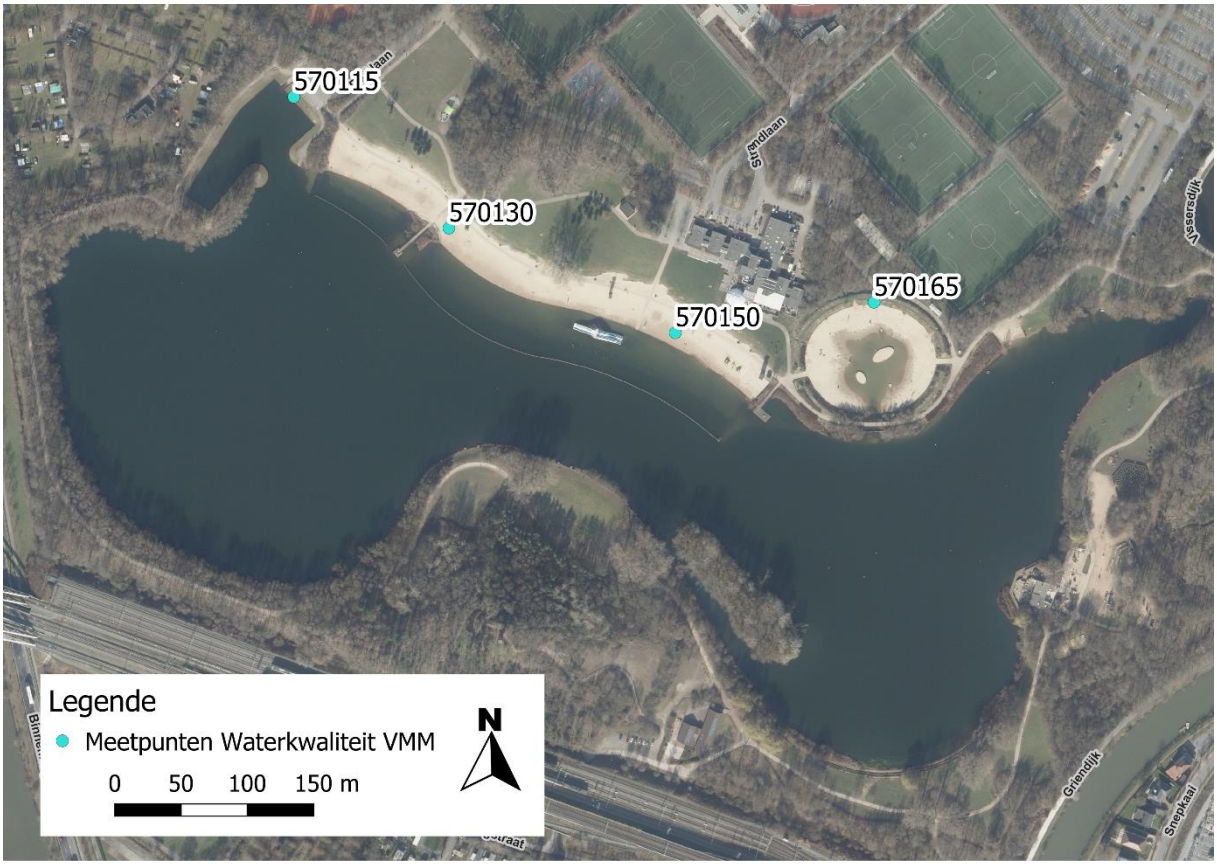
2. Materiaal en methoden

2.1. Historische data

In eerste instantie wordt de beschikbare data geanalyseerd. Er zijn drie grote bronnen van informatie voor wat betreft oppervlaktewaterkwaliteit: data afkomstig van vroegere onderzoeksprojecten (inclusief Denys et al. 2005), data van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) en data verzameld door UGent in het kader van de stages limnologie, oude thesissen, studies en projecten.

De data van de VMM is vrij raadpleegbaar via het geoloket waterkwaliteit (www.vmm.be). De VMM heeft vier meetpunten (570115, 570130, 570150, 570165; zie figuur 1) op de Blaarmeersen, voornamelijk in het kader van het bepalen van de zwemwaterkwaliteit. Enkel voor locaties 570130 en 570150 werden er naast de parameters voor het bepalen van de zwemwaterkwaliteit ook andere parameters waaronder nutriënten gemeten. Echter zijn er voor nutriënten slechts enkele metingen beschikbaar van 2009 (locaties 570130 en 570150) en 2020 en 2021 (locatie 570150). Naast nutriënten werd de evolutie van de temperatuur van het water uit deze metingen bekeken. Voor meetpunten

570150 en 570115 zijn er temperatuursgegevens beschikbaar vanaf 1999. Voor meetpunten 570130 en 570165 vanaf 2009. Meestal starten de metingen in april van het betreffende jaar en lopen deze door tot eind september. Er werden zowel van de afzonderlijke jaren als van alle jaren samen boxplots gemaakt in R software (R Core team 2021). Het is belangrijk om op te merken dat er geen data van VMM beschikbaar is van het open water en/of van diepere waterlagen. Alle data van VMM wordt verzameld in de strandzone op een diepte van 30-60 cm, wat mogelijks een invloed heeft op de metingen waaronder deze van temperatuur. Tijdens de tweede stuurgroep (3/03/2022) werd voorgesteld om naast de evolutie van de temperatuur ook de evolutie van de zonneschijnduur na te gaan door vrij raadpleegbare gegevens van het meest nabijgelegen meetpunt van het Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut te analyseren. Bij de gegevens van meetpunt Westdorpe, net over de grens ten noorden van Gent, wordt echter opgemerkt dat door mogelijke stationsverplaatsingen en veranderingen in waarneemmethodieken de tijdsreeksen niet geschikt zijn voor trendanalyses. Hierdoor werd geopteerd alleen de algemene trend op vlak van zonneschijnduur van het KMI voor het meetpunt in Ukkel te bespreken.



Figuur 1 - Locatie van de meetpunten van de VMM in het kader van waterkwaliteit op de Blaarmeersen.

De data in het kader van de stage limnologie (labo Limnologie, vakgroep Biologie van Universiteit Gent) werd na opvragen ontvangen. Deze data omvat een opmeting van de temperatuur en het zuurstofgehalte van de Blaarmeersen op verschillende dieptes waardoor een thermocline en oxycline kan bepaald worden. Ook werden conductiviteit en pH opgemeten. Deze data werd niet systematisch verzameld en gebeurde soms op andere tijdstippen in het jaar, bovendien werd deze data in het kader van een stage verzameld door studenten. Daarom dient deze data met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. Deze data omvat geen informatie over nutriënten. Er is een kort verslag beschikbaar geschreven door Koenraad Muylaert naar aanleiding van deze stage daterend van 2002.

Data (fysische en chemische variabelen) gerelateerd aan onderzoeksprojecten van UGent op de Blaarmeersen en verzameld uit oude thesissen en studies, werden beschikbaar gesteld door Jeroen Van Wichelen (Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, ex-medewerker labo Protistologie en Aquatische Ecologie, vakgroep Biologie van Universiteit Gent). De data die gebruikt werden in het huidige onderzoek kwamen oorspronkelijk uit Geysen (1983), stage limnologie (1998-1999), B-Bloom1 project UGent (2003-2004), opvolging B-Bloom1/waterkwaliteit (2006-2009), INBO data-team beperkte staalname in 2015 en 2021.

Uit de gegevens van de limnologische stages en de data van oude studies van UGent werden waar mogelijk de profielopnames voor temperatuur en zuurstofgehalte voor april en mei gehaald (zie onder 3.1. en figuren 4 en 5 voor temperatuur, figuren 6 en 7 voor zuurstofgehalte). Voor andere maanden waren er te beperkte gegevens voor handen om trends op langere termijn in te schatten. Voor temperatuur en zuurstof betrof dit naast de gegevens van de limnologische stages, enkel het B-Blooms1 project.

In de resultatensectie worden ook figuren getoond en besproken die de evolutie van de nutriëntengehaltes (totaal fosfor, TP (figuren 8, 9 en 10), orthofosfaat, PO4-P (figuren 11, 12 en 13) en ammonium, NH4-N (14, 15 en 16)) in de Blaarmeersen doorheen het jaar weergeven. Om de evolutie van die nutriëntengehaltes te doorgronden werden drie figuren per individuele nutriëntencomponent gemaakt. Een eerste waarbij de y-as werd gekozen in functie van de hoogst gemeten waarde. Door de aanwezigheid van uitschieters waargenomen bij het begin van het huidige onderzoek, worden echter ook figuren getoond waarbij voor TP de y-as op max. 150 µg/l werd gezet (figuren 9 en 10), voor PO4-P de y-as op max. 70 µg/L (figuren 12 en 13) en voor NH4-N op max. 400 µg/l (figuren 15 en 16) om schommelingen van lagere waarden beter te kunnen zien en de uitschieters buiten beschouwing te laten. Ook werd een opsplitsing gemaakt tussen diepe en ondiepe metingen om beter trends in de verschillende waterlagen op te merken. Voor TP waren deze figuren gebaseerd op gegevens uit het B-Blooms1 project uit 2003 en 2004 voor het diepste punt (zowel ondiep als diep), gegevens opgemeten door een INBO datateam op een litorale locatie in 2015 en 2021 en de metingen uitgevoerd door het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek (PCM) in het kader van het huidige project. Voor NH4-N en PO4-P waren er geen data beschikbaar van het INBO datateam maar wel uit Geysen (1983) en in het kader van de opvolging van de waterkwaliteit door UGent uit 2006, 2007 en 2008. Voor deze gegevens gaat het over de analyse van mengstalen. Er werd gekozen om te focussen op projecten waar metingen op jaarbasis beschikbaar waren. Meer sporadische puntmetingen werden ook bekeken maar niet toegevoegd op de figuren om deze overzichtelijk te houden. De extra informatie die daaruit was te halen, was bovendien beperkt.

2.2. Recente gegevens

2.2.1. Waterkwaliteit

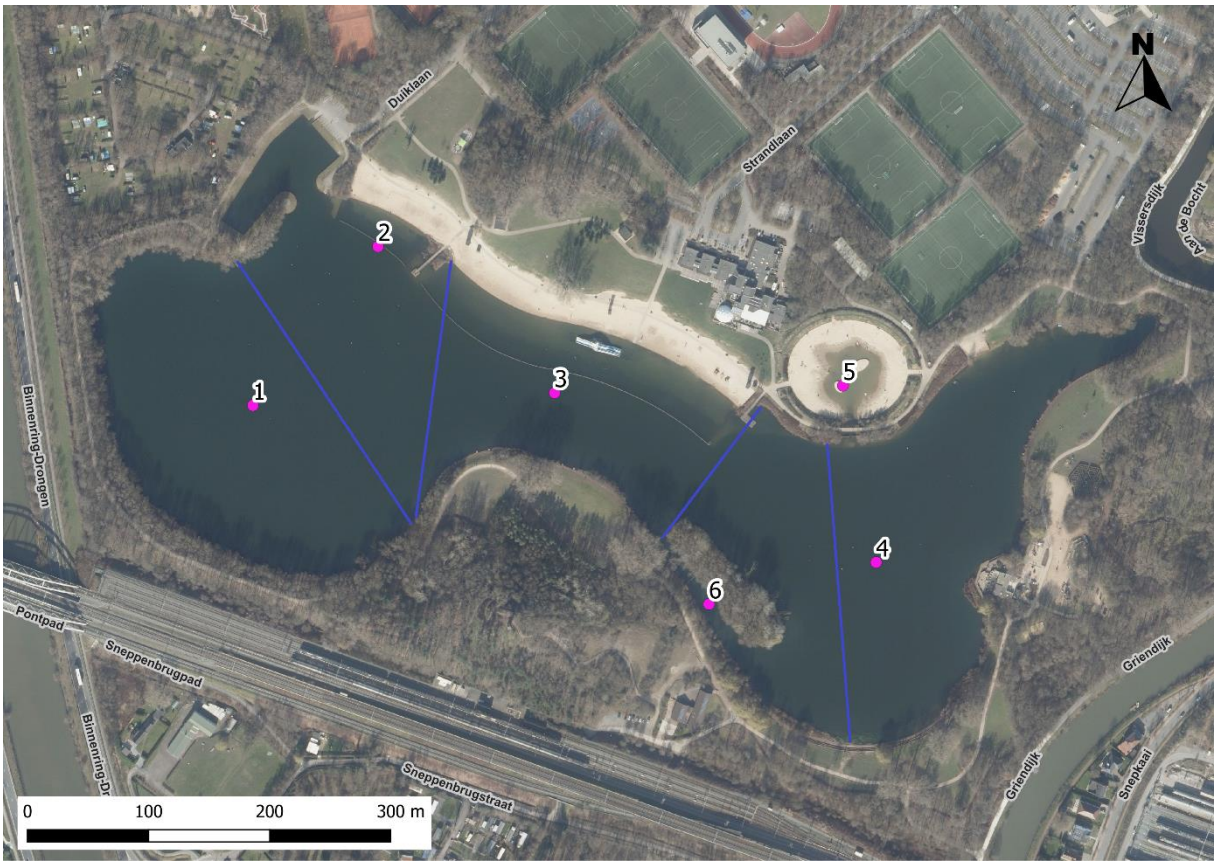
Sinds midden augustus 2021 is de monitoring gestart voor het huidige onderzoek waarbij er ongeveer maandelijks ter hoogte van het diepste punt (locatie 1) van de Blaarmeersen een meting gebeurt van het oppervlaktewater (bovenste 30cm) evenals van de diepere waterlagen (oorspronkelijk zo dicht mogelijk bij de bodem, ongeveer 50 cm boven de bodem, maar sinds december 2021 op een vaste diepte van 12m) (figuur 2). Dit om eventuele verstoring van de bodem uit te sluiten en om de variatie in metingen tot een minimum te houden (zie ook verder en Boets et al. 2022). Volgende variabelen worden daarbij gemeten: pH, temperatuur, zuurstofgehalte, geleidbaarheid, totaal stikstof, nitraat, nitriet, ammonium, fosfor, orthofosfaat, chlorofyl a, cyanochlorofyl en sulfaat. De metingen van

zuurstof, pH, temperatuur en geleidbaarheid gebeuren rechtstreeks in het veld met behulp van handprobes (WTW). Het cyanochlorofylgehalte (bepaalbaarheidsgrens, 1µg/l) worden sinds oktober gemeten met behulp van een algaetorch (AlgaeTorch 10, bbe Moldaenke GmbH). Chlorofylgehalte (bepaalbaarheidsgrens 10µg/l) wordt spectrofotometrisch bepaald in het laboratorium van het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek (PCM). Alle andere variabelen worden eveneens bepaald op het PCM conform WAC (voor details verwijzen we naar de analyserapporten). De bepaalbaarheidsgrens van totaal fosfor is 20 µg P/l, deze van orthofosfaat 10 µg P/l .

Cyanochlorofylgehaltes gemeten in het veld door de VMM in het kader van de opvolging van de zwemwaterkwaliteit in de Blaarmeersen worden ter aanvulling van de cyanochlorofylgehaltes uit het huidige onderzoek ook onder de resultatensectie getoond. Deze metingen worden pas sinds 2021 uitgevoerd en eerdere data is niet beschikbaar.

Uit de analyse van de eerste set aan gegevens samen met de leden van de stuurgroep bleek dat er enkele extreem hoge waarden aanwezig waren bij verschillende gemeten nutriëntwaarden. Aangezien er hier geen verklaring voor gevonden kon werden, werden een aantal bijkomende metingen gedaan in december 2021 waarbij verschillende manieren van monstername werden uitgetest, een duplo-staal werd genomen en een profielopname gebeurde. Het bijkomende onderzoek kon geen verklaring bieden voor de uitschieters die eerder gemeten werden. Wel werd de methode voor monstername geoptimaliseerd, waarbij er een vaste diepte werd vastgelegd in plaats van zo dicht mogelijk bij de bodem te bemonsteren. Een verslag van dit bijkomend onderzoek is te vinden in Boets et al. (2022). Een bijkomende profielopname gebeurde ook tijdens de staalname op 23 mei 2022.

Naast de maandelijkse monitoring is er ook een éénmalige monitoring gebeurd van de diepe (nabij de bodem) en ondiepe waterlagen (tussen 20 en 30 cm diepte) op 6 verschillende locaties (figuur 2) op 5 oktober 2021. Dezelfde parameters als tijdens de maandelijkse monitoring werden bepaald. Op basis hiervan is het niet alleen mogelijk om temporele, maar ook spatiale variatie waar te nemen in het water van de Blaarmeersen. In de zomer van 2020 werd er reeds op 6 verschillende locaties onderzoek gedaan naar de oppervlaktewaterkwaliteit (Boets et al. 2020). Toen werd er weinig variatie tussen de verschillende locaties vastgesteld. Dezelfde locaties als bij het onderzoek in 2020 werden bemonsterd, maar nu ook nabij de bodem om eventuele verschillen waar te nemen tussen diepe en ondiepe waterlagen.



Figuur 2 – Luchtfoto van de Blaarmeersen met aanduiding van de verschillende monsternamelocaties (locaties 1-6) voor oppervlaktewater (roze bol) en de verdeling voor waterbodem aangeduid door blauwe lijn.

2.2.2. Waterbodem

Op hetzelfde tijdstip van de oppervlaktewaterkwaliteitsmonitoring werd er ook een monster genomen van de waterbodem, verdeeld over zes verschillende secties (cfr. locaties oppervlaktewater). Elk monster bestaat uit een 10-tal deelmonsters. De deelmonsters werden zoveel mogelijk verspreid genomen binnen een bepaalde vooraf afgebakende zone (figuur 2) rekening houdende met het feit dat op bepaalde punten het onmogelijk was om een kwalitatief staal te nemen omwille van de grote diepte. Er werd een analyse van totaal fosfor, ijzer en zwavel bepaald. De analyse werd uitbesteed aan Inagro. Op basis van de resultaten is het mogelijk om de eventuele nalevering van fosfor te bepalen. De criteria hiervoor zijn de volgende (op basis van referenties in De Schrijver et al. 2013 en van Gerven et al. 2011):

- Totaal fosforgehalte moet lager liggen dan 1360 mg P/kg
- De P/Fe-ratio moet lager liggen dan 0,055 (kg/kg)
- De (Fe-S)/P-verhouding (molaire basis) moet hoger zijn dan 10

Indien aan bovenstaande voorwaarden wordt voldaan, kan er verondersteld worden dat er geen of zeer weinig nalevering is van P vanuit de waterbodem.

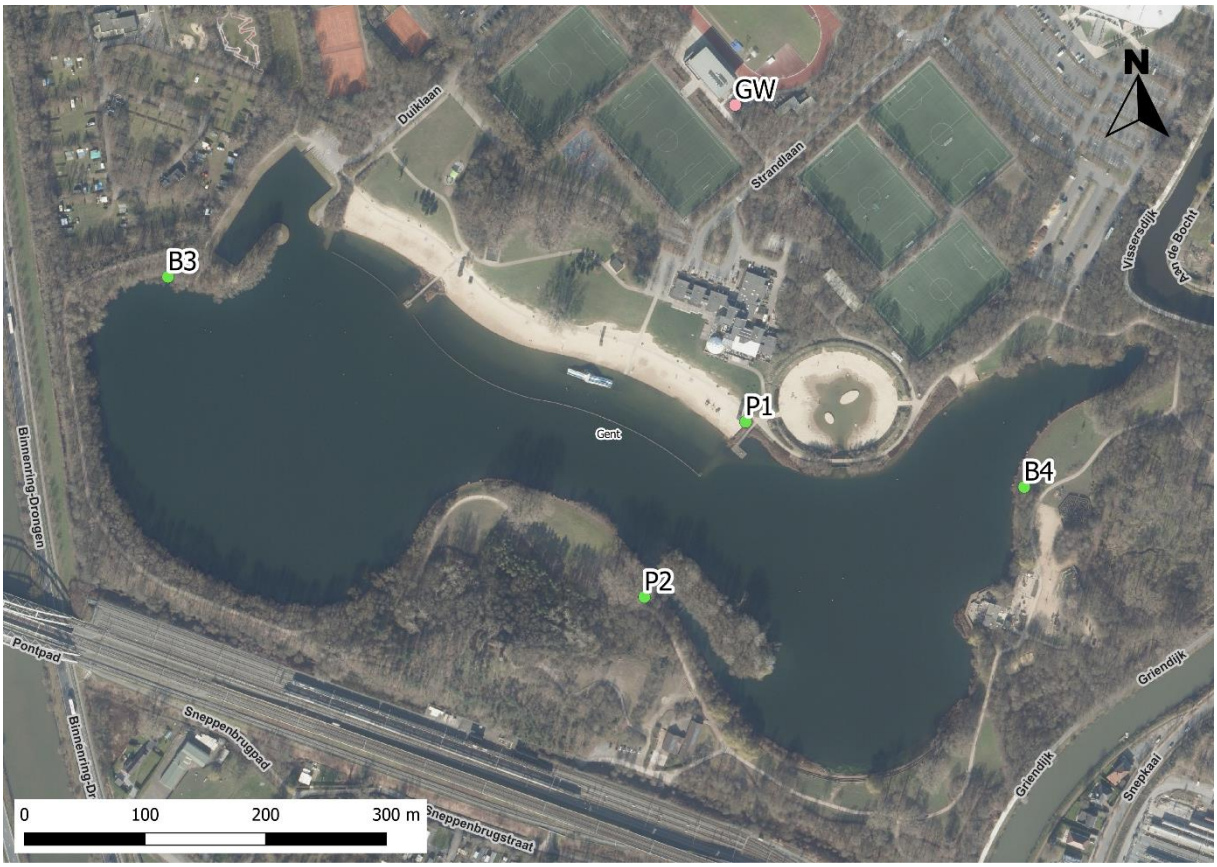
Er werd ook een bescheiden fosfor-uitloog experiment opgezet op het PCM met zowel verstoring als beluchting van sedimenten. Het gaat hier om een zeer beperkt experiment en de resultaten dienen

met de nodige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. Hierdoor worden de resultaten van dit experiment ook alleen in bijlage getoond (zie bijlage 1)

2.2.3. Bodem

De monsternamestrategie voor bodem en grondwater werd besproken op stuurgroep 1 en vastgelegd op een afzonderlijk overleg op 20/12/2021 samen met Dirk Libbrecht (lid stuurgroep (Stad Gent/Arcadis)). Op vier locaties rondom de vijver werden boringen uitgevoerd (zie figuur 3). Op twee locaties, zowel ten noorden als ten zuiden van de vijver, werden de ondiepe peilbuizen geplaatst voor de analyse van grondwater (zie verder). Een bestaande grondwaterwinningsput (tot 13m), die wordt aangesproken voor de bevloeiing van de rugbyvelden, werd gebruikt als diepe staalnamelocatie voor het grondwater.

De monsternames voor het bodemonderzoek gebeurden conform het Compendium voor Monstername en Analyse (CMA/1/A.0, CMA/1/A.1, CMA/1/A.2 en CMA/1/A.8) dat op het PCM gevolgd wordt in het kader van de opmaak van technische verslagen, evaluatierapporten voor schadegevallen, oriënterende en indicatieve onderzoeken van bodemmaterialen.



Figuur 3 - Locaties van het bodemonderzoek rondom de vijver van de Blaarmeersen. P1 en P2 zijn locaties waar tevens een ondiepe peilbuis werd geplaatst. B3 en B4 zijn de locaties waar er een grondstaal werd genomen. GW duidt de diepe grondwaterwinning aan.

De gebruikte technieken voor de specifieke boringen kunnen teruggevonden op de boorstaten in bijlage 1.

Uit de boringen voor de peilbuizen (P1 en P2) werden stalen van op twee verschillende dieptes geanalyseerd. Van de boringen B3 en B4 werd telkens één staal genomen. De toplaag werd niet geanalyseerd aangezien dit opgevoerd glauconiethoudend zand is (zonevreemd) en hier niet veel nutriënten in verwacht werden (pers. comm. G. Heyneman).

Er werd een analyse van totaal fosfor, ijzer en zwavel bepaald. De analyse werd uitbesteed aan Inagro. Tevens werd een analyse van biobeschikbaar kalium, fosfor (Olsen P), ijzer en zwavel uitgevoerd, evenals totaal stikstof.

De concentratie aan totaal P in een bodem geeft een idee van de totale hoeveelheid P in de bodem, en dus ook van de mate waarin de percelen in het verleden bemest werden. De P concentraties hangen bovendien sterk samen met de textuur van de bodem: kleibodems kunnen meer P vasthouden dan zandbodems. Een gedeelte van de totale P stock is inert en komt niet beschikbaar. Bodems met veel ijzer en calcium kunnen hoge concentraties aan totaal P bevatten, terwijl de biobeschikbare concentraties toch laag kunnen zijn. De totale P stock is dus geen goede maat voor de fractie die op korte of langere termijn beschikbaar kan komen. Bij vernatting kan aan ijzer gebonden P vrijkomen. Bij verzuring kan aan calcium gebonden P vrijkomen (De Schrijver et al., 2013).

In De Schrijver et al. (2013) waren metingen van totaal P essentieel om na te gaan of bodems geschikt zouden zijn als onderwaterbodem bij natuurinrichting. De (Fe-S)P-ratio kan ermee berekend worden, wat inzicht geeft in het risico tot nalevering van P bij vernatting (De Schrijver et al., 2013). Ook voor de waarden bekomen uit de analyse van de bodemmonsters op vier locaties rondom de vijver van de Blaarmeersen werden de ratio's voor mogelijke nalevering van fosfor zoals voor de stalen van de waterbodem berekend (zie tabel 4).

De concentratie aan "biobeschikbaar P" (Olsen-P) geeft dan weer een idee van de hoeveelheid P die binnen het groeiseizoen beschikbaar is voor biota (De Schrijver et al., 2013). Ter kadering van de gemeten Olsen-P waarden in de bodem in de Blaarmeersen werden de waarden vergeleken met streefwaarden voor Olsen-P uit De Schrijver et al. (2013) die werden bepaald om op landbouwgrond soortenrijke natuur te creëren. Voor glashavergraslanden wordt in dat opzicht gestreefd naar een maximale biobeschikbare P concentratie van 18 mg/kg. Voor dotterbloemgraslanden en grote zeggenvegetaties werden deze op <30 mg/kg of <50 mg/kg gelegd omdat deze eerder N- en of K-gelimiteerd blijken te zijn en er daardoor mogelijk hogere concentraties aan biobeschikbaar P mogen voorkomen.

2.2.4. Grondwater

Er werd onderzoek gedaan naar de aanwezigheid van de bestaande peilbuizen op basis van het rapport "Opmaak van een ontwikkelingsplan en een Harmonisch park- en groenbeheerplan voor het sport- en recreatiepark Blaarmeersen" daterend van 2011 (HPG, 2013), waarin ook een beperkt onderzoek plaatsvond van grondwater en de grondwaterstromingen. Op basis van de coördinaten en verificatie op het terrein konden er slechts twee peilbuizen teruggevonden worden, namelijk peilbuis 17 en 13. Beide peilbuizen staan vlakbij de Leie en daarom werd besloten om deze niet te bemonsteren gezien het grondwater daar richting de Leie afwatert en niet richting de Blaarmeersen. Initieel werd er aangegeven (zie plan van aanpak) om zes bestaande peilbuizen te bemonsteren. Dit is niet mogelijk gezien deze niet meer bestaan. Op een bijkomend overleg op 20/12/2021 omtrent deze problematiek werd beslist om twee nieuwe ondiepe peilbuizen te plaatsen en te bemonsteren, evenals de reeds bestaande grondwaterwinningsput. Deze werden twee keer bemonsterd, één keer tijdens de winterperiode en één keer tijdens het voorjaar/zomer. Het bemonsteren van deze peilbuizen geeft aan of er ook nutriënten aanwezig zijn in het grondwater die richting de Blaarmeersen stromen afkomstig van vroegere ophogingen en verstoorde zones. Indien de concentraties aan nutriënten in het grondwater hoger blijken te zijn dan de concentraties gemeten in het oppervlaktewater, zal de

grondwaterstroming richting de Blaarmeersen mogelijks gekwantificeerd moeten worden om een volledig zicht te kunnen krijgen op de nutriëntenfluxen. Dit valt buiten de scope van het huidige onderzoek, maar kan mogelijks in een vervolgonderzoek bestudeert worden.

Volgende variabelen werden gemeten bij de grondwateranalyse: pH, alkaliteit, temperatuur, geleidbaarheid, chloriden, fluoriden, opgelost calcium, opgelost ijzer, opgelost kalium, opgelost magnesium, opgelost natrium, totaal stikstof, nitraat, nitriet, ammonium, totaal fosfor, orthofosfaat en sulfaat. Een bijkomende analyse die werd uitgevoerd was de analyse van totaal fosfor na filtering over een 0,45 µm filter. Van de grondwaterstalen werd ook de ionenbalans bekeken, die aangeeft of de monstername op een goede en kwalitatieve manier is uitgevoerd. Hierbij mag de afwijking van de positieve en negatieve ionen maximaal 5% bedragen.

De monsternames werden conform het compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water (WAC) uitgevoerd en het PCM past deze toe bij de bemonstering van peilputwater in het kader van VLAREM. Naar apparatuur voor de bemonstering in de Blaarmeersen toe werd gebruik gemaakt van een peristaltische pomp voor voorpompen en bemonstering. Voor de winningsput is een uitzondering gemaakt op de procedure voorpompen.

2.2.5. Bathymetrie

Gegevens omtrent de bathymetrie werden bekomen via stad Gent waarbij er een figuur beschikbaar is van voor de herinrichtingswerken (2005), een pdf van een peilplan uit 2012 (opgemaakt door GeoXYZ) en een recente opmeting (2021). Zowel bij de dienst Limnologie van de UGent als bij Stad Gent zijn de ruwe gegevens of shp-files uit 2005 niet teruggevonden. De data zijn toen waarschijnlijk verzameld met een Garmin echomap depthsounder (pers. comm. Thijs Van der Meeren, ex-medewerker UGent).

De recente opmeting werd verkregen door een inventarisatie en samenwerking met de Vlaamse roofvisfederatie/sonar mapping solutions (Danny Geysen). Naast een diepteprofiel werd er ook een kaart gemaakt die de hardheid van de bodem weergeeft. Hoewel dit relatief is t.o.v. de aanwezige bodemtypes geeft dit toch een indicatie van waar er zich mogelijks slib heeft opgehoopt. Daar waar de bodem hard is, is er weinig slib, daar waar de bodem zacht is, is er relatief meer slib te verwachten. Daarnaast werd het bodemprofiel van 2005 visueel vergeleken met het profiel van 2021. Eventuele verschillen werden op die manier ook in kaart gebracht.

2.2.6. Slibdikte

Met een slibbaak werd op 16 december 2021 door het PCM de slibdikte langs de oevers van de vijver van de Blaarmeersen gemeten. Echter kon er enkel tot een diepte van 2 meter gemeten worden met behulp van deze methode. De metingen werden vastgelegd met een Garmin GPS en de resultaten worden eveneens in dit rapport weergegeven.

2.2.7. Recreatie

2.2.7.1. Recreanten

Er werden gegevens aangeleverd door de sportdienst van stad Gent over het aantal recreatieve bezoekers in de Blaarmeersen tussen juni en september 2021. Deze gegevens werden toen uitzonderlijk bijgehouden gezien de maatregelen i.v.m. het coronavirus. Voorheen werden er van het aantal bezoekers geen aantallen bijgehouden. Onder de resultatensectie worden enkele scenario's op vlak van invloed door recreanten op de waterkwaliteit berekend op basis van de beschikbare literatuur.

2.2.7.2. Hengelaars

Er werd ook info ontvangen over het hengelreglement geldig in de Blaarmeersen. Er zijn wel geen exacte gegevens over het aantal hengelaars beschikbaar.

Sportvisserij Nederland voerde een literatuuronderzoek (van Emmerik en Peters, 2009) uit naar het gebruik en de mogelijke effecten van lokvoer, vanwege de mogelijke negatieve effecten op de waterkwaliteit en de veronderstelde bijdrage van voeren aan de eutrofiëring met als gevolg het optreden van algenbloeien. Bij recreatie-, karper- en wedstrijdvisserij wordt immers op verschillende manieren gebruik gemaakt van verschillende soorten organisch lokvoer. Om vissen te lokken wordt zowel een voerkorfje (waarin lokvoer wordt gestopt) gebruikt als een voerstek aangelegd met behulp van grondaas (waarbij zelf samengestelde voerballen of speciaal lokvoer zoals boilies één of meerder malen voor het vissen in het water worden gegooid (uren tot dag op voorhand), meestal bij het vissen op bodemfoeragerende soorten zoals karper) (van Emmerik en Peters, 2009). In de resultaten wordt een schatting gedaan van de nutriëntenflux door deze techniek op basis van bekomen gemiddelde waardes uit de literatuurstudievan van Emmerik en Peters (2009).

2.2.7.3. Duikers

Er werd ook contact opgenomen met de verantwoordelijke van de duikclub MANTA, nl. Frank Verstraete. Precieze gegevens omtrent het aantal duiken en duikers worden niet bijgehouden. Wel werden enkele bemerkingen doorgegeven.

Ecologische schade bij het duiken werd al uitgebreid bestudeerd in mariene omgevingen, maar studies over de impact in zoetwatersystemen zijn beperkt (Þorbjörnsson et al., 2020). Over het eventuele verstoren van de stratificatie door duikers werd geen literatuur teruggevonden.

2.2.7.4. Rugby

De bemesting van grasvelden kan een bron zijn van nutriënten. Gegevens hieromtrent werden opgevraagd via Farys en Stad Gent.

2.2.8. Biologische gemeenschap

Visbestand

In Van Wichelen (2004) werd al aangegeven dat karpers mogelijks een invloed hebben op het in resuspensie brengen van nutriënten en dus de toename van algenbloeien in de Blaarmeersen. Het is correct dat bodemwoelende vissen zoals karper en brasem nutriënten in resuspensie kunnen brengen en daardoor mee kunnen instaan voor eutrofiering. Karpers houden zich echter niet op in het zuurstofarme water, waar de meeste nutriënten worden gemeten. In het kader van het huidige onderzoek werd er nagegaan welke informatie er beschikbaar is over het visbestand in de Blaarmeersen.

2.2.9. Andere bronnen van nutriënten

2.2.9.1. Atmosferische depositie

Stikstofdepositie is de aanvoer van stikstof vanuit de lucht naar de vegetatie, bodem en wateroppervlakken. De atmosferische depositie voor stikstof en fosfor wordt veroorzaakt door natte en droge depositie. Natte depositie bestaat uit de nutriënten die in het regenwater, hagel, sneeuwval, mist of dauw zijn opgelost. Droge depositie komt tot stand als gevolg van de neerslag van gasvormige deeltjes of neerslag van nutriënten die gebonden zijn aan kleine deeltjes (partikels of aerosolen) die in de lucht aanwezig zijn. De totale flux is de som van de droge en natte depositie. Depositiecijfers ontbreken voor fosfor nagenoeg (Schoumans et al., 2008). Er is een meetpunt van de VMM voor stikstofdepositie in de onmiddellijke omgeving van de Blaarmeersen, nl. in de Bourgoyen-Ossemeersen, waarvan de data vrij raadpleegbaar zijn (https://www.vmm.be/lucht/stikstof/stikstofdepositie). Deze data werd gebruikt om een ruwe schatting van de stikstofdepositie in de Blaarmeersen te verkrijgen. Dit is een schatting want bv. droge depositie wordt bepaald uit luchtconcentraties en depositiesnelheden en voor ammoniak zullen die bv. sterk afhangen van de ruwheid van het oppervlak (bv. hogere depositiesnelheden boven bossen) (pers. comm. Leen Meheus, wetenschappelijk medewerker Lucht PCM).

Atmosferische depositie is voor fosfor niet van toepassing (Moss 1980 in van Liere en Jonkers, 2002; Schipper et al., 2012)

2.2.9.2. Bladval

Om de input van bladval en dus de input van stikstof en fosfor te bepalen vanop land voor de Blaarmeersen werd er een beroep gedaan op waarden uit de literatuur. Er zijn geen exacte waarden van input ten gevolge van bladval beschikbaar voor de Blaarmeersen.

3. Resultaten en bespreking

3.1. Historische en reeds beschikbare data

3.1.1. Algemeen m.b.t. historische data

Op basis van de beperkte set aan gegevens (rapport 2004 UGent, verslag stage Limnologie UGent 2002, Denys et al., 2005 en metingen PCM zomer 2020) is het duidelijk dat de Blaarmeersen een meer is dat relatief lage nutriëntengehaltes vertoont (mesotroof). Echter de laatste decennia is er bij vorige onderzoeken al een zeer lichte toename van totale fosfor (P) waargenomen (hoewel volgens Denys et al., 2005 geen significante verandering), maar vooral ook een toename van stikstof (N) en het opduiken van blauwalgen (hoewel al melding van blauwalgen eind de jaren 90) evenals een verschuiving in de soortensamenstelling van het meer (Van Wichelen, 2004). De eerdere onderzoeken geven aan dat de algemene waterkwaliteit is achteruitgegaan.

De thermocline en oxycline bevinden zich tijdens de zomermaanden op ongeveer 4 tot 6 meter diepte (zie ook verder), wat maakt dat er een grote watermassa anoxisch is. Deze vaststellingen werden eveneens reeds gemaakt door Van Wichelen (2004) in 2004. Op basis van metingen uitgevoerd door het PCM tijdens de zomermaanden van 2020 bleek de gemiddelde concentratie aan orthofosfaat in het oppervlaktewater (5 µg P/l) gelijkaardig aan deze in 2004 (6 µg P/l) en deze in de beginjaren van de monitoring (begin jaren ’80 van vorige eeuw) wat strookt met de bevindingen van Denys et al. (2005). De totale fosforconcentratie van het oppervlaktewater lag in de zomer van 2020 hoger met waarden tussen 16 en 66 µg/l. Verder leek er toch een lichte toename te zijn van het fosforgehalte doorheen de jaren. Vooral de concentratie aan N leek toegenomen te zijn. De gemiddelde totale stikstofconcentratie in het oppervlaktewater bedroeg in 2020, 620 µg/l met een minimum van 530 µg/l en een maximum van 980 µg/l, veel meer dan de concentratie van 307 µg/l gemeten in 2004. Gelijkaardige concentraties aan stikstof werden opgetekend door de VMM.

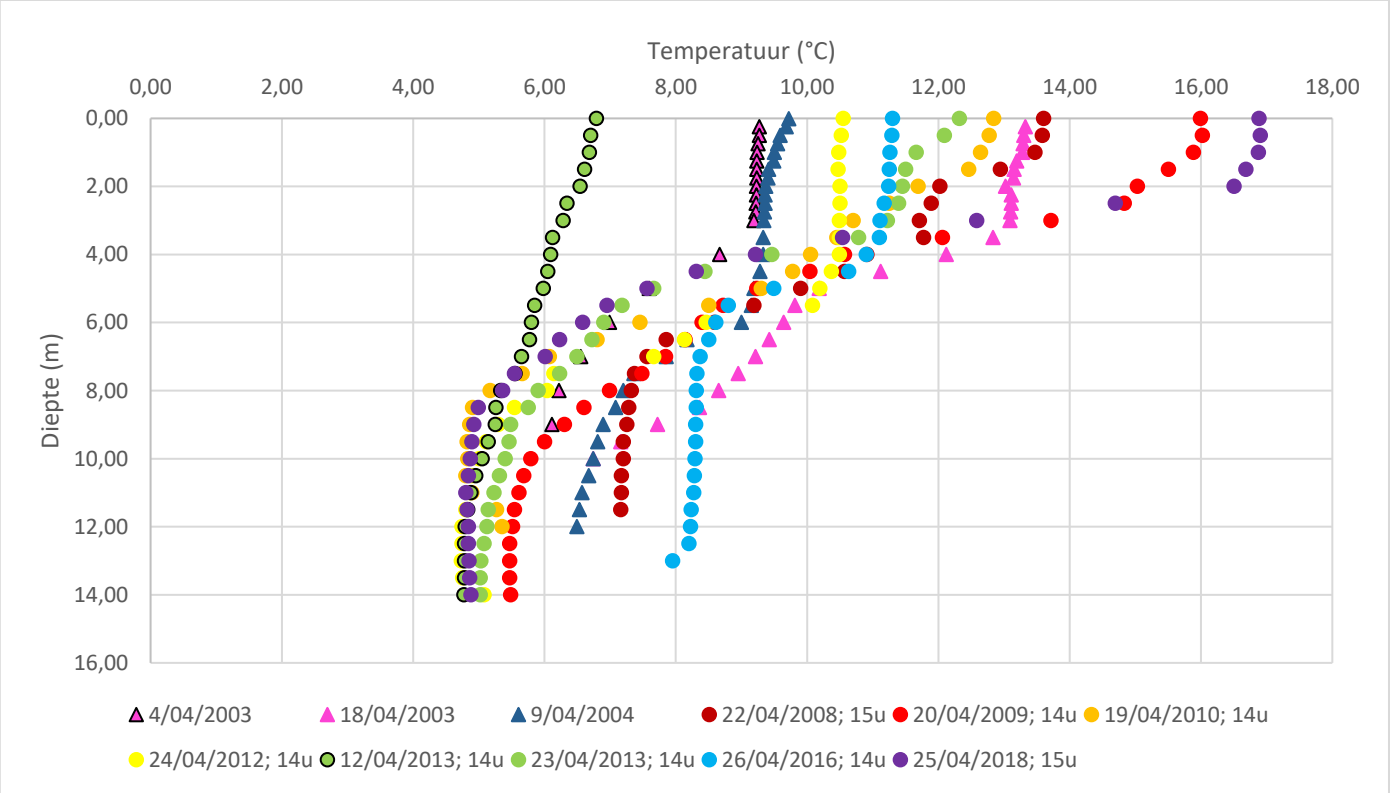
Een analyse van de beperkte set aan meetgegevens afkomstig van de VMM geeft aan dat de totale fosforconcentratie steeds beneden de bepaalbaarheidsgrens ligt van 40 of 80 µg P/l voor 2020 en 2021 (570150) en beneden de bepaalbaarheidsgrens van 50 µg/l in 2009 (570130 en 570150). Voor totaal stikstof schommelen de waarden tussen 490 en 820 µg N/l voor 2020 en 2021 (570150).

De analyse van de gegevens afkomstig van de limnologie stage aan UGent (2002) geven aan dat de waterkwaliteit van de Blaarmeersen goed is, maar dat de lage zuurstofconcentraties in het hypolimnion en het voorkomen van blauwwieren in het epilimnion tegen het eind van de zomer aangeven dat de algemene waterkwaliteit er op achteruit gaat in vergelijking met eerdere metingen.

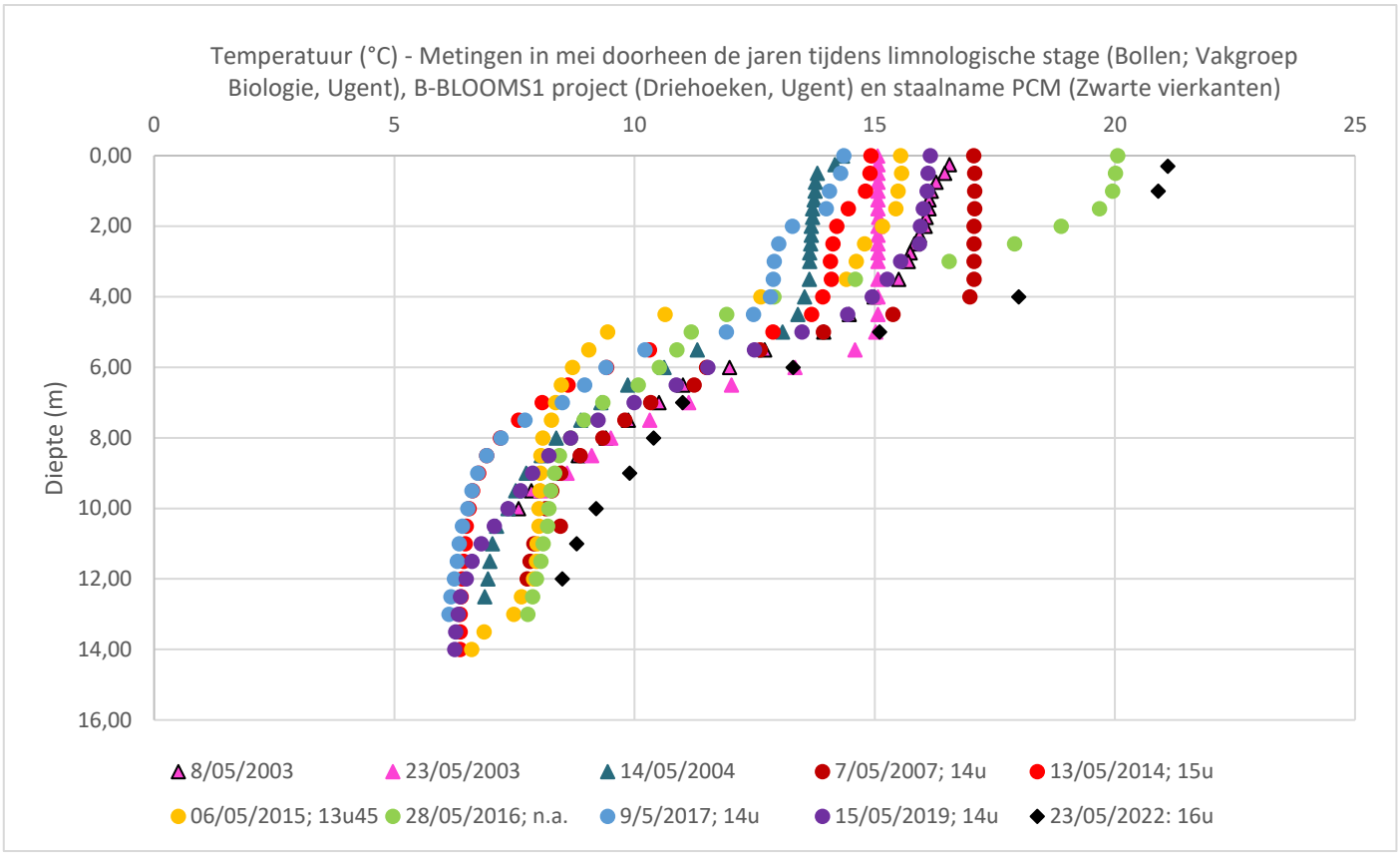
3.1.2. Analyse profielen temperatuur en zuurstof

Zoals aangehaald onder materiaal en methoden werden waar mogelijk de profielopnames voor temperatuur en zuurstofgehalte voor april en mei gehaald uit de gegevens van de limnologische stages aan en oude studies van de UGent (zie figuren 4 en 5 voor temperatuur, figuren 6 en 7 voor zuurstofgehalte). De gegevens voor mei werden aangevuld met een profielopname uitgevoerd door het PCM tijdens een staalname op 23/05/2022 binnen het huidige onderzoek.

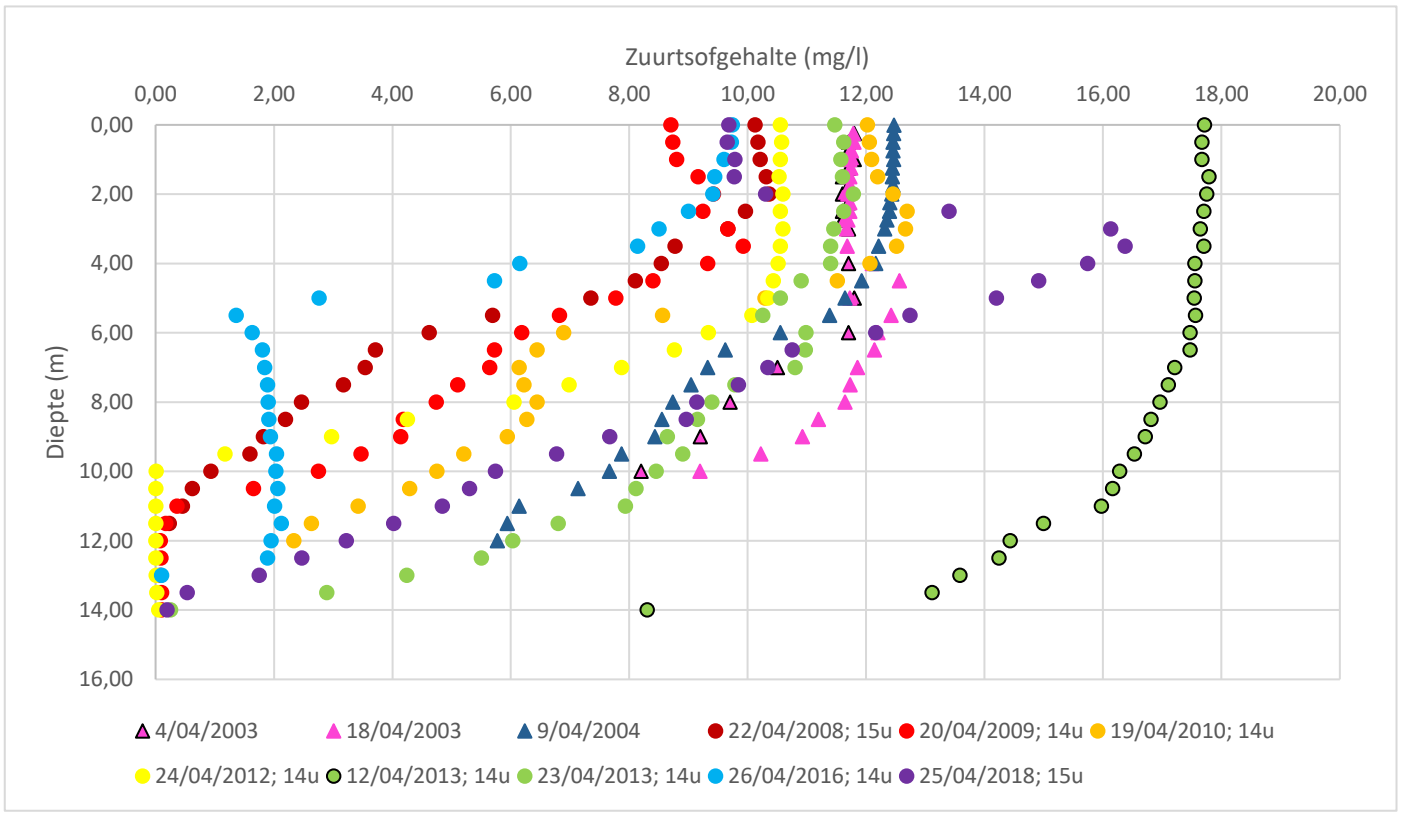
Op basis van alle beschikbare data zijn er visueel geen duidelijke trends/veranderingen zichtbaar op vlak van temperatuur of zuurstofgehalte gedurende de laatste 20 jaar. Op basis van deze gegevens is het dus niet te bepalen of er een toename is van de anoxische laag en dus dat de oxycline zich op een andere diepte vormt doorheen de jaren. Idem voor de thermocline en de sterkte van de stratificatie. Er kan niet bepaald worden of de anoxische laag is toegenomen doorheen de jaren op basis van de beschikbare data. De thermocline situeert zich rond de 4 tot 6m diepte, en is duidelijk al aanwezig van maart/april. De oxycline situeert zich eveneens tussen de 4 tot 6m diepte. De duikers stellen de thermocline meestal vast rond 6m. Eenmaal daaronder stijgt de temperatuur zelden boven de 4 à 8 °C.



