

Invloed van Gerben van Geest & Sven Teurlinx peilfluctuaties op waterplanten in de hoofdstroom en permanent verbonden wateren langs de Rijn

Halverwege voorgaande eeuw waren de hoofdstroom en permanent verbonden strangen van de Rijn rijk begroeid met waterplanten. Tegenwoordig zijn waterplanten echter beperkt tot de stroomafwaartse delen van de hoofdstroom, en komen ze langs andere trajecten van de Rijn vrijwel niet meer voor. Ook in herstelprojecten die de afgelopen decennia langs de Rijn zijn uitgevoerd, komen in deze wateren nauwelijks waterplanten tot ontwikkeling. In dit artikel analyseren we de rol van het rivierpeil voor waterplanten en geven we aanbevelingen voor ecologisch herstel van riviergebonden waterplantenvegetaties.

In laaglandrivieren komen van oorsprong uitgebreide vegetaties met waterplanten voor. Vele soorten ongewervelden en vissen gebruiken deze vegetaties als habitat, schuilplaats of voedsel. Hiermee vervullen waterplanten een belangrijke rol in het ecosysteem van grote rivieren als de Rijn (van der Molen & Pot, 2012). Kenmerkend voor stroomluwe delen van rivieren is het aquatische N2000 habitattypen 'Beken en rivieren met waterplanten' (H3260), waartoe vegetaties van Doorgroeid fonteinkruid (*Potamogeton perfoliatus*) en Rivierfonteinkruid (*P. nodosus*) behoren. Op droogvallende rivieroeveren komt het habitattypen 'Slijkgroen rivieroeveren' (H3270) voor, met soorten als Slijkgroen (*Limosella aquatica*) en Bruin cypergras (*Cyperus fuscus*).

Halverwege voorgaande eeuw kwamen waterplanten talrijk voor in de Waal, IJssel en Nederrijn, zowel in de hoofdstroom van de rivier als in strangen die permanent aan de hoofdstroom verbonden waren. De afgelopen decennia zijn waterplanten hier sterk afgenomen. Deze afname werd veroorzaakt door eutrofiëring, het hoge zoutgehalte van

de Rijn en het optreden van incidentele zomerhoogwaters (van den Brink, 1994; Maenen, 1989). In de afgelopen 25 jaar zijn de nutriënten- en zoutconcentraties van het Rijnwater echter sterk gedaald, is doorzicht van het water toegenomen (fig. 1) en komen extreme zomerhoogwaters niet meer voor. Niettemin blijft herstel van riviergebonden waterplantenvegetaties achterwege, ook bij diverse inrichtingsprojecten langs de grote rivieren die de afgelopen jaren zijn uitgevoerd (van Geest et al., 2011). Dit beeld verschilt sterk met recent uitgevoerde herstelprojecten in uiterwaarden langs de Rijn in Frankrijk, waar doelsoorten van waterplanten zich wel snel vestigden in geulen die permanent werden verbonden met de rivier (Meyer et al., 2013).

De vraag is, waarom herstel van riviergebonden waterplantenvegetaties langs de Nederlandse Rijntakken achterwege blijft. Diverse studies geven aan dat peilfluctuaties tijdens het groeiseizoen een grote invloed hebben op de ontwikkeling van waterplanten (Haslam, 2006; Keddy, 2010). Dit geldt niet alleen voor extreme rivierpeilen (Brock et al.,

1987), maar ook voor veranderingen in het gemiddelde waterpeil van de rivier. Deze aspecten zijn nader onderzocht in verdere analyses.

Onderzoeksgegevens

Het onderzoeksgebied van deze studie omvat de rivieren de Bovenrijn, de Waal (stroomafwaarts tot Gorinchem), de IJssel, het Pannerdensch Kanaal, de Nederrijn en Lek (stroomafwaarts tot aan de stuw van Hagestein). De conclusies van deze studie gelden voor de hoofdstroom van deze rivieren, evenals voor wateren die hiermee permanent verbonden zijn. De semi-stagnante plassen in het winterbed van de Rijn behoren niet tot deze studie; deze wateren zijn uitgebreid besproken in van Geest & Buijse (2012). Eveneens is het huidige zoetwatergetijdengebied buiten beschouwing gelaten. Waterpeilgegevens zijn beschikbaar van een groot aantal meetstations langs de Bovenrijn, Waal, IJssel en Nederrijn (www.waterbase.nl). Aanvullend heeft Rijkswaterstaat Oost-Nederland peildata ter beschikking gesteld van meetstations die niet in deze database beschikbaar zijn. Aan de hand van deze data werd het waterpeil op de betreffende monsterlocaties berekend. Om de 'ruis' veroorzaakt door dagelijkse peilfluctuaties te verminderen, zijn de peilgegevens per maand gemiddeld (Richter et al., 1996).

