Vlaamse overheid

Effect van ultrasoon-behandeling op de ontwikkeling van cyanobacteriën in het Kanaal Roeselare-Leie

Jeroen Van Wichelen, Pieter Lemmens, Gerlinde Van Thuyne, Evelien Van de Vyver, Joris Everaert, Pieter Boets, Rudy Tanghe & Ben Quintelier

vlaamsewaterweg.be
vmm.be
Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek
INBO.be

Auteurs:
Jeroen Van Wichelen, Pieter Lemmens, Gerlinde Van Thuyne & Joris Everaert
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Evelien Van de Vyver
Vlaamse Milieumaatschappij

Pieter Boets & Rudy Tanghe
Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek, Provincie Oost-Vlaanderen

Ben Quintelier
De Vlaamse Waterweg

Reviewer:
Liesbet Poppe

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:
Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:
jeroen.vanwichelen@inbo.be

Wijze van citeren:
Van Wichelen J., Lemmens P., Van Thuyne G., Van de Vyver E., Everaert J., Boets P., Tanghe R. & Quintelier B. (2025). Effect van ultrasoon-behandeling op de ontwikkeling van cyanobacteriën in het Kanaal Roeselare-Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (19). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.123273091

D/2025/3241/127
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (19)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Hilde Eggermont

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van De Vlaamse Waterweg en verliep in samenwerking met De Vlaamse Milieumaatschappij en het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek van de Provincie Oost-Vlaanderen.

Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

EFFECT VAN ULTRASOON-BEHANDELING OP DE ONTWIKKELING VAN CYANOBACTERIËN IN HET KANAAL ROESELARE-LEIE

Jeroen Van Wichelen, Pieter Lemmens, Gerlinde Van Thuyne, Evelien Van de Vyver, Joris Everaert, Pieter Boets, Rudy Tanghe & Ben Quintelier

Studie uitgevoerd in opdracht van De Vlaamse Waterweg

doi.org/10.21436/inbor.123273091

Vlaamse overheid

Dankwoord

Dergelijk uitgebreid project is niet mogelijk zonder de hulp van heel wat mensen. In de eerste plaats hebben Liesbet Poppe, Ben Quintelier en Jeroen Van Waeyenberghe (allen DVW) en Daniel De Charleroi (INBO) geholpen bij de uitwerking van het concept, het rondkrijgen van de financiering en de contacten met de ultrasoonverdeler. De medewerkers van VMM, Marijn Galle, Jolien Deloof, Jo Verbruggen, Dorine Quicke, Philippe De Maesschalck, Philippe Vertonghen, Wesley Moortgat en Nico Van Hove hielpen bij het in kaart brengen van de hydrologie, de plaatsing en het onderhoud van de MPS-toestellen en de staalnames en verwerking van de macro-invertebraten. De medewerkers van het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek, Els Piessens, Günther De Wannemacker hielpen bij de organisatie en analyse van de water- en sedimentstalen. De INBO-collega's van team MHAF, Isabel Lambeens, Linde Galle, Rhea Maesele, Franky Dens, Thomas Terrie, Yves Maes en Marc Dewit voor het organiseren, uitvoeren en rapporteren van het veldwerk m.b.t. de waterstaalnames en de afvissingen. De (oud-) PAE collega's van UGent, Tine Verstraeten, Renaat Dasseville, Anja Hondekeyn en Wim Vyverman voor het gebruik van de omgekeerde microscoop en de labo-faciliteiten m.b.t. de fytoplanktonanalyses. Voorts ook een hartelijk dankuwel voor vrijwilligers Hartwin en Bjorn van de kajakclub te Roeselare voor hun hulp bij het controleren van de goede werking van de ultrasoontoestellen en de medewerkers van Powerboatcenter te Izegem voor het mogen gebruik maken van hun jetty. Tenslotte worden de collega's van Sciensano, Wannes Van Hassel, Julien Masquelier en Camille Van Camp, bedankt voor de bijkomende analyses van cyanotoxines in visweefsel.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

Samenvatting

Algenbloei vormt een toenemend en wereldwijd probleem. Het is een typisch cultureel fenomeen dat wordt veroorzaakt door een toevloed aan voedingsstoffen in het water en door klimaatopwarming. Het overgrote deel van de bloeivormende organismen behoort tot de groep van de cyanobacteriën, blauwalgen in de volksmond, die vermaard zijn vanwege hun toxiciteit. Bloei van cyanobacteriën leidt tot sterke beperkingen van het watergebruik, en zet de waterbeheerders onder druk om snelle oplossingen te voorzien.

Het kanaal Roeselare-Leie kent al een aantal jaren een uitgebreide problematiek van toxische cyanobacteriën tijdens de zomer, waardoor watercaptatie voor landbouwdoeleinden en waterrecreatie worden stopgezet. Uit eerder onderzoek bleek de hoge toelevering van nutriënten vanuit de omgeving en nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem de voornaamste oorzaak. Reductie hiervan is een werk van lange adem en de waterbeheerder wenst op korte termijn alvast voor de belangrijkste recreatiezone t.h.v. de kajakclub in Roeselare de cyanobacteriën met behulp van ultrasoon geluid te bestrijden. Ultrasoon wordt al een twintigtal jaar naar voor geschoven als een effectief bestrijdingsmiddel tegen cyanobacteriën, maar wetenschappelijke bewijzen voor deze claim zijn vrijwel uitsluitend gebaseerd op labo-onderzoek. Veldonderzoek naar de effectiviteit van deze techniek ontbreekt grotendeels en de weinige positieve resultaten zijn op zijn minst twijfelachtig.

In deze studie werd de effectiviteit van een ultrasoontoepassing uitgebreid getest in een watersportzone van het kanaal Roeselare-Leie waar jaarlijks uitgebreide bloei van cyanobacteriën wordt vastgesteld. Daardoor kan watersport gedurende het grootste gedeelte van het zomerseizoen er niet plaatsvinden. De opstelling bestond uit 7 Aquasonic NT7 ultrasoontoestellen die van 22/05 tot 15/09/2023 continu geluidsgolven van 40 kHz uitzonden en het volledige wateroppervlak van ongeveer 50.000 m² (± 175.000 m³) bestreken.

Een uitgebreide staalnamecampagne werd ingericht om de effectiviteit van de toepassing op het bestrijden van de cyanobacteriën en de eventuele impact op de fysicochemie en het voedselweb te kunnen inschatten. Een gelijkaardige locatie zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts waar geen ultrasoon werd toegepast diende daarbij als controle.

Zowel uit de veldwaarnemingen als uit de microscopische analyses **bleek dat de toepassing niet in staat was om de cyanobacteriën te onderdrukken**. Uitgebreide drijflagen waren het gehele seizoen aanwezig in de recreatiezone en verhinderden opnieuw de geplande watersportactiviteiten. De impact van de ultrasoontoepassing op de fysicochemie - waaronder de vrijstelling van nutriënten en metalen uit de sedimenten - en op de zoöplankton-, macro-invertebraten- en visgemeenschap werd als verwaarloosbaar beschouwd. Gezien de geluidsgolven ook boven water konden gedetecteerd worden en binnen het bereik vallen van wat voor vleermuizen en hun prooien hoorbaar is, sluiten we enige interferentie met vleermuizengedrag niet uit.

De conclusie van dit onderzoek is dat laag frequentie/laag vermogen ultrasoon als (enig) bestrijdingsmiddel voor cyanobacteriën in open watersystemen en voor grote watervolumes niet effectief is. De studie draagt aldus bij aan een groeiende bewijslast dat dergelijke bestrijding van cyanobacteriën niet breed toepasbaar is om reële problematieken te onderdrukken.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

- Tot vandaag zijn er geen harde wetenschappelijke bewijzen van de effectiviteit van het gebruik van laag frequentie/laag vermogen ultrasoon geluid voor de bestrijding van cyanobacteriën in uitgebreide veldtoepassingen. Bij het overwegen van de inzet van dergelijke bestrijdingstechnieken moeten de aanbieders worden bevraagd naar wetenschappelijke bewijzen (gepubliceerde peer-gereviewde A1-papers) of moet wetenschappelijk advies worden ingewonnen. Vergelijk daarbij geen appelen met peren. Bewijs van een goede werking in een labo-setting of zeer beperkte veldsetting (enclosures) wil niet automatisch zeggen dat de techniek ook geschikt is als toepassing op grote schaal in het veld. Dit geldt trouwens voor alle momenteel gangbare bestrijdingsmethodes.

- Versneld inzetten op nutriëntenreductie door beperkingen en mitigatie op te leggen in de afstroomzones en aanvoerroutes is op dit moment het meest zinvol. Verwijdering van het nutriëntenrijke slib in het kanaal en de aangetakte zones (o.a. haven Izegem) kan alvast de interne eutrofiëring teniet doen. Dit is natuurlijk maar zinvol als na de ontslibbing vermeden kan worden dat slib en nutriënten opnieuw (snel) accumuleren.

- Door zijn vrij beschutte ligging en positie ten opzichte van de overheersende windrichting is de kajakzone te Roeselare uitermate vatbaar voor het bijeendrijven van drijflagen (en zwerfvuil). Een drijvend scherm kan enig soelaas bieden, maar ook hier is er geen garantie dat er geen bloei zal optreden in de afgeschermde zone. De effectiviteit zal ongetwijfeld ook beïnvloed worden door de vele scheepsbewegingen.

doi.org/10.21436/inbor.123273091

English abstract

Algal blooms are an increasing and worldwide problem. They are a typical cultural phenomenon caused by an influx of nutrients in the water and global warming. The vast majority of bloom-forming organisms belong to the group of cyanobacteria, commonly known as blue-green algae, which are renowned for their toxicity. Cyanobacteria blooms lead to severe restrictions on water use and put pressure on water managers to provide quick solutions.

In the Roeselare-Leie canal, there has been an extensive problem of toxic cyanobacteria during the summer for a number of years, which is why water collection for agricultural purposes and water recreation is being stopped. Previous research showed that the high supply of nutrients from the environment and subsequent supply of nutrients from the waterbed are the main cause. Reducing this is a long-term task. In the short term, the water authority wants to combat the cyanobacteria at the most important recreation area (kayak club Roeselare) using ultrasound. Ultrasonics have been put forward for twenty years as an effective means of combating cyanobacteria, but scientific evidence for this claim is based almost exclusively on laboratory research. Field research into the effectiveness of this technique is largely lacking and the few positive results are at the very least questionable.

In this study, the effectiveness of an ultrasound application was extensively tested in a water sports zone of the Roeselare-Leie canal where extensive blooms of cyanobacteria are observed annually and water sports cannot take place for most of the summer season. The setup consisted of 7 Aquasonic NT7 ultrasound devices that continuously emitted 40 kHz sound waves from 22/05 to 15/09/2023 that covered the entire water surface of approximately 50,000 m² (± 175,000 m³).

An extensive sampling campaign was set up to assess the effectiveness of the application in combating the cyanobacteria and the possible impact on the physicochemistry and the food web. A similar location both upstream and downstream where no ultrasound was used served as a control.

Both field observations and microscopic analyses showed that the application was not able to suppress the cyanobacteria. Extensive scum layers were present in the water sports area throughout the season and again prevented the planned water sports activities. The impact of the ultrasound application on the physicochemistry - including the release of nutrients and metals from the sediments - and on the zooplankton, macroinvertebrate and fish community was considered negligible. Since the sound waves could also be detected above water and fall within the range of what is audible to bats and their prey, some interference with bat behaviour cannot be ruled out.

The conclusion of this study is that **low frequency/low power ultrasound is not effective as a (sole) means of combating cyanobacteria in open water systems nor for large water volumes**.

Inhoud

1. Inleiding 7
2. Setting 9
3. Studieopzet 10
   3.1 Studiegebied 10
      3.1.1 Morfologie 10
      3.1.2 Hydrologie 10
      3.1.3 Ecologische kwaliteit 12
      3.1.4 Onderzochte locaties 12
   3.2 Ultrasoon-toepassing 13
   3.3 Staalnames 14
      3.3.1 Fysicochemie waterkolom 14
      3.3.2 Fysicochemie waterbodem 17
      3.3.3 Fyto- en zoöplankton 18
      3.3.4 Macro-invertebraten 19
      3.3.5 Vis 20
      3.3.6 Vleermuizen 22
   3.4 Statistische verwerking 24
4. Resultaten 25
   4.1 Effecten op de fysicochemie 25
      4.1.1 Water 25
      4.1.2 Sediment 32
   4.2 Effecten op de biologie 34
      4.2.1 Fytoplankton 34
      4.2.2 Zoöplankton 45
      4.2.3 Macro-invertebraten 46
      4.2.4 Vis 51
      4.2.5 Vleermuizen 55
5. Discussie 61
   5.1 Effectiviteit ultrasoontoepassing 61
   5.2 Ecologische impact 64
6. Conclusies 66

doi.org/10.21436/inbor.123273091

1. INLEIDING

We leven opnieuw in een era van cyanobacteriën. Deze organismen, die in de volksmond blauwalgen genoemd worden, duiken steeds vaker op en zijn een typisch cultureel fenomeen van het huidige Anthropoceen. Ze worden daarbij gestimuleerd door de overmaat aan voedingsstoffen, vooral onder de vorm van stikstof en fosfor, die door menselijke activiteit in de omgeving terecht komen, dit in combinatie met klimaatopwarming door het overmatig gebruik van fossiele brandstoffen (Huisman et al. 2018). Daar waar ze in Vlaanderen tot voor de laatste twee decennia voornamelijk beperkt bleven tot ondiepe, hypertrofe visvijvers (Van Wichelen et al. 2006) zijn ze nu in quasi alle soorten water aanwezig, inclusief diepe, gestratificeerde plassen (Van Wichelen et al. 2014) en zwak stromende waterlopen zoals kanalen (data VMM). Vele taxa zijn in staat om gifstoffen (cyanotoxines) te produceren die in het voedselweb kunnen accumuleren en het water ongeschikt maken voor irrigatie, recreatie en de productie van drinkwater. Bloeivorming van cyanobacteriën gaat dan ook veelal gepaard met overlast van esthetische (uitzicht, stank), ecologische (vertroebeling, vissterfte) en economische (recreatie, drinkwater) aard.

Het door de overheid ingezette beleid tot vermindering van eutrofiëring en de uitstoot van broeikasgassen kan voorlopig niet voorkomen dat het cyanobacteriënprobleem verder uitdijt en waterbeheerders worden dan ook in toenemende mate geconfronteerd met de vraag van watergebruikers om over te gaan tot snelle actie.

De inzet van ultrasone geluidsgolven (ultrasoon) biedt volgens de fabrikanten een snelle en goede oplossing tegen blauwalgenproblematiek. Bij toepassing van deze techniek gaan de onderwater uitgestoten geluidsgolven bepaalde celonderdelen (gasvacuoles, heterocyten) tot zelfs gehele cyanobacteriëncellen vernietigen en op die manier bloeivorming tegengaan. Onderzoek naar de effectiviteit ervan heeft echter nauwelijks de labofase verlaten. De efficiëntie, de effectiviteit, de specificiteit, de randvoorwaarden en de ecologische risico's bij toepassing *in situ* blijven daardoor onderbelicht. Het gebruik van ultrasoon ter bestrijding van cyanobacteriële bloeivorming is dan ook erg omstreden.

Het Nederlandse STOWA (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer) heeft over het gebruik van ultrasoon een factsheet samengesteld binnen hun instrument Beating the Blues, een kennisdatabank over maatregelen tegen overlast door cyanobacteriën (Stroom & Kardinaal 2019[1]).

De belangrijkste bevindingen zijn daarbij als volgt:

- ultrasoon is een bekende techniek die wereldwijd en soms op grote schaal wordt toegepast
- de meeste toepassingen maken gebruik van frequenties tussen 10 kHz en 2 MHz
- permanente inzet tijdens het bloeiseizoen is noodzakelijk want na stopzetting kan de bloei zich snel herpakken
- de conclusies over effectiviteit zijn inconsistent en variëren van afname, geen effect tot zelfs toename van cyanobacteriën

[1] https://www.stowa.nl/onderwerpen/waterkwaliteit/van-kennis-naar-praktijk/beating-blues

- de toepassingen kennen een lage selectiviteit met consequenties voor het voedselweb die zich o.a. uiten in een wijziging van de soortensamenstelling, sterfte van zoöplankton en het verjagen van vis
- bij toepassing kunnen versneld cyanotoxines en nutriënten vrijkomen in het water, cyanotoxines zouden er evenwel ook sneller door kunnen worden afgebroken
- bij toepassing kunnen nutriënten (fosfor) en polluenten (metalen) uit de waterbodem worden vrijgesteld
- ultrasoon kan desoriëntatie of gehoorschade veroorzaken bij zwemmers

doi.org/10.21436/inbor.123273091

2. SETTING

Het kanaal Roeselare-Leie kampt sinds een aantal jaren met een cyanobacteriënproblematiek (Fig. 1) tijdens de zomerperiode waardoor bepaalde gebruiken (o.a. recreatie en watercaptatie) niet meer kunnen plaatsvinden. Uit een recente studie werden de hoge nutriëntenconcentraties als grootste oorzaak aangeduid (Yasseri & Dabrowski 2021). Deze zijn afkomstig van instroom (o.a. De Mandel) en vanuit historische vervuiling uit de waterbodem. Beide vervuilingsbronnen worden door de waterbeheerders de komende jaren stelselmatig aangepakt. Zo worden momenteel binnen het kader van Seine-Schelde een aantal investeringen met een doorlooptijd van ongeveer 10 jaar uitgerold binnen het project 'Opwaardering Kanaal Roeselare-Leie'[2]. Er is evenwel veel maatschappelijke druk om reeds op korte termijn lokaal de cyanobacteriënbloei te onderdrukken waardoor watersport in de zomermaanden weer mogelijk wordt. Dit wenst men te realiseren met de toepassing van ultrasoontechnieken. Gezien de schaarse kennis omtrent de toepassing van ultrasoon geluid bij de bestrijding van cyanobacteriënbloei in een (semi-) natuurlijke omgeving werd door de waterbeheerder geopteerd om de efficiëntie en potentiële ecologische impact van deze techniek uitgebreid te onderzoeken in een veldsituatie.

Figuur 1. Cyanobacteriële bloeivorming tijdens de zomer in het kanaal Roeselare-Leie waarbij het water grasgroen verkleurt en vlokvorming aan het wateroppervlak zichtbaar is. ©Jeroen Van Wichelen, 17/08/2023

[2] https://www.vlaamsewaterweg.be/nieuws/opwaardering-kanaal-roeselare-leie

3. STUDIEOPZET

In deze studie werd het effect en mogelijke ecologische impact van ultrasoon (US) onderzocht in een actuele veldsituatie. Het opzet was om de ecologische condities van locaties met en zonder US doorheen de tijd en ruimte met elkaar te vergelijken. De focus lag daarbij voornamelijk op het wateraspect. Naast het effect op cyanobacteriën werd ook de impact op het andere fytoplankton, zoöplankton, macro-invertebraten en vis bestudeerd. Ook werd nagegaan of US de vrijstelling van nutriënten of polluenten uit de bodem al dan niet bevorderde. Gezien de toepassing van geluidsgolven, werd ook het mogelijke effect boven water (vleermuizen) kort ingeschat.

Het volledige groeiseizoen (april - oktober 2023) werd daarbij opgevolgd via maandelijkse en tweewekelijkse staalnamecampagnes alsook via continue opvolging van enkele fysisch-chemische parameters.

3.1 STUDIEGEBIED

3.1.1 Morfologie

Het kanaal Roeselare-Leie werd in de 19e eeuw aangelegd om scheepvaartverkeer tot in het centrum van Roeselare mogelijk te maken en aldus de stad economisch verder te ontplooien. Het kanaal heeft een lengte van ongeveer 17 km en volgt grotendeels de voormalige riviervallei van de Mandel. Bij Ooigem mondt het kanaal via een sluissysteem uit in de Leie. Het kanaal heeft een oppervlakte van 75 ha en een gemiddelde diepte van 3,5 meter. Op de meeste plaatsen is het kanaal ongeveer 50 meter breed, maar ter hoogte van enkele zwaaikommen neemt de breedte toe tot ongeveer 100 meter. De oevers zijn vrijwel langs het gehele traject verstevigd. De rechteroever bestaat daarbij grotendeels uit een rechte betonnen muur terwijl de linkeroever voor het merendeel uit breuksteenbestortingen bestaat. Het omliggende landgebruik wordt gedomineerd door landbouw en stedelijke ontwikkeling. Dit laatste kenmerkt zich in industriële complexen die grenzen aan het kanaal en woonwijken die doorgaans verder van het kanaal gelegen zijn.

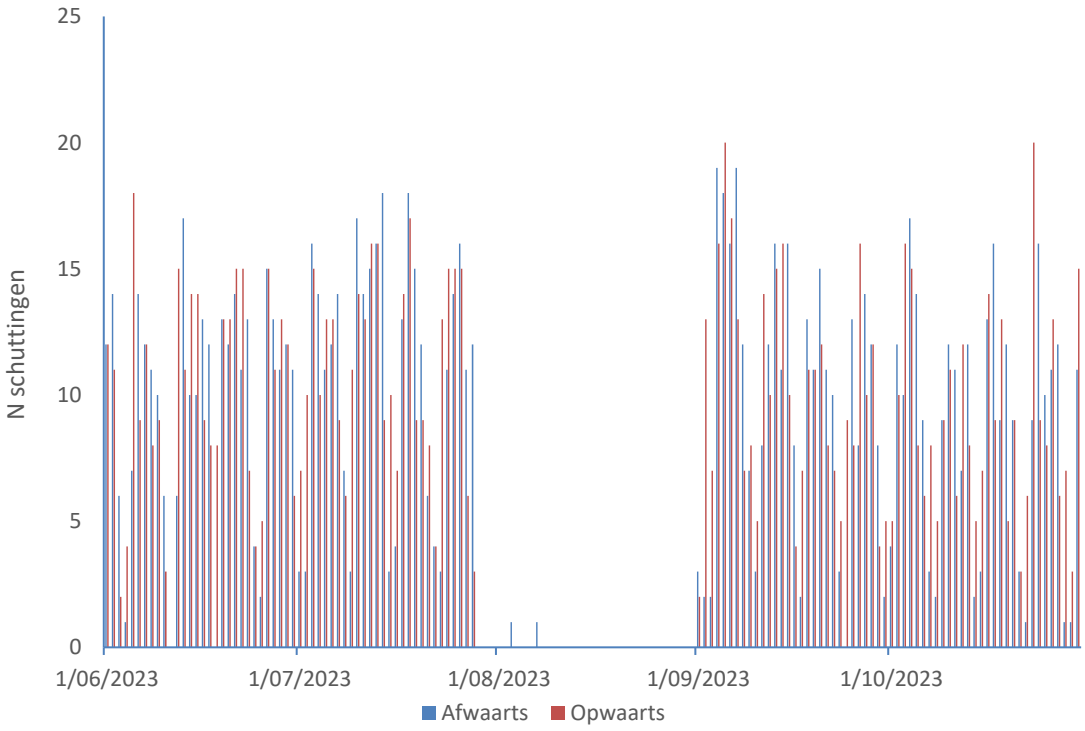
3.1.2 Hydrologie

Er monden geen waterlopen rechtstreeks uit in het kanaal, alle beken (22 stuks) die het kanaal doorsnijden worden er onderdoor gesifoneerd. Het kanaal wordt enkel gevoed door grond- en regenwater en bij droogte wordt ook water van de Leie ingepompt t.h.v. de drietrapssluis in Ooigem om het kanaal op peil te houden. Bij dreigende wateroverlast treden vrij snel een aantal overstorten in werking die (sterk) vervuild water naar het kanaal aanvoeren. Zo storten zeer frequent hoge volumes water van de Mandel, de Collievijverbeek en de noodoverloop van de Grote Bassin over ter hoogte van de kop van het kanaal in het centrum van Roeselare. Op dezelfde locatie situeert zich ook een overstort van de Sint-Amandsbeek en een RWA-uitlaat. In de zwaaikom aan het rondpunt bevindt zich een overloop van de Krommebeek die regelmatig water van slechte kwaliteit in het kanaal loost bij hoge waterstanden van de Mandel. Verder stroomafwaarts ter hoogte van de brug E403 kan de Kazandbeek, Regenbeek en effluent van Renewi die daar samen onder het kanaal worden gesifoneerd om vervolgens uit te monden in de Mandel, overstorten bij hoge debieten. Nog iets verder stroomafwaarts wordt, eerder

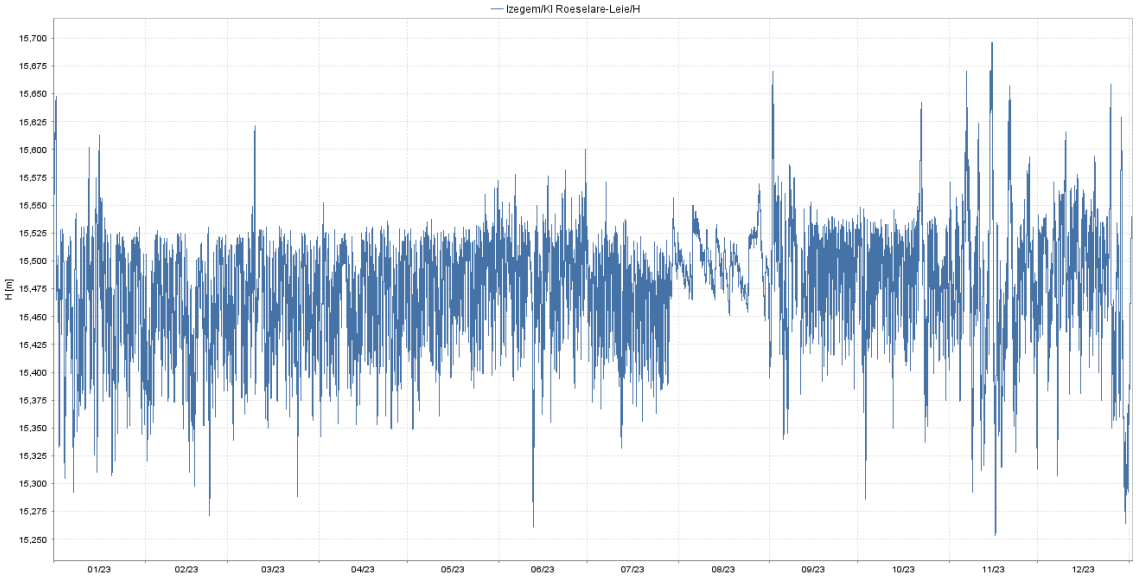
 doi.org/10.21436/inbor.123273091

uitzonderlijk (tijdens wateroverlast), water van de Babilliebeek, een zeer vuile beek met heel veel huishoudelijke lozingen, door de civiele bescherming naar het kanaal gepompt.

