



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

RIKZ Rijksinstituut voor Kust en Zee

DWW Dienst Weg- en Waterbouwkunde

# Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht

RIZA rapport 2002.040

Rapport RIKZ/2002.041

DWW rapport nr. DWW-2002-053

ISBN 9036954681

Redactie: Hugo Coops

RIZA

Lelystad, november 2002



Samenvatting 5

Summary 7

**1 Inleiding 9**

Hugo Coops

**2 Hydrologische aspecten van peildynamiek 13**

Hugo Coops en Kyrian van Vliet

2.1 Inleiding 14

2.2 Waterpeilen in het rivierengebied 16

2.3 Waterbalans en peilbeheer in Laag Nederland 19

2.4 Klimaat en klimaatverandering 20

2.5 Casestudie Friese Boezem 22

**3 Peilbeheer: interacties met voedselketen en waterkwaliteit 27**

Marcel van den Berg en Rob Portielje

3.1 Inleiding 28

3.2 Waterkwaliteit en voedselweb in relatie tot peilbeheer 28

3.3 Peilbeheer als stuurknop voor betere waterkwaliteit 29

3.4 Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en de  
invloed van waterpeil en -diepte 33

3.5 Kwantificering van relaties voor verschillende peilscenario's 38

3.6 Signalering witte vlekken/onderzoeksvragen 39

**4 Biodiversiteit en natuurwaarde 41**

Ruurd Noordhuis en Leo Zwarts

4.1 Inleiding 42

4.2 Benthische gemeenschappen 42

4.3 Pelagische gemeenschappen 50

4.4 Littoraal: waterplantenzone 51

4.5 Moeraszone 55

**5 Oeverstabiliteit onder invloed van peilveranderingen 61**

Yvonne Wessels, Kelvin Broersen en Martin Soesbergen

5.1 Inleiding 62

5.2 Oeverstabiliteit bij verschillende peilscenario's 62

5.3 Invloed van oevervegetatie op oeverstabiliteit 66

5.4 Oeverbeschermingsconstructies 69

5.5 Beheer en onderhoud van oeverconstructies 72

5.6 Conclusies en aanbevelingen 76

---

**6 Ecologische effecten van peilbeheer in meren en plassen:  
ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie 79**

Jan Vermaat

- 6.1 Inleiding 80
- 6.2 Ecologie van helofyten 81
- 6.3 Toonaangevende soorten 89
- 6.4 Belangrijke milieufactoren 90
- 6.5 Effecten van dynamischer peilscenario's 94
- 6.6 Kansen voor uitbreiding van moerasvegetatie  
in drie voorbeeldgebieden 97
- 6.7 Conclusies 100
- 6.8 Openstaande vragen 100

**7 Ecologische effecten van peilbeheer en waterberging in zoute en  
brakke binnenwateren 103**

Wouter Gotjé, Jaap Graveland, Kelvin Broersen en Herman Haas

- 7.1 Inleiding 104
- 7.2 Opbouw hoofdstuk 105
- 7.3 Indelingen van binnendijkse brakke en zoute wateren 106
- 7.4 Sturende factoren voor de ecologie 107
- 7.5 Ecologisch functioneren en peildynamiek in  
zoute/brakke watersystemen 112
- 7.6 Waterberging in zoute en brakke binnendijkse wateren 114
- 7.7 Conclusies 116
- 7.8 Aanbevelingen 119

Referenties 121

Adressen van de auteurs 133

---

# Samenvatting

---

De waterhuishouding van Nederland is onderhevig aan sterk veranderende inzichten. Als gevolg van klimaatveranderingen en bodemdaling, veranderde wensen vanuit de samenleving en de aandacht voor natuur en milieu staat voor waterbeheerders het peilbeheer volop in de aandacht. De manier waarop het waterpeil in onze meren, plassen en wetlands wordt beheerd heeft grote betekenis voor het functioneren van het ecosysteem. In dit kennisoverzicht wordt het peilbeheer vanuit verschillende invalshoeken belicht.

In Nederland wordt het peil in sterke mate bepaald door de inrichting van watersystemen. Op hoofdlijnen kunnen er drie regio's worden onderscheiden: het riviereengebied, het laag-Nederlandse poldergebied, en hoog Nederland. Door de vele functies van de watersystemen zijn deze steeds verder 'ingesnoerd' en is de ruimte voor natuurlijke peilen beperkt. Eén van de kernvragen in het huidige waterbeheer is hoe meer ruimte aan het water kan worden geboden middels het vasthouden van water in bovenstroomse gebieden, creëren van ruimte voor waterberging, en vergroting van afvoermogelijkheden. Bijkomende vraag is, of de ecologische toestand van het water hiervan kan profiteren. De veronderstelling is dat natuurlijke processen gestimuleerd worden als het water meer vrijheid wordt gegeven. Peilbeheer is een stuurknop voor het ecosysteem van meren en plassen, naast nutriëntenreductie en visstandbeheer. Bepaalde peilveranderingen kunnen waarschijnlijk de omslag van troebel naar helder water bewerkstelligen, mits de nutriëntenbelasting tot een matig niveau is teruggebracht. Ook moeten de ecologische effecten van het peilbeheer steeds in relatie gezien worden tot de morfologie (inrichtingsmaatregelen) en het visstandbeheer.

Er is een sterke relatie tussen de biodiversiteit van meren en het peilverloop. Dit komt vooral doordat het peilregime de diversiteit aan habitats en de voedselbeschikbaarheid beïnvloedt. Veranderingen van het peil kunnen zowel positieve als negatieve gevolgen hebben op bestaande natuurwaarden (bijvoorbeeld de internationale betekenis van gebieden voor watervogels). Voor oeverbeheerders is het peilbeheer een zeer belangrijk gegeven. Het peil heeft een directe invloed op de vorm en stabiliteit van oevers, maar ook indirect, omdat het de staat van de overbegroeiing kan bepalen. Een meer natuurlijk peilverloop heeft dan ook consequenties voor aanleg, beheer en onderhoud van oevers en oeverconstructies.

Voor de ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie is het waterpeil van cruciaal belang. Een natuurlijker peilverloop bevordert de uitbreiding en verjonging van moerasvegetatie, vooral door lage waterstanden in de zomer. Wel moet bij het op gang brengen van moerasontwikkeling rekening gehouden worden met abiotische- (bodemtype, zoutgehalte) en biotische- (watervogels, vee) omstandigheden.

Aan de peildynamiek in zoute en brakke wateren is een apart hoofdstuk gewijd. Dit type wateren wijkt op een aantal punten af van het zoete water. Peilbeheer is vooral van invloed op fluctuaties in het zoutgehalte, die weer bepalend zijn voor de levensgemeenschappen van dit type systeem. De negatieve consequenties van de berging van zoet water in zoute en brakke gebieden zijn in het bijzonder van belang.



---

# Summary

---

.....

The concept of water management of the Netherlands has recently shifted. Water managers increasingly focus on new ways of water-level management due to climatic change, land subsidence, changed demands from the society, and increased awareness concerning nature and environment. The management and control of water levels in our lakes and wetlands has a strong impact on ecosystem functioning. This state-of-the-art report gives an overview of water-level management from different viewpoints.

The water-level regimes of water systems in the Netherlands are determined by their physical planning. Generally speaking, three main regions can be distinguished: 1) riverine areas of the large rivers Rhine and Meuse, 2) the polders of the lower part of the country, and 3) the higher grounds. By having many functions compromised, the water systems have become more and more constricted, while natural water-level fluctuations have become limited. The accommodation of 'room for water' is one of the main issues in present-day's water management. Retention and storage of water and improving discharge conditions require spatial measures. Such measures might be to the benefit of the ecological state of water systems. Natural processes would be stimulated when water levels regain some of their original fluctuations.

Water-level management is a 'steering mechanism' in lake ecosystems, in addition to nutrient reduction and fisheries. Altered water levels would trigger the switch between turbid and clear water, provided nutrient loading has been reduced to a moderate level. Ecological effects of water-level change should be viewed in its relation to lake morphology and fish-stock management.

Biodiversity and water-level regime are strongly related as well, mainly since water-level fluctuations influence habitat diversity and food availability. Water-level changes could have either positive or negative effects on existing nature values (for example, in internationally significant water-bird areas).

The water-level management is highly significant from the point-of-view of shore managers. Water levels directly affect the morphology and stability of the shoreline; their impact may be indirect as well, since they determine the abundance of shoreline vegetation. Adapting a naturally fluctuating water level could have important consequences for shoreline constructing and maintenance.

The water-level regime has a crucial impact on the succession and development of littoral wetland vegetation. Naturally fluctuating water levels stimulate the expansion and rejuvenation of wetland plants, particularly with low levels in summer. In wetland restoration and management, special attention should be given to interactions with abiotic (soil type, salinity) and biotic (grazing by water birds and large herbivores) conditions.

A separate chapter is dedicated to saltwater- and brackish waters. This water type is considered very different from freshwaters. The water-level regime strongly influences variations in salinity, which is the most significant variable determining ecological communities of these water systems. The negative impact of freshwater storage in inland saltwater- and brackish areas is of special interest.





---

# 1 Inleiding

---

Hugo Coops  
RIZA, Lelystad

Het waterpeil is één van de drijvende krachten achter het ecologisch functioneren van wateren. Op verschillende punten wordt het (semi)aquatisch ecosysteem gestuurd door het verloop van het waterpeil; dat kunnen zowel de dagelijkse, als de seizoensmatige en jaarlijkse fluctuaties zijn. In Nederland is dit verloop in de loop der jaren steeds strakker beheerst en daarmee als het ware 'onnatuurlijker' geworden. In dit rapport worden verschillende aspecten van de sturing van de ecologie van watersystemen, door middel van het peilbeheer, besproken. Het belang van dit kennisoverzicht ligt vooral in de context van het veranderende waterbeheer in Nederland en de kansen en bedreigingen voor de ecologie die ontstaan door een grotere mate van dynamiek in peilvariaties in meren en plassen. Dit rapport beschrijft hoe en in welke mate verschillende vormen van peildynamiek invloed hebben op het ecologisch functioneren van wateren en wetlands.

Het waterpeilbeheer in Nederland is in beweging. Genoodzaakt door verschillende ontwikkelingen gaan waterbeheerders het peil onder de loep nemen. De gevolgen van klimaatverandering en bodemdaling zijn dusdanig dat het onderwerp hoog op de agenda is gekomen. Enerzijds komt daar een grotere flexibiliteit in het omgaan met waterpeilen uit voort. Anderzijds zijn er de – soms tegengestelde – wensen vanuit de samenleving: de beleving van veiligheid, recreatie en toerisme, natuur en milieu, verkeer en vervoer, wonen en werken. Al deze verschillende belangen moeten samen komen in een meer integrale aanpak van het waterbeheer.

In 1998 verscheen de 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding. Uitgangspunt is dat Nederland veilig en goed bewoonbaar moet zijn, met gezonde en duurzame watersystemen. Veiligheid heeft alles te maken met bescherming tegen hoog water. Goed bewoonbaar betekent vooral droge voeten en bewerkbare landbouwgrond. Dit zijn de traditionele aspecten van waterbeheer in ons laaggelegen land. Daar is aan toegevoegd dat we gezonde, duurzame watersystemen nastreven. Dit betekent twee dingen die tegelijk aandacht vragen: op een natuurlijke wijze omgaan met water en watersystemen én samenhang tussen water, milieu en ruimtelijke ordening. De samenhang gaat over afstemming van belangen, zoals niet meer bouwen op lage, natte plekken of grondwaterstanden plaatselijk aanpassen aan natuurbelangen. Het op natuurlijke wijze omgaan met water betekent zoveel mogelijk aansluiten bij de natuurlijke dynamiek van het water zoals seizoensgebonden peilfluctuaties.

De aandacht voor het op een natuurlijke manier omgaan met water is sterk toegenomen door de problemen die de laatste jaren zijn opgetreden, ondanks het technisch hoogstaande waterbeheer: delen van het Westland en de Noordoostpolder die blank stonden, grotere en kleinere rivieren met extreem hoge waterstanden. De verwachte veranderingen in klimaat zullen waarschijnlijk leiden tot meer neerslag in de winter en dus hogere waterstanden. Ook zal het smelten van ijs in de Alpen tot een grotere wateraanvoer via de Rijn leiden. Daarbij komt nog de zeespiegelrijzing en het doorgaande

---

proces van bodemdaling. Dit zijn genoeg ingrediënten voor een serieus probleem, waar een goed antwoord op moet komen. De problemen zijn vooral serieus omdat deze processen niet onbeperkt met techniek kunnen worden gecompenseerd. Bovendien wordt in geval van een calamiteit de economische schade steeds groter omdat meer wordt geïnvesteerd achter de dijken en op lage locaties.

De Commissie Waterbeheer 21<sup>e</sup> eeuw heeft zich over deze problematiek gebogen en aanbevelingen gedaan. In antwoord hierop heeft het kabinet zijn standpunt bepaald. Het benadrukt dat het antwoord op de problemen niet alleen ligt in technische oplossingen, maar vooral ook in ruimte geven aan water. Daarnaast moet meer gebruik gemaakt worden van de mogelijkheid om water vast te houden en gebieden te vernatten. Als meer water vasthouden niet zomaar gaat, moeten er voorzieningen worden aangelegd om tijdelijk water te bergen. Pas als deze twee mogelijkheden, vasthouden en bergen, zijn gebruikt mag het overtollige water worden afgevoerd.

De veranderende kijk op waterbeheer is eveneens terug te vinden in het ruimtelijke orderings- en natuurbeleid. Dit wordt 'Water als ordenend principe' genoemd in de nota 'Ruimte maken, ruimte delen', de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening. Het komt er kort gezegd op neer dat water meetelt als één van de sturende factoren bij de ruimtelijke inrichting. Dus niet bouwen op plaatsen waar overstroming kan optreden en natuur ontwikkelen op plaatsen waar het waterpeil toch al hoog is. Bovendien geldt water nu als ruimtegebruiker, waar rekening mee moet worden gehouden, net als natuur, bebouwing of landbouw. Een ander belangrijk nieuw punt is meervoudig ruimtegebruik. Dit betekent dat meer functies op één plek samenvallen, zoals waterbeheer en natuur, of natuur en recreatie.

In de nota 'Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur', de nieuwe nota Natuur, Bos en Landschap van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij wordt waterbeheer gekoppeld aan verbeteringen aan natuur en landschap. Vooral de natte natuur, die internationaal gezien zo kenmerkend is voor ons land, kan er wel bij varen. De ecologische hoofdstructuur (het netwerk van grote en kleine natuurgebieden, via natuurlijke zones met elkaar verbonden) is sterk gekoppeld aan water: de grotere wateren hebben een belangrijke functie als natuurgebied of verbindingzone en andersom zijn de verbindingzones geschikte plaatsen om, meer dan nu, bij te dragen aan natte natuur. Natuurontwikkeling zou bijvoorbeeld kunnen samengaan met mogelijkheden om water vast te houden of te bergen. Om de mogelijkheden te benutten dienen natte natuur, veiligheid en een duurzaam waterbeheer met elkaar gecombineerd te worden.

In de nabije toekomst zal de Europese Kaderrichtlijn Water een grote invloed hebben op het nationale waterbeleid. Deze richtlijn wil de aan water gebonden natuur beschermen en verbeteren met als uitgangspunt een goede ecologische toestand van het water; wat dat precies inhoudt wordt voor verschillende wateren uitgewerkt. Daarnaast wil de richtlijn het duurzaam gebruik van water bevorderen en de gevolgen van overstroming en droogte beperken. Eén van de middelen die daarvoor gebruikt moeten worden, is een beheersplan per stroomgebied. Dit betekent voor ons land een plan voor Rijn, Maas, Schelde en Eems. In deze plannen is aandacht voor waterkwaliteit, bescherming, duurzaam gebruik en het tegengaan van droogte en overstroming, allemaal in samenhang met elkaar.

De nieuwe manier waarop we met water- en peilbeheer omgaan past zonder meer in deze kaderrichtlijn. Ruimte geven aan water en aansluiten bij natuurlijke processen draagt immers bij aan bescherming en verbetering van de natuur en aan beperking van de gevolgen van overstroming en

---

droogte. Het afstemmen van belangen valt bovendien samen met de in de kaderrichtlijn vereiste samenhang.

In dit rapport worden de ecologische aspecten die met het beheer van waterpeilen samenhangen, vanuit verschillende invalshoeken belicht. Hoofdstuk 2 geeft in kort bestek een aantal hydrologische aspecten weer van de peildynamiek in Nederland. In hoofdstuk 3 worden verbanden gelegd tussen het peilbeheer en het ecologisch functioneren van watersystemen, door de interacties van het peil met de voedselketen onder de loep te nemen en de effecten op de nutriëntenhuishouding. Hoofdstuk 4 gaat in op de betekenis van peildynamiek voor de biodiversiteit, met een nadruk op het Natte Hart van Nederland, het IJsselmeergebied. Hoofdstuk 5 bekijkt de invloed van peilvariaties op oeverstabiliteit. Hoofdstuk 6 belicht de ontwikkeling van de vegetatie in oevers en moerassen als resultante van het peilverloop. Hoofdstuk 7, tenslotte, gaat speciaal over zoute en brakke ecosystemen, en de betekenis van het peil daarin voor ontwikkeling en herstel van zoet-zoutgradiënten. Er is gekozen voor een aparte behandeling van de brakke en zoute wateren, omdat er – naast overeenkomsten – enkele belangrijke verschillen zijn met zoete wateren. Met dit hoofdstuk komen die verschillen beter uit de verf.

.....  
**Foto 1.1**

(foto: Hugo Coops)





---

## 2 Hydrologische aspecten van peildynamiek

---

### In Nederland wordt het peil in sterke mate bepaald door de inrichting van de watersystemen

Hugo Coops en Kyrian van Vliet  
RIZA, Lelystad

In Nederland wordt het peil in sterke mate bepaald door de inrichting van de watersystemen, en in het bijzonder door maatregelen waarmee het peil wordt beheerst.

Door de vele functies van watersystemen is de verticale ruimte voor het water meestal zeer beperkt.

De verwachting is dat door klimaatverandering (meer neerslag, andere verdeling van rivierafvoeren, stijging van de zeespiegel, grotere verdamping) aanpassingen van het peilbeheer in de toekomst onontkoombaar zijn.

#### Definities:

- vast peil: een gedurende het hele jaar onveranderlijk peil, waarin slechts kleine, onregelmatige schommelingen als gevolg van aan- en afvoerfluctuaties en wind optreden;
- omgekeerd peilverloop: peilverloop met een hoog zomer- en laag winterstreefpeil;
- semi-natuurlijk peilverloop: peilverloop dat door aan- en afvoer van water wordt bepaald (dan wel door simulatie van neerslag en verdamping), met een beperkte marge (enkele dm) tussen onder- en bovengrens;
- natuurlijk peilverloop: situatie waarin het peil geheel door natuurlijke aan- en afvoer, neerslag/verdamping en wegzijging/kwel wordt bepaald, met een ruim verschil tussen maximale en minimale waterstand.

---

#### Foto 2.1

In de polders van laag-Nederland wordt het waterpeil van oudsher door bemaling geregeld  
(foto: Hugo Coops)



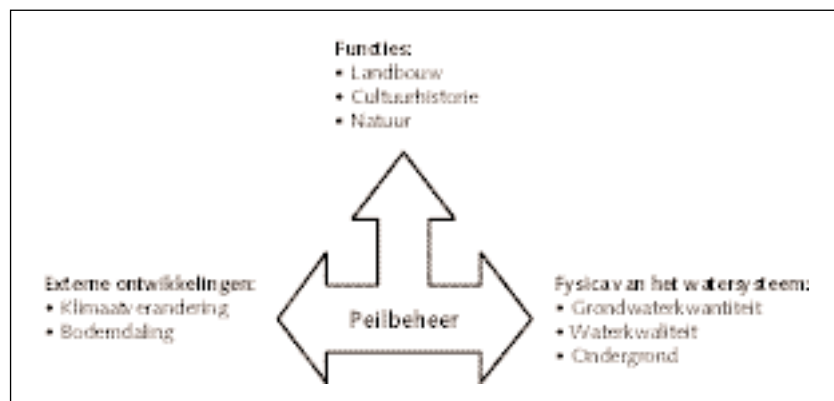
## 2.1 Inleiding

De hydrologie is één van de belangrijkste externe sturende factoren voor het ecosysteem van rivieren, ondiepe meren en moerasgebieden. Dit komt omdat biologische processen bepaald worden door de aan- of afwezigheid van water in tijd en ruimte (Mitsch & Gosselink, 1993). De opbouw van een watersysteem is bepalend voor de hoeveelheid water die kan worden verwerkt en de snelheid daarvan. Peilbeheer is het instrument voor het beheersen van het water ten behoeve van de verschillende functies van onze antropomorfe watersystemen.

Het peilbeheer in Nederland had in het verleden, naast het primaire doel om de veiligheid voor de bewoners te vergroten, onder meer ten doel geschikte condities te scheppen voor landaanwinning, landbewerking en een hoge landbouwproductie (ruilverkavelingen) (van de Ven, 1993). Daartoe was het peilbeheer meestal gericht op snelle afvoer van water in de natte wintermaanden (lage winterpeilen) en aanvoer van water in de droge zomermaanden (hoge zomerpeilen). Om een goed peilbeheer te voeren is altijd een bepaalde combinatie van vasthouden, bergen en afvoeren van water nodig geweest. De mogelijkheden om water af te voeren zijn door de technische ontwikkelingen steeds groter geworden, terwijl daarentegen de mogelijkheden voor waterberging vaak zijn ingeperkt. Door recente maatschappelijke ontwikkelingen worden bij de ruimtelijke inrichting van ons land (met name het landelijk gebied) de milieu- en natuuraspecten op een meer gelijkwaardig niveau meegenomen ten opzichte van het landbouwbelang. Dit betekent dat andere eisen aan het peilbeheer gesteld worden. Enerzijds is het waterpeilbeheer sterk van invloed op de verdrogingsstoestand van natuurterreinen, anderzijds hangt het ecologisch functioneren van watersystemen (eutrofiëring) sterk samen met de waterpeildynamiek (Lamers *et al.*, 2001). Ook al vanwege de klimaatverandering en de bodemdaling is er daarom een harde noodzaak het waterbeheer anders in te richten om Nederland bewoonbaar te houden en de kwaliteit van de leefomgeving te verbeteren (Commissie Waterbeheer 21<sup>e</sup> eeuw, 2000; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2000).

**Figuur 2.1**

Peilbeheer bevindt zich op een kruispunt van randvoorwaarden: enerzijds de fysica van het water en de ondergrond aan de andere kant de functies en trends in het klimaat



Het peilbeheer is gericht op het realiseren van het meest wenselijke peilregime (geformuleerd als "streefpeilen"), dat wordt bepaald door enerzijds de functies van een gebied, en anderzijds het hydrologische systeem en de randvoorwaarden voor een duurzame instandhouding van het landschap (zoals het tegengaan van de gevolgen van zeespiegelrijzing en bodemdaling) (figuur 2.1). Deze drie aspecten zijn onderling afhankelijk van elkaar volgens bekende, in sommige gevallen kwantificeerbare relaties. Bijvoorbeeld: door

diepe ontwatering van veengebieden ten behoeve van landbouw ontstaat er bodemdaling. In dit hoofdstuk wordt de relatie beschreven tussen hydrologie en het peilbeheer, en hoe aan de bedreigingen van zeespiegel-rijzing en bodemdaling weerstand geboden kan worden middels flexibel peilbeheer.

Er worden peilbesluiten vastgesteld voor alle afzonderlijke waterhuishoudkundige eenheden binnen Nederland, die een wettelijke status hebben. Het gewenste peil(verloop) zoals dat vastligt in peilbesluiten wordt voor langere tijd vastgesteld door de waterbeheerder. Het is echter niet altijd duidelijk op welke gronden dit gebeurt (ter Harmsel & van Slobbe, 2001). Lokaal kunnen peilregimes soms sterk variëren, als de verschillende functies dit vereisen (bijv. landbouw tegenover natuur) of als gevolg van de fysieke gesteldheid. Echter, in veel (of de meeste) watersystemen is een ruimtelijke differentiatie naar functie niet mogelijk en is het peilbesluit gebiedsbreed als een compromis tussen de verschillende functies vastgesteld. Daarbij geldt dat de randvoorwaarden voor wat als "watertekort" en/of als "wateroverlast" geldt per functie zeer verschillend kan zijn en zelfs tegenstrijdig (tabel 2.1). Wateroverlast door een hoog peil treedt bij bepaalde functies al snel op. Voor de landbouw geldt dat er in het vroege voorjaar een goede drooglegging moet zijn, om de bewerkbaarheid van het land te garanderen. In geval er sprake is van bebouwing kunnen hoge waterstanden eveneens als snel tot problemen leiden.

Watertekort door een te laag peil kan ook tot problemen leiden voor verschillende functies. Voor de landbouw en sommige natuurwaarden is er kans op verdrogings schade (verminderde gewasgroei, verdwijnen van droogtegevoelige soorten). Voor bebouwing geldt dat lage waterstanden tot schade aan houten funderingen kan leiden; dergelijke schade kan ook optreden bij oeverbeschoeiingen.

Naast het directe effect van waterpeilen op het oppervlaktewater (niveauwisselingen), is het peilbeheer ook de motor van de ondiepe grondwaterstroming. Het gevoerde peilbeheer heeft daardoor ook invloed buiten het gebied waarin het van kracht is. Om het peil te handhaven is derhalve een combinatie van lokale en regionale maatregelen nodig.

**Tabel 2.1**

Aspecten die een rol spelen bij de formulering van "watertekort" en "wateroverlast" met betrekking tot verschillende functies

Functie	Watertekort	Wateroverlast
Landbouw	verdroging van gewassen leidend tot productieverlies	belemmering van gewasgroei door hoge waterstanden, of beperkingen in de bewerking van het land
Natuur	verdwijnen van gevoelige plantensoorten door verdroging; secundaire effecten zoals verminderde waterkwaliteit	secundaire overstromingseffecten (eutrofiëring, wegspoelen van nesten, ...)
Infrastructuur	beperking vaardiepte	onderlopen van wegen en paden, schade aan funderingen; beperking hoogte onder bruggen
Bewoning	droogteschade aan (houten) funderingen	overstroming van woningen (kelders e.d.); natschade aan beplantingen
Recreatie	beperking vaar- en zwembdiepte	beperking oeverrecreatie; overstroming steigers

Nederland is verdeeld in een groot aantal waterhuishoudkundige eenheden. In hoofdlijn kunnen er drie regio's in Nederland worden onderscheiden:

- 1) het gebied dat rechtstreeks beïnvloed wordt door de grote rivieren (Rijn en Maas, Delta, IJsselmeergebied);



- 
- 2) Laag Nederland, d.w.z. de polders in West- en Noord Nederland;
  - 3) Hoog Nederland (hierop wordt in dit kader niet verder ingegaan).
- In hoofdstuk 2 worden de huidige toestand en de ontwikkeling van het peil in deze regio's verder uitgediept.

.....  
**Foto 2.2**

Bijna elk jaar lopen de uiterwaarden langs de grote rivieren wel één of meer keren onder water  
(foto: Hugo Coops)



## 2.2 Waterpeilen in het rivierengebied

Voor het peilregime in het rivierengebied en de grote meren bij de riviermondingen is de aanvoer (en afvoer) van rivierwater van belang. De peilen van de Maas en de Rijn (ten dele) worden bepaald door de neerslag in het uitgestrekte stroomgebied; de Rijn wordt daarnaast voor een belangrijk deel gevoed door smeltwater uit de Alpen (Middelkoop 1999). Door variatie in de neerslag binnen het stroomgebied hebben de rivierpeilen een fluctuerend karakter, met de grootste kans op afvoergolven in de winter en het vroege voorjaar (december - april). Op het punt waar de Rijn Nederland binnenstroomt (bij Lobith) zit een bandbreedte van ruim 8 m in de extremen van de waterstanden (figuur 2.2). In de zomer zijn de waterstanden doorgaans laag, al treden af en toe zomerhoogwaters op.

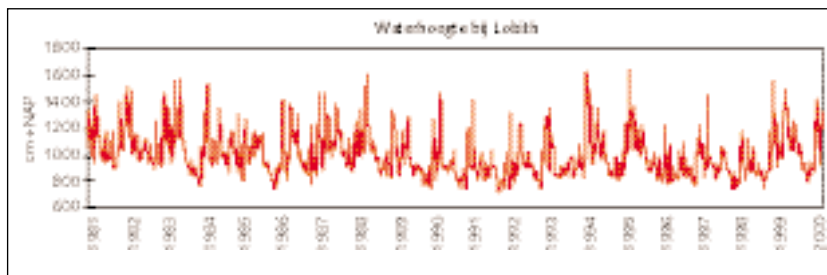
Een afvoergolf vertaalt zich in stijgende waterstand: bij een rivier met natuurlijke oevers loopt de gehele uiterwaard onder water bij "bank-full" condities; waterstandsschommelingen in de uiterwaarden kunnen ook bij lagere waterstanden optreden door directe (zijgeulen) en indirecte (grondwater) verbindingen. Het grootste deel van de uiterwaarden wordt echter door zomerkaden van de rivier gescheiden waardoor de rivierstand bij kleine waterstandsveranderingen op de rivier geen grote invloed heeft op bekade uiterwaarden. Vanaf de middeleeuwen zijn binnen de uiterwaarden (het gebied tussen de bandijken) zomerkades en dwarskades aangelegd waardoor uiterwaarden als zomerpolders gaan fungeren: lagere afvoerpieken leiden niet meer tot overstrooming van de uiterwaarden. Door de bekading kan in de zomerperiode landbouw plaatsvinden zonder een groot risico op overstrooming.

Via het grondwater heeft het rivierpeil ook effect op het binnendijkse achterland.



**Figuur 2.2**

Waterpeilverloop van de Rijn bij Lobith over een periode van 20 jaar (1981-2000)



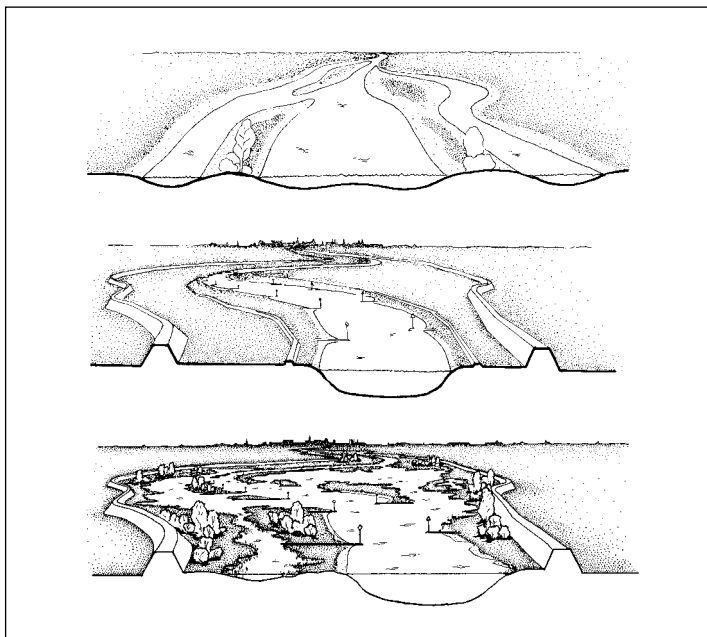
Oorspronkelijk hadden de grote rivieren een veel uitgestrekter vloedvlakte dan tegenwoordig (figuur 2.3), waardoor het water ten tijde van hoogwater in een veel groter gebied kon worden geborgen. De natuurlijke rivierdynamiek kent dan ook een geleidelijk verloop door het jaar, waarbij de 'flood-pulse' in het voorjaar optrad, met een waterstandsverhoging van enkele meters. Door de bedijkingen werd in de loop der eeuwen het bergende oppervlakte steeds kleiner, waardoor de waterstandsamplitude sterk toenam. Bovendien raakten grote delen van het stroomgebied ontbost en verhard, waardoor het watervasthoudend vermogen afnam en hoogwatergolven een veel grilliger karakter kregen.

Verdergaande verharding in het stroomgebied leidt tot steeds snellere afstroming van water. Daarbij zullen door de klimaatverandering het neerslagpatroon (met name meer neerslag in de winterperiode) en de smeltwater-toevoer veranderen (Middelkoop, 1999). De wijze waarop de optredende toename van extreme hoogwaters het hoofd geboden kan worden werd tot voor kort vooral gevonden in het verhogen van dijken. Dit beleid is echter recent verlaten in verband met de risico's die dit met zich meebrengt. Tegenwoordig worden verschillende maatregelen (Wolters *et al.*, 2001) voorgenomen en uitgevoerd om:

- 1) water vast te houden in de bovenlopen (herbebossing, retentiezones);
- 2) hoogwater te bergen langs de midden- en benedenloop: grote gebieden (vooral in Duitsland) worden aangewezen als noodoverloopgebied;
- 3) de afvoercapaciteit te vergroten in de benedenloop (rivierverruimende maatregelen).

**Figuur 2.3**

De Rijn in oorspronkelijke toestand, na de bedijkingen, en een beeld van de rivier na uitvoering van rivierverruimende maatregelen in combinatie met natuurontwikkeling (uit Smit & van Urk 1987)

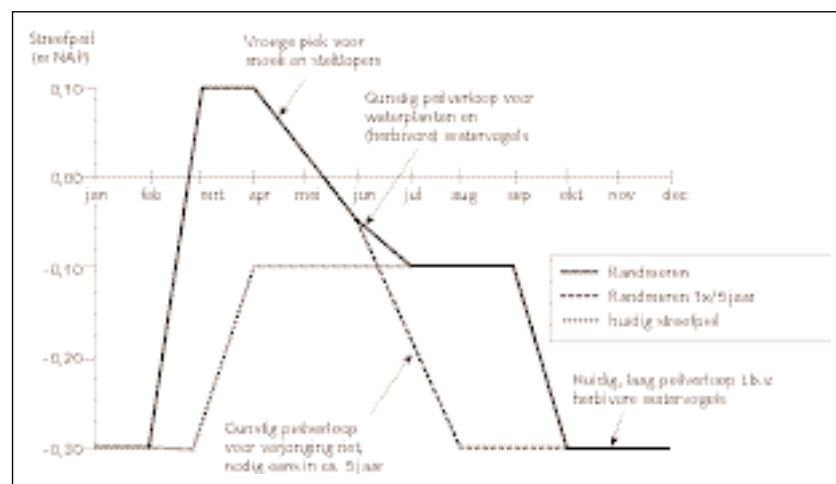


Voor retentiegebieden wordt gedacht aan binnendijkse gebieden waar hetzij het huidige landgebruik wordt voortgezet (met een schaderegeling voor noodberging), hetzij waar de functie wordt gewijzigd - hetgeen perspectieven biedt voor natuurontwikkeling bij een gedempte peildynamiek.

