

# Ecologische kantelpunten in de Nederlandse grote wateren

---

*Discussie memo over recente inzichten, voorbeelden en onderzoeksvragen*

## Samenvatting

Deze memo beschrijft recente inzichten op het terrein van ecologische kantelpunten die zijn opgedaan in onderzoek en bij Rijkswaterstaat. Gegeven de korte projectduur (twee maanden) is er niet gestreefd naar volledigheid, maar zijn er inzichten bijeengebracht die behulpzaam zijn om de discussie aan te zwengelen over wat de kantelpunten theorie kan betekenen voor het beheer, evaluatie en monitoring van de grote wateren. In het sterk gemodificeerde Nederlandse watersysteem is het moeilijk om vast te stellen of alternatieve evenwichten onder gelijke condities mogelijk zijn en dat kantelpunten hiertussen plaatsvinden. Alternatieve evenwichten en terugkoppelingsmechanismen zijn het best onderbouwd en omschreven in de literatuur voor de Waddenzee en Veluwemeer. In de estuaria zijn er veel indicaties maar ook veel onzekerheden. In het rivierengebied is het de vraag of alternatieve evenwichten kunnen bestaan. Het beter begrijpen van terugkoppelingsmechanismen in de Nederlandse zoete en zoute wateren, en de interacties hiertussen, wordt echter breed onderschreven. Terugkoppelingsmechanismen zijn met het kantelpuntenconcept goed te onderzoeken voor alle watersystemen en een beter begrip hierover is nuttig voor beleidsevaluaties, het inschatten van het effect van ecologische ingrepen en monitoringsplannen. Het is belangrijk om ook rekening te houden met 'onbekende' en niet kwantificeerbare factoren die de veerkracht van een ecosysteem kunnen beïnvloeden. Er is nog niet veel bekend over de invloed van microverontreinigingen, trofische cascades (vissen, vogels), microbiële bodemactiviteit en de rol van hydromorfologische dynamiek in rivieren en estuaria op de ecologische veerkracht van een watersysteem. Het is aan te bevelen om eerst met een aantal casestudies te verkennen wat de mogelijkheden en dataveren zijn om met langjarige tijdreeksen (ecologie, waterkwaliteit) indicatoren te bepalen die iets zeggen over verandering in ecologische veerkracht. Voorts doen wij de aanbeveling om het begrip ' Safe operating Space' beter hanteerbaar te maken voor water- en natuurbeheerders.

## Inhoudsopgave

Introductie.....	3
Theorie over kantelpunten en veerkracht.....	4
Kantelpunten en de Waddenzee .....	7
Kantelpunten in de Zuidwestelijke delta .....	12
Kantelpunten en het IJsselmeergebied .....	15
Kantelpunten en de rivieren.....	19
Conclusies .....	22
Aanbevelingen.....	25
Referenties .....	26
COLOFON .....	32

DISCUSSIE MEMO

## Introductie

In de afgelopen twee eeuwen is er flink gesleuteld aan het Nederlandse watersysteem. De rivierlopen zijn aangepast om het water zo snel mogelijk naar zee af te voeren, een deel van de voormalige Zuiderzee is ingepolderd en in de monding van de IJssel, Rijn, Schelde en Maas is de invloed van zee teruggedrongen met o.a. de aanleg van de Zuiderzeewerken (Afsluitdijk en Zuiderzeepolders) en de Deltawerken. Dit alles heeft ook zijn effect gehad op de ecologie van ons watersysteem. Een vraag die hierbij speelt is welke ecologische processen inmiddels in een (nieuw) evenwicht zijn geraakt en welke nog steeds uit evenwicht zijn door deze ingrepen uit het verleden.

De kennis over het ecologisch functioneren van de grote wateren in Nederland is in de afgelopen decennia enorm toegenomen. Parallel hieraan zijn er allerlei maatregelen genomen gericht op de verbetering van de waterkwaliteit, waterveiligheid, zoetwatervoorziening en natuurwaarden. Hieruit zijn veel succesverhalen op te tekenen, maar ook leerervaringen van genomen maatregelen die niet tot het gewenste resultaat hebben geleid. Het ecosysteem van de grote wateren kan soms verrassend reageren op ingrepen of een externe verstoring. Dat kan een abrupte verandering zijn, maar ook het uitblijven van de verwachte verandering door de veerkracht in het systeem. In sommige gevallen is sprake geweest van een kantelpunt.

Andersom zijn er ook ingrepen denkbaar die zich richten op de vergroting van de veerkracht om daarmee het risico op een abrupte ecologische verandering te verkleinen, bijvoorbeeld door het creëren van extra natuurlijke habitat voor vogels of vis. Ook kan er geprobeerd worden om actief een abrupte verandering in het ecosysteem te veroorzaken met het doel om een ecosysteem in een (meer gewenste) alternatieve toestand te krijgen, actief biologisch beheer[1] is hier een voorbeeld van. Het is een uitdaging voor zowel waterbeheer, natuurbeleid en onderzoek om deze abrupte veranderingen te begrijpen, te signaleren en er op te anticiperen.

## Aanpak

Deze memo beschrijft de inzichten en ervaringen die er op het terrein van ecologische kantelpunten recentelijk zijn opgedaan in theorie en praktijk. Het is de bedoeling om de discussie aan te zwengelen over wat deze inzichten betekenen voor het beheer, de beheerdoelen en de monitoring van de grote wateren. Tegelijkertijd proberen we in beeld te brengen welke kennis nog ontwikkeld moet worden om de inzichten over veerkracht en kantelpunten hanteerbaar te maken voor de praktijk van Rijkswaterstaat.

De analyse maakt onderscheid tussen de Nederlandse rivieren, het IJsselmeergebied, de Zuidwestelijke Delta en de Waddenzee. Ieder van deze deltawateren heeft zijn eigen problematiek en specifieke condities. De rol van onderlinge interacties en connectiviteit tussen de wateren komen ook aan bod. Bij het bespreken van voorbeelden komen o.a. de volgende punten aan de orde:

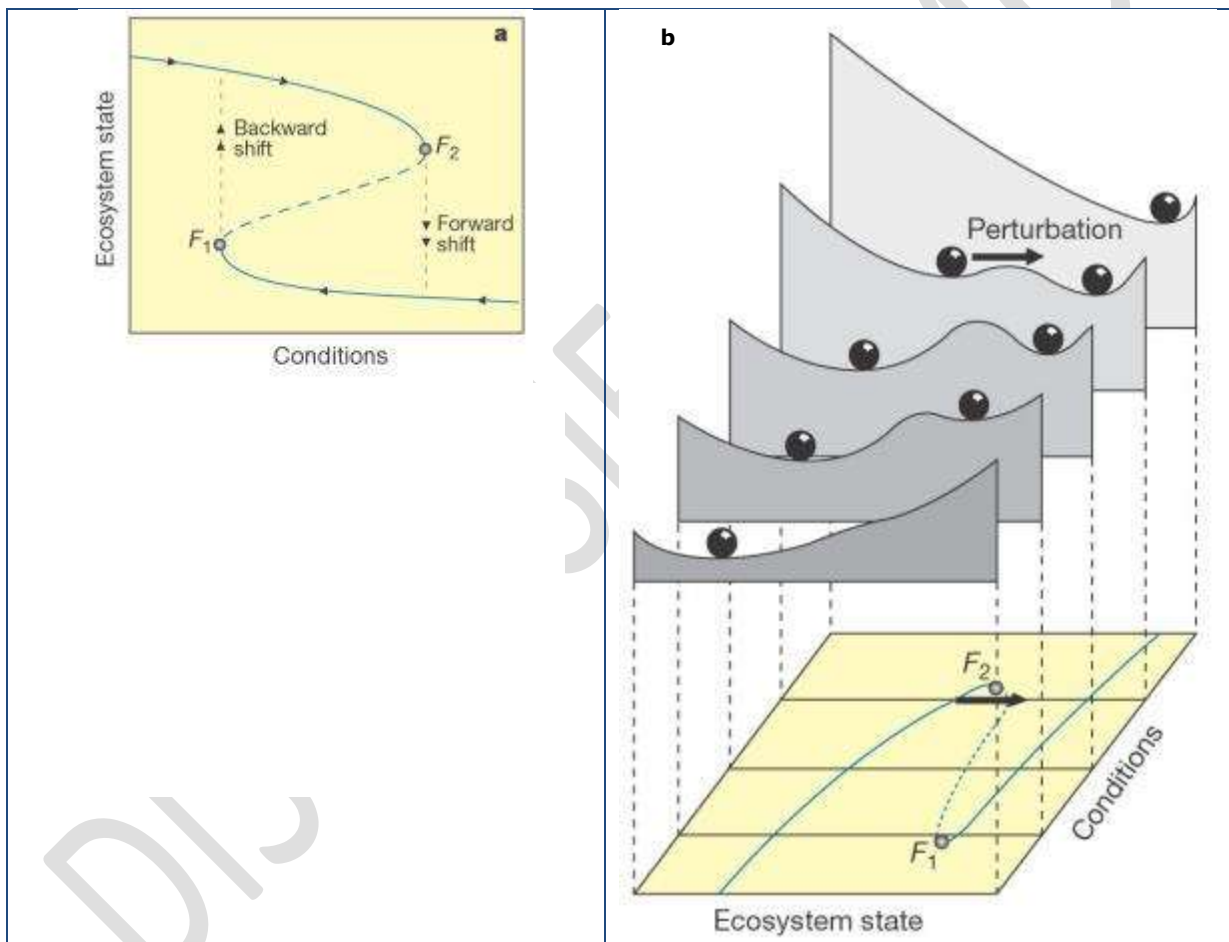
- Abrupte veranderingen;
- Stabiliteit en mogelijke alternatieve (stabiele) toestanden;
- Terugkoppelingen;
- Vroege indicaties van een kantelpunt;
- Rol van onbekende processen bij kantelpunten.

De analyse is gebaseerd op drie brainstorm bijeenkomsten waarbij de deelnemers een achtergrond hadden in ecologie en waterbeheer. De deelnemers waren afkomstig van Rijkswaterstaat, Wageningen UR, Deltares en de Radboud Universiteit. Daarnaast is er literatuuronderzoek gedaan. Het project is in zeer korte tijd uitgevoerd (oktober – december 2015). In de eerste brainstormsessie zijn, rijp en groen, zoveel mogelijk ideeën over het toepassen van de kantelpunt theorie in de Nederlandse grote wateren verzameld volgens de Brain Step Methode[2]. In een tweede bijeenkomst zijn deze onderwerpen geprioriteerd. In de laatste bijeenkomst hebben experts van Rijkswaterstaat reacties en aanvullingen gegeven.

## Theorie over kantelpunten en veerkracht

### Kantelpunt

In een complex systeem spelen allerlei factoren en processen die een niet-lineaire response kunnen veroorzaken in ecologisch of sociaaleconomisch functioneren [3-5]. Bij een kantelpunt is er sprake van een abrupte en moeilijk omkeerbare verandering van de ene stabiele toestand naar een andere stabiele toestand (figuur 1). In de praktijk is ook niet altijd even duidelijk of een toestand echt stabiel is [6, 7]. Een kantelpunt onderscheidt zich van een gewone abrupte verandering doordat verschillende stabiele toestanden mogelijk zijn onder vergelijkbare condities. Bij het overschrijden van een kantelpunt verandert de structuur en het functioneren van het systeem substantieel en terugkeer naar de oude toestand is niet mogelijk door simpelweg de 'oude' condities te herstellen. Wanneer een kantelpunt veroorzaakt wordt door een kleine verstoring dan kan deze ook omschreven worden als een kritische transitie of regime shift [8]. Zowel bij kantelpunten als bij gewone abrupte veranderingen spelen gecombineerde effecten en onvoorspelbaarheid (stochastiek) ook een rol in complexe systemen [9, 10].



**Figuur 1**, Toelichting op de kantelpunt theorie. Situatie (a) laat zien hoe een kleine verstoring ertoe kan leiden dat het systeem terechtkomt van de ene ( $F_1$ ) naar de andere alternatieve stabiele toestand ( $F_2$ ). Om terug in de oude stabiele toestand te komen moeten de condities sterk veranderen (hysterese). In situatie (b) wordt geïllustreerd hoe verschillende condities (de vijf verschillende berglandschappen) de veerkracht van een systeem kunnen beïnvloeden. Stabiele evenwichten komen (per conditie) overeen met de vallei in het berglandschap. Op de heuveltoppen is het systeem niet stabiel. In het gele kader worden de vijf stabiliteitslandschappen opgeteld. De stippellijn in het gele vlak correspondeert met een heuveltop. De vorm en grootte van de vallei zegt ook iets over de veerkracht (figuur 2).

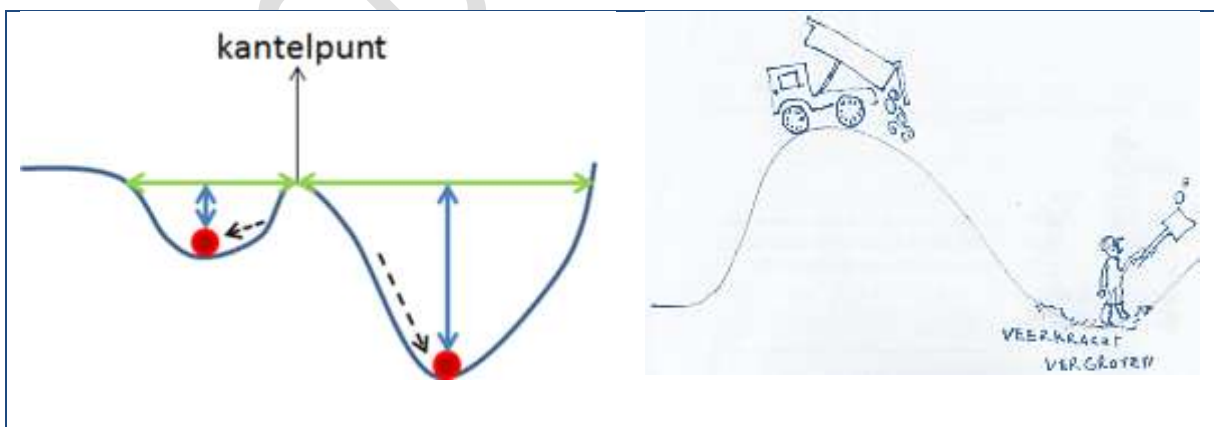
### **Veerkracht, stabiliteit en adaptief vermogen**

Er zijn verschillende soorten verstoringen die ieder op een andere manier effect kan hebben op het ecosysteem. Er zijn verstoringen die een integraal onderdeel zijn van ecosysteem dynamiek, waar soorten aan aangepast zijn, bijvoorbeeld stormen, bosbranden of getijde. Een tweede type verstoring betreft onverwachte, stochastische, gebeurtenissen waaraan aanpassing moeilijk is, zoals een overstroming, een vulkaanuitbarsting of een extreem strenge winter. Tot slot kan er sprake zijn van langdurige verstoringen als gevolg van menselijk handelen, bijvoorbeeld eutrofiëring. Een watersysteem kan jarenlang stabiel zijn ondanks toe- of afnemende verstoring, vervuiling of uitputting. Dit heeft te maken met veerkracht. Een veelgebruikte definitie voor veerkracht is het vermogen van een systeem om verstoring te absorberen en zich tijdens veranderingen te reorganiseren, zodat het dezelfde functies, structuur, identiteit en terugkoppelingen behoudt [11]. Veerkracht kan ontstaan door interne (positieve) terugkoppelingen, interacties tussen terugkoppelingen, lokale terugkoppelingen en terugkoppelingen die spelen over grotere afstanden [12].

Het concept 'veerkracht' is eigenlijk een onderdeel van het concept 'stabiliteit', dat het vermogen van een systeem aangeeft om een verstoring te weerstaan. In de ecologie zijn er talloze definities voor stabiliteit, de volgende aspecten spelen vaak een rol bij deze definities[13]: (a) onveranderd blijven; (b) onveranderd blijven ondanks de invloed van verstoringen (weerstand); (c) het vermogen om terug te keren naar de oorspronkelijke toestand na een tijdelijk verstoring (veerkracht) en (d) de snelheid waarmee het systeem terugkeert in de oorspronkelijke toestand na een tijdelijke verstoring (elasticiteit).

Wanneer de veerkracht afneemt kan, bij een verstoring, er ook een kantelpunt bereikt worden waarbij (ecologische) structuur en functioneren drastisch veranderen [14]. Ook zonder een plotselinge verstoring kunnen gradueel veranderende condities (bijvoorbeeld toenemende nutriëntenlast) uiteindelijk leiden tot een kantelpunt bij het bereiken van een drempelwaarde. Herstel naar de oude toestand kan zeer complex zijn. In sommige gevallen vereist de omkering van een kantelpunt een terugkeer naar de condities die lager (of hoger) liggen dan de drempelwaarde bij het kantelpunt (hysterese). Het kan zelfs zo zijn dat een herintroductie van een verdwenen soort X of Y nooit meer lukt [15].

Adaptief vermogen [16, 17] is het vermogen van bijvoorbeeld een bedrijf, een land, een organisatie of maatschappij om aanpassingsmogelijkheden te bedenken, te plannen, voor te bereiden, te ondersteunen en toe te passen in een fysiek, ecologisch of maatschappelijk systeem[4, 5, 18-24]. Ook het waterbeheer is hier een voorbeeld van.



**Figuur 2**, Visualisatie van positie ecosysteem (rode bal) in een stabiliteitslandschap met twee lokale stabiele evenwichten. De stabiliteit van het lokale evenwicht wordt bepaald door de vorm van de kuil, waarbij de verticaal (blauwe pijl) de weerstand tegen verandering is en de horizontaal (groene pijl) de ecologische veerkracht. De vorm van het landschap is constant in beweging, waarbij verstoringen en beheer van invloed zijn (rechter plaatje). Of de rode bal makkelijk heen en weer beweegt in het kuiltje hangt niet alleen af van de vorm van het kuiltje maar ook van de functionele eigenschappen van de soorten in het ecosysteem.

