

SYSTEEMKENNIS BRAKKE WATEREN

▶▶ KIWK 2022-39



Kennisimpuls
WATERKWALITEIT

▶▶ KIWK IN HET KORT

Dit rapport is geschreven in het kader van het project **Brakke wateren** van de Kennisimpuls Waterkwaliteit.

In de Kennisimpuls werken Rijk, provincies, waterschappen, drinkwaterbedrijven en kennisinstututen aan meer inzicht in de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater en de factoren die deze kwaliteit beïnvloeden. Daarmee kunnen waterbeheerders en andere partijen de juiste maatregelen nemen om de waterkwaliteit te verbeteren en de biodiversiteit te vergroten.

In het programma brengen partijen bestaande en nieuwe kennis bijeen, en maken ze deze kennis (beter) toepasbaar voor de praktijk. Hiermee verstevigen ze de basis onder het waterkwaliteitsbeleid. Het programma is gestart in 2018 en duurt vier jaar. Het wordt gefinancierd door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, STOWA, waterschappen, provincies en drinkwaterbedrijven.

Kennisimpuls Waterkwaliteit.

Beter weten wat er speelt en wat er kan.

▶▶ COLOFON

Opdrachtgever	Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)
Auteurs	Dr. G.J. van Geest (Deltares), Dr. G.H.P. Arts (Wageningen Environmental Research), Dr. G. van Dijk (Onderzoekcentrum B-WARE)
Met medewerking van	Dr. H. van Dam (diatomeeën); Dr. M. van Riel (macrofauna); Ir. J. van Smeden (nutriënten)
Gebuikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Brakke wateren	
HH Hollands Noorderkwartier	Gert van Ee; Astra Ooms, MSc;
Provincie Zeeland	Ing. André van de Straat
Rijkswaterstaat	Ing. Wouter Quist (voorzitter gebruikerscommissie; tot 2021 werkzaam bij Waterschap Scheldestromen)
STOWA	Drs. Bas van der Wal
Waterschap Brabantse Delta	Ir. Marco Beers, Janne Brouwers, MSc, Dennis Dekker, MSc
Wetterskip Fryslân	Ir. Harry Boonstra
Waterschap Hollandse Delta:	Drs. Fred Kuipers
Waterschap Noorderzijlvest	Dr. Jan H. Wanink, Ir. Edwin van der Pouw Kraan
Waterschap Scheldestromen	Ing. Wouter Quist (voorzitter gebruikerscommissie; na 2021 werkzaam bij Rijkswaterstaat), Bernd van Broekhoven, Drs. Yvonne van Scheppingen
Vormgeving	Shapeshifter.nl Utrecht
STOWA-rapportnummer	2022-39
ISBN	978.90.5773.996.5
Copyright	De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is kosteloos verkrijgbaar.
Disclaimer	Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteur(s) en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

▶▶ VOORWOORD

Troebele sloten, met aan weerszijde riet, riet en nog eens riet. Ondanks vele maatregelen, verandert dat beeld niet in gebieden waar ‘zoet’ en ‘zout’ samenkomen. Toch kunnen we dit beeld moeilijk accepteren. Liever zien we heldere sloten, met verschillende soorten water- en oeverplanten, insecten die erover heen vliegen en als je goed kijkt, een vis die weg zwemt. Het vraagt om een paradigma shift, want wat we in brakke wateren zien is uniek, een zeldzaam habitat met zijn eigen waarde. Het is een onbeminde parel. Het begon met de bewustwording dat we niet begrijpen hoe het brakwatersysteem functioneert. En gaandeweg de Kennisimpuls ontsloot zich het mysterie in die troebele sloten.

Die sloot functioneert anders dan zoete sloten. Niet alleen door de schommelende zoutconcentraties, maar ook door de andere chemische samenstelling van de waterbodem, en het voedselweb vanwege de afwezigheid van bijvoorbeeld watervlooien. Verschillende specialisten (planten, macrofauna, vissen en algen) verkiezen deze condities boven zoete of zoute wateren, en dat maakt het systeem anders. Diezelfde brakke wateren vormen belangrijke overgangszones tussen de zoute zee en zoete rivieren en beken. In een land dat vecht tegen de verzilting zal het nog lang een onbeminde parel blijven. De Kennisimpuls heeft het begrip vergroot van het functioneren van brakke wateren en heeft bijgedragen aan het waarderen van deze onbeminde parel.

Ing. Wouter Quist (Rijkswaterstaat Zee en Delta)

Voorzitter gebruikerscommissie ‘Brakke wateren’

▶▶ INHOUD

	Kennisimpuls Waterkwaliteit in het kort	2
	Voorwoord	4
	Samenvatting	7
1	INLEIDING	13
1.1	Achtergrond	13
1.2	Doelstellingen en onderzoeksvragen	15
1.3	Afbakening	17
1.4	Leeswijzer	17
2	TYOLOGIEËN VOOR BINNENDIJKSE BRAKKE WATEREN	18
2.1	Gebruikte eenheden voor zoutgehalte	18
2.2	Effecten van zout op soortenrijkdom	18
	2.2.1 Kanttekeningen op de 'Curve van Remane'	19
2.3	Typologieën van binnendijkse brakke wateren	20
	2.3.1 Typologie volgens Handboek Natuurdoeltypen in Nederland	20
	2.3.2 Typologie volgens Kaderrichtlijn Water	21
3	STURENDE FACTOREN IN BRAKKE WATEREN	22
3.1	Hydrologie	22
3.2	Zoutgehalte	23
3.3	Nutriënten, trofie en nutriëntenlimitaties	24
	3.3.1 Nutriëntcycli in brakwaterecosystemen	25
3.4	Toxische stoffen	30
	3.4.1 Sulfide	30
	3.4.2 Ammonium en ammoniak	31
3.5	Doorzicht	32
3.6	Stratificatie	34
3.7	Dimensies van watersysteem	34
3.8	Connectiviteit	34
3.9	Relatie tussen toxische druk en ecologische kwaliteit in brakke wateren	35
4	ABIOTIEK IN RUIMTE EN TIJD	44
4.1	Zout en nutriënten in binnendijkse brakke oppervlaktewateren	44
4.2	Oppervlaktewater versus waterbodem	50
5	ECOLOGIE	55
5.1	Waterplanten	55
	5.1.1 Resultaten op hoofdlijnen	56
	5.1.2 Waterbodem	61
	5.1.3 Beschrijving per vegetatietype	74
5.2	Macro-algen	91
5.3	Fytoplankton	91
	5.3.1 Algengroepen in brak water	91
	5.3.2 Diatomeeën	92

5.4	Zoöplankton	95
	5.4.1 Effecten van chloride	95
	5.4.2 Effecten van ammoniak	96
5.5	Macrofauna	96
	5.5.1 Aanpak	97
	5.5.2 Effecten van chloride	97
	5.5.3 Clusteranalyse	98
5.6	Vissen	102
5.7	Veranderingen in de structuur van het voedselweb	108
6	DREMPELWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN	111
6.1	Inleiding	111
6.2	Methodiek	111
6.3	Sturende factoren in brakke wateren	112
	6.3.1 Beschikbaarheid van nutriënten	112
	6.3.2 Top-down controle	114
	6.3.3 Bepalen van de limiterende range voor algengroei	114
	6.3.4 Overige factoren	114
6.4	Afgeleide drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren	114
6.5	Conclusies en discussie	115
7	CONCLUSIES	116
7.1	Patronen in zoutgehalte en nutriënten	116
7.2	Effecten op de levensgemeenschap	116
7.3	Knelpunten voor de ecologische kwaliteit van brakke wateren	118
8	KENNISLACUNES	119
9	AANBEVELINGEN	121
9.1	KRW-watertypen en maatlatten	121
9.2	Systeembegrip en Monitoring	121
	LITERATUUR	123
BIJLAGE 1	Toepassing van Bayesian Belief Networks in brakke wateren	132
BIJLAGE 2	10- en 90 percentielwaarden van abiotische variabelen voor de verschillende vegetatietypen tijdens het winterhalfjaar (okt t/m maart)	145
BIJLAGE 3	Maandelijks verloop van abiotische parameters voor de verschillende vegetatiegemeenschappen	146
BIJLAGE 4	Beschrijvingen van vegetatietypen waarvan te weinig abiotische data beschikbaar waren	159

▶▶ SAMENVATTING

AANLEIDING

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft als doel om de ecologische kwaliteit van oppervlaktewateren te verbeteren. Inzicht in de factoren die de ecologische kwaliteit bepalen is hierbij van groot belang. Voor binnendijks gelegen brakke wateren is echter nog maar weinig kennis beschikbaar over het ecologisch functioneren. Hierdoor worstelen waterbeheerders met de vraag hoe realistische KRW-doelen voor deze wateren kunnen worden afgeleid en welke maatregelen effectief zijn om deze doelen te realiseren. Het ecologisch functioneren van deze brakke wateren wijkt namelijk op verschillende punten af van dat van zoete wateren. Veel brakke wateren hebben van nature een hoge beschikbaarheid van fosfor, waardoor veelal stikstof - in plaats van fosfor - het limiterende element is voor algengroei. Bovendien spelen concentraties en fluctuaties in het zoutgehalte een cruciale rol voor de soortensamenstelling, evenals verschillen in connectiviteit van het watersysteem.

De belangrijkste vraag die op tafel ligt, is: hoe werken brakke ecosystemen? Wat zijn de sturende factoren in deze wateren en wat zijn de randvoorwaarden voor succesvol ecologisch herstel? Deze informatie is cruciaal bij het bepalen van doelen voor de KRW, als ook voor de maatregelen om deze doelen te halen.

DOELSTELLING, ONDERZOEKSVRAGEN EN AANPAK

Dit project heeft als doel om meer inzicht te krijgen in het ecologisch functioneren van brakke wateren. Aan de hand van deze kennis kunnen waterbeheerders de juiste doelstellingen afleiden en de meest (kosten)effectieve maatregelen treffen. In dit project zijn de volgende kennisvragen uitgewerkt:

1. Wat zijn de huidige concentraties van chloride, nutriënten en andere belangrijke factoren in brakke wateren, zowel in de ruimte als tijd?
2. Wat zijn de preferenties van soorten ten aanzien van deze factoren?
3. Welke vegetatietypen zijn kenmerkend voor brakke wateren?
4. Wat zijn de abiotische preferenties van deze vegetatietypen?
5. Welke factoren sturen de samenstelling van levensgemeenschappen in binnendijks gelegen brakke wateren? Wat zijn de causale relaties die deze factoren aansturen?
6. Wat zijn drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren?

De aanpak bestaat uit de volgende onderdelen, namelijk:

1. Bepalen van de variatie in zout- en nutriëntenconcentraties in binnendijkse brakke wateren, zowel in ruimte (verschillen tussen waterlichamen en tussen waterlaag en onderliggend sediment) als in de tijd (verloop door het jaar heen);
2. Bepalen van de respons van soorten op belangrijke stuurfactoren;
3. Opstellen van een vegetatietypologie voor brakke wateren op basis van beschikbare vegetatie-opnames; deze typen beschrijven zowel de goed ontwikkelde (referentie)stadia als degradatiestadia;
4. Bepalen van de preferenties van relevante stuurfactoren voor elk van deze vegetatietypes, inclusief de drempelwaarden van deze factoren voor overgangen hiertussen;
5. Literatuuronderzoek naar de bepalende factoren voor de samenstelling van levensgemeenschappen in binnendijkse brakke wateren; dit omvat de causale relaties die leiden tot veranderingen in deze factoren;
6. Afleiding van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren.

Op basis van deze uitwerkingen zijn aanbevelingen geformuleerd voor KRW-watertypering en monitoring. Tevens zijn de kennislacunes in beeld gebracht.

AFBAKENING

Dit project is gericht op brakke wateren in binnendijkse gebieden van regionale waterbeheerders; buitendijks gelegen brakke (Rijks)wateren vallen dus buiten het kader van dit project. In dit rapport zijn data uitgewerkt van wateren met

gemiddelde chloride concentraties in het zomerhalfjaar die (in tenminste één van de monitorjaren) hoger waren dan 300 mg/L. Al deze wateren liggen in Laag-Nederland, in de werkgebieden van waterschap Scheldestromen, waterschap Brabantse Delta, waterschap Hollandse Delta, hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, wetterskip Fryslân en waterschap Noorderzijlvest.

Vanwege verschillen in beschikbaarheid van meetgegevens voor biologische groepen lag bij de uitwerking de nadruk op ondergedoken waterplanten en macrofauna, en mindere mate op andere groepen soorten zoals vis, algen (fytoplankton en macro-algen) en zoöplankton.

KENNISVRAAG 1: PATRONEN IN ZOUTGEHALTE EN NUTRIËNTEN

Aan de hand van beschikbare data van regionale waterbeheerders is een overzicht gemaakt van patronen in zoutgehalte en nutriënten in binnendijks gelegen brakke wateren. Het merendeel van deze wateren is licht brak tot zwak brak, met zomergemiddelde chloride concentraties lager dan 3.000 mg Cl/L. Sterk brakke wateren (> 3.000 mg Cl/L) komen maar weinig voor en liggen voornamelijk in het Deltagebied van Zuidwest Nederland (WS Scheldestromen en voor een klein deel WS Hollandse Delta) en in het werkgebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (met name op Texel en bij Petten).

In sterk brakke wateren volgt het zoutgehalte van het oppervlaktewater een natuurlijk verloop in de tijd, met hoge chlorideconcentraties in de zomermaanden en lagere tijdens de winter. Deze wateren worden zomers niet doorgespoeld met zoet water. In zwak brakke wateren daarentegen volgt het zoutgehalte vaak een omgekeerd verloop, met hogere chlorideconcentraties in de winter dan in de zomer. Dit geldt met name voor wateren met een zomerhalfjaar gemiddelde tussen 300 - 1.000 mg Cl/L. Dit patroon wordt waarschijnlijk veroorzaakt door doorspoeling met zoet water tijdens de zomermaanden.

In veel wateren is het zoutgehalte in de waterbodem hoger dan in het bovenstaande oppervlaktewater. Dit kan osmotische stress veroorzaken voor wortelende waterplanten en soorten met een benthische levenswijze (zoals veel macrofauna soorten); hier is echter nog geen onderzoek naar uitgevoerd. Het verschil in zoutgehalte tussen de waterbodem en het bovenstaande oppervlaktewater is relatief het grootst in zwak brakke (300 - 1.000 mg Cl/L) en matig brakke wateren (1.000 - 3.000 mg Cl/L). De zoutgehalten in de waterbodem zijn tamelijk stabiel, en vertonen veel kleinere fluctuaties dan het zoutgehalte in het bovenstaande oppervlaktewater.

Het oppervlaktewater van het merendeel van de binnendijkse brakke wateren is erg rijk aan nutriënten, zowel aan stikstof (nitraat, ammonium, ammoniak) als aan fosfor. De waterbodems van deze wateren zijn eveneens rijk aan nutriënten en vaak sterk gereduceerd en zuurstofloos. Door de hoge zoutgehalten, snelle afbraak van organisch materiaal en een relatief slechte bindingscapaciteit van de waterbodem van nutriënten kan de nalevering van stikstof en fosfor naar de waterlaag hoog zijn. In wateren met een lange verblijftijd kan dit tot eutrofiëring leiden. Dit geldt echter niet voor alle brakke wateren, met name de brakke wateren op slibarme zandbodems zijn vaak minder eutroof.

KENNISVRAAG 2: EFFECTEN VAN ZOUT EN NUTRIËNTEN

In een volgende stap zijn de relaties tussen abiotiek en soortensamenstelling in meer detail onderzocht. Achtereenvolgens komt onderstaand de relatie tussen abiotiek en waterplanten, helofyten, zoöplankton, macrofauna en vis aan bod. Daarna volgt een toelichting op het voedselweb in brakke wateren.

Slechts weinig waterplanten groeien exclusief in sterk brakke wateren (> 3.000 mg Cl/L); alleen *snavelruppia* en *spiraalruppia* zijn vrijwel tot deze wateren beperkt. Licht brakke tot matig brakke wateren (300-3.000 mg chloride/L) hebben geen soorten die alleen in deze wateren voorkomen, dit geldt zowel voor de referentie als degradatiestadia. Alle aangetroffen soorten groeien ook in zoet milieu en hebben een zekere tolerantie voor brak water. Naarmate de chloride-concentraties toenemen, neemt het aantal soorten uit deze groep geleidelijk af, en er is geen scherpe grens waarboven veel soorten ontbreken.

Het zoutgehalte speelt ook een doorslaggevende rol voor helofyten. Bij chlorideconcentraties van meer dan 8.000 mg chloride/L komen geen helofyten tot ontwikkeling. De soorten heen en hiet zijn het best bestand tegen zoute condities, gevolgd door mattenbies, gele lis en oeverzegge. Het minst zouttolerant zijn soorten als kleine lisdodde, grote lisdodde, liesgras, zwanenbloem en grote egelskop; de bovengrens bij laatstgenoemde soorten ligt op circa 1.000 mg chloride/L in het oppervlaktewater. Deze rangorde komt goed overeen met bevindingen in de literatuur.

De zoöplanktensamenstelling is duidelijk gerelateerd aan het zoutgehalte. Vrijwel alle *Daphnia* soorten tolereren chlorideconcentraties tot circa 1.000 mg/L, terwijl kleine zoöplankton soorten (Copepoda en Rotatoria) domineren bij hogere zoutgehaltes.

De soortensamenstelling van macrofauna kan worden ingedeeld in de mate van variatie in het zoutgehalte. Het merendeel van de soorten in de onderzochte dataset is tolerant voor grote fluctuaties in chlorideconcentratie; brakwaterspecialisten (die gevoelig zijn voor lagere zoutgehaltes) waren daarentegen schaars in de Nederlandse dataset voor brakke wateren. Voor macrofauna bleek het niet mogelijk om de beschikbare monsters in te delen. De clusters lieten geen gradient in ecologische kwaliteit zien en clusters van goede ecologische kwaliteit ontbraken. De soortensamenstelling van alle onderscheiden clusters was indicatief voor verstoorde en geëutrofiëerde systemen.

De soortensamenstelling van de visgemeenschap is duidelijk gerelateerd aan verschillen in zouttolerantie. Echter, de vorm van de wateren en de connectiviteit zijn factoren die ook van invloed zijn en niet in de analyse zijn meegenomen (vanwege datagebrek en/of budgettaire overwegingen). Zoals ook bekend van zoete wateren, lijkt de totale visbiomassa in brakke wateren positief gecorreleerd met de totaal-fosfor concentratie van het water; dit patroon was ook zichtbaar voor sommige individuele soorten (driedoornige stekelbaars, karper). Harde conclusies zijn echter niet mogelijk vanwege de beperkt beschikbare data van visbiomassa.

Het voedselweb in matig en sterk brakke wateren verschilt op meerdere punten van het voedselweb in zoete wateren. In brakke wateren spelen macro-algen en diatomeeën een veel belangrijker rol in vergelijking met zoete wateren. Binnen de brakke wateren verschillen de voedselwebben in de wateren beneden en boven 1.000 mg chloride/L (Cl/L). In zwak brakke wateren beneden 1.000 mg Cl/L komen *Daphnia* soorten voor die via graas de algengroei in toom kunnen houden. Deze wateren functioneren eigenlijk als zoete wateren. Bij chloridegehalten boven 1.000 mg Cl/L komen *Daphnia* soorten niet of nauwelijks meer voor; hun plaats wordt dan overgenomen door Copepoda en Rotatoria.

Deze verschuiving in zoöplanktensamenstelling heeft grote gevolgen voor de helderheid van het water. *Daphnia*'s zijn namelijk in staat om de biomassa van algen laag te houden, ook als deze algen snel groeien. Bij hogere zoutgehaltes domineren weliswaar Copepoda en Rotatoria, maar zij zijn minder efficiënte grazers, waardoor de algenbiomassa sterk kan toenemen. Wanneer de *Daphnia*'s verdwijnen, dan vermindert of verdwijnt de 'top down' controle op de algenbiomassa en kan het water eerder troebel worden. Het belangrijkste gevolg is dat - bij gelijkblijvende nutriëntenbelasting en toenemend zoutgehalte (> 1.000 mg Cl/L) - helder water kan omslaan naar troebel water. De precieze hoogte van de drempelwaarde van chloride voor het wegvallen van *Daphnia* hangt samen met het trofieniveau. Vissen en aasgarnalen voeden zich namelijk met *Daphnia* en de dichtheden van deze taxa (vissen en aasgarnalen) nemen toe bij hogere nutriëntenconcentraties.

KENNISVRAAG 3, 4 EN 5: ABIOTISCHE PREFERENTIES VAN VEGETATIETYPEN

De vegetatie-opnames met waterplanten konden duidelijk geordend worden in clusters (vegetatietypes). Deze types verschillen in preferenties voor abiotische condities (in het oppervlaktewater en de waterbodem) en omvatten zowel goed ontwikkelde stadia (met een hoge ecologische kwaliteit) als ook degradatiestadia, die het gevolg zijn van verzoeting, eutrofiëring of andere aantastingen. Voor de goed ontwikkelde stadia, met name de referentiesituatie, was de beschikbaarheid van data echter (zeer) beperkt.

De clusteranalyse van vegetatie-opnames met TWINSPAN leverde 14 vegetatietypen op. De splitsing tussen 'sterk brakke' versus 'licht brakke' wateren komt ook terug in de indeling van de vegetatietypen. Op basis van verschillen in chloride

en soortsaamenstelling kunnen grofweg twee groepen worden onderscheiden. De eerste groep bestaat uit typen met kenmerkende 'brakwater' soorten, zoals brakwaterkransblad, snavelruppia, spiraalruppia en darmwier. De tweede groep van vegetatietypen wordt gekenmerkt door soorten die vooral in zoet water voorkomen, maar enige zouttolerantie bezitten en dus ook in licht brak water groeien. Hierbij gaat het om de vegetatietypen met soorten als smalle waterpest, sche-defonteinkruid, zannichellia, fijn hoornblad, kransblad (*Chara spec.*), aarvederkruid, groot nimfkruid en nymphaeiden (waterlelie-achtigen).

Naast het zoutgehalte is het trofieniveau sterk bepalend voor de soortsaamenstelling. Van de kenmerkende vegetatietypen die boven 3.000 mg Cl/L kunnen voorkomen, komt de ecosysteemtoestand met brakwaterkransblad bij de laagste nutriëntenconcentraties (van zowel nitraat als totaal-fosfaat) voor. De vegetatietypen met ruppia's hebben eveneens (zeer) lage waarden voor nitraat; de fosfaatconcentraties beslaan echter een grote range. Darmwier is kenmerkend voor duidelijk geëutrofeerde condities van zowel stikstof als fosfaat. Bij licht en matig brakke condities (300 - 3.000 mg Cl/L) zijn de vegetatietypen met resp. kransblad (*Chara spec.*), zilte waterranonkel en groot nimfkruid kenmerkend voor nutriëntarmere condities. De beschikbare data voor deze typen zijn echter beperkt, waardoor de abiotische randvoorwaarden voor deze typen met de nodige onzekerheden zijn omgeven. De andere vegetatietypen komen bij beduidend hogere nutriëntenconcentraties voor en hebben een grotere overlap in de range van nutriëntenwaarden.

De onderliggende processen zijn onderzocht in [hoofdstuk 3](#), waar een literatuurstudie is uitgevoerd naar de belangrijkste causale relaties.

KENNISVRAAG 6: AFLEIDING DREMPELWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN

Bij waterbeheerders bestond de behoefte aan een betere onderbouwing en differentiatie van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren. Bij de huidige normen voor de KRW zijn brakke wateren namelijk als één groep meegenomen, zonder differentiatie in verschillende watertypes met betrekking tot het chloridegehalte. In dit rapport zijn nieuwe drempelwaarden afgeleid voor nutriënten in verschillende typen brakke wateren. Voor de afleiding van deze drempelwaarden is dezelfde methodiek gehanteerd als voor andere KRW-watertypen, en is gebruik gemaakt van de vele nieuwe meetdata die de afgelopen jaren door waterbeheerders zijn verzameld. De resultaten laten een genuanceerd beeld zien als het gaat om de nieuw afgeleide drempelwaarden voor brakke wateren. De afgeleide drempelwaarden voor stikstof en fosfaat zijn veelal lager dan de huidige GEP-normen voor de KRW. Voor subtype M1b liggen deze wat hoger ten opzichte van M30 en M31.

KNELPUNTEN VOOR ECOLOGISCH FUNCTIONEREN

Uit deze studie zijn verschillende knelpunten naar voren gekomen voor het ecologisch functioneren van binnendijkse brakke wateren. Zo hebben deze wateren vaak sterk fluctuerende chloridegehalten in het oppervlaktewater. Uit de literatuur is bekend dat dergelijke fluctuaties een sterk nivellerend effect hebben op de soortenrijkdom van levensgemeenschappen. Bovendien hebben deze fluctuaties vaak een onnatuurlijk 'omgekeerd' patroon in de tijd, met lagere gehalten tijdens de zomer dan in de winter. Hiernaast zijn grote verschillen in zoutgehalte vastgesteld tussen de waterbodem en het bovenstaande oppervlaktewater. Dit kan osmotische stress veroorzaken voor wortelende waterplanten en andere soortgroepen (bv bentische macrofauna). De ecologische effecten hiervan zijn nog weinig onderzocht.

Hiernaast leiden hoge nutriëntenconcentraties tot een duidelijke verslechtering van de ecologische kwaliteit. In brakke wateren zijn kranswervegetaties beperkt tot voedselarme systemen (van zowel stikstof als fosfor), terwijl ruppia's gebonden zijn aan wateren met lage concentraties van nitraat en opgelost anorganisch stikstof. Voor de ontwikkeling van brakwatersystemen van goede ecologische kwaliteit zijn de concentraties van deze nutriënten nu vaak veel te hoog. Onder deze eutrofe condities kan bovendien de pH van het oppervlaktewater sterk stijgen, waardoor het aanwezige ammonium wordt omgezet in het (veel giftigere) ammoniak.

De analyse van toxische druk laat zien dat deze mogelijk een belemmering vormt voor het behalen van een goede ecologische toestand; dit punt verdient nader onderzoek.

De combinatie van bovengenoemde factoren kan ook tot multi-stress leiden. Wijzigingen van deze afzonderlijke factoren leiden mogelijk niet tot grote effecten, maar dit kan wel optreden bij gelijktijdige veranderingen. Deels zijn deze factoren van nature kenmerkend voor brakke wateren (bijvoorbeeld hoge sulfide concentraties in het sediment, beperkte zoutfluctuaties), maar een ander deel kan betrekking hebben op antropogene processen (o.a. eutrofiëring, toxische stoffen, inlaat van zoet water).

Tot slot zullen vele andere factoren een rol spelen welke in de huidige studie niet of slechts deels aan bod gekomen zijn. Voorbeelden hiervan zijn een tegennatuurlijk peilbeheer, een grote hoeveelheid bodemwoelende vissen, intensief maaien en een verminderde connectiviteit.

KENNISLACUNES

Op dit ogenblik ontbreekt een goed referentiebeeld voor verschillende typen binnendijkse brakke wateren in Nederland. Voor alle soortgroepen was te weinig meetdata beschikbaar van een goede ecologische referentietoestand. Dit belemmert het systeembegrip. In het verleden heeft dit duidelijk invloed gehad op de afleiding van KRW-maatlatten en KRW-watertypen indeling voor brakke wateren. Daardoor is een goede doelaflading onmogelijk.

Uit dit onderzoek komt naar voren dat de inzichten in ecologische effecten van 'gemiddelde' zoutgehalten redelijk bekend zijn, maar dat de effecten van (onnatuurlijke) fluctuaties en tijdelijke piekconcentraties nog nauwelijks in beeld zijn gebracht. Tevens is er nog onvoldoende inzicht in de gecombineerde effecten van verschillende stress-factoren, zoals een omgekeerd peilregime in combinatie met eutrofiëring.

In dit onderzoek zijn hoofdzakelijk patronen in beeld gebracht op basis van monitoringsgegevens van aan- en afwezigheid van soorten en de aanwezige abiotische condities. Vaak is het nog onduidelijk welke processen hieraan ten grondslag liggen. Hiernaast is er onvoldoende inzicht in de belangrijkste (microbiële) processen die de nutriëntenkringlopen in brakke wateren bepalen. Dit geldt met name voor interactie tussen het oppervlaktewater en het sediment en het belang van het lichtklimaat voor waterplanten. Nader (experimenteel) onderzoek is noodzakelijk om inzicht te krijgen in de belangrijkste ecologische processen. Met behulp van dergelijk onderzoek kunnen causale verbanden inzichtelijk worden gemaakt, doordat de effecten van verschillende factoren individueel onderzocht kunnen worden.

De rol van connectiviteit tussen brakke wateren en hun omgeving is in het voorliggende onderzoek niet onderzocht. Wel is bekend dat binnendijks gelegen brakke wateren vaak sterk geïsoleerd en klein zijn, terwijl natuurlijke brakke wateren juist vaak gekenmerkt worden door een open karakter en vaak van grotere omvang zijn en ook een chloride-gradiënt in de ruimte kenmerken in plaats van alleen sterke wisselingen in de tijd. Aanvullend inzicht over de effecten van connectiviteit van brakke wateren op verschillende groepen organismen kan meer inzicht geven in de potenties voor binnendijks gelegen brakke wateren in Nederland en handvatten geven voor (water-)beheer.

AANBEVELINGEN

Voor het KRW-watertypen M30 (zwak brakke wateren: 300 - 3.000 mg Cl/L) wordt aanbevolen om deze op te splitsen in een type M30a (met zoutgehalte van 300 - 1.000 mg Cl/l) en een M30b type (met zoutgehalte van 1.000 - 3.000 mg Cl/L). Dit in verband met het verdwijnen van grote watervlooien (*Daphnia*) omstreeks 1.000 mg Cl/L en de invloed daarvan op het ecologisch functioneren. Daarnaast bevelen we aan om binnen de zwak brakke wateren subtype M1b (zwak brakke sloten) apart te blijven onderscheiden.

Voor KRW-type M31 (sterk brakke wateren: > 3.000 mg Cl/L) is het de vraag of hier het juiste referentiebeeld voor gehanteerd wordt. Momenteel zijn hiervoor duinpoelen als referentie opgenomen. Voor brakke wateren met een zandbodem zou dit potentieel als referentie kunnen dienen, voor brakke wateren met een kleibodem geldt dit echter niet. Kleibodems hebben namelijk een andere samenstelling en zijn bijvoorbeeld van nature rijker aan nutriënten waardoor hiervoor een referentie op basis van duinpoelen onjuist is. Wij bevelen daarom aan om voor het referentiebeeld en dus in de KRW-typen onderscheid te maken tussen zand- en kleibodems.

Er zijn onvoldoende data beschikbaar in de geanalyseerde dataset van kwalitatief goede ecosysteemtoestanden. Voor het beschrijven van een ecologische kwaliteit gradiënt, kan men denken aan het toevoegen van goede kwaliteit monsters uit brakke wateren zoals natuurgebieden, of referentiegebieden.

Dimensies van brakke wateren zijn belangrijk om mee te nemen in vervolganalyses van de levensgemeenschap, dit geldt vooral voor macrofauna. Belangrijke parameters zijn o.a. diepte, breedte, oppervlakte en morfologie van brakke wateren. Eveneens wordt aanbevolen om de rol van connectiviteit nader te onderzoeken voor zowel de samenstelling van de vis- als macrofaunagemeenschap.

Van nature zijn dynamiek en verbinding doorslaggevend voor de samenstelling van levensgemeenschappen in brakke wateren. Grootschalige gradiënten in ruimte en tijd zijn hierbij kernwaarden. Veel binnendijkse brakke wateren zijn echter te klein om dergelijke ruimtelijke gradiënten te ontwikkelen. In de grotere Rijkswateren liggen waarschijnlijk goede kansen voor herstel van connectiviteit en voor een natuurlijk patroon van ruimtelijk fluctuerende zoutgehalten met kleinere variaties door het jaar heen. Voor de toekomst is het van belang te kijken of en waar brakke Rijkswateren behouden en of hersteld kunnen worden en in hoeverre deze kunnen worden verbonden met herstelprojecten in binnendijkse brakke wateren en natuurgebieden.

Voor behoud en verdere ontwikkeling van het systeembegrip van brakke wateren is het goed om de concentraties van zout en nutriënten door het jaar heen (te blijven) monitoren. In gebieden met sterk fluctuerende zoutgehalten zijn eventueel frequentere (wekelijks, dagelijks of continue) metingen nodig voor een beter systeembegrip.

Voor een beter systeembegrip van brakke wateren is het van belang om:

- De aanwezige sedimentcondities mee te nemen in monitoring (o.a. concentraties chloride en nutriënten);
- inzicht te krijgen in de water- en stoffenbalansen (kwantitatief inzicht in kwel, waterinlaat etc.),
- meer inzicht te krijgen in de lokale invloed van brakke kwel. Met behulp van de hieruit voortkomende resultaten kan het functioneren van het systeem beter geanalyseerd worden, de potenties voor behoud en herstel beter in beeld gebracht worden en kan de doelafleiding en daarmee het handelingsperspectief beter opgesteld worden.

▶▶ 1 INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

Brakwatergebieden zijn van oorsprong een typisch onderdeel van het Nederlands landschap. Tot de Middeleeuwen vormde het laaggelegen deel van Nederland één groot deltagebied, waar de rivieren en zee vrij spel hadden. Het zoete water van de rivieren vermengde zich hier met het zoute water van de zee, waardoor grote brakwatergebieden ontstonden met wisselende zoutgehaltes. Slechts weinig planten- en diersoorten kunnen zulke extreme condities weerstaan. Toch is er een specifieke groep van soorten die zich aan deze condities heeft aangepast en hier juist optimaal voorkomt. Voorbeelden van deze soorten zijn bijvoorbeeld Brakwaterkransblad en Snavel- en Spiraalruppia.

In latere eeuwen zijn grote delen van Laag-Nederland ingepolderd. De directe invloed van de zee viel hierdoor weg; niettemin waren grote delen van het polderlandschap toen nog omgeven door de zee, zoals de Zuiderzee en de zeearmen in de Zuidwestelijke Delta. Vanuit deze wateren trad brakke kwel op naar aangrenzende polders of kwam periodiek toch zout opervlaktewater binnen. Hiernaast was er nog veel brak water aanwezig in de ondiepe ondergrond.

In de loop van de twintigste eeuw zijn veel brakwatergebieden verdwenen. Zo resulteerde de aanleg van de Afsluitdijk in 1931 tot de afsluiting van de Zuiderzee. Hiermee verdween niet alleen een uniek brakwatersysteem, maar kwam - door verzoeting van het IJsselmeer - ook een einde aan de brakwaterinvloed naar de omringende polders. In latere decennia zijn veel zeearmen afgesloten, door aanleg van de Deltawerken. Dit resulteerde in een scherpe scheiding tussen zoet en zout, waardoor de tussenliggende brakke gradiëntzone (vrijwel) is verdwenen. Brakke wateren vinden we nu vooral binnendijks, direct achter de zeedijk of in de duinen. Vaak zijn dit gebieden die onder zeeniveau liggen en brak grondwater ontvangen door kweldruk vanuit aangrenzende (zoute) wateren (bijvoorbeeld Oosterschelde). Brakwatersystemen kunnen ook ontstaan door oude brakwaterlenzen in de ondergrond, waaruit zoute kwel doorsijpelt naar sloten en meren. Voorbeelden hiervan vinden we in de Zaanstreek, Yerseke en Kapelse Moer.

*Overzicht over 'Plan Tureluur' tussen Burgh-Haamstede en Zierikzee, een voorbeeld van een binnendijks gelegen brakwatergebied.
(foto: Gerben van Geest)*



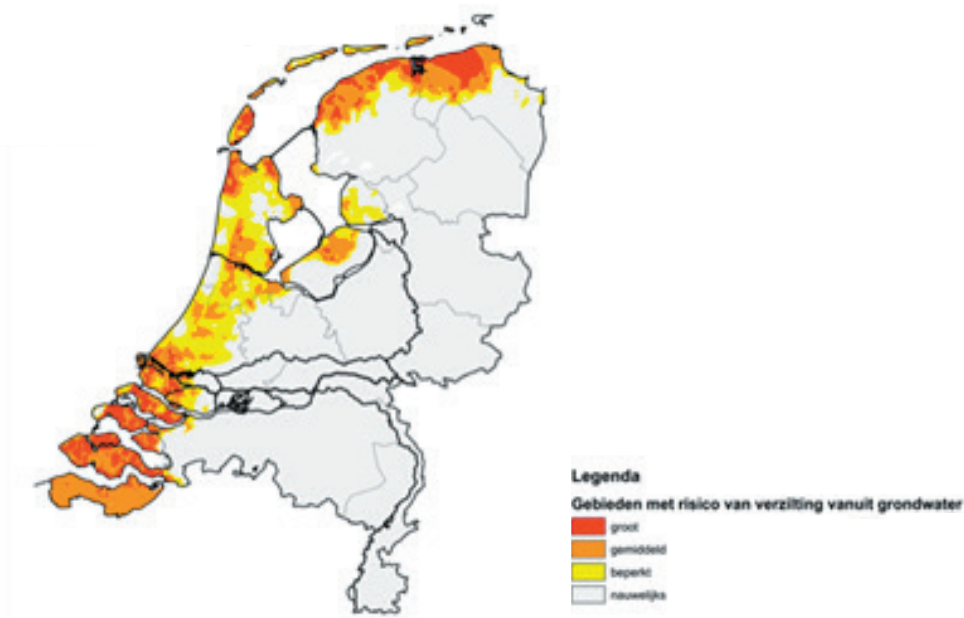
De ecologische kwaliteit van veel brakke wateren is de afgelopen decennia verslechterd, door verzoeting of eutrofiëring met nutriënten. In een deel van de landbouwgebieden wordt tegenwoordig zomers zoet water aangevoerd, waardoor het zoutgehalte een tegennatuurlijk regime krijgt, met lage chloride-concentraties tijdens de zomermaanden en hogere waarden tijdens de winter.

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft als doel om de ecologische kwaliteit van oppervlaktewateren te verbeteren. Waterbeheerders worstelen met de vraag hoe realistische KRW-doelen voor brakke wateren kunnen worden afgeleid en welke effectieve maatregelen mogelijk zijn om deze doelen te realiseren. Het ecologisch functioneren van brakke wateren wijkt namelijk op verschillende punten af van dat van zoete wateren. Veel brakke wateren hebben van nature een hoge beschikbaarheid van fosfor, waardoor veelal stikstof - in plaats van fosfor - het limiterende element is voor algengroei. Bovendien spelen fluctuaties in het zoutgehalte een cruciale rol voor de soortensamenstelling, evenals verschillen in connectiviteit van het watersysteem.

Veel waterbeheerders zijn gebaat bij een beter inzicht in het ecologisch functioneren van brakke wateren. Brakke wateren (met chloride-concentraties > 300 mg/L) komen namelijk in heel Laag-Nederland voor (Figuur 1.1). Deze wateren beslaan een aanzienlijk oppervlak in Nederland, namelijk 27.205 ha aan plassen en 1.428 km aan lijnvormige watergangen (Clement & Van Puijenbroek, 2010). Dit oppervlak en deze lengte omvatten alle brakke wateren, dus ook die wateren die niet als KRW-waterlichaam zijn aangewezen. Voor de nabije toekomst is de verwachting dat het areaal aan brak water in Laag-Nederland aanzienlijk zal toenemen, door verzilting van het oppervlaktewater. Deze verzilting is het resultaat van een stijgende zeespiegel in combinatie met bodemdaling, wat het gevolg is van voortgaande verlagingen van het waterpeil in landbouwgebieden.

FIGUUR 1.1

Gebieden met risico op verzilting in de nabije toekomst.



Ondanks het aanzienlijke oppervlak van brakke wateren in Nederland is er op dit ogenblik echter nog weinig kennis beschikbaar over het ecologisch functioneren van deze wateren. De belangrijkste vraag die op tafel ligt, is: hoe werken brakke ecosystemen? Wat zijn de sturende factoren in deze wateren en wat zijn de randvoorwaarden voor succesvol ecologisch herstel? Deze informatie is cruciaal bij het bepalen van doelen voor de KRW, als ook voor de maatregelen om deze doelen te halen.

1.2 DOELSTELLINGEN EN ONDERZOEKSVRAGEN

Dit project heeft als doel om inzicht te krijgen in het ecologisch functioneren van brakwater systemen; systeembegrip staat dus voorop. Aan de hand van deze kennis kunnen waterbeheerders de juiste doelstellingen afleiden en de meest (kosten)efficiënte en effectieve maatregelen treffen.

In dit project zijn de volgende kennisvragen uitgewerkt:

1. Wat zijn de huidige concentraties van chloride, nutriënten en andere belangrijke factoren in brakke wateren, zowel in de ruimte als tijd?
2. Wat zijn de preferenties van soorten ten aanzien van deze factoren?
3. Welke vegetatietypen zijn kenmerkend voor brakke wateren?
4. Wat zijn de abiotische preferenties van deze vegetatietypen?
5. Welke factoren sturen de samenstelling van levensgemeenschappen in binnendijks gelegen brakke wateren? Wat zijn de causale relaties die deze factoren aansturen?
6. Wat zijn drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren?

De aanpak bestaat uit de volgende onderdelen, namelijk:

1. Bepalen van de variatie in zout- en nutriëntenconcentraties in binnendijkse brakke wateren, zowel in ruimte (verschillen tussen waterlichamen en tussen waterlaag en onderliggend sediment) als in de tijd (verloop door het jaar heen);
2. Bepalen van de respons van soorten op belangrijke stuurfactoren;
3. Opstellen van een vegetatietypologie voor brakke wateren op basis van beschikbare vegetatie-opnames; deze typen beschrijven zowel de goed ontwikkelde (referentie)stadia als degradatiestadia;
4. Bepalen van de preferenties van relevante stuurfactoren voor elk van deze vegetatietypes, inclusief de drempelwaarden van deze factoren voor overgangen hiertussen;
5. Literatuuronderzoek naar de bepalende factoren voor de samenstelling van levensgemeenschappen in binnendijkse brakke wateren; dit omvat de causale relaties die leiden tot veranderingen in deze factoren;
6. Afleiding van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren.

In de loop van het project hebben de waterbeheerders uit de gebruikerscommissie een afzonderlijk monitorplan gefinancierd, dat is uitgevoerd door BWare. In dit project zijn een groot aantal binnendijkse brakke wateren meerdere keren per jaar bemonsterd op waterbodem- en oppervlaktewater chemie, en is op iedere locatie de vegetatiesamenstelling bepaald. Op deze wijze werd beter inzicht verkregen in de relatie tussen seizoensdynamiek van abiotische parameters in relatie tot de vegetatiesamenstelling. De belangrijkste resultaten van dit project zijn in dit rapport verwerkt; hiernaast zijn deze resultaten in meer detail beschreven Van Dijk et al. (2022).

Op basis van de uitwerking van bovengenoemde onderdelen zijn aanbevelingen geformuleerd voor KRW-watertypering en monitoring. Tevens zijn de kennislacunes in beeld gebracht.

KADER

Gedurende het project zijn de kennisvragen en aanpak verschillende keren gewijzigd. Onderstaand zijn deze wijzigingen weergegeven.

Dit project is geïnitieerd vanuit waterbeheerders met binnendijkse brakke wateren in hun beheergebied. Bij deze beheerders is een lijst van onderzoeksvragen verzameld, die waren samengevat in drie hoofdvragen, namelijk:

1. Welke ecosysteemtoestanden kunnen in brakke wateren worden onderscheiden?
2. Wat zijn sturende milieufactoren voor deze ecosysteemtoestanden en wat zijn de randvoorwaarden (drempelwaarden) van deze factoren?
3. Wat zijn de causale relaties die deze milieufactoren sturen?

De aanpak voor beantwoording van deze vragen bestond uit de volgende onderdelen, te weten:

1. Opstellen van **ecosysteemtoestanden** die de verschillende brakwatertypen omvatten; deze toestanden beschrijven zowel de goed ontwikkelde (referentie)stadia als degradatiestadia. Deze ecosysteemtoestanden zijn gebaseerd op een integratie van de samenstelling van waterplanten, macrofauna en vis. In een eerste stap worden hiervoor clusteranalyses uitgevoerd van monitorgegevens van elk van deze groepen; vervolgens zouden de resultaten hiervan geïntegreerd worden tot ecosysteemtoestanden.
2. Bepalen van **relevante milieufactoren** voor elk van bovenstaande ecosysteemtoestanden, inclusief de drempelwaarden van milieufactoren voor overgangen tussen deze toestanden;
3. Toelichting op **onderliggende processen**; dit omvat de causale relaties die leiden tot veranderingen in milieufactoren.
4. Ontwikkeling van een **instrument** (gebaseerd op de statistische techniek 'Bayesian Belief Network (BBN)', waarin deze kennis is verwerkt, en die gebruikt kan worden bij doelafleiding voor brakke wateren.

Binnen het project was een clusteranalyse alleen mogelijk voor waterplanten; de resultaten van de clusteranalyse voor macrofauna leidde namelijk niet tot een typologie met goed ontwikkelde (referentie)stadia als degradatiestadia. Voor vis was te weinig geschikte data voorhanden. Hierdoor konden geen ecosysteemtoestanden (gebaseerd op een integratie van de clusteranalyses van waterplanten, macrofauna en vis) worden afgeleid. De relevante milieufactoren zijn alleen bepaald voor de clusters (vegetatietypen) van waterplanten.

Om deze reden was de ontwikkeling van een BBN-instrument (gebaseerd op ecosysteemtoestanden) eveneens niet mogelijk. Voor waterplanten is weliswaar een instrument opgezet, maar ook voor deze groep waren onvoldoende data beschikbaar, vooral voor de goed ontwikkelde (referentie)stadia. De handleiding voor dit instrument is als achtergronddocument beschikbaar ([Bijlage 1](#)).

In het hoofdstuk 'Aanbevelingen' wordt nader ingegaan op het gebrek aan (geschikte) data.

1.3 AFBAKENING

Dit project is gericht op brakke wateren in binnendijkse gebieden van regionale waterbeheerders. In dit rapport zijn data uitgewerkt van wateren met gemiddelde chlorideconcentraties in het zomerhalfjaar die (in tenminste één van de monitorjaren) hoger waren dan 300 mg/L. Voorbeelden van deze wateren zijn brakke sloten, kanalen, meren, inlagen, zandgaten en wielen. Al deze wateren liggen in Laag-Nederland in het werkgebied van de volgende waterbeheerders:

- Waterschap Scheldestromen;
- Waterschap Brabantse Delta;
- Waterschap Hollandse Delta;
- Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier;
- Wetterskip Fryslan;
- Waterschap Noorderzijlvest.

Buitendijkse brakke wateren vallen buiten dit rapport. Voorbeelden hiervan zijn poelen en drinkdobben op kwelders, riviermondingen en estuaria. Grote afgesloten brakke en zoute Rijkswateren (zoals het Veerse Meer en Grevelingen) zijn eveneens niet in dit rapport opgenomen.

De beschikbaarheid van data heeft een grote rol gespeeld bij de keuzes voor uitwerking. Veel aandacht is geschonken aan de afleiding van nieuwe drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren, de relatie tussen abiotiek en waterplanten, de afleiding van vegetatietypen voor waterplanten en clusteranalyse met macrofauna. Minder aandacht is geschonken aan de vis en aan de rol van connectiviteit en water- en stoffenbalansen.

1.4 LEESWIJZER

[Hoofdstuk 2](#) geeft een beschrijving van de rol van het zoutgehalte voor de soortenrijkdom, en bevat een omschrijving van beschikbare typologieën in brakke wateren. In [hoofdstuk 3](#) is de belangrijkste kennis samengevat over sturende factoren voor levensgemeenschappen in brakke wateren. Ook wordt nader ingegaan op de relatie tussen toxische druk en ecologische kwaliteit. [Hoofdstuk 4](#) geeft een overzicht van de huidige concentraties van zout en nutriënten in brakke wateren. In [hoofdstuk 5](#) zijn de habitateisen voor verschillende biologische groepen in beeld gebracht, en [hoofdstuk 6](#) geeft de uitwerking weer van nieuwe drempelwaarden voor nutriënten. Aaneensluitend volgen in [hoofdstuk 7, 8 en 9](#) resp. de conclusies, kennislacunes en aanbevelingen.

▶▶ 2 TYPOLOGIEËN VOOR BINNENDIJKSE BRAKKE WATEREN

Voor binnendijks gelegen brakke wateren zijn verschillende typologieën voorhanden, die de samenstelling van de levensgemeenschap koppelen aan abiotische karakteristieken van het betreffende watersysteem. Het zoutgehalte van het water speelt hierbij een centrale rol, evenals de vormgeving (dimensies) van het water. In de literatuur wordt het zoutgehalte aangeduid met verschillende eenheden; [paragraaf 2.1](#) geeft hiervan een overzicht. Aansluitend wordt ingegaan op het belang van het zoutgehalte en op de rol die het zoutgehalte en de dimensies van het watersysteem spelen bij reeds bestaande typologieën.

2.1 GEBRUIKTE EENHEDEN VOOR ZOUTGEHALTE

In de literatuur worden verschillende eenheden gebruikt om het zoutgehalte van het water te karakteriseren. Voorbeelden hiervan zijn saliniteit, het elektrisch geleidend vermogen (EGV) en de chloride concentratie. In Nederlandse literatuur spreekt men vaak in chloride-concentraties (in mg/L), maar in internationaal wetenschappelijke literatuur worden vaak het EGV en verschillende saliniteit-eenheden gehanteerd ([Tabel 2.1](#)). Vooral in brakke wateren is de omrekening van saliniteit naar chloride niet altijd correct (op basis van een algemene omrekenfactor. De saliniteit en het EGV worden namelijk door meerdere ionen bepaald. In brakke wateren neemt het relatieve aandeel van andere ionen in water verhoudingsgewijs sterk toe en kan de omrekening van saliniteit naar chloride-concentratie misleidend zijn. In feite zou deze omrekenfactor gecorrigeerd moeten worden met de chlorideconcentratie, het EGV, de saliniteit en eventueel andere ionenconcentraties.

Ook de chloride-concentratie wordt in de literatuur in verschillende eenheden weergegeven (promille, millimol/liter, milligram/liter). In [tabel 2.1](#) staat de omrekening van deze eenheden weergegeven.

TABEL 2.1

Typologieën van brakke wateren op basis van verschillen in chloride-concentraties. In de literatuur worden deze concentraties in verschillende eenheden uitgedrukt.

Watertype		saliniteit (‰)	mmol Cl/l	mg Cl/l
Zoet	<i>zoet</i>	< 0,18	< 3,5	< 100
Oligohalien	<i>zeer licht brak</i>	0,18 - 0,54	3,5 - 10,1	100 - 300
	<i>licht brak</i>	0,54 - 1,81	10,1 - 35,5	300 - 1.000
Mesohalien	<i>brak</i>	1,81 - 5,42	35,5 - 106	1.000 - 3.000
	<i>sterk brak</i>	5,42 - 9,03	106 - 177	3.000 - 5.000
	<i>zeer brak</i>	9,03 - 18,1	177 - 354	5.000 - 10.000
Polyhalien	<i>zout</i>	18,1 - 32,5	354 - 638	10.000 - 18.000
Euhalien	<i>zout</i>	32,5	> 638	> 18.000

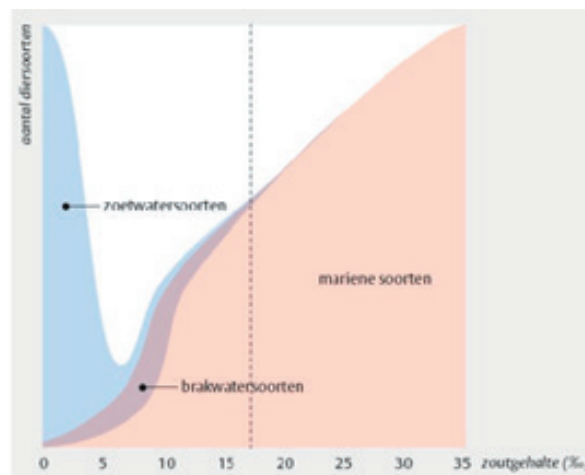
2.2 EFFECTEN VAN ZOUT OP SOORTENRIJKDOM

Al in 1934 ontdekte Remane dat het aantal macrofaunasoorten in het matig brakke gebied van de Oostzee heel laag is. Op basis van dit onderzoek is de zogeheten ‘curve van Remane’ opgesteld (Remane, 1934). Deze curve is gebaseerd op wateren met natuurlijke gradiënten van zoete naar mariene systemen. Dit betrof uiteenlopende watertypen, variërend van getijdpoelen tot lagunes, duinwateren en estuaria. Deze curve geeft aan dat in een gradiënt van zoet naar zout water de soortensamenstelling en daarmee de biodiversiteit verandert, met doorgaans een lage soortenrijkdom in brakke systemen (saliniteit tussen 5 - 8‰) en een sterke toename van mariene soorten bij zoutgehalten boven 10‰ ([Figuur 2.1](#)). Bij een saliniteit onder 5‰ voeren zoetwatersoorten de boventoon, terwijl in zoutere wateren (>10‰) voornamelijk mariene soorten

voorkomen. Vanaf een saliniteit van 3‰ neemt het aandeel aan brakke soorten toe. Vooral wateren met een saliniteit tussen 5‰ en 10‰ worden gekenmerkt door een relatief groot aantal brakke soorten.

FIGUUR 2.1

Curve van Remane. In deze curve is de soortenrijkdom van drie verschillende groepen (zoetwatersoorten, brakwatersoorten en mariene soorten) weergegeven als functie van het zoutgehalte van het water. Deze curve is gebaseerd op macrofaunagegevens vanuit de Baltische Zee (Remane, 1934).



2.2.1 Kanttekeningen op de 'Curve van Remane'

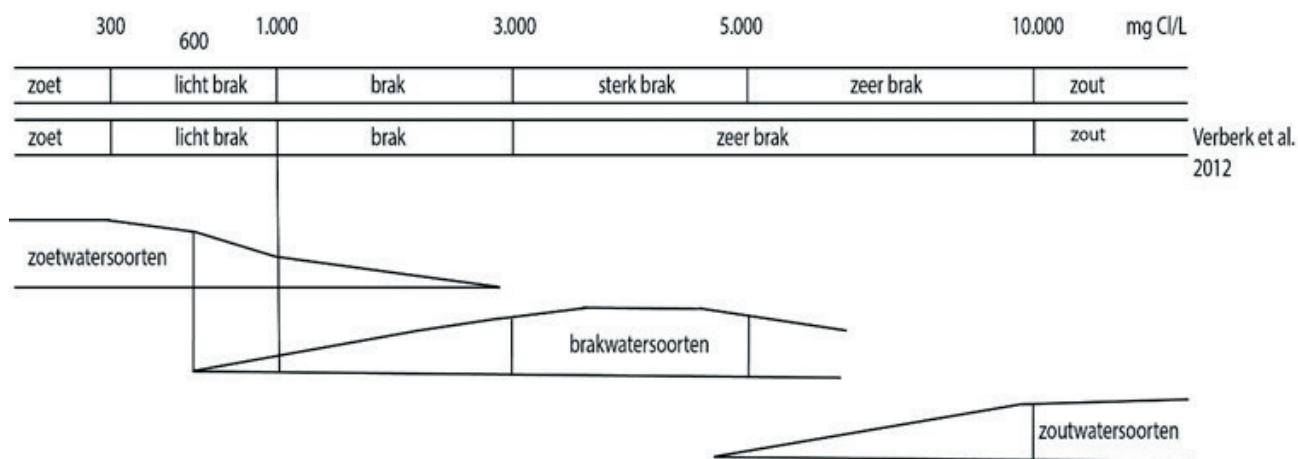
Ondanks dat de curve van Remane nog steeds veel wordt gebruikt, is er ook veel kritiek op de toepasbaarheid ervan (Whitfield *et al.*, 2012); in onderstaande tekst zijn deze kritiekpunten samengevat. Allereerst geldt de curve niet voor alle soortgroepen. In tegenstelling tot waterplanten en macrofauna vertonen bepaalde andere soortgroepen (zoals diatomeeën) juist een soortenmaximum in het brakke gebied (Telesh *et al.*, 2011). Ten tweede is er geen eenduidige definitie van de termen zoetwater-, brakwater- en mariene soorten. Hierdoor is het moeilijk om soorten in deze groepen in te delen. Dit wordt ook bemoeilijkt doordat er geen harde grenzen zijn waarbij een soortengemeenschap ineens omslaat van zoet of marien naar brakwatersysteem. Brakke watergemeenschappen bestaan uit een mix van euryhalie zoetwater- (dat zijn zoetwatersoorten die tolerant zijn ten aanzien van het zoutgehalte) en mariene soorten die bij een bredere chloriderange voor kunnen komen (Barnes, 1994; Wolff, 1973). In die zin zijn brakwatersoorten dus niet beperkt tot brakke systemen. Hiernaast is deze curve samengesteld op basis van veldgegevens van uiteenlopende watertypen, variërend van getijddepoe-len tot lagunes, duinwateren en estuaria. Deze systemen verschillen sterk in fluctuaties in zoutgehalte (zowel op jaar-, seizoens- als dagbasis), wat tot andere tolerantiegrenzen kan leiden. Bovendien verschillen deze systemen ook in andere eigenschappen die eveneens van invloed zijn op de soortensamenstelling, zoals het klimaat, wel of geen open verbinding met zoete en mariene wateren, trofieniveau, veranderingen in waterpeil en lichtbeschikbaarheid.

Ondanks deze kritiek lijkt de curve van Remane goed op te gaan voor binnendijkse brakke wateren in Nederland. Dit geldt met name voor de soortensamenstelling van macrofauna. Redeke (1948) legde de ondergrens van zwak brak water al bij 100 mg Cl/L. Higler (2000) merkte echter op dat bij deze relatief lage grenswaarden nog geen grote verschuivingen in macrofaunasoorten optreden. Volgens hem begint de afname van de diversiteit van zoetwatersoorten bij circa 300 mg Cl/L, maar zet pas echt door vanaf 1.000 mg Cl/L (Higler, 2000; Van Beers & Verdonshot, 2000). De eerste brakwatersoorten verschijnen bij ongeveer 600 mg Cl/L en hebben hun optimum in de range tussen 3.000 en 5.000 mg Cl/L (Verberk *et al.*, 2012; zie [Figuur 2.2](#)).

Probleem van bovengenoemde grenzen blijft dat er geen harde waarden van zoutgehalte zijn waarop sterke veranderingen in de soortensamenstelling optreden. Hierdoor hanteren verschillende auteurs ook andere grenswaarden. Bovendien zijn gehanteerde grenswaarden vaak gebaseerd op gemiddelde waarden, terwijl de fluctuaties net zo belangrijk zijn. Tot slot zijn er vaak geen brondocumenten beschikbaar waarop deze grenswaarden zijn gebaseerd. In voorliggend rapport wordt de classificatie van Verberk *et al.* 2012 aangehouden (zie [Figuur 2.2](#)).

FIGUUR 2.2

Schematisch overzicht van de theorie achter de indelingen van brakke wateren op basis van zoutgehalten en veranderingen in macrofaunasamenstellingen. Met op de tweede balk de meest recente indeling naar brakwater klassen door Verberk et al. (2012). De chlorideconcentraties bij de scheidingen van klassen geven de klassengrenzen aan.



2.3 TYPOLOGIEËN VAN BINNENDIJKSE BRAKKE WATEREN

Binnendijkse brakke wateren kunnen ingedeeld worden op basis van verschillen in ontstaanswijze en dimensies van het watersysteem. Dit is van belang voor de beschrijving van de (ongestoorde) referentietoestand van deze wateren. Brakke wateren vallen in de systematiek van de KRW namelijk onder de natuurlijke wateren en bij deze wateren vormt de ontstaanswijze (en de hieraan gekoppelde dimensies) een belangrijk criterium voor verschillen tussen watertypen.

Voor Nederlandse brakke wateren zijn in het verleden verschillende regionale indelingen en typologieën uitgewerkt. Voor Zeeland waren er typologieën opgesteld door Weeber (1979) voor sloten en watergangen, door Tramper (1979) voor veedrinkputten en door Van den Boogert (1979) voor kreken en welen. De Zuid-Hollandse brakke sloten zijn opgenomen in de typologie van kleine wateren in Zuid-Holland van Smit (1990). De indeling van brakke binnenwateren in Noord-Holland komt in Van der Hammen (1992) aan bod. De binnendijkse Friese brakke wateren zijn behandeld in de typologie van Claassen (1987).

2.3.1 Typologie volgens Handboek Natuurdoeltypen in Nederland

Van Beers & Verdonschot (2000) hebben een literatuurstudie uitgevoerd waarin bovengenoemde regionale uitwerkingen zijn samengevat in een lands-dekkende typologie voor binnendijks gelegen brakke wateren. Hierbij is uitgegaan van een gemeenschapsbenadering, wat wil zeggen dat verschillen in de macrofauna- en waterplantengemeenschap leidend zijn geweest voor de indeling in brakke watertypen. Aansluitend zijn voor elk type de abiotische randvoorwaarden in beeld gebracht. Zij maakten hierbij onderscheid tussen de volgende typen:

Licht brakke wateren (300 - 3.000 mg chloride/L):

1. Duinplassen;
2. Geïsoleerde, kleine, stagnante wateren;
3. Geïsoleerde, grote, stagnante wateren;
4. Kleine, lijnvormige wateren;
5. Grote, lijnvormige wateren;
6. Laagveenplassen;

Matig brakke wateren (3.000 - 10.000 mg chloride/L):

1. Geïsoleerde, kleine, stagnante wateren;
2. Geïsoleerde, grote, stagnante wateren;
3. Lijnvormige wateren;

Sterk brakke wateren (> 10.000 mg chloride/L):

1. Geïsoleerde, kleine, stagnante wateren
2. Geïsoleerde, grote, stagnante wateren
3. Lijnvormige wateren;

Bovenstaande indeling is in eerste instantie gebaseerd op verschillen in zoutgehalte en binnen iedere zoutklasse is vervolgens onderscheid gemaakt op basis van verschillen in vormgeving van de wateren. Het zoutgehalte speelt hierbij een grote rol voor de soortensamenstelling van zowel waterplanten als macrofauna; de vormgeving daarentegen is vooral van belang voor macrofauna (en dus veel minder of niet voor waterplanten). De verschillen in vormgeving zijn in deze typologie niet gekwantificeerd. Ter illustratie; zo wordt er geen grenswaarde vermeld voor het onderscheid tussen resp. kleine en grote stagnante wateren.

2.3.2 Typologie volgens Kaderrichtlijn Water

In 2000 is de Kaderrichtlijn Water in werking getreden. Voor de KRW is een typologie ontwikkeld, die uitgaat van een referentiebeschrijving van watertypen in een ongestoorde situatie. De KRW maakt onderscheid tussen de volgende binnendijkse brakke watertypen:

- M1b: Niet zoete sloten (> 150 - 1.000 mg chloride/L; alleen lijnvormige wateren);
- M30: Zwak brakke wateren (300 - 3.000 mg chloride/L);
- M31: Kleine brakke tot zoute wateren (3.000 - 10.000 mg chloride/L; < 500 ha);

Opvallend hierbij is het verschil in ondergrens tussen niet-zoete sloten en zwak brakke wateren (150 versus 300 mg Cl/L; Evers et al. 2012).

Aanvullend worden M32 wateren onderscheiden. Dit zijn grote (> 500 hectare), brakke tot zoute meren, met chloride concentraties boven 10.000 mg chloride/L. Voorbeelden hiervan zijn Rijkswateren als de Grevelingen en het Veerse Meer; dit watertype valt buiten het kader van dit rapport.

Bij de KRW-typologie spelen het zoutgehalte en de dimensies van het watersysteem dus eveneens een rol; wat betreft dimensies is de KRW-typologie echter beduidend grover dan bovengenoemde indeling van Van Beers & Verdonschot (2000). De KRW-typologie gaat er vanuit dat de invloed van zout dominant is over andere factoren, zoals verschillen in vormgeving tussen wateren.

▶▶ 3 STURENDE FACTOREN IN BRAKKE WATEREN

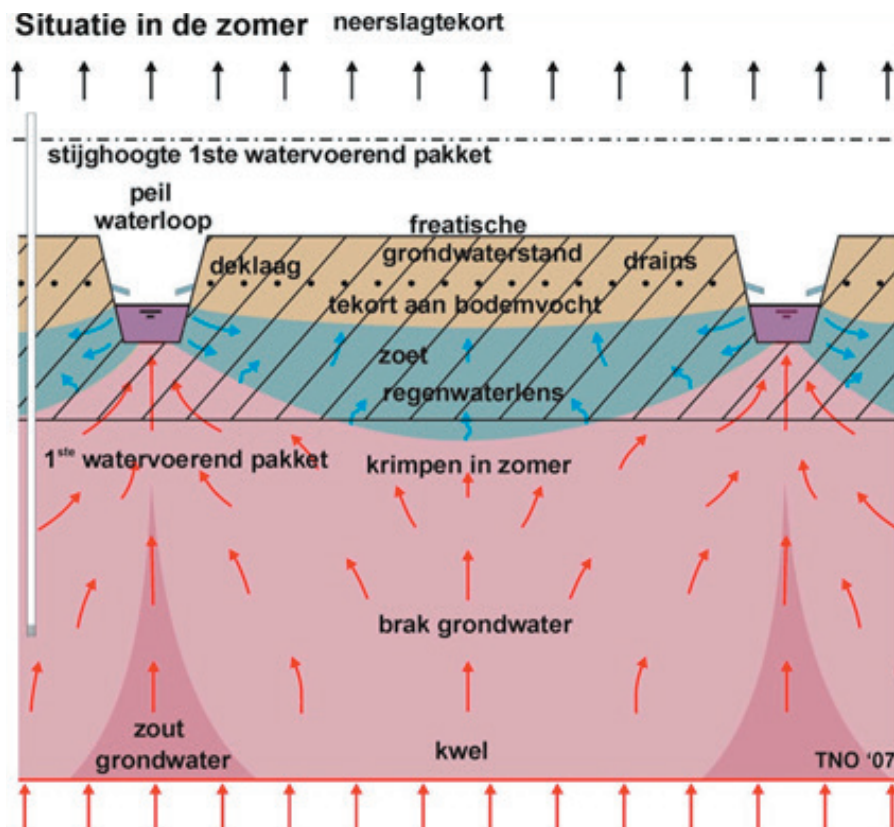
In dit hoofdstuk komen de factoren aan bod die een sleutelrol vervullen voor de samenstelling van de levensgemeenschappen in binnendijkse brakke wateren. Achtereenvolgens worden nader ingegaan op het belang van de hydrologie, het zoutgehalte, de nutriëntenkringlopen, natuurlijke toxische stoffen (ammonium, ammoniak, sulfide), het lichtklimaat, stratificatie door zout en temperatuur, dimensies van het watersysteem, connectiviteit met omringende wateren en toxische druk van (milieuvreemde) stoffen.

3.1 HYDROLOGIE

De hydrologie van een brak water beïnvloedt het verloop van het zoutgehalte en de nutriëntenbelasting door het jaar heen en heeft hiermee grote invloed op de soortensamenstelling. Onderstaand staan de belangrijkste hydrologische processen beschreven.

FIGUUR 3.1

Hydrologie van een poldergebied met brakke sloten. Figuur afkomstig uit Oude Essink et al. (2009)



Kwel

Veel brakke wateren liggen beneden zeeniveau en ontvangen brak of zout grondwater vanuit aangrenzende getijdewateren of de zee (Figuur 3.1). Soms kan juist ook zoet grondwater worden aangevoerd, via kwelstromen vanuit het hoger gelegen achterland. De hoeveelheid brakke kwel die een systeem ontvangt, hangt af van het peilverschil tussen het gebied en de zee(arm), de doorlaatbaarheid van de bodem en de afstand tot de kustlijn. Wateren die direct achter een zeedijk zijn gelegen, zoals inlagen, kreekrestanten, welen en sommige sloten, staan vaak het sterkst onder invloed van zoute kwel. Brakke wateren kunnen ook verder landinwaarts liggen, buiten de invloedssfeer van dergelijke kwelstromen. Hier bevinden zich vaak ondiepe brakwaterlenzen in de ondergrond, die een overblijfsel zijn van een marien verleden.

Neerslag en verdamping

In brakke wateren heeft de balans tussen neerslag en verdamping een grote invloed op het verloop van het zoutgehalte door het jaar heen. Onder natuurlijke omstandigheden stijgt het zoutgehalte tijdens de zomermaanden (door verdamping) en daalt het tijdens de winter (door neerslagoverschot). Met name in ondiepe, geïsoleerde wateren, zoals sloten en brakke poelen, kunnen de zoutconcentraties in de zomer sterk oplopen, tot concentraties die veel hoger zijn dan die van zeewater. Dit treedt vooral tijdens droge periodes op, wanneer er veel verdamping is en nauwelijks neerslag.

Salt-spray

Salt spray is de neerslag van zeer fijn verdeelde zoute druppeltjes die in de branding ontstaan en die met wind vanaf de zee worden aangevoerd. Dit geldt vooral voor geïsoleerde wateren in de directe omgeving van de zee. De hoeveelheid salt-spray neemt namelijk af bij toenemende afstand tot de kustlijn.

Peilbeheer en tijdelijke droogval

Peilfluctuaties zijn van grote invloed op het ecologisch functioneren van een watersysteem en kunnen op verschillende manieren op het ecosysteem ingrijpen. In de zomer kunnen wateren (deels) droogvallen als gevolg van neerslagtekort in combinatie met een hoge verdamping en/of wegzijging. Dit geldt vooral kleine, geïsoleerde wateren, zoals duinpoelen, plassen en inlagen. Veel soorten die in zulke wateren voorkomen, hebben verschillende aanpassingen om deze droogtefase te overleven. Verschillende waterplanten hebben produceren hun zaden in een korte periode, zodat hun levenscyclus al voltooid is voordat hun groeiplaats opdroogt. Andere soorten, zoals Zilte waterranonkel, vormen een landvorm die tolerant is voor droogval. Ook macrofauna hebben verschillende aanpassingen waarmee zij tijdelijke droogval kunnen overleven.

Daarnaast kunnen peilfluctuaties ook op indirecte manieren invloed uitoefenen, namelijk door veranderingen in de nutriëntenbelasting, lichtintensiteit bij het sediment en de concentraties van ongewerveld zwevend stof en zuurstof. In landbouwgebieden wordt tegenwoordig vaak een 'omgekeerd' peilbeheer gehanteerd, met lagere waterstanden tijdens de winter en hogere tijdens het groeiseizoen. Veelal betreft dit ingestelde waterpeilen, met abrupte overgangen tussen beide periodes. Dit omgekeerde peilbeheer pakt negatief uit voor de vestiging van helofyten; die juist gebaat zijn bij lagere waterpeilen tijdens de zomermaanden, waarbij tijdelijke droogval optreedt.

Wateraanvoer en -afvoer

Veel binnendijkse brakke wateren maken deel uit van een afwateringsstelsel. Dit betreft voornamelijk sloten, polderboezems en sommige oude kreken met een boezemfunctie. Via deze wateren wordt het neerslagoverschot tijdens de wintermaanden afgevoerd, terwijl tijdens de zomer vaak juist zoet water wordt ingelaten, ter bestrijding van de verzilting in landbouwgebieden. In Provincie Zeeland vindt dit laatste slechts op een klein aantal plaatsen plaats, vanwege een tekort aan zoet water in deze regio.

3.2 ZOUTGEHALTE

In de literatuur wordt verondersteld dat het gemiddelde zoutgehalte en de fluctuaties hierin de belangrijkste sturende factoren zijn voor verschillen in soortensamenstelling tussen brakke wateren. Deze fluctuaties vragen specifieke en kostbare investeringen van organismen en grijpen daardoor in factoren als overleving, groei en reproductie. Dit maakt het zoutgehalte van het water een belangrijke sleutelfactor (Triest *et al.*, 2001; Piscart *et al.*, 2005; Verdonschot *et al.* 2012).

Zout-stress kan ingedeeld worden in (1) osmotische stress en (2) ionische stress (Lauer *et al.*, 2011; Nawaz *et al.*, 2010; Pagter *et al.*, 2009; Touchette, 2007). Bij osmotische stress gaat het om verandering van waterdruk in de cellen, als gevolg van verschil in zoutconcentratie tussen het leefmilieu en de cellen in het organisme. Afhankelijk van de richting van het concentratieverschil kunnen cellen hierbij krimpen (bij hogere zoutconcentratie in directe leefomgeving) of stuk gaan (bij beduidend lagere zoutconcentratie in leefmilieu). Bij ionische stress gaat het om de toxische effecten van (verhouding tussen) bepaalde elementen (bijvoorbeeld teveel van natrium).

Waterplanten

Voor waterplanten leidt een verhoogd zoutgehalte tot stress met een vertraagde groei (Blindow *et al.*, 2003; Duman *et al.*, 2014; Haller *et al.*, 1974; Yilmaz, 2007), respiratie problemen (McGahee & Davis, 1971), kleinere individuen (Puche and Rodrigo, 2015) ofwel tot sterfte. Voor planten zorgt een verhoogde zoutconcentratie voor chloride-en natriumtoxiciteit, voor stress door de verhoogde osmotische druk en soms voor verandering in nutriëntenbehoefte of een disbalans in elementen. Bij osmotische stress kan de verhoogde druk tot plasmolyse van plantencellen leiden, terwijl hoge zoutconcentraties in plantencellen tot interne toxiciteit kunnen leiden (Benito *et al.*, 2014; Kronzucker *et al.*, 2013; Maathuis & Amtmann, 1999; Subbarao *et al.*, 2003; Taiz & Zeiger, 2002). Hiernaast kan een hoger zoutgehalte ook leiden tot een disbalans in elementen leiden, bijvoorbeeld door sterk verhoogde natriumconcentraties. Dit kan het fysiologisch functioneren van cellen zodanig belemmeren, dat dit tot een slechtere groei of sterfte leidt (Hoffmann & Bisson, 1986; Kronzucker *et al.*, 2013; Masood *et al.*, 2006; Rout & Shaw, 2001).

Sommige planten hebben aanpassingen ontwikkeld om onder brakke omstandigheden te groeien. Zij hopen bijvoorbeeld aminozuren, zoals proline of suikers op om de osmotische druk binnen hun cellen te verhogen (Ahmadet *et al.*, 1981; Hodson *et al.*, 1985; Pulich, 1986; Mansour, 2000; Ashraf & Harris, 2004). Voor het aanmaken van aminozuren is stikstof nodig. Bij een hoge aanmaak van aminozuren kan dit een significante verhoging van de stikstofbehoefte van de plant betekenen (Hodson *et al.*, 1985). Dit effect treedt al op bij zoutgehaltes vanaf 1500 mg chloride per liter (Loeb *et al.*, 2008). Voor gevoelige waterplanten kunnen echter al chloride-concentraties boven de 300 mg/L tot fysiologische problemen leiden (Van den Brink *et al.*, 1991; Van den Brink & Van der Velde, 1993). Zoals met alle aanpassingen, geldt ook voor de aanpassingen van planten aan een brak milieu dat dit energie kost. Vaak zijn de plantensoorten welke karakteristiek zijn voor brakke wateren vaak niet afhankelijk van brak water maar wel tolerant en hierdoor minder concurrentiekrachtig in zoete wateren.

Micro-organismen

Veel micro-organismen kenmerkend voor zoete wateren ondervinden hinder van zoutstress in brakke wateren (o.a. Olsen *et al.*, 1996; Coci *et al.*, 2005). Hierdoor kunnen afbraakprocessen en omzettingsprocessen door stijgende zoutconcentraties beïnvloed worden. De populatie van micro-organismen weet zich vaak op den duur aan te passen aan hogere zoutgehaltes, waardoor veel processen wel voortgang vinden. Zo vinden veel microbiële processen zowel in zoete waterbodems plaats als in mariene bodems, al worden deze vaak door andere soortgroepen van micro-organismen verricht.

In brakke wateren bereiken ammonia en sulfide vaak concentraties die voor veel soorten toxisch zijn en in die situatie kunnen grotere effecten op microbiële processen verwacht worden. De gevolgen van langdurig fluctuerende zoutgehaltes op complexe interacties tussen chemische processen en de microbiële samenstelling is echter nog weinig onderzocht en daarom lastig te voorspellen.

3.3 NUTRIËNTEN, TROFIE EN NUTRIËNTENLIMITATIES

Naast de hogere concentraties van natrium en chloride, verschilt de chemische samenstelling van brak water ook op andere punten van zoet water. In brak water zijn namelijk veel andere stoffen, zoals sulfaat, magnesium, calcium en kalium, ook in hogere concentraties aanwezig. Deze stoffen kunnen invloed hebben op verschillende processen in de nutriëntencycli van stikstof en fosfor. In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de nutriëntencycli en -beschikbaarheid in brakke wateren. De toxische effecten van zout gerelateerde condities komen in [paragraaf 3.6](#) aan bod.

De nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater en de invloed van het zoutgehalte hierop kunnen niet los gezien worden van processen in de waterbodem. Chemische en fysische processen in de waterbodem kunnen van invloed zijn op een brakwaterecosysteem, met name in wateren waar zoutconcentraties door de tijd variëren (Herbert *et al.*, 2015). Fluctuerende zoutconcentraties kunnen ook de samenstelling van de waterbodem beïnvloeden. Zo bezitten waterbodems met een hoog percentage organische stof en een historische brakwaterinvloed vaak sterk verhoogde zout- en zwavelconcentraties en gereduceerde condities in de waterbodem, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater een stuk zoeter is. In welke mate processen in de waterbodem de samenstelling van het oppervlaktewater beïnvloeden hangt uiteraard in grote mate af van de verblijftijd. In oppervlaktewateren met een lange verblijftijd zal de invloed van processen in de waterbodem groter

zijn dan in wateren met een korte verblijftijd. Daarnaast kunnen uiteraard ook andere bronnen als grondwater, uit- en afspoeling en aanvoer van oppervlaktewater concentraties in het oppervlaktewater beïnvloeden. In [paragraaf 4.2](#) wordt dieper ingegaan op het zout- en nutriëntgehaltes in de bodem op basis van chemische analyses van de waterbodem en het waterbodemporiewater in een selectie van Nederlandse brakke wateren.

De mate waarin aan zout gerelateerde stoffen de nutriëntencycli en nutriëntenbeschikbaarheid beïnvloeden hangt onder andere af van het sediment type (veen, klei, zand, organisch stof gehalte etc.) en de redoxtoestand (zuurstofarm of zuurstofrijk) (zie [Figuur 3.2](#) in kader op volgende bladzijde). Hierdoor is de chemische samenstelling van brak water van allerlei omgevingsfactoren afhankelijk en daarom locatie-specifiek.

Bovengenoemde redoxprocessen treden zowel in mariene als zoetwatersystemen op en voor beide milieus is veel literatuur beschikbaar. Hieruit komt naar voren dat er tussen zoete en mariene systemen duidelijke verschillende groepen van micro-organismen verantwoordelijk zijn voor deze processen. Dit roept natuurlijk de vraag op welke micro-organismen een rol spelen in brakke wateren met een fluctuerend zoutgehalte en in welke mate deze micro-organismen zich aan kunnen passen aan veranderende zoutconcentraties. In de literatuur is hier nauwelijks informatie over. Hierdoor blijft het voorspellen van het effect van veranderende zoutgehaltes op redoxprocessen in brakke wateren met fluctuerende zoutgehaltes moeilijk (Day *et al.*, 2008, Craft *et al.*, 2009). Wel is bekend dat de variatie aan micro-organismen in brakke wateren erg groot is en dat de redoxprocessen vergelijkbaar zijn met zoete en mariene systemen.

De hoge concentraties van ionen in brak water kunnen ook consequenties hebben voor fysische en chemische processen in de bodem. Zo kunnen veranderende zoutconcentraties leiden tot

- mobilisatie van aan het bodemadsorptiecomplex gebonden kationen (zoals ammonium of calcium bijvoorbeeld) (Seitzinger *et al.*, 1991),
- flocculatie van zwevende deeltjes in de waterkolom ofwel bodemdeeltjes in de waterbodem met potentiële consequenties voor het doorzicht in het water en hydrologische processen in de (water-)bodem (o.a. Hoag & Price, 1997).

3.3.1 Nutriëntcycli in brakwaterecosystemen

In zoete wateren is de beschikbaarheid van nutriënten (veelal fosfaat) één van de meest bepalende factoren voor de samenstelling van de leefgemeenschap en het ecologisch functioneren. Ook in de matig en sterk brakke wateren spelen nutriënten een doorslaggevende rol, met dit verschil dat veelal stikstof - in plaats van fosfaat - het limiterende element voor algengroei is in deze wateren (o.a. Heckey & Kilham 1988, Rabalais 2002). Voor de licht brakke wateren kan dit anders liggen en kunnen zowel stikstof als fosfaat limiterend zijn. Het verschil in de matig en sterk brakke wateren wordt in belangrijke mate bepaald door de kringlopen van verschillende nutriënten (zoals N en P), in relatie tot de ijzer- en zwavelcyclus. Laatstgenoemde twee cycli worden beïnvloed door de zoutconcentratie en hieraan gerelateerde stoffen. Onderstaand zijn de belangrijke processen samengevat in de stikstof- en fosforcyclus in matig en sterk brakke wateren.

De stikstofcyclus

Microbiële processen spelen een grote rol bij de beschikbaarheid van stikstof in de waterkolom en het sediment. In [Figuur 3.3](#) zijn deze processen schematisch weergegeven. Stikstof kan in verschillende vormen aanwezig zijn, zoals ammonium, nitraat, nitriet of ammoniak. In [Figuur 3.3](#) is te zien dat processen elkaar op kunnen volgen maar dat er tevens verschillende wegen zijn waarlangs deze cyclus kan verlopen. De stikstofcyclus bevat de onderstaande stappen:

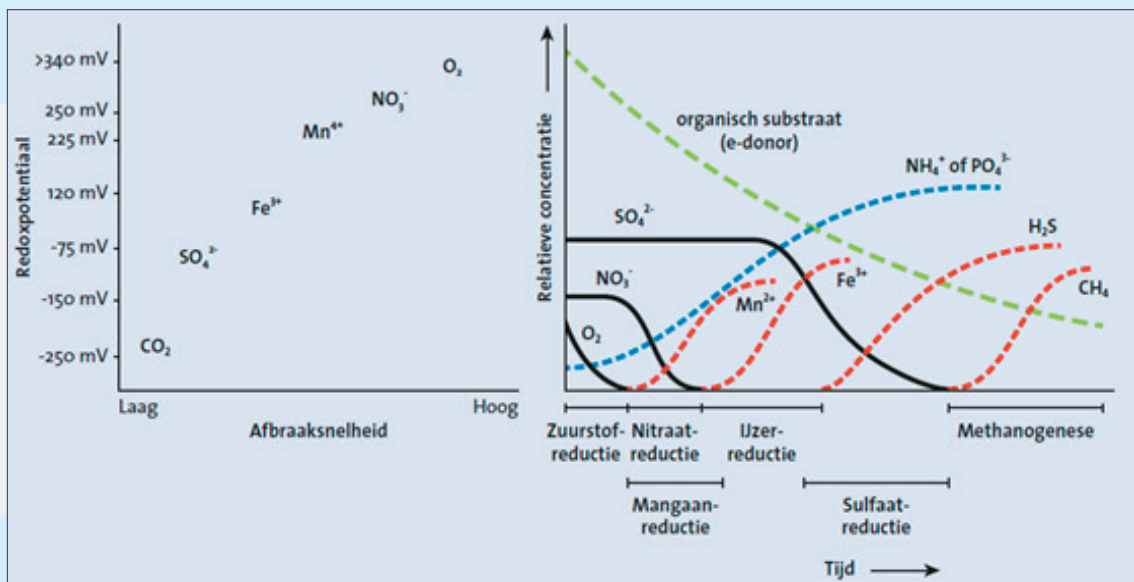
- Nitrificatie; omzetting van ammonium (NH_4^+) via nitriet (NO_2^-) naar nitraat (NO_3^-)
- Denitrificatie; omzetting van nitraat (NO_3^-) naar stikstofgas (N_2)
- Stikstoffixatie; fixatie van stikstofgas (N_2) uit de lucht in het systeem
- DNRA; directe omzetting van nitraat (NO_3^-) naar ammonium (NH_4^+) door dissimilatieve nitraatreductie (DNRA)
- Anamox; omzetting van ammonium (NH_4^+) naar stikstofgas (N_2) met nitriet (N_2O) als elektronendonor

KADER REDOXPROCESSEN

Veel biogeochemische reacties in het oppervlaktewater en de waterbodem verlopen via zogeheten redoxreacties. De term “redox” is een samenstelling van de begrippen ‘reductie’ en ‘oxidatie’. Redoxreacties zijn reacties waarbij elektronen worden uitgewisseld en deze reacties spelen een belangrijke rol in de waterbodem. Tijdens redoxreacties, bijvoorbeeld door de afbraak van vers organisch materiaal in de waterbodem, komen elektronen vrij van een zogeheten ‘elektronen donor’. Deze elektronen kunnen vervolgens worden opgenomen door ‘elektronen acceptoren’. Deze processen leiden tot de vorming van bepaalde chemische stoffen, die vervolgens weer gebruikt kunnen worden in andere redoxreacties.

FIGUUR 3.2

Links het verband tussen de afbraaksnelheid (x-as) tegen de redoxpotentiaal (y-as) met in de figuur verschillende elektronendonoren. Rechts een schematische weergave van diverse redoxprocessen welke elkaar opvolgen in de tijd (x-as) en de verandering in concentraties van verschillen stoffen welke gebruikt dan wel geproduceerd worden tijdens deze redoxreacties.

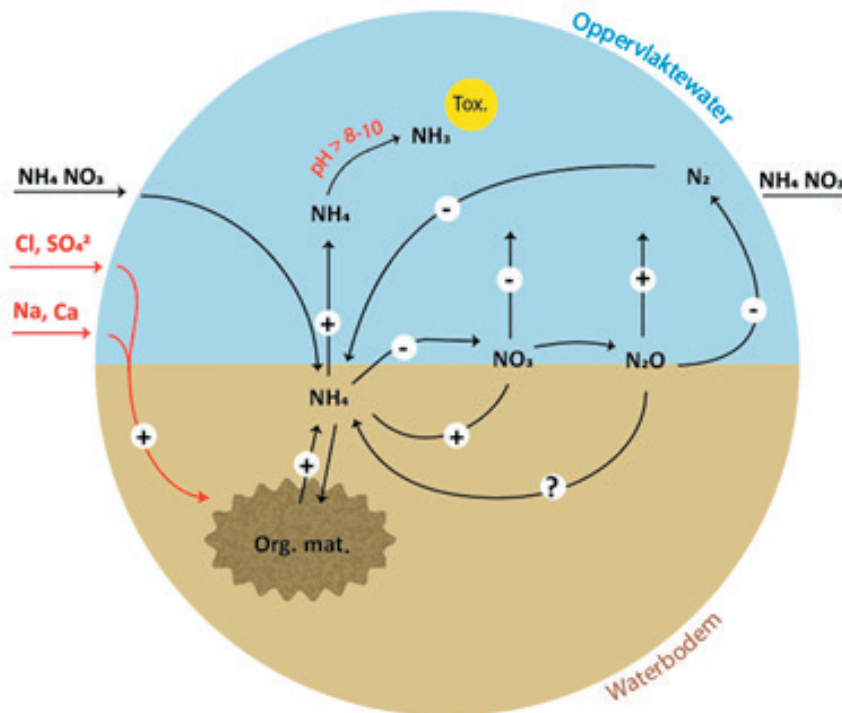


Deze reacties worden uitgevoerd door micro-organismen, die hier energie uit halen. Als maat voor de activiteit van redoxprocessen wordt de redoxpotentiaal gebruikt (uitgedrukt in mV). De opeenvolging van verschillende redoxprocessen leidt tot een ‘getrapte’ opeenvolging van chemische reacties. Processen die het meeste energie opleveren vinden hierbij als eerste plaats (zie bovenstaande figuren). Zo vindt in waterbodems als eerste reductie van zuurstof plaats. Wanneer de zuurstofconcentratie door deze afbraakprocessen daalt, zullen processen als nitraatreductie en ijzer(III)-reductie gaan optreden, zie figuur hierboven. Pas als zuurstof-, nitraat-, mangaan- en ijzerreductie uitgeput zijn, dan gaat sulfaatreductie een belangrijke rol spelen. Naarmate de reacties moeilijker verlopen en de micro-organismen er minder energie uit halen, daalt de redoxpotentiaal. Brakke wateren met een organisch rijke waterbodem worden vaak gekenmerkt door sterk reductieve zwavelrijke milieus waar sulfaatreductie een dominante rol kan spelen.

Het relatieve belang van bovengenoemde processen hangt allereerst af van de beschikbaarheid (en vorm) van stikstof, vervolgens spelen omgevingsfactoren een belangrijke rol, zoals de zuurstofbeschikbaarheid en de pH. Hieronder wordt toegelicht in welke mate het verloop van de stikstofcyclus verschilt tussen brakke en zoete systemen en in welke mate fluctuaties in zoutgehaltes de stikstofcyclus beïnvloeden.

FIGUUR 3.3

De stikstofcyclus in brakke wateren en de effecten van fluctuerende zoutgehaltes hierop (voor verdere uitleg, zie tekst)



De stikstofcyclus in aquatische ecosystemen kan op verschillende wijzen beïnvloed worden door een veranderend zoutgehalte. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen:

- (1) Stijging van ammonium-concentratie (NH_4^+) door kationmobilisatie;
- (2) De effecten van zout op verschillende microbiële stappen in de stikstofcyclus;
- (3) Het ontstaan van ammonia/ammoniak door de aan het zoutgehalte gelieerde verhoging van de pH.

Ad. 1. Stijging van ammonium-concentratie door kation-mobilisatie

Brakke wateren bevatten vaak hoge concentraties van ammonium (NH_4^+). Dit is het gevolg van de hogere concentraties van kationen in brak water die tot verdringing van NH_4^+ van het bodemadsorptiecomplex leidt. Door dit proces is er in brakke bodems vaak ook minder NH_4^+ aan het bodemadsorptiecomplex gebonden dan in zoete waterbodems (Seitzinger *et al.*, 1991). Hierdoor kan NH_4^+ gemobiliseerd worden bij stijgende ofwel fluctuerende zoutconcentraties. Al bij lage zoutconcentraties kan verdringen van NH_4^+ vanaf het bodemadsorptiecomplex plaatsvinden, door bijvoorbeeld andere positief geladen deeltjes, zoals natrium of calcium (Seitzinger *et al.*, 1991). Dit proces kan reeds binnen enkele uren optreden (Weston *et al.*, 2006, 2010, Ardon *et al.*, 2013, Jun *et al.*, 2013, Van Dijk *et al.*, 2015). Een langere periode met fluctuerende zoutconcentraties kan tot uitputting leiden van aan het adsorptiecomplex gebonden NH_4^+ (Weston *et al.*, 2010, Ardon *et al.*, 2013, Jun *et al.*, 2013, Van Dijk *et al.*, 2015, 2019). Wanneer al het aan het bodemadsorptiecomplex gebonden NH_4^+ is gemobiliseerd, kan het sediment bij langere blootstelling aan zoet water - bijvoorbeeld door aanvoer van zoet water voor de landbouw - weer kationen (natrium en calcium) afgeven en uiteindelijk ook weer NH_4^+ vanuit de waterfase binden.

Ad. 2. Effecten van zout op verschillende microbiële stappen in de stikstofcyclus

De cyclus van stikstof bestaat uit een aaneenschakeling van microbiële processen (Figuur 3.3). Niet voor al deze stappen is gedetailleerde kennis beschikbaar over hoe de intensiteit van deze processen verandert als gevolg van veranderende zoutgehaltes. In anaerobe waterbodems is NH_4^+ vaak de dominante vorm van stikstof, doordat nitraat vaak relatief snel wordt omgezet door nitraatreductie. Door het hierboven beschreven proces van kationmobilisatie neemt de beschikbaarheid van NH_4^+ voor (micro-)organismen vaak toe bij een stijgend zoutgehalte. Hiernaast is de beschikbaarheid van NH_4^+ (los van externe aanvoer) afhankelijk van de afbraak van organisch materiaal in de waterbodem. In de literatuur wordt gesteld dat de afbraak van organisch stof en stikstofmineralisatie sneller gaan in zoutere omstandigheden in vergelijking met zoete systemen door de hogere beschikbaarheid van sulfaat (SO_4^{2-}) en in mindere mate ijzer (Fe) (Craft, 2007, Noe *et al.*, 2013).

Het netto effect van fluctuerende zoutgehaltes op de afbraak van organisch materiaal en verschillende stappen in de stikstofcyclus vereist echter nog aanvullend onderzoek. Sommige studies melden namelijk een stijging van de afbraak van organische stof (Weston *et al.*, 2006, Craft, 2007), terwijl andere juist een daling (Roache *et al.*, 2006) of geen effect (Ibanez *et al.*, 1999) van toenemende zoutgehaltes vermelden. Hierbij moet niet vergeten worden dat een veranderende zoutconcentratie niet alleen leidt tot een veranderende osmotische druk, maar ook tot allerlei neveneffecten zoals redoxprocessen. Hierdoor kunnen de effecten van fluctuerende zoutconcentraties op microbiële processen complex zijn.

Nitrificatie en denitrificatie

Onder omstandigheden met zuurstof beschikbaar (bovenin de waterbodem of in de waterlaag) kan NH_4^+ omgezet worden naar NO_2^- (nitrificatie) en uiteindelijk naar NO_3^- . Uit de literatuur is bekend dat dit proces wordt geremd door stijgende zoutgehaltes. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door sulfaatreductie en sulfide vorming, die het resultaat zijn van hogere sulfaatconcentraties in brakker water (Joye & Hollibaugh 1995, Rysgaard *et al.*, 1999, Noe *et al.*, 2013). Het tijdens nitrificatie gevormde NO_3^- kan vervolgens weer gebruikt worden voor denitrificatie. Bij dit proces wordt nitraat (NO_3^-) omgezet in stikstofgas (N_2) en wordt organische stof afgebroken. In de literatuur is er nog geen consensus in hoeverre het zoutgehalte nitrificatie en denitrificatie beïnvloedt, er worden zowel negatieve als positieve relaties met het zoutgehalte gerapporteerd. Ditzelfde geldt voor interacties met zwavelreductie (o.a. Fear *et al.*, 2005, Magalhaes *et al.*, 2005, Aelion & Warttinger 2009, Marton *et al.*, 2012).

Dissimilatieve nitraatreductie (DNRA)

Onder sterk gereduceerde en anaerobe condities kan NO_3^- in waterbodems ook direct naar NH_4^+ omgezet worden. Dit gebeurt door het proces 'dissimilatieve nitraatreductie' (DNRA) (Burgin & Hamilton 2007, 2008, Boon *et al.*, 1986, Tobias & Neubauer 2009). Uit laboratorium studies is gebleken dat het proces van DNRA versterkt kan worden onder zoutere en sulfiderijkere condities (Brunet & Garcia-Gil 1996, Senga *et al.*, 2006, Laverman *et al.*, 2007). Het is echter onzeker of onder hogere zoutgehaltes de gestimuleerde DNRA de nitraatreductie verhoogd ten opzichte van "normale" denitrificatie onder zoete condities.

Anammox

Tot slot is er het proces van anaerobe ammonium oxidatie (anammox). Bij dit proces wordt NH_4^+ omgezet tot N_2 met N_2O als elektronen-acceptor (Strous *et al.* 1999, Arrigo *et al.* 2005). Er zijn studies waaruit blijkt dat anammox plaatsvindt in brakke wateren (Burgin & Hamilton 2007) en dat de intensiteit af lijkt te nemen bij een toenemend zoutgehalte (Trimmer *et al.*, 2003, Koop-Jakobsen & Giblin 2009). Dit betreft een relatief recent ontdekt proces en aanvullend onderzoek is noodzakelijk om hierover meer duidelijkheid te krijgen.

Ad. 3. Ontstaan van ammonia en ammoniak door pH-verhoging

In brakke wateren met een hoge ammoniumconcentratie kan ammonium (NH_4^+) omgezet worden in het toxische ammonia (NH_3). Bij een pH hoger dan 8 wordt ammonium omgezet in ammonia. Omdat brakke wateren juist gekenmerkt worden door de combinatie van hoge ammoniumconcentraties in combinatie met een hoge pH, komt de vorming van ammonia regelmatig voor in brakke wateren voorkomt. Ammonia kan toxisch zijn voor organismen in het water (in [paragraaf 3.4.2](#) wordt hier nader op ingegaan).

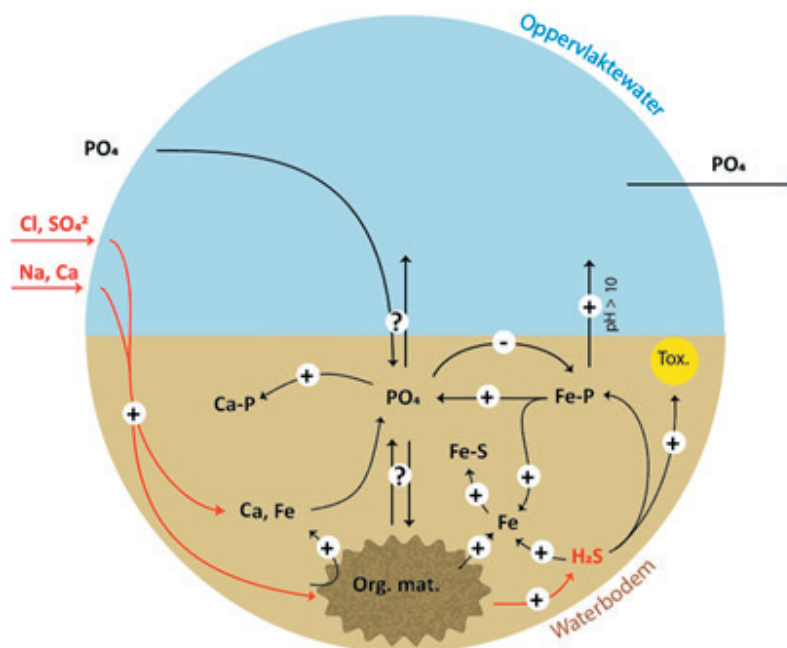
De fosforcyclus

Interacties tussen fosfor, ijzer en zwavel

In tegenstelling tot de stikstofcyclus wordt de fosforcyclus vooral door chemische processen gestuurd en in mindere mate door microbiële omzettingen. De fosforcyclus is echter wel erg nauw verbonden met de ijzer- en zwavelcyclus waardoor deze dus alsnog wordt beïnvloed door de combinatie van microbiële en chemische processen (Figuur 3.4). Deze interacties spelen zich af op de overgang van sediment naar water, op de grenslaag van anaeroob naar aerob. Zwavel is aerob aanwezig als SO_4^{2-} en kan onder anaerobe condities gereduceerd worden naar sulfide. Fe_3^+ oxides kunnen in anaerobe milieus gereduceerd worden naar Fe_2^+ . Beide processen spelen zowel in zoete als brakke waterbodems een belangrijke rol (Lamers *et al.*, 1998, Roden en Wetzel 1996, Kostka *et al.*, 2002).

FIGUUR 3.4

De fosforcyclus in brakke wateren en de effecten van fluctuerende zoutgehaltes hierop (voor verdere uitleg, zie tekst)



Juist deze interacties tussen fosfor, ijzer en zwavel hebben een grote invloed op de nutriëntenbeschikbaarheid in het aquatische ecosysteem (Smolders *et al.*, 2006, Burgin *et al.*, 2011) en dus ook in brakke wateren. Vooral de hoge concentraties van sulfaat (SO_4^{2-}) in brak water spelen hierbij een belangrijke rol. Dit is het gevolg van de volgende processen:

- de hogere concentraties van sulfaat in brak water leiden in bodems die rijk zijn aan organische stof tot een hogere mineralisatie. Dit kan tot een hogere beschikbaarheid van zowel stikstof als fosfor leiden (interne eutrofiëring) (Smolders *et al.* 2006);
- Bij de reductie van sulfaat wordt sulfide gevormd. Deze stof heeft grote invloed heeft op vele andere microbiële processen (zoals de ijzercyclus, zie hieronder) en is voor veel soorten sterk toxisch (Lamers *et al.*, 2013, paragraaf 4.1.2).
- Het gevormde sulfide hecht zich aan ijzer, waarbij pyriet (FeS) ontstaat (Lamers *et al.*, 2002a; Smolders *et al.*, 2006; DeLaune & Reddy 2008). Dit pyriet-gebonden ijzer is niet meer beschikbaar als bindingsplaats voor fosfaat. Bij aanhoudende sulfaataanvoer onder verhoogde zoutgehaltes zal op den duur de ijzer- tot fosfor-ratio in het bodem poriewater sterk afnemen, Dit leidt tot een lagere bindingscapaciteit van het sediment voor fosfor, waardoor nalevering naar de bovenstaande waterlaag kan optreden (Geurts *et al.*, 2008);
- bij de vorming van pyriet wordt bovendien het eventueel aanwezige aan ijzer gebonden fosfaat van het ijzer verdrongen door sulfiden. Dit leidt eveneens tot een hogere beschikbaarheid van fosfaat in de waterkolom.

De invloed van verhoogde SO_4^{2-} concentraties in brakke wateren leidt dus vaak tot een hogere beschikbaarheid van fosfaat. Mede om deze reden is stikstof en niet fosfaat, veelal het limiterende nutriënt voor de primaire productie in brakke wateren.

Kationen (mobilisatie) en fosforbeschikbaarheid

Brak water heeft niet alleen hogere concentraties van natrium, chloride en sulfaat, maar ook van andere kationen, zoals calcium (Ca), magnesium (Mg) en soms ook ijzer (Fe). De hogere concentraties van laatstgenoemde kationen kunnen eveneens de fosfaatbeschikbaarheid beïnvloeden. Zowel Ca als Mg kunnen bindingen aangaan met fosfor in het poriewater en hiermee de beschikbaarheid van fosfor voor organismen verlagen (Reddy & DeLaune 2008, Jun *et al.*, 2013, Van Dijk *et al.*, 2019). In waterbodems die reeds rijk aan zwavel zijn (waardoor er weinig tot geen fosfor meer aan ijzer gebonden is), leidt een verhoging van het zoutgehalte juist tot een daling van de fosfor beschikbaarheid. De daling van de fosforbeschikbaarheid wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat natrium het calcium van het adsorptiecomplex verdringt en er vervolgens een neerslag van calcium met fosfaat ontstaat (Van Dijk *et al.*, 2015, 2019). Hogere concentraties van ijzer kunnen de beschikbaarheid van fosfor eveneens verlagen, zeker in combinatie met een aerobe toplaag van de waterbodem, waar neerslag van Fe-P verbindingen optreedt. Op deze manier kan fosfaat, dat gemobiliseerd is in diepere anaerobe sedimentlagen, alsnog worden vastgelegd in de bovenste (aerobe) sedimentlaag, zodat het niet naar de waterlaag diffundeert (Van Diggelen *et al.*, 2014).

Samenvattend

Evenals in zoete systemen spelen ook in brakke wateren nutriënten een doorslaggevende rol, met dit verschil dat veelal stikstof - in plaats van fosfaat - hier vaak het limiterende element is. Naast externe invoer van nutriënten (via kwel, oppervlaktewater en afspoeling) wordt de beschikbaarheid van nutriënten in belangrijke mate bepaald door de kringlopen van verschillende nutriënten (N en P), in relatie tot de ijzer- en zwavelcyclus welke beïnvloed kunnen worden door de zoutconcentratie en hieraan gerelateerde stoffen.

Over het algemeen gaan in brakke wateren de afbraakprocessen sneller en kan de bodem minder goed nutriënten binden. Zowel de beschikbaarheid van stikstof als de beschikbaarheid van fosfor is hierdoor over het algemeen hoger in brakke systemen. Voor stikstof komt dit onder meer door kationmobilisatie van ammonium, een hogere afbraak van organisch materiaal en verhoogde DNRA en een verlaagde gekoppelde nitrificatie-denitrificatie. Voor fosfor leiden de condities in brakwatersystemen over het algemeen tot een lage bindingscapaciteit van de waterbodem voor fosfor door sulfaatreductie, de vorming van ijzerzwavel verbindingen en fosformobilisatie.

Er zijn echter nog veel onzekerheden in de effecten van (fluctuerende) zoutgehalten op de verschillende onderdelen van nutriëntencycli. Bovendien zijn de stikstof- en fosforcyclus op vele manieren gekoppeld aan cycli van zwavel, koolstof en ijzer, die de voorspelling van effecten van fluctuerende zoutgehalten nog complexer maakt.

3.4 TOXISCHE STOFFEN

Brakke wateren kenmerken zich niet alleen door hoge zoutconcentraties, maar ook door hoge waarden van andere stoffen, zoals ammonium, ammoniak en sulfiden. Deze stoffen kunnen een toxisch effect hebben op soorten. In onderstaande tekst zijn van laatstgenoemde stoffen de belangrijkste werkingsmechanismen weergegeven.

3.4.1 Sulfide

Waterbodems in brakke wateren zijn rijk aan sulfaat. In anaerobe waterbodems die rijk zijn aan sulfaat en reactief organisch materiaal vindt sulfaatreductie plaats, waarbij het giftige sulfide wordt gevormd (zie kader redoxprocessen). Sulfide kan al bij lage concentraties (μmolen) toxisch zijn (Koch & Mendelssohn, 1989; Bagarinao, 1992, Lamers *et al.*, 2013; Myrbo *et al.*, 2017; Parveen *et al.*, 2017a, 2017b; Pollman *et al.*, 2017; Sakai *et al.*, 2004, 2013; van der Welle *et al.*, 2008). De giftigheid van sulfide hangt niet alleen van de productie van sulfide af maar ook van de actuele concentratie (beschikbaarheid) en van de concentraties van andere stoffen in de bodem. Zo wordt sulfide gebonden in sedimenten met hoge ijzerconcentraties. Zolang er afdoende ijzer beschikbaar is, is hierdoor geen (giftig) vrij sulfide meer aanwezig (zie de fosforcyclus in 3.2.2).

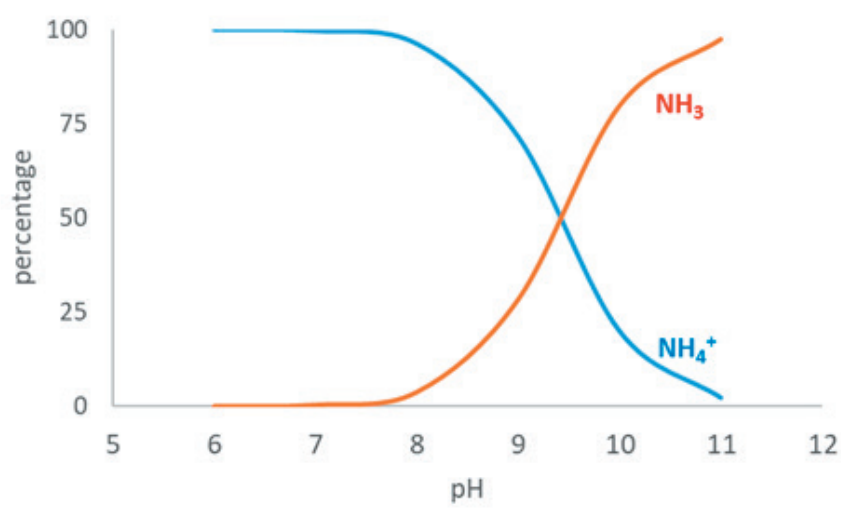
Waterbodems in brakke wateren worden gekenmerkt door een hoge zwavelbeschikbaarheid en een lage ijzerbeschikbaarheid. Dit betekent dat waterplanten en benthische organismen in brakke wateren niet alleen met osmotische en ionische zoutstress om moeten kunnen gaan, maar ook met de toxische effecten van sulfiden. Aangezien sulfide in de waterbodem wordt gevormd, is dit vooral toxisch voor benthische soorten en wortelende waterplanten (Lamers *et al.*, 2013). Alleen in heel zuurstofloze wateren kan sulfide ook naar het oppervlaktewater diffunderen. Aanwezigheid van sulfide in de wortelzone kan een grote invloed hebben op de overleving en verspreiding van waterplanten (Chambers *et al.*, 1998; Parveen *et al.*, 2017a; Sederias & Colman, 2009; van Wijck *et al.*, 1992). De gevoeligheid van waterplanten voor sulfide is wel soort-specifiek (o.a. Lamers *et al.*, 2013). Sulfide is toxisch, omdat deze stof het metabolisme in de cellen negatief wordt beïnvloedt (energie producerende processen in de mitochondriën worden geblokkeerd en de werking van diverse enzymen in plantencellen worden geremd) (Koch *et al.*, 1990; Bagarinao, 1992; Raven & Scrimgeour, 1997). Sommige waterplanten hebben echter mechanismen gevonden om middels actieve uitstoot van zuurstof in de wortelzone hun wortelzone te oxideren en daarmee de toxiciteit van sulfide te verlagen (Lamers *et al.*, 2013), ofwel hebben een symbiose met andere organismen met een vergelijkbaar eindresultaat (Van der Heide *et al.*, 2012). Deze mechanismes werken natuurlijk voornamelijk als een soort met grote aantallen individuen aanwezig is en hiermee een verhoudingsgewijs grote invloed op de wortelzone heeft.

3.4.2 Ammonium en ammoniak

Opgelost ammonium in het oppervlaktewater kan onder bepaalde omstandigheden omgezet worden naar het toxische ammonia en hiermee negatieve consequenties hebben voor soorten in aquatische ecosystemen. Hoge ammoniacconcentraties kunnen toxisch zijn voor waterplanten en tot remming van fotosynthese en groei leiden (o.a. Körner *et al.*, 2003). Ammonium en ammonia kunnen in hoge concentraties toxisch zijn voor planten, vissen en andere organismen, maar ammonia is een factor twee meer toxisch. Voor vissen (en andere gewervelde) is bekend dat ammonia fysiologische stress oplevert (o.a. Randall & Tsui 2002, Thurston *et al.*, 1981). De toxiciteit hangt af van de pH en de temperatuur. Bij een pH hoger dan 8 wordt ammonium omgezet in ammonia en bij hogere temperatuur verloopt dit proces sneller waardoor ammonia toxiciteit vaak in de zomer optreedt. Wanneer de pH boven de 9.5 is schuift het evenwicht van ammonium naar ammonia, zie [Figuur 3.5](#). Dit proces kan juist in brakke wateren een rol spelen, omdat in brakke wateren geregeld verhoogde ammoniumconcentraties aanwezig zijn in combinatie met een hoge pH.

Figuur 3.5

Relatie tussen ammonium en ammonia in relatie tot de pH van het water



3.5 Doorzicht

De helderheid van het water is een belangrijke sturende factor voor de ecologische ontwikkeling van brakke wateren. Samen met de waterdiepte bepaalt de helderheid van het water immers welk percentage van het invallend licht het sediment kan bereiken. In zoete wateren is dit een belangrijke parameter voor de vestiging en groei van waterplanten. Over het belang van doorzicht in brakke wateren bestaat onduidelijkheid: aan de ene kant suggereert de wetenschappelijke literatuur dat ondergedoken waterplanten in brakke wateren onder aanmerkelijk troebelere condities kan groeien (in vergelijking met zoete wateren; zie Jeppesen *et al.*, 1994; Moss *et al.*, 1994). Aan de andere kant zijn kenmerkende brakwatersoorten (zoals *Ruppia* en kranswieren (*Chara*) sterk gevoelig voor eutrofiëring (Verhoeven *et al.*, 1978a,b, 1979).

Hoe diep licht het water in kan dringen, hangt af van de mate van lichtuitdoving (extinctie). Deze lichtuitdoving wordt bepaald door de hoeveelheid algen (fytoplankton), zwevende slibdeeltjes (klei, detritus) en door humuszuren. Wanneer licht het water binnendringt, kunnen twee dingen gebeuren, namelijk absorptie en verstrooiing. Bij absorptie 'verdwijnt' het licht en bij verstrooiing verandert het licht alleen van richting. De bijdrage aan verstrooiing en absorptie verschilt sterk tussen deeltjes. Kleideeltjes veroorzaken voornamelijk verstrooiing, terwijl humuszuren alleen licht absorberen en fytoplankton zowel absorbeert als verstrooit.

De lichtuitdoving van het water wordt gemeten met een lichtmeter (ook wel extinctiemeter, of PAR-meter genoemd). De extinctie wordt gemeten op het voor fytoplankton en waterplanten gevoelige spectrum van het zichtbare licht, namelijk tussen de 400 - 700 nanometer. Dit aandeel van de totale lichthoeveelheid wordt de 'Photosynthetic Active Radiation (PAR)' genoemd.

De intensiteit van licht neemt exponentieel af met de waterdiepte. Het percentage licht op de bodem kan worden berekend met de extinctiecoëfficiënt en de waterdiepte volgens onderstaande formule voor het bepalen van de straling op diepte z:

$$I_z = I_0 * e^{(-K*d)}$$

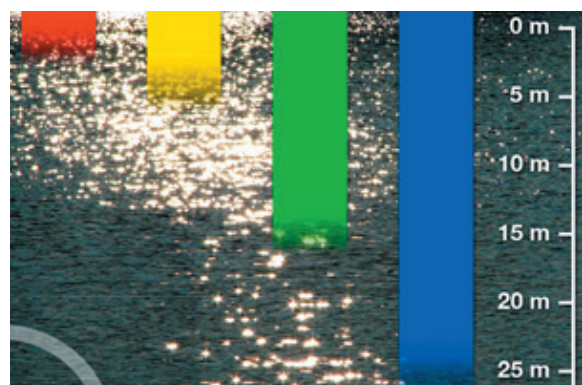
Het percentage licht op de bodem is $(I_z / I_0) * 100\%$, waarin:

- I_z = straling op diepte z (W/m^2);
- I_0 = straling net onder het water oppervlak (W/m^2);
- d = waterdiepte (m);
- K = extinctie coëfficiënt (m^{-1}); deze coëfficiënt wordt bepaald door de hoeveelheid algen (fytoplankton), zwevende slibdeeltjes (klei, detritus) en humuszuren in het water.

Hierbij is het van belang dat de mate van lichtuitdoving afhankelijk is van de kleur (golflengte) van het licht: blauw licht dringt namelijk veel dieper in het water door dan rood licht (zie [Figuur 3.6](#)).

FIGUUR 3.6

Lichtdoordringing in de waterkolom bij verschillende golflengtes.
Blauw licht dringt veel dieper door in de waterkolom dan rood licht.



Resuspensie

In veel ondiepe wateren ondergaan kleine deeltjes een snelle cyclus van sedimentatie en opwerveling. Dit kunnen fijne bodemdeeltjes zijn, maar ook dood organisch materiaal (detritus). Bij deze opwerveling speelt golfslag een belangrijke rol, maar ook bodemwoelende vissen kunnen een belangrijke bijdrage leveren, doordat zij veel sediment opwerpen tijdens het voedsel zoeken in de waterbodem.

In voorgaande paragraaf is toegelicht dat fytoplankton en opgewerveld materiaal de belangrijkste oorzaken zijn van troebel water. Deze deeltjes hebben gemeenschappelijk dat ze richting de bodem zinken. Wanneer deeltjes in diepe meren eenmaal door de thermocline in het koude hypolimnion zijn beland, dan kunnen ze niet terugkeren naar de toplaag (epilimnion). In ondiepe watersystemen kan ook periodiek thermostratificatie optreden, maar door dagelijkse wisselingen in watertemperatuur of windwerking houdt deze nooit lang stand. De waterbeweging in een dunne waterlaag direct boven het sediment is echter zo gering, dat deze deeltjes op soortgelijke wijze worden ingevangen als in het hypolimnion van diepe meren. Het verschil is echter dat deze deeltjes weer kunnen opwerpen als de waterbeweging een bepaalde kritische schuifspanning overschrijdt. De hoogte van deze schuifspanning is afhankelijk van het soortgelijk gewicht en de grootte van de deeltjes: in de regel wervelen veen- en kleideeltjes veel eerder op dan zand.

Golven in het water worden veroorzaakt door windwerking. Bepalende factoren hierbij zijn de windsnelheid, strijklengte en waterdiepte. Wanneer de wind met een bepaalde kracht over het wateroppervlak waait, kunnen golven tot ontwikkeling komen. De ontwikkeling van golven kost tijd wat betekent dat de golven groter kunnen worden bij een langere strijklengte en de wind dus over langere afstand over het wateroppervlak kan waaien. Tot slot is de waterdiepte positief gerelateerd aan golfhoogte, aangezien de golven minder snel gebroken worden bij grotere waterdiepte.

De golven resulteren in een beweging van het water bij de bodem. Voor het opwerpen van bodemmateriaal is de snelheid van deze beweging van belang. De sterkte hiervan hangt af van de grootte van de golven en de diepte van het water. De kracht van de waterbeweging ten gevolge van golfslag neemt exponentieel af met de waterdiepte. Of er opwerveling van sediment optreedt, hangt af van de eigenschappen van het sediment in combinatie met de snelheid van deze beweging. Wanneer de waterstroom de zogeheten kritische schuifspanning van het sediment overschrijdt, dan treedt resuspensie op en worden sedimentdeeltjes dus opgewerveld. Zoals al aangegeven, hangt deze kritische schuifspanning af van het type sediment. Fijne klei- of veendeeltjes wervelen namelijk eerder op dan zand. Bovendien neemt de schuifspanning toe naarmate het sediment langer ongestoord is gebleven. Tijdens ongestoorde condities kan het sediment namelijk consolideren en kunnen microbiële matten van bacteriën en benthische algen zich op het sediment ontwikkelen, waardoor de kritische schuifspanning toeneemt.

Valsnelheid van zwevend stof

De valsnelheid van zwevend stof is een belangrijke parameter voor de troebelheid. Naarmate de valsnelheid namelijk lager is, blijft het zwevend stof langer in suspensie en draagt zo meer bij aan lichtverstrooiing. Bovendien is de valsnelheid van kleine deeltjes lager en naarmate deeltjes kleiner zijn, hebben ze (per massa of volume-eenheid) een sterkere lichtverstrooiende werking. Anderzijds zullen deze kleine deeltjes lokaal minder accumuleren en zich meer verspreiden, zodat in geval van resuspensie hun beschikbaarheid op of aan de bodem lager is dan van deeltjes met een grotere valsnelheid. De valsnelheid van massieve bolvormige deeltjes volgt uit de wet van Stokes. Voor heel kleine deeltjes gaat deze wet meestal niet op, doordat de deeltjes qua vorm en dichtheid te veel afwijken. De valsnelheid kan daarom niet zoals voor zand direct worden afgeleid uit de deeltjesdiameter, maar moet apart worden bepaald door middel van metingen (bijvoorbeeld met in-situ videowaarnemingen of met een sedimentatiebalans in het laboratorium).

Een verder complicerende factor is dat kleine deeltjes niet zoals zandkorrels inert zijn, maar kunnen flocculeren tot grotere aggregaten die gewoonlijk een hogere valsnelheid hebben en een minder sterke lichtverstrooiing dan de afzonderlijke kleinere deeltjes. In zoet water speelt organisch materiaal een belangrijke rol bij flocculatie, terwijl in brak en zout water ook de saliniteit een grote invloed heeft. De oppervlaktelading van kleideeltjes kan door zout en organisch materiaal effectief worden afgeschermd waarna flocculatie optreedt. De hydrodynamische omstandigheden spelen hierbij ook een

rol, omdat menging vlokvorming bevordert, maar sterke turbulentie juist zorgt voor de afbraak of herstructurering van vlokken. Herstructurering kan ook plaatsvinden ten gevolge van sedimentatie en erosie.

3.6 STRATIFICATIE

Stratificatie is de vorming van duidelijk, onderling gescheiden waterlagen met een verschillende watertemperatuur of dichtheid over de waterdiepte. Stratificatie ontstaat als mengprocessen niet meer in staat zijn om de stabiliserende werking van dichtheidsverschillen te doorbreken. Deze dichtheidsverschillen kunnen ontstaan als gevolg van verschil in temperatuur (opwarming van de toplaag) en zout (zoet 'drijft' hierbij op zout water, door de lagere dichtheid van zoet water). Als gevolg van temperatuur en of zoutstratificatie ontstaan twee lagen waartussen weinig uitwisseling plaatsvindt en bijvoorbeeld zuurstofloosheid in de onderlaag kan ontstaan. In brakke systemen is de bijdrage van temperatuur en zout aan de stratificatie ongeveer even groot en moeten dus beide worden beschouwd.

Belangrijkste mengprocessen die stratificatie doorbreken zijn de effecten van wind en getij die golven veroorzaken. De twee belangrijkste bronnen van energie daarbij zijn golfbreking en bodemwrijving als gevolg van de oscillerende golfbeweging in de onderste grenslaag.

3.7 DIMENSIES VAN WATERSYSTEEM

De dimensies van het watersysteem hebben grote invloed op de processen die zich afspelen. In grote wateren heeft de wind bijvoorbeeld meer vat op het open water. Hierdoor zal zoutstratificatie, een factor die de verticale verspreiding van soorten in de waterlaag sterk kan beïnvloeden, minder snel optreden. In grotere plassen zullen watervegetaties en de hieraan gebonden macrofaunagemeenschappen zich beter ontwikkelen op luwe plaatsen dan op onbeschutte delen.

Hiernaast hebben de dimensies van het watersysteem ook veel invloed op de samenstelling van de visgemeenschap. In grotere diepere wateren overheersen andere soorten dan in kleine, ondiepe watertjes, zeker als deze watertjes geïsoleerd liggen. De samenstelling van de visgemeenschap bepaalt in belangrijke mate de structuur van het voedselweb en daarmee ook de soortensamenstelling van bijvoorbeeld de macrofauna.

3.8 CONNECTIVITEIT

Voor het voorkomen van diverse soortgroepen in brakke wateren zijn migratiemogelijkheden naar de zee en zoete wateren van groot belang. In brakke wateren is er namelijk een grote kans op (lokaal) uitsterven van soorten, zeker wanneer het zoutgehalte sterk fluctueert. Daarnaast zijn er soorten die voor het voltooiën van hun levenscyclus moeten migreren tussen zoete, brakke en/of zoute wateren. Connectiviteit kan ook een belangrijke rol leveren voor de uitwisseling van nutriënten tussen verschillende gebieden, en het ontstaan van gradiënten in abiotische condities.

De meeste soorten die in brakke wateren voorkomen, behoren tot braktolerante zoet- of zoutwaterorganismen. Wanneer deze soorten lokaal uitsterven, dan moeten zij in staat zijn om het betreffende water weer te herkoloniseren. De kans hierop is het grootst wanneer er goede migratiemogelijkheden zijn met de zee of met zoet water. Wanneer deze migratiemogelijkheden ontbreken, dan pakt dit dus negatief uit voor de soortenrijkdom van brakke wateren (de Kroon *et al.*, 1985). Voor de samenstelling van de visgemeenschap in brakke wateren bleek een goede migratiemogelijkheid richting zee van groter belang voor verschillen in de soortensamenstelling, dan verschillen in zoutgehalte van het water (Higler *et al.*, 2004).

Ook voor macrofauna speelt migratie een belangrijke rol. Brakke wateren die direct achter een zeedijk zijn gelegen, bezitten vaak het hoogste aantal brakwatersoorten. Dit aantal wordt kleiner naarmate de afstand tot de zee groter wordt. Waarschijnlijk zijn verder landinwaarts gelegen brakke wateren moeilijker bereikbaar voor brakwatersoorten en daardoor minder soortenrijk. In een brakke kwelpas in een droogmakerij in Noord-Holland (het Horstermeer, hemelsbreed op circa 40 km afstand van de kust) en met een chloridegehalte van maximaal 3.450 mg/L werden bijvoorbeeld nauwelijks of geen macrofaunasoorten van brakke wateren aangetroffen. Daarentegen kwamen hier wel verschillende diatomeeënsoorten voor die kenmerkend zijn voor brakke wateren.

3.9 RELATIE TUSSEN TOXISCHE DRUK EN ECOLOGISCHE KWALITEIT IN BRAKKE WATEREN

Inleiding

In paragraaf 3.4 is ingegaan op natuurlijke toxische stoffen in brakke wateren, namelijk sulfide en ammonium en ammoniak. In deze paragraaf zal ingegaan worden op toxische stoffen die door menselijk handelen in het milieu zijn terechtgekomen, de zogenaamde milieuvreemde stoffen. Tussen toxische druk door milieuvreemde stoffen en de ecologische toestand bestaat een relatie (STOWA, 2021). Hoe sterk deze relatie is, is uitgewerkt in het KIWK project Toxiciteit. Voor het in beeld brengen van de relatie tussen toxische druk en ecologische kwaliteit in brakke wateren, is samengewerkt tussen het KIWK project brak water en het KIWK project toxiciteit.

Bij het beoordelen van de toxische effecten van aanwezige stoffen op de ecologische kwaliteit is in het KIWK project toxiciteit aangesloten bij de toestandbepaling voor de ecologische doelen. Er zijn vijf klassen van chemische verontreiniging onderscheiden: slecht, ontoereikend matig, goed en zeer goed. De kleuren voor deze klassen volgen de Kaderrichtlijn Water. De kleuren duiden op een verschil wat betreft de druk die de lokale soortengemeenschappen ondervinden van de stofgroepen of de totale mengsels, als basis voor prioritering van maatregelen (rood heeft meer belemmeringen van de ecologie dan oranje, etc).

De vijf klassen voor het beoordelen van de effecten van toxische stoffen op de ecologie zijn gebaseerd op de combinatie van kortdurende blootstelling (acuut) en langdurende blootstelling (chronisch) (Tabellen 3.1 en 3.2). De kleuren kunnen zo geïnterpreteerd worden dat deze binnen de brakwatersystemen en voor de betreffende stofgroepen duiden op relatieve verschillen in te verwachten belemmeringen in de ecologische toestand door stoffen of mengsels.

Voor brakke wateren zijn de relaties gebruikt die voor alle binnenwateren (inclusief zoete wateren) zijn afgeleid. Hierbij zijn twee opmerkingen te maken:

1. De blootstelling aan stoffen in brakwatersystemen kan anders zijn dan in zoetwatersystemen;
2. De gevoeligheid van brakwatersoorten kan anders zijn dan van zoetwatersoorten.

TABEL 3.1

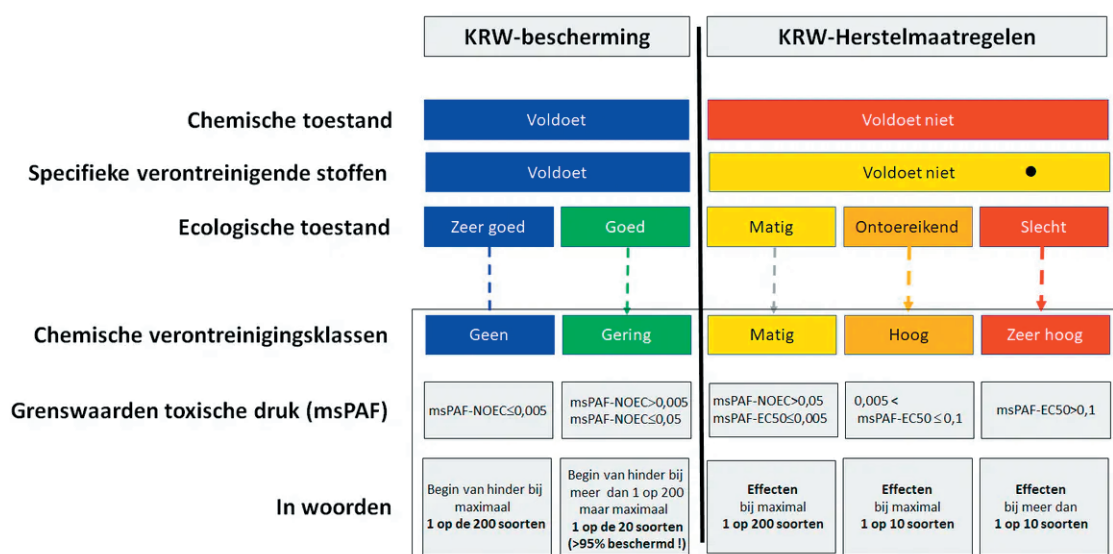
Gehanteerde criteria voor de beoordeling van de gradatie van chemische verontreiniging (uitgedrukt als toxische druk) op de ecologische toestand in oppervlaktewateren (STOWA, 2021).

Chemische verontreinigings-klasse	KRW-kleuren	Chronisch msPAF-NOEC	Acuut msPAF-EC ₅₀	Beschermings-niveau
Geen		$msPAF \leq 0.005$	$msPAF \leq 0.005$	Minder dan 1 op de 200 soorten blootgesteld op NOEC-niveau
Gering		$0.005 < msPAF \leq 0.05$	$msPAF \leq 0.005$	Minder dan 1 op de 20 soorten blootgesteld op NOEC niveau (5 %)
Matig		$msPAF > 0.05$	$msPAF \leq 0.005$	Minder dan 1 op de 200 soorten blootgesteld boven EC ₅₀ -niveau
Hoog		$msPAF > 0.05$	$0.005 < msPAF \leq 0.1$	Tussen 1 op de 200 en 1 op 10 soorten blootgesteld boven EC ₅₀ -niveau
Zeer hoog		$msPAF > 0.05$	$msPAF > 0.1$	Meer dan 1 op de 10 soorten blootgesteld boven EC ₅₀ -niveau

Waarschijnlijk is het effect van een andere blootstelling in brakke wateren belangrijker dan het effect van een andere gevoeligheid van brakwatersoorten. Onderzoek (Maltby *et al.*, 2005) heeft uitgewezen dat er geen significant statistische verschillen konden worden aangetoond tussen de gevoeligheidsverdelingen van zoet-water en zout-water Crustaceae. Verschillen tussen zoet water- en zout water-organismen die wel in de literatuur zijn genoemd, kunnen worden teruggevoerd op verschillen in taxonomische samenstelling van de Arthropoden in zoet en zout water: in zout water zijn dit Crustaceae, in zoet water Crustaceae én Insecta.

TABEL 3.2

Legenda voor de kleurencodes zoals gebruikt in Tabel 3.1 (STOWA, 2021).



Aanpak

Per meetpunt is de gemiddelde chloride-concentratie berekend van metingen na 2000. Deze waarde bepaalt de klasse van het water volgens de indeling:

- licht brak 300 - 1.000 mg Cl/L
- brak 1.000 - 3.000 mg Cl/L
- zeer brak 3.000 - 10.000 mg Cl/L

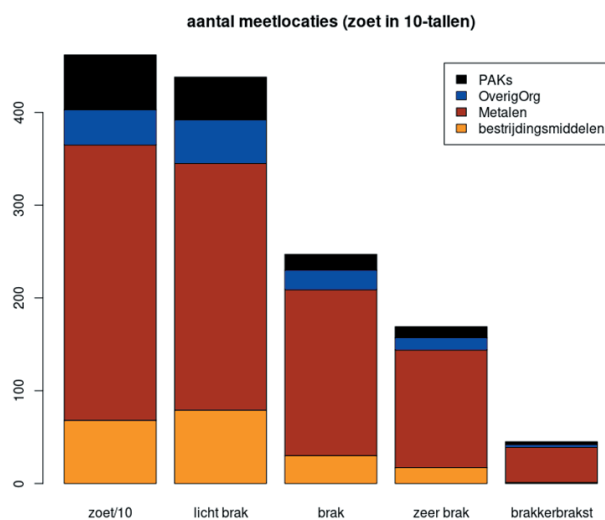
Zoet water is alles < 300 mg Cl/L. In de dataset waren ook meetpunten opgenomen boven de bovengrens van 10.000 mg Cl/L. Deze zijn in een aparte categorie opgenomen. Om de toxische druk in brakke wateren te laten zien is de periode 2013-2018 beschouwd.

Ammonium / ammoniak is nog niet meegenomen voor brakke wateren. Echter, de interactieve kaart op de KIWK-Tox website presenteert ook Ammonium / ammoniak (iFrame: <https://kiwk-tox.netlify.app/nl/toxdruk-in-nl>)

Een verdeling over de chloride-gehalte gedefinieerde klassen (300 - 1.000 mg Cl/L; 1.000 - 3.000 mg Cl/L en 3.000 - 10.000 mg Cl/L) voor heel Nederland, onderverdeeld naar aantallen metingen dat beschikbaar is per stofklasse, staat in **Figuur 3.7**. Omdat de zoete wateren met een factor 10 zijn teruggebracht tot dezelfde schaal als de overige klassen, is duidelijk te zien dat het aantal meetlokaties in brakke wateren vele malen kleiner is dan het aantal meetlokaties in zoete wateren. De meeste lokaties liggen in licht brakke wateren. Duidelijk is, dat de aantallen metingen per stofklassen verschillen vertonen, met een relatieve dominantie van metalen.

FIGUUR 3.7

Een verdeling van het aantal meet-locaties over de brakwater-klassen voor heel Nederland, onderverdeeld per stofklasse. NB. De zoete wateren zijn met een factor 10 teruggebracht tot dezelfde schaal als de overige klassen.



Resultaten

Met toepassing van de kleurencodes volgens [tabellen 3.1 en 3.2](#) zijn alle brakke wateren waarvoor informatie beschikbaar was, ingedeeld in de vijf klassen voor chemische verontreiniging.

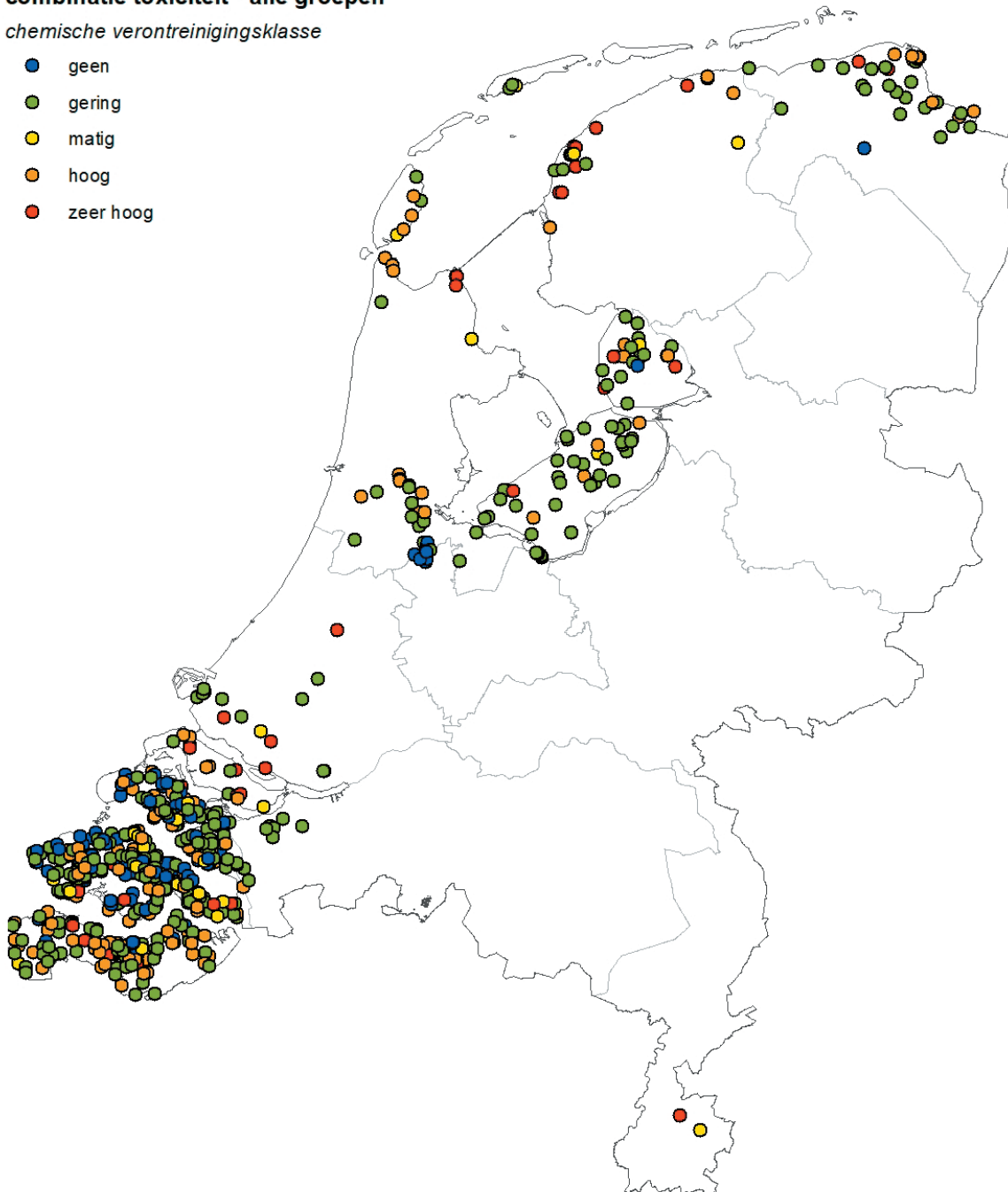
FIGUUR 3.8

Toxische druk in brakke wateren op basis van alle gemeten stoffen.

combinatie toxiciteit - alle groepen

chemische verontreinigingsklasse

- geen
- gering
- matig
- hoog
- zeer hoog



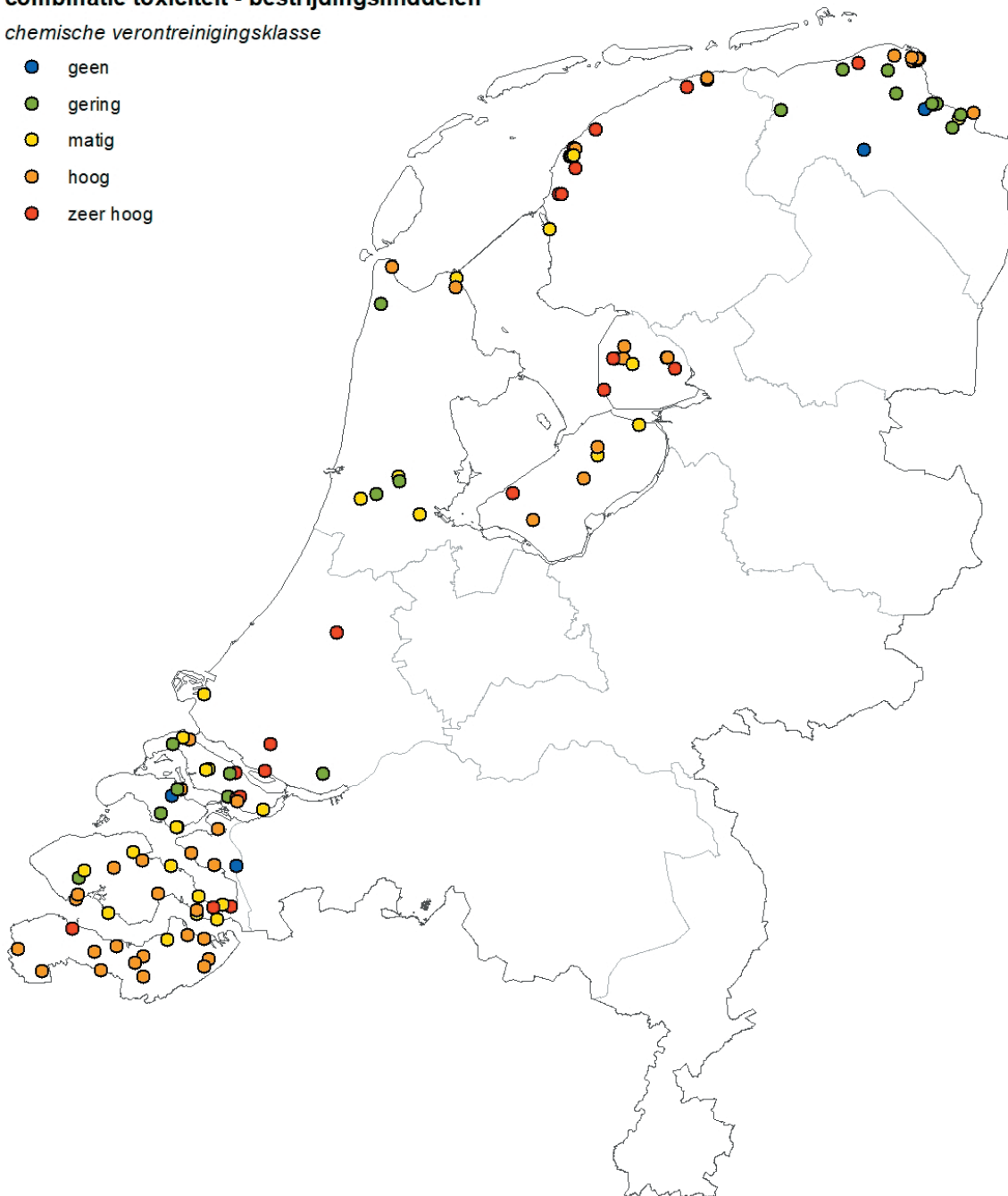
FIGUUR 3.9

Toxische druk in brakke wateren op basis van bestrijdingsmiddelen

combinatie toxiciteit - bestrijdingsmiddelen

chemische verontreinigingsklasse

- geen
- gering
- matig
- hoog
- zeer hoog



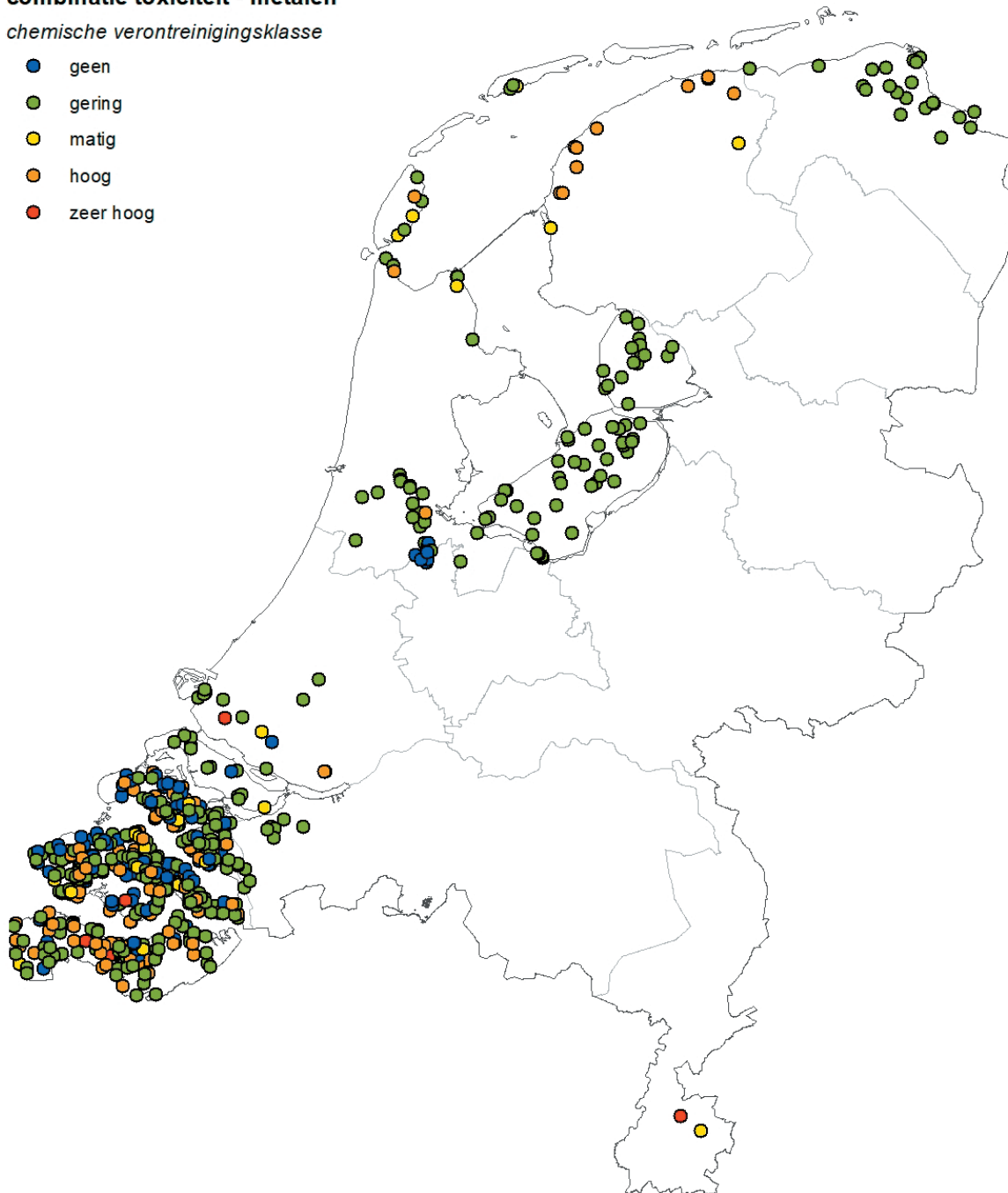
FIGUUR 3.10

Toxische druk in brakke wateren op basis van metalen.

combinatie toxiciteit - metalen

chemische verontreinigingsklasse

- geen
- gering
- matig
- hoog
- zeer hoog



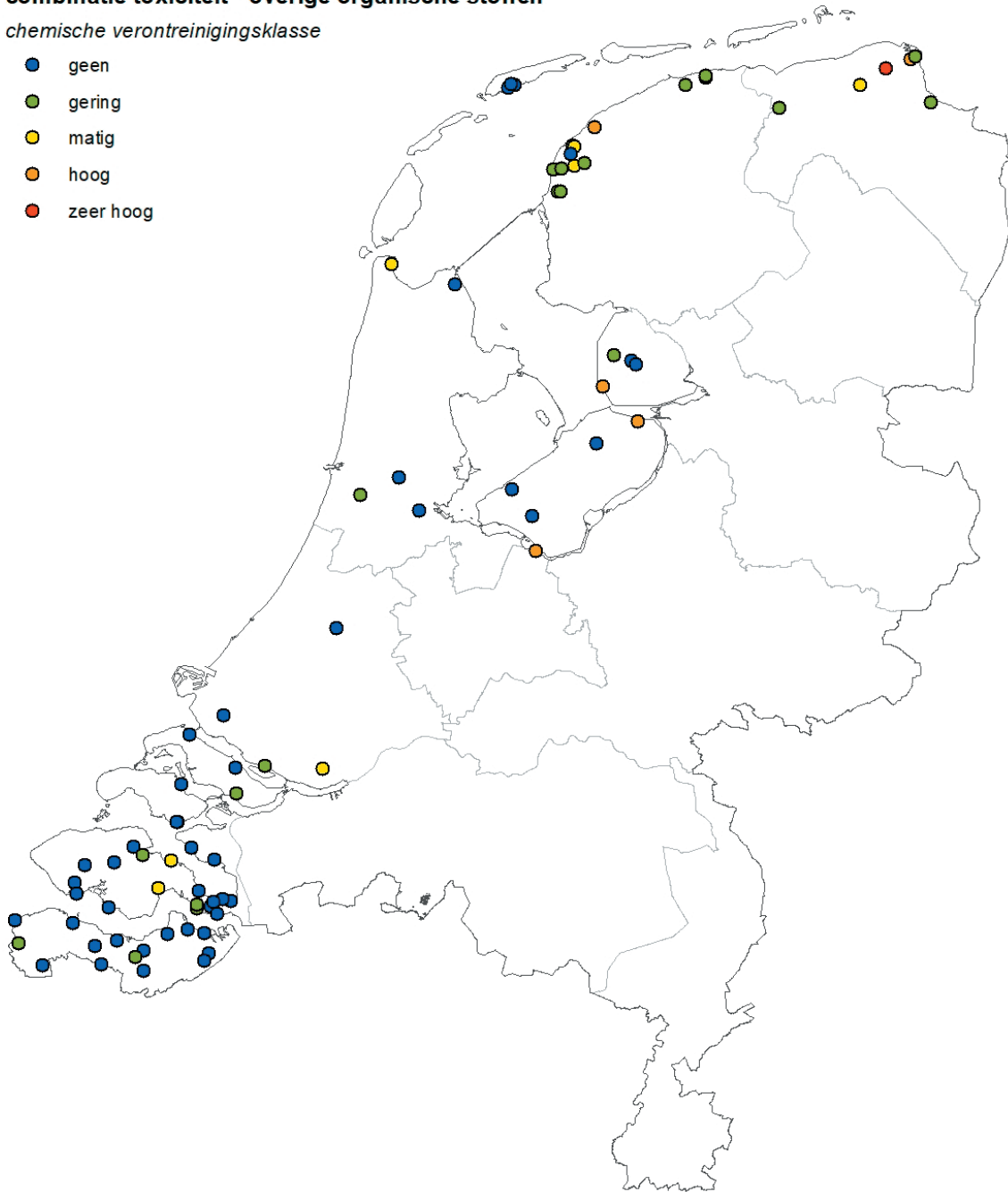
FIGUUR 3.11

Toxische druk in brakke wateren op basis van overige organische stoffen.

combinatie toxiciteit - overige organische stoffen

chemische verontreinigingsklasse

- geen
- gering
- matig
- hoog
- zeer hoog

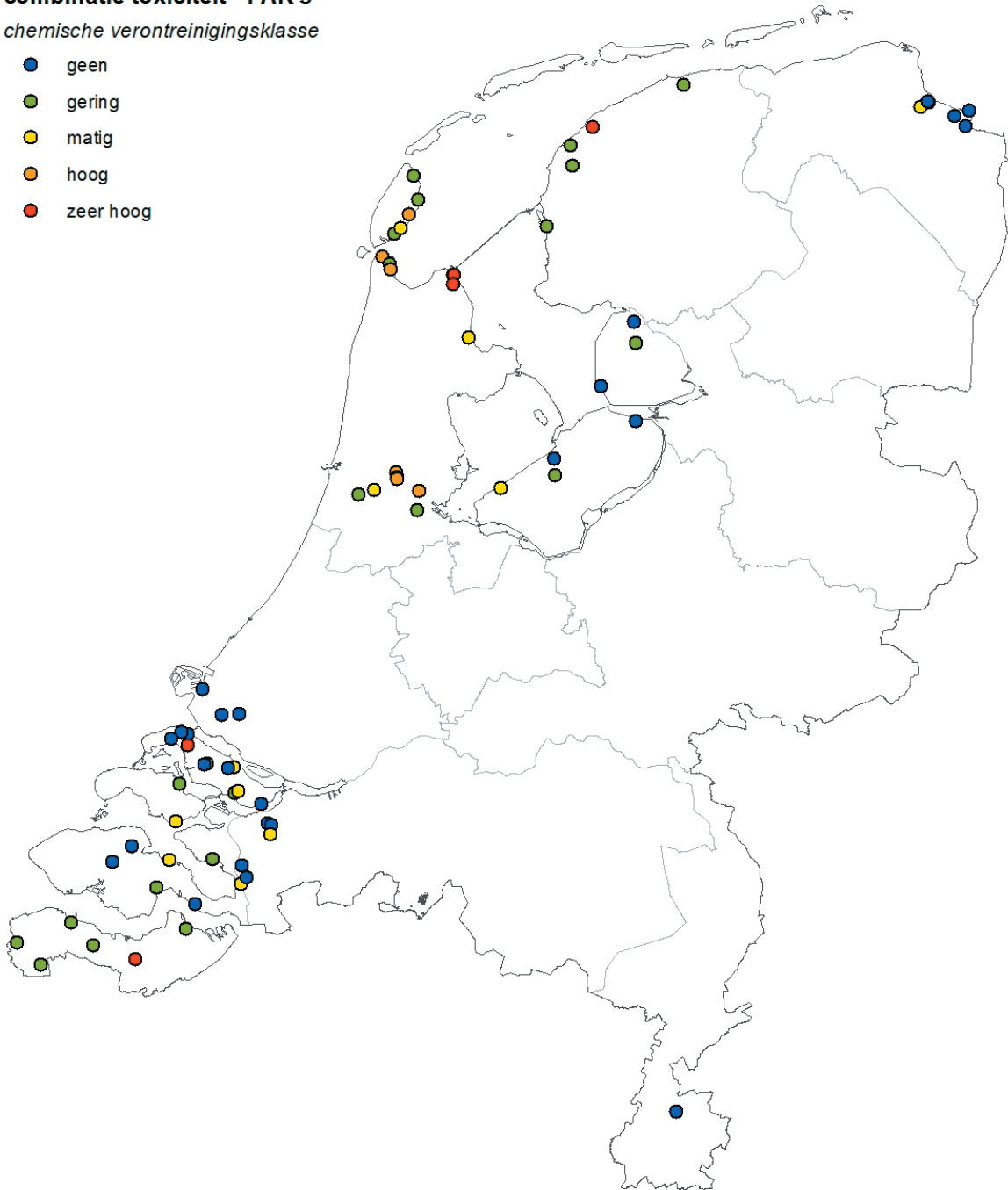


FIGUUR 3.12

Toxische druk in brakke wateren op basis van PAK's (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen).