Het kanaal wordt op een constant peil van 15,45 mTAW gehouden. Naast de gebruikelijke verdamping en ruwwatercaptatie treedt er ook tijdens schuttingen steeds waterverlies op omdat het peil van het Kanaal Roeselare Leie hoger ligt dan dat van de Leie. Er worden tot 20 schuttingen per dag aan het sluiscomplex van Ooigem uitgevoerd (Fig. 2). Er wordt dan ook voortdurend water vanuit de Leie opgepompt ter hoogte van het sluiscomplex van Ooigem. Dit vertaalt zich in dagelijkse peilfluctuaties van een tiental cm (Fig. 3).



Figuur 2. Overzicht van het aantal dagelijkse schuttingen aan het sluiscomplex van Ooigem voor de periode 01/06 - 31/10/2023. In augustus lag het scheepvaartverkeer stil wegens onderhoudswerken aan de sluis. ©DVW



Figuur 3. Waterpeilfluctuaties in het kanaal Roeselare-Leie voor het jaar 2023. ©waterinfo.be

3.1.3 Ecologische kwaliteit

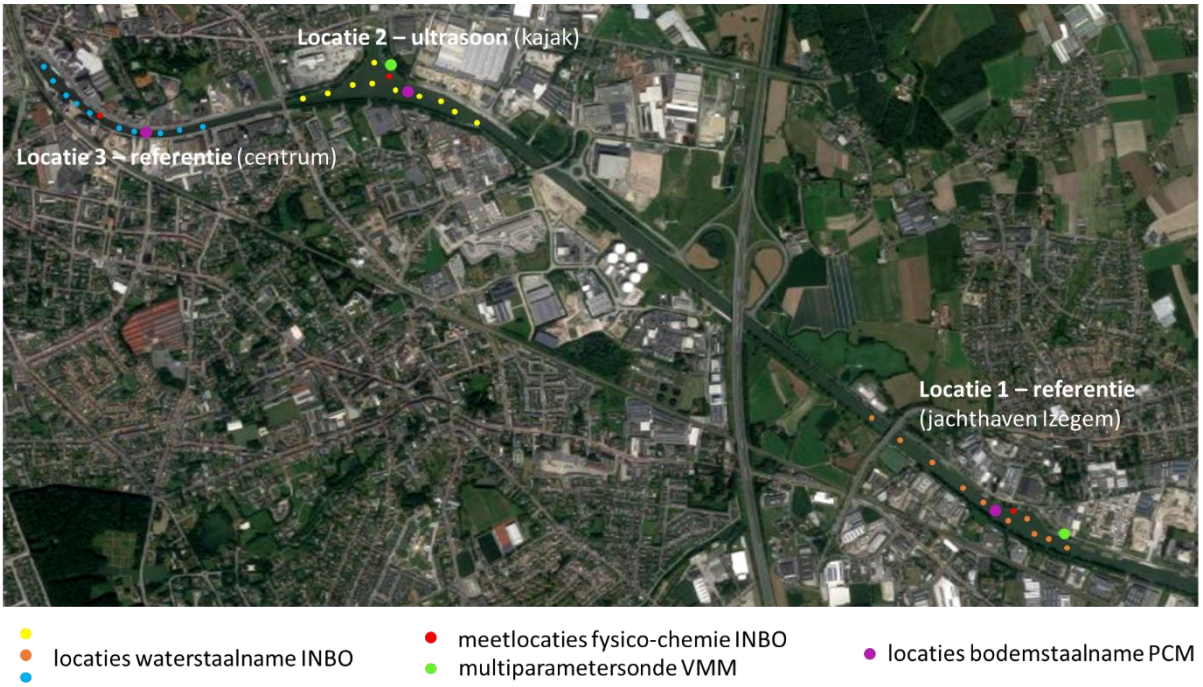
De huidige globale beoordeling van de ecologische toestand/potentieel van dit waterlichaam (VL17_169) is slecht, wat te wijten is aan slechte scores voor het biologisch kwaliteitselement macro-invertebraten. Ook de scores voor fytoplankton (ontoereikend) en vis (matig) voldoen niet aan de norm, net zoals de gehalten aan totaal stikstof en fosfor. Bij de specifiek verontreinigende stoffen zijn er overschrijdingen voor opgelost kobalt en vanadium. Ook de waterbodem is verontreinigd en de hydromorfologie heeft ook een ontoereikende score (VMM 2020[3]). Naar aanleiding van de jaarlijks terugkerende cyanobacteriënbloeien is er in 2021 in dit kanaal een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de mogelijke oorzaken (Yasseri & Dabrowski 2021). Deze werden vooral gevonden in de externe aanvoer van P en in de P-nalevering uit het sediment tijdens de zomer of tijdens frequente verstoring van de bodemlaag door de vele scheepvaartbewegingen. Beiden zorgen voor een actueel zeer hoge P-belasting, wat de voornaamste voedingsstof vormt voor de uitgebreide bloeiontwikkeling.

3.1.4 Onderzochte locaties

De US-toepassing werd uitgevoerd in de watersportzone die gelegen is in de zwaaikom tussen de Beurskaai, Graankaai en Kolenkaai vlak bij het rondpunt van de N382 in Roeselare (Fig. 4, locatie 2, kajakzone). De problematiek is hier het meest nijpend gezien de activiteiten van de plaatselijke watersportclub de laatste jaren gedurende het grootste deel van de zomer stilliggen wegens de aanwezigheid van cyanobacteriën. Als referentiezone zonder US-toepassing (locatie 1) werd de zwaaikom net stroomafwaarts het jachthaventje van Izegem gekozen in het kanaal op ongeveer drie kilometer afstand van de US-zone. Ook stroomopwaarts werd een referentiezone zonder US-toepassing onderzocht (locatie 3). Deze was gelegen in de kop van het kanaal in het centrum van Roeselare op ongeveer 1 km afstand van de US-zone.

[3] https://www.vmm.be/bestanden/geoloketdata/SGBP3/Beoordeling/VL17_169_Beoord.pdf

doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 4. Overzicht van de verschillende onderzoekslocaties in het kanaal Roeselare-Leie

3.2 ULTRASOON-TOEPASSING

In de zwaaikom van Roeselare werden door de aanbieder 6 US-toestellen (type Aquasonic NT7, Thomas electronics BV, Belgium) geplaatst. Ze werden langs de oever opgesteld om het scheepvaartverkeer niet te hinderen. De toestellen zenden net onder het wateroppervlak permanent akoestische geluidsgolven uit met een frequentie van 40 kHz. De benodigde elektriciteit (40 W) werd ter plaatse met behulp van zonnepanelen opgewekt. De toestellen hebben een bereik van ongeveer 200 m en door de specifieke plaatsing werd gegarandeerd dat minstens de volledige zwaaikom (± 50.460 m², 176.610 m³) met US kon worden behandeld (Fig. 5). De toestellen werden geïnstalleerd en geactiveerd op 22 mei 2023 en werden weer verwijderd op 15 september 2023. De werking van de toestellen werd op wekelijkse basis gecontroleerd door vrijwilligers van de plaatselijke watersportclub door middel van visuele inspectie van de toestelletjes en de elektrische aansluitingen en door metingen in het water m.b.v. een Maritech ultrasound detector (Tabel 2 in Bijlage 1). Ter hoogte van het vlot vlakbij de overloop van de Krommebeek was het signaal dikwijls minder of niet waarneembaar en bovendien werd er rond 20 juni een drijflaag opgemerkt in die zone. Er werd vervolgens op deze locatie op 7 juli een bijkomend ultrasoontoestel geplaatst en geactiveerd. Voor het overige werd overal elders een voldoende sterk signaal opgepikt.

Figuur 5. Weergave van het uitzicht en de plaatsing van de gebruikte ultrasoontoestellen op onderzoekslocatie 2 (Kajakclub) in het kanaal Roeselare-Leie. De blauwe markeringen duiden op toestellen geplaatst op 22 mei 2023, de oranje markeringen betreffen de plaatsing van een bijkomend toestel op 7 juli 2023. De markeringen zijn een vrije interpretatie van de uitgestuurde geluidsgolven en slechts als indicatief te beschouwen.

3.3 STAALNAMES

Er werden tijdens deze studie gedurende het volledige groeiseizoen gegevens verzameld op de drie verschillende locaties over de fysicochemie van water en waterbodem en van diverse compartimenten van het aquatische voedselweb.

3.3.1 Fysicochemie waterkolom

In april, mei en oktober werd telkens 1 maal/maand en in de tussenliggende maanden (mei-september) 2maal /maand een veldbezoek ingepland. Dit geschiedde altijd in de voormiddag. Fysico-chemie (temperatuur, pH, elektrisch geleidingsvermogen (25°C), zuurstof, waterhelderheid) werd telkens op een centraal gelegen punt (Fig. 4, rode bolletjes) in elke zone gemeten met een aantal WTW-sondes en een Secchischijf. Met behulp van een boot werd van een tiental locaties (5L/locatie) per zone in een groot watervat een mengstaal verzameld van de

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

bovenste 30 cm van de waterkolom. Vanuit dit watervat werden na homogenisatie een aantal standaard recipiënten gevuld voor de analyse van zwevende stoffen en organische fractie, nutriënten (TP, TN, nitraat, nitriet, orthofosfaat), metalen (o.a. Al, Fe), chlorofyl a en microcystines. Ook werd een afgesloten 10L-emmer volledig opgevuld met dit mengstaal voor de cyanochlorofyl-meting met een AlgaeTorch (bbe Moldaenke GmbH) in het labo. Maandelijks werd ook *in situ* de hoeveelheid cyanochlorofyl m.b.v. de AlgaeTorch bepaald op de plaats van de monstername van de waterbodem (zie 3.3.2). Uit het mengvat werden vervolgens ook de fytoplankton- en zoöplanktonstalen bekomen (zie 3.3.3). De stalen werden in een frigobox gekoeld getransporteerd naar het labo voor onmiddellijke verdere verwerking.

Op locatie 1 en 2 werden ook automatische metingen van het zuurstofpercentage en -concentratie, specifieke conductiviteit, temperatuur, pH en turbiditeit in de bovenste waterlaag uitgevoerd m.b.v. een multiparametersonde (MPS, type Aqua Troll 600) die door VMM in beide zones werd geïnstalleerd langs de oever (Fig. 4, groene bolletjes). Stroom werd voorzien via een zonnepaneel (Fig. 6). Deze metingen werden elke 15 min geregistreerd gedurende de periode 20/04/23 en 9/11/23 en werden gevisualiseerd op de website Waterinfo.be.

Figuur 6. MPS (Aqua Troll 600) met modem, logger en zonnepaneel t.h.v. meetlocatie 2 (ultrasoon locatie).

Na staalontvangst in het laboratorium worden de stalen bewaard bij 4°C. De analyses van organische fractie, zwevende stoffen, chlorofyl, orthofosfaat, nitriet en nitraat in de waterstalen, worden onmiddellijk opgestart wegens een beperkte houdbaarheid van slechts 24 uur.

De bepaling van de organische fractie gebeurt door de bepaling van het gloeiverlies. Hiervoor wordt eerst een volume waterstaal ingedampt tot droog bij 105°C om de concentratie droge stof te bepalen waarna deze droge stof wordt verast bij 550°C waarbij het organisch materiaal

verbrandt. Na afkoelen wordt de massa opnieuw bepaald (asrest) en bij aftrekking bekomt men het gloeiverlies wat gelijkgesteld wordt aan de fractie organische stoffen. Hierbij wordt verondersteld dat bij 550°C de minerale stoffen (zouten) niet vervluchtigen, wat niet helemaal opgaat want ook een deel van nitraat en ammoniumzouten ontbinden bij die temperatuur.

Bij de bepaling van zwevende stoffen wordt een gekende hoeveelheid water gefiltreerd over een gewogen borosilicaat glasvezelfilter met toepassing van onderdruk. Na filtratie wordt de filter gewassen om oplosbare bestanddelen te verwijderen. Vervolgens wordt gedroogd bij 105°C en wordt de hoeveelheid droog residu gewogen. De hoeveelheid zwevende stoffen wordt op basis hiervan uitgedrukt in mg/l. Drijvende olie en andere onvermengbare organische vloeistoffen zullen interfereren.

De geautomatiseerde analysemethode voor de bepaling van nitrietstikstof is gebaseerd op de volgende reacties :

- Diazotatie van sulfanilamide en nitriet in zuur milieu.
- Koppeling van de gevormde diazoverbinding met naphtylethyleendiamine dihydrochloride met vorming van een roze gekleurde azoverbinding.

De intensiteit van de roze kleur wordt spectrofotometrisch bepaald bij 540 nm.

De bepaling van nitraat is gebaseerd op een reductie met cadmium. Het staal gaat door een glaskolom gevuld met cadmiumkorrels waardoor een reductie van nitraat tot nitriet optreedt. Het nitriet (aanwezige nitriet + gereduceerd nitraat) wordt dan bepaald zoals hierboven beschreven. Het nitraat gehalte wordt berekend uit het verschil van het nitraat + nitriet gehalte en het nitriet gehalte.

De geautomatiseerde analysemethode voor de bepaling van orthofosfaat is gebaseerd op de volgende reactie: ammoniummolybdaat, met kaliumantimoontartraat als katalysator, reageert in zuur midden met de fosfaatoplossing. Zo wordt er een fosfo-molybdeenzuur complex gevormd. Door de reactie met ascorbinezuur wordt dit complex gereduceerd tot een intensief blauw gekleurd complex. De absorptie van dit complex wordt spectrofotometrisch bepaald bij 880 nm.

Bij de bepaling van totale stikstof (TN), wordt het staal geoxideerd d.m.v. katalytische verbranding in een zuurstofatmosfeer bij hoge temperatuur. Hierbij wordt de in het staal aanwezige stikstof omgezet in stikstofoxiden (NO). Kwantificatie van totaal stikstof gebeurt d.m.v. chemiluminescentie na reactie van de stikstofoxiden met ozon.

De totaal gehaltes aan de metalen aluminium, ijzer en fosfor, worden na een voorafgaandelijke destructie van de waterstalen met salpeterzuur (HNO_3) en zoutzuur (HCl), geanalyseerd met ICP-MS. Om de waterige gedestrueerde stalen in het argon plasma van de ICP-MS te introduceren wordt gebruik gemaakt van een autosampler, een peristaltische pomp, een verstuiver (nebulizer) en verstuifkamer, waar het aërosol wordt gevormd, en de plasmatoorts. De massaspectrometer bestaat achtereenvolgens uit: een interface, een ionenoptiek, een quadrupool (massafilter) en een detector (electronmultiplier). Bij de ICP-MS doet de ICP dienst als ionenbron en dient de MS om de gevormde ionen volgens hun m/z-verhouding van elkaar te scheiden en ze vervolgens te detecteren. Ieder ion heeft een specifieke m/z verhouding. De concentratie (gerapporteerd in µg/l) is recht evenredig met het aantal pulsen dat de detector meet.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

De bepaling van de microcystineconcentratie wordt m.b.v. een indirect competitieve ELISA methodiek uitgevoerd. Het betreft een congeneronafhankelijke detectie van microcystines, nodularines en hun congeneren door specifieke antilichamen. Het toxine, wanneer aanwezig in het watermonster, en de microcystineproteïne analoog, geïmmobiliseerd op de microtiterplaat, treden in competitie voor de bindingsplaatsen van de antimicrocystine/nodularine antilichamen in oplossing. De microtiterplaat wordt gewassen waarna een tweede HRP gelabeld antilichaam wordt toegevoegd. Na een tweede wasstap wordt de substraatoplossing toegevoegd en wordt de kleur gegenereerd. De intensiteit van de blauwe kleur is omgekeerd evenredig met de concentratie aan microcystines in het watermonster. De kleurreactie wordt na een exacte incubatieduur gestopt waarna de kleur bij middel van een reader kwantitatief wordt gemeten. De concentraties aanwezig in de monsters worden afgelezen op de ijkcurve die gelijktijdig wordt uitgevoerd.

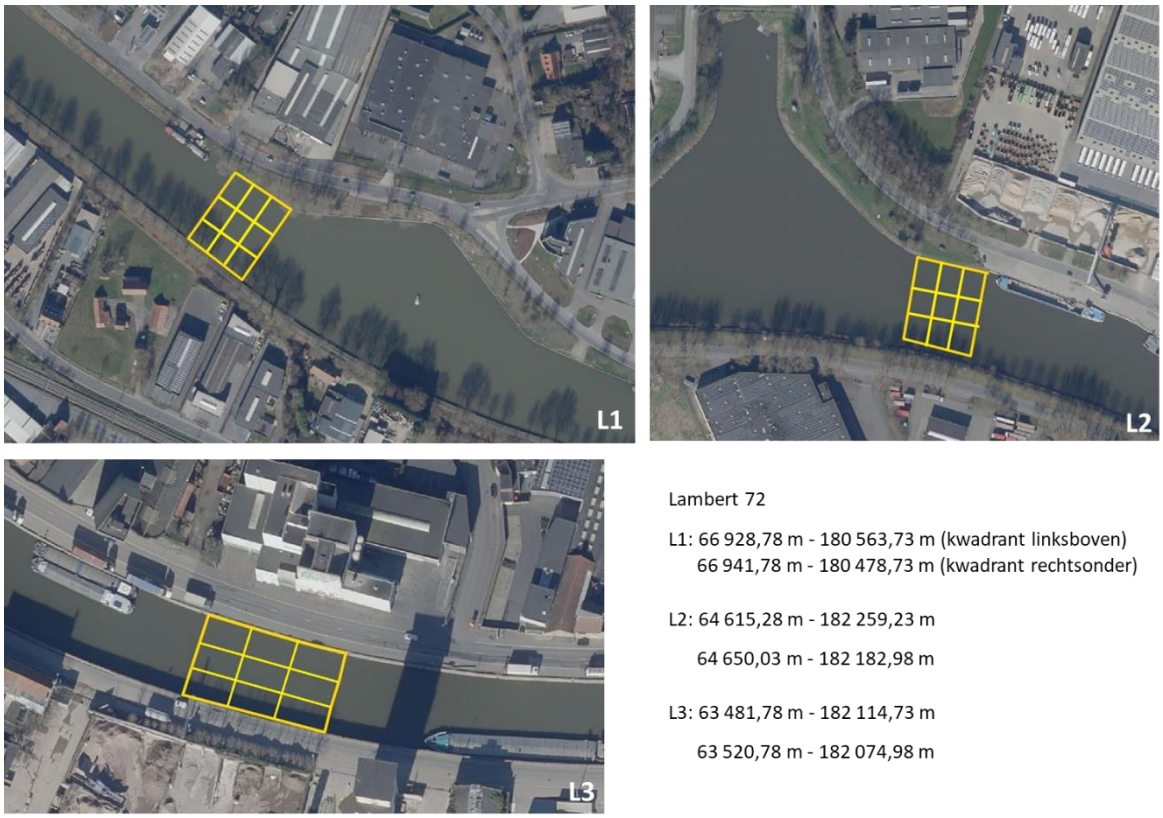
Chlorofyl tenslotte vertoont na extractie van het waterstaal met aceton absorpties bij 664, 647 en 630 nm naargelang men te doen heeft met chlorofyl a, b of c. De intensiteit ervan wordt spectrofotometrisch bepaald.

3.3.2 Fysicochemie waterbodem

Maandelijks werd de waterbodem op de drie locaties bemonsterd ter bepaling van de totale fosforconcentratie en zware metalen. Hiervoor werden monsters verzameld vanop een boot. Een mengmonster van de waterbodem of sediment wordt samengesteld uit meerdere grepen (deelmonsters) die via een systematisch spreidingspatroon in de te bemonsteren zone genomen worden (Fig. 7). De eigenlijke monsterneming bestaat eerst uit het afbakenen van een 50m-zone rondom het monsternamepunt door middel van markeerstokken. Dit om een correcte oriëntatie mogelijk te maken tijdens de monstername en zekerheid te hebben dat de volledige zone werd bemonsterd. Met een Van Veen grijper wordt centraal in elk kwadrant van het raster 1 hap genomen. De 9 aldus bekomen deelmonsters worden verzameld in een recipiënt en verwerkt tot een volwaardig veldmonster. Het veldmonster wordt integraal aan het laboratorium bezorgd. Daar wordt het gehomogeniseerd en herleid tot een labomonster conform het CMA/5/B/3.

De totaal gehaltes aan de metalen (uitgedrukt in mg/kg droge stof (DS)) worden na een voorafgaandelijke destructie van de gedroogde en vermalen monsters met salpeterzuur (HNO_3), zoutzuur (HCl) en tetrafluorboorzuur (HBF_4), geanalyseerd met ICP-MS. Het principe van de analyse werd reeds vermeld in 3.3.1.

Potentiële vrijstelling van fosfor uit de bodem op de drie locaties voor, tijdens en na de US-toepassing werd onderzocht door LSI en Aquatic Engineers via de Psenner-methode. Meer details over deze studie zijn terug te vinden in het analyserapport van Mucci et al. (2024).



Figuur 7. Overzicht van de locaties van de maandelijkse waterbodemstaalnames met weergave van de exacte coördinaten voor elk raster.

3.3.3 Fyto- en zooplankton

Voor elke locatie werd uit het recipiënt met het geïntegreerde waterstaal een substaal van 250 ml gefixeerd met 125 µl alkalische lugol, 6,25 ml met borax gebufferde formaldehyde (35%) en 250 µl natriumthiosulfaat (5%) voor de kwantitatieve microscopische analyse van het fytoplankton (Sherr & Sherr 1993). Een substaal van 1 l werd gefilterd over een fytoplanktonnet met maaswijdtes van 10 µm en het residu werd levend en koel bewaard in een klein flesje voor de onmiddellijke kwalitatieve microscopische analyse van het fytoplankton. Het overtollige water werd gefilterd over een planktonnet met maaswijdtes 64 µm voor de kwantificatie van het zooplankton (zie verder). Het residu werd gefixeerd met gesuikerde formaldehyde tot een eindconcentratie van ongeveer 4%. De gefixeerde stalen werden vóór de analyse in het laboratorium op een koele, donkere plaats bewaard.

Voor de kwalitatieve fytoplanktonanalyses werd direct na de staalname een kleine hoeveelheid bezinksel uit elk staalnameflesjes met een pipetje op een draagglaasje gebracht. Dit werd gedurende een vijftal minuten met behulp van een Motic microscoop onderzocht waarbij alle waargenomen taxa werden genoteerd en de dominante taxa aangeduid.

Kwantitatieve microscopische analyses van het fytoplankton werden uitgevoerd volgens de Europese CEN-standaard (EN15204, 2006). Deze is gebaseerd op de klassieke Utermöhlmethode

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

(Lund et al. 1958), waarbij een bepaalde hoeveelheid staal wordt geconcentreerd in bezinkingscuvetten, waarna de verschillende fytoplanktontaxa worden gekwantificeerd in willekeurige velden (kleine organismen), of langs verticale transecten. Dit gebeurde met behulp van een Zeiss Axiovert135 omgekeerd microscoop. Er werden per staal minstens 400 individuen geïdentificeerd tot op soortsniveau, waarbij kolonies als één individu zijn beschouwd. De telresultaten zijn naar celdensiteiten per milliliter omgezet. Per taxon zijn tevens de celdimensies van verschillende individuen opgemeten om op basis daarvan een gemiddeld biovolume te bepalen. Biovolumes werden omgezet in koolstofbiomassa (µg L^{-1}) met behulp van conversiefactoren uit de literatuur (Menden-Duer & Lessard 2000).

In deze studie werden in het zoöplankton enkel kleine kreeftachtigen (Cladocera en Copepoda) beschouwd. Cladoceren werden geïdentificeerd tot genus-niveau met behulp van een stereomicroscoop (Olympus SZX12, max. vergroting 90 maal) op basis van Flössner (2000) en geteld (minimaal 300 individuen per staal op basis van verschillende substalen). Specimens van het genus *Daphnia* werden tot op soort geïdentificeerd. *Daphnia galeata, D. longispina* en *D. hyalina* werden hierbij als één taxon beschouwd aangezien deze taxa tot het subgenus *Hyalodaphnia* behoren (Petrusek et al. 2008a) en er in veel stilstaande wateren hybriden worden waargenomen (Petrusek et al. 2008b). Volwassen copepoden werden geïdentificeerd tot op orde (Calanoida, Cyclopoida, Harpaticoida) en geteld. Nauplii van copepoden werden niet aan een bepaald taxon toegewezen en dus als groep samen geteld.

De biomassa van het zoöplankton werd geschat door de abundantie van taxa om te zetten naar biomassa via gepubliceerde taxon-specifieke gemiddelde lichaamsgrootte (Barnett et al. 2007) en bestaande lichaamsgrootte-drooggewicht relaties (Bottrell et al. 1976).

3.3.4 Macro-invertebraten

Op de 3 meetlocaties (L1, L2 (US), L3) vond biologische monitoring plaats a.d.h.v. macro-invertebraten via inzet van artificiële substraten (3 AS zakken per locatie) (Fig. 8). Op de 3 locaties werd in 3 verschillende periodes bemonsterd, voor, tijdens en na ultrasoonbehandeling. Op basis van de geïdentificeerde soortenrijkdom werd de biologische waterkwaliteitsindex (MMIF) en de Belgisch Biotische Index (BBI) berekend, conform de richtlijnen volgens de EU Kaderrichtlijn Water.

Figuur 8. Foto's van locaties waar artificiële substraten zijn uitgehangen voor bemonstering macro-invertebraten. Foto's zijn van periode 'voor' ultrasoonbehandeling (voor 15 mei 2023).