### **Safe operating space**

Het begrip 'safe operating space' (SOS-concept) definieert een bepaalde gebruikruimte voor menselijk handelen voor een systeem of gebied waarbij het ecologisch functioneren van het betreffende systeem zich telkens kan herstellen van de effecten van het menselijk gebruik. Voor meerdere omgevingsvariabelen wordt daarbij gezocht naar grenswaarden die op een veilige afstand van een kantelpunt liggen in een complex systeem. Ook vanuit economisch perspectief is het verstandig om binnen de SOS van een ecosysteem te blijven wanneer dit ecosysteem een economische dienst levert (bijvoorbeeld visserij) of om dure en soms onmogelijke herstelmaatregelen te voorkomen.

Het SOS-concept is in de periode 2009-2015 door verschillende wetenschappers[24-26] gelanceerd, maar onderdelen uit het gedachtengoed bestaan al langer[27, 28]. In Nederland werd in 2004 reeds gepleit voor een stelsel van grenswaarden voor de belangrijkste natuurparameters waarbinnen menselijke activiteit mogelijk is zonder natuurlijke processen onherstelbaar te verstoren in de Waddenzee, de zogeheten natuurgebruikruimte [29].

Binnen het SOS-concept is er rekening mee gehouden dat ecologische en chemische processen in een watersysteem elkaar vaak beïnvloeden[30]. Dit betekent dat grenswaarden onderling afhankelijk zijn. De grenswaarden, en daarmee de SOS voor gebruik, kunnen dus in de tijd wijzigen[31]. De ingeschatte SOS-ruimte voor, bijvoorbeeld, visvangst kan dus veranderen door klimaatverandering of een dalende trend in nutriëntconcentraties. Een eventuele toepassing van dit concept betekent dus dat bijvoorbeeld waterkwaliteitsnormen en natuurdoelsoorten in de loop der tijd periodiek herijkt moeten worden. Het SOS concept biedt meer ruimte voor natuurlijke dynamiek, maar vergt een andere manier van monitoring en evaluatie. Proactief beheer houdt tevens in dat er maatregelen genomen worden vóórdat de grenswaarden overschreden worden.

### **Indicatoren voor een naderend kantelpunt**

Er is een groeiende interesse in het bepalen van de veerkracht van ecosystemen en het identificeren van vroege indicaties van een naderend kantelpunt [32, 33]. Complexe systemen laten echter weinig tot geen verandering zien tot het bereiken van een kantelpunt. Dichtbij een kantelpunt kunnen systemen ook gaan 'knippen' tussen twee stabiele toestanden, wat ook experimenteel aangetoond is [36, 37]. Veel ecosystemen die zich dichtbij een kritieke drempelwaarde bevinden hebben een steeds langere hersteltijd nodig om terug in evenwicht te komen na een (kleine) verstoring. Dit fenomeen wordt ook wel 'critical slowing down' (CSD) genoemd [25, 34]. Om dit fenomeen te kunnen aantonen is statistische analyse nodig van verschillende systeemeigenschappen. Aan de hand van langjarige meetreeksen kan er gezocht worden naar wijzigingen in hersteltijd, de ruimtelijke/temporele variantie en de autocorrelatie van een bepaalde variabele binnen het systeem[33]. Dit soort indicatoren is bijvoorbeeld te berekenen uit langjarige meetreeksen van soortabundanties en waterkwaliteitsparameters [35]. Er is ook een toolbox ontwikkeld voor dit soort analyses[36].

De autocorrelatie van een stochastisch proces is de correlatie tussen de waarden van dit proces op verschillende tijdstippen, als functie van de twee tijdstippen of van het tijdsverschil. Wanneer een systeem geleidelijk en langzaam richting een grenswaarde gebracht wordt (bijvoorbeeld een geleidelijke stikstoftoename) zal er, naar alle waarschijnlijkheid, een toename in autocorrelatie en variantie te detecteren zijn. Maar ook bij een grote plotselinge verstoring (bijvoorbeeld een ramp bij een kunstmestfabriek) kan een systeem ineens in een andere toestand terechtkomen. In het laatste geval is er wel een kantelpunt, maar geen verandering in variantie of autocorrelatie waarneembaar. Het fenomeen van CSD is bovendien ook aangetoond in systemen die geen alternatieve stabiele toestanden kennen[33].

De praktische toepassing van dit type indicatoren is nog zeer beperkt, hoewel voor een breed scala aan ecosystemen het fenomeen CSD en een verandering in veerkracht is aangetoond. De identificatie van een kantelpunt op deze wijze is vaak te laat voor het nemen van maatregelen en identificatie is vaak alleen mogelijk in retro-perspectief. Het is bovendien lastig om voldoende accurate data te hebben om CSD aan te kunnen tonen.

## Kantelpunten en de Waddenzee

### **Introductie**

De Waddenzee is het grootste aaneengesloten intergetijdengebied ter wereld wat zich uitstrekt over de Nederlandse landgrenzen tot in Denemarken. Het gebied staat internationaal bekend om zijn hoge natuurwaarde en hoge mate van natuurlijke dynamiek. Twee keer per etmaal loopt het water vanaf de Noordzee, via de zeegaten tussen de eilanden het waddengebied in, en komen de droge platen weer onder water te staan. Het water is in staat om delen van het waddengebied af te kalven, vooral tijdens hoge stormvloed, maar ook op te hogen, middels het aanvoeren van sediment.





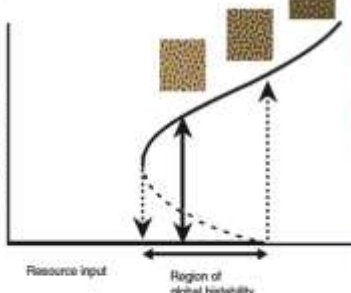



De morfologische dynamiek van het gebied heeft ook in hoge mate invloed op de biota die er voorkomen, doordat verschillende organismen, met name sessiele levensvormen, baat hebben bij een stabiel milieu. In het Waddengebied vinden we daarom een breed scala aan zogenaamde 'biobouwers', soorten die voor zichzelf een geschikt milieu creëren. Middels ecologische terugkoppelingen zoals biostabilisatie (diatomeematten), bioerosie (wadpieren), en bioconstructie (mosselen), zijn deze organismen in staat hun milieu op verschillende schaalniveaus te beïnvloeden [37, 38]. Voorbeelden van kustecosystemen die ontstaan als gevolg van dergelijke terugkoppelingen zijn: zeegrasvelden [39, 40], mosselbedden [41, 42], kwelders [43, 44] en duinen [45, 46]. Door hun eigen omgeving te veranderen kunnen biobouwers zichzelf tegen verschillende stressoren beschermen (bijvoorbeeld: golfstress, predatie, zuurstofloosheid etc.), maar ook andere soorten kunnen hiervan profiteren en zijn soms zelfs afhankelijk van deze gemodificeerde ecosystemen. Wanneer de terugkoppelingen van de biobouwers sterk genoeg zijn, kunnen er alternatieve evenwichten ontstaan. Zolang de biobouwers in staat zijn om hun milieu voldoende te veranderen om eventuele omgevingsstress te weerstaan, kunnen ze zich handhaven. Zodra de veerkracht van een dergelijk mechanisme echter te laag wordt om een verstoring op te vangen, vindt er een kanteling plaats, waarbij het ecosysteem abrupt in een alternatieve stabiele toestand terechtkomt. In het geval van biobouwers is die alternatieve stabiele toestand de kale toestand zonder de aanwezigheid van de biobouwende soorten, denk hierbij aan een kale wadplaat als alternatief voor een situatie met mossels of aan een strandvlakte als alternatief voor een duin met helm.

### **De veerkracht van biobouwers**

Biobouwers zijn in staat om, via lokale positieve terugkoppelingen, als het ware te 'ontsnappen' aan hun stressvolle omgeving. Voorbeelden hiervan zijn het invangen van zand door helmgras, waardoor het in staat is zich tegen hoge waterstanden te beschermen, of het samen clusteren van mosselen, waardoor ze niet alleen beter bestand zijn tegen de verwoestende krachten van golven, maar tegelijkertijd ook beter beschermd zijn tegen predatoren, zoals vogels, krabben en zeesterren. Echter, gelijktijdig kunnen er ook negatieve terugkoppelingen optreden, waarbij de biobouwer de stress op zichzelf of zijn soortgenoten juist verhoogt (Figuur 3) [42, 47]. Zo zijn mossels door samen te clusteren beter bestand tegen hydrodynamische stress, maar kampen ze in hoge dichtheden tegelijkertijd ook met een voedseltekort door competitie om algen [48, 49]. Voor helmplanten geldt dat, door het bouwen van een duin, de planten weliswaar beschermd zijn tegen overstromingen, maar tegelijkertijd een duin een deel van de kracht van het water langs zich afbuigt. Water kiest de weg van de minste weerstand, waardoor er een patroon ontstaat van duinen en lage gebieden, zogenaamde washovers, zoals we die aantreffen op de Waddeneilanden.

De kracht van deze lokale positieve terugkoppeling en de negatieve terugkoppeling op een grotere ruimtelijke schaal is afhankelijk van de dichtheid van het betreffende organisme in interactie met het stressniveau waarmee het te kampen heeft. Hierdoor kunnen binnen één systeem beide alternatieve stabiele toestanden gelijktijdig voorkomen, waarbij op lokale schaal de biobouwers elkaar faciliteren, maar op afstand elkaar juist inhiberen (Figuur 3) [50]. De ruimtelijke patronen die hierdoor ontstaan kunnen mogelijk gebruikt worden als indicator voor de veerkracht van het systeem [51]. Hoe sterker de kracht van de positieve terugkoppeling hoe groter het aandeel van een soort in een bepaald gebied. Als de negatieve terugkoppeling echter heel sterk is, wat dus ook direct gekoppeld is aan het stressniveau van het milieu, ontstaat er een meer 'patchy' of gefragmenteerd landschap. Deze positieve en negatieve terugkoppelmingsmechanismen zijn voor een aantal systemen binnen de Waddenzee al in kaart gebracht en in sommige gevallen, zoals bij mosselbanken, zijn de ruimtelijke patronen die ontstaan als het gevolg hiervan ook direct gerelateerd aan de veerkracht van het systeem [42, 51-54].



<p>a) lokale positieve feedback</p> 	<p>op afstand negatieve feedback</p> 		<p><b>mossels</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>+ golfdemping/predatoren</li> <li>- voedselbeschikbaarheid</li> </ul>
			<p><b>zeegras</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>+ invangen sediment kustzijde</li> <li>- versterkte stroming zeezijde</li> </ul>
<p>b)</p> 			<p><b>Helm</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>+ invangen sediment</li> <li>- versterkte stroming ernaast</li> </ul>
			<p><b>slijkgras</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>+ remming stroming</li> <li>- erosie naast patch</li> </ul>
			<p><b>diatomeeën</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>+ stabiliseren sediment</li> <li>- erosie naast patch</li> </ul>

**Figuur 3**, a) de twee terugkoppelingsmechanismen die ten grondslag liggen aan de ruimtelijke patroonvorming van ecosystemen die gevormd worden door biobouwers. Enkele voorbeelden (rechts): mosselbedden [55], zeegrasvelden uit Noord Frankrijk [56], duinen- en washovers van Schiermonnikoog, pionier stadia van schor- of kweldervorming [43] en diatomeeënmaten op het slik [54]. b) Aan de hand van de patronen die ontstaan als het gevolg van deze terugkoppelingsmechanismen kunnen uitspraken gedaan worden over de veerkracht. Plaatje overgenomen uit Rietkerk et al. 2004 [51].

### Het verlies van zeegrasvelden

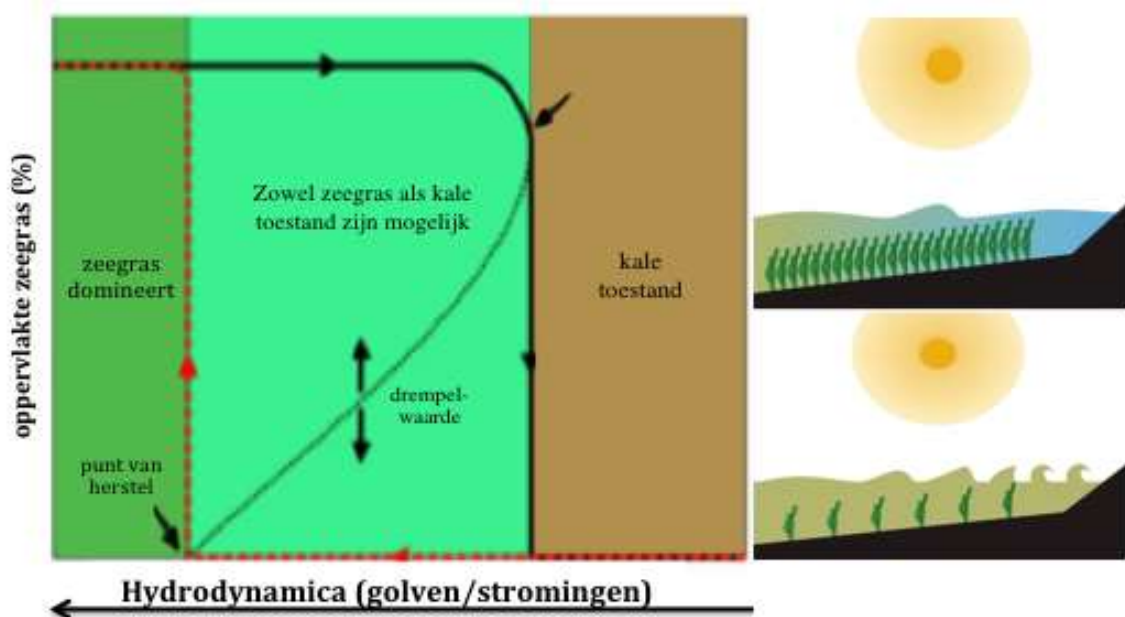
Tot de jaren dertig kwam er in de Nederlandse Waddenzee ongeveer 150 km<sup>2</sup> zeegras voor. 90% hiervan bestond uit ondergedoken velden van het meerjarige Groot zeegras (*Zostera Marina*). Door de gecombineerde negatieve effecten van de wierziekte en verhoogde turbiditeit door de aanleg van de Afsluitdijk is de veerkracht van de populaties onder een kritische drempel 'geduwd', waardoor spontaan herstel heel lastig werd [39]. De overige 10% van de zeegrasvelden in de Nederlandse Waddenzee bestond uit droogvallend eenjarig zeegras (zowel *Z. marina* als *Z. noltei*), wat juist vrij gradueel verdween, met een versnelling in de jaren 70-80 door eutrofiëring.

Het verlies van zeegrasvelden betekent een degradatie van het ecosysteem, door de vele belangrijke ecologische functies die ze vervullen. Middels positieve terugkoppelingsmechanismen zijn zeegrassen namelijk in staat hun omgeving direct te beïnvloeden. Hiervan hebben ze niet alleen zelf baat, maar ook andere soorten kunnen daar zowel direct als indirect van profiteren. Zeegrasvelden verlagen de nutriëntenlevels van het oppervlakte water [57], spelen een rol in golfdemping [58-60] en spelen zo een belangrijke rol in het verlagen van de troebelheid van het water, omdat ze zodoende zelf voldoende licht invangen voor fotosynthese [39, 61, 62]. Andere belangrijke ecologische functies van zeegrasvelden zijn bijvoorbeeld het vastleggen van koolstof [62-64] of het faciliteren van andere biota, door ofwel als voedselbron te dienen ofwel door beschutting te bieden tegen sterke stromingen of predatoren [65, 66].

### Herstel van zeegrasvelden

Doordat zeegrasvelden terugkoppelingsgedreven systemen zijn is het herstel ervan een lastige opgave, zoals ook wel blijkt uit de resultaten van de restauratieprogramma's in de Waddenzee [67, 68]. Op basis

van de ontwikkelde kennis uit deze restauratieprogramma's blijkt dat de vestigingskansen voor een biobouwer in een systeem dat zonder modificatie door de biobouwer onvoldoende geschikt is voor vestiging, afhangt van een zeer kleine kans, een zogenaamde 'window of opportunity' waarin de condities tijdelijk voldoende gunstig zijn voor vestiging. Dit zou je kunnen beschouwen als een kleine opening in ruimtelijke of temporele zin waarin het systeem over een bepaalde drempelwaarde heen gebracht wordt waardoor de omstandigheden gunstig genoeg zijn voor vestiging [68, 69]. In *Figuur 4* is dit aangegeven voor zeegras, waarbij op de x-as de hydrodynamica is opgenomen als omgevingsvariabele. Bekend is dat zeegrasvelden de golven breken waardoor sediment vastgelegd wordt, wat het oppervlaktewater helderder maakt. Een langdurige periode met rustig weer is voor zeegras een window of opportunity, omdat het zwevend sediment dan vanzelf neerslaat zonder dat daarvoor de golfdempende functie van het zeegras nodig is. Een window of opportunity is, in die zin, ook kunstmatig te creëren door de positieve terugkoppeling van een biobouwer na te bootsen. Dit kan bijvoorbeeld door de golven actief te breken en gelijktijdig het zeegras in te zaaien, of door structuur te bieden aan mosselbroed waardoor het tegen hydrofysische stress beschermd is.



**Figuur 4**, De herintroductie van biobouwers is een lastige opgave doordat de soorten erg specifieke eisen stellen aan hun leefomgeving. Na een kantelpunt moet het ecosysteem weer terug over een bepaalde drempelwaarde gebracht worden voordat er een kans is op vestiging van de gewenste soort. Zeegras faciliteert zichzelf, doordat zeegrasvelden de golven breken. Hierdoor zakt het opgeloste sediment in het water uit naar de bodem, waardoor de planten voldoende licht vangen voor fotosynthese.