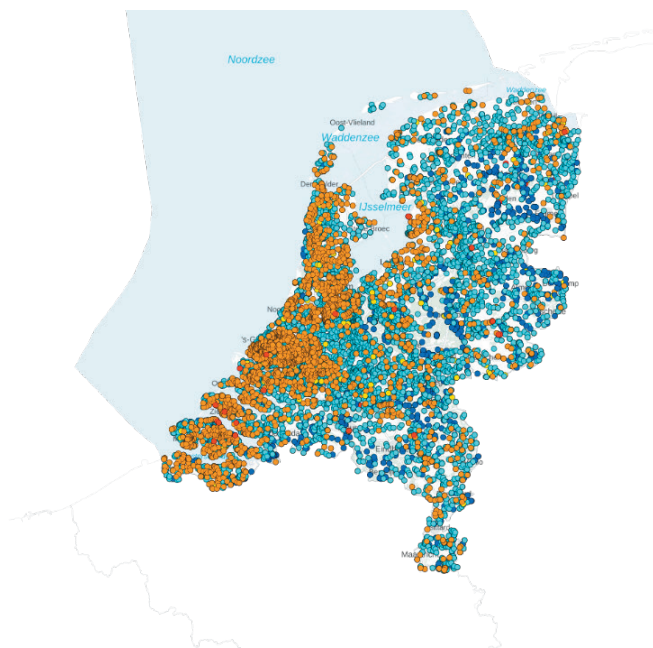
combinatie toxiciteit - PAK's
chemische verontreinigingsklasse

- geen
- gering
- matig
- hoog
- zeer hoog



FIGUUR 3.13

Toxische druk in brakke wateren op basis van NH_x (Ammonium - Ammoniak) (Bron: Kaarten Atlas Natuurlijk Kapitaal).



Conclusies

De gepresenteerde kaarten geven de toxische druk weer van de gemeten stoffen. De toxische druk kan hoger zijn als er meer stoffen aanwezig zijn dan dat er gemeten werden. Op basis van de resultaten gepresenteerd in de figuren 3.8 t/m 3.13, kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Op basis van alle stoffen (dat zijn de stoffen de figuren 3.8 t/m 3.12 dus niet inclusief ammonium - ammoniak) varieert de gradatie van chemische verontreiniging van brakke wateren met betrekking tot toxische stoffen van 'geen belasting' (blauw) tot 'zeer hoge belasting' (rood);
- De kaart voor ammonium - ammoniak (Figuur 3.13) laat zien dat de toxische druk van ammoniak met name speelt in het laaggelegen deel van Nederland, inclusief de brakke wateren. In brakke wateren is toxische hoog tot zeer hoog druk.
- Op basis van empirische relaties tussen chemische verontreiniging en ecologische toestand, betekent dit, dat er invloed is van toxische stoffen op de ecologische toestand in brakke wateren; hoe hoger de toxische druk, hoe hoger de belemmering voor de ecologische toestand.
- Er is een verschil in de bijdrage van verschillende stofgroepen aan de toxiciteit: voor sommige stofgroepen kan de toxische druk hoger zijn en mogelijk meer belemmeringen geven voor de ecologische toestand.
- Er is een interactieve kaart beschikbaar waarop voor alle wateren in Nederland, waarvoor gegevens beschikbaar zijn, de toxische druk kan worden gepresenteerd.
- De link naar de interactieve kaart is: [Interactieve kaart met verontreinigingsklassen](#)

De figuren 3.8 t/m 3.13 laten zien dat de toxische druk in brakke wateren niet nihil is en dus mee kan spelen in de belemmering van het behalen van een goede ecologische toestand.

►► 4 ABIOTIEK IN RUIMTE EN TIJD

4.1 ZOUT EN NUTRIËNTEN IN BINNENDIJKSE BRAKKE OPPERVLAKTEWATEREN

De zoutconcentraties en nutriëntconcentraties van een selectie van de beschikbare monitoringsgegevens van de chemische samenstelling van het oppervlaktewater van de deelnemende waterschappen zijn geanalyseerd voor de periode 2000-2020. In de voorliggende paragraaf wordt hiervan een beschrijving gegeven. Uit de dataset zijn locaties geselecteerd waar er twee of meer metingen in het zomerhalfjaar beschikbaar zijn. Vervolgens zijn de beschikbare gegevens per locatie uitgewerkt en daarna ingedeeld in vier categorieën van brak water. Op basis van de gemiddelde chlorideconcentraties in het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar zijn de volgende categorieën gehanteerd. Er is hier bewust gekozen deze indeling te maken op basis van het zomerhalfjaar vanwege het groeiseizoen; deze grenswaarden zijn gebaseerd op resultaten van dit project in combinatie met de chloridegrenzen die die KRW voor brakke watertypen hanteert.

In de onderstaande indeling in categorieën is ook het procentuele aantal locaties per categorie opgenomen (de dataset bevat na selectie in totaal 666 locaties) (zie [figuur 4.1](#)).

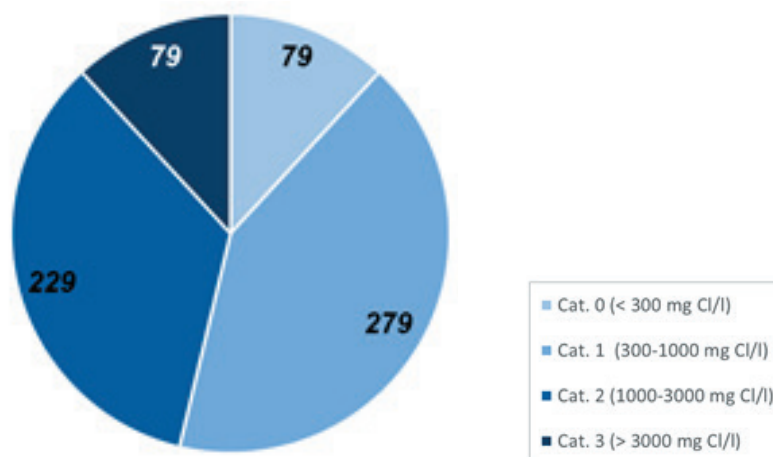
- categorie 0: < 300 mg Cl/L (12%);
- categorie 1: 300-1.000 mg Cl/L (42%);
- categorie 2: 1.000-3.000 mg Cl/L (34%) en
- categorie 3: > 3.000 mg Cl/L (12%).

Chloride

Uit de analyse van de chlorideconcentratie komt naar voren dat de meerderheid van de locaties in categorie 2 en categorie 3 vallen (respectievelijk 300-1.000 en 1.000-3.000 mg Cl/L). Wanneer de categorie 0 met een gemiddelde chlorideconcentratie in het zomerhalfjaar beneden de 300 mg Cl/L niet wordt meegenomen betreft de verdeling 48% cat. 1, 39% cat. 2 en 13% cat. 3.

FIGUUR 4.1

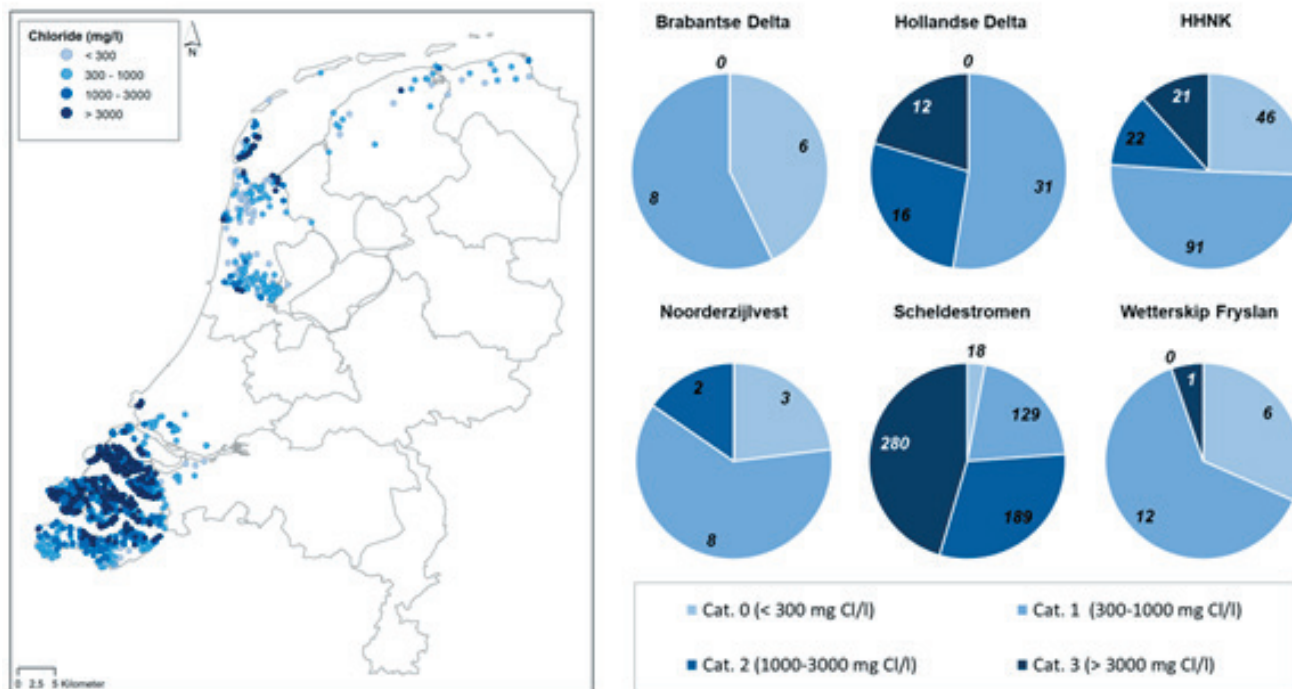
Het aantal locaties uit de dataset brakke wateren ingedeeld in chloride-categorieën o.b.v. het zomerhalfjaargemiddelde (met cijfers is het aantal locaties weergegeven, totaal zijn het 666 locaties).



Sterk brakke oppervlaktewateren (gemiddelde chlorideconcentratie > 3.000 mg Cl/L in het zomerhalfjaar) zijn dus duidelijk in de minderheid. Het zwaartepunt van deze wateren ligt in het beheergebieden van waterschap Scheldestromen en in veel mindere mate dat van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier ([figuur 4.2](#)). De nadruk ligt hierbij op wateren in provincie Zeeland, op Texel en nabij Petten (Noord-Holland). Ook in de beheergebieden van Waterschap Hollandse delta (onder andere het Oostvoornse Meer) en op enkele locaties in het beheergebied van het Wetterskip Fryslân zijn locaties aangetroffen uit de meest brakke categorie. Bij vijf van de zes waterschappen in de dataset valt meer dan de helft van de locaties in de zwak brakke categorie (300-1.000 mg Cl/L). Bij waterschap Scheldestromen valt verhoudingsgewijs het hoogste aantal wateren in de hoogste categorieën (1.000 - 3.000 mg/L en > 3.000 mg/L).

FIGUUR 4.2

Links een kaart met de locaties in de dataset van brakke wateren (hele dataset van kennis impuls brakke wateren) ingedeeld in vier categorieën o.b.v. de gemiddelde chlorideconcentratie in het zomerhalfjaar, rechts het aantal locaties per waterschap per chloride-categorie weergegeven (met cijfers is het aantal locaties weergegeven), HHNK is Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.



Wanneer over de gehele dataset gekeken wordt, valt op dat gemiddeld gezien de wateren in het zomerhalfjaar brakker zijn dan in het winterhalfjaar. In de wateren in de laagste categorieën (< 300 mg Cl/L en 300-1.000 mg Cl) zijn de verschillen tussen het zomer en winterhalfjaar maar klein (tabel 4.1). Wel zijn er in deze wateren een verhoudingsgewijs groter aantal locaties welke verhoogde zoutgehalte bevatten in het winterhalfjaar (figuur 4.3). Voor alle hogere zoutcategorieën in dit patroon juist omgekeerd; hogere chlorideconcentraties in het zomerhalfjaar dan in het winterhalfjaar. Het verschil tussen zomer- en winterconcentraties neemt toe bij hogere zoutgehaltes in het water (zie tabel 4.1 en figuur 4.3).

TABEL 4.1

De gemiddelde, mediane, 10 percentiel en 90 percentiel range voor de chlorideconcentratie in het zomerhalfjaar en het winterhalfjaar.

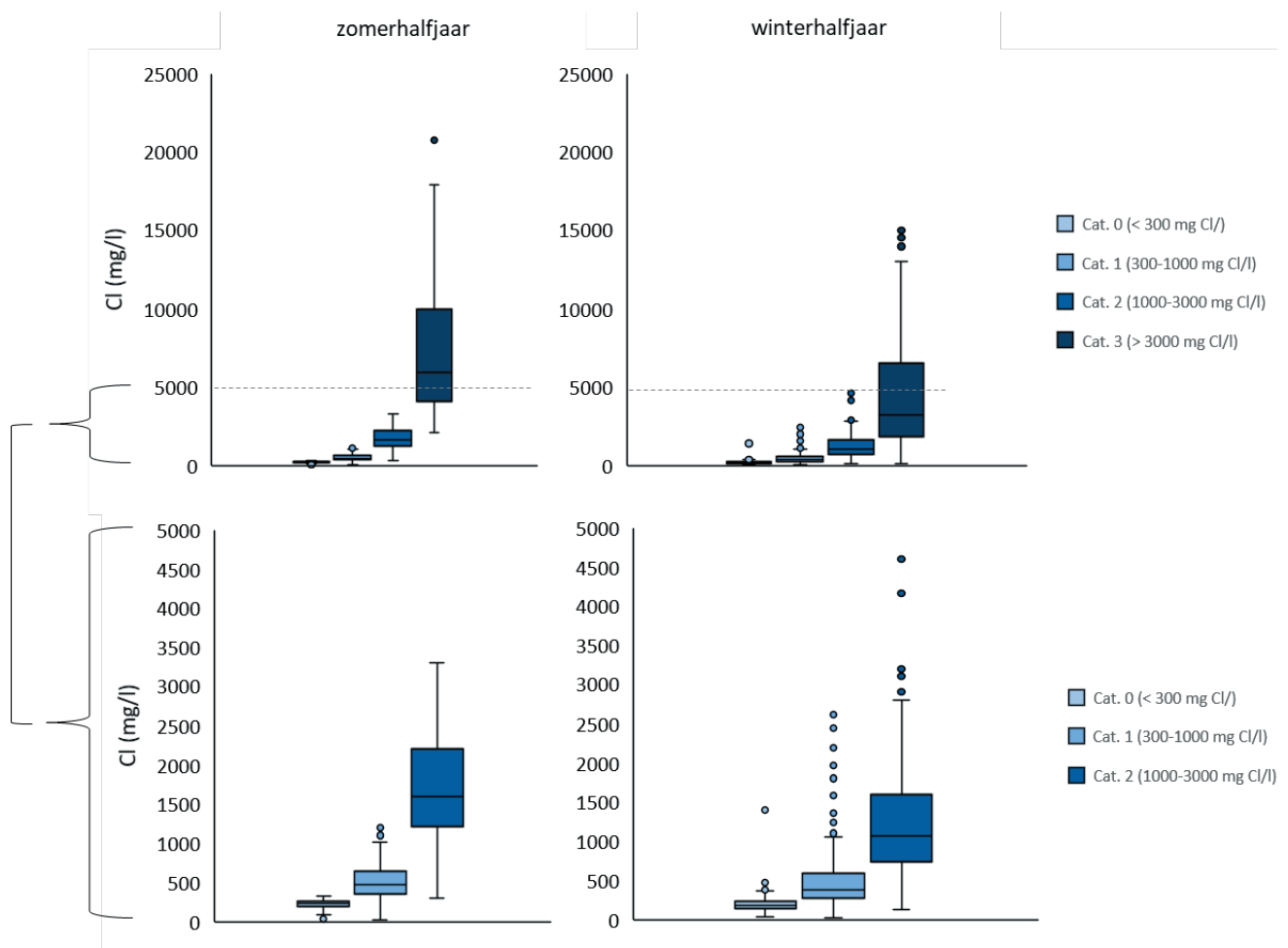
Chloride	zomerhalfjaar				winterhalfjaar			
	gem.	med.	10%	90%	gem.	med.	10%	90%
Cat. 0 (< 300 mg Cl/l)	242	220	155	346	231	203	132	349
Cat. 1 (300-1000 mg Cl/l)	565	511	336	854	529	488	316	783
Cat. 2 (1000-3000 mg Cl/l)	1842	1737	1055	2748	1378	1257	788	2080
Cat. 3 (> 3000 mg Cl/l)	7252	7180	5171	9456	4686	4424	3120	6562

Om beter inzicht te krijgen in verschillen in zoutgehalte in het oppervlaktewater tussen zomer- en winterhalfjaar zijn deze waarden tegen elkaar uitgezet per zoutcategorie (figuur 4.4). Hieruit komt duidelijk naar voren dat deze verhouding sterk verschuift naarmate de wateren brakker worden. Uit deze vergelijking komt duidelijk naar voren dat in cat. 1 (in cat. 1) en in mindere mate in cat. 0 Cl en cat. 2 mg Cl/L een groter aandeel van de locaties een hoger zoutgehalte bevat in het

winterhalfjaar dan in het zomerhalfjaar. In cat. 0 is in 23% en in cat. 1 in 29% van de locaties het gemiddelde zoutgehalte hoger in het winterhalfjaar. Dit verschil wordt waarschijnlijk veroorzaakt door doorspoeling met zoet(er) oppervlaktewater tijdens het zomerhalfjaar. Blijkbaar worden vooral licht brakke wateren met zoet water doorspoeld, terwijl dit veel minder of niet het geval is bij hogere zoutgehaltes. Dit wordt uiteraard ook sterk beïnvloedt door de beschikbaarheid van zoet oppervlaktewater en de mogelijkheid om doorspoeling met zoet water toe te passen. De mate van doorspoeling met zoet oppervlaktewater kan lokaal sterk verschillen. In [figuur 4.5](#) is een voorbeeld opgenomen van de fluctuaties van de gemiddelde chlorideconcentratie per maand in M30 wateren op Goeree Overflakkee welke intensief doorspoeld worden. Dit voorbeeld komt voort uit een data analyse van een serie wateren op Goeree Overflakkee en geeft duidelijk aan hoe sterk het zoutgehalte in oppervlaktewater kan fluctueren als gevolg van doorspoeling met zoet oppervlaktewater, in zowel water in cat. 2 (300-1.000 mg Cl/L) en cat. 3 (1.000-3.000 mg Cl/L) (Postma et al. 2017).

FIGUUR 4.3

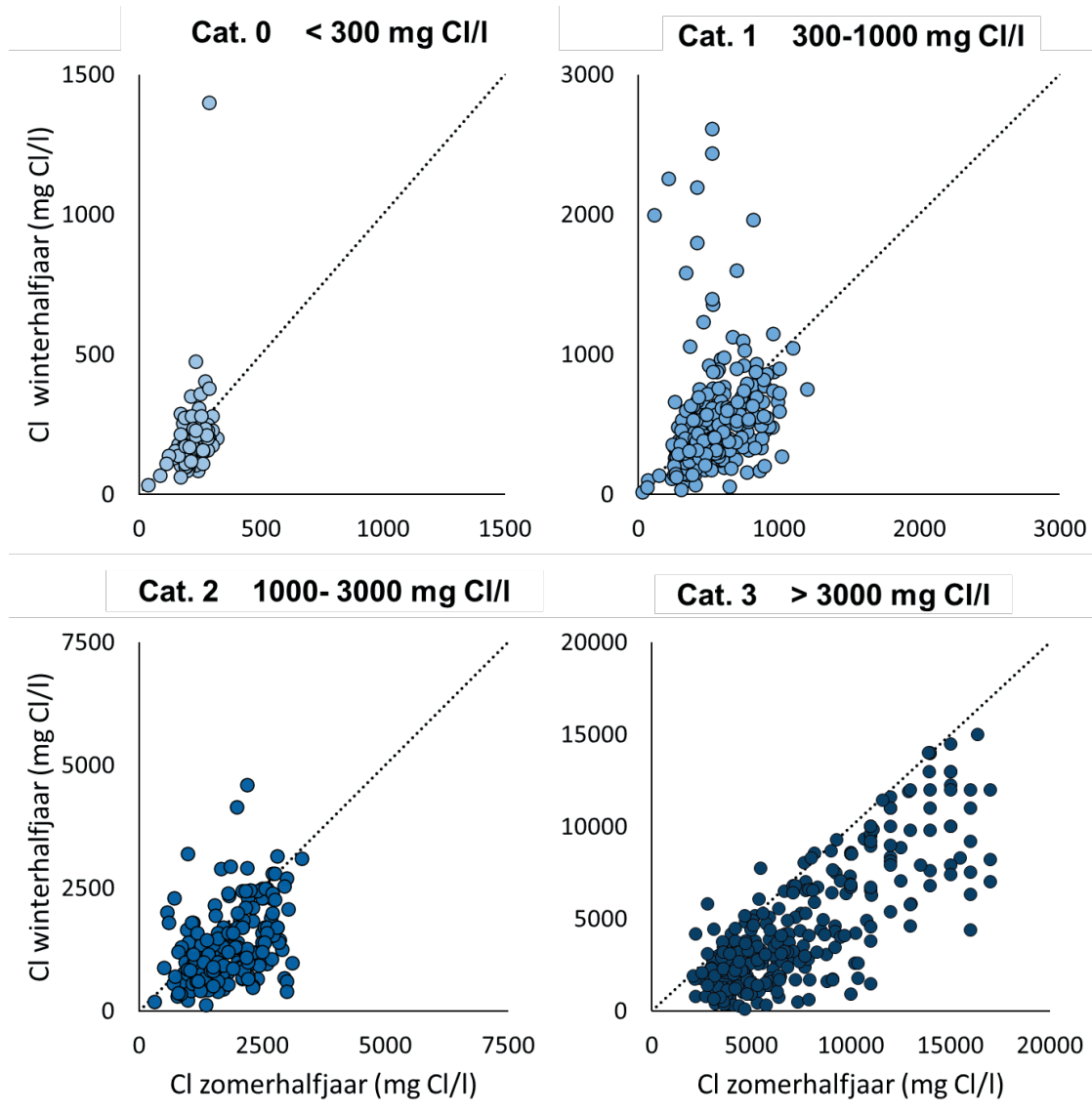
De spreiding van de mediane chlorideconcentraties van alle Nederlandse brakke wateren ingedeeld in de vier categorieën met links het zomerhalfjaar en rechts het winterhalfjaar, weergegeven in een boxplot (totaal 666 locaties). Bovenaan zijn alle vier de categorieën opgenomen onderaan enkel de drie categorieën met de lagere zoutgehalte.



In echt brakke wateren (> 3.000 mg Cl/L) blijkt dat het overgrote deel hiervan een hoger zoutgehalte heeft tijdens het zomerhalfjaar. Dit kan ten dele verklaard worden doordat het verschil tussen neerslag en verdamping groter is tijdens de zomermaanden, waardoor wateren ‘indampen’ en het zoutgehalte hoger wordt en een groot deel van de brakke wateren door brak grondwater gevoed worden. Daarnaast worden de echt brakke wateren in de regel niet doorspoeld met zoet water wegens het gebrek aan zoetwater.

FIGUUR 4.4

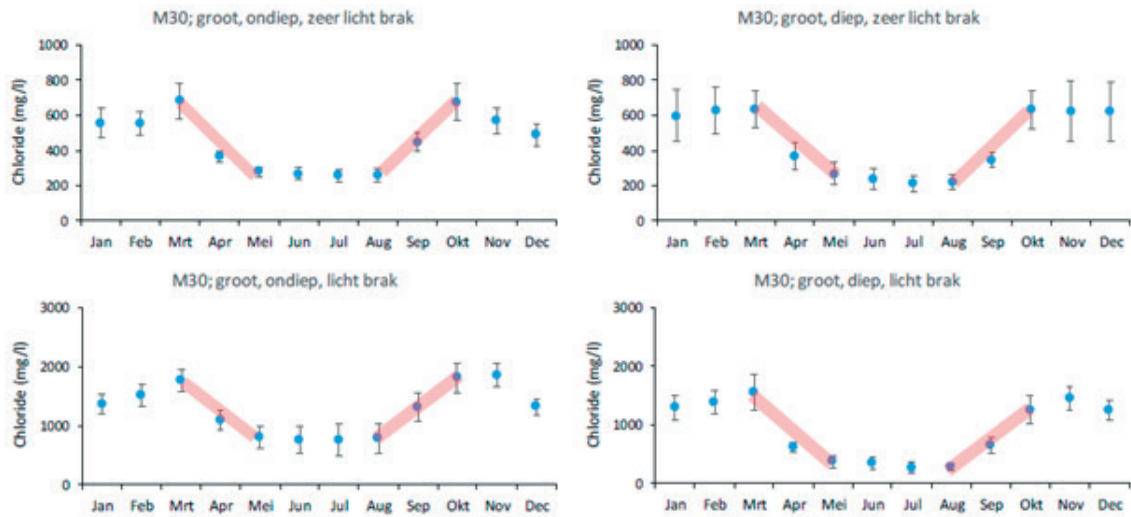
De spreiding van de mediane chlorideconcentraties van de selectie van onderzochte Nederlandse brakke wateren ingedeeld in de vier categorieën met de concentraties in het zomerhalfjaar (april t/m sept) op de x-as uitgezet tegen de concentraties in het winterhalfjaar (okt t/m maart) op de y-as (totaal 666 locaties). Tevens is er middels de 1:1 lijn weergegeven waarop zomer- en winterhalfjaargemiddelde gelijk zijn.



In [figuur 4.6](#) zijn boxplots opgenomen van alle mediane waarde per maand per zoutcategorie voor de selectie van de geanalyseerde monitoringslocaties van waterschappen. Hieruit blijkt dat met name in de brakke en echt brakke wateren (cat. 2 en cat. 3) er hogere chlorideconcentraties in de warmere maanden (apr/mei tot sep/okt) worden aangetroffen met een optimum in juli of augustus. In zoete wateren en zwak brakke wateren (cat. 0 en cat. 1) zijn de verschillen minder groot en zijn de wateren gemiddeld iets brakker gedurende de zomermaanden. Wel valt in deze wateren op dat het zoutgehalte in een selectie van deze wateren sterk verhoogd is tijdens de koudere maanden (okt-mrt).

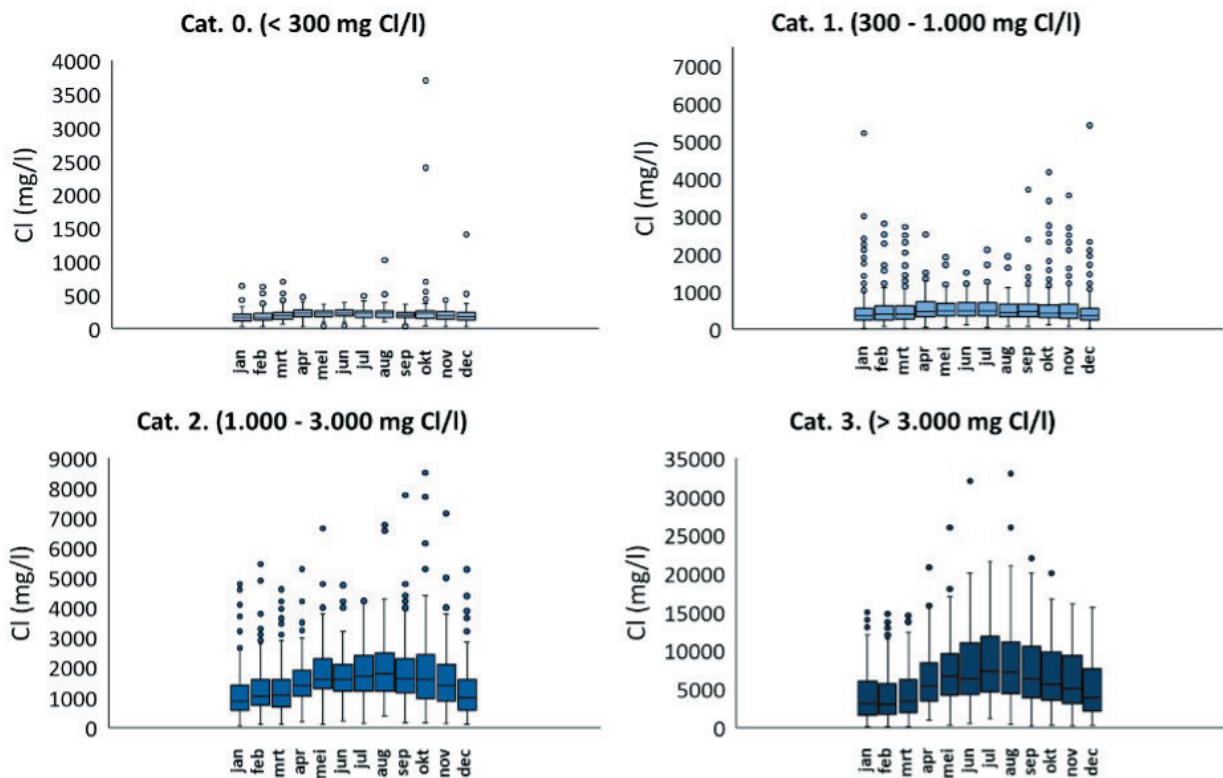
FIGUUR 4.5

Een voorbeeld van de gemiddelde fluctuaties van de chlorideconcentratie door het jaar heen in de M30 wateren op Goeree Overflakkee welke intensief doorspoeld worden met zoet water. Boven de wateren met chlorideconcentratie tussen de 300-1.000 mg Cl/L (links wateren < 1,5 m diep, rechts wateren van > 1,5 m diep), beneden wateren met 1.000-3.000 mg Cl/L (links wateren < 1,5 m diep, rechts wateren van > 1,5 m diep), naar Postma et al., 2017. Middels rode lijnen zijn de periodes aangegeven wanneer er over wordt gegaan van winter- naar zomerpeil en vice versa.



FIGUUR 4.6

De spreiding van de mediane chlorideconcentraties per maand van de geanalyseerde Nederlandse brakke wateren (totaal 666) ingedeeld in de vier zout categorieën, weergegeven in een boxplots.



Uit de analyse van nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater verdeeld in de vier zout-categorieën blijkt dat over het algemeen de nutriëntenconcentraties toenemen met de chlorideconcentratie, zie [figuur 4.7](#) en [tabel 4.2](#). Zo is de mediane ammoniumconcentratie van 0,23 mg NH₄/L in cat. 0 wateren en 0,83 mg NH₄/L in cat. 3 wateren in het zomerhalfjaar en 0,51 mg NH₄/L tot in cat. 0 en 0,96 mg NH₄/L in cat. 3 in het winterhalfjaar. Voor de nitraatconcentratie is een vergelijkbaar, maar minder duidelijk, patroon zichtbaar met een de laagste mediane nitraatconcentratie in de minder brakke wateren. Opvallend is wel dat de nitraatconcentraties gemiddeld niet het hoogst zijn in de meest brakke wateren maar in de wateren in cat. 2 (1.000 - 3.000 mg Cl/L). Dit zou verklaard kunnen worden door de sterker gereduceerde omstandigheden in brakke wateren waardoor een groter aandeel van het nitraat gereduceerd wordt, zie ook [paragraaf 3.2.2](#) met de stikstofcyclus. Voor beide vormen van stikstof zijn de mediane concentraties in alle zout-categorieën hoger in het winterhalfjaar t.o.v. het zomerhalfjaar. Ook voor fosfaat en totaal fosfor zijn gemiddeld hogere concentraties aangetroffen in de hogere zout-categorieën. Voor fosfaat is de mediane concentratie 0,53 mg PO₄/L in cat. 0 en 1,11 mg PO₄/L in cat. 3 in het zomerhalfjaar en 0,41 mg PO₄/L in cat. 0 en 0,44 mg PO₄/L in cat. 3 in het winterhalfjaar. Voor totaal fosfor is deze 0,81 mg P_(tot)/L in cat. 0 en 1,80 mg P_(tot)/L in cat. 3 in het zomerhalfjaar en 0,59 mg P_(tot)/L in cat. 0 en 0,67 mg P_(tot)/L in cat. 3 in het winterhalfjaar. In tegenstelling tot stikstof zijn voor beide vormen van fosfor de concentraties in alle zout-categorieën lager in het winterhalfjaar t.o.v. het zomerhalfjaar. Daarnaast valt voor beide vormen van fosfor op dat de stijging in de zomer veel groter is dan in de winter. Dit komt overeen met het natuurlijk patroon in wateren, de hogere temperaturen in de zomer zorgen voor verhoogde afbraakprocessen, hierdoor wordt er verhoudingsgewijs meer stikstof geïdentificeerd waardoor deze uit het systeem verdwijnt, terwijl er juist extra fosfor uit de waterbodem wordt gemobiliseerd door een verhoogde afbraaksnelheid in de waterbodem en verhoogde kans op zuurstofloosheid in en nabij het sediment.

TABEL 4.2

De gemiddelde, mediane, 10 percentiel en 90 percentiel range voor de ammonium-, nitraat-, fosfaat- en totaal fosforconcentraties in het zomerhalfjaar en het winterhalfjaar

Ammonium	zomerhalfjaar				winterhalfjaar			
	gem.	med.	10%	90%	gem.	med.	10%	90%
Cat. 0 (< 300 mg Cl/l)	0,34	0,23	0,08	0,67	0,60	0,51	0,18	1,08
Cat. 1 (300-1000 mg Cl/l)	0,49	0,37	0,13	0,94	0,92	0,82	0,34	1,57
Cat. 2 (1000-3000 mg Cl/l)	0,66	0,53	0,21	4,02	1,00	0,84	0,42	1,75
Cat. 3 (> 3000 mg Cl/l)	1,00	0,83	0,44	1,69	1,10	0,96	0,54	1,78

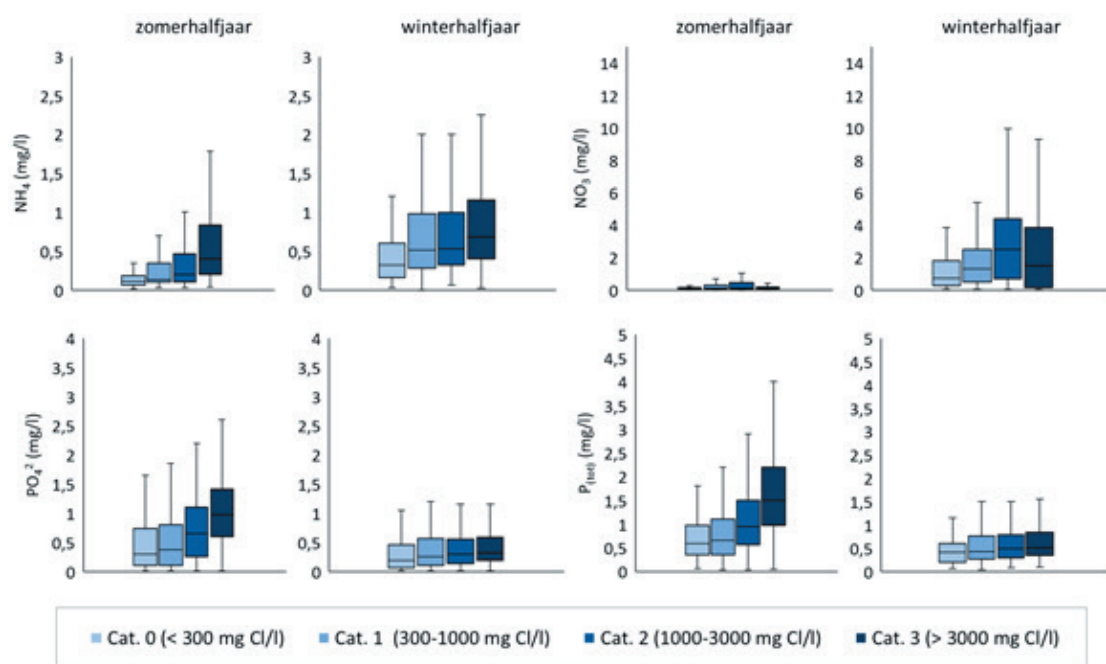
Nitraat	zomerhalfjaar				winterhalfjaar			
	gem.	med.	10%	90%	gem.	med.	10%	90%
Cat. 0 (< 300 mg Cl/l)	0,41	0,16	0,04	1,00	1,67	1,50	0,04	3,14
Cat. 1 (300-1000 mg Cl/l)	0,58	0,35	0,12	1,24	2,25	2,04	0,12	3,97
Cat. 2 (1000-3000 mg Cl/l)	0,93	0,55	0,18	2,02	3,41	3,18	0,18	5,68
Cat. 3 (> 3000 mg Cl/l)	0,70	0,37	0,21	1,40	2,79	2,54	0,21	4,48

Fosfaat	zomerhalfjaar				winterhalfjaar			
	gem.	med.	10%	90%	gem.	med.	10%	90%
Cat. 0 (< 300 mg Cl/l)	0,59	0,53	0,25	1,00	0,46	0,41	0,23	0,72
Cat. 1 (300-1000 mg Cl/l)	0,68	0,60	0,29	1,15	0,46	0,41	0,23	0,73
Cat. 2 (1000-3000 mg Cl/l)	0,94	0,84	0,38	1,57	0,51	0,43	0,26	0,82
Cat. 3 (> 3000 mg Cl/l)	1,21	1,11	0,58	1,88	0,52	0,44	0,27	0,85

Totaal fosfor	zomerhalfjaar				winterhalfjaar			
	gem.	med.	10%	90%	gem.	med.	10%	90%
Cat. 0 (< 300 mg Cl/l)	0,81	0,81	0,42	1,27	0,64	0,59	0,37	0,94
Cat. 1 (300-1000 mg Cl/l)	0,96	0,96	0,50	1,49	0,64	0,59	0,37	0,96
Cat. 2 (1000-3000 mg Cl/l)	1,30	1,30	0,64	2,08	0,69	0,60	0,39	1,08
Cat. 3 (> 3000 mg Cl/l)	1,80	1,80	0,95	2,70	0,78	0,67	0,44	1,21

FIGUUR 4.7

De spreiding van de mediane ammonium-, nitraat-, fosfaat- en totaal fosforconcentraties van alle Nederlandse brakke wateren ingedeeld in de vier categorieën met telkens links het zomerhalfjaar en rechts het winterhalfjaar, weergegeven in een boxplot.



4.2 OPPERVLAKTEWATER VERSUS WATERBODEM

Zoals reeds in [paragraaf 3.3](#) beschreven staat is vanuit de literatuur bekend dat processen in de waterbodem van grote invloed kunnen zijn op de samenstelling van het oppervlaktewater. Zo kunnen chemische en fysische processen in de waterbodem van invloed zijn op het functioneren van brakwaterecosysteem, doordat deze van invloed kunnen zijn op o.a. zout- en nutriëntgehalte in het oppervlaktewater (Herbert *et al.*, 2015). In welke mate processen in de waterbodem de samenstelling van het oppervlaktewater beïnvloeden hangt uiteraard in grote mate af van de verblijftijd van het oppervlaktewater. In oppervlaktewateren met een lange verblijftijd zal de invloed van processen in de waterbodem groter zijn dan in wateren met een korte verblijftijd.

Een groot deel van de data-analyses en onderzoeken in brakke wateren zijn gericht op de omstandigheden in het oppervlaktewater van brakke wateren. Ook in dit project lag de nadruk op de analyse van monitoringgegevens en onderzoeken op basis van de chemische samenstelling in het oppervlaktewater. In één van de onderdelen van de kennis impuls brakke wateren, de monitoring van brakke wateren, is juist meer aandacht besteed aan de combinatie van de chemische samenstelling van de waterbodem en het oppervlaktewater. Een van de aanleidingen voor deze monitoring betrof de kennislacune over het functioneren van brakke wateren, de invloed van doorspoeling met zoet water in de zomer, de invloed van brakke kwel en de invloed van de waterbodemsamenstelling op de standplaatsfactoren in brakke wateren. De kern van het monitoringsplan bestond uit het viermaal per jaar bemonsteren van de oppervlaktewaterkwaliteit én bodemporiewaterkwaliteit en éénmalig bepalen van de voorkomende vegetatie en bodemsamenstelling om hiermee meer inzicht te krijgen in het functioneren van brakke wateren en de rol van processen in de waterbodem hierin. In totaal zijn er 49 locaties verdeeld over Nederland op deze wijze onderzocht, zie [figuur 4.8](#). De onderzochte locaties lagen verdeeld over de beheergebieden van Waterschap Brabantse Delta, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Waterschap Noorderzijlvest, Waterschap Scheldestromen en Wetterskip Fryslan. Zowel voor de gehele dataset als de dataset per waterschap is geprobeerd verschillende type brakke wateren te selecteren met o.a. verschillende zoutgehalte, zie [figuur 4.9](#). Meer details over de gehanteerde methode en onderzoeksopzet zijn opgenomen in het achtergronddocument monitoringsplan brakke wateren (Van Dijk *et al.* 2022).

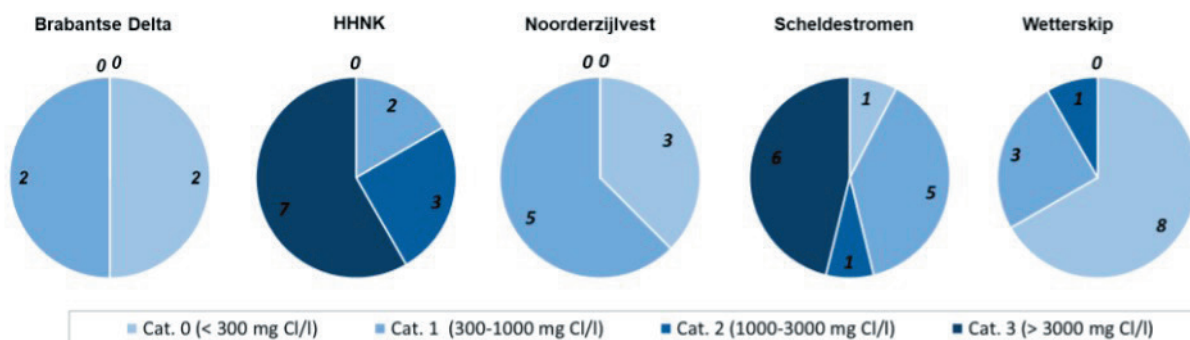
FIGUUR 4.8

Kaart van Nederland met alle onderzochte locaties van het monitoringsplan brakke wateren verdeeld over de beheergebieden van Waterschap Brabantse Delta, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Waterschap Noorderzijlvest, Waterschap Scheldestromen en Wetterskip Fryslan.



FIGUUR 4.9

Het aantal locaties per waterschap per chloride-categorie weergegeven in schijfdiagrammen (met cijfers is het aantal locaties weergegeven). De indeling in zoutcategorieën is op basis van het zomerhalfjaargemiddelde, conform de indeling gehanteerd in paragraaf 4.1.



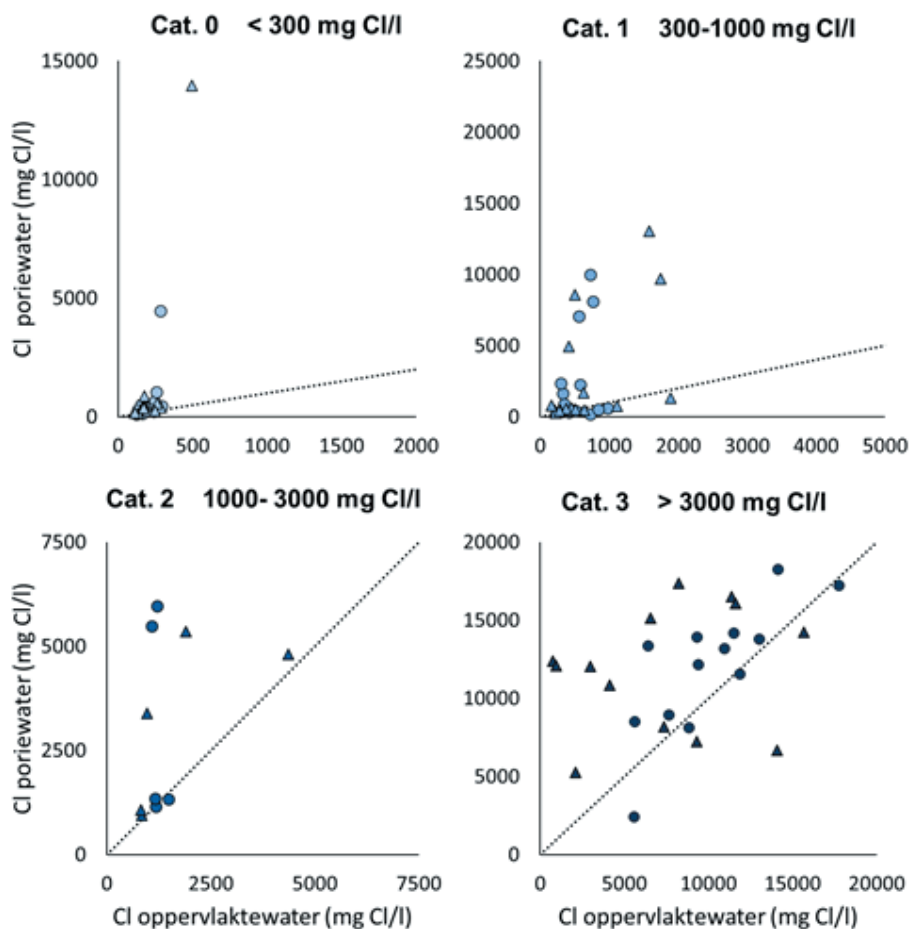
De voorliggende paragraaf geeft een samenvatting van de resultaten uit de monitoring van brakke wateren. De monitoring van brakke wateren had als doel meer inzicht te verkrijgen in de standplaatsfactoren en het functioneren van verschillende type binnendijkse (zwak) brakke wateren. De nadruk lag hierbij op oppervlaktewateren in het beheer van waterschappen met hier binnen een breed scala aan standplaatsen van brakke waterplanten. De kern van de monitoring bestond uit het viermaal per jaar bemonsteren van de oppervlaktewaterkwaliteit en bodemporiewaterkwaliteit en het éénmalig bepalen van de voorkomende vegetatie en analyseren van de chemische bodemsamenstelling. De hieruit voortkomende resultaten geven aanvullend inzicht in de condities in de wortelzone van de waterbodem en de verschillen hierin met het oppervlaktewater door het seizoen heen (zie het achtergronddocument monitoringsplan brakke wateren in voor details).

Uit de monitoring voortkomende invloedrijke factoren in de waterbodem zijn in de huidige paragraaf samengevat. Tevens zijn een deel van de resultaten voortkomende uit de monitoring van de samenstelling van de waterbodem uitgewerkt per ecosysteemtoestand en opgenomen in hoofdstuk 5. In de voorliggende paragraaf wordt met name ingegaan op de chemische samenstelling in de waterbodem en het oppervlaktewater en potentiële consequenties hiervan voor het functioneren van brakke wateren.

Binnen de dataset van het monitoringsplan brakke wateren zijn op alle vier de meetmomenten in de tijd tegelijkertijd de samenstelling van het oppervlaktewater en de samenstelling van het porievocht in de wortelzone van de waterbodem bepaald. In [figuur 4.10](#) zijn de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater en die in de wortelzone in de waterbodem tegen elkaar uitgezet. Uit deze analyses blijkt o.a. dat het zoutgehalte in de wortelzone van de waterbodem over het algemeen hoger dan in het oppervlaktewater (dit is gemiddeld gezien (over het gehele jaar) voor 40 van de 49 locaties (82%) het geval). Mogelijk gaat het hier om door brakke kwel beïnvloedde locaties, ofwel dat het historisch gezien brakkere locaties betroffen (zie [figuur 4.10](#)). In ieder geval vindt er nalevering van zout plaats van de waterbodem naar de waterlaag. Slechts op enkele locaties (9 van de 49; 18%) is dit niet het geval of worden juist hogere chlorideconcentraties in het oppervlaktewater aangetroffen (o.a. een locatie met EST Brakwaterkransblad). Dit betekent ook dat - wanneer alleen rekening wordt gehouden met de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater - de invloed van het zoutgehalte in de waterbodem wordt onderschat. Ook blijkt uit de resultaten dat de waterbodem meestal niet alleen een hoger zoutgehalte heeft maar ook minder grote zoutfluctuaties vertoond dan het oppervlaktewater.

FIGUUR 4.10

De spreiding van de gemiddelde chlorideconcentraties van alle locaties van de monitoring van brakke wateren ingedeeld in de vier categorieën (cat.0 linksboven, cat.1 rechtsboven, cat. 2 links onder, cat. 3 rechtsonder). Hierin zijn de chlorideconcentratie in het oppervlaktewater weergegeven op de x-as en de chlorideconcentraties in het porievocht in de waterbodem op de y-as. De gemiddelde concentraties in het zomerhalfjaar zijn weergegeven in cirkels en die in het winterhalfjaar in driehoekjes. De stippellijn geeft de 1:1 lijn weer.



Ondanks de beperkte kennis van het hydrologisch functioneren van de locaties komen er wel enkele conclusies voort uit het de verschillen in elementconcentraties in het oppervlaktewater en de waterbodem.

Uit de resultaten komt ook naar voren dat het verschil in zoutgehalte tussen waterbodem en oppervlaktewater verhoudingsgewijs groter is in zwak brakke wateren dan in sterk brakke wateren. Daarnaast is ook de fluctuatie van het zoutgehalte over het algemeen groter in het oppervlaktewater dan in de waterbodem. De fluctuatie van het zoutgehalte is divers en locatie specifiek. De locaties met een hoge chlorideconcentratie in de waterbodem en met lage fluctuatie betreffen zeer waarschijnlijk door brakke kwel beïnvloedde locaties ofwel locaties welke van origine brakker ofwel zout waren. De zoete en zwak brakke wateren met lagere chlorideconcentraties in het zomerhalfjaar en hogere zoutgehalte in het winterhalfjaar zijn hoogstwaarschijnlijk wateren welke actief doorspoeld worden met zoet oppervlaktewater in het zomerhalfjaar. De sterk brakke wateren worden vaak gekenmerkt door hoogste zoutgehalte gedurende het zomerhalfjaar. Voor waterplanten kunnen deze fluctuaties en verschillen tussen de waterlaag en de waterbodem van het zoutgehalte tot sterke verschillen in osmotische stress leiden tussen de wortelzone en de waterlaag. Mogelijk is dit juist in zwak brakke wateren een extra knelpunt voor de vegetatieontwikkeling. Hier groeien voornamelijk zoetwatersoorten met een kleine zouttolerantie. Dit in tegenstelling tot soorten van sterk brakke wateren, die waarschijnlijk beter aan deze omstandigheden zijn aangepast. Opvallend is dat locaties met het grootste verschil in zoutgehalte tussen waterbodem en oppervlaktewater gekenmerkt worden een dominante van darmwier (en afwezigheid van ondergedoken waterplanten). Mogelijk is dit een indicatie voor fysiologisch lastige condities voor ondergedoken wortelende waterplanten.

Uit de waterbodemanalyses blijkt dat het merendeel van de waterbodems in de onderzochte brakke wateren weinig organisch materiaal bevatten en een kleilig ofwel zandig karakter hebben. In het merendeel van de waterbodems zijn veel indicaties gevonden voor een sterk reductief milieu en een hoge nalevering van nutriënten naar de waterlaag. Hier zijn wel uitzonderingen op zoals bijvoorbeeld een locatie met Brakwaterkransblad.

Over het algemeen zijn een groot aandeel van de onderzochte brakke wateren relatief hoge nutriëntconcentraties te bevatten in het oppervlaktewater, dit geldt zowel voor fosfor als stikstof. Voor de waterbodem is dit in nog veel grotere mate het geval. De resultaten uit het huidige onderzoek duidt erop dat het merendeel van de brakke wateren sterk gereduceerde waterbodems bevatten met indicaties voor een hoge afbraaksnelheid van organisch materiaal en hoge beschikbaarheid van stikstof (in de vorm van ammonium) en fosfor. De hoge afbraaksnelheid, hoge stikstofbeschikbaarheid en het gereduceerde milieu leiden ertoe dat stikstof aanwezig is in ammonium en in relatief hoge concentraties.

Uit het monitoringsplan brakke wateren is even naar voren gekomen dat de onderzochte locaties over het algemeen relatief hoge totaal fosforconcentraties in het oppervlaktewater bevatten en nog hogere opgeloste totaal fosforconcentraties in het bodemporiewater. De locaties met lagere totaal fosforconcentraties in het oppervlaktewater laten over het algemeen ook een kleinere fluctuatie zien. De locaties met hogere fosforconcentraties laten over het algemeen juist wel een sterkere fluctuatie zien met veelal hogere concentraties gedurende de zomermaanden en lagere gedurende de wintermaanden. De totaal fosforconcentraties in het bodemporiewater verschillen sterk per locatie en vertonen over het algemeen weinig fluctuaties door het jaar heen.

Ook de ammoniumconcentraties zijn relatief hoog in het oppervlaktewater en nog veel hoger in de bodemporiewater (vaak zelfs 10 maal hoger). De ammoniumconcentratie in het oppervlaktewater vertoont vaak grote fluctuaties en is over het algemeen hoger in de wintermaanden. De ammoniumconcentraties in het bodemporiewater verschillen sterk per locatie en vertonen over het algemeen weinig fluctuatie door het jaar heen. De nitraatconcentraties laten een ander patroon zien dan de ammoniumconcentraties en zijn over het algemeen laag in het oppervlaktewater tijdens de zomermaanden en hoger tijdens de wintermaanden. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat een groot deel van het nitraat gedurende de warmere maanden omgezet naar stikstofgas in de onderwaterbodem (denitrificatie) en/of opgenomen door organismen. Gedurende de wintermaanden verlopen deze microbiële processen minder snel en zijn er weinig organismen actief en worden oppervlaktewateren in hogere mate beïnvloedt door uit- en afspoeling van nitraat vanuit omliggende percelen en nalevering van ammonium (dat vervolgens weer wordt geoxideerd tot nitraat in de waterlaag)

vanuit de onderwaterbodem. De nitraatconcentraties in de waterbodem zijn over het algemeen laag, dit omdat brakke wateren vaak sterk gereduceerde bodems bevatten waardoor nitraat wordt gereduceerd tot stikstofgas. Enkel in de wintermaanden wordt soms nitraat aangetroffen in het bodemporiewater, als gevolg van de eerder genoemde processen en evt. aanvoer via het grondwater.

De hoge zwavelconcentraties en verhoudingsgewijs lage ijzerconcentraties in de waterbodems van brakke wateren leiden tot een hoge kans op sulfaatreductie (met sulfide als eindproduct) en een slechte bindingscapaciteit voor fosfor met een hoge potentiële nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater. Analyses van het waterbodemporiewater hebben dan ook laten zien dat veel waterbodems in brakke wateren vrij sulfide bevatten in de wortelzone wat van invloed kan zijn op de vegetatiesamenstelling en benthische organismen als gevolg van de toxiciteit van sulfide ([paragraaf 3.6.2](#)). Hoge concentraties van vrij sulfide zijn met name aangetroffen in wateren welke gedomineerd werden door *Snavelruppia*, *Spiraalaruppia*, *Schedefonteinkruid* en *Brakwaterkransblad*. Dit is een sterke indicatie dat deze soorten mechanismen hebben ontwikkeld om met sulfide toxiciteit om te gaan, mechanismen die andere soorten niet hebben. Dit duidt er ook op dat de aanwezigheid van reductieve waterbodems en de aanwezigheid van sulfide van grote invloed kan zijn op de samenstelling van de vegetatie en het benthische ecosysteem van brakke wateren.

►► 5 ECOLOGIE

In dit hoofdstuk is de relatie uitgewerkt tussen de abiotiek en soortensamenstelling in binnendijkse brakke wateren. Deze uitwerking is gebaseerd op monitoringsdata van waterschappen, in combinatie met andere meetgegevens, zoals de veldmonitoring die in het kader van dit project is uitgevoerd (Van Dijk *et al.*, 2022) en data van het “Waterplanten en Waterkwaliteit” project van de Radbouduniversiteit Nijmegen. In het laatstgenoemde project zijn een circa 900 locaties in Nederland bemonsterd op de soortensamenstelling van waterplanten en de kwaliteit van het oppervlaktewater en sediment; 98 locaties hiervan lagen in brakke wateren.

In onderstaande paragrafen zijn beschikbare data uitgewerkt van de volgende biologische groepen: waterplanten, algen, zoöplankton, macrofauna en vis.

5.1 WATERPLANTEN

Aanpak

In deze paragraaf is de aanpak voor de vegetatie beschreven. De data-analyses zijn uitgevoerd op een dataset van 2.137 vegetatie-opnames, afkomstig vanuit de werkgebieden van waterschappen Scheldestromen, Brabantse Delta, Hollandse Delta en Noorderzijlvest, Wetterskip Fryslan en Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, aangevuld met gegevens van het project “Waterplanten en Waterkwaliteit” van de Radbouduniversiteit Nijmegen. Dit betrof opnames waarvan zowel de vegetatiesamenstelling als abiotische gegevens beschikbaar waren uit de jaren 1986 - 2018. In al deze opnames was de gemiddelde chlorideconcentratie in het zomerhalfjaar (in tenminste één van de monitorjaren) hoger dan 300 mg/L.

De eerste stap in deze analyse betrof taxonomische afstemming van de plantennamen. In de verschillende bestanden werden namelijk verschillende synoniemen voor dezelfde soort gebruikt, terwijl andere soorten soms niet verder waren gedetermineerd dan genus-niveau.

In een tweede stap zijn de zoutpreferenties van individuele plantensoorten uitgewerkt. Het doel van deze analyse was om inzicht te geven in de maximale zoutconcentraties die soorten gedurende het groeiseizoen kunnen verdragen. Hiervoor zijn gegevens van de vegetatie-opnames (uitgevoerd in een bepaald waterlichaam en jaar) gekoppeld aan de maandelijkse chloride concentraties tijdens het zomerhalfjaar (april t/m sept) in dat jaar (NB de chloride concentraties zijn dus niet uitgemiddeld over het zomerhalfjaar). Hiermee geeft deze uitwerking inzicht in de maandelijkse (piek)waarden voor zouttolerantie door het groeiseizoen heen.

De volgende stap betrof de selectie van ‘echte’ waterplanten in de vegetatie-opnames. Veel vegetatie-opnames bestonden namelijk uit een samengestelde opname van zowel water- als oeversoorten. Voor het onderscheid in vegetatietypen en ecosysteemtoestanden wilden we echter alleen gebruik maken van de gegevens van ‘echte’ waterplanten, bestaande uit ondergedoken (submerse) soorten en drijfbladplanten, zoals Nymphaeiden (waterlelie-achtigen) en kroossoorten.

Vervolgens zijn de vegetatie-opnames geclusterd met het programma TWINSPAN. Dit betrof alle beschikbare vegetatie-opnames met echte waterplanten, dit is dus inclusief de opnames waarvoor geen abiotische data beschikbaar waren. De clustering was erop gericht om opnames met een gelijksoortige vegetatiesamenstelling zoveel mogelijk in één groep te plaatsen. Het uiteindelijke doel was om verschillende groepen van vegetatie-opnames te krijgen, waarbij iedere groep een (min of meer) vergelijkbare soortensamenstelling bezat. Soorten die minder dan tienmaal in de dataset voorkwamen, zijn hierbij verwijderd. Deze clustering is met de zogeheten default (‘standaard’) instellingen van TWINSPAN uitgevoerd. De uitkomsten van deze clustering zijn beoordeeld op consistentie, en vergeleken met de vegetatie-associaties en rompgemeenschappen van waterplanten die voor Nederland zijn opgesteld (Schaminee *et al.*, 1995; 2015). Een associatie is een plantengemeenschap met een gedetailleerd omschreven floristische samenstelling die karakteristieke soorten bevat, en die gekenmerkt wordt door specifieke standplaatseisen en een uniforme vegetatiestructuur. Een rompgemeenschap is een (sterk) verarmde associatie, ten gevolge van eutrofiëring of andere verstoringen. Door deze verstoringen zijn de karakteristieke soorten verdwenen, waardoor indeling op associatieniveau niet meer mogelijk is.

Uit de resultaten kwam een logische clustering van vegetatie-opnames naar voren, die goed in overeenstemming was met de vegetatietypologieën van Schaminée et al. (1995, 2015). Aanvullend is het type 'vegetatieloos' water onderscheiden. Dit is gedefinieerd als een vegetatie-opname met een bedekking van 0% van 'echte' waterplanten.

Vervolgens zijn de beschikbare abiotische gegevens van deze vegetatie-opnames gekoppeld aan de afzonderlijke clusters. Hierbij werd nagegaan of ieder cluster gekenmerkt werd door een eigen combinatie van (ranges van) abiotische parameters. Bij deze data-analyse is gebruik gemaakt van abiotische gegevens van regionale waterbeheerders, als ook van recente data uit het project "Waterplanten en Waterkwaliteit" van de Radbouduniversiteit Nijmegen. De overgebleven clusters worden in dit project 'vegetatietypen' genoemd. Dit zijn clusters waar zowel duidelijke verschillen in soortensamenstelling als abiotische preferenties zijn vastgesteld. Voor iedere vegetatietype zijn er veelal 1 - 2 kenmerkende soorten; om deze reden zijn de vegetatietypen naar deze soorten vernoemd.

In onderstaande paragraaf worden de resultaten op hoofdlijnen besproken. Allereerst komen de verschillen in zouttolerantie tussen plantensoorten aan bod. Vervolgens worden de belangrijkste verschillen in abiotische preferenties tussen vegetatietypen besproken. In [paragraaf 5.1.2](#) volgt een gedetailleerde beschrijving van de vegetatietypen.

5.1.1 Resultaten op hoofdlijnen

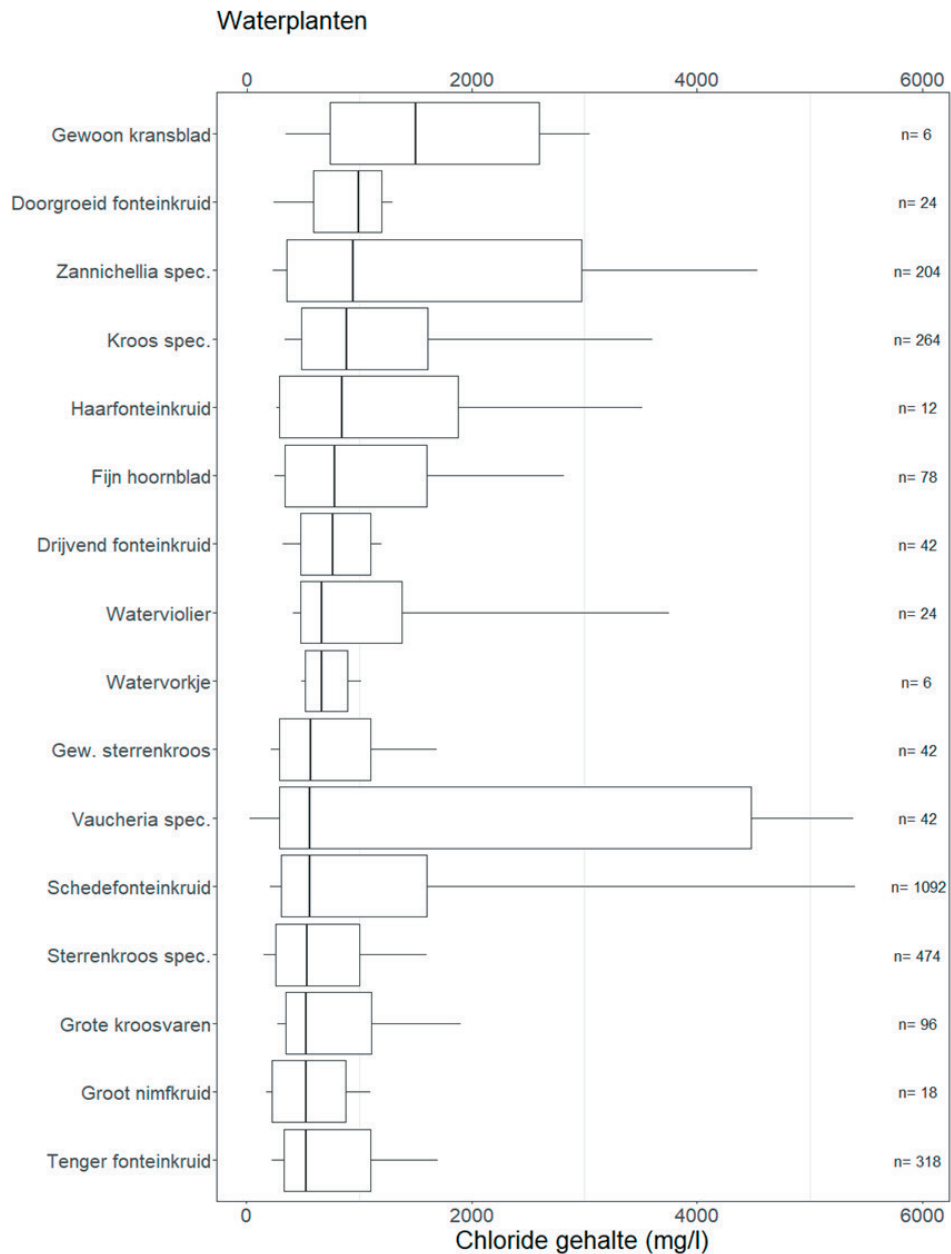
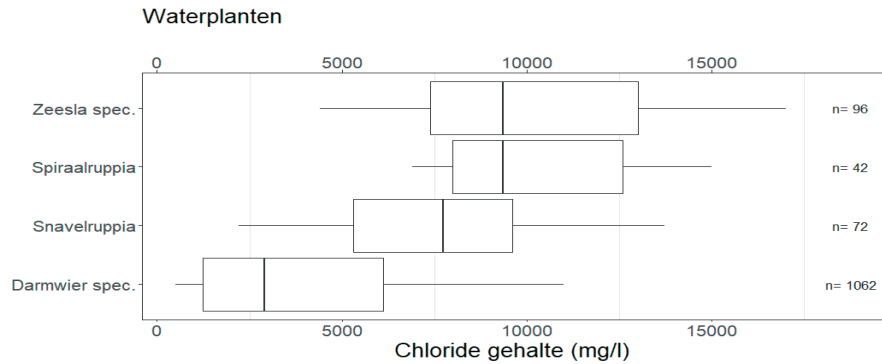
Zouttolerantie waterplanten

De chloride concentratie van het water heeft grote invloed op de soortensamenstelling in brakke wateren. Slechts weinig plantensoorten groeien exclusief in sterk brakke wateren (> 3.000 mg Cl/L); alleen beide Ruppia-soorten zijn tot deze wateren beperkt ([figuur 5.1a t/m d](#)). Weliswaar kan Zeesla ook in sterk brakke wateren groeien, maar deze soort groeit ook in het mariene milieu. Vanuit de literatuur is bekend dat Brakwaterkransblad ook bij chloride concentraties tot 5.000 mg/L kan groeien (Corillion, 1957), maar deze soort groeit in Nederland voornamelijk bij lagere zoutgehaltenes, wat vermoedelijk het gevolg is van voortgaande verzoeting.

Zwakke tot licht brakke wateren (300 - 3.000 mg chloride/L) hebben geen kenmerkende soorten die alleen in deze wateren groeien, dit geldt zowel voor de referentiesituatie als degradatiestadia. Alle aangetroffen soorten groeien ook in zoet milieu en bezitten een zekere tolerantie voor brak water ([figuur 5.1a t/m d](#)). Bij een toenemend zoutgehalte daalt het aantal aangetroffen soorten geleidelijk, en er is geen scherpe grens waarboven veel soorten ontbreken. Vergelijkbare conclusies zijn getrokken door Runhaar et al. (1997), op basis van uitwerkingen van Barendregt (1993), Barendregt et al. (1991), Barendregt & Bootsma (1991) en De Lyon & Roelofs (1986).

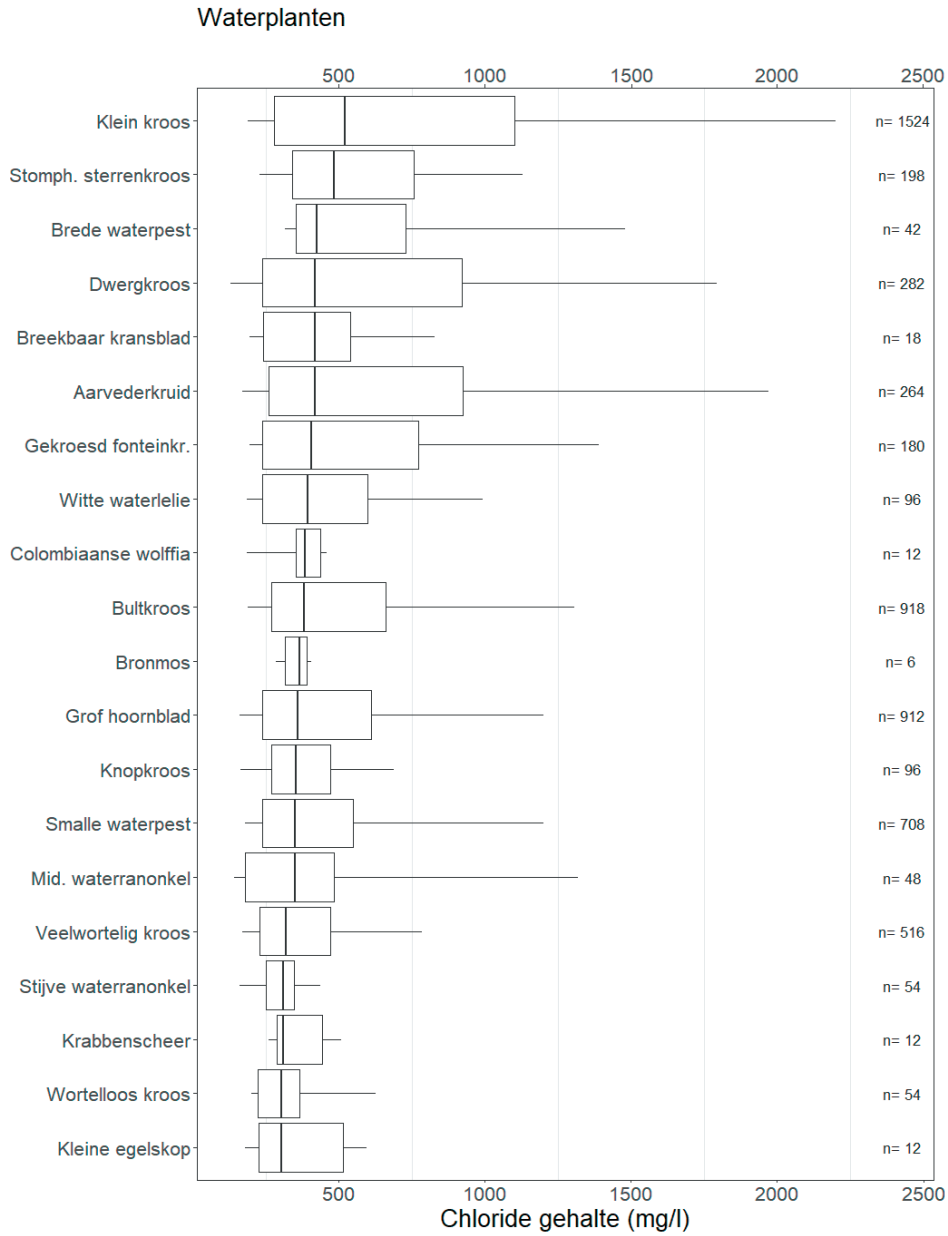
FIGUUR 5.1A,B

Zouttolerantie van waterplanten. De boxplots geven resp. 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel waarden aan, en zijn gebaseerd op maandelijkse metingen van het chloride concentratie in het oppervlaktewater. Hierdoor geven deze plots inzicht in de zouttolerantie door het groeiseizoen heen.



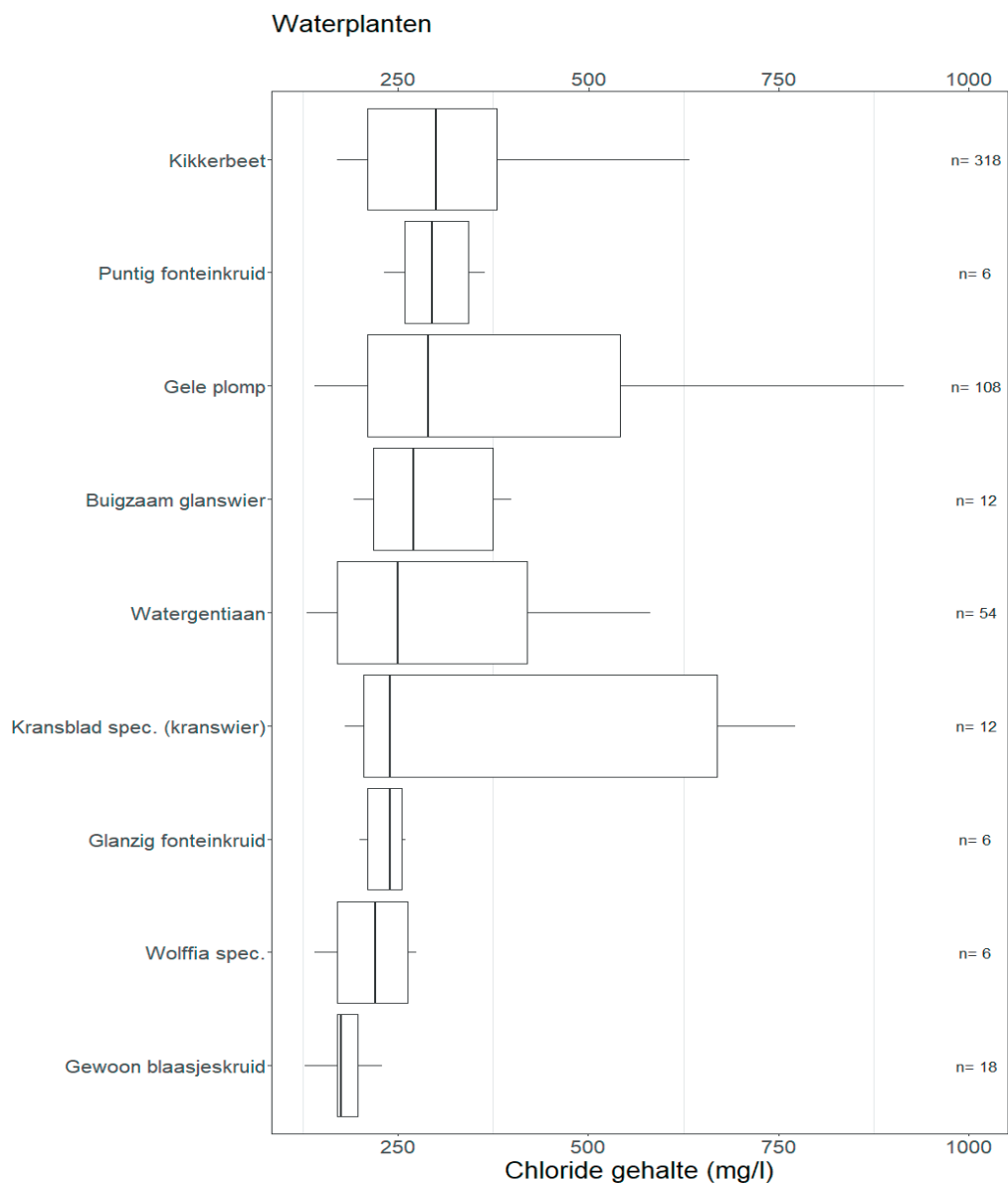
FIGUUR 5.1C

Zouttolerantie van waterplanten. De boxplots geven resp. 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel waarden aan, en zijn gebaseerd op maandelijkse metingen van het chloride concentratie in het oppervlaktewater. Hierdoor geven deze plots inzicht in de zouttolerantie door het groeiseizoen heen.



FIGUUR 5.1.D

Zouttolerantie van waterplanten. De boxplots geven resp. 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel waarden aan, en zijn gebaseerd op maandelijkse metingen van het chloride concentratie in het oppervlaktewater. Hierdoor geven deze plots inzicht in de zouttolerantie door het groeiseizoen heen.

