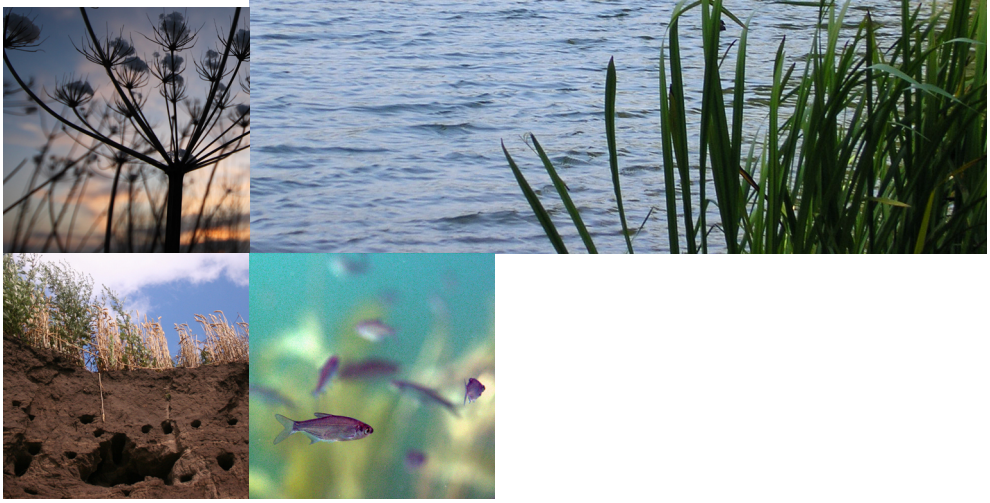
Witteveen + Bos

Waterschap Brabantse Delta

Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde



Witteveen+Bos

Waterschap Brabantse Delta

Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde

referentie	projectcode	status
BR668-21/16-005.665	BR668-21	Definitief
projectleider	**projectdirecteur**	**datum**
dr. C. Cusell	drs. M. Klinge	30 maart 2016

autorisatie	naam	paraaf
Goedgekeurd	dr. C. Cusell	

Witteveen+Bos
Van Twickelostraat 2
Postbus 233
7400 AE Deventer
0570 69 79 11
www.witteveenbos.nl

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

© Witteveen+Bos

Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt in enige vorm, hetzij elektronisch, mechanisch dan wel met digitale technieken door fotokopieën, opnamen, internet of op enige andere wijze zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V. noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

INHOUDSOPGAVE **blz.**

1. INLEIDING **1**
1.1. Aanleiding 1
1.2. Doel 1
1.3. Opdrachtgevers 1
1.4. Leeswijzer 1

2. SYSTEEMOMSCHRIJVING, GEBRUIKSFUNCTIES EN BELEIDSDOELEN **3**
2.1. Algemene systeemeigenschappen 3
2.1.1. Binnenschelde 3
2.1.2. Markiezaatsmeer 4
2.2. Gebruiksfuncties en beleidsdoelen 4
2.2.1. KRW-doelen voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer 4
2.2.2. Zwemwaterdoelen voor de Binnenschelde 5
2.2.3. Natura 2000-doelen voor het Markiezaatsmeer 7
2.2.4. KRW versus zwemwaterrichtlijn in de Binnenschelde 7
2.2.5. KRW versus Natura 2000 in het Markiezaatsmeer 7

3. METHODIEK **9**
3.1. Aanpak: Systematiek van de systeemanalyse 9
3.2. Zoete, brakke en zoute scenario's 9
3.2.1. Inlaat van zout water via een gemaal 10
3.2.2. Inlaat van zout water via een opening in de dijk 10
3.2.3. Inlaat van zout water uit de Oosterschelde via onderleiders 10
3.3. Methodes voor zoete scenario's 11
3.3.1. Hydrologisch functioneren 11
3.3.2. Nutriëntbelastingen in het water 12
3.3.3. Lichtbeschikbaarheid 12
3.3.4. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem 12
3.4. Methodes voor zoute scenario's 12
3.4.1. Hydrologisch functioneren 13
3.4.2. Gebruik van DELWAQ 13
3.5. Kwantitatieve of kwalitatieve doelen 13

4. BINNENSCHELDE **15**
4.1. Zoete variant 15
4.1.1. Inleiding: de ecologische toestand in de afgelopen decennia 15
4.1.2. Hydrologisch functioneren 16
4.1.3. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat 17
4.1.4. Te verwachten biologische toestand bij uitblijven van maatregelen 19
4.1.5. Samenvatting systeemanalyse 19
4.1.6. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse 20
4.1.7. Confrontatie met KRW-doelen 24
4.2. Zoute varianten 26
4.2.1. Hydrologisch functioneren 26
4.2.2. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat 27
4.2.3. Te verwachten biologische toestand 29
4.2.4. Samenvatting systeemanalyse 30
4.2.5. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse 31
4.2.6. Confrontatie met KRW-doelen 33
4.3. Samenvattende conclusies voor de Binnenschelde 34
4.4. Aanbevelingen 34

5. MARKIEZAATSMEER **37**
5.1. Zoete variant 37
5.1.1. Inleiding: de ecologische toestand in de afgelopen decennia 37
5.1.2. Hydrologisch functioneren 40
5.1.3. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat 40
5.1.4. Te verwachten biologische toestand bij uitblijven van maatregelen 41
5.1.5. Samenvatting systeemanalyse 43
5.1.6. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse 43
5.1.7. Confrontatie met Natura 2000 en KRW-doelen 49
5.2. Zoute varianten 51
5.2.1. Hydrologisch functioneren 51
5.2.2. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat 53
5.2.3. Te verwachten biologische toestand 55
5.2.4. Samenvatting systeemanalyse 57
5.2.5. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse 58
5.2.6. Confrontatie met Natura 2000 en KRW-doelen 60
5.3. Samenvattende conclusies voor het Markiezaatsmeer 62
5.4. Aanbevelingen 63

6. SAMENVATTING **65**
6.1. Inleiding 65
6.2. Binnenschelde 65
6.3. Markiezaatsmeer 68

7. LITERATUURLIJST **71**

bijlagen		aantal bladzijden
I	Oplegnotitie (zwak) brakke varianten Markiezaatsmeer	9
II	Uitgewerkte kostenraming van de maatregelen	2
III	Kostenramingen voor toediening PAC	1
IV	Kostenramingen voor defosfatering	1
V	Kostenramingen voor keersluis in Markiezaatsmeer	1
VI	Maatregelen die niet verder zijn uitgewerkt in de verschillende scenario's	4
VII	Risico's en mogelijkheden waarop kan worden omgegaan met deze risico's bij het maken van een bres in de Markiezaatska-de voor het creëren van getijscenario in het Markiezaatsmeer	3

1. INLEIDING

1.1. Aanleiding

Na de aanleg van de Deltawerken zijn er aan de voet van de Brabantse Wal in de omgeving van Bergen op Zoom twee watersystemen ontstaan, namelijk de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer. De Binnenschelde is een stedelijk meer met potenties voor wonen, recreëren en ondernemen op en langs het water. Het Markiezaatsmeer is een waardevol en vogelrijk wetland dat onderdeel is van het Natura 2000-netwerk.

De ontwikkelperspectieven van beide meren hangen in sterke mate af van de waterkwaliteit. De biologische waterkwaliteit van beide meren is echter ontoereikend tot slecht volgens de KRW-richtlijnen (Waterschap Brabantse Delta 2014). De zwemwaterkwaliteit van de Binnenschelde is niet optimaal, waardoor er regelmatig waarschuwingsborden staan in verband met het voorkomen van toxische blauwalgen. Dit belemmert ontwikkelplannen van de gemeente Bergen op Zoom en ondernemers voor wonen, werken en recreëren op en langs de Binnenschelde. De waterkwaliteit is tevens een belangrijke factor voor het behalen voor de Natura 2000-doelen in het Markiezaatsmeer, omdat verondersteld mag worden dat de waterkwaliteit invloed heeft op de draagkracht voor vogels in het meer.

De eerste stap voor het structureel verbeteren van de waterkwaliteit van beide meren is het uitvoeren van een gedegen watersysteemanalyse, waarmee begrip verkregen kan worden over het functioneren van beide watersystemen. In dit rapport wordt dit watersysteemonderzoek behandeld en zijn de ontwikkelingsperspectieven van beide meren bepaald op basis van het verkregen systeembegrip, zowel voor zoete als zoute eindsituaties.

1.2. Doel

Het doel van het voorliggende onderzoek is om met behulp van een systeemanalyse een onderbouwd inzicht te krijgen in kansrijke maatregelen voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer. Voor het duurzaam realiseren van integrale watersysteemdoelen uit de Kaderrichtlijn Water, Natura 2000 en de Zwemwaterrichtlijn is dit inzicht van cruciaal belang. In de systeemanalyses is zowel naar zoete als een zoute eindsituaties gekeken. Dit is niet alleen gedaan omdat beide watersystemen tot circa 25 jaar geleden nog zoute systemen waren, maar ook omdat het Volkerak-Zoommeer mogelijk rond 2025 verzout gaat worden waarmee de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer ook weer zout kunnen worden.

1.3. Opdrachtgevers

Het onderzoek is mogelijk gemaakt door de inhoudelijke en financiële bijdragen van de provincies Noord-Brabant en Zeeland, het waterschap Brabantse Delta, de gemeente Bergen op Zoom, het Brabants Landschap en Rijkswaterstaat.

1.4. Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt allereerst een algemene systeembeschrijving van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer gegeven. Daarnaast is er aandacht voor de huidige stand van zaken wat betreft de beleidsdoelen van de Binnenschelde (KRW en zwemwaterrichtlijn) en het Markiezaatsmeer (Natura 2000 en KRW). In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de gebruikte methodiek. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 ingegaan op de systeemanalyse, zowel voor zoete als zoute eindvarianten, van de Binnenschelde. Tevens wordt er aandacht besteed aan het ontwikkelingsperspectief en de maatregelen die toegepast zouden kunnen worden. In hoofdstuk 5 worden deze zelfde stappen doorlopen voor het Markiezaatsmeer. Voor een

uitgebreidere beschrijvingen en argumentatie van de onderdelen in hoofdstuk 4 en 5 wordt verwezen naar de onderliggende deelrapporten, die tevens zijn opgenomen in de bijlage van dit hoofdrapport (B-Ware 2015; Witteveen+Bos 2016; Deltares 2016). In hoofdstuk 6 volgt tenslotte een samenvatting, waarin de ontwikkelingsperspectieven en de maatregelen voor zowel de Binnenschelde als het Markiezaatsmeer worden toegelicht en geformuleerd.

2. SYSTEEMOMSCHRIJVING, GEBRUIKSFUNCTIES EN BELEIDSDOELEN

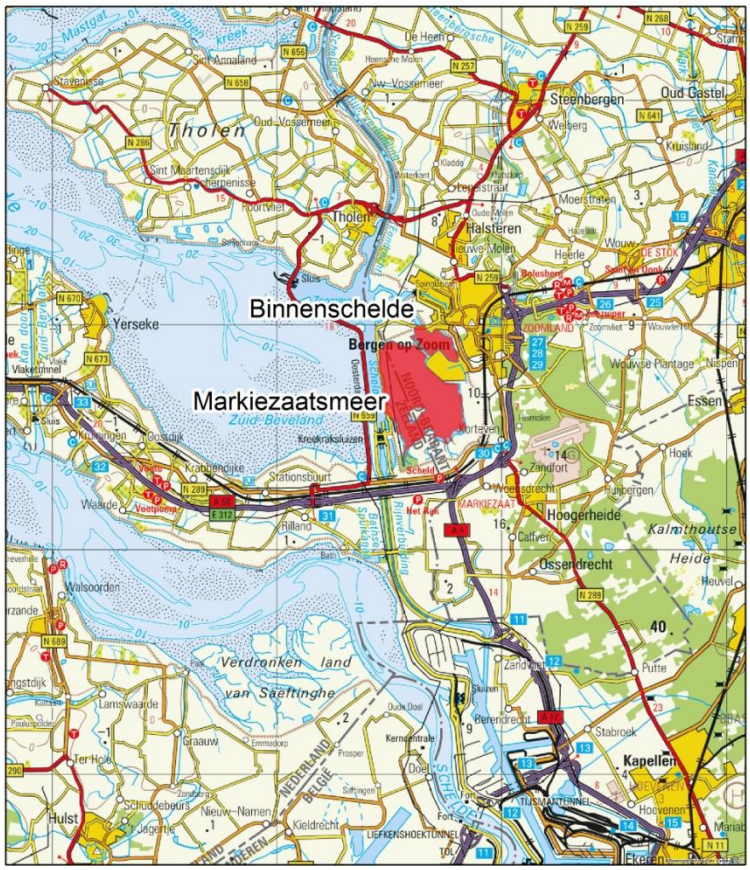
2.1. Algemene systeemeigenschappen

2.1.1. Binnenschelde

De Binnenschelde is in 1984 ontstaan door de aanleg van de Markiezaatsdam en het opspuiten van het gebied tussen de Molenplaat en Bergen op Zoom (zie Afbeelding 2.1 voor de locatie van het meer). In 1988 is gestart met het op peil brengen van de Binnenschelde met zoet water uit het Zoommeer: tussen 1984 en 1998 lag een deel van de Binnenschelde dus droog. De afsluiting leidde tot het wegvallen van zowel het getij als de aan- en afvoer van sediment en zout water.

De hoogte van de waterbodem ligt gemiddeld op NAP en de gemiddelde waterdiepte is 1,4 à 1,6 m. Het meer wordt verder grotendeels omringd door het stedelijk gebied van Bergen op Zoom en heeft daardoor steile oevers. Het gebied bestaat dan ook vrijwel volledig uit open water en het wateroppervlak van circa 180 ha is gedurende het hele jaar vrijwel constant. De waterbodem bestaat uit kleiig zand en is van mariene oorsprong.

Afbeelding 2.1. Ligging van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer in West-Brabant, nabij Bergen op Zoom. De meren zijn weergegeven als rode vlakken: het kleine meer is de Binnenschelde en het grotere meer ten zuidwesten van dit meer is het Markiezaatsmeer



2.1.2. Markiezaatsmeer

Het Markiezaatsmeer beslaat een gebied van circa 1.800 ha, waarvan 1.100 ha open water. Het meer is ontstaan door de aanleg van de Markiezaatkade rond 1983 (zie Afbeelding 2.1 voor de locatie van het meer), waardoor het gebied sindsdien is afgesloten van de zoute Oosterschelde. Hierdoor is de getijwerking weggevallen en is de aan- en afvoerdynamiek van sediment veranderd. In tegenstelling tot de Binnenschelde is het Markiezaatsmeer niet droog gevallen, waardoor de verzoeting veel geleidelijker is opgetreden dan in de Binnenschelde.

Het Markiezaatsmeer ligt aan de voet van de Brabantse Wal, waar het dekzandgebied overgaat in het zeekleigebied. Naast open water bestaat het gebied uit slikken en schorren, met daartussen een overgangsgebied. De waterbodem en de slikken bestaan grotendeels uit fijn zand. De oevers zijn erg vlak, waardoor een groot deel van het meer ondiep is (minder dan 1 m waterdiepte). Hierdoor varieert het wateroppervlak van het meer sterk in afhankelijkheid van het waterpeil. Het meer bevat overigens ook behoorlijk veel diepere gebieden van circa 4 m diep, waardoor de gemiddelde diepte gelijk is aan 2,1 m.

2.2. Gebruiksfuncties en beleidsdoelen

Het Markiezaatsmeer is tegenwoordig een natuurgebied dat een belangrijk habitat vormt voor verscheidene beschermde vogelsoorten. Voor de ontwikkelingen van dit natuurgebied zijn de Natura 2000 en Kaderrichtlijn Water (KRW) momenteel leidend. Voor de Binnenschelde, dat een belangrijke recreatieve functie dient te vervullen voor Bergen op Zoom, geldt echter dat naast de KRW ook de zwemwaterrichtlijn bepalend is voor de ontwikkeling van het meer. Daarnaast heeft de waterkwaliteit invloed op de ruimtelijke ontwikkeling van Bergen op Zoom.

2.2.1. KRW-doelen voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer

In 2014 is er zowel voor de Binnenschelde als voor het Markiezaatsmeer een KRW-factsheet opgesteld, waarin staat aangegeven aan welke biologische en fysisch-chemische toestand beide waterlichamen in de toekomst dienen te voldoen (Waterschap Brabantse Delta 2014). Voor beide meren is uitgegaan van het doelwatertype M30, oftewel een zwak brak water (STOWA 2012a). Het GEP (Goed Ecologisch Potentieel), dat gezien kan worden als het uiteindelijke KRW-doel voor beide waterlichamen, staat weergegeven in Tabel 2.1. Het GEP voor een aantal van de biologische maatlatten is verlaagd ten opzichte van de standaard van 0,6 vanwege het sterk veranderde karakter van beide waterlichamen.

Uit een vergelijking van de fysisch-chemische toestand in 2014 ten opzichte van de vastgestelde GEP's voor beide sterk veranderde, zwak brakke meren blijkt dat de watertemperatuur, het zuurstofverzadiging en de chlorideconcentraties binnen de vastgestelde normen vallen. De concentraties aan totaal stikstof en fosfor en de pH van het oppervlaktewater zijn volgens de KRW-normering matig van kwaliteit, en het doorzicht in beide meren is slecht. Deze condities veroorzaken watersystemen waarin de toestand van de verschillende biologische groepen als matig tot ontoereikend worden beschouwd, zelfs nadat gecorrigeerd is voor de sterk veranderde hydromorfologie van beide meren. De goede kwaliteit voor overige waterflora (vaatplanten) in het Markiezaatsmeer is vermoedelijk veroorzaakt door een gewijzigde methodiek waarmee deze maatlat sinds 2012 wordt opgenomen voor met name oevervegetaties (STOWA 2012a), aangezien deze maatlat in 2009 nog als 'slecht' gewaardeerd werd voor het Markiezaatsmeer (Waterschap Brabantse Delta 2014). Deze goede KRW-waardering komt in ieder geval niet overeen met de toestand die momenteel in het meer wordt waargenomen (zie hoofdstuk 5).

Tabel 2.1. Het GEP voor de biologische en fysisch-chemische toestand van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer (Waterschap Brabantse Delta 2014). GEP's zijn gebaseerd op maatlatten voor zwak brakke wateren (M30; STOWA 2012a). Met kleuren is de toestand in 2014 aangegeven ten opzichte van het vastgestelde GEP voor de sterk veranderende meren: rood = slecht, oranje = ontoereikend, geel = matig, groen = goed

Maatlat M30	GEP Binnenschelde	GEP Markiezaatsmeer
Biologie		
Fytoplankton (EKR)	≥ 0,60	≥ 0,60
Overige waterflora (EKR)	≥ 0,50 *	≥ 0,60
Macrofauna (EKR)	≥ 0,55 *	≥ 0,60
Vissen (EKR)	≥ 0,40 *	≥ 0,40 *
Algemeen fysische chemie		
Temperatuur (maximum waarde; ^{o}C)	≤ 25,0	≤ 25,0
Zuurstofverzadiging (zomergemiddelde; %)	60 -120	60 -120
Chloride (zomergemiddelde; mg Cl/l)	300 - 3000	300 - 3000
Totaal fosfaat (zomergemiddelde; mg P/l)	≤ 0,11	≤ 0,11
Totaal stikstof (zomergemiddelde; mg N/l)	≤ 1,80	≤ 1,80
Zuurgraad (zomergemiddelde)	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0
Doorzicht (zomergemiddelde; m)	≥ 0,9	≥ 0,9

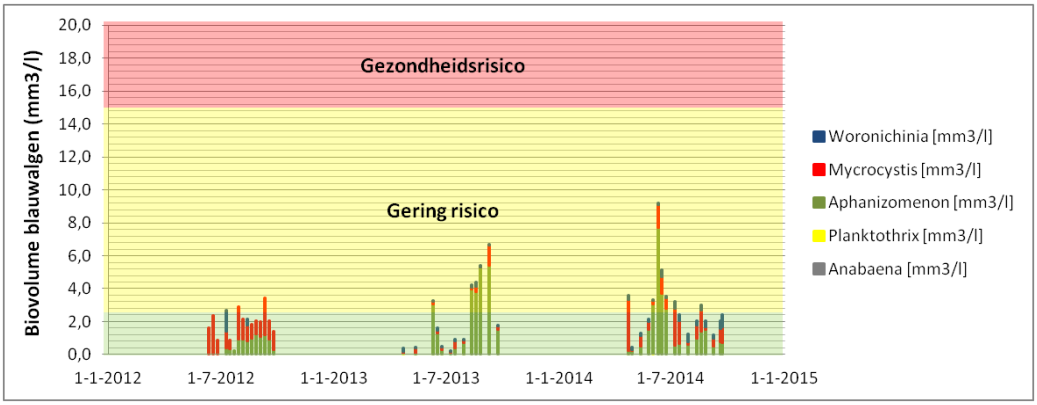
* de GEP is verlaagd vanwege de sterk veranderde hydromorfologie

2.2.2. Zwemwaterdoelen voor de Binnenschelde

De Binnenschelde is aangewezen als één van de 700 zwemwateren in Nederland. Een goede zwemwaterkwaliteit is van belang voor de ontwikkelplannen die de gemeente Bergen op Zoom en ondernemers hebben voor wonen, werken en recreëren op en langs de Binnenschelde. Volgens de zwemwaterrichtlijn moet de waterkwaliteit minimaal aanvaardbaar zijn. Dit houdt in dat de concentratie van de bacteriën *Intestinale enterokokken* en *Escherichia coli*, oftewel E. coli, niet hoger mag zijn dan respectievelijk 330 en 900 kve (kolonie vormende eenheden)/100 ml. Tussen 2006 en 2009 werden deze grenswaarden ruim overschreden, maar sinds 2009 liggen de waarden wel onder deze grenswaarden.

Daarnaast moet er voor blauwalgen een passende beoordeling worden uitgevoerd. In de Europese regelgeving zijn geen normen voor blauwalgen opgenomen, maar om zwemmers te beschermen is wel een nationaal blauwalgenprotocol (2012) opgesteld. Hierin wordt aangegeven dat er sprake is van een ernstig probleem als er in de afgelopen 5 jaar (a) sterke aanwijzingen zijn dat blauwalgen tot sterfte/ziekte van dieren heeft geleid, (b) sterke aanwijzingen zijn dat blauwalgen tot gezondheidsklachten bij mensen heeft geleid, (c) er dikke drijflagen aanwezig zijn en/of (d) het biovolume aan toxineproducerende blauwalgen (*Microcystis*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* en *Woronichinia*) hoger is dan 15 mm^3/l. Bij een biovolume van tussen de 2,5 en 15 mm^3/l wordt gesproken van een 'gering risico' en bij biovolumes boven 15 mm^3/l is er duidelijk risico op gezondheidsklachten. De afgelopen jaren lag het totale biovolume van de bovengenoemde blauwalgen in de Binnenschelde vaak tussen de 2,5 en 15 mm^3/l in de zomer, waarmee er sprake was van een 'gering risico' (Afbeelding 2.2). Dit werd hoofdzakelijk veroorzaakt door *Aphanizomenon*, maar ook door *Mycrocystis* en *Woronichinia*. Tussen 2012 en 2014 zijn *Anabaena* en *Planktothrix* (vrijwel) niet waargenomen. Naast deze 5 blauwalgsoorten, die zijn opgenomen in het blauwalgenprotocol (2012), kwam er de afgelopen jaren in de Binnenschelde nog een aantal potentieel toxineproducerende blauwalgen voor, namelijk *Anabaenopsis*, *Gomphosphaeria* en *Oscillatoriales*. Over het algemeen zijn de biovolumes van deze algen laag tot matig hoog, en is er sprake van een 'gering risico'.

Afbeelding 2.2. De biovolumes in de Binnenschelde van de 5 blauwalgen die zijn opgenomen in het blauwalgenprotocol (2012; *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Planktothrix* en *Woronichinia*)



Tabel 2.2. Instandhoudingsdoelstellingen voor broedende en niet-broedende vogels in het Markiezaatsmeer (provincie Noord-Brabant 2014). Voor niet-broedende vogels wordt gebruik gemaakt van maandgemiddelden of -maxima, waarbij alle maanden meetellen. Kleuren geven aan of de doelen de afgelopen 5 - 10 jaar gehaald zijn in het Markiezaatsmeer: rood = geen van de jaren bereikt, geel = sommige jaren bereikt maar andere jaren niet bereikt, groen = alle jaren bereikt (Sovon 2015)

Niet-broedende vogels			Broedvogels	
Vogel	**Functie**	**Aantal vogels per seizoen**	**Vogel**	**Minimaal aantal paren**
Lepelaar	Foerageren	50 (gemiddelde)	Lepelaar	30
Kleine zwaan	Foerageren	30 (gemiddelde)	Dodaars	30
Grauwe gans	Foerageren & Slapen	510 (gemiddelde)		
Brandgans	Foerageren & Slapen	130 (gemiddelde)		
Meerkoet	Foerageren	920 (gemiddelde)		
Krakeend	Foerageren	280 (gemiddelde)		
Wintertaling	Foerageren	700 (gemiddelde)		
Slobeend	Foerageren	150 (gemiddelde)		
Pijlstaart	Slapen	480 (maximum)		
Aalscholver	Slapen	680 (maximum)		
Smient	Slapen	1.600 (gemiddelde)		
Geoorde fuut	Foerageren	50 (gemiddelde)		
Fuut	Foerageren	200 (gemiddelde)		
Bergeend	Foerageren	250 (gemiddelde)		
Kluut	Foerageren	140 (gemiddelde)	Kluut	2.000 (Delta-niveau)
Bontbekplevier	Slapen	360 (maximum)	Bontbekplevier	105 (Delta-niveau)
Zilverplevier	Slapen	1.300 (maximum)	Strandplevier	220 (Delta-niveau)
Kanoet	Slapen	1.600 (maximum)		
Bonte strandloper	Slapen	6.400 (maximum)		
Zwarte ruiter	Slapen	210 (maximum)		

2.2.3. Natura 2000-doelen voor het Markiezaatsmeer

Het gehele Markiezaat is aangeduid als Natura 2000-gebied en rustgebied voor vogels, waarbij alleen de Vogelrichtlijn van belang is en niet de Habitatrichtlijn. In het beheerplan zijn instandhoudingsdoelstellingen opgesteld voor 22 vogelsoorten (Provincie Noord-Brabant 2014). Het betreft zowel vogels die kenmerkend zijn voor zoete als zoute wateren, waarbij onderscheid is gemaakt tussen broedende en niet-broedende vogels (Tabel 2.2). De combinatie van zoet- en zoutwater vogels is moeilijk te realiseren, zoals ook uit Tabel 2.2 blijkt. Het is echter niet alleen de combinatie van zoete en zoute soorten die tot problemen leidt, want uit Tabel 2.2 blijkt tevens dat onder de huidige condities zowel een aantal zoete soorten als alle kenmerkende zoute soorten niet aan de instandhoudingsdoelstellingen voldoen. Het afgelopen decennium worden met name de doelen voor steltlopers (zoals de kluut en de bontbekplevier) en zichtjagers (bijvoorbeeld de fuut) niet meer gehaald, terwijl verschillende zoetwater vogels (zoals de lepelaar, kleine zwaan en een aantal ganssoorten) het erg goed doen. Toekomstige ontwikkelingen in het Markiezaatsmeer zullen bepalen voor welk type vogel het gebied het meest geschikt zal zijn in de toekomst.

2.2.4. KRW versus zwemwaterrichtlijn in de Binnenschelde

De KRW en zwemwaterrichtlijn hebben allebei tot doel het behoud, de bescherming en de verbetering van de milieukwaliteit, waarbij de focus van KRW vooral bij de waterkwaliteit ligt en de focus van de zwemwaterrichtlijn primair bij de gezondheid van de mens ligt. In vrijwel alle gevallen zijn beide richtlijnen complementair en versterkend aan elkaar.

Er zijn echter wel degelijk spanningen mogelijk tussen enerzijds de KRW en anderzijds de recreatie (zwemmers, surfers, bootgebruikers). Waar de Nederlandse implementatie van de KRW de voorkeur geeft aan watersystemen met veel verschillende waterplanten, willen recreanten juist geen last hebben van deze waterplanten. Hoewel deze waterplanten geen gezondheidsrisico vormen, en dus geen functie hebben in de zwemwaterrichtlijn, wordt het veelvuldig voorkomen van waterplanten in recreatiewateren wel als hinderlijk en ongewenst ervaren. Daarnaast kan de kans op zwemmersjeuk groter zijn als er veel waterplanten in het meer voorkomen. Tijdens het beoordelen van de verschillende scenario's voor de Binnenschelde zal er dan ook rekening worden gehouden met deze recreatiewensen.

2.2.5. KRW versus Natura 2000 in het Markiezaatsmeer

Zowel de KRW als Natura 2000 hebben tot doel een goed functionerend watersysteem, waarbij de focus van de KRW ligt bij de waterkwaliteit en de focus van Natura 2000 bij het behalen van biologische uitbreidings- en instandhoudingsdoelstellingen. In veel gevallen zijn de KRW en Natura 2000 complementair en versterkend aan elkaar, maar in sommige gevallen is de ene richtlijn strenger dan de andere richtlijn of gaan de richtlijnen zelfs tegen elkaar in. In het geval dat de richtlijnen niet even streng zijn, dient in principe uitgegaan te worden van de strengste richtlijn waardoor de normen/doelstellingen van beide richtlijnen behaald worden (EU 2011). In het geval de richtlijnen tegenstrijdigheden bevatten, wat vooral kan optreden in artificieel veranderende watersystemen zoals verzoetende voormalige estuaria, prevaleren de ecosysteemdoelen boven de doelen van een individuele soort (EU 2011). Voor het Markiezaatsmeer, waar dergelijke tegenstrijdige doelen aanwezig zijn (zie hoofdstuk 4), geldt dus dat in deze gevallen de Natura 2000-doelstellingen prevaleren boven de KRW-doelen.

3. METHODIEK

3.1. Aanpak: Systematiek van de systeemanalyse

Bij het uitvoeren van systeemanalyses wordt veelal gebruik gemaakt van conceptuele denkramen, waarbij bepalende voorwaarden voor een goede ecologische kwaliteit worden geïdentificeerd en gekwantificeerd met als doel om sleutelfactoren te identificeren, die gebruikt kunnen worden voor (bij)sturing. Om tot deze sleutelfactoren te komen, dient het ecologisch systeemfunctioneren te worden ontrafeld. Dit leidt tot een beter inzicht in de rol van de diverse ecologische processen op het systeemfunctioneren, waardoor het mogelijk wordt om de vinger op de zere plek te leggen en gerichte maatregelen te bepalen.

Het centrale onderwerp van een systeemanalyse is de duiding van de toestand (hoe is/was het gesteld in het systeem?) en de voorwaarden (wat maakt het zoals het is/was?). De toestand geeft inzicht in de condities op een bepaald tijdstip, of gedurende een bepaalde periode, en op een bepaalde plek, zowel biotisch als abiotisch. Het gaat bijvoorbeeld om een beschrijving van de vegetatiesamenstelling of een verloop van de fosforconcentratie op een bepaalde plek. Deze toestanden kunnen diagnostisch goed gebruikt worden om de condities van het systeem vast te stellen, maar je weet dan nog niet waar dat door veroorzaakt wordt en hoe je zou kunnen bijsturen. Om dit te kunnen vaststellen zijn de voorwaarden van belang. Dit zijn onafhankelijke en sturende processen en mechanismen die de ecologische toestand op termijn bepalen. Hierbij kan onder andere gedacht worden aan nutriëntbelastingen (die de nutriëntconcentraties bepalen) en de lichtbeschikbaarheid. In de in dit rapport gepresenteerde systeemanalyses wordt een coherent beeld van (het verloop van) zowel de ecologische toestand als de voorwaarden beschreven.

3.2. Zoete, brakke en zoute scenario's

Voor beide meren is nauwkeurig naar zowel zoete als zoute scenario's gekeken. Voor het Markiezaatsmeer is op basis van puur kwalitatieve analyses (zonder modelberekeningen) tevens een inschatting gemaakt van (zwak) brakke scenario's. Vanwege de beperktere betrouwbaarheid is besloten om deze analyses geen onderdeel uit te laten maken van het hoofdrapport, maar ze in een separate oplegnotitie toe te voegen (zie bijlage I).

Voor de zoete situaties van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer is in de systeemanalyses in eerste instantie uitgegaan van een voortzetting van de huidige condities en het huidige systeemfunctioneren van beide meren, waarbij zowel de ecologische toestand als de voorwaarden zijn beschreven. Vervolgens is voor het zoete scenario van elk meer bepaald of de ecologische toestand kan worden verbeterd door maatregelen uit te voeren die aangrijpen op de belangrijkste voorwaarden van het watersysteem.

Naast dit zoete scenario zijn er ook verscheidene zoute scenario's voor beide meren onderzocht. Dit is niet alleen gedaan omdat beide watersystemen tot circa 25 jaar geleden nog zoute systemen waren, maar ook omdat het Volkerak-Zoommeer mogelijk rond 2025 verzout gaat worden waarmee de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer ook weer zout kunnen worden. Het is bekend dat toxineproducerende blauwalgen slecht bestand zijn tegen zout water. Hoewel enkele soorten (zoals *Anabaena*) nog wel bestand zijn tegen enigszins brak water, zullen er zeker geen bloeien meer optreden als de chlorideconcentraties hoger is dan 10.000 mg/l (Peperzak 2003; Verspagen et al. 2005). Voor zowel de Binnenschelde als het Markiezaatsmeer zijn drie zoute scenario's beschouwd:

- inlaatwater uit een zout Zoommeer of Schelde-Rijnkanaal via een gemaal;
- inlaatwater uit een zout Zoommeer of Schelde-Rijnkanaal via een opening in de dijk;
- inlaatwater uit de zoute Oosterschelde via onderleider(s).

3.2.1. Inlaat van zout water via een gemaal

In dit scenario wordt er via een gemaal zout water ingelaten vanuit het Zoommeer (Binnenschelde) of het Schelde-Rijnkanaal (Markiezaatsmeer). Bij de Binnenschelde kan gebruik worden gemaakt van het bestaande gemaal Noordland, terwijl bij het Markiezaatsmeer uitgegaan is van een nieuw gemaal op de Markiezaatskade. Bij de Binnenschelde is uitgegaan van vier inlaatvarianten en bij het Markiezaatsmeer van drie varianten (zie Tabel 3.1), waarbij voor alle varianten is uitgegaan van vaste debieten die elke dag worden ingelaten.

Tabel 3.1. Verschillende zoute varianten die per scenario zijn doorgerekend voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer

	debiet 'gemaal'-scenario	**debiet 'getijopening'-scenario**	**debiet 'Oosterschelde'-scenario**
Binnenschelde	1.000 m^3/dag	2 m^2: circa 95.000 m^3/dag	1.000 m^3/dag
	2.500 m^3/dag	9 m^2: circa 420.000 m^3/dag	2.500 m^3/dag
	5.000 m^3/dag	20 m^2: circa 800.000 m^3/dag	5.000 m^3/dag
	10.000 m^3/dag	30 m^2: circa 970.000 m^3/dag	
Markiezaatsmeer	1.000 m^3/dag	10 m^2: circa 480.000 m^3/dag	n.v.t.
	10.000 m^3/dag	20 m^2: circa 950.000 m^3/dag	
	50.000 m^3/dag	40 m^2: circa 1.880.000 m^3/dag	
		80 m^2: circa 3.430.000 m^3/dag	
		200 m^2: circa 5.050.000 m^3/dag	

3.2.2. Inlaat van zout water via een opening in de dijk

In dit scenario komt er zout water binnen vanuit het Zoommeer (Binnenschelde) of het Schelde-Rijnkanaal (Markiezaatsmeer) via een opening in respectievelijk de Noordlandse Dam en de Markiezaatskade. Het watertransport wordt veroorzaakt door de dagelijkse getijbeweging in het toekomstige Zoommeer en Schelde-Rijnkanaal, waardoor een drukverschil ontstaat tussen enerzijds de bestudeerde meren (Binnenschelde en Markiezaatsmeer) en anderzijds de aanvoerwateren (Zoommeer en Schelde-Rijnkanaal). De uiteindelijke uitwisseling is afhankelijk van het peilverschil tussen de meren en de aanvoerwateren (dit is immers de drijvende kracht achter het watertransport) en de grootte van de opening. Voor beide meren zijn de effecten van verschillende groottes van dijkopeningen bestudeerd (zie Tabel 3.1). Aangezien het waterpeil in het Volkerak-Zoommeer en het Schelde-Rijnkanaal tot + 2,3 m kan stijgen als er zoet water vanuit de Rijn moet worden opgeslagen, dienen er keersluizen in de dijkopeningen te worden geplaatst.

Voor de Binnenschelde is er in dit scenario verder vanuit gegaan dat het gehele meer uitgebaggerd wordt. Het gemiddelde waterpeil (dat momenteel op ongeveer NAP +1,5 m ligt) zal in dit scenario namelijk zakken tot het middelpeil van het Zoommeer van NAP -0,10 m, waardoor het waterpeil ongeveer gelijk zal worden aan het huidige bodemniveau van de Binnenschelde die rond NAP ligt. Om te voorkomen dat het watersysteem sterk verkleind en extreem ondiep wordt, is er in dit scenario dus vanuit gegaan dat de Binnenschelde grootschalig uitgebaggerd wordt tot op een diepte van NAP -1,5 m.

3.2.3. Inlaat van zout water uit de Oosterschelde via onderleiders

Tenslotte is er gekeken naar een variant waarmee zout water uit de Oosterschelde via onderleiders aangevoerd zou kunnen worden. In theorie heeft dit twee voordelen ten opzicht van waterinlaat vanuit een toekomstig zout Zoommeer: (a) het water is nutriëntarmer en (b) het water is zouter. Er hoeft dus vermoedelijk minder water ingelaten te worden om een vergelijkbare zoutconcentratie te bereiken en dat water is ook nog eens nutriëntarmer.

Voor de Binnenschelde geldt dat het water met één onderleider en een pompsysteem aangevoerd zou kunnen worden. In de analyses is uitgegaan van verschillende inlaatvarianten (zie Tabel 3.1), waarbij voor alle varianten is uitgegaan van een vast debiet dat elke dag wordt ingelaten. Voor het Markiezaatsmeer is in samenwerking met de opdrachtgevers besloten om dit scenario niet verder uit te werken. Uit een eerste inventarisatie bleek namelijk dat er grote twijfels zijn over de technische en financiële haalbaarheid van dit scenario vanwege de grote hoeveelheid zout water die vanuit de Oosterschelde aangevoerd moet worden om het Markiezaatsmeer zout genoeg te krijgen.

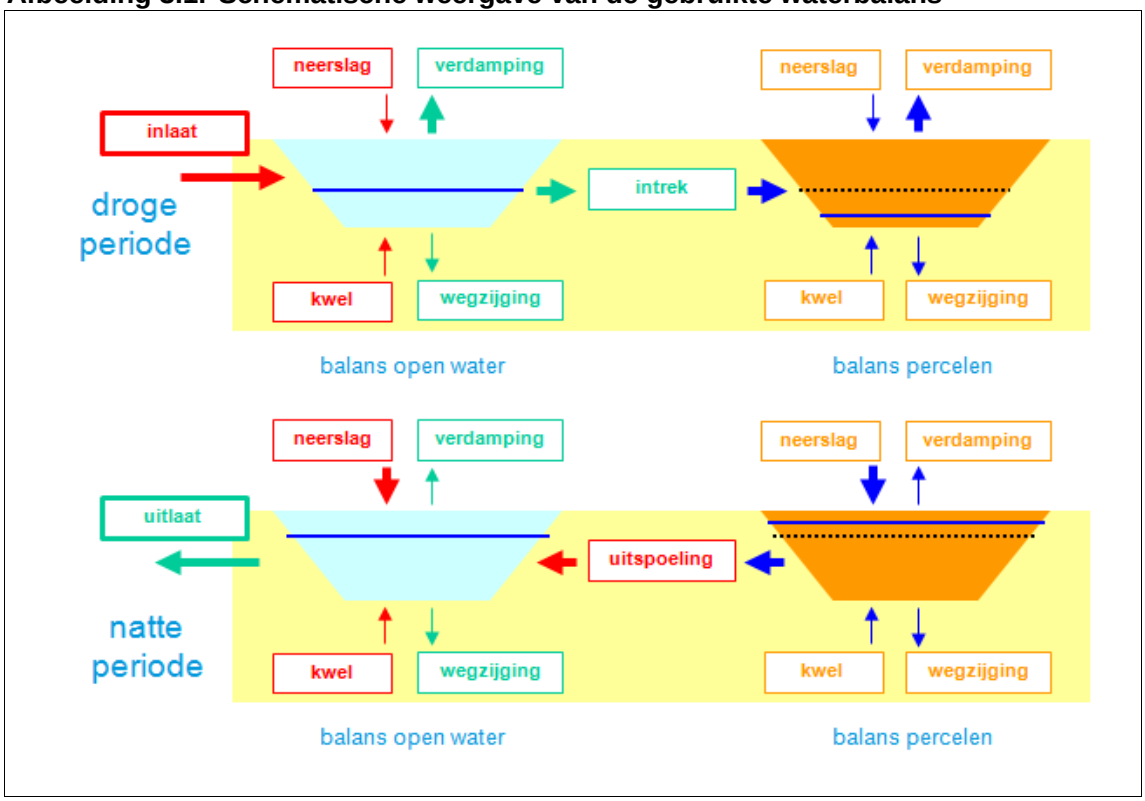
3.3. Methodes voor zoete scenario's

Bij de systeemanalyses van de zoete Binnenschelde en Markiezaatsmeer is er gebruik gemaakt van verschillende methodieken. Hieronder volgt een korte omschrijving van de toegepaste methodes. Voor een uitgebreidere omschrijving wordt verwezen naar Witteveen+Bos (2016).

3.3.1. Hydrologisch functioneren

Om inzicht te krijgen in het hydrologisch functioneren van beide meren is voor zowel de Binnenschelde als het Markiezaatsmeer een waterbalans opgesteld. Afbeelding 3.1 geeft een schematische weergave van een waterbalans. De waterbalans bestaat uit twee 'bakjes': een bakje voor het open water en een bakje voor de omliggende, afwaterende percelen. De pijlen geven de in- en uitgaande waterstromen weer. Dit betreft neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, uitspoeling en intrek en in- en uitlaat.

Afbeelding 3.1. Schematische weergave van de gebruikte waterbalans



3.3.2. Nutriëntbelastingen in het water

Ondiepe meren kunnen verschillende verschijningstoestanden hebben: helder en plantenrijk aan de ene kant of troebel en algenrijk aan de andere kant. De externe nutriëntenbelasting is sterk bepalend voor de toestand: bij een hoge externe belasting (die hoger is dan de kritische belasting) kan een helder meer omslaan naar een troebele toestand. De confrontatie tussen de externe belasting en de kritische belasting geeft inzicht in de nutriëntenhuishouding in het water.

Op basis van de waterbalans is de externe nutriëntenbelasting bepaald voor fosfor en stikstof. Dit is gedaan door aan alle ingaande waterstromen een stofconcentratie te koppelen. De uitgangspunten voor deze concentraties zijn opgesomd in paragraaf 2.2.1 van Witteveen+Bos (2016). De kritische belastingen van beide meren zijn vervolgens berekend met het ecologische model PCLake. PCLake simuleert de belangrijkste ecologische processen die spelen in ondiepe meren (Janse 2005) op basis van de input die de gebruiker opgeeft (zoals het ingaande debiet, de externe belasting, de waterdiepte en de strijklengte). De gehanteerde input voor het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde staat in paragraaf 2.2.3 van Witteveen+Bos (2016). De kritische grenzen zijn berekend in een iteratief proces waarbij het model verschillende keren wordt gerund. Aan het einde van iedere run wordt de eindtoestand beoordeeld: helder (veel waterplanten, weinig algen) of troebel (weinig waterplanten, veel algen). Bij de volgende run wordt de belasting iets verhoogd (bij een heldere eindtoestand) of verlaagd (bij een troebele eindtoestand). Op deze manier wordt toegewerkt naar de kritische belasting: de drempel tussen een heldere en troebele toestand.

3.3.3. Lichtbeschikbaarheid

Wanneer de nutriëntenhuishouding in het water op orde is, dan kan het lichtklimaat in bredere zin nog wel beperkend zijn voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Er dient voldoende licht op de waterbodem te komen, zodat kieming van ondergedoken waterplanten mogelijk is. Om dit te bepalen, is in beide meren het verloop van het doorzicht vanaf begin jaren ’90 geanalyseerd.

3.3.4. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem

Als de lichtbeschikbaarheid op orde is, dan is er ruimte voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Welke onderwatervegetatie zich zal ontwikkelen, is dan onder andere afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem. Bij een hoge nutriëntbeschikbaarheid in de bodem kunnen snelgroeiende waterplanten als waterpest, grof hoornblad en aarvederkruid gaan domineren (o.a. Lamers et al. 2012), terwijl langzamer groeiende soorten (zoals kranswieren) dan geen kans hebben. Om inzicht te krijgen in de nutriënthuishouding in de onderwaterbodems zijn in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer respectievelijk op 8 en 22 locaties bodemvochtmonsters (toplaag) en bodemmonsters van de toplaag genomen. Tevens zijn er kolomexperimenten uitgevoerd met bodemmateriaal uit de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer om inzicht te krijgen in de P-nalevering vanuit de onderwaterbodems naar het oppervlaktewater. Voor een omschrijving van de monstername, de chemische analyses en de kolomexperimenten wordt verwezen naar het rapport van B-Ware (2015).

3.4. Methodes voor zoute scenario’s

Bij de systeemanalyses van de zoute scenario’s voor beide meren is ook gebruik gemaakt van verschillende methodieken. Hieronder volgt een korte omschrijving van de toegepaste methodes. Voor een uitgebreidere omschrijving wordt verwezen naar Deltares (2016).

3.4.1. Hydrologisch functioneren

Het hydrologisch functioneren van de verschillende zoute scenario`s in beide meren is doorgerekend in waterbalansen. Hierbij is uitgegaan van de waterbalansen die zijn opgesteld voor de huidige (zoete) situatie in beide meren (zie Witteveen+Bos 2016). Op sommige punten zijn deze balansen aangepast om bruikbaar te zijn voor de verschillende zoute scenario's. In Deltares (2016) staat omschreven welke aanpassingen zijn doorgevoerd.

3.4.2. Gebruik van DELWAQ

Op basis van de aangepaste waterbalansen is de externe nutriëntenbelasting bepaald voor fosfor en stikstof. Dit is gedaan door aan alle ingaande waterstromen een stofconcentratie te koppelen. De uitgangspunten voor de concentraties staan opgesomd in Deltares (2016).

Voor de zoute scenario's is verder gebruik gemaakt van het modelsysteem DELWAQ. In essentie bestaat DELWAQ uit twee onderdelen: (a) de rekenkern die het transport van stoffen berekend en (b) de processenbibliotheek waarin alle fysische, chemische en biologische processen zijn opgenomen. Ten behoeve van iedere modelstudie wordt een selectie van relevante processen gemaakt die voor die specifieke studie voldoen aan de vraagstelling. Voor de zoutwater scenario's voor Binnenschelde en Markiezaatsmeer wordt gebruik gemaakt van de standaard set die voor de Noordzee-modellering is ontwikkeld, aangevuld met gedetailleerde processen in de bodem die in de Westerschelde en de Eems-Dollard (De Kluijver et al. 2013, Cronin et al. 2015) zijn toegepast.

In tegenstelling tot PCLake zijn in de DELWAQ-modelleringen geen hogere trofische niveaus meegenomen. Hoewel het mogelijk is om schelpdieren, zoals mosselen, kokkels en Amerikaanse zwaardschede in DELWAQ mee te nemen, is ervoor gekozen om in de basisopzet geen schelpdieren mee te nemen, omdat het voor de zoute scenario's op voorhand onbekend is of er schelpdieren vestigen, in welke hoeveelheden ze gaan voorkomen en op welke locaties ze gaan voorkomen.

3.5. Kwantitatieve of kwalitatieve doelen

In de KRW en de Natura 2000 - Vogelrichtlijn wordt uitgegaan van gekwantificeerde doelen die iedere zes jaar getoetst dienen te worden. In de KRW gaat het om biologische en fysisch-chemische variabelen die inzicht geven in de ecologische toestand, terwijl er voor de Vogelrichtlijn inzage gegeven moet worden in het aantal aanwezige (broed)vogels. In beide gevallen ligt de focus nu dus vaak op het kwantificeren van de toestand, terwijl wij juist de voorwaarden (die de ecologische toestand bepalen) zouden willen kwantificeren omdat beheerders alleen op deze voorwaarden kunnen (bij)sturen. In het voorliggende rapport worden dan ook de voorwaarden gekwantificeerd, terwijl de daaruit volgende ecologische toestand wordt beschreven. De volgende voorwaarden zullen worden gekwantificeerd in de systeemanalyses: (a) het hydrologisch functioneren van het systeem, (b) de nutriënthuishouding in het water door middel van het berekenen van nutriëntbelastingen en kritische belastingen, (c) de lichtbeschikbaarheid, (d) de nutriënthuishouding in de bodem, (e) de saliniteit (het zoutgehalte) en (f) andere relevante fysische habitatkarakteristieken.

4. BINNENSCHELDE

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de systeemanalyse, de ontwikkelingsperspectieven en de maatregelen die uitgevoerd kunnen worden in de Binnenschelde. Hierbij wordt zowel aandacht besteed aan de zoete (paragraaf 4.1) als de zoute varianten (paragraaf 4.2). In beide gevallen worden ongeveer dezelfde onderwerpen behandeld, namelijk:

- de ecologische toestand in de afgelopen decennia (alleen voor de zoete variant);
- het hydrologisch functioneren;
- de nutriëntenhuishouding en het lichtklimaat;
- de te verwachten biologische toestand bij uitblijven van (aanvullende) maatregelen;
- een samenvatting van de systeemanalyse;
- effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse;
- een confrontatie met de KRW-doelen.

4.1. Zoete variant

In de volgende paragrafen worden de uitkomsten van de zoete systeemanalyse van de Binnenschelde behandeld. Voor een gedetailleerdere omschrijving van de analyse en uitkomsten wordt verwezen naar Witteveen+Bos (2016) en B-Ware (2015).

4.1.1. Inleiding: de ecologische toestand in de afgelopen decennia

De ontwikkeling van het voedselweb en de ecologische toestand in jonge ecosystemen verloopt meestal chaotisch als gevolg van snelle opkomst en verdwijnen van soorten door kolonisatieverschillen, onderlinge concurrentie, (zout)tolerantieverschillen, etc. Dit is ook het geval in verzoetende meren, waar voedselweb- en bodemprocessen sterk beïnvloed kunnen worden door verzoeting. Meestal zijn dergelijke meren, ondanks (vrij) hoge externe belastingen, een periode heel helder doordat de visbiomassa laag is en er dientengevolge veel filterend zoöplankton aanwezig is dat niet wordt opgegeten (o.a. Breukers et al. 1997; en Verspagen). Deze jonge, verzoetende meren zijn echter zeer gevoelig voor een toename aan zoöplanktonetende organismen (zoals vis en aasgarnalen), waardoor het watersysteem snel kan omslaan naar een troebel door algen gedomineerd meer. Op deze manier kan dus een chaotische ontwikkeling ontstaan in verzoetende meren.

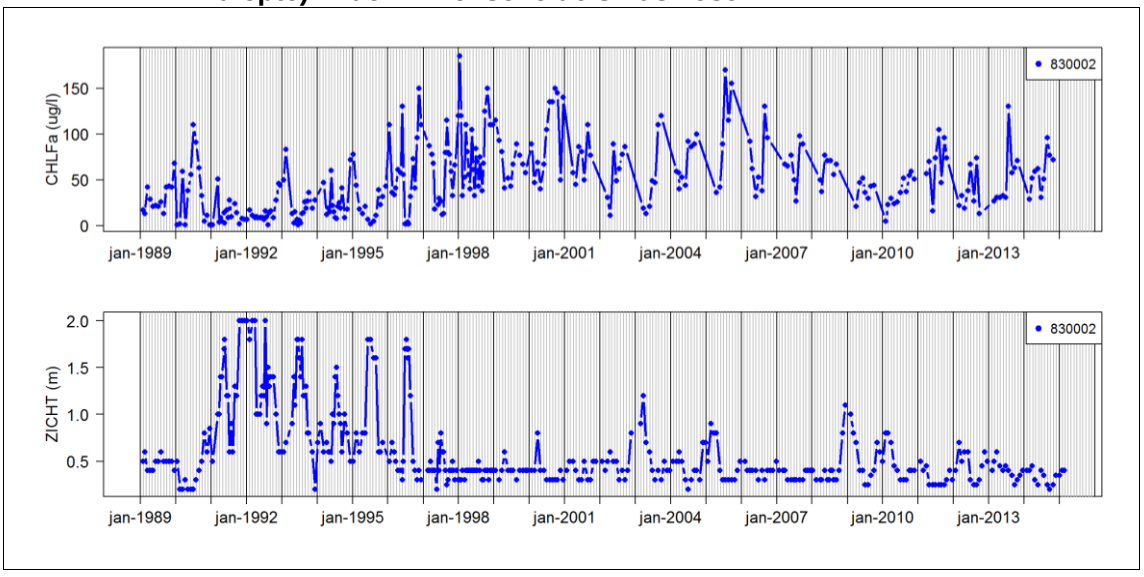
Een dergelijke chaotische ontwikkeling is ook waargenomen in de verzoetende Binnenschelde. Na afsluiting is de Binnenschelde snel verzoet via doorspoeling met zoet water uit het Zoommeer (Van Manen 1994; Witteveen+Bos 1999). Binnen enkele maanden was de chlorideconcentratie gezakt van 13.000 mg/l naar 800 à 1.100 mg/l in 1989 - 1991. Vervolgens is het zwak brakke meer tussen 1992 en 2003 geleidelijk verder verzoet tot 400 - 500 mg Cl/l in 2002 (Afbeelding 4.1). Uit balansberekeningen blijkt dat de chlorideconcentratie in de Binnenschelde uiteindelijk vermoedelijk zal blijven steken op gemiddeld 400 mg/l.

Afbeelding 4.1. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde vanaf 1989



In de eerste jaren na de afsluiting (tussen 1987 en 1990) was de zwak brakke Binnenschelde erg troebel en was het doorzicht gelijk aan 0,2 - 0,5 m (Afbeelding 4.2; Witteveen+Bos 1989). Vanaf 1991, toen er een explosie van herbivore zoöplankton (watervlooien) optrad, is een heldere periode aangebroken met relatief weinig algen (lage chlorofyl-a concentraties), waarin het doorzicht in het groeiseizoen erg goed was (1,5 - 2,0 m) en er veel waterplanten konden ontwikkelen. De omslag naar helder water viel samen met een sterke afname van de totaal P-concentraties in het oppervlaktewater van circa 0,6 mg/l naar 0,1 - 0,2 mg/l, die niet het gevolg was van een daling in de externe belasting (zie paragraaf 3.2.3) maar vermoedelijk veroorzaakt werd door een herverdeling van de nutriënten in het voedselweb. Sinds 1997 is het doorzicht weer veel slechter met waarden die vaak lager zijn dan 0,5 m. Deze omslag werd ingezet door een grote algenbloei in de nazomer van 1996, die vermoedelijk ook niet is veroorzaakt door een verandering van de externe belastingen (zie paragraaf 3.2.3) maar door verschuivingen in de voedselwebstructuur (Bijkerk & Zwerver 1997; AquaTerra 1998; Bijkerk 1999; Witteveen+Bos 1999). In de droge en warme nazomer van 1996 is op grootschalige schaal aarvederkruid afgestorven, waardoor zuurstofloze bodemcondities ontstonden en er waarschijnlijk veel P-mobilisatie optrad. Daarnaast werd er in deze periode een afname van het aantal herbivore zoöplankton waargenomen door graasdruk van o.a. aasgarnalen. In dit troebele verzoetende meer is de brasempopulatie vervolgens gaan floreren (Afbeelding 4.3). Waar de visbiomassa in 1996 nog onder de 50 kg/ha lag, was de biomassa in 2005 toegenomen tot meer dan 500 kg/ha (vooral brasem). Dit komt vermoedelijk door de verzoeting die in het meer is opgetreden, waardoor de voortplanting niet langer meer werd geremd door een te hoge saliniteit. Hoewel de visbiomassa ondertussen weer flink is gedaald (tot circa 175 kg/ha), is de Binnenschelde nog steeds een productief en troebel meer.

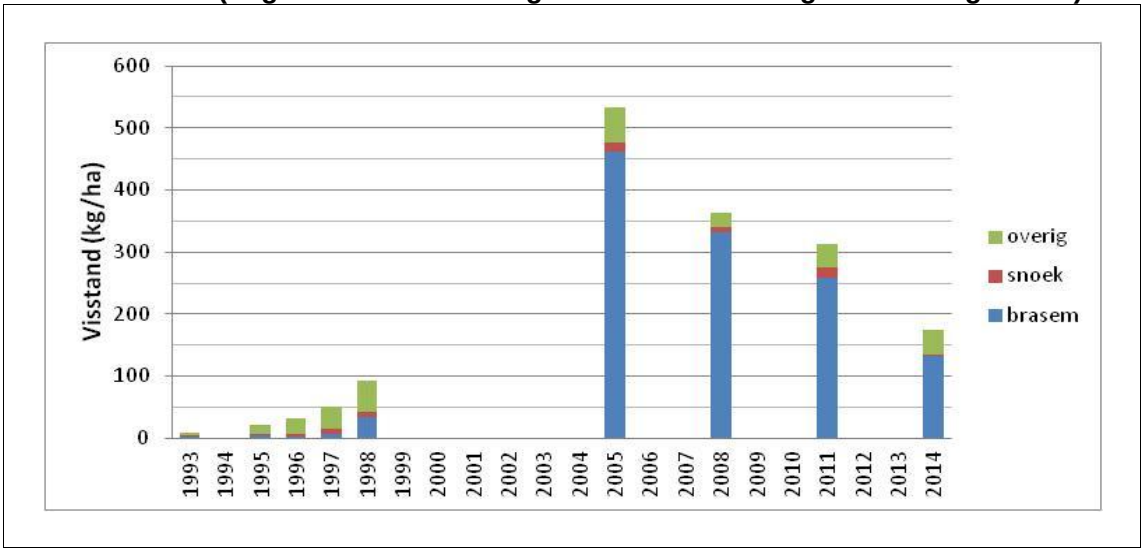
Afbeelding 4.2. Gemeten concentratie chlorofyl-a (µg/l) en doorzicht (m; Secchidiepte) in de Binnenschelde sinds 1989



4.1.2. Hydrologisch functioneren

Door de hoge waterstand in de Binnenschelde (van circa NAP +1,5 m) ten opzichte van de omgeving is er in de Binnenschelde sprake van een wegzijgingsgebied. Neerslag is dan ook de voornaamste ingaande waterstroom (circa 70 %), gevolgd door inlaatwater vanuit het Zoommeer (circa 25 %). Af- en uitspoeling zijn zeer kleine posten op de waterbalans. Door de beperkte inlaat is de verblijftijd ruim één jaar. Het waterpeil fluctueert tussen de circa NAP +1,4 m en +1,6 m.

Afbeelding 4.3. Ontwikkeling van de visstand in de Binnenschelde op basis van gegevens uit Kooistra (2008), Van Giels (2012) en Koole (2015), waarbij alle metingen rond eind oktober zijn uitgevoerd m.b.v. stortkuilen (uitgezonderd de meting in 2014 die eind augustus is uitgevoerd)

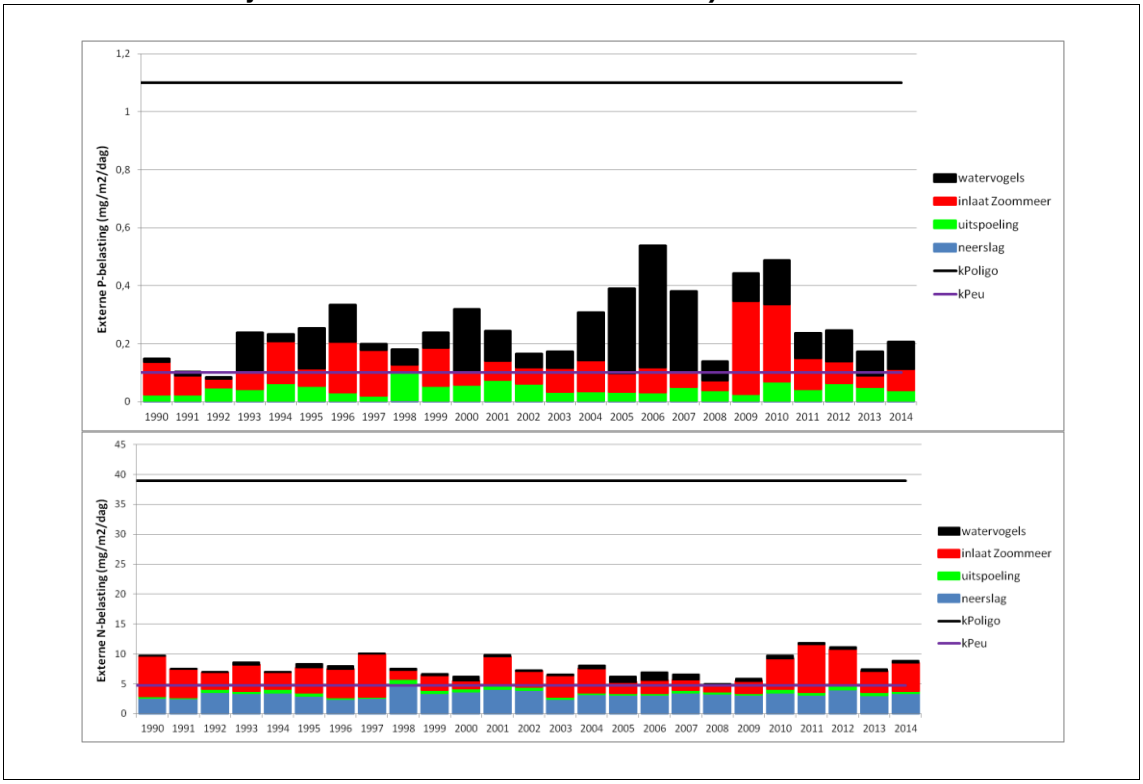


4.1.3. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat

Op basis van waterbalansen zijn de externe belastingen berekend. De geschetste (chaotische) ecologische ontwikkeling van de Binnenschelde (zie paragraaf 4.1.1) past goed bij het resultaat dat de externe belasting tussen de kritische belastingen ligt (Afbeelding 4.4). De inlaat uit het Zoommeer is een belangrijke bron van zowel fosfor als stikstof. Verder wordt de P-belasting voornamelijk veroorzaakt door watervogels en door uitspoeling vanuit de strandjes en het onverharde oppervlak aan de noordzijde van de Bergse Plaat. De N-belasting wordt naast inlaat uit het Zoommeer voornamelijk veroorzaakt door neerslag. Hoewel de externe belastingen in absolute zin niet hoog zijn, zijn ze wel te hoog om vanuit een troebele toestand weer in een heldere toestand te geraken zonder met maatregelen in te grijpen in het voedselweb (STOWA 2008).

Wat opvalt, is de hoge visbiomassa die is ontstaan tussen 1998 en 2005 (Afbeelding 4.3). Deze biomassa aan brasem is aanzienlijk hoger dan verwacht mag worden bij de externe belasting van 0,26 mg/m^2/dag. De evenwichtsconcentratie aan totaal P die bij deze externe belasting hoort (op basis van formule 13 van Vollenweider (1976), waarin processen als interne P-mobilisatie niet worden meegenomen en er uit wordt gegaan van volledige menging), bedraagt slechts 0,04 mg/l, terwijl de visbiomassa een veel hogere totaal P-concentratie van circa 0,5 mg/l indiceert (Hanson & Leggett 1982). De langjarig gemiddelde concentratie in de Binnenschelde ligt hier tussenin. Dergelijke situaties zijn bekend van wateren met een kleiige bodem, waarbij de bodem fosfaat adsorbeert. Bij zuurstofloosheid aan de bodem kan dit in jaren geadsorbeerde fosfor door nalevering plotseling vrijkomen, waarbij het fosforconcentratie in de waterfase dan ineens sterk oploopt. Deze P-nalevering is vermoedelijk opgetreden in de warme zomer van 1996, toen het water aan de bodem zuurstofloos werd en het fosfaatgehalte in een maand opliep van minder dan 0,1 mg/l naar meer dan 0,4 mg/l. Dit leidde toen tot een omslag van een heldere en plantenrijke toestand naar een troebele en algenrijke situatie.

Afbeelding 4.4. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag voor de Binnenschelde. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn, waarbij je boven de lijn met troebel water te maken hebt) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn, waarbij je boven de lijn met troebel water te maken hebt)



Van wateren met een kleiige bodem is bekend dat het aan de bodem geadsorbeerde fosfaat wel biologisch beschikbaar kan blijven en een productieve benthische voedselketen kan aansturen (zie o.a. Grimm & Backx 1990). Dit verschijnsel heeft er naar ons idee voor gezorgd dat de visbiomassa in de Binnenschelde tussen 1998 en 2005 is opgelopen tot maar liefst 500 kg/ha (zie Afbeelding 4.3). Dat het meer ondanks de relatief lage externe belasting toch troebel en zeer productief werd, komt volgens ons dus vermoedelijk door interne (bodem)processen, waarbij voedingsstoffen snel 'rondgepompt' worden in het systeem zelf waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe aanvoer verwacht mag worden. Deze 'pomp' draait vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities, omdat de binding van fosfor aan de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt.

De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa (zie Afbeelding 4.3) wordt door ons dan ook gezien als een indicatie dat de 'pomp' geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting. De productiviteit van de benthische voedselketen is vermoedelijk afgenomen. Door het afnemende zwavelgehalte van de bodem wordt het geadsorbeerde fosfor waarschijnlijk steeds steviger gebonden en is daardoor dus minder biologisch beschikbaar. Tevens neemt de (anaerobe) afbraaksnelheid van organisch materiaal naar verwachting af als gevolg van de afnemende zwavelgehaltes, waardoor nutriënten minder snel vrijkomen doordat ze in slib vastgelegd blijven. De Binnenschelde is dus zo langzamerhand een 'normaal' zoet meer aan het worden, nadat de ontwikkelingen enkele decennia in het teken hebben gestaan van brakke invloeden.

4.1.4. Te verwachten biologische toestand bij uitblijven van maatregelen

In deze paragraaf wordt een inschatting gemaakt van effecten van het huidige zoete scenario op de biologische toestand van de Binnenschelde als er geen extra aanvullende maatregelen worden uitgevoerd.

Fytoplankton
De chlorofyl-a concentraties geven aan dat er de afgelopen 10 jaar vrijwel elke zomer een algenbloei optrad in het meer (Afbeelding 4.2). Uit KRW-metingen die in deze periode zijn uitgevoerd blijkt dat deze bloeien grotendeels veroorzaakt worden door kleine blauwalgen, waarvan vooralsnog in de wetenschap wordt uitgegaan dat ze geen toxines kunnen produceren (Witteveen+Bos 2016). Hoewel de toekomstige soortensamenstelling van de algenpopulatie onmogelijk exact kan worden vastgesteld met een model, mag worden aangenomen dat bij voortzetting van de huidige condities en het huidige beheer (dus zonder aanvullende maatregelen) algenbloeien zullen blijven voorkomen in de Binnenschelde in het voorjaar en de zomer. Vermoedelijk zullen deze bloeien blijven bestaan uit kleine blauwalgen die geen toxines produceren, maar het is zeker niet uit te sluiten dat er onder ongunstige condities ook af en toe bloeien van toxineproducerende blauwalgen gaan optreden.

Aquatische vegetatie
Zonder aanvullende maatregelen zal het meer vermoedelijk relatief troebel blijven. Net als in de huidige situatie zal er alleen lokaal ontwikkeling van waterplanten optreden, waarbij gedacht moet worden aan soorten als aarvederkruid, fonteinkruiden en wat kranswieren.

Fauna
Bij een schelpdierinventarisatie op potentieel kansrijke locaties in het voorjaar van 2013 zijn nul schelpdieren gevonden in de Binnenschelde (Lambregts van de Clundert 2013). Tijdens eerdere macrofauna bemonsteringen voor de KRW zijn ook geen mosselen en andere schelpdieren gevonden in de afgelopen 10 jaar. Hoewel de exacte oorzaak van het uitblijven van schelpdieren in de Binnenschelde niet bekend is (vermoedelijk heeft dit te maken met vogelvraat in het ondiepe meer en/of de beperkte dynamiek in het meer), is het niet realistisch om te verwachten dat er op termijn grootschalige mosselbanken in de Binnenschelde gaan voorkomen. De Binnenschelde staat immers al jarenlang via het gemaal Noordland in contact met het Zoommeer dat sinds 2008 veel mosselen bevat, en dit heeft tot nu toe niet geleid tot het voorkomen van mosselen in de Binnenschelde.

Vissen
Vermoedelijk zal de vissamenstelling in de Binnenschelde gedomineerd blijven door brasem als er geen aanvullende maatregelen worden uitgevoerd. De brasembiomassa is de afgelopen 10 jaar wel sterk afgenomen van circa 500 naar 175 kg/ha (Afbeelding 4.3). Ondanks deze afname verwachten we echter dat de brasembiomassa de komende jaren zal blijven domineren ten opzichte van de andere vissen.

4.1.5. Samenvatting systeemanalyse

Het waterpeil van de Binnenschelde ligt circa 1,5 m hoger dan in het naastgelegen Zoommeer. De constante aanvoer van zoet water (via regenwater en inlaatwater uit het Zoommeer) en de wegzijging (als gevolg van de verhoogde ligging) hebben er voor gezorgd dat de Binnenschelde snel zoeter is geworden na de aanleg, maar door nalevering van zout uit de waterbodem is het meer nog decennia lang zwak brak gebleven. Vermoedelijk zal de chlorideconcentratie (die momenteel gelijk is aan circa 450 mg/l) uiteindelijk rond de 400 mg/l komen te liggen. Dit zijn zeer zwak brakke condities, waarmee gesteld kan worden dat het meer steeds meer een zoet water aan het worden is.

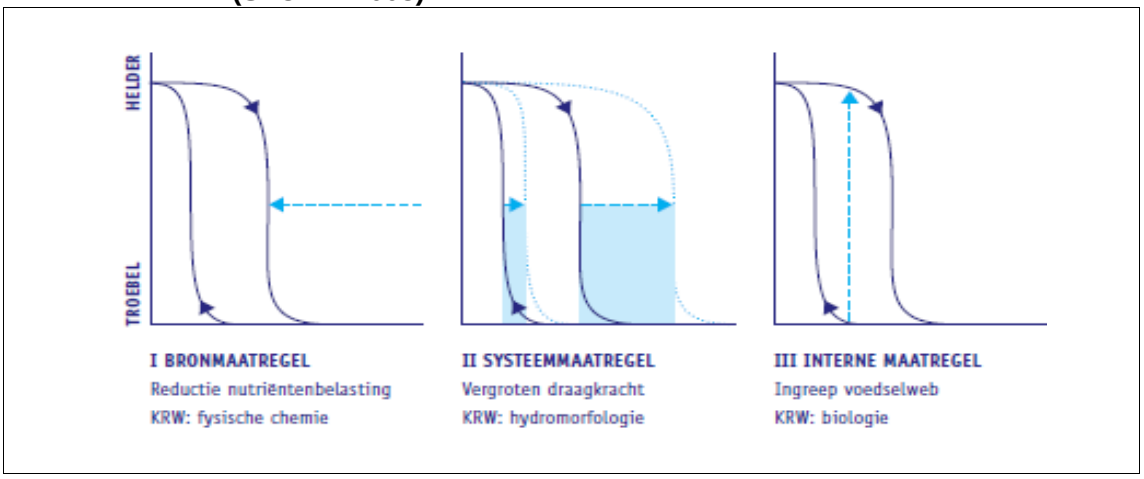
De ontwikkeling van de waterkwaliteit heeft sinds het ontstaan van het meer in het teken gestaan van de verzoeting. Uit de systeemanalyse blijkt dat de externe aanvoer van fosfor en stikstof altijd laag genoeg zijn geweest om een helder meer te krijgen. Dat het meer desondanks al 20 jaar troebel en zeer productief is, komt volgens ons waarschijnlijk door interne (bodem)processen, waarbij nutriënten snel 'rondgepompt' worden in het watersysteem waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe belastingen verwacht mag worden. Hoewel deze hypothese nog niet met experimenten op een harde wijze is bewezen, draait de 'pomp' vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities. Dit wordt verwacht omdat de binding van fosfor aan de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities en er onder dergelijke condities ook meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt. De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa (voornamelijk brasem) wordt gezien als een indicatie dat de 'pomp' geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting. Het P-adsorberende karakter van de bodem, waardoor deze de neiging heeft op te laden met fosfor, zal er naar verwachting echter voor blijven zorgen dat de Binnenschelde een relatief productief water zal blijven, dat ondanks de relatief lage externe belasting voornamelijk in een troebele toestand zal blijven verkeren.

4.1.6. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse

De uitgevoerde systeemanalyse geeft inzicht in de kansen van verschillende maatregelen om de (zwem)waterkwaliteit van de Binnenschelde te verbeteren. Er zijn drie typen maatregelen te onderscheiden, die allen gericht zijn op het creëren van helder en plantenrijk water (Afbeelding 4.5; STOWA 2008):

- **bronmaatregelen (type I)**: maatregelen waarmee wordt getracht de nutriëntenbelasting te verlagen tot onder de kritische grens;
- **systeemmaatregelen (type II)**: maatregelen waarmee wordt getracht om de kritische belastingen te verhogen tot boven de externe belasting;
- **interne maatregelen (type III)**: maatregelen waarmee wordt ingegrepen in het voedselweb, met als doel het water via een kortstondige 'reset' helder te maken zodat de waterplantontwikkeling op gang kan komen.

Afbeelding 4.5. Drie typen maatregelen gericht op helder en plantenrijk water (STOWA 2008)



In eerste instantie lijkt het minder zinnig om type I of II maatregelen (bron- en systeemmaatregelen) uit te voeren, omdat het onmogelijk blijkt te zijn om via deze maatregelen onder de onderste kritische grens te komen (zelfs als alle potentiële type I en II maatregelen gezamenlijk worden uitgevoerd). Type III maatregelen, oftewel interne maatregelen waar-

mee het voedselweb ingrijpend wordt aangepast, lijken echter wel zinnig om het troebele watersysteem te laten omslaan naar een heldere toestand. We focussen ons in eerste instantie dan ook op type III maatregelen. Type I en II maatregelen zijn echter wel in beschouwing genomen, omdat ze het watersysteem robuuster kunnen maken als het eenmaal in een heldere toestand terecht is gekomen (Janse et al. 2010). Hierbij dient wel vermeld te worden dat dit principe in de praktijk nog nooit bewezen is. Voor veel van deze maatregelen is namelijk alleen vastgesteld dat ze in potentie tot een omslag van troebel naar helder water kunnen leiden (zoals hierboven is aangegeven zal dit met type I en II maatregelen echter niet lukken in de Binnenschelde), maar niet dat ze een reeds helder watersysteem robuuster kunnen maken.

Hieronder wordt voor de verschillende potentiële maatregelen aangegeven (a) wat het **potentiële resultaat** is, (b) wat de **risico's en potentiële nadelen** zijn, (c) welke punten er **nader uitgezocht** dienen te worden, (d) wat de **kosten** zijn en (e) of wij **adviseren** om ze uit te voeren onder de huidige zwak brakke condities. Voor de kostenramingen geldt dat het om grove ramingen gaat, waarin de uitgerekende raming met een factor 1,5 is vermenigvuldigd om rekening te houden met de omzetbelasting, algemene kosten, winst, en risicokosten (zie bijlagen II, III en IV voor een uitleg van de gehanteerde prijzen). Naast de hier behandelde potentiële maatregelen is er in de analyse naar nog veel meer maatregelen gekeken, die om verscheidene redenen niet verder zijn uitgewerkt. In bijlage VI wordt aangegeven waarom deze maatregelen niet verder uitgewerkt zijn.

PAC toedienen als flocculant (type III maatregel)

- **a. potentiële resultaat**: door toediening van aluminiumhoudend vlokmiddel kunnen fosfor en algen (met daarin tevens allerlei nutriënten als fosfor) worden neergeslagen (o.a. Van Hullebusch et al. 2002; Lewandowski et al. 2003). Hierdoor kunnen algenbloeien moeilijker optreden. Dit leidt vermoedelijk tot helder water, waarin weer waterplanten kunnen gaan domineren, mits uitvlokking in het voorjaar plaatsvindt;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: Er is bekend dat PAC na 5 - 10 jaar fosfor kan gaan lekken door de 'verwering' van het materiaal (o.a. Oosterhout et. al., 2012). Voor aluminiumtoxiciteit, die kan ontstaan als de pH te laag/hoog wordt tijdens de toediening van het PAC (Chorus & Bartram 1999; Anderson 2004), hoeft vermoedelijk niet te worden gevreesd, omdat de pH vermoedelijk in het juiste pH-traject zal blijven liggen door de hoge buffercapaciteit van het water en er natronloog toegevoegd zal worden als dit nodig is voor het behouden van de juiste pH. Er dient tevens rekening mee te worden gehouden dat deze maatregel vooral ingrijpt op het voedselweb en minder op de nutriëntenhuishouding, waardoor er een risico is dat het systeem op termijn toch weer omslaat naar een troebel meer;
- **c. nader uit te zoeken**: kolomexperiment waarin het effect van PAC-toediening al dan niet in combinatie met wegvissen wordt getest. In het kolomexperiment kan tevens gecheckt worden of er inderdaad geen toxische effecten optreden en de dosering kan bepaald worden. Verder kan er bepaald worden of er benthoniet nodig is om de vlokken te laten neerslaan;
- **d. kosten** (eenmalig toediening; exclusief monitoring): maximaal EUR 1.400.000,-- waarbij de exacte prijs zal afhangen van de benodigde dosering, de snelheid van toediening en de noodzakelijkheid om benthoniet toe te dienen voor het neerslaan van de vlokken (zie tekstbox op de volgende bladzijde). Vooralsnog wordt uitgegaan van de meest conservatieve raming: deze kosten kunnen vooraf beter worden ingeschat met behulp van kolomexperimenten;
- **e. ons advies**: een zeer kansrijke maatregel. Het is wel verstandig om de maatregel met behulp van kolomexperimenten uit te testen. Vermoedelijk zal de maatregel in combinatie met actief visstandbeheer en maaibeheer van de onderwater vegetatie moeten worden uitgevoerd.

Kostenraming PAC-toedienen: optimistische versus conservatieve raming

Als er geen problemen optreden bij het toedienen van de PAC (wat optimistisch is) kan er per dag ongeveer 7 ha van het meer worden behandeld met PAC. Met deze snelheid heeft het waterschap Brabantse Delta in de kleine zwemplas 'De Kuil' gebruik kunnen maken van Fe-toediening (mondelinge mededeling de heer G. Waajen). Wanneer deze snelheid ook gehaald zou kunnen worden bij PAC-toediening in de Binnenschelde en er geen benthoniet hoeft te worden toegediend voor het neerslaan van de vlokken, dan zouden de kosten in het meest optimistische geval kunnen neerkomen op circa EUR 220.000,-- (inclusief toeslagen voor risico's; zie bijlage III).

Uit ervaringen die Witteveen+Bos en Deltares hebben opgedaan in de Bergse Plassen blijkt echter dat er problemen kunnen optreden bij het mengen van PAC en natronloog, waardoor de snelheid van toediening sterk kan afnemen tot circa 1 ha/dag (Bakker et al. 2011). Hier ontstonden vooral problemen bij het mengen van de PAC en natronloog, waarbij een stroperig mengsel ontstond dat verdund moest worden. Wanneer in een conservatievere raming rekening wordt gehouden met deze moeilijkheden dan dient rekening te worden gehouden met een investeringsbudget van circa EUR 1.400.000,-- (inclusief toeslagen voor risico's; zie bijlage III), waarbij er tevens vanuit is gegaan dat er benthoniet moet worden gebruikt voor het neerslaan van de vlokken.

Vooralsnog adviseren wij om bij het reserveren van budgetten uit te gaan van de conservatieve raming. Wij achten de kans aanzienlijk dat aannemers rekening zullen houden met de besproken risico's en dat zij dit zullen meenemen in hun prijsoverwegingen. Verder rechtvaardigen allerlei onvoorspelbare marktomstandigheden ook een conservatieve benadering. Uit de kolomexperimenten kan overigens blijken dat er op voorhand inderdaad sprake kan zijn van meevallers, waardoor het te reserveren bedrag kan worden bijgesteld.

Actief visstandbeheer (type III maatregel)

- **a. potentiële resultaat**: door de visstand van vooral witvissen (brasems) sterk uit te dunnen, kan omwoeling van waterbodems worden beperkt en worden herbivore zooplankton (watervlooien) beter in staat gesteld om algen weg te filteren en zo het water helder te maken, waarna waterplanten weer kunnen domineren (o.a. Meijer 1999; Kairesalo et al. 1999; Ter Heerdt & Hootsmans 2007; Witteveen+Bos 2008a en hierin genoemde referenties). Na het creëren van deze heldere condities kan het paai- en opgroeigebied van snoeken (dat ten westen van de Binnenschelde ligt) mogelijk een bijdrage gaan leveren aan het helder houden van het meer;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: zonder aanvullende maatregelen dient er sterk rekening mee te worden gehouden dat het meer, net als in het verleden, op termijn weer terugklapt naar een troebele situatie. Het reeds aanwezige paai- en opgroeigebied voor de roofvis snoek zal dit niet kunnen voorkomen, omdat enerzijds de productiviteit van het water boven het niveau ligt waarbij roofvissen regulerend op kunnen treden en anderzijds omdat ook vertroebeling kan optreden door de opkomst van zooplanktonetende organismen als aasgarnalen. Dit wordt ondersteund door het gegeven dat de Binnenschelde rond 1992 ook al troebel was bij een destijds nog lage populatie aan witvis (Witteveen+Bos 2008b). Het wegvissen van de brasems via actief visstandbeheer (actief biologisch beheer en beheersvisserijen) blijft echter wel een belangrijk onderdeel van een breder maatregelenpakket, omdat de vissen anders het herstel belemmeren;
- **c. nader uit te zoeken**: kolomexperiment waarin het effect van wegvissen al dan niet in combinatie met PAC-toediening wordt getest. Door kolommen (die sowieso de windvertroebeling minimaliseren) met en zonder vissen met elkaar te vergelijken, kan inzicht worden verkregen in het effect dat omwoeling heeft op het systeemfunctioneren. Door wegvissen kan een gedeelte van deze omwoeling worden beperkt: de windgestuurde omwoeling zal echter wel blijven optreden;
- **d. kosten** (exclusief monitoring): EUR 300.000,-- voor 1x ABB en 2x beheersvisserij gedurende een periode van 15 jaar. Op basis van monitoring kan besloten worden of de beheersvisserij daadwerkelijk nodig is, waarbij de kosten voor het tweemaal uitvoeren van de beheersvisserij geraamd zijn op EUR 100.000,--;

- **e. ons advies**: een zeer kansrijke maatregel. Het is wel verstandig om het effect van minder omwoeling met behulp van kolomexperimenten uit te testen. Vermoedelijk zal de maatregel in combinatie met PAC-toediening en maaibeheer van de onderwater vegetatie moeten worden uitgevoerd.

Maaibeheer onderwater vegetatie (beheermaatregel)
- **a. potentiële resultaat**: wanneer er een heldere toestand ontstaat in de Binnenschelde, dan dient er rekening mee te worden gehouden dat er veel waterplanten in de Binnenschelde gaan groeien. Als dat niet gewenst is in verband met de zwemwaterfunctie van het meer dan zal de watervegetatie gemaaid moeten gaan worden;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: als maaibeheer verkeerd wordt uitgevoerd (zoals het niet direct afvoeren van maaisel, het omwoelen van de bodem), kan een helder meer weer terugklappen naar een troebele toestand;
- **c. nader uit te zoeken**: type maaibeheer dat uitgevoerd gaat worden, waarbij onder andere bepaald zal moeten worden hoe vaak, wanneer en hoe groot areaal gemaaid zal moeten worden om geen ongewenste effecten te veroorzaken;
- **d. kosten** (jaarlijks): EUR 70.000,-- op basis van het maaibeheer dat in het plantenrijke Oldambtmeer wordt uitgevoerd sinds 2012;
- **e. ons advies**: een noodzakelijke maatregel als men woekering van waterplanten wil voorkomen als de Binnenschelde helder wordt door de uitvoering van de hierboven behandelde type III maatregelen.

Flexibeler peilbeheer (type I maatregel)
- **a. potentiële resultaat**: uit voorzorg wordt momenteel in het voorjaar het peil in de Binnenschelde hoog gehouden via inlaat uit het Zoommeer, waarmee men probeert te voorkomen dat er tijdens droge periodes in de zomer mogelijk water met blauwalgen moet worden ingelaten (Waterschap Brabantse Delta 2011). Door dit peilbeheer aan te passen en alleen water in te laten op het moment dat het onderpeil echt bereikt is, kan de externe P-belasting met 15 % gereduceerd worden (zie onderstaande tekstbox). Dit leidt mogelijk tot een wat robuuster systeem, zodra het meer door type III maatregelen helder is geworden;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: de verlaging van de externe belastingen zal er niet voor zorgen dat de externe belasting onder de onderste kritische grens komt. Zelfs in combinatie met andere type I en II maatregelen zal dit niet lukken, waardoor de troebele Binnenschelde zonder type III maatregelen niet uit zichzelf zal omslaan naar een helder meer;
- **d. kosten** (jaarlijks): een bezuiniging van circa EUR 10.000,-- op energiekosten;
- **e. ons advies**: dit is een 'no-regret' maatregel, die zelfs wat goedkoper is dan het huidige peilbeheer. Zonder uitvoering van de eerder genoemde type III maatregelen zal de maatregel echter geen effect hebben op de ecologische toestand van het meer. Als deze type III maatregelen wel worden genomen en een helder watersysteem ontstaat, dan kan een flexibeler peilbeheer mogelijk tot een wat robuuster watersysteem leiden dat minder snel kan terugklappen naar een troebel meer.

Flexibel peil tussen NAP +1.3 en +1.7 m

Als aanvullend scenario is onderzocht wat het effect is van een flexibel peilbeheer met NAP +1,3 en +1,7 m als onder- en bovengrens. Hierbij wordt uitgegaan dat er pas water wordt ingelaten als het waterpeil onder de NAP +1,3 m zakt. Uitgaande van deze vorm van beheer wordt in de periode 1991 - 2014 gemiddeld ruim 700 m^3/dag ingelaten in plaats van 2.400 m^3/dag. Het totale ingaande debiet over deze periode wordt ruim 5000 m^3/dag (2.8 mm/dag). Het effect van dit beheer op de externe belasting is echter gering met circa 15 %: de externe P-belasting neemt met 0,05 mg P/m^2/dag af en de N-belasting neemt af tot 5,6 mg N/m^2/dag.

Defosfateren inlaatwater (type I maatregel)

- **a. potentiële resultaat**: door het defosfateren van het inlaatwater kan de externe P-belasting worden verlaagd. Dit leidt mogelijk tot een wat robuuster systeem, zodra het meer door type III maatregelen helder is geworden;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: deze maatregel zal er niet voor zorgen dat de externe belastingen onder de onderste kritische grens komen. Zelfs in combinatie met andere type I en II maatregelen zal dit niet lukken, waardoor de troebele Binnenschelde zonder type III maatregelen niet uit zichzelf zal omslaan naar een helder meer;
- **c. nader uit te zoeken**: het type installatie dat het efficiëntst zou kunnen worden ingezet, waarbij ook aandacht besteed dient te worden aan helofytenfilters;
- **d. kosten**: EUR 530.000,-- aan eenmalige plaatsingskosten van een standaard defosfateringsinstallatie en circa EUR 35.000,-- aan jaarlijkse chemicaliënkosten. Deze laatste kosten zijn echter afhankelijk van het type defosfatering en van de hoeveelheid inlaatwater (die afhankelijk is van het gekozen peilbeheer) en kunnen dus anders uitvallen als er voor een ander type defosfatering wordt gekozen, zoals een helofytenfilter;
- **e. ons advies**: in eerste instantie wordt aangeraden om deze maatregel niet uit te voeren, omdat de maatregel niet tot een helder meer zal leiden. Deze maatregel kan altijd nog op een later moment worden uitgevoerd als men een toekomstige heldere toestand robuuster zou willen maken, zodat een toekomstig helder watersysteem minder snel kan terugklappen naar een troebel meer.

Herprofileren van het meer (type II maatregel)

- **a. potentiële resultaat**: door eilanden in de Binnenschelde aan te leggen met materiaal uit de Binnenschelde zelf kan de strijklengte van de wind flink beperkt worden. Door een afname van de strijklengte (de lengte waarover de wind vrij over het meer waait en golven kan maken) zal de omwoeling van bodemdeeltjes afnemen, waardoor de kritische belastingen zullen toenemen: het meer kan dan een hogere externe belasting aan doordat er minder vertroebeling wordt veroorzaakt door bodemomwoeling. In de Binnenschelde kan de aanleg van eilanden tot een halvering van de strijklengte leiden, waarmee de kritische belastingen met 15-30 % zal toenemen. Dit leidt mogelijk tot een wat robuuster systeem, zodra het meer door type III maatregelen helder is geworden;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: ook voor deze maatregel geldt dat de verhoging van de kritische grenzen er niet voor zal zorgen dat de externe belasting onder de onderste kritische grens komt. Zelfs in combinatie met andere type I en II maatregelen zal dit niet lukken, waardoor de troebele Binnenschelde zonder type III maatregelen niet uit zichzelf zal omslaan naar een helder meer. Verder zal de Binnenschelde door deze maatregel een gedeelte van het open water karakter verliezen;
- **d. kosten** (eenmalig; exclusief inrichting van de eilanden): EUR 1.900.000,-- voor aanleg van 10 ha aan eilanden met behulp van materiaal uit het meer;
- **e. ons advies**: als het alleen om de verbetering van de waterkwaliteit gaat, wordt het afgeraden om deze maatregel uit te voeren. Het effect van de maatregel op de waterkwaliteit is namelijk erg onzeker. Als men vanwege ruimtelijke ontwikkelingen toch deze maatregel wil uitvoeren dan heeft dit vermoedelijk geen negatief effect op de waterkwaliteit in het meer als er tenminste gebruik wordt gemaakt van nutriëntarm substraat.

4.1.7. Confrontatie met KRW-doelen

De systeemanalyse heeft het begrip van het functioneren van de Binnenschelde sterk vergroot. Een belangrijke constatering is dat na een periode van enkele decennia, waarin de ontwikkeling van het voedselweb en de waterkwaliteit sterk in het teken stond van geleidelijk afnemende brakke invloeden, het systeem zich steeds meer als een 'normaal' zoet meer gaat gedragen. Aangezien de chlorideconcentratie zal blijven steken op circa 400 mg/l zal de Binnenschelde wel blijven behoren tot KRW-type M30 (zwak brakke wateren).

Aangezien wordt verwacht dat het meer helder gemaakt kan worden met de eerder besproken maatregelen, zal het meer positief gaan scoren op de meeste doelen die zijn vastgesteld in het tweede Stroomgebiedsbeheerplan (SGBP 2). In veel gevallen zal het vastgestelde GEP worden bereikt. Het is echter vrij zeker dat de maatlat 'overige waterflora' onvoldoende zal blijven scoren: door de harde en steile oevers en het behoorlijk vaste peil zal een goede ontwikkeling van emerse vegetatie namelijk erg lastig zijn in het meer zelf. Hoewel de condities voor emerse vegetatie een stuk beter zijn in het aangrenzende (en in open verbinding staande) paai- en opgroeigebied ten westen van het meer, zal dit niet leiden tot een significant hogere score op de maatlat 'overige waterflora' in het meer zelf. Er wordt geadviseerd om hiermee rekening te houden bij het vaststellen van doelen in het derde Stroomgebiedsbeheerplan (SGBP 3).

Momenteel zijn er geen tools waarmee de EKR-scores voor de biologische toestand direct kunnen worden ingeschat op basis van kennis over voorwaarden die het systeemfunctioneren bepalen. De KRW-verkenner 2.0 kan gebruikt worden, maar deze tool is niet direct gebaseerd op de voorwaarden die het systeemfunctioneren bepalen maar op afgeleide variabelen zoals nutriëntenconcentraties in plaats van nutriëntenbelastingen. Daarnaast is de KRW-verkenner gebaseerd op (lineaire) verbanden tussen variabelen van vele verschillende meren, terwijl bekend is dat elk watersysteem op een individuele manier reageert op veranderingen (n = 1) en zeker niet op een lineaire wijze. Wij adviseren de Nederlandse waterschapswereld dan ook om in de komende jaren een nieuwe tool te ontwikkelen waarmee doelen voor SGBP 3 en effecten van maatregelen op een betere manier kunnen worden afgeleid (Twisk et al. 2015). Een dergelijke tool, die wat ons betreft de EKR-score niet op drie cijfers achter de komma hoeft uit te rekenen (dit geeft een schijnnauwkeurigheid aan) maar wel duidelijk de toestand duidt, zou vervolgens ook door het waterschap Brabantse Delta gebruikt kunnen worden om de doelen van de Binnenschelde af te leiden.

4.2. Zoute varianten

In de volgende paragrafen worden de uitkomsten van de zoute systeemanalyses van de Binnenschelde behandeld. Voor een gedetailleerde omschrijving van deze analyses wordt verwezen naar Deltares (2016). De resultaten worden bij elke bestudeerde voorwaarde per scenario behandeld, waarbij de volgende drie scenario's elke keer aan de orde komen:

- '**Gemaal Zoommeer**', waarbij water uit een zout Zoommeer wordt ingelaten via het reeds bestaande gemaal Noordland;
- '**Getijopening**' waarbij water uit een zout Zoommeer wordt uitgewisseld via een opening in de Noordlandse Dam, die tevens een keersluis bevat;
- '**Onderleider Oosterschelde**', waarbij water uit de zoute Oosterschelde wordt ingelaten via een onderleider.

4.2.1. Hydrologisch functioneren

Gemaal Zoommeer

Bij het scenario 'Gemaal Zoommeer' is de inlaat vanuit het Zoommeer van dezelfde ordegrootte als de overige inlaten (neerslag, uitspoeling en afspoeling) bij elkaar. Bij een inlaat van 5.000 m^3/dag is de verhouding ongeveer gelijk. In alle doorgerekende varianten is het maximale waterpeil, evenals in de huidige situatie, op NAP +1,65 m gehandhaafd. In het zomerhalfjaar zakt het peil uit door verminderde aanvoer en door afvoer via wegzijging en verdamping. Bij een toenemend inlaatdebiet neemt zakt het waterpeil echter minder. Bij het hoogste inlaatdebiet van 10.000 m^3/dag compenseert de aanvoer vrijwel volledig de afvoer en blijft het waterpeil vrijwel constant op NAP +1.65 m.

Bij toenemend inlaatdebiet neemt het zoutgehalte toe (Afbeelding 4.6), waarbij de chlorideconcentratie in de Binnenschelde uiteindelijk gelijk wordt aan de concentratie in het Zoommeer, oftewel 12.000 mg/l. Om er zeker van te zijn dat er geen bloeien van toxineproducerende blauwalgen en goudalgen kunnen optreden (ook niet van *Anabaena*- en *Prymnesium*-soorten), is het verstandig om chlorideconcentraties van boven 10.000 mg/l na te streven (Peperzak et al. 2002; Verspagen et al. 2005; Mazur-Marzec et al. 2005). Dit is het geval bij debieten van rond en boven de 5.000 m^3/dag vanuit het Zoommeer.

Getijopening

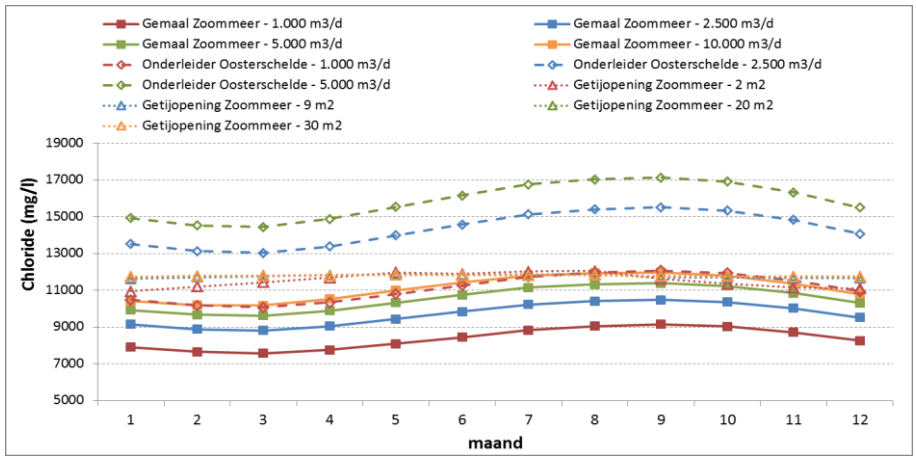
In het scenario 'Getijopening' wordt de waterbalans van de Binnenschelde gedomineerd door de uitwisseling met het Zoommeer. Zelfs bij de kleinste opening is de inlaat al 20 keer groter dan alle overige inlaten (neerslag, uitspoeling en afspoeling) bij elkaar, waardoor de chlorideconcentratie in de Binnenschelde zelfs al bij een kleine opening hoog genoeg wordt om blauwalgbloeien te voorkomen en gelijk wordt aan het gehalte van het Zoommeer van 11.000 tot 12.000 mg/l (Afbeelding 4.6). Bij het openen van de Noordlandse Dam neemt de gemiddelde verblijftijd sterk af van ruim één jaar naar ongeveer 27 dagen bij de kleinst doorgerekende opening en circa 2 dagen bij de grootst doorgerekende opening. Door het openen van de Noordlandse Dam zal het waterpeil in de Binnenschelde variëren rondom de NAP -0,10 m (het middenpeil van het zoute Zoommeer). De getijvariatie daaromheen neemt toe van circa 5 cm bij de kleinste opening van 2 m^2 tot 30 cm bij de grootste opening van 30 m^2. Deze getijslag van 30 cm is gelijk aan de getijslag op het Zoommeer zelf.

Onderleider Oosterschelde

Bij het scenario 'Onderleider Oosterschelde' is de inlaat vanuit de Oosterschelde van dezelfde ordegrootte als de overige inlaten (neerslag, uitspoeling en afspoeling) bij elkaar. Voor het verloop van de waterstand is er geen verschil tussen het scenario 'Onderleider Oosterschelde' en 'Gemaal Zoommeer': aangezien de overige inlaten hetzelfde zijn, treedt bij gelijke debieten precies hetzelfde waterstandverloop op. Ook bij dit scenario neemt het zoutgehalte toe bij toenemende inlaatdebieten. Doordat de Oosterschelde een hoger zout-

gehalte heeft dan het Zoommeer (17.000 mg/l in plaats van 12.000 mg/l) wordt met vergelijkbare inlaten van water uit de Oosterschelde een stuk hoger zoutgehalte bereikt in de Binnenschelde. Hierdoor komt de chlorideconcentratie in alle varianten met waterinlaat vanuit de Oosterschelde boven de gewenste grens van 10.000 mg/l uit, waarboven geen bloeien van toxineproducerende blauw- en goudalgen optreden.

Afbeelding 4.6. Gemiddelde berekende chlorideconcentratie per maand voor de periode 2005-2014 in de Binnenschelde voor de zoute scenario's



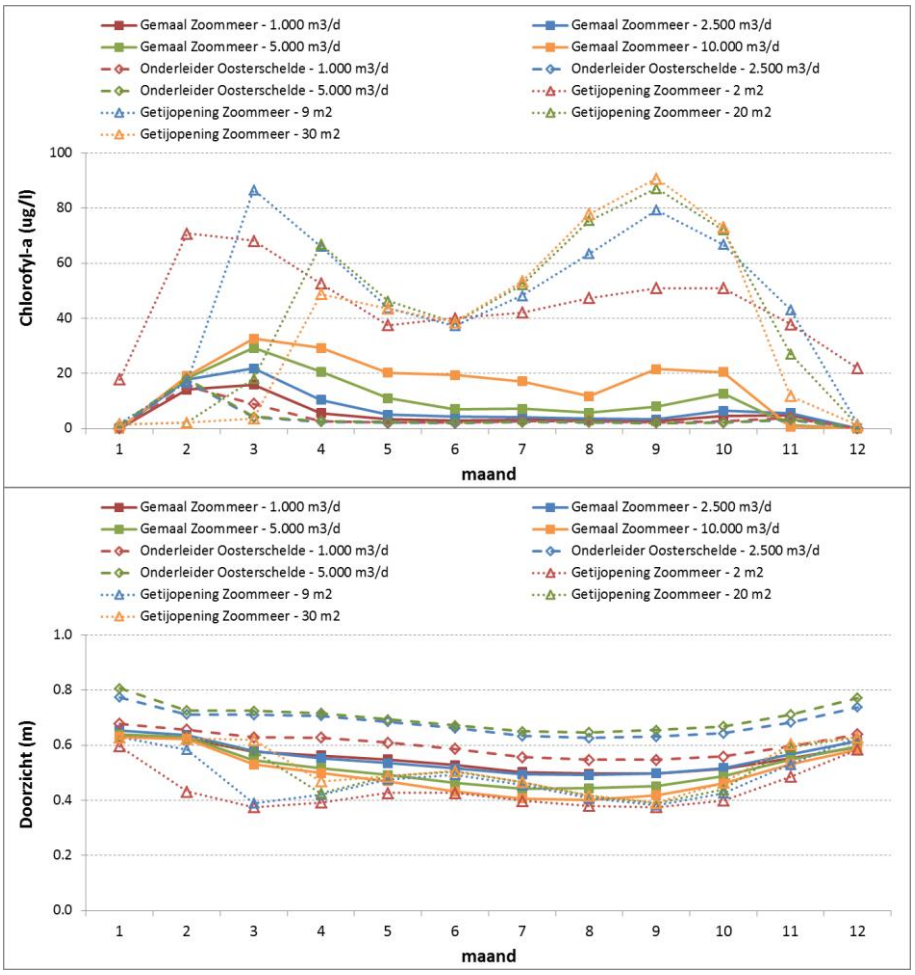
4.2.2. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat

Gemaal Zoommeer

Uit de zeer lage gemodelleerde concentraties aan nitraat en ammonium in het oppervlaktewater van de Binnenschelde, terwijl de fosforconcentraties verhoogd blijven, volgt dat er vermoedelijk het grootste gedeelte van het jaar N-limitatie optreedt. Onder deze condities loopt de chlorofyl-a concentratie in de variant met de meeste inlaat (10.000 m^3/dag) op tot circa 30 µg/l (Afbeelding 4.7). Zoute algen bevatten onder nutriëntgelimiteerde condities echter veel minder chlorofyl per mg koolstof dan zoete algen (ongeveer een factor 1:2,5; Deltares 2016). Hoewel er dus veel minder chlorofyl-a wordt berekend dan er in de huidige situatie in de Binnenschelde aanwezig is (Afbeelding 4.2), betekent dit niet dat er minder algenbiomassa aanwezig is. Hierdoor zal de algenbiomassa vermoedelijk hoger zijn dan onder de huidige condities, vooral bij varianten waarbij veel water via het gemaal wordt ingelaten. Dit komt ook overeen met de (flinke) toename van de externe belastingen in deze varianten. Het doorzicht in deze zoute gemaalvarianten is met 0,4-0,5 m dan ook even slecht als onder de huidige condities (Afbeeldingen 4.2 en 4.7).

Voor bovenstaande conclusie over het doorzicht is het van belang om te realiseren dat het om berekende waarden gaat, die mogelijk onderschat zijn. In DELWAQ wordt de lichtuitdoving namelijk voornamelijk veroorzaakt door verhoogde DOC-concentraties (circa 75 %) en niet door de algenbiomassa zelf. DOC is (behoorlijk slecht afbreekbaar) opgelost organisch materiaal dat ontstaat bij de afbraak van dode algen. Het is goed mogelijk dat de gebruikte extinctiecoëfficiënt voor DOC te hoog is ingeschat in DELWAQ, doordat er bijvoorbeeld geen onderscheid wordt gemaakt tussen gekleurd en kleurloos DOC terwijl bekend is dat het DOC van blauwalgen vaak sterk gekleurd is en DOC van mariene algen veelal kleurloos is en dus veel minder invloed heeft op het doorzicht (o.a. Chen et al. 2007).

Afbeelding 4.7. Gemiddelde berekende chlorofyl-a concentraties en doorzicht per maand voor de periode 2005-2014 in de Binnenschelde voor de zoute scenario's



Getijopening

Bij getijuitwisseling met het Zoommeer neemt de stikstofconcentratie in de Binnenschelde toe (door de hoge nitraatconcentraties in een zout Zoommeer) en slaat de stikstoflimitatie om naar fosfaatlimitatie. Door de sterke verhoging van de externe belasting nemen de chlorofyl-a concentraties toe tot circa 80 µg/l (Afbeelding 4.7). Ook hier geldt dat deze chlorofyl-concentraties een vertekend beeld geven ten opzichte van de huidige situatie (waar soortgelijke chlorofyl-a concentraties worden waargenomen; Afbeelding 4.2), omdat de totale algenbiomassa van de zoute algen een stuk hoger wordt. Bij de getijvarianten zal de Binnenschelde dan ook vermoedelijk troebel worden, zoals ook blijkt uit het beperkte doorzicht dat DELWAQ berekent van circa 0,4 m.

Het effect van een verkorte verblijftijd, als gevolg van de grote doorspoeling, is vrijwel niet zichtbaar in de doorgerekende getijvarianten, vooral niet in het groeiseizoen. In de nazomer en het najaar, wanneer de watertemperatuur relatief hoog is, treedt in alle gevallen een sterke algenbloei op, zelfs bij het grootste gat waarbij de verblijftijd slechts 2 a 3 dagen is. Aangezien een groter gat dan 30 m^2 niet tot meer uitwisseling leidt, is het creëren van een verblijftijdgestuurd watersysteem, waarin algen niet tot bloeien kunnen komen, vermoedelijk niet goed mogelijk.

Onderleider Oosterschelde
Evenals bij het scenario 'Gemaal Zoommeer' treedt er bij het scenario 'Onderleider Oosterschelde' vermoedelijk het grootste gedeelte van het jaar N-limitatie op. Het is dan ook logisch dat er bij inlaat vanuit de Oosterschelde, waarin de stikstofconcentratie relatief laag is vergeleken met een zoute variant van het Zoommeer, veel lagere chlorofyl-a concentraties (circa 5 µg/l) worden gemeten dan bij inlaat vanuit een zout Zoommeer (Afbeelding 4.7). Dit leidt in het model ook tot een verbetering van het doorzicht tot 0,6-0,7 m. Zoals aangegeven bij het scenario 'Gemaal Zoommeer' is het doorzicht echter mogelijk onderschat door DELWAQ, doordat het model vermoedelijk de extinctiecoëfficiënt voor DOC te hoog is inschat, en zal het doorzicht in werkelijkheid vermoedelijk nog beter zijn.

4.2.3. Te verwachten biologische toestand

Bij de inschatting van effecten van de verschillende zoute varianten op de biologische toestand van de Binnenschelde is uitgegaan van de eindsituatie, waarbij het ecosysteem zich aan de zoute toestand en de nieuwe waterkwaliteit heeft aangepast. De overgangssituatie kan echter enige jaren in beslag nemen. In die periode is het systeem voor veel soorten minder geschikt en kunnen er chaotische fluctuaties optreden.

Fytoplankton
Hoewel de exacte soortensamenstelling van de algenpopulaties onmogelijk vastgesteld kan worden met een model, is het wel duidelijk dat de kans op bloeien van toxineproducerende blauwalgen en *Prymnesium*-soorten erg klein is in alle varianten van de scenario's 'Getijopening' en 'Onderleider Oosterschelde'. De chlorideconcentraties in de Binnenschelde liggen bij deze varianten namelijk boven 10.000 mg/l: een grens waarboven deze soorten niet meer kunnen bloeien (Peperzak et al. 2002; Verspagen et al. 2005; Mazur-Marzec et al. 2005). Ditzelfde geldt voor varianten van het scenario 'Gemaal Zoommeer' waarbij meer dan 5000 m^3/dag wordt ingelaten. In al deze scenario's is ook de kans op plaagbloeien van *Dinoflagellaten* (mariene algen) gering vanwege de dynamische/turbulente condities in het ondiepe meer. Bloeien van *Dinoflagellaten* zouden alleen kunnen optreden na een dagenlange periode met extreem weinig wind (totale windstilte), wat in Nederland vrijwel nooit voorkomt.

Macroalgen en aquatische vegetatie
In alle varianten die zijn doorgerekend blijven de nutriëntenconcentraties relatief hoog. In de DELWAQ-modellen is aangenomen dat deze nutriënten primair ten goede komen aan fytoplankton en niet in macroalgen of waterplanten terecht komen. Gezien het feit dat de scenario's te zout zijn voor *Ruppia* en de vestiging voor mariene zeegrassoorten zeer onzeker is, schatten wij in dat er weinig nutriënten in waterplanten terecht zullen komen. Het is in alle zoute varianten echter zeer goed mogelijk dat een deel van de primaire productie naar macroalgen zal gaan als zeesla en draadalgen. Er is ook een reële kans dat er in bepaalde jaren ophoping van deze macroalgen gaat optreden in de Binnenschelde, wat hinderlijk is voor watersporters. Het is moeilijk te voorspellen of fytoplankton of draadalgen zullen gaan domineren. Dit kan van jaar tot jaar verschillen en zal sterk afhangen van begincondities en weersomstandigheden in het begin van het jaar.

Fauna
Voor veel dieren zijn brakke condities niet optimaal. Uit onderzoek in de Schelde blijkt dat het aantal mariene bodemfaunasoorten (zoals wadpieren en kokkels) toeneemt bij chlorideconcentraties boven 11.000 mg/l, en dat daaronder minder soorten voorkomen (Ysebaert & Meire 1999). Voor deze soorten geldt dus dat de varianten met minimaal 2.500 m^3 inlaatwater per dag vanuit de Oosterschelde, waarbij de chlorideconcentraties duidelijk boven 11.000 mg/l komen te liggen, vermoedelijk beter uit zullen pakken dan de

andere scenario's. Verder is het niet waarschijnlijk dat er grote oesterbanken gaan ontstaan in de Binnenschelde, aangezien er in het ondiepe meer waarschijnlijk te weinig horizontale uitwisseling zal zijn voor de hoge filtratiecapaciteit die deze banken nodig hebben (Smaal et al. 2013). Kleine clusters van oesters gaan zich echter vermoedelijk wel vestigen.

Tenslotte is er in alle zoute varianten kans op het tijdelijk voorkomen van kwallen. Sommige van deze kwallen, zoals de Japanse Kruiskwal, kunnen gemeen steken en leiden dan tot allergische reacties bij badgasten. Het is vooralsnog niet goed mogelijk om dergelijke tijdelijke vestigingen van kwallen te voorkomen. Wel kan men strandbezoekers preventief informeren, bijvoorbeeld via de website www.kwallenradar.nl.

Vissen
Welke vissoorten zich in de Binnenschelde kunnen gaan vestigen is sterk afhankelijk van de te verwachten saliniteit. Bij een scenario waarbij de Binnenschelde in directe verbinding komt te staan met de Oosterschelde ligt het voor de hand dat er in de Binnenschelde vergelijkbare soorten zullen gaan voorkomen als in de Oosterschelde. Als de Binnenschelde echter zout wordt gemaakt met water uit het Zoommeer dan zal de vissamenstelling meer gaan lijken op een toekomstig zout Zoommeer. Voor de vissen is dan een open verbinding door een gat in de Noordlandse Dam te prefereren boven een verbinding via een gemaal. In de laatste optie zouden aanvullende maatregelen nodig zijn voor vispassage.

4.2.4. Samenvatting systeemanalyse

Uit de systeemanalyse van de behandelde zoute scenario's blijkt de waterkwaliteit in de Binnenschelde het beste te worden als er water uit de Oosterschelde wordt ingelaten. Het DELWAQ-model voorspelt zeer lage chlorofyl-a concentraties voor dit scenario en de nutriëntenconcentraties zijn behoorlijk laag. Volgens de modelvoorspellingen blijft het doorzicht echter beperkt door een vrij hoge DOC-concentratie in het meer, maar in werkelijkheid zou het doorzicht beter kunnen uitvallen doordat veel van het geproduceerde DOC onder zoute condities vermoedelijk kleurloos is en daardoor minder effect op het doorzicht heeft. De capaciteit van de doorlaat vanuit de Oosterschelde zou bij voorkeur dusdanig moeten zijn dat de chlorideconcentratie hoger is dan 10.000 mg/l en de nutriëntenbelastingen zo laag mogelijk zijn. Dit is het geval bij een doorlaat van circa 2.500 m^3/dag.

Inlaat van water uit het Volkerak-Zoommeer via een gemaal blijkt wat betreft de waterkwaliteit een minder gunstige oplossing te zijn dan de inlaat van water uit de Oosterschelde. Een voldoende hoog debiet van meer dan 5.000 m^3/dag garandeert wel dat de blauwalgen weg zijn door voldoende hoge chlorideconcentraties, maar het veroorzaakt ook een hogere nutriëntenbelasting met een groter risico op overlast door bijvoorbeeld macroalgen.

Het scenario met een getijopening (een bres in de Noordlandse Dam en 1,5 m uitbaggeren van het meer) geeft de minst goede oppervlaktewaterkwaliteit in de Binnenschelde. De getijslag in het Zoommeer wordt te beperkt om een verblijftijdgestuurd systeem te krijgen in de Binnenschelde. Zelfs bij maximale uitwisseling wordt de verblijftijd niet kort genoeg om algenbloei in de nazomer te voorkomen. Het gevolg is dat in dit scenario erg veel nutriënten worden ingelaten terwijl de verblijftijd niet beperkend is, waardoor de algenbiomassa in de Binnenschelde sterk zal toenemen. Daarnaast is de kans op ontwikkeling van zeesla en draadwieren erg groot. De blauwalgen worden wel beperkt door Cl-concentraties die hoog genoeg zijn, maar andere waterkwaliteitsparameters zijn dus problematisch.

4.2.5. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse

Uit de systeemanalyse van de zoute scenario's volgen de potenties van verschillende maatregelen om de (zwem)waterkwaliteit van de Binnenschelde te verbeteren. Voor de drie verschillende scenario's is per voorkeursvariant bekeken welke aanvullende maatregelen genomen zouden moeten worden om een watersysteem te krijgen met een gewenste (zwem)waterkwaliteit. Bij het bepalen van de maatregelen voor de zoute scenario's is op basis van de systeemanalyse van de volgende voorkeursvarianten uitgegaan:

- voor het scenario 'Gemaal Zoommeer' is gekozen voor de variant waarin gemiddeld 5.000 m^3/dag wordt ingelaten. In een dergelijke variant worden de chlorideconcentraties naar verwachting hoger dan 10.000 mg/l, terwijl de extra externe nutriëntenbelasting (die de uiteindelijke nutriëntenconcentratie bepaald) zo min mogelijk toeneemt;
- voor het scenario 'Onderleider Oosterschelde' is gekozen voor de variant waarin gemiddeld 2.500 m^3/dag wordt ingelaten. In een dergelijke variant komt de chlorideconcentraties rond 14.000 mg/l te liggen, terwijl de extra externe nutriëntenbelasting zo min mogelijk toeneemt;
- voor het scenario 'Getijopening' is gekozen voor de variant met het grootste gat in de Noordlandse Dam van 30 m^2. In deze variant is de verblijftijd het kortst.

Hieronder wordt per scenario voor de verschillende potentiële maatregelen aangegeven (a) wat het **potentiële resultaat** is, (b) wat de **risico's en potentiële nadelen** zijn, (c) welke punten er **nader uitgezocht** dienen te worden, (d) wat de **kosten** zijn en (e) of wij **adviseren** om ze uit te voeren in het betreffende scenario. Voor de kostenramingen geldt dat het om grove ramingen gaat, waarin de uitgerekende raming met een factor 1,5 is vermenigvuldigd om rekening te houden met de omzetbelasting, algemene kosten, winst, en risicokosten (zie bijlage II voor een uitleg van de gehanteerde prijzen).

Maatregelen in het scenario 'Gemaal Zoommeer'

Extra draaiuren van het gemaal

- **a. potentiële resultaat**: in de voorkeursvariant wordt er gemiddeld 5.000 m^3/dag in plaats van 2.400 m^3/dag ingelaten via het gemaal om de chlorideconcentratie in de Binnenschelde boven gemiddeld 10.000 mg/l te krijgen. Dit is mogelijk met het reeds bestaande gemaal;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: Door het verhogen van het inlaatdebiet zal de externe nutriëntbelasting toenemen. Uit de modellering volgt dat het meer onder deze condities troebel zal worden, maar of dit ook in de werkelijkheid zal gebeuren is onzeker. Bij het berekenen van het doorzicht houdt DELWAQ namelijk geen rekening met een aantal belangrijke processen, die van grote invloed kunnen zijn op het doorzicht, zoals het type DOC dat door verschillende algen geproduceerd wordt;
- **d. kosten** (jaarlijks): door het verhogen van het inlaatdebiet zullen de energiekosten met circa EUR 20.000,-- toenemen ten opzichte van de huidige pompkosten;
- **e. ons advies**: dit is een onontkoombare actie als dit scenario uitgevoerd gaat worden.

Wegvissen van zoetwater vissen

- **a. potentiële resultaat**: door het uitvoeren van dit scenario zal de Binnenschelde behoorlijk snel van een zwak brak meer veranderen in een zout meer. Om grootschalige vissterfte te voorkomen is het verstandig om het meer op voorhand grotendeels leeg te vissen;
- **d. kosten** (eenmalig; exclusief monitoring): EUR 200.000,-- voor eenmalig actief biologisch beheer van de visstand;
- **e. ons advies**: om het risico op grootschalige vissterfte te beperken, wordt geadviseerd om deze maatregel uit te voeren zodra er gestart gaat worden met het inlaten van zout water uit het Zoommeer.

Strandzone vrijhouden van oesters en scheermessen

- **a. potentiële resultaat**: hoewel er zeer waarschijnlijk geen oesterbanken tot ontwikkeling zullen komen door de beperkte dynamiek, zullen er lokaal vermoedelijk wel oesters en/of scheermessen tot ontwikkeling komen. Nabij de strandzone (een gebied van circa 5 ha) wil je dit voorkomen;
- **d. kosten** (jaarlijks): als er inderdaad oesters en scheermessen tot ontwikkeling gaan komen in de strandzone dan kan dit circa EUR 40.000,-- gaan kosten;
- **e. ons advies**: als voor dit scenario wordt gekozen dan wordt deze maatregel sterk aangeraden, omdat de badgasten anders sterke hinder kunnen gaan ondervinden van de scherpe oesters en scheermessen.

Maatregelen in het scenario 'Getijopening'

Uit de systeemanalyse blijkt dat deze optie de slechtste waterkwaliteit geeft in de Binnenschelde. De getijslag in het Zoommeer wordt te beperkt om een verblijftijdgestuurd systeem te krijgen. Zelfs bij maximale uitwisseling wordt de verblijftijd niet kort genoeg om algenbloei in de nazomer te voorkomen. Het gevolg is dat in dit scenario erg veel nutriënten worden ingelaten terwijl de verblijftijd niet beperkend is, waardoor de algenbiomassa in de Binnenschelde sterk zal toenemen. Daarnaast is de kans op ontwikkeling van zeesla en draadwieren ook erg groot. Dit is een onwenselijke situatie voor een stedelijk water en zwemwater als de Binnenschelde.

De gemeente Bergen op Zoom heeft geraamd dat de aanleg van een keersluis in de Noordlandse Dam circa EUR 4.700.000,-- (inclusief omzetbelasting) zal kosten. In dit scenario zal de Binnenschelde ook uitgebaggerd moeten worden, omdat de waterstand in de Binnenschelde met 1,5 m zakt. Afhankelijk van de verwerkingsmogelijkheden van het bagger zullen deze baggerwerkzaamheden tussen de EUR 20.000.000,-- (bij verwerking van het materiaal in of nabij het meer; bijvoorbeeld in eilanden) en EUR 34.000.000,-- (als het materiaal allemaal afgevoerd moet worden). Verder zal er bij de ontwikkeling van de Spaensche Scharen, de Boulevard en de Bergse Plaat geld gereserveerd moeten worden voor een herinrichting die past bij de verlaagde waterstand.

Maatregelen in het scenario 'Onderleider Oosterschelde'

Aanleggen van een onderleider tussen de Oosterschelde en de Binnenschelde

- **a. potentiële resultaat**: in de voorkeursvariant wordt er gemiddeld 2.500 m^3/dag aan Oosterschelde water aangevoerd naar de Binnenschelde via de onderleider om een chlorideconcentratie van circa 14.000 mg/l te bereiken;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: uit de modellering volgt dat het meer onder deze condities een doorzicht van circa 0,7 m krijgt: het meer is dan nog niet volledig helder. In werkelijkheid zal het doorzicht echter vermoedelijk beter zijn. Bij het berekenen van het doorzicht houdt DELWAQ namelijk geen rekening met een aantal belangrijke processen, die van grote invloed kunnen zijn op het doorzicht, zoals het type DOC dat door verschillende algen geproduceerd wordt;
- **d. kosten**: voor het aanleggen van de onderleider zal eenmalig een bedrag van circa EUR 8.500.000,-- nodig zijn. Vervolgens zullen de leidingen (circa. 5.500 m) onderhouden moeten worden met robots om verstoppingen door sediment en oesters te voorkomen. Er wordt geschat dat dit jaarlijks EUR 100.000,-- kan kosten. Tevens zal er rekening moeten worden gehouden met extra jaarlijkse energiekosten voor het over grote afstand verpompen van het water. Ten opzichte van de huidige situatie zullen de energiekosten met circa EUR 10.000,-- toenemen;
- **e. ons advies**: dit is een onontkoombare actie als dit scenario uitgevoerd gaat worden.

Wegvissen van zoetwater vissen

- **a. potentiële resultaat**: door het uitvoeren van dit scenario zal de Binnenschelde snel van een zwak brak meer veranderen in een zout meer. Om grootschalige vissterfte te voorkomen is het verstandig om het meer op voorhand grotendeels leeg te vissen;
- **d. kosten** (eenmalig; exclusief monitoring): EUR 200.000,-- voor eenmalig actief biologisch beheer van de visstand;
- **e. ons advies**: om het risico op grootschalige vissterfte te beperken wordt geadviseerd om deze maatregel uit te voeren voordat er zout water in de Binnenschelde terecht komt. Als er al zout water in de Binnenschelde aanwezig is, door het eerst uitvoeren van het scenario 'Gemaal Zoommeer', dan is deze actie niet meer nodig.

Strandzone vrijhouden van oesters en scheermessen

- **a. potentiële resultaat**: hoewel er zeer waarschijnlijk geen oesterbanken tot ontwikkeling zullen komen door de beperkte dynamiek, zullen er lokaal vermoedelijk wel oesters en/of scheermessen tot ontwikkeling komen. Nabij de strandzone (een gebied van circa 5 ha) wil je dit voorkomen;
- **d. kosten** (jaarlijks): als er inderdaad oesters en scheermessen tot ontwikkeling gaan komen in de strandzone dan kan dit circa EUR 40.000,-- gaan kosten;
- **e. ons advies**: als voor dit scenario wordt gekozen dan wordt deze maatregel sterk aangeraden, omdat de badgasten anders veel hinder kunnen gaan ondervinden van de scherpe oesters en scheermessen.

4.2.6. Confrontatie met KRW-doelen

Voor alle zoute varianten geldt dat het watertype verandert van M30 (zwak brakke wateren) naar M31 (kleine brakke tot zoute meren). Er dienen dan dus nieuwe KRW-doelen (MEP, GEP en eventueel Beleidsdoel) geformuleerd te worden. Veel waterbeheerders hebben tot op heden zogenaamde 'default' MEP's en GEP's gehanteerd voor hun waterlichamen. Dit zijn algemene, landelijk bepaalde doelen voor het betreffende watertype. Het is echter ook mogelijk - en in veel gevallen beter - om maatwerk te leveren, waarin MEP's en GEP's voor een specifiek waterlichaam worden afgeleid (Twisk et al. 2015). Zo kan rekening worden gehouden met het specifieke functioneren van een bepaald waterlichaam en de kosten en baten die verbonden zijn aan de uitvoering van bepaalde maatregelen. Gezien de vrij geïsoleerde ligging van de Binnenschelde en de afwijkende samenstelling van de levensgemeenschap die hierdoor verwacht mag worden, ligt het afleiden van specifieke doelen meer voor de hand dan het hanteren van de defaults.

Momenteel zijn er echter nog geen tools waarmee de EKR-scores voor de biologische toestand direct kunnen worden ingeschat op basis van systeemspecifieke kennis over voorwaarden die het systeemfunctioneren bepalen. Wij adviseren de Nederlandse waterschapswereld dan ook om in de komende jaren een nieuwe tool te ontwikkelen waarmee doelen voor SGBP 3 en effecten van maatregelen op een betere manier kunnen worden afgeleid (Twisk et al. 2015). Een dergelijke tool zou vervolgens in de toekomst ook door het waterschap Brabantse Delta gebruikt kunnen worden om de doelen van de Binnenschelde af te leiden. Aangezien het niet duidelijk is over hoeveel jaar het Volkerak-Zoommeer wordt verzout, ligt het sowieso voor de hand om het afleiden van zoute KRW-doelen voorlopig uit te stellen. Er wordt geadviseerd om de doelen te zijner tijd in nauwe samenhang met het afleiden van de doelen van een zout Volkerak-Zoommeer uit te voeren.

4.3. Samenvattende conclusies voor de Binnenschelde

De uitkomsten van de zoete en zoute systeemanalyses van de Binnenschelde, waarbij rekening is gehouden met het uitvoeren van aanvullende maatregelen, staan schematisch samengevat in Tabel 4.1. Deze tabel kan gebruikt worden om tot een goed gewogen afweging te komen. Aangezien niet alleen het toekomstige systeemfunctioneren bij deze afweging een rol speelt, zijn ook de geraamde kosten per scenario opgenomen in deze tabel.

Tabel 4.1. Inschatting van het effect van verschillende varianten voor de Binnenschelde. De geraamde kosten in EUR zijn inclusief omzetbelasting, waarbij de kosten voor het zoete scenario met maatregelen afhangt van de kosten die gemaakt moeten gaan worden bij de PAC-toediening. +: in orde, -: niet in orde of een risico

	Zoet (huidige situatie)	Zoet (inclusief maatregelen)	Zout (gemaal Zoommeer)	Zout (getijopening)	Zout (onderleider Oosterschelde)
saliniteit (mg/l)	400	400	10.000	11.500	14.000
externe nutriëntenbelasting	+/-	+/-	-	--	+/-
lichtbeschikbaarheid	-	+	-	-	+/-
nutriëntenhuishouding bodem	+/-	+/-	--	niet van belang	--
fytoplankton (algemeen)	-	+	-	-	+
blauwalgenbloei	-	+	+	+	+
waterplanten	-	+	--	--	--
vissen	-	+/-	+/-	+	+
geraamde kosten (eenmalig)	0	560.000 tot 1.740.000	200.000	> 25.000.000	8.700.000
geraamde kosten (jaarlijks)	10.000	70.000	60.000	0	150.000

4.4. Aanbevelingen

Gelet op de resultaten van de systeemanalyses (zoals samengevat in Tabel 4.1) en de mogelijke richtingen waarin de Binnenschelde zich kan ontwikkelen, adviseren we de volgende getrapte benadering:

1. aangezien de verzouting van het Volkerak-Zoommeer zeer waarschijnlijk niet voor 2025 gaat plaatsvinden, lijkt het momenteel het verstandigst om te kijken naar maatregelen waarmee een zoete Binnenschelde helder gemaakt zou kunnen worden. In eerste instantie zouden de maatregelen ‘visstandbeheer’ en ‘PAC-additie’ met behulp van kolomproeven op kleine schaal uitgetest kunnen worden in de huidige Binnenschelde;
2. bij goede resultaten in de kolomproeven kunnen deze maatregelen in de gehele Binnenschelde worden toegepast, waarbij de PAC-toediening het beste in het voorjaar kan plaatsvinden. Verwacht wordt dat hiermee een omslag naar een helder en plantenrijk zoet watersysteem kan worden gerealiseerd. Rekening houdend met periodieke onderhoudsmaatregelen (zoals maaibeheer van onderwater vegetaties) wordt verwacht dat de Binnenschelde na uitvoering van deze maatregelen de komende 10-15 jaar een veel betere waterkwaliteit zal hebben;
3. als het Volkerak-Zoommeer ook op de lange termijn zwak brak blijft dan kunnen aanvullende maatregelen overwogen worden, waarmee de heldere toestand mogelijk robuuster gemaakt kan worden. Hierbij kan onder andere gedacht worden aan (a) het invoeren van een flexibeler peilbeheer, (b) het defosfateren van inlaatwater, en (c) het herprofileren van het meer door bijvoorbeeld eilanden aan te leggen. Zonder uitvoering van bovenstaande maatregelen (punt 2) zullen deze maatregelen er echter niet toe leiden dat een troebele Binnenschelde zal omslaan naar een helder meer, omdat de externe belasting niet onder de onderste kritische grens zal komen. Een reeds heldere

Binnenschelde kan echter mogelijk wel wat robuuster gemaakt worden, zodat het watersysteem minder snel zal kunnen terugklappen naar een troebel meer. Deze maatregelen hebben dus in potentie pas zin zodra de zoete Binnenschelde helder is;

4. indien het Volkerak-Zoommeer definitief zout wordt, adviseren wij om de Binnenschelde in eerste instantie te laten verzouten via het gemaal en de ontwikkeling aan te kijken. Op basis van de berekende chlorideconcentraties en nutriëntenhuishouding wordt aangeraden om circa 5.000 m^3/dag in te laten. In een dergelijke variant zal de chlorideconcentraties boven 10.000 mg/l stijgen, terwijl de externe nutriëntenbelasting zo min mogelijk toeneemt. Hoewel de systeemanalyse aangeeft dat de Binnenschelde troebel zal worden in dit scenario, is er onduidelijkheid over de robuustheid van deze uitkomsten en zou het goed kunnen dat het zicht in werkelijkheid beter gaat uitvallen. Aangezien het uitvoeren van dit scenario relatief goedkoop is, vergeleken met de optie onder punt (5), wordt dan ook geadviseerd om eerst deze optie uit te proberen;
5. als de ontwikkelingen van de zoute gemaalvariant tegenvallen, kan overwogen worden om de onderleidervariant vanuit de Oosterschelde alsnog uit te voeren. Deze variant levert namelijk een betere waterkwaliteit op dan de gemaalvariant.

5. MARKIEZAATSMEER

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de systeemanalyse, de ontwikkelingsperspectieven en de maatregelen die uitgevoerd kunnen worden in het Markiezaatsmeer. Hierbij wordt zowel aandacht besteed aan de zoete (paragraaf 5.1) als de zoute varianten (paragraaf 5.2). Tevens is er op basis van een puur kwalitatieve analyses (zonder modelberekeningen) een inschatting gemaakt van de effecten van (zwak) brakke scenario's. Vanwege de beperktere betrouwbaarheid is besloten om deze analyses geen onderdeel uit te laten maken van het hoofdrapport, maar ze in een separate oplegnotitie toe te voegen (zie bijlage I). In alle gevallen worden ongeveer dezelfde onderwerpen behandeld, namelijk:

- de ecologische toestand in de afgelopen decennia (alleen voor de zoete variant);
- het hydrologisch functioneren;
- de nutriëntenhuishouding en het lichtklimaat;
- de te verwachten biologische toestand bij uitblijven van (aanvullende) maatregelen;
- een samenvatting van de systeemanalyse;
- effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse;
- een confrontatie met de Natura 2000 en KRW-doelen.

5.1. Zoete variant

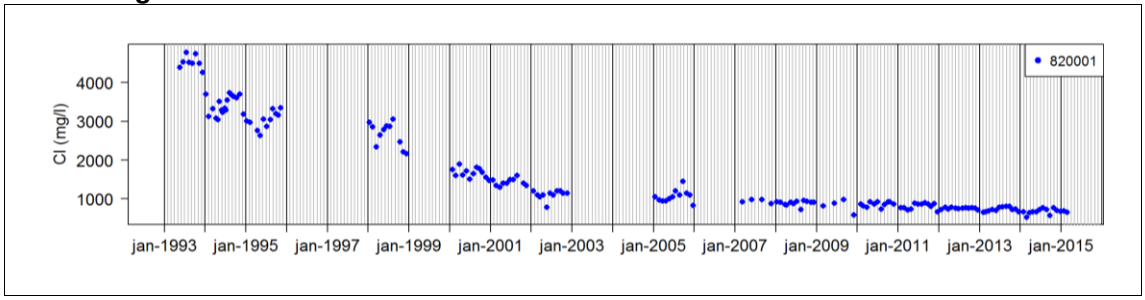
In de volgende paragrafen worden de uitkomsten van de zoete systeemanalyses van het Markiezaatsmeer behandeld. Voor een gedetailleerdere omschrijving van de analyse en uitkomsten wordt verwezen naar Witteveen+Bos (2016).

5.1.1. Inleiding: de ecologische toestand in de afgelopen decennia

Hoewel er van het Markiezaatsmeer duidelijk minder gegevens beschikbaar zijn over de chemische ontwikkeling en de ecologische toestand dan van de Binnenschelde, laten de beschikbare gegevens ook voor het Markiezaatsmeer een vrij chaotisch patroon met heldere en troebele periodes zien sinds de verzoeting in de jaren '80 van de vorige eeuw. In tegenstelling tot de Binnenschelde is het Markiezaatsmeer echter veel langzamer verzoet van circa 13.000 mg Cl/l direct na de afsluiting in 1983 (Röling 1994) naar 4.000 mg Cl/l in 1993 naar zwak brakke condities waarbij de chlorideconcentratie gelijk is aan circa 700 mg/l in 2015 (Afbeelding 5.1). Deze langzamere verzoeting is vermoedelijk het gevolg van:

- het niet direct doorspoelen van het Markiezaatsmeer met zoet water uit het Zoommeer na het afsluiten van het meer, zoals wel is gedaan in de Binnenschelde;
- het optreden van kwel in het Markiezaatsmeer als gevolg van de lagere waterpeilen in het Markiezaatsmeer (circa NAP +0,5 m), terwijl er in de Binnenschelde (waar de in waterpeilen een stuk hoger zijn met NAP +1,5 m) sprake is van een wegzijgingsgebied;
- de langere verblijftijd in het Markiezaatsmeer (circa 2 in plaats van 1 jaar).

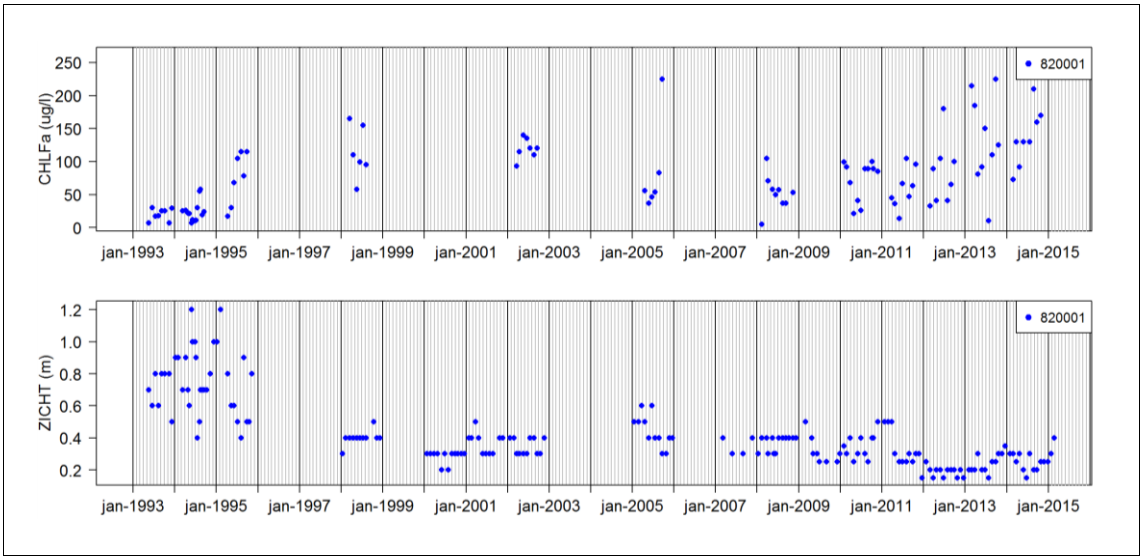
Afbeelding 5.1. Gemeten chlorideconcentratie in het Markiezaatsmeer sinds 1993



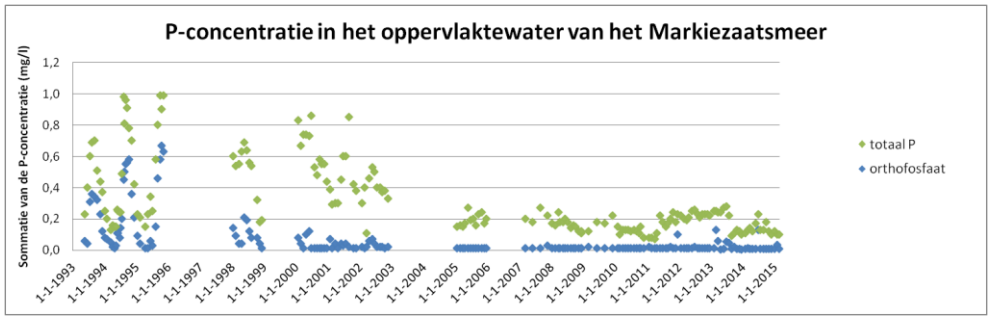
Hoewel de chaotische ontwikkelingen tijdens het verzoetingsproces van het Markiezaatsmeer helaas minder goed zijn beschreven dan voor de Binnenschelde (vooral wat betreft het voedselweb), is het wel duidelijk dat de langzamere verzoeting invloed heeft gehad op het effect en het moment waarop wijzigingen in voedselweb- en bodemprocessen zijn opgetreden. Het Markiezaatsmeer heeft, evenals de Binnenschelde, een heldere periode gekend tussen 1993 en 1995 met lage chlorofyl-a concentraties, hoge bedekkingen van schedefonteinkruid en snavelruppia, en gemiddelde zichtdieptes van meer dan 0,8 m (Afbeelding 5.2). In deze heldere periode laten de totaal P- en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater een duidelijk seizoenaal patroon zien, waarbij de totaal P-concentraties in de zomer oplopen tot circa 1 mg/l (Afbeelding 5.3). De lage totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van 3 - 10 g/g geven aan dat de algenproductie in deze heldere periode vermoedelijk gelimiteerd werd door stikstof (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996), waardoor de algen geen gebruik konden maken van de verhoogde P-concentraties in het groeiseizoen. Daarnaast voorkwamen de hoge chlorideconcentraties in het brakke watersysteem (Afbeelding 5.1) waarschijnlijk de bloei van zoetwater algen.

Sinds de zomer van 1995 is het doorzicht echter veel slechter (circa 0,4 m), zijn de chlorofyl-a concentraties in het groeiseizoen hoger met circa 100 µg/l (Afbeelding 5.2) en is de bedekking met waterplanten afgenomen. De verhoogde algenbiomassa is waarschijnlijk niet veroorzaakt door een toename van de externe belasting (zie paragraaf 4.2.3). Het indiceert vermoedelijk een herverdeling van nutriënten in het chaotische voedselweb als gevolg van de dalende chlorideconcentratie die de bloei van zoetwater algen mogelijk maakte. Sindsdien is het Markiezaatsmeer de afgelopen 20 jaar troebel gebleven en het huidige doorzicht is erg beperkt met circa 0,25 m. In tegenstelling tot de Binnenschelde is de sterke biomassatoename van brasem echter (nog) niet opgetreden in het Markiezaatsmeer, maar de chlorideconcentratie zit nu wel op het niveau dat in de Binnenschelde een ‘brasemexplosie’ optrad omdat de voortplanting niet langer geremd werd door een te hoge saliniteit. Een ‘brasemexplosie', en de daaruit volgende nog stabielere troebele toestand, is echter een waarschijnlijke toekomst voor een zwak brak Markiezaatsmeer. Dit wordt ondersteund door waarnemingen van de plaatselijke beroepsvisser (de heer Kooistra), die al een sterke toename signaleert van jonge brasems. Deze brasem gedomineerde toestand, zal zonder verder ingrijpen vermoedelijk lang in stand blijven in het Markiezaatsmeer.

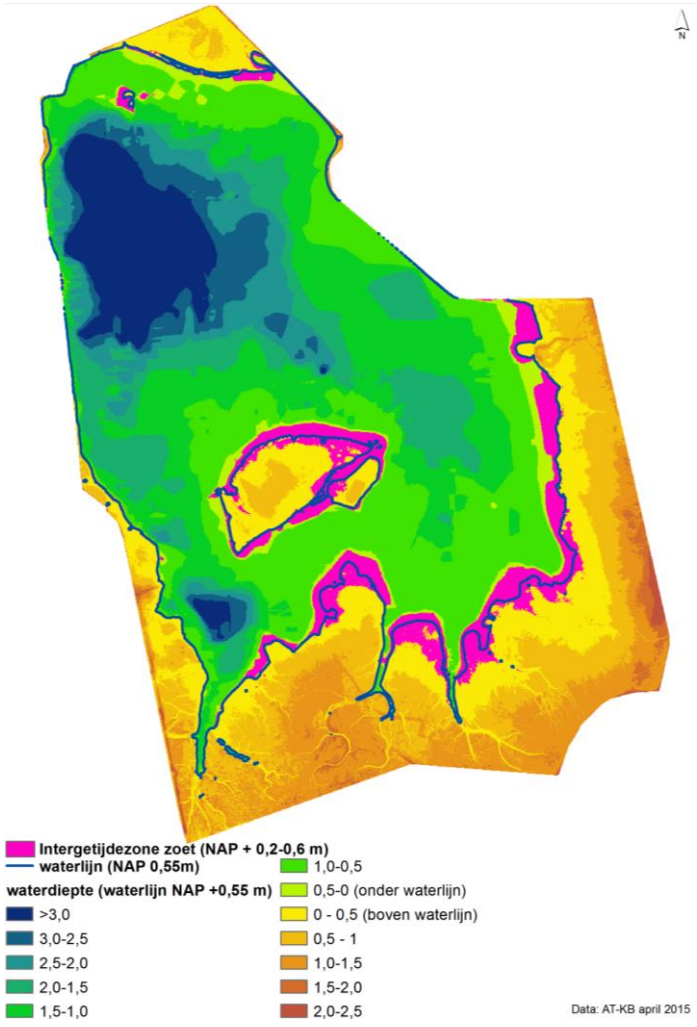
Afbeelding 5.2. Gemeten concentratie chlorofyl-a (µg/l) en doorzicht (m) in het Markiezaatsmeer sinds 1993



Afbeelding 5.3. Concentraties van verschillende P-fracties in het oppervlaktewater van het Markiezaatsmeer vanaf 1993



Afbeelding 5.4. Dieptekaart van het Markiezaatsmeer op basis van dieptemetingen van milieuadviesbureau ATKB (2015). De blauwe lijn geeft de waterlijn aan bij een waterpeil van NAP +0,55 m. De roze zone is het oevergebied dat bij een jaarlijks fluctuerend waterpeil van tussen de NAP +0,20 en +0,60 m onder water komt te staan



5.1.2. Hydrologisch functioneren

Voor de afsluiting van het Markiezaat was het gebied onderdeel van de Oosterschelde en was er een sterke getijbeweging van NAP -2 tot +2 m. Sinds de aanleg van de Markiezaatskade is deze dagelijkse getijbeweging verdwenen en ligt het meer geïsoleerd. Neerslag is dan ook de voornaamste ingaande waterstroom (75 %), gevolgd door kwel (13 %). Ongeveer de helft van de kwel wordt lateraal aangevoerd vanaf de Brabantse Wal en de andere helft wordt via diepe kwel aangevoerd. Voor de laterale kwel geldt dat het om zoet water gaat, terwijl voor de diepe kwel op basis van het regionale grondwatermodel niet goed bepaald kan worden of het om zoet en/of zout water gaat. Tenslotte is er sprake van uitspoeling vanuit aanliggende slikken en schorren (7 %) en wordt er water aangevoerd via De Blaffert (5 %). Door de beperkte inlaat is de verblijftijd circa twee jaar.

Momenteel kan het waterpeil in het Markiezaatsmeer vrijwel vrij fluctueren. Door een onderdimensionering van de stuw, die de laatste jaren op NAP +0,40 m heeft gestaan, is het waterpeil de afgelopen jaren tot maximaal NAP +0,58 m gestegen. Hierdoor kent het peil een jaarlijkse variatie van 0,25 tot 0,40 m. Dit is niet een dagelijkse getijbeweging, maar een seizoensgebonden schommeling van de waterstand. Doordat de oevers van het Markiezaat flauw hellen, heeft deze seizoensgebonden fluctuatie een sturend effect op de verhouding water/land in het Markiezaatsmeer. Bij een jaarlijks peil tussen de NAP +0,20 en +0,60 m ontstaat dan ook een seizoensmatig droogvallende en weer onderlopende zone van circa 125 ha, oftewel 12 % van het vaste wateroppervlak van 1025 ha (Afbeelding 5.4).

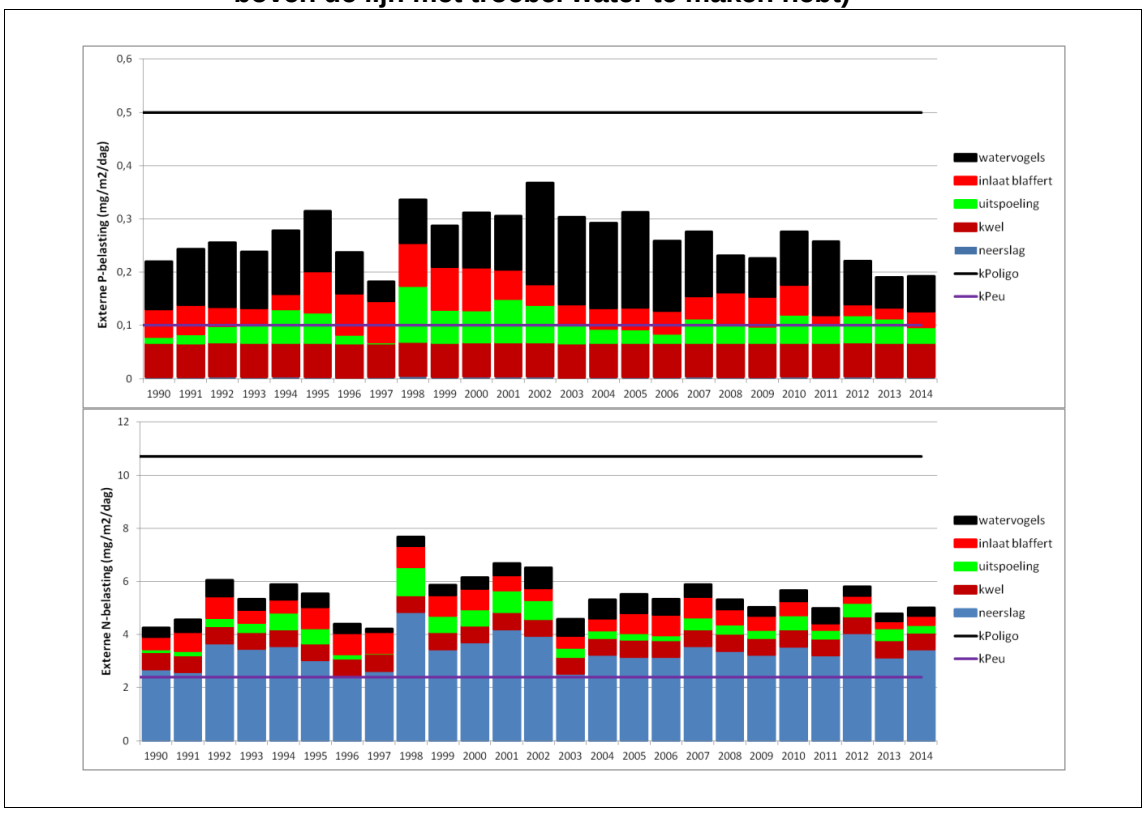
5.1.3. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat

Op basis van waterbalansen zijn de externe belastingen berekend. Het grootste deel van de N-belasting wordt veroorzaakt door atmosferische depositie via neerslag (Afbeelding 5.5). Kwel, uitspoeling, inlaat vanuit de Blaffert en watervogels leveren ieder een geringe bijdrage aan de N-belasting. De P-belasting wordt daarentegen nauwelijks veroorzaakt door neerslag, maar vooral door watervogels, kwel en uitspoeling. Watervogels hebben een relatief grote bijdrage op de externe P-belasting van het Markiezaatsmeer.

Voor het Markiezaatsmeer geldt dat de externe nutriëntbelastingen niet erg hoog (geweest) zijn en dat die altijd tussen de kritische grenzen hebben gelegen (Afbeelding 5.5). Ten opzichte van de Binnenschelde is de kritische belasting een factor twee lager. Dit komt voornamelijk door de veel grotere strijklengte van de wind, waardoor het lichtklimaat sterker beïnvloed wordt door opwerveling van bodemsediment: door de extra opwerveling is het water van ‘nature’ al troebeler, waardoor het systeem minder externe belasting aan kan. De externe belastingen zijn dus nog te hoog voor een autonome omslag van troebel naar helder water (STOWA 2008).

Omdat het waterpeil van de Markiezaat circa 1 m lage ligt dan dat van de Binnenschelde, treedt er veel minder wegzijging op en is er sterkere (brakke) kwel (vooral aan de oostzijde van het meer). Hierdoor zal de verzoeting nooit zo ver voortschrijden als bij de Binnenschelde en blijven steken op circa 600 mg Cl/l. Door deze hogere zwavelconcentraties zal fosfor wat minder goed aan ijzer gebonden worden in het Markiezaatsmeer. Tevens zal de (anaerobe) afbraaksnelheid van organisch materiaal in het Markiezaatsmeer naar verwachting wat sneller verlopen dan in de Binnenschelde als gevolg van de afnemende zwavelgehaltes. Vooral in het diepste gedeelte van het meer, waar een voedselrijke sliblaag aanwezig is, zorgen deze twee processen voor een ‘nutriëntenpomp’ die een behoorlijke P-nalevering veroorzaakt. Het Markiezaatsmeer zal dan ook een productiever systeem blijven dan de Binnenschelde. Tezamen met de lagere kritische belastinggrenzen betekent dit dat de kansen op een heldere en plantenrijke toestand een stuk klein zijn.

Afbeelding 5.5. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag voor het Markiezaatsmeer. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn, waarbij je boven de lijn met troebel water te maken hebt) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn, waarbij je boven de lijn met troebel water te maken hebt)



5.1.4. Te verwachten biologische toestand bij uitblijven van maatregelen

In deze paragraaf wordt een inschatting gemaakt van effecten van het huidige zoete scenario op de biologische toestand van het Markiezaatsmeer als er geen extra aanvullende maatregelen worden uitgevoerd.

Fytoplankton

Uit KRW-metingen die de afgelopen 10 jaar zijn uitgevoerd blijkt dat er in het voorjaar en de zomer (vaak) algenbloeien optreden die grotendeels veroorzaakt worden door kleine blauwalgen, waarvan vooralsnog in de wetenschap wordt uitgegaan dat ze geen toxines kunnen produceren (Witteveen+Bos 2016). Hoewel de toekomstige algensamenstelling onmogelijk kan worden vastgesteld met een model, mag worden aangenomen dat bij voortzetting van de huidige licht brakke condities en het huidige beheer (dus zonder aanvullende maatregelen) algenbloeien in het groeiseizoen zullen blijven voorkomen in het Markiezaatsmeer. Vermoedelijk zullen deze bloeien blijven bestaan uit kleine blauwalgen die geen toxines produceren, maar het is zeker niet uit te sluiten dat er onder ongunstige condities ook af en toe bloeien van toxineproducerende blauwalgen gaan optreden.

Aquatische vegetatie

Zonder aanvullende maatregelen zal het Markiezaatsmeer vermoedelijk troebel blijven. Net als in de huidige situatie zal er alleen lokaal sprake zijn van ontwikkeling van waterplanten, waarbij gedacht moet worden aan soorten als schedefonteinkruid, snavelruppia, zannichel-

lia en wat kranswiersoorten. Deze waterplanten zullen vooral voorkomen langs de ondiepe randzones van het Markiezaatsmeer waar het doorzicht toch nog voldoende is ondanks de troebelheid van het meer.

Terrestrische (oever)vegetatie
De verzoeting van het terrestrische deel van het Markiezaat zal doorzetten. De schorren zullen onder een begrazingsregime volledig uit zoet grasland blijven bestaan, zoals nu ook grotendeels het geval is. Op onbegraasde plekken zal verdere bosvorming opgetreden van wilgen en berken. De huidige rietzones langs de oevers zullen ook blijven bestaan, maar zonder aanvullende maatregelen zullen deze zones zich waarschijnlijk niet snel kunnen uitbreiden als gevolg van ganzenvraat en beperkte droogval in het meer.

Fauna
Bij een schelpdierinventarisatie op potentieel kansrijke locaties in het voorjaar van 2013 zijn nul schelpdieren gevonden in het Markiezaatsmeer (Lambregts van de Clundert 2013). Tijdens macrofauna bemonsteringen voor de KRW in 1995, 2002, 2005, 2008 en 2011 is ook maar één keer een driehoeksmossel aangetroffen. Vermoedelijk is er voldoende substraat in het meer aanwezig, maar zorgt de geïsoleerde ligging van het meer er voor dat er geen larven worden aangevoerd vanuit het Volkerak-Zoommeer (waar de mosselen sinds 2008 veelvuldig voorkomen). Zonder aanvullende maatregelen zullen er op termijn dan ook geen grootschalige mosselbanken in het Markiezaatsmeer gaan voorkomen.

Vissen
In een afgesloten licht brak Markiezaatsmeer, waar de chlorideconcentraties rond de 600 mg/l blijft hangen, zal de vissamenstelling vermoedelijk langdurig gedomineerd gaan worden door brasem. Bij deze chlorideconcentratie wordt de reproductie van brasem namelijk niet meer geremd. Wij verwachten dan ook dat er op niet al te lange termijn een brasem'explosie' kan gaan optreden in het Markiezaatsmeer zoals eind jaren '90 van de vorige eeuw ook is opgetreden in de Binnenschelde (Afbeelding 4.3).

Vogelstand
Vis- en insectenetende zichtjagers (zoals fuut) zijn de afgelopen twee decennia afgenomen, waardoor de instandhoudingsdoelstellingen niet worden bereikt (Tabel 2.2). Deze afname is waarschijnlijk veroorzaakt door het beperkte doorzicht. Zonder een sterke verbetering van het doorzicht zullen de condities voor deze soorten niet verbeteren. Ook waterplantetende grondeleenden (o.a. wintertaling, bergeend en smient) die piekten tijdens de heldere fase van het Markiezaatsmeer, zijn vermoedelijk om dezelfde reden afgenomen in de laatste twee decennia. De lepelaar doet het als filteraar daarentegen erg goed in het huidige troebele Markiezaatsmeer en voldoet als broedvogel aan de instandhoudingsdoelstellingen. Broedende exemplaren worden alleen op het predatievrije eiland de 'Spuitkop' gevonden (Provincie Noord-Brabant 2014), omdat de predatiedruk van vossen, ratten en andere rovers vermoedelijk te hoog is op andere oevers.

De verzoeting is in ieder geval één van de oorzaken van de achteruitgang van broedende plevieren en steltlopers (o.a. kluut, strandplevier en bontbekplevier) in het Markiezaatsmeer in de afgelopen 20 jaar (Strucker et al. 2014; Tabel 2.2). Daarnaast ondervinden deze soorten zeer waarschijnlijk ook veel hinder van het wegvallen van het getijdenregime. Ook de kanoet, bonte strandloper, zwarte ruiter en zilverplevier komen momenteel nog maar in geringere aantallen voor. Zij gebruiken het Markiezaatsmeer alleen als slaapplaats en hoogwaterrustplaats. Andere getijdenvogels, die geen instandhoudingsdoelstellingen hebben in het Markiezaatsmeer zoals grote zee-eend, eider, frater en verschillende sterns, zijn verdwenen door de verzoeting.

Het aantal rietvogels, die ook geen instandhoudingsdoelstellingen hebben in het Markiezaatsmeer zoals baardman, grote zilverreiger en rietzanger, is sinds 2000 toegenomen (Provincie Noord-Brabant 2014). Dit heeft zeer waarschijnlijk te maken met de langzame verzoeting van het meer, waardoor zones met overjarig riet zijn ontstaan, vooral op locaties met zoete kwel aan de oost en zuidzijde van het meer. Deze verzoeting heeft eveneens geleid tot struweelvorming en bosopslag, waardoor in de afgelopen jaren karakteristieke vogels van verruigde graslanden (o.a. cetti's zanger, klapekster, putter, sprinkhaanzanger en roodborst tapuit), struweel en bossages (o.a. boompieper, grote bonte specht, gaai, heggenmus, staartmees en nachtegaal) als nieuwkomers naar het Markiezaatsmeer zijn gekomen. Hoewel deze vogelsoorten allemaal niet zijn opgenomen in het aanwijzingsbesluit van het Markiezaatsmeer, gaat het wel om kritische soorten die gewenst zijn.

De grondbroedende weidevogels (o.a. kievit) laten daarentegen een duidelijke afname zien. Dit komt waarschijnlijk juist door de verruiging van de terrestrische systemen waar voorheen pioniersvegetaties stonden en nu veelal graslanden zijn ontstaan (Van Beek 2008). Mogelijk speelt ook het zoeter worden van de slikken en laaggelegen zandplaten een belangrijke rol.

5.1.5. Samenvatting systeemanalyse

Het waterpeil van het Markiezaatsmeer is met circa NAP +0,5 m een stuk lager dan in de Binnenschelde waar het gemiddelde waterpeil gelijk is aan NAP +1,5 m. Hierdoor ontvangt het Markiezaatsmeer veel meer kwelwater, dat gedeeltelijk brak is, en is de wegzijging een stuk beperkter dan in de Binnenschelde. Dit heeft er toe geleid dat het Markiezaatsmeer minder snel is verzoet. Momenteel is de chlorideconcentratie in het meer gelijk aan circa 750 mg/l. Bij ongewijzigd beheer en inrichting zal het Markiezaatsmeer in de toekomst altijd zwak brak blijven met chlorideconcentratie die niet lager zullen worden dan circa 600 mg/l.

Uit de systeemanalyse blijkt dat de externe belasting al decennia lang ruim tussen de kritische belastingen ligt (Afbeelding 5.5), waardoor de ecologische toestand van het meer altijd afhankelijk is (en is geweest) van interne processen en voedselwebprocessen, en daarmee van de verzoetingsnelheid. Dat het meer al 20 - 25 jaar troebel en zeer productief is, komt waarschijnlijk door interne processen, waarbij nutriënten snel 'rondgepompt' worden in het systeem zelf waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe nutriëntenaanvoer verwacht mag worden. Deze pompt draait vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities. Doordat het Markiezaatsmeer zwak brak blijft, wordt verwacht dat de interne (bodem)processen in de toekomst een rol van betekenis blijven spelen in het Markiezaatsmeer. Daarnaast zorgt de grootte van het meer er voor dat de strijklengte van de wind groot is, waardoor relatief gemakkelijk vertroebeling kan optreden.

5.1.6. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse

Aangezien het Markiezaatsmeer, in tegenstelling tot de Binnenschelde, een Natura 2000-gebied is, wordt het zoveel mogelijk realiseren van de instandhoudingsdoelstellingen als uitgangspunt genomen, waarbij de KRW-doelen ondersteunend zijn. In eerste instantie is gekeken of het Markiezaatsmeer helder gemaakt kan worden. Dit zou in potentie namelijk gunstig kunnen uitpakken voor zowel de instandhoudingsdoelstellingen van een aantal algemene 'zoete' zichtjagers (zoals de fuut) en waterplantenetende eenden (zoals wintertaling) als voor de KRW-doelen. Daarnaast is gekeken naar maatregelen waarmee de habitatgeschiktheid van de oevers en droge delen wordt verbeterd voor kritische vogelsoorten. Dit betreft maatregelen waarmee de ontwikkeling van oever- en rietvegetaties gestimuleerd wordt en het meer zelf dus troebel mag blijven.

Hieronder wordt voor de verschillende potentiële maatregelen aangegeven (a) wat het **potentiële resultaat** is, (b) wat de **risico's en potentiële nadelen** zijn, (c) welke punten er **nader uitgezocht** dienen te worden, (d) wat de **kosten** zijn en (e) of wij **adviseren** om ze uit te voeren onder de huidige zwak brakke condities. Voor de kostenramingen geldt dat het om grove ramingen gaat, waarin de uitgerekende raming met een factor 1,5 is vermenigvuldigd om rekening te houden met de omzetbelasting, algemene kosten, winst, en risicokosten (zie bijlage II, III en IV voor een uitleg van de gehanteerde prijzen). Naast de hier behandelde potentiële maatregelen is er in de analyse naar nog veel meer maatregelen gekeken, die om verscheidene redenen niet verder zijn uitgewerkt. In bijlage VI wordt helder aangegeven waarom deze maatregelen niet verder uitgewerkt zijn.

Waterkwaliteitverbeterende maatregelen
Evenals bij de Binnenschelde lijkt het in eerste instantie minder zinnig om type I of II maatregelen (bron- en systeemmaatregelen; zie paragraaf 4.1.6 voor een omschrijving van de typen maatregelen) uit te voeren, omdat het onmogelijk blijkt (zelfs bij uitvoeren van alle potentiële type I en II maatregelen gezamenlijk) om via het uitvoeren van deze maatregelen onder de onderste kritische grens te komen. In tegenstelling tot de type I en II maatregelen zouden type III maatregelen, oftewel interne maatregelen waarmee het voedselweb ingrijpend wordt aangepast, in potentie wel zinnig kunnen zijn om het troebele watersysteem te laten omslaan naar een heldere toestand.

In eerste instantie focussen we ons dan ook op type III maatregelen. Hoewel type I en II maatregelen er zeer waarschijnlijk niet voor kunnen zorgen dat het Markiezaatsmeer omslaat naar een helder watersysteem, omdat het meer na uitvoering van deze maatregelen toch tussen de kritische grenzen blijft liggen, zijn de type I en II maatregelen wel in beschouwing genomen. Ze zouden het watersysteem namelijk robuuster kunnen maken als het eenmaal in een heldere toestand terecht is gekomen (Janse et al. 2010). Hierbij dient wel vermeld te worden dat dit principe in de praktijk nog nooit bewezen is. Voor veel van deze type I en II maatregelen is namelijk alleen vastgesteld dat ze in potentie tot een omslag van troebel naar helder water kunnen leiden (zoals hierboven is aangegeven zal dit in het Markiezaatsmeer echter niet lukken), maar niet dat ze een reeds helder watersysteem robuuster kunnen maken. Verder blijken deze maatregelen door de grote omvang van het Markiezaatsmeer behoorlijk veel geld te kosten.

PAC toedienen (type III maatregel)
- **a. potentiële resultaat**: door toediening van aluminiumhoudend vlokmiddel kunnen fosfor en algen (met daarin tevens allerlei nutriënten als fosfor) worden neergeslagen (o.a. Van Hullebusch et al. 2002; Lewandowski et al. 2003). Hierdoor kunnen algenbloeien moeilijker optreden;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: Er is bekend dat PAC na 5 - 10 jaar kan gaan lekken door de 'verwering' van het materiaal (o.a. Oosterhout et. al., 2012). Voor aluminiumtoxiciteit, die kan ontstaan als de pH te laag/hoog wordt tijdens de toediening van het PAC (Chorus & Bartram 1999; Anderson 2004), hoeft vermoedelijk niet te worden gevreesd, omdat de pH vermoedelijk in het juiste pH-traject zal blijven liggen door de hoge buffercapaciteit van het water en er natronloog toegevoegd zal worden als dit nodig is voor het behouden van de juiste pH. Het belangrijkste risico is echter dat de maatregel waarschijnlijk niet langdurig tot een helder meer zal leiden (ook niet als die in combinatie met andere maatregelen wordt uitgevoerd), omdat het brakke karakter van het meer er voor zorgt dat de interne sulfaatgeïnduceerde 'nutriëntenpomp' in de toekomst vermoedelijk hard blijft draaien, waardoor het systeem vermoedelijk troebel blijft zelfs als eenmalig alle algen worden verwijderd;
- **c. nader uit te zoeken**: voordat deze maatregel grootschalig uitgevoerd kan gaan worden, wordt sterk aangeraden om eerst kolomexperiment uit te voeren waarin het effect

van PAC-toediening wordt getest. Met behulp van het kolomexperiment kan gelijk bepaald worden of er inderdaad geen toxische effecten optreden. Daarnaast kan tevens bepaald worden wat de exacte dosering in een veldsituatie zou moeten zijn;
- **d. kosten** (eenmalig toediening; exclusief monitoring): maximaal EUR 8.300.000,-- waarbij de prijs zal afhangen van de benodigde dosering, de snelheid van toediening en de noodzakelijkheid om benthoniet toe te dienen voor het neerslaan van de vlokken (zie tekstbox). Vooralsnog wordt uitgegaan van de meest conservatieve raming: deze kosten kunnen vooraf beter worden ingeschat met behulp van kolomexperimenten;
- **e. ons advies**: deze maatregel wordt afgeraden, omdat het resultaat zeer twijfelachtig is. Daarnaast is een helder meer niet noodzakelijk voor de meeste instandhoudingsdoelstellingen. Bovendien zijn de kosten hoog.

Kostenraming PAC-toedienen: optimistische versus conservatieve raming

Als er geen problemen optreden bij het toedienen van de PAC (wat optimistisch is) kan er per dag ongeveer 7 ha van het meer worden behandeld met PAC. Met deze snelheid heeft het waterschap Brabantse Delta in de kleine zwemplas 'De Kuil' gebruik kunnen maken van Fe-toediening (mondelinge mededeling dhr. G. Waajen). Wanneer deze snelheid ook gehaald zou kunnen worden bij PAC-toediening in het Markiezaatsmeer en er geen benthoniet hoeft te worden toegediend voor het neerslaan van de vlokken, dan zouden de kosten in het meest optimistische geval kunnen neerkomen op circa EUR 1.600.000,-- (inclusief toeslagen voor risico's; zie bijlage III).

Uit ervaringen die Witteveen+Bos en Deltares hebben opgedaan in de Bergse Plassen blijkt echter dat er problemen kunnen optreden bij het mengen van PAC en natronloog, waardoor de snelheid van toediening sterk kan afnemen tot circa 1 ha/dag (Bakker et al. 2011). Hier ontstonden vooral problemen bij het mengen van de PAC en natronloog, waarbij een stroperig mengsel ontstond dat verdund moest worden. Wanneer in een conservatievere raming rekening wordt gehouden met deze moeilijkheden dan dient rekening te worden gehouden met een investeringsbudget van circa EUR 8.300.000,-- (inclusief toeslagen voor risico's; zie bijlage III), waarbij er tevens vanuit is gegaan dat er benthoniet moet worden gebruikt voor het neerslaan van de vlokken.

Vooralsnog adviseren wij om bij het reserveren van budgetten uit te gaan van de conservatieve raming. Wij achten de kans aanzienlijk dat aannemers rekening zullen houden met de besproken risico's en dat zij dit zullen meenemen in hun prijsoverwegingen. Verder rechtvaardigen allerlei onvoorspelbare marktomstandigheden ook een conservatieve benadering. Uit de kolomexperimenten kan overigens blijken dat er op voorhand inderdaad sprake kan zijn van meevallers, waardoor het te reserveren bedrag kan worden bijgesteld.

Defosfateren 'gebiedseigen' water uit het meer zelf (type II maatregel)
- **a. potentiële resultaat**: door het defosfateren van het water in het meer zelf kan er fosfor uit het watersysteem worden verwijderd. In het P-gelimiteerde systeem kan dat de gevolgen van de 'nutriëntenpomp' mogelijk beperken;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: het is onduidelijk of het defosfateren van het 'gebiedseigen' water uit het meer zelf kan ingrijpen in de sulfaatgeïnduceerde 'nutriëntenpomp'. Het zou kunnen dat de pomp minder hard gaat lopen als de P-concentratie afneemt, maar hier is geen wetenschappelijk bewijs voor;
- **c. nader uit te zoeken**: onderzoeken effectiviteit op kleine schaal;
- **d. kosten**: EUR 1.500.000,-- aan eenmalige plaatsingskosten van een defosfateringsinstallatie met een lange aan- en afvoerweg om te voorkomen dat gedefosfateerd water opnieuw gedefosfateerd wordt. Verder zal er sprake zijn van EUR 240.000,-- aan jaarlijkse chemicaliënkosten. Deze kosten zijn echter afhankelijk van het type defosfatering en kunnen dus anders uitvallen als er voor een ander type defosfatering wordt gekozen;
- **e. ons advies**: deze maatregel wordt afgeraden, omdat het resultaat zeer onduidelijk is. Bovendien zijn de kosten hoog.

Baggeren (type I maatregel)

- **a. potentiële resultaat**: door het P-rijke slib uit het diepste gedeelte van het meer te verwijderen, kunnen de gevolgen van de 'nutriëntenpomp' mogelijk worden beperkt. Hierdoor kan de P-beschikbaarheid in het P-gelimiteerde meer worden verminderd, waardoor algenbloeien moeilijker kunnen optreden;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: De kwaliteit van de onderliggende bodem is niet goed bekend. Enkele bodemvochtmetingen lijken aan te geven dat ook de onderliggende zandbodem behoorlijk voedselrijk is en in potentie ook zal kunnen gaan naleveren. Daarnaast zal er na verloop van tijd nieuwe slibvorming gaan optreden in het diepste gedeelte van het meer, waardoor de sulfaatgeïnduceerde 'nutriëntenpomp' (gedeeltelijk) in stand zal blijven;
- **c. nader uit te zoeken**: de kwaliteit van de onderliggende bodem dient beter onderzocht te worden. Tevens is het verstandig om meer inzicht te krijgen in het transport en de kwaliteit van het slib dat tegenwoordig gevormd wordt. Op basis van deze gegevens zou beter bepaald kunnen worden waar het beste gebaggerd kan worden;
- **d. kosten** (eenmalig toediening; exclusief monitoring): EUR 6.400.000,-- om in een gebied van 100 (omvang van het diepere gedeelte het meer) een laag van 0,5 m dik af te voeren. De kosten kunnen nog verder oplopen als de acceptatiekosten (de kosten die gemoeid zijn met het op depot zetten van de bagger) hoger uitvallen;
- **e. ons advies**: deze maatregel wordt afgeraden, omdat het resultaat onduidelijk is en een helder meer niet noodzakelijk is voor de meeste instandhoudingsdoelstellingen. Bovendien zijn de kosten hoog.

Habitatverbeterende maatregelen

Uit bovenstaande behandeling van potentiële waterkwaliteitverbeterende maatregelen blijkt dat het brakke karakter van het Markiezaatsmeer er voor zorgt dat het niet goed mogelijk is om het meer helder te krijgen met maatregelen. Zelfs als deze maatregelen gecombineerd worden toegepast, zal dit vermoedelijk niet langdurig tot een helder meer leiden, omdat het brakke karakter er voor zorgt dat de interne sulfaatgeïnduceerde 'nutriëntenpomp' in de toekomst vermoedelijk hard blijft draaien. Er is dan ook voor gekozen om naast de waterkwaliteitverbeterende maatregelen ook te kijken naar habitatverbeterende maatregelen.