### Het IJsselmeergebied

Voor de grote meren in het IJsselmeergebied wordt een streefpeil gehanteerd. Wat aan de ene kant door de IJssel en Vecht wordt aangevoerd, kan bij de Afsluitdijk door middel van het spuieregime worden afgevoerd naar zee. Bovendien komen er bovenop waterstandsschommelingen veroorzaakt door de rivierafvoer c.q. de waterstand op zee, grillige kort-periodieke fluctuaties voor veroorzaakt door de wind. Grote watervolumes, zoals het IJsselmeer, kunnen in perioden met sterke wind het verschijnsel van scheefstand vertonen waardoor het peil in één hoek van het meer verhoogd is en in de tegenoverliggende hoek verlaagd, met verschillen die tot een meter kunnen oplopen en gedurende uren of zelfs dagen kunnen aanhouden. Ook perioden van hoge rivierafvoer kunnen tot afwijkingen t.o.v. het streefpeil leiden. Na het gereedkomen van de Noordoostpolder in 1941 werden streefpeilen ingesteld op -0,20 m NAP (zomerpeil) en -0,40 m NAP (winterpeil). Deze streefpeilen gelden nog steeds, met uitzondering van de Veluwerandmeren waar ze 0,10 m hoger liggen. Als gevolg van de verschillende peil-bepalende factoren (met name opstuwing) is vooral het winterstreefpeil echter moeilijk te handhaven en komen perioden met aanzienlijk hoger water voor. De problemen met het handhaven van het streefpeil in de winter zullen door de verwachte zeespiegelstijging nog verder toenemen (Beuse *et al.*, 2000). In verband hiermee wordt nu de uitbreiding van de spuiemogelijkheden via de Afsluitdijk voorbereid. In het verlengde hiervan ligt de mogelijkheid in de toekomst een flexibeler peilbeheer in het IJsselmeergebied te gaan voeren: dit kan in de richting gaan van het "seizoensgebonden peilverloop" (Blaauw 2001), waarbij 's winters het peil laag wordt gehouden om voldoende bergingsruimte te houden, maar waar in het vroege voorjaar het peil hoog wordt gezet om vervolgens in de loop van de zomer uit te zakken (figuur 2.4). In de latere hoofdstukken komt de ecologische onderbouwing van een dergelijk peilverloop aan de orde.

**Figuur 2.4**  
Voorgesteld "seizoensgebonden peilverloop" voor de Veluwerandmeren (uit van den Berg *et al.*, 2000)



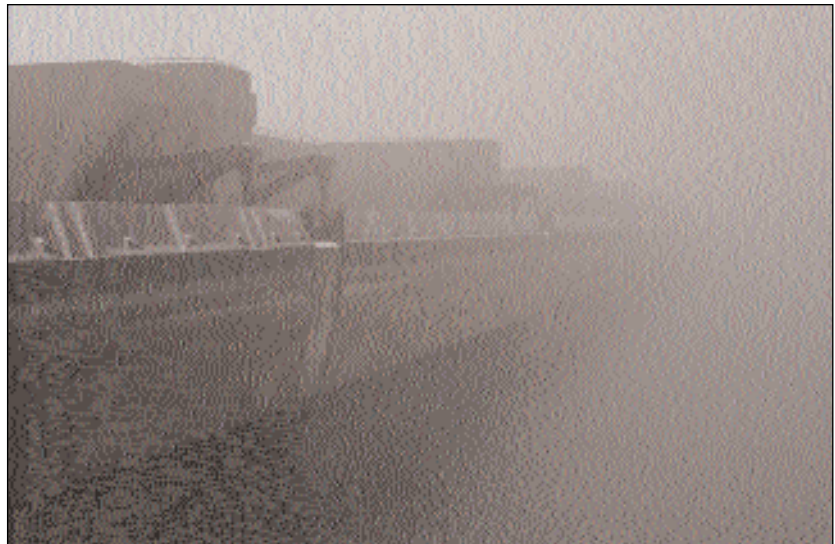
### Het estuarium

In het mondingsgebied van de grote rivieren wordt de invloed van afvoerfluctuaties op het peilregime minder groot en neemt de invloed van het dagelijkse getij toe. Een groot gebied kan daardoor gekenschetst worden

als zoetwatergetijdengebied. De getijslag in dit gebied is sterk afhankelijk van de morfologie van het estuarium en is door allerlei inrichtingsmaatregelen beïnvloed: in de Biesbosch is de gemiddelde getijslag onder invloed van rivierregulerings- en inpolderingswerken (o.a. Noordwaard) tussen 1870 en 1970 toegenomen van ca. 100 tot ca. 200 cm, vooral door de verkleining van het kombergingsgebied. Ook grootschalige baggerwerkzaamheden zoals voor havenaanleg kunnen de getijslag doen toenemen (gedocumenteerd voor de Schelde en de Elbe). De aanleg van de Haringvlietsluizen (1970) heeft daarentegen een omgekeerd effect op het peilregime van de Rijn-Maasmonding gehad. De gemiddelde getijslag in de Biesbosch is gereduceerd van ca. 200 tot ca. 30 cm. In de noordrand is de getijdenwerking niet zo sterk aangetast, waardoor de Oude Maas en de Lek nog echte zoetwater-getijdenrivieren zijn gebleven. Tevens is daarmee de relatieve invloed van langduriger peilschommelingen door rivierafvoerfluctuaties toegenomen. Ten behoeve van estuarien herstel zullen in de toekomst de Haringvlietsluizen anders worden beheerd, waardoor in eerste instantie een zeer beperkte toename van de getijdenwerking zal optreden en in de verdere toekomst wellicht een behoorlijk herstel van de getijden in het gebied plaatsvindt. Tevens worden er studies verricht naar de mogelijkheid tot ontpoldering in het kader van natuurontwikkeling en rivierverruiming, waardoor grotere gebieden met (gedempte) getijdenwerking te maken krijgen.

**Foto 2.3**

De Haringvlietsluizen zijn de "hoofdkraan" van het benedenrivierengebied  
(foto: Hugo Coops)



### 2.3 Waterbalans en peilbeheer in Laag Nederland

In Laag Nederland wordt het peil geheel beheerst door gemalen en sluizen. Peilbeheer gericht op natuurlijke peilen vereist een afstemming in goede samenhang met de hydrologische kringloop en de bergingscapaciteit. In de polders in West- en Noord Nederland (zoals in de droogmakerijen Beemster, Purmer of Haarlemmermeer, de veenweidepolders en de boezemstelsels) wordt de waterhuishouding reeds relatief lange tijd door bemaling bepaald (van de Ven, 1993). Voor de peilbeheersing zijn het fijnmazige stelsel van sloten en vaarten, de bemalingscapaciteit, en de storende invloed van scheefstand door wind, van cruciaal belang. Het peilbeheer hangt ook samen met eisen die worden gesteld aan het inlaatbeheer, waarmee de toestroom van gebiedsvreemd water kan worden gereguleerd. In de huidige situatie wordt in peilbeheerste gebieden meestal het peil in de winter laag gehouden om het neerslagoverschot te kunnen verwerken en in

extreme condities over voldoende berging te beschikken in het watersysteem zelf. In de zomer wordt het peil daarentegen op een vast, iets hoger, niveau gehouden, vooral met het oog op de watervoorziening in de landbouw. Een gevolg van het huidige peilbeheer is dat grondwaterstanden in de winter verlaagd zijn, waardoor grondwaterstromingen beïnvloed worden en de grondwateraanvulling of kwel vermindert. Dit veroorzaakt droogteschade in landbouw- en natuurgebieden. Een indirect gevolg hiervan, is dat ter voorkoming hiervan gebiedsvreemd water wordt ingelaten, ter compensatie van het tekort, wat een negatieve invloed heeft op de waterkwaliteit (Marsman & van Bakel, 1994).

Een "natuurlijk" peilbeheer is er op uit om de natuurlijke peildynamiek te vergroten. In de winter zal het peil doorgaans hoger komen, waardoor oevers oppervlakkig kunnen overstromen en waarmee bovendien een buffer van gebiedseigen water wordt aangelegd. In de zomer kunnen de peilen uitzakken dan het streefpeil, waardoor delen van de oever droogvallen. Het vergroten van de bandbreedte heeft gevolgen voor de hydrologie, oevers en biodiversiteit. De vraag is hoe groot de bandbreedte van peilen is in de zomer en in de winter. Er zijn immers randvoorwaarden in de vorm van de mate van watertekort in de zomer, en anderzijds dat voldoende water in het systeem kan worden geborgen bij intensieve regenval, normaal gesproken in de winterperiode.

## 2.4 Klimaat en klimaatverandering

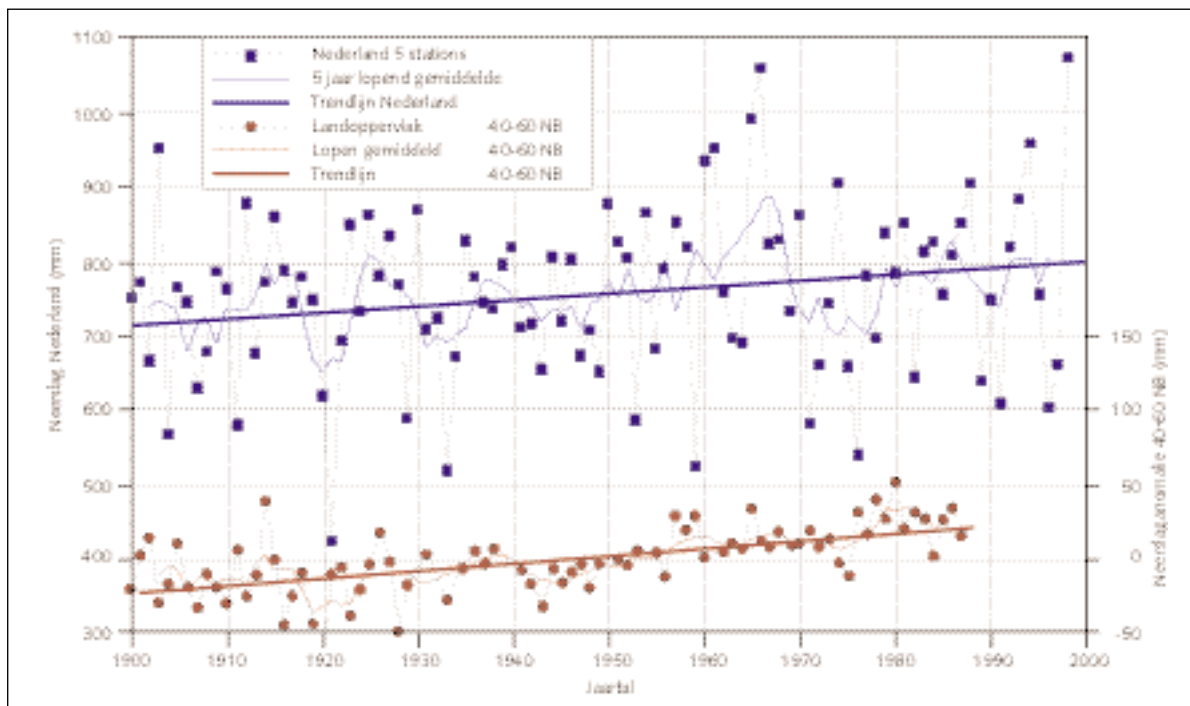
Neerslag (P) en verdamping (E) bepalen in belangrijke mate het peilverloop, althans in zelfvoorzienende watersystemen (d.w.z. in gebieden met relatief weinig aan- en afvoer van water). Door het jaar heen is er in ons atlantische zeeklimaat een aanzienlijke variatie van neerslagintensiteit en temperatuur (waarmee verdamping sterk correleert). In de afgelopen eeuw had het jaar met de minste neerslag 387 mm, en had het jaar met de hoogste neerslag 1240 mm. Ook temperatuur en aantal zonuren (c.q. verdamping) kent een sterke jaarlijkse variatie, nl. 1323-1987 zonuren (tabel 2.2). Doordat het neerslaggemiddelde door de seizoenen heen niet sterk varieert – de meeste neerslag valt gemiddeld in de periode september tot december – maar de verdamping (die afhankelijk is van de temperatuur en de gewasontwikkeling) in de periode van mei tot oktober veel groter is dan in de winter, zal de waterstand normaliter gedurende de zomer dalen en in de winter stijgen. Toch kunnen door het optreden van 'droge' en 'natte' jaren aanzienlijke verschillen in waterpeilen optreden tussen afzonderlijke jaren. Overigens moet bij deze klimaateffecten rekening gehouden worden met het hele 'stroomgebied' van een meer waarvandaan door oppervlakkige- of grondwaterstroming aan- en afvoer van water plaatsvindt.

**Tabel 2.2**  
Jaar toptien van het KNMI (De Bilt, 1901-2000)

	Temperatuur (°C)		Neerslag (mm)		Zon (uren)	
	warmste	koudste	natste	droogste	zonnigste	somberste
1	10,9 (2000)	7,8 (1963)	1240 (1998)	387 (1921)	1987 (1959)	1218 (1988)
2	10,9 (1999)	8,1 (1962)	1152 (1965)	511 (1933)	1883 (1947)	1283 (1907)
3	10,9 (1990)	8,1 (1940)	1148 (1966)	536 (1976)	1830 (1949)	1287 (1937)
4	10,7 (1989)	8,1 (1919)	1027 (1912)	536 (1959)	1814 (1976)	1288 (1903)
5	10,6 (1994)	8,2 (1956)	1025 (1994)	562 (1971)	1814 (1995)	1308 (1987)
6	10,5 (1992)	8,3 (1942)	993 (1981)	576 (1996)	1783 (1921)	1309 (1981)
7	10,4 (1998)	8,3 (1929)	993 (1974)	595 (1904)	1774 (1929)	1312 (1926)
8	10,4 (1995)	8,3 (1922)	952 (1950)	597 (1953)	1742 (1911)	1319 (1978)
9	10,3 (1997)	8,3 (1902)	932 (2000)	601 (1982)	1720 (1999)	1320 (1966)
10	10,3 (1988)	8,4 (1917)	929 (1960)	630 (1929)	1719 (1989)	1323 (1927)

**Figuur 2.5**

Jaarlijkse neerslag in Nederland (gemiddeld over de vijf stations) van 1904 t/m 1998 (bronnen: Buishand en Velds 1980 en Maand-overzicht van het weer), 5 jaar lopend gemiddelde en trendlijn. Ten opzicht van de rechteras is tevens weergegeven het 5-jarig lopend gemiddelde en de trendlijn van de neerslag anomalie gemiddeld over het landoppervlak in de zone tussen 40 en 60 °NB (Dai *et al.*, 1997). In het kader van de Vierde Nota Waterhuishouding is onderzoek gedaan naar de verwachte klimaatverandering in Nederland. Het meest waarschijnlijke scenario dat wordt gehanteerd bij de beleidsvoorbereiding gaat voor de komende 30 jaar uit van een zeespiegelstijging van 30 cm en een toename in neerslag van 10%. Zonder gerichte maatregelen zal dit tot een sterke verslechtering van de afwatering in bijna geheel Nederland leiden.



Door fluctuerende neerslag- en verdampingscondities variëren aan- en afvoer van water sterk. Er is een trend naar een hogere jaargemiddelde temperatuur en grotere neerslagsom (zie figuur 2.5); dit is ook goed te zien in het feit dat de laatste tien jaren van de 20<sup>e</sup> eeuw tot de warmste en natste van die eeuw gerekend kunnen worden. In toekomstscenario's zal met de klimaatveranderingen rekening gehouden moeten worden.

**Foto 2.4**

Mildere, regenrijke winters en warmere, drogere zomers kunnen het gevolg zijn van de voorspelde klimaatverandering (foto: Harry Hosper)

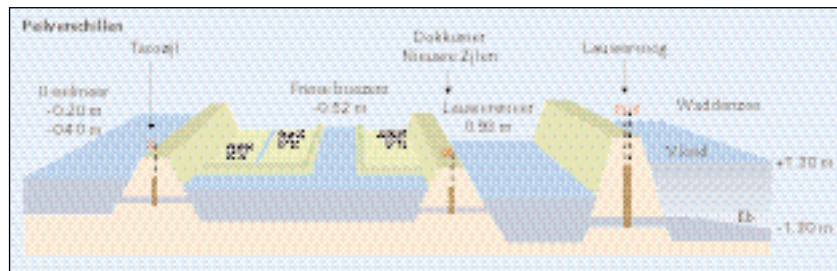




## 2.5 Casestudie Friese Boezem

Aan de hand van de Friese Boezem, een polder-boezem systeem, worden natuurlijke peilen in combinatie met de waterconserveringsproblematiek uitgewerkt. Het Friese Boezem systeem is als casestudie genomen, omdat het representatief is voor laag en peilbeheerst Nederland en omdat er reeds veel onderzoek naar mogelijkheid van natuurlijke peilen is gedaan. Het overgrote deel van Friesland watert af op de Friese Boezem. Dit betreft de zowel de vrij afwaterende zandgebieden in het oosten en zuidoosten van de provincie, als de bemalen poldergebieden in het midden, westen en noorden. Een beperkt deel van Friesland watert direct af op de Waddenzee, het Lauwersmeer, het IJsselmeer of wateren in aangrenzende provincies.

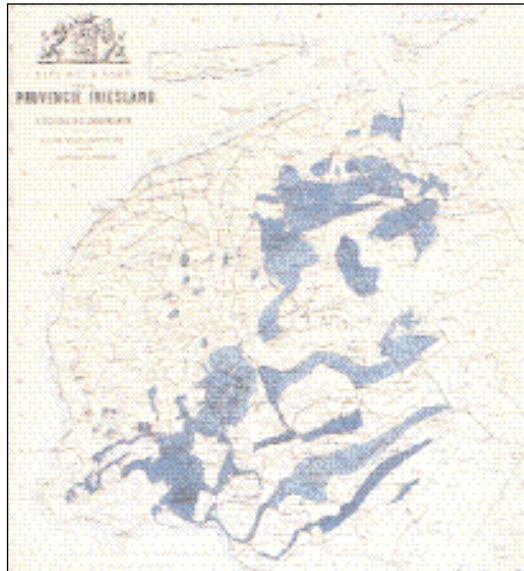
**Figuur 2.6**  
Profiel peilen in Friesland (uit: Provincie Fryslân 2000)



### Huidig peilbeheer

Het waterpeil in de boezem is hoger dan het polderpeil. In het huidige peilbeheer is het gemiddelde peil van de boezem het hele jaar door -0,52 m NAP. Het IJsselmeerpeil is hoger dan de Friese boezem (zie figuur 2.6). Het boezemwater zijgt weg uit de boezem naar de polders. Via gemalen gaat het overtollige water uit de polder naar de boezem. In de polder is er een hoog zomerpeil en een laag winterpeil.

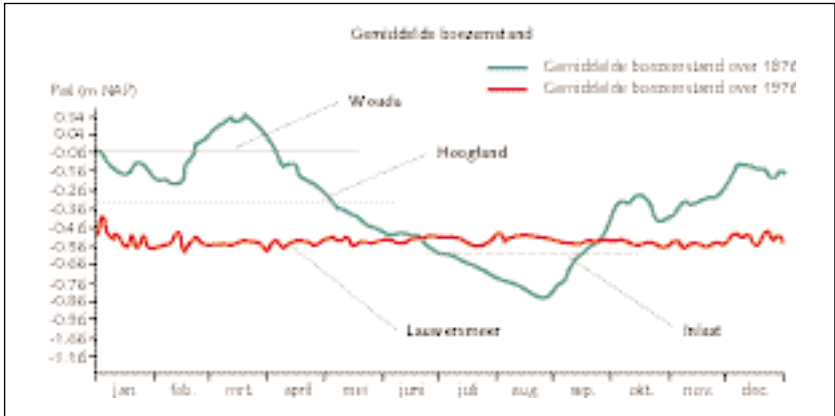
**Figuur 2.7**  
's Winters als gevolg van de hoge waterstand overstroomd gebied in Friesland in de 19<sup>e</sup> eeuw (uit: Waterschap Friesland 1993)



Vóór 1920 kende de Friese boezem een natuurlijk peilverloop met hoge waterstanden in de winter en lage waterstanden in de zomer, waarbij het verschil tussen winter- en zomerpeil ruim 1 m bedroeg (zie figuur 2.7 en 2.8). De waterstand was in maart en april het hoogst (ca. +0,70 m boven

het huidig streefpeil) en in de zomer het laagst (-0,3 m NAP beneden het streefpeil). Door toename van de technische capaciteit van stuwen, gemalen en overlaten zijn de peilfluctuaties vanaf ca.1969 beheersbaar binnen een marge van enkele centimeters (Gravendeel, 1998). Het gevolg hiervan is dat het inundatieareaal sterk gereduceerd is; tegenwoordig zijn zomerpolders, waar vroeger het overtollige water in werd geborgen, permanent voor de landbouw beschikbaar. Uitzonderlijke omstandigheden kunnen echter, vanwege een tekort aan maalcapaciteit in de polders óf op de boezem, nog steeds leiden tot tijdelijke overschrijding van streefpeilen (zoals in 1995), en daarmee tot overlast voor bepaalde functies.

**Figuur 2.8**  
Peilvariatie in de Friese boezem in 1876 en 1976, twee hydrologisch gelijkende jaren (bron: Wetterskip Fryslân)



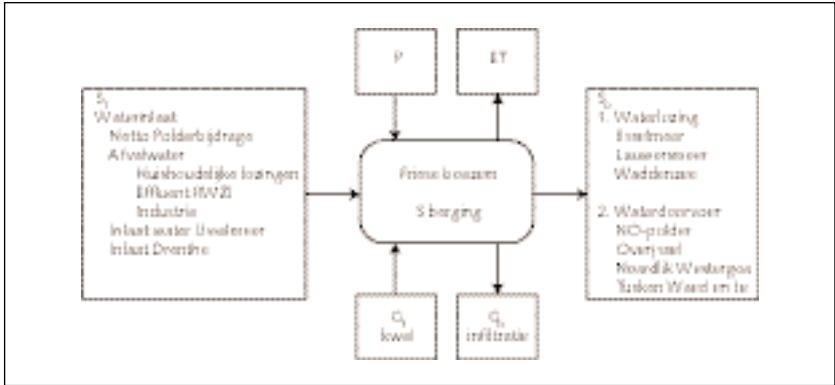
### Waterbalans Friese Boezem

De hoeveelheid water dat geborgen wordt bij een vast peil hangt af van de invoer en de afvoer van water volgens de waterbalansformule:

$$\text{Invoer} - \text{uitvoer} = \text{verandering in berging} \text{ [m}^3 \text{ d}^{-1}\text{]}$$

Waarbij de invoer gedefinieerd wordt door de som van de effectieve neerslag ( $P$  = precipitation), kwel ( $G_i$  = groundwater input), oppervlaktewaterinstroming ( $S_i$  = surface water input) en getij ( $T$  = tide) (zie figuur 2.9). In de zomer wordt water ingelaten vanuit het IJsselmeer. De uitvoerposten zijn verdamping ( $ET$  = evapotranspiration), infiltratie of grondwateruitstroming ( $G_o$ ), oppervlaktewaterafvoer (d.m.v. gemalen en waterdoorvoer,  $S_o$ ). De waterdoorvoer is noodzakelijk in het noorden van Friesland om verzilting tegen te gaan. De restterm is berging van water in het systeem ( $S$ ). De ruimte voor het bergen van water zit in de volume van de watergang van de boezem.

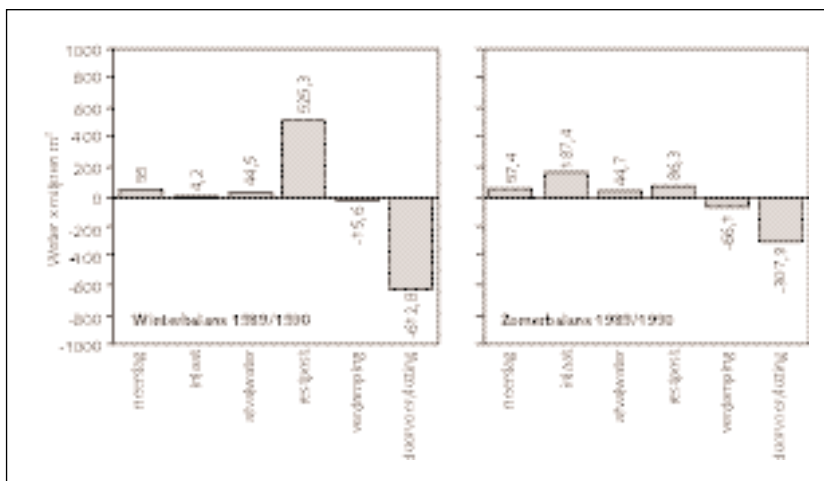
**Figuur 2.9**  
Schematische weergave van de waterbalans van de Friese Boezem



In de winter is de post waterlozing (608 miljoen m<sup>3</sup> per jaar) overheersend, tegenover de hoeveelheid water die uitgeslagen wordt door de polders in de boezem (de polderbijdrage = de restpost, 525,3 miljoen m<sup>3</sup> per jaar) samen met de neerslag (55 miljoen m<sup>3</sup> per jaar) en het afvalwater (44,5 miljoen m<sup>3</sup> per jaar) (zie figuur 2.10) Raad *et al.*, 1994). In de zomer is de waterlozingpost veel kleiner, nl. 211 miljoen m<sup>3</sup> per jaar en de doorvoer is dan 97 miljoen m<sup>3</sup> per jaar. De inlaat van water uit het IJsselmeer (187,4 miljoen m<sup>3</sup> per jaar) staat daar tegenover. De polderbijdrage is veel lager dan in de winter, nl. 86,3 miljoen m<sup>3</sup> per jaar. De ontwikkeling van de neerslag en de verdamping wordt in de volgende paragraaf beschreven.

**Figuur 2.10**

Grafisch overzicht van de waterbalansen voor de Friese boezem voor de periode oktober 1989 tot en met september 1990 (Raad *et al.*, 1994)



### Peil en waterberging

Door het huidige beheer met een strak gehandhaafd peil is de buffer- c.q. bergingscapaciteit vaak te klein, mede met het oog op de verwachte veranderingen in aan- en afvoer van water. Ieder tekort of overschot wordt direct gecompenseerd door inlaat vanuit of wegpompen naar een ander watersysteem. Het vaste peil bepaalt de in- en uitlaat van water. Om 's zomers het water op peil te houden wordt IJsselmeerwater ingelaten. Om dezelfde reden wordt om het winterpeil laag te houden 's winters water uitgeslagen en nauwelijks water ingelaten. Een flexibel peilbeheer heeft invloed op de aan- en afvoer van water in de boezem. Peilbeheer met een peilmarge van 0,40 m (0,20 m boven en 0,20 m beneden het huidige streefpeil) maakt het mogelijk om water te conserveren, waardoor 60 tot 70 miljoen m<sup>3</sup> (20-40%) minder water hoeft ingelaten te worden in de zomer (Marsman & van Bakel, 1994). Het blijkt dat de waterkwaliteit toeneemt wanneer het tijdstip van waterinlaat met een maand vertraagd wordt. Wanneer op deze manier water geconserveerd wordt, zal er 10% minder kwel optreden vanuit het IJsselmeer in de polders. Dus met een bandbreedte in peil van 40 cm worden de inlaatposten in de zomer een stuk kleiner.

In de winter komt het peil hoger dan in de huidige situatie. Door een hoger winterpeil is het niet mogelijk om extra water te bergen op de boezem bij hoge regenintensiteit. Hiervoor moeten maatregelen getroffen worden om meer water af te voeren (dus een extra gemaal) of extra bergingscapaciteit te genereren.

Om meer water te kunnen afvoeren kunnen, naast extra gemaalcapaciteit, delen van de boezem afgekoppeld worden, dus beheer op kleinere schaal van de boezem. Hiermee is beperking van gebiedsvreemd water mogelijk. De bergingscapaciteit vergroten kan met behulp van inundatiepolders om de boezem te ontlasten. Een andere mogelijkheid om het maximale winterpeil



---

hoger te maken met behoud of vergroting van de bergingscapaciteit is het oppervlak van het boezem te vergroten d.m.v. kades ophogen. Als kades verhoogd worden kan het peil in de boezem oplopen en door hogere waterstanden kan de boezem meer water door zwaartekracht afvoeren. Ook biedt het ruimte voor natuurlijke rietoevers, wat de biodiversiteit en de waterkwaliteit positief beïnvloed. In de polders kan extra berging gecreëerd worden door peilen in de sloten te verhogen. In polders met relatief veel kwel (aan de rand van het IJsselmeer) kan water intern circuleren, zodat geen gebiedsvreemd water ingelaten hoeft te worden (Marsman & van Bakel, 1994, Kuypers *et al.*, 1999).

De effectiviteit van de diverse maatregelen kan onderling worden vergeleken door het aantal mm dat ze bijdragen aan de waterberging op de boezem. Wat voor maatregelen er moeten worden toegepast, hangt af van de kosten en wat voor randvoorwaarden. Volgens de studie van Kuypers *et al.* (1999) kan met inundatie polders de bergingscapaciteit met 1/6 deel vergroot worden. Dit is ook een maatregel waar natuurlijk veerkracht bij gebaat is. Door kades te verhogen wordt de bergingscapaciteit met 1/7 vergroot.

.....  
**Foto 2.5**

Kunnen natuurontwikkeling, verdrogingsbestrijding en waterberging met elkaar worden gecombineerd?  
(foto: Hugo Coops)





---

## 3 Peilbeheer: Interacties met de voedselketen en waterkwaliteit

---

### **Naast nutriëntenreductie en visstandbeheer is peilbeheer een stuurknop voor watersystemen**

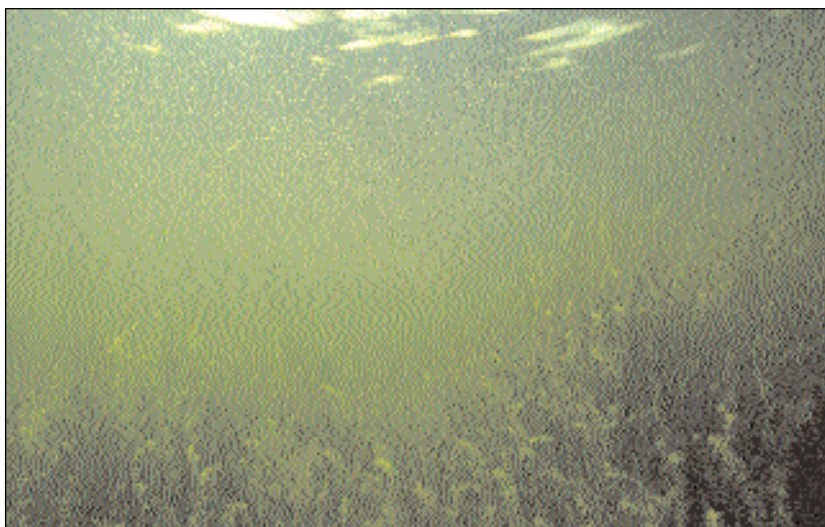
Marcel van den Berg & Rob Portielje  
RIZA, Lelystad

Peilbeheer kan de omslag van troebel naar helder bewerkstelligen, vooral bij een intermediaire nutriëntenbelasting, en is een stuurknop naast nutriëntenreductie en overige inrichtingsmaatregelen, zoals visstandbeheer.

---

**Foto 3.1**

Helder water, waterplanten en water-  
vlooien  
(foto: Willem Kolvoort)



---

### 3.1 Inleiding

Bij ecologisch herstel van meren staat het waterpeilbeheer als instrument om de waterkwaliteit te verbeteren nog in de kinderschoenen. Het waterpeil grijpt op verschillende manieren op het ecosysteem in. Waterpeil kan effect hebben op de waterhelderheid via fysische processen, zoals bijvoorbeeld een veranderende resuspensie van de waterbodem door een ander waterdiepte-profiel. Daarnaast worden veel organismen (waterplanten, oeverplanten, Driehoeksmosselen, bodemalgen), die op hun beurt weer een effect kunnen hebben op de waterkwaliteit, direct of indirect beïnvloed door het waterpeil. In dit hoofdstuk worden de diverse effecten van het peilbeheer op de waterkwaliteit van meren toegelicht. Voorts wordt ingegaan op de mogelijkheden van peilbeheer als instrument voor ecologisch herstel van meren, in het bijzonder het herstel van een troebele, algen gedomineerde toestand naar een heldere, door waterplanten gedomineerde situatie. Daarbij worden de effecten van waterpeil belicht die invloed hebben op de relaties tussen de verschillende eutrofiëringsvariabelen, namelijk die tussen nutriëntenbelasting en -concentratie in het meer, algenbiomassa en doorzicht, en de interacties met verschillende organismen en fysische processen.

.....  
**Foto 3.2**

Eutrofiëring heeft algenbloei tot gevolg; cyanobacteriën (blauwwieren) kunnen stinkende drijfvlagen vormen  
(foto: Hugo Coops)



### 3.2 Waterkwaliteit en voedselweb in relatie tot peilbeheer

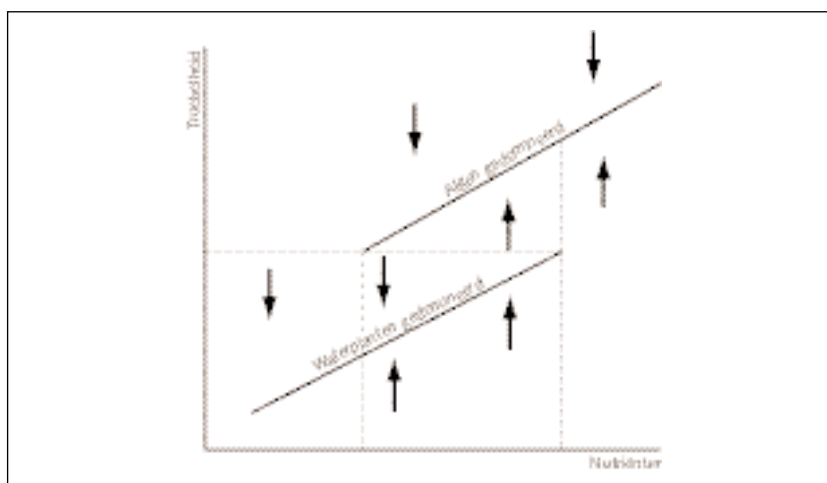
Door eutrofiëring is de primaire productie in Nederlandse meren en plassen sterk overheerst door algen. De huidige toestand wordt gekenmerkt door dominantie van blauwalgen, benthivore en planktivore vis, lage dichtheden zoöplankton, lage bedekkingen van waterplanten en weinig roofvis (Meijer, 2000). De voedselketen met waterplanten aan de basis is daardoor grotendeels afwezig. De laatste jaren is veel gedaan aan de bestrijding van eutrofiëring. De fosfaatbelasting is daardoor fors gedaald, maar het effect op de ecologische toestand, met name in termen van een verbetering van het doorzicht, is relatief klein gebleken (Portielje & Van der Molen, 1997). Het troebel blijven van meren wordt verklaard door het idee dat meren zich in twee alternatieve stabiele toestanden kunnen bevinden: troebel, door algen gedomineerd of helder, door waterplanten gedomineerd (Scheffer, 1998, figuur 3.1). De algen-gedomineerde toestand wordt gestabiliseerd door verschillende mechanismen. Algen kunnen beter concurreren om licht dan waterplanten. Bodemwoelende vissen zoals brasem stabiliseren de troebele toestand door het foerageren (met name door jongere vis) op

algengrazend zoöplankton en het in de waterkolom brengen van slib (Meijer, 2000). Ook de grote hoeveelheid gemakkelijk opwervelbaar slib dat aanwezig is in systemen die gedurende een langere periode in een eutrofe toestand hebben verkeerdt, is een stabiliserende factor voor de troebele situatie. Zowel het opbouwen van deze pool tijdens de eutrofe periode als het weer verdwijnen tijdens een periode met afgenomen nutriëntenbelasting is een geleidelijk proces.

De heldere toestand wordt door andere mechanismen gestabiliseerd. Waterplanten stabiliseren deze toestand langs verschillende wegen, met name via concurrentie met algen om nutriënten, beperking van bodem-opwerveling, uitscheiding van algengroei-remmende stoffen (allelopathie) en het bieden van schuilplaatsen aan algen-grazend zoöplankton. Filterende organismen zoals Driehoeksmosselen dragen ook bij aan het stabiliseren van de heldere toestand. In sommige meren zijn aanvullende maatregelen (actief biologisch beheer, Meijer, 2000) uitgevoerd die de omslag van de troebele toestand naar de heldere toestand kunnen brengen zonder dat de externe belasting met nutriënten op dat moment verandert.