Met behulp van GIS is een model gebouwd, waarmee het potentieel beschikbare areaal voor waterplanten is berekend. De invoer van dit model bestond uit gegevens over het rivierpeil (maandgemiddelden per rivierkilometer-vlak) en een gedetailleerde waterdieptekaart uit het jaar 2009. Vervolgens werd aan de hand van de tolerantielimieten voor peilfluctuaties (zie hierna) voor iedere 5*5 meter de geschiktheid voor waterplanten berekend. Op deze manier is voor verschillende trajecten van de Rijntakken het potentieel beschikbare areaal voor waterplanten bepaald. De indeling van de riviertrajecten is weergegeven in figuur 5. Bij de GIS-analyses was de stad Tiel het meest stroomafwaartse punt voor de Waal, omdat voor verder stroomafwaarts gelegen meetlocaties geen peilgegevens voorhanden waren van alle onderzochte jaren.

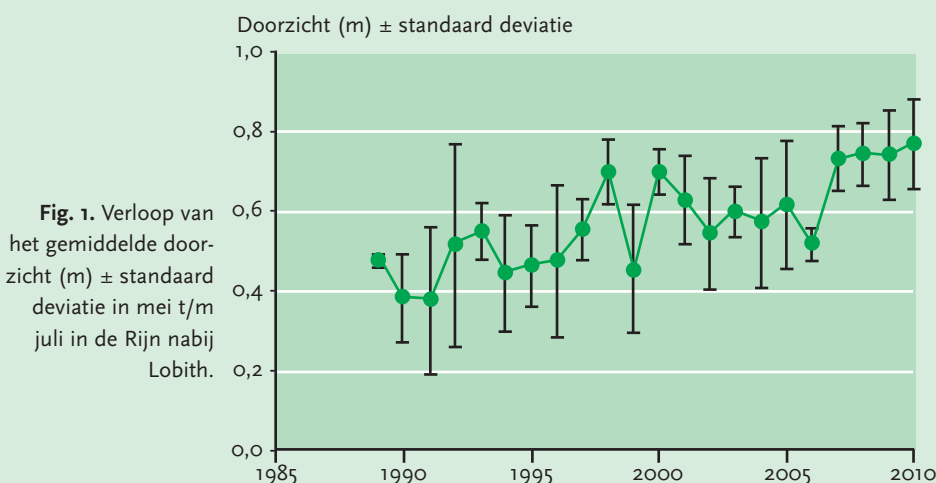




Foto 1. Watergentiaan (*Nymphaoides peltata*) is sinds halverwege jaren vijftig van voorgaande eeuw sterk achteruit gegaan in strangen die permanent verbonden zijn met de hoofdstroom van de Rijn (foto: Gerben van Geest, Deltares).

In de jaren 1954-1956 zijn in veel oude rivierlopen vegetatie-opnamen gemaakt (van Donselaar, 1961; van der Voo & Westhoff, 1961). Hiervan zijn voor dit artikel alleen vegetatie-opnamen gebruikt uit strangen die destijds permanent verbonden waren met de rivier. Deze vegetatie-opnames zijn afkomstig uit ongepubliceerde excursie-verslagen, die als basis dienden voor bovengenoemde publicaties uit 1961. In 1988 en 1992 is de vegetatie in het zomerbed van de Rijn uitgebreid onderzocht door Maenen (1989) en Lemaire (1993). Vanaf 1998 tot en met 2009 is gebruik gemaakt van jaarlijkse monitorgegevens van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands), dat in opdracht van Rijkswaterstaat wordt uitgevoerd. Van 2010 zijn gegevens gebruikt die zijn verzameld binnen het kader van van Geest et al. (2011).

Waterplanten gaan achteruit

Historische data over de water- en oeverplanten in het zomerbed van de Rijn zijn schaars en moeilijk te achterhalen. In de jaren 1947-1949 is Rivierfonteinkruid aange troffen in kribvakken en eenzijdig verbonden strangen van de Waal tussen Deest en Mil-

lingen (Kern & Reichgelt, 1950). Het eerste grootschalige onderzoek naar waterplantenvegetaties langs de Rijn stamt uit de jaren 1954-1956 (van Donselaar, 1961; van der Voo & Westhoff, 1961). In die jaren waren eenzijdig verbonden strangen langs de Rijn rijk begroeid met soorten als Glanzig fonteinkruid, Brede waterpest, Watergentiaan en Veenwortel. Laatstgenoemde twee soorten bereikten hoge bedekkingen in deze strangen (tabel 1). Bijgevolg hadden deze strangen een hoge soortenrijkdom aan waterplanten. Ook in de hoofdstroom van de Waal, IJssel en Nederrijn groeiden destijds waterplanten.