Moerasontwikkeling stimuleren met behulp van droogval

- **a. potentiële resultaat**: door eenmalig droogval in het voorjaar en de zomer toe te staan, kan de ontwikkeling van oever- en rietvegetaties gestimuleerd worden. Dit levert een voordeel op voor een aantal eendsoorten en rietvogels. Aanvullende voordelen zijn dat er door de peilverlaging extra zoete kwel uit de Brabantse Wal zal worden aangetrokken en dat er mogelijk wat P-binding kan optreden door het oxideren van ijzer in het droogvallende gedeelte van het meer. Tenslotte kan de moerasontwikkeling een kleine bijdrage leveren aan de robuustheid van het meer door een lichte verhoging van de kritische belastingen, maar dit zal zeker niet tot een omslag naar een helder water leiden.
  Voor het stimuleren van de rietontwikkeling wordt overigens aangeraden om aan het begin van de droogval periode ook rietmaaisel en -zaad te verspreiden op de droog gevallen gronden. Het is daarbij van belang dat gebruik wordt gemaakt van een puur rietmaaisel, waarin geen maaisel en/of zaden zitten van ongewenste eutrofe (pioniers)soorten. Verder is het van belang dat de juiste hoeveelheid maaisel wordt ingebracht en dat het zo veel mogelijk in de buurt van de waterlijn wordt aangebracht. Met deze methodiek is door Witteveen+Bos ervaring opgedaan in de Volgermeerpolder;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: het meer zal langdurig op een wat lager peil komen te staan dan onder de huidige condities: gedurende een groeiseizoen (voorjaar en zomer) zal het peil ongeveer op NAP staan (zie tekstbox). Hoewel de Spuitkop, waar veel broedvogels (o.a. lepelaars zitten), waarschijnlijk meestal net niet in open (droge) ver-

binding komt te staan met het vaste land (zie Afbeelding 4.7: de witte zone komt bij een peil van NAP +0,05 m droog te staan), zal de oversteek waarschijnlijk wel gemaakt kunnen worden door predatoren. De waterdiepte tussen de Spuitkop en het vaste land zal namelijk gering zijn gedurende de periode met droogval, en het waterpeil zal gedurende erg droge periodes nog verder uitzakken waardoor er wel een open (droge) verbinding zal zijn (zie Afbeelding A in onderstaande tekstbox). Er zal dus nagedacht moeten worden over tijdelijke uitrastering van de Spuitkop, of over verdieping van de zone tussen de Spuitkop en het vaste land. Naast deze risico's voor het functioneren van de Spuitkop als broedeiland, is er tevens onduidelijkheid over hoe snel de rietontwikkeling zal optreden in het droog vallende areaal. Bij het huidige peilregime vallen delen van de oever ook al droog in het groeiseizoen. Dit leidt momenteel niet tot grootschalige moerasontwikkeling op deze locaties. Het is vooralsnog niet geheel duidelijk waar dit door komt, maar bijvoorbeeld vraat zou daar een belangrijke rol bij kunnen spelen;

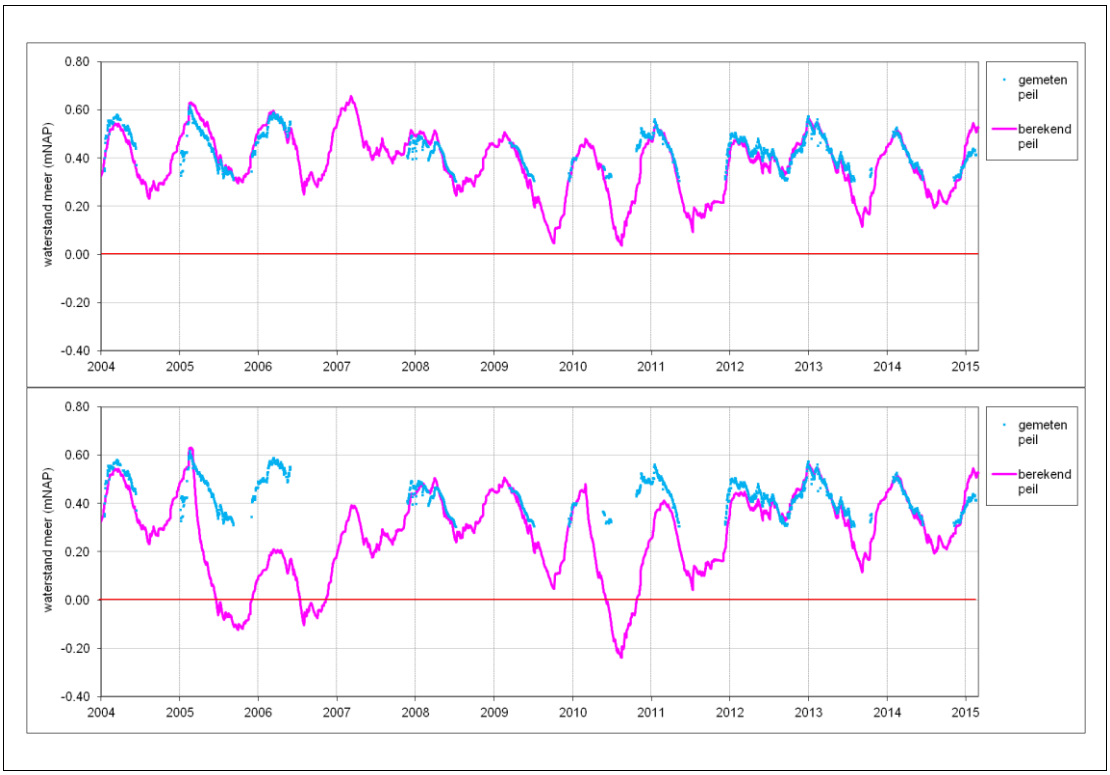
- **c. nader uit te zoeken**: exclosures waarin het effect van droogval al dan niet in combinatie met uitrastering (om vraat te voorkomen) en het inzaaien en/of toedienen van maaisel van riet wordt getest in veldexperimenten;
- **d. kosten** (exclusief predatorvrij houden van de Spuitkop): EUR 10.000,-- voor verdiepen van aanvoersloot naar stuw (op dit moment is deze aanvoer te ondiep om het peil ver genoeg te laten uitzakken) en EUR 50,000,-- tot EUR 80.000,-- voor een gedegen veldexperiment naar droogval, uitrastering, inzaaien en maaisel toedienen;
- **e. ons advies**: deze maatregel is een goede optie om de habitatgeschiktheid van 'zoetwater' vogels en rietvogels te verbeteren. Er wordt wel aangeraden om het effect van deze maatregel op de vogelstand en abiotische condities in een gedegen veldexperiment uit te testen, waarbij combinaties tussen droogval, uitrastering, inzaaien en maaisel toedienen worden onderzocht.

Droogval in de praktijk

Er wordt geadviseerd om niet het gehele meer te laten droogvallen. Dit is niet nodig en werkt door verdroging vermoedelijk averechts op de ontwikkeling van dikke rietkragen langs de oevers. Er wordt aangeraden om het peil te laten uitzakken tot NAP, waarbij een zone van circa 125 ha komt droog te vallen. Op deze manier kan een rietzone ontwikkeld worden, die ook in een eventuele toekomstige zoute 'getijvariant' (waarin het water tussen de NAP -0,25 en +0,05 m gaat fluctueren) permanent met zoete kwelcondities te maken krijgt en dan dus niet zout wordt. De rietvegetatie die op deze manier gestimuleerd wordt, heeft dan ook nog een duurzame functie in de zoute 'getijvariant'.

Uit waterbalansberekeningen blijkt dat deze peildaling gewoon bewerkstelligd kan worden met de huidige ondergedimentioneerde stuw van 3 m breed (Afbeelding A). Na het verlagen van het peil op 1 maart duurt het ongeveer 2,5 maand voordat het waterpeil op NAP komt te staan. Vervolgens wordt de stuw eind september weer teruggebracht naar het oude niveau, zodat het meer in het najaar en de winter weer kan vollopen. Afhankelijk van het weer zal het oude peil weer in één of twee jaren worden bereikt. Tenslotte is het van belang om op te merken dat het peil wat verder kan wegzakken dan NAP als de droogval in een droge zomer plaatsvindt (Afbeelding A).

Afbeelding A. Gemeten (blauw) en berekende (roze) waterpeil tussen 2004 en 2015 in het Markiezaatsmeer. Voor het berekende waterpeil geldt dat er onderscheid gemaakt is tussen het peilverloop dat de afgelopen jaren daadwerkelijk is opgetreden (boven) en de condities waarbij de kruinhoogte van de stuw tussen 1 maart en 1 oktober 2005 en 1 maart en 1 oktober 2010 op NAP wordt gezet. Er is hierbij uitgegaan van de huidige ondergedimensioneerde stuw van 3 m breed



Moerasontwikkeling stimuleren met behulp van uitrastering

- **a. potentiële resultaat**: momenteel treedt er rietontwikkeling op, maar vermoedelijk wordt deze ontwikkeling vertraagd door vraat van vee en/of ganzen. Het uitrasteren van deze gebieden stimuleert dan ook waarschijnlijk de ontwikkeling van rietvegetaties. Dit levert een potentieel voordeel op voor een aantal eendsoorten en rietvogels. Verder kan de moerasontwikkeling een kleine bijdrage leveren aan de robuustheid van het watersysteem door een lichte verhoging van de kritische belastingen, maar dit zal zeker niet tot een omslag naar een helder watersysteem leiden;
- **c. nader uit te zoeken**: exclosures waarin uitrastering al dan niet in combinatie met droogval, inzaaien en maaisel toedienen wordt getest in veldexperimenten. Het is daarbij van belang om onderscheid te maken tussen verticale uitrastering om vee te weren en horizontale uitrastering om ganzen te weren;
- **d. kosten** (exclusief het experiment, want dat is al opgenomen bij de maatregel ‘droogval’; eenmalig): EUR 50.000,-- voor tijdelijk verticale afrastering met kippengaas en prikkeldraad voor een gebied van 3.500 m lang (de rustige zuidoost zijde van het meer). Wanneer uit de exclosures blijkt er vanwege ganzenvraat ook horizontale uitrastering nodig is in hetzelfde gebied (3.500 m lang en 125 m breed) dan zal er nog EUR 350.000,-- gereserveerd moeten worden voor deze tijdelijke horizontale uitrastering met perkoenen en bespanning van oranje sisaltauw. Na uitvoering van de experimenten kan dus een nauwkeurigere raming worden opgesteld;

- **e. ons advies**: deze maatregel is een goede optie om de habitatgeschiktheid van ‘zoetwater’ vogels en rietvogels te verbeteren. Er wordt wel aangeraden om het effect van deze maatregel op de vogelstand en rietontwikkeling in een gedegen veldexperiment uit te testen, waarbij combinaties tussen droogval, uitrastering, inzaaien en maaisel toedienen goed worden onderzocht.

Broedhabitat vergroten door meer eilanden aan te leggen

- **a. potentiële resultaat**: door het aanleggen van geïsoleerde eilanden kan het areaal aan rustige en predatorvrij broedhabitat voor bijvoorbeeld lepelaars en dodaarzen worden vergroot. De eerste jaren zullen dergelijk kale eilanden ook interessant zijn voor enkele steltlopers. Deze eilanden kunnen het beste ten noordwesten van de Spuitkop worden aangelegd met materiaal uit het gebied zelf, waarbij het voor de hand ligt om het materiaal weg te graven tussen de Spuitkop en het vaste land. Op deze manier zal de Spuitkop ook geïsoleerd blijven liggen als de maatregel ‘droogval’ wordt uitgevoerd. Tenslotte kan het aanleggen van de eilanden er ook voor zorgen dat de strijklengte lokaal wordt beperkt. Dit kan een kleine bijdrage leveren aan de robuustheid van het watersysteem door een licht (lokale) verhoging van de kritische belastingen. Dit zal echter zeker niet tot een omslag naar een helder water leiden;
- **c. nader uit te zoeken**: beste locatie van de eilanden bepalen met behulp van stromingsmodellen, zodat ze niet gelijk ‘wegspoelen’ als het getijscenario wordt uitgevoerd;
- **d. kosten** (eenmalig): EUR 3.800.000,--;
- **e. ons advies**: in eerste instantie raden wij deze maatregel af, omdat het een ingrijpende maatregel is die vooral voordelen oplevert voor broedvogels die momenteel al aan de instandhoudingsdoelstellingen voldoen. Bovendien zijn de kosten hoog.

5.1.7. Confrontatie met Natura 2000 en KRW-doelen

Voor de Natura 2000-doelen geldt de bijzondere situatie dat er momenteel zowel soorten van zoet milieus als soorten van zout milieus in het aanwijsbesluit zijn opgenomen (Provincie Noord-Brabant 2014). Dit is indertijd gedaan vanwege de reeds toen heersende onzekerheid rond de toekomst van het Markiezaatsmeer. De ‘zoute’ vogelsoorten kunnen echter niet duurzaam in stand worden gehouden bij het hierboven beschreven zoete (of eigenlijk zwak brakke) scenario waarin geen dagelijks fluctuerend getijgebied ontstaat. De instandhoudingsdoelen van plevieren en steltlopers zouden dan dus eigenlijk aangepast, of zelfs verwijderd, moeten worden. Het gaat hierbij om de zes onderste soorten in Tabel 4.1.

Voor andere vogelsoorten wordt echter ingeschat dat de omstandigheden beter worden als de oever- en rietvegetaties verbeteren door de maatregelen. Het gaat hierbij om ‘zoetwater’ vogels die al voldoen aan de instandhoudingsdoelstellingen, maar ook om (eenden)soorten die momenteel niet of slechts soms aan de instandhoudingsdoelstellingen voldoen zoals de pijlstaart, wintertaling en slobeend (Tabel 4.1). Rietontwikkeling zorgt niet alleen voor een meer broedhabitat voor rietvogels, futen en meerkoeten die veelal in rietkragen broeden, maar het heeft ook voor de niet-broedende (eenden)soorten een gunstig effect. Wanneer zich op meer plekken riet kan ontwikkelen, betekent dit dat er achter de rietkragen luwe zones ontstaan. Voor veel eendensoorten, waaronder de pijlstaart, wintertaling, slobeend en smient, zijn deze luwe rustige plekken essentieel onderdeel van hun leefgebied om te rusten en te slapen. Aangezien niet goed valt in te schatten hoeveel vogels exact in het Markiezaatsmeer zullen gaan verblijven, is met overgangskleuren aangegeven welke trend verwacht wordt.

Tenslotte zouden er mogelijk wat riet- en stuweelvogels toegevoegd kunnen worden aan het aanwijzingsbesluit als besloten wordt om de habitatverbeterende maatregelen uit te voeren. Hierbij kan gedacht worden aan een soort die nu al relatief veel voorkomt, namelijk

de grote zilverreiger, maar ook aan soorten die nu incidenteel voorkomen maar in een zoet watersysteem met goed ontwikkelde rietoevers vermoedelijk meer zullen kunnen gaan voorkomen, zoals roerdomp, kleine zilverreiger, purperreiger en blauwborst.

Tabel 4.1. Stand van zaken van de instandhoudingsdoelstellingen voor broedende en niet-broedende vogels in het Markiezaatsmeer voor de huidige zwak brakke situatie en na uitvoering van de voorgestelde habitatverbeterende maatregelen die moerasontwikkeling stimuleren in het zwak brakke Markiezaatsmeer. Kleuren geven aan of de doelen gehaald zijn/worden in het Markiezaatsmeer: rood = nooit bereikt, geel = sommige jaren bereikt maar andere jaren niet bereikt, groen = alle jaren bereikt

Toestand nu		Toestand na maatregelen	
Broedvogels	Niet-broedende vogels	Broedvogels	Niet-broedende vogels
Lepelaar	Lepelaar	Lepelaar	Lepelaar
Dodaars	Kleine zwaan	Dodaars	Kleine zwaan
	Grauwe gans		Grauwe gans
	Brandgans		Brandgans
	Krakeend		Krakeend
	Meerkoet		Meerkoet
	Pijlstaart		Pijlstaart
	Wintertaling		Wintertaling
	Slobeend		Slobeend
	Aalscholver		Aalscholver
	Smient		Smient
	Geoorde fuut		Geoorde fuut
	Fuut		Fuut
	Bergeend		Bergeend
Kluut	Kluut	Kluut	Kluut
Bontbekplevier	Bontbekplevier	Bontbekplevier	Bontbekplevier
Strandplevier	Zilverplevier	Strandplevier	Zilverplevier
	Kanoet		Kanoet
	Bonte strandloper		Bonte strandloper
	Zwarte ruiter		Zwarte ruiter

Voor de KRW-doelen, die in het Markiezaatsmeer volgend zijn op de Natura 2000-doelstellingen (EU 2011), geldt dat het meer zwak brak blijft in dit scenario en dus blijft behoren tot KRW-type M30 (zwak brakke wateren). Aangezien wordt verwacht dat het meer troebel blijft, valt het sterk aan te raden om specifieke, op het waterlichaam toegesneden MEP's en GEP's vast te stellen voor SGBP 3. Hierbij zal het MEP gelijk zijn aan een helder en plantenrijk ideaalbeeld, maar zullen de GEP's overeenkomen met een troebel meer.

5.2. Zoute varianten

In de volgende paragrafen worden de uitkomsten van de zoute systeemanalyses van het Markiezaatsmeer behandeld. Voor een gedetailleerdere omschrijving van deze analyses en uitkomsten wordt verwezen naar Deltares (2016). De resultaten worden bij elke bestudeerde voorwaarde per scenario behandeld, waarbij de volgende twee scenario's elke keer aan de orde komen:

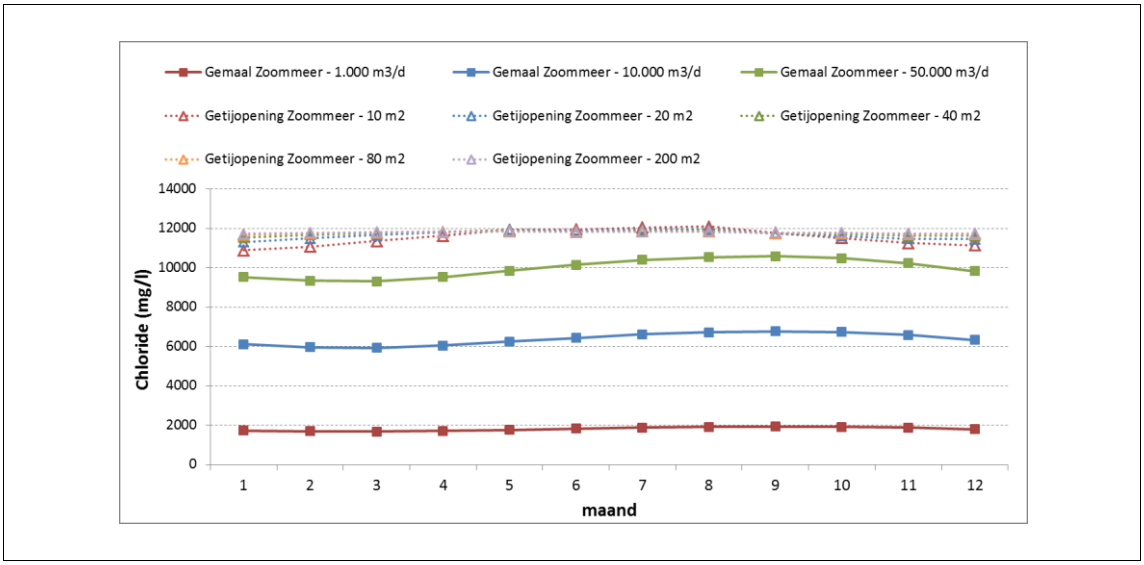
- '**Gemaal Schelde-Rijnkanaal**', waarbij water uit een zout Schelde-Rijnkanaal wordt ingelaten via een nieuw te bouwen gemaal op de Markiezaatskade;
- '**Getijopening**' waarbij water uit een zout Schelde-Rijnkanaal wordt uitgewisseld via een opening in de Markiezaatskade, die tevens een keersluis bevat.

5.2.1. Hydrologisch functioneren

Gemaal Schelde-Rijnkanaal

Bij het scenario 'Gemaal Schelde-Rijnkanaal' is de bijdrage van deze post afhankelijk van het opgelegde debiet. Bij een inlaat van 10.000 m^3/dag is de verhouding tussen deze post en de overige inlaatposten (neerslag, uitspoeling, afspoeling en inlaat via de Blaffert) ongeveer gelijk. In alle doorgerekende varianten is het maximale waterpeil van het Markiezaatsmeer op NAP +0,60 m gehandhaafd: dit is in de praktijk tevens het huidige maximum peil. In de zomer zakt het peil uit door verminderde aanvoer en door afvoer via verdamping. Bij een toenemend inlaatdebiet neemt het uitzakken van het waterpeil echter af, doordat er steeds meer water wordt ingelaten. Bij het hoogste inlaatdebiet van 50.000 m^3/dag compenseert de aanvoer vrijwel volledig de afvoer en blijft het waterpeil vrijwel constant op NAP +0,60 m.

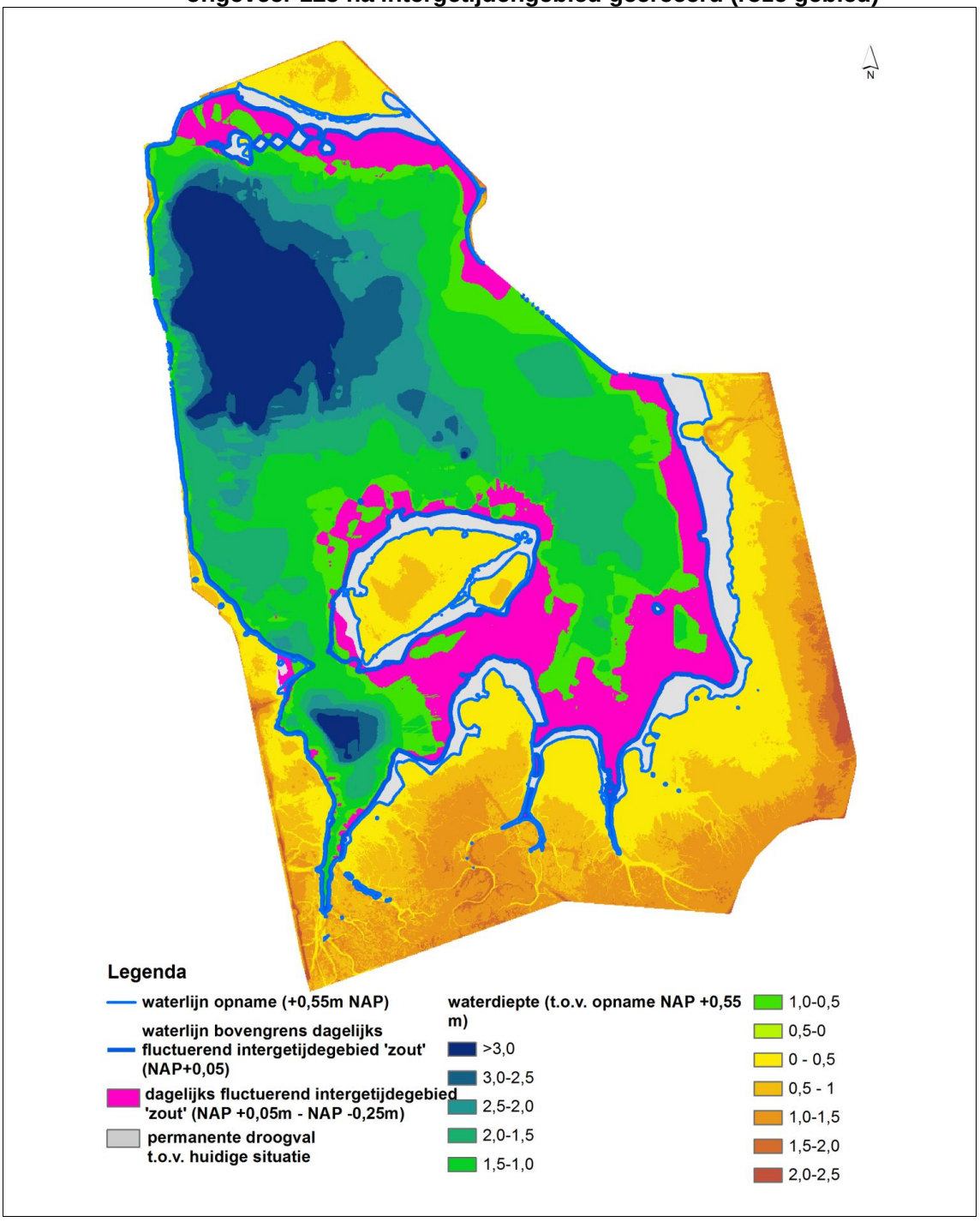
Afbeelding 5.6. Gemiddelde berekende chlorideconcentratie per maand voor de periode 2005-2014 in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's



Bij toenemend inlaatdebiet neemt het zoutgehalte toe (Afbeelding 5.6). Om er zeker van te zijn dat er geen bloeien van toxineproducerende blauwalgen en goudalgen kunnen optreden (ook niet van *Anabaena*- en *Prymnesium*-soorten), is het verstandig om chlorideconcentraties boven 10.000 mg/l na te streven (Peperzak et al. 2002; Verspagen et al. 2005; Mazur-Marzec et al. 2005). Bij de kleinste inlaat van 1.000 m^3/dag uit het Schelde-Rijnkanaal wordt de chlorideconcentraties dus veel te laag met circa 2.000 mg/l. Pas bij de grootste inlaat van 50.000 m^3/dag wordt een aanvaardbare chlorideconcentratie van circa

11.500 mg/l bereikt. Hierbij dient wel vermeld te worden dat het meer in DELWAQ slechts uit één segment bestaat, waardoor er in het model dus geen gradiënten kunnen ontstaan. In de praktijk zullen vermoedelijk zoutgradiënten ontstaan, waarbij de chlorideconcentraties in de haarvaten lager zullen worden dan bij de inlaat. Dit zal waarschijnlijk versterkt worden door de aanwezigheid van zoete kwel nabij de Brabantse Wal.

Afbeelding 5.7. Dieptekaart van het Markiezaatsmeer in het scenario dat een open verbinding met het Schelde-Rijnkanaal wordt gemaakt door een gat van 200 m^2 in de Markiezaatskade. Met een getijslag van 30 cm wordt ongeveer 125 ha intergetijdengebied gecreëerd (roze gebied)



Getijopening
Bij het scenario ‘Getijopening’ wordt de waterbalans van het Markiezaatsmeer gedomineerd door de uitwisseling met het Schelde-Rijnkanaal. Zelfs bij de kleinste opening is de inlaat al ruim 15 keer groter dan alle overige inlaten bij elkaar, waardoor de chlorideconcentratie in het Markiezaatsmeer zelfs al bij deze kleine opening hoog genoeg wordt om blauwalgbloeien te voorkomen en gelijk wordt aan het gehalte van het Schelde-Rijnkanaal van 11.000 tot 12.000 mg/l (Afbeelding 5.6). Ook voor dit scenario geldt dat het meer in DELWAQ slechts uit één segment bestaat, waardoor er in het model geen gradiënten kunnen ontstaan. In de praktijk zullen echter vermoedelijk ook in dit scenario zoutgradiënten ontstaan, waarbij de chlorideconcentraties in de haarvaten wat lager zullen worden dan bij de inlaat. Dit zal waarschijnlijk versterkt worden door de aanwezigheid van zoete kwel nabij de Brabantse Wal.

In dit scenario neemt de gemiddelde verblijftijd sterk af van circa twee jaar naar circa 44 dagen bij de kleinst doorgerekende opening en circa 4 dagen bij de grootst doorgerekende opening. Door het openen van de Markiezaatskade zal het waterpeil in het Markiezaatsmeer met circa 0,5 m zakken en variëren rondom de NAP -0,10 m (het middenpeil van het zoute Schelde-Rijnkanaal). De getijvariatie daaromheen neemt toe van circa 3 cm bij de kleinste opening van 10 m^2 tot 30 cm bij de grootste opening van 200 m^2. Deze getijslag van 30 cm is gelijk aan de getijslag op het Zoommeer zelf. Bij een getijslag van 30 cm zal een intergetijdengebied van ca. 125 ha ontstaan (Afbeelding 5.7).

5.2.2. Nutriëntenhuishouding en lichtklimaat

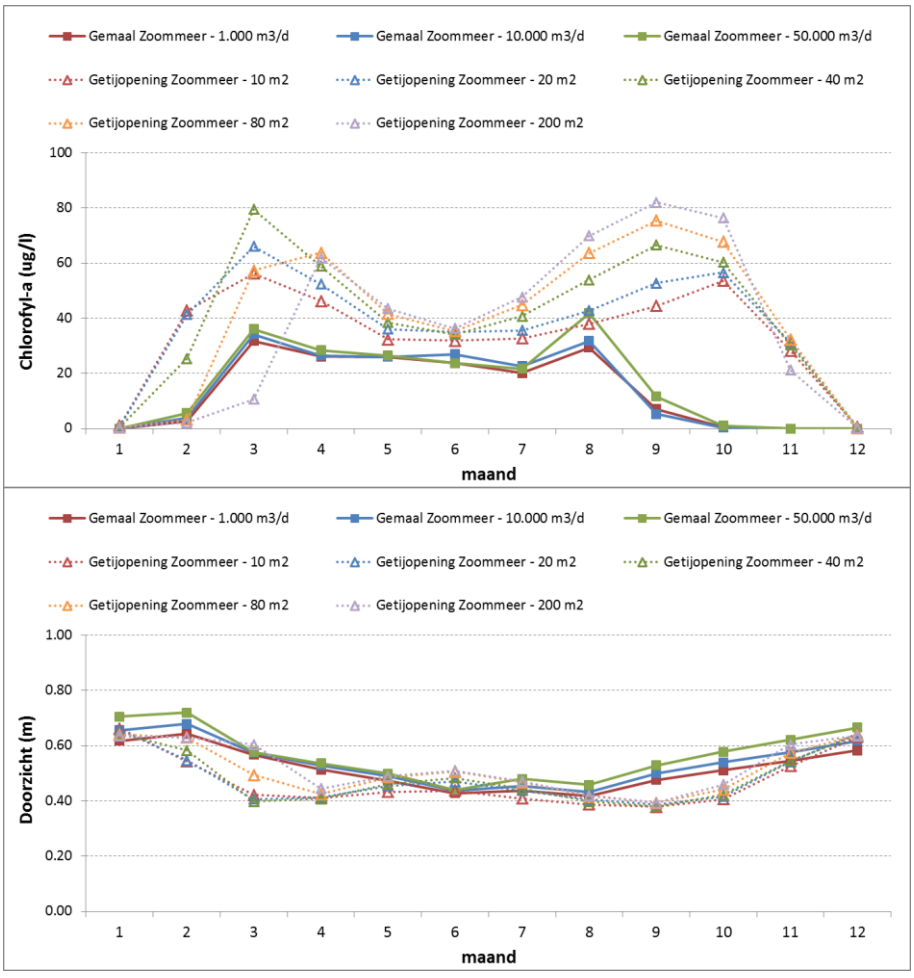
Gemaal Schelde-Rijnkanaal
In dit scenario is er sprake van fosforlimitatie in het voorjaar. Uiteindelijk leidt dit bij alle varianten tot een chlorofyl-a concentratie van 30-40 µg/l (Afbeelding 5.8), terwijl de huidige chlorofyl-a concentraties in het Markiezaatsmeer tussen 100-200 µg/l liggen (Afbeelding 5.2). Zoals eerder aangegeven bij de Binnenschelde, bevatten zoute algen onder nutriëntgelimiteerde condities echter veel minder chlorofyl per mg koolstof dan zoete algen (ongeveer een factor 1:2,5; Deltares 2016). De totale algenbiomassa zal dus vermoedelijk niet veel verschillen tussen de huidige condities en de verschillende varianten met gemaalinlaat van zout water. Het doorzicht in deze zoute gemaalvarianten is met circa 0,4 m in de zomer dan ook even slecht als onder de zoete condities (Afbeeldingen 5.2 en 5.8). Net als bij de Binnenschelde dient men zich echter wel te realiseren dat het doorzicht mogelijk onderschat wordt door DELWAQ, doordat het model vermoedelijk de extinctiecoëfficiënt voor DOC (de belangrijkste component die het doorzicht bepaald in het Markiezaatsmeer) te hoog inschat.

Getijopening
Ook in dit scenario is er sprake van fosforlimitatie, waarbij de limitatie gedurende het gehele groeiseizoen optreedt. Het langer aanhouden van de fosforlimitatie bij de getijvarianten dan bij het scenario ‘Gemaal Schelde-Rijnkanaal’ komt door de grotere waterinlaat uit het behoorlijk N-rijke Schelde-Rijnkanaal. Bij getijuitwisseling met het Schelde-Rijnkanaal nemen de externe belastingen sterk toe, waardoor de chlorofyl-a concentraties oplopen tot circa 80 µg/l (Afbeelding 5.8). Ook hier geldt dat deze chlorofylconcentraties een vertekend beeld geven ten opzichte van de huidige zoete situatie (waar zelfs wat hogere chlorofyl-a concentraties worden waargenomen; Afbeelding 5.2), omdat de totale algenbiomassa van de zoute algen een stuk hoger wordt doordat deze zoute algen veel minder chlorofyl per mg koolstof bevatten dan zoete algen. Bij de getijvarianten zal het Markiezaatsmeer dan ook vermoedelijk troebel blijven, zoals ook blijkt uit het beperkte doorzicht dat DELWAQ berekent van circa 0,4 m.

Het effect van een verkorte verblijftijd, als gevolg van de grote doorspoeling, is dan ook vrijwel niet zichtbaar in de doorgerekende getijvarianten (Afbeelding 5.8). In de nazomer en het najaar, wanneer de watertemperatuur relatief hoog is, treedt in alle gevallen een sterke algenbloei op, en is de bloei zelfs het sterkst bij het grootste gat waarbij de verblijftijd het kortst is (circa 4 dagen). Dit leidt immers tot de grootste externe belastingen. Aangezien een nog groter gat niet tot meer uitwisseling leidt, is het creëren van een verblijftijdgestuurd watersysteem, waarin algen niet tot bloeien kunnen komen, vermoedelijk niet mogelijk.

Een factor die hierbij niet is meegenomen, is het effect van begrazing door bijvoorbeeld schelpdieren. In goed gemengde, relatief ondiepe zoute systemen kunnen filtrerende grazers veel controle uitoefenen op de opbouw van algenbiomassa. Aangezien het voorspellen van de ontwikkeling van schelpdieren, en zeker de verdeling over de ruimte hiervan, veel te veel onzekerheden met zich meebrengt om te kunnen modelleren, is uitgegaan van een matige graasdruk. Indien waterbeweging en habitatcondities gunstig zijn, en zich een populatie oesters en andere schelpdieren kunnen vestigen, kan de uiteindelijke algenconcentratie in dit scenario lager uitvallen dan voorspelt.

Afbeelding 5.8. Gemiddelde berekende chlorofyl-a concentraties en doorzicht per maand voor de periode 2005-2014 in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's



5.2.3. Te verwachten biologische toestand

Bij de inschatting van effecten van de verschillende zoute varianten op de biologische toestand in het Markiezaatsmeer is uitgegaan van de eindsituatie, waarbij het ecosysteem zich aan de zoute toestand en de nieuwe waterkwaliteit heeft aangepast. De overgangssituatie kan echter enige jaren in beslag nemen. Zo zal het zeker enige tijd duren voordat de bodemfauna- en vogelpopulatie zich volledig hebben aangepast. In die periode is het systeem voor veel soorten minder geschikt en kunnen er chaotische fluctuaties optreden.

Fytoplankton
Bij chlorideconcentraties boven 10.000 mg/l is de kans op bloeien van toxineproducerende blauwalgen en *Prymnesium*-soorten erg klein, maar daaronder neemt de kans toe (Peperzak et al. 2002; Verspagen et al. 2005; Mazur-Marzec et al. 2005). Aangezien de chlorideconcentratie bij alle varianten van het scenario 'Getijopening' boven deze grens liggen, is de verwachting dat dergelijke bloeien niet zullen optreden in deze varianten. Bij het scenario waar water wordt ingelaten via een gemaal ligt dat echter anders. Hier hangt het risico af van de inlaathoeveelheden: als er 1.000 of 10.000 m^3/dag wordt ingelaten ligt de chlorideconcentratie ver onder deze grens en blijft er dus een gerede kans op toxische algenbloeien, en als er 50.000 m^3/dag wordt ingelaten komt de chlorideconcentratie rond 10.000 mg/l te liggen en is er een geringe kans op deze bloeien. Overigens is de kans op plaagbloeien van *Dinoflagellaten* (mariene algen) gering vanwege de dynamische/turbulente condities in het ondiepe en grootte meer. Bloeien van *Dinoflagellaten* zouden alleen kunnen optreden na een dagenlange periode met extreem weinig wind (totale windstilte), wat in Nederland vrijwel nooit voorkomt.

Macroalgen
Net als in de Binnenschelde zal ook in een zout Markiezaatsmeer met enige regelmaat een deel van de primaire productiviteit van het systeem niet naar fytoplankton gaan maar naar macroalgen als zeesla en draadalgen. Er is een reële kans op bloeien van deze soorten. Het is echter moeilijk te voorspellen of fytoplankton of draadalgen zullen gaan domineren. Dit kan van jaar tot jaar verschillen en zal sterk afhangen van begincondities en weersomstandigheden in het begin van het jaar.

Aquatische vegetatie
Voor ondergedoken vegetatie lijkt de ruimte zeer beperkt. In een zout Markiezaatsmeer hebben we het in feite uitsluitend over zeegras. In de scenario's met een opening in de Markiezaatskade, waarbij er een getijslag van circa 0,3 m ontstaat in het Markiezaatsmeer, zijn misschien wel wat beperkte mogelijkheden voor de ontwikkeling van Klein zeegras en eventueel voor Groot zeegras in het intergetijdengebied. De vermoedelijke ontwikkeling van macroalgen en de verwachtte troebelheid van het systeem zijn echter ongunstig voor de ontwikkeling van zeegrassen. Bovendien is uit onderzoek in de Waddenzee en de Oosterschelde gebleken dat ook op locatie waar, volgens de huidige best beschikbare kennis, het habitat in principe geschikt zou moeten zijn, vestiging van deze soorten zeker niet gegarandeerd is.

Terrestrische (oever)vegetatie
Schorren en kwelders zijn vaak waardevolle ecotopen (Van Braeckel et al. 2008). Een absolute voorwaarde voor het ontstaan van deze ecotopen is de dagelijkse overstroming met zoet, brak of zout water door getijwerking. Indien er geen dagelijks fluctuerend waterniveau is, zal er dus geen schorvegetatie ontstaan. In de gemaalvariant, waarbij er geen getijbeweging in het Markiezaatsmeer zal komen, zal er dan ook vermoedelijk weinig veranderen in het terrestrische deel van het Markiezaat. Rietzones die in het meer staan zullen vermoedelijk niet goed bestand zijn tegen het zoute water. Hier kunnen lokaal zouttolerante

soorten gaan voorkomen, zoals zeekraal, maar dit zal zich door het uitblijven van een getijbeweging beperken tot een smalle zone. Direct langs de waterlijn zal de vegetatie mogelijk ook nog enigszins worden beïnvloed door zout intrusie via de bodem en golfoverslag tijdens stormen. De vegetatie zal hier mogelijk wat verarmen. Sommige van de huidige (zoete) plantensoorten zullen niet bestand zijn tegen deze beperkte invloed van zout en zullen afsterven, maar dit zal dus zeker niet tot een schorrenvegetatie leiden. Het grootste gedeelte van de terrestrische en oeverzone zal echter vrijwel niet beïnvloed worden bij de zoute gemaalvariant. Ook rietzones die in kwelzones staan, zullen vermoedelijk blijven bestaan.

In het scenario 'Getijopening' zal echter weldegelijk weer een dynamischere zone met slikken en schorren ontstaan langs de waterlijn. Dit biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van zilte terrestrische vegetaties langs de oevers. Hierdoor ontstaan betere habitats voor vogels die gebonden zijn aan deze pionierssituaties.

Bodemfauna
Zoals ook bij het hoofdstuk voor de Binnenschelde is uitgelegd, zijn brakke condities niet bevorderlijk voor de biodiversiteit. Vanuit oogpunt van een rijker benthos is het wenselijk om chlorideconcentraties boven 11.000 mg/l te creëren (Ysebaert & Meire 1999). Gunstige condities komen dus eigenlijk alleen voor bij varianten waarbij sprake is van uitwisseling via een gat in de Markiezaatskade. Bij deze getijvarianten zal de horizontale uitwisseling mogelijk ook zo groot zijn dat er gunstige ontwikkelingskansen zijn voor Japanse oesters (en andere filteraars). In de gemaalvarianten is het niet waarschijnlijk dat er oesterbanken gaan ontstaan, aangezien er dan in het ondiepe meer waarschijnlijk te weinig uitwisseling zal zijn voor de hoge filtratiecapaciteit die deze banken nodig hebben. Bij minder waterbeweging zullen zich waarschijnlijk wel individuele, of kleine clusters van oesters kunnen vestigen, mits het zoutgehalte hoog genoeg is, maar zullen er dus geen banken ontstaan.

Vissen
Bij een zout Markiezaatsmeer kan het gebied vermoedelijk weer een functie krijgen voor trekvissen, zoals paling en fint, vanwege de connectie met de Blaffert. Een zout Markiezaatsmeer dat in open verbinding staat met andere zoute wateren zal mogelijk ook weer een kraamkamerfunctie kunnen gaan vervullen voor verschillende mariene vissoorten. Hierbij is een open verbinding door een gat in de Markiezaatskade te prefereren boven een verbinding via een gemaal. In de laatste optie zouden aanvullende maatregelen nodig zijn voor vispassage.

Vogels
Zoals eerder aangegeven, zal er zonder aanvullende maatregelen weinig veranderen in het terrestrische deel van het Markiezaat als het meer zout wordt. Er worden zonder uitvoering van aanvullende maatregelen dan ook geen grote veranderingen verwacht in het aantal rietvogels, struweelvogels en vogels, dat kenmerkend is voor verruigde graslanden in de verschillende zoute varianten.

Op de Spuitkop broeden lepelaars sinds de jaren '90 van de vorige eeuw. Deze soort zal waarschijnlijk niet zo veel problemen hebben met een zout meer, aangezien ze bijvoorbeeld ook in het Waddengebied vaak in de buurt van zout water broeden. Lepelaars zijn echter voornamelijk grondbroeders, waarmee ze erg gevoelig zijn voor grondpredatoren als vossen en ratten. Dit is met name relevant voor de getijvarianten, waarbij het waterpeil een halve meter zal dalen waardoor de Spruitkop zonder aanvullende maatregelen vermoedelijk toegankelijk zal worden voor grondpredatoren (Afbeelding 5.7).

Voor andere typische zoetwatersoorten zijn enige negatieve gevolgen te verwachten bij alle zoute varianten in het Markiezaatsmeer. Dit geldt vooral voor de dodaars, waarvoor het gebied als broedgebied in waarde afneemt vanwege het verdwijnen van zoete waterplanten die ze gebruiken voor hun nesten, en de kleine zwaan, waarvoor het gebied veel minder geschikt wordt als foerageergebied vanwege het verdwijnen van hun voorkeursvoedsel (wortelstokken van zoete waterplanten als fonteinkruiden). De meeste andere 'zoete' soorten die het Markiezaatsmeer als foerageergebied gebruiken, kunnen in principe ook op zout water foerageren, al is het op basis van onze modelvoorspellingen niet mogelijk kwantitatieve uitspraken te doen over hun voedselbeschikbaarheid. Het is niet uit te sluiten dat een zout Markiezaatsmeer vooral voor eendensoorten uiteindelijk toch minder aantrekkelijk zal zijn. Uitzondering is de bergeend, die graag in ondiepe zoute gebieden foerageert op kleine slakjes.

De typische 'zoute' soorten zijn vrijwel allemaal steltlopers, die in het intergetijdengebied foerageren. Varianten zonder intergetijdengebied, zoals bij het scenario 'Gemaal Schelde-Rijnkanaal', voegen weinig toe aan de geschiktheid van deze soorten. In deze varianten zal het gebied alleen als hoogwaterrustplaats blijven fungeren. In het scenario 'Getijopening' ontstaat echter wel intergetijdengebied, waardoor deze zelfde steltlopers het gebied ook als foerageergebied kunnen gaan gebruiken. Voor de steltlopers is de getijdenvariant met het grootste gat, waarbij het waterpeil dagelijks 30 cm zal fluctueren en een intergetijdengebied van zo'n 125 ha ontstaat, de meest voordelige variant. Deze variant zal positief bijdragen aan de draagkracht voor deze soorten.

De bijdrage zal vermoedelijk alleen betrekking hebben op niet-broedende steltlopers. De fluctuatie van 30 cm zal er weliswaar voor zorgen dat het foerageergebied voor steltlopers toeneemt en de vegetatiesuccessie in deze zone geremd wordt, maar deze zone is door de dagelijkse overstroming ongeschikt als broedhabitat. Vooral de strandplevier en bontbekplevier broeden in de zone direct tegen het intergetijdengebied aan en prefereren geen of enkel een pioniersvegetatie. Wanneer er in het Markiezaatsmeer een jaarrond vaste peilfluctuatie van 30 cm komt, zoals vermoedelijk in de toekomst gaat worden toegepast in het Volkerak-Zoommeer, zal de zone tegen het intergetijdengebied echter niet (of slechts beperkt) onder invloed komen te staan van het zoute water. Dit heeft als effect dat de vegetatieontwikkeling in deze zone nauwelijks geremd wordt en dat het gewenste pioniersstadium niet op een duurzame wijze bewerkstelligd kan worden. Salts-sprays en incidentele zoutinlaten via golfwerking tijdens stormen zullen zeer waarschijnlijk onvoldoende zijn om schorrenvegetaties (pioniersstadia) te behouden in deze zone. Het toepassen van een gevarieerd zomer- en winterpeil met getij, waarbij het winterpeil hoger ligt, zou een oplossing kunnen vormen. Een dergelijk peil zou dan echter ook gehanteerd moeten worden in het Volkerak-Zoommeer. In het Grevelingen leidt dit tot goede resultaten. In vervolgonderzoek zou bepaald kunnen worden of dit een realistische optie is voor het Volkerak-Zoommeer en het Markiezaatsmeer.

5.2.4. Samenvatting systeemanalyse

Voor de natuurdoelstellingen (met name vogels) heeft een zout systeem zonder getij via een gemaalinlaat een potentieel negatief effect op de draagkracht van het systeem voor 'zoete' vogels en weinig positieve bijdragen voor steltlopers. Voor deze gemaalvarianten geldt verder dat er per dag meer dan 50.000 m^3 aan zout water uit het Schelde-Rijnkanaal moet worden ingelaten om de gewenste chlorideconcentraties van boven de 10.000 mg/l te bereiken in het Markiezaatsmeer. Bij dit debiet zullen er gegarandeerd geen blauwalgenbloeien kunnen optreden in het meer, maar het veroorzaakt wel een hogere nutriëntenbelasting met een groter risico op dominantie van andere algen waaronder macroalgen als zeesla en draadwier.

De beste perspectieven biedt een scenario met uitwisseling via een opening in de Markiezaatskade. Dit geeft de beste mogelijkheden voor vismigratie en levert extra foerageergebied op voor steltlopers. Bij elke getijvariant zal de nutriëntenbelasting echter hoog zijn. Door de geringe diepte is er op de meeste locaties in het meer geen sprake van lichtlimitatie en de verblijftijd zal met circa 4 dagen lang genoeg zijn om een sterke algenbloei in het meer te krijgen. Zelfs bij maximale uitwisseling wordt de verblijftijd niet kort genoeg om algenbloei te voorkomen. In de praktijk kunnen de varianten met getijuitwisseling echter nog wat gunstiger uitpakken, doordat de dynamiek vermoedelijk een relatief gunstig habitat voor (algenfilterende) schelpdieren creëert.

5.2.5. Effectieve maatregelen die volgen uit de systeemanalyse

Uit de systeemanalyse van de zoute scenario's volgen de potenties van verschillende maatregelen om de waterkwaliteit en habitatgeschiktheid voor vogels in het Markiezaatsmeer te verbeteren. Voor de twee behandelde scenario's is per voorkeursvariant bekeken welke aanvullende maatregelen genomen zouden moeten worden om een watersysteem te krijgen met een gewenste kwaliteit, waarbij op basis van de systeemanalyse uitgegaan is van de volgende voorkeursvarianten:

- voor het scenario 'Gemaal Schelde-Rijnkanaal' is gekozen voor de variant waarin gemiddeld 50.000 m^3/dag wordt ingelaten. In een dergelijke variant wordt getracht de chlorideconcentraties boven 10.000 mg/l te krijgen om bloeien van blauwalgen en *Prymnesium*-soorten te voorkomen. De externe nutriëntbelasting neemt in deze variant echter wel sterk toe;
- voor het scenario 'Getijopening' is gekozen voor de variant met het grootste gat in de Markiezaatskade van 200 m^2. In deze variant is de uitwisseling tussen het Schelde-Rijnkanaal en het Markiezaatsmeer maximaal, waardoor het Markiezaatsmeer de gehele getijbeweging van het Volkerak-Zoommeer (en het Schelde-Rijnkanaal) van circa 0,3 m kan volgen.

Maatregelen in het scenario 'Gemaal Schelde-Rijnkanaal'

Uit de systeemanalyse blijkt dat deze optie wat betreft water- en habitatkwaliteit voor vogels weinig kans biedt voor een duurzame instandhouding van de Natura 2000-doelen. Om een voldoende hoge chlorideconcentratie van circa 10.000 mg/l in het Markiezaatsmeer te krijgen, waarbij de kans op ongewenste bloeien van blauwalgen en *Prymnesium* miniem is, moet er circa 50.000 m^3 zout water per dag worden ingelaten via een nieuw te plaatsen gemaal. Bij dit inlaatdebiet neemt de externe belastingen aan nutriënten echter sterk toe, waardoor de nutriëntconcentraties sterk zullen verhogen, de algenbiomassa in het Markiezaatsmeer zal toenemen en de kans op ontwikkeling van macroalgen (zoals zeesla en draadwieren) erg groot is. Tevens leidt dit scenario niet tot een intergetijdengebied in het meer, waardoor veel plevieren en steltlopers geen enkel voordeel zullen hebben aan een dergelijke ingreep. Dit is dus een onwenselijke situatie voor het Natura 2000-gebied, en deze nadelen kunnen niet worden opgeheven door aanvullende maatregelen.

Om die reden zijn er voor dit scenario geen individuele maatregelen uitgewerkt. Voor de volledigheid zijn wel de kosten geraamd die horen bij het uitvoeren van dit scenario. Uit een grove kostenraming blijkt dat het plaatsen van een nieuw gemaal op de Markiezaatskade met een capaciteit van 50.000 m^3/dag ongeveer EUR 1.500.000,-- (inclusief omzetbelasting) zal kosten. Daarnaast moet rekening gehouden worden met jaarlijkse energie- en onderhoudskosten van EUR 330.000,-- (inclusief omzetbelasting).

Maatregelen in het scenario 'Getijopening'

De getijslag in het Schelde-Rijnkanaal is te beperkt om een verblijftijdgestuurd systeem te krijgen in het Markiezaatsmeer. Zelfs bij maximale uitwisseling wordt de verblijftijd niet kor-

ter dan 4 dagen, waarmee algenbloeien niet voorkomen kunnen worden. Voor veel van de vogels met een instandhoudingsdoelstelling wordt echter ingeschat dat troebel water niet een groot probleem is. Bij veel uitwisseling, en daarmee veel horizontale waterbeweging, worden overigens gunstigere condities gecreëerd voor bodemdieren met een grote filtratiecapaciteit, zoals oesters, kokkels en scheermessen. Een aanwezigheid van een gezonder populatie 'grazers' kan sterk bijdragen aan het verminderen van algenbloeien en een verhoging van het doorzicht. De productiviteit van het systeem wordt niet minder, maar de algen krijgen bij veel graas wel minder kans om veel biomassa op te bouwen. Tenslotte geldt ook voor dit scenario dat DELWAQ het doorzicht mogelijk onderschat, doordat het model vermoedelijk de extinctiecoëfficiënt voor DOC (de belangrijkste component die het doorzicht bepaald in het Markiezaatsmeer) te hoog inschat.

Bij de maximale uitwisseling ontstaat er tevens een groot dynamisch intergetijdengebied van circa 125 ha (12 % van het vaste wateroppervlak) dat aantrekkelijk is voor verschillende plevieren en steltlopers. Verder kunnen de habitatcondities voor deze soorten, maar bijvoorbeeld ook voor oesters, worden verbeterd door de aanleg van hard substraat.

Hieronder wordt voor de verschillende potentiële maatregelen aangegeven (a) wat het **potentiële resultaat** is, (b) wat de **risico's en potentiële nadelen** zijn, (c) welke punten er **nader uitgezocht** dienen te worden, (d) wat de **kosten** zijn en (e) of wij **adviseren** om ze uit te voeren in het betreffende scenario. Voor de kostenramingen geldt dat het om grove ramingen gaat, waarin de uitgerekende raming met een factor 1,5 is vermenigvuldigd om rekening te houden met de omzetbelasting, algemene kosten, winst, en risicokosten (zie bijlage II voor een uitleg van de gehanteerde prijzen).

Aanleggen van een gat in de dijk dat afgesloten kan worden met een keersluis

- **a. potentiële resultaat**: voor de voorkeursvariant dient er een gat van 200 m^2 te worden gemaakt in de Markiezaatskade om een maximale uitwisseling te krijgen tussen het Schelde-Rijnkanaal en het Markiezaatsmeer, zodat een intergetijdengebied van circa 125 ha ontstaat dat een positieve bijdrage kan leveren aan de vogelstand van verschillende plevieren en steltlopers. Hier is uitgegaan van een gat van 3 m onder de waterlijn van het Schelde-Rijnkanaal en 67 m breed. Voor de vogelrichtlijnsoorten is het van groot belang dat het Markiezaatsmeer een rustgebied blijft. De opening moet dus worden afgesloten met een grote ballenlijn. Tenslotte is het voor de waterveiligheid van groot belang dat er een keersluis in de opening komt, want tijdens zoetwater opslag kan de waterstand in het Schelde-Rijnkanaal stijgen tot NAP +2,30 m;
- **b. risico's en potentiële nadelen**: aan deze maatregel (het maken van een bres in de Markiezaatskade) kleven in potentie verschillende risico's. Hierbij dient gedacht te worden aan waterveiligheidsaspecten in het gebied achter de kade (oftewel de omgeving om het Markiezaatsmeer), problemen met nieuwe stromingen en aanzanding die in het Schelde-Rijnkanaal kunnen gaan optreden en milieurisico's in het Markiezaatsmeer bij calamiteiten in het Schelde-Rijnkanaal. Uit een eerste inventarisatie (zie bijlage VII) blijkt dat er inderdaad risico's zijn, maar dat deze risico's vermoedelijk goed beheerst kunnen worden door gebruik te maken van mitigerende maatregelen zoals het plaatsen van een keersluis in de bres (zoals hier al is opgenomen in de raming). Mocht voor deze optie worden gekozen dan wordt er wel aanbevolen om in een vervolgfase van het project de risico's en mogelijke mitigerende maatregelen nader te onderzoeken met onder andere stromingsmodellen, om onzekerheden te verkleinen en om te verifiëren dat aan alle normen wordt voldaan;
- **c. nader uit te zoeken**: er dient een ontwerp te worden gemaakt van de constructie, waarin onder andere rekening moet worden gehouden met de volgende eisen: (a) het beperken van aanzanding in het Schelde-Rijnkanaal, (b) het beperken van stromingsveranderingen in de stroomgeul van het Schelde-Rijnkanaal, (c) het niet bevaarbaar

maken van de doorgang tussen het Schelde-Rijnkanaal en het Markiezaatsmeer, en (d) de waterveiligheid waarbij tijdens zoetwater opslag in het Volkerak-Zoommeer de keersluis moet worden gesloten (de waterstand kan dan oplopen tot NAP +2,30 m);
- **d. kosten**: voor het aanleggen van een gat van 200 m^2 met een keersluis en een viaduct zal eenmalig een bedrag van circa EUR 9.000.000,-- nodig zijn. Hierbij is nog geen rekening gehouden met de ontwerpkosten;
- **e. ons advies**: dit zijn onontkoombaar acties als dit scenario uitgevoerd gaat worden.

Aanleggen van een verdiepte geul tussen de Spuitkop en het vaste land
- **A. potentiële resultaat**: de waterstand in het Markiezaatsmeer zal met circa 0,5 m zakken in dit scenario, waardoor er regelmatig een droge verbinding komt tussen de Spuitkop (een broedgebied van onder andere lepelaars) en het vaste land. Het opheffen van de isolatie zal er toe leiden dat er predatoren in het broedgebied kunnen gaan komen. Om dit te voorkomen, wordt voorgesteld om een 2,5 km lange geul (100 m breed en 2 m diep) om de Spuitkop te graven en dit materiaal te gebruiken voor de aanleg van een aantal nieuwe, predatorvrije eilanden ten noordwesten van de Spuitkop. De eerste jaren zullen dergelijk kale eilanden ook interessant zijn als broedgebied voor enkele steltlopers;
- **c. nader uit te zoeken**: beste locatie van de eilanden bepalen met behulp van stromingsmodellen, zodat ze niet gelijk 'wegspoelen' als het getijscenario wordt uitgevoerd;
- **d. kosten** (eenmalig): EUR 3.800.000,--;
- **e. ons advies**: bij uitvoering van dit scenario is deze maatregel zeer gewenst. Als dit niet wordt gedaan, kan de populatie lepelaars vermoedelijk niet op een duurzame wijze in stand worden gehouden.

Wegvissen van zoetwater vissen
- **a. potentiële resultaat**: door het uitvoeren van dit scenario zal het Markiezaatsmeer snel van een zwak brak meer veranderen in een zout meer. Om grootschalige vissterfte te voorkomen is het verstandig om het meer op voorhand grotendeels leeg te vissen;
- **d. kosten** (eenmalig; exclusief monitoring): EUR 320.000,-- voor eenmalig actief biologisch beheer van de visstand;
- **e. ons advies**: om het risico op grootschalige vissterfte te beperken wordt geadviseerd om deze maatregel uit te voeren zodra er gestart gaat worden met het inlaten van zout water vanuit het Schelde-Rijnkanaal.

Aanleggen van hard substraat langs de oevers
- **a. potentiële resultaat**: het toepassen van kunstmatige hard substraat, zoals stortsteen, kan leiden tot extra habitat voor oesters en gewenste macroalgen. Daarmee komt er ook extra foerageergebied voor verschillende steltlopers;
- **c. nader uit te zoeken**: bepalen exacte locaties waar je het harde substraat zou willen aanleggen. Hierbij zou gebruik gemaakt kunnen van 3D-stromingsmodellen;
- **d. kosten** (eenmalig): circa EUR 150.000,-- voor 5 gebieden van 0,5 ha groot;
- **e. ons advies**: dit is een aanvullende maatregel die positieve effecten kan hebben op onder andere plevieren en steltlopers, maar vooral zinnig zal zijn als er daadwerkelijk een intergetijdengebied in het Markiezaatsmeer komt.

5.2.6. Confrontatie met Natura 2000 en KRW-doelen

Zoals in de vorige paragraaf reeds is aangegeven, blijkt uit de systeemanalyses van de zoute varianten dat het scenario 'Gemaal Schelde-Rijnkanaal' wat betreft water- en habitatkwaliteit voor vogels weinig kansen biedt voor een duurzame instandhouding van de Natura 2000-doelen. Het zoute voorkeursscenario met getijwerking creëert echter wel nieuw foerageergebied voor de 'zoute' foeragerende en rustende vogelsoorten, zoals ple-

vieren en steltlopers en heeft daarmee een positief effect. Omdat het droge broedgebied niet verandert, zal het effect op de broedende plevieren en steltlopers echter gering zijn. (Tabel 5.2). Tevens zal het aantal pijlstaarten en bergeenden waarschijnlijk toenemen als dit zoute getijscenario wordt uitgevoerd. Uitvoering van het getijscenario zal dan ook bijdragen aan de provinciale beleidsdoelstellingen, zoals die onder andere zijn vastgesteld in het leefgebiedsplan Rivierdalen & Afgesloten zeearmen (Runhaar, Verdonschot & Groenendijk 2012) waarin het Markiezaatsmeer als Noord-Brabantse hotspot voor kustvogels wordt aangemerkt. De huidige wetenschappelijke kennis is echter nog ontoereikend om nauwkeurige kwantitatieve uitspraken te kunnen doen over de aantallen vogels die zijn te verwachten na veranderingen in het systeem, waardoor er niet met zekerheid is te zeggen of de instandhoudingsdoelstellingen bereikt zullen gaan worden.

Tabel 5.2. Stand van zaken van de instandhoudingsdoelstellingen voor broedende en niet-broedende vogels in het Markiezaatsmeer voor de huidige zwak brakke situatie en na uitvoering van de voorgestelde maatregelen in het getijscenario met een gat van 200 m^2 in de Markiezaatskade. Kleuren geven aan of de doelen gehaald zijn/worden in het Markiezaatsmeer: rood = nooit bereikt, geel = sommige jaren bereikt maar andere jaren niet bereikt, groen = alle jaren bereikt

Toestand nu		Toestand na maatregel	
Broedvogels	Niet-broedende vogels	Broedvogels	Niet-broedende vogels
Lepelaar	Lepelaar	Lepelaar	Lepelaar
Dodaars	Kleine zwaan	Dodaars	Kleine zwaan
	Grauwe gans		Grauwe gans
	Brandgans		Brandgans
	Krakeend		Krakeend
	Meerkoet		Meerkoet
	Pijlstaart		Pijlstaart
	Wintertaling		Wintertaling
	Slobeend		Slobeend
	Aalscholver		Aalscholver
	Smient		Smient
	Geoorde fuut		Geoorde fuut
	Fuut		Fuut
	Bergeend		Bergeend
Kluut	Kluut	Kluut	Kluut
Bontbekplevier	Bontbekplevier	Bontbekplevier	Bontbekplevier
Strandplevier	Zilverplevier	Strandplevier	Zilverplevier
	Kanoet		Kanoet
	Bonte strandloper		Bonte strandloper
	Zwarte ruiter		Zwarte ruiter

Voor een aantal ‘zoete’ vogelsoorten worden enige negatieve gevolgen verwacht bij de zoute scenario’s (Tabel 5.2). Dit geldt vooral voor dodaarzen, kleine zwanen en in mindere mate voor een aantal grondeleenden. Als een zout scenario wordt uitgevoerd, is het verstandig om te overwegen de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten aan te passen. Voor de lepelaar wordt geen negatief effect verwacht als de Spuitkop tenminste geïsoleerd blijft liggen. Bij het getijscenario zal er dan een geul om het eiland moeten worden aangelegd. Als dit niet wordt gedaan, zullen de instandhoudingsdoelstellingen van de lepelaar vermoedelijk niet gehaald kunnen worden.

Voor de KRW-doelen, die in het Markiezaatsmeer volgend zijn op Natura 2000 (EU 2011), geldt dat het meer zout wordt in dit scenario en dus een ander KRW-type wordt: M32 (grote brakke tot zoute meren) in plaats van M30 (zwak brakke wateren). Aangezien het meer vermoedelijk troebel blijft, valt het sterk aan te raden om uiteindelijk specifieke, op het waterlichaam toegesneden MEP's en GEP's vast te stellen. Hierbij zal het MEP gelijk aan een helder ideaalbeeld, maar zullen de GEP's overeenkomen met een troebele toestand.

Zoals aangegeven in paragraaf 4.1.7 zijn er momenteel nog geen tools beschikbaar waarmee de EKR-scores voor de biologische toestand direct kunnen worden ingeschat op basis van kennis over voorwaarden die het systeemfunctioneren bepalen. De KRW-verkenner 2.0 kan gebruikt worden, maar deze tool is niet direct gebaseerd op de voorwaarden die het systeemfunctioneren bepalen maar op afgeleide variabelen zoals nutriëntenconcentraties in plaats van nutriëntenbelastingen. Daarnaast is de KRW-verkenner gebaseerd op (lineaire) verbanden tussen variabelen van vele verschillende meren, terwijl bekend is dat elk watersysteem op een individuele manier reageert op veranderingen (n = 1) en zeker niet op een lineaire wijze. Wij adviseren de Nederlandse waterschapswereld dan ook om in de komende jaren een nieuwe tool te ontwikkelen waarmee doelen voor SGBP 3 en effecten van maatregelen op een betere manier kunnen worden afgeleid (Twisk et al. 2015). Een dergelijke tool, die wat ons betreft de EKR-score niet op drie cijfers achter de komma hoeft uit te rekenen (dit geeft een schijnnauwkeurigheid aan) maar wel duidelijk de toestand duidt, zou vervolgens ook door het waterschap Brabantse Delta gebruikt kunnen worden om de doelen van de Binnenschelde af te leiden.

5.3. Samenvattende conclusies voor het Markiezaatsmeer

Tabel 5.3. Inschatting van het effect van verschillende varianten voor het Markiezaatsmeer. De geraamde kosten in EUR zijn inclusief omzetbelasting. +: in orde, -: niet in orde of een risico

	Zoet (huidige situatie)	Zoet (inclusief maatregelen)	Zwak brak (gemaal)	Brak (gemaal)	Zout (gemaal)	Zout (getijopening)
saliniteit (mg/l)	600 - 700	600 - 700	1.500	6.500	10.000	11.500
peilverschil (seizoenaal; cm)	40	40 (70 cm tijdens periodes van bewuste droogval)	40	25	1	n.v.t.
peilverschil (getijbeweging; cm)	0	0	0	0	0	30
externe nutriëntenbelasting	+/-	+/-	+/-	-	--	--
lichtbeschikbaarheid	-	-	-	-	-	-
nutriëntenhuishouding bodem	-	-	-	--	--	niet van belang
fytoplankton (algemeen)	-	-	-	-	-	-
blauwalgenbloei	-	-	-	-	+	+
waterplanten	-	+/-	-	-	--	--
terrestrische veg. (riet)	+	++	+/-	-	-	-
terrestrische veg. (schorren)	--	--	--	-	-	+
vissen	-	-	-	-	+/-	+
vogels (zoet)	+/-	+	+/-	- (kleine zwaan & dodaars)		
vogels (zout)	-	-	-	-	-	+
geraamde kosten (eenmalig)	0	490.000	niet bepaald		1.500.000	13.270.000
geraamde kosten (jaarlijks)	0	0	niet bepaald		330.000	0

De uitkomsten van de zoete, brakke en zoute systeemanalyses van het Markiezaatsmeer, waarbij rekening is gehouden met het uitvoeren van aanvullende maatregelen, staan schematisch samengevat in Tabel 5.3. Deze tabel kan gebruikt worden om tot een goed gewogen afweging te komen. Aangezien niet alleen het toekomstige systeemfunctioneren bij deze afweging een rol speelt, zijn ook de geraamde kosten per scenario opgenomen in deze tabel. De uitkomsten van de (zwak) brakke varianten zijn op puur kwalitatieve analyses gebaseerd (zie bijlage I) en zijn dus minder betrouwbaar dan de andere uitkomsten.

5.4. Aanbevelingen

Voor het Markiezaatsmeer, een Natura 2000-gebied waar vogelrichtlijnen gelden, geldt dat de Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen leidend zijn en dat de KRW-doelen daarop volgen. Aangezien uit de zoete en zoute systeemanalyses blijkt dat helder water niet gegarandeerd kan worden, is er in de alle scenario's vooral gekeken welke maatregelen uitgevoerd zouden kunnen worden om de habitatcondities voor verschillende vogelgroepen te verbeteren. Gelet op de resultaten van de systeemanalyses, de mogelijke richtingen waarin het Markiezaatsmeer zich in de toekomst kan ontwikkelen en het belang van de instandhoudingsdoelstellingen in dit Natura 2000-gebied adviseren we de volgende benadering:

1. de habitatverbeterende maatregelen 'droogval' en 'uitrastering' op kleine schaal beproeven in het huidige Markiezaatsmeer. Dit zijn potentiële 'altijd-goed' maatregelen die zowel in de zoete situatie als onder de eventueel toekomstige zoute condities positief kunnen uitpakken;
2. bij goede resultaten uit de experimenten kan besloten worden om deze maatregelen in het gehele Markiezaatsmeer toe te passen. Verwacht wordt dat hiermee de instandhoudingsdoelstellingen van verschillende 'zoetwater' vogels gehaald kunnen worden en dat daarnaast de condities verbeterd worden voor verschillende riet- en struweelvogels. Hoewel deze laatste soorten niet zijn meegenomen in het Natura 2000-aanwijsbesluit, omdat ze rond 2000 slechts in kleine aantallen voorkwamen, is in een scenario waarbij het Markiezaatsmeer zoet blijft, een uitbreiding van dergelijke vogelsoorten goed denkbaar.
3. wanneer het Volkerak-Zoommeer en Schelde-Rijnkanaal verzout worden rond 2025, dan ontstaat er een keuze tussen twee mogelijkheden:
    - het Markiezaatsmeer kan via een gat in de Markiezaatskade worden verbonden met het Schelde-Rijnkanaal. Deze ingreep zal tot een zout watersysteem leiden met een getijslag van circa 0,3 m. Dit is niet alleen gunstig voor de vismigratie, maar het levert ook kansen op voor verschillende steltlopers en plevieren omdat een waardevol intergetijdengebied van circa 125 ha ontstaat. Enkele 'zoete' watervogels zullen negatief reageren op de verzouting, zoals de kleine zwaan en dodaarzen, maar de meeste 'zoete' vogels zullen vermoedelijk weinig tot geen hinder ondervinden van de verzouting omdat de omvangrijke droge delen van het natuurgebied zoet zullen blijven;
    - het Markiezaatsmeer in de huidige 'zoete' (en troebele) toestand houden, waarbij gewerkt wordt aan verdere ontwikkeling van oever- en rietvegetaties (actiepunten 1 en 2). In tegenstelling tot de Binnenschelde is dit een realistisch scenario, omdat het meer geïsoleerd ligt en niet afhankelijk is van inlaatwater uit het Zoommeer. Onder deze condities zullen de steltlopers en plevieren zich niet in een positieve richting ontwikkelen, maar zullen soorten als de kleine zwaan en dodaars wel aan de instandhoudingsdoelstellingen blijven voldoen.

Er wordt geadviseerd om pas tussen deze twee mogelijkheden te kiezen nadat de uitkomsten van voorliggende studie in een Delta-breed perspectief beschouwd kunnen worden. Pas als duidelijk is wat alle komende veranderingen in de Delta betekenen voor zowel de ‘zoete’ als de ‘zoute’ vogelsoorten kan goed beoordeeld worden met welk scenario het Markiezaatsmeer het meest bijdraagt aan een duurzame instandhouding.

6. SAMENVATTING

6.1. Inleiding

Na de aanleg van de Deltawerken zijn er aan de voet van de Brabantse Wal in de omgeving van Bergen op Zoom twee watersystemen gecreëerd, namelijk de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer. Beide meren zijn KRW-waterlichamen en scoren momenteel ontoereikend tot slecht volgens de KRW-maatlatten. De Binnenschelde is een stedelijk meer met potenties voor wonen, recreëren en ondernemen op en langs het water. De zwemwaterkwaliteit van de Binnenschelde is echter niet optimaal, waardoor er regelmatig waarschuwingsborden staan in verband met het voorkomen van toxische blauwalgen. Dit belemmert ontwikkelplannen van de gemeente Bergen op Zoom en ondernemers. Het Markiezaatsmeer is een Natura 2000-gebied dat momenteel niet voldoet aan alle instandhoudingsdoelstellingen, doordat de combinatie van doelen voor zoet- en zoutwater vogels moeilijk/onmogelijk te realiseren is. Voor beide meren bestaat derhalve een sterke, doch verschillende, aanleiding de water- en ecologische kwaliteit te verbeteren.

De potentiële toekomstige verzouting van het Volkerak-Zoommeer leidt er toe dat er in de toekomst verschillende scenario's gecreëerd kunnen worden in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer, waarbij zowel zoete als zoute eindsituaties mogelijk zijn. Het is hierbij van belang dat de Binnenschelde als veilig en schoon zwemwater kan fungeren en dat het Markiezaatsmeer zich kan ontwikkelen tot een waardevol en vogelrijk natuurgebied dat aan de instandhoudingsdoelstellingen voldoet. Als eerste stap voor het structureel verbeteren van de waterkwaliteit van beide meren is een gedegen watersysteemanalyse uitgevoerd, waarmee begrip verkregen is over het functioneren van beide meren. Op basis van dit goed onderbouwde inzicht zijn kansrijke en structurele maatregelpakketten samengesteld voor zowel zoete als zoute scenario's. Op basis hiervan is tenslotte een advies voor beide meren geformuleerd.

6.2. Binnenschelde

Het waterpeil van de Binnenschelde ligt circa 1,5 m boven het peil van het naastgelegen Volkerak-Zoommeer. De constante aanvoer van zoet water (via regen en inlaatwater uit het Zoommeer) en de wegzijging via de bodem (als gevolg van de verhoogde ligging) hebben er voor gezorgd dat het water in het meer snel is gaan verzoeten na de aanleg. Door nalevering van zout uit de bodem is de Binnenschelde echter decennia zwak brak gebleven. Vermoedelijk zal de chlorideconcentratie nog in beperkte mate dalen en zal de concentratie uiteindelijk rond de 400 mg/l blijven. Dit zijn zeer zwak brakke condities, waarmee gesteld kan worden dat het meer steeds meer een zoet water aan het worden is.

De ontwikkeling van de waterkwaliteit heeft sinds het ontstaan van het meer in het teken gestaan van deze geleidelijke verzoeting en de daarbij horende chaotische ecologische ontwikkelingen. Na een troebele beginfase is het meer, geholpen door maatregelen, tussen 1991 en 1996 helder en (zeer) plantenrijk geweest. Daarna is het omgeslagen in een troebele en algenrijke toestand waar het meer tot op heden in zit. De systeemanalyse wijst uit dat deze veranderingen niet veroorzaakt zijn door een wijziging in de externe aanvoer van voedingsstoffen (fosfaat en stikstof), aangezien die altijd laag genoeg zijn geweest voor een helder meer. Dat het meer desondanks troebel en zeer productief werd, komt volgens ons vermoedelijk door interne (bodem)processen, waarbij voedingsstoffen snel 'rondgepompt' worden in het systeem zelf waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe aanvoer verwacht mag worden. Hoewel we deze hypothese nog niet met experimenten hard hebben kunnen bewijzen in deze opdracht, draait de 'pomp' vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities.

Wij verwachten dit omdat de binding van fosfor aan de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt. De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa wordt gezien als een indicatie dat de 'pomp' geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting.

Uit de systeemanalyse van de Binnenschelde blijkt verder dat er een zeer reële kans is dat het huidige (troebele en vrijwel zoete) meer helder gemaakt kan worden. Vanwege de recreatieve functie, de huidige slechte waterkwaliteit en het feit dat verzouting van het Zoommeer nog zeker 10 jaar op zich zal laten wachten, wordt geadviseerd om te starten met maatregelen waarmee het huidige door algen- en brasemgedomineerde voedselweb een tik krijgt, zodat waterplanten kunnen gaan domineren en het water weer helder wordt. Een combinatie van PAC-toediening als flocculant en actief visstandbeheer wordt zeer kansrijk beschouwd. Aanbevolen wordt om dit eerst op kleine schaal te testen in kolommen alvorens het gehele meer te behandelen. De globale kosten voor de proef bedragen circa EUR 40.000,-- (inclusief omzetbelasting). Voor eenmalige behandeling van het hele meer met PAC zou in het totaal tussen de EUR 220.000,-- en EUR 1.400.000,-- (inclusief omzetbelasting) gereserveerd moeten worden. Deze ruime marge wordt veroorzaakt door onzekerheden over de toevoegsnelheid van PAC en aanverwante chemicaliën in de Binnenschelde, die de benodigde manuren en daarmee de prijs sterk beïnvloeden. Vooralsnog wordt geadviseerd om uit te gaan van de conservatieve raming, waarbij een exactere raming kan worden gemaakt na uitvoering van de kolomproeven. Verder zal voor het actief visstandbeheer een bedrag van circa EUR 300.000,-- (inclusief omzetbelasting) moeten worden gereserveerd en voor het jaarlijkse maaibeheer worden de kosten voor de komende 10 jaar geraamd op EUR 700.000,-- (inclusief omzetbelasting).

Als het Volkerak-Zoommeer vervolgens rond 2025 zout wordt, dan rest de Binnenschelde niets anders dan ook zout te worden. In dit geval adviseren wij om de Binnenschelde in eerste instantie te verzouten via het reeds bestaande gemaal Noordland en de ontwikkelingen nauwgezet te volgen. Hierbij dient gemiddeld circa 5.000 m^3/dag te worden ingelaten om chlorideconcentraties van boven 10.000 mg/l te krijgen (wat gewenst is om bloeien van blauwalgen met zekerheid te kunnen voorkomen). De modelsimulaties voorspellen dat de Binnenschelde troebel zal zijn; echter dit is niet het gevolg van veel algen, maar vooral het gevolg van veel opgelost organische koolstof (DOC). Deze factor is op dit moment nog niet goed begrepen. Daarom zijn we vooralsnog uitgegaan van een relatief ongunstig scenario ten aanzien van opgelost koolstof en is er een kans dat het doorzicht in werkelijkheid beter gaat uitvallen. Aangezien het gebruiken van het reeds bestaande gemaal verreweg de goedkoopste optie is als het Volkerak-Zoommeer zout wordt, wordt geadviseerd om eerst deze optie uit te voeren en de ontwikkelingen nauwgezet te volgen. Er zal dan eenmalig EUR 200.000,-- (inclusief omzetbelasting) gereserveerd moeten worden voor actief biologisch beheer van de visstand. Vervolgens zal er jaarlijks EUR 20.000,-- (inclusief omzetbelasting) gereserveerd moeten worden voor extra energiekosten, die bovenop de huidige pompkosten komen. Tevens moet er rekening worden gehouden met mogelijke onderhoudskosten van de strandzones van circa EUR 40.000,-- (inclusief omzetbelasting), waarbij de werkelijk kosten zullen afhangen van het benodigde onderhoud om overlast van oesters en scheermessen te voorkomen.

Als de ontwikkelingen van de zoute gemaalvariant tegenvallen, wordt geadviseerd om over te stappen op het aanleggen van een onderleider, waarmee water vanuit de Oosterschelde kan worden aangevoerd. Dit levert een veel betere waterkwaliteit op dan bij gebruik van het Zoommeer water. Dit kost eenmalig EUR 8.700.000,-- (inclusief omzetbelasting), en kent vervolgens jaarlijkse onderhoud- en extra energiekosten van circa EUR 150.000,-- (inclusief omzetbelasting).

Er is tenslotte ook gekeken naar een optie waarbij er een bres in de Noordlandse Dam wordt gemaakt (en de Binnenschelde circa 1,5 m wordt uitgebaggerd), waardoor er via de toekomstige getijgeslag in het Zoommeer zout water in de Binnenschelde zou kunnen komen. Uit de systeemanalyse blijkt echter dat deze optie de slechtste waterkwaliteit geeft in de Binnenschelde. De getijslag in het Zoommeer wordt te beperkt om een verblijftijdgestuurd systeem te krijgen. Zelfs bij maximale uitwisseling wordt de verblijftijd niet kort genoeg om algenbloei in de nazomer te voorkomen. Het gevolg is dat in dit scenario erg veel nutriënten worden ingelaten terwijl de verblijftijd niet beperkend is, waardoor de algenbiomassa in de Binnenschelde sterk zal toenemen. Daarnaast is de kans op ontwikkeling van zeesla en draadwieren ook erg groot. Dit is een onwenselijke situatie voor een stedelijk water en zwemwater als de Binnenschelde, waarmee deze variant wat betreft de waterkwaliteit wordt afgeraden.

De KRW-watertypes en doelstellingen voor de Binnenschelde zullen aangepast moeten worden conform de gekozen scenario's en de ecologische ontwikkelingen die hieruit volgen. Wanneer bovenstaand stappenplan wordt doorlopen dan zal de Binnenschelde in eerste instantie een beetje verder verzoeten, maar vermoedelijk blijft het meer in KRW-termen een M30 type (zwak brakke wateren) doordat de chlorideconcentraties rond de circa 400 mg/l zullen stagneren. Als het Volkerak-Zoommeer vervolgens verzout wordt, zal het KRW-type voor de Binnenschelde echter wijzigen, namelijk in het type M31 (kleine brakke tot zoute meren). Met de resultaten van de uitgevoerde systeemanalyses is het goed mogelijk om specifieke MEP's en GEP's voor deze watertypen te definiëren. Aangezien verzouting van het Volkerak-Zoommeer nog ver weg is, ligt het voor de hand om het afleiden van zoute KRW-doelen voorlopig uit te stellen, maar het vaststellen van het zwak brakke doel zal vermoedelijk wel een rol gaan spelen bij het vaststellen van het derde Stroomgebiedsbeheerplan (SGBP3) voor de periode 2021 - 2027.

Tabel 6.1. Kostenraming (EUR inclusief omzetbelasting) voor de verschillende kansrijke scenario's van de Binnenschelde

Maatregel	Eenmalig	Jaarlijks	Extra informatie
Binnenschelde: Helder maken van het huidige (zwak brakke) meer			
experiment PAC & visstandbeheer	40.000,--		
PAC-toedienen	max. 1.400.000,--		prijs hangt af van dosering en toedien-snelheid, en kan in het meest gunstige geval afnemen tot circa 220.000,--
actief visstandbeheer	300.000,--		1x ABB & 2x beheersvisserij in 15 jaar
maaibeheer onderwatervegetatie		70.000,--	
flexibeler peilbeheer		-10.000,--	besparing door lagere energiekosten
Binnenschelde: Inlaat van zout water uit het Zoommeer via een gemaal			
extra draaiuren van het gemaal		20.000,--	
strandzone vrijhouden van oesters		max. 40.000,--	
wegvissen zoetwater vissen	200.000,--		ABB
Binnenschelde: Inlaat van zout water uit de Oosterschelde met behulp van een onderleider			
onderleider aanleggen en onderhouden	8.500.000,--		
onderleider onderhouden		100.000,--	
extra energiekosten door langere transportafstand		10.000,--	
strandzone vrijhouden van oesters		max. 40.000,--	
wegvissen zoetwater vissen	200.000,--		ABB

6.3. Markiezaatsmeer

Het waterpeil van het Markiezaatsmeer is met circa NAP +0,5 een stuk lager dan het peil in de Binnenschelde waar het gemiddelde waterpeil gelijk is aan NAP +1,5 m. Hierdoor ontvangt het Markiezaatsmeer veel meer kwelwater, dat gedeeltelijk brak is, en is de wegzijging een stuk beperkter dan in de Binnenschelde. Dit heeft er toe geleid dat het Markiezaatsmeer minder snel is verzoet, momenteel een stuk brakker is dan de Binnenschelde (circa 750 mg Cl/l in plaats van 450 mg/l) en altijd zwak brak zal blijven (de chlorideconcentratie zal nooit lager worden dan circa 600 mg/l).

Sinds het ontstaan van het meer heeft ook de ontwikkeling van de waterkwaliteit in het Markiezaatsmeer in het teken gestaan van de geleidelijke verzoeting en de chaotische ecologische ontwikkelingen die hiermee geassocieerd zijn. Tussen 1993 en 1995 is het meer helder en plantenrijk geweest, maar daarna is het omgeslagen in een troebele en algenrijke toestand waar het tot op heden in zit. Net als bij de Binnenschelde laat ook de systeemanalyse van het Markiezaatsmeer zien dat deze verandering in doorzicht niet veroorzaakt is door een wijziging van de externe aanvoer van voedingsstoffen (fosfaat en stikstof), aangezien deze altijd laag genoeg is geweest om een helder meer te krijgen. Dat het meer toch al lang troebel en zeer productief is, komt vermoedelijk door interne (bodem)processen, waarbij nutriënten snel ‘rondgepompt’ worden in het systeem zelf waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe nutriëntenaanvoer verwacht mag worden.

Zoals aangegeven voor de Binnenschelde, draait deze ‘pomp’ vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities. Aangezien de grotere kwel en beperktere wegzijging er voor zorgen dat de condities in het Markiezaatsmeer een stuk brakker zijn en blijven dan in de Binnenschelde, wordt verwacht dat de interne (bodem)processen een rol van betekenis blijven spelen. Daarnaast zorgt de grootte van het meer er voor dat de strijklengte van de wind een stuk groter is, waardoor sneller vertroebeling optreedt. Uit onze systeemanalyse blijkt dan ook dat alle maatregelen waarmee het huidige meer in potentie weer helder zou kunnen worden kansarm zijn.

Daarnaast blijkt een helder Markiezaatsmeer voor de meeste Natura 2000-doelstellingen onder (zwak) brakke omstandigheden niet veel waardevoller te zijn dan een troebel systeem. Alleen voor relatief veel voorkomende soorten als zichtjagende futen en waterplantetende eenden zou een helder watersysteem voordelig zijn, maar voor de lepelaar (een kernsoort van het gebied) zou een helder watersysteem zelfs negatief kunnen uitpakken. Daarom adviseren wij om bovenstaande waterkwaliteitsmaatregelen niet uit te voeren, en in plaats daarvan te focussen op maatregelen die de habitatcondities voor vogels duurzaam verbeteren onder de huidige zwak brakke (en troebele) condities. Dit betreft maatregelen waarmee de ontwikkeling van oever- en rietvegetaties gestimuleerd wordt en die ook een duurzaam positief effect zullen blijven hebben als het meer op de lange termijn niet zout wordt. Een goede optie hiervoor is een combinatie van tijdelijke droogval van de oeverzone (dit stimuleert kieming en ontwikkeling) en uitrastering (dit gaat vraat door grazers tegen). Alvorens deze maatregelen op grote schaal toe te passen, wordt geadviseerd om eerst een kleinschalige proef te doen. De kosten voor een proef bedragen EUR 50.000,-- tot EUR 80.000,-- (inclusief omzetbelasting). De kosten voor een grootschalige toepassing bedragen eenmalig circa EUR 10.000,-- (inclusief omzetbelasting), voor het mogelijk maken van de tijdelijke droogval van de oevers door de afvoersloot van het Markiezaatsmeer te verdiepen en te verbreden, en EUR 50.000,-- tot EUR 400.000,-- (inclusief omzetbelasting), voor het uitrasteren. De prijs van het uitrasteren kan pas nauwkeurig bepaald worden na uitvoering van de proef en hangt af van het type uitrastering (alleen vertikaal aan de randen of ook horizontaal met oranje sisaltauw) dat gebruikt dient te worden om ganzen-

vraat te beperken. Als het Volkerak-Zoommeer en het Schelde-Rijnkanaal rond 2025 zout worden, dan ontstaan er een keuze tussen twee scenario's:

- het Markiezaatsmeer via een gat in de Markiezaatskade verbinden met het Schelde-Rijnkanaal en het Volkerak-Zoommeer. Deze kostbare ingreep (eenmalige investering van circa EUR 9.000.000,-- (inclusief omzetbelasting), zal tot een zout watersysteem leiden met een getijslag van circa 0,3 m. Dit is niet alleen gunstig voor de vismigratie, maar het levert ook kansen op voor steltlopers en plevieren omdat de getijslag in het Markiezaatsmeer een waardevol intergetijdengebied van circa 125 ha zal opleveren. Enkele 'zoete' watervogels zullen negatief reageren op de verzouting, zoals de kleine zwaan, maar de meeste 'zoete' vogels zullen vermoedelijk weinig tot geen hinder ondervinden van de verzouting omdat de omvangrijke droge delen van het natuurgebied zoet zullen blijven als gevolg van neerslag en zoete kwel vanuit de Brabantse Wal. Bij dit scenario dient er echter wel rekening mee te worden gehouden dat er een aantal aanvullende maatregelen uitgevoerd dienen te worden om tot een zo gunstig mogelijke ecologische toestand in het Markiezaatsmeer te komen. Doordat de gemiddelde waterstand in dit scenario met circa 0,5 m zal zakken, dient er in ieder geval een verdiepte geul om de zuidrand van de Spuitkop (het eiland) te worden aangelegd. Anders zal de Spuitkop vast komen te zitten aan het vaste land (en dus niet meer als eiland functioneren), waardoor grondpredatoren als vossen en ratten schade kunnen veroorzaken bij de aanwezige grondbroedende lepelaars. Hiervoor dient circa EUR 3.800.000,-- (inclusief omzetbelasting) te worden gereserveerd. Verder wordt er aangeraden om in dit scenario ook geld te reserveren voor (a) het wegvissen van zoetwater vissen voordat er een bres in de dijk wordt gemaakt om grootschalige sterfte van deze vissen te voorkomen tijdens de snel optredende verzouting (EUR 320.000,-- inclusief omzetbelasting) en (b) kleinschalig hard substraat aan te leggen langs de oevers van het meer om gunstige condities te creëren voor oesters, gewenste macroalgen en foeragerende steltlopers (EUR 150.000,-- inclusief omzetbelasting);
- het Markiezaatsmeer behouden als een zwak brak (en troebel) meer, waarin wel maatregelen worden/zijn genomen om de ontwikkeling van oever- en rietvegetaties te stimuleren. In tegenstelling tot de Binnenschelde is dit een realistisch scenario, omdat het meer kwel vanuit de Brabantse Wal ontvangt als gevolg van de lagere ligging en minder wegzijging kent en hierdoor niet afhankelijk is van inlaatwater uit het Zoommeer. Onder deze condities zullen de steltlopers en plevieren zich niet in een positieve richting ontwikkelen, maar zullen soorten als de kleine zwaan en dodaars wel aan de instandhoudingsdoelstellingen blijven voldoen.

Geadviseerd wordt om pas tussen deze twee mogelijkheden te kiezen nadat de uitkomsten van voorliggende studie in een Delta-breed perspectief beschouwd zijn. Pas als duidelijk is wat alle komende veranderingen in de Delta betekenen voor zowel de 'zoete' als de 'zoute' vogelsoorten kan goed beoordeeld worden met welk scenario het Markiezaatsmeer het meest bijdraagt aan een duurzame instandhouding.

Tenslotte is voor het Markiezaatsmeer nog naar twee alternatieve zoute scenario's gekeken, maar beide worden om verschillende redenen sowieso niet geadviseerd:

- voor een variant waarbij via een onderleider zout water uit de Oosterschelde zou worden aangevoerd, bleek uit een eerste inventarisatie dat er grote twijfels zijn over de technische haalbaarheid van dit scenario vanwege de grote hoeveelheid zout water die vanuit de Oosterschelde aangevoerd moet worden om het Markiezaatsmeer zout genoeg te krijgen;
- voor een variant waarbij zout water via een gemaal uit het Schelde-Rijnkanaal gehaald zou worden, bleek dat de externe nutriëntenbelasting sterk zal toenemen waardoor de nutriëntconcentraties sterk zullen verhogen, de algenbiomassa in het Markiezaatsmeer zal toenemen en de kans op ontwikkeling van macroalgen (zoals zeesla en draadwie-

ren) erg groot is. Tevens leidt dit scenario niet tot een intergetijdengebied in het meer, waardoor veel plevieren en steltlopers weinig/geen voordeel zullen hebben aan een dergelijke ingreep. Dit is dus een onwenselijke situatie voor het Natura 2000-gebied, en deze nadelen kunnen niet worden opgeheven door aanvullende maatregelen.

Net als voor de Binnenschelde geldt dat de vigerende doelen voor het Markiezaatsmeer (in dit geval Natura 2000 en KRW-doelen) uiteindelijk aangepast zullen moeten worden aan de hand van het systeemfunctioneren en de gekozen ontwikkelingsrichting. Voor de KRW ligt een eerste aanpassing in SGBP3 voor de hand, voor Natura 2000 zodra de genoemde deltabrede afweging gemaakt is.

Tabel 6.2. Kostenraming (EUR inclusief omzetbelasting) voor de verschillende kansrijke scenario's van het Markiezaatsmeer

Maatregel	Eenmalig	Jaarlijks	Extra informatie
Markiezaatsmeer: Habitatverbetering van het huidige (zwak brakke) meer			
experiment droogval & uitrastering	max. 80.000,--		afhankelijk van opzet: 50.000,-- - 80.000,--
droogval mogelijk maken	10.000,--		
uitrastering verticaal	50.000,--		
uitrastering horizontaal	350.000,--		alleen als uit het uitrasteringsexperiment blijkt dat dit vanwege ganzenvraat nodig blijkt te zijn
Markiezaatsmeer: Inlaat van zout water uit het Schelde-Rijnkanaal via getijwerking			
gat in Markiezaatskade met keersluis	9.000.000,--		inclusief viaduct
geul tussen Spuitkop en vaste land	3.800.000,--		
wegvissen zoetwater vissen	320.000,--		ABB
hard substraat langs oevers aanleggen	150.000,--		

7. LITERATUURLIJST

Anderson, M.A. (2004) Impacts of metal salt addition on the chemistry of Lake Elsinore, California: 1. Alum. *Lake and Reservoir Management*, **20:** 249-258.

AquaTerra (1998) *Resultaten van een bemonstering van het bestand aan aasgarnalen in de Binnenschelde in juli 1998*. AquaTerra Water en Bodem B.V., Geldermalsen.

ATKB (2015) *Verslag werkzaamheden Markiezaatsmeer*. Notitie 20150099/not01, ATKB, Stellendam.

Bakker, D., Osté, L., Roskam, G., Weert, J. de & Hemelraad J. (2011) *De Bodem Bedekt. Het onderzoeken en aanbrengen van een fosfaatbindende afdeklaag in de Bergse Voorplas*. Rapport 1201913-000-BGS-0004, Deltares, Delft.

Blauwalgenprotocol (2012) www.helpdeskwater.nl

Bijkerk, R. (1999) *Plankton en waterkwaliteit in de Binnenschelde, West-Brabant, 1998*. Rapport 99-27, Koeman & Bijkerk B.V., Haren.

Bijkerk, R. & Zwerver, S. (1997) *Plankton en waterkwaliteit in de Binnenschelde, West-Brabant, 1993 - 1996*. Rapport 97-03, Koeman & Bijkerk B.V., Haren.

Breukers, C.P.M., Dam, E.M. van & Jong, S.A. de (1997) Lake Volkerak-Zoom: a lake shifting from the clear to the turbid state. *Hydrobiologia*, **342/343**: 367–376.

Buiteveld, H. (1990) *Uitzicht: model voor berekening van doorzicht en extinktie*. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA.

B-Ware (2015) *Onderzoek onderwaterbodems Markiezaatsmeer en Binnenschelde*. Rapport 2015-56, B-ware Research Centre, Nijmegen.

Chen, Z., Hu, C., Conmy, R.N., Muller-Karger, F. & Swarzenski, P. (2007) Colored dissolved organic matter in Tampa Bay, Florida. *Marine Chemistry*, **104**: 98-109.

Chorus, I. & Bartram, J. (1999) *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. St Edmundsbury Press, Bury St Edmunds, Suffolk.

Deltares (2016) *Systeemanalyse van de zoute varianten.*

DHV (2007) *Beheermaatregelen ter bestrijding van cyanobacteriënoverlast: Onderzoek naar effectiviteit en haalbaarheid*. Rapport MD-WR20070532, DHV.

Engstrom, D.R. (2005) Long-term changes in iron and phosphorus sedimentation in Vadnais Lake, Minnesota, resulting from ferric chloride addition and hypolimnetic aeration. *Lake and Reservoir Management*, **21:** 96-106.

EU (2011) *Links between the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC) and Nature Directives (Birds Directive 2009/147/EC and Habitats Directive 92/43/EEC): Frequently Asked Questions*

Forsberg, C. & Ryding, S.O. (1980) Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, **89**: 189-207.

Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990) The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia*, **200/201**: 557-566.

Hanson, J.M. & Leggett, W.C. (1982) Emperical predictions of fish biomass and weight. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**: 257-263.

Hellström, T. (1996) An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Water Environment Research*, **68**: 55–65.

Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloot, J.S. & Mooij, W.M. (2010) Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the eco-system model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecol. mod.*, **221**: 654-665.

Kairesalo, T., Laine, S., Luokkanen, E., Malinen, T. & Keto, J. (1999) Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. *Hydrobiologia*, **396:** 99-106.

Lambregts van de Clundert, F.E. (2013) *Veldinventarisatie op aan- en afwezigheid van driehoeksmosselen en Quaggamosselen in Binnenschelde en Markiezaatsmeer*. Rapport U13104, AQUON, Breda.

Kooistra, P. (2008) *Visstandbemonstering Markiezaatsmeer 2008*. Tholen.

Koole, M. (2015) *KRW visstandonderzoek 11 waterlichamen waterschap Brabantse Delta 2014.* Rapport 20140280/rap01, ATKB, Tiel.
Lamers, L.P.M., **Schep, S., Geurts, J.J.M. & Smolders, A.J.P. (2012)** Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. *H2O,* **45**: 29-31.
Lewandowski, J., Schauser, I. & Hupfer, M. (2003) Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Susser See (Germany). *Water Research*, **37:** 3194-3204.
Martin, M.L. & Hickey, C.W. (2004) *Determination of HSNO Ecotoxic Thresholds for Granular Phoslock™ (Eureka 1 Formulation) Phase 1: Acute Toxicity.* NIWA Client Report HAM2004-137.
Mazur-Marzec, H., Zeglińska, L. & Pliński, M. (2005) The effect of salinity on the growth, toxin production, and morphology of Nodularia spumigena isolated from the Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology*, **17**: 171-179.
Meijer, M.L. (1999) Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, **408:** 13-30.
Meijers, E.M., Groot, S., Haasnoot, M., Van Wesenbeeck, B.K. & Vries, I. (2008) *Waterkwaliteit en ecotopen in een zout Volkerak-Zoommeer: planstudie Volkerak-Zoommeer*. Q4448, Deltares, Delft.
Omoike, A.I. & Van Loon, G.W. (1999) Removal of phosphorus and organic matter removal by alum during wastewater treatment. *Water Research* **33**: 3617-3627.
Oosterhout, F., de Seneront Domis, L.N. & Lürling, M. (2012) *Vlokken en Vastleggen in de Sloterplas*. Rapport 2012-004, NIOO, Wageningen.
Peperzak, L. (2003) *Effect van chlorideconcentratie op de groei van de cyanobacterie Microcystis sp.* RIKZ/LP3, Rijkswaterstaat.
Peperzak, L., Bouma, H., Sandee, A.J.J. & Peletier, H. (2002) *Jaarrapport MONISNEL 2001*. RIKZ/2002.045, RIKZ, Middelburg.
Provincie Noord-Brabant (2014) *Ontwerpbeheerplan Natura 2000 Markiezaat*. Provincie Noord-Brabant, 's-Hertogenbosch.
Röling, Y.J.B. (1994) *MARKIEZAAT 10 Jaar afgesloten*. Flevobericht 351, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat directie Flevoland, Lelystad.
Runhaar, J., Verdonschot, P.F.M. & Groenendijk, D. (2012) *Leefgebiedsplan Rivierdalen & Afgesloten zeearmen, Provincie Noord-Brabant*.
Smaal, A.C., Schellekens, T., Van Stralen, M.R. & Kromkamp, J.C. (2013) Decrease of the carrying capacity of the Oosterschelde estuary (SW Delta, NL) for bivalve filter feeders due to overgrazing? *Aquaculture*, **404-405**:28-34.
Spidle, A.P., Mills, E.L. & May, B. (1995) Limits to tolerance of temperature and salinity in the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and the zebra mussel *(Dreissena polymorpha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**: 2108-2114.
STOWA (2008) *Van helder naar troebel… en weer terug.* Rapport 2008-04, STOWA, Utrecht.
STOWA (2012a) *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021.* Rapport 2012-31, STOWA, Amersfoort.
STOWA (2012b) *Bestrijding blauwalgenoverlast*. Rapport 2012-42, STOWA, Amersfoort.
STOWA (2012c) *IJzersuppletie in laagveenplassen*. Rapport 2012-43, STOWA, Amersfoort.
Strucker, R.C.W., Hoekstein, M.S.J. & Wolf, P.A. (2014) *Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2013*. Delta Project Management, Culemborg.
Sovon (2015) www.sovon.nl
Ter Heerdt, G. & Hootsmans, M. (2007) Why biomanipulation can be effective in peaty lakes. *Hydrobiologia*, **584:** 305-316.
Twisk, W., Van der Wal, B., Van den Berg, M., Klinge, M. & Nieuwkamer, R. (2015) Keuze van KRW-doelen en maatregelen: het moet en kan beter! *H2O-online*, 30 september 2015.
Van Beek, A. (2008) *Systeemanalyse Markiezaatsmeer*. Hogeschool Zeeland, Vlissingen.
Van Braeckel, A., Vandevoorde, B. & Van den Bergh, E. (2008) *Schorecotopen van de Schelde; Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland*. INBO.R.2008.29, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel.
Van Giels, J. (2012) *KRW visstandonderzoek in 11 waterlichamen in het beheergebied van waterschap Brabantse Delta.* Rapport 20110533/rap01, ATKB, Tiel.

Van Hullebusch, E., Deluchat, V., Chazal, P.M. & Baudu, M. (2002) Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part I. Case of aluminium sulphate. *Environmental Pollution*, **120:** 617-626.

Van Katwijk, M.M., Schmitz, G.H.W., Gasseling, A.P. & Van Avesaath, P.H. (1999) Effects of salinity and nutrient load and their interaction on Zostera marina. *Marine Ecology Progress Series*, **190**: 155-165.

Van Manen (1994) *Waterbalans van de Binnenschelde*. Flevobericht 368, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat directie Flevoland, Lelystad.

Verspagen, J.M.H. (2006) *Benthic-pelagic coupling in the population dynamics of the cyanobacterium Mycrocystis*. PhD-thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.

Verspagen, J.M.H., Boers, P., Laanbroek, H.J. & Huisman, J. (2005) *Doorspoelen of opzouten? Bestrijding van blauwalgen in het Volkerak-Zoommeer*. Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.

Vollenweider, R.A. (1976) Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. 1st. Ital. Idrobiol.*, **33**: 53-83.

Waterschap Brabantse Delta (2011) *Memo waterbalans Binnenschelde januari 2011*.

Waterschap Brabantse Delta (2014) *Feitenoverzicht Kaderrichtlijn Water*. Waterschap Brabantse Delta, Breda.

Witteveen+Bos (1989) *Evaluatie van de beheersmaatregelen ten aanzien van de visstand in de Binnenschelde*. Rapport Boz.80.6, Witteveen+Bos, Deventer.

Witteveen+Bos (1999) *Variantenstudie waterbeheer Binnenschelde*. Hoogheemraadschap van West-Brabant, Breda.

Witteveen+Bos (2008a) *Kosten en baten van actief visstandbeheer: achtergronddocument Exante evaluatie KRW*. Rapport BHV28-1/meis3/003, Witteveen+Bos, Deventer.

Witteveen+Bos (2008b) *Quick-scan nautische mogelijkheden en waterkwaliteit Binnenschelde*. Rapport BOZ379-1/zegv/005, Witteveen+Bos, Deventer.

Witteveen+Bos (2016) *Watersysteemanalyse zoete variant Markiezaatsmeer-Binnenschelde*. Rapport BR668-21/16-001.909, Witteveen+Bos, Deventer.

Ysebaert, T.J. & Meire, P. (1999) *Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project.* Rapport IN/99.19, Institute for nature Conservation.

Ysebaert, T., Fettweis, M., Meire, P. & Sas, M. (2005) Benthic variability in intertidal soft-sediments in the mesohaline part of the Schelde estuary. *Hydrobiologia*, **540**: 197-216.

BIJLAGE I OPLEGNOTITIE (ZWAK) BRAKKE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER

OPLEGNOTITIE

Onderwerp	Kwalitatieve uitwerking van (zwak) brakke varianten voor het Markiezaatsmeer
Project	Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde
Opdrachtgever	Brabants Landschap
Projectcode	BR668-21
Status	Definitief
Datum	31 maart 2016
Referentie	BR668-21/16-005.669
Auteur(s)	drs. J. Mandemakers, dr. L. van Duren, dr. C. Cusell
Gecontroleerd door	drs. M. Klinge
Goedgekeurd door	dr. C. Cusell
Paraaf	
Bijlage(n)	-
Aan	Brabants Landschap
Kopie	Witteveen+Bos

1 INLEIDING

In het project 'Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde' is oorspronkelijk niet ingegaan op de effecten van (zwak) brakke varianten op het Markiezaatsmeer. Aangezien een (zwak) brakke optie mogelijk voordelen kan hebben voor de ecologie in het gebied, is besloten om in een aanvullende opdracht op kwalitatieve wijze een inschatting te maken van de effecten van verbrakking op verschillende sturende abiotische factoren en de ecologische toestand van het Markiezaatsmeer. Voorliggende oplegnotitie behandelt de resultaten van deze kwalitatieve analyse.

Voor de verbrakking is uitgegaan van twee chlorideniveaus die uiteindelijk in het Markiezaatsmeer bereikt kunnen worden, namelijk circa 1.500 en 6.500 mg Cl/l. In eerste instantie werd er van uitgegaan dat deze verbrakking op twee manieren gerealiseerd zou kunnen worden, namelijk:

1 door inlaat via een gemaal uit een toekomstig zout Schelde-Rijnkanaal;
2 door inlaat van opgepompt brak of zout grondwater van onder het Markiezaatsmeer.

De waterkwaliteit in het toekomstige zoute Schelde-Rijnkanaal zal afwijken van de waterkwaliteit van het grondwater onder het Markiezaatsmeer. Daarom werd verwacht dat het nodig zou zijn om de effecten van beide manieren te kwalificeren. Echter, na een eerste verkenning lijkt het geen realistische optie te zijn om het Markiezaatsmeer te verbrakken met grondwater. Uit de beschikbare chloridemetingen van het diepere grondwater onder het Markiezaatsmeer op 7 tot 14 m (twee peilbuizen op meerdere dieptes om het meer heen, DINO) blijkt dat de chlorideconcentratie vrijwel nooit hoger is dan 2.500 mg/l. Met deze relatief lage concentratie is het praktisch onmogelijk om het Markiezaatsmeer te verbrakken tot 1.500 mg/l: daarvoor zou een enorme hoeveelheid grondwater opgepompt moeten worden. Verbrakking tot 6.500 mg/l is op deze manier überhaupt onmogelijk. Daarom zijn in deze oplegnotitie enkel de effecten onderzocht van verbrakking door inlaat vanuit het Schelde-Rijnkanaal (optie 1).

2 METHODIEK

De effecten van verbrakking op het hydrologisch functioneren en de nutriëntenhuishouding van het Markiezaatsmeer zijn in beeld gebracht aan de hand van de eerder opgestelde water- en stofbalansen. Voor de gehanteerde methodiek voor deze water- en stofbalansen wordt verwezen naar hoofdstuk 3 van het hoofdrapport 'Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde'. De effecten van verbrakking zijn doorgerekend door in de waterbalans een extra ingaande waterstroom toe te voegen, namelijk een zoute inlaat vanuit het Schelde-Rijnkanaal. Hierbij is uitgegaan van een vaste chlorideconcentratie van 11,7 g Cl/l (Meijers et al. 2008). In de gekoppelde water- en chloridebalans is nagegaan hoeveel van dit water moet worden ingelaten om een chlorideconcentratie van circa 1.500 of 6.500 mg/l te bereiken. Vervolgens zijn de effecten op de hydrologie (totaal ingaand debiet, verblijftijd en waterpeil) en op de nutriëntenhuishouding geanalyseerd. Voor de berekening van de externe P- en N-belasting is uitgegaan van maandgemiddelde P- en N-concentraties in het Schelde-Rijnkanaal in de toekomstige zoute situatie (Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Gehanteerde nutriëntconcentraties (P en N, beide in mg/l) per maand in het toekomstig zoute Schelde-Rijnkanaal (modelstudie van Meijers et al. 2008)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
mg P/l	0.12	0.12	0.09	0.06	0.03	0.04	0.07	0.10	0.10	0.05	0.08	0.10
mg N/l	3.9	4.7	4.4	3.7	2.4	1.5	1.5	1.9	1.9	1.4	2.2	3.2

Voor het inschatten van de effecten van de verbrakking op de ecologie is geen gebruik gemaakt van (voedselweb)modellen als PCLake of DELWAQ, zoals wel is gedaan voor respectievelijk de zoete en zoute varianten. Voor de brakke varianten zijn de effecten dus op puur kwalitatieve wijze ingeschat.

3 EFFECTEN VAN VERBRAKKING MARKIEZAATSMEER

3.1 Hydrologisch functioneren

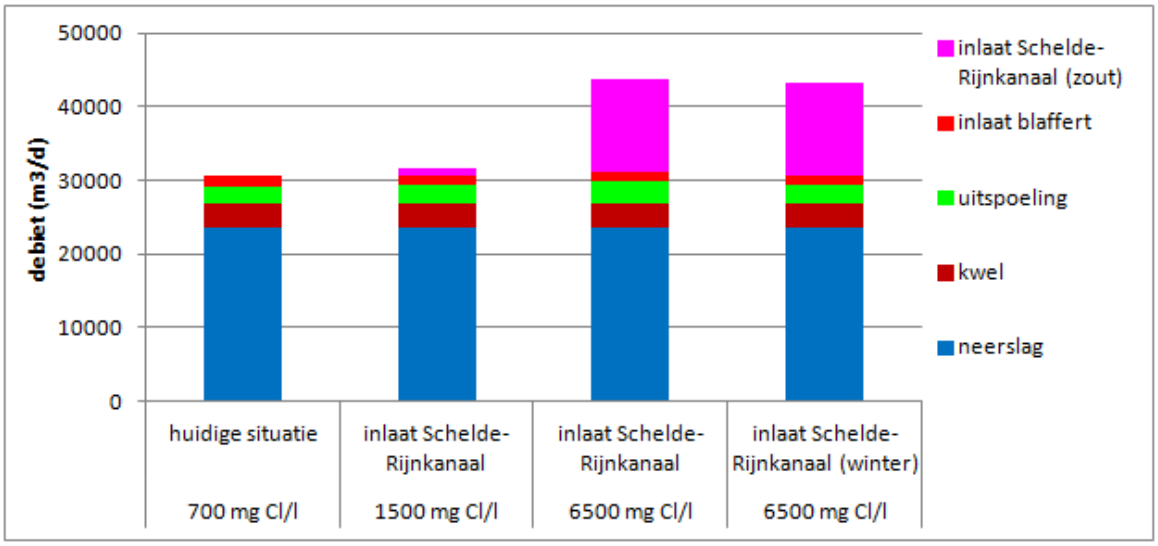
In de huidige situatie wordt het Markiezaatsmeer vooral gevoed door neerslag en daarnaast door enige kwel, uitspoeling en inlaat vanuit de Blaffert (linker kolom in Afbeelding 3.1). De chlorideconcentratie in het huidige meer bedraagt circa 700 mg/l. Om het meer te verbrakken tot circa 1.500 mg Cl/l moet er elke dag ongeveer 1.000 m^3 aan zout water uit het zoute Schelde-Rijnkanaal worden ingelaten (tweede kolom in Afbeelding 2.1). Hierdoor neemt het totale ingaande debiet met slechts 3 % toe, waardoor het effect op de verblijftijd nihil is. Ook het effect op het waterpeil is zeer gering (Afbeelding 3.2): gemiddeld over de hele berekende periode neemt het waterpeil met één centimeter toe.

Voor verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l moet er elke dag ongeveer 12.500 m^3 aan zout water worden ingelaten vanuit het Schelde-Rijnkanaal (derde kolom in Afbeelding 3.1). Hierdoor neemt het totale ingaande debiet met ongeveer 40 % toe, en neemt de verblijftijd met bijna 200 dagen af (van ruim twee jaar in de huidige situatie naar ongeveer anderhalf jaar). Door deze extra inlaat zakt het waterpeil in de zomer bovendien 10 à 20 cm minder ver uit dan in de huidige situatie (Afbeelding 3.3).

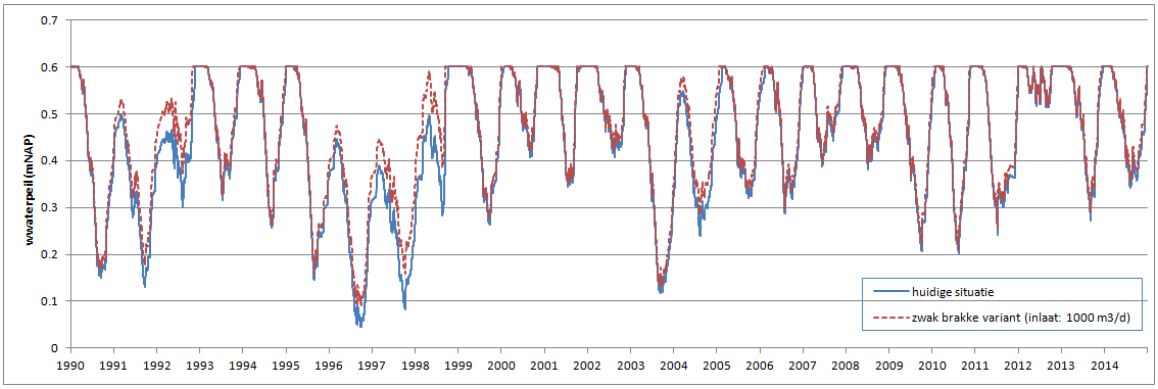
Een alternatieve optie voor de verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l is om enkel in het winterhalfjaar (van oktober tot en met maart) water in te laten met een inlaatdebiet van 25.000 m^3/dag (rechter kolom in Afbeelding 3.1). Op deze manier kan het waterpeil net als in de huidige situatie in de zomer uitzakken (Afbeelding 3.4). In het najaar stijgt het waterpeil door de extra inlaat snel tot de kruinhoogte van de

uitlaatstuw. In de meeste jaren zal het waterpeil van deze optie weinig afwijken van het waterpeil in de huidige situatie (Afbeelding 3.4). Door het grote inlaatvolume in de winter halveert de verblijftijd tot ruim één jaar. In het zomerhalfjaar (april tot en met september) blijft de verblijftijd echter ongewijzigd.

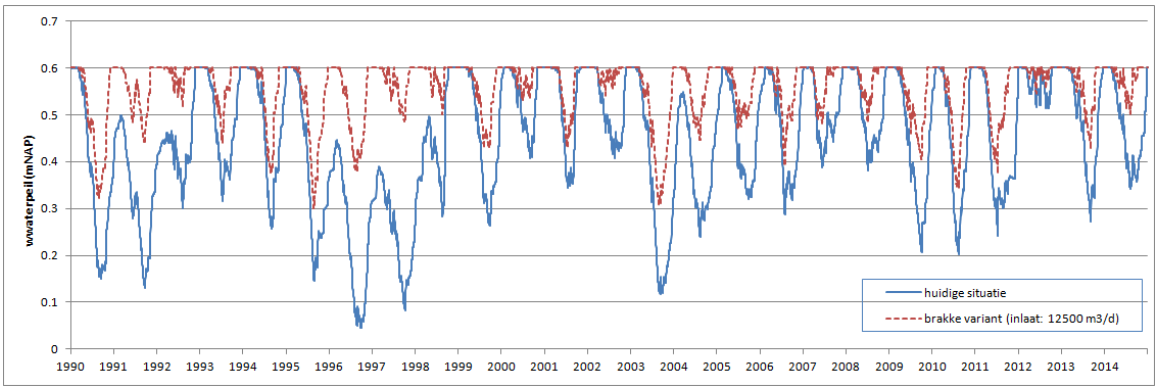
Afbeelding 3.1 Berekende ingaand debiet (m^3/dag) gemiddeld over een periode van 25 jaar. Linker kolom: huidige situatie. Tweede kolom: zwakke verbrakking tot ca. 1.500 mg Cl/l door inlaat van 1.000 m^3/dag. Derde kolom: verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l door inlaat van 12.500 m^3/dag. Rechter kolom: verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l door inlaat van 25.000 m^3/dag in het winterhalfjaar (oktober-maart)



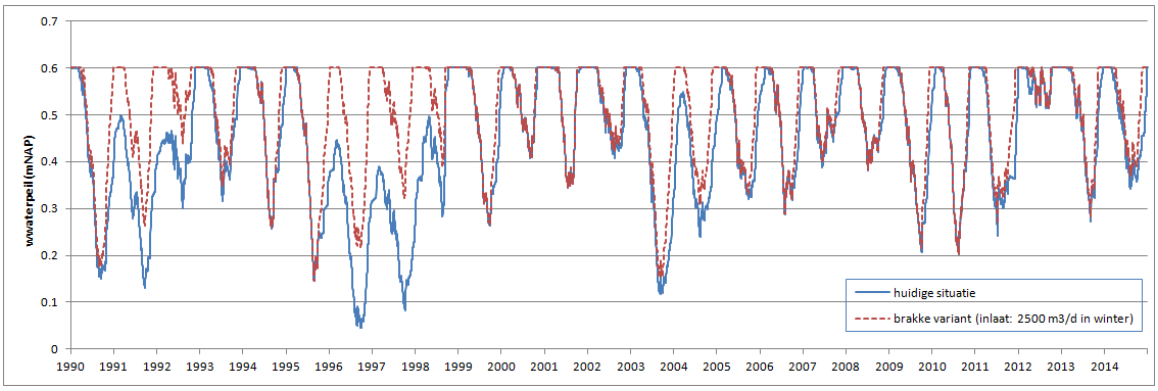
Afbeelding 3.2 Berekend waterpeil (mNAP) voor de huidige situatie (blauwe lijn) en voor de zwak brakke variant met 1.000 m^3/dag inlaat uit het zoute Schelde-Rijnkanaal (rood onderbroken lijn)



Afbeelding 3.3 Berekend waterpeil (mNAP) voor de huidige situatie (blauwe lijn) en voor de brakke variant met 12.500 m^3/dag inlaat uit het zoute Schelde-Rijnkanaal (rood onderbroken lijn)



Afbeelding 3.4 Berekend waterpeil (mNAP) voor de huidige situatie (blauwe lijn) en voor de brakke variant met 25.000 m^3/dag inlaat in de winter uit het zoute Schelde-Rijnkanaal (rood onderbroken lijn)



3.2 Nutriëntenhuishouding in het oppervlaktewater

Doordat de extra waterinlaat beperkt is in de zwak brakke variant (circa 1.500 mg Cl/l) neemt de externe P- en N-belasting in deze variant nauwelijks toe (Afbeelding 3.5). In de brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l) nemen echter zowel de P-belasting (+40 %) als N-belasting (+61 %) fors toe. In de brakke variant waarin de inlaat geconcentreerd plaatsvindt in het winterhalfjaar neemt de externe P- en N-belasting nog iets sterker toe, respectievelijk met 43 % en 68 % ten opzicht van de huidige situatie.

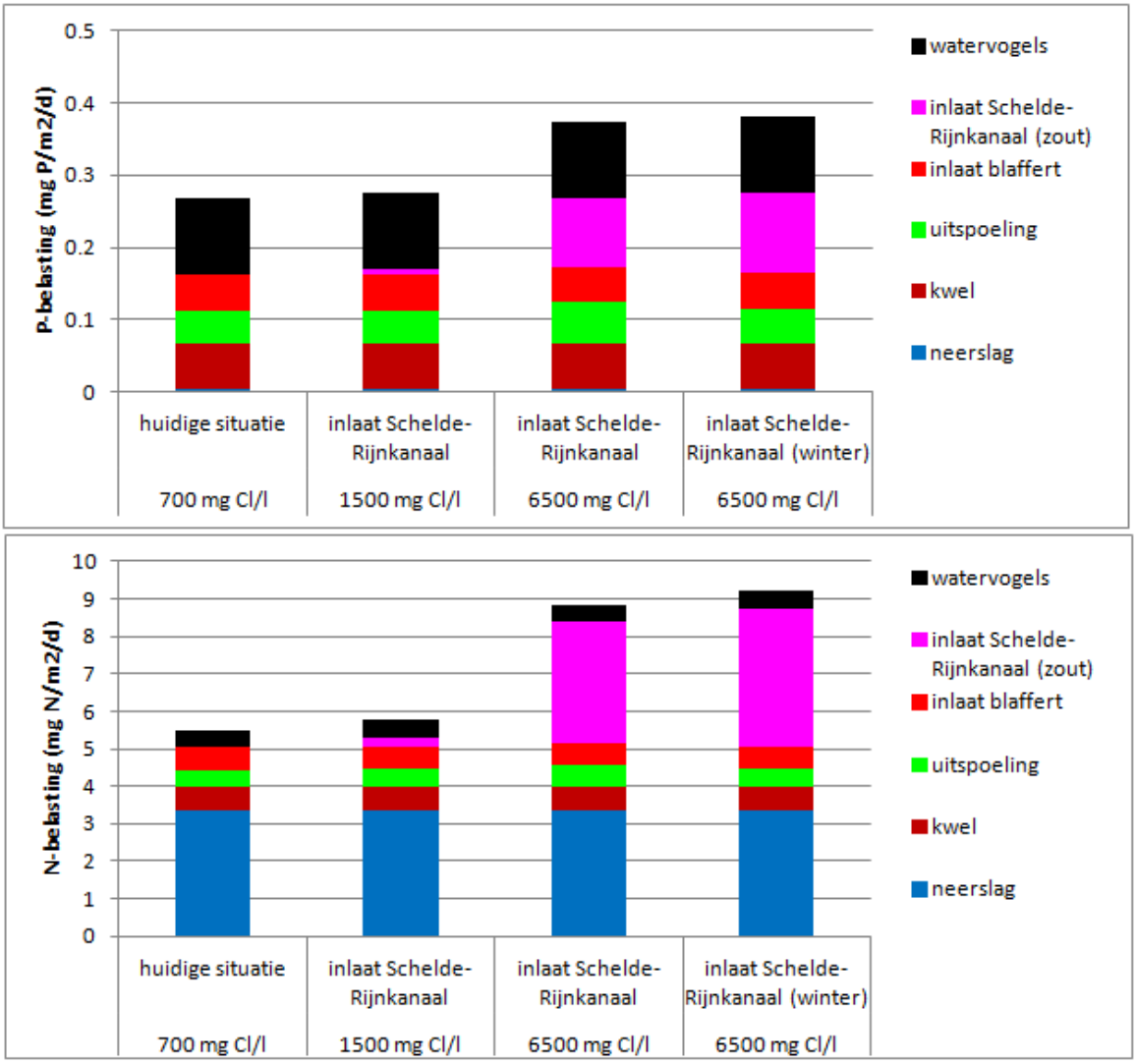
Als gevolg van de hogere externe belasting in de brakke varianten (van circa 6.500 mg Cl/l) zal de productiviteit van het meer verder toenemen. Dit kan zich gaan uiten in bijvoorbeeld de visstand of de hoeveelheid fytoplankton en macroalgen (in hoofdstuk 3.4 wordt hier verder op ingegaan). De externe belasting komt bovendien verder van het omslagpunt naar een heldere toestand te liggen (zie Afbeelding 5.5 in het hoofdrapport voor de ligging van de kritische grenzen onder zoete condities).

3.3 Nutriëntenhuishouding in de waterbodems

Door de inlaat van zout water uit het Schelde-Rijnkanaal neemt niet alleen de aanvoer van fosfaat en stikstof toe, maar ook de aanvoer van zwavel zal groter worden. In de variant met verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l kan de sulfaatconcentratie in het meer weer toenemen tot concentraties die vergelijkbaar zijn aan de situatie in de jaren na de afsluiting van de Oosterschelde. Momenteel is de concentratie ongeveer 200 mg SO_4/l, terwijl de concentraties eind jaren `80 van de vorige eeuw rond de 800 mg/l lag. Ook als het meer zwak brak wordt gemaakt (circa 1.500 mg Cl/l) zal de sulfaatconcentratie toenemen tot 300 - 350 mg SO_4/l. Aangezien

zwavel zeer vermoedelijk een belangrijke aanjager is van de snelle circulatie van nutriënten en de resulterende hoge productiviteit in het Markiezaatsmeer (zie hoofdstuk 5.1.3 in het hoofdrapport), is dit een ongewenste ontwikkeling. Door de toevoer van extra zwavel wordt de nutriëntenpomp gaande gehouden en mogelijk zelfs aangewakkerd. Hierdoor zal de waterbodem niet als sink voor nutriënten gaan fungeren, maar juist als bron van nutriënten blijven functioneren.

Afbeelding 3.5 Berekende P-belasting (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag gemiddeld over 25 jaar. Linker kolom: huidige situatie. Tweede kolom: zwakke verbrakking tot ca. 1.500 mg Cl/l door inlaat van 1.000 m^3/dag. Derde kolom: verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l door inlaat van 12.500 m^3/dag. Rechter kolom: verbrakking tot circa 6.500 mg Cl/l door inlaat van 25.000 m^3/dag in het winterhalfjaar (oktober-maart)



3.4 Te verwachten ecologische toestand

Hierboven zijn de effecten van de verschillende brakke varianten op de hydrologie en nutriëntenhuishouding beschreven. Hieronder volgt een kwalitatieve beschrijving van de verwachte effecten op de ecologische toestand.

Fytoplankton

In de huidige zeer zwak brakke situatie (circa 700 mg Cl/) groeien zoetwater algen en worden jaarlijks chlorofyl-a concentraties gemeten van tenminste 100 µg/l (Afbeelding 5.2 in het hoofdrapport). In een

variant waarbij het Markiezaatsmeer wordt verbrakt tot circa 1.500 mg Cl/l zijn de effecten op de saliniteit, hydrologie en externe nutriëntenbelasting gering: er verandert niet veel ten opzichte van de huidige situatie. In deze variant zijn zeer waarschijnlijk vergelijkbare concentraties chlorofyl-a mogelijk. Dit betreft dan vooral zoetwater algen die tolerant zijn voor zwak brakke omstandigheden. Onder deze condities kunnen er ook nog blauwalgenbloeien optreden. Ter vergelijking: rond het jaar 2000 bedroeg de chlorideconcentratie in het Markiezaatsmeer ook 1.500 mg/l en werden geregeld chlorofyl-a concentraties van 100 tot 200 µg/l gemeten. Ook toen bedroeg het doorzicht zelden meer dan 40 cm.

In de varianten waarbij het Markiezaatsmeer wordt verbrakt tot circa 6.500 mg Cl/l neemt niet alleen de saliniteit sterk toe, maar ook de externe nutriëntenbelasting. Doordat de verblijftijd in deze varianten zeer lang blijft (minimaal één tot twee jaar), hebben algen bovendien alle tijd om zich te vermenigvuldigen zonder dat ze het meer uit spoelen. De biomassaproductie aan algen zal dan ook hoog blijven. Aangezien de chlorideconcentraties niet boven de 10.000 mg/l komen zal er tevens een kans blijven op bloeien van blauwalgen: de blauwalg *Microcystis* wordt bijvoorbeeld pas sterk negatief beïnvloed bij chlorideconcentraties boven de 10.000 mg/l (Verspagen et al. 2005). Daarnaast kunnen er bij chlorideconcentraties van circa 6.500 mg/l mogelijk ook nog andere toxineproducerende plaagalgen gaan domineren die onder de zoete condities meestal minder talrijk voorkomen, zoals *Prymnesium*-soorten (Mazur-Marzec et al. 2005).

Macroalgen

De hoeveelheid macroalgen (draadalgen, zeesla e.d.) is lastig te voorspellen, maar gezien de hoge nutriëntenbelasting is de vorming van macroalgen zeer waarschijnlijk in zowel de zwak brakke variant (circa 1.500 mg Cl/l) als de brakke variant (6.500 mg Cl/l). Deze macroalgen zullen in competitie zijn met de microalgen (fytoplankton) en de eventueel aanwezige ondergedoken vegetatie. De macroalgen die zich in een lichtbrak tot brak Markiezaatsmeer waarschijnlijk zullen vestigen, zullen vrijwel zeker draadalgen zijn. Bij de hoogste zoutconcentraties (6.500 mg Cl/l) zal tevens zeesla kunnen gaan voorkomen.

De algenmassa zal qua samenstelling waarschijnlijk redelijk vergelijkbaar zijn met wat er in de zomer op het wad bij Balgzand te vinden is, waar ook regelmatig lage zoutgehaltes voorkomen. Bloeien en ophoping van macroalgen zullen waarschijnlijk vrij regelmatig gaan voorkomen in de (zwak) brakke varianten. Of er periodiek veel macroalgen zullen zijn en/of juist veel fytoplankton zal van toevallige uitgangssituaties afhangen.

Aquatische vegetatie

In de huidige situatie komen ondergedoken waterplanten beperkt voor: een belangrijke reden hiervoor is het zeer geringe doorzicht. In de brakke varianten kunnen in principe enkele waterplantsoorten tot ontwikkeling komen. Als het doorzicht niet verbetert, is echter alleen in de zeer ondiepe zones plantengroei mogelijk. Zowel in de zwak brakke variant (circa 1.500 mg Cl/l) als de brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l) zullen dit voornamelijk gesteelde zannichellia, snavelruppia en spiraalruppia zijn. De zwak brakke variant (circa 1.500 mg Cl/l) is ongeschikt voor zeegrassen. Zowel groot zeegras (*Zostera marina*) als klein zeegras (*Zostera noltii*) tolereren een brede saliniteitsrange (5-42 ppt ofwel 3.000-23.000 mg Cl/l; Van Katwijk et al 1999), maar in permanent brak water worden ze zelden aangetroffen. Voor ondergedoken groot zeegras wordt het systeem te troebel in de brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l) en voor de intergetijdenvariant van groot zeegras en voor klein zeegras is getij een belangrijke randvoorwaarde. Aangezien er in de brakke varianten geen getijbeweging zal komen in het Markiezaatsmeer, zullen deze soorten zich dus niet kunnen vestigen.

Terrestrische (oever)vegetatie

Schorren en kwelders zijn vaak waardevolle ecotopen (Van Braeckel et al. 2008). Een absolute voorwaarde voor het ontstaan van deze ecotopen is de dagelijkse overstroming met zoet, brak of zout water door getijwerking. Indien er geen dagelijks fluctuerend waterniveau is, zal er geen schorvegetatie ontstaan.

In een (zwak) brakke variant van het Markiezaatsmeer, waarin geen dagelijkse getijbeweging zal komen, zal de vegetatie rondom het meer vrij vergelijkbaar blijven met wat dit nu is. Mogelijk zal de vegetatie vlak langs de waterlijn door zout intrusie via de bodem en golfoverslag tijdens stormen wat verarmen. Sommige van de huidige (zoete) plantensoorten zullen niet bestand zijn tegen deze beperkte zoutinvloed en zullen afsterven, maar dit zal dus zeker niet tot een schorrenvegetatie leiden.

Bij de laagste zoutgehaltes zal riet nog steeds goed kunnen groeien en zullen rietkragen zich tot in het water kunnen uitstrekken. Bij 6.500 mg Cl/l zal riet het in het water moeilijk gaan krijgen en zullen hier mogelijk enkele zouttolerantere soorten, zoals zeekraal, kunnen gaan voorkomen, maar dit zal zich beperken tot een erg smalle zone.

Bodemfauna

De fauna is over het algemeen soortenarm onder brakke condities ten opzichte van zoet water of mariene systemen. In de brakke delen van de Schelde is dit goed aangetoond (Ysebaert et al. 2005). Wel moet hierbij opgemerkt worden dat de brakke delen van de Schelde niet alleen een zoutconcentratie hebben waar weinig bodemdieren goed op ingesteld zijn, maar dat dit deel van de Schelde ook grote fluctuaties in zoutgehalten kent vanwege de getijbeweging. De situaties zijn dus niet zo maar te vergelijken. Bij zoutconcentraties tot 5 ppt (2.800 mg Cl/l) kunnen driehoeksmosselen en quaggamosselen op nog overleven (Spidle et al. 1995). Deze soorten zouden dus op zich kunnen voorkomen in de zwak brakke variant waarbij de chlorideconcentratie gelijk wordt aan 1.500 mg/l, maar onder de huidige condities komen deze schelpdieren (vrijwel) niet voor in het meer. Het is dus de vraag of dit onder de zwak brakke condities zal gebeuren. Als de schelpdieren toch gaan voorkomen dan zou filtratie door deze soorten overigens wel het doorzicht ten goede kunnen komen.

Vissen

Volgens de meeste recente visstandonderzoeken is de huidige visbiomassa in het Markiezaatsmeer vrij laag en zijn snoekbaars en blankvoorn de meest voorkomende soorten. De biomassa brasem is nog laag doordat de chlorideconcentratie in de afgelopen jaren nog net te hoog is geweest voor een sterke groei van de populatie. De beroepsvisser op het Markiezaatsmeer (de heer Kooistra) geeft echter al aan dat hij de afgelopen jaren weldegelijk een biomassatoename van brasem heeft waargenomen in de jongste jaarklassen (tot 3 à 4 jaar oud). Vermoedelijk zal in een verder verzoetend Markiezaatsmeer dan ook een sterke toename van de visbiomassa (voornamelijk brasem) gaan optreden in de aankomende jaren.

Aangezien de (zwak) brakke varianten pas uitgevoerd kunnen gaan worden als het Schelde-Rijnkanaal zout wordt (rond 2025), zal deze brasem'explosie' zeer waarschijnlijk gaan optreden in het Markiezaatsmeer. Als vervolgens gekozen wordt voor de zwak brakke variant met een chlorideconcentratie van 1.500 mg/l dan zal het visbestand vermoedelijk nog langdurig gedomineerd worden door volwassen brasems en andere zoetwatervissen als snoekbaars en blankvoorn. Hoewel de saliniteit aan de hoge kant is voor een succesvolle voortplanting van deze soorten, kunnen de volwassen exemplaren wel blijven domineren. Op de lange duur zal de populatieomvang van deze soorten vermoedelijk wel wat gaan afnemen. Daarnaast zal mogelijk een soort als paling op termijn wat gaan toenemen.

In de brakke (en voedselrijke) variant (circa 6.500 mg Cl/l) kunnen slechts enkele vissoorten goed gedijen. Naar verwachting zullen paling, driedoornige stekelbaars, bot en brakwatergrondel de dominante vissoorten worden. Voor deze soorten is connectiviteit (vrije migratie, al dan niet door een visvriendelijk gemaal) met het naastgelegen Schelde-Rijnkanaal belangrijk. Brasems kunnen zich bij dit zoutgehalte niet meer voortplanten en volwassen exemplaren kunnen bij dit zoutgehalte nog net overleven. In deze variant zal brasem op termijn vermoedelijk sterk slinken en op den duur helemaal verdwijnen.

Vogels

De effecten van verbrakking, zowel in de zwak brakke (circa 1.500 mg Cl/l) als de brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l), hebben nauwelijks positieve effecten op het voorkomen van vogels. De typische 'zoute' soorten zijn voor een belangrijk deel steltlopers, die in het intergetijdengebied foerageren. Varianten zonder intergetijdengebied, zoals bij beide brakke varianten het geval is, voegen weinig toe aan de geschiktheid van het foerageer- en broedgebied van deze soorten. In deze varianten zal het gebied, net als onder de huidige condities, alleen goed als hoogwaterrustplaats fungeren.

Voor vogels welke gebonden zijn aan een zoet watersysteem zijn er niet direct effecten te verwachten in de eerste jaren na de verbrakking. Zeker bij de zwak brakke variant (circa 1.500 mg Cl/l) zal het aanbod waterplanten en vis niet aanzienlijk af- of toenemen, waardoor de vogelstand ook niet sterk zal veranderen

ten opzichte van de huidige situatie. Bij de brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l) kunnen mogelijk wel enige negatieve effecten gaan optreden als de bedekking van aquatische waterplanten verder gaat afnemen. Het gebied zal dan vermoedelijk minder geschikt worden voor de kleine zwaan vanwege het verdwijnen van hun voorkeursvoedsel (wortelstokken van zoete waterplanten als fonteinkruiden). Daarnaast wordt het huidige Markiezaatsmeer gebruikt door vogelsoorten die prima op zout en brak water kunnen foerageren, maar waterplanten nodig hebben voor nesten. Dit betreft vooral de dodaars die ook instandhoudingsdoelstellingen als broedvogel heeft. Zolang er voldoende waterplanten in het systeem zitten zal het Markiezaatsmeer zijn functie als broedgebied kunnen blijven behouden. Echter, wanneer er weinig waterplanten in het systeem aanwezig zijn, zal deze vogel elders nesten moeten gaan bouwen. Voor deze soort zal het broedgedrag in een brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l) dus sterk afhangen van de ontwikkeling van ondergedoken vegetatie zoals snavel- en spiraalruppia.

3.5 Synthese

In deze oplegnotitie zijn de effecten van verbrakking van het Markiezaatsmeer op verschillende aspecten beschreven, te weten de effecten op het hydrologisch functioneren, op de nutriëntenhuishouding en op de flora en fauna. In Tabel 3.1 worden deze verschillende aspecten samengevat.

De effecten van een zwak brakke variant (circa 1.500 mg Cl/l) zijn gering. Ten opzichte van de huidige situatie blijft het meer hydrologisch gezien ongewijzigd werken en blijft de externe nutriëntenbelasting vrijwel gelijk. Door de extra toevoer van zwavel wordt de snelle circulatie van nutriënten in stand gehouden. Hierdoor blijft het meer in een productieve toestand verkeren, waarin weinig slibopbouw optreedt en de nutriënten in het voedselweb aanwezig blijven. Omdat het zoutgehalte relatief laag blijft, worden bloeien van blauwalgen niet voorkomen. Onder deze omstandigheden blijft het meer troebel en blijft de groei van waterplanten beperkt tot de ondiepe oeverzone`s. De visstand wordt waarschijnlijk wat armer dan in de huidige situatie, zowel qua aantal soorten als qua biomassa, maar de brasem'explosie' zal vermoedelijk niet voorkomen worden doordat deze variant pas uitgevoerd kan worden wanneer het Schelde-Rijnkanaal zout wordt rond 2025.

De effecten van een brakke variant (circa 6.500 mg Cl/l) zijn meer uitgesproken. Het meer gaat hydrologisch sterk veranderen. Er moet relatief veel zout water worden ingelaten (en ook weer uitgelaten) om het beoogde zoutniveau te bereiken. Hierdoor zakt het waterpeil in de zomer nauwelijks meer uit, tenzij het water alleen in de winter wordt ingelaten. De productiviteit van het meer neemt toe door een forse extra aanvoer van nutriënten en zwavel. Omdat het zoutgehalte niet hoog genoeg is om de groei van (blauw)algen tegen te gaan, kan een hoge biomassaproductie van algen verwacht worden en er moet tevens rekening worden gehouden met uitbundige bloeien van macroalgen. Het zal dan ook vermoedelijk troebel blijven. Hierdoor blijft de ontwikkeling van waterplanten uit. De visstand wordt arm en wordt gedomineerd door enkele brakwater soorten en paling.

Tabel 3.1 Kwalitatieve inschatting van de brakke varianten voor het Markiezaatsmeer. +: in orde, -: niet in orde of een risico

	Zoet (huidige situatie zonder aanvullende maatregelen)	Zwak brak	Brak	Brak (alleen inlaat in winter)
saliniteit (mg/l)	700	1.500	6.500	6.500
peilverschil (seizoenaal; cm)	40	40	25	40
peilverschil (getijdenbeweging; cm)	0	0	0	0
externe nutriëntenbelasting	+/-	+/-	-	-
lichtbeschikbaarheid	-	-	-	-
nutriëntenhuishouding bodem	-	-	--	--
fytoplankton (algemeen)	-	-	-	-
blauwalgenbloei	-	-	-	-
waterplanten	-	-	-	-
terrestrische vegetatie (riet)	+	+/-	-	+/-
terrestrische vegetatie (slikken)	--	--	-	-
vissen	-	-	-	-
vogels (zoet)	+/-	+/-		
vogels (zout)	-	-	-	-

BIJLAGE II UITGEWERKTE KOSTENRAMING VAN DE MAATREGELEN

Binnenschelde

	eenheid	hoeveelheid	prijs per eenheid	totaal	opslagen	investeringskosten excl. BTW	gebruikte bron:
Maaibeheer onderwater vegetatie met opslag nabij het gebied (per jaar):	ha	90	€ 500	€ 45.000	1,5	€ 68.000	maaibeheer dat in het plantenrijke Oldambtmeer wordt uitgevoerd: een interview van een aannemer (v/d Flier) en Waterschap Hunze en Aa's
Beheer om oesteroverlast te voorkomen bij zwemstrandjes (per jaar):	ha	5	€ 5.000	€ 25.000	1,5	€ 38.000	schatting hgm ponton en beun voor 3 weken (3 weken manuren)
Energie- en onderhoudskosten van een reeds bestaand gemaal met een capaciteit van 12,6 m3/min (per jaar):							
• Optie a: een gemiddeld dagelijks debiet van 2.400 m3/dag (huidige inlaat)	m3/jaar	876.000	€ 0,012	€ 10.512	1,5	€ 16.000	aanname dat pompen 0,1kW/h/m3 verbruiken en dat er een afschrijving voor onderhoud nodig is van 20% extra
• Optie b: een gemiddeld dagelijks debiet van 700 m3/dag (flexibeler peilbeheer)	m3/jaar	255.500	€ 0,012	€ 3.066	1,5	€ 5.000	aanname dat pompen 0,1kW/h/m3 verbruiken en dat er een afschrijving voor onderhoud nodig is van 20% extra
• Optie c: een gemiddeld dagelijks debiet van 5.000 m3/dag (inlaat van zout Zoommeer water)	m3/jaar	1.825.000	€ 0,012	€ 21.900	1,5	€ 33.000	aanname dat pompen 0,1kW/h/m3 verbruiken en dat er een afschrijving voor onderhoud nodig is van 20% extra
• Optie d: een gemiddeld jaarlijks debiet van 2.500 m3/dag (inlaat van zout Oosterschelde water)	m3/jaar	912.500	€ 0,012	€ 10.950	2,5	€ 27.000	aanname dat pompen 0,1kW/h/m3 verbruiken en dat er een afschrijving voor onderhoud nodig is van 20% extra
Onderleider vanuit de Oosterschelde aanleggen met een pomp (eenmalig):	EUR	7.100.000		€ 7.100.000	1,2	€ 8.500.000	Witteveen+Bos (2008) *Kosten en baten van actief visstandbeheer: achtergronddocument Ex-ante evaluatie KRW*. Rapport BHV28-1/meis3/003, Witteveen+Bos, Deventer.
Onderhoud van de onderleider (verwijderen sediment, oesters, etc. met robots; jaarlijks):	m	5.500	€ 12	€ 66.000	1,5	€ 100.000	
Een gat in de dijk maken door aanleg van een Keersluis in de Noordlandse Dam (Dijk tussen Zoommeer en Binnenschelde) incl. fietsbrug (eenmalig):	EUR	4.700.000		€ 4.700.000	1	€ 4.700.000	gemeente Bergen op Zoom (2015) *Besluitvorming Waterschans/Havenkanaal/Zoommeer*
Defosfateringsinstallatie plaatsen dat kan functioneren bij het maximale debiet van het huidige gemaal van 12,6 m3/min (eenmalig):	aantal	1	€ 350.000	€ 350.000	1,5	€ 530.000	zie bijlage IV
Defosfateren van water bij het huidige gemiddelde dagelijkse debiet van 2.400 m3/dag aan zoet inlaatwater (jaarlijks):				€ 23.000	1,5	€ 35.000	zie bijlage IV
Gehele meer 1,5 m uitbaggeren (eenmalig):							
• Optie a: materiaal afvoeren	m3	2.700.000	€ 8,5	€ 22.950.000	1,5	€ 34.000.000	ontgraven € 1+ transport € 6+ verwerken € 1,5 --> acceptatiekosten groot risico
• Optie b: materiaal in of nabij het meer gebruiken om o.a. eilanden aan te leggen	m3	2.700.000	€ 5,0	€ 13.500.000	1,5	€ 20.000.000	ontgraven € 1+ transport € 2+ verwerken € 2, excl. inrichting eiland
Aanleg van 10 ha aan eiland met materiaal uit het meer zelf, waarbij is uitgegaan van een gemiddelde diepte van 1,5 m en een gemiddelde hoogte van het eiland van ca. 1m	m3	250.000	€ 5	€ 1.250.000	1,5	€ 1.900.000	ontgraven € 1+ transport € 2+ lossen € 1 + profileren eiland € 1, excl. inrichting eiland
Visstandbeheer (eenmalig):							
• 1X ABB	ha	180	€ 743	€ 133.740	1,5	€ 200.000	Witteveen+Bos (2008) *Kosten en baten van actief visstandbeheer: achtergronddocument Ex-ante evaluatie KRW*. Rapport BHV28-1/meis3/003, Witteveen+Bos, Deventer.
• 2x ABB in navolgende jaren	ha	360	€ 181	€ 65.160	1,5	€ 100.000	Witteveen+Bos (2008) *Kosten en baten van actief visstandbeheer: achtergronddocument Ex-ante evaluatie KRW*. Rapport BHV28-1/meis3/003, Witteveen+Bos, Deventer.
Toediening van PAC (eenmalig):							
• Op basis van zwemplas De Kuil				€ 147.000	1,5	€ 220.000	zie bijlage III
• Op basis van Bergse Plassen				€ 923.000	1,5	€ 1.400.000	zie bijlage III

Markiezaatsmeer

	eenheid	hoeveelheid	prijs per eenheid	totaal	opslagen	investeringskosten excl. BTW	bron:
Plaatsing van een gemaal op de Markiezaatskade met een gemiddeld debiet van 50.000 m³/dag (eenmalig):	st	1	€ 1.000.000	€ 1.000.000	1,5	€ 1.500.000	schatting gemaal met inlaat, uitlaat en bijkomende voorzieningen op basis van ramingen van soortgelijk gemalen (met een vergelijkbaar debieten)
Energie- en onderhoudskosten van een nieuw te plaatsen gemaal met een gemiddelde debiet van 50.000 m³/dag (jaarlijkse kosten):	m³/jaar	18.250.000	€ 0,012	€ 219.000	1,5	€ 330.000	aanname dat pompen 0,1 kW/h/m³ verbruiken en dat er een afschrijving voor onderhoud nodig is van 20 % extra
Een gat in de dijk maken (67 m lang en 3 m diep) met een keersluis en een viaduct voor auto's (eenmalig):	aantal	1	€ 8.960.600	€ 8.960.600	1	€ 9.000.000	zie bijlage V
Defosfateringsinstallatie plaatsen om gebiedseigen water te defosfateren, waarbij de in- en uitlaat op 2 km afstand van elkaar staan (eenmalig):	aantal	1	€ 1.000.000	€ 1.000.000	1,5	€ 1.500.000	zie bijlage IV
Defosfateren van water, waarbij er vanuit gegaan wordt dat het gehele meer elke 2 jaar wordt gedefofateerd (dit is de verblijftijd) (jaarlijkse kosten):				€ 160.000	1,5	€ 240.000	zie bijlage IV
Diepe gedeelte van het meer uitbaggeren (100 ha met een gemiddelde diepte van 0,5 m) en het materiaal afvoeren	m³	500.000	€ 8,5	€ 4.250.000	1,5	€ 6.400.000	ontgraven € 1+ transport € 6+ verwerken € 1,5 --> acceptatiekosten groot risico
Verdiepen (ca. 2 m) en verbreden (ca. 10 m) van 75 m lange aanvoersloot naar de stuw om het peil tot 0,00 m NAP te kunnen laten uitzakken voor droogval (eenmalig):	m³	1.500	€ 5,0	€ 7.500	1,5	€ 11.000	ontgraven € 1+ transport € 2+ lokaal verwerken € 2
Aanleg van eiland(en) met materiaal dat vrijkomt uit het verdiepen van een geul ten zuiden van de Spuitkop (2,5 km lang, 100 m breed en 2 m verdiepen; eenmalig):	m³	500.000	€ 5,0	€ 2.500.000	1,5	€ 3.800.000	ontgraven € 1+ transport € 2+ lossen € 1 + profileren eiland € 1, excl. inrichting eiland
Actief Biologisch Beheer (ABB; eenmalig):	ha	1.050	€ 200	€ 210.000	1,5	€ 320.000	Witteveen+Bos (2008) *Kosten en baten van actief visstandbeheer: achtergronddocument Ex-ante evaluatie KRW*. Rapport BHV28-1/meis3/003, Witteveen+Bos, Deventer.
Toediening van PAC (eenmalig):							
• Op basis van zwemplas De Kuil				€ 1.034.000	1,5	€ 1.600.000	zie bijlage III
• Op basis van Bergse Plassen				€ 5.565.000	1,5	€ 8.300.000	zie bijlage III
Moerasontwikkeling stimuleren door gebieden uit te rasteren met hekken (eenmalig):							
• Horizontale afrastering voor ganzen	m²	437.500	€ 0,61	€ 267.368	1,3	€ 350.000	bespannen met oranje sisaltouw ø2,3mm draden(€ 0,05) met ondersteuningen hoh 3m à € 3,80/st + plaatsen € 0,95/st
• Verticale afrastering van kippengaas (hoog 1m en puntdraad voor vee)	m	7.250	€ 4,93	€ 35.743	1,3	€ 50.000	perkoenen hoh 2 m lg 1,6m met kippengaas hg 1 m en 1 puntdraad. 100 palen per dag met 2 man gerekend
Aanleg van hard substraat (bijv stortsteen) in 5 deelgebieden van ieder ca. 0,5 ha groot	ha	2,5	€ 39.600	€ 99.000	1,5	€ 150.000	granulaat laag dik 0,2 m à € 12/ton, met breuksteen kan het 200 % duurder zijn

BIJLAGE III KOSTENRAMINGEN VOOR TOEDIENING PAC

Binnenschelde 180 ha
oppervlaktewater 0,50 mg P/l ≈ 44.000 molP in het meer

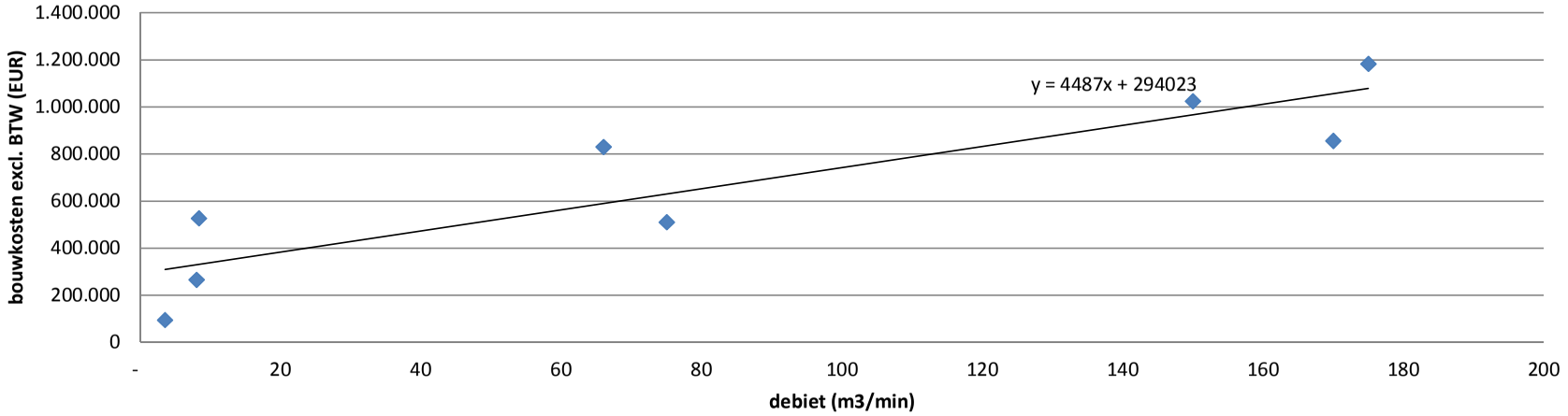
	Op basis van zwemplas de Kuil (7 ha/dag; zonder benthoniet)	Op basis van Bergse Plassen (1 ha/dag; met benthoniet)
Aanschaf PAC (125 ton)	34.000	34.000
Aanschaf natronloog (verhouding PAC/natronloog conform Bergse Voorplas)	17.000	17.000
Aanschaf benthoniet (135 ton)		2.000
Inrichten overslag stoffen	15.000	15.000
Huur ponton met buitenboordmotor en sproei-installatie	6.000	45.000
Aanbrengen van PAC+natronloog (3 of 4 personen continu)	62.000	576.000
Aanbrengen benthoniet (is een grove inschatting die niet gebasseerd is op ervaringsgetallen)		144.000
Toezicht (1/2 persoon continu)	13.000	90.000
	147.000	923.000
risico, winst, onverzien en belasting (opslag van 50%)	**220.000**	**1.400.000**

Markiezaatsmeer 1050 ha
oppervlaktewater 0,60 mg P/l ≈ 427.000 molP in het meer

	Op basis van zwemplas de Kuil (7 ha/dag; zonder benthoniet)	Op basis van Bergse Plassen (1 ha/dag; met benthoniet)
Aanschaf PAC (1250 ton)	344.000	344.000
Aanschaf natronloog (verhouding PAC/natronloog conform Bergse Voorplas)	172.000	172.000
Aanschaf benthoniet (1300 ton)		16.000
Inrichten overslag stoffen	45.000	45.000
Huur ponton met buitenboordmotor en sproei-installatie	38.000	263.000
Aanbrengen van PAC+natronloog (3 of 4 personen continu)	360.000	3.360.000
Aanbrengen benthoniet (is een grove inschatting die niet gebasseerd is op ervaringsgetallen)		840.000
Toezicht (1/2 persoon continu)	75.000	525.000
	1.034.000	5.565.000
risico, winst, onverzien en belasting (opslag van 50%)	**1.600.000**	**8.300.000**

BIJLAGE IV KOSTENRAMINGEN VOOR DEFOSFATERING

Bouwkosten defosfateringsinstallatie op basis van ramingen van bestaande installaties



	debiet (m3/min)	bouwkosten defosfateringsinstallatie (excl. BTW)	bouwkosten af- en aanvoerpijpen (excl. BTW)	totale bouwkosten (excl. BTW)
Binnenschelde	12,6	350.000		**350.000**
Markiezaatsmeer	21	400.000	600.000	**1.000.000**

Operationele kosten

		Binnenschelde	Markiezaatsmeer	Extra informatie
gemiddeld dagdebiet via gemaal	[m³/d]	2.400	-	
gemiddeld dagdebiet gebeidseigen water	[m³/d]	-	30.205	
gemiddeld dagdebiet totaal	[m³/d]	2.400	30.205	
gemiddeld uurdebiet	[m³/h]	100	1.259	
jaarlijks debiet	[m³/jaar]	876.000	11.025.000	
P-concentratie	[mg/l]	0,12	0,13	
P-concentratie na FeCl3	[mg/l]	0,025	0,025	
CL-concentratie inlaat	[mg/l]	450	750	
Fe/P ratio	[-]	20	20	hogere dosering nodig bij hoger zoutgehalte
Fe dosering	[mg/l]	2,3	2,6	
benodigd Fe	[kg/jaar]	2.015	28.665	
benodigd Cl	[kg/jaar]	3.845	54.710	
benodigd FeCl3 (100%)	[kg/jaar]	5.860	83.375	
dichtheid FeCl3	[kg/m³]	1.430	1.430	
concentratie oplossing	m%	40%	40%	
benodigd FeCl3 (40%)	[kg/jaar]	14.651	208.438	
volume FeCl3	[m³/jaar]	10	146	
P-concentratie	[mmol/l]	0,0037	0,0042	
Fe dosering	[mmol/l]	0,0412	0,0466	
slibproductie als FePO4	[mg/l]	0,6	0,6	
slibproductie als Fe(OH)3	[mg/l]	4,0	4,5	
slibproductie uit oppervlaktewater	[mg/l]	10,0	10,0	aanname
totale concentratie slib	[mg/l]	14,6	15,2	
totale vracht slib	[kg/jaar]	12.759	167.148	
ds percentage	[%]	12,5	13,5	
totale vracht slib	[m³/jaar]	102	1.238	
kosten FeCl3	[EUR/kg]	0,40	0,40	
kosten afvoer slib	[EUR/m³]	50	50	
totale operationele kosten slibverwerking	[EUR/jaar]	5.104	61.907	
operationele kosten FeCl3	[EUR/jaar]	5.860	83.375	
Bemensing (0,2 FTE)	[EUR/jaar]	12.000	12.000	
totale operationele kosten excl. omzetbelasting (afgerond)	**[EUR/jaar]**	**23.000**	**160.000**	

BIJLAGE V KOSTENRAMINGEN VOOR KEERSLUIS IN MARKIEZAATSKADE

Opdrachtgever:	Waterschap Brabantse Delta	Prijspeil:	2015	Datum:	16-11-2015
Project:	Waterkwaliteit Markiezaatmeer	Versie:	01	Projectcode:	BR668-21-1
(Deel)raming:	Keersluis	Status:	Ongecontr	Auteur:	0

code post	omschrijving post	hoeveelheid	eenheid		prijs		totaal
1							
	INVESTERINGSKOSTEN						
10	**Grondwerk**						
100120	Grond ontgraven uit dam t.b.v. gat in dijk en afvoeren	51.135,89	m³	€	10,00	€	511.358,90
100130	Aanbrengen bestorting voor en achter keersluis	4.422,00	ton	€	25,00	€	110.550,00
	Totaal grondwerk			**€**	**621.908,90**		
20	**Keersluis**						
200110	Toeslag voor werken op open water	575.770,00	EUR	€	1,00	€	575.770,00
200120	Tijdelijke bouwkuip planken lengte 12m	164,00	m	€	1.100,00	€	180.400,00
200130	Onder/achterloopsheidsscherm h=10m	87,00	m	€	1.300,00	€	113.100,00
200140	Funderingselementen	37,00	st	€	1.300,00	€	48.100,00
200150	Beton sluis vloer	335,00	m³	€	350,00	€	117.250,00
200160	Beton sluis wanden	210,00	m³	€	500,00	€	105.000,00
200170	Sluisdeuren, hout 5x3,5 (bxh)	210,00	m²	€	1.500,00	€	315.000,00
200180	Bewegingswerk per deur	12,00	st	€	75.000,00	€	900.000,00
200190	Installaties	1,00	pst	€	1.000.000,00	€	1.000.000,00
200200	Bedieningsgebouw of bediening op afstand	1,00	pst	€	100.000,00	€	100.000,00
	Totaal keersluis			**€**	**3.454.620,00**		
30	**Viaduct**						
300110	Viaduct voor auto's (niet per se vrachtwagens)	350,00	m²	€	1.300,00	€	455.000,00
	Totaal viaduct			**€**	**455.000,00**		
40	**Diversen**						
400110	Scheepvaartvoorzieningen (verlichting, boeien, drijvende kabel)	1,00	pst	€	75.000,00	€	75.000,00
	Totaal diversen			**€**	**75.000,00**		
	Benoemde directe bouwkosten					**€**	**4.606.529**
NTD011	Nader te detailleren bouwkosten	15,0%		€	4.606.529	€	690.979
	Directe bouwkosten					**€**	**5.297.508**
IK016	Eenmalige kosten	2,0%		€	5.297.508	€	105.950
IK017	Algemene bouwplaatskosten	1,0%		€	5.297.508	€	52.975
IK019	Uitvoeringskosten	10,0%		€	5.297.508	€	529.751
IK0110	Algemene kosten	8,0%		€	5.986.184	€	478.895
IK0111	Winst	2,0%		€	6.465.079	€	129.302
IK0112	Risico	3,0%		€	6.465.079	€	193.952
	Indirecte bouwkosten	28%				**€**	**1.490.825**
VZBK	**Voorziene bouwkosten**					**€**	**6.788.333**
RBK013	Niet benoemd objectrisico bouwkosten	10,0%		€	6.788.333	€	678.833
RBK	**Risico's bouwkosten**	10%				**€**	**678.833**
BK01	**Bouwkosten Keersluis**					**€**	**7.467.166**
VK01	**Vastgoedkosten Keersluis**					**€**	**-**
EK011	Engineeringskosten aannemer(s)	0,0%		€	6.788.333	€	-
EK012	Engineeringskosten adviesbureau(s)	15,0%		€	6.788.333	€	1.018.250
EK013	Engineeringskosten opdrachtgever (overheid/instantie/bedrijf)	0,0%		€	6.788.333	€	-
	Benoemde directe engineeringskosten					**€**	**1.018.250**
EK0117	Niet benoemd objectrisico engineeringskosten	10,0%		€	1.018.250	€	101.825
EK01	**Engineeringskosten Keersluis**	17%				**€**	**1.120.075**
OK011	Leges en heffingen	5,0%		€	6.788.333	€	339.417
OK012	Verzekeringen	0,0%		€	6.788.333	€	-
OK013	Kabels en leidingen	0,0%		€	6.788.333	€	-
	Benoemde directe overige bijkomende kosten					**€**	**339.417**
OK0136	Niet benoemd objectrisico overige bijkomende kosten	10,0%		€	339.417	€	33.942
OBK01	**Overige bijkomende kosten Keersluis**	6%				**€**	**373.358**
INV01	**Totaal investeringskosten Keersluis**					**€**	**8.960.600**

BIJLAGE VI MAATREGELEN DIE NIET VERDER ZIJN UITGEWERKT IN DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S

Tabel 6A. Argumentatie waarom bepaalde maatregelen niet verder zijn uitgewerkt voor de zoete variant van de Binnenschelde. Type I: bronmaatregelen, Type II: systeemmaatregelen, Type III: interne maatregelen

Maatregel	Type	Argumentatie om maatregelen niet verder uit te werken
toedienen waterstofperoxide	III	het is onbekend hoe kleine blauwalgen (die vooral in de Binnenschelde zitten) op deze maatregel reageren. Mogelijke effecten op andere soortgroepen zijn ook nog niet voldoende goed onderzocht
coagulatie van algen en deze vervolgens afvoeren	III	te experimenteel: de maatregel is alleen nog maar toegepast in kleine vijvers van minder dan 3 ha groot
toedienen ijzerzouten (bijvoorbeeld $FeCl_3$) voor P-fixatie	III	door het toedienen van de ijzerzouten kan de pH sterk dalen door verzuringsprocessen (STOWA 2012c). Bovendien zijn de zouten instabiel onder anaerobe condities, waardoor er onder deze condities (vooral als het systeem S-rijk is) een risico op P-mobilisatie is (o.a. Engstrom 2005)
toedienen Phoslock	III	Phoslock is zeer gevoelig voor verhoogde DOC-concentraties (STOWA 2012b), en die komen regelmatig voor in de Binnenschelde. Hoewel er op een termijn van circa 5 jaar geen toxische effecten van lanthaan worden waargenomen (o.a. STOWA 2012b), valt niet uit te sluiten dat er op de langere termijn toch negatieve effecten kunnen optreden bij o.a. vissen en zoöplankton (Martin & Hickey 2004)
solarbee	III	het meer is te ondiep om algen naar diepe (lichtarme) locaties te brengen.
algencrusher: met behulp van hydrostatische druk gasvacuolen laten klappen	III	deze methode is weinig in de praktijk getest (DHV 2007). Verder heeft de maatregel waarschijnlijk geen enkel effect in de Binnenschelde, omdat het alleen toepasbaar is bij grote drijfalgen terwijl in de Binnenschelde vooral kleine blauwalgen voorkomen
ultrasoongeluid gebruiken om gasvacuolen te laten klappen	III	kracht en frequentie van commerciële apparatuur is te laag (mondelinge mededeling dr.ir. Miquel Lurling)
cyanofagen toedienen als virus tegen blauwalgen	III	deze methode is nog niet inzetbaar in het veld (DHV 2007). Er is onder andere nog veel onduidelijk over resistentie en neveneffecten
goudalgen toedienen (een natuurlijke vijand van blauwalgen)	III	het is nog niet mogelijk om goudalgen op grote schaal te kweken. Verder komen er momenteel ook al goudalgen voor in de Binnenschelde en blijkbaar zijn de condities niet zo dat ze gaan domineren. Dit is overigens bij veel goudalgen ook ongewenst, want veel van deze soorten kunnen zelf ook toxines produceren zoals *Prymnesium parvum*
droogval om het voedselweb in één klap te resetten	III	deze maatregel is onrealistisch, omdat de gehele Binnenschelde (een zwemwater) dan gedurende een geheel groeiseizoen droog gezet zou moeten worden. Verder kunnen er ook zettingsproblemen optreden in de aanliggende bebouwde gebieden
aanleggen mosselbanken voor algenfiltratie	III	de Binnenschelde is te ondiep, waardoor er veel mosselvraat van vogels zal zijn als deze niet beschermd worden met graaskooien. De dynamiek is echter sowieso te klein om de forse filtratiecapaciteit van een duurzame mosselbanken te kunnen ondersteunen. Verder is er op dit moment geen natuurlijk broedval van mosselen, terwijl er veel mosselen in het aangrenzende Volkerak-Zoommeer zitten (Lambregts van de Clundert 2013)
moerasontwikkeling stimuleren	II	door de steile oevers is het zeer lastig om vergaande moerasontwikkeling te krijgen in de Binnenschelde. Deze oevers zouden met grootschalig grondverzet verflauwd kunnen worden, maar ook dan zal er geen grootschalige moerasontwikkeling optreden door het gereguleerde peilbeheer. Verder zal wat extra moeras niet leiden tot een omslag naar helder water.
baggeren van de slibrijke laag in het diepere deel van het meer	I	deze maatregel is onder de huidige condities niet nodig, omdat de P-nalevering in het grootste gedeelte van het meer beperkt is
bezanden van de slibrijke laag in het diepere deel van het meer	I	deze maatregel is onder de huidige condities niet nodig, omdat de P-nalevering in het grootste gedeelte van het meer beperkt is.

Tabel 6B. Argumentatie waarom bepaalde maatregelen niet verder zijn uitgewerkt voor de zoute varianten van de Binnenschelde, waarbij (a) water vanuit het zoute Zoommeer wordt ingelaten via het reeds bestaande gemaal of (b) water via een onderleider vanuit de Oosterschelde wordt aangevoerd

Maatregel	**Argumentatie om maatregelen niet verder uit te werken**
coagulatie van algen en deze vervolgens afvoeren	te experimenteel: de maatregel is alleen nog maar toegepast in kleine zoete vijvers van minder dan 3 ha groot
toedienen ijzerzouten (bijvoorbeeld $FeCl_3$), Phoslock en PAC	sturing op fosfor heeft vermoedelijk weinig zin in de N-gelimiteerde zoute Binnenschelde. Verder geldt voor ijzerzouten dat de pH sterk kan dalen bij toediening door verzuringsprocessen (STOWA 2012c) en dat er onder anaerobe condities een behoorlijk risico op P-mobilisatie blijft (o.a. Engstrom 2005). Voor Phoslock en PAC (in mindere mate) geldt verder dat de effectiviteit zeer snel afneemt bij de verhoogde DOC-concentraties die in de Binnenschelde zullen gaan voorkomen in dit zoute scenario (STOWA 2012b)
aanleggen van oesterbanken voor algenfiltratie	de dynamiek in de Binnenschelde zal te klein zijn om de forse filtratiecapaciteit van de oesterbanken te kunnen ondersteunen
baggeren van de slibrijke laag in het diepere deel van het meer	deze maatregel is onder de zoute N-gelimiteerde condities niet zinnig, omdat het erg lastig/onmogelijk wordt om het systeem te verbeteren met maatregelen die ingrijpen op de P-huishouding
bezanden van de slibrijke laag in het diepere deel van het meer	deze maatregel is onder de zoute N-gelimiteerde condities niet zinnig, omdat het erg lastig/onmogelijk wordt om het systeem te verbeteren met maatregelen die ingrijpen op de P-huishouding
inlaatwater defosfateren	zoals in veel zoute watersystemen, treedt er in een zoute Binnenschelde N-limitatie op, waardoor het erg lastig/onmogelijk wordt om het systeem te verbeteren met maatregelen die ingrijpen op de P-huishouding

Tabel 6C. Argumentatie waarom bepaalde maatregelen niet verder zijn uitgewerkt voor de zoete variant van het Markiezaatsmeer. Type I: bronmaatregelen, Type II: systeemmaatregelen, Type III: interne maatregelen

Maatregel	Type	Argumentatie om maatregelen niet verder uit te werken
toedienen waterstofperoxide	III	het is onbekend hoe kleine blauwalgen (die vooral in het markiezaatsmeer zitten) op deze maatregel reageren. Mogelijke effecten op andere soortgroepen zijn ook nog niet voldoende goed onderzocht
coagulatie van algen en deze vervolgens afvoeren	III	te experimenteel: de maatregel is alleen nog maar toegepast in kleine vijvers van minder dan 3 ha groot
toedienen ijzerzouten (bijvoorbeeld $FeCl_3$) voor P-fixatie	III	door het toedienen van de ijzerzouten kan de pH sterk dalen door verzuringsprocessen (STOWA 2012c). Bovendien zijn de zouten instabiel onder anaerobe condities, waardoor er onder deze condities (vooral als het systeem S-rijk is) een risico op P-mobilisatie is (o.a. Engstrom 2005)
toedienen Phoslock voor P-fixatie	III	Phoslock is zeer gevoelig voor verhoogde DOC-concentraties (STOWA 2012b), en die komen regelmatig voor in het markiezaatsmeer. Hoewel er op een termijn van circa 5 jaar geen toxische effecten van lanthaan worden waargenomen (o.a. STOWA 2012b), valt niet uit te sluiten dat er op de langere termijn toch negatieve effecten kunnen optreden bij o.a. vissen en zooplankton (Martin & Hickey 2004)
solarbee	III	het meer is te ondiep om algen naar diepe (lichtarme) locaties te brengen
algencrusher: met behulp van hydrostatische druk gasvacuolen laten klappen	III	deze methode is weinig in de praktijk getest (DHV 2007). Verder heeft de maatregel waarschijnlijk geen enkel effect in het Markiezaatsmeer, omdat het alleen toepasbaar is bij grote drijfalgen terwijl in het Markiezaatsmeer vooral kleine blauwalgen voorkomen
ultrasoongeluid gebruiken om gasvacuolen te laten klappen	III	kracht en frequentie van commerciële apparatuur is te laag (mondelinge mededeling dr.ir. Miquel Lurling)
cyanofagen toedienen als virus tegen blauwalgen	III	deze methode is nog niet inzetbaar in het veld (DHV 2007). Er is onder andere nog veel onduidelijk over resistentie en neveneffecten
goudalgen toedienen (een natuurlijke vijand van blauwalgen)	III	het is nog niet mogelijk om goudalgen op grote schaal te kweken. Verder komen er momenteel ook al goudalgen voor in het Markiezaatsmeer en blijkbaar zijn de condities niet zo dat ze gaan domineren. Dit is overigens bij veel goudalgen ook ongewenst, want veel van deze soorten kunnen zelf ook toxines produceren zoals *Prymnesium parvum*
actief visstandbeheer	III	momenteel is de visbiomassa in het meer behoorlijk laag, ook van brasem. In de toekomst kan dit veranderen door verdergaande verzoeting, maar dit zal vermoedelijk geen nadelige gevolgen hebben voor de vogelstand
aanleggen mosselbanken voor algenfiltratie	III	het Markiezaatsmeer is te ondiep, waardoor er veel mosselvraat van vogels zal zijn als deze niet beschermd worden met graaskooien. De dynamiek is echter sowieso te klein om de forse filtratiecapaciteit van een duurzame mosselbanken te kunnen ondersteunen. Verder is er op dit moment geen natuurlijk broedval van mosselen, terwijl er veel mosselen in het aangrenzende Volkerak-Zoommeer zitten (Lambregts van de Clundert 2013)
uitlaat vergroten door betere dimensionering stuw	II	uit een doorrekening van de waterbalans blijkt dat het beter dimensioneren van de stuw, waardoor de maximale uitlaatcapaciteit vergroot kan worden, vrijwel geen effect heeft op het totale uitlaatdebiet
bezanden van de slibrijke laag in het diepere deel van het meer	I	deze maatregel functioneert waarschijnlijk niet door de kweldruk in dit diepste gedeelte van het meer, waardoor het fosfor uit de slibrijke horizon gewoon door de zandlaag heen gedrukt zal worden

Tabel 6D. Argumentatie waarom bepaalde maatregelen niet verder zijn uitgewerkt voor de zoute variant van het Markiezaatsmeer, waarbij het water via getijwerking van het zoute Schelde-Rijnkanaal in het Markiezaatsmeer terecht komt doordat er een gat in de Markiezaatskade is gemaakt

Maatregel	**Argumentatie om maatregelen niet verder uit te werken**
coagulatie van algen en deze vervolgens afvoeren	te experimenteel: de maatregel is alleen nog maar toegepast in kleine zoete vijvers van minder dan 3 ha groot
toedienen ijzerzouten (bijvoorbeeld $FeCl_3$), Phoslock en PAC	sturing op nutriënten door het toedienen van flocculanten heeft geen enkele zin, omdat er via de uitwisseling veel meer nutriënten het systeem in- en uitgaan dan er met toedienen van chemicaliën kan worden verwijderd
bezanden of baggeren van de slibrijke laag in het diepere deel van het meer	de potentiële P-mobilisatie vanuit de bodem speelt een zeer geringe rol in dit scenario ten opzichte van de nutriënteninlaat via de getijwerking. Het heeft dan ook geen enkele zin om op deze manier op de nutriëntenhuishouding te sturen
inlaatwater defosfateren	het is onmogelijk om alle nutriënten die via het getijdegat binnen komen door middel van defosfateringsinstallaties te laten defosfateren. Hier zijn de stromingen veel te groot voor

BIJLAGE VII RISICO'S EN MOGELIJKHEDEN WAAROP KAN WORDEN OMGEGAAN MET DEZE RISICO'S

Inleiding

Ter verbetering van de ecologische gesteldheid van het Markiezaatsmeer wordt overwogen om de dijk tussen het Markiezaatsmeer en het Schelde-Rijnkanaal door te steken, waardoor het getij en zoute water in het toekomstige Schelde-Rijnkanaal kan doordringen tot het Markiezaatsmeer. Dit brengt echter een aantal mogelijke risico's met zich mee, die we hieronder kort zullen inventariseren en inschatten:

- aanzanding in de vaargeul van het Schelde-Rijnkanaal door stroming en aanvoer sediment vanuit het Markiezaatsmeer. Het Schelde-Rijnkanaal is een belangrijke scheepvaartroute voor binnenvaartschepen tussen de havens van Rotterdam en Antwerpen. Het is daarom van belang dat de vaargeul op diepte blijft;
- hinder van scheepvaart door hoge (dwars-)stroomsnelheden door een toename van het getijvolume in het Schelde-Rijnkanaal en/of door hoge instroomsnelheden vanuit het Markiezaatsmeer;
- effecten van de extra stroming en omwoeling van fijn sediment op de morfologie van het Markiezaatsmeer;
- verontreinigingen in het Markiezaatsmeer door calamiteiten in de vaargeul van het Schelde-Rijnkanaal;
- waterveiligheid van het gebied achter de Markiezaatskade (Markiezaatsmeer en omliggende gebieden).

Aanzanding in de vaargeul

De maximale stroomsnelheden nabij de bres kunnen oplopen tot 1,0 à 1,7 m/s. Met behulp van een logaritmisch snelheidsprofiel zijn deze dieptegemiddelde snelheden vertaald naar een stroomsnelheid nabij de bodem (op 0,1 m van de bodem). De stroomsnelheden nabij de bodem zullen in de versmalling bij de opening in de dijk tussen de 0,5 en 1,0 m/s liggen.

De kritische stroomsnelheid waarbij sediment wordt opgewoeld ligt rond de 0,3 tot 0,4 m/s (Van Rijn 2007). De bres zelf zal daarom zeer waarschijnlijk uitslijten indien er geen beschermende maatregelen (bijvoorbeeld bodembescherming) worden toegepast. In de kostenraming van dit onderdeel is dan ook rekening gehouden met de aanleg van bodembescherming (zie paragraaf 5.2.5). Aan de in- en uitstroomzijde van de bres geldt het volgende, waarbij de in- en uitstroomzijde elke 6 uur omwisselt als gevolg van de getijwerking:

- instroomzijde: voor de opening wordt het water vanuit een groot gebied 'aangezogen', waardoor de stroomsnelheden met toenemende afstand van de bres zeer snel afnemen. De kritische stroomsnelheid wordt daardoor slechts in een beperkt gebied overschreden, zodat het sedimenttransport beperkt zal zijn. Er is dus weinig sedimentuitwisseling te verwachten aan de instroomzijde;
- uitstroomzijde: hier ontstaat een 'jet' door het uitstromende water die langzaam uitwaaiert met toenemende afstand van de dijk. Het gebied waarin de kritische stroomsnelheid wordt overschreden is relatief groot, waardoor de kans bestaat dat de bodem verder uitslijt en sediment wordt meegevoerd naar de vaarweg en daar leidt tot aanzanding in de vaargeul van het Schelde-Rijnkanaal;

In het algemeen geldt voor dit aspect dat het de voorkeur heeft om de opening in de dijk te maken op een locatie waar de waterdiepte van zowel het Markiezaatsmeer als het Schelde-Rijnkanaal maximaal is. Dit leidt tot snellere afname van stroomsnelheden en lagere stroomsnelheden aan de bodem. De noordwest hoek van het Markiezaatsmeer lijkt op basis van deze aanname dan ook het geschiktst te zijn voor de bres (Afbeelding 5.7), maar de exacte locatie van een eventuele bres dient in een latere ontwerpfase verder en gedetailleerder te worden onderbouwd.

Hinder scheepvaart
De richtlijn vaarwegen zegt over dwarsstroming: “Dwarsstroming is toelaatbaar als Q (debiet) < 5 m^3/s en de dwarsstroomsnelheid < 0,3 m/s. (…) Nader onderzoek is nodig als Q (debiet) > 5 m^3/s of als Wu (de breedte van de uitstroomopening) >0,5 * schiplengte L’.