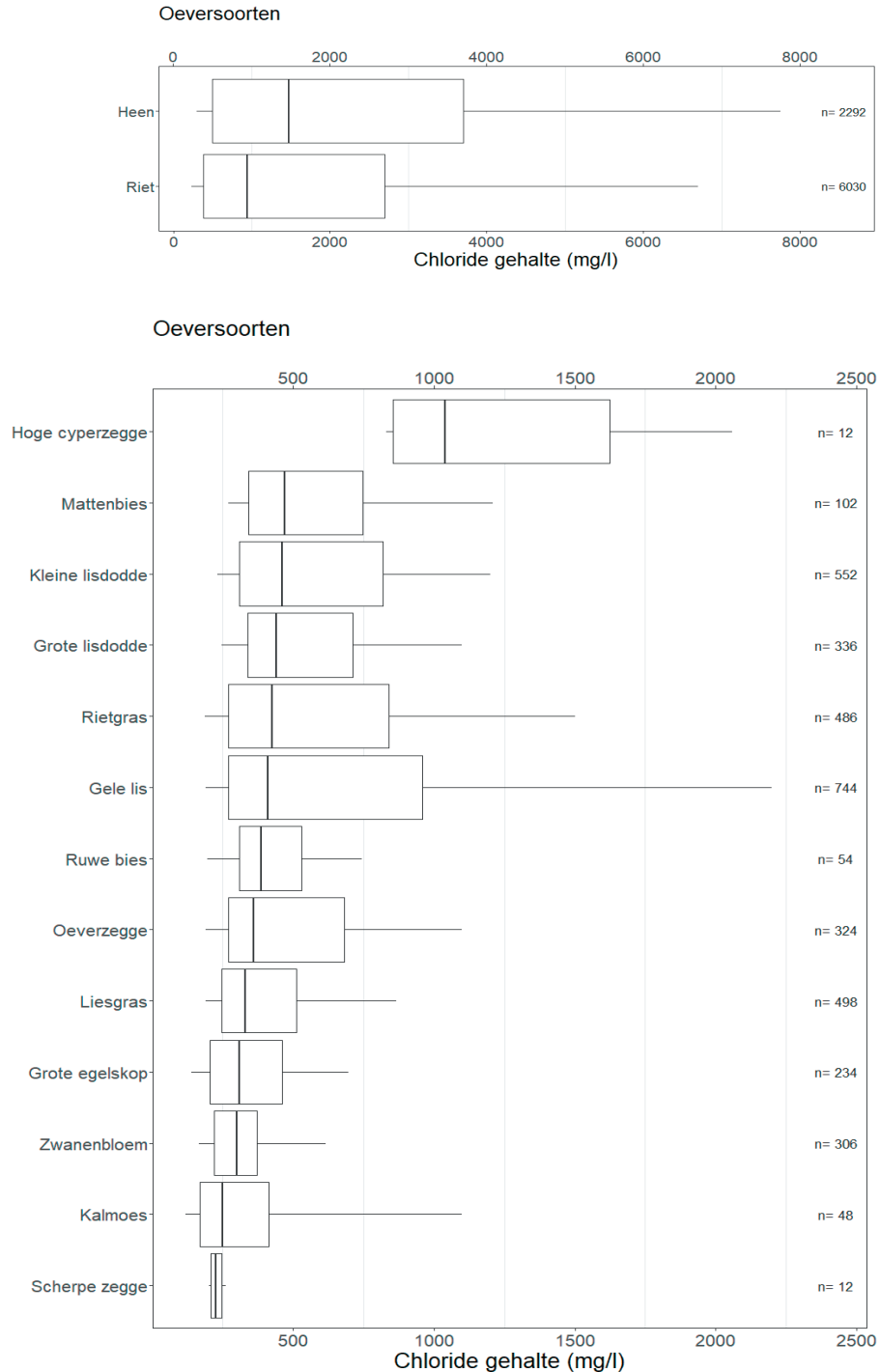


Zouttolerantie oersoorten

Net als bij waterplanten speelt het zoutgehalte van het water en de bodem een doorslaggevende rol voor emerse (in het water groeiende) helofyten. Uit [figuur 5.2](#) blijkt dat bij chlorideconcentraties van meer dan 8.000 mg per liter geen helofyten tot ontwikkeling komen. De soorten Heen en Riet zijn het best bestand tegen zoute condities, gevolgd door Mattenbies, Gele lis en Oeverzegge. Het minst zouttolerant zijn soorten als Kleine lisdodde, Grote lisdodde, Liesgras, Zwanenbloem en Grote egelskop; de bovengrens bij laatstgenoemde soorten ligt op circa 1.000 mg chloride/L in het oppervlaktewater. Deze rangorde komt goed overeen met bevindingen in de literatuur. Dit geldt zowel voor volwassen planten (ter Heerdt, 1995; Hootsmans, 1996; Tosserams *et al.*, 1997), als voor de kieming van zaden (Kerkum *et al.*, 1996; Hootsmans & Wiegman, 1998). De enige uitzondering hierop is Ruwe bies, die tot beduidend hogere zoutconcentraties (tot circa 8.000 mg/L) kan groeien dan in [Figuur 5.2](#) staat vermeld.

FIGUUR 5.2A,B

Zouttolerantie van oeverplanten. De boxplots geven resp. 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel waarden aan, en zijn gebaseerd op maandelijkse metingen van het chloride concentratie in het oppervlaktewater. Hierdoor geven deze plots inzicht in de zouttolerantie door het groeiseizoen heen. NB Let op het verschil in waarden op x-as tussen beide deelfiguren.



Bovengenoemde grenzen gelden ook voor helofyten die vanuit de waterkant naar hoger gelegen terrestrische oevers groeien. Door verdamping kan het chloridegehalte in de bovenste bodemlaag sterk stijgen, met name tijdens droge periodes in de zomer. Hierbij kan het zoutgehalte zo sterk toenemen dat de vegetatie gedomineerd gaat worden door zouttolerante plantensoorten. Bij chlorideconcentraties in het porievocht die hoger zijn dan 15.000 mg/l overheerst Zeekraal. Wanneer de chlorideconcentratie afneemt, wordt Zulte dominant. Bij concentraties rond 10.000 mg chloride per liter kunnen soorten als Heen en Riet zich vestigen, verdere uitbreiding van deze soorten treedt echter pas op bij lagere zoutgehaltes. Bij verdere daling van de chlorideconcentraties zullen biez en tenslotte ook de meest zoutgevoelige soorten als Lisdodde zich kunnen vestigen. Soortenrijke vegetaties van helofyten worden pas verwacht wanneer de chlorideconcentratie van de doorwortelde bodemlaag lager is dan 1.000 mg per liter.

Resultaten clusteranalyse

In totaal zijn 14 typen onderscheiden; de clusteranalyse van vegetatie-opnames met TWINSpan leverde 13 vegetatietypen op, en aanvullend is het type 'vegetatieloos water' onderscheiden (zie [paragraaf 5.1.1](#)). De kenmerken van deze vegetatietypen zijn als volgt samengevat:

- [Tabel 5.1](#) geeft een overzicht van de presentie en bedekking van soorten in de vegetatietypen;
- [Tabel 5.2](#) geeft een samenvatting van de 10 - 90 percentiel waarden het zomerhalfjaar (april t/m september) voor relevante abiotische parameters;
- [Bijlage 2](#) geeft een overzicht van de 10 - 90 percentiel waarden van het winterhalfjaar (okt t/m maart) voor deze parameters;
- [Bijlage 3](#) geeft - per abiotische parameter - een overzicht van het verloop door het jaar heen voor de verschillende vegetatietypen). Dezelfde gegevens zijn - per vegetatietype - weergegeven in [Figuur 5.8 t/m 5.16](#).

De splitsing tussen 'sterk brakke' versus 'licht brakke' wateren komt ook terug in de indeling van de vegetatietypen. Op basis van verschillen in soortensamenstelling en chloride kunnen grofweg twee groepen worden onderscheiden. De eerste groep bestaat uit typen met kenmerkende 'brakwater' soorten, zoals Brakwaterkransblad, Spiraalruppia, Snavelruppia en Darmwier. De tweede groep van vegetatietypen is gekenmerkt door soorten die vooral in zoet water voorkomen, maar enige zouttolerantie bezitten en dus ook in licht brak water groeien. Hierbij gaat het om de vegetatietypen met soorten als Smalle waterpest, Schedefonteinkruid, Zannichellia, Fijn hoornblad, Kransblad (*Chara spec.*), Aarvederkruid, Groot nimfkruid en Nymphaeiden (waterlelie-achtigen).

Naast het zoutgehalte is het trofieniveau sterk bepalend voor de soortensamenstelling. Van de kenmerkende vegetatietypen die boven 3.000 mg Cl/L kunnen voorkomen, komt het vegetatietype met Brakwaterkransblad bij de laagste nutriëntenconcentraties (van zowel nitraat als totaal-fosfor) voor. De vegetatietypen met Ruppia's hebben eveneens (zeer) lage waarden voor nitraat; de fosfaatconcentraties beslaan echter een grote range. Darmwier is kenmerkend voor duidelijk geëutrofiëerde condities van zowel stikstof als fosfaat.

Bij licht brakke condities (300 - 3.000 mg chloride/L) zijn de vegetatietypen met resp. Kransblad (*Chara spec.*), Zilte wateranonkel en Groot nimfkruid kenmerkend voor nutriëntarmere condities. Van deze laatstgenoemde drie typen waren echter weinig (abiotische) data voorhanden, evenals voor het type 'Fijn Hoornblad'. De resultaten voor deze vier typen zijn daarom met onzekerheid omgeven, en (voor zover beschikbaar) opgenomen in [bijlage 4](#).

5.1.2 Waterbodem

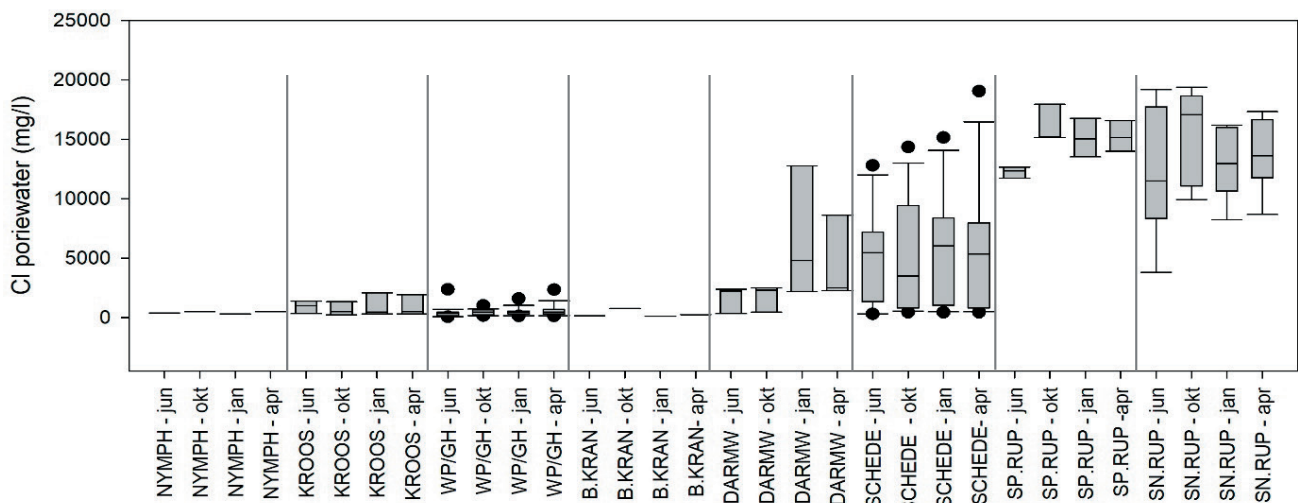
Over het algemeen is er veel relatief kennis beschikbaar over het voorkomen van aquatische organismen in samenhang met de oppervlaktewaterkwaliteit. Dit is in veel mindere mate het geval voor de waterbodem. Wel is bekend dat de abiotische condities in brakke waterbodems veel invloed kunnen hebben op wortelende waterplanten en bentische organismen, en dat deze condities binnen een jaar sterk kunnen variëren. Om deze reden is een groot aanvullend monitoronderzoek uitgevoerd, dat inzicht geeft in de variatie in water- en bodemchemie in relatie tot de vegetatiesamenstelling (zie [paragraaf 1.2](#)). De vegetatie-opnames die hierbij zijn gemaakt, zijn ook ingedeeld in verschillende vegetatietypen (o.b.v. clusteranalyse van een groot aantal vegetatieopnames, zie [paragraaf 5.1.1](#)). In de komende paragrafen zijn de belangrijkste uitkomsten opgenomen, voor verdere details wordt verwezen naar het achtergronddocument (Van Dijk *et al.*, 2022).

Zoutgehalte

Uit de chlorideconcentratie in het bodemporiewater in de wortelzone blijken de locaties met Nymphaeiden en Brakwaterkransblad in de zoete tot zeer zwak brakke range blijven (figuur 5.3). Locaties met vegetatietype Sterrekroos/klein kroos of Waterpest/Hoornblad bevatten een grotere spreiding van zoutgehalte in de waterbodem. Hier zijn de chlorideconcentraties in de wortelzone vaak hoger dan in het oppervlaktewater en zijn er op enkele, vermoedelijk door brakke kwel beïnvloede, locaties concentraties gemeten tussen de 1.000 en 2.500 mg Cl/L; ondanks dat het oppervlaktewater hier in een veel lager bereik van zoutgehaltes bleef, vermoedelijk als gevolg van doorspoeling met zoet oppervlaktewater. Voor veel van de overige in het monitoringsplan brakke wateren onderzochte wateren zijn hogere chlorideconcentraties aangetroffen in zowel het oppervlaktewater als het bodemporiewater. Zo blijkt voor locaties met darmwier en Schedefonteinkruid dat de spreiding van de chlorideconcentraties zowel in het oppervlaktewater als in de waterbodem vrij hoog is, zowel bij zwak brakke wateren (300 - 1.000) als bij echt brakke wateren (1.000 - 3.000 mg Cl/L, enkele zelfs periodiek in de range van 5.000 - 10.000 mg Cl/L). Ook hier zijn de chlorideconcentraties in de wortelzone over het algemeen hoger zijn dan in het oppervlaktewater, voor Schedefonteinkruid ligt de mediane concentratie rond de 5.000 mg Cl/L in het bodemporiewater van de wortelzone, terwijl deze voor het oppervlaktewater vele malen lager is. De beide Ruppia soorten bevatten de hoogste chlorideconcentraties in het bodemporiewater (evenals in de waterlaag). Tevens onderscheiden locaties met Ruppia zich van de overige vegetatietypen doordat de chlorideconcentraties in de wortelzone altijd hoge zoutgehalte bevatten (Cl > 5.000 mg Cl/L), dit is bij geen van de andere onderzochte vegetatietype het geval.

FIGUUR 5.3

De chlorideconcentratie in de wortelzone van het bodemporiewater weergegeven in mg Cl/L in boxplots per vegetatietype (weergegeven met afkortingen) en tijdstip (jun, okt 2020 en jan apr 2021).

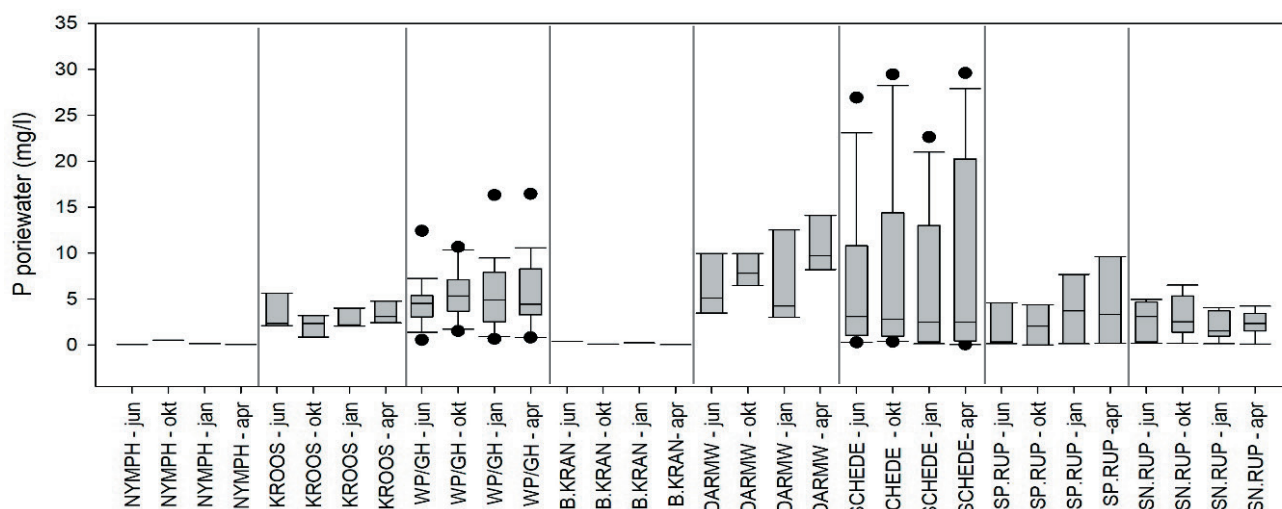


Nutriëntbeschikbaarheid

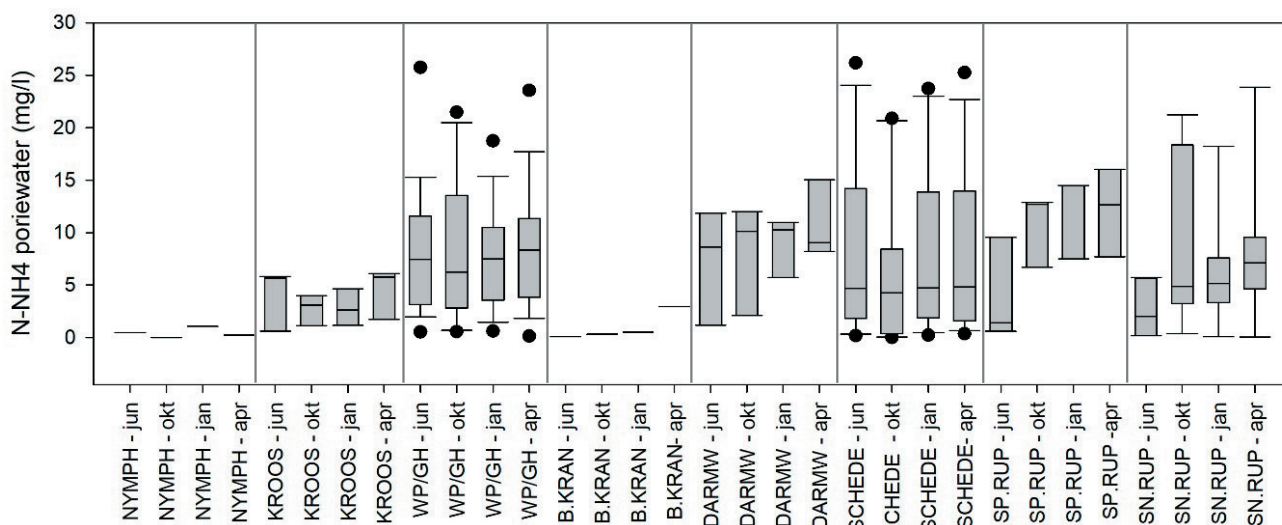
Over het algemeen is de nutriëntbeschikbaarheid in de waterbodem in een groot deel van de onderzochte locaties vrij hoog. Hier zijn echter wel enkele uitzonderingen op. Zo is de fosforbeschikbaarheid in de vegetatietype Nymphaeiden en Brakwaterkransblad verhoudingsgewijs laag (beide < 0,1 mg P-PO₄/L), (zie Figuur 5.4). De totaal fosforconcentraties in de wortelzone van locaties met darmwier zijn dan weer opvallend hoog. Veel vegetatietype zoals Sterrekroos/klein kroos, Waterpest/Hoornblad, Schedefonteinkruid, Snavelruppia en Spiraalruppia laten vaak een brede spreiding zien van fosfaatconcentraties in de waterbodem. Locaties met de beide Ruppia soorten bevatten totaal fosforconcentraties vanaf lage concentraties tot wel 5 á 10 mg P/L in de wortelzone. En locaties met Sterrekroos/klein kroos en Waterpest/Hoornblad hebben over het algemeen minder hoge concentraties, maar ook hier zijn er veel locaties met erg hoge totaal fosforconcentraties, een vergelijkbare range van 5 á 10 mg P/L in de wortelzone. Locatie met Schedefonteinkruid bevatten de grootste range (≈ 0,1 - 10 mg P/L).

FIGUUR 5.4

De totaal fosforconcentratie in de wortelzone van het bodemporiewater weergegeven in mg P/L in boxplots per vegetatietype (weergegeven met afkortingen) en tijdstip (jun, okt 2020 en jan apr 2021).

**FIGUUR 5.5**

De ammoniumconcentratie in de wortelzone van het bodemporiewater weergegeven in mg N-NH₄/L in boxplots per vegetatietype (weergegeven met afkortingen) en tijdstip (jun, okt 2020 en jan apr 2021).

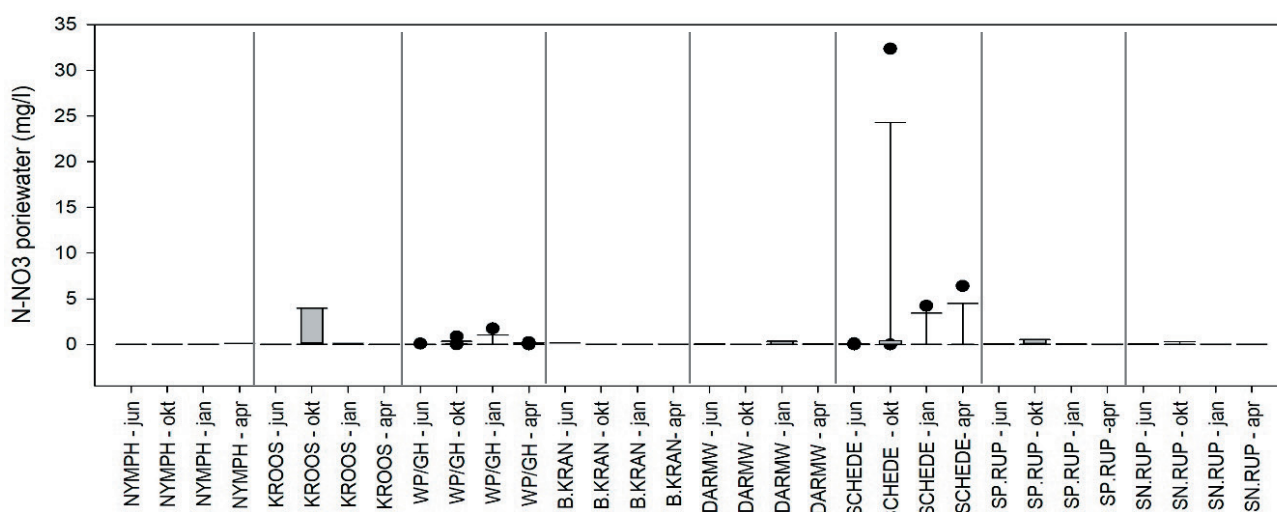


De ammoniumconcentraties in het bodemporiewater in de wortelzone zijn vaak beduidend hoger dan de concentraties in het oppervlaktewater (vaak wel factor 10 verschil). Ook voor stikstof blijkt, net als bij fosfor dat de onderzochte locatie met Nymphaeiden en Brakwaterkransblad relatief lage ammoniumconcentraties bevatten in de waterbodem (Figuur 5.5). Op locaties met Sterrekroos/klein kroos zijn concentraties van 1-6 mg N-NH₄ mg/L aangetroffen en zowel bij Darmwier als Schedefonteinkruid zijn hogere concentraties in de range van 1-15 á 20 mg N-NH₄ mg/L aangetroffen, waarbij de mediane concentraties over het algemeen tussen de 5 en 10 mg N-NH₄ mg/L liggen en de meeste locaties jaarrond hoge ammoniumconcentraties bevatten in de waterbodem. De concentraties van ammonium en nitraat zijn uiteraard via de stikstof cyclus aan elkaar verbonden, zo word ammonium in de waterbodem geproduceerd tijdens de afbraak van organisch materiaal.

Het in de waterbodem gevormde ammonium kan vervolgens weer in het oppervlaktewater geoxideerd worden tot nitraat (zie [paragraaf 3.2.2](#) met de stikstofcyclus). De nitraatconcentratie in de waterbodem zijn beduidend lager dan in het oppervlaktewater en zijn over het algemeen in alle brakke wateren (erg) laag (op enkele uitschieters na) ([Figuur 5.6](#)). Dit is grotendeels te verklaren doordat brakke wateren over het algemeen erg gereduceerde waterbodems bevatten waardoor al het nitraat wordt gereduceerd en hierdoor niet kan ophopen (zie [paragraaf 3.2.2](#) met de stikstofcyclus). Met name bij het vegetatietype Schedefonteinkruid, Sterrekroos/klein kroos en Waterpest/Hoornblad zijn periodiek hogere nitraatconcentraties in de wortelzone aangetroffen.

FIGUUR 5.6

De nitraatconcentratie in de wortelzone van het bodemporieewater weergegeven in mg N-NO₃/L in boxplots per vegetatietype (weergegeven met afkortingen) en tijdstip (jun, okt 2020 en jan apr 2021).

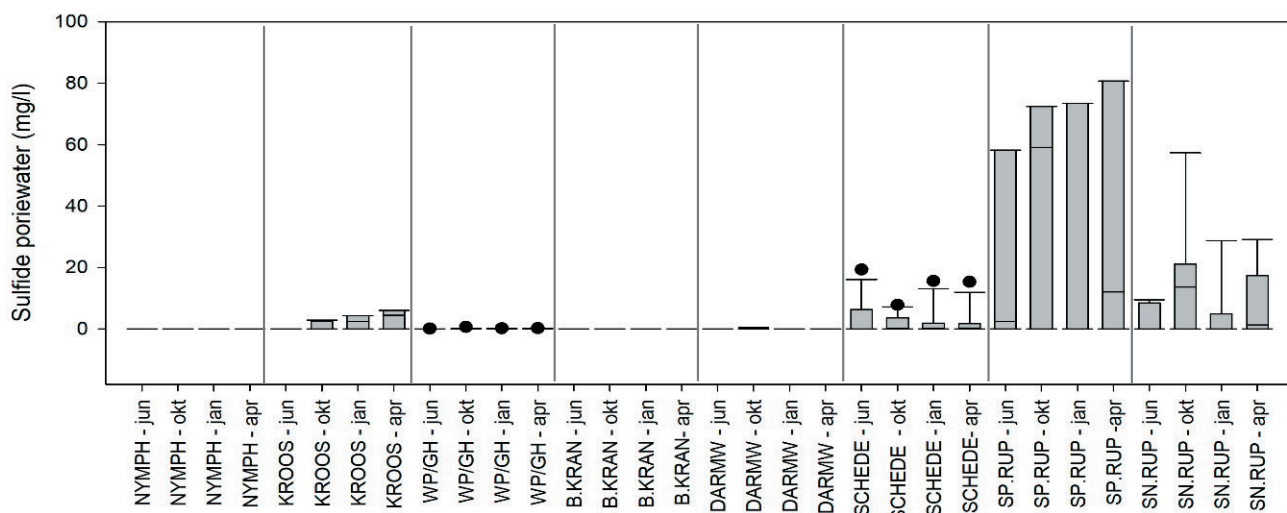


Sulfide

Brakke wateren naast zout ook rijk zijn aan sulfaat, dit is niet vreemd omdat sulfaat van nature een onderdeel is van brak water. Deze hoge sulfaatconcentraties in brakke wateren leiden er echter wel toe dat dit sulfaat in zuurstofarme waterbodems ook gereduceerd kan worden naar sulfide (zie [paragraaf 3.4.1](#) en [3.2.2](#) met de fosforcyclus). De aanwezigheid van sulfide kan een invloedrijke factor zijn voor het al dan niet voorkomen van wortelende waterplanten en benthische organismen. Uit de resultaten van het monitoringsplan brakke wateren komt naar voren dat een aantal van de brakke wateren (erg) hoge sulfideconcentraties bevatten in de wortelzone ([Figuur 5.7](#)). Tevens is te zien dat er bij slechts enkele vegetatietypen vrij sulfide is aangetroffen. Alleen bij locaties met Spiraalruppia, Snavelruppia, Schedefonteinkruid en Brakwaterkransblad zijn verhoogde concentraties van vrij sulfide aangetroffen in de waterbodem. De hoogste sulfideconcentraties zijn aangetroffen op locaties met Spiraalruppia, of Snavelruppia. Voor locaties met Schedefonteinkruid komt naar voren dat er in een deel van de locaties geen of lage sulfideconcentraties aanwezig zijn, maar dat er ook zeker een aantal locaties zijn met verhoogde sulfideconcentraties. Voor de overige vegetatietype is er eigenlijk geen of amper sulfide aangetroffen, en op de locaties waar dit het geval was betrof het vaak een enkele locaties met ofwel lage bedekkingen van de soort ofwel een dominantie van drijvende soorten (o.a. locaties met kroos of darmwier).

FIGUUR 5.7

De sulfideconcentratie in de wortelzone van het bodemporiewater weergegeven in mg S/L in boxplots per vegetatietype (weergegeven met afkortingen) en tijdstip (jun, okt 2020 en jan apr 2021).



VEGETATIE MET SNAVELRUPPIA

(Foto: Gerben van Geest)



TABEL 5.1

Bedekking van aangetroffen soorten in de verschillende vegetatietypen. Deze bedekking is gebaseerd op de gemiddelde waarde op het aantal locaties waar de betreffende soort is aangetroffen.

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoorblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoorblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Myriophyllum spicatum	Aarvederkruid	9,83	7,28	4,62	1	19,5		1	1,52	6,42	10,1			1,42	0,1
Chara canescens	Brakwaterkransblad		22,02												
Elodea canadensis	Brede waterpest				23			7,75	4,6	3,29	20,42			11,25	
Chara globularis	Breekbaar kransblad			15						20	1,05	5			30,05
Fontinalis antipyretica	Bronmos										8				
Nitella flexilis	Buigzaam glanswier								0,05		2,7			2	
Lemna gibba	Bultkroos			3	0,96	2,5	1	8,11	0,38	7,18	14,81			3,09	70
Wolffia columbiana	Colombiaanse wolffia										3				
	Darmwier spec.		20		3,2	2		0,4	1,05	0,54	2,54	1	1	1,37	4,5
Nitella opaca	Donker glanswier													1	
Potamogeton perfoliatus	Doorgroeid fonteinkruid	80							1	28,31	9,06			0,55	
	Draadwier spec.						20				90		10		30
Potamogeton natans	Drijvend fonteinkruid			9,67					0,1	4,27	9,44	15		1,55	
Lemna minuscula	Dwergkroos				1,28			0,85	2,89	2	6,58	1		6,47	
Ceratophyllum submersum	Fijn hoorblad				16,26	28,16		0,4		8,02	0,55			1,6	0,1
Potamogeton	Fonteinkruid spec.				0,87			0,1	0,55		7,61			2,5	
Chara connivens	Gebogen kransblad		0,1	90											
Potamogeton crispus	Gekroesd fonteinkruid	0,1		10	0,64	4		1		3,18	1,54	5,5		0,7	

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Nuphar lutea	Gele plomp					1			5,63	15,03	4,21			0,84	
Callitriche stagnalis	Gevleugeld sterrenkroos														40
Utricularia vulgaris	Gewoon blaasjeskruid			70					13,03		3,8			5,68	
Chara vulgaris	Gewoon kransblad			32,5				0,1			0,3				2
Callitriche platycarpa	Gewoon sterrenkroos				6			5	1	0,1	5,92			1	
Nitella	Glanswier spec.										0,05			3	
Potamogeton lucens	Glanzig fonteinkruid									1	5,88			1,5	
Ceratophyllum demersum	Grof hoornblad			1,03	7,51	50,5	23,6	20	5,06	4,86	16,01	10		2,98	
Najas marina	Groot nimfkruid					10	27,88								
Azolla filiculoides	Grote kroosvaren		0,1		0,1			11,9		40,05	9,96			12,57	
Hydrocotyle ranunculoides	Grote waternavel								37					2,05	
Ranunculus peltatus	Grote waterranonkel	4												0,7	
Potamogeton trichoides	Haarfonteinkruid							0,1			4,58			0,37	
Ceratophyllum	Hoornblad spec.				0,1			2,18	37		11,67			1,52	
Hydrocharis morsus-ranae	Kikkerbeet			2		15	3,5	0,29	1,1	1,46	1,74			3,52	
Potamogeton berchtoldii	Klein fonteinkruid			2						2	5				
Lemna minor	Klein kroos		0,1	1	1,15	10,7		4,72	1,36	2,22	6,79	1		5,37	0,1
Callitriche palustris	Klein sterrenkroos								2		0,1				
Sparganium emersum	Kleine egelskop			0,1				0,1	3,02	1,33	2,49			1	
Ranunculus hederaceus	Klimopwaterranonkel													1	
Lemna turionifera	Knopkroos								1,08	1	5,92			1	
Stratiotes aloides	Krabbenscheer						60		0,64	3	2,4			1	

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Chara	Kransblad spec. (kranswier)	9	9	14,25	0,1	0,1		1		2,05	5			0,1	
	Kroos spec.							4							
Chara baltica	Kustkransblad		0,1												
Utricularia australis	Loos blaasjeskruid													2,5	
Ranunculus aquatilis var. aquatilis	Middelste waterranonkel			9	0,55	1			1	2	1			1,7	
Nymphaeide	Nymphaeide spec.								1,5		3,86			5	
Potamogeton gramineus	Ongelijkbladig fonteinkruid			90											
Nitella mucronata	Puntdragend glanswier										9,6				
Potamogeton mucronatus	Puntig fonteinkruid				2					32,33	5,02			2,5	
Lemna trisulca	Puntkroos		1		45	15,5	0,1				20,33			2	10
Potamogeton pectinatus	Schedefonteinkruid	1,05	25,35	2,5	5,01	1,64	10,5	0,25	0,84	13,8	7,63	23,1	15	4	90
Elodea nuttallii	Smalle waterpest			5	25,67		45,5	1	4,96	16,69	20,18	3,67		1,49	
Ruppia maritima	Spiraalruppia		7,8	18								41,23	4		
Ruppia cirrhosa	Spiraalruppia											5,05	46,66		
Spirogyra	Spirogyra spec.					6,5					17,2				
Potamogeton acutifolius	Spits fonteinkruid										10				
Chara hispida	Stekelharig kransblad			25,67											
Callitriche	Sterrenkroos spec.		4		1,96			0,78	1,59	1,46	3,89	15		6,05	
Baldellia ranunculoides	Stijve moerasweegbree			0,1											
Ranunculus circinatus	Stijve waterranonkel			11,7				0,1	2	1,05	3,59			3	
Potamogeton obtusifolius	Stomp fonteinkruid									1	17,7				

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Callitriche obtusangula	Stomphoekig sterrenkroos			3	0,1			4,47	18,52	14,83	6,1			0,78	2
Chara delicatula	Teer kransblad									0,1					
Potamogeton pusillus	Tenger fonteinkruid	3	15,5	0,1	0,66	0,55		3,58	5	6,07	8,07	3,67		1,79	40
Vaucheria	Vaucheria spec.	5			29,54				2	29,62	26,75	20		8,67	
Myriophyllum	Vederkruid spec.				0,01				15	28,34	7,54			20	
Lemna polyrhiza	Veelwortelig kroos			2	2,15	6,5		0,78	0,93	2,35	4,73			2,02	
Ranunculus fluitans	Flottende waterranonkel								1						
Limnanthemum nymphoides	Watergentiaan							0,05	10,44	0,05	4,98			20,02	
Hydrodictyon reticulatum	Waternetje							10			4				
Elodea	Waterpest spec.								4		1			0,32	
Ludwigia grandiflora	Waterteunisbloem										100				
Ludwigia grandiflora	Waterteunisbloem spec.										1			1	
Hottonia palustris	Waterviolier									0,05	2	5,05			
Riccia fluitans	Watervorkje				10			1	1		1,24	0,1		1,2	
Nymphaea alba	Witte waterlelie					0,55		0,27	3,89		2,57	2		1,39	
Wolffia	Wolffia spec.							1	1		2,5			1	
Wolffia arrhiza	Wortelloos kroos							0,79			1,79				
Zannichellia	Zannichellia spec.	2	13,14	65	3,62		3	0,7		6,78	6,38	2,35	3,03	11,26	35,4
Ulva	Zeesla spec.				4							1			
Ranunculus baudotii	Zilte waterranonkel		5,78					0,1		0,1	6			42,88	

TABEL 5.1B

Presentie (% van aantal opnames per type) van aangetroffen soorten in de verschillende vegetatietypen

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Myriophyllum spicatum	Aarvederkruid	100	40	35,71	0,65	6,25		0,24	2,42	8,3	7,43			3,36	12,5
Chara canescens	Brakwaterkransblad		80												
Elodea canadensis	Brede waterpest				0,87			0,98	7,27	2,42	0,63			3,88	
Chara globularis	Breekbaar kransblad			14,29						0,35	0,38	1,82			25
Fontinalis antipyretica	Bronmos										0,13				
Nitella flexilis	Buigzaam glanswier								0,61		0,38			0,26	
Lemna gibba	Bultkroos			7,14	3,05	12,5	25	5,38	1,82	6,57	40,3			5,94	25
Wolffia columbiana	Colombiaanse wolffia										0,25				
	Darmwier spec.		10		100	6,25		0,73	1,21	3,46	4,28	3,64	2,13	4,91	50
Nitella opaca	Donker glanswier													0,26	
Potamogeton perfoliatus	Doorgroeid fonteinkruid	6,25							1,21	2,77	2,52			0,52	
	Draadwier spec.						12,5				0,13		2,13		12,5
Potamogeton natans	Drijvend fonteinkruid			21,43					0,61	2,77	1,76	1,82		0,52	
Lemna minuscula	Dwergkroos				0,65			2,93	5,45	0,35	8,69	3,64		9,04	
Ceratophyllum submersum	Fijn hoornblad				1,09	100		0,73		2,08	0,25			2,33	12,5
Potamogeton	Fonteinkruid spec.				0,65			0,24	1,21		0,63			0,52	
Chara connivens	Gebogen kransblad		10	7,14											
Potamogeton crispus	Gekroesd fonteinkruid	6,25		7,14	1,09	3,12		0,98		11,42	5,42	3,64		3,1	

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Nuphar lutea	Gele plomp					3,12			60	0,69	3,53			2,58	
Callitriche stagnalis	Gevleugeld sterrenkroos														12,5
Utricularia vulgaris	Gewoon blaasjeskruid			7,14					2,42		2,27			5,17	
Chara vulgaris	Gewoon kransblad			42,86				0,24			0,5				25
Callitriche platycarpa	Gewoon sterrenkroos				0,22			0,24	0,61	0,35	2,27			0,52	
Nitella	Glanswier spec.										0,13			0,26	
Potamogeton lucens	Glanzig fonteinkruid									0,35	1,01			0,52	
Ceratophyllum demersum	Grof hoornblad			21,43	2,4	6,25	62,5	0,24	21,82	11,07	66,37	1,82		10,34	
Najas marina	Groot nimfkruid					3,12	100								
Azolla filiculoides	Grote kroosvaren		10		0,22			2,2		0,69	2,39			7,49	
Hydrocotyle ranunculoides	Grote waternavel								0,61					0,52	
Ranunculus peltatus	Grote waterranonkel	6,25												0,78	
Potamogeton trichoides	Haarfonteinkruid							0,24			2,27			0,78	
Ceratophyllum	Hoornblad spec.				0,22			1,47	0,61		0,38			1,03	
Hydrocharis morsus-ranae	Kikkerbeet			14,29		3,12	25	0,98	6,67	4,84	24,31			4,65	
Potamogeton berchtoldii	Klein fonteinkruid			7,14						0,35	0,13				
Lemna minor	Klein kroos		10	14,29	23,09	40,62		96,09	41,21	14,19	39,29	5,45		57,11	25
Callitriche palustris	Klein sterrenkroos								0,61		0,13				
Sparganium emersum	Kleine egelskop			7,14				0,24	2,42	1,04	1,39			0,26	
Ranunculus hederaceus	Klimopwaterranonkel													0,26	
Lemna turionifera	Knopkroos								3,64	0,35	7,05			1,03	
Stratiotes aloides	Krabbenscheer						12,5		3,03	0,35	0,5			0,26	

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Chara	Kransblad spec. (kranswier)	6,25	20	14,29	0,22	3,12		0,24		0,69	0,25			0,26	
	Kroos spec.							0,24							
Chara baltica	Kustkransblad		20												
Utricularia australis	Loos blaasjeskruid													0,52	
Ranunculus aquatilis var. aquatilis	Middelste waterranonkel			7,14	0,44	3,12			0,61	1,73	0,13			3,1	
Nymphaeide	Nymphaeide spec.								0,61		0,88			0,26	
Potamogeton gramineus	Ongelijkbladig fonteinkruid			7,14											
Nitella mucronata	Puntdragend glanswier										0,88				
Potamogeton mucronatus	Puntig fonteinkruid				0,22					1,04	1,76			0,26	
Lemna trisulca	Puntkroos		10		0,22	6,25	12,5				0,38			0,26	12,5
Potamogeton pectinatus	Schedefonteinkruid	12,5	60	14,29	10,46	15,62	25	1,47	3,03	96,54	37,78	18,18	2,13	11,37	12,5
Elodea nuttallii	Smalle waterpest			7,14	0,65		25	0,24	13,33	8,3	47,36	5,45		4,91	
Ruppia maritima	Spiraalruppia		40	7,14								100	2,13		
Ruppia cirrhosa	Spiraalruppia											3,64	100		
Spirogyra	Spirogyra spec.					6,25					0,63				
Potamogeton acutifolius	Spits fonteinkruid										0,13				
Chara hispida	Stekelharig kransblad			21,43											
Callitriche	Sterrenkroos spec.		10		5,88			0,98	27,88	3,81	15,11	1,82		79,84	
Baldellia ranunculoides	Stijve moerasweegbree			14,29											
Ranunculus circinatus	Stijve waterranonkel			21,43				0,24	0,61	0,69	5,67			0,52	
Potamogeton obtusifolius	Stomp fonteinkruid									0,35	0,38				

Vegetatietype		Aarvederkruid	Brakwater-kransblad	Kranswier spec (Chara)	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Klein kroos	Nymphaeiden	Schede-fonteinkruid	Smalle waterpest/Grof hoornblad	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos - Klein kroos	Zilte waterranonkel
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam														
Callitriche obtusangula	Stomphoekig sterrenkroos			7,14	0,22			10,02	1,21	1,38	2,39			1,03	25
Chara delicatula	Teer kransblad									0,35					
Potamogeton pusillus	Tenger fonteinkruid	18,75	20	14,29	1,74	6,25		2,2	0,61	5,88	17,63	5,45		3,36	12,5
Vaucheria	Vaucheria spec.	6,25			1,31				0,61	2,77	3,53	1,82		1,55	
Myriophyllum	Vederkruid spec.				0,22				0,61	1,04	0,5			0,26	
Lemna polyrhiza	Veelwortelig kroos			7,14	1,09	6,25		0,98	13,33	5,19	50			14,21	
Ranunculus fluitans	Vlottende waterranonkel								0,61						
Limnanthemum nymphoides	Watergentiaan							0,24	13,94	0,35	3,4			0,52	
Hydrodictyon reticulatum	Waternetje							0,24			0,13				
Elodea	Waterpest spec.								0,61		0,13			1,03	
Ludwigia grandiflora	Waterteunisbloem										0,13				
Ludwigia grandiflora	Waterteunisbloem spec.										0,13			0,26	
Hottonia palustris	Waterviolier									0,35	0,13	3,64			
Riccia fluitans	Watervorkje				0,22			0,24	1,21		1,13	1,82		2,84	
Nymphaea alba	Witte waterlelie					6,25		1,22	55,76		3,27	1,82		1,81	
Wolffia	Wolffia spec.							0,49	1,21		2,02			1,81	
Wolffia arrhiza	Wortelloos kroos							0,98			4,03				
Zannichellia	Zannichellia spec.	6,25	80	7,14	2,83		12,5	1,47		10,03	4,79	10,91	6,38	3,36	62,5
Ulva	Zeesla spec.				0,87							3,64			
Ranunculus baudotii	Zilte waterranonkel		40					0,24		0,35	0,13				100

5.1.3 Beschrijving per vegetatietype

Vegetatietype met *Snavelruppia*

Dit vegetatietype komt overeen met de Associatie van *Snavelruppia* uit de 'Vegetatie van Nederland'. Deze begroeiingen zijn uiterst soortenarm; naast *Snavelruppia* komt alleen Schedefonteinkruid en (Gesteelde) *Zannichellia* regelmatig voor (Schaminée *et al.*, 1995), mits het chloridegehalte niet hoger wordt dan 4.400 mg per liter (Verhoeven, 1980b). In wateren met gemiddelde chloride-gehalten tot 2.200 mg/L en met uitschieters tot 7.800 mg/L is *Snavelruppia* de enige soort (Verhoeven, 1980b)

Dit vegetatietype komt voor in ondiep, brak water met een kleibodem (Schaminée *et al.*, 1995). Een belangrijk kenmerk zijn de schommelingen in het zoutgehalte: het zoutgehalte kan tijdens de zomermaanden zodanig oplopen dat andere plantensoorten dit niet overleven. De zomergemiddelde zoutconcentratie in het oppervlaktewater van onze dataset varieert voor dit vegetatietype tussen 4.000 - 12.000 mg Cl/L (Figuur 5.8), al kunnen incidenteel concentraties tot 22.000 mg Cl/L optreden (Figuur 5.8). Verhoeven (1979) vermeldt fluctuaties in de gemiddelde chloride concentratie tussen de 300 - 4.400 mg/L. Als uiterste waarden noemt Verhoeven 160 en 8.300 mg/L, terwijl Dierssen (1988) uitersten van 55 tot (eveneens) 8.300 mg/L aangeeft. Enige nuancering van deze grenswaarden is hierbij op de plaats. *Snavelruppia* is - tezamen met Groot zee gras - in recente jaren ook aangetroffen in het mariene milieu, zoals op droogvallende zandplaten nabij Griend (Govers & Reijers, 2021), het Balgzand (Van Katwijk *et al.*, 2005) en aan de oostzijde van de Grevelingendam in de Oosterschelde. Hiernaast wordt *Snavelruppia* ook incidenteel aangetroffen in permanent zoete wateren, zoals de Veluwerandmeren; dit komt overeen met de hierboven gerapporteerde lage minimumwaarden. Niettemin groeit deze soort gemiddeld bij lagere zoutconcentraties dan *Spiraalruppia* (zie volgend vegetatietype), wat in overeenstemming is met de literatuur.

Beide *Ruppia*-soorten zijn gebonden aan locaties die jaarrond een hoog zoutgehalte in de waterbodem bevatten. Het zoutgehalte in de waterbodem is hierbij veel stabielere in de tijd dan in het oppervlaktewater, dat veel grotere fluctuaties laat zien. Tevens blijkt o.a. uit de monitoring van brakke wateren dat *Snavelruppia* vrij beschikbaar sulfide in de wortelzone kan tolereren, soms zelf tot hoge concentraties (tot 20 á 30 met uitschieters van 60 mg H₂S/l). Andere ondergedoken waterplanten tolereren dergelijke concentraties niet.

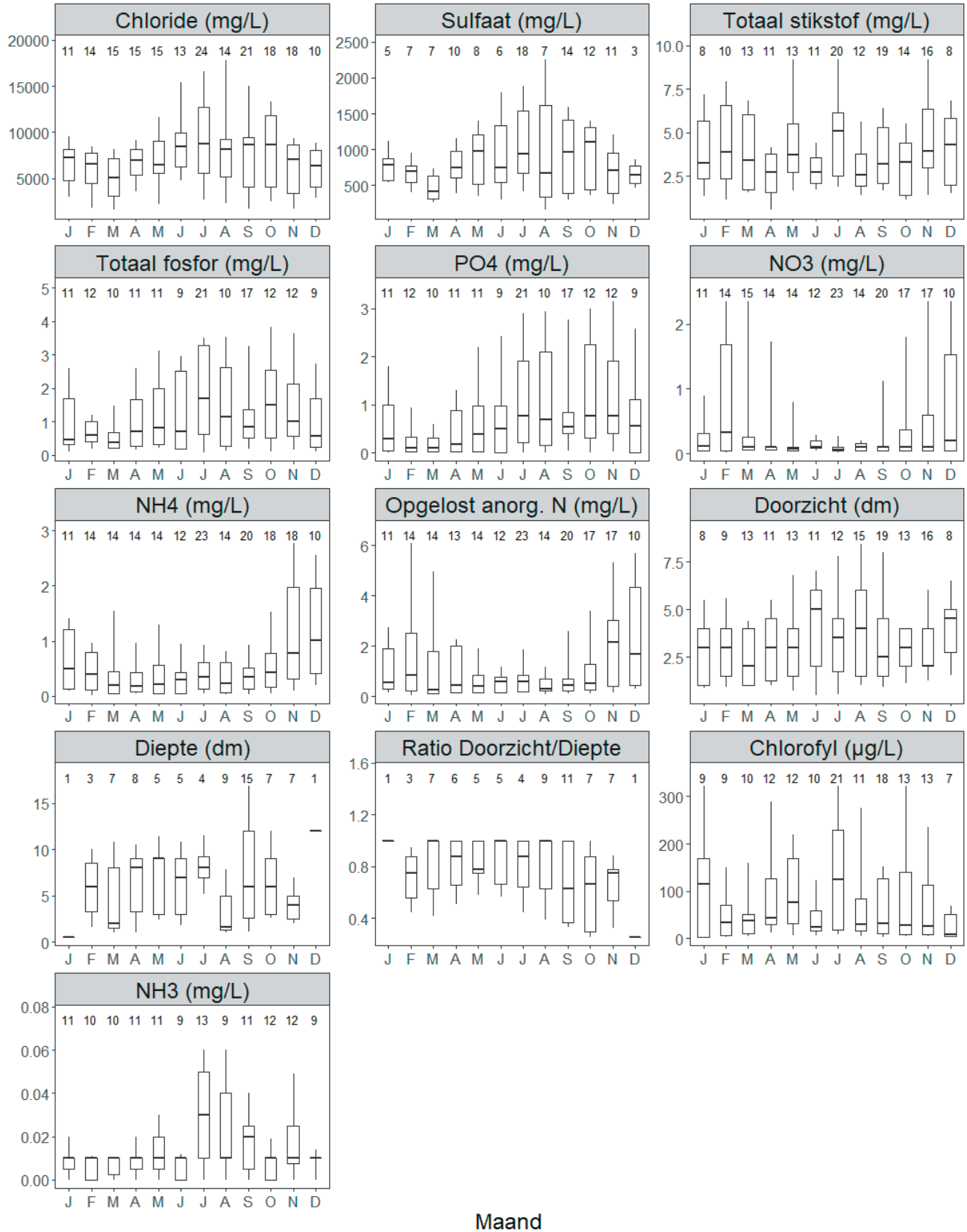
De totaal-fosfaat concentraties in de waterkolom zijn hoog en liggen in de range van 0,5 - 4 mg per liter (Figuur 5.8). De concentraties van nitraat en anorganisch stikstof zijn daarentegen (zeer) laag, vooral tijdens de zomermaanden (Figuur 5.8). Ook tijdens de wintermaanden zijn de concentraties van nitraat (en totaal opgelost anorganisch stikstof) laag, zeker in vergelijking met andere vegetatietypen.

De range van waterdieptes van de Nederlandse groeiplaatsen is 0,2 - 0,9 meter (Figuur 5.8). Het water is tijdens de start van het groeiseizoen (april, mei) tamelijk troebel met een doorzicht tussen 0,15 - 0,50 meter. Overeenkomstig zijn de chlorofyl-concentraties hoog, grofweg tussen 30 - 150 µg chlorofyl-a/L (Figuur 5.8). In het voorjaar en zomer ligt de ratio van doorzicht/diepte tussen 0,5 - 1.

In tegenstelling tot vegetaties met *Spiraalruppia* heeft *Snavelruppia* meestal een eenjarige levenscyclus. Hierdoor hebben vegetaties met *Snavelruppia* een pionierkarakter: zodra zich organisch materiaal op de waterbodem ophoopt, dan nemen Gesteelde *Zannichellia* en Schedefonteinkruid, waarna *Ruppia* kan verdwijnen (Schaminée *et al.*, 1995), en verdwijnt de soort. In poldersloten is regelmatige verwijdering van de baggerlaag daarom een belangrijke voorwaarde voor handhaving van *Snavelruppia*. De frequentie van deze reguliere schoningsronde varieert van jaarlijks op Wieringen (in de kop van Noord-Holland) tot eens per vijf tot zes jaar, zoals nabij Yerseke in provincie Zeeland (Schaminée *et al.*, 1995). In het laatstgenoemde gebied speelt zout kwelwater een rol, afkomstig uit veenpakketten die tijdens het graven van sloten zijn aangeboord. Op andere plaatsen kan golfslag (door windwerking) de bodem in pioniermilieu houden, terwijl tijdelijke droogval een soortgelijk effect heeft (zoals in veel ondiepe plassen in Plan Tureluur, op Schouwen).

FIGUUR 5.8

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met *Snavelruppia*. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



Vegetatietype met *Spiraalruppia*

Dit vegetatietype komt overeen met de Associatie van *Spiraalruppia* uit de vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995). Net als bij *Snavelruppia* zijn deze begroeiingen uiterst soortenarm: naast *Spiraalruppia* komt alleen Schedefonteinkruid en Gesteelde zannichellia regelmatig voor, alhoewel in een lagere frequentie dan voor het vegetatietype met *Snavelruppia* (Tabel 5.1; Schaminée *et al.*, 1995).

De maximale waterdiepte in Nederland voor *Spiraalruppia* bedraagt 1,2 meter (Verhoeven, 1979). In het buitenland kan *Spiraalruppia* aanzienlijk dieper groeien, tot 7 meter (Dierssen, 1988). In de Nederlandse wateren lijkt waterdiepte geen belangrijke factor te zijn voor verschil in dominantie van *Snavel-* of *Spiraalruppia*. Beide soorten groeien in eenzelfde dieptereage in de ondiepe plassen van Plan Tureluur (Beijersbergen, 2013).

Net als bij *Snavelruppia* spelen schommelingen in het zoutgehalte een belangrijke rol. Verhoeven (1980b) onderscheidt voor Nederland drie subtypen, die samenhangen met verschillen in saliniteit. Het subtype met Schedefonteinkruid verdraagt chloride-concentraties tot maximaal 18.300 mg per liter, een subtype met *Visdraad* (een algensoort: *Chaetomorpha linum*) en *Zeesla* wordt aangetroffen in water met een chloride-concentratie van maximaal 6.000 - 11.000 mg per liter en het subtype 'inops' (wat 'arm' aan soorten betekent) bestaat alleen uit *Spiraalruppia*.

Uit de monitoring van brakke wateren komt naar voren dat zowel *Spiraalruppia* als *Snavelruppia* op locaties voorkomen welke jaarrond een hoog zoutgehalte in de waterbodem bevatten, terwijl het zoutgehalte in het oppervlaktewater een veel grotere fluctuatie laat zien. Tevens blijkt o.a. uit de monitoring van brakke wateren dat *Spiraalruppia* vrij beschikbaar sulfide in de wortelzone kan tolereren, soms zelf tot hoge concentraties (tot wel 60 á 80 mg H₂S/l). Andere ondergedoken waterplanten tolereren dergelijke concentraties niet.

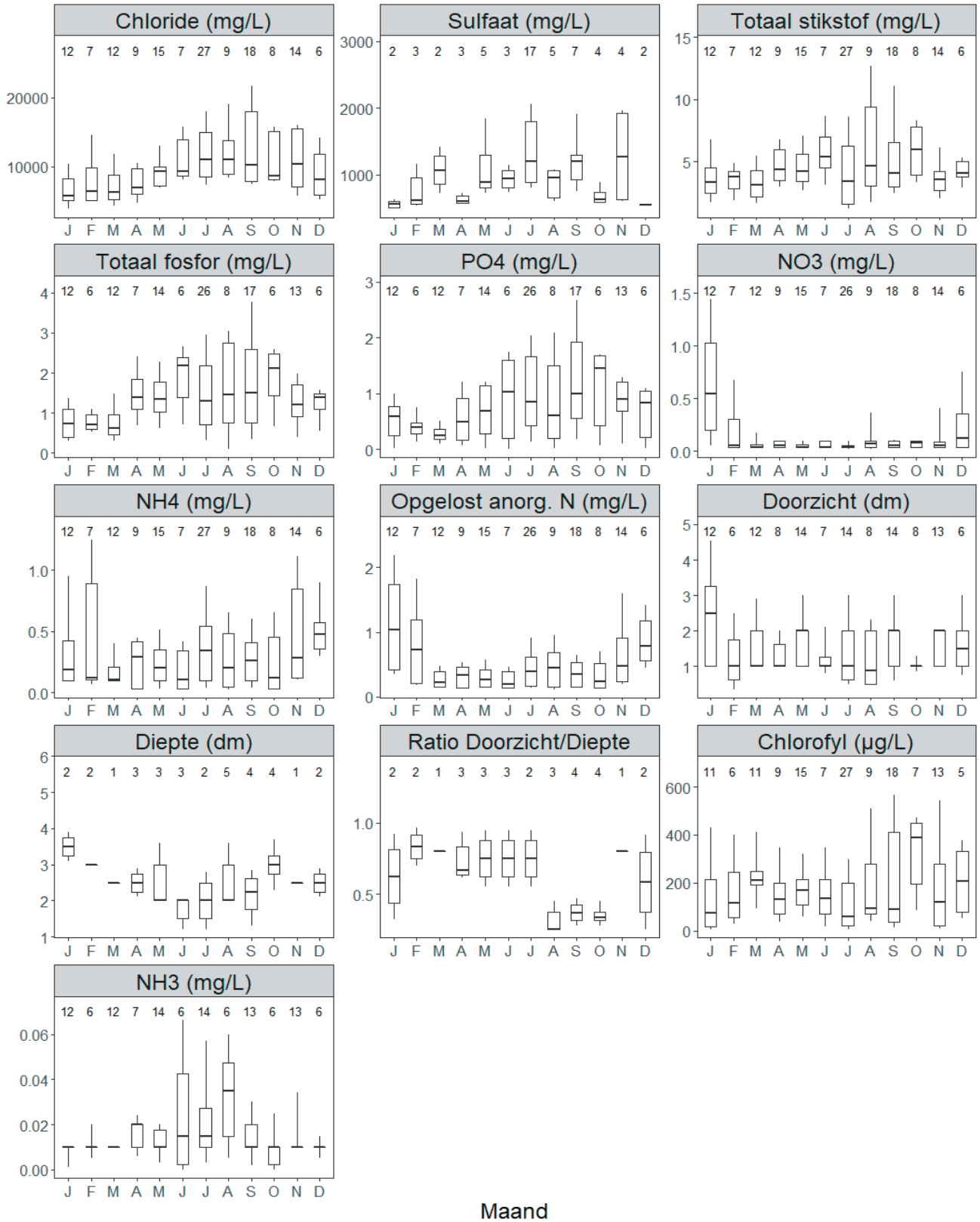
De totaal-fosfaat concentraties in de waterkolom zijn hoog; de concentraties van nitraat en totaal anorganisch stikstof zijn daarentegen laag, vooral tijdens de zomermaanden maar ook in de winter (Figuur 5.9).

De range van waterdieptes van de Nederlandse groeiplaatsen is 0,2 - 0,9 meter (Figuur 5.9). Het water is tijdens de start van het groeiseizoen (april, mei) (zeer) troebel en binnen de range van 0,15 - 0,50 meter Secchi-diepte. Overeenkomstig zijn de chlorofyl-concentraties zeer hoog, met name in het vroege voorjaar (veelal hoger dan 200 µg chlorofyl-a/L, zie Figuur 5.9). Niettemin zijn de lichtcondities nabij het sediment gunstig voor de groei van ondergedoken waterplanten gunstig op: de ratio van doorzicht/diepte ligt namelijk in de range van 0,5 - 1, terwijl voor ondergedoken waterplanten een minimum waarde van 0,6 vereist is. Dit betekent wel dat *Spiraalruppia* in dergelijke troebele Nederlandse wateren alleen in ondiep water kan groeien, op locaties waar voldoende licht tot op de bodem doordringt.

Begroeiingen van *Spiraalruppia* kunnen onder gelijkblijvende omstandigheden langdurig op een groeiplaats aanwezig zijn. Deels komt dit door de meerjarige levenscyclus van deze soort, waardoor deze soort jaarlijks vanuit de wortels kan uitgroeien. Hierdoor is deze soort waarschijnlijk minder afhankelijk van pioniercondities (zoals bij begroeiing met *Snavelruppia* wel het geval is, zie hierboven). Bij ontzilting en eutrofiëring (door stikstof) kan dit vegetatietype verdwijnen.

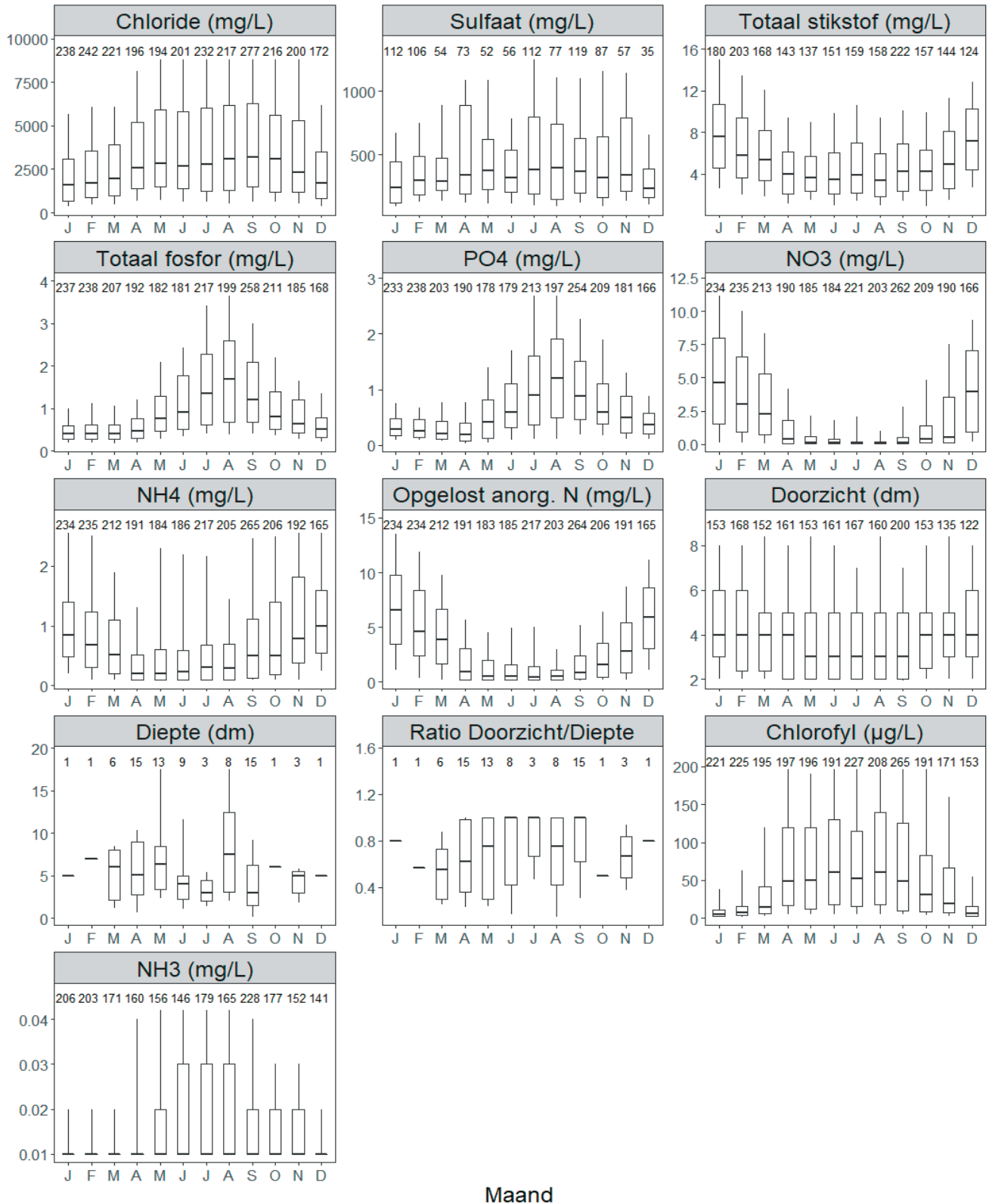
FIGUUR 5.9

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met *Spiraalarupia*. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



FIGUUR 5.10

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met Darmwier. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



Vegetatietype met Brakwaterkransblad

Dit vegetatietype komt overeen met de Associatie van Brakwaterkransblad uit de Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995). Naast Brakwaterkransblad kunnen ook andere kranswiersoorten worden aangetroffen, zoals Breekbaar kransblad, Ruw kransblad, Kustkransblad en Brokkelig kransblad. Andere begeleidende soorten zijn Zilte waterranonkel, Snavelruppia, Aarvederkruid en Zannichellia (Tabel 5.1). Dit vegetatietype is zeer zeldzaam in Nederland; om deze reden zijn er slechts een beperkt aantal waarnemingen beschikbaar voor dit vegetatietype.

Vegetaties met Brakwaterkransblad groeien in ondiep, brak water met een zandige bodem, die slechts weinig organisch materiaal bevat (Schaminée *et al.*, 1995). In de Nederlandse brakke wateren variëren de zomergemiddelde chloridewaardes tussen 600 - 1.000 mg/L; vanuit het buitenland wordt een beduidend hoger tolerantietraject van 800 - 5.000 mg/L gemeld (Corillion, 1957). Dit verschil wordt waarschijnlijk veroorzaakt door voortgaande verzoeting van de Nederlandse groeiplaatsen.

In vergelijking met andere vegetatietypen zijn de concentraties van totaal-N, nitraat en totaal-P (zeer) laag. Op basis van de lage preferentie voor totaal-P onderscheidt dit vegetatietype van andere typen.

De lage concentraties van fosfor in het oppervlaktewater van dit vegetatietype zijn opvallend, zeker omdat de fosforconcentraties in het porievocht wel relatief hoog kan zijn. Vermoedelijk is het fosfor in het porievocht gebonden aan calcium. Dit is een sterke binding, waardoor geen nalevering plaatsvindt naar de bovenstaande waterkolom (zie hoofdstuk 3).

Zoals veel kranswiersoorten is Brakwaterkransblad gebaat bij het in stand houden van pioniercondities. In poldersloten kan dit in stand blijven door jaarlijkse schoning. Tijdelijke droogval in de nazomer heeft waarschijnlijk een soortgelijk effect, maar hierover ontbreekt literatuur.

Vegetatietype met Darmwier (*Enteromorpha ssp*)

Dit vegetatietype is uiterst soortenarm; naast Darmwier is Klein kroos de enige soort die met enige regelmaat wordt aangetroffen. Alle soorten komen in (zeer) lage bedekkingen voor (Tabel 5.1). Dit vegetatietype is kenmerkend voor (zeer) brak water, grofweg binnen de range van 500 - 6.000 mg chloride per liter (Figuur 5.10). Tijdens het groeiseizoen stijgen de maxima van de gemeten chlorideconcentraties van het waterverdamping; de mediaan vertoont een veel kleinere stijging. De concentraties van totaal-fosfor bedragen bij de start van het groeiseizoen 0,3 - 1,3 mg per liter en stijgen duidelijk tijdens de zomermaanden (Figuur 5.10). De concentraties van nitraat en totaal opgelost stikstof vertonen juist een omgekeerde trend met hoge concentraties tijdens de wintermaanden en (zeer) lage tijdens de zomer.

De mediane chlorofyl-a concentratie tijdens de start van het groeiseizoen bedraagt circa 50 µg/L; de maximale waarden van chlorofyl zijn daarentegen vaak juist hoog tijdens het groeiseizoen, met waarden tot 160 - 190 µg/L (Figuur 5.10). Het water heeft veelal een doorzicht van 0,2 - 0,5 meter; de ratio van doorzicht en diepte ligt in de range van 0,3 - 1.

Vegetatietype met Smalle waterpest en Grof hoornblad

Vegetatiekundig gezien is dit vegetatietype een mix tussen twee rompgemeenschappen van Vegetatie van Nederland, namelijk die van Tenger fonteinkruid en Smalle waterpest en van Grof hoornblad (Schaminée *et al.*, 1995). Regelmatige begeleidende soorten zijn Schedefonteinkruid, Kikkerbeet en verschillende kroossoorten (Tabel 5.1).

Dit vegetatietype beperkt zich tot zwak brakke condities, met chloride concentratie tijdens groeiseizoen tussen grofweg 200 - 1.000 mg/L (Figuur 5.11). Tijdens het groeiseizoen is er geen stijging van de chloride-concentratie. Vanaf de herfst daarentegen is er wel een abrupte overgang naar een bredere range van chloride concentraties, dat vermoedelijk samenhangt met het stopzetten van de aanvoer van zoet water na afloop van het groeiseizoen.

De concentraties van totaal-fosfor zijn vrij hoog en bedragen bij de start van het groeiseizoen 0,3 - 1,0 mg totaal-fosfor per liter (Figuur 5.11). De concentraties van nitraat vertonen juist een omgekeerde trend, met hogere concentraties tijdens de wintermaanden en (zeer) lage tijdens de zomer.

Tijdens de start van het groeiseizoen bevinden de chlorofyl concentraties zich in de range van 10 - 100 µg per liter en stijgen licht in de loop van het groeiseizoen (Figuur 5.11). Het water heeft een doorzicht van 0,2 - 0,6 meter en is over het gehele groeiseizoen constant. Daardoor is de ratio voor doorzicht en diepte, die het gehele jaar in de range van 0,4 - 1,0 ligt, ook vrij constant.

Smalle waterpest sterft 's winters niet volledig af, waardoor het in de lente al dominant aanwezig kan zijn. Hiernaast zijn zowel Smalle waterpest als Grof hoornblad in staat het open water zeer snel te koloniseren. Dit geeft deze soorten bij intensieve schoning een duidelijk voordeel ten opzichte van andere waterplantensoorten.

VEGETATIE MET SMALLE WATERPEST

(Foto: Joop Schaminée)



Vegetatietype van Schedefonteinkruid

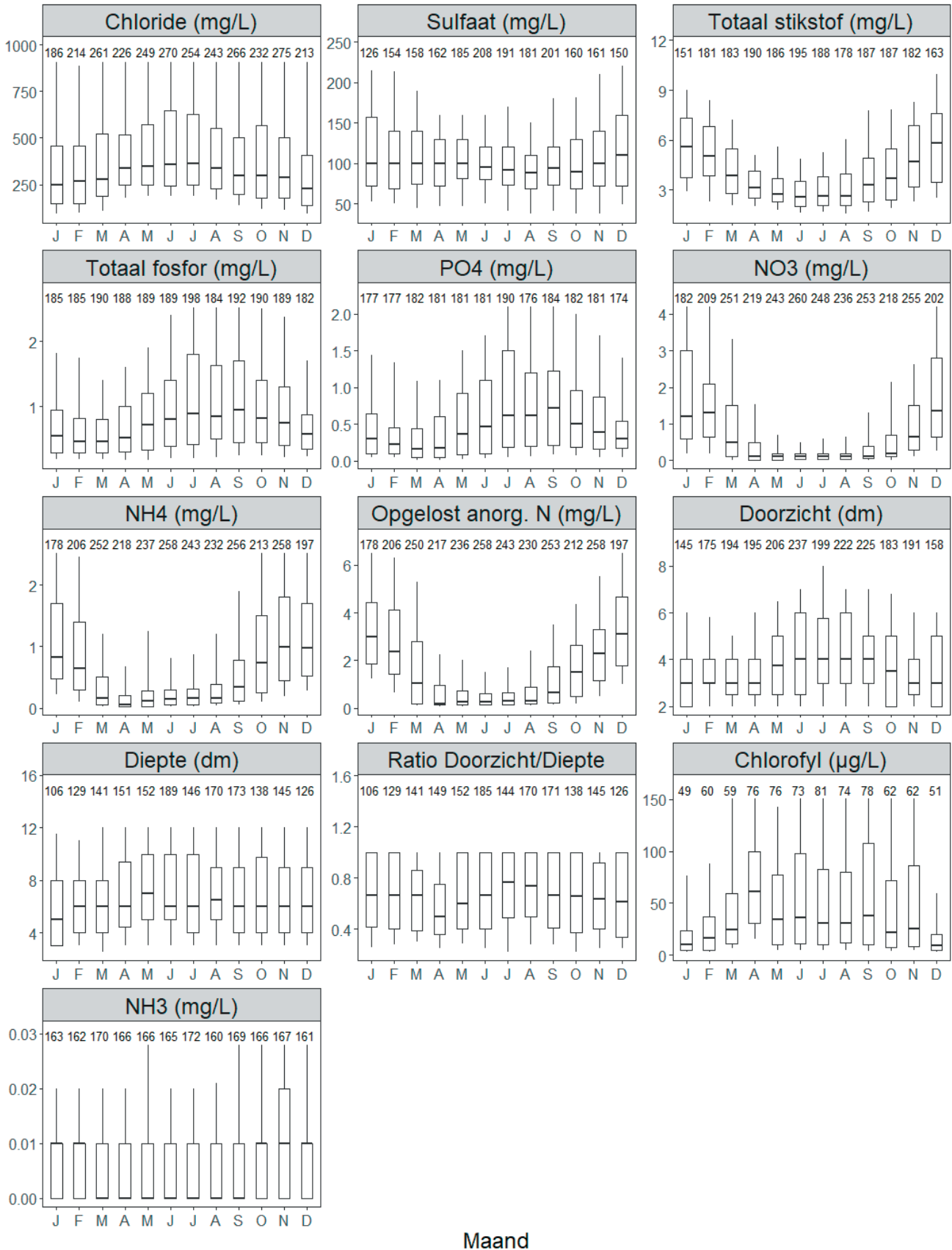
Dit vegetatietype komt overeen met de rompgemeenschap van Schedefonteinkruid en Gesteelde zannichellia en is kenmerkend voor brakke klei- en veengebieden (Schaminée *et al.*, 2015). Naast deze soorten behalen alleen Gekroesd fonteinkruid, Grof hoornblad en Klein kroos een frequentie hoger dan 10%; de gemiddelde bedekking van deze soorten is echter laag (Tabel 5.1).

Dit vegetatietype komt in een brede range van chloride concentraties voor, met zomer halfjaargemiddeldes tussen 100 - 5.000 mg/L (Figuur 5.12). Vanaf juli t/m december zijn de 90-percentiel waarden van chloride hoger dan in het eerste deel van het jaar. Dit vegetatietype is vastgesteld tot maximale waarden van 6.000 mg chloride per liter vastgesteld (Figuur 5.12), maar vanuit de literatuur is bekend dat concentraties tot 8.000 mg per liter worden verdragen (Schaminée *et al.*, 2015).

De concentraties van totaal-fosfor zijn hoog en liggen voor een groot deel van het jaar tussen 0,2 - 1 mg totaal-fosfor per liter, met een lichte stijging van de mediane en maximale waarden in de nazomer (Figuur 5.12). De concentraties van nitraat vertonen juist een omgekeerde trend, met hogere mediane en maximale waarden tijdens de winter en (zeer) lage tijdens de zomer.

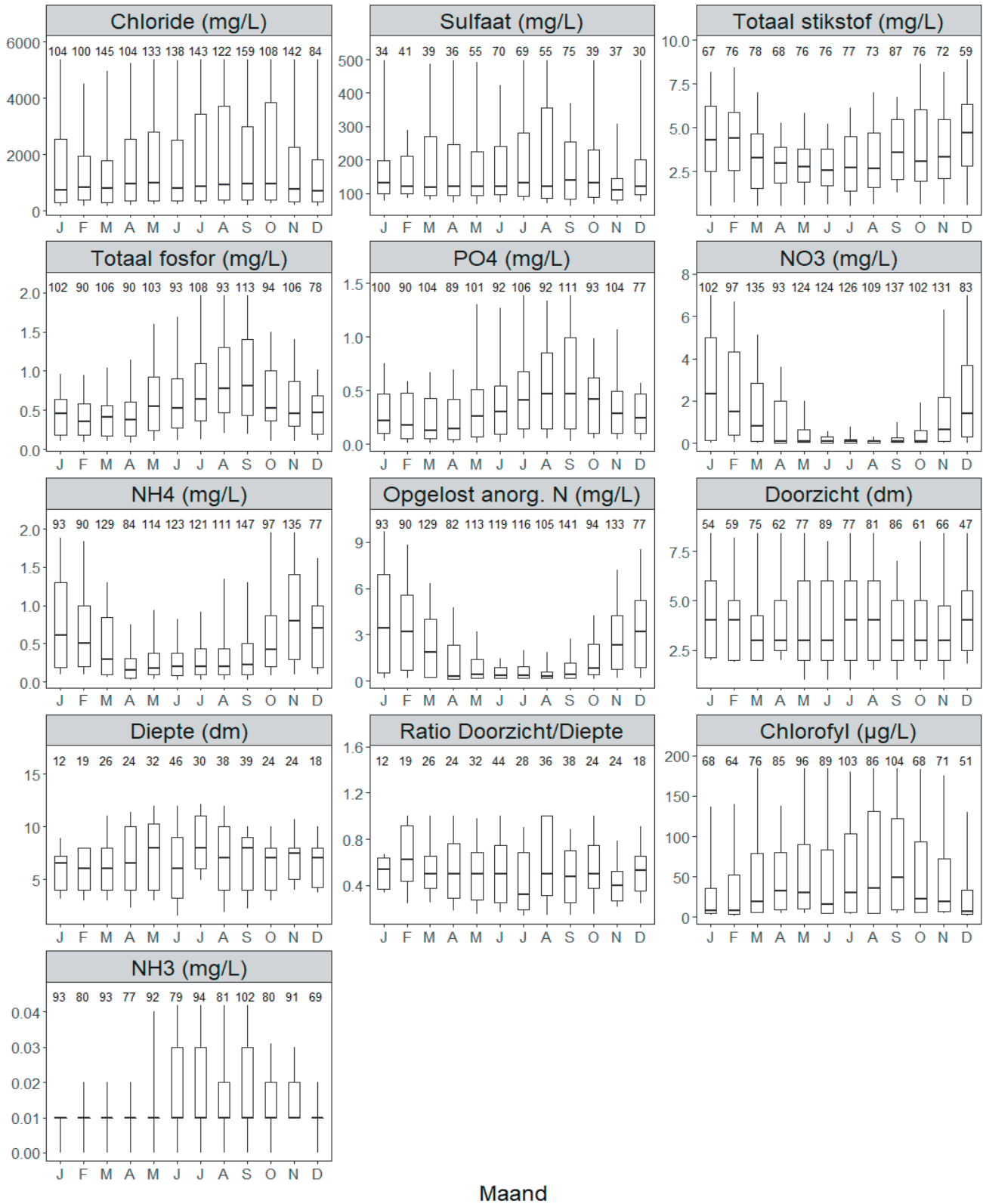
FIGUUR 5.11

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met *Smalle waterpest* en *Grof hoornblad*. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



FIGUUR 5.12

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met Schedefonteinkruid. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



De chlorofyl-a concentratie bevindt zich in de range van 10 - 80 µg per liter tijdens de start van het groeiseizoen en stijgt licht in de nazomer (Figuur 5.12). Het water heeft een groot deel van het groeiseizoen een vrij smalle range van doorzicht (0,2 - 0,6), en geldt daarmee ook voor de ratio van doorzicht met diepte, die het gehele jaar in de range van 0,25 - 0,6 ligt.