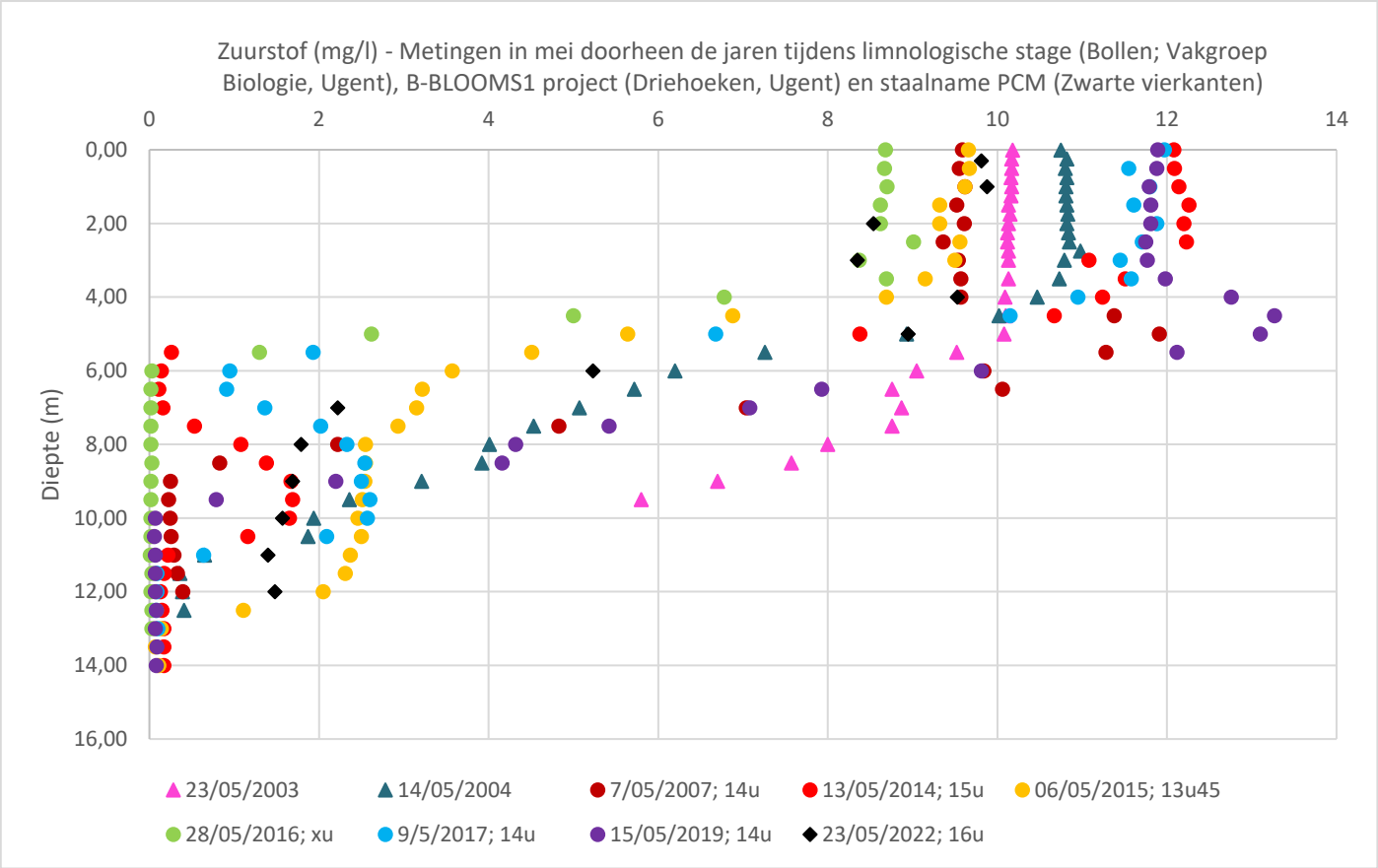
Figuur 4 - Temperatuur (°C) - Metingen in april doorheen de jaren tijdens limnologische stage (Bollen; Vakgroep Biologie, UGent) en B-BLOOMS1 project (Driehoeken, UGent).



Figuur 5 - Temperatuur (°C) - Metingen in mei doorheen de jaren tijdens limnologische stage (Bollen; Vakgroep Biologie, UGent), B-BLOOMS1 project (Driehoeken, UGent) en staalname PCM binnen het huidige onderzoek (Zwarte vierkanten).



Figuur 6 - Zuurstof (mg/l) - Metingen in april doorheen de jaren tijdens limnologische stage (Bollen; Vakgroep Biologie, UGent) en B-BLOOMS1 project (Driehoeken, UGent).



Figuur 7 - Zuurstof (mg/l) - Metingen in mei doorheen de jaren tijdens limnologische stage (Bollen; Vakgroep Biologie, UGent) en B-BLOOMS1 project (Driehoeken, UGent) en staalname PCM binnen het huidige onderzoek (Zwarte vierkanten).

3.1.3. Analyse jaarverloop TP, PO4-P, NH4-N

De waarden voor TP in de ondiepe stalen volgen een seizoenaal patroon (figuur 8 en 9). Van februari tot en met oktober situeren deze zich meestal tussen 20 en 40 µg/l. Deze periode is een groot deel van de nutriënten opgenomen door algen en macrofyten. Ook de metingen uit het huidige onderzoek situeren zich in deze periode op een gelijkaardig niveau, al liggen ze voor de staalnames in april en mei toch iets hoger. Van november tot en met januari liggen de waarden eerder tussen 50 en 80 µg/L. Algen en macrofyten zijn dan afgestorven of in winterrust en het water is volledig gemengd. Voor de winterperiode zijn er voor de ondiepe stalen echter weinig metingen uit het verleden beschikbaar: twee metingen uit het B-Blooms1 project uit 2003 en één van het INBO uit 2021. De waarden voor TP uit 2003 die in de ondiepe stalen in de winterperiode gemeten werden verschillen niet opvallend van de waarden die tijdens het huidige onderzoek werden opgemeten, wat suggereert dat de hoeveelheid TP in het ondiepe water van de Blaarmeersen gedurende de laatste 20 jaar min of meer gelijkaardige concentraties bevat zowel tijdens de zomer als tijdens de winter.

Voor de waarden van TP in de diepe stalen hebben we op jaarbasis enkel de stalen uit het B-Blooms1 project uit 2003 en 2004 om mee te vergelijken (figuur 10). Deze waarden situeerden zich van februari tot eind augustus meestal rond 20-40 µg/l. De gemeten waarden voor TP uit het huidige onderzoek in de maanden april en mei liggen hier sterk boven. In 2004 waren de metingen van TP voor de rest van het jaar beperkt, maar in 2003 zien we al vanaf augustus hogere waarden voor TP, meestal tussen 50 en 90 µg/l, en dat tot het eind van het jaar. Bij de metingen tussen augustus en november in 2021 van het huidige onderzoek werden er uitschieters gemeten, dus het is moeilijk te achterhalen of dit gelijkaardig verliep. De grootteorde van de metingen in de huidige campagne sinds november is wel

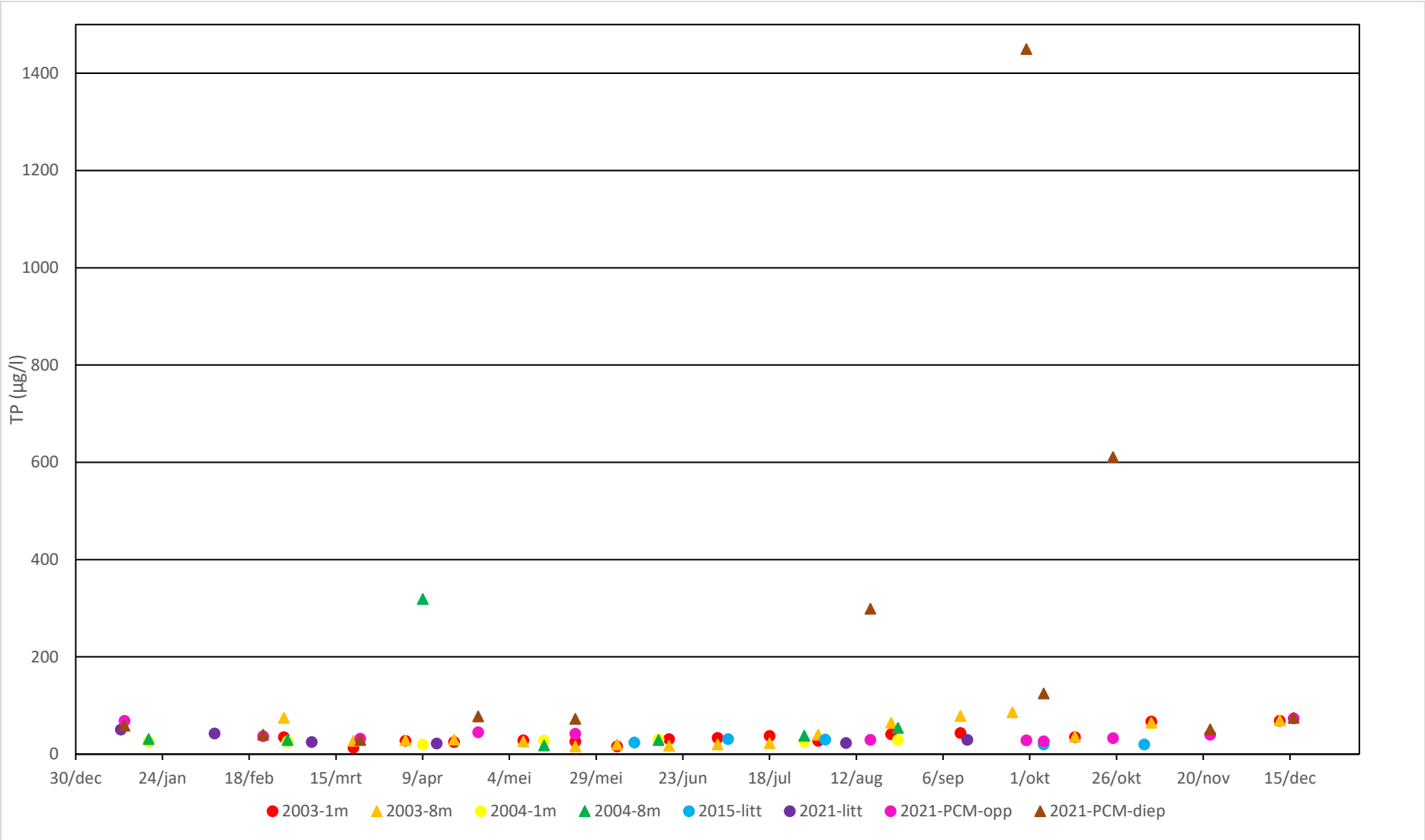
gelijkaardig aan de waarden uit 2003. Dit suggereert dat de concentratie aan TP in het diepe water van de Blaarmeersen gedurende de laatste 20 jaar grotendeels min of meer op een gelijkaardig niveau blijft, al liggen de waarden in april en mei alvast duidelijk boven vroegere gemeten waarden.

De waarden voor PO4-P in de ondiepe stalen volgen ook een seizoenaal patroon al is er meer variabiliteit te merken tussen stalen uit een zelfde periode tijdens het jaar (figuur 12). Van februari tot en met oktober situeren de waarden zich meestal tussen 0 en 5 µg/l, al zijn er stalen die waarden tot 20 en éénmaal tot 30 µg/l (1982) laten optekenen. Van november t.e.m. januari worden hogere waarden opgemeten, al komen sporadisch ook hele lage waarden voor. Binnen het huidige onderzoek was er in de periode van februari tot en met oktober, uitschieters buiten beschouwing gelaten, maar één meting waarbij de waarde voor PO4-P in het ondiepe staal hoger dan de detectiegrens (10 µg/l) lag. Dit is vrij gelijkaardig aan de metingen uit het verleden. Drie metingen gebeurden in de periode van november t.e.m. januari. In vergelijking met die waarden zijn de waarden uit het huidige onderzoek daar wel licht verhoogd. Dit suggereert dat de hoeveelheid PO4-P in de winter in het oppervlaktewater gestegen is.

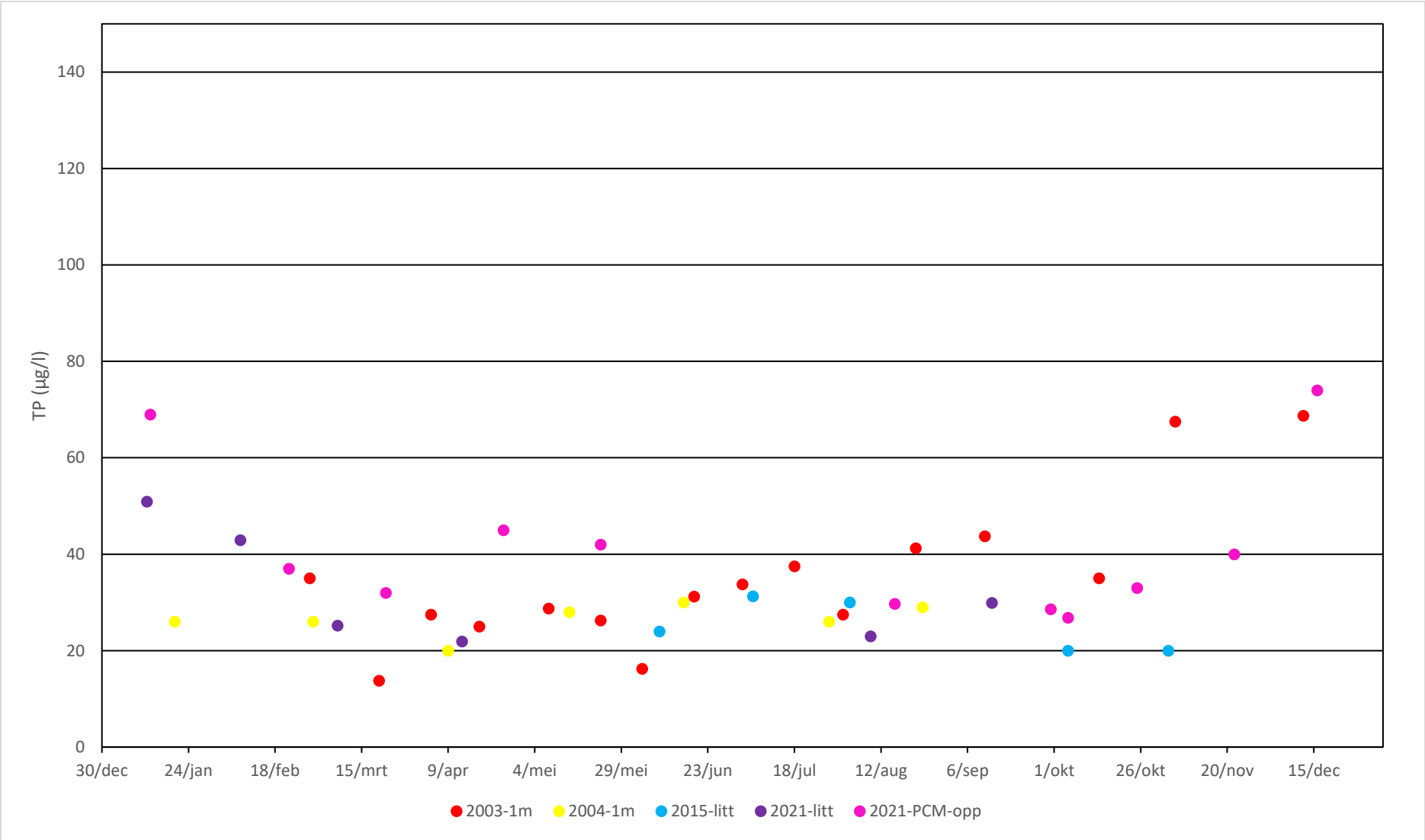
De waarden voor PO4-P in de diepe stalen waren in het verleden zeer laag van februari t.e.m. oktober (slechts éénmaal hoger dan 10µg/l) (figuur 13). We hebben op jaarbasis wel enkel de stalen uit het B-Blooms1 project uit 2003 en 2004 ter vergelijking hiervoor. Uitschieters opnieuw buiten beschouwing gelaten, zien we toch dat ook de waarden uit het huidig onderzoek in april en mei sterk hoger zijn (factor 3 tot 5). De waarden voor PO4-P van november t.e.m. januari lagen in het verleden in november rond 30 µg/l, gelijkaardig aan de meting in november uit het huidige onderzoek. De waarden in 2003 en 2004 voor december en januari zakten opnieuw sterk (lager dan 20 µg/l), terwijl de waarden uit het huidige onderzoek zelfs nog gestegen waren in december (tot bijna 60 µg/l) en ook nog relatief hoog waren in januari (bijna 40 µg/l). Dit zou suggereren dat de hoeveelheid PO4-P tijdens het volledige jaar in het diepe water gestegen is.

De waarden voor NH4-N in de ondiepe stalen volgen een gelijkaardig seizoenaal patroon als die van PO4-P (figuur 15). Van februari tot en met oktober zijn deze het laagst en slechts sporadisch hoger dan 50 µg/l. Van november tot en met januari zijn ze verhoogd, met in december waarden tot 400 µg N/l. Voor het huidige onderzoek is er maar 1 waarde boven de detectiegrens van het labo van het PCM vastgesteld voor de ondiepe stalen. Het feit dat er in de winter maar éénmaal een waarde hoger dan 130 µg N/l gemeten is, en dat die waarde laag is in vergelijking met de metingen uit andere jaren in dezelfde periode suggereert wel dat de hoeveelheid NH4-N in het ondiepe water in de winter in 2021 niet gestegen is gedurende de laatste 20 jaar.

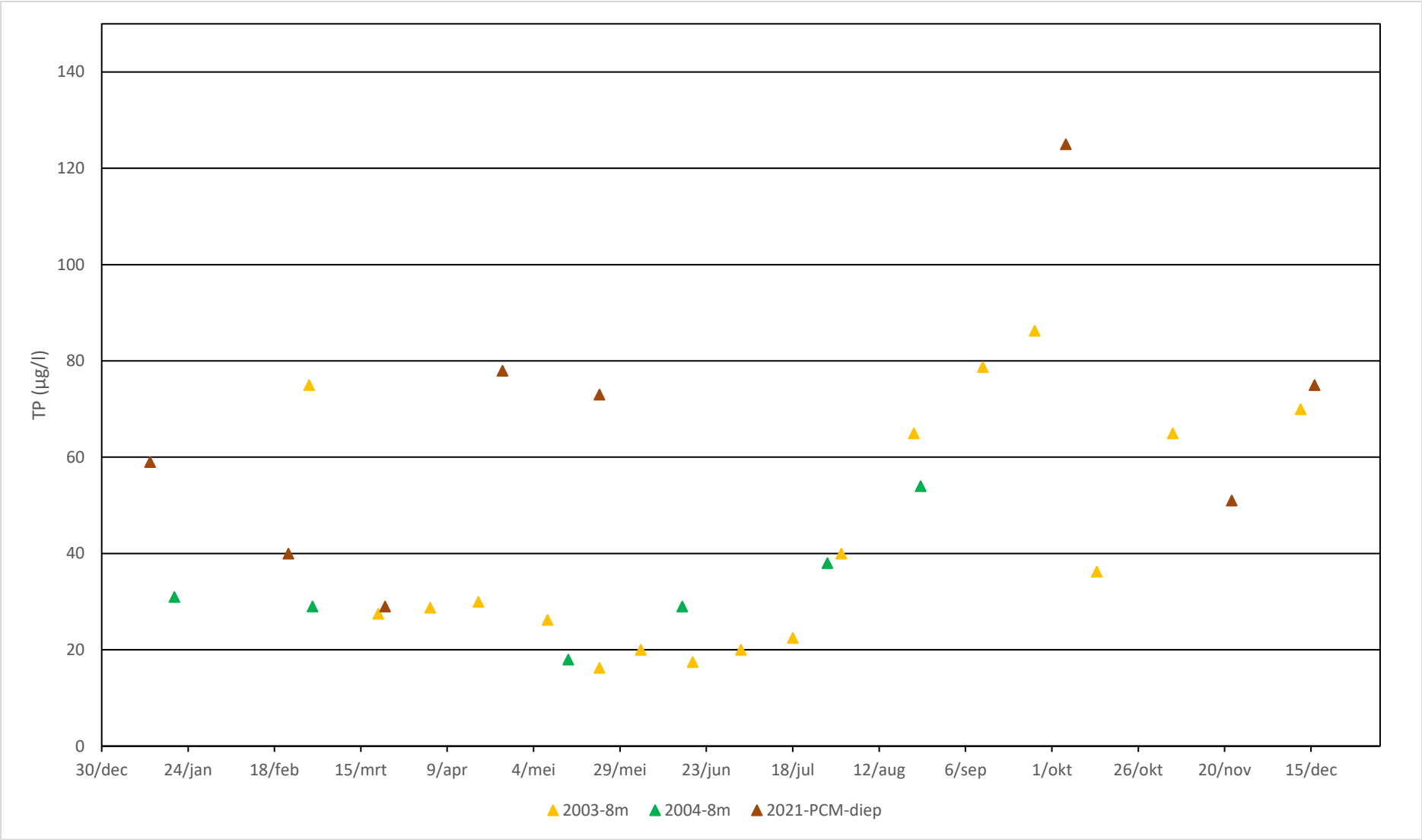
De waarden voor NH4-N in de diepe stalen vertonen iets meer variabiliteit (figuur 16). Opnieuw hebben we op jaarbasis wel enkel de stalen uit het B-Blooms1 project uit 2003 en 2004 om mee te vergelijken. Deze waarden uit 2003 en 2004 lijken het laagst van juli tot en met oktober (ruwweg tussen 0 en 40 µg N/l), het hoogst van november tot en met december (ruwweg tussen 150 en 300 µg/l) en op een niveau daartussenin van februari tot en met juni (ruwweg tussen 50 en 150 µg N/l). Wanneer we de uitschieters buiten beschouwing laten zijn de overgebleven gemeten waarden uit het huidige onderzoek eerder aan de hoge kant in vergelijking met waarden uit 2003 en 2004. Dit suggereert dat de hoeveelheid NH4-N in het diepe water licht lijkt gestegen ten opzichte van de vroegere studies.



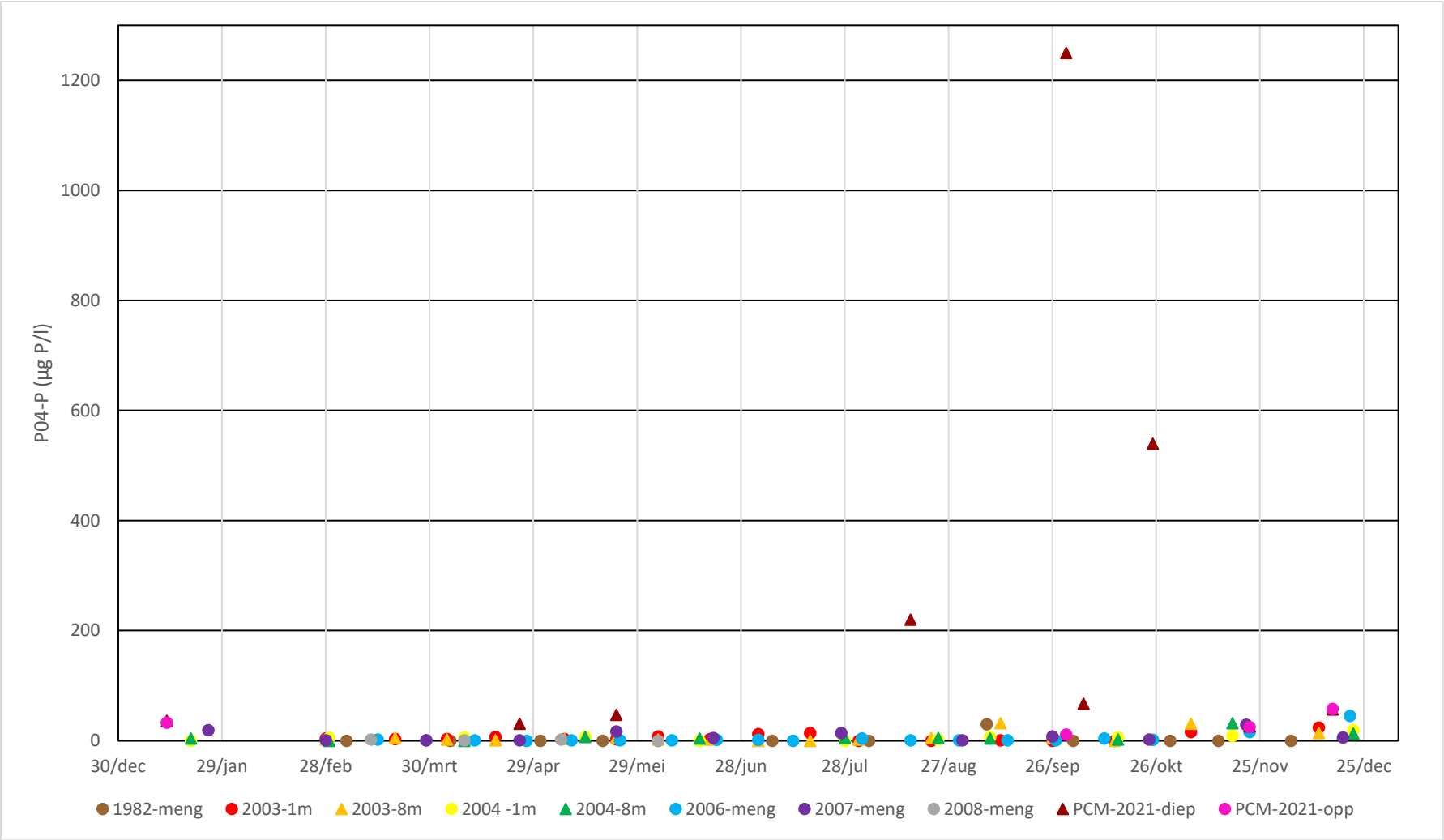
Figuur 8 - TP (µg/l) – Evolutie van TP doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes – zowel diepe als ondiepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project, zowel ondiep als diep staal; 2015/2021 INBO datateam littorale locatie; 2021-PCM: huidige onderzoek, staal aan de oppervlakte en op diepte).



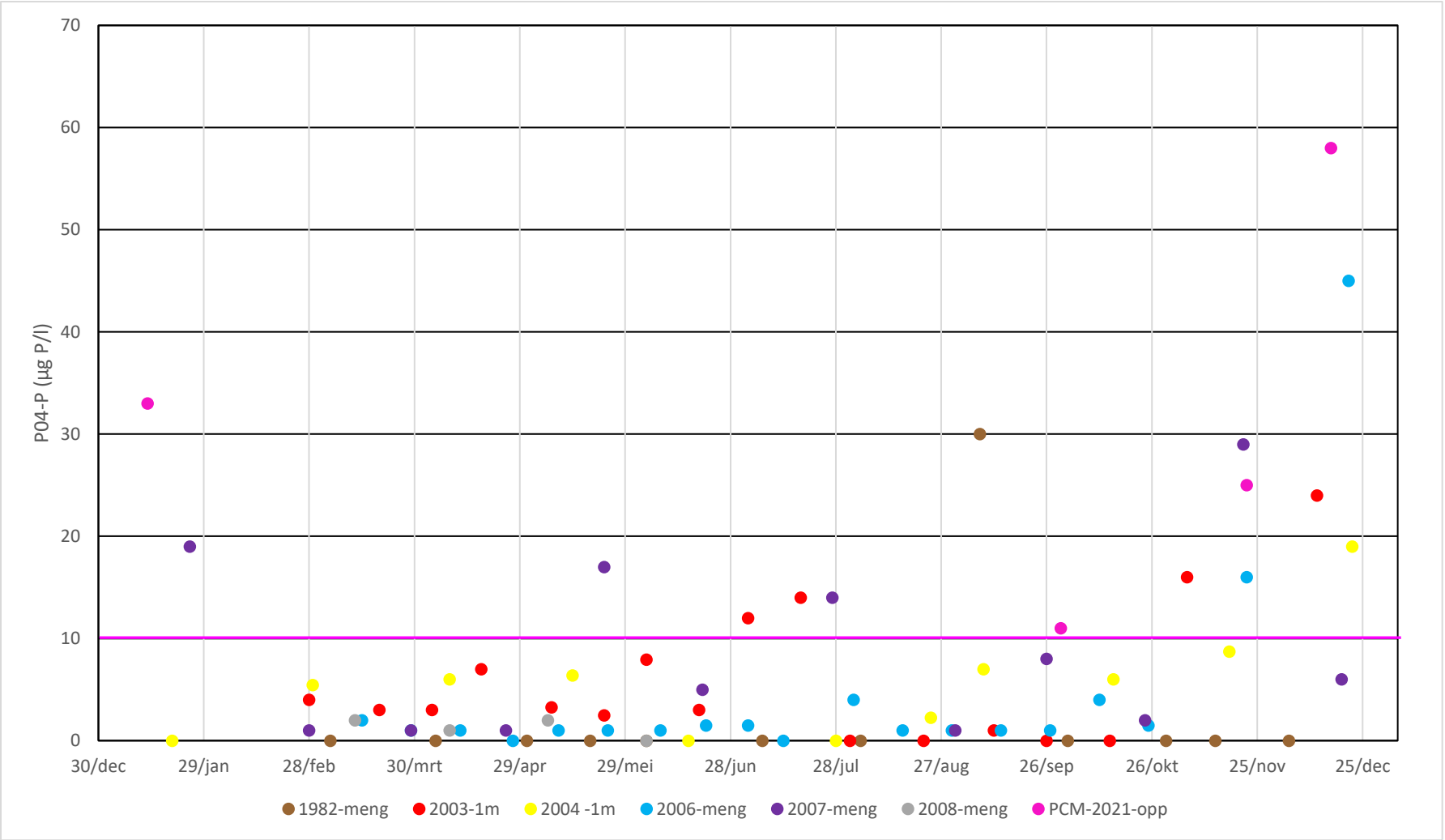
Figuur 9 - TP (µg/l) - Evolutie van TP doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes voor ondiepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project; 2015/2021 INBO datateam littorale locatie; 2021-PCM: huidige onderzoek, oppervlaktestaal) – y-as op 150 µg/l om uitschieters buiten beschouwing te houden.



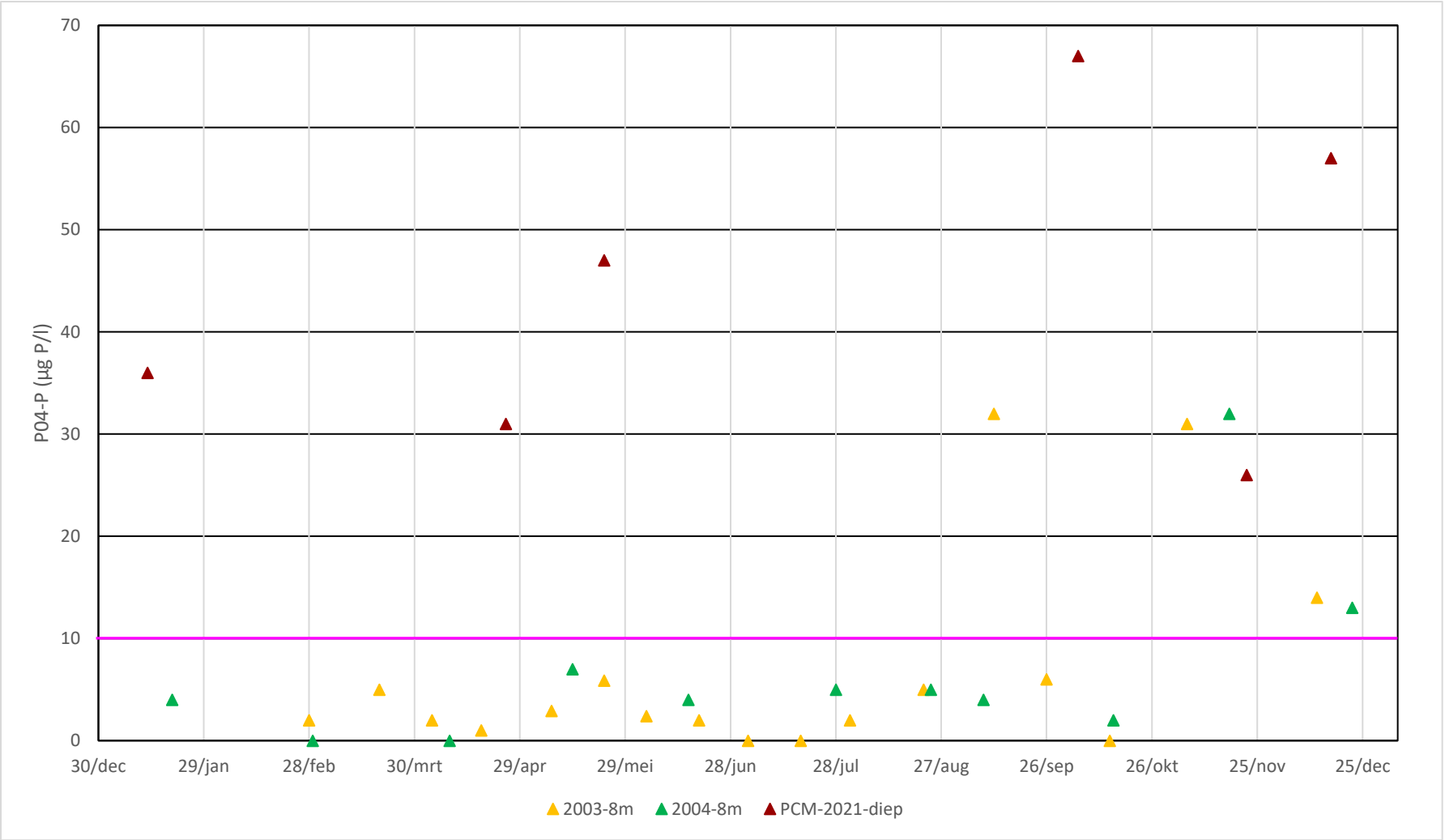
Figuur 10 - TP (µg/l) - Evolutie van TP doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes voor diepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project; 2021-PCM: huidige onderzoek, diep staal) – y-as op 150 µg/l om uitschieters buiten beschouwing te houden.



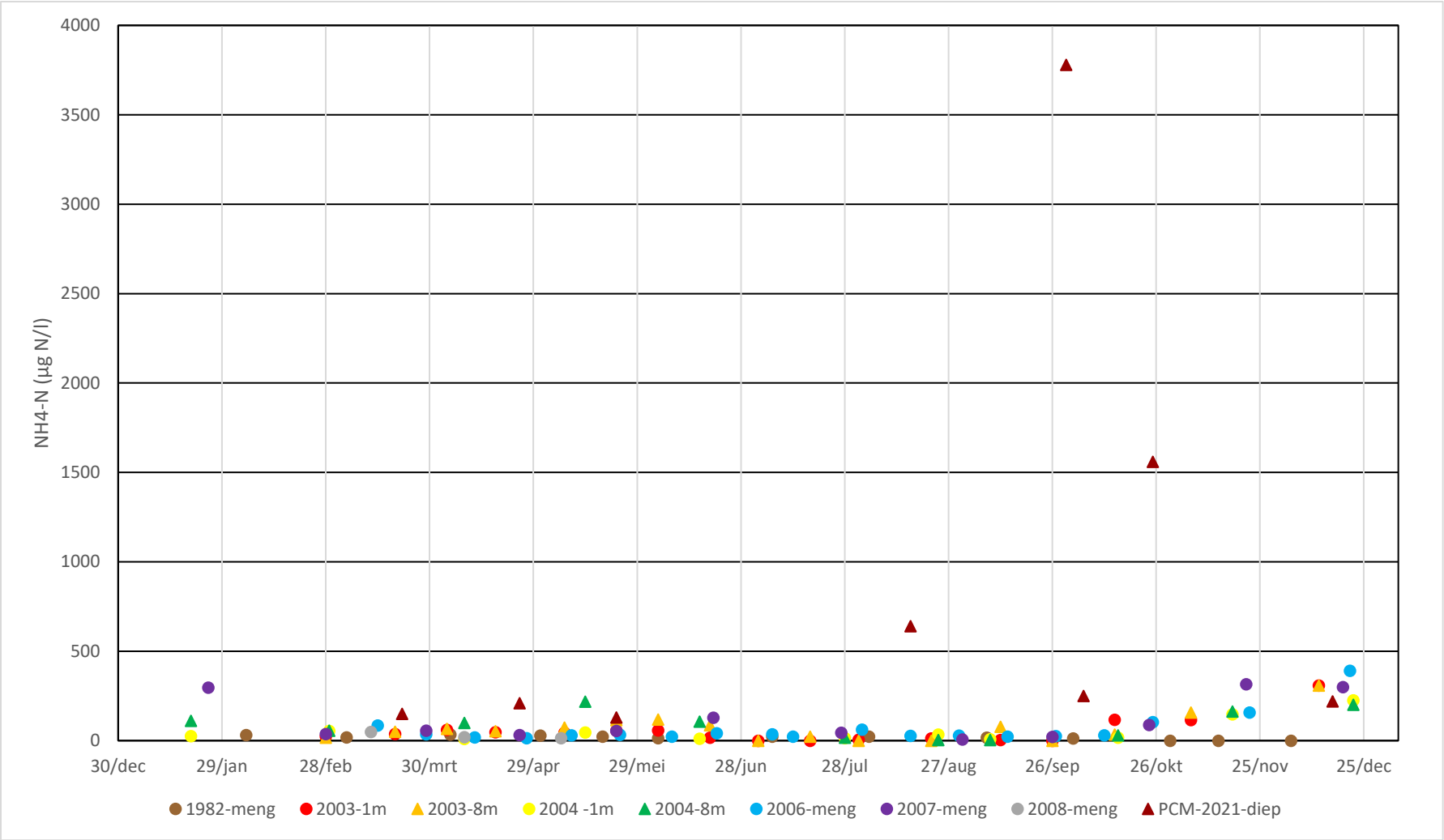
Figuur 11 - PO4-P (µg P/l) – Evolutie van PO4-P doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes – zowel diepe als ondiepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project, zowel ondiep als diep staal; 2015/2021 INBO datateam littorale locatie; 2021-PCM: huidige onderzoek, staal aan de oppervlakte en op diepte).



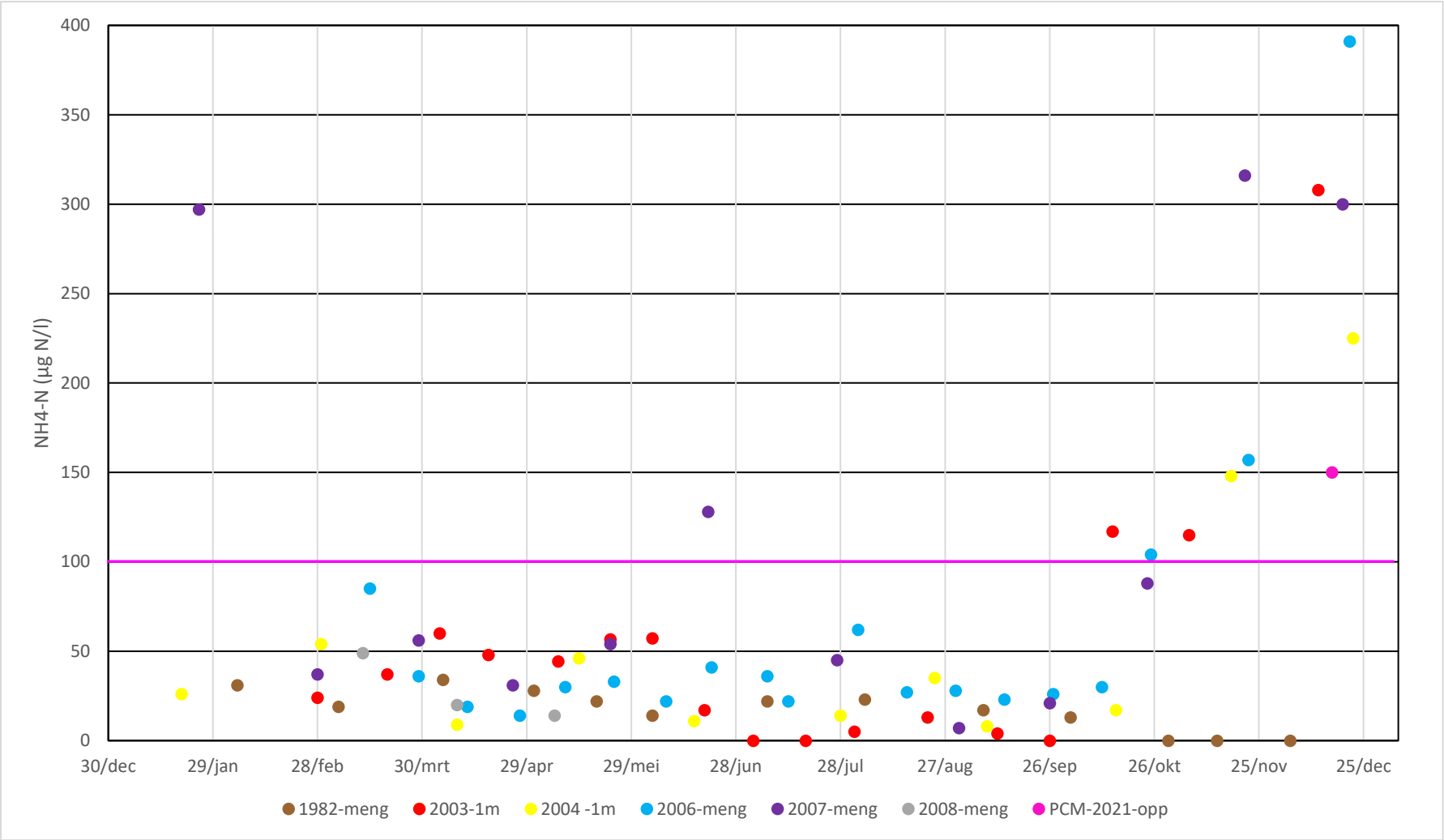
Figuur 12 - PO4-P (µg P/l) - Evolutie van PO4-P doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes voor ondiepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project, ondiepe stalen; 1982 (Geysen, 1983); opvolging van de waterkwaliteit door UGent uit 2006, 2007 en 2008 (mengstalen); 2021-PCM: huidige onderzoek, ondiep staal) – y-as op 70 µg/l om uitschieters buiten beschouwing te houden - roze lijn = detectiegrens PCM.



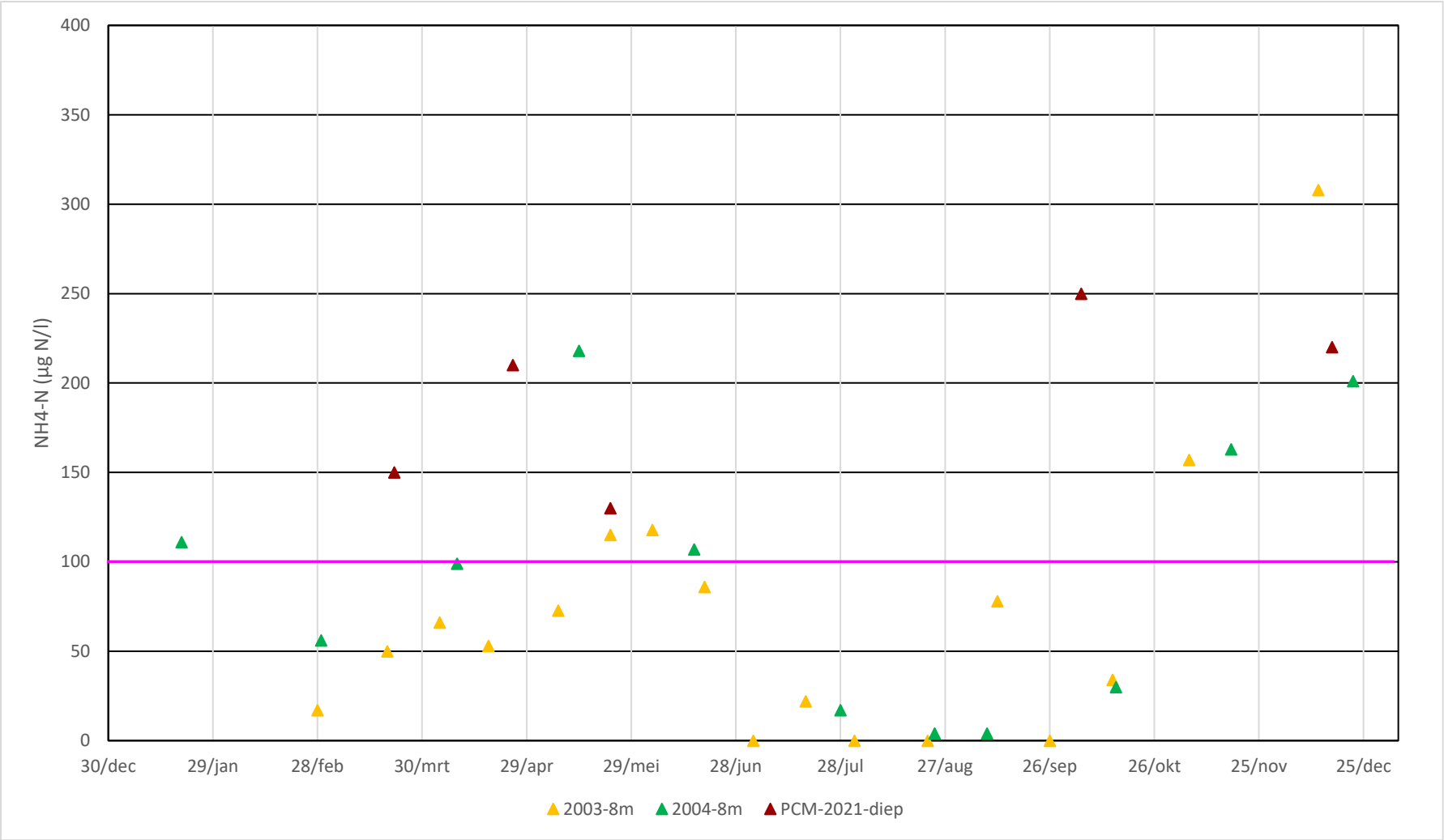
Figuur 13 - PO4-P (µg P/l) - Evolutie van PO4-P doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes voor diepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project; 2021-PCM: huidige onderzoek, diep staal) – y-as op 70 µg/l om uitschieters buiten beschouwing te houden - roze lijn = detectiegrens PCM.



Figuur 14 - NH4-N (µg N/l) – Evolutie van NH4-N (µg/l) doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes – zowel diepe als ondiepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project, zowel ondiep als diep staal; 1982 (Geysen, 1983); opvolging van de waterkwaliteit door UGent uit 2006, 2007 en 2008 (mengstalen); 2021-PCM: huidige onderzoek, diep staal).



Figuur 15 - NH4-N (µg N/l) – Evolutie van NH4-N (µg/l) doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes voor ondiepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project, ondiepe stalen; 1982 (Geysen, 1983); opvolging van de waterkwaliteit door UGent uit 2006, 2007 en 2008 (mengstalen); 2021-PCM: huidige onderzoek, ondiep staal) – y-as op ,400 µg/l om uitschieters buiten beschouwing te houden; roze lijn = detectiegrens PCM.

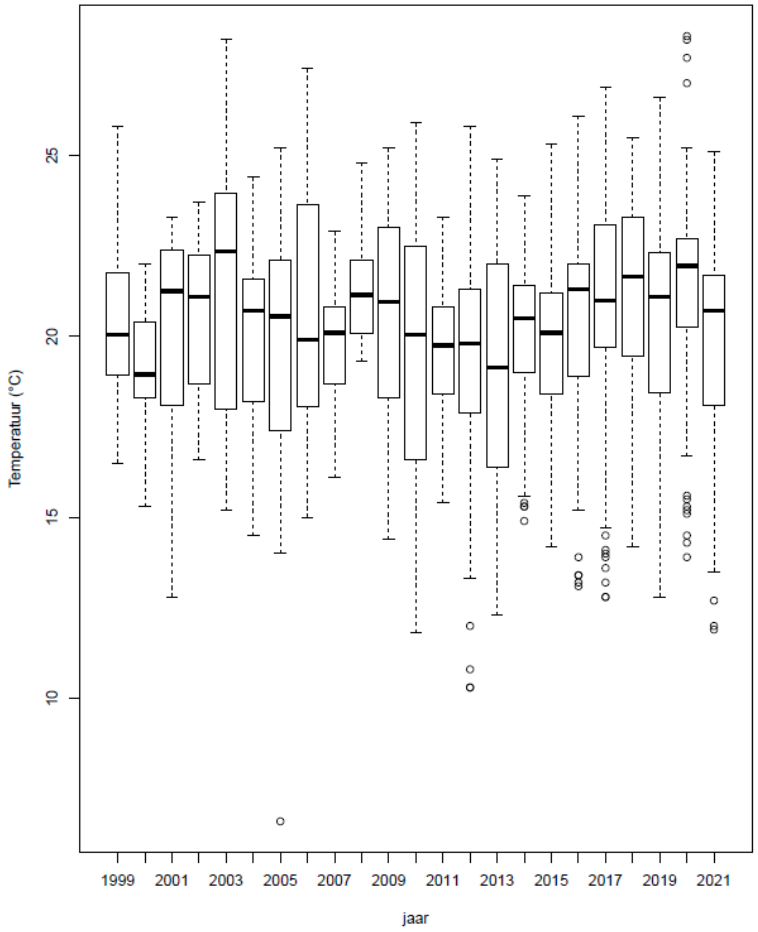


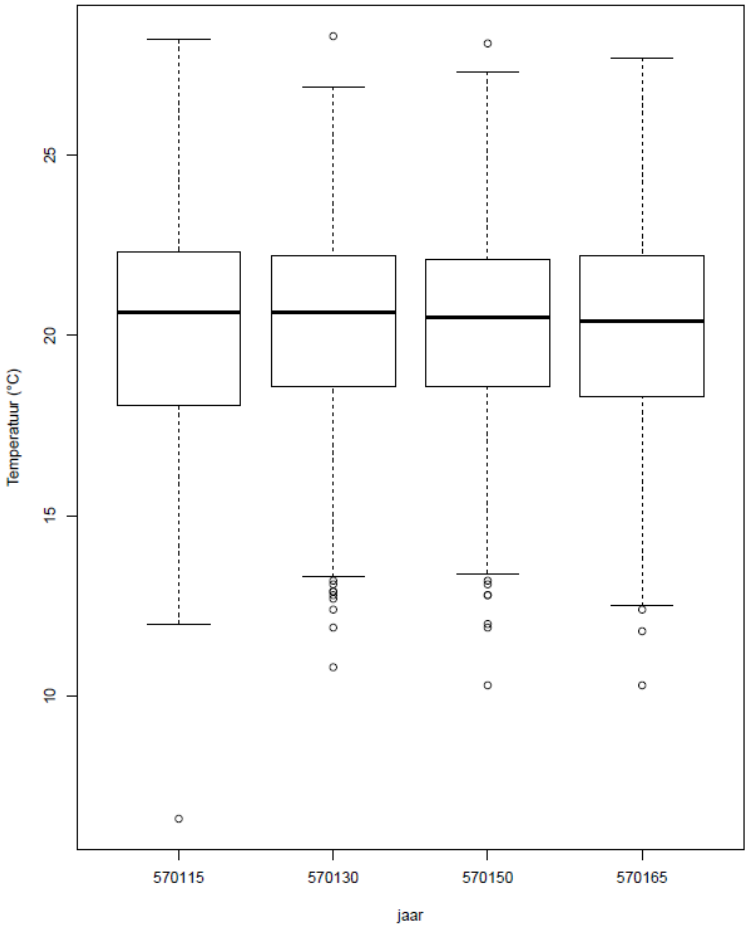
Figuur 16 - NH4-N (µg N/l) – Evolutie van NH4-N (µg/l) doorheen het jaar gedurende verschillende tijdsperiodes voor diepe stalen (2003/2004: B-Blooms1 project, zowel ondiep als diep staal; 1982 (Geysen, 1983); opvolging van de waterkwaliteit door UGent uit 2006, 2007 en 2008 (mengstalen); 2021-PCM: huidige onderzoek, diep staal) – y-as op ,400 µg/l om uitschieters buiten beschouwing te houden; roze lijn = detectiegrens PCM.

3.1.4. Analyse temperatuurtrends meetpunten VMM en zonneschijnduur KMI

Uit de data van de meetpunten van de VMM werd de evolutie van de temperatuur van het water van de Blaarmeersen geanalyseerd op basis van boxplots (figuren 17, 18, 19 en 20 en 21).