Het debiet dat ontstaat door de getijstroom door de opening in de dijk is veel groter dan 5 m^3/s (bij een opening van 200 m^2 circa 200 m^3/s) en ook de stroomsnelheid benedenstrooms van de bres zal flink hoger zijn dan 0,3 m/s. Er is dus nader onderzoek nodig. De feitelijke vaarweg ligt echter op een afstand van 150-200 m van de dijk, zodat de dwarsstroomsnelheid ter plaatse van de vaarweg fors afgenomen zal zijn. De mate van afname is onder andere afhankelijk van de waterdiepte in het kanaal, waarbij een grotere waterdiepte leidt tot een sterkere afname van de stroomsnelheid. Ook voor het aspect scheepvaart geldt dus dat de voorkeurslocatie voor de opening ligt nabij de diepere delen van het Schelde-Rijnkanaal en het Markiezaatsmeer. Op basis van een eerste inschatting wordt verwacht dat de dwarsstroming in de vaarweg onder de norm blijft als de bres in de noordwest hoek van het meer komt te liggen. Dit dient echter wel getoetst en aangetoond te worden in een latere ontwerpfase.

Morfologie van het Markiezaatsmeer
Door het ontstaan van het getij in het Markiezaatsmeer zullen de stromingspatronen in het meer (lokaal) veranderen. Zoals hierboven is toegelicht, kan er sedimenttransport gaan plaatsvinden van benedenstrooms de bres naar andere delen van het meer. De morfologie van het meer kan hierdoor veranderen. Hierbij wordt opgemerkt dat deze ontwikkelingen niet noodzakelijk ongewenst zijn. Ook kan het nieuwe stromingspatroon leiden tot omwoeling van fijn sediment, waardoor (delen van) het meer troebeler worden. Deze gevolgen kunnen alleen worden vastgesteld als een uitgebreide 3D-modellering met stromingsmodules wordt uitgevoerd. Dit is in de huidige studie niet gedaan.

Verontreinigingen in Markiezaatsmeer door calamiteiten in het Schelde-Rijnkanaal
Eventuele ongelukken of uitstroom van gevaarlijke stoffen in het Schelde-Rijnkanaal zouden in potentie tot ecologische problemen kunnen leiden in het Markiezaatsmeer als er een bres in de Markiezaatskade wordt gemaakt. Door aanleg van een keersluis in de opening (waarmee in de voorgestelde kostenraming rekening is gehouden; zie paragraaf 5.2.5) kan dit risico worden geneutraliseerd. Dit onderdeel hoeft dan ook niet te worden meegenomen bij een effectbeoordeling van het doorbreken van de dijk.

Waterveiligheid voor het gebied achter de Markiezaatskade
De Markiezaatskade is een primaire waterkering (type C) die het gebied achter de Markiezaatskade (het gebied om het Markiezaatsmeer) beschermt. Zonder mitigerende maatregelen leidt een bres in deze dijk dus tot onaanvaardbare risico’s voor het achterliggende gebied. Dit is de reden dat er in het voorgestelde scenario (en ook in de kostenraming) is uitgegaan van een keersluis in de opening die bij te hoge waterstanden in het Schelde-Rijnkanaal kan worden gesloten (zie paragraaf 5.2.5).

Conclusies en aanbevelingen

Aanzanding vaargeul
Er kan aanzanding in de vaargeul van het Schelde-Rijnkanaal gaan optreden door sediment dat bij de bres wordt opgewoeld en dat bezinkt wanneer de stroomsnelheden weer afnemen. Om de aanzanding te minimaliseren wordt aanbevolen om de opening in de dijk op een plek te leggen waar het Markiezaatsmeer en het kanaal relatief diep zijn, oftewel in de noordwest hoek van het Markiezaatsmeer. Er wordt echter aanbevolen om het risico op aanzanding nader te onderzoeken in een vervolgfase.

De verwachting is dat de aanzanding van de vaargeul, eventueel met mitigerende maatregelen, niet zodanig zal zijn dat de haalbaarheid van het doorsteken van de dijk in gevaar wordt gebracht.

Hinder scheepvaart
Het doorsteken van de dijk leidt tot een (extra) dwarsstroming in het Schelde-Rijnkanaal die hinderlijk kan zijn voor de scheepvaart en die wellicht in strijd is met de Richtlijn Vaarwegen. Gezien de grote afstand van de opening tot de vaarweg, wordt verwacht dat de hinder, eventueel met mitigerende maatregelen, binnen de toegestane normen blijft. Dit moet echter worden aangetoond en afgestemd met de beheerder van de vaarweg. Daarom wordt aanbevolen om de stroomsnelheden in het Markiezaatsmeer en de vaarweg te modelleren om te verifiëren dat de normen niet overschreden worden. Effecten van mitigerende maatregelen kunnen hiermee ook worden onderzocht.

Morfologie van het Markiezaatsmeer
Door toenemende stroomsnelheden en veranderende stromingspatronen, kan de morfologie van het Markiezaatsmeer gaan veranderen en kan er meer fijn sediment in suspensie worden gebracht. Indien deze effecten als ongewenst worden beschouwd, kan nader onderzoek met behulp van een stromingsmodel de gevolgen van het doorsteken van de dijk in kaart brengen en de effectiviteit van verschillende maatregelen onderzoeken.

Algehele conclusie
De voornaamste conclusie is dat er bij het maken van een bres in de Markiezaatskade risico's aanwezig zijn, maar dat de haalbaarheid van het doorsteken van de dijk niet in gevaar wordt gebracht. Wel wordt aanbevolen om in een eventuele vervolgfase van het project de risico’s en mogelijke mitigerende maatregelen nader te onderzoeken, om onzekerheden te verkleinen en om te verifiëren dat aan de normen met betrekking tot vaarwegen wordt voldaan in de vaargeul van het Schelde-Rijnkanaal.

Het modelleren van waterstroming en de morfologie van het Schelde-Rijnkanaal en het Markiezaatsmeer is hiervoor een logische methode, omdat hiermee alle genoemde risico’s kunnen worden onderzocht. Ook kan met een model de effectiviteit van mitigerende maatregelen eenvoudig worden geverifieerd en geoptimaliseerd.

Witteveen + Bos

Waterschap Brabantse Delta

Watersysteemanalyse zoete variant Markiezaatsmeer-Binnenschelde



Witteveen+Bos

Waterschap Brabantse Delta

Watersysteemanalyse zoete variant Markiezaatsmeer-Binnenschelde

referentie	projectcode	status
BR668-21/16-005.685	BR668-21	Definitief 02
projectleider	**projectdirecteur**	**datum**
dr. C. Cusell	drs. M. Klinge	30 maart 2016

autorisatie	naam	paraaf
Goedgekeurd	dr. C. Cusell	

Witteveen+Bos
Van Twickelostraat 2
Postbus 233
7400 AE Deventer
0570 69 79 11
www.witteveenbos.nl

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

© Witteveen+Bos

Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt in enige vorm, hetzij elektronisch, mechanisch dan wel met digitale technieken door fotokopieën, opnamen, internet of op enige andere wijze zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V. noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

INHOUDSOPGAVE **blz.**

1. INLEIDING **1**
1.1. Aanleiding 1
1.2. Doel 1
1.3. Aanpak: Systematiek van de systeemanalyse 1
1.3.1. Voorwaarden versus toestanden 1
1.3.2. Hiërarchie in voorwaarden 2
1.4. Leeswijzer 2

2. METHODIEK EN UITGANGSPUNTEN **3**
2.1. Hydrologisch functioneren 3
2.1.1. Samenvatting waterbalans Binnenschelde 3
2.1.2. Samenvatting waterbalans Markiezaatsmeer 4
2.2. Nutriëntbelastingen in het water 4
2.2.1. Externe belastingen 5
2.2.2. CUWVO-lijnen 7
2.2.3. Kritische belastingen: PCLake 8
2.2.4. Ruimtelijke variaties in potenties voor waterplanten in het Markiezaatsmeer 9
2.2.5. Klimaatbestendigheid 10
2.2.6. Onzekerheden 12
2.3. Lichtbeschikbaarheid 12
2.4. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem 13
2.5. Dynamische toepassing van PCLake 13

3. SYSTEEMANALYSE VAN DE BINNENSCHELDE **15**
3.1. Beschrijving ecologische toestand 15
3.2. Abiotische voorwaarden 21
3.2.1. Hydrologisch functioneren 21
3.2.2. Saliniteit 23
3.2.3. Nutriëntbelastingen in het water 25
3.2.4. Lichtbeschikbaarheid 30
3.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem 31
3.2.6. Dynamische modelruns in PCLake 33

4. SYSTEEMANALYSE VAN HET MARKIEZAATSMEER **35**
4.1. Beschrijving ecologische toestand 35
4.1.1. Ecologische toestand van mosselen, terrestrische vegetatie en vogels 40
4.2. Abiotische voorwaarden 43
4.2.1. Hydrologisch functioneren 43
4.2.2. Saliniteit 47
4.2.3. Nutriëntbelastingen in het water 49
4.2.4. Lichtbeschikbaarheid 55
4.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem 56
4.2.6. Dynamische modelruns in PCLake 57

5. CONCLUSIES ZOETE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE **59**

6. LITERATUURLIJST **61**

BIJLAGEN		**aantal blz.**
I	Aanpak en uitgangspunten waterbalansen	10
II	Aanpak en uitgangspunten bij VERIFICATIE PCLake	4

1. INLEIDING

1.1. Aanleiding

De Binnenschelde is een stedelijk meer met potenties voor wonen, recreëren en ondernemen op en langs het water. Het Markiezaatsmeer is een waardevol en vogelrijk wetland dat onderdeel is van het Natura 2000-netwerk. Beide watersystemen stellen echter grote uitdagingen. De biologische waterkwaliteit van beide meren is ontoereikend tot slecht volgens de KRW-richtlijnen (Waterschap Brabantse Delta 2014a). De zwemwaterkwaliteit van de Binnenschelde is niet optimaal. Tenslotte is de waterkwaliteit tevens een belangrijke factor voor het behalen voor de Natura 2000-doelen in het Markiezaatsmeer.

De eerste stap voor het structureel verbeteren van de waterkwaliteit van beide meren was het uitvoeren van een gedegen watersysteemanalyse, waarmee begrip verkregen kan worden over het functioneren van beide watersystemen. In het hoofdrapport (Witteveen+Bos 2016) worden zowel de watersysteemonderzoeken voor toekomstige zoete als zoute condities kort behandeld, en wordt ingegaan op de mogelijk maatregelen en perspectieven die hieruit volgen. In het voorliggende deelrapport worden de ontwikkelingsperspectieven van beide meren onder zoete condities vastgesteld met behulp van een systeemanalyse. Dit deelrapport vormt dan ook de onderbouwing voor de argumentatie van de zoete eindvariant van beide meren in het hoofdrapport.

1.2. Doel

Het doel van de voorliggende systeemanalyse is om een goed onderbouwd inzicht te krijgen in kansrijke en structurele maatregelen voor een zoete toekomstvariant van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer.

1.3. Aanpak: Systematiek van de systeemanalyse

Bij het uitvoeren van systeemanalyses wordt veelal gebruik gemaakt van conceptuele denkramen, waarbij bepalende voorwaarden voor een goede ecologische kwaliteit worden geïdentificeerd en gekwantificeerd met als doel om sleutelfactoren te identificeren, die gebruikt kunnen worden voor (bij)sturing. Om tot deze sleutelfactoren te komen, dient het ecologisch systeemfunctioneren te worden ontrafeld. Dit leidt tot een beter inzicht in de rol van de diverse ecologische processen op het systeemfunctioneren, waardoor het mogelijk wordt om de vinger op de zere plek te leggen en gerichte maatregelen te bepalen.

1.3.1. Voorwaarden versus toestanden

Het centrale onderwerp van een systeemanalyse is de duiding van de toestand (hoe is/was het gesteld in het systeem?) en de voorwaarden (wat maakt het zoals het is/was?). De toestand geeft inzicht in de condities op een bepaald tijdstip, of gedurende een bepaalde periode, en op een bepaalde plek, zowel biotisch als abiotisch. Het gaat bijvoorbeeld om een beschrijving van de vegetatiesamenstelling of een verloop van de fosforconcentratie op een bepaalde plek. Deze toestanden kunnen diagnostisch goed gebruikt worden om de condities van het systeem vast te stellen, maar je weet dan nog niet waar dat door veroorzaakt wordt en hoe je zou kunnen bijsturen. Om dit te kunnen vaststellen zijn de voorwaarden van belang. Dit zijn onafhankelijke en sturende processen en mechanismen die de ecologische toestand op termijn bepalen. Hierbij kan onder andere gedacht worden aan nutriëntbelastingen (die de nutriëntconcentraties bepalen) en de lichtbeschikbaarheid.

In de systeemanalyse wordt achtereenvolgens een coherent beeld van (het verloop van) zowel de toestand als de voorwaarden beschreven. Vervolgens wordt gekeken of beide op elkaar aansluiten: ‘snappen we de voorwaarden vanuit de toestand en de toestand vanuit de voorwaarden?’

1.3.2. Hiërarchie in voorwaarden

Door het bestuderen van het systeemfunctioneren van verschillende ecosystemen is gebleken dat er vaak sprake is van een volgordelijkheid in de voorwaarden. Dit is ook gedaan voor zoete watersystemen. In meren worden ondergedoken waterplanten vaak centraal gesteld in de analyse, omdat ze een cruciale rol spelen in het ecologisch functioneren van watersystemen. Andere soorten (macrofauna, vis, oeverplanten) zijn in belangrijke mate afhankelijk van de waterplanten, en hun potenties worden dus voor een belangrijk deel al indirect meegenomen als er gefocust wordt op de waterplanten.

In zoete meren en sloten concurreren ondergedoken waterplanten met algen om de beschikbare nutriënten en de lichtbeschikbaarheid. Het uitgangspunt is dat de ecologische kwaliteit toeneemt in de volgorde: plantenarme wateren (algen), eenzijdige hoogproductieve plantengemeenschap (bijv. Waterpest, Aarvederkruid, Grof hoornblad), diverse of specifieke laagproductieve plantengemeenschap (bijv. Kranswieren, Fonteinkruiden, Zeegrassen). Als gekeken wordt welke voorwaarden verantwoordelijk zijn voor deze ecologische rangorde, dan kom je er op uit dat de volgende hiërarchie in voorwaarden aanwezig is in deze watersystemen (STOWA 2014):

- voor een goede ontwikkeling dient er licht op de waterbodem te komen. Een belangrijk potentieel knelpunt hiervoor is de aanwezigheid van algen of kroos, veroorzaakt door een te hoge externe belasting met nutriënten. De externe aanvoer van nutriënten, die sterk afhankelijk is van de hydrologische condities, dient dan ook laag genoeg te zijn;
- als de externe belastingen op orde zijn kunnen bijvoorbeeld zwevend stof en kleuring voor verstoring van het lichtklimaat zorgen. Voor een goede waterplantontwikkeling dient het doorzicht voldoende te zijn;
- pas als er voldoende licht op de bodem valt, kan de nutriëntenhuishouding van de waterbodem een knelpunt vormen. Als er te veel nutriënten beschikbaar zijn in de bodem dan zal dit tot woekering van slechts een paar snelgroeiende soorten leiden.

1.4. Leeswijzer

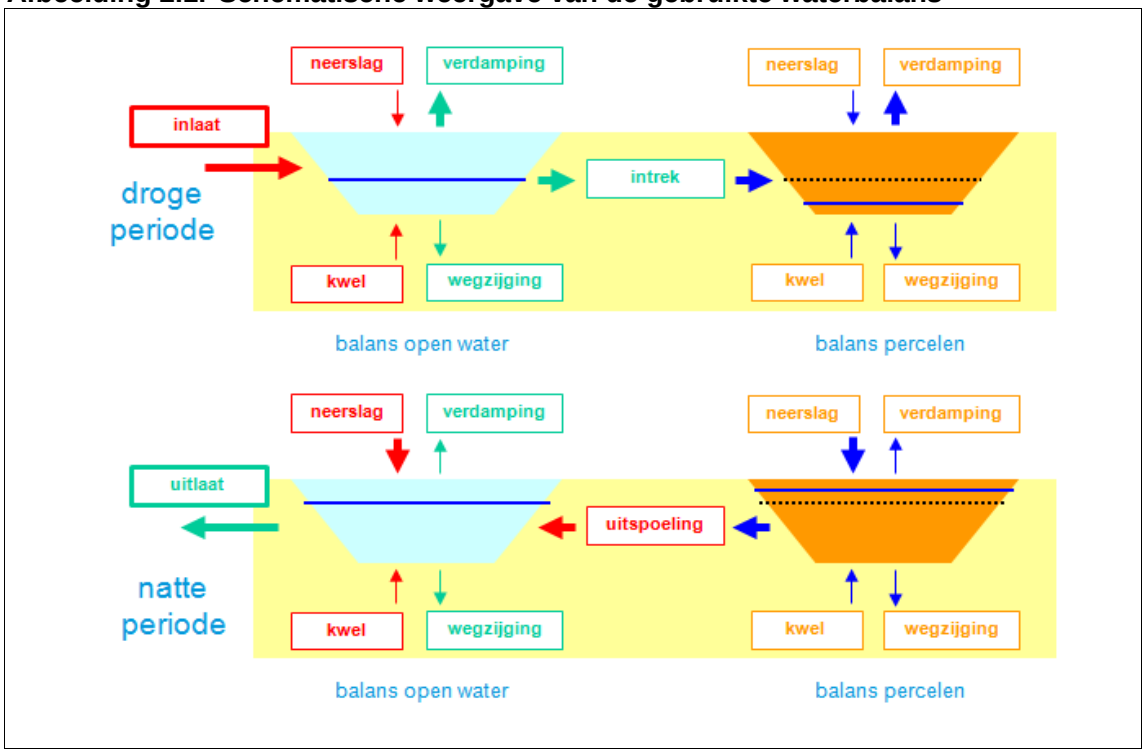
In hoofdstuk 2 wordt allereerst ingegaan op de gebruikte methodiek en de gehanteerde uitgangspunten. Vervolgens wordt voor de Binnenschelde (hoofdstuk 3) en het Markiezaatsmeer (hoofdstuk 4) aandacht besteed aan de huidige toestand en de voorwaarden die sturend zijn voor de ecologische toestand in beide meren. Beide hoofdstukken starten dan ook met een paragraaf die ingaat op de ontwikkelingen van de toestand sinds de afsluiting van het meer, waarbij in ieder geval ook wordt ingegaan op de ontwikkeling van de vegetatie, vissen, vogels, mosselen en fytoplankton in de afgelopen decennia. Er wordt een coherent beeld van de toestand gegeven op basis van de reeds beschikbare data. Vervolgens worden er voor elk meer verscheidene paragrafen gewijd aan de voorwaarden die sturend zijn voor de beschreven toestand in het meer, waarbij de volgende voorwaarden aan de orde komen: (a) het hydrologisch functioneren, (b) de saliniteit van het water, (c) de nutriëntenhuishouding in het water, (d) het lichtklimaat en (e) de nutriëntenhuishouding in de bodem. Tenslotte zal in een synthese (hoofdstuk 5) worden ingegaan op de vergelijking tussen beide meren.

2. METHODIEK EN UITGANGSPUNTEN

2.1. Hydrologisch functioneren

Om inzicht te krijgen in het hydrologisch functioneren is voor beide meren een waterbalans opgesteld. Afbeelding 2.1 geeft een schematische weergave van een waterbalans. De waterbalans bestaat uit twee 'bakjes': een bakje voor het open water en een bakje voor de omliggende, afwaterende percelen. De pijlen in afbeelding 2.1 geven de in- en uitgaande waterstromen weer. Dit betreft neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, uitspoeling en intrek en in- en uitlaat.

Afbeelding 2.1. Schematische weergave van de gebruikte waterbalans



In bijlage I worden de uitgangspunten en de gevolgde aanpak voor het opstellen van de waterbalansen in meer detail toegelicht. Hieronder volgt een samenvatting van de gevolgde aanpak om de balansen op te stellen.

2.1.1. Samenvatting waterbalans Binnenschelde

Voor de Binnenschelde is een waterbalans opgesteld voor de periode van 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. Het beheer is een belangrijke factor in het hydrologisch functioneren van dit meer. Er wordt zowel water ingelaten (om te voorkomen dat het waterpeil in de Binnenschelde uitzakt) als uitgelaten (om lager liggende watergangen in Bergen op Zoom door te spoelen, of om het waterpeil in de Binnenschelde te verlagen). De inlaat vindt plaats via gemaal Noordland vanuit het Zoommeer en de uitlaat vindt plaats via stuwen naar lager gelegen watergangen. Een tweetal kleinere in- en uitlaten is niet expliciet meegenomen in de waterbalans, te weten in- en uitlaten naar de snoekpaaiplaats en uitlaten naar de Plaatvliet voor doorspoeling van de Plaatvliet na overstorten, omdat hun bijdrage op de waterbalans gering is (Waterschap Brabantse Delta 2011) en er onvoldoende meetgegevens beschikbaar zijn voor een betrouwbare inschatting van deze in- en uitlaten.

Pas vanaf 2011 zijn de draaiuren van het inlaatgemaal bijgehouden. Daardoor is niet goed na te gaan hoeveel water in eerdere jaren is ingelaten. Voor de perioden 1993 - 2001 en 2009 - 2015 zijn peilmetingen beschikbaar en voor deze perioden is in de waterbalans een reconstructie gemaakt van het gevoerde beheer.

Doordat de reconstructie van het beheer is uitgevoerd op basis van het gemeten waterpeil, kan het waterpeil niet meer gebruikt worden om de waterbalans te controleren. Wel is de balans gecontroleerd op basis van de confrontatie tussen de gemeten en berekende chlorideconcentratie. Het verloop van de chlorideconcentratie door het jaar heen (laag in het voorjaar, hoog in de zomer) wordt goed berekend en dit geeft vertrouwen in de waterbalans. De berekende chlorideconcentratie ligt echter structureel lager dan de gemeten concentratie: dit impliceert dat er een bron van chloride mist in de waterbalans. Er is waarschijnlijk sprake van een geringe brakke kwelstroom. Hoewel het om een geringe hoeveelheid water gaat, is deze kwelstroom wel meegenomen in de berekening van de externe nutriëntbelastingen (zie paragraaf 2.2.1).

2.1.2. Samenvatting waterbalans Markiezaatsmeer

In het Markiezaatsmeer is sprake van een grotendeels natuurlijk peil. Er ligt een stuw waarover water wordt afgelaten, maar verder wordt het waterpeil niet gereguleerd. De hoogte van de stuw is de afgelopen jaren verschillende keren aangepast. Er is een waterbalans opgesteld voor de periode van 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. De neerslag- en verdampingsreeksen, de kwel en wegzijging en de inlaat vanuit de Blaffert zijn als harde invoer opgedrukt. Op basis hiervan berekent de balans het waterpeil van het open water en van het grondwater in de percelen. De waterpeilen zijn bepalend voor de uitwisseling tussen open water en grondwater (via uitspoeling en intrek) en voor de aflaat via de stuw.

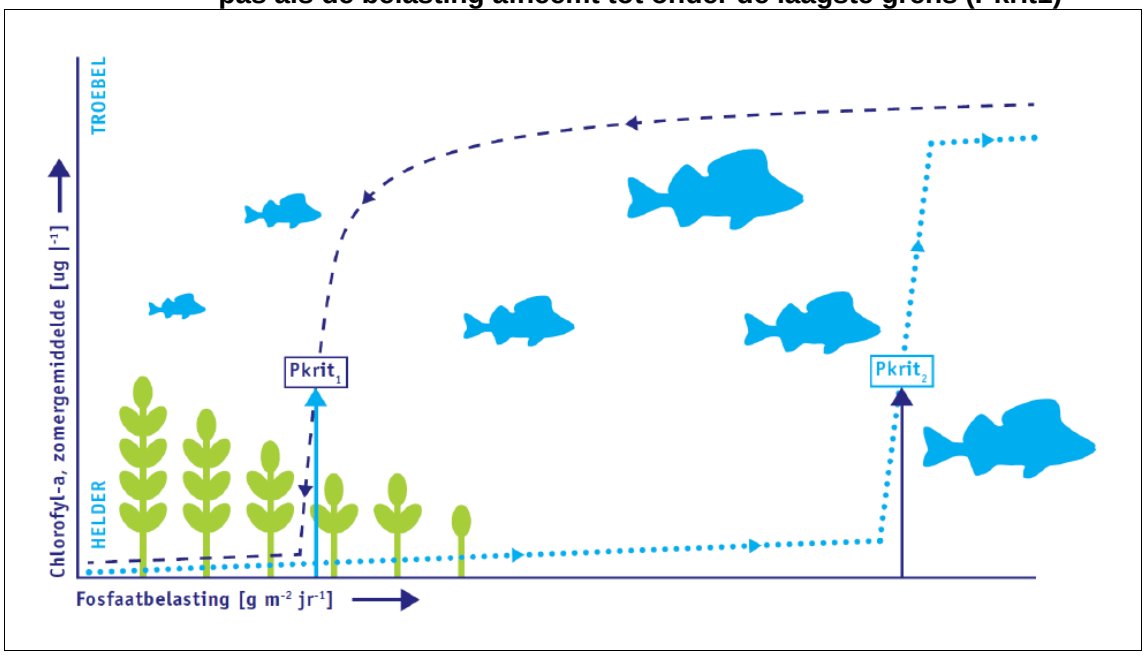
De waterbalans is gecontroleerd door het berekende waterpeil en de berekende chlorideconcentratie te vergelijken met het gemeten waterpeil en de gemeten chlorideconcentratie. De berekende en gemeten chlorideconcentratie komen goed overeen. Het berekende en gemeten waterpeil komen ook meestal goed overeen. In erg droge jaren zakt het berekende peil echter wat verder uit dan het gemeten peil. Dit komt waarschijnlijk door het afnemen van de bruto wegzijging en het toenemen van de bruto kwel als het waterpeil uitzakt, terwijl de balans uitgaat van een constante wegzijging en kwel.

De controle van de waterbalans aan de hand van het waterpeil en de chlorideconcentratie geeft vertrouwen in de opgestelde waterbalans.

2.2. Nutriëntbelastingen in het water

Ondiepe meren kunnen verschillende verschijningstoestanden hebben: helder en plantenrijk aan de ene kant of troebel en algenrijk aan de andere kant. De mate van de externe nutriëntenbelasting is sterk bepalend voor de toestand: bij een hoge externe belasting kan een helder meer omslaan naar een troebele toestand. Beide toestanden hebben echter een zelfstabiliserende werking (o.a. Scheffer 1998) en slaan daardoor niet zomaar om naar de andere toestand. De omslag van helder naar troebel vindt plaats als de belasting een drempelwaarde overschrijdt: deze drempelwaarde noemen we de kritische belasting (afbeelding 2.2). De confrontatie tussen de externe belasting en de kritische belasting geeft inzicht in de nutriëntenhuishouding in het water.

Afbeelding 2.2. Alternatieve stabiele toestanden van een watersysteem afhankelijk van de externe fosfaatbelasting (STOWA 2008). Een helder meer wordt troebel als de kritische belasting (rechter grens, Pkrit2) wordt overschreden. De omslag terug naar de heldere toestand gebeurt pas als de belasting afneemt tot onder de laagste grens (Pkrit1)



2.2.1. Externe belastingen

Op basis van de waterbalans is de externe nutriëntenbelasting bepaald voor fosfor en stikstof. Dit is gedaan door aan alle ingaande waterstromen een stofconcentratie te koppelen. De gehanteerde nutriëntconcentraties voor het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde staan in Tabel 2.1. De nutriëntconcentraties in het inlaatwater van de Binnenschelde (vanuit het Zoommeer) zijn bepaald op basis van metingen die Rijkswaterstaat in het Schelde-Rijnkanaal (meetlocatie Oesterdam) en in het Krammer-Volkerak (meetlocatie Steenbergen) heeft uitgevoerd.

De P-concentraties in het uitspoeling- en afstromingwater zijn bepaald op basis van waterkwaliteitsmetingen van het grondwater, die B-WARE heeft uitgevoerd in het voorjaar van 2015. Voor de N-concentraties is uitgegaan van een N/P-verhouding van een standaardverhouding van 10 g/g, omdat de DON-concentraties niet zijn gemeten in deze monsters. De kwaliteit van het uit- en afspoelwater rondom de Binnenschelde is bepaald op basis van het gemiddelde van twee bemonsterde locaties (beide op 1,5 m diepte), terwijl voor het Markiezaatsmeer gebruik is gemaakt van het gemiddelde van 10 meetlocaties met een diepte die varieerde tussen de 0,5 en 1,5 m (afbeelding 2.3). Al deze locaties zijn in zandlagen bemonsterd en niet in lokale kleilaagjes (waar de N- en P-concentraties stukken hoger zijn door het langdurig vasthouden van voormalig brak zeewater), omdat deze zandlagen verantwoordelijk zijn voor verreweg de grootste wateraanvoer door hun veel lagere weerstand dan de lokale kleilaagjes.

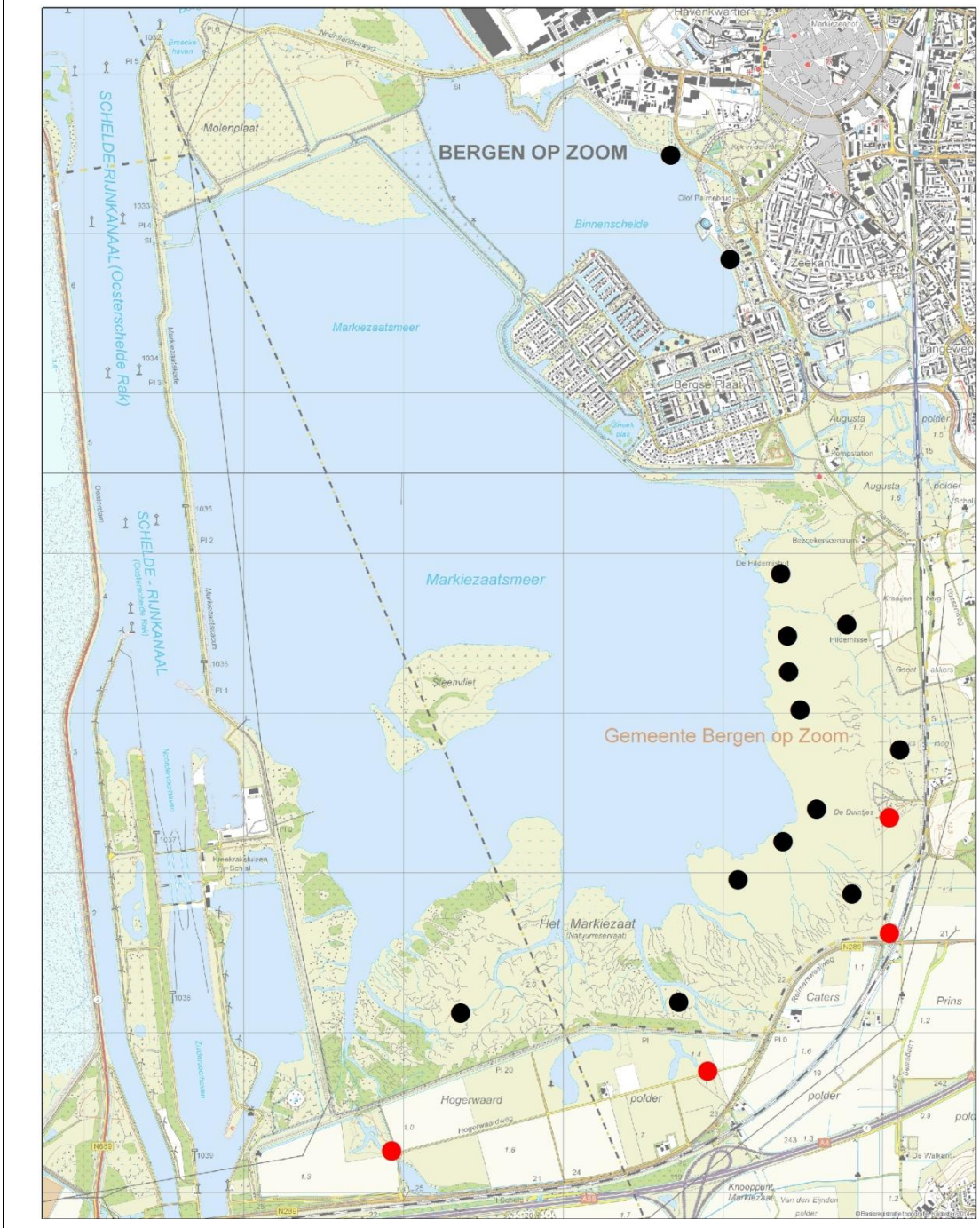
Tabel 2.1. Totaal P- en N-concentraties van ingaande waterstromen van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde

	waterstroom	totaal P (mg/)	totaal N (mg/l)	toelichting
Binnenschelde				
ingaand	neerslag	0,0016	1,5	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	0,5	5	totaal P: hoogst gemeten concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte (2 metingen) totaal N: aanname dat N/P-verhouding van 10
	inlaat Zoommeer	tijdreeks	tijdreeks	op basis van metingen van RWS in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak
	afstroming	0,3	3	totaal P: gemiddelde concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte (2 metingen) totaal N: aanname dat N/P-verhouding van 10
	uitspoeling	0,3	3	
Markiezaatsmeer				
ingaand	neerslag	0,0016	1,5	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	0,2	2	totaal P: gemiddelde concentratie in diepe en ondiepe grondwater rondom het meer (uit het grondwatermodel blijkt dat laterale en diepe kwel beide voor circa 50% van de kwelaanvoer verantwoordelijk zijn). totaal N: aanname dat N/P-verhouding van 10
	inlaat Blaffert	tijdreeks	tijdreeks	op basis van metingen van het waterschap in de Blaffert (tot 2001: locatie 80201, vanaf 2001: locatie 80202). Voor ontbrekende jaren is data van het voorgaande jaar gebruikt.
	afstroming	0,2	2	aanname (combinatie van kwelwater en regenwater wat kort contact in contact heeft gestaan met het perceel)
	uitspoeling	0,2	2	

Voor de kwaliteit van het kwelwater geldt dat voor de Binnenschelde gebruik is gemaakt van de hoogst gemeten P-concentratie van de twee bemonsterde locaties (op 1,5 m diepte) rondom de Binnenschelde, terwijl voor het Markiezaatsmeer gebruik is gemaakt van metingen die zijn uitgevoerd in diepere peilbuizen (2,5 tot 10 m diepte) die om het Markiezaatsmeer liggen (afbeelding 2.3). Hoewel de totaal P-concentratie in vrijwel alle diepere peilbuizen om het Markiezaatsmeer lager was dan 0,1 mg/l, is toch uitgegaan van een P-concentratie van 0,2 mg/l. Er is bewust van hogere concentraties uitgegaan, omdat in één peilbuis een P-concentratie van 1,3 mg/l is gemeten (alhoewel dit monster mogelijk in een kleilaagje is genomen). Daarnaast zijn er geen gegevens beschikbaar van de grondwaterkwaliteit op locaties waar de kwel daadwerkelijk optreedt. Om inzicht te krijgen in het potentiële ecologische effect deze onzekerheden zijn er tevens gevoeligheidsanalyses uitgevoerd voor totaal P-concentraties in het kwelwater van het Markiezaatsmeer van 0,4 en 0,6 mg/l.

Aanvullend op de belasting vanuit instromend water is ook de belasting door vogels bepaald. Hiervoor is gebruik gemaakt van de vogeltellingen die de West-Brabantse vogelwerkgroep sinds 1986 bij de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer heeft uitgevoerd onder leiding van Ray Teixeira en Hidde Bult. Op basis van de vogeltellingen is vastgesteld hoeveel individuen per soort per seizoen per jaar aanwezig waren. Vervolgens is met het model Waterbirds (ontwikkeld door het NIOO-KNAW) de externe N- en P-belasting berekend van de aanwezige vogels. Hierbij is rekening gehouden met het foerageergedrag van de verschillende vogelsoorten per seizoen. Alleen vogels die niet in hetzelfde waterlichaam foerageren dragen immers bij aan de externe belasting.

Afbeelding 2.3. Locaties waar bodemvochtmonsters zijn genomen m.b.v. lysimeters op 0,5 tot 1,5 m diepte (zwart) en in peilbuizen op 2,5 tot 10 m diepte (rood) nabij de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer



2.2.2. CUWVO-lijnen

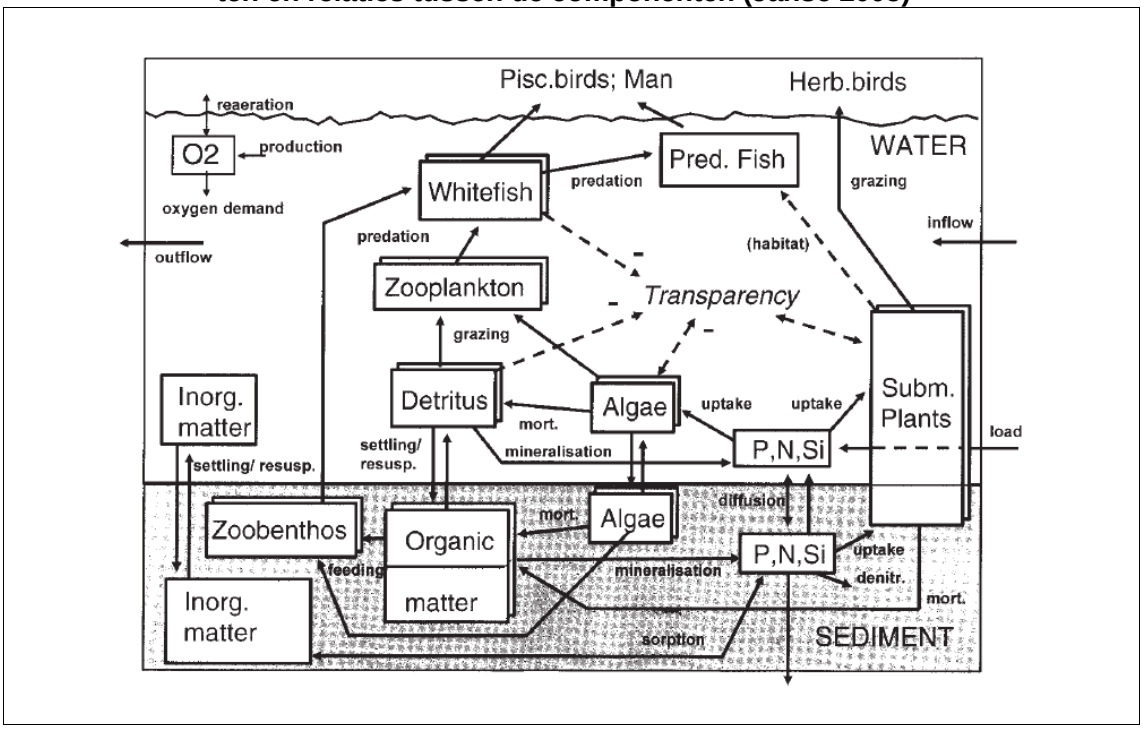
Met behulp van de externe N/P-belasting kan geschat worden welk nutriënt waarschijnlijk limiterend zal zijn voor de algenproductie als tenminste één van beide nutriënten de meest limiterende factor is en niet bijvoorbeeld doorzicht, graasdruk, beheer en/of de saliniteit van het oppervlaktewater. Om inzichtelijk te maken of een nutriënt daadwerkelijk limiterend is

voor de ontwikkeling van algen, is de chlorofyl-a concentratie uitgezet tegen de totaal P- en N-concentraties in het oppervlaktewater. In deze figuren zijn tevens CUWVO-lijnen uitgezet, die voor verschillende typen algen de maximale chlorofyl-a concentratie aangeven die geproduceerd kan worden bij bepaalde nutriëntconcentraties in de zomer (Portielje & Van der Molen 1998). Als de meetpunten voornamelijk tussen deze CUWVO-lijnen liggen dan is het betreffende nutriënt waarschijnlijk (co)limiterend voor de algenontwikkeling. Bij de interpretatie dient er overigens wel rekening mee te worden gehouden dat deze CUWVO-lijnen gebaseerd zijn op zoete condities, en dat een andere algensamenstelling onder brakke en zoute condities kan leiden tot andere verbanden en dus andere CUWVO-lijnen.

2.2.3. Kritische belastingen: PCLake

Met het ecologische model PCLake zijn de kritische belastingen van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde bepaald. PCLake simuleert de belangrijkste ecologische processen die spelen in ondiepe meren (Janse 2005). Op basis van de input die de gebruiker opgeeft (zoals het ingaande debiet, de externe belasting, de waterdiepte en de strijklengte) berekent het model de uitwisseling van stoffen (drooggewicht, fosfor en stikstof) tussen de compartimenten van het model (zoals waterplanten, algen en vissen, afbeelding 2.4). De gehanteerde input voor het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde staan in tabel 2.2. De modellen zijn tevens geverifieerd. De uitkomsten van deze verificatie staan in bijlage II.

Afbeelding 2.4. Modelstructuur van PCLake met de belangrijkste modelcomponenten en relaties tussen de componenten (Janse 2005)



De kritische grenzen zijn berekend in een iteratief proces waarbij het model verschillende keren wordt doorlopen (iedere run simuleert 20 jaar). Aan het einde van iedere run wordt de eindtoestand beoordeeld: helder (veel waterplanten, weinig algen) of troebel (weinig waterplanten, veel algen). Bij de volgende run wordt de belasting iets verhoogd (bij een heldere eindtoestand) of verlaagd (bij een troebele eindtoestand). Op deze manier wordt toegewerkt naar de kritische belasting: de drempel tussen een heldere of troebele toestand.

Tabel 2.2. Gebiedsspecifieke uitgangspunten voor PCLake

	Markiezaatsmeer	**Binnenschelde**
gemiddeld hydraulisch debiet (mm/dag)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
gemiddelde waterdiepte (m)	2,1	1,5
gemiddelde N/P-ratio (gN/g P)	volgt uit externe belastingen	volgt uit externe belastingen
bodemtype (-)	zand	zand
strijklengte (km)	2,5	1,0
aandeel moeras (-)	0	0
achtergrondextinctie (m^{-1})	0,5	0,5

2.2.4. Ruimtelijke variaties in potenties voor waterplanten in het Markiezaatsmeer

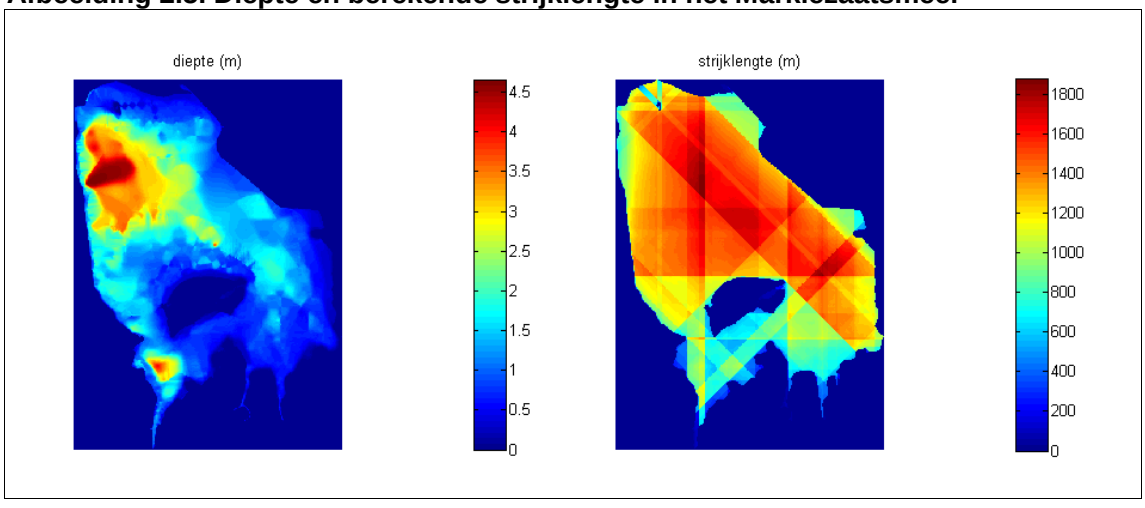
Voor het Markiezaatsmeer is er een conceptkaart gemaakt voor de zogenoemde 'plantpotentie' onder de huidige condities. Onder 'plantpotentie' wordt verstaan hoe groot de kans is op het voorkomen van ondergedoken waterplanten. De plantpotentie wordt berekend in drie categorieën: goede, matige en geen potentie voor ondergedoken waterplanten. Deze categorieën corresponderen met de verhouding tussen belasting en kritische belasting, die in tabel 2.3 staan toegelicht.

Tabel 2.3 Indeling categorieën 'plantpotentie' en de bijbehorende criteria wat betreft belasting en kritische belasting

categorie	**criterium**
goede potentie	belasting < kritische grenzen
matige potentie	belasting tussen kritische grenzen
geen potentie	belasting > kritische grenzen

Om een ruimtelijke kaart van de 'plantpotentie' te maken is het Markiezaatsmeer verdeeld in gridcellen van 10 x 10 m. Voor iedere gridcel is de kritische belastinggrens berekend op basis van het metamodel van PCLake. Hierbij zijn de uitgangspunten uit tabel 2.2 gebruikt, maar de diepte en strijklengte zijn ruimtelijk gedifferentieerd opgegeven. De diepte is per gridcel berekend op basis van ingemeten waterdieptes (5 x 5 m; ATKB 2015). Dit heeft geleid tot een dieptekaart (linker figuur van afbeelding 2.5). De strijklengte is berekend door een gewogen gemiddelde te nemen van de berekende strijklengte in 8 windrichtingen (rechter figuur van afbeelding 2.5). Het gemiddelde is gewogen op basis van de langjarige gemiddelde windrichtingverdeling in Nederland (KNMI station de Bilt).

Afbeelding 2.5. Diepte en berekende strijklengte in het Markiezaatsmeer



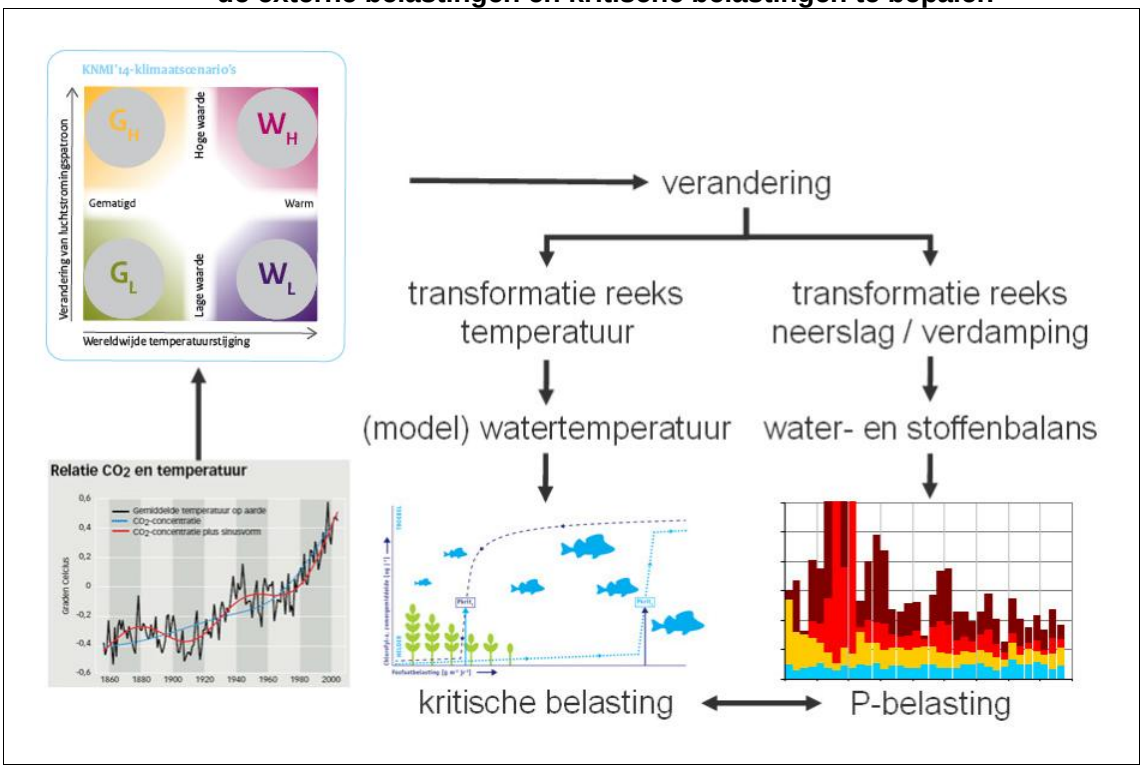
Op basis van de diepte- en strijklengtekaarten zijn ruimtelijk gedifferentieerde kritische belastinggrenzen bepaald. Deze zijn vervolgens vergeleken met de berekende (generieke) nutriëntenbelasting van het gehele Markiezaatsmeer, die volgden uit de water- en stoffenbalans van het meer. Door de belasting te vergelijken met de kritische belastingen is voor iedere gridcel een ´plantpotentie´ categorie (zie tabel 2.3) bepaald.

2.2.5. Klimaatbestendigheid

De externe belastingen en kritische belastingen worden in eerste instantie uitgevoerd op basis van data die beschikbaar is voor de periode 1990 tot en met 2014. In aanvulling op deze analyses is de gevoeligheid van het klimaat op deze resultaten onderzocht door het effect van verschillende toekomstige klimaatscenario's (afkomstig van het KNMI) te bepalen. Over het algemeen worden drogere zomers en nattere winters verwacht, en stijgt de temperatuur waarschijnlijk. Vanzelfsprekend hebben deze klimaatveranderingen effect op de waterbalans en op de externe belasting, maar ook op de kritische belasting wordt waarschijnlijk beïnvloed.

De basis van de gehanteerde aanpak is weergegeven in afbeelding 2.6. Op basis van mondiale klimaatmodellen van het IPCC heeft het KNMI een viertal klimaatscenario`s ontwikkeld voor de Nederlandse situatie rond 2050. Deze klimaatscenario`s zijn gebruikt om de waterbalansen opnieuw doorgerekend op basis van getransformeerde neerslag- en verdampingsreeksen. Daarnaast zijn de kritische belastingen opnieuw berekend door in PCLake de watertemperatuur aan te passen.

Afbeelding 2.6. Basis van de gehanteerde aanpak om de klimaatbestendigheid van de externe belastingen en kritische belastingen te bepalen



Klimaatscenario`s en transformatie van relevante parameters
De klimaatscenario's variëren in temperatuurstijging (Gematigd en Warm) en in het luchtstromingspatroon (Lage en Hoge waarde). In alle scenario`s neemt zowel de zomer- als wintergemiddelde luchttemperatuur toe. In twee scenario`s neemt de neerslag zowel in de winter als zomer toe (G_L en W_L), terwijl in de andere twee scenario`s alleen in de winter een toename van de neerslag wordt verwacht en in de zomer juist een afname (G_H en W_H).

De gemeten dagwaarden van neerslag, referentieverdamping, instraling en luchttemperatuur voor de periode 1981 - 2010 zijn via de KNMI-website (http://www.klimaatscenarios.nl/) per klimaatscenario getransformeerd volgens de verwachte klimaatverandering in de periode 2036 - 2065, waarbij voor de neerslag gekozen is voor het subscenario 'midden' wat betreft neerslagextremen. Hierbij is voor de neerslag uitgegaan van de meetreeks van Bergen op Zoom (KNMI-station 832). Voor verdamping, instraling en luchttemperatuur is een gemiddelde reeks geconstrueerd op basis van de meetreeksen van Vlissingen (KNMI-station 310) en Rotterdam (KNMI-station 344).

Bij het kwantificeren van de effecten van de klimaatscenario`s op de externe en kritische belastingen is nadrukkelijk gekeken naar het langjarig gemiddelde over de hele periode 1990 - 2010, en specifiek naar een nat jaar (1998) en een droog en warm jaar (2003).

Berekenen waterbalansen en externe belastingen
Per klimaatscenario is de getransformeerde reeks van neerslag en verdamping ingevoerd in de waterbalans voor de periode 1990 - 2010. Vervolgens is de waterbalans doorgerekend en zijn de externe belastingen bepaald. Voor het Markiezaatsmeer kon van exact dezelfde waterbalans gebruik worden gemaakt als waarmee de huidige condities zijn bepaald (zie Bijlage I voor een uitgebreide omschrijving van deze waterbalans). Voor de Binnenschelde is de waterbalans wel aangepast. De harde in- en uitlaten door het beheer (zie paragraaf 2.1.1 en Bijlage I) zijn uit de waterbalans gehaald, omdat het onduidelijk is of dit beheer in de toekomst wel nodig is en het zeer onduidelijk is wanneer er dan beheersmatig ingegrepen zal worden. Er is uitgegaan van een flexibel peil tussen +1.40 en +1.63 m NAP. Tenslotte is de belasting door watervogels in alle klimaatscenario's gelijk gehouden aan de historische belasting in de periode 1990 - 2010.

Berekenen kritische belastingen
De temperatuur heeft invloed op veel biologische en chemische processen. Een verhoging van de watertemperatuur kan bijvoorbeeld de bloei van blauwalgen en de P-nalevering uit de bodem verhogen. Bij het berekenen van klimaatbestendige kritische belastingen moet er rekening mee worden gehouden dat de watertemperatuur zal verschillen in de verschillende klimaatscenario's (tabel 2.4). Daarnaast zullen ook de ingaande debieten en N/P-ratio's van de externe belastingen veranderen (tabel 2.5). Voor alle overige modelparameters is uitgegaan van de instelling zoals die gebruikt zijn voor de huidige condities (zie tabel 2.2).

In PCLake vertoont de watertemperatuur een sinuscurve met een gemiddelde van 12^{o}C en een amplitude van 10^{o}C. Per klimaatscenario is de gemiddelde temperatuur van de sinuscurve aangepast op basis van de gemiddelde watertemperatuur (tabel 2.4). De watertemperatuur is berekend op basis van luchttemperatuur, instraling, luchtvochtigheid, windsnelheid en waterdiepte, waarbij voor de luchttemperatuur en instraling is uitgegaan van de getransformeerde reeksen. Voor luchtvochtigheid en windsnelheid is uitgegaan van historische reeksen voor de periode 1990 - 2010.

Tabel 2.4. Gemiddelde watertemperatuur (°C) per klimaatscenario voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer

scenario	basis	G_L	G_H	W_L	W_H
Binnenschelde	11,9	12,8	13,1	13,6	13,9
Markiezaatsmeer	11,9	12,8	13,1	13,6	13,9

Tabel 2.5. Debieten (mm/dag) en N/P-ratio's van de belastingen (g/g) per klimaatscenario en periode voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer

Meer	parameter	periode	basis	G_L	G_H	W_L	W_H
Binnenschelde	debiet (mm/dag)	1998	3,8	4,0	4,1	4,0	4,2
		2003	2,9	3,0	3,2	3,1	3,2
		1990-2010	3,0	3,2	3,2	3,2	3,3
	N/P (g/g)	1998	41,7	41,4	41,0	41,3	41,9
		2003	24,4	24,7	24,4	24,1	23,1
		1990-2010	27,6	27,8	27,9	27,5	27,7
Markiezaatsmeer	debiet (mm/dag)	1998	4,2	4,4	4,4	4,5	4,5
		2003	2,3	2,4	2,5	2,4	2,4
		1990-2010	2,9	3,0	3,0	3,0	3,0
	N/P (g/g)	1998	22,9	23,1	23,3	23,3	23,5
		2003	15,1	15,5	15,6	15,5	15,4
		1990-2010	20,2	20,5	20,4	20,6	20,4

2.2.6. Onzekerheden

Allereerst is er een onzekerheid in de berekende kritische grenzen: de nauwkeurigheid van PCLake wordt geschat op 30 à 40 procent (Janse et al. 2010). Door de lange verblijftijd van beide meren kunnen de kritische belastingen onderschat zijn. Ook bij het berekenen van de externe belastingen dient rekening te worden gehouden met een aantal belangrijke onzekerheden, met name voor de Binnenschelde:

- de waterkwaliteit van het inlaatwater (uit het Zoommeer) is gebaseerd op de metingen door Rijkswaterstaat in het Schelde-Rijnkanaal en in het Krammer-Volkerak. Voor het Zoommeer zelf zijn namelijk slechts beperkt metingen beschikbaar. Er is bekend dat in het Zoommeer regelmatig drijflagen voorkwamen in de hoek van het gemaal naar de Binnenschelde. In de periode 1996 - 2004 zijn hier metingen verricht aan de waterkwaliteit. In een gevoeligheidsanalyse is er bepaald wat het effect van de bij het gemaal gemeten totaal P-concentratie op de externe P-belasting van de Binnenschelde is;
- de chloridebalans wijst op de mogelijkheid dat er sprake is van een geringe hoeveelheid kwel in de Binnenschelde (zie Bijlage I). Mogelijk vormt deze kwel een aanvulling op de externe N- en P-belasting. In een gevoeligheidsanalyse is bepaald wat het effect van een geringe hoeveelheid kwel (0,1 mm/d met een P-concentratie van 0,5 mg/l) op de externe belasting is.

2.3. Lichtbeschikbaarheid

Wanneer de nutriëntenhuishouding in het water op orde is, dan kan het lichtklimaat in bredere zin nog wel beperkend zijn voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Voor het lichtklimaat is van belang dat voldoende licht de waterbodem bereikt zodat kieming van ondergedoken waterplanten mogelijk is. De hierbij gehanteerde vuistregel is dat er voldoende licht de waterbodem bereikt bij een doorzicht/diepte verhouding van 0,6 m/m. Om dit te bepalen, is in beide meren het verloop van het doorzicht vanaf begin jaren '90 geanalyseerd.

Er is tevens met behulp van UITZICHT (Buiteveld 1990) gekeken of er verbanden zijn tussen het doorzicht en verschillende doorzichtbeperkende factoren. Dit geeft belangrijk inzicht in de werking van het lichtklimaat in het water. Met behulp van statistische methodes (multiple regressies) wordt geschat in welke mate het lichtklimaat wordt bepaald door (a) de concentraties aan chlorofyl-a (een maat voor de hoeveelheid algen), (b) de concentratie aan zwevend stof (detritus en anorganisch) en (c) de kleuring van het water door humuszuren (DOC).

De kwaliteit van regressies (en dus ook van UITZICHT-analyses) is sterk afhankelijk van de hoeveelheid data. Aangezien er slechts beperkt data beschikbaar is van de DOC-concentraties in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer, omdat deze parameter pas vanaf 2011 wordt gemeten in de oppervlaktewatermonsters, zijn er zowel UITZICHT-analyses uitgevoerd voor een dataset met DOC-gegevens als voor een (veel grotere) dataset zonder DOC-gegevens.

2.4. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem

Als de lichtbeschikbaarheid op orde is, dan is er ruimte voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Welke onderwatervegetatie zich zal ontwikkelen, is dan onder andere afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem. Bij een hoge nutriëntbeschikbaarheid in de bodem kunnen snelgroeiende waterplanten als waterpest, grof hoornblad en aarvederkruid gaan domineren (o.a. Lamers et al. 2012). Er zijn verscheidene voorbeelden bekend die aantonen dat deze situatie instabiel is (bijvoorbeeld de Binnenschelde in de jaren ’90 van de vorige eeuw: zie paragraaf 3.1). Woekering kan leiden tot een omslag van heldere watersystemen naar troebele en algenrijke systemen, doordat de woekerende waterplanten een grote interne nutriëntenbelasting kunnen generen via (a) jaarlijks afsterven en afbreken van grote hoeveelheden plantenbiomassa en (b) nalevering als gevolg van zuurstofloosheid die daarbij gepaard gaat.

In de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer zijn op respectievelijk 8 en 22 locaties bodemvochtmonsters (toplaag) en bodemmonsters genomen. Voor de gebruikte methodiek in zowel het veld als het laboratorium wordt verwezen naar B-Ware (2015).

2.5. Dynamische toepassing van PCLake

Het ecologische model PCLake is allereerst gebruikt om de kritische nutriëntenbelasting van beide meren te bepalen (zie paragraaf 2.2). Hierbij is het model ‘statisch’ gerund op basis van het gemiddelde debiet over de periode 1990 - 2014. Aanvullend is er ook een dynamische modellering uitgevoerd: Hierbij is voor de periode 1990 - 2014 het berekende in- en uitgaande debiet (uit de waterbalans) en de berekende externe P- en N-belasting (inclusief vogels) op dagbasis ingevoerd in PCLake. Een dynamische modelrun biedt een belangrijke meerwaarde doordat rekening wordt gehouden met de patronen in het debiet en in de belasting door het jaar heen.

Voor beide meren is de dynamische modellering tweemaal uitgevoerd: Vanuit een heldere begintoestand (lage nutriëntconcentraties en veel waterplanten) en vanuit een troebele begintoestand (hoge nutriëntconcentraties, nauwelijks waterplanten en veel algen). Alle gehanteerde uitgangspunten staan in tabel 2.6.

Tabel 2.6. Gebiedsspecifieke uitgangspunten voor dynamische PCLake-modellering

	parameter	**Markiezaatsmeer**	**Binnenschelde**
invoerreeks op dagbasis	ingaand debiet (mm/dag)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
	uitgaand debiet excl. verdamping (mm/d)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
	verdamping (mm/d)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
	externe N- en P-belasting (g/m2/d)	berekend op basis van waterbalans (Tabel 4.1)	berekend op basis van waterbalans (Tabel 4.1)
modelconstante	bodemtype	zand	zand
	strijklengte (km)	2,5	1,0
	begintoestand	helder en troebel	helder en troebel
	aandeel moeras (-)	0	0
	achtergrondextinctie (m^{-1})	0,5	0,5

De uitvoer van de dynamische modelrun is geanalyseerd door de ontwikkeling van enkele relevante modelcomponenten (zoals de vegetatiebedekking, de concentratie chlorofyl-a en het doorzicht; zie afbeelding 2.4) over de gemodelleerde periode te bekijken en te vergelijken met de waargenomen toestand in beide meren.

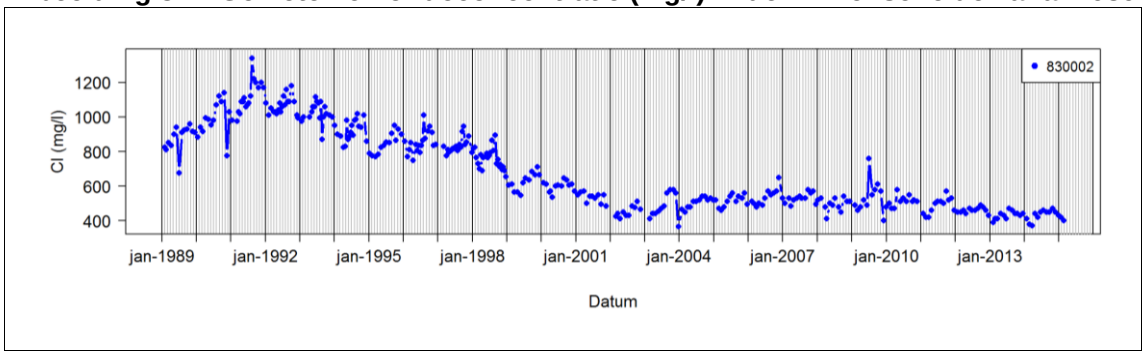
3. SYSTEEMANALYSE VAN DE BINNENSCHELDE

3.1. Beschrijving ecologische toestand

De ontwikkeling van het voedselweb en de ecologische toestand in jonge ecosystemen verloopt meestal chaotisch als gevolg van snelle opkomst en verdwijnen van soorten door kolonisatieverschillen, onderlinge concurrentie, (zout)tolerantieverschillen, etc. Dit is ook het geval in verzoetende meren. Meestal zijn dergelijke meren, ondanks (vrij) hoge externe belastingen, een periode heel helder doordat de visbiomassa laag is en er dientengevolge veel filterend zoöplankton aanwezig is (dat niet wordt opgegeten). Deze jonge, verzoetende meren zijn echter zeer gevoelig voor een toename aan zoöplanktonetende organismen (zoals vis, aasgarnalen en watervlooienetende zoöplankton), omdat het watersysteem dan snel kan omslaan in een troebel door algen gedomineerd meer. Op deze manier kan dus een chaotische ontwikkeling ontstaan in verzoetende meren.

Een dergelijke chaotische ontwikkeling is ook waargenomen in de verzoetende Binnenschelde. Na het afsluiten is de Binnenschelde snel verzoet door middel van doorspoeling met zoet water uit het Zoommeer (Van Manen 1994; Witteveen+Bos 1999a). Binnen enkele maanden was de chlorideconcentratie in het oppervlaktewater gezakt van circa 13.000 mg/l naar 800 à 1.100 mg/l in 1989 - 1991. Vervolgens is het licht brakke meer tussen 1992 en 2003 geleidelijk verder verzoet tot 400 - 500 mg Cl/l in 2002 (afbeelding 3.1). In de eerste jaren na de afsluiting (tussen 1987 en 1990) was de licht brakke Binnenschelde erg troebel en was het doorzicht gelijk aan 0,2 - 0,5 m (afbeelding 3.2; Witteveen+Bos 1989). Vanaf 1991 is het zicht in het groeiseizoen echter erg goed (1,5 - 2,0 m) in de Binnenschelde. Tussen 1991 en 1996 kon vaak zelfs de bodem worden waargenomen in het groeiseizoen, en kan het doorzicht dus zijn onderschat. Sinds 1997 is het doorzicht weer veel slechter geworden met waardes die vaak lager zijn dan 0,5 m. De drie beschreven helderheidfases blijken overeen te komen met de veranderingen in de voedselwebstructuur, de hoeveelheid algen (uitgedrukt in chlorofyl-a) en het zwevend stof gehalte (afbeelding 3.3).

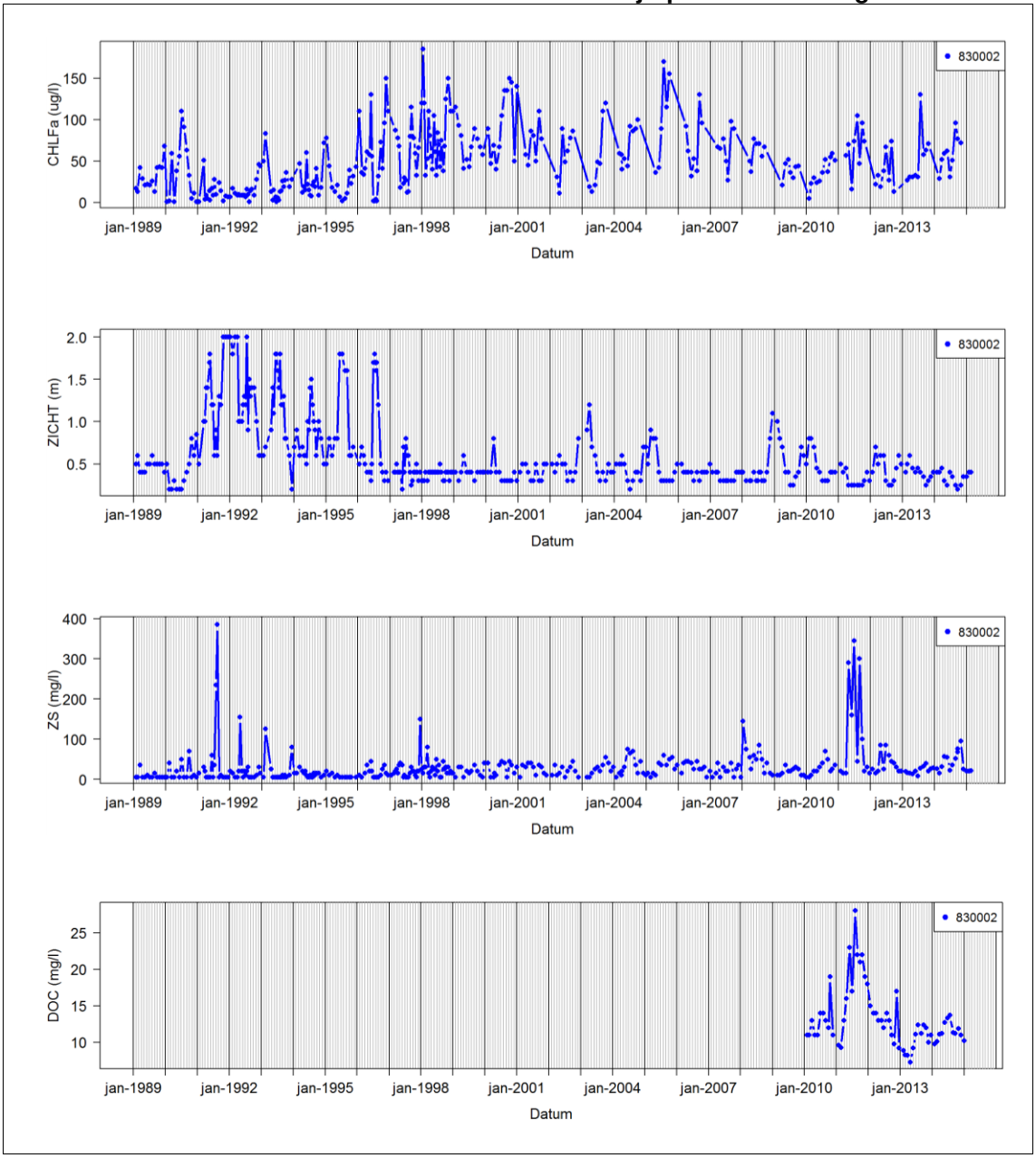
Afbeelding 3.1. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde vanaf 1989



Fase 1: Troebele condities tussen 1987 en 1990

In de licht brakke Binnenschelde lag de chlorofyl-a concentraties in de zomers van 1988 tot 1990 tussen de 50 en 200 µg/l (Witteveen+Bos 1989; afbeelding 3.2). In deze troebele periode was de waterplantdichtheid laag, evenals het zwevend stof gehalte. In juli 1988 werden grote hoeveelheden (>100 kg/ha) jonge driedoornige stekelbaarzen (20 - 50 mm) aangetroffen (Meijer & Van Beek 1988). Er is getracht om deze zoöplanktonetende (o.a. watervlooien) vissoort te bestrijden door hun nesten met zegenvisserij te vernietigen en snoek uit te zetten. Hoewel de effectiviteit van deze acties niet goed onderzocht is, is het wel duidelijk dat de populatie driedoornige stekelbaars sterk is afgenomen in 1989 (Witteveen+Bos 1989). In het najaar van 1990 is slecht één individu gevonden (Witteveen+Bos 1990).

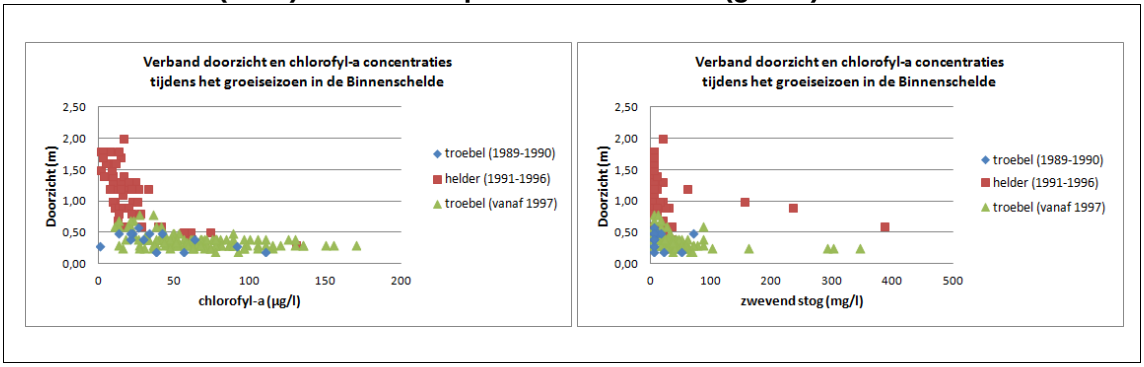
Afbeelding 3.2. Gemeten concentratie chlorofyl-a (µg/l), doorzicht (m) en de concentraties zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties) en opgelost organisch koolstof (DOC) in de Binnenschelde sinds 1989. De DOC-concentraties zijn pas sinds 2010 gemeten



Fase 2: Heldere condities met een chaotisch voedselweb tussen 1991 en 1996

Vanaf het najaar van 1990 neemt het doorzicht toe. Tussen 1991 en 1996 vertoonde het doorzicht een sterk seizoensdynamiek, waarbij de zichtdiepte het grootst was in de zomermaanden (1,5 - 2,0 m) en het minst in de wintermaanden (0,6 - 1,0 m; afbeelding 3.2). Dit is in overeenstemming met de lage chlorofyl-a concentraties in de zomer (minder dan 20 µg/l, behalve in de zomer van 1996 toen weer waardes van boven de 100 µg/l werden gemeten) en hogere concentraties in de winter (50 - 125 µg/l). Dit patroon geeft aan dat de schommeling in algenbiomassa in deze periode niet primair gestuurd werd door de nutriëntenbelastingen, de lichtbeschikbaarheid of de temperatuur van de Binnenschelde (Bijkerk & Zwerver 1997), maar door voedselweb processen.

Afbeelding 3.3. Verband tussen het doorzicht (m) en de concentratie chlorofyl-a (µg/l; links) en zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties; mg/l; rechts) in het groeiseizoen (april - september). Meetwaardes zijn gegroepeerd voor drie helderheidperiodes: troebele periode van 1989 - 1990 (blauw), heldere periode van 1991 - 1996 (rood) en troebele periode vanaf 1997 (groen)

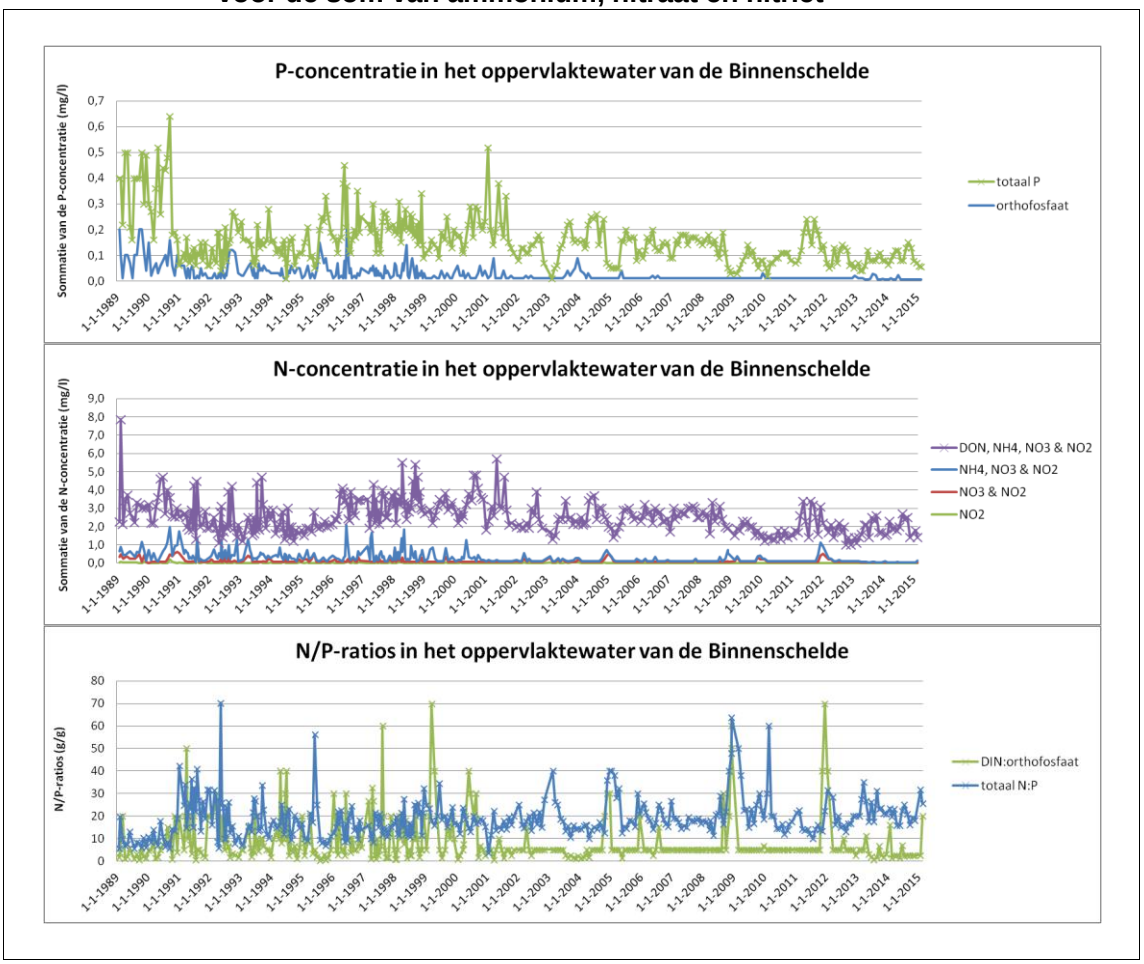


De omslag naar helder water in het najaar van 1990 valt samen met een sterke afname van de totaal P-concentraties in het oppervlaktewater van circa 0,6 mg/l naar 0,1 - 0,2 mg/l (afbeelding 3.4). Ook de totaal N-concentratie is vanaf dan wat lager, maar de daling is veel minder groot dan voor fosfor. Daarnaast laat de totaal N-concentratie een aantal pieken zien in de voor- en najaren van 1991 t/m 1993, die samenvallen met een beperkter doorzicht en een hoger gehalte aan zwevend stof (zie afbeeldingen 3.2 en 3.4). Vermoedelijk zijn er toen tijdelijke algenbloeien opgetreden. Zo traden er af en toe bloeien op van *Prymnesium parvum*, een toxische goudalg die vissterfte kan veroorzaken.

De dalingen van de nutriëntconcentraties, vooral van totaal P, in het oppervlaktewater lijken niet te zijn veroorzaakt door een afname van de externe P- en N-belasting (zie paragraaf 3.2.3), maar indiceren waarschijnlijk een herverdeling van de nutriënten in het chaotisch functionerende voedselweb (Witteveen+Bos 1999a). Uit verschillende onderzoeken (o.a. Bijkerk & Zwerver 1997; Bijkerk 1999; Witteveen+Bos 1999a) blijkt dat de hoeveelheid algen, en de nutriënten daarin, sterk is afgenomen en dat deze nutriënten inderdaad elders in het voedselweb terecht zijn gekomen:

- in het najaar van 1990 trad een explosie van herbivore zoöplankton op (calanoide copepoden van het geslacht *Eurytemora* en grote watervlooien als *Daphnia magna* en *D. pulex*) die (groen)algen eten, waardoor de nutriënten of in de zoöplankton kwamen of via hun facies naar de bodem zakten. De lage totale visbiomassa (afbeelding 3.5), o.a. ook van jonge driedoornige stekelbaarzen, heeft zeer waarschijnlijk bijgedragen aan deze explosie van herbivore zoöplankton;
- vanaf 1991 is de bedekking aan waterplanten toegenomen, waardoor nutriënten via sedimentatie en/of directe opname uit de waterlaag gefilterd kunnen worden. De waterplantensamenstelling en -dichtheid veranderden van beperkte bedekking met schedefonteinkruid in 1991 naar toenemende bedekking met vooral kranswieren rond 1993 - 1994 (vooral gebogen kransblad) naar dominantie van aarvederkruid in 1996;
- er traden verder chaotische schommelingen op van o.a. bootsmannetjes (soms werden tientallen kilo's in een enkele kuiltrek gevangen).

Afbeelding 3.4. Concentraties van verschillende P- en N-fracties en de N/P-ratios in het oppervlaktewater van de Binnenschelde vanaf 1989. DIN staat voor de som van ammonium, nitraat en nitriet



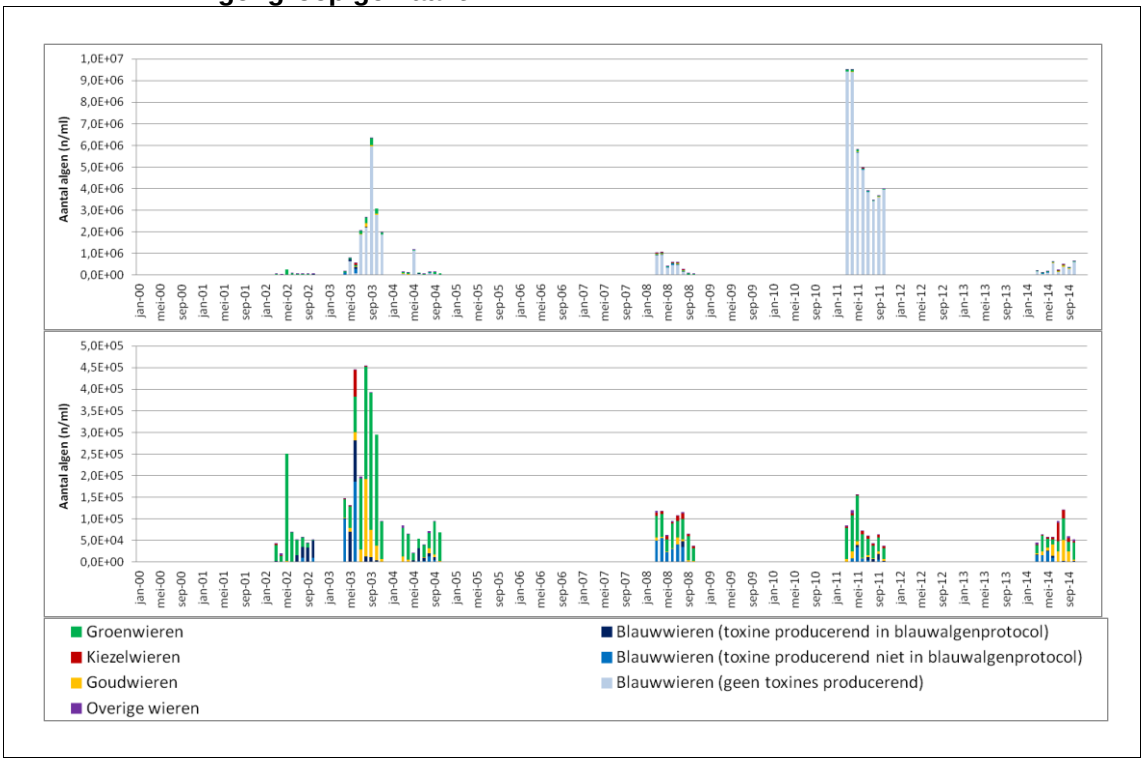
Fase 3: Troebele condities vanaf 1997

De hierboven beschreven situatie heeft geen blijvend positief effect op de helderheid van de Binnenschelde gehad. Sinds de zomer van 1996 zijn de chlorofyl-a concentraties weer een stuk hoger (afbeelding 3.2). De concentraties liggen dan vrijwel jaarlijks tussen de 100 en 150 µg/l in de zomer, waarbij er wat minder chlorofyl-a aanwezig lijkt te zijn tussen 2008 en 2010. Hoewel er af en toe ook toxine producerende blauwalgen voorkomen, gaat het voornamelijk om (kleine) blauwalgen waarvan verondersteld wordt dat ze geen toxines kunnen produceren (afbeelding 3.5). De verhoogde chlorofyl-a concentraties vanaf 1996 komen overigens goed overeen met de omslag van een helder water in de groeiseizoenen van 1991 t/m 1995 (1,5 - 2,0 m zicht) naar een stabiele troebele situatie vanaf 1997 (circa 0,5 m zicht). Het is daarbij opvallend dat de pieken van chlorofyl-a niet meer in de winter optreden, zoals het geval was tussen 1991 en 1996, maar (zoals gewoonlijk het geval is) in het warme groeiseizoen.

In tegenstelling tot de chlorofyl-a concentraties bleven de zwevend stof gehalten behoorlijk laag vanaf 1997 (afbeelding 3.2), waarmee algengroei de belangrijkste factor lijkt te zijn voor de troebelheid van het water in de afgelopen twee decennia. Overigens is ook de piek van zwevend stof in 2011, die samenvalt met een eenmalige verhoging van de DOC-concentratie, veroorzaakt door algenbloei. Deze pieken zijn veroorzaakt door een sterke bloei van blauwalgen in 2011, waarbij *Cyanonephron styloides* voornamelijk in het voorjaar

voorkwam en *Aphanothece* sp., *Chroococcales* sp. en *Lemmermanniella* sp. in de zomer en het najaar domineerde. Dit zijn blauwalgsoorten waarvan verondersteld wordt dat ze geen toxines produceren. Vermoedelijk hebben het droge voorjaar en voorzomer van 2011 bijgedragen aan deze eenmalige zeer grote algenbloei.

Afbeelding 3.5. Voorkomen van verschillende groepen algen in de Binnenschelde tussen 2000 en 2014. Aangezien de blauwalgen die geen toxines produceren sterk domineren in de meeste jaren (licht blauwe staven) is er een figuur met (boven) en zonder (onder) deze dominante algengroep gemaakt



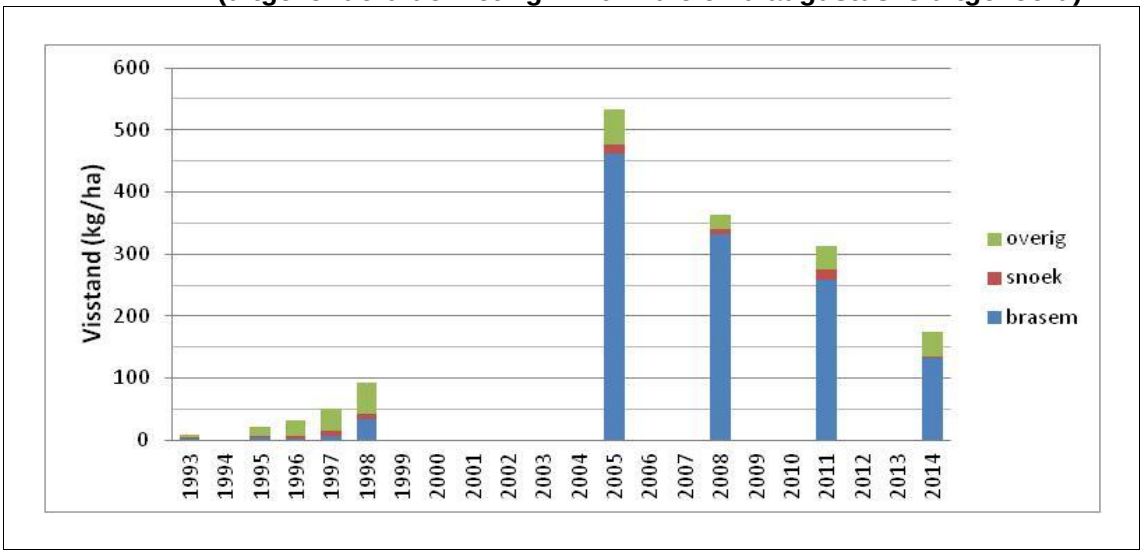
In het groeiseizoen van 1996 is er een duidelijke toename te zien van de totaal N- en P-concentraties (afbeelding 3.4). Vanaf dit moment liggen de totaal N-concentraties in het groeiseizoen tussen de 3 en 4 mg/l en zijn de totaal P-concentraties gelijk aan 0,2 - 0,3 mg/l. De omslag in doorzicht, chlorofyl-a, totaal N- en P-concentraties in het oppervlaktewater in de warme en zeer droge nazomer van 1996 is, evenals de eerdere omslag naar heldere condities in het najaar van 1990, zeer waarschijnlijk niet veroorzaakt door een verandering van de externe N- of P-belasting (zie paragraaf 3.2.3), maar door verschuivingen in de voedselwebstructuur (Bijkerk & Zwerver 1997; AquaTerra 1998; Bijkerk 1999; Witteveen+Bos 1999a):

- de waterplantensamenstelling veranderde van een kranswier gedomineerd meer in 1994 (voornamelijk gebogen kransblad) naar een dominantie van woekerend aarvederkruid in 1996 (dat in eerdere jaren ook al voorkwam, maar nog niet domineerde). Dit was een ongewenste overgang, omdat kranswieren voornamelijk nutriënten uit het water opnemen en daarmee de waterkwaliteit verbeteren, terwijl aarvederkruid ook veel nutriënten uit de bodem opneemt en daarmee de waterkwaliteit verslechtert doordat de nutriënten na afsterven in de waterlaag terecht komen. Door zelfoverschaduwing is het aarvederkruid vermoedelijk gaan afsterven, waarmee zuurstofloze omstandigheden gecreëerd worden en de nutriëntennalevering vanuit de bodem vergroot wordt. Deze nalevering is mogelijk versterkt door de hoge temperaturen in de nazomer van 1996;

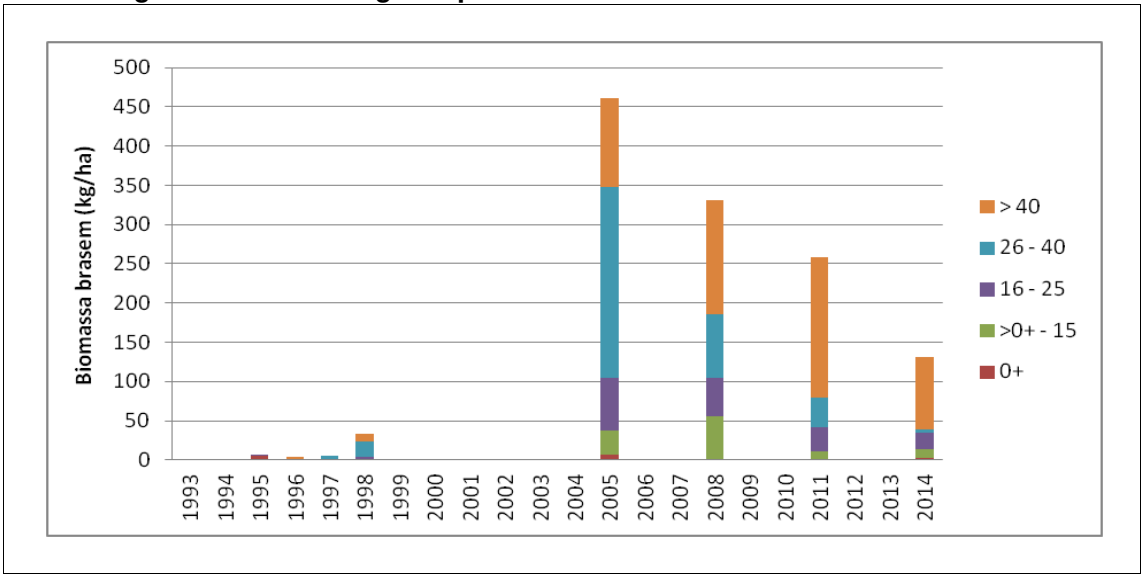
- een afname van het aantal herbivore zoöplankton (grote watervlooien en calanoide copepoden), waardoor de graasdruk afnam en kleine blauwalgen (o.a. *Coelomoron pusillum*) de overhand kregen. De afname van het aantal watervlooien is waarschijnlijk veroorzaakt door de opkomst van aasgarnalen (*Neomysis integer*) en cyclopoide copepoden (van het *Acanthocyclops* geslacht), die zich voeden op herbivore zoöplankton.

Sinds de omslag in het najaar van 1996 is het water in de Binnenschelde troebel en algenrijker gebleven. Helaas is het voedselweb na 1997 minder goed gedocumenteerd, waardoor het lastiger is om veranderingen in de ecologische toestand te koppelen aan veranderingen in het voedselweb. De volgende ecologische ontwikkelingen zijn echter wel duidelijk:
- de bedekking van waterplanten is sterk afgenomen sinds 1996;
- het water in de Binnenschelde is zo zoet geworden (afbeelding 3.1) dat de voortplanting van brasem niet meer gehinderd werd en de visbiomassa sterk is toegenomen van minder dan 50 kg/ha in 1996 tot meer dan 500 kg/ha in 2005 (afbeelding 3.6). Hoewel onduidelijk is wanneer de brasempiek precies is opgetreden (die kan ergens tussen 1999 en 2007 hebben gelegen) en hoe hoog de biomassa toen precies was, duidt de hoge brasembiomassa in 2005 duidelijk op hypertrofe omstandigheden. Het is echter wel duidelijk dat de visbiomassa de afgelopen jaren is afgenomen van meer dan 500 kg/ha naar circa 175 kg/ha in 2014 (Kooistra 2008; Van Giels 2012; Koole 2015). Uit afbeelding 3.7 blijkt dat de grootste afname is opgetreden in de lengtegroep 26 - 40 cm. Dit kan deels verklaard worden doordat deze vissen doorgroeien naar de lengteklasse >40 cm (de omvang van deze groep neemt tot en met 2011 toe) en doordat er ogenschijnlijk weinig doorgroei uit de 16 - 25 klasse optreedt, maar het duidt vermoedelijk ook op (a) onderlinge concurrentie in deze jaarklasse en/of (b) een afname van de systeemproductiviteit. Ondanks deze afname in visbiomassa is brasem overigens nog altijd sterk dominant in de Binnenschelde;
- bij een mosselinventarisatie op potentieel kansrijke locaties in het voorjaar van 2013 is geen enkele driehoeksmossel of Quaggamossel aangetroffen (Lambregts van de Clundert 2013). Ook tijdens macrofauna bemonsteringen in 2004 en 2011 zijn geen mosselen aangetroffen.

Afbeelding 3.6. Ontwikkeling van de visstand in de Binnenschelde op basis van gegevens uit Kooistra (2008), Van Giels (2012) en Koole (2015), waarbij alle metingen rond eind oktober zijn uitgevoerd m.b.v. stortkuilen (uitgezonderd de meting in 2014 die eind augustus is uitgevoerd)



Afbeelding 3.7. Ontwikkeling en opbouw brasembestand in de Binnenschelde



3.2. Abiotische voorwaarden

3.2.1. Hydrologisch functioneren

Afbeelding 3.8 toont de waterbalans op maandbasis en het berekende (en gemeten) waterpeil vanaf 2009. De waterbalans wordt sterk beïnvloed door het gevoerde beheer, waardoor de balans gereconstrueerd moest worden en niet puur op basis van in- en uitlaatgegevens gemaakt kon worden (zie Bijlage I). Voor de periode vanaf 2009 is als volgt een reconstructie van de waterbalans gemaakt:

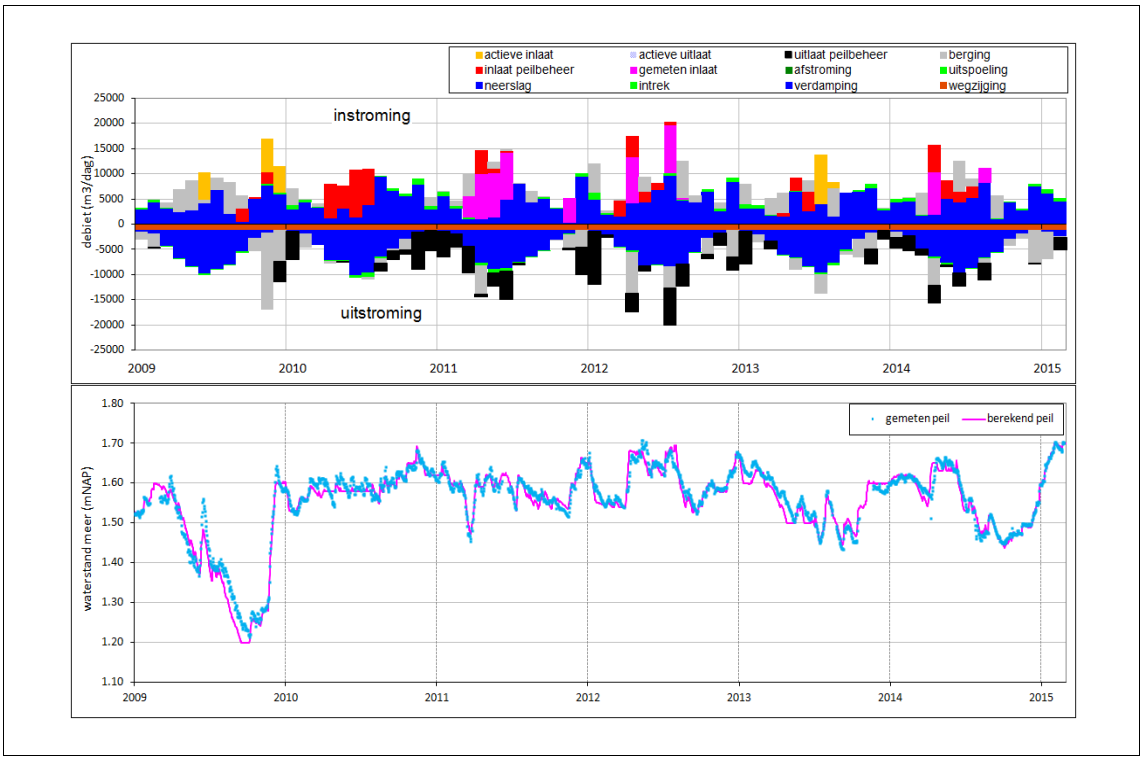
- in 2009 is het peil uitgezakt tot +1,2 m NAP en moet in juni en november-december water zijn ingelaten om de gemeten peilstijging te kunnen verklaren (‘actieve inlaat’, oranje post in afbeelding 3.8);
- in 2010 wordt tot en met juli een minimumpeil aangehouden van bijna +1,6 m NAP en ligt het stuwpeil duidelijk hoger dan +1,6 m NAP. Het hoge minimumpeil dwingt tot veel waterinlaat (‘inlaat peilbeheer’, rode post in afbeelding 3.8);
- de daaropvolgende jaren (2011 - 2014) tonen een vergelijkbaar patroon: tot en met juni of juli wordt het waterpeil op minimaal +1,6 m NAP gehouden en ligt het stuwpeil 5 tot 10 cm hoger dan +1,6 m NAP. De gemeten inlaat in de jaren 2011, 2012 en 2014 is met roze weergegeven in afbeelding 3.8.

In de periode 1991 - 2003 was het beheer duidelijk anders dan tussen 2009 en 2015 (afbeelding 3.9). In de meeste van deze jaren is pas water ingelaten als het waterpeil te laag werd. Het peil werd toen dus niet kunstmatig hoog gehouden in het voorjaar en de zomer, zoals wel het geval was tussen 2009 en 2015. Verder blijkt dat het stuwpeil in de winter vaak ruim boven de +1,6 m NAP lag (met name in de periode 1991 - 1994). In de winters van 1995, 1996 en 1997 is het peil ten slotte juist kunstmatig sterk verlaagd, waardoor men in het voorjaar van 1996 en 1997 veel water heeft moeten inlaten.

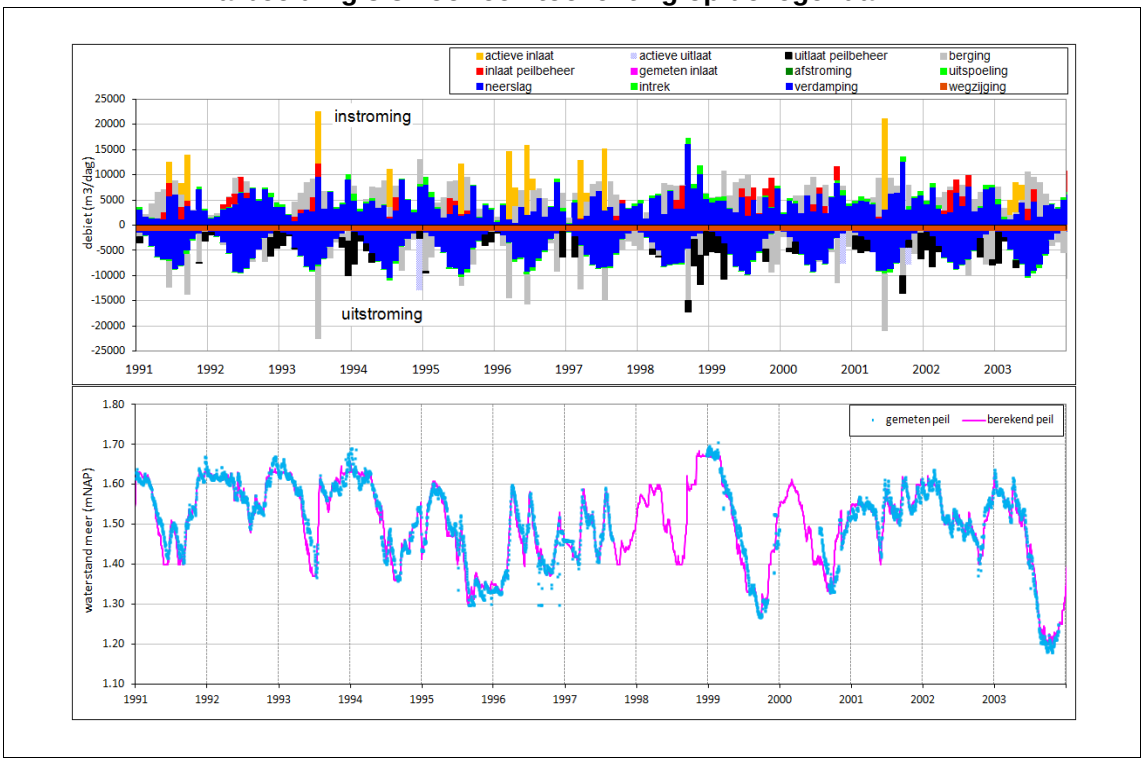
Neerslag en verdamping zijn de voornaamste in- en uitgaande stromen in de Binnenschelde, gevolgd door inlaatwater vanuit het Zoommeer. Af- en uitspoeling zijn zeer kleine posten. Op een willekeurig moment bestaat het water van de Binnenschelde gemiddeld uit de volgende fracties: neerslag (70 procent), inlaat vanuit het Zoommeer (25 procent) en uitspoeling (5 procent). Het totale ingaande debiet over de periode 1991 - 2014 is gemiddeld ongeveer 6000 m^3/dag (3.3 mm/dag). De verblijftijd is ruim één jaar (370 à 450 dagen).

Sinds 2010 wordt jaarlijks aanzienlijk meer water ingelaten dan daarvoor: gemiddeld 2400 m^3/dag ten opzichte van gemiddeld minder dan 1400 m^3/dag in de periode 1991 - 2003. Tevens blijkt uit de maandbalans dat er in de zomers van 2011, 2012 en 2014 in sommige maanden zowel water wordt ingelaten als uitgelaten (afbeelding 3.8). Er zijn namelijk periodes dat het waterpeil niet verandert terwijl er wel water wordt ingelaten op basis van de hard opgedrukte inlaten (naar aanleiding van gemeten maalstaten; zie Bijlage I). Dit wijst erop dat er in de praktijk wordt doorgespoeld met water uit het Zoommeer: het ingelaten water moet in deze situaties immers worden uitgelaten om het peil constant te houden. Wellicht is deze uitlaat bewust, bijvoorbeeld om watergangen in Bergen op Zoom door te spoelen, maar het valt niet uit te sluiten dat er ook onbewust is doorgespoeld. Wegens een gebrek aan metingen van de draaiuren van het gemaal valt echter niet na te gaan wanneer het watersysteem precies doorspoeld wordt.

Afbeelding 3.8. Waterbalans op maandbasis van de Binnenschelde (boven) en gemeten en berekend waterpeil (onder) voor de periode 2009 - 2015. Ingaande waterstromen zijn neerslag, uitspoeling en inlaat vanuit het Zoommeer. Voor de inlaat uit het Zoommeer is onderscheid gemaakt tussen inlaten die hard zijn opgelegd aan de waterbalans omdat gemaalstaten aangeven dat er toen water is ingelaten (gemeten inlaat; roze balken), harde/opgelegde inlaten die nodig waren in de waterbalans om het peil na een snelle peildaling weer snel genoeg te laten stijgen (actieve inlaat; gele balken) en inlaten die de waterbalans berekend om het waterpeil op niveau te houden (inlaat peilbeheer; roze balken). Uitgaande waterstromen zijn wegzijging, verdamping, intrek en uitlaat



Afbeelding 3.9. Waterbalans op maandbasis van de Binnenschelde (boven) en gemeten en berekend waterpeil (onder) voor de periode 1991 - 2003. Zie afbeelding 3.8 voor een toelichting op de legenda



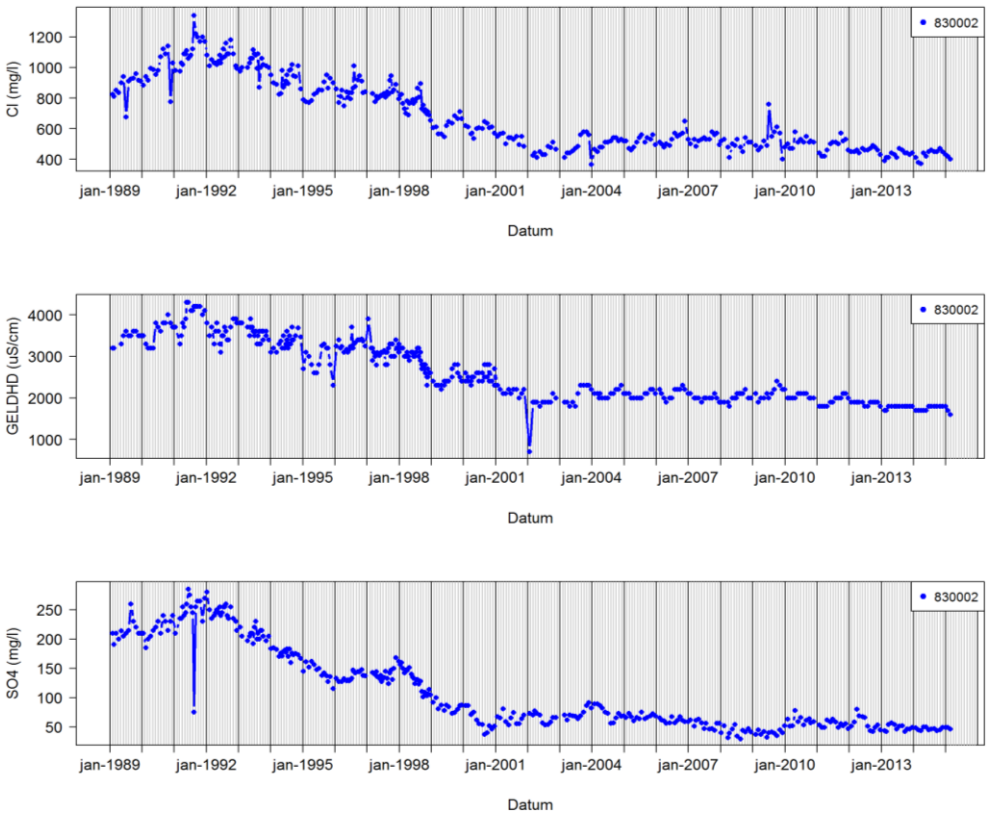
3.2.2. Saliniteit

Zoals eerder aangegeven, blijkt de Binnenschelde na afsluiting al binnen enkele maanden te zijn verzoet door middel van doorspoeling met zoet water uit het Zoommeer (Van Manen 1994; Witteveen+Bos 1999a). Vervolgens blijkt er tussen 1989 en 1991 een lichte toename van de chlorideconcentraties op te treden, die ook zichtbaar is voor de EGV en de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater (afbeelding 3.10). De verhoging van de chlorideconcentratie wordt niet door de waterbalans nagebootst (zie afbeelding I.5 in bijlage I) en dit betekent dat er een additionele bron van chloride moet zijn (geweest). Waarschijnlijk gaat het om een zwakke kwelstroom van (brak) grondwater naar de Binnenschelde, waarvan de chlorideconcentratie geleidelijk is afgenomen door het zoet worden van het Zoommeer.

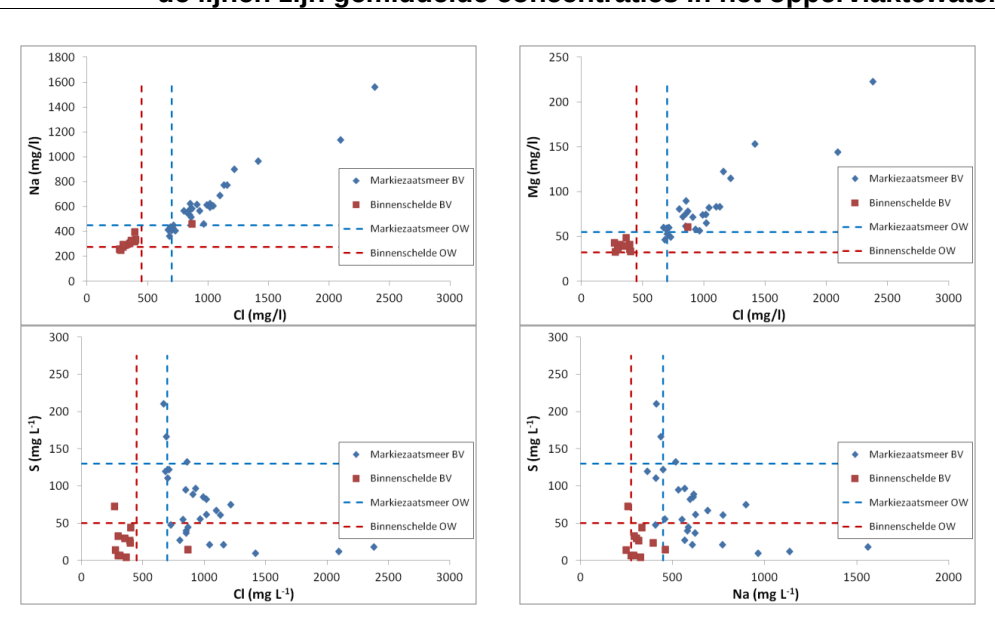
Vanaf 1992 is vervolgens een constante afname van de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater te zien van circa 1.100 mg/l tot rond de 500 mg/l in 2003. Deze laatste concentratie was ongeveer gelijk aan de chlorideconcentratie in het Zoommeer in 2003 (Witteveen+Bos 2004). Sindsdien is de chlorideconcentratie slechts zeer beperkt gezakt tot 400 - 450 mg/l in 2015. Ook de sulfaatconcentratie is de afgelopen jaren vrij constant gebleven en lijkt rond de 50 mg/l te stabiliseren.

De dominantie van wegzijging in de Binnenschelde (afbeelding 3.8 en bijlage I) heeft geleid tot een chemische evenwichtige situatie tussen het oppervlaktewater en het bodemvocht. De chlorideconcentraties in het bodemvocht zijn voor vrijwel alle bemonsterde locaties vergelijkbaar met de concentraties in het oppervlaktewater (afbeelding 3.11). Dit is ook het geval voor de EGV, natrium- en magnesiumconcentraties. De sulfaatconcentraties in het bodemvocht zijn over het algemeen wat lager dan in het oppervlaktewater: dit komt vermoedelijk door de reductie van sulfaat.

Afbeelding 3.10. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l), EGV (µS/cm) en sulfaatconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde vanaf 1989



Afbeelding 3.11. Verband tussen de chloride-, natrium-, magnesium- en sulfaatconcentraties in het bodemvocht van het Markiezaatsmeer (blauw) en de Binnenschelde (rood). Er is in april 2015 bemonsterd. Gestippelde lijnen zijn gemiddelde concentraties in het oppervlaktewater

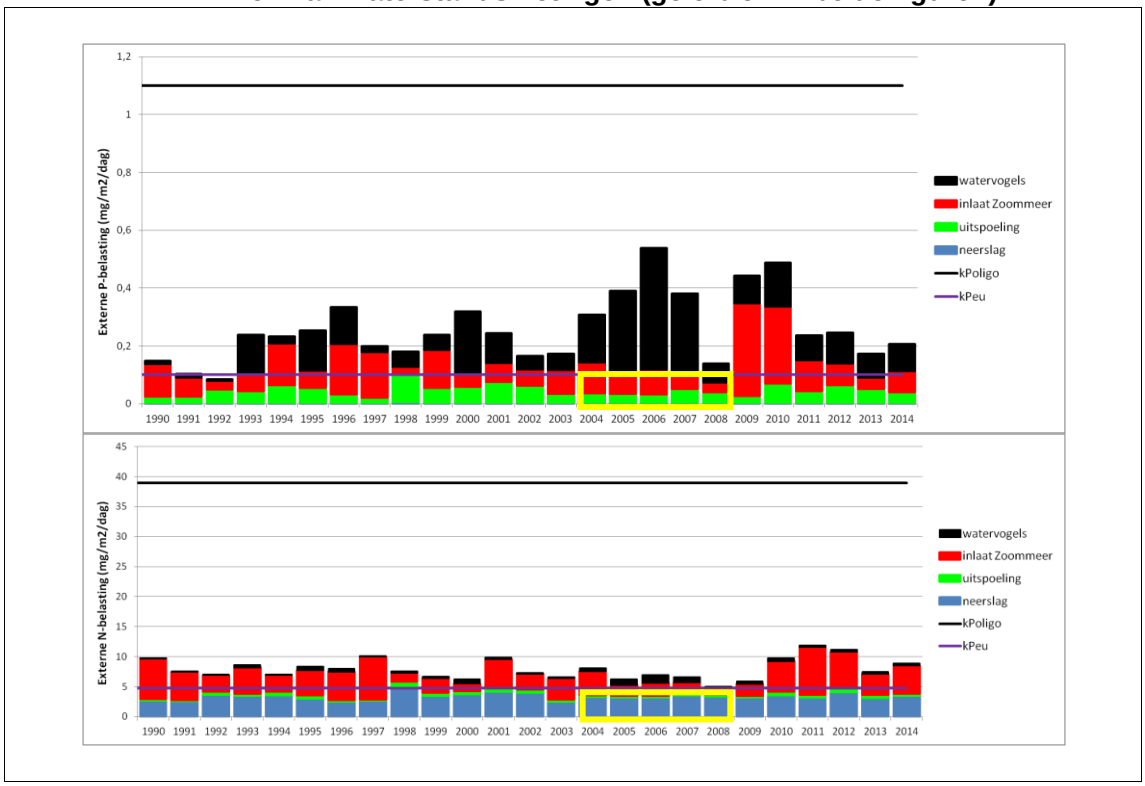


3.2.3. Nutriëntbelastingen in het water

Op basis van de waterbalans zijn de externe N- en P-belastingen berekend (afbeelding 3.12). De gemiddelde externe belasting over de periode 1990 - 2015 bedraagt ongeveer 0,3 mg P/m^2/dag en 7,9 mg N/m^2/dag. De inlaat uit het Zoommeer is een belangrijke bron van zowel fosfor als stikstof. In 2009 en 2010 is de P-belasting vanuit het Zoommeer (inlaat) opvallend hoog. Dit wordt veroorzaakt door de combinatie van een hoog inlaatdebiet en hoge nutriëntconcentraties in het Zoommeer. Verder wordt de P-belasting voornamelijk veroorzaakt door uitspoeling en door watervogels. De N-belasting wordt naast inlaat uit het Zoommeer voornamelijk veroorzaakt door neerslag.

Uit de vogeltellingen, die sinds 1986 onder leiding van Ray Teixeira en Hidde Bult zijn uitgevoerd door de West-Brabantse vogelwerkgroep, blijkt dat de P-belasting door watervogels sterk varieert. In de periode 2004 - 2007 veroorzaakten de watervogels een opvallend hoge belasting. In deze jaren waren er opvallend veel zilvermeeuwen in de Binnenschelde welke verreweg het grootste deel van de nutriëntenbelasting veroorzaakten. Het is ook rond deze periode (tot 2009) dat er in de nazomer verhoogde concentraties aan *E. coli* (10.000 - 30.000 kve) en *I. enterokokken* (4.000 - 10.000 kve) zijn gemeten. Deze concentraties lagen ver boven de grenswaarden van respectievelijk 900 en 330 kve. Vanaf 2008 is de belasting door watervogels vrij constant en wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door aalscholvers, ganzen, kokmeeuwen en zilvermeeuwen.

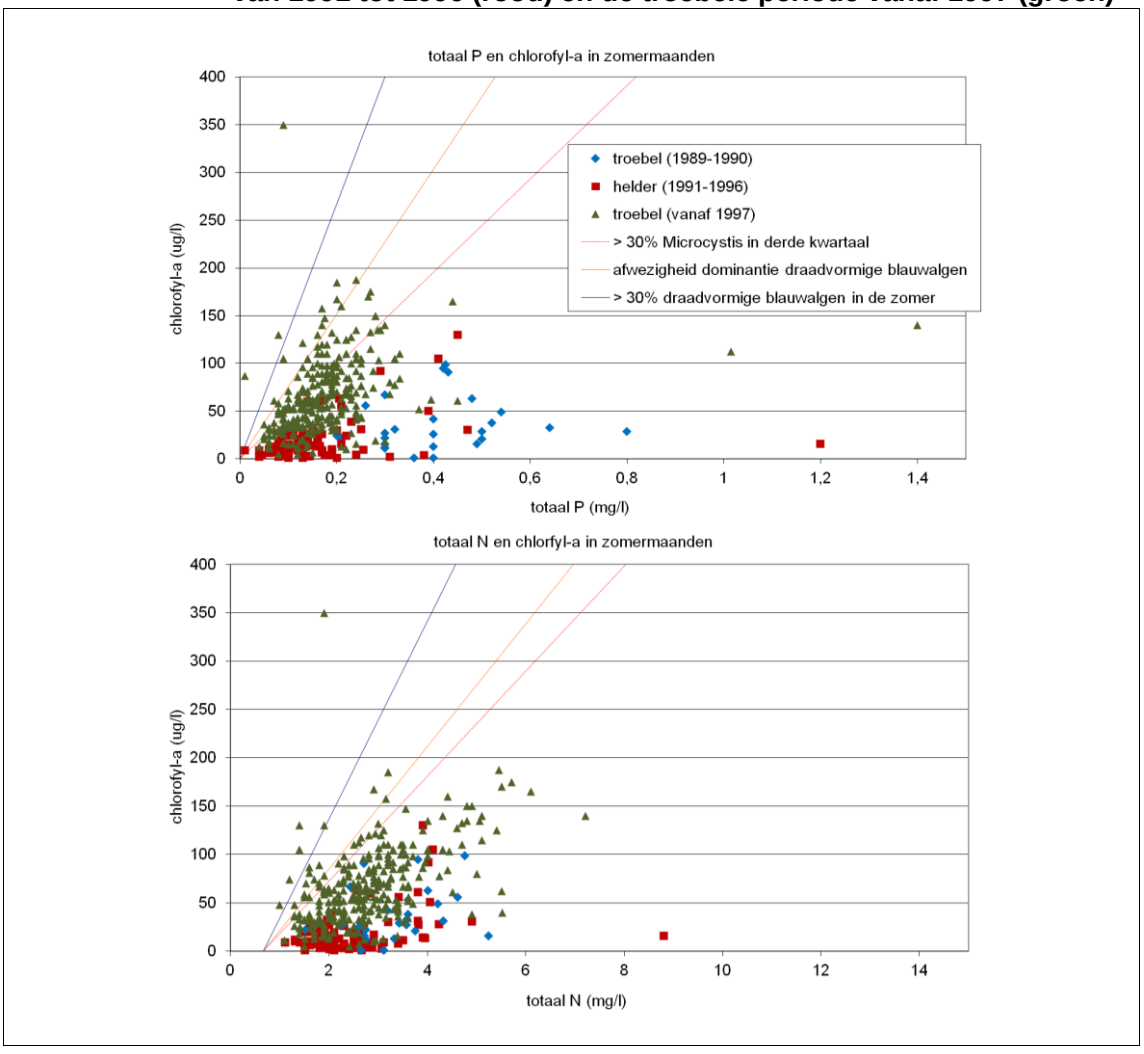
Afbeelding 3.12. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag voor de Binnenschelde. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn). De externe belastingen via inlaten vanuit het Zoommeer konden voor de periode 2004 - 2008 minder zeker worden vastgesteld door het ontbreken van waterstandsmetingen (gele blok in beide figuren)



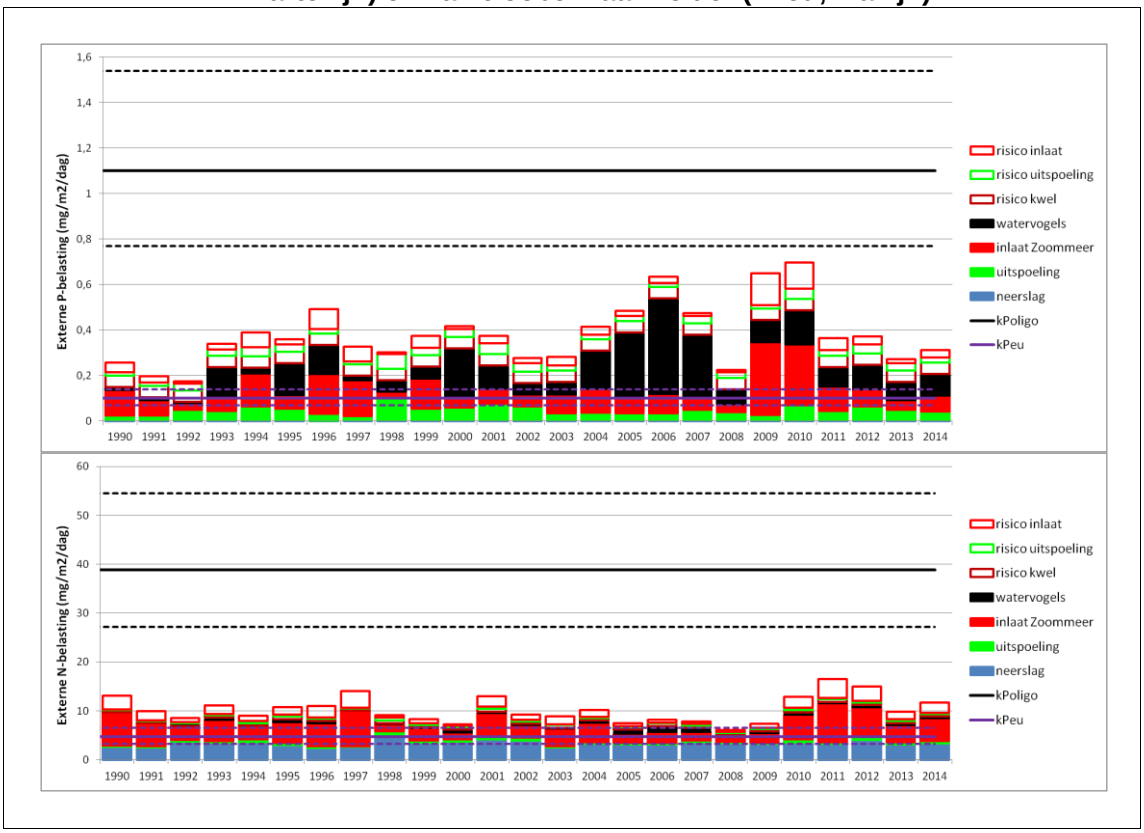
Type limitatie

De N/P-verhouding van de externe belasting is gemiddeld 37 g/g. Als de algenproductie door nutriënten wordt gelimiteerd, zal fosfor het limiterende nutriënt zijn. Uit de CUWVO-figuren blijkt dat de algenproductie in de groeiseizoenen tussen 1989 en 1996 zowel niet reageert op hoge totaal P-concentraties als op hoge totaal N-concentraties (afbeelding 3.13). Dit toont aan dat nutriëntenconcentraties toen niet limiterend waren voor de groei van algen, maar een andere factor limiterend was, bijvoorbeeld de graasdruk door watervlooien. In de periode vanaf 1997, wanneer de graasdruk op de algen sterk afneemt en de hoeveelheid algen toeneemt, wordt vooral fosfor efficiënt opgenomen door de algen: er lijkt sprake van een positieve relatie tussen de totaal P-concentratie en de chlorofyl-a concentraties in het oppervlaktewater (afbeelding 3.13). Hoewel tussen de totaal N-concentratie en de chlorofyl-a concentraties ook een positieve relatie zichtbaar lijkt te zijn, liggen de chlorofyl-a concentraties bij N-concentraties boven de 4 mg/l onder de CUWVO-lijnen: stikstof wordt dan niet efficiënt opgenomen en is waarschijnlijk niet limiterend.

Afbeelding 3.13. Ligging van meetwaardes uit de Binnenschelde voor chlorofyl-a, totaal P en N (alleen zomerwaarden) ten opzichte van de CUWVO-lijnen (Portielje & Van der Molen 1998). De meetwaardes zijn gegroepeerd voor de drie waargenomen helderheidperiodes, te weten de troebele periode van 1989 en 1990 (blauw), de heldere periode van 1991 tot 1996 (rood) en de troebele periode vanaf 1997 (groen)



Afbeelding 3.14. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag voor de Binnenschelde, inclusief de potentieel hogere belastingen als gevolg van kwel in de Binnenschelde en verhoogde nutriënt-concentraties in het inlaatwater (uit het Zoommeer) en de uitspoeling. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen (doorgetrokken lijn) en de onzekerheidsmarges van deze grenzen (gestippelde lijn) weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn)



Gevoeligheidsanalyse

Voor een aantal belastingbronnen geldt dat er enige onzekerheid is over de nauwkeurigheid van de gebruikte belastingen. Daarnaast blijkt uit Janse et al. (2010) dat ook de kritische grenzen 30 tot 40 % hoger/lager kunnen uitvallen dan de berekende waarden uit PCLake, waarbij de foutenmarge verschilt per watersysteem. Om te bepalen of deze onzekerheden kunnen leiden tot een verandering van de conclusies is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd, waarbij de volgende belastingsposten zijn aangepast (afbeelding 3.14):

- **waterkwaliteit Zoommeer**: Voor de periode 1996 - 2004 zijn er naast waterkwaliteitsmetingen van Rijkswaterstaat in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak ook metingen beschikbaar uit het Zoommeer zelf (nabij het inlaatpunt van de Binnenschelde; meetlocatie 800001 van het waterschap Brabantse Delta). De totaal N- en P-concentraties zijn hier circa 1,5 maal hoger dan op de gebruikte meetpunten van Rijkswaterstaat. Vooral aan het einde van de zomer is de totaal P-concentratie in het Zoommeer fors hoger (tot wel 0,4 à 0,5 mg/l) dan in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak waar concentraties van 0,2 à 0,3 mg/l werden gemeten gedurende deze periode. In de gevoeligheidsanalyse is de externe belasting via inlaat vanuit het Zoommeer aangepast op basis van deze verhoogde N- en P-concentraties in het Zoommeer (risico inlaat; rode open balken in afbeelding 3.14);

- **kwel in de Binnenschelde**: Uit de chloridebalans blijkt dat er aanwijzingen zijn voor een zwakke kwelstroom in de Binnenschelde (zie Bijlage I). Het effect van kwel (0,1 mm/d met 0,5 mg P/l) zou een additionele externe belasting van 0,05 mg P/m^2/d veroorzaken (risico kwel; donker rode open balken in afbeelding 3.14);
- **waterkwaliteit uitspoeling**: Bij het berekenen van de oorspronkelijke belastingen is er voor de uit- en afspoeling uitgegaan van de gemiddelde nutriëntconcentraties in het grondwater nabij de Binnenschelde. Voor de gevoeligheidsanalyse is uitgegaan van de maximale P-concentratie van 0,5 mg/l i.p.v. de gemiddelde meetwaarde van 0,3 mg/l (risico uitspoeling; groene open balken in afbeelding 3.14).

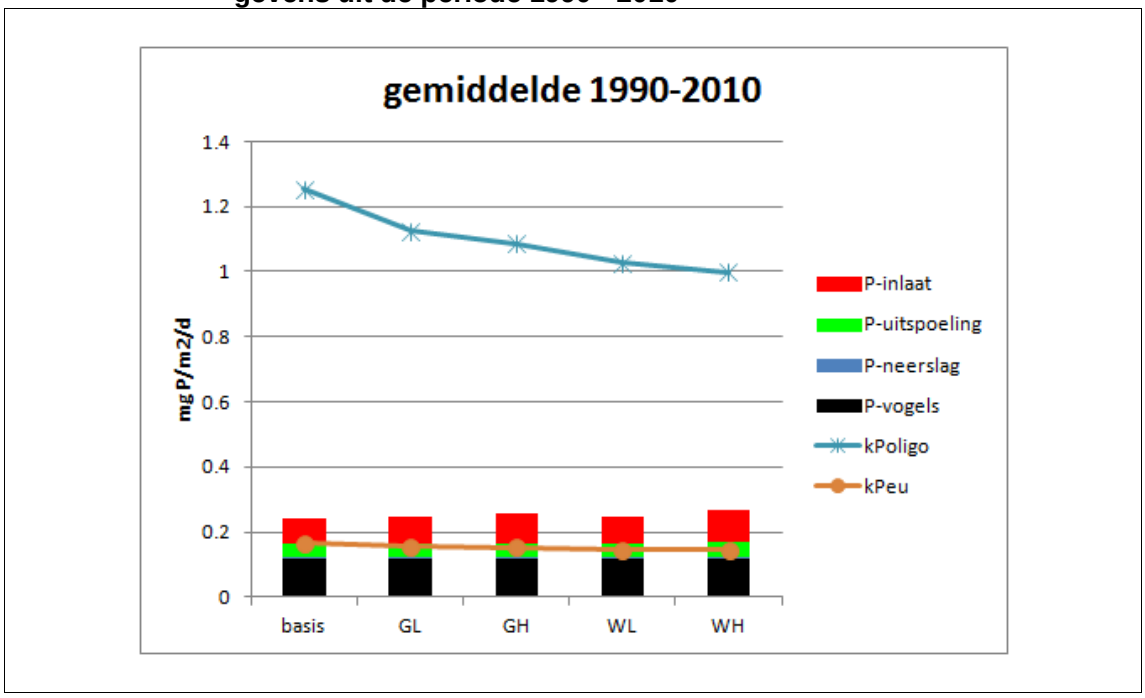
Uit afbeelding 3.14 blijkt dat de gemiddelde externe belasting over de periode 1990 - 2014 toeneemt van 0,3 naar 0,4 mg P/m^2/dag en van 7,9 naar 11,8 mg N/m^2/dag in de gevoeligheidsanalyse (waarin alle drie de bovenstaande wijzigingen zijn doorgevoerd). Ondanks deze toenames blijven de externe belastingen tussen beide kritische belastingen liggen. Dit is zelfs het geval als er rekening wordt gehouden met de onzekerheidsmarge van 30 - 40 % voor de kritische belastingen. Dit indiceert dat de conclusies over de nutriëntenbelastingen in de Binnenschelde behoorlijk robuust zijn.

Klimaatbestendigheid
Ook de invloed van klimaatverandering is in een gevoeligheidsanalyse bepaald (zie paragraaf 2.2.5 voor de toegepaste methodiek). Uit het doorrekenen van vier verschillende klimaatscenario's blijkt dat het effect van toekomstige klimaatveranderingen op de waterbalans en de externe belastingen gering is (afbeelding 3.15). In het extreemste geval (het warmste klimaatscenario: W_H-scenario) zou de gemiddelde P-belasting over de periode 1990 - 2010 met slechts 10 % toenemen van 0,24 naar 0,27 mg P/m^2/dag, terwijl de toename in de andere klimaatscenario's nog geringer is. De stijgingen worden overigens veroorzaakt door een toename van uitspoeling (als gevolg van meer neerslag) en door een toename van inlaat (als gevolg van drogere zomers in de klimaatscenario`s G_H en W_H).

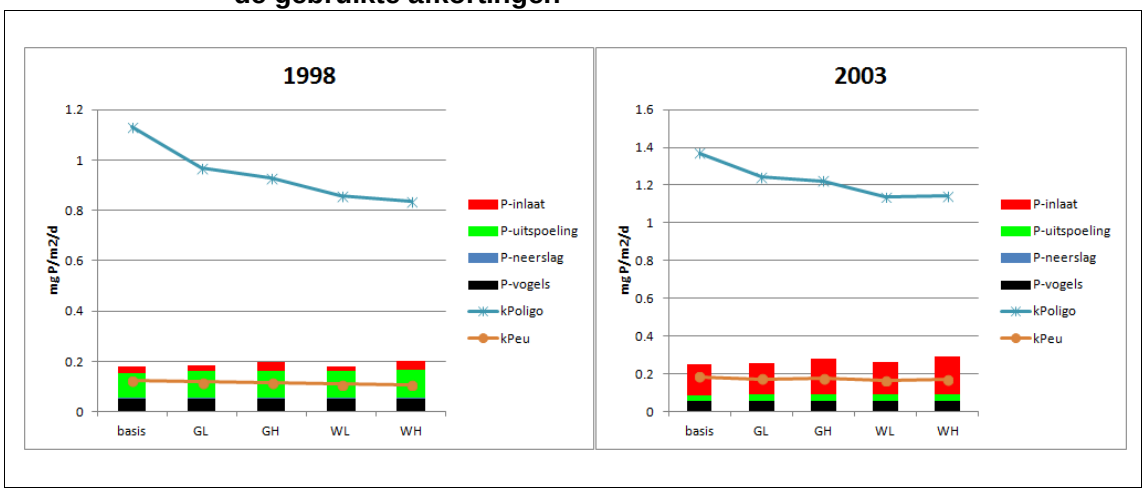
Waar de externe belasting licht toeneemt, nemen de kritische belastingen af als gevolg van de verwachte klimaatverandering (afbeelding 3.15). Vooral de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water (kPoligo) neemt af, namelijk van ruim 1,2 naar 1,0 mg P/m^2/d in het W_H-scenario. De kritische belasting voor de omslag van troebel naar helder water (kPeu) neemt slechts in zeer beperkte mate af in alle klimaatscenario's. Ondanks deze lichte veranderingen blijft de externe belasting van de Binnenschelde in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen liggen.

Ten opzichte van de langjarige gemiddelden nemen in het natte jaar 1998, waarin de uitspoeling een relatief belangrijke post was en de inlaat vanuit het Zoommeer een relatief kleine post was, zowel de totale externe belastingen als de kritische belastingen wat af in de verschillende klimaatscenario's (linker grafiek in afbeelding 3.16). In het droge en warme jaar 2003, waarin de uitspoeling juist een relatief kleine post was en de inlaat vanuit het Zoommeer juist een relatief belangrijke post was, nemen de totale externe belastingen en kritische belastingen wat af in de verschillende klimaatscenario's (rechter grafiek in afbeelding 3.16). Ondanks deze variaties tussen droge en natte jaren blijft het algemene beeld van het langjarig gemiddelde (afbeelding 3.15) ook gelden voor deze specifieke natte en droge jaren: de externe belasting van de Binnenschelde ligt in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen. De externe belastingen blijven relatief laag en liggen ruim onder de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water. Dit indiceert dat de conclusies over de nutriëntenbelastingen in de Binnenschelde klimaatbestendig zijn.

Afbeelding 3.15. De langjarig jaargemiddelde externe en kritische P-belastingen voor de Binnenschelde in verschillende klimaatscenario's. De klimaatscenario's variëren in temperatuurstijging, namelijk (G)ematigd en (W)arm, en in het luchtstromingspatroon, namelijk (L)aag waarbij neerslag zowel in zomer als winter toeneemt en (H)oog waarbij neerslag in winter toeneemt en in de zomer afneemt. kPoligo is de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water, terwijl kPeu de kritische belasting voor de omslag van troebel naar helder water is. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010



Afbeelding 3.16. De gemiddelde externe en kritische P-belastingen voor de Binnenschelde in de jaren 1998 en 2003 in verschillende klimaatscenario's. 1998 was een zeer nat jaar, terwijl 2003 een zeer droog en warm jaar was. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010. Zie afbeelding 3.15 voor een omschrijving van de gebruikte afkortingen

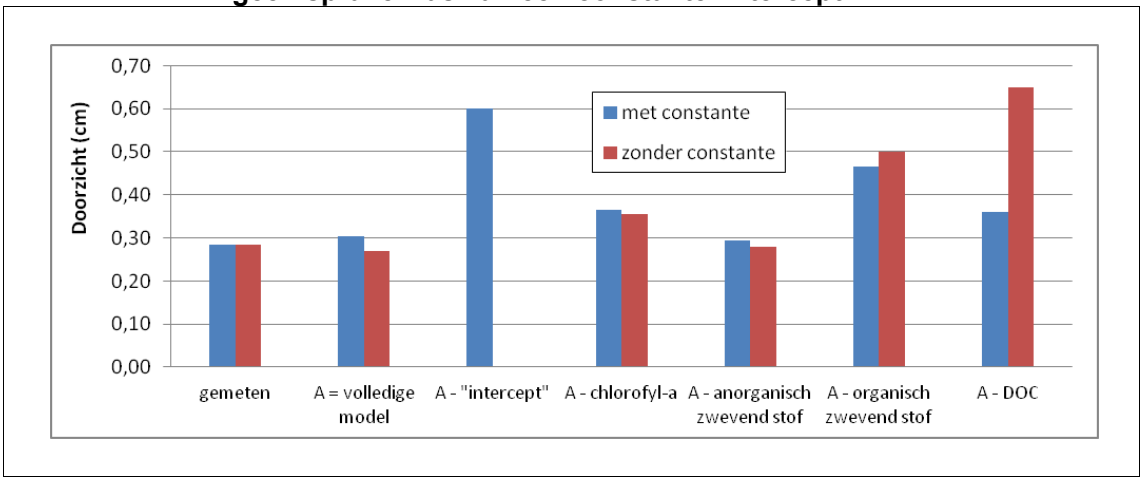


3.2.4. Lichtbeschikbaarheid

Waterplanten hebben licht nodig om te kiemen en groeien. De vuistregel is dat veel waterplanten pas kunnen ontkiemen en groeien als de verhouding doorzicht/diepte tenminste 0,6 m/m bedraagt. Bij een gemiddelde waterdiepte van 1,5 m dient het doorzicht in het groeiseizoen dus circa 0,9 m te zijn. Uit afbeelding 3.2 blijkt dat het lichtklimaat dus alleen op orde is tussen 1991 en 1996. Ervoor en erna komt het doorzicht in het groeiseizoen zelden boven de 0,5 m uit, en is de doorzicht/diepte-ratio dus vaak lager dan 0,3 m/m.

Met behulp van een UITZICHT-model is bepaald welke factoren voornamelijk verantwoordelijk zijn voor het beperkte doorzicht. Hierbij is uitgegaan van een model waarbij in de lineaire regressie gebruik gemaakt is van een 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept' (afbeelding 3.17). Uit de lineaire regressie met een 'intercept' blijkt dat de Binnenschelde een gemiddeld doorzicht van circa 0,47 m zou hebben, in plaats van circa 0,30 m, als er geen organisch zwevende stof in het meer zou zitten. Er blijkt dan nog een grote onverklaarde factor 'intercept' te zijn die een nog grotere invloed op het doorzicht heeft. Als het model geforceerd wordt om deze onverklaarde variatie te verklaren op basis van de opgegeven data (model zonder constante), dan blijkt naast het gehalte organisch zwevend stof in het oppervlaktewater ook de concentratie organisch opgelost koolstof (DOC) een kritische factor te zijn voor het doorzicht. De chlorofyl-a concentratie (maat voor de hoeveelheid algen) en de hoeveelheid anorganisch zwevend stof hebben veel minder/geen invloed op het doorzicht: als één van deze factoren in het model wordt uitgezet dan wordt het doorzicht weinig/niet beter. Het lijkt er dan ook sterk op dat het doorzicht in de Binnenschelde voornamelijk wordt beïnvloed door de concentraties organisch zwevend stof en DOC in het oppervlaktewater, wat zeer vermoedelijk afgeleiden zijn van de hoeveelheid algen in het water. Na afsterven van de algen worden deze in eerste instantie omgezet tot organisch (zwevend) stof en vervolgens tot DOC en nutriënten.

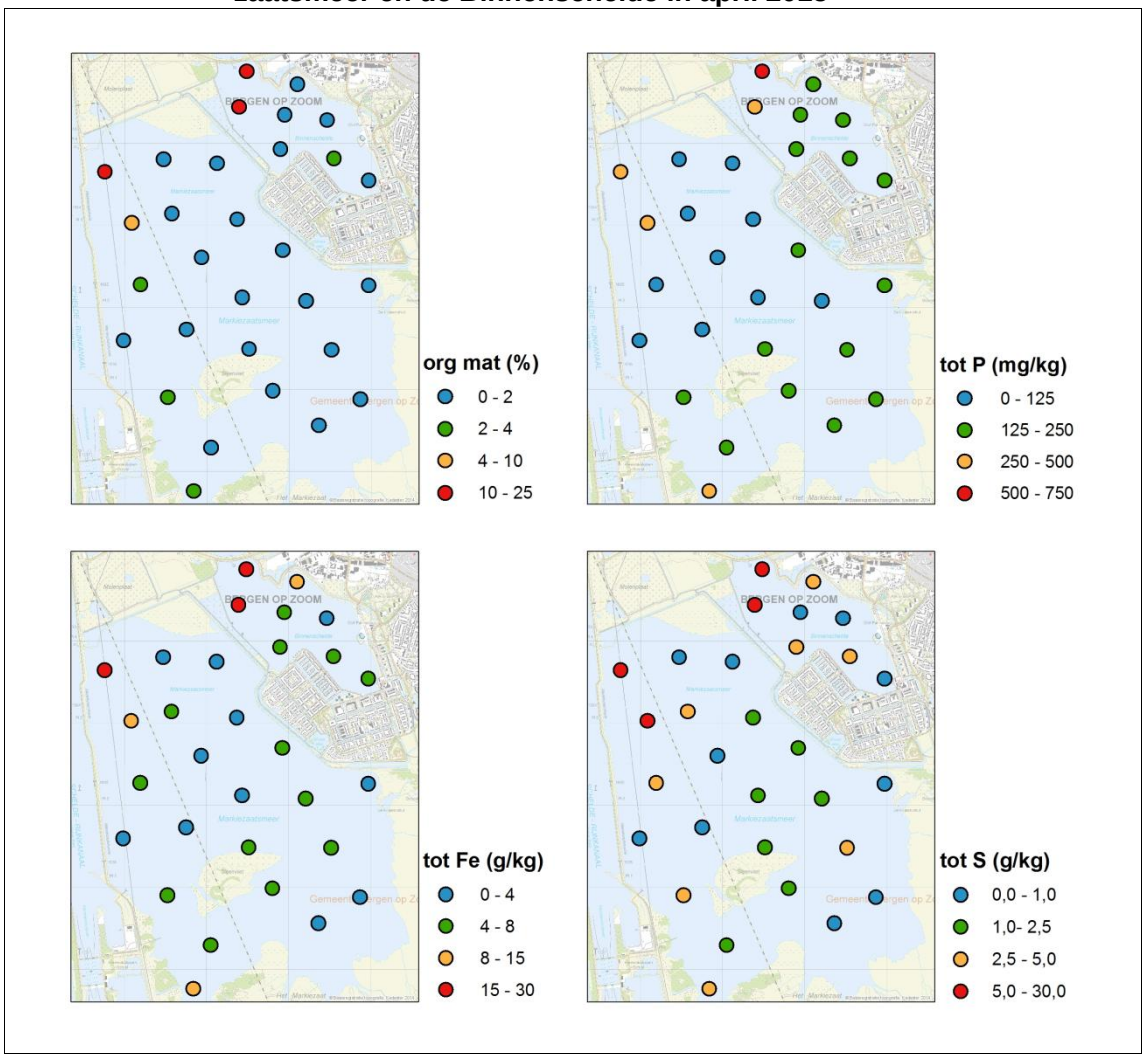
Afbeelding 3.17. Het doorzicht op basis van UITZICHT-modelleringen. Er is elke keer gekeken wat de invloed is van het 'uitzetten' van een bepaalde potentieel doorzichtbeperkende factor op de uitkomst van het model (A). A - chlorofyl-a is dus de modeluitkomst waarbij er vanuit is gegaan dat chlorofyl-a niet een negatief effect heeft op het doorzicht. Bij de lineaire regressies is zowel gebruik gemaakt van een model met 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept'



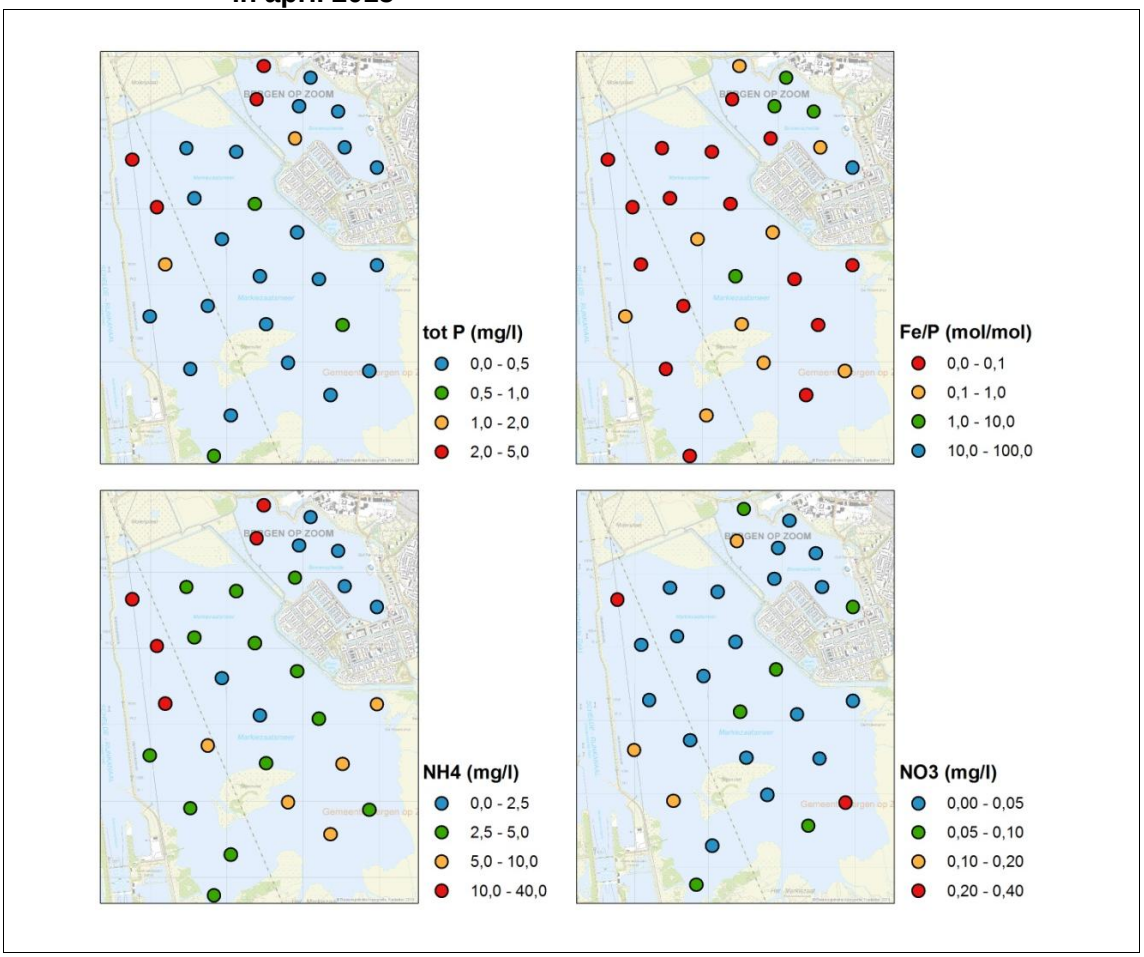
3.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem

Het totaal P-gehalte in de onderwaterbodem van de Binnenschelde is op de meeste locaties minder dan 250 mg/kg ds (8 mmol/l natte bodem) en het percentage organisch materiaal is meestal minder dan 2 % (afbeelding 3.18). Dit sluit aan op de resultaten van een eerder bodemonderzoek van onderzoekscentrum B-Ware (Smolders & Poelen 2009) en een eerder onderzoek van Grontmij (Lathouwers 2010). Hoewel de Fe/P-ratios in het bodemvocht op de helft van de locaties lager is dan 1 mol/mol (afbeelding 3.19), wat een indicatie is dat de onderwaterbodems zelfs onder aerobe condities potentieel kunnen naleveren (Geurts et al. 2010; Poelen et al. 2012), blijkt uit de lage totaal P-concentraties in het bodemvocht dat de hoeveelheid fosfor die zal vrijkomen via interne P-mobilisatie op de meeste plekken beperkt zal zijn. De totaal P-concentraties in het bodemvocht, die niet alleen indicatief zijn voor de P-fluxen via P-mobilisatie maar ook indicatief zijn voor de directe P-beschikbaarheid voor wortelende waterplanten, zijn namelijk overwegend lager dan 0,5 mg/l (afbeelding 3.19).

Afbeelding 3.28. Percentage organisch materiaal en de gehalten totaal P, Fe en S in de bovenste laag van de onderwaterbodem van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in april 2015



Afbeelding 3.19. Concentratie totaal P, ammonium en nitraat (mg/l) en de Fe/P-ratio in het bodemvocht van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer in april 2015



In het noordwesten van de Binnenschelde zijn de P-gehaltes en het percentage organisch materiaal echter wel hoger (afbeelding 3.18). Dit zijn de diepere locaties met een waterdiepte van meer dan 2,5 m. Vermoedelijk hoopt op deze diepere plekken slib op met als gevolg een toename van organisch materiaal. Op deze diepere slibrijke locaties treedt waarschijnlijk wel redelijk wat interne P-mobilisatie op. Door afbraakprocessen ontstaan hier vermoedelijk zuurstofloze condities, waardoor nitraat gereduceerd kan worden tot ammonium en er makkelijker P-mobilisatie kan optreden. Dit komt overeen met de aangetroffen (sterk) verhoogde concentraties van totaal P en ammonium in het bodemvocht (afbeelding 3.19).

Waterbodem speelt ook een cruciale rol in ondiepere delen van het meer

In ondiepe meren zinken afgestorven planten, algen en ander dood organisch materiaal naar de bodem en worden daar door bacteriën langzaam afgebroken. In de meeste zoete, ondiepe meren vindt een geleidelijke aanwas van slib plaats, doordat er meer dood organisch materiaal wordt aangevoerd dan er wordt afgebroken en gemineraliseerd. Hierdoor wordt de sliblaag steeds dikker en neemt de waterdiepte af. In de Binnenschelde lijkt dit proces echter op de meeste plekken niet op te treden: de bodem bevat overwegend zeer weinig organisch materiaal en alleen in de diepere noordwest hoek van het meer is een sliblaag aanwezig. Het grotendeels ontbreken van deze organische sliblaag suggereert dat veel van het dode organische materiaal snel wordt afgebroken, zowel in het verleden als onder de huidige condities.

Vermoedelijk is er op de overgang van de onderwaterbodem naar het oppervlaktewater een benthische voedselketen van enkele millimeters aanwezig, waarin micro-organismen en bacteriën gebruik maken van het nutriëntrijke organische materiaal dat afzinkt. Dergelijke biofilms zijn bekend van kleiige onderwaterbodems, en kunnen daar als voedselbron voor onder andere brasems fungeren (o.a. Grimm & Backx 1990). In deze hoogproductieve biofilm, die door de geringe dikte niet tot uiting komt in de genomen bulkmonsters van de onderwaterbodems, is vermoedelijk sprake van een zeer dunne aerobe (zuurstofhoudende) toplaag waaronder een anaerobe (zuurstofarme) laag aanwezig is. In de aerobe toplaag zal de afbraak van organisch materiaal worden uitgevoerd door aerobe micro-organismen en bacteriën, terwijl de afbraak in de anaerobe zones voornamelijk door ijzer- en sulfaatreducerende bacteriën zal worden uitgevoerd. Zulke zeer dunne geoxideerde toplaagjes op anaerobe onderwaterbodems zijn in recent onderzoek aangetoond (van Diggelen et al. 2014).

Zo lang het toplaagje aeroob blijft, zullen ijzersulfides in dit laagje geoxideerd worden (waarbij ijzer beschikbaar is voor de binding van fosfor en sulfaat oplost) en zal de P-mobilisatie gering zijn zo lang er voldoende ijzer in het toplaagje aanwezig is. Als de toplaag echter zuurstofloos wordt, zoals vermoedelijk in de warme zomer van 1996 is gebeurd (toen het fosfaatgehalte in een maand opliep van minder dan 0,1 mg/l naar meer dan 0,4 mg/l; afbeelding 3.4), kan er echter wel nalevering naar de waterlaag optreden.

Volgens ons zorgen deze interne (bodem)processen dus voor het snel ‘rondpompen’ van nutriënten in het watersysteem, waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe aanvoer verwacht mag worden. Deze ‘pomp’ draait vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities, omdat de binding van fosfor aan de toplaag van de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt (Jørgensen 1982; Lamers et al. 1998).

De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa (zie afbeelding 3.6) wordt door ons dan ook gezien als een indicatie dat de ‘pomp’ geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting. De productiviteit van de benthische voedselketen is vermoedelijk afgenomen. Door de afnemende sulfaatconcentraties (van circa 250 mg/l in 1992 naar 50 à 60 mg/l in de afgelopen 10 jaar) wordt het geadsorbeerde fosfor waarschijnlijk steeds steviger gebonden, waardoor het fosfor dus minder biologisch beschikbaar is. Tevens neemt de (anaerobe) afbraaksnelheid van organisch materiaal naar verwachting af als gevolg van de afnemende zwavelgehaltes. De Binnenschelde is dus zo langzamerhand een ‘normaal’ zoet meer aan het worden, nadat de ontwikkelingen enkele decennia in het teken hebben gestaan van brakke invloeden.

3.2.6. Dynamische modelruns in PCLake

Bij een dynamische PCLake-modellering van de Binnenschelde, waarin alle in- en uitgaande debieten en externe N- en P-belasting op dagbasis zijn ingevoerd, blijft het meer helder met zeer weinig algen als de begintoestand helder was. Vanuit een troebele begintoestand blijft het meer in een troebele toestand verkeren met een doorzicht van 0,2 à 0,3 m en veel algen. De uitkomsten van de dynamische modelrun bevestigen dus dat de externe belasting tussen beide kritische grenzen ligt: vanuit een heldere begintoestand blijft het meer helder, terwijl het meer troebel blijft vanuit een troebele begintoestand. Verder worden de waargenomen heldere fase (1991 - 1996) en de omslag van helder naar troebel (1996 - 1997) niet door PCLake nagebootst: waarschijnlijk komt dit doordat deze omslag niet veroorzaakt is door veranderingen in de externe belasting, maar door andere factoren die niet volledig in PCLake worden meegenomen zoals de chlorideconcentratie, de sulfaatafhankelijke bodemprocessen en specifieke voedselwebprocessen.

Effect van de snelle mineralisatie
De bodem van de Binnenschelde blijkt op de meeste locaties weinig organisch materiaal te bevatten (paragraaf 3.2.5). De hypothese is dat de mineralisatiesnelheid van het organisch materiaal erg hoog is, waardoor nutriënten snel recirculeren en er geen slibvorming kan optreden. In de hierboven beschreven PCLake modellering is echter uitgegaan van een standaard zandbodem met 8 % organisch materiaal. Dit organisch materiaal is opgedeeld in twee componenten, namelijk humus (met een zeer lage mineralisatiesnelheid) en detritus (met een veel hogere mineralisatiesnelheid). Detritus kan opwervelen in de waterkolom (resuspensie) en weer uitzakken naar de waterbodem (sedimentatie), terwijl humus 'vast zit' in de bodem.

Er is dan ook met PCLake een indicatieve berekening gemaakt van een waterbodem met een zeer laag percentage organisch materiaal en een hoge mineralisatiesnelheid. Hierbij is uitgegaan van een zandbodem met 2 % organisch materiaal. Verder is de mineralisatiesnelheid van de humusfractie verhoogd tot de mineralisatiesnelheid van detritus (tabel 3.1). Zowel de kritische belastingen zijn opnieuw berekend als de dynamische runs zijn opnieuw uitgevoerd.

Tabel 3.1. Aangepaste instellingen en berekende kritische belastingen voor een organisch arme en rijke bodem met respectievelijk een langzame en snelle mineralisatie van humus

	organisch materiaal (%)	**mineralisatiesnelheid humus (d^{-1})**	**troebel → helder (mg P/m^2/d)**	**helder → troebel** (mg P/m^2/d)
standaard zandbodem	8	0,00001	0,1	1,1
aangepast aan Binnenschelde	2	0,002 *	~0,0	0,9

*Gelijk aan de mineralisatiesnelheid van detritus

Hoewel de aangepaste modelinstellingen slechts indicatief zijn omdat het model niet is gevalideerd voor deze instellingen, lijkt het er op dat de kritische belastingen afnemen door de beperktere opslag van nutriënten in de onderwaterbodem (tabel 3.1).

Uit de dynamische runs met aangepaste instellingen blijft komen dat een heldere begintoestand ook op de langere termijn leidt tot een helder meer en dat een troebele begintoestand tot een troebele toestand leidt. Bij deze instellingen wijzen de uitkomsten op een erg productief systeem met veel waterplanten bij een heldere begintoestand en zeer veel algen en hoge nutriëntconcentraties bij een troebele begintoestand. Deze hoge productiviteit wordt veroorzaakt door de snellere recirculatie van nutriënten.

De uitkomsten van zowel de herberekende kritische grenzen als van de dynamische modelrun duiden op een hogere primaire productie als gevolg van een sneller mineralisatie. Daarmee ondersteunt PCLake de hypothese dat de mineralisatiesnelheid wel eens een cruciale rol zou kunnen spelen in het voedselweb van de Binnenschelde.

4. SYSTEEMANALYSE VAN HET MARKIEZAATSMEER

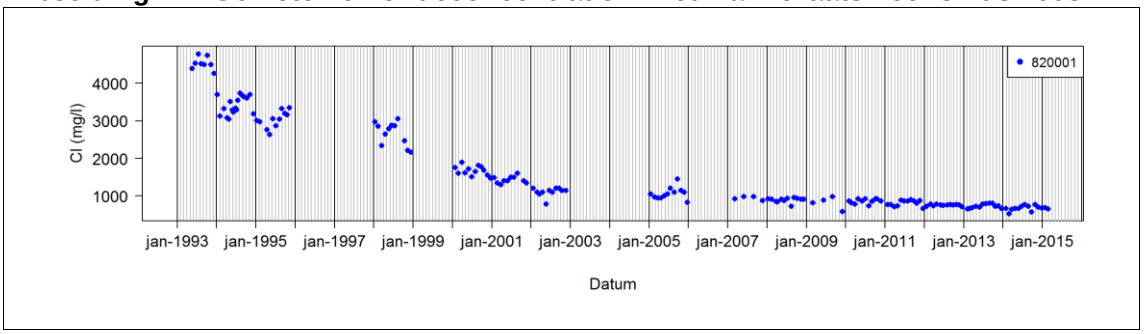
4.1. Beschrijving ecologische toestand

Hoewel er van het Markiezaatsmeer duidelijk minder gegevens beschikbaar zijn over de chemische ontwikkeling en de ecologische toestand dan van de Binnenschelde, laten de beschikbare gegevens ook voor het Markiezaatsmeer een vrij chaotisch patroon met heldere en troebele periodes zien. In tegenstelling tot de Binnenschelde is het Markiezaatsmeer langzaam verzoet van circa 13.000 mg/l in 1983 (Röling 1994) naar 700 mg/l in 2015 (afbeelding 4.2). Door het ontbreken van gegevens is niet meer te achterhalen hoe helder het water tussen 1983 (direct na de afsluiting) en 1992 is geweest. Waarschijnlijk is de eerste periode gekenmerkt door troebele condities, evenals de eerste paar jaar van de Binnenschelde. Uit de meetgegevens (die beschikbaar zijn vanaf 1993) blijkt duidelijk dat er tussen 1993 en 1995 echter zeker sprake was van een heldere periode met een gemiddelde zichtdiepte van meer dan 0,8 m (afbeelding 4.3). Tussen 1995 en 1998 zijn vervolgens wederom geen gegevens verzameld, maar in 1998 blijkt het doorzicht sterk verslechterd te zijn. Sindsdien is het doorzicht zelden hoger dan 0,4 m en de laatste jaren (vanaf 2012) komen de meetwaardes van het doorzicht vrijwel nooit boven de 0,2 m uit (alhoewel er luchtfoto's zijn die lijken aan te geven dat er in deze periode wel degelijk momenten zijn geweest dat het doorzicht beter was, vooral in de ondiepere zones (zie afbeelding 4.1). De drie beschreven helderheidfases die vanaf 1993 te onderscheiden zijn voor het Markiezaatsmeer blijken overeen te komen met de veranderingen in de voedselwebstructuur, de hoeveelheid algen (uitgedrukt als chlorofyl-a concentraties) en het zwevend stof gehalte in het oppervlaktewater (afbeelding 4.4).

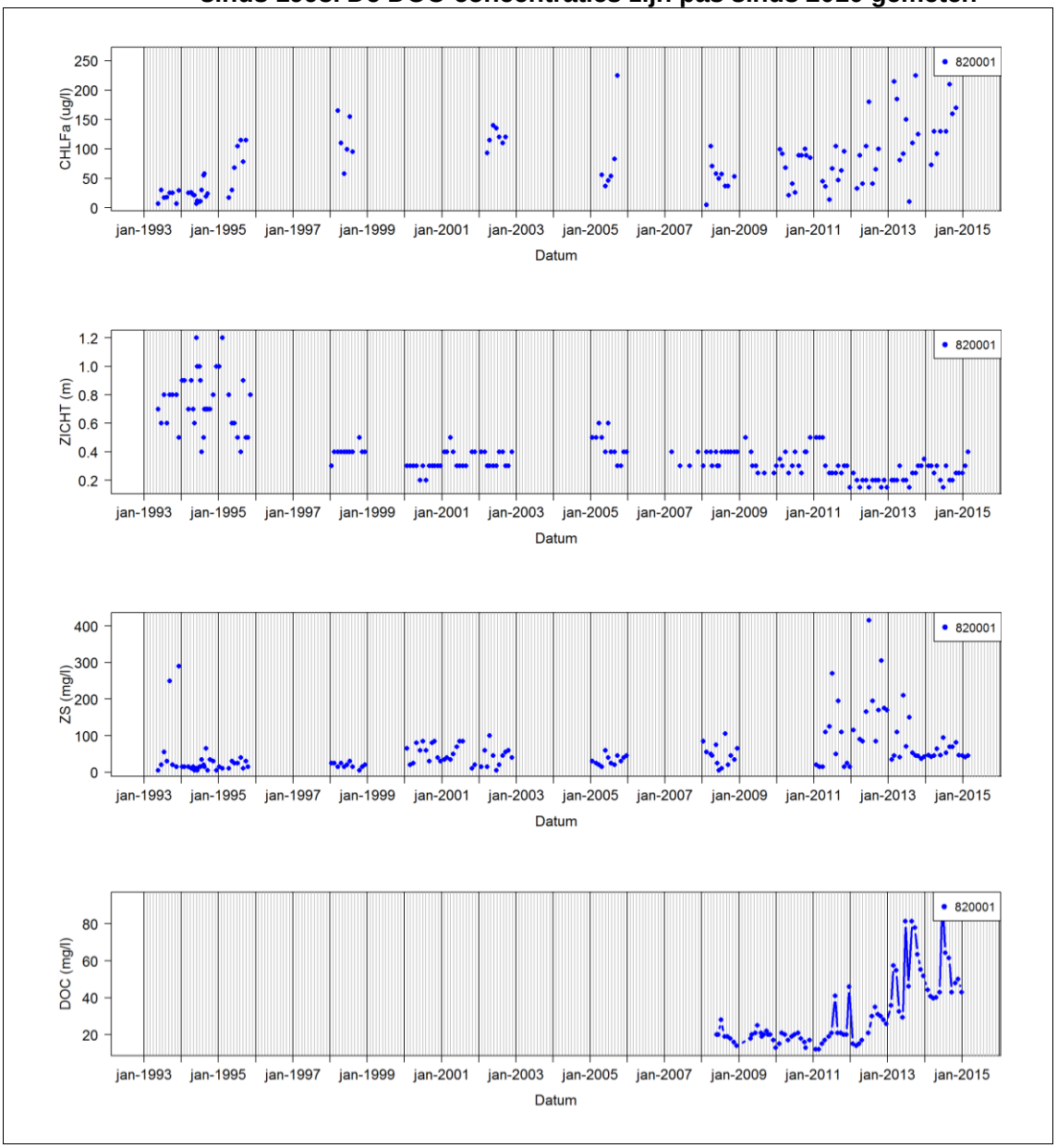
Afbeelding 4.1. Foto van het Markiezaatsmeer (achtergrond) en de Binnenschelde (voorgrond) vanuit een zweefvliegtuigje op 7 juni 2015 (fotograaf: Reinier van Nispen)



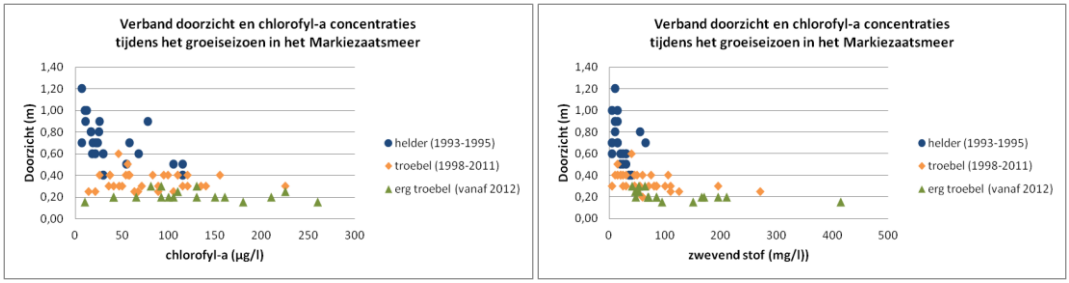
Afbeelding 4.2. Gemeten chlorideconcentratie in het Markiezaatsmeer sinds 1993



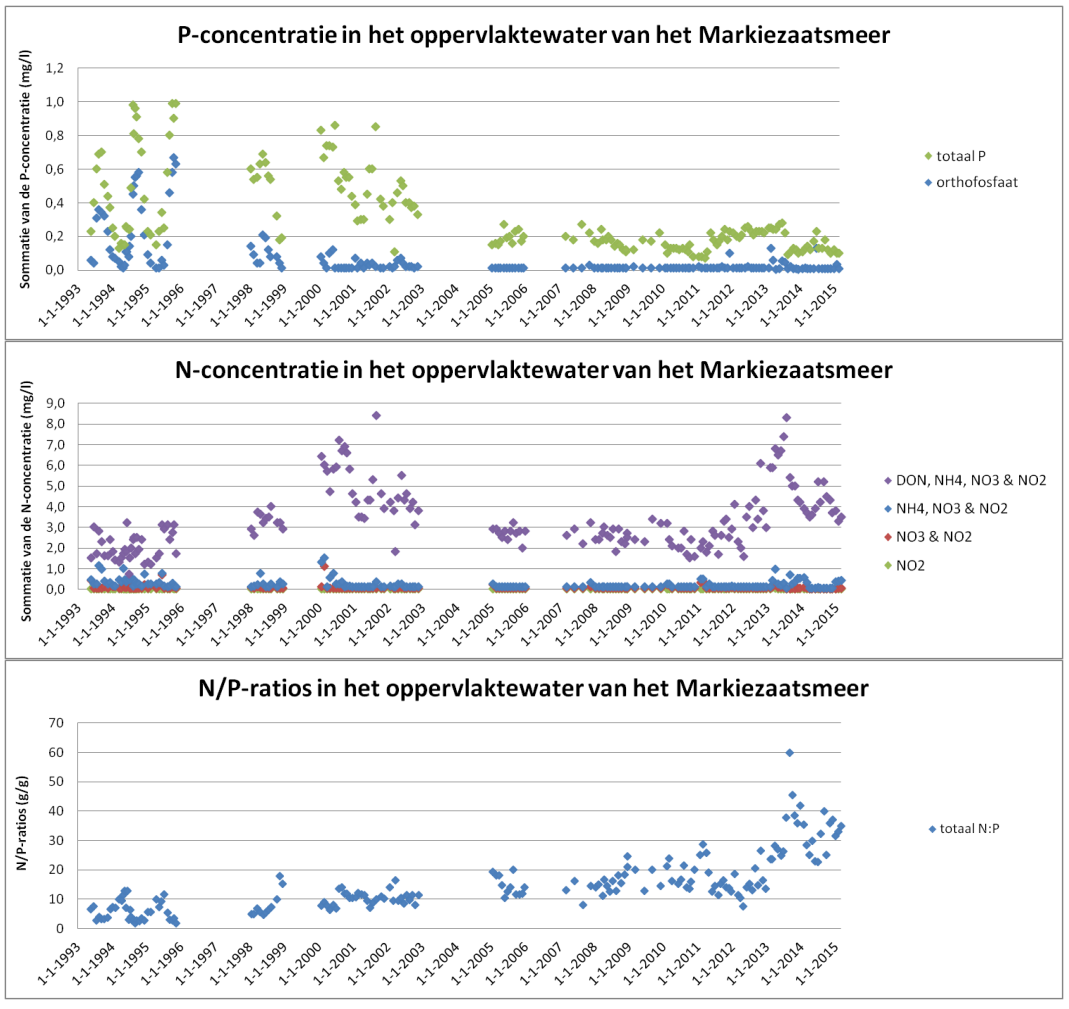
Afbeelding 4.3. Gemeten concentratie chlorofyl-a (µg/l), doorzicht (m) en de concentratie zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties) en opgelost organisch koolstof (DOC) in het Markiezaatsmeer sinds 1993. De DOC-concentraties zijn pas sinds 2010 gemeten



Afbeelding 4.4. Verband tussen het doorzicht (m) en de concentratie chlorofyl-a (µg/l; links) en zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties; mg/l; rechts) in het groeiseizoen (april - september). Meetwaardes zijn gegroepeerd voor drie helderheidperiodes: heldere periode van 1993 - 1995 (blauw), troebele periode van 1998 - 2011 (oranje) en zeer troebele periode vanaf 2012 (groen)



Afbeelding 4.5. Concentraties van verschillende P- en N-fracties en totaal N/P-ratio in het oppervlaktewater van het Markiezaatsmeer vanaf 1993

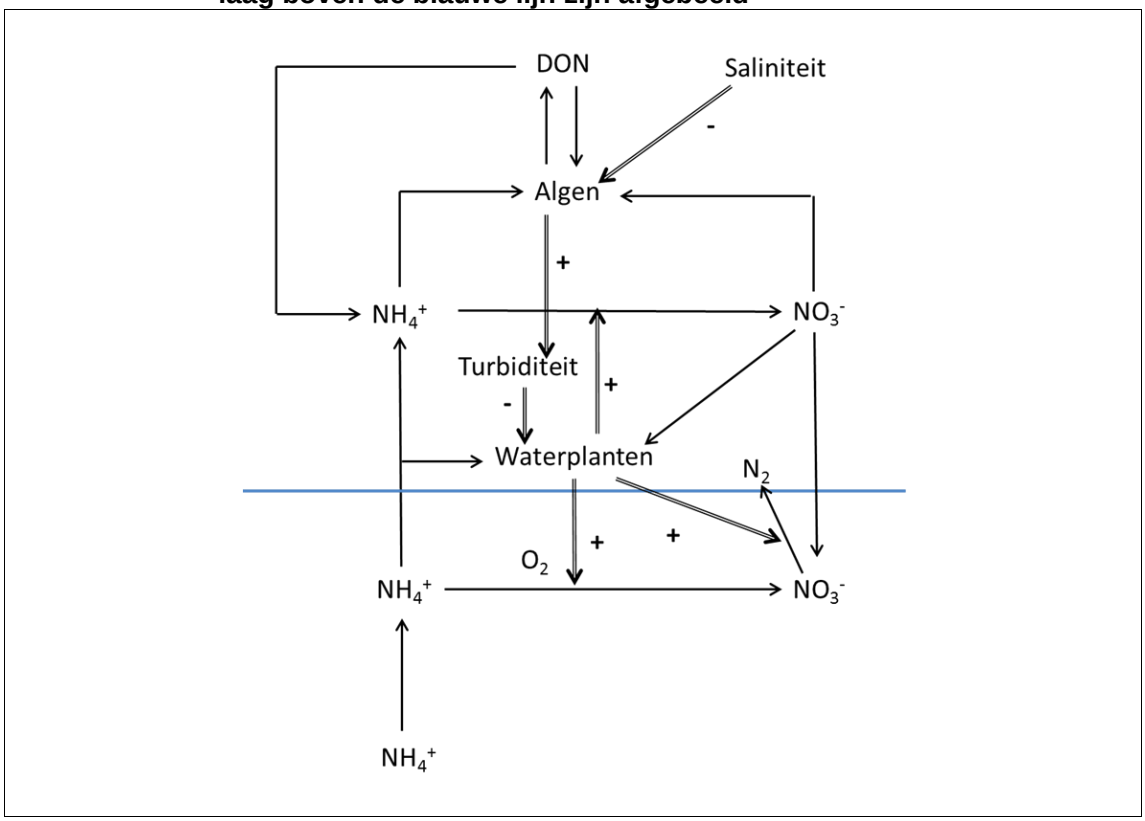


Fase 1: Heldere condities tussen 1993 en 1995
Tijdens de heldere condities tussen 1993 en 1995 waren de concentraties aan zwevend stof en chlorofyl-a meestal laag (afbeelding 4.3) en was het brakke meer grotendeels bedekt met schedefonteinkruid en snavelruppia. De chlorofyl-a concentratie was overwegend lager dan 30 µg/l, hoewel de waardes in het groeiseizoen van 1995 al boven de 100 µg/l uitkwamen (afbeelding 4.3). In deze heldere periode laten de totaal P- en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater een duidelijk seizoenaal patroon zien, waarbij de totaal P-concentraties in de zomer oplopen tot circa 1 mg/l (afbeelding 4.5). De lage totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van 3 - 10 g/g geven aan dat de algenproductie in deze heldere periode vermoedelijk gelimiteerd werd door stikstof (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996), waardoor de algen geen gebruik konden maken van de verhoogde P-concentraties in het groeiseizoen. Daarnaast voorkwamen de hoge chlorideconcentraties in het brakke watersysteem (afbeelding 4.2) waarschijnlijk de bloei van zoetwater algen.

Fase 2: Troebelere condities tussen 1998 en 2011
Sinds de zomer van 1995 zijn de chlorofyl-a concentraties in het groeiseizoen een stuk hoger met circa 100 µg/l (afbeelding 4.3). Deze stijging in chlorofyl-a lijkt behoorlijk overeen te komen met de omslag van een helder water tussen 1993 en 1995 (circa 0,8 m zicht) naar troebeler water in 1998 (circa 0,4 m zicht) en het grotendeels verdwijnen van de watervegetatie. In 2002 en 2005 komt alleen schedefonteinkruid nog in een beperkte bedekking van minder dan 5 % voor (dataset van het waterschap Brabantse Delta). De afgelopen jaren is de bedekking van schedefonteinkruid overigens weer licht toegenomen tot 5 - 10 % en kwamen lokaal op ondiepe stukken ook weer soorten als snavelruppia, zannichellia en wat kranswiersoorten (gebogen kransblad en brakwater kransblad) voor.