Niet alleen de leefomgeving, maar ook de veerkracht van de donorpopulatie en de wijze waarop de planten geïntroduceerd worden zijn belangrijke factoren voor succesvolle vestiging. Op veel plekken in het Noordzeegebied en Atlantische oceaan zijn zeegraspopulaties geïnfecteerd met een zoutminnende versie van de waterschimmel *Phytophthora*. De zoetminnende variant is in de landbouw beter bekend als de aardappelziekte [70]. De kiemkracht van geïnfecteerde populaties is veel kleiner, dus bij gebruik van dit kiemmateriaal is de kans op succesvolle herintroductie ook kleiner.

Het blijkt ook dat de wijze waarop biobouwers geïntroduceerd worden vaak nog veel te wensen over laat. Vaak worden bij herintroductie de betreffende soort in lage dichtheden en over een te klein oppervlakte geplant. Het idee hierachter is om eventuele intraspecifieke competitie te verlagen [71, 72], maar daarbij wordt dus wellicht vaak onvoldoende rekening gehouden met het effect van positieve terugkoppelingen. Dit zijn enkele belangrijke inzichten en uitkomsten van de zeegras herstelprogramma's in de Waddenzee die nuttig zijn voor toekomstige herstelprogramma's voor zeegras of andere biobouwers.

### **Facilitatie tussen ecosystemen: habitatoverschrijdende interacties**

Recentelijk is er meer aandacht voor de connectiviteit tussen ecosystemen en hoe biobouwer ecosystemen elkaar kunnen faciliteren via positieve terugkoppelingen, zogenaamde lange afstands- of habitatoverschrijdende interacties [73]. Voor de Waddenzee weten we inmiddels dat de verschillende deelsystemen nauw met elkaar verweven zijn en dat het verlies van de één, mogelijk kan leiden tot een verlaagde veerkracht van de ander. Enkele voorbeelden hiervan zijn de interactie tussen mosselbanken en kokkelvelden. Mosselbanken remmen de stroming, waardoor slib afgezet wordt waar kokkels zich in kunnen vestigen. Tegelijkertijd verlagen mosselbanken ook de voedselbeschikbaarheid voor kokkels, waardoor er een soort optimale afstand bestaat waarop kokkels zich ten opzichte van een mosselbed kunnen vestigen [74]. Ook kwelderontwikkeling kan gefaciliteerd worden door deze golfdempende functie van mosselbedden. Daarnaast zijn er plannen om komende jaren de mogelijke positieve interacties van schelpen en zeegras op het voortbestaan van het eiland Griend in de Waddenzee te onderzoeken. Aanwijzingen bestaan dat het eiland vroeger vooral afhankelijk was van een schelpenrug of schoorwal, gevoed door schelpen van nabijgelegen mossel- en kokkelbanken en zeegrasvloedmerk. De schoorwal maakte sedimentatie van de achterliggende kwelder mogelijk door de kracht van de golven te breken [75]. De volgende stap is om te onderzoeken wat deze habitatoverschrijdende interacties kunnen betekenen voor het beschermen en herstellen van deze belangrijke ecosystemen in de Waddenzee of elders.

### **Ecosysteemdiensten van biobouwers in kustsystemen**

Wereldwijd komt er steeds meer aandacht voor het in kaart brengen en het beschermen van ecosystemen, zoals zeegras, omwille van de vele functies, c.q. ecosysteemdiensten, die ze vervullen, o.a. kustbescherming, visserij, recreatie, scheepvaart en het verbeteren van de waterkwaliteit [62, 76]. Ook in het Waddengebied is een gezond ecosysteem essentieel voor zowel biodiversiteit als ecosysteemdiensten. Biobouwers, zoals mosselen en zeegrasvelden, vervullen daarbij een belangrijke rol en worden vaak gezien als het fundament van het voedselweb. Mosselbanken en zeegrasvelden zijn voor vele soorten een belangrijke voedselbron, maar fungeren ook als beschutting of kraamkamer [62, 77-79].

Niet alleen de biodiversiteit maar ook kustveiligheid in het Waddengebied heeft te lijden onder het verlies van zeegrasvelden en mosselbanken door het eveneens verminderd zijn van de golfdempende functie van deze ecosystemen [39, 59, 60, 80, 81]. De toenemende interesse voor dynamisch kustbeheer, bijvoorbeeld door het inzetten van buitendijkse kwelders als golfdemper, illustreert hoe het traditionele denkpatroon over kustbescherming aan het veranderen is [76, 82, 83]. Ook het combineren van ecosysteemdiensten, zoals bijvoorbeeld de gecombineerde functies van beweiding en kustbescherming die buitendijkse kwelders vervullen, kan de economische waarde van een systeem verhogen, mits de veerkracht van het systeem niet door een van beide functies verlaagd wordt [84-88]. In sommige gevallen is het ruimtelijke scheiden van menselijk gebruik en natuur noodzakelijk

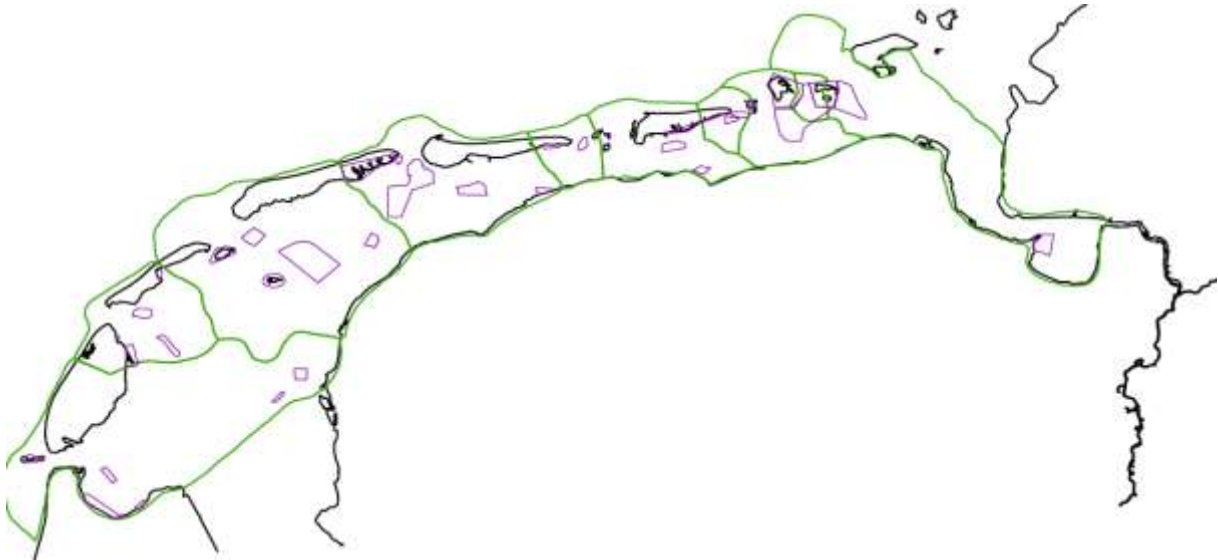
### **Het Safe Operating Space (SOS) concept in de Waddenzee**

Voor de Waddenzee is in 2004 een plan opgesteld door de Adviesgroep Waddenzeebeleid [89], met daarin het volgende voorstel: *'Het opzetten van een framework van strikte en gelijksoortige grenswaarden voor de belangrijkste natuurparameters, waarover wetenschappelijke consensus bestaat dat als deze grenswaarden niet worden overschreden, de natuurlijke processen in de Waddenzee ongestuurd verlopen'*. Om vervolgens die grenswaarden te kunnen bewaken is er een natuurgebruikersruimte voor het Waddengebied gedefinieerd [90]. Dit is, min of meer, een voorloper van het SOS-concept.

Het operationaliseren en kwantificeren van dergelijke natuurgrenzen of gebruikersruimte is een lastige opgave en vergt maatwerk. De gebruikersruimte voor de Waddenzee moet voldoende groot zijn om ook natuurlijke variatie op te vangen. Zo kunnen de effecten van menselijk handelen meer of minder schadelijk zijn afhankelijk van het jaargetij of de specifieke soorten die op die plek voorkomen. Een beter begrip over de interacties en de connectiviteit tussen de deelsystemen is nodig om de gebruikersruimte goed te kunnen definiëren.

Het ruimtelijk scheiden van ecosystemendiensten binnen het Waddengebied is een mogelijke oplossing. Door de gebruikersruimte niet vast te stellen voor de gehele Waddenzee, maar door het op te delen in min of meer zelfstandig functionerende deelsystemen, waarvoor specifieke doelstellingen worden geformuleerd, kan deze beter gedefinieerd worden.

In Figuur 5 zijn op de kaart met groen de verschillende kombergingsgebieden van de Waddenzee aangeduid. Een kombergingsgebied behelst het intergetijdengebied achter een zeegat tussen twee Waddeneilanden en met het wantij als grens. Hierdoor ontstaan er per gebied verschillen in verblijftijd van het water, nutriënteninput of menselijke invloed.



**Figuur 5**, De Waddenzee met daarin met groen de omlineringen van de 10 kombergingsgebieden getekend. Met paars zijn de beschermde gebieden binnen de Waddenzee aangeduid.

Het gehele intergetijdengebied is gesloten voor de mosselvisserij, maar met paars zijn de gebieden aangeduid die nog extra beschermd worden. Uit deze kaart is duidelijk op te maken dat deze beschermde gebieden erg gefragmenteerd zijn en verspreid liggen over het gehele landschap. Alleen tussen de Rottums, bij het kleine kombergingsgebied genaamd 'het Schild', zien we dat de gehele komberging onder bescherming valt. Op deze plek is afgelopen herfst (2015) voor het eerst spontane opkomst van zeegras waargenomen. Wellicht is het bepalen van de gebruikersruimte per kombergingsgebied een uitkomst om zowel de natuur de ruimte te geven en tegelijkertijd het menselijk gebruik binnen de natuurgrenswaarden van het Waddengebied toe te staan. Monitoring, datareeksen en wetenschappelijke kennis zijn nodig om deze natuurgebruikersruimtes vast te stellen en eventuele waarschuwingssignalen tijdig op te pikken en daarop te anticiperen door bijvoorbeeld de gebruikersruimte te verkleinen.

#### **Klimaatverandering en 'Safe operating Space'**

De 'Safe Operating Space' van bijvoorbeeld recreatie in de duinen kan ook kleiner worden in de Waddenzee door mondiale processen zoals klimaatverandering [30]. Recent onderzoek naar Amerikaanse barrière eilanden, vergelijkbaar met de Waddeneilanden, heeft aangetoond dat de combinatie van toenemende stormfrequentie en zeespiegelstijging het dynamisch morfologisch evenwicht van de eilanden in het geding kan brengen omdat duinen zich moeilijker herstellen door moeizamere ontwikkeling van helmgras [91].

## Kantelpunten in de Zuidwestelijke delta

### Achtergrond

In deze paragraaf staan de afgesloten bekkens in de Zuidwestelijke Delta centraal (tabel 1). Oorspronkelijk waren de bekkens onderdeel van het estuarium van de Rijn, Maas en Schelde. In de afgelopen eeuwen is de natuurlijke dynamiek in de bekkens 'getemperd' met als slotstuk de uitvoering van de Deltawerken. In de periode 1953-1986 is de kustlijn verkort en is het benedenstroomse gebied opgeknipt in afzonderlijke bekkens. Zonder dijken, dammen of andere vormen van waterbeheer, zou hier sprake zijn van dynamiek met ruimtelijke en temporele variaties in zee invloed (getijde, golfkracht), rivierinvloed (rivierafvoer), zoutgradiënten, morfologie (sediment, slib, zand) en nutriënten [92].

De ingrepen hebben ook het ecologisch functioneren van de wateren sterk beïnvloed en logischerwijs zijn er, in de tijdperiode dat de Deltawerken zijn uitgevoerd, verschillende abrupte veranderingen in ecologisch functioneren waargenomen. Het is echter moeilijk om het bestaan van alternatieve evenwichten in de bekkens aan de hand van deze waarnemingen aan te tonen omdat, in veel gevallen het watersysteem, nog steeds uit evenwicht is door de ingrepen. Aan de hand van het Volkerak-Zoommeer en het Veerse Meer wordt deze moeilijkheid geïllustreerd. De conclusies hierover staan samengevat in tabel 2.

**Tabel 1, Overzicht van de verschillende deels afgesloten rivierbekkens in de Zuidwestelijke Delta Mede gebaseerd op [92-99]**

Deelsysteem	Ingrepen voor 2000	(Geplande) Ingrepen na 2000	Ecologische Opgaven
<i>Haringvliet, Biesbosch en Hollandsch Diep</i>	Haringvlietsluizen (1970) (Wegnemen zoet-zout gradiënt; wegnemen getijde)	Kierbesluit (2018) Beperkte terugkeer zoet-zout gradiënt	Microverontreinigingen Vispasseerbaarheid
<i>Grevelingen</i>	Brouwersdam, Philipsdam Van estuarium naar brak stagnant water	Opening in Brouwersdam Terugkeer beperkt getijde Meer wateruitwisseling	Het onderste deel van het waterprofiel is zuurstofloos in de huidige situatie. Handhaving duinvegetaties op eilanden Behoud/herstel broedgelegenheid
<i>Volkerak-Zoommeer</i>	In 1987 afgesloten van Oosterschelde en daarmee een zoet stagnant watersysteem geworden met beperkt getijde.  Chloride: 200-1000 mg/l Getijde: 10-20cm  Actief biologisch beheer (1990-1996): uitzetten snoek en creatie paaiplaatsen	Verbinden met Grevelingen  Iets meer getijde toestaan.  Chlorideconcentratie laten toenemen tot 10000 mg/l.	Eutrofiëring: Dynamiek algenbloei en graasdruk  Behoud/herstel broedgelegenheid
<i>Oosterschelde</i>	Oosterschelde kering en compartimenteringsdammen	Vooroever en plaatsuppleties;	Zandhonger/behoud intergetijdengebied (rustgebied voor vogels en zeehonden)  Behoud onderwater natuur
<i>Veerse Meer</i>	Aanleg Veerse Gat dam en Zandkreekdam (1960-1961)  Van estuarium naar brak stagnant water	doorlaat in Katse Heul (2004), gedeeltelijk herstel getijde en zoutdynamiek  De stapsgewijze verhoging van het winterpeil in periode 2009-2011 van NAP-0,60 m naar NAP-0,30 m	Eutrofiëring, Zuurstofloosheid bodem

### Volkerak-Zoommeer

Met het dichteren van het laatste gat in de Philipsdam werd het Volkerak-Zoommeer definitief van de zee afgesloten in 1987. Vanaf dat moment ontwikkelde het voorheen zoute getijde systeem zich naar een zoet stagnant meer. Het waterbeheer (peilbesluit) was gericht op de landbouwzoetwatervoorziening en een getijdenvrije scheepvaart van en naar de Antwerpse havens. Binnen deze randvoorwaarden werd de natuurfunctie toegekend aan de drooggevallen gronden en de ondiepe waterzones. De zoutnorm werd vastgesteld op 400 mg/l Cl<sup>-</sup> in het groeiseizoen (1 april tot 30 september) en in 1993 bijgesteld naar 450 mg/l Cl<sup>-</sup>. Hiermee werd de inlaat van water vanuit het Hollandsch Diep beperkt en daarmee de import van verontreinigde stoffen [100]. Daarnaast is men overgegaan tot het nastreven van een meer fluctuerend waterpeil volgens natuurlijk neerslagpatroon, waarbij als uiterste begrenzingsen NAP + 0.15m en NAP - 0.10 m aangehouden worden [101]. Het streefbeeld voor de natuurfunctie was in 1987 een

*schoon zoetwaterbekken, gekenmerkt door een rijkdom aan waterplanten, een goed ontwikkelde, brede en vegetatierijke oeverzone en de aanwezigheid van een evenwichtige Snoek-Zeelt gemeenschap (richtjaar 2010)*[102]. Gedurende de eerste jaren na afsluiting (1987) ontwikkelde het Volkerak-Zoommeer zich, ondanks de relatief hoge nutriëntenbelasting, verrassenderwijs zich toch tot een helder watersysteem. Mogelijk is dit te verklaren doordat diverse fysieke condities 'ineens' veranderden terwijl het ecologische voedselweb nog grotendeels was ingesteld op brakwater condities, waarbij in het begin algenbloei beperkt bleef (hypothese). Vanaf 1990 nam het gemiddelde doorzicht jaarlijks af, hoewel de waterkwaliteit verbeterde [100, 103]. In de jaren negentig werd, zonder succes, ingezet op de reductie van nutriëntenaanvoer in combinatie met het uitzetten snoek en de aanleg van 35 eilandjes (habitat voor vis) om het ecosysteem naar de gewenste toestand te krijgen. Ook de nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem kan hier ten grondslag aan liggen. In de periode 1991-1995 werd de overmatige bloei van blauwalgen in de nazomer een frequent voorkomend verschijnsel. In oktober 2002 werden er bijna 5000 vogels dood aangetroffen bij het Volkerak-Zoommeer. Er is een hypothese die veronderstelt dat de oorzaak blauwalg was, maar de doodsoorzaak van deze vogels is nooit vastgesteld.

In de MER studie 'Waterkwaliteit Volkerak-Zoommeer' is aangenomen dat bij een verblijftijd van het water korter dan circa 30 dagen, er minder kans is op explosieve groei van blauwalgen [98]. Uitgesplitst naar Volkerak en Zoommeer bedragen de gemiddelde verblijftijden bij het huidige beheer zijn 100 en 70 dagen. Het sneller doorspoelen met zoetwater bleek echter geen optie omdat het zoete water ook nodig is voor het tegenhouden van de zouttong in de Nieuwe Waterweg.

Sinds 2005 duurt de "helder water periode" in het voorjaar iets langer, maar in de zomer is het water nog steeds troebel [104]. In een latere analyse, met data over een grotere tijdspanne (2004-2012), wordt bevestigd dat de helderheid van het meer is verder toegenomen en er minder overlast is van blauwalgen [95]. De afname van de algenoverlast zou verklaard kunnen worden door toegenomen graasdruk van mosselen (positieve terugkoppeling). De mosselgemeenschap bestaat thans uit twee soorten: de driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en de quaggamossel (*Dreissena rostriformis bugensis*). De laatstgenoemde soort heeft vermoedelijk omstreeks 2006 het Volkerak gekoloniseerd en heeft de driehoeksmossel teruggedrongen. De graasdruk in 2012 was ten opzichte van de mosselinventarisatie in 1998 met een factor 4 toegenomen [105-107]. Een actuele vraag is of als gevolg van de toegenomen graasdruk bij gelijke nutriëntcondities er twee alternatieve evenwichten in het Volkerak-Zoommeer mogelijk zijn.