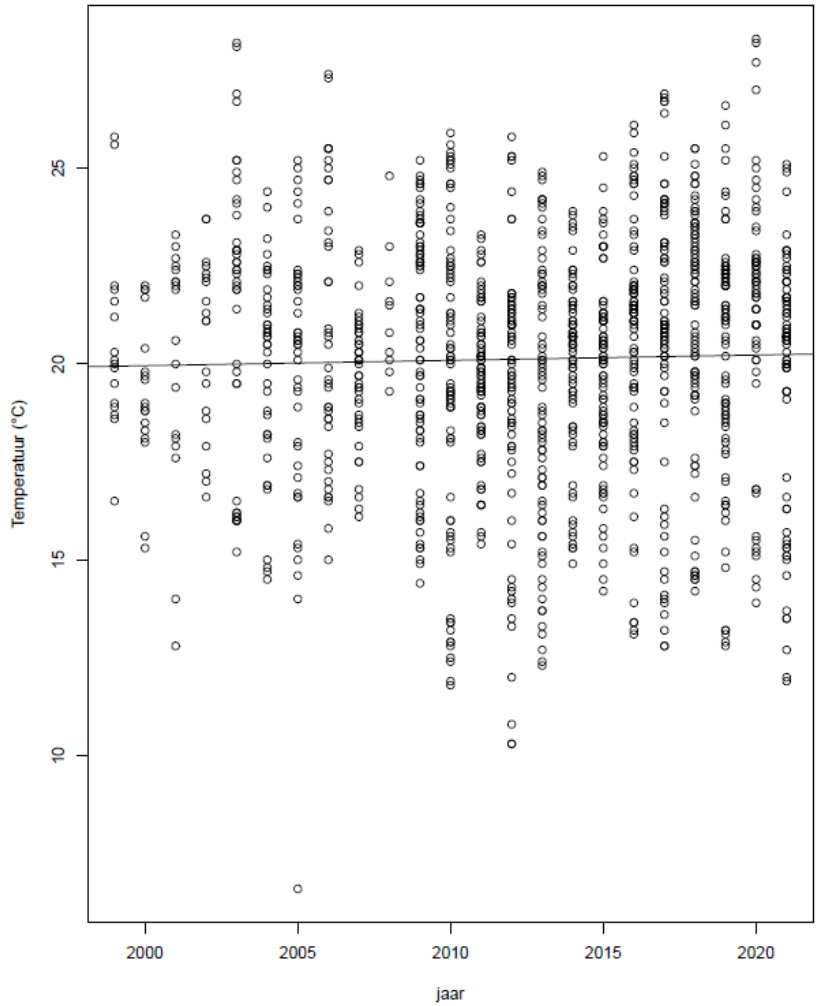
In een eerste boxplot (figuur 17) werden de temperatuursgegevens van alle meetpunten samengenomen. We zien dat er van jaar tot jaar toch redelijk wat variatie op de gemiddelde temperaturen en 75 percentielen, evenals de outliers, kan zitten. Er is echter geen duidelijke visuele stijging waar te nemen. Een tweede boxplot (figuur 18) waarin de temperatuursgegevens per meetpunt werden samengenomen, geeft aan dat de vier meetpunten een gelijkaardige gemiddelde temperatuur hebben over de gemeten periode. Op de derde plot (figuur 19) is een regressielijn toegevoegd op basis van alle beschikbare temperatuursmetingen over alle meetpunten heen. We zien dat de regressielijn lichtjes stijgt naarmate de metingen recenter zijn, maar deze stijging is statistisch niet significant ($p > 0,05$). Op een vierde en vijfde plot (figuren 20 en 21) werden regressielijnen toegevoegd voor de set van temperatuursgegevens per meetpunt. De regressielijnen voor meetpunten 570115 (rode lijn) en 570165 (blauwe lijn) stijgen of dalen slechts in heel beperkte mate (figuur 20), voor deze meetpunten werden temperatuursgegevens bijgehouden sinds 1999. Voor de meetpunten 570130 (groene lijn) en 570165 (oranje lijn) zijn er maar data vanaf 2009 beschikbaar en dus werd voor deze meetpunten een afzonderlijke plot gemaakt (figuur 21). Eén van die punten (570165, oranje) is bovendien het meetpunt in de ondiepe krekenplas (maximaal 40cm water) waar het water snel opwarmt.



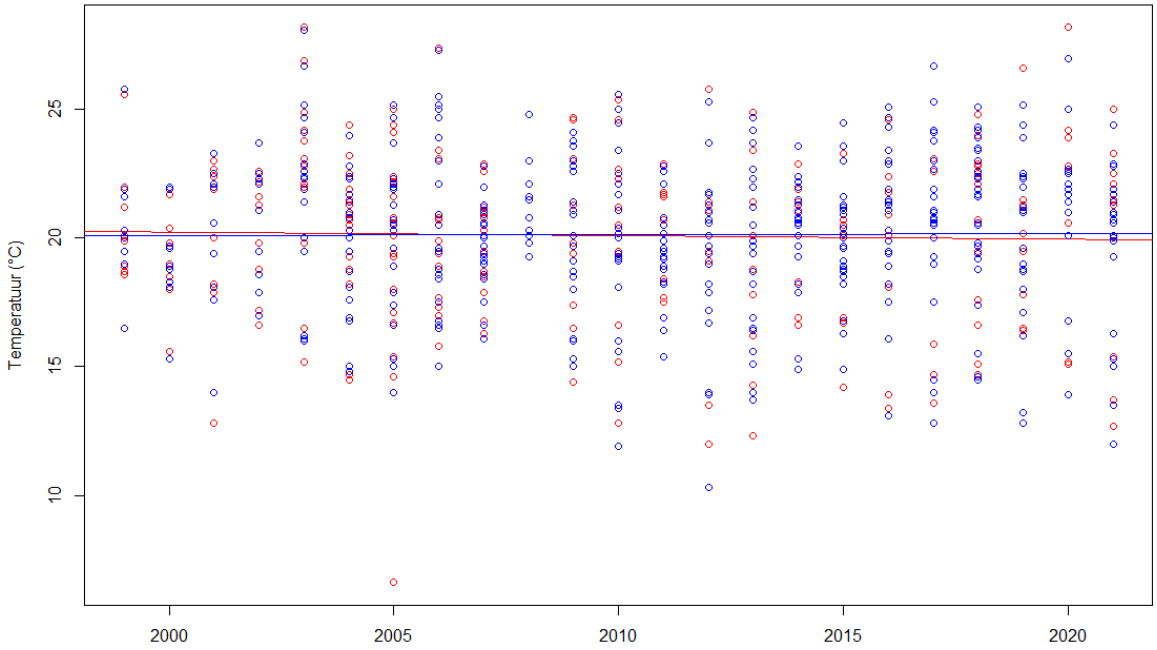


Figuur 17 (links) - Boxplot waarin de temperatuursgegevens van alle meetpunten van de VMM samengenomen werden

Figuur 18 (rechts) - Boxplot met de temperatuursgegevens voor elk meetpunt van de VMM afzonderlijk.



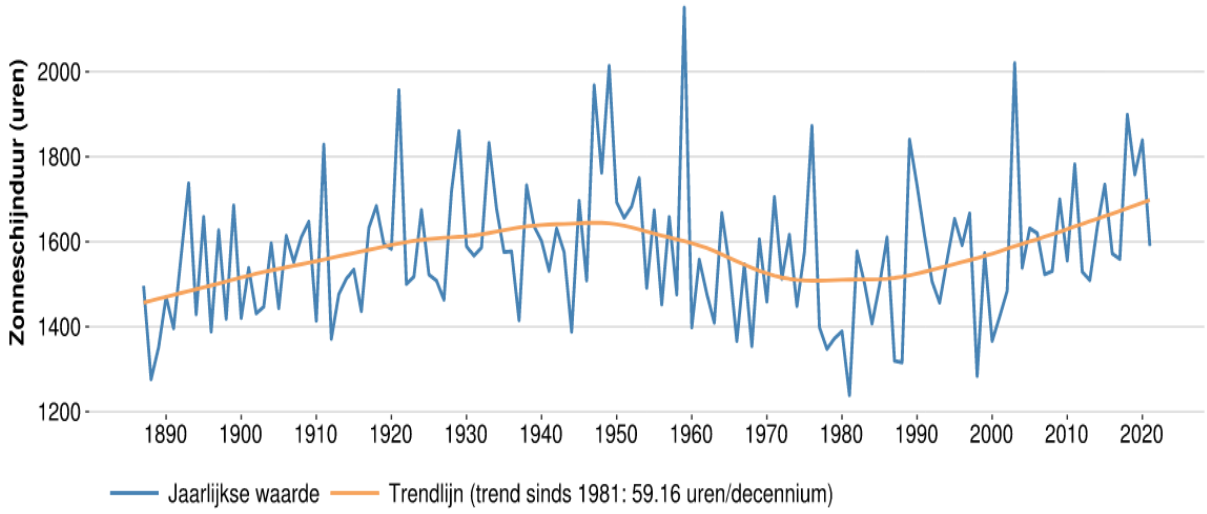
Figuur 19 (links) - Plot waarin alle temperatuursgegevens geplot werden en een regressielijn werd toegevoegd op basis van alle gegevens over alle meetpunten heen.



Figuur 20 (boven) - Plot waarin alle temperatuursgegevens geplot werden en regressielijnen op basis van de gegevens per meetpunt werden toegevoegd (meetpunt 570115 = rood, 570150 = blauw)

Figuur 21 (onder) - Plot waarin alle temperatuursgegevens geplot werden en regressielijnen op basis van de gegevens per meetpunt werden toegevoegd (570130 = groen, 570-165 = oranje)

Om een idee te krijgen van de evolutie van de zonneschijnduur, werd de jaarlijkse zonneschijnduur op het meetpunt in Ukkel van het KMI bekeken (zie figuur 22). Op deze figuur zien we een duidelijke toename aan zonneschijnduur sinds 1990.



Figuur 22 - Jaarlijkse zonneschijnduur te Ukkel van 1887 tot 2021 (Bron: KMI https://www.meteo.be/nl/klimaat/klimaatverandering-in-belgie/klimaattrends-in-ukkel/zonnestraling/zonneschijnduur)

3.2. Metingen uitgevoerd door PCM

3.2.1. Waterkwaliteit

De resultaten van de maandelijkse monitoring tussen november 2021 en januari 2022 van het vaste meetpunt op de Blaarmeersen (diepste punt) kunnen gezien worden als maatstaf voor de totale concentraties aan nutriënten aanwezig in het systeem, aangezien er in de winterperiode volledige menging van de waterlagen optreedt. Op 22 november 2021 was het verschil in temperatuur tussen de diepe en de ondiepe meting slechts 0,4°C (10,2 vs. 9,8 °C) waardoor we van volledig gemixte omstandigheden kunnen uitgaan rond deze periode. In december en januari was dit temperatuurverschil respectievelijk nog slechts 0,1 en 0,2°C.

Van een subset van de gemeten variabelen werden grafieken (zie figuren 23-27) en een tabel (zie tabel 1) gemaakt (voor de volledige gegevens zie de beproevingsverslagen). We zien dat de waarden voor fosfor totaal binnen het huidige onderzoek schommelen tussen 29,7 en 74 µg/l in het ondiepe water en tussen 29 en 78 µg/l in het diepe water (uitschieters buiten beschouwing gelaten). In de vergelijking van de waarden voor TP gemeten binnen het huidige onderzoek met de historische gegevens werd het seizoenale patroon van de waarden al besproken.

Een vrij gelijkaardig beeld zien we bij de waarden voor orthofosfaat. Sinds november 2021 schommelen deze waarden tussen 11 en 58 µg P/l in het ondiepe water en tussen 26 en 57 µg P/l voor het diepe water (uitschieters buiten beschouwing gelaten). Ook hier, werd in de vergelijking van de waarden voor orthofosfaat (PO4-P) gemeten binnen het huidige onderzoek met de historische gegevens het seizoenale patroon van de waarden al besproken.

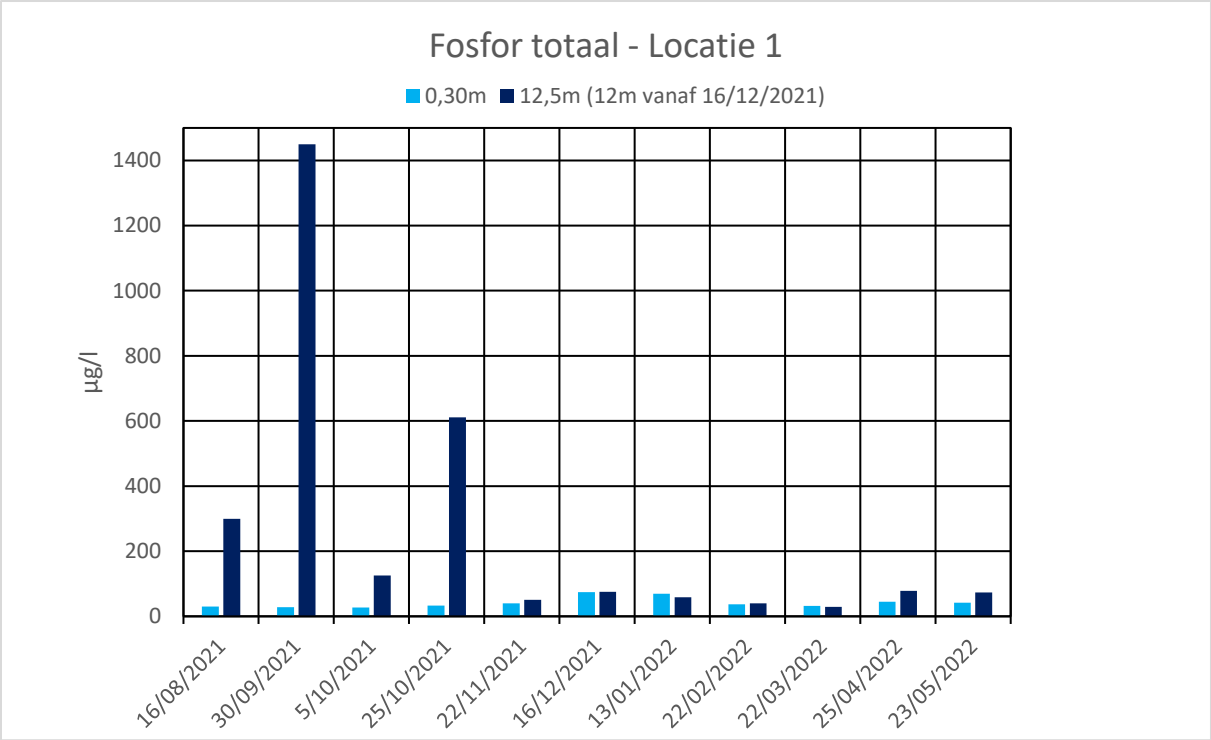
Zoals reeds aangehaald was het verschil in temperatuur tussen de ondiepe en diepe waterlagen beperkt tussen november 2021 en maart 2022. De temperatuur daalde verder tot in januari. In het ondiepe water ging deze van 10,2°C in november naar 6,0°C in januari 2022. In het diepe water ging deze van 9,8°C in november 2021 naar 5,8°C in januari 2022.

De concentratie van sulfaten was in september iets lager in het ondiepe water en veel lager in het diepe water in vergelijking met de overige metingen maar schommelde voor de overige maanden rond de 30 mg/l, zo ook sinds november. De waarden van de laatste meting binnen het huidige onderzoek in het ondiepe water in mei liggen iets hoger.

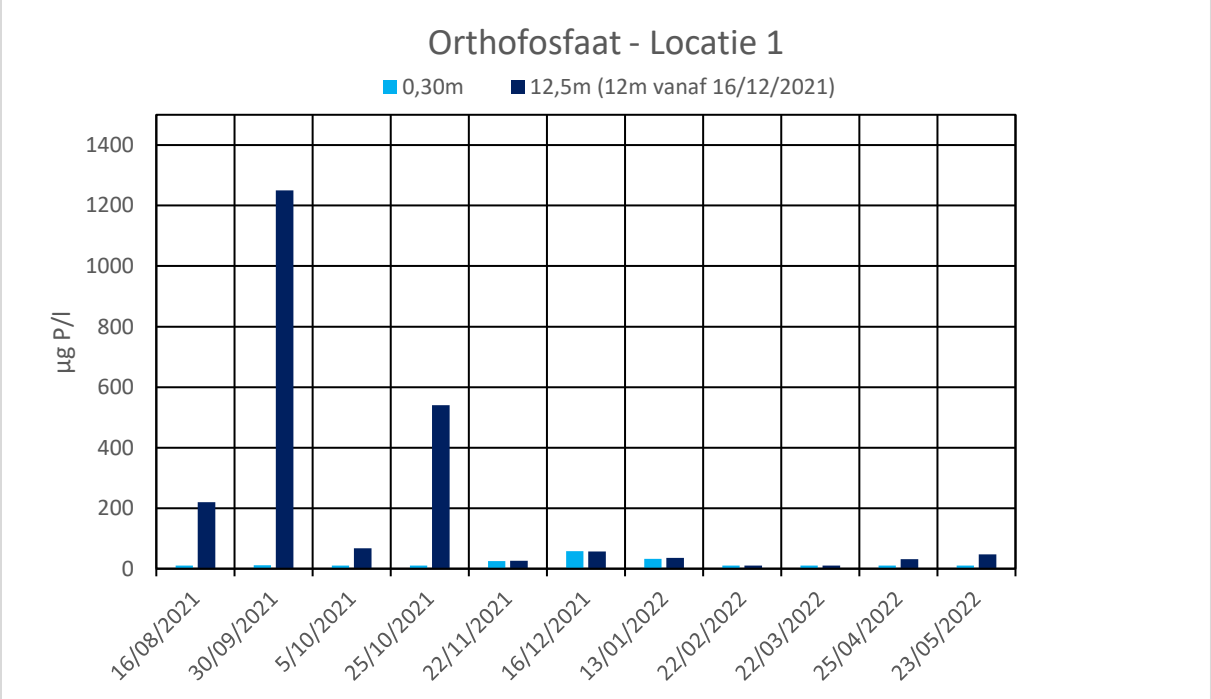
Door de gemixte omstandigheden is het zuurstofgehalte in het diepe water verhoogd in de metingen sinds november ten opzichte van de voorgaande maanden. In november betrof het reeds 6,1 mg/l in het diepe water, in januari was dat 9,0 mg/l. Na de meting in maart zien we het zuurstofgehalte een snelle duik nemen in de overgang naar stratificatie, met waarden rond 2 mg/l.

Tabel 1 - Subset van de gemeten variabelen op het vaste meetpunt in de Blaarmeersen van de maandelijkse monitoring in het kader van het huidige project. Waarden in het lichtrood worden als uitschieters beschouwd en moeten dus met de nodige voorzichtigheid behandeld worden.

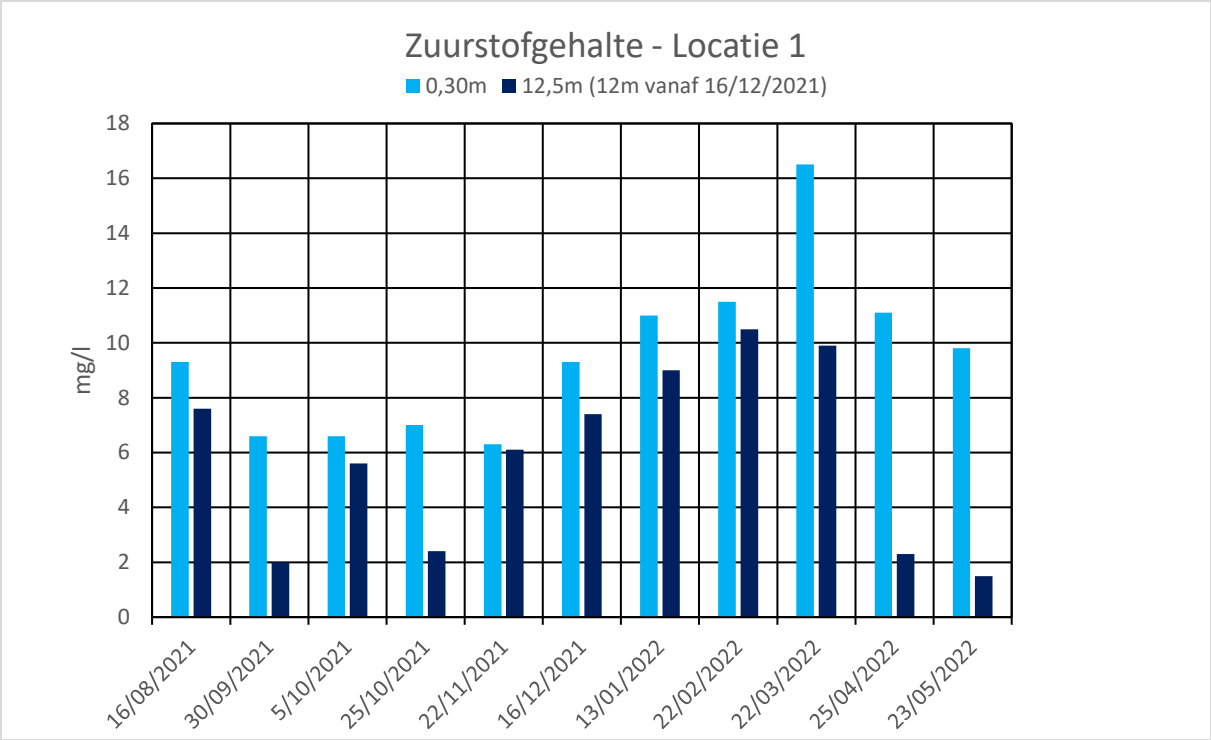
		Zuurstof-gehalte (mg/l)	Ortho-fosfaat	Fosfor totaal	Sulfaten	Tempera-tuur
		mg/l	µg P/l	µg/l	mg/l	°C
Ondiep	16/08/2021	9,3	<10	29,7	niet gemeten	21,0
Diep	16/08/2021	7,6	22	299	niet gemeten	17,9
Ondiep	30/09/2021	6,6	11	28.6	23,6	17,6
Diep	30/09/2021	2,0	1250	1450	9,18	7,8
Ondiep	5/10/2021	6,6	<10	26.8	33,6	16,0
Diep	5/10/2021	5,6	67	125	30,4	9,2
Ondiep	25/10/2021	7,0	<10	33	35,8	13,5
Diep	25/10/2021	2,4	540	611	27,3	9,2
Ondiep	22/11/2021	6,3	25	40	35,4	10,2
Diep	22/11/2021	6,1	0,026	51	36,1	9,8
Ondiep (30 cm diepte)	16/12/2021	9,3	0,058	74	32,1	7,2
Diep (12m diepte)	16/12/2021	7,4	0,057	75	34,4	7,1
Ondiep (30 cm diepte)	13/01/2022	11	0,033	69	35,0	6,0
Diep (12m diepte)	13/01/2022	9,0	0,036	59	32,7	5,8
Ondiep (30 cm diepte)	22/02/2022	11,5	<10	37	26,4	6,8
Diep (12m diepte)	22/02/2022	10,5	<10	40	33,5	6,8
Ondiep (30 cm diepte)	22/03/2022	16,5	<10	32	34,7	9,8
Diep (12m diepte)	22/03/2022	9,9	<10	29	33,2	7,6
Ondiep (30 cm diepte)	25/04/2022	11,1	<10	45	35,8	14,7
Diep (12m diepte)	25/04/2022	2,3	0,031	78	32,4	7,6
Ondiep (30 cm diepte)	23/05/2022	9,8	<10	42	42,2	21,1
Diep (12m diepte)	23/05/2022	1,5	0,047	73	30,6	8,5



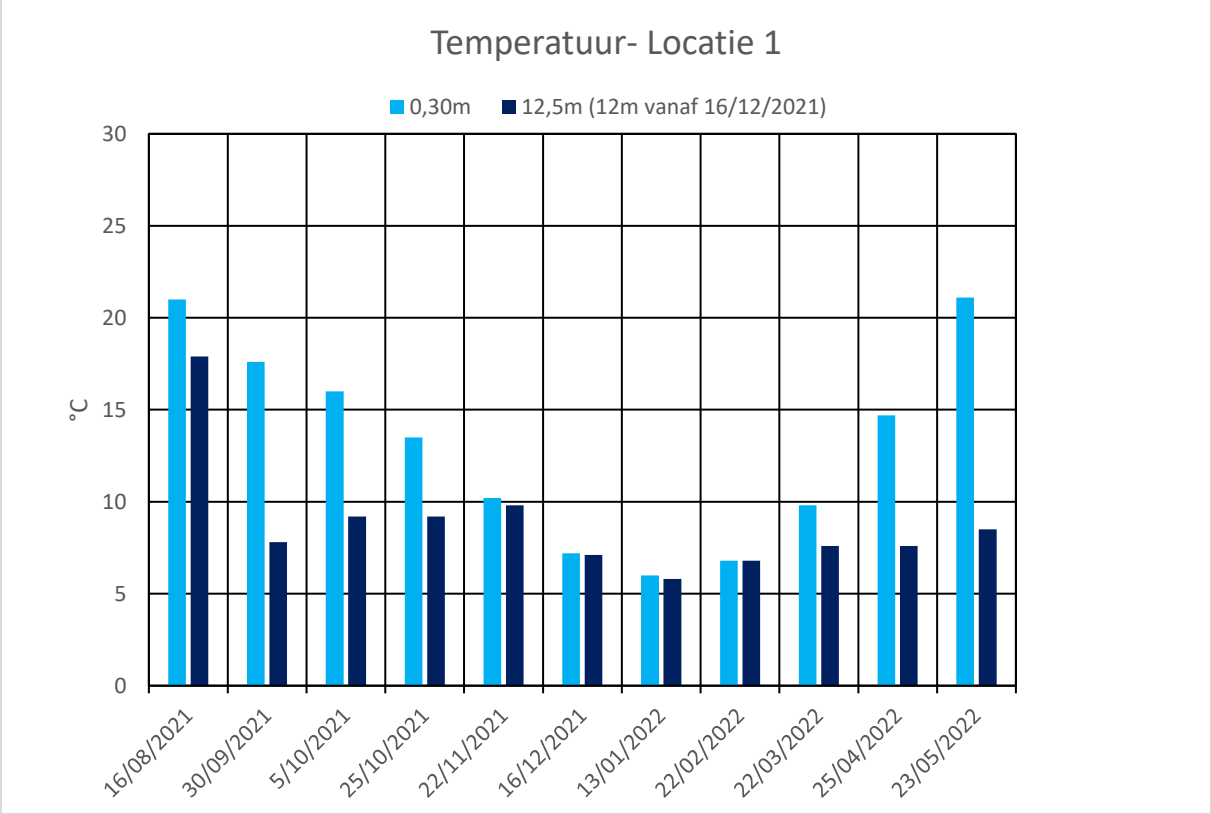
Figuur 23 - Fosfor totaal gehalte op locatie 1 in de Blaarmeersen van de maandelijkse monitoring in het kader van het huidige project.



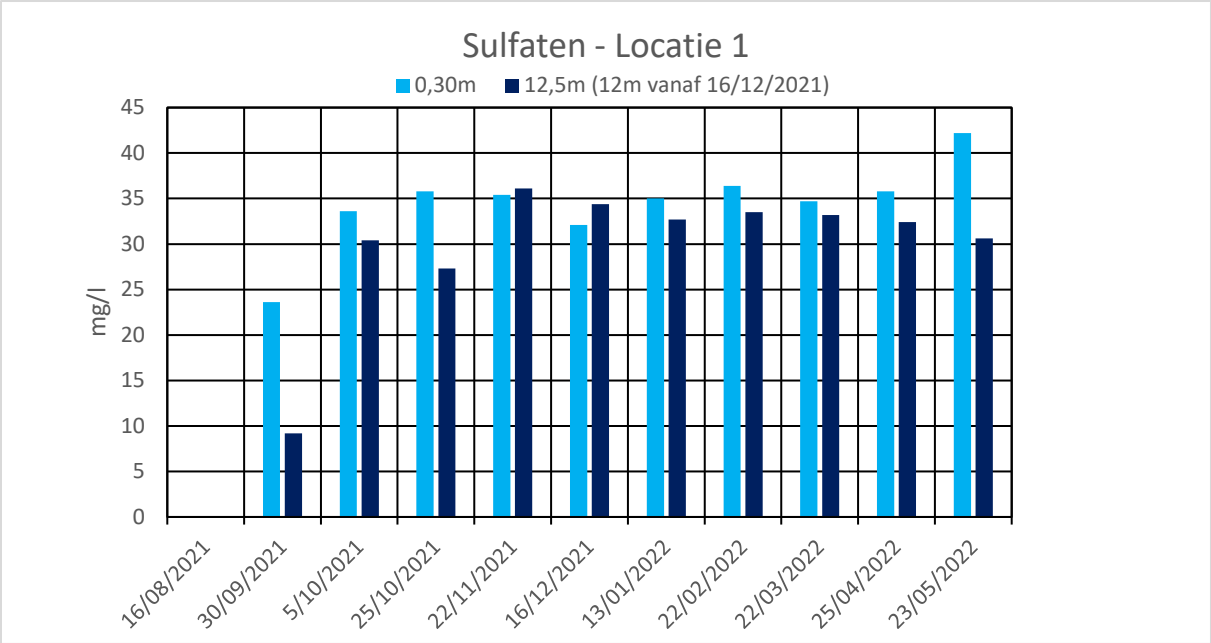
Figuur 24 - Orthofosfaat gehalte op locatie 1 in de Blaarmeersen van de maandelijkse monitoring in het kader van het huidige project.



Figuur 25 - Zuurstofgehalte op locatie 1 in de Blaarmeersen van de maandelijkse monitoring in het kader van het huidige project.



Figuur 26 - Temperatuur op locatie 1 in de Blaarmeersen van de maandelijkse monitoring in het kader van het huidige project.



Figuur 27 - Sulfaatgehalte op locatie 1 in de Blaarmeersen van de maandelijkse monitoring in het kader van het huidige project.

Naast een meting van bovenstaande parameters werd ook het cyanochlorofylgehalte en chlorofyl a gehalte gemeten. Voor beiden zijn de gemeten gehaltes relatief laag en voor chlorofyl a liggen deze vaak beneden de bepaalbaarheidsgrens van 10 µg/l wanneer spectrofotometrisch bepaald. Bij zes van de 11 metingen in het oppervlaktewater werd een chlorofylgehalte van >10 µg/l spectrofotometrisch gemeten: 11µg/l op 25/10/2021, 12 µg/l op 16/12/2021, 23 µg/l op 13/01/2022, 33µg/l op 22/02/2022, 17 µg/l op 22/03/2022 en 13 µg/l op 25/04/2022. In de diepe stalen lag het chlorfylgehalte slechts éénmaal hoger dan 10 µg/l, nl. 49 µg/l op 22/02/2022.

Met de algaetorch werden waarden gemeten tussen 2,9 en 55,2 µg/l voor totaal chlorofylgehalte (zie tabel 2a en 2b). De hoogste waarden werd gemeten op 22/02/2022 waarbij zowel in het ondiepe als in het diepe water waarden rond 50 µg/l werden gemeten. Denys et al. (2005) vonden een gemiddelde waarde voor chlorofyl a van 3,3 µg/l. Gelijkaardige waarden werden gemeten bij de limnologische stages evenals door Van Wichelen (2004) waarbij uitzonderlijk gehaltes tot meer dan 50µg/l chlorofyl a werden gemeten.

Het gehalte cyanochlorofyl varieert tussen <1 µg/l en 4,9 µg/l, waarbij de hoogste waarde op 13 januari 2022 ter hoogte van het diepste punt in de vijver in het oppervlaktewater werd gemeten (tabel 2a en 2b). De cyanochlorofylgehaltes gemeten door de VMM tussen april en september in 2021 waren maximaal 9 µg/l (tabel 2c). Deze waarden waren over de vier punten heen slechts vijf maal hoger dan 3 µg/l. Door aanduiding van de hoogste waarde per datum is te zien dat het cyanochlorofylgehalte, hoewel laag, van april tot juli 2021 vrijwel steeds iets hoger is op meetpunt 570165 (Krekenplas). Tussen juni en augustus was dit het geval voor meetpunt 570115 (duikzone).

Tabel 2a - Veldmetingen algaetorch PCM op locatie 1 (diepste punt van de vijver), ondiep = 30cm diepte, diep = staal c. 50 cm boven bodem tot 16/12/2021, op c. 12m diepte vanaf 16/12/2021.

Datum	Locatie	Waterstaal	Cyano Clfyl	Totaal Clfyl	Turbiditeit	Opm.
			µg/l	µg/l	FTU	
5/10/2021	Locatie 1	Ondiep	0,7	2,9	0,0	Ook voor 5 andere punten met de algaetorch gemeten
5/10/2021	Locatie 1	Diep	<1	4,3	234,1	Ook voor 5 andere punten met de algaetorch gemeten
25/10/2021	Locatie 1	Ondiep	2,9	17,6	24,3	
25/10/2021	Locatie 1	Diep	<1	10,1	406,0	
22/11/2021	Locatie 1	Ondiep	1,8	6,9	0,0	
22/11/2021	Locatie 1	Diep	1,9	4,8	1,7	
16/12/2021	Locatie 1	Ondiep	-	-	-	Niet gemeten
16/12/2021	Locatie 1	Diep	-	-	-	Niet gemeten
13/01/2022	Locatie 1	Ondiep	4,9	31,0	0,0	
13/01/2022	Locatie 1	Diep	1,6	6,2	0,5	
22/02/2022	Locatie 1	Ondiep	1,9	55,2	0,0	
22/02/2022	Locatie 1	Diep	2,5	50,4	1,9	
22/03/2022	Locatie 1	Ondiep	1,5	10,3	0,0	
22/03/2022	Locatie 1	Diep	3,5	13,7	2,5	
25/04/2022	Locatie 1	Ondiep	2,8	18,1	0,0	
25/04/2022	Locatie 1	Diep	0,9	3,0	2,7	
23/05/2022	Locatie 1	Ondiep	0,9	11,9	0,0	
23/05/2022	Locatie 1	Diep	1,0	2,9	0,2	

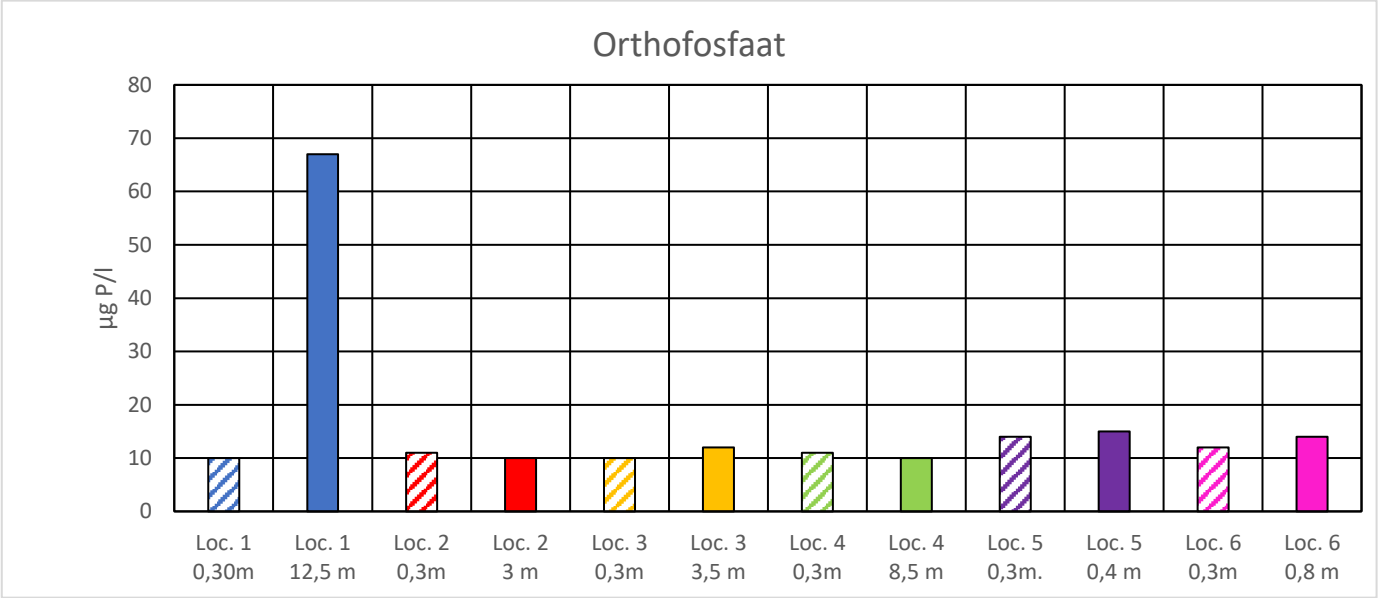
Tabel 2b - Veldmetingen algaetorch PCM tijdens onderzoek naar spatiale verschillen in waterkwaliteit (kleuren naar analogie met figuren 28-32, voor locatienummering zie figuur 2), ondiep = 30cm diepte, diep = staal c. 50 cm boven bodem tot 16/12/2021, op c. 12m diepte vanaf 16/12/2021.

Datum	Locatie	Waterstaal	Cyano Clfyl	Totaal Clfyl	Turbiditeit	Opm.
			µg/l	µg/l	FTU	
5/10/2021	Locatie 2	Ondiep 2	0,8	3,5	0	
5/10/2021	Locatie 2	Diep 2	<1	5,2	38,4	
5/10/2021	Locatie 3	Ondiep 3	-	-	-	Problemen staalname
5/10/2021	Locatie 3	Diep 3	<1	15,3	58,4	
5/10/2021	Locatie 4	Ondiep 4	0,7	2,9	0	
5/10/2021	Locatie 4	Diep 4	<1	4,3	20,8	
5/10/2021	Locatie 5	Ondiep 5	3	13,6	0,9	
5/10/2021	Locatie 5	Diep 5	3,3	8,3	10,4	
5/10/2021	Locatie 6	Ondiep 6	1,1	3,6	0	
5/10/2021	Locatie 6	Diep 6	-	-	-	Problemen staalname

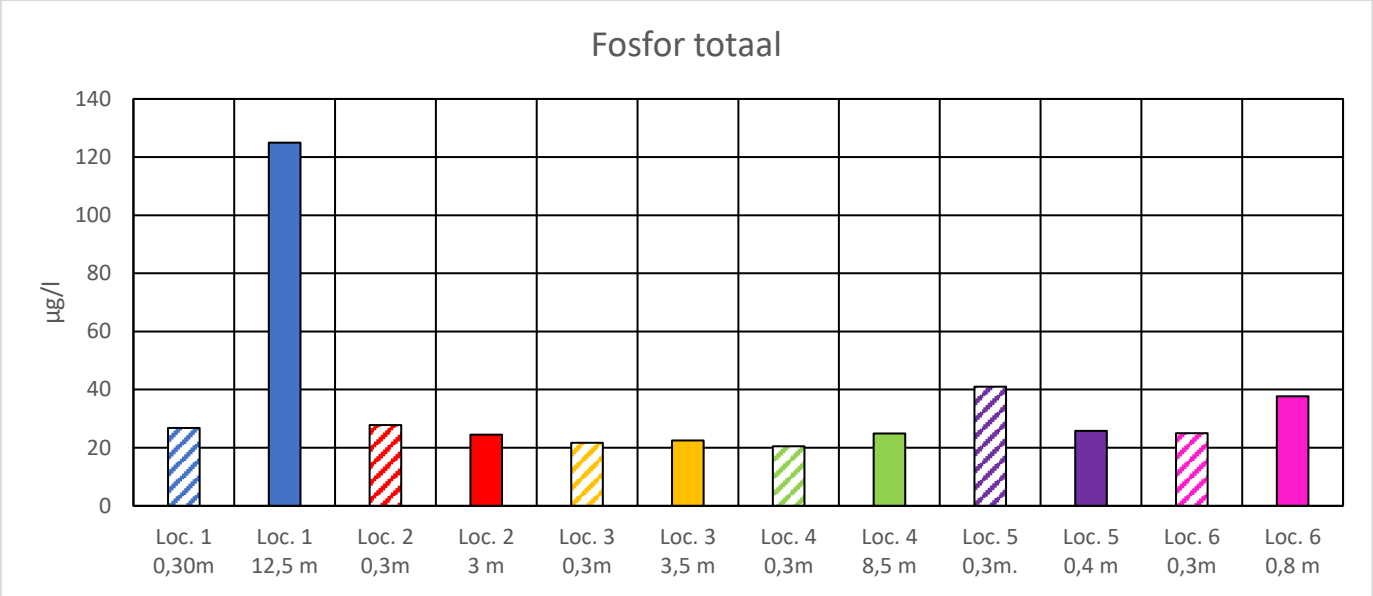
Tabel 2c - Veldmetingen cyanochlorofylgehalte VMM tijdens staalname voor zwemwaterkwaliteit op vier verschillende meetpunten in 2021. Het hoogste cyanochlorofylgehalte gemeten per datum wordt aangegeven met een donkeroranje kleur. De vijf waarden met een cyanochlorofylgehalte hoger dan 3 µg/l zijn aangegeven met een rode kader.

	570130		570150		570115		570165	
	Temp.	Cyano Clfyl	Temp.	Cyano Clfyl	Temp.	Cyano Clfyl	Temp.	Cyano Clfyl
	°C	µg/l	°C	µg/l	°C	µg/l	°C	µg/l
22/09/2021	geen	geen	19,3	0,17	19,3	0,03	geen	geen
6/09/2021	21,7	7,4	21,7	2,3	22,5	0,2	22,4	0,5
30/08/2021	19,9	2,6	19,9	4,3	geen	geen	19,3	2,3
23/08/2021	20,8	1,3	20,6	1,0	20,7	1,6	20,7	0,9
16/08/2021	20,7	1,3	20,1	1,2	geen	geen	20	0,8
9/08/2021	20,6	0,2	20,7	0,3	20,9	1,0	20,1	0,7
2/08/2021	20,3	9,0	20,9	0,73	geen	geen	19,9	7,0
29/07/2021	geen	geen	geen	geen	21,5	3,9	geen	geen
26/07/2021	22,9	2,3	22,9	2,5	23,3	2,7	22,7	2,7
20/07/2021	21,7	0,46	21,7	0,3	geen	geen	21,6	0,46
12/07/2021	22,1	1,4	21,9	1,2	22,1	1,7	22,1	1,7
5/07/2021	20,5	1,1	20,7	1,1	geen	geen	20,7	1,4
1/07/2021	geen	geen	geen	geen	20	1,5	geen	geen
28/06/2021	21,2	1,4	21	1,6	21,3	2,4	21,3	2,4
21/06/2021	22,9	1,4	22,8	1,5	geen	geen	22,4	1,6
14/06/2021	24,9	0,0	24,4	0,0	25	0,03	25,1	0,7
7/06/2021	21,6	0,0	21,4	0,0	geen	geen	22,3	0,6
31/05/2021	19,1	0,9	20	0,0	20,6	0,3	20,8	0,0
25/05/2021	15,1	0,5	15	0,4	geen	geen	14,6	1,2
20/05/2021	geen	geen	geen	geen	geen	geen	16,6	geen
17/05/2021	15,3	0,8	15,3	0,4	15,4	0,6	15,1	1,3
11/05/2021	16,3	0,8	16,3	0,5	geen	geen	17,1	1,2
3/05/2021	13,5	0,5	13,5	0,3	13,7	0,4	15,5	0,6
19/04/2021	11,9	0,2	12	1,0	12,7	0,7	15,7	1,2

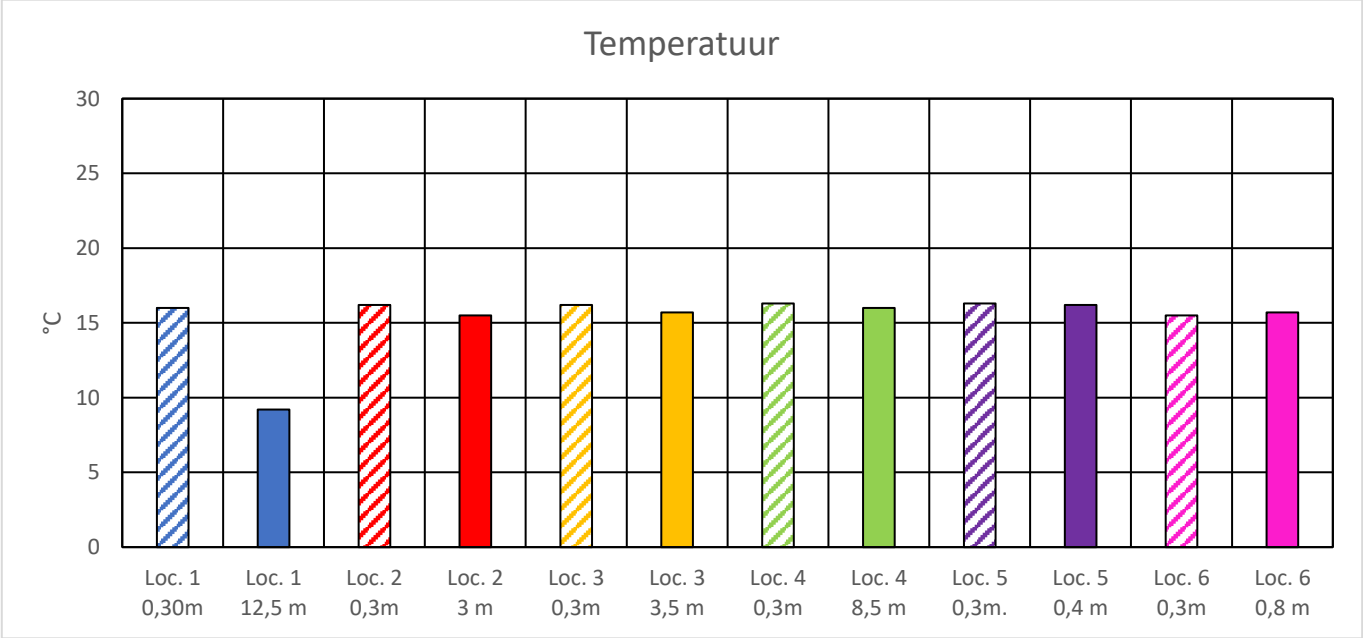
Op 5 oktober 2021 werden er verspreid over zes locaties op de vijver van de Blaarmeersen metingen gedaan om spatiale verschillen qua waterkwaliteit op te pikken (figuren 28-32). De metingen geven aan dat de verschillen van de verschillende parameters tussen diep (nabij de bodem) en ondiep (30 cm onder het wateroppervlak) vooral op locatie 1 worden opgepikt, ook al weten we dat de staalnameprocedure op dit ogenblik nog niet geoptimaliseerd was. Er wordt een lagere temperatuur en zuurstofgehalte gemeten in de diepe lagen en een hoger fosforgehalte. Dit is niet geheel onlogisch aangezien dit ook het diepste punt is (tot 14,80 meter). Bij de andere locaties (uitgezonderd locatie 4 tot 8 meter diep) is het verschil tussen diepe en ondiepe waterlagen te gering waardoor er geen verschillen worden waargenomen (geen stratificatie aanwezig). Er is weinig verschil tussen de verschillende bemonsterde locaties, wat aansluit bij de bevindingen van Boets et al. (2020). Vooral de tijd waarop een staal genomen wordt evenals het feit of er bemonsterd wordt in diepe of ondiepe waterlagen resulteren in een verschil in waterkwaliteit en nutriëntenconcentraties.



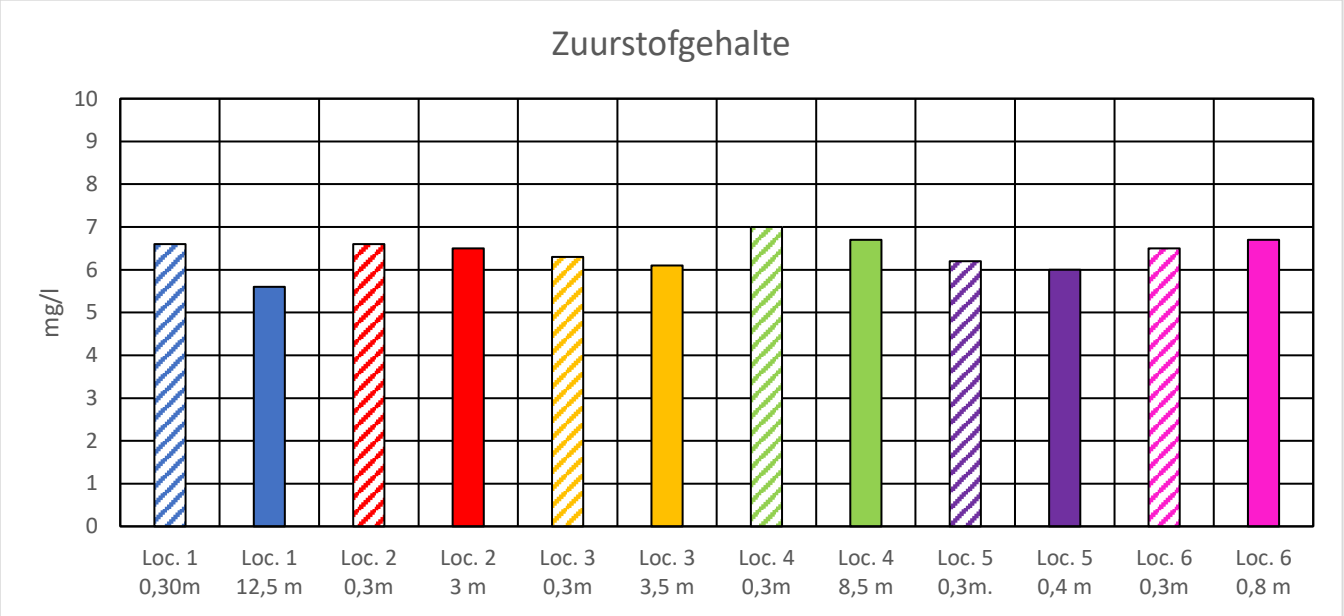
Figuur 28 - Overzicht van de gemeten waarden op 5 oktober 2021 voor orthofosfaat op 6 verschillende locaties op de Blaarmeersen en dit voor zowel oppervlaktewater (diepte 0,3m) als water van de diepere lagen.



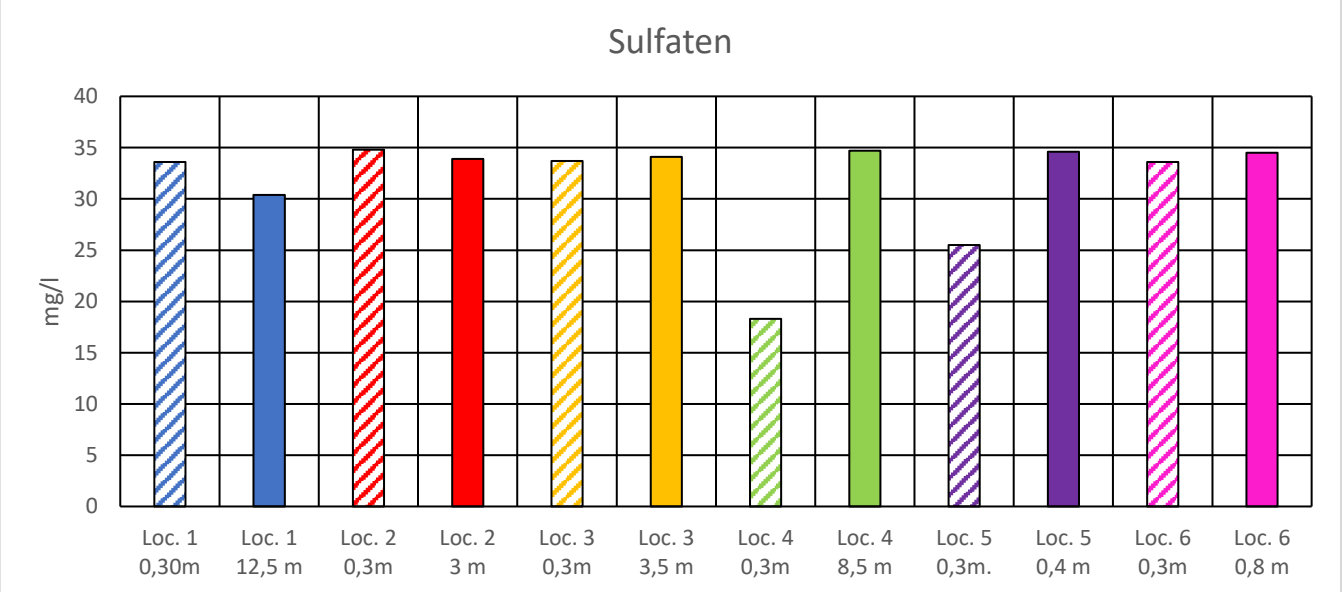
Figuur 29 - Overzicht van de gemeten waarden op 5 oktober 2021 voor totaal fosfor op 6 verschillende locaties op de Blaarmeersen en dit voor zowel oppervlaktewater (diepte 0,3m) als water van de diepere lagen.



