



Vlaanderen
is wetenschap

Blauwalgproblematiek in Putten West, een systeemanalyse

Pieter Lemmens, Vincent Smeekens, Evert Bruyninckx,
Jeroen Van Wichelen, Kenny Hessel, An Leyssen,
Hanne Danneels, Charlotte Van Driessche,
Geert Spanoghe, Ralf Gyselings & Jo Packet

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Pieter Lemmens , Vincent Smeekens , Evert Bruyninckx, Jeroen Van Wichelen , Kenny Hessel, An Leyssen , Hanne Danneels , Charlotte Van Driessche , Geert Spanoghe , Ralf Gyselings , Jo Packet 

Reviewers:

Jeroen Speybroeck , Frank Van de Meutter 

Het INBO is het onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via onafhankelijk toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

INBO Brussel, Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel, België
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

pieter.lemmens@inbo.be

Wijze van citeren:

Lemmens, P., Smeekens, V., Bruyninckx, E., Van Wichelen, J., Hessel, K., Leyssen, A., Danneels, H., Van Driessche, C., Spanoghe, G., Gyselings, R. & Packet, J. (2026). Blauwalgproblematiek in Putten West, een systeemanalyse. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (24). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: [10.21436/inbor.145243080](https://doi.org/10.21436/inbor.145243080)

D/2026/3241/144

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (24)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

overzichtsfoto van een plas in Putten-West (Jo Packet/INBO)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap voor Natuur en Bos (ANB)

<https://natuurenbos.be/>

**AGENTSCHAP
NATUUR & BOS**



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding 4.0 Internationaal](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)-licentie.

BLAUWALGPROBLEMATIEK IN PUTTEN WEST, EEN SYSTEEMANALYSE

Pieter Lemmens, Vincent Smeekens, Evert Bruyninckx, Jeroen Van Wichelen,
Kenny Hessel, An Leyssen, Hanne Danneels, Charlotte Van Driessche, Geert
Spanoghe, Ralf Gyselings & Jo Packet

doi.org/10.21436/inbor.145243080
SWO-ANB-INBO-2025-018

Dankwoord/Voorwoord

Dit rapport werd opgesteld in het kader van de SWO-overeenkomst SWO-ANB-INBO-2025-018 tussen het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

We danken de betrokken ANB-medewerkers voor de toegang tot de studiegebieden, de ondersteuning en de constructieve input tijdens de overlegmomenten, evenals alle medewerkers die direct en indirect betrokken waren bij de uitvoering en verwerking van de stalen. Daarnaast danken we ook INBO-medewerkers Rein Brys, Sabrina Neyrinck en Nick Dillen voor hun hulp bij de verwerking van de eDNA-stalen en Oberon Geunens voor het aanleveren van hydrologische gegevens.

Samenvatting

Putten-West werd aangelegd als natuurcompensatie voor de aanleg van het Deurganckdok, met als doel ecologisch waardevolle zoetwaterhabitats te ontwikkelen. De ecologische werking van het gebied wordt echter reeds meerdere jaren verstoord door terugkerende blauwalgenbloom, een verminderde waterkwaliteit en algemene ecologische achteruitgang. Om de onderliggende oorzaken hiervan te identificeren en mogelijke beheermaatregelen te formuleren, voerden we een geïntegreerde systeemanalyse uit waarin we zowel de fysico-chemie, nutriëntendynamiek, sedimentkarakteristieken als voedselwebstructuur onderzochten.

De resultaten van deze studie wijzen erop dat de ecologische toestand van de plassen voornamelijk wordt gestuurd door de hoge nutriëntenbeschikbaarheid, in combinatie met interne eutrofiëringsprocessen. Zowel de concentraties van stikstof en fosfor in de waterkolom als in de sliblaag dragen bij aan een hoge interne nutriëntenvoorraad. De sliblaag vertoont bovendien aanwijzingen voor anoxische condities, wat de mobilisatie van fosfor uit het sediment kan bevorderen. Daarnaast wordt het voedselweb gekenmerkt door een visgemeenschap die via predatie op zoöplankton de top-down controle op fytoplankton verzwakt, terwijl bodemwoelende soorten interne eutrofiëring bevorderen door opwerveling van sediment en nutriënten. Tegelijk ontbreekt een significante bedekking met ondergedoken waterplanten, waardoor stabiliserende feedbackmechanismen voor helderwatercondities grotendeels afwezig zijn.

Aangezien de belangrijkste externe nutriëntenbronnen (zoals watertoevoer, atmosferische stikstofdepositie en uitwerpselen van watervogels) slechts beperkt direct beheerbaar zijn, ligt de meest realistische beheerstrategie in het beïnvloeden van interne processen en de structuur van het voedselweb. De effectiviteit van dergelijke herstelmaatregelen is echter in belangrijke mate afhankelijk van de saliniteit in het systeem, aangezien deze een sturende randvoorwaarde vormt voor de ontwikkeling van stabiele ondergedoken waterplantenvegetaties en bepaalt of herstel naar een zoetwater- dan wel brakwatersysteem haalbaar is.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

De hoge interne nutriëntenbelasting, de aanwezigheid van een visgemeenschap die zowel de top-down regulatie van fytoplankton via zoöplankton verzwakt als de interne eutrofiëring bevordert door bodemwoelend foerageren, en het ontbreken van ondergedoken vegetatie vormen samen belangrijke knelpunten. Een **geïntegreerde beheerstrategie** is daarom het meest aangewezen.

Deze strategie zou zowel gericht moeten zijn op een reductie van het visbestand als op het beperken van interne nutriëntenbronnen, om de kans op structureel herstel van helderwatercondities te vergroten, waarbij de uiteindelijke herstelrichting ook wordt bepaald door de gewenste of haalbare saliniteitscondities in het systeem.

Een eerste belangrijke beheermaatregel omvat het **ingrijpen in de visgemeenschap** om top-down regulatie van het fytoplankton via zoöplankton te bevorderen. **Periodiek droogzetten** van de plassen biedt een effectieve methode om het aanwezige visbestand sterk te verminderen. Na hervullen met water kunnen de plassen meteen bepoet worden met visetende vissoorten, zoals snoek (*Esox lucius*), baars (*Perca fluviatilis*) en eventueel ook snoekbaars (*Sander lucioperca*). Visetende vissen kunnen de sterke ontwikkeling van planktivore en bodemwoelende vispopulaties onderdrukken, waardoor ze via trofische cascade de ontwikkeling van fytoplankton onderdrukken door groot zoöplankton te bevorderen. Het bepoten met juveniele snoek kan daarnaast ook de sterke dominantie van uitheemse blauwbandgrondel (*Pseudorasbora parva*) reduceren. Periodiek droogzetten van plassen draagt daarnaast ook bij tot het inklinken van de sliblaag, waardoor opwerveling van sediment afneemt en er minder nutriënten vanuit de bodem in de waterkolom terechtkomen. Droogzetting creëert bovendien gunstigere omstandigheden voor de vestiging van ondergedoken waterplanten. Een goed ontwikkelde onderwatervegetatie draagt bij tot helderwatercondities en het onderdrukken van fytoplanktonbloei.

Aanvullend kan **periodiek lokaal slibruimen** worden overwogen om de interne nutriëntenbelasting te reduceren, waarbij het verwijderen van slib op de diepere delen van de plassen mogelijk het meest effectief is. Dergelijke ingrepen vereisen echter aanzienlijke technische inspanning en financiële middelen. De noodzaak en frequentie van dergelijke ingrepen dienen te worden afgestemd op de snelheid van slibaccumulatie en de omvang van de interne nutriëntenbelasting.

Om de impact van de verdere verzilting van het gebied te milderen kan overwogen worden om de oostelijke plas in Putten West (OVLBN0679) beter hydrologisch te **isoleren** en de ondiepe zones op te hogen die bij hoog water een connectie vormen met de centrale plas (OVLBN0002). Hierdoor kan voorkomen worden dat brak water deze plas beïnvloedt.

English abstract

Putten-West was created as ecological compensation for the construction of the Deurganck Dock and aims to support the development of ecologically valuable freshwater habitats. However, the ecological functioning of the area has been impaired for several years by recurrent cyanobacterial blooms, resulting in reduced water quality and ecological degradation. To identify the underlying causes of these blooms and to formulate potential management measures, an integrated ecosystem analysis was conducted, encompassing water physicochemistry, nutrient dynamics, sediment characteristics, and food-web structure.

The results of this study indicate that the ecological condition of the ponds is primarily driven by high nutrient availability in combination with internal eutrophication processes. Both nitrogen and phosphorus concentrations in the water column and the sediment contribute to a substantial internal nutrient pool. Furthermore, the sediment layer shows indications of anoxic conditions, which may promote the mobilization of phosphorus from the sediment. In addition, the food web is characterized by a fish community that weakens top-down control of phytoplankton through predation on zooplankton, while benthivorous species promote internal eutrophication through the resuspension of sediment and associated nutrients. At the same time, submerged aquatic vegetation is largely absent, resulting in the loss of stabilizing feedback mechanisms that support clear-water conditions. As the principal external nutrient sources (including water inflow, atmospheric nitrogen deposition, and waterbird droppings) are only marginally amenable to direct management, the most realistic restoration strategy focuses on influencing internal ecosystem processes and food-web structure. The effectiveness of such restoration measures will, however, depend strongly on the salinity of the system, as salinity represents a key environmental constraint governing the development of stable submerged macrophyte communities and ultimately determines whether restoration towards a freshwater or a brackish ecosystem is feasible.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	2
Samenvatting	3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	4
English abstract.....	5
1. Vraagstelling	7
2. Methode	8
2.1. Studiegebied en studieopzet	8
2.2. Fysico-chemische toestand van de waterkolom	9
2.3. Sediment en interne nutriëntendynamiek.....	9
2.4. Voedselwebstructuur	9
2.5. Data-analyse	11
3. Gebiedsbeschrijving	12
3.1. Hydrologie.....	12
3.2. Ecologische doelstellingen	14
3.3. Typologie van de plassen	14
4. Resultaten	15
4.1. Algemene fysico-chemie van het water	15
4.2. Nutriënten in de waterkolom	17
4.3. Nutriënten in sediment en waterbodem	18
4.4. Biota	22
4.4.1. Plankton en vegetatie	22
4.4.2. Vissen	25
4.4.3. Vogels	26
5. Discussie	29
6. Referenties.....	32
7. Bijlage	37
7.1. Supplementaire Tabellen	37
7.2. Supplementaire Figuren	40
7.3. Lijst van Figuren	46

1. VRAAGSTELLING

Natuurgebied Putten West, met daarin de Zoetwaterkreek, werd aangelegd ter compensatie van natuurwaarden die verloren gingen bij de aanleg van het Deurganckdok. Het gebied is ontworpen om functionele zoetwaterecosystemen te creëren en biodiversiteit te behouden, met bijzondere aandacht voor water-, riet- en weidevogels.

Systematische blauwalgenbloei (cyanobacteriën) verstoort reeds jarenlang de ecologische werking van de kreek en gaat gepaard met verminderde watertransparantie, periodieke zuurstofdepletie in de waterkolom en een algemene afname van de ecologische kwaliteit van het systeem. Tijdens intense algenbloei worden daarnaast regelmatig dode watervogels aangetroffen.

Blauwalgenbloom wordt vaak geassocieerd met eutrofiëring (Van Wichelen *et al.*, 2014), waarbij nutriëntenbeschikbaarheid samen met abiotische en biotische factoren het ecosysteem beïnvloedt (Scheffer, 1998; Brönmark en Hansson, 2017). Het voorkomen van uitgesproken algenbloom vereist dus een geïntegreerde benadering (Ibelings *et al.*, 2016; Paerl *et al.*, 2016).

Het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) gaf het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) de opdracht een systeemanalyse van de Zoetwaterkreek uit te voeren. De studie vertrekt vanuit de hypothese dat de terugkerende blauwalgenbloeï het gevolg is van een combinatie van verhoogde nutriëntenbelasting, hydrologische condities en voedselwebstructuur, waarbij deze factoren elkaar wederzijds versterken. Het uiteindelijke doel is het formuleren van gebiedsspecifieke beheermaatregelen om (blauw)algenbloeï te beperken.

Om een volledig beeld van het systeem te verkrijgen, worden zowel abiotische als biotische componenten van het ecosysteem onderzocht. Concreet worden de volgende vragen beantwoord:

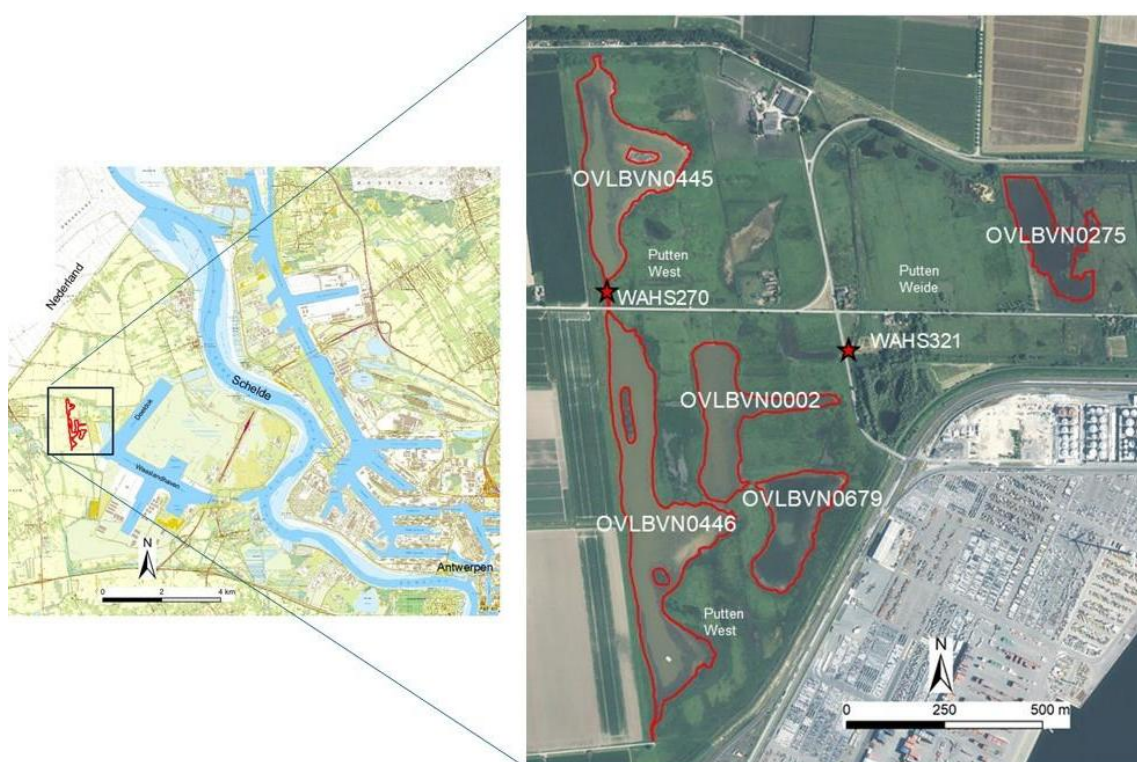
1. **Fysico-chemie van het water:** Wat is de chemische samenstelling van het water (zuurstof, pH, saliniteit,...) en hoe relateert die aan de ecologische toestand?
2. **Nutriëntendynamiek:** Welke factoren bepalen de nutriëntenbeschikbaarheid en verdeling en welke zijn de interne en externe bronnen?
3. **Sediment en waterbodem:** Hoe functioneren sediment en waterbodem als bron of buffer van nutriënten?
4. **Voedselwebstructuur:** Hoe beïnvloeden vis, zoöplankton, onderwatervegetatie en vogels de nutriëntenbeschikbaarheid en ecosysteemwerking?

2. METHODE

2.1. STUDIEGEBIED EN STUDIEOPZET

Het projectgebied omvat vier plassen die van april 2025 tot en met januari 2026 systematisch werden onderzocht: OVLBVN0445, OVLBVN0446, OVLBVN0002 en OVLBVN0679, aangevuld met gerichte bemonsteringen in Putten Weide (OVLBVN0275) en de wateraanvoer vanuit Putten Weide (WAHS321) (Figuur 1). OVLBVN0445 en -0446 vormen samen de 'Zoetwaterkreek'. Gedurende de studieperiode werden op acht tijdstippen stalen genomen, met een hogere bemonsteringsfrequentie tijdens de zomermaanden. Putten Weide werd enkel buiten het broedseizoen vanaf juli bemonsterd (Tabel S1).

Op elk staalnamemoment werden **fysico-chemische parameters** en stalen van **fytoplankton** en **zoöplankton** verzameld. Bij een eenmalige meting van de slibdikte in de zomer werd ook het sediment bemonsterd voor chemische analyse (zie Tabel S1 voor een overzicht van de bemonsteringsfrequentie per parameter). De samenstelling van het **visbestand** werd eenmaal in de zomer bepaald via eDNA, **macrofyten** werden in augustus geïnventariseerd, terwijl **watervogels** tijdens de hele studieperiode tweewekelijks werden geteld.



Figuur 1. Situering van het studiegebied ten opzichte van de Antwerpse Haven (links) en overzichtskaartje van het studiegebied (rechts) met de onderzochte waterplassen (rode omranding) met hun watervlakkencode (volgens Leyssen *et al.*, 2024) en het staalnamepunt (WAGS321) bij de bemalingsmolen. WAGS270 toont de locatie van de peilnat ter hoogte van de connectie tussen plas OVLBVN0445 en OVLBVN0446.