In de afgelopen decennia is zowel de verspreiding als de soortenrijkdom van waterplanten in de hoofdstroom en permanent verbonden geulen sterk afgenomen. In recente jaren behalen waterplanten alleen in benedenstroomse delen van de IJssel (tussen Zwolle en Kampen) en Waal (tussen Zaltbommel en Gorinchem) nog hoge bedekkingen, en komen ze langs stroomopwaartse trajecten nauwelijks meer voor (fig. 2). In tweezijdig verbonden wateren (nevengeulen) groeien waterplanten alleen bij Gameren (Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*)) en in de Vreugderijkerwaard langs de IJssel (Rivierfonteinkruid en – lokaal – Doorgroeid fonteinkruid). In eenzijdig verbonden strangen komen tegenwoordig nauwelijks waterplanten tot ontwikkeling, ook niet na uitvoer van herstelmaatregelen (van Geest et al., 2011). Opvallend is dat soorten als Watergentiaan (foto 1) en Veenwortel – die vroeger een hoge bedekking bereikten in deze wateren – hier vrijwel verdwenen zijn. De achteruitgang van watervegetaties staat in sterk contrast met de uitbreiding van pioniervegetaties van het habitattypetype 'Slikkige rivieroever'. Kenmerkende soorten van dit habitattypetype, zoals Slijkgroen

Tabel 1. Voorkomen van waterplanten in eenzijdig verbonden strangen langs de Nederlandse Rijntakken gedurende 1954 – 1956. In deze tabel zijn alleen soorten vermeld die dominant voorkwamen in één of meerdere strangen. Van het bovenstroomse deel van de Waal zijn uit deze periode geen gegevens voorhanden; de Nederrijn was destijds nog niet gestuwd. Betekenis codes: 1 = één of enkele individuen; 2 = onregelmatig waargenomen; 3 = frequent, 4 = abundant; 5 = (co-)dominant

NL naam	Wetenschappelijke naam	WAAL benedenstroms							IJSEL			NEDERRIJN
		Strang Slijk-Ewijk	Bovenstrang Dodewaard	Hoek Lange Krib Ochten	Goudmijn Druuten	Kil Dreumel	Kil Ophemert	Gelderse Toren	Spoolderhank	Koeluchtergat	Renkumse veer	
Grof hoornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i>		4									
Brede waterpest	<i>Elodea canadensis</i>		5									
Kikkerbeet	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>										4	
Gele plomp	<i>Nuphar lutea</i>										5	5
Witte waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>					4		4	5	4		
Watergentiaan	<i>Nymphaoides peltata</i>	5	5	5	5	5	5	5	4	4		
Veenwortel	<i>Persicaria amphibia</i>	5		5	5	4	5					
Glanzig fonteinkruid	<i>Potamogeton lucens</i>						5		5	4		
Drijvend fonteinkruid	<i>Potamogeton natans</i>	5					4					
Tenger fonteinkruid	<i>Potamogeton pusillus</i>											5
Krabbescheer	<i>Stratiotes aloides</i>									4		

en Bruin cypergras, zijn de afgelopen decennia langs de Nederlandse Rijntakken juist sterk toegenomen (Weeda et al., 2003).

Veranderingen in peilregime van de Rijn

Het peilregime van de Rijn is tijdens het groeiseizoen (mei – oktober) gedurende de afgelopen twee eeuwen duidelijk gewijzigd (fig. 3). In de periode 1770 – 1850 was het waterpeil tamelijk stabiel met relatief kleine peilfluctuaties. Dit veranderde toen de hoofdstroom werd vastgelegd door kribben. Aanvankelijk leidde dit tot een lichte daling van het rivierpeil, maar na 1945 zette deze peildaling sterk door. Hiernaast is het opvallend dat het verschil tussen het minimale en maximale rivierpeil tussen mei en oktober is toegenomen; dit betekent dat de vegetatie bloot staat aan steeds extremere peilverschillen binnen één groeiseizoen (fig. 4).

Bepaling tolerantielimieten van waterplanten

Het peilregime is één van de meest belangrijke factoren voor waterplantengroei (Haslam, 2006; Keddy, 2010). Vooral de start van het groeiseizoen – wanneer de waterplanten nog klein zijn – geldt als een kritische periode, omdat dan voldoende licht op de bodem moet doordringen. Aan de hand van het verloop van het rivierpeil in de betreffende jaren zijn de gemeten waterdieptes ten tijde van de vegetatiebemonstering teruggerekend naar de gemiddelde waterdiepte in mei op de betreffende monsterlocaties. Dit leverde een duidelijke relatie op tussen waterdiepte en vegetatiebedekking. Veel soorten hebben hun optimum bij een gemiddelde waterdiepte in mei tussen de 0,50 – 1,50 meter. Het maximum van de waterdiepte in mei waarop ondergedoken en nymphaeide vegetaties voorkomen bedraagt 1,90 meter.

Een tweede belangrijke factor voor vegetatiegroei is de tijdsduur in het groeiseizoen dat water aanwezig is. Voor deze studie is aangenomen dat er gedurende minimaal drie opeenvolgende maanden (mei t/m juli) water aanwezig moet zijn op een groei-locatie voor succesvolle vestiging en handhaving. Weliswaar kan de waterdiepte in mei binnen de geschikte range voor waterplantengroei vallen, maar een te sterke peildaling in daarop volgende maanden kan vroegtijdige sterfte veroorzaken. Bij een te snelle daling van de waterstand valt de locatie namelijk in juni of juli droog, waardoor het vegetatieseizoen te kort is voor de ontwikkeling van waterplanten. Waterplanten zijn dan niet in staat om voldoende reserves aan te leggen (in de vorm van zaden of

