

**Time-lag effecten in
doelbereik bij KRW
maatregelen**



Time-lag effecten in doelbereik bij KRW maatregelen

Ruurd Noordhuis

1220984-000

Titel

Time-lag effecten in doelbereik bij KRW maatregelen

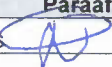

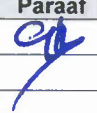
Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving	1220984-000	1220984-000-ZWS-0023	30

Trefwoorden

Vertraging, KRW maatregelen

Samenvatting

Bij het uitvoeren van KRW maatregelen dient in het algemeen rekening te worden gehouden met een zekere vertraging ("time-lag") tussen uitvoering en het behalen van de vooraf gestelde doelen. De duur hiervan wordt bepaald door twee soorten van processen op het niveau van de maatregel: 1) hydromorfologische processen en 2) habitatvorming (vegetatie successie), en twee processen op het niveau van het waterlichaam: 3) de afstand tot bronpopulaties en dispersie van doelsoorten en 4) eventuele onderdrukking (extra vertraging) door bijv. slechte waterkwaliteit of exoten. Het voorspellen van de duur van time-lags is afhankelijk van een duidelijke doelformulering en van goede monitoring, en daarnaast van het niveau waarop het doel wordt geëvalueerd; lokaal (met behulp van projectmonitoring) of op systeemniveau (bijv. via de EKR). In dit document is een schatting gemaakt van de globale duur van de time-lags bij maatregelen met betrekking tot zeegras, kunstriffen, natuurvriendelijke oevers, rivierhout, geïsoleerde plassen, strangen, nevengeulen en kwelders, in principe op lokaal niveau. In veel gevallen nemen de hydromorfologische processen (maximaal) enkele jaren in beslag, de habitatvorming iets langer (bijv. 4-6 jaar voor vegetatie, 7-12 jaar voor een complete visgemeenschap), de komst van verdwenen soorten uit brongebieden en eventuele onderdrukking vaak meer dan 12 jaar. Het verkorten van time-lags is ten dele mogelijk (bronpopulaties, onderdrukking), bijvoorbeeld door voldoende dynamiek (doorstroming) in het ontwerp van de maatregel toe te laten (tegen onderdrukking door slechte waterkwaliteit) of door middel van samenhang tussen projecten in ruimte en tijd (verkleinen afstand tot brongebieden, stepping stones). De schattingen van de duur van time-lags zijn tevens relevant bij het ontwerpen van aanvullende monitoringsprogramma's, vooral voor het bepalen van de duur en frequentie van ervan in relatie tot de gestelde doelen. Voor monitoring op systeemniveau is het belangrijk vertegenwoordiging van alle belangrijke deelsystemen te waarborgen.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	mei 2016	Ruurd Noordhuis		Rick Wortelboer		Gerard Blom	

Status

definitief

Inhoud

1 Time-lag effecten in doelbereik	1
1.1 Probleemschets	1
1.2 Wat zijn time-lag effecten?	1
1.2.1 Relevantie van time-lag	2
1.2.2 Typen time-lag	2
1.2.3 Time-lag in de relatieschema's	4
1.3 Doelformulering	4
1.4 De duur en het kwantificeren van time-lag	8
1.4.1 Temporele aspecten van variatie in time-lags	8
1.4.2 Ruimtelijke aspecten	10
2 Inschatting van time-lag per type maatregel	11
2.1 Zeegras	11
2.2 Kunstriffen	12
2.3 Natuurvriendelijke oevers	14
2.3.1 Natuurvriendelijke oevers in meren	14
2.3.2 Vrij eroderende oevers langs rivieren	16
2.4 Rivierhout	17
2.5 Uiterwaardverlaging	19
2.5.1 Geïsoleerde plassen	19
2.5.2 Nevengeulen en strangen	20
2.6 Kwelders	22
2.7 Overzicht	23
3 Consequenties voor ontwerp van maatregelen en monitoring	25
3.1 Uitvoering	25
3.2 Monitoring	26
4 Bronnen	27

1 Time-lag effecten in doelbereik

1.1 Probleemschets

Op basis van de doelen die in het kader van de KRW zijn gesteld aan de beheerder van de Rijkswateren worden door het ministerie van I&M veel kosten geraamd om de kwaliteit van de Rijkswateren verder te verbeteren. Daarbij wordt gestreefd naar maatregelen met een zo groot mogelijke effectiviteit, terwijl voor het beoordelen van de effectiviteit wordt gemonitord. Maar de beoogde effecten van maatregelen worden niet altijd in korte tijd zichtbaar. Vaak is sprake van een vertraagde reactie van het systeem met een responstijd, een “*time-lag*” tussen de oplevering en het moment van doelbereik. Vaak reageert het systeem wel direct op maatregelen, maar treedt het gewenste effect op het niveau van de gestelde doelen pas later in. De duur van zulke time-lags kan oplopen tot vele jaren. Hiermee dient rekening te worden gehouden bij zowel de aanleg als de interpretatie van effecten en (dus) de monitoring. Dit kan worden vertaald in de volgende twee vragen:

- 1) Uitvoering maatregelen: Hoe kan RWS anticiperen op time-lags in de realisatie van beoogde effecten in relatie tot de autonome trends in het watersysteem?
- 2) Beoordeling effecten: Hoe kunnen de schattingen van time-lags in doelrealisatie richting geven bij het ontwerpen van monitoringsplannen?

In dit document wordt eerst een verkenning gepresenteerd van het fenomeen time-lag bij de uitvoering van KRW maatregelen in de rijkswateren (hoofdstuk 1) en wordt een schatting gegeven van de tijdsduur van uitvoering tot doelbereik bij verschillende typen van maatregelen en time-lag (hoofdstuk 2). De typen time-lag zijn verbonden aan de schema's met de conceptuele relaties die relevant zijn voor de uitvoering van verschillende typen maatregelen (paragraaf 1.2.3). In hoofdstuk 3 wordt op basis daarvan een antwoord gegeven op de bovenstaande vragen.

1.2 Wat zijn time-lag effecten?

Time-lag effecten worden hier geïnterpreteerd als processen die vertraging opleveren in het doelbereik na de uitvoering van maatregelen. De duur van deze processen is dus de tijdsduur tussen de uitvoering van de maatregel en het doelbereik. Het kwantificeren van de duur van deze vertraging is enerzijds afhankelijk van een heldere doelformulering, anderzijds van goede monitoring. Als deze beschikbaar zijn kan op deze basis bij reeds uitgevoerde projecten waarbij lang genoeg is gemonitord de time-lag worden vastgesteld (literatuur onderzoek), in andere gevallen moet gebruik worden gemaakt van expert inschattingen. Het beoordelen van de effecten van time-lags kan plaatvinden op lokaal niveau of op systeemniveau, mede afhankelijk van de gestelde doelen. In deze opdracht wordt de time-lag op systeemniveau niet behandeld, zodat de schatting van de duur van de time-lags primair het lokale niveau betreft.

1.2.1 Relevantie van time-lag

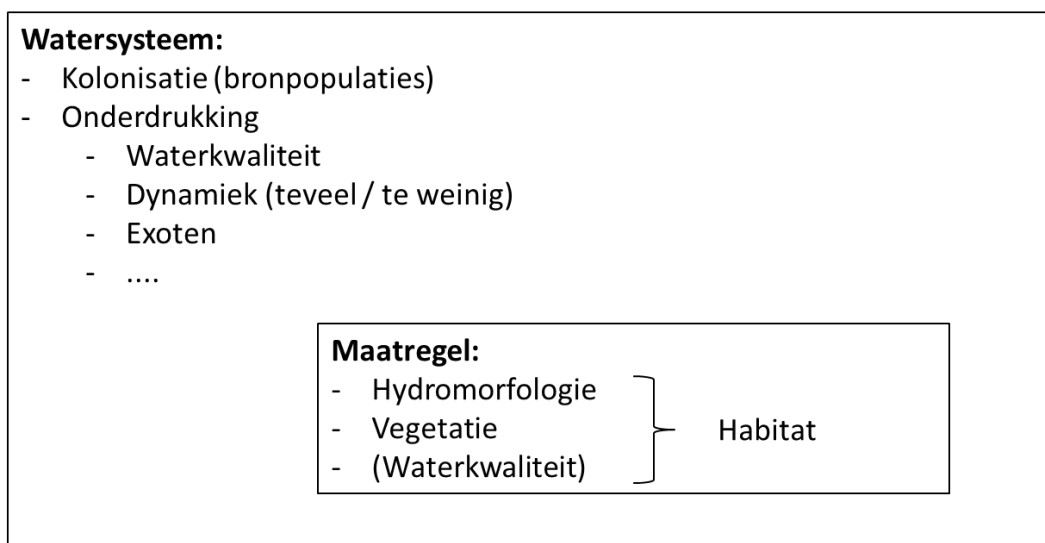
Van een zekere time-lag is altijd sprake. Soorten kunnen soms direct reageren, maar ook als alles goed gaat hebben zowel habitats en gemeenschappen van soorten tijd nodig om zich te ontwikkelen. Dat moet bij de beoordeling van de effecten worden betrokken. Lastiger is het als de time-lag groot is, bijv. doordat doelsoorten niet (meer) in de buurt voorkomen. Dan kan de time-lag voor de kolonisatie groter worden dan de houdbaarheid van de aangelegde habitat. De samenhang (in timing) met andere, soortelijke maatregelen elders in het systeem ("stapstenen") is dan cruciaal, de onderlinge afstand van maatregelen moet dan kleiner zijn dan de dispersieafstand van de doelsoort. Introductie van soorten kan soms ook een oplossing zijn, bijv. het planten van riet om aangebracht sediment vast te houden en de successie te versnellen.

1.2.2 Typen time-lag

Er zijn verschillende typen van time-lag mogelijk, waarvan per maatregel bepaalde combinaties kunnen optreden:

- 1) benodigde tijd voor stabilisatie van hydromorfologie (zandhonger etc.)
- 2) benodigde tijd voor habitatvorming (vegetatie als habitat, mosselbanken etc.)
- 3) ontbreken van bronpopulaties van doelsoorten op korte afstand
- 4) (tijdelijke) onderdrukking van respons door behoud of versterking van ongunstige invloeden (bodemplooiing, graas, woekerende algen, exoten, etc.), soms in relatie tot het ontwerp van de maatregel.

In figuur 1 is weergegeven hoe deze typen zich tot elkaar verhouden; de eerste twee zijn direct verbonden aan de maatregel, het derde en vierde type werken meer op watersysteem niveau. In de figuur zijn bij onderdrukking vervolgens meerdere mechanismen weergegeven. Deze processen kunnen ook leiden tot het mislukken van de maatregel, in dat geval is in feite geen sprake van time-lag. Het gaat hierbij om vertraagd doelbereik onder invloed van deze factoren en processen.



Figuur 1. Weergave van verschillende typen time-lags die lokaal of op systeemniveau kunnen optreden na uitvoering van een maatregel.

1) *Hydromorfologie:*

Een maatregel is meestal een ingreep die er toe dient verdwenen of ondervertegenwoordigde soorten, habitats of deelsystemen terug te brengen ten einde de natuurlijke diversiteit geheel of gedeeltelijk te herstellen. In veel gevallen gaat het om het terugbrengen van habitats die van nature dynamisch zijn en die weliswaar permanent onderdeel zijn van het natuurlijke systeem, maar die op een specifieke locatie een beperkte levensduur hebben. Bij het creëren van dergelijke habitats of deelsystemen hebben hydromorfologische processen een bepaalde tijd nodig, voordat de beoogde levensgemeenschappen zich kunnen ontwikkelen. De beperkte natuurlijke levensduur betekent dat dergelijke habitats na ontwikkeling onderhoud vragen, hetzij continu, hetzij via “cyclisch beheer” dat met bepaalde tussenpozen de successie weer terugzet. Anders kan de beoogde gemeenschap na verloop van tijd weer degraderen. Voor een individuele maatregel kan de time-lag worden geïnterpreteerd als de tijdsduur tussen aanleg en het bereiken van het gestelde doel. Als dit doel niet duidelijk is omschreven, kan bijvoorbeeld het optimum in de kwaliteit van de beoogde gemeenschap worden gekozen om de duur van de time-lag te bepalen. Het effect op het gehele watersysteem hangt af van de schaal van de maatregel en de samenhang met soortgelijke maatregelen of ingrepen elders in het systeem.

2) *Habitatvorming:*

Sommige doelsoorten kunnen zich pas vestigen als, los van of in samenhang met de hydromorfologische processen, de juiste habitat zich heeft gevormd. Daarbij kan het gaan om aanvoer van zaden of om relatief complexe vegetatiesuccessie, met name op de oever, of om de vestiging van habitatvormers of bio-bouwers onder water, zoals ondergedoken vegetatie met een bepaalde ruimtelijke structuur of bankvormende mosselen. De benodigde tijd hiervoor hangt af van het gestelde doel. De diversiteit piekt soms relatief vroeg in de successie, bijvoorbeeld als het gaat om oevervegetatie bij beperkte peildynamiek, terwijl bepaalde gemeenschappen (oobos, volwassen kwelder) meerdere decennia vragen voor hun ontwikkeling.