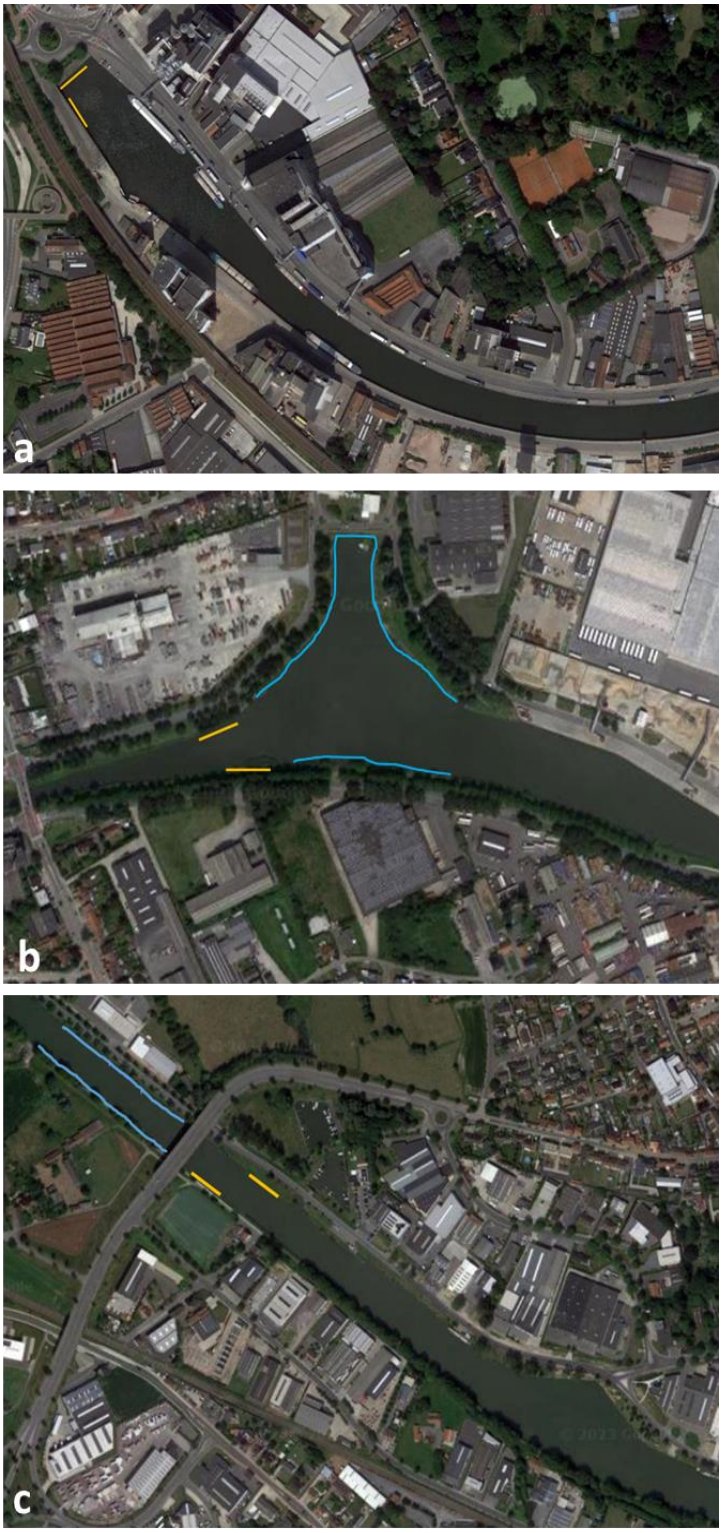
3.3.5 Vis

De afvissingen vonden plaats tussen 29-31/03/23 (voor), 12-14/07/23 (tijdens) en 26-28/09/23 (na US-toepassing). Voor de bemonsteringen van de visgemeenschap werd de KRW methodiek toegepast. Deze bestaat uit een combinatie van fuik- en elektrische vangsten. In elke zone werd er langs beide oevers een dubbele schietfuik geplaatst die na 48 uur werd geleegd (Fig. 9). In het centrum van Roeselare (locatie 3) werden beide fuiken in de westelijke hoek van het dok geplaatst waar ze beschut waren voor het drukke bootverkeer langs de aanlegsteigers. Op locatie 1 en 2 werd telkens 500 m oever elektrisch afgevist, in locatie 1 mooi verdeeld langs beide oevers, in zone 2 vooral langs de rand van de zwaaikom en een korter stuk langs de tegenoverliggende oever (Fig. 9). Op locatie 3 werd er niet elektrisch afgevist gezien de aanwezigheid van volledig loodrechte betonnen wanden langs de gehele omtrek van die zone (dok).

Alle gevangen vissen werden op naam gebracht, gewogen (tot op 1 g nauwkeurig) en gemeten (totale lengte, tot op 1 mm nauwkeurig). Sommige soorten werden bij hoge vangstaantallen ook in bulk gewogen en gemeten. Alle gegevens werden ingevoerd en zijn raadpleegbaar in de VIS databank.

Voor een pilootproject rond detectie van microcystine in interne weefsels van vissen door Sciensano werden alle dode en stervende vissen, alsook alle gevangen zwartbekgrondels ingezameld, koel getransporteerd en in de diepvries bewaard tot verdere analyse. Na dissectie werden diverse weefsels (lever, spieren en ingewanden) op de aanwezigheid en concentratie van diverse microcystinecongeners geanalyseerd met behulp van een hiervoor speciaal ontwikkelde HPLC/massaspectrometrie methodiek (zie Van Camp et al. 2024).

 doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 9. Weergave van de plaatsing van dubbele schietfuiken (oranje lijntjes) en van de oeverzones die elektrisch werden afgevist (blauwe lijntjes) op locatie 1 (c, jachthaven Izegem), 2 (b, kajakzone) en 3 (a, centrum Roeselare).

3.3.6 Vleermuizen

In dit kader werd ook aan de waterkant van de US-zone een verkennende controle uitgevoerd met een batdetector (detector die de ultrasone geluiden van vleermuizen kan opvangen), om te zien of de ultrasone geluiden van de toestellen ook tot ver boven het wateroppervlak reiken en misschien hierdoor het gedrag van vleermuizen beïnvloeden.

De controle werd uitgevoerd op 7 sept 2023, tussen 20u30 en 21u50, met de Anabat Walkabout batdetector (Titley Scientific, gevoeligheid tussen 5 en 200 kHz, Figs. 10-11). Op verschillende afstanden (5, 10, en 20m) van de meeste ultrasone toestellen (behalve de meest westelijke) werd hiermee nagegaan of de ultrasone geluiden langs de rand van het water meetbaar waren.

Verder werd na het invallen van de duisternis (21u- 21u50) bijkomend ook een Pulsar Accolade 2 LRF XP50 PRO warmtebeeldkijker gebruikt om overvliegende vleermuizen te kunnen zien nabij de locaties van de ultrasone toestellen (Fig. 12).

Figuur 10. Gebruikte Anabat Walkabout batdetector, waarmee op korte afstand de ca. 40 kHz geluiden van de ultrasone toestellen goed meetbaar waren.

doi.org/10.21436/inbor.123273091

Figuur 11. Meting met de batdetector tot na het invallen van de duisternis. De stroomvoorziening van de ultrasoontoestellen op de achtergrond geeft een klein maar fel blauw licht.

Figuur 12. Beeld met de warmtebeeldkijker Pulsar Accolade 2 LRF XP50 PRO.

3.4 STATISTISCHE VERWERKING

Afzonderlijke PERMANOVA-analyses (Permutational Multivariate Analysis of Variance, functie 'adonis2') (Anderson 2017) werden gebruikt om te testen voor systematische verschillen tussen de tijdspunten (T1-T11) met betrekking tot fysisch-chemische watervariabelen (watertemperatuur, zuurstofconcentratie en -verzadiging, conductiviteit, pH en watertransparantie (Secchi-diepte), alsook de concentraties aan aluminium, chlorofyl a, cyanochlorofyl, ijzer, microcystine, nitriet (N), nitraat (N), orthofosfaat, totaal fosfor, totale stikstof, zwevende stoffen en organisch materiaal), de gemeenschapssamenstelling van fyto- en zoöplankton, en de concentraties van metalen in het sediment. Voor de analyses van fysisch-chemische variabelen en metaalconcentraties werden Euclidische afstanden gebruikt, terwijl de analyses van gemeenschapssamenstelling van fytoplankton en zoöplankton op Bray-Curtis-afstanden zijn gebaseerd. Permutaties (n=999) werden beperkt binnen een locatie om rekening te houden met de afhankelijkheid van verschillende tijdspunten binnen een locatie. De assumptie van homogeniteit van multivariate dispersie werd onderzocht met behulp van de functie 'betadisper' (999 permutaties) (Anderson et al. 2006).

Vervolgens werden PERMANOVA's en paargewijze post-hoc vergelijkingen met Bonferroni correctie (functie 'pairwiseAdonis') gebruikt om te testen voor systematische verschillen tussen staalnamelocaties (L1, L2, L3). Permutaties (n=999) werden beperkt tot tijdspunt om rekening te houden met de afhankelijkheid van data van verschillende tijdpunten binnen locaties. In deze analyses werden enkel de tijdspunten opgenomen waarop ultrasoonbehandeling werd toegepast op locatie 2 (T3-T9), zodat verschillen tussen locaties, meer bepaald tussen L1 en L2 en L3 en L2, mogelijks wijzen op een effect van ultrasoonbehandeling. Belangrijke kanttekening daarbij: aangezien er geen echte "controle" is, kan ook als er een verschil is tussen L1 en L2 of tussen L2 en L3 dit niet zuiver toegeschreven worden aan de ultrasoonbehandeling.

Alle statistische analyses werden uitgevoerd in R (versie 4.4.1) met de functies 'adonis2', 'betadisper' van het 'vegan' package, de 'pairwiseAdonis' functie van het 'pairwiseAdonis' package, en de 'gam' functie van het 'mgcv'-package. Alle variabelen, behalve pH en relatieve fytoplanktonbiomassa's, werden logaritmisch getransformeerd voorafgaand aan de statistische analyse.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

4. RESULTATEN

4.1 EFFECTEN OP DE FYSICOCHEMIE

4.1.1 Water

In Figuur 13 is het verloop van de parameters weergegeven die tijdens de fytoplankton staalnames op een centrale vaste locatie in elk van de drie onderzochte zones werden gemeten.

Figuren 14-19 geven de continu meetwaarden voor watertemperatuur, zuurtegraad, zuurstofconcentratie en conductiviteit gemeten door de multiparametersondes (VMM) op locatie 1 en 2. De vaste metingen door INBO zijn additioneel geplot en komen goed overeen met de MPS waarden. De MPS metingen geven inzicht in diurnale patronen, fluctuaties en minimum/maximumconcentraties.

De **watertemperatuur** (Fig. 13a) bleek vrij gelijkaardig op alle meetpunten en kende een quasi lineaire toename tussen april en juni met een periode van maximale waarden > 24°C in de tweede helft van juni. Daarna bleef de temperatuur schommelen tussen 20-23°C tot in september waarna ze weer sterk daalde vanaf oktober. Er is een lichte opwarming merkbaar tussen de verschillende locaties in stroomafwaartse richting.

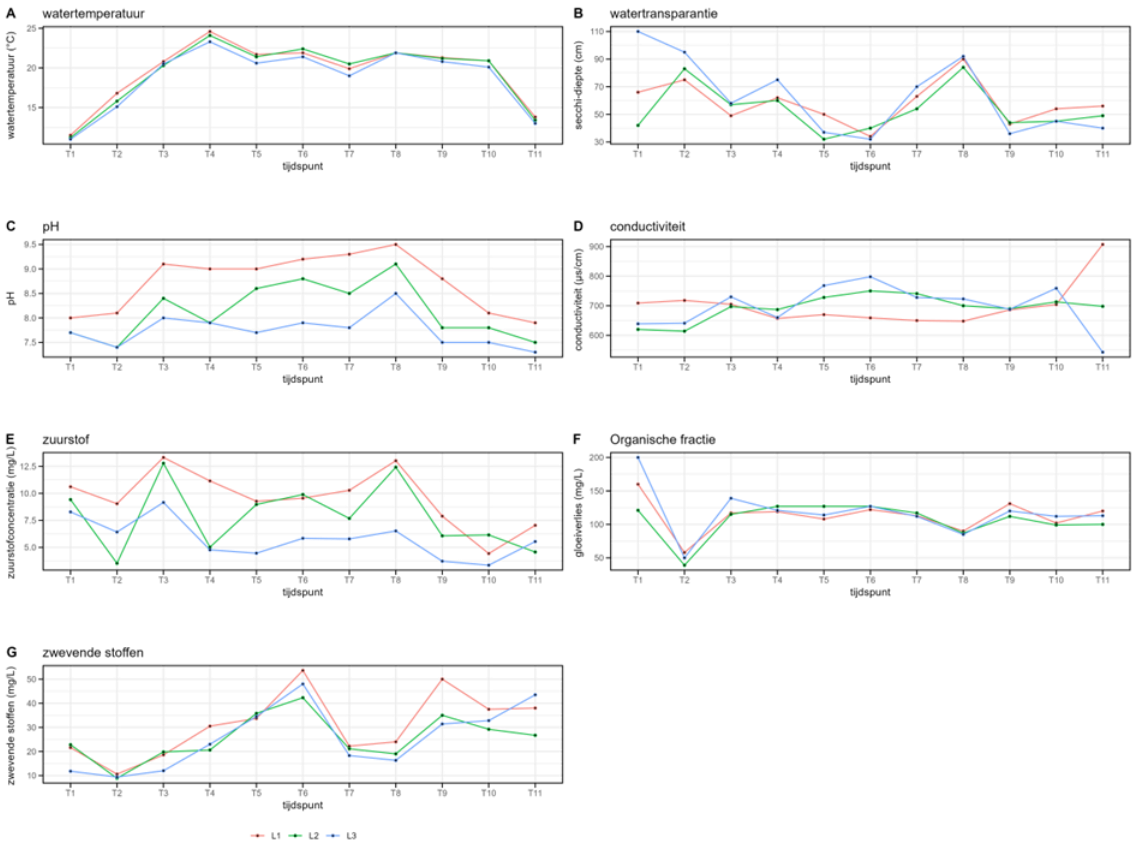
Voor de andere gemeten parameters waren de verschillen tussen de locaties opvallend groter. De **zuurtegraad** (Fig. 13c) en de **zuurstofconcentraties** (Fig. 13e) namen toe in stroomafwaartse richting. Beide parameters kenden per locatie een vrij gelijkaardig verloop met een kortstondige toename in het voorjaar (tussen T2 en T3) na de terugval halverwege mei, algemeen hogere waarden tijdens de zomer (behalve voor zuurstof op L3) en opnieuw een afname vanaf de tweede helft van augustus. Voor de pH wordt daarbij de maximale grenswaarde van 8,5 - kenmerkend voor een goed ecologisch potentieel (GEP) - regelmatig overschreden op locatie 1 en 2. Deze patronen suggereren een sterke connectie met de primaire productiviteit van het systeem (algengroei). Dit uit zich ten dele ook in het **doorzicht** (Fig. 13b) en het gehalte aan **zwevende stoffen** (Fig. 13g). De waterhelderheid neemt over het algemeen af doorheen het jaar en is ook meestal iets lager voor de 2 meest stroomafwaartse locaties. Een gelijkaardig maar omgekeerd patroon is waar te nemen bij het gehalte aan zwevende stoffen. Enige uitzondering hierop is de maand augustus met een zeer duidelijke toename van de waterhelderheid. Op dat moment lag het scheepvaartverkeer stil omwille van onderhoudswerken aan het sluiscomplex van Ooigem. Deze opvallende vaststelling toont aan dat de waterhelderheid voor een groot gedeelte wordt bepaald door gesuspendeerd (bodem)materiaal door opwerveling omwille van druk bootverkeer. De opvallende daling in pH en zuurstof in de maand mei komt overeen met minimale fytoplanktonconcentraties en wijst op het voorkomen van een typische 'helderwaterfase' waarbij de voorjaarspiek van fytoplankton door toenemende begrazing sterk wordt onderdrukt en de zuurstofconcentraties en pH aldus afnemen. Deze opvallende daling, waarvan de minimumwaarden overeenkomen met de metingen op T2 (15/05), is ook duidelijk waarneembaar in de MPS-data op locatie 1 en 2 (Figs. 15-16). De hoogfrequente MPS-data tonen ook aan dat de fluctuaties op locatie 2 veel uitgesprokener zijn dan op locatie 1, zowel op diurnaal als op meerdaags vlak (Figs. 17-18). Locatie 2 blijkt een veel dynamischer systeem wat ook reeds buiten de periode met ultrasoontoepassing tot uiting kwam. Dit kan mogelijks verklaard worden door het verschil in stroming en waterverversing. Locatie 2 is immers gelegen in een vrij geïsoleerde baai met vermoedelijk minder stroming en waterverversing, waardoor impact van zonlicht en algenbloei op fysicochemische condities meer uitgesproken kunnen zijn.

De ligging en morfologie maakt deze plek o.a. ook meer vatbaar voor effecten van windwerking, waaronder het bijeendrijven van drijflagen (zie verder).

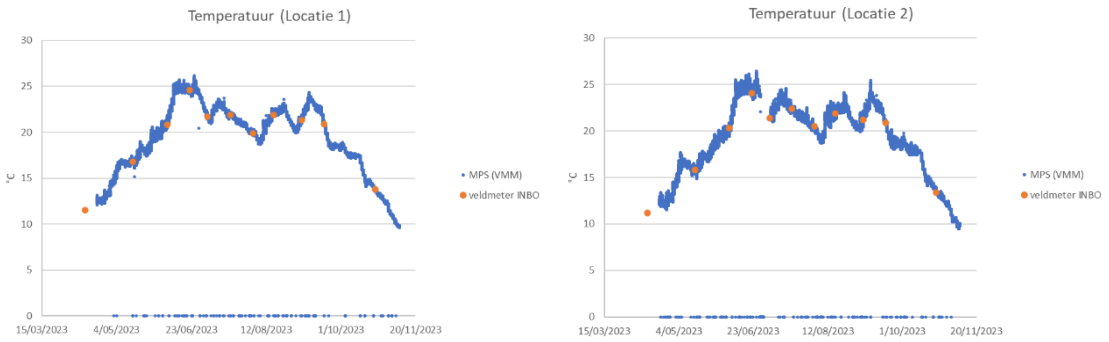
De **conductiviteit** (Fig. 13d) kende voor locatie 2 en 3 een gelijkaardig patroon en gelijkaardige waarden, behalve op het einde van de meetperiode (T11). Locatie 1 kende een afwijkend patroon. Op locaties 2 en 3 namen ze in de periode april-juli eerst toe waarna ze weer afnamen naar het einde van de studieperiode. Via de MPS data (Fig. 19) zien we op locatie 2 een aantal fluctuaties in mei met een plotse daling rond T2 (15/05) die overeenkomt met de eerder beschreven 'helderwaterfase' midden mei (rond T2). Dit werd niet waargenomen in de continu metingen op locatie 1. Ook opvallend is de plotse toename in conductiviteit eind september op locatie 2, die enkel werd waargenomen via de MPS data en niet via de veldmetingen. We zien 2 toenames van 100µS/cm vanaf 22/09 en vanaf 14/10. Na een conductiviteitspiek op 21/10 is er een dalende trend waarneembaar. Deze plotse toename eind september gevolgd door een sterke daling is eveneens waargenomen op locatie 1, zowel via veldmetingen als via MPS data. Er is een plotse stijging van 200 µS/cm op 20/10 naar een piek op 28/10 waarna een sterke daling volgt. In beide conductiviteitsplots van de MPS-data (Fig. 19) is een 'gap' waarneembaar op 24/07 ten gevolge van een kalibratiefout. Hierdoor zijn de meetdata na 24/07 consistent +-120µS/cm te laag t.o.v. de INBO-veldmetingen en kunnen de waarden na 24/07 enkel voor patroondetectie gebruikt worden.

De **organische fractie** (Fig. 13f) kent een vrij stabiel verloop doorheen de tijd met uitzondering van het begin van de studieperiode waar de grootste dynamiek wordt waargenomen. Vergelijking met de concentratie aan zwevende stoffen leert dat het voornamelijk kleinere partikels en opgeloste moleculen betreft.

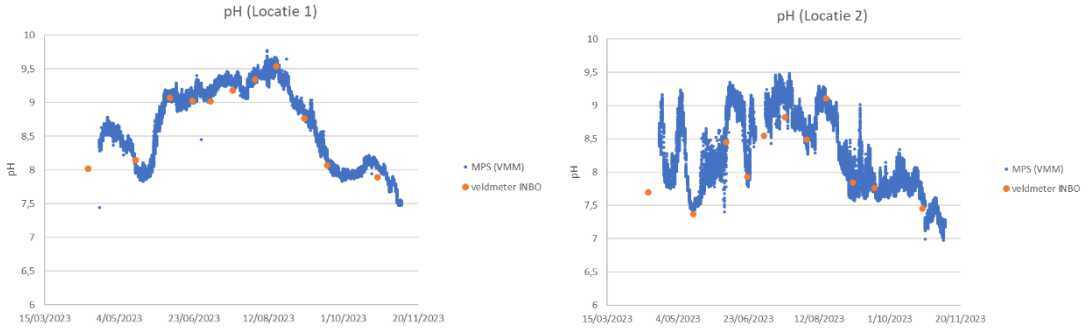
 doi.org/10.21436/inbor.123273091



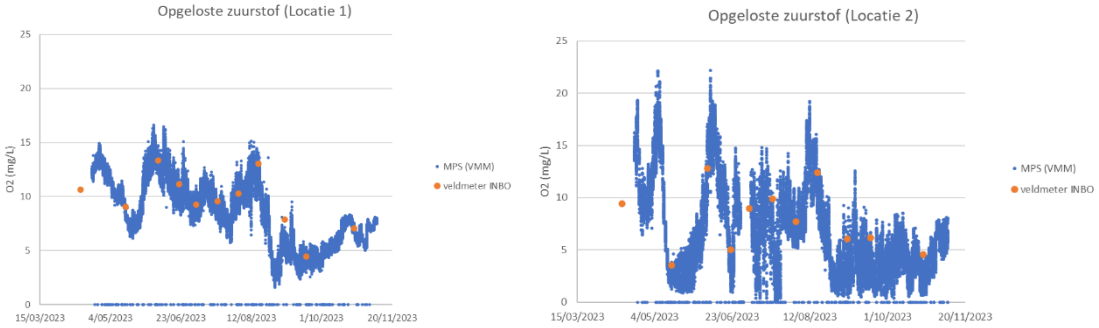
Figuur 13. Temporele dynamieken van watertemperatuur (A), watertransparantie (B), pH (C), conductiviteit (EC25) (D), zuurstofconcentratie (E), organische fractie (F) en zwevende stoffen (G) voor de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) op basis van regelmatige metingen in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11) (zie Tabel 1 in Bijlage 1 voor de exacte staalnamedatum voor elk tijdspunt).



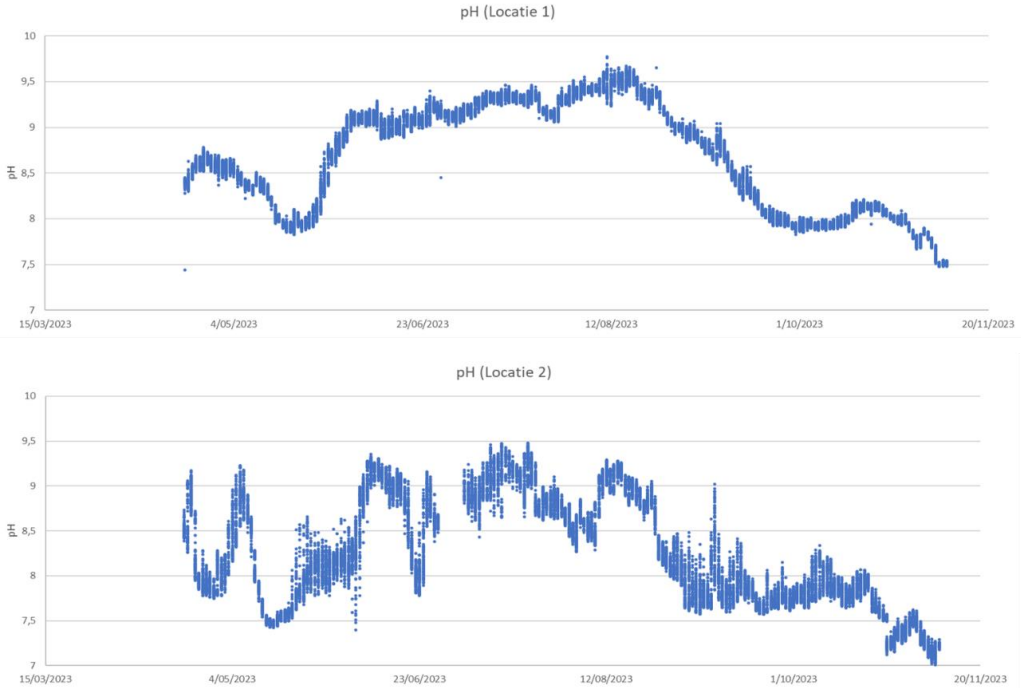
Figuur 14. Datareeks van watertemperatuur metingen (°C) via MPS sonde (VMM) voor locatie 1 en 2 met metingen door veldmeters INBO additioneel geplot.



Figuur 15. Datareeks van pH metingen door MPS sonde (VMM) voor locatie 1 en 2 met pH metingen door veldmeters INBO additioneel geplot.

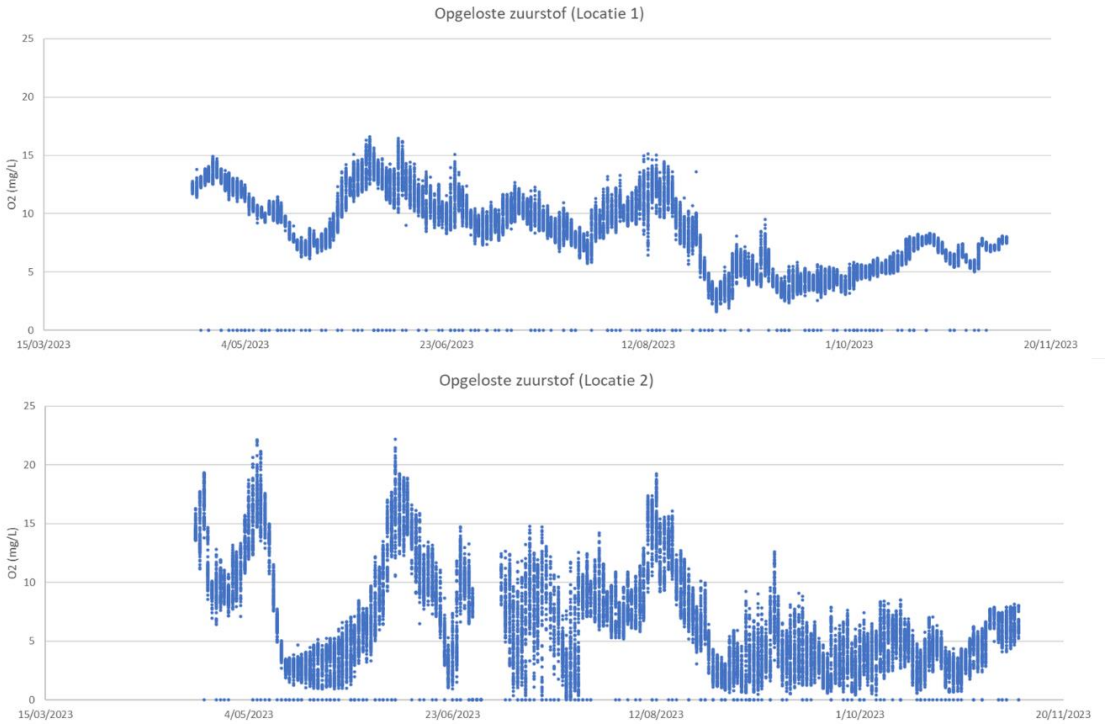


Figuur 16. Datareeks van opgeloste zuurstof (mg/L) metingen door MPS sonde (VMM) voor locatie 1 en 2 met metingen door veldmeters INBO additioneel geplot.