VEGETATIE MET SCHEDEFONTEINKRUID

(Foto: Joop Schaminée)



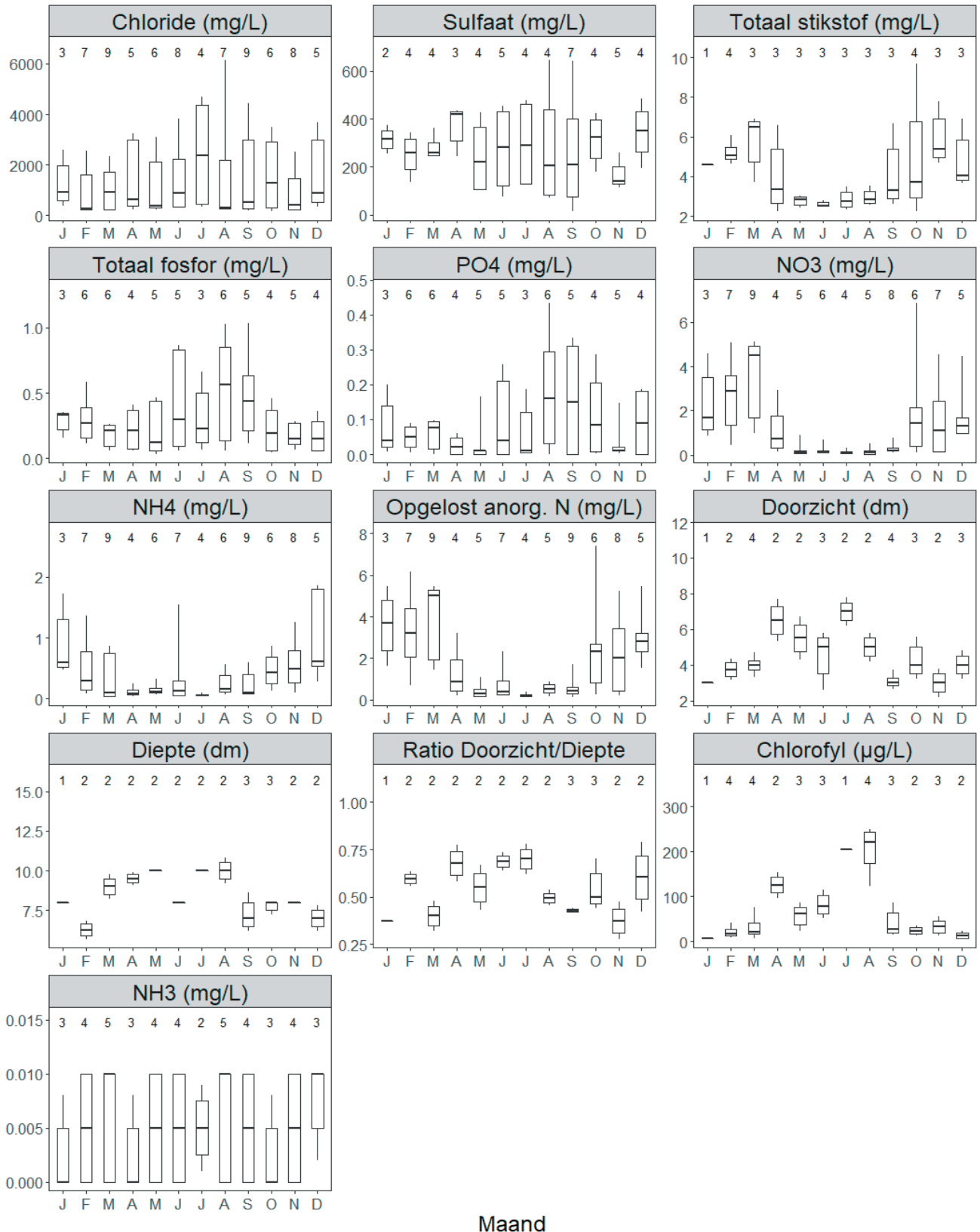
Vegetatietype met Aarvederkruid

Vegetatiekundig gezien behoort dit vegetatietype tot de rompgemeenschap van Aarvederkruid (Schaminée *et al.*, 1995). Tenger fonteinkruid en Schedefonteinkruid komen regelmatig in gemiddeld zeer lage bedekkingen voor (Tabel 5.1). De chloride concentratie tijdens de zomermaanden bedraagt maximaal circa 4.000 mg/L (Figuur 5.13), met kortdurende pieken tot circa 5.000 mg/L. Deze grenzen komen overeen met experimenteel onderzoek, waar de soort optimaal groeide bij (constante) chloride concentraties van 1.000 mg/L en 2.000 mg/L, een licht verminderde groei vertoonde bij 4.000 mg/L en vrijwel geheel afstierven bij 6.000 mg/L (Van Wijck *et al.*, 1994).

De concentraties van totaal-fosfor bedragen 0,1 - 0,6 mg/L tijdens de start van het groeiseizoen. De concentraties van opgelost anorganisch stikstof bedragen 4 - 6 mg per liter tijdens de wintermaanden en hebben (zeer) lage waarden tijdens de zomer. De bodem is veelal zandig of kleiig en heeft een lager organisch stof gehalte dan het vegetatietype van Grof hoornblad en Smalle waterpest. Onder sterk eutrofe condities kan Aarvederkruid dominant worden, ook onder brakke condities.

FIGUUR 5.13

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met Aarvederkruid. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



VEGETATIE MET AARVEDERKRUID

(Foto: Joop Schaminée)



Vegetatietype met Sterrenkroos en Klein kroos

In dit vegetatietype spelen Sterrenkroos (*Callitriche spec.*) en Klein kroos een grote rol. Naar verwachting hebben de Sterrenkroos soorten vooral betrekking op Stomphoekig sterrenkroos en Gewoon sterrenkroos. Vegetatiekundig gezien behoort dit vegetatietype tot twee rompgemeenschappen, namelijk die van Stomphoekig sterrenkroos en van Gewoon sterrenkroos (Schaminée *et al.*, 1995). Naast sterrenkroos worden alleen Schedefonteinkruid, Grof hoornblad en Klein kroos met enige regelmaat in dit vegetatietype aangetroffen (Tabel 5.1).

Dit vegetatietype groeit tot zoutgehaltes van circa 2.000 mg chloride per liter (Figuur 5.14). De concentraties van totaalbedragen 0,2 - 0,8 mg per liter tijdens de start van het groeiseizoen, met een stijgende trend tijdens de zomermaanden. De concentraties van ammonium, nitraat en opgelost anorganisch stikstof vertonen juist een omgekeerde trend, met hogere mediane en maximale waarden tijdens de winter en lage tijdens de zomer (Figuur 5.14).

De chlorofyl concentraties bedragen 30 - 300 µg/L tijdens het groeiseizoen (Figuur 5.14). Het water heeft een groot deel van het groeiseizoen een vrij smalle range van doorzicht (0,2 - 0,5). De ratio voor doorzicht en diepte ligt tussen 0,26 - 0,6, wat een matig tot slecht lichtklimaat bij de waterbodem impliceert. De gemiddelde bedekkingspercentages van de vegetatie zijn daardoor laag.

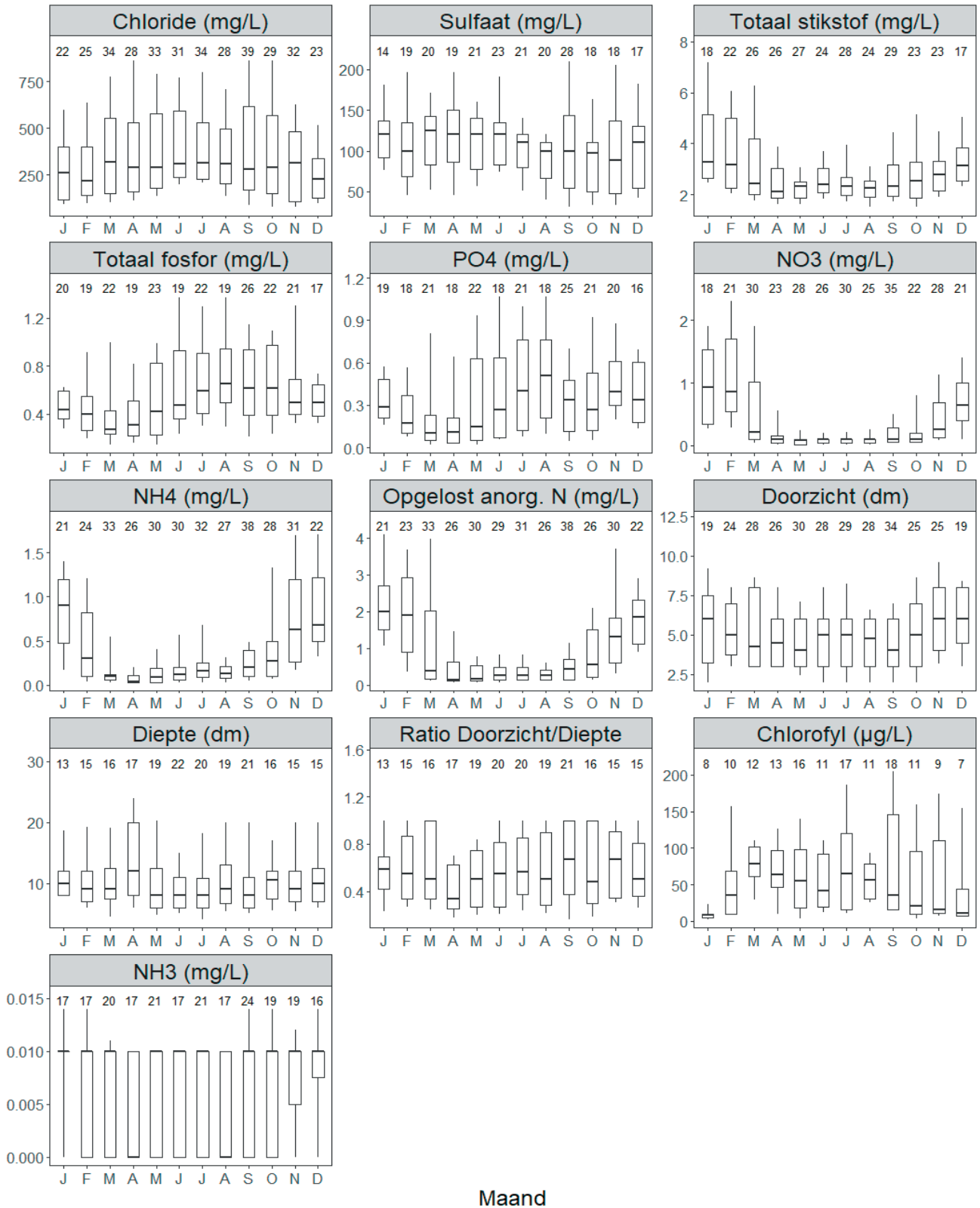
FIGUUR 5.14

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met Sterrenkroos en Klein kroos. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



FIGUUR 5.15

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met *Nymphaeiden*. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



Vegetatietype van Nymphaeiden

De soortensamenstelling van dit vegetatietype bestaat uit Gele plomp, Witte waterlelie en Watergentiaan. Andere begeleidende soorten zijn Klein kroos en Veelwortelig kroos, als ook Sterrenkroos spec., Grof hoornblad en Smalle waterpest; de bedekking van deze soorten is echter zeer laag. Andere ondergedoken waterplanten komen weinig voor (Tabel 5.1).

Dit vegetatietype komt in een smalle range van chlorideconcentraties voor, tussen 100 - 700 mg chloride/L (Figuur 5.15). De concentraties van totaal-fosfor bedragen aan het begin van het groeiseizoen 0,3 - 0,6 mg per liter, met stijgende waarden tijdens de zomermaanden (Figuur 5.15).

Het doorzicht ligt in de range van 0,4 - 0,6 meter, bij een waterdiepte van 0,7 - 1,2 meter (Figuur 5.15). Dit resulteert in een mediane ratio van doorzicht/diepte tussen 0,4 - 0,8, dat een matig tot goed lichtklimaat bij de bodem impliceert.

VEGETATIE MET NYMPHAEIDE SOORTEN, ZOALS GELE PLOMP

(foto: Joop Schaminée)

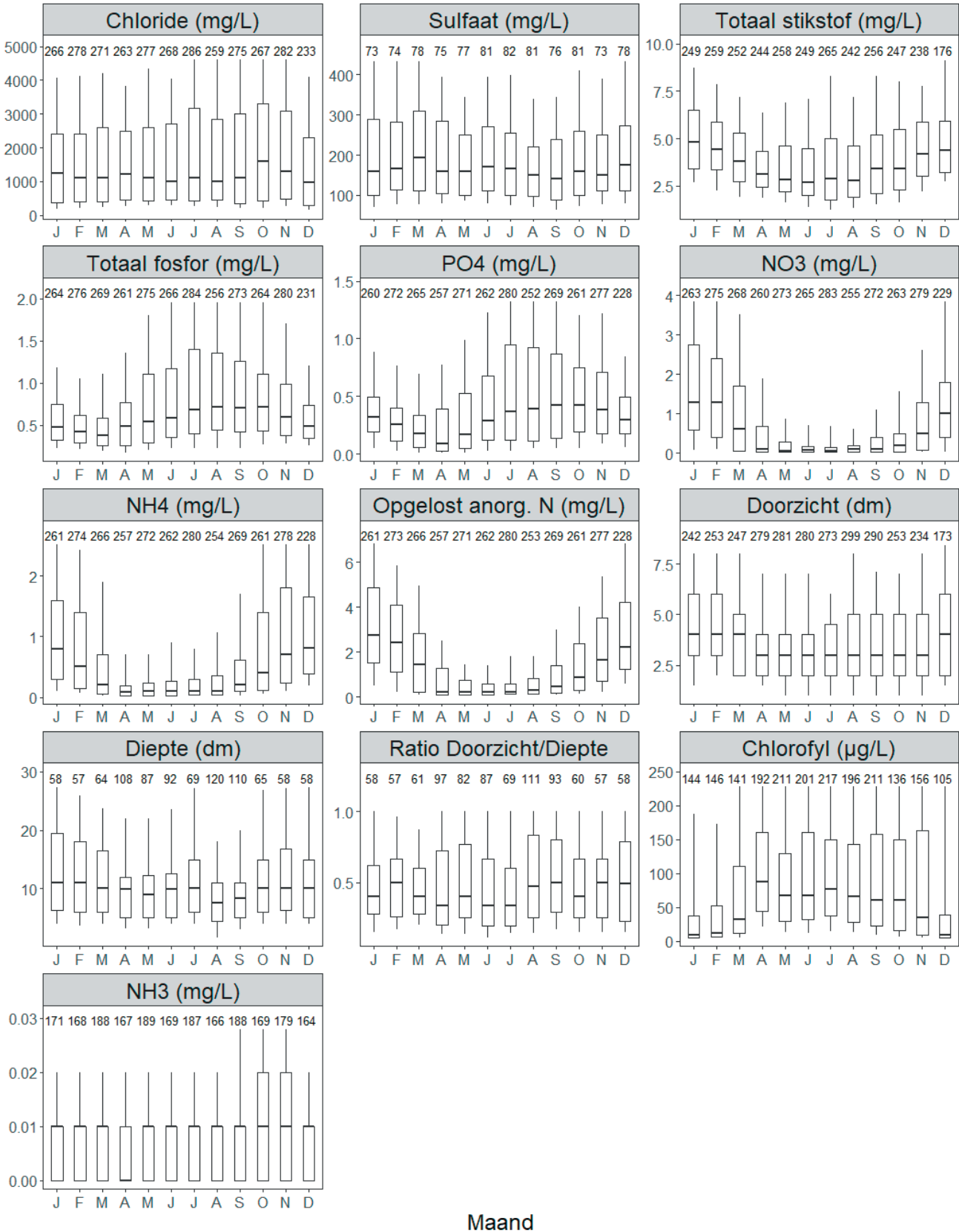


Type met Vegetatieloos water

Voor het type 'vegetatieloos water' zijn vegetatie-opnames geselecteerd waar geheel geen waterplanten groeien (dus eveneens geen draadalgen, flab of emerse vegetatie). Dit vegetatietype komt over een brede range van condities voor. De chloride concentraties liggen binnen de range van 300 - 6.000 mg/L. Opvallend is de grote overlap in nutriëntenconcentraties met andere voedselrijke vegetatietypen van licht brakke wateren, zoals die van resp. Schedefonteinkruid, Smalle waterpest en Grof hoornblad en Sterrenkroos/Klein kroos. Dit geldt zowel voor de mediane waarden als de range. De chlorofyl-waarden zijn echter wel beduidend hoger dan bij andere vegetatietypen van licht brak water: voor dit vegetatietype bedraagt de 75-percentiel waarde circa 200 µg/L (Figuur 5.16), terwijl deze waarde voor andere licht brakke vegetatietypen in de range van 100 - 120 µg/L ligt. Dit suggereert dat lichtgebrek (door een hoge biomassa van fytoplankton en/of epifytische (op planten groeiende) algen) een rol speelt bij de afwezigheid van waterplanten in dit vegetatietype.

FIGUUR 5.16

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het type 'Vegetatieloos water'. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



TABEL 5.2

10- en 90 percentielwaarden van abiotische variabelen voor de verschillende vegetatietypen tijdens het zomerhalfjaar (okt t/m maart).

vegetatietypen	Percentiel	Aarvederkruid	Brakwaterkransblad	Chara	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Nymphaeiden	Schedefonteinkruid	Smalle waterpest	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos	Vegetatieloos	Zilte waterranonkel
Chlorofyl-a (µg/L)	90	137	13	36	200	84	34	194	231	144	404	318	221	337	193
	10	35	4	22	6	10	5	16	7	12	11	10	8	32	13
Ratio Doorzicht/ Diepte	90	0,6			1,0	1,0		0,9	1,0	0,9	1,0	0,7	1,0	1,0	
	10	0,6			0,4	1,0		0,3	0,2	0,3	0,6	0,5	0,2	0,2	
Doorzicht (dm)	90	5,4			5,6	4,8	5,3	7,2	7,1	6,7	8,4	2,8	5,3	7,0	0,8
	10	3,0			2,0	1,8	3,7	2,4	1,7	2,3	1,2	0,9	1,8	1,5	0,8
NH ₃ (mg/L)	90	0,010	0,010		0,060	0,027	0,000	0,012	0,059	0,025	0,039	0,036	0,033	0,023	
	10	0,001	0,010		0,010	0,010	0,000	0,000	0,002	0,000	0,002	0,004	0,005	0,000	
NH ₄ (mg/L)	90	0,63	0,21	0,09	2,02	0,29	0,29	0,45	0,85	1,06	1,07	0,89	1,81	1,00	0,63
	10	0,07	0,08	0,05	0,10	0,07	0,04	0,06	0,07	0,07	0,05	0,05	0,09	0,04	0,10
NO ₃ (mg/L)	90	0,68	0,14	0,06	2,26	1,37	1,60	0,39	1,30	1,11	0,45	0,12	2,68	0,98	0,35
	10	0,16	0,04	0,02	0,04	0,05	0,02	0,04	0,03	0,02	0,03	0,02	0,04	0,02	0,04
Totaal stikstof (mg/L)	90	4,26	2,12	4,24	9,69	4,20	2,05	4,17	5,79	5,48	8,46	7,82	7,99	8,37	11,83
	10	2,64	0,74	2,98	1,84	1,15	1,29	1,89	0,83	2,05	1,68	1,57	1,79	1,85	2,09
PO ₄ (mg/L)	90	0,25	0,25	0,64	2,11	1,33	0,46	0,99	1,46	1,83	2,30	2,07	1,77	1,38	1,05
	10	0,00	0,01	0,08	0,20	0,03	0,04	0,11	0,07	0,06	0,03	0,08	0,09	0,06	0,00
Totaal fosfor (mg/L)	90	0,88	0,47	0,73	2,80	1,73	0,65	1,22	2,03	2,25	3,32	2,44	2,40	2,17	2,05
	10	0,08	0,03	0,20	0,44	0,12	0,15	0,23	0,25	0,21	0,18	0,30	0,25	0,27	0,05
Chloride (mg/L)	90	4177	4005	3321	10402	1805	758	1096	5474	1146	15473	18283	3550	4945	4151
	10	226	698	706	731	353	182	181	266	196	3839	7327	250	307	680

5.2 Macro-algen

Vanuit de literatuur is bekend dat macro-algen een belangrijke rol kunnen spelen in brakke wateren. Met name tijdens eutrofiëring kunnen bepaalde soorten sterk op de voorgrond treden. In onze dataset waren er echter nauwelijks vegetatie-opnames die gedomineerd werden door draadalgen of flab. Bij de ecosysteemtoestanden is weliswaar een cluster met darmwier onderscheiden, maar de bedekking van macro-algen (waaronder darmwier) was ook in deze ecosysteemtoestand zeer laag (zie voorgaande paragraaf). Om deze reden wordt in deze paragraaf volstaan met een beschrijving op basis van literatuur van macro-algen in brakke wateren.

Van de grotere algen zijn vooral de geslachten *Vaucheria*, *Enteromorpha* (darmwier) en *Cladophora* karakteristiek (Van Dam *et al.*, 2002). Den Hartog (1967) vermeldt ook soorten die behoren tot de geslachten *Ulva*, *Monostroma* en *Chaetomorpha*. Bij toename van de nutriëntengehalten en de trofiegraad, kan de biomassa van macro-algen zoals *Ulva* (zeesla), *Monostroma* en *Chaetomorpha* toenemen, en kunnen ze hogere planten verdringen. De beschikbaarheid van nutriënten bepaalt de biomassa van de macroalgen (Lavery *et al.*, 1991; Kolbe *et al.*, 1995). *Ulva* (zeesla) wordt in sterk brakke binnenwateren aangetroffen en wordt ook beschouwd als een indicator voor eutrofiëring (De Boer en Wolff, 1996). Aanvullend kunnen ook *Vaucheria*- en *Enteromorpha* (darmwier) soorten aangetroffen worden als begeleidende soorten. Den Hartog (1967) heeft specifiek de algen langs de Nederlandse kust onderzocht en noemt als veel voorkomende macro-algen in brakke wateren in het binnenland de Groenwieren Zeesla (*Ulva lactuca*), Apenhaar (*Chaetomorpha linum*) en Vederwier (*Bryopsis plumosa*) en van de Roodwieren Rood hoorntjeswier (*Ceramium rubrum*), *Polysiphonia urceolata*, *Polysiphonia nigrescens*, *Callithamnion roseum* en Iers mos (*Chondrus crispus*).

5.3 FYTOPLANKTON

In dit project is de relatie tussen de nutriëntenconcentratie en de fytoplanktonbiomassa (gemeten als chlorofyl-a) uitgebreid onderzocht; deze resultaten staan vermeld in [hoofdstuk 6](#). In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van beschikbare literatuur over de relatie tussen fytoplankton- en diatomeeënsamenstelling in relatie tot het zoutgehalte en trofieniveau.

5.3.1 Algengroepen in brak water

De soortensamenstelling van fytoplankton in brakke wateren is sterk afhankelijk van het zoutgehalte en de nutriëntenbelasting. Langs de gradiënt van licht brak naar zout water wordt over het algemeen een afname van het aantal blauwwieren en groenalgen en een toename van het aantal diatomeeën (kiezelwieren) waargenomen (zie de volgende paragraaf 5.3.2; De Pauw *et al.*, 1977). Ook is er een duidelijke seizoensdynamiek: in de winter zijn met name diatomeeën en flagellaten talrijk, terwijl in de zomer met name groenwieren, diatomeeën en cyanobacteriën domineren. In voorliggend project is voor de focus uitgegaan naar diatomeeën, omdat deze groep karakteristiek zijn in brak water (zie [par. 5.3.2](#)).

In brakke wateren kan onder eutrofe condities een sterke fytoplanktonbloei ontstaan. Kenmerkende soorten voor deze bloeien zijn euryhalie Chlorophyceae and Cyanophyceae (Den Hartog, 1967; Hof, 1993) en bloei van *Chlorococcus* sp. (Van Dam *et al.*, 2002). In eutrofe brakke wateren kunnen door sterke vertroebeling met minerale delen of humuszuren (achtergrondextinctie) toch lagere dichtheden fytoplankton optreden dan verwacht zouden worden op basis van de nutriëntengehalten en de trofiegraad (zie o.a. AquaSense, 1997).

Snelgroeïende draadalgen als *Enteromorpha* en *Cladophora*, die het licht onderscheppen (Den Hartog, 1967), kunnen aan helder water gebonden vegetatiegemeenschappen (bijv *Ruppia* spp.) verdringen wanneer eutrofiëring optreedt. Daarnaast gaan groen- en blauwwieren bij toename van de nutriëntengehalten en de trofiegraad toenemen, zodat ondergedoken waterplanten van brakke wateren worden verdrongen. Dit betreft groen- en blauwwieren die kunnen voorkomen bij een brede range aan chloridegehalten.

In de volgende paragraaf zal dieper ingegaan worden op diatomeeën (kiezelwieren), die een karakteristieke groep vormen in brak water. Op basis van een literatuuronderzoek zal ingegaan worden op de indeling van diatomeeën in zoutklassen en hoe diatomeeën reageren op wisselingen in zoutgehalten.

5.3.2 Diatomeeën

Diatomeeën zijn microscopische eencellige algen met een verkiezelde celwand, ze leven solitair of in kolonies, vrij zwevend in het water (plankton) of op het oppervlak van bodem, water- en oeverplanten, stenen en oeverbeschoeiingen (benthos, epifyton, perifyton). Vooral in het vroege voorjaar zijn ze daarop vaak als een bruin laagje zichtbaar, maar ze komen verder het hele jaar voor, vaak gemengd met andere soorten algen, zoals groenalgen.

De soortensamenstelling van de diatomeeëngemeenschap wordt sterk bepaald door de volgende chemische variabelen (Van Dam & Mertens, 2010):

- zoutgehalte (chloride);
- alkaliniteit, sterk gerelateerd aan pH en concentraties van macro-ionen (geleidbaarheid);
- nutriëntenconcentraties, vooral fosfaat en silicium en in mindere mate anorganische stikstof;
- zuurstofhuishouding;
- microverontreinigingen (zware metalen, bestrijdingsmiddelen).

Daarnaast zijn fysische factoren als stroomsnelheid en frequentie van droogval belangrijk (Van Dam e.a. 1994) voor de soortensamenstelling. Het seizoen heeft ook een sterke invloed op de soortensamenstelling van diatomeeën in brakke wateren (Vijverman & Coppejans, 1987; Wilderman, 1987; Busse e.a. 1999; Bak e.a. 2001; Van Dam, 2009). Afgezien van het seizoen is er ook een zelfstandige invloed van de watertemperatuur (Snoeijs & Weckström, 2010). Daarnaast is er invloed van het substraat en biotische factoren als begrazing door slakken en insectenlarven (Van Dam & Mertens 2010).

Indeling in zoutklassen

Na de beschrijving van de eerste diatomeeënsoorten werd al gauw ontdekt dat het zoutgehalte van doorslaggevende betekenis is voor hun ontwikkeling. Zo kon Harting (1852) al aan de hand van gefossiliseerde kiezelschaaltjes van diatomeeën de afwisseling van zoete afstroom van het veengebied en transgressies met brak en zout water in de bodem van Amsterdam beschrijven.

Kolbe (1927) formuleerde de eerste indeling van diatomeeën met betrekking tot de relatie met het zoutgehalte (halobie). Hierbij verdeelde hij de soorten in drie hoofdgroepen: euhalobieën, mesohalobieën en oligohalobieën, waarbij de laatste groep nog is onderverdeeld in halofielen, indifferenten en halofoben. Dit systeem is verder uitgewerkt door Hustedt (1953). Het laatste systeem is ook gebruikt door Van der Werff & Huls (1957-1974) voor de 'Diatomeeënflora van Nederland'. Dit systeem is overgenomen door Van Dam e.a. (1994), die voor meer dan 1.000 taxa uit het zoete en zwak brakke water ook de betreffende halobieklassen vermelden (Tabel 5.3). De toekenning van de klassen aan de soorten is geschied op analyse van (vaak kwalitatieve) literatuurgegevens en eigen kwantitatieve en kwalitatieve gegevens. Ondanks de beperkingen van dit systeem (zie bijvoorbeeld Denys, 2004) wordt het in de actuo- en paleolimnologie zeer veel gebruikt.

TABEL 5.3

Indeling van diatomeeën naar zoutgehalte (halobie) (Van der Werff 1957-1974, Van Dam e.a. 1994).

		Cl ⁻ (mg/l)	Saliniteit (‰)
1	zoet	< 100	< 0,2
2	zoet-brak	< 500	< 0,9
3	brak-zoet	500 - 1000	0,9 - 1,8
4	brak	1000 - 5000	1,8 - 9,0
5	brak-marien	5000 - 10000	9,0 - 18,0
6	marien-brak	10000 - 17000	18,0 - 30,0
7	marien	> 17000	> 30,0

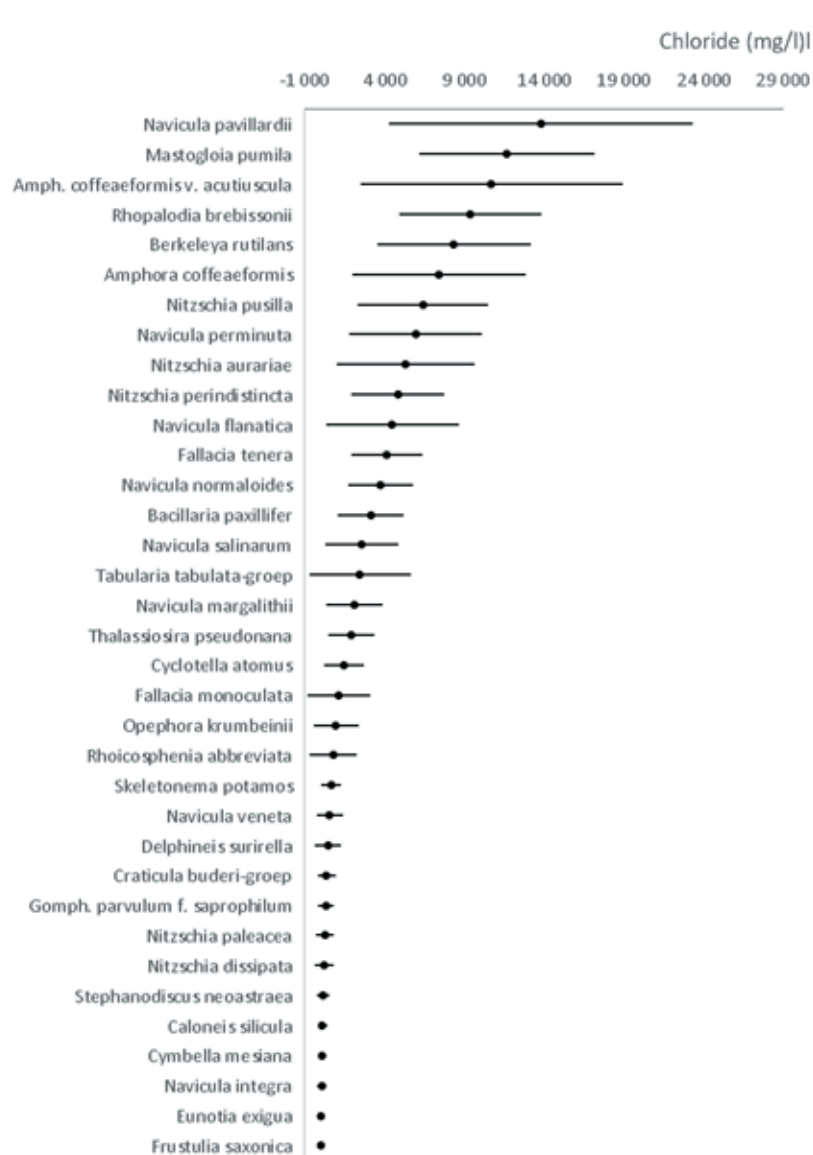
Na analyse van verschillende moderne datasets uit estuaria, meren en rivieren concludeert Potapova (2011) dat er voor de verdeling van diatomeeën geen discontinuïteiten ('salinity thresholds') zijn over de reeks saliniteiten van 0 tot ruim 30‰. Dit komt omdat diatomeeën eencellig zijn, met een korte levenscyclus. Ze vermenigvuldigen zich ongeveer dagelijks door celdeling. Hierdoor is de soortensamenstelling van een diatomeeënmonster een respons op de abiotische condities op de voorafgaande periode van enkele weken tot een maand. Om deze reden zijn diatomeeën minder of niet indicatief voor abiotische condities over langere tijdsperiodes.

Optimale zoutconcentraties

In het kader van het verzuringonderzoek publiceerden Ter Braak & Van Dam (1989) een methode om de pH te schatten van het water waaruit historische diatomeeënmonsters zijn genomen. Uit de verdeling van een aantal veelvoorkomende soorten in een dataset van 90 moderne monsters met bekende pH zijn de optimale waarden en de toleranties van de soorten voor de pH geschat. Sindsdien is deze methode door verschillende onderzoekers, ook voor andere milieuvariabelen dan pH gebruikt.

FIGUUR 5.17

Chloride-optima en toleranties van geselecteerde soorten uit 5.143 monsters van Nederlandse zoete en brakke wateren (Van Dam, 2013).



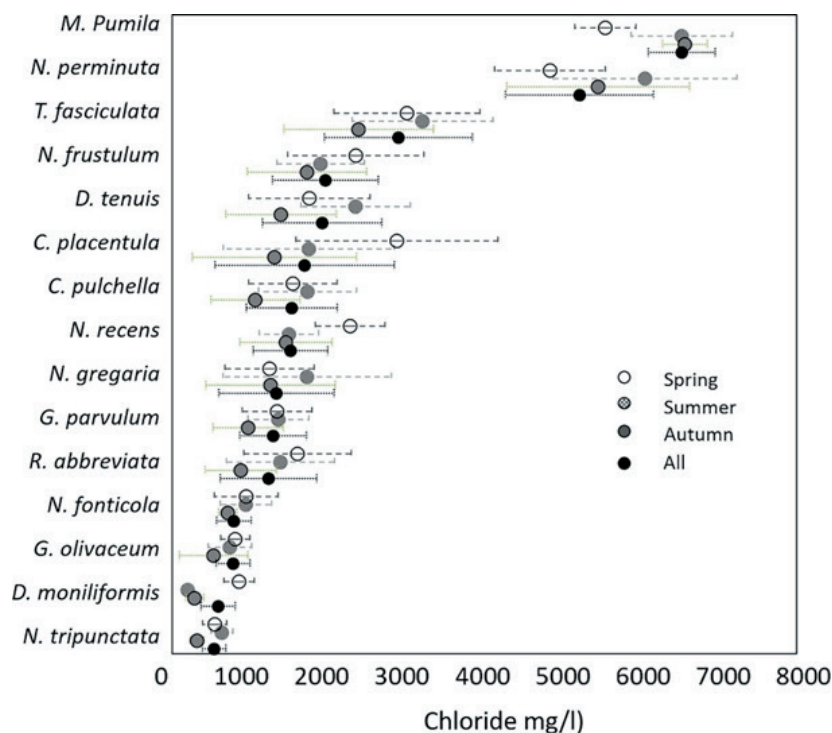
Juggins (1992) gebruikte de methode voor het vaststellen van saliniteitsoptima en -toleranties van diatomeeën uit de Thames en het berekenen van historische zoutgehalten van deze rivier uit oude sedimenten. Potapova (2011) geeft een overzicht van soortgelijke studies in het buitenland. **Figuur 5.17** geeft de chloride-optima en toleranties van 35 Nederlandse taxa weer, geselecteerd uit de Limnodata Neerlandica. De toleranties in deze grafiek en ook die in de grafieken van buitenlandse auteurs (zie Potapova 2011 voor een selectie) hebben niet betrekking op de variaties van de zoutconcentratie op één plek, maar zijn een maat voor de spreiding van de (gemiddelde) zoutconcentraties. Deze spreiding van de (gemiddelde) zoutconcentraties zijn gemeten op de vindplaatsen van de betreffende taxa. Deze toleranties zeggen dus in theorie niets over de mate waarin de taxa de fluctuaties op één plek verdragen, hoewel het valt te verwachten dat taxa die op plaatsen met zeer verschillende zoutgehalten kunnen voorkomen ook de fluctuaties van zoutgehalten op één enkele plek goed kunnen verdragen.

Brakke wateren onderscheiden zich vaak van zeewater en zoet water door de grotere fluctuaties van de ionenconcentraties (Heerebout, 1970). Deze fluctuaties hebben ook invloed op de soortensamenstelling. Zo vermeldt Cholnoky (1968) dat de soortensamenstelling van diatomeeën in brakke wateren - met een gemiddelde chlorideconcentratie als die van zee-water - compleet verschilt met de soortensamenstelling in zeewater. Ook andere auteurs geven aan dat de fluctuaties van de ionenconcentraties van groot belang zijn (Vyverman & Coppejans, 1987; Ziemann, 1991). Echter, in al deze publicaties ontbreken (verwijzingen naar) details met betrekking tot de exacte soortensamenstelling.

Goldenberg Vilar et al. (2018) onderzochten de invloed van het seizoen op de chloride-optima en toleranties van diatomeesoorten in wateren van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (**Figuur 5.18**). De soortensamenstelling veranderde in de loop van het jaar niet sterk, maar dit was wel het geval met de onderlinge verhoudingen van de abundanties. De optima voor chloride verschilden tussen soorten. Dat hangt samen met de invloed van andere milieufactoren, die in de verschillende seizoenen anders kan zijn. Ook in dit onderzoek werd echter niet aangegeven hoe de fluctuaties van het chloridegehalte het voorkomen van de verschillende soorten beïnvloedt.

FIGUUR 5.18

Chloride-optima en toleranties van geselecteerde soorten uit 96 monsters van Hollands Noorderkwartier (Goldenberg Vilar et al, 2018).



Brakke wateren zijn vaak (overmatig) voedselrijk en het is daardoor lastig om vast te stellen in hoeverre nutriënten invloed hebben op de soortensamenstelling. Een zeldzame studie waarin voor brakwaterdiatomeeën (kwalitatief) de invloed van nutriënten op de soortensamenstelling wordt aangegeven is die van Stachura-Suchoples (2001). Weckström e.a. (2007) rapporteren een sterke toename van planktonische diatomeeën in de Finse Golf bij eutrofiëring, terwijl de diversiteit van de bentische diatomeeën achteruit gaat.

Conclusies met betrekking tot de invloed van wisselende chloridegehalten op de soortensamenstelling van diatomeeën

Diatomeeën zijn eencellig en hebben een korte levenscyclus. Ze vermenigvuldigen zich ongeveer dagelijks door celdeling. Hierdoor is de soortensamenstelling van een diatomeeënmonster een respons op de abiotische condities op de voorafgaande periode van enkele weken tot een maand. Ze zijn minder tot niet indicatief voor abiotische condities over langere tijdsperiodes. Daarom is het niet goed mogelijk om uit de beschikbare chloridegegevens exact te weten te komen hoe het verloop van de chlorideconcentratie is tijdens de periode voorafgaand aan de diatomeeënmonitoring. Daarvoor zouden chloridegehalten per dag of per week nodig zijn. Wellicht kan dit opgelost worden door de locaties op grond van het patroon van jaarlijkse chloridefluctuaties in te delen in een aantal klassen variërend van weinig tot zeer sterke fluctuaties. Vanuit praktisch oogpunt kan wel een min of meer arbitraire indeling (bijvoorbeeld als in bovenstaande [Tabel 5.3](#)) worden gemaakt, die dan wordt aangevuld met een tweede criterium als chloridefluctuatie, bijvoorbeeld zwak, matig, sterk, die voor elke klasse dan nog wel wat gekwantificeerd kan worden. Vast en zeker zal het voor diatomeeën verschil maken of er korte piekblootstelling aan een hoge zoutconcentratie is of een langere blootstelling aan een matig hoge zoutconcentratie. De data in de beschikbare gegevensbestanden zijn echter niet toereikend om hier uitspraken over te doen.

5.4 ZOÖPLANKTON

5.4.1 Effecten van chloride

Het zoöplankton kent weinig specifieke brakwatersoorten: er zijn relatief veel Ciliaten en Copepoden en weinig filterfeeders te vinden in brak water (Van Dam *et al.*, 2002). Deze groepen hebben echter - vergeleken met de grote watervlooiën - een geringere graasefficiëntie op algen. Ook komen de larven van predatoren als aasgarnaal (*Neomysis integer*) en brakwatersteurgarnaal (*Palaemonetes varians*) in brakke wateren veel voor en deze nemen een belangrijke plaats in het voedselweb in brakke wateren (zie [par. 5.8](#)). Zij prederen op zoöplankton met als gevolg een relatief lage begrazing van de algen in brakke wateren (Van Dam *et al.*, 2002). De geringe graasefficiëntie op algen door het wegvallen van Daphnia-soorten in combinatie met de predatie van zoöplankton door aas- en brakwatersteurgarnaal, maakt dat de relatie tussen zoöplankton en algen anders verloopt in brakke wateren: in deze wateren is de invloed van het zoöplankton op de hoeveelheid fytoplankton gering.

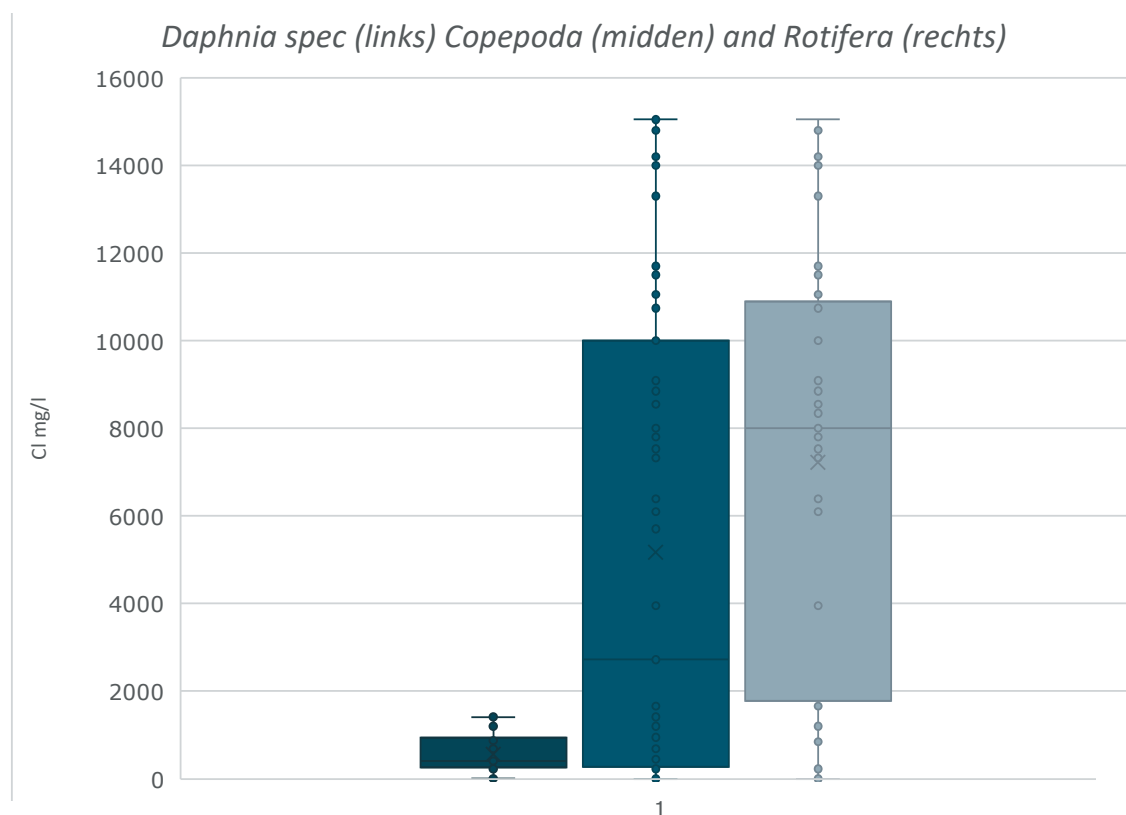
De soortensamenstelling van zoöplankton in brakke wateren is afhankelijk van verschillende factoren. De belangrijkste bron van variatie blijkt het chloridegehalte te zijn, hoewel het aantal echt brakwatersoorten gering is. Met het chloridegehalte zijn pH, temperatuur, fosfaat en chlorofyl vaak gekoppeld. Daarnaast speelt in de grotere wateren ook de diepte een rol.

Binnen het zoöplankton hebben verschillende soorten een verschillende tolerantie voor het zoutgehalte. De meeste soorten *Daphnia* verdwijnen bij hogere chloridegehalten. Alleen *Daphnia magna* kan wel hogere chloridegehalten verdragen (Lampert & Rothouapt, 1991; Ortells *et al.*, 2005).

Er was een specifieke dataset van Scheldestromen beschikbaar met gegevens over de soortensamenstelling van de zoöplanktonpopulatie en de waterkwaliteit. Het onderzoek bestrijkt een grote tijdspanne van 1992 tot 2017. [Figuur 5.19](#) geeft een boxplot weer met het gemiddelde en de uiterste waarden voor het chloridegehalte waarbij *Daphnia* soorten (behorende tot de Crustacea, kreeftachtigen), Copepoda (Eenoogkreeftjes of Roeipootkreeftjes) en Rotatoria (Raderdier) zijn aangetroffen in brakke wateren. Het onderzoek is gebaseerd op meerdere bemonsteringen per jaar, waarbij ook op verschillende tijdstippen soms weer andere soorten zijn waargenomen. In deze dataset is *Daphnia magna* (als enige *Daphnia*-soort) waargenomen bij beduidend hogere chlorideconcentraties, namelijk bij 1.200 mg/L - 1.400 mg/L. Dit kan worden verklaard door de hogere zouttolerantie van specifiek deze *Daphnia*-soort (zie hierboven).

FIGUUR 5.19

Het voorkomen van *Daphnia* (meerdere soorten), Copepoda en Rotatoria als functie van het chloridegehalte (mg/L). De analyse is gebaseerd op een data set van Scheldestromen van 1992 - 2017.



In de literatuur wordt een maximum tolerantieniveau van *Daphnia magna* voor NaCl weergegeven van 3.680 ppm for NaCl (Anderson, 1950). Deze waarde is hoger dan het hoogste niveau dat is gerapporteerd door Jeppesen et al. (1994; 2007). Omdat de grote watervlooien zoals de *Daphnia*-soorten bij hogere chloridegehalten verdwijnen, treedt in brak water een verschuiving op van de grote watervlooien naar de kleinere eenoogkreeftjes (of roeipootkreeftjes) (Copepoda) en raderdiertjes (Rotatoria) bij toenemend chloridegehalte (Sommer and Sommer, 2006; Jeppesen *et al.*, 1994; Moss, 1994). Deze verschuiving is duidelijk waarneembaar in [Figuur 5.19](#) op basis van de dataset voor brakke wateren.

5.4.2 Effecten van ammoniak

Zowel NO₃ (nitraat) als NH₃ (ammoniak) hebben een relatie met de abundantie van zoöplankton. NH₄ (ammonium) heeft een positief effect, terwijl NH₃ een negatief effect heeft en giftig is voor zoöplankton. De tolerantie voor NH₃ kan verschillen tussen zoöplanktonsoorten. Zo vond Yang et al. (2017) een hogere tolerantie van *Brachionus* soorten (behorende tot de Rotatoria, i.e. Raderdiertjes) voor NH₃ vergeleken met Cladocera en Copepoda. Voor sommige soorten is een acute grenswaarde gevonden, bijvoorbeeld voor de mariene Copepode *Pseudodiaptomus pelagicus* (LC50 of 1,08 ± 0,30 mg NH₃/l). Er zijn andere Copepoda die gevoeliger zijn (Kennedy et al., 2019).

5.5 MACROFAUNA

Voor het onderdeel macrofauna stonden de volgende twee vragen centraal:

- wat is de tolerantie van macrofauna in brakke wateren voor chloride concentraties en wisselingen daarin? En zijn op basis hiervan typerende brakwatersoorten aan te wijzen?
- Zijn er ecologische toestanden te beschrijven voor macrofauna in Nederlandse brakke wateren als indicatie voor een ecologische kwaliteitsrange van goed naar slecht?

De resultaten van het onderzoek aan macrofauna met betreffende het eerste bullet point zijn verschenen in Van Riel & Verdonschot (2020). In dit rapport wordt een samenvatting gegeven van de belangrijkste resultaten met betrekking tot een uitgevoerde clusteranalyse van de macrofauna gegevens van brakke wateren.

5.5.1 Aanpak

Voor beantwoording van bovenstaande vragen is gekozen voor een data-gebaseerde aanpak. Hiervoor zijn door de waterschappen abiotische en biologische meetgegevens aangeleverd voor Nederlandse brakke wateren. Uit deze ruwe data is een dataset samengesteld en afgestemd, zodat de data onderling vergelijkbaar is wat betreft tijd, abundantie, naamgeving en methoden. Voorts is een overzicht gemaakt van beschikbare gegevens uit literatuur betreffende zouttolerantie bij macrofauna. Deze gegevens zijn niet meegenomen in de data-analyses, maar wel gebruikt bij de interpretatie van de data. De resultaten van de analyse berusten daardoor geheel op data die door waterschappen is aangeleverd.

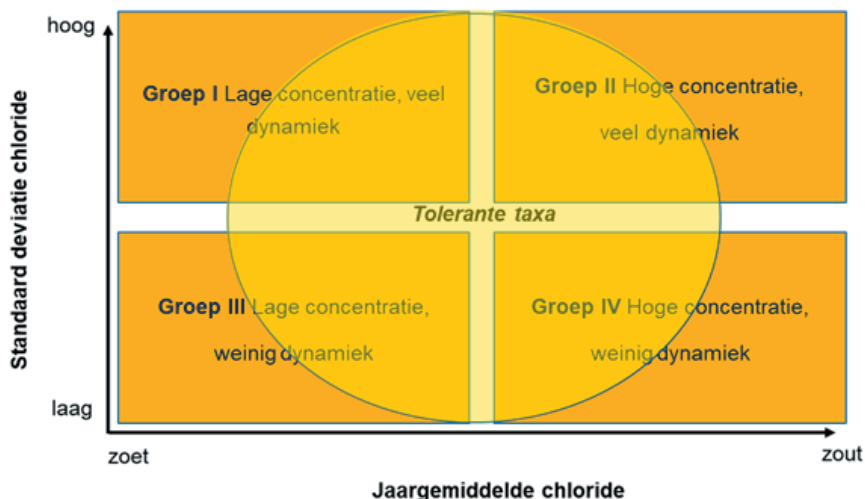
5.5.2 Effecten van chloride

Macrofauna taxa kunnen ecologisch worden gegroepeerd op basis van de range in chloride waarbij ze voorkomen en de dynamiek (variëaties in zoutconcentraties) die op de locaties waargenomen is. Dit kan worden geschematiseerd in een diagram met op de x-as de gemiddelde chlorideconcentratie en op de y-as de standaarddeviatie met hierin vier kwadranten (Figuur 5.20). Deze figuur laat zien dat de macrofauna in Nederlandse brakke wateren bestaat uit tolerante soorten en uit “echte” brakwatersoorten die wisselingen in chloridegehalten al dan niet kunnen verdragen. Meer specifiek kunnen we deze groepen soorten als volgt karakteriseren:

- De zoetwaterspecialisten: dit zijn macrofauna soorten met een gevoeligheid voor hogere chlorideconcentraties en die juist voorkomen bij lage chlorideconcentraties en lage dynamiek (groep III in figuur 5.20).
- De brakwaterspecialisten: dit zijn macrofaunasoorten met een gevoeligheid voor lagere chlorideconcentraties; (groepen II en IV in figuur 5.20). Deze groep is relatief schaars in de dataset en betreft ca. 5% van het totale aantal taxa.
- De tolerante soorten: dit zijn macrofaunasoorten die een grote mate van tolerantie hebben voor chloride en bij zowel lage als relatief hoge chloridegehalten gevonden wordt. Zoete soorten die voorkomen bij een hoge dynamiek (Groep I in figuur 5.20), vallen hier ook onder. De tolerante soorten worden gepresenteerd door de cirkel in figuur 5.20 en vormen een groot aandeel ten opzichte van de andere groepen macrofauna in Nederlandse brakke wateren.
- De zoutwatersoorten: dit zijn soorten die leven in sterk brakke tot zoute wateren die weinig schommelingen kennen in zoutgehalte (Groep IV).

FIGUUR 5.20

Chloride-preferentie-kwadranten macrofaunataxa op basis van voorkomen bij verschillende (variëaties in) zoutconcentraties (Van Riel & Verdonschot, 2020).



In de lijst “macrofaunalijs zouttolerantie 2019” (Van Riel & Verdonschot, 2020) is aangegeven in welke zoutklassen soorten voorkomen en bij welke variaties. Met deze informatie kan voor ieder taxa in de lijst bepaald worden tot welke ecologische groep uit de kwadranten in [figuur 5.20](#) de soort behoort.

Opvallend is dat de chloridetolerantie op basis van de gegevens uit de literatuur structureel lager ligt dan in de nieuwe dataset samengesteld in dit project. De vraag is wat dit verschil veroorzaakt; geeft de literatuur aanvullende informatie over het voorkomen van macrofaunasoorten in niet-zoete wateren in een andere tijdsperiode? De chlorideconcentraties waren, als gevolg van voortschrijdende verzoeting en verzilting, een aantal decennia geleden immers anders dan nu.

De samengestelde dataset laat verschillen zien tussen de beheergebieden van de individuele waterbeheerders. Zo zijn er soorten die in de dataset van het ene waterschap alleen in zoutklasse 1 (<1.000 mg Cl/L) voorkomt, terwijl dezelfde soort bij een ander waterschap in zowel klasse 1 als klasse 2 (>1.000 mg Cl/L) is gevonden. Dit verschil is deels gerelateerd aan de karakteristieken van de in die gebieden beschikbare wateren. Dit betekent dat zouttolerantie op de manier waarop het in deze verkenning geformuleerd is, beïnvloed wordt door de range in chlorideconcentratie van de plek waar de soort gevonden is. Het zegt dus nog niet alles over de maximale zoutconcentraties waar de soort voor zou kunnen komen, want om dat te kunnen concluderen moeten er locaties in de dataset aanwezig zijn met voldoende hoge zoutwaarden en de desbetreffende soorten moeten ook in die regio voorkomen en de locaties kunnen bereiken. Nader bekijken van de regionale verschillen is waardevol om fysiologische grenzen van organismen te onderscheiden van de effecten van aan- en afwezigheid van soorten als gevolg van biogeografische verschillen.

Tenslotte is het waardevol specifiek te kijken naar ontwikkelingen in macrofaunalevensgemeenschappen in de tijd bij fluctuerende chloridegehalten. Is er sprake van een opeenvolging van zoete en brakke soorten bij wisselende omstandigheden gedurende het jaar of tussen jaren bij verzilting of verzoeting? De koppeling tussen chlorideconcentraties en het voorkomen van macrofauna is nu gebaseerd op enkele voorjaars en/of najaars macrofaunamonsters per locatie en maandelijkse metingen van het chloridegehalte. Met een hogere resolutie meten van de veranderingen in chlorideconcentraties, bijvoorbeeld met dataloggers in combinatie met op dezelfde locatie verzamelde monsters van de macrofaunalevensgemeenschap, kan meer inzicht geven in de veranderingen in de tijd.

5.5.3 Clusteranalyse

Het voornemen van KIWK brakke wateren was om een ecologische kwaliteit gradiënt voor brakke wateren te beschrijven aan de hand van levensgemeenschappen en de milieuv variabelen waarbij de verschillende gemeenschappen voorkomen. Hiertoe is in 2021 een clusteranalyse uitgevoerd van macrofaunagegevens in Nederlandse brakke wateren om te bepalen welke soorten indicatief zijn voor een goede ecologische toestand in Nederlandse brakke wateren en welke milieuv variabelen bij de verschillende kwaliteitsklassen horen. De belangrijkste vragen waren hierbij:

- Zijn soortenclusters te onderscheiden die indicatief zijn voor de ecologische kwaliteit in Nederlandse brakke wateren?
- Welke milieuv variabelen zijn sturend voor macrofaunasamenstellingen van verschillende ecologische kwaliteitsklassen?
- Hoe corresponderen stuurvariabelen met soortensamenstellingen? Wat zijn onderscheidende grenswaarden voor milieuv variabelen tussen verschillende kwaliteitsklassen?

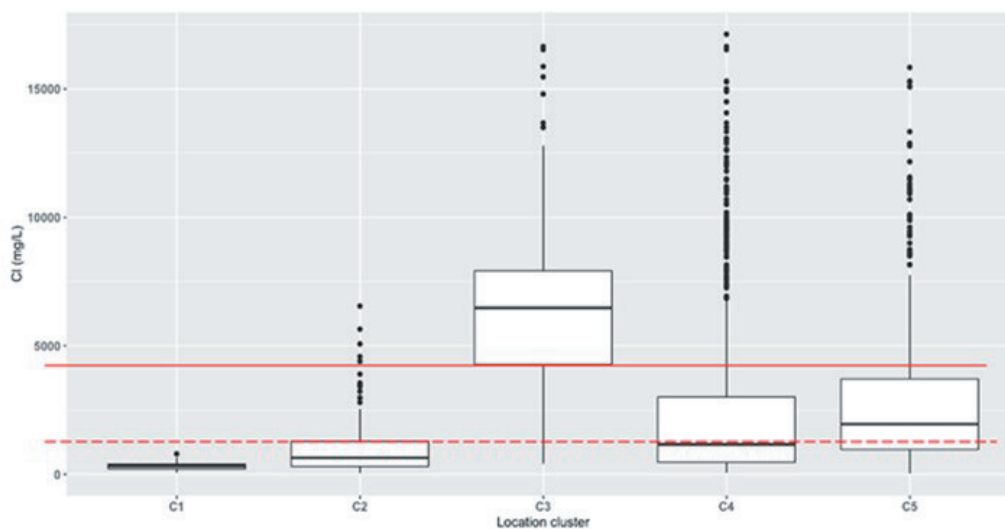
De clusteranalyse is in een aantal stappen uitgevoerd. Allereerst zijn typerende brakke macrofaunasoorten voor Nederlandse wateren in beeld gebracht, op basis van tolerantiegrenzen van macrofaunasoorten voor bepaalde chloride ranges (Van Riel & Verdonschot 2020). Vervolgens is met een clusteranalyse verkend hoe de macrofaunagemeenschappen in Nederlandse brakke wateren zijn samengesteld en of de geïdentificeerde macrofaunacusters indicatoren zijn voor ecologische toestanden in brakke wateren. Voorwaarde voor het beschrijven van verschillende ecologische kwaliteitstoestanden op basis van een clusteranalyse is dat te onderscheidde clusters verschillende ecologische kwaliteitsklassen vertegenwoordigen en er op basis van de clusters een ecologische kwaliteitgradiënt opgesteld kan worden. Hiervoor zijn verschillende clusteringen uitgevoerd, zowel met de gehele macrofauna-dataset als met subsets.

Om de macrofaunasamenstelling te kunnen relateren aan chlorideconcentraties en andere milieuvariabelen, is een clustering uitgevoerd op de macrofaunasamenstellingen van de monsters, gelinkt aan locatie en datum. Op basis van overeenkomsten in locatie en tijdperiode zijn gemeten abiotische parameters gekoppeld aan de soorten. De afgestemde dataset voor clustering bevatte in totaal 4603 samples en 955 soorten, verzameld op 1176 locaties. Van de locaties in de dataset viel 74% in de categorie licht brakke wateren, 21% was matig brak en 5% was sterk brak. De dataset is geclusterd op basis van soortensamenstellingen. De soortenabundanties in de biologische dataset zijn log₂ getransformeerd, om de invloed van dominante soorten minder bepalend te laten zijn. De clusteringen zijn uitgevoerd met een hiërarchische agglomeratieve clustertechniek.

Figuur 5.21 laat zien dat er maar één sterk brak-water cluster kan worden geïdentificeerd in de dataset, en dat de andere clusters vooral in het zwak brakke bereik voorkomen. Het sterk brak-water cluster bevat kenmerkende brakwatersoorten en alle lokaties liggen in Zeeland (data Waterschap Scheldestromen).

FIGUUR 5.21

Ranges in chlorideconcentraties waarbij de verschillende macrofaunaclusters van brakke wateren voorkomen. Boven- en ondergrenzen in de ranges zijn rood gemarkeerd.

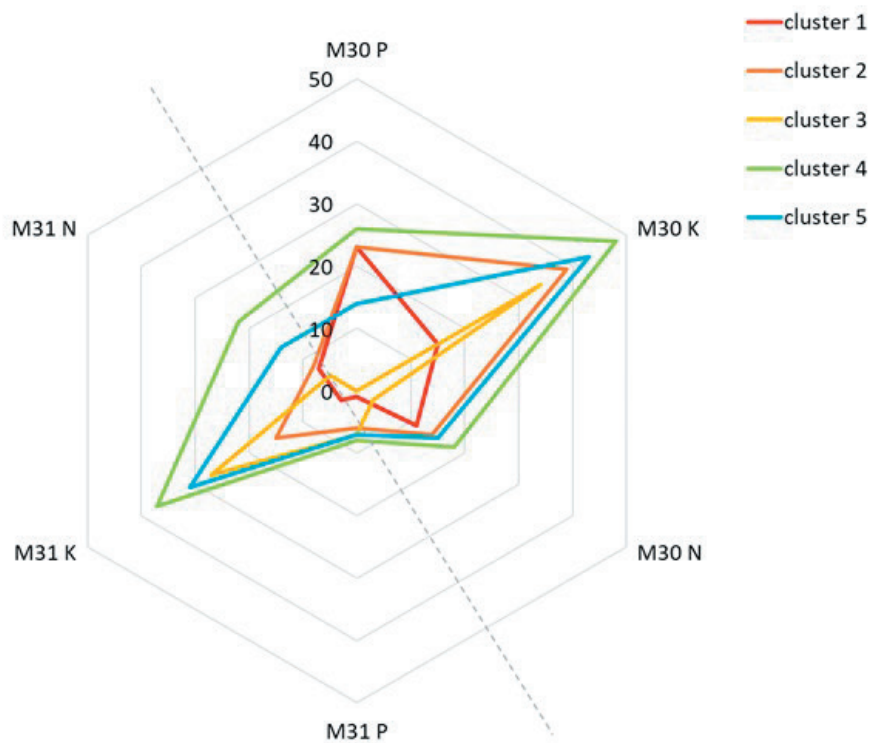
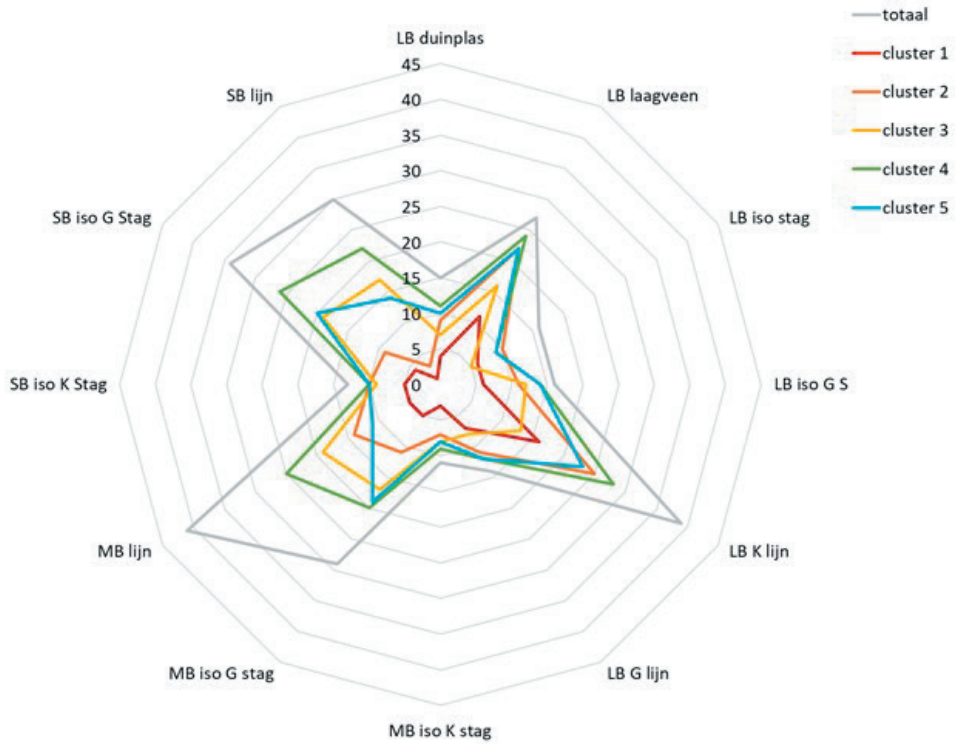


Clusters 1 en 2 van **figuur 5.21** bevatten veel soorten voor zoete wateren en licht brakke wateren. De bijbehorende chlorideranges geven ook aan dat deze clusters aan licht brakke wateren gerelateerd zijn. Cluster 4 is het grootste cluster in termen van aantal brakke wateren en komt voor onder licht tot matig brakke omstandigheden. Het cluster bestaat voornamelijk uit algemene soorten, met een dominantie van *Gammarus tigrinus* en *Tubificidae*. Ook cluster 5 is gerelateerd aan matig brakke wateren, maar bevat in vergelijking met cluster 4 meer brakwatersoorten.

Deze clustering geeft geen ecologische kwaliteitsgradiënt weer voor macrofauna in brakke wateren. Als de clusters worden vergeleken met de indicatorsoorten uit de KRW-maatlatten voor brakke wateren, blijken positieve en negatieve indicatorsoorten voor brakke wateren in alle clusters voor te komen. Cluster 3 lijkt kwalitatief goed te scoren, met 27 kenmerkende soorten en een laag aantal negatief dominante soorten. De overige clusters zijn vergelijkbaar wat betreft de aanwezigheid van ecologische indicatorsoorten. Hoewel clusters 4 en 5 een hoog aantal kenmerkende soorten bevatten, komen er evenveel positief en negatief dominante soorten voor als in clusters 1 en 2. Kwaliteitsindicatoren voor brakke wateren, zoals beschreven in het Aquatisch supplement (Van Beers & Verdonchot, 2000) worden het meest gevonden in de clusters 4 en 5 en het minst in cluster 1 (**Figuur 5.21, 5.22**). De clusters zijn niet gerelateerd aan indicatorsoorten voor een specifiek watertype (**Figuur 5.21, 5.22, 5.23**).

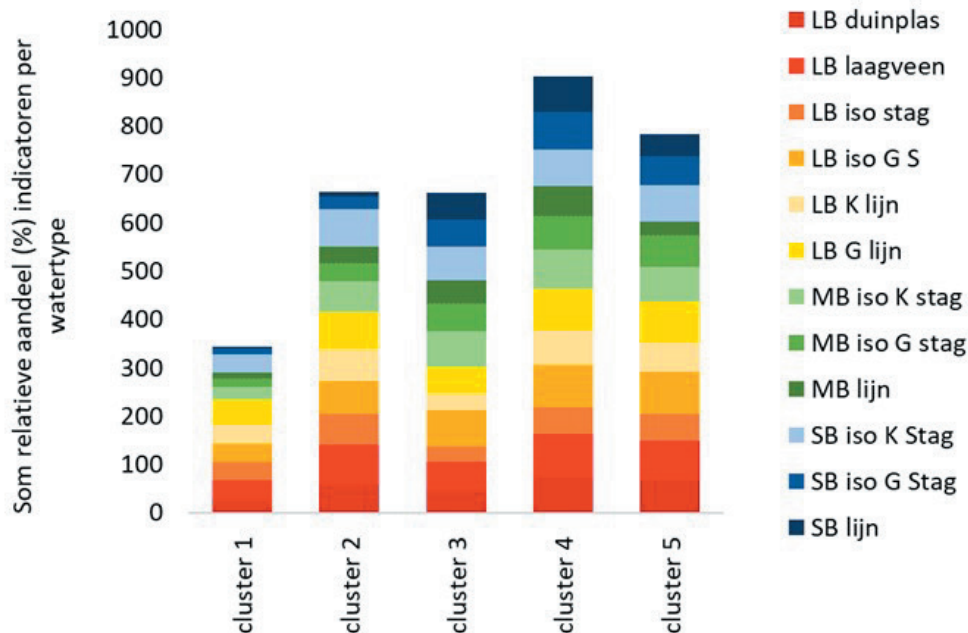
FIGUUR 5.22

Vertegenwoordiging van indicatorsoorten voor brakwatertypen uit Aquatisch Supplementen (a, boven) en de KRW-maatlatten (b, onder) in de verschillende clusters. In de legenda zijn de volgende afkortingen gebruikt: LB=licht brak, MB=matig brak, SB=sterk brak, K=klein, G=groot, iso=geïsoleerd, stag=stagnant, lijn=lijnvormig.



FIGUUR 5.23

Verdeling van indicatoren voor verschillende brakke Aquatisch Supplement watertypen over de macrofaunaclusters. In de legenda zijn de volgende afkortingen gebruikt: LB=licht brak, MB=matig brak, SB=sterk brak, K=klein, G=groot, iso=geïsoleerd, stag=stagnant, lijn=lijnvormig.



De uitgevoerde clusteringen leiden tot de volgende conclusies:

- Uit de clustering van alle brakke wateren samen, kwamen maar één specifiek brakwater cluster naar voren, terwijl een gradiënt in ecologische kwaliteit ontbreekt. De clusters bevatten zowel negatieve als positieve indicatorsoorten van de KRW-maatlatten voor macrofauna voor brakke wateren. Er zijn geen clusters van significant betere ecologische kwaliteit aangetroffen.
- De clusters geven wel informatie over welke soortensamenstellingen in Nederlandse brakke wateren gevonden worden, maar geven geen duidelijke ecologische kwaliteitsgradiënt weer die nodig is om ecologische toestanden of doelen te kunnen afleiden.
- Het door elkaar voorkomen van positieve en negatieve indicatoren geeft aan dat de clusters duiden op verstoorde systemen, invloeden van nutriënten en veel voorkomen van ubiquisten (i.e. soorten die in zeer veel uiteenlopende biotopen kunnen worden aangetroffen) en tolerante soorten.
- Mogelijk bevat de geclusterde dataset relatief veel samples van matige ecologische kwaliteit, waardoor de goede plekken niet in de clustering tot uiting komen.
- Het meest onderscheidende brakke cluster komt alleen voor in Zeeland, het is de vraag hoe representatief dit cluster is voor brakke wateren in andere delen van Nederland.
- Voor soortenarme brakke wateren hebben grotere dichtheden van enkele soorten een sterk effect op de clustering.
- Brakke wateren zijn zeer divers, clustering van alle typen bij elkaar geeft niet het gezochte resultaat. Verschillen in dimensies, de mate van verbinding en aanwezigheid van gradiënten, chloride-dynamiek, het ecologisch functioneren en daaraan gekoppeld de andere typen indicatoren (insecten en kevers zijn kwaliteitsindicatoren in licht brakke wateren, terwijl in sterk brakke wateren kreeftachtigen een belangrijke rol spelen) spelen een grote rol in uiteindelijk optredende soortencombinaties en de kansen om een kwaliteitgradiënt te kunnen detecteren.
- Gegevens uit het KRW meetnet zijn waarschijnlijk niet voldoende om de hele range van slecht-tot-zeer goed te dekken. Voor het opstellen van een ecologische kwaliteitsgradiënt is het aan te raden om de clustering uit te voeren met een dataset waarvan bekend is dat daarin de gehele gradiënt, van de klassen slecht tot zeer goed, vertegenwoordigd wordt.

- Klassengrenzen tussen de clusters voor chloride en nutriënten zijn niet onderscheidend genoeg om doelen af te kunnen leiden.
- De dataset bevat veel 'missing values': metingen voor abiotische variabelen zijn niet voor ieder macrofaunamonster beschikbaar. Vaak is niet gemeten op dezelfde datum, of worden variabelen eens per (half)jaar gemeten. Mede daardoor is het moeilijk om een beeld van de dynamiek in milieuvariabelen te krijgen vanwege de grote tijdsintervallen tussen de metingen.
- De milieuvariabelen vertonen grote overlap tussen de clusters. Standaardvariaties zijn voor de meeste milieuvariabelen hoog, abiotische ranges zijn groot en overlappen tussen de clusters. Dit past bij een variabel milieu in brakke wateren, maar maakt onderscheid op basis van abiotiek en het bepalen van klassengrenzen moeilijk. De klassengrenzen tussen de clusters voor sturende variabelen zijn niet onderscheidend genoeg om ecologische doelen af te kunnen leiden. Om de invloed van milieuvariabelen op macrofauna in brakke wateren te kunnen analyseren, zou de dynamiek van deze wateren in beeld gebracht moeten worden. Dit kan door voor enkele karakteristieke brakke wateren (representatief voor een ecologische kwaliteit gradiënt) met behulp van dataloggers voor een langere periode (enkele maanden tot meerdere jaren) continue gegevens te verzamelen.
- Er is een sterke invloed van nutriënten op de clusteringen. De dataset bevat voornamelijk locaties met hoge nutriëntenconcentraties, volgens de KRW-klassengrenzen voor totaal P en totaal N in M30/M31 zou het merendeel van de samples als matig, ontoereikend of slecht gekwalificeerd worden.

Samenvattend

Dynamiek en verbinding zijn vormende factoren voor de samenstellingen van macrofaunagemeenschappen van brakke wateren, met gradiënten als kernwaarden. Een heel scala aan brakke wateren is echter geïsoleerd van getijdewerking, kent geen gradiënten maar dynamische fluctuaties in chloride en is verzilt of verzoet als gevolg van menselijk ingrijpen of klimaateffecten. Tijdens verzilting en verzoeting worden aanwezige soorten uitgedaagd om te overleven bij een veranderde chlorideconcentratie of -dynamiek. Van een zoetwatermacrofaunagemeenschap in een verziltend water zullen de soorten die tolerant zijn voor chloride gemakkelijker overleven dan soorten die minder tolerant zijn voor zoutere omstandigheden zijn. Er is in deze wateren geen sprake van een typische brakwatermacrofaunagemeenschap, maar van een overlevende zoetwaterpopulatie waarvan de samenstelling afhankelijk is van het kunnen tolereren van de stressor chloride. Andersom geldt voor verzoetend water met een populatie mariene macrofauna hetzelfde; de soorten die al in het systeem aanwezig zijn en lagere saliniteit kunnen tolereren zullen de levensgemeenschap van het verbrakkende water vormen. Periode van blootstelling en hoogte van de zoutconcentratie bepalen welke soorten kunnen voorkomen. In geïsoleerde en/of door menselijke invloed aangepaste wateren, zullen de soortensamenstellingen minder goed in de curve van Remane in te passen zijn.

5.6 VISSSEN

De dataset voor vissen is opgebouwd uit bemonsteringsgegevens van binnendijkse brakke wateren die door waterbeheerders voor dit project zijn aangeleverd. Deze gegevens zijn verdeeld over twee datasets:

- In de eerste dataset is (per waterlichaam en jaar van bemonstering) alleen de aan- of afwezigheid van soorten aangegeven; aanvullende gegevens over abundantie (aantal/ha of kg/ha) ontbreken voor deze wateren. Deze wateren lagen in het werkgebied van waterschappen Schelde-stromen, Brabantse Delta, Hollandse Delta en Noorderzijlvest, Wetterskip Fryslan en Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier,
- In de tweede dataset zijn alle beschikbare data over abundantie van soorten (uitgedrukt in kg/ha) opgenomen (per waterlichaam en jaar van bemonstering). Deze dataset vormt een subset van bovengenoemde 'eerste' dataset, en betrof wateren in de werkgebieden van waterschap Schelde-stromen en Brabantse Delta.