Figuur 30 - Overzicht van de gemeten waarden op 5 oktober 2021 voor temperatuur op 6 verschillende locaties op de Blaarmeersen en dit voor zowel oppervlaktewater (diepte 0,3m) als water van de diepere lagen.



Figuur 31 - Overzicht van de gemeten waarden op 5 oktober 2021 voor zuurstofgehalte op 6 verschillende locaties op de Blaarmeersen en dit voor zowel oppervlaktewater (diepte 0,3m) als water van de diepere lagen.



Figuur 32 - Overzicht van de gemeten waarden op 5 oktober 2021 voor sulfaten op 6 verschillende locaties op de Blaarmeersen en dit voor zowel oppervlaktewater (diepte 0,3m) als water van de diepere lagen.

3.2.2. Waterbodem

De resultaten van de waterbodemanalyse (tabel 3) geven aan dat de kans op nalevering van fosfor vanuit de waterbodem eerder beperkt is. De concentratie aan fosfor in de waterbodem lag op de zes bemonsterde locaties altijd beneden de 1360 mg P/kg welke als ondergrens wordt genomen voor de nalevering van P (van Gerven et al., 2011). Ook aan de verhouding Fe-S/P, waarbij wordt aangegeven dat nalevering van fosfor mogelijk is bij waarden onder 10, werd niet voldaan voor de zes locaties. Behalve voor locatie 4, was ook de ijzer/fosfor verhouding goed om geen nalevering van fosfor te bewerkstelligen.

Tabel 3 – Overzicht van de gemeten waarden en de verhoudingen van ijzer (Fe) en fosfor (P) in de waterbodem van de Blaarmeersen op 6 verschillende locaties. Elk monster bestaat uit 10-15 deelmonsters. Eveneens zijn de criteria voor nalevering vanuit de waterbodem vermeld (volgens van Gerven et al. 2011).

			Zwavel – S (Totaal)	**Fosfor – P (Totaal)**	**IJzer – Fe (totaal)**	**P:Fe**	**Fe-S/P**
Locatie	Monsternr.	Laag (cm)	(mg/kg DS)	(mg/kg DS)	(mg/kg DS)	/	/
1	21-64036-GR	0-30	4016,29	312,17	11731,036	0,027	99,6
2	21-64037-GR	0-30	1133,65	162,54	4018,135	0,040	68,3
3	21-64038-GR	0-30	580,79	108,18	3194,708	0,034	87,2
4	21-64039-GR	0-30	490,95	148,01	2474,948	**0,060**	48,8
5	21-64040-GR	0-30	3379,63	501,15	23077,950	0,022	139,0
6	21-64041-GR	0-30	46.,35	148,97	13227,204	0,011	286,6
	Nalevering fosfor bij			>1360		>0.055	<10

3.2.3. Bodem

De boorstaten kunnen gevonden worden in bijlage 2. Zoals gesteld onder materiaal en methoden, werden ook voor de waarden bekomen uit de analyse van de bodemmonsters op vier locaties rondom de vijver van de Blaarmeersen de ratio's voor mogelijke nalevering van fosfor zoals voor de stalen van de waterbodem berekend (zie tabel 4). Op basis van die ratio's kunnen we besluiten dat er weinig tot geen input is vanuit de omliggende bodem van P richting de Blaarmeersen. De concentraties in de bovenste meter zijn hoger in vergelijking met de diepere grondlagen (70-180cm).

Tabel 4 – Overzicht van de gemeten waarden voor enkele elementen en de verhoudingen van ijzer (Fe) en fosfor (P) in de bodem rondom de vijver van de Blaarmeersen op 4 verschillende locaties (waarbij voor de locatie P1 en P2 twee verschillende dieptes werden geanalyseerd). Eveneens zijn de criteria voor nalevering vanuit de waterbodem vermeld (volgens van Gerven et al. 2011).

			Zwavel - S (Totaal)	**Fosfor - P (Totaal)**	**IJzer - Fe (totaal)**	**P:Fe**	**Fe-S/P**
Locatie	Monsternr.	Horizont (cm)	(mg/kg DS)	(mg/kg DS)	(mg/kg DS)	/	/
P1	22-04787-GR	70-100	388	347	8472	0,041	78,3
P1	22-04788-GR	120-200	400	245	8656	0,028	113,3
P2	22-04789-GR	30-80	348	320	26528	0,012	271,0
P2	22-04790-GR	140-180	566	197	31519	0,006	521,6
B3	22-04791-GR	20-70	120	272	8647	0,031	103,9
B4	22-04792-GR	20-70	399	368	17247	0,021	152,3
	Nalevering fosfor bij			>1360		>0.055	<10

Tabel 5 – Overzicht van de biobeschikbare hoeveelheden van enkele elementen in de bodem rondom de vijver van de Blaarmeersen op 4 verschillende locaties (waarbij voor de locatie P1 en P2 twee verschillende dieptes werden geanalyseerd).

			N-totaal	**Kalium**	**Olson Fosfor - P**	**IJzer - Fe**	**Zwavel - S**
Locatie	Monsternr.	Horizont (cm)	(%DS)	(mg/100g droge grond)	(mg/kg droge grond)	(mg/100g droge grond)	(mg/100g droge grond)
P1	22-03251-GR	70-100	0,02	8	46,81	53,64	5,9
P1	22-03252-GR	120-200	0,01	5	14,83	55,01	9,2
P2	22-03253-GR	30-80	0,14	11	14,79	53,44	3,3
P2	22-03254-GR	140-180	0,07	10	3,97	53,02	9
B3	22-03255-GR	20-70	0,03	3,7	42,18	89,46	4,8
B4	22-03256-GR	20-70	0,03	9	19,14	55,02	10,3

In de huidige studie lagen de Olsen-P waarden (biobeschikbare P) in de bovenste meter van de bemonsterde locaties op respectievelijk 47, 15, 42 en 19 mg/kg (zie tabel 5). Deze waarden vallen binnen wat er in De Schrijver et al. (2013) als streefwaarden voor het ontwikkelen van natuur wordt aangegeven en lijkt dus te impliceren dat we op vlak van Olsen-P waarden in de bodem rondom de vijver van de Blaarmeersen geen hoge waarden hebben.

De Olsen-P waarden, in combinatie met de verhouding van P tot Fe en S in de bodem, wijst er op dat er mogelijks een klein beetje verrijking mogelijk is vanuit de bodem maar dat dit geen grote bron vormt.

3.2.4. Grondwater

In tabellen 6a, 6b, 7a, 7b, 8a, 8b worden de metingen van de kationen en anionen in het grondwater van de twee peilbuizen en in de grondwaterwinningsput gegeven voor de staalname van 1/02/2022. In tabellen 9a, 9b, 10a, 10b ook die voor de staalname op 25/04/2022.

De ionenbalans geeft aan of de monstername op een goede en kwalitatieve manier is uitgevoerd. Hierbij mag de afwijking van de positieve en negatieve ionen maximaal 5% bedragen. De ionenbalans (verhouding anionen/kationen) die berekend kan worden voor peilbuis 1 van de staalname van 1/02/2022 is 98,2%. De ionenbalans voor peilbuis 2 is 100,7% en die voor de grondwaterwinningsput is 100,2%. Hier is dus in alle drie de gevallen aan een maximale afwijking van 5% voldaan. Voor de tweede staalname op 25/04/2022 zien we dat de ionenbalans bij peilbuis 1 90,6% bedraagt, bij peilbuis 2 is dit 98,2%. Hier moeten de resultaten van peilbuis 1 dus wel met de nodige voorzichtigheid beschouwd worden.

Tabel 6a - Meting kationen peilbuis 1 - staalname 1/02/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Kationen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Na	54,00	23,00	2,35	1	2,35
K	3,20	39,10	0,08	1	0,08
Ca	183,00	40,10	4,56	2	9,13
Mg	12,00	24,30	0,49	2	0,99
Fe	34,20	55,80	0,61	2	1,23
NH4	3,32	18,00	0,18	1	0,18
			som kationen		13,95

Tabel 6b - Meting anionen peilbuis 1 - staalname 1/02/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Anionen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Cl	56,30	35,50	1,59	1	1,59
SO4	0,00	96,00	0,00	2	0,00
F	0,75	19,00	0,04	1	0,04
NO2	0,00	46,00	0,00	1	0,00
NO3	0,00	62,00	0,00	1	0,00
o-PO4 (P)	0,00	31,00	0,00	3	0,00
HCO3	737,00	61,00	12,08	1	12,08
			som anionen		13,71

Tabel 7a - Meting kationen peilbuis 2 - staalname 1/02/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Kationen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Na	24,00	23,00	1,04	1	1,04
K	6,70	39,10	0,17	1	0,17
Ca	352,00	40,10	8,78	2	17,56
Mg	16,00	24,30	0,66	2	1,32
Fe	3,09	55,80	0,06	2	0,11
NH4	1,52	18,00	0,08	1	0,08
			som kationen		20,28

Tabel 7b - Meting anionen peilbuis 2 - staalname 1/02/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Anionen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Cl	55,40	35,50	1,56	1	1,56
SO4	197,00	96,00	2,05	2	4,10
F	0,25	19,00	0,01	1	0,01
NO2	0,00	46,00	0,00	1	0,00
NO3	0,00	62,00	0,00	1	0,00
o-PO4 (P)	0,00	31,00	0,00	3	0,00
HCO3	900,00	61,00	14,75	1	14,75
			som anionen		20,43

Tabel 8a - Meting kationen grondwaterwinningsput - staalname 1/02/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Kationen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Na	24,00	23,00	1,04	1	1,04
K	2,10	39,10	0,05	1	0,05
Ca	157,00	40,10	3,92	2	7,83
Mg	12,00	24,30	0,49	2	0,99
Fe	9,19	55,80	0,16	2	0,33
NH4	2,85	18,00	0,16	1	0,16
			som kationen		10,40

Tabel 8b - Meting anionen grondwaterwinningsput - staalname 1/02/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Anionen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Cl	30,400	35,500	0,86	1	0,86
SO4	0,000	96,000	0,00	2	0,00
F	0,130	19,000	0,01	1	0,01
NO2	0,000	46,000	0,00	1	0,00
NO3	0,000	62,000	0,00	1	0,00
o-PO4 (P)	0,000	31,000	0,00	3	0,00
HCO3	583,000	61,000	9,56	1	9,56
			som anionen		10,42

Tabel 9a - Meting anionen peilbuiis 1 – staalname 25/04/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Kationen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Na	46,00	23,00	2,00	1	2,00
K	2,40	39,10	0,06	1	0,06
Ca	172,00	40,10	4,29	2	8,58
Mg	11,00	24,30	0,45	2	0,91
Fe	30,90	55,80	0,55	2	1,11
NH4	2,02	18,00	0,11	1	0,11
			som kationen		12,77

Tabel 9b - Meting kationen peilbuiis 1 – staalname 25/04/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Anionen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Cl	42,9	35,5	1,21	1	1,21
SO4	0	96	0,00	2	0,00
F	0,74	19	0,04	1	0,04
NO2	0	46	0,00	1	0,00
NO3	0	62	0,00	1	0,00
o-PO4 (P)	0	31	0,00	3	0,00
HCO3	629	61	10,31	1	10,31
			som anionen		11,56

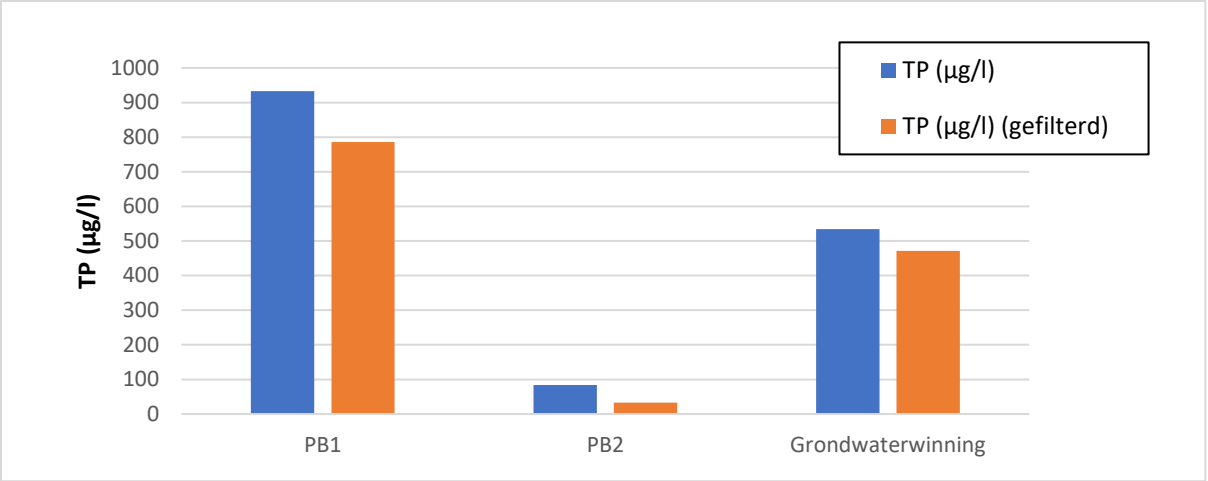
Tabel 10a - Meting anionen peilbuiis 2 – staalname 25/04/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Kationen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Na	26	23	1,13	1	1,13
K	0	39,1	0,00	1	0,00
Ca	440	40,1	10,97	2	21,95
Mg	17	24,3	0,70	2	1,40
Fe	4,68	55,8	0,08	2	0,17
NH4	0,24	18	0,01	1	0,01
			som kationen		24,66

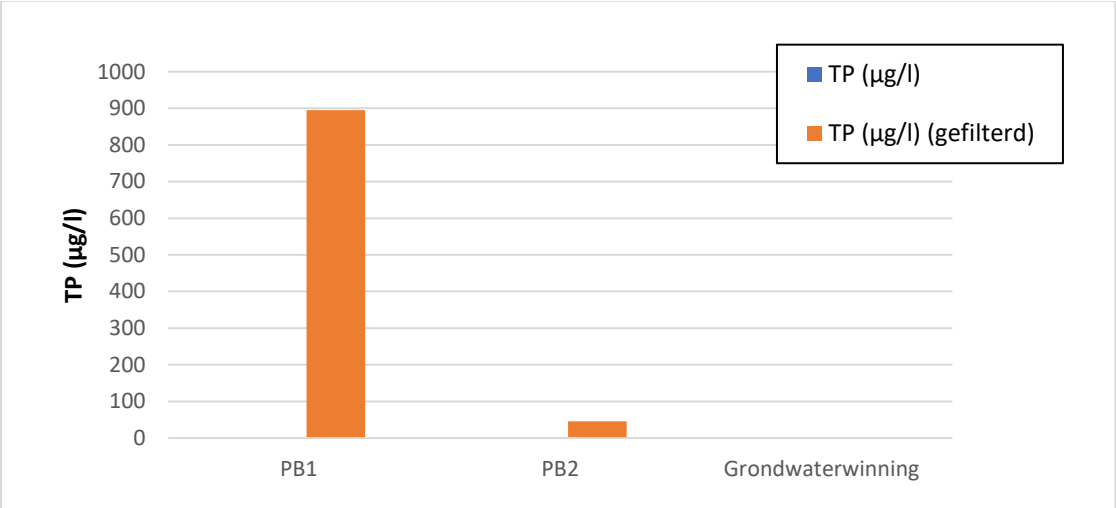
Tabel 10b - Meting kationen peilbuiis 2 – staalname 25/04/2022. M=molair, MM=molaire massa.

Anionen	conc (mg/l)	MM (g/mol)	M (mmol/l)	valentie	N (meq/l)
Cl	89,2	35,5	2,51	1	2,51
SO4	340	96	3,54	2	7,08
F	0,29	19	0,02	1	0,02
NO2	0	46	0,00	1	0,00
NO3	0	62	0,00	1	0,00
o-PO4 (P)	0	31	0,00	3	0,00
HCO3	890	61	14,59	1	14,59
			som anionen		24,20

Het grondwater werd eveneens geanalyseerd op aanwezigheid van nutriënten (zie figuur 33a/33b en tabel 11). Voor de TP concentraties op 1/02/2022 zijn er grote verschillen op te merken tussen de drie locaties, zowel wat betreft het gefilterd als ongefilterd staal (figuur 33a). In peilbuis 1 en de grondwaterwinningsput worden hoge concentraties TP gemeten. Hoewel de aanleg van de skipiste en het gebruik van kunstsneeuw indertijd voor een aanvoer van nutriënten heeft gezorgd (Van Wichelen, 2004), is dit niet onmiddellijk nog zichtbaar in het grondwater van peilbuis 2. Voor de andere variabelen (tabel 11) valt vooral het verschil in concentratie van sulfaten op. Daar zien we een waarde van 197 mg/l voor peilbuis 2, waar de concentraties in PB1 en de grondwaterwinningsput niet detecteerbaar waren. Hoge hoeveelheden sulfaten betekent dat er veel aan ijzer kan binden en dus minder aan fosfor en meer beschikbaarheid van fosfor.
Voor de tweede analyse van het grondwater (25/04/2022) was alleen een gefilterd staal voor peilbuis 1 en 2 beschikbaar (figuur 33b). De gemeten waarden voor TP en de andere variabelen bevestigen wel de trends en metingen uit de eerste grondwateranalyse.



Figuur 33a - TP concentraties in de nieuwe geplaatste ondiepe peilbuizen (PB1 en PB2) en de grondwaterwinningsput op 1/02/2022.



Figuur 33b - TP concentraties in de nieuwe geplaatste ondiepe peilbuizen (PB1 en PB2) en de grondwaterwinningsput op 25/04/2022. Op deze datum is er alleen een analyse beschikbaar van een gefilterd staal.

Tabel 11 - Resultaten voor de gemeten variabelen uit de twee grondwateranalyses voor peilbuis 1 (PB1), peilbuis 2 (PB2) en de ene voor de grondwaterwinningsput (GW). Waarden aangeduid met "<" situeerden zich beneden de detectielimiet.

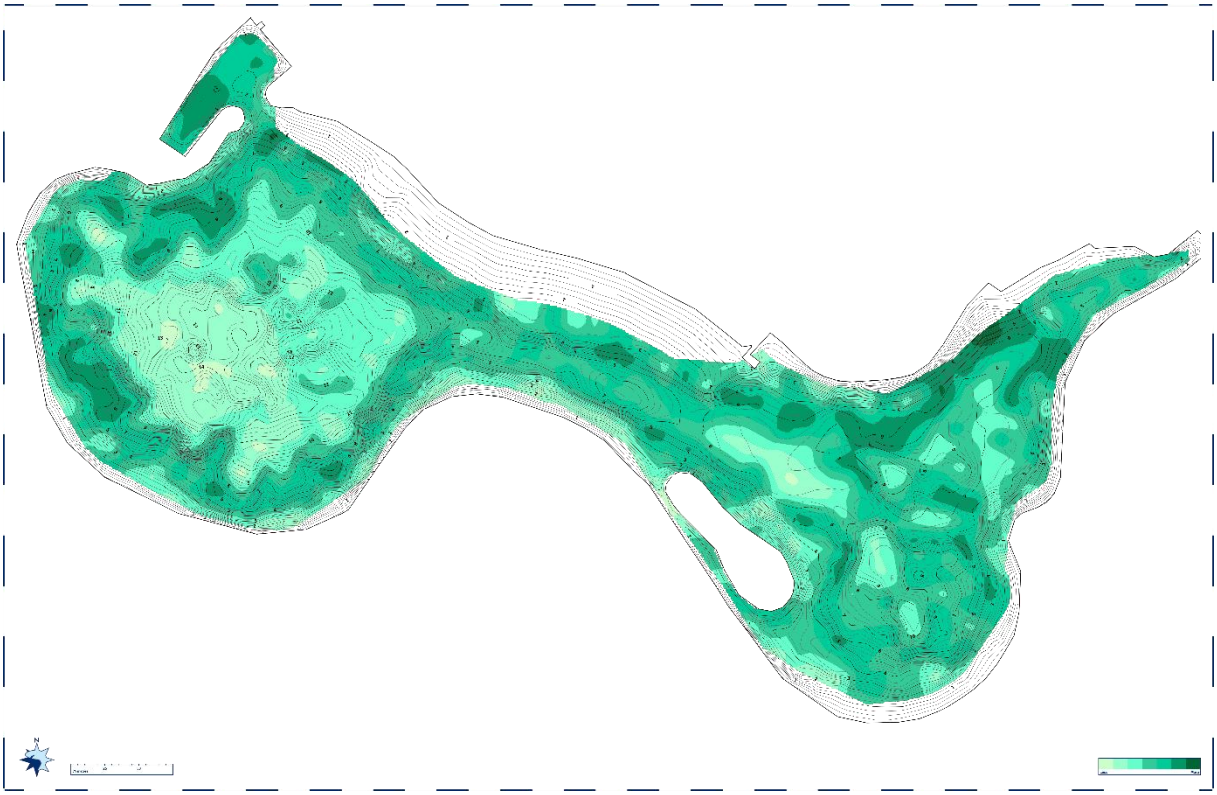
	Alkaliteit	**Calcium opgelost**	**Chloriden**	**Geleidbaarheid (corr. 20°C)**	**IJzer opgelost**	**Fluoriden**	**Kalium opgelost**	**Magnesium opgelost**	**Natrium opgelost**	**Ammonium**	**Ammonium (N)**
	mg HCO_3/l	mg/l	mg/l	µS/cm	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg NH4+/l	mg N/l
PB1 - 1/02/2022	737	183	56,3	1100	34200	0,74	3.2	12	54	3,32	2,57
PB1 - 25/04/2022	629	172	42,9	982	30900	0,74	2,4	11	46	2,02	1,57
PB2 - 1/02/2022	900	352	55,4	1590	3090	0,25	6,7	16	24	1,96	1,52
PB2 - 25/04/2022	890	440	89,2	1800	4680	0,29	<1,0	17	26	0,24	0,19
GW - 1/02/2022	583	157	30,4	849	9190	0,13	2,1	12	24	2,85	2,21

	Nitraat + nitriet (N)	**Nitriet**	**Nitriet (N)**	**Nitraat**	**Nitraat (N)**	**Orthofosfaat**	**pH**	**Fosfor totaal**	**Sulfaten**	**Tempera-tuur**	**Totale stikstof**
	mg N/l	mg/l	mg N/l	mg/l	mg N/l	mg P/l	nvt	µg/l	mg/l	°C	mg N/l
PB1 - 1/02/2022	< 0,1	< 0,035	< 0,01	< 0,45	< 0,1	< 0,010	7,2	933	< 10,0	8,7	3,4
PB1 - 25/04/2022	< 0,1	< 0,035	< 0,01	< 0,45	< 0,1	< 0,050	7,3	895	< 10,0	10,8	2,2
PB2 - 1/02/2022	< 0,1	< 0,035	< 0,01	< 0,45	< 0,1	< 0,010	6,7	84	197	9,4	2,6
PB2 - 25/04/2022	< 0,1	< 0,035	< 0,01	< 0,45	< 0,1	< 0,050	6,7	46	340	9,2	1,1
GW- 1/02/2022	< 0,1	< 0,035	< 0,01	< 0,45	< 0,1	< 0,010	7	534	< 10,0	12,3	2,8

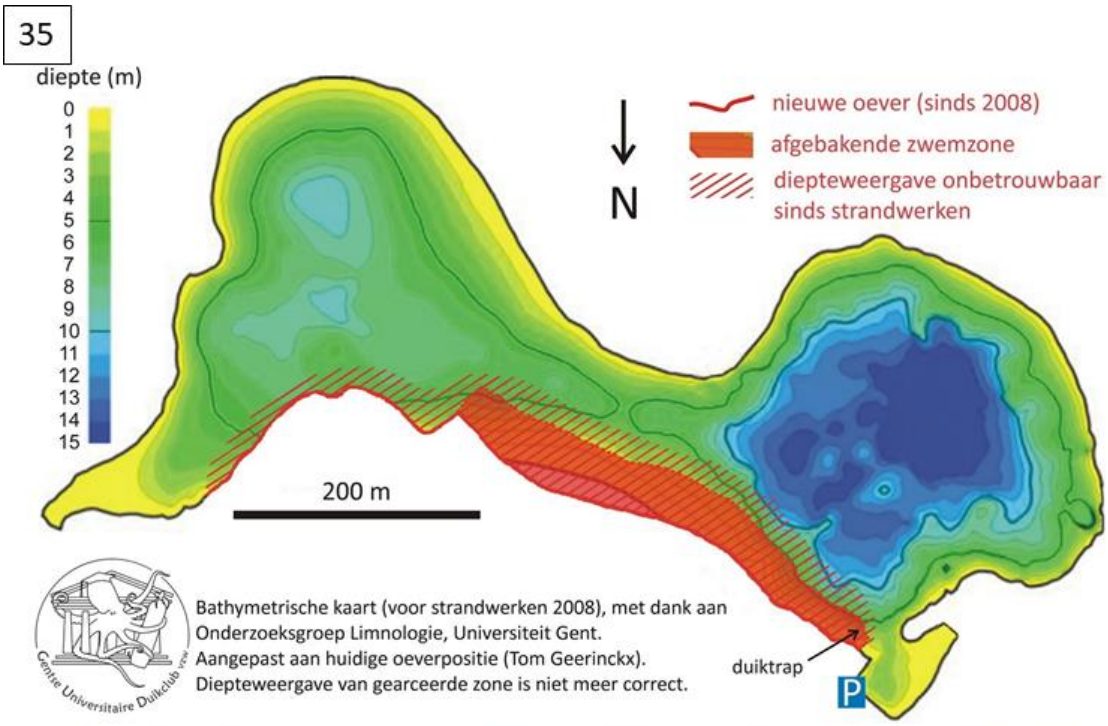
3.2.5. Bathymetrie

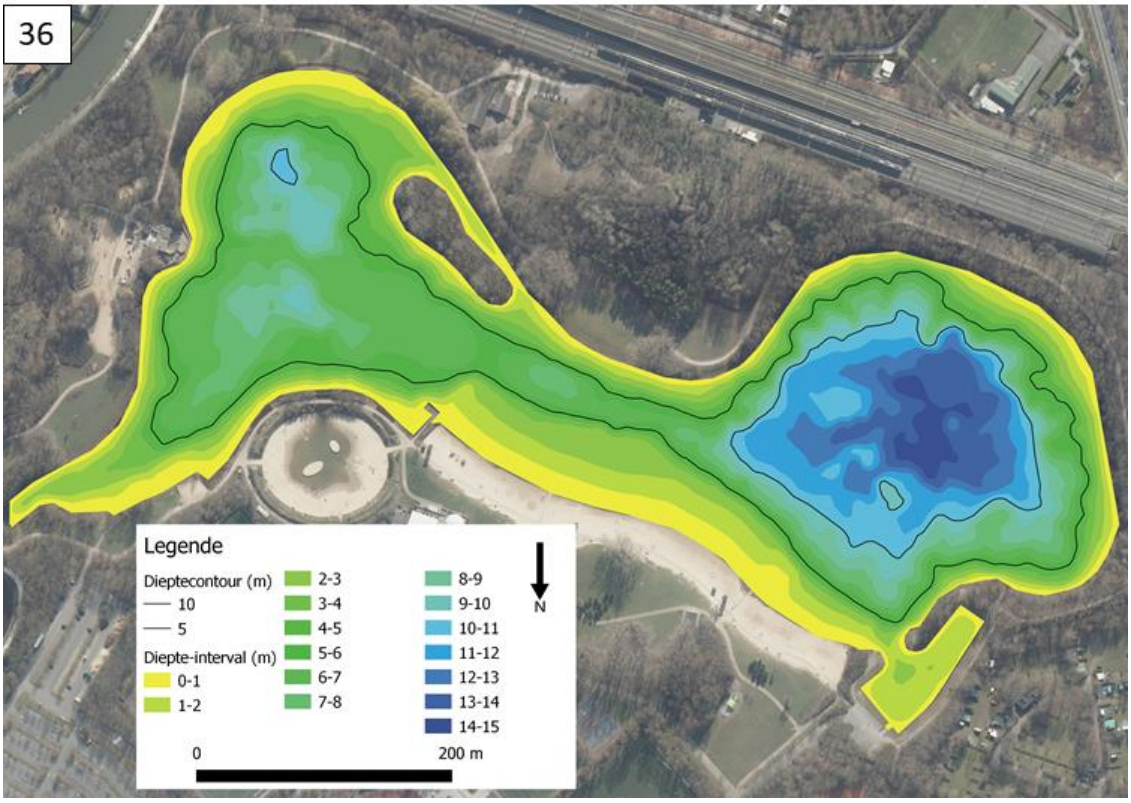
Naast de waterbodem werd ook de bathymetrie van de Blaarmeersen opgevraagd. Via een recente opmeting kan een gedetailleerd beeld verkregen worden van het reliëf onder water. Een bewerking van deze gegevens zodat de informatie voorgesteld wordt op een gelijkaardige manier als het kaartje van voor de herinrichtingswerken leert ons dat de aanleg van de strandzone in 2008 een invloed heeft gehad op het bodemprofiel (figuur 35 en 36 op volgende pagina). In het noordelijke deel werden meer ondiepe zones gecreëerd en ook richting het ondiepe deel van de vijver lijkt er een verondieping plaats hebben gevonden. Uit deze gegevens is niet te bepalen wat het aandeel van slib of zand is.

Aanvullend op de opmeting van de bathymetrie van de Blaarmeersen is er ook een kaart aangeleverd die een inschatting geeft van de hardheid van de waterbodem (figuur 34). Deze kaart geeft aan dat vooral de ondiepe zones gekenmerkt worden door een relatief harde bodem terwijl de diepere zones gekenmerkt worden door een zachter substraat. Dit doet vermoeden dat er in de ondiepe zones weinig slib voorkomt maar dat het slib zich concentreert in de diepere zones. Dit is logisch gezien het slib naar de diepere delen afzakt. Slibdiktemetingen langs de oever werden uitgevoerd door het PCM en worden hierna besproken.



Figuur 34 – Bodemhardheid van de Blaarmeersen – een lichtere kleur geeft een relatief zachtere bodem weer en dus meer slib (kaart opgemaakt door Danny Geysen (Vlaamse roofvisfederatie/sonar mapping solutions)).





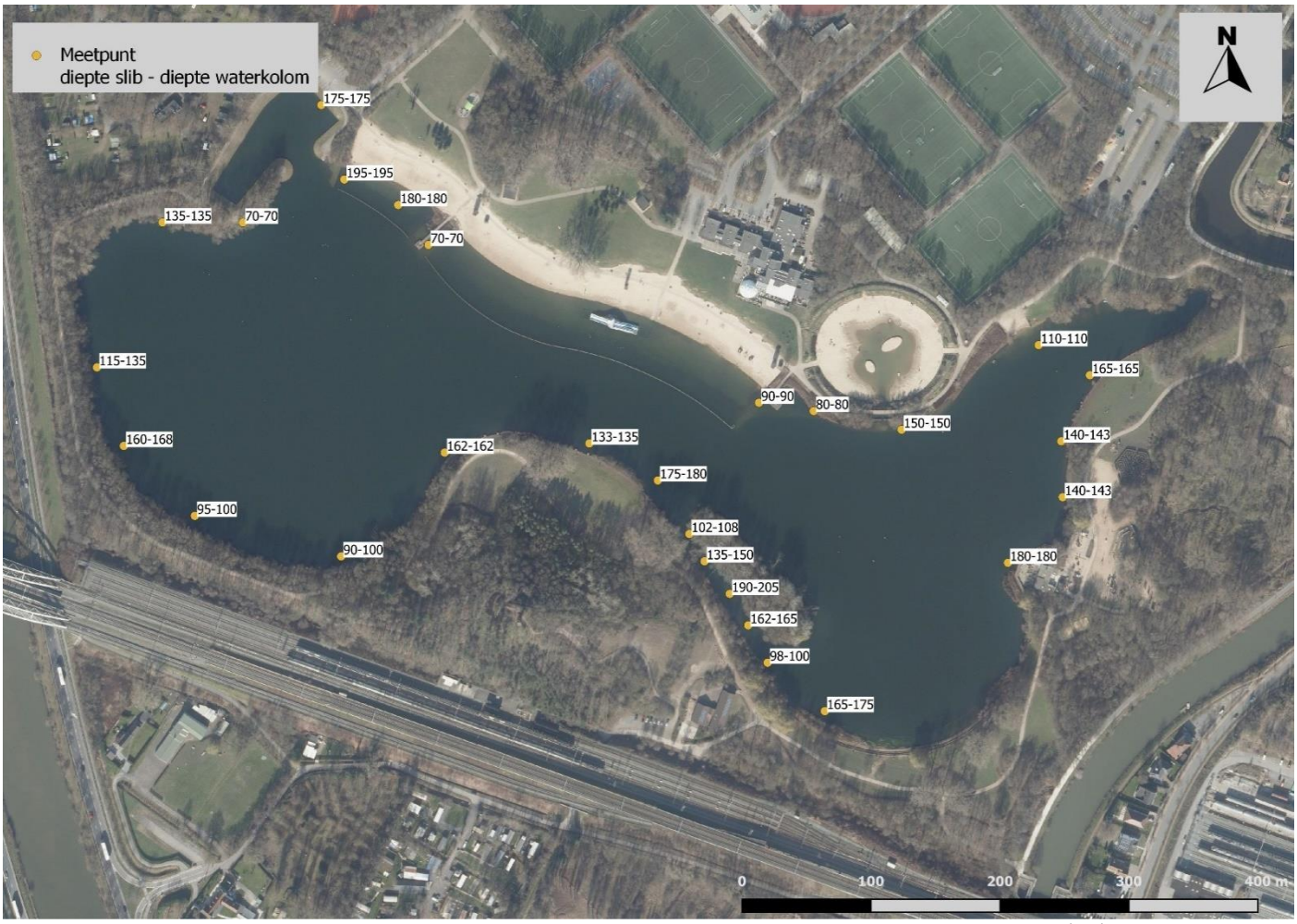
Figuur 35 - Aangeleverde figuur door Stad Gent met de bathymetrie van de vijver van de Blaarmeersen voor aanvang van de herinrichtingswerken in 2008.

Figuur 36 - Bewerking door het PCM van de recente bathymetrische gegevens van Danny Geysen (Vlaamse roofvisfederatie/sonar mapping solutions) om vergelijkbare figuur als in A. te bekomen. Let op, het noorden bevindt zich op deze kaarten onderaan.

3.2.6. Slibdikte

Op 16 december 2021 werden slibdiktemetingen uitgevoerd door het PCM in de oeverzones van de Blaarmeersen. Op figuur 37 wordt per meetpunt de diepte tot aan het slib weergegeven, gevolgd door de diepte waarop harde bodem werd vastgesteld. We zien dat er langs de noordelijke oever geen slib waargenomen werd. Aan de westelijke oever werd het dikste pakket slib vastgesteld, nl. 20 cm. Op de overige meetpunten aan de zuidwestelijke en zuidoostelijke oevers is de slibdikte meestal enkele centimeters tot maximaal 15 cm. Dit is zoals verwacht op basis van de bodemhardheidskaart (figuur 37), waarop de ondiepe zones gekenmerkt werden door relatief harde bodem.

Zoals verderop in het document wordt aangehaald, schatten de duikers de slibdikte op de plaats waar gedoken wordt op 30 tot 50 cm. Ook dit is in de lijn van de verwachtingen op basis van de bodemhardheidskaart, waarop zachter substraat te zien was in de diepere zones. Op basis van deze gegevens kan men besluiten dat de hoeveelheid slib relatief beperkt is. De duikclub bevestigt dat bij duiken in de diepere gedeelten wel vaak een beperkte hoeveelheid slib opgewoeld wordt.



Figuur 37 - Slibdiktemetingen langs de oevers van vijver in de Blaarmeersen, uitgevoerd door het PCM op 16/12/2021

3.2.7. Recreatie

3.2.7.1. Recreanten

Het aantal recreanten, niet het totaal aantal zwemmers, bedroeg voor de periode half juni tot half september 2021 (103 dagen) in de Blaarmeersen ongeveer 65.000 (data aangeleverd door sportdienst stad Gent).

In het opzicht van verstoring door zwemmers is het onderzoek van Goldsmith et al. (2013) op een Amerikaanse campus interessant. In een vijver op de campus wordt niet gezwommen maar springen duizenden studenten traditioneel éénmaal tijdens het jaar in het water. De vijver is met stenen aangelegd en wordt tweejaarlijks geruimd om het opgebouwde slib en algen te verwijderen. Tijdens, voor en na het event werd de chemie in het water gemeten en de meest opvallende resultaten waren de toename aan $NH4^+$ en TN na het event. Aangezien de vijver recent was geruimd en de stenen bodem van het meer tijdens het event zelfs visueel zichtbaar was, kon de toename aan $NH4^+$ en TN dus niet het gevolg zijn van verstoorde sedimenten maar was deze zo goed als volledig toe te schrijven aan directe menselijke input. Omgerekend zou er 125l urine nodig geweest zijn om de toename in TN te verklaren (Goldsmith et al., 2013). Dit was niet verwonderlijk voor de auteurs aangezien er meer dan 5000 studenten aan het event deelnamen. Wanneer we deze cijfers simplistisch zouden omrekenen naar de Blaarmeersen dan zouden we met een jaartotaal van 65000 recreanten die allen eens in het water springen aan een input van 1625l urine/jaar zitten. Uit Udert et al. (2006) weten we dat urine gemiddeld 9200 mg N/l bevat en 740 mg P/l. 1625l urine/ jaar zou in dat geval neerkomen op een input van 14,95 kg N/jaar en 1,2 kg P/jaar. Met een gebruikt gemiddelde van 9200 mg N/l kunnen we ook de maximale input stikstof door urine eens kwantificeren. Hiervoor gaan we er van uit dat alle 65000 recreanten in het water gaan en daar éénmaal urineren (nemen daarvoor schatting van 300 ml). Dit zou komen op een input van 179,4 kg N/jaar. Het totale fosfaat gehalte in urine is gemiddeld 740 mg P/l volgens Udert et al. (2006) (totaal fosfaat goed voor 95-100% van het totale fosfor). Dit zou dan op een input van 14,3 kg P/jaar komen. (De input van P op alleen het epilimnion zou neerkomen op een toevoeging van 20 µg/l in de zomer).

Voor een vergelijking met de studie van Jmaiff et al. (2017) waarin wordt afgeleid hoeveel urine er in zwembaden zit, bekijken we het aantal bezoekers per dag en maken we een ruwe inschatting van met hoeveel zwembaden dit overeen zou komen. De studie kon immers niet aangeven hoeveel elke individuele zwemmer bijdraagt. Het aantal bezoekers betrof in 2021 in de Blaarmeersen gemiddeld 650 bezoekers per dag. Als ruwe omrekening beschouwen we dit aantal als het equivalent van het aantal zwemmers in vier zwembaden (160 zwemmers per zwembad). Op basis van Jmaiff et al. (2017) blijkt dat er in zwembaden 75 liter urine zit op 830000 liter water. Voor vier zwembaden zou dit dus komen op 300l urine. Wanneer we ook hier het totale stikstof en fosfaatgehalte uit urine uit Udert et al. (2006) gebruiken om een inschatting qua input aan P te kunnen maken, dan komen we aan 2,8 kg N/jaar en 0,22 kg P/jaar. Beduidend minder dan het scenario op basis van de studie van Goldsmith et al. (2013) en het scenario waarbij de input gemaximaliseerd werd. (De input van P op alleen het epilimnion zou in dit geval neerkomen op een toevoeging van slechts 0,3 µg/l in de zomer).

Hoewel dit voor zwembaden een hoge hoeveelheid lijkt en urine wel degelijk nutriënten bevat is de directe impact via urine van zwemmers op de Blaarmeersen wanneer we deze studie volgen beperkt gezien de grote watermassa. Een studie door Hadwen et al. (2005) die specifiek onderzoek deden naar de impact van recreatie op enkele oligotrofe meren in Australië vonden ook niet meteen een 1:1 relatie tussen algenbloei en verstoring door recreatie, maar gaven wel aan dat op lange termijn een impact van recreatie op de toestand van deze meren in duinen te verwachten is. De aanleg van de uitgebreide strandzone en de verstoring van het omwoelen van het zand door in en uit het water te gaan draagt

vermoedelijk bij tot de verstoring van het ecosysteem en dus de verandering in soortensamenstelling en blauwalgenproblematiek. Het is echter niet mogelijk om op basis van de beschikbare gegevens deze impact exact te kwantificeren. Ten opzichte van alle andere drukken (b.v. klimaatverandering, input via bladval, aanrijking door visuitzettingen, input vanuit grondwater, …) kan de rechtstreekse impact vermoedelijk eerder als beperkt worden beschouwd, maar zijn er onzekerheden over de onrechtstreeks input (verstoring).

3.2.7.2. Hengelaars

Naast zwemmers zijn er ook hengelaars aanwezig in de Blaarmeersen. Er werden geen exacte gegevens meegegeven over het aantal hengelaars op dag-, maand- of jaarbasis. Wedstrijden worden er alvast niet meer georganiseerd. Per hengelaar is er een beperking van het gebruiken van lokaas van 1kg/hengeldag (intern reglement stad Gent).

Sportvisserij Nederland voerde een literatuuronderzoek (van Emmerik en Peters, 2009) uit naar het gebruik en de mogelijke effecten van lokvoer, vanwege de mogelijke negatieve effecten op de waterkwaliteit en de veronderstelde bijdrage van voeren aan de eutrofiëring met als gevolg het optreden van algenbloeien. Om een ruw idee te krijgen van de mogelijke P- en N-flux door lokvoer in de Blaarmeersen gebruiken we gemiddeldes voor enkele parameters die zij bekwamen op basis van enkele studies, nl. gemiddelde P- en N-gehaltes in lokvoer van respectievelijk 0,3% en 1,3% en de gemiddelde gebruikte hoeveelheid lokvoer per visdag, nl. 1 kg (bovendien gelijk aan de toegelaten hoeveelheid lokvoer per dag in de Blaarmeersen). We doen een theoretische berekening voor 1000 visdagen. Dat zou bv. representatief zijn voor een situatie waarin een 300-tal vissers elk een 30-tal dagen per jaar gaat vissen in de Blaarmeersen. In dit geval zou dat een flux van 3 kg P/jaar en 13 kg N/ jaar richting de vijver van de Blaarmeersen betekenen.

Om dit beter te kunnen kwantificeren zou het aantal vissers/visdagen bijgehouden moeten worden, de discipline die ze beoefenen (karpervissen, roofvissen…), het type lokvoer…

Boets et al. (2015) toonden in een onderzoek op de nabijgelegen watersportbaan wel aan dat er geen directe impact van lokaas waar te nemen is op de waterkwaliteit. Bovendien is het aantal hengelaars de laatste jaren sterk afgenomen (pers. comm. Prov. visserijcommissie).

3.2.7.3. Duikers

Er zijn geen kwantitatieve gegevens m.b.t. het aantal duikers of duiken in de vijver van de Blaarmeersen. Een bevraging van de duikclub leverde de hiernavolgende info op. Het aantal duiken is volgens de verantwoordelijke van de duikclub aanzienlijk. De Blaarmeersen heeft als duiklocatie immers heel wat bekendheid bij tal van duikorganisaties en clubs. Het duiken is ook seizoens- en weersafhankelijk. Een zeer ruwe en arbitraire inschatting zou een 5 à 10 duikers per dag zijn op mooie en droge dagen in de wintermaanden (november-maart). Tijdens koude en natte dagen vaak geen enkele. Tijdens de warmere maanden van april tot oktober kan dit oplopen tot 30 à 40 duikers per dag, met piekmomenten van meer.

Þorbjörnsson et al. (2020) vonden in hun onderzoek naar verstoring door duikers in een grondwater-gevoed zoetwatersysteem in IJsland wel dat liefst 91,4% van de duikers zorgde door verstoring, zij het verstoring van sedimenten of het los komen van biofilms. De vinnen van de duikers veroorzaakten de meeste verstoringen (stromingen die veroorzaakt worden/rechtstreeks contact met substraat). Hoewel verstoring door elke duiker afzonderlijk klein lijkt, kan het cumulatieve effect van verschillende duikers en duikdagen op jaarbasis voor substantiele verstoring zorgen (Þorbjörnsson et al., 2020).

De duikclub is bereid tot een intensere samenwerking. Het bijhouden van aantallen voor duikers en duiken zou een eerste stap kunnen zijn in het bepalen van de grootte-orde van verstoring. Ecologische schade door duikers werd al uitgebreid bestudeerd in mariene ecosystemen maar studies in zoetwatersystemen zijn beperkt (Þorbjörnsson et al., 2020) en dit bemoeilijkt de inschatting van verstoring door duikers. In Van Wichelen (2004) stond wel al een pleidooi voor het beperken van grootschalige activiteiten die de resuspensie van sediment veroorzaken.

3.2.7.4. Rugby

Uit navraag bij Farys bleek dat de nabijgelegen rugbyvelden viermaal per jaar bemest worden, nl. in het voorjaar, na de regeneratie van de velden, in de zomer en in het najaar. Andere naburige sportvelden bestaan uit kunstgras en daar is bemesting dus niet van toepassing. Met een inschatting van de oppervlakte van de twee rugbyvelden en informatie omtrent dosering en aandeel stikstof/fosfor uit de technische fiche van de meststoffen, die doorgestuurd werd door Farys, werd een inschatting gemaakt van hoeveel kg stikstof/fosfor jaarlijks op de velden terecht komen (zie tabel 12). Hieruit blijkt dat er op jaarbasis 825 kg stikstof en 245 kg fosfor op de twee velden samen wordt aangebracht. Van deze hoeveelheden zal dus een deel ook uitspoelen richting het grondwater en de vijver. Het is niet mogelijk om te kwantificeren hoeveel deze bemesting bijdraagt aan input in de Blaarmeersen.

Tabel 12 - Berekening van de input van nutriënten door toevoeging van meststoffen aan de rugbyvelden op de Blaarmeersen. De totale oppervlakte van de rugbyvelden werd in QGis geschat op 18700 m². In de technische fiche van de meststoffen is sprake van een dosering van 25-45 g/m². Voor de berekening wordt 45 g/m² gebruikt. In zo een scenario komt er dus 841,5 kg meststof per bemesting op de twee velden samen.

	%N	%P	N (kg)	P (kg)
Voorjaar	33	9,7	278	82
Na regeneratie van de velden	25	9,7	210	82
Zomer	20	9,7	168	82
Najaar	20	0	168	0
Som (kg)			825	245

3.2.8. Biologische gemeenschap

3.2.8.1. Visbestand

Na het screenen van de VISdatabank van het INBO en de provinciale visdatabank van het PCM, werd alleen een afvissing uit 2004 teruggevonden (zie tabel 13). Bij dit visonderzoek werden geen bodemwoelende vissen aangetroffen, ondanks dat er toch meldingen van karper en brasem zijn.

Tabel 13 - Resultaten afvissing door het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek in de vijver van de Blaarmeersen in 2004 (ca. midden vijver sport- en recreatiecentrum, opgegeven coördinaten voor afvissingen: X=102138, Y=192777). EF=traject met elektrische afvissing; FK=fuik.

Soort	Datum	Aantal	Gewicht (g)	AfvissingType	Opmerking
baars	11/10/2004	68	111	Elektrisch vissen	Totaal van 5 EF op de vijver
blankvoorn	11/10/2004	2	6,5	Elektrisch vissen	Totaal van 5 EF op de vijver
paling	11/10/2004	23	3176	Elektrisch vissen	Totaal van 5 EF op de vijver
snoek	11/10/2004	4	1607	Elektrisch vissen	Totaal van 5 EF op de vijver
rietvoorn	11/10/2004	4	2414	Elektrisch vissen	Totaal van 5 EF op de vijver
zeelt	11/10/2004	4	606	Elektrisch vissen	Totaal van 5 EF op de vijver
baars	13/10/2004	189	590,5	Fuikvissen	Totaal van 14 FK
blankvoorn	13/10/2004	6	19,5	Fuikvissen	Totaal van 14 FK
paling	13/10/2004	34	8339,6	Fuikvissen	Totaal van 14 FK
rietvoorn	13/10/2004	1	3	Fuikvissen	Totaal van 14 FK
pos	13/10/2004	1	6	Fuikvissen	Totaal van 14 FK

De laatste jaren wordt er geen vis meer uitgezet en zijn er ook een aantal grotere karpers gestorven (pers. comm. Alain Dillen). Er is geen zicht op mogelijke illegale uitzettingen van vis door particulieren. Hoewel het opnieuw niet mogelijk is om de exacte kwantitatieve bijdrage op vlak van nutriënten van het visbestand op de Blaarmeersen en de blauwalgenproblematiek in te schatten, is er een vermoeden dat de impact eerder beperkt is. Het is wel zo dat eerdere visbepotingen en het sterven van vissen vermoedelijk heeft bijgedragen tot een extra input van voedingsstoffen in het systeem.

3.2.8.2. Ponto-kaspische aasgarnaal

De Ponto-kaspische aasgarnaal *Limnomysis benedeni* is een exoot die voor het eerst in Vlaanderen werd gemeld in 2005, m.n. in het Provinciaal Groendomein Prinsenpark te Retie (Vercauteren en Wouters, 2008). De eveneens uit de Ponto-Kaspische regio afkomstige *Hemimysis anomala* Sars, 1907 werd al in 1999 voor het eerst waargenomen in de brakwater-vijver Galgeweel, vlakbij de Antwerpse haven (Verslycke et al., 1999). Op dit ogenblik is er nog geen uitsluitsel over welke soort(en) het gaat in de Blaarmeersen. Op www.waarnemingen.be staat één waarneming in de Blaarmeersen van *Limnomysis benedeni*, zij het niet geverifieerd.

Hemimysis anomala komt van nature voor in de Kaspische en Zwarte Zee en in de Don rivier (Rusland), waar veel losse stenen of kleiige oevers met holten aanwezig zijn en wat de favoriete leefomgeving van deze soort is. De Kaspische aasgarnaal is een efficiënte alleseter die kan gedijen in zowel stilstaand als stromend water (Verslyke et al., 2000/Ketelaars et al., 1999; beiden in VLIZ Alien Species Consortium, 2020). In het algemeen gaan de aantallen en de diversiteit van het zoöplankton erop achteruit na een invasie van de Kaspische aasgarnaal, zoals al is waargenomen op verschillende plaatsen in Nederland (Ketelaars et al., 1999 in VLIZ Alien Species Consortium, 2020). Aangezien zoöplankton, en dan vooral watervlooien (Cladocera), de belangrijkste grazers zijn van algen, kan dit grote algenbloeien veroorzaken, waardoor de kwaliteit van het water sterk achteruit kan gaan.

Verdere gevolgen zijn afhankelijk van enkele onzekere factoren: de larven van de aasgarnaal kunnen zelf efficiënte grazers zijn en mogelijke algenbloeien onderdrukken, de uitwerpselen van de larven kunnen dan weer de waterkwaliteit op een negatieve manier beïnvloeden, de aasgarnaal kan een voedselbron worden voor de vissen maar de vispopulatie kan even goed afnemen door een verminderde concentratie aan inheems zoöplankton wanneer dit niet gebeurt. Al deze mogelijke effecten verstoren de voedselketen en de biologische gemeenschap van het systeem (VLIZ Alien Species Consortium, 2020).