De vrij hoge algenproductie tussen 1998 en 2011 wordt bevestigd door de hogere concentraties aan opgelost organisch fosfor (DOP = totaal P - fosfaat) en stikstof (DON = totaal N - NH_4 - NO_3 - NO_2) in het water (afbeelding 4.5). De totale P-concentratie is duidelijk afgenomen tussen 1998 en 2005, waardoor de totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater tussen de 10 - 20 g/g kwam te liggen. De verhoogde algenbiomassa en de hogere DOP- en DON-concentraties vanaf 1998 zijn zeer waarschijnlijk niet veroorzaakt door een toename van de externe N- en/of P-belasting (zie paragraaf 4.2.3), maar indiceren vermoedelijk een herverdeling van de nutriënten in het chaotisch functionerende voedselweb. De meest voor de hand liggende oorzaak is dat de dalende chlorideconcentratie, die vanaf 1998 onder de 3.000 mg/l ligt (afbeelding 4.2), de bloei van zoetwater algen mogelijk maakte. In plaats van dat al het anorganische stikstof via nitrificatie en denitrificatie het watersysteem kon verlaten, bleef een gedeelte van de stikstof nu in het watersysteem als detritus, oftewel opgelost organisch stikstof (DON). Veel algen kunnen deze organische stikstofverbindingen overigens gedeeltelijk weer opnemen. Eén en ander staat schematisch weergegeven in afbeelding 4.6. Doordat er geen fytoplankton gegevens uit deze periode beschikbaar zijn, kan deze hypothese echter niet worden getoetst.

Afbeelding 4.6. Schematische weergave van de stikstofkringloop in een verzoetend watersysteem, waarbij de belangrijkste bodemprocessen onder blauwe lijn zijn afgebeeld en de belangrijkste processen in de waterlaag boven de blauwe lijn zijn afgebeeld



Fase 3: Zeer troebele condities vanaf 2012

Vanaf 2012 zijn de chlorofyl-a concentraties in het oppervlaktewater nog hoger dan de periode ervoor met concentraties die in het groeiseizoen regelmatig ruim boven de 100 µg/l liggen (afbeelding 4.3). Sinds 2012 is het doorzicht ook verder verslechterd van circa 0,4 m naar circa 0,2 m en is er dus sprake van zeer troebele condities (afbeelding 4.3), terwijl de totaal P- en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater relatief laag zijn (afbeelding 4.5). Vanaf 2011 neemt echter wel de totaal N-concentratie toe van circa 3 mg/l tot boven de 6 mg/l. Dit wordt geheel veroorzaakt door een verhoging van de DON-concentraties, want de ammonium- en nitraatconcentraties blijven zowel in de zomer als winter onveranderd laag. Dit alles leidt tot hoge totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van het Markiezaatsmeer (20 tot 50 g/g), wat indiceert dat er mogelijk sprake is van P-limitatie (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996).

De verhoging in totaal N- en DON-concentraties vanaf 2011 wordt niet veroorzaakt door wijzigingen in de nutriëntbelastingen (zie paragraaf 4.2.3). De omslag is waarschijnlijk het gevolg van gewijzigde algensamenstelling, waarbij verschillende blauwalgen (die niet bekend staan als toxine producerend) zeer sterk zijn gaan bloeien (in 2011 voornamelijk *Aphanothece* en *Chroococcales*, in 2013 vooral *Planktolyngbya* en in 2014 een combinatie van deze drie families). Hoewel dit geen N-fixerende blauwalgen zijn, heeft dit wel geleid tot extra N-opslag in de vorm van DON. Tevens is de concentratie aan opgelost organisch koolstof (DOC) sterk toegenomen en nam de concentraties aan zwevend stof ook sterk toe in 2011 (afbeelding 4.3). Dit zijn allemaal indicaties van een toename aan detritus (dood organisch materiaal) in de waterlaag, wat een neveneffect is van de verhoogde algenbloei in deze jaren.

Hoewel de gegevens van verschillende elementen uit het voedselweb ontbreken, lijkt het er op dat al de veranderingen rond 2011 het gevolg zijn van verschuivingen in het voedselweb als gevolg van de geleidelijk afnemende chlorideconcentratie. De plotselinge bloei van blauwalgen gebeurt bij dezelfde chlorideconcentratie als de omslag van helder naar troebel water in de Binnenschelde in 1996 (zie paragraaf 3.1), die o.a. veroorzaakt werd door een afnemende graasdruk van watervlooien als gevolg van een toename van aasgarnalen. Uit een mondelinge mededeling van de heer P. Kooistra (beroepsvisser op het Markiezaatsmeer) blijkt dat het aantal watervlooien in het Markiezaatsmeer inderdaad is afgenomen rond 2011. Hij heeft echter weinig aasgarnalen aangetroffen. Hoewel de officiële visstandtellingen van de laatste jaren aangeven dat ook de visbiomassa laag is geweest met 30 - 90 kg/ha en dat snoekbaars en blankvoorn dominant waren (Van Giels 2012; Koole 2015), geeft de heer Kooistra aan dat hij de afgelopen jaren wel degelijk een biomassatoename heeft waargenomen van de watervlooienetende brasem. Hij ziet de verschillende jaarklassen elk jaar toenemen in zijn fuiken, waarbij de 3 - 4 jarige brasems momenteel al veelvuldig voorkomen. In een verder verzoetende toekomst van het Markiezaatsmeer kan een sterke toename van de visbiomassa (voornamelijk brasem) dan ook verwacht worden.

4.1.1. Ecologische toestand van mosselen, terrestrische vegetatie en vogels

Naast de reeds beschreven ontwikkelingen van voedselweb-aansturende soortgroepen (waterplanten, fytoplankton, zoöplankton en vissen) die de lichtbeschikbaarheid in het Markiezaatsmeer beïnvloeden, is er in deze paragraaf ook gekeken naar de soortensamenstelling van mossels, de terrestrische vegetatie en vogels in het Natura 2000-gebied.

Mossels
Bij een mosselinventarisatie op potentieel kansrijke locaties in het voorjaar van 2013 zijn nul mosselen gevonden in het Markiezaatsmeer (Lambregts van de Clundert 2013). Tijdens macrofauna bemonsteringen in 1995, 2002, 2005, 2008 en 2011 is ook maar één driehoeksmossel aangetroffen. Vermoedelijk is er voldoende substraat in het meer aanwezig, maar zorgt de geïsoleerde ligging van het meer er voor dat er geen larven worden aangevoerd vanuit het Volkerak-Zoommeer (waar de mosselen veelvuldig voorkomen).

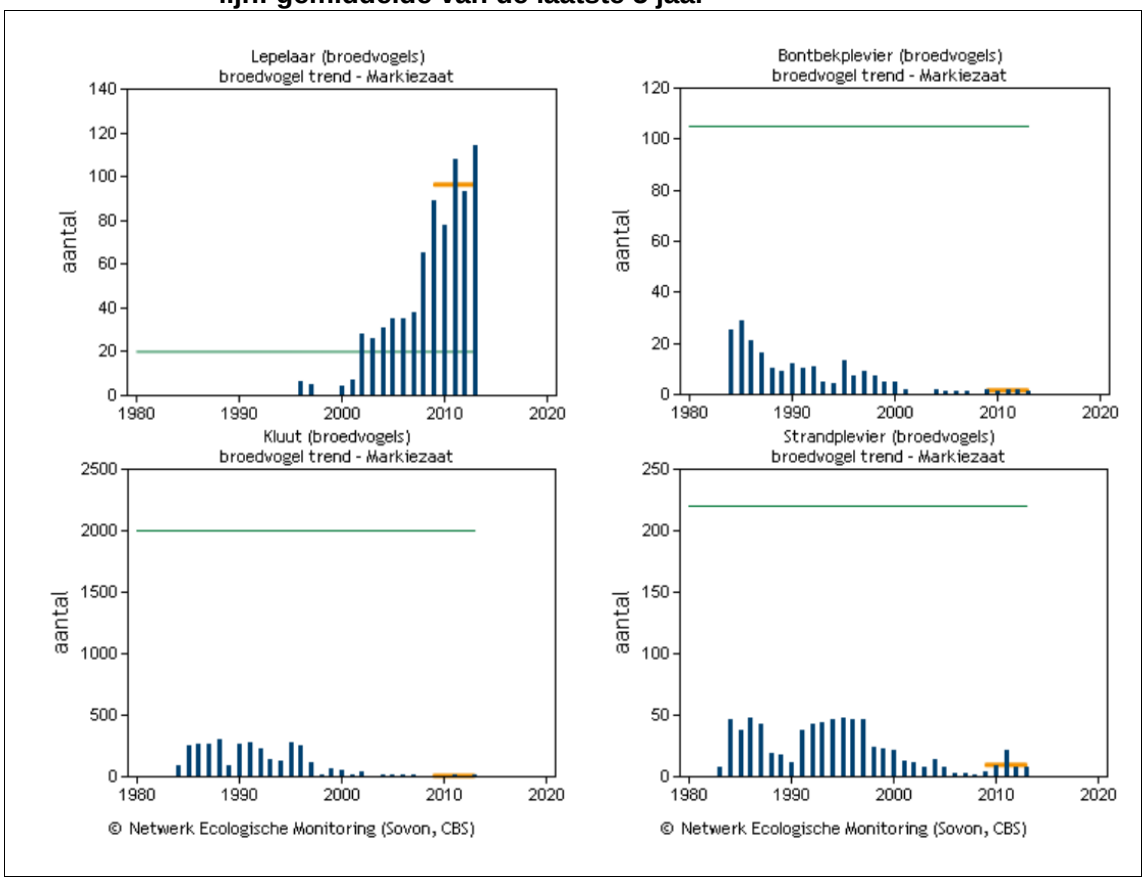
Terrestrische vegetatie
In het terrestrische deel van het gebied varieert de vegetatie sterk (Van Beek 2008). De slikken worden gekenmerkt door een afwisseling van brakke en zoete soorten, zoals fioringras en kweldergras. Op de schorren is het areaal aan pioniersvegetaties sterk teruggelopen tussen 1988 en 2000, en staan momenteel vooral zoete soorten. Hier is veelal grasland ontstaan. Onder het begrazingsregime is het oppervlak met grove grassen, zoals duinriet, sterk toegenomen, en op onbegraasde plekken is veelal bosvorming opgetreden. Hier komen vooral wilgen en berken voor, maar worden ook doornachtige soorten en eiken gevonden. Tenslotte zijn op locaties waar zoete kwel optreedt vaak rietlanden te vinden.

Vogels
De fuut (en andere vis- en insectenetende zichtjagers) laat de afgelopen twee decennia een significante afname zien (afbeelding 4.8), die sterker is dan de landelijke trend (Sovon 2015) en waarschijnlijk veroorzaakt wordt door de afname van het doorzicht. Ook slaken/of waterplantetende grondeleenden (o.a. wintertaling, bergeend en smient) die pieken tijdens de heldere fase, zijn in tegenstelling tot de landelijk stijgende trends vermoedelijk ook om deze reden afgenomen. De lepelaar doet het als filteraar daarentegen erg goed in het huidige troebele Markiezaatsmeer (afbeelding 4.7), wat in overeenstemming is met de landelijke trend. Broedende exemplaren worden alleen op het predatievrije moerassige eiland de ‘Spuitkop’ gevonden (Provincie Noord-Brabant 2014), omdat de predatiedruk van vossen, ratten en andere rovers vermoedelijk te hoog is op andere oevers.

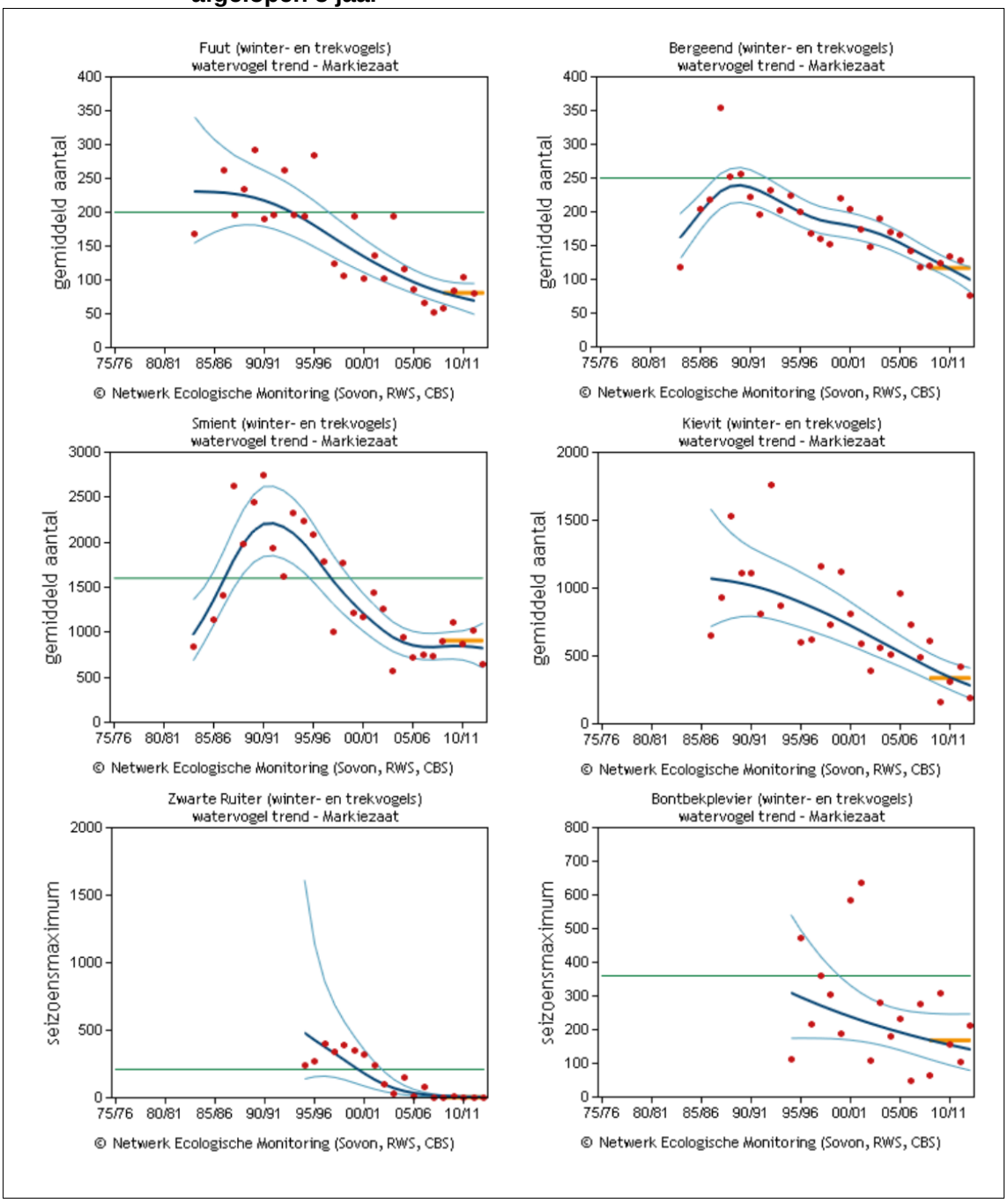
Het aantal rietvogels (o.a. baardman, grote zilverreiger en rietzanger) is sinds 2000 toegenomen in het Markiezaatsmeer (Provincie Noord-Brabant 2014). Dit heeft zeer waarschijnlijk te maken met de langzame verzoeting van het meer, waardoor zones met overjarig riet zijn ontstaan, vooral op locaties met zoete kwel. Deze verzoeting heeft eveneens geleid tot struweelvorming en bosopslag, waardoor in de afgelopen jaren karakteristieke vogels van verruigde graslanden (o.a. cetti's zanger, klapekster, putter, sprinkhaanzanger en roodborst tapuit), struweel en bossages (o.a. boompieper, grote bonte specht, gaai, heggenmus, staartmees en nachtegaal) als nieuwkomers naar het Markiezaatsmeer zijn gekomen.

De grondbroedende weidevogels (o.a. kievit) laten daarentegen een duidelijke afname zien (afbeelding 4.8). Dit komt waarschijnlijk juist door de verruiging van de terrestrische systemen. Mogelijk speelt ook het zoeter worden van de slikken en laaggelegen zandplaten een belangrijke rol. Deze verzoeting is in ieder geval ook één van de oorzaken van de achteruitgang aan broedende plevieren en steltlopers (o.a. kluut, strand- en bontbekplevier) in het Markiezaatsmeer in de afgelopen 20 jaar (Strucker et al. 2014; afbeelding 4.7). Daarnaast ondervinden deze soorten zeer waarschijnlijk ook veel hinder van het wegvallen van een getijdenregime. Ook de ontwikkeling van struweel en bossages op de oevers is ongunstig voor deze soorten. Ook de kanoet, bonte strandloper, zwarte ruiter, steenloper en zilverplevier komen momenteel nog maar in geringere aantallen voor (afbeelding 4.8). Zij gebruiken het Markiezaatsmeer alleen als slaapplaats en hoogwaterrustplaats. Andere getijdenvogels (o.a. grote zee-eend, eider en frater) zijn verdwenen door de verzoeting.

Afbeelding 4.7. Aantal broedende vogels (lepelaar, bontbekplevier, kluut en strandplevier) in het Markiezaatsmeer gedurende de afgelopen decennia (Sovon 2015). Donker groene lijn: instandhoudingdoelstelling, oranje lijn: gemiddelde van de laatste 5 jaar



Afbeelding 4.8. Aantal vogels (fuut, bergeend, smient, kievit, zwarte ruiter en bontbekplevier) in het Markiezaatsmeer gedurende de afgelopen decennia (Sovon 2015). Donker blauw lijn: gemiddelde trend, licht blauw lijnen: 95 % betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn, donker groene lijn: instandhoudingdoelstelling, oranje lijn: gemiddelde van de afgelopen 5 jaar

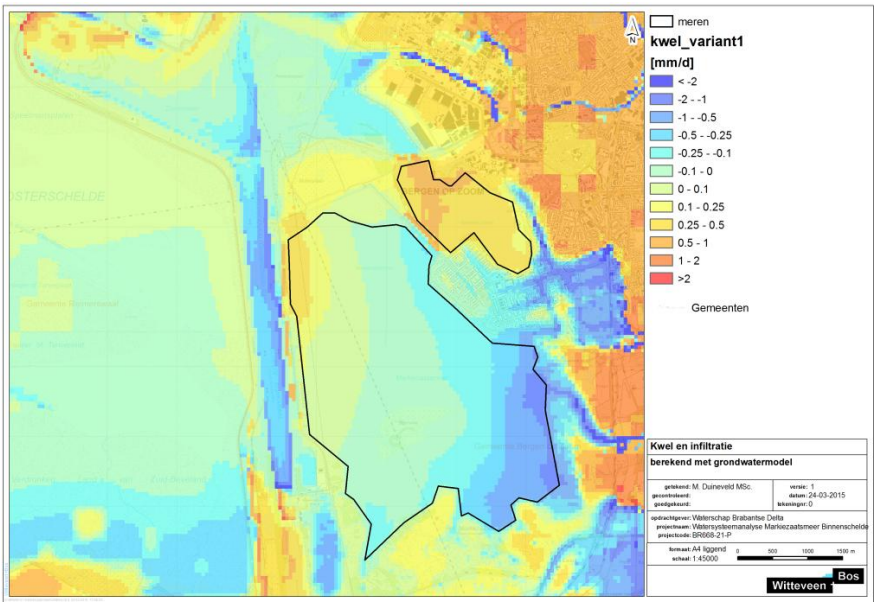


4.2. Abiotische voorwaarden

4.2.1. Hydrologisch functioneren

Voor 1983 kende het Markiezaat als onderdeel van de Oosterschelde een sterke getijbeweging van -2 tot +2 m NAP. Met de aanleg van de Markiezaatskade is de invloed van het getij grotendeels verdwenen. Sindsdien ligt het Markiezaatsmeer geïsoleerd en wordt het grotendeels gevoed door neerslag. Het grondwatermodel suggereert dat er zowel sprake is van kwel (in het midden en oosten van het meer) als van wegzijging (in het noordwesten van het meer, afbeelding 4.9). Het model geeft aan dat circa 50 % van de kwel lateraal wordt aangevoerd vanaf de Brabantse wal en dat 50 % wordt aangevoerd via diepe kwel. Verder geeft het model aan dat er laterale waterverlies (wegzijging) optreedt naar het Schelde-Rijnkanaal.

Afbeelding 4.9. Kwel (blauw) en wegzijging in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in de huidige situatie



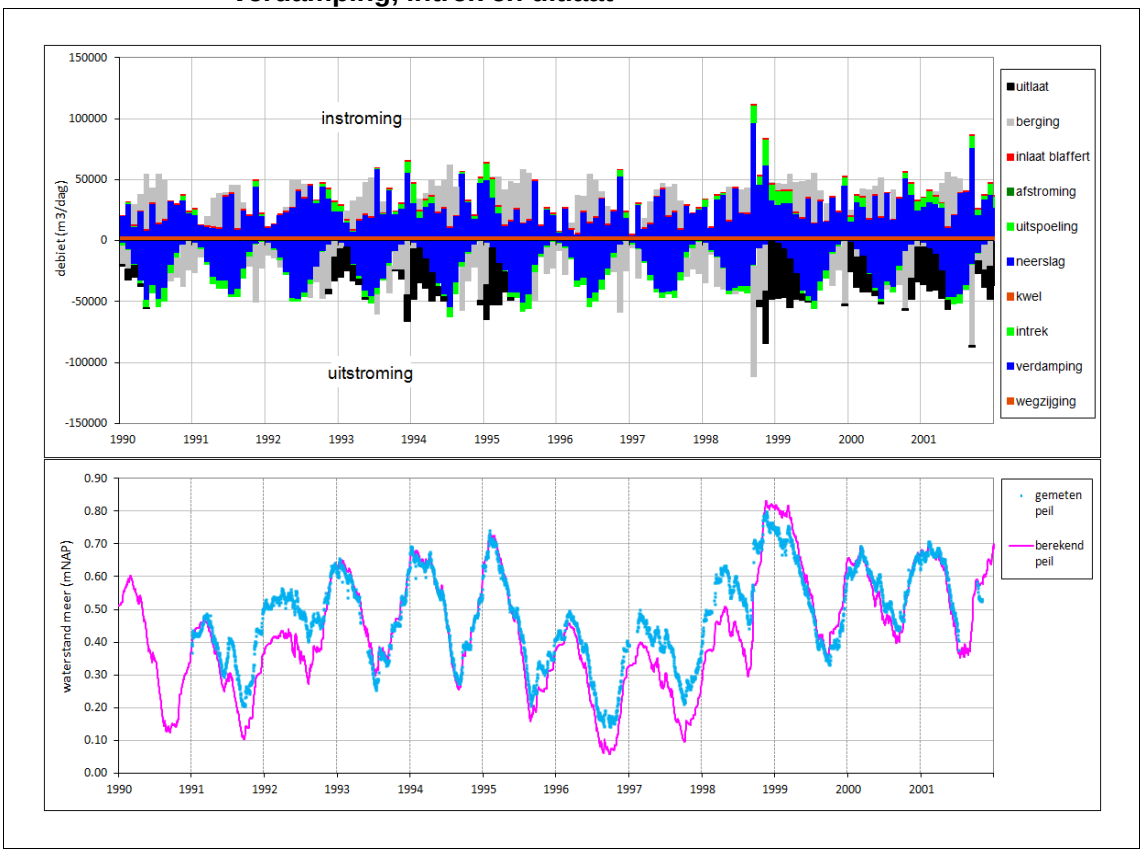
Naast neerslag en kwel vormt uitspoeling vanuit omliggende percelen, zoals de schorren en slikken, een belangrijke ingaande waterstroom in perioden met veel neerslag (afbeeldingen 4.10 en 4.11). De fractieverdeling van de belangrijkste waterstromen is gemiddeld genomen als volgt: 75 % neerslag, 13 % kwelwater, 7 % uitspoeling en 5 % water uit de Blaffert. Het gemiddelde debiet van al deze ingaande waterstromen bedraagt 2,9 mm/d. De verblijftijd van het meer is daardoor ongeveer 2 jaar.

Het waterpeil in het Markiezaatsmeer kan vrijwel vrij fluctueren tot een maximumpeil van 0,58 m NAP door de onderdimensionering van de uitlaatstuw (die de laatste jaren op 0,40 m NAP staat). Hierdoor kent het peil een jaarlijkse variatie van 0,25 tot 0,40 m (afbeeldingen 4.10 en 4.11). Dit betreft niet een dagelijkse getijbeweging, maar een seizoensgebonden schommeling van de waterstand. Doordat er geen minimumpeil wordt aangehouden, zakt het waterpeil in droge zomers (1991, 1996, 2003 en 2009) ver uit en duurt het vervolgens 1 à 2 jaar voordat het maximumpeil weer wordt bereikt. In droge jaren zakt het berekende peil verder uit dan het gemeten peil. Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door een toename van de hoeveelheid kwel naarmate het waterpeil lager wordt. Uit het

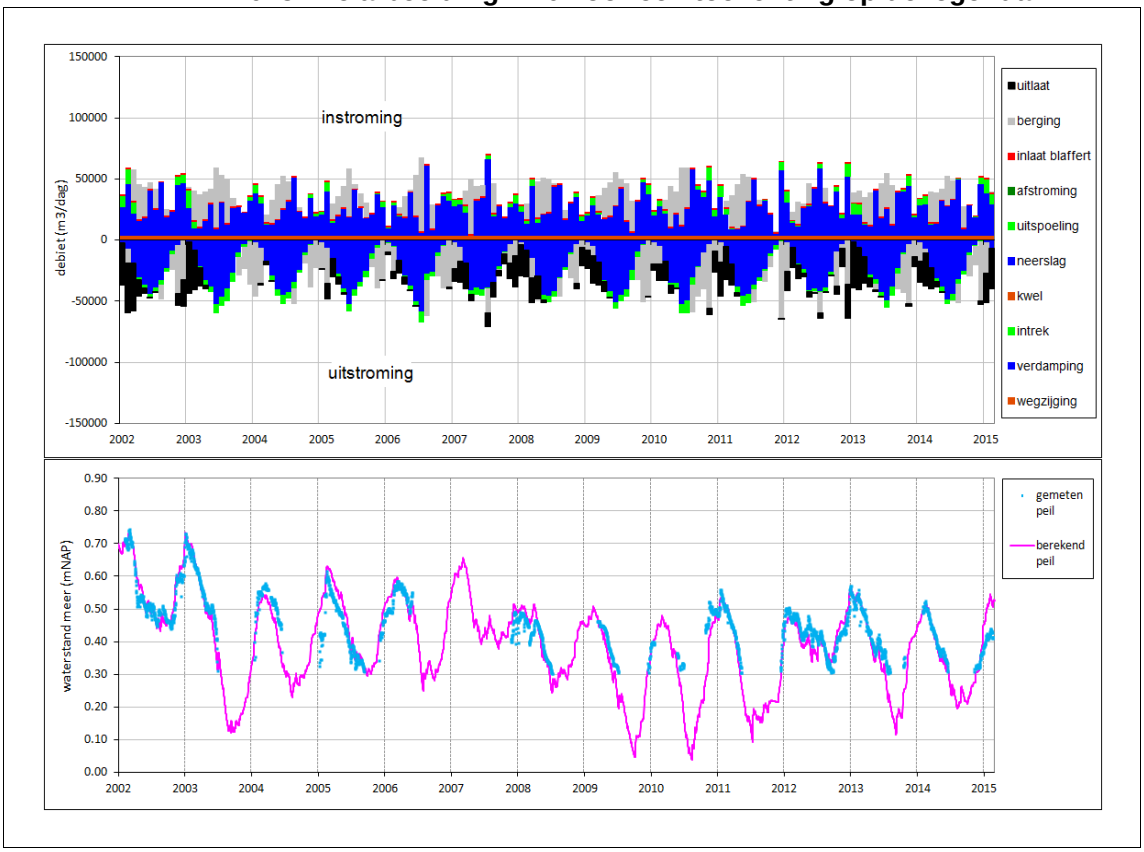
grondwatermodel blijkt dat de kwel met circa 70 % kan toenemen bij een peildaling van circa 0,4 m. In het statische grondwatermodel is echter uitgegaan van een gemiddelde waterstand van +0,40 m NAP, waardoor in de waterbalans geen rekening kon worden gehouden met de waterstandafhankelijke kwelhoeveelheden.

Doordat de oevers van het Markiezaat flauw hellen, heeft de seizoensgebonden fluctuatie een sturend effect op de verhouding water/land in het Markiezaatsmeer. In samenwerking met milieuadviesbureau ATKB is dan ook een gedetailleerde dieptekaart van het Markiezaatsmeer gemaakt (afbeelding 4.13) met behulp van onderwaterradar en grondradar (ATKB 2015). Deze kaart is gebruikt om in GIS ruimtelijk weer te geven waar de litorale zone ligt in een jaar waarin de laagste waterstand gelijk is aan +0,20 m NAP en de hoogste waterstand gelijk is aan +0,60 m NAP. Verder kon op basis van afbeelding 4.12 berekend worden dat een dergelijk flexibel peil leidt tot een wateroppervlak van tussen de circa 1025 ha bij laag waterpeil en circa 1150 ha bij hoog waterpeil. Er is dus een zone van circa 125 ha, oftewel circa 12 % van het vaste wateroppervlak, dat gedurende natte seizoenen continue onder water staat en tijdens droge seizoenen continue droog is. Deze litorale zone is overigens veel minder geschikt voor steltlopers dan een intergetijdegebied dat dagelijks geïnundeerd wordt met brak/zout water, omdat het tot veel minder voedselaanbod leidt.

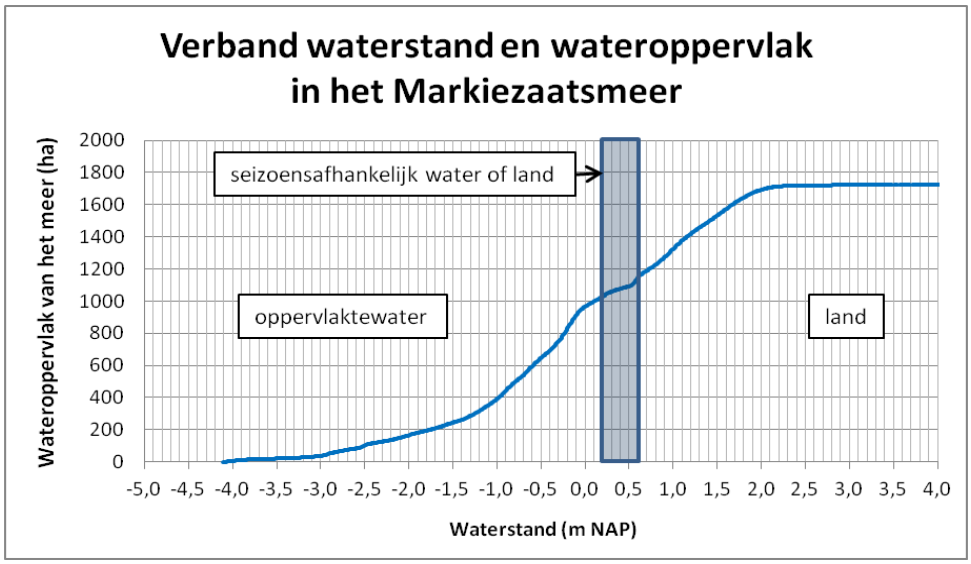
Afbeelding 4.10. Waterbalans op maandbasis van het Markiezaatsmeer (boven) en gemeten en berekende waterpeil (onder) voor de periode 1990 - 2001. Ingaande waterstromen zijn kwel, neerslag, uitspoeling, afstroming en de Blaffert. Uitgaande waterstromen zijn wegzijging, verdamping, intrek en uitlaat



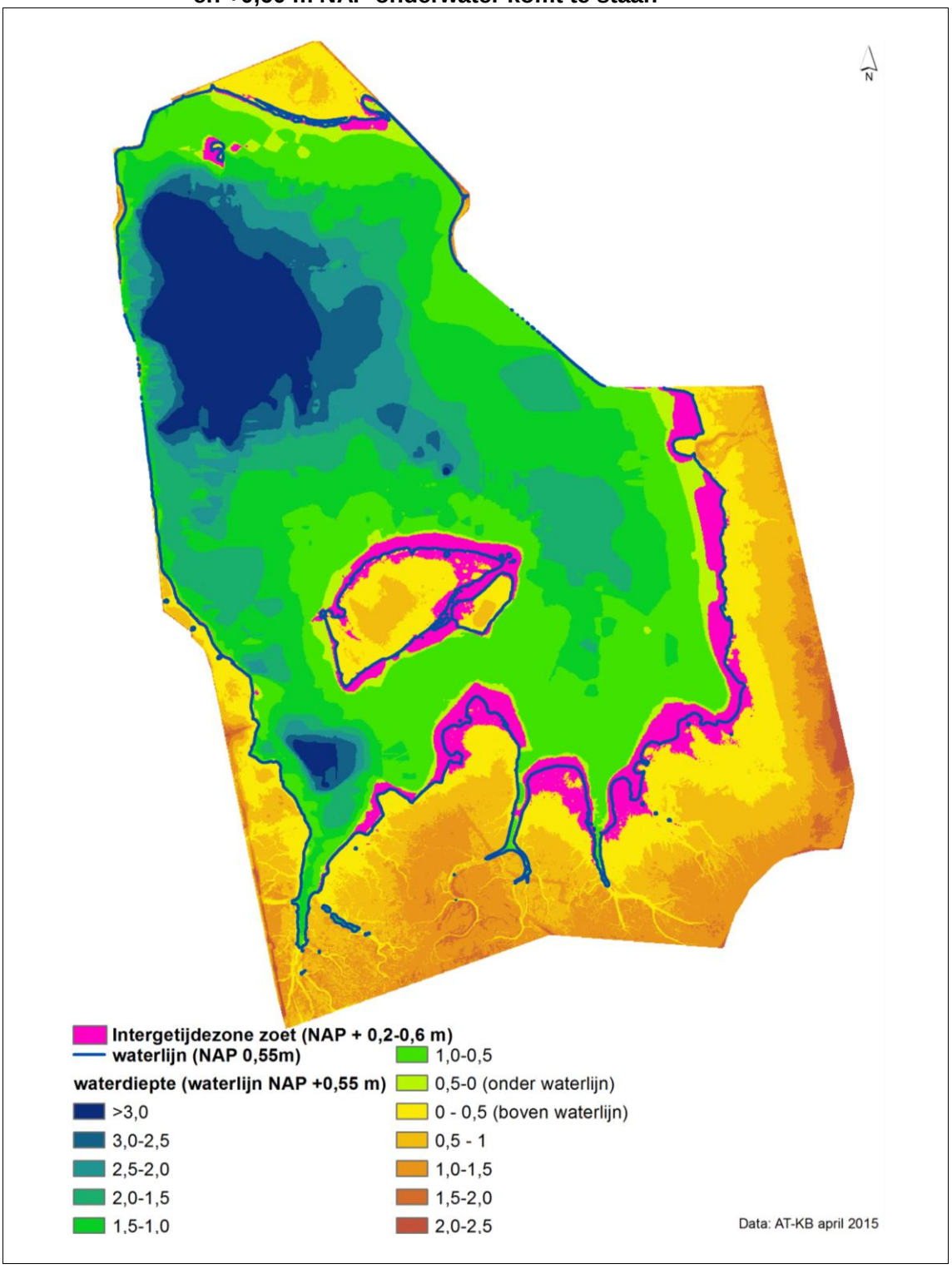
Afbeelding 4.11. Waterbalans op maandbasis van het Markiezaatsmeer (boven) en gemeten en berekende waterpeil (onder) voor de periode 2002 - 2015. Zie afbeelding 4.10 voor een toelichting op de legenda



Afbeelding 4.12. Verband tussen de waterstand in het Markiezaatsmeer en het wateroppervlak van het meer op basis van dieptemetingen die het milieuadviesbureau ATKB heeft uitgevoerd. De blauwe balk geeft het bereik aan bij het huidige waterpeil in het Markiezaatsmeer: minimum peil van 0,20 m NAP en maximumpeil van +0,60 m NAP



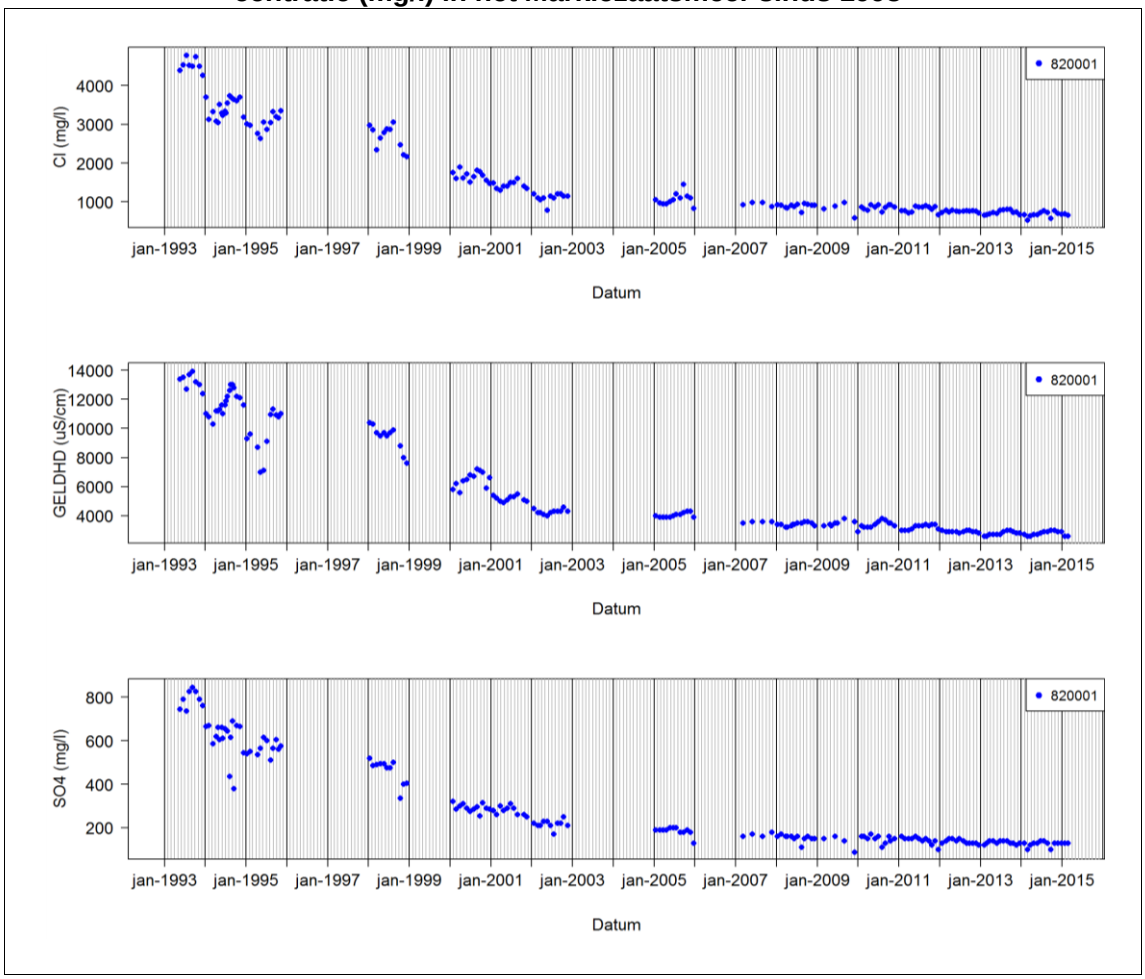
Afbeelding 4.13. Dieptekaart van het Markiezaatsmeer op basis van dieptemetingen van milieuadviesbureau ATKB. De blauwe lijn geeft de waterlijn aan bij een waterstand van +0,55 m NAP. De roze zone is het oevergebied dat bij een jaarlijks fluctuerend waterpeil van tussen de +0,20 en +0,60 m NAP onderwater komt te staan



4.2.2. Saliniteit

Toen het Markiezaatsmeer nog in open contact stond met de Oosterschelde was de gemiddelde chlorideconcentratie gelijk aan 16.000 mg/l. Direct na de afsluiting van het Markiezaatsmeer in 1983 bedroeg de chlorideconcentratie echter circa 13.000 mg/l, door de verminderde zeewaterinvloed tijdens het bouwen van de dammen (Röling 1994). Tussen 1983 en 1993 is chloride slechts sporadisch gemeten (minder dan 20 metingen over deze periode; Röling 1994). Deze metingen tonen dat de chlorideconcentratie tussen 1984 en 1988 rond de 10.000 mg/l schommelde. Vanaf 1988 tonen de metingen een afname tot circa 4.000 mg/l in 1993. Vanaf 1993 zijn er veel meer metingen beschikbaar (afbeelding 4.14), waarvoor geldt dat ze goed overeenkomen met de berekende chlorideconcentraties uit de waterbalans van het Markiezaatsmeer (afbeelding I.8 uit Bijlage I), wat indiceert dat er in deze periode geen sprake meer was van nalevering van chloride uit de waterbodem. Uit de metingen blijkt dat de chlorideconcentratie vanaf 1993 gedaald is tot circa 900 mg/l in 2002. De daling in saliniteit heeft zijn weerslag gehad op de oorspronkelijke zoute en brakke vissen in het Markiezaatsmeer (zie tekstbox op de volgende bladzijde). Sinds 2002 is de chlorideconcentratie langzaam verder gezakt tot circa 750 mg/l in 2014. Met de afmende trend van chloride is ook de geleidbaarheid en de sulfaatconcentratie afgenomen.

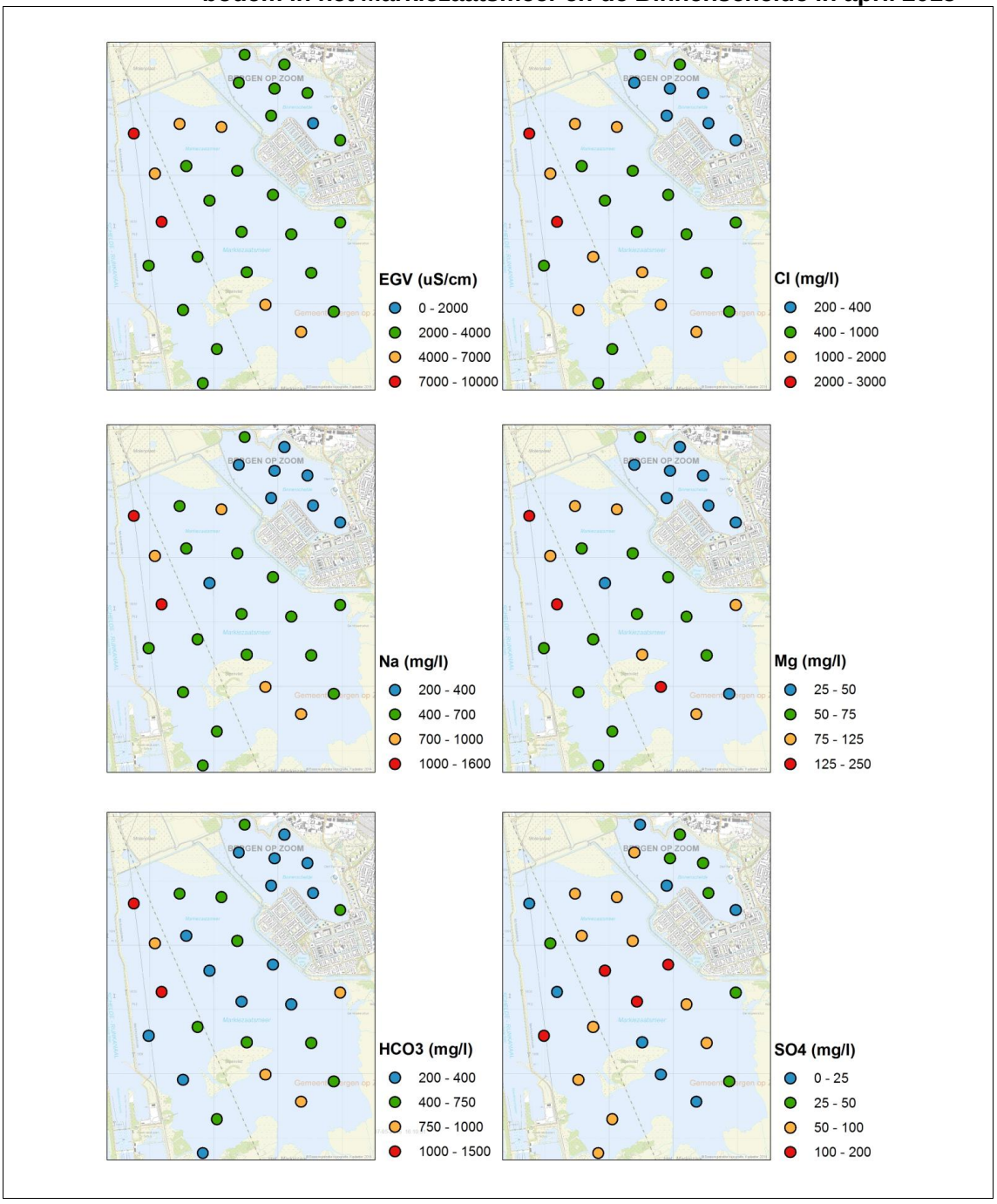
Afbeelding 4.14. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l), EGV (µS/cm) en sulfaatconcentratie (mg/l) in het Markiezaatsmeer sinds 1993



Het lot van de oorspronkelijke zoute en brakke vissen in het Markiezaatsmeer

Direct na afsluiting van het Markiezaatsmeer in 1983 komen de oorspronkelijke vissen 'vast te zitten' in het meer. Dit betrof o.a. tong, bot, haring, puitaal, schol, harder, paling en koornaarvis. Het meer bleek een kraamkamer te zijn van deze zoutwatervissen (Van Beek 2008). Sommige van de zoute soorten zijn zeer snel verdwenen, zoals tong, terwijl andere soorten zich langer hebben kunnen handhaven (tot circa 2006), zoals puitaal, haring en koornaarvis (Kooistra 2006). Paling is de enige overgebleven soort, wat mede het gevolg is van de jaarlijkse uitzetting van 30 kg glasaal. Verder is deze soort aangepast aan zoetere condities.

Afbeelding 4.15. EGV, chloride-, natrium-, magnesium-, bicarbonaat- en sulfaatconcentraties in het bodemvocht van de eerste 10 cm zandige waterbodem in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in april 2015



Hoewel de EGV, chloride- en sulfaatconcentraties sterk gedaald zijn, waarbij de sulfaatconcentratie gedaald is van circa 800 mg/l in 1993 naar circa 125 mg/l in de afgelopen 10 jaar (afbeelding 4.14), is het Markiezaatsmeer nog steeds zwak brak. Dit komt waarschijnlijk door de kweldruk in het grootste gedeelte van het meer (afbeelding 4.9), waardoor zoute ionen moeilijk kunnen verdwijnen via wegzijging. Daarnaast is er vermoedelijk sprake van brakke kwel in het noordoosten van het meer. Hoewel de chlorideconcentraties in het bodemvocht op de meeste locaties in evenwicht zijn met het oppervlaktewater (afbeeldingen 4.14 en 4.15), zijn de concentraties in het bodemvocht op enkele locaties veel hoger dan in het oppervlaktewater. Uit afbeelding 4.15 blijkt dat vooral locaties in het noordwesten van het meer afwijken: de geleidbaarheid en chlorideconcentraties in het bodemvocht zijn hier opvallend hoog. Ditzelfde werd ook waargenomen voor natrium en magnesium.

De sulfaatconcentraties in het bodemvocht blijken overigens vrijwel overal niet in evenwicht te zijn met het oppervlaktewater. Op de meeste locaties is de concentratie in het bodemvocht lager dan in het oppervlaktewater (afbeeldingen 4.14 en 4.15). Dit komt zeer waarschijnlijk door sulfaatreductie in de ondergrond, waarbij sulfaat onder anaerobe condities wordt omgezet naar sulfide dat zich daar hecht aan ijzer (o.a. Smolders et al. 2006). Vreemd genoeg zijn de sulfaatconcentraties in het bodemvocht het laagst op de plekken met brakke kwel (afbeelding 4.15). Dit komt vermoedelijk door de aanwezigheid van voldoende slib op deze diepere plekken van het meer (paragraaf 4.2.5), waardoor er op deze locaties meer voedzaam substraat aanwezig is voor de sulfaatreducerende bacteriën.

Noordwesten Markiezaatsmeer: wegzijging in het grondwatermodel vs. kwel volgens bodemvochtmetingen
Hoewel het grondwatermodel aangeeft dat er in de noordwest zone van het Markiezaatsmeer wegzijging optreedt naar het 0,5 m lager gelegen Schelde-Rijnkanaal (afbeelding 4.9), geven de hoge EGV, chloride-, bicarbonaat-, en ammoniumconcentraties (afbeelding 4.15) aan dat hier vrijwel zeker kwel van brak grondwater optreedt. De concentraties zijn ongeveer gelijk aan de grondwaterkwaliteit, die bij een nabijgelegen 14 m diepe peilbuis is gemeten (resultaten niet getoond). Het verschil tussen de interpretatie van het grondwatermodel en de chemische metingen wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de aanwezigheid van preferente zandige stroomzones in kleiige lagen van de formatie van Naaldwijk (de verouderde term voor de afzetting van Calais), die niet zijn meegenomen in het grondwatermodel. In het grondwatermodel is de weerstand in dit gedeelte van het meer even hoog als elders in het meer (circa 800 dagen), terwijl er in de literatuur duidelijk wordt aangegeven dat er in het Markiezaatsmeer (vooral aan de westzijde) onderbrekingen zijn van de bewuste kleilaag, die waarschijnlijk een overblijfsel zijn van oude stroomgeulen (Röling 1994). Het is zeer goed mogelijk dat in de noordwest zijde van het meer een dergelijke lek zit.

Op basis van de bruto stromen uit het grondwatermodel, waarin geen rekening is gehouden met de brakke kwel in het noordwesten, kunnen het gemeten waterpeil en de chlorideconcentraties behoorlijk goed worden nagebootst met de opgestelde waterbalans (afbeelding I.8 in bijlage I). Dit geeft aan dat de diepe brakke kwel aan de noordwest zijde van het Markiezaatsmeer qua waterhoeveelheid niet zo veel invloed zal hebben op de waterbalans.

4.2.3. Nutriëntbelastingen in het water

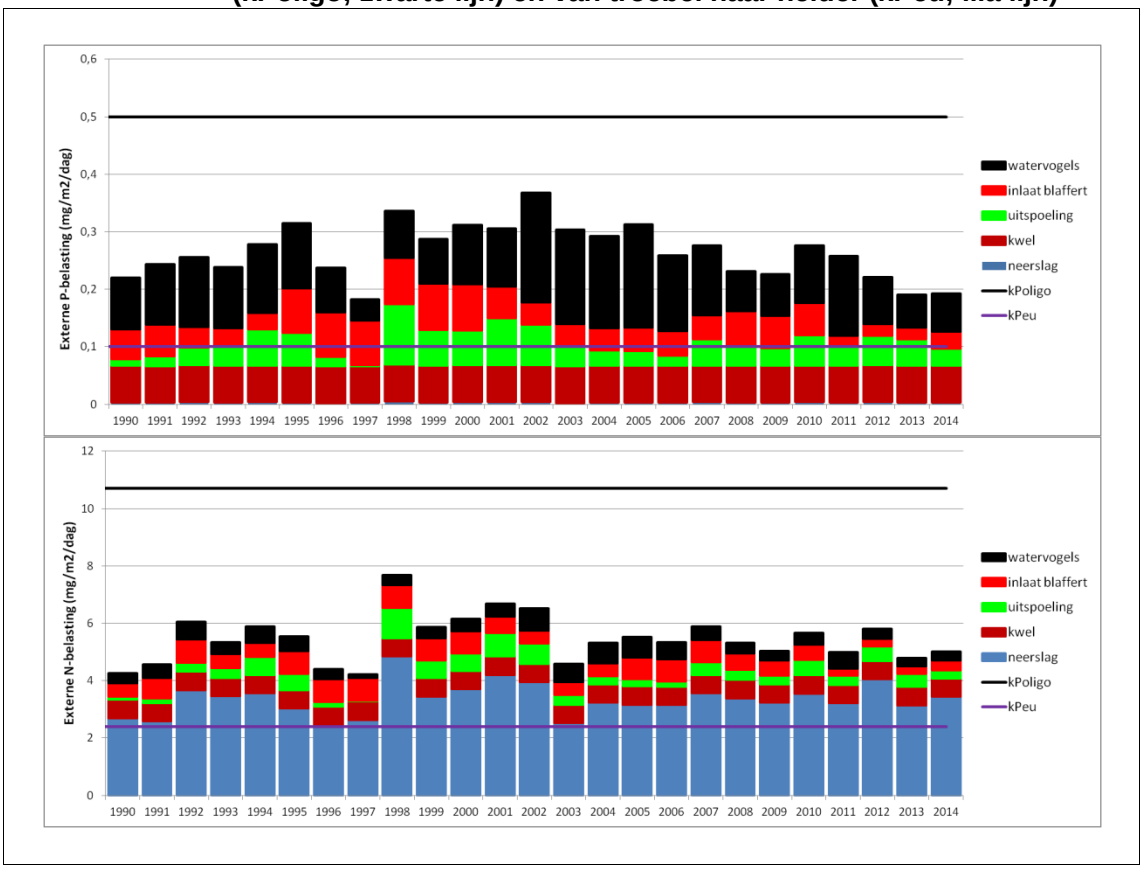
De gemiddelde externe belasting voor het Markiezaatsmeer over de periode 1990 - 2014 is 5,5 mg N/m^2/dag en 0,3 mg P/m^2/dag. Het grootste deel van de N-belasting wordt veroorzaakt door atmosferische depositie via neerslag (afbeelding 4.16). Kwel, uitspoeling, inlaat vanuit de Blaffert en watervogels leveren ieder een geringe bijdrage aan de N-belasting. De P-belasting wordt daarentegen nauwelijks veroorzaakt door neerslag, maar vooral door watervogels, kwel en uitspoeling. Watervogels hebben een relatief grote bijdrage op de externe P-belasting van het Markiezaatsmeer. Vanaf 2000 wordt deze belasting grotendeels veroorzaakt door slechts enkele soorten: aalscholver, grauwe gans en zilvermeeuw. In de jaren daarvoor wordt de belasting door meerdere soorten veroorzaakt, waaronder knobbelzwaan, kokmeeuw, smient en wilde eend.

Ook kwel blijkt van invloed op de externe N- en P-belasting van het Markiezaatsmeer. De hoeveelheid kwelwater is grof ingeschat uitgaande van het grondwatermodel. Er zijn echter twijfels over de nauwkeurigheid van dit model (zie tekstblok bij paragraaf 4.2.2). De bodemvochtgegevens suggereren dat de bruto kwelstroom groter is dan het grondwatermodel uitwijst (zie paragraaf 4.2.5) en hierdoor is de nutriëntenbelasting mogelijk onderschat.

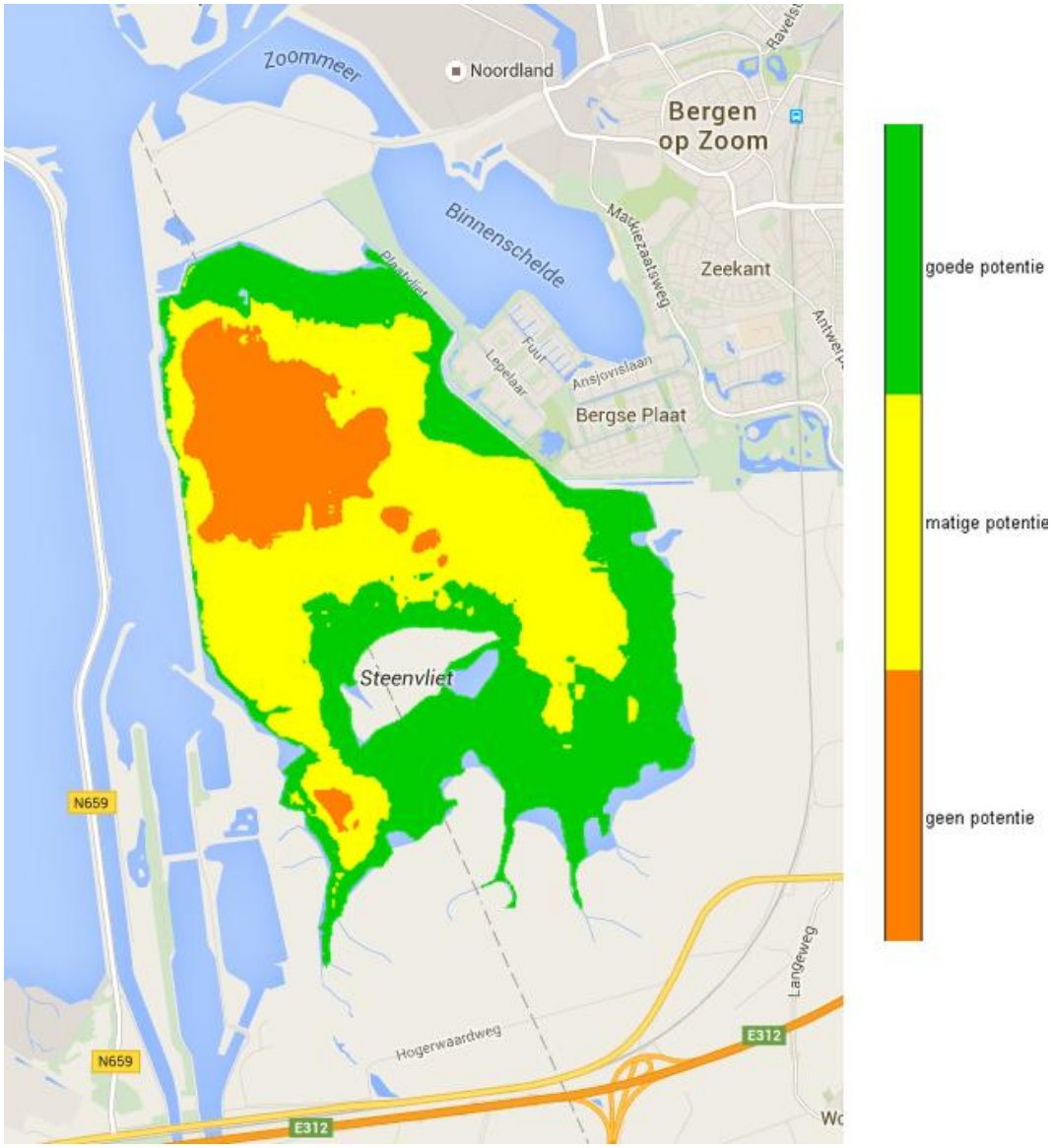
Externe belasting vs. kritische belastingen

De kritische belastingen van het Markiezaatsmeer zijn relatief laag: voor de omslag van helder naar troebel water liggen de grenzen bij 10,7 mg N/m^2/dag en 0,5 mg P/m^2/dag, en voor de omslag van troebel naar helder liggen ze nog een stuk lager (afbeelding 4.16) Dit valt onder andere te wijten aan de lange verblijftijd en de grote strijklengte. De externe belasting ligt voor zowel N als P tussen de generiek (voor het gehele meer) berekende kritische belastingen, hetgeen betekent dat het meer zonder ingrijpende gebeurtenissen of maatregelen niet van toestand zal veranderen. Er blijkt echter onderscheid gemaakt te kunnen worden tussen zeer gevoelige diepere gebieden en robuustere ondiepere oeverzones. Gemiddeld genomen is de potentie voor ondergedoken waterplanten niet goed (gele en oranje zones in afbeelding 4.17). Alleen in de ondiepe oeverzones is de potentie voor ondergedoken waterplanten goed en vormt het beperkte doorzicht waarschijnlijk geen knelpunt voor de waterplantontwikkeling.

Afbeelding 4.16. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag voor het Markiezaatsmeer. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn)



Afbeelding 4.17. De potentie voor ontwikkeling van ondergedoken waterplanten in verschillende delen van het Markiezaatsmeer op basis van de generieke externe belastingen en ruimtelijk variërende kritische belastingen, waarbij de kritische belastingen afhankelijk zijn gemaakt van de strijklengte en de waterdiepte op een bepaalde locatie



De N/P-verhouding van de externe belasting is gemiddeld 21 g/g. Aangezien de verhouding hoger is dan 10, zal de algenproductie door fosfor gelimiteerd worden als het meer tenminste door nutriënten gelimiteerd wordt. Uit de gemeten concentraties aan totaal P, totaal N en chlorofyl-a blijkt echter dat fosfor zeker niet de gehele periode tussen 1993 en 2015 limiterend is geweest voor de groei van algen (afbeelding 4.18):

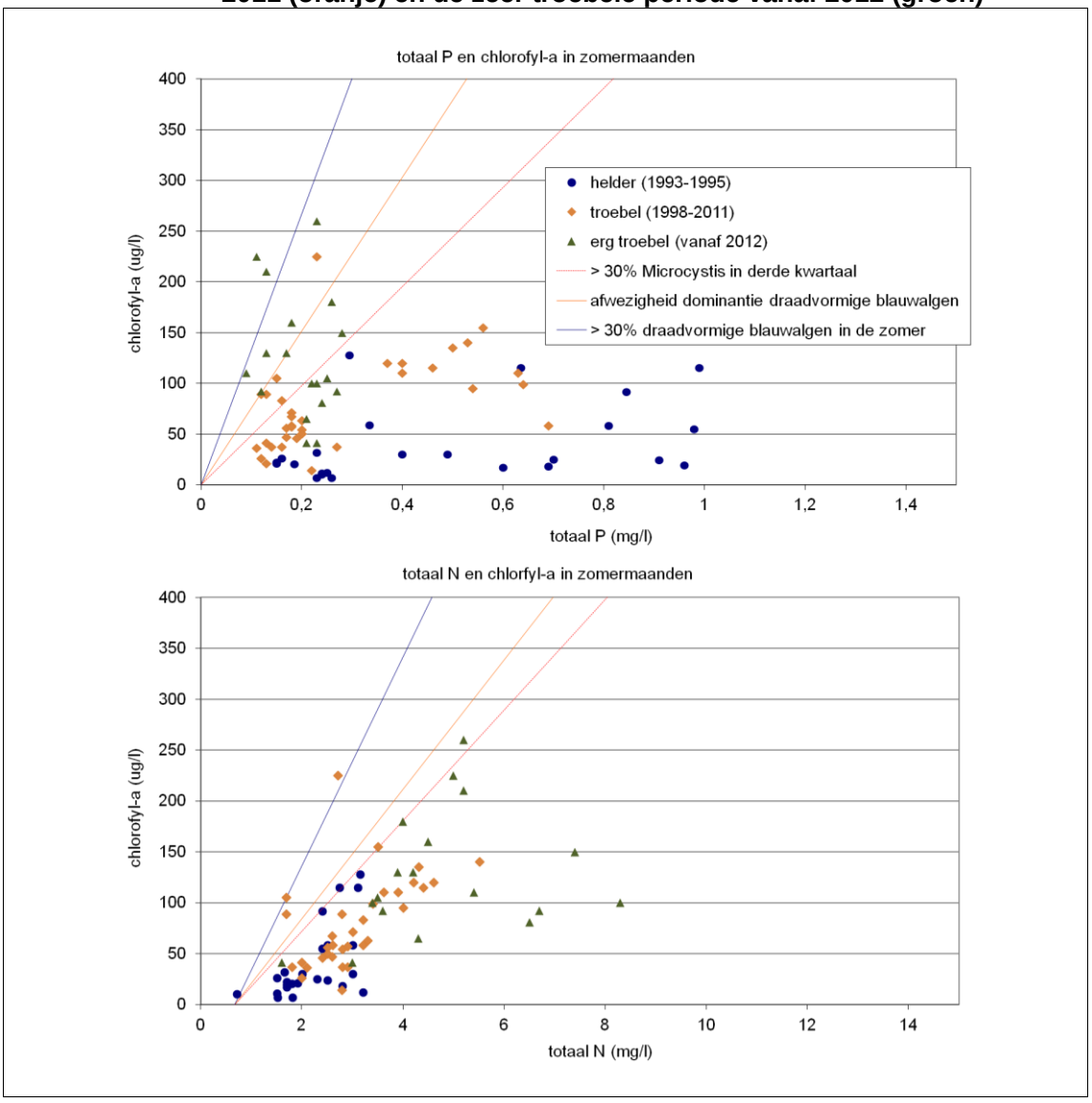
- in de heldere periode (1993 - 1995) zijn de totaal P-concentraties opvallend hoog, terwijl de hoeveelheid algen gering is. De totaal N-concentraties laten daarentegen in deze periode wel een positief verband zien met de chlorofyl-a concentraties, wat doet vermoeden dat stikstof in deze heldere periode mogelijk limiterend kan zijn geweest voor de primaire productie. Dit vermoeden wordt ondersteund door de lage totaal N/P-

ratio in het oppervlaktewater van 3 - 10 g/g (afbeelding 4.5) tussen 1993 en 1995 (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996). Daarnaast kunnen andere factoren, zoals de hoge chlorideconcentraties, limiterend zijn geweest voor de groei van algen;

- in de daaropvolgende troebele periode (1998 - 2011) neemt de concentratie chlorofyl-a toe met de nutriëntconcentraties, grofweg volgens de CUWVO-lijnen: zowel stikstof als fosfor wordt redelijk efficiënt opgenomen door algen. Dit is in overeenstemming met totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van 10 - 20 g/g (afbeelding 4.5).

Vanaf 2012 wordt vooral fosfor efficiënt opgenomen en lijkt stikstof in overmaat aanwezig te zijn. In deze zeer troebele periode lijkt er dus sprake te zijn van P-limitatie, wat ook overeenkomt met de hoge totaal N/P-ratios van 20 - 50 g/g in het oppervlaktewater van het Markiezaatsmeer (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996).

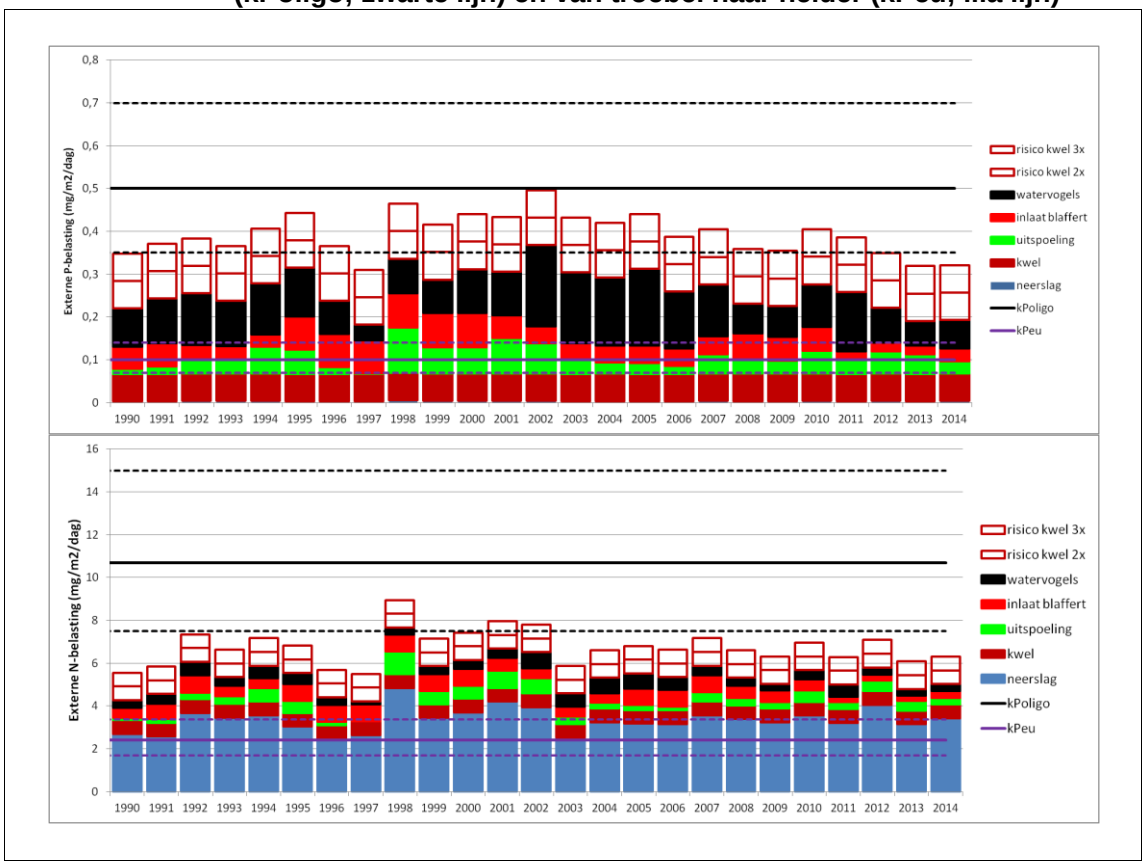
Afbeelding 4.18. Ligging van meetwaardes uit het Markiezaatsmeer voor chlorofyl-a, totaal P en N (alleen zomerwaarden) ten opzichte van CUWVO-lijnen (Portielje & Van der Molen 1998). Meetwaardes zijn gegroepeerd voor de drie waargenomen helderheidperiodes, te weten de heldere periode van 1993 tot 1995 (blauw), de troebele periode van 1998 tot 2011 (oranje) en de zeer troebele periode vanaf 2012 (groen)



Gevoeligheidsanalyse
Voor het Markiezaatsmeer geldt dat er vooral onzekerheid is over de waterkwaliteit van het kwelwater. Om te bepalen of deze onzekerheden kunnen leiden tot een verandering van de conclusies is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd (zie afbeelding 4.19), waarbij gekeken is naar het effect van twee- en driemaal hogere belastingen via het kwelwater. Tevens is daarbij rekening gehouden met de onzekerheid van de ligging van de kritische grenzen, die afhankelijk van het type watersysteem 30 - 40 % lager/hoger kunnen uitvallen.

Uit afbeelding 4.19 blijkt dat de gemiddelde externe belasting over de periode 1990 - 2014 toeneemt van 0,3 naar 0,4 mg P/m^2/dag en van 5,5 naar 6,7 mg N/m^2/dag als gevolg van driemaal zo hoge nutriëntconcentraties in het kwelwater. Ondanks deze toenames geldt zowel voor de externe N- als P-belasting dat ze tussen beide gemiddelde kritische belastingen blijven liggen. Voor de P-belasting geldt echter dat als er naast de extra belasting als gevolg van de verhoogde totaal P-concentraties in het kwelwater ook rekening wordt gehouden met de onzekerheidsmarge van 30 - 40 % voor de kritische belastingen, de externe P-belastingen wel degelijk boven de bovenste kritische grens kunnen komen te liggen. Hoewel deze uitkomst gebaseerd is op de meest negatieve optie, waarvan wij de kans niet groot achten, zou een aanvullende bemonstering van de kwelwaterkwaliteit wel meer zekerheid kunnen geven over de robuustheid van onze conclusies.

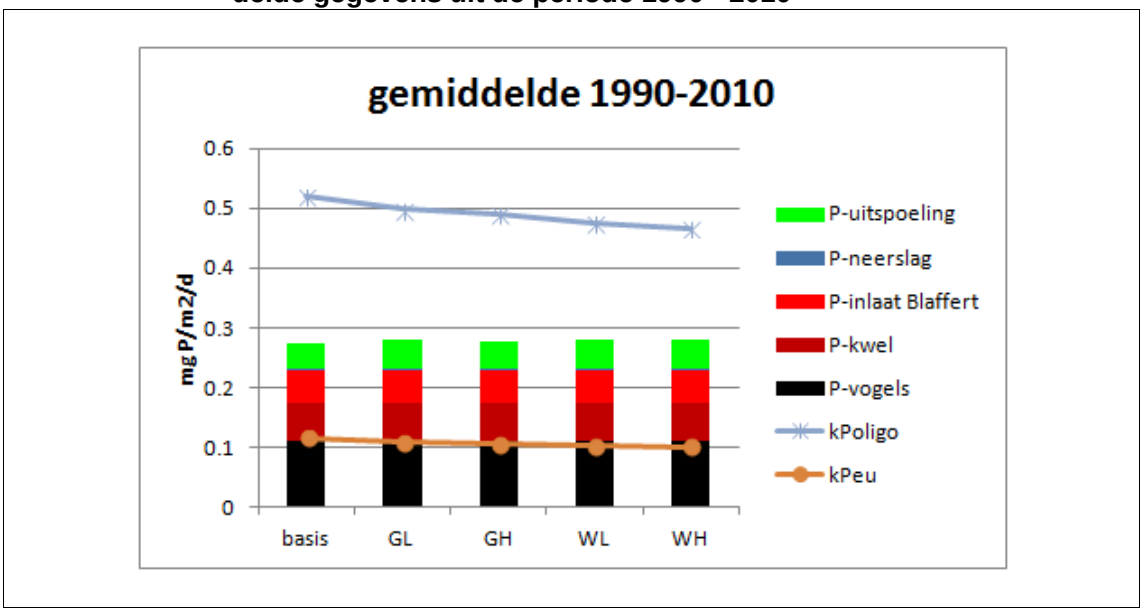
Afbeelding 4.19. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m^2/dag voor het Markiezaatsmeer, inclusief potentieel hogere belastingen door verhoogde nutriëntconcentraties in het kwelwater (open rode balken). Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen (doorgetrokken lijn) en de onzekerheidsmarges van deze grenzen (gestippelde lijn) weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn)



Klimaatbestendigheid

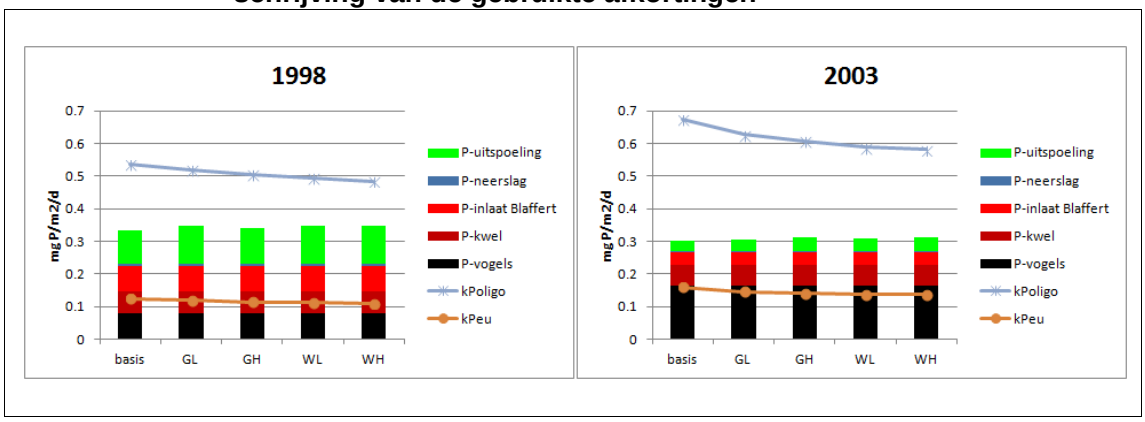
Ook de invloed van klimaatverandering is in een gevoeligheidsanalyse bepaald (zie paragraaf 2.2.5 voor de toegepaste methodiek). Het effect van de klimaatscenario`s op de externe en kritische belasting van het Markiezaatsmeer is vergelijkbaar met het effect voor de Binnenschelde (zie paragraaf 3.2.3). De totale externe P-belasting neemt licht toe doordat er wat extra uitspoeling optreedt als gevolg van de nattere condities, terwijl de kritische belastingen een geringe afname laten zien (afbeelding 4.20). Ondanks deze lichte veranderingen blijft de externe belasting van het Markiezaatsmeer in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen liggen.

Afbeelding 4.20. De langjarig jaargemiddelde externe en kritische P-belastingen voor het Markiezaatsmeer in verschillende klimaatscenario's. De klimaatscenario's variëren in temperatuurstijging, namelijk (G)ematigd en (W)arm, en in het luchtstromingspatroon, namelijk (L)aag waarbij neerslag zowel in zomer als winter toeneemt en (H)oog waarbij neerslag in winter toeneemt en in de zomer afneemt. kPoligo is de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water, terwijl kPeu de kritische belasting voor de omslag van troebel naar helder water is. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010



Ten opzichte van de langjarige gemiddelden neemt in het natte jaar 1998, waarin er relatief veel uitspoeling optrad, de totale externe belastingen wat extra toe in de verschillende klimaatscenario's, terwijl de kritische belastingen wat afnemen (linker grafiek in afbeelding 4.21). In het droge en warme jaar 2003, waarin de uitspoeling juist relatief laag was, nemen zowel de totale externe belastingen als de kritische belastingen wat af in de verschillende klimaatscenario's (rechter grafiek in afbeelding 4.21). Ondanks deze variaties tussen droge en natte jaren blijft het algemene beeld van het langjarig gemiddelde (afbeelding 4.20) ook gelden voor deze specifieke natte en droge jaren: de externe belasting van het Markiezaatsmeer ligt in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen. De externe belastingen blijven relatief laag en liggen ruim onder de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water. Dit indiceert dat de conclusies over de nutriëntenbelastingen in het Markiezaatsmeer klimaatbestendig zijn.

Afbeelding 4.21. De gemiddelde externe en kritische P-belastingen voor het Markiezaatsmeer in de jaren 1998 en 2003 in verschillende klimaatscenario's. 1998 was een zeer nat jaar, terwijl 2003 een zeer droog en warm jaar was. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010. Zie afbeelding 4.20 voor een omschrijving van de gebruikte afkortingen

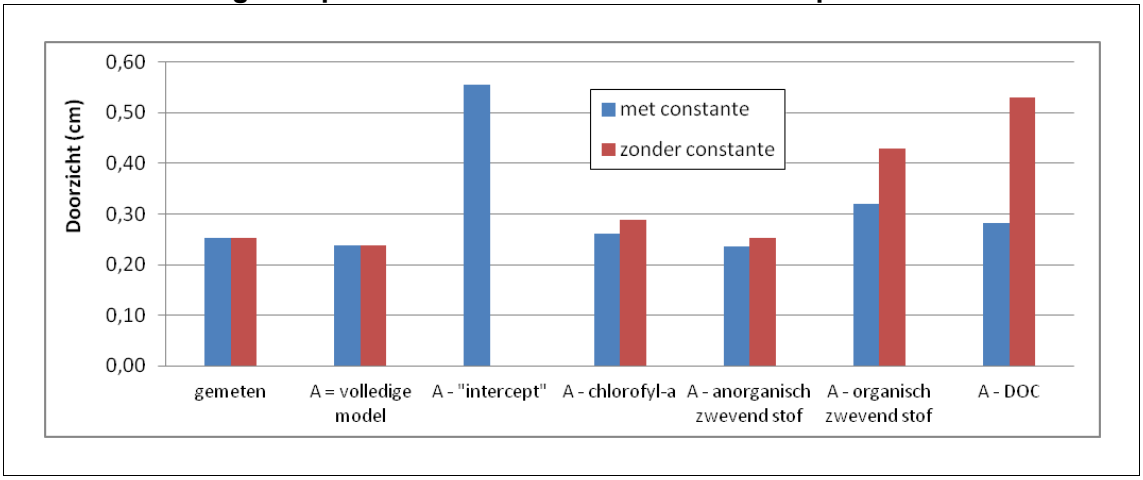


4.2.4. Lichtbeschikbaarheid

Waterplanten hebben licht nodig voor kieming en groei. De vuistregel is dat veel waterplanten pas ontkiemen en groeien als de verhouding doorzicht/diepte tenminste 0,6 m/m bedraagt. Bij een gemiddeld doorzicht van 0,8 m in de heldere periode (1993 - 1995) zal het doorzicht dus voldoende goed zijn geweest op locaties met een maximale water diepte van circa 1,4 m. Alle groene oppervlaktes in afbeelding 4.13 (circa 60 % van het meer) voldoen hieraan. In de daarop volgende (zeer) troebele periode (1998 - 2015) is het doorzicht echter een stuk lager met 0,2 - 0,4 m, waardoor waterplantengroei eigenlijk alleen nog goed kan optreden in de zones die ondieper zijn dan 0,3 - 0,6 m (oftewel 5 - 15 % van het meer).

Met behulp van een UITZICHT-model is bepaald welke factoren voornamelijk verantwoordelijk zijn voor het beperkte doorzicht. Ook voor het Markiezaatsmeer is hierbij gebruik gemaakt van een model waarbij in de lineaire regressie uit is gegaan van een 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept' (afbeelding 4.22). Uit de lineaire regressie met een 'intercept' blijkt dat het doorzicht vooral bepaald wordt door een grote onverklaarde factor 'intercept'. Als het model echter geforceerd wordt om deze onverklaarde variatie te verklaren op basis van de opgegeven data (model zonder constante), dan blijken het gehalte organisch zwevend stof in het oppervlaktewater en de concentratie organisch opgelost koolstof (DOC) de kritische factoren zijn voor het doorzicht. De chlorofyl-a concentratie (maat voor de hoeveelheid algen) en de hoeveelheid anorganisch zwevend stof hebben vrijwel geen invloed op het doorzicht: als één van deze factoren in het model wordt uitgezet dan verbetert het doorzicht (vrijwel) niet. Het lijkt er dan ook sterk op dat het doorzicht in het Markiezaatsmeer vooral wordt beïnvloed door de concentraties organisch zwevend stof en DOC in het oppervlaktewater, wat zeer vermoedelijk afgeleiden zijn van de hoeveelheid algen in het water. Na afsterven van de algen worden deze in eerste instantie omgezet tot organisch (zwevend) stof en vervolgens tot DOC en nutriënten.

Afbeelding 4.22. Het doorzicht op basis van UITZICHT-modelleringen. Er is elke keer gekeken wat de invloed is van het 'uitzetten' van een bepaalde potentieel doorzichtbeperkende factor op de uitkomst van het model (A). A - chlorofyl-a is dus de modeluitkomst waarbij er vanuit is gegaan dat chlorofyl-a niet een negatief effect heeft op het doorzicht. Bij de lineaire regressies is zowel gebruik gemaakt van een model met 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept'



4.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem

Net als in de Binnenschelde is de totaal P-concentratie in de zandige onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer overwegend lager dan 250 mg/kg ds (5 mmol/l natte bodem) en het percentage organisch stof was vrijwel overal lager dan 2 % (afbeelding 3.18). Hoewel de Fe/P-ratios in het bodemvocht vrijwel overal kleiner zijn dan 1 mol/mol (afbeelding 3.19), wat een indicatie is dat de onderwaterbodems zelfs onder aerobe condities potentieel kunnen naleveren (Geurts et al. 2010; Poelen et al. 2012), blijkt uit de totaal P-concentraties in het bodemvocht dat de hoeveelheid fosfor die zal vrijkomen via interne P-mobilisatie op de meeste plekken beperkt zal zijn. De totaal P-concentraties in het bodemvocht, die niet alleen indicatief is voor de P-fluxen via interne P-mobilisatie maar ook indicatief is voor de directe P-beschikbaarheid voor wortelende waterplanten, zijn namelijk overwegend laag met concentraties beneden de 0,5 mg/l (afbeelding 3.18).

Twee locaties in de diepe noordwest hoek het Markiezaatsmeer laten echter duidelijk een ander beeld zien. In deze hoek, en in de zuidwestelijk gelegen stroomgeul, is organisch slib aangetroffen, waardoor hier hogere totaal P-gehalten in de bodem voorkomen (afbeelding 3.18). De aanwezigheid van slib op deze locaties wordt bevestigd door ATKB, die met de grondradar ongeveer 40 cm slib hebben gemeten in de zuidwestelijk gelegen stroomgeul, en door de beroepsvisser P. Kooistra, die de slibdikte in de diepere noordwest hoek schat op circa 30 cm (mondelinge mededeling). Op deze diepere slibrijke locaties treedt waarschijnlijk wel interne P-mobilisatie op. Door afbraakprocessen ontstaan hier vermoedelijk zuurstofloze condities, waardoor nitraat gereduceerd kan worden tot ammonium en er makkelijker P-mobilisatie kan optreden. Dit komt overeen met de aangetroffen (sterk) verhoogde concentraties van totaal P en ammonium in het bodemvocht (afbeelding 3.19).

Waterbodem speelt ook een cruciale rol in ondiepere delen van het meer
Evenals bij de Binnenschelde suggereert het ontbreken van een organische sliblaag in de ondiepe delen van het meer dat veel van het dode organische materiaal snel wordt afgebroken, zowel in het verleden als onder de huidige condities. Waarschijnlijk spelen dezelfde processen een rol als in de Binnenschelde: interne (bodem)processen dragen bij aan het snel 'rondpompen' van nutriënten in het watersysteem. Deze 'pomp' draait vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities, omdat de binding van fosfor aan de toplaag van de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt (Jørgensen 1982; Lamers et al. 1998).

Aangezien de sulfaatconcentratie in het Markiezaatsmeer de afgelopen 10 jaar gestabiliseerd is op circa 125 mg/l (afbeelding 4.14), terwijl de concentratie in de Binnenschelde gelijk is aan circa 50 mg/l, bestaat er het vermoeden dat de 'nutriëntenpomp' momenteel in het Markiezaatsmeer nog harder loopt dan in de Binnenschelde. Het geadsorbeerde fosfor wordt waarschijnlijk wat minder stevig gebonden. Tevens zal de (anaerobe) afbraaksnelheid van organisch materiaal naar verwachting hoger zijn.

4.2.6. Dynamische modelruns in PCLake

Bij een dynamische PCLake-modellering van het Markiezaatsmeer, waarin alle in- en uitgaande debieten en externe N- en P-belasting op dagbasis zijn ingevoerd, blijft het meer helder met zeer weinig algen als de begintoestand helder was. Vanuit een troebele begintoestand blijft het meer in een troebele toestand verkeren met een doorzicht van 0,3 m en een chlorofyl-a concentratie van 100 à 150 µg/l. De uitkomsten van de dynamische modelrun bevestigen dus dat de externe belasting tussen beide kritische grenzen ligt: vanuit een heldere begintoestand blijft het meer helder, terwijl het Markiezaatsmeer troebel blijft vanuit een troebele begintoestand.

De gemodelleerde troebele toestand komt goed overeen met de daadwerkelijke toestand van het Markiezaatsmeer tussen 1998 en 2015. De waargenomen heldere fase (1993 - 1995) en de omslag van helder naar troebel (1995 - 1998) worden echter niet door PCLake nagebootst: waarschijnlijk komt dit doordat deze omslag niet veroorzaakt is door veranderingen in de externe belasting, maar door andere factoren die niet in PCLake worden meegenomen zoals de chlorideconcentratie en de sulfaatafhankelijke bodemprocessen.

Effect van snelle mineralisatie
Net als voor de Binnenschelde zijn er in een aanvullende PCLake-run instellingen aangepast om de vermoedelijke snelle mineralisatie in het Markiezaatsmeer na te bootsen. De oorspronkelijke en aangepaste instellingen (van percentage organisch materiaal en de mineralisatiesnelheid van humus) staan in tabel 4.1. De laatste twee kolommen in de tabel tonen het effect van de versnelde mineralisatie in een organisch arme bodem op de kritische belastingen. Hoewel de aangepaste modelinstellingen slechts indicatief zijn omdat het model niet is gevalideerd voor deze instellingen, lijkt het er op dat de kritische belastingen afnemen door de beperktere opslag van nutriënten in de onderwaterbodem.

Tabel 4.1. Aangepaste instellingen en berekende kritische belastingen voor een organisch arme en rijke bodem met een langzame en snelle mineralisatie

	organisch materiaal (%)	mineralisatiesnelheid humus (d^{-1})	troebel → helder (mg P/m^2/d)	helder → troebel (mg P/m^2/d)
standaard zandbodem	8	0,00001	0,1	0,5
indicatief voor snelle mineralisatie	2	0,002	~0,0	0,4

Ook de dynamische modellering is opnieuw uitgevoerd met de aangepaste modelinstellingen. Vanuit een heldere begintoestand blijft het meer in een heldere toestand verkeren en vanuit een troebele begintoestand blijft het meer ook weer in een troebele toestand verkeren. Evenals bij de Binnenschelde, wijzen de uitkomsten van deze aangepaste dynamische modellering (met een verhoogde mineralisatiesnelheid) op een erg productief systeem met veel waterplanten bij een heldere begintoestand en zeer veel algen en hoge nutriëntconcentraties bij een troebele begintoestand. Deze hoge productiviteit wordt veroorzaakt door de snellere recirculatie van nutriënten.

De uitkomsten van zowel de herberekende kritische grenzen als van de dynamische modelrun duiden op een hogere primaire productie als gevolg van een snellere mineralisatie. Daarmee ondersteunt PCLake de hypothese dat de mineralisatiesnelheid, in combinatie met de saliniteit van het watersysteem, wel eens een cruciale rol zou kunnen spelen in het voedselweb van het Markiezaatsmeer.

5. CONCLUSIES ZOETE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE

Uit de systeemanalyses van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde volgt dat de ontwikkeling van beide meren sterk beïnvloed is door de verzoeting die is opgetreden na de afsluiting (respectievelijk in 1983 en 1987). Verzoeting heeft grote gevolgen voor de voedselweb- en bodemprocessen, en daarmee op de ecologische toestand van een verzoetend meer. Het is bekend dat dergelijke verzoetende meren na afkoppeling van de zoute bron een chaotisch patroon van heldere en troebele periodes laten zien. Het IJsselmeer, Markermeer, Volkerak-Zoommeer en Lauwersmeer hebben dergelijke patronen laten zien. Ook in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde zijn afwisselingen tussen heldere en troebele periodes waargenomen. Dit stabiliseert pas als de chlorideconcentratie stabiliseert.

De snelheid van verzoeting verschilt echter duidelijk tussen de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer. De Binnenschelde is sneller verzoet dan het Markiezaatsmeer, en de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater waren in het Markiezaatsmeer veel hoger met ruim 4.000 mg/l in 1992 en circa 700 mg/l in 2014 dan in de Binnenschelde (circa 1.000 mg/l in 1992 en 400 mg/l in 2014). Dit verschil heeft zeer waarschijnlijk drie oorzaken, namelijk dat:

- de Binnenschelde 3 maanden na de afsluiting doorspoeld is met zoet water uit het Zoommeer, terwijl dit niet het geval was bij het Markiezaatsmeer;
- de Binnenschelde een wegzijgingsgebied is, terwijl het Markiezaatsmeer waarschijnlijk grotendeels met (brakke) kwel heeft te maken. Dit verschil wordt veroorzaakt door de lagere waterstanden in het Markiezaatsmeer;
- de verblijftijd in de Binnenschelde korter is dan in het Markiezaatsmeer (1 i.p.v. 2 jaar).

De snelheid van verzoeting heeft duidelijk invloed gehad op het effect en het moment waarop wijzigingen in voedselweb- en de bodemprocessen zijn opgetreden in beide meren. Zowel in het Markiezaatsmeer als de Binnenschelde zijn de externe belastingen niet erg hoog (geweest) en lagen ze altijd tussen de kritische grenzen, waardoor de heldere en gewenste toestand altijd afhankelijk is (en is geweest) van voedselwebprocessen, en daarmee van de verzoetingsnelheid.

Binnenschelde

In de eerste jaren na de afsluiting (tussen 1987 en 1990) was de zwak brakke Binnenschelde erg troebel. Het doorzicht was gelijk aan 0,2 - 0,5 m. Vanaf 1991, toen er een explosie van herbivore zoöplankton (watervlooien) optrad, is een heldere periode aangebroken, waarin het doorzicht in het groeiseizoen erg goed was (1,5 - 2,0 m) en er veel waterplanten konden ontwikkelen. Sinds 1997 is het doorzicht echter weer een stuk slechter met waardes die meestal lager zijn dan 0,5 m. Deze omslag werd ingezet door een grote algenbloei in het najaar van 1996. In deze droge en warme periode is op grootschalige schaal aarvederkruid afgestorven, waardoor zuurstofloze bodemcondities ontstonden en er waarschijnlijk veel P-mobilisatie optrad. Daarnaast werd er in deze periode een afname van het aantal herbivore zoöplankton waargenomen door graasdruk van o.a. aasgarnalen. In dit troebele verzoetende meer is de brasempopulatie vervolgens gaan floreren. Waar de visbiomassa in 1996 nog onder de 50 kg/ha lag, was de biomassa in 2005 toegenomen tot meer dan 500 kg/ha (vooral brasem). Hoewel de visbiomassa ondertussen weer flink is gedaald (tot circa 175 kg/ha), is de Binnenschelde nog steeds een productief en troebel meer.

De geschetste ontwikkeling van de Binnenschelde past goed bij het beeld van een relatief voedselrijk verzoetend watersysteem, waarvan de externe belasting tussen de kritische belastingen ligt. Wat opvalt, is de hoge visbiomassa die is ontstaan. Deze biomassa is aanzienlijk hoger dan verwacht mag worden bij de externe belasting van 0,26 mg/m^2/dag. De evenwichtsconcentratie aan totaal P die bij de externe belasting hoort (op basis van de formule van Vollenweider (1976)) bedraagt slechts 0,04 mg/l, terwijl de visbiomassa een

veel hogere totaal P-concentratie van circa 0,5 mg/l indiceert (Hanson & Leggett 1982). In het verleden zijn dergelijke hoge concentraties ook daadwerkelijk gemeten in de Binnenschelde, namelijk in de troebele beginperiode 1987 - 1990 en bij de omslag van helder naar troebel water in 1996. Volgens de Vollerweider-formule kan deze hoge concentraties dus eigenlijk alleen optreden als een resultante/opstapeling van meerdere jaren externe belasting. Er lijkt een soort accumulatie op van biologisch beschikbaar fosfor op te treden: een verschijnsel dat in geheel zoete wateren niet of veel minder wordt waargenomen.

Uit de systeemanalyse blijkt dat de veranderingen niet veroorzaakt zijn door een wijziging in de externe aanvoer van fosfaat of stikstof, aangezien die altijd laag genoeg zijn geweest voor een helder meer. Dat het meer desondanks troebel en zeer productief werd, komt volgens ons vermoedelijk door interne (bodem)processen, waarbij voedingsstoffen snel 'rondgepompt' worden in het systeem zelf waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe aanvoer verwacht mag worden. Hoewel we deze hypothese nog niet met experimenten hard hebben kunnen bewijzen in deze opdracht, draait de 'pomp' vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities. Wij verwachten dit omdat de binding van fosfor aan de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt. De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa wordt gezien als een indicatie dat de 'pomp' geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting. Hoewel dit op zich gunstig is, blijft de Binnenschelde nog steeds een productief systeem waarvan de externe belasting tussen de kritische grenzen ligt. Hetgeen betekent dat het meer zonder ingrijpende gebeurtenissen of maatregelen niet makkelijk van toestand zal veranderen.

Markiezaatsmeer

Het is duidelijk dat ook dit meer een heldere periode heeft gekend tot 1990, en dat het daarna is omgeslagen naar een troebel watersysteem. De chaotische ontwikkelingen van het Markiezaatsmeer, die kenmerkend zijn voor een verzoetend systeem waarvan de externe belasting tussen de kritische belastingen ligt, zijn helaas minder goed beschreven dan voor de Binnenschelde, waardoor er meer onzekerheden bestaan over het toekomstbeeld van het Markiezaatsmeer. Gelukkig kunnen de waargenomen processen in de Binnenschelde (dat sneller verzoet is dan het Markiezaatsmeer) helpen bij het schetsen van een toekomstbeeld van een zoet Markiezaatsmeer.

Het huidige Markiezaatsmeer is erg troebel met een gemiddeld doorzicht van circa 0,25 m. De sterke biomassatoename van brasem heeft echter (nog) niet plaatsgevonden in het Markiezaatsmeer, maar de chlorideconcentratie zit nu wel op het niveau dat in de Binnenschelde een brasem'explosie' optrad omdat de voortplanting niet langer geremd werd door een te hoge saliniteit. Een brasem'explosie', en de daaruit volgende min of meer stabiele troebele toestand, is echter een zeer realistische toekomst voor een zoet Markiezaatsmeer. Dit wordt ondersteund door waarnemingen van de plaatselijke beroepsvisser (de heer Kooistra), die al een sterke toename signaleert van jonge brasems. Deze brasem gedomineerde toestand, die al 10 - 15 jaar aanwezig is in de Binnenschelde en zich op dit moment lijkt te ontwikkelen in het Markiezaatsmeer, zal zonder verder ingrijpen vermoedelijk lang in stand blijven in het Markiezaatsmeer. Er mag immers verwacht worden dat het Markiezaatsmeer productiever zal blijven dan de Binnenschelde als gevolg van de brakke kwel en de beperktere wegzijging, waardoor de sulfaatgehalte in het Markiezaatsmeer hoger blijven dan in de Binnenschelde. Er wordt dan ook verwacht dat interne (bodem)processen een belangrijkere rol van betekenis blijven spelen in het Markiezaatsmeer: de 'nutriëntenpomp' zal harder draaien dan in de Binnenschelde. Daarnaast zorgt de grootte van het Markiezaatsmeer er voor dat de strijklengte van de wind een stuk groter is dan in de Binnenschelde, waardoor sneller vertroebeling optreedt.

6. LITERATUURLIJST

AquaTerra (1998) *Resultaten van een bemonstering van het bestand aan aasgarnalen in de Binnenschelde in juli 1998*. AquaTerra Water en Bodem B.V.

ATKB (2015) *Verslag werkzaamheden Markiezaatsmeer*. Notitie 20150099/not01, ATKB, Stellendam.

Buiteveld, H. (1990) *Uitzicht: model voor berekening van doorzicht en extinktie*. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA.

B-Ware (2015) *Onderzoek onderwaterbodems Markiezaatsmeer en Binnenschelde*. Rapport 2015-56, B-ware Research Centre, Nijmegen.

Bijkerk, R. (1999) *Plankton en waterkwaliteit in de Binnenschelde, West-Brabant, 1998*. Rapport 99-27, Koeman & Bijkerk B.V., Haren.

Bijkerk, R. & Zwerver, S. (1997) *Plankton en waterkwaliteit in de Binnenschelde, West-Brabant, 1993 - 1996*. Rapport 97-03, Koeman & Bijkerk B.V., Haren.

Diggelen, J.M.H. van, Lamers, L.P.M., Dijk, G. van, 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(11)**: e e111106.

Dauwe, B. & Middelburg, J.J. (1998) Amino acids and hexosamines as indicators of organic matter degradation state in North Sea sediments. *Limnology and Oceanography*, **43**:782-798.

Deltares (2016) *Systeemanalyse van de zoute varianten.*

Forsberg, C. & Ryding, S.O. (1980) Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, **89**: 189-207.

Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Banach, A.M., Van de Graaf, J.P.M., Roelofs J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2010) The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research*, **44**: 3487-3495.

Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990) The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia*, **200/201**: 557-566.

Hanson, J.M. & Leggett, W.C. (1982) Emperical predictions of fish biomass and weight. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**: 257-263.

Hellström, T. (1996) An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Water Environment Research*, **68**: 55-65.

Janse, J.H. (2005) *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*. PhD-Thesis, Wageningen Universiteit, Wageningen.

Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloot, J.S. & Mooij, W.M. (2010) Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the eco-system model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecol. mod.*, **221**: 654-665.

Jørgensen, B.B. (1982) Mineralization of organic matter in the sea bed—the role of sulphate reduction. *Nature*, **296**: 643-645.

Kooistra, P. (2006) *Visstandbemonstering Markiezaatsmeer 2005-2006*. Tholen.

Kooistra, P. (2008) *Visstandbemonstering Markiezaatsmeer 2008*. Tholen.

Koole, M. (2015) *KRW visstandonderzoek 11 waterlichamen waterschap Brabantse Delta 2014.* Rapport 20140280/rap01, ATKB, Tiel.

Lambregts van de Clundert, F.E. (2013) *Veldinventarisatie op aan- en afwezigheid van driehoeksmosselen en Quaggamosselen in Binnenschelde en Markiezaatsmeer*. Rapport U13104, AQUON, Breda.

Lamers, L.P.M., Tomassen, H.B.M. & Roelofs, J.G.M. (1998) Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology,* **32**: 199-205.

Lamers, L.P.M., **Schep, S., Geurts, J.J.M. & Smolders, A.J.P. (2012)** Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. *H2O,* **45**: 29-31.

Lathouwers, M. (2010) *Waterbodemonderzoek: Binnenschelde te Bergen op Zoom*. Rapport 269073.ehv.220.R001**,** Grontmij, Eindhoven.
Meijer, A.J.M. & Van Beek, G.C.W. (1988) *Voorlopige rapportage visbroedbemonstering Binnenschelde juli 1988*. Bureau Waardenburg.
Penman, H.L. (1948) Natural evaporation from open water, bare soil and grass*. Proc. Roy. Soc. London*, **194**: 120-145.
Poelen, M.D.M., Van den Berg, L.J.L., Ter Heerdt, G.N.J., Bakkum, R., Smolders, A.J.P., Jaarsma, N.G., Brederveld, R.J. & Lamers, L.P.M (2012) *WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). Eindrapportage 2012*. Rapport 2012.18, B-ware Research Centre, Nijmegen.
Portielje, R. & Van der Molen, D.T. (1998) *Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van Nederlandse meren en plassen*. Deelrapport II voor de Vierde Eutrofiëringsenquête, Rapport 98.007, RIZA.
Provincie Noord-Brabant (2014) *Ontwerpbeheerplan Natura 2000 Markiezaat*. Provincie Noord-Brabant, 's-Hertogenbosch.
Röling, Y.J.B. (1994) *MARKIEZAAT 10 Jaar afgesloten*. Flevobericht 351, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat directie Flevoland, Lelystad.
Sellner, K.G. (1997) Physiology, ecology, and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. *Limnology and Oceanography*, **42**: 1089-1104.
Scheffer, M. (1998) *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall.
Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., van der Velde, G. & Roelofs, J.G.M. (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology*, **22**: 93–111.
Smolders, A.J.P. & Poelen, M. (2009) *Oriënterend fosfaatonderzoek bodems Markiezaatsmeer en Binnenschelde*. Rapport PR-08.071, B-WARE, Nijmegen.
Strucker, R.C.W., Hoekstein, M.S.J. & Wolf, P.A. (2014) *Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2013*. Delta Project Management, Culemborg.
Sovon (2015) www.sovon.nl
STOWA (2008) *Van helder naar troebel… en weer terug.* Rapport 2008-04, STOWA, Utrecht.
STOWA (2014) *Ecologische sleutelfactoren*. Rapport 2014-19, STOWA, Amersfoort.
Van Beek, A. (2008) *Systeemanalyse Markiezaatsmeer*. Hogeschool Zeeland, Vlissingen.
Van Giels, J. (2012) *KRW visstandonderzoek in 11 waterlichamen in het beheergebied van waterschap Brabantse Delta.* Rapport 20110533/rap01, ATKB, Tiel.
Van Manen (1994) *Waterbalans van de Binnenschelde.* Flevobericht 368, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat directie Flevoland, Lelystad.
Van Wirdum, G. (1991) *Vegetation and Hydrology of Floating Rich-fens*. PhD-Thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
Verhagen, F., Van der Wal, B., Moorman, J., Westerhof, H., Peerdeman, K. & Van Sijl, J. (2014) Ontwikkeling Brabants grondwatermodel tot kennissysteem. *H_2O-online*, 10 december 2014.
Vollenweider, R.A. (1976) Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. 1st. Ital. Idrobiol.*, **33**: 53-83.
Waterschap Brabantse Delta (2011) *Memo waterbalans Binnenschelde januari 2011*.
Waterschap Brabantse Delta (2014a) *Feitenoverzicht Kaderrichtlijn Water*. Waterschap Brabantse Delta, Breda.
Waterschap Brabantse Delta (2014b) *Deelbestrijdingsplan waterschaarste*. Rapport 12IT031881, Waterschap Brabantse Delta, Breda.
Witteveen+Bos (1989) *Evaluatie van de beheersmaatregelen ten aanzien van de visstand in de Binnenschelde*. Rapport Boz.80.6, Witteveen+Bos, Deventer.
Witteveen+Bos (1990) *Visstandbemonstering in de Binnenschelde in maart, juli en september 1990*. Rapport Boz.80.7, Witteveen+Bos, Deventer.

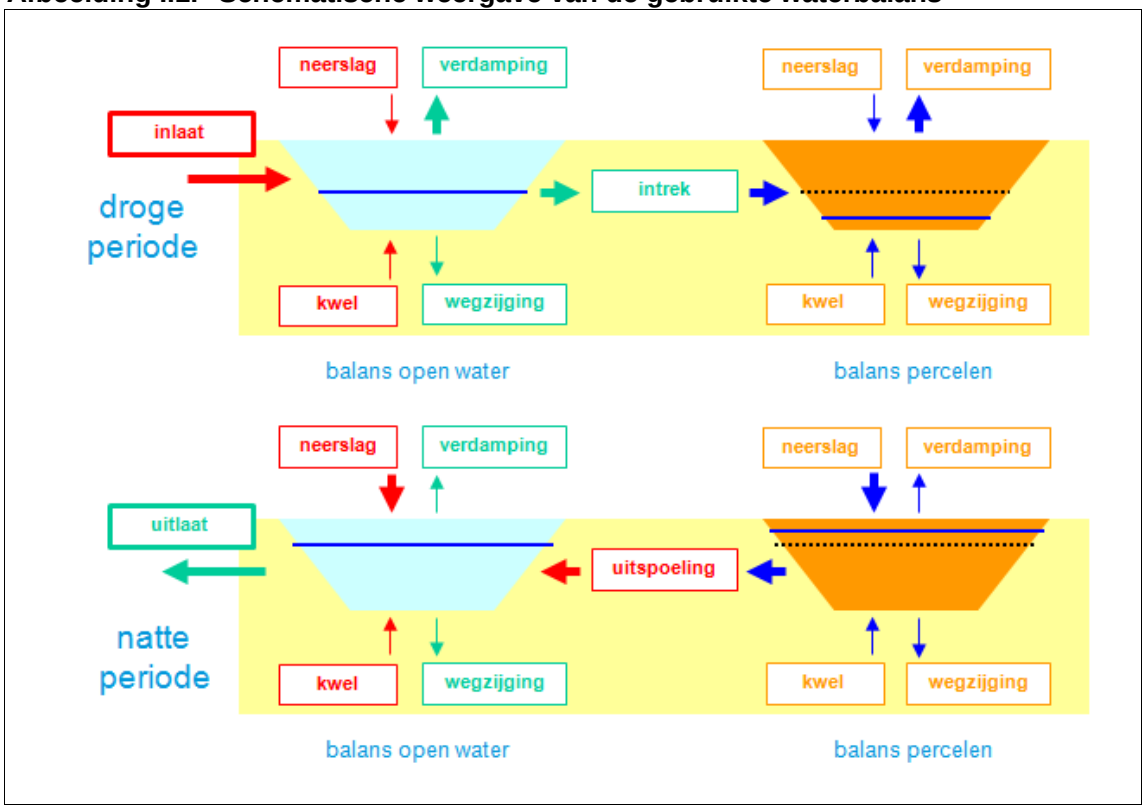
Witteveen+Bos (1999a) *Variantenstudie waterbeheer Binnenschelde*. Hoogheemraadschap van West-Brabant, Breda.
Witteveen+Bos (1999b) *Integrale ecologische beoordeling van de Binnenschelde*. Hoogheemraadschap van West-Brabant, Breda.
Witteveen+Bos (2004) *Aspectenstudie water en bodem Bergse Haven (bijlage van MER)*. Gemeente Bergen op Zoom.
Witteveen+Bos (2016) *Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde*. Rapport BR668-21/16-004.915, Witteveen+Bos, Deventer.

BIJLAGE I AANPAK EN UITGANGSPUNTEN WATERBALANSEN

Algemene beschrijving waterbalans

Om inzicht te krijgen in het hydrologisch functioneren is voor beide meren een waterbalans opgesteld. Afbeelding I.1 geeft een schematische weergave van een waterbalans. De waterbalans bestaat uit twee 'bakjes': een bakje voor het open water en een bakje voor de omliggende, afwaterende percelen. De pijlen in afbeelding I.1 geven de in- en uitgaande waterstromen weer: neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, uitspoeling en intrek en in- en uitlaat.

Afbeelding I.1. Schematische weergave van de gebruikte waterbalans



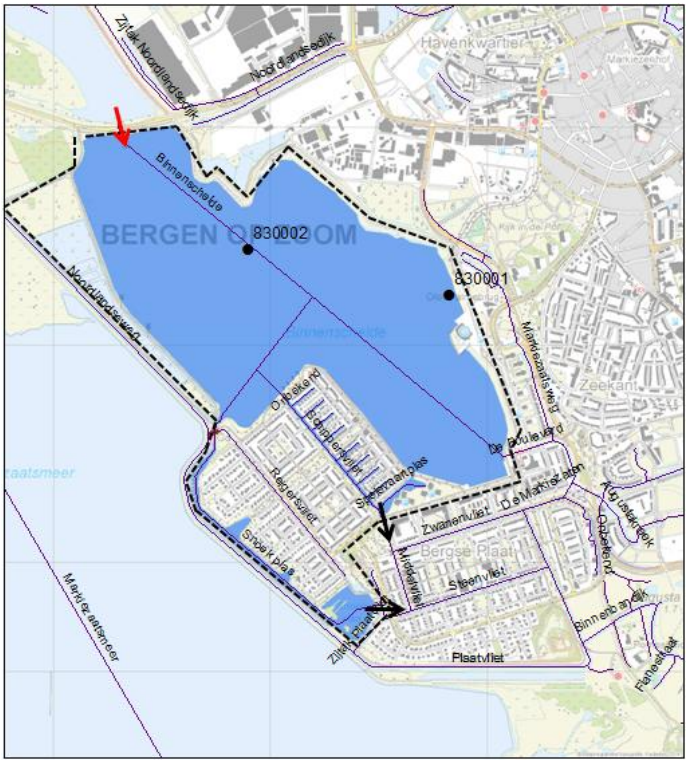
De bovenste schets in afbeelding I.1 geeft de situatie in een droge periode: de verdamping overstijgt de neerslag (er is een neerslagtekort) en er vindt intrek plaats van water uit het meer naar het grondwater in de omliggende percelen. Door deze beide processen zakt het waterpeil in het open water. Er wordt water ingelaten om het waterpeil in het meer te handhaven. De onderste schets geeft de situatie in een natte periode: de neerslag overstijgt de verdamping (er is een neerslagoverschot) en er vindt uitspoeling plaats (of oppervlakkige afstroming) van water uit de omliggende percelen naar het open water. Door deze beide processen stijgt het waterpeil in het open water. Er vindt aflaat van water plaats als het waterpeil boven de stuwhoogte uitkomt.

Waterbalans voor de Binnenschelde

Voor de Binnenschelde is een waterbalans opgesteld voor de periode vanaf 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. Hiervoor is gebruikt gemaakt van een bestaande mal in Excel. Hieronder worden de gehanteerde uitgangspunten toegelicht en wordt ingegaan op de opzet en controle van de waterbalans.

Uitgangspunten systeembegrenzing
Afbeelding I.2 toont een overzichtskaart van de Binnenschelde. Alle donkerblauwe watervlakken behoren tot het open water van het watersysteem (circa 181 ha). In overleg met het Waterschap en op basis van het Actueel Hoogtebestand Nederland (geraadpleegd via http://www.ahn.nl) is de begrenzing van het afwaterend oppervlak vastgesteld. Deze begrenzing is weergegeven met de onderbroken zwarte lijn in afbeelding I.2.

Afbeelding I.2. Overzichtskaart van de Binnenschelde met de locatie van het gemaal (rode pijl), de belangrijkste stuwen (zwarte pijlen) en de fysisch-chemische meetlocaties van het waterschap Brabantse Delta



Uit een riooltekening van de gemeente blijkt dat al het verharde oppervlak in het bebouwde gebied op de Bergse Plaat (ten zuiden van de Binnenschelde) via een gescheiden riool afwatert op de watergang Reigersvliet. Via een siphon komt de Reigersvliet uit op de lager gelegen Plaatvliet, vanwaar het water wordt afgevoerd naar het Schelde-Rijnkanaal. Waarschijnlijk staat de Reigersvliet via een smalle duiker ook in verbinding met de Binnenschelde, maar de werking van deze constructie is onbekend. In de waterbalans is aangenomen dat er geen water vanuit de Reigersvliet naar de Binnenschelde kan stromen.

Ten zuidwesten van de Binnenschelde ligt een snoekpaaiplaats met een wateroppervlak van circa 8,5 ha. De snoekpaaiplaats heeft een gering effect op het waterpeil van de Binnenschelde: de peildaling of -stijging is hoogstens enkele centimeters (Waterschap Brabantse Delta 2011), en het is niet duidelijk wanneer er precies sprake zou zijn van aan- dan wel afvoer. Daarom is dit gebied in de waterbalans versimpeld meegenomen als onverhard oppervlak. Hiermee is het totale afwaterende oppervlak van de Binnenschelde geschat op 50 ha. Het bestaat uit de snoekpaaiplaats, het onverharde oppervlak in het bebouwde gebied op de Bergse Plaat (met uitzondering van het oppervlak dat afstroomt op de Reigersvliet) en een smalle strook land rondom de hele Binnenschelde (tabel I.1).

Tabel I.1 Hydromorfologische uitgangspunten van de Binnenschelde

gebied	opp. (ha)	toelichting
wateroppervlak	181	al het open water, incl. watergangen in bebouwd gebied
afwaterend oppervlak verhard	0	al het verhard oppervlak is aangesloten op het gescheiden riool
afwaterend oppervlak onverhard	50	oppervlak dat niet is aangesloten op het riool, incl. snoekpaaiplaats

Uitgangspunten waterbalans

Voor neerslag en verdamping is uitgegaan van dagelijkse metingen van het KNMI. Voor de neerslag is gebruik gemaakt van KNMI-station Bergen op Zoom (832). Aangezien de verdamping niet wordt gemeten in Bergen op Zoom, is voor de verdamping gebruik gemaakt van de gemiddelde waardes van de KNMI-stations nabij Bergen op Zoom: Vlissingen (310), Wilhelminadorp (323), Rotterdam (344) en Gilze-Rijen (350). Deze verdamping betreft de referentie gewasverdamping (op basis van de Makkink-formule) en is gecorrigeerd voor de verdamping van open water met de Penman-formule (Penman 1948).

De bruto kwel en wegzijging zijn in eerste instantie ingeschat op basis van het grondwatermodel (zie onderstaande tekstbox). Het grondwatermodel geeft aan dat de bruto kwel gelijk is aan 0,0 mm/dag en de bruto wegzijging aan 1,0 en 0,15 mm/dag voor respectievelijk het open water en het naastgelegen onverharde oppervlak. De uitspoeling en afstroming wordt in de waterbalans zelf berekend. Hierbij is uitgegaan van een maaiveldhoogte van 2,5 m en een porositeit van de bodem van 0,2.

Gebruik van het regionale grondwatermodel

Voor het bepalen van regionale grondwaterstromingen is gebruik gemaakt van een uitsnede van het bestaande regionale grondwatermodel van Noord-Brabant (Verhagen et al. 2014) dat geanalyseerd is in Modflow. Aangezien er door de ruimtelijke verschillen in beide meren sprake zou kunnen zijn van zowel kwel en wegzijging in hetzelfde meer, zijn er bruto kwel- en wegzijgingsdebieten bepaald, waarbij onderscheid gemaakt is tussen laterale stromen en stromen van/naar het diepere watervoerend pakket. Binnen het project was er geen mogelijkheid om het model te kalibreren en/of valideren. Aangezien het model niet bedoeld is voor lokale interpretaties, dienen de resultaten dus met enige voorzichtigheid te worden behandeld en geïnterpreteerd.

Via het gemaal Noordland wordt water ingelaten vanuit het Zoommeer. In het Deelbestrijdingsplan waterschaarste (Waterschap Brabantse Delta 2014b) wordt aangegeven dat het belangrijk is om in het begin van het groeiseizoen (1 april) een zo hoog mogelijk peil te hebben, namelijk van +1.6 m NAP. Daarna mag het peil uitzakken tot +1.4 m NAP. Er mag echter alleen water worden ingelaten als de waterkwaliteit van het Zoommeer volstaat (Waterschap Brabantse Delta 2011). In de praktijk wordt dit protocol niet strikt gevolgd (mondelinge mededeling van Johan Mol, 22 april 2015). Soms staat de stuwhoogte wat hoger om meer water te bergen en soms juist wat lager, bijvoorbeeld om een watergang in het lager liggende peilgebied door te spoelen. Bovendien wordt het peil ook na 1 april vaak kunstmatig hoog gehouden. Er is echter geen logboek beschikbaar voor het gevoerde beheer.

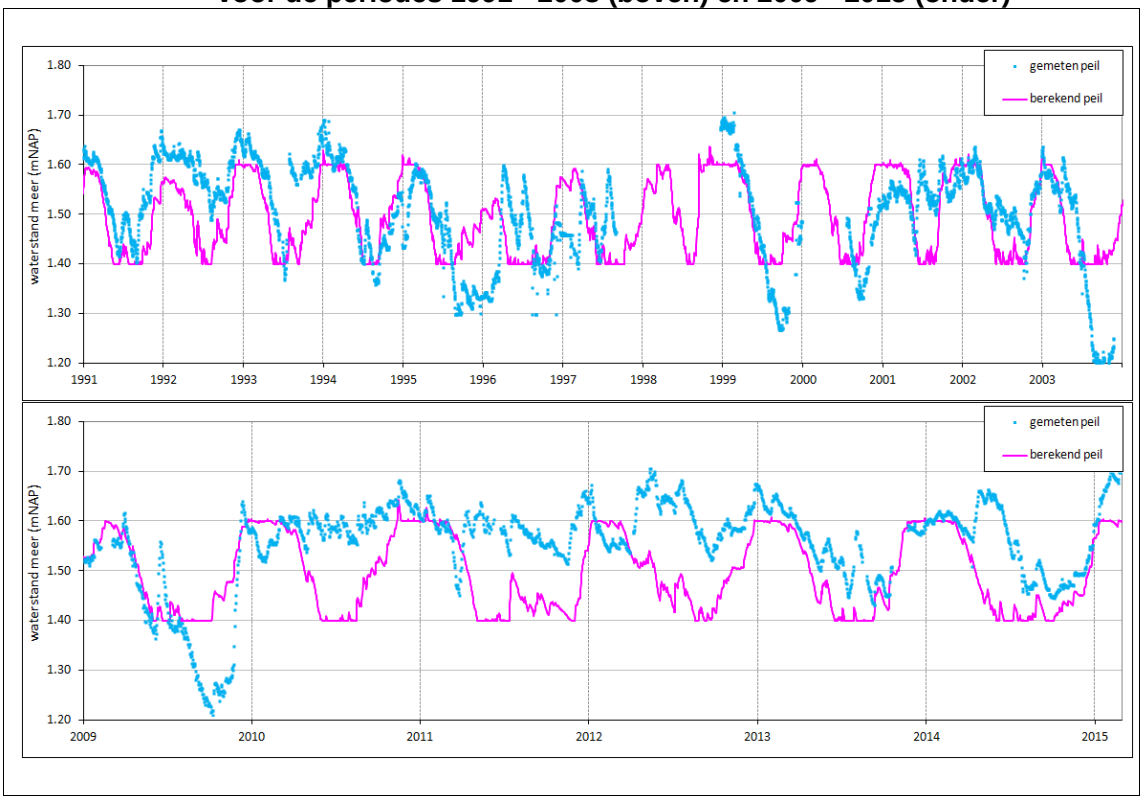
Er zijn verschillende stuwen waarover water kan worden afgelaten. Vermoedelijk zijn de overlaat in de Snoekplas (naar de Plaatvliet) en in de Spelevaartplas (naar het lager gelegen peilvak) de voornaamste peilregulerende stuwen (persoonlijke communicatie van Hermen Keizer, 18 maart 2015). In de waterbalans is uitgegaan van een maximale aflaatcapaciteit van 1500 m^3/dag. Dit is een grove schatting op basis van de stuwformule met een stuwbreedte van 2 m en een overstortende straal van 0,15 m. Er is ten slotte niet expliciet rekening gehouden met uitlaten naar de Plaatvliet voor doorspoeling van de Plaatvliet na overstorten, omdat uit eerdere studies bleek dat de bijdrage op de waterbalans vrij gering is (Waterschap Brabantse Delta 2011) en er onvoldoende meetgegevens beschikbaar zijn voor een betrouwbare inschatting van deze uitlaten.

Correcties op basis van gemeten waterpeil en inlaatdebiet

Het gemeten inlaatdebiet via het gemaal Noordland (beschikbaar: 2011, 2012 en 2014) en de gemeten waterpeilen (beschikbaar: 1991 - 1997, 1999 - 2003 en 2009 - 2015) zijn gebruikt om de waterbalans te corrigeren en het verleden te reconstrueren. Afbeelding I.3 toont het berekende en gemeten waterpeil in de Binnenschelde voor de periodes 1991 - 2003 en 2009 - 2015. In sommige perioden is een redelijk gelijkend patroon te zien (bijvoorbeeld begin 1991, 1994, begin 2009), maar er zijn ook veel afwijkingen:

- het gemeten waterpeil is vaak hoger dan +1.6 m NAP;
- het gemeten waterpeil is in sommige zomers lager dan +1.4 m NAP (bijvoorbeeld in 1995, 1999, 2003 en 2009). Waarschijnlijk kon in deze jaren geen water worden ingelaten vanuit het Zoommeer vanwege een slechte waterkwaliteit;
- in de winters van 1995, 1996 en 1997 is het peil kunstmatig sterk verlaagd;
- het berekende peil zakt vaak wat sneller uit dan het gemeten peil (en het berekende peil stijgt soms wat minder dan het gemeten peil). Dit wijst op een te hoge wegzijging in dit model.

Afbeelding I.3. Gemeten (blauw) en berekende (roze) waterpeil in de Binnenschelde voor de periodes 1991 - 2003 (boven) en 2009 - 2015 (onder)

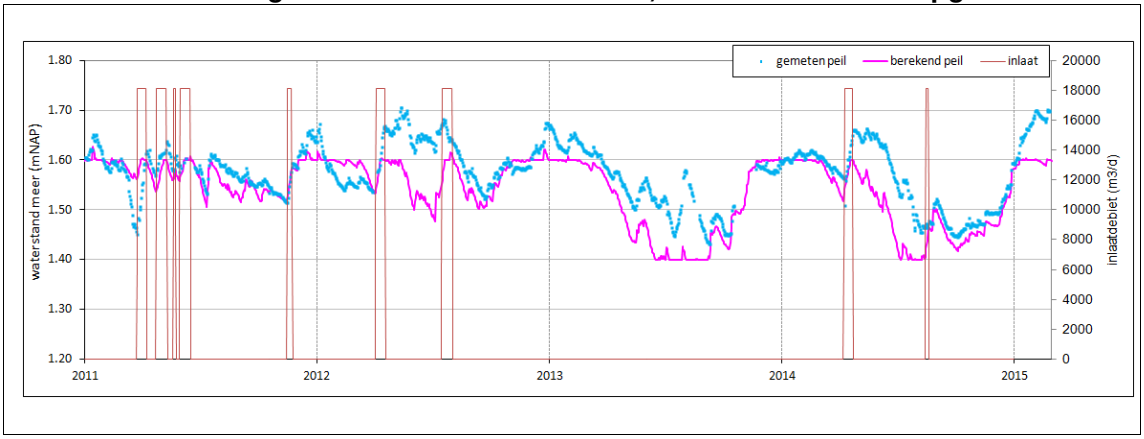


Op grond van bovenstaande bevindingen is de wegzijging aangepast van 1 mm/dag (waarde uit het grondwatermodel) naar 0,7 mm/dag. Hierdoor zakt het berekende peil in droge periodes ongeveer even snel weg als het gemeten peil. In 2011, 2012 en 2014 zijn de inlaatdebieten vanuit het Zoommeer bepaald door het waterschap Brabantse Delta, waarbij gebruik is gemaakt van geregistreerde draaiuren en een maximale pompcapaciteit van 12,6 m^3/min (persoonlijke mededeling van Roel de Wild, 20 april 2015). Deze gemeten inlaatdebieten zijn als harde inlaat op de balans opgedrukt.

Uit afbeelding I.4 blijkt dat deze aanpassingen (hard opdrukken van inlaatdebiet en het aanpassen van de wegzijging naar 0.7 mm/d) tot een verbetering van de waterbalans leiden, maar dat de eerder genoemde afwijkingen over de maximum en minimum peilen nog steeds aanwezig zijn. Op basis van de confrontatie tussen het gemeten en berekende waterpeil is de waterbalans vervolgens verder aangepast om voor de periode 1991 - 2003 en 2009 - 2015 (waarvoor goede peilmetingen beschikbaar zijn) een nauwkeurige reconstructie van het gevoerde beheer van de Binnenschelde te maken (zie hoofdstuk 5 voor het resultaat). Hiervoor is de balans in detail langsgelopen en per periode geanalyseerd wat er gebeurd moet zijn met:

- het minimumpeil;
- het maximumpeil (stuwhoogte);
- eventuele actieve in- of uitlaat.

Afbeelding I.4. Gemeten en berekende waterpeil in de Binnenschelde voor de periode 2011 - 2015 met een aangepaste wegzijging van 0,7 mm/dag en het gemeten inlaatdebiet in 2011, 2012 en 2014 hard opgedrukt



Controle op basis van chloride na uitvoeren van correcties voor waterstanden

Tenslotte is de waterbalans gebruikt om chlorideconcentraties te berekenen, die ter controle van de waterbalans zijn vergeleken met gemeten chlorideconcentraties. Door in de waterbalans aan alle in- en uitgaande waterstromen een chlorideconcentratie te koppelen, is een chloridebalans verkregen (zie tabel I.2 voor de gehanteerde chlorideconcentraties). Voor de gemeten concentratie is uitgegaan van de metingen op meetpunt 830002 in de Binnenschelde (afbeelding I.2).

Tabel I.2. Chlorideconcentratie van in- en uitgaande waterstromen van de Binnenschelde

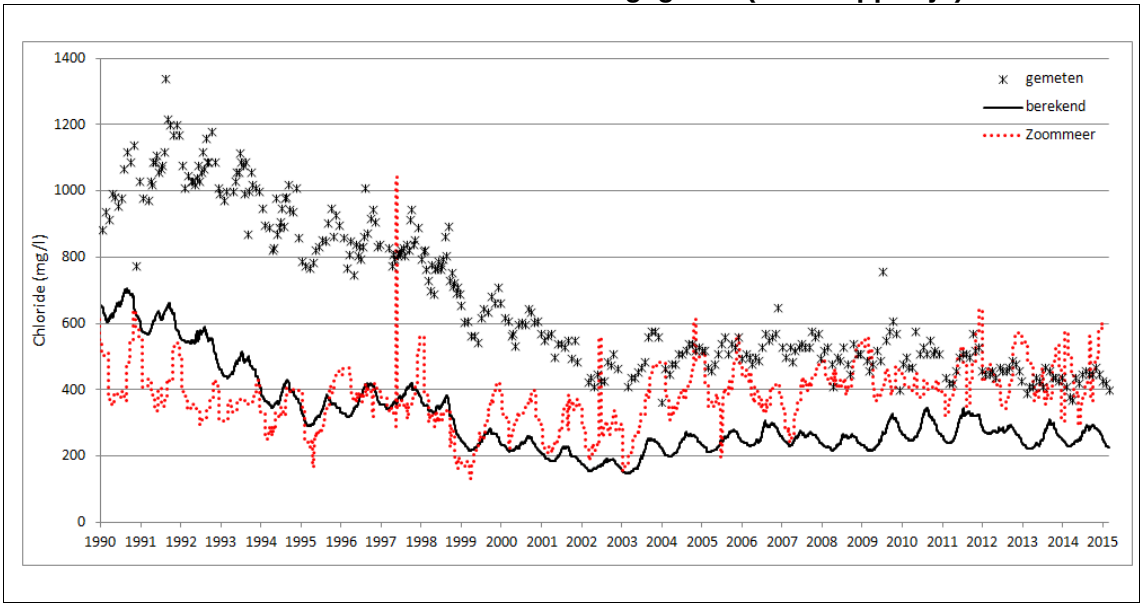
	waterstroom	chloride (mg/)	toelichting
ingaand	neerslag	6	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	75	gemiddelde concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte
	inlaat Zoommeer	tijdreeks	op basis van metingen van RWS in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak
	afstroming	20	aanname (betreft regenwater wat kort in contact staat met het perceel)
	uitspoeling	75	aanname (gemiddelde concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte)
uitgaand	verdamping	0	aanname (concentratie is nihil)
	wegzijging	tijdreeks	betreft de concentratie in het meer zelf (wordt berekend)
	uitlaat	tijdreeks	idem
	intrek	tijdreeks	idem

Afbeelding I.5 toont de berekende en gemeten chlorideconcentratie in de Binnenschelde en de concentratie van chloride in het inlaatwater (Zoommeer). Hieruit volgt dat:

- in de periode 1991 - 2001 eerst een toename en vervolgens een sterke afname van de chlorideconcentratie valt waar te nemen in de Binnenschelde. Deze periode wordt niet goed berekend in de chloridebalans;
- vanaf 2002 schommelt de gemeten chlorideconcentratie tussen de 400 en 600 mg/l. Het berekende patroon is sterk vergelijkbaar, maar ligt ongeveer 200 mg/l lager dan de gemeten concentratie door de verschillen in de eerdere periode.

De chloridebalans wijkt dus met name in de eerste 10 jaar sterk af van de gemeten chlorideconcentraties. Er mist een forse bron van chloride in de balans. Dit kan geen inlaatwater zijn, omdat de concentratie in het Zoommeer gelijk of zelfs lager is dan in de Binnenschelde. Vermoedelijk komt het chloride uit de waterbodem. Waarschijnlijk is er lokaal toch sprake van enige zoute kwel. Afbeelding I.5 doet vermoeden dat deze bron van chloride gedurende de tijd afneemt, aangezien het verschil tussen de berekende en gemeten chlorideconcentraties vanaf een bepaald moment ongeveer constant blijft. Dit wijst erop dat het kwelwater en/of het poriënvocht door de jaren heen van samenstelling is veranderd.

Afbeelding I.5. Chlorideconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde als gemeten (sterretjes) en berekende (zwarte lijn) concentraties. Tevens is de chlorideconcentratie in het Zoommeer gegeven (rode stippellijn)



Onzekerheden

Een belangrijke aanname in de waterbalans van de Binnenschelde betreft de stuwhoogte (waarboven water wordt afgelaten) en het minimumpeil (waaronder water wordt ingelaten), welke zijn ingeschat op basis van de confrontatie tussen het gemeten en berekende waterpeil. De daadwerkelijke hoeveelheid water die is ingelaten valt niet te controleren, omdat er vrijwel geen meetgegevens zijn van de draaistaten van het gemaal. Hierdoor valt niet uit te sluiten dat er in sommige perioden tegelijkertijd water is in- en uitgelaten: Er wordt dan doorgespoeld. Een extra aanwijzing hiervoor is te zien in afbeelding I.4: halverwege 2012 wordt water ingelaten en tegelijkertijd neemt het waterpeil af. Er moet in deze periode dus ook water zijn uitgelaten.

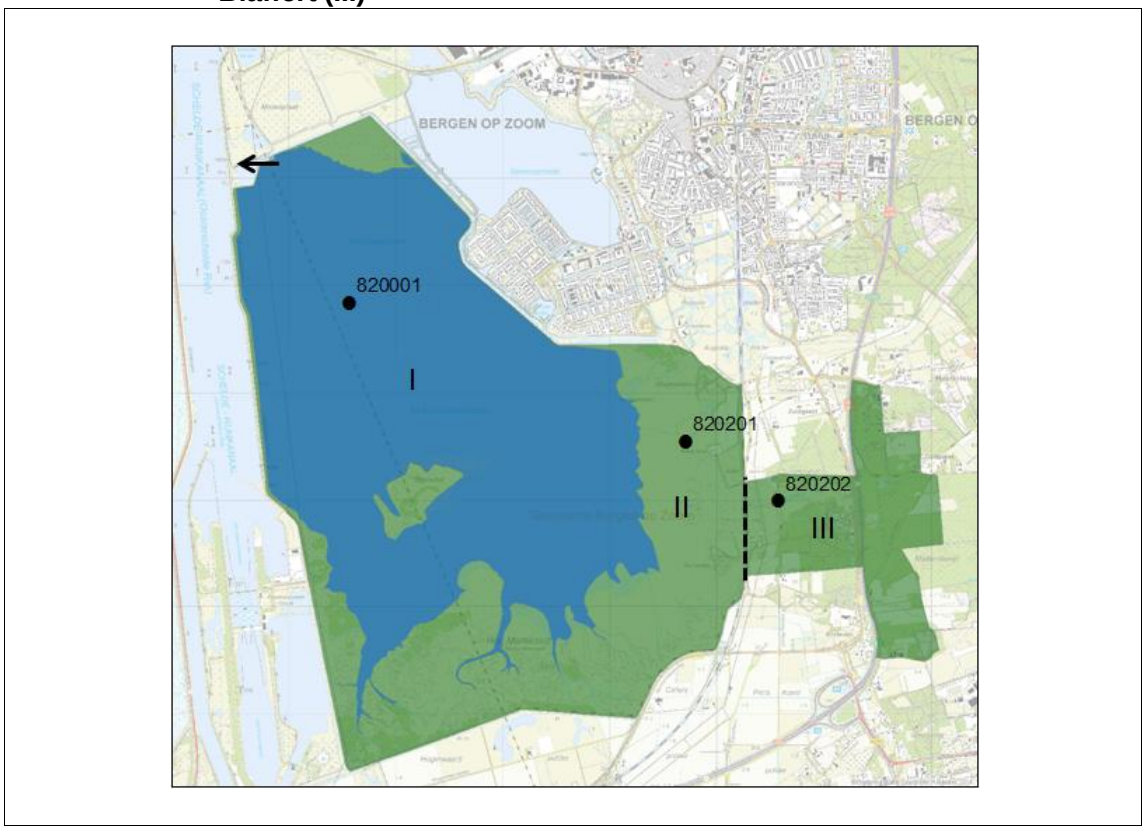
Waterbalans voor het Markiezaatsmeer

Voor het Markiezaatsmeer is een waterbalans opgesteld voor de periode vanaf 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. De waterbalans is opgezet zoals schematisch staat weergegeven in afbeelding I.1. Hiervoor is gebruikt gemaakt van een bestaande mal in Excel. Hieronder worden de gehanteerde uitgangspunten toegelicht en wordt ingegaan op de opzet en controle van de waterbalans.

Uitgangspunten systeembegrenzing

Het totale oppervlak van het Markiezaatsmeer, inclusief afstromend oppervlak, bedraagt 2088 ha. Dit is vastgesteld op basis van de beschikbare GIS-shape van dit gebied van het waterschap Brabantse Delta. In afbeelding 1F staat een overzichtskaart van het Markiezaatsmeer inclusief het afstromend oppervlak, de meetpunten van de fysisch-chemische waterkwaliteit van het waterschap en de locatie van de stuw. Het wateroppervlak varieert tussen de circa 1050 ha bij een laag waterpeil en 1150 ha bij een hoog waterpeil (zie paragraaf 6.2.1).

Afbeelding I.6. Overzichtskaart van het Markiezaatsmeer met de locatie van de stuw waarover het water wordt afgelaten (zwarte pijl) en de fysisch-chemische meetlocaties van het waterschap Brabantse Delta. De blauwe zone (I) is het wateroppervlak en de groene zone is het onverharde terrestrische oppervlak (II) en het afstroomgebied van de Blaffert (III)



In de waterbalans is uitgegaan van een vast wateroppervlak van 1050 ha (I) en een onverhard land oppervlak van 801 ha (II) (tabel 4.1). Het gebied rechts van de onderbroken lijn in afbeelding I.6 betreft het afstroomgebied van de Blaffert (III). In de balans is uitgegaan van een constante afvoer vanuit de Blaffert naar het Markiezaatsmeer.

Tabel I.3. Hydromorfologische uitgangspunten van het Markiezaatsmeer

gebied	opp. (ha)	toelichting
I) wateroppervlak	1050	minimale wateroppervlak in de zomer
II) afwaterend oppervlak onverhard	801	afstromend oppervlak, excl. het afstroomgebied van de Blaffert
III) afwaterend oppervlak Blaffert	-	aanname: constant debiet van 1350 m^3/d

Uitgangspunten waterbalans
Voor neerslag en verdamping is uitgegaan van dezelfde metingen als voor de Binnenschelde. Voor de bruto kwel en wegzijging is uitgegaan van de resultaten van het grondwatermodel (zie tekstbox). Uit het grondwatermodel blijkt dat de bruto kwelstroom naar het open water gelijk is aan 0,32 mm/dag en naar het naastgelegen onverharde oppervlak aan 0,48 mm/dag. Verder blijkt er een bruto wegzijgingsflux aanwezig te zijn in het open water van 0,04 mm/dag. Met het grondwatermodel is ook het debiet van de Blaffert bepaald, die bleek 1350 m^3/dag te zijn. Aangezien dit een kwelwaterafhankelijke beek is, is aangenomen dat dit een constante wateraanvoer betreft. De uitspoeling en afstroming uit gebied II (afbeelding I.6) wordt in de waterbalans zelf berekend. Hierbij is uitgegaan van een maaiveldhoogte van 2,5 m en een porositeit van de bodem van 0,2.

Er is geen sprake van actieve inlaat om het waterpeil te handhaven. Er ligt een drie meter brede stuw in het noorden van het meer, waarover water kan worden afgelaten naar de Plaatvliet. De stuwhoogte is sinds 1990 verschillende malen aangepast en dit is in de waterbalans opgenomen. Tabel I.4 toont de gehanteerde stuwpeilen. Aangezien bekend is dat de stuw ondergedimensioneerd is, waardoor het waterpeil regelmatig boven het streefpeil komt, is in de waterbalans uitgegaan van een variabele aflaatcapaciteit afhankelijk van het waterpeil. Hiervoor is de volgende stuwformule gebruikt:

$$Q = m * b * hs^{1.5}$$

Hierbij is m een stuwcoëfficiënt (aanname: 1,7), b de breedte van de stuw (3 m) en hs de hoogte van de overstortende straal (dat is het waterpeil minus de stuwhoogte).

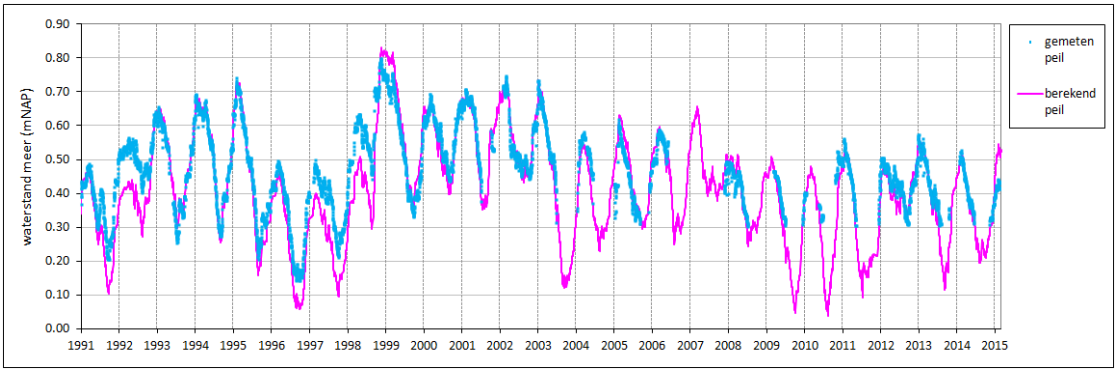
Tabel I.4. Kruinhoogte van de stuw van het Markiezaatsmeer

datum vanaf	kruinhoogte (m)
1-1-1991	0,5
29-4-1993	0,446
20-1-1994	0,5
01-01-1998	0,587
01-01-2000	0,5
01-07-2007	0,35

Controle op basis van gemeten waterpeil
Gemeten waterpeilen zijn gebruikt om de waterbalans te controleren. Metingen van het waterpeil zijn beschikbaar voor het grootste deel van de periode 1991 - 2015. Door foutieve peilmetingen zijn er vanaf 2003 echter geen waterstanden opgegeven als het peil onder de +0,30 m NAP kwam. Dit komt doordat in de loop der jaren een gronddam is gevormd aan het begin van de uitstroomgeul, waardoor het waterpeil tussen de gronddam en de stuw (waar de peilmeting wordt uitgevoerd) bij lage waterstanden verder uitzakt dan het waterpeil in het meer zelf.

De confrontatie tussen het berekende en gemeten waterpeil geeft vertrouwen in de waterbalans van het Markiezaatsmeer. Het berekende waterpeil komt in de meeste jaren goed overeen met het gemeten peil (afbeelding I.7). In sommige jaren is een afwijking tussen het berekende en gemeten peil, zoals in 1991, 1992 en in 1996 - 1998. Deze afwijkingen zijn echter goed te duiden op basis van de meteorologie van die jaren (zie hoofdstuk 6).

Afbeelding I.7. Gemeten (blauw) en berekende (roze) waterpeil in het Markiezaatsmeer voor de periode 1991 - 2015



Controle op basis van chloride

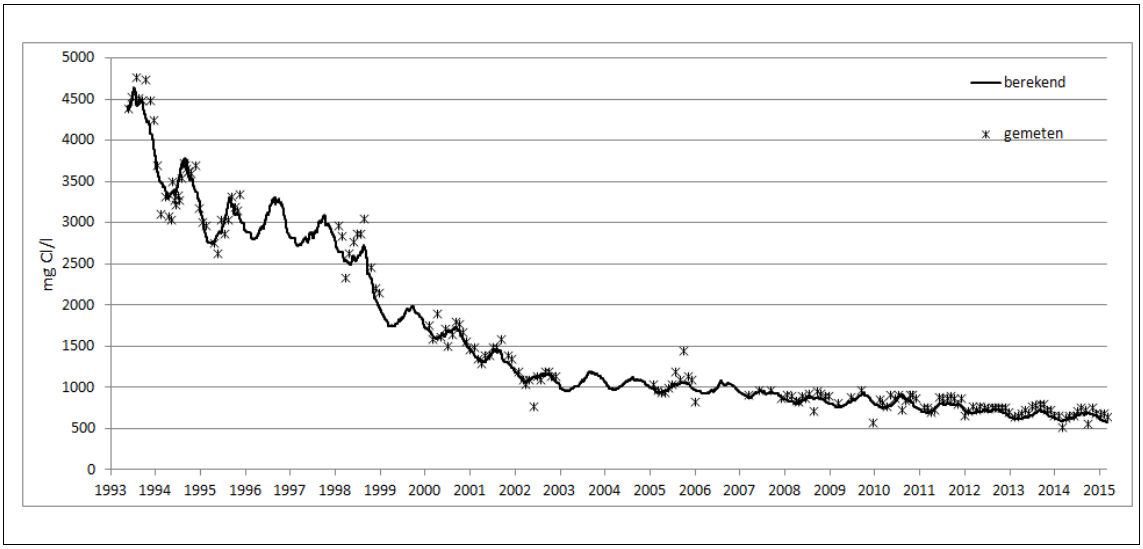
Tevens is de waterbalans gecontroleerd op basis van chlorideconcentraties, hierbij is gebruik gemaakt van een chloridebalans (zie Tabel 1E voor de gehanteerde chlorideconcentraties voor de verschillende aan- en afvoerposten) en van maandelijkse chloridemetingen (meetpunt 820001 uit afbeelding I.6; beschikbaar vanaf mei 1993). De berekende chlorideconcentratie is op 18 mei 1993 gelijk gesteld aan de gemeten concentratie.

Tabel I.5. Chlorideconcentratie van in- en uitgaande waterstromen van het Markiezaatsmeer

	waterstroom	**chloride (mg/)**	**toelichting**
ingaand	neerslag	6	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	1200	gewogen gemiddelde concentratie in het diepe en ondiepe grondwater rondom het Markiezaatsmeer (het grondwatermodel geeft aan dat laterale en diepe kwel beide voor circa 50% van de kwelaanvoer verantwoordelijk zijn)
	inlaat Blaffert	tijdreeks	op basis van metingen van het waterschap in de Blaffert (voor 2001: meetlocatie 80201, vanaf 2001: meetlocatie 80202)
	afstroming	20	aanname (betreft regenwater wat kort in contact staat met het perceel)
	uitspoeling	400	aanname (betreft een combinatie van regenwater en kwelwater)
uitgaand	verdamping	0	aanname (concentratie is nihil)
	wegzijging	tijdreeks	betreft de concentratie in het meer zelf (wordt berekend)
	uitlaat	tijdreeks	idem
	intrek	tijdreeks	idem

De berekende chlorideconcentratie vertoont een grote overeenkomst met de gemeten chlorideconcentratie (afbeelding I.8). Zowel het patroon (hoge concentratie in het najaar en lage concentratie in het voorjaar) als de orde grootte van de concentraties komen goed met elkaar overeen.

Afbeelding I.8. Berekende (zwarte lijn) en gemeten (sterretje) Cl-concentratie vanaf mei 1993



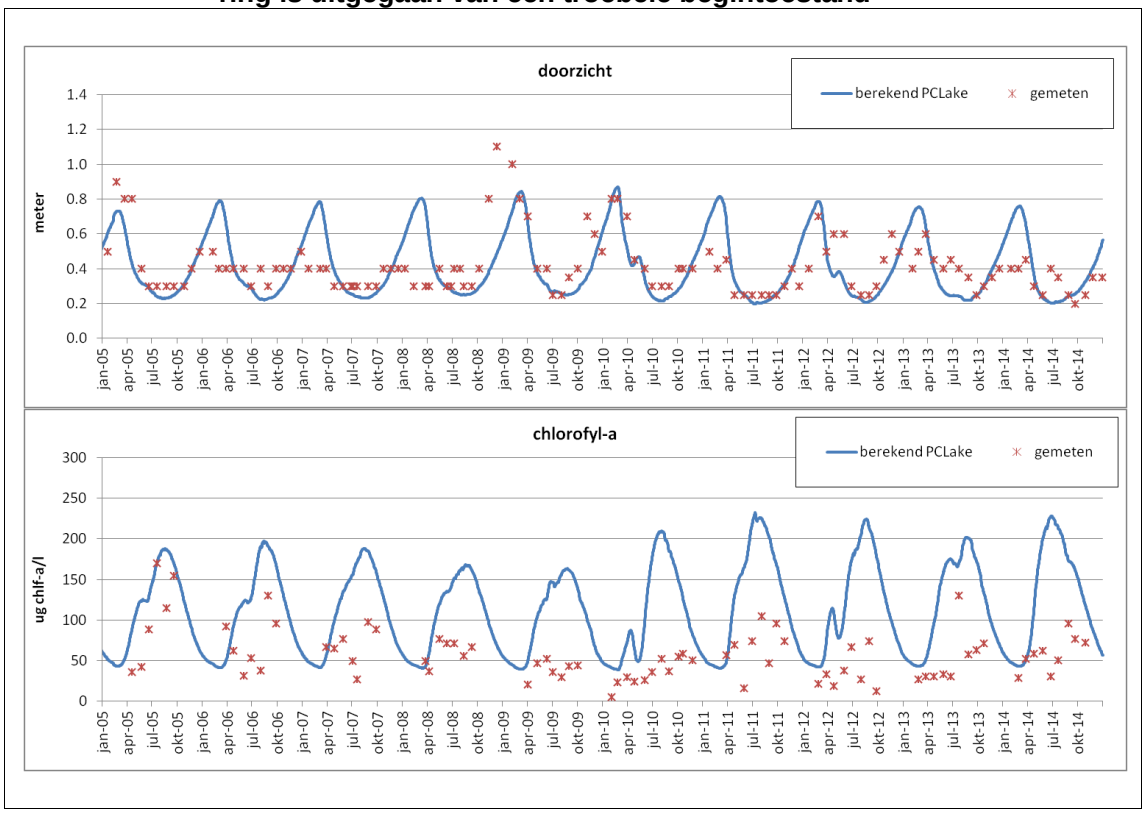
BIJLAGE II AANPAK EN UITGANGSPUNTEN BIJ VERIFICATIE PCLAKE

Confrontatie tussen modeluitkomsten PCLake en de metingen

Binnenschelde

Afbeelding 2A toont het berekende doorzicht in de Binnenschelde op basis van een dynamische modellering in PCLake. Hieruit blijkt dat het water overwegend erg troebel is (20 cm doorzicht in de zomer), behalve in de periode januari - maart (50 à 80 cm doorzicht). Dit beeld komt overeen met het gemeten doorzicht: laag in de zomer, wat hoger in de winter. Uit een vergelijking tussen de berekende en gemeten chlorofyl-a concentraties blijkt wel dat PCLake een vrij grote algenbloei in de zomers berekent van 150 à 250 µg/l (Afbeelding 2A). In sommige jaren zijn vergelijkbare concentraties gemeten, bijvoorbeeld in 2005 en 2006. In de meeste jaren bereikt de chlorofyl-a concentratie echter waardes van circa 50 à 100 µg chlorofyl-a/l. PCLake geeft dus vaak een overschatting van de concentraties in de zomer. Dit is geen groot probleem, omdat de biomassa van de algen, die het doorzicht bepaald, wel behoorlijk accuraat berekend wordt (zie Deltares 2016). De chlorofyl-a concentratie is een afgeleide variabele die in PCLake berekend wordt, maar geen invloed heeft op de einduitkomsten van het model.

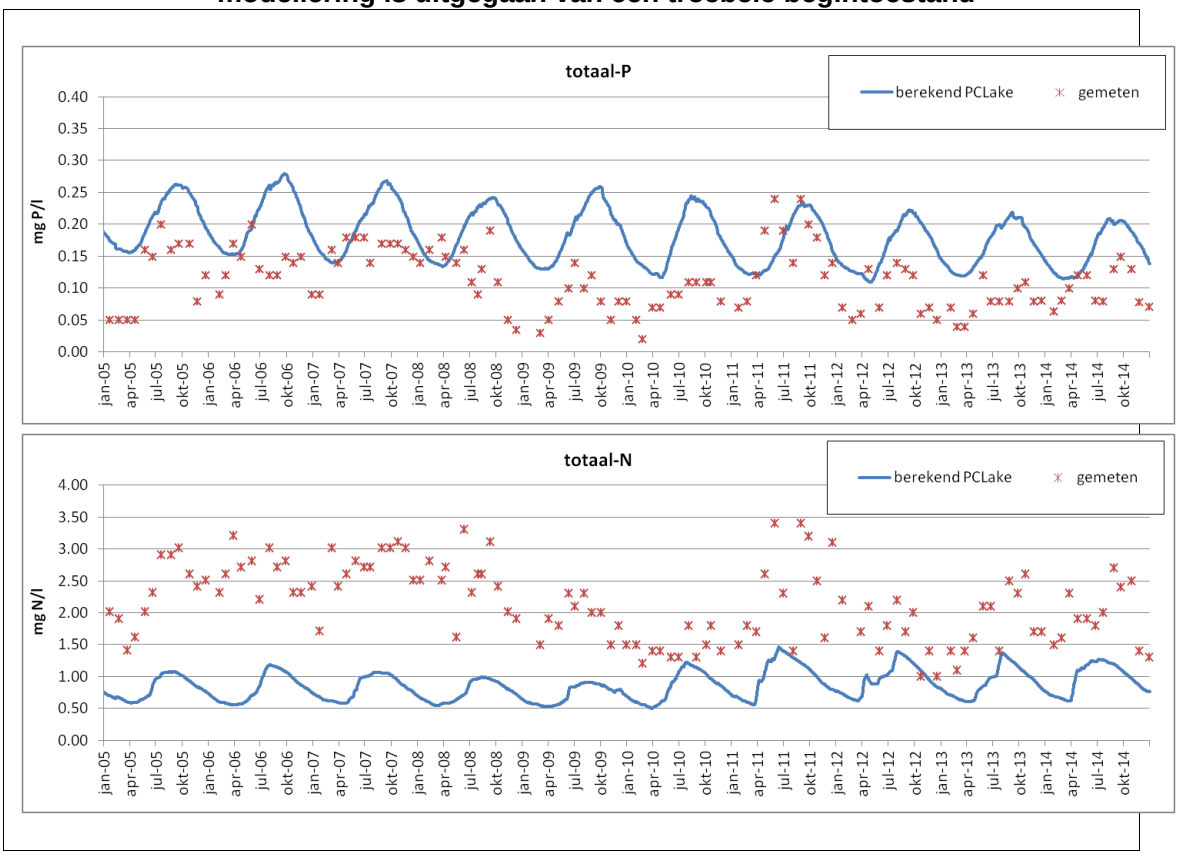
Afbeelding II.1. Berekend en gemeten doorzicht (m) en chlorofyl-a concentraties voor de Binnenschelde voor de periode 2005 - 2014. Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand



Afbeelding II.1 toont de berekende en gemeten concentratie totaalfosfor en stikstof. De hoeveelheid totaal fosfor wordt over het algemeen iets te hoog ingeschat, maar het patroon toont wel duidelijke overeenkomsten (laag in de winter, hoog in de zomer). De berekende hoeveelheid totaal stikstof is structureel lager dan de metingen (onderste grafiek in Afbeelding II.1). Hiervoor zijn twee verklaringen denkbaar: 1) de externe N-belasting wordt onderschat en/of 2) er mist een belangrijke N-fractie in PCLake. Vermoedelijk is het laatste het geval en wordt dit vooral veroorzaakt door het niet meenemen van de opgelost organisch stikstoffractie (DON) in PCLake, die in werkelijkheid juist een belangrijke N-fractie vormt

(zie paragraaf 3.1). Het is bekend dat dit voor een groot deel zeer moeilijk afbreekbaar (refractair) materiaal is (Dauwe and Middelburg 1998).

Afbeelding II.2. Berekende en gemeten nutriëntconcentraties voor de Binnenschelde voor de periode 2005 - 2014 (Boven: totaal P; Onder: totaal N). Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand

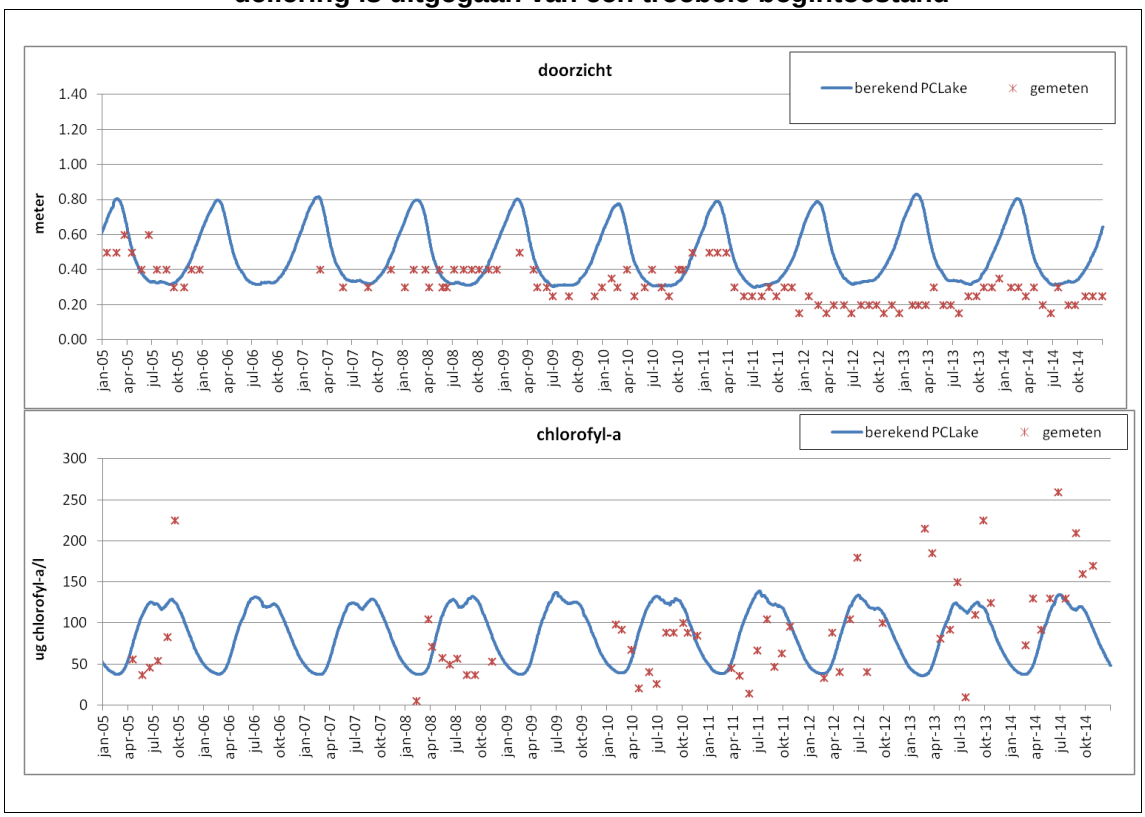


Markiezaatsmeer

Afbeelding II.3 toont het berekende doorzicht in het Markiezaatsmeer: het water is overwegend erg troebel (30 cm doorzicht in de zomer). In de maanden december - april is het doorzicht wat beter (50 à 80 cm). Voor de zomerperiode komt dit beeld redelijk goed overeen met het gemeten doorzicht. In de winter wordt echter doorgaans maar een zeer beperkt doorzicht gemeten (met name vanaf 2012). In eerdere jaren (2005, 2009, 2011) was het doorzicht in de wintermaanden wel iets beter (tot circa 60 cm).

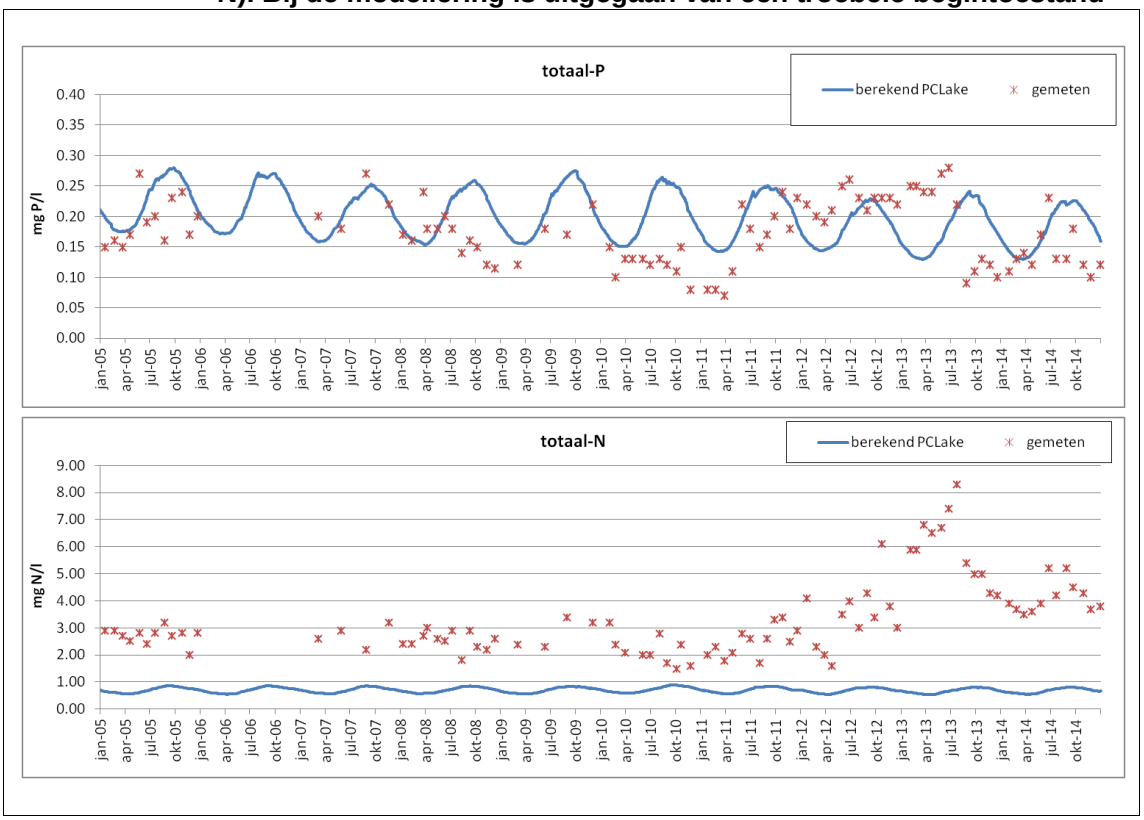
Verder laat de PCLake-modellering een zeer regelmatig patroon zien in de berekende chlorofyl-a concentratie (afbeelding II.3): laag in de winter (circa 50 µg/l) en hoog in de zomer (100 à 150 µg/l). Orde grootte komen deze concentraties zeker voor in het Markiezaatsmeer, maar het patroon is in werkelijkheid veel onregelmatiger. In de meeste jaren tot en met 2011 is er een redelijke gelijkenis tussen de berekende en gemeten concentratie. 2008 vormt hierop een uitzondering, met juist erg lage concentraties in de zomer. Vanaf 2012 worden jaarlijks in de zomer concentraties gemeten van 150 à 250 µg/l: ruim boven de berekende concentraties.

Afbeelding II.3. Berekend en gemeten doorzicht (m) en chlorofyl-a concentraties voor het Markiezaatsmeer voor de periode 2005 - 2014. Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand



Orde grootte is er een goede overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentratie totaal fosfor (afbeelding II.4). Grofweg liggen de concentraties tussen de 0,1 en 0,3 mg P/l. De berekende concentraties laten een zeer regelmatig patroon zien: laag in de winter en hoog in de zomer. De gemeten concentraties vertonen dit patroon soms ook (2005 en 2007), maar in andere jaren is dit patroon minder duidelijk aanwezig. Net als voor de Binnenschelde wordt de concentratie totaal stikstof sterk onderschat (ten opzichte van de metingen). Ook voor het Markiezaatsmeer geldt dat dit vermoedelijk vooral veroorzaakt wordt door het niet meenemen van de opgelost organisch stikstoffractie (DON) in PCLake, die in werkelijkheid juist een belangrijke N-fractie vormt (zie paragraaf 4.1). Het is bekend dat dit voor een groot deel zeer moeilijk afbreekbaar (refractair) materiaal is (Dauwe and Middelburg 1998).

Afbeelding II.4. Berekende en gemeten nutriëntconcentraties voor het Markiezaatsmeer voor de periode 2005 - 2014 (boven: totaal P; onder: totaal N). Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand



Watersysteemanalyse zoute varianten Binnenschelde en Markiezaatsmeer

Onderdeel C



Deltares

Watersysteemanalyse zoute varianten Binnenschelde en Markiezaatsmeer

Onderdeel C

dr. L.A. van Duren
drs. A.J. Nolte

1209165-000

© Deltares, 2016, B

Deltares

Titel
Watersysteemanalyse zoute varianten Binnenschelde en Markiezaatsmeer

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
dr. M. Klinge (Witteveen+Bos) drs. C.Cusell (Witteveen+Bos)	1209165-000	1209165-000-ZWS-0007	60

Trefwoorden
Markiezaatsmeer, Binnenschelde, waterkwaliteit, zoute scenariostudies

Samenvatting
De Binnenschelde en het Markiezaatsmeer zijn twee watersystemen in de Zuidwestelijke Delta die beiden regelmatig te kampen hebben met waterkwaliteitsproblemen. De Binnenschelde heeft voor de gemeente Bergen op Zoom een belangrijke recreatiefunctie die o.m. wordt bedreigd door regelmatig optredende blauwalgen. Het Markiezaatsmeer is primair een natuurgebied en heeft te maken met doelstellingen onder Natura2000. Witteveen+Bos werken samen met Deltares aan een studie waarbij van beide wateren systeemanalyses worden uitgevoerd en vervolgens met modelstudies wordt bekeken welke maatregelen mogelijk zijn om voor beide systemen een optimale waterkwaliteit tegen aanvaardbare kosten te realiseren. Beide systemen zijn op dit moment zoet tot zeer licht brak. Binnen deze studie wordt rekening gehouden met de mogelijkheid om op termijn deze systemen te veranderen in zoute systemen. Dit rapport behelst de scenariostudies waarbij de mogelijkheden van zoute scenario's worden onderzocht. Dit rapport levert basale informatie toe aan het hoofdrapport dat onder redactie staat van Witteveen+Bos.
M.b.t. de Binnenschelde wordt geconcludeerd dat de beste waterkwaliteit wordt bereikt met inlaat van water uit de Oosterschelde. Het model voorspelt zeer lage chlorofylwaarden en de nutriëntenconcentraties zijn dusdanig dat volgens KRW-normen de waterkwaliteit "goed" wordt. Het enige probleem blijft volgens de modelvoorspellingen het doorzicht. Dit wordt in het model veroorzaakt door een hoog DOC-gehalte, maar in werkelijkheid zou het doorzicht beter kunnen uitvallen doordat veel van het geproduceerde DOC onder zoute condities vermoedelijk kleurloos is en daardoor minder effect op het doorzicht heeft. Het lijkt verstandig om dit DOC-effect in een nader onderzoek verder uit te zoeken. De capaciteit van de doorlaat naar de Oosterschelde zou bij voorkeur dusdanig moeten zijn dat de saliniteit boven de 20 ppt (11 g Cl/l) uitkomt. Dit is het geval bij een doorlaat van 2500 m^3/dag en meer.
Uit de systeemanalyse blijkt verder dat inlaat van water uit het Volkerak-Zoommeer via een gemaal voor de waterkwaliteit een minder gunstige oplossing is dan de inlaat van water uit de Oosterschelde. Een voldoende hoog debiet van boven de ca. 5.000 m^3/dag garandeert wel dat de blauwalgen weg zijn, maar het veroorzaakt ook een hogere nutriëntenbelasting met risico's van overlast door bijvoorbeeld macroalgen.
Voor de Binnenschelde lijkt de variant met een getijopening de minst voor de hand liggende oplossing. Ten eerste zijn er een aantal praktische overwegingen, waaronder dat het meer 1,5 m hoger ligt dan het Volkerak-Zoommeer waardoor het uitgebaggerd zou moeten worden om niet een heel groot deel van het meer-oppervlak kwijt te raken. Daarnaast geeft deze variant de hoogste nutriëntenbelastingen. De blauwalgen worden wel beperkt door Cl-concentraties die hoog genoeg zijn, maar andere waterkwaliteitsparameters blijven problematisch.

Voor het Markiezaatsmeer is geen variant met Oosterscheldewater doorgerekend, omdat dit vooraf als een onrealistische variant werd gezien. Een kwalitatieve scan door Witteveen+Bos bevestigde dat het voor deze variant al de vraag is of deze überhaupt technisch haalbaar is.

Deltares

Titel
Watersysteemanalyse zoute varianten
Binnenschelde en Markiezaatsmeer

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
dr. M. Klinge (Witteveen+Bos) drs. C.Cusell (Witteveen+Bos)	1209165-000	1209165-000-ZWS-0007	1

Mocht dat zo zijn dan gaat dit extreem grote kosten meebrengen en zeer ingrijpende veranderingen op de infrastructuur vergen.
Voor de natuurdoelstellingen (met name vogels) heeft een zout systeem zonder getij negatieve effecten op de draagkracht van het systeem voor "zoete" vogels en weinig positieve bijdrage voor steltlopers. De beste perspectieven biedt een scenario met uitwisseling via een opening in de dijk. Dit geeft de beste mogelijkheden voor vismigratie en levert extra foerageergebied op voor steltlopers. Bij elk scenario blijft de nutriënten belasting hoog en door de geringe diepte is er geen lichtlimitatie, waardoor elk scenario een vrij hoge primaire productie zal geven. Waarschijnlijk is het beter om te kiezen voor een hoge uitwisseling. De modellen zijn 1D gedraaid en houden geen rekening met de vorm van het systeem. In werkelijkheid zal er niet overal evenveel uitwisseling zijn en kunnen er uithoeken ontstaan met relatief lange verblijftijden. Een groter debiet vermindert de kans op (bijna) stagnante uithoeken en vermindert ook de kant op het voorkomen van stratificatie in het diepere deel van het meer in de zomer.
Voor waterkwaliteit (in het kader van KRW doelstellingen) zijn de varianten waarbij het zoutgehalte onder de 18 ppt (10 g Cl/l) blijft, minder gunstig. Dit houdt in dat voor de varianten met een inlaat via een gemaal er minimaal 50.000 m^3 per dag moet worden ingelaten. Voor de waterkwaliteitsparameters van de KRW (nutriënten en chlorofyl) lijkt de variant met inlaat via een gemaal wat gunstiger dan een inlaat via een getijopening in verband met de uiteindelijke nutriëntenconcentraties en de daarmee samenhangende algenproductie. In de praktijk kunnen de varianten met getijuitwisseling echter toch wat gunstiger uitpakken door het betere habitat dat wordt gecreëerd voor schelpdieren. Door de betere uitwisseling hebben die meer mogelijkheden om de algenpopulatie te reduceren via begrazing.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	maa. 2016	dr. L.A. van Duren drs. A.J. Nolte		dr. F.J. Los		ir. G. Blom	

Status
definitief

DEEL C: SYSTEEMANALYSE VOOR DE ZOUTE SITUATIES

INHOUDSOPGAVE

1. METHODIEK EN UITGANGSPUNTEN 3
1.1. Introductie van de scenario's 3
1.2. Hydrologisch functioneren 4
1.3. Nutriëntbelastingen in het water 6
1.4. Gebruik van DELWAQ 6
1.4.1. Modelopzet 6
1.4.2. Modelverificatie Binnenschelde 9
1.4.3. Modelverificatie Markiezaatsmeer 15

2. SYSTEEMANALYSE VAN DE BINNENSCHELDE 22
2.1. Abiotische voorwaarden 22
2.1.1. Hydrologisch functioneren 22
2.1.2. Saliniteit 24
2.1.3. Nutriënten: Stikstof en fosfaat 25
2.1.4. Fytoplankton: Chlorofyl-a en algenbiomassa 28
2.1.5. Doorzicht en opgelost organisch koolstof (DOC) 29
2.2. Prognose van toekomstige biologische toestand 30
2.2.1. Blauwalgen 30
2.2.2. Mariene plaagalgen 31
2.2.3. Macroalgen 31
2.2.4. Aquatische vegetatie 33
2.2.5. Zoöplankton 33
2.2.6. Bodemdieren 34
2.2.7. Vissen 35
2.2.8. Vogels 35
2.3. Confrontatie verwachtte biologische toestand en beleidsdoelen 36
2.3.1. Blauwalgen 36
2.3.2. Helderheid 36
2.3.3. Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) 36
2.3.4. Andere factoren in relatie tot gebiedsfunctie 37

3. SYSTEEMANALYSE VAN HET MARKIEZAATSMEER 39
3.1. Abiotische voorwaarden 39
3.1.1. Hydrologisch functioneren 39
3.1.2. Saliniteit 43
3.1.3. Nutriënten: Stikstof en fosfaat 44
3.1.4. Fytoplankton: Chlorofyl-a en algenbiomassa 46
3.1.5. Doorzicht en opgelost organisch materiaal 47
3.2. Prognose van toekomstige biologische toestand 48
3.2.1. Blauwalgen 48
3.2.2. Mariene plaagalgen 49
3.2.3. Macroalgen 49
3.2.4. Aquatische vegetatie 49
3.2.5. Oevervegetatie 49
3.2.6. Zoöplankton 50
3.2.7. Bodemdieren 50
3.2.8. Vissen 50
3.2.9. Vogels 50
3.3. Confrontatie verwachtte biologische toestand en beleidsdoelen 53
3.3.1. Blauwalgen 53

3.3.2. Natura2000 doelstellingen 53
3.3.3. Europese kaderrichtlijn water (KRW) 54

4. CONCLUSIES ZOUTE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE 56
4.1. Binnenschelde 56
4.2. Markiezaatsmeer 56
4.3. Overgangsituatie en eindsituatie 57
4.4. Verwacht effect van klimaatverandering 57

5. REFERENTIES 58

1. METHODIEK EN UITGANGSPUNTEN

De Binnenschelde en het Markiezaatsmeer zijn twee watersystemen in de Zuidwestelijke Delta die beiden regelmatig te kampen hebben met waterkwaliteitsproblemen. De Binnenschelde heeft voor de gemeente Bergen op Zoom een belangrijke recreatiefunctie die o.m. wordt bedreigd door regelmatig optredende blauwalgen. Het Markiezaatsmeer is primair een natuurgebied en heeft te maken met doelstellingen onder Natura2000. Witteveen+Bos werken samen met Deltares aan een studie waarbij van beide wateren systeemanalyses worden uitgevoerd en vervolgens met modelstudies wordt bekeken welke maatregelen mogelijk zijn om voor beide systemen een optimale waterkwaliteit tegen aanvaardbare kosten te realiseren. Beide systemen zijn op dit moment zoet tot zeer licht brak. Binnen deze studie wordt rekening gehouden met de mogelijkheid om op termijn deze systemen te veranderen in zoute systemen. Dit rapport behelst de scenariostudies waarbij de mogelijkheden van zoute scenario's worden onderzocht. Dit rapport levert basale informatie toe aan het hoofdrapport (Witteveen+Bos 2016a).