**Figuur 3.1**

Een mini-model dat de relatie beschrijft tussen troebelheid en nutriëntenbelasting en de twee evenwichts-situaties (helder en dominantie van waterplanten vs. troebel en dominantie door algen) die in ondiepe meren mogelijk zijn (naar Scheffer, 1998). De pijlen geven de richting aan naar welk evenwicht het systeem zich beweegt



### 3.3 Peilbeheer als stuurknop voor betere waterkwaliteit

Waterpeil en waterdiepte zijn belangrijke sturende factoren voor de ontwikkeling van oevervegetatie (Coops 1996; Coops *et al.*, 1996; hoofdstuk 6). De oevervegetatie heeft een belangrijke invloed op trofische relaties (bijvoorbeeld als voortplantingsgebied voor Snoek en daarmee top-down controle van algengroei via zoöplanktivore vis en zoöplankton). Daarnaast heeft peilbeheer via de oevervegetatie een direct effect op de nutriëntenhuishouding via fixatie of omzetting (Wienk *et al.*, 2000). De kansen van peilbeheer als instrument voor een verbetering van de waterkwaliteit liggen daarom in de effecten van peil op de oevervegetatie. Echter, de betekenis van de oeverzone voor het open water hangt sterk af van de mate van interactie tussen beide compartimenten. Deze interactie wordt in belangrijke mate bepaald door drie factoren:

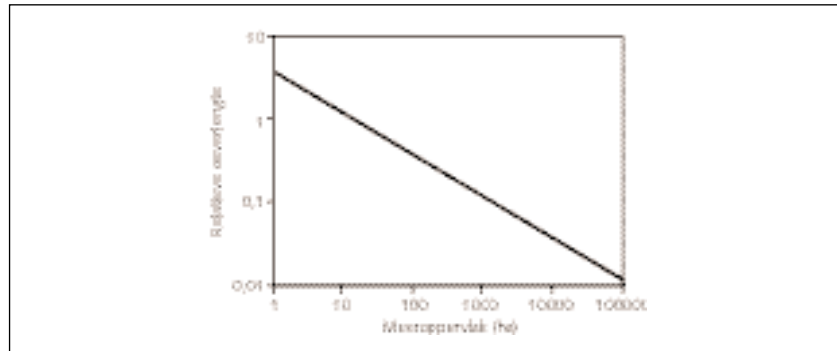
- morfologie van de bodem (o.a. oppervlak met ondiep water);
- grootte en vorm van het systeem (omtrek);
- peilverloop (amplitude, timing, duur).

In een diep meer met steile oevers zal de invloed van het peil op het systeem gering zijn. De grootte van het systeem is ook in belangrijke mate bepalend voor de oeverlengte. Een groot meer heeft per definitie een kleinere oever-



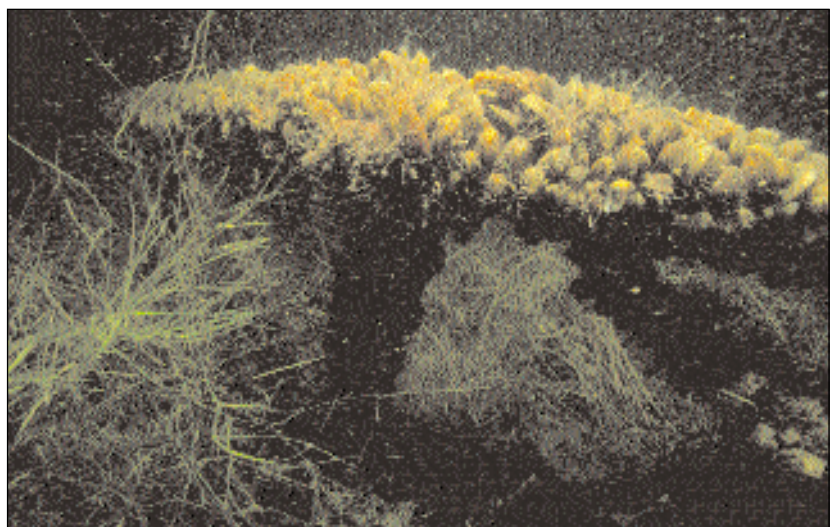
lengte ten opzichte van het meeroppervlak dan een klein meer (figuur 3.2). Ook de vorm van het meer draagt bij aan de oeverlengte. Systemen met veel eilanden en bochtige oevers hebben een grotere interactie tussen de oeverzone en het open water dan gelijkmatig gevormde systemen (een cirkel heeft de kleinste omtrek/oppervlakte verhouding). Het waterpeil is een stuurknop voor met name ondiepe meren waar een relatief geringe peilverandering een aanzienlijke verschuiving in de verhouding van de arealen van verschillende diepteklassen kan bewerkstelligen.

**Figuur 3.2**  
Relatieve oeverlengte van een cirkelvormig meer



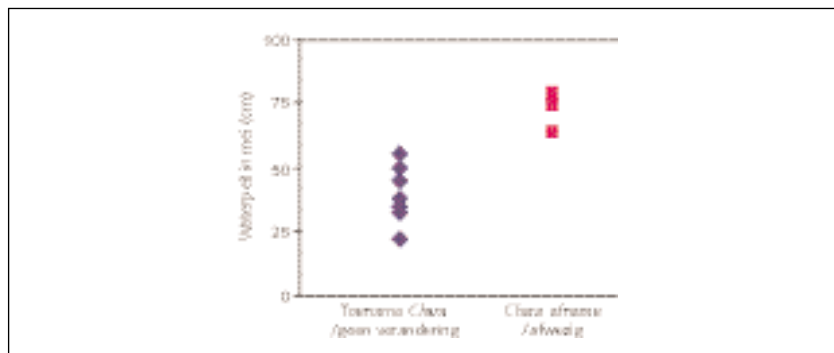
Het waterpeil kan via trofische interacties op verschillende manieren ingrijpen in de waterhelderheid. Verandering van het waterpeil leidt tot een andere waterdiepte. Het potentiële areaal waterplanten kan hierdoor toenemen of juist afnemen. Ook het voorkomen van Driehoeksmosselen vertoont een optimum met de diepte (Noordhuis, hoofdstuk 5 van dit rapport), en peilbeheer is derhalve ook een stuurknop voor het potentiële areaal Driehoeksmosselen. Het effect van een verandering in het waterpeil is uiteraard afhankelijk van het diepteprofiel van het meer. Allereerst bepaalt de gemiddelde diepte zelf of van peilbeheer enig effect verwacht mag worden. Indien deze zeer groot is ten opzichte van de mogelijke peilveranderingen is de speelruimte te klein ten opzichte van de peilfluctuaties die nodig zouden zijn om enig effect te sorteren. De spreiding rond de gemiddelde diepte is echter ook belangrijk. Met name indien een aanzienlijk deel van het meer een geringe diepte heeft, en zich op de grens bevindt van waar net wel of net geen kolonisatie met waterplanten mogelijk is, kan peilbeheer in potentie een goede stuurknop zijn.

**Foto 3.3**  
Driehoeksmosselen  
(foto: Willem Kolvoort)



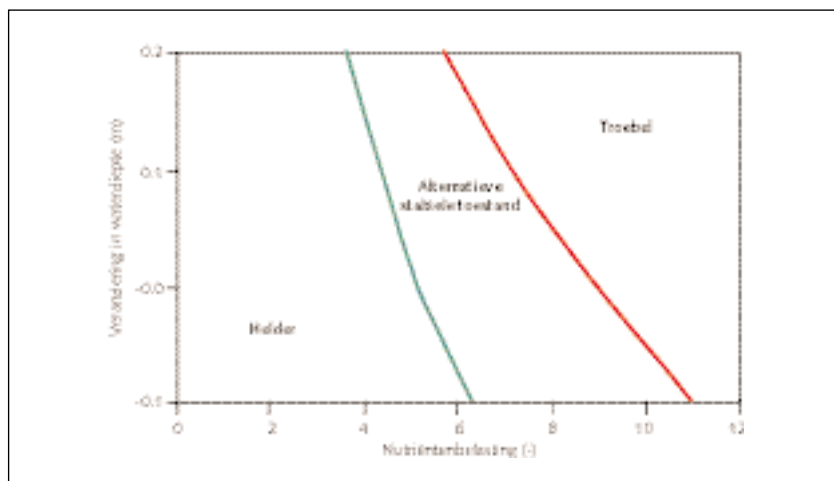
Een interessante vraag is of een peilverlaging daadwerkelijk een verandering van de evenwichtstoestand (van troebel naar helder) teweeg kan brengen. Voor verschillende meren zijn hiervoor aanwijzingen aanwezig. Twee meren in Zweden, Krankesjön en Tåkern, zijn de afgelopen decennia regelmatig omgeslagen tussen de heldere, waterplanten-gedomineerde toestand en de troebele door algen gedomineerde toestand. Deze omslagen zijn waarschijnlijk het gevolg van relatief kleine fluctuaties (ordegrootte 10 tot 20 cm) in het waterpeil (Blindow *et al.*, 1993; Hargeby *et al.*, 1994). Blindow (1991) laat zien dat jaren met een lage waterstand gepaard gaan met een toenemend of gelijkblijvend areaal van *Chara* en jaren met een hoge waterstand gepaard gaan met een afnemend areaal of zelfs afwezigheid van *Chara* in Krankesjön (figuur 3.3). De externe nutriëntenbelasting van deze meren is, voor zover bekend, naast de natuurlijke jaarlijkse variatie hierin niet wezenlijk veranderd. Een ander voorbeeld is Lake Okeechobee, een groot meer in Florida. Hier is na een waterpeilverlaging van 0,6 m een toename van de biomassa van kranswieren gemeten (Steinman *et al.*, 2002).

**Figuur 3.3**  
Verandering van de aanwezigheid van kranswieren (*Chara* sp.) in relatie tot het gemiddelde waterpeil in de maand mei (naar Blindow, 1991)



Een verklarend mechanisme voor het positieve effect van waterpeilverlagingen is dat de verhouding tussen diepte en doorzicht wijzigt ten gunste van waterplanten. Simulaties met een empirisch model (Portielje & Van den Berg, in prep.) wijzen uit dat het gehanteerde peil van invloed is op de hoogte van de toelaatbare nutriëntenbelasting om het ecosysteem in de heldere toestand te doen verkeren (figuur 3.4). Het model berekent de effecten van het waterpeil op de waterdiepteverdeling en zo op de kansen voor waterplanten, afhankelijk van de verhouding diepte:doorzicht. De waterplanten hebben op hun beurt weer een positieve invloed op de waterkwaliteit.

**Figuur 3.4**  
Gesimuleerd gecombineerd effect van nutriëntenbelasting en peilbeheer op het voorkomen van de stabiel heldere of stabiel troebele toestand, of het voorkomen van beide als alternatieve stabiele toestanden (uit: Portielje & Van den Berg, in prep.)

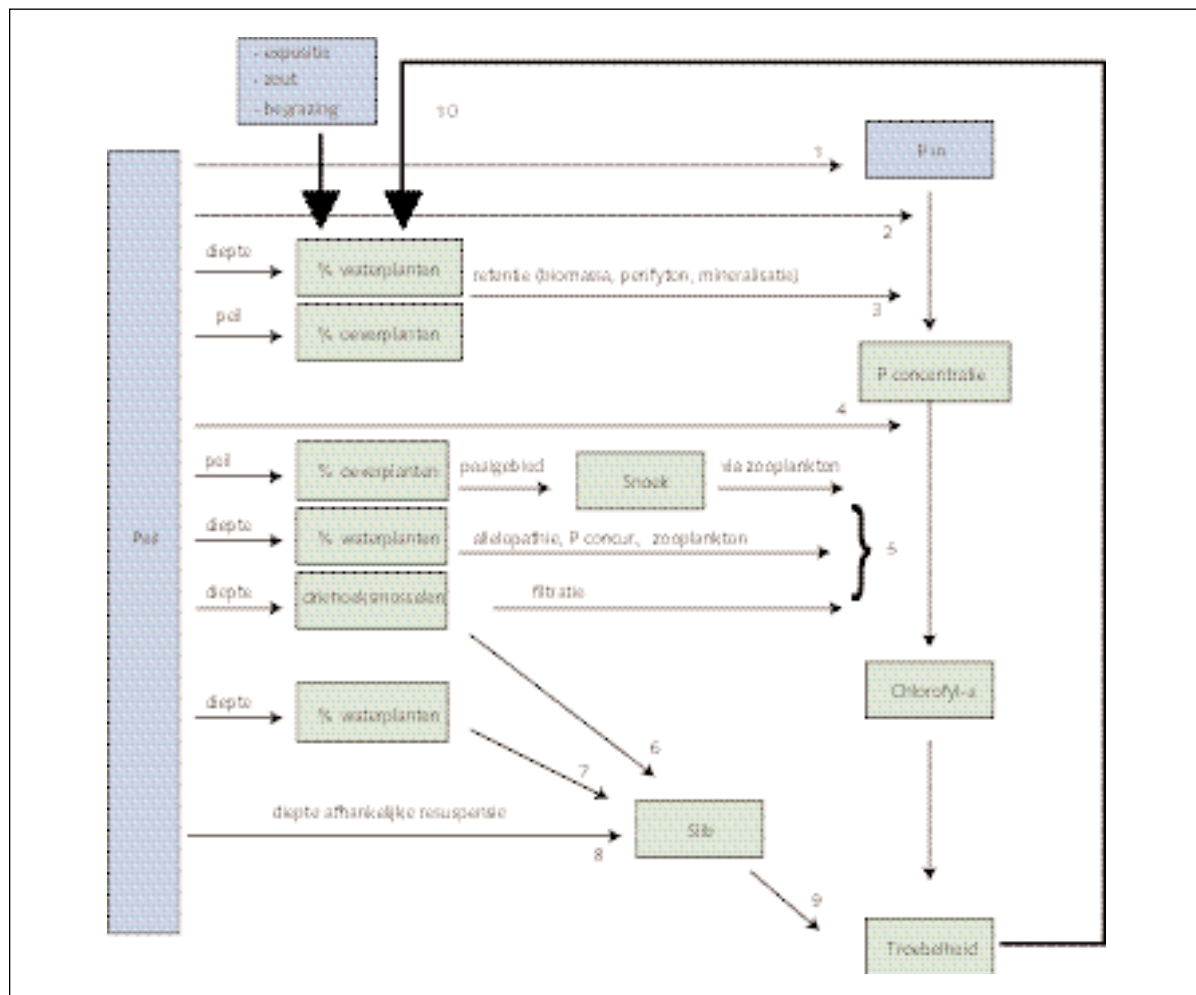


Op basis van deze modelsimulaties is het te verwachten dat een waterpeilverlaging geen of nauwelijks effect heeft op de waterkwaliteit bij heel hoge nutriëntenbelastingen (het systeem is dan altijd in de troebele situatie) of bij juist zeer lage belastingen (het systeem is dan altijd in de heldere toestand). In het intermediaire gebied van nutriëntenbelasting is met peilbeheer (peilverlaging) het hoogste rendement te behalen met betrekking tot de waterkwaliteit, indien op deze wijze de omslag van troebel naar helder bewerkstelligd kan worden. Dit blijkt uit de gesimuleerde ranges van de nutriëntenbelasting behorende bij de verschillende toestanden in relatie tot het waterpeil.

Samenvattend kan worden gesteld dat de mate van het effect van peilbeheer op de waterkwaliteit van een meer sterk afhangt van systeemeigenschappen, zoals grootte, vorm, diepteprofiel en nutriëntenbelasting. Onze verwachting is dat peilveranderingen met name in ondiepe meren met een redelijk grote variatie aan diepten een omslag teweeg kunnen brengen tussen de twee alternatieve toestanden (helder met waterplanten vs. troebel met algen). Voorwaarde hiervoor is dat de nutriëntenbelasting niet te hoog is (dan is het systeem altijd troebel) en niet te laag is (altijd helder), maar zich rond de overgangszone met alternatieve evenwichten bevindt (zie ook figuur 3.4).

**Figuur 3.5**

Conceptueel model voor de effecten van waterpeil via de voedselketen op de troebelheid. Boxen met stuurvariabelen zijn aangegeven in lichtblauw en die van doelvariabelen in groen.





### 3.4 Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en de invloed van waterpeil en -diepte

In deze paragraaf worden de interacties beschreven tussen het peilbeheer en de belangrijkste eutrofiëringsvariabelen, alsmede de mechanismen die deze interacties bepalen. Als raamwerk wordt gebruikt de keten van relaties van de externe nutriëntenbelasting van een meer, naar de hieruit resulterende nutriëntenconcentratie in het meer, naar de chlorofyl-a concentratie en uiteindelijk het doorzicht (Hosper, 1997). Het peil werkt op een aantal directe of indirecte manieren in op deze keten van relaties (figuur 3.5).

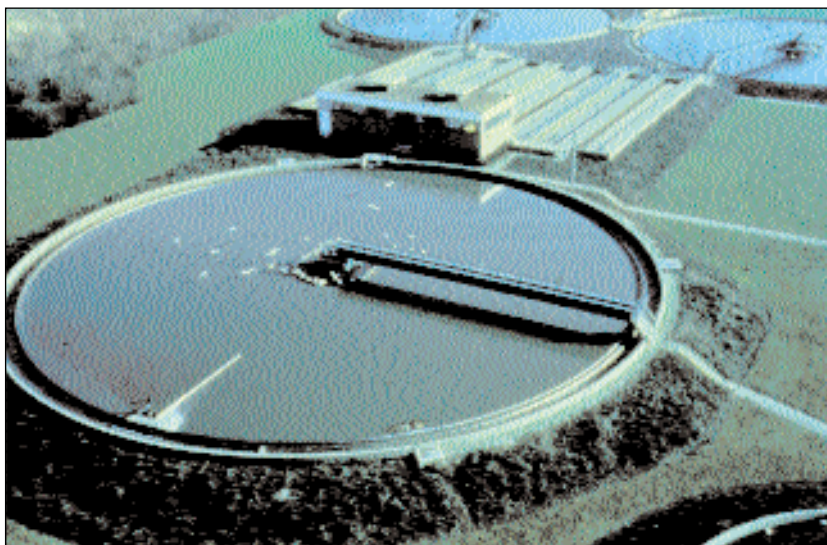
#### Externe P-belasting

Gaande van boven naar beneden in het schema in figuur 3.5 kan het peilbeheer allereerst invloed hebben op de externe of interne P-belasting (*pijl 1*). Dit gebeurt op de volgende wijzen:

- Door het handhaven van een bepaald peil is er gedurende perioden met een watertekort aanvoer van water nodig om het streefpeil te handhaven. Met dit water komen ook nutriënten binnen. Een natuurlijker peilverloop, met name het toestaan van lagere waterpeil gedurende de zomer, vermindert de benodigde aanvoer van systeemvreemd inlaatwater en daarmee ook de externe nutriëntenbelasting. Een ander aspect is dat een afwijkende ionensamenstelling van het inlaatwater de interne P-belasting kan beïnvloeden. Met name van sulfiden is bekend dat deze de interne P-belasting stimuleren, daar deze sulfiden neerslaan met ijzer en zo de adsorptiecapaciteit voor P reduceren (Lamers *et al.*, 1998; Lamers *et al.*, 2001). Ook kan in veenplassen een versnelde mineralisatie van organische stof optreden doordat het pH optimum gehandhaafd blijft door bufferwerking van inlaatwater. De sterkte van de hierboven beschreven effecten zullen van minder belang zijn voor meren met een lange verblijftijd ofwel diepe meren.
- Het peil beïnvloedt de hoeveelheid kwel/wegzijging; een lager peil in met name gebieden met fosfaatrijke kwel zal de externe belasting langs deze weg juist doen toenemen.

.....  
**Foto 3.4**

Door de ontwikkeling van de rioolwater-zuivering is de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater steeds verder verminderd  
(foto: RIZA)



---

### De ratio $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$

De verhouding tussen de P-concentratie in het meer en die in het inlaatwater,  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$ , is een maat voor de retentie van P die optreedt in het meer. Deze retentie is het netto resultaat van de processen die P vastleggen in het systeem, zoals sedimentatie van particulier materiaal, opname in biomassa en adsorptie aan zwevende stof en bodemdeeltjes. Wanneer deze ratio groter dan één is (de concentratie in het meer is groter dan die in het inlaatwater) treedt interne productie op. In de meeste meren is de ratio kleiner dan één en treedt netto retentie op. Het waterpeil kan de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$  op verschillende manieren beïnvloeden.

### Directe effecten (pijl 2)

De waterdiepte, in combinatie met de strijklengte, bepaalt de mate van resuspensie van de sediment top laag. Wind veroorzaakt turbulentie, die zich vertaalt in een schuifspanning langs de bodem. Wanneer een kritische schuifspanning wordt overschreden treedt resuspensie op van particulier materiaal (bijvoorbeeld: Blom *et al.*, 1994). P dat geadsorbeerd is aan sedimentdeeltjes komt op deze wijze in de waterkolom en draagt bij aan de gemeten totaal-P concentratie.

Het waterpeil heeft voor zowel N als P ook gevolgen voor de uitwisseling tussen water en sediment van opgeloste componenten ( $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ), en beïnvloedt ook op deze wijze de ratio's  $C_{\text{meer}} : C_{\text{in}}$ . De uitwisselingsflux  $F$  ( $\text{M L}^{-2} \text{T}^{-1}$ ) van opgeloste stoffen wordt gedreven door zowel de concentratiegradiënt  $dC/dz$  over het sediment-water grensvlak, als door de effectieve dispersiecoëfficiënt  $D_{\text{eff}}$  ( $\text{L}^2 \text{T}^{-1}$ ) aan dit grensvlak:  $F = D_{\text{eff}} * dC/dz$  (Berner, 1980).  $D_{\text{eff}}$  is de som van moleculaire diffusie en verticale dispersie veroorzaakt door turbulentie in de waterkolom:  $D_{\text{eff}} = D_{\text{mol}} + D_{\text{turb}}$ . Deze laatste term is in stagnante ondiepe watersystemen voornamelijk gedreven door de werking van windgolven. Door deze windgolven ontstaan horizontale drukverschillen die in de aanwezigheid van sedimentdeeltjes resulteren in een verticale dispersie. Deze neemt exponentieel af met de diepte van het meer, maar in ondiepe meren geldt aan het sediment-water grensvlak in het algemeen dat  $D_{\text{turb}} \gg D_{\text{mol}}$ . (voorbeeld Veluwemeer: Portielje & Lijklema, 1999). De naleveringsflux van opgelost P is hierdoor potentieel groter bij kleinere waterdiepte. Een ander, maar tegengesteld effect hiervan is dat de zuurstofinbreng in de bodem negatief gerelateerd is aan de waterdiepte. Dit heeft gevolgen voor de vastlegging van P in het sediment door de afhankelijkheid van P-adsorptie van de redoxcondities. Een verlaagde zuurstofinbreng bij hoger waterpeil kan derhalve resulteren in anaërobie van de sediment-top laag en het vrijkomen van P door reductie van het ijzer(hydr)oxide-P complex. Dit resulteert dan met name in de zomerperiode in een verhoging van de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$ .

Ook de stikstofhuishouding is afhankelijk van het waterpeil. Een verlaagde zuurstofinbreng in het sediment bij een hoger waterpeil heeft een negatief effect op de nitrificatie in de sediment-top laag, en zal in het algemeen resulteren in een verminderde stikstofverwijdering ten gevolge van denitrificatie en een ophoping van ammonium (Wienk *et al.*, 2000). Dit is afhankelijk van de verhouding  $\text{O}_2 : \text{NO}_3$  : (afbreekbare) organische stof (Van Luijn, 1997). Wanneer er een overmaat van  $\text{O}_2$  aanwezig is ten opzichte van deze organische stof fractie wordt deze laatste vrijwel geheel aëroob afgebroken en treedt er vrijwel geen gekoppelde nitrificatie-denitrificatie op. Wanneer er te weinig  $\text{O}_2$  aanwezig is zal nitrificatie de beperkende stap zijn en zal de organische stof voornamelijk anaëroob worden afgebroken. Stikstofverwijdering ten gevolge van denitrificatie is juist maximaal in een intermediaire range van de  $\text{O}_2$  : organische stof verhouding.

De mineralisatie van stikstof in organische sedimenten zal echter naar verwachting bij een langdurig (jarenlang) lager waterpeil juist toenemen. Bij

---

kortdurende waterpeilverlagingen, gedurende enige maanden, lijkt dit geen noemenswaardig effect te hebben (Lamers, 2001).

Behalve door een directe diepteafhankelijkheid van resuspensie en uitwisseling van opgeloste componenten, kan de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$  ook indirect beïnvloed worden doordat het peil de toestand van ecologische variabelen beïnvloedt. Indien door een verlaagd peil een omslag van een algen-gedomineerd naar een macrofyten-gedomineerd systeem optreedt heeft dit gevolgen voor de retentie (*pijl 3*). Waterplanten stimuleren sedimentatie en leggen nutriënten vast. In de Veluwevloedmeren is een significante verhoging van de retentie (= verlaging van de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$ ) gevonden in relatie tot de bedekking met ondergedoken waterplanten (Portielje & Rijdsdijk, subm.). Voor oeverplanten kan hetzelfde effect verwacht worden (Wienk *et al.*, 2000). Er worden ook effecten van waterplanten op de stikstofhuishouding verwacht. De beschikbaarheid van organische stof speelt hierbij ook een rol. Emergente planten kunnen actief zuurstof de bodem in transporteren, en op deze wijze de gekoppelde nitrificatie-denitrificatie in het sediment stimuleren (Wienk *et al.*, 2000).

De morfologie van het systeem is mede bepalend voor de gevoeligheid voor peilscenario's. Diepte en positionering van de ondiepe delen in termen van de strijklengte ten opzichte van de overheersende windrichting zijn bepalend voor de mate waarin geschetste processen gestuurd/bepaald worden door het waterpeil. Juist in meren waar de relatief ondiepe delen liggen in dat deel waar de strijklengte, en dus  $D_{\text{eff}}$ , het grootst is, zal de nutriëntenhuishouding in termen van P-nalevering en N-verwijdering gevoelig zijn voor het gehanteerde peilverloop. In het algemeen geldt dat de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$ , en ook de ratio  $N_{\text{meer}} : N_{\text{in}}$ , in het zomerhalfjaar lager is bij een natuurlijk peilverloop dan bij een tegennatuurlijk peilverloop. Dit wordt verder versterkt door de effecten van waterplanten, indien deze bij een natuurlijk peilverloop een hogere potentiële bedekking kunnen bereiken, en dan juist in deze ondiepe delen de resuspensie verlagen.

Voorts is er een klein indirect effect van het waterpeil op de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$  dat via temperatuur loopt. Bij een grotere waterdiepte zal, in gemengde ondiepe meren, de watertemperatuur iets lager zijn. Zowel biologische als fysisch-chemische processen verlopen sneller bij hogere temperaturen, waardoor een peilverlaging in de zomerperiode de ratio  $P_{\text{meer}} : P_{\text{in}}$  zal beïnvloeden. Het netto effect hangt echter af van de temperatuureffecten op de verschillende processen die P vastleggen dan wel mobiliseren.

#### **Chlorofyl-a - $P_{\text{meer}}$**

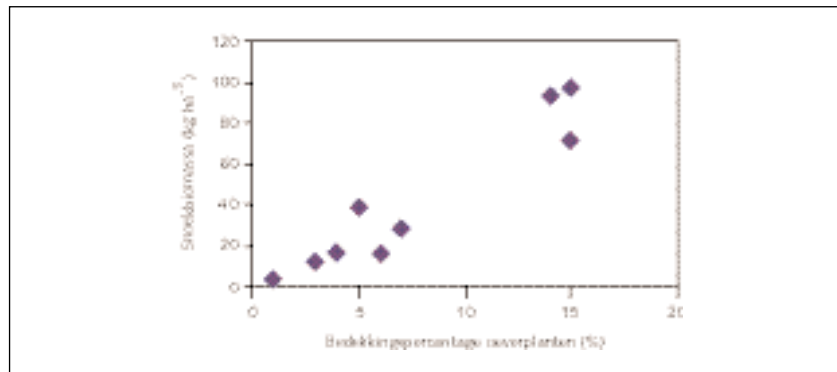
De chlorofyl-a:  $P_{\text{meer}}$  ratio wordt eveneens op verscheidene manieren beïnvloed door het peilverloop.

Een directe beïnvloeding (*pijl 4*) is er door het effect van de waterdiepte op de mate van lichtlimitering van algen. Dit geldt met name bij zeer hoge algenconcentraties. Bij een lager waterpeil wordt bij licht gelimiteerde algengroei een toename verwacht van de concentratie algen (Scheffer, 1998), zodanig dat het licht in het water toch tot het minimum wordt uitgeput. Ook zullen door een verhoogde resuspensie bij een lager peil gesedimenteerde algen regelmatig opgewerveld worden en een groter deel van de tijd in de waterkolom doorbrengen, hetgeen de chlorofyl-a concentratie in de waterkolom positief beïnvloedt (Ogilvie & Mitchell, 1998).

Indirecte effecten (*pijl 5*) lopen via de bedekking met waterplanten of de dichtheid van Driehoeksmosselen en hieraan gerelateerde mechanismen die het fytoplankton beïnvloeden. Met name Snoek kan zich bij een toegenomen oevervegetatie beter ontwikkelen (Grimm, 1994, figuur 3.6).

**Figuur 3.6**

Relatie tussen het bedekkingspercentage oeverplanten en de Snoekbiomassa in meren (naar Grimm, 1994)



In uiteenlopende meren wordt een lineair verband gevonden tussen de snoekbiomassa en het oppervlak bedekt met oever en/of watervegetatie. De snoekbiomassa bedraagt ongeveer  $1,6 \text{ kg ha}^{-1}$  per % bedekt oppervlak met water- én oeverplanten (Grimm, 1989; Grimm & Backx, 1990) en ongeveer  $5 \text{ kg ha}^{-1}$  per % bedekt oppervlak oeverplanten (Grimm, 1994). In heel dicht bedekte meren lijkt de snoekbiomassa echter weer af te nemen. De maximale biomassa onder optimale condities bedraagt circa  $110 \text{ kg ha}^{-1}$ . Deze roofvis blijkt in meren en plassen in Denemarken en Zweden van groot belang te zijn voor het onder controle houden van de biomassa planktivore vis (Jeppesen, 1998; Hargeby *et al.*, 1994). Voor optimale top-down controle is vooral de verhouding tussen roofvis en prooivis (meestal planktivore vis) van belang. In heldere meren is het aandeel roofvis doorgaans groter dan 20% van de totale visbiomassa (Jeppesen, 1998).

**Foto 3.5**

Het voorkomen van Snoek hangt samen met de vegetatiestructuur onder water (foto: Willem Kolvoort)



---

Andere effecten van water- en oeverplanten zijn competitie met fytoplankton om de beschikbare nutriënten, waardoor nutriënten worden vastgelegd in de plantenbiomassa (Kufel & Ozimek, 1994). Sommige wortelende soorten kunnen daarentegen mogelijk juist als nutriëntenpomp fungeren, waardoor nutriënten juist vrijkomen uit het sediment en afgegeven worden aan de waterfase (Stephen *et al.*, 1997). Een ander mogelijk negatief effect van waterplanten op de algengroei is de uitscheiding van allelopathische stoffen (Jasser, 1995), hoewel effecten in het veld nog niet overtuigend zijn aangetoond (Forsberg *et al.*, 1990).

Het waterpeil werkt via de waterdiepte ook op andere organismen. Driehoeksmosselen zijn met name gebonden aan wat dieper water, omdat in ondiep water vanwege te grote temperatuurfluctuaties de voortplantingscyclus niet goed verloopt (zie ook hoofdstuk 4). Driehoeksmosselen zijn efficiënte filterfeeders die via top-down sturing de fytoplanktonbiomassa limiteren. De bruto filtratiecapaciteit van Driehoeksmosselen is goed te bepalen, maar in welke mate dit leidt tot een afname van de chlorofylconcentratie hangt ook af van de mate van verticale watermenging in het systeem. Empirische gegevens over de rol van graasdruk door Driehoeksmosselen op algen in meren zijn wel beschikbaar (IJsselmeergebied; Lammens & Hosper, 1998). Complicerende factor bij het empirisch bepalen van deze graasdruk is echter dat de toename van Driehoeksmosselen vaak gepaard gaat met een simultane toename van andere organismen die ook de helderheid bevorderen. Hierdoor zijn de individuele bijdragen van de verschillende groepen moeilijk te scheiden.

#### **Doorzicht - chlorofyl-a**

Bij een gegeven chlorofyl-a concentratie kan de bijdrage hiervan aan de lichtuitdoving berekend worden (Portielje & Van der Molen, 1999). Naast de bijdrage van chlorofyl-a wordt het doorzicht ook bepaald door de bijdrage aan de lichtuitdoving van overige componenten, met name die van slib (*pijl 9*). Deze term, de achtergrondstroebelings, verschilt sterk tussen meren en binnen een meer ook in de tijd. Verwacht kan worden dat het waterpeil (-diepte) een direct effect heeft op de achtergrondstroebelings, doordat resuspensie van bodemdeeltjes diepteafhankelijk is (*pijl 8*). Dit wordt ondersteund door de hogere achtergrondstroebelings in meren met een kleinere gemiddelde waterdiepte (Portielje & Van der Molen, 1997). In een systeem dat zich in de algen-gedomineerde toestand bevindt zal een verlaagd peil de troebelheid doen toenemen. Een systeem dat zich in de door macrofyten gedomineerde toestand bevindt zal hier veel minder gevoelig voor zijn, daar de waterplanten door wind geïnduceerde resuspensie reduceren (Van den Berg *et al.*, 1998) (*pijl 7*). Driehoeksmosselen reduceren ook de hoeveelheid slib (*pijl 6*) via filtratie (Reeders & Bij de Vaate, 1990) en mogelijk via uitscheiding van slibdeeltjes als faecale pellets die beter bezinken en minder snel onderhevig zijn aan resuspensie.

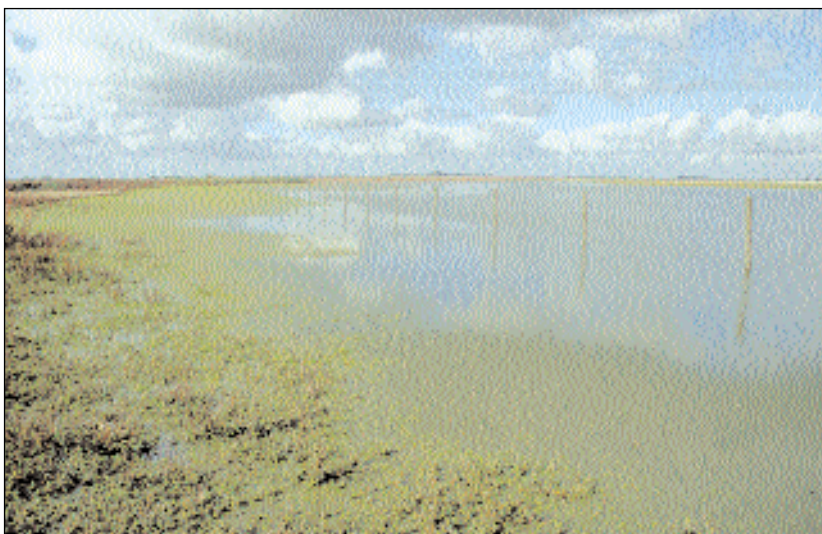
#### **Terugkoppelingen**

Naast dat waterplanten op verschillende wijze het doorzicht positief beïnvloeden, heeft het doorzicht op zijn beurt weer een positief effect op de kansen voor ondergedoken waterplanten (*pijl 10*). Dit zelf-versterkend effect is van groot belang voor de stabilisering van de gewenste heldere toestand (Scheffer, 1998). De wijze waarop het peilverloop in een systeem hierop inwerkt, biedt mogelijkheden om met peilbeheer als (aanvullende) maatregel een omslag van de troebele naar heldere toestand te bewerkstelligen.