Met bovenstaande kennis in gedachten is een studie van van Gremberghe et al. (2008) in de Blaarmeersen interessant. In deze studie werd de samenstelling van de blauwalgengemeenschap bepaald en de invloed daarop van verschillende variabelen (bottom-up en top-down factoren, fysische variabelen en het fytoplankton). Statistische testen toonden aan dat de samenstelling van de zoöplanktongemeenschap (vooral de Cladocera) belangrijker was dan de totale zoöplankton biomassa. De auteurs concluderen dat het begrazen door zoöplankton gemeenschappen een sterke impact op de dynamiek binnen de blauwalgengemeenschap kan hebben en dat deze impact even belangrijk kan zijn als bottom-up processen zoals concentraties aan nutriënten en/of fysische variabelen (van Gremberghe et al., 2008).
Wanneer de Ponto-kaspische aasgarnaal in de vijver van de Blaarmeersen dus een invloed zou hebben op de samenstelling van de Cladocera gemeenschap, dan heeft dit mogelijk grote gevolgen op de dynamiek van de blauwalgengemeenschap. Dit biologisch onderzoek valt echter buiten de scope van dit onderzoek waardoor we hier niet verder op ingaan.

3.2.8.3. Macrofyten

In Van Wichelen (2004) wordt gemeld dat de uitgebreide macrofytenvegetatie temperend werkt op de potentieel kwalijke gevolgen van resuspensie van de sliblaag. Exacte gegevens over de evolutie van de macrofytenvegetaties in de Blaarmeersen werden niet teruggevonden.

3.2.8.4. Watervogels

Geert Heyneman (Stadsecoloog, Stad Gent) heeft navraag gedaan bij vogelobserveerders wat er in de winter allemaal waargenomen wordt. Momenteel zou het gaan over een 100-tal vogels in de winter, wat niet ongelooflijk veel is en zeker geen toename is t.o.v. 20 jaar geleden. Op piekmomenten worden er een 80-tal meeuwen gespot. Indien er op termijn nood is aan extra informatie hieromtrent lijkt het meetpunt van INBO m.b.t. watervogels in de Blaarmeersen interessant.

In Van Wichelen (2004) wordt een pleidooi voor o.a. het verbieden van het voederen van watervogels gehouden. Geert Heyneman geeft aan dat dit nog niet als een probleem werd doorgegeven voor de Blaarmeersen, in tegenstelling tot sommige stadsvijvers.

3.2.8.5. Honden

Er is geen hondenzwemplaats in de vijver van de Blaarmeersen en honden moeten aangelijnd zijn op het domein (https://stad.gent/nl/blaarmeersen/recreatie/wandelen-de-blaarmeersen). Deze kunnen dus geen bron zijn van nutriënten of verstoring.

3.2.9. Andere bronnen van nutriënteninput

3.2.9.1. N-fixerende blauwalgen

Stikstof input door N-fixerende blauwalgen is één van de elementen die in eerdere studies werd aangehaald als bron van stikstof. Soorten met deze capaciteit worden bevoordeeld bij N-limitatie doordat ze morfologisch zijn aangepast om atmosferische N te fixeren. Ze zijn aldus niet afhankelijk van de opgeloste N in de waterkolom (Van Wichelen, 2004).
De aanwezige soorten van blauwalgen waar we momenteel zicht op hebben zijn de volgende:

- In juni 1998 geelgroene drijflaag van *Anabaena planctonica* (Van Wichelen et al., 2014)
- In de studie van van Gremberghe et al. (2008) op basis van onderzoek in 2003/3004 waren de meest dominante blauwalgen:
    - *Synechococcus* (drie genotypes) (1 genotype aanwezig tijdens hele staalnameperiode zowel diep als ondiep, 1 genotype enkel teruggevonden in de zomer en herfst, 1 genotype enkel waargenomen in de zomer van 2004 in het hypolimnion)
    - *Limnothrix redekei* (dominant in 2003 in de zomer in het hypolimnion en in de herfst zowel diep als ondiep)
    - *Anabaena/Aphanizomenon* (laat in de zomer van 2003 waargenomen in het epilimnion).
- In 2004 (Van Wichelen, 2004) waren het voornamelijk soorten:
    - *Anabaena planktonica*
    - *Aphanizomenon flos-aquae*
- De VMM voerde tweemaal een determinatie uit van blauwalgen in de vijver op de Blaarmeersen
    - *Anabaena flos-aqua* bloei op 28/08/2018
    - *Oscillatoria* bloei op 10/09/2021
- Jeroen van Wichelen onderzocht een oppervlakkig waterstaal genomen door het PCM in maart 2022 waarbij. filamenten van de *Anabaena planctonica* en *Oscillatoria* werden teruggevonden

Van *Anabaena flos-aquae* is geweten dat deze stikstof fixeert. Onderzoek door Gu and Alexander (1993) geeft aan dat gemiddeld 5,75 µmol/l/h totaal opgeloste stikstof kan worden opgenomen. Het is niet geweten hoe sterk de soort vertegenwoordigd is in de Blaarmeersen en wat het netto effect is van de aanwezigheid van deze soort op de stikstoffixatie in de Blaarmeersen.
De dominante soorten in 2004 waren stikstoffixerende soorten (Van Wichelen, 2004). Aangezien de dominante soorten jaarlijks kunnen verschillen en hoeveelheden bovendien niet in te schatten zijn, kan er geen kwantitatieve stikstofbijdrage berekend worden door de aanwezigheid van stikstof fixerende bacteriën.

Om te weten of een maatregel tegen blauwalgengroei aangewezen is, kan ook de ecologie van de aanwezige soorten belangrijk zijn (Mantzouki et al., 2016). In Ibelings et al. (2021) wordt het stikstoffixerende genus *Aphanizomenon*, dat ook in de Blaarmeersen al werd waargenomen, samen met *Dolichospermum* beschouwd als typisch voor grote mesotrofe meren (Dokulik & Teubner, 2000 en Reynolds et al., 2002 in Ibelings et al. (2021)). De groei van deze soort wordt gestimuleerd door hoge beschikbaarheid van licht en fosfor en opwarming aan het oppervlakte, gecombineerd met lage stikstof concentraties. De chemische reductie van atmosferisch stikstof vraagt immers veel energie en daarom doen deze soorten het beter in een omgeving met veel licht dan in troebele, sterk eutrofe meren (Ibelings et al., 2021).

Nog in Ibelings et al. (2021) worden ook genera opgesomd die benthisch in matten op een reeks van substraten (fijn sediment, stenen, artificiële substraten, aquatische planten) kunnen groeien. Hierbij ook de filamenteuze soort *Oscillatoria, Synechococcus* en de stikstoffixerende soort *Anabaena* die ook al in de Blaarmeersen werden waargenomen. Algemeen zijn volgende variabelen het belangrijkst in het bepalen van een toename aan benthische matten van blauwalgen: fysische verstoring (nat-droog cycli, golfwerking, “shear stress, “abrasion”), licht, temperatuur, nutriënten en begrazing.

3.2.9.2. Bladval

Bladval van bomen langs de oevers van een meer wordt beschouwd als een habitat en voedselbron voor aquatische macroinvertebraten (o.a. France, 1994 in France et al., 1996). Het is echter ook een belangrijke bron van koolstof en nutriënten voor meren en het beïnvloedt allerlei processen (o.a. Hanlon, 1981/Wissmar, 1991; in France et al., 1996).
Voor een boreaal meer in Ontario (Canada) omgeven door zowel bladverliezende bomen als coniferen werd berekend dat de gemiddelde input aan totale fosfor door bladval 2,9 ± 1,2 g TP/m oever/jaar zou zijn. Wanneer we in het geval van de Blaarmeersen uitgaan van een oever (c. 3 km), volledig omgeven door een gelijkaardige vegetatie (worst case scenario) dan zou dit komen op een input van 8,7 kg TP/jaar. Lateraal transport van bladeren afkomstig van bomen die niet onmiddellijk op de oever zelf stonden, werd in deze studie niet in rekening gebracht omdat dit voor deze regio <6% van de totale input betrof (France et al., 1996).
Boyd (1971) berekende dan weer dat door bladval tot 18 mg P per are in vijvers kan terechtkomen wanneer deze omgeven zijn door bomen. Voor de Blaarmeersen zou dit een netto input betekenen van 35,1 kg P per jaar, merkelijk hoger dan wat berekend werd op basis van France et al. (1996). Op de totale watermassa van de Blaarmeersen is dit 0,036 µg/l per jaar. Andere studies (Duan et al. 2014) in een urbane context geven aan dat P input zeer belangrijk is en dat tot 30% van de input afkomstig kan zijn van bladval. De samenstelling van de Blaarmeersen is echter volledig anders waardoor deze waarden een eerste indicatie van de maximale P flux afkomstig van bladval kunnen geven maar niet getransfereerd kunnen worden.

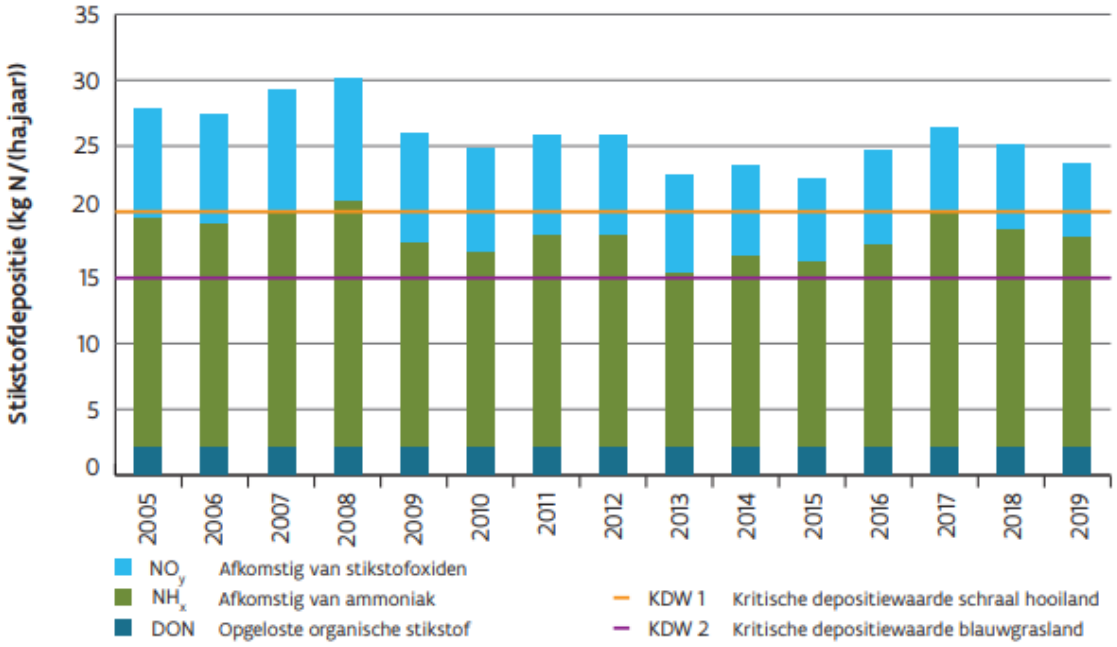
De focus van onderzoek naar nutriënteninput in meren door bladval focust meestal op fosfor aangezien dit in meren meestal het limiterende element is. Er werden in de literatuur wel onderzoeken gevonden in rivieren en andere ecosystemen die ook stikstof in beschouwing nemen maar aangezien dit over verschillende systemen gaat, elk met hun typische karakteristieken en invloeden, worden deze hier niet aangehaald en verder besproken.

3.2.9.3. Atmosferische depositie

In tabel 14 worden de gegevens voor de stikstofdepositie in 2020 voor het nabijgelegen meetpunt in de Bourgoyen-Ossemeersen weergegeven. Er kan via de VMM ook een grafiek teruggevonden worden met de evolutie van de stikstofdepositie sinds 2005 op dit meetpunt (figuur 38). Daarop is te zien dat de stikstofdepositie in de Bourgoyen-Ossemeersen is gedaald na 2008, maar weer toenam in de periode 2015-2018. De depositie is vooral afkomstig van ammoniak. Er wordt aangehaald dat de aanvoer van stikstof te hoog blijft voor de natuurwaarden in dit gebied (https://www.vmm.be/data/oude-meetresultaten/verzuring-en-vermesting/resultaten-per-meetplaats/stikstofdepositie_gent_tw.pdf/view).

Tabel 14 - Gegevens van het meetpunt voor stikstofdepositie van de VMM gelegen in Gent (Bourgoyen-Ossemeersen) en een omrekening naar wat dit voor de oppervlakte van de vijver van de Blaarmeersen zou betekenen. *Voor een ruwe schatting van de stikstofdepositie werken we hier met een (in GIS) zelf opgemeten wateroppervlakte van 17 ha. Op https://kwaliteitzwemwater.be/sites/default/files/2019-08/Zwemwaterprofiel_Blaarmeersen_Zwemsportzone.pdf is wel sprake van 19,5 ha (vermoedelijk met of zonder Krekenplas) maar voor deze ruwe schatting is de exacte oppervlakte van minder groot belang.

Stikstofdepositie	Gent (Bourgoyen-Ossemeersen)	Blaarmeersen (17 ha*)
	kg N/(ha/jaar)	kg N/jaar
Droge depositie NO_y	2,9	49,3
Natte depositie NO_y	1,5	25,5
Droge depositie NH_x	12,1	205,7
Natte depositie NH_x	5,6	95,2
Totale depositie DON	2,1	35,7



Figuur 38: Evolutie stikstofdepositie sinds 2005 in de Bourgoyen-Ossemeersen op basis van metingen en modelberekeningen (VLOPS20) (https://www.vmm.be/data/oude-meetresultaten/verzuring-en-vermesting/resultaten-per-meetplaats/stikstofdepositie_gent_tw.pdf/view)

Om deze gegevens nog wat verder te kaderen: De Vlaamse stikstofuitstoot is met 39% gedaald tussen 2000 en 2018. De depositie van stikstof is gemiddeld met 34% gedaald tussen 2000 en 2019. Vanaf 2013 varieerde de depositie weinig. De aanvoer van stikstof via de lucht in Vlaanderen is het hoogst in regio's met intensieve veeteelt, zoals het centrum van West-Vlaanderen, het noorden van Antwerpen en het noordoosten van Limburg (https://www.vmm.be/data/oude-meetresultaten/verzuring-en-vermesting/resultaten-per-meetplaats/stikstofdepositie_gent_tw.pdf/view).

3.2.10. Klimaatverandering

Naast de externe bronnen zijn er ook de omgevingsveranderingen waaraan het systeem wordt blootgesteld. Niet in het minst speelt klimaatverandering vermoedelijk een belangrijke rol bij het intenser worden en frequenter opduiken van blauwalgenbloei. De temperatuurtrends op de meetpunten van de VMM in de Blaarmeersen en de trend van de zonneschijnduur werden al toegelicht onder 3.1. Ook zijn de Blaarmeersen verondiept de laatste jaren, enerzijds door verlaagde waterstanden tijdens drogere periodes (pers. comm., Geert Heyneman, stadsecoloog Stad Gent) en anderzijds door een verbreding van de strandzone wat mogelijks leidt tot het sneller opwarmen van het water wat dan op zijn beurt weer gunstig is voor (blauw)algenbloei. Het is echter niet te kwantificeren hoe belangrijk de invloed hiervan is op het al dan niet voorkomen van blauwalgenbloei in de Blaarmeersen. Er wordt echter wel vermoed dat gezien de positieve effecten van temperatuur en minder neerslag klimaatverandering een niet te onderschatten positief effect heeft op het voorkomen van blauwalgenbloei.

4. Discussie

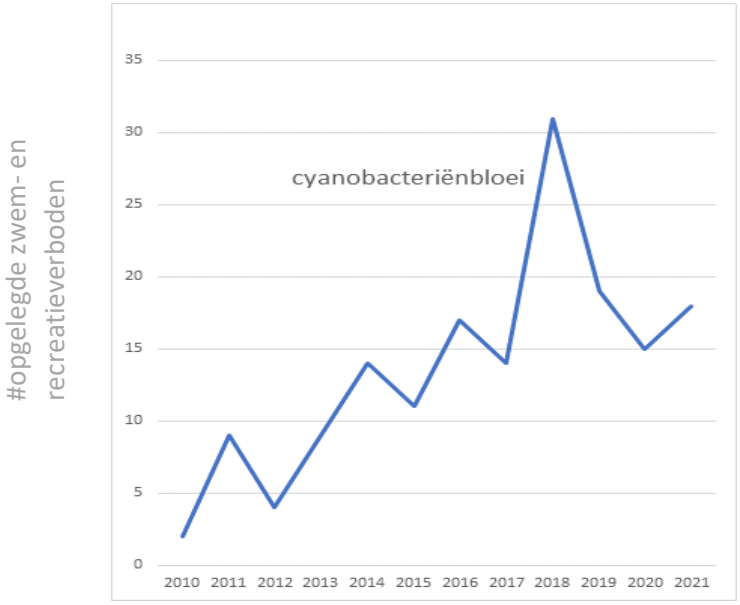
4.1 Algemene toename frequentie blauwalgenbloeien wereldwijd en in Vlaanderen

Wereldwijd stelt men de laatste jaren vast dat bloeien van blauwalgen toenemen (Harke et al., 2016/Huisman et al., 2018/O'Neill et al., 2012; allen in Smucker et al., 2021). Experimenten en synoptische studies over verschillende breedtegraden en temperatuursgradiënten heen geven aan dat bloeien van blauwalgen in de toekomst ernstiger zullen worden, langer zullen duren en meer waterlichamen zullen teisteren (Chapra et al., 2017; Paerl & Huisman, 2008; Rigosi et al., 2014 in Smucker et al., 2021).

Ook in Vlaanderen is dit het geval. Van Wichelen et al. (2014) wezen er in 2014 al op dat de frequentie van dergelijke bloeien over de laatste eeuw sterk was toegenomen en illustreren dit met tal van voorbeelden. Meer recente lokale observaties en meetgegevens wijzen eveneens op die trend. Op figuur 39 zien we bijvoorbeeld de evolutie van het aantal opgelegde zwem- en recreatieverboden in Vlaanderen als gevolg van de aanwezigheid van blauwalgen en de duidelijke toename daarvan sinds 2010. Waar blauwalgen in Vlaanderen in het verleden vooral beperkt bleven tot ondiepe, voedselrijke waterlichamen, worden de laatste 10 jaar in toenemende mate ook diepere plassen en kanalen getroffen (Jeroen Van Wichelen, pers. comm., https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/blauwalgen/overzicht-blauwalgen-2021). In het kanaal Roeselare-Leie worden nu bijvoorbeeld zelfs bijna jaarrond hoge concentraties blauwalgen vastgesteld (pers. comm., Ben Quintelier, De Vlaamse Waterweg). Ook verschillende Provinciale recreatiedomeinen kampen met problematische blauwalgenbloeien en vragen onderzoeken aan om deze problematiek aan te pakken.

In onze streken worden bloeien van blauwalgen vooral verwacht tijdens de late zomer-vroege herfst (augustus/september) maar tegenwoordig worden zelfs al heel vroeg op het jaar problematische bloeien opgemerkt in Vlaanderen, zoals bv. in januari 2020 in de Damvallei (https://www.vrt.be/vrtnws/nl/2020/01/30/opnieuw-blauwalg-en-recreatieverbod-in-damvalleimeer-merkwaardi/) en na de zachte maand januari van 2014 in een hengelplas te Putte (Van Wichelen et al., 2014). In 2022 werden voor het tweede jaar op rij zelfs winterse bloeien van *Planktothrix rubescens* vastgesteld in de zwem/recreatievijver te Rotselaar (pers. comm., Peter Hendrickx, Zorg en Gezondheid).

Een regelmatig terugkerende blauwalgenproblematiek in de Blaarmeersen was de aanleiding van het huidige onderzoek waarin getracht werd (1) oorzaken te achterhalen van de problematische blauwalgenbloeien en (2) een ruime set van mogelijke maatregelen op te lijsten met voor- en nadelen en inschatting van relevantie voor beheer en bestrijding van deze blauwalgen. Deze maatregelen werden ook na de stuurgroepen nog eens in tabelvorm aan de experten van de stuurgroep voorgelegd waarbij ze konden aangeven of ze de maatregel in de Blaarmeersen nooit als optie zagen, als optie zagen voor wanneer de situatie in de Blaarmeersen verder verslechtert of wanneer het wetenschappelijk onderzoek op punt staat, nu reeds als valabele optie zagen of de optie als niet relevant beschouwden. Op het einde van de bespreking per maatregel werd dit oordeel toegevoegd. Vijf van de zes experten vulden de tabel in.



Figuur 39 - Evolutie van het aantal opgelegde zwem- en recreatieverboden tussen 2010 en 2021 als gevolg van de aanwezigheid van blauwalgen (bron: Joachim Pelicaen, VMM).

4.2 Oorzaken van toenemende frequentie blauwalgenbloei in de Blaarmeersen

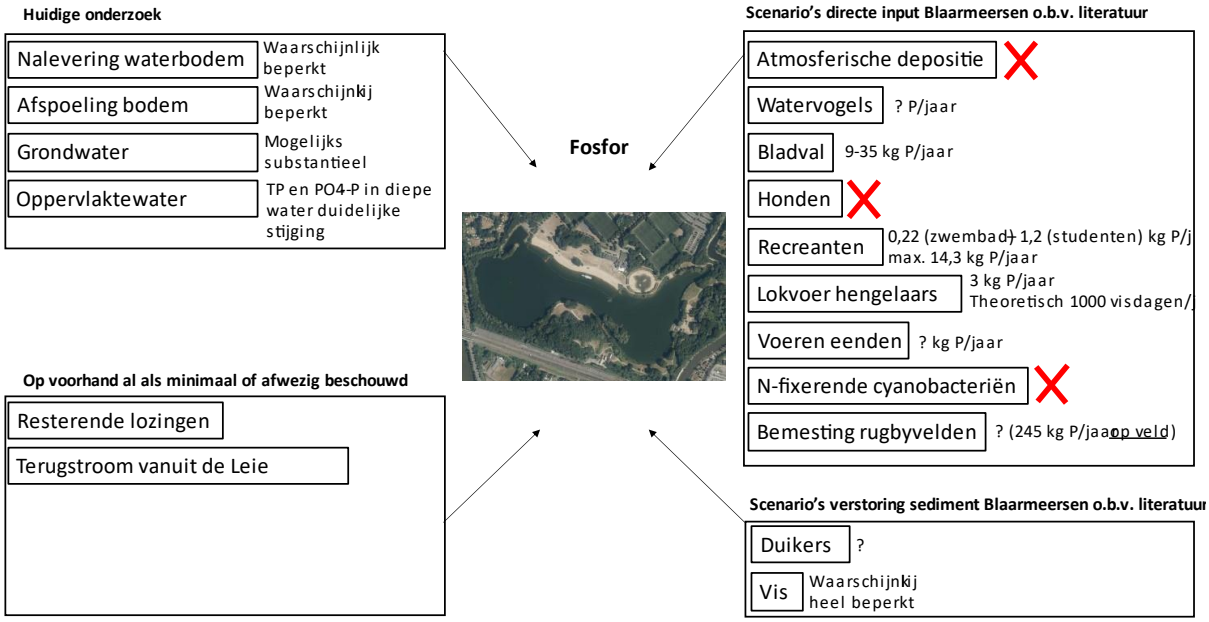
4.2.1. Nutriënten

Een overmaat aan nutriënten (en dan vooral P) is in het verleden al vaak de hoofdoorzaak van problematische blauwalgenbloeien gebleken (Elser en Bennett, 2011; Likens, 1972; Motew et al., 2017; Schindler, 2012; Smith, 2003; allen in Paerl en Barnard, 2020). In dat opzicht werden de verschillende nutriëntenfluxen richting de vijver van de Blaarmeersen door het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek in de periode 2021-2022 onderzocht op basis van nieuw onderzoek van de waterkwaliteit, het grondwater, de waterbodem en de bodem in en rond de vijver en de analyse van verzamelde historische gegevens (VMM, UGent,…). In meren is fosfor vaak limiterend. Desalniettemin werden ook de fluxen van stikstof richting de vijver van de Blaarmeersen onderzocht en in kaart gebracht. Op vlak van de hoeveelheid stikstof die in de Blaarmeersen terechtkomt, doen we geen uitspraak of dit veel of weinig is. Uit de paar scenario's die enkele fluxen van stikstof richting de Blaarmeersen trachtten te kwantificeren (zie hieronder) lijkt wel al te volgen dat N inderdaad hier niet limiterend zal zijn en dat de grootste input aan stikstof waarschijnlijk gebeurt via atmosferische depositie, waarvoor een globale aanpak nodig is.

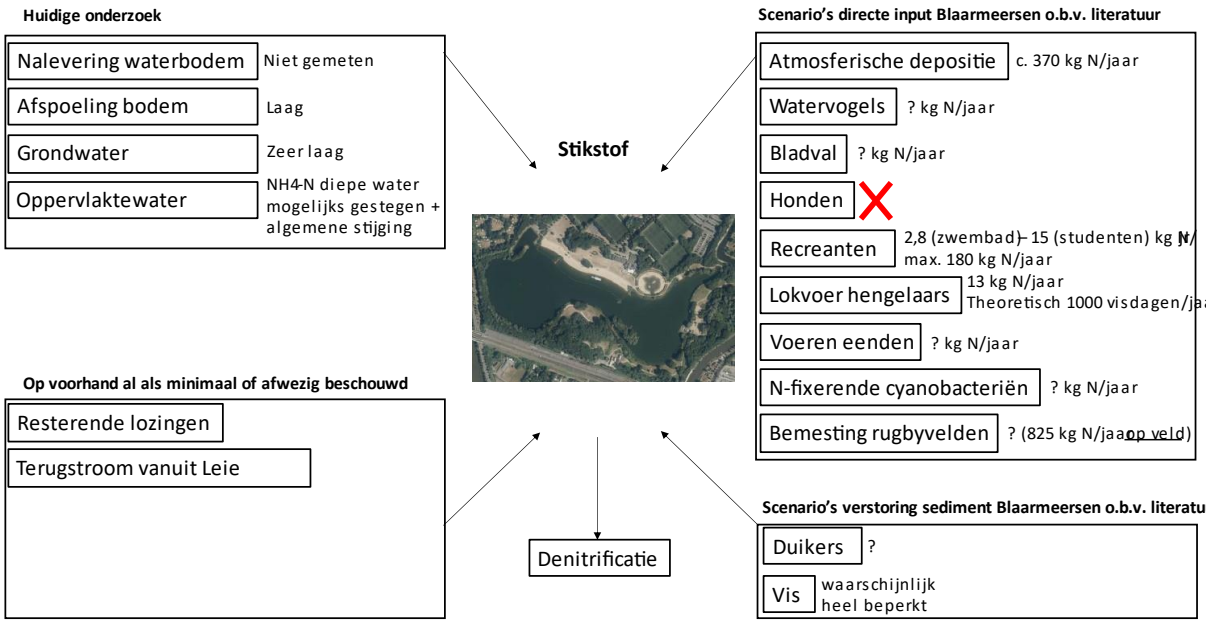
Uit het maandelijkse onderzoek van zowel het diepe als het ondiepe water in de Blaarmeersen en een vergelijking met studies uit het verleden blijkt wel alvast dat de gehaltes van vooral PO4-P, in beperktere mate TP en mogelijks ook NH4-N gestegen zijn ten opzichte van vroeger in het diepe water (zie 3.1.). PO4-P is het belangrijkste groeielement voor fytoplankton, andere groeielementen zijn nitraat (NO3) en ammonium (NH4) (Van Wichelen, 2004). Het diepe water is in de Blaarmeersen dus een pool van nutriënten, wordt steeds verder aangerijkt en kan dienen als een belangrijke voedingsbron voor blauwalgen. Reeds in 2004 vertoonde de Blaarmeersen al een duidelijke evolutie naar grotere voedselrijkheid (Van Wichelen, 2004) en werd er aangegeven dat zonder goed beleid en overleg de goede kwaliteit van het Blaarmeersenwater niet gegarandeerd ging kunnen worden met mogelijke gevolgen op economisch en ecologisch vlak (Van Wichelen, 2004).

Op basis van onderzoek is bovendien gebleken dat om blauwalgenbloei te vermijden de totale concentratie aan P best beneden de 25 µg P/l wordt gehouden (Chrous et al., 2021). In Europese meren werd dan weer aangetoond dat de grootste toenames op vlak van hoeveelheden aan blauwalgen gebeurden bij TP gehaltes tussen 20 en 100 µg/l. De kans op een overschrijding van een door de WHO bepaald 'laag gezondheidsrisico' is reeds 40% bij 54 µg TP/l (Carvalho et al., 2013 in Van Wichelen en Packet, 2022). Andere factoren en buffermechanismen spelen echter ook een rol want een deel van de meren uit deze studie had nog steeds een laag gezondheidsrisico ondanks veel hogere TP-waarden (Van Wichelen en Packet, 2022). In de Blaarmeersen werden van november 2021 tot mei 2022 regelmatig waarden rond ca. 75 µg/l gemeten in het diepe water, ook de waarden bij volledig gemixte omstandigheden in de winter schommelden rond 75 µg/l. In de winter zijn de concentraties een indicatie voor de totale pool die aanwezig is in de vijver aangezien er dan weinig of niets is opgenomen door algen en waterplanten (Van Wichelen, 2004). Dit betekent dat los van de waargenomen aanrijking ook de effectief aanwezige concentraties van nutriënten in de Blaarmeersen al een probleem vormen richting blauwalgenbloeien.

De onderzoeksvraag voor nutriënten spitst zich dus toe op waar deze aanrijking vandaan komt. Uit het huidige onderzoek blijkt dat de nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem (zie 3.2.2.) en de afspoeling van nutriënten van de bodem rondom de vijver (zie 3.2.3) waarschijnlijk beperkt zijn. De nutriëntenflux vanuit het grondwater is mogelijks wel substantieel (zie 3.2.4.) maar alleen een grondige grondwaterstudie/modellering kan hier uitsluitsel over geven. Om verder een idee te krijgen over of er andere bronnen de hoofdoorzaak van de aanrijking van nutriënten kunnen zijn, werden enkele theoretische berekeningen uitgevoerd op basis van de beschikbare literatuur (zie 3.2.7., 3.2.8., 3.2.9.). Vaak ontbreken geschikte cijfers om deze nutriëntenfluxen met zekerheid te kunnen bepalen. Zo kon er geen inschatting gemaakt worden van de directe fluxen veroorzaakt door de aanwezigheid van watervogels en het voederen van eenden of de indirecte flux door verstoring veroorzaakt door vissen, al lijken deze stromen beperkt op basis van de mondelinge informatie die werd verkregen. Voor directe input van nutriënten door recreanten, hengelaars en bladval werden wel richtcijfers berekend. Moeilijkheden daarbij zijn bijvoorbeeld op vlak van recreatie dat de flux afhankelijk is van het gedrag van de recreanten en dat er geen aantallen van hengelaars bijgehouden worden, laat staan tot welke discipline de hengelaars behoren (belangrijk voor het al dan niet gebruik van lokvoer). Ook verstoring door duikers is moeilijk te kwantificeren maar kan aanzienlijk zijn volgens de literatuur, ook hier ontbreken officiële aantallen om verdere inschattingen te kunnen maken. In de omgeving van de Blaarmeersen werden ook nog enkele sportvelden bemest met een aanzienlijke hoeveelheid nutriënten maar hoeveel van deze mest uiteindelijk uitspoelt is niet gekend. Samenvattende figuren over deze nutriëntfluxen kunnen gevonden worden voor P in figuur 40 en voor N in figuur 41. Ondanks deze kanttekeningen, springt er geen dominante bron van nutriënten in het oog en lijken de toenames dus niet te wijten aan specifieke puntbronnen maar eerder het gevolg van een diffuse input doorheen de jaren (vele kleintjes maken één groot). Dit is een bijkomende moeilijkheid voor de aanpak van de nutriëntenaanrijking in de Blaarmeersen. Bij een puntbron kan men trachten deze af te snijden of te remediëren, maar de aanpak van diffuse input is minder vanzelfsprekend.



Figuur 40 - Samenvattende figuur aanwezige fosfor-fluxen richting de Blaarmeersen.



Figuur 41 - Samenvattende figuur aanwezige stikstof-fluxen richting de Blaarmeersen.

4.2.2. Klimaat

Naast een overvloed aan nutriënten, werkt ook de klimaatverandering de bloei van blauwalgen in de hand. Volgens Paerl en Paul (2012 in Paerl en Barnard, 2020) vormt klimaatverandering naast nutriënten de belangrijkste stimulator van problematische bloeien van blauwalgen.

Rigosi et al. (2014) analyseerden data van meer dan 1000 meren in de VS om de effecten van nutriënten, temperatuur en andere omgevingsvariabelen op fytoplankton en blauwalgen te onderzoeken. Zij vonden dat in het algemeen nutriënten belangrijker zijn dan temperatuur voor de biomassa van blauwalgen maar het relatieve belang varieerde naargelang welke soort blauwalg aanwezig was en de trofische staat van het systeem. Zo speelde voor mesotrofe meren temperatuur een belangrijkere rol in vergelijking met nutriënten (Rigosi et al., 2014) en de vijver in de Blaarmeersen is nu net een mesotroof systeem wat het klimaatverhaal dus nog belangrijker maakt. Langs de andere kant zijn er dus ook soortspecifieke verschillen en zouden net voor *Aphanizomenon* en *Synechococcus*, twee soorten die vroeger al in de Blaarmeersen werden gemeld, nutriënten bijna de volledige variatie in biomassa verklaren. Voor *Oscillatoria,* ook al gemeld in de Blaarmeersen, zou dit dan weer temperatuur zijn (Rigosi et al., 2014).

Er bestaan zowel directe en indirecte links met een temperatuurstijging. Vaak zijn de indirecte effecten zelfs nog de belangrijkste (Carey et al., 2012 in Ibelings et al., 2021):

- Warmere temperaturen bevoordelen blauwalgen ten opzichte van eukaryote algen omdat hun maximale groeisnelheden bij temperaturen boven 25°C liggen (Weyhenmeyer, 2001; Elliot 2010; Foy et al., 1976; Robarts en Zohary, 1987; Butterwich et al., 2005; allen in Paerl et al., 2016). De groeisnelheden van eukaryote algen zullen zelfs afnemen bij dergelijke temperaturen (Paerl et al., 2016). Er speelt ook een feedbackmechanisme op vlak van temperatuur aangezien intense absorptie van licht door de pigmenten van blauwalgen de temperatuur in het oppervlaktewater verder kan doen stijgen (Ibelings et al., 2003; Jones et al., 2005; beiden in Reinl et al., 2021).
- Temperatuurstijgingen en de bijhorende opwarming van de oppervlaktewateren, kunnen ook de thermale stratificatie versterken en zo de ontwikkeling van bloeien aanwakkeren (Paerl et al., 2016 en referenties daarin). Vele soorten hebben immers het competitieve voordeel dat ze hun drijfvermogen kunnen regelen om optimale omstandigheden van licht en nutriënten op te zoeken (Smucker et al., 2021 en referenties daarin; Reinl et al., 2021 en referenties daarin). Ander fytoplankton bezinkt gewoon bij stratificatie. Voorbeelden van dergelijke “bevoordeelde” soorten zijn *Aphonizomenon*, *Dolichospermun*, *Microcystis* en *Nodularia* (Paerl et al., 2016 en referenties daarin).
- Een ondiepere gemixte laag t.g.v. hogere temperaturen kan ook de oppervlakte vergroten van sedimenten die aan anoxia worden blootgesteld. Hierdoor wordt de afgifte van P dan weer gestimuleerd, wat mogelijks ook weer een stimulans kan zijn voor de ontwikkeling van blauwalgen (Schauser en Chorus, 2009 in Bormans et al., 2016).
- Hogere temperaturen leiden ook tot meer bacteriële mineralisatie, wat zal zorgen voor een hogere vrijstelling van P en zo mogelijks ook weer een stimulatie van de groei van blauwalgen (Søndergaard et al., 2003 in Bormans et al., 2016).
- Blauwalgen die drijven bevinden zich dicht bij het wateroppervlak dat een bron is van CO_2 dat door diffusie uit de atmosfeer in het water komt. Hogere concentraties aan atmosferisch CO_2 zullen resulteren in hogere concentraties aan opgelost CO_2 en zo kunnen blauwalgen met een C limitatie tot hogere biomassa’s komen (Verspagen et al., 2014 in Mantzouki et al., 2016).

- Ook de toename van extreme events t.g.v. de klimaatverandering kan de groei van blauwalgen bevorderen. Toegenomen hydrologische variabiliteit kan de ontwikkeling van bloeien van blauwalgen in de hand werken. Langere natte of droge periodes veroorzaken meer episodische vrijstelling en snel transport van grote hoeveelheden nutriënten. Wanneer overvloedige regen en afspoeling, gevolgd worden door een lange periode van droogte met lange residentietijden tijdens een warme periode, hebben we de ideale omstandigheden voor de ontwikkeling van blauwalgenbloei (Paerl et al., 2016; Douglas et al., 2016).
- Ook warmere winters ten gevolge van de klimaatverandering lijken een rol te spelen. Een studie over verschillende jaren heen in een dimictisch meer in Duitsland constateerde een toename in de biomassa van algen tijdens mildere winters (Adrian et al., 1995 in Reinl et al., 2021). Als gevolg van deze mildere winters schoof het moment waarop de maximale fytoplankton biomassa zich ontwikkelde één maand op en was het gedomineerd door blauwalgen (Adrian et al., 1995, 1999 in Reinl et al., 2021). Ook in Scandinavische meren zijn de biomassa's van blauwalgen toegenomen tijdens de lente en het begin van de zomer als gevolg van warmere winters (Weyehnmeyer, 2001 in Reinl et al., 2021).

Voorbeelden link klimaatverandering en blauwalgen:

Smucker et al. (2021) vonden op basis van gegevens bijgehouden tussen 1987 en 2018 in 20 gematigde reservoirs in de VS, dat celdensiteiten van blauwalgenbloeien tot c. 2003-2005 slechts lage tot matige gevaren voor de gezondheid inhielden. Na 2005 stegen de celdensiteiten sterk, meestal in waterlichamen met landbouw in het afstroomgebied maar ook waterlichamen met beboste afstroomgebieden. De toenames in celdensiteiten gingen gepaard met een vroegere start van de opwarming geassocieerd met de zomer en een langere duur van deze opwarming, een vroegere stratificatie, een langere duur van hypoxia in het diepe water en het opwarmen van diep water in niet-stratificerende systemen. Er werd wel variabiliteit tussen jaren onderling opgemerkt en hogere celdensiteiten in stratificerende reservoirs waren geassocieerd met meer zomerneerslag, warmere temperaturen in juni van het oppervlaktewater en hogere totale Kjeldahl stikstof concentraties (Smucker et al., 2021). Een nationale survey in de VS kwam al tot een gelijkaardige conclusie voor de periode 2007 tot 2012, waarbij werd gesteld dat het aandeel van meren met celdensiteiten die een hoog risico vormden voor de menselijke gezondheid gestegen was met 8,3% (United States Environmental Protection Agency, 2016, 2020 in Smucker et al., 2021).

In een ander recent onderzoek komen Reinl et al. (2021) tot de conclusie dat een sterke opwarming van meren, de toegenomen stabiliteit van de waterkolom en hogere frequentie en intensiteit van stormen zowel in oligotrofe als in eutrofe meren voor een toename aan bloeien van blauwalgen zal zorgen.

Blaarmeersen:

Hoewel er geen duidelijke temperatuurstijging werd opgemerkt in de meetpunten van de VMM op de Blaarmeersen (oppervlaktewater; zie 3.1.) kan de klimaatverandering toch via allerlei wegen een oorzaak zijn van de toename aan blauwalgenbloeien in de Blaarmeersen. Het oppervlaktewater van Lake Zurich (diep alpien meer, Zwitserland) warmde bijvoorbeeld met minder dan 1°C op de laatste decennia, maar de sterkte van de stratificatie nam toe met meer dan 20% (Livingstone, 2003 in Ibelings et al., 2021). Hoewel er temperatuurprofielen voor de Blaarmeersen beschikbaar zijn uit enkele projecten en de limnologische stages van de UGent, zijn ze te beperkt en niet systematisch genoeg opgenomen om met zekerheid iets te kunnen zeggen over de evolutie van de duur van de periode van stratificatie en de evolutie van de stabiliteit/sterkte van de stratificatie. Twee factoren die blauwalgenbloeien in de hand werken.

Er zijn ook geen gegevens van de temperatuur in de winter in de Blaarmeersen. Zoals hierboven gemeld, wijzen sommige studies op een effect van zachtere winters op de dynamiek van blauwalgen in meren maar ook dit kan niet geverifieerd worden. De andere van de hierboven aangehaalde indirecte effecten spelen vermoedelijk ook een rol in de Blaarmeersen maar dat kan niet met zekerheid bepaald worden uit deze studie, laat staan gekwantificeerd (zie o.a. 3.2.10).

Van de blauwalgensoorten die al gemeld werden in de Blaarmeersen zijn er alvast enkele die met zekerheid gebaat zijn bij langere en sterkere stratificatie t.g.v. de klimaatverandering.

Hoewel een invloed van klimaatverandering op de toename in bloeien van blauwalgen in de Blaarmeersen niet kan afgeleid worden uit de data die voorhanden zijn, is ons vermoeden dat deze zeker een rol speelt, zeker in combinatie met de studie van Rigosi et al. (2014) die stellen dat in mesotrofe systemen temperatuur een belangrijkere invloed heeft dan nutriënten op het biomassa van blauwalgen.

4.2.3. Andere

Er kunnen naast nutriënten en de klimaatverandering ook nog andere zaken spelen die bloeien van blauwalgen in de hand werken. Specifiek voor de Blaarmeersen lijsten we enkele potentiële bijkomende oorzaken op:

- Soortspecifieke eigenschappen
  Hoewel vele blauwalgensoorten gelijkaardige eigenschappen hebben, kunnen blauwalgen onderling toch ook zeer verschillende fysiologische eigenschappen hebben. Zo varieert hun grootte van picoplankton tot multicellulaire filamenten en kolonies, varieert hun groeiratio met meer dan 25% onderling en kunnen niet alle soorten stikstof vastleggen of glasblaasjes aanmaken om hun drijfvermogen te regelen. Dit kan voor verschillende reacties op veranderingen in temperatuur of nutriënten zorgen (Rigosi et al., 2014).

- Waterpeilveranderingen
  Callieri et al. (2014 in Reinl et al., 2021) wezen het vrijkomen van fosfor uit litorale sedimenten als gevolg van waterpeilveranderingen aan als oorzaak van het “kiemen” van akineten (overlevingssporen) van de soort *Dolichospermum lemmermannii* en bloeien van deze soort die er op volgden. De laatste jaren zijn er ook in de Blaarmeersen sterke waterpeilveranderingen geweest in de zomer, mogelijks speelt dit dus ook.

- Ponto-kaspische aasgarnaal
  Mogelijks heeft de Ponto-kaspische aasgarnaal in de vijver van de Blaarmeersen een invloed op de samenstelling van de *Cladocera* (watervlooien) gemeenschap en heeft dit gevolgen op de dynamiek van de blauwalgengemeenschap. Een uitgebreide analyse van de biologie in de Blaarmeersen valt buiten de scope van dit onderzoek maar een verstoring van de biologische gemeenschappen en de aanwezigheid van een exotische soort kunnen ook oorzaken zijn van vaker voorkomende algenbloeien.

Aandachtspunt/Verdere opvolging oorzaken blauwalgenbloeien Blaarmeersen

Het lijkt ons interessant om een aantal zaken te monitoren om de evolutie van de situatie van de Blaarmeersen goed te kunnen opvolgen, enkele fluxen van nutriënten verder te kunnen uitklaren of mogelijke oorzaken van de blauwalgenbloeien verder te kunnen bepalen.

Prioritair is het opvolgen van de nutriëntenconcentraties in de Blaarmeersen. Een combinatie van een uitgebreide nutriëntenanalyse in de winter (wanneer het systeem volledig gemixt is) en de zomer (gecombineerd met een profielopname) lijkt ons op jaarbasis voorlopig te volstaan. Gezien de metingen voor het huidige onderzoek stopten in mei 2022 en de metingen in de zomer van 2021 abnormale waarden lieten optekenen, lijkt het ons al de moeite om hier deze zomer al mee te beginnen en een staalname te laten uitvoeren in augustus om de zomersituatie verder uit te klaren.

Om de nutriëntfluxen gedetailleerder te kunnen kwantificeren zouden bijkomende gegevens bijgehouden kunnen worden die slechts een beperkte extra kost lijken maar organisatorisch misschien minder evident zijn:

- Bijhouden aantal duikers en frequentie van duiken (duikdagen=aantal duikers x aantal keer gedoken) om verstoring door duikers te kunnen inschatten. Het opvolgen van de literatuur m.b.t. verstoring door duikers in zoetwatersystemen is een mogelijkheid of zelf een studie opstarten naar de nutriëntenverdeling en verstoring in de waterkolom na een drukke duikdag en één op een dag dat er niet gedoken is. Naar analogie met Þorbjörnsson et al. (2020) kunnen we stellen dat het uitklaren van deze situatie niet noodzakelijk negatief zal zijn voor de duikers. Indien verstoring door duikers substantieel lijkt kan een beperking zowel het ecosysteem ten goede komen als de recreatiekwaliteit bij het duiken (beter doorzicht voor duikers, minder opgelegde verboden door aanwezigheid blauwalgen,…).
- Bijhouden aantal visdagen en type vissers (aantal vissers x aantal keer dat er gevist wordt)
- Bijhouden aantallen recreanten algemeen. Nu waren alleen aantallen tijdens een corona-jaar ter beschikking.

Bijkomend interessant maar mogelijks niet in verhouding met de extra kosten zijn:

- Uitgebreid grondwateronderzoek
    - De vraag die hier gesteld moet worden is of dergelijk grootschalig onderzoek in verhouding staat met het feit dat als grondwater de grootste bron van nutriënten blijkt dit bijna onmogelijk te behandelen is.
- Onderzoek eventuele verstoring biologische gemeenschap
    - Effect Ponto-kaspische aasgarnaal. Geschikte partners lijken hier de biologische vakgroepen van Universiteiten die hier mogelijke thesisonderwerpen van zouden kunnen maken.
    - Opname visbestand. Een mogelijke partner hierbij is het Agentschap Natuur en Bos. De prioriteit hiervan lijkt echter laag omdat niets er op wijst dat er een problematisch visbestand aanwezig is op dit ogenblik.

Een interessant zijproject dat reeds is opgestart is de plaatsing van een diver in de vijver van de Blaarmeersen door het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek in overeenkomst met de milieudienst van Stad Gent waardoor waterpeilveranderingen op een absolute manier zullen kunnen bijgehouden worden.

Verder lijkt een jaarlijkse stuurgroep om de situatie van de Blaarmeersen op te volgen en kleinschalige verzamelde info te bekijken interessant.

4.3. Maatregelen

De mogelijke maatregelen zijn drieledig. In volgorde van wenselijkheid betreft het eerst het stoppen van de input van nutriënten, wanneer dat niet gaat of geen effect heeft het neerslaan en/of verwijderen van nutriënten en als laatste het bestrijden van de blauwalgen zelf. Het bestrijden van de blauwalgenbloei zelf wordt echter als een “end-of-pipe” maatregel gezien aangezien deze de oorzaak van het probleem niet wegneemt.

4.3.1. Maatregelen om input van nutriënten te stoppen of te reduceren

Een eerste stap in de blauwalgenproblematiek, en degene die de algemene voorkeur wegdraagt, moet altijd het vermijden of reduceren van de externe nutriënteninput zijn om de waterkwaliteit te verbeteren en op die manier op lange termijn (schadelijke) bloeien van blauwalgen te vermijden of onder controle te krijgen (Visser et al., 2016; Lürling et al., 2016; Paerl en Barnard, 2020; Fastner et al, 2016 in Piel et al., 2021; Hamilton et al., 2016 in Piel et al., 2021). Tevens maken zij het slagen van andere maatregelen mogelijk (Kibuye et al., 2021). Daarnaast zijn ook de haalbaarheid, onvoorspelbaarheid en ongewilde neveneffecten van chemische en biologische toevoegingen (zie verder) een reden om in de eerste plaats in te zetten op nutriëntenbeperking (Paerl en Barnard, 2020). Aangezien in het verleden vooral een toename in P verantwoordelijk was voor toenames in problematische bloeien van blauwalgen wordt het verlagen van het P gehalte in het oppervlaktewater en het beperken van de toevoer van P naar het water als belangrijkste mitigatiemaatregel gezien (Schindler, 2012 in Paerl en Barnard, 2020). Omdat P geen gasachtige vormen aanneemt die uit systemen kunnen ontsnappen (in tegenstelling tot N), accumuleert P zowel in de waterkolom als in de sedimenten en kan een stevige interne lading opgebouwd worden doorheen de jaren die de eutroficatie en bloeien in stand houdt (Lewis et al., 2011; Reddy et al., 2011; beiden in Paerl en Barnard, 2020).

Maatregelen om nutriëntengehaltes naar beneden te krijgen zullen niet alleen een positief effect hebben om de bloeien van blauwalgen op termijn te beperken maar zullen waarschijnlijk ook de *Nitellopsis obtusa* populatie in de Blaarmeersen beschermen. Waterverontreiniging en eutrofiëring zijn immers de voornaamste bedreigingen voor dit kranswier (Denys et al., 2005). Volgens Krause (1997 in Denys et al., 2005) wordt eutrofiëring nog vrij goed verdragen en ook wordt een relatief lage lichtintensiteit getolereerd (UK Biodiversity Group 1998 in Denys et al., 2005). Desalniettemin was eutrofiëring de voornaamste reden voor een sterke achteruitgang van de soort na ca. 1970 in Nederland (Leentvaar & Mörzer Bruijns 1962, van Raam & Maier 1989, Nat et al., 1994, van Raam 1998; allen in Denys et al., 2005). In het Naardermeer leidde een halvering van de TP concentratie tot ca. 50 µg/l opnieuw tot een toename van de kranswiervegetatie (Bootsma et al., 1999 in Denys et al., 2005). Ter vergelijking, in de winter werden in het huidige onderzoek in de Blaarmeersen al TP concentraties gemeten tot 75 µg/l. Daarnaast worden ook fysische verstoring door bootjes of zwemmers, verlanding en concurrentie van andere waterplanten als negatief ervaren voor *Nitellopsis obtusa*, naast biotoopvernietiging of verdroging (van Raam & Maier, 1989; Schmidt et al., 1996, UK Diodiversity Group 1998; Weeda et al., 2000; allen in Denys et al., 2005).

Blaarmeersen:

Aangezien de nutriëntenaanrijking in de Blaarmeersen het gevolg lijkt van een diffuse input langs allerlei kanalen en de huidige aanwezige concentraties toch al problematisch kunnen zijn voor bloeien van blauwalgen, lijkt het ons zeker niet slecht om toch al in te zetten op het verminderen van enkele duidelijke fluxen van nutriënten. Zo kan er naar een beter ecologisch beheer van het groen en de bomen rondom de vijver gezocht worden waarbij minder groenafval en bladeren in de vijver terecht komen. Er kan gestreefd worden naar weloverwogen aantallen voor zwemmen, duiken en hengelen of er kan een brede sensibilisatiecampagne opgezet worden voor alle types recreanten om bewustzijn rond de nutriëntenaanrijking en de link met blauwalgen te creëren. We denken daarbij aan gedrag zonder input van nutriënten in de zwemzone (urineren/etensresten/…), borden met uitleg over de gevolgen van voederen van eenden, vissen en andere dieren,…. Voor duikers kunnen protocollen opgesteld worden om voor zo weinig mogelijk ecologische schade te zorgen met verplichte briefings vooraf en aandacht voor gebruikte duiktechnieken. Gezien het gebruik van grote hoeveelheden lokvoer wordt er ook weinig toekomst gezien in het karpervissen op de Blaarmeersen. Hier zou positieve promotie van het roofvissen waarbij weinig lokvoer wordt gebruikt een optie kunnen zijn. Voor zover we begrepen hebben zal dit inderdaad ook een topic zijn in de hengelvisie die vernieuwd wordt. Eén maatregel rond het beperken van nutriëntenaanrijking die alvast het gevolg was van het huidige onderzoek is dat Farys een testcase opgezet heeft rond het inzaaien van microklaver om de nood tot bemesten van de sportvelden op de Blaarmeersen te verminderen. Verder kan aangehaald worden dat er in de Blaarmeersen momenteel al bekeken wordt of in de bepaalde zones van de vijver kan overgegaan worden naar moerasvegetaties die ook voor het opvangen bladval zouden kunnen dienst doen. Hakhoutbeheer wordt sowieso toegepast. Bij het beheer van de rand van de vijver wordt nu ook al eerder een struweelvegetatie overwogen.
De meerderheid van de experten van de stuurgroep zien het beperken van bladval, weloverwogen aantallen voor recreatie en alternatieven voor de bemesting van de sportvelden ook reeds als valabele maatregelen die getroffen kunnen worden op dit ogenblik.