2.2. FYSICO-CHEMISCHE TOESTAND VAN DE WATERKOLOM

Van elke plas werden op elk staalnamemoment langsheen een lengte-transect diepte-geïntegreerde stalen verzameld met een tube-sampler, waarbij water van oppervlak tot bodem werd meegenomen. Stalen van de verschillende locaties binnen een plas werden samengevoegd tot een homogeen samengesteld waterstaal.

Een deel van het samengestelde staal werd ter plaatse gebruikt om *in situ* fysico-chemische variabelen op te meten (Scheers *et al.* 2024), waaronder zuurstofconcentratie, pH en geleidbaarheid, terwijl substalen naar het laboratorium werden gebracht voor analyse van nutriënten, anionen, kationen en zwevende stof. Een overzicht van de variabelen en hun meetmethode staat samengevat in Tabel S2. Fytoplanktonbiomassa werd bepaald via chlorofyll-a concentratie, na filtratie van een gekend watervolume over een glasvezelfilter, gevolgd door extractie van de pigmenten met 90% aceton en analyse via HPLC. In OVLBVN0445 werd daarnaast gedurende het groeiseizoen een datalogger (EXO3 Multiparameter Sonde, YSI) ingezet voor *in situ* continue monitoring van de chlorofyl-a en phycocyanineconcentratie, als maat voor dichtheid aan respectievelijk fytoplankton en blauwalgen. Watertransparantie werd bepaald via Secchi-diepte die op elk staalnamemoment rechtstreeks in elke plas werd opgemeten.

2.3. SEDIMENT EN INTERNE NUTRIËNTDYNAMIEK

In augustus werd de **dikte en ruimtelijke spreiding van de sliblaag** in elke plas in kaart gebracht met een RTK-GPS op 150–268 locaties per plas (aantal locaties afhankelijk van plasgrootte), waarbij de slibdikte op elke locatie werd bepaald met een meetstok als het verschil tussen de grens van het zachte slib en het onderliggende minerale substraat. Tussenliggende locaties werden geïnterpoleerd om een gedetailleerde slibdiktekaart per plas te bekomen. Daarnaast werden op meerdere locaties (n=8) sedimentstalen van de bovenste 5 cm genomen. Stalen van eenzelfde plas werden samengevoegd tot een mengstaal en in het laboratorium geanalyseerd op **N, P, Fe en sulfaat-concentratie**.

2.4. VOEDSELWEBSTRUCTUUR

Het voedselweb werd onderzocht via een combinatie van fytoplankton, zoöplankton, waterplanten en vis. Daarnaast werd ook de aanwezige vogelgemeenschap geïnventariseerd.

Fytoplankton werd bemonsterd door 2 L van het samengestelde water te filteren over een 10 µm-net. Vervolgens werd het gefilterde materiaal semi-kwantitatief geïdentificeerd. **Zoöplankton** werd bemonsterd door 40 L water te filtreren over een 64 µm-net. Het staal werd gefixeerd met lugol en specimens werden in het laboratorium geïdentificeerd; cladoceren tot soortniveau (Flössner, 2000) en copepoden tot orde, waarbij *nauplii* als aparte groep werden behandeld. Abundantiegegevens werden omgezet naar biomassa met behulp van gepubliceerde taxon-specifieke drooggewichtrelaties (Bottrell *et al.*, 1976; Barnett *et al.*, 2007). De **macrofyten** werden in augustus in elke plas geïnventariseerd via de segmentmethode (Schneiders *et al.*, 2004). Hierbij werd elke plas verdeeld in 2–4 homogene segmenten en in elk segment werd de soortensamenstelling genoteerd en bedekking bepaald volgens de DAFOR schaal (Leyssen *et al.*, 2005).

DATA-ANALYSE

Alle analyses werden uitgevoerd in R (R Core Team). Aangezien het onderzoek exploratief en beschrijvend van aard is, werden geen formele statistische hypothesetesten uitgevoerd. De multivariate structuur van de fysico-chemische dataset werd onderzocht met behulp van Principal Component Analysis (PCA).

Om verschillen in meeteenheden tussen variabelen te neutraliseren, werden alle fysico-chemische variabelen vooraf gestandaardiseerd via z-scoretransformatie. De PCA werd uitgevoerd op de gecentreerde en geschaalde variabelen. De analyse omvatte alle gemeten fysico-chemische parameters van de onderzochte plassen (OVLBVN0002, OVLBVN0275, OVLBVN0445, OVLBVN0446 en OVLBVN0679) en de watertoevoer (WAHS321) over de volledige studieperiode.

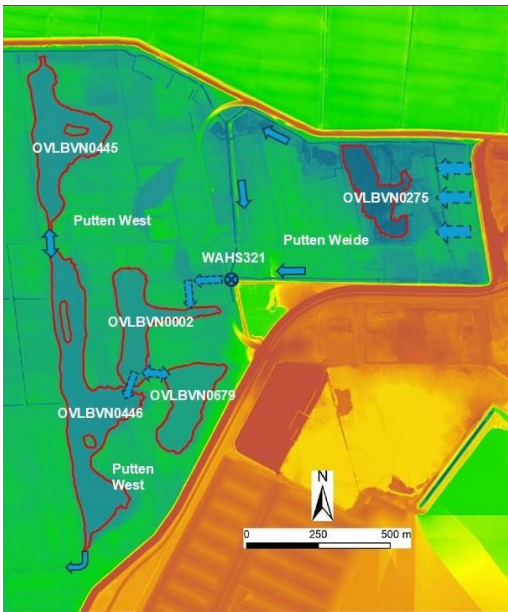
De PCA werd gebruikt als ordinatietechniek om patronen in multivariate ruimte te visualiseren en de relatieve associaties tussen variabelen en stalen te interpreteren. Interpretatie van de assen is gebaseerd op de bijdrage van variabelen aan de eerste twee principal components. Op basis van deze analyse werden twee complementaire visualisaties gegenereerd: (i) een ordinatie van de staalpunten om verschillen tussen locaties en tijdstippen te visualiseren, en (ii) een variabelenplot (loadings) om de onderliggende fysico-chemische gradiënten te interpreteren.

3. GEBIEDSBESCHRIJVING

3.1. HYDROLOGIE

Hoewel de vraagstelling zich situeert in het deelgebied Putten West, werd ook het deelgebied Putten Weide opgenomen in de studie, vanwege de onderlinge verbinding tussen beide gebieden via oppervlaktewater (Figuur 2). Putten Weide ontvangt zoute kwel en bestaat dan ook uit een mozaïek van zoute plassen en binnendijkse schorren en zilte graslanden. Het gebied watert af via een grachtensysteem in westelijke richting.

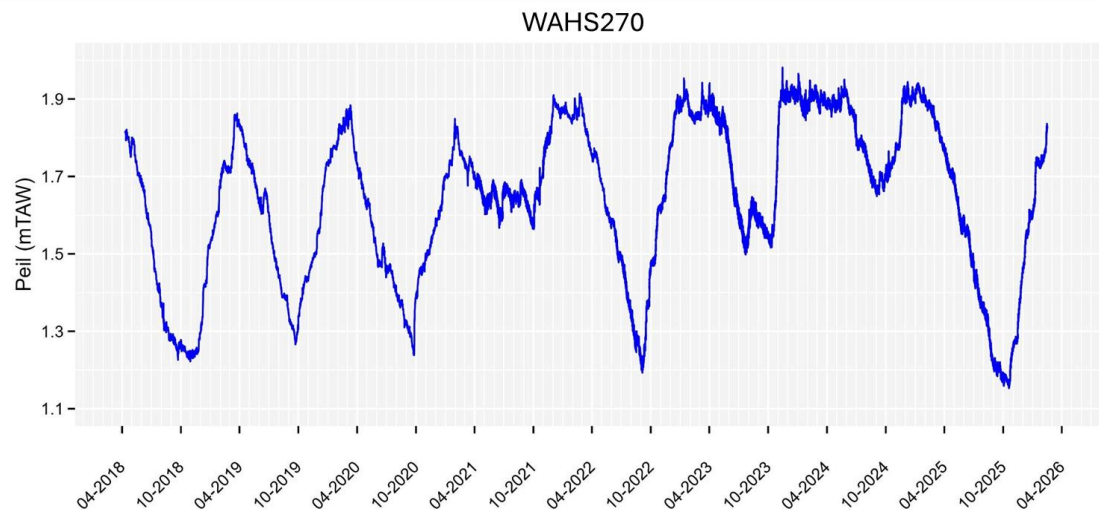
Het waterpeil in Putten Weide wordt actief beheerd via afvoer van overtollig water om hoge waterstanden te beperken. Sinds 2021 gebeurt dit via een molenpomp, die onvoldoende capaciteit bleek te hebben voor piekafvoeren. In 2025 werd daarom een bijkomende peilgestuurde elektrische pomp geïnstalleerd om de afvoercapaciteit te verhogen. Deze afvoer kan via het gekoppelde watersysteem bijdragen aan een verhoogde zoutvracht naar Putten West, waar sinds 2021 een geleidelijke toename van de verzilting wordt vastgesteld. Het huidige beheer in Putten Weide is gericht op het vermijden van verdere vernatting, gezien dit ongunstig is voor het behoud van zilte graslanden en pioniervegetaties (Claus, 2020).



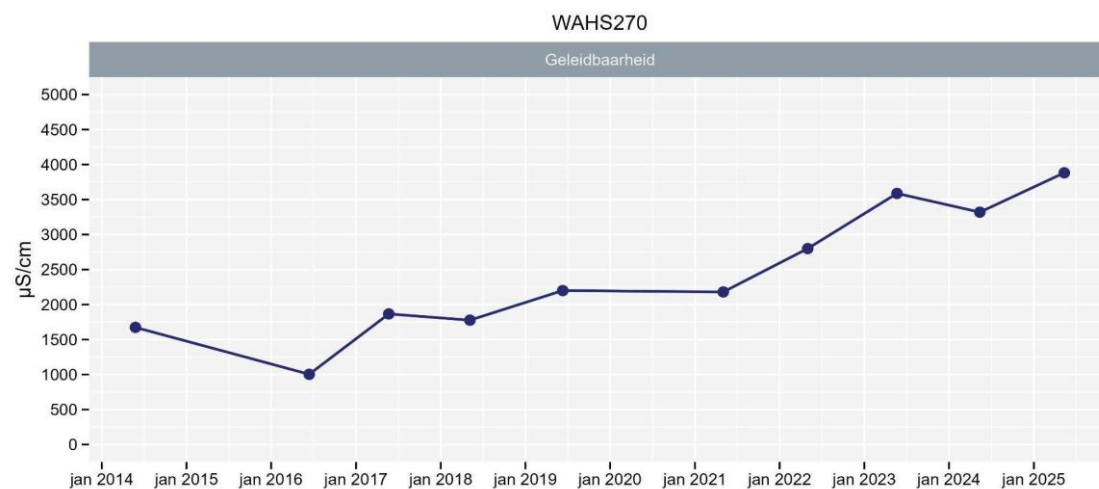
Figuur 2. Digitaal Terrein Model (AGIV, 2014) van het gebied (rood is hoger, blauw lager gelegen) met aanduiding van stroomrichting en verbindingen tussen plassen. Grote pijlen met stippellijnen: kwelrichting, volledige pijlen: stroomrichting, kleine pijlen met stippellijnen: periodieke verbinding, en gekruiste cirkel: pomp.

Putten West is van nature hydrologisch vrij geïsoleerd, ontvangt zeer weinig zilte kwel, en wordt vooral gevoed door regenwater. In het gebied wordt periodiek brak water ingelaten, afkomstig van Putten Weide. Het waterpeil fluctueert sterk met hoge winterpeilen en lage zomerpeilen (amplitude van ongeveer 0,7 m; Figuur 3). De plassen staan in de winter hydrologisch met elkaar in verbinding, waarbij de verbindingsduur aanzienlijk verschilt tussen de plassen. Zo zijn de meest westelijke plassen OVLBVN0445 en -0446 vrijwel steeds verboden via een koker onder de weg voorzien van een raster en zijn ze enkel bij extreem lage waterstanden hydrologisch gescheiden. De meest geïsoleerde plas is OVLBVN0679. Deze plas staat enkel bij extreem hoge

waterpeilen in contact met OVLBN0002, de plas die als eerste het aangevoerde brakke water van Putten Weide ontvangt. Putten West watert bij hoge waterstanden af in het zuiden van het gebied. Op basis van de hydrologie kan een gradiënt in zoutgehalte van Putten Weide naar de westelijke plassen van Putten West worden verwacht. De verzilting van Putten West is ingezet door de bemaling die startte in 2021 (Figuur 4). Deze figuur toont de gemeten geleidbaarheid in peilpunt WAHS270 (Figuur 1).



Figuur 3. Waterpeil (mTAW) op meetpunt WAHS270 in de periode 2018–2026.



Figuur 4. Geleidbaarheid ($\mu\text{S}/\text{cm}$) op WAHS270 tijdens de maand januari voor de periode 2014–2025.

ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN

Gezien het sterk zilte karakter van Putten Weide zijn de botanische doelstellingen vooral gericht op binnendijkse zilte graslanden en schorren, conform het natuurbeheerplan voor het Grenspark Groot-Saeftinghe (Claus, 2020). Bovenop deze vegetatiedoelen is het gebied ook belangrijk voor weide- en moerasvogels en overwinterende watervogels. Putten West is een vergraven polderlandschap met een mozaïek aan plassen en poldergraslanden. Ook hier is het gebied belangrijk voor weidevogels en overwinterende watervogels. Beide gebieden worden in functie van deze doelstellingen periodiek begraaasd en/of gemaaid. Door de aanwezigheid van grote plassen in Putten West werden eveneens doelstellingen geformuleerd voor riet- en moerasvogels, zoals bruine kiekendief en woudaap. Voor de 'Zoetwaterkreek' (OVLBVN0445 en -0446) wordt een goede waterkwaliteit geambieerd met natuurlijke verlandingsvegetaties en drijvende en ondergedoken waterplanten (Claus, 2020).

TYPOLOGIE VAN DE PLASSEN

Denys (2009) beschrijft een typologie voor stilstaande wateren in Vlaanderen aan de hand van abiotische kenmerken. Op basis van geleidbaarheid ($>2000 \mu\text{S}/\text{cm}$) en natriumconcentratie ($>300 \text{ mg}/\text{l Na}$) maakt deze typologie een onderscheid tussen zoete en brakke systemen (Tabel S4). De opgemeten mediane waarden voor de locaties wijzen enkel OVLBVN0679 aan als een zoet systeem, met name het type alkalisch ionenrijk water (Ai). De overige plassen worden als brak aangeduid (B). Er is in deze typologie geen verdere opdeling gemaakt binnen het brakke bereik.

Om een verdere onderverdeling te maken voor brakke plassen biedt de Nederlandse typologie, die gebaseerd is op de chloridegehaltes, een aanvulling (Wamelink *et al.*, 2000; Elbersen *et al.*, 2003). Deze typologie hanteert in het brakke bereik vijf klassen van licht zwak brak, over zwak brak, brak, zout en zeewater (Tabel S4). Aan de hand van de metingen in 2024 blijken de meeste plassen zwak brak te zijn (o.b.v. mediane waarden); OVLBVN0679 behoort tot het licht zwak brakke type en OVLBVN0275 is echt zout en overtreft bij momenten de waarden van zeewater (mediane $\text{Cl}^- > 18 \text{ g.kg}^{-1}$). Opvallend is dat het chloridegehalte sterk varieert tijdens het seizoen, behalve voor locaties OVLBVN0445 en -0446 die zowel voor de minimale en maximale waarden binnen dezelfde typegrenzen blijven. De hogere waarden in januari voor OVLBVN0446 in vergelijking met OVLBVN0445, wijzen mogelijk op de invloed van het ingepompte brakke water. Door indamping variëren de Cl-concentraties van de andere locaties sterk en evolueren deze wateren binnen het jaar van type. Het meest uitgesproken is dat voor OVLBVN0679, dat varieert van zoet tot zwak brak (Tabel S4). Het chloridegehalte van WAHS321 varieert ook sterk maar kent hoge waarden in de zomer (indamping) en winter (aanvoer vanuit Putten Weide). De mate van verzilting van Putten West zal, naast het volume, in sterke mate afhankelijk zijn van het tijdstip waarop het brakke water wordt ingebracht. Opvallend is dat de geleidbaarheid en saliniteit van de plassen in Putten West sinds 2021 gestegen zijn met een factor 2 tot 5 (INBO-data, juni 2021).