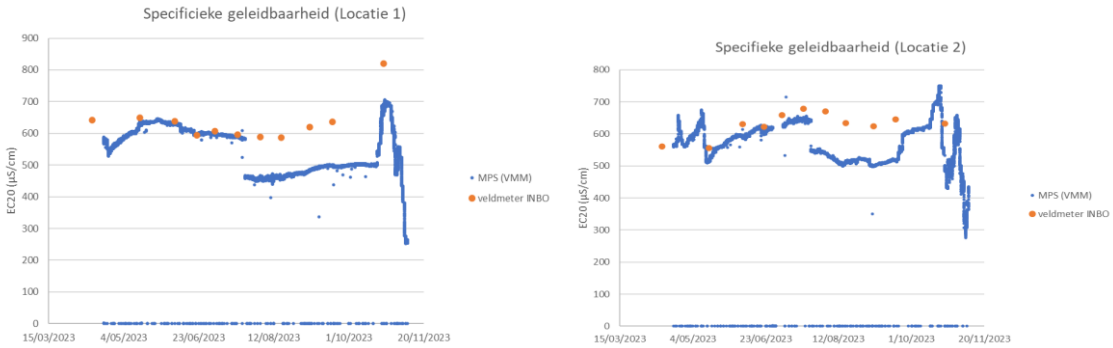


Figuur 17. Diurnale variaties voor pH-metingen door MPS-sondes bij locatie 2 en locatie 1.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 18. Diurnale variaties voor opgeloste zuurstofmetingen door MPS sondes bij locatie 2 en locatie 1.

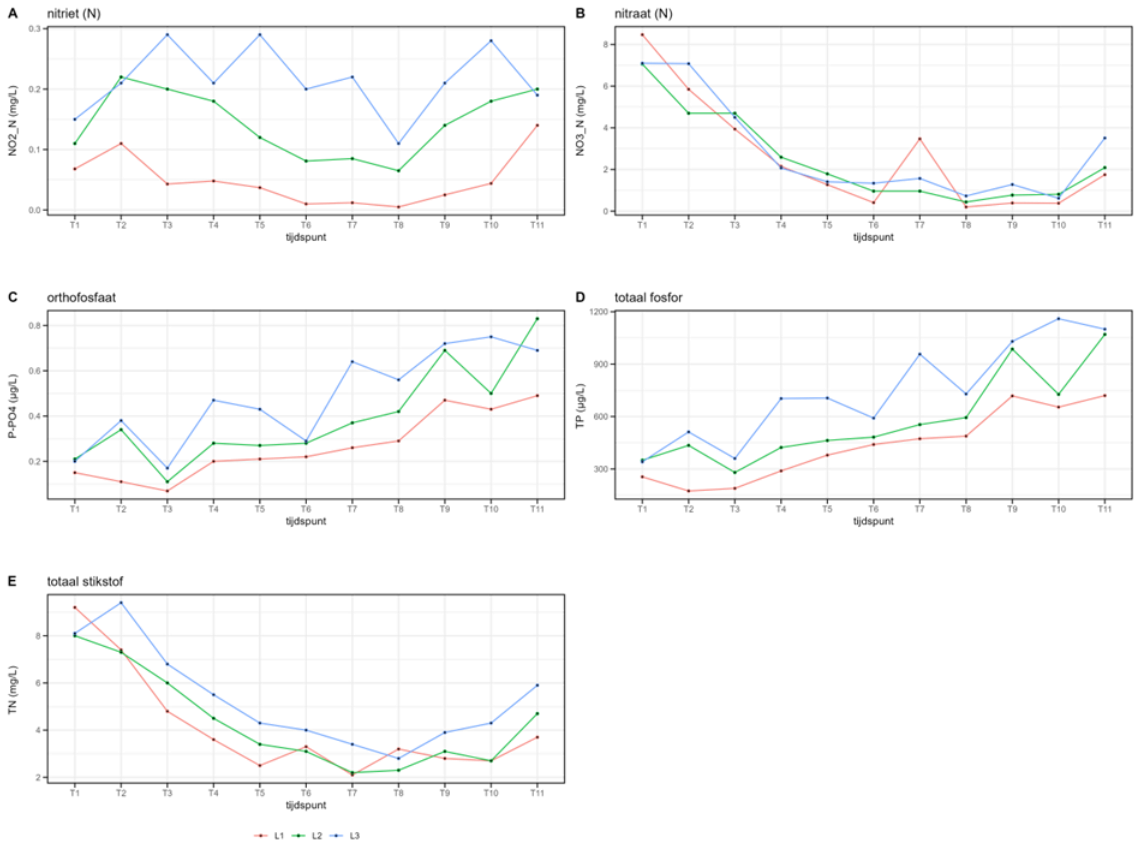


Figuur 19. Datareeks van specifieke geleidbaarheid (EC20, µS/cm) metingen door MPS sonde (VMM) voor locatie 1 en 2 met metingen door veldmeters INBO additioneel geplot (EC25 omgezet naar EC20).

In Figuur 20 is het verloop van de diverse nutriëntenconcentraties weergegeven die werden bepaald op de maandelijkse verzamelde waterstalen.

De concentraties zijn over het algemeen zeer hoog en overtreffen de grenswaarden kenmerkend voor het GEP (zomergemiddelde TP apr-sept ≤ 140 µg/L, zomergemiddelde TN apr-sept ≤ 2.5 mg/L). Totaal fosfor en totaal stikstof kennen een typisch tegengesteld patroon, kenmerkend voor een hypertrofe toestand. Beide parameters worden gedomineerd door hun opgeloste componenten fosfaat, respectievelijk nitraat. De afname aan nitraat tijdens het groeiseizoen is zeer waarschijnlijk het gevolg van de fytoplanktonontwikkeling, terwijl de

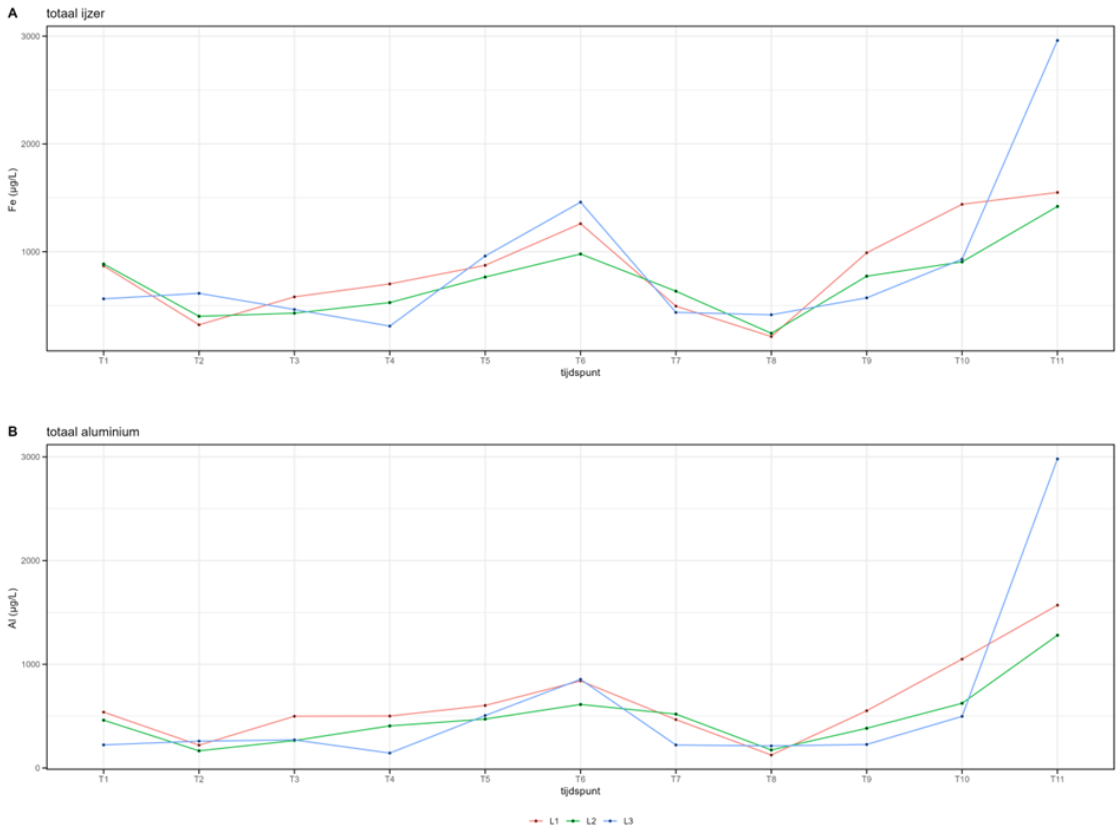
toename aan fosfaat waarschijnlijk te wijten is aan vrijstelling uit het sediment. Er worden ook relatief hoge nitrietwaarden vastgesteld. De nutriëntenconcentraties zijn stelselmatig hoger in stroomopwaartse richting. Een effect van de ultrasoontoepassing is niet waarneembaar.



Figuur 20. Temporele dynamieken van nitriet (A), nitraat (B), orthofosfaat (C), totaal fosfor (D) en totaal stikstof (E) voor de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) op basis van regelmatige metingen in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11) (zie Tabel 1 in Bijlage 1 voor de exacte staalnamedatum voor elk tijdspunt).

In Figuur 21 is het verloop van de concentratie aan ijzer en aluminium weergegeven als mogelijke proxy voor verhoogde vrijstelling uit het sediment omwille van de ultrasoontoepassing. Beide elementen kennen een vrij gelijkaardig verloop met een beperkte toename in het midden van juli en een sterke toename in het najaar, vooral op locatie 3. Van verhoogde vrijstelling door ultrasone golven lijkt geen sprake.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 21. Temporele dynamieken van totaal ijzer (A) en totaal aluminium (B) in de waterkolom voor de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) op basis van regelmatige metingen in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11) (zie Tabel 1 in Bijlage 1 voor de exacte staalnamedatum voor elk tijdspunt).

Uit de statistische analyses blijkt er een significant tijds- en locatie-effect te zijn op de set aan fysisch-chemische variabelen (Tabel 1, Tabel 2). Doorheen de tijd treden er dus significante verschillen op tussen de variabelen op elke locatie, maar ook tussen de locaties onderling. Detail-analyse laat zien dat deze verschillen vooral optreden tussen L1 en L2 en tussen L1 en L3. Tussen L2 en L3 zijn de verschillen niet significant (Tabel 3). Wat de metalen betreft is enkel het tijdseffect significant (Tabel 1, Tabel 2).

Tabel 1. Resultaten van de meerdere PERMANOVA-analyses die afzonderlijk testen voor het effect van tijd op de gehele set aan fysisch-chemische variabelen, de variatie in gemeenschapssamenstelling van fytoplankton en zoöplankton en op variatie in concentraties aan metalen in het sediment.

	df	SS	R2	F	P
fysico-chemie (waterkolom)	10	102.900	0.653	4.138	0.001
fytoplankton (absolute biomassa)	10	0.587	0.550	2.614	0.001
fytoplankton (relatieve biomassa)	10	2.561	0.703	5.214	0.001
zoöplankton (absolute biomassa)	10	0.815	0.451	1.723	0.027
metalen (sediment)	10	61.341	0.727	5.844	0.001

Tabel 2. Resultaten van meerdere PERMANOVA-analyses die afzonderlijk testen voor het effect van locatie (L1, L2, L3) op de gehele set aan fysisch-chemische variabelen, variatie in gemeenschapssamenstelling van fytoplankton en zoöplankton, en op de variatie in concentraties aan metalen in het sediment.

	df	SS	R2	F	P
fysico-chemie (waterkolom)	2	34.340	0.401	6.016	0.001
fytoplankton (absolute biomassa)	2	0.135	0.265	3.253	0.005
fytoplankton (relatieve biomassa)	2	0.193	0.091	0.897	0.453
zoöplankton (absolute biomassa)	2	0.121	0.107	1.018	0.449
metalen (sediment)	2	7.168	0.168	1.823	0.089

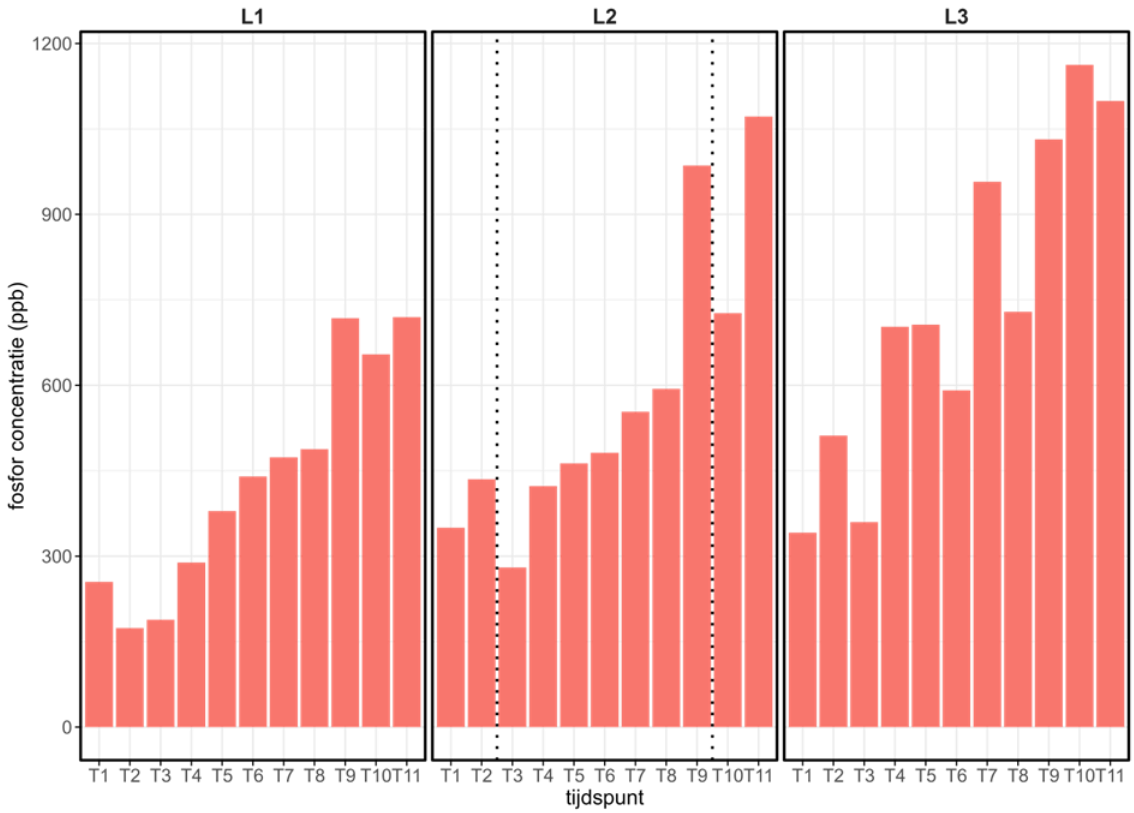
Tabel 3. Resultaten van meerdere post-hoc paarsgewijze PERMANOVA analyses die testen voor verschillen tussen locaties voor de set aan fysisch-chemische variabelen en variatie in absolute biomassa-samenstelling van de fytoplanktongemeenschap.

		df	SS	F.Model	R2	P	P-adjusted
fysico-chemie	L1 vs L2	1	14.03768	4.434904	0.269847	0.005	0.015
	L1 vs L3	1	32.51675	10.72996	0.472062	0.003	0.09
	L2 vs L3	1	4.95608	2.09366	0.485533	0.082	0.246
fytoplankton	L1 vs L2	1	0.08606584	4.225573	0.260427	0.022	0.066
	L1 vs L3	1	0.07188529	3.572586	0.229415	0.008	0.024
	L2 vs L3	1	0.04485254	2.051375	0.145991	0.09	0.27

4.1.2 Sediment

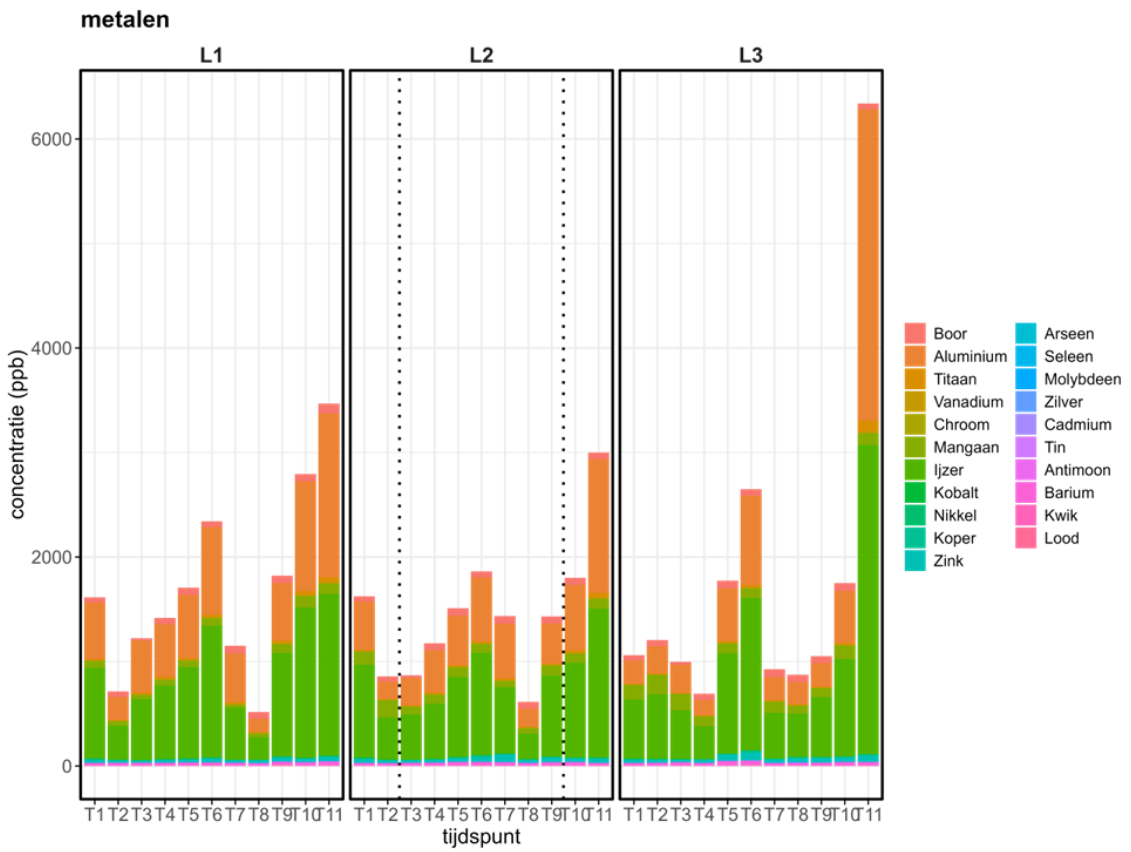
Er worden in het algemeen hoge fosforconcentraties gemeten in het sediment van het kanaal waarbij de concentraties geleidelijk toenemen doorheen het groeiseizoen (Fig. 22). De concentraties lijken ook iets hoger te liggen in stroomopwaartse richting. Er zijn evenwel nauwelijks verschillen waar te nemen tussen de verschillende locaties en er zijn geen aanwijzingen dat de fosforconcentraties sterk veranderen omwille van de ultrasoonbehandeling op L2.

doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 22. Staafdiagram met concentratie aan TP in het sediment op de verschillende tijdspunten (T1-T11) in de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11). De verticale stippellijnen op het middelste paneel geven de periode aan waartussen ultrasoonbehandeling op locatie L2 (T3-T9) heeft plaatsgevonden.

De concentraties aan metalen in het sediment kennen een iets grilliger patroon (Fig. 23). Vooral de verhoogde concentratie in juli en op het einde van de studieperiode zijn opvallend. Ijzer en aluminium vormen de dominante metalen en de toenames werden dan ook vooral veroorzaakt door veranderende concentraties aan ijzer en aluminium. De concentraties aan metalen veranderen significant doorheen de tijd maar tussen de locaties zijn de verschillen niet significant (zie Tabel 1 en 2).



Figuur 23. Staafdiagram met concentratie aan metalen op de verschillende tijdspunten (T1-T11) in de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11). De verticale stippellijnen op het middelste paneel geven de periode aan waartussen ultrasoonbehandeling op locatie L2 (T3-T9) heeft plaatsgevonden.

Algemene vaststelling: de ultrasone toepassing heeft geen aantoonbaar effect gehad op de plaatselijke fysicochemie van de waterkolom en waterbodem.

4.2 EFFECTEN OP DE BIOLOGIE

4.2.1 Fytoplankton

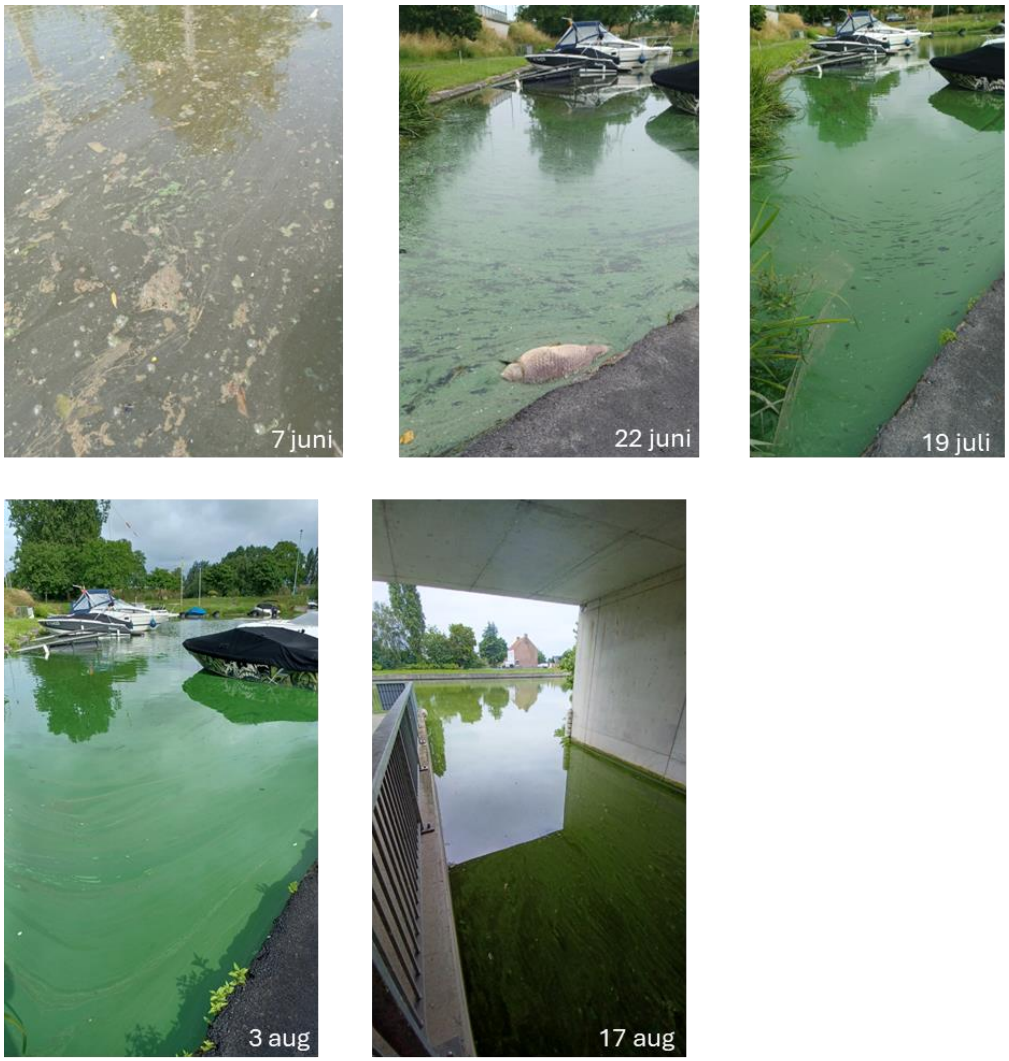
4.2.1.1 Veldwaarnemingen

Tijdens de staalnames werden regelmatig drijflagen waargenomen. Een eerste drijflaagje (*Microcystis*) was zichtbaar op 7 juni in de jachthaven van Izegem (Fig. 24). Op 22 juni was deze drijflaag flink in omvang toegenomen en waren ook fijne drijflaagjes merkbaar in het midden van het kanaal zelf op locatie 1 (Fig. 25) en 2 (Fig. 27) die volgens de windrichting georiënteerd waren terwijl ook hier en daar langs de oever kleine drijflaagjes waarneembaar waren. O.a. vlakbij de ultrasoontoestellen waren deze drijflaagjes ook als fijne groenblauwe afzettingen op de oeverstructuur zichtbaar. Op locatie 1 waren de *Microcystis*-drijflagen meer uitgebreid en duidelijk zichtbaar. Ook waren er macro-kolonies van *Aphanizomenon flos-aquae* aanwezig in

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

de waterkolom op locatie 2 en 3. Ook in juli waren over het gehele kanaal *Microcystis*-drijflaagjes zichtbaar (Figs. 25-27) met op locatie 2 en 3 bijkomend *Aphanizomenon* macro-kolonies. De *Microcystis*-drijflaag in het haventje nam zeer grote proporties aan en bedekte quasi de volledige oppervlakte. In augustus namen de drijflagen nog verder toe in het kanaal, wat hier en daar ook gepaard ging met geurhinder. Vooral op locatie 2 werd in de hoek van de kajakzone ter hoogte van het ponton een zeer dikke stinkende en blauwverkleurende drijflaag aangetroffen. *Aphanizomenon*-kolonies waren nu ook op locatie 1 waarneembaar. Ook in het haventje bleef nog steeds een uitgebreide drijflaag aanwezig. In september en oktober werden enkel langs de oever op locatie 1 nog her en der *Microcystis*-drijflaagjes aangetroffen. Ook waren toen nog steeds uitgebreide afzettingen van algenmateriaal op de steenbestortingen en de betonnen oeverstructuren merkbaar.

Er werd tijdens het veldwerk geen opvallende sterfte opgemerkt bij het waterwild. Waarnemingen van dode dieren bleven beperkt tot een dode karper in het haventje en een stervende juveniele snoekbaars (L2) op 22/06, een dode paling en meerkoet langs de oever van L1 op 4/07, een dode snoekbaars en wilde eend op 17/08 in L3, een dode eend en dode rat op 5/09 in L3 en een dode snoekbaars op 24/10 aan L1. Een uitgemergelde kokmeeuw werd van het water geplukt op 19/07 en kon na een maand revalideren in het VOC Merelbeke opnieuw worden vrijgelaten op 16/08.