Bodemalgen zijn niet expliciet in het schema opgenomen, omdat gedetailleerde informatie over relaties tussen het voorkomen van bodemalgen en waterpeil nagenoeg ontbreekt. De verwachting is dat bodemalgen een vergelijkbare reactie hebben en effecten vertonen als waterplanten. Allereerst is er voldoende licht nabij de bodem nodig, iets wat met peilbeheer beïnvloed kan worden. Door nutriëntenopname kunnen benthische algen de verhouding tussen de P-concentratie in de waterkolom en de externe P-belasting verlagen (Portielje & Lijklema, 1994), en hiermee door concurrentie met fytoplankton om nutriënten de verhouding tussen de chlorofyl-a en de totaal-P concentratie verlagen. Mogelijk kunnen bodemalgen ook de bodemstabiliteit verbeteren en hierdoor resuspensie en dus troebeling door slib verlagen, en de nutriëntenuitwisseling tussen bodem en water beïnvloeden (Jensen *et al.*, 1994).

**Foto 3.6**

Zeer vlakke oevers hebben een brede zone die afwisselend nat en droog is (foto: Hugo Coops)



### 3.5 Kwantificering van relaties voor verschillende peilscenario's

Op basis van het voorgaande wordt hier voor de verschillende peilscenario's beschreven in hoofdstuk 2 (gereguleerd vast peil, omgekeerd peilverloop, semi-natuurlijk, natuurlijk) een kwalitatieve inschatting gemaakt van de effecten van deze peilscenario's op de relaties tussen de verschillende eutrofiëringsvariabelen (tabel 3.1). Hierbij wordt ingegaan op de interacties (pijlen) zoals weergegeven in figuur 3.5.

Bij een natuurlijk peilbeheer wordt geen gebiedsvreemd water ingelaten (pijl 1). Het gebiedsvreemde water is niet altijd van goede kwaliteit of heeft een andere chemische samenstelling die de interne belasting kan verhogen. Een natuurlijk peilbeheer voorkomt dus een hogere P belasting, waarmee de kans op helder water wordt vergroot. Bij andere processen (pijl 2 en 8) is de kans groter dat juist een omgekeerd peilbeheer gunstiger uitpakt voor de waterkwaliteit, doordat het waterbodembodem dan minder gevoelig is voor resuspensie veroorzaakt door windgolven. Voor pijl 2 werkt de verminderde oxidatie van de sediment top laag bij een hoger waterpeil hier echter tegenin. De rol van pijl 4 (verhoging van chlorofyl-a :  $P_{\text{meer}}$  bij hoger waterpeil door afname lichtlimitatie bij zeer hoge algenbiomassa) is echter in het algemeen zeer gering. Zoals eerder gesteld, verwachten wij eerder een doorslaggevende rol van een natuurlijk peil voor waterplanten door gunstigere waterdieptes en betere ontwikkeling van de roofvisstand (pijl 5). In het algemeen kan gesteld worden dat de kans op het optreden van de heldere



toestand als volgt afneemt met het peilscenario: *natuurlijk* > *semi-natuurlijk* > *vast* > *omgekeerd*. In een vervolgstudie dienen de beschreven relaties van figuur 3.4 kwantitatief bepaald te worden in relatie tot de genoemde peilscenario's en kunnen deze peilscenario's dienen als cases.

**Tabel 3.1**

Verwachte positieve effecten van peilbeheer scenario's per eutrofiëringsvariabele of -relatie, op de waterhelderheid

Pijl	Werkt in via	Kans op toenemende waterhelderheid bij peilbeheerscenario
1	$P_{in}$	Natuurlijk > semi-natuurlijk > vast, omgekeerd
2	$P_{meer} \cdot P_{in}$	Omgekeerd > vast > semi-natuurlijk > natuurlijk
3	$P_{meer} \cdot P_{in}$	Natuurlijk > semi-natuurlijk > vast > omgekeerd
4	chlorofyl-a: $P_{meer}$	Omgekeerd > vast > semi-natuurlijk > natuurlijk
5	chlorofyl-a: $P_{meer}$	Natuurlijk > semi-natuurlijk > vast > omgekeerd
6	Achtergrond troebelings	Natuurlijk > semi-natuurlijk > vast > omgekeerd
7	Achtergrond troebelings	Natuurlijk > semi-natuurlijk > vast > omgekeerd
8	Achtergrond troebelings	Omgekeerd > vast > semi-natuurlijk > natuurlijk

De effecten van het bergingsscenario zijn moeilijk direct te vergelijken met de overige peilscenario's. Het gaat hierbij voornamelijk om een inschatting van de effecten van een tijdelijke waterpiek op het ecosysteem. Het handhaven van een relatief laag peil geeft goede mogelijkheden voor de ontwikkeling van oever- en ondergedoken vegetatie. De stabiliteit van het systeem na een bergingspiek verdient hierbij meer aandacht, alsmede de instantane effecten op de nutriëntenhuishouding van het systeem. Dit vergt een andere aanpak die meer gericht dient te zijn op risico-evaluatie en het berekenen van overschrijdskansen van kritische waarden.

### 3.6 Signalering witte vlekken/onderzoeksvragen

Om een kwantitatieve inschatting te maken van de relaties van figuur 3.4 is veel informatie nodig. Een gedeelte van deze informatie is voorhanden uit andere studies, zoals gerefereerd in paragraaf 3.5. Een ander gedeelte is niet beschikbaar of niet aanwezig. Hieronder zijn een aantal onderwerpen genoemd waarover meer kennis wenselijk is.

#### Relatie ondiepte en voorkomen ondergedoken waterplanten

Over het vermogen van waterplanten om perioden van zeer ondiep water te overleven is nog relatief weinig bekend. Dit is wel een gevoelige factor, omdat het lichtklimaat in ondiep water relatief gunstig is, maar in de praktijk blijkt dat waterplanten niet veel voorkomen op heel ondiepe gedeeltes.

#### Relatie waterpeilverloop en waterplanten

Het is te verwachten dat waterplanten baat hebben bij een lage waterstand in het zomerhalfjaar. Het lichtklimaat is echter niet in alle maanden even belangrijk voor waterplanten. Zo kunnen waterplanten het lichtklimaat sterk verbeteren als zij eenmaal groeien. Welke periode van het jaar nu cruciaal is voor manipulatie van de waterstand is nog niet duidelijk. Modellen die de groei van waterplanten simuleren, zoals Charisma (Van Nes *et al.*, 2002), kunnen een idee geven van de invloed van peilbeheer-scenario's op de ontwikkelingskansen van waterplanten.

#### Top-down controle via snoek

Veel studies benadrukken de betekenis van top-down controle van Snoek, maar door de vele tussenstappen (via oeverplanten via snoek via zoöplankton op graasdruk algen) is kwantificering omgeven door grote onzekerheden.

---

#### **Droogvallende bodem**

Het is onduidelijk wat de kwantitatieve effecten zijn van een droogvallende/onderlopende bodem, met name wat betreft de opname en afgifte van nutriënten (Wienk *et al.*, 2000). Bovendien zijn de gevolgen voor organismen groot. Verschillende organismen hebben verschillende strategieën om perioden van droogte door te komen (Boulton en Brock, 1999) maar er is relatief weinig bekend over de duur en de mate van effecten.

#### **Mineralisatie en retentie**

Er zijn veel studies gedaan naar de retentie door en mineralisatie van oeverplanten. De bijdrage van waterplanten aan retentie en mineralisatie is nog relatief onbekend.



---

## 4 Invloed van het peil op biodiversiteit en natuurwaarde

---

### Het peilverloop bepaalt het aanbod aan habitats en daarmee het aantal soorten in een gebied

Ruurd Noordhuis en Leo Zwarts  
RIZA, Lelystad

Als wijziging van het peilverloop resulteert in een vergroting van het aanbod aan te onderscheiden habitats (via een geleidelijker land-water overgang en een meer gevarieerde oevertvegetatie), dan zal een groter aantal soorten in het gebied een kans krijgen en zal de diversiteit toenemen. Die diversiteit heeft een zekere natuurwaarde. Andere (bestaande) natuurwaarden kunnen echter door een verandering in het peilverloop zowel positief als negatief worden beïnvloed. Het peilverloop is daardoor een belangrijke stuurknop voor biodiversiteit en natuurwaarde.

Het peilverloop is een zeer belangrijke stuurknop voor biodiversiteit. Dit proces verloopt met name via herstel van de waterrietzone en/of via vestiging van waterplanten als gevolg van wijzigingen in het lichtregime op de bodem.

Een grotere diversiteit kan samen gaan met verlies van specifieke natuurwaarden, vooral als die samenhangen met bijv. het massaal voorkomen van bepaalde voedselbronnen (internationale betekenis voor watervogels).

---

#### Foto 4.1

Grote aantallen zwanen op het ijs van het Veluwemeer  
(foto: Hugo Coops)



## 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt geprobeerd effecten van verschillen in peilverloop op de natuurwaarden te voorspellen. Het accent ligt daarbij op de relatie tussen het voorkomen van benthische macrofauna en watervogels in het IJsselmeergebied, die met grotendeels nog ongepubliceerde gegevens in beeld wordt gebracht. Daarbij wordt veel gebruik gemaakt van diepterelaties. Verder verlopen effecten op de diversiteit van de fauna grotendeels via veranderingen in de flora, hetzij door veranderingen in habitatstructuur en voedingswaarde, hetzij door effecten van (water)planten op de waterkwaliteit. Bij de bespreking van de effecten wordt onderscheid gemaakt in vier deelsystemen:

- 1) bodemgemeenschappen (benthos);
- 2) pelagische gemeenschappen (open water);
- 3) de waterplantenzone;
- 4) de moeraszone, inclusief emergente vegetatie in het water (m.n. waterriet).

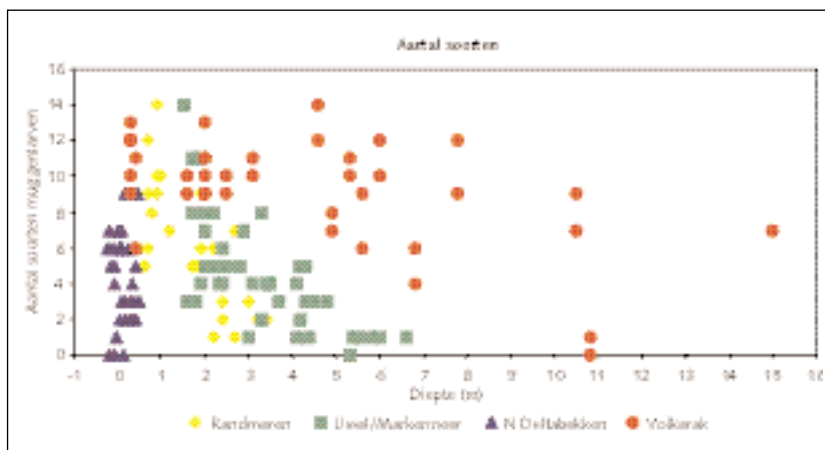
## 4.2 Benthische gemeenschappen

### Benthos

De benthische gemeenschap (d.w.z. van de kale bodem) omvat vooral macrofauna, benthische algen en vissoorten als Aal, Pos en Bot. Wijzigingen in peilverloop hebben waarschijnlijk de meeste invloed op de benthische macrofauna, die vooral bestaat uit muggenlarven, borstelarme wormen (*Oligochaeta*) en mollusken (hoofdzakelijk tweekleppigen en kieuwslakken). De diversiteit van deze macrofaunagemeenschappen wordt beïnvloed door diepte, maar dat moet worden gezien in samenhang met factoren als afstand tot de oever, sedimenttype en predatie, die niet onafhankelijk zijn van diepte. De aard van de relatie tussen diepte en dichtheid van bodemdieren verschilt sterk per diersoort of -groep. In het algemeen is de soortenrijkdom het grootst in matig diep water. Daarbij lijken in een aantal van de grote Nederlandse meren de muggenlarven hun maximum te vertonen in ondieper water dan wormen en mollusken. In het IJsselmeergebied neemt het aantal soorten muggenlarven toe met afnemende diepte (figuur 4.1). In het Volkerak, waar over een grotere range van diepten is gemeten, is dat ook het geval, maar daar lijkt rond een diepte van 1 m een maximum op te treden (van Dam & Wiersma 1995). In zeer ondiep water van het Noordelijk Deltabekken (Haringvliet, Hollandsch Diep en Biesbosch) was het aantal soorten lager, zonder dat in de beschouwde (beperkte) diepterange een duidelijke trend kon worden vastgesteld (figuur 4.1; Smit & Snoek 1989).

**Figuur 4.1**

Relatie tussen diepte en aantal soorten muggenlarven in het IJsselmeergebied (gegevens MWTL habitatbemonsteringen IJsselmeer/Markermeer 1992 en 1996 en Randmeren 1993), het Volkerak (gegevens 1991-1994 uit van Dam & Wiersma 1995) en het Noordelijk Deltabekken (gegevens 1986, uit Smit & Snoek 1989). In het IJsselmeergebied verklaart de waterdiepte een groter deel van de variantie dan het sedimenttype of de afstand tot de kust. Het Noordelijk Deltabekken wordt beïnvloed door getij, de diepte is hier uitgezet t.o.v. de gemiddelde laagwaterstand

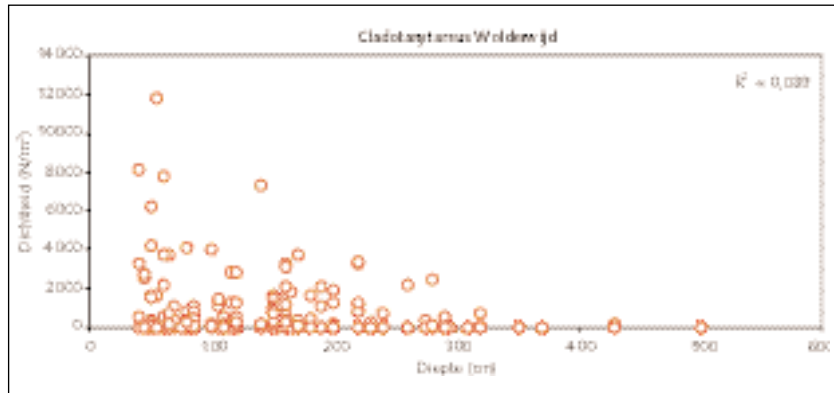


Ook in het intergetijdegebied aldaar was geen sprake van een duidelijke afname van het aantal soorten, maar evenmin waren in deze zone specifieke soorten aanwezig. Dergelijke specialisten zijn in zoet water schaars; het beste voorbeeld is het getijdeslakje *Mercuria confusa* uit het benedenrivierengebied, dat, gekoppeld aan habitatverlies, in de tweede helft van de vorige eeuw sterk achteruit is gegaan (Gittenberger & Janssen 1998). Veel soorten met een bredere habitatkeuze blijken echter bestand tegen de periodieke uitdroging die door het getij veroorzaakt wordt: in het Noordelijk Deltabekken kwam 63% van de aangetroffen muggenlarven (N=27) en 93% van de wormen (N=15) ook in het intergetijdegebied voor. De mollusken leken met 8% (N=8) minder tolerant.

Anders dan de soortenrijkdom nam in het Noordelijk Deltabekken in ondieper water wel de dichtheid en vooral de biomassa van muggenlarven af, samen met een afname in de biomassa per individu. Dat suggereert dat dit ten minste gedeeltelijk een gevolg is geweest van predatie door steltlopers, die de grotere prooien selecteren (zie verder). Kleinere soorten zouden hiervan kunnen profiteren; *Cladotanytarsus* bereikte in het Noordelijk Deltabekken bijvoorbeeld de hoogste dichtheden in ondiep water (Smit & Snoek 1989). Ook in het Wolderwijd waren de dichtheden van *Cladotanytarsus* en de grotere *Chironomus* negatief gecorreleerd (figuur 4.2 en 4.3), zij het dat hier gezien de grotere diepte geen relatie kan bestaan met predatie door steltlopers. In het Noordelijk Deltabekken nam de dichtheid van wormen, die meestal eveneens relatief klein zijn, toe in ondieper water. Als onder invloed van peilveranderingen het water ondieper wordt zou de gemeenschap in de oeverzone dus verschuiven naar een iets geringere soortenrijkdom en in combinatie met predatie door steltlopers in zeer ondiep water naar lagere totale biomassa, maar eventueel wel een hogere totale dichtheid door een verschuiving naar kleinere soorten.

**Figuur 4.2**

Relatie tussen diepte en dichtheid muggenlarf *Cladotanytarsus* in het Wolderwijd (gridbemonsteringen F. Kerkum 1989-1992)



**Figuur 4.3**

Relatie tussen diepte en dichtheid muggenlarf *Chironomus* in het Wolderwijd (gridbemonsteringen F. Kerkum 1989-1992)

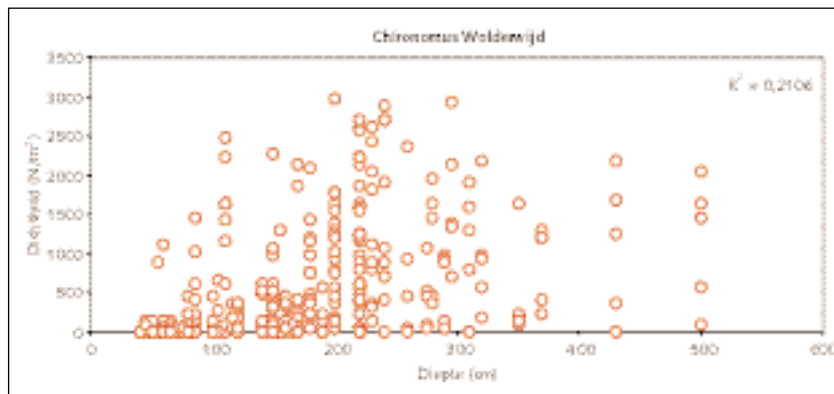
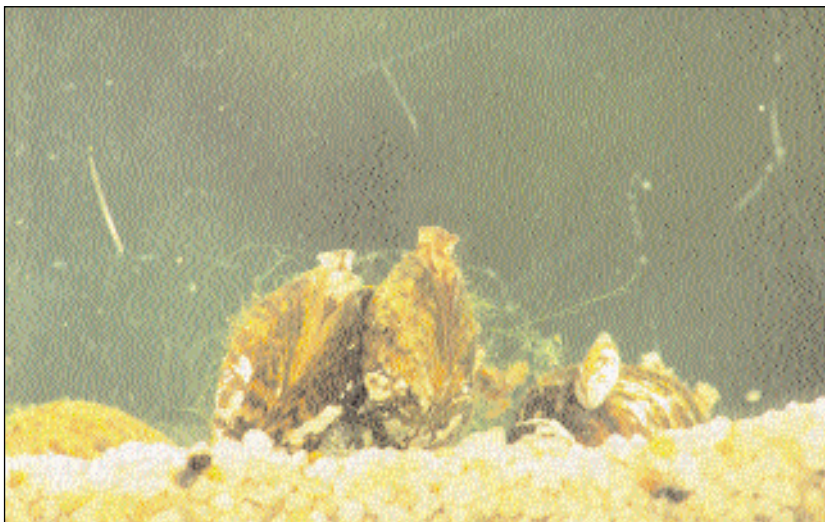


Foto 4.2

De driehoeksmossel is een sleutel-  
organisme in het IJsselmeergebied  
(foto: J. van Schie)



Ook de dichtheden en de conditie van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* vertonen een relatie met de waterdiepte, waarschijnlijk in samenhang met verschillen in de beschikbaarheid van aanhechtingssubstraat. In de randmeren komt het dichtheidsverloop overeen met dat van *Chironomus*; nauwelijks mosselen op diepten van minder dan 80 cm en een maximum rond 2 m (van Moorsel *et al.*, 1999, 2001). In de Veluwerandmeren sluit dit maximum aan op de verspreiding van kranswier, dat zich tot op ongeveer deze diepte had uitgebreid (de Witte *et al.*, 1998, 2000). In de Zuidelijke Randmeren, waar dit niet het geval is, vertonen de mosselen echter hetzelfde optimum (figuur 4.4). In het IJsselmeer en Markermeer komen Driehoeksmosselen grotendeels op grotere diepte voor (figuur 4.8; Brongers 1999, 2001). Wel neemt hier met toenemende diepte de conditie van de mosselen af (vleesgewicht t.o.v. totaal; de Leeuw 1997). Een slechtere conditie betekent minder succesvolle voortplanting. Dit kan betekenen dat mosselen die op grotere diepte voorkomen, nauwelijks bijdragen aan de productie van larven. Hetzelfde geldt waarschijnlijk echter ook voor de meest ondiep voorkomende mosselen. De geringe voortplantingscapaciteit van mosselen die in de eerste helft van de jaren negentig op de stenen oevers van de Veluwerandmeren voorkwamen werd eerder in verband gebracht met de relatief grote dagelijkse schommelingen in de temperatuur van de bovenste waterlaag (Noordhuis *et al.*, 1992, 1994). Door deze schommelingen, die optreden in de bovenste 1,5 m van de waterkolom, zouden de mosselen zich fysiologisch niet kunnen aanpassen aan hoge watertemperaturen waardoor de balans tussen energie-uitgaven en filtratie opbrengst ongunstig uitvalt. Bij mosselen die van een diepte van 1 m afkomstig waren, resulteerde dit in asynchrone uitstoot van geslachtsproducten (twee weken verschil tussen spawning van mannelijke en vrouwelijke dieren), waardoor geen bevruchting plaats kon vinden. Dit effect was min of meer afwezig op een diepte van 3 m (tabel 4.1). Veranderingen in het peilregime kunnen bij Driehoeksmosselen dus niet alleen resulteren in wijzigingen in dichtheden en verspreiding, (verandering in peil op zich) maar ook in wijzigingen in de succeskans van de voortplanting (verandering in de mate van temperatuurfluctuatie).

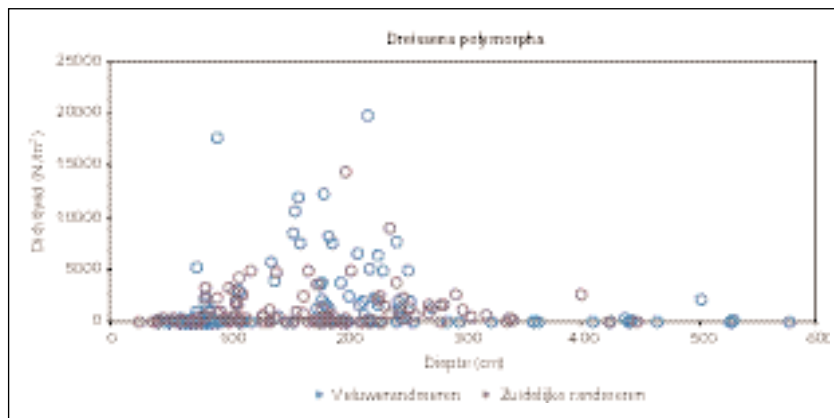
Tabel 4.1

Relatie tussen waterdiepte en de  
uitstoot van geslachtsproducten bij  
mannelijke en vrouwelijke Driehoeks-  
mosselen, uitgehangen op 1 m diepte  
in het Veluwemeer en op 1 en 3 m  
diepte in het IJsselmeer, op 9 juli 1991

Geslacht	Veluwemeer 1 m		IJsselmeer 1 m		IJsselmeer 3 m	
	%	N	%	N	%	N
.....	...	...	...	...	...	...
mm	57	21	11	9	100	5
vv	91	22	100	5	94	17

**Figuur 4.4**

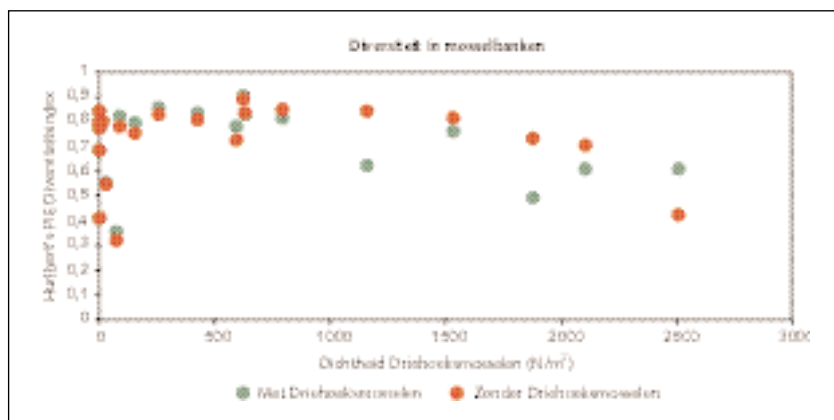
Relatie tussen diepte en dichtheid van Driehoeksmosselen (bodemkartering Veluwerandmeren en Zuidelijke Randmeren 1998 en 2000; van Moorsel *et al.*, 1999, 2001)



Wijzigingen in de dichtheid en verspreiding van Driehoeksmosselen hebben grote betekenis voor de benthos als totaal, omdat mosselbanken een habitat op zichzelf vormen. De aan- of afwezigheid van mosselen heeft grote invloed op de samenstelling van de rest van de benthosgemeenschappen (Noordhuis & Reinhold-Dudok van Heel 2000). De diversiteit van de bodemfauna (uitgedrukt in bijv. Hurlbert's PIE index, zie Washington 1984) vertoont een optimum bij mosseldichtheden van enkele honderden individuen per m<sup>2</sup> (figuur 4.5). Bij hogere dichtheden is de diversiteit lager, met name door het in die omstandigheden massaal voorkomen van de Tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus* (figuur 4.6). Veranderingen in dichtheid en verspreiding van de mosselen betekenen dus tevens wijzigingen in de samenstelling van de rest van de benthosgemeenschap.

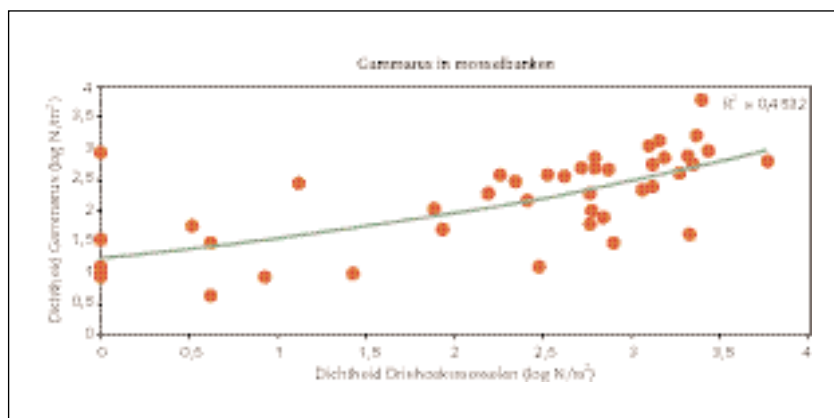
**Figuur 4.5**

Relatie tussen dichtheid van Driehoeksmosselen en diversiteit van overige macrofauna (MWTL habitatbemonstering IJsselmeer en Markermeer 1992 en 1996)



**Figuur 4.6**

Relatie tussen dichtheid van Driehoeksmosselen en dichtheid van *Gammarus tigrinus* (MWTL habitatbemonstering IJsselmeer en Markermeer 1992 en 1996)





---

Veranderingen in waterdiepte kunnen dus resulteren in een andere soortensamenstelling van het benthos. Het verloop in biomassa en veranderingen daarin hangen af van de soortensamenstelling. Bij verandering van het waterpeil kunnen dus verschuivingen optreden om hydrologische redenen (relaties tussen diepte en vestiging of conditie). Relaties tussen diepte en dichtheid staan echter niet altijd los van verschillen in predatiedruk, met name de met grotere diepte afnemende predatiedruk door duikende benthivore watervogels. Door dit soort interacties kunnen de effecten van peilveranderingen complexer worden.

.....  
**Foto 4.3**

Grote groep kuif- en tafeleenden op het Markermeer  
(foto: Hugo Coops)



Omdat Driehoeksmosselen vaak bij uitstek als stapelvoedsel fungeren voor benthivore watervogels als Kuif- en Tafелеenden is het aannemelijk dat wijzigingen in predatiedruk vooral op de gemeenschap in de mosselbanken van invloed zijn. Als het peil tijdens vestiging (zomer) hoger is dan in de periode met de hoogste predatiedruk (winter) is de beschikbaarheid van mosselen voor watervogels relatief groot, evenals het effect van predatie op de mosselpopulatie. Dit is in feite de huidige situatie in het IJsselmeergebied. Verhoging van het winterpeil is dus gunstig voor de mosselen, ongunstig voor de watervogels. De aanwezigheid van waterplanten kan de kansen voor mosselen beïnvloeden, enerzijds door als eerste vestigingssubstraat voor larven te dienen, anderzijds door plaatsconcurrentie met volwassen mosselen. Als verlaging van het waterpeil in het groeiseizoen resulteert in uitbreiding van waterplanten zal het areaal van de mosselen afnemen. Het effect daarvan op de waterkwaliteit en de ecologie hangt af van de morfologie van het betreffende water.

#### **Duikende benthivore watervogels**

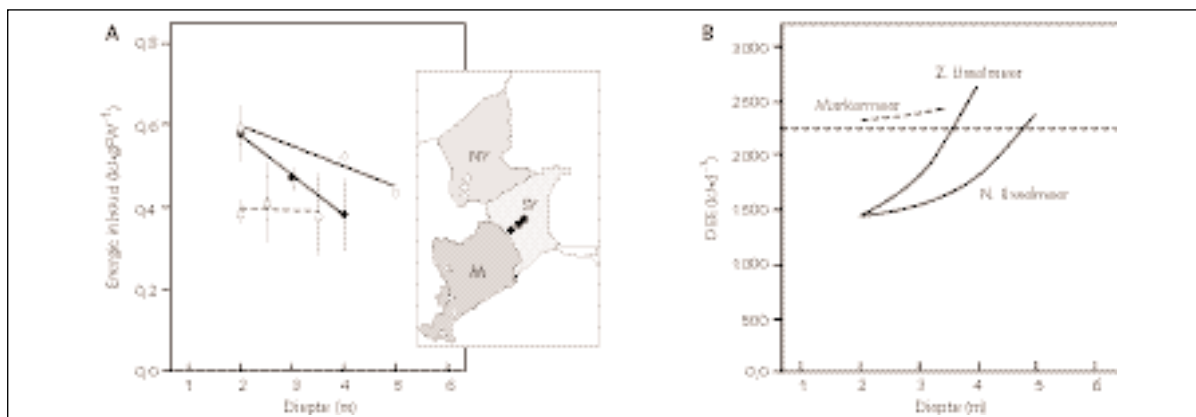
Duikende benthivore watervogels (duikeenden en Meerkoet) foerageren op Driehoeksmosselen en soms op andere mollusken (bijv. *Potamopyrgus antipodarum*, Pisididae), muggenlarven, ostracoden en andere groepen. De dichtheden van deze prooien zijn vaak een functie van de waterdiepte, terwijl ook de kwaliteit van het voedsel van de diepte af kan hangen (figuur 4.7; de Leeuw 1997). Daarnaast nemen de energie-uitgaven van vogels toe als het voedsel van grotere diepte wordt opgedoken. De vogels zullen dus de balans tussen energiekosten en -baten proberen te optimaliseren. Het in het veld gemeten dichtheidsverloop van de prooidieren over de diepterange hangt daardoor eveneens samen met het verloop in predatiedruk. Door

veranderingen in peilregime treden verschuivingen op in deze balans, die zich kunnen vertalen in veranderingen in de aantallen vogels (de Leeuw 1997).

Vooral als de kwaliteit van het voedsel (conditie van Driehoeksmosselen) op grotere diepte afneemt, neemt de dagelijkse energie-uitgave van de vogels sterk toe met de diepte. In de door de Leeuw (19997) beschreven situatie was het voor Toppereenden bijv. in het noordelijke deel van het IJsselmeer niet rendabel is mosselen van meer dan ca. 4,75 m diepte op te duiken (figuur 4.7). In het zuidelijke IJsselmeer, waar de conditie van de mosselen slechter was, bedroeg die grens ongeveer 3,5 m, terwijl het Markermeer, waar de conditie van de mosselen nog slechter was, helemaal niet in aanmerking kwam als foerageergebied voor de Toppereend (de Leeuw 1997). Als een groot deel van de mosselpopulatie voorkomt op diepten die net onder deze dieptegrens ligt, betekent een geringe verhoging van de waterstand, vooral op de korte termijn, dus een relatief groot effect op de voedselbeschikbaarheid (en dus de aantallen) van de betreffende vogelsoort. Bij de Toppereend was, uitgaande van de hierboven genoemde dieptegrenzen, in het noordelijke IJsselmeer 73,5% van de mosselen rendabel te exploiteren, in het zuidelijke deel 14% (figuur 4.8).

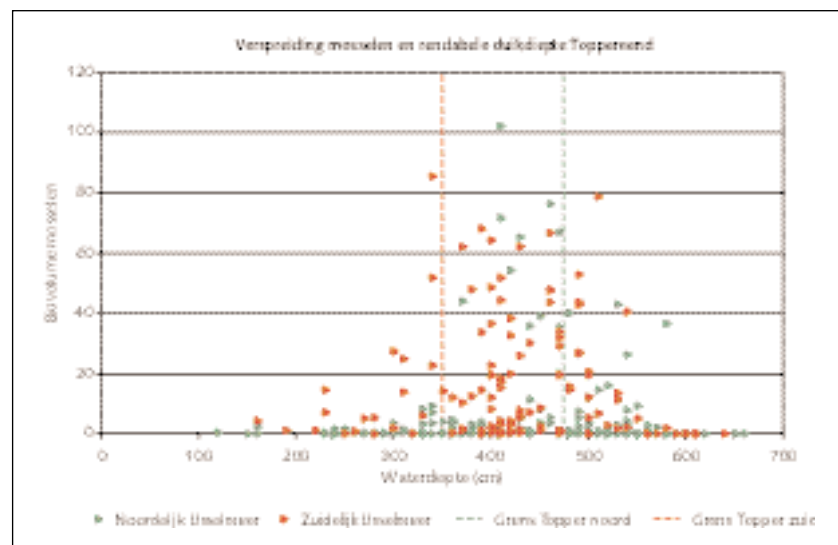
**Figuur 4.7**

a) Relatie tussen de diepte en de conditie van Driehoeksmosselen in het noordelijk IJsselmeer, het zuidelijk IJsselmeer en het Markermeer. b) Dagelijkse energie uitgave (DEE) van Toppereenden in relatie met de duikdiepte in het noordelijk IJsselmeer, zuidelijk IJsselmeer en Markermeer, uitgaande van de prooiconditie zoals aangegeven in figuur a). Bij een energie uitgave van meer dan 2250 kJ per dag is de betreffende voedselbron niet rendabel te exploiteren (uit: De Leeuw, 1997).