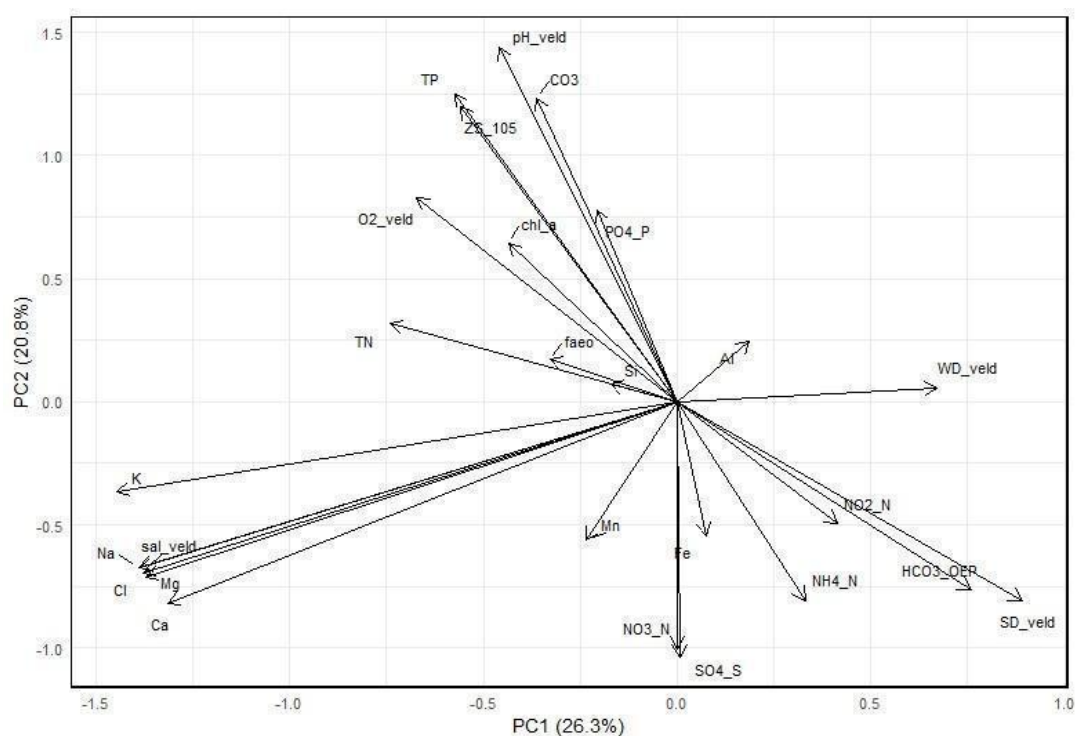
4. RESULTATEN

4.1. ALGEMENE FYSICO-CHEMIE VAN HET WATER

De eerste twee assen van de PCA-ordinatie op basis van gestandaardiseerde fysicochemische watervariabelen gemeten in alle plassen op verschillende tijdstippen verklaren samen bijna de helft van de variatie (47.1%) in fysico-chemische kenmerken tussen plassen en tijdstippen (PC1: 26.3%; PC2: 20.8%; Figuur 5). De eerste as (PC1) differentieert plas OVLBVN0275 van de overige plassen (OVLBVN0002, OVLBVN0445, OVLBVN0446, OVLBVN0679) en de watertoevoer (WAHS321) op basis van een hogere saliniteit (zie Figuur S1). De tweede as (PC2) onderscheidt de watertoevoer (WAHS321) van OVLBVN0002, OVLBVN0445, OVLBVN0446, en OVLBVN0679 op basis van eutrofiëringsgerelateerde variabelen (Figuur S1).

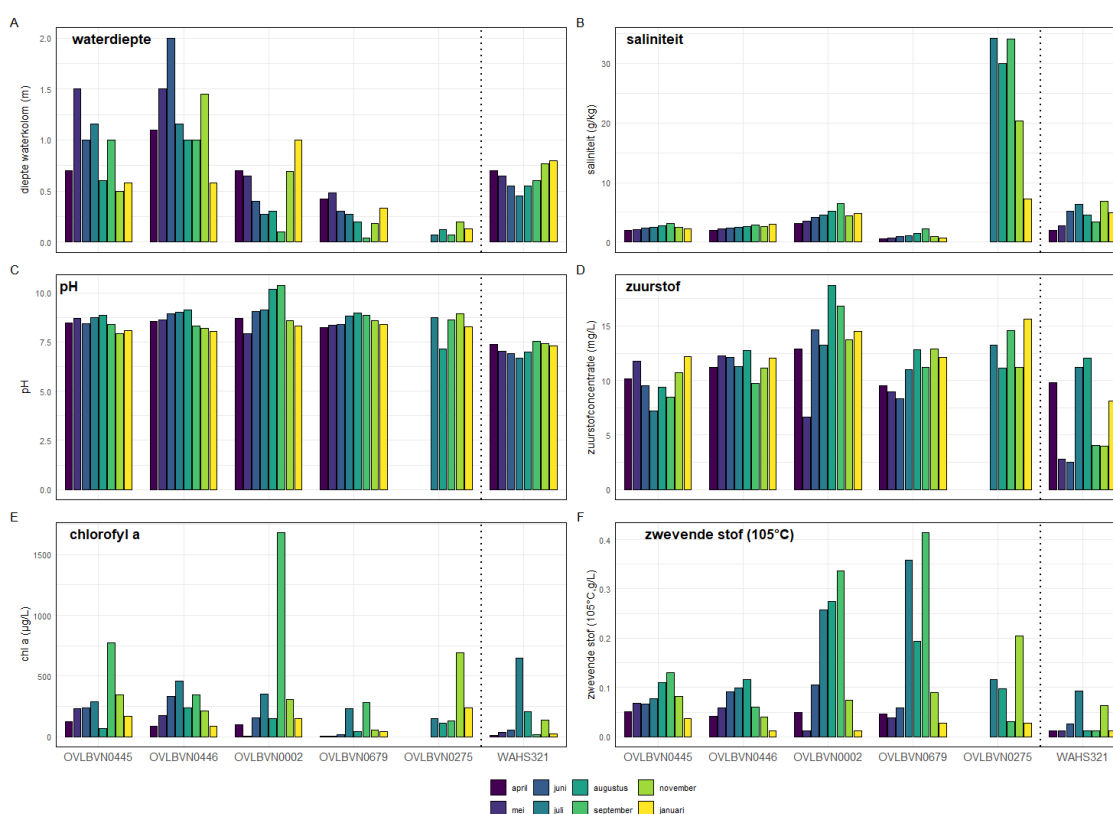
Saliniteit is positief geassocieerd met de belangrijkste anionen en kationen (Na^+ , Ca^{2+} en K^+), en negatief met waterdiepte (Figuur 5). De concentraties van totale stikstof (TN) en totale fosfor (TP) zijn onderling positief geassocieerd en vertonen beiden een positieve associatie met chlorofyl-a concentratie, zuurstofconcentratie, het gehalte aan zwevende stof, en pH. Deze variabelen zijn op hun beurt negatief geassocieerd met watertransparantie. Dit wijst op een koppeling tussen nutriëntenbelasting, fytoplanktonbiomassa en troebelheid van de waterkolom.

TN is negatief geassocieerd met NH_4^+ -N en NO_2^- -N, maar niet met NO_3^- -N, terwijl TP positief geassocieerd is met PO_4^{3-} -P. Dit suggereert dat reducerende stikstofvormen snel worden omgezet via nitrificatie naar NO_3^- , waardoor NO_3^- relatief stabiel blijft in de waterkolom. De positieve TP- PO_4^{3-} associatie suggereert dat een fractie van de TP beschikbaar is in opgeloste vorm (PO_4^{3-}).



Figuur 5. PCA-ordinatie op basis van gestandaardiseerde fysico-chemische variabelen van de onderzochte plassen (OVLBN0002, OVLBN0275, OVLBN0445, OVLBN0446, OVLBN0679) en de watertoevoer (WAHS321) over de volledige studieperiode. Punten stellen individuele stalen voor, terwijl pijlen de bijdrage en richting van de variabelen weergeven. Een PCA met de individuele staalnamepunten per plas is opgenomen in Figuur S1.

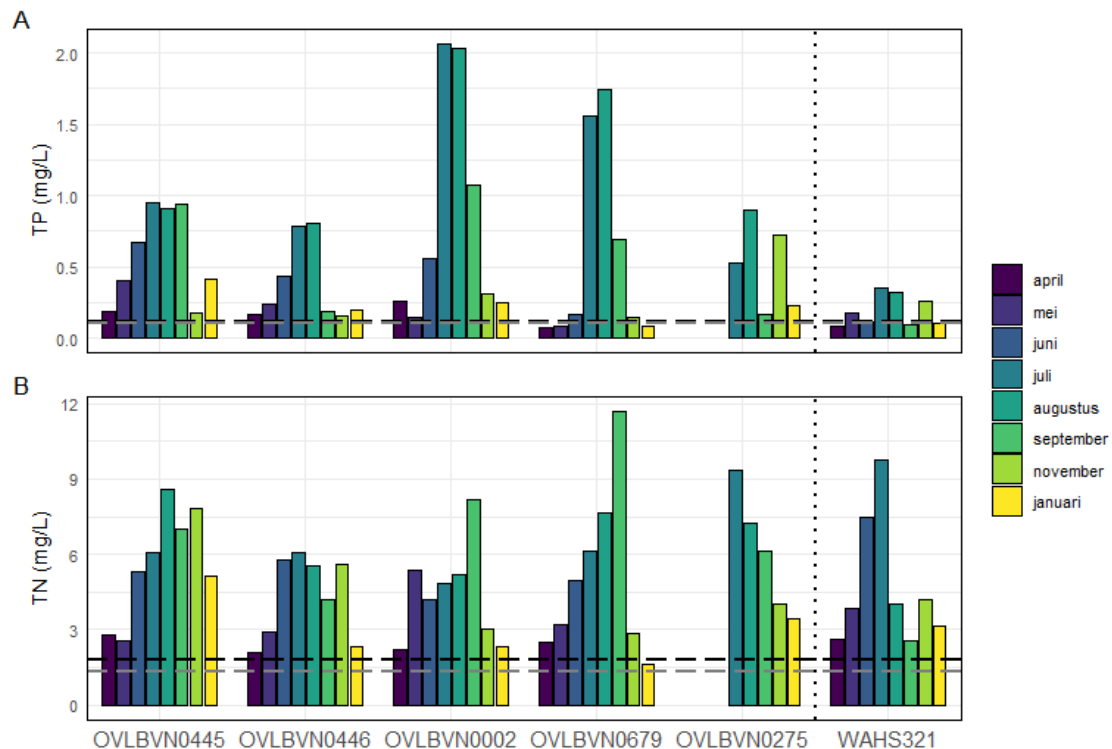
Om de algemene patronen die in de PCA zichtbaar zijn verder uit te diepen, worden enkele ecologisch relevante fysico-chemische variabelen, meer specifiek waterdiepte, saliniteit, pH, zuurstofconcentratie, chlorofyl-a concentratie en het gehalte aan zwevende stof (ZS_105), per plas en per maand nader bekeken via staafdiagrammen (Figuur 6). Deze variabelen werden geselecteerd op basis van hun bijdrage aan verschillen tussen plassen en hun belang voor het functioneren van het ecosysteem. Een gedetailleerd overzicht met ruwe data voor alle variabelen in elke plas en elke maand wordt gegeven in Tabel S4. Een gedetailleerde interpretatie van de nutriëntenconcentraties wordt gegeven in sectie 4.2.



Figuur 6. Staafdiagrammen met de waterdiepte (A), saliniteit (B), pH (C), zuurstofconcentratie (D), chlorofyl a concentratie (E) en het gehalte aan zwevende stoffen (F) voor elke plas en de watertoevoer vanuit Putten Weide (WAHS321) voor elke maand overheen de studieperiode (maart 2025 - januari 2026).

De waterdiepte verschilt systematisch tussen plassen en vertoont duidelijke seizoensgebonden fluctuaties. OVLBN0002 en OVLBN0679 hebben een lagere waterdiepte tijdens de zomermaanden en een hogere waterdiepte in november en januari, terwijl OVLBN0445 en OVLBN0446 systematisch een grote waterdiepte hebben. OVLBN0275 is het ondiepst.

Het waterdieptepatroon verschilt systematisch tussen de plassen en vertoont duidelijke seizoensgebonden variatie. OVLBN0002 en OVLBN0679 vertonen een lagere waterdiepte in de zomer en een hogere waterdiepte in november en januari, terwijl OVLBN0445 en OVLBN0446 een hogere en relatief stabielere waterdiepte vertonen.

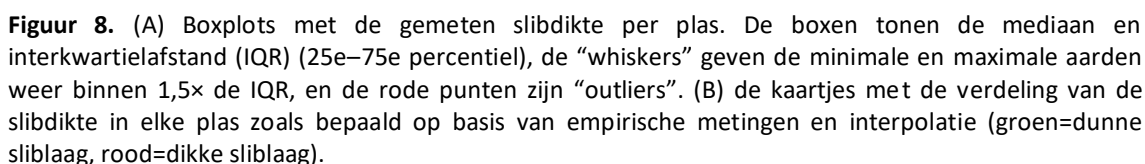


Figuur 7. Staafdiagrammen met de totale concentraties aan (A) totale fosfor (TP) en (B) totale stikstof (TN) voor elke plas en de watertoevoer vanuit Putten Weide (WAHS321) per maand. De zwarte stippellijnen geven de milieukwaliteitsnormen voor zwak brakke plassen (BzI; TP 0,11 mg P.L⁻¹, TN 1,8 mg N.L⁻¹) en de grijze stippellijnen voor ionenrijke, alkalische plassen (Ai; TP 0,105 mg P.L⁻¹, TN 1,3 mg N.L⁻¹).

De verhouding tussen de anorganische stikstofvormen (Figuur S4) toont opvallend hoge waarden voor ammonium, nitriet en nitraat voor het binnenkomend brakke water uit Putten Weide (WAHS321). Hoge ammoniumconcentraties worden vaak waargenomen in brakke watersystemen met beperkte zuurstofbeschikbaarheid, waar nitrificatie kan worden geremd en ammonium kan accumuleren (Smolders et al., 2006; van Geest et al., 2025). Het verloop van sulfaat vertoont een gelijkaardig patroon (Figuur S5) waarbij het binnenkomend water (WAHS321) steeds rijker is aan sulfaat dan alle plassen in Putten West, wat op termijn de opstapeling van sulfide in de waterbodem bevordert.

4.3. NUTRIËNTEN IN SEDIMENT EN WATERBODEM

De gemeten slibdikte varieerde tussen plassen en tussen locaties binnen een plas (Figuur 8). Van de 5 onderzochte plassen heeft, gemiddeld gezien, OVLBN0002 de kleinste slibdikte (0,09 m) en OVLBN0275 de grootste slibdikte (0,18 m). Op temporeel droogvallende oeverzones werd nauwelijks of geen slib aangetroffen. De maximale slibdikte binnen een plas varieerde van 0,58 m (OVLBN0002) tot 1,09 m (OVLBN0275) en situeerde zich in de diepere delen van de plassen (Figuur 6B).

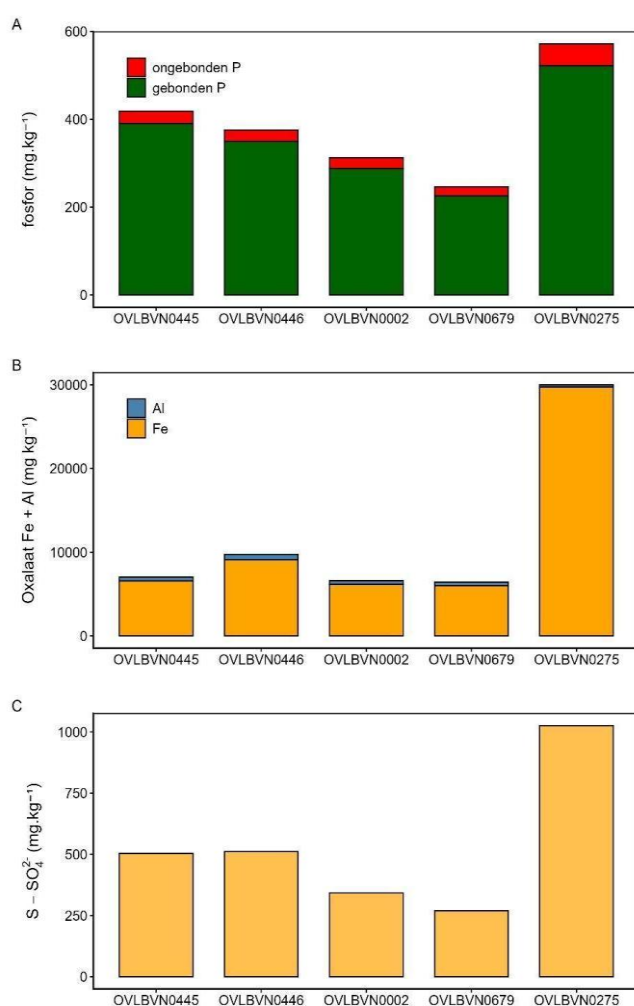


De direct beschikbare P-fractie (Olsen-P) varieerde tussen 28 en 49 mg.kg⁻¹ sediment en vertegenwoordigt daarmee ecologisch gezien een aanzienlijke potentieel mobiliseerbare P-voorraad. Tegelijkertijd wijzen de geobserveerde redoxgevoelige parameters, waaronder relatief hoge SO₄²⁻-concentraties (Figuur 7C), op omstandigheden die de mobilisatie van fosfor kunnen beïnvloeden. Onder anoxische omstandigheden spelen hierbij twee gekoppelde processen een rol in de potentiële mobilisatie van fosfor. Enerzijds leidt de reductie van Fe(III) naar Fe(II) tot destabilisatie van Fe-gebonden P, waardoor eerder geadsorbeerd of neergeslagen P kan vrijkomen in de poriewater- en waterkolomfase. Anderzijds kan sulfaatreductie resulteren in de vorming van sulfide, dat met Fe(II) neerslaat als FeS. Hierdoor neemt de beschikbaarheid van reactief Fe voor P-binding verder af, wat de interne P-mobilisatie bijkomend kan versterken.