Figuur 24. Foto-overzicht van de vorming van drijflagen in het jachthaventje van Izegem dat uitmondt in het kanaal Roeselare-Leie net stroomopwaarts L1 in de zomer van 2023. ©Jeroen Van Wichelen

doi.org/10.21436/inbor.123273091

Figuur 25. Foto-overzicht van de vorming van drijflagen in het kanaal Roeselare-Leie ter hoogte van de jachthaven van Izegem (locatie 1) in de zomer van 2023. ©Jeroen Van Wichelen

Figuur 26. Foto-overzicht van de vorming van drijflagen in het kanaal Roeselare-Leie ter hoogte van het centrum van Roeselare (Locatie 3) in de zomer van 2023. ©Jeroen Van Wichelen

doi.org/10.21436/inbor.123273091

Figuur 27. Foto-overzicht van de vorming van drijflagen in het kanaal Roeselare-Leie ter hoogte van de ultrasoonzone (Kajakclub, locatie 2) tijdens de zomer van 2023. ©Jeroen Van Wichelen

4.2.1.2 Kwalitatieve analyses

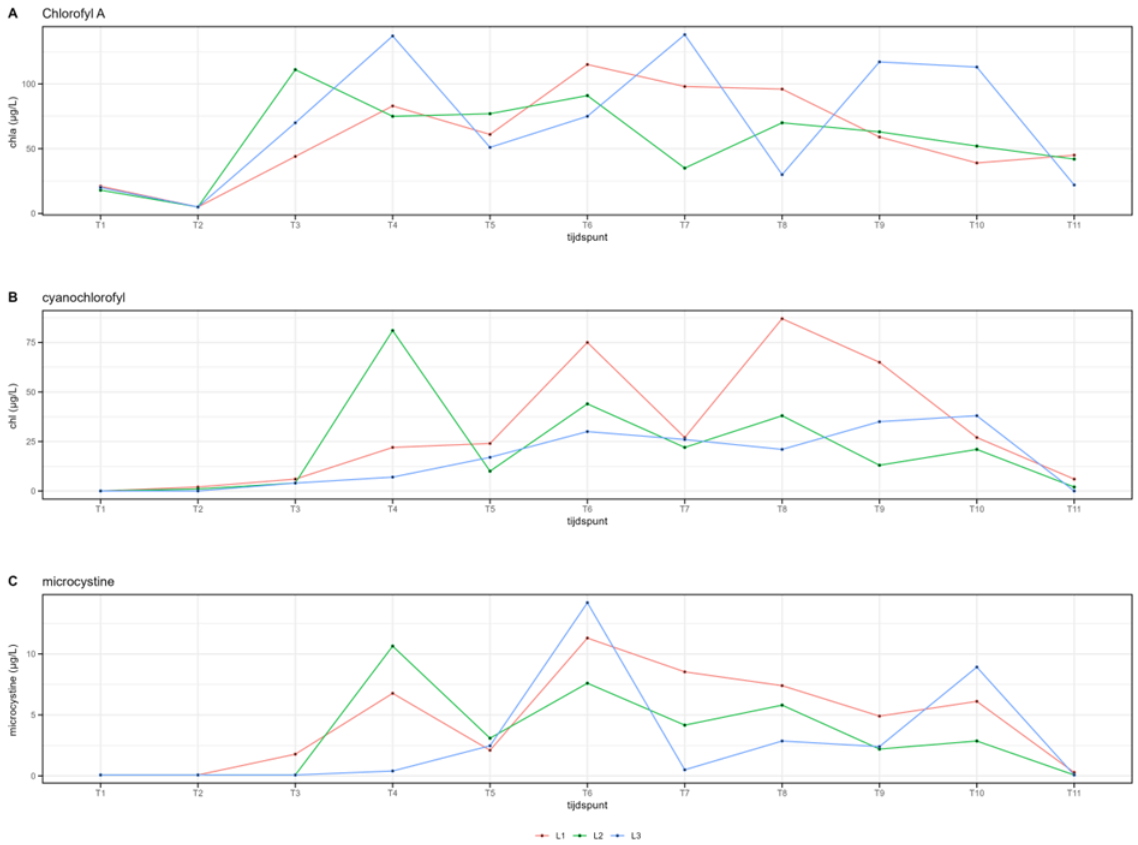
Chl a, cyanochlorofyl, microcystine

In Figuur 28 is de temporele dynamiek weergegeven van de chlorofyl a en cyanochlorofyl concentratie. Beiden vormen belangrijke fotosynthetiserende pigmenten die als proxy dienen voor de hoeveelheid aan fytoplankton, respectievelijk cyanobacteriën in de waterkolom.

De chl a concentratie (Fig. 28a) is in april en mei quasi gelijk op alle drie locaties maar vanaf juni begint deze overal sterk toe te nemen en daarbij ook te divergeren tussen de locaties. Vooral op locatie 3 zijn daarbij sterke fluctuaties waarneembaar. Minima en maxima op en tussen de verschillende locaties wisselen elkaar af wat op een zekere dynamiek wijst. Vanaf oktober is de chl a concentratie overal weer sterk afgenomen. De gemiddelde chl a concentratie bedroeg tijdens de periode met toepassing van ultrasoon 79, 75 en 88 µg/L in respectievelijk L1, L2 en L3. Wat betreft de cyanochlorofylconcentraties (Fig. 28b) zien we de sterke toename en diversifiëring pas 2 weken later verschijnen. Met uitzondering van een sterke piek op locatie 2 op 22 juni, zien we voor deze parameter de hoogste concentraties en sterkste fluctuaties op locatie 1. Vanaf september nemen de concentraties op alle locaties duidelijk weer af. Merk hierbij op dat dergelijke metingen lokaal sterk kunnen variëren in tijd en ruimte wegens het dynamische karakter van dergelijke bloeien. Zo werd *in situ* (tijdens de sedimentstaalnames) op 22/06 op L2 een concentratie van slechts 7 µg/L cyanochlorofyl gemeten terwijl dit in het mengstaal 81 µg/L bedroeg. Een ander typerend voorbeeld betrof een *in situ* meting van 20/07 op L1 van 166 µg/L, waar die de dag voordien in het mengstaal slechts 75 µg/L bedroeg. De gemiddelde cyanochlorofylconcentratie bedroeg tijdens de periode met toepassing van ultrasoon (T3-T9) 44, 30 en 20 µg/L in respectievelijk L1, L2 en L3.

De microcystineconcentraties (Fig. 28c) waren betrekkelijk laag in vergelijking met voorgaande jaren en bleven op 3 pieken na steeds onder de WHO-kwaliteitsnorm voor recreatiewater van 8 µg/L. Ze volgden *grosso modo* hetzelfde patroon als van de cyanochlorofylconcentraties met dat verschil dat de piek op 19/07 (T6) de hoogste waarde vertoont op locatie 3 i.p.v. locatie 1. Gemiddeld bedroegen ze tijdens de periode met toepassing van ultrasoon 6, 4 en 6 µg/L in respectievelijk L1, L2 en L3. Merk op dat de concentraties in voorgaande jaren waarschijnlijk metingen van de drijflagen zelf betrof, terwijl het in deze studie om ruimtelijke mengstalen van de waterkolom (bovenste 50 cm) ging.

doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 28. Temporele dynamieken van chlorofyl a (A), cyanochlorofyl (B) en microcystine (C) concentraties in de waterkolom voor de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) op basis van regelmatige metingen in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11) (zie Tabel 1 in Bijlage 1 voor de exacte staalnamedatum voor elk tijdspunt).

Microscopie

De microscopische kwalitatieve analyse die direct na elke staalname werd uitgevoerd, toont een duidelijke successie van de fytoplanktongemeenschap doorheen het groeiseizoen met dominantie van groenwieren (vnl. *Desmodesmus*) en kiezelwieren (*Cyclotella*, *Aulacoseira*) in het voorjaar, cyanobacteriën (*Microcystis*, *Aphanizomenon*) in de zomer en opnieuw groenwieren, kiezelwieren en bijkomend ook oogwieren (*Euglena*) in de herfst. Deze successie was merkbaar op alle locaties (Tabel 4).

Tabel 4. Overzicht van de kwalitatieve fytoplanktonanalyses die direct na elke staalname werden uitgevoerd. Een sterke kleur wijst op een zeer duidelijke abundantie en dominantie van de desbetreffende groep.

	13/4	15/5	07/6	22/6	04/7	19/7	03/8	17/8	20/9	24/10
L1 jachthaven										
groenwieren										
kiezelwieren										
oogwieren										
cyanobacteriën										
L2 kajakzone										
groenwieren										
kiezelwieren										
oogwieren										
cyanobacteriën										
L3 centrum										
groenwieren										
kiezelwieren										
oogwieren										
cyanobacteriën										

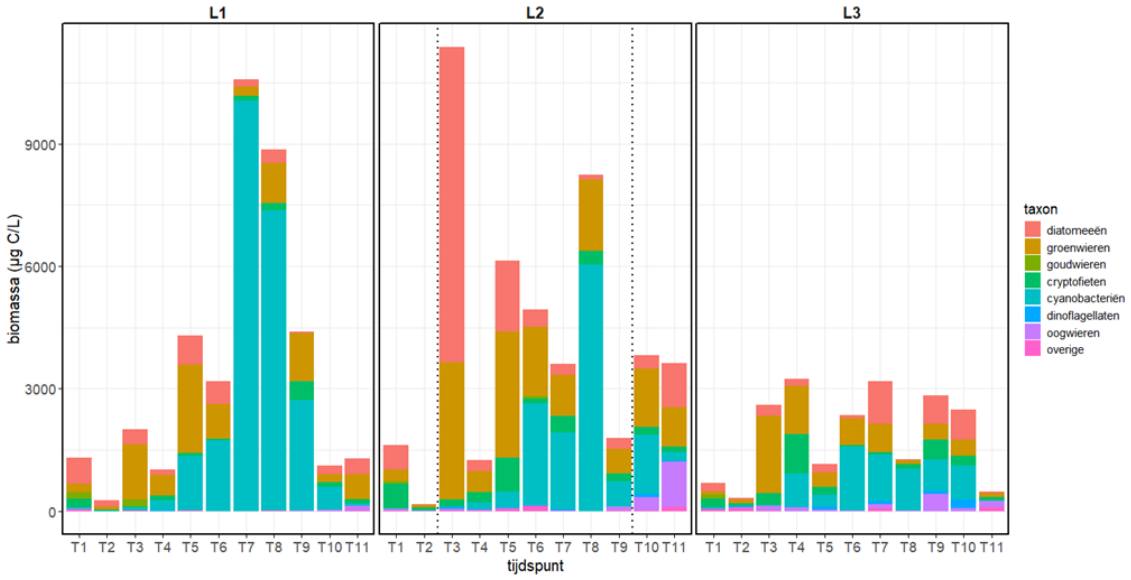
4.2.1.3 Kwantitatieve analyses

Dezelfde successie als bij de kwalitatieve analyses werd ook met de kwantitatieve analyses (microscopische tellingen) vastgesteld (Figs. 29-30). De fytoplanktonbiomassa werd in het voorjaar gedomineerd door kiezelwieren (*Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Stephanodiscus*), groenwieren (*Desmodesmus*, *Pandorina*) en cryptowieren (*Cryptomonas*), in de zomer door cyanobacteriën (*Aphanizomenon*, *Microcystis*) en in de herfst opnieuw door kiezelwieren en groenwieren en bijkomend ook oogwieren (*Euglena*). De biomassa was globaal gezien opvallend lager in L3 t.o.v. de 2 andere locaties, enkele uitzonderingen niet te na gesproken (T4, T9, T10) zoals ook bleek uit de chl a concentraties. Een ander opvallend verschil is een biomassapiek op 7 juni in L2 te wijten aan de filamenteuze diatomee *Aulacoseira granulata* die op de andere 2 locaties niet uitgesproken was. De biomassa aan cyanobacteriën kent een algemene toename in stroomafwaartse richting. Tijdens de periode met duidelijke aanwezigheid (22 juni - 20 september) bedroeg hun gemiddelde biomassa respectievelijk 926, 1854 en 3431 µg C L^{-1} op L3, L2 en L1, telkens ongeveer een verdubbeling. Ze droegen dan gemiddeld voor 42, 38 en 57 % bij aan de totale fytoplanktonbiomassa in respectievelijk L3, L2 en L1. In L3 bereikte hun relatieve bijdrage een piek van 81 % op 17/08, in L2 73 % op 17/08 en in L1 95 % op 03/08.

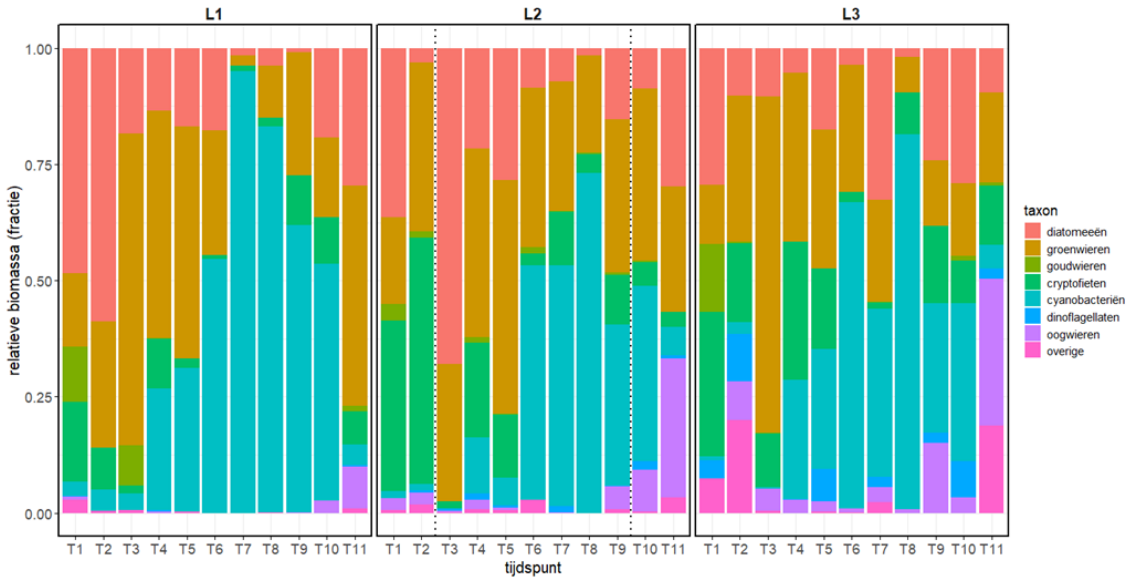
Uit de Permanova-analyses bleek dat de absolute en relatieve variatie in fytoplankton gemeenschapssamenstelling significant veranderde doorheen de tijd (Tabel 1). Verschillen tussen de locaties bleken daarentegen enkel significant voor de absolute variatie in gemeenschapssamenstelling (Tabel 2) en dit enkel tussen L1 en L3 (Tabel 3). De onderliggende

doi.org/10.21436/inbor.123273091

gradiënt in toenemende fytoplankton C-biomassa in stroomafwaartse richting ligt hieraan vermoedelijk ten grondslag. Een poging om het 'zuivere' effect van de ultrasoontoepassing te testen met behulp van GAM-modelling leverde wel enkele significante effecten op (zie Bijlage 2) maar niet op de biomassa aan potentieel toxische cyanobacteriën, de uiteindelijke doelgroep van deze studie. De gegevens zijn evenwel moeilijk te interpreteren wegens onderliggende patronen te wijten aan hydromorfologische verschillen in de onderzochte locaties die los staan van de studieopzet (o.a. gradiënt in fytoplanktonbiomassa doorheen de tijd en ruimte in stroomafwaartse richting).



Figuur 29. Staafdiagram met de totale fytoplanktonbiomassa en de biomassa van de belangrijkste taxa op de verschillende tijdspunten (T1-T11) voor de drie locaties (L1 'jachthaven', L2 'kajakzone', en L3 'centrum') in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11). De verticale stippellijnen op het middelste paneel geven de periode aan waartussen ultrasoonbehandeling op locatie L2 (T3-T9) heeft plaatsgevonden.



Figuur 30. Staafdiagram met de relatieve biomassa van de belangrijkste taxa op de verschillende tijdspunten (T1-T11) voor de drie locaties (L1 'jachthaven', L2 'kajakzone', en L3 'centrum') in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11). De verticale stippellijnen op het middelste paneel geven de periode aan waartussen ultrasoonbehandeling op locatie L2 (T3-T9) heeft plaatsgevonden.

4.2.1.4 Kwaliteitsbeoordeling fytoplankton

Het Kanaal Roeselare-Leie wordt aanzien als een kunstmatig waterlichaam aanleunend bij het natuurlijke type grote rivier (Rg). Hiervoor wordt in Vlaanderen een KRW-beoordelingsmethodiek gehanteerd die gebruik maakt van 2 deelmaatlatten: het zomergemiddelde chl a (april-september) en de maximale chl a concentratie tijdens het zomerhalfjaar (VMM 2016[4]). De toetsingswaarden (klassegrens goede/matige toestand) liggen hiervoor op respectievelijk 23 en 200 µg chl a L^{-1}. De eindscore wordt bepaald door de slechtste score van beide deelmaatlatten.

Voor de drie locaties wordt een gelijkaardige ontoereikende score bekomen voor de deelmaatlat zomergemiddelde chl a terwijl de maximale chl a-waarden in het goede bereik vallen (Tabel 5). De eindscore wordt evenwel in dit geval bepaald door het gemiddelde en het kanaal Roeselare-Leie kent dus een ontoereikende kwaliteit op basis van het kwaliteitselement fytoplankton.

Het kanaal Roeselare-Leie kan wegens het zeer beperkte debiet (zeker in de zomerperiode) eigenlijk ook beschouwd en beoordeeld worden als een stilstaand water. Het ondiepe eutrofe meertype (Ai) leunt hierbij het dichtste aan. Ook hiervoor worden twee deelmaatlatten toegepast waarvan de eerste ook gebruik maakt van gemiddelde zomerwaarden chl a met als toetsingswaarde (G/M) 25 µg chl a L^{-1}. De tweede deelmaatlat maakt gebruik van de gemiddelde relatieve fytoplankton biomassabijdrage van cyanobacteriën tijdens het zomerhalfjaar waarvoor de grenswaarde (G/M) op 10 % ligt. De deelmaatlat zomergemiddelde chl a levert gelijkaardige ontoereikende scores op wat ook het geval is voor de deelmaatlat cyanobacteriën. De

[4] https://www.integraalwaterbeleid.be/nl/stroomgebiedbeheerplannen/stroomgebiedbeheerplannen-2016-2021/documenten/achtergronddocumenten/achtergronddocument-beoordeling-ecologische-en-chemische-toestand

doi.org/10.21436/inbor.123273091

eindscores worden ook hier bepaald door de zomergemiddeldes chl a met uitzondering voor L1 waar de deelmaatlat cyanobacteriën nog een iets lagere score behaalde. Ook op basis van deze maatlat scoort het kanaal Roeselare-Leie dus ontoereikend voor wat betreft het kwaliteitselement fytoplankton (Tabel 5).

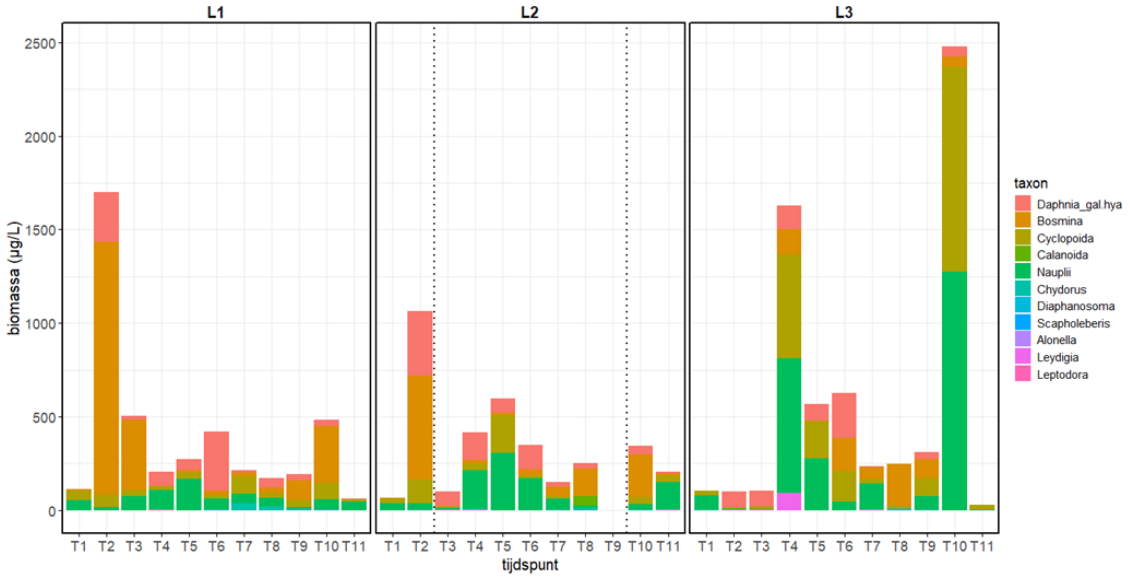
Tabel 5. Kwaliteitsbeoordeling t.b.v. de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) m.b.v. de in deze studie verzamelde gegevens van het biologisch kwaliteitselement fytoplankton. De toetsing is uitgevoerd bij beschouwing van het kanaal Roeselare-Leie als een grote rivier dan wel als een ondiep, eutroof meer waarbij naast een deelmaatlat gemiddelde chl a concentratie ofwel ook gebruik gemaakt wordt van een deelmaatlat maximum chl a dan wel de relatieve biomassabijdrage van cyanobacteriën. De kleur verwijst naar de ecologische toestand met oranje = ontoereikend en groen = goed. De vette kleur geeft de uiteindelijke EQR score aan (one out, all out principe).

toetsing grote rivier (type Rg)				
	zomerhalfjaar gemiddelde chl a	EQR	zomerhalfjaar maximum chl a	EQR
L1	63	**0,33**	115 (19/07)	0,77
L2 (US)	60	**0,34**	111 (7/06)	0,78
L3	76	**0,27**	138 (03/08)	0,72
toetsing ondiep meer (type Ai)				
	zomerhalfjaar gemiddelde chl a	EQR	% cyanobacteriën	EQR
L1	63	0,35	41	**0,27**
L2 (US)	60	**0,36**	27	0,38
L3	76	**0,30**	30	0,36

Algemene vaststelling: er bleken wat lagere concentraties aan (potentieel toxische) cyanobacteriën aanwezig te zijn op L2 tijdens de ultrasoontoepassing maar deze verschillen zijn niet eenduidig toe te wijzen aan de ultrasoonbehandeling. Er is namelijk ook een achterliggende gradiënt aanwezig van in stroomafwaartse richting toenemende biomassa's (bloeiontwikkeling). De gehanteerde ultrasoonopstelling had alleszins geen sterke reductie in de aanwezigheid van cyanobacteriën tot gevolg en heeft ook de vorming van drijflagen niet kunnen verhinderen. De algemene kwaliteitsbeoordeling van alle drie locaties blijkt ontoereikend te zijn op basis van het kwaliteitselement fytoplankton.

4.2.2 Zoöplankton

Over het algemeen werd de zoöplanktongemeenschap doorheen de studieperiode gekenmerkt door de aanwezigheid van voornamelijk kleine cladoceren (*Bosmina* sp.) en cyclopoïde copepoden (en nauplii). Grotere cladoceren (*Daphnia* sp.) komen slechts in beperkte mate voor (Fig. 31). PERMANOVA analyse toont aan dat de zoöplanktongemeenschap algemeen verandert doorheen de tijd (Tabel 1). Zo is *Bosmina* sp. tijdens het voorjaar (T2) op locatie L1 en L2 relatief dominant, terwijl de biomassa aan cyclopoiden en nauplii relatief belangrijker is tijdens de zomermaanden. Vooral op locatie 3 waren 2 opvallende pieken van roeipootkreefjes (cyclopoïde copepoden inclusief naupliilarven) zichtbaar. We konden evenwel geen systematisch verschil in zoöplanktongemeenschapssamenstelling waarnemen tussen de verschillende locaties (Tabel 2).



Figuur 31. Staafdiagram met de totale biomassa aan zoöplankton en de biomassa aan individuele taxa op de verschillende tijdspunten (T1-T11) voor de drie locaties (L1 jachthaven, L2 kajakzone en L3 centrum) in de periode april 2023 (T1) tot oktober 2023 (T11). De verticale stippellijnen op het middelste paneel geven de periode aan waartussen ultrasoonbehandeling op locatie L2 (T3-T9) heeft plaatsgevonden. Merk op dat er geen gegevens van het zoöplankton voorhanden zijn voor locatie 2 op tijdstip T9.

Algemene vaststelling: de ultrasoontoepassing heeft geen duidelijke impact gehad op de zoöplanktongemeenschap.

4.2.3 Macro-invertebraten

Een aantal van de uitgehangen artificiële substraten bleken op het moment van inzameling verdwenen te zijn. Dit was het geval voor alle substraten die voor de periode met ultrasoontoepassing werden uitgehangen op locatie 2 en voor 2 van de 3 substraten die tijdens de periode van ultrasoontoepassing werden uitgehangen op locatie 3 (Tabel 6). Dit bemoeilijkte enigszins de interpretatie van de resultaten.

doi.org/10.21436/inbor.123273091

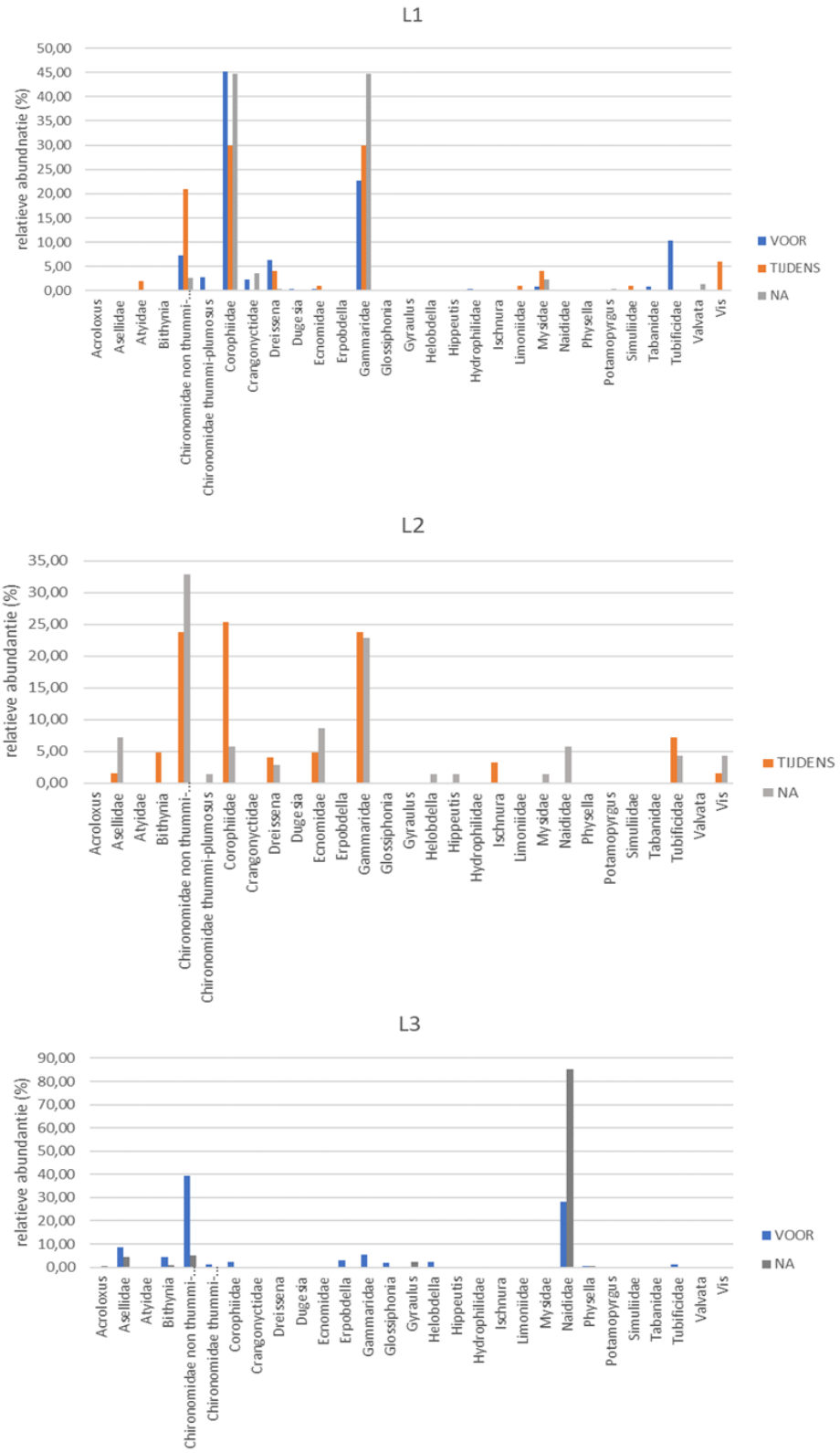
Tabel 6. Staalnamedetails en kwaliteitsbeoordeling van de tijdens deze studie verzamelde macro-invertebraten op locatie 1 (meetpunt 643500), locatie 2 (meetpunt 643950) en locatie 3 (meetpunt 644100).