3) *Bronpopulaties:*

Soms is het doelbereik mede afhankelijk van de terugkeer van verdwenen soorten of van kolonisatie door soorten met een kleine dispersie-afstand. Voor de afzonderlijke soorten worden zelden doelen bij de maatregelen geformuleerd, maar vooral als het gaat om meerdere soorten kan ook de totale beoordeling (bijv. EKR-score macrofauna) worden verbeterd bij hun terugkeer. Terugkeer van verdwenen soorten klinkt lastig maar is in de rivier soms relatief gemakkelijk opgelost als soorten aangevoerd worden vanuit bovenstroomse delen bij extreem hoog water. Als door het verdwijnen van habitat verdwenen riviersoorten bij hoog water door drift vanuit bovenstroomse brongebieden (“sources”) worden aangevoerd, kunnen ze soms verrassend snel reageren op (c.q. aangetroffen worden in) nieuw geboden en herstelde habitat. Ook in samenhang met verbeterende waterkwaliteit zijn de laatste jaren veel verdwenen riviersoorten (libellen, haften) teruggekeerd. Als niet waterkwaliteit, maar de dispersieafstand of barrières een bottleneck zijn kan de reactietijd sterk afhangen van de samenhang (afstand) tussen meerdere maatregelen.

4) *Onderdrukking:*

Hiervan is sprake als de beoogde habitats en soorten (nog) niet verschijnen door onderdrukking, meestal in relatie tot standplaatsfactoren: als gevolg van een erfenis uit het verleden (onvoldoende verbeterde water- of bodemkwaliteit, restpopulaties van ongewenste soorten) of zelfs door verhoogde aantrekkelijkheid van nieuw ingericht gebied voor ongewenste soorten (Brasem, blauwalgen en flab, exoten). Vaak heeft dat ook te maken met het ontwerp van de maatregel (doorstroming, materialen). Een bijzondere vorm van

onderdrukking bestaat als het succes afhangt van de relatie tussen twee of meer alternatieve evenwichten. Dan kan het zijn dat een habitat zich niet kan ontwikkelen omdat een bepaalde drempel nog niet is overschreden, terwijl het zich onder dezelfde omstandigheden wel zou handhaven als het al had bestaan. Het systeem in zijn ongunstige toestand heeft dan nog te veel weerstand ("resistance") of negatieve veerkracht ("resilience"), waardoor het niet reageert op de aanzet tot verbetering door de maatregel of die aanzet absorbeert (o.a. Scheffer, Lake 2012). Vooral in het eerste geval is de kans groot dat de maatregel mislukt zonder aanvullende acties. Een extra ingreep, zoals het introduceren van doelsoorten (planten) of bijv. het verwijderen van Brasem, kan dan helpen.

1.2.3 Time-lag in de relatieschema's

Twee van de vier aspecten van time-lag die hierboven zijn aangegeven, zijn direct in de relatieschema's te vinden, namelijk de twee die zich op het niveau van de maatregel afspelen; hydromorfologie en vegetatie ontwikkeling, ofwel habitat vorming (figuur 1). De hydromorfologie is vooral te vinden in de linker (hydrologie, systeemniveau) en middensecties (morfologie, lokaal niveau) van de schema's, de habitat ontwikkeling in de meest rechtse secties. Het derde aspect, de rol van bronpopulaties sluit aan bij de rechter secties, maar is in deze schema's niet specifiek weergegeven. Verschillende vormen van onderdrukking zijn meer diffuus aanwezig, ze zijn bijv. te vinden in de linker- of middensecties (waterkwaliteit) of als terugkoppeling binnen de ecologie of van de ecologie naar de morfologie (habitatbouwers onder de exoten).

1.3 Doelformulering

Voor het kwantificeren van de time-lags moet allereerst het doel duidelijk zijn (zie paragraaf 1.2). Bij de uitvoering van maatregelen zijn de ecologische doelen vaak niet erg specifiek, en zelden kwantitatief geformuleerd. Daardoor moet de lengte van de time-lags in de regel kwalitatief worden bepaald, ontleend aan de globale duur van bijv. de successie van de vegetatie tot een gewenst stadium, of, als dat stadium niet is omschreven, het stadium met de hoogste diversiteit, bijdragend aan de vereiste EKR-waarden op systeemniveau.

Doelbereik kan ook tijdelijk zijn, als bij afwezigheid van bijv. dynamiek of beheer het gewenste stadium door voortgaande successie weer verdwijnt. In dat geval geldt de tijd tot het optimum in doelbereik, hetzij uitgedrukt volgens een kwantitatief gesteld doel, hetzij in diversiteit of EKR-score. Tenslotte bestaat het doel vaak uit meerdere onderdelen, of zijn binnen de hier gekozen categorieën van maatregelen verschillende varianten mogelijk, die elk hun eigen time-lag effecten hebben. In dit document is voor de volgende maatregelen de duur van time-lag effecten geschat:

1. Zeegras
2. Kunstriffen
3. Rivierhout
4. Natuurvriendelijke oevers
5. Uiterwaardverlaging
6. Kwelders

De doelen van de meeste van deze maatregelen zijn onder meer beschreven in Bak et al. 2013 en op basis daarvan hieronder nader uitgewerkt:

Ad 1. Zeegras. Doel: “Vergroting van het zeegrasareaal en/of verbetering van de groeiomstandigheden voor zeegras en daarmee de zeegraskwaliteit en zeegrasareaal” (Bak et al. 2013). Onder specifieke doelen wordt gesteld dat zeegras geen doel op zich is, maar relevant als kwaliteitsaspect van enkele zoute habitattypen, van belang als kinderkamer, voedselbron, beschermer van de waterbodem, etc. Het gaat dus impliciet om het terugbrengen van stabiele zeegrasvelden als ecosysteem. Hierbij gaat het om Klein Zeegras *Zostera noltii* en om twee typen Groot Zeegras *Zostera marina*, een flexibel, eenjarig type dat samen met Klein Zeegras in het intergetijdengebied groeit en een robuust, meerjarig type dat onder de laagwaterlijn groeit. Herstelprojecten in het verleden betroffen veelal Klein zeegras (Waddenzee, Oosterschelde). Actuele projecten betreffen in de Waddenzee herstel van het flexibele type van Groot Zeegras en in Zeeland (Grevelingen) het robuuste, meerjarige type. De stuurfactoren verschillen enigszins, mogelijk dus ook de time-lag effecten. Omdat het hier gaat om het planten (herintroductie) van zeegras, betreft de eventuele time-lag het ontstaan van “stabiele zeegrasvelden”, niet alleen de terugkeer van de soort. Dit betekent dat een zodanige dichtheid van planten moet worden bereikt dat andere plant- en diersoorten “inhaken” op de habitatvorming, waarbij bijv. terugkoppeling optreedt via positieve effecten op de helderheid van het water.

Ad 2. Kunstriffen. Doel: Het verhogen van de biodiversiteit, en het creëren van schuil- en paaiplaatsen voor vis (RWS 2009; niet specifiek genoemd in Bak et al. 2013). Kunstriffen worden vaak gepropageerd voor een combinatie van doelen, bijv. ecologie en kustverdediging. In het verleden was in het Nederlandse deel van de Noordzee sprake diverse soorten hard substraat of “riffen”, bijvoorbeeld in de vorm van grootschalige veen- en oesterbanken, grindbanken en velden van zwerfkeien (op de Klaverbank, delen van de Doggersbank, de Texelse stenen en de Borkumse stenen boven Schiermonnikoog; Coolen et al. 2015). Daarnaast liggen er meer dan 1000 (geregistreerde) scheepswrakken in de zuidelijke Noordzee (Ecomare 2016; Lengkeek et al. 2011). Deze habitats hebben een zeer hoge biologische diversiteit, maar zijn grotendeels verdwenen of beschadigd door visserij. De kunstriffen bestaan bijv. uit basaltblokken (voor de kust van Noordwijk, 1992; Leewis 1993, Van Moorsel et al. 2001) of (recenter) uit speciaal geconstrueerde holle betonnen bollen of klokken met gaten (Bak et al. 2014; Borgers & Bauwens 2014). De funderingspalen van windmolens leveren ook hard substraat en hebben deels een vergelijkbaar effect als kunstriffen (Bouma et al. 2009). De reactietijd (time-lag) kan worden uitgedrukt als de tijd tot afvlakking van de biodiversiteit. Behalve dat de kunstriffen zelf als substraat dienen kan de open ruimte tussen de riffen (of windmolens!) worden gebruikt als refugium voor vis en de bodemfauna van de Noordzee door het uitsluiten van sleepnetvisserij. Dit is in de regel niet als doel geformuleerd bij afzonderlijke kunstriffen (bijvoorbeeld wel bij het plaatsen van betonblokken op de Klaverbank door Greanpeace), maar wordt wel genoemd bij windparken in zee, in combinatie met de kunstrif-functie van de fundamente van de molens (Coolen 2008; Lindeboom et al. 2011). In dat geval zou het succes van de maatregel dan ook op die manier kunnen worden beoordeeld, in plaats van alleen op basis van de diversiteit op de structuren zelf. De duur van de time-lag is dan de herstelperiode van de door boomkor- en garnalenvisserij aangetaste populaties van bodemdieren (Noordkromp, Wulk, roggen en andere bodemvissen etc.).

Ad 3. Rivierhout. Doel: Het vergroten van de diversiteit door terugkeer van een categorie verdwenen habitat elementen met bijbehorende fauna (niet specifiek genoemd in Bak et al. 2013). In de praktijk wordt het succes afgemeten aan de terugkeer van typische soorten, gekwantificeerd in bijdragen aan de KRW scores (Klink 2015). Concreet doel is dan dus het behalen van een gunstige EKR score. Bij rivierhout bestaat de beoogde gemeenschap uit drie delen: 1) specifieke (macro)fauna van hout, 2) fauna van de ruimte tussen de takken (jonge vis, visetende vogels) en fauna van de gevarieerde bodem onder en rond het hout (macrofauna en paaiende vis). Deze hebben elk hun eigen reactietijd. Proeven zijn gestart in 2013 en het gaat nu nog om een beperkt aantal locaties (7 locaties in de Lek, 1 in de Waal en 1 in de IJssel; RWS 2016). In de komende jaren worden ca. 100 bomen per riviertak verankerd in kribvakken en nevengeulen (Beekers et al. 2016). Gezien de recente start kunnen time-lag effecten nog nauwelijks uit monitoring van projecten worden afgeleid, hoewel diverse doelsoorten al op het aangebrachte hout zijn aangetroffen (Klink 2015; Schoor et al. 2015). De time-lag effecten worden primair beschouwd op de specifieke macrofauna van hout, en daarmee op de terugkeer van verdwenen soorten. Hierbij wordt niet de macrofauna van hard substraat in het algemeen bedoeld, die zich vanuit de nabije omgeving in korte tijd op het hout vestigt (bijv. Driehoeks- en Quaggamosselen), mogelijk ten nadele van de soorten die echt van hout afhankelijk zijn en die tegenwoordig van ver moeten komen.

Ad 4a. Natuurvriendelijke oevers langs meren. Doel: Wordt in Bak et al. (2013), met betrekking tot oevers met vooroever verdediging, primair omschreven als: "Het wegnemen of beperken van golfslag op de oever. Herstel van natuurlijke land-water overgangen met bijbehorende droog-nat gradiënten en hiervan afhankelijke soorten en levensstadia van ondiep water van oeverplanten, waterplanten, macrofauna en vissen". Nadere specificatie van ecologische doelen is in het algemeen kwalitatief: meer ruimte voor ontwikkeling van (soortenrijke) vegetaties van helofyten en waterplanten en met name vrij bewegende macrofaunasoorten, stimuleren waterplanten als paai en opgroeigebied voor vis, stimuleren helofyten als broedgelegenheid voor vogels. Kwantitatieve invulling kan gezocht worden in verwijzingen naar Natura 2000 en KRW. De beoogde ecotopen in meren zijn vooral "ondiep water met waterplanten" en "ondiep water met helofyten" (CUR 1999; Sollie et al. 2011). Doelen zijn ook te vinden in beheerplannen, vaak zijn ze dan als habitat voor diersoorten geformuleerd, soms met soorten ingevuld, maar niet kwantitatief. Omdat bij deze maatregelen bij gebrek aan dynamiek in sommige watersystemen (meren of gestuwde rivieren) of beheer vaak ook na verloop van tijd weer degradatie optreedt (afname van de diversiteit en de habitatfunctie van de vegetatie, kan de duur van time-lag effecten het best worden gemeten van aanleg tot de top van de biodiversiteit (als deze uit monitoringsgegevens is af te leiden) of van de EKR scores. De time-lag inschatting is vooral gericht op de vegetatie, omdat de ontwikkeling daarvan sturend is voor de rest. Omdat na langere tijd vaak sprake is van degradatie wordt het optimum in diversiteit van de water- en oevervegetatie gebruikt.