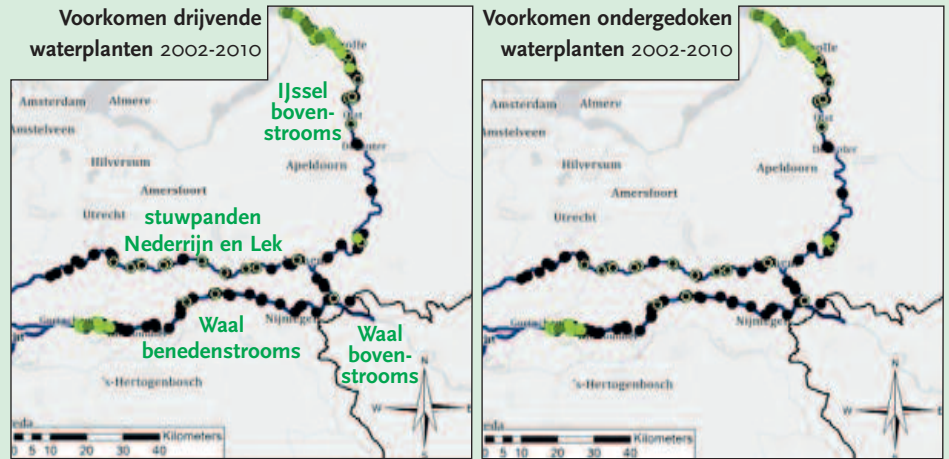


Fig. 2. Bedekking van waterplanten in de Rijntakken gedurende 1998-2010. Legenda: ● bedekking 0%; ● <5%; ● <50%; ● 50-100%.

Gemiddeld peil (cm+NAP)

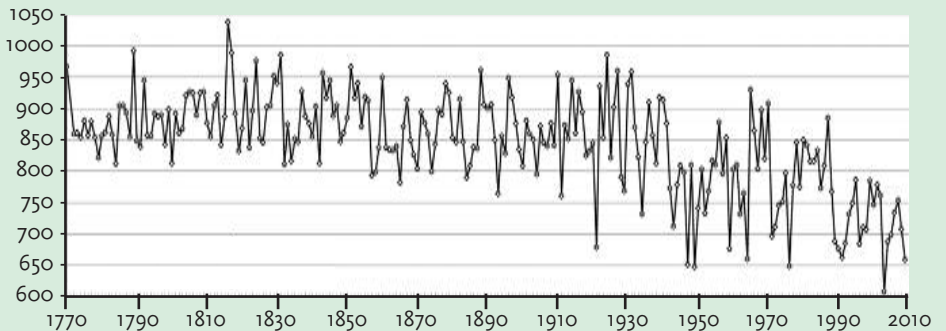


Fig. 3. Gemiddeld jaarlijkse waterpeil in de Rijn bij Lobith (cm + NAP) in het groeiseizoen (mei-oktober) gedurende de jaren 1770-2009.

Amplitude (cm)

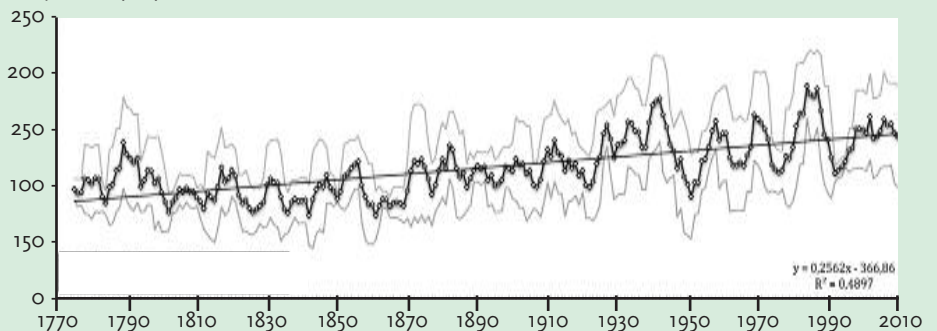


Fig. 4. Vijfjarig gewogen gemiddelde van het maximale peilverschil in het groeiseizoen (mei – oktober) in de Rijn bij Lobith gedurende de jaren 1770 – 2009.

ondergrondse biomassa), en kunnen in het volgende groeiseizoen niet hergroeien. Weliswaar hebben diverse waterplantensoorten aanpassingen voor tijdelijke droogval, maar ook voor deze soorten geldt dat het groeiseizoen voldoende lang moet zijn voor hun ontwikkeling.

Soms kunnen groeiplaatsen in mei droogstaan, maar in daaropvolgende maanden voor tenminste drie maanden overstroomd zijn. Voor deze groeiplaatsen is de hoogteligging ten opzichte van het rivierpeil van belang. Uit de data-analyse bleek dat waterplanten niet voorkwamen, wanneer de groei-

plaats in mei meer dan 50 cm boven het wateroppervlak uitstak. Mogelijk hangt dit samen met uitdroging (en bijgevolg sterfte) van de wortels van waterplanten. Deze limiet zal mede afhankelijk zijn van het bodemtype, maar hiervoor ontbraken de benodigde gegevens.