Hoewel het beperken van de aanvoer van nutriënten richting de vijver van de Blaarmeersen een absolute must is, moet ook enige kanttekeningen gemaakt worden. Ecosystemen zijn bijzonder complex en zelfs een sterke reductie aan nutriënten zal niet willen zeggen dat er nooit meer problematische bloeien van blauwalgen zullen voorkomen. Volgende mechanismen kunnen bijvoorbeeld spelen:

- Klimaatverandering (zie 4.2.2.)
- Lagere biomassa's kunnen onder de overheersende windrichting toch bij elkaar gedreven worden. In België komt de wind overheersend uit het zuidwesten en dit zou voor de Blaarmeersen willen zeggen dat de blauwalgen in de strandzone in het noordoosten worden bij elkaar gedreven.
- In waterlichamen die terug helderder worden als gevolg van een succesvolle beperking aan nutriënten kunnen benthische, epifytische en/of tychoplanktonische blauwalgen de planktonische vervangen. Dit zou willen zeggen dat het algemene risico op toxines in het water afneemt maar dat er nog steeds lokaal risico's kunnen zijn in de nabijheid van losgekomen matten van benthische blauwalgen of van macrofyten waarop blauwalgen vastgehecht zijn.

Het is daarom belangrijk om de evolutie van dergelijke soorten in het oog te houden bij restoratie (Shams et al., 2015 in Ibelings et al., 2021).

- Ook in Pomati et al. (2012 in Reinl et al., 2021) wordt er op gewezen dat er een aanzienlijk aantal meren zijn waar succesvolle restoratieprogramma's voor een reductie aan nutriënten zorgden, maar de bloeien van blauwalgen bleven voorkomen. In Lake Bourget France (Zwitserland) verscheen de soort *Planktothrix rubescens* zelfs terug bij her-oligotroficatie van het meer wegens een toename aan beschikbaar licht in het metalimnion (Jacquet et al., 2005 in Reinl et al., 2021).

4.3.2. Maatregelen om nutriënten uit waterlichamen te verwijderen of neer te slaan

Maatregelen waar extra vraag naar was op de stuurgroepen of een aanvaardbare optie leken, worden uitgebreider behandeld.

4.3.2.1. Baggeren

Bij baggeren in het kader van een nutriëntenproblematiek wordt slib verwijderd dat rijk is aan nutriënten, wat de afgifte van die nutriënten naar het water moet verminderen. Naar blauwalgenproblematiek toe verwijdert het ook deels het cyanobacterieel inoculum (sporen van de bacteriën) (Bormans et al., 2016). Indien het slib effectief het probleem is kan deze techniek een oplossing bieden voor een langere termijn. Grote nadelen zijn het fysisch en biologisch verstoren van het systeem, de hoge kostprijs en dat het veel tijd vergt. De kostprijs is niet alleen afhankelijk van de uitvoeringswijze (inzet materiaal, toegankelijkheid, ponton nodig, rijplanken…) maar ook van wat er daarna met het slib moet gebeuren (slibkwaliteit, is uitwateren mogelijk ter plaatse voordat het afgevoerd wordt,…).

Een volledige volumebepaling van het slib behoorde niet tot de scope van het huidige onderzoek en werd ook in het verleden niet uitgevoerd. Uit het huidige onderzoek kwam wel naar voor dat de sliblaag in de vijver van de Blaarmeersen heel waarschijnlijk beperkt is (combinatie analyse opmeten slib in ondiepe zones, bodemhardheidskaart en ervaring duikers) en dat de kans op nalevering van fosfor vanuit de waterbodem klein is, hierdoor wordt deze optie niet verder in detail besproken in het huidige onderzoek. Meer details en verdere literatuur kunnen gevonden worden in Van Nieuwenhuyze et al. (2019). Ook de experten van de stuurgroep zien baggeren hetzij nooit als een optie voor de Blaarmeersen, hetzij alleen als optie indien de toestand in de Blaarmeersen verslechtert.

Aandachtspunt/Verdere opvolging

Een aspect dat in een latere fase van het huidige onderzoek naar voor kwam en in de toekomst wel dient uitgeklaard te worden voor het al dan niet overwegen van deze maatregel (baggeren) op langere termijn, is dat er een vermoeden is dat dat er een laag zand over de volledige bodemoppervlakte van de Blaarmeersen is terecht gekomen bij de herinrichtingswerken in 2008. Bij deze herinrichtingswerken werd immers veel meer zand gebruikt dan vooropgesteld (pers. comm., Geert Heyneman, stadsecoloog Stad Gent). De vraag rijst dus of de sliblaag zoals die nu wordt ingeschat, is wat er sinds de herinrichting is terecht gekomen op een al dan niet dik zandpakket (zou snelle opbouw slibpakket impliceren) of dat dit de sliblaag is die gevormd is sinds het uitgraven van de Blaarmeersen (zou zeer trage opbouw slibpakket impliceren). Een mogelijke partner om dit te onderzoeken lijkt ons alvast de onderzoeksgroep Protistologie en Aquatische Ecologie (vakgroep Biologie, Universiteit Gent), die uitgerust is voor het nemen van een kleine boorkern op de bodem van een meer (UWITEC surface corer) en dit mogelijks éénmalig kan incorporeren in de jaarlijkse stage Limnologie die plaats vindt op de Blaarmeersen. Voor de haalbaarheid hiervan raden wij aan verder contact op te nemen met prof. Elie Verleyen of prof. Wim Vyverman. Indien dit een jaarlijks onderdeel van de stage Limnologie zou kunnen worden, kan mogelijks ook de aangroei van de sliblaag opgevolgd worden.

4.3.2.2. Beluchting hypolimnion om nutriënten te beperken

Bij hypolimnetische beluchting in het kader van een nutriëntenproblematiek wordt getracht anoxische en reducerende omstandigheden te vermijden waardoor P gebonden blijft of bindt aan Fe wanneer het uit de bodem vrijkomt. In dat opzicht is het bescheiden fosfor-uitloog experiment dat werd opgezet binnen het huidige onderzoek interessant (zie bijlage 1 voor ruwe data). In de beluchte recipiënten met slib trad inderdaad een beperkte afname aan fosfor-gehalte op hoewel het hier om een beperkt experiment gaat en de resultaten met de nodige voorzichtigheid dienen geïnterpreteerd te worden. Desalniettemin zijn er verschillende nadelen aan deze techniek verbonden zoals een risico op mengen van alle waterlagen (doorbreken thermische stabiliteit) en oversaturatie. Bovendien lijkt vooral de hoeveelheid beluchters die nodig zou zijn om dit in de Blaarmeersen te verwezenlijken niet realistisch en daarenboven geassocieerd met hoge operationele kosten. Hierdoor beschouwen we deze maatregel niet als optie voor de situatie in de Blaarmeersen. Een beperkte hoeveelheid extra informatie en verdere literatuur kunnen gevonden worden in Van Nieuwenhuyze et al. (2019).

4.3.2.3. Coagulatie/Precipitatie van blauwalgen/fosfor

Mechanisme:

Een techniek die toegepast wordt om blauwalgenproblematieken in waterlichamen aan te pakken is de coagulatie en precipitatie van blauwalgen en/of fosfor met een coagulant, fosfaat-fixatief en ballast. Afhankelijk van de karakteristieken van het waterlichaam wordt op één of meerdere processen tegelijkertijd ingezet en variëren de materialen (Lürling et al., 2020; Lürling en Mucci, 2020). De opbouw van de bespreking van deze techniek is daardoor anders dan de rest van de maatregelen in dit onderzoek.

De verschillende manieren van aanpak zijn (Lürling et al., 2020; Lürling en Mucci, 2020):

> "Floc and sink": Met behulp van een coagulant (Al-zouten, chitosan,…) en een ballast-stof (bodem, klei,…) wordt een blauwalgenbloei uit de waterkolom neergeslagen. Dit gebeurt voornamelijk in diepe, gestratificeerde meren wanneer er een grote biomassa effectief uit het epilimnion kan gehaald worden. Een interventie met een coagulant gebeurt bovendien zonder dat toxines of nutriënten vrijkomen in tegenstelling tot bij het gebruik van algaeciden. Coagulanten verbinden partikels, creëren op die manier vlokken die blauwalgen "vangen" en leggen vervolgens bij het zakken doorheen de waterkolom nog meer cellen van blauwalgen vast. Fosfor dat door de algen werd opgenomen wordt op die manier ook neergeslaan.
>
> "Lock": Met behulp van een fosfaat-fixatief (lanthaan, Al-zouten,…) en een ballast-stof wordt de interne fosfaat-lading in een waterlichaam geviseerd en vastgelegd. Dit gaat zowel over het vastleggen van fosfaat uit de waterkolom en het verhinderen van nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem.
>
> "Floc and lock": Een combinatie van bovenstaande aanpakken (coagulant, fosfaat-fixatief en ballast) slaat dus zowel een blauwalgenbloei neer en legt de interne fosfaat-lading in een waterlichaam vast (zowel in de waterkolom en de nalevering vanuit het sediment). Deze aanpak wordt in diepe stratificerende meren met een relatief hoge interne lading gebruikt.
>
> "Kill, floc and sink/lock": Wanneer er kans is op resuspensie van het materiaal wordt ook een stof toegevoegd die voor het doden van blauwalgen zorgt (zie bv. waterstofperoxide). Maar dit is vooral aangeraden in ondiepe meren.

Het al dan niet kiezen voor een coagulant of fosfaat-fixatief hangt ook deels samen met het moment van de behandeling van een waterlichaam. Een fosfaat-fixatief toevoegen is nuttig voordat het groeiseizoen begint, aangezien de voedingsstof voor algen dan grotendeels wordt weggenomen. Bij waterlichamen waar er het hele jaar rond een algenbloei heerst of wanneer er al een bloei aan de gang is, kan een coagulant de blauwalgen zelf en het fosfor dat ze opnamen neerslaan.

In Lürling et al. (2020) wordt een afleidingsschema gegeven voor wanneer welke aanpak best gevolgd wordt. Voor een diep meer waar de interne lading groter is dan de externe toevoer (waaronder de Blaarmeersen lijkt te vallen) wordt:
- een “lock”-aanpak aangeraden waarbij het fosfaat in de winter uit de waterkolom wordt gehaald en nalevering van P vanuit het sediment wordt verhinderd.
- een “flock and lock”-aanpak waarbij zowel blauwalgen als fosfor uit de waterkolom worden neergeslagen en vervolgens ook nalevering van P vanuit het sediment wordt verhinderd.

Verder moet de keuze van coagulant en ballast gebaseerd zijn op veiligheid, kosten, beschikbaarheid en efficiëntie. De efficiënte van coagulanten hangt af van verschillende factoren zoals soortspecifieke karakteristieken, temperatuur, intensiteit van mensen, chemie van het water (referenties in Lürling et al. 2020). Het bepalen van welke coagulanten en ballast best gebruikt worden, wordt daarom best getest in een labo om inzicht te verkrijgen in de prestatie en dosissen (Lürling et al., 2020).

Coagulanten (Lürling et al., 2020)

- Metaalgebaseerde coagulanten
    - Aluminiumsulfaat (alum)
    - Polyaluminiumchloride (PAC)

    Specifieke karakteristieken en mogelijke nadelen coagulanten gebaseerd op aluminium:

        - Wanneer alum of PAC worden toegevoegd aan het water worden $Al(OH)_3$-vlokken gevormd die fosfaat adsorberen, “particulate P” wordt gevangen in de vlokken die vervolgens naar de bodem zinken. Eens op de bodem zal de resterende adsorptiecapaciteit van de vlokken P binden dat afgegeven wordt door het sediment op de bodem.
        - In ondiepe meren en ondiepe zones van meren wordt de werking verstoord door bodemwoelende vissen. $Al(OH)_3$-vlokken worden gemakkelijk terug in suspensie gebracht. Wanneer ze in water terechtkomen met een pH boven 8,5 kunnen de vlokken terug ontbinden, aluminium-ionen vormen en P vrijgeven. (De pH in de Blaarmeersen gemeten tijdens het huidige onderzoek schommelde tussen 7,5 en 8,7.)
        - Toepassing van aluminiumverbindingen (zoals PAC, alum) in waterlichamen met pH tussen 6 en 8 wordt algemeen als veilig beschouwd. De vorming van toxische aluminiumverbindingen (positief geladen ionen bij pH <5,5, negatief geladen bij pH >8,5) wordt niet verwacht.
        - Desalniettemin zijn er mogelijke neveneffecten door gepolymeriseerd aluminium zoals verstikking van vissen, gewichtsverlies van vissen en korte-termijn-effecten op macrofauna.
        - Alum bevat sulfaat. Sulfaat toevoegen kan de interne eutrofiëring echter ook stimuleren omdat bacteriën sulfaat kunnen transformeren naar sulfide dat vervolgens aan ijzer kan binden.

        - Ondanks het feit dat aluminium-gebaseerde behandelingen P uit de waterkolom halen en nalevering vanuit het sediment verhinderen hebben de mogelijke neveneffecten ervoor gezorgd dat het bijna onmogelijk is om in Nederland een vergunning te krijgen voor het gebruik van alum en dat autoriteiten en managers naar alternatieven zochten. Het gebruik van een lage dosis van PAC werd wel toegelaten (c. 1 mg Al/l) als coagulant (Lürling en Mucci, 2020; Lürling et al., 2020).
    - IJzer(III)chloride
        - Gebruikt in het meer De Kuil (Nederland), zie praktijkvoorbeeld
- Organische polymeren
    - chitosan
        - Doordat de milieuvriendelijkheid van metaal-gebaseerde coagulanten in twijfel wordt getrokken wordt chitosan gepromoot als bio-afbreekbaar en non-toxisch coagulant maar chitosan zou dan weer antibacteriële, antimicrobiële en antifungi eigenschappen hebben.
    - "kationisch zetmeel"
- Synthetische organische coagulanten
    - "cationic polyacrylamides"
    - "cationic polyamine"
- Extracten *Moringa oleifera* zaden

Ballast

- Lokale bodem, klei, bauxiet, gravel

P-fixatieven

- Lanthaan gemodificeerde klei/bentoniet (beter gekend onder de commerciële naam Phoslock)

Phoslock

Mechanisme (Lürling et al., 2020; Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, 2021, Phoslock Environmental Technologies):

Het hoofdbestanddeel van Phoslock is klei. Een deel van de stoffen die normaal aan klei binden wordt vervangen door lanthaan. Lanthaan en fosfaat vormen immers samen de mineralen rhabofaan en monaziet en zo kan P vastgelegd worden. Onder natuurlijke omstandigheden zijn deze mineralen zeer stabiel en blijft P in de bodem vastzitten. Lanthaan is niet redoxgevoelig en minstens stabiel bij een pH tussen 5 en 9 (pH Blaarmeersen tijdens huidig onderzoek tussen 7,5 en 8,7).

Praktisch (Lürling et al., 2020; Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, 2021):

De dosering is afhankelijk van hoeveel P er moet gebonden worden in de waterkolom en hoeveel nalevering vanuit de waterbodem verhinderd moet worden. De gemodificeerde klei wordt eerst gemengd met water. Dit mengsel wordt vervolgens aan het oppervlaktewater of het hypolimnion (wanneer alleen de beperking van de nalevering van P vanuit de bodem wordt nagestreefd, de interne lading zich voornamelijk in het hypolimnion bevindt of drift naar de litorale zone van het waterlichaam vermeden moet worden) toegevoegd. Tijdens het bezinken bindt er zich

al P uit de waterkolom aan de klei en de klei komt uiteindelijk als laagje op de bodem terecht waar het de nalevering van P vanuit de waterbodem verhindert. Lanthaan blijft steeds aan de kleideeltjes gebonden en komt dus niet vrij in het water terecht.

Soms worden op bepaalde plaatsen in een waterlichaam hogere dosissen toegevoegd wanneer geweten is dat er zich daar hogere concentraties van P bevinden.

Opmerkingen

- In 2016 al toegepast in meer dan 200 meren wereldwijd in allerlei types waterlichamen (Copetti et al., 2016). Meestal om nalevering van P vanuit de waterbodem te verhinderen.

Nadelen

- Enkele factoren kunnen het succes waarmee P gebonden wordt beïnvloeden (bioturbatie door macro-invertebraten en vissen, pH, saliniteit en concentraties DOC). Deze factoren moeten vooraf grondig beschouwd worden.
- Uitloging van La in waterlichamen met lage alkaliniteit en complexatie van La met humuszuren.
- Onwaarschijnlijk dat behandeld water gevaar zo zijn voor dieren en/of mens en tot op heden geen negatieve effecten op lange termijn waargenomen in ecosystemen.

Mogelijke toxiciteit:

- Lanthaan is potentieel toxisch voor sommige aquatische organismen indien het in zijn opgeloste vorm aanwezig zou zijn in de waterkolom (La^{3+}, vrij lanthaan). De incorporatie van lanthaan in bentoniet (als drager) voorkomt dit echter en zorgt er voor dat er geen negatieve impact is wanneer Phoslock wordt toegevoegd aan zoet water (Phoslock Environmental Technologies). Alleen in een combinatie van water met een zeer lage alkaliniteit, lage fosfaat-concentraties en zeer hoge concentraties van opgelost organisch koolstof, wordt de opgeloste vorm van lanthaan gemeten, waarschijnlijk geassocieerd met de organische fractie van de bodem (organische componenten aanwezig in humus).
- In Nederland is wettelijk bepaald wat de maximaal toelaatbare concentraties zijn van La in zowel de waterkolom als in sedimenten (Sneller et al., 2020 in van Oosterhout et al., 2020)
- Lanthaan kan in vissen, rivierkreeften, muggenlarven, macrofyten en watervogels bioaccumuleren na een toepassing met Phoslock. In sommige gevallen gebeurde dit zelfs tot 5 jaar na de toepassing, maar er werden nooit negatieve effecten gerapporteerd in de “peer-reviewed” studies die dit onderzochten (Phoslock Environmental Technologies; van Oosterhout et al., 2020). De acute orale dosis bij ratten varieerde van 3400 mg/kg lichaamsgewicht tot meer dan 10.000mg/kg (Redling, 2006 in van Oosterhout et al., 2020). van Oosterhout et al. (2020) vinden de afwezigheid van ecotoxicologische effecten in concrete toepassing in meren (Waajen et al., 2016a/Waajen et al., 2017a; allen in van Oosterhout et al., 2020) daarom weinig verrassend. Desalniettemin is verder

onderzoek aangewezen om de biogeochemische uitwisselingen tussen water, sediment en biota op ecologisch relevante tijdsperiodes (jaren tot decennia) uit te klaren (van Oosterhout et al., 2020).

- Ook mensen kunnen in theorie blootgesteld worden aan Phoslock tijdens recreatie in een waterlichaam na een behandeling. De huid kan in contact komen met het water of het water kan ingeslikt worden (zwemmen/watersport/consumptie vis). Zie inzet voor extra info hieromtrent.
- De kans lijkt groot dat lanthaan op een niet duurzame manier ontgind wordt.

- Ook Aluminium en IJzer kunnen gebruikt worden als fosfaat-fixatief. Al lijkt Phoslock beter te presteren op enkele vlakken (zie tabel 15). Lanthaan bindt echter met P in een 1:1 relatie, terwijl Al:P ratios variëren tussen 2:1 en 13:1 (Huser et al., 2011 in van Oosterhout et al., 2020) en de bindingscapaciteit afneemt met de tijd (de Vicente et al., 2008 in van Oosterhout et al., 2020). Fosfaat gebonden aan ijzer kan terug vrijkomen onder anoxische omstandigheden bij hoge pH (Sondergaard et al., 2003 in van Oosterhout et al., 2020).

Aandachtspunt/Verdere opvolging

Gezien de bezorgdheid rond de mogelijke toxiciteit van lanthaan op de stuurgroep, werd prof. dr. em. Patrick D'Haese (Labo Pathofysiologie, Universiteit Antwerpen) geraadpleegd die over het gebruik van Lanthanum voor medische doeleinden publicaties schreef (D'Haese et al., 2003) maar ook meewerkte aan studies rond het gebruik van Phoslock/lanthaan voor het verbeteren van de waterkwaliteit en de mogelijke toxiciteit van lanthaan daarbij (D'Haese et al., 2019; Behets et al., 2020). Algemeen was er bij prof. D'Haese weinig bezorgdheid rond mogelijke toxiciteit van lanthaan bij het gebruik van Phoslock. Bij het medisch gebruik van lanthaan (onder de vorm van lanthaan carbonaat) worden dosissen gebruikt die 100.000 keer tot 1.000.000 keer hoger liggen dan het lanthaan dat vrijkomt bij het gebruik van Phoslock (sommige personen gebruiken lanthaan carbonaat al meer dan 10 jaar). In een aantal studies die neveneffecten van lanthaan bij ratten rapporteerden, werd lanthaan chloride gebruikt en valt niet uit te sluiten dat de neveneffecten eerder het gevolg zijn van het chloor. De dosissen die gebruikt werden zijn echter opnieuw sowieso niet te vergelijken met het lanthaan dat vrij zou komen bij het gebruik van Phoslock. Indien het gebruik van Phoslock overwogen wordt als maatregel in de strijd tegen blauwalgen, raden wij aan om prof. dr. em. Patrick D'Haese te contacteren om de kans op toxische effecten van lanthaan te komen toelichten. Prof. dr. em. Patrick D'Haese gaf zelf aan hiervoor open te staan.

Ook rond de combinatie van het gebruik van Phoslock en ecologisch herstel in waterlichamen heerste ongerustheid. In een meta-analyse die onder andere focuste op het effect van een behandeling met Phoslock op aquatische macrofyten werd alvast op basis van een toename in soortenaantallen en maximale kolonisatiedieptes gesteld dat ecologisch herstel plaats vond binnen de 24 maanden (Spears et al., 2016). Zoals de auteurs echter zelf stelden is het aantal studies waarvoor deze data beschikbaar waren beperkt (n=5) en konden nog geen conclusies getrokken worden voor alle types van waterlichamen (Spears et al., 2016). Zie ook praktijkvoorbeeld Rauwbraken hieronder.

Tabel 15 - Voordelen van Phoslock ten opzichte van andere stoffen (Phoslock Environmental Technologies)

Phoslock	Aluminium salts	Iron salts
Effective between pH 5 and 9	Effective between pH 6 and 8	Effective between pH 5 and 8 (depending on the salt used)
Effective under anoxic conditions	Effective under anoxic conditions	Not effective under anoxic conditions
Does not affect water pH and conductivity	Affects water pH and conductivity	Affects water pH and conductivity
Increases sediment stability	Does not affect the sediment stability and can easily resuspend	No studies have been done on the effect of sediment stability
No need to be applied with a buffer	Might need to be applied with a buffer	Might need to be applied with a buffer
Phosphate adsorbed will not be released under anoxic conditions or within pH 4 - 12	Phosphate adsorbed will not be released under anoxic conditions or within pH 6 - 9	Phosphate adsorbed will be released under anoxic conditions
Binding capacity does not decrease with time	Binding capacity decreases with time	Binding capacity may decrease with time
Does not have coagulant properties	Has coagulant properties	Has coagulant properties

Praktijkvoorbeeld:

De Kuil: De Kuil is een zwemwaterplas (9m diep, 6,7 ha, Nederland). Na een eerste behandeling met Phoslock (Waajen et al., 2016a in Lürling en Mucci, 2020) werd er gedurende 8 jaar een goede waterkwaliteit bekomen. IJzerchloride werd gebruikt als coagulant. In 2017, was een nieuwe behandeling nodig door aanhoudende diffuse input van nutriënten en onder andere de invloed van een frambozenboerderij (Lürling en Mucci, 2020).

Rauwbraken:

Recreatieplas Rauwbraken (Berkel-Enschot, Nederland) is een voormalige zandwinningsput gegraven in 1966 met een oppervlakte van 2,6 ha. Er is een strandbad en er kan recreatief gedoken worden. Het geïsoleerde meer stratifieert, heeft een gemiddelde diepte van c. 8 m en een max. diepte van c. 15m. De plas werd in toenemende mate geconfronteerd met een blauwalgenproblematiek ten gevolge van eutrofiëring en daarmee gepaard gaande zwemverboden ten gevolge van blauwalgenbloeien (Lürling et al., 2020; van Oosterhout en Lürling, 2010). Gedurende 40 jaar konden verschillende P bronnen een hoge interne P lading opbouwen in Rauwbraken, deze bronnen waren onder andere een hoge organische belasting vanuit de omliggende groenstroken, de aanvoer van fosfaatrijk grondwater en de regelmatige bemesting van aanpalende sportvelden (van Oosterhout en Lürling, 2010). Uiteindelijk zorgde de combinatie van stilstaand water met een hoog fosfaatgehalte in de waterkolom en de grote nalevering vanuit de bodem voor de blauwalgenproblematiek (van Oosterhout en Lürling, 2010). De blauwalgenproblematiek betrof een tijdlang een jaarlijkse bloei van *Planktothrix rubescens* tegen het einde van de winter maar deze bloei verdween tegen de start van de zomer. De jaarlijkse bloei nam echter in hevigheid en duur toe. In de zomer was ook *Microcystis aeruginosa* en *Woronichinia naegeliana* prominent aanwezig, in de nazomer tevens *Anabaena* sp. (van Oosterhout en Lürling, 2010).

In april 2008 werd daarom gekozen voor een "Floc and Lock"-aanpak en werd een behandeling uitgevoerd met een coagulant, een fosfaat-fixatief en ballaststof. Er werd gebruik gemaakt van PAC als coagulant (1,1 mg Al/l) en Phoslock als fosfaat-fixatief en ballast. In een eerste fase werd twee ton van het coagulant (gebufferd met calciumhydroxide) en twee ton Phoslock toegevoegd aan de plas vanaf een boot. Hierdoor werd de zich ontwikkelende blauwalgenbloei dat jaar neergeslagen en een deel van de aanwezige P uit de waterkolom gehaald. Daarna werd 16 ton Phoslock toegevoegd om een laagje op de bodem te leggen dat de nalevering van P verhinderde. De behandeling resulteerde in een goede zwemwaterkwaliteit. Verschillende parameters verbeterden, zo zakten bijvoorbeeld de TP van 134 µg/l tot 14 µg/l en het aandeel van cyanobacteriën in chlorofyll a van 64% naar 17%. Gedurende 10 jaar werd een goede zwemwaterkwaliteit behouden waarna er echter indicaties kwamen dat het meer terug een eutrofe status bereikte als gevolg van een aanhoudende diffuse input van nutriënten (die niet aangepakt kon worden). Een herhalingsbehandeling dringt zich hierdoor op. Deze aanpak met coagulant en fosfaat-fixatief kostte 50.000 euro in 2008 (van Oosterhout en Lürling, 2010; Lürling en Mucci, 2020; van Oosterhout et al., 2021).

Een vervolgonderzoek waarin de chemische en ecologische reacties op de behandeling met Phoslock in Rauwbraken werden beschouwd keek onder andere naar de invloed op macrofyten (van Oosterhout et al., 2021). Voor de behandeling in 2008 was een soort (*Elodea*) aanwezig die een eutroof systeem reflecteerde en groeide tot op een diepte van 4m. Onmiddellijk na de behandeling kon deze soort tot op een diepte van 9m groeien wegens het helderdere water. Van 2010 tot 2014 veranderde de aanwezige soort van *Elodea* naar *Nitella*, wat een verandering naar oligotrofe omstandigheden reflecteerde (Lambert-Servien et al., 2006 in van Oosterhout et al., 2021). Deze shift volgde dus pas

enkele jaren na de shift in waterkwaliteit. De terugkeer van eutrofere omstandigheden (zie boven) luidde echter ook terug de achteruitgang van dit type vegetatie in (van Oosterhout et al., 2021).

Drinkwaterproductiecentrum De Blankaart

In het spaarbekken van drinkwaterproductiecentrum De Blankaart werd Phoslock al getest om na een behandeling met waterstofperoxide het uit de afgestorven blauwalgencellen vrijkomende fosfaat neer te slaan. De Phoslock toediening slaagde er niet in om de concentratie aan orthofosfaat in het spaarbekken te doen dalen, ook al was er tijdens de test geen externe influx van fosfaten (pers. comm., Ingrid Keupers, De Watergroep).

Kostprijs: Afhankelijk van de te volgen aanpak zal de prijs verschillen. Voor de specifieke situatie in Rauwbraken (o.a. 18 ton Phoslock) was de kostprijs in 2008 in totaal 50.000 euro en werd een goede waterkwaliteit behaald gedurende een tiental jaar. In een recent voorstel voor Stad Dendermonde voor de behandeling van een vijver van de stad met Phoslock is sprake van 2.250 euro per ton Phoslock (zonder BTW) en ca. 8.000 euro voor het behandelen op zich (mogelijks situatiespecifiek).

Blaarmeersen:

Het hierboven aangehaalde voorbeeld uit de Rauwbraken werd uitgebreid besproken wegens verschillende gelijkenissen met de situatie in de Blaarmeersen: een geïsoleerde recreatieplas als gevolg van een put gegraven een 40 à 50-tal jaar geleden en nadien de aanwezigheid van verschillende P bronnen die uiteindelijk samen voor een hoge interne P lading zorgden waardoor blauwalgenbloeien frequenter voorkomen. Verschillend met de situatie in de Blaarmeersen is dat er in de Rauwbraken een sterke nalevering vanuit de waterbodem was. Voor de Blaarmeersen lijkt het te volstaan om te focussen op het neerslaan van de P aanwezig in de waterkolom zelf door middel van een beperkte hoeveelheid fosfaat-fixatief en ballast. Een coagulant lijkt niet onmiddellijk aan de orde en kan bovendien vermeden worden bij een behandeling in de winter. Een theoretische berekening van de benodigde hoeveelheid Phoslock nodig om het P gehalte in de waterkolom neer te slaan, komt op c. 7 ton (vs. 18 ton in Rauwbraken). Dit lijkt ons voor de Blaarmeersen een haalbare en behapbare operatie. Bezorgheden rond mogelijke toxiciteit en de combinatie van Phoslock en ecologisch herstel van waterlichamen lijken op dit moment te kunnen worden ontkracht. Een terechte bekommernis lijkt de duurzaamheid van het ontginnen van lanthaan.

De meerderheid van de experten van de stuurgroep vindt het gebruik van een Flock, Lock of Flock en Flock aanpak, al dan niet met gebruik van Phoslock of een ander fosfaat-fixatief, een optie als het wetenschappelijk onderzoek met zekerheid op punt staat of als de situatie in de Blaarmeersen achteruit gaat. Eén expert volgt de mening dat een Lock-aanpak met Phoslock op dit ogenblik al een valabele optie is. De beperkte hoeveelheid wetenschappelijke studies die zowel het gebruik van Phoslock als de invloed op de biodiversiteit beschouwen wordt als nadeel gezien door de experten.

4.3.2.4. Verwijderen/behandelen hypolimnetisch water

Mechanisme: Door het verwijderen van diep nutriëntrijk water, wordt de totale beschikbare hoeveelheid nutriënten op termijn verminderd en zou de kans op blauwalgenbloeien moeten afnemen. Het is ook mogelijk het opgepompte hypolimnetische water te behandelen (verwijderen van P) en daarna terug te pompen naar het meer. Vooral diepe meren met een klein oppervlak komen in aanmerking voor deze techniek (Bormans et al., 2016). Aangezien de vijver in de Blaarmeersen alleen gevoed wordt door grondwater en regenwater van een beperkt afstroomgebied, wordt het verwijderen van het diepe water niet als een optie gezien omdat het terug op peil komen van de vijver te veel tijd zou vragen. Ook alternatieve bronnen van kwalitatief water in de omgeving om het waterpeil sneller terug omhoog te brengen zijn er niet. Alleen de optie om het hypolimnetisch water te behandelen en daarna terug te pompen wordt daarom in detail bekeken.

Praktisch: Via actief pompen of "passive siphoning" wordt water uit de diepte omhoog gepompt en naar een defosfateringsinstallatie geleid. De gebruikte techniek in deze installaties kan variëren (Bormans et al., 2016).

Voordelen:

- Er worden geen externe stoffen aan het systeem toegevoegd

Nadelen:

- Een afname van de stabiliteit van de waterkolom door het pompen kan er voor zorgen dat nutriëntrijke bodemwaters zich vermengen met water uit het epilimnion (Bormans et al., 2016).
- Er is al bij al weinig ervaring met deze maatregel (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen-defosfateren/recirculeren), laat staan het verwijderen van fosfor in "lage" concentraties in hypolimnetisch water (Renman en Renman, 2022).
    - In een lab-test m.b.t. de behandeling van hypolimnetisch water, voorafgaand aan een pilootproject in het Zweedse meer Hönsan, werd als filtermateriaal Polonite getest (Renman en Renman, 2022). De filter verwijderde efficiënt (98,6%) PO4-P uit het influentwater dat een oorspronkelijke concentratie van 390 µg/l had. De test werd als veelbelovend gezien om P waarden in dit type hypolimnetisch water tot bepaalde drempelwaarden terug te brengen.
    - Hussain et al. (2014 in Renman en Renman, 2022) gebruikten filters van "oxygen furnace slag" om P uit hypolimnetisch water met concentraties van 250 tot 490 µg/l te halen. Dit bleek succesvol maar had o.a. het nadeel dat vanadium en aluminium vrijkwamen uit het filtermateriaal.
    - Lozynska et al. (2021 in Renman en Renman, 2022) gebruikten Leca en verbrijzelde kalksteen als filtermateriaal. Het hypolimnetisch water uit deze studie had PO4-P concentraties van 410 tot 460 µg/l.
- Mogelijke veranderingen in biogeochemische condities (Renman en Renman, 2022). In het hierboven aangehaalde experiment van Renman en Renman (2022) werd er bv. achteraf naast een succesvol verwijderen van PO4-P, wel ook een hogere afgifte vanuit het sediment van PO4-P vastgesteld en had het water na behandeling een hogere pH. Ook de neerslag van $CaCO_3$ en $CaSO_4$ in de filter was een aandachtspunt.

- Mogelijk oppompen van blauwalgen uit hypolimnetisch water naar epilimnetisch water. Dit kan voorkomen worden door het water terug te pompen naar het hypolimnion (Renman en Renman, 2022).

Verdere opmerkingen:

- Deze maatregel kan gecombineerd worden met “Doorspoelen/Flushing” (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen-defosfateren/recirculeren).
- Vaak gebruikt bij ingedamde meren (Bormans et al., 2016).
- Het is nuttig deze techniek lang genoeg toe te passen aangezien sommige blauwalgensoorten in staat zijn om een voorraad fosfor op te slaan (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen-defosfateren/recirculeren).
- Vele filtermedia werden al voorgesteld in het kader van de zuivering van afvalwater maar slechts enkele producten zijn al op de markt (Renman en Renman, 2022).

Praktijkvoorbeeld:

Zwemlust

Op zwemlocatie Zwemlust (1,4 ha groot; gemiddelde diepte 1,4m; maximum diepte 3,3m; Nieuwersluis, Nederland) had men al enkele decennia blauwalgenoverlast tijdens het zwemseizoen. In het verleden zijn diverse ingrepen uitgevoerd en onderzocht zoals een aangepast visstandbeheer met tegelijkertijd een aanplant van gele plomp en het aanbrengen van structuur, het baggeren van het systeem en het uitzetten van mossels (Stroom en Voort, 2017). Hoewel soms tijdelijke successen werden geboekt bleken deze maatregelen geen duurzame oplossing in dit systeem (Stroom en Voort, 2017). Een (geo)hydrologische studie was de aanleiding om maatregelen opnieuw te gaan beoordelen (Stroom en Voort, 2017). Al enkele jaren lopen er hierdoor testen met filters om fosfaat uit het water te halen. De filter behandelt circulerend water uit de plas en inlaatwater. De ijzerzand/ijzergranulaat filters die er momenteel getest worden dienen tevens als pilootproject voor filters die het betrokken waterschap wil realiseren voor andere oppervlaktewateren (https://www.winnovatie.nl/innovatie/fosfaatfilter-bij-zwemlust-blauwalgen-bestrijden-en-proeflocatie-voor-agv). Een recente evaluatie van het onderzoek bij Zwemlust gaat over de techniek (upflow-defosfatering/voorfilters) en functioneren van de installatie in de periode van september 2020 t.e.m. oktober 2021 (van Dusseldorp, 2022). Een evaluatie van het watersysteem zal mogelijk later volgen (pers. comm., Jasper Stroom, Waternet). Hoewel de grootte en diepte van de recreatieplas sterk verschilt met de situatie in de Blaarmeersen, is een blik op de nutriëntenconcentraties die hier gefilterd worden interessant. Zo blijkt dat de filterstraat met het beste verwijderingsrendement moeite heeft met het verwijderen van de resterende hoeveelheid TP bij concentraties lager dan 0,075 mg/l (van Dusseldorp, 2022). Met uitzondering van de uitschieters gemeten tijdens het begin van het huidige onderzoek, zitten de gemeten waarden in de Blaarmeersen rond of onder deze waarde. Op dagen dat het orthofosfaat-gehalte in Zwemlust boven 0,005 mg/l ligt is er wel een rendement voor orthofosfaat van ca. 60% (van Dusseldorp, 2022). In het huidige onderzoek in de Blaarmeersen werden deze waarden in november, december en januari vlot gehaald maar is dat onzekerder voor de andere maanden (detectiegrens huidig onderzoek ook 0,010 mg/l). In Zwemlust werd door de twee zandbedden samen op 13 maand ca. 16 kg P verwijderd uit het systeem.

Kraenepoel

Hoewel het bij de Kraenepoel (Aalter) niet over een recreatieplas gaat werd door de stuurgroep een interessante voorbeeldsituatie gevonden. In deze situatie is defosfatering via een ijzerzandfilter van

inlaatwater één van de mogelijke maatregelen voor het herstel van de hydro-ecologische kwaliteit van de Kraenepoel. Als nadeel wordt het benodigde ruimtebeslag van de ijzerzandfilter vermeld. De Kraenepoel is een poel van ca. 22 ha omgeven door bos- en woongebied (Libbrecht et al., 2019).

De Gavers (Harelbeke)

Op de stuurgroep werd ook aangeraden informatie in te winnen over de defosfatering in drinkwaterproductiecentrum De Gavers (De Watergroep) in Harelbeke. Water uit het kanaal Bossuit-Kortrijk wordt eerst voorbehandeld en daarna naar de Gavervijver gepompt. De voorbehandeling bestaat uit een aanvoergoot waar ijzerchloride gedoseerd wordt. Daarna komt het water via twee in serie geplaatste flocculatoren (vlokvormers) waar hekroerwerken in gemonteerd zijn, in drie drielaagsfilters. Deze vlokkenfiltratie zorgt vooral voor de verwijdering van fosfaat. De fosfaatconcentraties zijn hierdoor zo laag waardoor ze limiterend zijn voor blauwalgen en er geen problemen zijn met bloeien. Na verblijf in de Gavervijver wordt het water opgepompt naar het waterproductiecentrum. Hierbij gebeurt niet opnieuw een defosfatering maar voornamelijk het verwijderen van micropolluenten en een desinfectering. De gebruikte techniek in de voorbehandeling vereist een continu innamedebiet en kan niet gebruikt worden in andere waterproductiecentra van De Watergroep (pers. comm., Ingrid Keupers, De Watergroep). In Kluizen wordt ijzerchloride gebruikt om fosfaten te doen bezinken in een kanaal dat zich voor het pompkanaal bevindt. In De Blankaart lopen er pilootproeven om een optimale techniek te kunnen selecteren voor defosfatering (pers. comm., Ingrid Keupers, De Watergroep).

Testen Arcadis Nederland

Arcadis Nederland is momenteel volop bezig met functionele toepassingen van ijzerzand (pers. comm., Jasper Arntz, projectleider waterbeheer en ecologie, Arcadis).
In de zwemplas Put te Werve (Rijswijk, Nederland) loopt in het kader van een blauwalgenproblematiek een pilootproject om met bigbags gevuld met ijzerzand fosfaten uit het water te halen (https://www.youtube.com/watch?v=YP_IoWeLbKQ). Put te Werve is een oude zandwinningsput van ca. 10 ha en tot ca. 8m diep. De bigbag hangt aan een ponton midden in de plas. Een pomp trekt het water naar deze bigbag toe en legt fosfaten vast. IJzerzand wordt al in waterzuiveringsinstallaties op land gebruik om fosfor uit afvalwater te halen. Het project is gestart in juli 2020 en loopt twee jaar. Na de test wil men kunnen inschatten of het op grotere schaal in te zetten is. In dit geval werd water van op 8 meter diepte aangetrokken en wordt het water aan het oppervlak terug geloosd. Een mogelijke denkpiste voor de Blaarmeersen zou het gebruik van deze techniek in het epilimnion in de winter kunnen zijn.
In het Groote Meer (tussen Ossendrecht, Nederland) wordt een ijzerzandfilter naast het meer aangelegd om fosfaat uit het aangevoerde water vanuit landbouwgebied te halen. De filter is c. 240m lang en enkele meters breed en diep (https://www.zuidwestupdate.nl/nieuws/ijzerzandfilter-moet-groote-meer-duurzaam-verfraaien/, https://www.h2owaternetwerk.nl/h2o-actueel/groot-filter-van-ijzerzand-zuivert-watertoevoer-naar-brabants-ven). Ook aan een camping op de grens van Nederland en België werd samen met Arcadis Nederland een filter gebouwd om blauwalgenbloei te voorkomen in een natuurlijke zwemvijver (pers. comm., Jasper Arntz, projectleider waterbeheer en ecologie, Arcadis).

Kostprijs: Op de STOWA Factsheet (controlerend-doorspoelen-defosfateren/recirculeren) kunnen prijzen gevonden worden, de oorspronkelijke publicaties waar deze cijfers uit zouden komen werden niet teruggevonden. Zo bedroeg het budget voor zwemlocatie "Zwemlust" 2,2 euro/m² voor recirculeren en defosfateren (al kan dit nog niet over de meest recente filters en installatie gaan). De kosten in Ouderkerkerplas die zowel compartimenteren, doorspoelen als defosfateren omvatten, bedroegen 11 euro/m². Voor de Blaarmeersen zou dit dus respectievelijk 374.000 euro en 1.870.000 euro betekenen.

Blaarmeersen:

Bij het begin van de metingen (augustus 2021 – oktober 2021) werden in de Blaarmeersen in het hypolimnion onverklaarbare hoge concentraties voor nutriënten gemeten, maar deze werden niet bevestigd tijdens de metingen tijdens de lente van 2022. Desalniettemin zijn de waarden uit het huidige onderzoek in de Blaarmeersen voor nutriënten in het hypolimnion hoger dan de waarden uit vroegere studies. Het hypolimnion lijkt in de Blaarmeersen dus een belangrijke bron/pool van nutriënten te zijn. Het behandelen van hypolimnetisch water lijkt hierdoor een interessante optie om de interne pool van nutriënten in de Blaarmeersen te verlagen. Of deze techniek te overwegen valt in de Blaarmeersen lijkt wel af te hangen van of er filters betrouwbaar genoeg zijn om bij de concentraties gemeten in de Blaarmeersen te gebruiken. Indien dergelijke filters gevonden worden kan ook het filteren van het epilimnion tijdens het voor- en najaar een optie zijn aangezien het systeem dan volledig gemixt is en er dan geen risico is op het doorbreken van de thermische stabiliteit of tijdens de winterperiode wanneer de concentraties het hoogst zijn. De praktijkvoorbeelden tonen aan dat er momenteel nog heel wat onderzoek loopt (bv. Zwemlust, Put te Werve), ervaring nog moet opgebouwd worden (bv. Kraenepoel) en nieuwe projecten worden opgestart (bv. testen Arcadis Nederland). De meerderheid van de experten van de stuurgroep beschouwt het behandelen van zowel epilimnetisch water als hypolimnetisch water als optie indien de toestand in de Blaarmeersen verder zou achteruitgaan. Indien dit gevolgd wordt, geeft het de instanties tijd om verdere ontwikkeling rond dit thema op te volgen.

<u>Mogelijke opportuniteit</u>

Het verwijderingsrendement van de filters uit het praktijkvoorbeeld in Zwemlust werd beïnvloed door het debiet. Hoewel de filter gebruikt zoals in Zwemlust waarschijnlijk dus in de Blaarmeersen niet effectief TP zou filteren, maar mogelijks wel orthofosfaat (zie hierboven), zien we dat in dergelijke installatie debieten gehaald werden die rond 18m³/u lagen en mogelijks hogere rendementen zullen behaald worden bij nog hogere debieten (van Dusseldorp, 2022). In de Blaarmeersen vinden we al een pompinstallatie terug, nl in de Krekenplas. Voor deze pomp vinden we op de technische fiche terug dat het debiet 65l/sec kan zijn (dus 234m³/u), dus hoger dan de gebruikte installatie in Zwemlust. Indien een defosfateringsinstallatie overwogen wordt, en idealiter een filter gevonden wordt die effectief blijkt bij de gemeten concentraties in de Blaarmeersen, lijkt een proefopzet met de bestaande pomp in de Krekenplas alvast een optie.

4.3.3. Maatregelen om blauwalgen zelf te bestrijden

Wanneer het moeilijk is om de nutriëntentoestroom uit het afstroomgebied te stoppen of intern in het meer aan te pakken en ook als gevolg van het feit dat het een heel lange tijd kan duren voordat reducties in nutriënten resulteren in een afname van blauwalgenbloeien worden ook allerlei maatregelen toegepast om bloeien van blauwalgen op korte termijn aan te pakken (refs in Piel et al., 2021).

Het effect van onderstaande maatregelen is vaak deels soortspecifiek of groepspecifiek (groepen van blauwalgen met gelijkaardige ecologische eigenschappen) (Mantzouki et al., 2016). Hoewel een biologische beschouwing buiten de scope van dit onderzoek valt, wordt waar mogelijk hier en daar toch de reflectie gemaakt naar de soorten die eerder reeds gemeld werden op de Blaarmeersen. Let wel, bloeien van blauwalgen bestaan zelden uit slechts één soort. Bovendien komen inderdaad in verschillende systemen jaar na jaar dezelfde dominante soorten voor, maar soms kan die dominante soort ook wisselen (pers. comm., Jeroen Van Wichelen, INBO).

Opm.: Het effect van vele maatregelen die genomen worden om blauwalgen te bestrijden, zal ook beïnvloed worden door het veranderende klimaat (Paerl et al., 2016).

4.3.3.1. Mengen van waterlagen

Mechanisme: Zoals onder 4.2.2. aangehaald zijn vele blauwalgen gebaat bij stratificatie omdat zij het competitieve voordeel hebben dat ze hun drijfvermogen kunnen regelen om optimale omstandigheden op vlak van licht en nutriënten in de waterkolom op te zoeken. Bij stratificatie kunnen ze zich op die manier ophouden in de bovenste waterlagen om licht op te vangen, terwijl andere algen wegzakken en uiteindelijk sedimenteren. Het doel van het kunstmatig mengen van een meer is om minder gunstige omstandigheden (onvoldoende licht) voor de blauwalgen te creëren en gunstigere voor andere algen zoals diatomeeën en groenalgen (minder sedimentatie). De vorming van drijflagen wordt ook tegengegaan aangezien de biomassa over een groter watervolume wordt verdeeld (Visser et al., 2016; refs in Lofton et al., 2019; STOWA Factsheet controlerend-mengen-verticaal).

Deze techniek is inzetbaar in diepe gestratificeerde meren. De verticale beweging moet de stijgsnelheid van de blauwalgen overtreffen en is soortspecifiek (zie onder). De vorm van de plas en de verhouding tussen diep en ondiep areaal moeten in acht genomen worden, want ook water in de ondiepe delen moet meedoen in de circulatie.

Mengen volledige waterkolom

In Visser et al. (2016) en de STOWA factsheet (controlerend-mengen-verticaal) is vooral sprake van het volledig mixen van de waterkolom, hierbij is het dus effectief het doel de volledige stratificatie te doorbreken. Uit de studies die werden beschouwd in Visser et al. (2016) bleek dat een minimumdiepte van 15,8 m nodig was om succesvol de blauwalg *Microcystis* te bestrijden door waterlagen artificieel te mengen. Meren met andere soorten blauwalgen konden wel op lagere dieptes succesvol bestreden worden (Visser et al., 2016). *Microcystis* is immers een kolonievormende soort en heeft een hoog drijfvermogen. De snelheid waarmee gemixt wordt, moet dus hoog genoeg zijn om deze soort te bestrijden en het mixen moet diep genoeg zijn. Lürling et al. (2016) verwijzen zelfs naar een studie waarin een gemiddelde diepte van >40m wordt aangehaald om met “artificial mixing” de totale fytoplankton biomassa naar beneden te halen.

Mengen epilimnion

In Lofton et al. (2019) werd alleen het epilimnion gemixt om de vorming van blauwalgen tegen te gaan. De studie betrof een dimictisch, eutroof waterlichaam (Virginia, VS) met een oppervlakte van 11,9 ha, een maximumdiepte van 9,3m en een thermocline die zich op c. 4-5 m situeert. Lofton et al. (2019) voerden twee experimenten uit met een “bubble-plume diffuser”. Na een eerste test nam de biomassa van blauwalgen echter toe, samen met die van cryptofyten en groenalgen, waarschijnlijk door het mobiliseren van fosfor uit sedimenten. Na een tweede test veranderde de totale biomassa niet maar veranderde de fytoplankton gemeenschap van één met filamenteuze taxa naar één met kleine, ronde taxa. Lofton et al. (2019) besluiten dat de dynamiek van het volledige ecosysteem en de morfologische eigenschappen van het fytoplankton moeten beschouwd worden om het effect van eplimnetisch mengen in te kunnen schatten.

Mengen waterlagen en bezinken

In een onderzoek naar het effect van het mengen van de waterlagen op fytoplankton op basis van een model en een experiment, vonden Chen et al. (2018) dat fytoplankton concentraties onderhevig waren aan verminderde groeiratio’s door de limitatie van licht in waterlichamen dieper dan 20m door het mengen, maar dat in ondiepere systemen een verlies door “settling” belangrijker was.

Praktisch: Sterke variatie in systemen die werden gebruikt om waterlagen in meren te mengen en hoe deze geplaatst werden (Visser *et al.*, 2016).

In de hierboven aangehaalde studie van Lofton et al. (2019) werd een mixer/beluchter in het epilimnion geplaatst op een diepte van 5m over een lengte van 230m om tevens de locatie met het diepste punt van het waterlichaam te overspannen. De mixer/beluchting bestond uit een luchtcompressor op land, verbonden met een "single diffuser line" met vijf verschillende secties van poreuze slangen die bubbels atmosferische lucht in de water vrijlaten aan een tempo van 0-0,7 (kubieke meter per minuut). Bij activatie werd de bovenste 5,5m van het waterlichaam gemengd maar niet de rest van de waterkolom, in tegenstelling tot bij vele andere systemen (Lofton et al., 2019).