Ad 4b. Natuurvriendelijke oevers langs rivieren. Doel: Wordt in Bak et al. (2013) en in Kerkum et al. (2009), met betrekking tot vrij eroderende oevers, primair omschreven als: "Herstel van de oorspronkelijke natuurlijke oeversituatie van zandstranden, steilranden en ondiepe luwe zones met waterplanten, waardoor kenmerkende levensgemeenschappen van rivieren zich kunnen herstellen". Ecologisch gezien gaat het om paai- en opgroeigebied van reofiele vissoorten en om groeiplaatsen van rivierminnende waterplanten (vlottende waterranonkel en rivierfonteinkruid) met kansen voor macrofauna groepen als eendagsvliegen, kokerjuffers en mosselwantsen. Op de oevers is ruimte voor pioniervegetaties met soorten van zandige oeverwallen, rivierduinen en dynamische lage oeverzones (Bak et al. 2013). Ook hier wordt voor kwantitatieve aspecten verwezen naar de richtlijnen (KRW en Natura 2000). Gezien de

grotere dynamiek is hier waarschijnlijk minder snel sprake van een optimum in doelbreik en degradatie.

Ad 5. Uiterwaardverlaging. Hieronder vallen nevengeulen, strangen en geïsoleerde plassen. Deze vormen in feite een successie reeks van landschapselementen die in deze volgorde uit elkaar ontstaan en die van nature continu in ontwikkeling zijn. Bij uiterwaardverlaging wordt een oppervlak van het winterbed afgegraven, waardoor duur en frequentie van overstroming toeneemt. Daarbij kan variatie in hoogte worden aangebracht, waardoor geulen, kreken en plassen ontstaan. Sommige projecten zijn specifiek hierop gericht, bijvoorbeeld als bestaande plassen worden aangetakt als strang.

Meestromende nevengeulen. Doel: Realisatie van leefgebied voor soorten en levensstadia van ondiep stromend water, pioniersoorten en riviergebonden oeversoorten (Bak et al. 2013). Herstel van leefgebied voor stromingsminnende vissoorten is een van de belangrijkste doelsoorten, voor de KRW staat paai- en opgroeigebied voor vis centraal. Daarnaast kunnen nevengeulen een belangrijk leefgebied vormen voor stromingsminnende macrofaunasoorten, oeverplanten (voor KRW biezen bij watertype R8, voor Natura 2000 ruigten en zomen, vochtige alluviale bossen) en waterplanten.

Strangen. Doel: Herstel van de natuurlijke successiestadia van nevengeul naar uiterwaardplas met de hiervoor kenmerkende onregelmatige seizoensgebonden overstromingen en een grote (a)biotische verscheidenheid (troebel en helder, veel en weinig waterplanten). In verbinding stellen met de rivier van geïsoleerd nevenwater (Bak et al. 2013). De wateren dienen als paai- en opgroeigebied voor vis. Doelsoorten zijn vooral limnofiele soorten van stagnant water en de water- en oeverplanten van dit milieu, bij de hoofdgeul komen stromingsminnende soorten voor.

Plassen. Worden in Bak et al. (2013) niet apart onderscheiden binnen Uiterwaardverlaging. Het doel kan min of meer gelijk worden gesteld aan dat van de strangen, ook hier ligt de nadruk op vegetatieontwikkeling en limnofiele fauna. Hierbij is het belangrijk dat uitwisseling plaatsvindt tussen de elementen van het systeem, zodat de combinatie van de verschillende typen maatregelen meer oplevert dan de som van de afzonderlijke effecten. Net als bij andere maatregelen zijn in het algemeen geen kwantitatieve doelen gesteld anders dan het behalen van de doelen van de KRW en Natura 2000. De time-lags moeten dus ook vooral gemeten worden van de ingreep tot het bereiken van de daar gestelde doelen.

Ad 6. Kwelders. Doel: Vergroting van het kwelderareaal en/of verbetering van het kwelderproces en daarmee de kwelderkwaliteit (Bak et al. 2013). Hierbij gaat het vaak om het terugzetten van het systeem naar vroegere stadia van successie, omdat successie leidt tot lage diversiteit en teruggang van typische pionier-soorten. Bij de meeste kwelders bestaat nog te weinig natuurlijke dynamiek, waardoor deze kwelders vaak zijn verouderd. Maatregelen betreffen dus het terugbrengen van die dynamiek door bijvoorbeeld aantakking van een duinvallei op de zee, het doorsteken van een stuifdijk of aan creëren van wash-overs. Als doelstelling kan een evenredige verdeling van de verschillende ontwikkelingsstadia op een kwelder genomen worden (Wortelboer 2010). De duur van de time-lags wordt in dit document geïnterpreteerd als de tijd tot het optreden van het optimum in de diversiteit van de kwelderflora. De fauna, waarbij het bijvoorbeeld gaat over broedvogels, maar ook over bepaalde insecten, heeft zijn optimum in een later stadium. Ook de foerageermogelijkheid voor steltlopers is van betekenis.

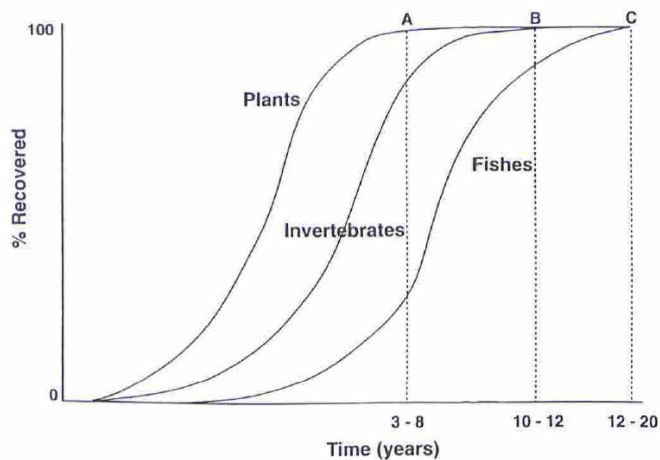
1.4 De duur en het kwantificeren van time-lag

In de regel is het doel van de maatregel niet van het ene op het andere moment gerealiseerd. Het tijdpad wordt in de eerste plaats gestuurd door de ontwikkelingssnelheid van hydrologische kenmerken en habitatkwaliteit (Trexler 1995). De reactiesnelheid van doelsoorten hangt dan af van de duur van de storingsperiode, de aanwezigheid van refugia en de afstand van de locatie van de maatregel tot die refugia. Soorten uit hogere trofische niveaus als vis kunnen afhankelijk zijn van ontwikkeling of herstel van de lagere trofische niveaus. Dit kan de time-lag verlengen. Figuur 2 geeft de opeenvolging in hersteltijd (time-lag) weer van planten, ongewervelden en vis. De time-lag voor vis is hierbij het grootst, omdat deze de ontwikkeling van een natuurlijke (lengte)opbouw binnen de populaties van de langst levende soorten omvat. De krommen (time-lag duur) verschuift naar rechts als de afstand tot refugia groter is of de duur van de verstoorde periode langer is geweest. Daarentegen hebben soorten van hogere trofische niveaus meestal wel een grotere dispersiecapaciteit en kunnen vanaf grotere afstanden nieuwe gebieden koloniseren. Daarentegen hebben soorten van hogere trofische niveau's meestal wel een grotere dispersiecapaciteit en kunnen vanaf grotere afstanden nieuwe gebieden koloniseren.

De duur van de time-lags wordt in dit document geschat op basis van literatuuronderzoek, en daarmee op basis van de resultaten van monitoring. Informatie over de duur van time-lags in relatie tot bepaalde maatregelen schaars is, omdat doelen niet worden gekwantificeerd of monitoring ontbreekt. Daarom wordt tevens gebruik gemaakt van expert inschattingen. De wisselwerking tussen kennis over time-lags en de monitoring wordt behandeld in hoofdstuk 3.

1.4.1 Temporele aspecten van variatie in time-lags

De duur van de time-lag is in principe de duur van ontwikkeling van de traagste component binnen het gestelde doel. Dat is niet alleen vanuit deze component (soortgroep) zinvol, maar ook in het algemeen, omdat de soortgroepen die sneller reageren zich zullen blijven aanpassen tot de traagste groepen zich hebben ontwikkeld (Trexler 1995). Figuur 2 laat zien hoe in het algemeen de vegetatie het eerst reageert, vervolgens de ongewervelde dieren en tenslotte de vis. Dat komt niet doordat de vegetatie het snelst is, maar doordat planten eerst het habitat voor ongewervelden en vissen moeten vormen. Als na langdurige aanwezigheid geen zaad- of sporenbank meer aanwezig is, kan de reactie van de gemeenschap van waterplanten bijvoorbeeld 10-20 jaar vertraagd zijn ten opzichte van de reacties van fytoplankton op een maatregel als fosfaat-reductie (Eigemann et al. 2016). Vervolgens hebben vooral lang levende vissoorten een aantal jaren nodig om een populatie met een evenwichtige leeftijdsopbouw te ontwikkelen. Figuur 2 is gebruikt als inspiratie om de soortgelijke schema's per type maatregel, zoals die gepresenteerd zijn in hoofdstuk 1.3 op te stellen. De duur van de time-lags wordt daarbij geschat, gekoppeld aan de rapportagecycli van de KRW, in vijf perioden van drie tot zes jaar; 0 jaar, 1-3 jaar, 4-6 jaar, 7-12 jaar en >12 jaar. De lengte van deze perioden is bewust zo gekozen om te corresponderen met de zesjarige cyclus van stroomgebied-beheerplannen.



Figuur 2. Geschematiseerde patronen van herstel van vegetatie, ongewervelden en vis na herstelmaatregelen in een rivier. De periode van A tot B is bijv. de tijd die verstrijkt voordat rivierhout weer aanwezig is, van B tot C de generatietijd van de langst levende vissoorten. Afzonderlijke soortgroepen kunnen sneller reageren, maar deze groepen blijven zich aanpassen tot ook de langst levende soorten zich hebben hersteld. Uit Trexler 1995.

Bij het bepalen van de duur van de time-lag, tot het bereiken van een situatie met natuurlijke (optimale) diversiteit, en vooral bij het bepalen van de gevolgen daarvan voor het ontwerp en de evaluatie van maatregelen, is begrip van de natuurlijke dynamiek van watersystemen onontbeerlijk. Amoros en Bornette (2002) noemen twee tijdschalen die een rol spelen in de “connectiviteits dynamiek” in stroomgebieden:

- a) Waterpeilfluctuaties binnen een jaar die over de seizoenen op een pulserende manier het functioneren van een vloedvlakte of uiterwaard sturen via uitwisseling van organisch materiaal en nutriënten en de afwisseling van productie en transport.
- b) Processen op de schaal van decennia tot eeuwen die de complexiteit van het stroomgebied sturen via de balans (cyclus) tussen connectiviteit en disconnectie van waterlichamen.

Ecologische processen als successie spelen over meerdere seizoenen en kunnen zich van nature ook over de seizoenen heen weer afspelen op verschillende tijdschalen. Van der Valk (2012) onderscheidt drie categorieën:

- 1) Fluctuatie: verschillen tussen jaren, veroorzaakt door hydromorfologische of klimatologische events.
- 2) Micro successie: cycli in de samenstelling van de gemeenschap met een periode van minder dan tien jaar, gestuurd door bijv. onregelmatig (niet jaarlijks) optredende inundatie (uiterwaardplassen) of kunstmatige ingrepen
- 3) Macro successie: langdurige processen via complexe bodemvorming, aanvoer van trage soorten, bijv. plantensoorten met zware zaden (Gele Plomp), olopend tot meer dan 100 jaar (kwelders).

Ecologische reacties op de uitvoering van een (inrichtings)maatregel hebben in elk geval de cyclus van het seizoen nodig om zich te vormen. Het is daarom niet zinvol time-lag effecten binnen het eerste seizoen (a) te zoeken. De processen 1, 2 en 3 zijn wel relevant bij het bepalen van de duur van time-lag effecten. Op welke categorie de nadruk ligt verschilt per type maatregel en hangt tevens samen met het niveau van diversiteit (zie volgende paragraaf, tabel 1).

Vaak ontbreekt lokale monitoring van de effecten van de ingreep, of vindt monitoring plaats zonder nulmeting of slechts gedurende een beperkte tijd na de ingreep. Beoordeling via monitoring op systeemniveau is lang niet altijd mogelijk, afhankelijk van de schaal van de ingreep in vergelijking met het systeem en samenhang met andere ingrepen, en van de detaillering van het meetnet in het systeem (locaties meetpunten, schaal van meetnetten) en van het uitstralend effect van de ingreep. Als het doel niet anders is omschreven dan het behalen van een hogere EKR-score op systeemniveau (in relatie tot de KRW resultaatsverplichting), maar de afzonderlijke ingreep is relatief klein, dan is de duur van time-lags alleen vast te stellen op lokaal niveau. Daarom wordt de beoordeling hier betrokken op de maatregel zelf, dus op lokaal niveau (cf. α -diversiteit onder invloed van micro-successie, zie volgende paragraaf).