De berekende Fe/S-ratio's (range: 13–29) wijzen erop dat er op het moment van staalname ruim voldoende Fe aanwezig is ten opzichte van de potentiële hoeveelheid gevormd sulfide, wat duidt op een aanzienlijke P-buffercapaciteit van het sediment (Figuur S6). Desondanks kan de aanwezige SO_4^{2-} -voorraad op het moment van staalname onder anoxische omstandigheden leiden tot sulfaatreductie en vorming van sulfide. Dit sulfide kan vervolgens reageren met beschikbaar Fe tot FeS, waardoor Fe wordt onttrokken aan het systeem en de binding van P aan Fe wordt verzwakt. Theoretisch kan dit resulteren in een potentiële P-vrijgave van ongeveer 269 (OVLBVN0275) tot 1026 (OVLBVN0445) mg P.kg⁻¹ sediment, afhankelijk van de plas. Hoewel dit

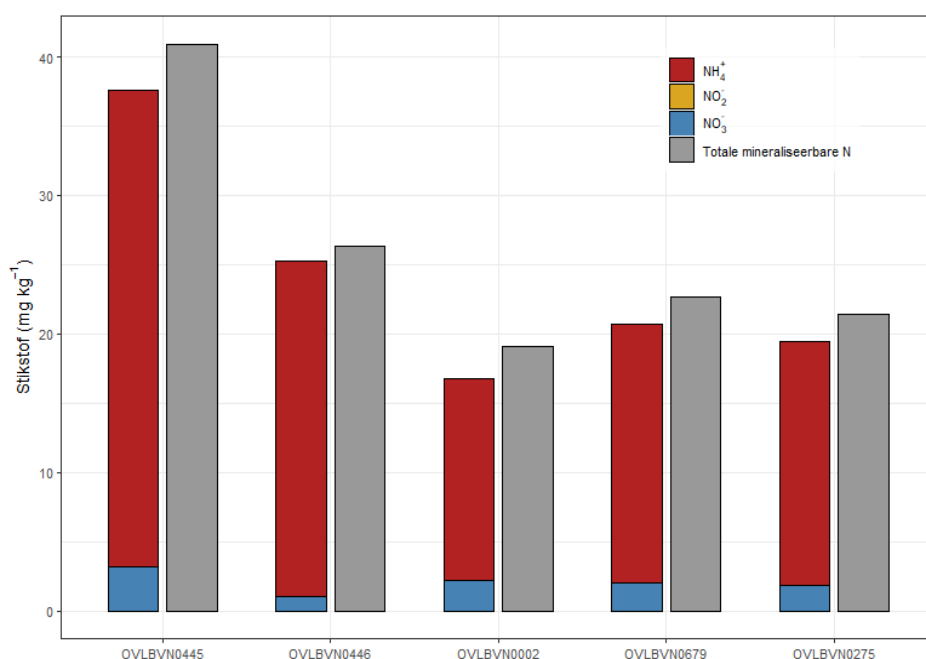
slechts een fractie van het totale sediment-P betreft, zijn deze absolute hoeveelheden ecologisch aanzienlijk (Scheffer, 1998) en kunnen ze bij anoxische omstandigheden bijdragen aan een belangrijke interne nutriëntenbelasting van de waterkolom. Bovendien wordt de effectiviteit van deze P-buffering sterk bepaald door de heersende redoxcondities, waardoor de P-bindingscapaciteit van het sediment in de tijd kan variëren.

Samengevat kunnen de sedimenten, op basis van de gemeten P- en Fe/S-dynamiek, ondanks de momenteel beperkte direct beschikbare P-fractie en de relatief hoge Fe-buffer, een substantiële potentiële bron van fosfor vormen onder tijdelijk reducerende (lage zuurstof) omstandigheden, zoals die frequent voorkomen in sterk productieve systemen tijdens periodes van hoge respiratie en microbiële afbraak van organisch materiaal, waarbij zowel Fe-reductie als sulfaatreductie de stabiliteit van Fe-gebonden fosfor kunnen beïnvloeden.



Figuur 9. Overzicht van de belangrijkste sedimentvariabelen voor de fosfor dynamiek in het sediment van de onderzochte plassen. (A) Oxalaat-extraheerbare Fe en Al (mg.kg⁻¹ sediment), indicatief voor het potentiële P-bindingsvermogen van het sediment, (B) totale fosforconcentratie in het sediment (mg.kg⁻¹), en (C) zwavel berekend uit de gemeten SO₄-concentraties (mg.kg⁻¹), als indicatie voor de potentiële vorming van sulfide onder anoxische omstandigheden. Hogere S-concentraties kunnen leiden tot sulfidereductie en vorming van FeS, waardoor Fe minder beschikbaar wordt voor P-binding en een deel van het sedimentgebonden P kan vrijkomen.

Wat betreft stikstof in de sedimenten van de onderzochte plassen is NH_4^+ de dominante anorganische vorm, met concentraties variërend van 18 tot 38 mg.kg^{-1} (Figuur 10). NO_3^- komt in lagere concentraties voor, terwijl NO_2^- verwaarloosbaar is ($<3 \text{ mg.kg}^{-1}$). De dominantie van NH_4^+ ten opzichte van NO_3^- in de sedimenten wijst op de aanwezigheid van suboxische tot anoxische zones in het sediment, waarin de omzetting van ammonium naar nitraat via nitrificatie beperkt is. Dit geeft een lage zuurstofbeschikbaarheid in het sediment aan, maar betekent niet noodzakelijk dat fosfor in gelijke mate vrijkomt, aangezien de stabiliteit van Fe-gebonden fosfor primair wordt gestuurd door de beschikbaarheid en redoxstatus van reactief ijzer. Dit is typisch voor eutrofe, slibrijke plassen en benadrukt dat het sediment een directe bron van biologisch beschikbare stikstof voor de waterkolom vormt. De totale mineraliseerbare stikstof (TMin_N), de som van anorganische N-vormen plus de potentieel beschikbare N uit organisch materiaal via mineralisatie, ligt systematisch iets hoger dan de gemeten anorganische N-som, wat erop wijst dat de bijdrage van organische mineralisatie aan de N-beschikbaarheid relatief beperkt is ten opzichte van de reeds aanwezige anorganische N-fractie. Sedimenten vormen dus wel een belangrijke potentiële bron van stikstof, maar de ecologische impact op N-beschikbaarheid in de waterkolom wordt voornamelijk bepaald door de reeds aanwezige anorganische N-fractie.

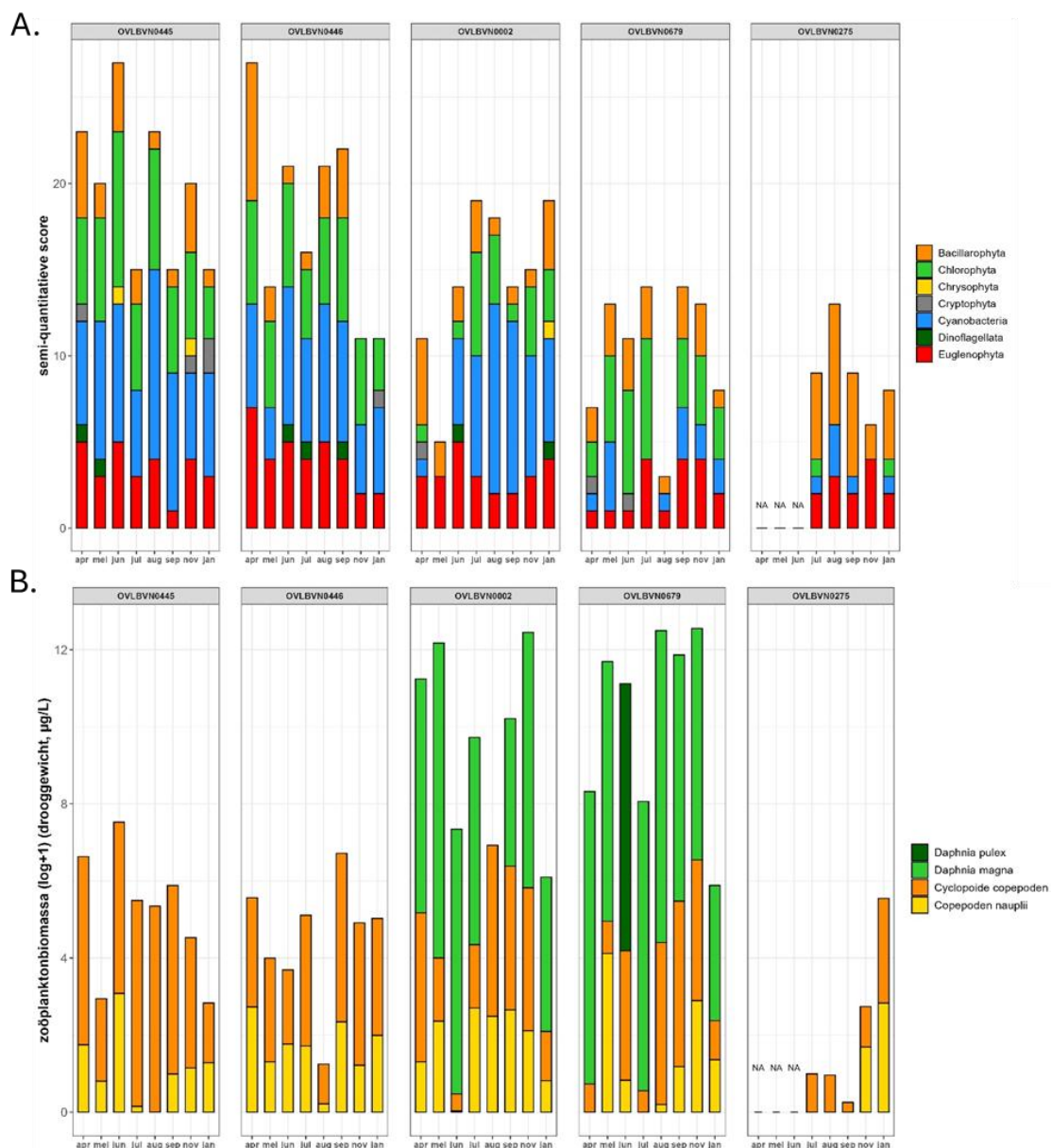


BIOTA

Plankton en vegetatie

Over de volledige studieperiode werden Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta en Bacillariophyta het meest frequent aangetroffen in de fytoplanktongemeenschappen (Figuur 11A), terwijl Cryptophyta, Chrysophyta en Dinoflagellata beduidend lagere abundantiescores vertoonden. De hoogste totale taxon-abundantiescores werden consistent waargenomen in de plassen OVLBVN0445 en OVLBVN0446, terwijl OVLBVN0275 de laagste waarden vertoonde. OVLBVN0002 en OVLBVN0679 namen een intermediaire positie in, met doorgaans iets hogere scores in OVLBVN0002. Cyanobacteriën waren gedurende vrijwel de volledige studieperiode prominent aanwezig in OVLBVN0445 en OVLBVN0446. Ook in OVLBVN0002 vormden ze een belangrijk aandeel van de fytoplanktongemeenschap, met uitzondering van het vroege voorjaar (april–mei). In de eerste twee plassen betrof het daarbij vooral de potentieel toxische soort *Aphanizomenon flos-aquae* terwijl in de laatste plas een veel gevarieerde gemeenschap voorkwam van veelal niet toxische coccale taxa. In OVLBVN0679 en OVLBVN0275 was het voorkomen van cyanobacteriën relatief beperkt. De fytoplanktongemeenschap van OVLBVN0275 was duidelijk afwijkend van al de andere plassen en bevatte als enige kenmerkende taxa van brakke tot zoute wateren waaronder vertegenwoordigers van de ketenvormende centricate diatomeeëngeslachten *Chaetoceros* en *Thalassiosira/Cyclotella*.

De zoöplanktonbiomassa varieerde tussen maanden en verschilde duidelijk tussen plassen, zonder een uitgesproken seizoenspatroon (Figuur 11B). De hoogste biomassa werd systematisch aangetroffen in OVLBVN0002 en OVLBVN0679, terwijl de biomassa in OVLBVN0275 laag bleef. De zoöplanktongemeenschap in OVLBVN0445 en OVLBVN0446 bestond voornamelijk uit cyclopoïde copepoden (adulten en *nauplii* [juvenile stadia]), terwijl grote cladoceren (*Daphnia magna* en *Daphnia pulex*) een belangrijk aandeel vormden in OVLBVN0002 en OVLBVN0679. Grote zoöplanktonsoorten zijn ecologisch relevant omdat ze via begrazing een sterke top-down controle kunnen uitoefenen op het fytoplankton (Lemmens *et al.*, 2018), en zo uitgesproken algenbloei kunnen onderdrukken (Scheffer 1998; Declerck & de Senerpont Domis, 2023). Tegelijk zijn grote cladoceren bijzonder gevoelig voor vispredatie en bereiken ze zelden hoge densiteiten in aanwezigheid van een substantiële vispopulatie (Kerfoot & Sih, 1987; Brönmark & Hansson, 2017). De lage zoöplanktonbiomassa in OVLBVN0275 bestond uitsluitend uit copepoden, wat mogelijk verband houdt met de hoge saliniteit in deze plas. Opvallend was de afwezigheid van *Daphnia* in OVLBVN0002 in augustus, wat potentieel de hoge chlorofyl a concentratie in deze plas in september verklaart door verminderde top-down controle van het fytoplankton. Mogelijk houdt dit verband met de extreme pH-waarden en de vorming van het toxische ammoniak.



Figuur 11. Gestapelde balkdiagrammen van (A) de fytoplanktontaxa-abundantiescores (0–4) en (B) de zoöplanktonbiomassa (drooggewicht, $\mu\text{g.L}^{-1}$) voor de vijf plassen over meerdere maanden. Elk paneel vertegenwoordigt één plas; binnen elk paneel geeft een gestapelde balk de som van de taxa-scores weer, waarbij elke stack de individuele taxa-score op de ordinale schaal (0 = afwezig, 4 = zeer hoge abundantie) toont. Deze weergave illustreert zowel de variatie in totale taxa-abundantie als de relatieve bijdrage van de afzonderlijke taxa in de tijd. Plas OVLBN0275 werd niet bemonsterd in april, mei en juni wegens broedseizoen.

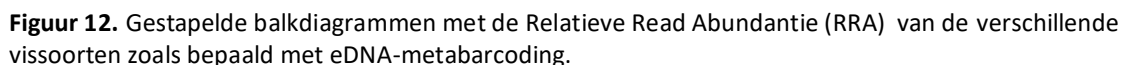
De **watervegetatie** vertoont weinig variatie tussen de plassen van Putten West. In alle plassen komt in de deelzones nauwelijks ondergedoken vegetatie voor (0,5-2%) (Figuur S7). Enkel in OVLBN0466 komt in een vrij aanzienlijk ondiep deel (5,9 ha) van de plas een bedekking voor van 30%. De samenstelling van de ondergedoken waterplantengemeenschap is in elke plas soortenarm en wordt slechts vertegenwoordigd door 3 soorten: zannichellia (*Zannichellia palustris*), tener fonteynkruis (*Potamogeton pusillus*) en schedefonteynkruis (*Stuckenia pectinata*, syn. *Potamogeton pectinatus*). De lage bedekkingen van ondergedoken waterplanten

////////////////////////////////////

De lage bedekkingen van ondergedoken waterplanten en de lage soortendiversiteit staan in contrast met opnames van 2012 en eind juni 2021. In 2012 werd enkel de watervegetatie opgenomen. In 2021 werden de plassen op dezelfde manier gekarteerd als in 2025. Zowel in 2012 als in 2021 werd de vegetatieopname uitgevoerd bij een hoge waterstand. De bedekkingen van watervegetaties in 2021 in de ondiepe zones liepen toen op tot 50% in OVLBVN0445 en OVLBVN0002, 75% in OVLBVN0446 en maar liefst 98% in OVLBVN0679. De diepere zones in OVLBVN0445 en -0446 hadden toen ook een lage bedekking van 0,5-1%. Naast de veel hogere bedekkingen zijn sinds de opnames van 2021 een aantal soorten verdwenen uit de watersegmenten: watercrassula (*Crassula helmsii*), doorschijnend sterrenkroos (*Callitriche truncata*), gewoon kransblad (*Chara vulgaris* var. *longibracteata* en var. *vulgaris*), gebogen kransblad (*Chara connivens*) en draad- en darmwier (*Ulva* sp.). De vondst van gebogen kransblad in OVLBVN0679 resulteerde in het aanduiden van deze plas voor het Europees beschermd habitatype 3140 (De Saeger *et al.*, 2025). De soort werd reeds gemeld in 2012, als onzeker, waardoor het niet vroeger als habitat werd aangeduid voor deze locatie. De situatie in 2012 verschilde weinig van deze van 2021. Ook toen, kort na de inrichting van Putten West, werden hoge bedekkingen vastgesteld van watervegetaties, variërend van 90% (OVLBVN0679), 75% (OVLBVN0445-446) tot 45% in OVLBVN0002. In vergelijking met de opnames van 2021 en 2025 valt het verdwijnen van aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en het verdwijnen van hoge bedekkingen van kranswiervegetaties op (voorheen dominant tot abundant).

Vissen

De visgemeenschappen in de onderzochte plassen werden sterk gedomineerd door de uitheemse blauwbandgrondel (*Pseudorasbora parva*) (Figuur 12). Plassen OVLBVN0445, OVLBVN0446 en OVLBVN0002 hadden daarnaast een relatief belangrijk aandeel benthische, bodemwoelende soorten, zoals karper (*Cyprinus carpio*), brasem (*Abramis brama*) en gibel (*Carassius* sp.). Typische piscivore soorten, zoals snoek (*Esox lucius*) en baars (*Perca fluviatilis*), waren niet sterk vertegenwoordigd en werden uitsluitend in OVLBVN0445 en OVLBVN0446 aangetroffen. In OVLBVN0275 werd geen vis-eDNA gedetecteerd, wat wijst op de afwezigheid van vis, vermoedelijk als gevolg van de hoge saliniteit. Hoewel eDNA-metabarcoding geen informatie geeft over absolute visdichtheden, suggereert de aanwezigheid van grote cladoceren in OVLBVN0002 en OVLBVN0679 dat deze plassen geen hoge visdensiteiten herbergen, aangezien grote zoöplanktonsoorten doorgaans gevoelig zijn voor predatie door vissen.