### ***Veerse Meer***[108, 109]

Het voormalige Veerse Gat is in 1960 afgesloten van de Oosterschelde met de realisatie van de Zandkreekdam en in 1961 werd ook de verbinding met de Noordzee afgesloten (Veerse Gatdam). Er ontstond een brakwatermeer zonder getij en een tegennatuurlijk peilbeheer. Het peil is laag in de winter zodat overtollig (voedselrijk) water uit de landbouwgebieden opgevangen kan worden. In het voorjaar werd het peil opgezet met water uit de Oosterschelde. Vanaf dat moment werd de plaats van veel zoutminnende flora- en faunasoorten ingenomen door brakwatersoorten. Er ontstonden eutrofiëringsproblemen en er was sprake van zuurstofloosheid bij de bodem.

In 2004 is er een doorlaatmiddel gemaakt in de Zandkreekdam (Katse Heule). De gemiddelde zoutconcentratie is toegenomen en volgt de dynamiek van de Oosterschelde. Er treedt tevens minder zoutstratificatie op en het optreden van zuurstofloosheid is sterk verminderd. Ook de gemiddelde nutriëntenconcentraties en chlorofylconcentraties zijn sinds 2004 gedaald. De bloei van groenalg (microflagellaten) zoals waargenomen in 2000-2003 is sindsdien niet meer waargenomen. De biomassa van dinoflagellaten in het Veerse Meer is echter 5 tot 10 maal hoger dan in de Oosterschelde. De relatief hoge dichtheden dinoflagellaten in Veerse Meer, maar ook de Grevelingen zijn typisch voor systemen met geringe hydrodynamiek [110].

Na de afsluiting en tot het jaar 2000 was het Veerse meer gedomineerd door zeesla [111]. Daarna is de verspreiding en abundantie van de soort sterk afgenomen en is deze in 2003 zelfs niet meer aangetroffen. De afname werd hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door lichtlimitatie als gevolg van de grote fytoplanktonbloei in 2003[112]. Zeesla is na de opening van de Katse Heule in 2004 opnieuw waargenomen, maar de roodwieren doen het relatief beter [108]. Het plots verdwijnen van zeesla is mogelijk een voorbeeld van een kantelpunt omdat dit gebeurde voor de ingreep bij de Katse Heul.

Oorspronkelijk, voor afsluiting in 1960, kwam zowel groot zeegras (*Zostera marina*) als klein zeegras (*Zostera noltii*) voor in het Veerse Meer [113]. Na de afsluiting in 1961 is het klein zeegras verdwenen. Sinds 2003 is er ook geen groot zeegras meer gevonden. Mogelijk worden in de toekomst KRW-maatregelen genomen voor de herintroductie van zeegras [108].

De toename in soortenaantal, diversiteit, dichtheden en biomassa van bodemdieren, die in de eerste jaren na de ingebruikname van het doorlaatmiddel optrad, heeft zich niet voortgezet [108]. De biomassa van schelpdieren lijkt af te nemen, de arealen met Japanse oester nemen wel nog steeds toe.

Na 2004 is de dichtheid van kwalen vermoedelijk sterk toegenomen in het meer. Wat de kwalen betekenen voor het functioneren van het ecosysteem (veerkracht) is onbekend. De oorkwal en de Amerikaanse ribkwal zijn momenteel veruit de meest voorkomende soorten in het Veerse Meer [109]. De ribkwallen zijn vanuit de Oosterschelde het Veerse Meer binnengekomen. Ook in andere Deltawateren, zoals de Grevelingen, komen hoge dichtheden aan kwalen voor. Mogelijk is ook de temperatuur in de voorafgaande winter en in het voorjaar van invloed op de dichtheid van de kwalen in de zomer, naast de voedselbeschikbaarheid [114].

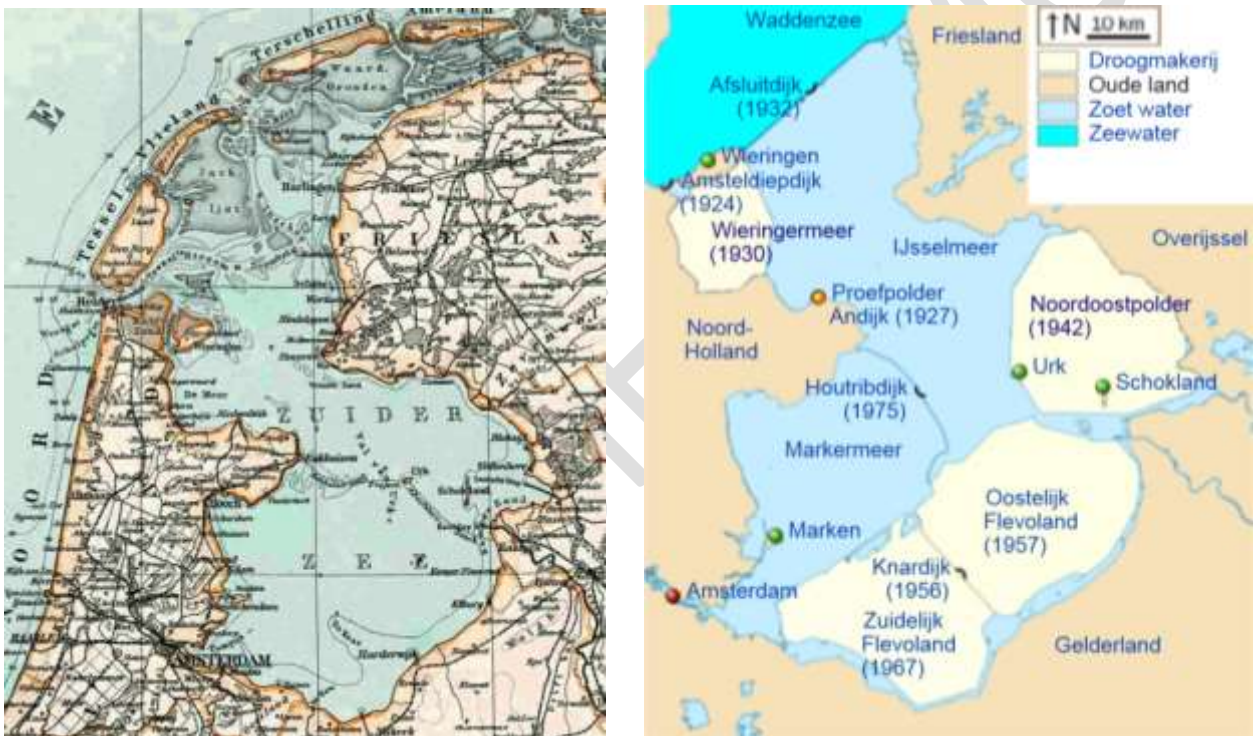
**Tabel 2, Overzicht van mogelijke kantelpunten in het Volkerak-Zoommeer en Veerse meer.**

<b>Volkerak-Zoommeer</b>	
Evenwicht	Het systeem is weliswaar verstoord, maar wel stabiel?
Terugkoppelingsmechanisme (hypothese)	Graasdruk fytoplankton door mossels
Alternatieve toestanden (Hypothese)	<i>Verleden (voor 1987)</i> Onderdeel van het estuarium met rivier en zee invloed. <i>Heden</i> B1: Helder water bij hoge N,P (1987-1990), [300-1000 mg/l CL] B2: Troebel water bij dalende N,P, [1990-2002], [2002-heden] <i>Toekomst?</i> C1: Helder water bij dalende N,P, onder brakke condities en getemperd getijde [ chloride: xx-10000 mg/l] C2: Troebel water
Indicaties van kantelpunt?	De abrupte kanteling van helder water naar jaarlijks terugkerende zomeralgenbloei (1990) zou een kantelpunt kunnen zijn (gelijke chemische condities). Echter de vraag is of het watersysteem in evenwicht was.  De veranderingen in de periode 1990-heden, toe en afnemende blauwalgenbloei zijn meer gradueler van aard. De blauwalgenbloei in de zomer wordt kleiner maar houdt stand, is dit een early warning signal van een kantelpunt dat nog moet komen?
Blinde vlekken	De dood van honderden vogels in 2001-2002 Rol microverontreinigingen inlaat Hollands Diep
<b>Veerse Meer</b>	
Evenwicht	Het systeem is verstoord en op dit moment ook niet in een stabiele toestand.
Terugkoppelingsmechanismen	Onbekend
Alternatieve toestanden (Hypothese)	<i>Verleden (&lt;1961), open verbinding met Zee en Oosterschelde</i> A1: Overvloedige klein zeegras populatie (<1961) A2: Verdwenen klein zeegras populatie (>1961)  <i>1961-2004, brakwatermeer zonder getijde en tegennatuurlijk peil</i> B1: Troebel water bij hoge nutriëntconcentraties en brakke/stagnante condities [chloride: 6000-12000 mg/l] B2: Helder water (nooit waargenomen?) bij hoge, maar dalende, nutriëntconcentraties  C1: Zeesla bloei (1961-2003) C2: Zeesla afwezig onder vergelijkbare condities (2003), vóór opening Katse Heule);  <i>2004-heden</i> D1: Helder water bij dalende N,P (2004-heden) D2: Troebel water bij dalende N,P  E1: Overvloedige groot zeegraspopulatie ( <i>Zostera marina</i> ) (<1961) E2: Schaarse groot Zeegraspopulatie (>1961 en na 2003 verdwenen)  F1: Explosieve groei oorkwal en de Amerikaanse ribkwal (>2004) F2: Afwezigheid oorkwal en de Amerikaanse ribkwal
Indicaties van kantelpunt?	C1/C2 zou een kantelpunt kunnen zijn om dat de abrupte verandering vóór opening Katse Heule plaatsvond.
Blinde vlekken	De rol van het bodemleven.

## Kantelpunten en het IJsselmeergebied

### Achtergrond

Het natte hart van Nederland heeft na de laatste ijstijd vele verschijningsvormen gekend (Lacus Flevo, Almere, Zuiderzee, IJsselmeer), waarbij natuurlijke klimaatschommelingen en ingrepen van de mens belangrijke factoren zijn geweest [115]. Door meerdere grote stormvloeden in de 12<sup>e</sup> en 13<sup>e</sup> eeuw ontstond de Zuiderzee, een binnensee met de Waddeneilanden als grens (Figuur 6). Door de aanleg van de Afsluitdijk, de landaanwinningen en ten slotte de aanleg van de Houtribdijk (1975) is het gebied kleiner geworden en opgedeeld in aparte meren (Figuur 6). Het huidige oppervlak van het IJsselmeer is nu 1100 km<sup>2</sup>, van het Markermeer is 700 km<sup>2</sup>. Ook de kleinere randmeren behoren tot dit gebied en betreffen het IJmeer, Ketelmeer/Vossemeer, Zwarte Meer, Drongermeer, Veluwemeer, Wolderwijd, Eemmeer, Nijkerkernauw, Nuldernauw en het Gooimeer. In de wateren hebben flora en fauna in en rondom het water zich aangepast aan de verzoeting en de afname in hydrodynamiek. De ontwikkelingen verlopen in elk compartiment anders, maar vertonen ook overeenkomsten.



**Figuur 6**, Het IJsselmeergebied, met links de situatie rond 1900 en rechts de huidige situatie.

### Ontwikkelingen in het ecosysteem

De ontwikkelingen in de verschillende compartimenten zijn zowel gestuurd door de fysieke ingrepen in de vorige eeuw als door veranderingen in gebruik (verbod op kuilvisserij in 1970), trofiegraad en effecten van klimaatverandering op watertemperatuur en fluctuaties in wateraanvoer. Er werd besloten tot een waterpeilbeheer dat hoog is in de zomer en laag in de winter ten bate van de landbouw.

Tot in de tweede helft van de vorige eeuw nam de nutriëntenbelasting toe in de meren (eutrofiëring). De nutriënten waren afkomstig van RWZI's en de landbouw. Via de Rijn werden er tevens verontreinigingen gebonden aan slibdeeltjes (PCB's, zware metalen) aangevoerd. In de zeventiger jaren begon de nutriëntbelasting af te nemen. De afname stagneerde medio jaren '80 en de laatste 10 à 15 jaar wordt weer een vrij snelle afname van nutriëntenbelasting waargenomen (Figuur 9). In alle compartimenten is de nutriëntenbalans vergelijkbaar met de situatie van voor 1960.

De randmeren werden gekenmerkt door zware eutrofiëring vanaf hun ontstaan in de jaren '50 en '60 in de 20<sup>e</sup> eeuw, die eind jaren '60 resulteerde in dominantie van blauwalgen en sterke afname van biodiversiteit. De nutriëntenbelasting in de randmeren is teruggebracht door lokale maatregelen



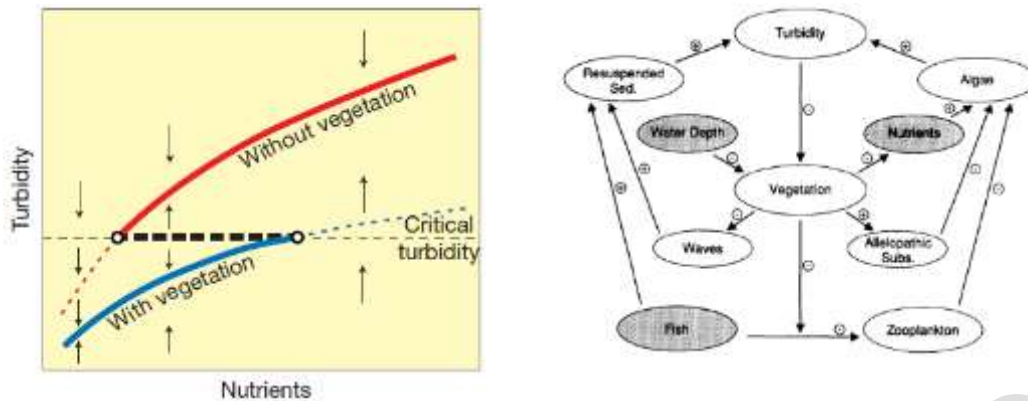
(defosfatering en doorspoeling vanaf 1979), en die van het gehele IJsselmeergebied door nationale en internationale maatregelen (Wet Verontreiniging Oppervlaktewater, wasmiddelen convenant). Diverse beheermaatregelen (waaronder actief biologisch beheer in verschillende randmeren) hebben de systemen weer hersteld. Positieve effecten op het ecosysteem in de randmeren zijn vanaf het midden van de jaren '90 te zien in diversiteit waterplanten en aanwezigheid vogels. In het IJsselmeer en Markermeer gaat het proces echter ook gepaard met afname van een aantal soorten van het open water. Vogels volgen hierbij de verandering in het voedselaanbod. De neergaande trends van watervogels in het IJsselmeergebied heeft aanleiding gegeven tot de ANT-studie (autonome negatieve trend)[116]. De belangrijkste inzichten uit deze studie zijn:

- De afname in doorzicht in het Markermeer begin jaren '90 is niet veroorzaakt door toename van het zwevend slib, maar door een verandering in soortensamenstelling van het fytoplankton.
- Op hetzelfde moment was er in het IJsselmeer een 'sprong' in de relatie tussen chlorofyl-A en doorzicht. Het doorzicht nam niet toe, terwijl de concentratie chlorofyl-A wel afnam.
- De veranderingen in fytoplankton soortensamenstelling hebben geleid tot een afname in de voedselkwaliteit van het fytoplankton voor zoöplankton (uitgedrukt in P: C ratio). In het IJsselmeer is de ratio sinds 1991 onder de kritische grens gezakt (ongeveer gelijk met grote veranderingen in soortensamenstelling en sterke afname chlorofyl-A), in het Markermeer na 2000. De voedselkwaliteit van de mosselen (voorheen stapelvoedsel voor benthivore watervogels) daalde eveneens. Vanaf 2007 is de driehoeksmossel bijna geheel vervangen door de quagga mossel.
- Spiering (voorheen stapelvoedsel voor de meeste soorten visetende vogels) is een koudwatervis, Nederland is de zuidelijke grens van verspreiding. Spiering behoort tot een groep vissoorten die op Europese schaal zich naar het noorden terugtrekt als respons op klimaatverandering[117].
- Eindconclusie lokale processen (ANT studie): de veranderingen in het IJsselmeergebied zijn in de eerste plaats veroorzaakt door afname van aanvoer van voedingstoffen. Deze afname resulteerde in verandering in fytoplankton soortensamenstelling, en een afname in voedselkwaliteit voor zoöplankton en mosselen. Dit leidde tot een verminderd voedselaanbod voor benthoseters. De afgenomen spieringpopulatie leidt tot minder voedselaanbod voor viseters. De voedselbeschikbaarheid in het Markermeer is sinds begin jaren '80 lager geweest dan in het IJsselmeer door de invloed van zwevend slib op het productieproces (lichtbeperking en interactie met algen).
- De neergaande trends in watervogels (de aanleiding van het ANT onderzoek) zijn vooral veroorzaakt door afname nutriënten, waarmee de draagkracht van het systeem afnam. Voor visetende vogels hebben ook de visserijdruk (in relatie tot de afnemende voedselrijkdom) en veranderingen in de vangbaarheid van de resterende vis (toenemende helderheid door quagga mosselen) een rol gespeeld. Het ecosysteem van het IJsselmeer en Markermeer blijkt onvoldoende veerkracht te hebben en heeft onvoldoende alternatieve voedingsbronnen beschikbaar voor de watervogels.
- Enkele soorten benthivore watervogels (Tafeleend, Kuifeend) hebben inmiddels laten zien te kunnen profiteren van toename van de diversiteit in habitat (toename waterplanten) en prooi aanbod (andere macrofauna dan mosselen) die plaatsvindt in samenhang met de toenemende helderheid.