1.4.2 Ruimtelijke aspecten

Het effect van ingrepen kan worden beoordeeld op drie niveau's, die aansluiten bij de drie vormen van diversiteit volgens Whittaker et al. (2001; ook Whittaker 1972, Amoros & Bornette 2002):

1. α -diversiteit op het lokale niveau van bijv. een plas, vooroever of strang
2. β -diversiteit: diversiteit op midden niveau, bijv. tussen verschillende elementen van het landschap, in deze context ook te interpreteren als bijv. de combinatie van meerdere plassen in verschillende stadia
3. γ -diversiteit (theoretisch de combinatie van α en β): diversiteit op het niveau van het landschap, in dit geval een waterlichaam, bijv. een riviertak.

Deze niveaus stellen ook eisen aan de wijze van monitoring (tabel 1).

Tabel 1. Vertaling van de drie vormen van diversiteit volgens Whittaker (1972; Whittaker et al. 2001) in drie niveau's van monitoring en evaluatie van maatregelen.

Niveau	Omschrijving	Maatregelen	Monitoring
α -diversiteit	lokale diversiteit op het niveau van bijv. een plas, vooroever of strang	Afzonderlijke maatregel	Projectmonitoring
β -diversiteit	diversiteit op midden niveau, bijv. combinatie van meerdere plassen in diverse stadia	Combinatie van soortgelijke ingrepen binnen een watersysteem	Reguliere monitoring deelsysteem (ondervertegenwoordigd?)
γ -diversiteit	diversiteit op het niveau van een waterlichaam, bijv. een riviertak	Totale pakket maatregelen in het watersysteem	Reguliere monitoring waterlichaam mits alle biotopen bemonsterd worden

2 Inschatting van time-lag per type maatregel

2.1 Zeegras

Hydromorfologie: Het gaat om het terugbrengen van een bijna verdwenen soort. De locaties voor herintroductie worden geselecteerd op gunstige eigenschappen, zodat hydromorfologische processen geen vertraging veroorzaken. Orde grootte hydromorfologische time-lag: 0 jaar.

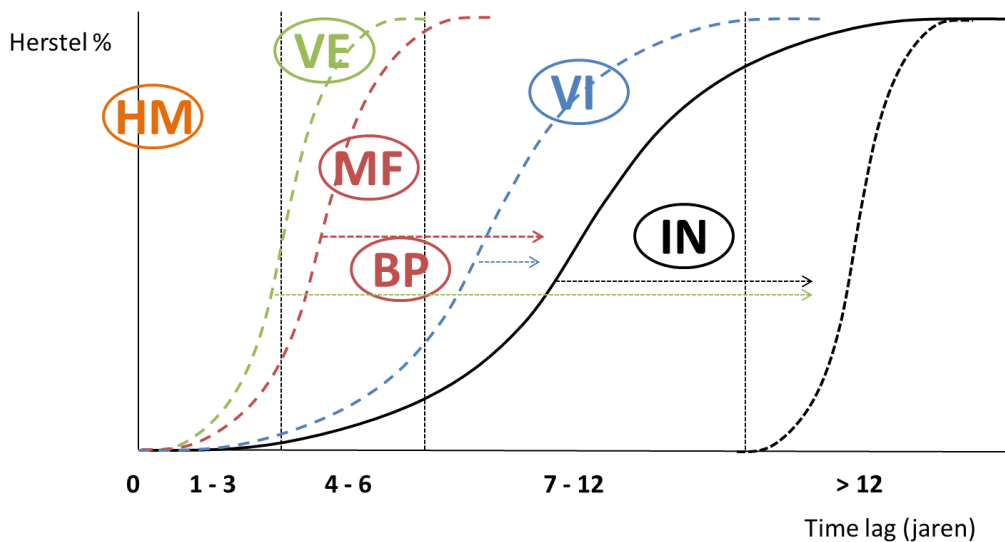
Habitat: Er is sprake van introductie van de doelsoort in gebieden die verondersteld worden de juiste voorwaarden te bieden. Onder deze omstandigheden zou een entpopulatie in enkele jaren (3-6 jaar) dichtheden moeten kunnen bereiken die de vegetatie geschikt maken als habitat voor andere soorten. Macrofauna kan daarna snel reageren als bronpopulaties nog in de omgeving aanwezig zijn. Vis heeft vervolgens enkele jaren nodig om een evenwichtige populatie op te bouwen alhoewel zeegras voor sommige vissoorten vooral voor de jongste jaarklassen als habitat fungeert wat sneller kan plaatsvinden. Orde grootte ecologische time-lag: 7-12 jaar.

Bronpopulaties: Iets ingewikkelder wordt het als de stabiliteit van zeegrasvegetaties mede blijkt af te hangen van de invloed van andere soorten die deze vegetaties als habitat gebruiken. Te denken valt aan het bij ons uitgestorven scheefhorentje (*Lacuna vincta*), die als specifieke bewoner via het begrazen van perifyton invloed kan hebben gehad op de vitaliteit van de planten. In dat geval is echter (ook) sprake van een biogeografische time-lag. Orde grootte biogeografische time-lag: 7-12 jaar vanaf het geschikt worden van de vegetatie.

Onderdrukking: De belangrijkste stuurfactoren voor zeegras zijn waarschijnlijk de trofiegraad en de troebelheid van het watersysteem in dit geval de Waddenzee of de Zeeuwse delta. Maar de aanwezigheid van zeegras heeft ook een positief effect op de helderheid zodat de vegetatie zijn eigen milieu verbetert. In de Nederlandse Waddenzee blijft zeegras na aanplant op geschikte plaatsen wel staan, maar het bereikt tot nu toe nooit de historische dichtheden. Mogelijk is hier sprake van alternatieve evenwichten en lukt het onder de huidige omstandigheden (troebelheid en trofiegraad) niet om de goede toestand voor zeegras te bereiken (Van Katwijk 2012, Van Katwijk et al. 2009, van der Heide et al 2007). Als dit blijkt te kloppen dan is er mogelijk nog een lange weg te gaan. Bij deze vorm van onderdrukking kan na langere tijd wel een abrupte verandering ten goede optreden (figuur 3). Time-lag door ontoereikende waterkwaliteit >12 jaar.

Totaal: De combinatie van time-lags resulteert in een schatting van doelbereik voor de maatregel "zeegras" na meer dan 12 jaar, vooral vanwege het traag op gang komen van terugkoppelingsmechanismen.

Maatregel: Zeegras



Parameters: 1. Hydromorfologie (HM) 2. vegetatie (VE), 3. macrofauna (MF),
4. vis (VI), 5. bronpopulaties (BP), 6. inhibitie (IN)

Figuur 3. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van zeegras maatregelen.

2.2 Kunstriffen

Hydromorfologie: Het gaat hier om de fauna (inclusief vis, in mindere mate flora) op en rond de structuren zelf, minder om de effecten via beïnvloeding van het omliggende sediment. Er is dus geen sprake van hydromorfologische time-lag: 0 jaar.

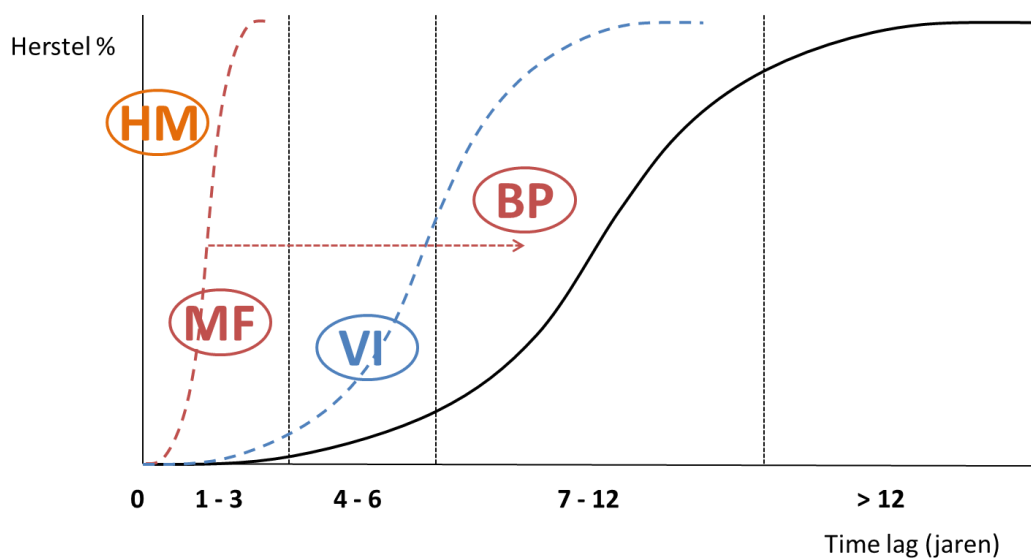
Habitat: Het doel van het aanbrengen van kunstriffen is verhoging van de biodiversiteit. Inventarisaties van een deel van de vele honderden (duizenden), soms eeuwenoude scheepswrakken, toont aan dat dit hot-spots van diversiteit kunnen zijn (Lengkeek et al. 2011). Het aanbrengen van basaltblokken voor de kust bij Noordwijk in 1992 werd op basis van de resultaten als succesvol beoordeeld (van Moorsel et al. 2001), maar stopte als project in 1996 in verband met praktische problemen (Ecomare 2016). Er was sprake van volledige begroeiing in 1993, het tweede jaar van het experiment (Ecomare 2016; van Moorsel et al. 2001), zodat het doel, verhoging van de diversiteit, in feite binnen 1-3 jaar is bereikt. Op de fundamente van windmolens vestigden zich in twee jaar tijd nieuwe soorten en gemeenschappen (Lindeboom et al. 2011). De visfauna die met het rif is geassocieerd heeft vervolgens een aantal jaren nodig om specifieke, evenwichtige populaties op te bouwen. Recente proeven in België gaven soortgelijke resultaten (Vlaams Instituut voor de Zee VLIZ; www.vliz.be). Opvallenderwijs werden in België de riffen aangelegd tussen windmolens, waarvan de fundamente zelf ook als substraat dienen (Coolen 2008). Orde grootte ecologische time-lag: 7-12 jaar (inclusief de visfauna).

Bronpopulaties: Omdat veel van de natuurlijke riffen in de Noordzee zijn verdwenen kan de afstand tot vergelijkbaar habitat bij het aanbrengen van kunstriffen groot zijn. Aan de andere kant hebben veel soorten planktonische larven, waardoor het bereik in principe groot is, afhankelijk van stromingspatronen. Waar riffen of windmolens werken ter bescherming van de tussenliggende, natuurlijke bodem tegen de bodemverstoring door de visserij is wel sprake van een relevante biogeografische time-lag. Deze is minstens zo lang omdat ook hier veel soorten verdwenen zijn, waarbij enkele speciale, soms zeer lang levende doelsoorten (Noordkromp) en een beperkt voortplantings- en dispersiepotentieel hebben. Lindeboom et al. (2011) vonden in de Offshore Windfarm Egmond aan Zee na twee jaar nog nauwelijks effecten op de fauna van de zachte bodems tussen de molens of op de visfauna. Orde grootte biogeografische time-lag van dit aspect dus >12 jaar. Of zo'n refugiumwerking werkelijk optreedt is zeer schaalafhankelijk (Coolen 2008).

Onderdrukking: Niet van toepassing, tenzij de riffen worden aangelegd op locaties met een slechte waterkwaliteit of een hoge druk van exoten. Waarschijnlijk ook niet aan de orde bij de bodemfauna.

Totaal: De combinatie van time-lags resulteert in een schatting van doelbereik voor de maatregel "kunstriffen" na meer dan 12 jaar, vooral vanwege de grote afstand tot bronpopulaties van bepaalde (langlevende) soorten.

Maatregel: Kunstriffen



Parameters: 1. Hydromorfologie (HM) 2. vegetatie (VE), 3. macrofauna (MF),
4. vis (VI), 5. bronpopulaties (BP), 6. inhibitie (IN)

Figuur 4. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van kunstrif maatregelen.

2.3 Natuurvriendelijke oevers

2.3.1 Natuurvriendelijke oevers in meren

Hydromorfologie: De reactie van beoogde soorten wordt soms versneld door introductie (planten van Riet), maar autonoom is de natuurlijke reactietijd van betrokken soorten ook vaak kort. De ontwikkelingstijd van de gemeenschap hangt vooral af van de successie van soorten. Als de standplaatsfactoren op de juiste manier zijn gerealiseerd in het ontwerp is er hierbij nauwelijks sprake van vertraging door hydromorfologische processen. Wel hebben dergelijke processen in een later stadium, in samenhang met successie van de vegetatie, invloed op de levensduur van de gemeenschap. Peildynamiek kan zorgen voor het terugzetten van de lokale successie. Afhankelijk van de schaal kan dit tijdelijk desastreus zijn voor een uitgevoerde maatregel of omgekeerd juist degradatie na het bereiken van de doelen vertragen. Orde grootte hydromorfologische time-lag: 0-3 jaar.