**Figuur 4.8**

Diepteverdeling van Driehoeksmosselen in het noordelijke en zuidelijke IJsselmeer in combinatie met de maximale diepte waarop voor Toppereenden volgens De Leeuw 1997, weergegeven in figuur 4.7, de mosselen rendabel geëxploiteerd kunnen worden



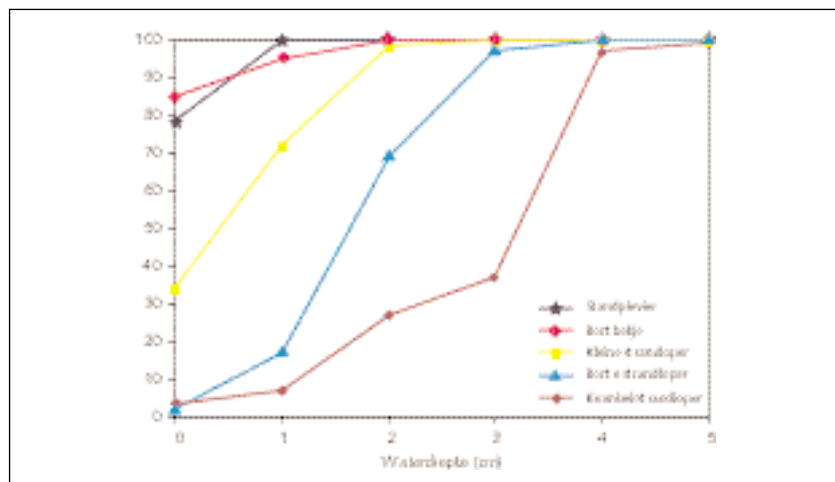
Bij plotselinge verhoging van het waterpeil met 25 cm wordt dat resp. 53% en 5%, ofwel een totale vermindering van het beschikbare aanbod van 34 naar 21%. Dat zou dus een afname van het aantal Toppereenden met maximaal 38% kunnen betekenen. De hoge predatiedruk door vogels in het IJsselmeergebied betekent waarschijnlijk dat de huidige verspreiding van de mosselen in zekere mate door de vogels bepaald is. Na verandering van het peilregime (peilverhoging in het winterhalfjaar) zal op de langere termijn dus mogelijk de diepteverdeling van de mosselen zich aanpassen aan de verminderde predatiedruk op grotere diepte zodat de situatie voor de eenden weer verbetert.

Dit mechanisme speelt mogelijk ook een rol bij andere benthische prooi-soorten, zoals slakken en muggenlarven. In het Wolderwijd kwam de grotere muggenlarf *Chironomus* op diepten van minder dan ca. 80 cm nauwelijks voor en bereikte zijn maximum op grotere diepte (ca. 2 m; figuur 4.3). Onder de duikende watervogels zijn het vooral Tafeleenden en Brilduikers die op muggenlarven kunnen foerageren. Zij zijn echter met name in het winterhalfjaar aanwezig en duiken bovendien dieper dan 2 m. Het dieptepatroon van *Chironomus* hangt daarom waarschijnlijk eerder samen met dieptegerelateerde verschillen in sedimentsamenstelling dan met predatiedruk. In water dat ondiep genoeg is voor niet-duikende vogelsoorten speelt de predatiedruk wel een duidelijke rol.

### Steltlopers

Steltlopers voeden zich in het algemeen met bodemorganismen zoals muggenlarven, grotere "steltlopers" als reigers en Lepelaars gedeeltelijk met vis of (aas)garnalen (Lepelaar). Alle steltlopers moeten lopend voedsel zoeken. Pootlengte beperkt daarom de zone waarin ze kunnen foerageren. Waarnemingen aan een aantal kleinere soorten in een lagune (noord-Senegal) waar alle steltlopers muggenlarven aten, laten zien hoe vogels met langere poten (Krombekstrandloper) in dieper water foerageren dan soorten met korte poten (Kleine strandloper) (figuur 4.9). Grote steltlopers als Kluut en Grutto zijn in staat om in water te foerageren dat maximaal 15 cm diep is, terwijl een soort als de Lepelaar een waterhoogte van maximaal ca. 30 cm aankan (Poorter 1984).

**Figuur 4.9**  
Cumulatief percentage van vijf soorten  
foeragerende steltlopers bij oplopende  
waterdieptes



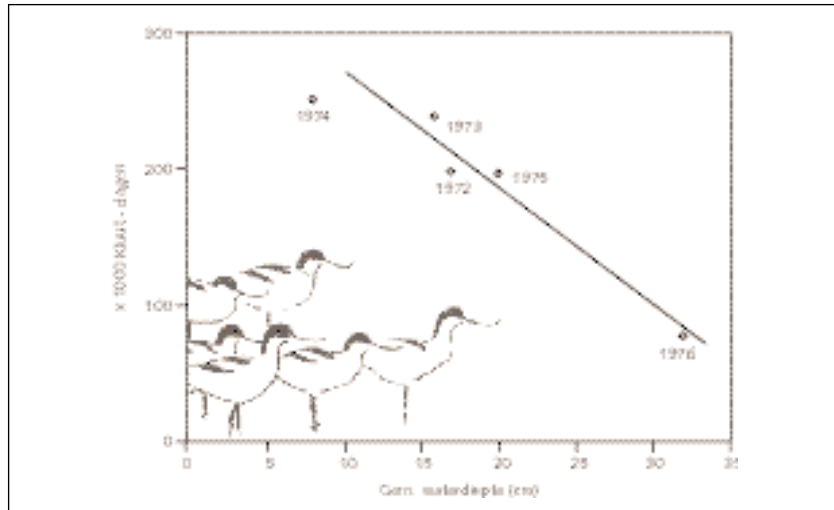
Zo worden de aantallen steltlopers bijv. in de Oostvaardersplassen bepaald door de aanwezigheid van ondiep water (figuur 4.10). Gedurende twee nazomers werden de foeragerende groepen Kluten en Grutto's dagelijks (en soms meerdere malen per dag) ingetekend. Hieruit kwam naar voren dat



de vogels, als er wind is, altijd gebruik maken van afwaaiing. In het ondiepe water van de Oostvaardersplassen kan een matige wind al makkelijk een niveau-verschil veroorzaken van 10 cm of meer. De vogels spelen daar onmiddellijk op in door altijd te gaan voedselzoeken waar het waterniveau het laagst is. Uit de systematische waarnemingen kwam echter ook naar voren dat vogels nooit terug kwamen op plaatsen die ze in de voorafgaande weken eerder hadden bezocht. Het gebied werd dus door een serie eenmalige bezoeken systematisch afgewerkt.

**Figuur 4.10**

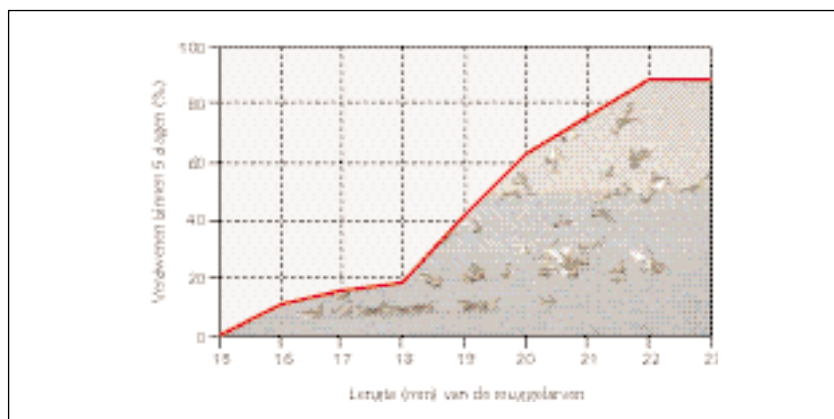
Aantal vogeldagen van de Kluut in de Oostvaardersplassen in relatie tot de gemiddelde waterstand per seizoen (uit: De Bie & Zijlstra, 1985)



In de Oostvaardersplassen is het potentiële voedselaanbod voor de Kluten en Grutto's beperkt. Blijkens de veldwaarnemingen eten de Grutto's, en ook meestal de Kluten, prooien van 1 tot 2 cm lang. Faeces-analyse bevestigt dit: alle prooien blijken te behoren tot het vierde larve-stadium van de vedermug *Chironomus plumosus*. De vogels zijn dus buitengewoon selectief en negeren alle kleine prooien (figuur 4.11). Door deze prooikeuze zijn ze niet alleen afhankelijk van de waterstand: omdat de larven van *Chironomus* zich in bepaalde jaargetijden synchroon verpoppen kan de dichtheid in korte tijd sterk worden verlaagd, zodat de vogels tevens afhankelijk zijn van een gunstige timing van waterstandsverlagingen. Kluten en Grutto's foerageren in de Oostvaardersplassen in zeer dichte groepen. Dat ze in staat zijn om tijdens een bezoek in korte tijd een zware predatiedruk uit te oefenen, blijkt uit de waarnemingen die in augustus 1991 werden verricht. In dat jaar werd het voedselaanbod in een groot

**Figuur 4.11**

Mate van predatie van muggenlarven door Grutto's in de Oostvaardersplassen, in relatie tot de lengte van de muggenlarven



---

aantal proefveldjes maandelijks gemonsterd. Het water bleef echter hoog en er verschenen geen Kluten en Grutto's, met uitzondering van een veldje waar op 15 augustus gedurende 1,5 uur een groep Grutto's kwam foerageren. De volgende dag werd het veldje intensief bemonsterd. Alle grote mugge-larven waren verdwenen. Dat deze afname niet het gevolg was van het verpoppen van de grote exemplaren in de voorafgaande vijf dagen, bleek uit de bemonstering in een enclosure: daar was de dichtheid van alle grootte-klassen nauwelijks veranderd. De conclusie is duidelijk: Grutto's foerageren in zeer dichte groepen, benutten prompt een kans die hen geboden wordt en eten dan alle prooien weg die voor hen interessant zijn.

.....  
**Foto 4.4**  
Grutto  
(foto: Hugo Coops)



#### 4.3 Pelagische gemeenschappen

De pelagische gemeenschap bestaat uit plankton, vis en een beperkt aantal soorten macrofauna (Aasgarnaal). Rechtstreeks kan deze gemeenschap worden beïnvloed door wijzigingen in het peilverloop via veranderingen in bijv. verblijftijd of watertemperatuur. Als in relatie tot een lagere waterstand de verblijftijd korter wordt, kan in de fytoplanktongemeenschap een verschuiving optreden naar relatief snelgroeiende soorten, waardoor tevens een verschuiving van blauwalgen naar groenalgen kan optreden. Hiervoor moet de reductie in verblijftijd echter zeer aanzienlijk zijn, groter dan in de meeste gevallen met verandering in peilverloop kan worden bereikt. In ondiepe meren moet eerder worden gedacht aan effecten via de watertemperatuur; in ondieper water zal deze hoger zijn, ten voordele van de groei van blauwalgen.

Daarnaast kunnen effecten optreden via veranderingen in het areaal en de aard van de oever- en watervegetatie. Als deze vegetatie toeneemt kan dit op den duur een aanzienlijk effect hebben op de gemeenschap van het open water. De vegetatie op zich legt bodemmateriaal vast en concurreert met fytoplankton om nutriënten en als het areaal van de waterplanten groot genoeg is (Søndergaard & Moss 1997), heeft dit een uitstralingseffect op het open water (Meijer *et al.*, 1999). Grotere zoöplanktonorganismen zoals cladoceren vinden overdag een schuilplaats tussen de planten en begeven zich 's nachts in het open water om het overgebleven fytoplankton te begrazen (Meijer *et al.*, 1999). Diverse vissoorten vinden goede paai-gelegenheden tussen de planten en Snoek jaagt vanuit de vegetatie op prooi. Vanuit de oeverzones kunnen op deze manier verschuivingen optreden in

---

de samenstelling van het visbestand (Nagelkerke *et al.*, 1999), die op zijn beurt doorwerken in wijzigingen in bijv. het bestand van pelagische macrofauna (Aasgarnaal vormt bijv. in de randmeren stapelvoedsel voor jonge Baars en de gemiddelde dichtheid per jaar hangt samen met de recrutering van deze vis; Noordhuis 1997) of in het aantal visetende vogels (meer kleine vis en betere vangbaarheid). Als wijzigingen in het peilverloop resulteren in een uitbreiding van de vegetatie, dan worden de gemeenschappen van het open water op deze manier waarschijnlijk aanzienlijk sterker beïnvloed dan rechtstreeks via factoren als verblijftijd en watertemperatuur.

.....  
**Foto 4.5**

Sociaal vissende aalscholvers op het Bovenwater bij Lelystad  
(foto: Harry Hosper)



#### 4.4 Littoraal: waterplantenzone

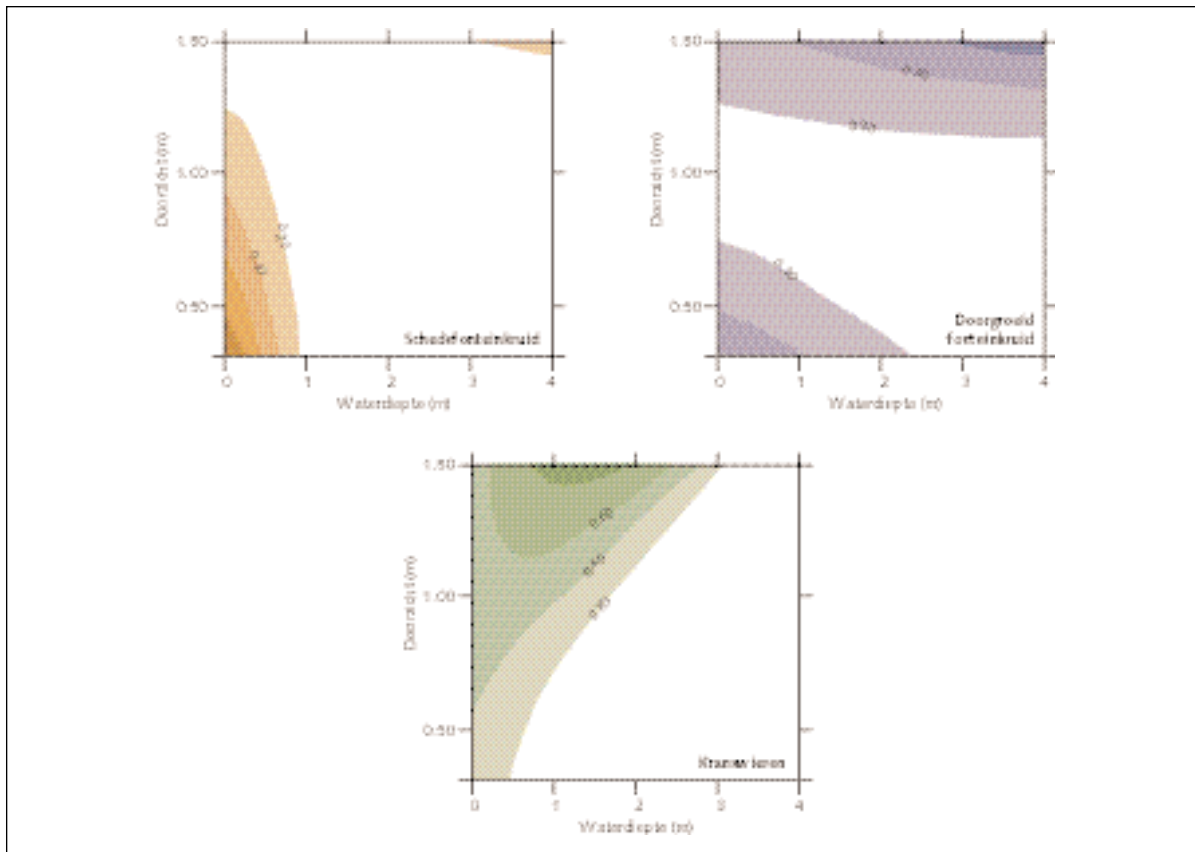
Het littoraal omvat de waterplantenzone en vaak, afhankelijk van bijv. golfslag en peilfluctuaties, een onbegroeide, zeer ondiepe oeverzone. De plantenzone kent een complexe levensgemeenschap waarin interacties tussen vegetatie, plankton, macrofauna, vis en watervogels een rol spelen. In de ondiepe zone is de gemeenschap minder complex, met de nadruk op macrofauna en vogels (steltlopers).

##### Waterplanten

Het waterpeil in het groeiseizoen is van invloed op de hoeveelheid licht die de bodem bereikt en daarmee op de kieming en groei van waterplanten (Wallsten & Forsgren 1989). Afhankelijk van o.a. de morfologie van het meer kunnen kleinere veranderingen in het peil resulteren in drastische omslagen tussen een waterplantenrijk en een -arm systeem (Blindow *et al.*, 1993). Verschillende soorten waterplanten reageren op verschillende manieren op veranderingen in de beschikbaarheid van licht, o.a. in relatie tot de diepte (figuur 4.12; van den Berg *et al.*, 2001). Verlaging van het peil in het najaar betekent een verhoogde beschikbaarheid van waterplanten voor watervogels. Voor sommige soorten (Schedefonteinkruid) betekent dit een verminderde hergroei en een slechtere concurrentie positie t.o.v. andere soorten (kranswieren). Hierdoor kan de diversiteit van de vegetatie(structuur) (en verbonden fauna) veranderen. Bij een natuurlijk peilverloop met een relatief hoog najaars/winterpeil zou de diversiteit van de vegetatie (en aquatische fauna) dus groter kunnen zijn dan bij kunstmatige verlaging van het peil in het najaar, de betekenis als voedsel voor watervogels kleiner. Verandering van peilverloop kan dus resulteren in verandering in de ruimtelijke patronen in de soortsaanpak.

**Figuur 4.12**

Kans op het aantreffen van drie soorten waterplanten in het IJsselmeergebied als functie van waterdiepte en doorzicht, gemodelleerd met behulp van logistische regressie. De kans neemt toe naarmate de kleur donkerder is. Uit van den Berg *et al.*, 2001



### Plankton en perifyton

Het verschijnen van waterplanten heeft een zeer grote invloed op de samenstelling en de abundantie van plankton. Waterplanten concurreren met fytoplankton om nutriënten waardoor de fytoplanktonconcentraties lager worden. Doordat meer licht in het water doordringt verandert ook de concurrentiepositie van planktonsoorten onderling, en er verschijnen soorten die aan helder water en waterplanten gebonden zijn, zoals sialgen (bijv. *Closterium* spp.). Met waterplanten verschijnt ook het habitat voor de perifytongemeenschappen (bijv. de blauwalg *Gloeotrichia* en diverse sessiele diatomeeën), samen met diverse microscopische, eveneens sessiele diersoorten (*Vorticella*, sessiele raderdiertjes) en macrofaunasoorten die op deze gemeenschappen foerageren (bijv. gastropoden). Ook onder het vrijlevend zoöplankton zijn er soorten die aan waterplanten gebonden zijn (*Eurycercus lamellatus*), maar meer in het algemeen geldt dat groter zoöplankton overdag tussen de planten beter beschermd is tegen predatie. 's Nachts begeven cladoceren zich vanuit de planten in het open water om te foerageren (Meijer *et al.*, 1999) en onder meer op deze manier kan de ondergedoken vegetatie, als het areaal groot genoeg is, een uitstralend effect hebben op het fytoplankton, en daarmee de waterkwaliteit, in het open water.

### Macrofauna

De aan- of afwezigheid van waterplanten heeft sterke invloed op de samenstelling van macrofauna (Noordhuis & Reinhold-Dudok van Heel 2000). Als vegetatie aanwezig is ontbreken ter plaatse veel soorten die op de kale bodems voorkomen terwijl soorten die bij voorkeur op of tussen de planten

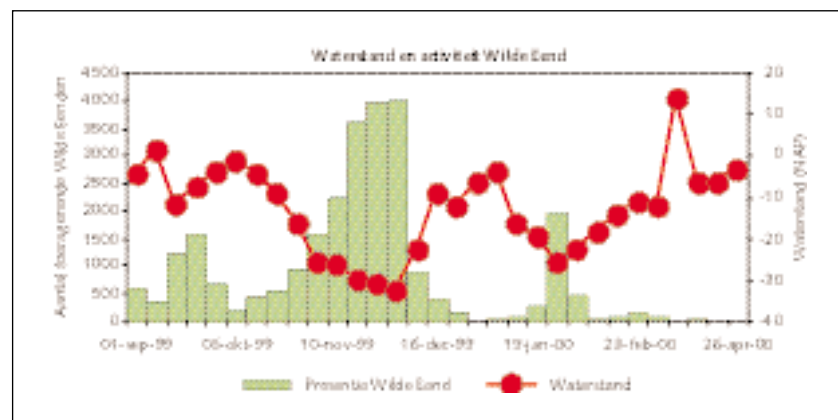
leven verschijnen, zoals de muggenlarf *Endochironomus albipennis*, de borstelworm *Stylaria lacustris*, de longslak *Lymnaea stagnalis*, de waterwants *Corixa punctata*, het mosdier *Cristatella mucedo* en vele anderen. De soortensamenstelling van de macrofauna tussen waterplanten wordt sterk beïnvloed door de dichtheid, samenstelling en structuur van de vegetatie en is daarmee bijv. afhankelijk van de plantensoort (van den Berg *et al.*, 1997). Verschuivingen in de samenstelling en ruimtelijke patronen van de vegetatie betekenen dus ook wijzigingen in de samenstelling van de begeleidende macrofauna. In de ondiepe, onbegroeide zones wordt de macrofauna sterk beïnvloed door de dynamiek van het water, bijv. door golfslag en periodieke uitdroging. De dichtheden variëren sterk, mede onder invloed van lokale verschillen in predatiedruk door vogels, en onder invloed van peil.

#### Herbivore watervogels

Het aantal plantenetende watervogels wordt enerzijds beïnvloed door wijzigingen in de aanwezigheid en samenstelling van waterplanten, anderzijds door veranderingen in de bereikbaarheid daarvan (waterpeil). De effecten hiervan zijn sterker dan die bij ander categorieën watervogels, omdat de categorie herbivoren grotendeels bestaat uit niet-duikende soorten. De maximum diepte waarop deze vogels kunnen foerageren hangt soms af van de hoogte van de planten, maar vooral van de grootte van de vogel en de lengte van de nek. Zo is het aantal foeragerende Wilde Eenden in het Veluwemeer in hoge mate afhankelijk van de waterstand (figuur 4.13). In het Veluwemeer foerageerde in 1999/2000 95% van de Knobbelzwanen op locaties met een waterdiepte van 45-100 cm, waarbij de grootste graasdruk werd uitgeoefend op een diepte van 66 cm (figuur 4.14).

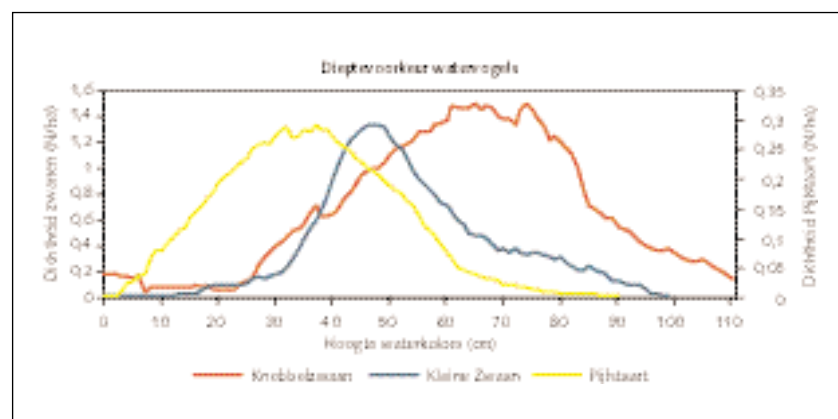
**Figuur 4.13**

Aantal foeragerende Wilde Eenden op het Veluwemeer, mei 1999 - april 2000, vergeleken met de waterstand



**Figuur 4.14**

Dieptevoorkeur van op kranswier foeragerende Knobbelzwanen, Kleine Zwanen en Pijlstaarten in het Veluwemeer in 1999/2000 (Kleine Zwaan 1996/1997): verloop van de foerageerintensiteit over de dieptegradiënt (actuele waterhoogte) ten opzichte van de gemiddelde intensiteit over het gehele veld (kranswier met >15% bedekking). Lopend gemiddelde over 25 cm





Pijlstaarten gebruikten locaties van 30-50 cm, met een optimum bij 37 cm. Het optimum lijkt in de loop van het seizoen slechts in beperkte mate naar grotere diepte te verschuiven. Hoewel voedsel dat op geringere diepte dan het foerageeroptimum aanwezig is, in principe voor de betreffende soort bereikbaar is, blijkt de foerageerintensiteit bij geringere diepte toch weer af te nemen, mogelijk in verband met fysiek ongemak (niet meer kunnen zwemmen) of concurrentie met andere (kleinere) vogelsoorten.

Door de dieptevoorkeur van een vogelsoort te combineren met het diepteverloop van aanwezigheid van voedseltypen (waterplanten) kan het effect van peilveranderingen op het totaal aantal vogels worden voorspeld.

Omdat de dieptevoorkeur een optimum kent is het niet zo dat bij lagere waterstanden (figuur 4.15) altijd meer vogels worden voorspeld; het kan zo zijn dat een groter deel van het potentiële voedsel op te geringe diepte terecht komt. Zo vertoont het voorspelde aantal Knobbelswanen in het Veluwemeer een optimum bij een waterstand van -8 cm NAP, en neemt het af bij lagere waterstanden. Bij Kleine Zwanen, met een foerageeroptimum bij 47 cm, is het voorspelde aantal het hoogst bij een lagere waterstand, terwijl het voorspelde aantal Pijlstaarten (foerageeroptimum bij 37 cm) bij verlaging van de waterstand over het hele traject blijft toenemen. In het Veluwemeer worden de soorten die op geringe diepte foerageren dus het meest door peilfluctuaties beïnvloed, zoals ook blijkt uit de vergelijking van het peilverloop en het seizoensverloop van het aantal Wilde Eenden (figuur 4.13).

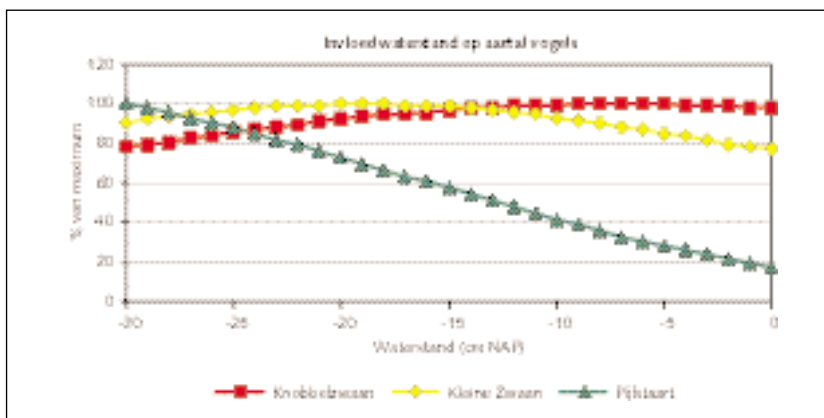
De hier gepresenteerde modellen gaan uit van de biomassaverdeling van kranswier aan het begin van het seizoen. Als het kranswier niet gelijkmatig wordt geconsumeerd, maar bijv. vanuit de meest ondiepe gebieden, dan verandert met de biomassaverdeling van het kranswier over de dieptegradiënt, ook het patroon van gevoeligheid van de vogels voor peilveranderingen. Zo wordt bijv. de Kleine Zwaan in het Veluwemeer aanzienlijk gevoeliger voor peilveranderingen als bij hun aankomst in oktober de meest ondiepe zones al door andere soorten zijn leeggegeten (figuur 4.16).

Rekening houdend met seizoenspatronen in aantallen vogels en de biomassaverdeling van het voedsel, kunnen de hierboven beschreven modellen in de nabije toekomst worden gebruikt om, door per dag een waterpeil in te voeren, peilscenario's tegen elkaar af te wegen door deze om te zetten in gemiddelde aantallen vogels (vogeldagen) per seizoen.

Veranderingen in het peilverloop hebben in het algemeen consequenties voor de bereikbaarheid van waterplanten voor vogels, hetzij rechtstreeks, hetzij via veranderde concurrentieposities. Peilverhoging in het winterhalfjaar resulteert lagere aantallen herbivoren, verlaging in de (na)zomer eveneens, als daardoor een groter deel van de biomassa reeds voor het watervogelseizoen (vanaf september) wordt geconsumeerd.

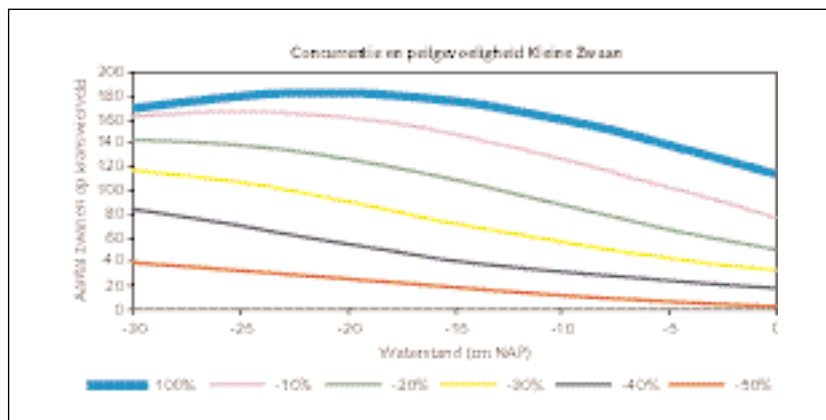
**Figuur 4.15**

Voorspeld verloop van het aantal vogels over de peilgradiënt (zomerstreefpeil -5, winterstreefpeil -30 cm NAP) bij diepteverdeling van kranswierbiomassa als in het Veluwemeer in 1999



**Figuur 4.16**

Voorspeld effect van voorafgaande vraat door andere soorten op de relatie tussen peil en het aantal Kleine Zwanen; voorspeld verloop van het aantal Kleine Zwanen over de peilgradiënt als 0, 10, 20, 30, 40 en 50% van de totale kranswierbiomassa van de ondiepten af is weggegeten voordat de Kleine Zwanen arriveren



#### 4.5 Moeraszone

Moerasvegetatie wordt sterk beïnvloed door veranderingen in het peilverloop. Het areaal soortenrijk rietland is door eutrofiëring in combinatie met gefixeerd peil in het algemeen verkleind door het verdwijnen van waterriet en door vervuiling. Er is daardoor vaak sprake van een abrupte overgang van water naar vervuigd, soortenarm landriet. Een dynamisch peil is gunstig voor het behoud van rietland omdat enerzijds laag water kan zorgen voor de juiste omstandigheden voor ontkieming van zaden, terwijl anderzijds hoog water zorgt voor afvoer van strooisel en daarmee de vorming van schadelijke afbraakproducten voorkomt (Clevering 1999) en vervuiling met soorten als Grote Brandnetel en Harig Wilgenroosje voorkomt (Lenssen *et al.*, 1999). In combinatie met begrazing door bijv. koeien, paarden of ganzen (hoofdstuk 6; Vulink 2001) of zorgvuldig maaibeheer (Loff *et al.*, 1999) kan via vergroting van de ruimtelijke diversiteit de soortenrijkdom nog verder toenemen (hoofdstuk 6). Veranderingen in de structuur van de moerasvegetatie worden weerspiegeld in de samenstelling en diversiteit van de fauna. Als wijzigingen in het peilverloop resulteren in een meer geleidelijke overgang van land naar water, strekken de gevolgen voor de fauna zich ook uit tot het open water.

#### Ongewervelden

Als veranderingen in het peilverloop resulteren in de vestiging van emergenten in het water (waterriet), dan ontstaan nieuwe habitats voor macrofauna, waarbij meer oevergebonden (o.a. luchtademende) soorten als haften, kokerjuffers, waterkevers en longslakken een grotere rol gaan spelen. Bij een verdere vergroting van de diversiteit van de oevervegetatie, evt. via ontwikkeling van een mozaïekstructuur als begrazing of maaibeheer plaatsvindt, zal de diversiteit van de ongewervelden nog verder toenemen. Nog sterker geldt dit als door oneffenheden in het bodemprofiel binnen de moeraszone plassen ontstaan met een combinatie van moerassige oevers en ondergedoken vegetatie (waterwantsen, waterkevers, libellen, longslakken). Het meest divers zijn deze gemeenschappen in wateren die door een dichte omringende moeraszone niet bereikbaar zijn voor vis. De aanwezigheid van periodiek uitdrogende plassen kan de diversiteit van een gebied verder vergroten door de aanwezigheid droogteresistente soorten of soorten die zich (in afwezigheid van vis) zeer snel kunnen ontwikkelen, zoals de in Nederland bijna verdwenen kieuwpootkreeftjes, Anostraca en Notostraca (Leentvaar 1978). In eutrofe omstandigheden komen deze gemeenschappen soms echter minder goed tot ontwikkeling (o.a. Noordhuis 2000; 2002). De lengte van de droogteperiode(s) is van grote invloed op de soortensamenstelling; naar mate deze periode korter is krijgen meer soorten de kans hun



---

levenscycli te voleindigen en kunnen meer soorten (mollusken) in de bodem overleven (Murkin & Ross 2000).

Als habitats die door "onnatuurlijk" of gefixeerd peil verloren zijn gegaan in ere worden hersteld, dan hangt de soortensamenstelling van de koloniserende evertrebraten onder meer af van de samenstelling van de macrofauna in de omgeving. Als soorten die sterk gebonden zijn aan specifieke habitats geheel verdwenen waren, kan het zijn dat de herstelde niches in eerste instantie niet door de oorspronkelijke soorten bezet kunnen worden. Ook zullen in bepaalde gevallen minder veeleisende soorten in aangrenzend water inmiddels zijn vervangen door soorten die van oorsprong niet in Nederland thuishoren, oftewel exoten. Dit speelt met name bij kreeftachtigen, een voorbeeld is de vervanging van de inheemse vlokreeft *Gammarus pulex* door de Ponto-Kaspische Tiggervlokreeft *G. tigrinus*, die op zijn beurt weer wordt verdrongen door *Dikerogammarus villosus*. In zulke gevallen kunnen exoten bij de kolonisatie van herstelde niches dus een relatief grote rol spelen. Een aantal van deze exoten bereikt in de kolonisatiefase bovendien extreem hoge dichtheden, soms ten koste van de dichtheden van andere soorten of zelfs de totale diversiteit (van den Berg *et al.*, 2001). Dit effect kan van tijdelijke aard zijn, bijvoorbeeld in het geval van de tijdelijke verdringing van de Driehoeksmossel in de Rijn door de koloniserende Kaspische Slijkgarnaal *Corophium curvispinum*, waarvan de dichtheden na de kolonisatiefase weer afnamen tot een aanzienlijk lager niveau.

#### **Amfibieën**

Voor amfibieën zijn de oevers van de grotere wateren in het algemeen ongeschikt, tenzij in de moeraszones situaties aanwezig zijn met bij voorkeur visloze, eventueel periodiek uitdrogende plassen. Ook aaneengesloten rietland is minder geschikt (Creemers & Krekels 2000). Een ander peilverloop zal de situatie dus met name verbeteren als dit resulteert in toename van natte, laagdynamische milieus buiten de directe invloedssfeer van het open water.

#### **Vissen**

Moeraszones met waterriet, verlandingsvegetaties of ondergelopen graslanden zijn van betekenis voor paaiende vis, bijv. Snoek en Driedoornige Stekelbaars. Waterriet vormt een schuilplaats voor jonge vis en is belangrijk als paaihabitat voor met name Snoek. Vooral dit laatste is belangrijk, omdat het areaal waterriet ten opzichte van de totale oppervlakte van het betreffende water van op deze manier van invloed kan zijn op de verhouding tussen roofvis en prooivis (Nagelkerke *et al.*, 1999). De dichtheid van Snoek lijkt een lineaire relatie met het areaal van waterriet te vertonen (Grimm 1994; zie ook figuur 3.6 in hoofdstuk 3). Doordat de hoeveelheid waterriet tegenwoordig beperkt is, is de verhouding roofvis : prooivis meestal sterk verschoven in de richting van de prooivis. Onder meer doordat deze zich grotendeels voedt met zoöplankton bestaat in zo'n situatie een grotere kans op algenbloei. Bij hoge nutriëntgehalten leidt dit tot het verdwijnen van een aantal soorten die aan helder, begroeid water gebonden zijn (Rietvoorn, Zeelt, Kleine Modderkruiper) en tot een verarming van de totale (vis)fauna. Bij bestrijding van eutrofiëring is er dus een grotere kans op stabiel resultaat als nutriëntreductie in combinatie met aangepast peilverloop en herstel van de waterrietzone wordt uitgevoerd. Voor een regulerende snoekpopulatie zou ten minste 10% van van het wateroppervlak met waterriet bedekt moeten zijn (Grimm 1994; Klinge *et al.*, 1995).