#### *Alternatieve stabiele evenwichten*

De doorgaande veranderingen in interne processen en in soortensamenstelling in reactie op externe factoren, tot wel 20 jaar na een ingreep, rechtvaardigt de vraag of het IJsselmeer en het Markermeer al in een stabiel evenwicht zijn gekomen, of dat het systeem van deze meren zich nog steeds aanpast aan de veranderende omstandigheden.

Kantelpunten tussen alternatieve stabiele evenwichten in ondiepe meren zijn uitvoerig beschreven, met Nederlandse onderzoekers in een leidende rol [118-120]. Voor ondiepe meren worden vaak twee stabiele toestanden omschreven: 1 = helder met ondergedoken vegetatie, en 2 = troebel met algen [3, 118]. Diverse terugkoppelingsmechanismen, met waterplanten in een centrale rol, zorgen voor de stabiliteit van deze evenwichten (Figuur 7).



**Figuur 7**, Linker paneel de grafische weergave van twee alternatieve stabiele evenwichten in ondiepe meren, gestuurd door de relatie van waterplanten met nutriënten en turbiditeit [3]; rechter paneel de feedback mechanismen (overgenomen uit [118]).

Verschillende verstoringen kunnen leiden tot een kantelpunt van de ene naar de andere toestand. Bijvoorbeeld het afsterven van waterplanten door herbicide (van helder naar troebel), of het afsterven van vis (van troebel naar helder) [121]. Biomanipulatie is een beheermaatregel om een systeem te forceren van het troebele (ongewenste) naar het heldere (gewenste) evenwicht. Het wegvangen van benthivore vis (brasem), in combinatie met het uitzetten van roofvis (snoek), is in Nederland meerdere keren toegepast in de jaren '90 van de 20<sup>e</sup> eeuw [122]. Deze ingrepen hebben korte termijn effecten op de helderheid van het systeem. Maar zoals uit Figuur 7 blijkt, kan een (alternatief) stabiel evenwicht ook bereikt worden als de nutriënten concentratie laag genoeg is.

#### **Voorbeelden van kantelpunten en veranderingen in het IJsselmeergebied**

De veranderingen in de aquatische ecologie van de meren in het IJsselmeergebied zijn veelvuldig onderzocht en er is veel over gepubliceerd. Deze memo beperkt zich tot enkele voorbeelden.

##### *Kantelpunten in het Veluwemeer [123]*

In het Veluwemeer zijn drie regime shifts te herkennen [124]:

**(1)** Van helder naar troebel: De waterplanten gedomineerde heldere toestand verdween eind jaren '60 in de vorige eeuw door eutrofiëring (gemiddeld totaal fosfaatgehalte > 0,20 mg/L). Het systeem werd jarenlang door blauwalg (*Planktothrix* sp.) gedomineerd, het doorzicht was beperkt (troebel) en de ecologische structuur was stabiel

**(2)** Van troebel naar deels helder: Het terugdringen van de gemiddelde totaalfosfaatconcentraties tot lager dan 0,10 mg/L zorgde wel voor een afname in algenbiomassa (chlorofyl), maar door opwerveling van sediment bleef het systeem grotendeels troebel. Alleen in de ondiepe zones konden kranswieren ontwikkelen. Boven de kranswievelden was het water helder, terwijl het in het open water nog troebel was.

**(3)** Van deels helder naar helemaal helder: Na het wegvangen van benthivore brasem door beroepsvissers (vanaf 1994) werd het hele meer helder. De daaropvolgende toename in driehoeksmosselen en kranswieren heeft gezorgd voor een stabiele heldere toestand in het hele Veluwemeer. De toename van driehoeksmosselen en kranswieren betekende ook een toename in voedselaanbod voor watervogels. De aantallen watervogels zijn dan ook toegenomen [125].

##### *Veranderingen in het IJsselmeer en Markermeer [115, 116]*

In grote lijnen zijn er vier grote externe sturende factoren geweest op de ecosystemen van de meren in de 20<sup>ste</sup> eeuw: (1) waterhuishoudkundige ingrepen (polders, dammen, peilbeheer); (2) visserij en recreatie (gebruik), (3) veranderingen in trofiegraad en (4) toename van de gemiddelde watertemperatuur.

In 1970 wordt het kuilvissen verboden vanwege de schade aan de visstand door de grote bijvangst. In dezelfde periode was het nutriëntgehalte in het aanvoerwater nog steeds hoog en daarvan afgeleid ook het voedselaanbod voor vis, leidend tot een hoge visstand in beide meren. Na voltooiing van de Houtribdijk in 1976 daalden de nutriëntgehalten in het Markermeer terwijl de visstand daar nog lange tijd relatief hoog bleef. In het diepere oostelijk deel van het Markermeer verdwijnen de mosselen door een herverdeling van het sediment. De benthivore eenden verschoven naar het westelijk deel van het Markermeer.

Vanaf 1987 daalt de aanvoer van fosfor vanuit de IJssel naar het IJsselmeer. En na drie strenge winters is er in 1988 en daarop volgende jaren sprake van zachtere winters, waarbij het fenologische voorjaar eerder start in vergelijking tot voorgaande strenge winters (1985, 1986). De visbiomassa in het Markermeer en IJsselmeer begon af te nemen. De vervroeging van het fenologische voorjaar leidt tot een andere vissoortensamenstelling met minder spiering en meer pos. De totale visbiomassa gaat meer fluctueren, vooral in het Markermeer. Het voedselaanbod voor visetende vogels (aalscholver, fuut, zaagbekken en sterns) is daardoor niet alleen lager maar ook minder voorspelbaar. Dit heeft effecten op het broedsucces en op het aantal verblijvende viseters.

Rond 1995 is er een toename in waterplantbedekking, in het IJsselmeer bij de Friese kust, en in het Markermeer in de Gouwzee, Hoornse Hop en IJmeer. Dit is mogelijk een gevolg van de intensivering van de commerciële brasemvisserij. De fonteinkruiden in het Markermeer bieden een habitat voor jonge baars en blankvoorn. De toename in waterplantbedekking lijkt een minder groot terugkoppelingseffect te hebben op het ecosysteem in vergelijking tot de randmeren.

De deelsystemen in het IJsselmeergebied zijn niet los van elkaar te zien. De afname van het aantal watervogels in Markermeer gaat gepaard met een toename in Veluwerandmeren. Mosseletende vogels volgen het voedsel, en verplaatsen zich van het IJmeer naar de randmeren. Ook Aalscholvers verplaatsen zich deels van het Markermeer naar de randmeren[116]. Ondanks deze dalende trend zijn het IJsselmeer en Markermeer nog wel een hotspot voor Aalscholvers.

## Kantelpunten en de rivieren



**Figuur 8**, De stroomgebieden van de Rijn, Maas, Eems en Schelde.

### Achtergrond

De Rijn, Maas, Schelde en Eems zijn de belangrijkste grensoverschrijdende rivieren die uitmonden in de Nederlandse Delta (Figuur 8, Tabel 3).

In de stromende wateren is weinig onderzoek gedaan naar het optreden van kantelpunten. Rivieren worden sterk extern gestuurd [126] en, op het eerste oog, zijn er weinig positieve terugkoppelingen mogelijk die het bestaan van verschillende stabiele alternatieve toestanden zouden kunnen verklaren [127] in vergelijking tot ondiepe meren (Hoofdstuk 5).

### Kantelpunten in voorkomen van algen

Uit modelonderzoek [128] is gebleken dat het bestaan van alternatieve evenwichten het meest waarschijnlijk is in watersystemen met een lange

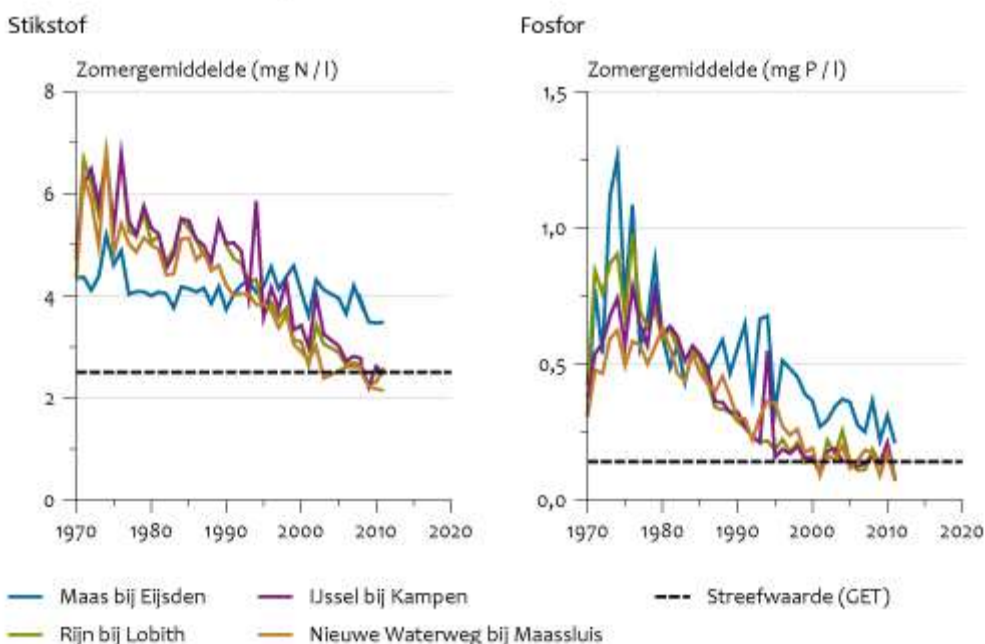
verblijftijd zoals meren of sterk gecompartmenteerde rivieren. In de Neder-Rijn wordt het water in de zomer bijvoorbeeld gestuwd bij Driel. Achter de stuw staat het water op veel plekken in de zomer eigenlijk bijna stil, en is er eerder sprake van een langgerekt meer. In de winter is het weer wel een stromende rivier. In stromende systemen is de kans veel kleiner, maar niet onmogelijk, op twee alternatieve evenwichten met of zonder algenbloei.

**Tabel 3**, hydrologische karakteristieken van grensoverschrijdende rivieren in Nederland.

Karakteristiek	Rijn (Lobith)	Maas (Borgharen)	Schelde	Eems
<b>Afvoer regime</b>	1000-2700 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> Gemiddeld 2200 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	75-600 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> Gemiddeld: 320 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	de meerjarig gem. bovenafvoer van de Schelde (1949 -1998) bedraagt 107 m <sup>3</sup> /s.[129]	Meerjarig gemiddelde afvoer 37 m <sup>3</sup> /s (Rheine), 88 m <sup>3</sup> /s (Herbrum) [130]
<b>Maatgevende afvoer</b>	16000 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	3800 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	In perioden van extreme neerslag kan de afvoer 6x zo hoog zijn	
<b>Getijde-invloed</b>	klein	klein	groot	groot
<b>Monding</b>	IJsselmeer, Noordzee	Noordzee	Westerschelde, Noordzee	Waddenzee

De concentraties van stikstof en fosfor zijn sinds 1980 gedaald in de Rijn en Maas. Binnen de KRW zijn de grote rivieren aangemerkt als sterk veranderde wateren en gelden nutriëntdoelstellingen van 0,14 mg P/l en 2,5 mg N/l (zomergemiddelde). In de periode 2004-2011 lag de concentratie voor stikstof en fosfor in de Rijn rond deze bovengenoemde doelstellingen, in de Maas lag het stikstofgehalte boven de norm [131] (figuur 9).

## Nutriëntconcentratie grote rivieren



Bron: RWS Waterdienst.

PBL/juh2/0249  
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

**Figuur 9**, Nutriëntconcentraties in de grote rivieren. Bron: PBL.

De trofiegraad van het rivierwater is vooral een ecologisch vraagstuk voor de aanliggende regionale watersystemen, de uiterwaardplassen en de stilstaande bekkens (Zuidwestelijke Delta, IJsselmeergebied) die gevoed worden met rivierwater. Het water stroomt hier minder snel en de kans op kantelpunten is daarmee groter ondanks dat het rivierwater aan de KRW norm voldoet. Met name in periodes van droogte wordt extra rivierwater ingelaten in deze aanliggende systemen om verschillende redenen. Het risico op algenbloei, bij gelijke trofiegraad, is tevens groter bij hogere watertemperatuur. Ook het sulfaatgehalte van het rivierwater, en variaties/fluctuaties hierin, kan een invloed hebben op de ontwikkeling van waterplantvegetaties (soortensamenstelling) in de regionale systemen [132]. Hoge sulfaatconcentraties in het veenweidegebied zijn bijvoorbeeld in verband gebracht met de sterke afname van de Krabbenscheergemeenschap [133, 134].

De KRW maatregelen van Rijkswaterstaat en de waterschappen om de nutriëntconcentraties te verlagen helpen om de nadelige waterkwaliteitseffecten van de inlaat van rivierwater en klimaatverandering (temperatuurstijging) [135-137] voor de ecologie (N2000) te verkleinen door het vergroten van de ecologische veerkracht.

### **Kantelpunten en microverontreinigingen**

Er is niet veel bekend in hoeverre microverontreinigingen ook kunnen leiden tot kantelpunten in ecologisch functioneren in rivieren. De Sandoz ramp (Zwitserland) was een rampzalig incident in 1986 waarbij toxische agro-chemicaliën (o.a. urea, organofosfaten, kwik, organochlorides en di-nitro-cresol [138]) in de Rijn terecht kwamen. Benedenstreams in de Rijn leidde deze ramp tot een grote sterfte van vis. Binnen enkele jaren hebben de visgemeenschappen zich hersteld van de Sandoz ramp (veerkracht) [139]. Wat de effecten zijn geweest van de ramp op andere deelsystemen en of deze zich ook hersteld hebben is uit de literatuur niet op te maken.

### **Kantelpunten en morfologische processen in Rijn en Maas [140]**

Tot de 19<sup>e</sup> eeuw waren de Rijn en Maas breed en ondiep, met eilanden en zandbanken. Om de bevaarbaarheid te verbeteren werd omstreeks 1850 begonnen met het uitbaggeren van vaargeulen, de verwijdering van zandbanken, het afsnijden van rivierbochten, de aanleg van kribben, dijken en het

verdiepen van de uiterwaarden. Hoge afvoeren, erosie en sedimentatieprocessen werden hiermee onder controle gehouden. In de recente geschiedenis (na 1995) is deze aanpak deels herzien door dijken te verleggen en de rivierbedding te verruimen ('Ruimte voor de Rivier'). Hoe groot het transport van sediment kan worden in de rivier hangt af van de morfologie en de stroomsnelheid. De turbiditeit van rivierwater is dus ook afhankelijk van sedimenttransport en niet alleen van de primaire productie. Andersom heeft vegetatie op de rivierbodem en in de uiterwaarden een remmend effect op de stroomsnelheid en daarmee ook op erosie en sedimentatieprocessen [141]. De interacties tussen vegetatie, rivierafvoer, overstromingsfrequentie en morfologie kunnen wellicht ook leiden tot ecologische kantelpunten in het terrestrische deel van de uiterwaarden [142] en de uiterwaardplassen [143].

### ***Getijde invloed en kantelpunten in de rivier***

Door klimaatvariabiliteit varieert van jaar tot jaar de landinwaartse getijde invloed in de rivieren. In de Rijn en Maas is de getijde invloed teruggedrongen door aanleg van de Deltawerken. Alleen via de Nieuwe Waterweg staan deze rivieren nog in directe verbinding met de zee. In het Schelde estuarium is de getijde doordringing en getijdeverschil toegenomen waarbij intergetijdengebied verdwijnt (schorren en slikken). Tegelijkertijd reduceren begroeide schorren en slikken de kracht van golven en stimuleren sedimentatie (positieve terugkoppeling). Wanneer deze terugkoppeling sterk genoeg is kan een systeem met zandhonger (bijvoorbeeld Westerschelde) een kantelpunt bereiken waarbij het intergetijdengebied toeneemt (schorvorming) [144, 145], de drempelwaarden van dit theoretisch kantelpunt zijn echter onbekend. Echt natuurlijk (en 'stabiel') is een estuariën systeem pas als er gemiddeld door de jaren heen net zo veel erosie als sedimentatie optreedt. Dit is niet het geval in de Westerschelde.

Uit een studie [146-148] waarin de Elbe en Schelde met elkaar zijn vergeleken wordt tevens geconcludeerd dat ruimtelijke gradiënten in zuurstof productie/respiratie ratio en primaire productie in de waterkolom (chlorofyl-A) mede bepaald worden door terugkoppelingen tussen de morfologie van de rivier (erosie en sedimentatie) en nutriëntenfluxen tussen water, wetland en vegetatie. De Schelde is een rivier met een hoge turbiditeit, bovensstrooms door algenbloei [148], terwijl benedenstrooms opwerveling van sediment belangrijker is.

## Conclusies

De conclusies en daarvan afgeleide kennisvragen zijn in een zeer korte tijd verzameld door een beperkt aantal personen en expertises (water, ecologie). Deze worden hieronder in generieke zin behandeld en voor ieder watersysteem apart. Er is vooral gestreefd om een selectie van inzichten bijeen te brengen die behulpzaam is om de discussie aan te zwengelen over wat de kantelpuntheorie kan betekenen voor het beheer, evaluatie en monitoring van de grote wateren.

De theorie over de kantelpunten, alternatieve evenwichten en het concept veerkracht zijn, in onze visie, een inspirerend hulpmiddel om de complexiteit van een ecosysteem in relatie tot het beheer van de grote wateren beter te begrijpen door goed te kijken naar de rol van terugkoppelingsmechanismen. In dit memo zijn verschillende voorbeelden van relevante terugkoppelingsmechanismen gegeven voor zoete en zoute wateren, zoals de rol van graasdruk (IJsselmeer, Deltawateren), biobouwers (Waddenzee, Schelde) en waterplanten (IJsselmeer, Markermeer en Veluwemeer). Van alle beschouwde voorbeelden zijn de alternatieve evenwichten het best omschreven voor de Waddenzee en Veluwemeer. De casus van het Veluwemeer is het best onderbouwd met meetdata, hetgeen de meerwaarde van langjarige meetreeksen (ecologie, waterkwaliteit) illustreert.