Voordelen:

- Zuurstoftoename
  Hogere zuurstofconcentraties in het hypolimnion zorgen ervoor dat het geschikte habitat voor een groot aantal zuurstofafhankelijke organismen (zoals zoöplankton en vissen) vergroot wordt en kunnen vissterfte ten gevolge van het opwellen van anoxisch hypolimnetisch water vermijden (referenties in Visser *et al*., 2016).
- Afname nutriënten:
  Verschillende studies leverden contrasterende resultaten op maar in sommige gevallen nam de totale P concentratie af ten gevolge van betere oxiderende omstandigheden nabij het sediment (Visser et al., 2016)

Nadelen:

- Transparantie/turbiditeit
  Het mengen kan de transparantie van de waterkolom doen afnemen en de turbiditeit doen toenemen wanneer ook sediment opgewoeld wordt (vooral in ondiepe systemen/zones). Dit kan negatieve effecten hebben op de totale fytoplankton biomassa (Havens et al., 2011; Beaver et al., 2013, beiden in Lofton et al., 2019).
- Onvoorspelbare biogeochemische processen
  Het mengen veroorzaakt een temperatuurstijging in de diepere waterlagen wat mogelijks ook een invloed heeft op biogeochemische processen aan het sediment-water oppervlak. Er kan bv. een snellere mineralisatie van organisch materiaal plaatsvinden in het sediment, wat kan resulteren in een hogere P afgifte van het sediment naar het water toe (afhankelijk van de zuurstofcondities) (Visser *et al*., 2016).
- Biologische gevolgen doorbreken thermocline
  Het doorbreken of verdiepen van de thermocline kan de optimale diepte voor fytoplanktongroei veranderen (Diehl et al., 2002; Cantin et al., 2011; beiden in Lofton et al., 2019)
- Toename nutriënten:
  Verschillende studies leverden contrasterende resultaten op maar in sommige gevallen nam de totale P in het meer toe ten gevolge van het mengen van nutriëntrijk water uit het hypolimnion met de bovenste waterlagen (Visser *et al.*, 2016). Lürling *et a*l (2016) adviseren om deze reden om dit artifciële mengen van waterlagen niet te gebruiken in ondiepe meren omdat de P afgifte eerder de groei van blauwalgen zal stimuleren dan beperken.
- Toepassing van lange duur
  Het mengen zou moeten gebeuren tijdens het volledige groeiseizoen (Visser *et al.*, 2016).

- Systeemkennis
  Chen et al. (2018) halen studies aan waarbij onoordeelkundig gebruik van het mengen op vlak van intensiteit, duur en frequentie van het mixen het tegenovergestelde effect had van wat beoogd werd. Ibelings et al. (2016) halen aan dat deze techniek al vaak geïnstalleerd is in de veronderstelling dat dit een snelle manier is om problemen op te lossen zonder het aquatisch systeem ten volle geanalyseerd te hebben (Ibelings et al., 2016).
- Werking soortspecifiek
  De morfologische eigenschappen van het fytoplankton, zoals grootte, vorm, de verhouding oppervlakte/volume en de af- of aanwezigheid van flagella hebben gevolgen voor de bezinksnelheid en de mobiliteit in de waterkolom en zijn daardoor relevante factoren om vooraf te beschouwen wanneer mixen overwogen wordt (Lofton et al., 2019).
- Hiaten in kennis
  - Het effect van het mixen van het epilimnion op de verschillende soorten fytoplankton is vooral gebaseerd op labo-experimenten, modelleringsstudies en mesocosm-experimenten. Experimenten op ecosysteem-niveau zijn zeldzaam en bovendien met tegenstrijdige resultaten (Lofton et al., 2019).

Kostprijs: De kost van een beluchtingssysteem in Nieuwe Meer in Nederland wordt geschat op 750.000 euro/km². De operationele kosten en die voor energie zijn nog eens 25.000 euro per jaar (intern rapport Stowa 2010 in Visser *et al*., 2016). De simpele omgerekende kost voor een beluchtingssysteem in de Blaarmeersen zou dan 127.500 euro bedragen, waarbij dan nog de operationele kosten en die voor energie bijkomen per jaar.

Blaarmeersen:

Aangezien de vijver van de Blaarmeersen een diep, gestratificeerd meer is, voldoet deze op dat vlak aan de voorwaarden voor het toepassen van deze techniek. De vijver is niet zo diep als de dieptes die nodig zijn voor het bestrijden van de blauwalg *Microcystis*, maar deze soort werd (tot nu toe) niet als problematische blauwalgensoort gesignaleerd in de Blaarmeersen. De exacte diepte waarbij blauwalgen in een meer kunnen bestreden worden is echter wel afhankelijk van verschillende factoren zoals de morfologische eigenschappen van de aanwezige blauwalgen en de rest van het fytoplankton (Visser et al., 2016; Lofton et al., 2019). Het lijkt ons dat na installatie van dergelijk systeem verschillende experimenten nodig zullen zijn om het gewenste effect op de specifieke blauwalgendynamiek van de Blaarmeersen te bekomen en dat er tevens een permanente opvolging van het aanwezige fytoplankton en zijn kenmerken nodig zal zijn. Verder zijn er ook risico's aan verbonden: zo kan zowel het mixen van de volledige waterkolom als het mixen van het epilimnion andere biogeochemische processen in gang zetten die in bepaalde gevallen zelfs de blauwalgenbloei kunnen stimuleren. Deze techniek wordt ook afgeraden in ondiepe systemen waar het juist voor de opwarreling van sediment en nutriënten kan zorgen en dus een stimulans voor de blauwalgen zou zijn. Hoewel de Blaarmeersen als een diep meer geclassificeerd wordt, bestaat een deel (zoniet het merendeel) van de vijver natuurlijk ook uit een ondiepe sectie waar dit probleem zich dus kan stellen. Globaal genomen lijkt deze techniek ons niet aangewezen in de Blaarmeersen. Ook de meerderheid van de experten uit de stuurgroep vindt deze maatregel hetzij nooit een optie, hetzij niet relevant.

4.3.3.2. Flushing/Doorspoelen

Mechanisme: Een bloei van blauwalgen kan voorkomen worden indien de residentietijd in het waterlichaam beperkt kan worden in verhouding tot de groeiratio van de blauwalgen (Stroom en Kardinaal, 2016). Dit kan bv. gedaan worden door nabijgelegen water aan te takken. Concreet zou dit betekenen dat de residentietijd beperkt zou moeten worden tot een paar dagen of een week om een bloei tegen te gaan. Gezien het grote watervolume van de Blaarmeersen en de afwezigheid van kwalitatief evenwaardig water in de omgeving lijkt deze optie voor de Blaarmeersen niet haalbaar.
In Nederland zijn er echter een vijftal voorbeelden van locaties waar het doorspoelen voor afgeschermde zwemwaterzones gebeurd. Deze zones worden met behulp van pompen doorgespoeld. Blauwalgen krijgen in deze zones niet de kans zich te ontwikkelen of op te hopen (STOWA Factstheet controlerend-doorspoelen). Hieronder wordt dus enkel het laatstgenoemde type van doorspoelen besproken.

Praktisch: Gedurende de hele periode dat er kans op problematische blauwalgenbloeien is, moet een pompinstallatie het water in deze zone doorspoelen. De zwemzone moet daarbij goed geïsoleerd kunnen worden om zeer grote pompinzet te voorkomen. Lijnvormige zones zijn hiervoor het meest geschikt (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen). Er zijn verschillende manieren om deze zone af te bakenen (zeil, damwand, olieschermen, grondmassief…). Ook de grootte en vorm van de zone bepaalt de effectiviteit. Van zodra een deel van de zone niet mee doorgespoeld wordt, daalt het effect van deze techniek. Het water dat gebruikt wordt om te spoelen moet van een goede kwaliteit zijn en zo min mogelijk blauwalgen bevatten (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen). De sterkte van doorspoelen hangt samen met de groeisnelheden van de aanwezige taxa, de hoeveelheid nutriënten in het water en de blauwalgenconcentraties (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen).

Nadelen:

- Sommige blauwalgen bevinden zich ook in dieper water, zoals *Planktothrix rubescens*, en hun groei kan gestimuleerd worden na oppompen (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen). Deze soort werd voorlopig echter nog niet gesignaleerd in de Blaarmeersen
- Indien het water van grote diepte komt, zal het koud zijn voor een zwemwaterzone. Dit kan deels tegengegaan worden door het water een langere weg af te leggen door ondiepe zones of alleen ’s nachts door te spoelen waardoor het water overdag toch de kans krijgt op te warmen. Aangezien veel blauwalgen ’s nachts hoger in de waterkolom verblijven heeft pompen op dit moment ook het voordeel dat er minder blauwalgen zullen opgepompt worden (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen)
- Obstakels of overheersende windrichting kan er voor zorgen dat er toch lokaal ophoping van blauwalgen is.
- Oppompen en terug lozen kan er voor zorgen dat de thermale stratificatie onstabiel wordt en er nutriëntenrijk water naar boven komt, waardoor blauwalgen daar dan weer meer kansen krijgen om tot problematische bloeien te komen. Dit kan worden voorkomen door het water opnieuw op diepte te lozen.

Praktijkvoorbeeld: Op de STOWA Factsheet (controlerend-doorspoelen) worden voorbeelden aangehaald van succesvolle doorspoelprojecten in Nederland. Er is sprake van een plas waar hypolimnionwater van 10m diepte opgepompt wordt en in een aantal in serie geschakelde zwemwaterzones wordt geloosd. Op een andere locatie wordt water van 6-7m diepte opgepompt en geloosd in zwemstranden. Het water wordt daarna afgevoerd door dammen van stortsteen. Tevens

wordt een locatie aangehaald waar zelfs een verblijftijd van 30 dagen volstaat om blauwalgenbloei tegen te gaan.

Op de locatie waar water van op 6-7m wordt opgepompt zoomen we even in wegens het vrij gelijkaardige systeem als de Blaarmeersen. Zomerdel, de plas in Geestmerambacht (Dijk en Waard, Nederland) is ongeveer 85 ha groot en heeft een maximale diepte van 20 meter. De TP waarden in het midden van de plas waren maximaal c. 200 µg/l van januari 2013 tot januari 2018. De thermocline bevindt zich op een diepte van gemiddeld 4 meter. Zes zwembaaien zijn er geïsoleerd van een grote recreatieplas. De baaien zijn maximaal 1,45m diep en iedere dag wordt er van 23u 's avonds tot 7u 's ochtends in de geïsoleerde baaien water afkomstig van onder de thermocline uit de plas gepompt, om blauwalgen en bacteriologische verontreinigingen te voorkomen (De Haan en Holsteijn, 2018; van Dam et al., 2020). Van 2014 tot en met 2017 werden er in deze geïsoleerde baaien alvast geen blauwalgenbloeien vastgesteld, in tegenstelling tot twee andere baaien die net werden geïsoleerd (De Haan en Holsteijn, 2018).

In het zwemwater Prinsenbos (Naaldwijk, Nederland) werd een riviertje aangelegd om te zorgen voor doorspoeling. Een nieuw aangelegde landtong moest er voor zorgen dat het door te spoelen watervolume niet te groot was. Desondanks werd deze plas opnieuw geteisterd door blauwalgen en werd gevraagd om harder door te pompen in de hoop dat dat soelaas ging brengen (https://wos.nl/nieuws/artikel/awp-zet-mobiele-pompen-in-tegen-blauwalgen-prinsenbos).

Kostprijs: Het volume van de zwemzone en de sterkte waarmee doorgespoeld moet worden bepalen de capaciteit en de kosten voor de pompinstallaties. Kosten voor herinrichting zijn site- en materiaalspecifiek. Voor een project in de Sloterplas in Nederland bedroegen de kosten voor 26 weken per jaar euro 150.000 euro inclusief aanleg, opruimen, beheer (STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen). Jaarlijks zullen daar ook nog operationele kosten bijkomen.

Blaarmeersen:

Gesteld dat er een zwemwaterzone in de vijver van de Blaarmeersen sterk kan worden geïsoleerd of herinrichtingswerken worden overwogen waarbij dergelijke zone kan worden gecreëerd, lijkt het voor het toepassen van deze maatregel enkel een optie om diep water te gebruiken voor doorspoelen en dit water opnieuw te lozen op diepte om geen risico op het mengen van nutriëntrijk dieper water met epilimnetisch water te verkrijgen.

In de Blaarmeersen is de situatie van de Krekenplas al gelijkaardig aan wat hierboven voorgesteld wordt. Op basis van het cyanochlorofylgehalte op het meetpunt aan de Krekenplas (zie 3.2.1.), ontwikkelen er zich toch blauwalgen, wat doet vermoeden dat de residentietijd nog te lang is ofwel wordt er water opgepompt dat rijk is aan blauwalgen. Een sterkere doorspoeling zou er misschien kunnen voor zorgen dat wanneer er in de rest van de vijver een zwemverbod heerst, er toch nog in de krekenplas kan worden gespeeld (zie ook compartimenteren).

De mening van de experten van de stuurgroep over deze maatregel is verdeeld. Twee experten vinden het momenteel al een valabele optie. Voor twee anderen is het pas een optie hetzij wanneer wetenschappelijk onderzoek verder op punt staat, hetzij wanneer de toestand in de Blaarmeersen verder verslechtert. Voor één expert is de maatregel niet relevant.

4.3.3.3. Waterstofperoxide

Mechanisme: Bij het gebruik van H_2O_2 treedt er cellyse op (doorbreken celwand) en sterven blauwalgen af (Matthijs et al., 2016).

Ook andere oxidatieve verbindingen, zoals CaP, hebben algicide eigenschappen maar naar deze stoffen is eerst nog verder onderzoek nodig voordat een toepassing realistisch is. Lürling en Mucci (2020) wijzen er op dat andere oxidatieve stoffen zoals chloor, ozon en kaliummanganaat alvast in Nederlandse oppervlaktewateren niet toegelaten zijn. Deze stoffen worden in het kader van de studie voor de Blaarmeersen dan ook tevens niet beschouwd. Een mogelijk alternatief voor het gebruik van H_2O_2 is natriumcarbonaatperoxyhydraat (NCP). Dit is een granualaat dat voordeel biedt op vlak van veiligheidsaspecten tijdens vervoer, gebruik en opslag. Wanneer NCP aan water toegevoegd wordt valt het uiteen in H_2O_2 en natriumcarbonaat. De werking is gelijkaardig met die van puur vloeibaar H_2O_2 (Sinha et al., 2018; Geer et al., 2016; beiden in STOWA factsheet – controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide).

Praktisch: De H_2O_2 moet homogeen over het waterlichaam verspreid worden door gekwalificeerd personeel (Matthijs et al., 2016). In Nederland wordt een speciaal ingerichte boot hiervoor gebruikt. Tijdens toediening wordt de concentratie in het water gemeten om onvoldoende behandelde gebieden nogmaals te voorzien van een dosering. In de praktijk is niet altijd te voorkomen dat lokaal hogere concentraties dan gewenst voorkomen (STOWA factsheet – controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide).

Voordelen:

- <u>Snel en algemeen toepasbaar</u>
  De blauwalgen sterven snel af (Matthijs et al. 2016). Biomassa's van *Microcystis* en *Planktothrix* werden gehalveerd in minder dan 48u (Barrington et al., 2011; Matthijs et al., 2012; beiden in Lusty en Gobler, 2020). De techniek kan zowel in ondiepe, niet gestratificeerde als diepe, gestratificeerde systemen gebruikt worden (STOWA factsheet – controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide).
- <u>Selectieve gevoeligheid blauwalgen</u>
  Blauwalgen (prokaryoten) zijn gevoeliger voor H_2O_2 dan eukaryote algen wiens fotosynthese-apparaat binnen organellen zit vervat en die van nature zelf al H_2O_2 produceren (Mehler-reactie) en er hierdoor waarschijnlijk beter tegen beschermd zijn (Matthijs et al., 2016; Latifi et al., 2009/Mustila et al., 2013/Passardi et al., 2007 - allen in Papadimitriou et al., 2022). Dit heeft als gevolg dat blauwalgen selectief zouden kunnen worden bestreden en is één van de grote voordelen van deze techniek (Matthijs et al., 2016; Papadimitriou et al., 2022). Zo zouden blauwalgen zelfs aangetast worden bij concentraties die 10 keer lager zijn dan deze nodig voor het bestrijden van groenalgen en diatomeeën (Huo et al., 2015 in Fan et al., 2019).

  <u>Extra info concentraties</u>

  - Hoe hoger de concentratie die gebruikt wordt bij een behandeling met H_2O_2, hoe effectiever in het bestrijden van blauwalgen maar hoe groter de kans dat "non-target" soorten ook worden aangetast. Het is dus zaak om in een waterlichaam op zoek te gaan naar een zo laag mogelijke effectieve concentratie. In Nederland is de dosering beperkt tot 5 mg/l. Een dosering die ook veilig wordt geacht voor macrofauna, vissen en aquatische planten (Matthijs et al., 2016). Voor de STOWA factsheet (controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide) werd wel geen info teruggevonden over het effect op de jongste levensstadia van vis (embryo's, larven en juvenielen). Te

hoge concentraties zorgden al voor een veranderde seks ratio bij zoöplankton en histopathologische veranderingen en hersenaantastingen bij vissen (Meinertz et al., 2008/Sinha et al., 2020 - beiden in Papadimitriou et al., 2022).

- Los van een algemene werking beïnvloeden het genus (Papadimitriou et al., 2022), het stam-type (binnen zelfde genus) (Papadimitriou et al., 2022, Matthijs et al., 2016) en de celdensiteiten van blauwalgen (Matthijs et al., 2016) de effectiviteit van een behandeling met H_2O_2 en de dosering. De minimaal te gebruiken effectieve concentratie moet de dag voor de behandeling ingeschat worden door specialisten (uiteenzetting in Matthijs et al., 2016). In Nederland werden al succesvol volgende genera bestreden met lage dosissen (Matthijs et al., 2016):
  - 2,3 mg/l in *Planktothrix agardhii* gedomineerde meren
  - 3-4 mg/l in N-fixerende *Aphanizomenon* en *Dolichospermum* gedomineerde meren
  - 5 mg/l in *Microcystis* gedomineerde meren (Ook Burford et al. (2019) wijzen er op dat *Microcystis* een tamelijk resistente soort is en geven aan dat concentraties om deze soort te bestrijden mogelijks ook zoöplankton zouden kunnen schaden). Ongepubliceerd onderzoek merkte na toepassing op *Microcystis* ook al het bovendrijven van de biomassa op met als gevolg veel dode cellen aan de oppervlakte (STOWA Factsheet). Uit ongepubliceerd onderzoek dat vermeld wordt in Papadimitriou et al., 2022 had een concentratie hoger dan 4 mg/l een negatief effect op de dynamiek van het zoöplankton)
  - Een integrale studie die de abundanties van het mesozoöplankton onderzocht (vnl. *Daphnia* en *Diaphanosoma*) vond alvast dat deze niet aangetast werden bij een concentratie van 2 mg/l, die wel *Planktothrix* onderdrukten (Matthijs et al., 2012 in Lusty en Gobler, 2020).
  - In een niet gepubliceerde test in de Dedemsvaart (die wel vermeld wordt op de STOWA factsheet (controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide)), waar sprake was van een gemengde blauwalgenpopulatie met *Dolichospermum, Anabaena, Microcystis, Worochinia en Planktothrix* konden al deze genera gedood worden met 2,6 mg/l.
  - Algemeen zijn filamenteuze blauwalgen gevoeliger voor H_2O_2 dan koloniale (Lürling et al., 2014/Yang et al., 2018 in Papadimitriou et al., 2022).
- Recent onderzoek toont aan dat *M. aeruginosa* gevoeliger is voor H_2O_2 bij hoge lichtintensiteiten. Het zou dus mogelijk moeten zijn om bij behandeling van een meer op zonnige dagen, met lagere dosissen te werken en de efficiëntie te verhogen. Dit zou ook de kost en eventuele schadelijke effecten op andere soorten beperken. Zelfs een zeer lage dosis van 1 mg/l, die zo goed als geen effect had bij lage lichtintensiteiten, was dodelijk voor *M. aeruginosa* bij hoge lichtintensiteiten onder labo-omstandigheden. Ook de kleur van het licht heeft een invloed op de gevoeligheid van *M. aeruginosa* voor H_2O_2 , met een hogere gevoeligheid voor oranje dan blauw licht. Dit zou kunnen impliceren dat het moeilijk is om blauwalgen in heldere, blauwe meren of op grotere diepten te onderdrukken (Piel et al., 2020).
- In Papadimitriou et al. (2022) wordt aangegeven dat zowel biotische als abiotische factoren moeten beschouwd worden bij een behandeling met H_2O_2, zoals “water reductive power” (bepaald door organische materie) (Weenink et a., 2015/Arvin et al., 2015 in Papadimitriou et al., 2022). Lürling en Mucci

(2020) wijzen ook op een rol van de chemie van het water en of het meer geïsoleerd gelegen is.

- Geen sporen na behandeling

  Een behandeling met H_2O_2 laat geen sporen na in het water in tegenstelling tot sommige andere chemische producten. Na toevoeging breekt H_2O_2 op korte termijn (enkele uren/dagen) af tot zuurstof en water (Matthijs et al., 2016; Huisman et al., 2018). Vaak kunnen waterlichamen na een paar dagen weer open voor recreatie na behandeling (Matthijs et al., 2016).

Nadelen:

- Wat met toxines?

  Na cellyse komen de intra-cellulaire toxines vrij en worden bv. microcystines soms niet onmiddellijk afgebroken. Volgens Matthijs et al. (2016) worden deze kort daarna wel door microbiële activiteit en andere processen afgebroken. Piel et al. (2020) citeren recente studies die aantoonden dat een complete degradatie van microcystine plaats had op een paar dagen tijd. Papadimitriou et al. (2022) geven echter aan dat het gedrag van microcystines na behandeling van natuurlijke populaties van blauwalgen slechts al in een paar gevallen onderzocht werd en dat de resultaten tegenstrijdig zijn (Bauza et al., 2014/Fan et al., 2014/Lürling et al., 2014/Huo et al., 2015 in Papadimitriou et al., 2022).

  Eventueel zou wel het enzym Mlr-A dat microcystine afbreekt, kunnen toegevoegd worden bij een behandeling met H_2O_2 (Piel et al., 2020).

  Een mesocosm experiment in Fan et al. (2019) gaf een sterke toename in microcystine aan na een behandeling met H_2O_2. In deze studie pleiten de auteurs voor een behandeling in een vroeg stadium van een bloei, wanneer de celdensiteiten nog laag zijn om zo het vrijkomen van toxische stoffen te beperken (Fan et al., 2019).

- Resistentie na verloop van tijd?

  Mogelijks worden bepaalde stammen resistent na verloop van tijd en kunnen ze dan het hele ecosysteem overnemen (Dziallas en Grossart, 2011/Zilliges et al., 2011 in Matthijs et al., 2016). Gelijkaardig vonden Lürling et al. (2016) dat er door verhoogde oxidatieve stress potentieel een selectie plaats vindt naar meer toxische (microcystine producerende) blauwalgen (Lürling et al., 2016). Dit werd ondersteund door een onderzoek waarin een stam van *M. aeruginosa* die microcystine produceerde, beter beschermd was tegen H_2O_2 dan zijn microcystine-vrije mutant (Zilliges et al., 2011 in Lürling et al., 2016). Een recente paper (Schuurmans et al., 2018) komt echter tot tegenovergestelde resultaten en stelt dat een microcystine-producerende stam van *Microcystis* slechter beschermd was tegen oxidatieve stress door H_2O_2 dan niet-toxische stammen.

- Hoge zuurstofvraag kort na gebruik mogelijk

  De afbraak van het celmateriaal kan resulteren in een hogere biologische en chemische zuurstofvraag met het risico op anaerobe omstandigheden en vissterfte. Dit zou volgens veldstudies echter maar van korte duur zijn (ref in Matthijs et al., 2016). Toch wordt er geadviseerd om H_2O_2 niet te gebruiken wanneer de degradatiesnelheid te hoog zou zijn, dit beperkt de bruikbaarheid in meren met dense bloeien. Ook kan de aanwezigheid van eukaryote algen leiden tot een hoge degradatiesnelheid waardoor blauwalgen zelfs enige bescherming krijgen tegen

oxidatieve schade (Matthijs et al., 2016). Wanneer H_2O_2 wordt gebruikt, gebeurt dit dus best voordat een bloei te dens wordt (Matthijs et al., 2016).

- Hiaten in kennis
  Ten tijde van publicatie van volgende artikels was niet geweten
  - Hoe een behandeling met H_2O_2 micro-organismen aantast die zich bezig houden met het omzetten van nutriënten en koolstof (Paerl et al., 2016).
  - Wat de impact van H_2O_2 op bacteriële gemeenschappen in aquatische ecosystemen is hoewel het dodelijke effect op bacteriën van dit product gekend is (ref in Humbert en Quiblier, 2019).
  - Wat de effecten op grotere schaal zijn. Hoewel de hogere gevoeligheid van blauwalgen voor H_2O_2 in studies algemeen werd aangetoond, wijzen Piel et al. (2021) er op dat er maar enkele studies de volledige impact op meren beschouwden en tevens de impact op eukaryoot fytoplankton, zoöplankton en macroinvertebraten op ecosysteemniveau bepaalden (Weenink et al., 2021/Matthijs et al., 2012/Barrington et al., 2013/Burson et al., 2014 in Piel et al., 2021).

Verdere opmerkingen:

- H_2O_2 is geklasseerd als type 2 biocide en algicide door het European Chemical Agency maar het gebruik in een natuurlijke omgeving is niet duidelijk gedefinieerd (Humbert en Quiblier, 2019).
- Humbert en Quiblier (2019) drukken hun bezorgdheid uit over de grote verschillen in effectieve dosissen in de literatuur, een gevolg van verschillen in volumes van het water waarin het werd toegepast, de fytoplankton biomassa, het type blauwalgen (bv. de grootte van de kolonies) en de UV radiatie/licht intensiteit (referenties in Humbert en Quiblier, 2019). Ze benadrukken dat voor een chemische toepassing altijd een gedetailleerde kennis over het ecosysteem in kwestie nodig is.
- H_2O_2 is al minstens 20 keer gebuikt in Nederlandse oppervlaktewateren in de bestrijding van blauwalgen. De waterlichamen varieerden van kleine vijvers van 0,2 ha tot grote meren van 100 ha (STOWA factsheet – controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide). Ook de resultaten varieerden. Bloeien werden soms gedurende een volledige seizoen onderdrukt na een behandeling (Matthijs et al., 2012), andere keren was het effect beperkt of afwezig (Van de Graaf, 2016 in Lürling en Mucci, 2020). In het meer Koetshuisplan (Veendam) waren de parameters gedurende 8 weken voldoende om te zwemmen na een behandeling met H_2O_2, in de Veerplas was dit 3 weken (Hazenoot et al., 2016 in Lürling en Mucci, 2020).
- In 2016 werd de Kralingse Plas succesvol behandeld met H_2O_2. Enkele maanden na de behandeling blijkt de visstand van de plas totaal ingestort te zijn. De behandeling werd als één van de mogelijke oorzaken genoemd. Of de behandeling daadwerkelijk de oorzaak is, staat niet vast, er zijn meerdere aanwijzingen dat er ook andere factoren speelden (van der Kamp et al., 2017/Huisman et al., 2017/Hendrix et al., 2017 in STOWA factsheet – controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide).
- Arcadis Nederland heeft geen ontheffing meer om deze techniek toe te passen. Na jaren onderzoek samen met de Universiteit van Amsterdam in Nederland, België en Frankrijk staat de techniek nu op een punt dat een commerciële ontheffing een logische vervolgstap zou zijn. Ondanks het succes van de methodiek heeft Arcadis Nederland besloten dit niet te doen. Zij achten zich niet de juiste partij om deze dienst te leveren. Tot op heden hebben er zich geen andere partijen gemeld om de techniek toe te voegen aan hun dienstenpakket. Jasper Arntz sluit niet uit sluit niet uit dat het ethische aspect een rol speelt. In Nederland was er binnen de watersector de nodige

weerstand om een “biocide” te gebruiken (pers. comm., Jasper Arntz, projectleider waterbeheer en ecologie, Arcadis).

Praktijkvoorbeeld

Delftse Hout (info via Rob Bovelander, Hoogheemraadschap van Delfland)

De grote plas gelegen in de Delftse Hout in de gemeente Delft (Nederland) werd jaarlijks geplaagd door blauwalgen. Op experimentele basis werd er een ontheffing bekomen om een proef in samenwerking met Arcadis op te starten voor het bestrijden van blauwalgen met sterk verdund H_2O_2. In Nederland geldt als beleid dat er geen milieuvreemde stoffen aan het water toegevoegd mogen worden. De ontheffing voor het gebruik van H_2O_2 gold op experimentele basis tot en met 2019. In de periode 2015 t/m 2019 werd 4 maal in de jaren 2015, 2016, 2018 en 2019 peroxidedosering toegepast. De dosering werd uitgevoerd op momenten in de hoogzomer zodra de blauwalgen explosief groeiden. De maatregel is een symptoombestrijding, maar op deze wijze kon nagenoeg de gehele zomerperiode (schoolvakanties) de plas voor 6 tot 8 weken blauwalgenvrij gehouden worden. Het hoogheemraadschap wacht nu op het afsluitende rapport en hopen dat het aantoont dat het gebruik van sterk verdund H_2O_2 ter bestrijding van blauwalgen geen schadelijk effect heeft op het andere aanwezige aquatische leven.

Drinkwaterproductiecentrum De Blankaart (info via Ingrid Keupers, De Watergroep)

Op de stuurgroep werd gevraagd te polsen naar de ervaring van de Watergroep met het gebruik van H_2O_2 in de Blankaart. In de zomer van 2019 en 2020 werd in het spaarbekken van drinkwaterproductiecentrum De Blankaart inderdaad H_2O_2 gebruikt om blauwalgen te bestrijden. Mogelijks was de biomassa in 2020 lager dan de jaren voordien door een vroege behandeling op het jaar. De toediening gebeurde onder een proefvergunning. Momenteel is er geen vergunning meer voor het gebruik van H_2O_2 als biocide in België. Onduidelijkheid rond een mogelijke verlenging van de biocidenvergunning voor H_2O_2 was één van de redenen waarom De Watergroep niet verder ging met de toepassing ervan. Er werd overgeschakeld op het gebruik van Ocion PX10 (vloeibare vorm van kopersulfaat) waarvoor wel al een definitieve biocidenvergunning bestaat (voor gebruik in afgesloten systemen, dus onder huidige vergunning niet van toepassing in de Blaarmeersen). Een andere reden om te stoppen met het gebruik van H_2O_2 was dat Arcadis niet meer optreed als toediener van H_2O_2 (zie ook boven). De langetermijnstrategie voor De Blankaart richt zich echter op defosfatering op de inname omdat dat de meest duurzame aanpak lijkt. Verder werden ook ultrasound (te weinig robuuste apparatuur), Phoslock (niet de gewenste resultaten) en P-Block (doorstond uitloogproeven niet) al getest in het kader van blauwalgenproblematiek in De Blankaart.

In het kader van de proefvergunning was er ook een verplichting tot monitoring van de effecten op het fytoplankton en zoöplankton. Na de behandeling in 2019 trad er geen en in 2020 in beperkte mate een afname van het overige fytoplankton op na een behandeling met H_2O_2. Herstel van de fytoplanktonpopulaties treed op maar er zijn ook wijzingen bij de waarneembare soorten. Uit de verzamelde data is wel niet af te leiden of de wijzigingen een rechtstreeks gevolg zijn van de behandeling. Ten aanzien van andere diersoorten (zoals vogels) werden geen meldingen van incidenten (zoals sterfte) gedaan. Verder heeft het spaarbekken wel geen natuurlijke waarde en is het een afgesloten systeem waarbij er geen uitstroom is (pers. comm., Ingrid Keupers, De Watergroep).

Recent onderzoek:

Matthijs et al. (2016) wezen er enkele jaren geleden al op dat het effect van H_2O_2 op andere prokaryoten nog niet helemaal uitgeklaard was (Matthijs et al., 2016). Ook Humbert en Quiblier drukten hun bezorgdheid uit over het ontbreken van kennis over de impact van H_2O_2 op bacteriële gemeenschappen in aquatische ecosystemen. Recent onderzoek spitst zich dan ook toe op de mogelijke neveneffecten van een behandeling met H_2O_2 op de bacteriële gemeenschappen in waterlichamen. Zo vonden Piel et al. (2021) dat lage concentraties H_2O_2 (doel 2,5 mg/l) de dominante blauwalgen *Aphanizomenon klebahnii*, *Dolichospermum* sp. en in mindere mate, *Planktothrix agardhii* in het Oosterduinse Meer (Nederland) onderdrukte tijdens twee behandelingen. Deze behandelingen veroorzaakten slechts gedurende een korte periode een verstoring van de microbiële gemeenschap en een verstoring van het functioneren van het ecosysteem (Piel et al., 2021). Experimenten met water van vier verschillende, eutrofe meren in de regio Long Island (NY, USA) en een concentratie van 4 mg/l H_2O_2 gaven dan weer een hoge gevoeligheid van *Planktothrix* voor H_2O_2 aan, een matige gevoeligheid van *Microcystis* en vonden *Cylindrospermopsis* als meest resistent genus voor H_2O_2 (Lusty en Gobler, 2020). Lusty en Gobler (2020) concluderen wel dat het gebruik van H_2O_2 geen aangewezen mitigatiemaatregel is in de bestudeerde eutrofe waterlichamen, aangezien H_2O_2 wel de hoeveelheid blauwalgen verminderde maar niet volledig elimineerde. Ook verminderden de densiteiten van sommige heterotrofe bacteriën sterk.

Kostprijs:

In Matthijs et al. (2016) wordt de kostprijs als betaalbaar omschreven. Paerl et al. (2016) maken de bedenking dat wanneer het herhaaldelijk moet toegepast worden, het terug duur kan worden. Op de STOWA Factsheet (controlerend-biomassa verwijderen-waterstofperoxide) wordt gesproken over 0,1 euro/m². Voor de Blaarmeersen zou dit een kost van c. (indien simpel omgerekend wordt), 17.000 euro per behandeling betekenen. Meerdere behandelingen per jaar kunnen nodig zijn.

Blaarmeersen:

Voor de Blaarmeersen lijkt deze techniek gezien zijn korte werkingsduur alleen in aanmerking te komen wanneer er besloten wordt de blauwalgenbloeien telkens “a la minute” te bestrijden en dit kan dus enkele malen per jaar zijn. De werking is ook soortspecifiek dus bloeien van bepaalde genera kunnen mogelijks niet behandeld worden of zullen niet optimaal bestreden worden. Over bepaalde gevaren verbonden aan deze techniek zoals het optreden van resistentie na verloop van tijd is er geen consensus in de literatuur. Enkele van de reeds gesignaleerde soorten in de Blaarmeersen kunnen (volgens testen in Nederland) worden bestreden met lage concentraties van 3-4 mg/l. Hoewel er bij lage concentraties weinig sterfte zou optreden van andere organismen kan niet worden besloten dat deze techniek volledig risicoloos is. In verschillende systemen heb je jaar na jaar dezelfde bloei maar het bloeivormende organisme kan ook wisselen, het is dus niet gezegd dat de reeds gesignaleerde soorten de dominante soorten blijven. Tevens zou een ontheffing moeten aangevraagd worden om de stof te mogen gebruiken.

Met een behandeling met H_2O_2 wordt niets gedaan aan het inperken van de reeds aanwezige nutriënten en worden ook geen bronnen van nutriënten afgesloten. Op basis van bovengenoemde risico’s en voor- en nadelen wordt geadviseerd om deze techniek niet toe te passen in de Blaarmeersen. De meerderheid van de experten van de stuurgroep zien deze maatregelen nooit als optie in de Blaarmeersen of als niet relevante optie. Eén expert laat een opening voor wanneer nieuw wetenschappelijk onderzoek bijkomende inzichten zou verschaffen.

4.3.3.4. Andere algaeciden

Chemische stoffen in de bestrijding van blauwalgen zijn niet toegelaten en worden aanzien als een lozing (pers. comm., Joachim Pelicaen, VMM). In het kader van het huidige onderzoek worden deze hier dan ook niet verder besproken. De bestrijding van blauwalgen met waterstofperoxide bespraken we hierboven wel omdat deze bestrijdingstechniek al veelvuldig werd toegepast in Nederland. Voor een overzicht van andere chemische stoffen in de bestrijding van blauwalgen wordt verwezen naar Van Nieuwenhuyze et al. (2020).

De meerderheid van de experten van de stuurgroep vind het gebruik van algaeciden in de strijd tegen blauwalgen in de Blaarmeersen nooit een optie.

4.3.3.5. Biomassa verwijderen

Bij deze techniek worden drijflagen weggezogen. Dit is aangewezen bij het verwijderen van hoge dichtheden van blauwalgen die zich lokaal ophopen. Mogelijks moet dit meerdere dagen na elkaar gebeuren wanneer de aanvoer van algenbiomassa blijft. Wanneer de dichtheden niet dicht genoeg zijn zal meer water dan blauwalgen verwijderd worden. Bijkomende bezorgdheden zijn bv. de verwerking van het opgezogen materiaal en het mee opzuigen van andere organismen (STOWA Factsheet curatief-biomassa verwijderen-drijflaag). Gezien de oppervlakte van de Blaarmeersen lijkt deze techniek ons geen optie om de algemene blauwalgenproblematiek aan te pakken, hoogstens om lokaal een zeer acuut probleem te verhelpen. De meerderheid van de experten van de stuurgroep is dezelfde mening toegedaan. Eén expert laat een opening voor wanneer wetenschappelijk onderzoek verder op punt zou staan.

4.3.3.6. Filtratie

Bij deze techniek worden blauwalgen verwijderd door filtratie. Er werd nog maar weinig onderzoek m.b.t. deze techniek teruggevonden. Een mesocosmos experiment (Fan et al., 2019) gaf geen overtuigende resultaten. Bij het beperkt verwijderen van *Microcystis* kolonies door filtratie werd slechts enkele dagen een daling van de biomassa waargenomen en vervolgens werd de groei van blauwalgen zelfs gepromoot. Wanneer *Microcystis* kolonies wel grotendeels verwijderd konden worden, werd de fytoplankton gemeenschap daarna diverser maar werd ook de groei van andere soorten blauwalgen gepromoot. De auteurs geven als mogelijke oplossing deze techniek te combineren met het gebruik van waterstofperoxide (Fan et al., 2019). Bijkomende vraag die onbeantwoord blijft is wat er gebeurt met alle andere organismen die op de filter vast komen te zitten. Praktisch lijkt het gezien de oppervlakte van de Blaarmeersen ook moeilijk uit te voeren. We beschouwen het net als één van de experten uit de stuurgroep momenteel niet als optie, mogelijks wel wanneer wetenschappelijk onderzoek verder op punt zou staan. Voor de meerderheid van de experten is deze maatregel zelfs nooit een optie in de Blaarmeersen.

De Nederlandse firma WaterNed zou een alternatieve verwijderingsmethode gebruiken die met mobiele coagulatie/filtratie-eenheden water en blauwalgen scheiden (https://www.wur.nl/nl/show-longread/Blauwalg-bestrijden-wat-werkt-nu-echt.htm). Praktijkvoorbeelden, informatie over de effectiviteit en kosten ontbreken vooralsnog. Er werd getracht WaterNed te contacteren maar tot op heden werd nog geen antwoord ontvangen.

4.3.3.7. Gerstestro (extract)

Mechanisme: Bij de afbraak van gerstestro in water komen chemische stoffen vrij die de groei van verschillende soorten fytoplankton belemmeren en dus ook die van blauwalgen (Matthijs et al., 2016; Kibuye et al., 2021). Over de oorzaak van het cyanocidale effect zijn er verschillende theorieën: de vorming van waterstofperoxide en het vrijkomen van zuren en flavonolignanen zijn de belangrijkste (voor een volledig overzicht zie Burch et al., 2021). Ook hangt de werking samen met welke soorten blauwalgen aanwezig zijn, temperatuur, … (ref in Matthijs et al., 2021).

Praktisch:

- Lage prijs, natuurlijke oorsprong, algemene beschikbaarheid (Matthijs et al., 2016)
- Gemakkelijk toepasbaar in kleine waterlichamen (Burford et al., 2019).

Nadelen:

- Tegenstrijdige onderzoeksresultaten.
- Werkt niet onmiddellijk. Dit kan mogelijk omzeild worden door het gebruik van extracten (maar ook daar veldresultaten tegenstrijdig) (Lürling et al., 2016). Desondanks ook experimenten waar na een behandeling de blauwalgen enkele jaren wegbleven (Barrett et al., 1999 in Kibuye et al., 2021)
- De ontbinding van het stro kan een hoge zuurstofvraag veroorzaken. Een succesvolle toepassing kan daarom zuurstofrijke systemen vereisen. Het plaatsen van gerstestro nabij een instroom zou dit gedeeltelijk kunnen oplossen (Kibuye et al., 2021). Gebruik van extracten zou dit probleem kunnen omzeilen (Matthijs et al., 2016). Een lage opgeloste zuurstof kan ook het anti-algen effect ook verminderen (Kibuye et al., 2021).
- Duur van het effect onduidelijk (Matthijs et al., 2016).
- Werking soms ook soortspecifiek (referenties in Lürling et al., 2016)
    - Rottend gerstestro
        - *M. aeruginosa* lijkt meest vatbaar
        - Geen succes voor *Pseudoanabaena* sp.
        - Groei werd zelfs gestimuleerd bij *Anabaena cylindrica*, *A. flos-aquae*, *Oscillatoria animalis* en *O. lutea var. contorta*
    - Reeds deels gecomposteerd gerstestro extract
        - Verhinderde groei *M. aeruginosa*
    - Vers gerstestro extract
        - Stimuleerde groei *M. aeruginosa*
- Er bestaat ook onderzoek waarin groei van fytoplankton algemeen gestimuleerd wordt omdat het stro fungeert als koolstofbron (Martin & Ridge, 1999 en Terlizzi et al., 2002; beiden in Burch et al., 2021)
- Tast mogelijk ook ander fytoplankton aan, zeker groenalgen (Lürling et al., 2016; Matthijs et al., 2016).
- Verhoogde oxidatieve stress veroorzaakt door ontbindend gerstestro kan er potentieel voor zorgen dat er een selectie plaats vindt naar meer toxische (microcystine producerende) blauwalgen (Lürling et al., 2016). Dit wordt ondersteund door een onderzoek waarin een stam van *M. aeruginosa* die microcystine produceerde, beter beschermd was tegen waterstofperoxide dan zijn microcystine-vrije mutant (Zilliges et al., 2011 in Lürling et al., 2016).

Kostprijs: Bij een proefopzet door PCM voor blauwalgenbestrijding in Kleit was de kostprijs van het gerstestro zelf een schamele 55 euro. De effectieve kostprijs waar werkuren, gebruik vlot, vrachtwagen, kraan, werktuigen en bijkomende kosten voor natuursteen, korven, boeien en buizen inzat, bedroeg wel 6779 euro excl. BTW voor een oppervlakte van 1,7 ha.

Het gebruik van extracten werd gesteld duurder te zijn dan gewoon stro (Matthijs et al., 2016). Navraag bij Embryo Angling (pers. comm., Michiel Voet) leert ons echter dat ook de prijs van extracten beperkt is. Een ruwe schatting van de kostprijs voor gerstestro-extract voor 1 ha kwam neer op 7 euro/ha bij de eerste behandeling en 3,5 euro/ha voor daaropvolgende behandelingen (let op dit gaat enkel over het extract zelf). Behandelingen zouden vanaf maart wel mogelijks maandelijks nodig zijn tot oktober volgens Michiel Voet. Op het ogenblik van contact waren geen publicaties beschikbaar over de resultaten die geboekt werden met het gerstestro-extract.

Blaarmeersen:

Vier review-artikels in het kader van de bestrijding van blauwalgen van de laatste 6 jaar geven aan deze techniek niet algemeen te gaan toepassen wegens tegenstrijdige resultaten (Burch et al., 2021; Kibuye et al., 2021; Matthijs et al., 2016), het niet doorgronden van de mechanismen wanneer en waardoor er een effect werd opgemerkt en welke fytotoxische stoffen actief zijn (Burch et al., 2021; Kibuye et al., 2021; Matthijs et al., 2016; Lürling et al., 2016) en de mogelijks selectieve werking ten opzichte van bepaalde algen stammen (Kibuye et al., 2021; Lürling et al., 2016). Als probleem wordt ook de time-lag aangehaald (maar deze kan mogelijks vermeden worden door het gebruik van extracten, maar ook daar veldresultaten tegenstrijdig) (Lürling et al., 2016; Matthijs et al., 2021; Kibuye et al., 2021) en het beperkte onderzoek naar de combinatie van gerstestro en toxines (Kibuye et al., 2021).

Door de gemakkelijke toepasbaarheid werden echter ook door het PCM al tests uitgevoerd naar de werking van gerstestro, zonder duidelijk resultaat en bv. zonder onderzoek naar effect op andere biota (Zoeter Vanpoucke et al., 2021). Hoewel deze techniek natuurlijk oogt, lijkt het ons inziens evengoed een chemisch experiment waarbij de hoeveelheden en concentraties van chemische stoffen zelfs minder goed afgesteld kunnen worden. Wij raden een test of bestrijding met gerstestro daarom niet aan voor de Blaarmeersen. De meerderheid van de experten uit de stuurgroep zien het gebruik van gerstestro(-extract) nooit als optie in de Blaarmeersen. Eén expert laat een opening voor wanneer verder wetenschappelijk onderzoek op punt zou staan.

4.3.3.8. Ultrasound

Bij het gebruik van ultrasound worden apparaten in het waterlichaam gebracht die geluidsgolven kunnen produceren. De bestrijding van blauwalgen zou op twee manier plaats kunnen vinden. De cellen kunnen volledig stuk gaan of er wordt getracht alleen de interne gasvacuolen stuk te maken. Nadelen bij de eerste zijn onder andere dat de toxines en nutriënten die opgeslagen waren in de cellen vrij komen. Een uitgebreidere bespreking en bijkomende literatuur kan gevonden worden op de STOWA factsheet (controlerend-biomassa verwijderen-ultrasoon geluid) en in Van Nieuwenhuyze et al. (2020). Lürling en Mucci (2020) vatten het echter in een recente paper kort samen:

- Het bestrijden van blauwalgen met lage frequenties is niet doeltreffend aangezien de gasvacuolen niet in resonantie kunnen worden gebracht (Leclerq et al., 2014; Lürling et al., 2016a; beiden in Lürling en Mucci, 2020). Ook labo-onderzoeken (Lürling & Tolman in Lürling en Mucci, 2020) en testen in het veld (Kardinaal et al., 2008; Lessmann & Nixdorf, 2015; beiden in Lürling en Mucci, 2020) ondersteunen deze visie.
- Blauwalgen kunnen wel bestreden worden met hoge frequenties (Lürling & Tolman, 2014 in Lürling en Mucci, 2020) maar het bereik in een veldtoepassing is zeer beperkt waardoor de kosten om een volledige site te bestrijken hoog oplopen en geassocieerd zullen zijn met hoge energiekosten (Lürling en Mucci, 2020). Bovendien zal het geluid van hoge frequentie bv. ook zoöplankton doden (Holm et al., 2008 in Lürling en Mucci, 2020)

Naast de reeds aangehaalde tekortkomingen stippen we nog aan dat:

- De parameters waarbij ultrasound effectief is (frequentie, intensiteit, duur) soortspecifiek zijn (Park et al., 2017)
- Er naast vastgestelde effecten op zoöplankton ook mogelijks schadelijke effecten zijn op bacteriën, algen, insecten, amfibieën, vissen en mensen (Laliberte en Haber, 2014). Beschadiging van de huid van vissen is mogelijk (Frenkel et al., 1999 in Lürling et al., 2016) en nadelige effecten voor macrofyten werden reeds waargenomen (Carstensen et al., 1990; Wu en Wu, 2006; beiden in Lürling et al., 2016).

Gezien de beperkte resultaten in veldstudies, duidelijke ecologische nadelen, moeilijke praktische uitvoerbaarheid en hoog oplopende kosten zien wij ultrasound niet als mogelijke maatregel in de strijd tegen blauwalgen voor de situatie van de Blaarmeersen. De experten van de stuurgroep volgen deze mening en zien deze maatregel allen hetzij nooit als optie hetzij als een niet relevante optie in de Blaarmeersen.

We halen toch een praktijkvoorbeeld aan om te duiden op de verschillende situatie waarin ultrasound mogelijks wel een toepassing heeft. In de zwemzone Coupure plaatste Stad Brugge twee sonar toestellen. Deze sonar toestellen bestrijken een zone van 200m en kostten c. 2000 euro per stuk excl. BTW (pers. comm., Diane Patfoort, stadslabo Brugge). De setting tussen twee kades doet ons meer aan een zwembad-setting denken dan aan een plas waar zowel recreatie als natuurwaarden moeten in acht genomen worden. Verder wist het stadslabo te melden dat de toestellen niet worden gebruikt wanneer er zwemmers in het water zijn. Tevens wordt stroming in het water gebracht om de ontwikkeling van blauwalg te vermijden en eventueel ook beluchters. Het effect van deze toestellen op andere biota werd nog niet onderzocht. Wanneer de toestellen enkele weken niet werken wordt er groei van blauwalgen waargenomen. Ook in twee andere waters, nl. Stil End en het Minnewater worden ultrasoon toestellen gebruikt (pers. comm., Diane Patfoort, stadslabo Brugge).

Verder werd door de Watergroep ook in het spaarbekken van drinkwaterproductiecentrum De Blankaart een ultrasone behandeling uitgetest maar na twee jaar werd besloten deze test stop te zetten omdat de units niet robuust genoeg waren, daardoor te vaak uit dienst waren en te veel onderhoud vergden om operationeel ingezet te kunnen worden. Een uitspraak over de effectiviteit van de behandeling was hierdoor ook niet mogelijk (pers. comm., Ingrid Keupers, De Watergroep).

4.3.3.9. Afschermen

Afschermen van het licht kan gebeuren in silo's e.d. maar is gezien de oppervlakte van de Blaarmeersen en negatieve effecten op andere biota geen optie.

4.3.4. Biologische bestrijding

Op verschillende manieren kan een biologische aanpak mogelijk een oplossing bieden. Vaak is een biologische aanpak een combinatie van maatregelen waarmee getracht wordt terug een ecologisch evenwicht te vinden. Voorbeeld: Delftse Hout, Nederland. Natuurvriendelijke oevers aanleggen. Oeverplanten halen nutriënten uit het water en hebben zo een zuiverende werking. Drijvend groen van 100 m², bijdrage aan robuust ecosysteem, schuilplaats voor vissen, touwen onder constructie waar mosselen zich op kunnen hechten (https://www.youtube.com/watch?v=lQ45y2FwFZ0 en https://www.youtube.com/watch?v=aAYLYqO17VQ).

4.3.4.1. Macrofyten/Waterpeilveranderingen

Macrofyten gebruiken nutriënten die op die manier niet meer beschikbaar zijn voor blauwalgen en sommige macrofyten zouden bovendien stoffen produceren die de groei van blauwalgen verhinderen. Macrofyten doen ook dienst als refugium voor zoöplankton tegen predatie door vissen, wat kan resulteren in een hogere graasdruk op het fytoplankton (referenties in Bakker en Hilt, 2016).

In bepaalde gevallen kan met een verandering van het waterpeil de ontwikkeling en groei van waterplanten gestimuleerd worden (Bakkeren Hilt, 2016). Verhogingen van het waterpeil kunnen daarnaast ook de nutriëntenconcentraties of retentietijden verkleinen en op die manier de ontwikkeling van blauwalgen tegen te gaan. De toevoer van water voor de vijver van Blaarmeersen is beperkt en daarom zijn waterpeilverhogingen alvast niet aan de orde. Het waterpeil verlagen tot een toestand waarop de ontwikkeling en groei van waterplanten gestimuleerd wordt, wordt ook als optie vermeld in de bestrijding van blauwalgen (Bakker en Hilt, 2016). Dergelijke ingrepen zijn echter sterk afhankelijk van de specifieke kenmerken van een waterlichaam (Bakker en Hilt, 2016). In het verleden leidden verlagingen van het waterpeil echter altijd tot bloeien van blauwalgen in diepe meren (Bakker en Hilt, 2016). Hierdoor lijkt ook een waterpeilverlaging in de Blaarmeersen niet aangewezen, los van het feit of er zich dan beschikbare zones voor macrofytontwikkeling zouden aanbieden.

Mogelijks kan substraatverbetering wel voor een toename aan macrofyten zorgen. Zachte sedimenten, waar macrofyten in wortelen, zijn soms onderhevig aan wind en stromingen. Deze kunnen bedekt worden met een laagje zand om dit te voorkomen (Stroom en Kardinaal, 2016). Een bevinding van de duikers in de Blaarmeersen is dat de zichtbaarheid na de heraanleg van het strandgedeelte verbeterd zou zijn. Zij wijten dit aan het grovere sediment waar de planten meer houvast op zouden hebben en wat zou resulteren in een betere filtering en/of zuurstofvoorziening. Dit zou dus al een toepassing zijn van het hierboven aangehaalde principe. De duikers zijn alvast vragende partij voor een nog rijkere biotoop en de aanplant onder water van nog meer plantensoorten.