Tot slot is voor vegetatie ook de maximale peilstijging tussen mei en juli van belang. In de gebruikte tijdperiodes in deze studie (1954 – 1963 en 2001 – 2010) kwamen echter geen extreme zomerhoogwaters voor, waardoor deze limiet niet berekend kon worden. Opvallend is dat waterplanten in

deze periodes nog steeds talrijk voorkwamen bij peilstijgingen tot 1,40 meter tussen het gemiddeld waterpeil in mei en juli.

Verschillen tussen riviertrajecten

In Nederland bestaan tussen de Rijntakken grote verschillen in peilregime van de rivier. Nabij Lobith heeft de Rijn de grootste verschillen in rivierpeil, zowel binnen één groeiseizoen als tussen groeiseizoenen van opeenvolgende jaren. Langs de Waal en IJssel dempen deze fluctuaties in stroomafwaartse richting uit. Van oorsprong was dit ook het geval in de Nederrijn en Lek, maar langs dit riviertraject is de variatie van het waterpeil sterk gedempt door drie stuwen, die in de jaren zestig van voorgaande eeuw zijn gebouwd.

Aan de hand van tolerantielimieten voor de groei van waterplanten (zie hiervoor) zijn GIS-analyses uitgevoerd (Teurlincx, 2011), waarmee bepaald is of het huidige verspreidingspatroon verklaard kan worden door de verschillen in peilregime tussen de riviertrajecten. Deze analyses zijn uitgevoerd voor twee periodes waarvoor veel vegetatiedata voorhanden zijn (1954-1956 en 2001-2010).

Uit de GIS-analyses blijkt dat het waterpeil in de Waal tegenwoordig te veel varieert voor de groei van waterplanten (fig. 5). Ook in het IJsseltraject tussen Arnhem en Zwolle leiden de peilfluctuaties tot lagere waterplantenbedekkingen in vergelijking met het IJsseltraject stroomafwaarts van Zwolle. Hierbij zijn vooral verschillen in rivierpeil tussen de jaren van belang. De data-analyse toont namelijk aan dat waterplanten pas

Gemiddeld areaal geschikt habitat (%)

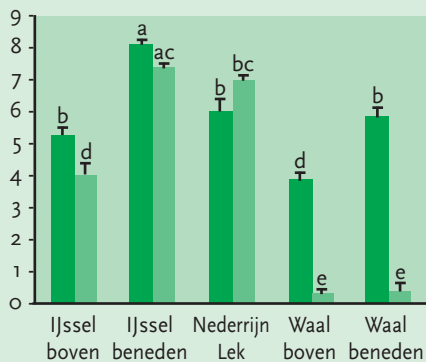


Fig. 5. Percentage beschikbaar areaal (\pm standaardfout) voor waterplanten (ten opzichte van het rivieroppervlak) voor verschillende trajecten van de Waal, IJssel en Nederrijn gedurende 1954-1963 (■) en 2001-2010 (■). IJssel bovenstrooms: traject Zwolle – Kampen; IJssel benedenstrooms: Arnhem – Zwolle; Waal bovenstrooms: Lobith – Nijmegen; Waal benedenstrooms: Nijmegen – Tiel. De verschillende letters boven de staafdiagrammen geven statistisch significante verschillen weer (Bonferroni post-hoc test; $p < 0,05$).

hoge bedekkingen bereiken, wanneer voor tenminste 8 van de 10 jaar op een locatie aan bovengenoemde tolerantielimieten werd voldaan. Deze tijdsduur stemt ook goed overeen met het feit dat waterplanten pas hoge bedekkingen bereikten circa 10 jaar na aanleg van de nevengeulen bij Gameren en Vreugderijkerwaard (foto 2, 3).

De noodzaak voor een stabiel waterpeil in het groeiseizoen over meerdere jaren biedt een goede verklaring voor de verschillen in bedekking van waterplanten tussen de riviertrajecten. Alleen op plaatsen met relatief kleine verschillen in peildynamiek tussen

jaren kunnen waterplanten een hoge bedekking bereiken. In recente jaren is het rivierpeil alleen op stroomafwaarts gelegen delen van de hoofdstroom (en permanent verbonden geulen) voldoende stabiel voor de ontwikkeling van hoge bedekkingen van waterplanten. Dit geldt bijvoorbeeld voor de IJssel stroomafwaarts van Zwolle. Dit neemt niet weg dat waterplanten zich soms ook kunnen vestigen in de riviertrajecten die als 'niet of minder geschikt voor waterplantengroei' te boek staan. Dit betreffen de Waal en het traject van de IJssel tussen Arnhem en Zwolle. In sommige afzonderlijke jaren is het waterpeil in deze riviertrajecten namelijk ook stabiel genoeg. In deze jaren kan de eerste vestiging van waterplanten optreden, zoals blijkt uit de lage bedekkingen van waterplanten langs deze riviertrajecten in sommige jaren (fig. 2). Echter, in de daarop volgende jaren zijn de peilfluctuaties langs deze trajecten weer te groot, waardoor de groeilocatie in daarop volgende jaren te diep is of te vroeg droogvalt. Hierdoor verdwijnen eventueel gevestigde waterplanten op deze locaties en worden geen hoge vegetatiebedekkingen bereikt.