De analyse laat zien dat in een sterk gemodificeerd watersysteem, zoals Nederland heeft, het moeilijk is om vast te stellen of een watersysteem in evenwicht is of niet. Het effect van sommige ingrepen, zoals de Afsluitdijk, kunnen een watersysteem langdurig uit evenwicht hebben gebracht.

Vaak richten we onze aandacht op de meest in het oog springende factoren die berekenbaar of bekend zijn. Bij de ondiepe meren worden alternatieve evenwichten veelal benoemd in termen van 'helder' en 'troebel' en gerelateerd aan terugkoppelingsmechanismen in het aquatisch voedselweb in relatie tot de trofiegraad. In estuaria en stromende systemen spelen andere factoren die dynamiek en ecologische evenwichten beïnvloeden. In zowel het zoete als zoute water is het de uitdaging om ook rekening te houden met 'onbekende' factoren die de veerkracht van een ecologisch evenwicht kunnen beïnvloeden. Er is nog niet veel bekend over de rol van microverontreinigingen, trofische cascades (vissen, vogels), microbiële bodemactiviteit en de rol van hydromorfologische dynamiek in rivieren en estuaria.

Ieder theoretisch raamwerk heeft zijn voor- en nadelen, zo ook de theorie van de kantelpunten. Zo zullen 'onvoorspelbaarheid' en stochastiek altijd een karakteristiek blijven van complexe systemen en lijkt het alleen mogelijk om kantelpunten in retrospectief te bepalen, zoals geïllustreerd in het voorbeeld van het Veluwemeer (herstel kranswieren) en de Waddenzee (het verdwijnen van zeegras). Vanuit het waterbeheer is er vooral behoefte aan 'Early warning' signalen op basis waarvan er maatregelen genomen kunnen worden om een kantelpunt te voorkomen. Kennis over terugkoppelingsmechanismen is relevant voor projecten die zich richten op de herintroductie van verdwenen soorten (bijvoorbeeld zeegras) of bewuste ingrepen in een ecosysteem om juist een (gewenst) ecologisch kantelpunt te forceren, zoals wordt gedaan met actief biologisch beheer. Ook bij ingrepen die de abiotiek van het watersysteem sterk veranderen (bijvoorbeeld het zout maken van het Volkerak-Zoommeer) is kennis over ecologische terugkoppelingsmechanismen essentieel.

Er is onder de deelnemers van dit project ook veel discussie geweest of verschillende alternatieve ecologische evenwichten onder dezelfde condities kunnen bestaan. Het bleek ook moeilijk om het onderscheid te maken tussen kantelpunten en gewone 'grote' veranderingen. Voor de waterbeheerder is het onderscheid tussen een grote verandering of een kantelpunt op zichzelf niet relevant: in beide gevallen zal het waterbeheer hier op proberen te anticiperen. Het bestaan en het belang van het beter begrijpen van terugkoppelingsmechanismen in de verschillende Nederlandse wateren werd echter breed onderschreven. Deze zijn goed te onderzoeken voor alle watersystemen en dat is nuttig bij het evalueren van waterbeheer, het opstellen van monitoringsplannen en het in beeld brengen van de 'Safe operating Space' voor gebruik en beheer van de wateren.

Tot slot is het van belang om telkens in- en uit te zoomen tussen enerzijds watersystemen, (ecologisch) deelsysteem en anderzijds de delta tot het stroomgebied bij het bestuderen van terugkoppelingsmechanismen en veerkracht. De verschillende deelsystemen (rivier, bekkens, meren, estuaria en zee) zijn met elkaar verbonden en beïnvloeden elkaar ook. Uit de langjarige meetreeksen van Rijkswaterstaat kan bijvoorbeeld afgeleid worden dat de nutriëntenbelasting in de rivieren sterk is

afgenomen, in elk afhankelijk deelsysteem reageert de ecologie hier weer anders op door o.a. verschillen in graasdruk, invloed exoten, waterbodem en mate van zee/rivier invloed. De condities voor succesvolle herstelmaatregelen, de drempelwaarden voor veilig gebruik van het ecosysteem (c.q. Safe operating space) en de mate van veerkracht in relatie tot verstoringen worden ook mede bepaald door de interconnectiviteit.

Hieruit volgen de volgende generieke kennisvragen:

*Hoe kom je tot proactief waterbeheer dat inspeelt op mogelijke kantelpunten of onverwachte ecologische veranderingen? In hoeverre is het concept van 'Safe Operating Space' toepasbaar in de Nederlandse wateren?*

De volgende denkstappen zijn hierbij relevant:

- Welke terugkoppelingen spelen in de grote wateren een rol die de veerkracht (mede) bepalen?
- Is er sprake van een ecologisch evenwicht en welke mogelijke alternatieve evenwichten zijn denkbaar?
- Welke evenwichten zijn maatschappelijk gewenst gezien vanuit verschillende gebruiksfuncties en toekomstig waterbeheer? Is hier een gedeeld beeld over of niet?
- Hoe kun je slim gebruik maken van temporele (en spatiële) variaties in veerkracht bij het plannen van ecologische maatregelen (Het vergroten van de succeskans, c.q. window of opportunity);
- Hoe begren je systemen tot eenheden die je kunt onderzoeken, begrijpen, monitoren en beheren vanuit het perspectief van kantelpunten en early warning?
- Welke bekende onzekerheden (bijvoorbeeld niet kwantificeerbare processen) kunnen nog een rol spelen en hoe ga je om met verrassingen (onbekende onzekerheden) bij het vaststellen van de 'Safe Operating Space'.

Voordat een waterbeheerder deze denkstappen kan afvinken is eerst voorwerk nodig, waarbij de beschikbaarheid van data ook een rol speelt.

*De rol van bekende onzekerheden (overige generieke kennisvragen):*

- Veel microverontreinigingen accumuleren hoog in het voedselweb (vis, vogels, toppredatoren) en kunnen daar leiden tot ecotoxicologische effecten (sterfte, verminderde conditie, etc.). Kan het verdwijnen van toppredatoren of dalende predatiedruk als gevolg van microverontreinigingen leiden tot een ecologisch kantelpunt elders in het voedselweb?
- Kunnen 'nieuwe' stoffen zoals medicijnresten, hormonale stoffen, nanodeeltjes of microplastics ook leiden tot kantelpunten?
- Hoe veranderen o.a. kritische nutriëntcondities, en daarmee de 'safe operating space' voor nutriëntbelasting bij klimaatverandering (stijging watertemperatuur en fluctuaties in wateraanvoer)?

#### *Waddenzee*

Om toekomstige kantelpunten te voorkomen zijn er een aantal beleidsmaatregelen mogelijk waarbij het opstellen van een 'safe operating space' ofwel het eerder ontwikkelde concept van de natuurgebruikersruimte [89, 90] handvaten kan bieden. Voor een dynamisch systeem als de Waddenzee geldt dat ook een gebruikersruimte variabel over tijd en ruimte is. Zo kunnen de effecten van menselijk handelen meer of minder schadelijk zijn afhankelijk van het jaargetij of de specifieke soorten die op die plek voorkomen. Daarnaast betekent dat door de connectiviteit van de deelsystemen de interacties beter begrepen moeten worden om deze mee te kunnen nemen in het definiëren van de gebruikersruimte. Ook blijkt uit recent onderzoek dat deze gebruikersruimte kleiner kan worden door bijvoorbeeld klimaatverandering [30]. De belangrijkste benoemde kennisvragen:

- Hoe beïnvloeden verschillende terugkoppelingsmechanismen elkaar in een netwerk van verbonden ecologische deelsystemen (zeegras, mosselbanken, duinen, kwelders, etc.) in de Waddenzee?
- Hoe vertaalt interconnectiviteit zich door in het voedselweb?
- Hoe kun je de succeskans vergroten door gebruik te maken van ruimtelijke en temporele variaties in condities en vegetatie?
- Wat is de rol van vervuilende stoffen zoals plastics en kwikemissies vanuit de Eems op de overlevingskans van biobouwers en de stabiliteit van het voedselweb in de Waddenzee?



- Is het mogelijk om het gebruik van gebied (natuur/visserij/recreatie) ruimtelijk te scheiden, bijvoorbeeld voor de verschillende kombergingsgebieden, en wat betekent dit voor de veerkracht van het systeem?
- Wat gebeurt er als zeespiegelstijging en het meegroeivermogen van de Waddenzee niet meer in balans zijn? Hoe groot is de kans hierop?
- Zou je kunnen berekenen hoeveel Waddeneilanden, op basis van o.a. waterhuishouding, het areaal eilanden en de afstand tot kust je nodig hebt om het achterliggende getijdengebied te behouden en een regime shift naar zout moeras te voorkomen?
- Kan Waddenzee kraamkamer voor vissen blijven onder klimaatverandering en zo nee, is dat een probleem of verplaatst de functie zich simpelweg?

### *IJsselmeergebied*

Het IJsselmeer, het Markermeer en de randmeren zijn watersystemen waarin grote fysieke ingrepen zijn gedaan in de afgelopen 100 jaar, zoals de aanleg van de afsluitdijk, de inpolderingen, de compartimentering en het tegennatuurlijk peilbeheer. De nutriëntenbelasting is in alle deelsystemen afgenomen, maar de behandelde voorbeelden laten zien dat de ecologische respons verschillend is. De volgende kennisvragen zijn relevant voor het in beeld brengen van de 'Safe Operating Space in de wateren binnen het IJsselmeergebied:

- Welke terugkoppelingsmechanismen spelen een rol in IJsselmeer en Markermeer?
- Is er een vaste responstijd van ecologische parameters? Te herkennen in waargenomen kantelpunten in doorzicht en fytoplankton in IJsselmeer, Markermeer en randmeren?
- Is er wel een alternatieve heldere toestand in het IJsselmeer en Markermeer mogelijk bij tegennatuurlijk peilbeheer?
- Hoe belangrijk is de draagkracht van IJsselmeer en Markermeer voor watervogels en in hoeverre is die (negatief of positief) beïnvloedbaar via helderheid vs. troebelheid of via voedselbeschikbaarheid? Kan de beschikbaarheid van nutriënten uit het sediment vergroot worden. Is er een vaste verhouding nutriënten in bodem, benthos en vis, en is dit een instrument om te sturen?
- Welke rol spelen sediment en morfologie bij kantelpunten in het IJsselmeer en Markermeer? Is variatie in diepte/profiel van belang? Zouden hiertoe waterplanten als indicatoren gebruikt kunnen worden?
- Zijn er ecologische kantelpunten denkbaar in het IJsselmeer door een combinatie van verdere effecten van klimaatverandering in de toekomst (temperatuurstijging en wijziging afvoerhydrologie IJssel) en fysieke ingrepen uit het verleden (afsluitdijk, inpolderingen)?
- Zijn er kantelpunten geweest in de vissoortensamenstelling in het IJsselmeer? Zou je early warning signalen kunnen identificeren uit analyse van historische tijdreeksen over vis?
- Vanuit gebruik door recreanten in het IJsselmeergebied zijn niet alle soorten waterplanten welkom. Bijv. liever geen fonteinkruiden, wel kranswier. Hoe kunnen we de omstandigheden sturen dat gewenste vegetatie zich ontwikkelt?

### *Zuidwestelijke Delta*

In de Zuidwestelijke Delta wordt nagedacht over het gedeeltelijk herstel van verbindingen tussen bekkens, rivier en zee in diverse besluitvormingsprocessen. Met de maatregelen, die in de pijplijn zitten, worden de Deltawateren nog geen volledig open estuarium. Het gaat om gedeeltelijk herstel van estuariene dynamiek (bijvoorbeeld getempt getijde i.p.v. een vast waterpeilgetijde)

- Wat betekent deze tussenvorm voor de natuurwaarden?
- Kunnen er gewijzigde (ongunstige) trofische cascades/predator-prooi relaties ontstaan in de voormalig geïsoleerde systemen?
- Is de volgorde in tijd waarin de bekkens met elkaar verbonden worden belangrijk?
- Welke alternatieve evenwichten kunnen er ontstaan? Kun je het systeem terugbrengen zoals het was of breng je het weer in een ander alternatief ecologisch evenwicht?

### *Rivieren*

Rivieren worden sterk extern gestuurd en er zijn weinig positieve terugkoppelingen mogelijk in de rivieren zelf en daarmee lijkt de kans klein dat alternatieve evenwichten mogelijk zijn, maar het is ook niet uitgesloten (zie voorbeeld Schelde). Wel kunnen er abrupte veranderingen optreden in riviersystemen gegeven dat een natuurlijk rivier ecosysteem zich kenmerkt door stochastische hydrodynamiek en morfodynamiek. Voor de rivieren zijn de volgende kennisvragen geformuleerd:

- Wat betekenen klimaatverandering, connectiviteit van systemen, verspreiding van exoten en microverontreinigingen voor de kans op kantelpunten of abrupte veranderingen in de rivieren?
- Kunnen extreme gebeurtenissen (laag of hoge afvoer, een ramp met chemicaliën) leiden tot ecologische kantelpunten in kenmerkende riviernatuur (laag dynamische plassen, stroomdalgrasland)? En is dit in beheer toe te passen als cyclische rejuvenatie van het uiterwaard systeem?

## Aanbevelingen

Deze studie is mede gedaan in het kader van het Nationaal kennis en innovatieprogramma Water en Klimaat (NKWK) en de voorgaande conclusies zijn daarmee relevant voor de invulling van de onderzoekslijn Duurzaam beheer van de grote wateren waarin Rijkswaterstaat en de relevante ministeries (I&M, EZ) hun beleidsondersteunend onderzoek afstemmen met o.a. NWO en STOWA.

### *Praktische toepassingen van beschikbare kennis over kantelpunten in de grote wateren*

- Rijkswaterstaat heeft een landelijk meetnet voor waterkwaliteit (MWTL, OSPAR), er zijn dus langjarige meetreeksen beschikbaar waarbij (statistische) analyse mogelijk is van indicatoren die iets zeggen over kantelpunten, grenswaarden of een verandering in veerkracht. Het is aan te bevelen om eerst met een aantal casestudies te verkennen wat de mogelijkheden hiertoe zijn waarbij ook gekeken wordt naar databeschikbaarheid (ecologie, waterkwaliteit) en data vereisten (bijvoorbeeld gewenste resolutie).
- Een vergelijking van Rivierengebied, Waddenzee, IJsselmeergebied, Deltawateren en Noordzee in termen van natuurlijkheid (mede op basis van KRW), natuurwaarde (mede op basis van N2000) en perspectief van herstel rekening houdend met kantelpunten (mede op basis van het maatregelprogramma van het Rijk). In hoeverre dragen bijvoorbeeld onnatuurlijke systemen ook bij aan natuurwaarden? Waar liggen de grenzen voor herstel van dynamiek gegeven economische ontwikkeling, landgebruik en veiligheid? Wat zijn de mogelijkheden om te bouwen met de natuur (overstromingsbekkens, rivierbedverruiming, water vasthouden, zandmotor? Ruimtelijke scheiding of verweving van ecosysteemdiensten?
- Inventarisatie van de mogelijkheden om met biobouwers knelpunten in de watersystemen op te lossen te inventariseren en ervaringen hiermee te bundelen.

### *Suggesties voor verdiepend onderzoek*

Voorts doen wij de aanbeveling om een idee voor AIO/postdoc onderzoek te formuleren dat zich richt op het hanteerbaar maken van het begrip ' Safe operating Space' voor water- en natuurbeheerders die betrokken zijn bij de grote wateren waarbij rekening gehouden wordt met de interconnectiviteit tussen deelsystemen, de rol van (interacterende) terugkoppelingsmechanismen en niet kwantificeerbare onzekerheden (microverontreinigingen, klimaat, morfologie en waterbodemplen).