Natuurlijk kan ook een verdere ecologische herinrichting met de aanplant van macrofyten gebeuren. Zoals reeds aangehaald onder 4.3.1. wordt er momenteel voor de Blaarmeersen al nagegaan of er in bepaalde zones van de vijver moerasvegetaties kunnen worden aangelegd. Dit zal uiteraard ook een stimulans zijn voor macrofyten en positief zijn in de strijd tegen blauwalgen.

Het stimuleren van de ontwikkeling en groei van macrofyten wordt door de meerderheid van de experten van de stuurgroep nu al als valabele maatregel in de Blaarmeersen gezien.

4.3.4.2. Aanpassen visbestand

Met aanpassingen van het visbestand wordt ook getracht blauwalgenbloeien te verminderen (Triest et al., 2016). Hierna volgen enkele voorbeelden. Benthivore vissen worden verwijderd omdat ze voor bioturbatie zorgen en dus ook nutriënten terug in de waterkolom brengen. Minder troebel water kan ook weer opportuniteiten voor macrofyten scheppen (voordelen zie hierboven). Zoöplanktivore vissen worden verwijderd om de algemene graasdruk van het zoöplankton te vergroten (en zo mogelijks ook de graasdruk op blauwalgen) en een beter doorzicht te verkrijgen. Ook het toevoegen van piscivore vissen beoogt hetzelfde effect (referenties in Triest et al., 2016).

Over deze techniek kan in het kader van de Blaarmeersen pas iets zinnigs gezegd worden wanneer er een recente visbestandsopname voor handen is. Met het gegeven dat het uitzetten van vis beperkt wordt en dat er enkele jaren geleden een grote karpersterfte was, waarschijnlijk de enige bodemwoelende soort die in de Blaarmeersen aanwezig is, lijkt het verwijderen van benthivore vissen alvast niet aan de orde. Vanzelfsprekend is ook het uitzetten van bodemwoelende vissen zoals brasem en karper niet aan de orde. Andere experimenten met het visbestand zouden momenteel een pure gok zijn. Voor meer details over deze techniek wordt daarom verwezen naar Van Nieuwenhuyze et al. (2020).

Het aanpassen van het visbestand wordt door de experten van de stuurgroep hetzij nu reeds als optie gezien (waarschijnlijk indien een nieuwe visbestandsopname zou uitwijzen dat er zich hier toch een probleem bevindt), hetzij als niet relevant beschouwd.

4.3.4.3. Zoetwatermossel

Mosselen die zich voeden d.m.v. water te filteren verhogen de graasdruk op blauwalgen (Burford et al., 2019). De zebramossel *Dreissena polymorpha* is gekend als mossel die grote volumes water filtert en daarbij fytoplankton en andere partikels die in suspensie zijn verwijdert (Huisman et al., 2018). In het kader van de bestrijding van blauwalgen werden met deze mossel contrasterende resultaten geboekt, mogelijks naargelang de trofische status van de betrokken waterlichamen (referenties in Huisman et al., 2018). Grootste minpunt is bovendien dat deze soort een exoot is en kan deze op allerlei manieren het ecosysteem verstoren (concurrentie benthische invertebraten, beïnvloeden nutriëntencyclus, aantrekken eenden, …).

Ook in Nederland is het introduceren van exotische soorten niet toegestaan. De quaggamossel kwam echter zelf in de Sloterplas terecht en heeft zich o.a. op gordijnen die werden geplaatst bij de afgrenzing van het zwemgedeelte uitgebreid. In 2018 veranderde de Sloterplas door de ontwikkeling van een aanzienlijke populatie mosselen in sneltempo in kwalitatief zwemwater (https://www.parool.nl/nieuws/sloterplas-zwemmen-kan-zolang-terugslag-uitblijft~b1d3d5ba/?utm_campaign=shared_earned&utm_medium=social&utm_source=email).

Volgens informatie van de duikclub zou de zoetwatermossel *Dreissena polymorpha* ook al aanwezig zijn in de Blaarmeersen. Kolonies zoetwatermosselen hechten zich op het onderwatermeubilair. Gezien de status als exoot is bijkomend uitzetten dus niet mogelijk en ook verder stimuleren van de reeds aanwezige exemplaren lijkt vooral ecologisch gezien geen goede optie. Eén expert wijst er op dat misschien wel inheemse mosselen gebruikt kunnen worden. Een andere expert houdt een openingen voor wanneer er bijkomende algemene wetenschappelijke resultaten zouden worden geboekt. Twee experten zien dit nooit als optie in de Blaarmeersen.

4.3.4.4. Drijvende planteneilanden

Bij het gebruik van drijvende plantenmatten of eilanden worden waterplanten op kunstmatige structuren op het wateroppervlak gelegd. De wortels van de waterplanten die zich in de waterkolom bevinden, nemen op een rechtstreekse manier nutriënten op uit het water (Headley et al., 2012/Dodkins et al., 2014; beiden in Pavlineri et al., 2017). Bovendien kunnen de biofilm rond de wortels en rhizomen en fysische en biochemische processen geassocieerd met de planten als natuurlijke filter dienst doen (Dodkins et al., 2014/Li et al., 2009; beiden in Pavlineri et al., 2017). De vegetatie zorgt verder ook voor beschaduwing van het water waardoor de populatie van fotosynthetische algen zal afnemen (Wetzel et al., 2002 in Pavlineri et al., 2017). Het kan wel nodig zijn om deze planten te oogsten omdat bij het afsterven van de planten anders de nutriënten terug in het water terecht komen (Li et al., 2010/Zhao et al., 2012/Brix et al., 1993; allen in Pavlineri et al., 2017). Het effect van planten kan verschillen naargelang de specifieke situatie van het waterlichaam (Pavlineri et al., 2017). Publicaties over gelijkaardige situaties als in de Blaarmeersen werden niet teruggevonden. Het gebruik van dergelijke techniek is bij de relatief lage nutriëntenconcentraties in de Blaarmeersen volgens Prof. Koenraad Muylaert (pers. comm.) weinig effectief voor het reduceren ervan. Jeroen Van Wichelen (pers. comm.) wijst er op dat dergelijke eilanden ook dienst kunnen doen als aantrekkingsplaats voor ganzen en kolonies meeuwen en nutriënteninput als gevolg kunnen hebben. Prof. Wim Vyverman ziet naast een beperkte nutriëntenopname vooral potentie in de beschaduwing van de diepere delen van de vijver waardoor er minder lichtbeschikbaarheid is voor fytoplankton. Verder kunnen de drijvende eilanden mogelijks dienst doen als barrière om drijflagen van blauwalgen tegen te houden.

Twee experten zien deze maatregel bijgevolg nu al als een optie in het kader van de blauwalgenproblematiek. Twee experten zien het respectievelijk als een optie wanneer de toestand in de Blaarmeersen verslechtert, hetzij als wetenschappelijk onderzoek verder op punt staat. Eén expert vindt de maatregel niet relevant.

4.3.4.5. Virussen/Bacteriën/Fungi/Micro-organismen/Goudalgen

Hoewel blauwalgen verschillende natuurlijke vijanden hebben is een biologische controle van bloeien van blauwalgen niet voor de hand liggend. Het onderdrukken van een bloei door virussen, pathogene bacteriën of fungi is een aantrekkelijk idee maar veel van deze microbiële antagonisten zijn gastheer-specifiek (referenties in Huisman et al., 2018) en kunnen de invasie van resistente stammen niet verhinderen. Infecties kunnen bijgevolg wel zorgen voor het tijdelijk in elkaar stuiken van de cyanobacteriële biomassa maar zullen zelden een oplossing op lange termijn zijn (Huisman et al., 2018).

Een mengeling van micro-organismen wordt in ballen van modder gekneed en gedroogd, waarna deze in waterlichamen worden gegooid o.a. in de strijd tegen blauwalgen. De voordelige soorten uit deze ballen zouden op termijn de schadelijke bacteriën moeten wegconcurreren en de microbiële gemeenschap veranderen. Experimenten tonen aan dat deze micro-organismen blauwalgen alvast niet onder controle kunnen houden (Lürling et al., 2016).

Bepaalde goudalgen kunnen zich voeden met blauwalgen en werden daardoor voorgesteld als maatregel tegen blauwalgen. Goudalgen eten echter alleen ééncellige en zeer kleine kolonies van blauwalgen en krijgen deze onder natuurlijke omstandigheden niet onder controle. Goudalgen kunnen bovendien zelf geuroverlast geven, vissterfte veroorzaken en toxines aanmaken. Ze zijn eerder een toevoeging van nutriënten aan het waterlichaam dan een bestrijdingsmaatregel (Lürling et al., 2016, https://www.wur.nl/nl/show-longread/Blauwalg-bestrijden-wat-werkt-nu-echt.htm).

Bovenstaande maatregelen beschouwen we niet als opties voor de bestrijding van blauwalgen in de Blaarmeersen en worden daarom niet verder in detail besproken. Twee experten zien deze maatregelen nooit als optie in de Blaarmeersen. Twee experten houden een openingen voor wanneer er bijkomende algemene wetenschappelijke resultaten zouden worden geboekt. Eén expert beschouwt deze optie niet relevant.

4.3.5. Varia

4.3.5.1. Coccolietenkrijt

Coccolietenkrijt wordt in vijvers gebruikt in het kader van slibreductie. Vaak wordt de vraag ook gesteld in het kader van de bestrijding van blauwalgen en daarom wordt het hier kort besproken.

Coccolietenkrijt fungeert als substraat voor aërobe bacteriën die slib afbreken en die zien door toevoeging van het krijt het oppervlak waarop ze zich kunnen hechten sterk vergroot. Er wordt een grotere hoeveelheid slib gemineraliseerd, het slib ontgast en bindt zwevende stoffen. Tevens kan er door een betere oxygenatiegraad mogelijks iets meer stikstof en fosfor opgenomen worden door het sediment (Breine en Coussement, 1998). Het is volgens ons enkel op dit laatste punt dat een behandeling met coccolietenkrijt een effect kan hebben op problemen met blauwalgen. Bovendien bleek de slibdikte in de Blaarmeersen beperkt (zie 3.2.5. en 3.2.6.) en is dit een dure en arbeidsintensieve techniek. Nutriënten blijven uiteindelijk in het systeem en een behandeling kan vaak herhaald moeten worden. Coccolietenkrijt wordt daarom niet beschouwd als mogelijke maatregelen in het kader van de blauwalgenproblematiek op de Blaarmeersen.

De meerderheid van de experten van de stuurgroep zien dit nooit als optie in de Blaarmeersen, al laten twee experten een opening voor wanneer er verder wetenschappelijk onderzoek over deze techniek beschikbaar zou zijn.

4.3.5.2. Andere maatregelen

Er bestaat verder nog een diverse waaier aan maatregelen die claimen blauwalgen te bestrijden zonder dat deze grondig getest of geverifieerd zijn of zonder dat wetenschappelijk doorgrond is wat er allemaal plaats vindt bij het gebruik ervan (Van de Graaf, 2016 in Lürling en Mucci, 2020; Lürling en Mucci, 2020). In dit overzicht werd gefocust op maatregelen waarvoor wetenschappelijke publicaties bestaan.

4.3.5.3. Regelgeving

Momenteel zijn er vier meetpunten voor waterkwaliteit op de Blaarmeersen. Wanneer er op één van deze locaties een drijflaag wordt opgemerkt, wordt door de bevoegde adviesorganen een zwemverbod op die specifieke locatie binnen de vijver gevraagd. Vaak wordt door burgemeesters een zwemverbod voor de volledige vijver opgelegd. Ook in andere recreatiedomeinen is dit meestal de gang van zaken. Niet onlogisch aangezien een drijflaag zich gemakkelijk kan verplaatsen. Op basis van de cyanochlorofylgehaltes gemeten door VMM in 2021 in de vijver van de Blaarmeersen (zie 3.2.1.), lijken deze echter wel, algemeen gezien, relatief laag t.o.v. andere recreatiewaters. Wanneer er een drijflaag aanwezig is, lijkt het ons daardoor interessant om de toxinegehaltes op andere locaties binnen de vijver, weg van de drijflaag, eens te onderzoeken en deze voor microcystine al eens te beschouwen ten opzichte van de grens die gebruikt wordt om een waterlichaam terug vrij te geven (<20 µg/l). Indien de gemeten toxinegehaltes laag zouden zijn en voor microcystine onder 20 µg/l zouden liggen, is recreatie op een deel van de plas misschien wel een optie. Een deel van de plas onder deze omstandigheden openhouden vergt natuurlijk een risico en daarbij horende verantwoordelijkheid. Wanneer dit overwogen wordt zou de situatie bovendien dagelijks moeten opgevolgd worden (met bv. de permanente opvolging van toxinegehaltes) en VMM kan niet dagelijks komen kijken.

Verder interessant, in het geval een gedeeltelijke sluiting van de plas overwogen wordt, is dat de drijflagen zich meestal in de duikzone of aan de glijbaan lokaal ophopen (pers. comm., Joachim

Pelicaen, VMM). Aan de glijbaan lijkt dit alleen het gevolg van zijn functie als obstakel en de overheersende windrichting. Als de plas gedeeltelijk wordt opengehouden en er moet vermeden worden dat een drijflaag afkomstig uit de duikzone de zwemzone binnendrijft kan eventueel een afbakening overwogen worden aan de westelijke zijde van de zwemzone. Voor dergelijke afbakening kunnen een hele resem aan types in aanmerking komen, zowel hardere als zachtere: een aangelegde landtong, een serie van planteneilanden (die dan ook een ecologische functie vervullen), een ondiepe screen waarbij gebruik gemaakt wordt van de bestaande omranding van de zwemzone,… Een andere vorm van compartimentering is bv. het gebruik van met ketting verzwaarde olieschermen. Dit werd bijvoorbeeld in de Varkensbaai (zwemzone Sloterplas, Nederland) gedaan tot op een dieptelijn van 2m om deze zone te kunnen doorspoelen (STOWA factsheet controlerend-doorspoelen).
Gedeeltelijk onder dezelfde visie valt het verplaatsen van de zwemzone. Onder invloed van de overheersende windrichting worden bloeien die ontstaan immers het grootste deel van de tijd richting noordoosten gedreven. Er wordt verwacht dat in het zuidwesten op dat ogenblik lagere concentraties van blauwalgen en bijgevolg cyanochlorofylgehaltes en microcystinegehaltes zullen worden waargenomen. Wanneer dan toch een deel van de vijver zou worden opengehouden, lijkt de zuidwest-zijde daardoor een optie.
De meningen van de experten over dit topic zijn verdeeld. Een zachte vorm van compartimenteren wordt door twee experten nu al als valabele optie gezien, twee andere experten vinden dit niet relevant en nog één expert ziet dit nooit als optie voor de Blaarmeersen. Een hardere vorm van compartimenteren en het verplaatsen van de zwemzone naar de zuidwestelijke zijde van de Blaarmeersen zien drie van de experten als maatregel wanneer de situatie in de Blaarmeersen zou verslechteren, één expert vindt beide nooit een optie, één expert vindt beide niet relevant.

Aandachtspunt/Opvolging
Indien deze optie overwogen wordt, moeten wel eerst enkele zaken met zekerheid kunnen gesteld worden. In eerste instantie zou onderzocht moeten worden of de cyanochlorofyl- en microcystinegehaltes op momenten dat een drijflaag op één van de locaties wordt vastgesteld, op de andere locaties (en de zuidwestelijke zijde) wel degelijk laag zijn onder grenswaarden blijven. Verder zou ook de analyse van de beweging van de drijflagen interessante extra informatie opleveren om te bepalen waar deze zich ontwikkelt en of deze dan inderdaad via de zwemzone afdrijft.

4.3.5.4. Alternatieve bronnen van water

Bij enkele maatregelen kwam de afwezigheid van een alternatieve kwalitatieve bron van water voor de Blaarmeersen ter sprake. Op de stuurgroep werd dit nog eens afgetast. Zo werden er voorbeelden van vijvers in Gent aangehaald waarbij water vanop de straten gebruikt wordt maar zijn er voor de Blaarmeersen geen extra mogelijkheden op dat vlak. Werd de vraag gesteld of het gebruik van water uit een nabijgelegen waterzuiveringsstation geen optie was, maar werd er op gewezen dat dat water ook nog steeds rijk is aan fosfaten en micropolluenten. En ten slotte kwam ook de Ringvaart ter sprake maar dit water is van slechtere kwaliteit en mocht dit water zelfs gezuiverd naar de Blaarmeersen geleid worden dan nog kunnen andere gevaarlijke stoffen in het systeem gebracht worden, kan het systeem verstoord worden en zal het heel veel geld kosten. Aantakken van ander kwalitatief water lijkt ons dus geen optie voor welke maatregel dan ook.

Conclusie en aanbevelingen

De Blaarmeersen wordt, zoals vele waterlichamen in Vlaanderen en ook wereldwijd, in toenemende mate geconfronteerd met een blauwalgenproblematiek. Een nutriëntenrijk systeem in combinatie met directe en indirecte gevolgen van de klimaatverandering zorgt voor gunstige omstandigheden voor blauwalgenbloeien. Op basis van het huidige onderzoek stellen we vast dat er in het diepe water in de vijver van de Blaarmeersen alvast een verdere nutriëntenaanrijking gebeurt. Het huidige onderzoek leverde evenwel geen duidelijke bron op die alleen verantwoordelijk zou zijn voor deze nutriëntenopbouw. Er is de laatste decennia sowieso ook een diffuse input van nutriënten via verschillende kanalen geweest, die voor een graduale toename aan nutriëntenconcentraties kan gezorgd hebben. Die eutrofiëring van het systeem werd ook in 2004 al opgemerkt (Van Wichelen, 2004) en die trend heeft zich vermoedelijk verdergezet. Het is niet gemakkelijk om in te zetten op een reductie van een diffuse input van nutriënten. Het proberen reduceren van enkele duidelijke fluxen in de situatie van de Blaarmeersen zoals de bemesting van sportterreinen, bladval of de verstoring door recreatie kan wel tot de mogelijkheden behoren om de waterkwaliteit te bestendigen of op zijn minst niet achteruit te laten gaan en de belangrijk ecologische en recreatieve functie van de Blaarmeersen te bestendigen. De meerderheid van de experten uit de stuurgroep zijn deze mening toegedaan en ook in Denys et al. (2005) werd in het kader van de aanwezige kranswiervegetatie al opgeroepen elke vorm van voedselaanrijking in de mate van het mogelijke ter vermijden. Een brede sensibilisatiecampagne om bij alle types recreanten bewustzijn rond de nutriëntenaanrijking en de link met blauwalgen te creëren, lijkt ook een goed idee.

Hoewel er een aanrijking plaats vindt en deze best een halt wordt toegeroepen, zijn de absolute concentraties voor nutriënten in vergelijking met andere recreatieplassen in Vlaanderen nog relatief laag. Het aantal zwemverboden dat moest worden opgelegd in het verleden in de Blaarmeersen is nog beperkt. Daarnaast lijkt het erop dat door de klimaatverandering zelfs in systemen met weinig nutriënten af en toe problematische blauwalgenbloeien kunnen voorkomen. Het lijkt ons en de experten uit de stuurgroep daarom op dit ogenblik nog aangewezen om de maatregelen op te splitsen in zachte maatregelen zonder veel risico die nu al aan de orde zijn of kunnen worden uitgeprobeerd en meer ingrijpende of duurdere maatregelen die te overwegen vallen wanneer de situatie in de Blaarmeersen verder verslechtert. Om daar een vinger aan de pols te houden lijkt het jaarlijks opvolgen van de nutriëntenconcentraties in winter/zomer zeker aangeraden. Al kan ook een arbitraire grens bepaald worden als slechtere toestand, zoals een jaarlijks terugkerend recreatieverbod voor x aantal weken, om over te gaan tot meer ingrijpende maatregelen.
Zachte maatregelen situeren zich zowel in ecologische hoek, zoals het stimuleren van macrofyten, als bij het al dan niet openhouden van de vijver voor recreatie op andere plaatsen wanneer een drijflaag op slechts één locatie wordt opgemerkt (in combinatie met een vorm van gedeeltelijke compartimentering om afdrijven naar de zwemzone van de drijflaag te vermijden). Het lijkt ons sowieso zinvol om in te zetten op een duurzame, ecologische inrichting van de vijver, met bijvoorbeeld het stimuleren van macrofyten. Om te bepalen of het al dan niet openhouden van een deel van de vijver een optie is, zou een kleinschalig onderzoek verder uitsluitsel moeten geven en moet er politieke bereidheid zijn om deze verantwoordelijkheid te nemen.
Meer ingrijpende maatregelen die op termijn kunnen overwogen worden volgens ons en de stuurgroep zijn:

- Het filteren van het water door middel van bv. een ijzerzandfilter (wat ook gebruikt wordt bij ecologische projecten, zie bv. Kraenepoel) wat er voor zorgt dat nutriënten uit het water worden gehaald. De experten zien dit als maatregel wanneer de situatie in de Blaarmeersen verslechtert. In Nederland worden ook nog verschillende testen met allerlei vormen van deze techniek uitgevoerd, die op termijn nuttige extra informatie zullen opleveren.
- Het neerslaan van het fosfaat aanwezig in het diepe water door middel van het toevoegen van fosfaatfixatieven en een ballaststof (zoals Phoslock waar lanthaan en klei gebruikt worden). Hier worden tevens de voedingstoffen voor de blauwalgen uit het water gehaald. De experten zagen dit als optie wanneer het wetenschappelijk onderzoek omtrent de combinatie van het gebruik van Phoslock met ecologisch herstel en mogelijke toxiciteit op punt zou staan. Enkele recente artikels en het consulteren van prof. D'Haese leert ons echter dat de risico's verbonden aan het gebruik van Phoslock zeer klein zouden zijn. Een behandeling met Phoslock werd in Nederland al in verschillende recreatieplassen uitgevoerd, met meestal x aantal jaren goede zwemwaterkwaliteit als gevolg.
- Het doorspoelen van een geïsoleerde zwemzone. Hiervoor zouden echter herinrichtingswerken nodig zijn. Nutriënten worden bij deze maatregel ook niet neergeslagen of uit het systeem verwijderd. In Nederland werd dit op een locatie al succesvol toegepast.

End-of-pipe symptoombestrijdende maatregelen die de blauwalgenbloei zelf bestrijden of vermijden worden in het algemeen door ons en door de stuurgroep niet als opties gezien in de Blaarmeersen (met uitzondering van het hierboven aangehaalde doorspoelen). Vanuit een duurzaamheidsvisie spreekt het voor zich om eerder een preventieve oplossing te vinden. Hier en daar laat een expert nog een opening voor het implementeren van extra maatregelen wanneer er bijkomende algemene wetenschappelijke resultaten zouden worden geboekt.

Gezien de actuele problematiek en het steeds uitbreidende aantal waterlichamen dat met deze problematiek te maken heeft lijkt verder onderzoek naar het ecosysteem van de Blaarmeersen zowel voor de Blaarmeersen zelf onderzoeksinstellingen interessant. Oproep om van bepaalde topics thesissen/doctoraatsonderwerpen te maken.

Referenties

Bakker, E. S., Hilt S., 2016. *Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management*. Aquatic Ecology, 50, pp 485-498

Behets G.J., Mubiana K.V., Lamberts L., Finsterle K., Traill N., Blust R., D'Haese P.C., 2020. *Use of lanthanum for water treatment: A matter of concern?* Chemosphere, 239, 124780.

Boets P., De Wannemacker G., Poelman E. (2015). *Uitgebreid onderzoek van de waterkwaliteit tijdens het hengelseizoen in de Watersportbaan te Gent*. Studie in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos. 31p.

Boets, 2022. *Onderzoek naar de variatie in nutriëntenconcentraties in de Blaarmeersen: profielopname*. 7p.

Boets P., Van Nieuwenhuyze W., Poelman E. (2021). *Onderzoek blauwalgenproblematiek Blaarmeersen: tussentijds rapport.* Studie in opdracht van stad Gent en Farys. 19 p.

Boyd C.E. (1971). *Phosphorus dynamics in ponds*. The proceedings of the 25th annual conference of the Southeastern association of game and fish commissioners.

Bormans M., Marsálek B., Jancula D., 2016. *Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review.* Aquatic Ecology, 50, 407-422.

Breine J.J., Coussement M., 1998. Modder in vijver en het gebruik van coccoliethenkrijt. Groencontact, jrg. 24, nr. 5, p. 19-24.

Burch M., Brookes J., Chorus I., 2021. *Chapter 8: Assessing and controlling the risk of cyanobacterial blooms – Waterbody conditions – in Toxic Cyanobacteria in Water*. 2nd edition, CRC Press, p. 506-562.

Burford M.A., Gobler C.J., Hamilton D.P., Visser P.M., Lürling M., Codd G.A., 2019. *Solutions for managing cyanobacterial blooms: A scientific summary for policy makers*. IOC/UNESCO, Paris (IOC/INF-1382).

Chen S., Carey C.C., Little J.C., Lofton M.E., McClure R.P., Lei C., 2018. Effectiveness of a bubble-plume mixing system for managing phytoplankton in lakes and reservoirs. Ecological Engineering 113, 43-51.

Chorus I., Spijkerman E. (2021). *What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation, N:P ratios and eutrophication control*. Hydrobiologia 848, 95–111.

Denys L., Packet J., Bauwens D., Muylaert K., Provoost S., T'Jollyn F. (2005). *Na vijftig jaar afwezigheid: twee recente Belgische waarnemingen van Nitellopsis obtusa (Charophyta).* Dumortiera, 84, 5-11.

De Haan M., Holsteijn A.-L., 2018. *Zwemwaterprofiel Geestmerambacht 2014 t/m 2017*. Rapport ATBF8059R003F1.0. HaskoningDHV Nederland B.V., Amersfoort. 19p.

De Schrijver A., Schelfhout S., Verheyen K. (2013). *Onderzoek naar mogelijkheden voor natuurontwikkeling in de depressie van de Moervaart in relatie tot fosfor*. Universiteit Gent. Vakgroep Bos- en Waterbeheer.

D'Haese P., Spasovski G.B., Sikole A., Hutchison A., Freemont T.J., Sulkova S., Swanepoel C., Pejanovic S., Djukanovic L., Balducci A., Coen G., Sulowicz W., Ferreira A., Torres A., Curic S., Popovic M., Dimkovic N., De Broe M.E., 2003. *A multicenter study on the effects of lanthanum carbonate (Fosrenol) and*

calcium carbonate on renal bone disease in dialysis patients. Kidney International, vol. 63, supplement 85, pp. S73-S78.

D'Haese P., Douglas G., Verhulst A., Neven E., Behets G.J., Vervaet B.A., Finsterle K., Lürling M., Spears B., 2019. *Human health risk associated with the management of phosphorus in freshwater using lanthanum and aluminium*. Chemosphere, 220, pp. 286-299.

Douglas G.B., Hamilton D.P., Sobb M.S., Pan G., Spears B.M., Lürling M., 2016. *Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems*. Aquatic Ecology, 50, pp. 385-405.

Duan, S., Delaney-Newcomb, K., Kaushal, S. S., Findlay, S. E., & Belt, K. T. (2014). *Potential effects of leaf litter on water quality in urban watersheds*. Biogeochemistry, 121(1), 61-80.

Fan F., Shi X., Zhang M., Liu C., Chen K., 2019. *Comparison of algal harvest and hydrogen peroxide treatment in mitigating cyanobacterial blooms via an in situ mesocosm experiment*. Science of the Total Environment, 694, pp 1-4.

Geysen B., 1983. Fytoplankton en fysicochemisch onderzoek van de vijver: in het sport- en recreatiecentrum Blaarmeersen (Gent).

Goldsmith S.T., Trierweiler A.M., Welch S.A., Bancroft A.M., Von Bargen J.M., Carey A.E., 2013. *Transforming a University Tradition Into a Geoscience Teaching and Learning Opportunity for the University Community.* Journal of Geoscience Education, 61; 280-290.

Gu B., Alexander V. (1993). *Dissolved Nitrogen Uptake by a Cyanobacterial Bloom (Anabaena flos-aquae) in a Subarctic Lake*. Appl. Environ. Microbiol. 59(2):422-430. doi:10.1128/aem.59.2.422-430.1993.

HPG, 2013. *Opmaak van het ontwikkelingsplan en harmonisch park- en groenbeheerplan voor het sport- en recreatiepark Blaarmeersen*.

Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, 2021. Phoslock als maatregel tegen blauwalg. Pp. 5.

Huisman J., Codd G.A, Paerl H.W., Ibelings B.W., Verspagen J.M.H., Visser P.M, 2018. *Cyanobacterial blooms.* Nature reviews/Microbiology, 16, 471-483

Humbert J.-F., Quiblier, C., 2019. *The suitability of chemical products and other short-term remedial methods for the control of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems*. Frontiers in Environmental Science, 7, article 176, pp. 1-4.

Ibelings B.W., Kurmayer R., Zevedo S.M.F.O., Wood S.A., Chorus I., Welker M., 2021. *Chapter 4: Understanding the occurence of cyanobacteria and cyanotoxins in Toxic Cyanobacteria in Water*. 2nd edition, CRC Press, pp. 82.

Jmaiff L., Wang W., Vemula S., Jaeger B., Li, X.-F. (2017). *Sweetened Swimming Pools and Hot Tubs. Environmental Science & Technology Letters*. 4. 10.1021/acs.estlett.7b00043.

Kibuye F.A., Zamyadi A., Wert E.C., 2021. *A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part II-mechanical and biological control methods*. Harmful Algae, 109, 102119.

LaLiberte G., Haber E., 2014. *Literature review of the effects of ultrasonic waves on Cyanobacteria, other aquatic organsisms, and water quality*. Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report 195.

Libbrecht D., Dhaese N., Muylaert K., 2019. Maatregelen tot herstel van de hydro-ecologische kwaliteit van de Kraenepoel (Aalter). Inventarisatie-analyse-conceptontwerp. Vlaamse Landmaatschappij. Pp. 137.

Lofton M.E., McClure R.P., Chen S., Little J.C., Carey C.C., 2019. Whole-ecosystem experiments reveal varying responses of phytoplankton functional groups to epilimnetic mixing in a eutrophic reservoir. Water, 11, 222.

Lusty M.W., Gobler C.J., 2020. *The efficacy of hydrogen peroxide in mitigating cyanobacterial blooms and altering microbial communities across four lakes in NY, USA*. Toxins, 12, 428.

Lürling M., Waajen G., de Senerpont Domis L.N., 2016. *Evaluation of several end-of pipe measures proposed to control cyanobacteria.* Aquatic Ecology 50, 499-519.

Lürling M., Mucci M., 2020. *Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands*. Hydrobiologia, 847, pp. 4447-4467.

Mantzouki E., Visser P.M., Bormans M., Ibelings B.W., 2016. *Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes*. Aquatic Ecology, 2016, 50, pp. 333-350.

Matthijs H.C.P., Jancula D., Visser P.M., Marsalek B., 2016. *Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation*. Aquatic Ecology, 50, pp. 443-460.

Paerl H.W., Barnard M.A., 2020. *Mitigating the global expansion of harmful cyanobacterial blooms: Moving targets in a human- and climatically-altered world*. Harmful Algae, 96, 101845.

Paerl H.W., Gardner W.S., Havens K.E., Joyner A.R., McCarthy M.J., Newell S.E., Qin B., Thad Scott J., 2016. *Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients*. Harmful algae, 54, pp. 213-222.

Papadimitriou T., Katsiapi M., Stefanidou N., Paxinou A., Poulimenakou V., Laspidou C.S., Moustaka-Gouni, Kormas K.A., 2022. *Differential effect of hydrogen peroxide on toxic cyanobacteria of hypertrophic Mediterranean waterbodies*. Sustainability, 14, 123.

Park J., Church J., Son Y., Kim K-T., Hyoung Lee W., 2017. *Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs).* Ultrasonics Sonochemistry, 38, pp. 326-334.

Pavlineri N., Skoulikidis N. T., Tsihrintzis V.A., 2017. *Constructed floating wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis*. Chemical Engineering Journal, 308, pp. 1120-1132.

Piel T., Sandrini G., Muyzer G., Brussaard C.P.D., Slot P.C., van Herk M.J., Huisman J., Visser, P.M., 2021. *Resilience of Microbial Communities after Hydrogen Peroxide Treatment of a Eutrophic Lake to Suppress Harmful Cyanobacterial Blooms*. Microorganisms, 9, 1495

Phoslock Environmental Technologies. Phoslock – an overview. Pp. 16.

R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Reinl K.L., Brookes J.D., Carey C.C., Harris T.D., Ibelings B.W., Morales-Williams A.M., De Senerpont Domis L.N., Atkins K.S., Isles P.D.F., Mesman J.P., North R.L., Rudstam L.G., Stelzer J.A.A., Venikiteswaran J.J., Yokota K., Zhan Q., 2021. *Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm*. Freshwater Biology, 00, 1-14.

Renman A., Renman G., 2022. *Removal of phosphorous from hypolimnetic lake water by reactive filter matieral in a recirculating system – laboratory trial.* Water, 14, 819.

Rigosi A., Carey C.C., Ibelings B.W., Brookes J.D., 2014. *The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa*. Limnol. Oceanogr., 59 (1), 99-114.

Schipper P., Schoumans O., Groenendijk P., van Boekel E., 2012. *Nutriëntenbelasting oppervlaktewater; Herkomst en bijdrage landelijke gebied* – Notitie ter Ondersteuning KRW-Rijn West aanpak nutriënten. Alterra, Wageningen UR, pp. 19.

Schoumans O.F., Groenendijk P., Renaud L., van der Bolt F.J.E., 2008. *Nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Vergelijking tussen landbouw- en natuurgebieden.* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1700. 34 pp.

Smucker N.J., Beaulieu J.J., Nietch C.T., Young J.L., 2020. *Increasingly severe cyanobacterial blooms and deep water hypoxia coincide with warming water temperatures in reservoirs*. Global Change Biology, 27, 2507-2519.

STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen-defosfateren/recirculeren. Beating the Blues, 2019-06-15. Stroom J.M. (Waternet), Kardinaal W.E.A. (KWR).

STOWA Factsheet controlerend-doorspoelen. Beating the Blues, 2019-06-15. Stroom J.M. (Waternet), Kardinaal W.E.A. (KWR).

STOWA Factsheet controlerend-biomassa verwijderen-ultrasoon geluid. Beating the Blues, 2019-06-15. Stroom J.M. (Waternet), Kardinaal W.E.A. (KWR).

STOWA Factsheet controlerend-mengen-verticaal. Beating the Blues, 2019-06-15. Stroom J.M. (Waternet), Kardinaal W.E.A. (KWR).

STOWA Factsheet curatief-biomassa verwijderen-drijflaag. Beating the Blues, 2014-06-08. Stroom J.M. (Waternet), Kardinaal W.E.A. (KWR).

Stroom J.M., Kardinaal W.E.A., 2016. *How to combat cyanobacterial blooms: strategy toward preventive lake restoration and reactive control measures*. Aquatic Ecology, 50, pp. 541-576.

Triest, L., Stiers, I., Van Onsem S., 2016. *Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms*. Aquatic Ecology, 50, pp. 461-483.

Udert K.M., Larsen T.A., Gujer W., 2006. *Fate of major compounds in source-separated urine*. Water Science & Technology, vol. 54, no. 11-12, pp. 413-420.

van Dam H., Jaarsma N.G., van Dam S., 2020. Doelen op maat.4.7 – Systeemanalyses Westfriesland. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. Rapport 1308-4-7 / Nico Jaarsma, Aquatische Ecologie & Fotografie, Den Hoorn. Rapport HvD 01.7. 303p.

van Dusseldorp M., 2022. *Defosfatering Zwemlust – Analyse september 2020 – oktober 2021.* Waternet – Waterschap Amstel, Gooi en Vecht. pp 98.

van Emmerik W.A.M., Peters J.S., 2009. *Invloed lokvoer op waterkwaliteit* – Opdrachtgever: Sportvisserij Nederland, projectnummer KI2009002. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

van Gerven L., Hendriks R., Harmsen J., Beumer V., Bogaart, P. (2011). *Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodem : metingen in een veengebied in de Krimpenerwaard*. Alterra-rapport 2217, Reeks Monitoring stroomgebieden 23. Alterra, Wageningen UR.

van Gremberghe I, Van Wichelen J., Van der Gucht K., Vanormelingen P., D'hondt S., Boutte C., Wilmotte A., Vyverman W., 2008. *Covariation between zooplankton community composition and cyanobacterial community composition dynamics in Lake Blaarmeersen (Belgium).* FEMS Microbiol Ecol, 63, pp. 222-237.

van Liere E., Jonkers D.A., 2002. *Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater* – RIVM rapport 703715005/2002. Pp. 109

Van Wichelen J. 2004. *Eerste resultaten monitoringstudie vijver Blaarmeersen (28 juni 2004)*.

Van Wichelen J., Coene P., Denys L., Pelicaen J., Vyverman W., 2014. *Tien jaar waterbloeimonitoring in Vlaanderen.* Natuur.focus, jaargang 13, nr. 2.

Van Wichelen J., Packet J., 2022. Advies over de blauwalgen in de Boerekreek (Sint-Laureins). Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4273. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. pp. 11.

Visser P. M., Ibelings B. W, Bormans M., Huisman J., 2016. *Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review.* Aquatic Ecology, 50, pp. 423-441.

VLIZ Alien Species Consortium, 2020. *Hemimysis anomala – Kaspische aasgarnaal. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2020*. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ). 6 pp.

Vercauteren T, Wouters K., 2008. *Eerste vondst van de Ponto-Kaspische aasgarnaal Limnomysis benedeni Czerniavsky, 1882 (Crustacea – Mysidacea) in België, in het Provinciaal Groendomein Prinsenpark te Retie*. ANTenne, januari-maart 2008, jaargang 2, nr. 1, pp. 15-18.

Verslycke T., Janssen C., Lock K., Mees J., 2000. *First occurence of the Pontocaspian invader Hemimysis anomala (Sars, 1907) in Belgium (Crustacea: Mysidacea).* Belg. J. Zool., 130 (2), pp. 157-158.

Zoeter Vanpoucke M., Boets P., Poelman E., 2021. Onderzoek naar bestrijding van blauwalgen in het bufferbekken te Kleit-Maldegem. 21p.

Þorbjörnsson J.G., Ólafsdóttir J.H., Kristjánsson B.K., Chambers C., Burns G.L., 2020. *Recreational scuba diving in a groundwater ecosystem: Disturbance mechanisms, ecological impacts and stakeholder perceptions.* Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst., 30, pp. 1012–1022.

Websites:

https://www.vmm.be/lucht/stikstof/stikstofdepositie - Laatst geraadpleegd 6/01/2022

https://www.vmm.be/data/oude-meetresultaten/verzuring-en-vermesting/resultaten-per-meetplaats/stikstofdepositie_gent_tw.pdf/view – Laatst geraadpleegd 15/02/2022

https://stad.gent/nl/blaarmeersen/recreatie/wandelen-de-blaarmeersen - Laatst geraadpleegd 23/02/2022

https://www.meteo.be/nl/klimaat/klimaatverandering-in-belgie/klimaattrends-in-ukkel/zonnestraling/zonneschijnduur - Laatst geraadpleegd 11/03/2022

https://www.vrt.be/vrtnws/nl/2020/01/30/opnieuw-blauwalg-en-recreatieverbod-in-damvalleimeer-merkwaardi/ Laatst geraadpleegd 16/03/2022

https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/blauwalgen/overzicht-blauwalgen-2021

Laatst geraadpleegd 17/03/2022

https://www.winnovatie.nl/innovatie/fosfaatfilter-bij-zwemlust-blauwalgen-bestrijden-en-proeflocatie-voor-agv- laatst geraadpleegd 22/03/2022

https://www.youtube.com/watch?v=YP_IoWeLbKQ - laatst geraadpleegd 22/03/2022

https://www.wur.nl/nl/show-longread/Blauwalg-bestrijden-wat-werkt-nu-echt.htm - laatst geraadpleegd 28/03/2022

https://www.zuidwestupdate.nl/nieuws/ijzerzandfilter-moet-groote-meer-duurzaam-verfraaien/ - laatst geraadpleegd 28/03/2022

https://www.h2owaternetwerk.nl/h2o-actueel/groot-filter-van-ijzerzand-zuivert-watertoevoer-naar-brabants-ven - laatst geraadpleegd 28/03/2022

Bijlages

Bijlage 1: Fosforuitloog-experiment

Bijlage 2: Boorstaten bodemonderzoek

Bijlage 1: Fosforuitloog-experiment

Uitloog-experiment met waterbodem opgestart op 5/04/2022 met ±5cm sediment in een PE fles met 700 ml demiwater supernatans. Belucht water werd verzadigd op 100% met O_2 door middel van doorborreling. Onbelucht water werd doorborreld met helium tot O_2<15%. Dynamische uitloog werd periodiek omgezwenkt. Op dag 9, 16 en 23 werd door middel van een spuit 20 ml water onttrokken uit de kern van de fles (± 7 cm boven het slibpeil). Dit staal werd gefilterd over een membraanfilter van 0,45µm en verdeeld in twee porties voor analyse ortho-P en TP (opgelost).

Heel overtuigende trend zijn er niet te zien bij de verschillende behandelingen. Mogelijks is er een afname van P wanneer er geen verstoring is (zowel bij de beluchte als de onbeluchte stalen). Mogelijks is er een lichte stijging bij onbelucht water en bodem die verstoord wordt.

Tabel 1 - TP (opgelost) en ortho-P tijdens fosforuitloog-experiment op 20/04/2022

		TP (opgelost)	ortho-P
20/04/2022 13:10	B-S-1	30,751	24,9
20/04/2022 13:13	B-S-2	29,575	24,4
20/04/2022 13:16	O-S-1	14,347	8,5 (< 10)
20/04/2022 13:18	O-S-2	26,77	15,7
20/04/2022 13:21	B-D-1	9,683 (< 10)	3,6 (< 10)
20/04/2022 13:24	B-D-2	4,015 (< 10)	2,4 (< 10)
20/04/2022 13:27	O-D-1	5,612 (< 10)	1,9 (< 10)
20/04/2022 13:30	O-D-2	5,57 (< 10)	1,1 (< 10)

Tabel 2 - TP (opgelost) en ortho-P tijdens fosforuitloog-experiment op 25/04/2022

		TP (opgelost)	ortho-P
25/04/2022 11:49	B-S-1	7,521 (< 10)	12
25/04/2022 11:51	B-S-2	3,6 (< 10)	7,2 (< 10)
25/04/2022 11:54	O-S-1	19,542	19,6
25/04/2022 11:57	O-S-2	12,881	13,3
25/04/2022 12:00	B-D-1	6,325 (< 10)	11,9
25/04/2022 12:03	B-D-2	11,483	17,7
25/04/2022 12:06	O-D-1	13,525	17,9
25/04/2022 12:09	O-D-2	1,978 (< 10)	8,2 (< 10)

Tabel 3 - TP (opgelost) en ortho-P tijdens fosforuitloog-experiment op 2/05/2022

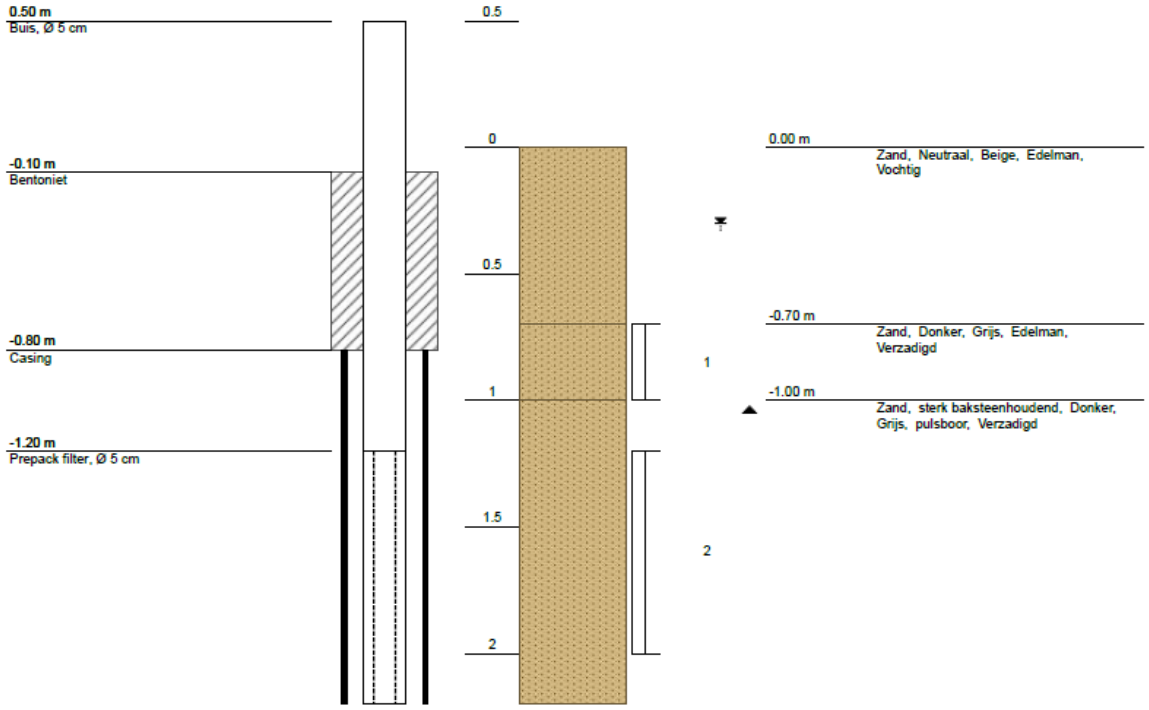
		TP (opgelost)	ortho-P
2/05/2022 11:02	B-S-1	2,914 (< 10)	5,8 (< 10)
2/05/2022 11:05	B-S-2	5,878 (< 10)	10,5
2/05/2022 11:08	O-S-1	8,443 (< 10)	11,2
2/05/2022 11:10	O-S-2	23,476	23,2
2/05/2022 11:13	B-D-1	2,725 (< 10)	6,2 (< 10)
2/05/2022 11:16	B-D-2	16,929	30,2
2/05/2022 11:19	O-D-1	29,817	42,9
2/05/2022 11:22	O-D-2	19,385	26,7

Bijlage 2: Boorstaten bodemonderzoek

provincie Oost-Vlaanderen

Projectcode: M05/2021/313/PB	Projectnaam: Blaarmeersen blauwalgen

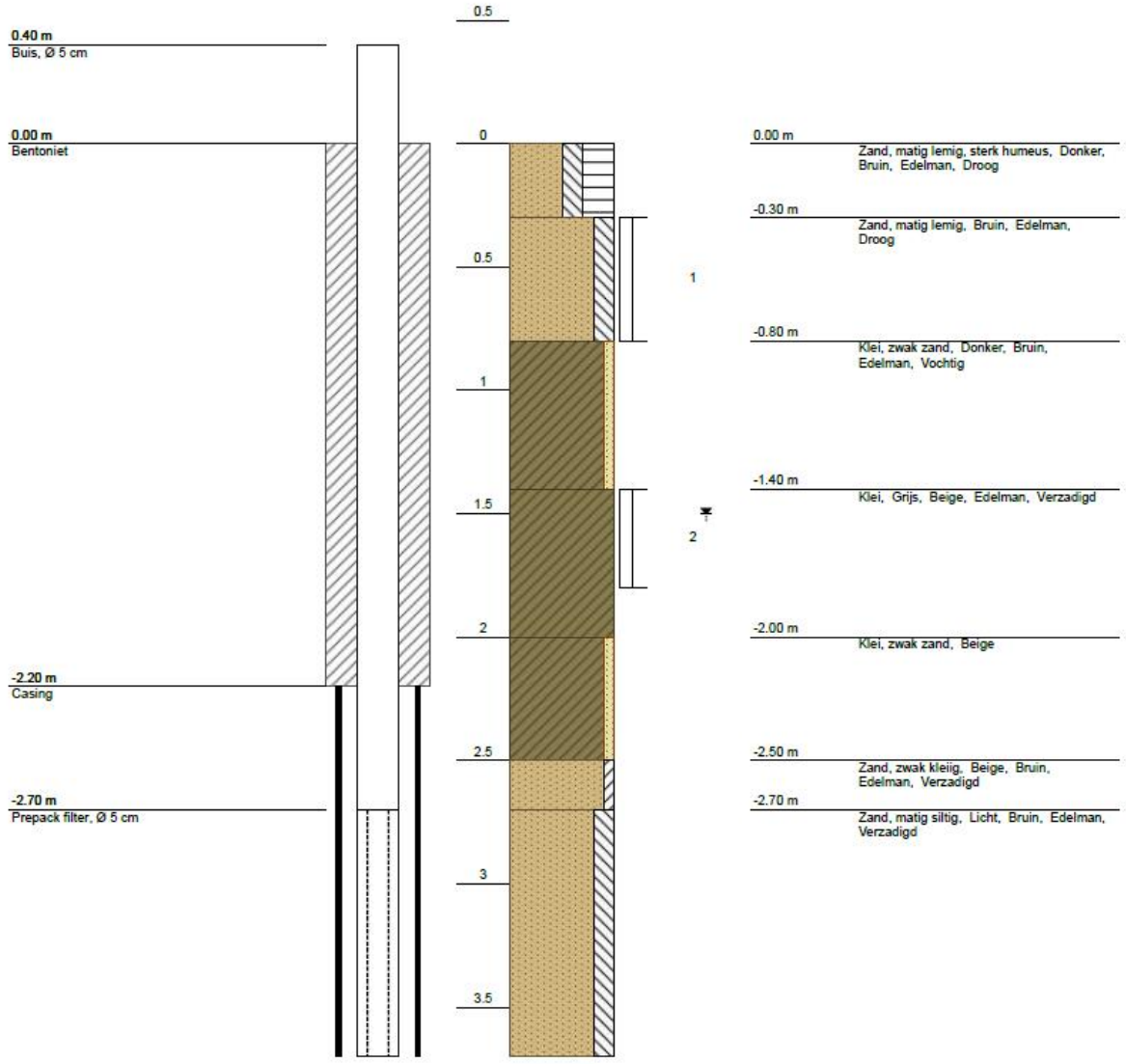
Code: PBPB1
Datum: 13/01/2022
X: 102263 km
Y: 192798 km
Geboord door: Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek



Figuur 1 - Boorstaat van de boring P1

Projectcode: M05/2021/313/PB Projectnaam: Blaarmeersen blauwalgen

Code: PBP2
Datum: 13/01/2022
X: 102179 km
Y: 192653 km
Geboord door: Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek

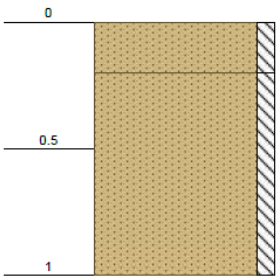


Figuur 2 - Boorstaat van de boring P2

provincie Oost-Vlaanderen

Projectcode: M05/2021/313/PB	Projectnaam: Blaarmeersen blauwalgen

Code: BB3
Datum: 13/01/2022
X: 101784 km
Y: 192918 km
Geboord door: Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek



0.00 m — Zand, zwak lemig, sporen van roest, Donker, Bruin, Edelman, Droog

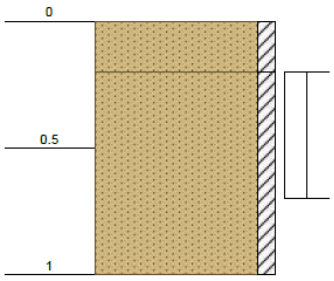
-0.20 m — Zand, zwak lemig, sporen van roest, Licht, Bruin, Grijs, Edelman, Vochtig

Figuur 3 - Boorstaat van de boring B3

provincie Oost-Vlaanderen

Projectcode: M05/2021/313/PB	Projectnaam: Blaarmeersen blauwalgen

Code: BB4
Datum: 13/01/2022
X: 102494 km
Y: 192744 km
Geboord door: Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek



0.00 m — Zand, zwak kleiig, Donker, Bruin, Edelman, Droog

-0.20 m — Zand, zwak kleiig, Licht, Bruin, Edelman, Vochtig

Figuur 4 - Boorstaat van de boring B4