Voor de stuwpanden van de Nederrijn en Lek voorspellen de GIS-analyses een hogere bedekking aan waterplanten (fig. 5) dan tegenwoordig wordt vastgesteld (fig. 2). De lagere bedekking in de stuwpanden van de Nederrijn en Lek wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de schoksgewijze peilveranderingen ten gevolge van het stuwregime van deze rivier, al dan niet in combinatie met vogelvraat van waterplanten (Liefveld & Bak, 2013). Ook in het bovenstroomse deel

Foto 2. Luchtfoto van de nevengeul in de Vreugderijkerwaard ten noorden van Zwolle. In deze nevengeul groeien kenmerkende soorten als Rivierfonteinkruid en Doorgroeid fonteinkruid (foto: B. Boekhoven).

Foto 3. Vegetatie van Rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) in de nevengeul van de Vreugderijkerwaard (foto: Hans Boll/Staatsbosbeheer).



van de IJssel (Arnhem – Zwolle) groeien minder waterplanten dan verwacht. Mogelijk ondervinden waterplanten hinder van de stenen bestorting van de ondiepe IJssel-oevers. De groei van waterplanten kan eveneens verhinderd zijn door intensieve scheepvaart (Vermaat & de Bruyne, 1993), vraat door vogels, en de opkomst van verschillende invasieve exoten, zoals diverse kreeftensoorten (Roessink et al., 2010) en Chinese wolhandkrabben (*Eriocheir sinensis*). Al deze aspecten zijn niet meegenomen bij de GIS-analyses. Aanvullend onderzoek zal nodig zijn om het relatieve belang van deze factoren ten opzichte van het peilregime te bepalen.

Verschillen met de jaren vijftig van voorgaande eeuw

In een volgende stap is nagegaan in hoeverre het peilregime de grote verschillen in vegetatiebedekking tussen recente jaren en de jaren vijftig van voorgaande eeuw kunnen verklaren. Hierbij is gebruik gemaakt van dezelfde randvoorwaarden voor waterplantengroei als bij bovenstaande analyse. Hieruit kwam naar voren dat het waterpeil in de Waal gedurende de jaren vijftig beter voldeed aan deze randvoorwaarden dan in recente jaren. Dit is hoofdzakelijk terug te voeren op de verschillen in peildynamiek in de maanden mei t/m juli. In de jaren 1945-1963 was er vaak een licht stijgend rivierpeil tijdens deze maanden (fig. 6), waardoor in deze periode een groot areaal beschikbaar was voor waterplantengroei. Tegenwoordig echter daalt het waterpeil veelal tussen mei en juli (fig. 6). Hierdoor valt tegenwoordig een groot deel van de ondiepe oeverzone te vroeg droog, waardoor vroegtijdige sterfte optreedt en deze zone ongeschikt is voor waterplantengroei. Pioniersoorten van drooggevalle oevers daarentegen hebben waarschijnlijk sterk geprofiteerd van de toegenomen peildynamiek van de afgelopen decennia. Een dalend waterpeil tussen mei en juli begunstigt juist vegetaties met Slijkgroen en Bruin cypergras (behorende tot N2000 habitattype 'Slikkige rivieroever (H3270)'. Mede door de uitvoer van een groot aantal ecologische herstelprojecten langs de grote rivieren is het areaal aan geschikt habitat voor deze vegetaties ook sterk toegenomen.

Opgemerkt moet worden dat de soortenrijkdom sterk is verminderd, ook op locaties waar het rivierpeil nog steeds geschikt is voor waterplantengroei. In de jaren vijftig groeiden in permanent verbonden strangen namelijk een groter aantal soorten water-

Waterpeilverschil mei-juli (10 jaar lopend gemiddelde)

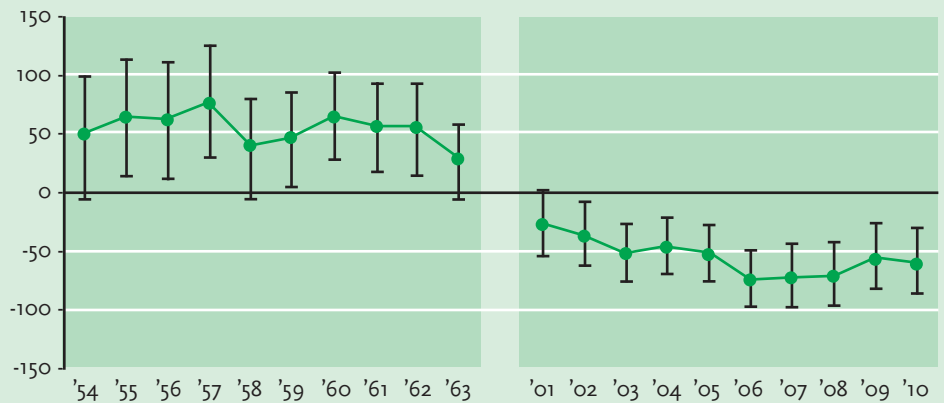


Fig. 6. Waterpeilverschil in de Rijn nabij Lobith (cm) in de periode mei-juli (\pm standaard deviatie) gedurende 1954-1963 en 2001-2010. De waarde voor 1954 is gebaseerd op het gemiddelde over de jaren 1945-1963; de waarde voor 1955 over de jaren 1946-1964, enz. Zie voor verdere toelichting de tekst.

planten dan tegenwoordig. De tolerantielimieten voor peilfluctuaties in dit artikel zijn gebaseerd op de meest tolerante soorten, zoals Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), Rivierfonteinkruid en Gele plomp. Andere (verdwenen) soorten stellen mogelijk kritischere grenzen aan de variatie in het peilregime. Er waren echter onvoldoende data beschikbaar om dit te toetsen.