De reden voor deze tweedeling was verschil in informatie in de aangeleverde data.

Bij de uitwerking van de data is sterk rekening gehouden met de opbouw van de KRW-maatlatten voor brakke wateren. In deze maatlatten zijn vissoorten ingedeeld in verschillende gildes (Higler *et al.*, 2002). Hierbij zijn vissoorten ingedeeld in de gilde-indeling van Elliott & Hemingway (2002) voor estuaria. Het gilde 'zoetwatersoorten' (van deze indeling) is hierbij

gesplitst in drie groepen: zoet-, licht brak-, matig brakwater op basis van hun tolerantie voor chloride. Vissoorten voor 'licht brak' en 'matig brak' kunnen nog voorkomen bij chloride concentraties tot resp. 4.000 en 8.000 mg Cl/L; dit zijn vooral eurytope soorten. De soorten van de groep 'zoet' komen tot circa 2.000 mg Cl/L voor; deze groep bestaat overwegend uit limnofiele (plantminnende) soorten, en is binnen de zwak brakke wateren dus indicatief voor de rijkdom aan waterplanten (Higler *et al.*, 2002). In [tabel 5.4](#) staat de indeling van de vissoorten in groepen of ecologische gildes weergegeven.

De indeling in ecologische gildes geeft houvast aan factoren die een grote rol spelen voor de visstand in brakke wateren. In de eerste plaats speelt connectiviteit met aangrenzende wateren natuurlijk een belangrijke rol: brakke wateren kunnen verbonden zijn met de zee, zoete wateren of beide. Vanwege budgettaire redenen is de rol van connectiviteit niet uitgewerkt in dit project.

Hiernaast is de visstand afhankelijk van de zoutgradiënt in het waterlichaam en de rijkdom aan ondergedoken waterplanten en emerse oevervegetatie. De ecologische gildes zijn indicatief voor deze condities:

- Migratie tussen zoet en zout: aantal soorten en biomassa van diadrome vissoorten (gilde CA);
- Brakwater als habitat: aantal soorten en biomassa van estuariene soorten (gilde ER);
- Verbinding met de zee: aantal soorten en biomassa van 'marien juveniel' (MJ) en marien adult' (MS);
- Verbinding met zoete wateren: aantal soorten en biomassa van gilden 'licht brak' en 'matig brak';
- Rijkdom aan ondergedoken waterplanten en emerse (in het water groeiende) oeversoorten: aantal soorten en biomassa van gilde 'zoet' (indicatief voor chloride concentraties lager dan 2.000 mg/L, wat een vereiste is voor de paai (Higler *et al.*, 2002).

TABEL 5.4

Indeling van vissoorten in ecologische gildes conform Higler et al. (2007)

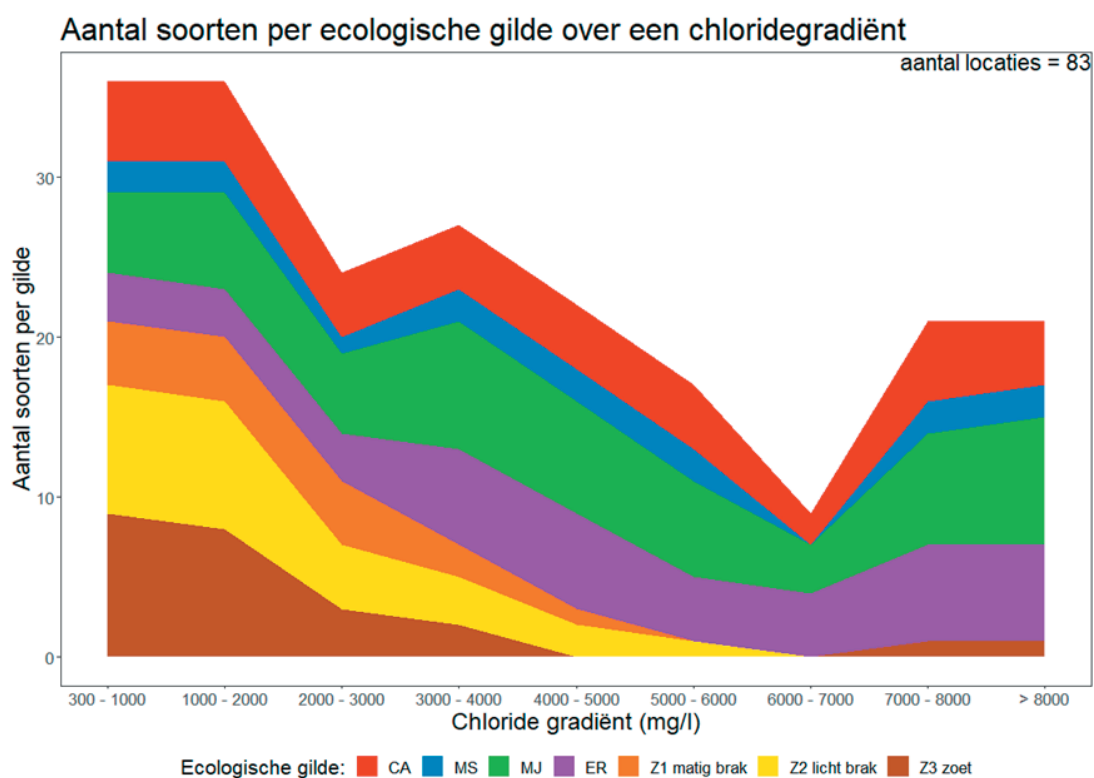
CA	ER	MJ	MS	Z1-MBRAK	Z2-LBRAK	Z3-ZOET
dried.stekelbaars	bot	griet	ansjovis	baars	alver	bittervoorn
elft	botervis	haring	diklipharder	kolblei	blankvoorn	grote modderk.
fint	brakwatergrondel	kabeljauw	geep	snoekbaars	brasem	kleine modderk.
paling	dikkopje	koornaarvis	snotolf	tiend. stekelbaars	giebel	kroeskarper
rivierprik	glasgrondel	rode poon	sprot		karper	kwabaal
spiering	grote zeenaald	schar	vijfdradige meun		pos	meerval
steur	harnasman	schol			vetje	rivierdonderpad
zalm	houting	steenbolk				riviergrondel
zeeforel	kleine zeenaald	tarbot				ruisvoorn
zeeprik	puitaal	tong				snoek
	slakdolf	wijting				winde
	zandspiering	zeebaars				zeelt
	zeedonderpad					
	zwarte grondel					

In [figuur 5.24](#) is het aantal soorten per groep weergegeven over een gradiënt van zoutgehalte. Hiervoor is het aantal soorten per ecologische gilde berekend over een gradiënt van chlorideconcentraties. Hiervoor zijn de data van de bemonstering (uitgevoerd in een bepaald waterlichaam en jaar) gekoppeld aan de maandelijkse chlorideconcentraties (in het betreffende waterlichaam en jaar). Voor iedere soort zijn vervolgens alle chloride-waardes buiten de 5- en 95-percentiel grenzen verwijderd. De waardes binnen deze grenzen zijn gebruikt om het aantal soorten ([Figuur 5.24](#)) en biomassa ([Figuur 5.25, 5.26](#)) per ecologische gilde te berekenen over een gradiënt van chlorideconcentraties. Hiervoor zijn alle maandelijkse metingen per zoutklasse uitgemiddeld.

Deze bewerking is tweemaal uitgevoerd, eenmaal voor de afzonderlijke maanden in het gehele jaar (januari t/m december), en eenmaal voor alleen de maanden in het zomerhalfjaar (april t/m sept). Beide uitwerkingen gaven vrijwel identieke uitkomsten. Onderstaand zijn de uitkomsten weergegeven op basis van de maandelijkse metingen voor het hele jaar.

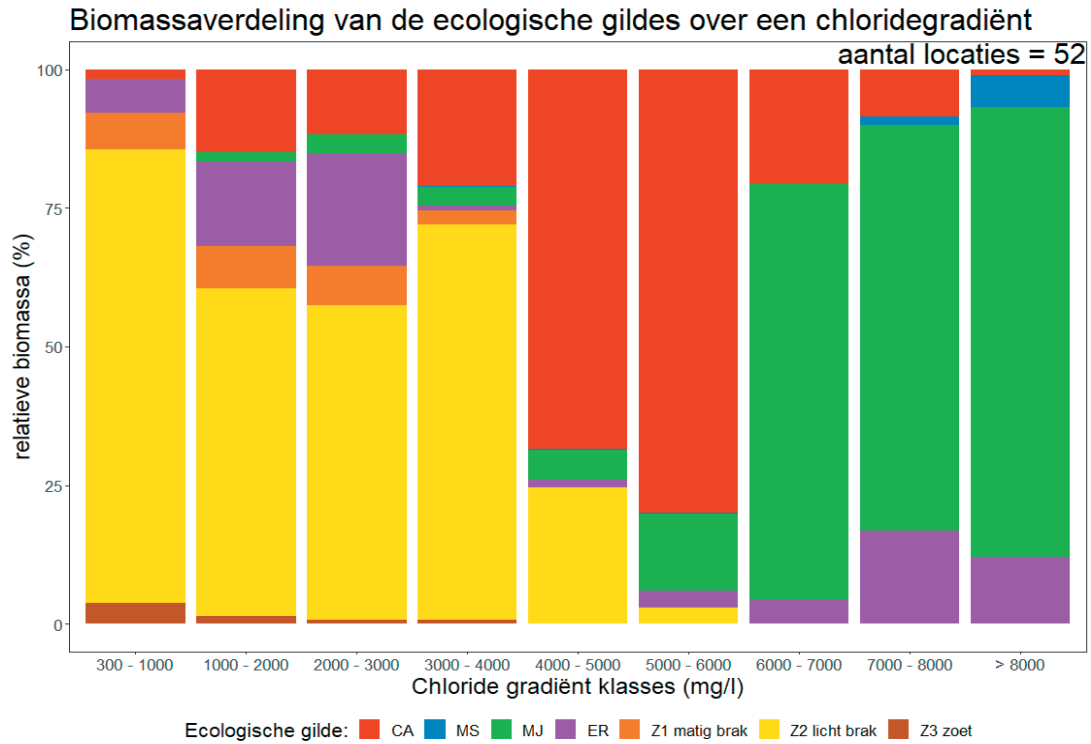
FIGUUR 5.24

Aantal vissoorten per ecologische gilde over een gradiënt van chlorideconcentraties in brakke wateren.



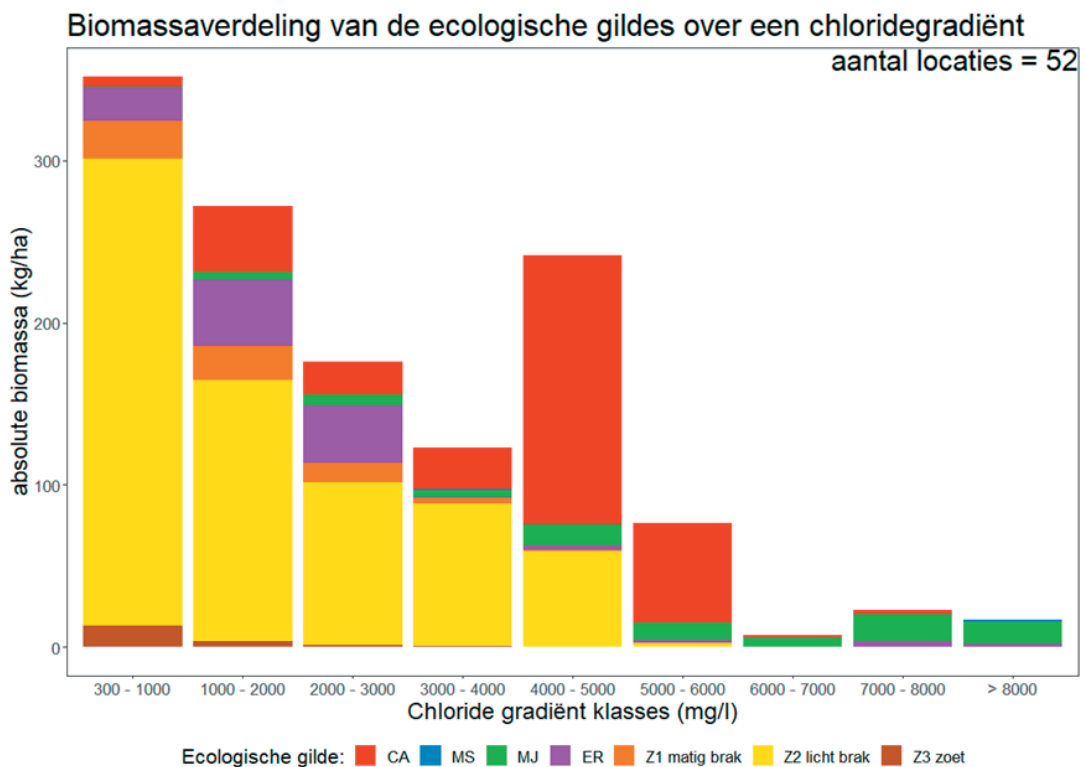
FIGUUR 5.25

Relatieve biomassa per ecologische gilde over een gradiënt van chloride concentraties in brakke wateren



FIGUUR 5.26

Biomassa per ecologische gilde over een gradiënt van chloride concentraties in brakke wateren



Uit [figuur 5.24](#) blijkt dat het aantal diadrome (migrerende) en volwassen mariene vissoorten in binnendijkse brakke wateren beperkt is, maar wel over het hele chloridebereik aanwezig. Soorten uit de estuariene en marien juveniele gildes zijn ook over de gehele zoutgradiënt aanwezig en nemen licht toe bij een hoger zoutgehalte. Het aantal soorten van de 'zoetwatergilden' neemt logischerwijs af bij hogere zoutconcentraties.

Dit patroon komt nog sterker naar voren bij de verdeling van relatieve biomassa van soorten over de zoutgradiënt ([Figuur 5.25](#)). De bijdrage van diadrome (migrerende) en volwassen mariene vissoorten aan de dichtheid van vis in waterlichamen is zeer beperkt. Bij een toenemend zoutgehalte daalt voorts het aandeel van soorten die tot de zoete, licht brakke en matige gildes behoren. Hierbij is er een duidelijk omslagpunt omstreeks 6.000 mg Cl/L, waarbij de categorie 'zoetwatervissen' (verdeeld over ecologische gildes: zoet, licht brak, matig brak) geheel verdwijnen en het aandeel van 'marien jong' sterk toeneemt. Het estuariene gilde heeft (relatief gezien) een hoge biomassa in de klasse 5.000 - 6.000 mg Cl/L, wat veroorzaakt wordt door een hoge dichtheid aan paling in één bemonsterd water. Deze verschuiving in relatieve aandelen gaat overigens gepaard met een zeer sterke daling van de absolute biomassa van de visgemeenschap door de afwezigheid van 'licht brakke' en 'matig brakke' gildes bij hogere zoutgehaltenes ([Figuur 5.26](#)).

Voor een nadere duiding van deze resultaten moet onder meer de connectiviteit van de waterlichamen betrokken worden. Aan de ene kant is de aanwezigheid van soorten van de 'mariene' gildes afhankelijk van de intrekmogelijkheden via bijvoorbeeld sluizen en vispassages. Aan de andere kant geeft Higler et al. (2002) aan dat een aantal diadrome soorten hun gehele levenscyclus in binnendijkse brakke wateren kan voltooien; dit geldt voor driedoornige stekelbaars en spiering.

Hiernaast is de vormgeving van wateren van belang (Higler et al., 2002). Zeer kleine en ondiepe brakke wateren kunnen periodiek droogvallen en sterke fluctuaties vertonen in het zoutgehalte. In deze wateren wordt geen vis verwacht of alleen soorten die een water snel kunnen koloniseren, zoals driedoornige stekelbaars en tiendoornige stekelbaars. In grotere en diepere brakke wateren kunnen afhankelijk van het zoutgehalte en gradiënten hierin verschillende soortcombinaties verwacht worden. In de matig tot sterk brakke wateren zijn dit driedoornige stekelbaars, botervis, brakwatergrondel, dikkopje, glasgrondel, puitaal, zeedonderpad, zwarte grondel en kornaarvis. In de licht tot matig brakke wateren kunnen daarnaast ook zoetwatersoorten aangetroffen worden, mits er zoet water (< 1.000 mg Cl/L) aanwezig is om te paaien. Dit is dus afhankelijk van (gradiënten in) het zoutgehalte van het betreffende water.

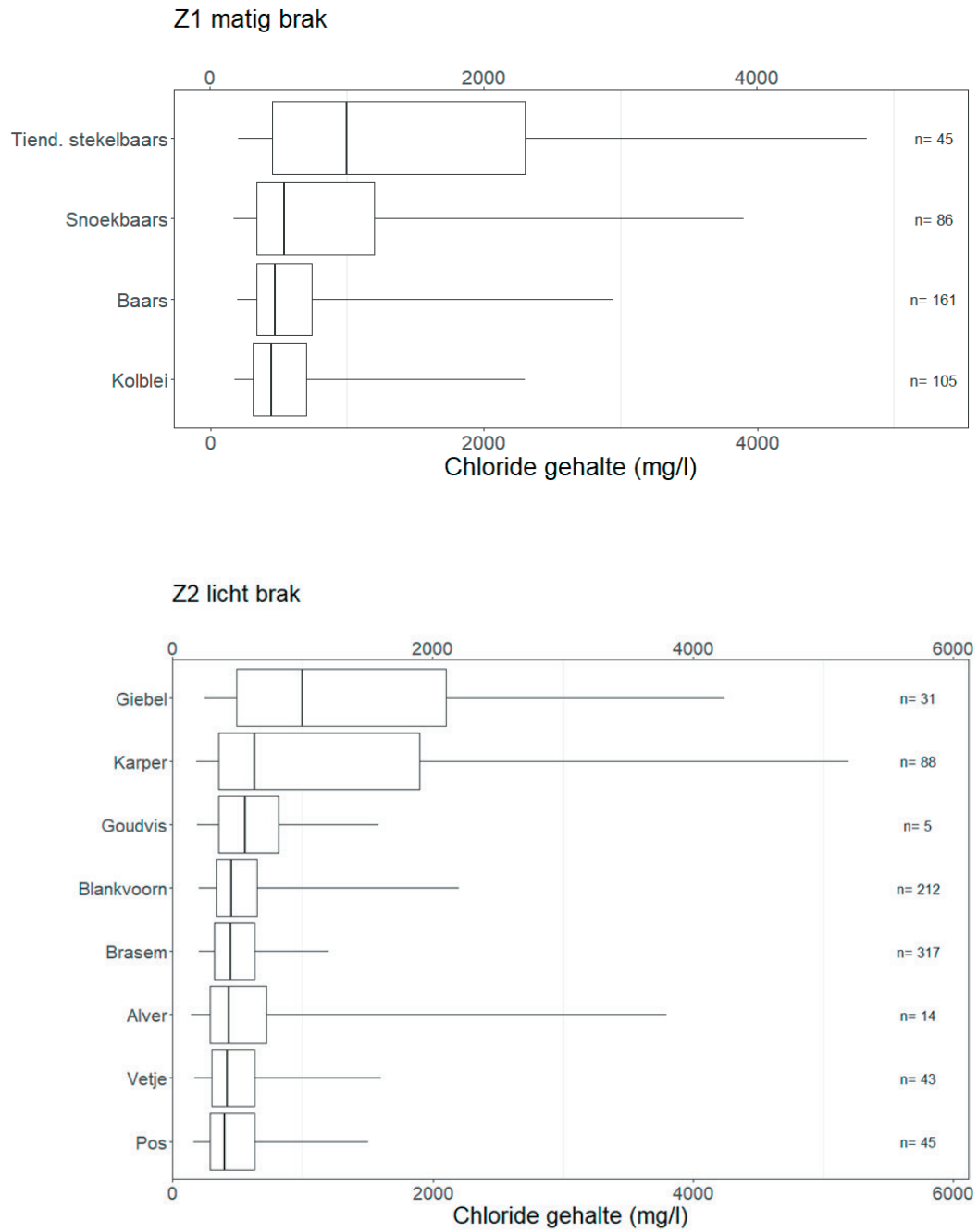
In een volgende stap zijn de zouttoleranties uitgewerkt voor de individuele vissoorten. Het doel van deze analyse was om inzicht te geven in de maximale zoutconcentraties die soorten gedurende het jaar kunnen verdragen. Hierbij is aangenomen dat de aangetroffen soorten het gehele jaar aanwezig waren in het bemonsterde waterlichaam. Hiervoor zijn gegevens van de visstandsbemonsteringen (uitgevoerd in een bepaald waterlichaam en jaar) gekoppeld aan de maandelijkse chlorideconcentraties van dat water (januari t/m december, in het jaar van bemonstering). De resultaten zijn gegroepeerd volgens de ecologische gildes uit [Tabel 5.4](#). Aangezien deze uitwerking is gebaseerd op maandelijkse gegevens van het chloridegehalte, geven deze figuren inzicht in de (piekwaarden voor) zouttolerantie door het jaar heen ([Figuur 5.27](#)).

De zouttoleranties van [figuur 5.27](#) zijn vergeleken met drempelwaarden vanuit de literatuur (Sportvisserij Nederland, 2022). Voor de groepen 'zoet' en 'licht brak' komen de vastgestelde maximale chlorideconcentraties van de soorten redelijk overeen met de gerapporteerde grenswaarden vanuit de literatuur ([Figuur 5.27](#)). Voor de categorie 'matig brak' geldt dit in veel mindere mate; in werkelijkheid kunnen veel van deze soorten bij beduidend hogere chlorideconcentraties voorkomen dan in [Figuur 5.27](#) is aangegeven. Voor de categorie 'matig brak' geldt waarschijnlijk hetzelfde, aangezien er weinig binnendijkse brakke wateren zijn met chloride concentraties die in de buurt komen van de maximale zoutconcentraties die soorten uit deze groep kunnen verdragen (tot circa 8.000 mg Cl/L).

Overigens zijn er - voor de afzonderlijke zoetwatersoorten - ook duidelijke verschillen in gerapporteerde drempelwaarden in de literatuur (Sportvisserij Nederland, 2022). Veelal zijn alleen tolerantiegrenzen voor adulte vissen bekend en niet of nauwelijks voor andere levensstadia, zoals tijdens de voortplanting en het ei/larve stadium. Van soorten waarvan deze informatie wel beschikbaar is, zijn de tolerantiegrenzen voor de voortplanting en ei/larve vaak beduidend lager dan adulte vissen.

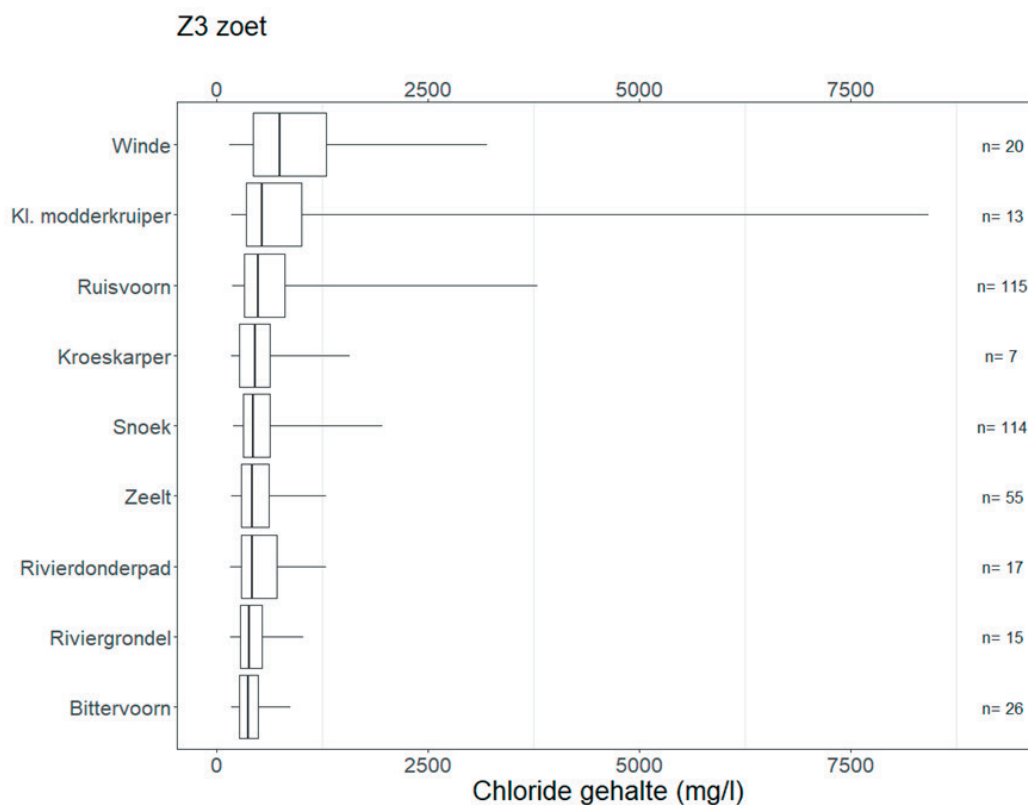
FIGUUR 5.27A

Zouttolerantie van vissen. De boxplots geven resp. 5-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 95-percentiel waarden aan. Voor elke soort is het aantal wateren aangegeven waarvoor zowel data van de visgemeenschap als de chloride-concentratie beschikbaar waren (in het betreffende jaar van bemonstering)



FIGUUR 5.27B

Zouttolerantie van vissen. De boxplots geven resp. 5-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 95-percentiel waarden aan. Voor elke soort is het aantal wateren aangegeven waarvoor zowel data van de visgemeenschap als de chloride-concentratie beschikbaar waren (in het betreffende jaar van bemonstering)



5.7 VERANDERINGEN IN DE STRUCTUUR VAN HET VOEDSELWEB

De structuur van het voedselweb in brakke wateren wijkt op verschillende punten sterk af van dat in zoete wateren. Met name in Denemarken is veel onderzoek verricht naar de gecombineerde effecten van een toenemend zoutgehalte en trofieniveau op het voedselweb in brakke wateren (Jeppesen *et al.*, 1994; 2007). Ook uit de analyses van de dataset van de brakke wateren in Nederland en uit literatuur en onderzoeken in binnendijks gelegen brakke wateren in Nederland, blijken de structuren van het voedselweb in brakke wateren anders dan in zoete wateren. In deze paragraaf wordt het voedselweb in brakke wateren in Nederland beschreven en vergeleken met de literatuur.

Het voedselweb in brakke wateren verschilt op diverse aspecten van dat in zoete wateren:

- Macro-algen spelen een veel belangrijkere rol (Van Dam *et al.*, 2002; Den Hartog, 1959; 1967; par. 5.2) in brakke wateren. Macro-algen nemen toe in biomassa bij eutrofiëring en kunnen daarmee ondergedoken waterplanten verdringen. In opnamen van de plantengemeenschappen van *Ruppia*-soorten worden *Cladophora* en *Vaucheria* soorten waargenomen in combinatie met beide *Ruppia*-soorten en *Zannichellia palustris subsp. pedicellata*.
- Het fytoplankton lijkt een minder belangrijkere rol te spelen (Van Dam *et al.*, 2002). Daarentegen zijn Diatomeeën veel belangrijker en zijn er specifieke soorten voor brak water beschreven (par. 5.3.2).
- De groepen primaire producenten die in brakke wateren een belangrijke rol spelen zijn dus ondergedoken waterplanten, emergente waterplanten, macro-algen, diatomeeën;
- Het zoöplankton kent weinig specifieke brakwatersoorten: er zijn relatief veel Ciliaten en Copepoden en weinig filterfeeders te vinden in brak water (Van Dam *et al.*, 2002). Deze groepen hebben echter - vergeleken met de grote watervlooiën - een geringere graasefficiëntie op algen.

- De larven van predatoren als aasgarnaal (*Neomysis integer*) en brakwatersteurgarnaal (*Palaemonetes varians*) komen veel voor en deze nemen een belangrijke plaats in in het voedselweb in brakke wateren. Zij predateren op zoöplankton met als gevolg een (nog) relatief lagere begrazing van de algen in brakke wateren (Van Dam *et al.*, 2002).
- Daphnia-soorten verdwijnen bij hogere chloridegehalten. *Daphnia magna* dringt nog het verste door in het bereik met hogere chloridegehalten (zie [par. 5.4.1](#)). De plek van Daphnia-soorten wordt ingenomen door Copepoda en Rotatoria (zie [paragraaf 5.4.1](#) en [Figuur 5.21](#)).
- De geringe graasefficiëntie op algen door het wegvallen van Daphnia soorten in combinatie met de predatie van zoöplankton door aas- en brakwatersteurgarnaal, maakt dat de relatie tussen zoöplankton en algen anders verloopt in brakke wateren: de invloed van het zoöplankton op de hoeveelheid fytoplankton is geringer in sterk brakke wateren. Dit maakt dat brakke wateren ook met hoge bedekkingen aan waterplanten troebel kunnen zijn.

In onderstaande tekst wordt verder ingegaan op de onderliggende mechanismen van bovengenoemde veranderingen in het voedselweb van brakke wateren aan de hand van buitenlandse literatuur.

Twee mechanismen spelen bij de grotere troebeling in brakke wateren een rol, namelijk het directe effect van een toenemend zoutgehalte op de zoöplanktensamenstelling en indirecte effecten via de voedselketen, door predatie van vis, aasgarnalen en steurgarnalen op Daphnia's. Onderstaand wordt dit nader toegelicht.

Zoöplankton-soorten verschillen in zouttolerantie. Grote watervlooien, zoals Daphnia's, worden alleen bij lage chlorideconcentraties aangetroffen, terwijl Copepoda en Rotifera ook bij hogere zoutgehalten kunnen domineren (Aladin, 1991). Dit geldt ook voor brakke wateren in Nederland: binnen onze dataset werd *Daphnia* alleen aangetroffen bij chlorideconcentraties tot circa 1.100 - 1.400 mg Cl/L (zie [Figuur 5.21](#) in [paragraaf 5.5.1](#)). Deze range komt nauw overeen met Deens onderzoek in brakke wateren (Jeppesen *et al.*, 1994). Weliswaar kan *Daphnia magna* bij hogere zoutconcentraties voorkomen, maar deze soort is - vanwege zijn grootte - sterk gevoelig voor vispredatie. Vanwege de hoge dichtheid van vis in (eutrofe) brakke wateren wordt daarom aangenomen dat deze soort nauwelijks een rol van betekenis speelt in deze wateren (Jeppesen *et al.*, 1994). In Nederland, waar zwak brakke wateren (< 1.000 mg/L) het grootste deel uitmaken van de brakke wateren, kan *Daphnia magna* wel degelijk een belangrijke rol spelen in de zwak brakke categorie van wateren.

Naast dit directe effect is het zoutgehalte ook via het voedselweb van invloed op de zoöplanktensamenstelling. Bij een toenemend zoutgehalte stijgt namelijk ook de dichtheid van driedoornige stekelbaars en aasgarnalen (Jeppesen *et al.*, 1994). Beide taxa voeden zich met groot zoöplankton (zoals Daphnia's), waardoor eveneens de dichtheid van groot zoöplankton afneemt. In Nederlandse brakke wateren neemt de dichtheid van driedoornige stekelbaars en andere vissoorten (zoals Karper, Brasem, Blankvoorn) toe bij hoger trofieniveau, al is het aantal waarnemingen beperkt (zie [paragraaf 5.7](#)). Een hogere dichtheid van vissen resulteert in een sterke predatiedruk op Daphnia's. Tot 1.400 mg Cl/L (maximale tolerantiegrens voor *Daphnia*) betreft dit voornamelijk 'licht brakke' soorten die zich bij deze zoutgehalten nog succesvol kunnen voortplanten. Een soortgelijk verhaal gaat op voor aasgarnalen, die zich eveneens met Daphnia's voeden. In Deense brakke wateren was aasgarnaal de dominante macrofaunasoort in de waterkolom bij chlorideconcentraties tussen 300 - 10.000 mg/L en de dichtheden van deze soort namen substantieel toe bij hogere nutriëntenconcentraties (Jeppesen *et al.*, 1994). Wegens gebrek aan data kon in Nederlandse wateren geen relatie gelegd worden tussen trofieniveau en dichtheid van aasgarnalen.

Bovengenoemde mechanismen zorgen ervoor dat de predatiedruk op groot zoöplankton in brak water hoger is dan in zoet water; dit geldt voor het traject dat *Daphnia* nog in brak water kan voorkomen, dus tot 1.400 mg chloride/L. Dit kan grote gevolgen hebben voor de helderheid. Daphnia's zijn namelijk in staat om de biomassa van algen laag te houden, ook als deze algen snel groeien. Wanneer deze Daphnia's verdwijnen, wordt hun plek in het voedselweb overgenomen door Copepoda en Rotatoria, die minder efficiënte grazers zijn vergeleken met de grotere Daphnia soorten. Er is dan nog steeds top-down controle, maar deze is minder efficiënt, waardoor er een grotere kans bestaat op het optreden van troebel water. Het belangrijkste gevolg is dat - bij een toenemend zoutgehalte en gelijkblijvende nutriëntenbelasting - helder water kan omslaan naar troebel water boven waarden van 1.100 - 1.400 mg Cl/L.

Bovengenoemde theorie wordt ondersteund door een mesocosm experiment dat in een Deens meer is uitgevoerd (Jeppesen *et al.*, 2007). In deze studie werd gevarieerd met het zoutgehalte (0 - 8.300 mg chloride/L), verschillende niveaus van nutriëntenbelasting en aan/afwezigheid van vis. Een toenemend zoutgehalte resulteerde - bij een gelijkblijvende nutriëntenbelasting - inderdaad in een omslag van helder naar troebel water, met een sterke toename van de algenbiomassa (chlorofyl-a), de ratio's van chlorofyl-a: totaal fosfor en chlorofyl-a:totaal stikstof. Dit resultaat is vervolgens getoetst aan een dataset van 60 Deense brakke wateren (Jeppesen *et al.*, 2007). Hieruit bleek dat er een interactief effect was tussen het zoutgehalte en totaal-stikstof. Zoals verwacht resulteerde een hogere nutriëntenbelasting (van zowel stikstof als fosfaat) bij lage saliniteit nauwelijks in hogere chlorofylgehalten. Daarentegen had een hogere nutriëntenbelasting een sterk effect bij intermediaire zoutgehaltenes, binnen de zourange waarbij *Daphnia*'s verdwijnen.

Opvallend genoeg lag het omslagpunt in deze mesocosm studie bij een hoger zoutgehalte dan in de dataset van 60 Deense meren (resp. 2.200 - 3.300 mg chloride/L versus 1.100 mg chloride/L). Dit verschil werd veroorzaakt door de lagere visdichtheid in de mesocosm-studie, waardoor de predatiegevoelige (en zouttolerante) *Daphnia magna* dominant werd (Jeppesen *et al.*, 2007). Deze situatie verschilt sterk met eutrofe Deense brakke wateren, die juist een hoge visbiomassa bezitten, waardoor *Daphnia magna* geen kans krijgt.

Samenvattend kan gesteld worden dat bij een toenemend zoutgehalte grote watervlooiën (zoals *Daphnia*) worden vervangen door kleine zoöplanktonsoorten (zoals *Bosmina*, calanoïde Copepoden en Rotiferen). Aangezien *Daphnia*'s veel beter in staat zijn om algengroei in toom te houden, gaat de toename in zoutgehalte gepaard met een sterke toename van het chlorofyl-gehalte. Dit resulteert in troebeler water, zonder dat er wijzigingen in de nutriëntenbelasting zijn opgetreden. De drempelwaarde voor deze soortverschuiving heeft geen vaste waarde en hangt af van andere factoren, zoals het trofieniveau van het watersysteem. In voedselrijker water zijn de dichtheden van zowel kleine vis als aasgarnaal hoger, wat in een lagere drempelwaarde resulteert voor omslag naar troebel water. Voor eutrofe brakke wateren in Denemarken ligt deze drempelwaarde rond 1.100 mg chloride per liter (Jeppesen *et al.*, 1994, 2007). Deze waarde komt goed overeen met de bovengrens van *Daphnia* in Nederlandse (eutrofe) brakke wateren, die in de range van 1.000 - 1.400 mg chloride/L ligt (zie Figuur 5.30 in paragraaf 5.5.1). Opgemerkt dient te worden dat het overgrote deel van de Nederlandse brakke wateren tot de zwak brakke categorie van wateren behoren, waarin *Daphnia*-soorten onderdeel uitmaken van het zoöplankton en dus efficiënte graasdruk kunnen uitoefenen op algen. Echter, hoe groot deze graasdruk werkelijk is, hangt ook weer samen met de aanwezige vis die predeert op *Daphnia*.

In voedselarmere brakke wateren ligt deze drempelwaarde mogelijk hoger, vanwege de lage visbiomassa in deze wateren. Onder deze condities kan de zouttolerante (en vispredatie gevoelige) *Daphnia magna* gaan domineren, waardoor de omslag naar troebel water pas bij 2.200 - 3.300 mg chloride optreedt. Dit kan echter niet getoetst worden, omdat de benodigde (data van) voedselarme brakke wateren ontbreken.

▶▶ 6 DREMPELWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN

6.1 INLEIDING

Voor de KRW zijn in Nederland normen afgeleid voor nutriënten, die ondersteunend zijn aan de ecologische doelen van de KRW (Portielje, 2005). Bij waterbeheerders bestaat er de behoefte aan een betere onderbouwing en differentiatie van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren, omdat in het genoemde onderzoek van Portielje (2005) de brakke wateren als één groep zijn meegenomen. Daarbij komt dat de er de afgelopen jaren veel nieuwe gegevens van brakke wateren ter beschikking zijn gekomen. Deze gegevens worden gestandaardiseerd verzameld volgens de KRW-systematiek. Dit biedt de mogelijkheid een betere onderbouwing te leveren van de drempelwaarden voor nutriënten in verschillende typen brakke wateren. Als gehalten aan totaal stikstof (totaal-N) en totaal fosfor (totaal-P) deze drempelwaarden overschrijden, worden de waarden van het chlorofyl-a gehalte te hoog, wat belemmerend kan zijn voor de groei van ondergedoken waterplanten. Afgeleide drempelwaarden kunnen gebruikt worden om de KRW normen onderbouwd te verbeteren.

Dit hoofdstuk is een samenvatting van het in het kader van het onderzoek aan Brakke wateren in 2020 verschenen rapport Smeden et al. (2020) (gepubliceerd op de KIWK website).

6.2 METHODIEK

Voor het afleiden van nieuwe drempelwaarden zijn drie verschillende benaderingen toegepast:

- Is er een verschil tussen de huidige berekende drempelwaarden en de berekende drempelwaarden binnen de KRW-typen M30 (zwak brakke wateren: 300 - 3.000 mg chloride/l) en M31 (brakke wateren: > 3.000 mg chloride/l)?;
- Is er een verschil tussen berekende drempelwaarden voor M30 en M31-wateren die verschillen in vorm (lijnvormige wateren versus plassen/meren)?;
- Is er een verschil in berekende drempelwaarden wanneer rekening wordt gehouden met de limiterende range voor algengroei van de nutriënten stikstof en fosfaat?

De KRW-typologie voor brakke wateren is voornamelijk gebaseerd op variaties in zoutgehalte. Omdat we voor het afleiden van de drempelwaarden ook onderscheid hebben gemaakt in lijnvormige (sloten, kanalen) en vlakvormige wateren (plassen/meren), is de volgende indeling gehanteerd in de analyses:

- M1b (niet-zoete gebufferde sloten: 150-1.000 mg chloride /l);
- M30 (zwak brakke wateren: 300 - 3.000 mg chloride/l): lijnvormig;
- M30 (zwak brakke wateren: 300 - 3.000 mg chloride/l): vlakvormig;
- M31 (brakke wateren: > 3.000 mg chloride/l): lijnvormig;
- M31 (brakke wateren: > 3.000 mg chloride/l): vlakvormig.

De drempelwaarden voor totaal-N en totaal-P zijn afgeleid op basis van een grote dataset met gegevens van alle waterbeheerders die brakke wateren in hun beheergebied hebben, te weten Wetterskip Fryslân (WF), Waterschap Brabantse Delta (BD), Waterschap Scheldestromen (WSS), Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK), Waterschap Noorderzijlvest (WSNZ) en WS Waterschap Hollandse delta (HD).

Voor het berekenen van de drempelwaarden (mg/L) voor totaal-N en totaal-P is onderstaande vergelijking gebruikt:

Drempelwaarde = (GEP of GET) / (75- of 90-percentiel), waarin:

- GEP: Goed Ecologisch Potentieel (chlorofyl-a $\mu\text{g/L}$). Ondergrens chlorofyl-a doelstelling (M1b).
- GET: Goede Ecologische Toestand (chlorofyl-a $\mu\text{g/L}$). Ondergrens chlorofyl-a doelstelling (M30 en M31).
- 75-/90-percentiel: het percentiel waarin de overschrijdingskans 25% respectievelijk 10% van de ondergrens bedraagt ($\mu\text{g Chl-a/mg N of P}$)

Voor de afleiding van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren is het allereerst noodzakelijk om inzicht te krijgen in de sturende factoren voor algengroei in deze wateren. Daartoe is voor de afleiding van drempelwaarden een

risicobenadering toegepast. Deze benadering bestaat daaruit dat drempelwaarden zijn afgeleid voor 90- en 75-percentiel waarden van nutriënten (totaal-N, totaal-P) waarbij een bepaalde waarde voor het chlorofyl-gehalte optreedt.

Allereerst zal worden ingegaan op de sturende factoren in brakke wateren. Vervolgens zullen de afgeleide drempelwaarden kort besproken worden.

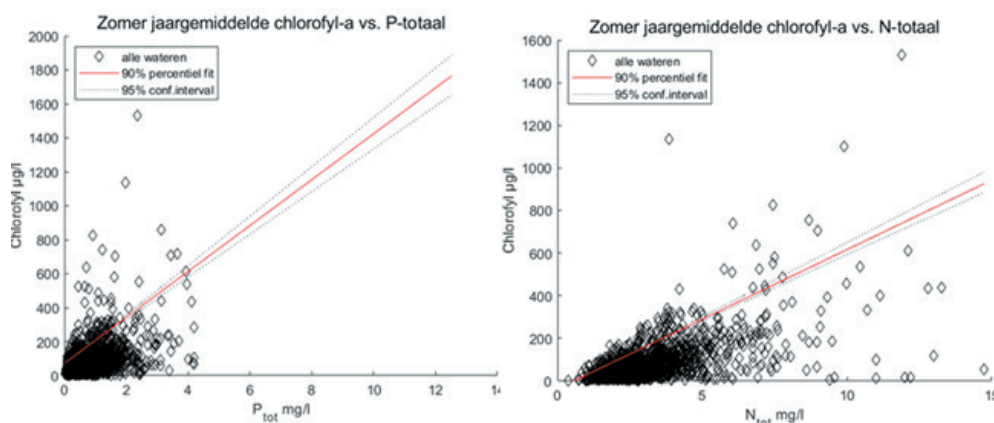
6.3 STURENDE FACTOREN IN BRAKKE WATEREN

6.3.1 Beschikbaarheid van nutriënten

De nutriënten stikstof en fosfaat worden vanouds beschouwd als de belangrijkste stuurvariabelen voor de chlorofyl-a concentratie in meren. Volgens de wet van Liebig is één van beide nutriënten het groei-beperkende element voor algengroei. Onderzoek in meerdere meren (CUWVO, 1987; Van der Molen, 1998; Portielje *et al.*, 1998; 2005) tonen aan dat op basis van zomergemiddelde waarden van totaal-P en totaal-N wel een bovengrens voor chlorofyl-a gegeven kan worden, maar dat daaronder een zeer ruime spreiding aanwezig is in de gemeten chlorofyl-a concentraties. Ook brakke wateren voldoen aan dit beeld (Figuur 6.1).

FIGUUR 6.1

Relatie tussen zomer-jaargemiddelden van chlorofyl-a en nutriënten in brakke wateren, gebaseerd op data verzameld tussen 2011 - 2017. De lijn geeft de 90% percentiel-waarden weer van alle wateren. In de rechterfiguur geeft het snijpunt van de lijn met de x-as de inerte fractie voor N aan.

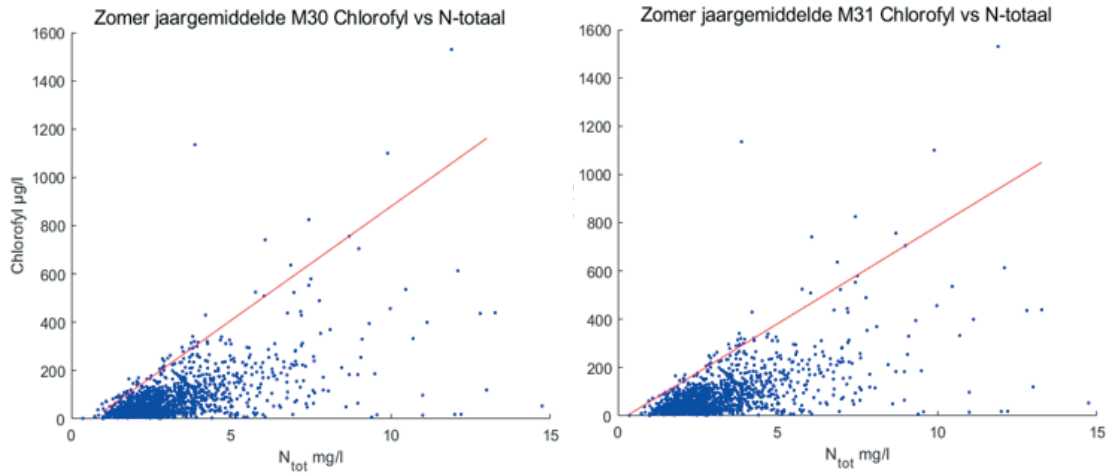


Bij de bepaling van drempelwaarden voor totaal-N en totaal-P is het van belang om vast te stellen welk aandeel van de gemeten concentraties beschikbaar is voor opname door algen. Dit kan gecontroleerd worden door de concentratie van totaal-P en totaal-N uit te zetten tegen het chlorofyl-a gehalte. In de grafiek van het chlorofyl-a gehalte als functie van het totaal-N gehalte valt op dat een concentratie van 0 µg chlorofyl-a per liter niet overeen met 0 mg totaal-N per liter (Figuur 6.1, rechterfiguur). Het snijpunt van de lijn met de x-as vormt de fractie van totaal-N in de waterkolom die niet afbreekbaar is en daardoor niet beschikbaar is voor algengroei: dit is de zogeheten inerte fractie. Om een goede relatie af te leiden tussen totaal-N en chlorofyl-concentraties, is het noodzakelijk rekening te houden met de inerte fractie.

De inerte fractie voor M30 en M31 wateren is bepaald op basis van Figuur 6.2. Hieruit blijkt dat er in M30 wateren een duidelijke inerte fractie van stikstof is (Figuur 6.2, linker figuur). Voor deze M30 wateren gaan chlorofyl-a waarden van 0 µg/l gepaard met totaal-stikstof gehalten hoger dan 0.79 mg/L en met een gemiddelde hoger dan 0.67 mg/L. Daarom is voor M30 wateren een inerte fractie aangehouden van 0.67 mg/L. Voor M31 wateren komen chlorofyl-a waarden van 0 µg/l overeen met totaal-N gehalten van circa 0.25 mg/L (Figuur 6.2, rechter figuur). Tevens is op basis van de data voor het subtype M1b een inerte fractie afgeleid van 0,67 mg N/l. Op basis van deze afgeleide waarden voor de inerte fractie per type brak water, is de berekeningswijze gevolgd zoals uitgelegd in de vorige alinea.

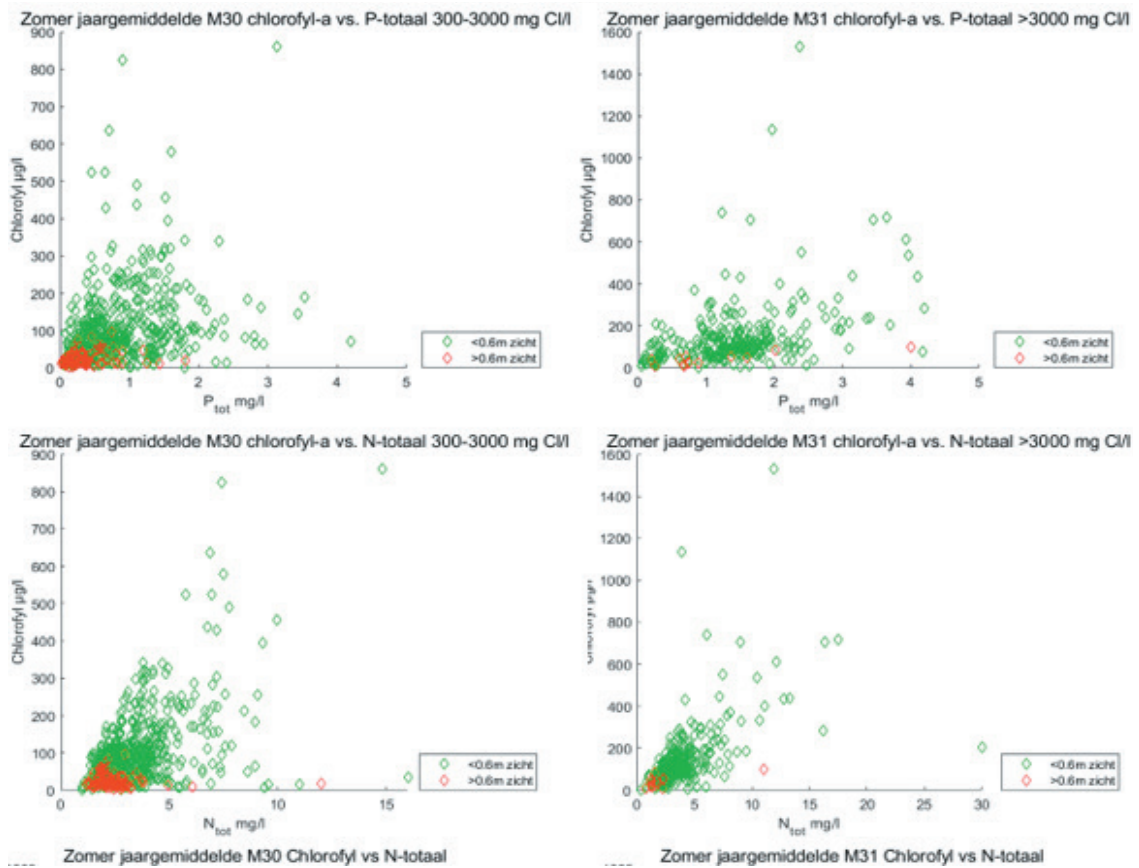
FIGUUR 6.2

Relaties tussen zomergemiddelden van chlorofyl-a en totaal-N voor M30 (300 - 3.000 mg Cl/l; links) en M31 wateren (> 3.000 mg Cl/l; rechts). In deze figuren geeft de rode lijn de 95 % maximale verhouding weer tussen chlorofyl-a en N.



FIGUUR 6.3

Chlorofyl-a voor twee categorieën van doorzicht als functie van totaal-N en totaal-P voor watertype M30 en M31



6.3.2 Top-down controle

In zoet helder oppervlaktewater waar algengroei niet beperkend is voor de groei van ondergedoken waterplanten, is top-down controle van fytoplankton, zoals graas door watervlooien, schelpdieren, mosselen of (aas)garnalen, belangrijker dan in troebele, door algen gedomineerde systemen. Top-down controle is uitgebreid beschreven voor zoet oppervlaktewater, maar voor brak water is de hypothese dat dit niet of in geringere mate een rol zou spelen omdat de grote grazende watervlooien, zoals Daphnia soorten, in echt brakke wateren (boven circa 1.100 mg chloride per liter) niet voorkomen. Daarmee zou ook top-down controle geringer zijn of ontbreken. Uit de analyse van alle gegevens van onderhavig onderzoek, blijkt echter dat het onderscheid tussen heldere en troebele wateren bij alle zoutklassen en in alle brakke-water typen optreedt (zie als voorbeeld [Figuur 6.3](#)). Hieruit blijkt dat andere mechanismen dan graas door watervlooien een rol spelen in de geobserveerde top-down controle. Gedacht kan worden aan bijvoorbeeld graas van algen door andere organismen zoals mosselen, (aas)garnalen en de kleinere zoöplankton soorten zoals Eenoogkreeftjes en Raderdiertjes. Anderzijds kunnen ook bottom-up mechanismen een rol spelen, zoals een korte verblijftijd van het water (waardoor algen geen tijd krijgen om tot ontwikkeling te komen) of een verminderde opwerveling van slib en algen door de aanwezigheid van wortelende waterplanten, maar ook kunnen anderzijds bodemwoelende soorten bijdragen aan vertroebeling als ook grote hoeveelheden brasem en kreeften.

6.3.3 Bepalen van de limiterende range voor algengroei

Bij zeer hoge N of P concentraties zullen de maximale chlorofyl : N of chlorofyl : P ratio's afnemen, omdat het nutriënt dan niet meer limiterend is. Om deze reden zijn in de analyse voor de drempelwaarden alleen gegevens meegenomen, waar - bij toenemende nutriëntenconcentraties - nog geen afname van de ratio's optreedt. Over deze ranges zijn de frequentieverdelingen van de ratio's namelijk nog vrijwel onafhankelijk van de totaal-N of totaal-P concentraties. Door deze aanpak is indirect ook lichtlimitatie meegenomen in de afleiding van de drempelwaarden. Op basis van visuele inspectie zijn alleen gegevens meegenomen bij totaal-N < 6 mg/L of totaal-P < 0,5 mg/L. Deze aanpak is ook in Portielje (2005) gevolgd. In een volgende stap is bepaald welk element (N of P) limiterend is. Voor de bepaling van de relatie tussen totaal-fosfor en chlorofyl-a zijn alleen meetpunten geselecteerd waar P de limiterende factor is voor algengroei. Voor de bepaling van de relatie tussen totaal-stikstof en chlorofyl-a zijn alleen meetpunten geselecteerd waar N de limiterende factor is voor algengroei.

6.3.4 Overige factoren

Voorts heeft ook de soortensamenstelling van het fytoplankton invloed op de relatie tussen nutriënten- en Chlorofyl-a concentraties. Algen bezitten het vermogen om bij afnemende nutriëntenbeschikbaarheid efficiënter met nutriënten om te kunnen gaan om toch dezelfde biomassa te kunnen produceren. Of en hoe dit plaats vindt in brakke wateren, is vooralsnog niet bekend. Ook het voorkomen en de toename van macro-algen in biomassa bij een toename van de nutriëntengehalten is een factor die een rol speelt en de relatie tussen nutriënten- en chlorofyl-a concentraties beïnvloedt. Macro-algen nemen nutriënten op ("temporary sink") en deze komen weer vrij bij het afsterven van de algen.

6.4 AFGELEIDE DREMPELWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN IN BRAKKE WATEREN

[Tabel 6.1](#) geeft een overzicht van de afgeleide drempelwaarden voor verschillende typen brakke wateren en volgens de voornoemde methodieken.

TABEL 6.1

Samenvattende tabel met zomergemiddelde totaal N- en totaal P-concentraties waarbij de overschrijdingskans van de chlorofyl-a ondergrens van het GET (M30 en M31) of GEP (M1b) 10% en 25% is. Ter vergelijking zijn ook de generieke norm voor oppervlaktewater (maximaal toelaatbaar risico uit de Nota Waterhuishouding 1998) als ook de drempelwaarden (“werknormen”) die eerder door Portielje (2005) zijn afgeleid en de KRW-richtwaarden van Van der Molen et al. (2006), opgenomen. Onderstaande drempelwaarden zijn gebaseerd op 60 µg/l Chl-a als grens voor GET en GEP. De drempelwaarden gebaseerd op 80 µg/l Chl-a en achterliggende tabellen zijn vermeld in het achtergronddocument (Smeden et al, 2020).

	Overschrijdingskans 10 %				Overschrijdingskans 25 %			
	Totaal N	Totaal P	Totaal N	Totaal P	Totaal N	Totaal P	Totaal N	Totaal P
			<7.24 N:P	>7.24 N:P			<7.24 N:P	>7.24 N:P
M1b	1.78	0.28	2.04	0.20	2.35	0.33	2.36	0.30
M30	1.52	0.11	1.09	0.10	1.83	0.17	1.63	0.15
M30 _{lijn}	1.51	0.11	1.08	0.10	1.82	0.17	1.63	0.15
M30 _{vlak}	1.53	0.14	1.21	0.12	1.85	0.20	1.67	0.17
M31	1.29	0.15	1.14	0.15	1.78	0.26	1.51	0.18
M31 _{lijn}	1.04	0.14	1.20	0.15	1.33	0.28	1.56	0.15
M31 _{vlak}	0.34	0.15	0.86	0.17	0.81	0.15	1.31	0.26
M30 en M31 (Portielje, 2005)	1.76	0.113	1.76	0.113	1.97	0.160	1.97	0.160
Van der Molen et al., 2006	1,8	0,11	1,8	0,11	1.8	0.11	1.8	0.11
Norm _{oppw} (MTR 1998)	2.2	0.15	2.2	0.15	2.2	0.15	2.2	0.15

6.5 CONCLUSIES EN DISCUSSIE

De resultaten laten een genuanceerd beeld zien als het gaat om de nieuw afgeleide drempelwaarden voor brakke wateren. De drempelwaarden voor M30 (300-3.000 mg Cl/l) en M31 (> 3.000 mg Cl/l) zijn voor totaal-N lager, maar nagenoeg gelijk of hoger voor totaal-P in vergelijking met de algemene waterkwaliteitsnormen (MTR uit 1998; totaal-N norm = 2.2 mg N/L, totaal-P norm = 0.15 mg P/L). Als we de drempelwaarden vergelijken met de voorgestelde drempelwaarden (“werknormen”) die eerder door Portielje (2005) zijn afgeleid, zijn de drempelwaarden voor brakke wateren berekend in dit rapport lager voor wat betreft totaal-N, maar zijn deze gelijk aan of hoger voor totaal-P. Ook constateren we dat er verschillen zijn tussen KRW-watertypen. Voor subtype M1b liggen alle afgeleide drempelwaarden hoger ten opzichte van M30 en M31. Er wordt dan ook geadviseerd om naast vast te houden aan de scheiding van de typen M30 (zwak brakke wateren) en M31 (brakke tot zoute wateren), M30 aan te passen en subtype M1b (zwak brakke sloten) apart te blijven onderscheiden.

Opgemerkt dient te worden dat de drempelwaarden voor totaal-P ver onder het niveau liggen van de natuurlijke achtergrondwaarde voor totaal-P (fosfaatrijke kwel) in de ondergrond van vele brakwater gebieden. Dit kan een belemmering vormen voor het bereiken van ecologische doelen in brakke wateren.

Voor het afleiden van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren, is een methodiek gebruikt die is afgeleid voor zoete wateren (Portielje et al., 2005). In de dataset voor brakke wateren heeft het merendeel van de wateren een chloridegehalte lager dan 1.000 Cl mg/L. Deze wateren functioneren als zoete wateren. Voor deze wateren beneden 1.000 Cl mg/L, is de methodiek volgens Portielje adequaat. Voor de wateren boven 1.000 mg Cl/L is het de vraag of het gerechtvaardigd is om de methodiek van Portielje toe te passen.

►► 7 CONCLUSIES

7.1 PATRONEN IN ZOUTGEHALTE EN NUTRIËNTEN

- Van de Nederlandse binnendijkse brakke wateren is het merendeel zwak brak (300 - 3.000 mg Cl/l). Sterk brakke wateren (met zomerhalfjaargemiddelde chloride-concentraties > 3.000 mg Cl/L) komen maar weinig voor in Nederland. Deze sterk brakke wateren liggen voornamelijk in het Deltagebied van Zuidwest Nederland (WS Scheldestromen en voor een klein deel WS Hollandse Delta) en in het werkgebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (met name op Texel en bij Petten). Zwak brakke wateren komen ook in andere regio's voor, zoals in de werkgebieden van wetterskip Fryslan, waterschap Noorderzijlvest en waterschap Brabantse Delta;
- In sterk brakke wateren (> 3.000 mg Cl/L) volgt het zoutgehalte van het oppervlaktewater een natuurlijk patroon, met hoge chlorideconcentraties in de zomermaanden en lagere tijdens de winter. Deze wateren worden zomers waarschijnlijk niet doorgespoeld met zoet water;
- In zwak brakke wateren is het patroon van zoutgehalte door het jaar vaak omgekeerd, met hogere chlorideconcentraties in de winter dan in de zomer. Dit geldt met name voor wateren met een zomerhalfjaar gemiddelde tussen 300 - 1.000 mg Cl/L. Dit patroon wordt waarschijnlijk veroorzaakt door doorspoeling met zoet water tijdens de zomermaanden. Uitzondering hierop vormen wateren in de Provincie Zeeland, die veelal niet doorgespoeld worden met zoet water;
- In een groot deel van de binnendijkse brakke wateren is het zoutgehalte in de waterbodem hoger dan in het bovenstaande oppervlaktewater. Dit verschil is relatief gezien het grootst in zeer zwak brakke (300 - 1.000 mg Cl/L) en matig brakke wateren (1.000 - 3.000 mg Cl/L). De fluctuaties van het zoutgehalte in de waterbodem zijn vele male kleiner dan in het oppervlaktewater. Het is aannemelijk dat de hoge zoutgehaltenes in de waterbodem veroorzaakt worden door brakke kwel.
- Een groot deel van de binnendijkse brakke wateren is erg rijk aan nutriënten, zowel aan beide vormen van stikstof als fosfaat. Ook een groot deel van de waterbodems van Nederlandse binnendijkse brakke wateren is rijk aan nutriënten en zuurstofloos. Door de hoge zoutgehaltenes, snelle afbraak van organisch materiaal en een relatief slechte bindingscapaciteit van nutriënten kan de nalevering van stikstof en fosfor vanuit de waterbodem naar de waterlaag dan ook hoog zijn in brakke wateren. Met name in wateren met een lange verblijftijd kan dit tot eutrofiëring leiden. Dit geldt echter niet voor alle brakke wateren, met name de brakke wateren op slibarme zandbodems zijn vaak minder eutroof.
- Voor het afleiden van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren, is een methodiek gehanteerd die is afgeleid voor zoete wateren (Portielje *et al.*, 2005). Deze methodiek is adequaat voor brakke wateren met chloride-concentraties beneden 1.000 mg/L. Deze methode is waarschijnlijk niet geschikt voor wateren met chloride concentraties hoger dan 1.000 Cl/L. Daarmee is het ook de vraag hoe toepasbaar de drempelwaarden voor nutriënten zijn in deze matig tot sterk brakke wateren.

7.2 EFFECTEN OP DE LEVENSGEMEENSCHAP

- Het chloride gehalte van het oppervlaktewater heeft grote invloed op de soortensamenstelling in brakke wateren. Slechts weinig plantensoorten groeien exclusief in sterk brakke wateren (> 3.000 mg Cl/L); alleen beide *Ruppia*-soorten zijn tot deze wateren beperkt;
- Zwak tot licht brakke wateren (300-3.000 mg chloride/L) bezitten geen soorten die alleen in dit watertype voorkomen. Alle vastgestelde soorten zijn kenmerkend voor zoet water, en hebben een zekere zouttolerantie. Naarmate de chloride-concentraties toenemen, neemt het aantal aangetroffen soorten uit deze groep geleidelijk af; er is dus geen scherpe grens waarboven veel soorten ontbreken;

- Het zoutgehalte speelt ook een doorslaggevende rol voor helofyten in brakke wateren. Bij chlorideconcentraties > 8.000 mg per liter komen geen helofyten tot ontwikkeling. De soorten Heen en Riet zijn het best bestand tegen zoute condities, gevolgd door Mattenbies, Gele lis en Oeverzegge. Het minst zouttolerant zijn soorten als Kleine lisdodde, Grote lisdodde, Liesgras, Zwanenbloem en Grote egelskop; de bovengrens bij laatstgenoemde soorten ligt op circa 1.000 mg chloride/L. Deze rangorde komt goed overeen met bevindingen in de literatuur;
- De vegetatie-opnames met waterplanten konden duidelijk geordend worden in clusters; deze komen overeen met vegetatietypen. Deze typen verschillen in preferenties voor abiotische condities (zowel in het oppervlaktewater als in de waterbodem) en omvatten zowel goed ontwikkelde stadia (met een hoge ecologische kwaliteit) als ook degradatiestadia. [Tabel 5.2](#) en [bijlage 2](#) geven een samenvatting van de abiotische randvoorwaarden van deze vegetatietypen;
- De zoöplanktensamenstelling is duidelijk gerelateerd aan het zoutgehalte. *Daphnia*'s komen alleen voor bij maximale chloride-concentratie tot circa 1.000 mg/L, terwijl kleine zoöplankton soorten (Copepoda en Rotatoria) domineren bij hogere zoutgehaltes;
- De soortensamenstelling van macrofauna kan worden ingedeeld in de mate van variatie in het zoutgehalte. Het merendeel van de soorten is tolerant voor grote fluctuaties in chlorideconcentratie; brakwaterspecialisten (die gevoelig zijn voor lagere zoutgehaltes) waren daarentegen schaars in de Nederlandse dataset voor brakke wateren;
- Voor macrofauna blijkt het niet mogelijk om de beschikbare monsters in te delen in ecosysteemtoestanden. De clusters lieten geen gradiënt in ecologische kwaliteit zien en clusters van goede kwaliteit ontbraken. De soortensamenstelling van de clusters was indicatief voor verstoorde en geëutrofeerde systemen;
- De soortensamenstelling van de visgemeenschap is duidelijk gerelateerd aan verschillen in zouttolerantie. Echter, de vorm van de wateren en de connectiviteit zijn factoren die ook van invloed zijn en vanwege onvoldoende gegevens en informatie niet in de analyse konden worden meegenomen.
- In zeer zwak brakke wateren vertoont het voedselweb veel overeenkomsten met het voedselweb in zoete wateren. Het voedselweb in de matig en sterk brakke wateren verschilt op meerdere punten van het voedselweb in zoete wateren. Macro-algen spelen een veel belangrijkere rol in brakke wateren in vergelijking met zoete wateren. Het fytoplankton lijkt een minder belangrijkere rol te spelen. Daarentegen zijn diatomeeën veel belangrijker en zijn er specifieke soorten uit deze groep voor brak water beschreven.
- In brakke wateren zien we dat *Daphnia spp.* tussen 1.000 en 1.400 mg Cl/L verdwijnen. Met deze verandering hangen andere veranderingen in het voedselweb samen. We kunnen dan ook constateren dat het voedselweb in de wateren beneden 1.000 mg/L Cl verschilt van het voedselweb in wateren boven 1.000 mg/L Cl. In de zwak brakke wateren beneden 1.000 mg Cl/L komen *Daphnia* soorten voor en kunnen zij via hun graasdruk de algengroei in toom houden. Deze wateren functioneren eigenlijk als zoete wateren. Bij chloridegehalten boven circa 1.000 mg/L Cl komen *Daphnia* soorten niet meer voor en wordt hun plaats ingenomen door de minder efficiënte grazers Copepoda en Rotatoria. Daarmee wordt het systeem gevoeliger voor het effect van hogere nutriëntenconcentraties. Daarom stellen we voor de grens tussen zwak en matig brakke wateren te leggen bij 1.000 mg Cl/L.
- Zowel het zoutgehalte als de dichtheden van vissen en aasgarnalen hebben grote invloed op de samenstelling van de zoöplanktongemeenschap. In eutrofe brakke wateren verdwijnt *Daphnia* rond chloride-waarden boven 1.000 mg/L. De hoogte van deze drempelwaarde hangt af van het trofieniveau. Vissen en aasgarnalen voeden zich namelijk met *Daphnia* en de dichtheden van deze taxa (vissen en aasgarnalen) nemen toe bij hogere nutriëntenconcentraties. Dit leidt tot een lagere drempelwaarde voor chloride (voor omslag van helder naar troebel) bij een toenemend trofieniveau, namelijk als er geen *Daphnia magna* meer kan voor komen wordt het ecosysteem gevoeliger voor hogere nutriëntenconcentraties

7.3 KNELPUNTEN VOOR DE ECOLOGISCHE KWALITEIT VAN BRAKKE WATEREN

- Binnendijks gelegen brakke wateren vertonen vaak sterke fluctuaties in het zoutgehalte van het oppervlaktewater, met vaak ook een onnatuurlijk 'omgekeerd' patroon door het jaar heen (zie hierboven). Uit de literatuur is bekend dat deze fluctuaties een sterk nivellerend effect hebben op de samenstelling van levensgemeenschappen in brakke wateren;
- De samenstelling van de waterbodem kan een knelpunt zijn voor waterplanten en organismen die in de waterbodem van brakke wateren leven. Zo is gebleken dat (met name in zwak brakke wateren) het zoutgehalte in de waterbodem vaak hoger is dan het zoutgehalte in het oppervlaktewater. Daarnaast kunnen met name in sterk brakke wateren soms hoge sulfideconcentraties aanwezig zijn. Veel soorten van echt brakke wateren hebben mechanismen ontwikkeld om zich hieraan aan te passen, maar voor andere organismen die tolerant zijn voor chloride, blijven deze verschillen in zoutgehalte in ruimte en tijd in combinatie met sulfide een knelpunt.
- Daarnaast zijn er vaak ook grote verschillen in zoutgehalte tussen het oppervlaktewater en het sediment, die eveneens osmotische stress veroorzaken voor wortelende waterplanten en andere soortgroepen (bv bentische macrofauna soorten). De ecologische effecten van deze patronen zijn nog weinig onderzocht, maar hebben naar verwachting eveneens een negatief effect;
- Nutriënten spelen een grote rol in het functioneren van brakke wateren. Ook in brakke wateren zijn kranswiervegetaties beperkt tot voedselarme systemen (van zowel N als P), terwijl *Ruppia*'s gebonden zijn aan wateren met lage concentraties van nitraat en opgelost anorganisch stikstof. Voor de ontwikkeling van brakwatersystemen van goede ecologische kwaliteit zijn de nutriëntenconcentraties in de wateren van de onderzochte dataset vaak veel te hoog (van zowel stikstof als fosfor);
- De [figuren 3.8 - 3.13](#) laten zien dat de toxische druk in brakke wateren niet nihil is en dus mee kan spelen in de belemmering van het behalen van een goede ecologische toestand. Toxische stoffen zijn een onderdeel van alle factoren (multi-stress) die een rol spelen in brakke wateren.
- Uit de huidige studie is gebleken dat naast zoutgehalte er in veel brakke wateren meerdere factoren een negatieve invloed kunnen uitoefenen op het ecosysteem; er is vaak sprake van multi-stress. Een deel van deze factoren is van nature kenmerkend voor brakke wateren (zoals zoutfluctuaties), maar een deel betreft antropogene processen (o.a. eutrofiëring, toxische stoffen, inlaat van brakke wateren met zoet water). Hiernaast kunnen nog vele andere factoren een rol spelen, factoren die in de huidige studie niet of ten dele aan bod gekomen zijn, zoals een tegennatuurlijk peilbeheer, een grote hoeveelheid bodemwoelende vissen, intensief maaien en een verminderde connectiviteit.
- Voor macrofauna spelen - naast het zoutgehalte - ook dimensie een grote rol. Maak voor het afleiden van ecologische doelen onderscheid naar dimensies, zoet-zoute invloed en watertypen. Bij licht brakke wateren horen andere indicatorsoorten dan bij sterk brakke wateren, en binnen brakke wateren bestaan open systemen met andere zoet-zout invloed dan geïsoleerde wateren. Ook variëren brakke wateren sterk in dimensie, zo bestaan er binnen licht brakke systemen verziltende sloten, maar ook verzoete grotere wateren.

►► 8 KENNISLACUNES

- Uit dit onderzoek komt naar voren dat de inzichten in ecologische effecten van ‘gemiddelde’ zoutgehaltes redelijk bekend zijn, maar dat de effecten van fluctuaties en tijdelijke piekconcentraties nog slecht in beeld zijn gebracht. Uit de literatuur blijkt dat deze fluctuaties van grote invloed zijn op de ecologische kwaliteit van brakke wateren;
- Nederlandse brakke wateren zijn voor het overgrote deel te sterk verrijkt met nutriënten (stikstof en fosfor) en worden in meer of mindere mate door antropogene factoren beïnvloed. Op dit ogenblik ontbreekt een goed referentiebeeld voor verschillende typen binnendijkse brakke wateren in Nederland. Dit geldt voor de gehele levensgemeenschap in binnendijks gelegen brakke wateren, maar in iets mindere mate voor de vegetatie;
- Veel zwak brakke wateren worden gekenmerkt door een onnatuurlijk zoutregime (hoge fluctuaties en actief verlaagde zoutgehaltes in het zomerhalfjaar door actieve doorspoeling met zoet(er) water); Tegelijkertijd is het overgrote merendeel van deze wateren zeer eutroof. Door de sterke overlap van de factoren eutrofië en zoutfluctuaties zijn de effecten hiervan niet goed van elkaar te scheiden. In brakker water komen bovendien ook andere stoffen in hogere concentraties voor, zoals sulfiden, ammonium en ammoniak. Inzicht in de effecten van de combinaties van deze factoren (multi-stress) is nodig om de kennis over het ecologisch functioneren te vergroten en daarmee behoud en ecologisch herstel van brakwatergemeenschappen in Nederland;
- In dit onderzoek zijn hoofdzakelijk patronen in beeld gebracht op basis van monitoringsgegevens van aan- en afwezigheid van soorten en de aanwezige abiotische condities. Het is vaak nog onduidelijk welke processen hieraan ten grondslag liggen. Hiervoor is nader (experimenteel) onderzoek noodzakelijk. Met behulp van dergelijk onderzoek kunnen causale verbanden inzichtelijk kunnen worden gemaakt, doordat de effecten van verschillende factoren individueel onderzocht kunnen worden;
- Een voorbeeld hiervan is de rol van het lichtklimaat in brakke wateren. Het is bekend dat brakke wateren vaak troebel kunnen zijn, maar desondanks gedomineerd kunnen worden door ondergedoken waterplanten. Resultaten uit het voorliggende onderzoek ondersteunen dit fenomeen. Toch speelt eutrofiëring een duidelijke rol bij de achteruitgang van ondergedoken waterplanten in brakke wateren. Aanvullend experimenteel onderzoek zou zich kunnen richten op welke factoren de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten in brakke wateren beïnvloeden en hoe deze door het seizoen en per levensstadia kunnen verschillen;
- Het voorliggende onderzoek biedt veel kennis over de (standplaats-)condities in brakke wateren en inzicht binnen welke range verschillende organismen voor kunnen komen. Ook laat het onderzoek duidelijk zien dat o.a. zout- en nutriëntenconcentraties van grote invloed zijn op het voorkomen van organismen en sterk door het jaar kunnen fluctueren. Meer inzicht in de effecten van zout- en nutriëntfluxen (bijvoorbeeld met behulp van water- en stofbalansen) in relatie tot de verblijftijd van het oppervlaktewater in verschillende brakwaterecosystemen kan aanvullende inzichten geven in de wijze waarop systemen functioneren;
- De rol van connectiviteit tussen brakke wateren en hun omgeving is in het voorliggende onderzoek niet onderzocht. Wel is bekend dat binnendijks gelegen brakke wateren vaak sterk geïsoleerd en klein zijn, terwijl natuurlijke brakke wateren juist vaak gekenmerkt worden door een open karakter en vaak van grotere omvang zijn en ook een gradiënt in de ruimte kenmerken in plaats van alleen sterke wisselingen in de tijd. Aanvullend inzicht over de effecten van connectiviteit van brakke wateren op verschillende groepen organismen kan meer inzicht geven in de potenties en knelpunten voor binnendijks gelegen brakke wateren en handvatten geven voor (water-)beheer;

- Vanwege verschillen in beschikbaarheid van gegevens lag bij de uitwerking de nadruk op ondergedoken waterplanten en macrofauna. Voor andere biologische groepen ontbraken de volgende gegevens:
 - Algen: veelal alleen informatie beschikbaar over chlorofyl-gehalte in water;
 - Zoöplankton: zeer weinig meetdata beschikbaar;
 - Vis: voor veel wateren ontbraken gegevens over biomassa per hectare (per vissoort);
- Voor alle soortgroepen waren te weinig meetdata beschikbaar van een goede ecologische toestand. Dit belemmert zowel het systeembegrip als een goede doelafleiding. Bovendien heeft dit in het verleden duidelijk ook invloed op de KRW-maatlatten en KRW-watertype indeling gehad. Aanvullende data zijn gewenst, bijvoorbeeld door het toevoegen van goede kwaliteit samples uit brakke wateren zoals natuurgebieden of referentiegebieden;
- Hiernaast is er onvoldoende inzicht in de belangrijkste (microbiële) processen die de nutriëntenkringlopen in brakke wateren bepalen. Dit geldt met name voor de interactie tussen het oppervlaktewater en het sediment.