1.1. Introductie van de scenario's

Blauwalgen (cyanobacteriën) zijn momenteel een groot probleem in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer. De meeste blauwalgensoorten zijn echter slecht bestand tegen zout water. Enkele soorten (zoals bijvoorbeeld *Anabaena*) kunnen enigszins brak water nog tolereren, maar deze organismen verdwijnen bij zoutconcentraties boven de 15 ppt (chloridegehalte van meer dan 8 g/l; Verspagen et al. 2005). Daarnaast is er een principebesluit genomen dat het Volkerak-Zoommeer op termijn (huidige prognose is 2028) zout zal gaan worden. Voor zowel het aanpakken van blauwalgenproblematiek als vanwege het feit dat een zout Volkerak-Zoommeer sowieso gevolgen zal/kan hebben voor deze systemen, is een aantal scenario's beschouwd waarbij het systeem wordt doorgespoeld met verschillende hoeveelheden zout water. Dit zoute water kan op verschillende manieren worden aangevoerd:

Voor de **Binnenschelde** zijn er drie soorten scenario's met verschillende debieten doorgerekend:

1. Water wordt ingelaten vanuit het zoute Volkerak-Zoommeer via een reeds bestaand gemaal. Dit betreft een vaste hoeveelheid per dag. Hiervoor zijn de volgende debieten gebruikt:
    a. 1.000 m^3/dag
    b. 2.500 m^3/dag
    c. 5.000 m^3/dag
    d. 10.000 m^3/dag
2. Water wordt ingelaten vanuit het zoute Volkerak-Zoommeer door een opening in de dijk te maken. De uitwisseling is afhankelijk van het waterstandsverschil tussen de Binnenschelde en het Zoommeer en van de grootte van de opening. Bij deze variant ontstaat een beperkte getijbeweging in de Binnenschelde. Omdat de gemiddelde waterstand in dit scenario gelijk wordt aan het -0,10 m NAP middelpeil van het Zoommeer en het bodemniveau van de Binnenschelde relatief hoog ligt (rond NAP), houdt deze variant in dat dit waterlichaam uitgebaggerd moet worden, om te voorkomen dat het systeem sterk verkleind wordt en extreem ondiep wordt. De grootte van de opening is als volgt gevarieerd:
    a. 2 m^2 (resulterend in circa 95.000 m^3/dag instroom)
    b. 9 m^2 (resulterend in circa 420.000 m^3/dag instroom)
    c. 20 m^2 (resulterend in circa 800.000 m^3/dag instroom)
    d. 30 m^2 (resulterend in circa 970.000 m^3/dag instroom)
3. Water wordt ingelaten via een onderleider en een pomp vanuit de Oosterschelde. Ten opzichte van het water uit het zoute Zoommeer (scenario 1), is het water uit de Oosterschelde zouter en het bevat minder nutriënten. Hiervoor zijn de volgende debieten gebruikt:
    a. 1.000 m^3/dag
    b. 2.500 m^3/dag
    c. 5.000 m^3/dag

Voor het **Markiezaatsmeer** zijn twee soorten scenario's doorgerekend. Vanwege de hoge te verwachten kosten voor het doorspoelen van dit systeem met Oosterschelde water en twijfels over de technische haalbaarheid is deze variant niet beschouwd. De scenario's met de volgende debieten zijn doorgerekend:

1. Water wordt ingelaten vanuit het zoute Volkerak-Zoommeer via een nieuw te plaatsen gemaal. Dit betreft een vaste hoeveelheid per dag. Hiervoor zijn de volgende debieten gebruikt:
    a. 1.000 m^3/dag
    b. 10.000 m^3/dag
    c. 50.000 m^3/dag
2. Water wordt ingelaten vanuit het zoute Volkerak-Zoommeer door een opening in de dijk te maken. De uitwisseling is afhankelijk van het waterstandsverschil tussen het Markiezaatsmeer en het Schelde-Rijnkanaal en van de grootte van de opening. Het Markiezaatsmeer heeft een diepere bodemligging dan de Binnenschelde en hoeft niet uitgebaggerd te worden. Bij deze variant ontstaat ook een beperkte getijbeweging. De grootte van de opening is als volgt gevarieerd:
    a. 10 m^2 (resulterend in circa 480.000 m^3/dag instroom)
    b. 20 m^2 (resulterend in circa 950.000 m^3/dag instroom)
    c. 40 m^2 (resulterend in circa 1.880.000 m^3/dag instroom)
    d. 80 m^2 (resulterend in circa 3.430.000 m^3/dag instroom)
    e. 200 m^2 (resulterend in circa 5.050.000 m^3/dag instroom)

1.2. Hydrologisch functioneren

Het hydrologisch functioneren van de verschillende zoute scenario`s in beide meren is doorgerekend in waterbalansen. Hierbij is in principe uitgegaan van de waterbalansen die zijn opgesteld voor de huidige (zoete) situatie in beide meren (zie hoofdstuk 4.1 en Bijlage I in het deelrapport Witteveen+Bos 2016b). Op sommige punten zijn deze balansen aangepast om bruikbaar te zijn voor de verschillende zoute scenario's. Hieronder worden deze aanpassingen en de gehanteerde uitgangspunten toegelicht.

Waterbalansen Binnenschelde voor de inlaat via een gemaal (vanuit het Zoommeer) en via een onderleider (vanuit de Oosterschelde)

In de waterbalans is het peilbeheer aangepast: er wordt uitgegaan van een onder- en bovenpeil van +1,40 en +1,63 m NAP. Hiertussen mag het peil vrij fluctueren en zijn dus alle hard opgelegde inlaten vanuit het Zoommeer (zie Bijlage I in het deelrapport Witteveen+Bos 2016b) uitgezet. Er is verder aangenomen dat de in- en aflaatcapaciteit voor peilhandhaving ongelimiteerd is.

De scenario`s zijn doorgerekend door in de waterbalans een extra inlaat op te drukken van 1.000, 2.500, 5.000 en (alleen voor inlaat vanuit het Zoommeer) 10.000 m^3/dag. Voor het gemaal geldt dat deze debieten al bereikt kunnen worden met het huidige gemaal Noordland. Voor de onderleider tussen de Oosterschelde en de Binnenschelde geldt dat de optie bouwtechnisch gezien haalbaar is met behulp van een HDD-boring (zie Witteveen+Bos 2008), waarbij de diameter van de buis aangepast kan worden aan de gewenste stroomsnelheid.

Voor het berekenen van de chlorideconcentratie in de Binnenschelde is voor de inlaat vanuit het toekomstige zoute Zoommeer uitgegaan van een tijdreeks die gebaseerd is op een modellering van het toekomstige Volkerak-Zoommeer (Meijers et al. 2008), waarbij de gemiddelde concentratie gelijk is aan 11,7 g/l. Deze concentratie is Voor de inlaat vanuit de Oosterschelde is uitgegaan van een chlorideconcentratie van 17,5 g/l. Dit betreft de gemiddelde concentratie in de Oosterschelde tussen 1980 en 1996 (Rijkswaterstaat, meetpunt 'Wissenkerke').

Waterbalans Markiezaatsmeer voor de inlaat via een gemaal (vanuit het Zoommeer)
In de waterbalans van het Markiezaatsmeer is het peilbeheer aangepast: er wordt uitgegaan van een maximumpeil van +0,60 m NAP en van een stuw die voldoende dimensie heeft om dit peil te kunnen handhaven (dit is nu niet het geval, zoals is aangegeven in paragraaf 6.2.1 van het deelrapport Witteveen+Bos 2016b). In de waterbalans is verder een inlaat vanuit het Zoommeer opgedrukt van 1.000, 10.000 en 50.000 m^3/d met een gemiddelde chlorideconcentratie van 11,7 g/l, waarbij de chlorideconcentratie gebaseerd is op een modellering van het toekomstige Volkerak-Zoommeer (Meijers et al. 2008). Dit zijn realistische debieten die met een vrij klein (nieuw te maken) gemaal gerealiseerd kunnen worden.

Waterbalansen Binnenschelde en Markiezaatsmeer voor opening in dijk
In het toekomstige zoute Zoommeer en Schelde-Rijnkanaal zal een getijbeweging met een middenstand van -0,10 m NAP en een amplitude van 0,15 m komen. Door een opening te maken in de scheidingsdijk tussen enerzijds Binnenschelde/Markiezaatsmeer en anderzijds het Zoommeer/Schelde-Rijnkanaal kan de waterstand in beide meren meebewegen met deze getijbeweging. Hierdoor ontstaat een inlaat (met opkomend water) en een uitlaat (met afgaand water) vanuit en naar het Zoommeer.

Het waterpeil in het toekomstige zoute Zoommeer en Schelde-Rijnkanaal is berekend volgens een sinuscurve. Vervolgens is per 15 minuten de uitwisseling tussen het Zoommeer/Schelde-Rijnkanaal en de Binnenschelde/Markiezaatsmeer berekend op basis van de volgende formule:

$$Q = A \times \varphi \times \sqrt{(2g\Delta h)},$$

waarin Q het debiet (m^3/s) is, A het doorstroomoppervlak (m^2) is, φ een weerstandstandcoefficient (0,85) is, g de valversnelling op aarde is (9,81 m^2/s) is en ∆h overeenkomt met het waterstandsverschil tussen beide watersystemen (m). De gesommeerde dagelijkse in- en uitlaat is vervolgens aan de basisbalans opgedrukt, die immers op dagbasis is (zie bijlage I in het deelrapport Witteveen+Bos 2016b).

Doordat het waterpeil van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer een stuk lager komt te liggen bij een dijkopening, namelijk rond de -0.10 m NAP, veranderen ook de kwel- en wegzijgingsdebieten in beide meren. Met het regionale grondwatermodel (Verhagen et al. 2014) is de hoeveelheid kwel en wegzijging opnieuw berekend (Tabel 1). Daarnaast neemt het wateroppervlak van het Markiezaatsmeer af naar circa 900 ha, waardoor het landoppervlak toeneemt tot circa 950 ha en de debieten aan af- en uitspoeling toenemen. Tenslotte wordt in de ‘open dijk’ scenario’s in geen van beide meren nog water in- of uitgelaten om het peil te handhaven: het is dus een volledig flexibel peil dat bepaald wordt door het getijdenregime.

Tabel 1. Kwel- en wegzijging (mm/dag) bij een open verbinding tussen het Zoommeer/Schelde-Rijnkanaal en de Binnenschelde/Markiezaatsmeer

	Binnenschelde	**Markiezaatsmeer**
kwel (water; mm/dag)	1,10	0,58
wegzijging (water; mm/dag)	0	0
kwel (land; mm/dag)	0	0
wegzijging (land; mm/dag)	0	0,62

Voor de chlorideconcentratie van het inlaatwater uit het Zoommeer/Schelde-Rijnkanaal is 11,7 g/l aangehouden (Meijers et al. 2008). Afhankelijk van de grootte van de opening in de dijk zal de maximale stroomsnelheid door de opening naar de Binnenschelde liggen tussen de 1,3 m/s (opening van 30 m^2) en 1,7 m/s (opening van 2 m^2). De maximale stroomsnelheid door de opening naar het Markiezaatsmeer zal gelijk zijn aan 1,0 m/s (opening van 200 m^2) en 1,7 m/s (opening van 10 m^2). De openingen zullen dan ook versterkt moeten worden met stortsteen om afkalving van de dijk te voorkomen.

De resulterende waterbalansen zijn opgenomen in Hoofdstuk 2 voor de Binnenschelde en Hoofdstuk 3 voor het Markiezaatsmeer. Bijlage X1 bevat gedetailleerde figuren (op maandbasis) van de waterbalansen.

1.3. Nutriëntbelastingen in het water

Om de externe nutriëntenbelasting door inlaat vanuit het Zoommeer en de Oosterschelde te berekenen, is uitgegaan van maandgemiddelde concentraties (Tabel 2). Ter vergelijking is de concentratie in het huidige zoete Zoommeer ook weergegeven als maandgemiddelden over de periode 2005-2014. De concentraties voor het zoute Zoommeer volgen uit de modelstudie van Deltares voor het toekomstige zoute Volkerak-Zoommeer (Meijers et al. 2008). De concentraties voor de Oosterschelde betreffen een gemiddelde waarde per maand, berekend over de jaren 1990 - 2014 (Rijkswaterstaat, meetpunt 'Wissenkerke'). De concentraties van de andere posten zijn gelijk aan de concentraties die gebruikt zijn voor de simulatie van de huidige zoete condities (zie Tabel 4.1 in het deelrapport Witteveen+Bos 2016b).

Tabel 2. Gehanteerde maandgemiddelde concentraties voor totaal P en totaal N voor het zoute Zoommeer en de Oosterschelde. Ter vergelijking is het zoete Zoommeer toegevoegd.

	Totaal P (mg/l)			Totaal N (mg/l)		
maand	**Zoommeer (zoet)**	**Zoommeer (zout)**	**Oosterschelde**	**Zoommeer (zoet)**	**Zoommeer (zout)**	**Oosterschelde**
jan	0,12	0,12	0,08	3,1	3,9	0,8
feb	0,09	0,12	0,06	4,0	4,7	0,9
mrt	0,09	0,09	0,05	5,0	4,4	0,9
apr	0,09	0,06	0,03	5,1	3,7	0,7
mei	0,11	0,03	0,03	4,7	2,4	0,5
jui	0,10	0,04	0,04	3,7	1,5	0,4
jul	0,11	0,07	0,05	3,5	1,5	0,4
aug	0,11	0,10	0,05	2,2	1,9	0,3
sep	0,11	0,10	0,06	1,6	1,9	0,4
okt	0,12	0,05	0,06	1,5	1,4	0,5
nov	0,14	0,08	0,07	1,5	2,2	0,6
dec	0,15	0,10	0,07	2,0	3,2	0,8

Detail figuren zijn opgenomen in Bijlage X1.

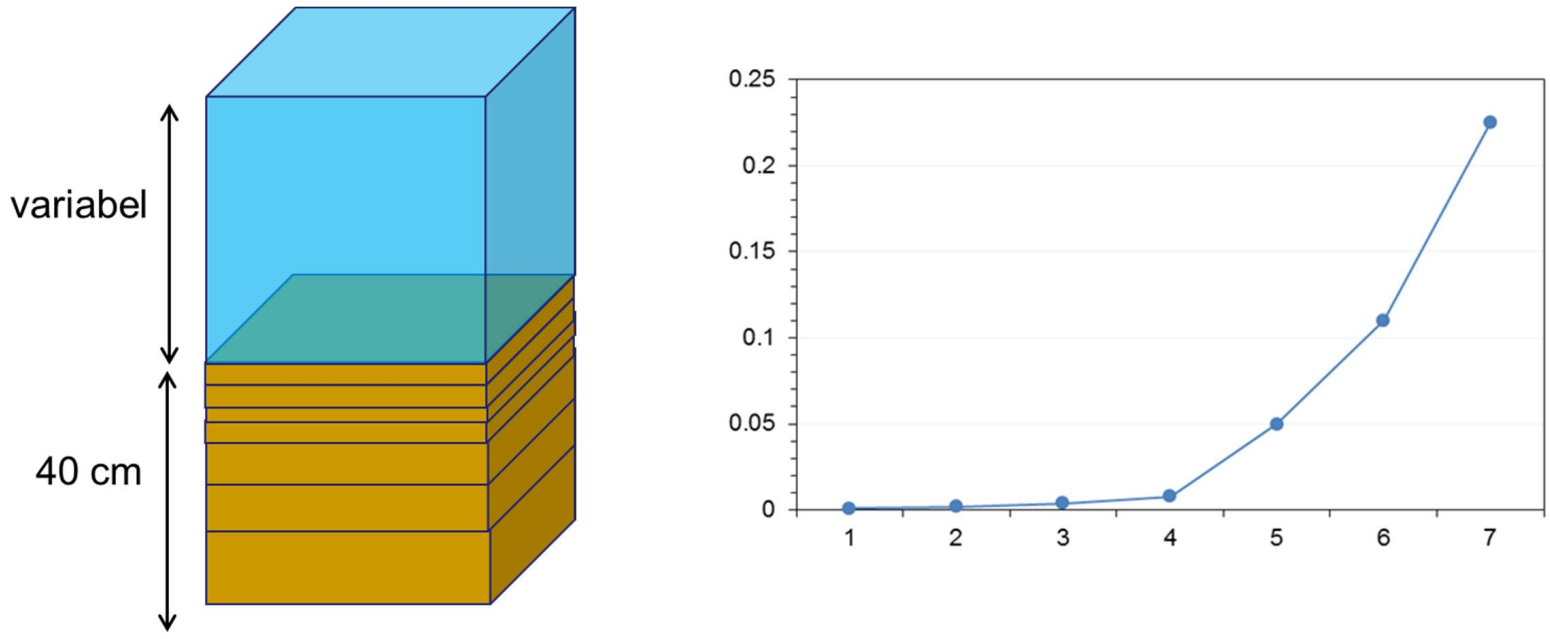
1.4. Gebruik van DELWAQ

1.4.1. Modelopzet

Voor de zoute scenario's wordt gebruik gemaakt van het modelsysteem DELWAQ (recentelijk hernoemd naar D-WAQ). DELWAQ is het open source modelinstrumentarium dat door Deltares en meer dan honderd instanties wereldwijd wordt ingezet in zoete, brakke en zoute wateren in zowel 1D, 2D en 3D modelstudies. In essentie bestaat DELWAQ uit twee onderdelen: 1) de oplossing van de advectie-diffusie vergelijking, dat wil zeggen de rekenkern die het transport van stoffen berekend, en 2) de processenbibliotheek waarin alle fysische, chemische en biologische processen zijn opgenomen. Ten behoeve van iedere modelstudie wordt een selectie van relevante processen gemaakt die voor die specifieke studie voldoen aan de vraagstelling. Voor de zoutwater scenario's voor Binnenschelde en Markiezaatsmeer wordt gebruik gemaakt van de standaard set die voor de Noordzee-modellering is ontwikkeld, aangevuld met gedetailleerde processen in de bodem die in de Westerschelde en de Eems-Dollard (De Kluijver et al. 2013, Cronin et al. 2015) zijn toegepast.

Net als PCLake wordt de waterkolom geschematiseerd in een segment. Ruimtelijke (horizontale en verticale) gradiënten zijn dus niet meegenomen. De wateren worden als goed gemengd

beschouwd. De modellering van de bodem-wateruitwisseling in DELWAQ verschilt van PC Lake. In ondiepe wateren met een lang verblijftijd is de bodem-wateruitwisseling vaak een belangrijke factor voor de seizoensvariatie voor waterkwaliteit. Voor fosfaat uit zich dat regelmatig als nalevering uit het sediment in de zomermaanden. Om meer inzicht te krijgen in deze processen, is de bodem-wateruitwisseling in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer specifiek meegenomen in de modelleringen van de zoute scenario's. Hierbij is uitgegaan van een relatief "standaard" zout systeem in DELWAQ. Onder het watersegment is de bodem geschematiseerd met 7 lagen van toenemende dikte (Figuur 1) oplopend van 1 mm tot 225 mm. De totale dikte van de bodem is 40 cm en omvat de biologisch actieve zone van 10 tot 20 cm waarin organismen het sediment omwoelen of anderszins beïnvloeden.

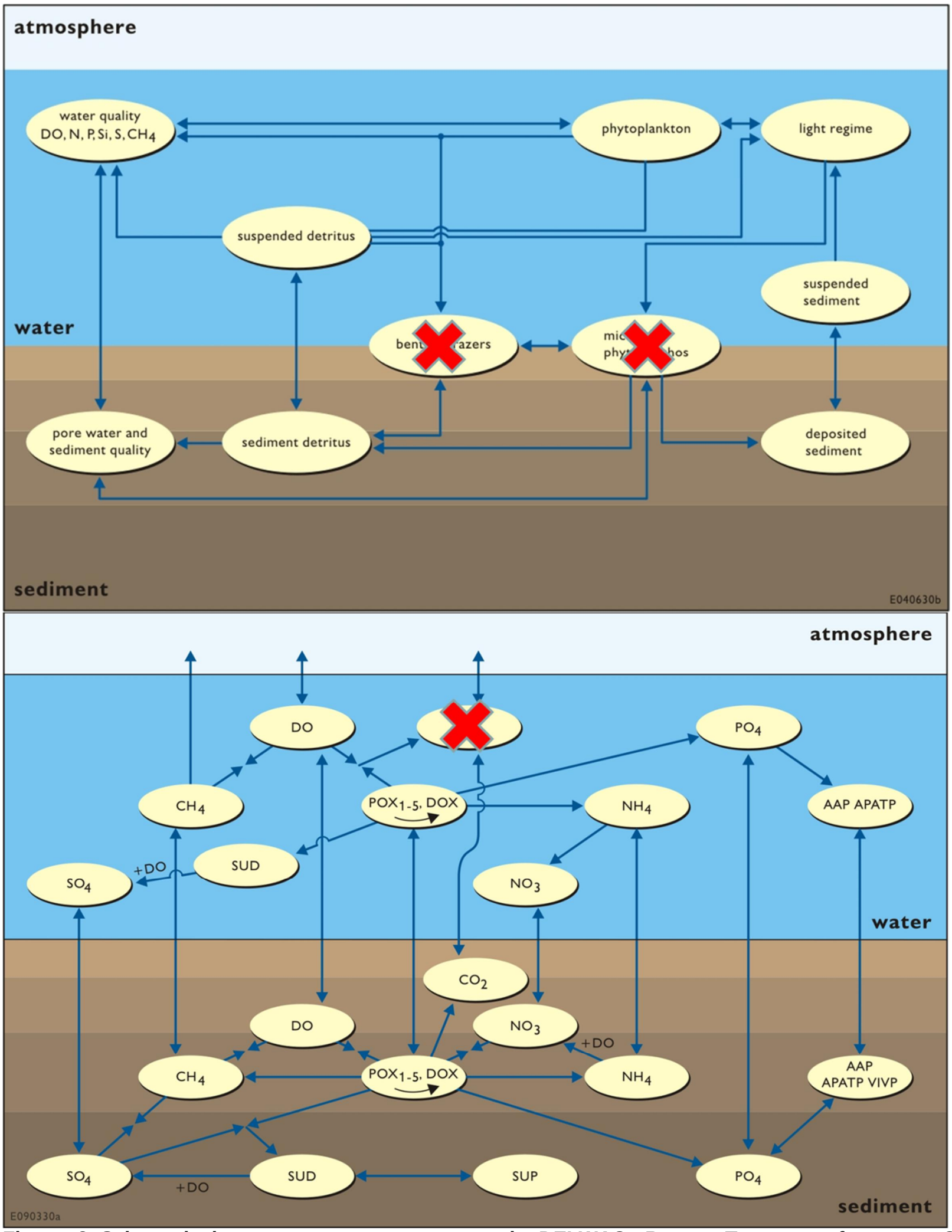


Figuur 1 DELWAQ schematisatie met 1 watersegment en 7 bodemsegmenten van toenemende dikte (rechts)

In DELWAQ worden de volgende stoffen gemodelleerd:

- Saliniteit (NB: met vaste conversie om te rekenen naar chloride)
- Zuurstof
- Nutriënten (NH_4^+, NO_3^-, ortho-PO_4, Si)
- Particulair gebonden fosfaat en fosfaatmineralen (vivianiet en apatiet)
- Particulair Silicaat (Opaal)
- Sulfaat, opgelost sulfide en particulair sulfide
- Methaan (CH_4)
- Anorganisch materiaal (3 fracties)
- Particulaar Organisch materiaal (4 fracties)
- Opgelost Organisch materiaal (DOC)
- Algen (4 groepen): mariene diatomeeën, mariene flagellaten, dinoflagellaten, Phaeocystis

Een schematische weergave van de processen is opgenomen in Figuur 2.



Figuur 2 Schematische weergave van processen in DELWAQ. Boven: Tussen stofgroepen; Onder: Tussen chemische stoffen en organisch materiaal.

In tegenstelling tot PCLake worden hogere trofische niveaus niet meegenomen in de modellering. Hoewel het mogelijk is om schelpdieren, zoals mosselen, kokkels en Amerikaanse zwaardschede in DELWAQ mee te nemen, is ervoor gekozen om in de basisopzet geen schelpdieren mee te nemen, omdat het voor de zoute scenario's op voorhand onvoldoende bekend is of er schelpdieren vestigen, in welke hoeveelheden ze gaan voorkomen en op welke locaties ze gaan voorkomen. Aangezien begrazing door schelpdieren over het algemeen resulteert in een lagere algenconcentratie, is het niet meenemen van schelpdieren voor het

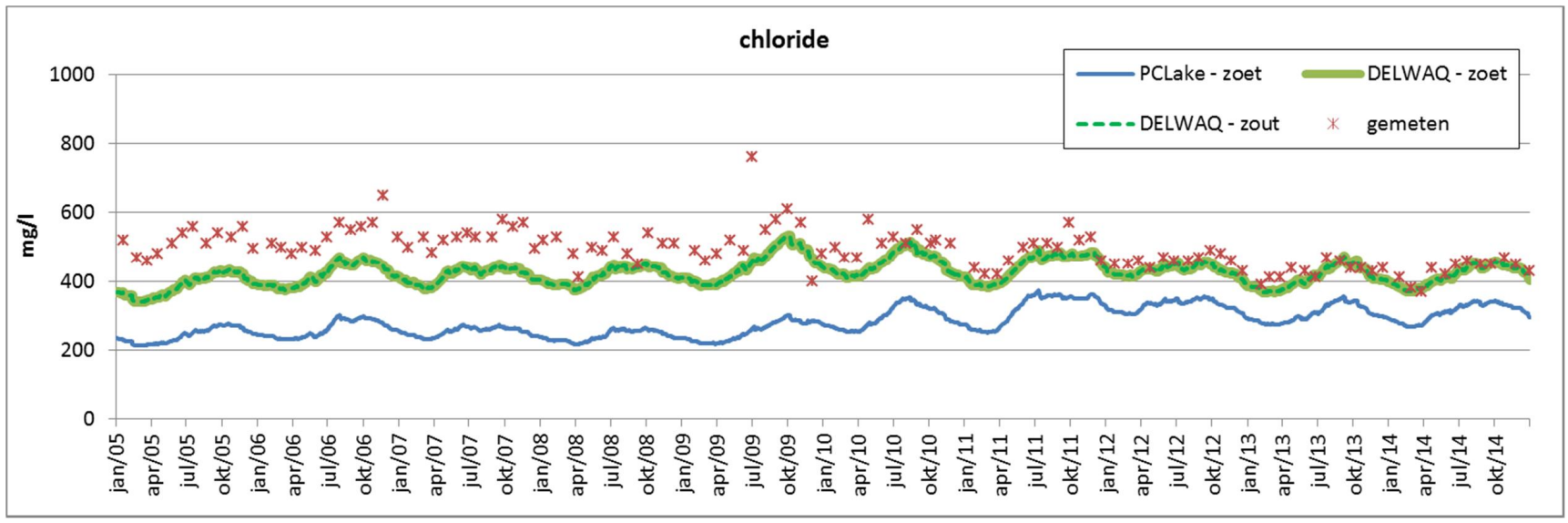
modelresultaat een worst-case voor de algenconcentratie en het doorzicht. Het voorkomen van bodemdieren wordt in paragraat 2.2.6 en 3.2.6 door middel van expert judgement beoordeeld.

1.4.2. Modelverificatie Binnenschelde

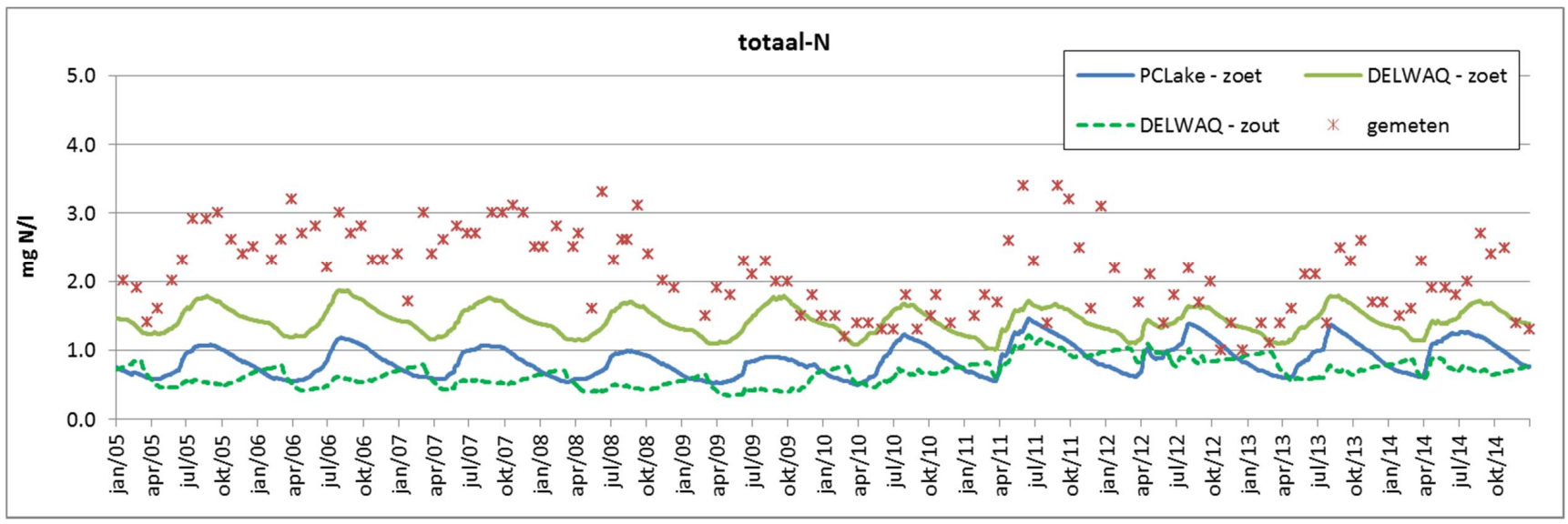
Omdat met DELWAQ zoute scenario's worden doorgerekend waarvoor – uiteraard – geen metingen beschikbaar zijn, is het niet mogelijk om een modelkalibratie uit te voeren van de zoute modelopzet. Daarom is – ook ter vergelijking met PCLake – een DELWAQ verificatie met zoete algen voor de huidige (zoete) situatie doorgerekend. Hierbij is gebruik gemaakt van de parameterinstellingen die voor het recent ontwikkelde nieuwe 3D-model voor het zoete Volkerak-Zoommeer zijn gebruikt (Kramer et al. 2015). Als de vergelijking van DELWAQ-zoet met metingen en met PCLake goed is, geeft dat vertrouwen dat het model in de zoute scenario's met zoute algen ook een goed is, ondanks het feit dat DELWAQ-zout niet gekalibreerd kan worden.

Voor de modeltoetsing zijn de modelresultaten van DELWAQ-zoet en PCLake in een figuur geplot, waarin ook de meetgegevens voor de periode 2005-2014 zijn geplot (Figuur 3). In de figuren wordt ook het modelresultaat van DELWAQ-zout getoond, waarbij het enige verschil met DELWAQ-zoet is dat de zoete algensamenstelling vervangen is door een zoute algensamenstelling. Hoewel dit in werkelijkheid niet kan, omdat het water dan ook zout gemaakt zou moeten worden, is deze vergelijking wel belangrijk en relevant voor het begrip, omdat dit sec het effect van een andere algensamenstelling laat zien.

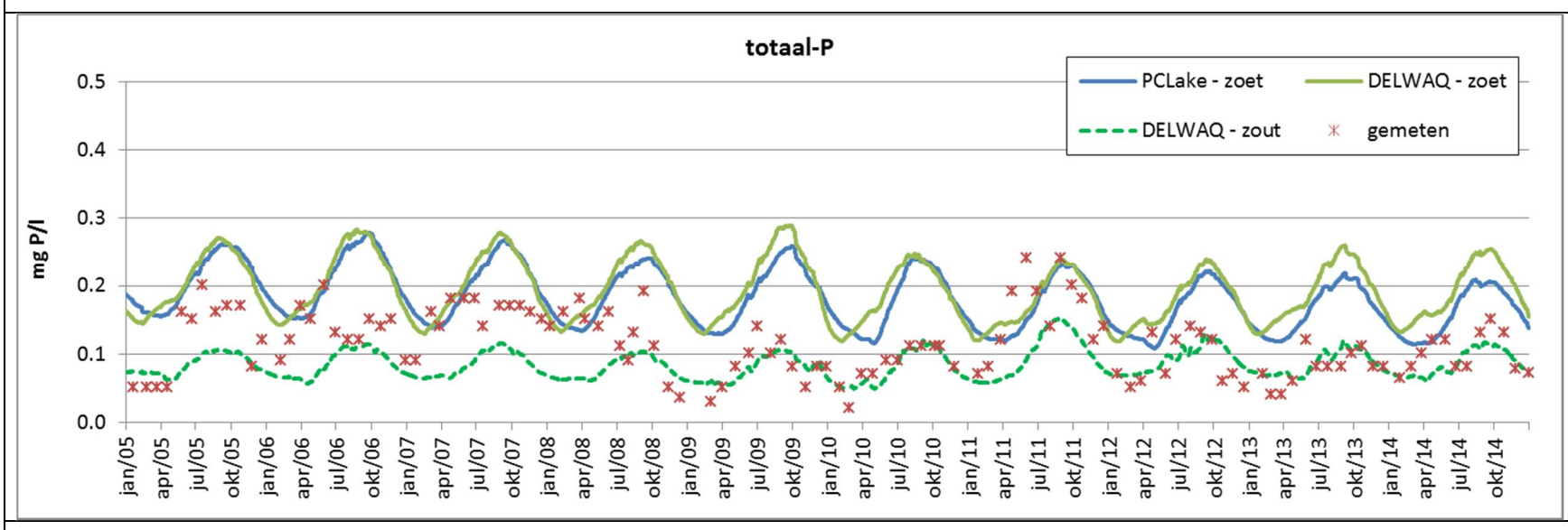
Chloride (mg/l)



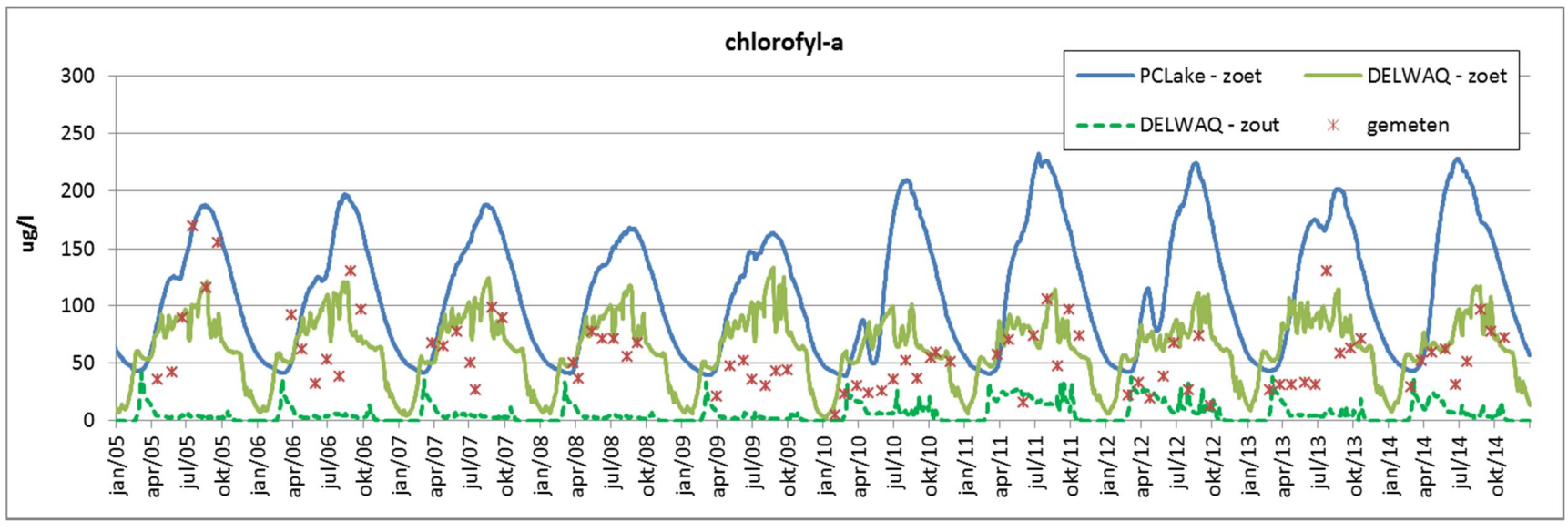
Totaal-stikstof (mg N/l)



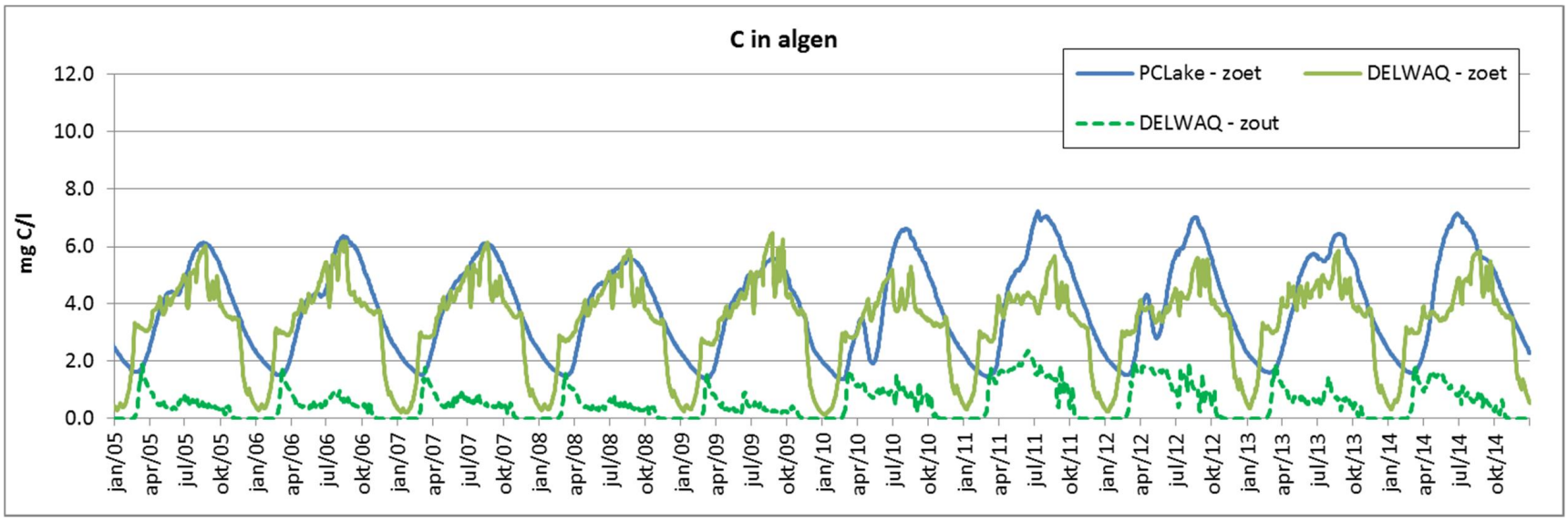
Totaal-fosfaat (mg P/l)



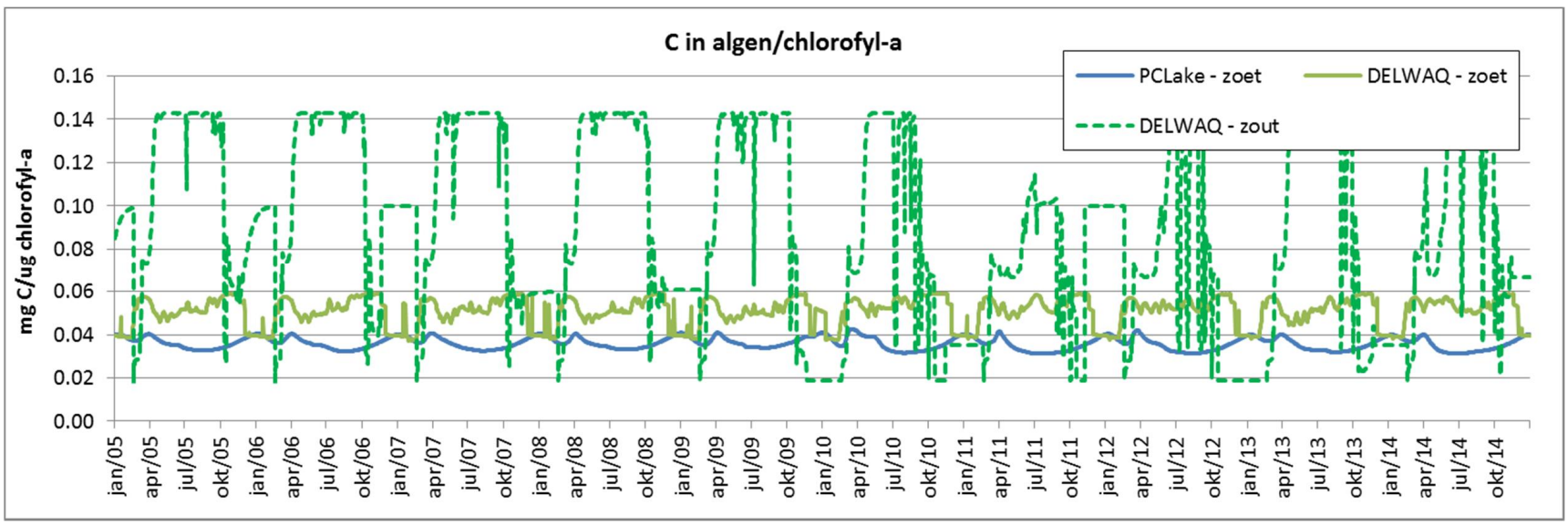
Chlorofyl-a (µg/l)



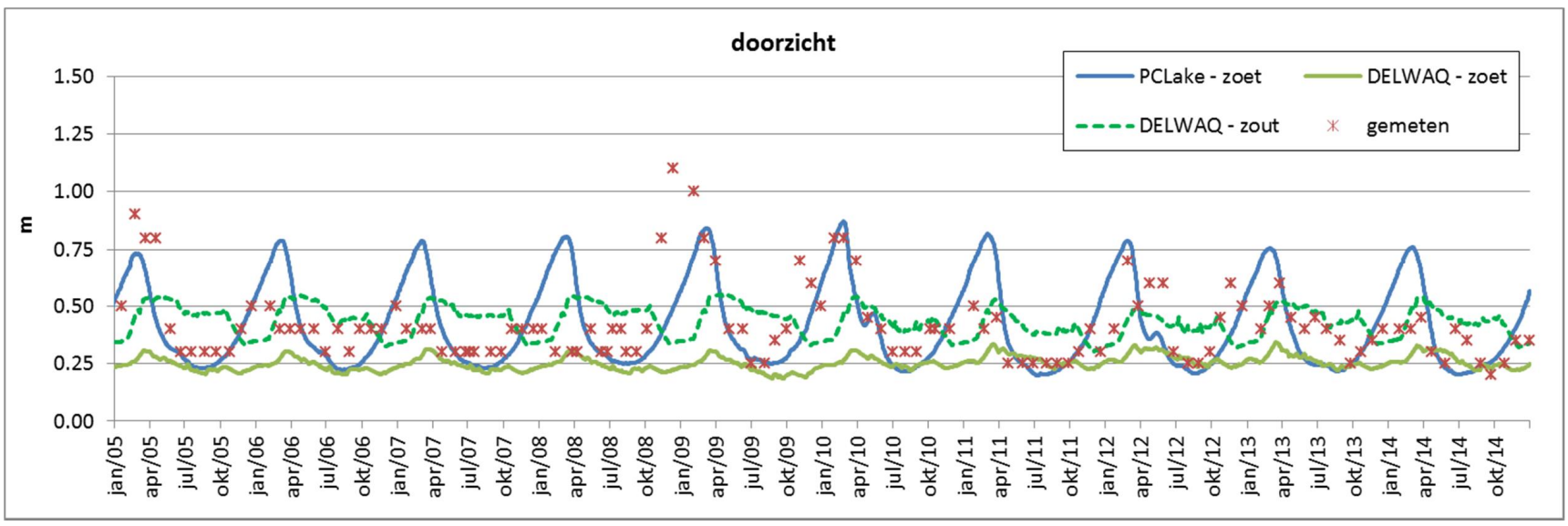
Biomassa algen (mg C/l)



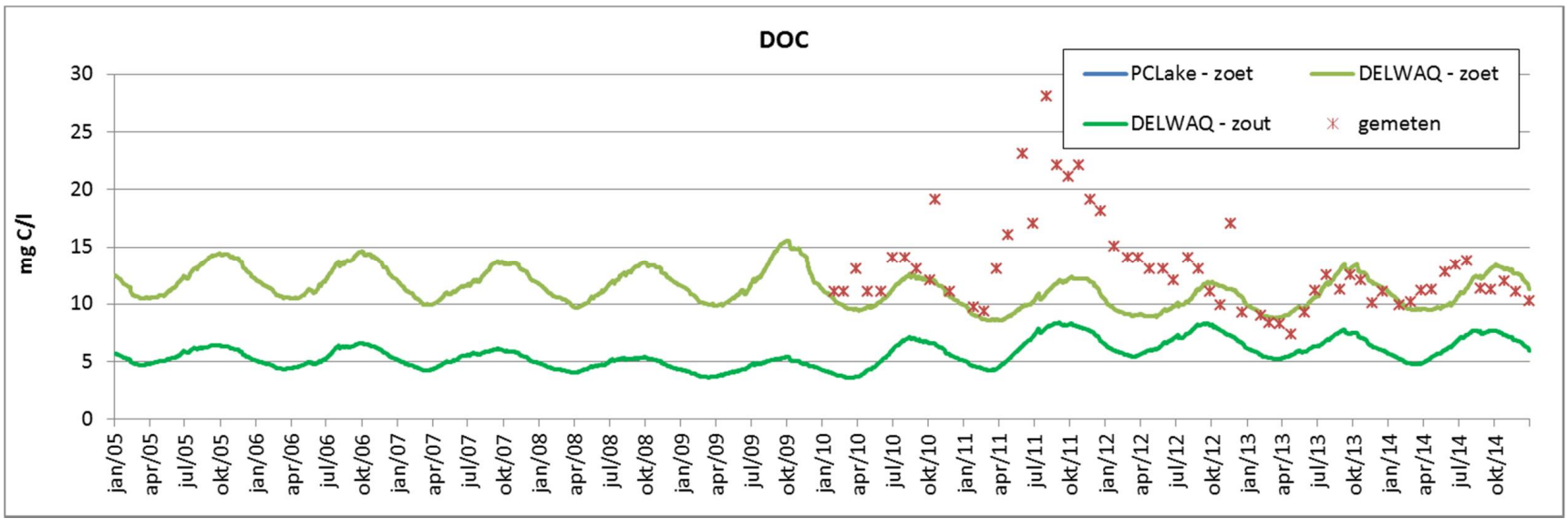
Koolstof/Chlorofyl ratio (mg C/ug)



Doorzicht (m)



Opgelost organisch koolstof (DOC, mg C/l)



Figuur 3 Binnenschelde – Vergelijking van metingen (symbolen) en modelresultaten van PCLake en DELWAQ (lijnen) over de periode 2005-2014 voor chloride, totaal-stikstof, totaal-fosfaat, chlorofyl-a, algenbiomassa, opgelost organisch koolstof en de koolstof/chlorofyl-ratio. Het gestippelde DELWAQ-

zout modelresultaat toont het effect van het wijzigen van een zoete algensamenstelling in een zoute algensamenstelling – de chlorideconcentratie blijft gelijk.

Chloride
Op basis van de waterbalans bleef de berekende chlorideconcentratie in DELWAQ-zoet rond 250 mg/l hangen, ofwel circa de helft van de gemeten waarden van rond 500 mg/l. Aan het model is een heel klein beetje extra kwel van 0,1 mm/d toegevoegd met een randvoorwaarde aan de onderkant van de 40 cm bodemkolom van 2.000 mg/l chloride. In de 40 cm dikke modelbodem ontstaat daardoor een chloridegradiënt, waardoor een kleine extra zoute kwelflux ontstaat. De uiteindelijke chlorideconcentratie in deze extra kwelflux op de bodem-water overgang is dus niet gelijk aan 2.000 mg/l. Door de deze modelaanpassing verhoogt de berekende waarde naar circa 450 mg/l. Een verdere afregeling is mogelijk, maar doet niets af aan het feit dat de kwelbelasting onvoldoende goed bekend is om de gemeten chlorideconcentratie te reproduceren. Er is voor gekozen om niet tot ‘curve-fitting’ over te gaan.

Totaal fosfaat
De berekende totaal fosfaatconcentratie komt overeen met PCLake modelberekening, maar is net als PCLake wat hoger dan de gemeten concentratie. Aan de 0,1 mm/d kwel is een fosfaatconcentratie van 0,5 mg/l toegekend (op basis van metingen van onderzoeksbureau B-Ware). In het model is een aanzienlijk deel van het totaal fosfaat aanwezig als opgelost organisch fosfaat (DOP). De DOP-concentratie varieert in het model tussen 0,06/0,08 mg P/l in de winter en 0,10/0,12 mg P/l in de zomer. De bijdrage van DOP aan de totaal fosfaatconcentratie is daarmee circa 33%.

Totaal stikstof
In eerste instantie bleef de berekende totaal stikstofconcentratie onder de gemeten totaal stikstofconcentraties, waarbij een proces als denitrificatie is meegenomen. Dit geeft aan dat de stikstofbalans voor de Binnenschelde onvoldoende goed begrepen wordt. Om de berekende concentratie te verhogen is aan de 0,1 mm/d kwel een stikstofconcentratie van 5 mg/l toegekend. Deze concentratie is gebaseerd op de maximaal gemeten waarden in het bodemvocht (metingen van onderzoekscentrum B-Ware), en komt neer op een gebruikte N:P-ratio van 10:1 g/g.

Met deze toevoeging komt de berekende totaal stikstofconcentratie in de periode 2010-2014 redelijk goed overeen met de gemeten winterconcentraties. In de zomer wordt de concentratie in het model onderschat. In de periode 2005-2009 wordt zowel de winter- als de zomerconcentratie onderschat. De gemodelleerde totaal stikstofconcentratie in DELWAQ-zoet is structureel wat hoger dan in PCLake. In hoeverre dit komt door de iets verhoogde kwelflux of door andere modelaspecten is niet verder uitgezocht.

Uit de data-analyse blijkt dat stikstof vrijwel volledig in organische vorm voorkomt. De hoge totaal stikstofconcentratie is niet te verklaren uit de biomassa van algen en het particulair organisch materiaal. In overeenstemming met de hoge DOC concentratie (zie onderstaande punt) is het waarschijnlijk dat het stikstof in de vorm van opgelost organisch stikstof voorkomt. Uit zoute wateren is bekend dat dit voor een groot deel zeer moeilijk afbreekbaar (refractair) kan zijn (Dauwe and Middelburg 1998). Mogelijk geldt hetzelfde voor de Binnenschelde. Aangezien deze refractaire fractie niet in het model is opgenomen, zou dit een oorzaak kunnen zijn voor de onderschatte totaal stikstofconcentratie in het model.

Chlorofyl, algenbiomassa en koolstof/chlorofyl-ratio
De met DELWAQ-zoet berekende chlorofylconcentratie komt goed overeen met de metingen en is in de zomer wat lager dan de PCLake modeluitkomst. Dit verschil tussen DELWAQ-zoet en PCLake is vooral het gevolg van de gebruikte koolstof/chlorofyl-ratio. Als de biomassa van algen vergeleken wordt is het verschil veel kleiner tot zelfs afwezig in de jaren 2005-2009. In DELWAQ (zoet en zout) is de koolstof/chlorofyl-ratio in sterkere mate afhankelijk van de limiterende factor dan in PCLake. Onder lichtlimitatie is de verhouding hoger (meer chlorofyl per mg koolstof) dan onder stikstof of fosfaat gelimiteerde omstandigheden. Omdat de Binnenschelde in de zomer stikstof gelimiteerd is, maken algen dan bij dezelfde biomassa minder chlorofyl.

Opgelost organisch materiaal (DOC) en doorzicht

De berekende concentratie opgelost organisch koolstof (DOC) was in eerste instantie wat lager dan de gemeten concentratie. De berekende concentratie is verhoogd door een klein deel (5%) van de snel afbreekbare organische fractie (POC1) aan de DOC-fractie toe te kennen. Hierdoor wordt meer DOC gevormd en door de slechte afbreekbaarheid van DOC neemt de concentratie in het oppervlaktewater toe. Met deze relatief beperkte aanpassing komt de DOC concentratie vrij goed overeen met de metingen.

Het in DELWAQ-zoet berekende doorzicht is met 0,2 tot 0,3 m iets minder dan in de metingen, die minima van 0,25 m in de zomer en 0,5 tot af en toe meer dan 1 m in de winter laten zien. In DELWAQ-zoet levert DOC circa 75% van de lichtextinctie, en het is dus goed mogelijk dat de gehanteerde specifieke extinctiecoëfficiënt te hoog is in DELWAQ. Omdat er in het voorjaar, de zomer en het najaar geen lichtlimitatie optreedt voor algengroei in DELWAQ-zoet, is de onderschatting van het doorzicht niet van belang voor de berekende primaire productie en chlorofylconcentratie. Alleen in de winter zou er een zwak effect kunnen zijn op de berekende primaire productie en chlorofylconcentratie, omdat er dan wel lichtlimitatie optreedt. Bij de interpretatie van het modelresultaat voor de hoeveelheid licht die de bodem bereikt, moet er natuurlijk voor het gehele jaar rekening worden gehouden met de onderschatting van het doorzicht.

Vergelijk DELWAQ-zoet met DELWAQ zout: Effect van algensamenstelling

Zoals gezegd hebben we DELWAQ-zoet met DELWAQ-zout vergeleken om inzicht te geven in het effect van een andere algensamenstelling bij verder gelijk blijvende omstandigheden. Men moet daarbij voor de vergelijking aannemen dat het zoute algen in het zoete water kunnen overleven en groeien. Zowel DELWAQ-zoet als DELWAQ-zout maken gebruik van parameterinstellingen die in vele zoete en zoute modelstudies toegepast zijn en door veelvuldig gebruik gevalideerd zijn (bijvoorbeeld Los, 2009, De Kluijver et al. 2013, Cronin et al. 2015). Een functionaliteit van de algenmodellering in DELWAQ is dat algen hun groeisnelheid en hun koolstof-, nutriënten- en chlorofylratio's (C:N:P:Si:chlorofyl-a) aanpassen aan de limiterende omstandigheden, dat wil zeggen aan licht-, stikstof- of fosfaatlimitatie (zie bovenstaande referenties en in het bijzonder Los (2009)). In DELWAQ-zoet zijn *Microcystis* en *Aphanizomenon* de dominante gemodelleerde algensoorten en in DELWAQ-zout voor de Binnenschelde zijn dat mariene diatomeeën en dinoflagellaten. De parameterinstellingen voor de groeisnelheid en nutriëntenratio's verschillen wel tussen de zoete en zoute algen, maar zijn niet zo substantieel. Er zijn twee parameters die wel substantieel verschillen en van belang zijn om de verschillende in de modelberekening tussen DELWAQ-zoet en DELWAQ-zoet te verklaren. De mortaliteit, ofwel de sterftesnelheid, is voor de mariene algen ongeveer twee keer zo hoog als voor de zoetwateralgen (Los 2009). Daarnaast kan de chlorofyl:koolstof ratio substantieel verschillend zijn onder bepaalde limiterende condities, bijvoorbeeld tussen N- en P-limitatie voor mariene dinoflagellaten en zoete *Aphanizomenon*. Beide zijn in de zomer en het najaar dominant. Onder nutriëntlimitatie komt 1 g C/m^3 algenbiomassa mariene dinoflagellaten in DELWAQ-zout overeen met 10 mg/m^3 chlorofyl-a en 1 g C/m^3 algenbiomassa *Aphanizomenon* in DELWAQ-zoet 25 mg/m^3 chlorofyl-a.

Het meest opvallende verschil tussen DELWAQ-zoet en DELWAQ-zout is de lagere biomassa van algen die bij de zoute algensamenstelling worden berekend (Figuur 3). Deze is bij de zoute algen ongeveer de helft van de zoete algensamenstelling. In de zomer is de zoute algenbiomassa 1 tot 2 mg C/l, terwijl de zoete algenbiomassa circa 4 mg C/l bereikt. De voornaamste reden hiervoor is de hogere sterftesnelheid in DELWAQ-zout, waardoor naar verhouding een groter deel van de beschikbare nutriënten in dood organisch materiaal dan in levende algen terecht komt. In DELWAQ is in deze empirisch hogere sterftesnelheid meegenomen dat in zoute wateren de begrazing structureel hoger is, maar dat die begrazing niet in het model is opgenomen (zie ook paragraaf 1.4.1)

Daarnaast heeft de stikstof fixerende capaciteit van *Aphanizomenon* een inherent voordeel onder stikstof limiterende omstandigheden doordat een extra stikstofbron, te weten fixatie, de potentie voor algenbiomassa doet toenemen. Omdat mariene dinoflagellaten onder stikstof gelimiteerde omstandigheden ongeveer tweederde minder chlorofyl per mg koolstof creëren dan zoete

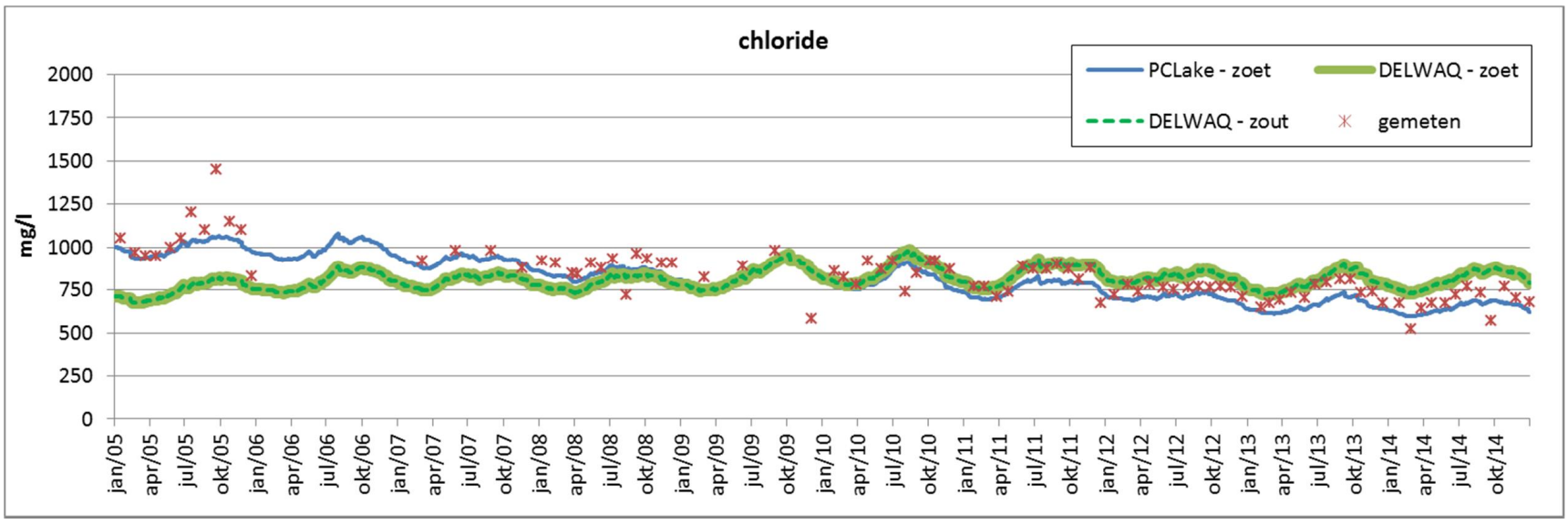
Aphanizomenon, is de chlorofylconcentratie in de zomer in DELWAQ-zout een factor 4 tot zelfs 12 lager dan in DELWAQ-zoet.

Bij lagere biomassa en vergelijkbare groeisnelheid is de primaire productie (in $gC/m^2/d$) ook lager. De lagere productie heeft ook tot gevolg dat er minder DOC geproduceerd wordt en daardoor is het doorzicht in DELWAQ-zout hoger dan in DELWAQ-zoet. Tenslotte zien we dat het verschil in totaal stikstof tussen DELWAQ-zoet en DELWAQ-zout geringer is voor totaal stikstof dan voor totaal fosfaat. Dit is een indicatie dat het belang van interne processen in de Binnenschelde voor totaal fosfaat hoger is dan voor totaal stikstof.

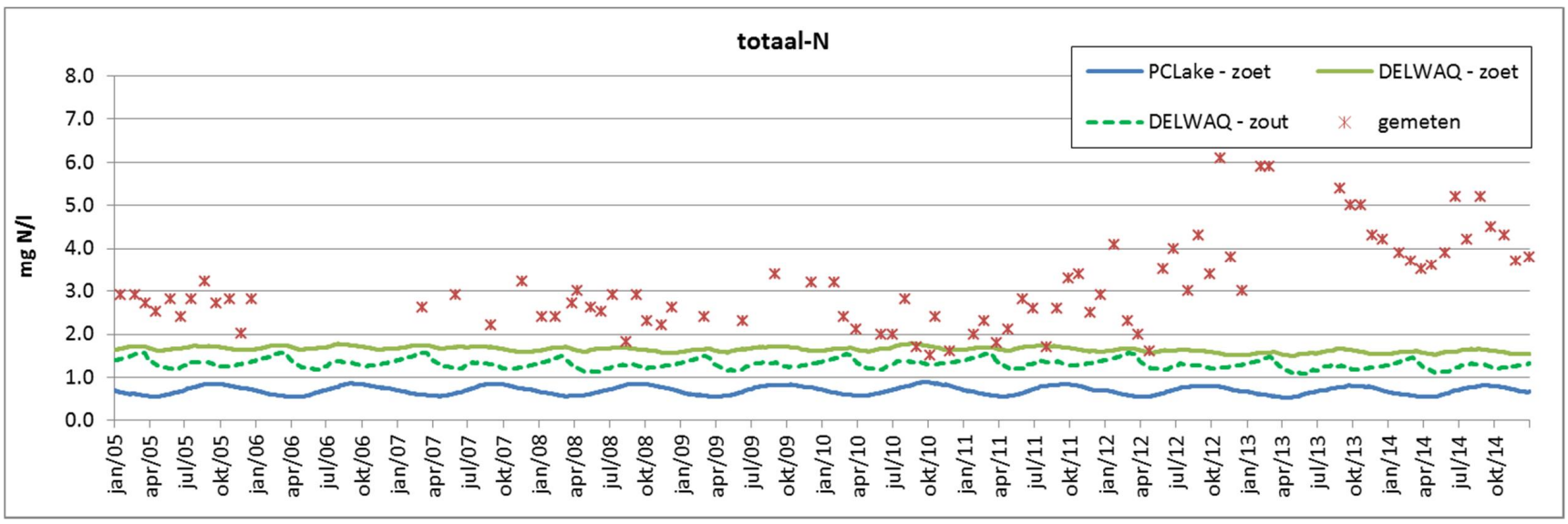
1.4.3. Modelverificatie Markiezaatsmeer

Net als voor de Binnenschelde is ook voor het Markiezaatsmeer een DELWAQ verificatie met zoete algen voor de huidige (zoete) situatie doorgerekend. De parameterinstellingen voor Binnenschelde en Markiezaatsmeer zijn identiek. Voor de modeltoetsing zijn de modelresultaten van DELWAQ-zoet en PCLake in Figuur 4 geplot, tezamen met de metingen over de periode 2005-2014. Eveneens is het modelresultaat van DELWAQ-zout getoond, waarbij (net als bij de Binnenschelde) het enige verschil met DELWAQ-zoet is dat de zoete algensamenstelling vervangen is door een zoute algensamenstelling.

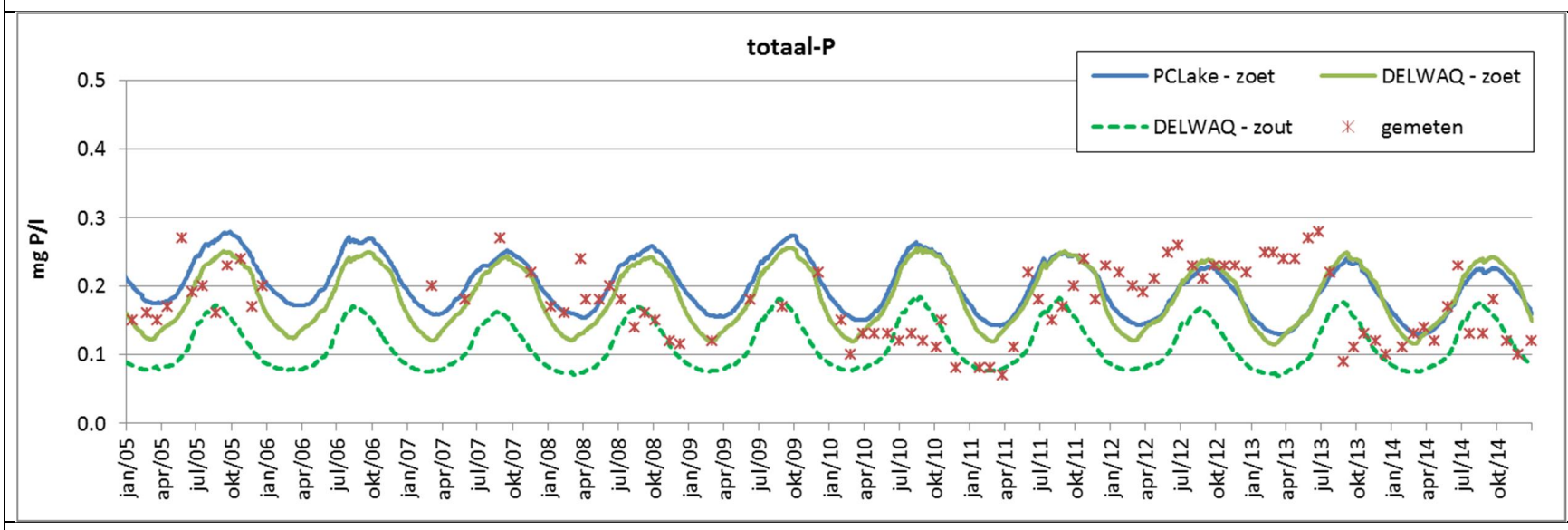
Chloride (mg/l)



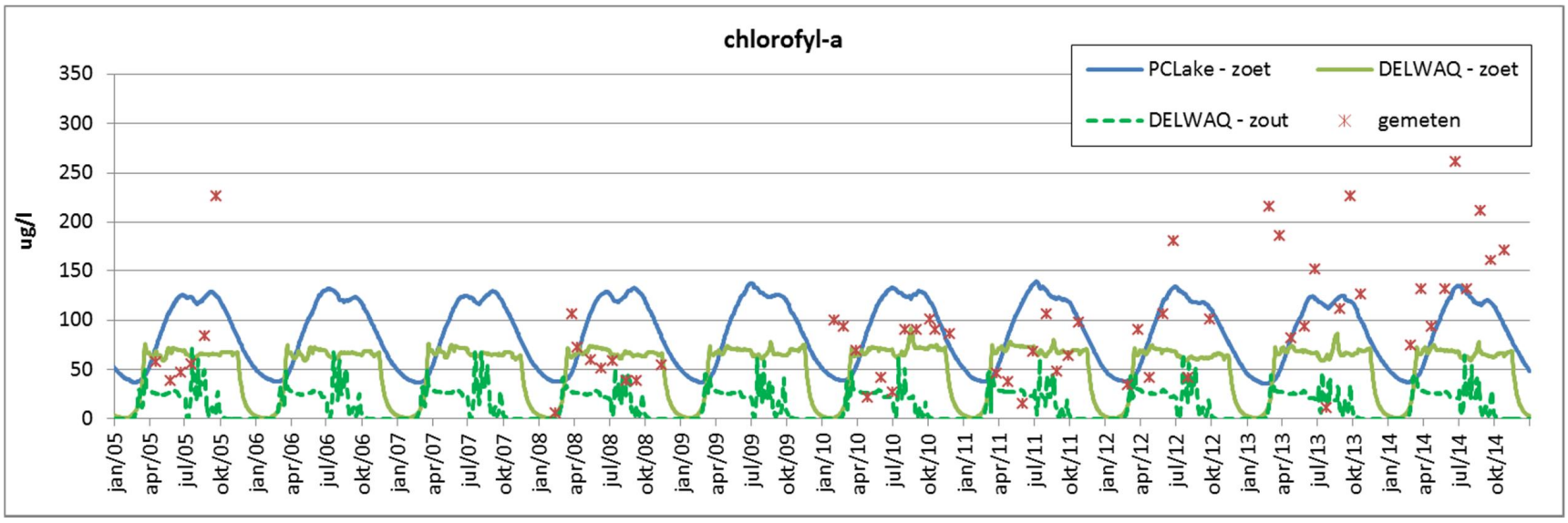
Totaal-stikstof (mg N/l)

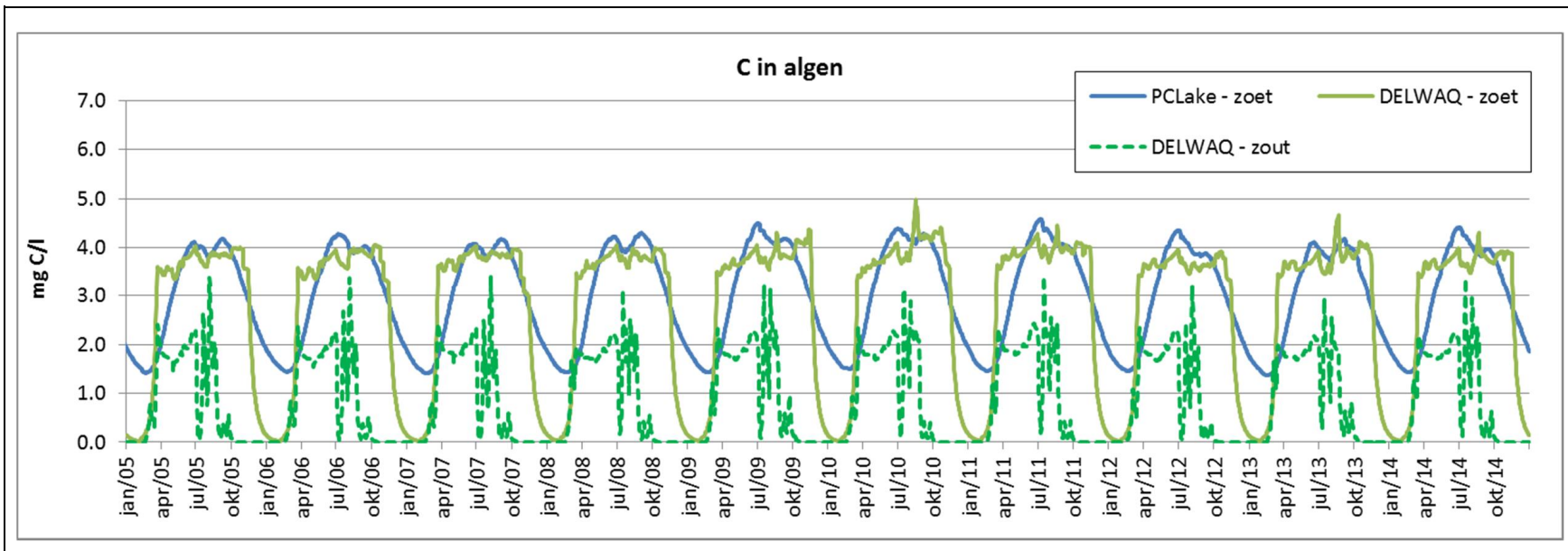


Totaal-fosfaat (mg P/l)

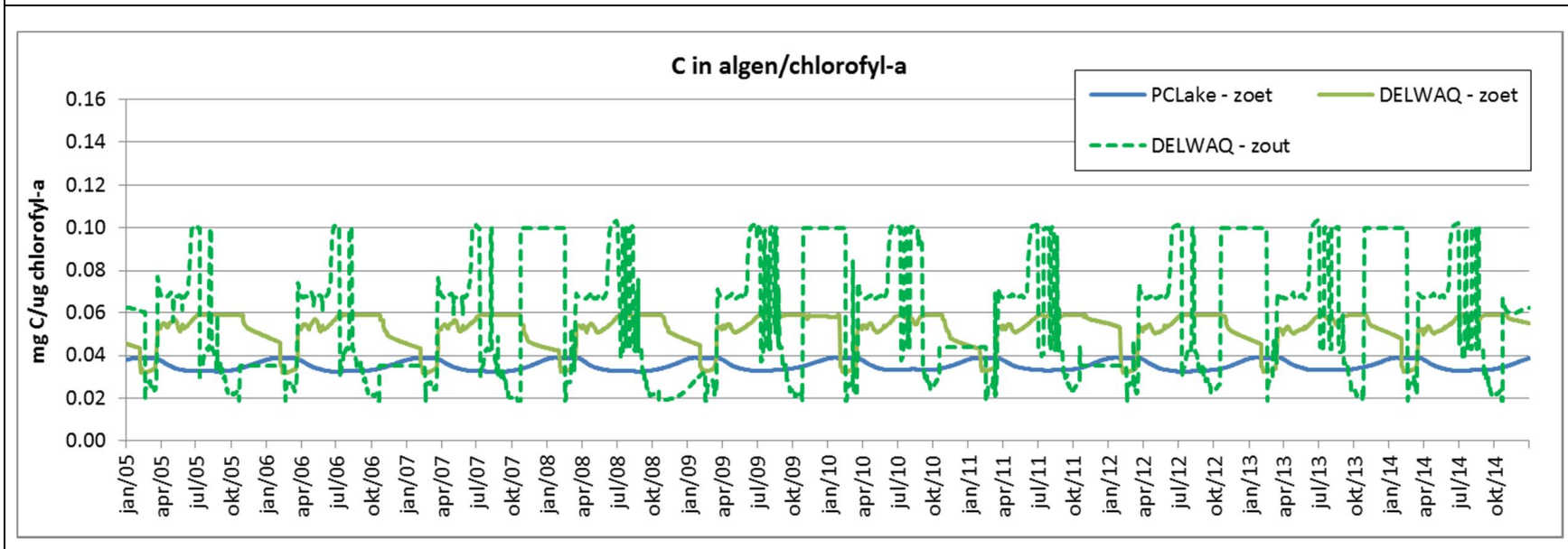


Chlorofyl-a (µg/l)

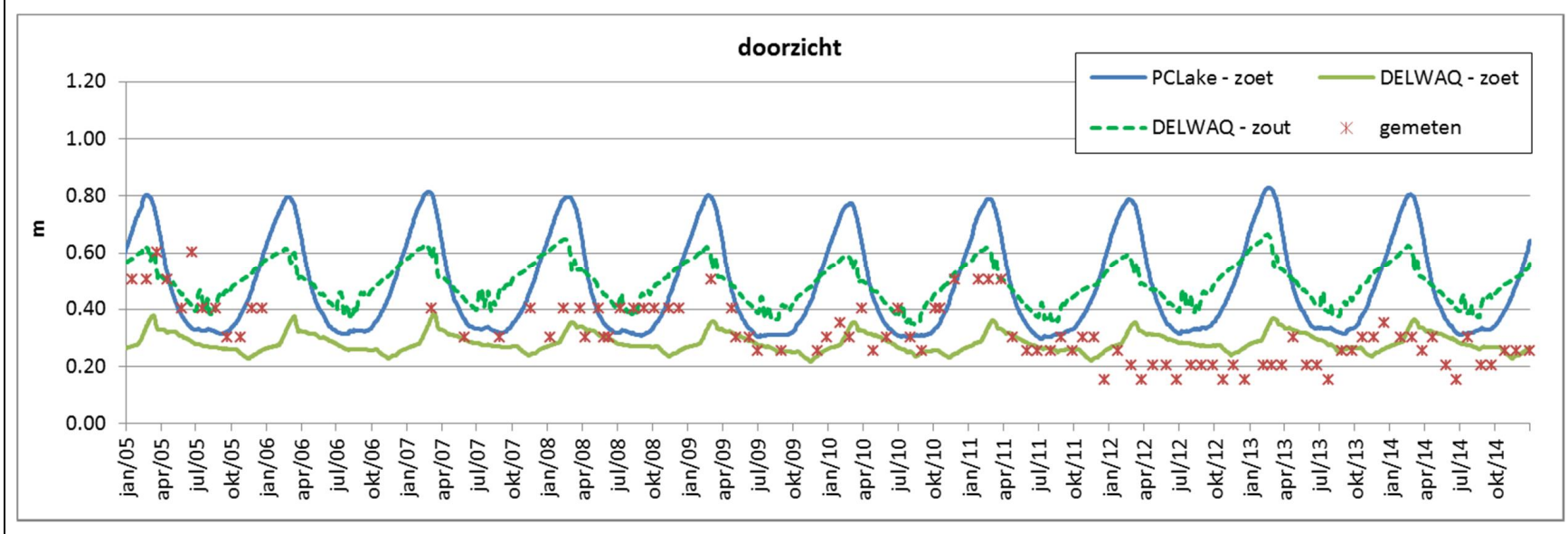




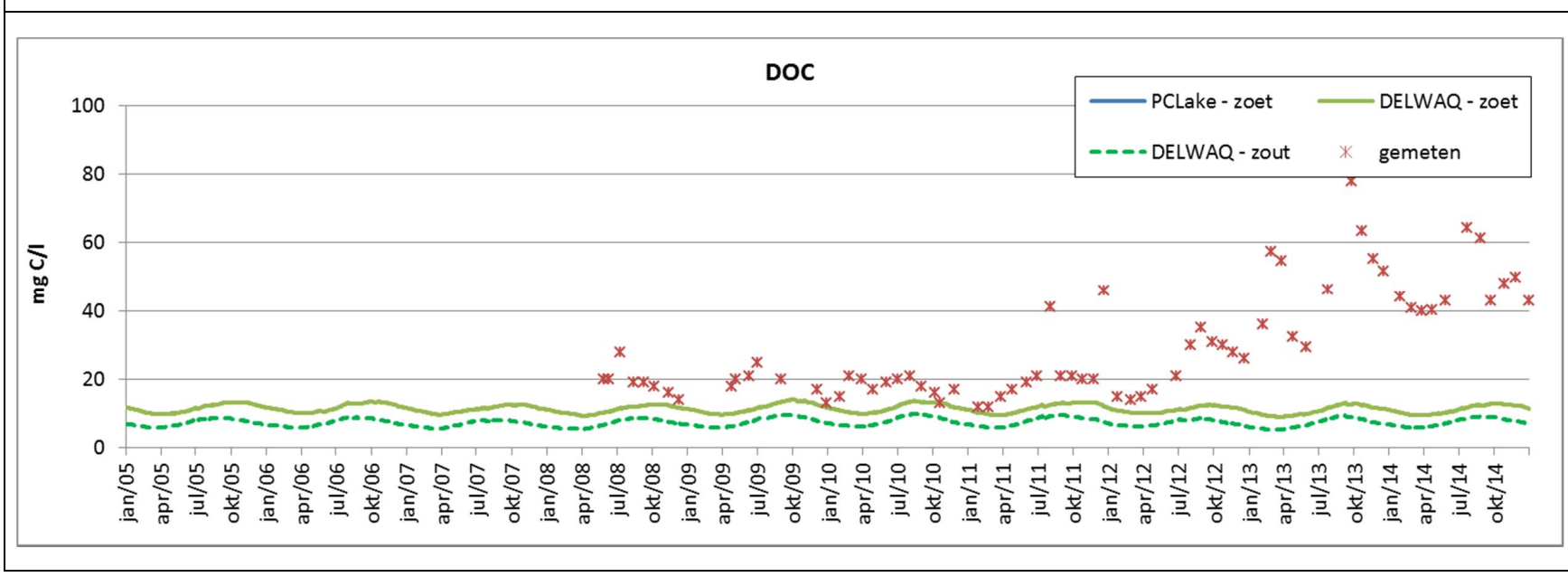
Biomassa algen (mg C/l)



Koolstof/Chlorofyl-ratio (mg C/ug)



Doorzicht (m)



Opgelost organisch koolstof (DOC, mg C/l)

Figuur 4 Markiezaatsmeer – Vergelijking van metingen (symbolen) en modelresultaten van PCLake en DELWAQ (lijnen) over de periode 2005-2014 voor chloride, totaal-stikstof, totaal-fosfaat, chlorofyl-a, algenbiomassa, opgelost organisch koolstof en de koolstof/chlorofyl-ratio. Het gestippelde DELWAQ-

zout modelresultaat toont het effect van het wijzigen van een zoete algensamenstelling in een zoute algensamenstelling – de chlorideconcentratie blijft gelijk.

Chloride
Witteveen+Bos heeft aangetoond dat de waterbalans sluitend is. In tegenstelling tot PC Lake wordt in DELWAQ de input voor chlorideconcentratie in de bodem opgegeven op 40 cm diepte. Om de berekende chlorideconcentratie in het oppervlaktewater in overeenstemming te brengen met de gemeten chlorideconcentratie is deze inputwaarde op 40 cm diepte gekalibreerd op 2.000 mg/l. Doordat een chloridegradiënt in de bodem ontstaat, is de chlorideconcentratie bij het bodem-water grensvlak in evenwicht met de oppervlaktewaterconcentratie van 750 tot 1000 mg/l.

Totaal fosfaat
De berekende totaal fosfaatconcentratie komt overeen met PCLake modelberekening en komt over het algemeen goed overeen met het niveau van de metingen. De metingen laten een grotere variatie zien van jaar tot jaar dan beide modellen. In DELWAQ-zoet is een aanzienlijk deel van het totaal fosfaat aanwezig als opgelost organisch fosfaat (DOP). De DOP-concentratie varieert in het model tussen 0,06/0,07 mg P/l in de zomer en 0,04 mg P/l in de winter. De bijdrage van DOP aan totaal fosfaat is daarmee circa 33%.

Totaal stikstof
De berekende totaal stikstofconcentratie bleef in eerste instantie ver onder de gemeten totaal stikstofconcentratie, waarbij een proces als denitrificatie is meegenomen. Om de berekende concentratie te verhogen is de randvoorwaarde aan de onderzijde van de 40 cm bodemkolom verhoogd naar 25 mg/l. Hiervan wordt een deel in de bodem afgebroken en een deel de waterkolom bereikt. Een dergelijke hoge concentratie is in enkele poriewatermonsters gemeten, maar is hoger dan in metingen van het diepere grondwater. Dit geeft aan de stikstofbalans voor het Markiezaatsmeer onvoldoende goed begrepen wordt.

Evenals voor de Binnenschelde blijkt uit de data-analyse dat stikstof in het Markiezaatsmeer vrijwel volledig in organische vorm voorkomt. Ook hier wordt vermoed dat een groot deel in de vorm van refractair opgelost organisch stikstof voorkomt dat niet in het model is opgenomen.

Chlorofyl, algenbiomassa en koolstof/chlorofyl-ratio
De met DELWAQ-zoet berekende chlorofylconcentratie komt over het algemeen goed overeen met het niveau van de metingen al worden in de latere jaren 2013-2015 de hoge chlorofyl-concentratie niet gereproduceerd. In de zomer is de berekende waarde van DELWAQ-zoet wat lager dan de PCLake modeluitkomst. Evenals bij de Binnenschelde, is dit verschil tussen DELWAQ-zoet en PCLake vooral het gevolg van de gebruikte koolstof/chlorofyl-ratio, die in DELWAQ sterker afhankelijk is van limiterende factoren dan in PCLake (zie paragraaf 1.4.2). Als de biomassa van algen vergeleken wordt, is het verschil afwezig.

De erg lage biomassa en chlorofylconcentratie in de winter wordt in DELWAQ-zoet opgelegd door een verhoogde achtergrondsextinctie in de winter, waardoor lichtlimitatie optreedt. Zonder deze forcering blijft de hoeveelheid algen in zomer en winter vrijwel gelijk. Een nadere afregeling is niet uitgevoerd.

Opgelost organisch materiaal (DOC) en doorzicht
De berekende concentratie opgelost organisch koolstof (DOC) was in eerste instantie wat lager dan de gemeten concentratie. Evenals bij de Binnenschelde is de berekende concentratie verhoogd door een klein deel (5%) van de snel afbreekbare organische fractie (POC1) aan de DOC-fractie toe te kennen, waardoor meer relatief slecht afbreekbaar DOC gevormd wordt. Met deze relatief beperkte aanpassing is de berekende DOC-concentratie nog steeds iets lager dan de metingen tot 2012. Vanaf 2012 wordt de DOC-concentratie in het model meer onderschat. Het is waarschijnlijk dat deze onderschatting gerelateerd is aan de onderschatting van de hoge chlorofylconcentratie die in deze periode gemeten is.

Het in DELWAQ-zoet berekende doorzicht komt met 0,2 tot 0,4 m redelijk goed overeen met de metingen. Doorzicht is een uitvoergrootheid van DELWAQ, die berekent wordt door een

constante (in ons geval 1,7 [eenheidsloos]) te delen door de berekende extinctiecoëfficiënt. Deze modelconstante is een empirische bepaalde waarde die kan variëren tussen 1 en 1,8.

In DELWAQ-zoet levert DOC circa 75% van de lichtextinctie. Omdat er in het voorjaar, de zomer en het najaar geen lichtlimitatie optreedt voor algengroei in DELWAQ-zoet, is de onderschatting van het doorzicht niet van belang voor de berekende primaire productie en chlorofylconcentratie.

Vergelijk DELWAQ-zoet met DELWAQ zout: Effect van algensamenstelling
Ook in het Markiezaatsmeer is het meest opvallende verschil tussen DELWAQ-zoet en DELWAQ-zout de biomassa van algen, die in de zoute algensamenstelling ongeveer de helft is van in de zoete samenstelling. In de zomer is de zoute algenbiomassa 1 tot 2 mg C/l, terwijl de zoete algenbiomassa meestal circa 4 mg C/l bereikt. Omdat zoute algen onder nutriënt gelimiteerde omstandigheden ongeveer tweederde minder chlorofyl per mg koolstof creëren dan zoete algen, is de chlorofylconcentratie in de zomer in DELWAQ-zout een factor 4 tot zelfs 12 lager dan in DELWAQ-zoet.

De lagere algenbiomassa heeft ook tot gevolg dat er minder DOC geproduceerd wordt en daardoor is het doorzicht in DELWAQ-zout hoger dan in DELWAQ-zoet.

2. SYSTEEMANALYSE VAN DE BINNENSCHELDE

2.1. Abiotische voorwaarden

2.1.1. Hydrologisch functioneren

De langjarig gemiddelde waterbalans voor de Binnenschelde is weergegeven in Tabel 3, terwijl de gedetailleerdere balansen (op maandbasis) zijn opgenomen in bijlage X1. De langjarige gemiddelden voor de scenario's "Gemaal Zoommeer" en "Onderleider Oosterschelde" zijn bepaald over de jaren 2005-2014, terwijl voor het scenario "Getijopening Zoommeer" gebruikt is gemaakt van het langjarig gemiddelde over de jaren 1991-1995. Dit zijn de jaren waarvoor de simulaties zijn uitgevoerd.

Uit **Error! Reference source not found.** blijkt dat bij het scenario Getijopening Zoommeer de waterbalans gedomineerd wordt door de uitwisseling met het Zoommeer. Zelfs bij de kleinste opening is de inlaat al 20 keer groter dan alle overige inlaten bij elkaar. Verder treedt er bij deze variant wat kwel op in het meer, doordat de waterstand ongeveer 1,5 m zal zakken tot het gemiddelde peil in het Zoommeer van -0,1 m NAP. De gemiddelde verblijftijd neemt sterk af als er een open verbinding met het Zoommeer komt, waarbij de verblijftijd circa 27 dagen is bij een kleine opening en circa 2 dagen bij de grootst doorgerekende opening. Bij de scenario's Gemaal Zoommeer en Onderleider Oosterschelde is de inlaat vanuit respectievelijk het Zoommeer en de Oosterschelde van dezelfde ordegrootte als de overige inlaten bij elkaar. Bij een inlaat van 5.000 m^3/d is de verhouding ongeveer gelijk. De verblijftijd blijft lang van meer dan een jaar tot circa een half jaar bij een inlaat van 10.000 m^3/d.

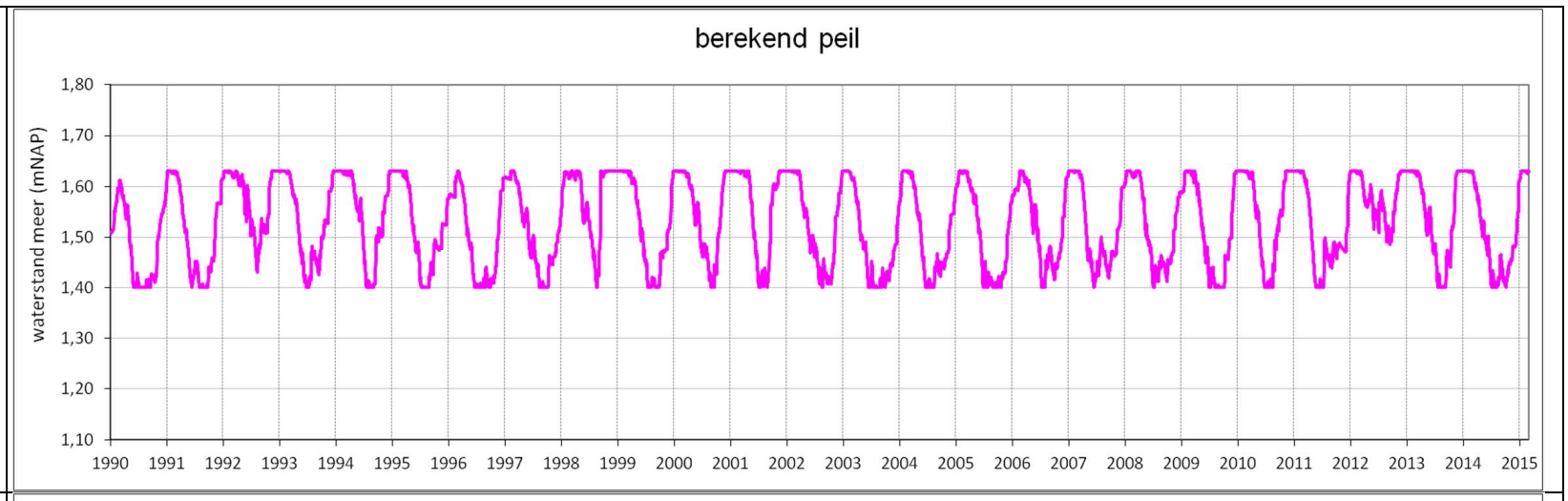
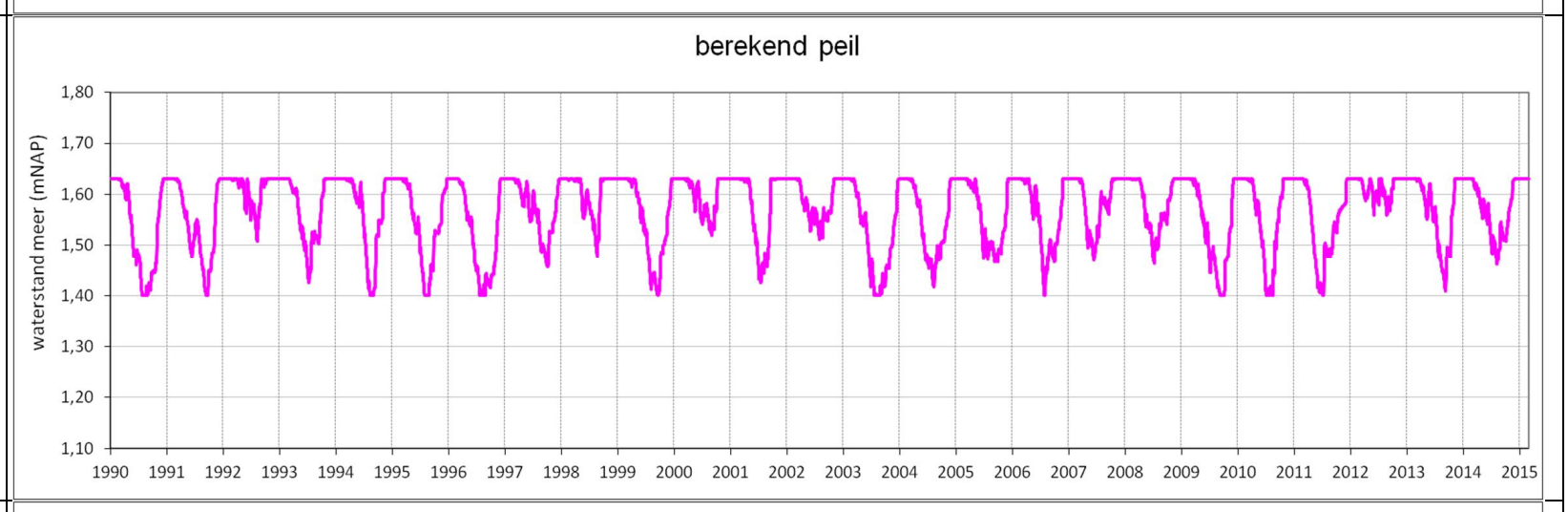
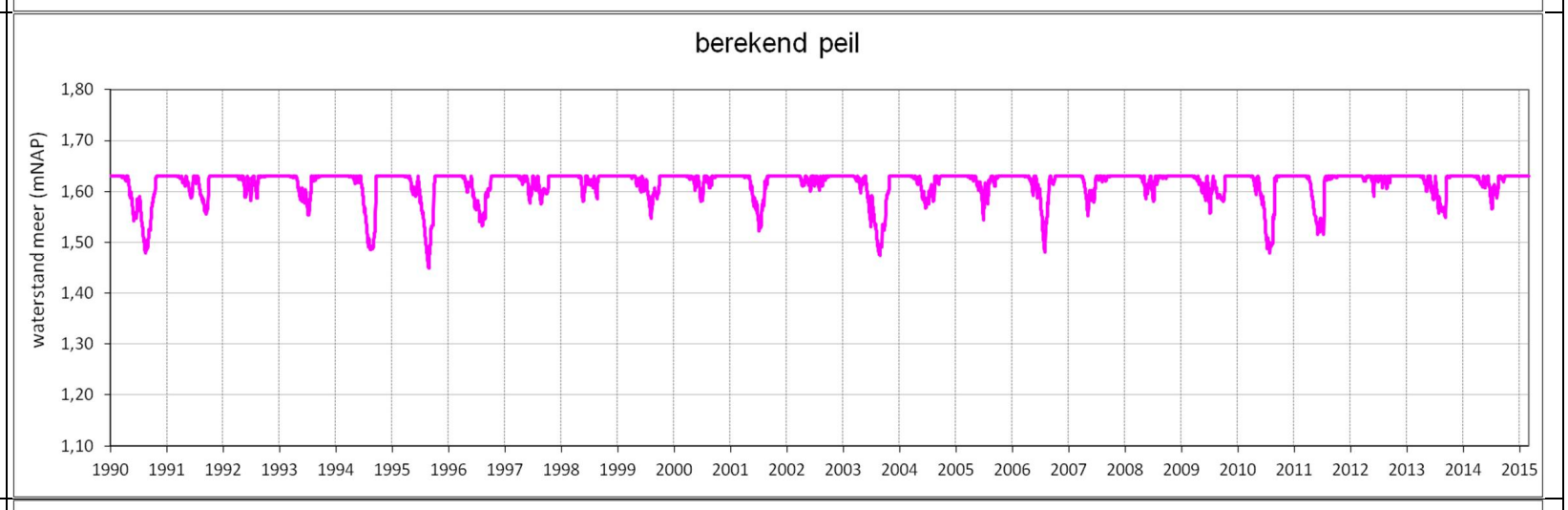
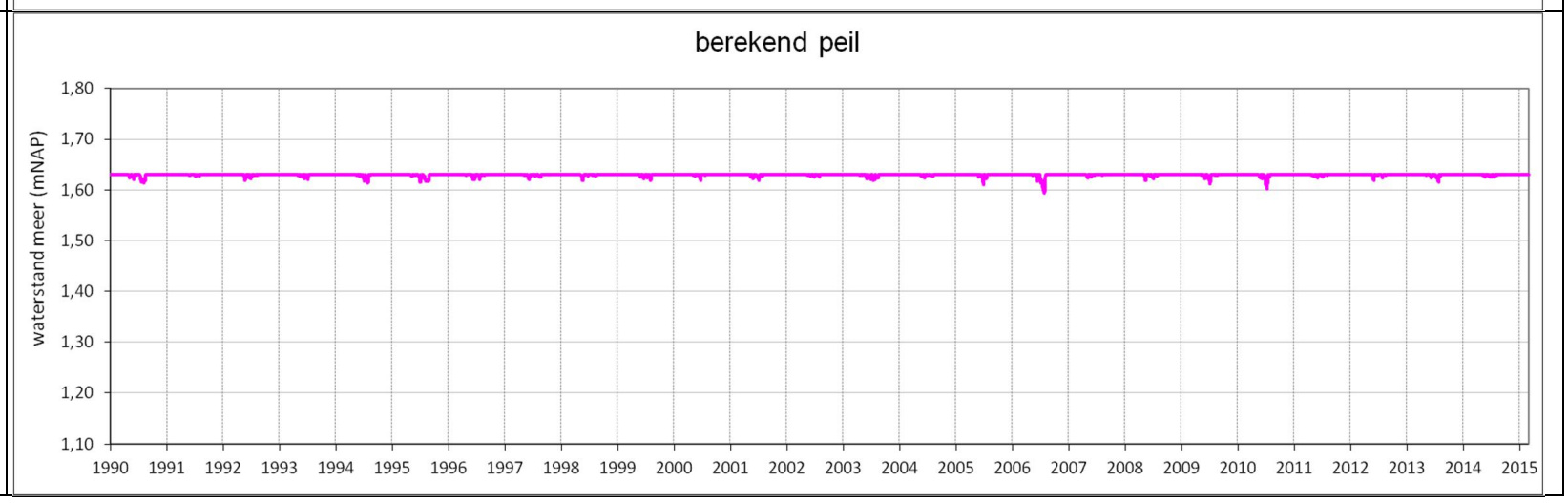
Tabel 3 Langjarig gemiddelde waterbalans Binnenschelde voor de zoute scenario's. Debieten in m^3/d. Blauwe getallen geven de voornaamste verschillen tussen de scenario's en varianten aan. In de laatste kolom is de typische verblijftijd in dagen opgenomen.

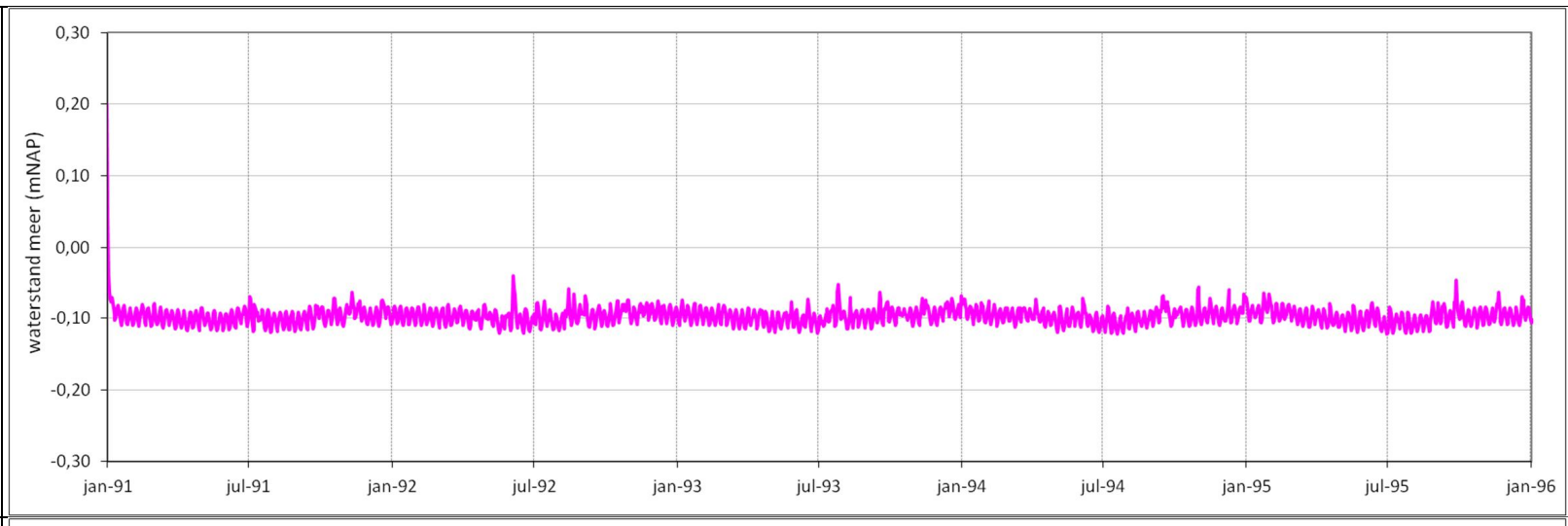
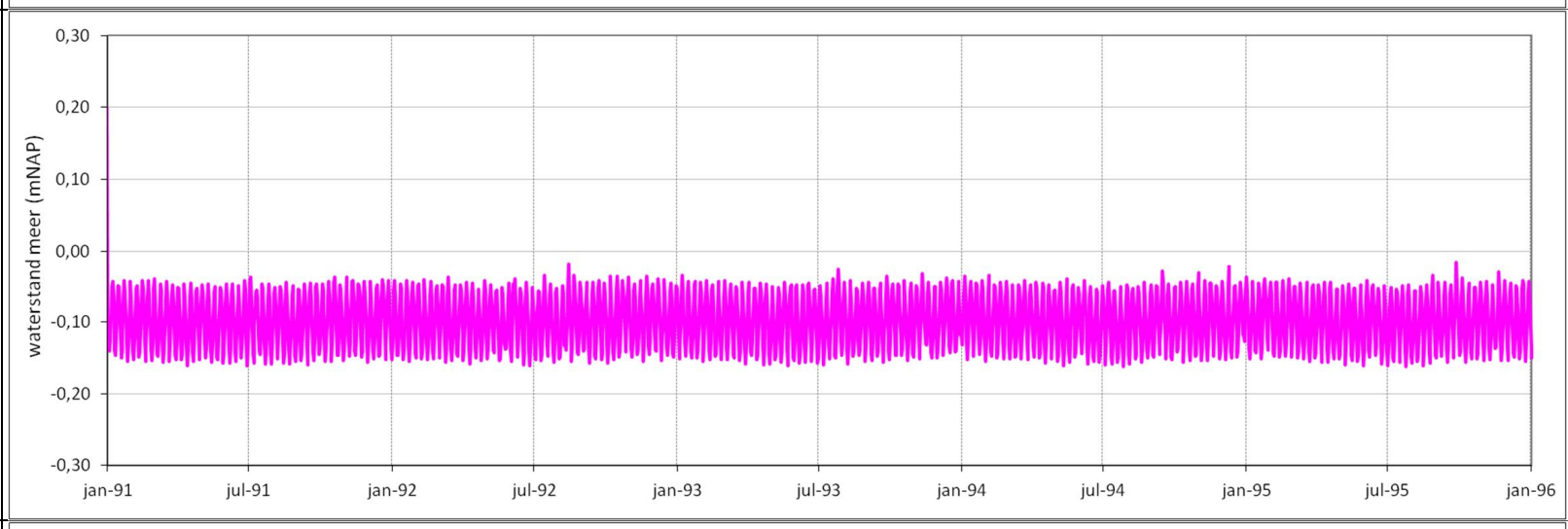
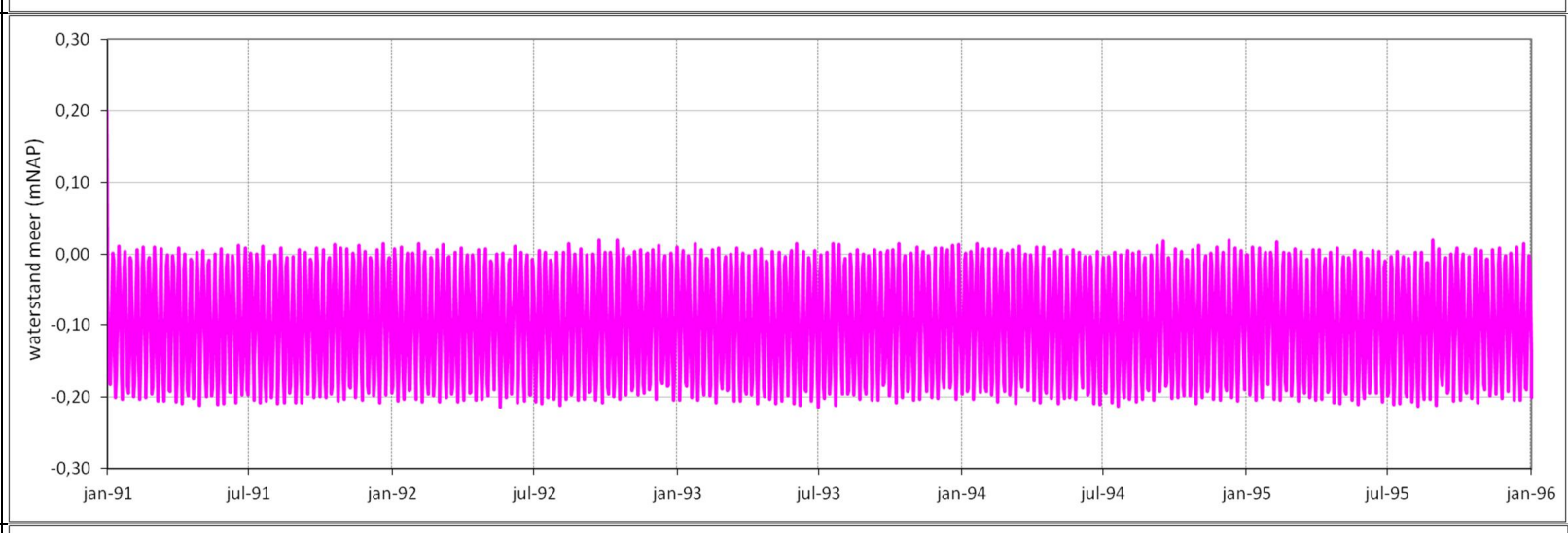
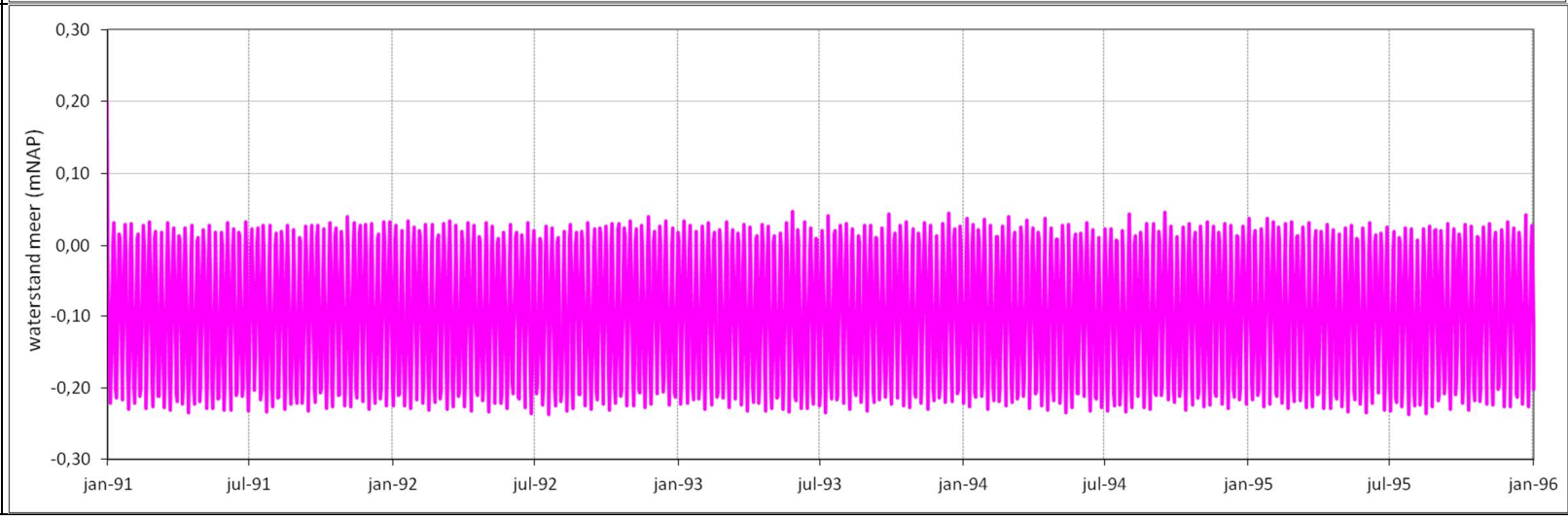
		Gemiddeld ingaand debiet (m^3/d)						Gemiddeld uitgaand debiet (m^3/d)				Gemiddelde verblijftijd (d)
Scenario	*Variant*	Neerslag	Kwel	Uitspoeling	Inlaat Zoommeer	Inlaat Zoommeer peilbeheer	Inlaat Oosterschelde	Verdamping	Wegzijging	Intrek	Uitlaat peilbeheer	
Gemaal Zoommeer	1.000 m^3/d	4.084	-	255	1.000	517	-	3.573	1.267	104	910	500
	2.500 m^3/d	4.084	-	266	2.500	99	-	3.573	1.267	115	1.994	400
	5.000 m^3/d	4.084	-	294	5.000	0	-	3.573	1.267	143	4.395	290
	10.000 m^3/d	4.084	-	302	10.000	0	-	3.573	1.267	150	9.395	190
Getijopening Zoommeer	2 m^2	3.936	1.991	359	94.746	0	-	3.519	-	135	97.678	27
	9 m^2	3.936	1.991	368	418.457	0	-	3.519	-	144	421.392	9
	20 m^2	3.936	1.991	389	801.419	0	-	3.519	-	165	804.320	3
	30 m^2	3.936	1.991	402	967.353	0	-	3.519	-	178	970.219	2
Onderleider Oosterschelde	1.000 m^3/d	4.084	-	255	-	517	1.000	3.573	1.267	104	910	500
	2.500 m^3/d	4.084	-	266	-	99	2.500	3.573	1.267	115	1.994	400
	5.000 m^3/d	4.084	-	294	-	0	5.000	3.573	1.267	143	4.395	290

De waterstand en de peilvariatie volgen rechtstreek uit de opgelegde waterbalans (Figuur 5). In geval van inlaat via het Zoommeer of via de Oosterschelde maakt het voor de waterstand niet uit wat de bron van het water is. Bij gelijke debieten is het waterstandsverloop gelijk. In Figuur 5 zijn de zoute scenario's voor Inlaat Zoommeer en Inlaat Oosterschelde dan ook samengevoegd.

In geval van inlaat wordt de maximale waterstand op +1,65 m NAP gehandhaafd. In het zomerhalfjaar zakt het peil uit door verminderde aanvoer en door afvoer via wegzijging en verdamping. Bij een toenemend inlaatdebiet neemt het uitzakken van het waterpeil af. Bij het hoogste inlaatdebiet van 10.000 m^3/d uit het Zoommeer (NB: deze variant is niet voor de Oosterschelde doorgerekend), compenseert de aanvoer vrijwel volledig de afvoer en blijft het waterpeil vrijwel constant op +1.65 m NAP.

In geval van getijuitwisseling met het Zoommeer varieert het waterpeil rondom -0,10 m NAP, dat wil zeggen het middenpeil van het zoute Zoommeer. De getijvariatie daaromheen neemt toe van circa 5 cm bij de kleinste opening van 2 m^2 tot 30 cm bij de grootste opening van 30 m^2. Deze getijslag van 30 cm is gelijk aan de getijslag op het Zoommeer zelf. Daarmee is dus ook de maximale getijuitwisseling bereikt.

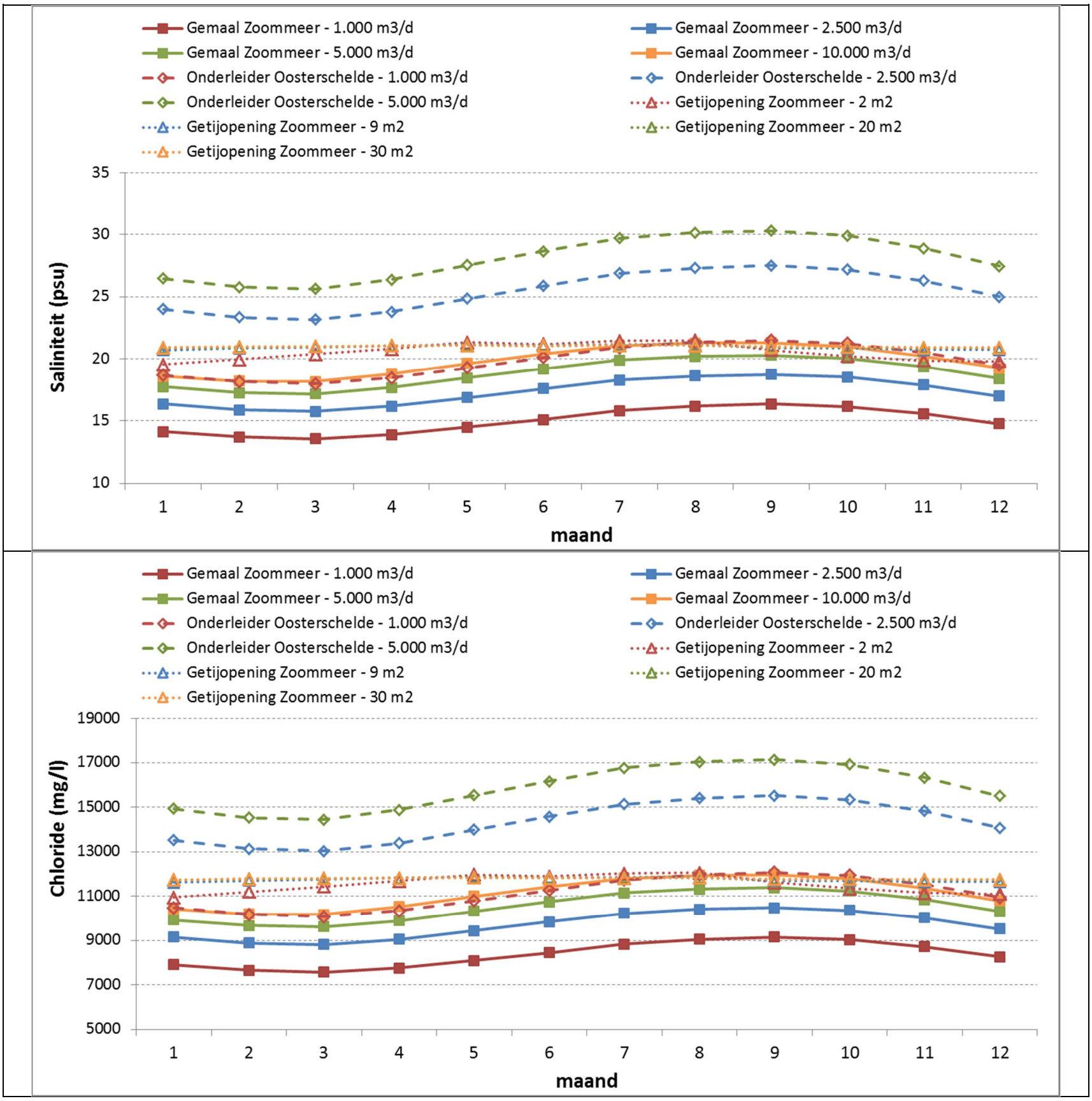
Inlaat Zoommeer 1.000 m^3/d & Inlaat Oosterschelde 1.000 m^3/d	
Inlaat Zoommeer 2.500 m^3/d & Inlaat Oosterschelde 2.500 m^3/d	
Inlaat Zoommeer 5.000 m^3/d & Inlaat Oosterschelde 5.000 m^3/d	
Inlaat Zoommeer 10.000 m^3/d	

Inlaat Zoommeer via opening (getij) 2 m^2	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 9 m^2	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 20 m^2	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 30 m^2	

Figuur 5 Berekende waterstand op basis van opgelegde waterbalans voor de Binnenschelde.

2.1.2. Saliniteit

De berekende saliniteit wordt voor alle scenario's en varianten in figuur 6 getoond als langjarig maandgemiddelden. Deze wijze van presentatie maakt het mogelijk om in een oogopslag de scenario's en varianten te vergelijken. Door over een lange periode te middelen richt de vergelijking zich op de primaire patronen. Dit detailniveau sluit aan bij de gekozen modelopzet met een watersegment en een bodemkolom, waarin ruimtelijke verschillen niet zijn meegenomen.



Figuur 6 Berekende saliniteit (ppt, boven) en chlorideconcentratie (mg/l, onder) in de Binnenschelde voor de zoute scenario's. NB: Let op dat de y-as niet op nul begint.

Bij toenemend inlaatdebiet neemt het zoutgehalte toe. Omdat het Zoommeer een lager zoutgehalte heeft dan de Oosterschelde (maximaal 22 ppt/12.000 mg/l vs. 30 ppt/17.000 mg/l) wordt met de inlaat van Zoommeer water een lager zoutgehalte bereikt dan met Oosterschelde water. Inlaat van 10.000 m^3/d uit het Zoommeer geeft eenzelfde zoutgehalte als inlaat van 1.000 m^3/d uit de Oosterschelde.

Bij een getijopening wordt al snel het zoutgehalte in de Binnenschelde gelijk aan het zoutgehalte van het Zoommeer. Bij een opening van 9 m^2 is het maximale zoutgehalte bereikt. Een verdere vergroting van de opening resulteert niet in een significant verder toename.

2.1.3. Nutriënten: Stikstof en fosfaat

Voor het beschouwen van het effect van scenario's op nutriëntenhuishouding en vervolgens op de algengroei is het van belang onderscheid te maken tussen belastingen en concentraties. Door de inlaat vanuit het Zoommeer of de Oosterschelde wordt een belasting aan de Binnenschelde toegevoegd. De belasting van stikstof en fosfaat neemt dus in alle scenario's substantieel toe ten opzichte van de huidige situatie (Bijlage X1). Aangezien de maximaal realiseerbare concentratie

van algen in de waterkolom primair bepaald wordt door de concentratie van biologisch beschikbaar stikstof en fosfaat, die sterk beïnvloed wordt door de concentratie in het ingelaten water, is bij de beoordeling en verklaring van zoute scenario's vooral gebruik gemaakt van de concentraties in het Zoommeer, de Oosterschelde en uiteraard de Binnenschelde.

Wanneer is de belasting wel een belangrijke factor om rekening mee te houden in de analyse?
De belasting is wel van belang als er sprake is van waterplanten en/of vastzittende algen. Zij halen nutriënten die langstromen uit het water en kunnen in principe ook bij lage concentraties meer nutriënten uit het water halen als er meer water langs stroomt. Waterplanten en vast zittende algen zijn niet in de DELWAQ modellering meegenomen en deze worden kwalitatief in paragraaf 2.2 beschouwd.

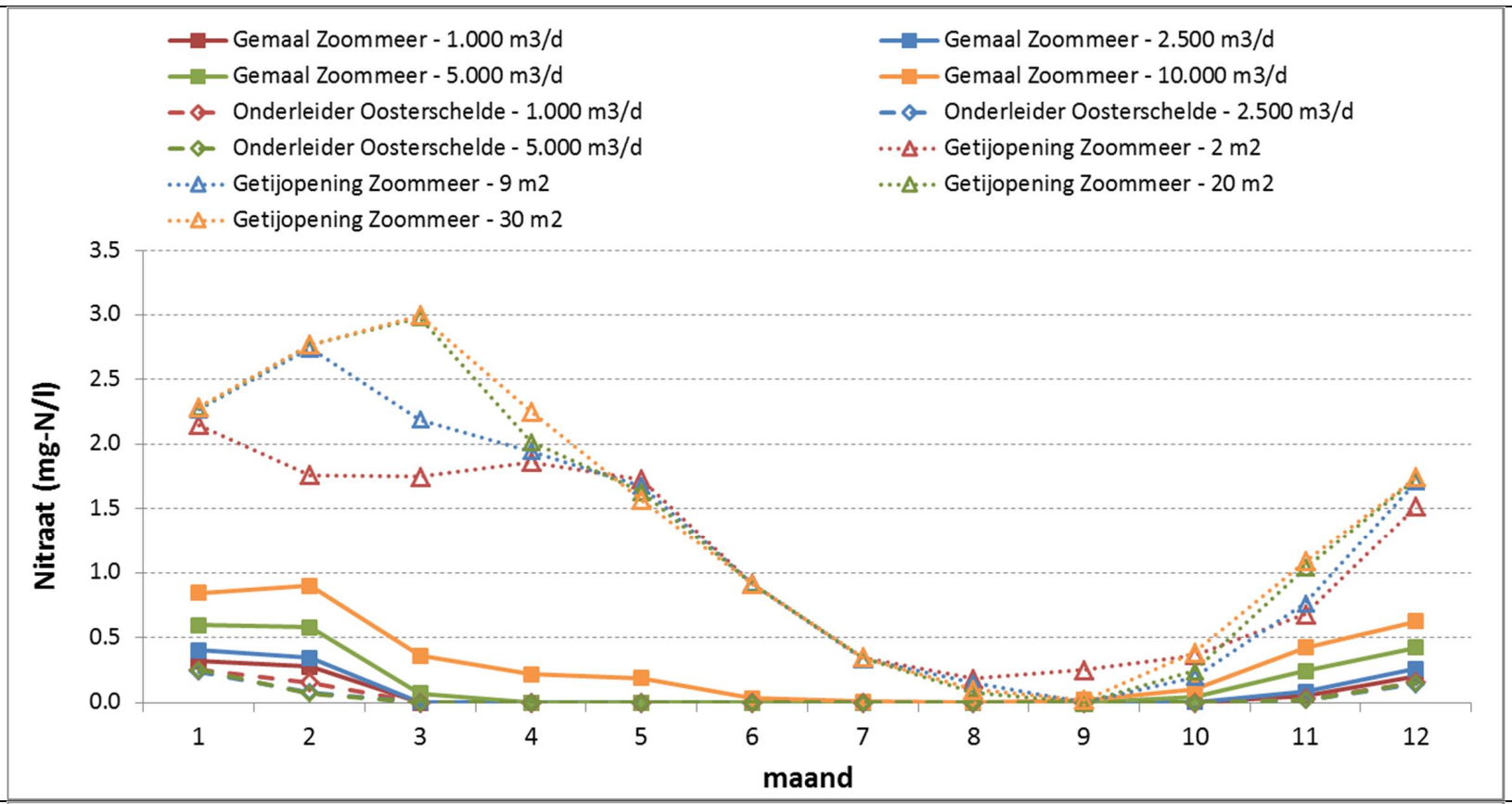
De stikstofconcentraties in de Oosterschelde zijn een stuk lager dan in het Zoommeer (Tabel 2). De nitraatconcentratie is in het zoute Zoommeer hoog met 2,5 tot 3 mg-N/l in de winter (Figuur 7), terwijl de concentratie in de Oosterschelde dan slechts 0,6 mg/l is. Dit zorgt er voor dat de nitraat- en totaal stikstofconcentraties in de Binnenschelde het laagst zijn bij een inlaat van water vanuit de Oosterschelde. Uit de zeer lage nitraatconcentraties tussen maart en oktober volgt dat er het gehele groeiseizoen sprake zal zijn van stikstoflimitatie in het geval water uit de Oosterschelde wordt ingelaten.

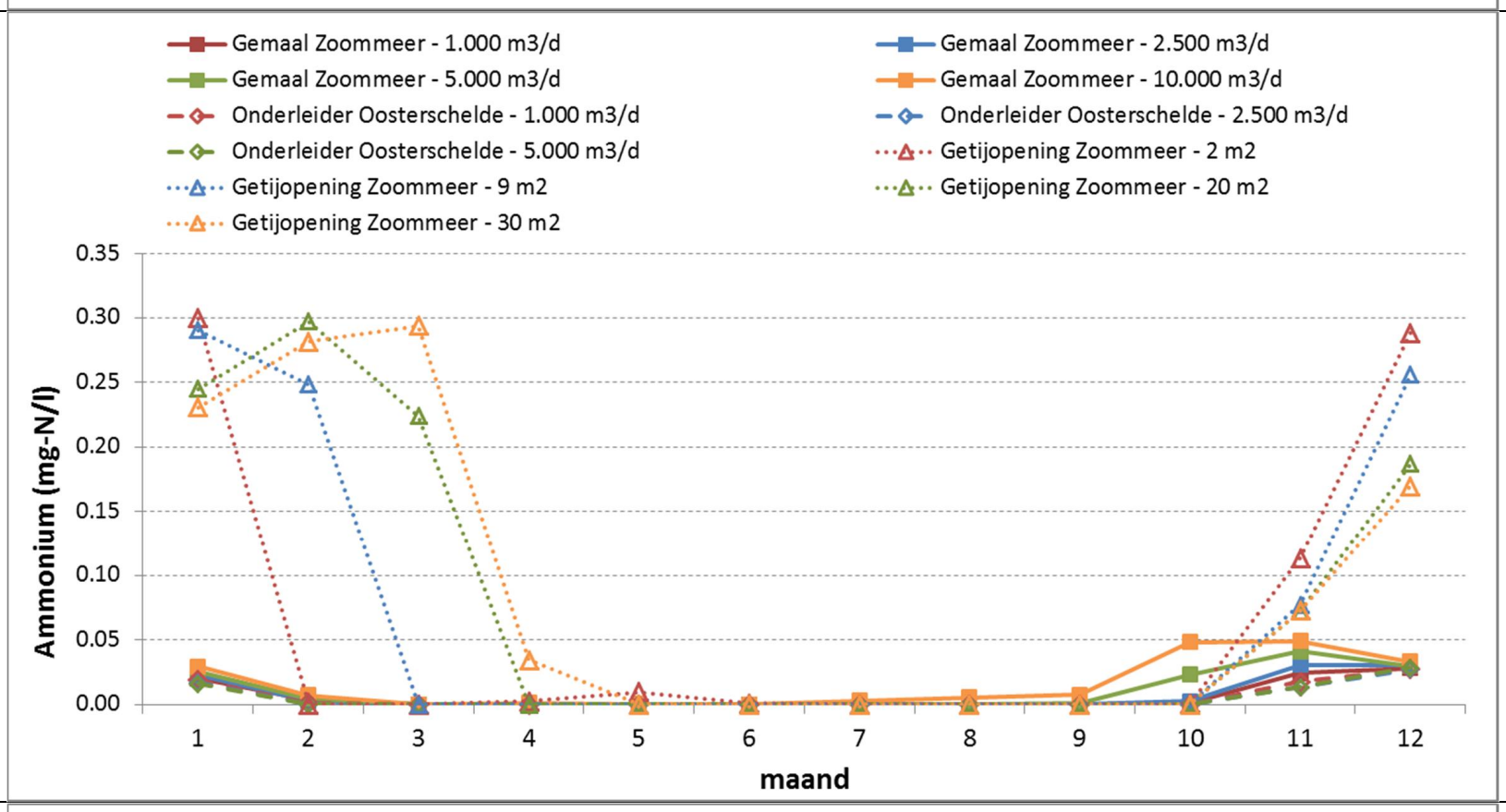
Bij inlaat van het nitraatrijke Zoommeer water neemt de nitraatconcentratie in de winter steeds verder toe met meer inlaat via het gemaal. Ondanks deze hoge stikstofinlaat in de winter, treedt er in het zomerhalfjaar toch ook in deze situatie stikstoflimitatie op. Dit kan verklaard worden door de lagere stikstofconcentratie in het zoute Zoommeer in de zomermaanden ten opzichte van de huidige concentraties in het zoete Zoommeer (Tabel 2). Bij de hoogste inlaat van 10.000 m^3/d uit het Zoommeer is de limitatie vrijwel opgeheven, omdat continu meer stikstof wordt aangevoerd –de belasting neemt toe – dan kan worden verwijderd door algenproductie en denitrificatie.

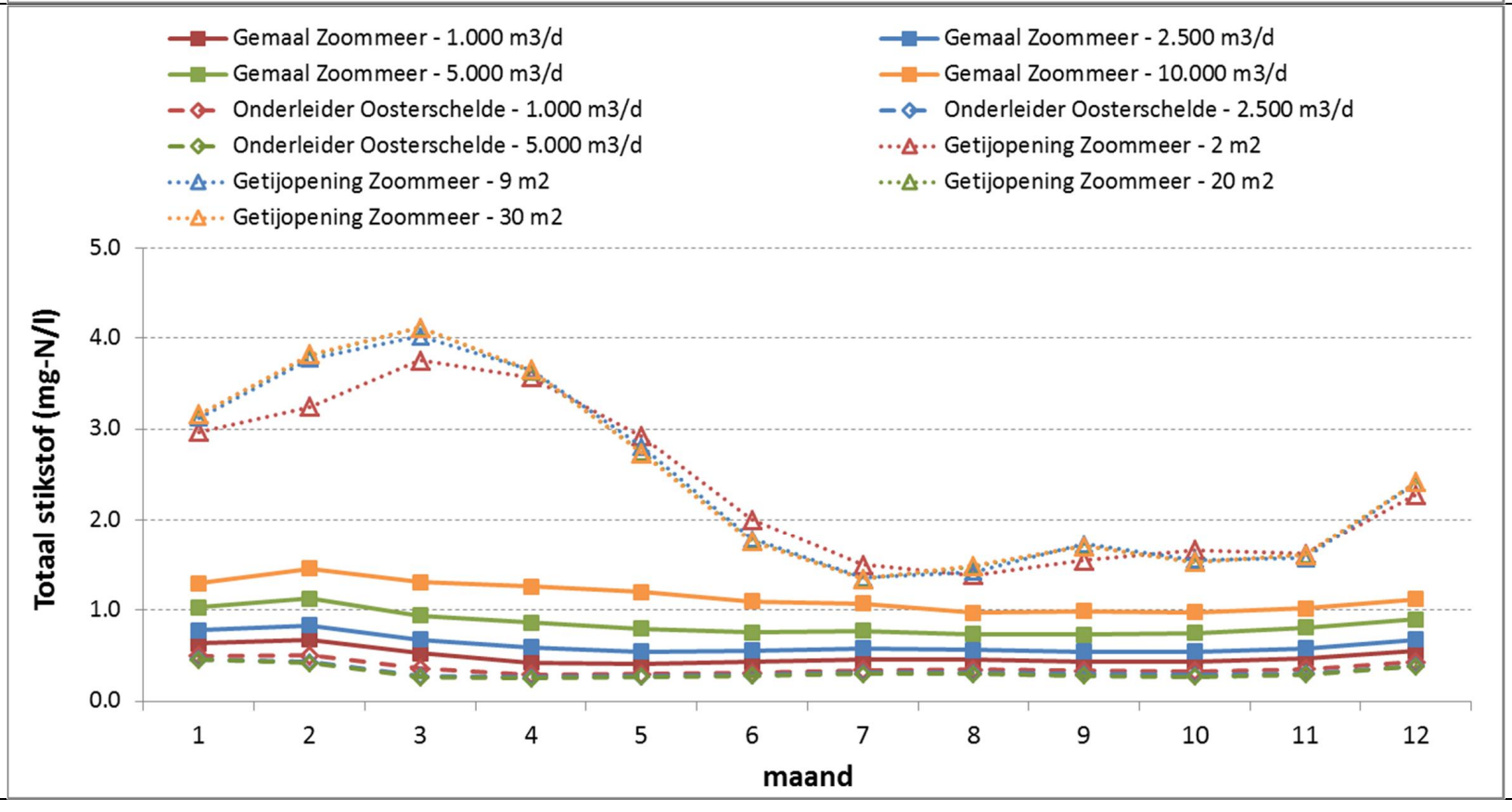
Bij getijuitwisseling volgt de Binnenschelde de hoge nitraatconcentratie in het Zoommeer water en is limitatie beperkt tot een korte periode in september. De ammoniumconcentratie is over het algemeen laag in dit scenario, hoewel de winterconcentratie licht verhoogd is. Een grotere uitwisseling resulteert in een latere uitputting van ammonium in de Binnenschelde (als gevolg van opname door algen).

Inlaat en getijuitwisseling laten ook verschillende patronen zien voor ortho-fosfaat (Figuur 8). Bij inlaat vanuit het Zoommeer en vanuit de Oosterschelde wordt de maximale concentratie in de nazomer bereikt als gevolg van toelevering uit het sediment in die beide watersystemen. In het zoute Zoommeer en in de Oosterschelde is de fosfaatconcentratie dus hoger in de nazomer en deze hogere concentratie wordt doorgegeven aan de Binnenschelde. Daarbij komt dat ook in de Binnenschelde wat nalevering uit de bodem zal optreden in de nazomer. Omdat de ortho-fosfaatconcentratie in Zoommeer en Oosterschelde ongeveer gelijk zijn, is de resulterende ortho-fosfaatconcentratie in de Binnenschelde vergelijkbaar. De concentratie neemt weliswaar iets toe met grotere inlaat, maar omdat ortho-fosfaat niet het limiterende nutriënt is, is het effect op de waterkwaliteit (dat wil zeggen algen) niet onderscheidend (zie volgende paragraaf).

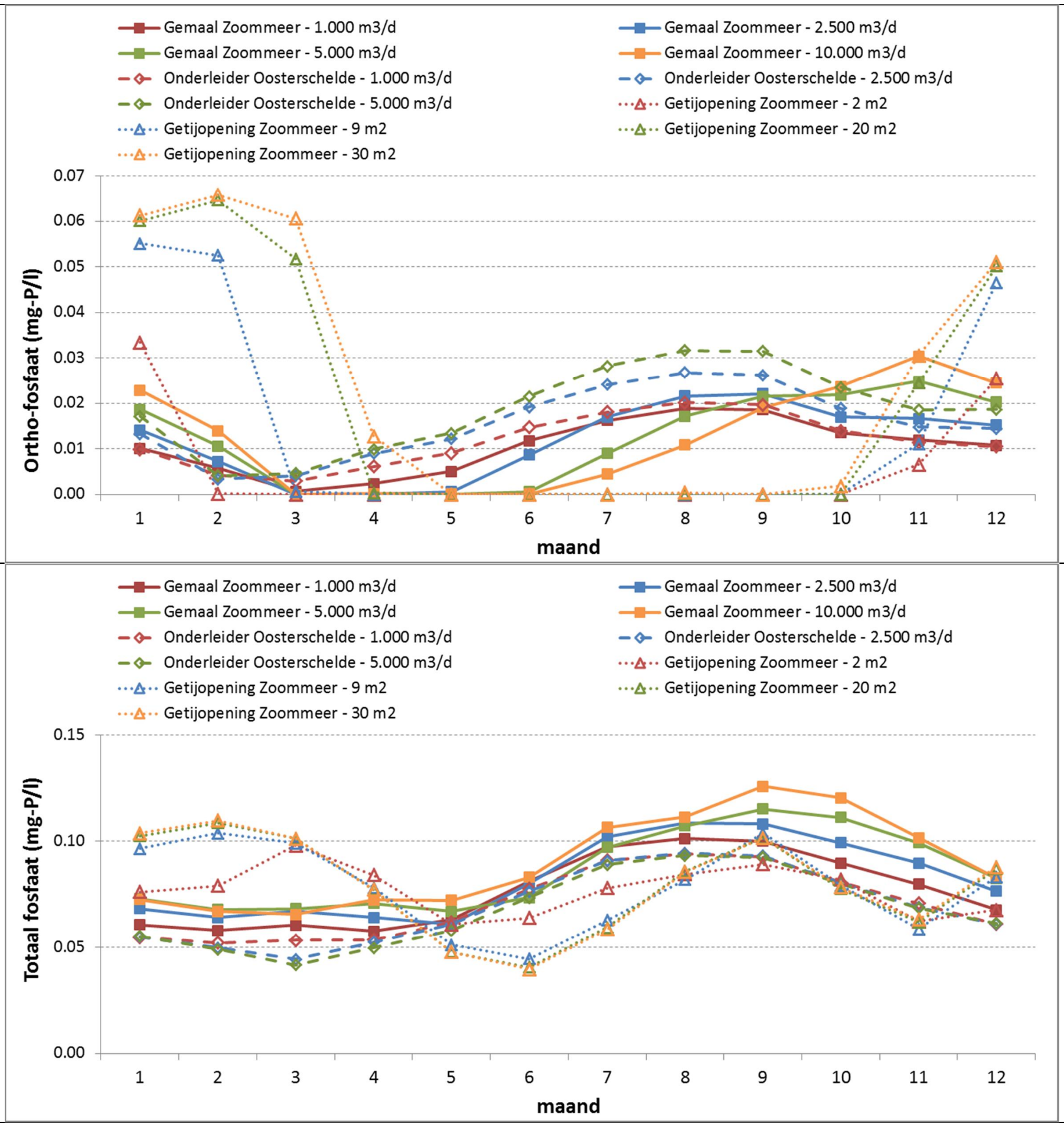
Bij getijuitwisseling is de ortho-fosfaatconcentratie in de wintermaanden hoger dan bij de inlaatvarianten. Dit komt door de hogere ortho-fosfaatconcentratie in het Zoommeer waarmee de Binnenschelde bij getijuitwisseling vrijwel overeenkomt. In de zomermaanden is ortho-fosfaat limiterend in het zoute Zoommeer en zal dat dus ook zijn in de Binnenschelde. Bij getijuitwisseling slaat de Binnenschelde derhalve om van een stikstof- naar fosfaat-gelimiteerd watersysteem. Zo lang stikstof limiterend is, zorgt een toenemende concentratie van stikstof in het ingelaten water voor een toename van de primaire productie. De toename gaat door, totdat fosfaat limiterend wordt. Vanaf dat moment resulteert een verdere toename van de voor algen beschikbare stikstofconcentratie niet meer in een toename van de primaire productie.


Gemaal Zoommeer - 1.000 m3/d
Gemaal Zoommeer - 2.500 m3/d
Gemaal Zoommeer - 5.000 m3/d
Gemaal Zoommeer - 10.000 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 1.000 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 2.500 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 5.000 m3/d
Getijopening Zoommeer - 2 m2
Getijopening Zoommeer - 9 m2
Getijopening Zoommeer - 20 m2
Getijopening Zoommeer - 30 m2
Nitraat (mg-N/l)
3.5
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
0.0
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12
maand


Gemaal Zoommeer - 1.000 m3/d
Gemaal Zoommeer - 2.500 m3/d
Gemaal Zoommeer - 5.000 m3/d
Gemaal Zoommeer - 10.000 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 1.000 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 2.500 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 5.000 m3/d
Getijopening Zoommeer - 2 m2
Getijopening Zoommeer - 9 m2
Getijopening Zoommeer - 20 m2
Getijopening Zoommeer - 30 m2
Ammonium (mg-N/l)
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12
maand


Gemaal Zoommeer - 1.000 m3/d
Gemaal Zoommeer - 2.500 m3/d
Gemaal Zoommeer - 5.000 m3/d
Gemaal Zoommeer - 10.000 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 1.000 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 2.500 m3/d
Onderleider Oosterschelde - 5.000 m3/d
Getijopening Zoommeer - 2 m2
Getijopening Zoommeer - 9 m2
Getijopening Zoommeer - 20 m2
Getijopening Zoommeer - 30 m2
Totaal stikstof (mg-N/l)
5.0
4.0
3.0
2.0
1.0
0.0
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12
maand

Figuur 7 Berekende nitraat- (mg N/l, boven), ammonium- (mg N/l, midden), en totaal stikstofconcentratie (mg N/l, onder) in de Binnenschelde voor de zoute scenario's.



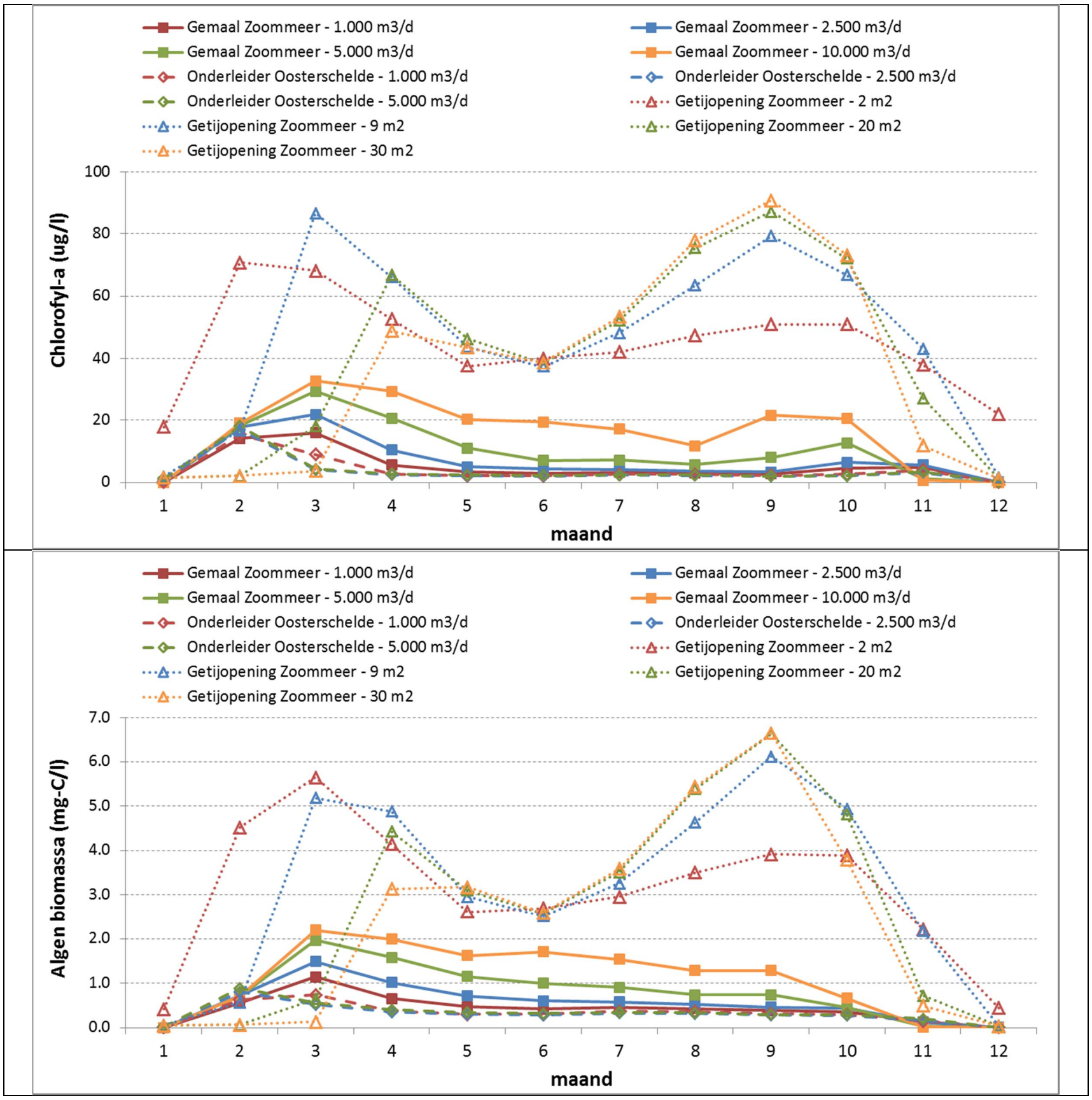
Figuur 8 Berekende ortho-fosfaat- (mg P/l, boven) en totaal fosfaatconcentratie (mg P/l, onder) in de Binnenschelde voor de zoute scenario's.

2.1.4. Fytoplankton: Chlorofyl-a en algenbiomassa

De berekende chlorofyl-a concentratie in de zoute scenario's wordt bepaald door de nutriëntenconcentraties. Bij inlaat vanuit de Oosterschelde, waarin de stikstofconcentratie relatief laag is, is chlorofylconcentratie het laagst met in de zomer waarden van 5 µg/l (Figuur 9). Bij inlaat vanuit het Zoommeer, waarin de stikstofconcentratie hoger is dan in de Oosterschelde, neemt de stikstofconcentratie toe, wat resulteert in een chlorofyl-a concentratie tot maximaal circa 20 µg/l in de zomer. Bij getijuitwisseling met het Zoommeer neemt de stikstofconcentratie nog verder toe en slaat de stikstoflimitatie om naar fosfaatlimitatie (zie vorige paragraaf 2.1.3). In het voorjaar en najaar neemt de chlorofyl-a concentratie in deze varianten toe tot maximaal 80 µg/l.

Het effect van een korte verblijftijd door een grote getijuitwisseling is zichtbaar in het voorjaar. Bij de grootste opening van 30 m^2 treedt nauwelijks een vroege voorjaarspiek op. Deze wordt

onderdrukt door de korte verblijftijd van 2 tot 3 dagen. Bij minder grote openingen en langere verblijftijden hebben algen voldoende tijd om tot een algenbloei te komen. Er is geen nutriëntlimitatie en door de geringe diepte wordt de lichtlimitatie al vroeg in het jaar opgeheven als de zoninstraling toeneemt. In de winter wordt de groei door de lage watertemperatuur gelimiteerd, maar als de watertemperatuur vanaf februari toeneemt is de groeisnelheid voldoende om het uitspoelen van algen naar het Zoommeer te compenseren. In de nazomer en het najaar is de watertemperatuur hoog, vindt er wat nalevering van fosfaat uit het sediment plaats en is er geen lichtlimitatie. De algengroei is in die omstandigheden niet gelimiteerd door licht of nutriënten, ofwel wordt de algenbiomassa uiteindelijk bepaald door de verblijftijd.

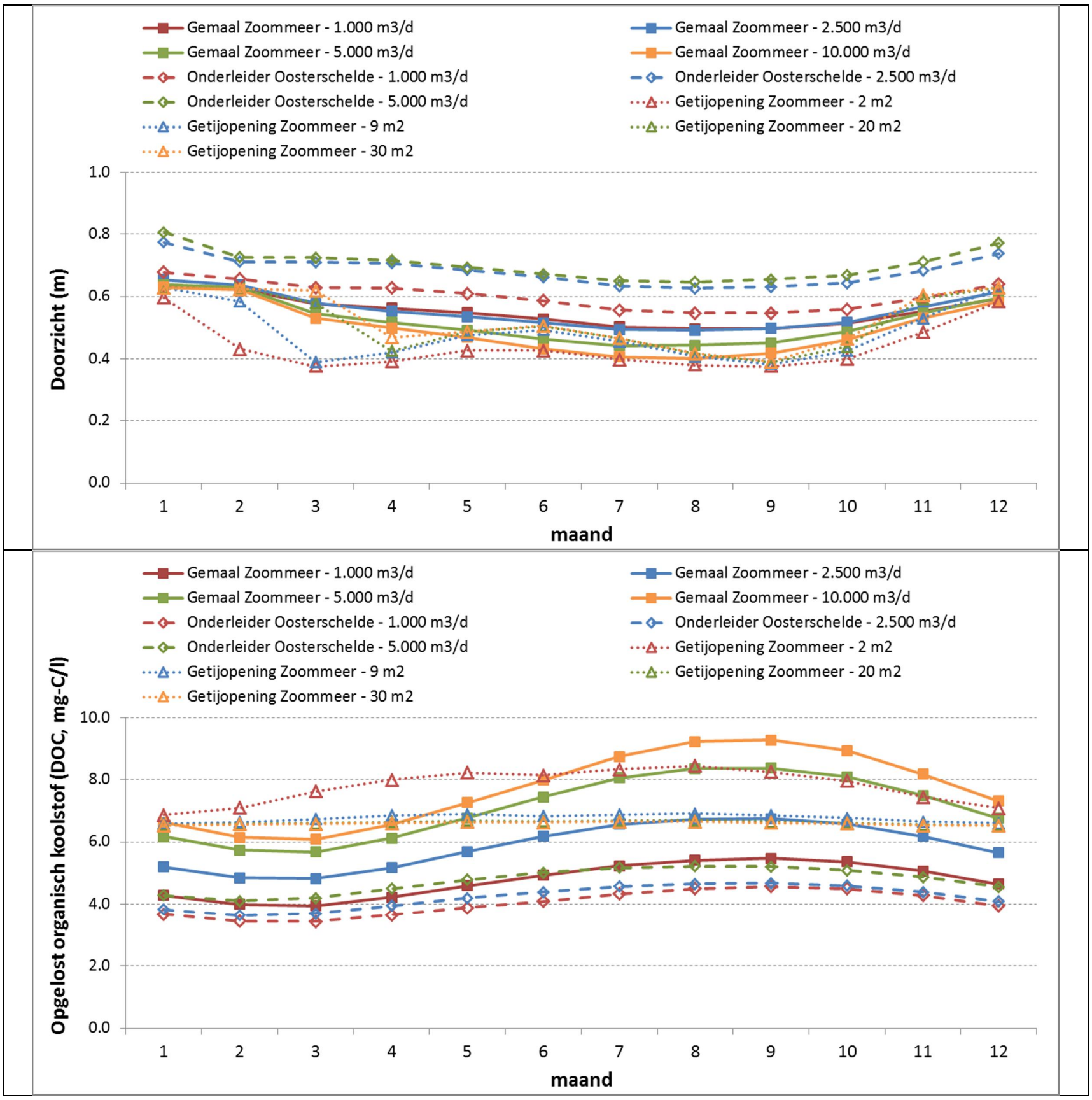


Figuur 9 Berekende chlorofyl-a concentratie (µg/l, boven) en algenbiomassa (mg C/l, onder) in de Binnenschelde voor de zoute scenario's

2.1.5. Doorzicht en opgelost organisch koolstof (DOC)

Het berekende doorzicht in de Binnenschelde varieert in de zomer tussen circa 0,4 en 0,7 m (Figuur 10). In de winter is het doorzicht circa 0,1 m groter. Het doorzicht varieert relatief weinig tussen de scenario's en varianten. De reden hiervoor is de vrij hoge DOC-concentratie, die in de huidige modelopzet voor circa 75% van de lichtuitdoving zorgt. Het is echter goed mogelijk dat de gebruikte specifieke extinctiecoëfficiënt in DELWAQ te hoog is ingeschat, doordat er

bijvoorbeeld geen onderscheid wordt gemaakt tussen gekleurd en kleurloos DOC terwijl bekend is dat het DOC van blauwalgen vaak sterk gekleurd is (en dus het doorzicht sterk beïnvloed) en DOC van mariene algen, zoals flagellaten en diatomeeën, veelal kleurloos is en dus veel minder invloed heeft op de lichtextinctie (mondelinge mededeling Jacco Kromkamp). Ook in andere studies in estuaria wordt een zeer sterk negatief verband gevonden tussen zowel de concentratie DOC en saliniteit maar ook tussen de mate van lichtadsorptie van DOC en saliniteit (Chen et al. 2007). Vermoedelijk is het berekende doorzicht dus een onderschatting van het werkelijke doorzicht.



Figuur 10 Berekend doorzicht (m, boven) en opgelost organisch koolstof (DOC) concentratie (mg C/l, onder) in de Binnenschelde voor de zoute scenario's. De onzekerheid over het DOC-gedrag in de huidige Binnenschelde zorgt mogelijk voor een onderschatting van het doorzicht.

2.2. Prognose van toekomstige biologische toestand

2.2.1. Blauwalgen

Uit de Volkerak-Zoommeer studies blijkt dat bloeien met *Microcystis* verdwijnen als de chloride gehaltes hoger zijn dan 8 g/l (Verspagen et al. 2005). Bij vrijwel alle scenario's wordt dit bereikt, alleen het scenario waarbij 1000 m^3 per dag Volkerak-Zoommeer water wordt gebruikt zit dit

ongeveer rond die grens. *Microcystis* is de meest voorkomende blauwalg. Er zijn echter ook een aantal soorten dat wat beter bestand is tegen brak water, zoals *Aphanizomenon, Nodularia* en *Anabaena*. Bloeien van deze soorten komen regelmatig voor in de Baltische zee, met name rond Finland en Polen. Van al deze soorten is *Nodularia* het geslacht dat veruit het meest zout tolerant is. Proeven met Australische strains van *N. spumigena* geven aan dat deze soort nog goed kan groeien bij saliniteiten rond de 24 ppt (chloridegehalte van ongeveer 13 g/l). Echter de Australische varianten staan bekend als meer zout-tolerant dan de Europese. Strains uit de Baltische zee groeien in het laboratorium optimaal bij zoutconcentraties tussen 7 tot 18 ppt, oftewel 4-10 g Cl per liter (Mazur-Marzec et al. 2005). Daarboven neemt de groei snel af. In de praktijk worden er in Europa in het veld zelden bloeien waargenomen bij zoutgehaltes van meer dan 13 ppt, oftewel 7 g Cl/l, maar de soort is bij hogere zoutgehaltes wel toxischer (Mazur-Marzec et al. 2005, Mazur-Marzec et al. 2006).

Bij het vaststellen van streefwaarden voor zoutconcentraties is het belangrijk te bedenken dat de Binnenschelde een klein systeem is dat in periodes van zeer veel neerslag gemakkelijk een periode kan hebben waarin het zoutgehalte lager is dan een meerjarig maandgemiddelde. Ook al worden in de praktijk *Nodularia*-bloeien niet meer waargenomen bij een zoutgehalte van meer dan 13 ppt (7 g Cl/l) is het dus zeker verstandig om enige buffer in te bouwen. Voor deze soort lijkt op basis van bovenstaande informatie een streefwaarde voor chloride van boven de 10 g/l een veilige marge. Bij debieten van rond en boven de 5000 m^3/dag vanuit het Volkerak-Zoommeer en bij alle scenario's met water vanuit de Oosterschelde zijn ook de risico's voor deze soorten vrijwel verdwenen.

Geen blauwalg, maar een andere potentiële plaagsoort *Prymnesium* (soms ook wel de goudalg genoemd), die in zoete en brakke systemen regelmatig voor vissterfte zorgt, zal ook in geen van de zoute scenario's een probleem gaan vormen. Deze soort komt niet meer tot dichte bloeien bij zoutconcentraties boven de 7 ppt (chloridegehalte van 4 g/l) (Peperzak et al. 2002).

2.2.2. Mariene plaagalgen

Hoewel in zoutwater geen bloeien van blauwalgen kunnen optreden, zijn er wel andere soorten die tot plaagalgbloeien kunnen leiden, waarvan sommige soorten ook zeer toxisch zijn. Met name Dinoflagellaten, zoals *Alexandrium* sp. en *Karenia*, kunnen bij inslikken ziekte en soms zelfs de dood tot gevolg hebben (Van Duren 2006). Het grootste gevaar schuilt in het eten van schelpdieren die deze algen hebben gegeten en waarin de toxines zich opgehoopt hebben. In landen om ons heen komen bloeien van Dinoflagellaten regelmatig voor, ook rond mosselculturen. In Nederland worden deze soorten regelmatig waargenomen in monsters, maar altijd in zeer kleine hoeveelheden. De reden hiervoor is waarschijnlijk dat in Nederland de schelpdiercultures in zeer dynamische, getij-gedreven gebieden liggen. Dinoflagellaten kunnen zeer slecht groeien onder deze turbulente omstandigheden (Berdalet et al. 2007). De situatie in een zoute Binnenschelde is weliswaar beschut, maar omdat het systeem erg ondiep is en windgolven gemakkelijk de bodem bereiken zullen omstandigheden waaronder deze soorten echt tot bloei kunnen komen zeldzaam zijn. Bloeien zouden namelijk alleen kunnen optreden na een lange periode met extreem weinig wind.

Een specifieke soort die in hoge dichtheden wat irritatie zou kunnen gaan geven bij zwemmers is de zeevonk (*Noctiluca scintillans*). Dit is een alg die predeert op andere algen en bij warm, zonnig weer en weinig wind tot bloei kan komen. De alg is echter niet giftig.

2.2.3. Macroalgen

In alle scenario's die zijn doorgerekend blijven de nutriëntenconcentraties relatief hoog en met de geringe diepte blijven de lichtcondities gunstig voor algengroei. In de modellen is aangenomen dat deze condities primair ten goede komen aan fytoplankton, maar het is in de praktijk zeer waarschijnlijk dat een deel van de draagkracht voor primaire productie niet naar microalgen, maar juist naar macroalgen zal gaan. De Binnenschelde heeft een bodem met zacht sediment en weinig hard substraat. De soorten die waarschijnlijk het beste zullen gedijen in deze

omstandigheden zijn zeesla (*Ulva lactica*) en draadalgen zoals *Enteromorpha spp.* Zowel zeesla als draadalgen kunnen bij een grote bloei op bepaalde delen in het systeem gaan ophopen. Onder een laag algen kan materiaal gaan afsterven en kunnen vervolgens zuurstofloze condities ontstaan (Soulsby et al. 1982). Dit kan zeer onwenselijke situaties zoals stankoverlast opleveren in een gebied dat een recreatiefunctie heeft.

Het is moeilijk te voorspellen of fytoplankton of draadalgen zullen gaan domineren. Dit kan van jaar tot jaar verschillen en zal sterk afhangen van begincondities en weersomstandigheden in het begin van het jaar. Ook in de scenario's waarin de Binnenschelde met Oosterscheldewater wordt doorgespoeld kunnen bloeien van macroalgen optreden. Zowel *Ulva* als draadalgen komen regelmatig in relatief grote hoeveelheden voor in de Oosterschelde (Van der Wal et al. 2014). In het verleden zijn problemen met macroalgen ook opgetreden in het Veers Meer.

2.2.4. Aquatische vegetatie

De enige vaatplanten die in een marien milieu kunnen voorkomen zijn zeegrassen. In Nederland kan een beperkt aantal soorten voorkomen. Klein zeegras (*Zostera noltii*) is typisch voor het intergetijdengebied. Bladeren verdwijnen in de winter, maar ondergronds blijft een wortelstelsel bestaan. Groot zeegras (*Zostera marina*) kan in twee varianten voorkomen: een intergetijdentype dat relatief flexibele bladeren heeft en elk jaar volledig uit zaad moet opgroeien en een robuuster ondergedoken type dat permanente wortelsystemen heeft en voor een belangrijk deel via wortelstokken vermeerdert. Groot zeegras is in Nederland bijna verdwenen. De redenen hiervoor zijn relatief complex en nog niet volledig begrepen. Zeker is dat de wierziekte *Labyrinthula*, die in de jaren 30 van de vorige eeuw is binnen gekomen, een rol speelt.

Bij de scenario's met wateruitwisseling via een gemaal, ontstaat geen intergetijdengebieden. Voor klein zeegras en de litorale variant van groot zeegras zijn de mogelijkheden voor vestiging dus minimaal. In de variant met inlaat via een opening in de dijk, waar enig getij wordt toegelaten, zijn de omstandigheden waarschijnlijk nog steeds niet gunstig. In de Waddenzee loopt op dit moment een proef met het uitzaaien van intertidaal groot zeegras. Hierbij wordt op 3 locaties zeegras uitgezaaid. De locatie Balgzand heeft een aantal paralellen met de situatie in de Binnenschelde: ook dit is een locatie met geringe diepte en een hoge nutriëntenbelasting. Deze locatie wordt gekenmerkt door grote hoeveelheden draadalgen en zeesla, die een negatief effect hebben op de gezondheid van het zeegras ((Holmer and Nielsen 2007, Van Duren and Van Katwijk 2013, van Duren 2014).

Zeegras doet het over het algemeen slecht in situaties met een hoge nutriëntenbelasting (Van Katwijk 1999, 2010). Ook voor de permanent ondergedoken variant van zeegras zullen de omstandigheden dus niet gunstig zijn. De beste omstandigheden qua waterkwaliteit ontstaan bij inlaat met een groot debiet aan Oosterschelde water. Echter ook hier is het zeer twijfelachtig of zeegras zich kan vestigen. De soort is namelijk ook in de Oosterschelde vrijwel verdwenen. De exacte oorzaken zijn niet precies bekend, maar waarschijnlijk speelt een hoog zoutgehalte hier een rol (van Katwijk et al. 1999). Groot zeegras doet het over het algemeen slechter in gebieden met een stabiel hoog zoutgehalte (zoals de Oosterschelde).

Zeegras zal zich sowieso niet spontaan kunnen vestigen in de Binnenschelde. Er zijn geen significante donorpopulaties van groot zeegras in de buurt, waardoor natuurlijke kolonisatie vrijwel uitgesloten is. Kolonisatie zou alleen via een actieve input van zaad kunnen. Er lopen in de Waddenzee en de Grevelingen een aantal proefprojecten met uitzaaien van materiaal van elders (van Duren 2014). Voor de Binnenschelde geldt echter dat succes dus zeer onzeker is.

De brakwatersoort *Ruppia maritima* (snavelruppia) is strikt genomen geen echt zeegras, maar wordt hier wel vaak toe gerekend. Het optimum voor zijn verspreiding ligt wereldwijd bij zoutconcentraties onder de 16‰ (9 mg/l chloride), al zijn er locaties met veel hogere zoutgehaltes waar de soort is waargenomen. In Nederland wordt de soort over het algemeen aangetroffen in zoet tot brak water en met enige regelmaat op het Balgzand, waar de saliniteit meestal niet ver boven de 15‰ (8mg/l chloride) uit komt. De bottleneck voor deze soort lijkt te zitten in de ontkieming van de zaden. De volwassen planten hebben een zeer brede zouttolerantie, maar ontkieming van zaden wordt geremd bij zoutconcentraties boven de 10 ppt (Strazisar et al. 2013). Zelfs al wordt het doorzicht in een zoute Binnenschelde beter dan momenteel uit de modelvoorspellingen komt, dan nog is het dus niet waarschijnlijk dat deze soort zich zal gaan vestigen in één van de doorgerekende zoute scenario's.

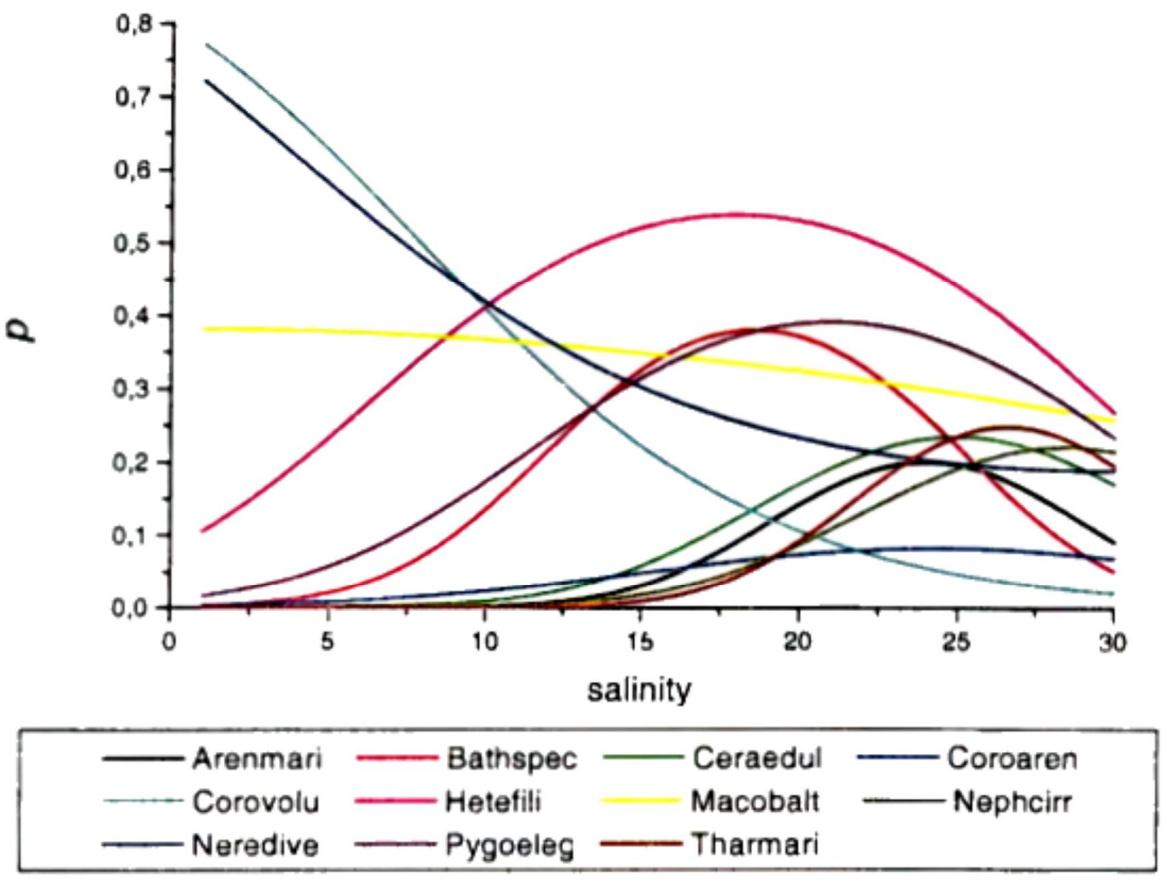
2.2.5. Zoöplankton

De zoöplanktonsamenstelling zal zeer sterk gelinkt zijn aan het zoutgehalte. Typisch brakke copepodensoorten, zoals *Eurytemora affinis*, kunnen sterk dominant zijn bij saliniteiten onder de 18 ppt, ofwel chlorideconcentratie van beneden de 10 g/l (von Vaupel-Klein and Weber 1975). Daarboven zal zoöplankton een typische kust signatuur hebben.

Relevant voor recreatie is het voorkomen van kwallen. Kwallen vertonen wereldwijd, en ook in Nederland een algehele toename. De meest voorkomende soort (de oorkwal *Aurelia aurita*) is niet giftig voor mensen, maar grote hoeveelheden zullen door badgasten als onaangenaam worden ervaren. Een invasieve soort die recent regelmatig wordt waargenomen, en die wel kan steken en bij sommige badgasten allergische reacties kan geven, is de Japanse Kruiskwal, *Gonionemus vertens*. Deze soort kan zowel in zout als in brak water voorkomen en is waargenomen in gebieden als het Veerse meer, Oosterschelde en het Grevelingenmeer. De soort is vaak geassocieerd met zeegras en macroalgen. Er is niet veel bekend over de habitat eisen van deze soort, maar er is zeker een risico dat de kruiskwal ook in de Binnenschelde zal kunnen voorkomen in alle zoute scenario's. Of de soort zich daar echt zal kunnen vestigen en zal kunnen voortplanten is op basis van de huidige kennis moeilijk te voorspelen.

2.2.6. Bodemdieren

Saliniteit is een van de belangrijkste stuurvariabelen voor bodemdieren. De hoogste dichtheden en de hoogste biodiversiteit aan dieren is te vinden in ofwel volledig mariene gebieden ofwel volledig zoete wateren (Figuur 11). Veel minder soorten kunnen omgaan met brakke condities (Ysebaert and Meire 1999, Ysebaert et al. 2002). Nog minder soorten kunnen goed tegen sterke fluctuaties in saliniteit. Onderzoek in de Schelde heeft uitgewezen dat bij een saliniteit van minder dan 20 ppt (circa 11 g Cl/l) het aandeel echte mariene soorten minder is. Juist deze soorten zijn vaak belangrijke voedselbronnen voor vogels. Het gaat hierbij om soorten zoals de wadpier (*Arenicola marina*), de kokkel (*Cerastoderma edule*) en grote borstelwormen zoals *Nereis diversicolor* en *Nephtys cirrosa*. Dat houdt in dat vooral voor deze groepen de scenario's met minimaal 2500 m^3/d Oosterschelde water beter uit zullen pakken dan de andere scenario's. De gemaal scenario's met Volkerak-Zoommeer water zitten namelijk allemaal wat lager: alleen de versie waarbij 10000 m^3/d wordt binnengelaten komt in de buurt van de 20 ppt , oftewel 11 g Cl/l.



Figuur 11: waarschijnlijkheid van voorkomen van verschillende zacht-substraatsoorten afhankelijk van de saliniteit in de Schelde (Ysebaert and Meire 1999)

Ook voor grotere schelpdieren (mosselen, Japanse oesters, strandgapers en zwaardschedes) geldt dat ze een zoutgehalte boven de 20 ppt prefereren (11 g/ Cl/l). De Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) kan wel relatief lage zoutgehaltes aan (Van Beusekom et al. 2010). Deze invasieve soort komt sinds 1999 voor in Nederland en is weinig selectief in zijn keuze van habitat qua sedimentsamenstelling en saliniteit (Hummel and Wijnhoven 2014). Deze soort zal zich zeer waarschijnlijk in bijna alle doorgerekende scenario's kunnen vestigen. Jonge

Ensis zijn goed voedsel voor verschillende vogelsoorten. De grotere exemplaren zijn meestal lastig te bereiken door vogels.

Het is zeer onwaarschijnlijk dat er zich mosselen in de Binnenschelde zullen gaan vestigen. Broedval van mosselen is al jarenlang afwezig in de Oosterschelde (Kamermans et al. 2002). De precieze oorzaken zijn niet goed bekend, maar mogelijk speelt predatie door garnalen en krabben hierbij een rol. Japanse oesters daarentegen zijn zeer opportunistisch en zullen zich vrijwel zeker gaan vestigen in situaties waar de saliniteit boven de 20 ppt (chloride gehaltes > 11 g/l) uitkomt (Troost 2010).

Oesters hebben een zeer grote filtratiecapaciteit. Een oesterbank van normale dichtheid kan zo'n 6-8 m^3 water per uur filtreren (Smaal et al. 2013). In een zeer ondiep systeem zoals de Binnenschelde zal dit dan ook betekenen dat er heel veel horizontale uitwisseling nodig is om een echte oesterbank in leven te houden. Gezien het feit dat de oesters zelf ook stroming vertragen is dat niet zeer waarschijnlijk. Wat waarschijnlijk wel zal gebeuren is dat kleine clusters met oesters zich op verschillende plaatsen in het systeem gaan vestigen. Bij voorkeur op hard substraat, maar ze kunnen zich ook op zacht substraat vestigen. Oesters worden zelf zeer weinig gegeten door vogels, maar door aangroei van epifyten en andere ongewervelden die zich ophouden tussen de oesterschelpen kunnen ze een aantrekkelijk foerageerhabitat vormen voor verschillende vogels. Dit betreft met name steltlopersoorten zoals bonte strandlopers, die in het intergetijdengebied foerageren (Wijsman et al. 2008).

2.2.7. Vissen

Welke vissoorten zich in de Binnenschelde kunnen gaan vestigen is uiteraard sterk afhankelijk van de te verwachten saliniteit. Echte brakwater gebieden zijn vaak relatief arm. De meeste vissoorten zijn ofwel marien, ofwel zoetwatersoorten. Sommige brakwater gebieden kunnen echter wel erg belangrijk zijn voor diadrome trekvis (zoals paling, zalm, fint, etc.), maar aangezien de Binnenschelde een bijna "doodlopende weg" is die niet in verbinding staat met achterliggend zoetwater, is het migratiebelang van de Binnenschelde voor deze soorten waarschijnlijk beperkt.

Bij scenario's waarbij de Binnenschelde in directe verbinding komt te staan met de Oosterschelde, en zeker die scenario's met een hoge uitwisseling waarbij het systeem vrijwel even zout wordt als de Oosterschelde ligt het voor de hand dat er vergelijkbare soorten zullen voorkomen. Er zijn zo'n 66 vissoorten doorlopend in de Oosterschelde te vinden zijn. Schol, tong, jonge platvissen en bot komen er in grote hoeveelheden voor. Verder zijn er vijftien soorten die slechts af en toe gezien worden. Zalm, elft, steur en zeeduivel zijn hier voorbeelden van. Van een groot aantal vissoorten groeien de jongen op in de Oosterschelde. Dit zijn onder andere de tong, kabeljauw, zeebaars, schol, schar en haring. Van de volgende vissoorten worden de jongen in de Oosterschelde geboren: geep, harnasmannetje, ansjovis, zeenaalden, puitaal en zeedonderpad. De Oosterschelde heeft al jaren te kampen met een sterk dalende visstand. De redenen hiervoor zijn niet goed bekend, maar mogelijk heeft dit te maken met het feit dat de Oosterschelde een extreem zware graasdruk kent van schelpdieren. Deze begrazen zowel minder mobiele levensstadia van zoöplankton, maar vormen vooral een zeer zware voedselconcurrentie voor zoöplankton vanwege hun filtratiecapaciteit op fytoplankton. Dit zal naar verwachting in de Binnenschelde niet snel gebeuren.

2.2.8. Vogels

De Binnenschelde is gelegen midden in bewoond gebied en heeft een belangrijke gebruiksfunctie voor recreatie. Het gebied is geen Natura 2000-gebied en als zodanig zijn er dan ook geen instandhoudingsdoelstellingen voor vogels. Vooral vanwege het ontbreken van voldoende rust voor broedende en foeragerende vogels zal ook in de toekomst de functie van het gebied voor vogels relatief beperkt blijven. De vogels die momenteel het meest gezien worden zijn kokmeeuwen, zilvermeeuwen, meerkoeten en wilde eenden (vogeltellingen van de West-Brabantse vogelwerkgroep). Op dit moment is er geen getij in het gebied. Bij scenario's

met een open verbinding met het Volkerak-Zoommeer zal er een klein beetje intergetijdengebied ontstaan, wat theoretisch foerageermogelijkheden aan steltlopers zou bieden. Echter, vanwege het feit dat de hele oostkant van dit gebied direct in bewoond gebied ligt, het hele gebied zeer druk gebruikt wordt door recreanten, waaronder watersporters en de oevers meestal behoorlijk steil zijn, zal de betekenis van dit gebied voor vogels zeer beperkt blijven.

2.3. Confrontatie verwachtte biologische toestand en beleidsdoelen

Voor de Binnenschelde gelden geen specifieke doelstellingen ten aanzien van Natura2000. De belangrijkste beleidsdoelstellingen zijn gericht op de recreatie- en landschapsfunctie. Mensen waarderen een aantrekkelijk uitziend gebied met helder water. Tevens is de Binnenschelde een KRW-waterlichaam, hetgeen betekent dat het water in de 'goede ecologische toestand' (in dit geval het Goed Ecologisch Potentieel) gebracht moet worden. Voor een zoute Binnenschelde dient deze toestand nog gedefinieerd te worden.

2.3.1. Blauwalgen

Primaire zorgpunt in de huidige zoete toestand is het voorkomen van (giftige) blauwalgen. Alle doorgerekende scenario's geven zoutconcentraties waarbij het gevaar van giftige *Microcystis* bloeien verdwenen is, en alleen de laagste twee debieten bij gemaalinlaten met Volkerrak-Zoommeerwater geven nog enig risico op het voorkomen van soorten als *Nodularia*, een zeer zouttolerante soort die in het Baltische gebied nog wel eens voor problemen zorgt. De beschikbare literatuur geeft aan dat een streefwaarde van gemiddeld 10 g/l chloride (saliniteit boven de 18 ppt) in de praktijk voldoende garantie geeft dat ook die soort geen bloeien meer kan vormen, ook niet als voor korte tijd in of na periodes met extreem veel regen het zoutgehalte tijdelijk wat lager is (Mazur-Marzec et al. 2006).

2.3.2. Helderheid

Helder water is aantrekkelijk voor recreanten en zwemmers. Echter, alle modelscenario's voorspellen een relatief troebele toestand. De scenario's met een inlaat van tenminste 2.500 m^3 Oosterscheldewater geven de beste waterkwaliteit met lage algenconcentraties. Het voorspelde doorzicht is echter ook in deze varianten nog steeds beperkt met ± 60 cm.

Het doorzicht is echter vermoedelijk onderschat in alle zoute varianten. Het doorzicht wordt volgens de modellen namelijk vooral beperkt door een hoge concentratie opgelost organisch materiaal (DOC), en dat is een factor die we nog niet helemaal goed begrijpen. In de huidige (zoete) toestand is deze DOC-concentratie behoorlijk hoog. Dit komt vermoedelijk niet door aanvoer van externe bronnen, maar vooral door snelle remineralisatie van dode blauwalgen. Zoals in sectie 2.1.5 is beargumenteerd zijn er goede redenen om aan te nemen dat de standaardmodelinstellingen zoals die zijn gebruikt voor de relatie tussen doorzicht en DOC in de zoute scenario's niet helemaal van toepassing zijn en dat in de zoute toestand het water helderder zal zijn.