Habitat: Meestal is een soortenrijke oevervegetatie met libellen en kleine rietvogels en een gevarieerde ondergedoken begroeiing met een rijke macrofauna en veel jonge vis het doel van de aanleg van NVO's. Als de standplaatsfactoren goed zijn (waterkwaliteit, verversing, peildynamiek) ontwikkelt zich een dergelijke situatie in enkele jaren. Rutjes & de la Haye (2007): in het eerste groeiseizoen vestigen zich pioniersoorten van voedselrijke, natte tot vochtige standplaatsen. Al na een jaar vestigden zich diverse soorten die kenmerkend zijn voor matig-voedselrijke tot voedselrijke omstandigheden. De diversiteit aan soorten is na twee of drie jaar relatief hoog. Dit is deels te verklaren omdat er dan zowel wortelende waterplanten als soorten uit de rietklasse te vinden zijn. Het aanbrengen van doelsoorten (riet, egelskop), lijkt soms negatief te werken doordat deze soorten dan in een te vroeg stadium gaan domineren (de la Haye et al. 2011). Tijdreeksanalyses sinds de aanleg van een NVO lieten geen optimum zien op basis van de EKR-scores voor macrofauna en macrofyten. De ervaring leert dat enige tijd nodig is (enkele jaren) voor de ontwikkeling van een vegetatie en de daarbij horende macrofauna levensgemeenschap (de la Haye et al. 2011; Rutjes & de la Haye 2007). Zonder voldoende dynamiek vanuit het watersysteem of beheer van de NVO vindt na de aanvankelijke toename weer een afname van de EKR of biodiversiteit plaats doordat bijv. Riet gaat domineren. Vrij snel tussen de 2 en 5 jaar na aanleg verdwijnen de wortelende waterplanten en is een minimale bedekking met waterplanten kenmerkend. Op de oever worden planten uit de rietklasse dominant. Riet groeit de oever in. Ook soorten van de bloemrijke strooiselruigten zoals grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*) breiden zich uit. Na ongeveer 5 jaar zijn in bijna alle NVO's de ondergedoken waterplanten verdwenen en zijn vertegenwoordigers van de rietklasse dominant. Na tien jaar is rietdominantie normaal en treedt verdere verlanding op.

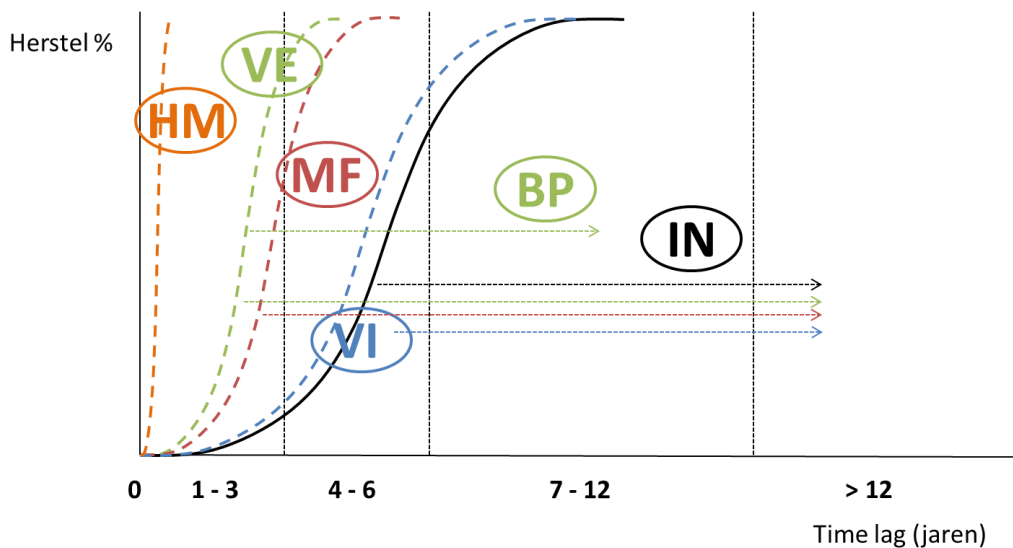
De ontwikkeling van de visfauna is sterk afhankelijk van vegetatie, met bij succesvolle maatregelen veel Baars en Blankvoorn en ook specifiek limnofiele soorten (Bittervoorn en Ruisvoorn; de la Haye et al. 2011). In algemeen is de diversiteit hoger dan bij gewone oevers, tenzij er geen verbinding is met het hoofdwater en/of sterke verlanding optreedt (De Kinderen & van Emmerik 2012). Ook de ontwikkeling bij amfibieën en macrofauna is sterk afhankelijk van de vegetatie ontwikkeling. Bij Ecolint Amsterdam was het netwerk natuurvriendelijke oevers met aanplant van oeverplanten na vijf jaar succesvol voor amfibieën, libellen, kleine rietvogels etc. Orde grootte ecologische time-lag: 4-6 jaar.

Bronpopulaties: Bij natuurvriendelijke oevers gaat het meestal om het lokaal creëren van verloren habitat en overgangen voor soorten die, hoewel ondervertegenwoordigd, nog wel in de omgeving aanwezig zijn. Deze soorten verschijnen min of meer direct in reactie op de habitatontwikkeling. Ook omdat doelstellingen veelal algemeen zijn geformuleerd is de beschikbaarheid van bronpopulaties van specifieke soorten van ondergeschikt belang. Standplaatsfactoren en terugval van diversiteit (doelbereik) lijken grotere problemen te geven dan de traagheid van het bereiken van die diversiteit. Orde grootte biogeografische time-lag: 0/1-3 jaar. Als echter in het geheel geen bronpopulaties meer in de omgeving (in het gehele meer) te vinden zijn kan de ontwikkeling van een nieuwe gemeenschap veel langer duren, bij waterplanten wel 10-20 jaar (Eigemann et al. 2016). De vegetatiekromme in figuur 5 is vooral gebaseerd op de ontwikkeling van de oevervegetatie, in een situatie met bronpopulaties van de belangrijkste soorten binnen beperkte afstand.

Onderdrukking: Hier zijn veel voorbeelden van beperkt succes, vooral in het water, door het optreden van draad- of blauwalgenbloei, ontwikkeling van een dek van drijvende waterplanten (kroos) of door concentratie van bodem-woelende brasem (Rijkswaterstaat Noord-Holland 2005, Rapport ANW 05.27) of karper. Vaak hangt dit naast de waterkwaliteit in het systeem samen met het ontwerp van de maatregel; te weinig dynamiek en doorspoeling. Ook kan hierbij sprake zijn van alternatieve evenwichten. In dat geval is er in zekere zin sprake van een zelfstandige (extra) time-lag, in die zin dat het langer duurt voordat het doel wordt bereikt, omdat eerst de onderdrukkende factoren moeten worden overwonnen. De duur daarvan kan worden bekort door maatregelen in het ontwerp en met betrekking tot de waterkwaliteit op systeemniveau. De time-lag door onderdrukking is afhankelijk van factoren als waterkwaliteit, dynamiek en het ontwerp van de maatregel en kan zonder aanvullende ingrepen soms langdurig zijn: > 12 jaar.

Totaal: De combinatie van time-lags resulteert in een schatting van doelbereik voor de maatregel "natuurvriendelijke oevers" na meer dan 6-12 jaar inclusief een evenwichtig visbestand. De duur kan echter sterk oplopen door onderdrukking via slechte waterkwaliteit of kolonisatie door exoten. Bij gebrek aan dynamiek is duurzaam doelbereik sterk afhankelijk van beheer en onderhoud om de successie terug te zetten ('cyclische verjonging').

Maatregel: Natuurvriendelijke Oevers Meren



Figuur 5. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van natuurvriendelijke oevers in meren.

2.3.2 Vrij eroderende oevers langs rivieren

Hydromorfologie: Maatregelen bestaan vaak uit het plaatselijk verwijderen van de bestaande oeververdediging. Doordat het water dan vrij spel heeft vindt oevererosie plaats in samenhang met zandafzetting op andere plaatsen, zodat de gewenste strandjes en ondiepten ontstaan (Bak et al. 2013; Peters 2005). In sommige gevallen worden langsdammen of vooroevers gebruikt om te grote afslag te vermijden en verondieping te stimuleren (Nieuwe Waterweg, Lek; Liefveld & Bak 2012). Het hydromorfologische proces neemt enkele jaren in beslag, in samenhang met de vegetatie ontwikkeling, meer dan bij NVO's in meren, vergelijkbaar met nevengeulen. Orde grootte hydromorfologische time-lag: 4-6 jaar.

Habitat: De aard van de ecologische ontwikkelingen hangt samen met de uitvoering van de maatregelen in rivieren en de dynamiek die ontstaat of juist verdwijnt. Bij de aanleg van vooroevers kan stagnant water ontstaan zodat de ecologische ontwikkelingen lijken op die van vooroevers in meren. Bij langsdammen waarbij het water aan de buitenkant een groot deel van het jaar meestroomt ontstaan overeenkomsten met een nevengeul (Paalvast 1995). Orde grootte ecologische time-lag: 7-12 jaar.

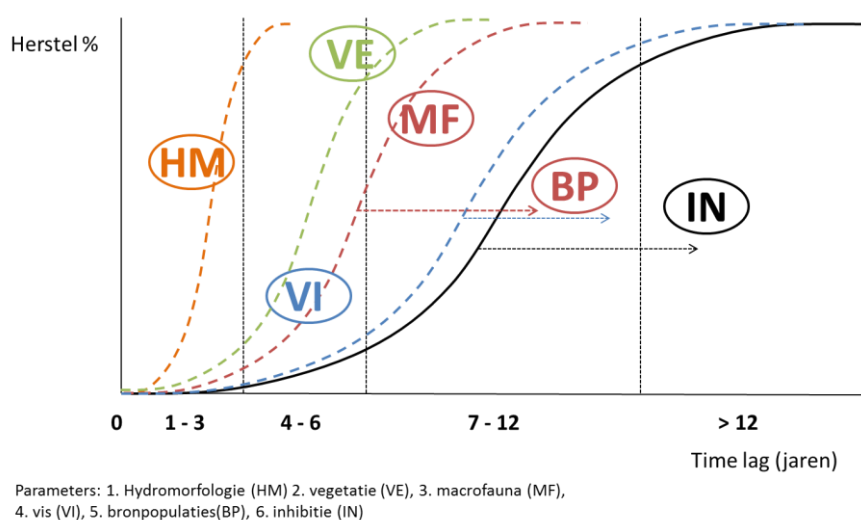
Bronpopulaties: Vergelijkbaar met nevengeulen; afhankelijk van de afstand tot meer dan 12 jaar.

Onderdrukking: In de Lek waren zes jaar na de aanleg van vooroevers nog nauwelijks ecologische effecten opgetreden, vooral door het uitblijven van uitbreiding van waterplanten. Het planten van Rivierfonteinkruid was lokaal wel succesvol, zodat mogelijk sprake is van een drempel in habitatvorming die zonder extra hulp moeilijk overschreden wordt (Liefveld & Bak

2012). De time lag kan dus net als bij nevengeulen afwezig zijn of oplopen tot meer dan 12 jaar.

Totaal: De combinatie van time-lags resulteert in een schatting van doelbereik voor natuurvriendelijke oevers langs rivieren in meer dan 12 jaar. De time-lag wordt, afhankelijk van de locatie, vooral bepaald door habitatvorming in combinatie met de afstand tot bronpopulaties van doelsoorten.

Maatregel: Natuurvriendelijke oevers Rivieren



Figuur 6. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van natuurvriendelijke oevers in rivieren.

2.4 Rivierhout

Hydromorfologie: Van de drie aspecten van rivierhout die bijdragen aan diversiteit, het hout zelf, de ruimtelijke structuur in de waterkolom en de microhabitats op de bodem rond het hout, is de laatste onderhevig aan hydromorfologische time-lag, omdat deze habitats zich door interactie tussen stroming en sediment moeten vormen. Dit vraagt echter relatief weinig tijd. Orde grootte hydromorfologische time-lag: 0/1-3 jaar.