Aanbevelingen voor inrichting

De komende jaren worden langs vrijwel alle riviertrajecten van de Rijn nevengeulen en eenzijdig verbonden wateren aangelegd binnen het kader van de Kaderrichtlijn Water en 'Ruimte voor de Rivier'. Hierbij zullen ook bestaande semi-stagnante plassen permanent met de rivier worden verbonden. Voor succesvol ecologisch herstel is het van groot belang dat deze maatregelen aansluiten op de hydromorfologische processen en kenmerken van de betreffende riviertrajecten (Peters & Kurstjens, 2012). In stroomopwaarts gelegen riviertrajecten van de Rijn in Nederland zijn de kansen voor waterplanten gering. Bij het huidige peilregime van de Rijn komen waterplanten niet of nauwelijks tot ontwikkeling in stroomopwaarts delen van de IJssel (traject Arnhem – Zwolle) en langs de Bovenrijn en Waal (traject Lobith –

Zaltbommel). Voor deze riviertrajecten wordt aanbevolen om te experimenteren met de drempelhoogte van de instroomopening, bijvoorbeeld door middel van een kunstwerk. Hierdoor kan voorkomen worden dat het waterpeil in de strang te sterk daalt en waterplanten blootstaan aan te grote peilfluctuaties. Hierbij is het van belang dat een groot deel van de geul in mei een waterdiepte heeft tussen 0,50 en 1,50 meter. Een voorbeeld van een dergelijke hoog-dynamische strang die tijdens het groeiseizoen via een lage drempel periodiek in contact staat met de rivier is de Dierensche Hank nabij Doesburg (IJssel). Achter de inlaat van deze strang groeien uitgebreide vegetaties van Doorgroeid fonteinkruid (foto 4). In de toekomst moet blijken of een dergelijke vegetatie-ontwikkeling ook optreedt, wanneer bestaande plassen op deze manier worden verbonden met de rivier. Bijkomend voordeel is dat een dergelijke constructie minder risico oplevert voor verzanding van de hoofdgeul, waardoor eventuele risico's voor de scheepvaart en veiligheid worden verkleind.

Tot slot moet bij het ontwerp rekening worden gehouden met de huidige ecologische waarden van bestaande laag-dynamische,

Foto 4. Vegetatie met Doorgroeid fonteinkruid in de Dierensche Hank nabij Dieren. Op de achtergrond is de verbindings-sluis met de IJssel zichtbaar (foto: Jacques Leemans).



semi-stagnante plassen. In het rivieren-gebied is tegenwoordig vooral aandacht voor de ontwikkeling van hoog-dynamische natuur. Om deze reden zijn er verschillende projecten waar semi-stagnante uiterwaardplassen permanent zullen worden verbonden met de rivier. Veel semi-stagnante plassen herbergen echter een waardevolle vegetatie met meerdere bedreigde plantengemeenschappen (Weeda et al., 1999) die een lange ontwikkelingstijd (van decennia tot eeuwen) vragen (van Geest & Buijse, 2012). Deze plantengemeenschappen zijn veelal niet bestand tegen de toegenomen rivierdynamiek die het gevolg is van een permanente verbinding met de hoofdstroom van de rivier. Hierbij bestaat het risico dat de rivierdynamiek te hoog wordt voor levensgemeenschappen van semi-stagnante plassen, en te laag voor de vestiging van stroomminnende riviersoorten. Het permanent verbinden van deze semi-stagnante plassen levert dan niet of nauwelijks ecologische winst op.