2.3.3. Europese Kaderrichtlijn Water (KRW)

De Binnenschelde is een KRW-waterlichaam, waarvoor thans zoete doelen zijn gedefinieerd. Voor de uiteindelijke zoute variant zullen derhalve nieuwe KRW-doelen (MEP, GEP, eventueel Beleidsdoel) moeten worden geformuleerd. De doelen zullen zowel voor de biologische termen (algen, waterplanten, macrofauna en vissen) als voor de chemische termen (naast de algemene lijst van prioritaire stoffen betreft dit de ondersteunende stoffen waaronder nutriënten) moeten worden geformuleerd.

Chemie (zout)
De Binnenschelde zal in de alle zoute scenario's gaan vallen onder het watertype M31 (kleine brakke tot zoute meren). In alle scenario's zal er een zoutconcetratie van meer dan 3 g chloride/l zijn. Er zijn geen specifieke doelstellingen voor zoutconcentraties

Doorzicht
Voor ‘doorzicht’ zullen alle scenario’s met water vanuit het Volkerak-Zoommeer en het scenario met het kleinste debiet met getijdeopening vermoedelijk op “slecht” (doorzicht <45 cm) uitkomen, terwijl de andere scenario’s “ontoereikend” scoren (>45 en <60 cm). Vanwege de onzekerheid die er op de parameter doorzicht zit, is het echter waarschijnlijk dat met name de Oosterschelde scenario’s uiteindelijk een stuk beter gaan scoren. De grenswaarde voor een goede beoordeling op doorzicht ligt op 90 cm.

Chlorofyl en nutriënten
Deze wateren hebben vrij hoge referentiewaarde voor chlorofyl (30 µg/l). De referentie beschrijft een nagenoeg onverstoorde toestand en is dus nadrukkelijk niet hetzelfde als de ecologische norm of de beleidsdoelstelling. Echter, de referentietoestand zegt wel iets over de verwachtingen die men kan hebben van deze watertypen. De grens tussen matig en goed ligt op 60 µ/l. Alle scenario’s met Oosterscheldewater en met inlaat van water uit het Volkerak-Zoommeer (via een gemaal) vallen dan voor chlorofyl-a in de categorie “goed”. Alleen bij uitwisseling via een getijopening wordt de nutriëntenbelasting zo hoog dat de toestand “matig” gaat worden voor chlorofyl. Voor nutriënten geldt ongeveer hetzelfde. Alle varianten scoren “goed” voor de stikstof- en fosfaatnormen.

Vaatplanten
De doelstelling die voor vrijwel alle scenario’s zeer moeilijk haalbaar zal zijn is de maatlat voor ondergedoken vegetatie. De referentiewaarde ligt hier op 50%. Gezien het feit dat de meeste scenario’s te zout zijn voor *Ruppia* en de vestiging voor de mariene zeegrassoorten zeer onzeker is, moeten we op dit moment inschatten dat op dit punt voor alle zoute scenario’s hier een knelpunt ligt dat moeilijk op te lossen is.

Hogere trofische niveaus
De maatlatten voor watertype M31 voor macrofauna zijn opgesteld voor brakke en zoute wateren. Echt brakke wateren met een gemiddelde saliniteit van minder dan 20 ppt (11 g Cl/l) zijn in het algemeen soortenarm. De maatlat houdt daar rekening mee. Ondanks dat scoren een groot aantal van de wateren die nu onder deze maatlat vallen nog steeds relatief slecht. Belangrijke reden is dat deze wateren sterk geïsoleerd liggen en daarmee het risico vergroten dat enkele soorten gaan domineren. De Binnenschelde heeft in de meeste scenario’s een sterk mariene signatuur en heeft juist een sterke connectiviteit met andere wateren. Puur geredeneerd vanuit de KRW maatlatten voor watertype M31 zal het waarschijnlijk dus niet erg moeilijk zijn om voor alle zoute scenario’s een goede score te halen voor macrofauna. De scenario’s die resulteren in een saliniteit van 20 ppt (11 g Cl/l) of meer zullen waarschijnlijk de hoogste diversiteit gaat geven. Dit wordt dus bereikt met een scenario met uitwisseling van Oosterscheldewater van minimaal 2500 m^3 per dag.

Voor hogere trofische niveaus, zoals vissen, is het erg moeilijk om kwantitatieve uitspraken te doen over het halen van maatlatten, maar ook hier geldt dat voor dit watertype uitgegaan wordt van een referentiesituatie met relatief weinig connectiviteit. Ook voor vissoorten vertaalt zich dit snel in een soortenarme situatie. Omdat de Binnenschelde in de zoute voorkeursscenario’s vrij veel uitwisseling heeft, is dat probleem hier waarschijnlijk minder, al zal in sommige scenario’s uitwisseling plaatsvinden via een gemaal. Dat betekent dat er goede potentie is om de maatlat te halen, maar dat er mogelijk aanvullende maatregelen nodig zullen zijn om connectiviteit voor vissen en vislarven te waarborgen.

De Binnenschelde gaat dus onder een zoutscenario onder categorie M31 vallen, maar gaat op een aantal punten afwijken van de andere wateren binnen dit watertype. De maatlatten voor dit watertype zijn voor de Binnenschelde eigenlijk niet erg ambitieus. Het is waarschijnlijk nuttig om, indien inderdaad voor een zoute variant gekozen wordt, de KRW-doelstellingen voor de Binnenschelde op termijn eens tegen het licht te houden.

2.3.4. Andere factoren in relatie tot gebiedsfunctie
Zowel de aanwezigheid van veel macroalgen als de aanwezigheid van oesters kunnen de zwem- en recreatiefunctie van de Binnenschelde negatief beïnvloeden. In vrijwel alle zoute situaties zal

een zekere mate van onderhoud nodig zijn om oesters uit de zwemgebieden te verwijderen, en in gevallen waar zich veel macroalgen gaan vestigen zullen deze misschien met enige regelmaat verwijderd moeten worden, bijvoorbeeld in surfgebieden of in gebieden waar ophopingen van macroalgen tot stankoverlast kunnen leiden. Oesters zullen zich vrijwel zeker gaan vestigen in alle zoute scenario's. Voor macroalgen geldt dat ze lastig te voorspellen zijn.

3. SYSTEEMANALYSE VAN HET MARKIEZAATSMEER

3.1. Abiotische voorwaarden

3.1.1. Hydrologisch functioneren

De langjarig gemiddelde waterbalans voor de Binnenschelde is weergegeven in Tabel 4, terwijl de gedetailleerdere balansen (op maandbasis) zijn opgenomen in bijlage X1. De langjarige gemiddelden voor het scenario “Gemaal Zoommeer” is bepaald over de jaren 2005-2014. Voor het scenario “Getijopening Zoommeer” is het langjarig gemiddelde bepaald over de jaren 1991-1995. Dit zijn de jaren waarvoor de simulaties zijn uitgevoerd.

Uit **Error! Reference source not found.**4 blijkt dat bij het scenario Getijopening Zoommeer de waterbalans gedomineerd wordt door de uitwisseling met het Zoommeer. Zelfs bij de kleinste opening is de inlaat al ruim 15 keer groter dan alle overige inlaten bij elkaar. De gemiddelde verblijftijd neemt sterk af als er een open verbinding met het Zoommeer komt, waarbij de verblijftijd circa 44 dagen is bij een kleine opening en circa 4 dagen bij de grootst doorgerekende opening. De externe belastingen worden in dit geval dominant voor de seizoensdynamiek ten opzichte van de interne waterkwaliteitsprocessen zoals denitrificatie en nalevering van fosfaat. Bij het scenario Gemaal Zoommeer is de inlaat vanuit het Zoommeer is de bijdrage van de inlaat afhankelijk van het opgelegde debiet. Pas bij een inlaat van 50.000 m^3/d levert de inlaat vanuit het Zoommeer de grootste bijdrage. Bij kleinere inlaten is neerslag gemiddeld het grootst, maar dit zal van maand tot maand verschillen afhankelijk van de daadwerkelijke neerslag. Bij de Gemaal Zoommeer scenario’s blijft de verblijftijd lang van bijna twee jaar bij 1.000 m^3/d tot 9 maanden bij 50.000 m^3/d. Interne waterkwaliteitsprocessen zullen nog belangrijk zijn voor de seizoensdynamiek.

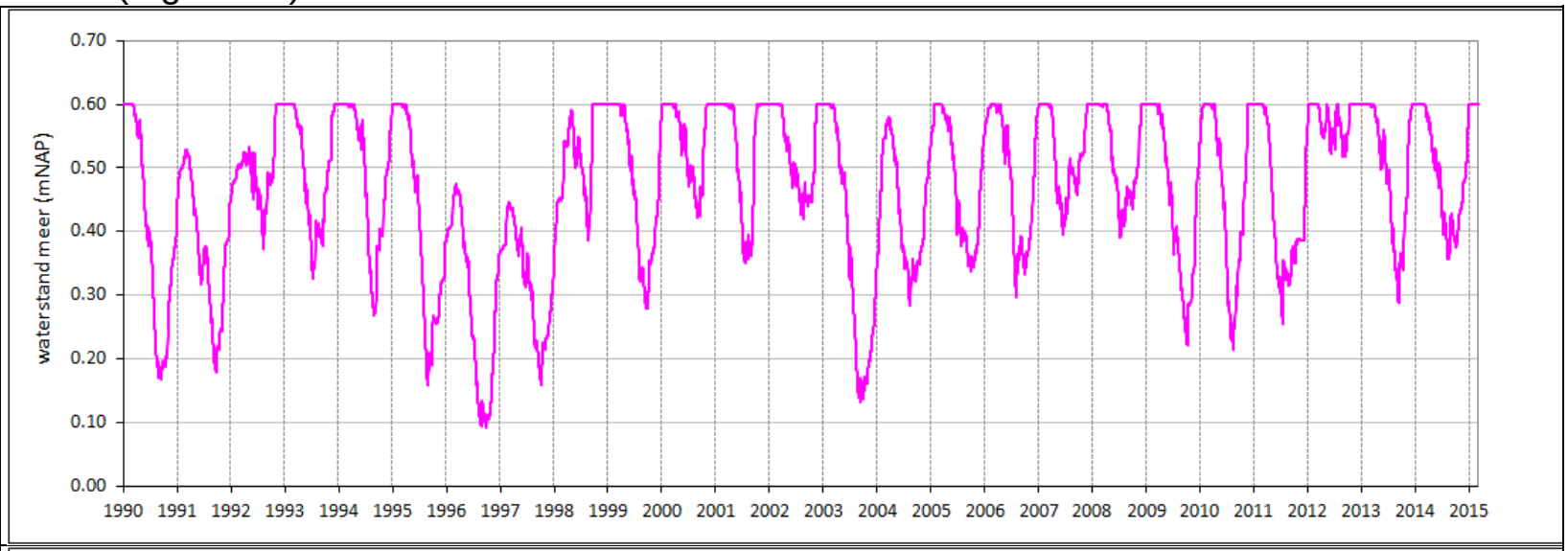
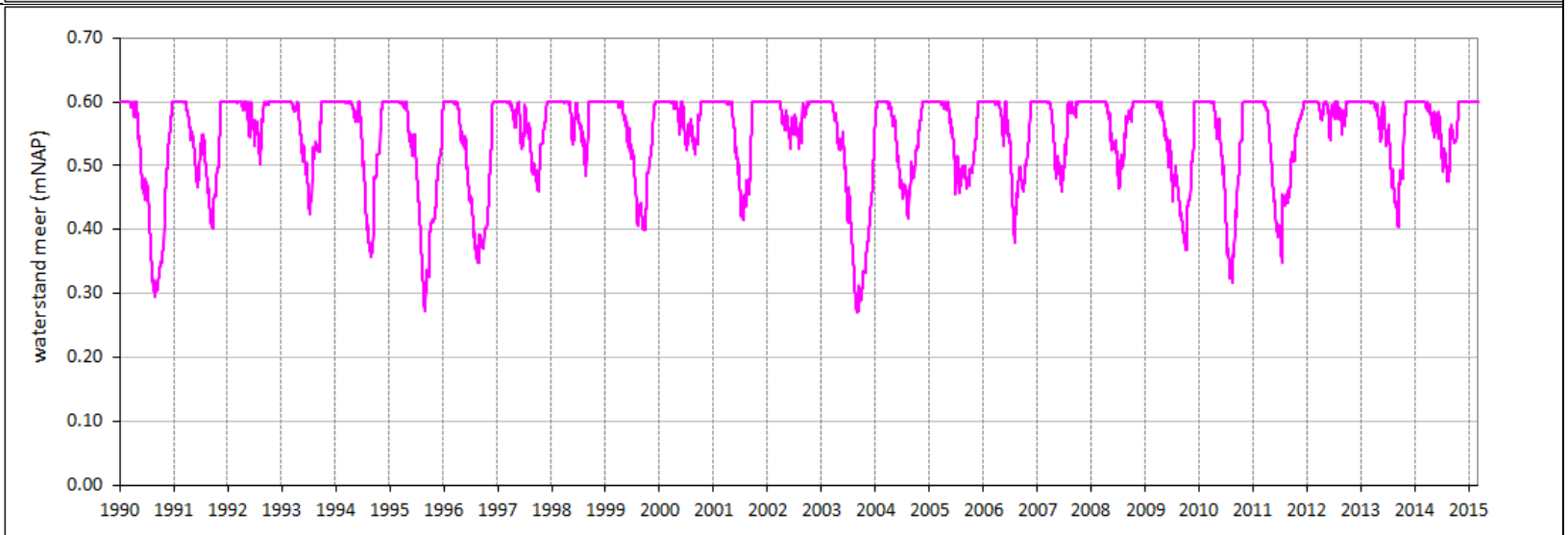
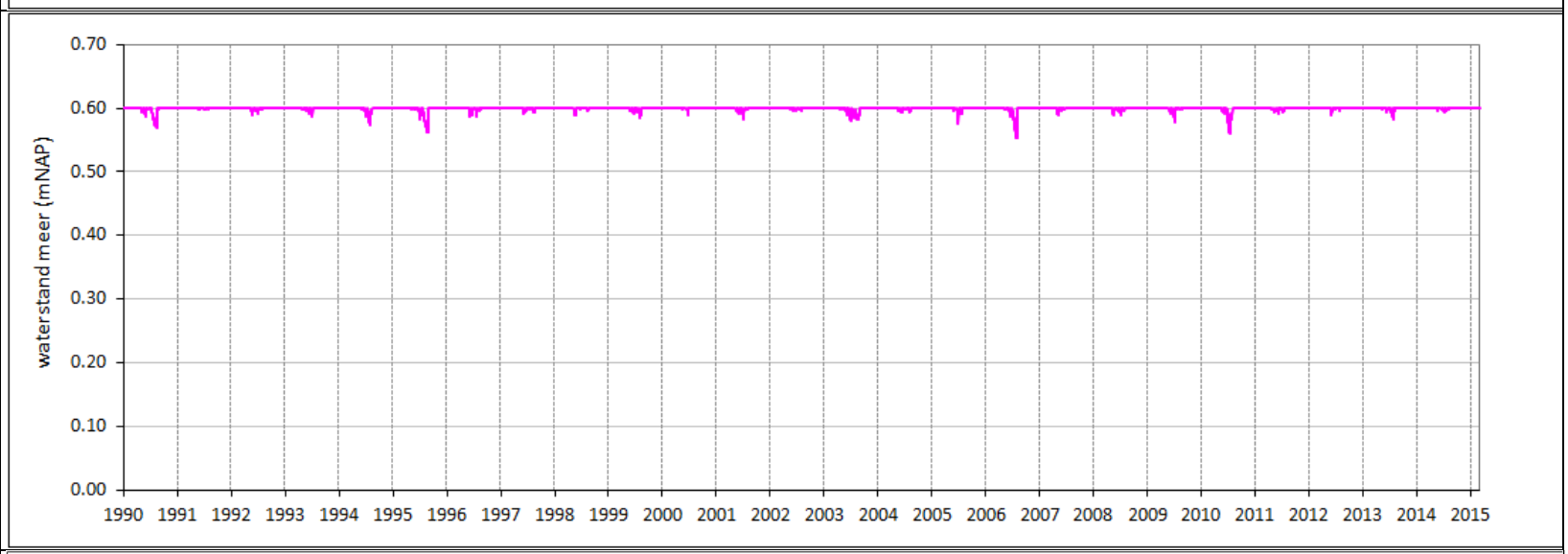
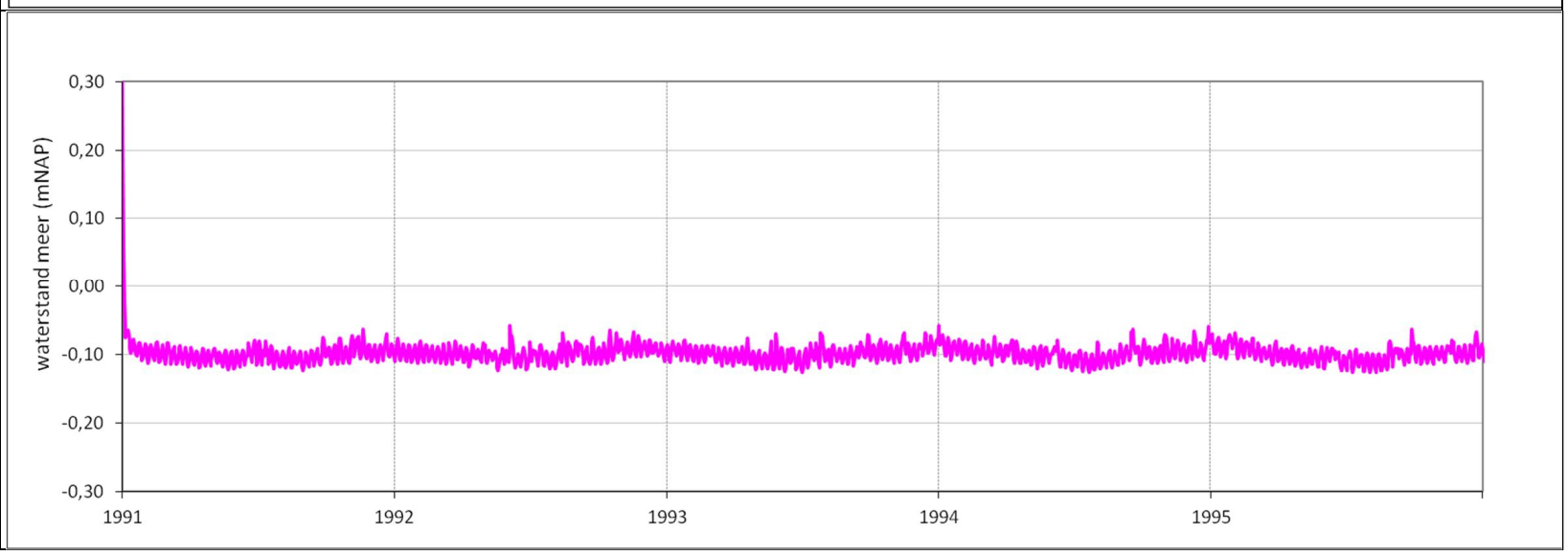
Tabel 4 Langjarig gemiddelde waterbalans Markiezaatsmeer voor de zoute scenario’s. Debieten in m^3/s. Blauwe getallen geven de voornaamste verschillen tussen de scenario’s en varianten aan. In de laatste kolom is de typische verblijftijd in dagen opgenomen.

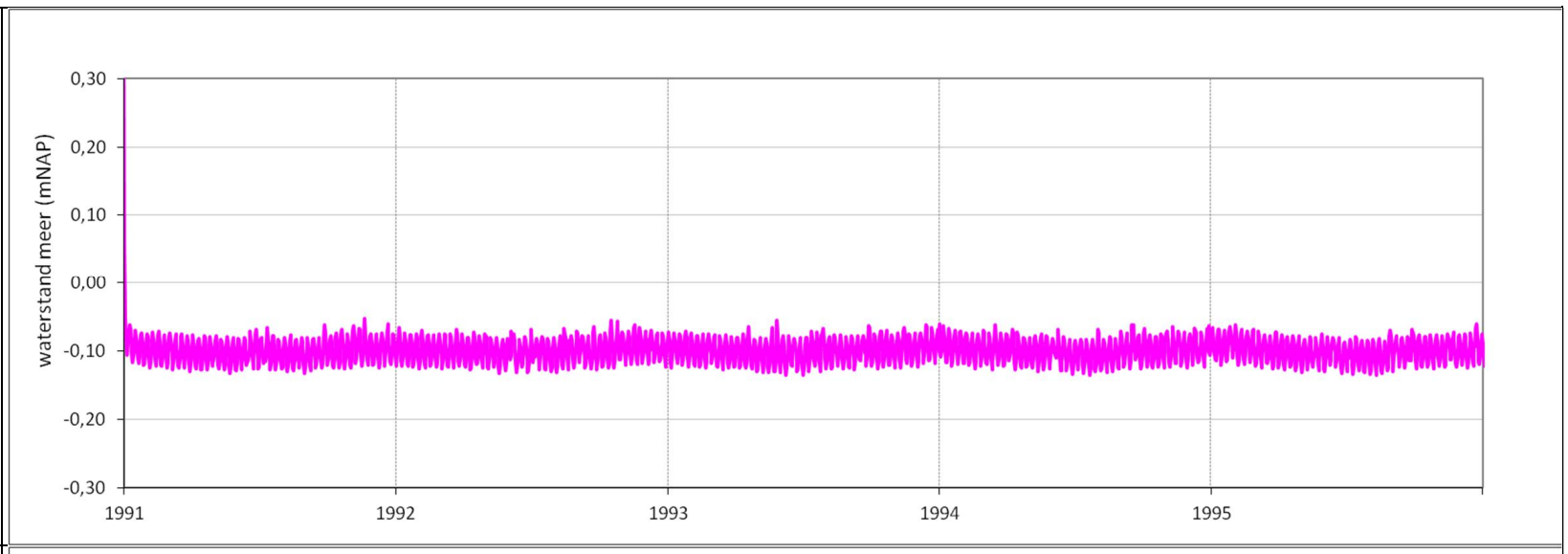
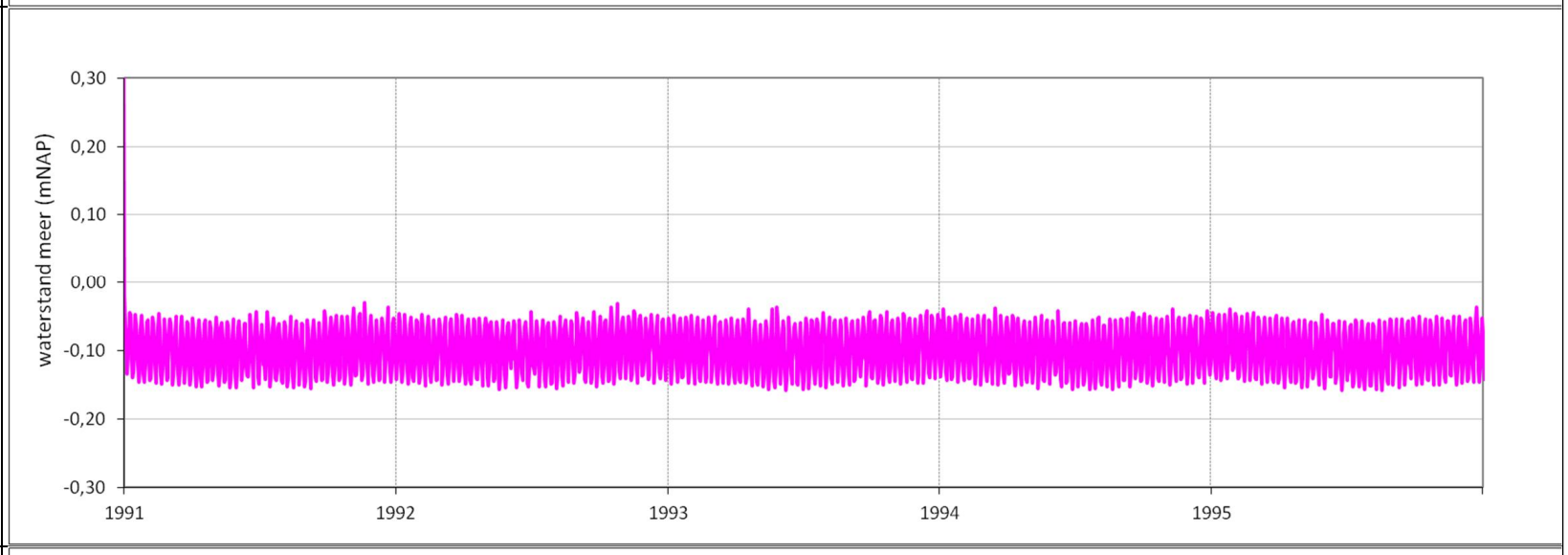
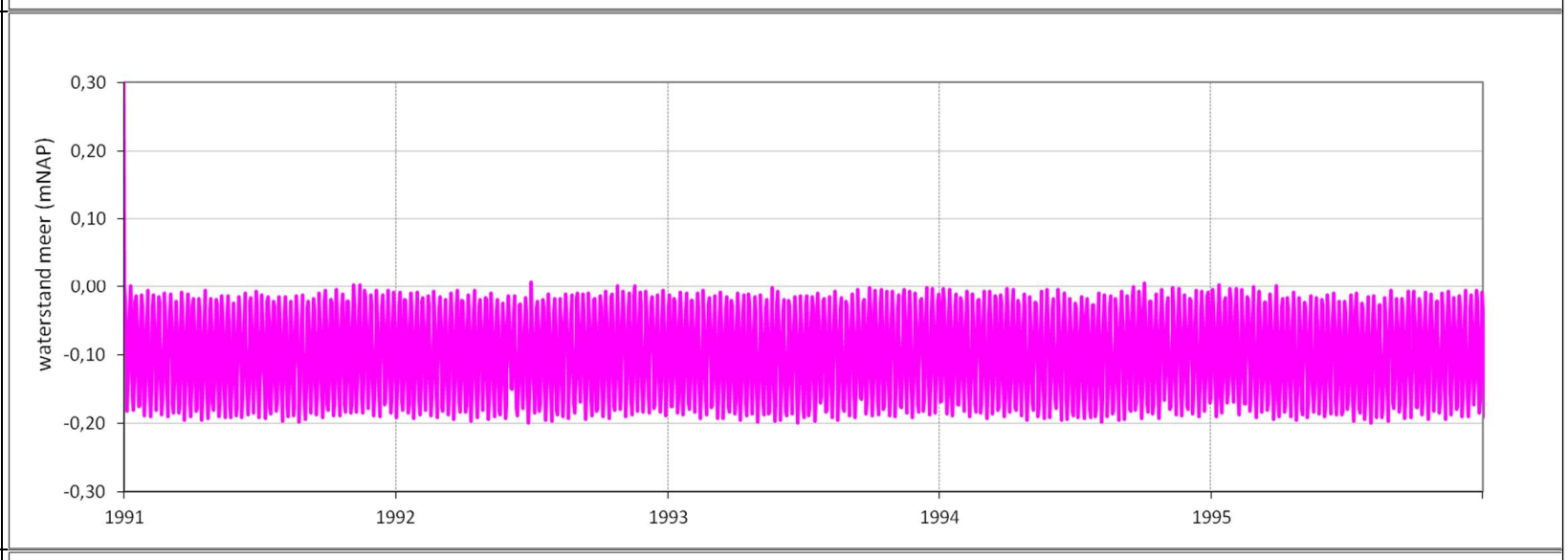
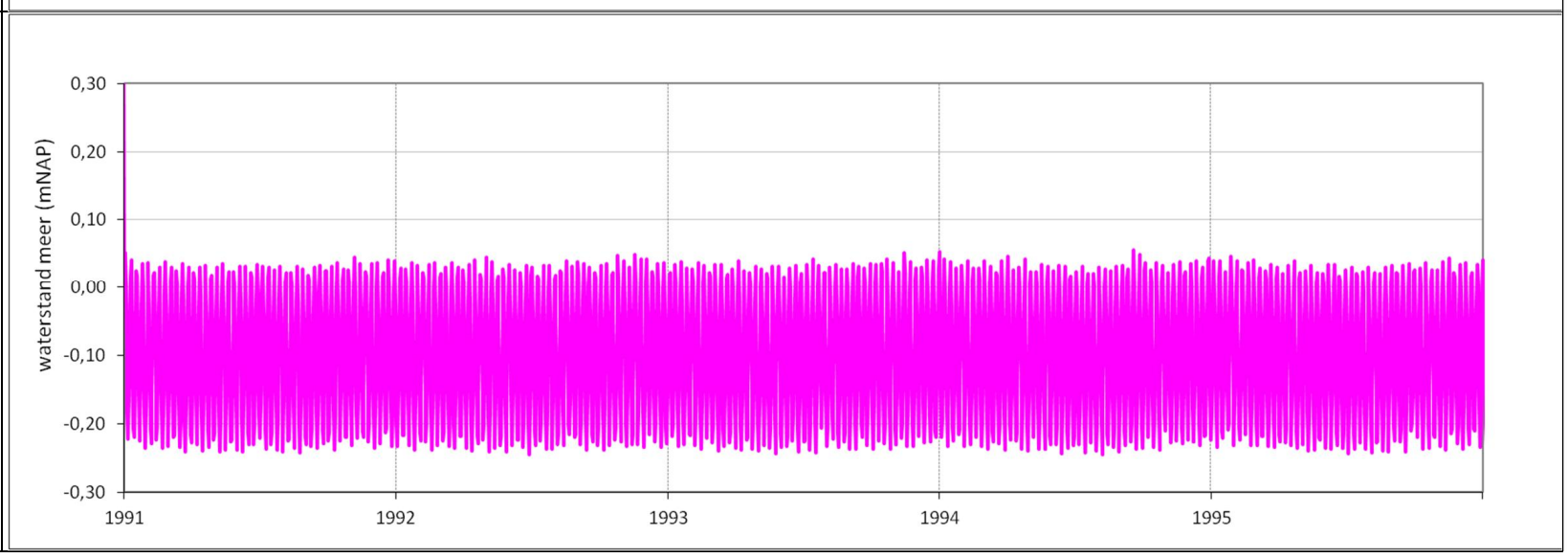
		Gemiddeld ingaand debiet (m^3/d)					Gemiddeld uitgaand debiet (m^3/d)				
Scenario	*Variant*	Neerslag	Kwel	Uitspoeling	Inlaat Blaffert	Inlaat Zoommeer	Verdamping	Wegzijging	Intrek	Uitlaat peilbeheer	Gemiddelde verblijftijd (d)
Gemaal Zoommeer	1.000 m^3/d	23.693	3.360	2.461	1.350	1.000	20.729	420	2.716	7.789	690
	10.000 m^3/d	23.693	3.360	2.948	1.350	10.000	20.729	420	3.176	17.027	530
	50.000 m^3/d	23.693	3.360	3.345	1.350	50.000	20.729	420	3.568	57.031	270
Getijopening Zoommeer	10 m^2	19.572	5.220	3.616	1.283	476.530	17.496	-	5.045	486.237	44
	20 m^2	19.551	5.220	3.626	1.283	954.698	17.496	-	5.084	962.080	22
	40 m^2	19.551	5.220	3.721	1.283	1.875.562	17.496	-	5.185	1.882.902	12
	80 m^2	19.551	5.220	4.006	1.283	3.429.960	17.496	-	5.460	3.437.426	6
	200 m^2	19.551	5.220	4.456	1.283	5.050.253	17.496	-	5.893	5.057.753	4

De waterstand en de peilvariatie volgen rechtstreek uit de opgelegde waterbalans (Figuur 12). In geval van inlaat wordt de maximale waterstand op +0,60 m NAP gehandhaafd. In het zomerhalfjaar zakt het peil uit door verminderde aanvoer en door afvoer via verdamping. Bij een toenemend inlaatdebiet neemt het uitzakken van het waterpeil af. Bij het hoogste inlaatdebiet van 50.000 m^3/d uit het Zoommeer, compenseert de aanvoer vrijwel volledig de afvoer en blijft het waterpeil vrijwel constant op +0,60 m NAP.

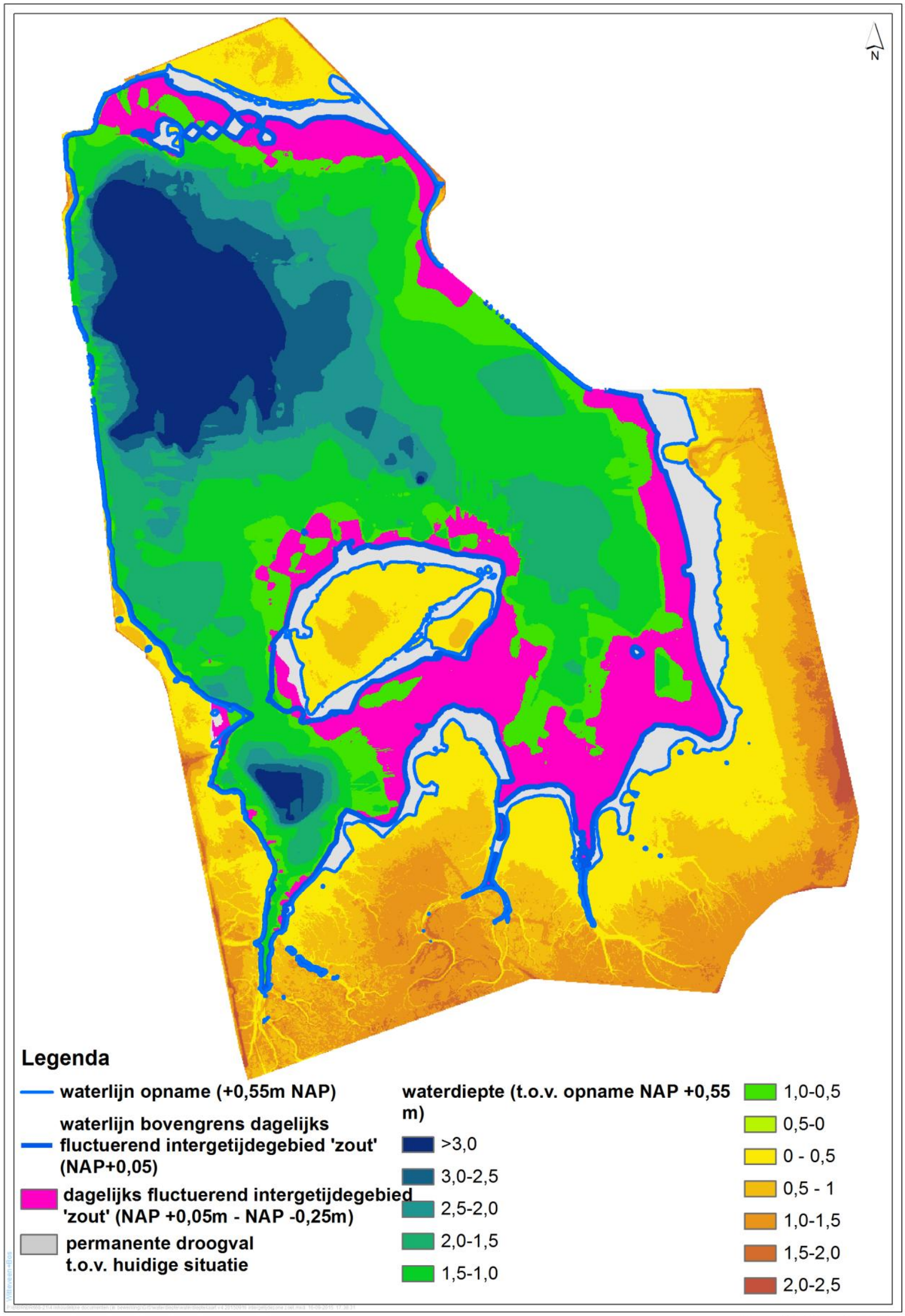
In geval van getijuitwisseling met het Zoommeer varieert het waterpeil rondom -0,10 m NAP, dat wil zeggen het middenpeil van het zoute Zoommeer. De getijvariatie daaromheen neemt toe van

circa 3 cm bij de kleinste opening van 10 m^2 tot 30 cm bij de grootste opening van 200 m^2. Deze getijslag van 30 cm is gelijk aan de getijslag op het Zoommeer zelf. Daarmee is dus ook de maximale getijuitwisseling bereikt. Bij een getijslag van 30 cm zal een intergetijdengebied van circa 100 ha ontstaan (Figuur 13).

Inlaat Zoommeer 1.000 m^3/d	
Inlaat Zoommeer 10.000 m^3/d	
Inlaat Zoommeer 50.000 m^3/d	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 10 m^2	

Inlaat Zoommeer via opening (getij) 20 m^2	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 40 m^2	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 80 m^2	
Inlaat Zoommeer via opening (getij) 200 m^2	

Figuur 12 Berekende waterstand op basis van opgelegde waterbalans voor de Binnenschelde.

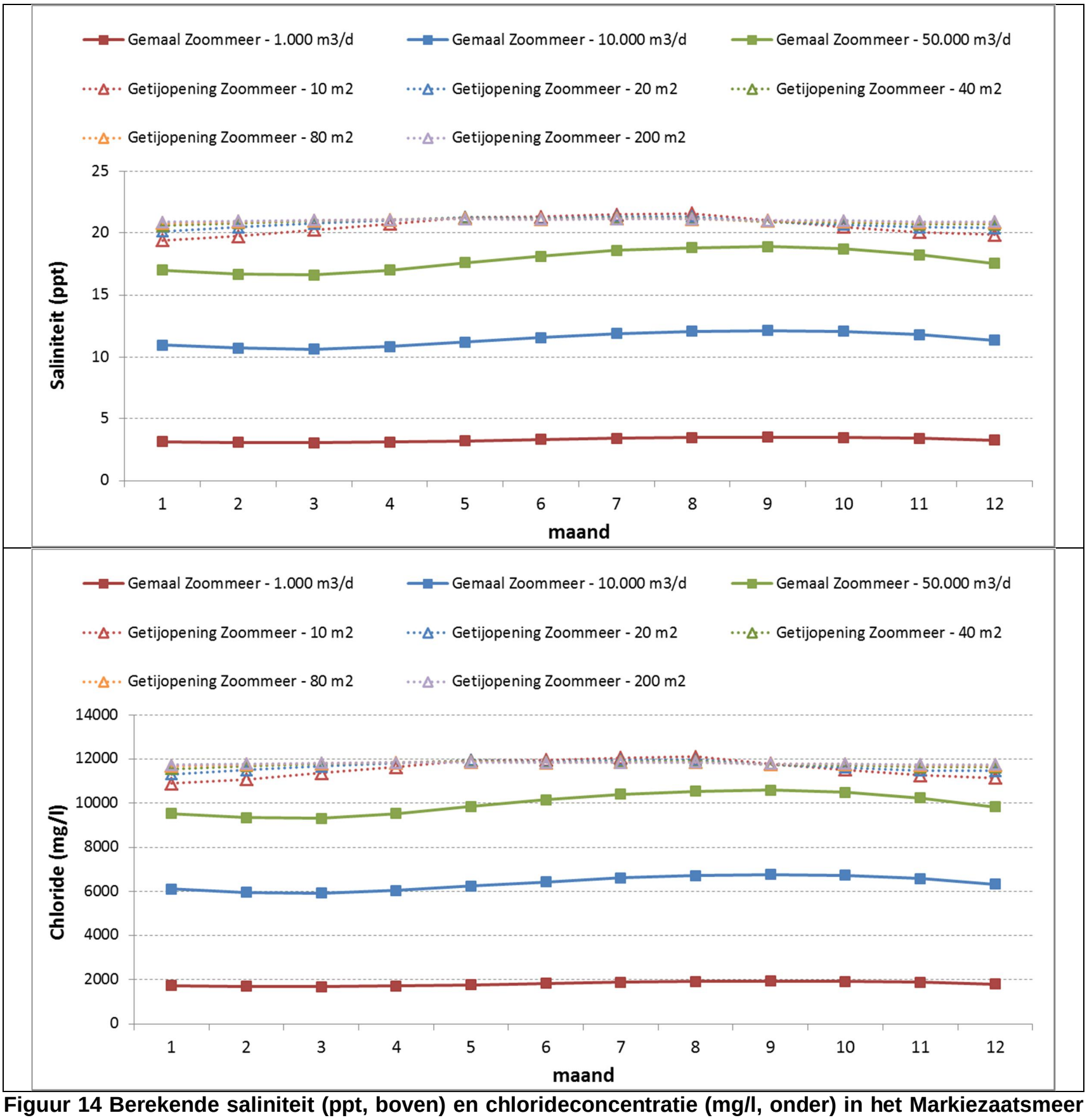


Figuur 13: Dieptekaart van het Markiezaatsmeer in het scenario met een open verbinding met de Volkerak-Zoommeer door een gat van 200 m^2 in de dijk te maken. Met een getijslag van 30 cm wordt ongeveer 100 ha intergetijdengebied gecreëerd (roze gebied).

3.1.2. Saliniteit

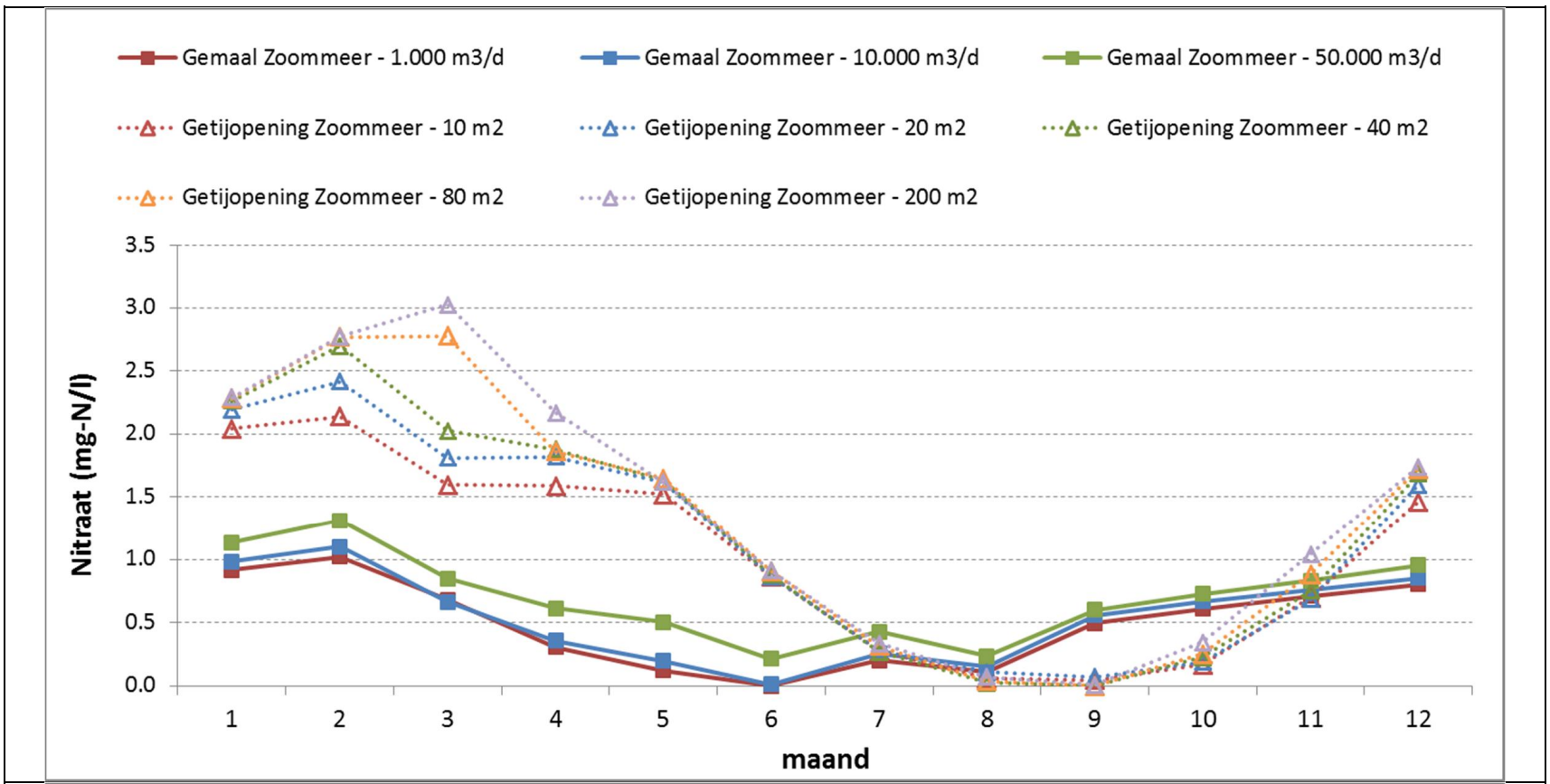
Bij toenemend inlaatdebiet neemt het zoutgehalte toe (Figuur 14). Bij de kleinste inlaat van 1.000 m^3/d uit het Zoommeer blijft het zoutgehalte relatief laag met 3 ppt saliniteit ofwel circa 2.000 mg/l chloride. Bij de grootste inlaat met het gemaal wordt een zoutgehalte van 18 ppt saliniteit ofwel circa 11.000 mg/l chloride bereikt.

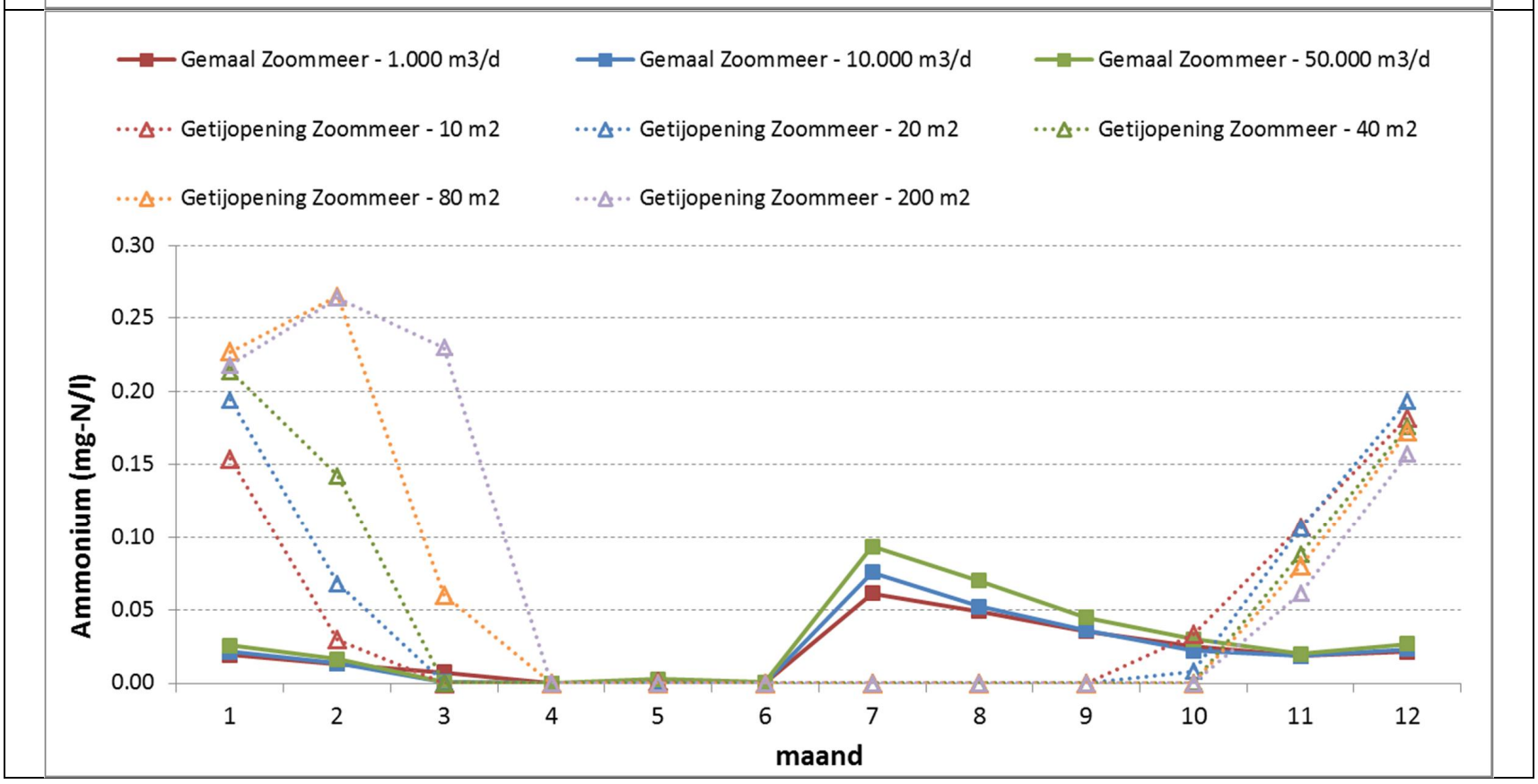
Bij een getijopening wordt al snel het zoutgehalte in het Markiezaatsmeer gelijk aan het zoutgehalte van het Zoommeer. Bij een opening van 40 m^2 is het maximale zoutgehalte van ongeveer 11.700 mg Cl/l bereikt, hoewel er slechts een klein verschil is met kleinere openingen. Een verdere vergroting van de opening resulteert niet in significant verder toename.

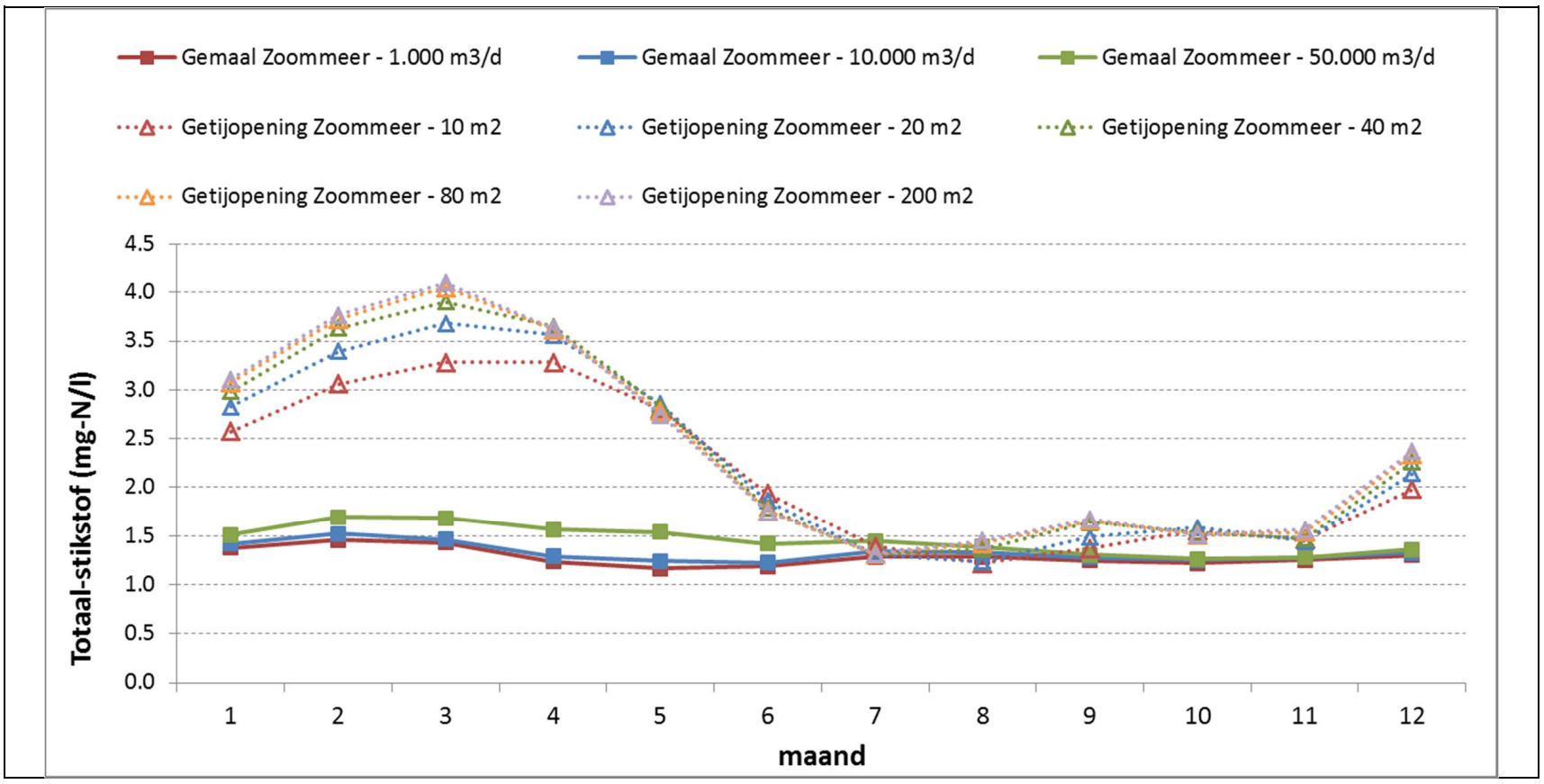


Figuur 14 Berekende saliniteit (ppt, boven) en chlorideconcentratie (mg/l, onder) in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's.

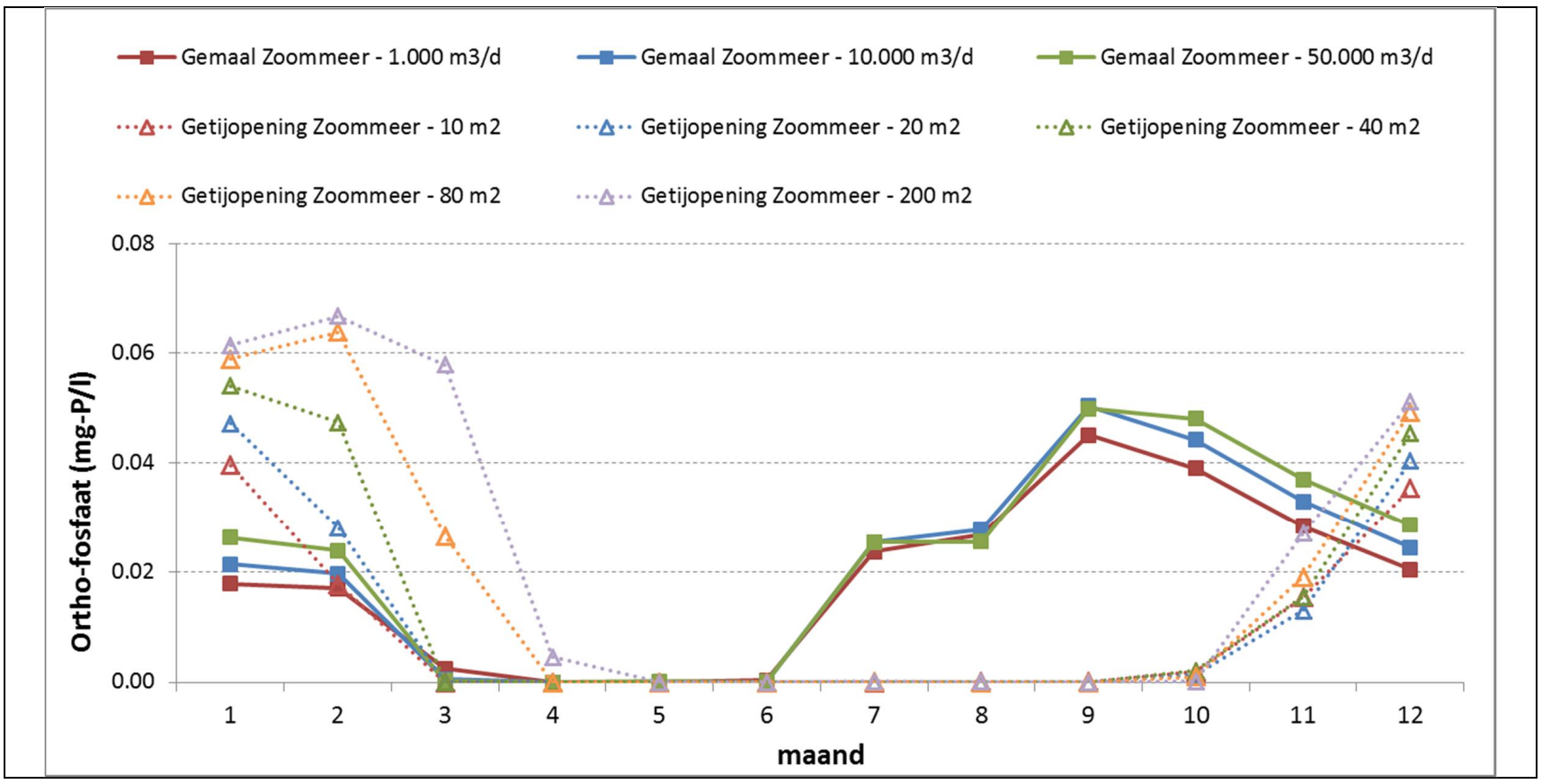
3.1.3. Nutriënten: Stikstof en fosfaat

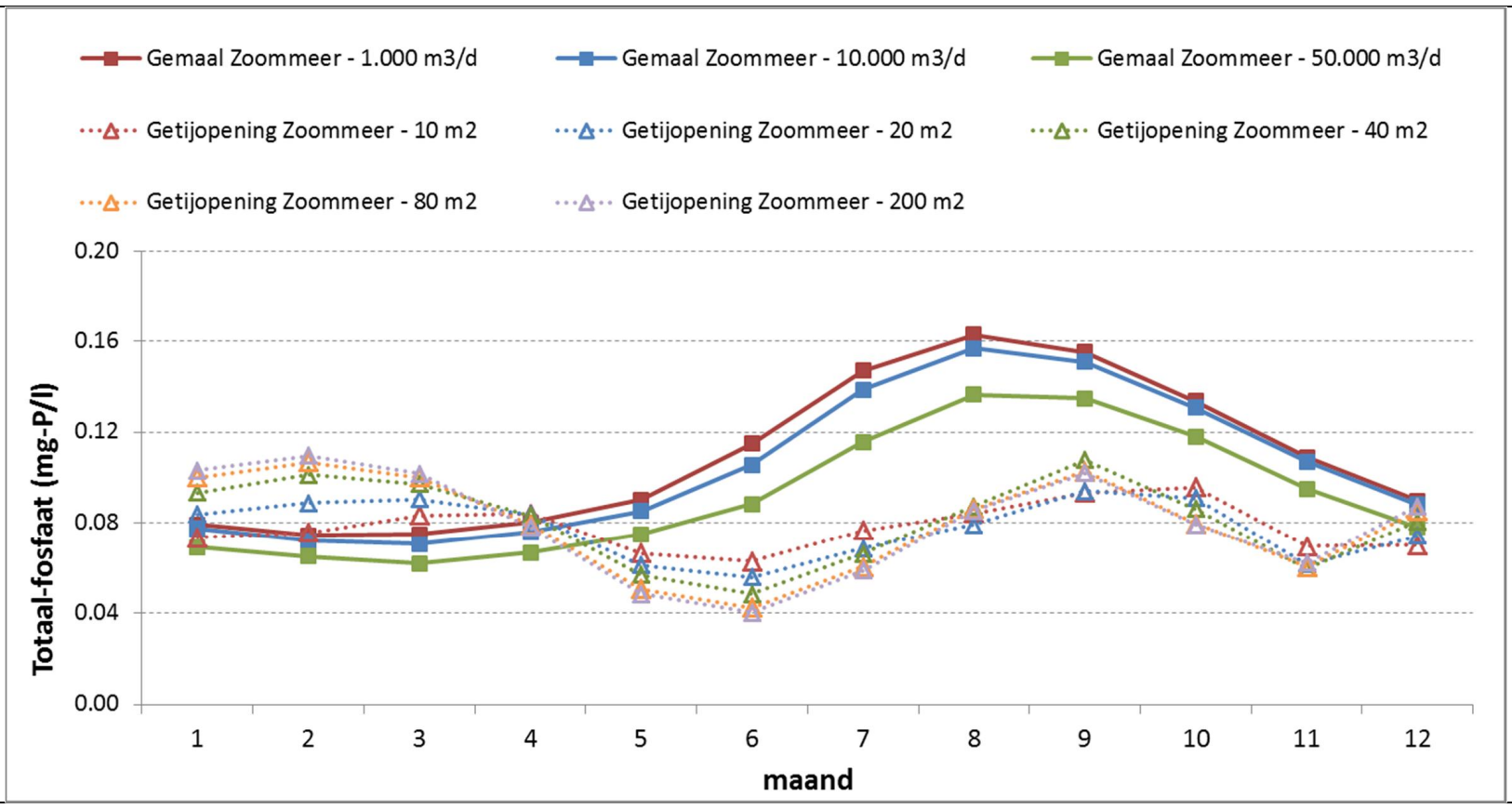






Figuur 15 Berekende nitraat- (mg N/l, boven), ammonium- (mg N/l, midden), en totaal stikstofconcentratie (mg N/l, onder) in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's.





Figuur 16 Berekende ortho-fosfaat (mg P/l, boven) en totaal fosfaatconcentratie (mg P/l, onder) in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's.

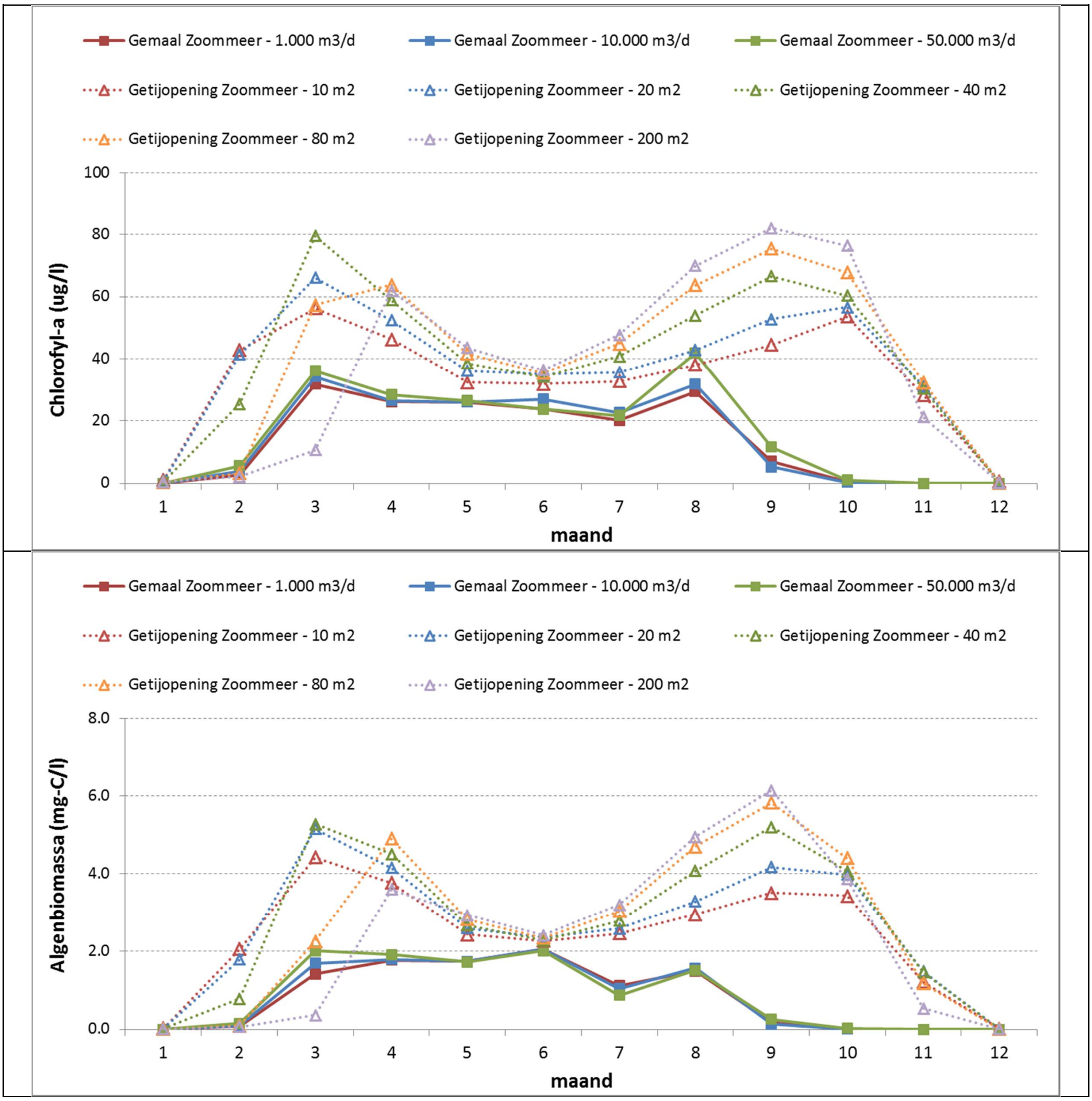
Bij inlaat via een gemaal vanuit het Zoommeer treedt er geen stikstoflimitatie op. In de winter is de nitraatconcentratie wel hoger (circa 1,5 mg N/l) dan in de zomer, wanneer de concentratie is afgenomen tot 0,1 mg N/l bij 1.000 m^3/d en 10.000 m^3/d aan inlaatdebiet en tot 0,4 mg N/l bij 50.000 m^3/d aan inlaatdebiet (Figuur 15). De ammoniumconcentratie loopt in de zomermaanden op tot 0,05 mg N/l. Bij getijuitwisseling zijn zowel de nitraatconcentratie als de ammoniumconcentratie in de wintermaanden hoger dan bij inlaat via een gemaal, doordat de concentraties in het zoute Zoommeer hoger zijn en deze nauwelijks verdund worden door andere debieten zoals neerslag. Bij gemaalvarianten is neerslag 75% tot 30% van de langjarig gemiddelde waterbalans, terwijl dat bij getijvarianten minder dan 5% is. In augustus-september zit het watersysteem tegen stikstoflimitatie aan met nitraatconcentratie die nagenoeg 0 mg N/l zijn en ammoniumconcentraties van 0,02 mg N/l.

Net als bij de Binnenschelde, laten inlaat via een gemaal en getijuitwisseling verschillende patronen zien voor ortho-fosfaat (Figuur 16). Bij inlaat via het gemaal vanuit het Zoommeer wordt de maximale concentratie in de nazomer bereikt als gevolg van toelevering uit het sediment. De bodem-wateruitwisseling speelt dan nog een rol, omdat de verblijftijd nog steeds 9 maanden tot bijna 2 jaar betreft. In het voorjaar treedt fosfaatlimitatie op. Bij getijuitwisseling is de ortho-fosfaatconcentratie in de wintermaanden iets hoger dan bij gemaalinlaat. Dit komt door de hogere ortho-fosfaatconcentratie in het Zoommeer waarmee het Markiezaatsmeer bij getijuitwisseling vrijwel overeenkomt. In de zomermaanden is ortho-fosfaat uitgeput en dus limiterend.

3.1.4. Fytoplankton: Chlorofyl-a en algenbiomassa

Bij de scenario's waarbij water uit het Zoommeer via een gemaal in het Markiezaatsmeer wordt ingelaten is de chlorofyl-a concentratie circa 20 µg/l in de zomer (Figuur 17). Bij getijuitwisseling met het Zoommeer neemt de concentratie verder toe. In voorjaar en najaar neemt de chlorofyl-a concentratie toe tot maximaal 80 µg/l.

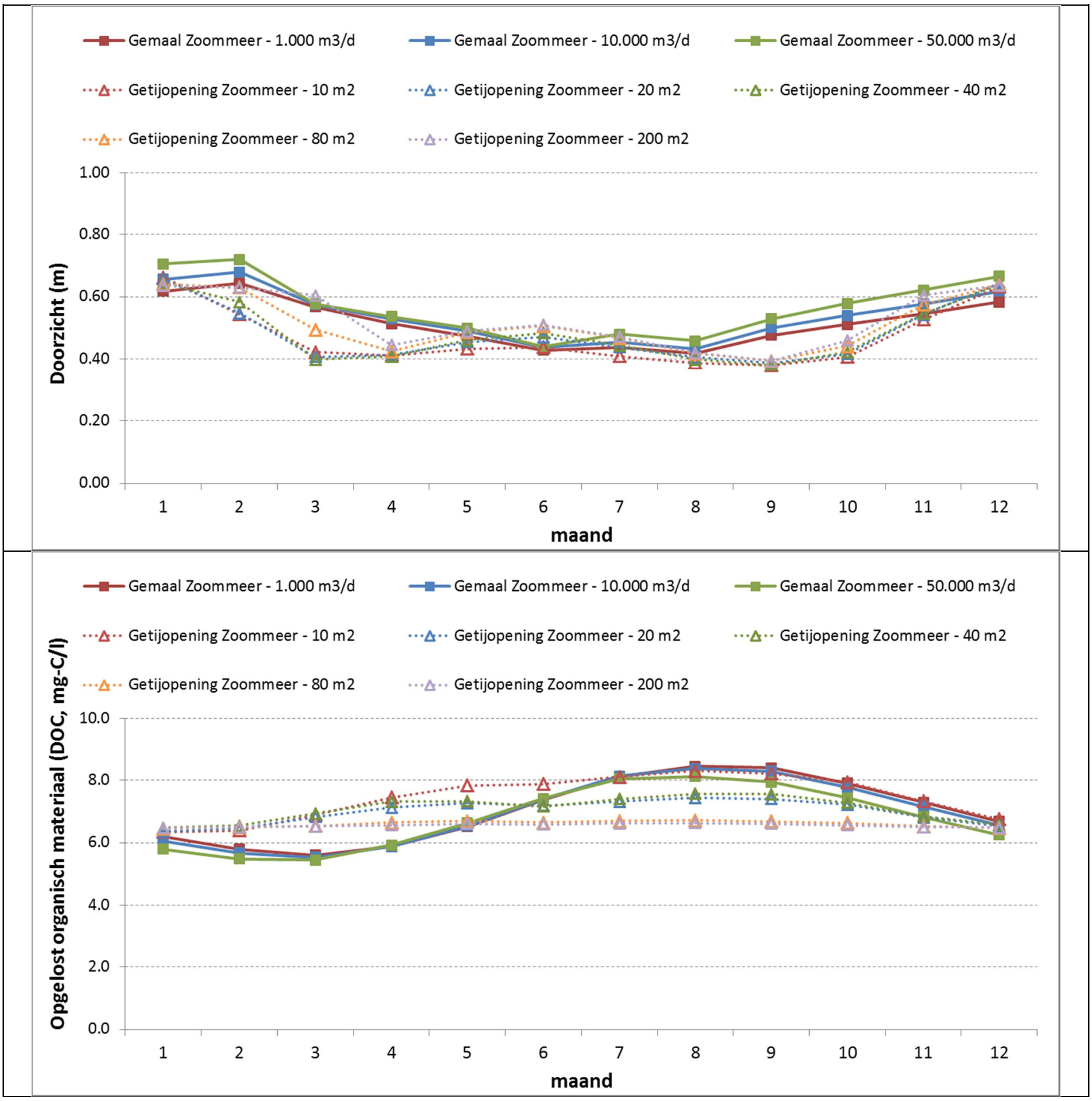
Het effect van een korte verblijftijd door een grote getijuitwisseling is enigszins zichtbaar in het voorjaar. Bij de grootste opening van 200 m^2 treedt nog wel een voorjaarspiek op, maar deze is duidelijk lager en circa een maand later dan bij een kleinere openingen. Algengroei wordt vervolgens bepaald door fosfaatlimitatie en dus door de aanvoer van fosfaat. Bij grotere uitwisseling is de belasting groter en kan een hogere chlorofyl-a concentratie in de najaarspiek bereikt worden.



Figuur 17 Berekende chlorofyl-a concentratie (µg/l, boven) en algenbiomassa (mg C/l, onder) in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's

3.1.5. Doorzicht en opgelost organisch materiaal

Het berekende doorzicht in het Markiezaatsmeer varieert in de zomer tussen circa 0,35 m en 0,5 m (Figuur 18). In de winter is het doorzicht circa 0,2 m groter. Het doorzicht varieert relatief weinig tussen de scenario's en varianten. De reden hiervoor is de relatief hoge DOC-concentratie, die in de huidige modelopzet voor circa 75% van de lichtuitdoving zorgt. Zoals voor de Binnenschelde als in aangegeven, is het echter goed mogelijk dat de extinctiecoëfficiënt te hoog wordt ingeschat in DELWAQ, doordat er bijvoorbeeld geen onderscheid wordt gemaakt tussen gekleurd en kleurloos DOC. Vermoedelijk is het berekende doorzicht dus een onderschatting van het werkelijke doorzicht.



Figuur 18 Berekend doorzicht (m, boven) en opgelost organisch koolstof (DOC) concentratie (mg C/l, onder) in het Markiezaatsmeer voor de zoute scenario's. De onzekerheid over het DOC-gedrag in het huidige Markiezaatsmeer zorgt mogelijk voor een onderschatting van het doorzicht.

3.2. Prognose van toekomstige biologische toestand

3.2.1. Blauwalgen

Uit de Volkerak-Zoommeer studies blijkt dat bloeien met *Microcystis* verdwijnen met chloridegehaltes van meer dan 8 g/l (Verspagen et al. 2005). Bij alle scenario's met een getijde opening in de dijk wordt dit bereikt. Als het zoute water met een gemaal uit het Schelde-Rijnkanaal wordt gehaald dan voldoet het zoutgehalte hier pas aan als er ongeveer 50.000 m^3 per dag wordt ingepompt. Er zijn dan echter nog wel enkele risico's voor bloeien met meer zouttolerante soorten zoals *Aphanizomenon, Nodularia* en *Anabaena*. Zelfs voor het scenario met een debiet van 50.000 m^3/dag en in de scenario's met een gat in de dijk blijven er mogelijk nog enig risico's voor met name bloeien van *Nodularia*, al lijken deze risico's vrij beperkt. Deze soort groeit in het lab optimaal bij een zoutgehalte van 18 ppt (10 g Cl/l), maar in het veld worden in Europa bij dit zoutgehalte geen bloeien meer waargenomen (Mazur-Marzec et al. 2005, Mazur-Marzec et al. 2006).

Een enigszins zouttolerante zoetwaterplaagalg, *Primnesium* (een goudalg en geen blauwalg), zal in de meeste van de zoute scenario's geen probleem gaan vormen. Deze soort komt niet meer tot dichte bloeien bij zoutconcentraties boven de 7 ppt (chloridegehalte van 4 g/l) (Peperzak et al. 2002). Alleen in de gemaalvariant met de laagste uitwisseling zit het zoutgehalte onder deze grens en kan deze alg mogelijk problemen veroorzaken.

3.2.2. Mariene plaagalgen

Net als in alle zoute wateren kunnen in een zout Markiezaatsmeer ook mariene plaagalgen gaan voorkomen. In het algemeen geldt: hoe meer uitwisseling hoe minder groot de problemen. In elk geval zijn kansen op problemen met giftige dinoflagellaten in de scenario's met een getijuitwisseling zeer gering, in verband met hun gevoeligheid voor turbulentie (Berdalet et al. 2007, Guadayol et al. 2009). Ook bij de gemaalvarianten zullen omstandigheden waaronder deze soorten echt tot bloei kunnen komen zeldzaam zijn doordat windgolven vrijwel overal de bodem kunnen bereiken in het grotendeels ondiepe meer. Alleen tijdens zeer lange periodes met extreem weinig wind is er een risico op bloeien van deze soort.

Bloeien met *Phaeocystis* zijn zeer onwaarschijnlijk. Deze soort kan zich niet handhaven bij saliniteiten van onder de 23 ppt (13 g Cl/l) (STOWA 2012).

3.2.3. Macroalgen

Voor het Markiezaatsmeer geldt in principe hetzelfde als voor de Binnenschelde. Ook in het Markiezaatsmeer is het zeer waarschijnlijk dat met enige regelmaat een deel van de primaire productiviteit van het systeem niet vanuit fytoplankton komt, maar dat er bloeien gaan optreden van soorten als zeesla (*Ulva lactica*) en draadalgen zoals *Enteromorpha spp.* De onzekerheden en de potentiële problemen die kunnen optreden bij bloeien van deze soorten zijn zeer vergelijkbaar met de situatie in de Binnenschelde. In grote hoeveelheden kunnen deze soorten op rustige plekken verzamelen op de bodem en daar zuurstofloze condities veroorzaken. Hier kan sterfte van bodemfauna optreden.

3.2.4. Aquatische vegetatie

Voor de zoute scenario's van het Markiezaatsmeer gelden zeer vergelijkbare argumenten als voor de Binnenschelde ten aanzien van de ontwikkeling van vaatplanten. Ook hier hebben we het in feite uitsluitend over zeegras. In de scenario's met een opening in de dijk, waarbij intergetijdengebied ontstaat, zijn hier misschien wel wat beperkte mogelijkheden voor de ontwikkeling van *Zostera noltii* of eventueel voor *Zostera marina*. Dit zal echter sterk afhangen van de ontwikkeling van macroalgen en de verwachtte troebelheid van het systeem is ook ongunstig voor de ontwikkeling van zeegrassen. Daarnaast zal er waarschijnlijk actieve restoratie moeten plaatsvinden (uitzaaien voor groot zeegras en/of transplantatie voor klein zeegras) voordat deze soorten zich hier überhaupt kunnen vestigen (van Katwijk et al. 2006, van Katwijk et al. 2009). Voor ondergedoken vegetatie lijkt de ruimte dus zeer beperkt.

3.2.5. Oevervegetatie

Schorren en kwelders zijn vaak waardevolle ecotopen (Van Braeckel et al. 2008). Een absolute voorwaarde voor het ontstaan van deze ecotopen is de dagelijkse overstroming met zoet, brak of zout water, door getijwerking. Indien er geen fluctuerend waterniveau is, zal er geen schor ontstaan.

In een zoute variant van het Markiezaatsmeer, zonder getij zal de vegetatie rondom het meer vrij vergelijkbaar blijven met wat dit nu is. Mogelijk zal de vegetatie vlak langs de waterlijn door zout intrusie via de bodem en vooral golfoverslag tijdens storm wat verarmen. Sommige van de huidige plantensoorten zullen hier niet tegen bestand zijn en deze soorten zullen afsterven.
Bij de gemaal varianten, zonder getij zal bij de 2 kleinste debieten riet tot in de oeverzone groeien. Bij het grootste debiet, waar een zoutconcentratie van ruim 15 PPT wordt bereikt zal riet nog wel op de oever voorkomen, maar niet meer tot in het water.

Bij de varianten met de getijopening zal schorrenvegetatie gaan ontstaan in het intergetijdengebied. Dit zal een zonering gaan vertonen met zeekraal in de pionierzone, een lagergelegen *Puccinellion*-type en daarboven een zone die uiteindelijk gedomineerd zal worden door strandkweek (Van Braeckel et al. 2008).

3.2.6. Zoöplankton

Ook voor het Markiezaatsmeer geldt dat de zoöplanktonsamenstelling zeer sterk gelinkt zal zijn aan het zoutgehalte. Typisch brakke copepodensoorten, zoals *Eurytemora affinis*, kunnen sterk dominant zijn bij saliniteiten onder de 18 ppt, ofwel chlorideconcentratie van beneden de 10 g/l. Daarboven zal zoöplankton een typische kust signatuur hebben.

3.2.7. Bodemdieren

Evenals voor de Binnenschelde zal de bodemdierpopulatie sterk afhangen van de uiteindelijke saliniteit. In de scenario's met 1000 en 10000 m^3/dag gemaalinlaat blijft het water dusdanig brak dat de bodemdiergemeenschap waarschijnlijk relatief arm zal zijn. De typische mariene soorten kunnen hier niet overleven. Het scenario met de hoogste inlaat via een gemaal komt uit op een jaargemiddelde saliniteit van ongeveer 18 ppt (circa 10 g Cl/l) wat voor veel mariene soorten ook nog een beetje aan de lage kant is, maar waarbij *Ensis* al goed kan overleven. Alle scenario's met uitwisseling via een gat in de dijk bieden ruimte aan de echte mariene soorten.

Net als in de Binnenschelde zullen er waarschijnlijk wel Japanse oesters in dit systeem gaan vestigen als het water voldoende zout wordt (meer dan 11 g Cl/l). In de scenario's waar het water via een gemaal wordt ingelaten (zonder getij), zal dit waarschijnlijk niet in grote aaneengesloten banken zijn, vanwege de geringe diepte en het feit dat de filtratiecapaciteit van Japanse oesters zo groot is dat de (ondiepe) bovenliggende waterlaag snel uitgeput zal raken. In deze situatie is de waterbeweging waarschijnlijk beperkend voor de aanvoer van voldoende voedsel naar een oesterbank. In de scenario's met enig getij is de uitwisseling in en uit het systeem groter en is de horizontale uitwisseling veel groter. Japanse oesters (en andere filtreerders) zullen zich in deze getijdevarianten dus beter kunnen ontwikkelen, omdat ze efficiënter gebruik kunnen maken van de fytoplankton populatie in het water.

3.2.8. Vissen

Voor vissen is de situatie in het Markiezaatsmeer iets anders is dan in de Binnenschelde. Bij een zout systeem kan dit gebied wel weer een functie terug gaan krijgen voor trekvis (zoals paling, fint, etc.) vanwege de connectie met de Blaffert. Een zout Markiezaatsmeer dat in open verbinding staat met andere wateren via het Volkerrak-Zoommeer zal mogelijk ook (weer) een kraamkamerfunctie kunnen gaan vervullen voor verschillende mariene vissoorten. Hierbij is een open verbinding door de dijk te prefereren boven een verbinding via een gemaal. In de laatste optie zouden aanvullende maatregelen nodig zijn voor vispassage.

3.2.9. Vogels

Het Markiezaatsmeer is belangrijk voor verschillende vogelsoorten. Er gelden doelstellingen voor zowel broedvogels als voor vogels die het gebied gebruiken voor foerageren en rusten. Het gebied heeft een belangrijke functie als 'hoogwatervluchtplaats' voor vogels die in de Oosterschelde foerageren. In Tabel 5 staan de functies en doelstellingen zoals deze zijn vastgelegd in het beheerplan voor dit gebied.

Het meer is momenteel zoet en heeft geen intergetijdengebied. Daarmee is het op dit moment totaal ongeschikt als foerageergebied voor steltlopers. Toch heeft dit gebied nog steeds voor steltlopers een zekere waarde, omdat het gebied zeer rustig en beschermd is en daarmee een veilige hoogwater vluchtplaats vormt voor vogels die tijdens laagwater in de Oosterschelde of in de Westerschelde foerageren.

Tabel 5: overzicht van vogelsoorten en gebruiksfuncties van het Markiezaatsmeer voor vogels waarvan instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd (Provincie_Noord-Brabant 2014)

Broedvogels[1]	Foerageren en rusten	Rusten[2]
Dodaars	Fuut	Kluut#
Lepelaar	Geoorde Fuut	Bontbekplevier#
Kluut#*	Aalscholver	Zilverplevier#
Bontbekplevier#*	Lepelaar	Kanoet#
Strandplevier#*	Kleine Zwaan	Bonte Strandloper#
	Grauwe Gans#	Zwarte Ruiter
	Brandgans#	
	Bergeend#	
	Smient#	
	Krakeend	
	Wintertaling#	
	Pijlstaart	
	Slobeend	
	Meerkoet#	

[1] Broedvogels foerageren en rusten ook in het Markiezaat gedurende de broedperiode.
[2] Vogels die foerageren in de Oosterschelde en het Markiezaat als hoogwatervluchtplaats gebruiken.
* Voor deze drie soorten geldt het instandhoudingsdoel voor het hele Zeeuwse deltagebied.
# Soorten die gebaat zijn bij de aanwezigheid van open grazige oeverzones als broed-, foerageer- of rustgebied.

In de Oosterschelde is onderzoek gedaan aan de potentiële gevolgen van de zandhonger op de draagkracht voor vogels (de Ronde et al. 2013). Hieruit is duidelijk naar voren gekomen dat de wetenschappelijke kennis momenteel niet toereikend is om echt kwantitatieve uitspraken te kunnen doen over de aantallen vogels die zijn te verwachten na veranderingen in het systeem. Omdat een zout Markiezaatsmeer een totaal nieuwe situatie is, zullen we hier moeten volstaan met een kwalitatieve inschatting van de gevolgen van een dergelijke verandering voor de verschillende doelsoorten.

De lijst met doelsoorten voor het Markiezaatsmeer bevat een aantal watervogels die primair geassocieerd zijn met zoet water (onder andere ganzen en eenden). Veel van deze soorten kunnen in principe ook in zout water foerageren. De vogels in kolom 3 van Tabel 5 gebruiken eigenlijk alleen het terrestrische deel van het gebied als rustplaats. In alle zoute varianten verandert er vrijwel niets in het terrestrische deel van het Markiezaat. Deze functie wordt dan ook verder niet beschouwd. In de hierop volgende paragrafen worden de veranderingen in het gebied voor de broedfunctie en voor de foerageerfunctie beschouwd.

Broedvogels
Dodaarzen zijn buiten het broedseizoen vaak te vinden op het Grevelingenmeer. Daar gebruiken ze plantenmateriaal van het zoete water voor het maken van nesten. Voor deze soorten zal een zout Markiezaatsmeer zeer waarschijnlijk minder geschikt zijn als broedlocatie, zelfs al kunnen ze er wel foerageren.

Lepelaars broeden sinds de jaren ’90 op de Spruitkop. Het zijn grondbroeders die bijvoorbeeld in het Waddengebied vaak in de buurt van zoutwater broeden. Zoutwater op zich is geen probleem. Voor lepelaars is wel van belang dat grondpredatoren, zoals vossen en ratten, niet bij de nesten kunnen komen. Dit is met name relevant voor de variant waar enig getij wordt toegelaten op het Markiezaat. Daardoor zal het waterniveau iets dalen en wordt bij laagwater de Spruitkop toegankelijk voor predatoren (Figuur 13). Bij een keuze voor deze variant zullen aanvullende inrichtingsmaatregelen moeten worden overwogen om deze broedkolonie te beschermen.

De meeste andere broedvogels broeden op het terrestrische deel, waar weinig veranderingen zijn. Met name voor de plevieren is de situatie t.a.v. instandhoudingsdoelstellingen in het hele deltagebied slecht (Provincie_Noord-Brabant 2014). Dit zijn typische kale grond broeders. Na aanleg zal er korte tijd wel wat areaal kale grond bij komen (in de witte delen van Figuur 13). Echter, dit is een situatie die waarschijnlijk niet blijvend is. Onder invloed van stikstofdepositie zullen de delen die buiten de regelmatig overspoelende zones liggen relatief snel (binnen enkele jaren) begroeid raken en hun functie voor deze kale grondbroeders weer verliezen. Zowel in de zoete situatie als in de zoute situatie zonder getij blijft deze situatie onveranderd.

Tabel 6: Samenvatting van kwalitatieve inschatting van effecten op de broedvogels waarvoor doelstellingen zijn geformuleerd. Voor uitleg m.b.t. effecten op de foerageerfunctie, zie sectie 3.2.8.

Toestand nu		Toestand na maatregel	
Broedvogels	**Niet-broedende vogels**	**Broedvogels**	**Niet-broedende vogels**
Lepelaar	**Lepelaar**	**Lepelaar***	**Lepelaar**
Dodaars	**Kleine zwaan**	Dodaars	**Kleine zwaan**
	Grauwe gans		Grauwe gans
	Brandgans		Brandgans
	Krakeend		Krakeend
	Meerkoet		Meerkoet
	Pijlstaart		**Pijlstaart**
	Wintertaling		**Wintertaling**
	Slobeend		**Slobeend**
	Aalscholver		Aalscholver
	Smient		Smient
	Geoorde fuut		Geoorde fuut
	Fuut		Fuut
	Bergeend		Bergeend
Kluut	**Kluut**	**Kluut****	**Kluut**
Bontbekplevier	**Bontbekplevier**	**Bontbekplevier****	**Bontbekplevier**
Strandplevier	**Zilverplevier**	**Strandplevier****	**Zilverplevier**
	Kanoet		**Kanoet**
	Bonte strandloper		**Bonte strandloper**
	Zwarte ruiter		**Zwarte ruiter**

* Voor de lepelaar is het effect negatief indien het broedeiland toegankelijk wordt voor predatoren. Dit is een risico in de situatie met getij. Dit risico kan met maatregelen wel gemitigeerd worden.
** Voor de kale grondbroeders is het effect op korte termijn mogelijk licht positief, als er bij de aanleg kaal, permanent droogvallend gebied wordt gecreëerd. Dit zal waarschijnlijk echter een tijdelijk effect zijn.

Foeragerende vogels

Veel van de “zoete” vogels die nu het Markiezaat als foerageergebied gebruiken kunnen in principe wel in zoutwater foerageren. Dodaars foerageert in het najaar vaak op het Grevelingenmeer. Smient, geoorde fuut en brandgans foerageren ook in het Waddengebied en futen worden regelmatig in zoute wateren zoals de Oosterschelde gezien. Ook krakeenden, slobeenden, pijlstaarten en wintertaling worden wel op zout of brak water gezien. Het is echter niet uit te sluiten dat een zout Markiezaatsmeer, met name voor deze eendensoorten uiteindelijk toch minder aantrekkelijk zal zijn. Uitzondering is de bergeend, die graag in ondiepe zoute gebieden foerageert op kleine slakjes. Aalscholver heeft geen voorkeur voor zoet of zout, alleen de voedselbeschikbaarheid is voor deze soort relevant.
De kleine zwaan is een soort die in zoetwater typisch op wortelstokken van planten foerageert. Voor deze soort zal het gebied in alle zoute scenario’s veel waarde verliezen, aangezien het voorkeursvoedsel zal verdwijnen.

In zoute scenario's waarbij ook intergetijdengebied wordt gecreëerd (Figuur 13), zullen de steltlopers die het gebied nu als rust- of broedgebied gebruiken ook kunnen foerageren. Zeker omdat het talud van het intergetijdengebied zeer flauw is, waardoor droogvallend gebied lang nat blijft en het gebied behoorlijk productief is, kan verwacht worden dat de ±100 hectare aan intergetijdengebied waardevol zullen zijn voor deze soorten. In zoute scenario's waarbij water via een gemaal wordt ingelaten en geen intergetijdengebied ontstaat is zijn de positieve effecten van een zout Markiezaat voor deze soorten minimaal. Hun voedsel is misschien wel aanwezig, maar ze kunnen er niet bij.

Bij de inschatting van effecten op doelstellingen voor vogels moet wel bedacht worden dat de analyse hierboven de eindsituatie betreft, waarbij het ecosysteem zich aan de zoute toestand en de nieuwe waterkwaliteit heeft aangepast. De overgangssituatie kan enige jaren in beslag nemen. Het zal zeker enige tijd duren voordat de bodemdierpopulatie zich volledig gevestigd heeft. In die tussentijd is het systeem voor vrijwel alle soorten minder geschikt zijn.

3.3. Confrontatie verwachtte biologische toestand en beleidsdoelen

Voor het Markiezaatsmeer (een vogelrichtlijngebied) gelden specifieke doelstellingen ten aanzien van Natura2000. Tevens is het Markiezaatsmeer een KRW-waterlichaam, wat inhoud dat het water in principe in de 'goede ecologische toestand' (in dit geval het Goed Ecologisch Potentieel) gebracht moet worden. Voor een zout Markiezaatsmeer dient deze toestand echter nog gedefinieerd te worden.

3.3.1. Blauwalgen

Ook voor het Markiezaatsmeer geldt dat men het risico op toxische algenbloeien wil beperken, vanwege het mogelijke effect op de vis- en vogelstand. In §3.2.1. staat reeds dat het moeilijk is om met een inlaat via een gemaal volledig te garanderen dat dit probleem nooit zal optreden. De varianten met een getijopening kunnen dat wel.

3.3.2. Natura2000 doelstellingen

De enige Natura 2000-doelstellingen betreffen de vogelsoorten. De gevolgen voor de verschillende soorten zijn beschreven in §3.2.6. Zeer kort samengevat zullen er voor de typische zoetwatersoorten enige negatieve gevolgen te verwachten zijn voor de doelstellingen als er voor een zoute variant wordt gekozen. Dit geldt vooral voor de dodaars, waarvoor het gebied als broedgebied in waarde afneemt en de kleine zwaan, voor wie het gebied veel minder geschikt wordt als foerageergebied. De meeste andere soorten die het Markiezaatsmeer als foerageergebied gebruiken, kunnen in principe ook op zout water foerageren, al is het op basis van deze modelvoorspellingen niet mogelijk kwantitatieve uitspraken te doen over hun voedselbeschikbaarheid. In elk geval zal voor de eend-achtigen er rekening mee moeten worden gehouden dat de draagkracht voor deze soorten iets achteruit kan gaan.

De typische "zoute soorten" zijn vrijwel allemaal steltlopers die in het intergetijdengebied foerageren. Varianten zonder intergetijdengebied voegen weinig toe aan de geschiktheid van deze soorten. Een intergetijdengebied van zo'n 100 ha zal wel bij gaan dragen aan de draagkracht voor deze soorten. Zeker voor een aantal soorten zoals de bontbekplevier, kluut en strandplevier, waar het de laatste jaren niet goed mee gaat, is de verwachting dat dit een positieve bijdrage zal hebben op instandhoudingsdoelstellingen.

Deze instandhoudingsdoelstellingen moeten wel bekeken worden in het licht van de trends in de gehele delta, en zeker in het licht van trends in aanpalende gebieden. Zeker voor vogels is er namelijk sterke connectiviteit tussen verschillende Natura 2000-gebieden.
Zowel in de Oosterschelde als in de Westerschelde staat de draagkracht voor vogels om verschillende redenen onder grote druk. De Oosterschelde ondervindt sinds de bouw van de stormvloedkering en de compartimenteringsdammen zandhonger als gevolg van het verminderd getij (de Ronde et al. 2013). Hierdoor vermindert het areaal foerageergebied in de Oosterschelde. Tussen 1986 en 2010 is er al zo'n 1000 ha intergetijdengebied verloren gegaan.

In de Westerschelde vinden omgekeerde processen plaats. Door de combinatie van inpolderingen in de 19e en 20e eeuw en de verschillende vaargeulverdiepingen is hier de getijslag significant toegenomen. Door de versmalling en de andere veranderingen in de morfologie is de stroomsnelheid sterk toegenomen en worden platen en slikken zeer hoog en stijl en daarmee zeer ongunstig habitat voor bodemdieren (Reinders and Van Duren 2013, Van Duren and Reinders 2013, Maris et al. 2015). Bij een toekomstig zout Volkerak-Zoommeer met een getijslag van 30 cm zal er in dit gebied wel circa 300 ha aan intergetijdengebied bijkomen (Meijers et al. 2008). Dit is echter zeker niet voldoende om het verlies aan intergetijdenareaal in de Oosterschelde samen met het kwaliteitsverlies aan foerageerareaal in de Westerschelde te compenseren.

Deze ongunstige ontwikkelingen in foerageergebied voor steltlopers in aanpalende gebieden zullen meegenomen moeten worden in uiteindelijke beslissingen, wanneer positieve effecten op de randvoorwaarden voor 'zoute' steltlopers moeten worden gewogen tegenover negatieve effecten op 'zoete' vogels.

3.3.3. Europese kaderrichtlijn water (KRW)

Het Markiezaatsmeer heeft veel minder een recreatiefunctie, maar vooral een natuurfunctie. Voor dit meer is doorzicht op zich geen doel op zich. Voor de zoute scenario's gaat het systeem een heel ander systeem worden dan het nu is. In vrijwel alle zoute scenario's zal het gaan vallen onder type M32, Grote brakke tot zoute meren. Het Markiezaatsmeer gaat namelijk met een opening via een gat in de dijk een getijverschil krijgen van maximaal 30 cm, waardoor het dus niet zal gaan behoren tot de "Estuaria met matig getijverschil" (O2). Alleen bij een gemaalinlaat van 1000 m^3/dag zal het meer onder type M30 blijven vallen, omdat het chloridegehalte dan nog onder de 3 g/l blijft, de ondergrens voor deze categorie (STOWA 2012). Aangezien deze variant een zeer soortenarm milieu gaat opleveren met een hoog risico op giftige blauwalgen (inclusief *Microcystis*) wordt deze variant niet verder in detail beschouwd in het kader van de KRW.

Chemie (zout)

Voor watertype M32, wordt in de maatlatten uitgegaan van wateren met een zoutgehalte van 10 tot 16 g Cl/l (18-29 ppt). De condities zijn goed zodra de chlorideconcentratie hoger is dan 10 g/l (STOWA 2012). Dit wordt alleen bereikt in scenario's met uitwisseling via een getijopening of bij inlaatscenario's waarbij er via het gemaal meer dan 50.000 m^3 per dag wordt ingelaten (en bij die laatste zit je dan net op het randje). De andere twee scenario's vallen dus een beetje buiten de "standaard samenstelling" van watertype M32 en scoren allebei "slecht" op saliniteit (< 8 g Cl/l).

Doorzicht

Het berekende doorzicht in het Markiezaatsmeer varieert in de zomer tussen circa 0,35 en 0,5 m. Het doorzicht varieert relatief weinig tussen de scenario's en varianten. Dit doorzicht komt neer op een score van "ontoereikend" tot "matig" op de KRW maatlat. Het beperkte doorzicht wordt in de zoute modelvarianten veroorzaakt door de hoge DOC-concentratie. In de huidige modelopzet draagt DOC tot 75% bij aan de uitdoving van licht. Zoals bij de Binnenschelde al is aangegeven, is deze factor vermoedelijk overschat. In andere studies in estuaria wordt een zeer sterk negatief verband gevonden tussen enerzijds de concentratie DOC en de mate van lichtadsorptie door DOC en anderzijds de saliniteit (Chen et al. 2007). Het doorzicht kan dus in de zoute varianten in werkelijkheid groter worden dan nu door DELWAQ wordt voorspeld. Aangezien deze factor nog omgeven is met onzekerheden, wordt er hier uit het oogpunt van voorzichtigheid uitgegaan van de modelvoorspellingen.

Chlorofyl en nutriënten

Bijna alle scenario's voorspellen chlorofylwaarden boven de 36 µg/l, wat in de huidige maatlatten van M32 als "ontoereikend" of "slecht" wordt gezien. Minder uitwisseling met nutriëntrijk Volkerak-Zoommeer water geeft minder chlorofyl. Al is er met de hoogste uitwisseling via een gat in de dijk (bij een gatoppervlak van 200 m^2) wel sprake van een latere en kleinere voorjaarsbloei, doordat het systeem in het voorjaar (wanneer de temperatuur nog relatief laag is) nog beperkt wordt door de verblijftijd. Er dient wel vermeld te worden dat er in de huidige modelvoorspellingen wordt geen rekening gehouden met effecten van graas. Bij een

goedontwikkelde populatie van schelpdieren, is de kans zeker aanwezig dat de chlorofylgehaltes minder hoog zullen zijn. Voor de varianten met een hoog zoutgehalte is er een mitigerend effect te verwachten wanneer zich Japanse oesters in het gebied gaan vestigen. De kans op vestiging van mosselbanken is extreem klein en andere schelpdiersoorten hebben onvoldoende graascapaciteit om een top-down controle op de fytoplanktonpopulatie uit te voeren.

De huidige modelopzet is niet geschikt voor het voorspellen van frequentie van *Phaeocystis* bloeien, maar aangezien deze soort zich moeilijk kan handhaven bij saliniteiten onder de 23 ppt (13 g Cl/l) zal dit in geen enkel scenario waarschijnlijk een probleem vormen en gaan alle varianten op het onderdeel fytoplankton “goed” scoren.

Voor nutriënten gelden voor dit watertype (M32) alleen normen voor stikstof (opgelost anorganisch stikstof in de wintermaanden; STOWA 2012), terwijl tegenwoordig in veel kustwateren fosfaat limiterend is in de zomer, en niet stikstof. Dit gebeurt ook in de zoute scenario’s voor het Markiezaatsmeer met een getijopening. In vrijwel alle scenario’s met gemaalinlaat met Volkerak-Zoommeer water blijft de stikstofconcentratie “ontoereikend” of “slecht”, al scoren de varianten met inlaat via een gemaal hier beter dan de inlaat via een getijopening.

Vaatplanten
De kans dat zich spontaan zeegras zal gaan vestigen in het Markiezaatsmeer is bijzonder klein en het succes van uitzaai of aanplanten is zeker niet gegarandeerd. Met de varianten met intergetijdengebied komt er enig potentieel areaal voor klein zeegras en mogelijk ook voor de intergetijdenvariant van groot zeegras, maar de meest realistische inschatting op dit moment is dat de toestand in een zout Markiezaatsmeer “slecht” zal blijven.

Hogere trofische niveaus
Omdat voor watertype M32als uitgangspunt genomen wordt dat het water een zoutgehalte van meer dan 18 ppt (10 g Cl/l) heeft, is ook de referentiewaarde voor e.g. bodemdieren relatief hoog. Het valt niet kwantitatief te berekenen wat de score voor benthos gaat zijn bij de verschillende scenario’s, maar het is bijzonder waarschijnlijk dat de score “slecht” zal zijn bij de gemaalvarianten vanwege het relatief lage zoutgehalte (in ieder geval bij de varianten waarbij minder dan 50.000 m^3/dag wordt ingelaten). Voor vissen is het erg moeilijk om in te schatten hoe dit systeem zal gaan scoren op de KRW maatlat. Het Markiezaat is in elk geval verbonden met zoet water in het achterland, dus kan zeer aantrekkelijk worden voor trekvis en kan hierdoor potentieel redelijk goed gaan scoren, zeker in de varianten met een gat in de dijk. Daar is immers geen enkele beperking voor migratie. Voor varianten met uitwisseling via een gemaal moeten aanvullende maatregelen genomen worden. Tevens is het zaak de visserijdruk op het systeem laag te houden.

4. CONCLUSIES ZOUTE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE

4.1. Binnenschelde

De beste waterkwaliteit wordt bereikt met inlaat van water uit de Oosterschelde. Het model voorspelt zeer lage chlorofylwaarden en de nutriëntenconcentraties zijn dusdanig dat volgens KRW-normen de waterkwaliteit “goed” wordt. Het enige probleem blijft volgens de modelvoorspellingen het doorzicht. Dit wordt in het model veroorzaakt door een hoog DOC-gehalte, maar in werkelijkheid zou het doorzicht beter kunnen uitvallen doordat veel van het geproduceerde DOC onder zoute condities vermoedelijk kleurloos is en daardoor minder effect op het doorzicht heeft. Het lijkt verstandig om dit DOC-effect in een nader onderzoek verder uit te zoeken. De capaciteit van de doorlaat naar de Oosterschelde zou bij voorkeur dusdanig moeten zijn dat de saliniteit boven de 20 ppt (11 g Cl/l) uitkomt. Dit is het geval bij een doorlaat van 2500 m^3/dag en meer.

Uit de systeemanalyse blijkt verder dat inlaat van water uit het Volkerak-Zoommeer via een gemaal voor de waterkwaliteit een minder gunstige oplossing is dan de inlaat van water uit de Oosterschelde. Een voldoende hoog debiet van boven de ca. 5.000 m^3/dag garandeert wel dat de blauwalgen weg zijn, maar het veroorzaakt ook een hogere nutriëntenbelasting met risico’s van overlast door bijvoorbeeld macroalgen.

Voor de Binnenschelde lijkt de variant met een getijopening de minst voor de hand liggende oplossing. Ten eerste zijn er een aantal praktische overwegingen, waaronder dat het meer 1,5 m hoger ligt dan het Volkerak-Zoommeer waardoor het uitgebaggerd zou moeten worden om niet een heel groot deel van het meeroppervlak kwijt te raken. Daarnaast geeft deze variant de hoogste nutriëntenbelastingen. De blauwalgen worden wel beperkt door Cl-concentraties die hoog genoeg zijn, maar andere waterkwaliteitsparameters blijven problematisch.

4.2. Markiezaatsmeer

Voor dit systeem is geen variant met Oosterscheldewater doorgerekend, omdat dit vooraf als een onrealistische variant werd gezien. Een kwalitatieve scan door Witteveen+Bos bevestigde dat het voor deze variant al de vraag is of deze überhaupt technisch haalbaar is. Mocht dat zo zijn dan gaat dit extreem grote kosten meebrengen en zeer ingrijpende veranderingen op de infrastructuur vergen.

Voor de natuurdoelstellingen (met name vogels) heeft een zout systeem zonder getij negatieve effecten op de draagkracht van het systeem voor “zoete” vogels en weinig positieve bijdrage voor steltlopers. De beste perspectieven biedt een scenario met uitwisseling via een opening in de dijk. Dit geeft de beste mogelijkheden voor vismigratie en levert extra foerageergebied op voor steltlopers. Bij elk scenario blijft de nutriënten belasting hoog en door de geringe diepte is er geen lichtlimitatie, waardoor elk scenario een vrij hoge primaire productie zal geven. Waarschijnlijk is het beter om te kiezen voor een hoge uitwisseling. De modellen zijn 1D gedraaid en houden geen rekening met de vorm van het systeem. In werkelijkheid zal er niet overal evenveel uitwisseling zijn en kunnen er uithoeken ontstaan met relatief lange verblijftijden. Een groter debiet vermindert de kans op (bijna) stagnante uithoeken en vermindert ook de kant op het voorkomen van stratificatie in het diepere deel van het meer in de zomer.

Voor waterkwaliteit (in het kader van KRW doelstellingen) zijn de varianten waarbij het zoutgehalte onder de 18 ppt (10 g Cl/l) blijft, minder gunstig. Dit houdt in dat voor de varianten met een inlaat via een gemaal er minimaal 50.000 m^3 per dag moet worden ingelaten. Voor de waterkwaliteitparameters van de KRW (nutriënten en chlorofyl) lijkt de variant met inlaat via een gemaal wat gunstiger dan een inlaat via een getijopening in verband met de uiteindelijke nutriëntenconcentraties en de daarmee samenhangende algenproductie. In de praktijk kunnen de varianten met getijuitwisseling echter toch wat gunstiger uitpakken door het betere habitat dat wordt gecreëerd voor schelpdieren. Door de betere uitwisseling hebben die meer mogelijkheden om de algenpopulatie te reduceren via begrazing.

4.3. Overgangsituatie en eindsituatie

De prognoses (op basis van modeluitkomsten en expert judgement) van de te verwachten veranderingen in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer zijn verwachtingen op een bepaalde evenwichtstoestand die zich in de loop van de tijd zal instellen. Bij vrijwel alle zoute scenario's zal gelden dat de ecologische toestand van de waterlichamen eerst zeer plotseling en drastisch zal veranderen. Microalgen (fytoplankton) zullen zeer snel (binnen enkele weken) op een dergelijke verandering reageren. Echter voor bijvoorbeeld bodemdieren zal het enkele jaren duren voordat een volledig ontwikkelde gemeenschap is ontstaan die bij de abiotische randvoorwaarden verwacht mag worden. Sommige soorten (vooral wormen en kleine, opportunistische soorten zoals wadslakjes en vlokreeftjes) zullen de bodem vrij snel koloniseren als er voldoende voedsel is. Echter de grotere schelpdiersoorten zoals oesters, kokkels en Amerikaanse zwaardschedes zullen meerdere jaren nodig hebben om tot een stabiele populatie uit te groeien. Deze soorten hebben een "life history" van meerdere jaren. Daarnaast is van "biobouwers" als oesters bekend dat ze de vestiging van hun eigen larven in dat gebied bevorderen. Het kan dus enige tijd duren voor een gebied überhaupt gekoloniseerd wordt. Ervaring uit proefsuppleties in de Oosterschelde (bijvoorbeeld de Galgenplaat) leren dat voor bodemdieren minimaal 3 tot 5 jaar gerekend moet worden, voordat er een volledig ontwikkelde gemeenschap aanwezig is (van der Werff et al. 2013). Dieren die hiervan afhankelijk zijn van hun voedsel (bijvoorbeeld vogels) zullen in de tussentijd met deze overgangssituatie om moeten kunnen gaan. In onze analyse en conclusies t.a.v. voorkeursvarianten zijn eventuele effecten van een overgangssituatie niet expliciet meegenomen.

4.4. Verwacht effect van klimaatverandering

Als gevolg van klimaatverandering wordt verwacht dat het neerslagpatroon en de temperatuur veranderen. De effecten op de waterbalans zijn voor 4 scenario's bepaald (zie Witteveen+Bos 2016b). Hieruit blijkt dat verwacht mag worden dat de impact van klimaatverandering op de waterbalans beperkt is.

Voor de scenario's met een getijopening naar het Zoommeer is met zekerheid te zeggen dat klimaatverandering niet van invloed zal zijn op de waterbalans. De debieten door de getijopening zijn veel groter dan alle andere debieten. Aangezien deze debieten alleen afhankelijk zijn van het waterpeil op het Zoommeer, worden zijn niet beïnvloed door klimaatverandering zolang het waterpeil op het Zoommeer gelijk blijft.

In de overige scenario's is het debiet via een gemaal vanuit het Zoommeer of via een onderleider vanuit de Oosterschelde minder dominant. Ze zijn ongeveer van dezelfde orde grootte als de overige debieten. De water- en stofbalansen zullen in het meest extreme klimaatscenario enkele procenten veranderen. Deze verandering is kleiner dan de huidige variatie van jaar tot jaar. Of de nutriëntenconcentraties in de ingaande debieten gaan veranderen als gevolg van klimaatverandering is niet onderzocht, maar als er al veranderingen zijn, zijn die zeer waarschijnlijk ondergeschikt aan andere omstandigheden waaronder veranderd landgebruik en gebruik van meststoffen.

5. REFERENTIES

Berdalet, E., F. Peters, V. L. Koumandou, C. Roldan, O. Guadayol, and M. Estrada. 2007. Species-specific physiological response of dinoflagellates to quantified small-scale turbulence. Journal of Phycology **43**:965-977.

Chen, Z., C. Hu, R. N. Conmy, F. Muller-Karger, and P. Swarzenski. 2007. Colored dissolved organic matter in Tampa Bay, Florida. Marine Chemistry **104**:98-109.

Cronin, K., N. Villars, W. Stolte, A. de Kluijver, and B. van Maren. 2015. Mud dynamics in the EmsDollard, phase 3; scenarios for improvement. 1205711-003, Deltares, Delft.

Dauwe, B. and J. J. Middelburg. 1998. Amino acids and hexosamines as indicators of organic matter degradation state in North Sea sediments. Limnology and Oceanography **43**:782-798.

De Kluijver, A., M. S. J. Chatelain, and W. Stolte. 2013. Long-term vision Schelde Estuary; primary production modelling. 1207720-001-ZKS-0004, Deltares, Delft.

de Ronde, J. G., J. P. M. Mulder, L. A. van Duren, and T. Ysebaert. 2013. Eindadvies ANT Oosterschelde. 1207722-000-ZKS-0010, Deltares, Delft.

Guadayol, O., C. Marrase, F. Peters, E. Berdalet, C. Roldan, and A. Sabata. 2009. Responses of coastal osmotrophic planktonic communities to simulated events of turbulence and nutrient load throughout a year. Journal of Plankton Research **31**:583-600.

Holmer, M. and R. M. Nielsen. 2007. Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (Zostera marina). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **353**:245-252.

Hummel, H. and S. Wijnhoven. 2014. Long-term patterns in the establishment, expansion and decline of invading macrozoobenthic species in the brackish and marine waters of Southwest Netherlands. Marine Ecology **35**:50-55.

Kamermans, P., E. Brummelhuis, and A. Smaal. 2002. Use of spat collectors to enhance supply of seed for bottom culture of blue mussels (Mytilus edulis) in the Netherlands. World Aquac **33**:12-15.

Kramer, L., F. J. Los, T. Troost, and P. Boderie. 2015. 3D model van het Volkerak-Zoommeer voor waterkwaliteit primaire productie en graas. Deltares 1220070, Deltares, Delft.

Los, F. J. 2009. Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM. Wageningen University / Deltares, Wageningen.

Maris, T., A. Bruens, L. A. Van Duren, J. Vroom, H. Holzhauer, M. De Jonge, S. Van Damme, A. J. Nolte, C. Kuijper, M. Taal, M. C. J. L. Jeuken, J. C. Kromkamp, B. K. Van Wesenbeeck, G. van Ryckegem, E. Van den Bergh, S. Wijnhoven, and P. Meire. 2015. Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, Update 2014. Deltares 1209394, Deltares + Universiteit Antwerpen, Delft.

Mazur-Marzec, H., A. Krezel, J. Kobos, and M. Pliński. 2006. Toxic Nodularia spumigena blooms in the coastal waters of the Gulf of Gdańsk: A ten-year survey. Oceanologia **48**:255-273.

Mazur-Marzec, H., L. Zeglińska, and M. Pliński. 2005. The effect of salinity on the growth, toxin production, and morphology of Nodularia spumigena isolated from the Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea. Journal of Applied Phycology **17**:171-179.

Meijers, E. M., S. Groot, M. Haasnoot, B. K. van Wesenbeeck, and I. Vries. 2008. Waterkwaliteit en ecotopen in een zout Volkerak-Zoommeer: planstudie Volkerak-Zoommeer. Q4448, Deltares, Delft.

Peperzak, L., H. Bouma, A. J. J. Sandee, and H. Peletier. 2002. Jaarrapport MONISNEL 2001. RIKZ/2002.045, RIKZ, Middelburg.

Provincie_Noord-Brabant. 2014. Natura 2000 Beheerplan Markiezaat.

Reinders, J. and L. A. Van Duren. 2013. Benthic habitat classification in the Westerschelde; Optimal descriptors and splitting values for hydrodynamics. Deltares, Delft.

Smaal, A. C., T. Schellekens, M. R. van Stralen, and J. C. Kromkamp. 2013. Decrease of the carrying capacity of the Oosterschelde estuary (SW Delta, NL) for bivalve filter feeders due to overgrazing? Aquaculture **404-405**:28-34.

Soulsby, P. G., D. Lowthion, and M. Houston. 1982. Effects of macroalgal mats on the ecology of intertidal mudflats. Marine Pollution Bulletin **13**:162-166.

STOWA. 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2015-2021. 2012-31, STOWA, Amersfoort.

Strazisar, T., M. S. Koch, C. J. Madden, J. Filina, P. U. Lara, and A. Mattair. 2013. Salinity effects on Ruppia maritima L. seed germination and seedling survival at the Everglades-Florida Bay ecotone. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **445**:129-139.

Troost, K. 2010. Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster Crassostrea gigas in continental NW European estuaries. Journal of Sea Research **64**:145-165.

Van Beusekom, J. E. E., C. Buschbaum, M. Loebl, P. Martens, and K. Reise. 2010. Long-term ecological change in the northern wadden sea. Pages 145-153 Long-Term Ecological Research: Between Theory and Application. Springer Netherlands.

Van Braeckel, A., B. Vandevoorde en E. Van den Bergh. 2008. Schorecotopen van de Schelde; Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. INBO.R.2008.29, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel.

Van der Wal, D., J. Van Dalen, A. Wielemaker-van den Dool, J. T. Dijkstra, and T. Ysebaert. 2014. Biophysical control of intertidal benthic macroalgae revealed by high-frequency multispectral camera images. Journal of Sea Research **90**:111-120.

van der Werff, J., J. Reinders, and A. van Rooijen. 2013. Evaluatie Galgeplaat proefsuppletie 2008-2012. 1206994-000, Deltares, Delft.

Van Duren, L. A. 2006. Onderkend of overdreven? Een inventarisatie van schade veroorzaakt door plaagalgen in het Nederlandse kustwater. RIKZ/2006.021, RIKZ, Middelburg.

van Duren, L. A. 2014. Eelgrass restoration in the Dutch Wadden Sea. Results 2014. 1203892-000-ZKS-0044, Deltares, Delft.

Van Duren, L. A. and J. Reinders. 2013. Draagkrachtmodellering Vogels - Verslag LTV-N en ANT-OS workshop, 12 juni 2013. 1207720-000-ZKS-0014, Deltares, Delft.

Van Duren, L. A. and M. M. Van Katwijk. 2013. Eelgrass restoration in the Dutch Wadden Sea, Results 2013. 1203892-000-ZKS-0040, Deltares, Delft.

van Katwijk, M. M., A. R. Bos, V. N. de Jonge, L. S. A. M. Hanssen, D. C. R. Hermus, and D. J. de Jong. 2009. Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. Marine Pollution Bulletin **58**:179-188.

van Katwijk, M. M., G. W. Geerling, R. Rašín, R. van 't Veer, A. R. Bos, D. C. R. Hermus, M. van Wieringen, Z. Jager, A. Groeneweg, P. L. A. Erftemeijer, T. van der Heide, and D. J. de Jong. 2006. Macrophytes in the western Wadden Sea: monitoring, invasion, transplantations dynamics and European policy. Pages 89-98 *in* K. Laurensen, editor. Proceedings of the 11th International Scientific Wadden Sea Symposium. NERI, Esbjerg.

van Katwijk, M. M., G. H. W. Schmitz, A. P. Gasseling, and P. H. van Avesaath. 1999. Effects of salinity and nutrient load and their interaction on Zostera marina. Marine Ecology-Progress Series **190**:155-165.

Verspagen, J. M. H., P. Boers, H. J. Laanbroek, and J. Huisman. 2005. Doorspoelen of opzouten? Bestrijding van blauwalgen in het Volkerak-Zoommeer. Universiteit Amsterdam, Amsterdam.

von Vaupel-Klein, J. C. and R. E. Weber. 1975. Distribution of eurytemora affinis (copepoda: calanoida) in relation to salinity: Field and laboratory observations. Netherlands Journal of Sea Research **9**:297-310.

Wijsman, J. W. M., M. Dubbeldam, M. J. De Kluijver, E. van Zanten, M. van Stralen, and A. C. Smaal. 2008. Wegvisproef Japanse oesters in de Oosterschelde. Eindrapportage. . Imares rapport C063/08.

Witteveen+Bos. 2008 Kosten en baten van actief visstandbeheer: achtergronddocument Ex-ante evaluatie KRW. Rapport BHV28-1/meis3/003, Witteveen+Bos, Deventer.

Witteveen+Bos. 2016a. Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde. Rapport BR668-21/16-000.135, Witteveen+Bos, Deventer.

Witteveen+Bos. 2016b. Watersysteemanalyse zoete variant Markiezaatsmeer-Binnenschelde. Rapport BR668-21/16-000.134, Witteveen+Bos, Deventer.

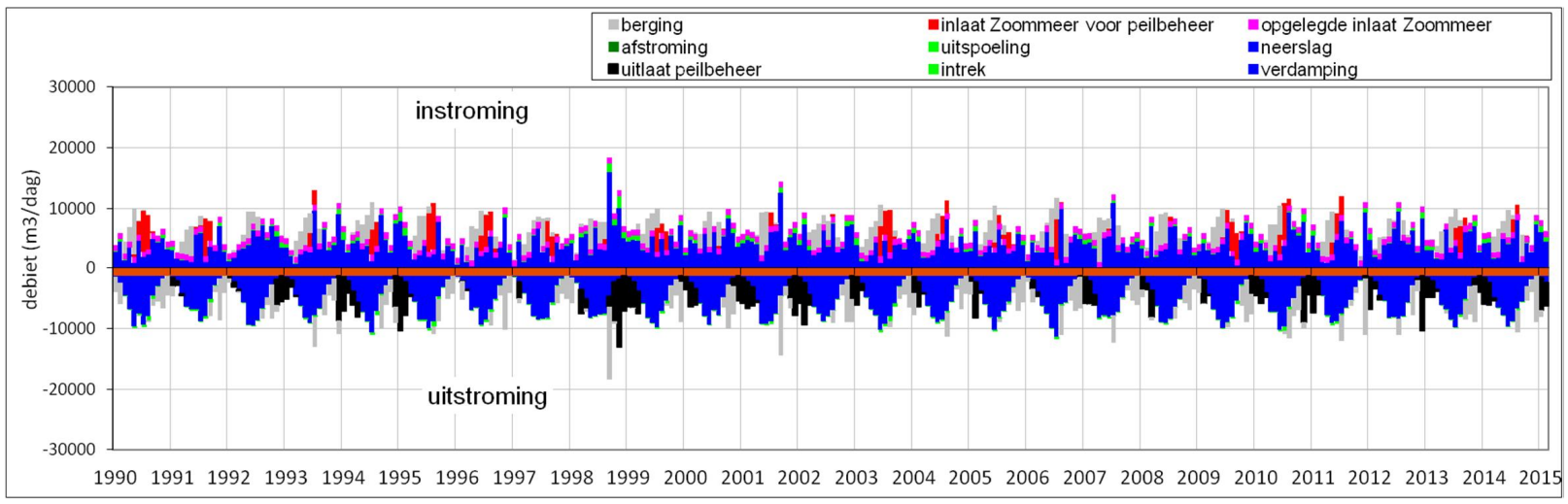
Ysebaert, T., P. Meire, P. M. J. Herman, and H. Verbeek. 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. Marine Ecology-Progress Series **225**:79-95.

Ysebaert, T. J. and P. Meire. 1999. Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. IN/99.19, Institute for nature Conservation.

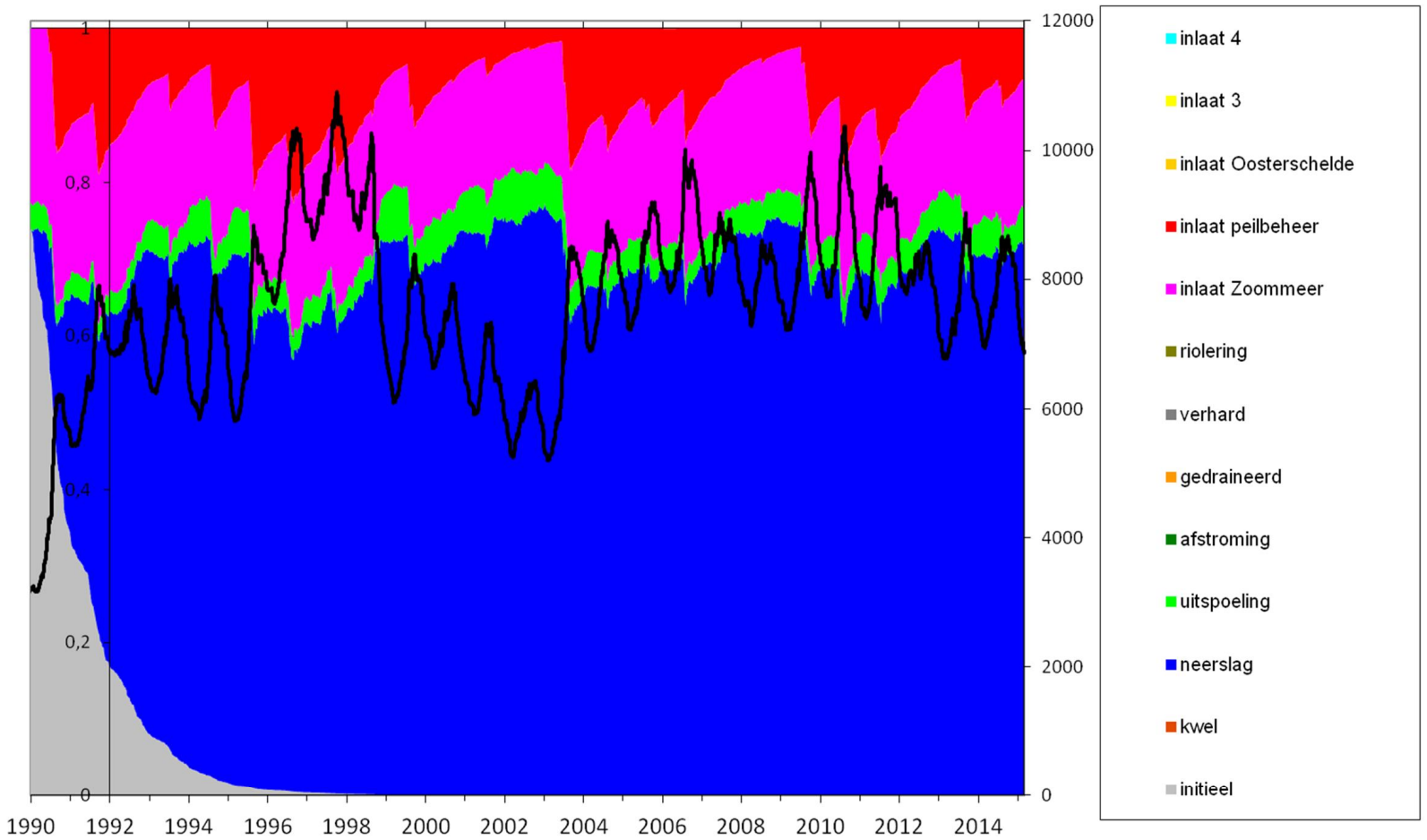
BIJLAGE I DETAILFIGUREN

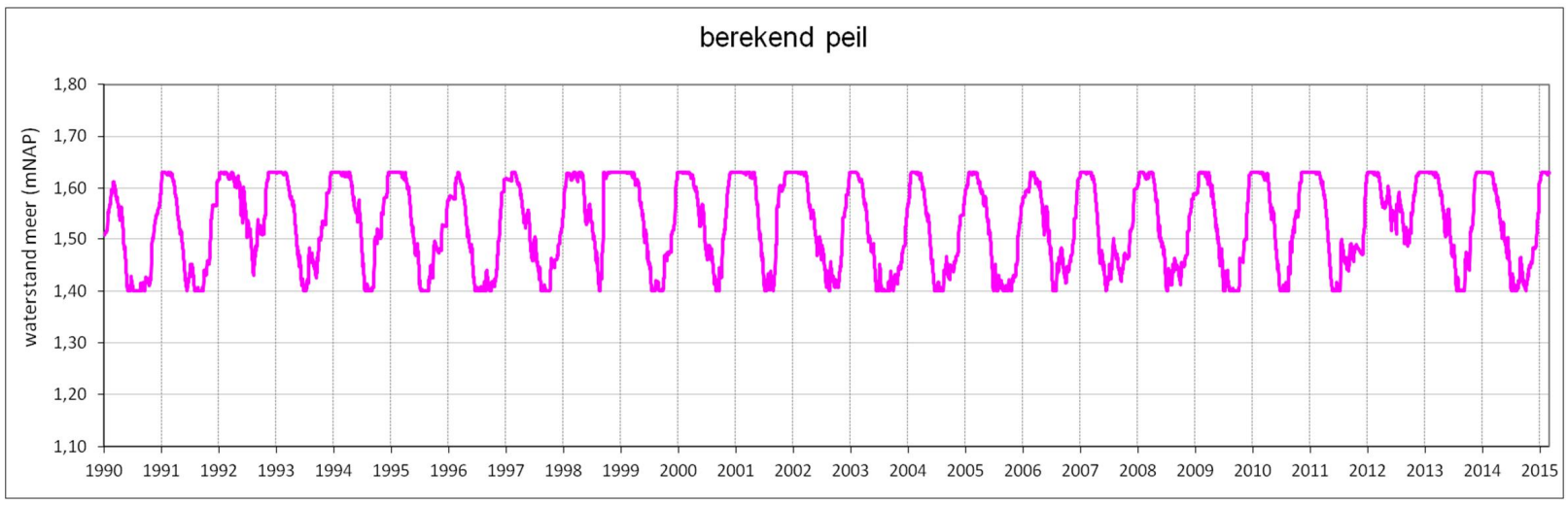
Binnenschelde - Inlaat Zoommeer 1.000 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

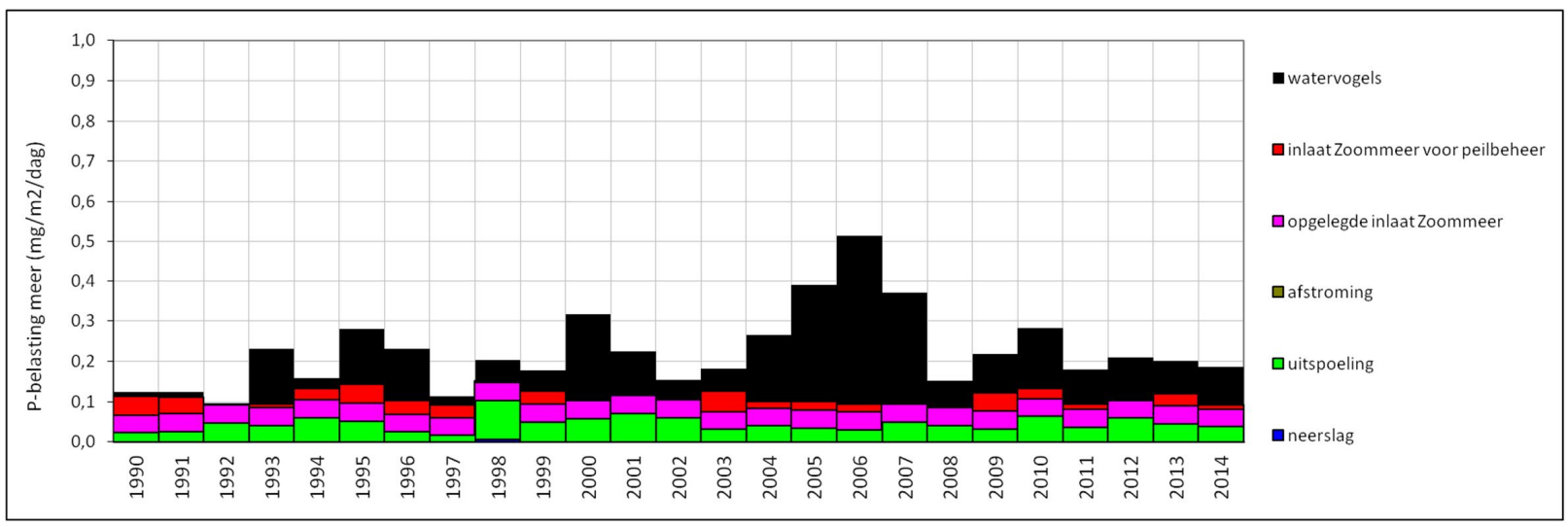


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

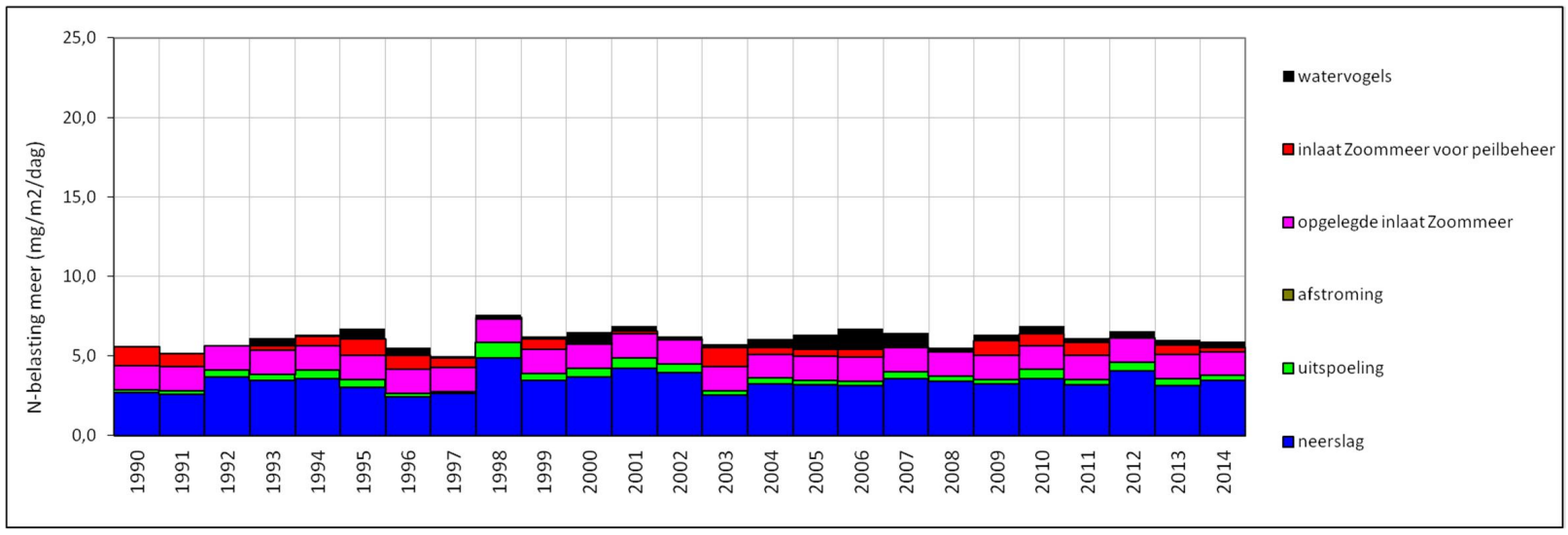




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

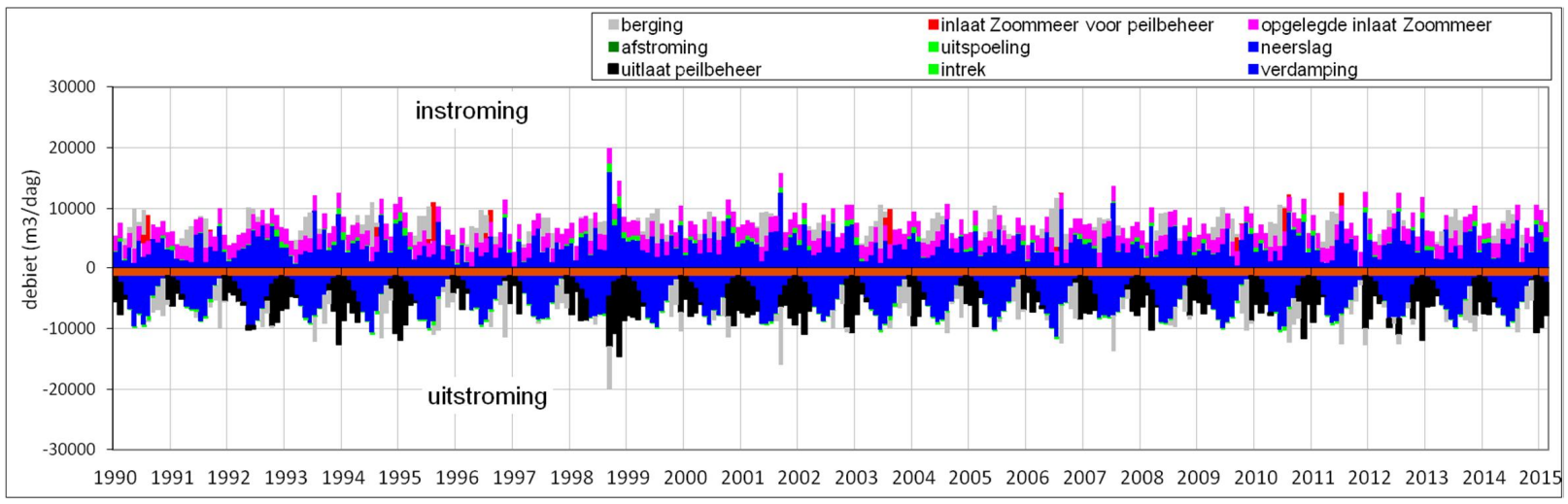


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

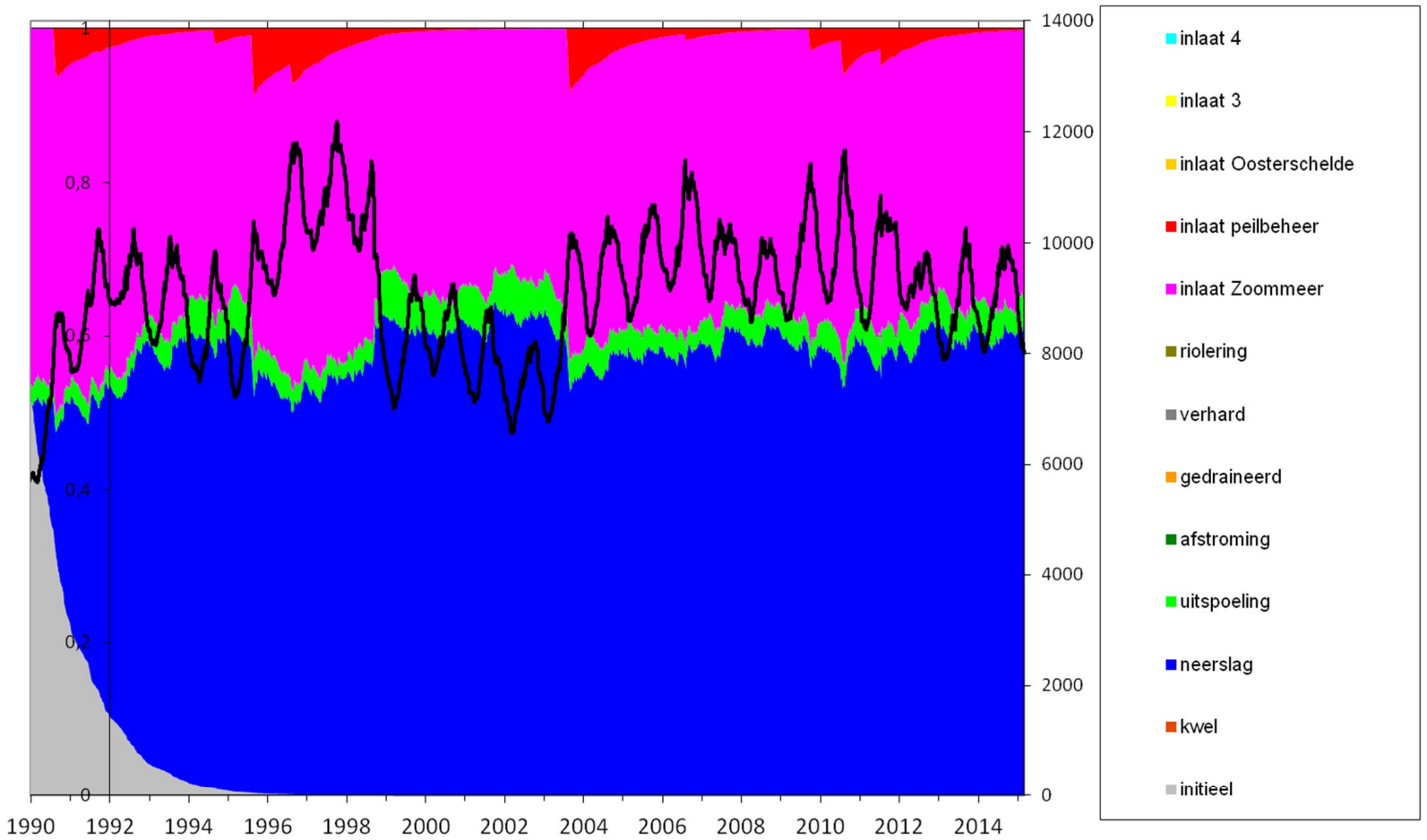


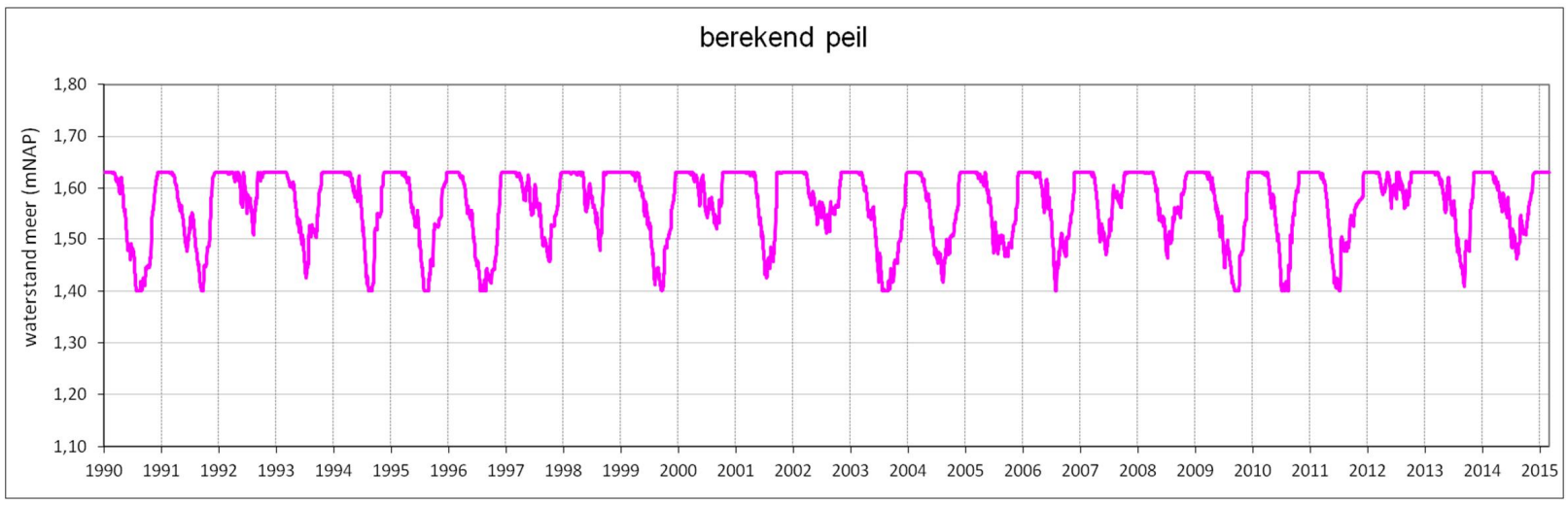
Binnenschelde - Inlaat Zoommeer 2.500 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

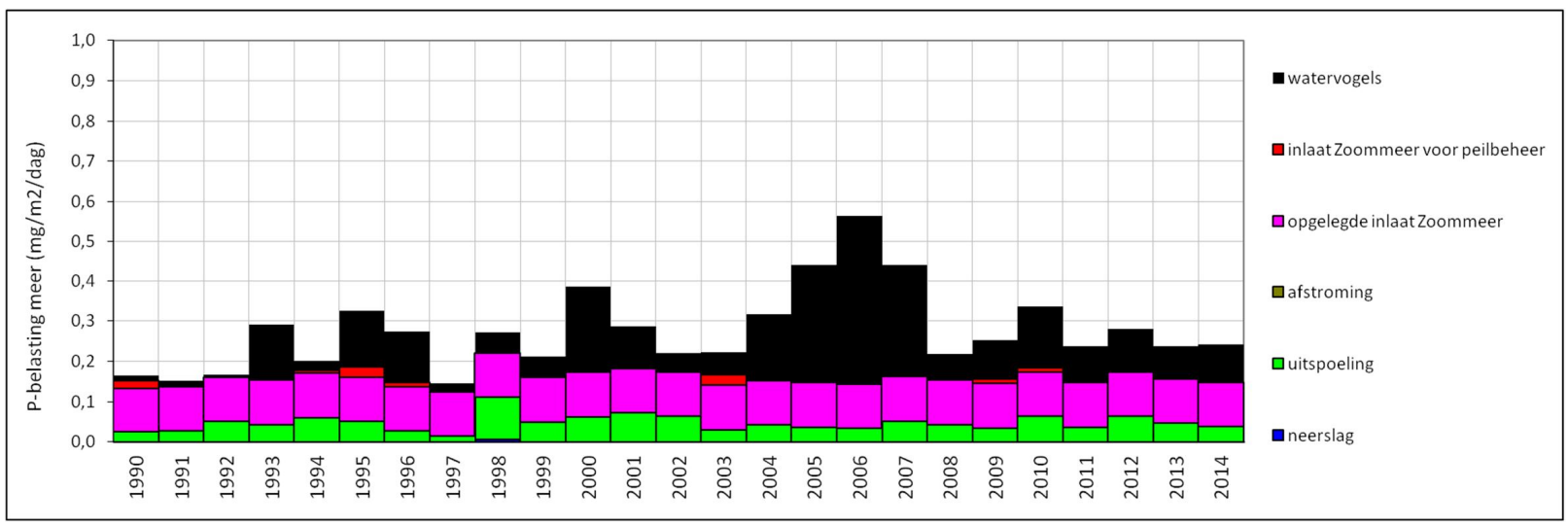


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

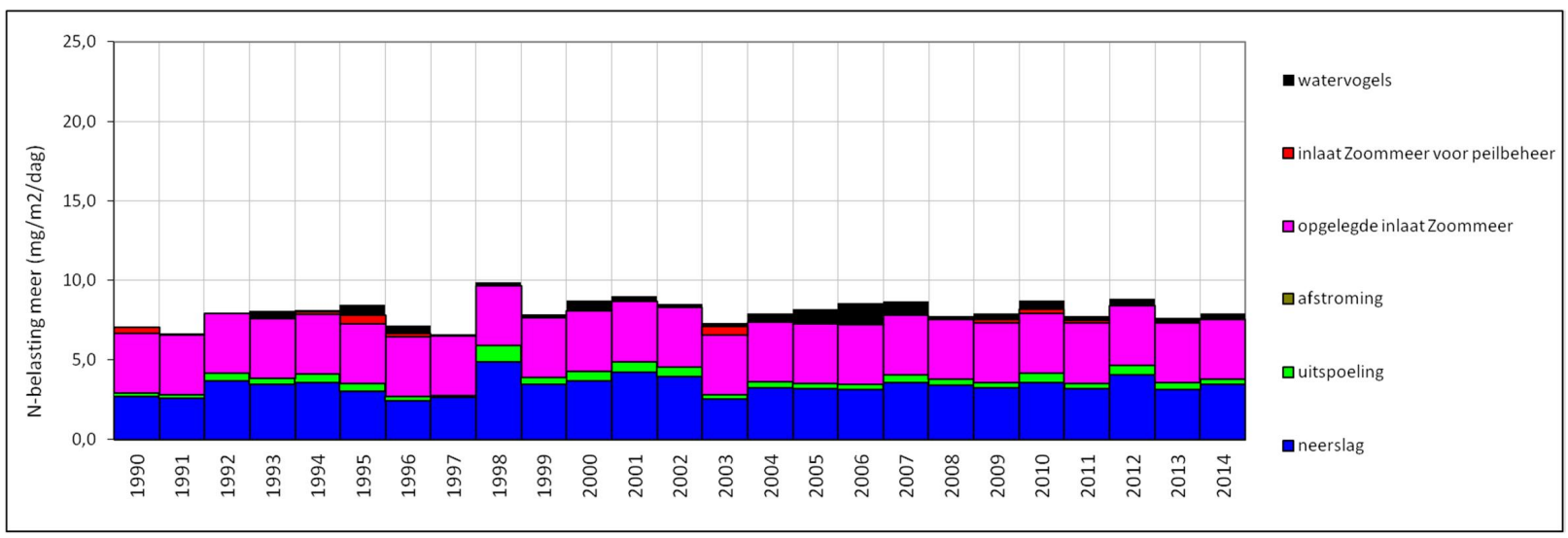




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

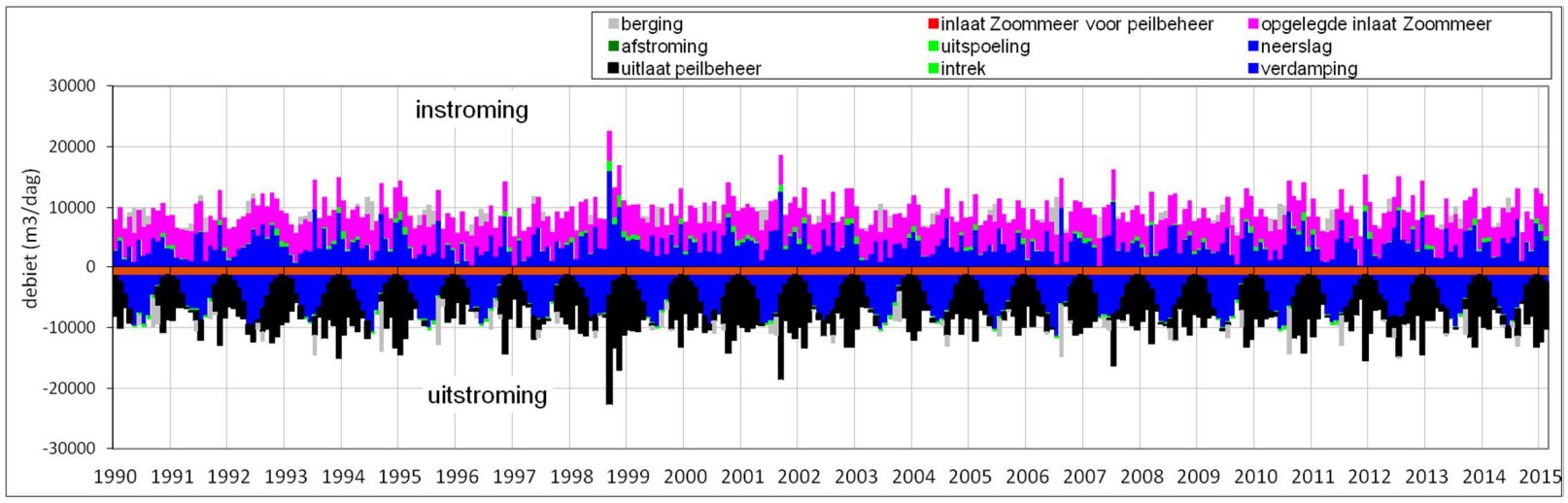


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

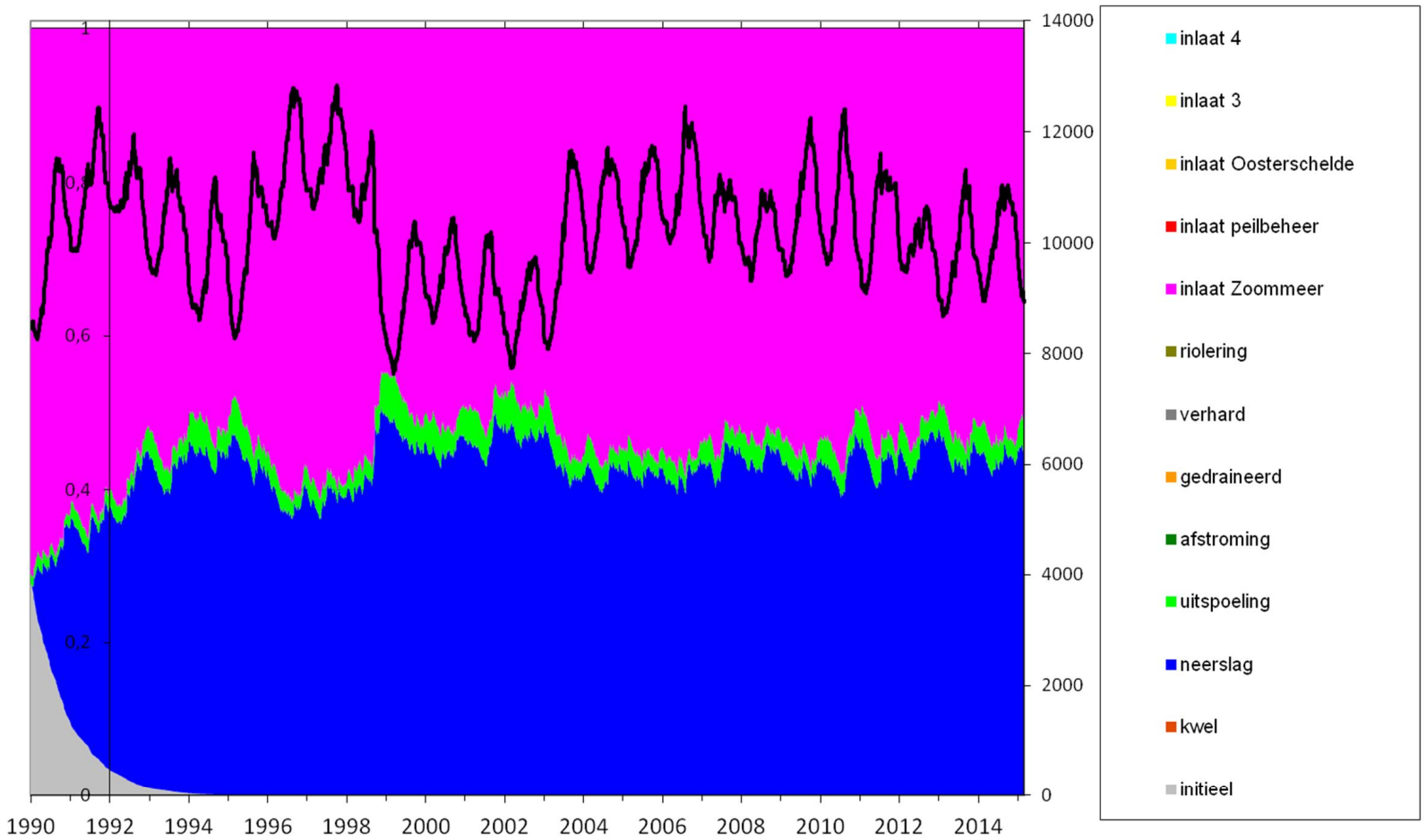


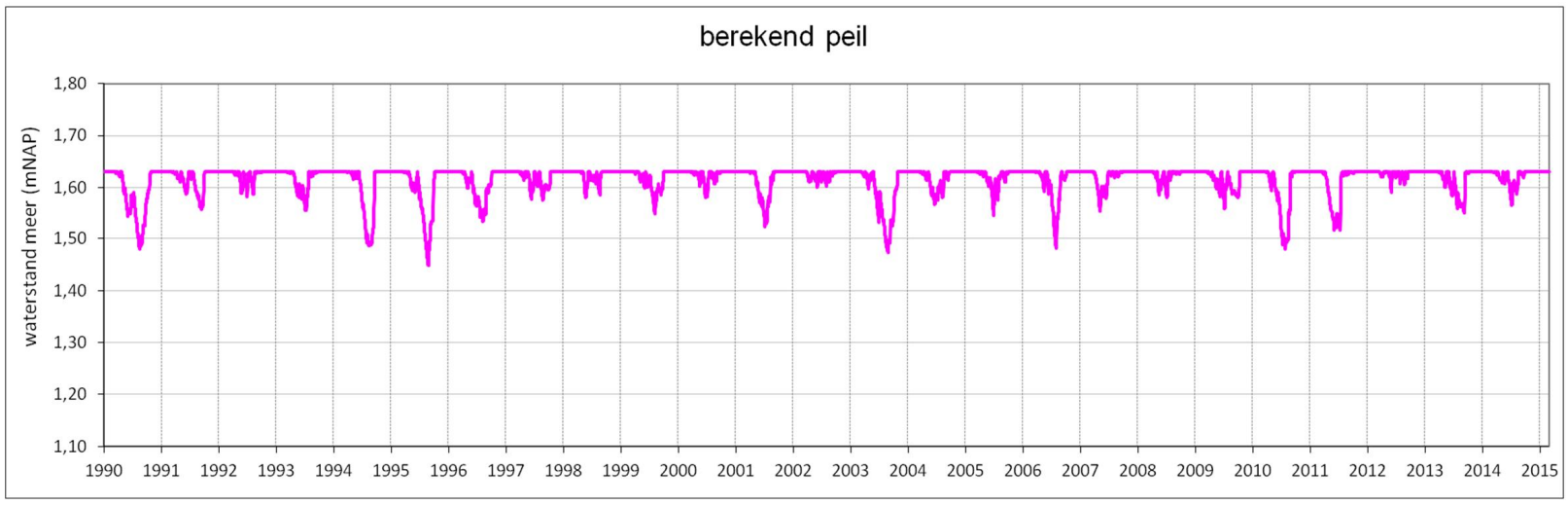
Binnenschelde - Inlaat Zoommeer 5.000 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

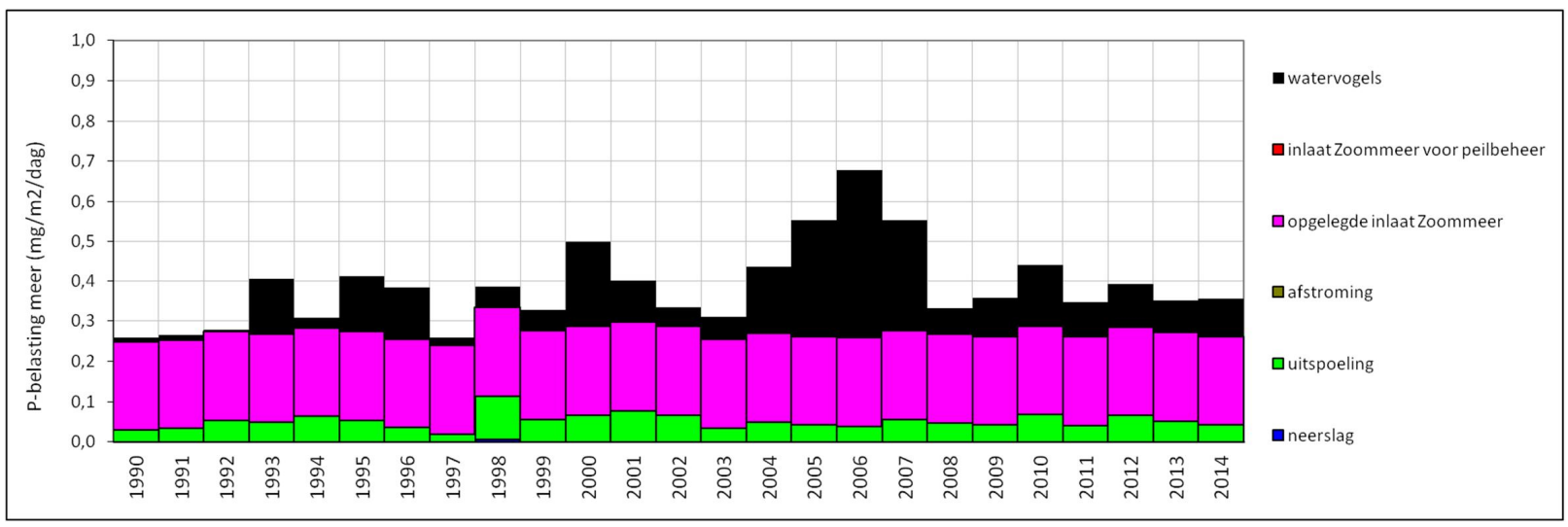


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

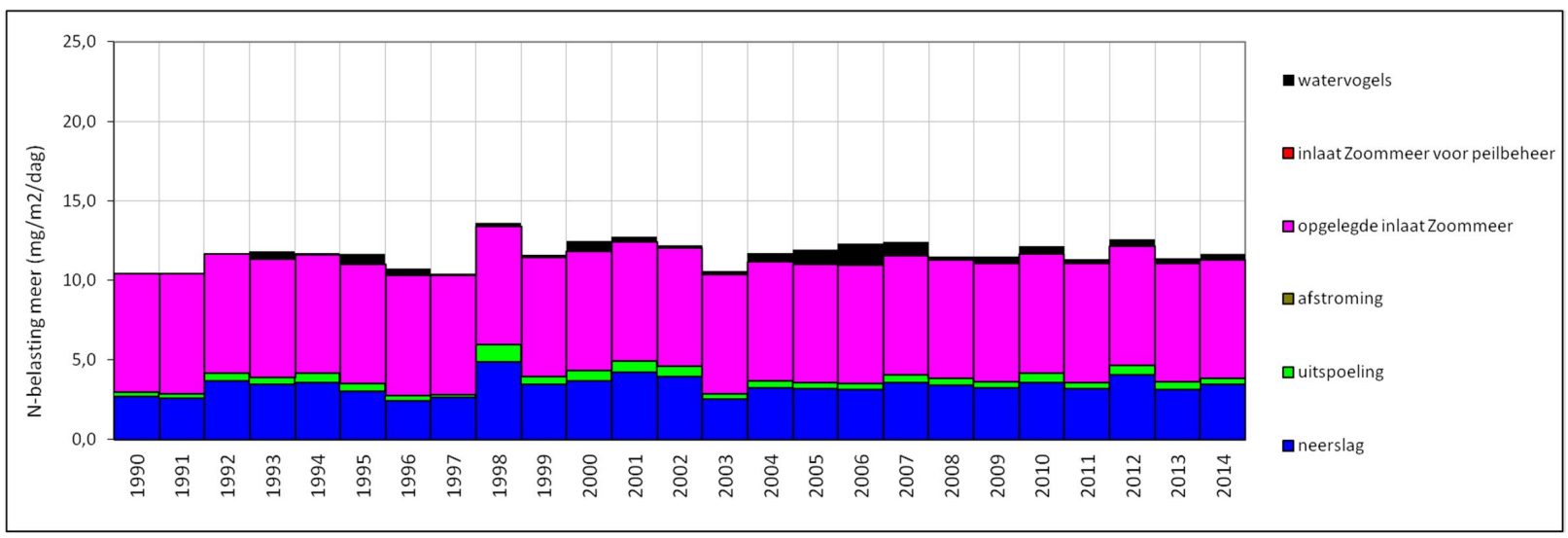




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

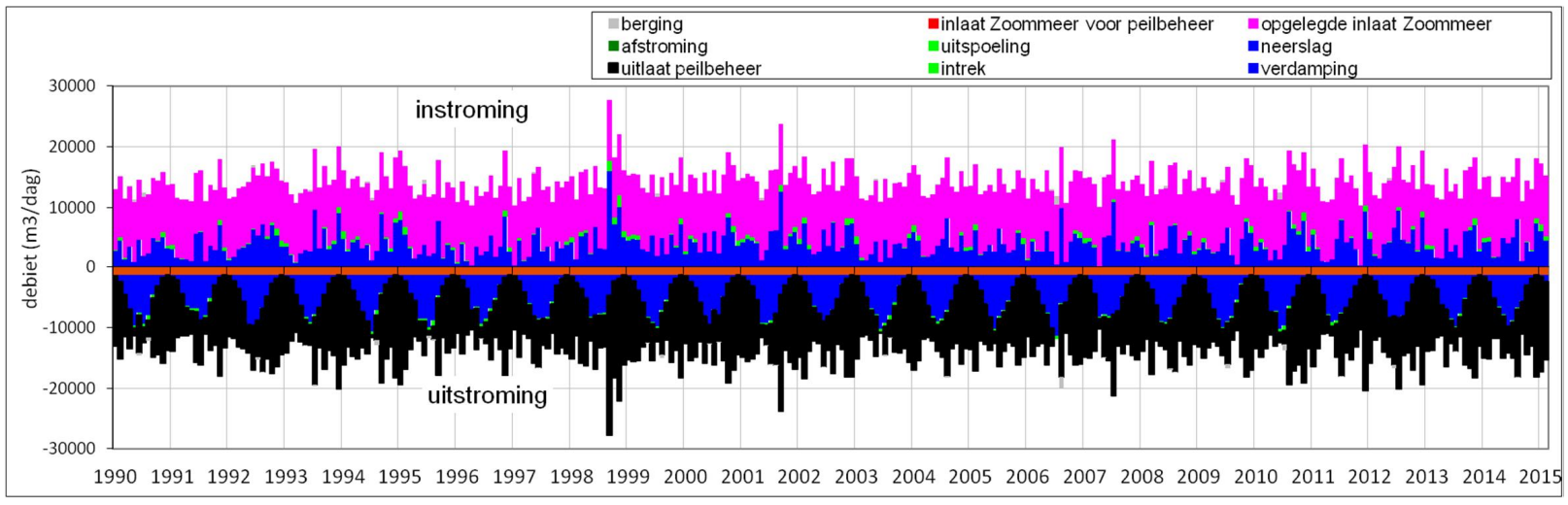


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

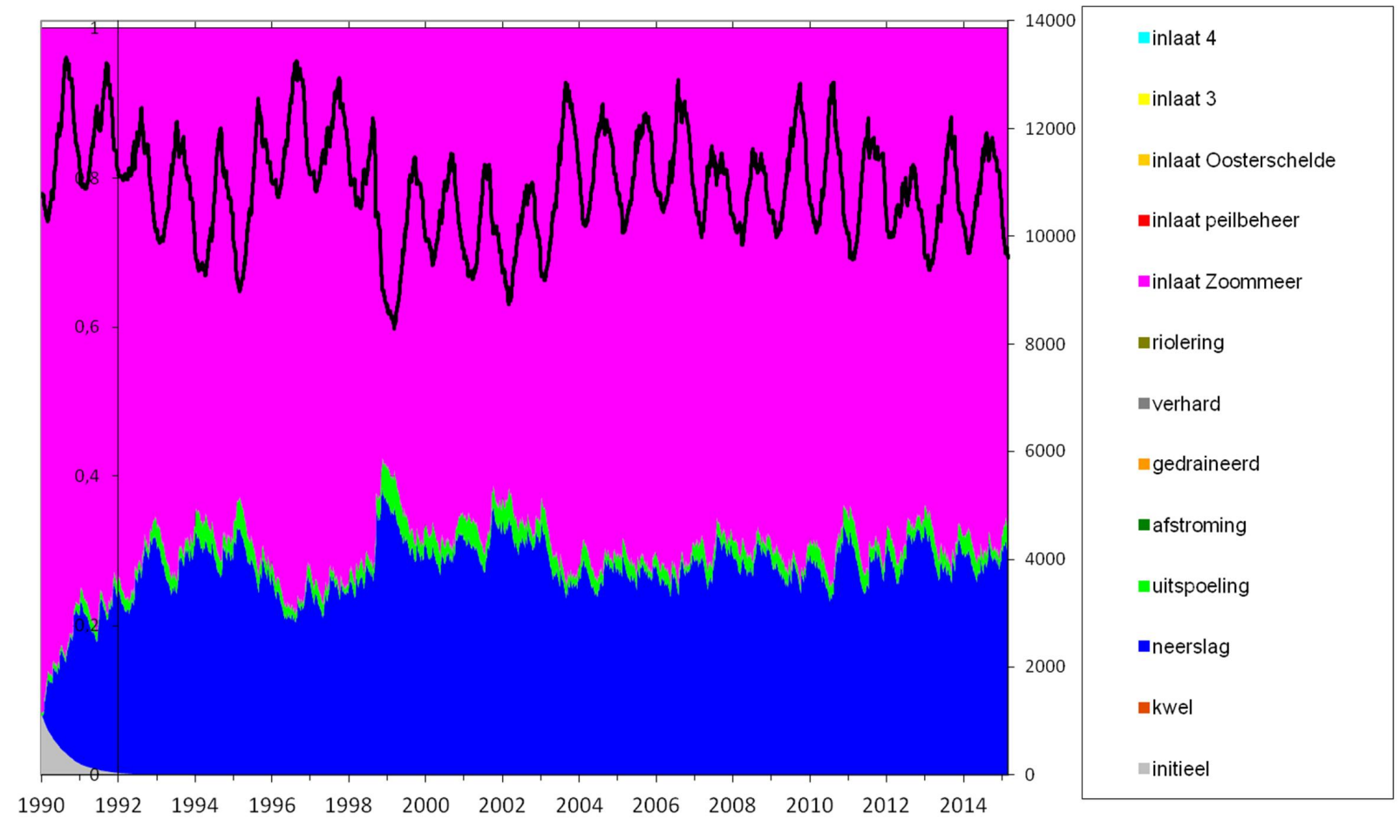


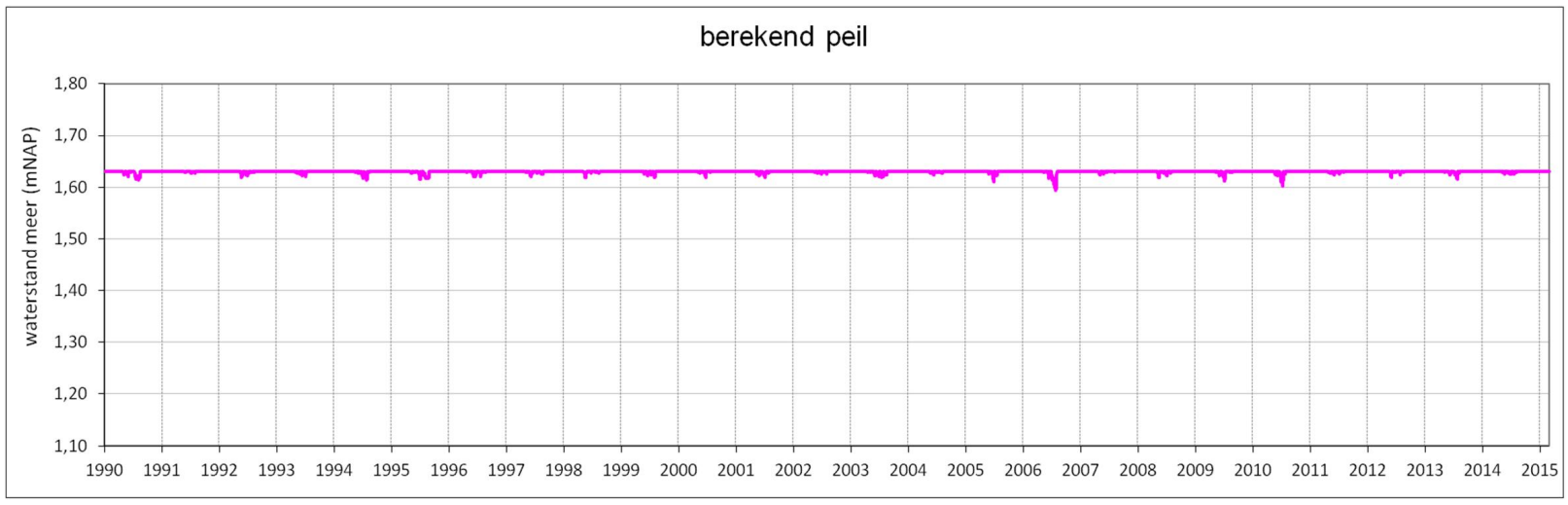
Binnenschelde - Inlaat Zoommeer 10.000 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