Meetpunt	periode	Omschrijving	Datum uithangen AS	Datum ophalen AS (na 3 tot 6 weken uithangen)	BBI	MMIF
643500	april-mei (voor)	Izegem, Noordkaai 18, thv aanlegkade	26/04/2023	24/05/2023	5	0,3
643500	juni-aug (tijdens)	Izegem, Noordkaai 18, thv aanlegkade	13/07/2023	3/08/2023	5	0,4
643500	eind sept-okt (na)	Izegem, Noordkaai 18, thv aanlegkade	28/09/2023	6/11/2023	5	0,35
643950	april-mei (voor)	Roeselare, Kolenkaai 9, thv Zwaaikom	26/04/2023	**verdwenen**	/	/
643950	juni-aug (tijdens)	Roeselare, Kolenkaai 9, thv Zwaaikom	13/07/2023	3/08/2023	5	0,4
643950	eind sept-okt (na)	Roeselare, Kolenkaai 9, thv Zwaaikom	28/09/2023	23/10/2023	5	0,4
644100	april-mei (voor)	Trakelweg	26/04/2023	24/05/2023	6	0,35
644100	juni-aug (tijdens)	Trakelweg	13/07/2023	3/08/2023 *	6	0,4
644100	eind sept-okt (na)	Trakelweg	28/09/2023	23/10/2023	5	0,3

* resultaat wordt als niet representatief beschouwd aangezien er maar 1 van de 3 zakken AS werd teruggevonden; resultaat is indicatief

4.2.3.1 Abundanties

Locatie 1 en 2 kennen een vrij gelijkaardige macro-invertebratengemeenschap die wordt gedomineerd door dansmuggen (Chironomidae) en vlokreeftjes (Corophiidae, Gammaridae). Tijdens de ultrasoontoepassing is de gemeenschapsstructuur op locatie 2 zeer gelijkaardig aan deze op locatie 1. Locatie 3 is afwijkend van beide andere locaties door in het voorjaar een dominantie van dansmuggen en wormen (Naididae, voorheen Tubificidae) en in het najaar enkel dominantie van wormen (Fig. 32).



Figuur 32. Overzicht van de relatieve abundanties aan diverse macro-invertebraten die m.b.v. artificiële substraten werden ingezameld op de drie locaties (L1, L2, L3), voor, tijdens en na de ultrasoontoepassing.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

4.2.3.2 kwaliteitsbeoordeling macro-invertebraten

Alhoewel de 3 bemonsterde locaties elk hun eigen specifieke hydromorfologische eigenschappen hebben gaande van betonnen oevers tot met doorgroeistenen verstevigde oevers en er op verschillende tijdstippen in 2023 een macro-invertebraten staal genomen werd, kunnen we vaststellen dat er geen grote wijzigingen zijn in de specifiek voor macro-invertebraten opgemaakte ecologische KRW-beoordeling (MMIF). Alle stalen, dus zowel op de 3 verschillende locaties als op de 3 verschillende tijdstippen hebben een ontoereikende ecologische score, want de MMIF-resultaten liggen overal en altijd tussen de 0.3 en 0.49 wat de klassegrenzen zijn voor een ontoereikende waterkwaliteit (Tabel 7).

Tabel 7. Interpretatie en klassegrenzen van de MMIF index t.b.v. de KRW.

MMIF		interpretatie
overigen	Type P	
≥ 0.9	≥ 0.8	Zeer goede kwaliteit
0.89-0.7	0.79-0.6	Goede kwaliteit
0.69-0.5	0.59-0.4	Matige kwaliteit (kritieke toestand)
0.49-0.3	0.39-0.2	ontoereikende kwaliteit
< 0.3	<0.2	Slechte kwaliteit

Desondanks stellen we vast dat er kleine variaties zijn tussen de 3 verschillende meetpunten en 3 verschillende tijdstippen (Fig. 32, Tabel 8).

Locatie 1 *(VMM meetpunt 643500):*

In mei werden er twaalf verschillende organismen in het staal waargenomen, in augustus negen en november acht. Alhoewel er in augustus en november minder organismen werden waargenomen ligt de EKC wel hoger, doordat zowel de NST (Number of other Sensitive Taxa) als de MTS (Mean Tolerance Score) hoger liggen. Op 03/08 werden op dit meetpunt 2 exemplaren van Atyidae teruggevonden, op 06/11 werden er 3 exemplaren van *Valvata* en 1 exemplaar van *Potamopyrgus* gevonden. Deze macro-invertebraten zorgden voor een NST-score van 1. En met hun hogere tolerantiescore zorgen ze meteen ook voor een hogere MTS-score. Bovendien werd er op 03/08 (net als op 24/05) 1 exemplaar van Ecnomidae (Trichoptera) teruggevonden, wat voor een EPT-score van 1 zorgde.

Locatie 2 *(VMM meetpunt 643950):*

In mei werden de zakken met stenen (substraten) niet teruggevonden. In augustus werden er 9 organismen teruggevonden en in oktober 12. De EPT-score van 1 is te danken aan het feit dat er op beide staalnamedagen (augustus en oktober) telkens 6 exemplaren van Ecnomidae (Trichoptera) werden teruggevonden. Dit is dezelfde soort als er op locatie 1 teruggevonden werd in mei en augustus, al ging het op die locatie slechts over 1 exemplaar. De NST-score van 1 is het gevolg van de waarneming van 4 exemplaren van *Ischnura* (Odonata) in augustus en 1 exemplaar van *Hippeutis* (Mollusca) in oktober. Doordat er in oktober 12 organismen zijn teruggevonden, t.o.v. de 9 organismen in augustus, ligt de diversiteitsindex daar iets hoger. De

gemiddelde tolerantieklasse van de teruggevonden organismen in november ligt wel iets hoger, wat dus de betere MTS-score verklaart.

Locatie 3 *(VMM meetpunt 644100):*

In elke staalnameperiode werden min of meer hetzelfde aantal organismen teruggevonden (in mei: 15, in augustus: 15, in oktober: 14). Opvallend is wel dat er bij de staalname van 03/08 slechts 1 van de 3 staalnamezakken met substraten werd teruggevonden, maar dat er wel 15 verschillende taxa werden gedetermineerd. Wat samen met het staal van mei, op dezelfde locatie, het hoogste aantal teruggevonden taxa binnen dit project is. Dit hoge aantal teruggevonden taxa in mei en augustus (telkens 15) verklaart de TAX-score van 2. Er werden op deze locatie geen EPT teruggevonden. Dit in tegenstelling tot de 2 andere locaties waar telkens één of meerdere Ecnomidae (Trichoptera) werden teruggevonden. De NST-score van 1 bij alle 3 de staalnames is o.a. dankzij het terugvinden van één of meerdere *Gyraulus* (Mollusca) bij elke staalname. In mei en oktober werd ook nog één of meerdere *Acroloxus* (Mollusca) teruggevonden. In het staal van oktober werd ook nog 1 exemplaar van *Hippeutis* (Mollusca) met een verhoogde tolerantieklasse teruggevonden, wat meteen de hogere MTS-score op die dag verklaart.

Tabel 8. Kwaliteitsbeoordeling t.b.v. de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) m.b.v. de in deze studie verzamelde gegevens van het biologisch kwaliteitselement macro-invertebraten.

L1 (643500)	EKC interpretatie	EKC-score	TAX	EPT	NST	SWD	MTS
24/05/2023	ontoereikende kwaliteit	0,3	1	1	0	2	2
3/08/2023	ontoereikende kwaliteit	0,4	1	1	1	2	3
6/11/2023	ontoereikende kwaliteit	0,35	1	0	1	2	3
L2 (643950)							
24/05/2023	geen staalname	/	/	/	/	/	/
3/08/2023	ontoereikende kwaliteit	0,4	1	1	1	2	3
23/10/2023	ontoereikende kwaliteit	0,4	1	1	1	3	2
L3 (644100)							
24/05/2023	ontoereikende kwaliteit	0,35	2	0	1	2	2
3/08/2023	ontoereikende kwaliteit*	*0,4**	*2*	*0*	*1*	*3*	*2*
23/10/2023	ontoereikende kwaliteit	0,3	1	0	1	1	3

*slechts 1 van de 3 staalnamezakken teruggevonden

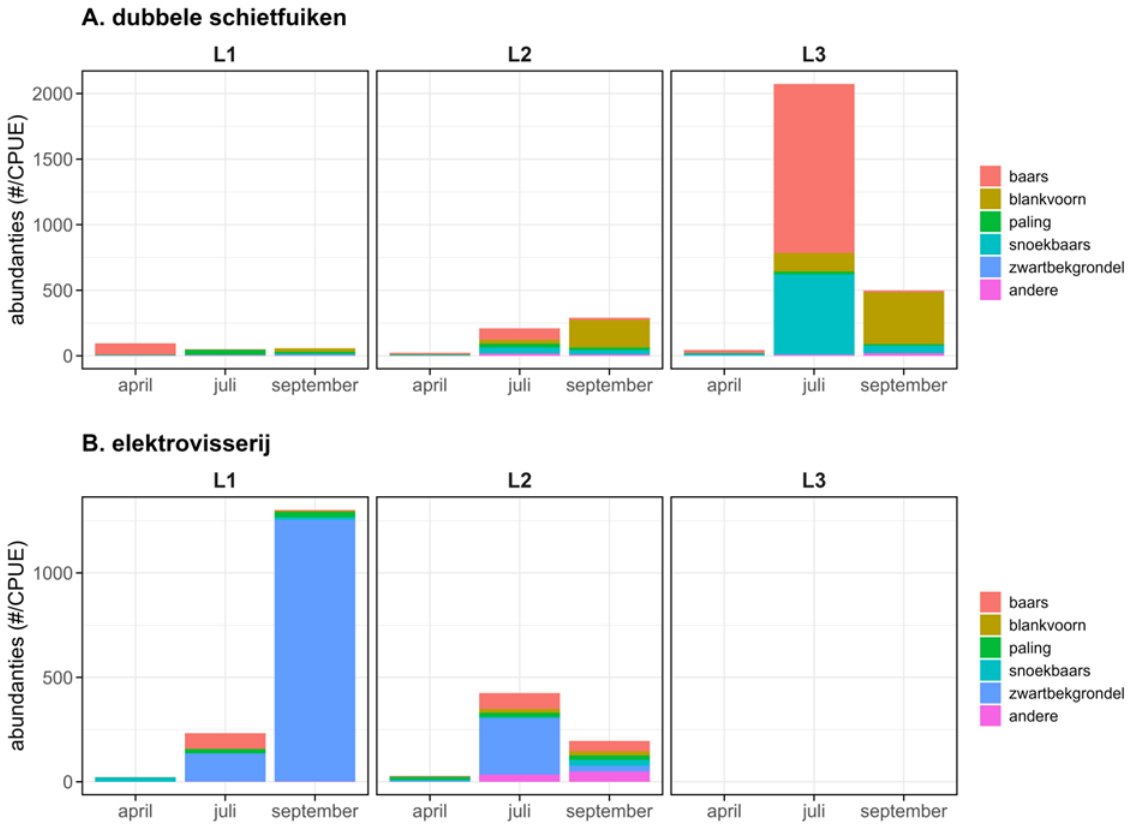
Algemene vaststelling: de ultrasoontoepassing heeft geen duidelijke impact gehad op de macro-invertebratengemeenschap. De gemeenschappen zijn op locatie 1 en 2 zeer gelijkaardig en de ultrasoontoepassing lijkt daar geen enkel effect op te hebben gehad. Voor alle locaties levert de kwaliteitsbeoordeling op basis van het kwaliteitselement macro-invertebraten een ontoereikende score op.

doi.org/10.21436/inbor.123273091

4.2.4 Vis

4.2.4.1 Abundantie

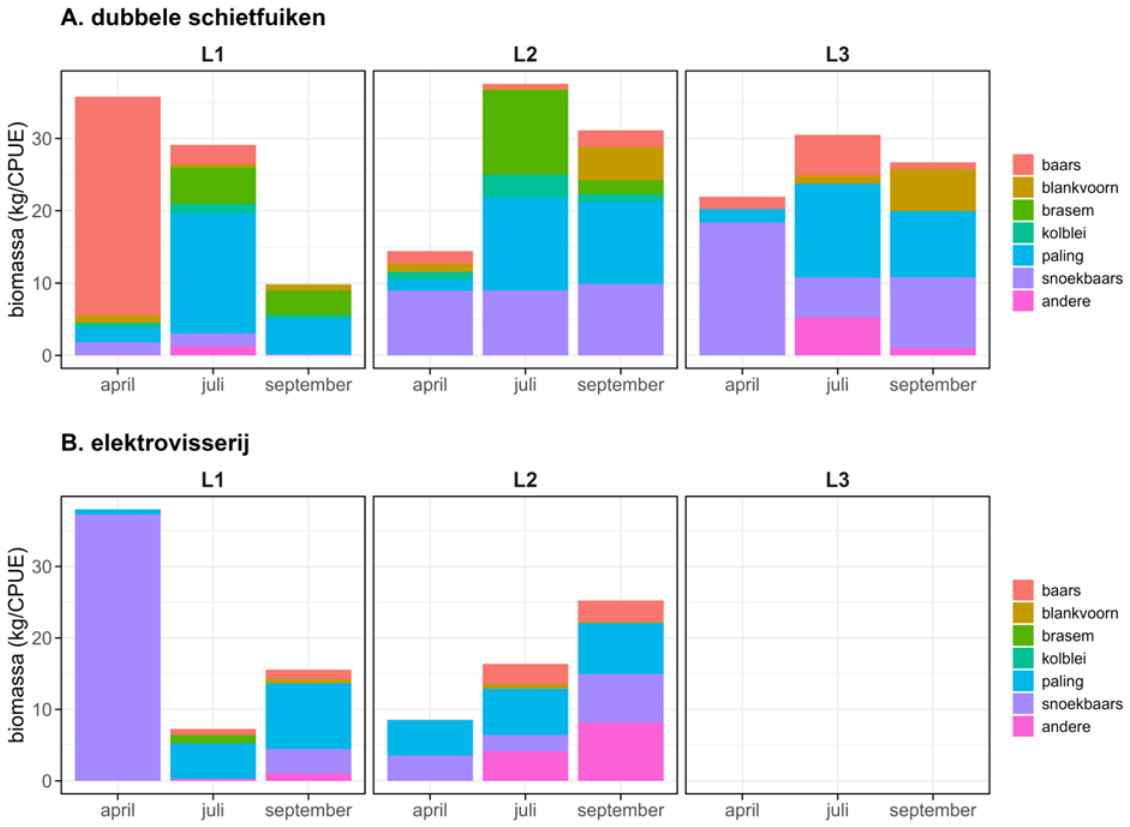
In Figuren 33 en 34 worden de resultaten weergegeven van de afvissingen waarvan er voor alle locaties telkens 1 plaatsvond voor, tijdens en na de ultrasoontoepassing op L2. Er zijn grote spatiotemporele verschillen zichtbaar in de visdensiteiten die ook nog eens afhankelijk zijn van de vangsttechniek. Bij de fuiken zien we een toename in stroomopwaartse richting met vooral in juli grote aantallen juveniele baars en snoekbaars op L3. In september domineert dan weer vooral blankvoorn de visdensiteiten op L2 en L3. Met elektrovisserij wordt anderzijds vooral de invasieve exoot zwartbekgrondel gevangen die vooral in september op L1 zeer hoge aantallen bereikte. Tijdens de ultrasoontoepassing op L2 zijn de visdensiteiten in L2 voor beide technieken alleszins hoger dan in L1.



Figuur 33. Staafdiagram met de abundanties (aantal/CPUE) van de verschillende vissoorten gevangen tijdens de bemonsteringen d.m.v. dubbele schietfuiken (A) en elektrovisserij (B) op de drie locaties (L1, L2, L3) in april, juli en september 2023. Op locatie L3 werd geen elektrovisserij toegepast. CPUE voor elektrovisserij en fuikvisserij zijn respectievelijk vangsten voor 500m oeverlengte en 4 fuikdagen.

De visbiomassa's, waarbij grote vissen een veel belangrijker aandeel hebben, wijken sterk af van de aantallenfluctuaties door de aanwezigheid van een beperkt aantal grotere individuen. Ook hier zijn er relatief sterke verschillen waarneembaar in functie van tijd, locatie en vangsttechniek. De sterk afwijkende visbiomassa's van april op L1 zijn te wijten aan een

uitzonderlijke vangst van een aantal grote, paaiende snoekbaarzen (elektrovisserij) en baarzen (fuiken) ter hoogte van de Sasbrug (Fig. 35). Over het algemeen hebben snoekbaars, paling en brasem het belangrijkste aandeel in de visbiomassa op basis van de fuikvangsten. Voor snoekbaars en paling is dit ook op basis van de elektrovisserij het geval. Merk op dat de visbiomassa's ten tijde van de ultrasoontoepassing het hoogste zijn op L2.



Figuur 34. Staafdiagram met de biomassa (kg/CPUE) van de vissoorten gevangen tijdens de bemonsteringen d.m.v. dubbele schietfuiken (A) en elektrovisserij (B) op de drie locaties (L1, L2, L3) in april, juli en september 2023. Op locatie L3 werd geen elektrovisserij toegepast. CPUE voor elektrovisserij en fuikvisserij zijn respectievelijk vangsten voor 500m oeverlengte en 4 fuikdagen.

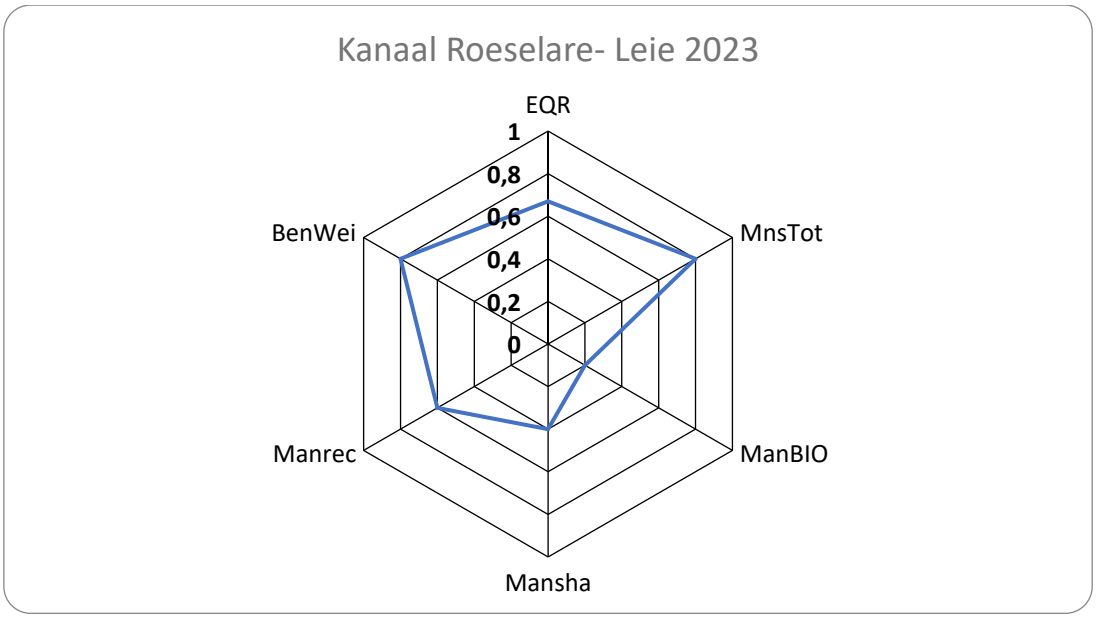
doi.org/10.21436/inbor.123273091

Figuur 35. Uitzonderlijke vangst op 29/03 van een aantal zeer grote paairijpe snoekbaarzen t.h.v. de Sasbrug op locatie 1. ©Jeroen Van Wichelen

4.2.4.2 Kwaliteitsbeoordeling vissen

Ook met de afvisgegevens werd een KRW-kwaliteitsbeoordeling uitgevoerd. De methode is ontwikkeld om een uitspraak te doen over een volledig waterlichaam. Het was dus niet mogelijk om de drie onderzochte locaties onderling te vergelijken. Merk op dat de in dit onderzoek gehanteerde methode afwijkt van de standaard procedure (enkel najaarsvangsten, 6 locaties verspreid over het gehele kanaal, fuiken en elektrovisserij). Met alle verzamelde gegevens (10 fuikvangsten en 6 elektrische vangsten) werd een EQR berekend die op 0,67 uitkwam, een matige kwaliteit. De waardes van de verschillende deelmetrieken zijn weergegeven in Figuur 36. Vooral de totale biomassa en de diversiteit scoren nog ondermaats.

Een vorige KRW-bemonsteringscampagne werd in oktober 2020 uitgevoerd waarbij de EQR op 0,65 uitkwam (Van Thuyne & Galle 2020) zeer gelijkaardig aan de uitkomst van de afwijkende beoordelingsmethode tijdens deze studie.



Figuur 36. Spindiagram met weergave van de diverse deelmetrieken van een KRW-kwaliteitsbeoordeling van de visgemeenschap van het kanaal Roeselare-Leie in 2023. MnsTot (totaal aantal soorten), ManBIO (totale biomassa) en Mansha (Shannon Index) zijn gebaseerd op elektrische vangsten. Manrec (aantal rekruterende soorten) en BenWei (gewichtspercentage benthische soorten) zijn gebaseerd op fuikvangsten.

Algemene vaststelling: de ultrasoontoepassing heeft geen duidelijke impact gehad op de visgemeenschap. Wat de eventuele impact was op het paaisucces (ontwikkeling eitjes en larven) maakte geen deel uit van deze studie.

4.2.4.3 Cyanotoxines in visweefsel

Van de in juli ingezamelde vissen werden 23 stalen geanalyseerd, van de in september ingezamelde dieren werden 18 stalen geanalyseerd naar de aanwezigheid van cyanotoxines. Een staal betrof ofwel een individuele vis (grotere exemplaren) ofwel een mengstaal van meerdere kleinere exemplaren van dezelfde soort. In totaal werden analyses uitgevoerd op 9 verschillende vissoorten (Tabel 9). Er werden analyses uitgevoerd op spierweefsel (N=41), lever (N=22) en ingewanden (inclusief lever, N=21). Er werd getest op aanwezigheid van 8 verschillende microcystinevarianten (congeners). Microcystines konden worden aangetroffen in 49 % van de onderzochte stalen. De vergiftiging bleek wijdverspreid want deze toxines werden in een breed scala aan vissen aangetroffen met name in snoekbaars, baars, blankvoorn, vetje, blauwbandgrondel, zwartbekgrondel en zonnebaars maar opvallend niet in paling. De gifstoffen werden vooral gedetecteerd in de ingewanden + lever (52% detectie) en de lever (36 %) en in mindere mate in spierweefsel (7%). De totale microcystineconcentratie in de ingewanden + lever varieerde van 5,9 tot 156,6 µg/kg en in de lever van 5,8 tot 37,9 µg/kg. In de spierweefsels bleef de concentratie steeds beperkt tot onder de bepalingsgrens van 10 dan wel 5 µg/kg (LOQ) afhankelijk van de microcystinevariant. MC-LR (gedetecteerd in 13 vissen), MC-YR (N=11) en MC-LY (N=7) werden het meest aangetroffen.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

Tabel 9. Resultaten van de microcystinebepalingen in visweefsels afkomstig van vissen uit het kanaal Roeselare-Leie ingezameld tijdens het visstandsonderzoek van juli en september 2023 (M: spierweefsel, L: lever, L+V: lever + ingewanden)

Species	**matrix**	**N stalen**	**N positief**	**totaal MC's (µg/kg)**
snoekbaars	M	7	0	-
	L	2	1	28,1
	L + V	5	5	5,9 - 70,0
baars	M	7	2	6
	L	2	2	13,7 - 26,5
	L + V	5	3	44,6 - 156,6
blankvoorn	M	6	0	-
	L	5	1	29,9
	L + V	2	1	20,4
zwartbekgrondel	M	11	0	-
	L	10	3	<5 - 11,1
	L + V	1	0	-
zonnebaars	M	1	1	<5
	L + V	1	1	95,4
alver	M	1	0	-
	L + V	1	1	-
vetje	M	1	0	-
	L + V	1	1	92,3
Europese paling	M	4	0	-
	L	4	0	-
blauwbandgrondel	M	4	0	-
	L + V	4	1	68,9

4.2.5 Vleermuizen

De resultaten van de batdetector op verschillende afstanden tot de ultrasone toestellen zijn weergegeven in Tabel 10. Op korte afstand (5 m) waren de signalen van de toestellen nog zeer goed tot goed detecteerbaar langs de rand van het water, vooral als de batdetector gericht was naar de toestellen. Op 10 m afstand waren de signalen nog nauwelijks detecteerbaar (zeer zwak, iets sterker dan achtergrondruis) en op 20 m waren de signalen niet meer detecteerbaar (Figs. 37-38).