## Referenties

1. Meijer, M.L. and I. De Boois, *Actief Biologisch Beheer in Nederland. Evaluatie Projecten 1987-1996*. . 1998.
2. Westelaken, M., V. Peters, and M. Kieft, *Handout Brainstorm technieken - Informatie over participatieve methoden*. 2011, Samenspraak Advies: Nijmegen. p. 26.
3. Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke, and B. Walker, *Catastrophic shifts in ecosystems*. *Nature*, 2001. **413**(6856): p. 591-596.
4. Adger, W.N., T.P. Hughes, C. Folke, S.R. Carpenter, and J. Rockstrom, *Social-ecological resilience to coastal disasters*. *Science*, 2005. **309**(5737): p. 1036-1039.
5. Adger, W.N., *Social and ecological resilience: are they related?* *Progress in Human Geography*, 2000. **24**(3): p. 347-364.
6. Schroder, A., L. Persson, and A.M. De Roos, *Direct experimental evidence for alternative stable states: a review*. *Oikos*, 2005. **110**(1): p. 3-19.
7. Carpenter, S.R., C. Folke, M. Scheffer, and F. Westley, *Resilience: Accounting for the Noncomputable*. *Ecology and Society*, 2009. **14**(1).
8. Scheffer, M., S.R. Carpenter, T.M. Lenton, J. Bascompte, W. Brock, V. Dakos, J. Van de Koppel, I. Van de Leemput, S. Levin, E.H. Van Nes, M. Pascual, and J. Vandermeer, *Anticipating Critical Transitions*. *science*, 2012. **338**: p. 344-348.
9. Boettiger, C. and A. Hastings, *Tipping points: From patterns to predictions*. *Nature*, 2013. **493**(7431): p. 157-158.
10. Connell, J.H. and W.P. Sousa, *On the Evidence Needed to Judge Ecological Stability or Persistence*. *American Naturalist*, 1983. **121**(6): p. 789-824.
11. Walker, B. and J.A. Meyers, *Thresholds in ecological and social-ecological systems: a developing database*. . *Ecology and Society* 2004. **9**(2): p. 3.
12. van de Koppel, J., T. van der Heide, A.H. Altieri, B.K. Eriksson, T.J. Bouma, H. Olf, and B.R. Silliman, *Long-Distance Interactions Regulate the Structure and Resilience of Coastal Ecosystems*, in *Annual Review of Marine Science, Vol 7*, C.A. Carlson and S.J. Giovannoni, Editors. 2015, Annual Reviews: Palo Alto. p. 139-158.
13. Grimm, V. and C. Wissel, *Babel, or the ecological stability discussions: An inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion*. *Oecologia*, 1997. **109**(3): p. 323-334.
14. Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, and C.S. Holling, *Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management*. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 2004. **35**: p. 557-581.
15. van de Leemput, I.A., E.H. van Nes, and M. Scheffer, *Resilience of Alternative States in Spatially Extended Ecosystems*. *PLoS ONE*, 2015. **10**(2).
16. Kwadijk, J.C.J., M. Haasnoot, J.P.M. Mulder, M.M.C. Hoogvliet, A.B.M. Jeuken, R.A.A. Van der Krogt, N.G.C. Van Oostrom, H.A. Schelfhout, E.H. Van Velzen, H. Van Waveren, and M.J.M. De Wit, *Using adaptation tipping points to prepare for climate change and sea level rise: a case study in the Netherlands*. *Weliy Interdisciplinary reviews: climate change*, 2010. **1**: p. 729-740.
17. Werners, S.E., S. Pfenninger, E. van Slobbe, M. Haasnoot, J.H. Kwakkel, and R.J. Swart, *Thresholds, tipping and turning points for sustainability under climate change*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2013. **5**(3-4): p. 334-340.
18. Mens, M.J.P., J.H. Kwakkel, A. de Jong, W.A.H. Thissen, and J.P. van der Sluijs, *Begrippen rondom onzekerheid*. 2012, Deltares/TU Delft/Universiteit Utrecht/Kennis voor Klimaatrapport: Delft. p. 33.
19. Hughes, T.P., D.R. Bellwood, C. Folke, R.S. Steneck, and J. Wilson, *New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems*. *Trends in Ecology & Evolution*, 2005. **20**(7): p. 380-386.
20. Vogel, C., S.C. Moser, R.E. Kasperson, and G.D. Dabelko, *Linking vulnerability, adaptation, and resilience science to practice: Pathways, players, and partnerships*. *Global Environ. Change*, 2007. **17**: p. 349-364.
21. UNEP, University of Dundee, and Oregon State University, *Hydropolitical Vulnerability and Resilience along Internationale Waters - Europe*. 2009, UNEP: Nairobi, Kenya. p. 193.
22. Hughes, T.P., S. Carpenter, J. Rockstrom, M. Scheffer, and B. Walker, *Multiscale regime shifts and planetary boundaries*. *Trends in Ecology & Evolution*, 2013. **28**(7): p. 389-395.
23. Kramer, K. and I. Geijzendorffer, *Ecologische veerkracht*. 2010, Wageningen: KNNV Uitgeverij.
24. Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S.E. Cornell, I. Fetzer, E.M. Bennett, R. Biggs, S.R. Carpenter, W. de Vries, and C.A. de Wit, *Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet*. *Science*, 2015. **347**(6223).
25. Rockstrom, J., W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F.S. Chapin, E. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sorlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. Foley, *Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity*. *Ecology and Society*, 2009. **14**(2).
26. Scheffer, M., S. Barrett, S.R. Carpenter, C. Folke, A.J. Green, M. Holmgren, T.P. Hughes, S. Kosten, I.A. van de Leemput, D.C. Nepstad, E.H. van Nes, E.T.H.M. Peeters, and B. Walker, *Creating a safe operating space for iconic ecosystems*. *Science*, 2015. **347**(6228): p. 1317-1319.
27. Kersting, K., *Normalized ecosystem strain: a system parameter for the analysis of toxic stress in (micro-)ecosystems*. *Ecological Bulletins*, 1984. **36**: p. 150-153.

28. Holling, C.S., *Resilience and Stability of Ecological Systems*. Annual Review of Ecology and Systematics, 1973. **4**: p. 1-23.
29. Baptist, M.J., N. Dankers, C.J. Bastmeijer, A.G. Brinkman, J.E. Tamis, R. Jongbloed, F.E. Fey, W.E. van Duin, C.J. Smit, and H.J. Lindeboom, *User limits or natural limits: can we set limits to human use, based on a natural functioning of the Wadden Sea?* Wadden Sea Ecosystem, 2010. **Impacts of Human Activities**(26): p. 193-198.
30. Scheffer, M., S. Barrett, S. Carpenter, C. Folke, A.J. Green, M. Holmgren, T. Hughes, S. Kosten, I. van de Leemput, and D. Nepstad, *Creating a safe operating space for iconic ecosystems*. Science, 2015. **347**(6228): p. 1317-1319.
31. Carpenter, S.R., W.A. Brock, C. Folke, E.H. van Nes, and M. Scheffer, *Allowing variance may enlarge the safe operating space for exploited ecosystems*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015. **112**(46): p. 5.
32. Selkoe, K.A., T. Blenckner, M.R. Caldwell, L.B. Crowder, A.L. Erickson, T.E. Essington, J.A. Estes, R.M. Fujita, B.S. Halpern, M.E. Hunsicker, C.V. Kappel, R.P. Kelly, J.N. Kittinger, P.S. Levin, J.M. Lynham, M.E. Mach, R.G. Martone, L.A. Mease, A.K. Salomon, J.F. Samhuri, C. Scarborough, Adrian C. Stier, C. White, and J. Zedler, *Principles for managing marine ecosystems prone to tipping points*. Ecosystem Health and Sustainability, 2015. **1**(5): p. 17.
33. Dakos, V., S.R. Carpenter, E.H. van Nes, and M. Scheffer, *Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 2015. **370**(1659).
34. Scheffer, M., *Complex systems: Foreseeing tipping points*. Nature, 2010. **467**: p. 411-412.
35. Dakos, V., E.H. Van Nes, R. Donangelo, H. Fort, and M. Scheffer, *Spatial correlation as leading indicator of catastrophic shifts*. Theoretical Ecology, 2010. **3**: p. 163-174.
36. SPARCS. *Early Warning Signal toolbox - A User's Guide for Detecting Critical Transitions in Time series and Spatial data*. 2015 [cited 2016 01-03-2016]; Available from: <http://www.early-warning-signals.org/>.
37. Corenblit, D., A.C.W. Baas, G. Bornette, J. Darrozes, S. Delmotte, R.A. Francis, A.M. Gurnell, F. Julien, R.J. Naiman, and J. Steiger, *Feedbacks between geomorphology and biota controlling Earth surface processes and landforms: A review of foundation concepts and current understandings*. Earth-Science Reviews, 2011. **106**(3-4): p. 307-331.
38. Corenblit, D., N.S. Davies, J. Steiger, M.R. Gibling, and G. Bornette, *Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology*. Earth Surface Processes and Landforms, 2015. **40**(2): p. 189-207.
39. van der Heide, T., E.H. van Nes, G.W. Geerling, A.J.P. Smolders, T.J. Bouma, and M.M. van Katwijk, *Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems: Implications for Success in Conservation and Restoration*. Ecosystems, 2007. **10**(8): p. 1311-1322.
40. van der Heide, T., E.H. van Nes, M.M. van Katwijk, M. Scheffer, A. Jan Hendriks, and A.J.P. Smolders, *Alternative Stable States Driven by Density-Dependent Toxicity*. Ecosystems, 2010. **13**(6): p. 841-850.
41. van de Koppel, J., M. Rietkerk, N. Dankers, and P.M. Herman, *Scale-dependent feedback and regular spatial patterns in young mussel beds*. The American Naturalist, 2005. **165**(3): p. E66-E77.
42. Rietkerk, M. and J. Van de Koppel, *Regular pattern formation in real ecosystems*. Trends in ecology & evolution, 2008. **23**(3): p. 169-175.
43. Temmerman, S., T. Bouma, J. Van de Koppel, D. Van der Wal, M. De Vries, and P. Herman, *Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape*. Geology, 2007. **35**(7): p. 631-634.
44. van de Koppel, J., D. van der Wal, J.P. Bakker, and P.M. Herman, *Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems*. The American Naturalist, 2005. **165**(1): p. E1-E12.
45. Stallins, J.A., *Geomorphology and ecology: unifying themes for complex systems in biogeomorphology*. Geomorphology, 2006. **77**(3): p. 207-216.
46. Zarnetske, P.L., S.D. Hacker, E.W. Seabloom, P. Ruggiero, J.R. Killian, T.B. Maddux, and D. Cox, *Biophysical feedback mediates effects of invasive grasses on coastal dune shape*. Ecology, 2012. **93**(6): p. 1439-1450.
47. van de Koppel, J. and C.M. Crain, *Scale-dependent inhibition drives regular tussock spacing in a freshwater marsh*. The American Naturalist, 2006. **168**(5): p. E136-E147.
48. Wang, R.-H., Q.-X. Liu, G.-Q. Sun, Z. Jin, and J. van de Koppel, *Nonlinear dynamic and pattern bifurcations in a model for spatial patterns in young mussel beds*. Journal of The Royal Society Interface, 2009. **6**(37): p. 705-718.
49. Liu, Q.-X., P.M. Herman, W.M. Mooij, J. Huisman, M. Scheffer, H. Olf, and J. van de Koppel, *Pattern formation at multiple spatial scales drives the resilience of mussel bed ecosystems*. Nature communications, 2014. **5**.
50. van de Koppel, J., T.J. Bouma, and P.M. Herman, *The influence of local-and landscape-scale processes on spatial self-organization in estuarine ecosystems*. The Journal of experimental biology, 2012. **215**(6): p. 962-967.
51. Rietkerk, M., S.C. Dekker, P.C. de Ruiter, and J. van de Koppel, *Self-organized patchiness and catastrophic shifts in ecosystems*. Science, 2004. **305**(5692): p. 1926-1929.
52. Dakos, V., S. Kéfi, M. Rietkerk, E.H. Van Nes, and M. Scheffer, *Slowing down in spatially patterned ecosystems at the brink of collapse*. The American Naturalist, 2011. **177**(6): p. E153-E166.
53. Liu, Q.X., P.M. Herman, W.M. Mooij, J. Huisman, M. Scheffer, H. Olf, and J. van de Koppel, *Pattern formation at multiple spatial scales drives the resilience of mussel bed ecosystems*. Nat Commun, 2014. **5**: p. 5234.

54. Weerman, E.J., J. Van de Koppel, M.B. Eppinga, F. Montserrat, Q.X. Liu, and P.M. Herman, *Spatial Self-Organization on Intertidal Mudflats through Biophysical Stress Divergence*. *The American Naturalist*, 2010. **176**(1): p. E15-E32.
55. Van de Koppel, J., J.C. Gascoigne, G. Theraulaz, M. Rietkerk, W.M. Mooij, and P.M. Herman, *Experimental evidence for spatial self-organization and its emergent effects in mussel bed ecosystems*. *science*, 2008. **322**(5902): p. 739-742.
56. Van Der Heide, T., T.J. Bouma, E.H. Van Nes, J. Van De Koppel, M. Scheffer, J.G. Roelofs, M.M. Van Katwijk, and A.J. Smolders, *Spatial self-organized patterning in seagrasses along a depth gradient of an intertidal ecosystem*. *Ecology*, 2010. **91**(2): p. 362-369.
57. Moore, K.A., *Influence of seagrasses on water quality in shallow regions of the lower Chesapeake Bay*. *Journal of Coastal Research*, 2004: p. 162-178.
58. Fonseca, M.S. and J.A. Cahalan, *A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1992. **35**(6): p. 565-576.
59. Bouma, T., M. De Vries, E. Low, G. Peralta, I. Tánzos, J. van de Koppel, and P.M.J. Herman, *Trade-offs related to ecosystem engineering: a case study on stiffness of emerging macrophytes*. *Ecology*, 2005. **86**(8): p. 2187-2199.
60. Granata, T., T. Serra, J. Colomer, X. Casamitjana, C. Duarte, and E. Gacia, *Flow and particle distributions in a nearshore seagrass meadow before and after a storm*. *Marine ecology progress series*, 2001. **218**: p. 95-106.
61. Carruthers, T., W. Dennison, B. Longstaff, M. Waycott, E. Abal, L. McKenzie, and W. Long, *Seagrass habitats of northeast Australia: models of key processes and controls*. *Bulletin of Marine Science*, 2002. **71**(3): p. 1153-1169.
62. Orth, R.J., T.J. Carruthers, W.C. Dennison, C.M. Duarte, J.W. Fourqurean, K.L. Heck, A.R. Hughes, G.A. Kendrick, W.J. Kenworthy, and S. Olyarnik, *A global crisis for seagrass ecosystems*. *Bioscience*, 2006. **56**(12): p. 987-996.
63. Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J.W. Fourqurean, J.B. Kauffman, and N. Marbà, *Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems*. *PloS one*, 2012. **7**(9).
64. Duarte, C.M., J.J. Middelburg, and N.F. Caraco, *Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle*. *Biogeosciences*, 2005. **2**(1): p. 1-8.
65. Hemminga, M.A. and C.M. Duarte, *Seagrass ecology*. 2000: Cambridge University Press.
66. Jackson, E.L., M.J. Attrill, and M.B. Jones, *Habitat characteristics and spatial arrangement affecting the diversity of fish and decapod assemblages of seagrass (*Zostera marina*) beds around the coast of Jersey (English Channel)*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2006. **68**(3): p. 421-432.
67. Van Katwijk, M. and D. Hermus, *Effects of water dynamics on *Zostera marina*: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea*. *Marine Ecology Progress Series*, 2000. **208**: p. 107-118.
68. Van Katwijk, M., A. Bos, V. De Jonge, L. Hanssen, D. Hermus, and D. De Jong, *Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects*. *Marine pollution bulletin*, 2009. **58**(2): p. 179-188.
69. Balke, T., T.J. Bouma, E.M. Horstman, E.L. Webb, P.L. Erftemeijer, and P.M. Herman, *Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats*. *Marine Ecology Progress Series*, 2011. **440**.
70. Laura L Govers, W.M.i.t.V., Johan P Meffert, Tjeerd J Bouma, Patricia CJ van Rijswijk, Jannes HT Heusinkveld, Robert J Orth, Marieke M van Katwijk, Tjisse van der Heide, *First evidence of putative pathogenicity of (*Halo*)*Phytophthora* species on the foundation species *Zostera marina** in prep.
71. Katwijk, M.M., A. Thorhaug, N. Marbà, R.J. Orth, C.M. Duarte, G.A. Kendrick, I.H. Althuisen, E. Balestri, G. Bernard, and M.L. Cambridge, *Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting*. *Journal of Applied Ecology*, 2015.
72. Silliman, B.R., E. Schrack, Q. He, R. Cope, A. Santoni, T. van der Heide, R. Jacobi, M. Jacobi, and J. van de Koppel, *Facilitation shifts paradigms and can amplify coastal restoration efforts*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2015. **112**(46): p. 14295-14300.
73. van de Koppel, J., T. van der Heide, A.H. Altieri, B.K. Eriksson, T.J. Bouma, H. Olf, and B.R. Silliman, *Long-distance interactions regulate the structure and resilience of coastal ecosystems*. *Ann Rev Mar Sci*, 2015. **7**: p. 139-58.
74. Donadi, S., T. van der Heide, E.M. van der Zee, J.S. Eklöf, J.v. de Koppel, E.J. Weerman, T. Piersma, H. Olf, and B.K. Eriksson, *Cross-habitat interactions among bivalve species control community structure on intertidal flats*. *Ecology*, 2013. **94**(2): p. 489-498.
75. Brouwer, G.A., J.W. van Dieren, W. Feekes, G.W. Harmsen, J.G. ten Houten, W.J. Kabos, J.P. Mazure, A. Scheygrond, P. Tesch & A. van der Werff. , *Griend. Het vogeleiland in de Waddenzee*. Martinus Nijhoff, 's Gravenhage, 1950.
76. Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier, and B.R. Silliman, *The value of estuarine and coastal ecosystem services*. *Ecological Monographs*, 2011. **81**(2): p. 169-193.
77. van der Zee, E.M., E. Tielens, S. Holthuisen, S. Donadi, B.K. Eriksson, H.W. van der Veer, T. Piersma, H. Olf, and T. van der Heide, *Habitat modification drives benthic trophic diversity in an intertidal soft-bottom ecosystem*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2015. **465**: p. 41-48.
78. Sanders, D., C.G. Jones, E. Thébault, T.J. Bouma, T. van der Heide, J. van Belzen, and S. Barot, *Integrating ecosystem engineering and food webs*. *Oikos*, 2014. **123**(5): p. 513-524.
79. van der Zee, E.M., *Soft-bottom intertidal ecosystems shaped by ecosystem engineers: Consequences for trophic structure*. 2014.