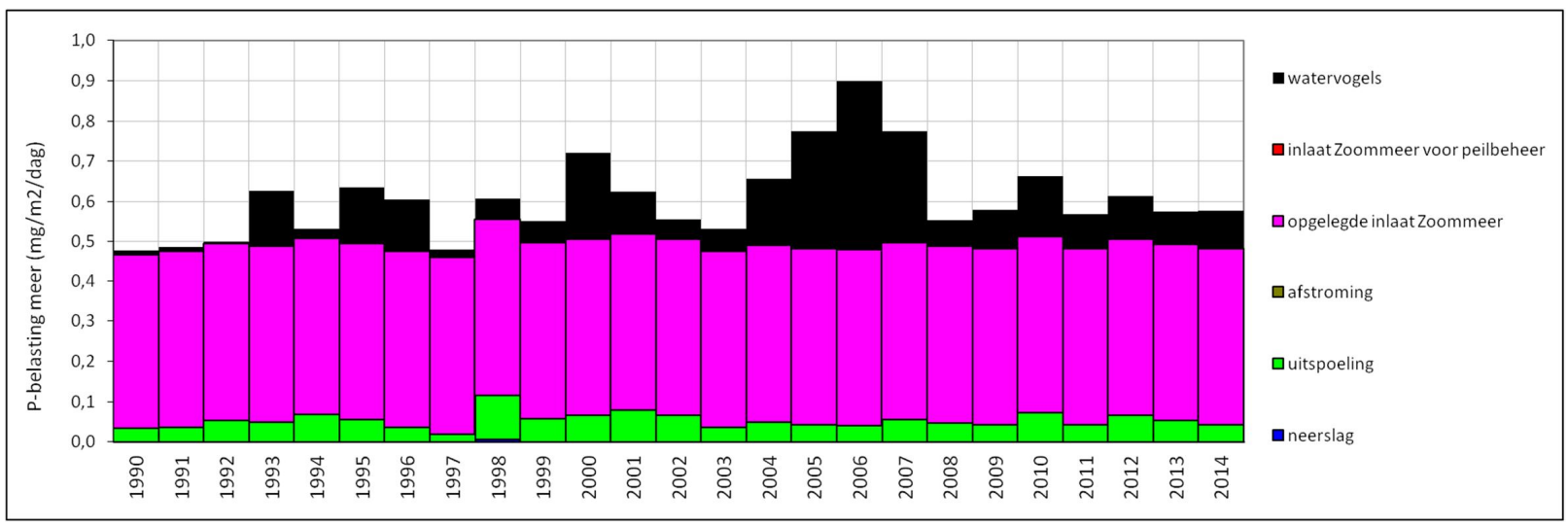


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

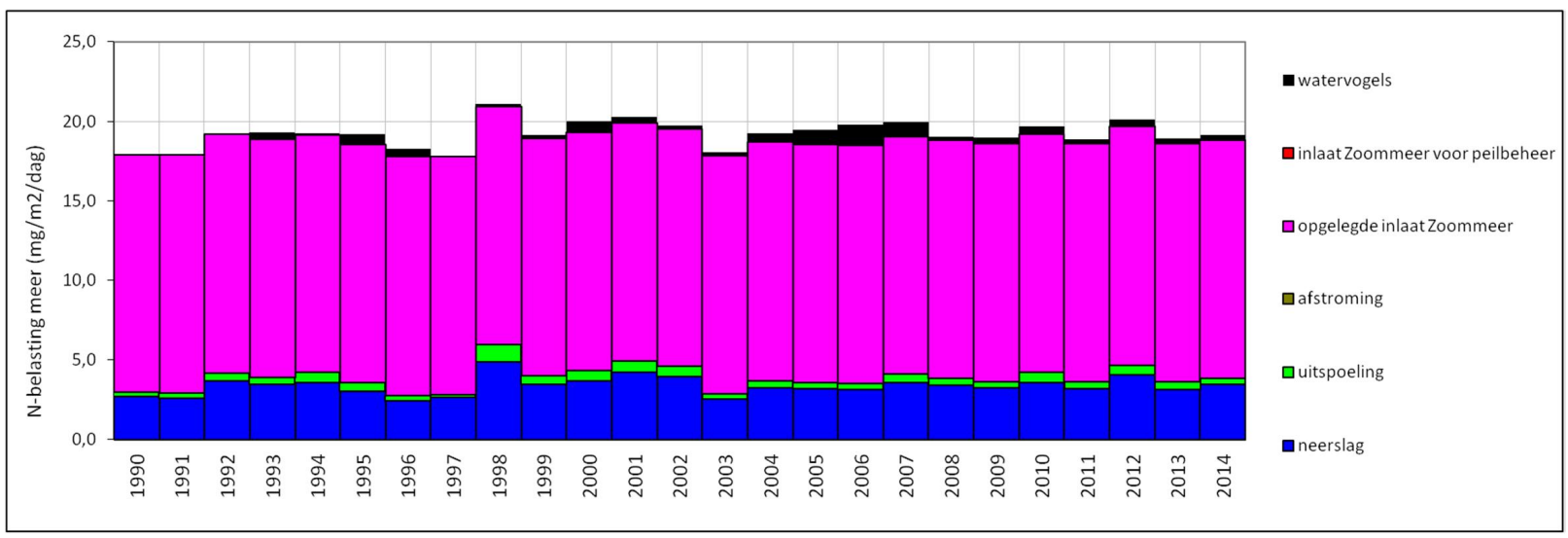




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

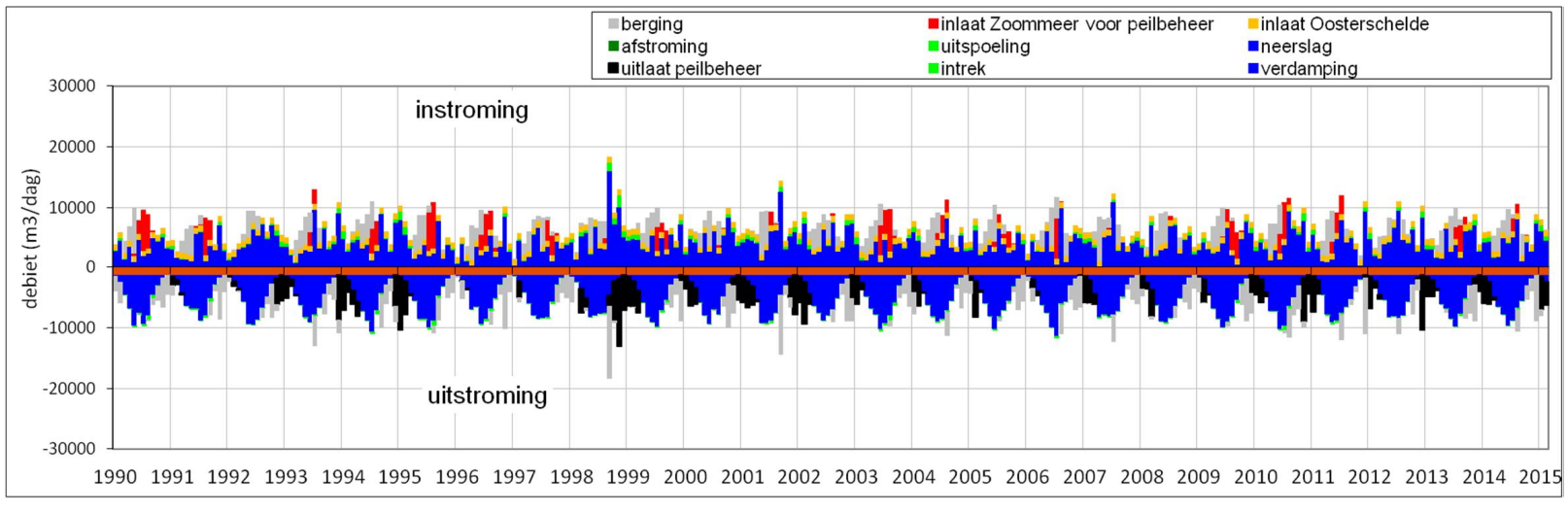


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

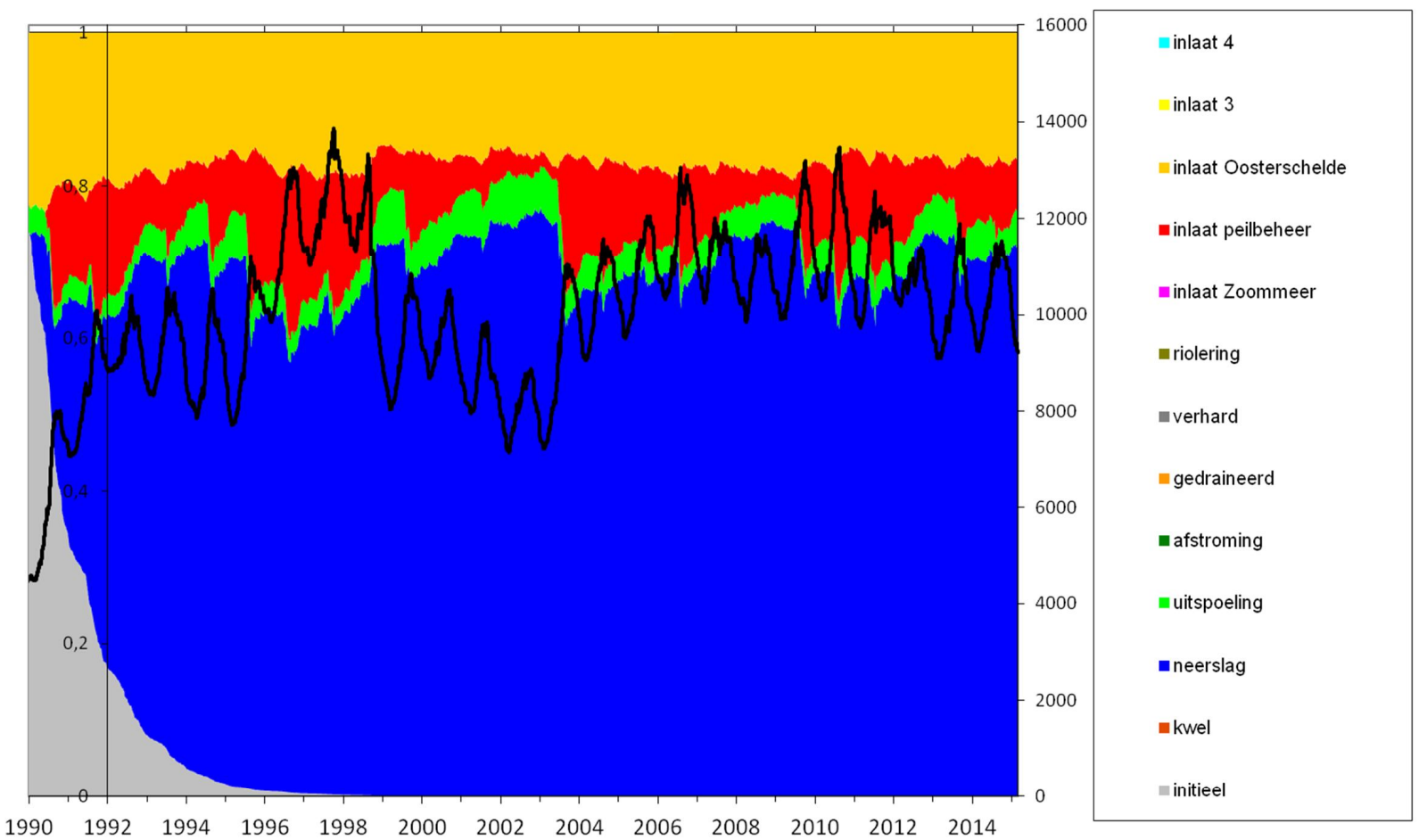


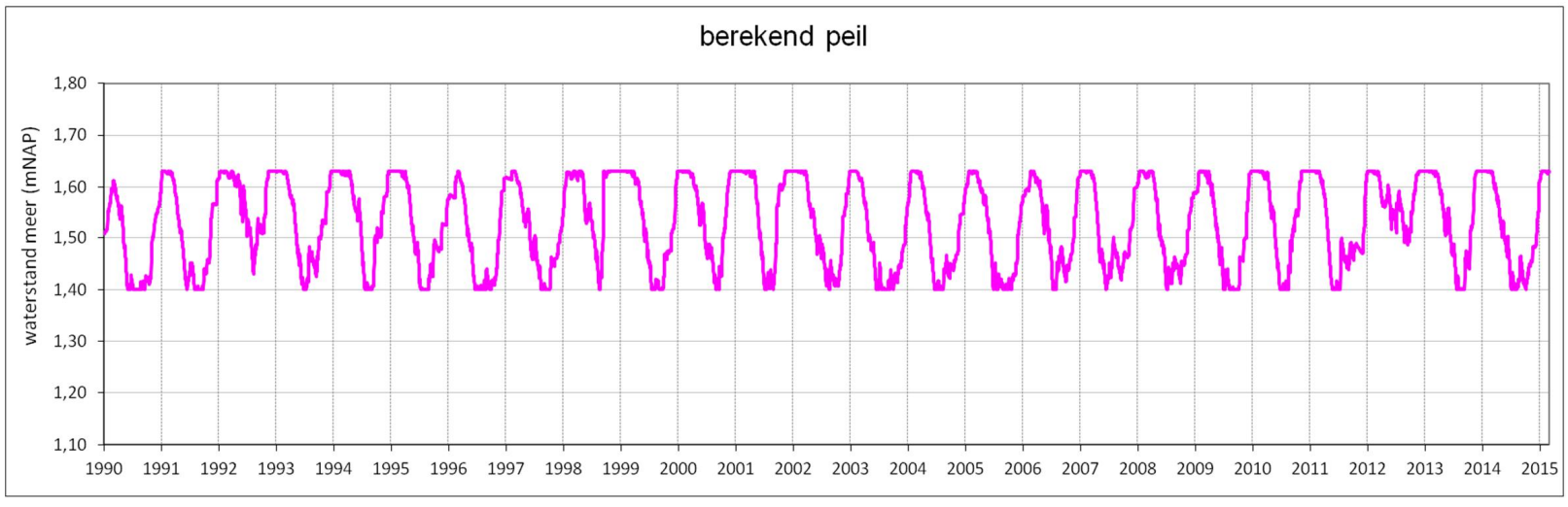
Binnenschelde - Inlaat Oosterschelde via onderleider 1.000 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

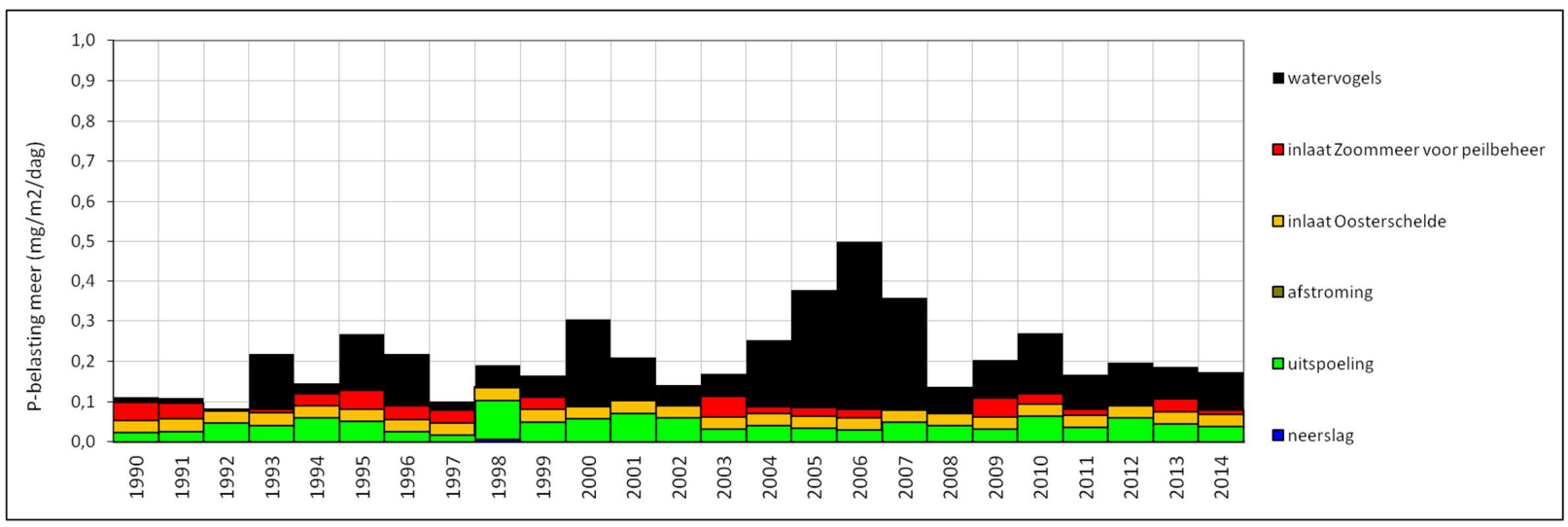


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

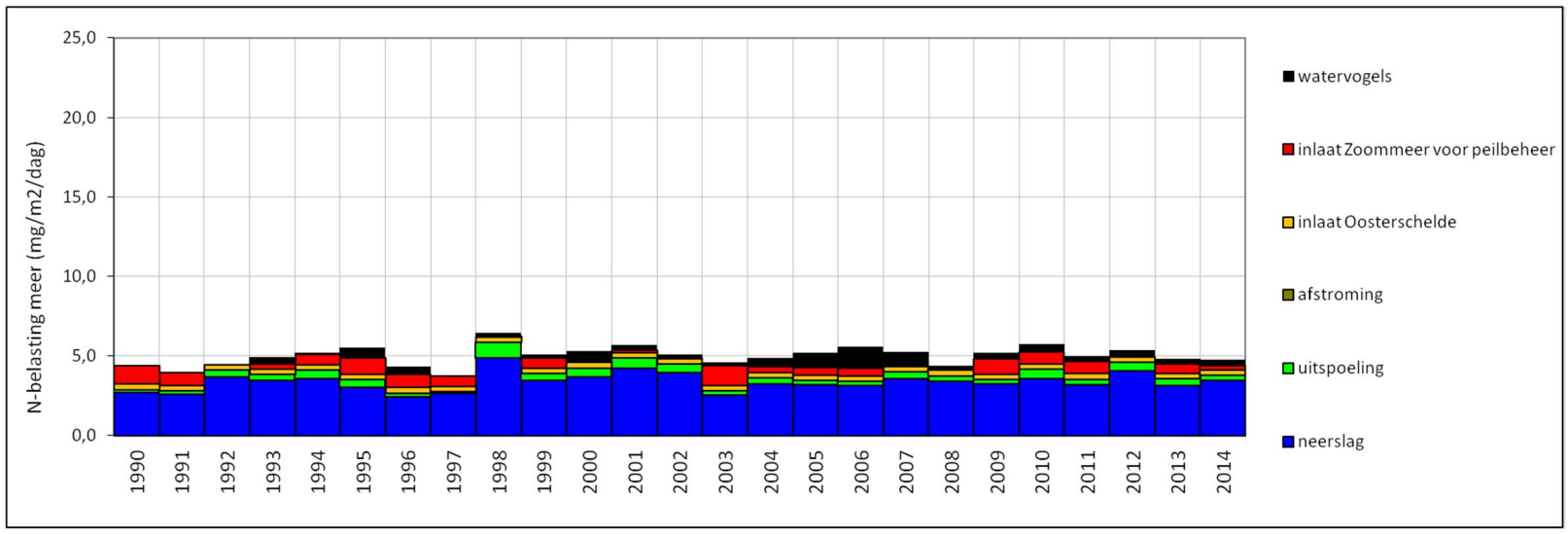




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

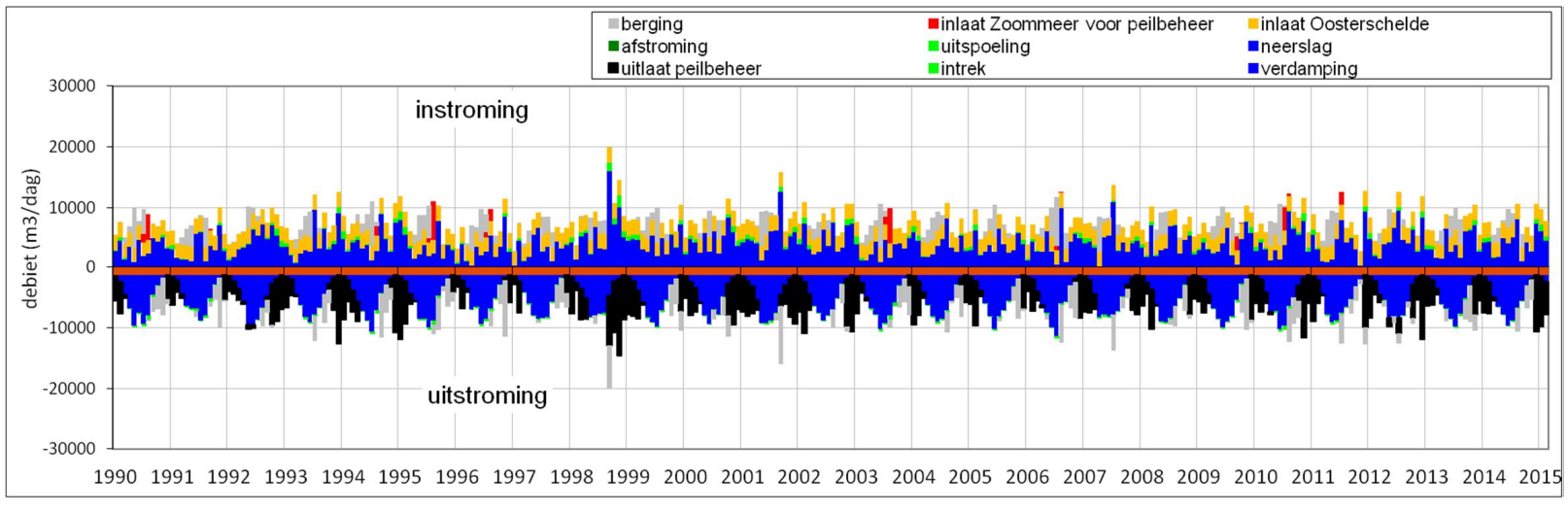


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

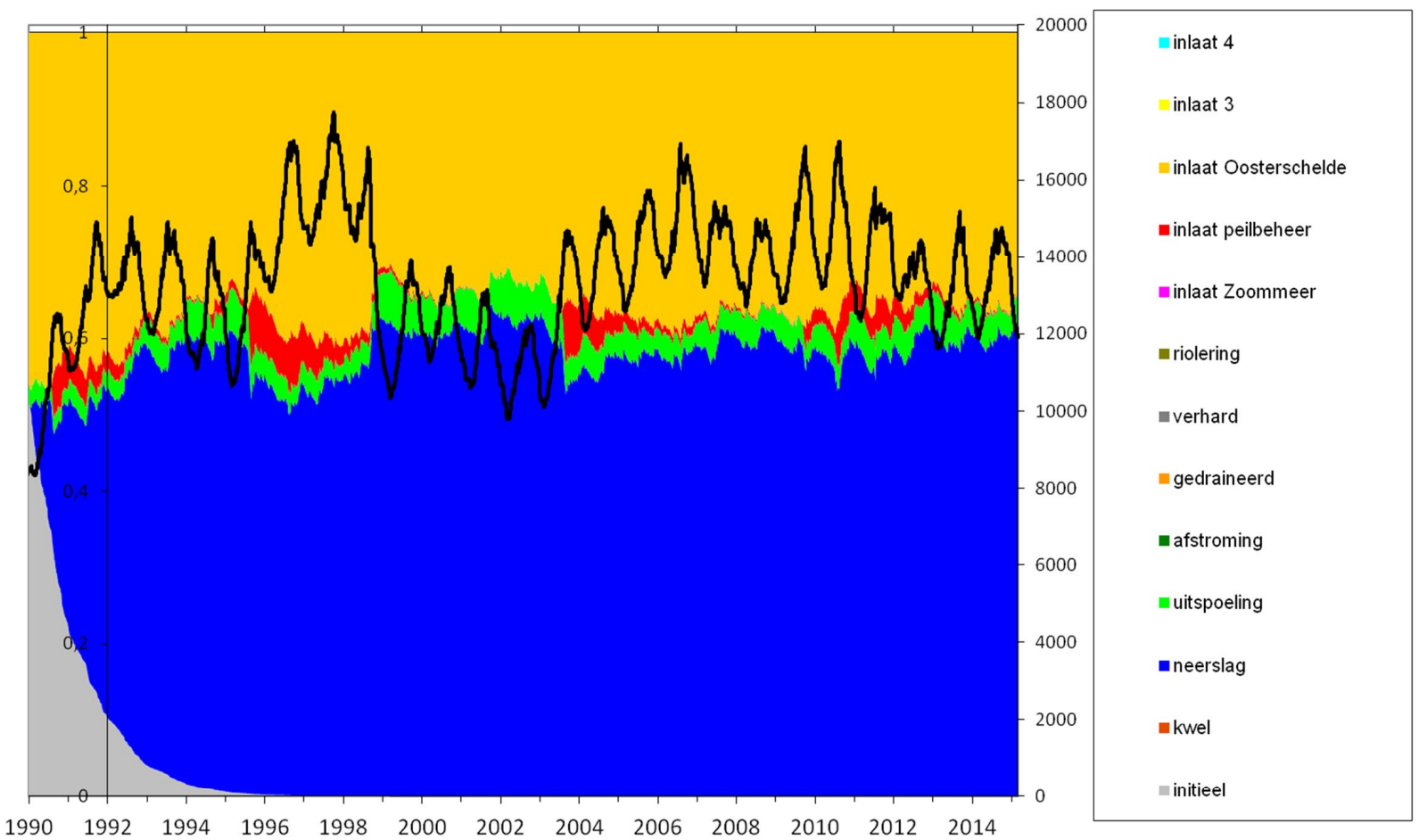


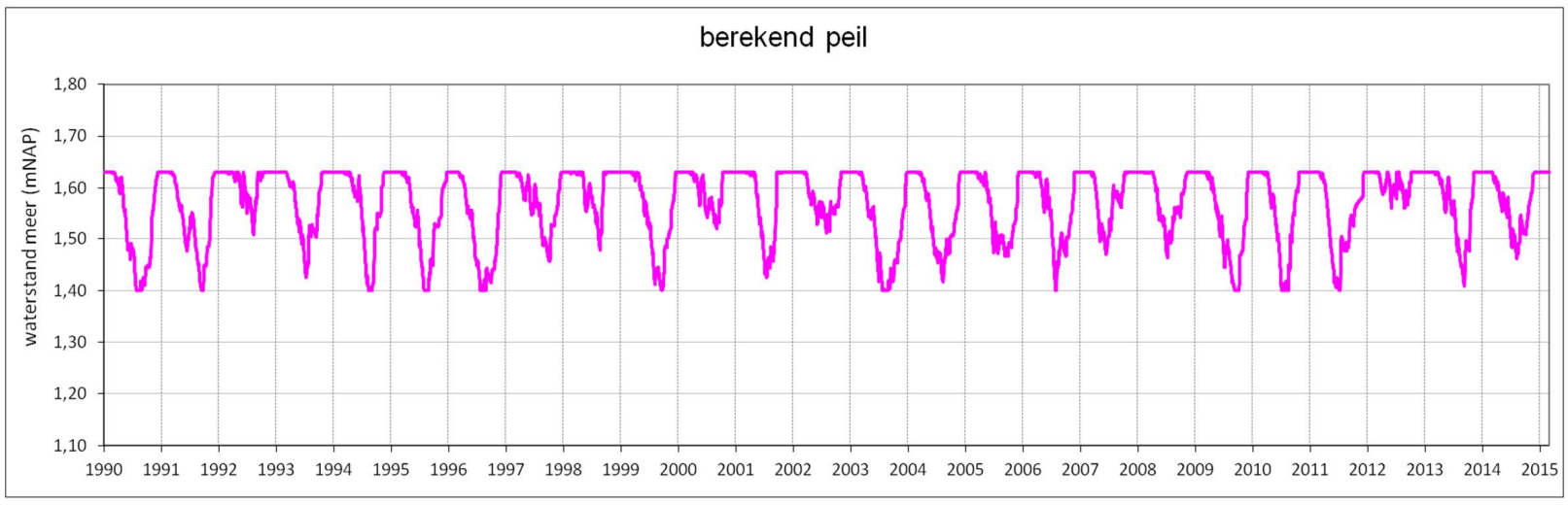
Binnenschelde - Inlaat Oosterschelde via onderleider 2.500 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

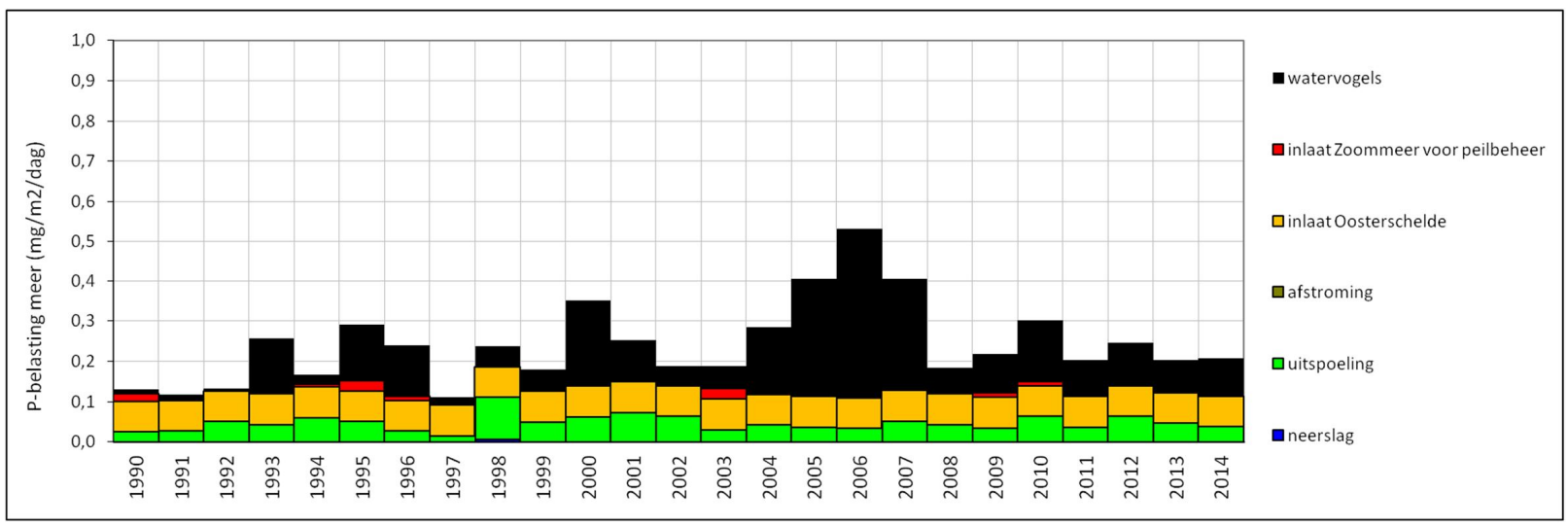


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

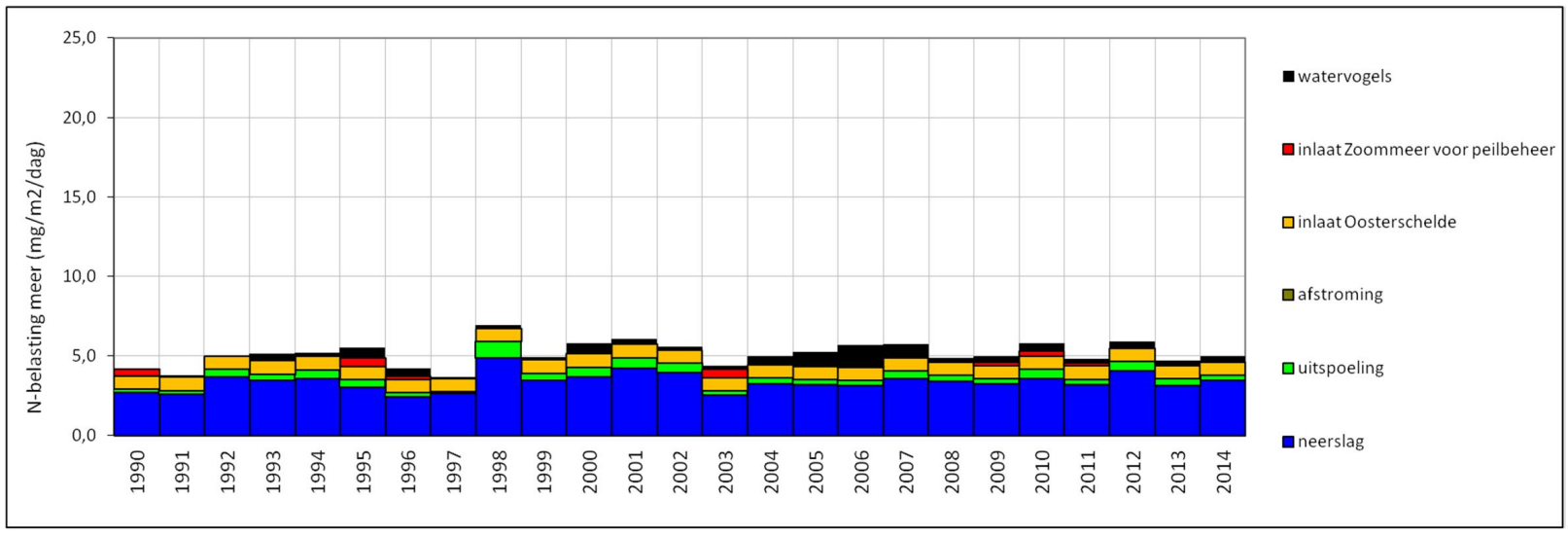




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

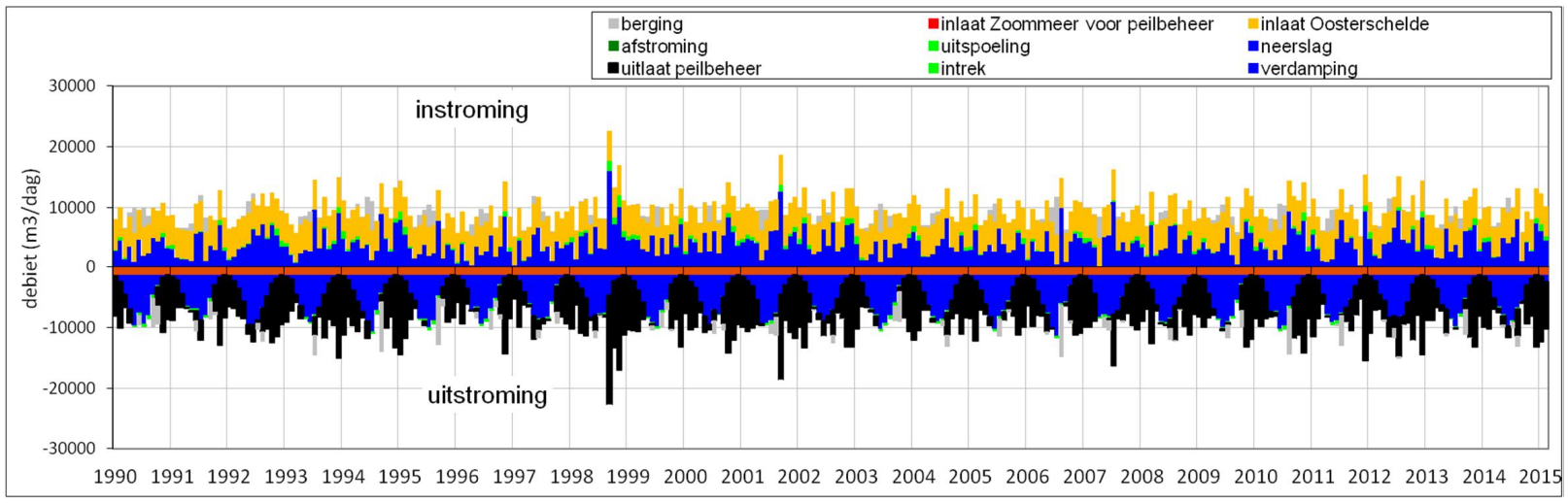


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

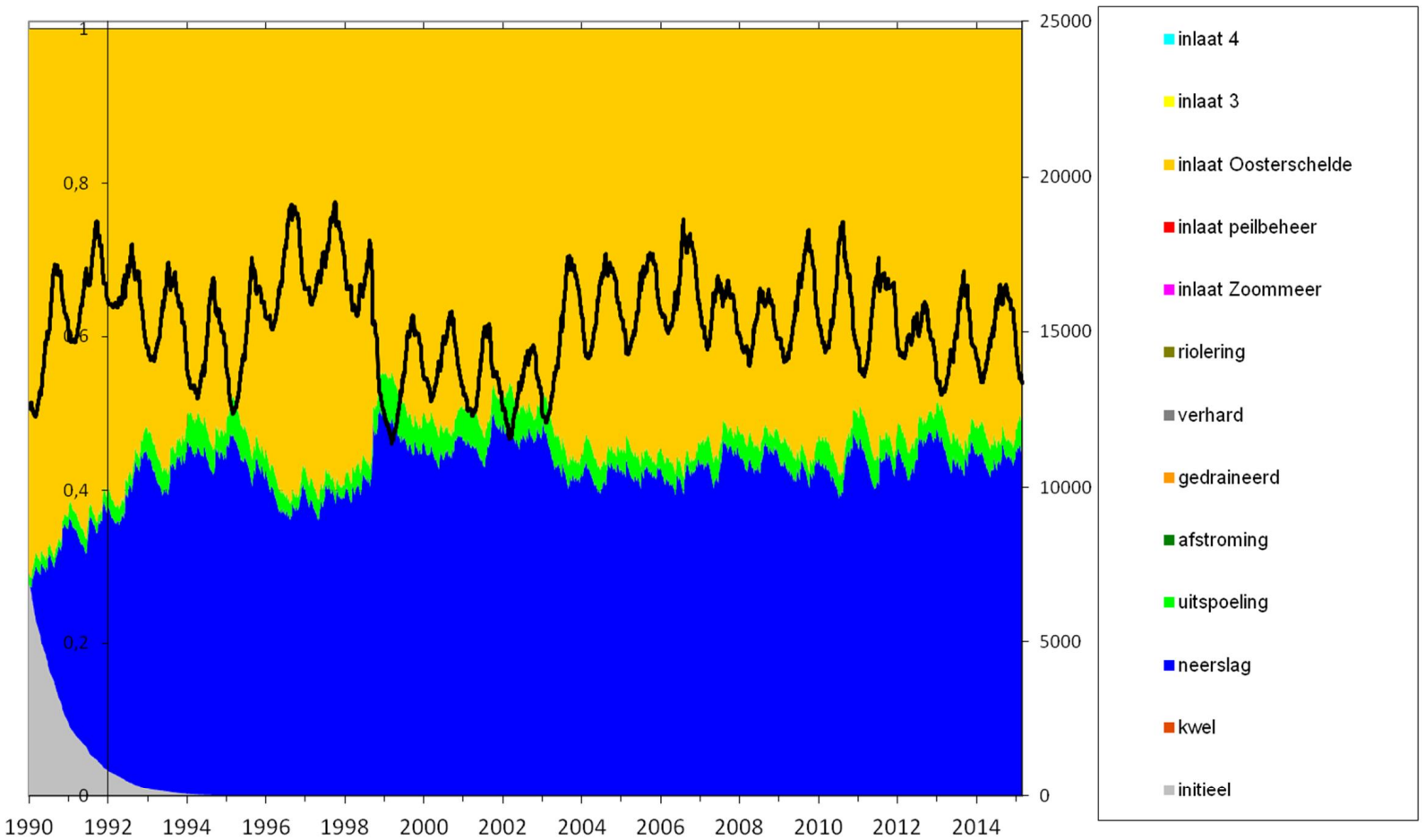


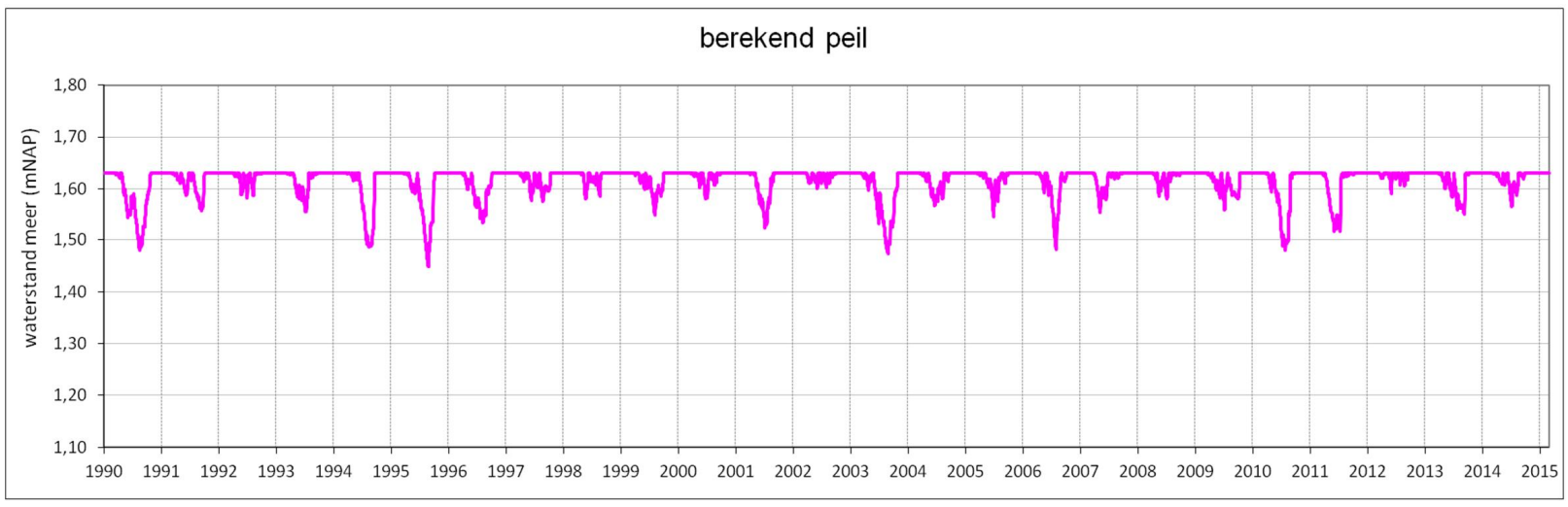
Binnenschelde - Inlaat Oosterschelde via onderleider 5.000 m3/dag

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

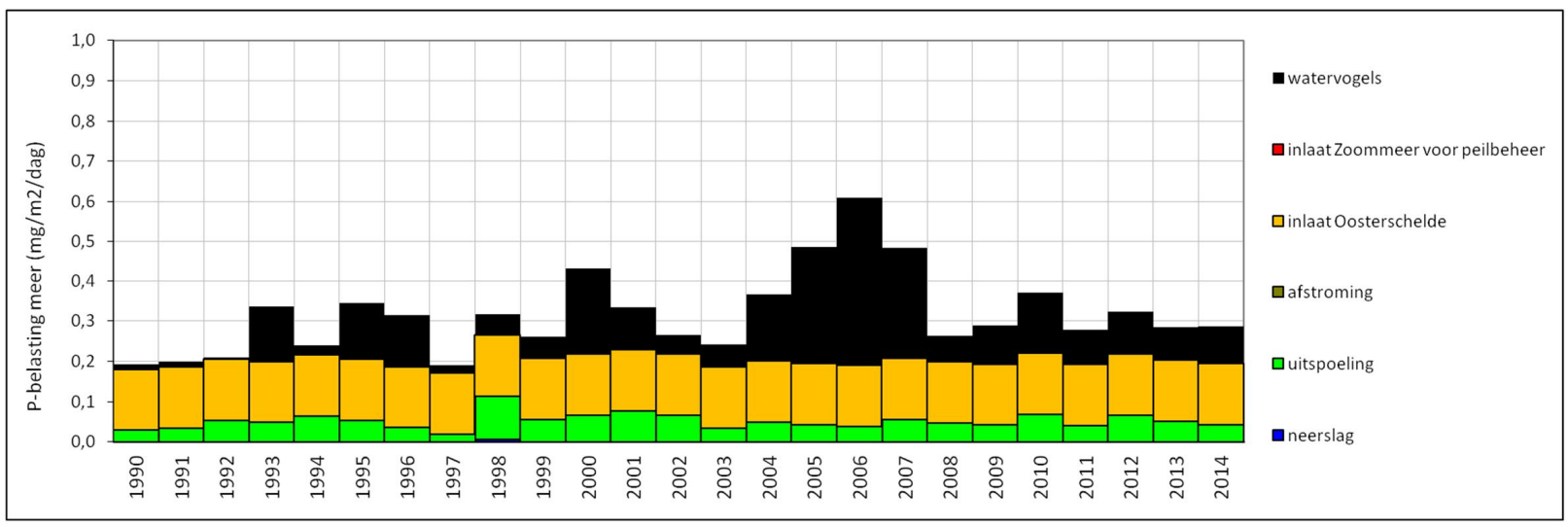


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

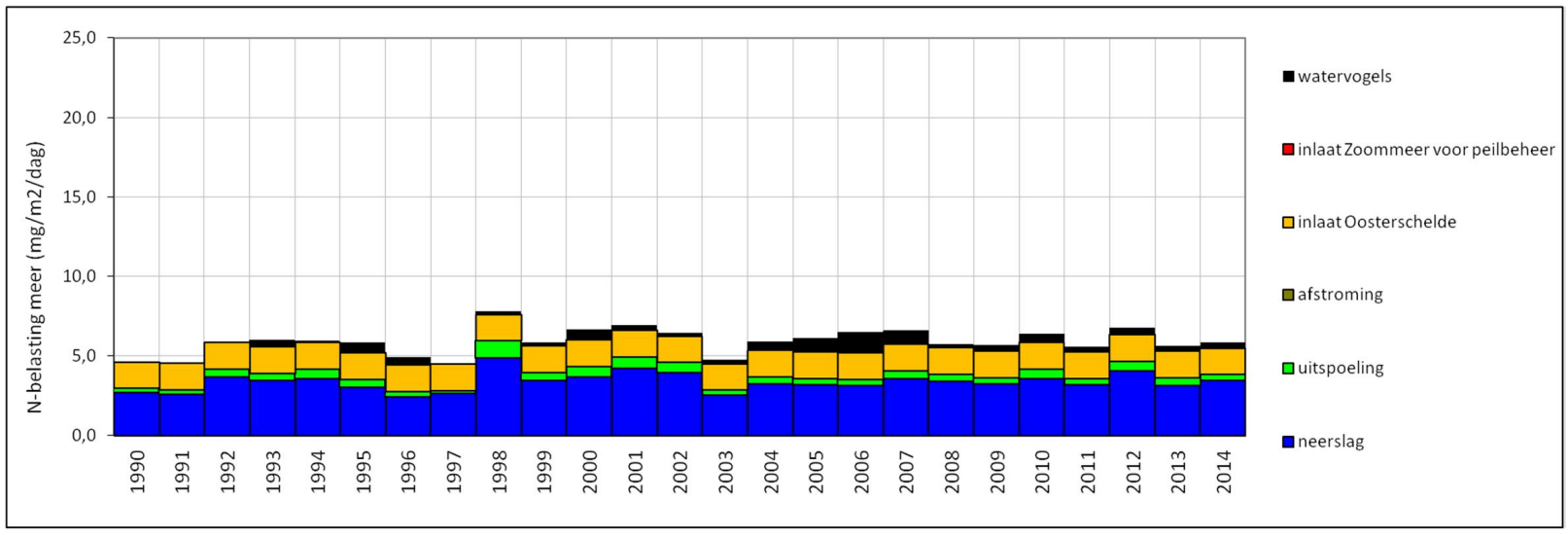




Externe P-belasting (mg/m^2/d):

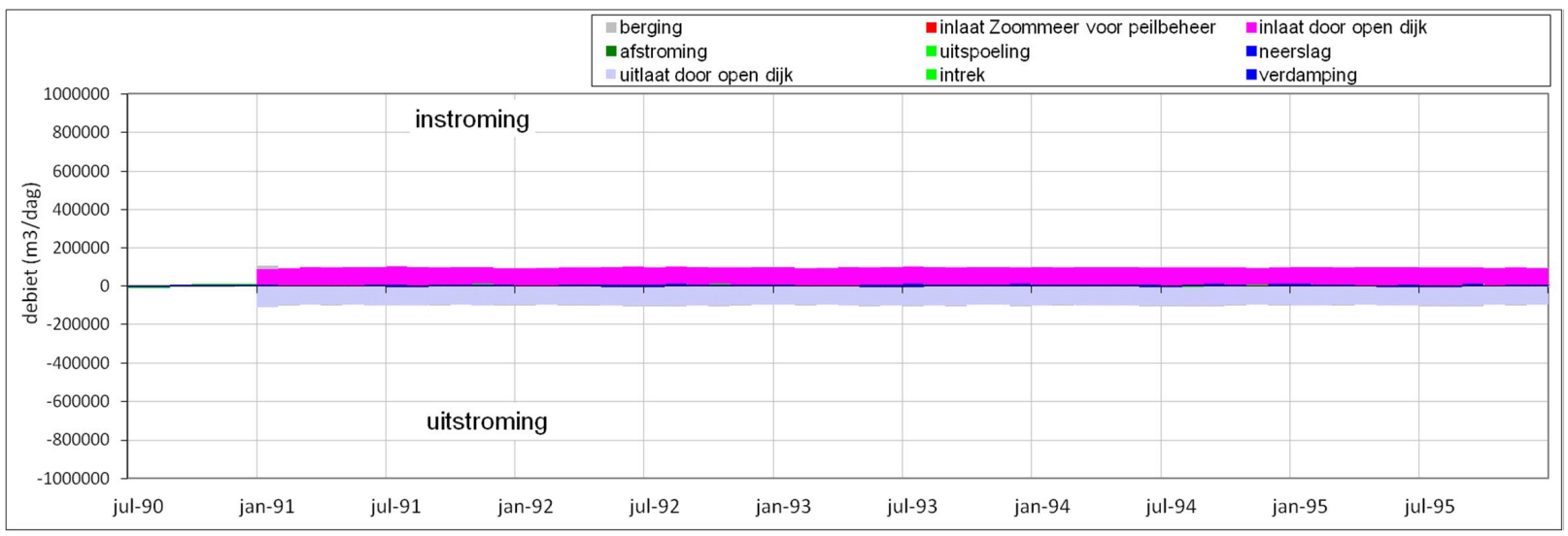


Externe N-belasting (mg/m^2/d):



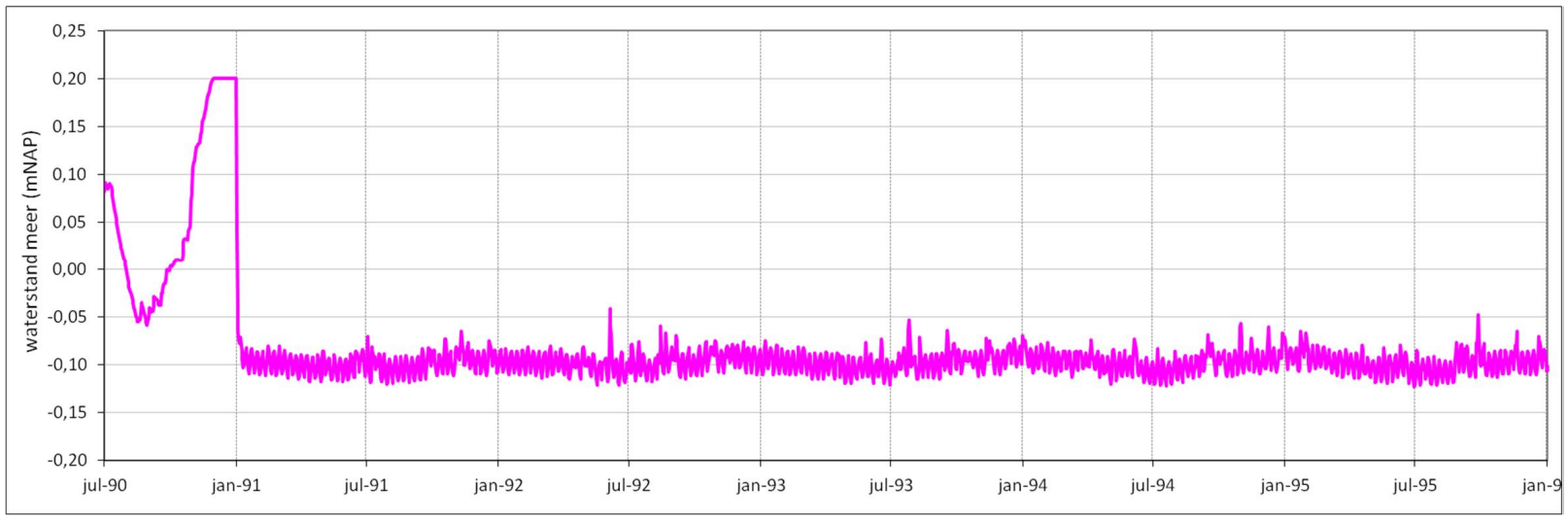
Binnenschelde - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 2 m^2

Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):

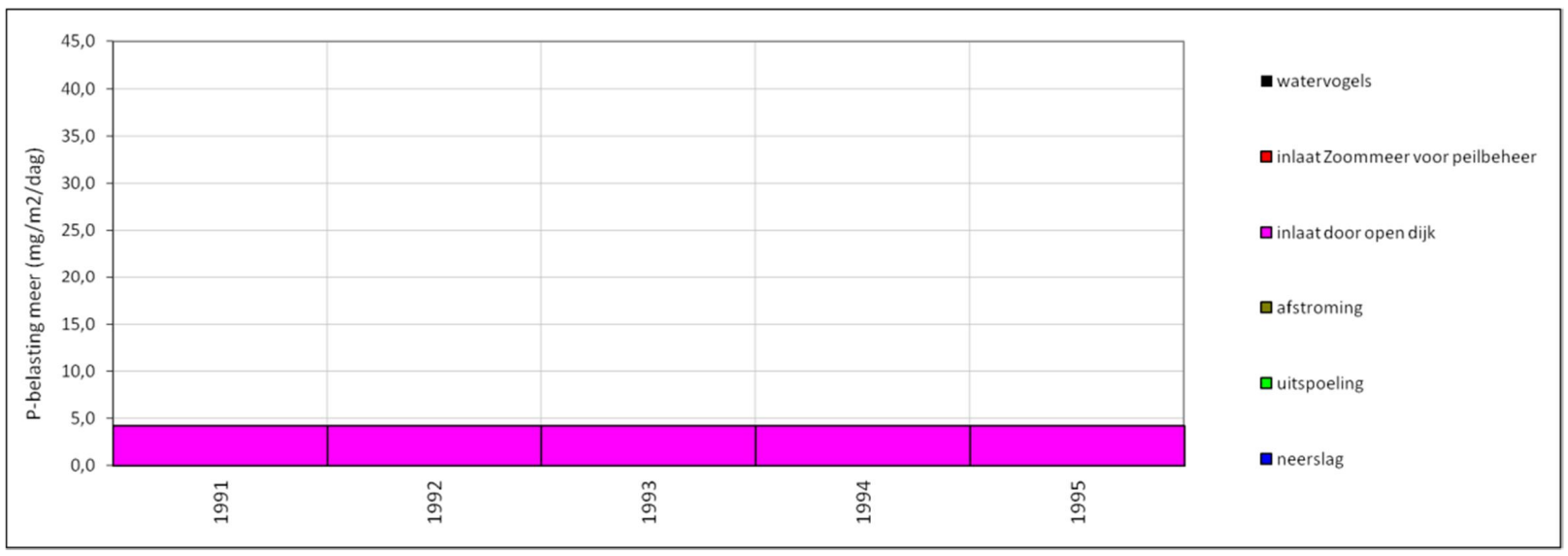


Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):

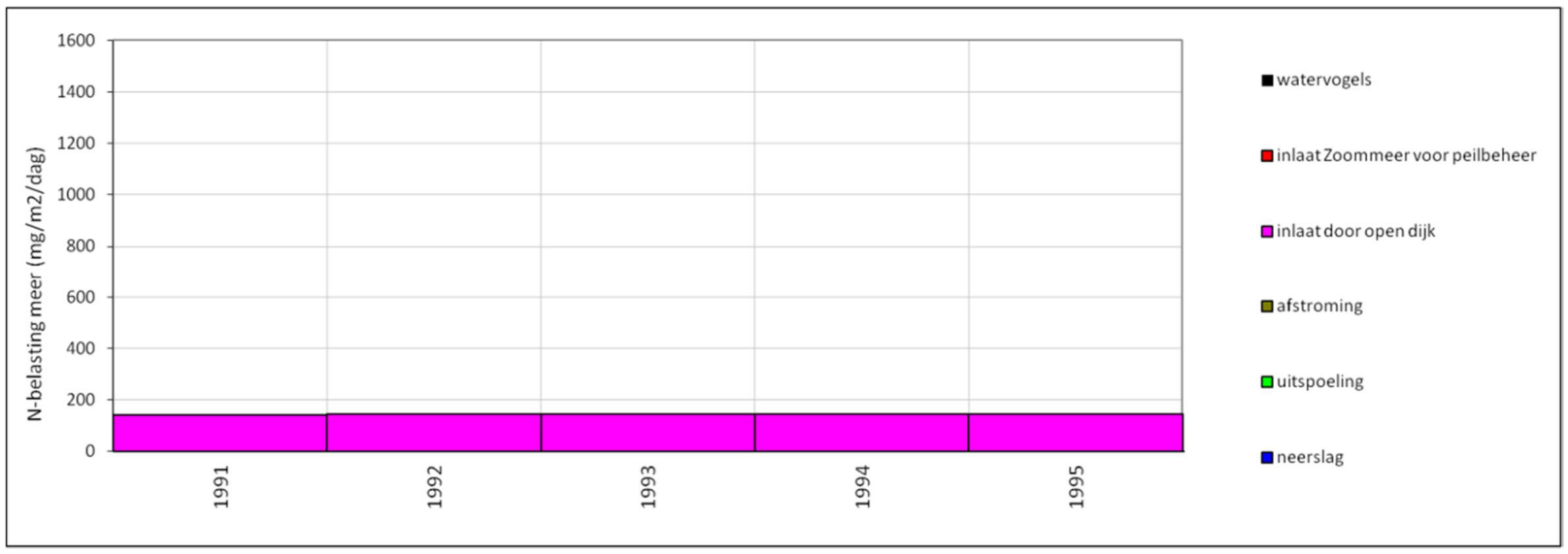
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

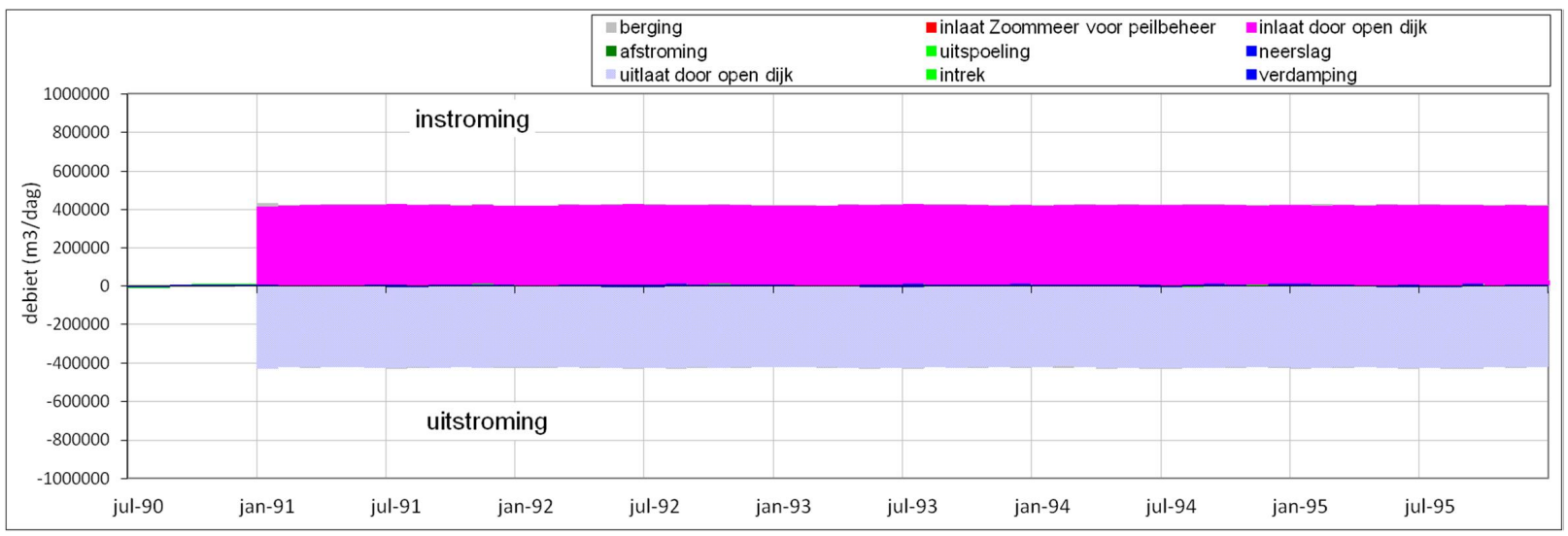


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

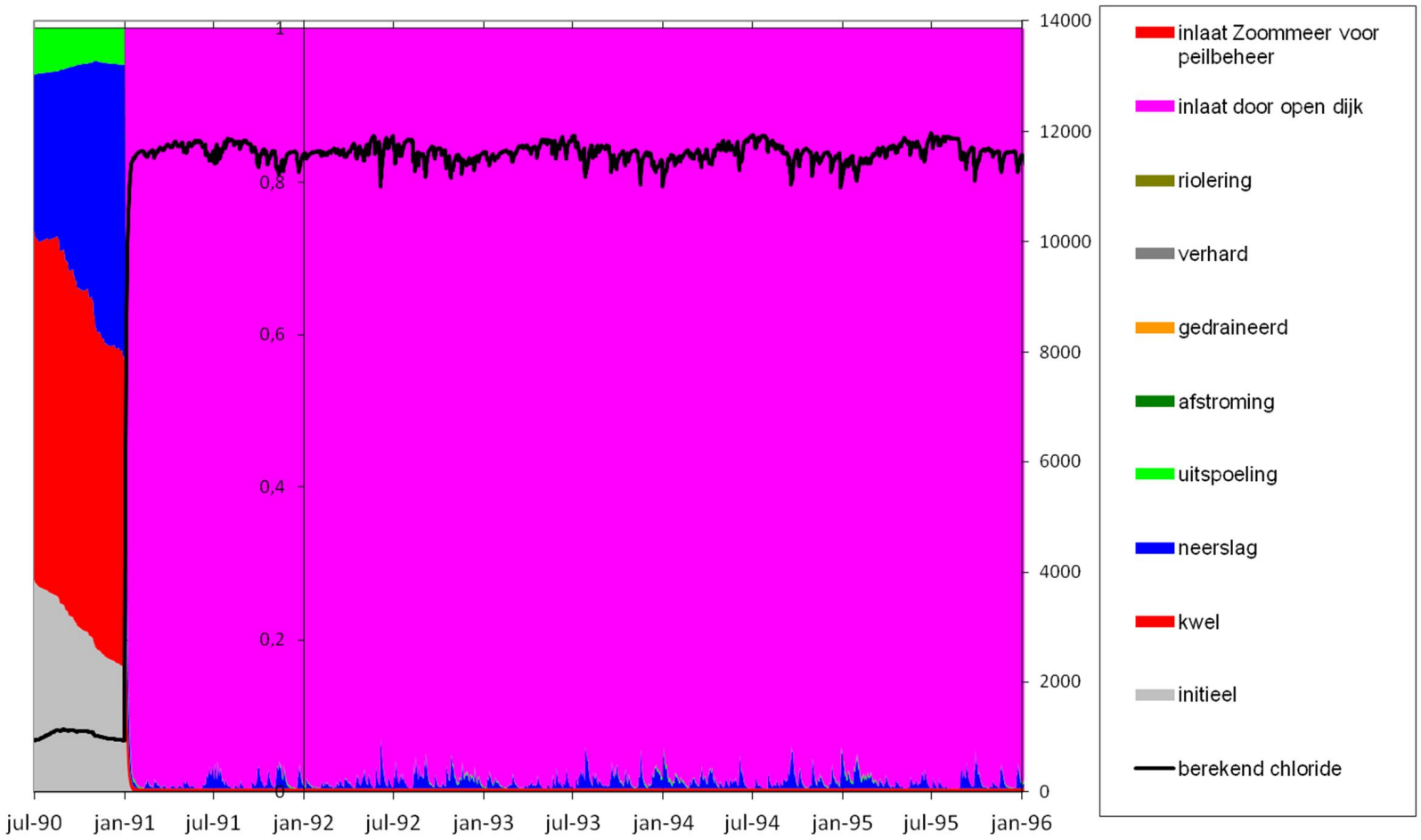


Binnenschelde - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 9 m^2

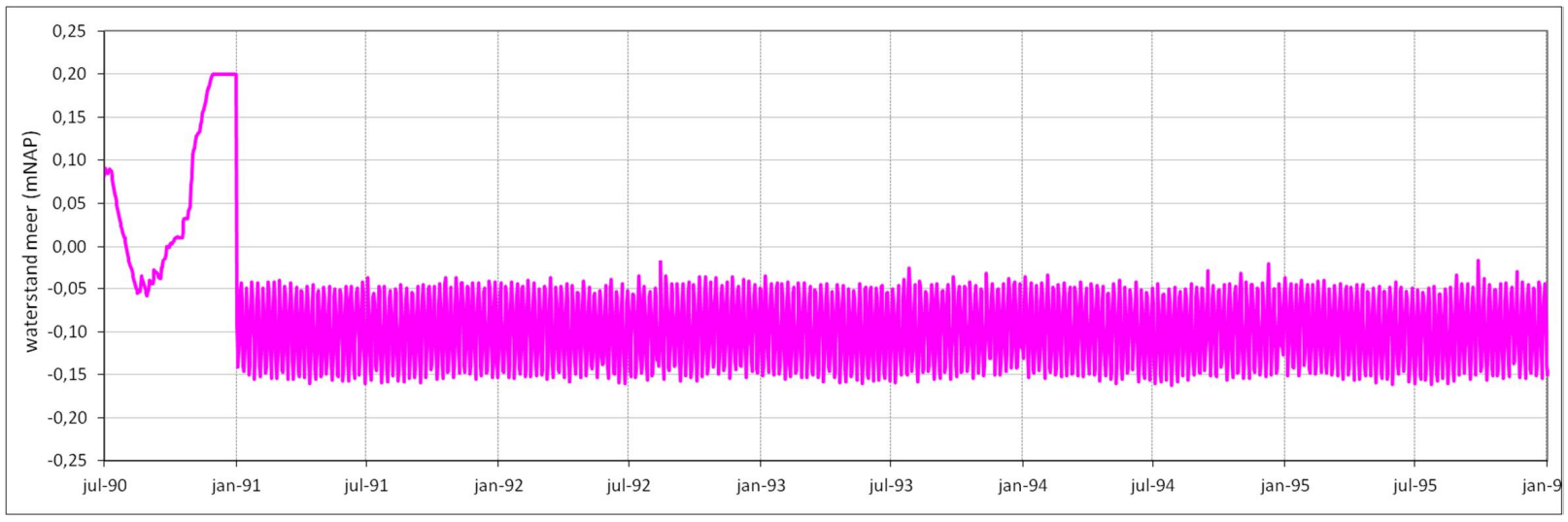
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



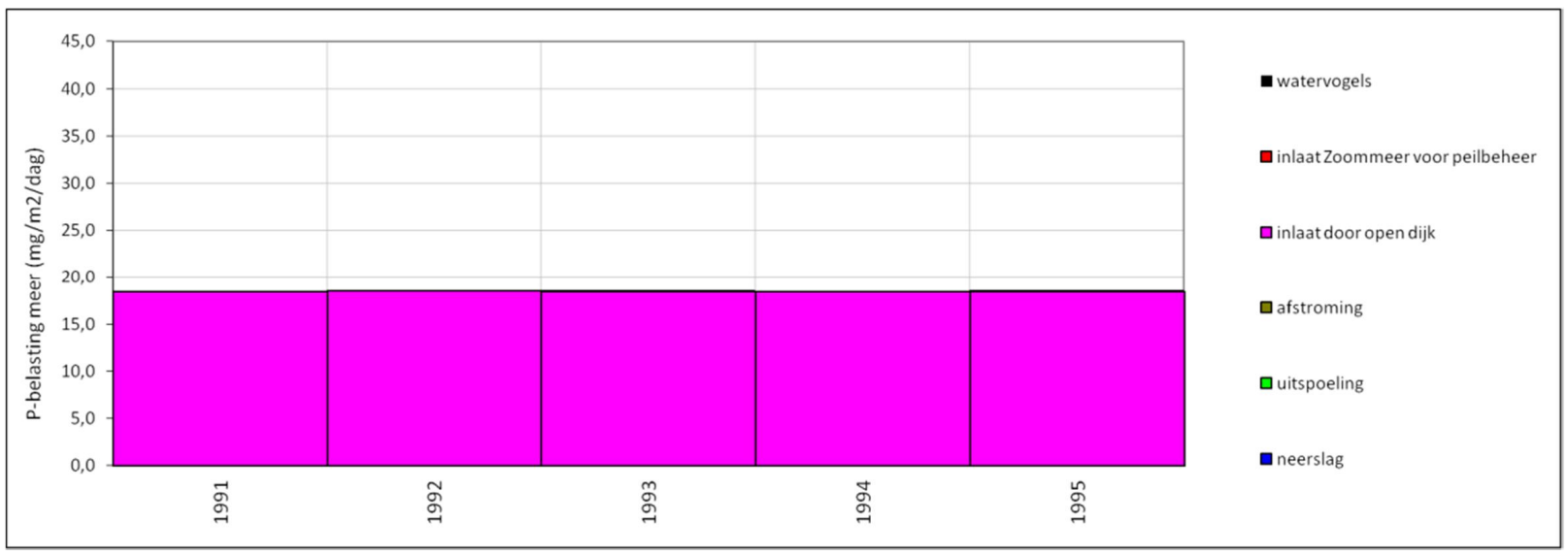
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



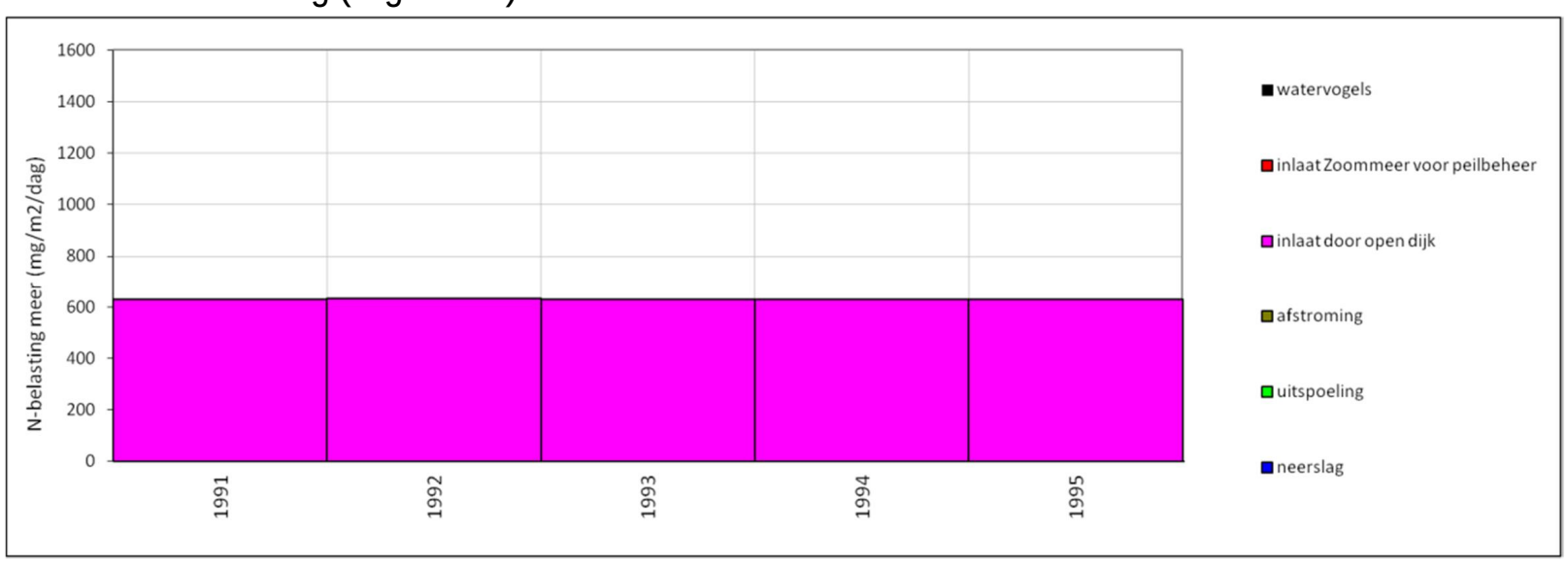
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

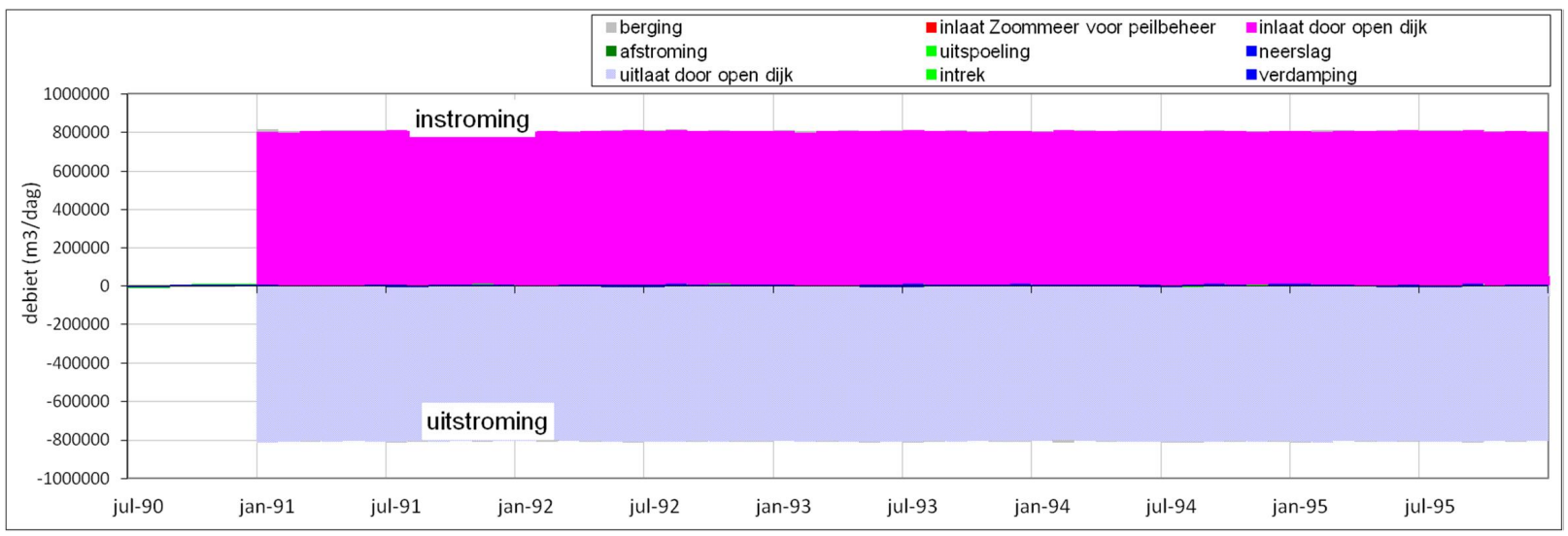


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

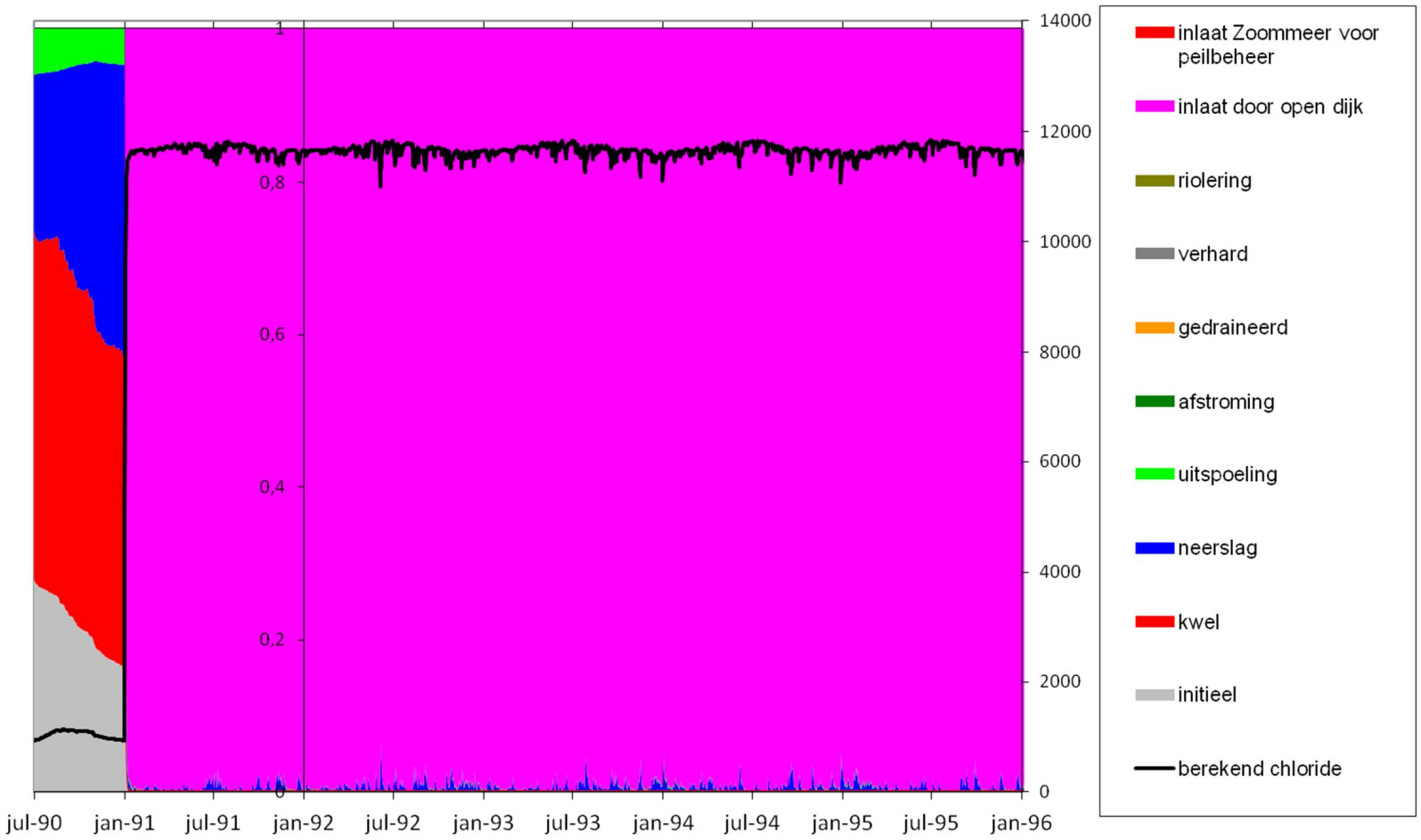


Binnenschelde - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 20 m^2

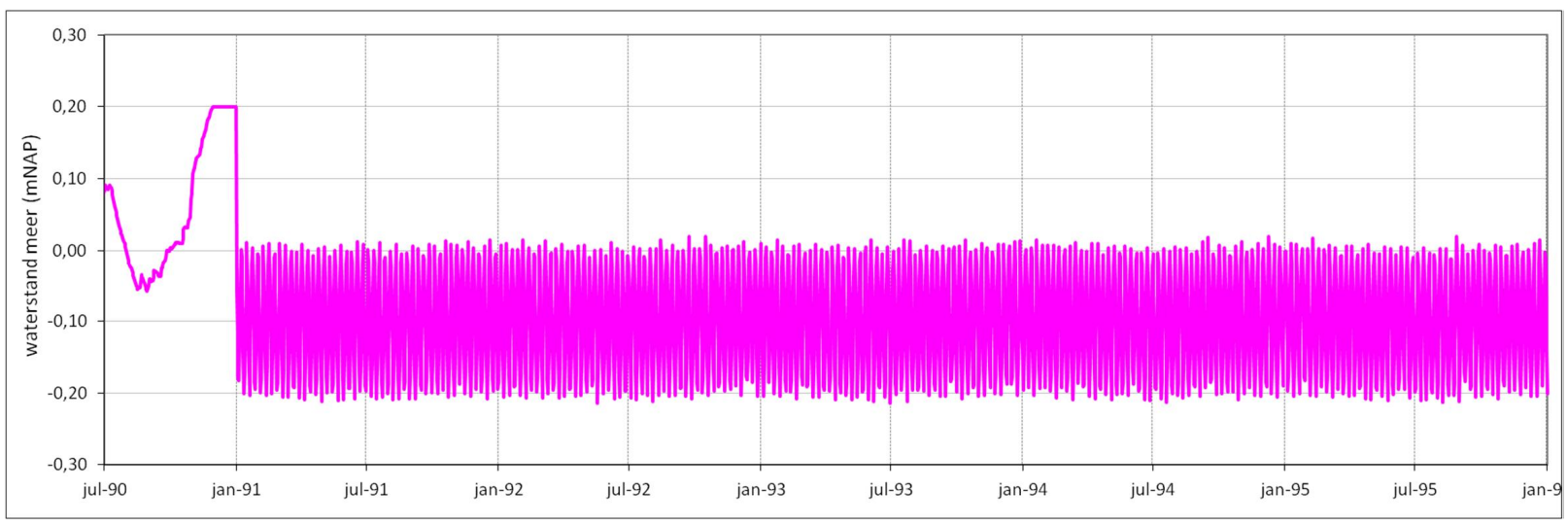
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



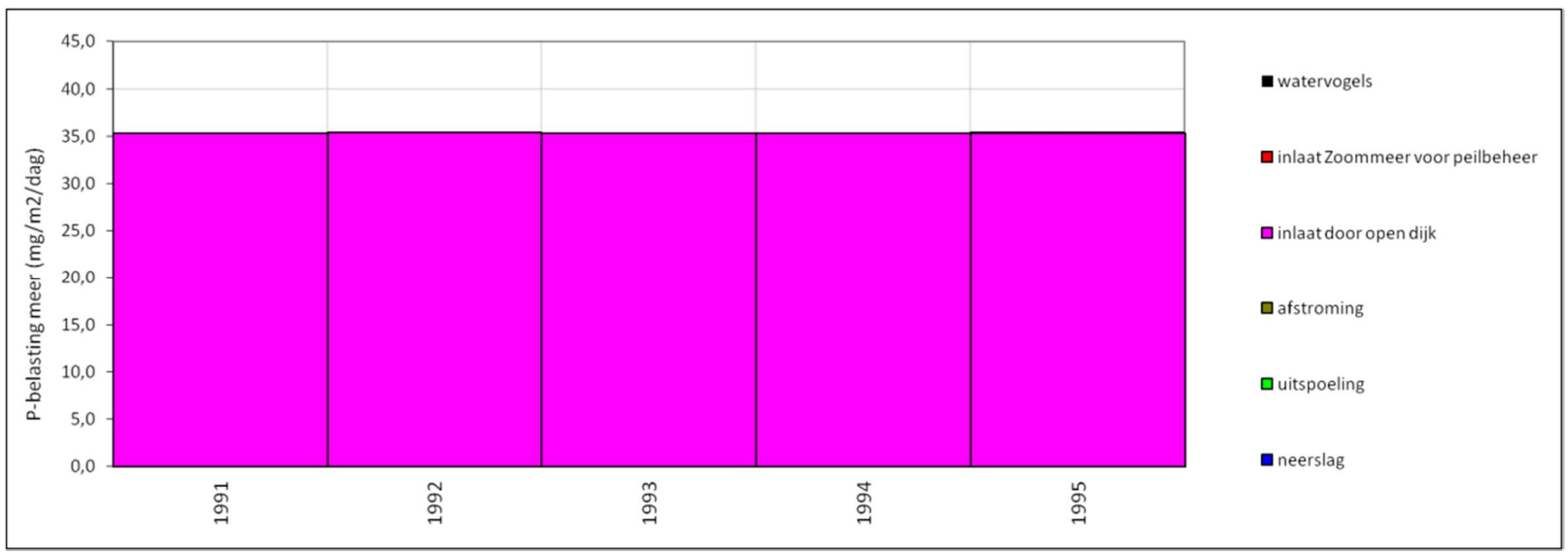
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



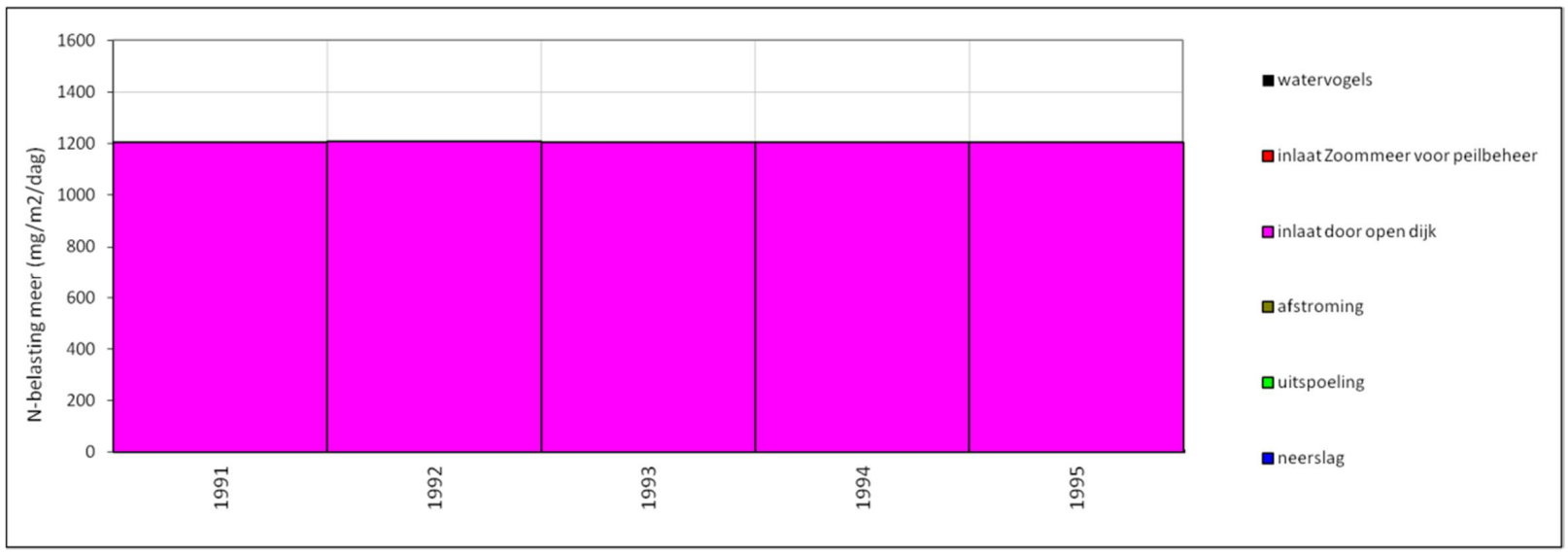
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

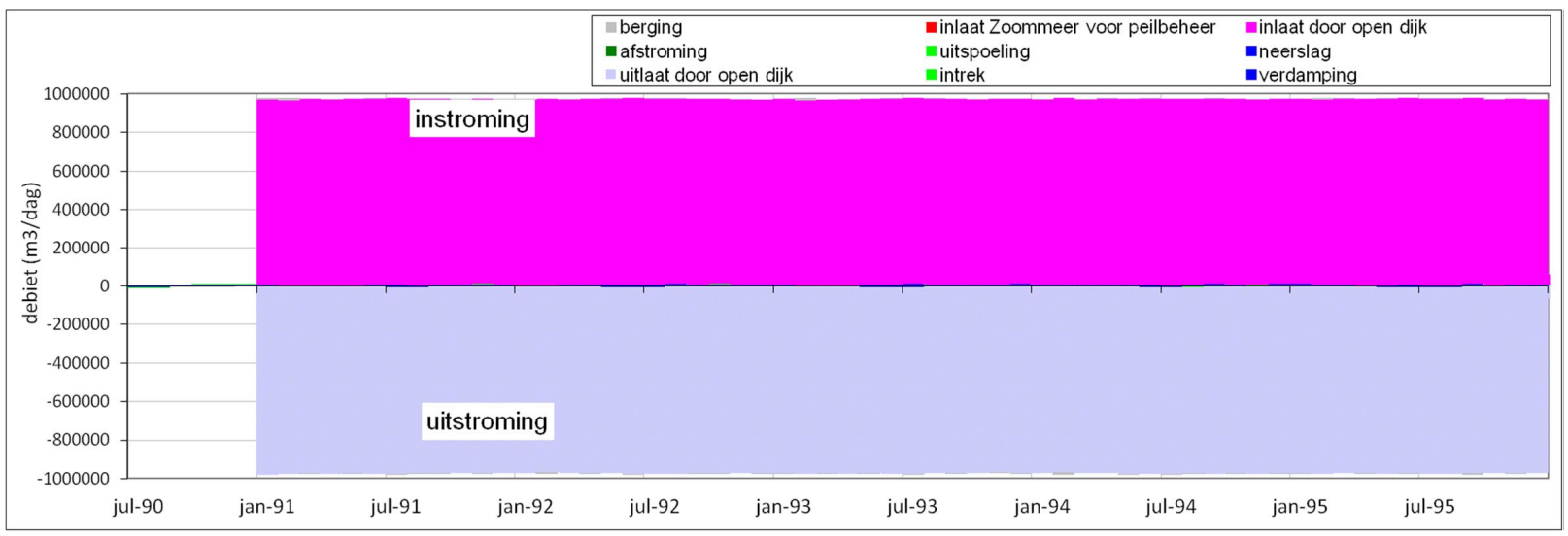


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

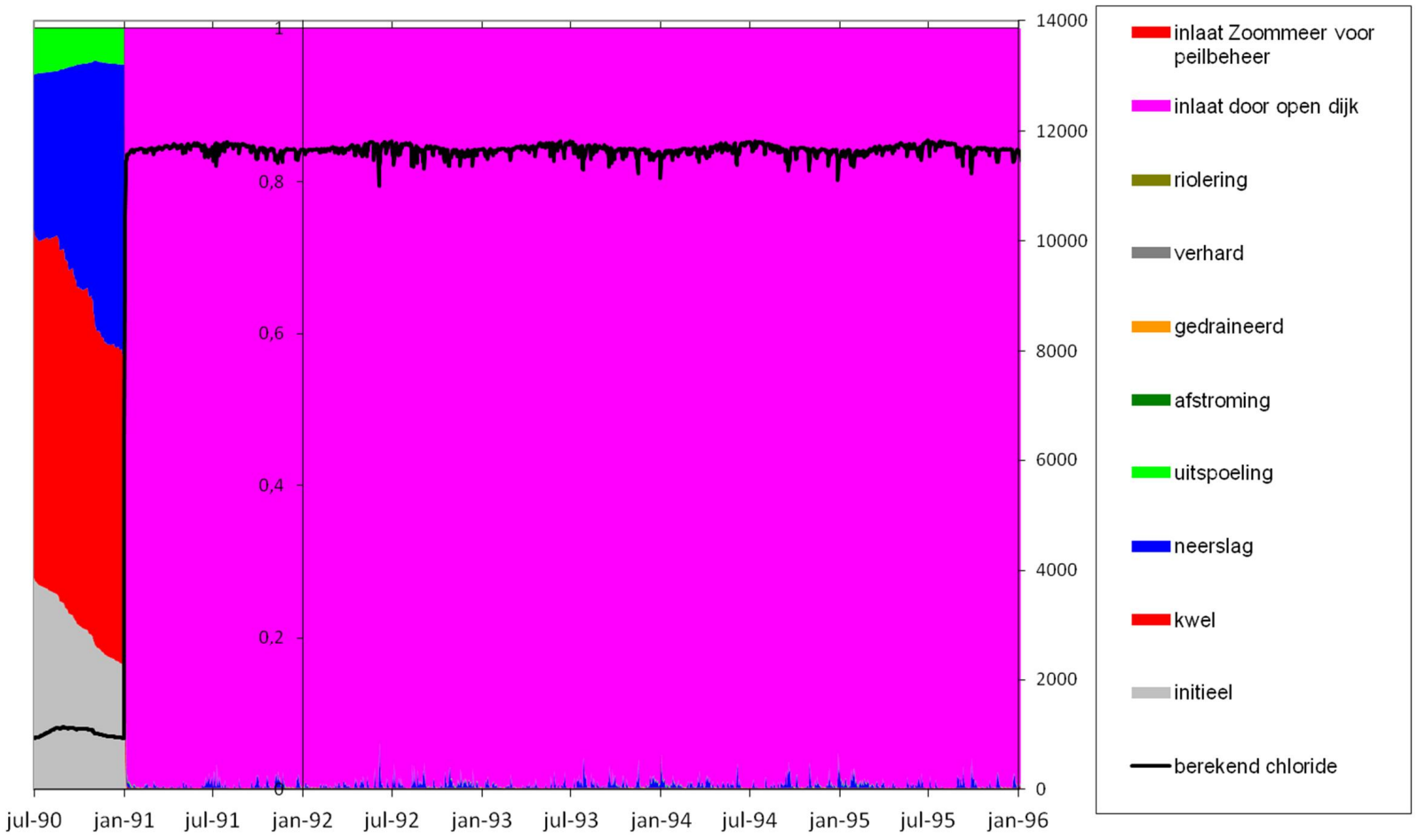


Binnenschelde - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 30 m^2

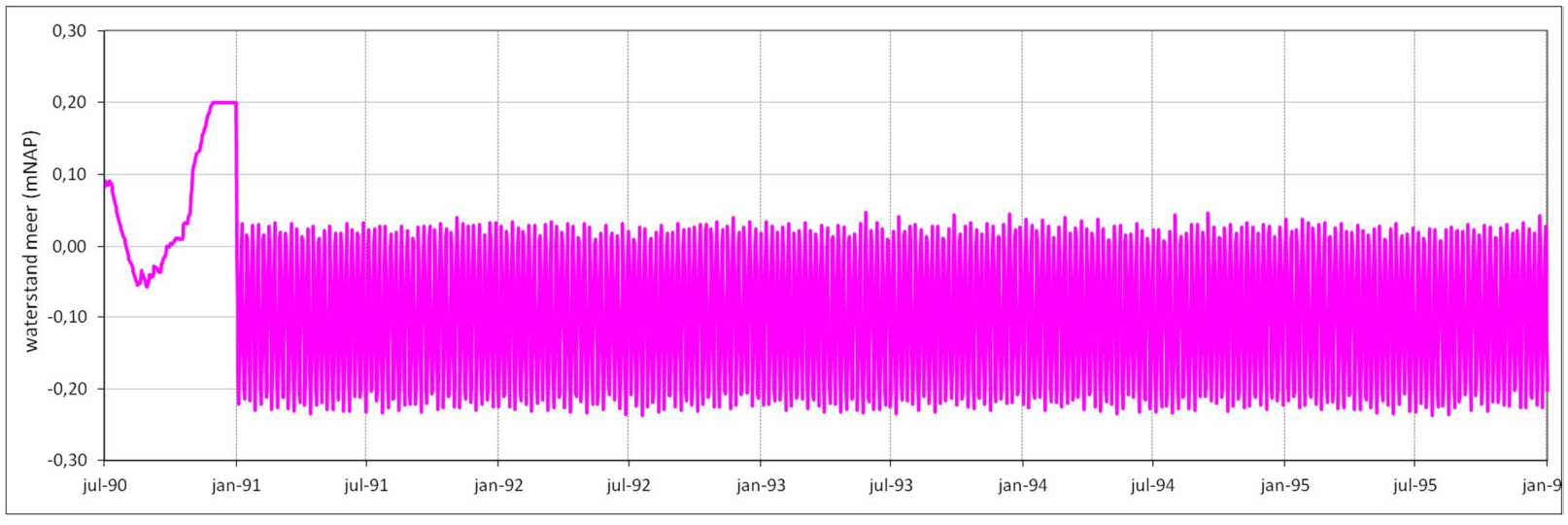
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



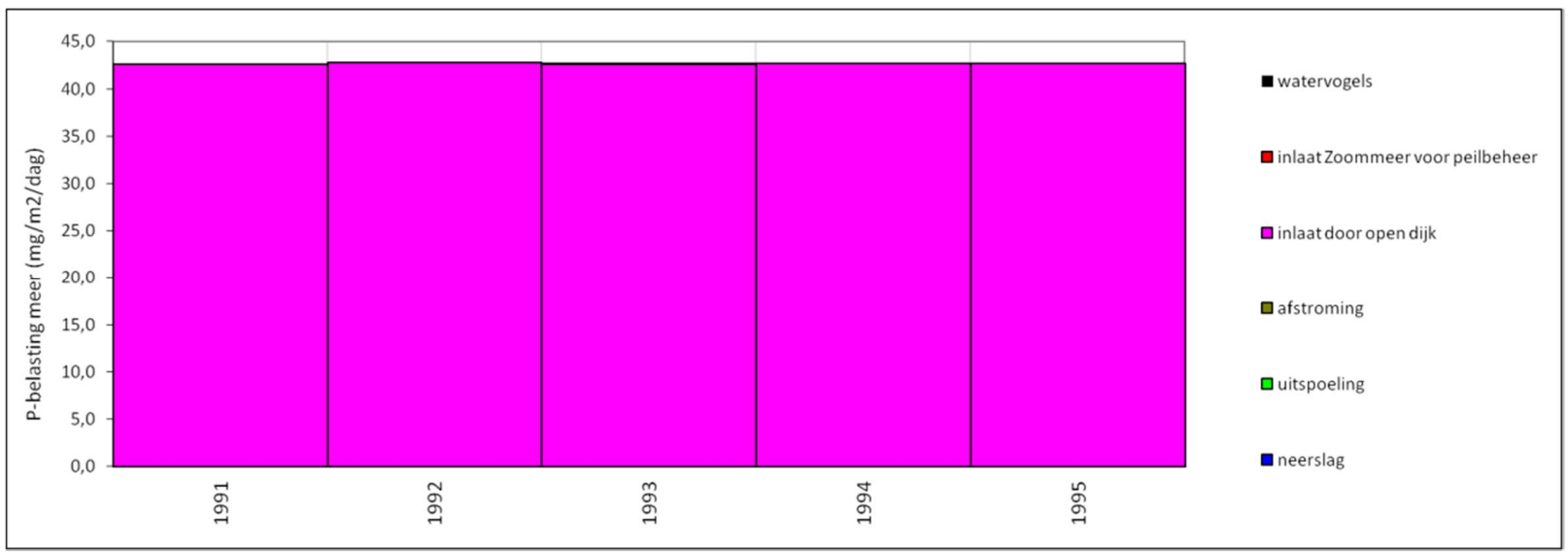
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



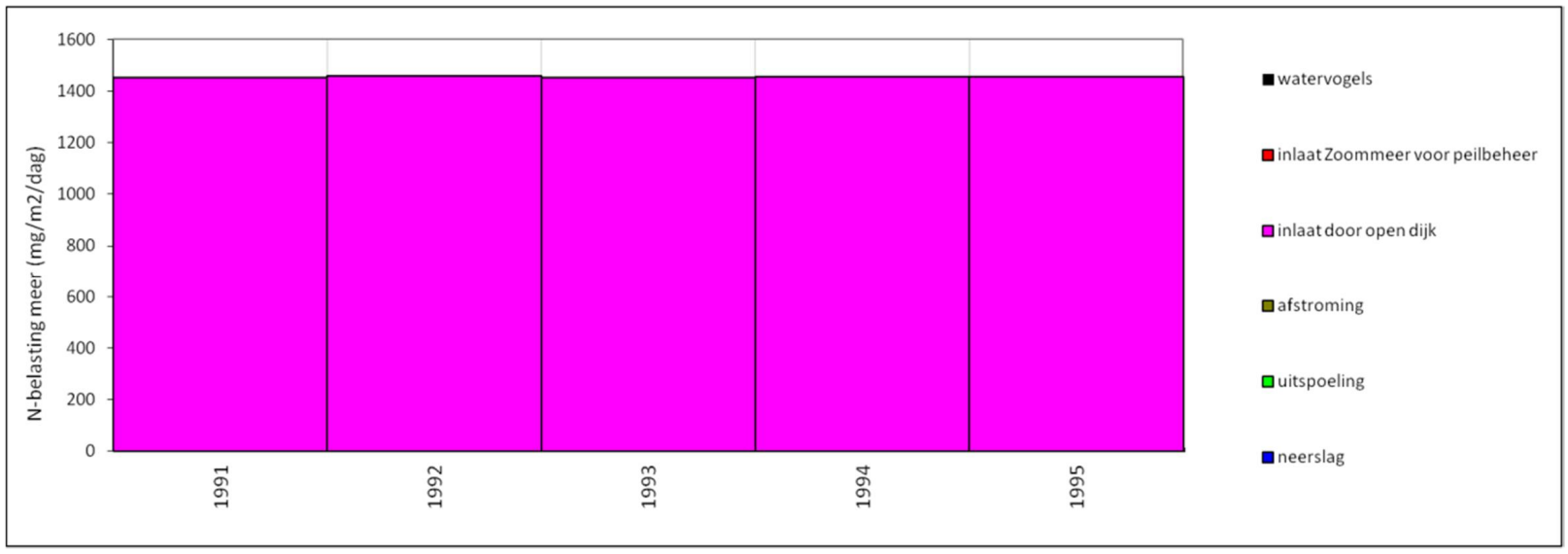
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

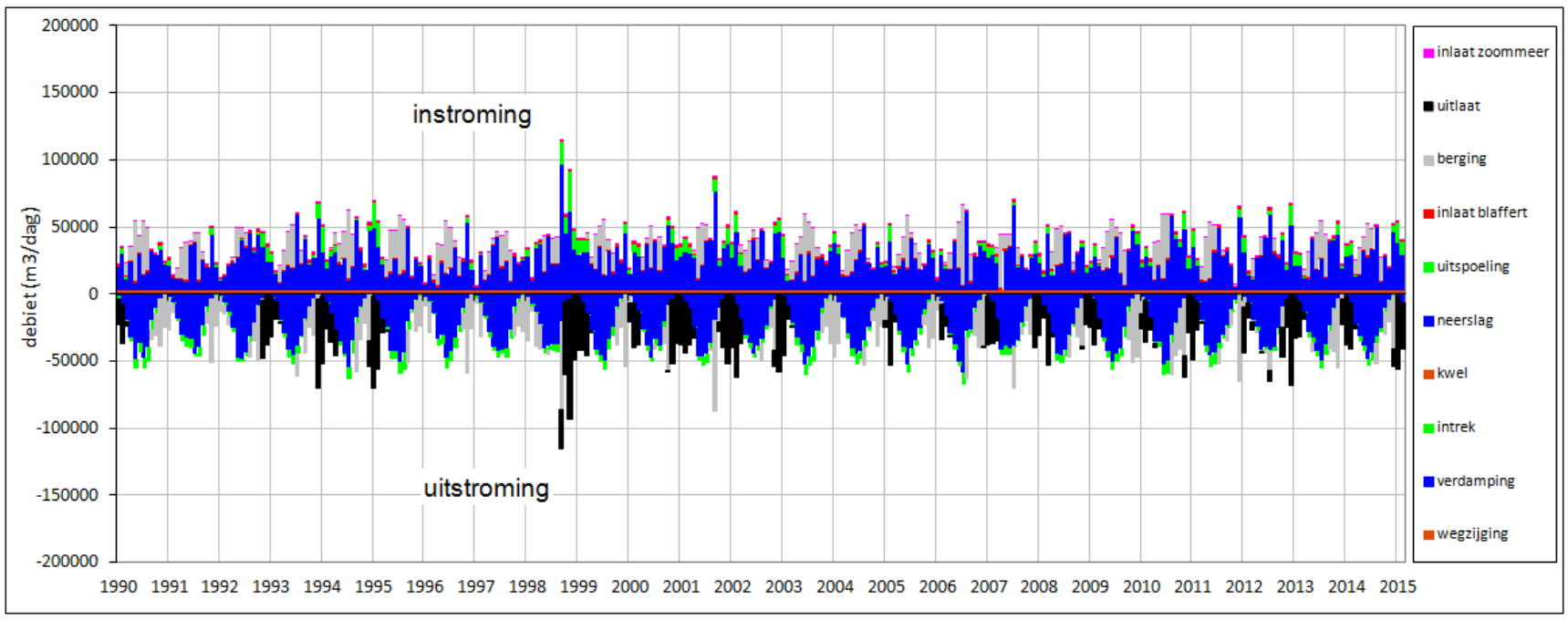


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

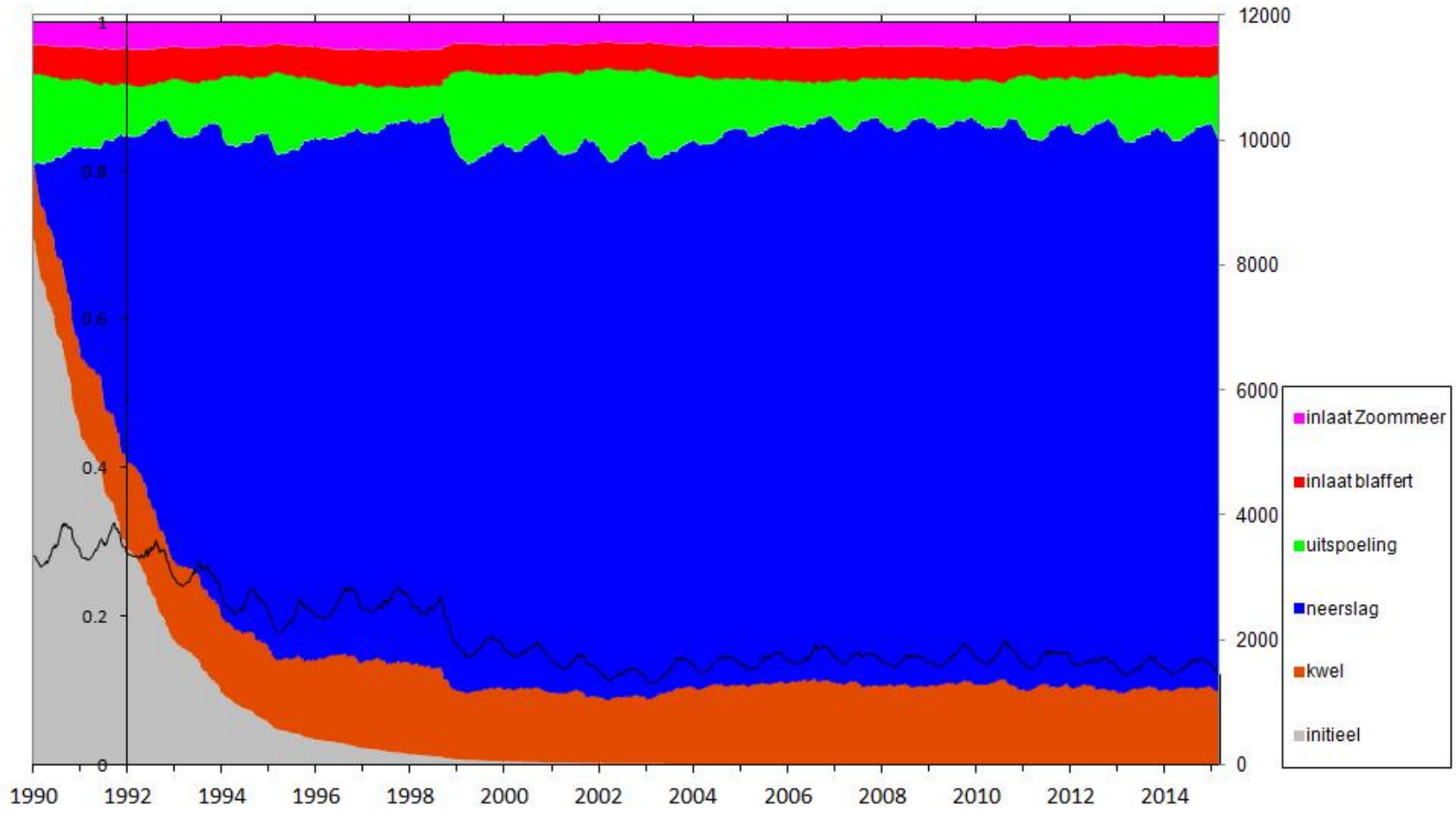


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer 1.000 m3/dag

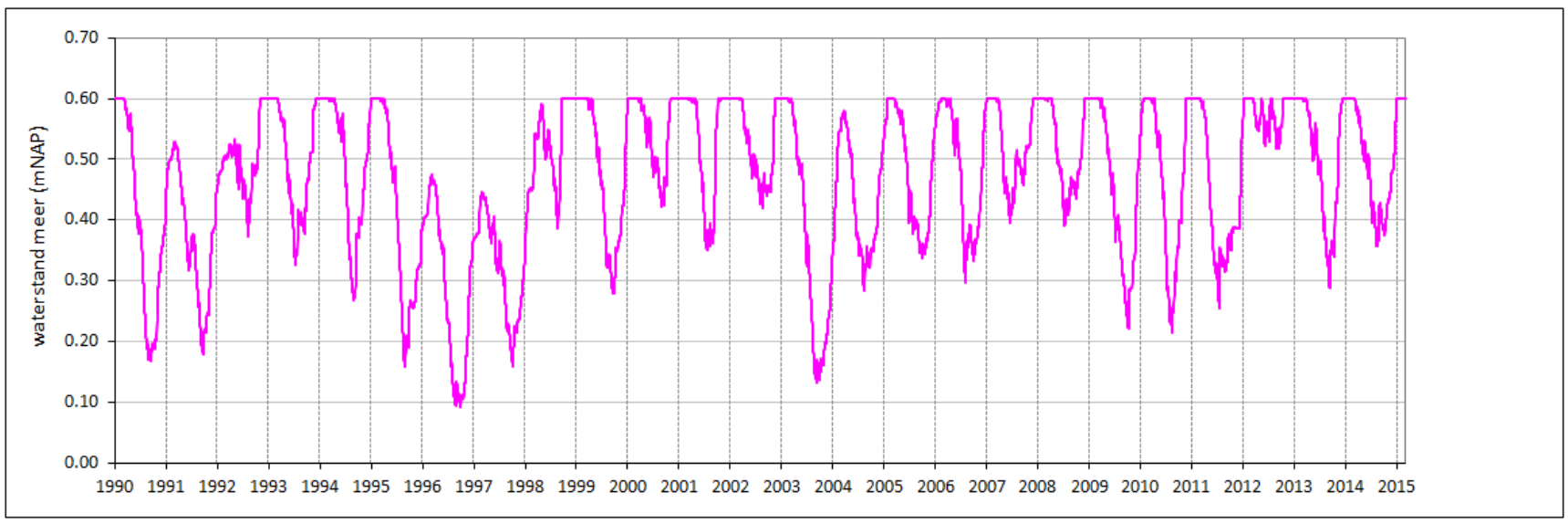
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



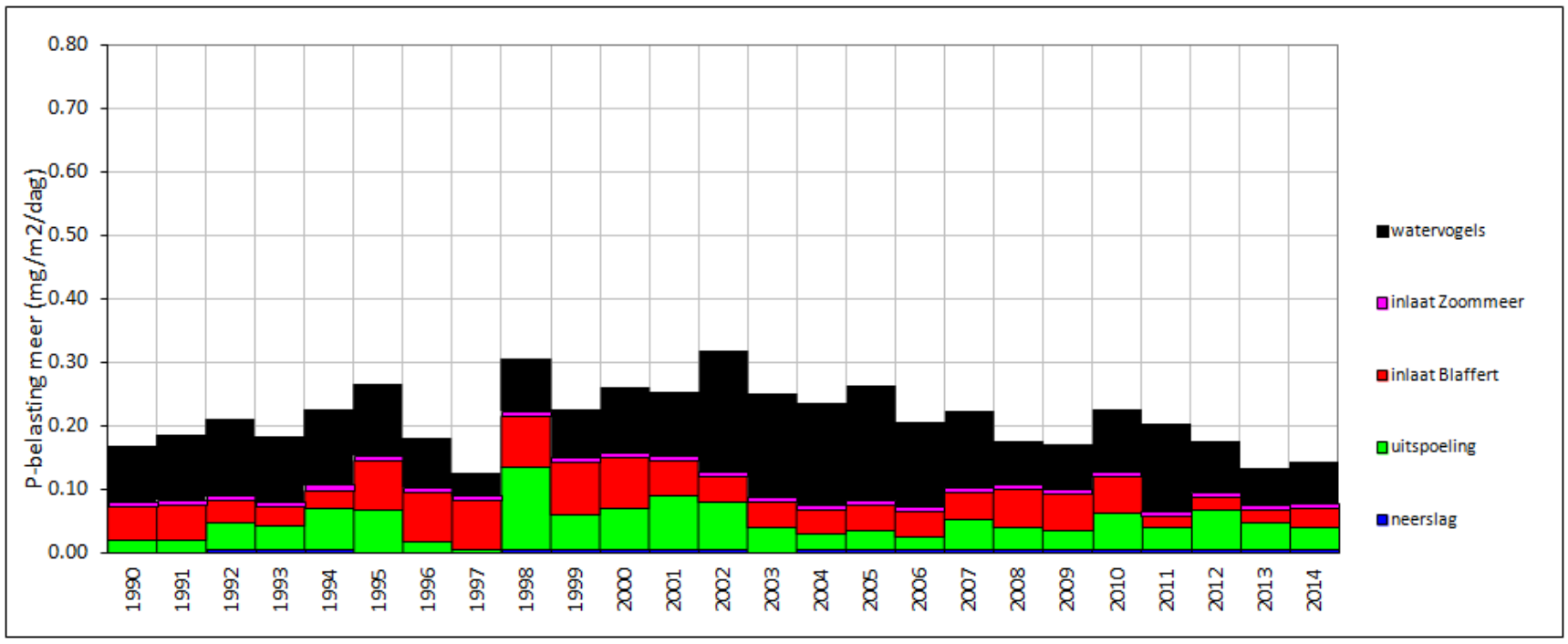
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



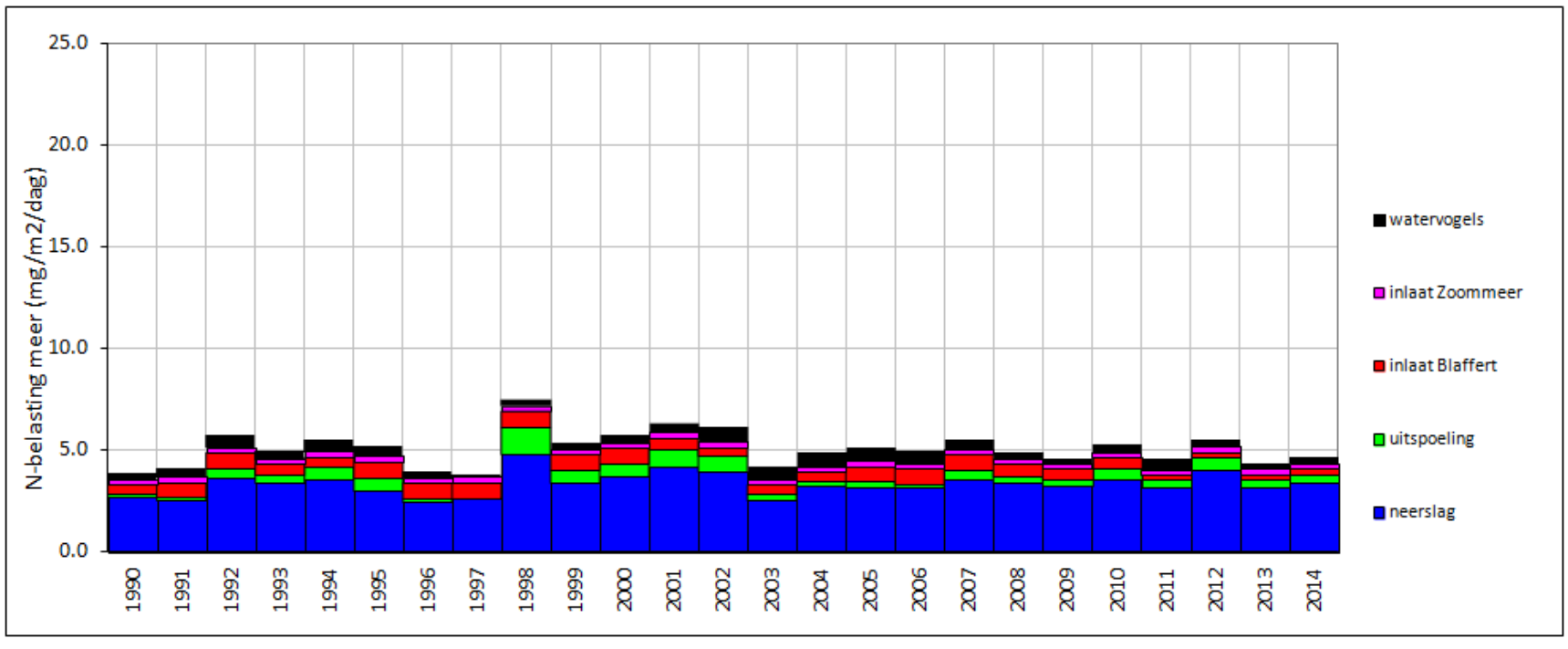
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

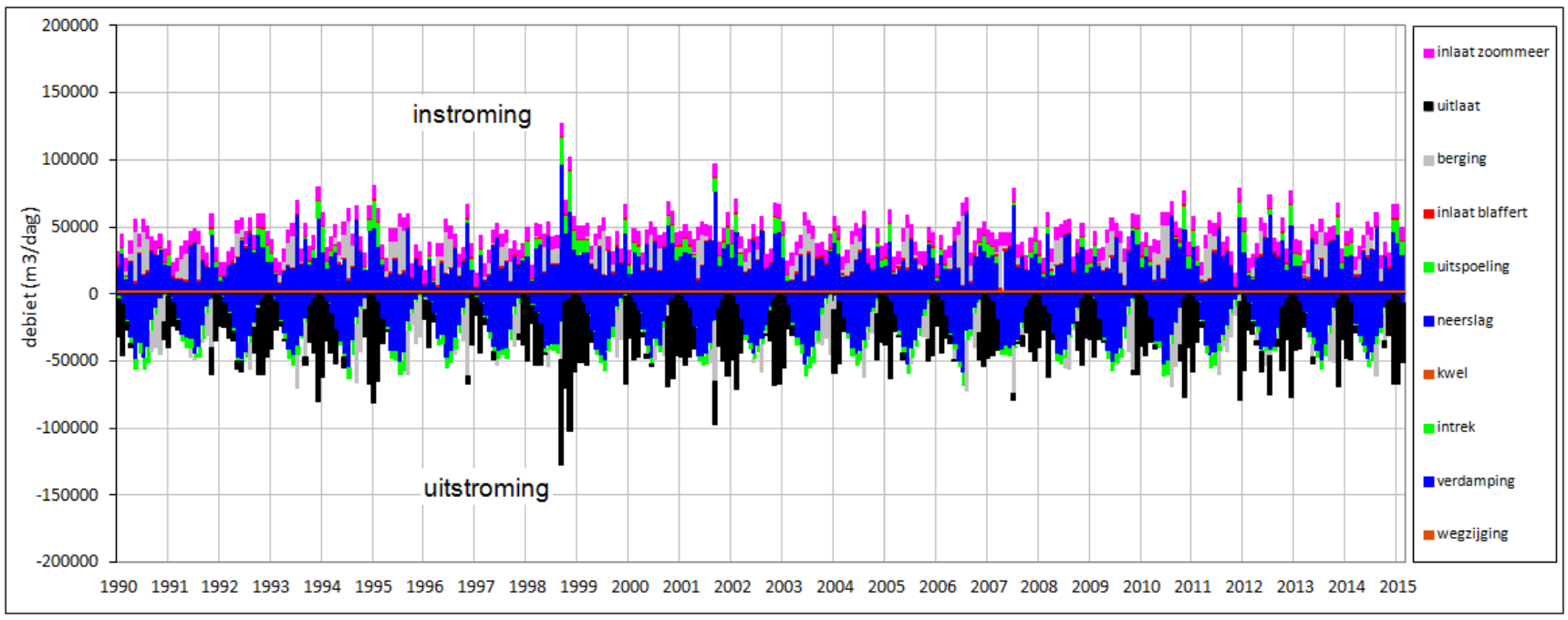


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

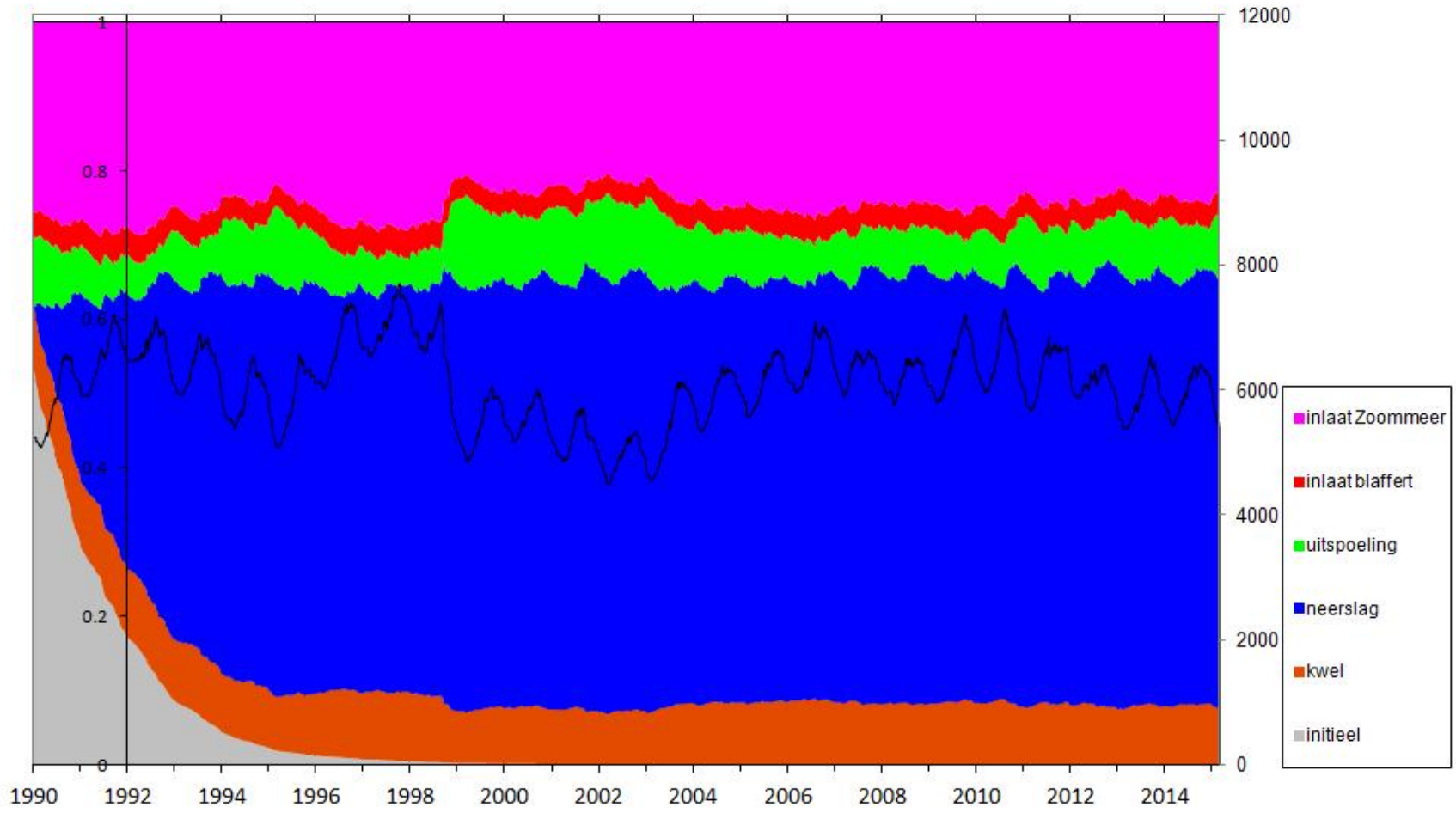


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer 10.000 m3/dag

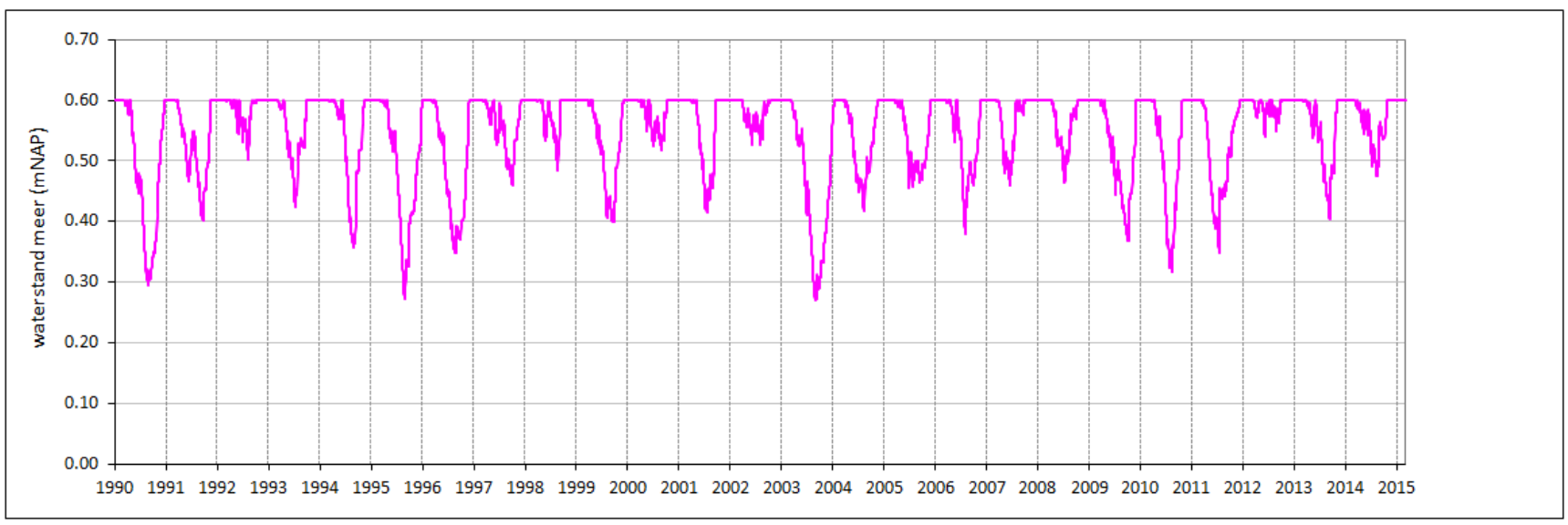
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



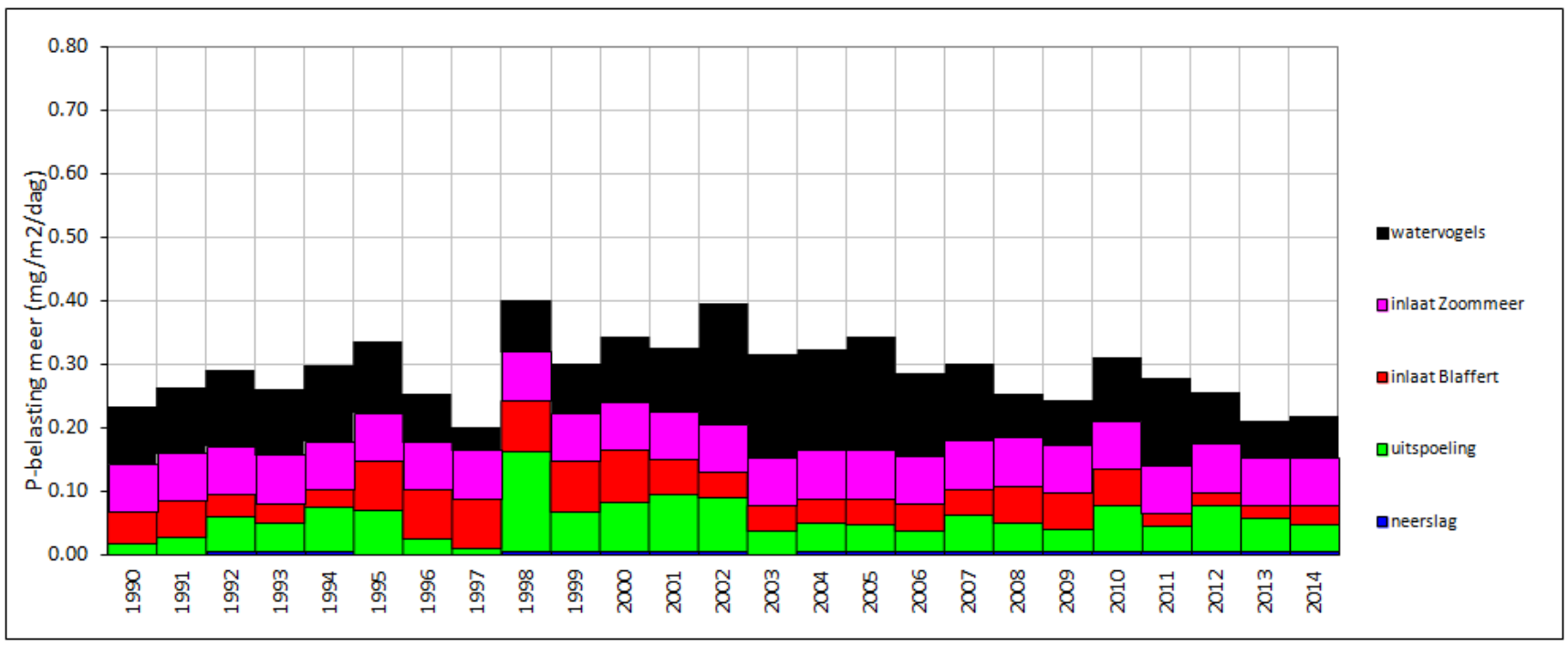
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



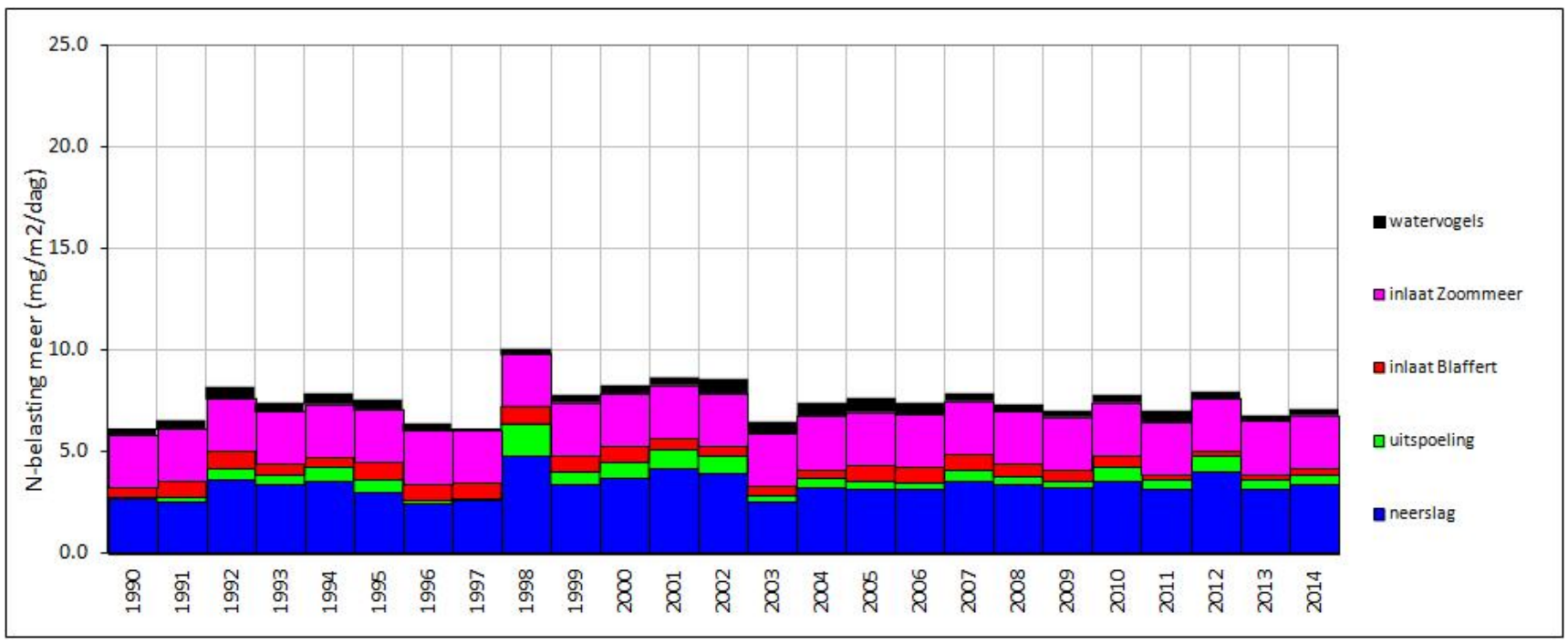
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

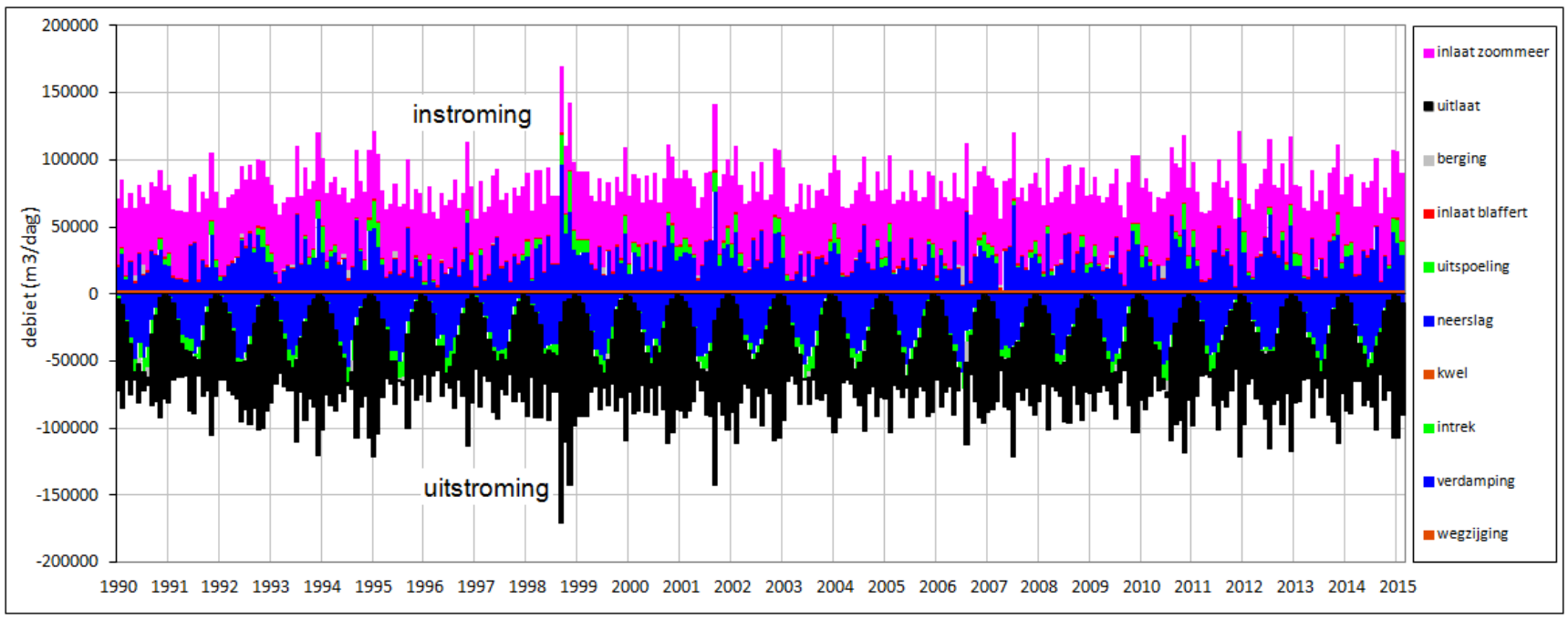


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

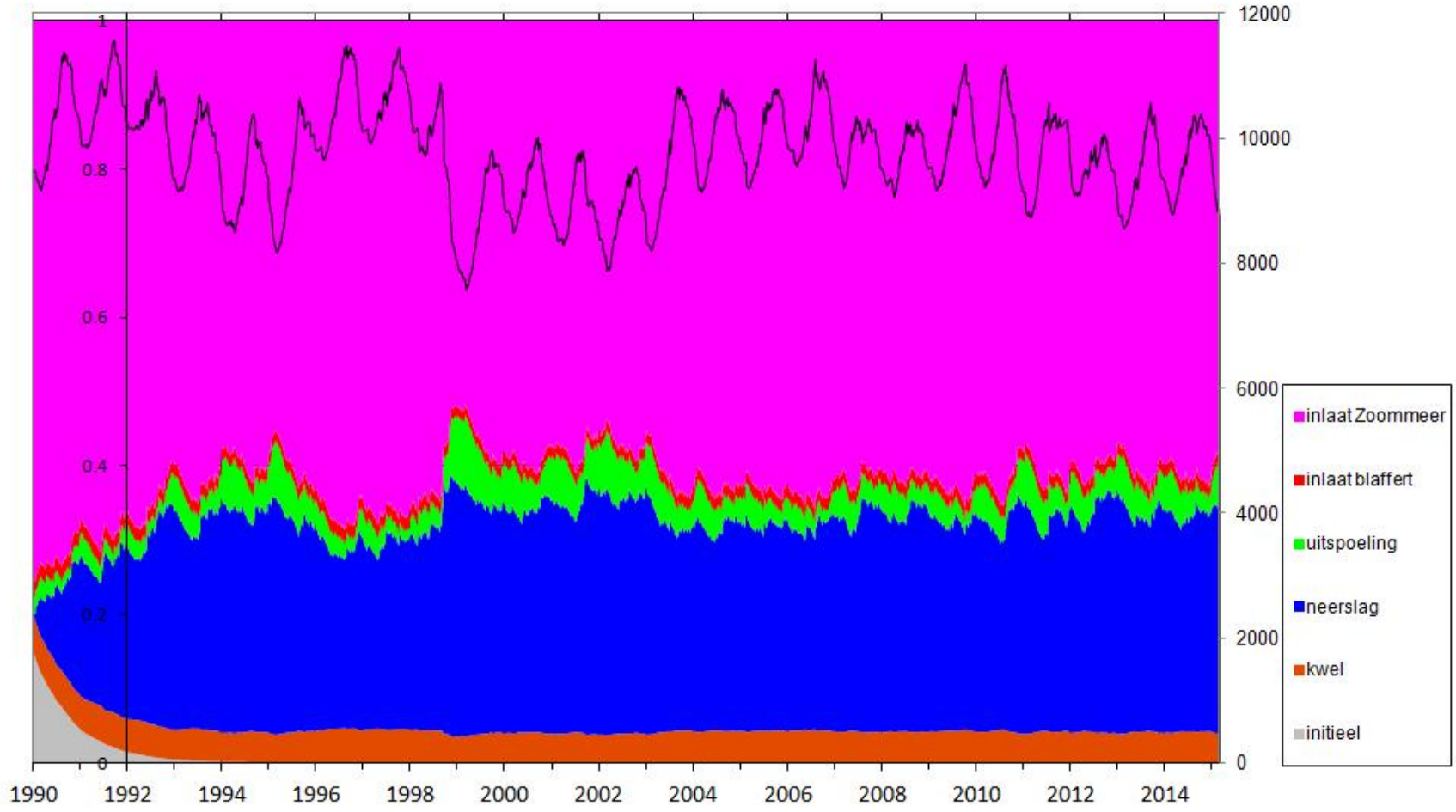


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer 50.000 m3/dag

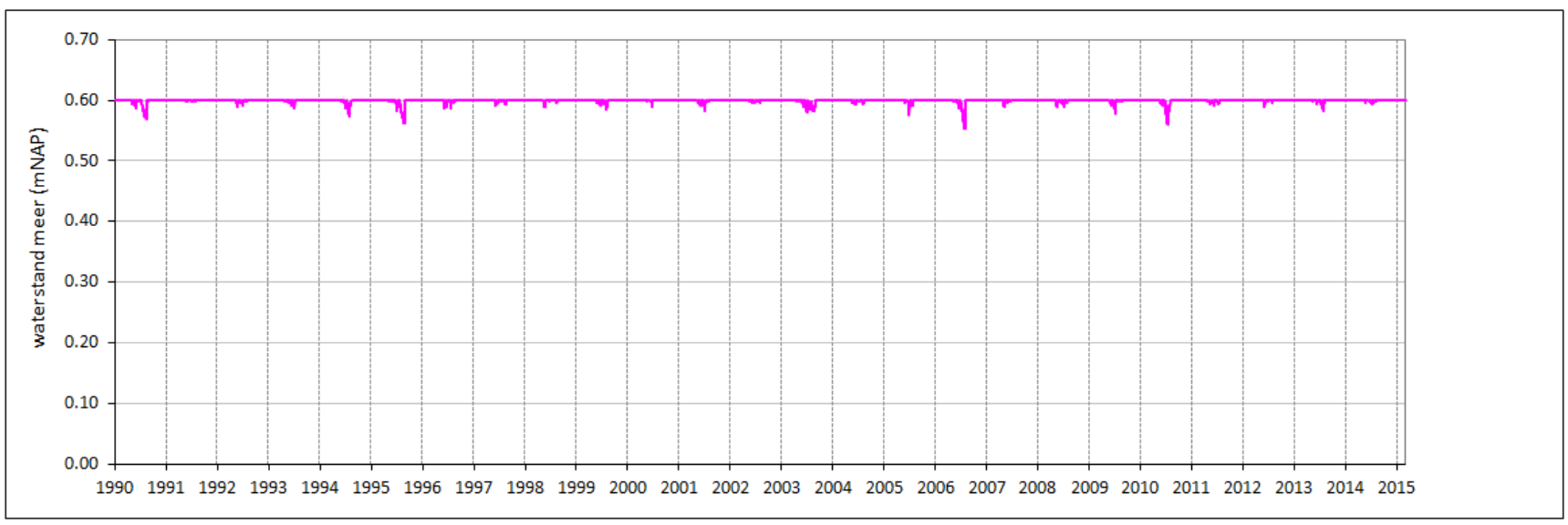
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



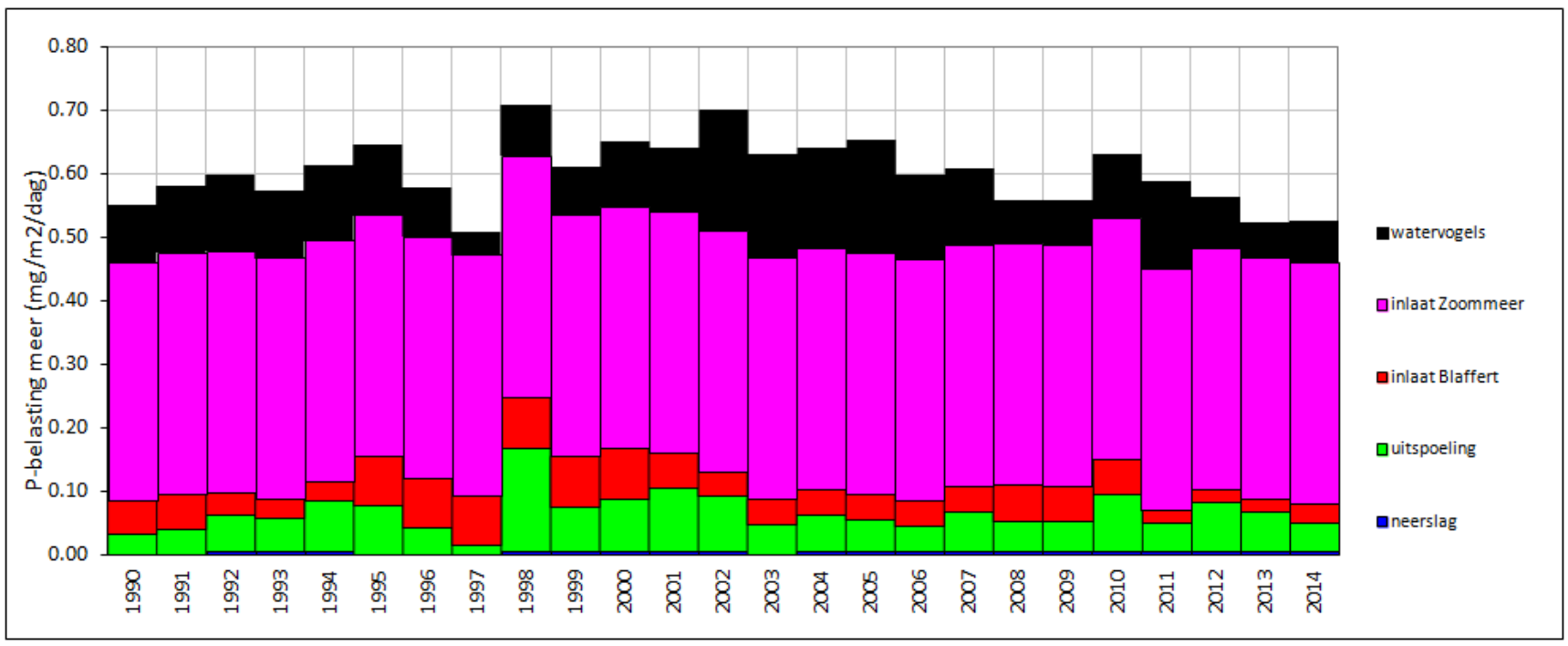
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



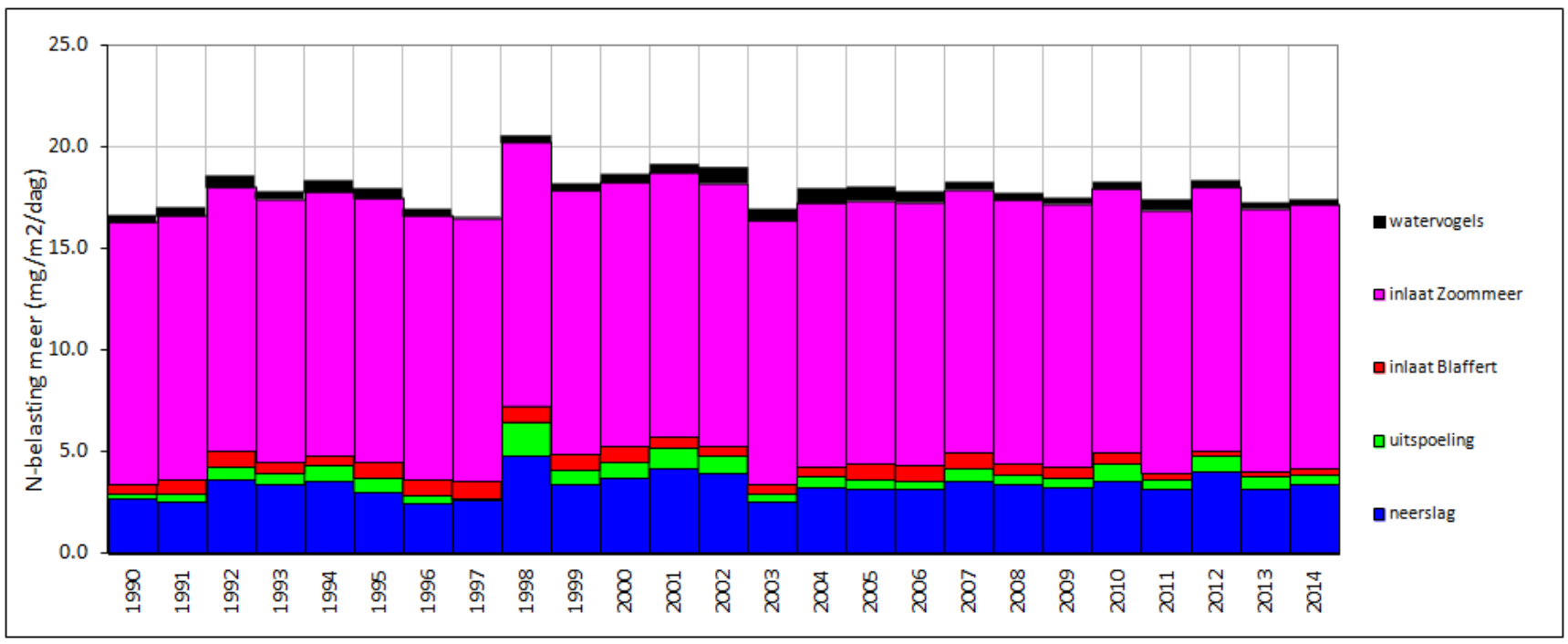
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

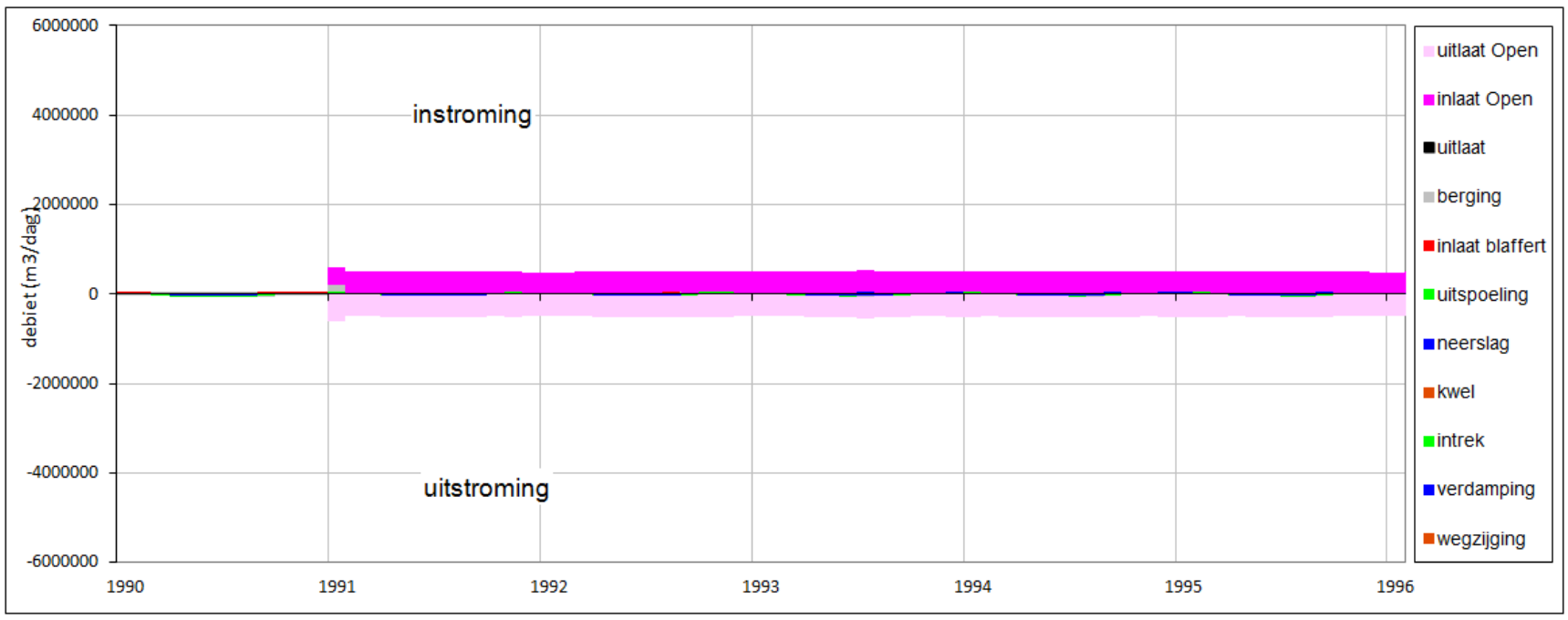


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

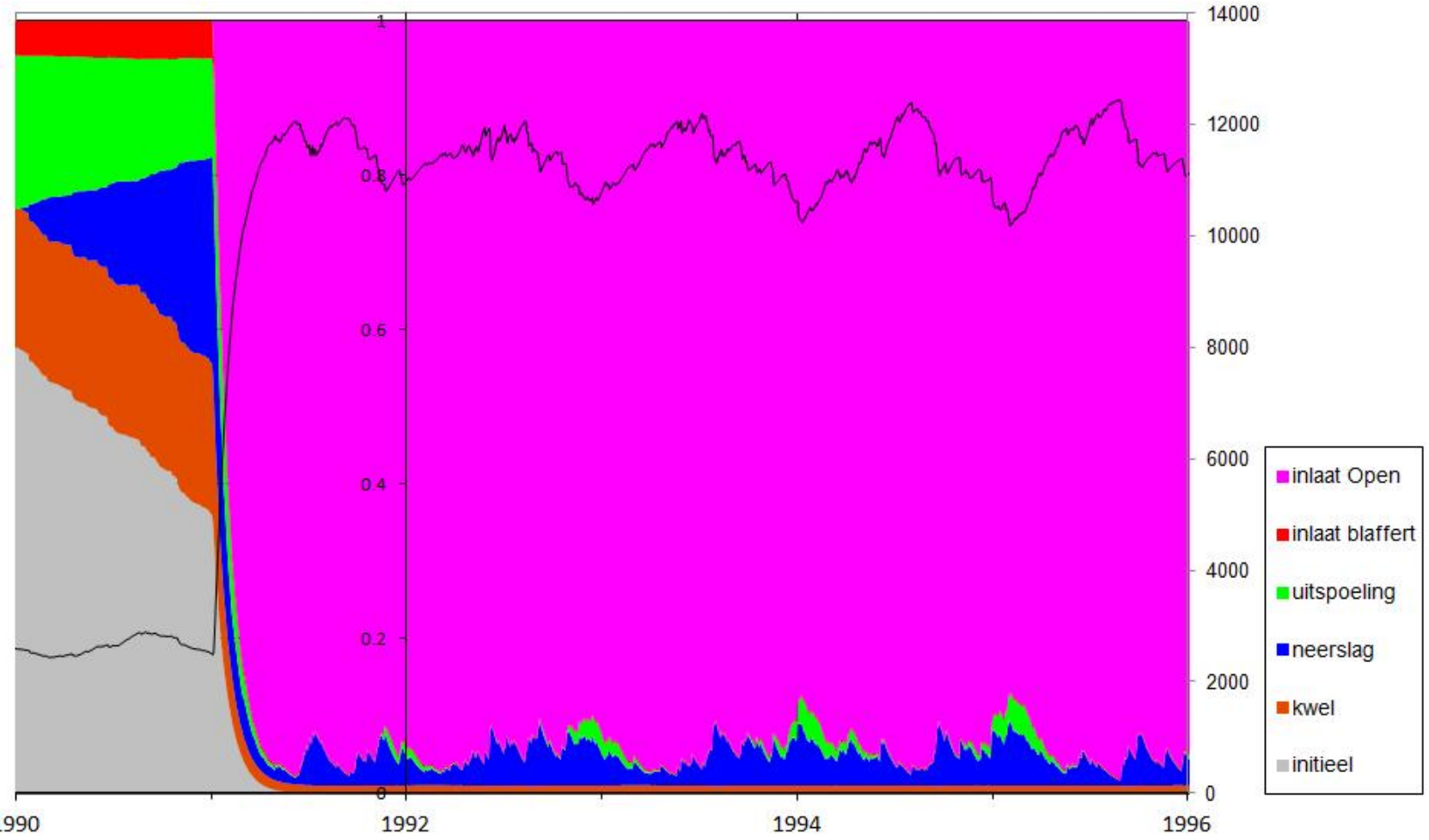


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 10 m^2

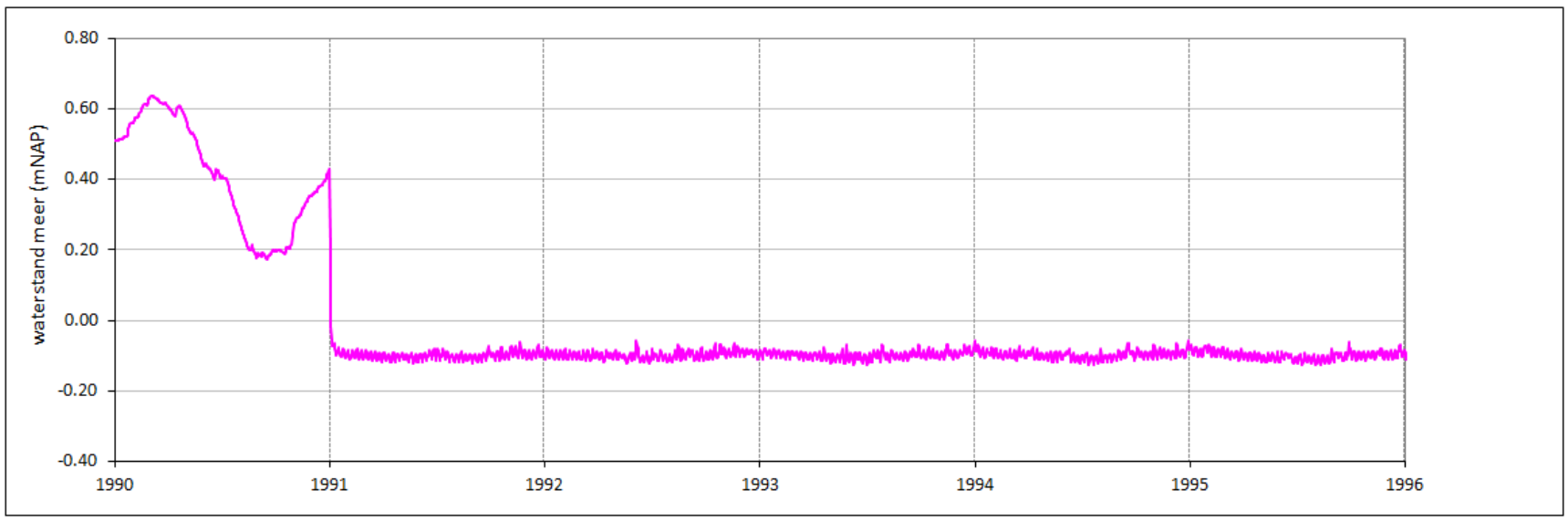
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



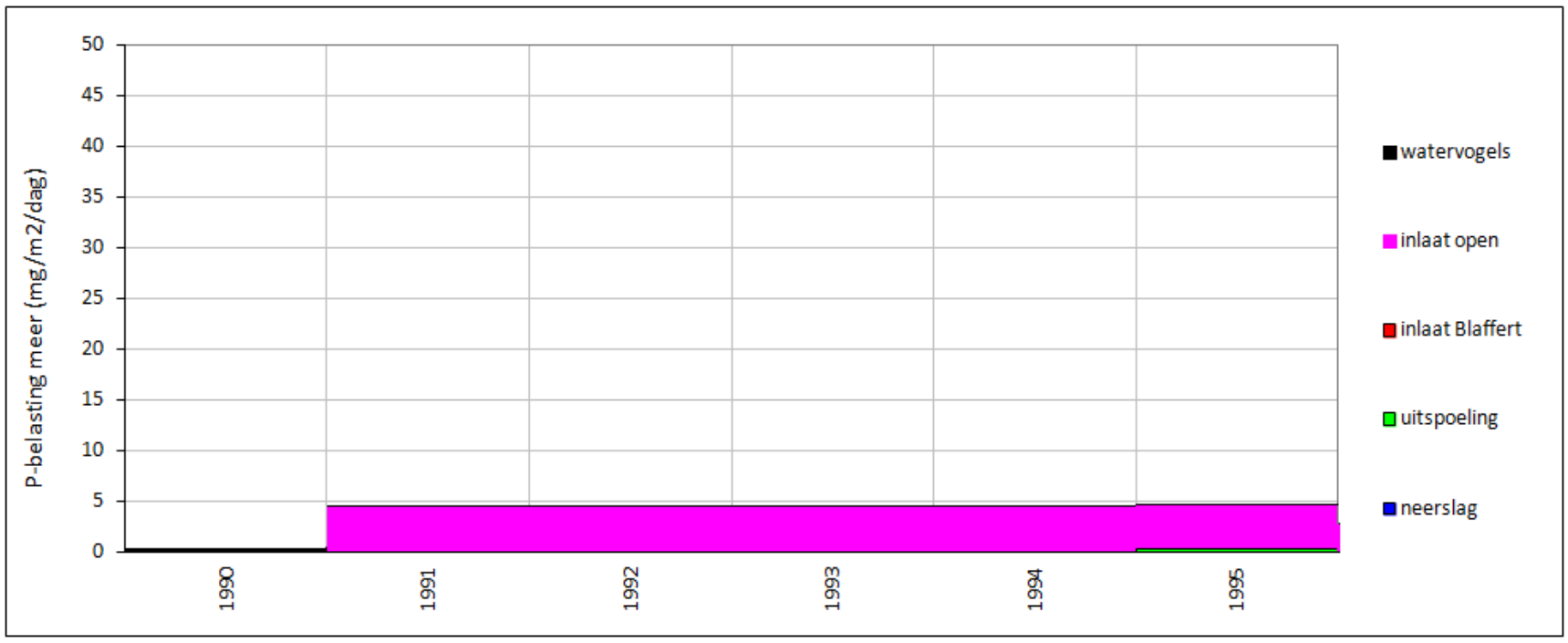
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



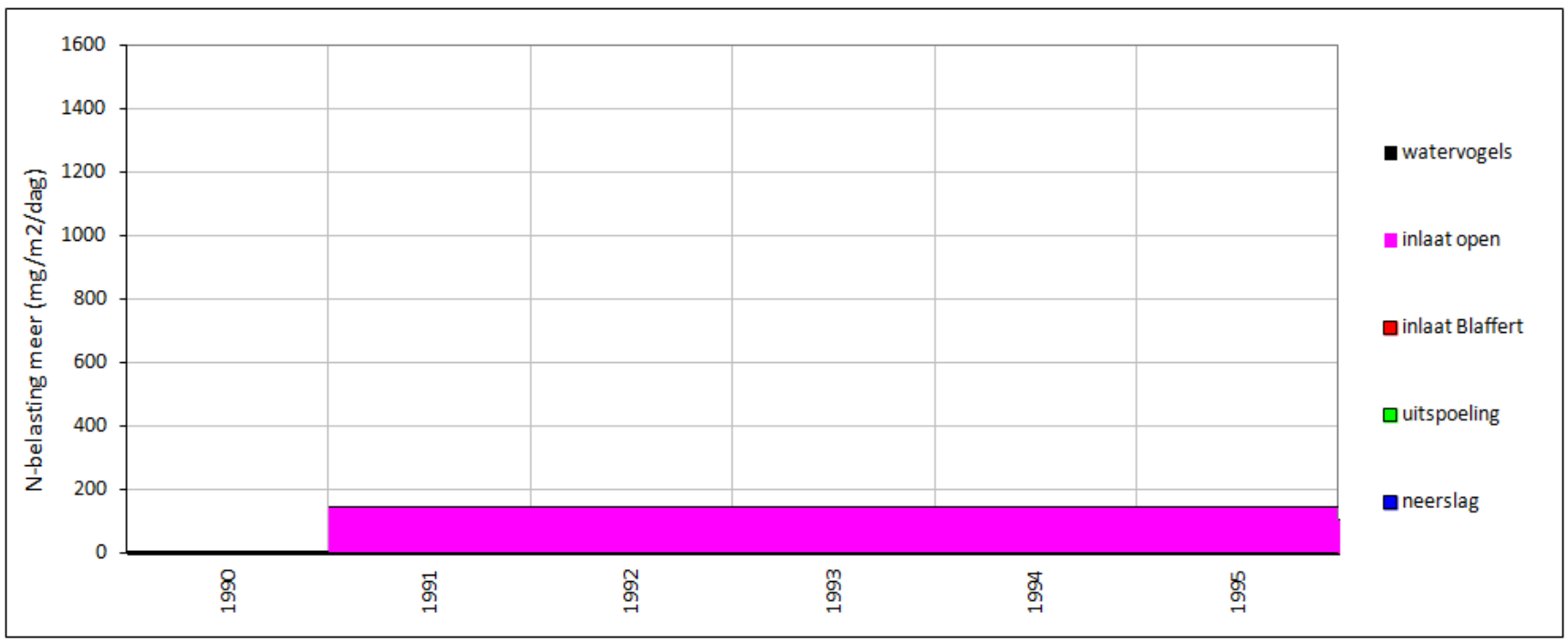
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

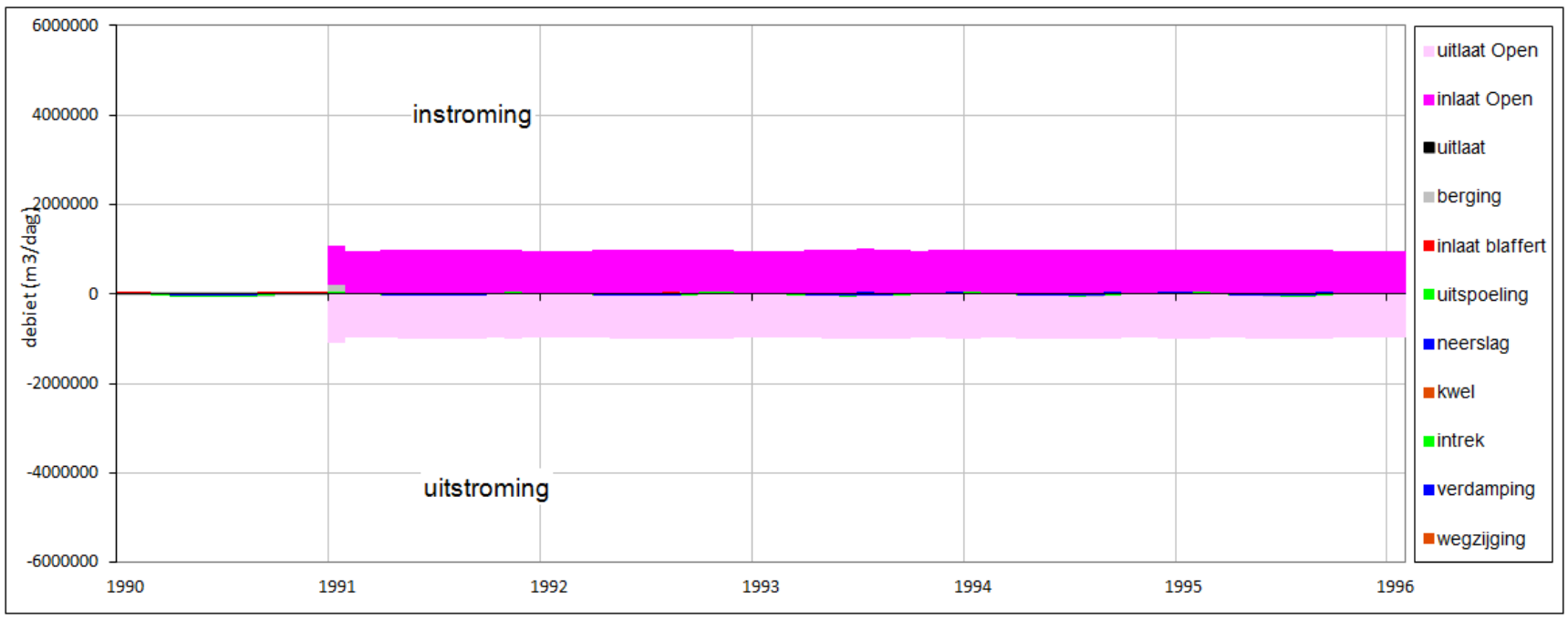


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

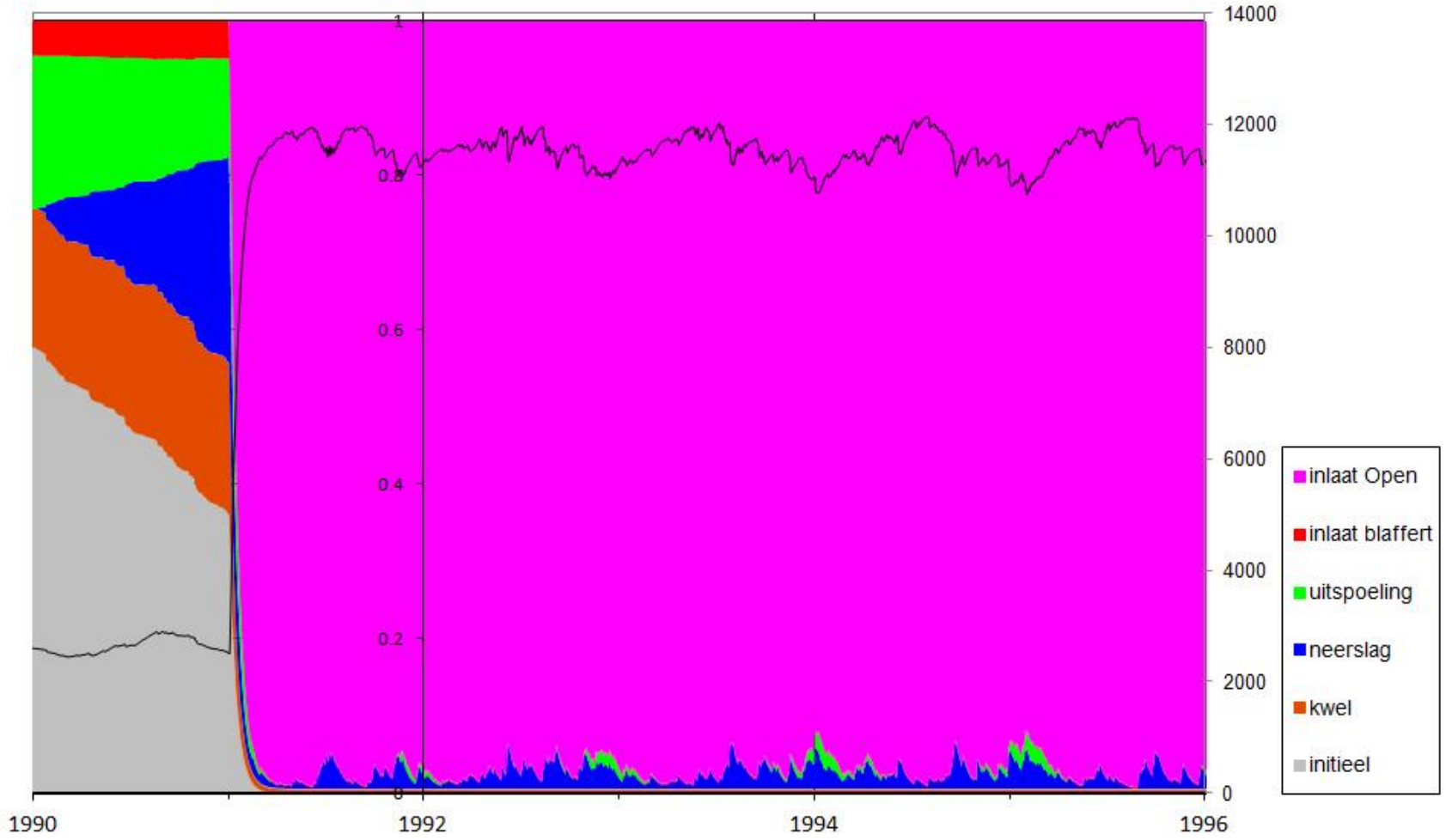


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 20 m^2

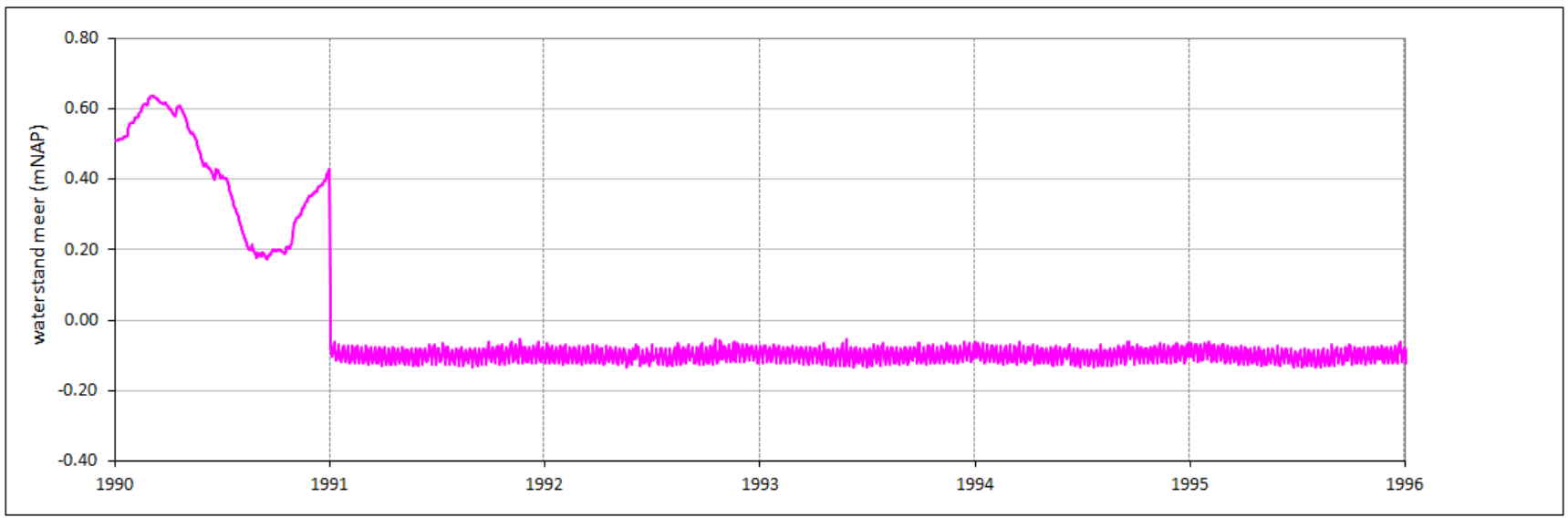
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



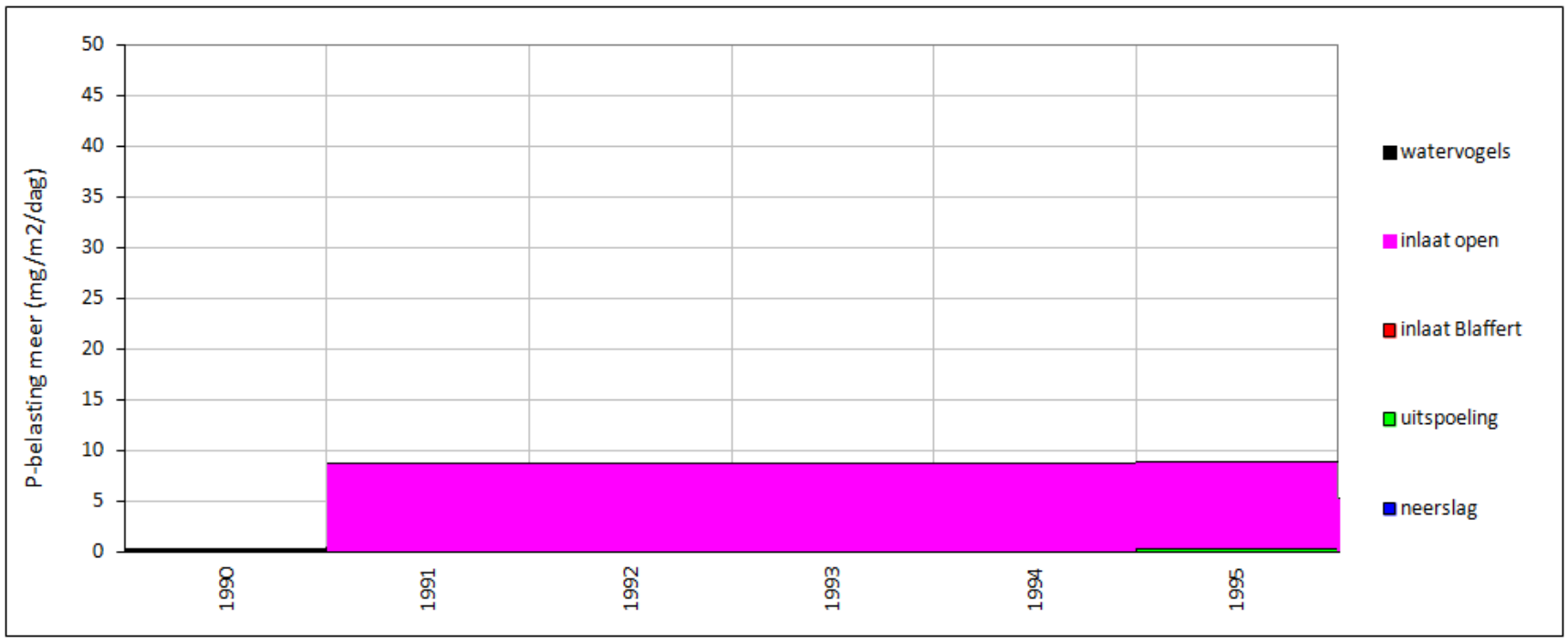
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



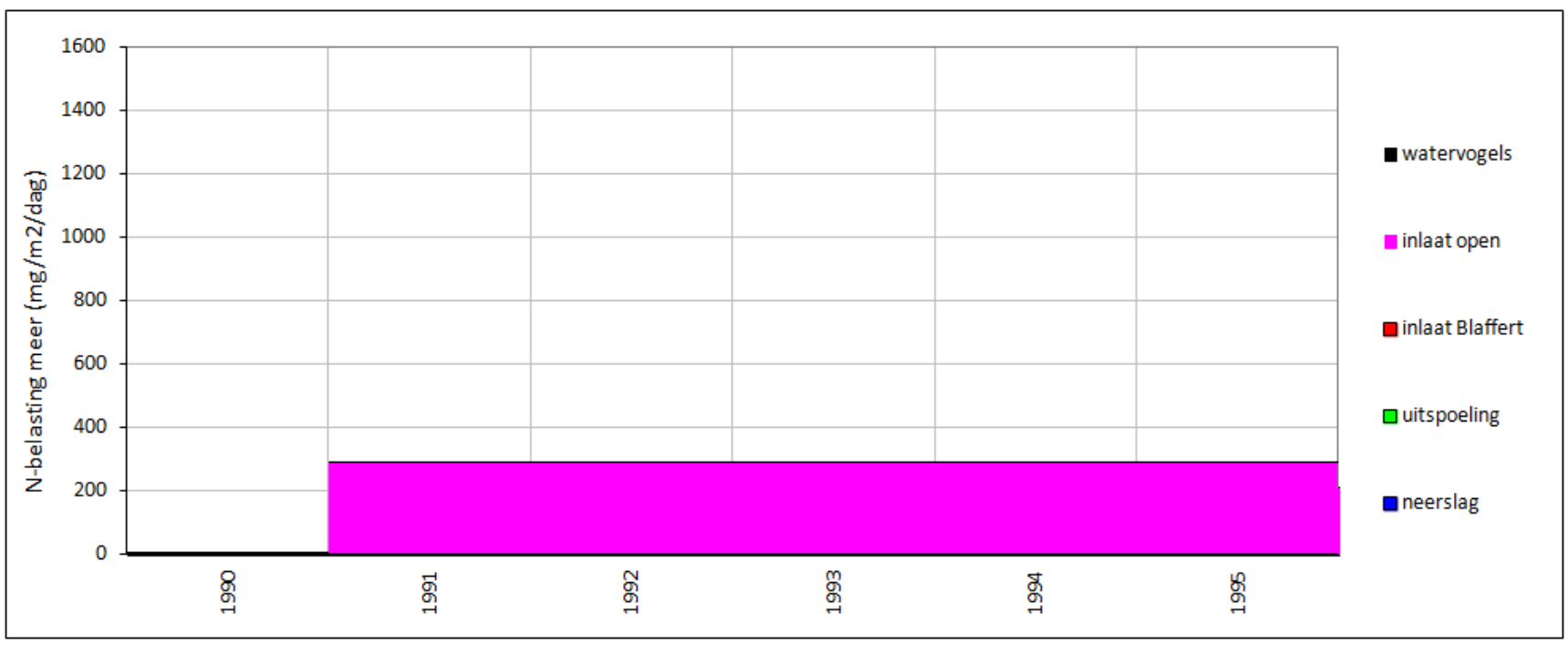
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