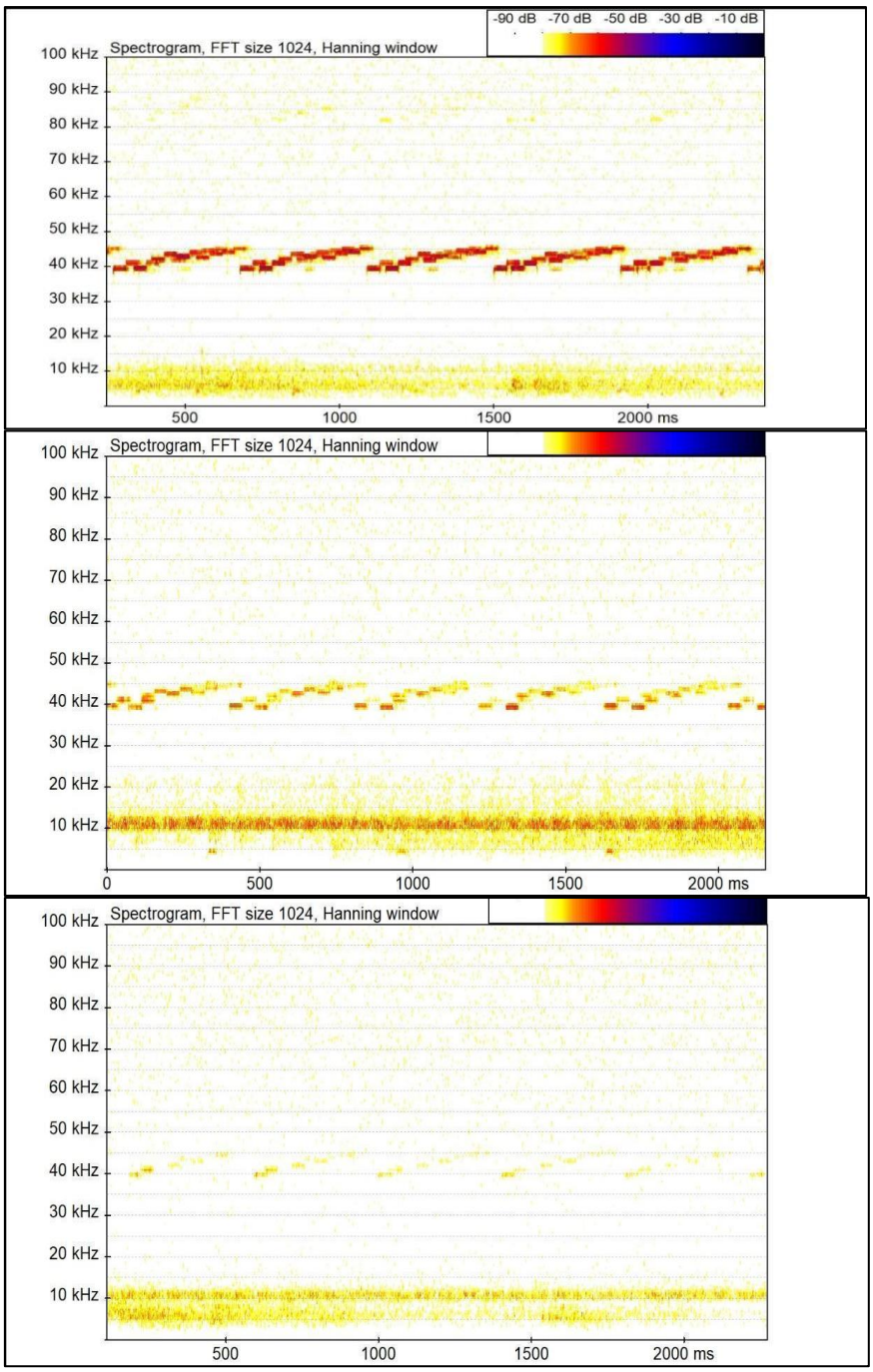
De intensiteit van de ultrasone signalen was niet verschillend bij de dubbel (twee naast elkaar) en de enkel geplaatste toestellen, maar bij de dubbel geplaatste toestellen waren er uiteraard dubbele signalen (zie verschil tussen Figuur 37 en 38). De intensiteit van de ultrasone toestellen op 5 en 10 m boven water kan vergeleken worden met deze van een overvliegende gewone dwergvleermuis op resp. 10-15 en 20-25 m van de batdetector (Figs. 39-40).

Tabel 10. Resultaat van de detecteerbaarheid van de ultrasone golven boven water door controle met een batdetector.

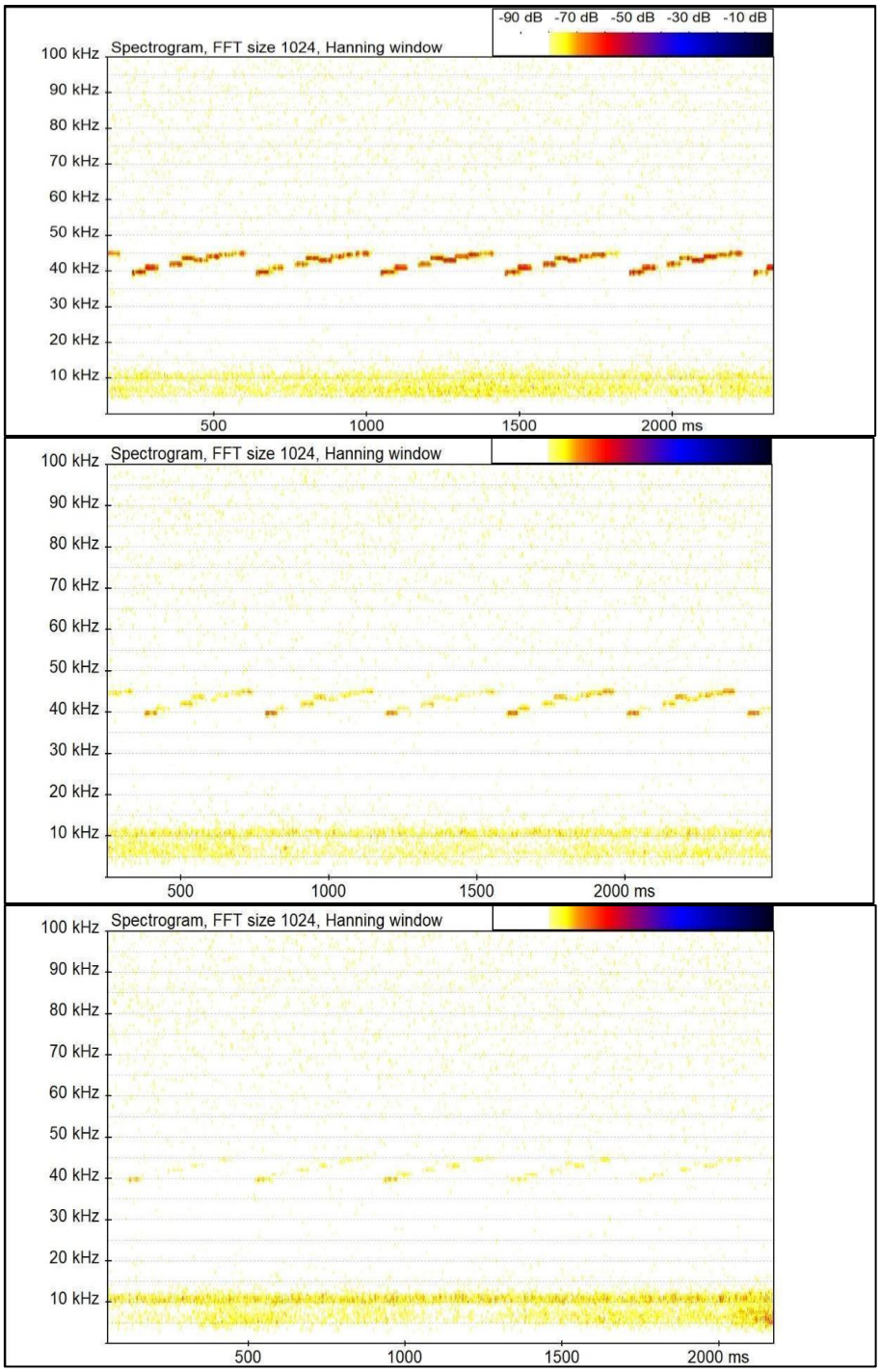
Locatie van de ultrasone toestellen	op 5m, batdetector naar beneden gericht (naar toestellen)	op 5m, batdetector horizontaal gericht	op 10m, batdetector horizontaal gericht	op 20m, batdetector horizontaal gericht
noordwestelijke en centraal zuidelijke (= telkens dubbele)	zeer goed detecteerbaar	vrij goed detecteerbaar	zeer zwak detecteerbaar	niet detecteerbaar
meest oostelijke (= enkele)	(zeer) goed detecteerbaar	vrij goed detecteerbaar	zeer zwak detecteerbaar	niet detecteerbaar

De instellingen voor de sterkte en het contrast van de opgevangen ultrasone signalen zijn in alle onderstaande figuren gelijk gehouden, om de intensiteit goed te kunnen vergelijken.

doi.org/10.21436/inbor.123273091



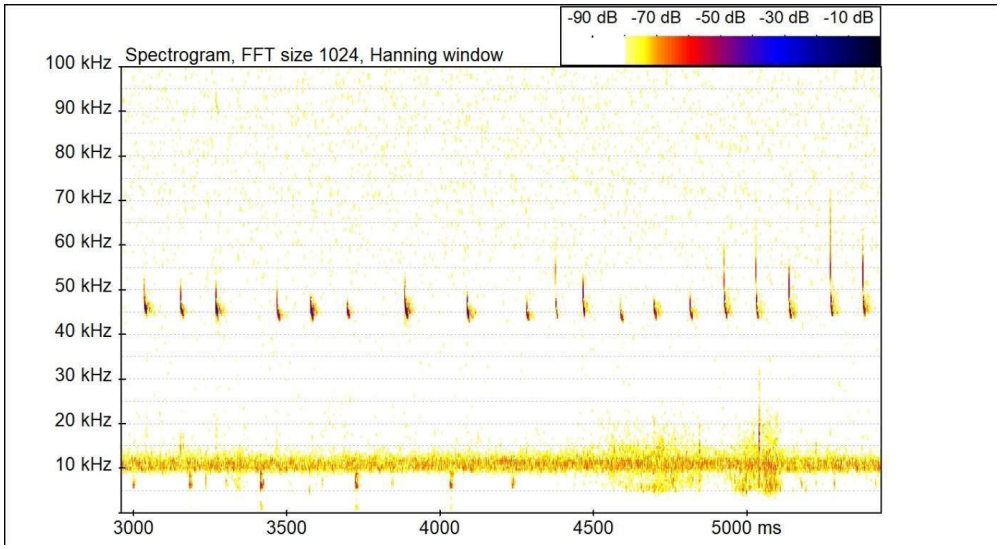
Figuur 37. Signalen van de dubbele ultrasone toestellen (twee naast elkaar) met batdetector op 5 m afstand gericht naar de toestellen (boven), 5 m afstand horizontaal gericht (midden) en 10 m afstand horizontaal gericht.



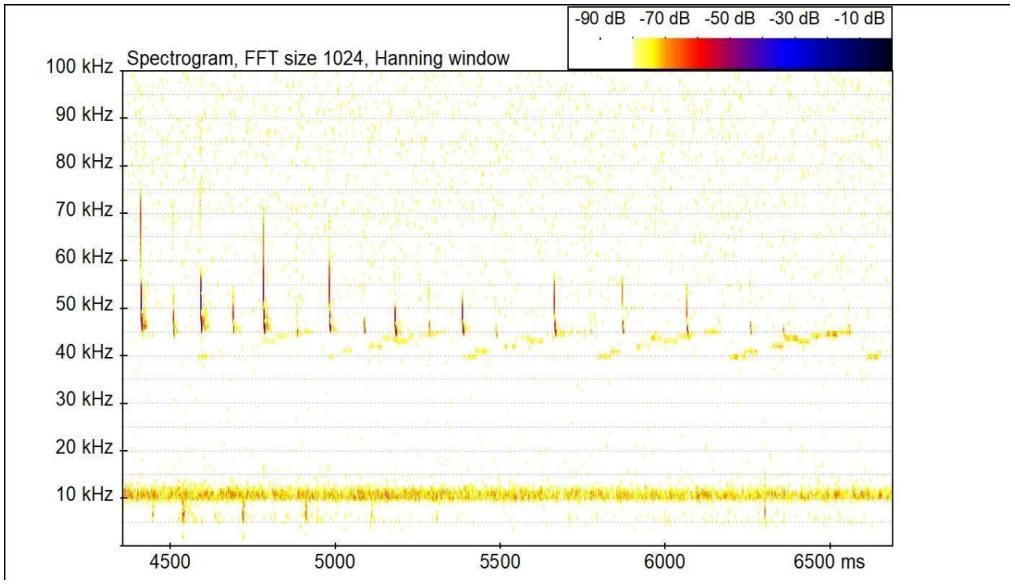
Figuur 38. Signalen van een enkel ultrasoon toestel (individueel) met batdetector op 5 m afstand gericht naar het toestel (boven), 5 m afstand horizontaal gericht (midden) en 10 m afstand horizontaal gericht.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

Tijdens en na het invallen van de duisternis werden enkele foeragerende gewone dwergvleermuizen vastgesteld langs de waterkant van het kanaal (Fig. 39). Ook vlakbij de ultrasone toestellen (ca. 10 m) vlogen overvliegende/foeragerende gewone dwergvleermuizen (Fig. 40). De op zeer korte afstand gemeten intensiteit van de ultrasone toestellen kan dus vergeleken worden met deze van een overvliegende gewone dwergvleermuis op korte afstand (10-20 m) van de batdetector.



Figuur 39. Signalen van een overvliegende gewone dwergvleermuis op ongeveer 10-15 m van de batdetector.



Figuur 40. Signalen van een overvliegende gewone dwergvleermuis op ongeveer 15-20 m van de batdetector, dichtbij (ca. 5-10 m) één van de ultrasone toestellen waarvan de signalen hier ook zwak zichtbaar worden.

Algemene vaststelling: De signalen van de onder water geïnstalleerde ultrasone toestellen, zijn ook boven water nog duidelijk detecteerbaar tot 5 m van de toestellen, nog zeer zwak op 10 m, en niet meer op 20 m. De signalen reiken boven water dus slechts zeer lokaal tot in de omgeving.

Hoewel hiervoor geen gericht onderzoek werd verricht, zijn er geen duidelijke indicaties dat de aanwezige vleermuizen tijdens de controle een verstorend effect ondervonden door de signalen van de ultrasone toestellen. Toch is enige voorzichtigheid geboden, gezien de frequenties van de ultrasone toestellen overlappen met deze van verschillende soorten vleermuizen. Het massaal inzetten van dergelijke ultrasone toestellen kan een verstorend effect veroorzaken en mogelijks leiden tot gedragsveranderingen bij vleermuizen of hun prooien.

doi.org/10.21436/inbor.123273091

5. DISCUSSIE

5.1 EFFECTIVITEIT ULTRASOONTOEPASSING

Uit de vaststellingen in het veld en de gedetailleerde labo-analyses is duidelijk dat de gehanteerde ultrasoontoepassing de vorming van cyanobacteriënbloei niet heeft kunnen verhinderen in het Kanaal Roeselare-Leie. Technische mankementen of een onzorgvuldig ontwerp lijken daarbij onwaarschijnlijk als mogelijke verklaring. De toestellen zijn ruim voor de bloei-ontwikkeling in werking gesteld en uit regelmatige veldcontroles van de geluidsgolven bleek ook een afdoende dekking in het gebied van toepassing. Ook de gebruikte frequentie van 40 kHz is een standaardinstelling die als effectief wordt aanbevolen door de producenten/verkopers.

De aanwijzingen van nadelige effecten van ultrasoon op de ontwikkeling van cyanobacteriën in de wetenschappelijke literatuur blijven grotendeels beperkt tot laboproeven. Onderzoek naar de effectiviteit van opschaling en toepassing in veldsituaties zijn quasi onbestaande (Leclercq et al. 2014, Park et al. 2017) maar hoogst noodzakelijk om het gebruik van deze technieken te overwegen, laat staan effectief in te zetten.

De weinige gekende en vrijgegeven veldstudies naar de effectiviteit van ultrasoon geluid in de bestrijding van cyanobacteriën schetsen evenwel een pover resultaat. Daarbij wordt doorgaans gebruik gemaakt van laag vermogen/lage frequentie toepassingen omdat hoog vermogen/hoge frequentie toepassingen cavitatie[5] veroorzaakt wat schadelijk is voor alles wat vlakbij in het water leeft en dus niet selectief kan ingezet worden voor de bestrijding van cyanobacteriën (o.a. Klemenčič & Krivograd Klemenčič 2021a). Bovendien hebben hoogvermogen geluidsgolven een zeer beperkte penetratiecapaciteit in water en zijn ze ook omwille van die reden niet of nauwelijks toepasbaar voor de bestrijding van cyanobacteriën in oppervlaktewater (Leclercq et al. 2014, Burford et al. 2019).

De doorgaans gehanteerde ultrasoon veldtoepassingen steunen op het (veronderstelde) principe dat laagvermogen geluidsgolven de gasblaasjes van potentieel toxische cyanobacteriën tot op enkele honderden meters afstand van de transducer kunnen doen inklappen waardoor deze hun positie in de waterkolom niet kunnen handhaven. De cyanobacteriën zakken aldus uit naar diepere lichtarme waterlagen waardoor ze niet verder kunnen prolifereren. Zowel de frequentie als het vermogen van de ultrasone toepassing zijn daarbij van belang gezien ze een verschillende uitwerking hebben op de gasblaasjes. De frequentie kan de gasblaasjes in resonantie brengen en ze aldus kunnen doen inklappen, terwijl het vermogen de druk in de gasblaasjes kan doen toenemen tot boven een kritisch punt waarbij de gasblaasjes eveneens inklappen. Er bestaat op dit moment evenwel geen aanbevolen ideale combinatie van beide parameters om de gasblaasjes van cyanobacteriën efficiënt te doen inklappen (Rajasekhar et al. 2012).

Bohrerova at al. (2023) onderzochten dit algemene principe in een veldtoepassing maar konden geen effect op de gasblaasjes van *Microcystis*- en *Aphanizomenon*-cellen vaststellen die op 3,5 m afstand waren geplaatst van een transducer die geluidsgolven tussen 20 en 100 kHz (3,5 kPa) uitzond. De auteurs wezen bovendien op het feit dat uit wetenschappelijke literatuur blijkt dat het inklappen van de gasblaasjes bij veel hogere drukken (> 200 kPa) en frequenties (MHz)

[5] Cavitatie is de vorming en abrupte ineenstorting van met damp gevulde belletjes.

plaatsvindt (o.a. ook in Lürling et al. 2016). Specifiek voor *Microcystis* worden de smalle gasblaasjes, die een hoge druk kunnen weerstaan, aangewezen als zeer resistent voor ultrasoon-toepassingen (Zhang et al. 2006).

Purcell (2009) evalueerde het gebruik van ultrasoon veldtoepassingen in het Verenigd Koninkrijk maar kwam niet tot consistente bevindingen al leek er wel een tendens dat draadvormige taxa zoals *Aphanizomenon* vatbaarder waren voor ultrasoon ten opzichte van coccale taxa zoals *Microcystis* (zie ook Purcell et al. 2012).

Hamzeh (2020) onderzocht het effect van een ultrasoontoepassing in het hypertrofe Qaraoun Reservoir (Libanon) tussen augustus en oktober 2019. De opstelling was gericht op de bestrijding van algen in grote wateroppervlaktes en bestond uit 10 drijvende opstellingen (MPC-Buoys, LG Sonic) uitgerust met sensoren die de waterkwaliteit (chl a, phycocyanine, turbiditeit, zuurstof en pH) permanent opvolgen en op basis van de resultaten telkens 4 ultrasone transducers in werking stelden. Elke boei had een actieradius van 250 m en zond constant geluidsgolven van 4-10W en 27-47 kHz uit. Er werd echter geen merkbare verbetering vastgesteld op de locaties met ultrasoon in vergelijking met een controlelocatie en de ontwikkeling van drijflagen kon niet worden verhinderd. Wel waren er indicaties dat de verticale distributie werd gewijzigd door de ultrasoon toepassing. Ook bleken intracellulaire microcystineconcentraties hoger te liggen in de locaties met ultrasoontoepassing wat in verband werd gebracht met toegenomen stresscondities voor de cyanobacteriën.

Vaughan et al. (2023) evalueerden de werking van een ultrasoon toepassing in een drinkwaterbekken in de buurt van Victoria (Australië) bestaande uit 2 centraal geplaatste transducers die continu geluidsgolven van 20-60 kHz uitstuurden. De test verliep over een periode van 18 maanden en ook de voorgaande 3 jaren zonder ultrasoontoepassing werden bij het onderzoek betrokken. Er konden geen statistisch significante verschillen worden gevonden tussen de pre- en post-sonicatie periode, hoewel non-cyanobacteriën in verhouding wel toenamen tijdens de ultrasoontoepassing. Omwille van klimatologische verschillen tussen de onderzochte jaren konden deze beperkte verschillen echter niet zuiver aan de ultrasoontoepassing worden toegeschreven.

Rumyantsev et al. (2022) beschreven de resultaten van een ultrasoon-toepassing in een verbonden vijversysteem in Sint-Petersburg in de zomer van 2016. Een vijver werd uitgerust met een centraal geplaatste transducer die in de periode juni-augustus zowel gepulst als continu in alle richtingen geluidsgolven tussen 20-300 kHz uitzond. Een nabijgelegen vijver fungeerde als controle. Beide systemen werden grotendeels gedomineerd door de draadvormige cyanobacterie *Limnothrix redekei.* Behoudens enkele sterke verschillen aan het begin en op het einde van de studieperiode heeft de ultrasoontoepassing ook hier de vorming van de bloei niet kunnen verhinderen. De getoonde gegevens rechtvaardigen in ons opzicht ook niet de conclusies van de auteurs omtrent het gebruik van dergelijke toepassing als een effectieve bestrijdingsmethode.

Ook een aantal eerdere studies die de effecten van een ultrasoontoepassing op proliferatie van cyanobacteriën in een veldtoepassing onderzochten en tot eerder gunstige conclusies kwamen bleken niet voldoende onderbouwd of moeilijk te beoordelen omdat bv. tegelijkertijd ook een aantal andere technieken werden ingezet (zie Lürling & Tolman 2014a, Kibuye et al. 2021).

Tischer et al. (2025) pasten een ultrasoonapplicatie toe met frequenties van enkele tientallen tot enkele honderden kHz in een serie van drie verbonden reservoirs waarvan de buitenste fungeerden als controle (zeer gelijkaardig aan onze testopstelling). Ook deze studie kon geen

effect vaststellen van de toepassing op de fysicochemie en de fytoplanktonbiomassa (chla a en phycocyanine).

Er zijn ook een aantal studies bekend van locaties dichter bij huis. Zo werd in Nederland de inzet van ultrasoon reeds in 2007 geëvalueerd met betrekking tot een toepassing in de haven van Tholen langs het Schelde-Rijnkanaal nabij het Zoommeer en in de Gouden Ham langs de Maas bij Megen (Kardinaal et al. 2008). In de haven van Tholen werden daarbij in april 2007 14 ultrasoontransducers geplaatst met een bereik van 200 m rond de toestellen. In de binnenbaai van Gouden Ham betrof het 3 toestellen. Van mei t.e.m. september 2007 werden tweewekelijks stalen genomen en metingen verricht. Naast fysisch-chemische analyses werd ook het fytoplankton in detail opgevolgd op een aantal locaties binnen de toepassingszones. De resultaten werden telkens vergeleken met een vlakbij gelegen controlezone zonder ultrasoontoepassing. In beide gevallen kon geen reductie in de *Microcystis*-dichtheden worden vastgesteld in de zones met ultrasoontoepassing en kon daarbij de vorming van drijflagen ook niet worden verhinderd. In het geval van de haven van Tholen werd eveneens gezinspeeld op de mogelijk voortdurende aanvoer van drijflagen vanuit het Zoommeer als zijnde extra problematisch valt te beschouwen.

Een andere casus betreft de studie van Govaert et al. (2007) die de effectiviteit van een Flexidal AL-50 ultrasoontoestel uitgebreid hebben getest in twee identieke, uit bedrijf geraakte, bezinkbekkens in RWZI-Zwaanshoek (nabij Amsterdam) waarbij één bekken als controle (zonder US) fungeerde. De fytoplanktondynamiek werd gedurende 4 maanden opgevolgd maar er kon geen verschil in biomassa (chl a), noch in soortensamenstelling worden vastgesteld tussen de twee bekkens.

Tijdens de zomers van 2017 en 2018 werd een ultrasoonbehandeling in het Waterspaarbekken van de Blankaart getest door De Watergroep. De opstelling bestond uit 4 MPC-Buoys (LG Sonic), gelijkaardig aan deze van het onderzoek in Libanon (zie hoger). De efficiëntie van de behandeling kon evenwel ook tijdens dit onderzoek niet aangetoond worden en de opstelling was bovendien vatbaar voor technische defecten (De Watergroep 2019).

Ook in Brugge wordt al een tijdlang ultrasoon ingezet ter bestrijding van blauwalgen, o.a. in het Stil Ende en de zwemzone aan de Coupure. Volgens verschillende persmededelingen ogenschijnlijk met gunstige resultaten tot gevolg. Gezien het gebrek aan wetenschappelijke opvolging is het niet mogelijk om de effectiviteit van deze maatregel goed in te schatten. Gebrek aan blauwalgenbloei is hiervoor alleszins geen bewijs zonder bijvoorbeeld vergelijking met een naburige en vergelijkbare controlelocatie. In augustus 2020 werd ondanks de ultrasoontoepassing toch een zwemverbod ingesteld in de Coupure door de aanwezigheid van een cyanobacteriële drijflaag[6] wat erop wijst dat ook deze toepassing de ontwikkeling van cyanobacteriën en de vorming van drijflagen niet heeft kunnen verhinderen.

Tenslotte wordt er ook in de jachthaven van Izegem al enkele jaren ultrasoon ingezet ter bestrijding van de cyanobacteriën aldaar die gedurende een groot gedeelte van het zomerhalfjaar zeer uitgebreide drijflagen kunnen vormen (zie Fig. 24). Hiervoor werd eerst informatie ingewonnen bij stad Brugge over de aldaar toegepaste methode waarna deze ook werd toegepast in de jachthaven. De opstelling bestaat uit 2 NT4.1 Aquasonic transducers die continu en jaarrond ultrasoongolven uitzenden. Bloeivorming en drijflagen werden evenwel niet

[6] https://kw.be/nieuws/milieu/zwemmen-in-coupure-tijdelijk-verboden-wegens-blauwalgen/

onderdrukt (zie vaststellingen dit rapport en Fig.24) maar volgens de initiatiefnemer en de leverancier wordt er wel geurhinder door vermeden.

Al deze studies pleiten niet in het voordeel van ultrasoon als effectieve bestrijdingsmaatregel tegen cyanobacteriënbloei. Het is niet ondenkbeeldig dat de techniek wel enig effect heeft in meer gesloten systemen met kleinere watervolumes al dan niet voorzien van onnatuurlijke oevers (beton, stortsteen) met veel mogelijkheden tot reflectie. Maar dan nog zal het maatwerk zijn met toepassing van de meest effectieve combinatie van vermogen en frequentie afhankelijk van de omgevingsvariabelen en de aanwezige te bestrijden cyanobacteriën. In meer open systemen en grotere watervolumes is de effectiviteit echter zeer discutabel vooral in situaties met een constante influx van met cyanobacteriën belast water. Dit is ook het geval voor de locatie in het kanaal Roeselare-Leie waar mogelijks een continu stroomafwaarts transport van cyanobacteriën plaatsvindt, hoewel dit in de zomer vermoedelijk vrij beperkt is vanwege de geringe debieten. Bloei van cyanobacteriën en vorming van drijflagen zijn alleszins reeds aan de kop van het kanaal in het centrum van Roeselare (L3) aanwezig. Deze kunnen zich vervolgens doorheen de tijd sterk in stroomafwaartse richting verder profileren. Uit de hoeveelheid cyanochlorofyl en de bijdrage van cyanobacteriën aan de totale fytoplankton C-biomassa bleek alleszins een duidelijke toename in stroomafwaartse richting. Ook windwerking kan drijflagen doen bijeendrijven wat vermoedelijk in de kajakzone effectief ook gebeurt. Wegens zijn noordelijke ligging t.o.v. dominante windrichtingen in Vlaanderen (zuidwest) leent de kajakzone er zich ten zeerste toe om drijvend materiaal te accumuleren.