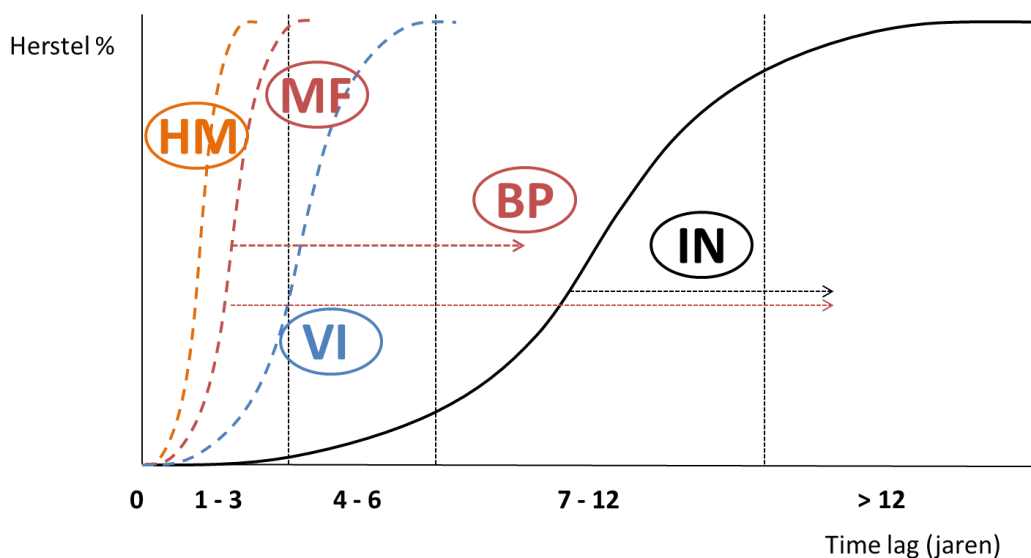
Habitat: Het hout en de habitat tussen en onder het hout wordt in de eerste plaats via drift van macrofauna gekoloniseerd. Los van biogeografische belemmeringen gebeurt dat snel. Habitatvormers als mosselen vestigen zich ook, maar dit zijn soorten van hard substraat in het algemeen en geen specifieke houtbewoners. Zulke soorten van ongeacht de aard van het harde substraat zijn geen doelsoorten omdat deze op de onnatuurlijke oevers al zijn oververtegenwoordigd. De visgemeenschap reageert relatief snel omdat het vooral een habitat voor jonge vis betreft. Orde grootte ecologische time-lag: 0/1-3 jaar voor macrofauna als bronpopulaties in de omgeving beschikbaar zijn, 4-6 jaar voor vis.

Bronpopulaties: Bij deze maatregel is relatief snel resultaat te meten na het aanbrengen, maar dit betreft vooral vis en bodemfauna. Daarentegen blijft de ontwikkeling van een diverse fauna van hout vaak achter. Ervaringen met de eerste bomen zijn weliswaar bemoedigend en de diversiteit neemt snel toe (Klink 2015, Schoor et al. 2015), maar het zijn met name dansmuggen die op deze termijn reageren, terwijl kevers, eendagsvliegen en kokerjuffers nog nagenoeg ontbreken. Daardoor is er nog geen duidelijk effect op de KRW maatlatscores (Klink 2015) Dit is waarschijnlijk vooral een gevolg van de lage dichtheid van rivierhout in relatie tot de dispersie afstand van veel houtsoorten, die dan ook grotendeels uit Nederland verdwenen zijn. Totdat de dichtheid van rivierhout toeneemt is de time-lag voor afzonderlijke projecten dus lang voor wat betreft de karakteristieke macrofauna van hout. Het voornemen om de komende jaren 100 bomen per waterlichaam te plaatsen is een goed begin. Orde grootte biogeografische time-lag: >12 jaar.

Onderdrukking: Ongewenste ontwikkeling bij rivierhout is de massale kolonisatie van exoten, zoals Driehoeks- en Quaggamosselen. De gewenste houtsoorten kunnen zich wel vestigen, maar niet altijd in de gewenste dichtheden, waardoor de diversiteit laag blijft. Lagere nutriëntgehalten in het rivierwater leiden mogelijk tot hogere diversiteit, maar Quaggamosselen hebben laten zien ook bij lage nutriëntgehalten zeer hoge dichtheden te kunnen vormen. Daarnaast verschijnen in de rivieren jaarlijks nieuwe exoten, zodat de invloed wellicht permanent is. Time-lag door competitie met exoten daarom >12 jaar.

Totaal: De combinatie van time-lags resulteert in een schatting van het volledige doelbereik voor de maatregel "rivierhout" na meer dan 12 jaar, vooral vanwege de grote afstand tot bronpopulaties van typische macrofaunasoorten van hout.

Maatregel: Rivierhout



Parameters: 1. Hydromorfologie (HM) 2. vegetatie (VE), 3. macrofauna (MF), 4. vis (VI), 5. bronpopulaties (BP), 6. inhibitie (IN)

Figuur 7. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van rivierhout maatregelen.

2.5 Uiterwaardverlaging

2.5.1 Geïsoleerde plassen

Hydromorfologie: Bij de aanleg van geïsoleerde plassen kan sprake zijn van hydromorfologische vertraging van ontwikkeling van de beoogde gemeenschappen in geval van winterinundatie. Voor een individuele plas kan dit het doelbereik vertragen door morfologische schade (verlies van doelsoorten door erosie of sedimentatie) of door introductie van vis (vegetatie, amfibieën, libellen etc.). Op de langere duur (en bij beoordeling op een hoger schaalniveau) werkt inundatie positief via het vertragen van de afname in kwaliteit door verlanding of via de vorming van nieuw habitat. Strikt genomen is de ecologische ontwikkeling van een aangelegde plas dus weliswaar mede afhankelijk van hydromorfologische processen, maar dit is blijvend en hoort bij het habitattype. Orde grootte hydromorfologische time-lag: 0 jaar.

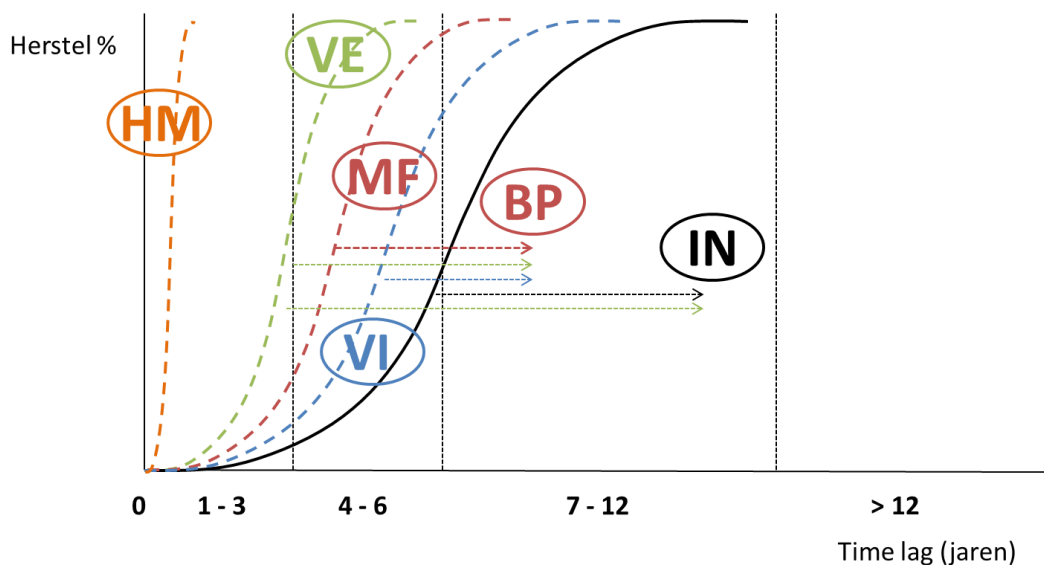
Habitat: Net als bij NVO's piekt de diversiteit bij plassen met een klei- of zandbodem al vroeg en treedt vervolgens weer degradatie op door verlanding, maar dit is doorgaans een zeer langzame proces. Dit is de cyclus die hoort bij micro-successie (par. 1.4.1), met betrekking tot de plas zelf (α -diversiteit; par. 1.4.2). Bij inundatie wordt het proces weer teruggezet. Dat gebeurt sneller in de meer dynamische delen van de uiterwaarden. Verder van de rivier af liggende plassen met plantensoorten als blaasjeskruid hebben veel langere cycli. Door deze fluctuaties heen speelt een veel langer proces van successie dat wel 100 jaar kan duren als de bodem van de plas zich eerst geheel moet ontwikkelen (macro-successie). Dit moet echter op een hoger niveau worden beoordeeld (uiterwaard met vele stadia van plassen; β -diversiteit). Orde grootte ecologische time-lag: 4-6 jaar voor een afzonderlijke plas in een niet te laag dynamisch deel van een uiterwaard, met een slib- of zandbodem. Bij plassen met een organische bodem duurt dit proces langer (>12 jaar). Het kan worden bekort door een deel van de aanwezige bodem te behouden.

Bronpopulaties: Nieuw gegraven plassen hebben geen zaadbank en worden bevolkt vanuit de omgeving. De eerste fase daarvan gaat over het algemeen snel, en de diversiteit in de plassen zelf is niet zo zeer afhankelijk van de terugkeer van verdwenen soorten. De komst van tragere soorten, bijv. soorten met zware zaden zoals Gele Plomp en soorten met die zich vooral klonaal uitbreiden, kan worden versneld door bij de inrichting zoveel mogelijk gebruik te maken van wat nog in de omgeving aanwezig is (delen van de bestaande vegetatie laten staan). Vooral in de minder dynamische delen van de uiterwaard kan ook het bewaren van een deel van de aanwezige bodem (niet alles tot op het zand afgraven) de reactietijd bekorten (Van Geest in prep.). Afhankelijk van de tijdsduur en de schaal waarop verstoring heeft plaatsgehad, is de beschikbaarheid van bronpopulaties ook bij ongewervelde diersoorten, vis en amfibieën een factor. Op een wat hoger niveau (de uiterwaard) speelt de afstand tot bronpopulaties een nog grotere rol. Enkele verdwenen soorten zijn op dit niveau inmiddels teruggekeerd door de combinatie van verbetering van waterkwaliteit, verbeterd aanbod aan habitat (vegetatie) en het optreden van hoog water golven, die dispersie faciliteren. Doelbereik in de zin van diversiteit en maatlatscores kan veel meer tijd nemen. Orde grootte biogeografische time-lag: >12 jaar.

Onderdrukking: Met name de waterkwaliteit kan via inundaties voor verlenging van de time-lags zorgen. De invloed hiervan hangt ook samen met de frequentie van inundaties, die weer samenhangt met de ruimte tussen de rivier en de winterdijk. Zo geven de relatief brede uiterwaarden langs de IJssel relatief goede mogelijkheden voor verbetering in vergelijking met andere delen van het Rijnstroomgebied (Van Geest in prep.).

Totaal: De combinatie van time-lags resulteert in een schatting van doelbereik voor de geïsoleerde plassen na 6-12 jaar onder invloed van micro successie, en na (veel) meer dan 12 jaar op macro-schaal, onder meer door de grote afstand tot bronpopulaties van typische plantensoorten van de lager dynamische habitats.

Maatregel: Geïsoleerde Plassen



Parameters: 1. Hydromorfologie (HM) 2. vegetatie (VE), 3. macrofauna (MF),
4. vis (VI), 5. bronpopulaties (BP), 6. inhibitie (IN)

Figuur 8. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van geïsoleerde plassen.

2.5.2 Nevengeulen en strangen

Hydromorfologie: Nevengeulen en strangen vormen met geïsoleerde plassen in de uiterwaard een successiereeks, maar worden als maatregel door de aantakking meer rechtstreeks beïnvloed door hydromorfologische processen (Anderson et al. 2005). Vooral bij nevengeulen is de ecologische ontwikkeling zeer direct afhankelijk van erosie en sedimentatie processen die vanaf de aanleg plaatsvinden, bijv. van de seizoensritmiek van al of niet meestromen en eventueel droogval die optreedt. Het kan enkele jaren duren voor deze dynamiek op een niveau is dat bij een nevengeul of strang hoort. Hydromorfologische processen spelen van nature permanent een rol, tot dit niveau is bereikt duurt de vorming van een nevengeul of strang enkele (4-6) jaren.