#### **Watervogels**

Sommige herbivore watervogels foerageren op de emergente vegetatie zelf en kunnen dus profiteren als deze zich uitbreidt als gevolg van natuurlijker

---

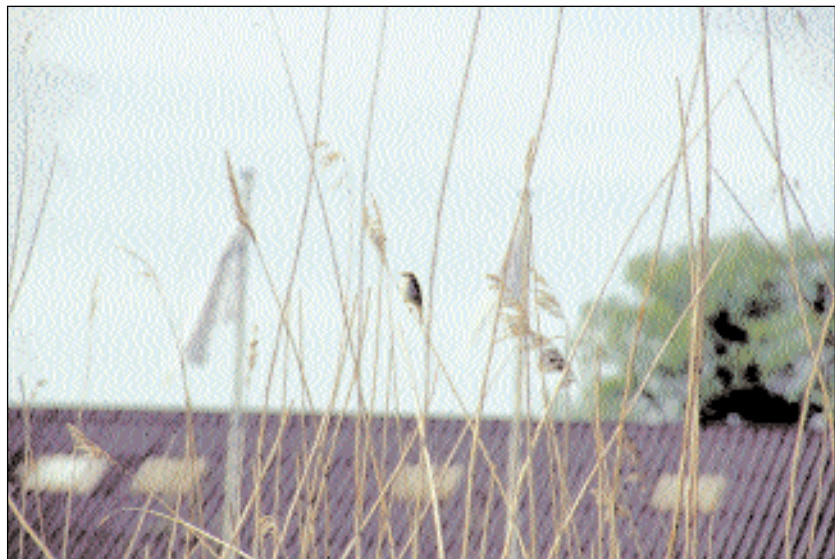
peilverloop. Aan de andere kant kan die uitbreiding uitblijven onder hoge begrazingsdruk van bijv. Grauwe Ganzen of vee, omdat verlaging van de waterstand in de zomer ook een grotere toegankelijkheid geeft voor grazers (Voslamber 1996; Vulink 2001). Grauwe Ganzen foerageren in de ruiperiode o.a. op riet. In het algemeen doen ze dit zwemmend, en in de Oostvaardersplassen wordt het aantal ruiende Grauwe Ganzen beperkt door het aanwezige oppervlak waterriet (van Eerden 1997). Als veranderingen in het peilregime resulteren in een toename van het areaal waterriet, dan kan begrazing door ganzen dus een grotere rol gaan spelen. Deze begrazing resulteert vervolgens in een verlaging van de dichtheid van de vegetatie (doch nauwelijks in achteruitgang van het totale areaal) en in een vertraging van de successie van de vegetatie (van Eerden 1997).

Andere vogels reageren vervolgens verschillend op veranderingen in de dichtheid van de oevervegetatie: Blauwe Reigers en Lepelaars verdwijnen als de bedekking meer dan ca. 10% bedraagt, terwijl bijv. Grote Zilverreigers een dichtere vegetatie verdragen en rietbewoners als Roerdompen en rallen nemen toe bij uitbreiding van emergenten (Voslamber 1996; Vulink 2001). Sommige soorten, bijv. steltlopers, reageren tijdelijk op veranderingen, doordat specifieke voedselbronnen slechts in bepaalde successiestadia beschikbaar zijn (Voslamber 1996; Vulink 2001). Wintertalingen zijn zaadeters die o.a. foerageren op zaden van pionierplanten en vaak met tijdelijke aantelstoename reageren op het optreden van pionierstadien in de vegetatiesuccessie, bijv. na de uitvoering van natuurontwikkelingsprojecten. In de Oostvaardersplassen verschenen in 1988 125.000 Wintertalingen om te foerageren op de zaden van een vegetatie met o.a. Blaatrekkende Boterbloem, Greppelrus en Moeraskers, die zich ontwikkeld had na droogval van grote delen van het gebied door verlaging van de waterstand.

#### Broedvogels

In het beschermingsplan moerasvogels 2000-2004 (Den Boer 2000) wordt peilverloop in natuurgebieden aangegeven als het belangrijkste knelpunt voor moerasvogels; bij elf van de dertien aandachtsoorten is deze factor van "doorslaggevend belang", bij de overige twee van "duidelijk belang". Soorten als Blauwe Kiekendief, Zwarte Stern, Grote Karekiet, Lepelaar en diverse reigerachtigen worstelen met de negatieve effecten van het huidige, tegennatuurlijke peilverloop, zoals het gebrek aan waterriet (zie ook Vulink 2001). Ook bij de Grote Karekiet zijn de problemen in hoge mate een

.....  
**Foto 4.6**  
Kleine karekiet  
(foto: Hugo Coops)



gevolg van het huidige tekort aan waterriet (Graveland 1996). Dit vergroot het dilemma van snijden van riet als beheersvorm: snijden vertraagt successie en verruiging en bevordert het behoud van het aanwezige waterriet. In gesneden rietvelden zijn de dichtheden van broedvogels echter aanzienlijk lager omdat de vogels daar pas later kunnen beginnen (geen tweede broedsels) en een hoger predatie risico hebben (Graveland 1997; van der Weide in prep.). Belangrijk is ook het gebrek aan diversiteit van de vegetatie als gevolg van gebrek aan dynamiek en slechte waterkwaliteit, onder meer door het terugdringen van kwel bij hoog zomerpeil. Bij toename van de diversiteit en ontwikkeling van een mozaïekstructuur van de vegetatie kunnen moerasvogels profiteren van uitbreiding van broedhabitat en diversiteit van voedselaanbod. Soms kunnen aan bepaalde habitats dichtheden van karakteristieke vogelsoorten worden verbonden, maar vaak is juist een mozaïekstructuur van belang, bijv. door verschillen tussen de eisen van broed- en foerageerhabitat. Behalve de diversiteit is een geleidelijke overgang van land naar water van belang, met name het areaal waterriet. Acht van de dertien aandachtsoorten behoren tot een ecologische gemeenschap voor wie dit waterriet van groot belang is (Sierdsema 1995; van der Winden & Tulp 1999; tabel 4.2). Behalve voedsel (jonge vis, waterinsekten) biedt dit habitat bescherming tegen een aantal (grond)predatoren. Vegetatietypen die in de huidige situatie veel meer voorkomen, zoals vochtig tot droog rietland, verruigd rietland en vegetaties met boomopslag en struiken, zijn voor de aandachtsoorten aanzienlijk minder van belang (tabel 4.2). Veranderingen in de populatieomvang van moerasvogels kunnen het gemakkelijkst via het oppervlak (evt. oeverlengte) van het voorkeurshabitat worden berekend. Dit kan met behulp van de MWTL ecotopen (ECOMIJ, MWTL; van Turnhout 1999), maar vaak zijn meer specifieke indelingen noodzakelijk. Daarnaast spelen bij een aantal soorten schaafeffecten een rol. Informatie over de relatie tussen moerasvogels en hun omgeving wordt door SOVON verzameld in het kader van het project "Monitoring moerasvogels en moerasgebieden" (Beemster *et al.*, 1999).

**Tabel 4.2**

Verlandingsvegetaties van belang voor moerasvogels (uit Van der Winden *et al.*, 1999)

Hoofdgroep	Subgroep	Roer domp	Woud aap	Kwak	Purper reiger	Lepe- laar	Kroon eend	Blauwe Kieken dief	Porse lein- hoen	Zwarte Stern	Blauw borst	Snor	Grote Kare- kiet	Baard man- netje
Water- vegetaties	Open water en submerse waterplanten			++	++	++	++			++				
	Krabbescheer		+		++					++				
	Gele Plomp/Waterlelie			+		++		+			++			
Helofyten in water (>10cm)	Waterriet	++	++	++	++					+		++	++	++
	Mattenbies	++	++	++	++								++	++
	Lisdodde	++	++	++	++					+		++	++	++
	Russen, zeggen in het water	++	++	++	++				++	++	++	++	++	++
Kruiden- vegetaties	Drijftillen/zeer nat grasland/pionier	++			+			++	++	++	++	++	++	++
	Nat hooiland/grasland			+			+			++	++	++	++	
	Vochtige ruigte/ vochtige duinen	+						++		++	++	++	+	
Rietvegeta- ties vochtig/ droog	Periodiek gïnundeerd rietland	++	++	++	++			+			++	++	+	++
	Vochtig/droog rietland	+						++			++	+	+	++
	Verruigd rietland							++			++	+	+	++
Moerasbos	Bosopslag/struiken										++	+	+	

---

Pioniersoorten van kale bodems kunnen profiteren van het ontstaan van een meer permanente pioniersituatie bij minder voorspelbaar peil, maar nesten kunnen in zo'n situatie ook het risico lopen weg te spoelen. Verlaging van het waterpeil in het voorjaar resulteert in het droogvallen van zand- en grindbanken, die door de dynamiek in het winterhalfjaar vrij van vegetatie blijven. Dergelijke platen en stranden kunnen broedplaatsen bieden aan plevieren, sterns en Kluten. Daarbij is dichtheid en broedsucces het hoogst als het locaties op eilanden betreft, omdat in die gevallen sprake is van een verminderd risico van predatie van eieren en kuikens (Stienen & Schekkerman 2000).

### **Zoogdieren**

In Nederland hebben ongeveer twaalf soorten zoogdieren een meer of minder sterke binding met water. Slechts enkele daarvan maken gebruik van open water (Otter, Watervleermuis, Meervleermuis). Andere komen voor in een brede range aan habitats (Woelrat, Muskusrat, Dwergmuis, Bruine Rat, Bunzing). Twee soorten, de Waterspitsmuis en de Noordse Woelmuis, zijn bij uitstek gebonden aan moerassige gebieden. Beide soorten zwemmen graag en kunnen eilanden op deze manier relatief gemakkelijk koloniseren. De Noordse Woelmuis leeft in vochtige oevertvegetaties, rietland, vochtig hooiland zonder opslag van bomen en struiken, ook in gebieden met wisselende waterstanden. Belangrijk is de aanwezigheid van een goed ontwikkelde strooisellaag op de bodem. De waterspitsmuis leeft in soortgelijke habitats, in de praktijk vaak smallere stroken (slootranden). Ook hier is een strooisellaag belangrijk en wisselende waterstanden en kwel zijn een voordeel, bijv. omdat dit ijsvorming belemmert, zodat de spitsmuizen ook 's winters kunnen foerageren (Wansink & van der Vliet 2000). Beide soorten zullen dus profiteren van de ontwikkeling van een geleidelijker land-water-overgang en een meer natuurlijk en dynamischer peilverloop.

### **Conclusies**

Het wijzigen van het peilverloop kan resulteren in drastische veranderingen in de biodiversiteit. Deze veranderingen voltrekken zich vooral indirect via:

- 1) veranderingen in het areaal van waterplanten (concurrentie met fytoplankton om nutriënten, minder resuspensie, habitat voor perifyton, vegetatiegebonden zoöplankton en macrofauna, schuilplaats kleine vis, uitstraling naar open water),
- 2) veranderingen in het areaal van waterriet (habitat voor oevertgebonden macrofauna en zoöplankton, schuilplaats visbroed en paaihabitat voor m.n. Snoek en dientengevolge verschuiving verhouding proovis:roofvis) en
- 3) veranderingen in de aard van het omliggende moerasgebied (via verandering in overstromingsfrequentie/intensiteit, evt. in combinatie met begrazing en maaibeheer).

Via alle drie de routes kan de biodiversiteit (in de zin van een groter aantal soorten met een evenwichtiger verdeling) belangrijk worden verhoogd. Het is echter niet zo dat deze effecten zonder meer bij elkaar kunnen worden opgeteld. Het creëren van geschikt paaihabitat voor Snoek bijvoorbeeld (waterriet), vergt een hoge waterstand in het voorjaar, terwijl voor het stimuleren van de kieming en groei van waterplanten via een verbetering van het lichtklimaat de waterstand in die periode laag moet zijn. Tegelijkertijd vraagt Snoek helder, plantenrijk water om succesvol te kunnen jagen. Het antwoord ligt waarschijnlijk in het toelaten van een grote hoeveelheid

---

dynamiek, waardoor het ene jaar gunstig is voor uitbreiding van het areaal van waterplanten, het andere jaar voor de recrutering van Snoek.

Een grotere diversiteit binnen een bepaald wetland, bereikt via een meer natuurlijk peilverloop, kan in sommige gevallen samengaan met een afname van specifieke natuurwaarden, bijvoorbeeld als die waarde bestaat uit de aanwezigheid van grote aantallen van één soort, zoals bij een eventueel internationaal belang van een wetland voor watervogels. Dit is met name het geval als het natuurlijke peilverloop resulteert in een slechtere bereikbaarheid van voedsel (hoger peil in de winter) of een slechtere concurrentiepositie van soorten die laat arriveren (te ver uitzakkend peil in de nazomer).

---

## 5 Oeverstabiliteit onder invloed van peilveranderingen

---

**Het instellen van een natuurlijker peilverloop zal grotere aanpassingen vragen van de oeverbeheerder dan van de planten en de dieren in de oever**

Yvonne Wessels<sup>1</sup>, Kelvin Broersen<sup>1</sup>, Martin Soesbergen<sup>2</sup>

<sup>1</sup> AquaSense, Amsterdam

<sup>2</sup> Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft

Verandering van peilregime heeft tot gevolg dat de grenzen van de oever verschuiven. Als die grenzen verschuiven kan ook de stabiliteit van de oever veranderen. De aanval van golven op de oever zal over een groter of kleiner deel, of op een andere plaats aangrijpen. Afhankelijk van wat er gebeurd kan dit betekenen dat er veranderingen moeten worden aangebracht in oeververdedigingen. Dit hoofdstuk bespreekt wat we wel en niet weten over de (veranderingen in) oeverstabiliteit bij peilveranderingen.

---

**Foto 5.1**

Afslagoever langs het Haringvliet  
(foto: Hugo Coops)



---

## 5.1 Inleiding

Bij verandering van het peil verschuiven de grenzen van de oever. Dit heeft consequenties voor de aanleg, het beheer en het onderhoud van oevers en oeverconstructies omdat er veranderingen kunnen optreden in de stabiliteit van de oever. Dit hoofdstuk bespreekt achtereenvolgens:

- De veranderingen in de oeverstabiliteit aan de hand van vier peilscenario's, te weten: een vast peil, een gereguleerd peilverloop, een (semi)natuurlijk peilverloop en een situatie met getij. Uitgegaan wordt van een verandering van een vast peil naar een andere situatie.
- De invloed van vegetatie op de oeverstabiliteit, zonder in te gaan op van het effect van veranderingen in het peilverloop op de vegetatie omdat deze in het volgende hoofdstuk besproken worden.
- De invloed van constructies op de oever en de gevolgen van veranderend peilverloop op aanleg en onderhoud van constructies.

De effecten van een verschillend peilbeheer op de oeverstabiliteit van drie soorten oevers worden besproken, achtereenvolgens komen onbeschermden (kale) oevers, oevers met vegetatie, en oevers met beschermende constructies aan de beurt. De kennis omtrent oeverstabiliteit is onder andere geïnventariseerd door middel van het interviewen van een aantal deskundigen, te weten Ir. M. van der Wal en Ir. P.J. Janssen (RWS-DWW) en Ir. A. de Gelder (RWS DZH).

## 5.2 Oeverstabiliteit bij verschillende peilscenario's

De begrenzing van de oever langs meren is aan de landzijde de plaats tot waar het water (uitgezonderd kwel) kan komen. Aan de waterzijde is de grens de teen van het talud, of wanneer de overgang zeer geleidelijk verloopt, de waterdiepte tot waar het licht kan komen en dus planten kunnen groeien. In Nederland ligt deze diepte in veel gevallen op ongeveer 1,5 m (CUR, 1999a). In een natuurlijke situatie is de aan de overheersende wind blootgestelde oever van een meer steil, door de eroderende werking van (wind)golven en stroming. Dit is vaak de noordoostzijde van meren. De oever aan de zuidwestzijde heeft een flauw talud door afzettingen van bodemmateriaal ter plaatse dat niet wegspoelt maar bezinkt. De erosie- en sedimentatieprocessen bepalen de vorm van de oever, en daarmee de geschiktheid van de oever voor plantengroei. Ondiepe met water- en oeverplanten begroeide oeverzones zijn van groot belang voor het ecologisch goed functioneren van meren. Bij de inrichting van oevers en meren kan het beste gestreefd worden naar een zo groot mogelijke oppervlakte met ondiep luw gebied.

De mate waarin erosie en sedimentatie optreden wordt bepaald door de oeverstabiliteit. De oeverstabiliteit wordt bepaald door de verhouding tussen de belasting en de sterkte van de oever. In een natuurlijke situatie bestaan belasting en sterkte beiden uit twee belangrijke componenten (figuur 5.1):

- De belasting bestaat uit de krachten die opgewekt worden door golven en stroming, waarbij in meren en kanalen de golfbelasting de belangrijkste component is.
- De sterkte wordt bepaald door bodemgesteldheid en vegetatie, waarbij de vegetatie ook weer sterk afhankelijk is van de bodemgesteldheid.

Een factor, die zowel sterkte als belasting kan beïnvloeden, is menselijk handelen. Menselijk ingrijpen kan divers zijn, maar de belangrijkste componenten die we in deze studie kunnen onderscheiden zijn peilbeheer,



die de belasting beïnvloedt en de aanleg van constructies, die de sterkte van de oever vergroot.

**Figuur 5.1**  
Factoren die erosie/sedimentatie veroorzaken



Er worden drie typen oevers onderscheiden die via verschillende factoren hun stevigheid en stabiliteit verkrijgen:

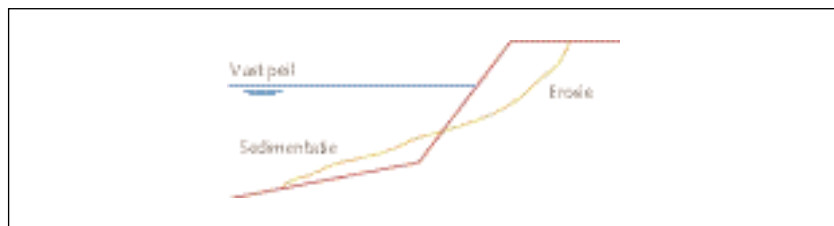
- volledig onbeschermd oevers (kaal) waarbij de stevigheid alleen afkomstig is van het bodemmateriaal;
- oevers met vegetatie, waarbij het wortelstelsel de grond in zekere mate vasthoudt en door de bovengrondse delen de golven gedempt worden (CUR, 1999);
- oevers met een oeververdediging, die aanliggend, dus direct op de oever, of vóór de oever aangelegd worden, waarbij achter de vooroever een luwe ondiepe of plas-dras zone ontstaat.

#### Evenwichtsprofiel bij een vast peil

Bij elke bepaalde verhouding tussen belasting en sterkte van een oever hoort een evenwichtsprofiel (figuur 5.2). Zolang de verhouding tussen belasting en sterkte niet verandert zullen erosie- en sedimentatieprocessen de dimensionering van de oever altijd in de richting van het evenwichtsprofiel veranderen.

Uitgaande van een steil bakprofiel zoals dat bij veel oevers aanwezig is bij aanleg zal de oever een flauwe(re) vorm aannemen onder invloed van belasting. Ter hoogte van de waterlijn zal de oever achteruitschrijden door erosie. Dit materiaal wordt onder water gedeponereerd (sedimentatie) als het niet door stroming wordt afgevoerd. Op een gegeven moment ontstaat een stabiele situatie, het evenwichtsprofiel.

**Figuur 5.2**  
Richting waarin het evenwichtsprofiel bij golfbelasting verschuift uitgaande van een bakprofiel



#### Sterkte

Bij een volledig onbeschermd, kale oever wordt de factor sterkte vooral bepaald door de korreldiameter van het bodemmateriaal. Bij een grotere korreldiameter (zand) zal het evenwichtsprofiel steiler zijn dan bij een lagere korreldiameter (klei). De vorm van de oever kan worden bepaald met formules. Deze formules gelden voor loskorrelige, dus niet-cohesieve, grondsoorten (CUR, 1999).

#### Belasting

De factor belasting wordt bij elke oever van meren en plassen veroorzaakt door windgolven, en in mindere mate door scheepvaart. De belangrijkste factoren die de belasting bepalen zijn de golfhoogte en de golfrequentie. Hoe hoger de golven, hoe meer ruimte het evenwichtsprofiel zal innemen

en hoe flauwer de oever is. Hoe hoger de golffrequentie des te sneller het evenwichtsprofiel zal worden bereikt. Het kan tientallen jaren duren voor het evenwichtsprofiel zich instelt (zie beneden).

#### Invloed van peilvariatie

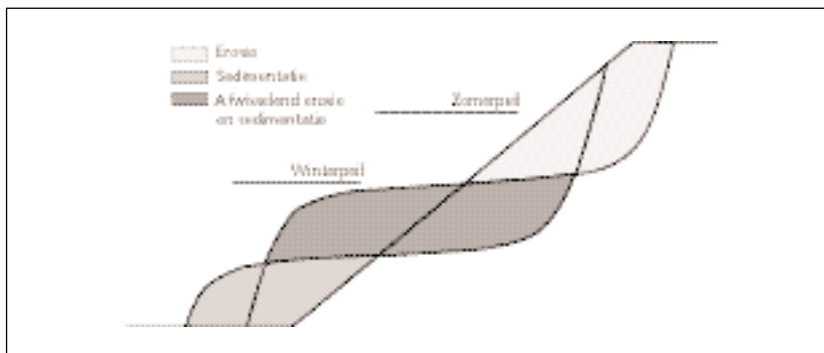
Het waterpeil is van invloed op de belasting van een oever, omdat de golfaanval altijd aangrijpt op het niveau van het wateroppervlak. Bij een vast peil zal de belasting telkens op hetzelfde niveau plaatsvinden, terwijl bij wisselende peilen de belasting over de oever verdeeld wordt. Dit heeft gevolgen voor het evenwichtsprofiel. Uiteraard is behalve de fluctuatie van het peil, ook de hoogte van het peil van invloed op het profiel van de oever. Wanneer van een evenwichtssituatie uitgegaan wordt, waarbij sprake is van een vast peil en een evenwichtsprofiel zoals in figuur 5.2, zal bij verhoging van dit vaste peil het evenwichtsprofiel zich op een hoger niveau instellen. Bij een lager vast peil zal het evenwichtsprofiel zich op een lager niveau instellen.

Aangezien de golfaanval altijd op vrijwel dezelfde hoogte in de oever aangrijpt, is de belasting daar relatief hoog en zal het evenwichtsprofiel zeer veel ruimte innemen. De meeste oevers van meren en plassen in Nederland zullen dit evenwicht echter niet bereiken omdat daar geen ruimte voor is. Leeuwestein en Schoot (1988) vinden in een studie over vooroevers in stagnante wateren in het Deltagebied dat erosie pas bij een breedte van de vooroever van meer dan 750 m verwaarloosbaar is (minder dan 1 m per jaar). Dit geldt met een maximale waterdiepte boven de vooroever van 0,70 m. Bij een vooroeverbreedte van 125 m of minder bedraagt de jaarlijkse afslag 10 m of meer. In het Grevelingenmeer bestaat sinds 1971 een stagnerend peil. Hier heeft zich in dertig jaar nog geen evenwichtsprofiel ingesteld. Langs onverdedigde oevers treedt nog steeds erosie op (0,5 - 3 m per jaar) (memo P. Janssen, DWW). Dit illustreert waarom in de meeste wateren in Nederland beschermende oeverconstructies zijn aangelegd.

Bij een *gereguleerd seizoensverloop* verandert de situatie. Meestal wordt een laag (vast) winterpeil en een iets hoger (vast) zomerpeil gehanteerd. Veel Nederlandse wateren kennen een gereguleerd seizoensverloop. De belasting zal nu niet gedurende het hele jaar, maar slechts gedurende een half jaar achtereen op één niveau in de oever aangrijpen. Dit zal als gevolg hebben dat erosie- en sedimentatieprocessen de vorm van de oever ieder half jaar in de richting van een ander evenwichtsprofiel sturen. Het is met de huidige kennis echter niet gedetailleerd te voorspellen hoe het profiel van de oever dan zal worden in deze situatie (med. dhr. de Gelder). Het meest waarschijnlijk is een situatie waarbij continu sprake is van erosie en sedimentatie, en waarbij het profiel ergens tussen de beide evenwichtsprofielen in zal zitten (figuur 5.3).

**Figuur 5.3**

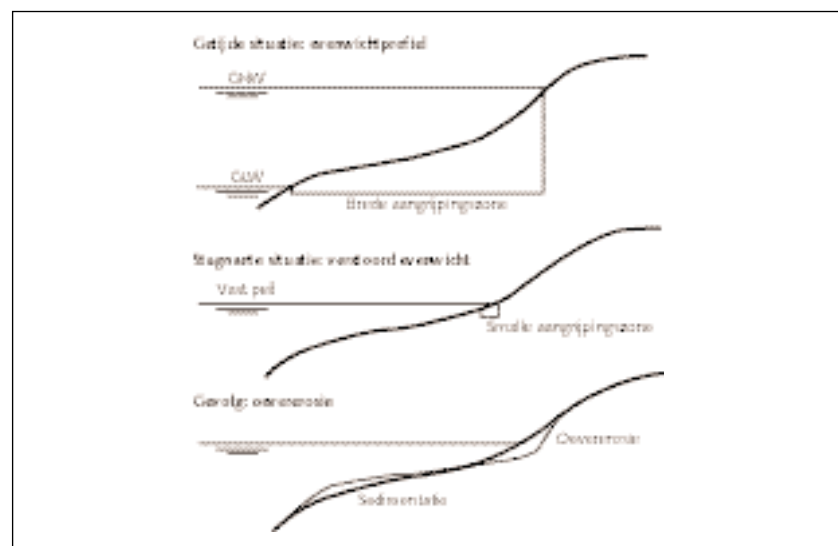
Evenwichtsprofielen bij een hoog zomerpeil (bovenste S-vorm) en een laag winterpeil (onderste S-vorm), met optredende erosie en sedimentatie uitgaande van het oorspronkelijke, steile profiel



Bij een (*semi*)natuurlijk peilverloop kan het peil fluctueren als gevolg van meer of minder neerslag, verdamping en wegzijging. Hierdoor grijpen de golven niet gedurende een half of heel jaar achter elkaar op hetzelfde punt aan, maar wordt de aangrijpingszone breder. Hierdoor is de belasting lager, en zal het evenwichtsprofiel minder ruimte innemen dan bij een vast peil. Een natuurlijk peilverloop kent over het algemeen een hoog peil in de winter en een laag peil in de zomer. Het is niet bekend of in de Nederlandse situatie een evenwichtssituatie kan instellen, of dat er, evenals bij het geregeerde seizoensverloop continu sprake zal zijn van erosie en sedimentatie. Wanneer dit laatste het geval is, zal dit uiteraard precies omgekeerd verlopen (hier: erosie van lage delen in de winter en erosie van hoge delen in de zomer). Dit is met name van belang voor de vegetatie, hetgeen in de volgende paragraaf besproken zal worden.

In een *getijdesituatie* is evenals bij een natuurlijk peilverloop de aangrijpingszone van de golven veel breder dan bij een vast peil, waardoor de belasting meer verspreid wordt en het evenwichtsprofiel minder ruimte inneemt. Bovendien fluctueert in deze situatie het peil dagelijks zeer sterk, waardoor de kans op erosie nog meer afneemt en relatief steile oevers zich kunnen handhaven. Het omgekeerde is in de jaren '70 en '80 van de vorige eeuw gebeurd, toen nieuwe grote meren ontstonden door de afsluiting van zeearmen (foto 5.2). In de getijdensituatie was er bijvoorbeeld in het Volkerak-Zoommeer een dynamisch evenwicht tussen erosie- en sedimentatie. Het gemiddelde verschil tussen laag- en hoogwater bedroeg voor de afsluiting ongeveer 3,5 m. De golven braken hierdoor op steeds wisselende niveaus, zodat de oevers vrijwel niet afkalfden. Na de afsluiting werd een vast waterpeil rond NAP ingesteld. Dit had als gevolg dat de golven permanent op een smal deel van de oevers inwerkten, waardoor oeverafslag op gang traden. Vooral langs de zandige oeverlocaties die dicht langs geulen zijn gelegen en die met grote strijklengtes op de overheersende westenwind zijn georiënteerd is in de eerste jaren na afsluiting een achteruitgang van de oeverlijn geconstateerd van meer dan 20 m per jaar (Van Rooij en Groen, 1996).

**Figuur 5.4**  
Erosie in afgesloten getijdenbekkens  
(Adriaanse, 1986)



Bij een bergingsregime wordt het peil gedurende het hele jaar op een vast laag peil gehouden, een situatie die vergelijkbaar is met een vast peil. Wanneer in perioden van weinig risico het peil wordt verhoogd (evt. met

een natuurlijk verloop), dan zal er over het hele jaar minder erosie optreden. Tijdens een noodberging zal totale inundatie optreden, die hooguit enkele weken zal aanhouden. Dit is waarschijnlijk voldoende tijd voor het op gang komen van erosie- en sedimentatieprocessen. De erosie is namelijk juist het sterkst direct na een wijziging van het peil, omdat dan de afstand tot het evenwichtsprofiel het grootst is.

**Foto 5.2**

Na de afsluiting van de zeearmen in het deltagebied verdween het getij; in de jaren erna trad een oeverafslag van soms wel honderden meters oever op (foto: DWW)



### 5.3 Invloed van oevervegetatie op oeverstabiliteit

Oevervegetatie kan de oever in belangrijke mate beschermen, via het wortelstelsel, dat de grond vasthoudt (vergroting van de sterkte) en via de bovengrondse delen, die de golven dempen (vermindering van de belasting) (CUR, 1999). Hierdoor is de sterkte van een begroeide oever groter dan van een kale oever, en kan het evenwichtsprofiel minder ruimte innemen.

#### Vegetatietypen

Oevers van meren en plassen kennen een vaste zonering van vegetatietypen. In een natuurlijk meer met een flauw oplopend talud zijn van laag naar hoog (nat naar droog) achtereenvolgens waterplanten, helofyten, ruigtekruiden en moerasbos aanwezig. In de zone rond de waterlijn, die afwisselend nat en droog is (inundatiezone), staan de helofyten. Aangezien erosie juist rond de waterlijn optreedt, vormen helofyten de belangrijkste groep met betrekking tot oeverstabiliteit. In de diepere delen van de inundatiezone bestaat de helofytenzone alleen uit hoog uitgroeiende oeverplanten, die zeer tolerant zijn voor overstroming, zoals Riet. In de ondiepere delen van de inundatiezone kunnen ook andere moerassoorten voorkomen. Hier ontstaat een soortenrijke rietvegetatie. Hieronder zullen voor zover bekend de beschermende eigenschappen van al deze vegetatietypen worden beschreven.

#### Waterplanten

Waterplanten zijn geheel ondergedoken of hebben drijvende bladeren. Zij komen alleen voor in oeverzones waar weinig golfslag optreedt, en voldoende licht de bodem bereikt (helder water). Voor de waterkerende functie zijn deze planten van weinig belang, maar zij kunnen wel enige golfslag dempen (Vermaat *et al.*, 2000) en de bodem tegen erosie te beschermen. Opslibbing van natte stroken kan als gevolg hebben dat waterplanten

---

verdwijnen (Soesbergen *et al.*, 1999) waardoor deze golfdemping tenietgedaan wordt.

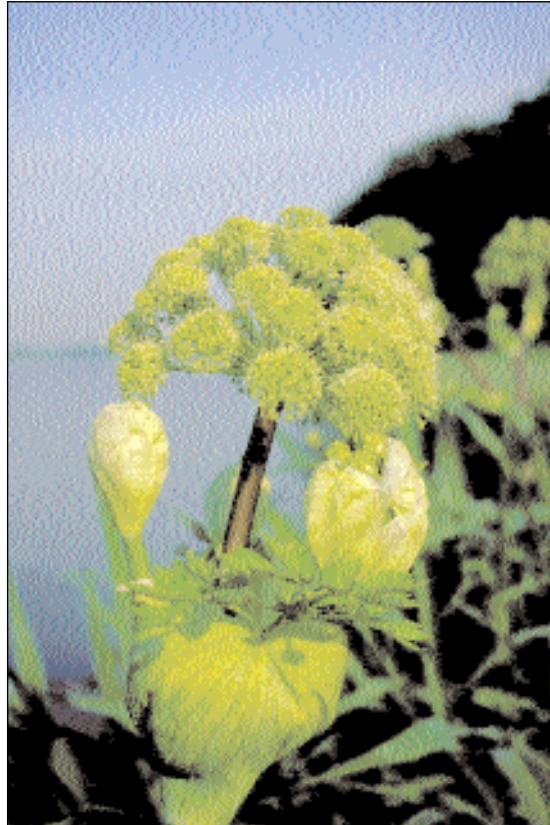
### Helofyten

In de relatief diepe delen van de inundatiezone groeien alleen hoog uitgroeiende oeverplanten, die zeer tolerant zijn voor overstroming, zoals Riet, Mattenbies, Heen en Iisdodde. Zij houden de bodem vast met netwerken van wortels, wortelstokken en uitlopers en versterken zo de oever. De bovengrondse delen reduceren de golfbelasting. Riet, Mattenbies en Heen zijn redelijk tolerant voor golven en hebben een belangrijke golfdempende werking. Iisdodde, Rietgras en Liesgras zijn gevoeliger voor golven (Coops & Geilen 1996). Deze soorten zullen dus vooral in oevers met relatief lage golfbelasting voorkomen. Van Riet en Mattenbies is tamelijk veel bekend over hun beschermende eigenschappen. Een formule voor de relatie tussen stengeldichtheid, effectieve breedte van de vegetatie en golfdemping wordt voor Riet en Mattenbies gegeven in het handboek 'Natuurvriendelijke oevers' (CUR, 1999). Tijdens een onderzoek met semi-veldopstellingen kon geen verschil in golfdempende werking worden vastgesteld tussen proefvakken met Riet en proefvakken met Mattenbies (Verheij *et al.*, 1994), maar in vergelijkbare opstellingen kon wel geconcludeerd worden dat Riet in principe de beste beschermende eigenschappen heeft:

- Riet heeft een dicht wortelstelsel en wortelt dieper dan Mattenbies, waardoor Riet minder snel uitspoelt bij hoge golven.
- Volgroeide rietstengels zijn stevig en buigzaam en kunnen één tot drie keer zo hoge mechanische belasting verduren als biezenstengels.
- Stengelskeletten van Riet blijven in de winter staan en blijven ook dan een golfreducerende werking uitoefenen. Biezenstengels daarentegen breken aan het eind van het groeiseizoen af en spoelen weg.

.....  
**Foto 5.3**

Eén van de meest opvallende oever-  
ruigteplanten: Aartsengelwortel  
(foto: Hugo Coops)



---

Aangezien Riet een erg belangrijke soort is voor de oeverstabiliteit en over Riet ook de meeste informatie beschikbaar is, zal hieronder voornamelijk over Riet gesproken worden. In de meeste meren en plassen in Nederland is Riet een algemeen voorkomende oeversoort. Op oevers die veel golfslag te verduren hebben kan een brede rietkraag veel golven dempen, waardoor de erachter gelegen, vaak ondiepere zone ook geschikt is voor andere soorten. Bij extreme golfslag, bijvoorbeeld door bepaalde vormen van watersport, kan Riet zich niet meer handhaven. Ook de eerste jaren na aanplant of vestiging van Riet is de sterkte nog niet optimaal. Daarom wordt vaak gebruik gemaakt van een tijdelijke bescherming (zie ook 5.4). Riet wordt minder vitaal naarmate er veel aanspoelsel (waaronder rietstrooisel) zich tussen het Riet ophoopt en wordt daardoor kwetsbaarder. Het peilbeheer is hierop van grote invloed doordat bij wisselend peil het opgehoopte rietstrooisel wordt afgevoerd.