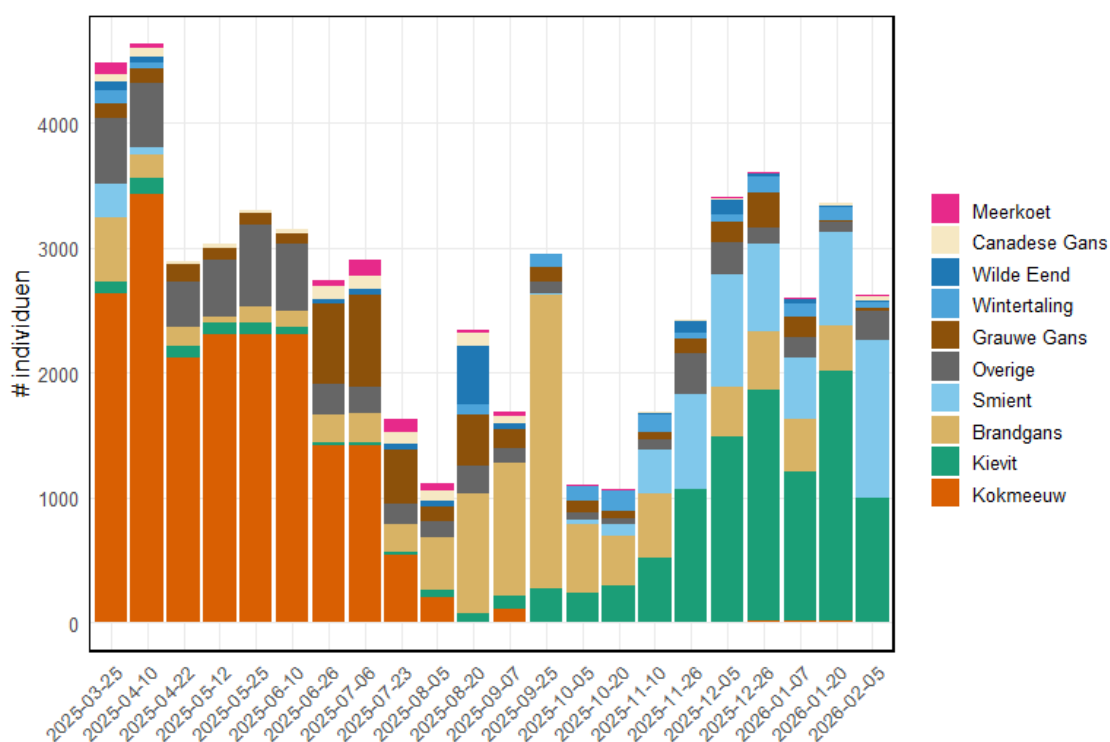


De samenstelling van de visgemeenschap beïnvloedt de ecologische dynamiek in de plassen op meerdere manieren. Predatie door vissen beperkt het zoöplankton voornamelijk tot kleine soorten en individuen (Kerfoot & Sih, 1987; Declerck & De Meester, 2003; Cottenie *et al.*, 2003), die een relatief geringe graasdruk op het fytoplankton uitoefenen (Brooks & Dodson, 1965). De sterke aanwezigheid van bentische soorten bevordert daarnaast interne eutrofiëring door translocatie van nutriënten uit het sediment naar de waterkolom (Attayde & Hansson, 2001; Smolders *et al.*, 2006), en een vertroebeling van de waterkolom via resuspensie van de

sedimenten (Zambrano *et al.*, 2003). Benthisch foerageergedrag kan ook de ondergedoken vegetatie beschadigen (Miller & Crowl, 2006). Een lage abundantie van piscivore vissoorten leidt doorgaans tot een hogere densiteit van planktivore en benthische vissen, wat de graasdruk door zoöplankton op fytoplankton verder reduceert, en op termijn uitgesproken algenbloei bevordert, met name bij hoge nutriëntenconcentraties (Scheffer, 1998).

4.4.3. Vogels

De watervogelgemeenschap in Putten West vertoont duidelijke seizoenale patronen (Figuur 13). In het voorjaar werden hoge aantallen kokmeeuw (*Larus ridibundus*) waargenomen (2.200–3.000 individuen), waarbij een broedkolonie aanwezig is, waarna de aantallen vanaf juli geleidelijk afnemen. In de zomermaanden werden relatief hoge aantallen brandgans (*Branta leucopsis*) geregistreerd. Het najaar wordt gekenmerkt door een geleidelijke toestroom van kievit (*Vanellus vanellus*), met aantallen in de winter oplopend tot ca. 2.000 individuen. Tijdens de wintermaanden is ook smient (*Anas penelope*) relatief goed vertegenwoordigd. De tellingen van deze studie kunnen licht afwijken van die uit voorgaande jaren als gevolg van tijdelijke werkzaamheden en daarmee geassocieerde verstoring in het gebied.

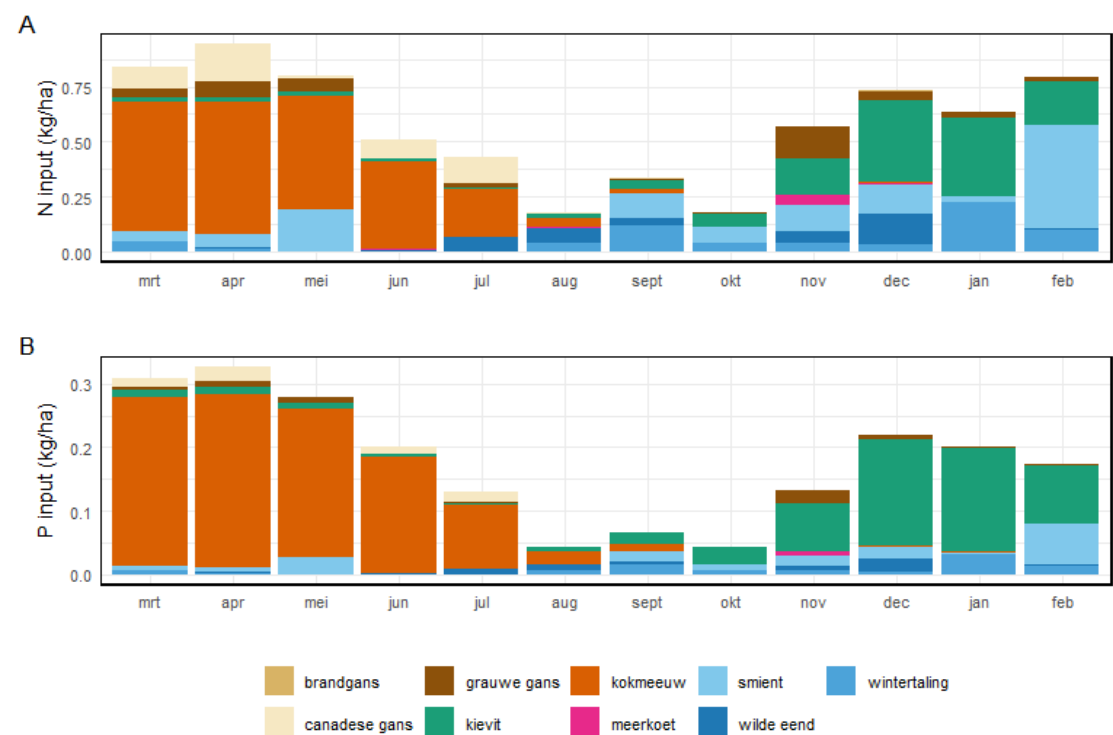


Figuur 13. Gestapelde staafbalken van het aantal getelde individuen per vogelsoort op de verschillende teldagen gedurende de studieperiode. Soorten met een totale telling van minder dan 500 individuen zijn samengevoegd onder de categorie “overige” om de figuur overzichtelijk te houden. De figuur geeft vooral algemene patronen en seizoenale trends in vogelaantallen en gemeenschapssamenstelling weer, en is niet bedoeld om het voorkomen van individuele soorten gedetailleerd te visualiseren.

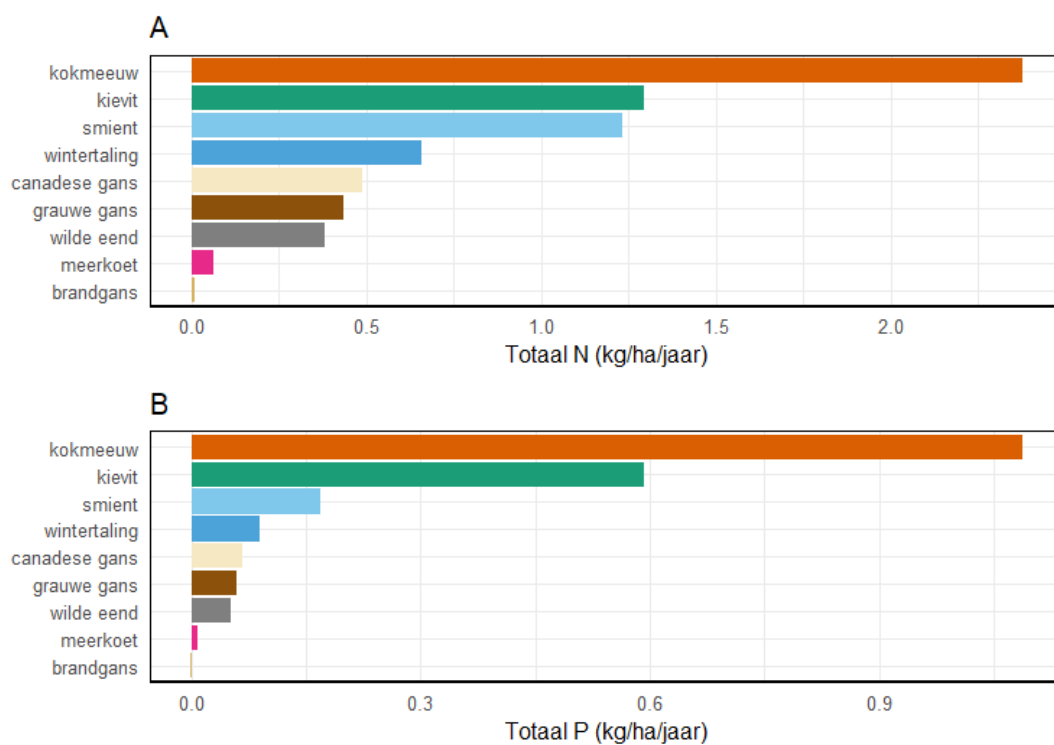
De geschatte totale allochtone stikstof- en fosforinput door de vogelgemeenschap bedraagt respectievelijk 6,9 kg N.ha⁻¹ en 2,13 kg P.ha⁻¹ per jaar (Figuur 14), , waarbij deze input betrekking heeft op het volledige studiegebied (water- en terrestrische habitats). De P-input is beduidend hoger in het voorjaar en najaar, en lager tijdens de zomermaanden, wat rechtstreeks samenhangt met seizoenvariatiën in vogeldensiteit. In het voorjaar leveren vooral kokmeeuwen

////////////////////////////////////

(*Chroicocephalus ridibundus*) een belangrijke bijdrage aan zowel N- als P-input. In de tweede jaarthelft zijn kieviten (*Vanellus vanellus*) een belangrijke bron van nutriënten, terwijl ook eenden dan een relevante bijdrage leveren, vooral voor N (Figuur 15).



Figuur 14. Gestapelde balkdiagrammen met de geschatte netto allochtone stikstof (A) en netto allochtone fosfor (B) input per hectare per maand door de belangrijkste vogelsoorten in het gebied gedurende de studieperiode (maart 2025-februari 2026).



Figuur 15. Totaal jaarlijkse stikstof (A) en fosfor (B) input door de belangrijkste watervogelsoorten in Putten West. De horizontale staven tonen de totale N- of P-inbreng ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) over alle maanden.

5. DISCUSSIE

De ecologische dynamiek van de onderzochte plassen wordt primair bepaald door een hoge beschikbaarheid van nutriënten in zowel de waterkolom als het sediment. De concentraties van totale fosfor (TP) en totale stikstof (TN) in de waterkolom overschrijden systematisch de richtwaarden voor de [basismilieukwaliteitsnormen](#) (MVG, 2003). De aanzienlijke sliblaag in de plassen bevordert lokaal anoxische condities, waarbij SO_4^{2-} -reductie het bindingsvermogen van P aan Fe en Al in het sediment vermindert, en biologisch beschikbare fosfor (PO_4^{3-}) relatief gemakkelijk in de waterkolom vrijkomt (Moss, 2010; Dodds & Whiles, 2010). Onder bepaalde omstandigheden kan een fractie van het fosfaat ook tijdelijk aan calcium binden, bijvoorbeeld bij hogere pH-waarden en in brakwateromstandigheden, wat aanvullend bijdraagt aan P-retentie in het sediment. Interne eutrofiëring wordt verder versterkt door resuspensie van sedimenten, veroorzaakt door de combinatie van windwerking bij open ligging en geringe waterdiepte, alsook door bodemwoeling door benthische vissen. Dit resulteert in verminderde waterhelderheid en verhoogde nutriëntenmobilisatie (Smolders *et al.*, 2006).

De structuur van het voedselweb beïnvloedt top-down regulatie van het fytoplankton in de onderzochte plassen. Zoöplankton kan een aanzienlijke graasdruk uitoefenen op fytoplanktongemeenschappen, maar deze functie is sterk grootte-afhankelijk (Brooks & Dodson, 1965). Grote cladoceren, zoals *Daphnia magna* en *D. pulex*, hebben een hogere graascapaciteit, maar worden intensief gepredeerd door vissen (Kerfoot & Sih, 1987; Declerck & De Meester, 2003), inclusief juveniele stadia van benthische en piscivore soorten (Mehner & Thiel, 1999). In plassen met een sterk ontwikkelde visgemeenschap (zoals OVLBVN0445 en OVLBVN0446) zijn grote zoöplanktonpopulaties afwezig, waardoor de top-down controle op fytoplankton beperkt blijft. Tegelijk herbergen deze plassen ook een substantieel aandeel benthische, bodemwoelende vissoorten (karper, brasem, gibel), waarvan het foerageren resuspensie van sedimenten, interne eutrofiëring en een algemene vertroebeling van de waterkolom versterkt (Attayde & Hansson, 2001; Zambrano *et al.*, 2003). Het nagenoeg ontbreken van piscivore soorten zoals snoek (*Esox lucius*) en baars (*Perca fluviatilis*) (uitsluitend aangetroffen in OVLBVN0445 en OVLBVN0446 in lage relatieve abundantie) resulteert in beperkte top-down controle, waardoor planktivore en benthische vispopulaties hoge densiteiten kunnen bereiken, wat via trofische cascades de kans op uitgesproken algenbloei structureel vergroot (Scheffer, 1998; Carpenter & Kitchell, 1996).

De jaarlijkse nutriëntenaanvoer naar de plassen wordt vooral bepaald door de watertoevoer vanuit Putten Weide, de aanwezige watervogels en stikstofdepositie. Run-off van omliggend land en infiltratie vanuit grondwater werden in het kader van deze studie niet onderzocht. De jaarlijkse input van stikstof in het gebied via depositie is ongeveer $17 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (VMM, 2025). De geschatte jaarlijkse input van stikstof en fosfor door vogels bedraagt ca. $6,9 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ en $2,1 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$. Bij een gemiddelde waterdiepte van 0,65 m (zoals gemeten in deze studie) resulteert dit in een jaarlijkse verhoging van ongeveer $1,1 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ (~12 % van de huidige gemiddelde TN-concentraties) en $0,33 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ (~33 % van de gemeten gemiddelde TP-concentraties) in de waterkolom. Hoewel de absolute bijdrage voor stikstof relatief beperkt is ten opzichte van de huidige N-concentraties in de waterkolom, is de bijdrage voor fosfor substantieel. De plassen fungeren allicht als lokaal bezinkingsbekken, waardoor de nutriënten systematisch accumuleren doorheen de tijd. Cumulatief over meerdere jaren kan dit leiden tot een aanzienlijke aanrijking met nutriënten, waarbij fosfor vanwege zijn persistentie bijzonder relevant is voor het risico op interne eutrofiëring. In combinatie met de hoge

nutriëntenconcentraties in water en sediment, de beperkte top-down controle door zoöplankton, de afwezigheid van ondergedoken vegetatie en de aanwezigheid van bodemwoelende vissoorten, ondermijnt deze graduele nutriëntenaanrijking een gunstige ecologische toestand van de plassen door algenbloei en cyanobacteriënproliferatie te bevorderen. De sterke achteruitgang van de ondergedoken watervegetatie tussen 2012-2021 en 2025 (van bedekking tot 98% in OVLBVN0679 en 75% in OVLBVN0446 naar minder dan 2% in de meeste plassen) is consistent met een overgang naar een troebel-water evenwicht, waarbij algenbloei de lichtbeschikbaarheid voor waterplanten structureel beperkt en de stabiliserende feedbackmechanismen van een helderwater-evenwicht afwezig blijven (Scheffer, 1998). Het verdwijnen van kranswieren (*Chara* spp.) en andere gevoelige soorten suggereert dat deze achteruitgang niet louter aan de lagere waterstand in 2025 kan worden toegeschreven, maar een structurele achteruitgang van de milieucondities weerspiegelt.