Habitat: In de nevengeul van Gameren, aangetakt in 1996, was in 2000 reofiele macrofauna aanwezig. Nieuwe reofiele vissoorten verschenen na 4-7 jaar (Evaluatie nevengeulen Gamerensche Waard; Jans 2004, zie ook Jordan & Arrington 2014). In Opijnen was een reofiele gemeenschap 2 jaar na aanleg present (maar dat betrof nog geen evenwichtig opgebouwde populatie, zie Trexler 1995). De successie van de vegetatie neemt minimaal enkele jaren. In de eerste jaren treedt verrijking op, daarna volgen bomen en struiken, bij begrazing al snel doornstruiken (3-6 jaar; Jans 2005). In de Kissimmee River was ongeveer 8 jaar na grootscheepse herstelmaatregelen veel van de oorspronkelijke vegetatie (van voor kanalisatie) terug, maar ook na 15 jaar was nog geen sprake van volledig herstel (Spencer &

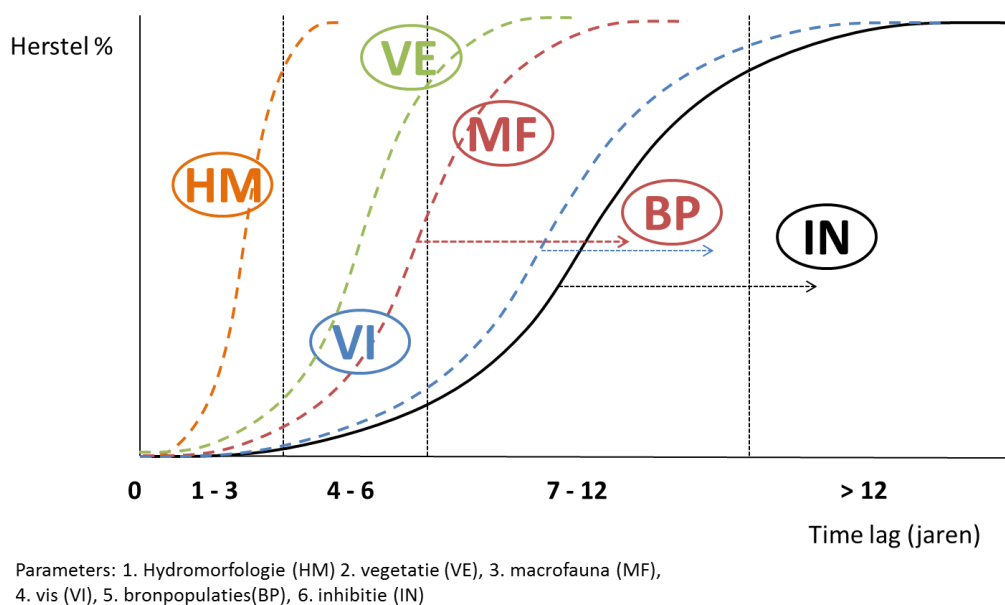
Bousquin 2014). Successie van de (oever)vegetatie leidt minder snel tot negatieve effecten op het doelbereik dan bij NVO's, doordat dynamiek hier wel aanwezig is. De successie kan dus beter worden voldragen dan bij NVO's en de vegetatie neemt wat meer tijd voor ontwikkeling. Orde grootte ecologische time-lag: 7-12 jaar.

Bronpopulaties: Meer afhankelijk van de komst van soorten van grotere afstand dan bij de NVO's. Daardoor ook meer afhankelijk van samenhang met andere projecten. Omdat de doelsoorten onder de vis een grote dispersie afstand hebben en alle soorten in de rivier zij het soms in lage dichtheden aanwezig zijn is de reactie in potentie sneller dan bij verdwenen ongewervelden of planten (uiterwaarden). Orde grootte biogeografische time-lag: >12 jaar. Dit geldt echter niet voor alle soorten afzonderlijk, meer en meer soorten planten en ongewervelden keren terug naar de uiterwaarden.

Onderdrukking: Voor nevengeulen waarin het water meer dan 11 maanden per jaar meestroomt is onderdrukking ondergeschikt aan ander time-lag effecten. Als het water langer stilstaat en in eenzijdig aangetakte strangen geldt bij slechte waterkwaliteit het zelfde als voor NVO's. Onderdrukking door exoten is vergelijkbaar als bij rivierhout.

Totaal: De combinatie van time-lags is vergelijkbaar met die bij vrij eroderende oevers, zeker in combinatie met langsdammen. Dit resulteert in een schatting van doelbereik voor natuurvriendelijke oevers langs rivieren in meer dan 12 jaar. De time-lag wordt vooral bepaald door habitatvorming in combinatie met de afstand tot bronpopulaties van doelsoorten.

Maatregel: Nevengeulen en Strangen



Figuur 9. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van nevengeulen en strangen.

2.6 Kwelders

Hydromorfologie: Kwelders hebben op zich een lange levenscyclus van orde grootte 50-100 jaar. Dat hydromorfologische processen die leiden tot kweldervorming spelen zich af over lange tijdschalen. Dat betekent dat het voor het bepalen van de duur van time-lag effecten allereerst belangrijk is of we te maken hebben met de vorming van een nieuwe kwelder (kweldervergroting) of met verjonging van een bestaande kwelder (kwelderverjonging). In het laatste geval is de duur van de time-lag in principe korter. Relatief vroeg in de cyclus treedt dan een optimum in (botanische) diversiteit op. Het optimum als broedgebied voor vogels treedt waarschijnlijk later op, als meer hoogteverschillen ontstaan zijn. De hydromorfologische time-lag is dus afhankelijk van zowel de gestelde doelen als het type maatregel. Bij het inzetten van extensieve begrazing ter vergroting van de botanische diversiteit zijn na een jaar al resultaten zichtbaar. Morfologisch gezien is hier geen sprake van vertraging, hooguit van degradatie door betreding. Bij grootschalige kwelderverjonging kan de cyclus echter zodanig worden teruggezet dat de hydromorfologische processen en de interactie daarvan met de vegetatie successie pas 15 jaar of meer na de ingreep de gewenste diversiteit opleveren. Orde grootte hydromorfologische time-lag: >12 jaar. Dat is zeker het geval bij de vorming van nieuwe kwelders.

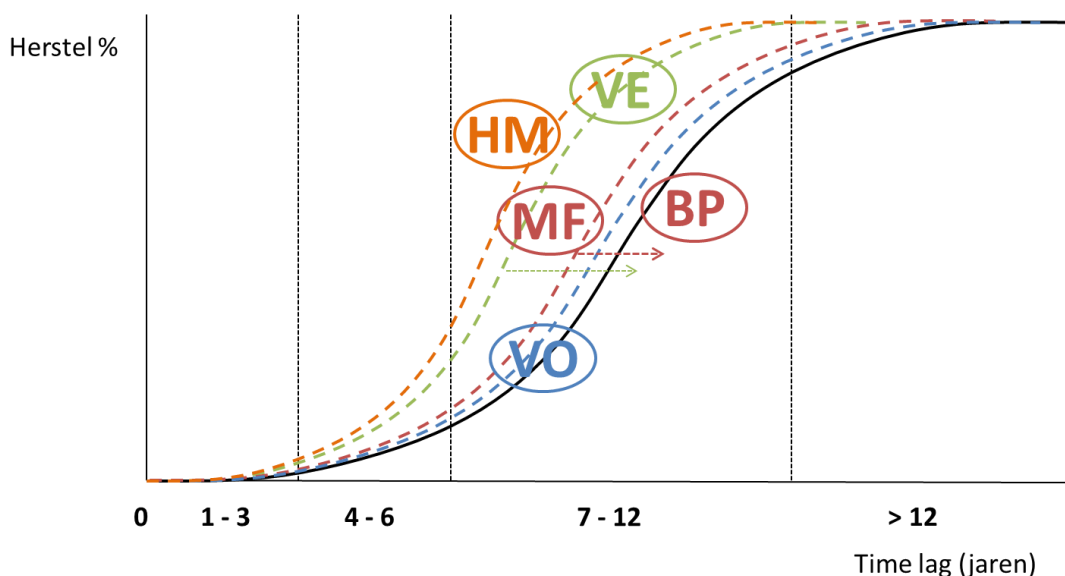
Habitat: Bij de vorming van nieuwe kwelders en bij grootschalige verjonging waarbij opnieuw bodemvorming moet plaatsvinden, kan de successie van de vegetatie meer dan 15 jaar in beslag nemen, de volledige ontwikkeling in samenhang met morfologische processen vele decennia. De vestiging van broedvogels voltrekt zich relatief laat in dit proces, in samenhang met ophoging tot delen die in het voorjaar niet meer overstromen en een structuurrijkere vegetatie ontwikkelen (helm etc.). Meer nog dan bij uiterwaardverlaging gaat het hier dus bij uitstek om grootschalige processen, dus om macro-successie (par. 1.4.1.; Van der Valk 2012) en om β - en γ -diversiteit (par. 1.4.2.; Amoros & Bornette 2002, Whittaker 1972, Whittaker et al. 2001). Orde grootte ecologische time-lag: >12 jaar.

Bronpopulaties: Bij herstel van kwelders is meestal sprake van het terugdringen van degradatie, waarbij de doelsoorten in de ruimere omgeving nog wel aanwezig zijn. Ten opzichte van de ecologische time-lag geeft dit dus relatief weinig extra vertraging. Orde grootte biogeografische time-lag: 1-3 jaar. Bij de vorming van nieuwe kwelders kan dit langer duren (4-6 jaar), omdat dan wel sprake is van een afstand tot bronpopulaties. Dit zal vooral in de latere stadia van successie verschil maken, omdat bijv. zaden van de pioniersoorten die de basis van de kweldervegetatie vormen wel door het water worden aangevoerd. Zoals in figuur 9 is aangegeven kan bijvoorbeeld de ruimte tussen de vegetatie- en de macrofauna- en vogelkrommen op die manier worden verbreed.

Onderdrukking: Niet van toepassing, tenzij sprake is van sterke bodemverrijking.

Totaal: De totale time-lag bedraagt (veel) meer dan 12 jaar, door langdurige hydromorfologische processen in interactie met habitatvorming. De afstand tot bronpopulaties speelt een kleinere rol, behalve bij de aanleg van nieuwe kwelders op grote afstand van brongebieden.

Maatregel: Kwelders



Parameters: 1. Hydromorfologie (HM) 2. vegetatie (VE), 3. macrofauna (MF),
4. vogels (VO), 5. bronpopulaties (BP), 6. inhibitie (IN)

Figuur 10. Schematisering van time-lag effecten voor doelbereik van kwelder verbetering.

2.7 Overzicht

Tabel 2 geeft een overzicht van de schattingen van de duur van de vier typen time-lags in paragraaf 1.2. De aangegeven duur betekent niet dat geen resultaat zichtbaar is binnen deze tijd, alleen dat de reactie gedurende die tijd nog gaande is. De aangegeven perioden kunnen overlappen, en niet zonder meer worden opgeteld.

Tabel 2. Inschatting van de rol en de duur van de vier time-lag effecten per type maatregel. Dikgedrukt het dominante time-lag effect per type maatregel.

	Time-lag			
	Hydromorfologisch time-lag	Ecologisch time-lag (successie)	Biogeografisch time-lag (bronpopulaties)	Onderdrukking time-lag
Zeegras	-	+ (7-12j)	+ (7-12j)	++ (>12j)
Kunstriffen	-	++ (7-12j)	+++ (>12j)**	-
NVO's in meren	+ (0-3j)	++ (4-6j)	-/+ (0-3j)	+++ (0->12j)
NVO's langs rivieren	+++ (4-6j)	++ (7-12j)	+ (0->12j)	++ (0->12j)
Rivierhout	-/+ (0-3j)	-/+ (4-6j)	+ (>12j)	++ (>12j)
Geïsoleerde plassen	-	+++ (4->12j)	+ (0->12j)	++ (0->12j)
Geulen, strangen	+++ (4-6j)	++ (7-12j)	+ (0->12j)	++ (0->12j)
Kwelderverjonging	+++ (>12j)*	+++ (>12j)	+ (1-3j)	-
Kweldervergroting	+++ (>12j)*	+++ (>12j)	++ (4-6j)	-

*Overlap met andere time-lag effecten; ** Betreft alleen de bodemfauna, anders geen time-lag / niet van toepassing.

Uit het voorgaande wordt duidelijk dat de duur van time-lag effecten afhangt van omstandigheden zoals samenhang en onderlinge afstand met soortgelijke projecten of bronnen elders in het gebied, peildynamiek en andere hydromorfologische processen en waterkwaliteit. Als deze invloeden groot zijn is intensief beheer in vervolg op aanleg soms noodzakelijk. In tabel 3 wordt een indicatie gegeven van het belang van deze omstandigheden per categorie maatregelen.

Tabel 3. Enkele aspecten van watersystemen die sturend kunnen zijn voor de duur van time-lag effecten.

	Samenhang	(peil)Dynamiek	Waterkwaliteit	Beheer
Zeegras	+	+	++	-
Kunstriffen	+++	-	-	-
NVO's in meren	+	+++	+++	+++
NVO's langs rivier	+	+++	+	-
Rivierhout	+++	+	+	-
Geïsoleerde plassen	+	+++	+++	++
Geulen, strangen	++	+++	++	++
Kwelderverjonging	-	+++	-	++
Kweldervergroting	-	+++	+	++

3 Consequenties voor ontwerp van maatregelen en monitoring

3.1 Uitvoering

Hoewel in dit document de nadruk is gelegd op de lokale effecten van maatregelen, wordt tevens duidelijk dat het succes bij de meeste typen maatregelen sterk afhankelijk is van factoren die zich op grotere schaal afspelen. Dat betreft met name de aspecten die ook betrekking hebben op twee van de vier typen time-lags, namelijk kolonisatie (bronpopulaties) en onderdrukking factoren (zie figuur 1).

Onderdrukkingsfactoren die op het niveau van het waterlichaam spelen zijn met name een slechte waterkwaliteit, ontbreken van natuurlijke (peil)dynamiek of de druk van exoten. De invloed van de eerste twee factoren kan bij maatregelen worden geminimaliseerd door optimalisatie van het ontwerp, bijv. door het zorgen van voldoende verversing en doorstroming of door de locatie zodanig te kiezen dat optimaal gebruik kan worden gemaakt van nog aanwezige dynamiek (bijv. scheefstand, op- en afwaaiing, stromingspatronen). De invloed van exoten is lastiger te sturen, maar is in de regel kleiner naar mate systemen natuurlijker, dynamischer en diverser zijn.