80. Widdows, J. and M. Brinsley, *Impact of biotic and abiotic processes on sediment dynamics and the consequences to the structure and functioning of the intertidal zone*. Journal of Sea Research, 2002. **48**(2): p. 143-156.
81. Walles, B., J.S. de Paiva, B.C. van Prooijen, T. Ysebaert, and A.C. Smaal, *The ecosystem engineer Crassostrea gigas affects tidal flat morphology beyond the boundary of their reef structures*. Estuaries and coasts, 2015. **38**(3): p. 941-950.
82. Gedan, K.B., M.L. Kirwan, E. Wolanski, E.B. Barbier, and B.R. Silliman, *The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm*. Climatic Change, 2011. **106**(1): p. 7-29.
83. Bouma, T.J., J. van Belzen, T. Balke, Z. Zhu, L. Airoidi, A.J. Blight, A.J. Davies, C. Galvan, S.J. Hawkins, and S.P. Hoggart, *Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection: Opportunities & steps to take*. Coastal Engineering, 2014. **87**: p. 147-157.
84. Koch, E.W., E.B. Barbier, B.R. Silliman, D.J. Reed, G.M. Perillo, S.D. Hacker, E.F. Granek, J.H. Primavera, N. Muthiga, and S. Polasky, *Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection*. Frontiers in Ecology and the Environment, 2009. **7**(1): p. 29-37.
85. Elschot, K., T.J. Bouma, S. Temmerman, and J.P. Bakker, *Effects of long-term grazing on sediment deposition and salt-marsh accretion rates*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2013. **133**: p. 109-115.
86. Nolte, S., *Grazing as a nature-management tool: the effect of different livestock species and stocking densities on salt-marsh vegetation and accretion*. 2014, University of Groningen.
87. Esselink, J.W.P., *Nature management of coastal salt marshes: interactions between anthropogenic influences and natural dynamics*. 2000, University of Groningen.
88. Barbier, E.B., E.W. Koch, B.R. Silliman, S.D. Hacker, E. Wolanski, J. Primavera, E.F. Granek, S. Polasky, S. Aswani, and L.A. Cramer, *Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values*. science, 2008. **319**(5861): p. 321-323.
89. Meijer, W., P.C. Lodders-Elfferich, L.M.L.H.A. Hermans, *Ruimte voor de Wadden*. 's Gravenhage, Adviesgroep Waddenzeebeleid, 2004.
90. Baptist, M.J., N. Dankers, C. Bastmeijer, A. Brinkman, J. Tamis, R. Jongbloed, F. Fey, W. van Duin, C. Smit, and H. Lindeboom, *User limits or natural limits: can we set limits to human use, based on a natural functioning of the Wadden Sea*. in *Science for nature conservation and management: the Wadden Sea ecosystem and EU Directives. Proceedings of the 12th International Scientific Wadden Sea Symposium in Wilhelmshaven, Germany*. 2010.
91. Vinent, O.D. and L.J. Moore, *Barrier island bistability induced by biophysical interactions*. Nature Climate Change, 2015. **5**(2): p. 158-162.
92. Baptist, M.J., I. De Messel, L.C.P.M. Stuyt, R. Henkes, H. De Molenaar, J. Wijsman, N. Dankers, and V. Kimmel, *Herstel van estuariene dynamiek in de Zuidwestelijke Delta*. 2007, Wageningen Imares.
93. Veraart, J.A. and J.E.M. Klosterman, *De rol van onzekerheid in kennis in de MER-procedure van het Volkerak-Zoommeer. Achtergrond document*, in *Kennis voor Klimaat rapport*. 2013, Wageningen. p. 76
94. Klostermann, J.E.M., J.A. Veraart, and W.P.M. Cofino, "Zoutwatervrees". *Zekerheden en onzekerheden rond het zout maken van het Volkerak-Zoommeer. Eindrapport*. 2013, Alterra / Kennis voor Klimaat: Wageningen. p. 194.
95. De Vries, I. and R. Postma, *Quick scan waterkwaliteit en ecologie Volkerak-Zoommeer*. 2013, Deltares: Delft.
96. Rijkswaterstaat directie Zeeland, Waterdienst, and Deltares, *Milieueffectrapportage waterkwaliteit Volkerak-Zoommeer (ontwerp-MER)*, in *Planstudie Waterkwaliteit Volkerak-Zoommeer*. 2012, Bestuurlijk overleg Krammer-Volkerak (BOKV): Middelburg. p. 298.
97. Ysebaert, T., M. Tangelder, and J. Wijsman, *Samenhang in de Delta, ontwikkelingsvarianten voor de Zuidwestelijke Delta: Ecologische ontwikkeling van habitats en levensgemeenschappen (deel 2)*. 2013, IMARES: Yerseke.
98. Verspagen, J.M.H., P. Boers, H.J. Laanbroek, and J. Huisman, *Doorspoelen of opzouten? Bestrijding van blauwalgen in het Volkerak-Zoommeer*, N.I.v.E. Universiteit van Amsterdam, RIZA, Editor. 2005.
99. Paerl H.W. and Huisman J., *Blooms like it hot*. Science 2008. **320**: p. 57-58.
100. Tosserams, M., E.H.R.R. Lammens, and M. Platteeuw, *Het Volkerak-Zoommeer. De ecologische ontwikkeling van een afgesloten zeearm*. 2000, RIZA: Lelystad. p. 166.
101. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, *Peilbesluit Volkerak/Zoommeer*, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Editor. 1996, Rijkswaterstaat: Middelburg.
102. Iedema, W., "En de zee werd meer..." *Evaluatie waterbeheer Volkerak/Zoommeer*. 1992, Rijkswaterstaat-Directie Zeeland: Middelburg. p. 24.
103. Wanningsen, H. and M.G. Boute, *Een meer in ontwikkeling. Evaluatie van het beheer en de ontwikkeling van het Volkerak/Zoommeer over de periode 1987-1995*. 1997, Rijkswaterstaat Directie Zeeland: Middelburg. p. 30.
104. Rijkswaterstaat directie Zeeland, Waterdienst, Deltares, Royal Haskoning, and Arcadis, *Milieueffectrapportage Waterkwaliteit Volkerak-Zoommeer (Ontwerp-MER)*. 2009.
105. Bij de Vaate, A., E.A. Jansen, and S.J. Bij de Vaate, *Verkenning van de Dreissenadichtheid in het Volkerak*. 2011, Waterfauna Hydrobiologisch Adviesbureau: Lelystad.
106. Bij de Vaate, A., E.A. Jansen, and S.J. Bij de Vaate, *De Dreissenadichtheid in het Volkerak: resultaten van onderzoek uitgevoerd in 2012*. 2012, Waterfauna Hydrobiologisch Adviesbureau: Lelystad.
107. Bij de Vaate, A., G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven, and K. Heiler, *Spread of the quagga mussel, Dreissena rostriformis bugensis, in Western Europe, in Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control*, T.F.D.S. Nalepa, Editor. 2013, CRC Press: Boca Raton, USA. p. 83-92.
108. Prins, T.C., S.A. Vergouwen, A.J. Nolte, C.A. Schipper, F.A. Arts, P. van Avesaath, V. Escaravage, M.J. de Kluijver, and M.C. Dubbeldam, *Bekkenrapport Veerse Meer 2000-2014 ten behoeve van de*

- Evaluatie Peilbesluit*. 2015, Deltares / Delta Intermediair Ecologie en Milieu / NIOZ / Stichting Zeeschelp. p. 134.
109. De Kluijver, M.J., P. van Avesaath, B. van Broekhoven, A. Dekker, M.C. Dubbeldam, A. Engelberts, O. Van Hoesel, L. Kleine Schaars, T. Meliefste, A.S. Verburg, and H. Hummel, *De ontwikkeling van de kwallenpopulatie in het Veerse Meer - Monitoring april 2010 – april 2011*. 2012, Stichting Zeeschelp. p. 50.
110. Wetsteijn, L.P.M.J., *Grevelingenmeer: meer kwetsbaar? Een beschrijving van de ecologische ontwikkelingen voor de periode 1999 t/m 2008-2010 in vergelijking met de periode 1990 t/m 1998*. 2011, RWS Waterdienst: Lelystad,. p. 163
111. Kamermans, P., J.M. Verschuure, and H. Hummel, *Verspreiding en biomassa van de macro-algen in het Veerse Meer in 1999*. 1999, NIOO-CEME: Yerseke. p. 25.
112. Holland, A.M.B.M., C.M. Berrevoets, J. Consemulder, L. Peperzak, E.C. Stikvoort, F. Twisk, L.P.M.J. Wetsteyn, K. Wolfstein, C. van der Male, J.P.F. Pieters, A.M. van der Pluym, P. Lievense, and I. Schep, *Veerse Meer aan de Oosterschelde: toestand ecosysteem Veerse Meer vóór ingebruikname doorlaatmiddel*. . 2004, Rijksinstituut voor Kust en Zee & Directie Zeeland: Middelburg. p. 72.
113. Craeymeersch, J.A.M. and I. De Vries, *Waterkwaliteit en ecologie Veerse Meer: het tij is gekeerd. Eerste evaluatie van de veranderingen na de ingebruikname van de 'Katse Heule'*. 2007, Rijksinsintituut voor Kust en Zee (RWS RIKZ),: Middelburg. p. 86.
114. Sullivan, L.J. and D.J. Gifford, *Growth and feeding rates of the newly hatched larval ctenophore Mnemiopsis leidyi A. Agassiz (Ctenophora, Lobata)*. J. Plankton Res., 2007. **29**(11): p. 949-965.
115. Noordhuis, R., *Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling. Trends en ontwikkelingen in water en natuur van het Natte Hart van Nederland*. 2010, Rijkswaterstaat - Waterdienst: Lelystad.
116. Noordhuis, R., S. Groot, M. Dionisio Pires, and M. Maarse, *Wetenschappelijk eindadvies ANT-IJsselmeergebied - Vijf jaar studie naar kansen voor het ecosysteem van het IJsselmeer, Markermeer en IJmeer met het oog op de Natura-2000 doelen*. 2014, Deltares: Delft. p. 82.
117. Jeppesen, E., M. Meerhoff, K. Holmgren, I. González-Bergonzoni, F. Teixeira-de Mello, S.J. Declerck, L. De Meester, M. Søndergaard, T. Lauridsen, R. Bjerring, J. Conde-Porcuna, N. Mazzeo, C. Iglesias, M. Reizenstein, H. Malmquist, Z. Liu, D. Balayla, and X. Lazzaro, *Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function*. Hydrobiologia, 2010. **646**(1): p. 73-90.
118. Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss, and E. Jeppesen, *Alternative Equilibria in Shallow Lakes*. Trends in Ecology & Evolution, 1993. **8**(8): p. 275-279.
119. Kosten, S., G. Lacerot, E. Jeppesen, D.D. Marques, E.H. van Nes, N. Mazzeo, and M. Scheffer, *Effects of Submerged Vegetation on Water Clarity Across Climates*. Ecosystems, 2009. **12**(7): p. 1117-1129.
120. Van Donk, E., L. Santamaría, and W.M. Mooij, *Climate warming causes regime shifts in lake food webs: A reassessment*. Limnology and Oceanography, 2003. **48**(3): p. 1350-1353.
121. Van Geest, G. and R. Noordhuis, *Sturen op watervegetatie*. . 2014: Delft.
122. Meijer, M.L. and H. Hosper, *Effects of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands*. Hydrobiologia, 1997. **342**: p. 335-349.
123. Noordhuis, R., B. van Zuidam, E.H.M. Peeters, and G. van Geest, *Further improvements in water quality of the Dutch Borderlakes: two types of clear states at different nutrient levels*. Aquatic Ecology, 2015: p. 1-19.
124. Ibelings, B.W., R. Portielje, E.H.R.R. Lammens, R. Noordhuis, M.S. van den Berg, W. Joosse, and M.L. Meijer, *Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study*. Ecosystems, 2007. **10**(1): p. 4-16.
125. Noordhuis, R., D.T. van der Molen, and M.S. van den Berg, *Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, the Netherlands*. Aquatic Botany, 2002. **72**(3-4): p. 349-367.
126. STOWA, *Ecologische Sleutelfactoren voor stromende wateren - een methodiek in ontwikkeling*. 2015, STOWA: Amersfoort. p. 24.
127. Dent, C.L., G.S. Cumming, and S.R. Carpenter, *Multiple states in river and lake ecosystems*. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B, 2002. **357**: p. 635-645.
128. Hilt, S., J. Köhler, H.-P. Kozerski, E.H. van Nes, and M. Scheffer, *Abrupt regime shifts in space and time along rivers and connected lake systems*. Oikos, 2011. **120**(5): p. 766-775.
129. Waterloopkundig Laboratorium (Hydraulics Flanders) and Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, *Effecten van een mogelijke klimaatverandering op het zeespiegelniveau, de rivierafvoer en de frequentie van hoogwaters en stormen - literatuurstudie*. 2000, Departement Leefmilieu en Infrastructuur - Administratie Waterwegen en Zeewezen.
130. Geschäftsstelle der Flussgebietsgemeinschaft Ems, *ONTWERP VAN HET INTERNATIONAAL BEHEERPLAN VOLGENS ARTIKEL 13 KADERRICHTLIJN WATER VOOR HET STROOMGEBIEDDISTRICT EEMS BEHEERPERIODE 2015 - 2021*. 2014. p. 235.
131. CBS, PBL, and Wageningen UR. *Compendium voor de Leefomgeving - Vermesting in grote Rivieren 1970-2011(indicator 0249, versie 09, 12 september 2012)*. . 2012; Available from: <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0249-Vermesting-in-grote-rivieren.html?i=26-79>.
132. Vermaat, J.E., J. Harmsen, F.A. Hellman, H. Van der Geest, J.J.M. De Klein, S. Kosten, A.J.P. Smolders, J.T.A. Verhoeven, R.G. Mes, and M. Ouboter, *Sulfaatbronnen in het Hollandse veenlandschap*. Landschap : tijdschrift voor Landschapsecologie en Milieukunde, 2013. **30**(1): p. p.4-13.
133. Smolders, A.J.P., R. Ketelaar, K. Mostert, S. Rintjema, F. Smolders, J. Van der Winden, and M. Zandberg, *Verlanden van verbanden: de levensgemeenschap van de krabbenscheer*. NVL Nieuwsbrief, 2002. **4**: p. 5-7.

134. Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, C. Den Hartog, and J.G.M. Roelofs, *Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable*. *Hydrobiologia*, 2003. **506–509**: p. 603–610.
135. Kosten, S., A. Kamarainen, E. Jeppesen, E.H. van Nes, E.T.H.M. Peeters, N. Mazzeo, L. Sass, J. Hauxwell, N. Hansel-Welch, T.L. Lauridsen, M. Sondergaard, R.W. Bachmann, G. Lacerot, and M. Scheffer, *Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes*. *Global Change Biology*, 2009. **15**(10): p. 2503–2517.
136. Kosten, S., V.L.M. Huszar, E. Becares, L.S. Costa, E. van Donk, L.A. Hansson, E. Jeppesen, C. Kruk, G. Lacerot, N. Mazzeo, L. De Meester, B. Moss, M. Lurling, T. Noges, S. Romo, and M. Scheffer, *Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes*. *Global Change Biology*, 2012. **18**(1): p. 118–126.
137. Kosten, S., *Een frisse blik op warmer water, Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan*. 2011, STOWA/Kennis voor Klimaat: Amersfoort.
138. Halfon, E. and R. Büggemann, *Environmental Hazard Ranking of Chemicals Spilled in the Rhine River in November 1986*. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 1989. **17**(1): p. 47–60.
139. Lelek, A. and C. Köhler, *Restoration of fish communities of the rhine river two years after a heavy pollution wave*. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1990. **5**(1): p. 57–66.
140. Middelkoop, H., *Twee rivieren - Rijn en Maas in Nederland*. 1998, RIZA: Arnhem. p. 121.
141. Baptist, M.J., L.V. van den Bosch, J.T. Dijkstra, and S. Kapinga, *Modelling the effects of vegetation on flow and morphology in rivers*. *Large Rivers /Archiv Hydrobiologie*, 2005. **15 /155**(1-4): p. 339–357.
142. Baptist, M.J., W.E. Penning, H. Duel, A.J.M. Smits, G.W. Geerling, G.E.M. van der Lee, and J.S.L. van Alphen, *Assessment of the effects of cyclic floodplain rejuvenation on flood levels and biodiversity along the Rhine river*. *River Research and Applications*, 2004. **20**: p. 285–297
143. Thorion, I. and C. Klok, *Impact of a changed inundation regime caused by climate change and floodplain rehabilitation on population viability of earthworms in a lower River Rhine floodplain*. *Science of the Total Environment*, 2007. **372**(2-3): p. 585–594.
144. Silinski, A., T.J. Bouma, J. van Belzen, P. Troch, P. Meire, and S. Temmerman. *Quantifying threshold conditions for seaward expansion of tidal marsh shorelines: a transplantation experiment*. in *4th International Conference on the Application of Physical Modelling to Port and Coastal Protection - Coastlab12. , September 17-20, 2012*. 2012. Ghent, Belgium: Department of Civil Engineering, Ghent University.
145. Temmerman, S., P. Meire, T.J. Bouma, P.M.J. Herman, T. Ysebaert, and H.J. De Vriend, *Ecosystem-based coastal defence in the face of global change*. *Nature*, 2013. **504**(7478): p. 79–83.
146. Project TIDE. *TIDE-Tidal River Development*. 2013 [cited 2015 07-12-2015]; Available from: <http://www.tide-project.eu/>.
147. Cox, T., T. Maris, K. Soetaert, D.J. Conley, S. Van Damme, P. Meire, J.J. Middelburg, M. Vos, and E. Struyf, *A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study*. *Biogeosciences*, 2009. **6**: p. 2935–2948.
148. Geerts, L., T. Maris, and P. Meire, *An interestuarine comparison for ecology in TIDE - The Scheldt, Elbe, Humber and Weser*, in *nterreg IVB project TIDE*. 2012, University of Antwerp. Ecosystem Management Research Group: Antwerp. p. 89.



## COLOFON

### Eindredactie

Jeroen Veraart (Alterra – Wageningen UR)  
Valerie Reijers (Radboud Universiteit Nijmegen)  
Marieke de Lange (Alterra – Wageningen UR)

### Auteurs

Jeroen Veraart (Alterra – Wageningen UR)  
Valerie Reijers (Radboud Universiteit Nijmegen)  
Marieke de Lange (Alterra – Wageningen UR)  
Egbert van Nes (Wageningen Universiteit)  
Sarian Kosten (Radboud Universiteit)  
Martin Baptist (IMARES – Wageningen UR)  
Ruurd Noordhuis (Deltares)  
Maarten Platteeuw (RWS-WVL)

### Met bijdragen van:

Jeroen de Klein (Wageningen Universiteit)  
Bart Koelmans (Wageningen Universiteit)  
Tjisse van der Heide (Radboud Universiteit)  
Marten Scheffer (Wageningen Universiteit)  
Joost Backx (RWS-WVL)  
Marieke Ohm (RWS-WVL)  
Marcel van den Berg (RWS-WVL)  
Siep Groen (Ministerie van Economische Zaken)  
Leo Adriaansen (RWS)

### In opdracht van

Rijkswaterstaat –WVL  
Contactpersoon: Joost Backx (RWS-WVL)