Het inbrengen van brak water vanuit Putten Weide naar Putten West zal verzilting veroorzaken binnen Putten West. Het inbrengen van brak water in een eerder zoet tot licht brak systeem is niet zonder risico voor de plantengroei en kan bijkomende eutrofiëring initiëren. Sterk fluctuerende chlorideconcentraties doorheen het jaar beperken in sterke mate de soortensamenstelling omdat slechts een beperkt aantal soorten deze fluctuaties verdraagt. Verder kan de invloed van brak water op korte termijn bijdragen aan de mobilisatie van ammonium en fosfor uit de waterbodem naar de waterkolom, via ionenuitwisselingsprocessen waarbij verhoogde Na^+ , K^+ en Cl^- concentraties de adsorptie-evenwichten in het sediment kunnen verstoren. De hogere sulfaatconcentraties in brak water resulteren op langere termijn in de vorming van sulfide in de waterbodem, dat toxisch is en dat, via verdere interne eutrofiëring, kan leiden tot de vorming van toxisch ammoniak. Het inbrengen van brak water vanuit Putten Weide hypothekeert dus de doelstellingen van een helder en vegetatierijk water in Putten West en de 'Zoetwaterkreek', en de ontwikkeling en het herstel van het Europees beschermde habitattype met kranswiervegetaties (HT_3140). Deze verzilting vormt vermoedelijk een belangrijke factor in het verdwijnen van waterplantenvegetaties en impliceert een fundamentele beheerkeuze tussen het behoud van het zoetwaterkarakter en de ontwikkeling van een brakwatersysteem.

Sommige vaak toegepaste remediëringsmaatregelen lijken in dit systeem minder aangewezen. Zo kan de toepassing van waterstofperoxide (H_2O_2) weliswaar tijdelijk cyanobacteriebloei reduceren (zie Lüring & Mucci, 2020), maar heeft deze maatregel geen effect op de onderliggende oorzaken van eutrofiëring. Aangezien de nutriëntenbeschikbaarheid en de interne nutriëntenvoorraad in het sediment hoog blijven, is het risico groot dat algenbloei zich na behandeling snel opnieuw ontwikkelt. Bovendien kan herhaald gebruik van dergelijke oxidatieve behandelingen negatieve effecten hebben op andere aquatische organismen (Lin *et al.*, 2018; Weenink *et al.*, 2022). Chemische fosforbinding in het sediment, bijvoorbeeld via lanthaanhoudende producten zoals Phoslock, kan theoretisch bijdragen aan het immobiliseren van fosfor in het sediment (Douglas *et al.*, 2004; Ross *et al.*, 2008). De effectiviteit van dergelijke maatregelen is echter beperkt in ondiepe systemen waar frequente resuspensie van sediment optreedt en waar externe nutriëntenaanvoer blijft doorgaan (Davidson *et al.*, 2025, Lüring *et al.*, 2013). Ook het aanplanten van zogenaamde zuiverende waterplanten is in de huidige toestand van de plassen weinig kansrijk. De sterke vertroebeling van het water, gecombineerd met de beperkte lichtdoordringing en de hoge visdensiteit, creëert ongunstige omstandigheden voor de vestiging en ontwikkeling van ondergedoken vegetatie (Scheffer, 1993; 1998). Zonder eerst de nutriëntenbelasting te reduceren en de voedselwebstructuur te beïnvloeden, is de kans klein dat dergelijke aanplantingen duurzaam standhouden. Tot slot kan het gebruik van ijzerzandfilters voor het verwijderen van fosfaat uit het aangevoerde water slechts een beperkt

De resultaten suggereren dat de huidige natuurdoelen enkel haalbaar zijn indien zowel de nutriëntenbelasting als de zoutinvloed voldoende kunnen worden beheerst. Zonder bijkomende maatregelen gericht op het reduceren van interne eutrofiëring en het herstellen van de voedselwebstructuur blijft het risico op troebel water groot. Tegelijk kan verdere verzilting de ontwikkelingsmogelijkheden van soortenrijke zoetwatervegetaties beperken. Het uiteindelijke ambitieniveau voor de plassen hangt daardoor af van een expliciete beheerkeuze tussen het behoud van een overwegend zoetwatersysteem en de verdere ontwikkeling van een brakwatersysteem.

6. REFERENTIES

- AGIV (2014). Metadataset: Digitaal Hoogtemodel Vlaanderen II, DTM, raster, 1 m. Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen, Gent.
- Attayde J.L. & Hansson L.-A. (2001) Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1924-1931.
- Barnett, Allain J., Kerri Finlay, and Beatrix E. Beisner. "Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification." *Freshwater Biology* 52.5 (2007): 796-813.
- Bottrell H, Duncan A, Gliwicz Z, Grygierek E, Herzig A, Hillbricht- Ilkowska A, Kurasawa H, Larsson P, Węglenka T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24:416–56.
- Brönmark, C., & Hansson, L. A. (2017). *The biology of lakes and ponds*. Oxford university press.
- Brooks, J. L., & Dodson, S. I. (1965). Predation, Body Size, and Composition of Plankton: The effect of a marine planktivore on lake plankton illustrates theory of size, competition, and predation. *science*, 150(3692), 28-35.
- Brys, R., Haegeman, A., Halfmarteen, D., Neyrinck, S., Staelens, A., Auwerx, J. and Ruttink, T. (2021). Monitoring of spatiotemporal occupancy patterns of fish and amphibian species in a lentic aquatic system using environmental DNA. *Molecular ecology*. 30(13): 3097 – 3110. <https://doi.org/10.1111/mec.15742>
- Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (Eds.). (1996). *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press.
- Claus P., 2020. Natuurbeheerplan 2020-2044 voor het Grenspark Groot-Saeftinghe: deelgebieden Putten West & Putten Weiden. Corridor cvba, Nazareth.
- Cottenie K., Michels E., Nuytten N. & De Meester L., 2003. Zooplankton metacommunity structure : regional vs. Local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84: 991-1000.
- Davidson, J. L., Jacquemin, S. J., Newell, S. E., Hughes, J. C., Starr, L. D., & McCarthy, M. J. (2025). Ineffectiveness of phosphorus binding treatments in a semi-enclosed area of a large, shallow, and hypereutrophic lake. *Cambridge Prisms: Water*, 3, e2.
- Dawson, F.H. & Warman, E.A. (1987). *Crassula helmsii* (T. Kirk) Cockayne: is it an aggressive alien aquatic plant in Britain? *Biological Conservation*, 42(4), 247–272.
- Declerck S. & De Meester L., 2003. Impact of fish predation on coexisting Daphnia taxa: a partial test of the temporal hybrid superiority hypothesis. *Hydrobiologia*, 500: 83-94.
- Declerck, S. A., & de Senerpont Domis, L. N. (2023). Contribution of freshwater metazooplankton to aquatic ecosystem services: an overview. *Hydrobiologia*, 850(12), 2795-2810.

De Saeger S., De Bruyn A., Dhaluin P., Erens R., Guelinckx G., Hennebel D., Jacobs I., Kumpen M., Van Oost F., Cool R., Spanhove T., Leyssen A., Oosterlynck P., Van Dam G. & Wils C. (red.) (2025). Biologische Waarderingskaart en Natura 2000 Habitatkaart, uitgave 2025. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek jaar (38). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. doi.org/10.21436/inbor.129502912

Douglas, G. B., Robb, M. S., Coad, D. N., & Ford, P. W. (2004). A review of solid phase adsorbents for the removal of phosphorus from natural and waste waters. *Phosphorus in Environmental Technology—Removal, Recovery, Applications*, 13, 291-320

Everts, T., Halfmaerten, D., Neyrinck, S., De Regge, N., Jacquemyn, H., en Brys, R. (2021). Accurate detection and quantification of seasonal abundance of American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) using ddPCR eDNA assays. *Scientific Reports* 11(1): 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90771-w>

Francová, K., Šumberová, K., Janauer, G. A., & Adámek, Z. (2019). Effects of fish farming on macrophytes in temperate carp ponds. *Aquaculture International*, 27(2), 413-436.

Hahn S., S. Bauer & M. Klaassen 2007. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. *Freshwater Biology* 52: 2421-2433.

Hahn S., S. Bauer & M. Klaassen 2008. Quantification of allochthonous input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology* 53: 181-193.

Halfmaerten, D., Verschelde, P., Haegeman, A., Neyrinck, S., Verschaeve, L., Van Breusegem, A., Van Liefferinge, N., Geeraerts, C., Van Driessche, C. en Brys, R. (2023). 12S metabarcoding reference data from the Research Institute for Nature and Forest (INBO) (Versie 20230906) [Dataset]. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10422227>

Ibelings B.W., Bormans M., Fastner J., Visser P.M., 2016. CYANOCOST special issue on cyanobacterial blooms: synopsis – a critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquatic Ecology*, 50, 595-605

John, D. M., Whitton, B. A., & Brook, A. J. (Eds.). (2002). The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press.

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

VMM (2025). VLOPS kaarten - Totale stikstofdepositie (VLOPS25, meteo 2017, emissies 2023)

Wamelink, G.W.W., Runhaar, H. en H. van Dobben (2000). Abiotische Randvoorwaarden voor natuurdoeltypen. Wageningen Alterra rapport 181 (ISSN 1566-7197 ; 181).

Weenink, E. F., Kraak, M. H., van Teulingen, C., Kuijt, S., van Herk, M. J., Sigon, C. A., ... & Visser, P. M. (2022). Sensitivity of phytoplankton, zooplankton and macroinvertebrates to hydrogen peroxide treatments of cyanobacterial blooms. *Water research*, 225, 119169.

Woltemade C.J. (1997) Water level management opportunities for ecological benefit, Pool 5 Mississippi River. *Journal of the American Water Resources Association*, 33, 443-454.

Zambrano L., Scheffer M. & Martínez-Ramos M. (2003) Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos*, 94, 344-350.

7. BIJLAGE

7.1. SUPPLEMENTAIRE TABELLEN

Tabel S1. Overzicht van de bemonstering en metingen van de verschillende parameters, inclusief het aantal waarnemingen per maand.

	feb 25'	mrt 25'	apr 25'	mei 25'	juni 25'	juli 25'	aug 25'	sept 25'	okt 25'	nov 25'	dec 25'	jan 26'
Waterkwaliteit			1	1	1	1	1	1		1		1
Fytoplankton			1	1	1	1	1	1		1		1
Zoöplankton			1	1	1	1	1	1		1		1
Macrofyten				1	1	1	1					
Vogels	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Vissen						1						
Slib							1					

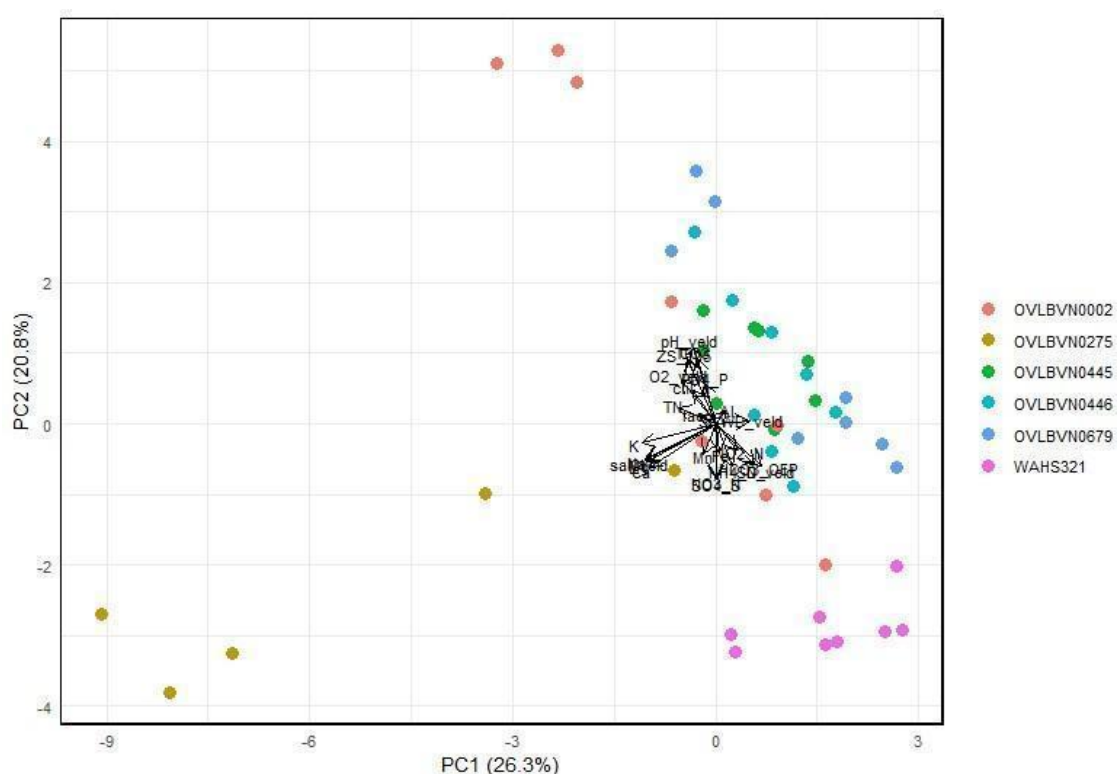
Tabel S2: Lijst van opgemeten variabelen voor oppervlaktewater.

Variabele	Techniek	Eenheid	Specificaties
Zuurstofgehalte	Elektrode	mg/l	O2-gehalte
Zuurtegraad, pH	Elektrode	eq/l	pH, H+
Geleidbaarheid, EC	Elektrode	μS/cm	geleidbaarheid
Totaal fosfor (TP)	Destructie + ICP	mg/l	totaal P in water
Anionen en kationen, ionenchromatografie	IC	mg/l	Cl, NO2, NO3, SO4, PO4 + Ca, K, Mg, Na, NH4
Totaal koolstof en stikstof	Analyser	mg/l	Totaal N, Totaal C
Metalen	ICP	mg/l	Al, Fe, Mn, S, Si
Zwevende stof (105°C)	Filtratie	mg/l	Zwevende stof bij 105°C
Zwevende stof (550°C)	Filtratie	mg/l	Zwevende stof bij 550°C
Chlorofyl a (NEN)	Spectrofotometer	μg/l	Chlorofyl a en faeofytine

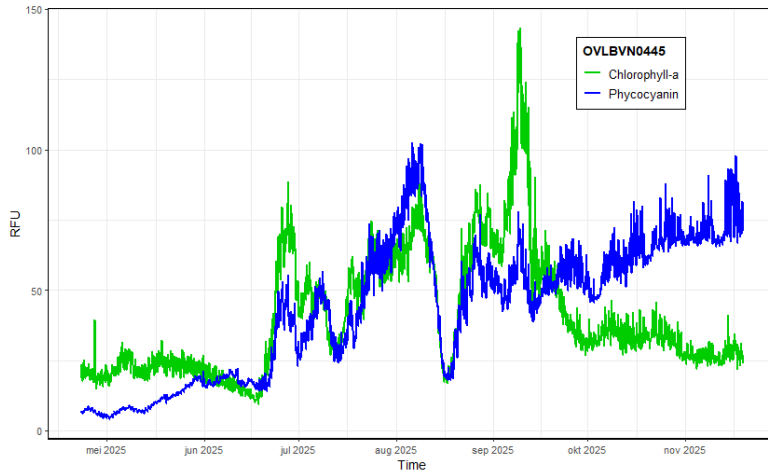
Tabel S5. Overzichtstabel met de ruwe data van de opgemeten fysicochemische variabelen in elke plas op elk staalnamemoment.