#### **Soortenrijk riet**

In ondiepe delen van de inundatiezone is Riet nog steeds dominant, maar groeien tussen het Riet ook moerassoorten, die relatief korte stengels hebben en een beperkt vermogen tot vegetatieve uitbreiding. Tot deze weinig concurrentiekrachtige soorten behoren onder andere Watermunt, Moeras-vergeet-mij-nietje, Wolfspoot en Kattestaart (Lenssen *et al.*, 1997). Aangezien deze soorten oppervlakkiger wortelen en breekbaarder stengels hebben dan Riet, is soortenrijk Riet gevoeliger voor erosie dan een homogene rietvegetatie. De golfdempende rietstengels staan in soortenrijke vegetaties namelijk minder dicht op elkaar. Om deze reden zullen soortenrijke rietoevers zich beter ontwikkelen in luwe plas-dras zones.

#### **Ruigte**

Op de hogere delen van de oever domineren ruigtesoorten en is Riet nog slechts marginaal aanwezig. Ruigtesoorten zijn hoge, snelgroeiende kruiden met een vermogen tot sterke vegetatieve uitbreiding zoals Harig Wilgeroosje, Grote Brandnetel en Akkerdistel. Ruigtesoorten zijn in staat Riet te verdringen, waardoor de oeverbeschermende werking van de vegetatie afneemt. De oeverstabiliteit kan gehandhaafd blijven, wanneer de rietzone zich in de richting van het open water kan uitbreiden. Bij een te grote waterdiepte/steile oever is dit niet mogelijk (Adriaanse, 1986).

#### **Moerasbos**

Moerasbossen komen voor in delen van de oever die nog tot lang in het voorjaar onder water kunnen staan, maar relatief geringe wisselingen in de waterstand kennen. Deze bossen bestaan uit soorten als Wilg, Els, Lijsterbes, Vlier en Populier (CUR, 1999). Alleen over wilgen is informatie beschikbaar met betrekking tot beschermende eigenschappen. Damping van golven door wilgen is het gevolg van energieopname door het buigen van stammen onder invloed van de golven en het ontstaan van wervelingen achter de stammen. De golfdempende werking van wilgen wordt gelijk verondersteld met die van Riet. Voor Nederlandse omstandigheden is de hydraulische weerstand voor Riet en oobossen namelijk min of meer gelijk, ondanks de grote verschillen in aantallen stammen/stengels per eenheid oppervlakte en de stam/stengeldikte (CUR, 1999). In kribvakken langs de Waal is onderzocht in hoeverre aanplant van wilgen erosie kan tegengaan. Zes jaar na de aanplant hadden de wilgen het erosiepatroon wel beïnvloed, maar was er toch sprake van terugschrijdende erosie en uitspoeling van wilgen. Op dat moment was nog niet te zeggen of deze erosie voort zou zetten (Van Splunder, 1997). Drost (1995) vond dat vermindering van erosie op kon lopen tot 76%, afhankelijk van de soort wilg en of de wilgen gezaaid dan wel gestekt worden. Olde Venterink *et al.* (in prep.) vinden juist een



---

hogere weerstand in rietkragen dan in wilgenbos, gekoppeld aan grote verschillen in sedimentatie. Deze situaties gelden allen voor het rivierengebied waar de belasting wordt veroorzaakt door stroming en golfbelasting door scheepvaart. Onderzoek in meren is ons niet bekend.

#### 5.4 Oeverbeschermingsconstructies

Tegen een zeer grote golfbelasting op één zone, vooral in de grotere meren, is ook een begroeide oever niet opgewassen. In deze gevallen wordt vaak een oeververdediging aangelegd. Deze kan aanliggend, dus direct op de oever, of vóór de oever aangelegd worden. Een aanliggende oeververdediging is de klassieke verdediging van de oever. De vooroeververdediging heeft als taak overmatige (wind)golfbelasting te reduceren tot een, voor het gebied en de oever daarachter, acceptabel of gewenst niveau. Bovendien voorkomt een vooroeververdediging verdieping van de vooroever als gevolg van erosie. De natte oeverzone achter de vooroever heeft veelal een hogere diversiteit dan het meer of kanaal zelf, bijvoorbeeld in voor wat betreft de waterplanten en de macrofauna (Rommelzwaal *et al.*, 1998; Besteman *et al.*, 2001).

.....  
**Foto 5.4**

De maximale belasting van begroeide oevers is met behulp van gootproeven onderzocht  
(foto: DWW)



##### **Aanliggende oeververdediging**

Alle aanliggende oeververdedigingsconstructies hebben primair als functie om de erosie van de oever tegen te gaan en de daarmee de oever te fixeren. De oeververdedigingsconstructie wordt aangelegd op het niveau van het waterpeil, aangezien door de golfaanval op deze hoogte de zwaarste belasting plaatsvindt. Er zijn zeer veel verschillende constructievormen. De toepassing van een bepaalde constructie wordt gestuurd door het waterkerend vermogen, ecologische aspecten, landschap, recreatie en het aanliggende landgebruik. In het CUR-handboek "Natuurvriendelijke oevers: oeverbeschermingsmaterialen" wordt een uitgebreide opsomming gegeven van de verschillende constructies en hun toepassingen (CUR, 1999). De mogelijke constructies zijn in te delen in:

- vegetatie (zie paragraaf 5.2);
- dood hout;
- bodemmateriaal (bijv. zand, klei);
- losse stenen (in grootte variërend van grind tot basaltblokken);



- gefixeerd hard materiaal (blokkenmatten, beton, asfalt);
- kunststofmatten;
- combinaties van bovenstaande constructies.

#### **Effecten van peilregime op aanliggende oeververdediging**

Bij een vast peil zal de belasting telkens op hetzelfde niveau plaatsvinden, waardoor de versterking van de oever iets onder het waterpeil en iets erboven moet liggen ( $\pm 50$  cm boven en onder het waterpeil). Bij wisselende peilen zal de oeverconstructie over een grotere lengte gemaakt moeten worden, namelijk 50 cm onder het laagste peil tot 50 cm boven het hoogste peil. Daarnaast is bij wisselende peilen van belang om voorzieningen te treffen voor de andere functies van een oever zoals recreatiestranden en steigers. De materiaalkeuze voor de oeverconstructies is niet afhankelijk van wisselende peilen. Niet-organische materialen zijn allen bestand tegen wisselende natte en droge situaties. Vanuit een vast peil naar een variabel(er) peil betekent het dat er een bredere constructie noodzakelijk is. Bij een bestaande constructie dus een naar boven en/of beneden aanvullen met bijvoorbeeld grind. In de praktijk zal de beheerder aanvullen met hetzelfde materiaal (veilig en voorhanden) onbekend is of ook een ijlere/minder zware aanvullende constructie mogelijk zal zijn. Hierdoor komt meer hard materiaal in/op de oever hetgeen consequenties heeft voor de begroeiing en de macrofauna. Voor de macrofaunasamenstelling lijkt het dat, op basis van een nog niet bewerkte set gegevens uit 2001, exoten van de aanwezigheid van hard substraat zouden kunnen profiteren.

Bij de organische materialen kan een onderscheid gemaakt worden tussen hard- en zachthouten materialen. Hardhouten materialen zijn goed bestand tegen wisselingen in nat en droog en kunnen worden toegepast. Zachthouten materialen zullen sneller afbreken bij wisselingen in natte en droge situaties. In de praktijk worden zachthouten materialen alleen toegepast in situaties waarin het hout ook mag afbreken. Zo worden bijvoorbeeld zachthouten paaltjes gebruikt om stenen blokken bij de constructie in verband te houden. Na enige tijd, lang voordat de houten paaltjes zijn afgebroken – ook bij wisselingen in nat en droog – hebben de stenen zich gezet, waardoor de zachthouten paaltjes overbodig zijn. Bij wisselende peilen zijn hier dus geen aanpassingen noodzakelijk.

#### **Vooroeververdediging**

Een vooroeververdediging laat de golven slechts gedeeltelijk passeren naar het ondiepe water achter de verdediging. De vooroeververdediging hoeft niet perse boven het wateroppervlak te liggen. Met een vooroeververdediging kan er sprake zijn van erosie maar ook van aanslibbing. Welke van deze twee optreedt, hangt af van de openheid van het ontwerp en de aanvoer van slib. De openheid van het ontwerp wordt bepaald door de grootte van het uitwisselingspercentage ten gevolge van golven en opstuwing door de wind (set-up). Afhankelijk van de toename van de uitwisseling ten opzichte van een situatie zonder uitwisseling (vast peil) zijn verschillende situaties te onderscheiden.

Bij toename van de uitwisseling, maar net geen opwerveling (snelheden niet groot genoeg) zal er bij aanvoer van materiaal de aanslibbing dus toenemen. Aanvoer van slib vindt plaats in Zuid-Holland (Grevelingen, Haringvliet) maar nauwelijks in Zeeland (Volkerak, Oosterschelde) en in het IJsselmeergebied vooral door de IJssel.

De uitwisseling van water neemt zodanig toe, dat de snelheden nu wel voor opwerveling van slib zorgen (de kritieke bodemschuifspanning wordt overschreden). Een deel van het slib verdwijnt uit de natte strook, maar omdat er ook aanvoer plaatsvindt is er een evenwichtspunt waarbij de

---

aanslibbing en opwerveling in evenwicht zijn. Bij een verdere toename van de uitwisseling gaat erosie overheersen.

Voor kanalen is er een model (PLONS) ontwikkeld dat de wateruitwisseling tussen een natte strook en de waterweg berekent afhankelijk van het aantal scheepspassages (Cappendijk-de Bok, 1994). Voor meren zou dit gedaan kunnen worden met een rekenmodel van het WL (mond. med. M. v/d Wal, DWW), maar is dit nog nooit uitgevoerd. Voor golfbelasting op kribben is een verkennende berekening uitgevoerd (Groeneweg, 2001). Directe metingen, waarbij aanvoer, erosie/sedimentatie en uitwisseling door een vooroeververdediging zijn gemeten zijn niet uitgevoerd.

Een gesloten, dat wil zeggen ondoorlatend, ontwerp leidt tot aanslibbing. In het verleden is er vaak conservatief ontworpen. De oude veiligheids-gedachte leidde tot grote veiligheidsmarges en vaak te zware constructies. Hierdoor is op de meeste plaatsen sprake van aanslibbing.

Een heel open ontwerp, dat wil zeggen laag en/of doorlatend, leidt tot erosie. Een mogelijkheid om aanslibbing te voorkomen is om de constructie zo open te maken dat het slib in de natte strook opgewerveld wordt door golven en stroming en vervolgens de plasberm weer uitstroomt. Dit betekent echter automatisch dat water in de natte strook voortdurend in beweging is. Vegetatie zal moeilijk aanslaan en amfibieën zullen de natte strook minder kunnen gebruiken om te paaïen (Reinholt & De la Haye, 1997). Bij wisselende peilen zal de vooroever van karakter veranderen. Bij een hoog peil zal de vooroever als een open ontwerp functioneren, omdat de vooroever ten opzichte van het waterpeil laag zal zijn. Bij een laag peil zal de vooroever als een gesloten ontwerp gaan functioneren.

In het ideale geval wordt een vooroeververdediging zo ontworpen dat aanslibbing en erosie elkaar in evenwicht houden. In de praktijk is dit niet mogelijk omdat de abiotische randvoorwaarden in de tijd veranderen en een eenmaal bereikt evenwicht dus niet behouden zal blijven. De relatie tussen de kenmerken van vooroeververdediging (zoals hoogte, lengte, breedte en type) en de resulterende erosie of sedimentatie van de natte zone is met de huidige kennis niet voldoende nauwkeurig te voorspellen. Er wordt momenteel gewerkt aan modellen waarmee dat wel mogelijk gemaakt moet worden (mond. med. A. de Gelder, DZH). Het verdient aanbeveling om in de ontwikkeling van deze modellen aandacht te geven aan wisselende peilen.

---

**Foto 5.5**

Bij de aanleg van natuurvriendelijke oevers, zoals rijshoutdammen, moet rekening worden gehouden met peil-fluctuaties  
(foto: DWW)



---

### **Effecten van peilbeheer op vooroeververdediging**

De functie van een vooroeververdediging is om de golven te dempen. De hoogte van een vooroever wordt dus primair bepaald door de hoogte van de golven, wat weer afhankelijk is van het waterpeil. Daarnaast is de zichtbaarheid van de vooroever als onderdeel van de beleving een belangrijk aspect. Ook kan in de doorlatendheid van het ontwerp worden gestuurd. Een vast peil is voor de ontwerper het eenvoudigst te hanteren om qua hoogte en doorlatendheid het gunstigste ontwerp te maken waarbij sedimentatie en erosie zoveel mogelijk in evenwicht zijn. Wanneer vanuit een dergelijk ontwerp een lager peil wordt ingesteld, zal het ontwerp relatief meer gesloten worden, wat leidt tot aanslibbing. Daarnaast wordt het ontwerp veel zichtbaarder. Een hoger peil daarentegen leidt tot een relatief opener ontwerp wat leidt tot erosie. Dit boeiende probleem, wat bij wisselende peilen van groot belang is, is momenteel nog in onderzoek (mond. med. M. van der Wal, DWW). De indruk bestaat wel dat de oplossingsrichting gevonden moet worden in doorlatende dammen (flexibele vooroeververdedigingen), aangezien bij dergelijke constructies de doorlaatbaarheid niet afhankelijk is van het peil.

### **5.5 Beheer en onderhoud van oeverconstructies**

Bij het beheer van oevers bespreken we de mogelijkheid tot flexibel oeverbeheer en het oeverbeheer volgens het BeheerPlan Nat (BPN). Het flexibele beheer biedt mogelijkheden om snel in te spelen op veranderende belastingen, opslibbing en erosie en ecologische wensen. Het BPN is de officiële methodiek zoals deze gevolgd wordt door Rijkswaterstaat. Op dit moment wordt het onderdeel natuurvriendelijke oevers hiervan nog uitgewerkt.

#### **Flexibel beheer**

Een (dynamisch) stabiele oeverligging kan slechts ontstaan als erosie en opslibbing elkaar afwisselen en in evenwicht houden. De beheerder van de oevers kan hierbij de helpende hand bieden door 'flexibel oeverbeheer'. Als de erosie te groot wordt moet de constructie hoger of dichter worden gemaakt. Als er sprake is van te veel aanslibbing dan moet het ontwerp opener worden gemaakt. Het ontwerp is bij voorkeur flexibel. Het is niet verstandig te streven naar een kant en klare oplossing die jarenlang blijft functioneren. Beter is het om ruimte te laten voor het beheer om in te spelen op optredende erosie of aanslibbing, waardoor de vooroeververdediging ook bij wisselende peilen voldoende kan functioneren. Voor de vormgeving van flexibele constructies kan gekozen worden uit:

- Palenrijen waartussen rijshout of andere houtsoorten (sparrenhout) wordt aangebracht. Deze oplossing wordt al sinds mensenheugenis toegepast langs kleine wateren en is recentelijk met succes toegepast langs de IJssel om kribvakken te beschermen. Ook langs de Schelde in België is veel ervaring opgedaan met deze constructie (mond. med. M. van der Wal, DWW). Bij een wisselend peilbeheer zal het rijshout sneller vergaan. Door meer of minder rijshout tussen de palen aan te brengen kan de constructie opener of geslotener worden gemaakt. Rijshout vergaat na ongeveer vijf jaar en zal in de loop van de tijd eventueel moeten worden aangevuld, afhankelijk van de resultaten. De palen vergaan na ongeveer twintig jaar.
- Onderwaterdam van breuksteen waarbij de dam in de eindsituatie aan het zicht onttrokken is. Als de erosie te groot wordt kan steen worden gestort op de kruin. Er kan ook een tijdelijke constructie op de damwand geplaatst worden om luwte te creëren.

- Breukstenen dam met grote openingen. Door de grote openingen ontstaan eilanden en een gevarieerd golfklimaat. Bij te grote erosie kunnen de openingen gedeeltelijk worden volgestort. Ook kan gebruik worden gemaakt van gabions die makkelijk in en uit de opening te halen zijn.
- Dammen van stapelbare schanskorven. Vooroeververdedigingen van schanskorven zijn meer doorlatend dan de breukstenen vooroeververdedigingen, maar minder doorlatend dan palen met rijshout.

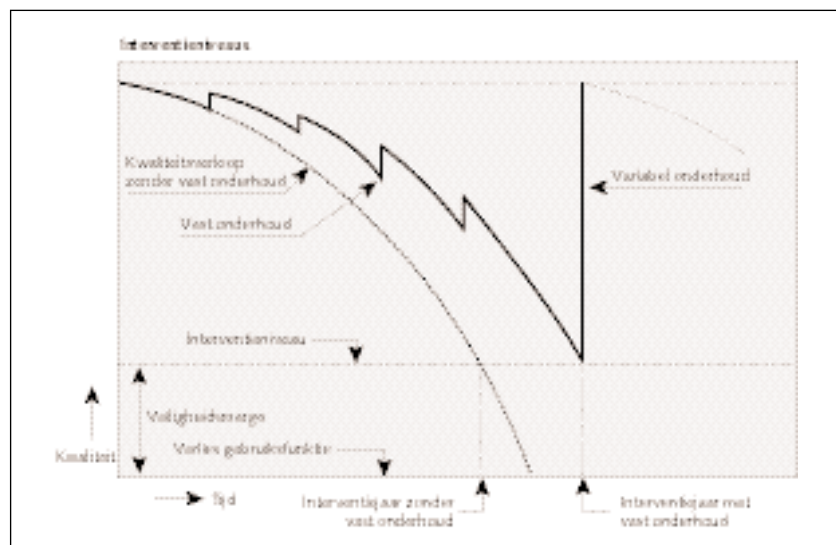
Ook innovatieve constructies kunnen mogelijk een oplossing geven en kunnen overwogen of bedacht worden.

#### Beheer volgens BPN

Voor de beschrijving van het beheer van oeverconstructies wordt uitgegaan van de methodiek uit het Beheerplan Nat (Van den Brink *et al.*, 2000). Hierin wordt met behulp van een tienstappenplan een beheerplan gemaakt. Per watersysteem(deel) of object (bijv. een oever) wordt eerst beschreven wat de functies er van zijn en welke eigenschappen het moet bezitten om die functie te vervullen. De oeverconstructie heeft primair een waterkerende functie, maar heeft ook ecologische, landschappelijke, recreatieve functies en is gerelateerd aan het naastgelegen grondgebruik.

Wanneer de functie-eisen vastgesteld zijn wordt de feitelijke toestand naast de beoogde toestand gelegd. Wanneer deze toestanden niet met elkaar overeen komen, dienen aanleg- en verbetermaatregelen geformuleerd te worden. Wanneer de maatregelen zijn uitgevoerd, of niet noodzakelijk zijn, wordt een instandhoudingsplan opgesteld. Dit plan vermeldt de onderhouds- en inspectiemaatregelen die men denkt te nemen. Een belangrijk onderdeel van het onderhoudsplan is een systeemanalyse waarbij de kritieke onderdelen worden geïdentificeerd. Voor deze onderdelen wordt het zogenaamde interventieniveau bepaald waardoor planmatig het toepassen van vast of variabel onderhoud kan worden vastgesteld. Vaste maatregelen zijn maatregelen die ervoor zorgen dat de geprognoseerde levensduur wordt gehaald, dat variabel onderhoud kan worden uitgesteld, en die gericht zijn op dagelijkse exploitatie. Onder variabel onderhoud vallen maatregelen die voorkomen dat de kwaliteit van het object onder het interventieniveau daalt en het object een mate van kwaliteit geven die vergelijkbaar is met de functionele kwaliteit na eerste oplevering van het object. Dit theoretisch onderscheid wordt toegelicht in figuur 5.5.

**Figuur 5.5**  
Interventieniveau als gevolg van het kwaliteitsverloop, vast- en variabel onderhoud (Van den Brink *et al.*, 2000)



Voor de beschrijving van het beheer van oeverconstructies wordt uitgegaan van de methodiek uit het Beheerplan Nat (Janssen, 2000). Hierin wordt met behulp van een tienstappenplan een beheerplan gemaakt. Per watersysteem(deel) of object (bijv. een oever) wordt eerst beschreven wat zijn functies zijn en welke eigenschappen het moet bezitten om die functie te vervullen. Zoals in paragraaf 4.3 is beschreven heeft een oeverconstructie primair een waterkerende functie, maar heeft ook ecologische, landschappelijke, recreatieve functies en is gerelateerd aan het naastgelegen grondgebruik.

#### Beheer en onderhoud volgens BPN

Voor de beschrijving van het beheer van oeverconstructies wordt uitgegaan van de methodiek uit het Beheerplan Nat (Van den Brink *et al.*, 2000). Hierin wordt met behulp van een tienstappenplan een beheerplan gemaakt. Per watersysteem(deel) of object (bijvoorbeeld een oever) wordt eerst beschreven wat de functies zijn en welke eigenschappen deze moet bezitten om die functie te vervullen. Een natuurvriendelijke oever heeft altijd de functies ecologie en waterkwaliteit. Aan de hand van het streefbeeld dat is opgesteld voor de inrichting van de natuurvriendelijke oever kunnen functie-eisen worden toegekend. Specifieke functie-eisen voor een natuurvriendelijke oever zijn bijvoorbeeld (naast 'normale' functie-eisen als het instandhouden van het dwarsprofiel en het instandhouden van de vaargeul):

- De aanwezigheid van een plasberm.
- De aanwezigheid van fauna-uitstapplaatsen.
- Bescherming (vooroeververdediging) van de plas-dras berm tegen teveel golfbeweging.

Wanneer de functie-eisen zijn vastgesteld, wordt de feitelijke toestand naast de beoogde toestand gelegd. Wanneer deze toestanden niet met elkaar overeen komen, dienen aanleg- en verbetermaatregelen geformuleerd te worden. Wanneer de maatregelen zijn uitgevoerd wordt een instandhoudingsplan opgesteld. Dit plan vermeldt de onderhouds- en inspectie maatregelen die men denkt te nemen. Een belangrijk onderdeel van het onderhoudsplan is een systeemanalyse waarbij de kritieke onderdelen worden geïdentificeerd. Voor deze onderdelen wordt het zogenaamde interventieniveau bepaald waardoor planmatig het toepassen van vast of variabel onderhoud kan worden vastgesteld. In tabel 5.1 is voor een natuurvriendelijke oever een voorbeeld gegeven van de kritieke onderdelen, interventieniveaus en maatregelen die bepaald kunnen worden. Deze lijst is uiteraard niet uitputtend.

**Tabel 5.1**

Voorbeelduitwerking van een deel van het tienstappenplan in de Beheersplan Nat systematiek voor een natuurvriendelijke oever. Per functie-eis zijn kritieke onderdelen (stap 6), inspectieparameters & interventieniveaus (stap 7) en onderhoudsmaatregelen (stap 8) geformuleerd

Functie-eis	Kritieke onderdeel	Inspectieparameter	Interventieniveau	Vast onderhoud	Variabel onderhoud
Instandhouden dwarsprofiel	onderwatertalud (bestorting)	percentage ontbrekende stortsteen	40% van het aantal m <sup>2</sup> stortsteen boven de waterlijn	bijstorten stortsteen	herprofilering profiel en opnieuw aanbrengen bestorting
Aanwezigheid plasberm	plasberm plasberm plasberm	dikte sliblaag waterdiepte bedekking watervegetatie	10 cm 50 cm 25% bedekking	schonen schonen schonen	baggeren of doorspoelen uitdiepen baggeren/maaien
Aanwezigheid fauna-uitstapplaatsen	fauna uitstapplaats	uitstapbaarheid	x % begroeiing	geen	rooien/maaien
Beschermen begroeiing achter verdediging	vooroeververdediging (strekdam breuksteen)	uitgedrukt in % begroeiing daling van de kruinhoogte	zakking (> 0,5 m) over een grotere lengte dan de afstand tot de oeverlijn bij MR	geen	herstellen vooroeververdediging

---

In bovenstaande tabel wordt een onderscheid gemaakt in vaste maatregelen en variabele onderhoudsmaatregelen. Vaste maatregelen zijn maatregelen die ervoor zorgen dat de geprognoseerde levensduur wordt gehaald, dat variabel onderhoud kan worden uitgesteld, en zijn gericht op de dagelijkse exploitatie. Onder variabel onderhoud vallen maatregelen die voorkomen dat de kwaliteit van het object onder het interventieniveau daalt en het object een mate van kwaliteit geven die vergelijkbaar is met de functionele kwaliteit na eerste oplevering van het object. Dit theoretisch onderscheid wordt toegelicht in figuur 5.4.

Het opstellen van landelijke streefbeelden en ecologische functie-eisen voor het BPN is volop in ontwikkeling. Er zijn verschillende parameters waar van uitgegaan kan worden zoals soorten, gemeenschappen en ecotopen. Voor het BPN worden interventieniveaus voor natuurvriendelijke oevers vastgesteld die zullen worden opgenomen en gepubliceerd in een referentie-document.

Een wijziging in het peilverloop heeft effecten op het beheer zoals dat volgens BPN plaatsvindt. Bij een vast peil zal de belasting continu op hetzelfde punt aangrijpen. Bij verandering in een peilverloop met wisselende peilen zal de belasting op een groter deel van de oever plaatsvinden. Dit kan invloed hebben op het benodigde onderhoud. Daarom zullen bij wijziging van het peilbeheer in ieder geval de laatste onderdelen van het Beheersplan Nat opnieuw ingevuld moeten worden. Wanneer de functie van de oever niet gewijzigd wordt, zullen stap 1 t/m 6 ongewijzigd blijven (functietoekenning en bepaling kritieke onderdelen). Wel zal het nodig zijn om opnieuw het interventieniveau te bepalen en de onderhoudsstrategie te opnieuw te formuleren. Dit gebeurt vanaf stap 7, bijvoorbeeld:

- **Functie-eis: instandhouden dwarsprofiel**  
In dit voorbeeld het profiel van de vooroeververdediging. Een van de faalmechanismen van een vooroeverdam is aantasting van de topklaag door te zware golfaanval of te lichte steen. Door die aanval kunnen afzonderlijke stenen gaan rollen waardoor een gat kan ontstaan en de onderlaag niet meer voldoende beschermd is. Het interventieniveau is het ontbreken van 40% van de stortstenen boven het waterniveau. Bij de invoering van wisselende peilen moet onderzocht worden bij welk peil deze 40% geldt. Ook kan nagedacht worden over het uitstellen van het variabele onderhoud tot een tijdstip waarbij een hoger percentage stortstenen ontbreekt, aangezien de belasting bij wisselende peilen meer verdeeld is over de dijk en het risico bij een gat in de topklaag minder groot is.
- **Functie-eis: aanwezigheid plasberm**  
De dikte van de sliblaag, de waterdiepte en de vegetatiebedekking zijn vooral van belang voor de ecologische functie-eisen. Bij invoering van peilfluctuaties zal nagegaan moeten worden of bijvoorbeeld een geringere waterdiepte (= interventieparameter) kan worden toegestaan bij lage zomerpeilen, omdat dit slechts tijdelijk is. In dit geval kan men met minder onderhoud volstaan. Een snellere sedimentatie bij een ander peilverloop zal er voor zorgen dat het interventieniveau voor dikte sliblaag sneller wordt gehaald en dat onderhoud moet plaatsvinden. Dit onderhoud brengt kosten met zich mee en dus een economische afweging.
- **Aanwezigheid fauna-uitstapplaatsen**  
Bij de invoering van peilfluctuaties zal de uitstapdiepte beïnvloeden. Voor reeën geldt een uitstapdiepte van 60 cm. Bij verlaging van het peil wordt het interventieniveau bereikt en moet de fauna-uitstapplaats worden aangepast.

- 
- Beschermen begroeiing achter verdediging  
Bij de invoering van peilfluctuaties zal onderzocht moet worden op welk tijdstip welke kruinhoogte ten opzichte van de waterlijn nodig is en/of hoe diep de oever onder water (extra) verdedigd moet worden. Wellicht is het waterpeil van invloed op de kosten van het onderhoud, omdat het makkelijker wordt om onderhoud uit te voeren bij lager waterpeil (kostenbesparing).

De effecten op de verschillende onderdelen en de kosten/baten hiervan zullen een afweging geven over de economische wenselijkheid van een ander peilverloop.

## 5.6 Conclusies en aanbevelingen

De conclusies en aanbevelingen gaan voornamelijk in op de kennisleemtes die geconstateerd zijn.

### Conclusies

Op grond van de verzamelde informatie kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- De invloed van peilvariatie op de ligging en de vorm van het uiteindelijke evenwichtsprofiel is met de huidige kennis niet gedetailleerd te voorspellen.
- Bij verandering van het peilverloop, ten opzichte van een vast peil, zal de oeverconstructie over een groter oppervlak moeten worden aangebracht en wel 50 cm onder het laagste peil en 50 cm boven het hoogste peil.
- Het is onbekend of bij aanvulling van oeverconstructies kan worden volstaan met minder zware constructies dan nu standaard worden toegepast.
- Het aanbrengen van een oeverconstructie over een groter oppervlak (50 cm onder het laagste peil en 50 cm boven het hoogste peil) heeft ecologische consequenties, deze zijn (nog) niet onderzocht.
- Bij verandering van het peilverloop, ten opzichte van een vast peil, zullen voor voorzieningen als steigers aanpassingen moeten worden getroffen.
- De relatie tussen de kenmerken van vooroeververdedigingen (zoals hoogte, lengte, breedte en type) en de resulterende erosie of sedimentatie van de natte zone is met de huidige kennis niet voldoende nauwkeurig te voorspellen.
- Modelberekeningen met betrekking tot wateruitwisseling in vooroevers en golfbelasting zijn nog nooit uitgevoerd.
- Directe metingen, waarbij aanvoer, erosie/sedimentatie en uitwisseling door een vooroeververdediging zijn gemeten zijn niet uitgevoerd.
- Met flexibel beheer kan worden ingespeeld op een te sterke opslibbing of erosie.
- Met betrekking tot de resulterende kosten en baten is nog weinig bekend.
- De beleving van de oever zal veranderen bij een veranderend peil; hierover is geen kennis aanwezig.



---

### Aanbevelingen

Uit bovenstaande conclusies kunnen de volgende aanbevelingen worden geformuleerd:

- *Kennis*  
Vergroot de waterbouwkundige kennis door modellen te ontwikkelen dan wel toe te snijden op de effecten van veranderingen in het peilverloop, metingen uit te voeren aan aanvoer, erosie/sedimentatie en uitwisseling door een vooroeververdediging, en voer verkennende berekeningen uit met betrekking tot wateruitwisseling en golfbelasting op vooroeververdedigingen.  
Onderzoek naar de verandering in belevingswaarde van oeververdedigingen zou kunnen worden uitgevoerd op basis van sociaal economische waardering (Ruijgrok, 2001).
- *Beheer en onderhoud*  
Onderzoek of bij aanvullende verdedigingen kan worden volstaan met minder zware materialen en/of constructies, flexibele constructies of nieuwe ontwerpen. Onderzoek wat de kosten en baten zijn van veranderingen in peilverloop ten opzichte van een vast peil.
- *Ecologie*  
Onderzoek wat de effecten zijn van het aanbrengen van een oeverconstructie over een groter oppervlak (50 cm onder het laagste peil en 50 cm boven het hoogste peil) en of deze effecten een significant effect hebben op de levensgemeenschap in de oever.

---

---

## 6 Ecologische effecten van peilbeheer in meren en plassen: ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie

---

**Een natuurlijker peilbeheer bevordert vooral door lage waterstanden in de zomer de uitbreiding van moerasvegetaties**

Jan Vermaat  
Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam

Uitgaande van de ecologie van aspectbepalende helofytensoorten (Riet, Mattenbies, Lisdoddes), worden hier de kansen voor uitbreiding van moerasvegetaties ingeschat bij een dynamischer en natuurlijker waterpeilen. Zowel de vegetatieve uitbreiding van deze soorten als nieuwe vestiging uit zaad zijn gebaat bij een vrij lange periode (vermoedelijk 1-2 maanden) met lage waterstanden waarbij slikvlaktes droogvallen. De preciese omstandigheden tijdens het droogvallen bepalen welke soorten de overhand zullen nemen, samen met de beschikbare voorraad zaad en vegetatieve propagulen. Begrazing door ganzen en vee, maar ook zoutophoping in de bodem, kunnen uitbreiding van helofytenvegetaties sterk onderdrukken, tenzij maatregelen zoals een gericht peilbeheer dat beperken. Een winterpeil boven de 50 cm zal bijvoorbeeld de wortelstokken onbereikbaar maken voor foeragerende ganzen. Een meerjarige cyclus van enkele jaren met relatief lage en daarna weer hogere zomerpeilen is vermoedelijk een interessante beheersoptie. Een optimale lengte van zo'n cyclus is sterk afhankelijk van bodemsamenstelling en geografische ligging en is daarom moeilijk in te schatten.

Een natuurlijker peilbeheer bevordert de uitbreiding van moerasvegetaties door lage waterstanden in de zomer, mits daarbij voldoende oppervlak aan slib droogvalt en dit gedurende enige weken gebeurt. Zowel klonale uitbreiding als vestiging van nieuwe kiemplanten wordt hierdoor bevorderd. De potentieel sterke begrazingsdruk door watervogels en vee kan met behulp van creatief peilbeheer gestuurd worden.

---

**Foto 6.1**  
Rietoever langs het IJmeer  
(foto: Hugo Coops)



---

## 6.1 Inleiding

De oeverzones van meren en plassen zijn de natuurlijke habitat voor een ruime schakering aan hogere plantensoorten (e.g. Ellenberg, 1986; Shipley & Parent, 1991; Coops *et al.*, 1999). De aanwezigheid van water vlakbij of boven het bodemoppervlak is cruciaal voor een categorie plantensoorten, de emergenten of helofyten, die in geregeld tot permanent water-verzadigde bodems wortelen terwijl het fotosynthetiserende bladoppervlak boven water is geplaatst. Opvallend is met name het grote aantal monocotyle soorten dat dichte, vertakte klonale netwerken van hoogopschietende scheuten vormt, zoals Riet (*Phragmites australis*). De term 'helofyt' betekent letterlijk dan ook 'plant als Riet', en deze groeivorm is algemeen langs oevers van vrijwel alle typen wateren waar beton- of basaltbeschoeiingen het niet onmogelijk maken. Met name het samenspel van waterbeweging en golfwerking, samenstelling van het beschikbare sediment, de geomorfologie van de oeverzone en de amplitude en frequentie van waterpeilfluctuaties creëert een scala aan milieufacties dat leidt tot verschillende oevervegetaties. Nederlands oppervlaktewater kent van nature twee typen waterpeilfluctuaties: in zoete meren is het peil meestal het hoogst in de winter en het vroege voorjaar en het laagst in de nazomer, dan vallen ondiepe gedeelten vaak droog. In getijdegebieden is de frequentie van droogvallen veel hoger vanwege het semi-diurnale getijderegime van de Atlantische Oceaan. Hoog- en laagwater wisselen elkaar gemiddeld tweemaal per dag af. Ten bate van veiligheid, risico's voor bebouwing en waterbeschikbaarheid voor de landbouw is het peilbeheer in Nederland echter binnen strikte grenzen geregeld. Zomerpeilen worden juist hoog en winterpeilen laag gehouden. Natuurlijke waterpeilfluctuaties zijn daardoor zeker in het zoete binnenwater een zeldzaamheid. Ironisch genoeg komen ze nog slechts voor onder extreme omstandigheden, als de capaciteit van het peilbeheersapparaat tekortschiet.