▶▶ 9 AANBEVELINGEN

9.1 KRW-WATERTYPEN EN MAATLATTEN

- Specifiek voor M30 wateren (zwak brakke wateren: 300 - 3.000 mg chloride/L) blijkt dat de zourange van 300 tot 3.000 mg Cl/l erg groot is. We bevelen dan ook aan om op basis van het ecologisch functioneren van de verschillende brakke wateren, de M30 wateren op te splitsen in een M30a type (met zoutgehalte van 300 - 1.000 mg Cl/l) en een M30b type (met zoutgehalte van 1.000 - 3.000 mg Cl/l). Het M30a type kan getypeerd worden als zwak brak en functioneert als een zoet water. Het M30b type kan getypeerd worden als matig brak, heeft een duidelijk ander voedselweb en functioneert ook anders.
 - M30a: < 1.000 mg/L: water functioneert ± als zoet water, vanwege aanwezigheid Daphnia;
 - M30b: > 1.000 mg/L: functioneert anders vanwege ontbreken Daphnia; wel waterplanten in (ondiep) troebel water;

Eventueel kan overwogen worden om type M30a onder te brengen in de zoete wateren.

- De waarde 1.000 mg Cl/l is ook relevant voor de drempelwaarden voor nutriënten:
 - < 1.000 mg/L: drempelwaarden voor nutriënten aanhouden voor 60 en 80 µg chlorofyl/L;
 - > 1.000 mg/L: de methodiek van Portielje et al. (2005) is niet goed toepasbaar op de relaties in brakke wateren > 1.000 mg/L. De methodiek van Portielje is gebaseerd op de relaties tussen de nutriëntengehalten in het oppervlaktewater, het Chl-a en daarmee het doorzicht en het voorkomen van ondergedoken waterplanten. In de afgeleide vegetatietypen voor brakke wateren komen alle waterplanten voor bij nutriëntengehalten boven de drempelwaarden voor nutriënten: In brakke wateren komen waterplanten voor in (ondiep) troebel water, dat deels droogvalt en waar wel voldoende licht op de bodem doordringt.
- We bevelen aan om subtype M1b (zwak brakke sloten) apart te blijven onderscheiden. Voor brakke sloten dient een onderscheid te worden gemaakt in brakke sloten op zand en een brakke sloten op klei.
- Specifiek voor M31 (sterk brakke wateren: > 3.000 mg Cl/L) is het de vraag of hiervoor het juiste referentiebeeld voor gehanteerd wordt. Momenteel zijn hier duinpoelen als referentie voor opgenomen en daar zijn de huidige maatlatten van afgeleid. Voor brakke wateren met een zandbodem zouden duinpoelen in potentie als referentie kunnen dienen, voor brakke wateren met een kleibodem geldt dit echter niet. Kleibodems hebben van nature een andere chemische samenstelling en zijn bijvoorbeeld van nature rijk aan nutriënten waardoor hiervoor een referentie op basis van duinpoelen onjuist is. Wij bevelen daarom aan om voor het referentiebeeld onderscheid te maken tussen zand- en kleibodems.
- In het huidige onderzoek is de macrofauna-clustering vergeleken met de KRW maatlatten voor macrofauna in brakke wateren. Hieruit blijkt dat positieve en negatieve indicatoren voor de macrofauna in brakke wateren dwars door de clustering heen worden aangetroffen. De KRW maatlatten voor macrofauna zijn destijds theoretisch opgesteld en zijn in dit project gevalideerd met de data van de waterbeheerders. We concluderen daarom dat de KRW macrofauna-maatlatten voor macrofauna geen informatie geven over de kwaliteit van brakke wateren.
- Na aanpassing van de typering moeten nieuwe referenties en maatlatten ontwikkeld worden. Daarna kunnen kosteneffectieve maatregelen opgesteld worden en kunnen de waterbeheerders gebiedspecifieke doelen (GEP's) afleiden.

9.2 SYSTEEMBEGRIIP EN MONITORING

- Goede (standplaats-)eigenschappen van goed ontwikkelde binnendijkse brakke wateren welke als referentiesysteem kunnen dienen ontbreekt (meren)deels. Dit geldt met name voor macrofauna en vis, en deels ook voor waterplanten;
- Een van de gevolgen van klimaatverandering is verzilting van het oppervlaktewater o.a., voor verhoogde invloed van brakke kwel als gevolg van zeespiegelstijging en door drogere en warmere zomers en langere zoetwatertekorten. Het

is nog onduidelijk welke effecten dit heeft voor de brakke wateren in de toekomst. De inzichten voortkomend uit het huidige onderzoek bieden mogelijk kansen beter met de verzilting in het waterbeheer om te gaan. Hoe werkt verzilting door in de toekomst? Welke wateren worden permanent brak? En welke wateren krijgen alleen met grotere regelmaat periodieke brakwater pieken? Inzicht in de effecten van tijdelijke pieken van brakwater in zoete wateren is daarom ook van groot belang. Momenteel wordt verzilting met name als bedreiging gezien voor zoete natuurwaarden. Voor brakke wateren biedt dit mogelijk lokaal ook juist kansen voor ontwikkeling of herstel van brakke wateren.

- Van nature zijn dynamiek en verbinding doorslaggevend voor de samenstelling van levensgemeenschappen in brakke wateren. Grootchalige gradiënten in ruimte en tijd zijn hierbij kernwaarden. In veel brakke binnendijkse wateren ontbreken deze dynamiek en verbinding geregeld in grote mate. In de grotere Rijkswateren liggen hiervoor meer kansen. Voor de toekomst is het van belang te kijken of en waar brakke Rijkswateren behouden en of hersteld kunnen worden en in hoeverre deze kunnen worden verbonden met herstelprojecten in binnendijkse brakke wateren en natuurgebieden.
- Voor behoud en verdere ontwikkeling van het systeembegrip van brakke wateren is het goed om het zoutgehaltes, nutriëntengehaltes door het jaar heen (te blijven) monitoren. In gebieden met sterk fluctuerende zoutgehaltes zijn eventueel frequentere (continue) metingen nodig voor een beter systeembegrip;
- Voor een beter systeembegrip van brakke wateren is het van belang om:
 - de aanwezige sedimentcondities mee te nemen in monitoring (o.a. chloride, nutriënten);
 - inzicht te krijgen in de water- en stoffenbalansen (kwantitatief inzicht in kwel, waterinlaat etc.);
 - meer inzicht te krijgen in de lokale invloed van brakke kwel. Met behulp van de hieruit voortkomende resultaten kan het functioneren van het systeem beter ingeschat worden, de potenties voor behoud en herstel in beeld gebracht worden en kan de doelafleiding en het handelingsperspectief beter opgesteld worden. Beheer- en herstelmaatregelen zullen lokaal verschillen;
- In de monitoring van de ecologische kwaliteit van brakke wateren is het van belang om ook andere, indicatief belangrijke soortgroepen voor brakke wateren mee te nemen, namelijk zoöplankton en diatomeeën;
- Voor een beter systeembegrip van het ecologisch functioneren van brakke wateren is het van belang om van verschillende type brakke wateren meer inzicht te krijgen in verschillende soortgroepen en interacties tussen soortgroepen. Voor enkele soortgroepen is relatief veel bekend maar bijvoorbeeld voor de soortgroepen als vissen en macrofauna zijn er nog kennislacunes;
- Dimensies van brakke wateren zijn belangrijk om mee te nemen in de analyse van de levensgemeenschap, vooral voor macrofauna. Belangrijke parameters zijn o.a. diepte, breedte, oppervlakte, connectiviteit en morfologie van brakke wateren.

►► LITERATUUR

- Aelion, C. M., and U. Warttinger. (2009) Low sulfide concentrations affect nitrate transformations in freshwater and saline coastal retention pond sediments. *Soil Biology and Biochemistry* 41:735-741.
- Ahmad, I., Wainwright, S.J., Stewart, G.R., (1981) The solute and water relations of *Agrostis stolonifera* ecotypes differing in their salt tolerance. - *New Phytol.* 87:615-629
- Anderson, B. G. (1950). The apparent thresholds of toxicity to *Daphnia magna* for chlorides of various metals when added to Lake Erie water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 78(1), 96-113. Kennedy *et al.*, 2019
- AquaSense, (1997) Diatomeeënanalyses Zeeland 1997. In opdracht van: Waterschap Zeeuwse Eilanden Uitgevoerd door ing. A. Mertens, drs. M. Soesbergen & P.M. Berends. Analyserapport 97.1029. AquaSense, Amsterdam. 12p. + bijl.
- Ardon, M., J. L. Morse, B. P. Colman, and E. S. Bernhardt (2013) Drought-induced saltwater incursion leads to increased wetland nitrogen export. *Global Change Biology* 19:2976-2985.
- Arrigo, K.R., (2005) Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437(7057), pp.349-355.
- Ashraf, M.P.J.C. and Harris, P.J.C., (2004) Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. *Plant science*, 166(1), pp.3-16.
- Awano, S., Koshimune, S., Kurihara, E., Gohara, K., Sakai, A., Soh, I., Hamasaki, T., Ansai, T. and Takehara, T., (2004) The assessment of methyl mercaptan, an important clinical marker for the diagnosis of oral malodor. *Journal of dentistry*, 32(7), pp.555-559.
- Bagarinao, T., (1992) Sulfide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptations in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology*, 24(1-2), pp.21-62.
- Bak, M., B. Wawrzyniak-Wydrowska & A. Witkowski (2001): Odra river discharge as a factor affecting species composition of the Szczecin Lagoon diatom flora, Poland. In: R. Jahn, J.P. Kociolek, A. Witkowski & P. Compère (Eds). *Lange-Bertalot-Festschrift: Studies on Diatoms*. Gantner, Ruggell. P. 369-381.
- Barendregt, A. (1993): Hydro-ecology in the Dutch polder landscape. Dissertatie Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht.
- Barendregt, A. en M.C. Bootsma (1991): Het hydro-ecologisch model ICHORS (versies 3.1 en 3.2). De relaties tussen water- en moerasplanten en milieufactoren in de provincie Utrecht. Interfacultaire Vakgroep Milieukunde Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht
- Barendregt, A., J.W. Nieuwenhuis en P. de Joode (1990): Milieu-indicatiewaarden van water- en oeverplanten in Noord-Holland. Provincie Noord-Holland, Dienst Milieu en Water/Interfacultaire Vakgroep Milieukunde van de Rijksuniversiteit Utrecht, Haarlem/Utrecht
- Beijersbergen, J. (2013) *Ruppia* langs de zuidkust van Schouwen. Inventarisatie van *Ruppia sp.* en andere ondergedoken waterplanten langs de Zuidkust van Schouwen in de zomer van 2013. Rapport Ecologisch adviesburo Duin & Delta.
- Benito, B., Haro, R., Amtmann, A., Cuin, T.A. and Dreyer, I., (2014) The twins K⁺ and Na⁺ in plants. *Journal of plant physiology*, 171(9), pp.723-731.
- Blindow, I., Dietrich, J., Möllmann, N. and Schubert, H., (2003) Growth, photosynthesis and fertility of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Aquatic Botany*, 76(3), pp.213-234.
- Boon, P. I., D. J. W. Moriarty, and P. G. Saffigna. (1986) Nitrate metabolism in sediments from seagrass (*Zostera capricorni*) beds of Moreton Bay, Australia. *Marine Biology* 91:268-276.
- Braak, C.J.F. ter & H. van Dam (1989): Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Brunet, R. C., and L. J. Garcia-Gil. (1996) Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 21:131-138.
- Burgin, A. J., and S. K. Hamilton. (2007) Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:89-96.
- Burgin, A. J., and S. K. Hamilton. (2008) NO₃-driven SO₄²⁻ production in freshwater ecosystems: implications for N and S cycling. *Ecosystems* 11:908-922
- Burgin, A. J., W. H. Yang, S. K. Hamilton, and W. L. Silver. (2011) Beyond carbon and nitrogen: how the microbial energy economy couples elemental cycles in diverse ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:44-52.

- Busse, S., R. Jahn & C.-J. Schulz (1999): Desalinization of running waters. II. Benthic diatom communities: a comparative field study on responses to decreasing salinities. *Limnologica* 29: 465-474.
- Chambers, R.M., Mozdzer, T.J. and Ambrose, J.C., (1998) Effects of salinity and sulfide on the distribution of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in a tidal saltmarsh. *Aquatic Botany*, 62(3), pp.161-169.
- Cholnoky, B.J. (1968): Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. Cramer, Lehre. 699p.
- Claassen, T.H.L. (1987) Typologie en normstelling: een aquatisch-ecologisch onderzoek in Friesland. Proefschrift K.U. Nijmegen.
- Clement, J. & P. van Puijenbroek (2010) Basiskaart Aquatisch: de Watertypenkaart Het oppervlaktewater in de TOP10NL geclassificeerd naar watertype. PBL publicatie no. 500067004.
- Coci, M., Riechmann, D., Bodelier, P.L., Stefani, S., Zwart, G. and Laanbroek, H.J., (2005) Effect of salinity on temporal and spatial dynamics of ammonia-oxidising bacteria from intertidal freshwater sediment. *FEMS Microbiology Ecology*, 53(3), pp.359-368.
- Corillion, R. (1957) Les Charophycées de France et d'Europe occidentale. *Bulletin de la Societe scientifique de Bretagne* 32: 1 - 499.
- Craft, C., Clough, J., Ehman, J., Joye, S., Park, R., Pennings, S., Guo, H. and Machmuller, M., (2009) Forecasting the effects of accelerated sea level rise on tidal marsh ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), pp.73-78.
- CUWVO (1987). Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. CUWVO, Den Haag.
- Day, J.W., Christian, R.R., Boesch, D.M., Yáñez-Arancibia, A., Morris, J., Twilley, R.R., Naylor, L. and Schaffner, L., (2008) Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and coasts*, 31(3), pp.477-491.
- De Boer, K., and W. J. Wolff, (1996) "Tussen zilt en zoet." Voorstudie naar de betekenis van estuariene gradiënten in het Waddengebied. Rapport. Vakgroep Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Groningen, Haren.
- De Kroon, H., & De Jong, H. (1984). The colonization of two new brackish water habitats on the isle of Texel (the Netherlands). *Hydrobiological Bulletin*, 18(1), 72. doi: 10.1007/bf02256680.
- De Lyon, M.J.H., en J.G.M. Roelofs (1986): Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Delen I en 2. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen
- De Pauw, N., J. Verloove, A. Dhase, S. Dumont-Wellekens, H. Gysels, J. de Maeseneer, W. Verstraete & J. Swings (1977): Onderzoek naar de waterkwaliteit van Noord- en Zeeuwsch-Vlaanderen. In: De Gouden Delta 3. Rapport van de universitaire werkgroep Noord-Vlaanderen/Delta-Zuid. Centrum voor landbouwpublicaties en landbouwdocumentatie. Wageningen. Den Hartog, C. (1963) Enige waterplantengemeenschappen in Zeeland. *Gorteria* 1: 155-164.
- Den Hartog, C., (1959) The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. *Wentia* 1: 1-241.
- Den Hartog, C., (1967) Brackish water as an environment for algae. *Blumea* 15: 31-34.
- Den Hartog, C., (1974) Brackish-water classification, its development and problems. *Hydrobiol. Bull.* 8(1-2): 15-29. <https://dx.doi.org/10.1007/bf02256680>. Netherlands Hydrobiological Society: Amsterdam.
- Denys, L. (2004): Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* 4: 255-275.
- Dierssen, K. (1988) Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Aufl. Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holsteins (Kiel) 6, 157 pp.
- Duman, F., Koca, F.D. and Sahan, S., (2014). Antagonist effects of sodium chloride on the biological responses of an aquatic plant (*Ceratophyllum demersum* L.) exposed to hexavalent chromium. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(2), pp.1-12.
- Elliot, M. & K. Hemingway (2002) *Fishes in Estuaries*. Book by Blackwell Science Ltd
- Evers, C.H.M., Knobens, R.A.E. & van Herpen F.C.J. (2012) Omschrijving MEP en maatregelen voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. STOWA 2012-34, Amersfoort.
- Fear, J. M., S. P. Thompson, T. E. Gallo, and H. W. Paerl. (2005) Denitrification rates measured along a salinity gradient in the eutrophic Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuaries* 28:608-619.
- Geurts, J.J., Smolders, A.J., Verhoeven, J.T., Roelofs, J.G. and Lamers, L.P., (2008) Sediment Fe: PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology*, 53(10), pp.2101-2116.
- Goldenberg_Vilar, A., T. Donders, A. Cvetkoska & F. Wagner-Cremer (2018): Seasonality controls the predictive skills of diatom based salinity transfer functions. *PloS one* 13(11): e0199343.: 1-19.
- Govers, L. & V. Reijers (2021). *Griend, een bewogen eiland*. KNNV Uitgeverij, Zeist.

- Oude Essink, G.H.P., De Louw, P.G.B., Stevens, S., de Veen, B., Prevo, C., Marconi, V., Goes, B.J.M., 2009. Voorkomen en dynamiek van regenwaterlenzen in de Provincie Zeeland - resultaten van een verkennende en provinciedekkende meetcampagne.
- Haller, W.T., D. L. Sutton & W.C. Barlowe (1974) Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology* 55:891-8
- Harting, P. (1852): De bodem onder Amsterdam onderzocht en beschreven. *Verhandelingen der eerste klasse van het Koninklijk Nederlandsch Instituut van Wetenschappen, Letterkunde en Schone Kunsten*, 3e reeks 5: 73-232.
- Hecky, R.E. and Kilham, P., (1988) Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment 1. *Limnology and oceanography*, 33(4part2), pp.796-822.
- Heerebout, G.R. (1970): A classification system for isolated brackish inland waters, based on median chlorinity and chlorinity fluctuations. *Netherlands Journal of Sea Research* 4: 494-503.
- Herbert, E.R., Boon, P., Burgin, A.J., Neubauer, S.C., Franklin, R.B., Ardón, M., Hopfensperger, K.N., Lamers, L.P., Gell, P., (2015) A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere* 6, 1-43.
- Higler, B. (2000) *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, laagveenwateren*. Rapport AS-07 EC-LNV, Wageningen.
- Higler, B. , F. Ottburg, T. Vriese, M. Beers, Z. Jager, J. de Leeuw, M. van der Ven, J. Backx, J. Kranenbarg, N. Jaarsma & M. Klinge (2004). *Achtergronddocument vissen*. Rapport STOWA/RIZA.
- Hoag, R. S., & Price, J. S. (1997). The effects of matrix diffusion on solute transport and retardation in undisturbed peat in laboratory columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 28, 193-205.
- Hodson, M.J., Smith, M.M., Wainwright, S.J. and Öpik, H., (1985). The effects of the interaction between salinity and nitrogen limitation in *Agrostis stolonifera* L. In *Ecology of coastal vegetation* (pp. 255-263). Springer, Dordrecht.
- Hof, H., (1993) *Brakke wateren van de provincie Groningen vergeleken met de brakke wateren van de overige kustprovincies in Nederland*. Stageverslag :Van Hall Instituut, Groningen. 90p. + bijl.
- Hoffmann, R. and Bisson, M.A., (1986). *Chara buckellii*, a euryhaline charophyte from an unusual saline environment. I. Osmotic relations at steady state. *Canadian journal of botany*, 64(8), pp.1599-1605.
- Hootsmans, M.J.M. & Wiegman, F. (1998). Four helophyte species growing under salt stress: their salt of life? *Aquatic Botany* 62: 81-94.
- Hootsmans, M.J.M. (1996). *Planten in de Peiling - The effect of chronic and temporary saltstress on growth and development of four species of helophytes*. RIZA notanr. 96.039, Lelystad.
- Hustedt, F. (1953): *Die Systematik der Diatomeen in ihren Beziehungen zur Geologie un Ökologie nebst einer Revisi-on des Halobiensystems*. *Svensk Botanisk Tidskrift* 47: 509-519.
- Ibáñez, C., J. W. Day, Jr, and D. Pont. (1999). Primary production and decomposition of wetlands of the Rhone Delta, France: interactive impacts of human modifications and relative sea level rise. *Journal of Coastal Research* 15:717-731
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R. B., Hammershøj, M., Have, A., (1994). Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275-276(1), 15-30.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Pedersen, A.R. et al. (2007). Salinity Induced Regime Shift in Shallow Brackish Lagoons. *Ecosystems* 10, 48-58 <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9007-6>
- Joye, S. B., and J. T. Hollibaugh. (1995) Influence of sulfide inhibition of nitrification on nitrogen regeneration in sediments. *Science* 270:623-625.
- Juggins, S. (1992): *Diatoms in the Thames estuary, England: Ecology, palaeoecology, and salinity transfer function*. *Bibliotheca Diatomologica* 25. Cramer, Berlin. 216p.
- Jun, M., A. E. Altor, and C. B. Craft. (2013) Effects of increased salinity and inundation on inorganic nitrogen exchange and phosphorus sorption by tidal freshwater floodplain forest soils, Georgia(USA). *Estuaries and Coasts* 36:508-518.
- Kennedy A J. T. W. Biber, L. R. May, G. R. Lotufo, J. D. Farrar, A. J. Bednar (2019). Sensitivity of the Marine Calanoid Copepod *Pseudodiaptomus pelagicus* to Copper, Phenanthrene, and Ammonia. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38(6): 1221-1230. <https://doi.org/10.1002/etc.4397>

- Kerkum, EC, Pannenbakker, C. & Coops, H. (1996). Planten in de Peiling - Kieming van oeverplanten in relatie tot het zoutgehalte in het substraat - RIZA werkdocumentnr. 96.011x, Lelystad.
- Koch, M.S. and Mendelssohn, I.A., (1989) Sulphide as a soil phytotoxin: differential responses in two marsh species. *The Journal of Ecology*, pp.565-578.
- Koch, M.S., Mendelssohn, I.A. and McKee, K.L., (1990) Mechanism for the hydrogen sulfide induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnology and Oceanography*, 35(2), pp.399-408.
- Kolbe, R.W. (1927): Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Spenenberger Salzgebiets. *Pflanzenforschung* 7: 1-143.
- Kolbe, K., Kaminski, E., Michaelis, H., Obert, B., & Rahmel, J. (1995). Macroalgal mass development in the Wadden Sea: first experiences with a monitoring system. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 49(1), 519-528.
- Kolbe, R.W. (1927): Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Spenenberger Salzgebiets. *Pflanzenforschung* 7: 1-143.
- Koop-Jakobsen, K., and A. E. Giblin. (2009). An ammonium tidal marsh sediments: the role of salinity, nitrogen loading, and marsh vegetation. *Estuaries and Coasts* 32:238-245.
- Körner, S., Vermaat, J.E. and Veenstra, S., (2003) The capacity of duckweed to treat wastewater: ecological considerations for a sound design. *Journal of environmental quality*, 32(5), pp.1583-1590.
- Kostka, J. E., B. Gribsholt, E. Petrie, D. Dalton, H. Skelton, and E. Kristensen. (2002). The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated salt-marsh sediments. *Limnology and Oceanography* 47:230-240.
- Kronzucker, H.J., Coskun, D., Schulze, L.M., Wong, J.R. and Britto, D.T., (2013), and J. G. M. Roelofs. 2002. Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography* 47:585-593
- Lamers, L. P., H. B. Tomassen, and J. G. Roelofs. (1998) Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology* 32:199-205.
- Lamers, L.P.M., Govers, L.L., Janssen, I.C.J.M., Geurts, J.J.M., Van der Welle, M.E.W., Van Katwijk, M.M., Van der Heide, T., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P., (2013) Sulfide as a soil phytotoxin—a review. *Front. Plant Sci.* 4. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00268>
- Lauer, N., Yeager, M., Kahn, A.E., Dobberfuhl, D.R. and Ross, C., (2011) The effects of short term salinity exposure on the sublethal stress response of *Vallisneria spiralis* Michx (Hydrocharitaceae) *Aquatic botany*, 95(3), pp.207-213.
- Laverman, A. M., R. W. Canavan, C. P. Slomp, and P. V. Cappellen. (2007) Potential nitrate removal in a coastal freshwater sediment (Haringvliet Lake, The Netherlands) and response to salinization. *Water Research* 41:3061-3068.
- Lavery, P. S., Lukatelich, R. J., & McComb, A. J. (1991). Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33(1), 1-22.
- Moss, B. (1994). Brackish and freshwater shallow lakes - different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia*, 275-276(1), 1-14. doi: 10.1007/bf00026695
- Lodge, D.M., (1991) Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41, 195-224. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90044-6](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90044-6)
- Loeb, R., A.M. Antheunisse, M. Miletto, L.P.M. Lamers, P.L.E. Bodelier, H.J. Laanbroek, J.T.A. Verhoeven & J.G.M. Roelofs, (2008) Effects of restored salinity and tidal regime on biogeochemical processes and vegetation in the Rhine-Meuse estuary; a mesocosm experiment. In: R. Loeb, 2008. On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift. Radboud Universiteit Nijmegen.
- Maathuis, F.J. and Amtmann, A.N.N.A., (1999). K⁺ nutrition and Na⁺ toxicity: the basis of cellular K⁺/Na⁺ ratios. *Annals of botany*, 84(2), pp.123-133.
- Magalhaes, C. M., S. B. Joye, R. M. Moreira, W. J. Wiebe, and A. A. Bordalo. (2005) Effect of salinity and inorganic nitrogen concentrations on nitrification and denitrification rates in intertidal sediments and rocky biofilms of the Douro River estuary, Portugal. *Water Research* 39:1783-1794.
- Maltby, L., N. N. Blake, T. C. M. Brock and P. J. Van den Brink (2005). Insecticide species sensitivity distributions: the importance of test species selections and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(2): 379-388.
- Mansour, M.M.F., (2000). Nitrogen containing compounds and adaptation of plants to salinity stress. *Biologia plantarum*, 43(4), pp.491-500.

- Marion, J., E. Herbert, and C. Craft. (2012). Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils. *Wetlands* 32:347-357.
- Masood, A., Shah, N.A., Zeeshan, M. and Abraham, G., (2006). Differential response of antioxidant enzymes to salinity stress in two varieties of *Azolla* (*Azolla pinnata* and *Azolla filiculoides*). *Environmental and Experimental Botany*, 58(1-3), pp.216-222.
- McGahee, C.F. and Davis, G.J., (1971). Photosynthesis and Respiration in *Myriophyllum spicatum* L. as Related to Salinity 1. *Limnology and Oceanography*, 16(5), pp.826-829.
- Meijer, M.-L., de Haan, M.W., Breukelaar, A.W., Buiteveld, H., (1990). Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes?, in: Gulati, R.D., Lammens, E.H.R.R., Meijer, Marie-Louise, van Donk, E. (Eds.), *Biomanipulation Tool for Water Management*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 303-315.
- Moss, B. (1994). Brackish and freshwater shallow lakes - different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia*, 275-276(1), 1-14. doi: 10.1007/bf00026695
- Myrbo, A., Swain, E.B., Engstrom, D.R., Coleman Wasik, J., Brenner, J., Dykhuizen Shore, M., Peters, E.B. and Blaha, G., (2017). Sulfide generated by sulfate reduction is a primary controller of the occurrence of wild rice (*Zizania palustris*) in shallow aquatic ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(11), pp.2736-2753.
- Nawaz, K., Hussain, K., Majeed, A., Khan, F., Afghan, S. and Ali, K., (2010) Fatality of salt stress to plants: Morphological, physiological and biochemical aspects. *African Journal of Biotechnology*, 9(34).
- Noe, G., K. Krauss, B. G. Lockaby, W. Conner, and C. Hupp. (2013). The effect of increasing salinity and forest mortality on soil nitrogen and phosphorus mineralization in tidal freshwater forested wetlands. *Biogeochemistry* 114:225-244.
- Olsen, M.W., Frye, R.J. and Glenn, E.P., (1996). Effect of salinity and plant species on CO₂ flux and leaching of dissolved organic carbon during decomposition of plant residue. *Plant and soil*, 179(2), pp.183-188.
- Pagter, M., Bragato, C., Malagoli, M. and Brix, H., (2009). Osmotic and ionic effects of NaCl and Na₂SO₄ salinity on *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 90(1), pp.43-51.
- Parveen, M., Asaeda, T. and Rashid, M.H., (2017a). Hydrogen sulfide induced growth, photosynthesis and biochemical responses in three submerged macrophytes. *Flora*, 230, pp.1-11.
- Parveen, M., Asaeda, T. and Rashid, M.H., (2017b). Biochemical adaptations of four submerged macrophytes under combined exposure to hypoxia and hydrogen sulphide. *PLoS One*, 12(8), p.e0182691.
- Piscart, C., Moreteau, J.C. and Beisel, J.N., (2005). Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia*, 551(1), pp.227-236.
- Pollman, C.D., Swain, E.B., Bael, D., Myrbo, A., Monson, P. and Shore, M.D., (2017). The evolution of sulfide in shallow aquatic ecosystem sediments: An analysis of the roles of sulfate, organic carbon, and iron and feedback constraints using structural equation modeling. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(11), pp.2719-2735.
- Portielje, R. & D.T. Van der Molen (1998). *Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen*. RIZA rapport 98.007.
- Portielje, R., (2005). *Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen KRW - abundantie fytoplankton in meren*. RIZA Werkdocument 2005.081x. 19 pp.
- Postma, J., Keijzers, R., Van Dijk, G., Smolders, A., (2017). *Waterplanten op Goeree-Overflakkee – Verleden, heden, toekomst* (final report).
- Potapova, M. (2011): Patterns of diatom distribution in relation to salinity. In: J. Seckbach and J.P. Kociolek (Eds.) *The diatom world. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology* 19:Springer Science+Business Media B.V., . 313-332.
- Puche, E. and Rodrigo, M.A., (2015). Increased water salinity negatively affects charophytes from a spring created within the Albufera de València Natural Park. *Limnetica*, 34(2), pp.349-364.
- Pulich Jr, W.M., (1986). Variations in leaf soluble amino acids and ammonium content in subtropical seagrasses related to salinity stress. *Plant Physiology*, 80(1), pp.283-286.
- Rabalais, N.N., (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, pp.102-112.
- Randall, D.J. and Tsui, T.K.N., (2002). Ammonia toxicity in fish. *Marine pollution bulletin*, 45(1-12), pp.17-23.
- Raven, J.A. and Scrimgeour, C.M., (1997). The influence of anoxia on plants of saline habitats with special reference to the sulphur cycle. *Annals of Botany*, 79(suppl_1), pp.79-86.

- Reddy, K.R. and DeLaune, R.D., (2008). Biogeochemistry of wetlands: science and applications. CRC press.
- Redeke, H.C. (1948) Hydrobiologie van Nederland. De zoete wateren. C.V. uitgeverij v/h C. De Boer jr., Amsterdam.
- Redeke, H.C., (1922). Zur Biologie der Niederländischen Brackwassertypen:(Ein Beitrag zur regionalen Limnologie). Bijdragen tot de Dierkunde, 22(1), pp.329-335.
- Redeker, G.C. (1969) Gemeenschappen van de water- en oeverplanten van de drinkputten in de Goesse poel. Doctoraalverslag Rijksuniversiteit Utrecht. 67 pp.
- Remane, A., (1934). Die Brackwasserfauna. Verhandlungen Der Deutschen Zoologischen Gesellschaft, 36, 34-37, zie Remane and Schlieper, 1958. Die Biologie des Brackwassers. 348 Seiten, 139 Abbildungen, 43 Tabellen, 920 g, Die Binnengewässer, Band 22. ArtNo. ES128002200, gebunden
- Roache, M. C., P. C. Bailey, and P. I. Boon. (2006). Effects of salinity on the decay of the freshwater macro-phyte, *Triglochin procerum*. Aquatic Botany 84:45-52.
- Roden, E. E., and R. G. Wetzel. (1996). Organic carbon oxidation and suppression of methane production by microbial Fe (III) oxide reduction in vegetated and unvegetated freshwater wetland sediments. Limnology and Oceanography 41:1733-1748.
- Rout, N.P. and Shaw, B.P., (2001). Salt tolerance in aquatic macrophytes: possible involvement of the antioxidative enzymes. Plant Science, 160(3), pp.415-423.
- Runhaar, J., M. Van der Linden, and J.P.M. Witte (1997) Waterplanten en saliniteit, CML, RIZA, LUWRIZA rapport 96.063, CML Barendregt, A. (1993): Hydro-ecology in the Dutch polder landscape. Dissertatie Rijksuniversiteit
- Rysgaard, S., P. Thastum, T. Dalsgaard, P. B. Christensen, and N. P. Sloth. (1999). Effects of salinity on NH₄ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish estuarine sediments. Estuaries 22:21-30
- Sakai, S., Nakaya, M., Sampei, Y., Dettman, D.L. and Takayasu, K., (2013). Hydrogen sulfide and organic carbon at the sediment-water interface in coastal brackish Lake Nakaumi, SW Japan. Environmental earth sciences, 68(7), pp.1999-2006.
- Schaminee, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, (1995). De vegetatie van Nederland 2 Plantengemeenschappen Van Wateren, Moerassen En Natte Heiden. KNNV. 358 pp.
- Schaminee, J.H.J.; Janssen, J.A.M.; Weeda, E.J.; Hommel, P.W.F.M.; Haveman, R.; Schipper, P.; Bal, D., (2015). Veldgids Rompgemeenschappen. KNNV uitgeverij - ISBN 9789050115162 - 284 p.
- Sederias, J. and Colman, B., (2009). Inhibition of *Chara vulgaris* oospore germination by sulfidic sediments. Aquatic Botany, 91(4), pp.273-278.
- Seitzinger, S.P., Gardner, W.S. and Spratt, A.K., (1991). The effect of salinity on ammonium sorption in aquatic sediments: implications for benthic nutrient recycling. Estuaries, 14(2), pp.167-174.
- Senga, Y., K. Mochida, R. Fukumori, N. Okamoto, and Y. Seike. (2006). N₂O accumulation in estuarine and coastal sediments: the influence of H₂S on dissimilatory nitrate reduction. Estuarine, Coastal and Shelf Science 67:231-238.
- Smeden, J.M., G.H.P. Arts en G.J. van Geest, (2020). Afleiding van drempelwaarden voor nutriënten in brakke wateren. Rapport KIWK 2020-42. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. 47 pp.
- Smit, H. (1990) Hydrobiologisch onderzoek in kleinere wateren in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen en Dienst Water en Milieu
- Smol, J.P. & E.F. Stoermer (Eds) (2010): The diatoms. Applications for the environmental and earth sciences (second edition). Cambridge University Press, Cambridge. 667p.
- Smolders, A., L. Lamers, E. Lucassen, G. Van der Velde, and J. Roelofs. (2006). Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. Chemistry and Ecology 22:93-111
- Snoeijs, P. & K. Weckström (2010): Diatoms and environmental change in large brackish-water ecosystems. In: J.P. Smol & E.F. Stoermer: The diatoms, application for the environmental and earth sciences, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. P. 287-308.
- Sommer, U. and F. Sommer, (2006). Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. Oecologia 147: 183-194. DOI:10.1007/s00442-005-0320-0
- Stachura-Suchoples, K. (2001): Bioindicative values of dominant diatom species from the Gulf of Gdansk, Southern Baltic Sea, Poland. In: R. Jahn, J.P. Kociolek, A. Witkowski & P. Compère (Eds). Lange-Bertalot-Festschrift: Studies on Diatoms. Gantner, Ruggell. P. 477-490.

- STOWA, (2021). Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013 - 2018. STOWA-nummer 2021-43. ISBN 978.90.5773.945.3. Auteurs: Postma, J., Keijzers, R., Slootweg, J., Posthuma, L. 77 pp.
- Strous, M., Kuenen, J.G. and Jetten, M.S., (1999). Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and environmental microbiology*, 65(7), pp.3248-3250.
- Subbarao, G.V., Ito, O., Berry, W.L. and Wheeler, R.M., (2003). Sodium—a functional plant nutrient. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(5), pp.391-416.
- Taiz L, Zeiger E (2002). *Plant physiology*. Sinauer Associates, Inc., Publisher. ISBN: 0-87893-823-0
- Telesh, I.V., H. Schubert & S.O. Skarlato (2011): Revisiting Remane's concept: evidence for high plankton diversity and a protistan species maximum in the horohalanicum of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 1-11.
- ter Heerdt, G.N.J. (1995). *Planten in de Peiling - Literatuuronderzoek naar de invloed van het zoutgehalte in de bodem op de ontwikkeling van helofyten* -. RIZA notanr. 95.041, Lelystad.
- Thurston, R.V., Russo, R.C. and Vinogradov, G.A., (1981). Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species. *Environmental science & technology*, 15(7), pp.837-840.
- Tobias, C., and S. C. Neubauer. (2009). Salt marsh biogeochemistry: an overview. Pages 445-492 in G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, and M. M. Brinson, editors. *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Tosserams, M., Vulink, J. Th. & Coops, H. (1997). *Peilbeheer Volkerak Zoommeer - Perspectief voor oeverplanten*. Rapportage 'Planten in de Peiling' 1994-1997. RIZA Rapport 97.065 (ISBN: 90-369-5112-7), Lelystad.
- Touchette, B.W., (2007). Seagrass-salinity interactions: physiological mechanisms used by submersed marine angiosperms for a life at sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), pp.194-215.
- Tramper, N.M. (1979) *Veedrinkputten als instabiele oecosystemen*. Delta Instituut voor hydrobiologisch onderzoek, Yerseke. *Studentenverslagen D2-1979*
- Tramper, N.M. (1979) *Veedrinkputten als instabiele oecosystemen*. Delta Instituut voor hydrobiologisch onderzoek, Yerseke. *Studentenverslagen D2-1979*
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. and De Pauw, N., (2001). Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35(2), pp.183-194.
- Trimmer, M., J. C. Nicholls, and B. Deflandre. (2003). Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames estuary, United Kingdom. *Applied and Environmental Microbiology* 69:6447-6454.
- Van Beers, P.W.M. & Verdonschot, P.F.M. (2000) *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 4, brakke binnenwateren*. Rapport AS-04 EC-LNV, Wageningen.
- Van Dam, H. & A. Mertens (2010): *Kiezelwieren*. Hoofdstuk 9 in: R. Bijkerk (red). *Handboek Hydrobiologie*. STOWA, Amersfoort.
- Van Dam, H. (2009): *Evaluatie basismetnet waterkwaliteit Hollands Noorderkwartier: trendanalyse hydrobiologie, temperatuur en waterchemie 1982-2007*. Rapport 708. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 253p.
- Van Dam, H. (red.) (2002): *Ecologische beoordeling van brakke binnenwateren*. Rapport 2002-01. STOWA, Utrecht. 103p. + CD-ROM.
- Van Dam, H.(2013): *Ontwikkeling module diatomeeën voor Volg- en Stuursysteem en KRW-Verkenner*. Rapport 906: Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 70p. + digitale bijlagen.
- Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-131.
- Van Dam, H., Gotjé, W., Franken, R. and Ietswaart, T., (2002). *STOWA-systeem voor de ecologische beoordeling van brakke, binnendijkse wateren*. STOWA publicatie 2002-01
- Van den Boogert, J.J. (1979) *Klassificatie van brakke binnenwateren in Zeeland op grond van hun macrofauna*. Doctoraalverslag Delta instituut voor hydrobiologisch onderzoek Yerseke en de Rijksuniversiteit Utrecht, 42 pp.
- Van den Brink, F.W.B. and Van der Velde, G., (1993). Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine. *Aquatic Botany*, 45(4), pp.285-297.
- Van den Brink, F.W.B., Maenen, M.M.J., van der Velde, G. and bij de Vaate, A., (1991a). The (semi-) aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: historical changes and the role of inundation. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 24: 2693-2699.

- Van der Hammen, H. (1992) De macrofauna van Noord-Holland. Proefschrift Universiteit Nijmegen ISBN 90-72624-36-X, 256 pp.
- van der Heide, T., Govers, L.L., de Fouw, J., Olf, H., van der Geest, M., van Katwijk, M.M., Piersma, T., van de Koppel, J., Silliman, B.R., Smolders, A.J. and van Gils, J.A., (2012). A three-stage symbiosis forms the foundation of seagrass ecosystems. *science*, 336(6087), pp.1432-1434.
- Van der Molen, D., P. Boers & N. Evers, (2006). KRW-normen voor algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen in natuurlijke wateren. *H2O* 25/26: 31 - 33.
- van der Welle, M.E., Roelofs, J.G. and Lamers, L.P., (2008). Multi-level effects of sulphur-iron interactions in freshwater wetlands in The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 406(3), pp.426-429.
- Van Diggelen, J.M.H., Lamers, L.P.M., Van Dijk, G., Schaafsma, M.J., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P., (2014). New Insights into phosphorus mobilisation from sulphur-rich sediments: Time-Dependent effects of salinisation. *PLoS ONE* 9, 15-19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111106>
- van Dijk, G., M. Poelen & A.J.P. Smolders (2022). Monitoringsplan brakke wateren, rapport Onderzoekcentrum B-WARE in opdracht van STOWA
- Van Dijk, G., 2017a. Peatlands affected by biogeochemical stressors. PhD thesis Radboud University, Onderzoekcentrum B-WARE.
- van Dijk, G., Lamers, L.P., Loeb, R., Westendorp, P.-J., Kuiperij, R., van Kleef, H.H., Klinge, M., Smolders, A.J., (2019). Salinization lowers nutrient availability in formerly brackish freshwater wetlands; unexpected results from a long-term field experiment. *Biogeochemistry* 143, 67-83.
- van Dijk, G., Postma, J., de Senerpont Domis, L., Velthuis, M., Teurlinx, S., Grutters, B.M.C., Schutter, M., Dubbeldam, M., Gremmen, T., Graafland, J., Smolders, A., (2020). Stuurfactoren voor ondergedoken waterplanten in een omgeving onder hoge menselijke druk. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13566.10563>
- Van Dijk, G., R. van 't Veer, H.H. van Kleef, A.J.P. Smolders, P. Westendorp, C. Cusell, (2017b). Verbrakking in het laagveenlandschap, fase III. VBNE Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, rapport 2017/OBN219-LZ.
- van Dijk, G., Smolders, A.J.P., Loeb, R., Bout, A., Roelofs, J.G.M., Lamers, L.P.M., (2015). Salinization of coastal freshwater wetlands; effects of constant versus fluctuating salinity on sediment biogeochemistry. *Biogeochemistry* 126, 71-84. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0140-1>
- Van Katwijk, M.M., A.R. Bos & D.C.R. Hermus (2005) Klein zee gras en *Spartina* op het Balgzand. Een transplantatiesucces en een spontane vestiging aan het begin van de 21e eeuw. Rapport Ecoscience, Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van Riel & Verdonschot (2020). Effecten van zoutgehalte op macrofauna. KIWK 2020-43. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Postbus 2180 | 3800 CD Amersfoort. 37 pp.
- Van Riel, M.C. en Verdonschot, R.C.M., (2020). Effecten van zoutgehalte op macrofauna Wageningen Environmental Research. KIWK 2020-43. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. 17 pp.
- Van Vierssen, W. (1982): The ecology of communities dominated by *Zostera* taxa in western Europe. Proefschrift :Katholieke Universiteit, Nijmegen. 224p.
- Van Vierssen, W. (1982a). The ecology of communities dominated by *Zostera* taxa in Western Europe. I. Characterization and autecology of the *Zostera* taxa. *Aquatic Botany*, 12(C), 103-155. doi: 10.1016/0304-3770(82)90010-9
- Van Vierssen, W. (1982b). The ecology of communities dominated by *Zostera* taxa in western Europe. II. Distribution, synecology and productivity aspects in relation to environmental factors. *Aquatic Botany*, 13, 385-483. doi: 10.1016/0304-3770(82)90073-0
- Van Vierssen, W. (1982c). Some notes on the germination of *Najas marina* L. *Aquat. Bot.* 12: 201- 203.
- Van Vierssen, W., & Breukelaar, A. W. (1994). The Zuiderzee: transformation of a brackishwater ecosystem. *Lake Veluwe*, a macrophyte-dominated system under eutrophication stress.
- van Wijck, C., de Groot, C.J. and Grillas, P., (1992). The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany*, 44(1), pp.31-49.
- Van Wijck, C., P. Grillas, C.J. de Groot & L. Tan Ham (1994) A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio* 113, 171-180

- Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., van Haaren, T. & van Maanen, B. (2012) Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. WEW Themanummer 23, Van de Garde-Jémé, Eindhoven.
- Verhoeven, J. T. A. (1975). Ruppia-communities in the Camargue, France. Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. *Aquatic Botany*, 1, 217-241. doi: 10.1016/0304-3770(75)90024-8
- Verhoeven, J. T. A. (1979). The ecology of Ruppia-dominated communities in western Europe. I. Distribution of Ruppia representatives in relation to their autecology. *Aquatic Botany*, 6, 197-267. doi: 10.1016/0304-3770(79)90064-0
- Verhoeven, J. T. A. (1980). The ecology of Ruppia-dominated communities in western Europe. III. Aspects of production, consumption and decomposition. *Aquatic Botany*, 8(C), 209-253. doi: 10.1016/0304-3770(80)90053-4
- Verhoeven, J. T. A., & van Vierssen, W. (1978a). Distribution and structure of communities dominated by Ruppia, Zostera and Potamogeton species in the inland waters of 'De Bol', Texel, The Netherlands. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 6(4), 417-428. doi: 10.1016/0302-3524(78)90132-9
- Verhoeven, J. T. A., & Van Vierssen, W. (1978b). Structure of macrophyte dominated communities in two brackish lagoons on the Island of Corsica, France. *Aquatic Botany*, 5, 77-86. doi: 10.1016/0304-3770(78)90048-7
- Verhoeven, J.T.A. (1979). The ecology of Ruppia-dominated communities in western Europe. I. Distribution of Ruppia representatives in relation to their autecology. *Aquat. Bot.* 6: 197-268.
- Verhoeven, J.T.A. (1980). The ecology of Ruppia-dominated communities in western Europe. II. Synecological classification. Structure and dynamics of the macroflora and macrofaunacommunities. *Aquat. Bot.* 8: 1-85.
- Vyverman, W. & E. Coppejans (1987): Phytobenthic and periphytic vegetation of two inland brackish waters (S. Netherlands). I. Diatom assemblages. *Bulletin de la Societ e Royale de Botanique de Belgique* 120: 30-44.
- Wamelink, G.W.W. Runhaar, H. en H. Dobben, van, (2000), Abiotische Randvoorwaarden voor natuurdoeltypen. Wageningen Alterra rapport 181 (ISSN 1566-7197 ; 181).
- Weckstr om, K., A. Korhola & J. Weckstr om (2007): Impacts of eutrophication on diatom life forms and species richness in coastal waters of the Baltic Sea. *Ambio* 36: 155-160.
- Weeber, I.J., (1979) Typologie van een aantal zeeuwse binnenwateren, voornamelijk sloten en watergangen, op grond van de soortensamenstelling van hun makrofauna. Delta Instituut.
- Weeber, I.J., (1979) Typologie van een aantal zeeuwse binnenwateren, voornamelijk sloten en watergangen, op grond van de soortensamenstelling van hun makrofauna. Delta Instituut.
- Werff, A. van der & H. Huls (1957-1974): Diatomee nflora van Nederland. 10 losbladige afleveringen. Van der Werff, Abcoude, De Hoef.
- Weston NB, Dixon RE, Joye SB (2006) Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: geo-chemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *J Geophys Res Biogeosciences* 111:1-14. <https://doi.org/10.1029/2005JG000071>
- Weston NB, Giblin AE, Banta GT et al (2010) The effects of varying salinity on ammonium exchange in estuarine sediments of the Parker River, Massachusetts. *Estuar Coasts* 33:985-1003
- Whitfield, A.K. M. Elliott, A. Basset, S.J.M. Blaber, R.J. West (2012) Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97 (20): 78-90
- Wilderman, C.C. (1987): Patterns of distribution of diatom assemblages along environmental gradients in the Severn river estuary, Chesapeake Bay, Maryland. *Journal of Phycology* 23: 209-217.
- Yilmaz, D.D., (2007). Effects of salinity on growth and nickel accumulation capacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae). *Journal of hazardous materials*, 147(1-2), pp.74-77.
- Ziemann, H. (1991): Ver nderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluss des Salzgehaltes. *Acta Hydro-chimica et Hydrobiologica* 19: 159-174.

▶▶ **BIJLAGE 1**
TOEPASSING VAN BAYESIAN BELIEF NETWORKS IN BRAKKE WATEREN

Bijlage 1 Toepassing van Bayesian Belief Networks in brakke wateren

1. Inleiding

Het KIWK project Brakke wateren heeft als hoofddoel om inzicht te krijgen in het ecologisch functioneren van brakwater systemen; systeembegrip staat dus voorop. Aan de hand van deze kennis kunnen waterbeheerders de juiste doelstellingen afleiden en de meest (kosten)efficiënte maatregelen treffen. Vervolgens is deze kennis ingebouwd in een instrument, die de samenhang tussen de verschillende milieufactoren in beeld brengt en kwantificeert. Dit instrument, dat gebruik maakt van Bayesian Belief Netwerken (BBN's), stelt de gebruiker in staat om in één visueel beeld te zien wat het effect is van een aanpassing van een bepaalde milieufactoor (bijvoorbeeld zoutgehalte) op de ecologische toestand. Dit document geeft een beschrijving van de gebruikte BBN-techniek en dient als handleiding voor het gebruik van het instrument.

De BBN voor brakke wateren bouwt voort op BBN's die zijn ontwikkeld in het project Linking ESF's (Teurlincx et al. 2018); in het voorliggende document zijn tekstdelen overgenomen uit laatstgenoemde rapportage.

Doel

Voor de BBN Brakke wateren was oorspronkelijk de volgende doelstelling geformuleerd:

- ontwikkeling van een BBN-instrument, dat de samenhang tussen de verschillende milieufactoren voor het ecologisch functioneren van brakke wateren in beeld brengt en kwantificeert, en daarbij nadrukkelijk (on)zekerheden in kaart brengt.

Leeswijzer

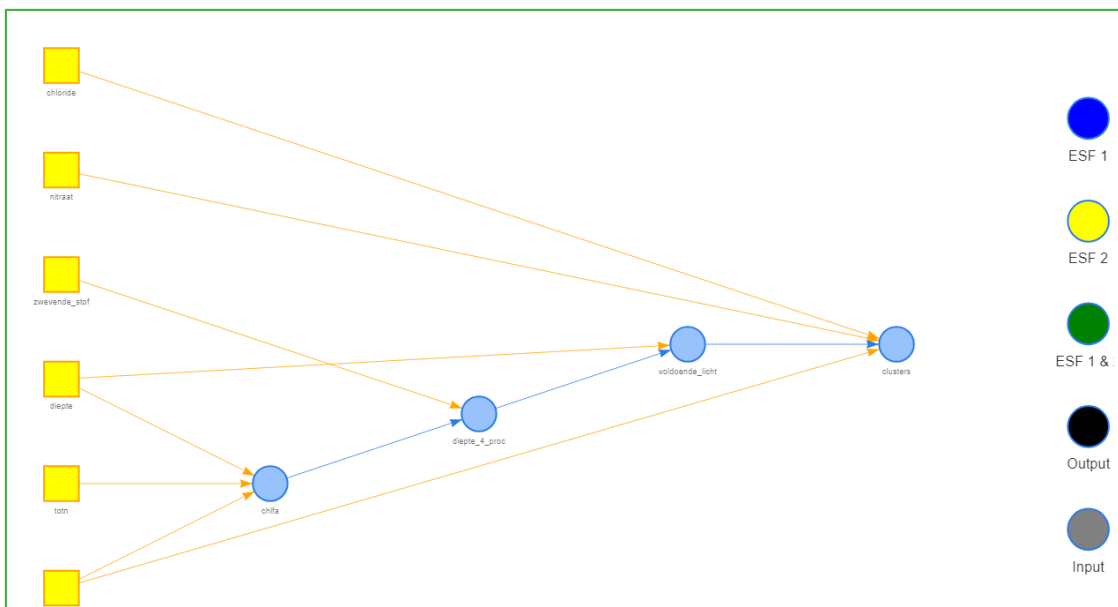
Hoofdstuk 1 benoemt de aanleiding en doelstellingen van het project KI Brakke wateren. Hoofdstuk 2 geeft een algemene uitleg over de statistische techniek die bij dit project is toegepast, namelijk Bayesian Belief Network (BBN). Hoofdstuk 3 behandelt de opzet en inhoudelijke onderbouwing van de BBN-modellen, en hoofdstuk 4 bevat een handleiding voor de toepassing ervan.

2. Theoretisch kader BBN

Voor de ontwikkeling van het instrument wordt gebruik gemaakt van een specifieke statistische techniek, namelijk Bayesian Belief Networks (BBN's). Deze techniek neemt de laatste jaren een grote vlucht in toepassingen voor natuurbescherming en waterbeheer (McDonald et al., 2015). BBN's hebben namelijk verschillende eigenschappen die tegemoet komen aan de wensen van waterbeheerders. Zo maken BBN's gebruik van causale relaties (een koppeling tussen milieufactoren en ecologie op basis van bekend of verwacht mechanisme), waarmee inzicht verkregen wordt in oorzaak – gevolg relaties (Figuur 2.1). Daarnaast kunnen met een BBN relatief gemakkelijk veel verschillende bronnen van data en kennis worden geïntegreerd, waarbij informatie uit verschillende (meta)modellen, expertkennis en data-gedreven relaties in één model kunnen worden meegenomen. Tevens kwantificeren BBN's op inzichtelijke wijze (on)zekerheden. Tot slot zijn BBN's transparant, en is het goed mogelijk om visueel aantrekkelijke weergave van de resultaten te maken. Onderstaande tekst geeft een beschrijving van de eigenschappen van BBN's, inclusief de voor- en nadelen van deze techniek.

Beschrijving van een BBN

Een BBN bestaat uit een schema van causale relaties tussen milieufactoren (knopen), die door middel van pijlen (processen) met elkaar zijn verbonden. In onderstaande figuur staat een voorbeeld van een BBN. Wetenschappelijk onderbouwde argumenten en expert kennis vormen de basis van de causale relaties in dit netwerk. De bouwers van het netwerk bepalen zelf de structuur van dit netwerk. Deze structuur kan vervolgens met experts of stakeholders worden besproken, en - indien nodig – eenvoudig worden aangepast.



Figuur 2.1 Voorbeeld van een structuur van een Bayesian Belief Network (BBN)

Een belangrijke eigenschap van BBN's is dat de rekenmethode gebaseerd is op kansverdelingen. Dit heeft verschillende voordelen. Hierdoor zijn BBN's namelijk in staat om verschillende type variabelen en categorieën (bijvoorbeeld data uit een metamodel en expertkennis) op een structurele wijze door te rekenen. Verder biedt het gebruikers inzicht in de 'hardheid' van de relaties. Bovendien worden de kansen/'(on)zekerheden' in de berekening meegenomen, waardoor de effecten op de uiteindelijke uitkomsten inzichtelijk zijn.

In tabel 2.1 is een voorbeeld van een kansverdelingstabel gegeven. In deze tabel staat de kans op opwerveling van sediment (weinig, matig of veel) weergegeven als functie van de strijklengte van de wind (met categorie < 500, 500-1500 en > 1500m) en het bodemtype (zand of veen). De kans op opwerveling blijkt gering bij een zandbodem met korte strijklengte (linker kolom in tabel 2.1) en groot bij een veenbodem

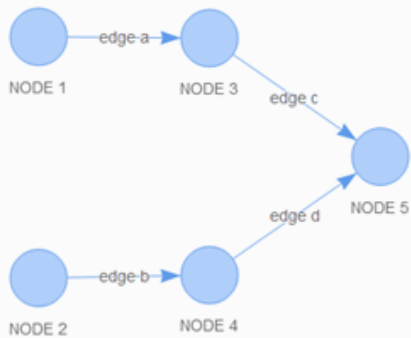
met grote strijklengte (rechterkolom). Per definitie is de optelsom van de kansen per kolom gelijk aan 100%. Op deze wijze houden BBN-modellen expliciet rekening met onzekerheden omtrent de relaties tussen verschillende factoren.

Tabel 2.1. Kanstabel ('conditional probability table') voor de kans op opwerveling als functie van de strijklengte en het bodemtype.

Strijklengte		<500 m		500-1500 m		>1500m	
Bodemtype		Zand	Veen	Zand	Veen	Zand	Veen
Opwerveling	Weinig	100	90	50	10	10	0
	Matig	0	10	40	60	15	0
	Veel	0	0	10	30	75	100

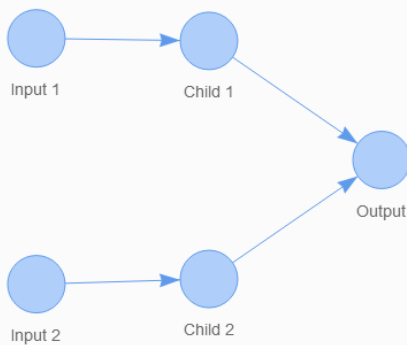
Terminologie

De verschillende onderdelen van een BBN hebben specifieke termen, die in het vervolg van deze memo regelmatig terugkomen. Een netwerk bestaat uit 'nodes' (knopen) en 'edges' (pijlen tussen de knopen). Een edge kan slechts één richting hebben. Deze richting wordt in dat geval weergegeven met een pijl, bijvoorbeeld met een pijl van node 1 naar node 3 (Figuur 2.2).

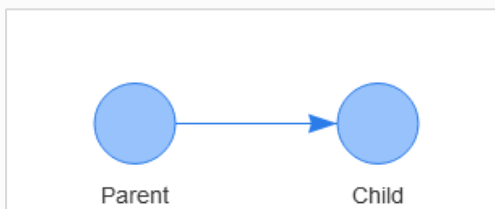


Figuur 2.2. Een netwerk met daarin aangegeven wat nodes en edges zijn.

De node waar de pijl uit vertrekt heet een 'parent' (ouder) node, de node waar de pijl naar toe wijst heet een 'child' (kind) node (Figuur 2.3). Nodes zonder kinderen noemen we output nodes (Figuur 2.4). Nodes zonder ouders noemen we input of root nodes (2.4). De pijlen ('edges') geven de causale relaties tussen parameters aan; in statistische termen zijn deze parameters 'conditioneel afhankelijk' van elkaar. Wanneer er geen pijlen tussen knopen ('nodes') staan, zijn deze knopen onafhankelijk.



Figuur 2.3. Een netwerk met daarin aangegeven wat input, child en output nodes zijn.



Figuur 2.4. De verhouding tussen nodes.

Voordelen van BBN's

BBN's hebben een aantal technische eigenschappen, die voordelen met zich meebrengen voor waterbeheerders en andere eindgebruikers. Zo geeft de rekenmethodiek overzichtelijk inzicht in (on)zekerheden van relaties en de effecten hiervan op zowel alle tussenresultaten als het eindresultaat. Binnen systeemanalyse leidt dit inzicht tot meer begrip over het systeem functioneren. Tevens biedt de techniek de mogelijkheid om als eindgebruiker zelfstandig op eenvoudige wijze een gevoeligheidsanalyse uit te voeren, waarbij de resultaten op een visueel aantrekkelijke manier worden gepresenteerd. Ook dit leidt tot meer systeembegrip.

BBN's zijn dus in staat om niet alleen het uiteindelijke resultaat, maar ook alle tussenliggende tussenstappen te visualiseren. Hierdoor is de causale redeneerlijn van het BBN-model voor elke eindgebruiker inzichtelijk en transparant: er wordt inzichtelijk gemaakt wat de oorzaak is (volgens het model) van bepaalde uitkomsten, oftewel het omgekeerde van een black-box model. Dit alles levert de eindgebruiker beter begrip van het ecologisch functioneren van het watersysteem op, waarbij het model in principe op allerlei verschillende schaalniveaus kan worden toegepast.

Dit systeembegrip kan verder vergroot worden door de modeluitkomsten te vergelijken met de resultaten van veldmetingen, oftewel: zijn de resultaten van de BBN conform de verwachtingen? Als dit niet het geval is, dan is dit een indicatie dat de rekenformules in het BBN-model niet goed de werkelijkheid nabootsen voor zijn/haar case. Dit is dan gelijk een aanmoediging om verder 'te zoeken' en bijvoorbeeld aanvullende metingen uit te voeren voor onderdelen uit de BBN die grote onzekerheden in de uitkomsten teweeg brengen en onvoldoende gemonitord worden, de relaties in het model kritische te evalueren en/of verdiepend onderzoek uit te voeren. Dit alles stimuleert de eindgebruiker om meer inzicht te krijgen in het systeem functioneren. Ook op deze wijze levert de BBN dus een bijdrage aan een beter systeembegrip.

Waterschappen beschikken regelmatig over onvoldoende meetdata voor een gedetailleerde systeemanalyse. BBN's kunnen dan helpen, doordat eindgebruikers zelfstandig op een makkelijk wijze gevoeligheidsanalyses kunnen uitvoeren. Bij deze analyses worden de waarden van de invoerparameters volgens een systematisch patroon gevarieerd. Op basis van de uitkomsten van deze analyses kan vervolgens het relatieve belang van invoerparameters en tussenliggende resultaten bepaald worden. Sommige van deze parameters zullen een grote invloed op de (tussen)uitkomsten hebben, terwijl andere er niet of nauwelijks toe doen. Dit kan waterbeheerders helpen bij het bepalen van een efficiënt en effectief monitoringsprogramma en bij het inschatten van de (on)zekerheid rondom de effectiviteit van verschillende maatregelen.

Tot slot biedt BBN de mogelijkheid om reeds ontwikkelde kennisregels op eenvoudige wijze te updaten met nieuwe data, inzichten of expertkennis. Hiermee wordt het systeem 'zelflerend', en is ook regionalisering van kennisregels mogelijk, bijvoorbeeld door aanpassing van een kansverdeling op basis van kennis uit het veld. Nadeel hiervan is dat de eindgebruiker zelf zeer goed moet bijhouden wat hij/zij heeft aangepast. Op dit moment is er namelijk niet een bibliotheek beschikbaar waarin dergelijke wijzigingen overzichtelijk worden bijgehouden.

Nadelen van BBN's

Naast bovenstaande voordelen zijn er ook een aantal nadelen aan BBN's. Zo kunnen alleen de meest belangrijke causale parameters worden opgenomen. Dit komt deels vanwege beperking van de rekentijd, maar ook vanwege de vereiste van een simpele, visuele weergave van de resultaten. Hierdoor is er een reële kans dat niet alle potentieel belangrijke factoren worden meegenomen.

Daarnaast moeten de waardes van elke parameters worden ingedeeld in klassen. In tabel 2.1 is een voorbeeld gegeven van een dergelijke klassenindeling. De reden hiervoor is dat het alternatief, namelijk werken met continue rekenregels met kansverdelingen, al snel tot een onacceptabele rekentijd van een BBN-model leidt. Nadeel van de klassenindeling is dat de rekenregel mogelijk 'grover' wordt ten opzichte van continue rekenregels, met een grotere onnauwkeurigheid als gevolg. Niettemin zal een grove klassenverdeling vaak goed genoeg werken; pas wanneer men in meer detail wil inzoomen, kan een grotere nauwkeurigheid gewenst zijn.

Voorts kunnen met BBN's alleen evenwichtssituaties worden berekend, dynamisch rekenen is dus niet mogelijk. Ook gelden de resultaten van een BBN voor één ruimtelijk schaalniveau. Voor processen die variëren in de tijd of ruimte moet worden teruggegrepen op andere modellen.

In paragraaf 5.2 is weergegeven op welke wijze in dit project tegemoet is gekomen aan de hier genoemde nadelen.

Keuzes tijdens project

Tijdens de constructie van het BBN-model zijn een aantal keuzes. Onderstaand zijn deze toegelicht:

- Bij het formuleren van de BBN's zijn we zoveel mogelijk uitgegaan van bestaande kennis en data en kennis vanuit de (wetenschappelijke) literatuur;
- Alleen voor waterplanten bleken voldoende data beschikbaar om een BBN uit te werken. Voor macrofauna en vis was het niet mogelijk om ecosysteemtoestanden af te leiden. Een van de belangrijkste redenen hiervoor was gebrek aan data van de goede ecologische toestand;
- De BBN waterplanten levert als output de kans op verschillende vegetatietypen, op basis van verschillen in zoutgehalte en nutriëntenconcentraties;
- De benodigde invoergegevens voor deze BBN beslaan parameters die redelijkerwijs zo veel mogelijk bij de waterschappen beschikbaar zijn op basis van hun huidige databeschikbaarheid;
- BBN's zijn statische modellen, die geen variaties kunnen berekenen in ruimte of tijd. Dat betekent dat parameters niet als functie van de tijd kunnen worden weergegeven. Ook zijn de BBN-modellen gebonden aan één specifiek ruimtelijk schaalniveau (bijvoorbeeld het schaalniveau van een waterlichaam). Als de gebruiker behoefte heeft aan meer gedetailleerde analyses, kan bijvoorbeeld terug gegrepen worden op Delft 3D toepassingen.
- Stuurfactoren als nalevering van fosfaat vanuit de bodem zijn vooralsnog buiten beschouwing gelaten. Hetzelfde geldt voor (indirecte) causale relaties die via de voedselketen verlopen. Een voorbeeld hiervan is de interactie tussen zoutgehalte en nutriënten (Van Geest et al., 2022a).

Opzet van de BBN voor brakke wateren

In dit project hebben we de volgende stappen doorlopen om tot een Bayesian Belief Network (BBN) te komen dat ondersteuning biedt bij de systeemanalyses van binnendijkse brakke wateren:

- Opzetten van een causaal netwerk voor waterplanten;
- Invullen van "conditional probability tables" die de relaties binnen het causale netwerk kwantificeren;

Beide stappen maken deel uit van de procedure zoals die is uitgezet door Marcot et al. (2008) voor het opzetten van ecologische BBN's. Dit is een iteratief proces, waarbij tot aan het eind van het project aanpassingen zijn gemaakt aan het causale netwerk en de bijbehorende "probability tables". Bovenstaande stappen zijn dan ook niet éénmalig doorlopen, maar meerdere keren.

Causale netwerk opzetten

Bij het opzetten van causale netwerken hebben we als eerste stap in een aantal brainstormsessies de zogenaamde "influence diagrams" (een eerste aanzet tot een causaal netwerk) gedefinieerd op basis van de kennis die aanwezig was binnen het consortium. In een tweede stap hebben we deze "influence diagrams" omgezet in causale netwerken, waarbij elke stuurfactor of stuurproces een knoop (node) weergeeft die via een edge (connectie tussen knopen) verbonden is aan een andere knoop. In deze stap is het oorspronkelijk "influence diagram" in- en aangevuld op basis van beschikbare relaties en vastgelegd in een R-script.

Vervolgens zijn de relaties (edges) tussen de verschillende knopen gekwantificeerd aan de hand van probability tables (zie volgende paragraaf). Dit leidde soms tot aanpassingen aan het causale netwerk, doordat nieuwe knopen noodzakelijk waren om het netwerk werkend te maken of oude knopen overbodig waren.

Invullen "Conditional probability tables"

Een eigenschap van BBN's is dat variabelen die in het causale netwerk vertegenwoordigd zijn alleen discrete of gediscrètiseerde continue variabelen kunnen zijn. Doordat de connecties tussen knopen causaal zijn (oorzaak-gevolg) en de pijlen van dit causale netwerk dus logischerwijs slechts één richting op wijzen, is het niet mogelijk om feedbackloops of cyclische processen te modelleren met behulp van een BBN. De causale relatie tussen een parentnode en een childnode wordt gekwantificeerd aan de hand van een gediscrètiseerde kansverdeling (probability distribution) die gevangen wordt in een CPT of "conditional probability table".

Voor het invullen van de probability tabellen kan gebruik gemaakt worden van drie type data-bronnen, namelijk (1) statistische modellen (op basis van data van waterbeheerders), (2) (expert-) kennis op basis van wetenschappelijke literatuur en (3) metamodellen van mechanistische modellen.

In dit project is gebruik gemaakt van de eerste twee databronnen, namelijk monitordata van waterbeheerders en wetenschappelijke kennis. De probability tabellen van de BBN voor water- en drijfbladplanten is gevuld met data van waterschappen. In dit project is vooralsnog geen gebruik gemaakt van (metamodellen van) mechanistische modellen; in een later stadium is dit alsnog mogelijk (indien nodig).

Handleiding voor toepassing BBN

De BBN's voor brakke wateren zijn opgebouwd, gevuld en gevalideerd in R (R Core Team, 2017). R is een programmeertaal die vrij beschikbaar is, maar die niet iedereen beheerst. Om deze reden is - naast de gewone R code - een R-Shiny applicatie gebouwd (Chang et al. 2017, Chang & Borger Ribeiro 2017). De R-Shiny applicatie kan opgevat worden als een gebruiksvriendelijke 'schil' rond de R-codes. Aan de hand van deze applicatie kan een waterbeheerder zonder kennis van R een BBN toepassen. De gebruiker wordt hierbij stapsgewijs door de toepassing geleid (zie onderstaande toelichting op tabbladen), en de resultaten worden op een visueel aantrekkelijke manier gepresenteerd.

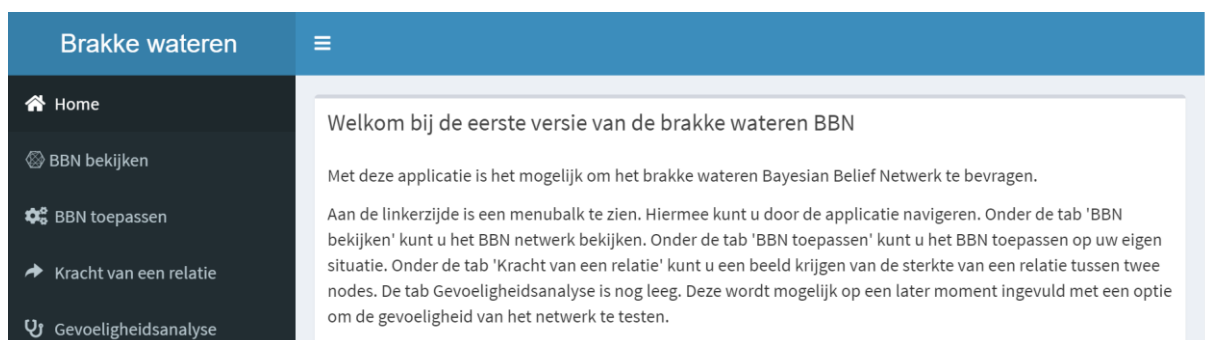
De R-Shiny applicatie is opgebouwd uit verschillende tabbladen met elk een eigen functie. De applicatie bevat de volgende tabbladen:

- Home: dit is het tabblad waarin de applicatie geïntroduceerd wordt en de namen van de organisaties staan vermeld die aan het project gewerkt hebben;
- BBN bekijken: het tabblad waarin het netwerk bekeken kan worden;
- BBN toepassen: het tabblad waarin het netwerk toegepast kan worden;
- Kracht van een relatie: het tabblad waarin de kracht van een relatie tussen een parent en child node in beeld gebracht kan worden;
- Gevoeligheidsanalyse: het tabblad waarin (in een vervolgoopdracht) de gevoeligheidsanalyse uitgewerkt kan worden.

In het project "Linking ESF's" is een prototype van de R Shiny applicatie ontwikkeld (Teurlincx et al. (2018). Dit prototype is het Kennisimpuls project Brakke wateren gebruikt om de BBN-netwerken voor waterplanten. In onderstaande tekst staan - per tabblad - één of enkele screenshots voor de BBN-waterplanten. Deze screenshots geven een beeld van de functionaliteit van de applicatie.

Tabblad "Home"

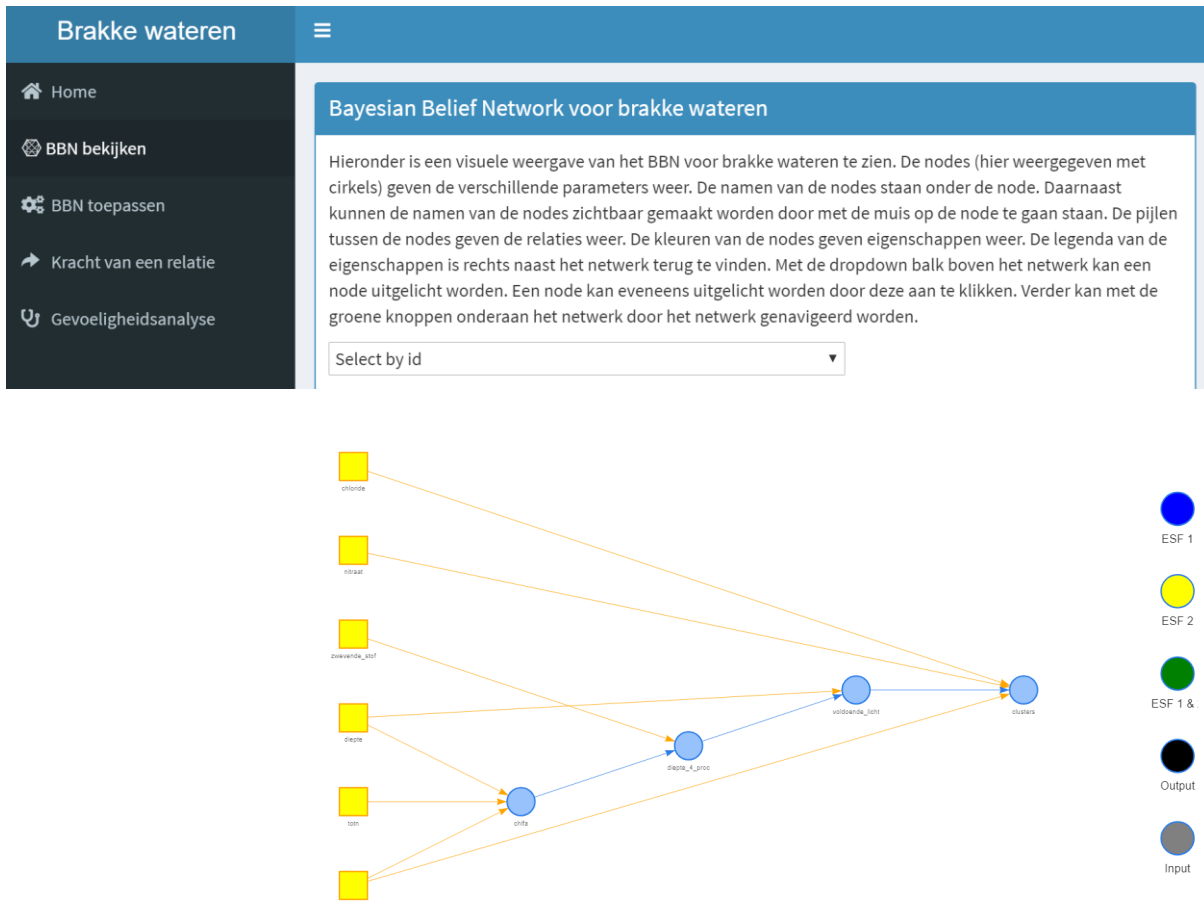
In het tabblad Home wordt de applicatie geïntroduceerd en staan de organisaties vermeld die het instrument hebben ontwikkeld (Figuur 4.1).



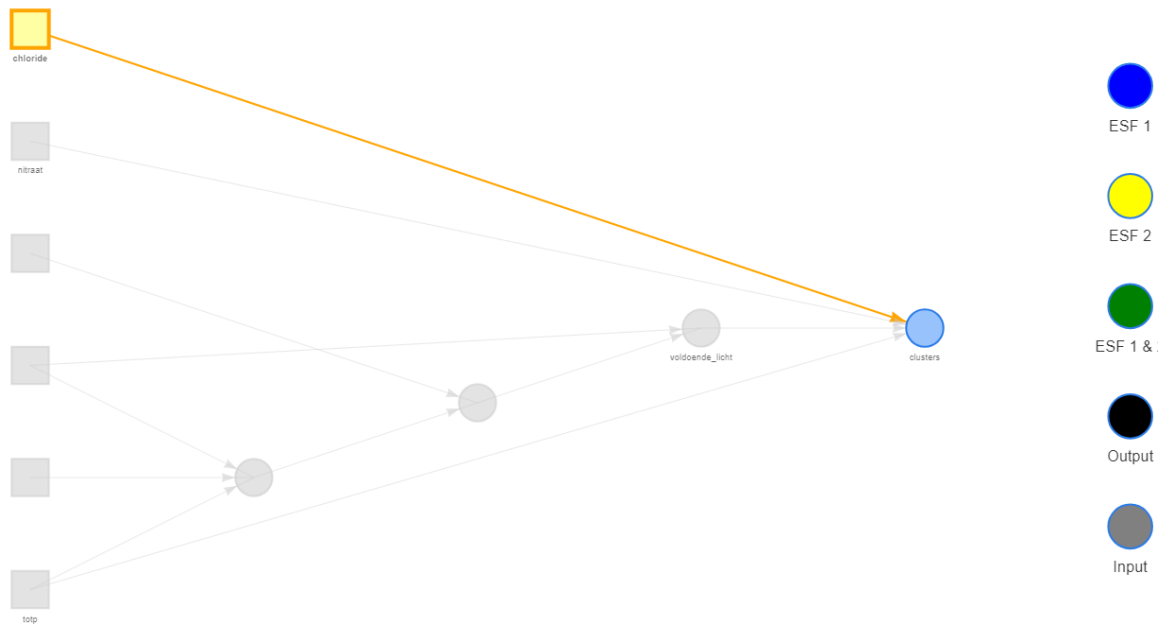
Figuur 4.1. Tabblad Home in de R Shiny app voor KI Brakke wateren

Tabblad "BBN bekijken"

In het tabblad "BBN bekijken" staat de structuur van het BBN-netwerk weergegeven (dit is het causale netwerk met de knopen en pijlen, zie Figuur 4.2). In dit tabblad staat een toelichting op de navigatie door het netwerk, en een uitleg over het 'lezen' van de uitkomsten. Dit navigatiescherm biedt ook de mogelijkheid om in- en uit te zoomen op het netwerk. Hiernaast kunnen afzonderlijke knopen geselecteerd worden middels een dropdown balk (Figuur 4.3). Ook verschijnt de naam van een knoop in een pop-up box wanneer het pijltje voor ongeveer een seconde boven een knoop zweeft (rechter afbeelding van figuur 4.3).