Plas	maand	pH	zuurstof (mg/L)	HCO ₃ (mg/L)	CO ₃ (mg/L)	OH (mg/L)	watertdiepte (m)	waterttransparantie (Secchi m)	chlorofyl a (µg/L)	foeofytine (µg/L)	zwavelstof (0,05°C, g/L)	zandlaster (g/g)	kalium (mg/L)	magnesium (mg/L)	calcium (mg/L)	natrium (mg/L)	chloride (mg/L)	aluminium (mg/L)	ijzer (mg/L)	mangaan (mg/L)	silicium (mg/L)	total P (mg/L)	total N (mg/L)	N(NH ₄) (mg/L)	P(PO ₄) (mg/L)	N(NO ₂) (mg/L)	N(NO ₃) (mg/L)	S(SO ₄) (mg/L)
OVLBN0445	april	8.47	10.13	264.77	0.6	0.18	0.7	0.26	126.2	35.3	0.051	2	19.86	50.15	137.48	561.77	1047.53	0.025	0.015	0.071	2.37	0.189	2.78	0.039	0.016	0.003	0.034	17.333
OVLBN0445	mei	8.72	11.77	206.85	0.6	0.18	1.5	0.24	290	29.5	0.068	2.1	22.68	55.42	114.63	595.84	1124.74	0.025	0.031	0.102	3.62	0.399	2.55	0.039	0.016	0.003	0.060	147.29
OVLBN0445	juni	8.48	9.52	171.06	0.6	0.18	1	0.14	235.8	76.5	0.067	2.4	23.85	57.03	104.34	707.18	1356.87	0.025	0.032	0.228	6.65	0.671	5.32	0.039	0.016	0.003	0.011	6.101
OVLBN0445	juli	8.73	7.25	161.63	0.6	0.18	1.16	0.15	290.8	63.2	0.078	2.5	26.34	62.28	106.95	744.26	1429.95	0.025	0.049	0.266	6.71	0.952	6.03	0.039	0.016	0.003	0.011	3.688
OVLBN0445	augustus	8.86	9.39	175.17	0.6	0.18	0.6	0.1	71.3	181.7	0.11	2.7	28.97	67.57	121.28	780.45	1569.04	0.025	0.015	0.334	8.09	0.910	8.61	0.039	0.016	0.003	0.025	4.276
OVLBN0445	september	8.40	8.45	201.52	0.6	0.18	1	0.13	777.22	207.8	0.13	3.1	30.7	74.97	140.81	906.14	1745.54	0.025	0.015	0.545	8.03	0.942	7.02	0.039	0.016	0.003	0.357	7.046
OVLBN0445	november	7.94	10.68	226.22	0.6	0.18	0.5	0.12	345.8	413.4	0.082	2.5	27	66.57	140.62	748.85	1420.69	0.025	0.015	0.684	8.1	0.180	7.8	0.039	0.016	0.003	0.215	14.937
OVLBN0445	januari	8.09	12.2	194.63	0.6	0.18	0.58	0.31	166.6	242	0.037	2.2	22.77	58.6	132.91	650.17	1255.85	0.025	0.015	0.558	6.33	0.417	5.14	1.607	0.016	0.003	0.172	16.542
OVLBN0446	april	8.56	11.19	307.95	0.6	0.18	1.1	0.33	84.7	26.2	0.041	2	19.67	50.59	146.81	578.61	1070.03	0.025	0.015	0.166	2.29	0.166	2.11	0.039	0.016	0.003	0.034	19.696
OVLBN0446	mei	8.64	12.25	246.95	0.6	0.18	1.5	0.19	173.5	22.6	0.058	2.2	23.46	56.13	131.56	624.43	1172.06	0.025	0.015	0.113	2.93	0.241	2.9	0.039	0.016	0.003	0.054	19.523
OVLBN0446	juni	8.92	12.1	153.7	0.6	0.18	2	0.17	336.1	53.8	0.091	2.4	24.05	60.09	106.66	717.79	1369.07	0.025	0.04	0.403	6.18	0.433	5.76	0.039	0.016	0.003	0.011	21.392
OVLBN0446	juli	9.03	11.29	142.64	4.44	0.18	1.16	0.18	460.3	66.2	0.099	2.5	24.22	61.73	110.93	709.25	1358.69	0.025	0.139	0.485	6.94	0.787	6.09	0.039	0.016	0.003	0.034	14.216
OVLBN0446	augustus	9.13	12.74	142.48	18.12	0.18	1	0.1	236.2	352.7	0.116	2.6	25.97	64.73	121.7	754.92	1507.68	0.025	0.015	0.364	7.29	0.803	5.54	0.039	0.016	0.003	0.011	12.563
OVLBN0446	september	8.33	9.74	206.23	0.6	0.18	1	0.14	348.2	57.9	0.06	2.9	26.76	70.6	137.56	849.49	1632.97	0.025	0.015	1.187	7.89	0.185	4.18	0.039	0.016	0.003	0.090	13.141
OVLBN0446	november	8.19	11.11	196.63	0.6	0.18	1.45	0.25	216.3	386	0.04	2.6	24.53	68.07	154.94	769.55	1436.95	0.025	0.015	0.797	6.93	0.157	5.58	0.039	0.016	0.003	0.307	37.824
OVLBN0446	januari	8.06	12.07	201.25	0.6	0.18	0.58	0.36	85.3	56.8	0.0125	3	25.14	79.49	218.45	874.69	1703.69	0.025	0.015	0.270	5.6	0.196	2.34	0.039	0.016	0.003	0.278	55.247
OVLBN0002	april	8.71	12.88	249.92	1.8	0.18	0.7	0.32	99.6	42.3	0.040	3.1	24.21	75.57	179.29	898.25	1749.15	0.025	0.034	1.119	1.81	0.254	2.23	0.039	0.016	0.003	0.054	19.446
OVLBN0002	mei	7.93	6.61	265.49	0.6	0.18	0.65	0.65	25	25	0.0125	3.5	30.56	87.7	182.36	1022.41	1963	0.025	0.034	1.543	5.29	0.144	5.39	2.563	0.016	0.003	0.060	9.413
OVLBN0002	juni	9.03	14.61	152.97	13.86	0.18	0.4	0.17	159.5	45.7	0.105	4.2	36.84	99.73	176.04	1258.58	2462.39	0.064	0.143	0.738	9.74	0.554	4.19	0.039	0.016	0.003	0.032	11.605
OVLBN0002	juli	9.12	13.26	190.3	21.6	0.18	0.27	0.13	352.2	75.9	0.258	4.6	40.09	113.68	217.8	1328.28	2610.23	0.077	0.176	0.643	12.41	2.061	4.81	0.039	0.016	0.003	0.027	3.485
OVLBN0002	augustus	10.17	18.73	102.79	29.22	0.18	0.3	0.09	148.6	57.5	0.274	5.2	39.88	112.93	248.57	1523.3	3130.14	0.118	0.224	0.038	7.29	2.035	5.16	0.039	0.016	0.003	0.041	2.140
OVLBN0002	september	10.39	16.85	103.03	18.12	0.18	0.1	0.04	1681.3	252.4	0.336	6.5	41.46	130.01	328.89	1968.65	3983.47	0.025	0.114	0.020	4.5	1.078	8.16	0.039	0.016	0.003	0.011	1.485
OVLBN0002	november	8.59	13.75	301.04	0.6	0.18	0.69	0.18	304.9	394.3	0.075	4.4	32.01	110.72	321.97	1286.31	2484.17	0.025	0.015	0.828	10.21	0.315	3.03	0.039	0.016	0.003	0.238	67.403
OVLBN0002	januari	8.34	14.5	320.13	0.6	0.18	1	0.35	150.9	34.7	0.0125	4.8	28.34	117.26	399.34	1370.71	2760.64	0.025	0.015	0.480	6.12	0.245	2.33	0.039	0.016	0.003	0.253	61.065
OVLBN0579	april	8.25	9.54	271.51	0.6	0.18	0.42	0.41	25	25	0.046	0.5	9.72	21.58	44.22	163.28	212.16	0.083	0.089	0.122	0.9	0.070	2.51	0.357	0.016	0.012	0.104	13.134
OVLBN0579	mei	8.35	8.96	300.22	0.6	0.18	0.48	0.48	6.8	2.5	0.039	0.7	13.25	26.12	47.71	209.46	274.52	0.273	0.234	0.101	1.53	0.081	3.19	0.267	0.016	0.021	0.140	14.222
OVLBN0579	juni	8.39	8.36	415.27	0.6	0.18	0.3	0.2	19.5	11.4	0.058	1	14.07	32.78	56.35	311.72	430.06	1.264	0.926	0.173	6.44	0.162	4.98	0.536	0.016	0.003	0.099	8.912
OVLBN0579	juli	8.83	10.97	454.63	6.84	0.18	0.27	0.04	233.1	112.1	0.358	1.1	17.3	33.76	53.39	362.75	517.21	0.109	0.092	0.102	4.27	1.562	6.1	0.039	0.016	0.003	0.061	5.374
OVLBN0579	augustus	8.96	12.85	442.6	15.84	0.18	0.2	0.11	40.2	32.2	0.194	1.5	26.62	42.27	67.16	474.97	729.36	0.333	0.609	0.183	3.25	1.743	7.64	0.039	0.121	0.003	0.027	2.697
OVLBN0579	september	8.88	11.19	403.6	0.6	0.18	0.04	0.04	284.9	171.2	0.414	2.2	19.72	54.22	69.85	732.58	1161.27	0.153	0.297	0.393	2.26	0.688	11.7	0.109	0.016	0.003	0.068	13.862
OVLBN0579	november	8.90	12.88	248.41	0.6	0.18	0.18	0.18	58.5	101.7	0.089	0.9	15.06	33.38	53.96	317.31	439.4	0.025	0.015	0.059	0.91	0.147	2.85	0.039	0.016	0.003	0.621	42.977
OVLBN0579	januari	8.41	12.1	252	0.6	0.18	0.33	0.33	45.1	35.4	0.028	0.7	11.4	27.65	52.43	235.29	319.17	0.025	0.015	0.058	0.65	0.088	1.62	0.039	0.016	0.003	0.103	36.852
OVLBN0275	april	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OVLBN0275	mei	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OVLBN0275	juni	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OVLBN0275	juli	8.76	13.21	98.72	0.6	0.18	0.07	0.07	147.8	35	0.116	34.3	118.14	739.15	2821.59	909.202	21201.63	0.025	0.598	0.660	6.12	0.529	9.32	0.039	0.016	0.003	0.095	7.543
OVLBN0275	augustus	7.13	11.16	130.72	0.6	0.18	0.12	0.11	109.5	81.2	0.097	30	94.45	645.92	2496.73	7669.39	18602.44	0.025	0.0445	0.390	6.12	0.903	7.22	0.039	0.016	0.003	0.325	20.015
OVLBN0275	september	8.62	14.57	101.89	0.6	0.18	0.07	0.07	132.6	32.1	0.031	34.1	88.16	712.39	305.215	8721.65	21074.54	0.025	0.03	0.679	2.41	0.167	6.11	0.039	0.016	0.003	0.285	54.776
OVLBN0275	november	8.93	11.19	120.31	0.6	0.18	0.2	0.19	693.9	781.2	0.204	20.3	43.02	265.97	1015.82	3133.7	7958.75	0.025	0.033	0.909	5.79	0.727	4.03	0.039	0.016	0.003	0.422	107.684
OVLBN0275	januari	8.29	15.62	227.38	0.6	0.18	0.13	0.13	235.9	60.3	0.027	7.2	27.32	139.63	598.01	1982.06	4280.02	0.025	0.015	0.388	5.14	0.230	3.48	0.924	0.016	0.003	0.253	52.951
WAH321	april	7.37	9.8	796.44	0.6	0.18	0.7	0.38	9.8	2.5	0.0125	2	16.46	57.62	243.95	447.65	778.27	0.025	0.085	0.487	6.91	0.084	2.64	1.072	0.016	0.015	0.210	26.539
WAH321	mei	7.04	2.76	786.11	0.6	0.18	0.65	0.46	34.6	6.76	0.0125	2.8	16.55	72.66	301.52	722.69	1302.78	0.025	1.894	0.677	5.54	0.677	3.83	2.151	0.016	0.003	0.124	17.844
WAH321	juni	6.91	2.53	746.42	0.6	0.18	0.55	0.18	57.4	15.5	0.026	5.2	20.72	121.67	453.53	1412.43	2831.69	0.025	0.584	0.581	5.96	0.119	7.45	5.086	0.016	0.003	0.032	

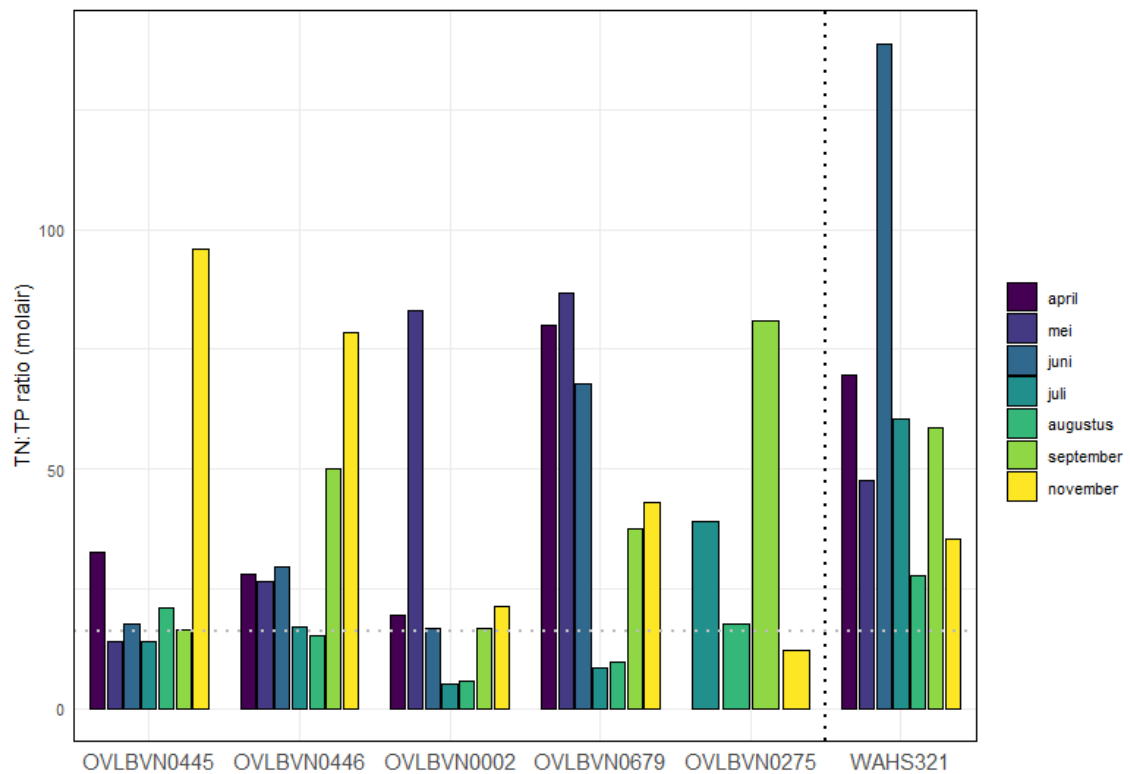
7.2. SUPPLEMENTAIRE FIGUREN



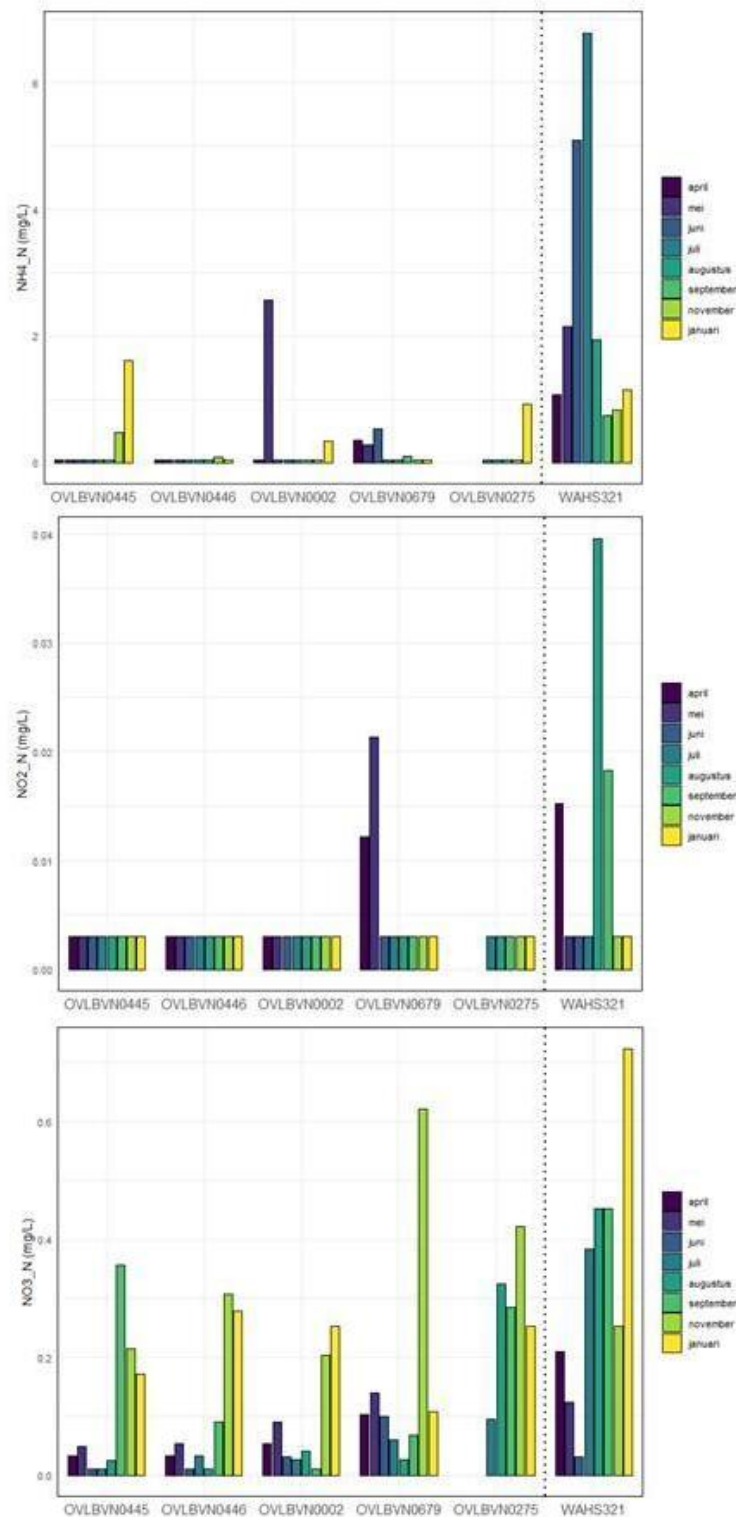
Figuur S1. PCA-ordinatie (PC1–PC2) gebaseerd op gestandaardiseerde fysicochemische variabelen gemeten in vijf plassen (OVLBVN0002, OVLBVN0275, OVLBVN0445, OVLBVN0446, OVLBVN0679) en de watertoevoer (WAHS321) tijdens verschillende bemonsteringsmomenten. Punten stellen individuele staalnamemomenten voor; kleuren geven de bemonsterde plas weer. Pijlen tonen de richting en relatieve bijdrage van de variabelen aan de ordinatieassen.