Risico's voor beperkt succes door verminderde beschikbaarheid van bronpopulaties van gewenste soorten kan enerzijds lokaal worden verkleind door in het ontwerp zoveel mogelijk rekening te houden met lokaal nog aanwezige restpopulaties of nog aanwezige zaden of sporen in de bodem (kleinschalige, gevarieerde aanpak). Ook neemt de kans op succes toe als de doelen van de ingreep in harmonie zijn met de potenties van het watersysteem.

Bij maatregelen zoals rivierhout, geïsoleerde plassen en andere maatregelen waar de afstand tot bronpopulaties een grote rol speelt, is het minstens zo belangrijk al bij het ontwerp samenhang aan te brengen met andere maatregelen in het betreffende watersysteem. Als informatie beschikbaar is over bronpopulaties kan vooraf rekening worden gehouden met dispersie afstanden door stepping stones voor herstel te ontwerpen en de timing van uitvoering van verschillende maatregelen op elkaar af te stemmen. Soms kan gelijktijdige uitvoering van soortgelijke maatregelen de kans op succes vergroten (rivierhout), soms juist fasering, om habitats in diverse stadia van successie naast elkaar te kunnen laten bestaan. Alleen door middel van een integrale aanpak kan naar de lokale α -diversiteit en de dynamiek op micro-schaal worden verbeterd, maar ook de β - en γ -diversiteit en de dynamiek op macroschaal, die nodig zijn voor een werkelijk substantieel ecologisch herstel en hogere EKR scores in het watersysteem.

3.2 Monitoring

Bij de uitvoering van maatregelen is er meestal sprake van een bestaand meetnet dat de toestand van het waterlichaam monitort. Afhankelijk van de relatie tussen dit meetnet en de karakteristieken van de ingreep (schaal, locatie) kan hiermee het effect van die ingreep meer of minder goed worden gevolgd. De keuze of aanvullende monitoring nodig is of niet is vooral afhankelijk van schaal en locatie van de ingreep ten opzichte van het bestaande meetnet, maar ook van de vragen die het meetnet over de ingreep moet beantwoorden. Die vraag kan het lokale doelbereik van de ingreep betreffen (α -diversiteit, micro-schaal), het doelbereik op het niveau van het waterlichaam (β - en γ -diversiteit, macro-schaal) of kennisontwikkeling over de processen die zich na de ingreep afspelen (inclusief time-lags).

De inschattingen van de duur van time-lags heeft vooral invloed op het ontwerp van een aanvullend en tijdelijk lokaal meetnet. Dit is projectmonitoring, die meestal tijdelijk wordt uitgevoerd als het meetnet op het niveau van waterlichaam niet voldoende detail biedt. Hierbij is het belangrijk dat de duur van de projectmonitoring in een redelijke verhouding staat tot (bij voorkeur langer duurt dan) de duur van de time-lag effecten (Hamilton 2012, Harris 2012). Zo kan bij een ingreep waarbij langdurige time-lag wordt verwacht gekozen worden voor een langdurige projectmonitoring met een relatief lage meetfrequentie. In de praktijk blijkt het bestaande meetnet vaak niet afdoende om de lokale effecten vast te stellen en is projectmonitoring vaak van te korte duur in relatie tot de te verwachten time-lags (cycli op micro-schaal).

Op bestuurlijk niveau kan spelen dat sommige time-lags langer zijn dan de periode die beschikbaar is tot bepaalde beleidsdoelen (doelen gesteld voor een bepaald jaar). Dan is het zinvol te werken met "interim outcomes", die een voorlopig doel vertegenwoordigen in de richting van het einddoel, dat realistischer is dan het einddoel in de gestelde termijn (voortgangsindicatoren; Harris & Heathwaite 2012).

4 Bronnen

Amoros C. & G. Bornette 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761-776.

Anderson D.H., S.G. Bousquin, G.E. Williams & D.J. Colangelo (eds.) 2005. Defining success: expectations for restoration of the Kissimmee River. South Florida Water Management District, West Palm Beach, Florida, USA. Technical Publication ERA 433.

Bak A., W.M. Liefveld & I. van Splunder 2013. Richtlijn projectmonitoring. Inrichtingsprojecten Rijkswateren. Bureau Waardenburg, rapport 13-262, Culemborg.

Bak A., B. van den Boogaard & K. Dideren 2014. Onderwater natuurrif van rifballen. Veldexperiment in de Waterproeftuin van het Markermeer in het kader van Onderzoeksprogramma Natuurlijk(er) Markermeer – IJmeer. Bureau Waardenburg, rapport 14-216, Culemborg.

Beekers B., A. Klink & M. Schoor 2016. Rivierhout belangrijk voor de natuur. www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message 10 januari 2016, ook via www.ark.eu

Borgers S. & D. Bauwens 2014. Kunstmatige riffen in de Noordzee succes voor biodiversiteit. www.deredactie.be, 23 apr 2014.

Bouma S., W. Liefveld, W. Lengkeek & H. Waardenburg 2009. Onderwaternatuur op harde substraten in de Noordzee. *De Levende Natuur* 110: 288-289.

Bousquin S.G. & J. Colee 2014. Interim responses of littoral river channel vegetation to reestablished flow after phase I of the Kissimmee River Restoration Project. *Restoration Ecology* 22: 388-396.

Coenen D. 2002. Kansen en beperkingen van nevengeulen voor riviervissen *STROMINGEN* 2: 29-32.

Coolen J.W.P. 2008. Windparken in de Noordzee: effecten op vis en bodemfauna. Course certificate Thesis. Rijksuniversiteit Groningen/Stichting De Noordzee: Utrecht. 87 pp.

Coolen J.W.P., O.G. Bos, S. Glorius, W. Lengkeek, J. Cuperus, B. van der Weide & A. Agüera 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research* 103: 84-92.

CUR 1999. Natuurvriendelijke oevers: Vegetatie langs grote wateren. Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving rapport 204, Gouda.

Cusell H., J. Koedood, J. van Zoest & J. Hylkema 2000. Het Ecolint na Vijf jaar. *H2O* 33: 36-46.

De Kinderen J. & W. van Emmerik 2012. Oevers voor vissen. Evaluatie natuurvriendelijke oevers langs kanalen en boezemwateren. *Visionair* 25: 28-31.

De la Haye M.A.A., E.C. Verduin, G. Everaert, P. Goethals, I. Pauwels & C. Blom 2011. Scoren met natuurvriendelijke oevers, oevers langs regionale M-typen wateren. Grontmij. Rapportnummer: 275711 GM-1032497/MDH.

Ecomare 2016. Kunstriffen. <http://www.ecomare.nl/ecomare-encyclopedie/mens-en-milieu/water-en-kustbeheer/waterbouw-op-zee/kunstriffen>

Eigemann F., U. Mischke, M. Hupfer, J. Schaumburg & S. Hilt 2016. Biological indicators track differential responses of pelagic and littoral areas to nutrient load reductions in German lakes. *Ecological indicators* 61: 905-910.

Folmer E. 2015. Ontwikkelingen en vestigingsmogelijkheden voor litoraal zeegras in de trilaterale Waddenzee. Rapport Programma Naar Een Rijke Waddenzee.

Jans L. (redactie) 2004. Evaluatie nevengeulen Gamerensche Waard 1996 – 2002. RIZA rapport 2004.024, Lelystad.

Koebel J.W. & S.G. Bousquin 2014. The Kissimee River Restoration Project and Evaluation Program, Florida, USA. *Restoration Ecology* 22: 345-352.

Klink A. 2011. Macrofauna op bakenbomen in de Bedijkte Maas Een tussenstand na 4-5 jaar. Hydrobiologisch Adviesburo Klink rapporten en mededelingen nr. 116 (HAK Project 350).

Klink A. 2015. Bomen in bevaarbare rivieren 2 jaar na start van de pilot. Presentatie RWS WVL, Lelystad

Klop E.R. 2009. Morfologische ontwikkelingen in sedimenterende nevengeulen: ontwerpparameters & sedimentbeheersende maatregelen. Royal Haskoning.

Lake P.S. 2012. Resistance, resilience and restoration. *Ecological Management & Restoration* 14: 20-24.

Leewis R. 1993. Kunstmatige riffen in de Noordzee. *De Levende Natuur* 94: 28.

Lengkeek W., S. Bouma & H.W. Waardenburg 2011. Een beschermde status voor de wrakken in de Noordzee? Bureau Waardenburg rapport 11-160, Culemborg.

Liefveld W. & A. Bak 2012. Natuurvriendelijke oevers langs de Lek. Evaluatie van 6 jaar monitoring. Bureau Waardenburg bv, rapport 12-219, Culemborg.

Lindeboom H.J., H.J. Kouwenhoven, M.J.N. Bergman, S. Bouma, S. Brasseur, R. Daan, R.C. Fijn, D. Haan, S. Dirksen, R. van Hal, R. Hille Ris Lambers, R. ter Hofstede, K.L. Krijgsveld, M. Leopold & M. Scheidat 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; A compilation. *Environ. Res. Lett.* 6.

Paalvast P. 1995. Ecologische waarde van langsdammen. Ecoconsult, Vlaardingen.

Peters B. 2005. Vrij eroderende oevers langs de Maas. Landschapsecologisch streefbeeld. Bureau Drift, Berg en Dal.

Rutjes C. & M. de la Haye 2007. Ecologische effecten van natuurvriendelijke Oevers. Grontmij/Aquasense.

RWS 2009. Factsheet ecologie RWS Waterinnovatie – Kunstrif.

<http://www.innoverenmetwater.nl>

RWS 2016. Rivierhout.

<http://www.rijkswaterstaat.nl/water/waterbeheer/waterkwaliteit/maatregelen-waterkwaliteit/herstel-leefgebied/rivierhout>).

Scheffer M. 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman and Hall, London

Schoor M.M., M. Greijdanus, G.W. Geerling & L.A.H. van Kouwen 2012. Nevengeulen: lessen uit de praktijk. Landschap 29: 35-43.

Schoor M.M., W.M. Liefveld, H. van Rheede, A. Sieben, P.P. Duijn, A. Klink, L.M. Dionisio Pires & W. Blaauwendraat 2015. Large wood in navigable rivers. A pilot study to stimulate biodiversity within safety constraints. Presentatie conferentie Wood in World Rivers, Padua.

Simons J., C. Bakker & A. Sorber 2000. Evaluatie nevengeulen Opijnen en Beneden-Leeuwen 1993-1998. RIZA rapport 2000.040, Lelystad.

Spencer L.J. & S.G. Bousquin 2014. Interim responses of floodplain wetland vegetation to phase I of the Kissimmee River Restoration Project : Comparisons of vegetation maps from five periods in the river's history. Restoration Ecology 22: 397-408.

STOWA 2000. Natuurvriendelijke oevers. De stand van zaken in Nederland. 2000-08.

Sollie S., E. Brouwer & P. de Kwaadsteniet 2011. Handreiking natuurvriendelijke oevers. Een standplaatsbenadering. STOWA rapport 2011-19, Amersfoort.

Trexler J.C. 1995. Restoration of the Kissimmee River: A conceptual model of past and present fish communities and its consequences for evaluating restoration success. Restoration Ecology 3: 195-210.

Van der Heide T., E.H. van Nes, G.W. Geerling, A.J.P. Smolders, T.J. Bouma & M.M. van Katwijk 2007. Positieve feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. Ecosystems 10: 1311-1322.

Van der Valk A.G. 2012. The biology of freshwater wetlands. Oxford University Press, Oxford.

Van Eupen M., G.J. Maas, G.H. Stoffelsen, H.P. Wolfert 2003. Effecten van uiterwaardverlaging op landbouw en natuur langs de Maas Alterra-rapport 881, Wageningen.

Van Katwijk M., A. Bos, B. de Jonge, L. Hanssen, D. Hermus & D. de Jong 2009. Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. Mar. Pollut. Bull. 58: 179-188.

Van Katwijk M. 2012. Zeegrass in de Waddenzee. De Levende Natuur 113: 107-109.

Van Katwijk M. 2013. Case studie 3 Zoute Kustwateren: Zeegrass. Presentatie symposium 17 december 2013, Lauwersoog.

Van Moorsel G.W.N.M. & Waardenburg H.W. 2001. Kunstmatige riffen in de Noordzee. De status 9 jaar na aanleg. Rapport Bureau Waardenburg nr. 01-071.

Van Peperstraten J. 2005. 15 jaar monitoring van natuurvriendelijke oevers Midden-Regge. Het Waterschap 2005: 18-19.

Van Rooijen A.M.C. 2005. Vissen in de oever. Hebben vissen belang bij natuurvriendelijke oevers? Rapport DWW-2005-067.

Whittaker R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

Whittaker R.J., K.J. Willis & R. Field 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.

Wortelboer F.G. 2010. Natuurkwaliteit en biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.