Figuur 4.2. Het tabblad BBN bekijken



Figuur 4.3. Het uitlichten van een knoop d.m.v. de dropdown balk (links) en de pop-up-box bij het zweven van de muis over een node (rechts)

Tabblad "BBN draaien"

In het tabblad "BBN draaien" bevinden zich vijf boxen die in- en uitgeklapt kunnen worden (Figuur 4.4). Door middel van deze boxen kunnen (1) invoerclasses en uitvoerparameters gekozen worden (Figuur 4.5), (2) het model gedraaid worden en (3) de uitvoer bekeken worden (Figuur 4.6).



Figuur 4.4. Tabblad BBN draaien

Brakke wateren

Home
BBN bekijken
BBN toepassen
Kracht van een relatie
Gevoelighedsanalyse

Introductie

Kies invoerclasses

Selecteer hier de classes die van toepassing zijn op uw huidige situatie. De classes zijn inclusief de ondergrens en exclusief de bovengrens. Dat betekent dat bij een klasse van '0 - 5', de 0 binnen de klasse valt en de 5 buiten de klasse valt.

totn (mg/l)
0-1

totp (mg/l)
0.5-0.75

zwevende_stof (mg/l)
Klasse onbekend

chloride (mg/l)
300-500

nitraat (mg/l)
0.60-1.20

diepte (m)
0-0.5

Kies uitvoerparameters

Voor elke uitvoerparameter die hier geselecteerd wordt, verschijnt na het updaten van het model een resultaat in het blok 'Uitvoer'.

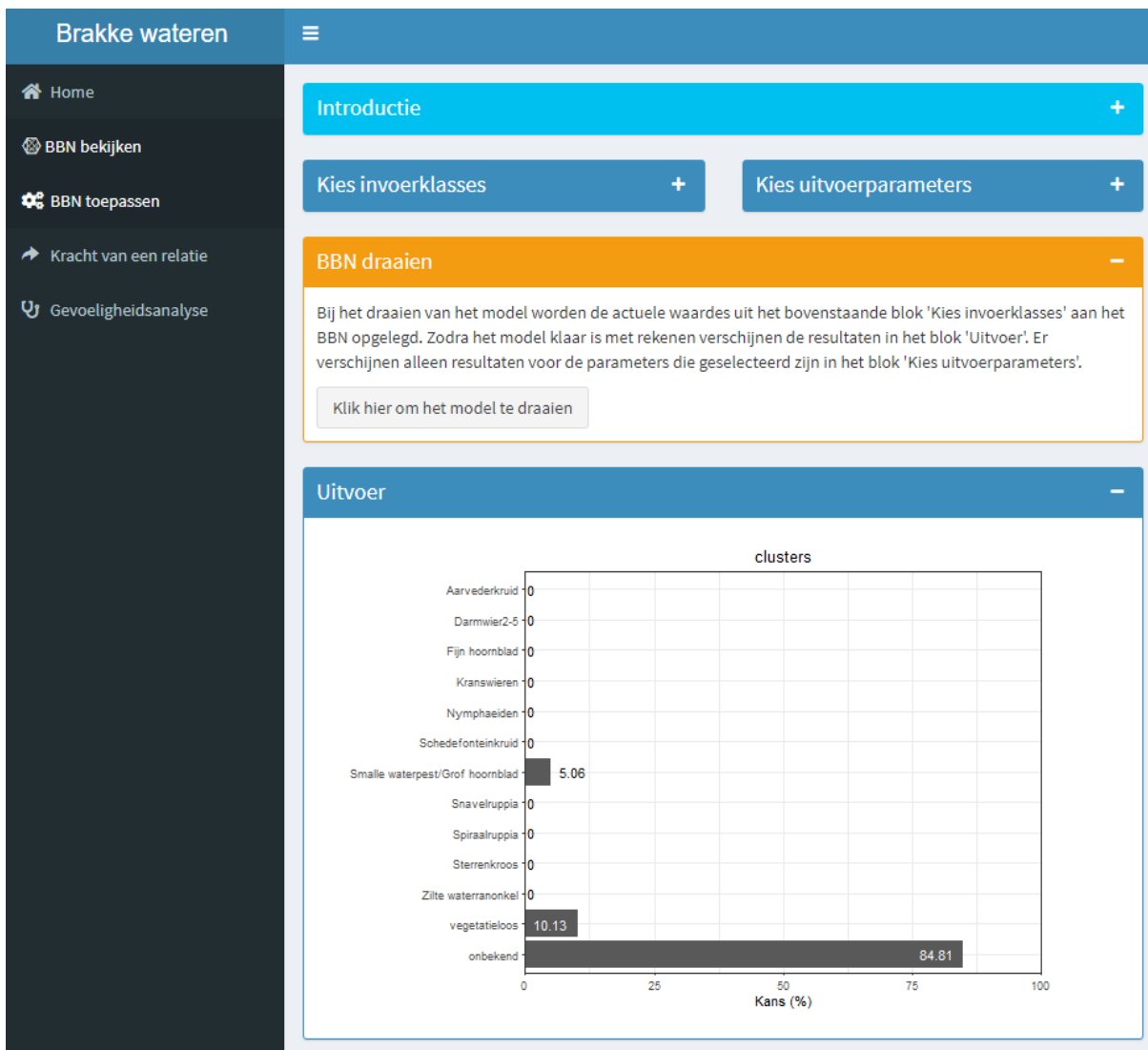
Alle nodes selecteren of deselecteren

- ch1fa
- clusters
- diepte_4_proc
- voldoende_licht

BBN draaien

Uitvoer

Figuur 4.5. De uitgeklapte versie van de boxen invoerclasses en uitvoerparameters



Figuur 4.6. De uitgeklapte versie van de boxen BBN draaien en Uitvoer

Tabblad "Kracht van een relatie"

NB Dit onderdeel is nog niet uitgewerkt voor de BBN Brakke wateren, onderstaand wordt een toelichting gegeven op welke wijze dit in de toekomst mogelijk is.

In het tabblad "Kracht van een relatie" wordt met een klik op de knop de kracht van een relatie tussen een parent en child node berekend. Het uitvoeren van de berekening kan enkele minuten duren. Zodoende wordt de voortgang van de berekening aangegeven in een klein scherm rechts onderin dit tabblad (Figuur 4.7).

Na het uitvoeren van de berekening wordt het BBN-netwerk weergegeven. In dit netwerk hebben de pijlen tussen de nodes nu elk hun eigen dikte, die afhankelijk is van de berekende sterkte. De exacte sterkte kan bekeken worden door met de muis boven de pijl te zweven (Figuur 4.8).

Voor het berekenen van de kracht van een relatie moet eerst een 'gewone' run van de BBN gedraaid worden (via tabblad "BBN draaien"). Pas als dit is uitgevoerd, kan met de functie in dit tabblad de kracht van de relatie berekend worden. Als eerstgenoemde run niet heeft plaatsgevonden, dan verschijnt er een waarschuwing op het scherm.

Gevoeligheidsanalyse

Bij de implementatie van een rekenmethodiek voor de gevoeligheidsanalyses in het project Linking ESF's bleek dat de gangbare methodiek teveel rekentijd vereist (Teurlincx et al. 2018). Om deze reden zijn vervolgens mogelijkheden onderzocht om deze procedure te versnellen. Uiteindelijk is een rekentechniek gevonden waarmee het mogelijk is om – binnen acceptabele rekentijd – een gevoeligheidsanalyse uit te voeren (zie Coupe et al., 2000). Binnen het huidige project was het echter niet mogelijk om deze methode te implementeren (en te testen) in het instrument. Om deze reden kan het onderdeel "gevoeligheidsanalyse" worden uitgewerkt in een vervolgproject.

Literatuurlijst

Chang, W., Cheng, J., Allaire, J.J., Xie, Y. & McPherson, J. (2017) shiny: Web Application Framework for R. R package version 1.0.5. <https://CRAN.R-project.org/package=shiny>

Chang, W. & Borges Ribeiro, B. (2017) shiny dashboard: Create Dashboards with 'Shiny'. R package version 0.6.1.

Coupe, V.M.H., F.V. Jensen, U. Kjaerulff & L.C. van der Gaag (2000) A Computational Architecture for N-way Sensitivity Analysis of Bayesian Networks, Book/report, Department of Computer Science, University of Utrecht.

Marcot, B.G., J.D., Steventon, G.D., Sutherland & R.K., McCann (2006) Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. Canadian Journal of Forest Research **36**:3063-3074.

McDonald, K.S., D.S. Ryder & M. Tighe (2015) Developing best-practise Bayesian Belief Networks in ecological risk assessments for freshwater and estuarine ecosystems: A quantitative review. Journal of Environmental Management 154: 190-200.

R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

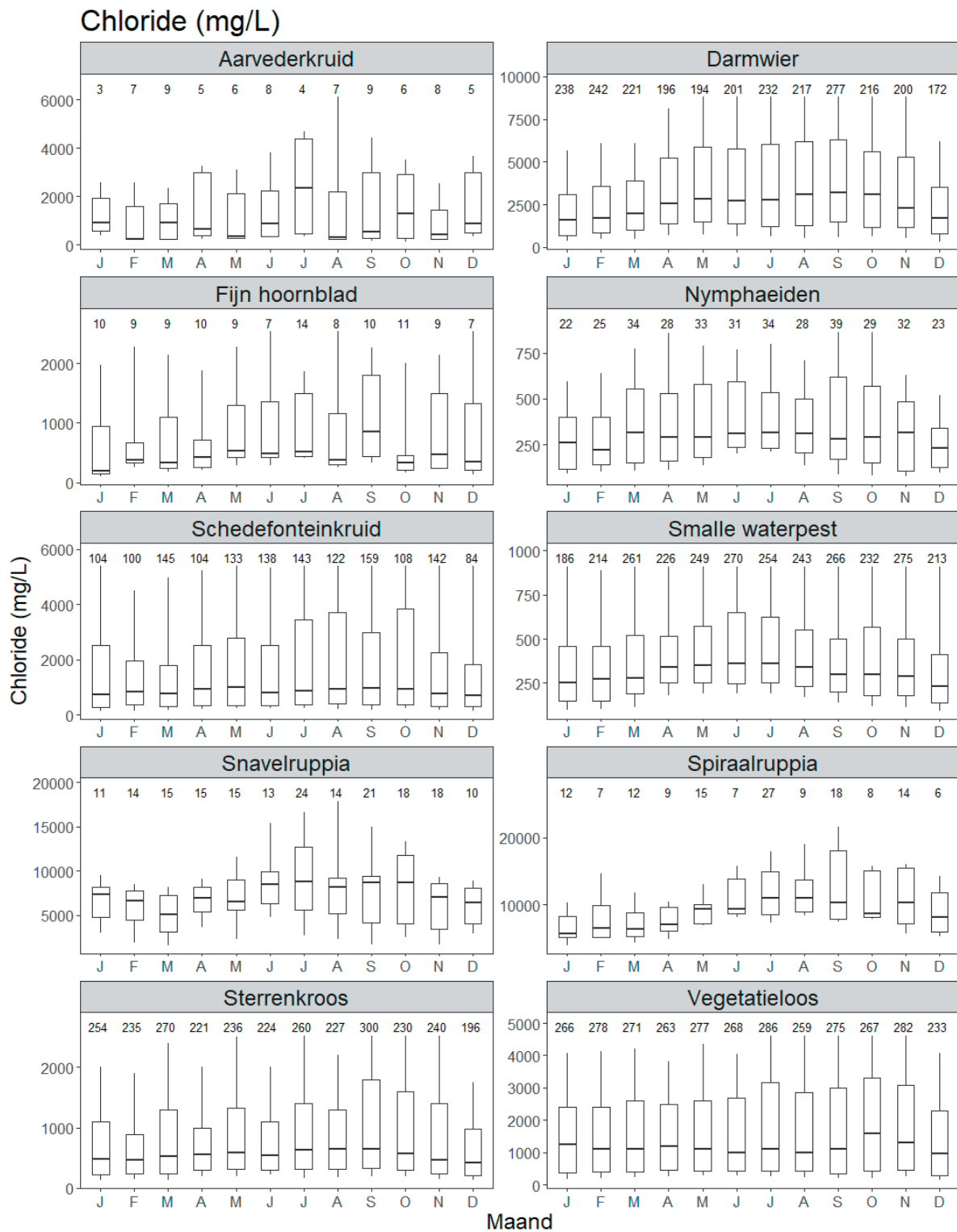
Reeze, A.J.G. & B. de Vlieger (2009) KRW-Verkenner Ecologie 1. Verbeterpunten en verdere ontwikkeling, 2. Literatuuroverzicht maatregel-effect relaties.

Teurlincx, S.; Kramer, L.; Brederveld, B.; De Senerpont Domis, L.; Van Geest, G.; Cusell, C. (2018) Linking ESF; het begrijpen van de samenhang tussen de ecologische sleutelfactoren voor stilstaande wateren. STOWA publicatie 2018-56.

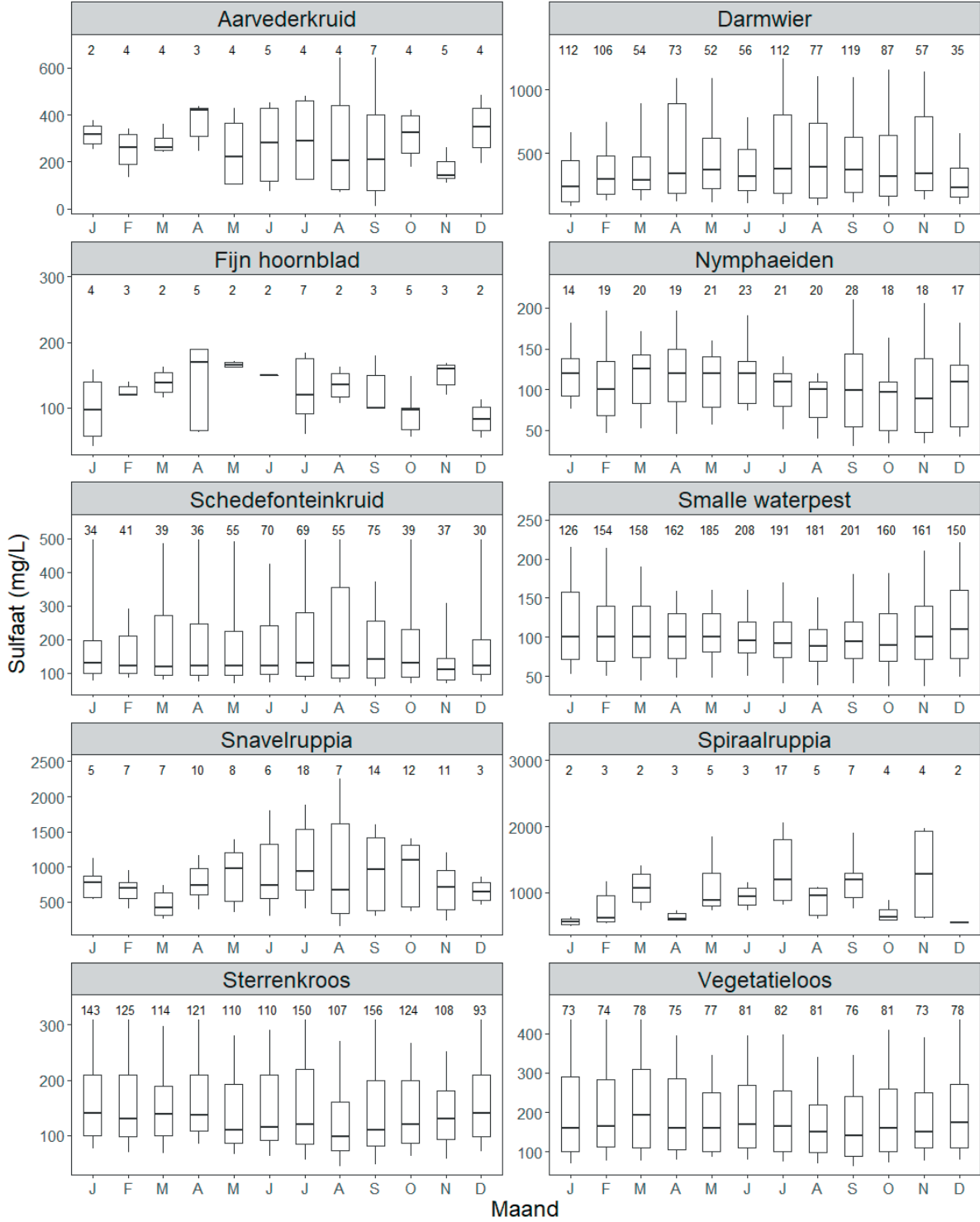
►► **BIJLAGE 2**
10- EN 90 PERCENTIELWAARDEN VAN ABIOTISCHE VARIABELEN
VOOR DE VERSCHILLENDE VEGETATIETYPEN TIJDENS HET
WINTERHALFJAAR (OKT T/M MAART)

vegetatietypen	Percentiel	Aarvederkruid	Brakwaterkransblad	Chara	Darmwier	Fijn hoornblad	Groot nimfkruid	Nymphaeiden	Schedefonteinkruid	Smalle waterpest	Spiraalruppia	Spiraalruppia	Sterrenkroos	Vegetatieloos	Zilte waterranonkel
Chlorofyl-a (µg/L)	90	44	13		97	41		92	162	98	214	399	91	219	87
	10	3	3		2	2		9	4	7	4	51	2	8	87
Ratio Doorzicht/ Diepte	90	0,5			0,9			1,0	0,8	1,0	1,0	1,0	0,9	0,8	0,6
	10	0,4			0,3			0,2	0,3	0,3	0,6	0,7	0,2	0,2	0,6
Doorzicht (dm)	90	4,7			6,5	4,4	6,9	8,4	7,0	5,5	7,3	4,4	5,7	7,3	2,2
	10	3,2			2,0	1,6	6,1	3,0	2,0	2,0	1,0	0,7	2,0	2,0	2,2
NH3 (mg/L)	90	0,010	0,010		0,020	0,010	0,000	0,020	0,020	0,020	0,012	0,015	0,017	0,023	
	10	0,000	0,010		0,010	0,010	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,003	0,003	0,000	
NH4 (mg/L)	90	1,10	0,39		2,25	0,83	1,62	0,97	1,67	2,01	1,48	0,96	1,93	2,57	0,15
	10	0,09	0,38		0,15	0,10	0,06	0,07	0,10	0,12	0,06	0,11	0,14	0,09	0,15
NO3 (mg/L)	90	4,93	14,28		9,89	7,19	0,66	1,86	6,07	4,21	3,74	0,73	9,28	3,90	0,10
	10	0,17	8,52		0,15	0,05	0,07	0,10	0,05	0,21	0,03	0,04	0,53	0,10	0,10
Totaal stikstof (mg/L)	90	5,92			13,42	2,27	2,68	6,46	8,14	7,52	7,09	5,70	11,12	7,06	3,73
	10	4,55			2,52	0,87	1,65	1,99	0,74	2,57	1,14	1,96	2,49	2,37	3,73
PO4 (mg/L)	90	0,16	0,06		0,83	0,47	0,26	0,61	0,71	1,30	1,13	0,87	0,72	0,84	0,33
	10	0,01	0,03		0,10	0,01	0,05	0,09	0,03	0,05	0,01	0,06	0,07	0,04	0,33
Totaal fosfor (mg/L)	90	0,361	0,117		1,156	0,592	0,522	0,901	1,037	1,677	1,848	1,421	0,955	1,205	0,76
	10	0,14	0,093		0,19	0,151	0,151	0,212	0,119	0,208	0,234	0,316	0,15	0,241	0,76
Chloride (mg/L)	90	2489	444		6601	1610	480	713	4704	985	9030	11715	2216	4177	2063
	10	201	236		462	133	271	108	167	117	1872	4240	144	221	2063

►► **BIJLAGE 3**
MAANDELIJKS VERLOOP VAN ABIOTISCHE PARAMETERS VOOR
DE VERSCHILLENDE VEGETATIEGEMEENSCHAPPEN

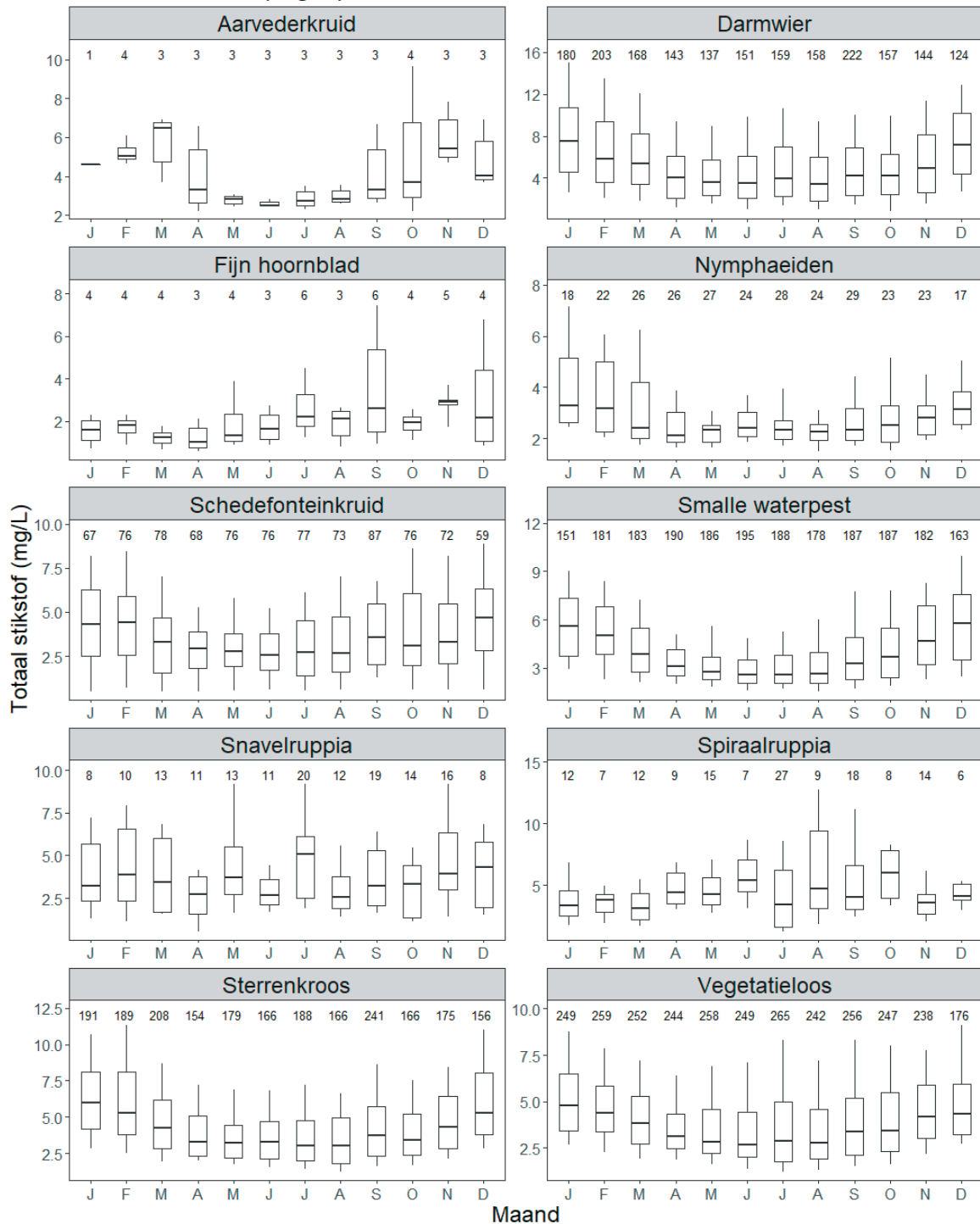


Sulfaat (mg/L)

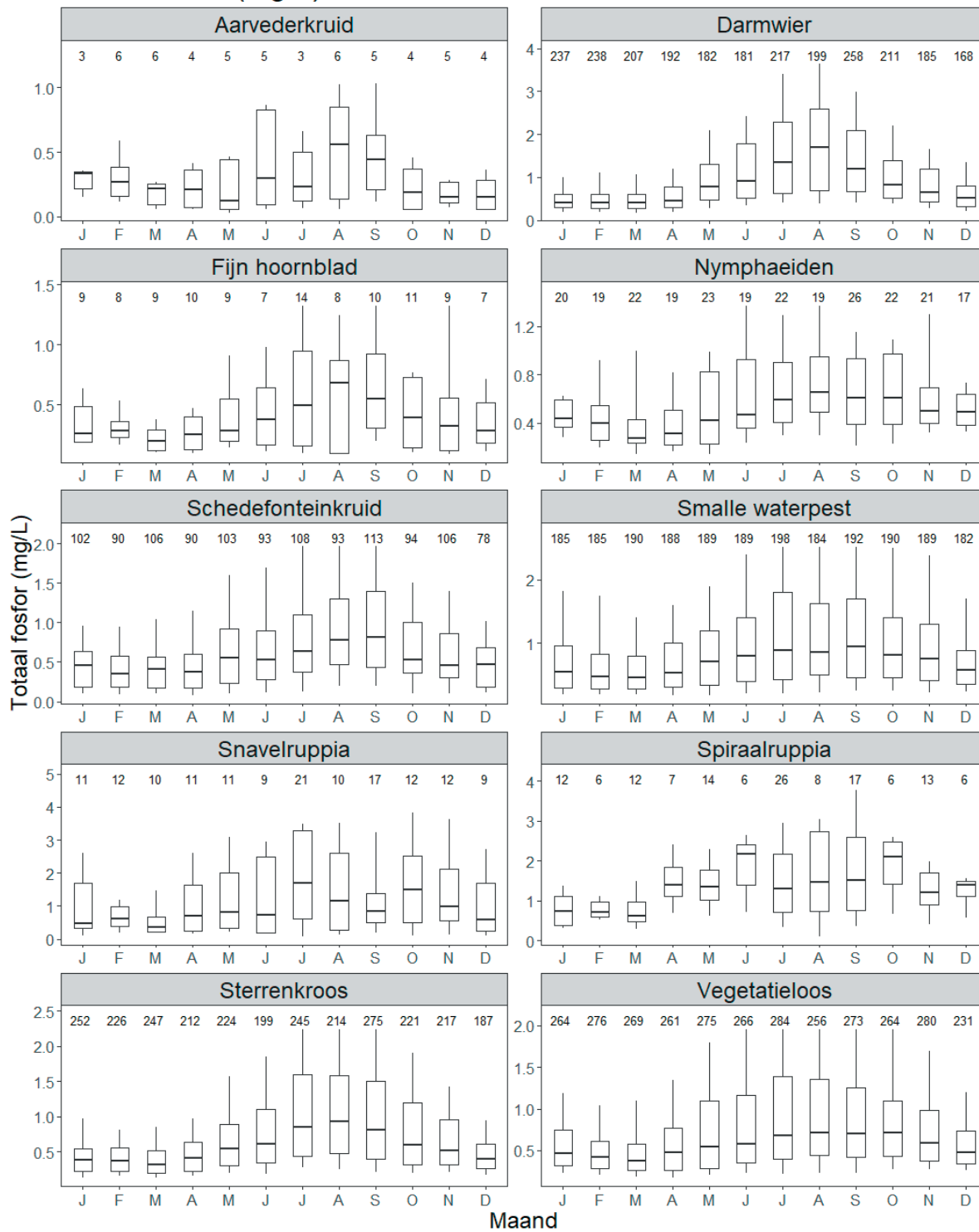


Maand

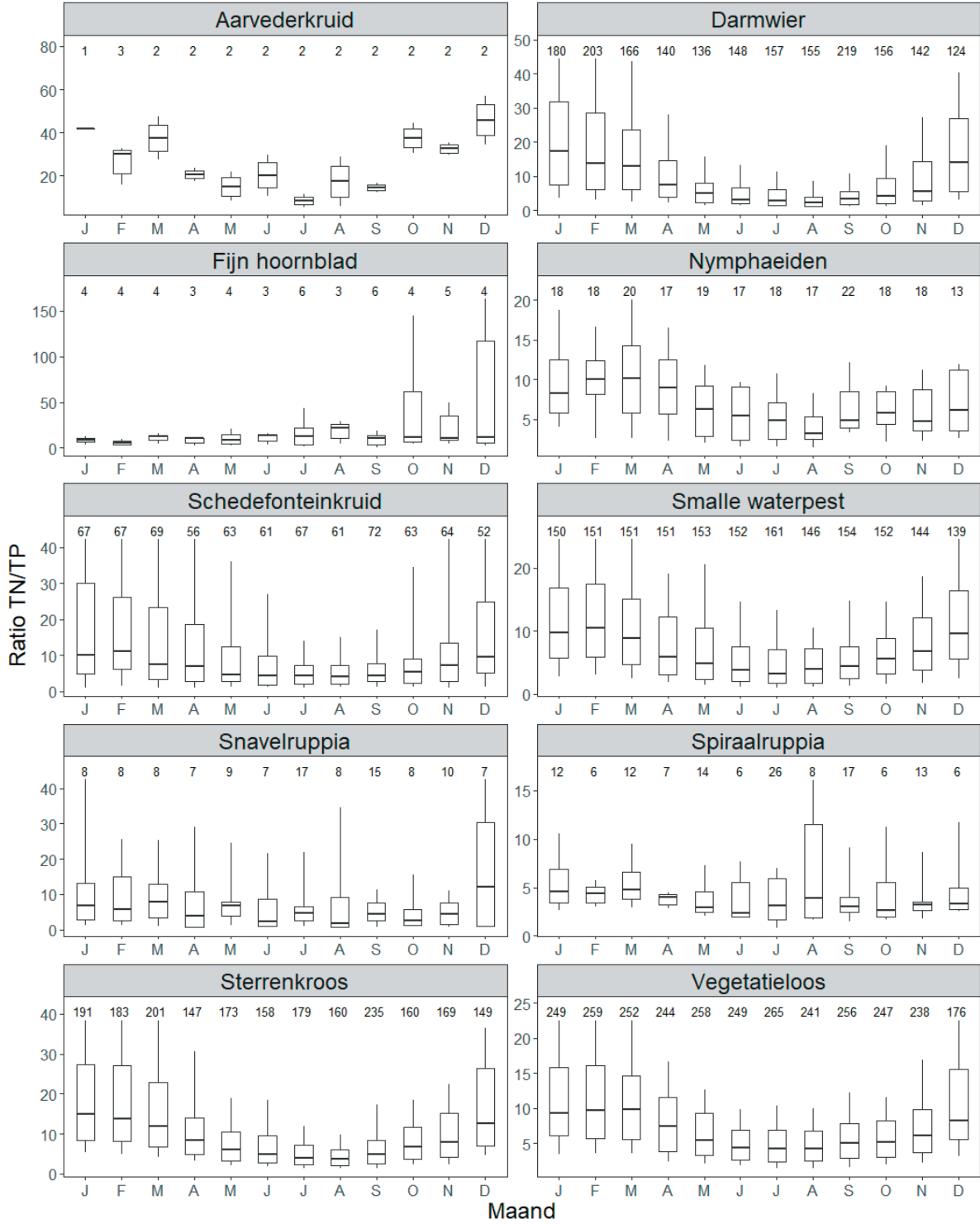
Totaal stikstof (mg/L)



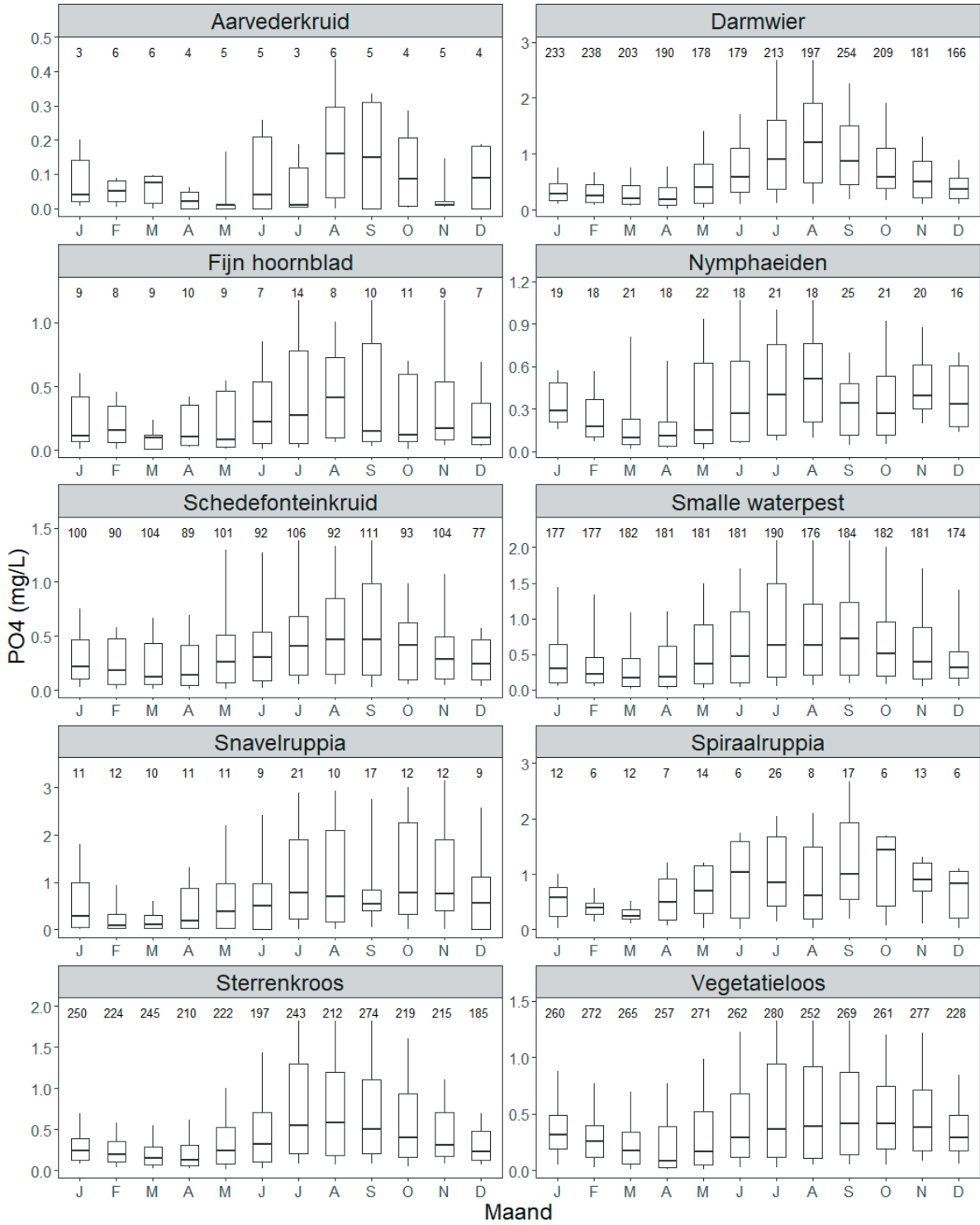
Totaal fosfor (mg/L)



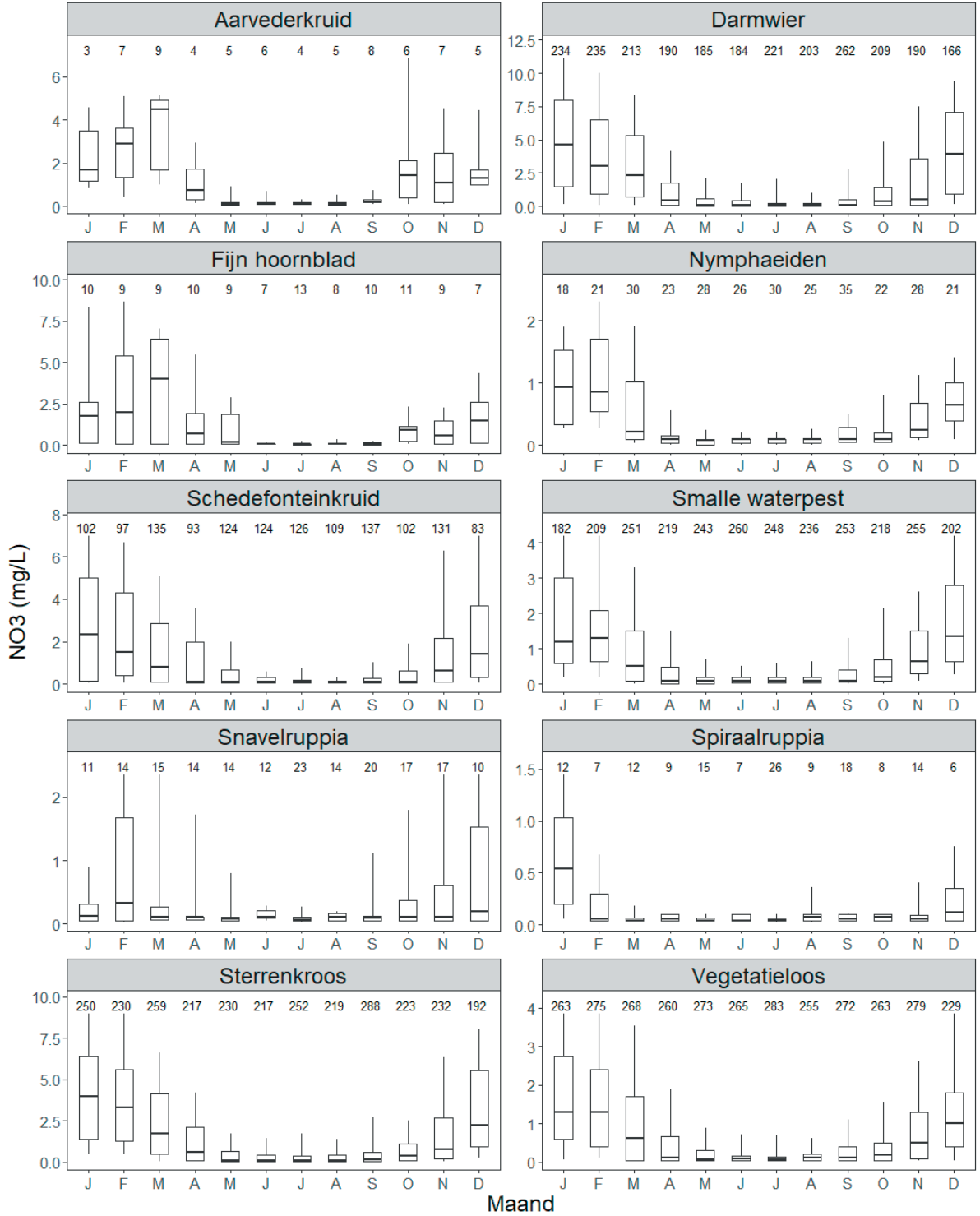
Ratio TN/TP



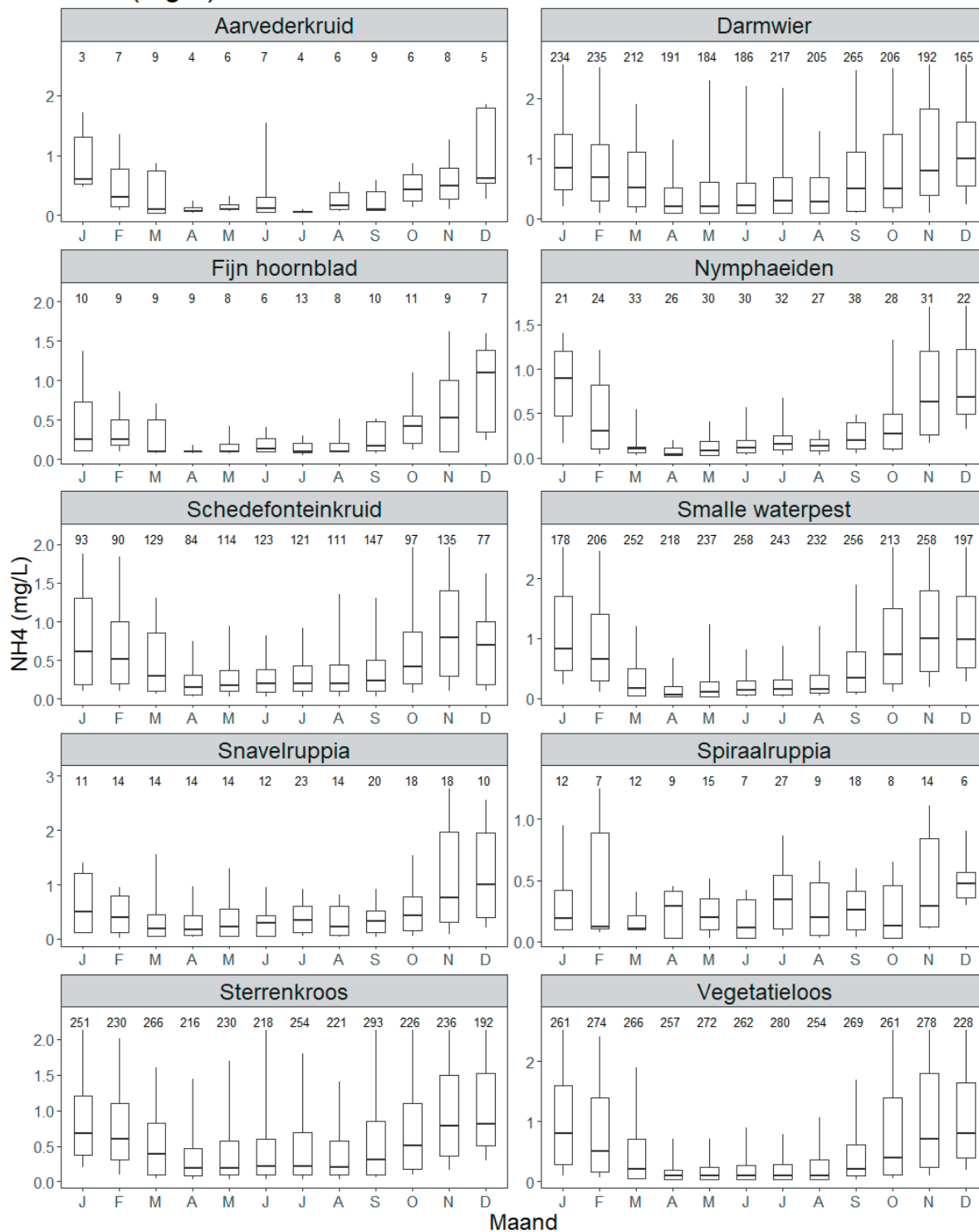
PO4 (mg/L)



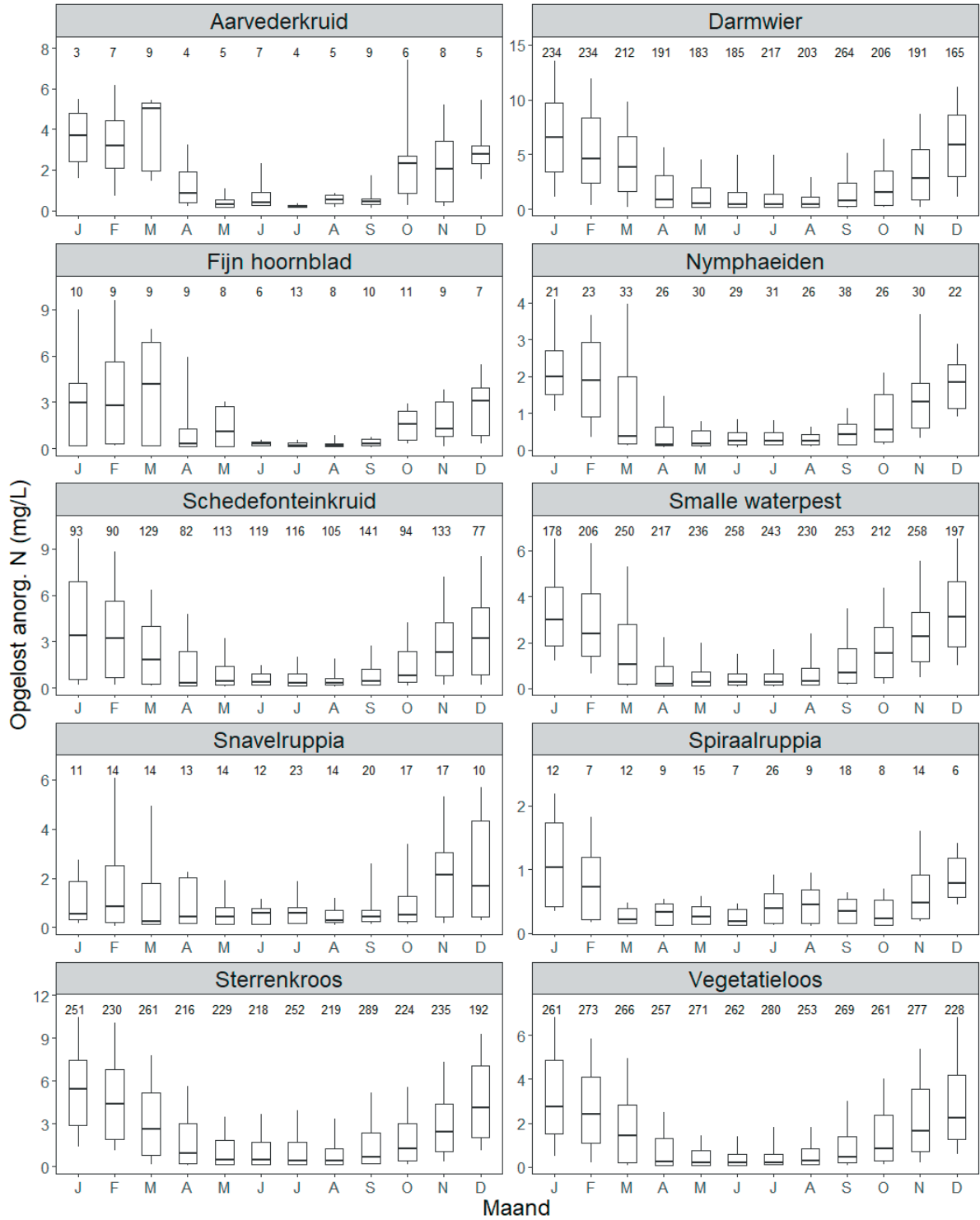
NO3 (mg/L)



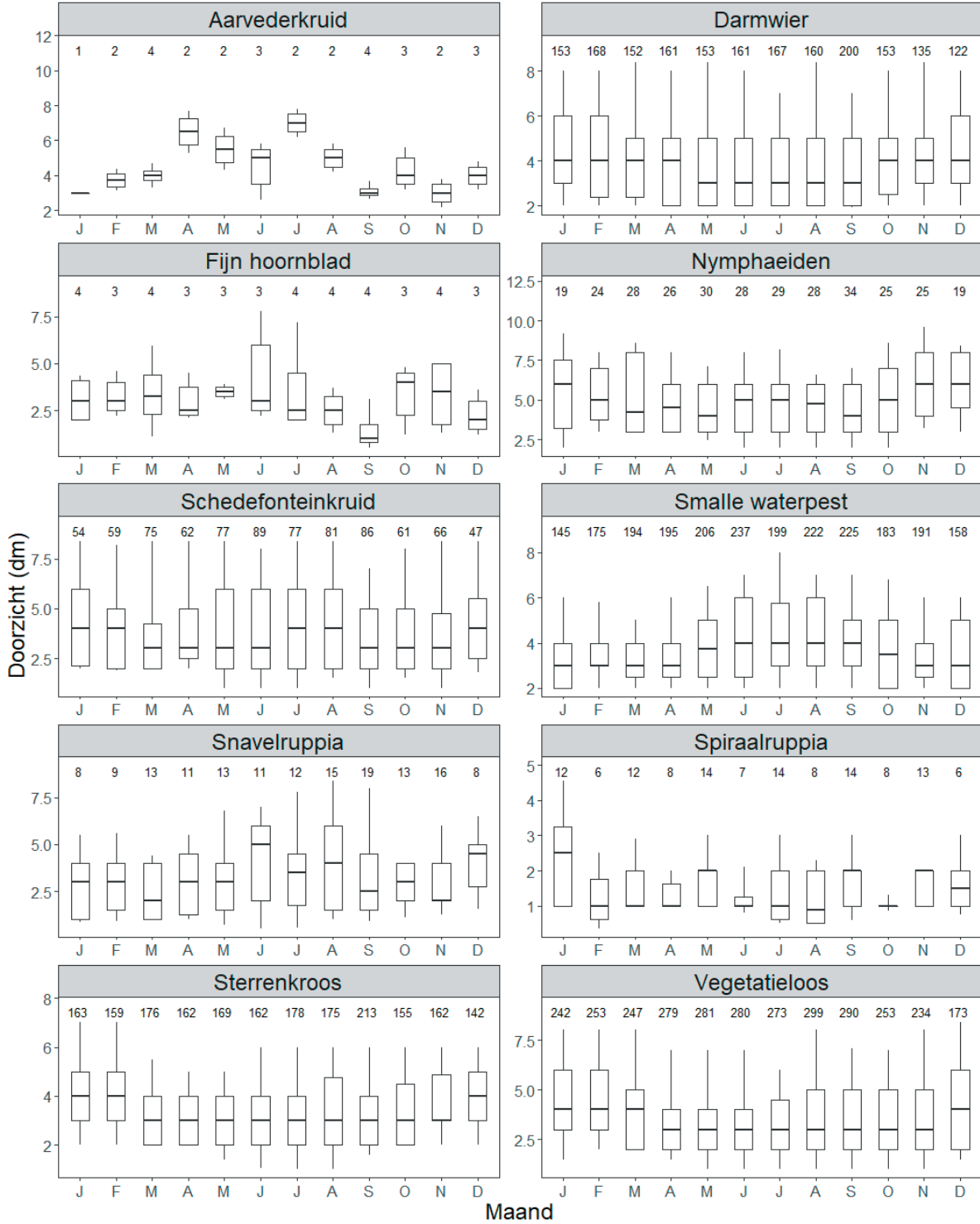
NH4 (mg/L)



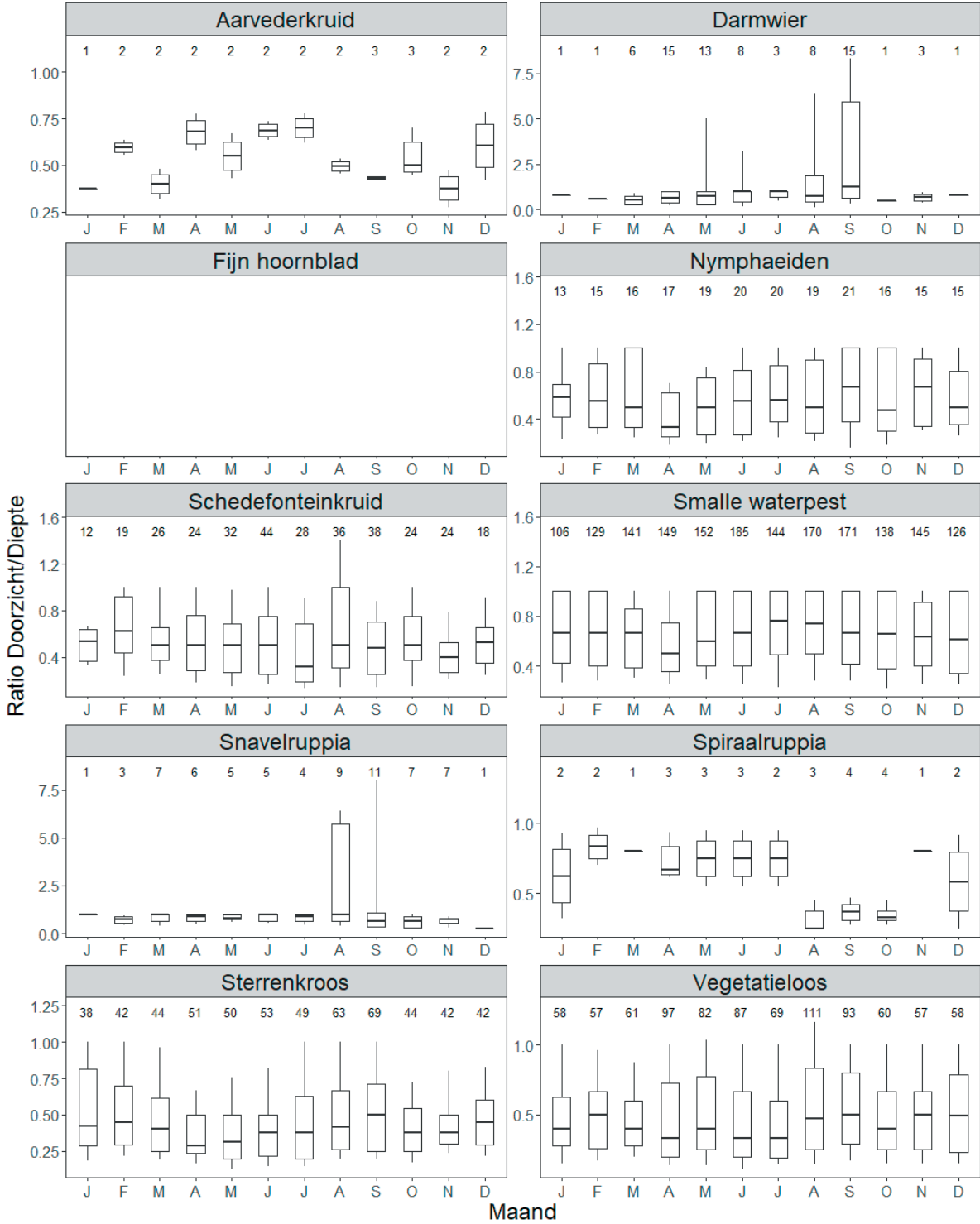
Opgelost anorg. N (mg/L)



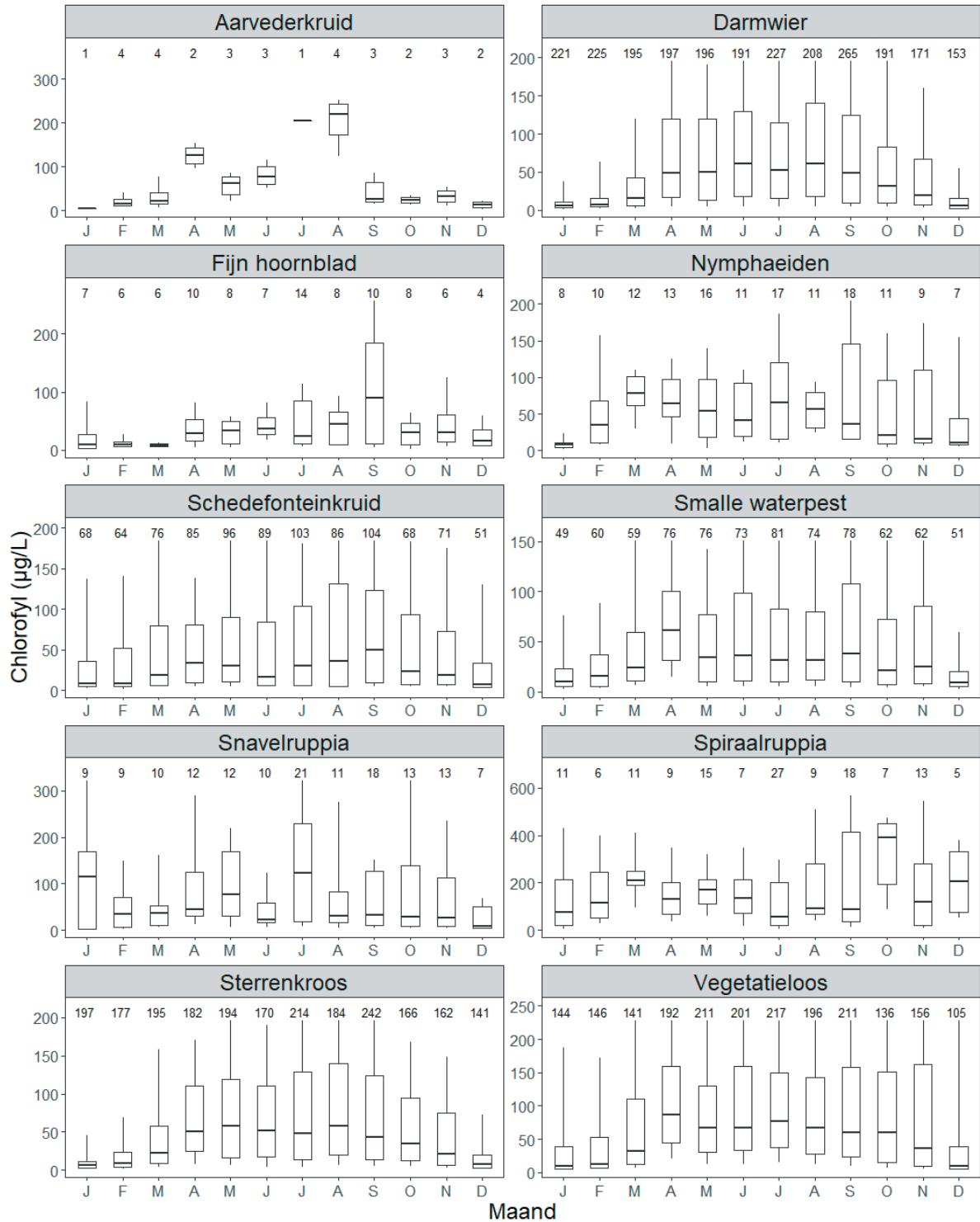
Doorzicht (dm)



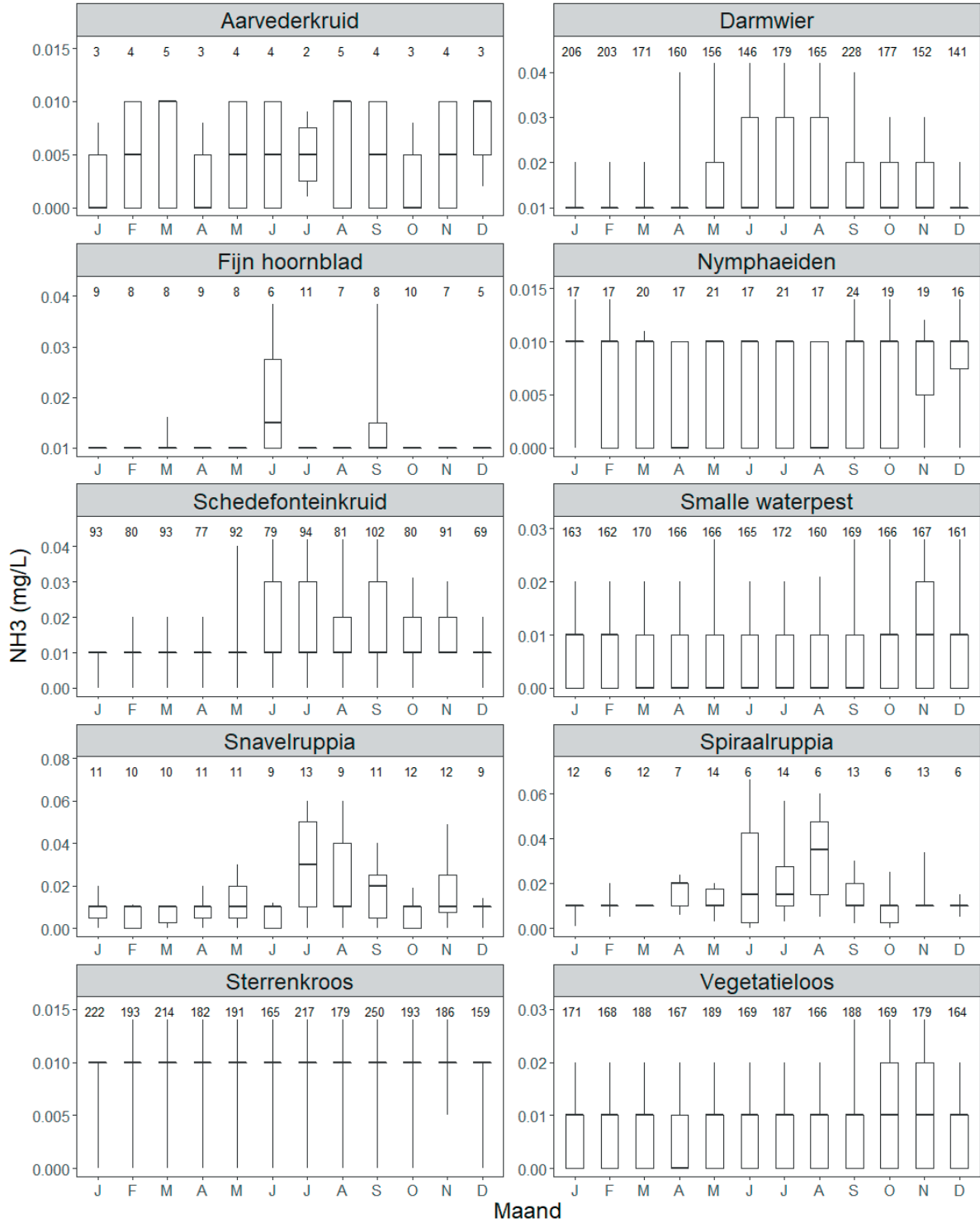
Ratio Doorzicht/Diepte



Chlorofyl (µg/L)



NH3 (mg/L)



▶▶ BIJLAGE 4 BESCHRIJVINGEN VAN VEGETATIETYPEN WAARVAN TE WEINIG ABIOTISCHE DATA BESCHIKBAAR WAREN

VEGETATIETYPE MET KRANSBLAD (CHARA SPEC.)

Dit vegetatietype komt overeen met de drie associaties (resp. van Gewoon kransblad, Stekelharig kransblad en Ruw kransblad), als ook de rompgemeenschap van Breekbaar kransblad (Schaminée *et al.*, 1995). Naast bovengenoemde kranswier-soorten zijn Aarvederkruid, Drijvend fonteinkruid, Schedefonteinkruid en Tenger fonteinkruid regelmatige begeleidende soorten (Tabel 5.1).

Dit vegetatietype komt voor in ondiep, zwak brak water met een zandige bodem, die slechts weinig organisch materiaal bevat (Schaminée *et al.*, 1995). De zomergemiddelde chlorideconcentraties liggen in het bereiktussen de 400 - 500 mg/L, met een enkele uitschieter tot 800 mg/L. Deze grenswaarden komen overeen met de literatuur (Schaminée *et al.*, 1995). In vergelijking met veel andere vegetatietypen zijn de zomergemiddelde concentraties van totaal-N (2,7 mg/L), nitraat (0,11 mg/L) en totaal-P (0,2 mg/L) zeer laag. Het aantal beschikbare waarnemingen is echter zeer beperkt en er kan geen overzicht gegeven worden van het verloop door het jaar heen.

Dit vegetatietype is gebaat bij het in stand houden van pioniercondities. In poldersloten kan dit in stand blijven door jaarlijkse schoning en mogelijk dat tijdelijke droogval in de nazomer eenzelfde effect heeft.

VEGETATIETYPE MET FIJN HOORNBLAD

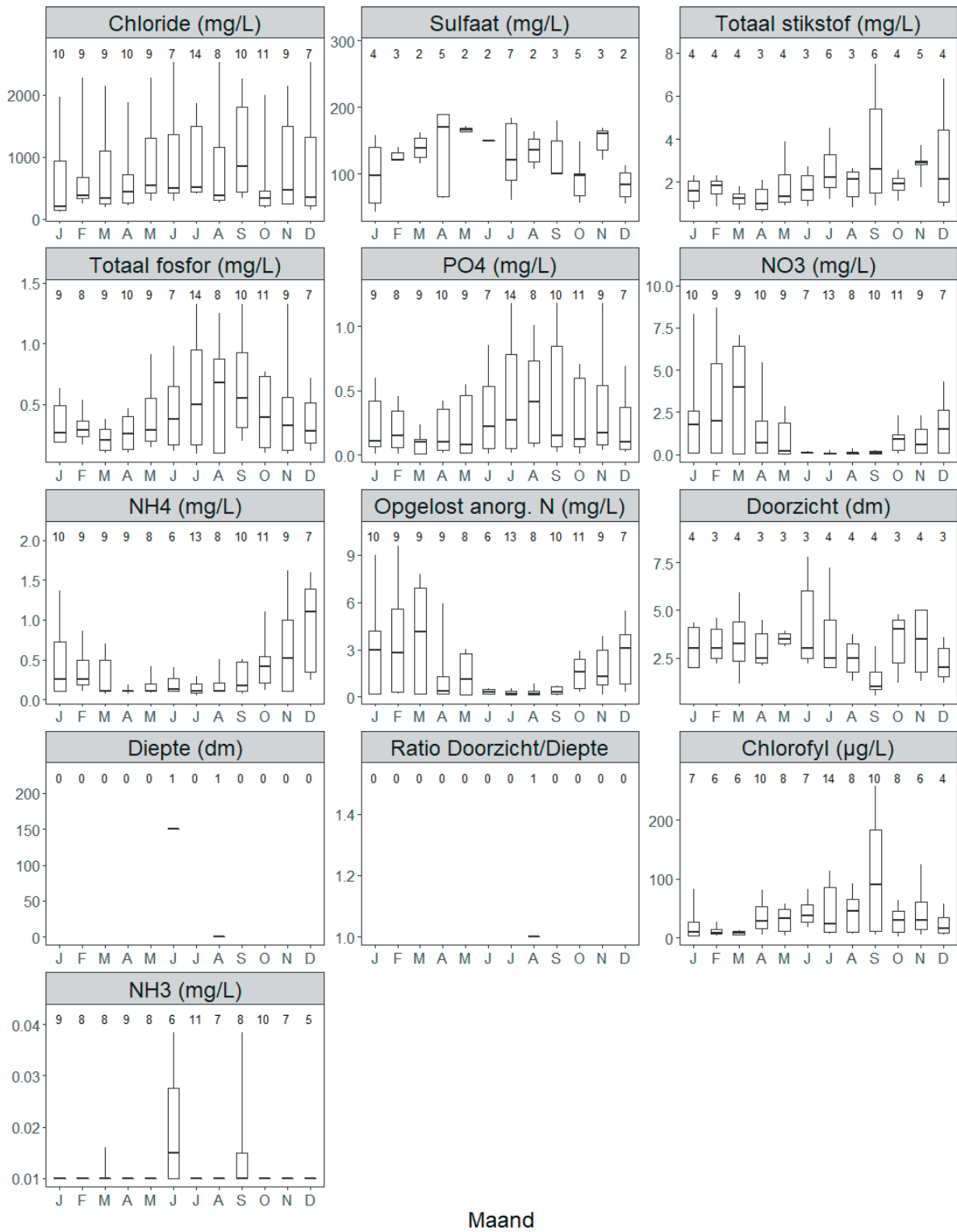
Naast Fijn hoornblad komen alleen Schedefonteinkruid, Bultkroos en Klein kroos regelmatig in dit vegetatietype voor. Fijn hoornblad is veelal de dominante soort; de bedekking van andere soorten is laag (Tabel 5.1).

Het vegetatietype van Fijn hoornblad komt in een smalle range van chlorideconcentraties voor, met concentraties tussen 300 - 2.500 mg/L. Tijdens de zomermaanden is er een lichte stijging van de mediane en maximale waarden. Deze waarden komen overeen met de literatuur, waarin tolerantiegrenzen tussen 60 en 1.100 mg per liter, met uitschieters tot 2.900 mg per liter worden genoemd (Den Hartog, 1963; Redeker 1969). Fijn Hoornblad tolereert hoge concentraties van ammoniak. Ten opzichte van de andere vegetatietypen zijn de concentraties van totaal-fosfor relatief laag en bedragen tijdens de start van het groeiseizoen 0,2 - 0,6 mg totaal-fosfor per liter (Figuur 5.13). De concentraties van nitraat bedragen 0,1 - 6 mg per liter tijdens de wintermaanden en zijn zeer laag tijdens de zomer.

De chlorofyl concentraties bevinden zich in de range van 30 - 60 µg per liter tijdens de start van het groeiseizoen en stijgen licht in de maanden juli t/m september (Figuur 5.13). Het water heeft een groot deel van het groeiseizoen een vrij smalle range van doorzicht (0,5 - 0,7) en is vrij constant. Voor diepte waren geen data voorhanden.

FIGUUR 1

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met Fijn hoornblad. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.



VEGETATIETYPE VAN GROOT NIMFKRUID

De Vegetatietype van Groot nimfkruid komt overeen met de associatie van Groot nimfkruid volgens de Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995). De vegetatie-opnamen in onze dataset behoren tot de sub-associatie met Zannichellia. Een regelmatige begeleidende soort voor deze sub-associatie is Snavelruppia (Schaminée *et al.*, 1995); hiernaast komen ook Grof hoornblad en Smalle waterpest regelmatig voor (Tabel 5.1). Van oorsprong is dit vegetatietype kenmerkend voor brakke laagveengebieden boven het IJ, in Noord-Holland, maar door verzoeting is het daar tegenwoordig vrijwel verdwenen.

In onze dataset is het vegetatietype van Groot nimfkruid vastgesteld in de range van 200 - 1.000 mg chloride/L (Figuur 5.17). Kenmerkend hierbij zijn hoge chlorideconcentraties tijdens het groeiseizoen en lagere tijdens de wintermaanden. Het water is rijk aan bicarbonaat en sulfaat, wat de afbraak van organisch materiaal stimuleert, evenals de fosfaatnalevering vanuit de waterbodem. Om deze reden zijn de fosforconcentraties vrij hoog, zowel van totaal-fosforfosfor (range 0,2 - 0,7 mg/L) als ortho-fosfaat (0,1 - 0,4 mg/L). De concentraties van nitraat zijn daarentegen zeer laag, zowel tijdens de zomer- als wintermaanden. Vanwege het geringe aantal metingen zijn alle waarden met veel onzekerheid omgeven.

De kieming van Groot nimfkruid vindt vooral plaats bij hoge temperaturen (Van Vierssen, 1982c). Hierdoor komt deze soort pas laat in het groeiseizoen tot volle ontwikkeling. De soort moet zich ieder jaar opnieuw vanuit zaad ontwikkelen. In tegenstelling tot veel andere waterplantensoorten heeft deze soort dus geen winterknoppen of overwinterende wortelstokken, wat haar gevoeliger maakt voor veranderingen in milieucondities (Weeda *et al.*, 1991). Hierdoor kan de mate van voorkomen van deze soort van jaar tot jaar verschillen.

VEGETATIETYPE VAN ZILTE WATERRANONKEL

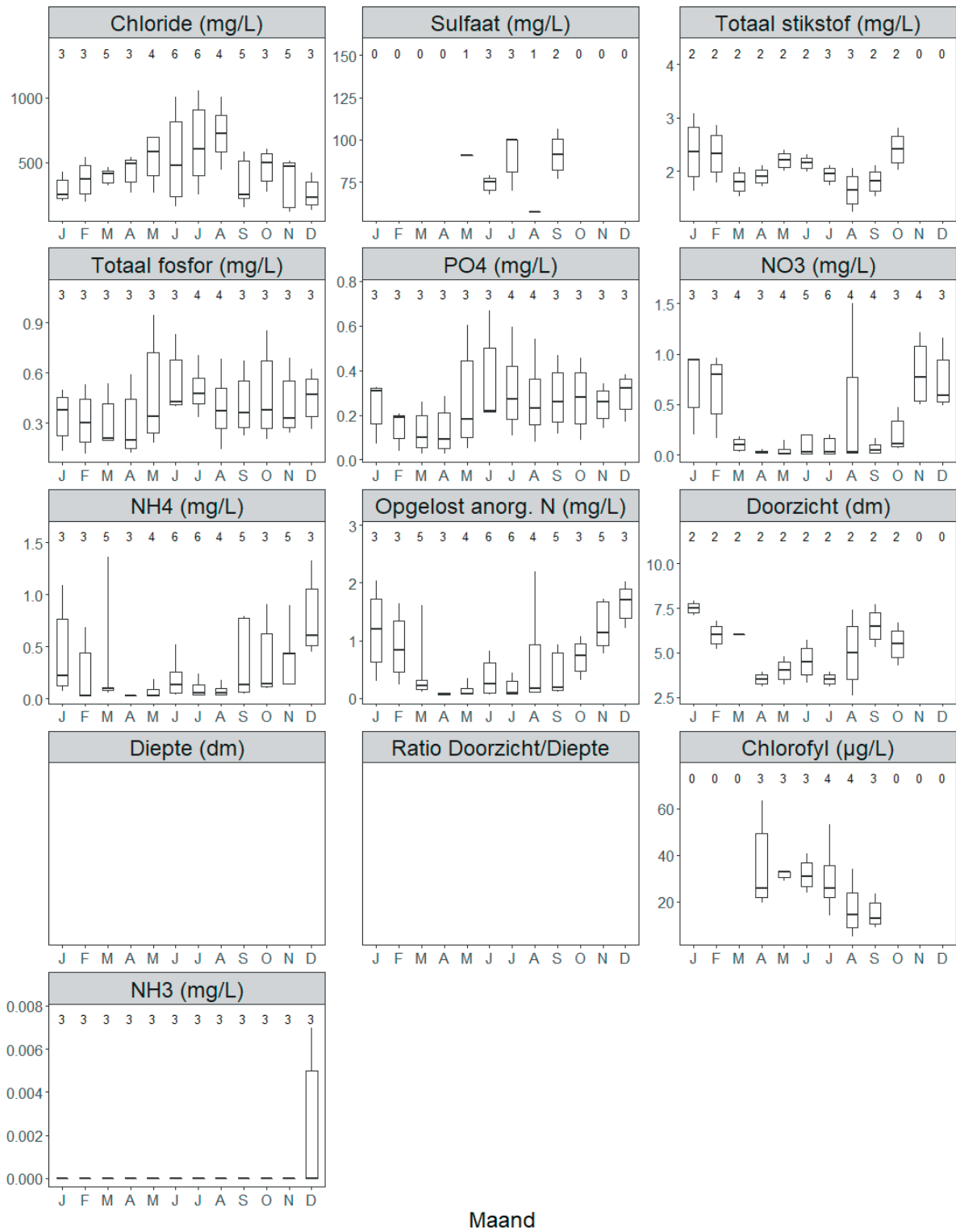
De Vegetatietype van Zilte waterranonkel komt overeen met de associatie van Zilte waterranonkel (Schaminée *et al.*, 1995). Zannichellia is een veel voorkomende begeleidende soort en bereikt vaak hoge bedekkingen. Daarnaast komen ook Breekbaar kransblad, Gewoon kransblad en Stomphoekig sterrenkroos regelmatig voor (Tabel 5.1, Schaminée *et al.*, 1995). Binnen onze dataset is te weinig informatie beschikbaar om een goede beschrijving te geven van het verloop van abiotische parameters door het jaar heen.

Dit vegetatietype groeit in stilstaand ondiep water, zoals duinplassen, sloten, drinkpoelen en beschutte delen van grote wateren. Zilte waterranonkel groeit hierbij zowel in het open water, als op droogvallende bodems (Redeker 1969). Het water is zwak brak, met maximale chlorideconcentraties tot circa 3.000 mg/L. Dit vegetatietype kan lang standhouden bij verzoeting (Schaminée *et al.*, 1995).

Het water is rijk aan fosfor (0,03 - 0,6 mg totaal-P/L), maar arm aan nitraat (zomerhalfjaar-gemiddelde concentraties tussen 0,06 - 0,9 mg/L (zie Tabel 5.2).

FIGUUR 2

Boxplots met de 90-, 75-, 50- (mediaan), 25- en 10-percentiel waarden van het maandelijks verloop van relevante milieufactoren in het oppervlaktewater voor het vegetatietype met Groot nimfkruid. Bovenin elke boxplot staat het aantal waarnemingen vermeld.





Kennisimpuls
WATERKWALITEIT