Literatuur

- Brink, F.W.B. van den, 1994.** Impact of hydrology on floodplain lake ecosystems along the lower Rhine and Meuse. Dissertatie Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Brock, T.C.M., G. van der Velde & H.M. van der Steeg, 1987.** The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 27: 57-73.
- Donselaar, J. van, 1961.** On the vegetation of former river beds in The Netherlands. *Wentia* 5/6: 1 – 81.
- Geest, G.J. van & T. Buijse, 2012.** Kansen voor waterplanten in semi-stagnante uiterwaardplassen. *De Levende Natuur* 113 (6): 280 – 286.
- Geest, G. van, A. de Niet & S. Teurlincx, 2011.** Waterplanten langs de Nederlandse Rijntakken: huidige waarden, aanbevelingen voor inrichting, KRW-tool. Rapport Deltares.
- Haslam, S.M., 2006.** River plants: the macrophyte vegetation of water courses. Cox & Wyman Ltd., London.
- Keddy, P.A., 2010.** Wetland ecology, principles and conservation.
- Kern, J. & T. Reichgelt, 1950.** Over enige kritische planten van onze flora. *Nederlandsch Kruidkundig Archief* 57: 244-261.
- Lemaire, A., 1993.** Water- en oevervegetatie: zomerbed. Intern rapport RIZA, BM93.25: 1-102.
- Liefveld, W.M. & A. Bak, 2013.** Natuurvriendelijke oevers langs de Lek. Evaluatie van 6 jaar monitoring. Bureau Waardenburg b.v. in opdracht van Rijkswaterstaat.
- Maenen, M.M.J., 1989.** Water- en oeverplanten in het zomerbed van de grote rivieren in Nederland: voorkomen en relatie met fysisch-chemische parameters in 1988. Publications and reports of the project Ecological Rehabilitation of the River Rhine 13: 1-82.
- Meyer, A., I. Combroux, L. Schmitt & M. Tremolieres, 2013.** Vegetation dynamics in side-channels reconnected to the Rhine River: what are the main factors controlling communities trajectories after restoration? *Hydrobiologia* 714: 35-47.
- Molen, D.T. van der & R. Pot (red.), 2012.** Referenties en maatlatten voor de natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. 2015-2021. STOWA rapport 2012-31.
- Peters, B. & G. Kurstjens, 2012.** Rijn in Beeld, deel 2: Inrichting, beheer en beleid langs de grote rivieren. Projectgroep Rijn in Beeld. Bureau Drift, Berg en Dal/ Kurstjens ecologisch adviesbureau, Beek-Ubbergen.
- Richter, B.D., J.V. Baumgartner, J. Powell & D.P. Braun, 1996.** Hydrologic alteration of assessing within ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163-1174.
- Roessink, I., J. van Giels, A. Boerkamp & F.G.W.A. Ottburg, 2010.** Effecten van Rode- en Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften op waterplanten en waterkwaliteit. Rapport Alterra, Wageningen.
- Teurlincx, S., 2011.** Influence of water level fluctuations on aquatic macrophytes in the Dutch river Rhine; A study of hydrology and its effects on the habitat of aquatic vegetation in the main river channel and side arms through time. Studententverslag; Universiteit van Utrecht/Deltares.
- Voo, E.E. van der & V. Westhoff, 1961.** An autecological study of some limnophytes and helophytes in the area of the large rivers. *Wentia* 5: 163-258.
- Vermaat, J.E. & R.J. de Bruyne, 1993.** Factors limiting the distribution of submerged water-plants in the lowland River Vecht (The Netherlands). *Freshwater Biology* 30: 147-157.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren, 1999.** Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland; deel 1: wateren, moerassen en natte heiden.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée, L. van Duuren, S.M. Hennekens, A.C. Hoegen, A.J.M. Jansen & D.J. de Jong, 2003.** Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland; deel 3: Kust en binnenlandse pioniermilieus.

Summary

Water-level fluctuations determine the occurrence of macrophytes in the main channel and permanently connected side-arms along the river Rhine in The Netherlands

Over the past 60 years, there has been a strong decline in the presence and abundance of aquatic vegetation in the main channel (and permanent connected side-arms) of the river Rhine in The Netherlands. The goal of this study was to examine if this decrease could be explained by changes in water level regime. In a first step, the tolerance limits of submerged and aquatic vegetation to water depth and amplitude of water level fluctuations were determined. Subsequently, a GIS-model was constructed for the river Rhine which calculated the suitability for submerged and floating-leaved vegetation. The results of the GIS-model were coupled to the abundance of aquatic vegetation. The stability of the habitat during subsequent years was the most important factor for explaining the abundance of aquatic vegetation in the main channel. High abundance of aquatic vegetation was only recorded, when the tolerance limits for macrophyte growth were not exceeded during 8 years out of 10 subsequent years. The results indicate that – during the last decades – the water level during the growing season in the river Rhine has become less stable, and may be a good explanation for the strong decline of aquatic vegetation in the main channel and associated side-arms that are permanently connected to the river.

Dr. ir. G. van Geest
Deltares
Princetonlaan 6
3508 AL Utrecht
gerben.vangeest@deltares.nl

S. Teurlincx MSc.
NIOO – Nederlands Instituut voor Ecologie
Droevendaalsesteeg 10
6708 PB Wageningen

De resultaten van deze studie kunnen gedownload worden via http://apps.helpdeskwater.nl/downloads/waterplantenkartering_rijntakken.zip. De informatie van deze studie omvat ondermeer een Google Earth-tool met vegetatie-gegevens van ca 400 uiterwaardplassen, een kaart met de ligging van waardevolle plassen, een KRW-tool waarin de kansen voor waterplanten langs de Nederlandse Rijntakken locatie-specifiek bepaald kunnen worden en een rapport met toelichting en aanbevelingen voor inrichting (van Geest et al., 2011). Deze studie is gefinancierd door Rijkswaterstaat-WVL en Rijkswaterstaat Oost-Nederland.