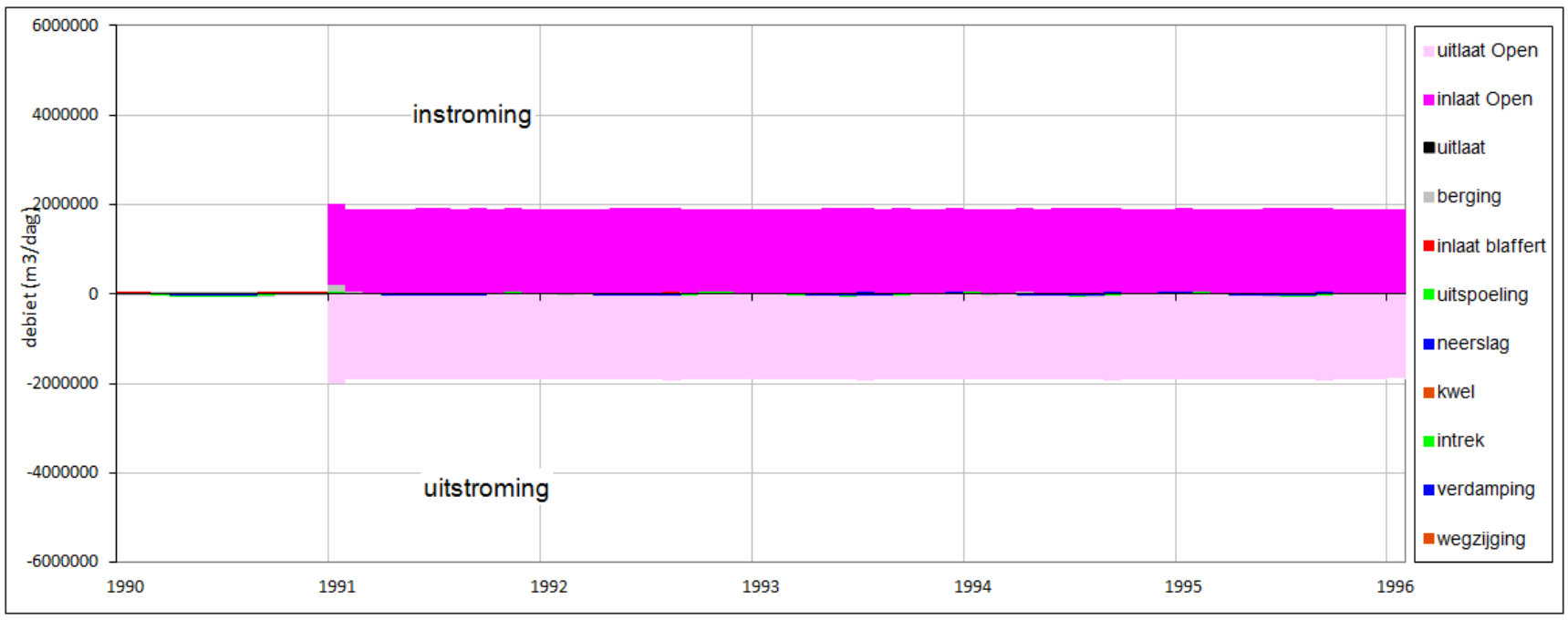


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

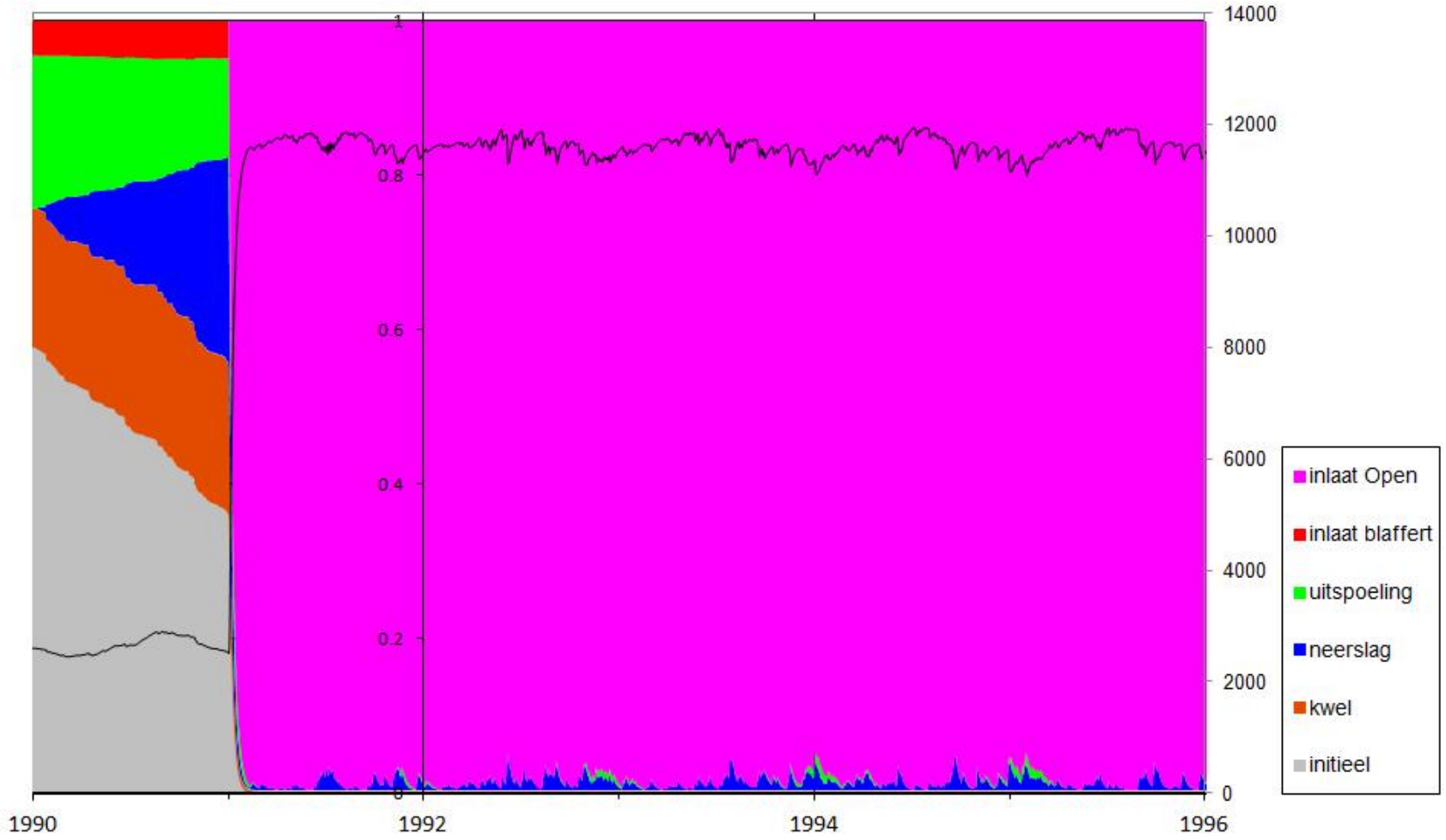


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 40 m^2

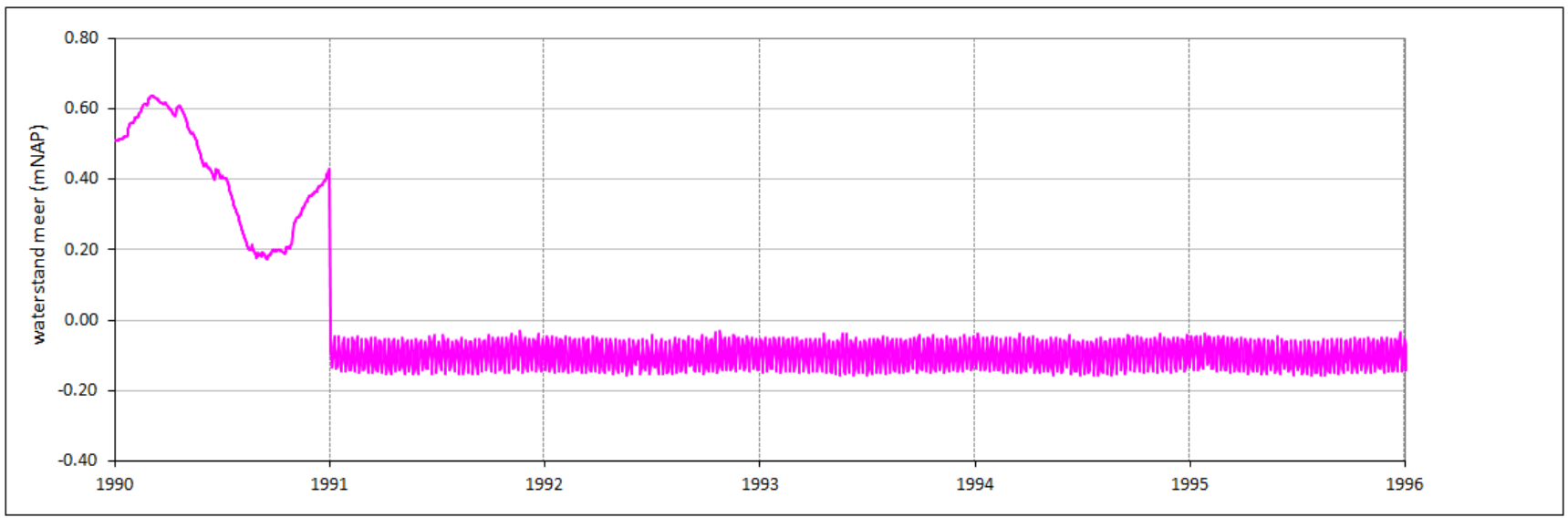
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



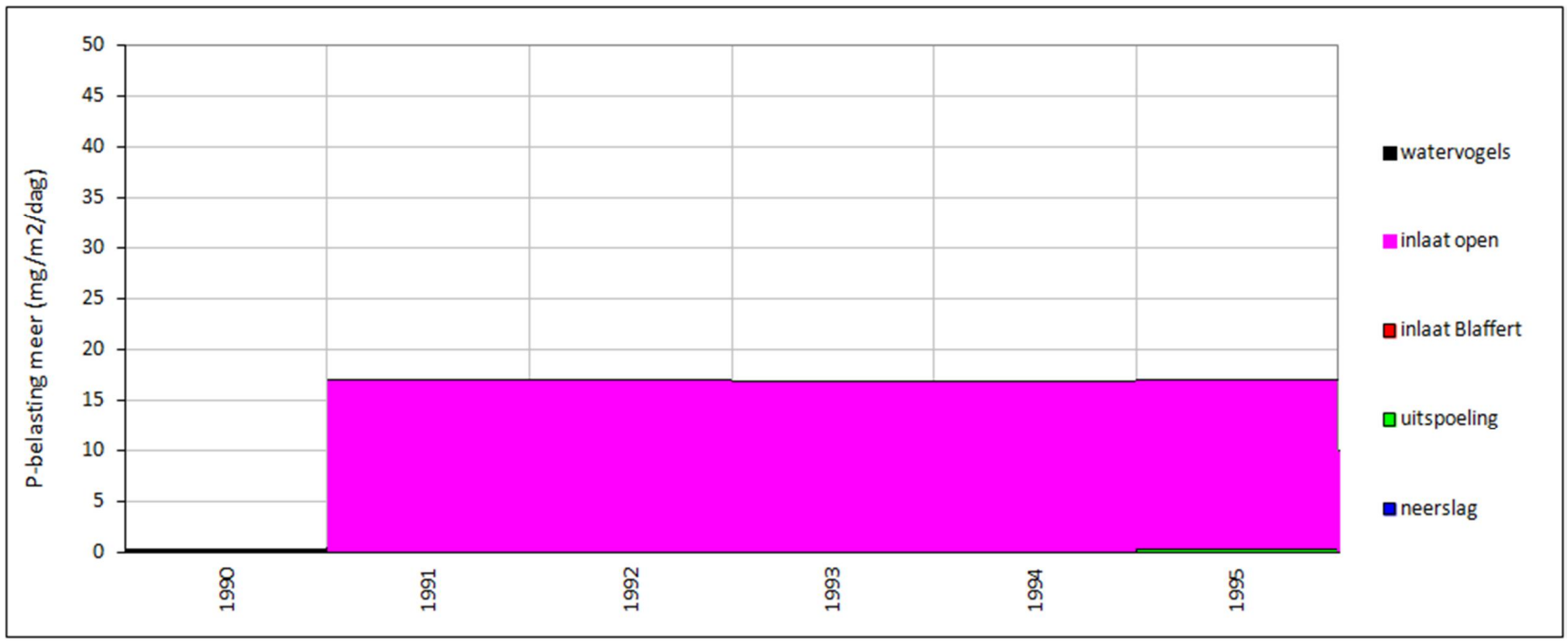
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



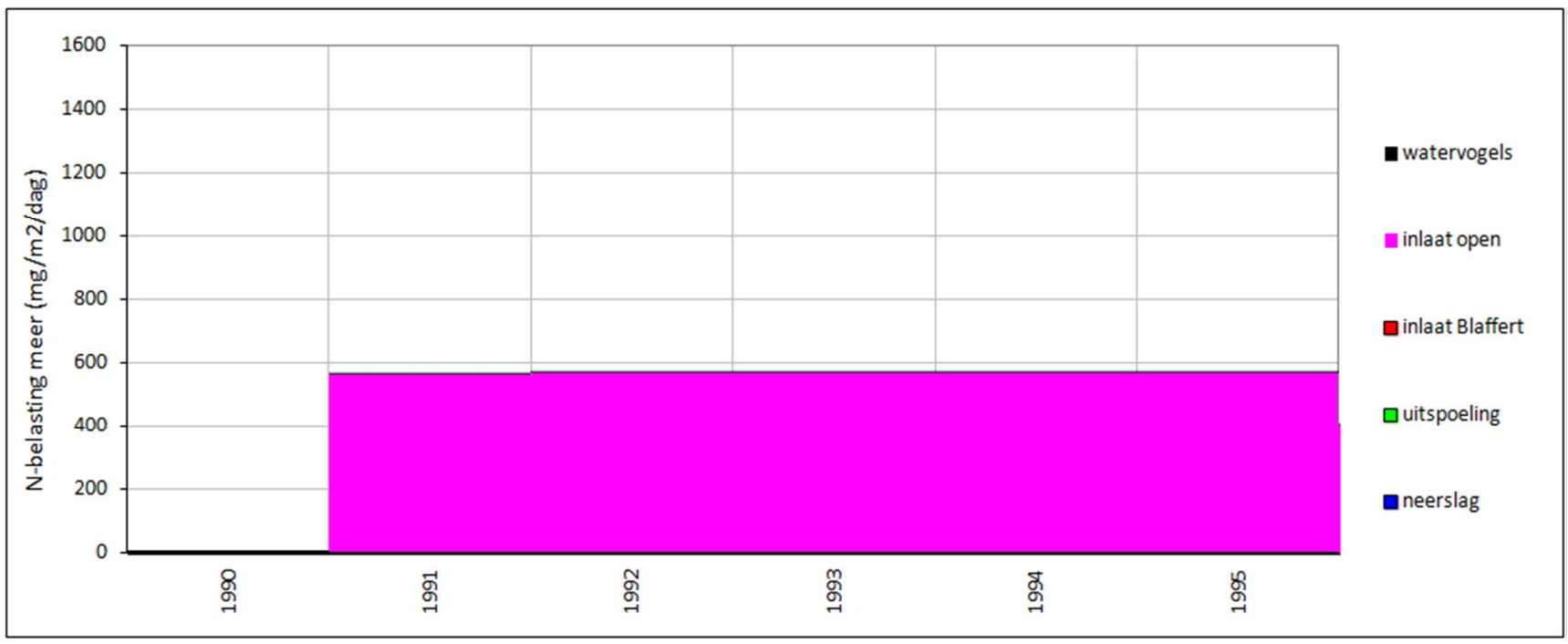
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

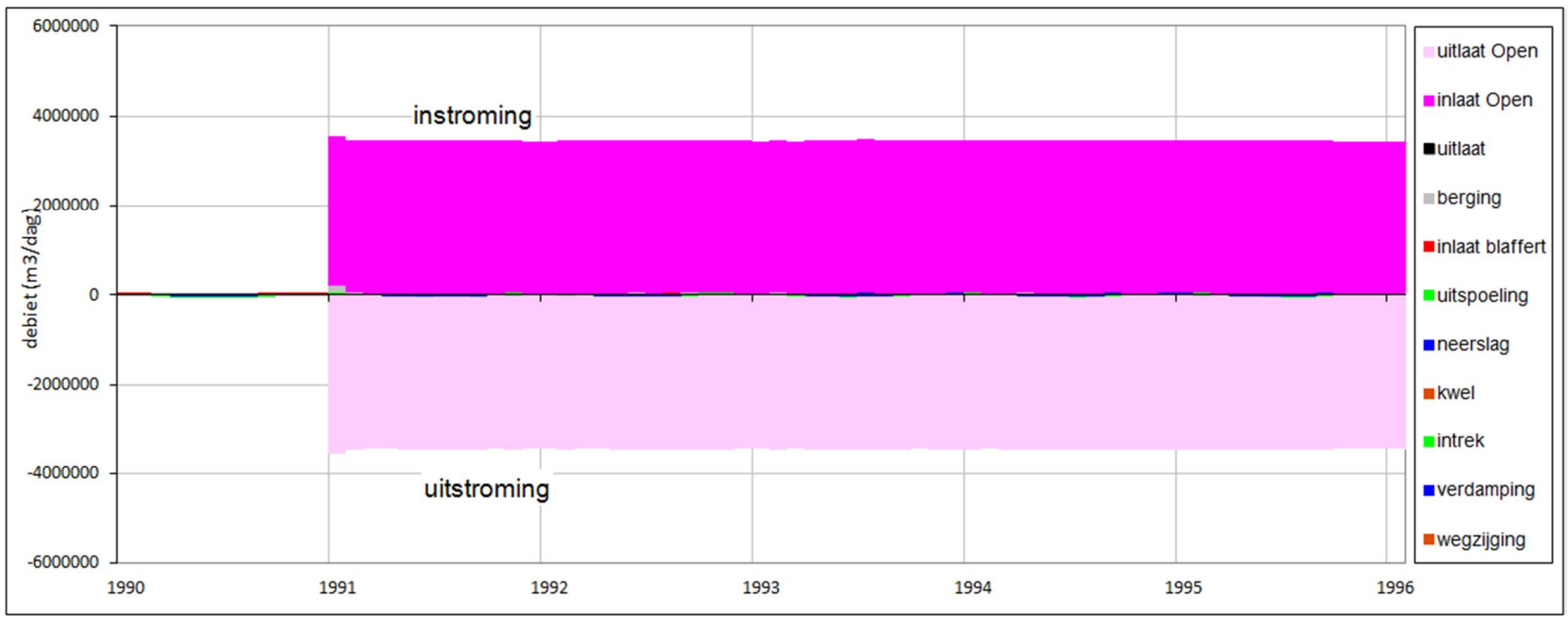


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

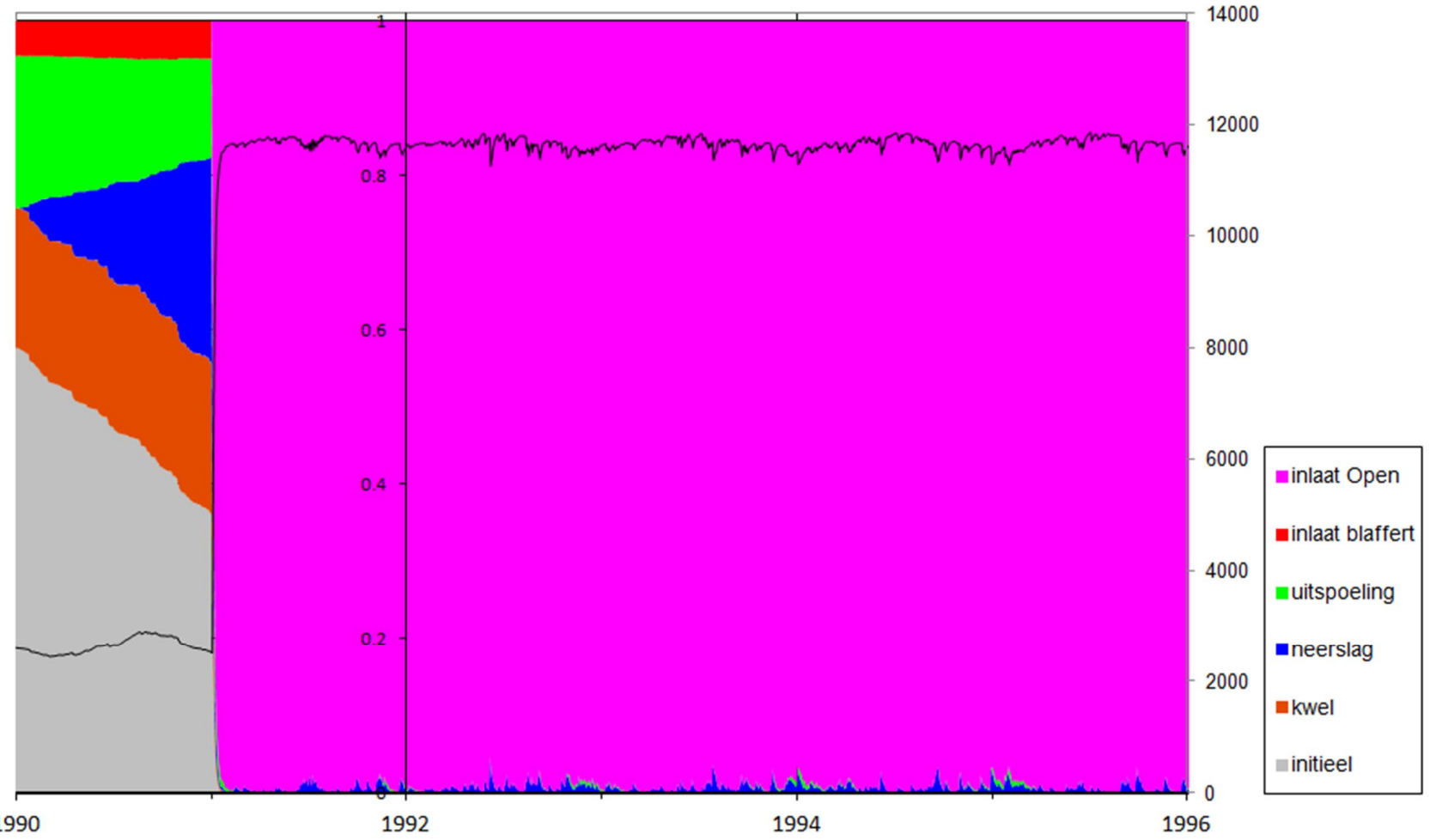


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 80 m^2

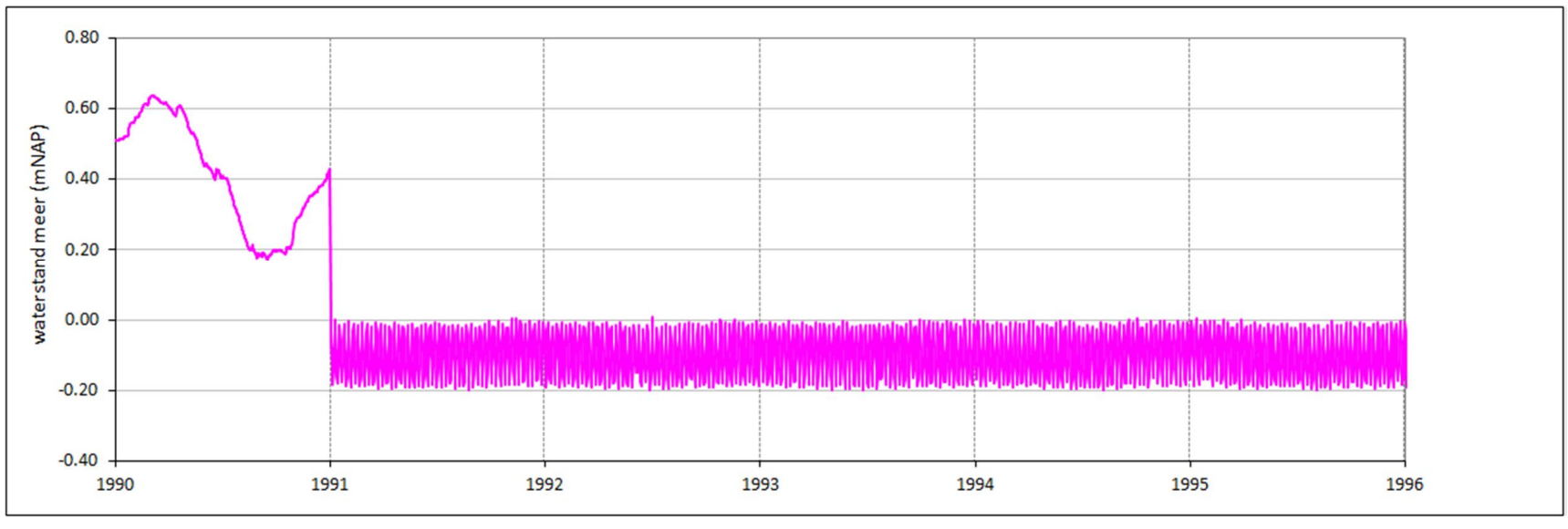
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



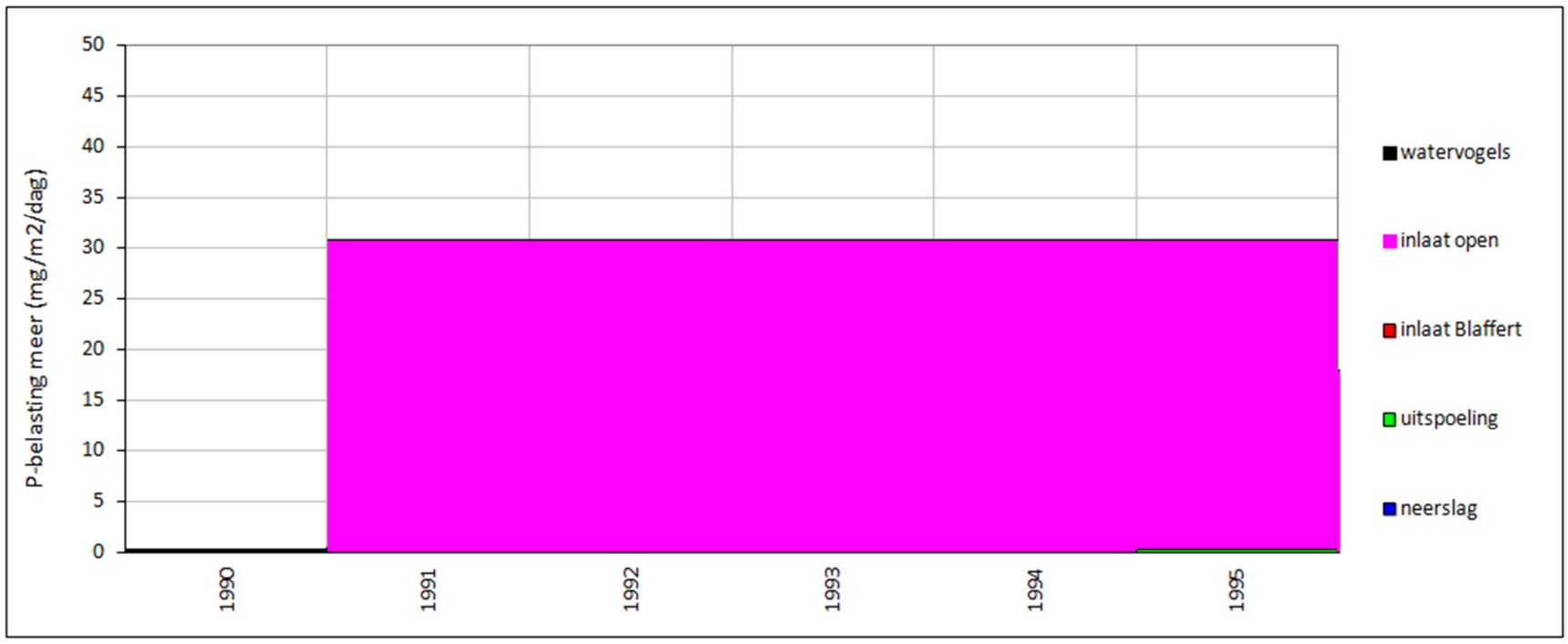
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



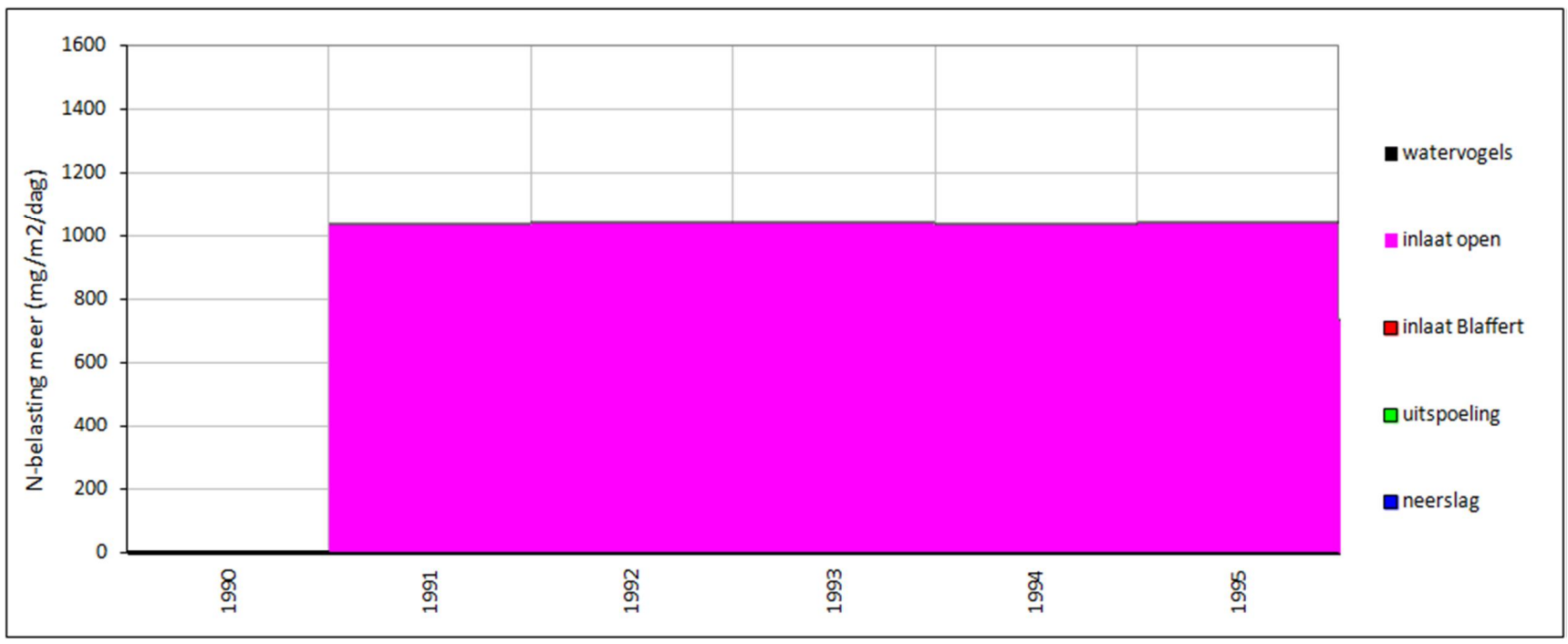
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):

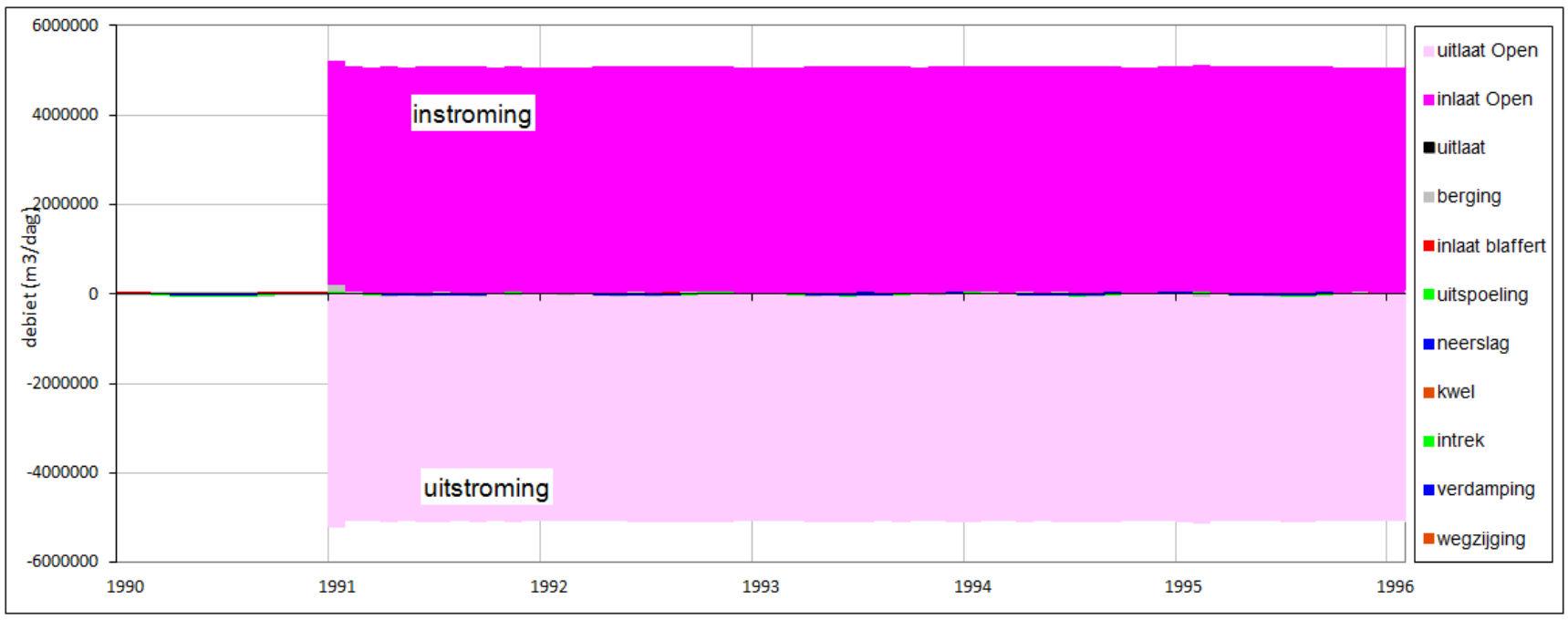


Externe N-belasting (mg/m^2/d):

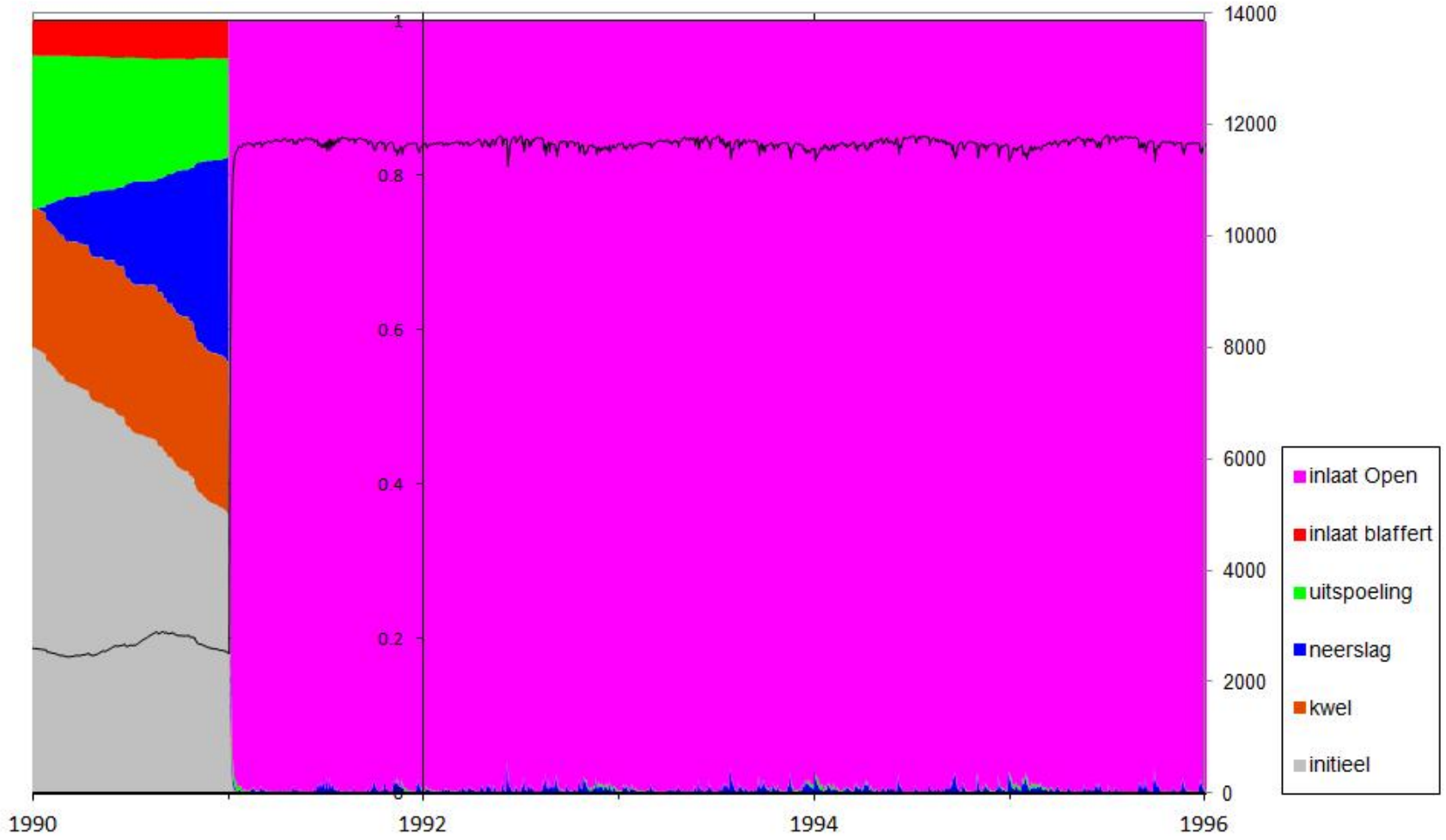


Markiezaatsmeer - Inlaat Zoommeer via opening (tidal) 200 m^2

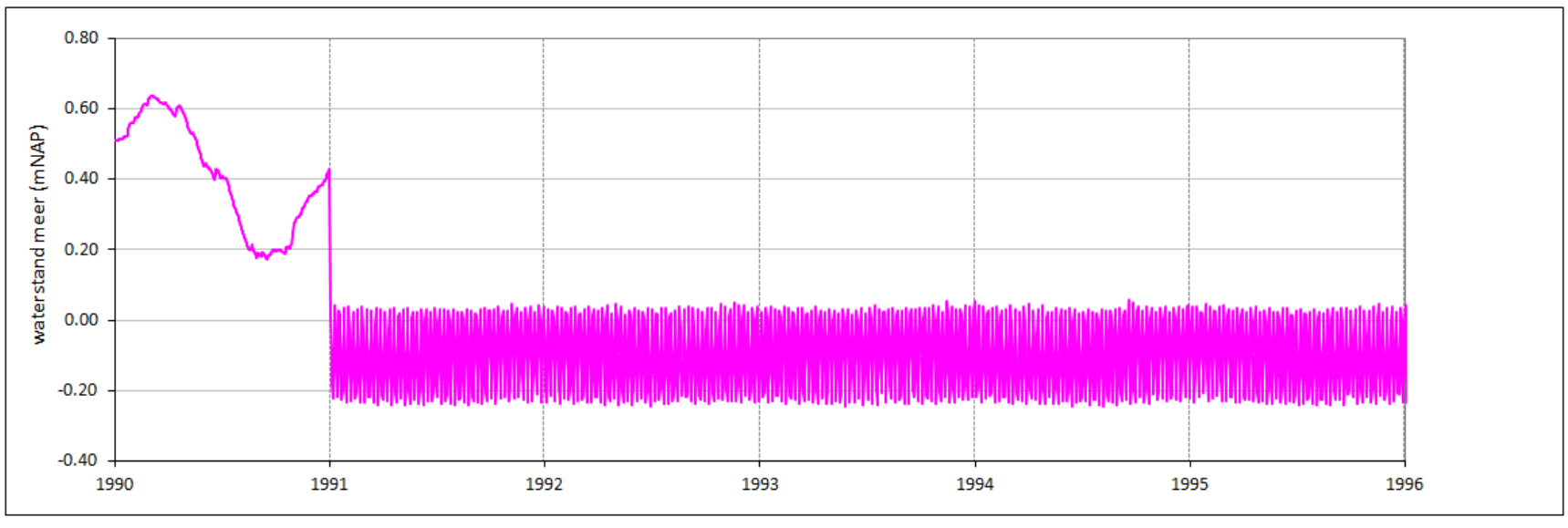
Waterbalans met maandgemiddelde debieten (m^3/d):



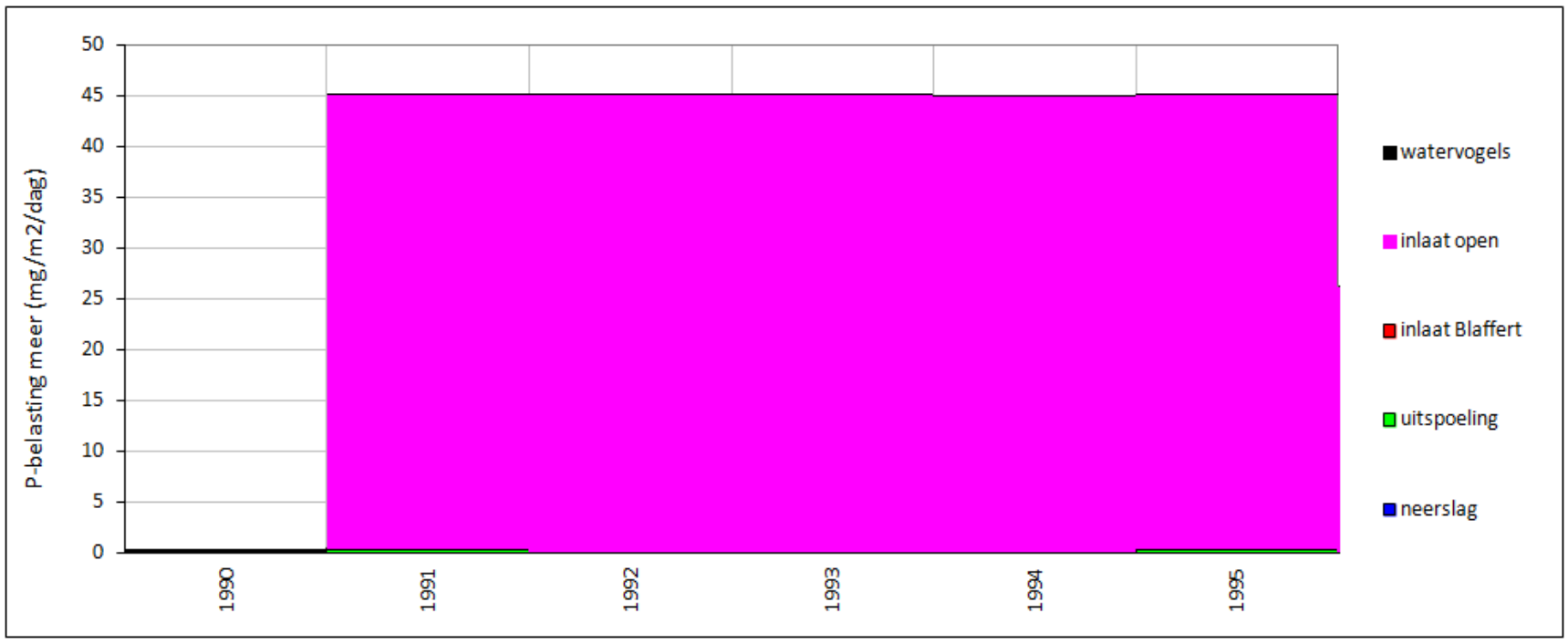
Fractionering waterkolom (-) en berekende chloride-concentratie (mg/l):



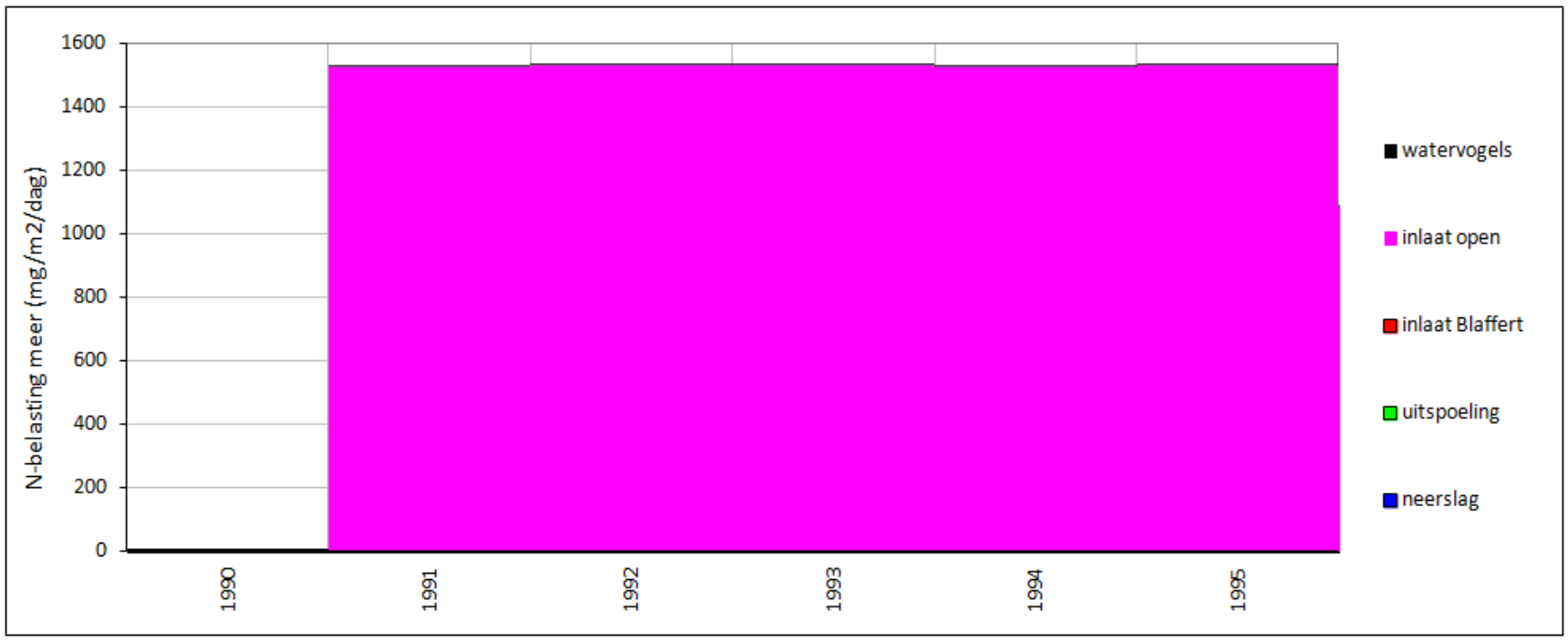
Berekend waterpeil (mNAP):



Externe P-belasting (mg/m^2/d):



Externe N-belasting (mg/m^2/d):



RESEARCH CENTRE

BIOGEOCHEMICAL WATER-MANAGEMENT & APPLIED RESEARCH ON ECOSYSTEMS

ONDERZOEK ONDERWATERBODEMS MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE



Opdrachtgever: Waterschap Brabantse Delta • Projectnummer: PR-15.002 • Rapportnummer: 2015.56

Auteurs: Fons Smolders & Moni Poelen • Datum: 07.01.2015

Inhoudsopgave

Aanleiding en doel van het onderzoek 5

Veldwerkzaamheden en analyses 7

Resultaten en discussie 11

Literatuur 35

Aanleiding en doel van het onderzoek

De Binnenschelde is een stedelijk meer met potenties voor wonen, recreëren en ondernemen op en langs het water. Het Markiezaatsmeer is een waardevol en vogelrijk wetland dat onderdeel is van het Natura 2000-netwerk. Beide watersystemen stellen echter grote uitdagingen. De biologische waterkwaliteit van beide meren is ontoereikend tot slecht volgens de KRW-richtlijnen (Waterschap Brabantse Delta 2014a). De zwemwaterkwaliteit van de Binnenschelde is niet optimaal. Tenslotte is de waterkwaliteit tevens een belangrijke factor voor het behalen voor de Natura 2000-doelen in het Markiezaatsmeer.

De eerste stap voor het structureel verbeteren van de waterkwaliteit van beide meren was het uitvoeren van gedegen watersysteemanalyses, waarmee begrip verkregen kan worden over het functioneren van beide watersystemen. Deze systeemanalyses zijn uitgevoerd door Witteveen+Bos en Deltares.

Om meer inzicht te krijgen in de rol van de onderwaterbodem heeft Onderzoekcentrum B-WARE in het voorjaar van 2015 de eigenschappen van de onderwaterbodems en een aantal bodems nabij de oevers van het meer in kaart gebracht. Tevens zijn voor een viertal locaties (twee uit de Binnenschelde en twee uit het Markiezaatsmeer) fosfaatnaleveringsproeven uitgevoerd onder zowel aerobe als anaerobe condities. Aan de hand van deze analyses van de onderwaterbodems kan onder andere een inschatting worden gemaakt van de fosfornalevering naar het oppervlaktewater. De resultaten van dit onderzoek worden in deze rapportage beschreven.

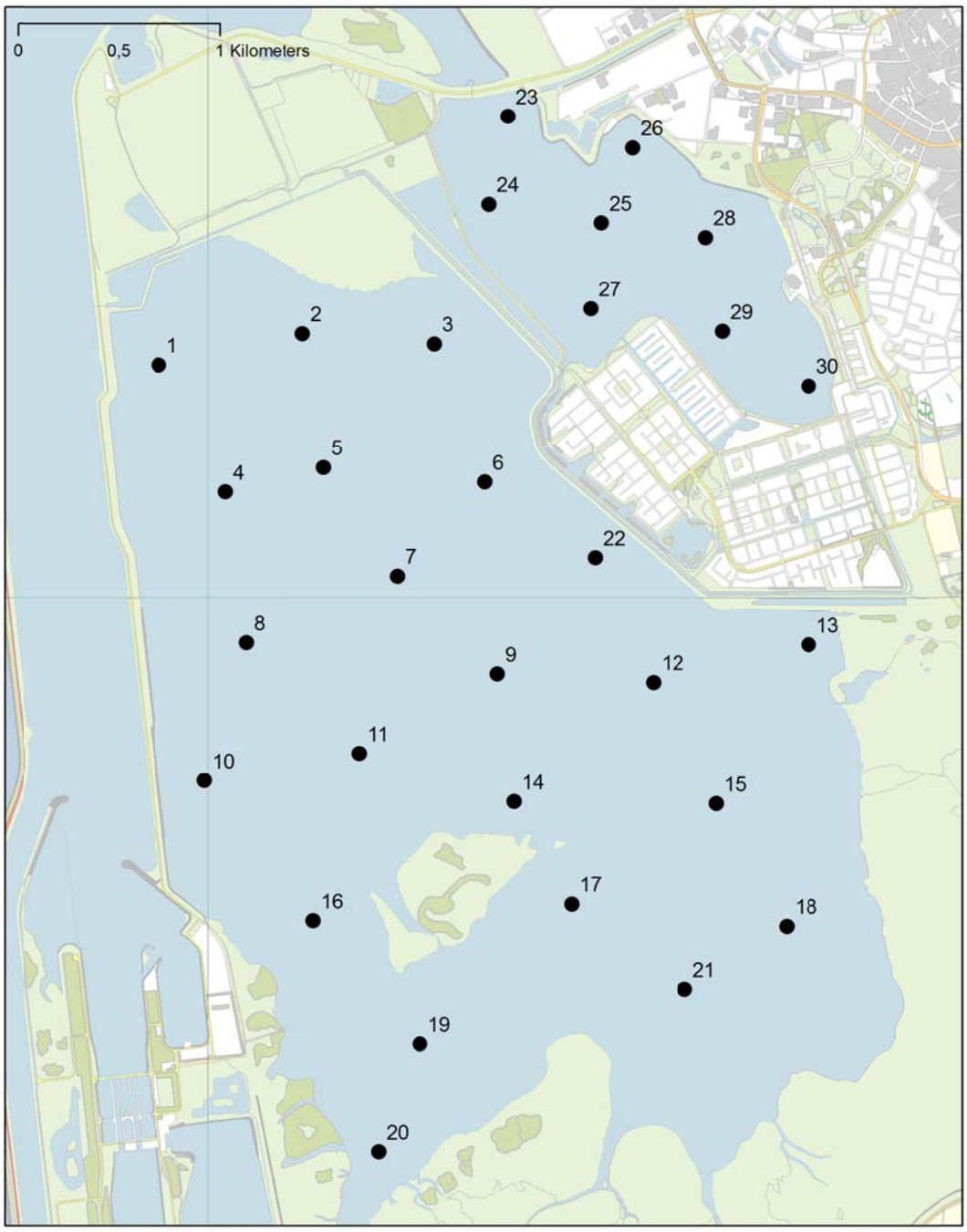


Figuur 1. *Het Markiezaatsmeer (links, 3 maart 2015) en de Binnenschelde (rechts, 12 maart 2015).*

Veldwerkzaamheden en analyses

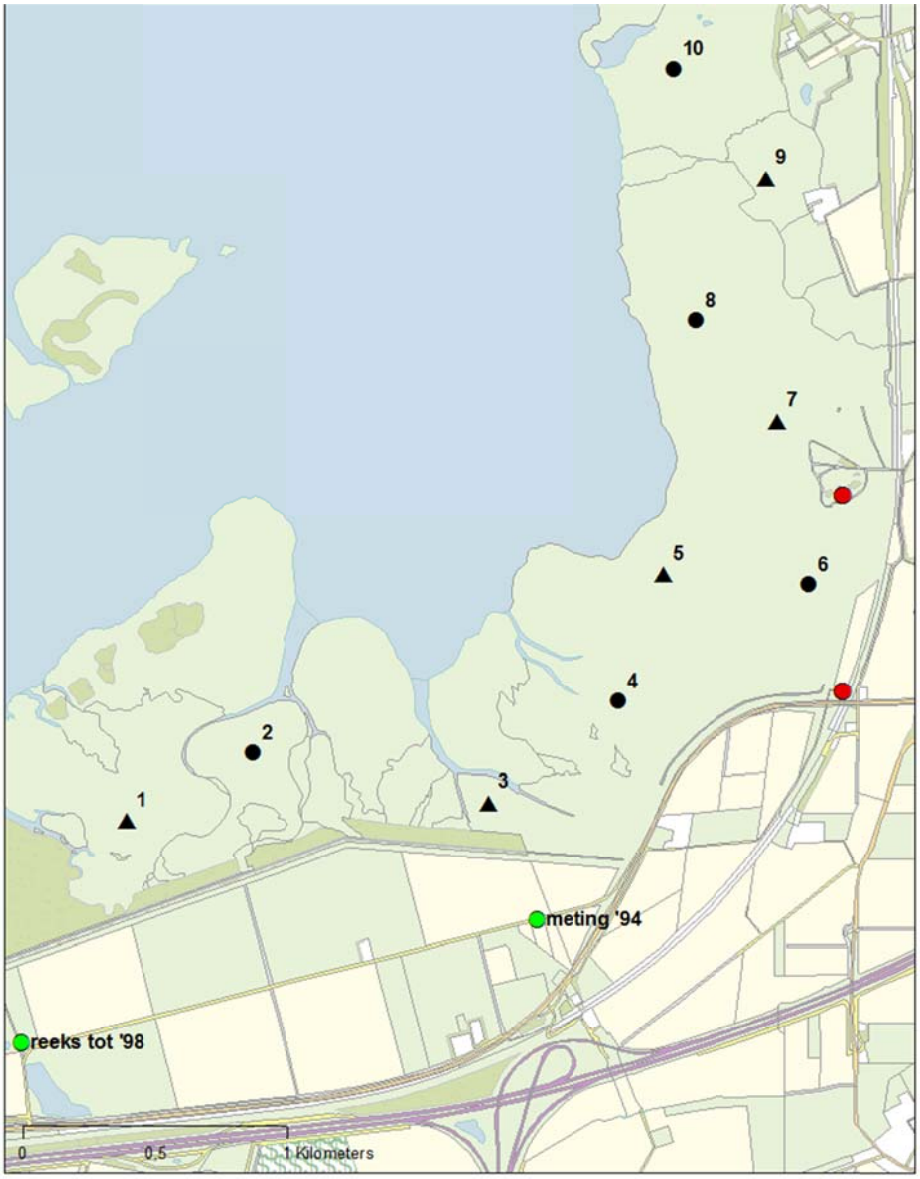
Monstername

Op 3, 4 (Markiezaatsmeer) en 12 maart (Binnenschelde) 2015 zijn door Onderzoekcentrum B-WARE op 30 locaties (figuur 2) met behulp van een zuigerboor bodemmonsters verzameld van de toplaag van de onderwaterbodem (bovenste 10 cm). Indien een duidelijk sliblaag aanwezig was werd ook deze apart bemonsterd.



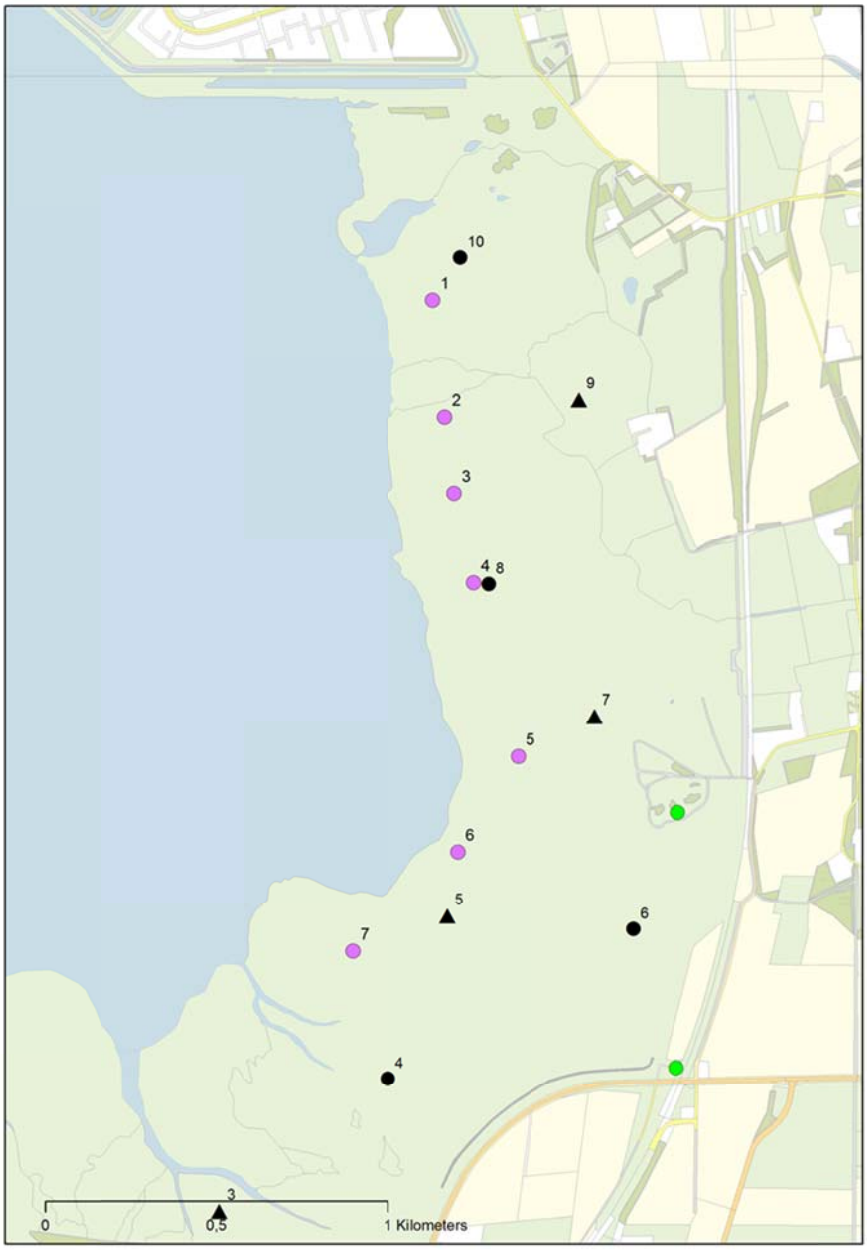
Figuur 2. *De locaties in het Markiezaatsmeer (1 t/m 22) en de Binnenschelde (23 t/m 30) waar in maart 2015 bodemmonsters zijn verzameld.*

Daarnaast werd op 4 maart 2015 op een tiental locaties (zie figuur 3) de toplaag (0-10 cm) van de terrestrische bodems aan de oevers van het Markiezaatsmeer bemonsterd. Deze monsters werden verzameld met een Edelmanboor.



Figuur 3. *Op de locaties 1 t/m 10 werden op 4 maart 2015 monsters verzameld van de toplaag van de bodem.*

Op 20 mei 2015 werden ten slotte aan de oevers van het Markiezaatsmeer **(**zie figuur 4) op een zevental locaties grondwatermonsters verzameld op een diepte van 50 tot 100 cm. De monsters werden met behulp van poreuze keramische cups verzameld in de zandlaag die aan maaiveld lag. Onder deze zandlaag ligt vanaf een diepte van ongeveer 1 meter een kleilaag, waaronder weer een veenlaag wordt aangetroffen.



Figuur 4. *Op de locaties 1 t/m 7 (paarse ronde punten) werden op 20 mei 2015 grondwatermonsters verzameld.*

Bodemanalyses

Onmiddellijk na de monstername werd het poriewater uit het sediment verzameld met behulp van teflon sedimentwaterbemonsteraars (Rhizons, Eijkelkamp, Agrisearch Equipment). In dit poriewater werden de volgende parameters gemeten: pH, HCO_3^-, CO_2, NO_3^-, NH_4^+, P, SO_4^{2-}, Na, Cl, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Zn en sulfide.

Een bekend volume van de sedimentmonsters werd gedroogd waarna het vochtgehalte en het massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume) kon worden berekend. Van het gedroogde

monster werd een deel verast/uitgegloeid (gedurende 5 uur bij 550 ^{o}C). Uit de afname van de massa tijdens verassen (gloeiverlies) werd het organisch stofgehalte geschat.

Van het gedroogde monster werd een deel ontsloten met geconcentreerd salpeterzuur en waterstofperoxide in een gesloten destructiemagnetron. Hierbij wordt de verweerbare fractie aan elementen van een bodem vrijgemaakt. Het destruaat werd doorverdund waarna de concentraties fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), ijzer (Fe), mangaan (Mn), zwavel (S), silicium (Si) en aluminum (Al) werden bepaald. De op deze wijze bepaalde concentraties worden in dit rapport aangeduid als respectievelijk tot-P, tot-Ca, tot-Mg, tot-K, tot-Fe, tot-Mn, tot-S, tot-Si en tot-Al. Oxalaatextracties werden uitgevoerd door 10 gram verse bodem onder anaerobe omstandigheden in het donker gedurende 1 uur uit te schudden (100 rpm) met 100 ml van een 3 % oxaalzuuroplossing (pH 3,2). Vervolgens werd het monster gecentrifugeerd waarna het supernatant werd geanalyseerd op ijzer, aluminium en fosfor. De op deze wijze bepaalde concentraties worden in dit rapport aangeduid als respectievelijk Fe(oxal), Al(oxal) en P(oxal). Aan de hand van een oxalaatextractie kan worden vastgesteld in welke mate een bodem in staat is om fosfaat te binden aan amorfe ijzer- en aluminium(hydr)oxides.

Chemische analyses

De pH werd bepaald aan ongefilterde monsters. De concentraties natrium (Na^{+}) en kalium (K^{+}) werden vlamfotometrisch bepaald en de ammonium (NH_4^{+}), nitraat (NO_3^{-}), fosfaat (PO_4^{3-}) en chloride (Cl^{-}) concentraties aan de hand van kleurreacties met autoanalyser-technieken (zie ook http://www.ru.nl/fnwi/gi). De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), mangaan (Mn) en silicium (Si) werden gemeten met behulp van een ICP-OES (zie ook http://www.ru.nl/fnwi/gi). Totaal anorganisch koolstof werd bepaald met behulp van Infrarood gas analyse (IRGA) waarna aan de hand van de pH de bicarbonaat- (HCO_3^{-}) en kooldioxide- (CO_2) concentraties konden worden berekend op basis van het koolzuurevenwicht.

P-naleveringsexperiment

Op 24 augustus 2015 werden op twee locaties in het Markiezaatsmeer (locaties 4 en 9, figuur 2) en twee locaties in de Binnenschelde (locaties 24 en 28; figuur 2) intacte bodemkolommen verzameld met behulp van een zuigerboor. Voor deze kolommen werd de nalevering van fosfor naar de waterlaag bepaald zoals beschreven door Poelen e.a. (2012). Op elke locatie werden steeds twee kolommen verzameld op korte afstand van elkaar.

De kolommen werden in een donkere koelcel geplaatst bij 15 ^{o}C. De waterlaag boven de kolommen werd vervangen met gefilterd oppervlaktewater uit het Markiezaatsmeer (voor de kolommen uit het Markiezaatsmeer) of gefilterd oppervlaktewater uit de Binnenschelde (kolommen uit de Binnenschelde). In de toplaag van de onderwaterbodem werd een Rhizon aangebracht waarmee poriewater kon worden onttrokken. Voor elke locatie werd vervolgens steeds één van de twee kolommen anaeroob gemaakt door de waterkolom te flushen met stikstofgas. Hierna werd op deze kolom een dun laagje paraffineolie op het wateroppervlak gebracht om diffusie van zuurstof uit de lucht naar de waterlaag te voorkomen. Vervolgens werd na 0, 7, 21 en 49 dagen de fosfaatconcentratie in de waterlaag gemeten. Na 7 en 49 dagen werd een poriewatermonster verzameld.

Resultaten en discussie

De resultaten van de uitgevoerde analyses worden gegeven in de tabellen 1, 2 en 3.

***Tabel 1**. Resultaten van de analyses van het sediment., 'Vocht' staat voor vochtpercentrage, 'MV' voor massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume), 'OS' staat voor organisch stofgehalte. Alle overige concentraties worden gegeven in mmol per kilogram droge bodem (zie figuur 2 voor de ligging van de locaties).*

Locatie	Type	% Vocht	kg L^{-1} MV	% OS	mmol kg^{-1} tot-Al	mmol kg^{-1} tot-Ca	mmol kg^{-1} tot-Mg	mmol kg^{-1} tot-K	mmol kg^{-1} tot-Fe	mmol kg^{-1} tot-S	mmol kg^{-1} tot-P	mmol kg^{-1} tot-Mn	mmol kg^{-1} tot-Si	mmol kg^{-1} tot-Zn	mmol kg^{-1} Al(oxal)	mmol kg^{-1} Fe(oxal)	mmol kg^{-1} P(oxal)
Markiezaatsmeer																	
1	slib	67,1	0,4	15,8	332,3	898,9	205,0	77,1	328,3	405,1	16,5	3,9	21,4	1,0	12,9	33,2	4,8
	zand	55,8	0,6	10,0	220,5	612,2	188,8	56,0	296,4	428,9	10,8	5,2	18,6	0,8	14,0	53,6	5,6
2	zand	25,7	1,3	0,3	36,7	200,2	25,7	16,3	42,0	12,6	2,8	0,5	12,0	0,1	1,9	3,6	0,3
3	zand	25,4	1,4	0,4	40,1	225,8	33,8	17,2	44,4	11,4	3,4	0,6	11,8	0,1	2,0	3,4	0,3
4	slib	80,9	0,2	31,9	291,5	1409,7	222,6	67,1	360,5	537,9	25,4	5,0	18,4	1,4	16,4	47,9	7,7
	zand	49,5	0,7	5,6	135,4	505,9	84,3	29,2	166,3	169,3	6,4	2,4	18,0	0,6	7,8	36,5	3,0
5	slib	27,8	1,3	1,0	27,9	125,3	22,3	9,7	36,2	33,7	2,3	0,4	14,2	0,1	1,4	5,3	0,4
	zand	28,1	1,1	1,6	65,2	388,7	40,2	15,7	74,4	91,7	3,0	0,9	13,7	0,3	4,1	12,0	1,1
6	zand	25,7	1,3	1,0	43,5	177,7	31,2	15,5	48,0	31,4	3,5	0,5	12,4	0,2	2,8	4,7	0,6
7	zand	24,1	1,3	0,6	25,0	49,5	12,3	8,0	26,6	20,8	1,5	0,2	12,4	0,1	1,5	4,2	0,3
8	slib	92,5	0,1	27,4	432,7	1808,3	298,9	101,1	477,9	714,1	37,7	6,1	19,2	1,9	22,3	78,4	12,4
	zand	32,8	1,1	1,4	71,0	192,6	41,5	20,5	80,3	85,4	3,4	0,8	13,9	0,3	2,8	7,2	0,9
9	zand	27,5	1,3	1,3	61,3	186,7	35,7	21,0	65,6	49,6	3,6	0,7	11,5	0,3	4,1	8,3	0,8
10	zand	24,5	1,4	0,9	45,3	109,8	24,9	17,6	52,2	27,4	2,8	0,5	12,9	0,2	2,6	6,5	0,4
11	zand	22,5	1,3	0,6	43,4	152,4	29,8	19,2	51,3	19,7	3,3	0,5	11,2	0,1	2,8	6,1	0,5
12	zand	24,1	1,4	0,9	60,3	273,5	45,2	24,0	72,2	44,3	3,6	0,8	13,1	0,2	5,3	12,4	0,9
13	zand	24,2	1,3	0,6	48,3	245,3	45,9	17,3	48,9	17,0	4,6	0,7	11,2	0,2	2,3	4,2	0,5
14	zand	24,0	1,4	1,2	79,5	572,8	75,0	29,3	90,3	40,9	7,3	1,3	11,1	0,2	4,0	9,9	0,7
15	zand	30,4	1,2	1,8	89,2	536,3	77,9	29,8	104,4	82,6	6,3	1,4	14,1	0,4	5,8	16,0	1,5
16	zand	33,1	1,1	2,5	117,0	570,4	85,7	36,2	130,8	116,0	6,1	1,7	14,5	0,4	5,7	12,6	1,3
17	zand	25,0	1,3	1,0	63,8	441,0	65,8	24,3	76,5	40,0	5,4	1,0	12,0	0,2	4,1	12,8	0,9
18	zand	25,0	1,3	0,8	51,3	277,6	48,4	18,4	57,9	23,5	5,1	0,7	12,0	0,3	3,5	14,0	0,7
19	zand	27,8	1,3	1,5	112,2	618,8	72,7	46,5	129,0	57,0	6,2	1,2	13,1	0,3	6,6	17,7	1,1
20	zand	34,1	1,0	3,1	155,0	660,3	119,6	43,0	162,8	135,8	8,7	2,4	13,6	0,8	8,1	26,6	2,6
	klei	64,5	0,4	12,9	734,8	759,3	340,2	138,6	658,1	698,2	18,0	7,5	17,6	1,6	29,7	102,9	11,8
21	zand	25,2	1,3	0,8	60,5	404,6	54,8	23,8	66,1	27,1	4,4	0,9	10,7	0,3	3,2	6,2	0,7
22	zand	25,3	1,3	1,2	72,5	353,8	46,7	26,4	78,3	44,9	4,1	0,8	11,5	0,2	4,4	10,0	0,8
Binnenschelde																	
23	slib	80,0	0,2	11,0	339,3	1257,7	215,4	72,5	314,2	259,7	22,4	4,6	16,5	1,2	18,7	91,9	7,4
23	zand	61,0	0,5	11,8	530,4	1238,4	297,2	106,7	595,2	593,7	23,9	9,6	16,4	2,2	22,6	118,9	12,7
24	slib	78,9	0,2	13,5	517,3	1646,2	273,9	99,0	444,5	439,0	24,8	5,8	15,5	1,7	20,8	85,3	9,3
24	zand	68,7	0,4	22,3	425,7	834,4	282,0	86,5	526,1	866,7	14,6	8,8	13,5	1,5	14,9	35,5	4,3
25	zand	29,6	1,1	1,1	70,4	563,7	63,3	23,9	73,7	16,2	5,2	1,1	12,6	0,3	3,8	18,8	1,0
26	zand	34,5	1,0	1,8	159,2	601,3	131,8	37,7	165,3	135,0	8,7	2,7	11,4	0,5	6,7	37,3	2,2
27	slib	51,3	0,6	3,6	135,6	657,1	106,7	39,7	147,9	90,4	10,2	2,1	14,8	0,5	7,5	39,2	2,0
27	zand	28,8	1,3	2,0	118,1	749,5	104,6	31,1	131,0	119,7	7,6	2,1	14,2	0,4	6,6	17,0	2,2
28	zand	26,7	1,3	1,0	55,8	292,6	55,4	17,6	60,7	24,9	6,3	1,0	13,4	0,2	2,8	14,6	0,7
29	zand	34,5	1,1	2,4	114,5	749,2	93,3	31,8	133,3	114,1	7,8	1,9	10,9	0,3	7,9	22,3	2,2
30	zand	28,8	1,3	1,0	70,0	604,1	79,8	23,0	79,5	28,0	6,5	1,4	12,4	0,2	3,6	18,5	0,9

Tabel 2. Resultaten van de analyses van het sediment poriewater (zie figuur 2 voor de ligging van de locaties)

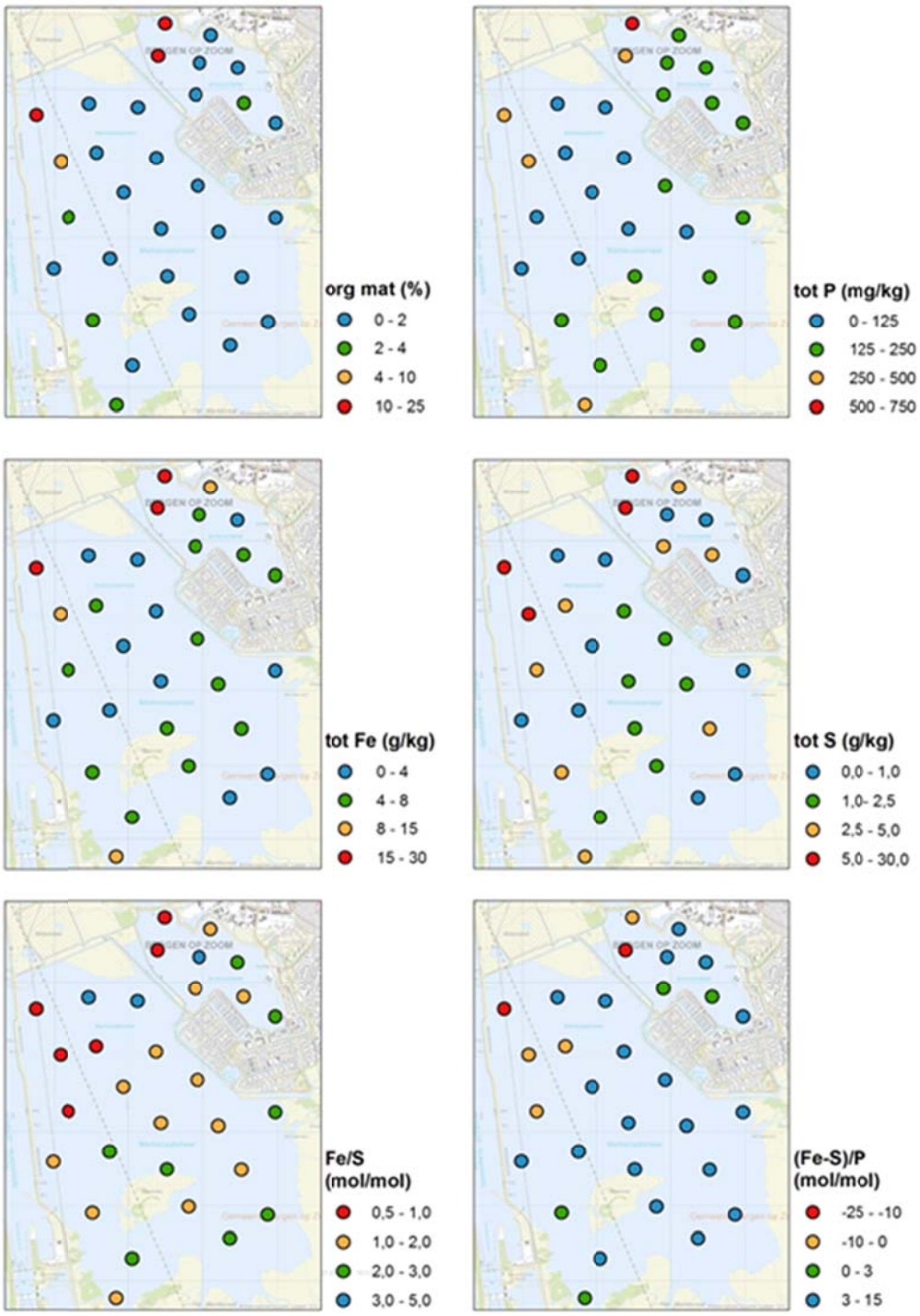
Locatie	Type	µS cm^{-1} EGV	pH	µmol L^{-1} CO2	µmol L^{-1} HCO3	µmol L^{-1} Ca	µmol L^{-1} Mg	µmol L^{-1} Na	µmol L^{-1} K	µmol L^{-1} Cl	µmol L^{-1} SO4	µmol L^{-1} Fe	µmol L^{-1} P	µmol L^{-1} NH4	µmol L^{-1} NO3
Markiezaatsmeer															
1	slib	3030	7,6	319	5446	1571	2458	19522	889	20129	1275	2,4	9,3	273,4	0,3
	zand	9380	7,8	791	18838	2230	9152	67812	2077	67121	189	2,2	141,6	1240,5	6,4
2	zand	4200	8,4	80	7558	1476	3414	29996	1313	30997	696	0,1	3,0	193,3	0,4
3	zand	4920	8,4	89	8934	1767	4716	39078	1374	34317	782	0,3	6,7	253,3	0,3
4	slib	3750	7,4	1223	12260	2432	3680	27033	1055	24084	381	1,3	106,6	1934,8	0,1
	zand	3660	7,5	891	10958	2177	3113	25268	1111	24050	416	1,8	62,8	1254,2	0,2
5	slib	2790	7,7	174	3698	1963	2468	17951	954	18882	2188	9,4	1,5	34,5	0,3
	zand	3340	7,9	173	6122	1347	2517	23167	943	23984	984	1,0	11,6	229,7	0,3
6	zand	3870	8,1	138	6667	1444	3034	26590	1127	27929	888	1,1	19,6	219,9	0,4
7	zand	2760	8,3	41	3643	1249	1892	15816	1005	19234	1244	3,5	5,1	98,7	0,7
8	slib	3900	8,7	59	11926	2233	3218	25433	987	24498	467	1,1	78,2	1518,9	0,5
	zand	7290	7,8	662	18118	2310	5914	49369	1865	59054	125	4,1	52,4	1988,1	0,1
9	zand	2800	7,9	132	4210	1733	2391	18952	983	19453	1731	4,8	3,5	65,5	0,9
10	zand	2610	8,4	40	4104	1450	2167	17843	1091	19754	1148	0,4	3,1	179,9	2,2
11	zand	3840	8,2	101	7073	1616	3062	27155	1226	28697	640	0,4	14,6	338,6	0,8
12	zand	3410	8,3	61	5553	1278	2931	26729	1078	25623	921	0,6	14,6	211,7	0,5
13	zand	3550	8,2	182	12627	1831	3316	24576	1418	22585	285	0,6	7,1	295,7	0,4
14	zand	3950	8,4	78	7272	1728	3381	26377	1449	29404	218	1,0	3,2	165,8	0,6
15	zand	3450	8,2	135	8553	1355	2954	23997	1048	23344	570	1,2	30,3	337,9	0,3
16	zand	4050	8,2	86	6242	1285	2663	25846	1403	28709	856	0,4	10,4	248,5	2,0
17	zand	6110	8,3	197	14649	3099	6292	41979	1774	39930	102	4,1	12,0	551,4	0,6
18	zand	3120	8,3	77	7153	1453	2026	17682	1356	20554	498	5,2	7,2	180,2	3,5
19	zand	3730	8,3	84	7335	1265	2307	19974	1225	27221	580	0,2	1,4	157,5	0,8
20	zand	3690	8,2	90	6039	1036	2380	24572	1184	26218	1006	0,5	27,1	226,9	1,2
	klei	4590	8,2	157	9723	989	3409	33610	1323	31899	631	1,0	106,8	453,1	0,7
21	zand	5170	8,4	145	15346	1825	5041	33502	1785	32657	221	0,8	8,4	296,9	1,6
22	zand	3150	8,3	61	4610	1407	2453	22436	1056	24279	1378	1,5	8,7	194,8	1,2
Binnenschelde															
23	slib	2089	7,4	706	6936	1579	1502	12005	603	8407	149	29,9	49,8	1024,9	0,5
23	zand	3160	7,6	883	14422	1383	2474	20017	1241	24477	66	97,7	140,5	1517,1	1,4
24	slib	2200	7,3	1149	9473	2037	1756	11235	592	7567	70	38,4	103,3	1826,7	0,5
24	zand		7,9	125	4320	1532	1669	12575	737	8881	756	0,2	10,1	399,3	1,9
25	zand	2360	7,7	251	5153	1115	1459	13771	620	11165	278	56,5	7,1	106,9	0,6
26	zand	2330	7,7	221	4457	808	1358	14489	745	11317	460	37,9	7,1	124,5	0,5
27	slib	1777	7,6	304	4737	1462	1347	10831	527	7832	243	55,0	1,1	92,1	0,5
27	zand	2870	8,1	139	6536	857	1673	17216	760	11182	144	1,7	35,4	275,8	0,5
28	zand	2170	7,6	290	5333	1712	1621	13284	579	9949	307	18,0	1,9	19,1	0,3
29	zand	1957	7,9	132	4658	1311	1497	12714	607	8389	337	2,6	4,5	75,6	0,2
30	zand	2440	7,5	652	7928	2347	1976	14154	712	10287	45	111,6	1,9	44,2	1,6

***Tabel 3**. Resultaten van de analyses van de terrestrische bodems aan de oevers van het Markiezaatsmeer. 'Vocht' staat voor vochtpercentrage, 'MV' voor massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume), 'OS' staat voor organisch stofgehalte. Alle overige concentraties worden gegeven in mmol per kilogram droge bodem (zie figuur 3 voor de ligging van de locaties).*

Locatie	Vocht %	MV $kg\ L^{-1}$	OS %	tot-Al $mmol\ kg^{-1}$	tot-Ca $mmol\ kg^{-1}$	tot-Mg $mmol\ kg^{-1}$	tot-K $mmol\ kg^{-1}$	tot-Fe $mmol\ kg^{-1}$	tot-S $mmol\ kg^{-1}$	tot-P $mmol\ kg^{-1}$	tot-Mn $mmol\ kg^{-1}$	tot-Si $mmol\ kg^{-1}$	tot-Zn $mmol\ kg^{-1}$	Al(oxal) $mmol\ kg^{-1}$	Fe(oxal) $mmol\ kg^{-1}$	P(oxal) $mmol\ kg^{-1}$
Markiezaatsmeer																
1	41,9	0,8	18,7	675,5	341,2	272,8	137,9	738,0	54,9	61,9	13,2	22,8	2,5	23,3	335,7	43,6
2	43,9	0,6	19,8	577,8	287,3	242,7	127,6	697,2	70,4	59,5	15,0	14,9	2,6	29,0	401,8	40,8
3	34,8	1,0	11,0	484,3	458,3	217,5	101,9	459,6	41,6	27,8	6,1	17,2	2,3	17,0	145,9	18,6
4	38,0	0,9	14,1	332,9	548,8	187,5	75,0	465,7	94,5	22,6	6,9	13,3	1,7	16,1	215,2	16,3
5	34,3	1,0	9,2	159,5	854,1	136,5	36,2	223,2	80,6	12,9	8,3	14,1	0,8	8,2	140,9	8,2
6	25,1	1,2	5,9	264,9	431,5	151,4	58,8	291,9	19,8	18,2	4,2	14,9	0,8	9,3	106,0	7,8
7	41,1	0,8	14,1	567,1	493,4	262,0	115,9	611,0	48,4	45,2	10,4	23,8	2,5	19,0	246,8	28,4
8	34,4	1,0	2,7	71,3	423,9	64,7	21,8	83,5	5,6	7,5	1,0	13,9	0,3	3,6	32,9	2,4
9	28,7	1,1	6,6	190,9	470,3	148,3	43,8	193,3	62,9	11,9	2,0	24,7	0,9	6,8	79,7	3,5
10	29,7	1,1	1,7	75,7	386,8	63,9	24,5	71,8	7,6	6,3	0,9	18,7	0,3	4,2	12,5	1,1

Algemene bodemeigenschappen

Voor de bodems van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde worden in grote lijnen gelijkaardige relaties (verhoudingen) gevonden tussen de elementen. Dit betekent dat we met bodems te maken hebben die bodemchemisch erg op elkaar lijken.



Figuur 5. *Percentage organisch materiaal, gehalte totaal P, Fe en S, molverhouding Fe/S en (Fe-S)/P in de bovenste laag van de onderwaterbodem van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in maart 2015.*

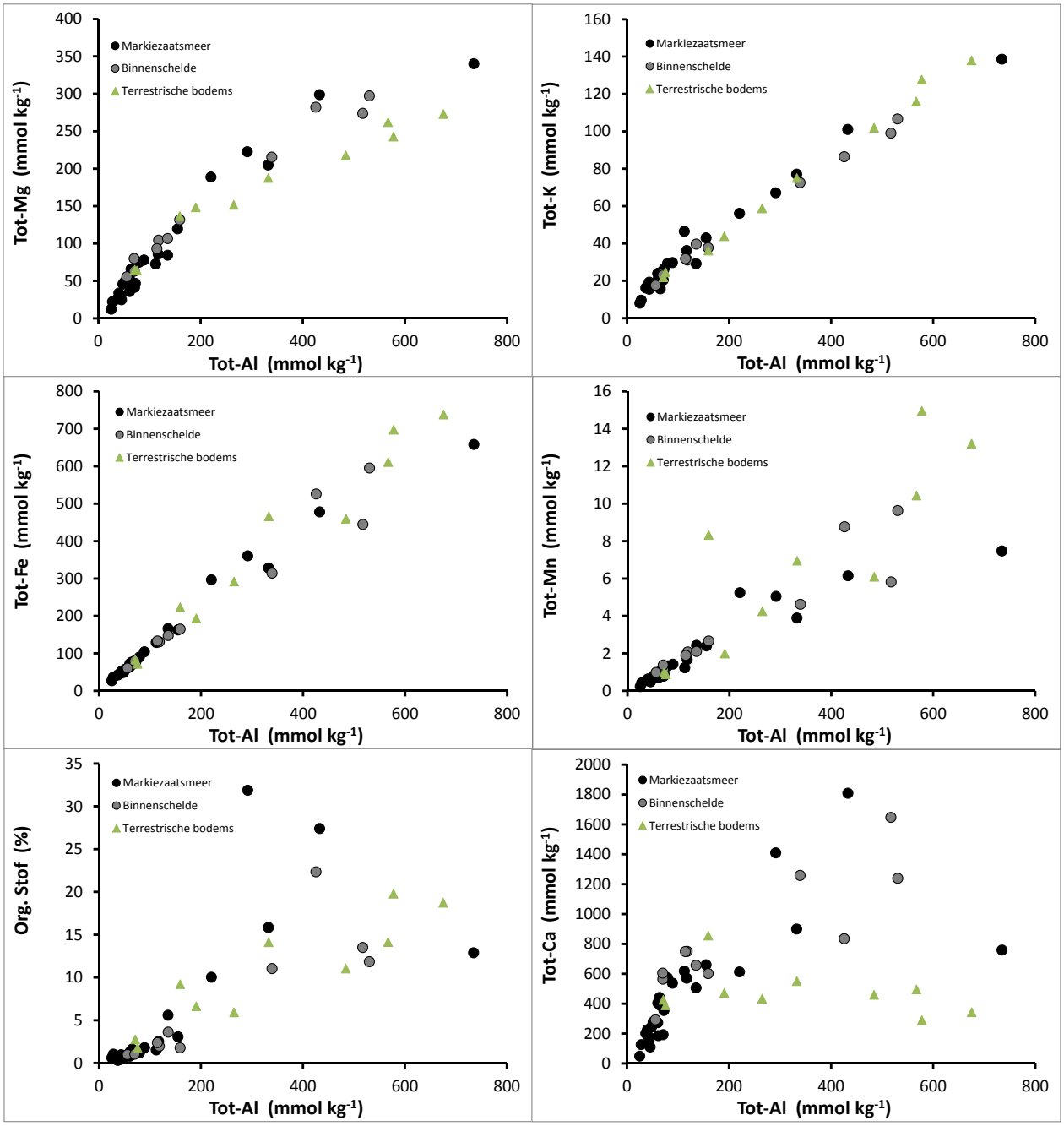
Zowel in de Binnenschelde als het Markiezaatsmeer is de zandige onderwaterbodem overwegend behoorlijk arm aan fosfor en organisch materiaal. In de bovenste laag van de bodem was het totaal P-gehalte vrijwel nergens hoger dan 8 mmol kg^{-1} (250 mg kg^{-1} ds) en het percentage organisch stof was vrijwel overal lager dan 2% (figuur 5). Dit sluit aan op de resultaten van een eerder bodemonderzoek van B-Ware (Smolders & Poelen 2009) en een eerder onderzoek van Grontmij (Lathouwers 2010). In het noordwesten van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer zijn de P-gehaltes en het percentage organisch materiaal echter veel hoger. Dit zijn de diepere locaties met een waterdiepte van meer dan 2,5 m. Vermoedelijk hoopt op deze diepere plekken slib op met als gevolg een toename van de concentratie organisch materiaal in de bodem.

In zowel de onderwaterbodems als de bemonsterde terrestrische bodems is de totaal-aluminiumconcentratie (tot-Al) van de bodems sterk gecorreleerd met de totaal-kaliumconcentratie (tot-K) en de totaal-magnesium (tot-Mg) concentratie (figuur 6). In lutum en leem(silt)deeltjes komen aluminium, kalium en magnesium in een vaste verhouding voor. Dit is vermoedelijk de verklaring voor deze zeer sterke correlatie. Uit eerder onderzoek (database onderzoekcentrum B-WARE) is gebleken dat de concentraties van deze elementen in de destructieanalyse dan ook een goede maat zijn voor de concentratie (verweerbare) lutum(leem)deeltjes in de zandige onderwaterbodems. In het geval van de Binnenschelde vonden Smolders en Poelen (2009) een sterk verband tussen de siltfractie (deeltjes kleiner dan 63 µm) van de bodem en de concentraties tot-Al en tot-Mg. Verder is de totaal-ijzer (tot-Fe) (en ook de totaal-Mangaan (tot-Mn) concentratie van de bodems ook sterk gecorreleerd met de tot-Al concentratie. Dit betekent dus dat de ijzerrijkdom van de bodems samenhangt met de concentratie fijne bodemdeeltjes (silt). Ook het organische stofgehalte en de totaal-calcium (tot-Ca)concentratie neemt toe naarmate de tot-Al concentratie van de bodem toeneemt. De correlaties tussen organisch stof en tot-Ca met tot-Al zijn tot een tot-Al concentratie van 100 mmol kg^{-1} redelijk strak maar worden bij een hogere tot-Al veel minder sterk. Voor de terrestrische bodems blijft de tot-Ca concentratie relatief laag boven een tot-Al concentratie van 100 mmol kg^{-1}. Het is denkbaar dat de terrestrische bodems van origine ook rijker zijn geweest aan calcium maar dat deze in de loop der tijd zijn ontkalkt.

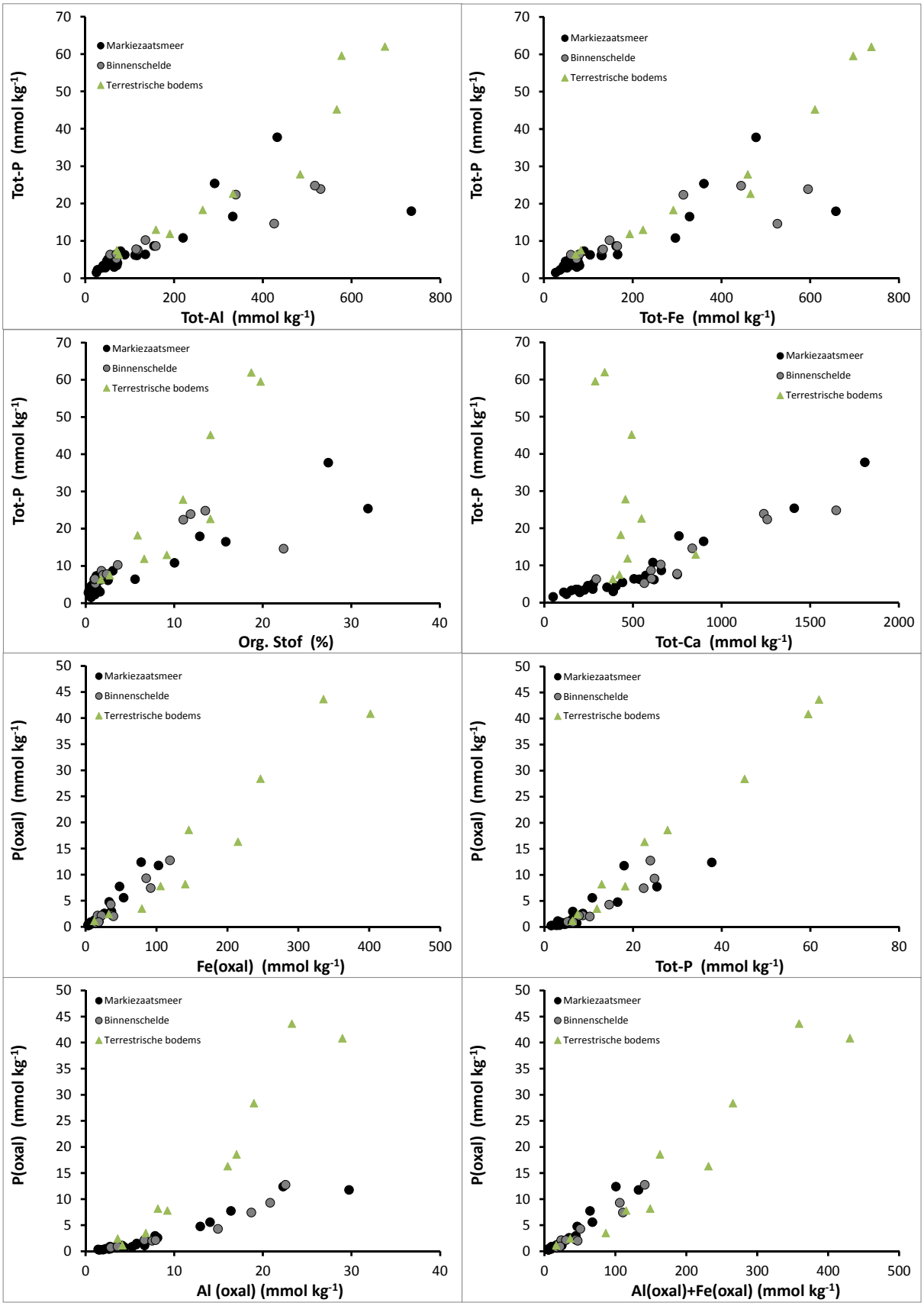
In figuur 7 worden de correlaties gegeven tussen verschillende bodemchemische parameters en de totaal-P (tot-P) concentraties van de bodem. De tot-P concentratie is van belang omdat dit de 'pool' is waaruit fosfor potentieel mobiel kan worden. Alleen mobiel fosfor (fosfor opgelost in het poriewater van de bodem) kan theoretisch in de waterlaag terecht komen en voor een belasting van het watersysteem zorgen. De tot-P concentraties van de bodems laten een verband zien met de tot-Al, tot-Fe, tot-Ca en het organische stofgehalte van de bodem. Naarmate het gehalte van deze elementen toeneemt neemt ook het fosforgehalte van de bodem toe. Voor de onderwaterbodems wordt het sterkste (meeste strakke) verband gevonden tussen de tot-P concentratie van de bodem en de tot-Ca concentratie van de bodem. De zandbodems van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde zijn kalkrijk. Ter indicatie, een concentratie van 100 mmol kg^{-1} komt overeen met een kalkgehalte van ongeveer 1 %. Een groot deel van het fosfor dat in de onderwaterbodems aanwezig is, is dus mogelijk aanwezig in de vorm calciumfosfaat. Aan calcium gebonden fosfor is niet gevoelig voor veranderingen als gevolg van redoxprocessen en zal niet door P-mobilisatie vrijkomen. Het komt alleen vrij bij een verzuring van de bodem. Dit laatste is waarschijnlijk de reden van het niet aanwezig zijn van een verband tussen de tot-P en de tot-Ca concentratie in de terrestrische bodems.

De gevonden correlaties tussen de bodemparameters kunnen worden verklaard doordat op de verschillend locaties in het Markiezaatsmeer verschillende hoeveelheden fijn materiaal aanwezig zijn

in de toplaag. Naarmate er relatief meer fijn materiaal is afgezet (aanwezig is) is de siltfractie (tot-Al, tot-Mg, tot-K en tot-Fe) concentratie van de bodem hoger en is ook het organisch stofgehalte van de bodem en het kalkgehalte (tot-Ca) en de fosfor(tot-P)concentratie van de bodem hoger. Met name In de diepere delen van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde wordt veel fijn materiaal afgezet (figuur 5).



Figuur 6. *Correlaties tussen verschillende bodemparameters. Het gaat om totaalconcentraties uitgedrukt in mmol per kilogram droge bodem.*



Figuur 7. *Correlaties tussen verschillende bodemparameters. Het gaat om totaalconcentraties uitgedrukt in mmol per kilogram droge bodem.*

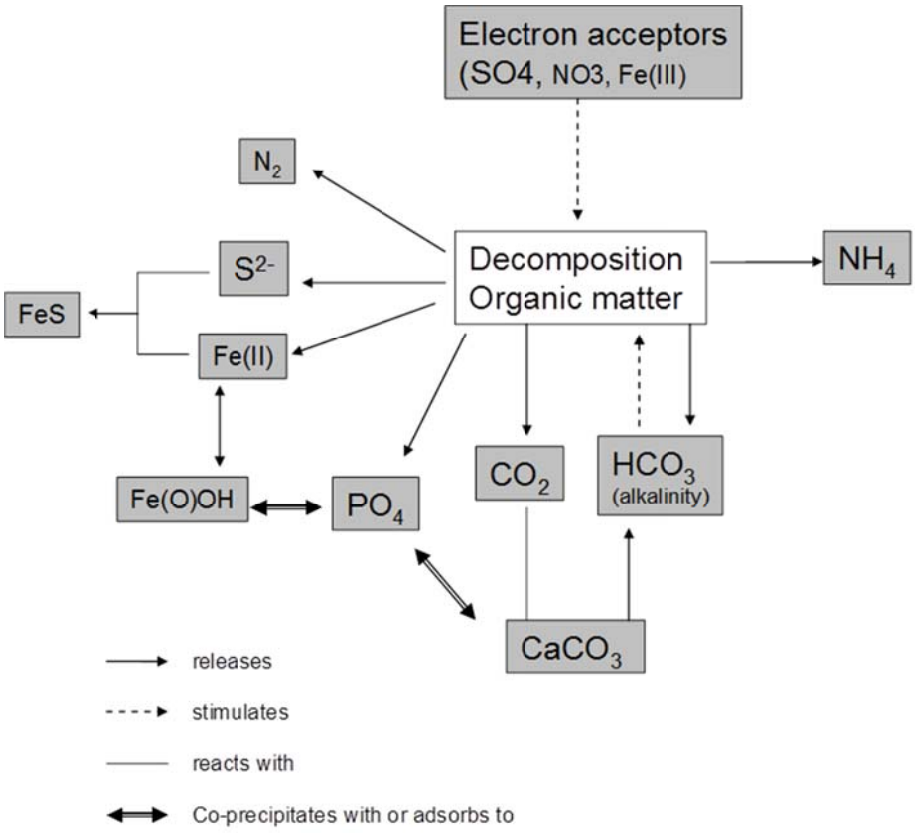
Voor de bodems zijn ook oxalaat extracten uitgevoerd. Met een oxalaat-extract worden de amorfe ijzer- en aluminiumhydroxides opgelost (respectievelijk Al(oxal) en Fe(oxal) en het hieraan geadsorbeerde fosfor (P(oxal). In principe is dit de hoeveelheid P die vrij kan komen door desorptie. De P(oxal) concentratie laat een verband zien met de totaal-P concentratie (figuur 7). Er kan overigens niet helemaal worden uitgesloten dat in het oxalaatextract ook een deel van het aan calciumgebonden P is vrijgemaakt. De(Poxal) concentratie bedraagt gemiddeld ongeveer 25% van de tot-P concentratie. De P(oxal) concentratie is gecorreleerd met de Fe(oxal) en de Fe(oxal) + Al(oxal) concentratie. Voor de onderwaterbodems is de P(oxal) concentratie het sterkste gecorreleerd met de Al(oxal) concentratie. Voor de terrestrische bodems is een relatief groter deel van de tot-P concentratie beschikbaar als P(oxal) (figuur 7). Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat deze bodems zijn verzuurd waardoor calciumgebonden fosfor is vrijgekomen. Dit vrijgekomen fosfor is in de terrestrische bodems nu op een andere wijze gebonden. Naar het zich laat aanzien aan amorfe ijzer(hydr)oxides Fe(oxal).

Rol van zwavel en ijzer bij afbraak van reactief organisch materiaal

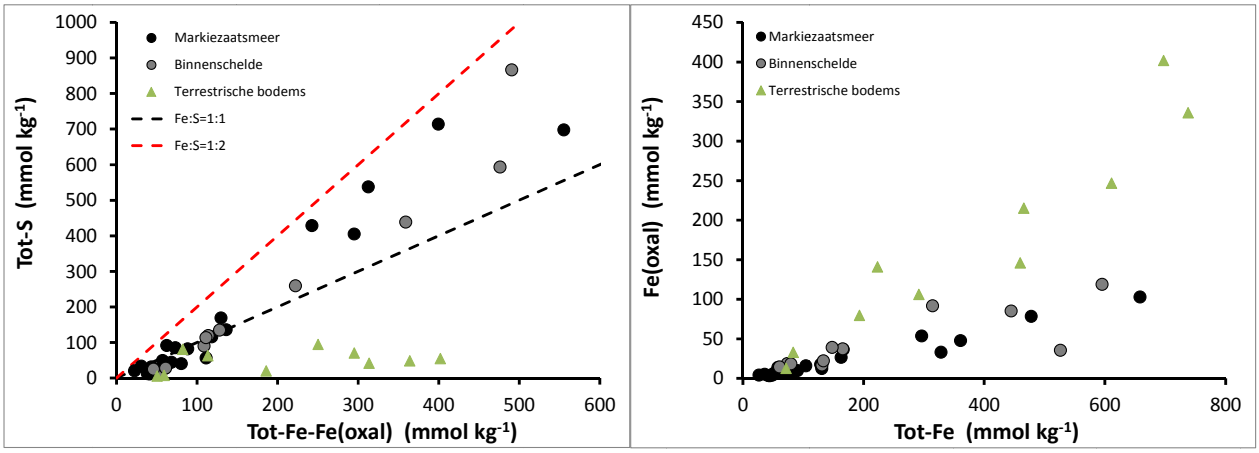
Zowel het Markiezaatsmeer als de Binnenschelde zijn (voormalig) brakke systemen. Dit betekent niet alleen dat het oppervlaktewater en poriewater (relatief) rijk zijn aan chloride en natrium maar ook rijk zijn aan sulfaat (tabellen 2 en 3). De sulfaatrijkdom van het oppervlaktewater heeft gevolgen voor de manier waarop in de onderwaterbodem reactief organisch materiaal wordt afgebroken. Bij de input van reactief organisch materiaal (dode planten en dode algen) zal in eerste instantie driewaardige ijzer, dat slecht oplosbaar is en aanwezig is als ijzer(III)(hydr)oxides) onder anaerobe omstandigheden in de onderwaterbodem worden gereduceerd tot het goed oplosbare Fe^{2+}. Geoxideerd driewaardig ijzer functioneert hierbij (bij de afwezigheid van zuurstof) als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal (figuur 8). Sulfaat kan echter onder anaerobe omstandigheden ook als alternatieve elektronenacceptor dienen voor de afbraak van organisch materiaal (figuur 8). Hoewel driewaardig ijzer in principe energetisch een veel gunstigere elektronenacceptor is dan sulfaat, is de bodem op microschaal vaak heterogeen waardoor er in de bodems niches aanwezig zullen zijn waar de beschikbaarheid van driewaardig ijzer laag is en er dus toch sulfaatreductie zal plaatsvinden. Bovendien neemt de beschikbaarheid van geoxideerd ijzer in de loop van de tijd af waardoor uiteindelijk sulfaatreductie het dominante proces wordt voor de afbraak van organisch materiaal.

Bij de reductie van sulfaat komt sulfide vrij dat neerslaat met het opgelost tweewaardig ijzer (figuur 8). Op deze wijze wordt de ijzerconcentratie van het poriewater verlaagd hetgeen invloed kan hebben op de nalevering van fosfor naar de waterlaag (zie hieronder). Omdat het sulfide aan ijzer bindt kan het als gereduceerd zwavel ophopen in de onderwaterwaterbodem (als ijzersulfide (FeS) of pyriet (FeS_2)). In de bodems van zowel het Markiezaatsmeer als de Binnenschelde is de totaal-zwavel (totaal-S) concentratie sterk gecorreleerd met de totaal-Fe concentratie. Wanneer we corrigeren voor de concentratie oxalaatextraheerbaar ijzer (deze is in ieder geval nog niet vastgelegd aan gereduceerd zwavel), dan zien we dat de totaal-zwavelconcentratie voor de ijzerrijkere bodems gemiddeld 1 tot 2 maal hoger is dan de ijzerconcentratie (figuur 9). Dit komt overeen met het beeld dat zwavel accumuleert als FeS of FeS_2, en is dus een indicatie dat er inderdaad sulfaatreductie optreedt. Voor de terrestrische bodems blijft de tot-S concentratie laag bij een toenemend ijzergehalte van de bodem. Ook is bij de terrestrische bodems de Fe(oxal) concentratie hoger bij een

vergelijkbare tot-Fe concentratie. Voor de terrestrische bodems geldt dat ze alleen nog bij zeer hoge (oppervlakte)waterstanden kunnen worden blootgesteld aan gereduceerde condities waarbij sulfaatreductie kan plaatsvinden. Hierdoor is een groter deel van het ijzer beschikbaar als amorf ijzer en is er ook geen sprake meer van ophoping van gereduceerd zwavel. Gereduceerd zwavel dat in het verleden onder invloed van zout water is geaccumuleerd in deze bodems is door oxidatie verdwenen. Oxidatie van gereduceerde bodems is een zuurvormend proces (Smolders e.a., 2006) waarbij waarschijnlijk ook kalk is opgelost en verdwenen.

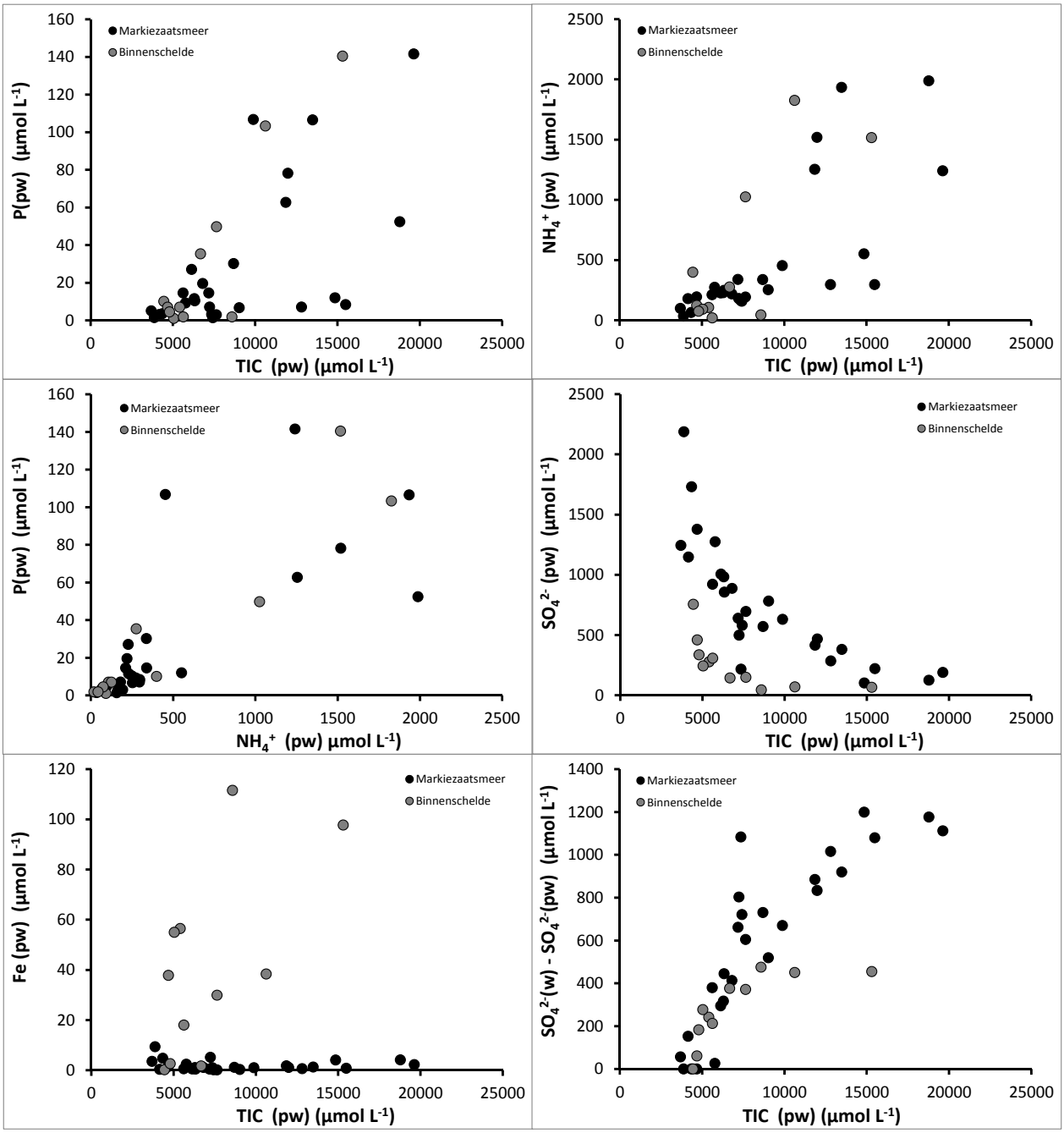


***Figuur 8**. Schematische weergave van de processen die betrokken zijn bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal (naar van der Heide e.a. 2010).*

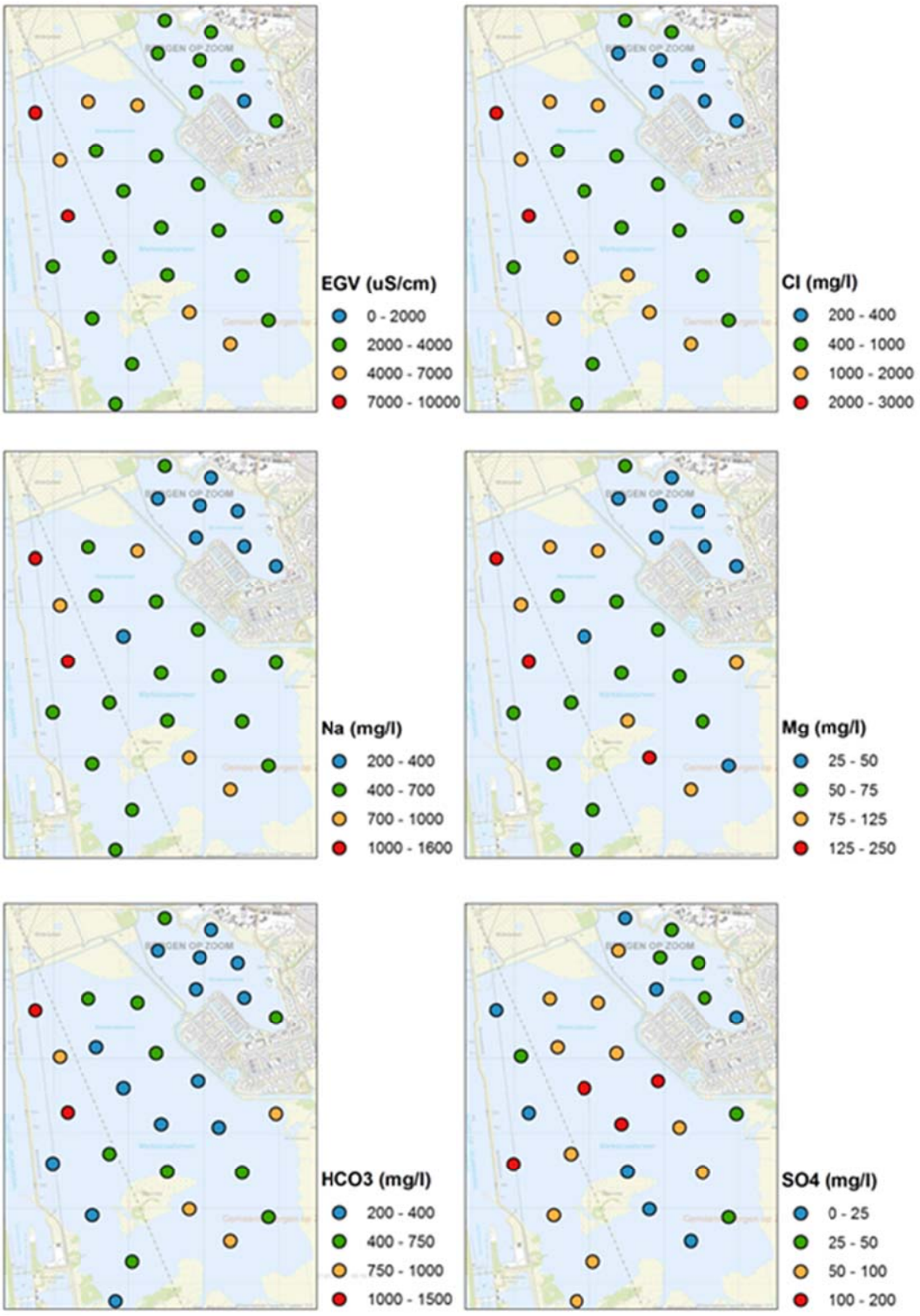


***Figuur 9.** Correlaties tussen verschillende bodemparameters. Het gaat om totaalconcentraties uitgedrukt in mmol per kilogram droge bodem.*

In de onderwaterbodems wordt organisch materiaal (met name reactief organisch materiaal, zoals resten van dode planten en dode algen) afgebroken onder zuurstofloze condities. Hierbij komt niet alleen Fe^{2+} en/of sulfide vrij maar ook anorganisch koolstof in de vorm van kooldioxide en bicarbonaat (samen TIC genoemd, 'total inorganic carbon'). Daarnaast komen ook fosfor en stikstof (in de vorm van ammonium) vrij. In de onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde nemen de fosforconcentratie en de ammoniumconcentratie van het poriewater toe naarmate de TIC concentratie toeneemt (figuur 10). Dit laat zien dat de beschikbaarheid van fosfor en ammonium in de onderwaterbodem in ieder geval deels wordt bepaald door de mate waarin er afbraak plaatsvindt van reactief organisch materiaal (zie figuur 8).



Figuur 10. *Correlaties tussen verschillende poriewaterparameters. Het gaat om concentraties uitgedrukt in µmol per liter poriewater.*



Figuur 11. *EGV, chloride-, natrium-, magnesium-, bicarbonaat- en sulfaatconcentraties in het bodemvocht van de eerste 10 cm van de zandige onderwaterbodem in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in maart 2015.*

Dat de afbraak van organisch materiaal (mede) wordt gestuurd door sulfaatreductie in de onderwaterbodems blijkt uit het feit dat de sulfaatconcentratie in het poriewater van de onderwaterbodems lager is dan in het oppervlaktewater (de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater bedraagt 1300 µmol L^{-1} voor het Markiezaatsmeer en 520 µmol L^{-t} voor de

Binnenschelde). De sulfaatconcentratie in het poriewater vertoont een omgekeerd verband met de TIC concentratie (figuur 10). Wanneer we de concentratie die wordt gemeten in de waterlaag verlagen met de concentratie die we meten in het poriewater dan ontstaan een positief verband (figuur 10). Dit verband laat zien dat de TIC concentratie toeneemt naarmate er meer sulfaat wordt gereduceerd. Ook dit is een indicatie dat sulfaatreductie een belangrijke rol speelt bij de afbraak van reactief organisch materiaal. In het Markiezaatsmeer zijn de sulfaatconcentraties in het bodemvocht het laagste op de diepere locaties met veel slib (figuur 11). Dit komt mogelijk doordat op deze locaties meer reactief organisch materiaal aanwezig is.

We zien ten slotte dat tenminste twee locaties in de Binnenschelde afwijken van deze relatie. Dit laat zien dat er mogelijk ook nog andere elektronenacceptoren bij de anaerobe afbraak betrokken zijn. In de onderwaterbodems van de Binnenschelde wordt ook opgelost ijzer (Fe(pw)) gemeten in het poriewater en deze concentratie laat ook een positief verband zien met de TIC concentratie (figuur 10). Dit laat zien dat in de Binnenschelde in ieder geval ook ijzerreductie plaatsvindt. Mogelijk is dit verschil tussen het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde veroorzaakt door de lagere sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater en het poriewater in de Binnenschelde dan in het Markiezaatsmeer. Hiermee samenhangend wordt er in het Markiezaatsmeer waarschijnlijk meer sulfide geproduceerd dan dat er Fe^{2+} wordt geproduceerd door ijzerreductie, waardoor er geen ijzer wordt teruggemeten in het poriewater.

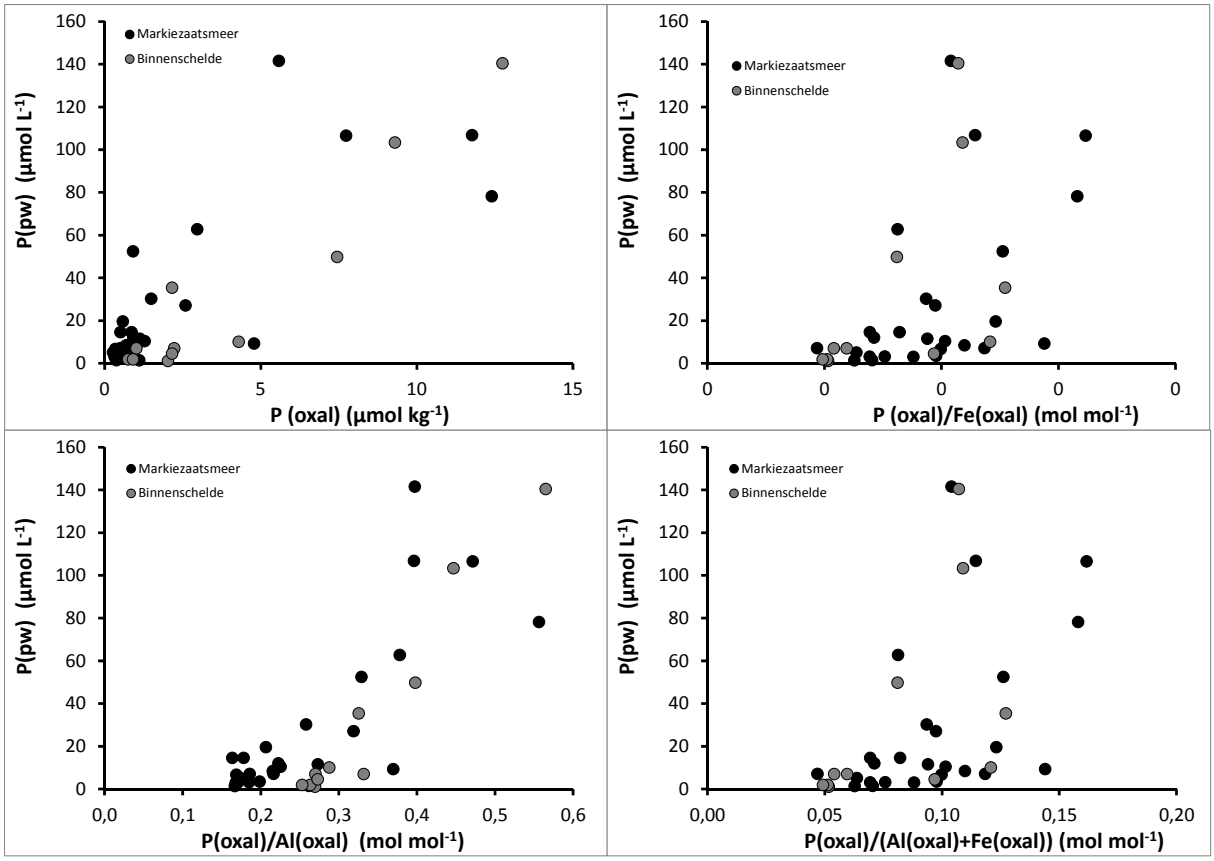
Hoewel de chlorideconcentraties in het bodemvocht op de meeste locaties in evenwicht zijn met het oppervlaktewater, zijn de concentraties in het bodemvocht op enkele locaties veel hoger dan in het oppervlaktewater. Uit figuur 11 blijkt dat vooral ook de diepere locaties in het noordwesten van het Markiezaatsmeer afwijken: de geleidbaarheid en chlorideconcentraties in het bodemvocht zijn hier opvallend hoog. Ditzelfde werd ook waargenomen voor natrium en magnesium. Mogelijk is er hier sprake van brakke kwel. Het kan hier echter ook gaan om brak grondwater dat ligt ingesloten in de onderwaterbodem en op deze diepere locatie dichter nabij het grensvlak van de waterlaag/ onderwaterbodem ligt.

Effecten van afbraakprocessen op de P-concentraties in het bodemvocht

De fosfaatconcentratie van het poriewater correleert met de TIC concentratie (een maat voor de afbraak van reactief organisch stof in de bodem), maar er zijn ook een aantal bodems waarvoor de P(pw) concentratie laag is terwijl de TIC concentratie hoog is (figuur 10). Een deel van het fosfor dat vrijkomt bij de afbraak van reactief organisch stof zal in deze bodems door adsorptie worden gebonden in de bodem. Uit figuur 12 blijkt dat er een relatief sterke correlatie bestaat tussen de P(oxal)/Al(oxal) ratio van de bodem en de P(pw) concentratie. Dit suggereert sterk dat amorfe aluminium(hydr)oxides de beschikbaarheid van P in de onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde mede bepalen. Naarmate de aluminium(hydr)oxides meer zijn bezet met fosfor (hogere P(oxal)/Al(oxal)ratio) kunnen deze minder fosfaat vasthouden en neemt de concentratie in het poriewater toe.

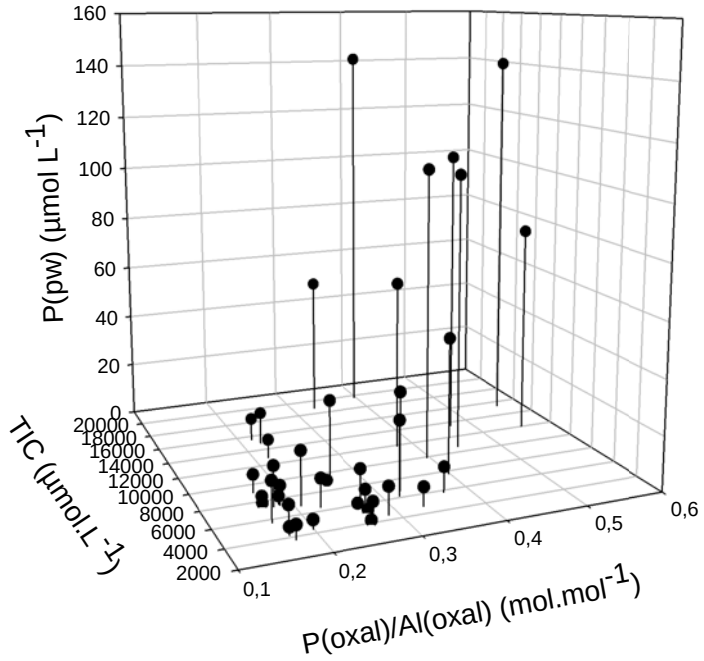
De fosfor concentratie wordt dus niet alleen beïnvloed door de mate waarin er afbraak plaatsvindt van organisch materiaal maar ook door de mate waarin het P dat vrijkomt bij de afbraak wordt gebonden in de bodem. In figuur 13 wordt een 3D plot gegeven waarin de P(pw) concentratie wordt uitgezet tegen zowel de P(oxal)/Al(oxal) ratio van de bodems als de TIC concentratie van het poriewater. Hieruit blijkt dat een verhoogde afbraak in bodems met een lage P(oxal)/Al(oxal) ratio in

veel mindere mate leidt tot een toename van de P(pw) concentratie dan in bodems met een hoge P(oxal)/Al(oxal) ratio. Daarnaast is de P(oxal)/Al(oxal) ratio ook hoger voor de bodems waarin meer (anaerobe) afbraak plaatsvindt en waarin dus meer P vrijkomt door afbraak.

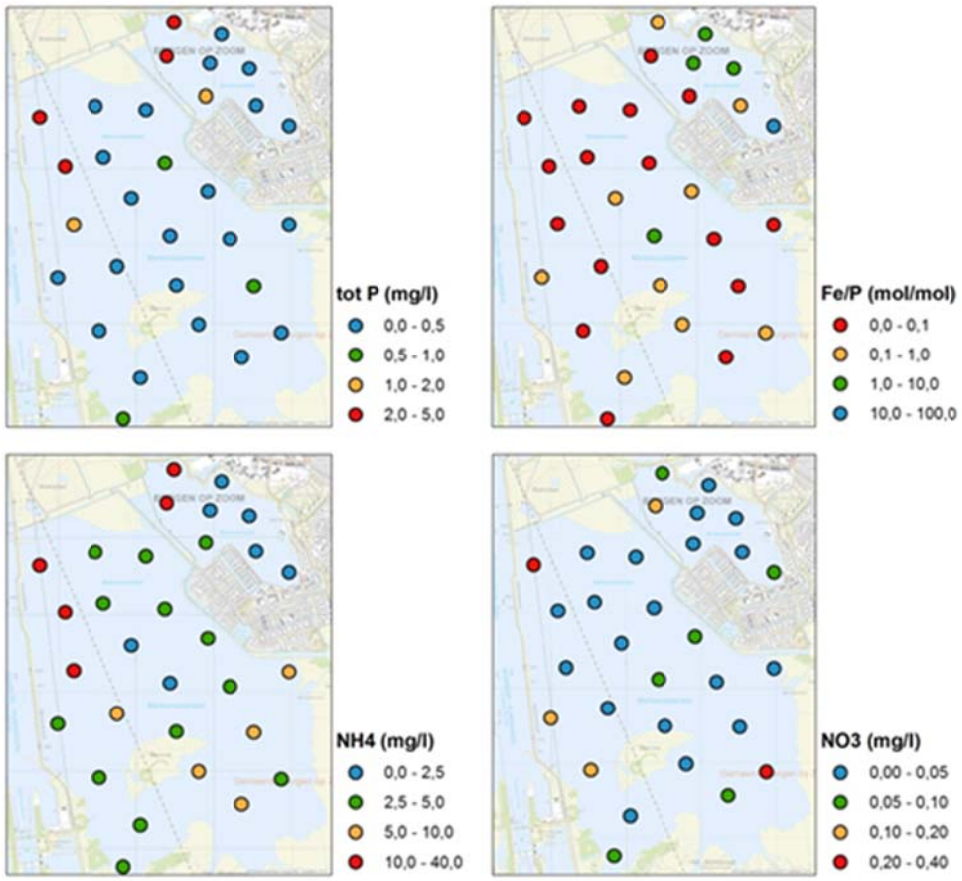


Figuur 12. *P in het poriewater P(pw) uitgezet tegen de oxalaatextraheerbare P concentraties en P/Fe en P/Al ratio's.*

Figuur 14 laat de ruimtelijke patronen zien van de fosfor- en de ammoniumconcentraties in de onderwaterbodems. We zien dat in de noordwesthoek van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde, de locaties waar het meeste slib accumuleert, en waarschijnlijk ook het meeste afbraak van organisch materiaal plaatsvindt, de fosfor- en ammoniumconcentraties het hoogste zijn.



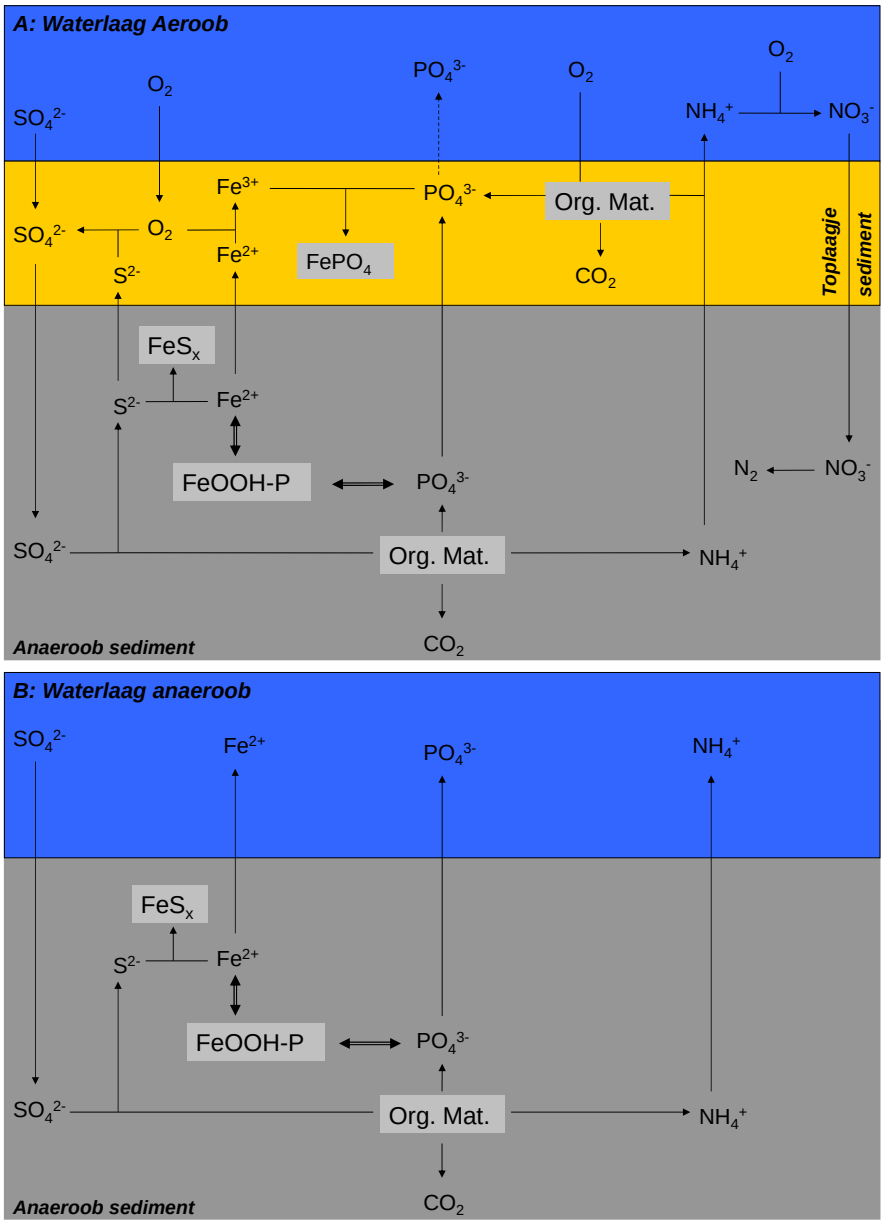
Figuur 13. *3D plot waarin de P concentratie in het poriewater is uitgezet tegen zowel de P(oxal)/Al(oxal) ratio van de bodem als de TIC concentratie van het poriewater.*



Figuur 14. *Concentratie totaal P, ammonium en nitraat (mg/l) en de Fe/P-ratio in het bodemvocht van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer in maart 2015.*

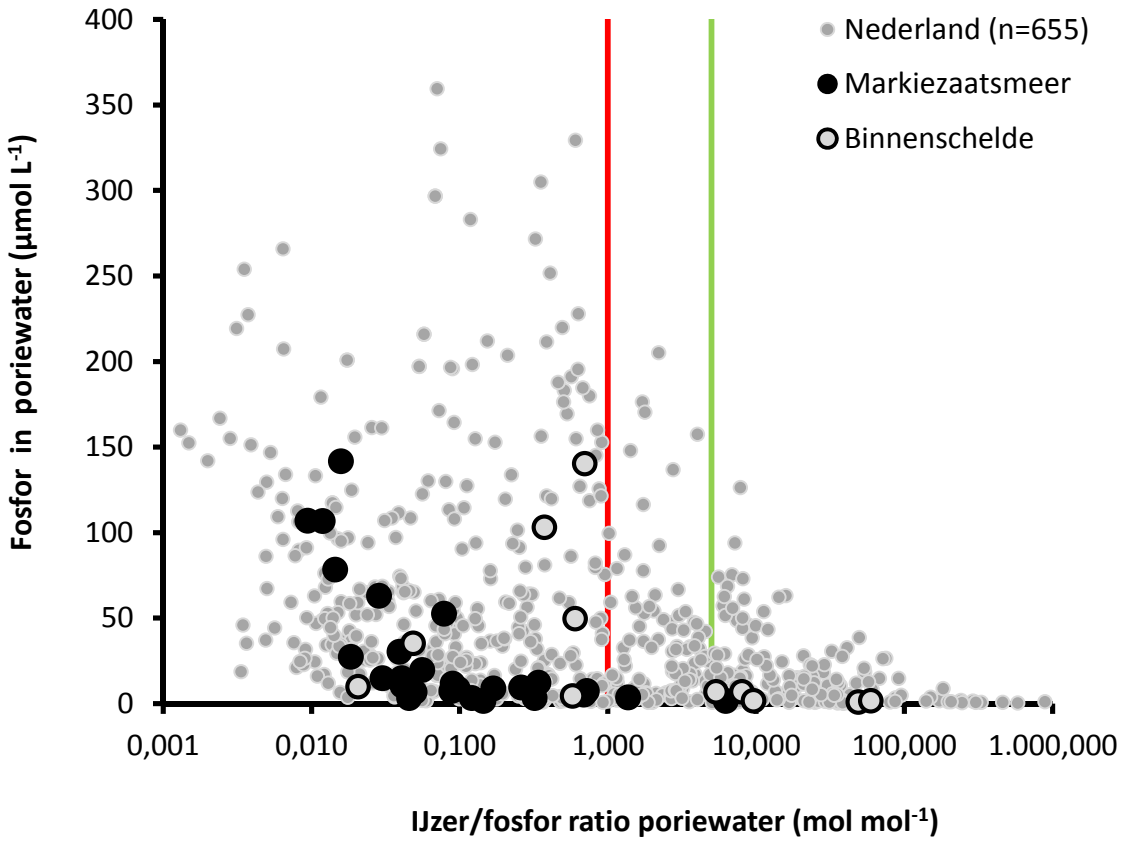
Nalevering van P naar de waterlaag

Voor de effecten van de P-rijkdom van de onderwaterbodems op de waterkwaliteit is vooral de nalevering van P naar de waterlaag van belang. De fosfaatnalevering (via diffusie) uit sedimenten wordt sterk bepaald door de ijzer/fosfor (Fe/P) ratio van het poriewater (Smolders e.a., 2012, 2013). Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het opgeloste gereduceerde ijzer geoxideerd kan worden, waardoor fosfaat wordt gebonden aan ijzer(hydr)oxides en/of ijzer en fosfaat gezamenlijk in de toplaag neerslaan als $FePO_4$ (figuur 15). Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is (>>1) en zolang de waterlaag aeroob (zuurstofhoudend) is (Van Diggelen e.a., 2014).



Figuur 15. *Interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in wateren met een zuurstofhoudende waterlaag (A) en wateren met een zuurstofarme waterlaag (B). In oranje is het geoxideerde toplaagje van de onderwaterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeters dik.*

In figuur 16 is de fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de Fe/P ratio van het poriewater. De P-nalevering zal hoger zijn naarmate de Fe/P ratio lager is en de P concentratie van het poriewater hoger is. Onder een bepaalde Fe/P verhouding zal deze vrijwel geen invloed meer hebben op de nalevering, omdat het ijzer dan in verhouding nog maar weinig P kan binden op de overgang naar de aerobe waterlaag. Smolders e.a. (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 mol/mol (de groene lijn in figuur 16). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt echter zeer sterk toe te nemen wanneer de Fe/P ratio in het bodemvocht lager wordt dan 1 mol/mol (Smolders e.a., 2001; Geurts e.a. 2010).

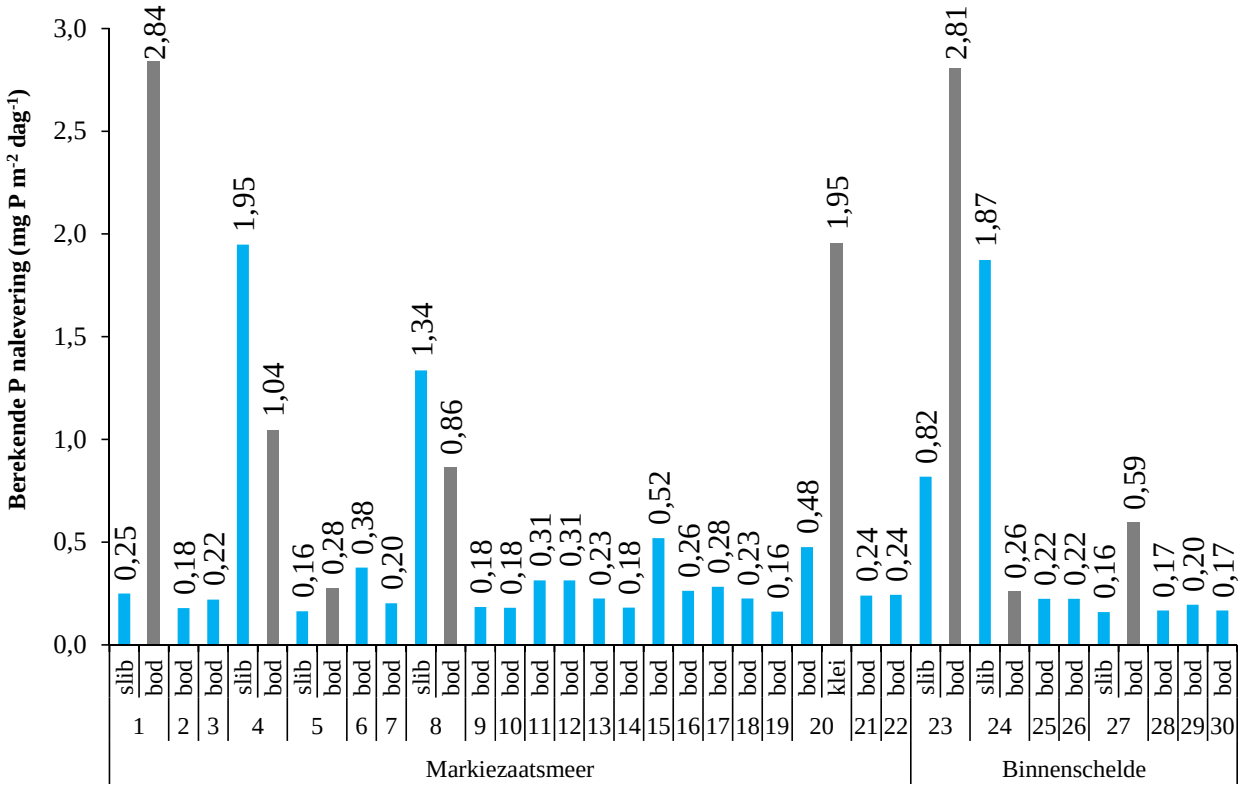


Figuur 16 *Fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een aantal onderwaterbodems uit Nederland. De locaties voor de slibbodems en de vaste onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde worden apart weergeven.*

Voor de onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer zien we dat de Fe/P ratio van het poriewater voor 25 van de 27 onderzochte bodems lager is dan 1 mol/mol (tabel 2). Voor 1 bodem ligt de waarde net boven de 1 mol/mol en voor 1 bodem is deze groter dan 5 mol/mol. Voor de Binnenschelde is de Fe/P ratio van het poriewater voor 6 van de 11 onderwaterbodems kleiner dan 1 mol/mol. Voor de overige vijf bodems is de ratio (veel) hoger dan 5 mol/mol. De gemeten P concentraties in het poriewater variëren sterk en liggen tussen de 1 en 130 µmol L^{-1}. We kunnen dus concluderen dat er voor groot deel van de bodems van het Markiezaatsmeer en voor een deel van de bodems van de Binnenschelde geldt dat er in potentie P-nalevering naar de waterlaag mogelijk is, gelet op de ongunstige verhouding tussen ijzer en fosfor in het poriewater.

De grootte van de P-nalevering is sterk afhankelijk van de P concentratie in het poriewater. In het kader van het KRW innovatieproject *MIND-BAGGERNUT* is voor een groot aantal onderwaterbodems de nalevering door diffusie bepaald uit intacte bodemcores. Aan de hand van het verkregen mathematische verband tussen de P concentratie van het poriewater en de nalevering bij 15 °C (Poelen et al., 2012), hebben we voor de onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde de potentiële nalevering berekend. Hierbij is gebruikt gemaakt van het experimentele verband dat is gevonden tussen de nalevering van fosfor in cilinderexperimenten en de fosforconcentratie in het bodemvocht van de onderwaterbodems gemeten in het veld (Poelen et al., 2012) volgens de formule (waarbij Ppw staat voor de P concentraties in het poriewater in µmol L^{-1}):

$0{,}0006*(Ppw)^2 + 0{,}0105*Ppw + 0{,}1473$.



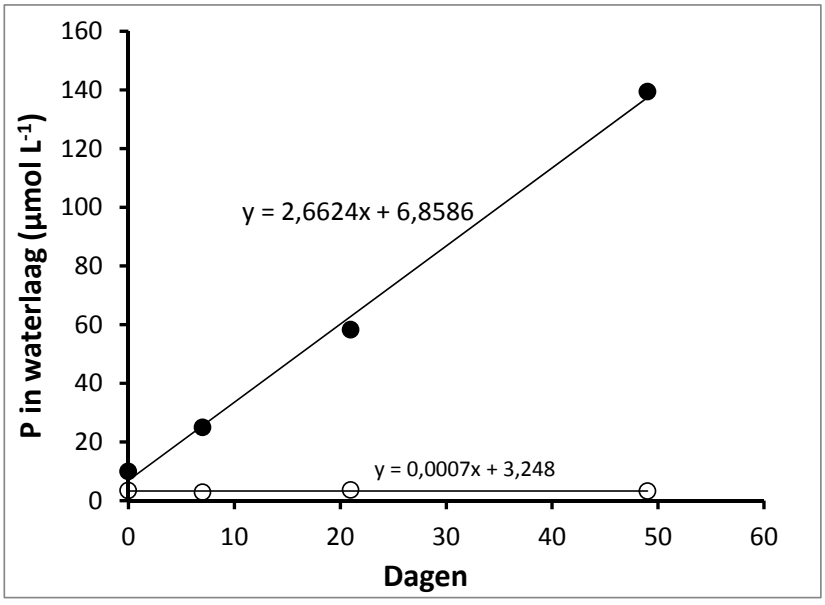
Figuur 17. *Berekende nalevering voor de verschillende locaties van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde volgens de Baggernut formule (Poelen et al., 2012).*

Voor het Markiezaatsmeer bedraagt de gemiddelde berekende nalevering op slibarme locaties 0,27 mg P m^{-2} dag^{-1} voor de monsters die genomen zijn van de toplaag van de bemonsterde locaties (figuur 17). Voor de locaties waar een sliblaag aanwezig was (de diepere delen van het meer; n=5) bedraagt de berekende nalevering voor de dieper liggende bodem 1,4 mg P m^{-2} dag^{-1} en voor de sliblaag zelf 0,84 mg P m^{-2} dag^{-1}. Voor de Binnenschelde bedraagt de gemiddelde berekende nalevering op slibarme locaties 0,20 mg P m^{-2} dag^{-1} voor de monsters die genomen zijn van de toplaag van de bemonsterde locaties. Voor de locaties waar wel een sliblaag aanwezig was (de diepere delen van het meer; n=3) bedraagt de berekende nalevering voor de dieper liggende bodem 1,2 mg P m^{-2} dag^{-1} en voor de sliblaag zelf 1,0 mg P m^{-2} dag^{-1}. Onder zuurstofloze omstandigheden kan de nalevering hoger liggen. Er is overigens ook sprake van een temperatuurseffect, in de winter

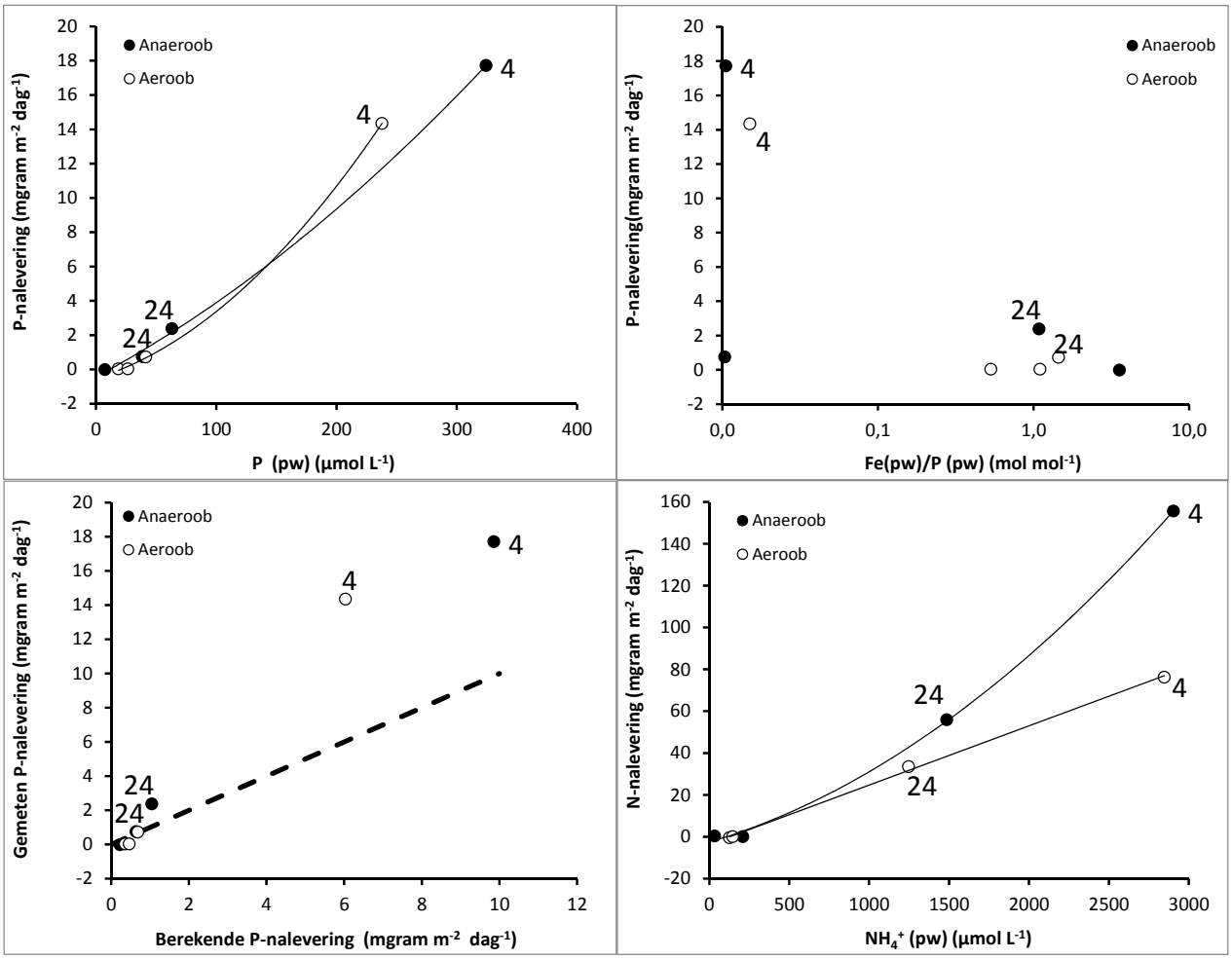
bedraagt de experimentele nalevering maar de helft van de nalevering die gevonden wordt bij 15 ^{o}C en bij 25 ^{o}C is deze bijna 1,6 maal hoger (Poelen et al., 2012).

Er dient wel opgemerkt te worden dat de uitkomsten voor een aantal bodems, gelet op de Fe/P ratio (>1 mol/mol), op grond van deze formule als onzeker moeten worden getypeerd (Poelen et al., 2012). Daarnaast zijn de bodem begin maart verzameld, terwijl bekend is dat de hoeveelheid reactief organisch materiaal van bijvoorbeeld dode algen (die via afbraakprocessen in belangrijke mate de P beschikbaarheid bepaald) in de (na)zomer een stuk hoger is. Om de nalevering van de onderwaterbodems met meer zekerheid te kunnen inschatten zijn dan ook voor een viertal locaties naleveringsproeven uitgevoerd met materiaal dat aan het einde van het zomerseizoen (24 augustus 2015) is verzameld, waarbij de nalevering zowel onder zowel zuurstofrijke als zuurstofarme condities is bepaald. Hierbij is voor het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde steeds één slibrijke locatie bemonsterd waar op grond van de bemonstering in maart 2015 een hoge nalevering zou kunnen worden verwacht en één slibarme locatie waar op grond van de bemonstering in maart 2015 een lage nalevering zou kunnen worden verwacht. In het Markiezaatsmeer ging het hierbij om de locaties 4 (hoge nalevering verwacht) en 9 (lage nalevering verwacht) en in de Binnenschelde om de locaties 24 (hoge nalevering verwacht) en 28 (lage nalevering verwacht).

Het verloop van de fosfaatconcentratie in de waterlaag boven de intacte bodemkolom lieten mooie lineaire verbanden zien (figuur 18). Uit de toename van de fosforconcentraties in de waterlaag konden dan ook betrouwbare P-naleveringssnelheden worden berekend.



Figuur 18. *Verloop van de fosforconcentratie in de waterlaag voor twee kolommen uit het naleveringsexperiment.*



Figuur 19. *De gemeten P-nalevering en N-nalevering in de kolommen uitgezet tegen de gemeten poriewatereigenschappen, en de aan de hand van de P(pw) concentraties in de kolommen berekende P-nalevering.*

In figuur 19 worden de resultaten van het naleveringsexperiment gegeven. De nalevering van fosfor en stikstof naar de waterlaag was sterk gecorreleerd met respectievelijk de fosfor- en de stikstofconcentratie in het poriewater van de verzamelde kolommen. Alleen voor stikstof werd een duidelijk verschil gemeten tussen de anaerobe en de aerobe nalevering. In de anaerobe behandeling was de netto nalevering van stikstof lager dan in de aerobe behandeling. Dit komt omdat in de aerobe waterlaag ammonium, dat uit het poriewater diffundeert naar de waterlaag, wordt geoxideerd tot nitraat. Het nitraat wordt vervolgens in de onderwaterbodem gereduceerd tot stikstofgas waardoor er ook een verlies van stikstof optreedt. Netto is hierdoor de gemeten nalevering van stikstof lager wanneer de waterlaag zuurstofhoudend is. De nalevering van fosfor wordt niet significant beïnvloed door het zuurstofgehalte van de waterlaag. Dit komt omdat de ijzer/P ratio van het poriewater overal relatief laag was. Voor de kolom waar deze ratio wat hoger was (3,6 mol/mol) was de P concentratie in het poriewater laag. Ditzelfde geldt voor één van de locaties waarvoor de Fe/P ratio heel laag was. Hierdoor werd de nalevering naar de waterlaag toe dominant bepaald door fosforconcentratie in het poriewater.

Overigens bleek dat voor de bodems van locatie 4 (Markiezaatsmeer) de gemeten P-nalevering fors hoger was dan op grond van de gemeten P-concentratie in het poriewater van de kolommen verwacht werd op basis van de berekende P-nalevering aan de hand van de baggernutformule (tabel 4). De gemeten P-nalevering in de kolommen van deze locatie zijn ook een stuk hoger dan de berekende naleveringen van maart. Voor een gedeelte zou dit verklaard kunnen worden door de heterogeniteit van onderwaterbodems die op relatief korte afstand behoorlijk veel van elkaar kunnen verschillen, waardoor verschillen kunnen zijn ontstaan in de P nalevering tussen maart en augustus maar ook tussen de aerobe en anaerobe kolommen.

Tabel 4. *Berekende en gemeten P-naleveringen in mg P m^{-2} dag^{-1} voor de onderzochte locaties.*

	Loc.	Veld Maart	Kolom Augustus 2015			
		Aeroob	Aeroob		Anaeroob	
		Berekend	Berekend	Gemeten	Berekend	Gemeten
Binnenschelde	24	1,87	0,69	0,73	1,05	2,38
	28	0,17	0,36	0,03	0,23	-0,01
Markiezaatsmeer	4	1,95	6,04	14,34	9,86	17,71
	9	0,18	0,47	0,03	0,64	0,75

Voor de slibrijke locatie 24 van de Binnenschelde is de P(pw) concentratie in augustus, en hiermee ook de berekende P-nalevering naar de waterlaag, voor zowel de aerobe als de anaerobe kolom lager dan in maart. De gemeten nalevering is voor de aerobe kolom ook lager, maar is voor de anaerobe kolom hoger dan de berekende P-nalevering op basis van de monstername in maart (tabel 4). Voor locatie 28 is de berekende nalevering wel wat hoger in augustus, maar de gemeten nalevering is nihil en lager dan de berekende nalevering voor maart (tabel 4). Voor de Binnenschelde kunnen we op grond van de naleveringssproeven (let op het gaat slechts om twee locaties) concluderen dat onder aerobe omstandigheden (zuurstofhoudende waterlaag) de nalevering voor de meeste locaties waarschijnlijk gelijk (locaties met veel P in poriewater) of lager (locaties met weinig P in poriewater) is dan de nalevering die is berekend voor de in maart bemonsterde bodems. Onder anaerobe condities kan deze voor slibrijke bodems met veel P in het poriewater circa 2 maal hoger zijn dan berekend.

Voor het Markiezaatsmeer was voor locatie 4 de berekende P-nalevering in augustus veel hoger dan in maart. Zoals aangegeven, heeft dit te maken met het feit dat de P concentratie in het poriewater (zowel voor de anaeroob als voor de aeroob behandelde kolom) op deze locatie in augustus veel hoger was dan in maart. Hoewel heterogeniteit van de bodem een rol zal spelen bij de gevonden verschillen, is het toch wel waarschijnlijk dat op locatie 4 de P concentratie in het poriewater in augustus veel hoger was dan in maart. Het gaat hier om een diep deel van de plas waar zich slib verzameld. Gedurende het groeiseizoen wordt veel dode algenbiomassa gevormd in het meer, die mogelijk preferent zal bezinken in de diepere delen van de plas. Verder is het nog eens zo dat de gemeten nalevering gemiddeld nog eens twee maal hoger is dan de voor augustus berekende P-nalevering. Dit betekent dat in ieder geval aan het einde van het groeiseizoen de P-nalevering voor dit deel van de plas veel hoger is dan we berekend hebben op grond van de bemonstering in maart (7 tot 9 maal hoger). De gemeten P-naleveringen van 14,3 mg P m^{-2} dag^{-1} voor de aerobe kolom en 17,7 mg P m^{-2} dag^{-1} voor de anaerobe kolom zijn zeer fors en kunnen mogelijk een significant effect hebben op de P belasting van de waterlaag. Ook voor locatie 9 van het Markiezaatsmeer (lage P

concentratie in het poriewater in maart) is de berekende nalevering voor augustus hoger dan voor maart. We meten hier echter alleen een nalevering van P voor de anaerobe behandeling. Voor de aerobe behandeling is de gemeten P-nalevering zeer laag.

Voor het Markiezaatsmeer kunnen we concluderen dat de P(pw) concentraties en hiermee samenhangend de berekende-P nalevering (veel) hoger zijn in augustus dan in maart. Voor de P rijke locaties is bovendien de gemeten nalevering gemiddeld 2 maal hoger dan de berekende nalevering. Dit betekent dat de bijdrage van de (diepere) P-rijke locaties aan de P belasting van het Markiezaatsmeer significant kan zijn. Voor de onderzochte P armere locatie 9 is de gemeten nalevering laag onder aerobe omstandigheden. Onder anaerobe condities komt deze ongeveer overeen met de berekende nalevering.

Discussie

De resultaten laten zien dat de berekende P-naleveringen vanuit de onderwaterbodems voor de meeste locaties relatief laag zijn. Voor het Markiezaatsmeer is de gemeten nalevering voor de nazomer situatie echter extreem hoog voor de diepere slibrijke locaties, die tevens P rijk zijn. Onder aerobe condities leveren eigenlijk alleen de P rijke locaties na. Deze nalevering van deze P-rijke bodems is zeer waarschijnlijk fors hoger dan we op grond van de bemonstering in maart hebben berekend. Onder anaerobe omstandigheden leveren ook de P armere bodems wat fosfaat na naar de waterlaag.

De P-nalevering is lager voor de Binnenschelde dan voor het Markiezaatsmeer. In de Binnenschelde is de sulfaatconcentratie (520 µmol L^{-1}) van het oppervlaktewater veel lager dan voor het Markiezaatsmeer (1300 µmol L^{-1}). Hierdoor wordt er in het sediment minder sulfide geproduceerd waardoor de ijzerbeschikbaarheid (Fe^{2+}) in het poriewater (Fe(pw) en hiermee samenhangend de Fe(pw)/P(pw) ratio van het poriewater op veel locaties hoger is dan voor het Markiezaatsmeer. Als gevolg hiervan is de P nalevering naar de waterlaag lager (figuur 20). Overigens kunnen algen ook direct stikstof en fosfor uit het sediment opnemen wanneer algen(matten) zich direct ontwikkelen op de onderwaterbodem.

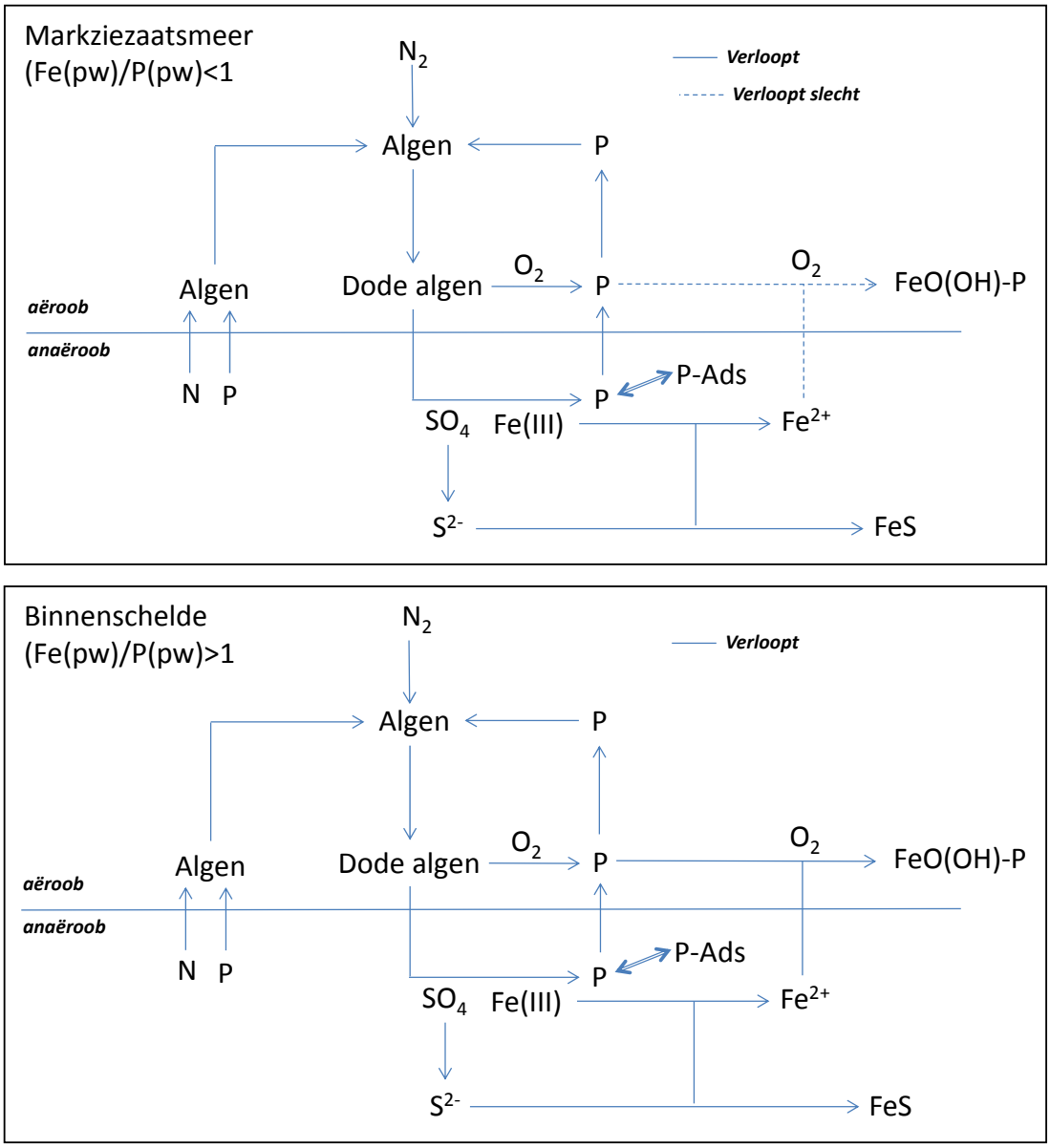
Een ander effect van een afname van de sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater boven zwavelrijke bodems is recent beschreven door van Diggelen e.a. (2014). Oxidatieprocessen in het toplaagje van onderwaterbodems kunnen er voor zorgen dat ijzersulfide wordt geoxideerd waardoor ijzer vrijkomt voor de binding van fosfor. Dit zijn processen die over het algemeen plaatvinden in de bovenste millimeters van de onderwaterbodem, waardoor deze niet te meten zijn door het verzamelen van poriewater. Zwavelrijke bodems die in het onderzoek van van Diggelen e.a. (2014) werden blootgesteld aan een hoge sulfaatbelasting (brak water) bleken netto sulfaat uit de waterlaag vast te leggen terwijl bodems die werden blootgesteld aan een lage sulfaatbelasting (zoet water) netto sulfaat bleken na te leveren (van Diggelen, 2014). De processen die hierbij betrokken zijn worden weergegeven in figuur 21.

Wanneer de waterlaag boven de bodem zuurstofhoudend is zal zuurstof in de toplaag van de bodem reageren met gereduceerde verbindingen. Dit kan Fe^{2+} zijn dat boven in de bodem wordt geoxideerd tot ijzer(III) hydroxide. Wanneer er gereduceerd zwavel in de vorm van sulfide aanwezig is zal zuurstof echter in eerste instantie reageren met sulfide waarbij sulfide wordt geoxideerd tot sulfaat. Hierbij komt tweewaardig ijzer dat aan ijzersulfide gebonden is vrij. Dieper in de bodem waar geen zuurstof doordringt zal sulfaat worden gereduceerd tot sulfide. Bij een dalende sulfaatconcentratie in

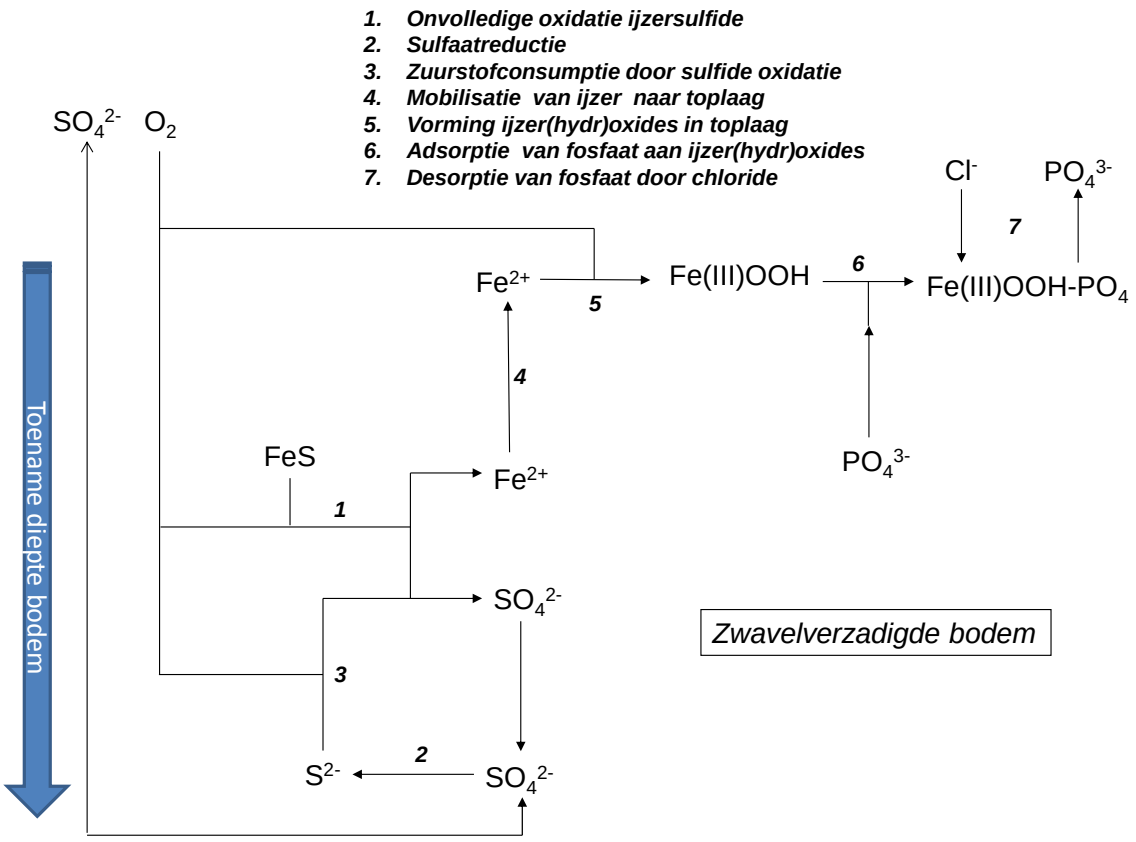
het oppervlaktewater, waarvan sprake is geweest in de Binnenschelde en in minder mate in het Markiezaatsmeer als gevolg van verzoeting, kan in het toplaagje van de onderwaterbodem oxidatie de overhand krijgen over sulfaatreductie waardoor de bodem beter fosfaat vasthoudt. Tevens zal bij afnemende chlorideconcentraties de binding van fosfaat aan ijzer(hydr)oxides verbeteren omdat er minder desorptie plaatsvindt door verdringing van fosfor door chloride.

Daarnaast kan een afname van de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater ook leiden tot een minder snelle anaerobe afbraak van organisch materiaal. Sulfaat is immers een belangrijke alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van reactief organisch materiaal.

Al met al valt te verwachten dat de nalevering van fosfor vanuit de bodems door een verdere verzoeting zal afnemen. Verbrakking, hetgeen wordt overwogen, zal naar verwachting weer leiden tot een toename van de nalevering van fosfor vanuit de onderwaterbodems.



Figuur 20. *Schematische voorstelling van de situatie op de overgang van de bodem naar de waterlaag in het Markiezaatsmeer (boven) en grote delen van de Binnenschelde (onder).*



Figuur 21. *Schematische voorstelling van de interacties zussen zuurstof en het toplaagje van zwavelverzadigde bodems (naar Van Diggelen e.a., 2014).*

Freatische grondwater langs de oevers

In tabel 5 wordt de waterkwaliteit gegeven van het freatische grondwater dat in mei 2015 werd bemonsterd aan de oevers van het Markiezaatsmeer. Het grondwater is bemonsterd in de zandlaag die boven de kleilaag ligt en tussen de 60 en 130 cm dik is . Hieronder ligt een kleilaag die tussen de 1 en de 2 meter dik is. De kleilaag ligt weer op een veenlaag. Het freatische grondwater boven de kleilaag wordt gekenmerkt door zeer hoge ionenconcentraties. Het gaat om zeer brak water. De kleilaag en de veenlaag die onder de zandlaag liggen laten lagere waterextraheerbare ionenconcentraties zien (onderste tabel). Wel is op locatie 4 het zoutgehalte van de kleilaag hoger dan op locatie 6 en dit komt overeen met de zoutgehaltes die op deze locaties gemeten worden in de zandlaag boven de kleilaag. Het is onduidelijk waar het zout vandaan komt, maar waarschijnlijk gaat het om fossiel zout water dat opgesloten ligt in de bodem en 'drijft' op de kleilaag.

Er moet in ieder geval rekening mee worden gehouden dat dit zoute water, dat mogelijk ook ingesloten ligt tussen de aanwezige kleilaag/veenlaag en het zoete oppervlaktewater, bijdraagt aan de zoutbelasting van het Markiezaatsmeer en de verzoeting afremt. Dit water kan maar moeilijk infiltreren door de kleilaag (mogelijk mede omdat er sprake is van een positieve kweldruk), terwijl het zoetere oppervlaktewater een lens vormt in de toplaag van de (onderwater)bodems. Poriewatermetingen in een dieptegradiënt in de onderwaterbodems zouden hier meer inzicht in kunnen geven. De hogere zoutconcentraties die in het poriewater werden gemeten in de diepere delen van het Markiezaatsmeer (figuur 11) zouden ook samen kunnen hangen met de aanwezigheid van in de onderwaterbodem ingesloten brak water. Mogelijk zou de verzoeting van het

Markiezaatsmeer versneld kunnen worden wanneer dit brakke grondwater boven de kleilaag actief zou kunnen worden weggepompt.

Tabel 5. *Freatische grondwaterkwaliteit in de bovenste zandlaag aan de oevers van het Markiezaatsmeer (zie figuur 4 voor de ligging van de locaties) (boven) en voor twee locaties waterextraheerbare ionconcentraties voor de hieronder liggende kleilaag en veenlaag.*

	cm		mequiv L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}
Locatie	**Diepte**	**pH**	**Alkal**	**Ca**	**Mg**	**Na**	**K**	**Cl**	**SO4**	**Fe**	**P**	**NH4**	**NO3**
Markiezaatsmeer													
1	80	7,3	19,67	12058	29671	155347	4706	168779	34799	2,4	11,7	64,1	7,1
2	90	7,4	19,97	14606	31963	157022	5118	169173	31587	6,6	29,5	686,5	3,1
3	90	7,0	19,62	16255	34716	156851	4545	169042	34581	13,0	15,0	109,2	0,3
4	90	7,2	17,13	18216	43868	206607	5335	201893	45900	44,9	2,8	93,9	1,0
5	80	7,1	13,92	14394	25156	131684	3923	122971	26635	13,7	4,2	20,3	3,9
6	50	6,9	14,17	12193	8449	38392	1677	35310	16084	370,8	3,1	11,2	1,7
7	100	6,9	16,86	14800	24938	142475	3593	144005	30437	148,0	2,4	82,3	1,1

		µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}	µmol L^{-1}
	pH	Na	Cl	K	S	Ca	Mg	NH4	P
4 klei	8,0	65408	66940	5977	7358	2768	2851	550	19,4
4 veen	6,4	10234	11981	1211	3376	2144	1370	1121	3,6
6 klei	7,7	15979	12187	4507	7137	4501	2208	377	7,9
6 veen	6,4	3442	3117	444	2779	2699	842	230	1,3

Literatuur

Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & L.P.M. Lamers. 2010. The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. Water Research 44: 3487-3495.

Lathouwers M., 2010. Waterbodemonderzoek: Binnenschelde te Bergen op Zoom. Rapport 269073.ehv.220.R001, Grontmij, Eindhoven.

Poelen M.D.M., Van den Berg L.J.L., Ter Heerdt G, Bakkum R., Smolders A.J.P., Jaarsma N.G., Brederveld R.J. & Lamers L.P.M. 2012. WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) -Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT) Eindrapportage 2012. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapport 2012-18.

Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. & Roelofs J.G.M., 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. Biogeochemistry 54: 219-228.

Smolders A.J.P., Moonen M., Zwaga K., Lucassen E.C.H.E.T., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M. 2006. Changes in pore water chemistry of desiccating freshwater sediments with different sulphur contents. Geoderma 132: 372-383.

Smolders A.J.P. & Poelen M. 2009. Oriënterend fosfaatonderzoek bodems Markiezaatsmeer en Binnenschelde . Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapport 2009-06.

Smolders A., Van den Broek T., Lucassen E. & Spanjers B. 2012. Monitoring proefsloten Lopikerwaard: hoe werkt een boerensloot in het veenweidegebied? H2O 2012(17): 30-32.

Smolders A.J.P., Van Diggelen J.H.M., Geurts J.J.M., Poelen M.D.M., Roelofs J.G.M., Lucassen E.C.H.E.T. & Lamers L.P.M. 2013. Waterkwaliteit in het veenweidegebied; De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater. Landschap 30(3): 145-153.

Van der Heide T., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Van Katwijk M. & Roelofs J.G.M. 2010. Nutrient mobility correlates with bicarbonate accumultation in marine and freshwater sediment – empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* 25: 1825-1829.

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(11): e e111106.

Waterschap Brabantse Delta (2014a) Feitenoverzicht Kaderrichtlijn Water. Waterschap Brabantse Delta, Breda.



www.b-ware.eu