Uit eigen onderzoek en grondig literatuuronderzoek concludeerde Lürling et al. (2016), wat ons betreft terecht, dat het gebruik van laagvermogen ultrasoontoepassingen in grote volumes water geen aantoonbaar nadelig effect heeft op de ontwikkeling van cyanobacteriën en dus niet geschikt is als bestrijdingsmaatregel.

5.2 ECOLOGISCHE IMPACT

Onze studie kon geen negatieve ecologische impact op andere organismen aantonen, met name zoöplankton, macro-invertebraten en vis. Wel konden we aantonen dat de geluidsgolven ook boven water detecteerbaar waren. Ze vallen binnen het bereik dat hoorbaar is voor bepaalde soorten vleermuizen (en mogelijks ook bepaalde prooien van vleermuizen) waardoor een interactie niet is uitgesloten.

Klemenčič & Krivograd Klemenčič (2021a) bundelden de kennis omtrent de impact van laag vermogen ultrasoon op andere dan de bedoelde organismen samen. Deze concentreren zich vooral op vis en zoöplankton. Ondanks er nog veel onderzoek nodig is omtrent de hoorbaarheid van dergelijke geluidsgolven, wordt algemeen aangenomen dat de meeste vissen geen geluid boven 3-4 kHz kunnen waarnemen met uitzondering van een aantal vertegenwoordigers van de familie Clupeidae, meer specifiek behorend tot de subfamilie Alosinae waaronder fint en elft. Dit zou een aanpassing zijn om predatie door tandwalvissen tegen te gaan die hun prooien detecteren met behulp van echolocatie (Wilson et al. 2011). De weinige studies die de impact van laagvermogen ultrasoontoepassingen onderzochten op vispopulaties konden geen aantoonbare effecten op de gezondheid, het gedrag, de fysiologie of de productiviteit waarnemen met uitzondering van 1 studie die een negatief effect op het voedingsgedrag van jonge katvis (*Ictalurus punctatus*) vermeldde (Zimba & Grimm 2008). Ook Techer et al. (2017)

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

konden tijdens een veldstudie geen aanwijsbare effecten van laagvermogen ultrasoon aantonen op de conditie en fysiologie van (gekooide) karpers.

Wat betreft effecten op zoöplankton worden geen eenduidige resultaten bekomen. De weinige testen zijn vooral onder labo-omstandigheden onderzocht (erlenmeyers, watertanks) waarbij ofwel zeer lethale (Lürling &Tolman 2014a,b) ofwel geen (Hedge 2013, Klemenčič & Krivograd Klemenčič 2021b) aantoonbare effecten op *Daphnia* (watervlo) werden bekomen. Ook voor 2 veldtoepassingen was dit het geval met enerzijds een groot lethaal effect (Govaert et al. 2007) maar anderzijds geen aantoonbaar effect (Hedge 2013). Testen van hoogvermogen toepassingen in functie van het desinfecteren van ballastwater toonde een sterk negatieve impact van vooral cavitatie op een aantal zoöplanktongroepen en macro-invertebraten (Sassi et al. 2005, Holm et al. 2008). Laboratoriumproeven met laagvermogen ultrasoon (23/46 kHz) op *Gammarus* deden de onderzoekers concluderen dat dergelijke toepassing in een veldomgeving geen acute schade zou toebrengen (Techer & Banas 2018).

Wat betreft de hoorbaarheid van de geluidsgolven boven water, wat in onze studie werd aangetoond, is er een mogelijke interferentie met vleermuisgedrag. Vleermuizen gebruiken namelijk echolocatie om zich in het donker te verplaatsen en om hun prooien te detecteren. Ze zijn evolutionair gezien daarbij voortdurend in een wapenwedloop verwikkeld met (een gedeelte) van hun prooien die door allerlei aanpassingen, zoals het verstoren van de echolocatie van de vleermuizen, trachten het predatiesucces te verlagen (zie o.a. Barber et al. 2022). De ultrasoon geluidsgolven vallen binnen het hoorbare geluid voor vleermuizen en hun prooien en kunnen mogelijks beiderlei gedrag beïnvloeden. Het effect blijkt wel beperkt tot de onmiddellijke (20 m) omgeving van de transducers. Desalniettemin is voorzichtigheid geboden bij de toepassing van ultrasoon in water en dient te worden nagegaan hoe de transmissie van het geluid van water naar lucht kan worden verminderd.

Ook kon geen effect worden aangetoond op de sedimentlaag waar gevreesd werd voor een verhoogde vrijstelling van metalen en daarmee samenhangend ook fosfor. Eerder labo- en veldonderzoek (in containers) had met name vrijstelling van metalen vastgesteld bij de toepassing van laag (Zhen et al. 2017) respectievelijk hoog (Ahn et al. 2003) vermogen, laag frequentie ultrasoon uit rivier- respectievelijk vijversediment. Ultrasoon is, meestal onder labo-omstandigheden, o.a. ook ingezet voor de de-contaminatie van bodems betreffende allerlei persistente organische polluenten en zware metalen. Het principe steunt evenwel op cavitatie en dus hoog vermogen ultrasoontoepassingen en zijn maar kostenefficiënt als ze ondersteund worden door andere technieken zoals oxidatie en elektrokinese (zie review Pham et al. 2009). Gedegen veldstudies zijn ook voor deze toepassingen echter niet voorradig.

6. CONCLUSIES

De tijdens deze veldstudie toegepaste ultrasoonopstelling heeft geen duidelijk aantoonbare effecten op de ontwikkeling van cyanobacteriën kunnen aantonen. Hoewel de concentraties en procentuele bijdrage van cyanobacteriën wat lager zijn op de ultrasoonlocatie in vergelijking met de stroomafwaartse referentielocatie lijkt dit eerder te wijten aan een algemene gradiënt van toenemende fytoplanktonconcentraties (waaronder cyanobacteriën) in stroomafwaartse richting.

Ook tijdens de ultrasoontoepassing werden drijflagen van cyanobacteriën visueel vastgesteld, zelfs vlakbij de ultrasoontoestellen en ook in zeer sterke mate in de kajakzone ter hoogte van de steiger, wellicht ten gevolge van een sterke concentratie door windwerking in deze vrij beschutte zone.

Nadelige effecten van de ultrasoontoepassing op andere componenten van het aquatische voedselweb met name op zoöplankton, macro-invertebraten en vis werden niet vastgesteld.

De ultrasoontoepassing produceerde geluidsgolven die ook tot op enige tientallen meters afstand van de ultrasoontoestellen detecteerbaar zijn boven water. Deze kunnen mogelijk een impact hebben op vleermuizen en hun prooien wegens hun gebruik/detectie van echolocatie.

doi.org/10.21436/inbor.123273091

Referenties

Ahn C.-Y., Park M.-H., Joung S.-H., Kim H.-S., Jang K.-Y. & Oh H.-M. (2003). Growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies. Environmental Science and Technology 37 (13): 3031-3037.

Anderson M. J., Ellingsen K. E. & McArdle B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecology Letters, 9(6), 683–693. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x

Anderson M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) . In Wiley StatsRef: Statistics Reference Online (pp. 1–15). Wiley.

Barber J.R., Plotkin D., Rubin J.J., Homziak N.T., Leavell B.C., Houlihan P.R., Miner K.A., Breinholt J.W., Quirk-Royal B., Padrón P.S., Nunez M. & Kawahara A.Y. (2022). Anti-bat ultrasound production in moths is globally and phylogenetically widespread. PNAS USA 119: e2117485119.

Barnett A. J., Finlay K. & Beisner B.E. (2007). Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. Freshwater Biology 52 (5): 796-813.

Bohrerova Z., Yousuf Y., Crafton-Nelson E., Cheng C.-M., Weaver C.R. & Weavers L.K. (2023). Cyanobacteria mitigation using low power ultrasound for gas vesicle collapse. American Water Works Association Water Science: e1346.

Bottrell H., Duncan A., Gliwicz Z., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P. & Weglenska T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology 24: 416-456.

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).

De Watergroep (2019). Ultrasone algenbestrijding, LG SONIC – MPC Buoy, proefperiode 2017-2018, 24 pp.

Flössner D. (2000). Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas, Leiden: Backhuys Publishers.

Govaert E., Vanderstukken M. & Muylaert K. (2007). Evaluatie van effecten van ultrasone straling op het ecosysteem. Masterthesis KULeuven-Kortrijk, 20 pp.

Hamzeh D.B. (2020). Controlling Cyanobacterial Blooms by Ultrasonic Irradiation – Lessons Learned from a Real-World Application in a Hypereutrophic Reservoir. Masterthesis American University of Beirut, Lebanon, 52 pp.

Hedge E. (2013). Investigating the impact of ultrasonic algal control on *Daphnia* in a freshwater ecosystem. BSc, Lancaster University.

Holm E.R., Stamper D.M., Brizzolara R.A., Barnes L., Deamer N. & Burkholder J.M. (2008). Sonication of bacteria, phytoplankton, and zooplankton: application to treatment of ballast water. Marine Pollution Bulletin 56: 1201–1208.

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.

Kardinaal E., De Haan M. & Ruiter H. (2008). Maatregelen ter voorkoming blauwalgen werken onvoldoende. H2O(7): 4-7.

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.

Klemenčič P. & Krivograd Klemenčič A. (2021a). The effect of ultrasonic algae control devices on non-target organisms: a review. Acta Biologica Slovenica 64 (1): 5-17.

Klemenčič P. & Krivograd Klemenčič A. (2021b). The effect of ultrasound for algae growth control on zooplankton. Acta Hydrotechnica 34/60.

Leclercq D.J.J., Howard C.Q., Hobson P., Dickson S., Zander A.C. & Burch M. (2014). Controlling cyanobacteria with ultrasound. Proceedings of 43rd International Congress on Noise Control Engineering November 16-19, 2014 (Inter-noise 2014). Theme: Improving the World through Noise Control, 10 pp.

Lund J.W.G., Kipling C. & Le Cren E.D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia 11: 143-170.

Lürling M. & Tolman Y. (2014a). Beating the blues: Is there any music in fighting cyanobacteria with ultrasound? Water Research 66: 361-373.

Lürling M. & Tolman Y. (2014b). Effects of commercially available ultrasound on the zooplankton grazer *Daphnia* and consequent water greening. Water 6: 3247-3263.

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.

Menden-Deuer S. & Lessard E.J. (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. Limnology & Oceanography 45: 569-579.

Mucci M., Coene P., Yasseri S. & Traill N. (2024). Roeselare-Leie Canal. Pilot Project to Assess the Effectiveness of Ultrasound Devices to Manage Cyanobacterial Blooms - Sediment Evaluation. Limno Solutions International & Aquatic Engineers, 17 pp.

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

Petrusek A., Hobæk A., Nilssen J. P., Skage M., Černý M., Brede N. & Schwenk K. (2008a). A taxonomic reappraisal of the European Daphnia longispina complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). Zoologica scripta 37(5): 507-519.

Petrusek A., Seda J., Macháček J., Ruthová Š. & Šmilauer P. (2008b). *Daphnia* hybridization along ecological gradients in pelagic environments: the potential for the presence of hybrid zones in plankton. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 363(1505): 2931-2941.

Pham T.D., Shrestha R.A., Virkutyte J. & Sillanpää M. (2009). Recent studies in environmental applications of ultrasound. Canadian Journal of Civil Engineering 36: 1849-1858.

Purcell D. (2009). Control of Algal Growth in Reservoirs with Ultrasound. PhD-thesis. Cranfield University, UK, 227 pp.

Purcell D., Parsons S.A., Jefferson B., Holden S., Campbell A., Wallen A., Chipps M., Holden B. & Ellingham A. (2012). Experiences of algal bloom control using green solutions barley straw and ultrasound, an industry perspective. Water and Environment Journal 27: 148-156.

Rajasekhar P., Fan L., Nguyen T. & Roddick F.A. (2012). A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms. Water Research 46: 4319-4329.

Rumyantsev V.A., Rybakin V.N., Rudsky I.V., Pavlova O.A., Kapustina L.L., Mitrukova G.G. & Korovin A.N. (2022). The Problem of Regulation of Toxigenic Blooming in Freshwater Bodies (Engelse vertaling). Vodnye Resursy 49 (2): 238–248.

Sassi J., Viitasalo S., Rytkönen J. & Leppäkoski E. (2005). Experiments with ultraviolet light, ultrasound and ozone technologies for onboard ballast water treatment. Espoo, VTT Tiedotteita, Research Notes 2313, 80 pp.

Sherr E.B. & Sherr B.F. (1993). Preservation and Storage of Samples for Enumeration of Heterotrophic Protists. In *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*. Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B., and Cole, J.J. (eds). Boca Raton, FL, USA: CRC Press, pp. 207-212.

Techer D., Milla S. & Banas D. (2017). Sublethal effect assessment of a low-power and dual-frequency anti-cyanobacterial ultrasound device on the common carp (*Cyprinus carpio*): a field study. Environmental Science and Pollution Research 24: 5669–5678.

Techer D. & Banas D. (2018). Contrasted effects of an anti-cyanobacterial ultrasound device on the non-target freshwater invertebrate species *Gammarus roeseli*. Environmental Science and Pollution Research 25: 1998-2004.

Tischer M.A., Murphy K.A., Weaver C.R., Crafton-Nelson E. & Weavers L.K. (2025). Sound field and water quality in reservoirs using ultrasound as a management strategy to control cyanobacteria blooms. Journal of environmental Management 380: 125057.

Van Camp C., Van Hassel W.H.R. , Van Wichelen J. & Masquelier J. (2024). Development and validation of a LC-MS method for the quantification of microcystins in fish for their monitoring in environmental and food context. Journal of Agriculture and Food Research 18: 101374.

Van Thuyne G. & Galle L. (2020). Bemonsteringsverslag van het Kanaal van Roeselare naar de Leie 5-8 oktober 2020. Intern INBO-rapport, 9 pp.

Van Wichelen J., De Coster S., De Ruysscher F., De Keyser K., van Gremberghe I., Sterken M., Vanormelingen P., van der Gucht K. & Vyverman W. (2006). Algenbloei. Een bedreiging voor natuurwaarden in Vlaanderen? Natuur.focus 5(3): 91-97.

Van Wichelen J., Coene P., Denys L., Pelicaen J. & Vyverman W. (2014). Tien jaar waterbloeimonitoring in Vlaanderen. Natuur.focus 13(2): 72-79.

Vaughan L., Barnett D., Bourke E., Burrows H., Robertson F., Smith B., Cashmore J., Welk M., Burch M. & Zamyadi A. (2023). Evaluating Ultrasonicator Performance for Cyanobacteria Management at Freshwater Sources. Toxins 15: 186.

Wilson M., Schack H.B., Madsen P.T., Surlykke A. & Wahlberg M. (2011). Directional escape behavior in allis shad (*Alosa alosa*) exposed to ultrasonic clicks mimicking an approaching toothed whale. Journal of Experimental Biology 214: 22-29.

Yasseri S. & Dabrowski J.M. (2021). Water and sediment quality assessment of the Roeselare-Leie Canal, Belgium. Limno Solutions International & Aquatic Engineers, 44 pp.

Zhang G., Zhang P., Wang B. & Liu H. (2006). Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa*. Ultrasonics Sonochemistry 13: 446-450.

Zhen S., Li N., Gu S. & Tan X. (2017). The effect of ultrasonic algae inhibition on the concentration and state changes of heavy metals in sediments. ScienceAsia 43: 244-253.

Zimba P.V. & Grimm C.G. (2008). Ultrasound tested in channel catfish production systems. Global Aquaculture Advocate, July/August 2008: 58-59.

 doi.org/10.21436/inbor.123273091

Bijlages

Bijlage 1: tabellen

Tabel 1. De datum van staalname en veldmetingen voor ieder tijdspunt. De drie staalnamelocaties (L1, L2, L3) werden op ieder tijdspunt bemonsterd.

tijdspunt	datum van staalname
T1	13/04/2023
T2	15/05/2023
T3	7/06/2023
T4	22/06/2023
T5	4/07/2023
T6	19/07/2023
T7	3/08/2023
T8	17/08/2023
T9	5/09/2023
T10	20/09/2023
T11	24/10/2023

Tabel 2. Veldcontrole werking ultrasoontoestellen door vrijwilligers van de kajakclub

Datum	Opmerkingen
27/05/2023	Alles OK, bereik tot aan het vlot waar we instappen.
07/06/2023	Sommige toestellen half uit het water (niet enkel vlotter, ook toestel zelf). 1 toestel (dichtst bij Bruanebrug) werkt mogelijk minder goed. Signaal wel nog goed in zone proefproject, uitgezonderd bij het vlot om in te stappen.
16/06/2023	Linkertoestel van de 2 toestellen in de bocht van de zwaaikom hangt scheef. Signaal wel nog goed in zone proefproject, uitgezonderd bij het vlot.
18/06/2023	Verste toestel richting schaapsbrug hing er wat zielig bij. Paal weer recht getrokken.
21/06/2023	Overal een goed signaal, ook in de buurt van het vlot. Mogelijk komt het signaal niet meer door als er gekajakt wordt (interferentie door golven gemaakt door kajaks?). Linkertoestel van de 2 toestellen in de bocht van de zwaaikom hangt nog steeds scheef.
30/06/2023	Overal een goed signaal, in de buurt van het vlot ook signaal, maar iets minder. Linkertoestel van de 2 toestellen in de bocht van de zwaaikom hing nog steeds scheef, ik heb dit wat rechter proberen te trekken met een snelbinder.
12/7/2023	Overal een goed signaal, ook aan het einde van de zwaaikom, maar dan vooral ter hoogte van het tunneltje. Het ultrasoontoestel bij het rondpunt komt wel af en toe boven water. Drijflaag bij de verbinding met de Krommebeek.
19/7/2023	Toestel bij de schaapsbrug: stekker was uitgetrokken => terug ingestoken. Richting de Schaapsbrug daarom wat minder signaal, verder wel overal een goed signaal, ook aan het einde van de zwaaikom, maar dan vooral ter hoogte van het tunneltje. Het ultrasoontoestel bij het rondpunt zat volledig onder water. Drijflaag bij de verbinding met de Krommebeek.
23/7/2023	Verste toestel (richting Schaapsbrug) uitgetrokken en de andere toestellen aan de zuidelijke oever ook. Opnieuw ingestoken
26/7/2023	Overal goed signaal, alle toestellen ok. Nog steeds drijflaag bij de verbinding met de Krommebeek.

2/8/2023	Overal goed signaal, alle toestellen ok. Nog steeds drijflaag bij de verbinding met de Krommebeek, duidelijke stank aanwezig bij die drijflaag.
30/8/2023	Overal goed signaal, alle toestellen ok.
6/9/2023	Overal goed signaal, alle toestellen ok.
13/9/2023	Overal goed signaal, alle toestellen ok.

Bijlage 2: diepte-analyse via GAM-modeling

Het effect van ultrasoonbehandeling op specifieke responsvariabelen (watertransparantie en biomassa aan fytoplankton, cyanobacteriën en zoöplankton) werd afzonderlijk onderzocht via Generalized Additive Models (GAMs) met ultrasoonbehandeling en locatie respectievelijk als ‘fixed” effect en “random” effect waarbij een afzonderlijke tijdstrend binnen afzonderlijke locaties werd toegelaten ('smooth' tijd*ultrasoon effect).

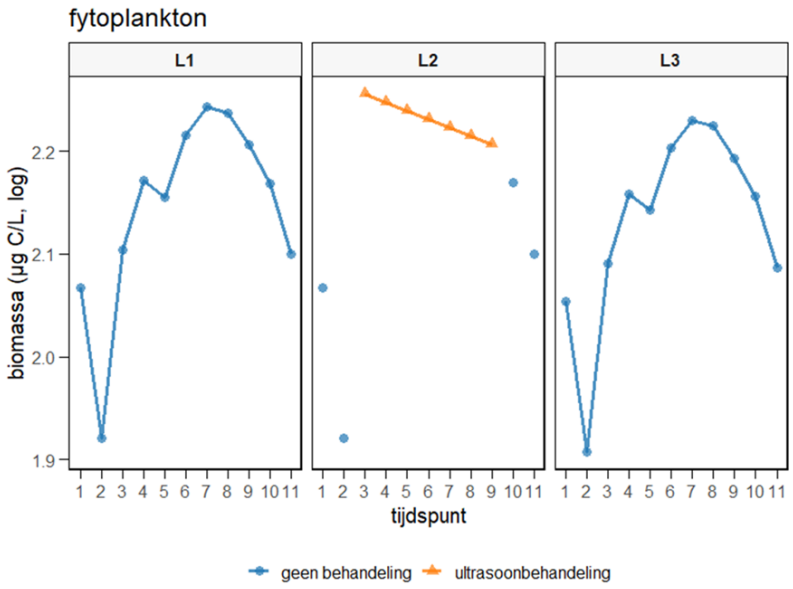
Uit deze analyse blijken er een aantal significante effecten van de ultrasoon-behandeling op de fytoplankton-, de blauwalgen- en de zoöplanktonbiomassa op te treden (Tabel 1, Figs. 1-3).

De patronen zijn evenwel moeilijk interpreteerbaar. Zo is er geen effect waarneembaar op de biomassa aan potentieel toxische cyanobacteriën die toch gemiddeld voor respectievelijk 87, 72 en 84 % van de biomassa aan cyanobacteriën uitmaken op locatie L1, L2 en L3 en de feitelijke doelgroep zijn van deze studie. Het significante effect op de cyanobacteriën als gehele groep lijkt ook sterk bepaald door een sterk afwijkend punt (T3) van de ultrasoonlocatie. De biomassa was er toen zeer sterk gedomineerd door kiezelwieren en cyanobacteriën werden er toen niet geteld, terwijl die op de referentielocaties wel (zeer) beperkt aanwezig waren. Bovendien zijn de referentielocaties hydromorfologisch niet identiek aan de ultrasoonlocatie en is er ook een interactie mogelijk met een onderliggende ‘gradiënt’ van toenemende fytoplankton biomassa’s in stroomafwaartse richting.

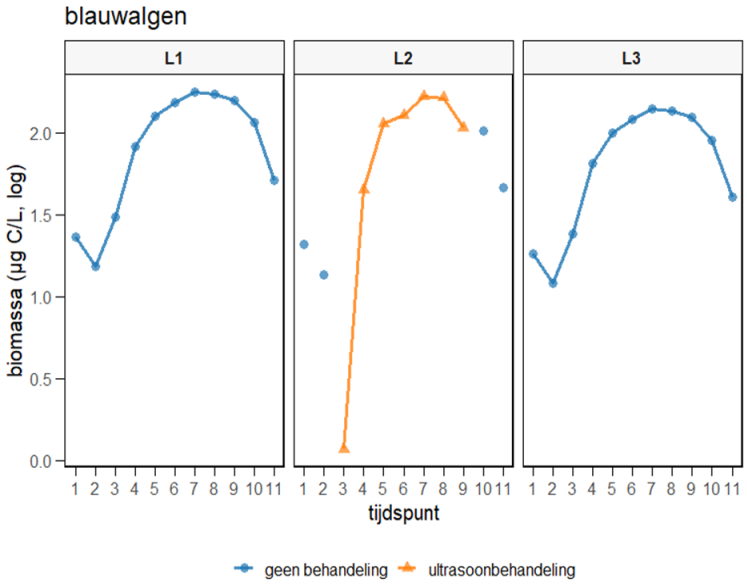
Tabel 1. Resultaten van de GAM analyses die testen voor het effect van ultrasoonbehandeling op watertransparantie en biomassa aan fytoplankton, cyanobacteriën en zoöplankton.

	stderr.	t-value	p
watertransparantie	0.289	-0.724	0.478
fytoplanktonbiomassa	0.356	2.289	**0.030**
blauwalgenbiomassa	0.810	-2.551	**0.019**
biomassa potentieel toxische blauwalgen	0.814	-1.899	0.071
zoöplanktonbiomassa	1.426	-2.407	**0.025**

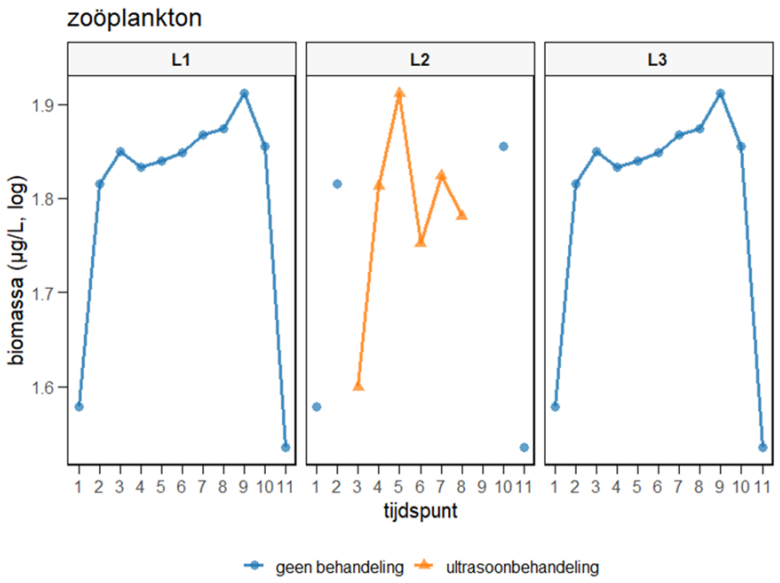
doi.org/10.21436/inbor.123273091



Figuur 1. De voorspelde fytoplanktonbiomassa op 11 tijdspunten (T1-T11) voor de drie locaties (L1, L2 en L3) op basis van het GAM model. Locatie L2 ontving ultrasoonbehandeling tussen de tijdspunten T3 en T9, terwijl locaties L1 en L3 geen behandeling ontvingen.



Figuur 2. De voorspelde biomassa aan blauwalgen op 11 tijdspunten (T1-T11) voor de drie locaties (L1, L2 en L3) op basis van het GAM model. Locatie L2 ontving ultrasoonbehandeling tussen de tijdspunten T3 en T9, terwijl locaties L1 en L3 geen behandeling ontvingen.



Figuur 3. De voorspelde zoöplanktonbiomassa op 11 tijdspunten (T1-T11) voor de drie locaties (L1, L2 en L3) op basis van het GAM model. Locatie L2 ontving ultrasoonbehandeling tussen de tijdspunten T3 en T9 (aangeduid in oranje), terwijl locaties L1 en L3 geen behandeling ontvingen. Tijdspunt 9 is werd uit de analyse gelaten wegens het ontbreken van data.

doi.org/10.21436/inbor.123273091