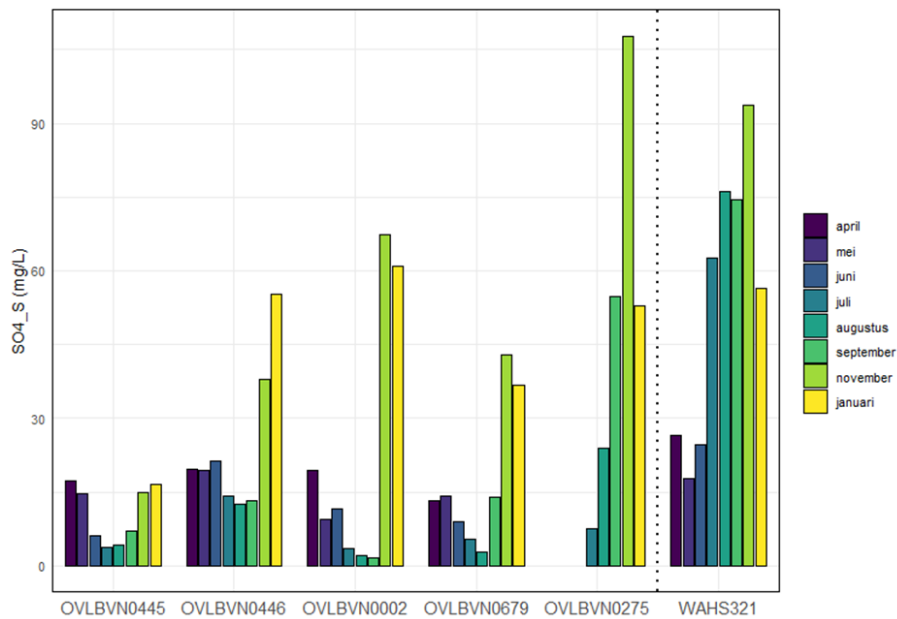
Figuur S2. Concentraties aan chlorofyl a en phycocyanine (in RFU) gemeten in plas OVLBN0445 van eind april tot eind november 2025 door middel van continue metingen (1u interval) met datalogger.



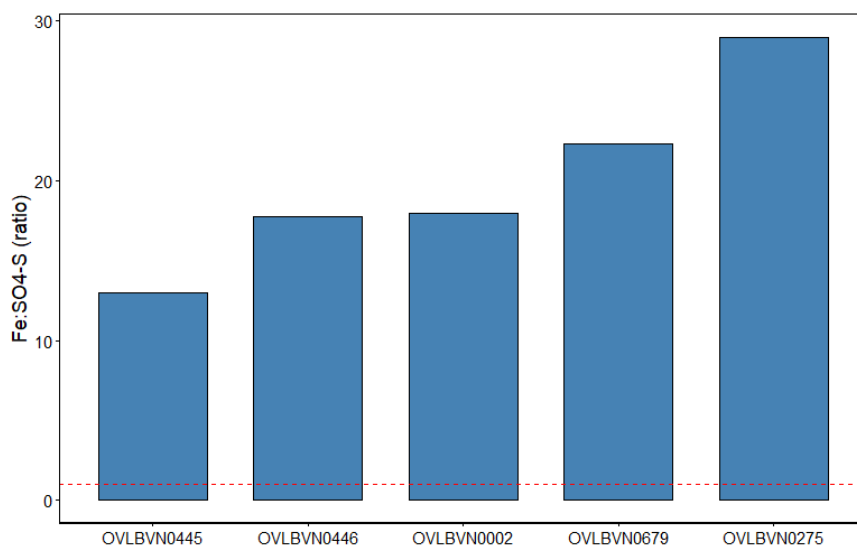
Figuur S3. Staafdiagram met TN:TP ratio voor elke plas tijdens de verschillende maanden. Ratio's hoger dan 15 duiden veelal op stikstoflimitatie van het systeem. Ratio's kleiner dan 15 suggereren P-limitatie (Sternen & Elser, 2003).



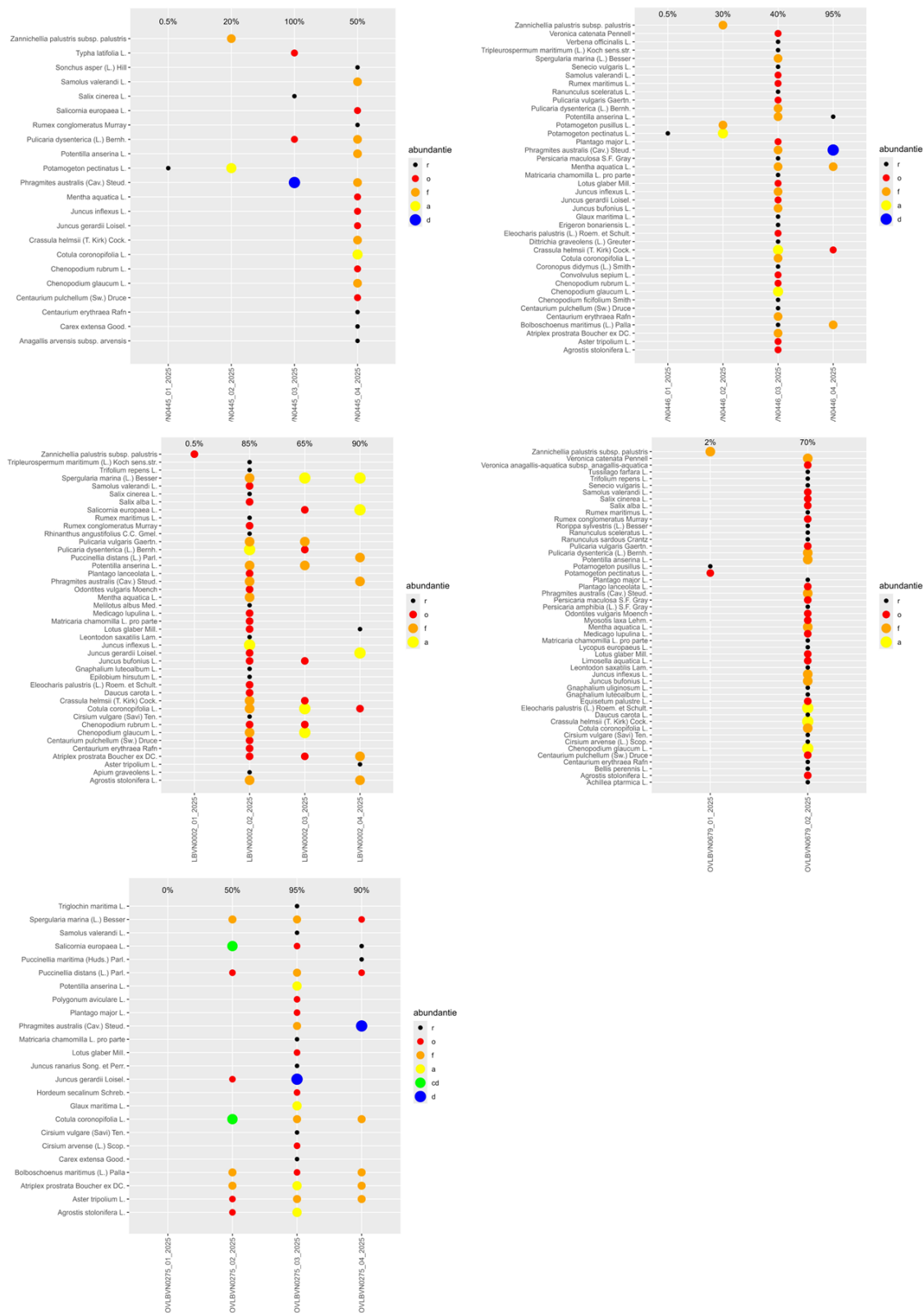
Figuur S4. Staafdiagram met de anorganische stikstofvormen ammonium (NH_4^+), nitriet (NO_2^-) en nitraat (NO_3^-) voor de verschillende plassen tijdens de verschillende maanden. Deze fracties geven samen een indicatie van de dynamiek in stikstofbeschikbaarheid en transformatieprocessen in het systeem. Variaties in relatieve bijdrage van de verschillende vormen kunnen wijzen op processen zoals mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie.



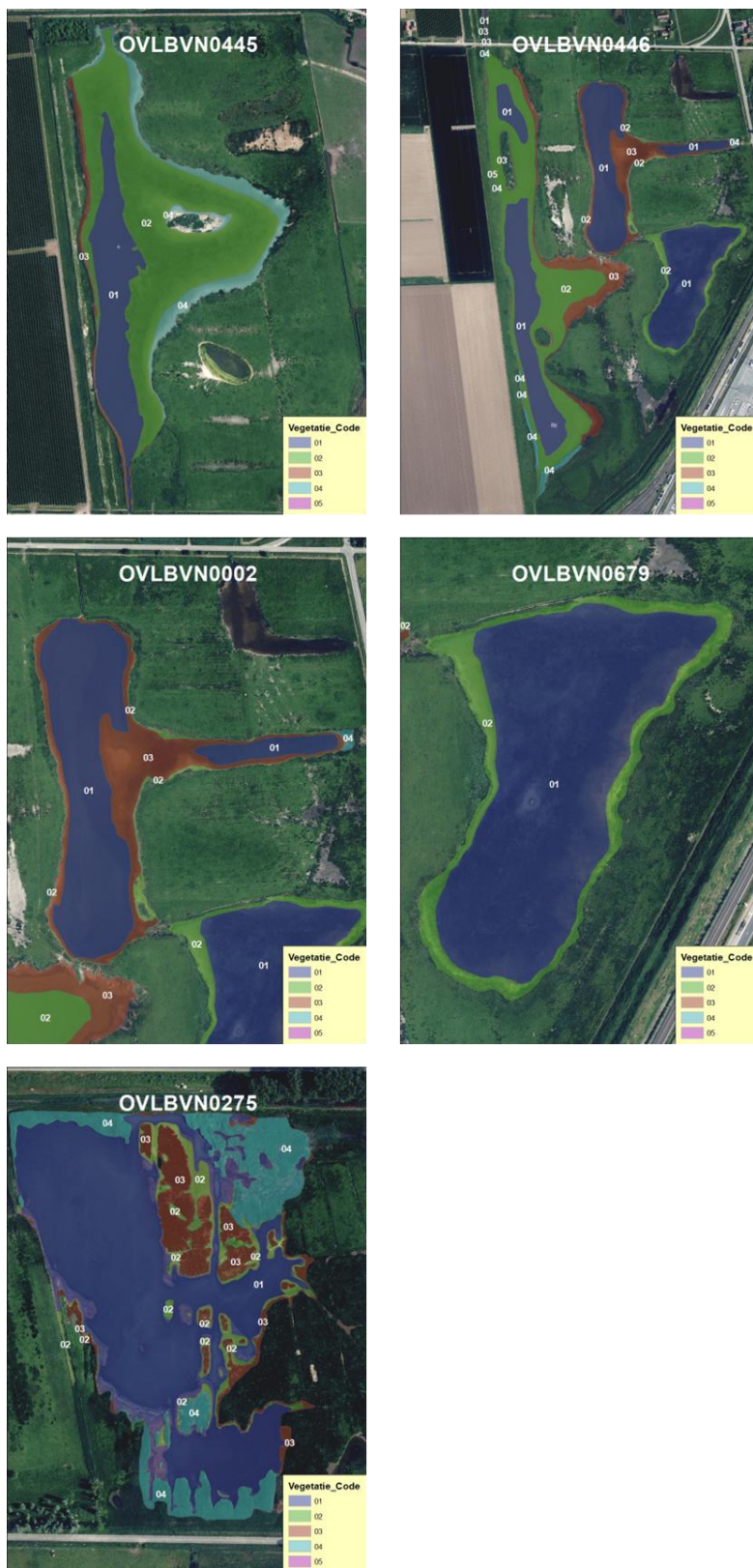
Figuur S5. Staafdiagram met de sulfaatzwavel-concentratie in de verschillende plassen tijdens de verschillende maanden.



Figuur S6. Verhouding tussen oxalaat-extracteerbaar Fe en zwavel (S, berekend uit SO₄) in de sedimenten van de onderzochte plassen. De Fe/S-ratio geeft een indicatie van de relatieve beschikbaarheid van Fe ten opzichte van potentieel gevormd sulfide onder anoxische omstandigheden. Hogere waarden wijzen op een grotere buffercapaciteit van het sediment om sulfide te binden zonder dat Fe beschikbaar voor P-binding volledig wordt uitgeput. De stippellijn geeft een Fe/S-ratio van 1 weer, wat de theoretische grens aanduidt waarbij de hoeveelheid Fe en S stoichiometrisch in evenwicht is (Smolders *et al.*, 2006).



Figuur S7. Resultaten van de planteninventarisatie met de aanwezigheid van soorten in verschillende segmenten per plas. De abundantie van verschillende soorten werd gescoord volgens de DAFOR schaal.



Figuur S8. Overzichtskaartjes per plas met aanduiding van de verschillende vegetatiesegmenten.

////////////////////////////////////

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1. Situering van het studiegebied ten opzichte van de Antwerpse Haven (links) en overzichtskaartje van het studiegebied (rechts) met de onderzochte waterplassen (rode omranding) met hun watervlakkencode (volgens Leyssen *et al.*, 2024) en het staalnamepunt (WAGS321) bij de bemalingsmolen. WAGS270 toont de locatie van de peillat ter hoogte van de connectie tussen plas OVLBVN0445 en OVLBVN0446.

Figuur 2. Digitaal Terrein Model (AGIV, 2014) van het gebied (rood is hoger, blauw lager gelegen) met aanduiding van stroomrichting en verbindingen tussen plassen. Grote pijlen met stippellijnen: kwelrichting, volledige pijlen: stroomrichting, kleine pijlen met stippellijnen: periodieke verbinding, en gekruiste cirkel: pomp.

Figuur 3. Waterpeil (mTAW) op meetpunt WAHS270 in de periode 2018–2026.

Figuur 4. Geleidbaarheid ($\mu\text{S}/\text{cm}$) op WAHS270 tijdens de maand januari voor de periode 2014–2025.

Figuur 5. PCA-ordinatie op basis van gestandaardiseerde fysicochemische variabelen van de onderzochte plassen (OVLBVN0002, OVLBVN0275, OVLBVN0445, OVLBVN0446, OVLBVN0679) en de watertoevoer (WAHS321) overheen de hele studieperiode. Principale Componenten Analyse (PCA) is een methode om multivariate datasets samen te vatten in twee dimensies (as 1 en as 2). De assen (PC1, PC2) representeren de richting van de grootste variatie in de multivariate ruimte. Punten dicht bij elkaar geven gelijkaardige eigenschappen aan; punten ver uit elkaar verschillen sterk in de gemeten variabelen. De figuur toont de variabelen als pijlen, waarmee de associaties tussen fysico-chemische kenmerken zichtbaar worden. Pijlen in dezelfde richting associëren positief, tegenovergestelde pijlen associëren negatief, en de lengte van een pijl geeft de sterkte van de associatie aan. Een vergelijkbare PCA inclusief de individuele staalnamepunten per plas is opgenomen in supplement (Figuur S1). Deze figuur toont de spreiding van metingen over tijd en plassen, en vormt de basis voor de interpretatie van verschillen tussen plassen. Figuur 5 ondersteunt de interpretatie van de relaties tussen variabelen. Beide figuren zijn gebaseerd op eenzelfde ordinatie-analyse, maar verschillen enkel in de manier van weergave (respectievelijk met en zonder staalnamepunten).

Figuur 6. Staafdiagrammen met de waterdiepte (A), saliniteit (B), pH (C), zuurstofconcentratie (D), chlorofyl a concentratie (E) en het gehalte aan zwevende stoffen (F) voor elke plas en de watertoevoer vanuit Putten Weide (WAHS321) voor elke maand overheen de studieperiode (maart 2025 - januari 2026).

Figuur 7. Staafdiagrammen met de totale concentraties aan (A) totale fosfor (TP) en (B) totale stikstof (TN) voor elke plas en de watertoevoer vanuit Putten Weide (WAHS321) per maand. De zwarte stippellijnen geven de milieukwaliteitsnormen voor zwak brakke plassen (BzI; TP 0,11 mg P.L⁻¹, TN 1,8 mg N.L⁻¹) en de grijze stippellijnen voor ionenrijke, alkalische plassen (Ai; TP 0,105 mg P.L⁻¹, TN 1,3 mg N.L⁻¹).

Figuur 8. (A) Boxplots met de gemeten slibdikte per plas. De boxen tonen de mediaan en interkwartielafstand (IQR) (25e–75e percentiel), de “whiskers” geven de minimale en maximale waarden weer binnen 1,5× de IQR, en de rode punten zijn “outliers”. (B) de kaartjes met de verdeling van de slibdikte in elke plas zoals bepaald op basis van empirische metingen en interpolatie (groen=dunne sliblaag, rood=dikke sliblaag).

Figuur 9. Overzicht van de belangrijkste sedimentvariabelen voor de fosfor dynamiek in het sediment van de onderzochte plassen. (A) Oxalaat-extraheerbare Fe en Al (mg.kg^{-1} sediment), indicatief voor het potentiële P-bindingsvermogen van het sediment, (B) totale fosforconcentratie in het sediment (mg kg^{-1}), en (C) zwavel berekend uit de gemeten SO_4 -concentraties (mg.kg^{-1}), als indicatie voor de potentiële vorming van sulfide onder anoxische omstandigheden. Hogere S-concentraties kunnen leiden tot sulfidreductie en vorming van FeS, waardoor Fe minder beschikbaar wordt voor P-binding en een deel van het sedimentgebonden P kan vrijkomen.