Zowel in Nederland als daarbuiten moeten de effecten van civiel- en cultuurtechnische regulering van het waterpeil een grote invloed gehad hebben op areaal en samenstelling van helofytenvegetaties. In de afgelopen decennia is het Nederlandse areaal aan helofytenvegetaties sterk afgenomen (Coops, 1992, 1996; Graveland & Coops, 1997) net als elders in Midden Europa (Ostendorp, 1989). Voor grotere zoetwater-rietbestanden en ook voor biezenvelden in het getijdengebied is deze afname relatief goed gedocumenteerd (Coops, 1992; Smit & Coops, 1995). De beschikbaarheid van gegevens over lintvormige oevervegetaties langs kanalen, vaarten en sloten is echter minder duidelijk. Behalve veranderingen in het peilbeheer worden ook andere, elkaar versterkende, oorzaken voor deze afname genoemd: met name eutrofiëring (Van der Putten, 1997) en toegenomen begrazing door watervogels (ganzen; Clevering, 1995).

Veranderingen in het vigerende beleid tekenen zich echter af en de mogelijkheden voor een natuurlijker peilbeheer staan momenteel in de belangstelling (Vierde Nota Waterhuishouding, maar ook een recente themadag van de NecoV: <http://www.necov.org/newsite/refbeeld.html>). In deze literatuurstudie worden de kansen onderzocht die een natuurlijker peilbeheer biedt voor de ontwikkeling van moeras- en oevervegetatie. Uitgangspunten zijn (a) dat een uitbreiding van het huidige areaal gewenst is, en (b) dat hiervoor slechts minimale beheersinspanningen noodzakelijk moeten zijn, dat wil zeggen dat het dus om spontane vestigingen of uitbreidingen moet gaan die zichzelf duurzaam zullen handhaven. Hoewel vanuit waterbeheersperspectief (oeverbescherming en waterkwaliteit; Coops & Geilen, 1996; Johnston, 1991) en biodiversiteitsperspectief (watervogels, vis; Graveland, 1999; Nagelkerke *et al.*, 1999) met name de gordels 'waterriet' van groot belang zijn, wordt deze studie daar niet toe beperkt. Belangrijkste argument

is dat waterriet waarschijnlijk niet los te zien valt van de aanwezigheid van vegetatie hogerop (Clevering, 1999a).

Omdat met name in moerassen slechts een beperkt aantal soorten aspect-bepalend is, wordt eerst een vergelijkend overzicht gegeven van de kritieke fasen in de levenscyclus van deze soorten, en de betekenis hiervoor van een aantal belangrijke milieufactoren en hun interactie. Vervolgens wordt het effect van vier peilbeheersscenario's geschat. Hierbij wordt gedifferentieerd naar twee belangrijke contrasten:

- 1) smalle oeverzones versus uitgebreide moerasvegetaties (gebaseerd op o.a. Rydin & Borgegård, 1988);
- 2) getijde- versus zoete binnenwateren.

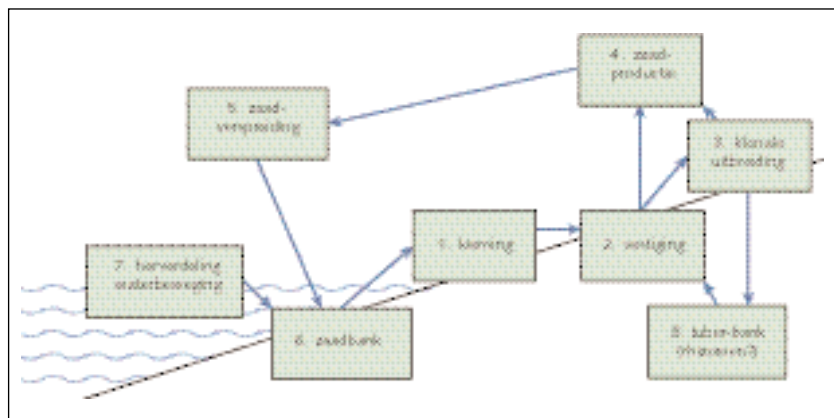
## 6.2 Ecologie van helofyten

### Fasen in de levenscyclus

Helofyten zijn over het algemeen meerjarig en vegetatieve vermeerdering door vertakking van de ondergrondse wortelstokken is een belangrijke vorm van uitbreiding en ook van overleving (e.g. Shay & Shay, 1986), omdat de bovengrondse scheuten een beperkte levensduur hebben, bij Riet en lisdodden bijvoorbeeld slechts 1 jaar. Toch is ook zaadvorming en succesvolle kieming van groot belang, met name voor vestiging in nieuwe of eerder verloren gegane habitats. Dit hoofdstuk begint met een schetsmatige uiteenzetting van de belangrijkste fasen in de levenscyclus van helofyten (figuur 6.1). Deze schets is de basis voor een verdere soortspecifieke detaillering van effecten van peilbeheer. Als startpunt van de cyclus is enigszins arbitrair de kieming van zaad gekozen (figuur 6.1).

.....  
**Figuur 6.1**

Fasen in de levenscyclus van helofyten (aangepast naar Coops & Van der Velde, 1995). Nummering van de boxjes is slechts aangegeven voor de ordening, niet voor prioritering



### Zaadkieming

De kiemkrachtigheid van helofytenzaad is variabel: binnen een soort kunnen grote verschillen bestaan (Clevering, 1995) en ook tussen soorten zijn grote verschillen waargenomen in maximaal kiemingspercentage onder optimale condities (Coops & Van der Velde, 1996). Bovendien hebben milieufactoren grote invloed op de gerealiseerde kiemingspercentages (Coops & Van der Velde, 1995): Gele Lis (25% na 6 weken), Riet (20%) en Rietgras (50%) kiemden het best op vochtig sediment, terwijl Lisdodden beter kiemden in waterverzadigd sediment of onder water (50-100%) maar slechter op vochtig sediment (5%). Mattenbies kiemde onder alle drie de omstandigheden redelijk (50%). De twee Lisdodde-soorten kiemden ook sneller dan de andere soorten: de helft van de zaden was gekiemd in 4-6 dagen, terwijl dit 10-15 dagen duurde bij de andere drie soorten. De relatief lage kiemkracht van

---

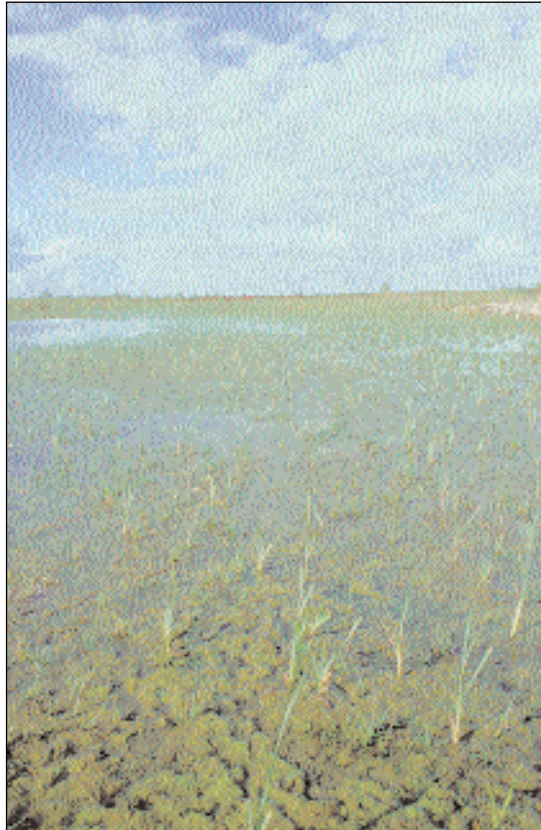
rietzaad wordt ook door Ellenberg (1986) uit oudere literatuur samengevat. Ter Heerdt (1993) en Coops (1996) geven een overzicht van de milieu-omstandigheden waaronder het zaad van de meest algemene helofytensoorten in Nederland kiemt. De meeste soorten kiemen slechts bij voldoende licht en niet onder een dicht vegetatiedek. Alleen biezensoorten lijken nog goed te kiemen onder 2 cm sediment, maar bij een sedimentdek van 5 cm diep nam Clevering (1995) alleen bij *Scirpus maritimus* nog slechts geringe kieming waar.

In het veld vindt kieming van helofytenzaden waarschijnlijk vooral in het voorjaar plaats (Ter Heerdt, 1993; Clevering, 1995; Kerkum 1999a). Voor veel soorten zijn (winter-)stratificatie (Shiple & Parent, 1992; Coops & Van der Velde, 1995; Clevering, 1999), en dag-nacht temperatuurfluctuaties met een hoge dagtemperatuur (Clevering, 1999) bevorderlijk voor een hoge kieming. In *Scirpus* heeft een dag-nacht ritme geen invloed. *Scirpus lacustris* kiemde al bij lagere temperaturen (rond 15 °C) dan *Scirpus maritimus* (vanaf 20 °C; Clevering, 1995). Riet lijkt hogere temperaturen nodig te hebben (boven 20 °C) en gevoelig te zijn voor stratificatie en dag-nachtfluctuaties in temperatuur (Ter Heerdt, 1993). Voor Lisdodde rapporteert Ter Heerdt (1993) gevoeligheid voor dag-nachtwisselingen in temperatuur en een optimale temperatuurrange van 15-17 °C.

.....  
**Foto 6.2**

Kiemplanten van Grote Lisdodde op een overstromde bodem bedekt met flab

(foto: Hugo Coops)



**Vestiging van kiemplanten**

Vestigingssucces van kiemplanten in het veld is nauwelijks onderzocht. Clevering (1995) rapporteert lage tot erg lage percentages vestigingssucces voor drie *Scirpus* taxa op de Ventjagersplaten. Vestiging was slechts succesvol op of vlak boven het vloedmerk. In ondiep water noch ver boven het vloedmerk vond enige succesvolle vestiging plaats. Op het vloedmerk vestigde zich 13% van de *Scirpus maritimus* kiemplanten en slechts 3% en



---

0,1% van *Scirpus tabernaemontani* en *Scirpus lacustris*. Dergelijke lage vestigingspercentages rond de 1% zijn waarschijnlijk realistisch voor kiemplanten in het veld, de 13% voor Zeebies lijkt vrij hoog.

Een belangrijke openstaande vraag is hoeveel tijd een kiemplant nodig heeft voordat van succesvolle vestiging sprake kan zijn. Bovendien is er geen eenduidige definitie van succesvolle vestiging. Als praktische hanteerbare vuistregel lijkt het moment geschikt dat de plant begint met de vorming van nieuwe vegetatieve uitlopers. Gegevens hierover zijn echter nauwelijks beschikbaar. Slechts uit veldgegevens van Clevering (1995, tabel 5) valt op te maken dat in mei gekiemde zaden van Ruwe Bies en Zeebies pas in juli op grote schaal nieuwe scheuten hebben aangemaakt. Vermoedelijk moeten peilverlagingen dus zeker 1-2 maanden aangehouden worden voordat er sprake is van definitieve vestiging van kiemplanten.

.....  
**Foto 6.3**

Een kloon van Kleine Lisdodde  
(foto: Hugo Coops)



De meeste gegevens over kiemplantsucces stammen uit laboratorium-experimenten (Shipleigh *et al.*, 1989; Shipley & Parent, 1991; Coops & Van der Velde, 1995; Clevering *et al.*, 1996). Coops & Van der Velde (1995) vonden dat kiemplanten van de meeste soorten beter groeiden op water-verzadigde bodem dan onder 10 cm water: ze hadden na 6 weken 2-6x zoveel biomassa geproduceerd. Alleen *Scirpus lacustris*, de Mattenbies, en *Typha angustifolia*, de Kleine Lisdodde, weken af. De eerste groeide even goed onder beide omstandigheden en de tweede produceerde ongeveer anderhalf maal zoveel biomassa onder water. Dit patroon past bij de waargenomen verspreiding van de soorten langs dieptegradiënten (e.g. Coops *et al.*, 1996), waar deze laatste twee soorten vaak het diepst aangetroffen worden. Experimenten van Clevering *et al.* (1996) met drie soorten *Scirpus* bevestigen de capaciteit van *Scirpus lacustris* kiemplanten om ondergedoken te overleven en verder uit te groeien.



---

Succesvolle vestiging onder water is dus grotendeels beperkt tot de soorten die ook goed kiemen onder water: Kleine Lisdodde en Mattenbies. De andere soorten zijn aangewezen op droogvallende maar nog waterverzadigde bodems en slikvelden.

#### **Klonale uitbreiding**

Vegetatieve vermeerdering of klonale uitbreiding is algemeen bij helofyten. Lengtegroei en vertakkingen van het wortelstoksysteem zorgen voor kolonisatie van de omgeving vanuit het punt waar een kiemplant zich succesvol gevestigd heeft. Op rhizoomapices en knopen staan bovengrondse scheuten. Vaak bevinden zich hier ook rustende knoppen (met name bij Riet), die bij scheutmortaliteit voor een nieuwe generatie scheuten kunnen zorgen. In tegenstelling tot biezen en Lisdodde heeft Riet ook dergelijke rustende knoppen op de knopen van de bovengrondse halmen.

Omgevallen stengels van Riet ('Legehalmen', zie Van der Toorn, 1972; Coops & Geilen, 1996; Zonneveld, 1999) kunnen met behulp van rustende knoppen ook voor vegetatieve uitbreiding zorgen. Langs slootkanten zijn dergelijke, zich als stolonen gedragende stengels geregeld te observeren (lengtes van 2-3 m, pers. obs.; tot 50 m in droogvallende Flevopolder, Van der Toorn, 1972), een kwantitatieve indruk van het belang ervan voor uitbreiding en vestiging van een soort is echter nauwelijks voorhanden. Belangrijker is dat een systematische kwantificering van de uitbreidingscapaciteiten van helofyten door middel van wortelstokgroei ontbreekt, dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld de vrij uitgebreide literatuur voor Zeegras hierover (e.g. Vermaat *et al.*, 1997; Marba & Duarte, 1998). Begrip van de architectuur en levensduur van de wortelstoksystemen, en van de verdeling van (rustende) knoppen is nodig voor het voorspellen van horizontale uitbreiding en de overleving van deze klonale netwerken. Juist het grote belang van wortelstokken voor het overleven van de winter en de vermoedelijk hoge leeftijd van individuele klonen suggereert dat klonale fysiologische integratie een grote rol speelt, net als bij kleinere terrestrische klonale planten (De Kroon & Schieving, 1991) of bij Zeegras, waar de langer levende soorten een grotere uitwisseling van nutriënten en suikers tussen scheuten langs rhizomen hebben (Uy *et al.*, in prep.).

Vegetatieve uitbreiding moet van groot belang zijn, gezien de vaak beperkte zone waarin kieming plaatsvindt (zie later) en het veel bredere traject waarin adulte planten van diep water tot hoog op de oever voorkomen. De mogelijkheid bestaat dat hierdoor uitgebreide helofytenvelden van tientallen tot honderden vierkante meters omvang eigenlijk monoklonale bestanden zijn. Recent onderzoek aan Riet (o.a. Clevering, 1999b; Clevering & Lissner, 1999) suggereert echter dat rietbestanden meestal mengsels van verschillende, genetisch te identificeren klonen zijn.

De uitbreiding van wortelstokken naar dieper water is tamelijk goed gekwantificeerd. Hier speelde met name de vraag naar factoren die de maximale dieptepenetratie beïnvloeden (Weisner, 1987, 1991; Weisner *et al.*, 1993; Clevering, 1995; Coops *et al.*, 1996). Generaliserend kan gesteld worden dat (1) dieptepenetratie beperkt wordt door de capaciteit om expanderende wortelstokken nog van voldoende zuurstof te voorzien, en (2) dat helofyten in dieper water voorkomen naarmate het sediment minder organisch en gereduceerd is, en (3) de horizontale expansiecapaciteit van rhizomen vermindert met toenemende diepte.

Voorlopige schattingen van potentiële horizontale vegetatieve expansiviteit van helofyten zonder interferentie van mogelijke dieptebeperkingen of begrazing zijn in tabel 6.1 bijeengebracht. Kerkum (1999b) rapporteert gekoloniseerde oppervlaktes in september van het tweede jaar op een experimenteel veld op de Krammerse Slikken in het Volkerak-Zoommeer,

waar de waterstand verlaagd werd. Langs de waterlijn waren vooral Riet en Zeebies in staat binnen die periode van twee groeiseizoenen grote oppervlaktes (rond de 75 en 150 m<sup>2</sup>) te koloniseren. Kleine Lisdodde deed dit in iets dieper water (zo'n 175 m<sup>2</sup>). Helaas is niet bekend hoeveel individuen oorspronkelijk aan dit kolonisatieproces waren begonnen, zodat geen schatting mogelijk is van de oppervlakte die een individuele plant in een seizoen kan koloniseren, of van de afstand die een koloniserend front kan overbruggen. Van belang is verder dat deze expansie plaatsvond binnen rasters. Buiten de rasters was vestiging en expansie veel geringer door sterke begrazing door vee en ganzen. In de Oostvaardersplassen is een groots opgezet peilverlagingsexperiment gedaan in de oostelijke helft (Ter Heerdt, 1993). Afgezien van recrutering vanuit de zaadbank (voornamelijk Lisdodde en annuellen zoals Moerasandjvie en Goudzuring; Ter Heerdt, 1993) vond na droogvallen ook uitgebreide klonale expansie plaats vanuit resterende helofytenbestanden (grotendeels Riet, Jans & Drost, 1995). Expansiesnelheden zijn geschat uit de kaartjes en liggen hier in de orde van 400 m jaar<sup>-1</sup> (tabel 6.1), veel hoger dan de andere beschikbare schattingen. De oorzaak moet waarschijnlijk gezocht worden in het feit dat nog kleine restbestanden aanwezig waren en er dus waarschijnlijk vanuit meerdere fronten opgerukt werd. In het algemeen kunnen we concluderen dat helofytenvegetaties grote oppervlakten drooggevalen slik relatief snel kunnen koloniseren. Lineaire kolonisationsnelheden zullen vermoedelijk in de orde van 0,5-3 m jaar<sup>-1</sup> liggen (tabel 6.1), en zijn afhankelijk van substraatype, leeftijd, waterdiepte, golfwerking, enz.

**Tabel 6.1**

Ruimtelijke klonale expansie van helofyten zonder interferentie door veranderende diepte

Soort	Lineaire expansie (m jaar <sup>-1</sup> )	Bron
Riet, <i>Phragmites australis</i>	2	a
	425	b
	0,9 (0,5-1,3)	c
	0,5 (0,03-0,96)	e
Zeebies, <i>Scirpus maritimus</i>	1	a
	1,3 (0,7-1,9)	c
	0,7, 1,9	d
Mattenbies, <i>Scirpus lacustris</i>	0,35 (0,2-0,5)	c
Kleine Lisdodde, <i>Typha angustifolia</i>	1,5-2	a
Rietgras, <i>Phalaris arundinacea</i>	0,45 (0,4-0,5)	c

Bronnen:

- (a) Zonneveld, 1999, Biesbosch, langetermijn observaties, kaal slik.
- (b) Jans & Drost, 1995, Oostvaardersplassen, oprukken front in drie jaar na peilverlagings; vermoedelijk incl. nieuwe kiemplanten.
- (c) Coops *et al.*, 1996, in proefbakken.
- (d) Clevering & Hundscheidt, 1995, in proefvijvers en in situ.
- (e) Weisner, 1987, in Krankesjön, Zuid Zweden, beschut en geëxponeerd, 1974-1986, diepte-interferentie mogelijk.

Vegetatieve groei is in Europa duidelijk seizoensgebonden. Pas laat in het voorjaar verschijnt de nieuwe generatie scheuten boven de grond (bij Riet pas nadat de meeste bomen weer in blad staan; Ellenberg, 1986). Net als andere klonale planten vertonen meerjarige helofyten een seizoenscyclus van opslag en translocatie van reservesuikers van en naar de wortelstokken (e.g. Roseff & Bernard, 1979; Steinmann & Brändle, 1984; Clevering *et al.*, 1995, Vermaat & Verhagen, 1996). Van belang is de vaststelling dat klonale expansie slechts gedurende een korte periode in het jaar plaats zal vinden, vermoedelijk voornamelijk in juni en juli. Voor het klonale Zee gras *Zostera noltii* is bekend dat het in Europa pas tot expansie van het wortelstokstelsel overgaan boven een lichtbeschikbaarheid van 15 E m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (of bij een daglengte van ruwweg 15 u, in april; Vermaat & Verhagen, 1996), daaronder zijn domweg niet voldoende fotosynthese-producten beschikbaar.

Bovendien hield deze soort op met verder vertakken toen de bloei eenmaal was ingezet. De vergelijking tussen helofyten en dit kleine Zee gras uit het intergetijdegebied kan slechts kwalitatief gebruikt worden. Het Zee gras groeit in zeer troebele getijdewateren en fotosynthetiseert slechts gedurende laagwater. De lichtbeschikbaarheid zal dus voor helofyten hoger zijn. Aan de andere kant heeft Zee gras veel minder steunweefsel en zal de aanmaak van rhizoom-materiaal en de sterk gespecialiseerd halmen en stengels voor helofyten vermoedelijk relatief kostbaar zijn (vgl. Poorter, 1994), ondanks de verhoudingsgewijs lage stikstofgehalten (Keddy, 2000).

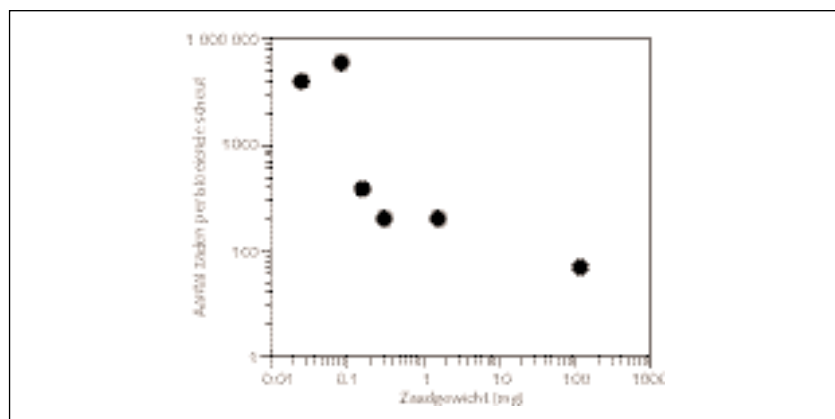
Een belangrijk aspect van vegetatieve vermeerdering is ook de potentiële vorming van vegetatieve overlevingsorganen. Zeebies produceert bijvoorbeeld grote aantallen knollen per jaar, aan de uiteinden van wortelstokuitlopers (Clevering & Hundscheid, 1998). Deze knollen kunnen begraven in de bodem meerdere jaren overleven: Squires & Van der Valk (1992) rapporteren een leeftijd van 20-25 jaar. Aangezien elke scheut in principe drie wortelstokuitlopers produceert met elk een scheut en/of knol, en er per jaar zo meerdere generaties scheuten/ knollen aangelegd worden (Clevering & Hundscheid, 1998), beschikt deze soort over een uitstekend alternatief voor een zaadbank. De hoeveelheid reservemateriaal in knollen en de verankering in het sediment is beter dan bij zaden. Het is de vraag in hoeverre morfologisch minder gedifferentieerde wortelstokfragmenten van andere soorten ook over potentieel langlevende rustende knoppen beschikken en een vergelijkbare rol in een vegetatieve diasporenbank kunnen spelen. Met name bij Riet zou de mogelijkheid moeten bestaan, zeker gezien het optreden van deze soort als hardnekkig onkruid in bijvoorbeeld akkers in Flevoland.

#### Zaadproductie

De meeste soorten lijken 1 jaar na vestiging als kiemplant volgroeid te zijn en in staat te zijn tot bloei en zaadvorming over te gaan. Vooral Riet en Lisdodden produceren grote hoeveelheden zaad (Coops & Van der Velde, 1995). Andere soorten, zoals biezen en egelskop produceren minder, maar grotere zaden. Er blijkt een duidelijke negatieve correlatie tussen het aantal geproduceerde zaden en de massa van een individueel zaad (figuur 6.2). In een volwassen bestand van enige uitbreiding lijkt zaadproductie niet beperkend.

**Figuur 6.2**

Zaadproductie per bloeiende scheut tegen het individuele zaadgewicht voor 6 algemene helofytensoorten (data uit Coops & Van der Velde, 1995). De regressie was significant ( $p = 0,05$ ,  $r^2 = 0,66$ )



Bloei en zaadproductie vinden plaats in de (na-)zomer. Het tijdstip waarop zaad voldoende gerijpt is en zich uit de halmen verspreiden zal is echter niet bijzonder goed gedocumenteerd. Coops en Van der Velde (1995) vatten samen dat de zaden van Mattenbies en Gele Lis in het najaar (september)

van de adulte planten vallen, maar dat de zaden van Riet, Lisdodden en Rietgras in het late najaar en de winter worden verspreid. Ellenberg (1986) suggereert daarentegen dat rietzaad pas in februari in de halmen afgerijpt is en tot eind april nog aan de dode halmen van de moederplant blijven. Dit is van belang voor de periode waarin zaadverspreiding zal plaatsvinden. Bij Riet zal dit dus wellicht pas in het (latere) voorjaar gebeuren.

### Zaadverspreiding

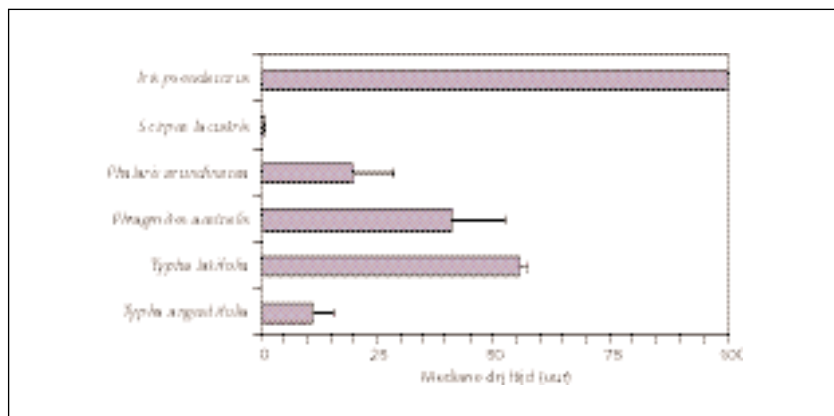
Verspreiding van helofytenzaad gebeurt zowel door de lucht als over water. Wind-dispersie is vooral van belang bij Riet en Lisdodden. Zaden van Rietgras, Gele Lis en Mattenbies vallen vlak bij de moederplant neer. Coops & Van der Velde (1995) deden drijfproeven met het zaad van de belangrijkste soorten en vonden opmerkelijke verschillen (figuur 6.3). Met name de zwaardere zaden van biezen (en egelskop?) zullen vermoedelijk slechts beperkte afstanden afleggen. Zaad van Grote Lisdodde wordt effectief door de wind verspreid, maar over het drijfvermogen is enige onduidelijkheid: Coops & Van der Velde (1995) observeerden een mediane drijftijd van 55 uur voor de complete 'propagule' (zaad + capsule), terwijl Ter Heerdt (1993) uit oudere literatuur rapporteert dat lisdoddezaad zinkt zodra de zaadomvattende capsule openbarst, hetgeen na contact met water zou gebeuren.

Afstanden die door Riet- of lisdoddezaad met de wind afgelegd kunnen worden zijn niet gekwantificeerd, maar zullen zeker in de orde van tientallen kilometers liggen. Het zaad van deze helofytensoorten is aanmerkelijk zwaarder dan dat van orchideeën, of dan sporen van mossen en varens, waarvan aanwezigheid in hoger luchtlagen gerapporteerd is (Harper, 1977). Rietzaad zal dus vermoedelijk in de laagste luchtlagen reizen en daar afhankelijk van turbulentie, windsnelheid en lokale weerstanden weer relatief snel uit naar beneden 'regenen'. Coops & Van der Velde (1995) veronderstellen dat het zaad van de langer drijvende soorten (figuur 6.3) door die langere periode meer gericht de hogere delen van de oeverzone kunnen bereiken. Met name voor de contrasten Mattenbies-Riet, Kleine en Grote Lisdodde en Gele Lis versus de rest lijkt dit duidelijk ondersteund te worden door hun gegevens: de adulte platen van alle langer-drijvende soorten leven hoger op langs de oever.

N.B. Het begrip zaad wordt hier in verband met de leesbaarheid in ruime zin gehanteerd. Vaak gaat het in feite om een verspreidingsorgaan dat ontwikkeld is uit (delen van) vrucht en bloeiwijze, en dat het eigenlijke zaad bevat.

**Figuur 6.3**

Mediane drijftijd van helofytenzaden (Uit Coops & Van der Velde, 1995); gepresenteerd wordt de gemiddelde mediane drijftijd plus 1 standaardfout van 2 batches van 100 zaden elk. Geen enkel Iris zaad zonk gedurende het experiment van zes dagen. De 90-percentiel drijftijden zijn sterk gecorreleerd aan de mediane drijftijden ( $y = 1,4 + 7,1x$ ,  $r^2 = 0,98$ ,  $p = 0,002$ )



### Overleving in de zaadbank

De levensduur van zaad dat 'begraven' is in de zaadbank varieert tussen soorten helofyten. Voor Riet citeert Ter Heerdt (1993) contrasterende literatuur. Van der Valk (1981) suggereert voor de Delta Marsh (Manitoba, Canada) dat er geen zaad van *Phragmites australis* in de zaadbank voorkomt, maar in later werk van zijn team (bijvoorbeeld Welling *et al.*, 1988) worden er wel degelijk rietzaden uit de zaadbank gerapporteerd (tot 25 m<sup>-2</sup>). Mede op basis van Kerkum (1999a) veronderstellen we dat rietzaad in Nederland langer dan 1 jaar in de zaadbank kan overleven. Lisdodde kan hoge aantallen zaden in de zaadbank herbergen zoals bijvoorbeeld is vastgesteld voor de Oostvaardersplassen (Ter Heerdt, 1993), maar veel gegevens over de levensduur zijn niet beschikbaar. Weeda (1994) rapporteert dat het zaad van Lisdodden enkele jaren overleeft.

Dichtheden van levensvatbaar zaad in de zaadbank varieerden binnen en tussen soorten en waren het hoogst in sedimenten van beschuttere baaien (*Typha latifolia*: 100-500 m<sup>-2</sup>, *Phragmites australis* 1-10 m<sup>-2</sup> in de bovenste 4 mm sediment van de Oostvaardersplassen; Ter Heerdt, 1993. Hytteborn *et al.* (1991) rapporteerden relatief lage dichtheden aan levensvatbare zaden van Riet en Lisdodde in diepere meersedimenten in Zweden. Ook in dit geval werden hogere zaaddichtheden gevonden op plaatsen waar organisch materiaal accumuleert. Keddy (2000, p.285) vat Noord-Amerikaanse literatuur samen (tabel 6.2) en concludeert uit de hoge dichtheden dat langer levende reserves in de zaadbank een belangrijk aspect van moerassen zijn, omdat ze soorten in staat stellen snel openvallende plekken te koloniseren. Opgemerkt dient wel te worden dat ruimtelijke variabiliteit in deze zaaddichtheden erg groot kan zijn. Keddy (2000) geeft geen maat voor deze variatie. Vanuit diepere sedimentlagen (> 0,5 cm) vindt meestal weinig tot geen kieming plaats. In deze diepere zaadbank kunnen echter nog grote aantallen levenskrachtige zaden opgeslagen zijn. Omwoeling van sediment kan dan ook tot kieming van omhooggebrachte zaden leiden.

Tabel 6.2

Zaadbankdichtheden van Nederlandse helofytensoorten in Noord Amerikaanse wetlands (uit Keddy 2000, zijn tabel 6.1). Gepresenteerd worden mediane dichtheden (tussen haakjes: aantal studies).\*

Taxon	Dichtheid zaden (m <sup>-2</sup> )
Riet, <i>Phragmites australis</i>	2400 (1)
Grote Lisdodde, <i>Typha latifolia</i>	14800 (1)
Andere Lisdoddesoorten, <i>Typha</i> spp en <i>Typha glauca</i>	4200 (4)
Zeebies, <i>Scirpus maritimus</i>	2200 (1)
Mattenbies-achtige* soorten ( <i>Scirpus acutus</i> en <i>S. validus</i> )	6900 (2)

\* de taxonomie van Noord Amerikaanse *Scirpus* soorten is complex, soortnamen zijn in de gepubliceerde literatuur aan verandering onderhevig mits vochtig bewaard. Zaad van verschillende *Scirpus*-soorten overleeft meerdere jaren (Ter Heerdt, 1993; Clevering, 1995)

### Resumerend: bottlenecks in de levenscyclus

Bij alle belangrijke soorten treden zaadkieming en succesvolle vestiging van de kiemplant slechts op onder zeer specifieke condities. Na vestiging zijn klonen van de verschillende soorten buitengewoon robuust en kunnen ze overleven over in extreme condities van een breed scala aan relevante milieufactoren. Met name Riet is bij uitstek een overlever onder allerlei condities. Coops (1996) vat dit voor de factor diepte treffend samen in figuur 2 van zijn hoofdstuk 9: de potentiële diepte-amplitudo van kieming en vestiging is zeer beperkt vergeleken met het voorkomen van levensvatbare zaden en adulte klonen. Succesvolle recrutering vanuit zaad lijkt de de gevoeligste fase in de levenscyclus van de doorsnee helofyt te zijn. In plaats van diepte zouden ook andere milieufactoren genoemd kunnen

---

worden, zoals het reducerend karakter van de bodem, de erosieve kracht van golfwerking of water- en lichtbeschikbaarheid. Ook voor deze factoren lijkt de kiemplantfase het gevoeligst.

Tegenwoordig is de expansie van rietkragen in de oever naar dieper water zeer beperkt en de vorming van waterriet komt vermoedelijk op de tweede plaats als kritieke fase. Ook voor andere helofytensoorten geldt dat vegetatieve uitbreiding naar dieper water beperkt is. Het samenspel aan factoren dat hiervoor verantwoordelijk is, is hierboven al kort uit de doeken gedaan.

Hoofdfactoren zijn waarschijnlijk peilbeheer, eutrofiëring, de toegenomen begrazingsdruk door herbivore watervogels en hun interactie.

De verontrustende achteruitgang van Riet- en andere helofytenbestanden in door de mens sterk beïnvloede wateren is vanuit het perspectief van de overlevende soort overigens minder acuut dan voor bijvoorbeeld ondergedoken waterplanten. Nog steeds zijn bestanden van de meeste soorten op veel plaatsen aan te treffen langs de oevers van Nederlandse wateren. Dit moet vermoedelijk toch vooral beschouwd worden als aanwijzing voor de enorme overlevingscapaciteit en levensduur van eenmaal gevestigde klonen van onze helofytensoorten. Wel is de kwantitatieve achteruitgang in oppervlak dramatisch (Coops, 1992; Graveland & Coops, 1997) en daarmee ook de gevolgen voor strikt aan rietlanden gebonden fauna, zoals de grote karekiet (Graveland, 1997).

De geringe vestigingskans van kiemend zaad moet tenslotte ook in het perspectief van de hoge levensduur van gevestigde klonen gezien worden. Hier kan een parallel getrokken worden naar klonale soorten in de kruidlaag van bossen of naar zeegrassen. Silvertown (1982), citeert het werk van Oinonen en schat de leeftijd van bijvoorbeeld lelietje-van-dalen klonen op zeker 300 jaar en Mateo *et al.* (1997) schatten de leeftijd van bemonsterde *Posidonia*-bestanden in de Middellandse Zee op zo'n 6000 jaar op basis van in-situ geconserveerde en langzaam ophopende plantenresten. Als een klonale plant de mogelijkheid heeft honderden jaren te overleven, dan is het uitblijven van kiemingssucces gedurende een viertal (beleidshorizon) of zelfs tientallen jaren niet direct rampzalig voor de overleving van kloon en soort in deze habitat.

### 6.3 Toonaangevende soorten

In grotere door helofyten gedomineerde moerassen zijn Riet, biezten en Lisdoddes dominant of tenminste zeer algemeen. De dichte bestanden die deze soorten vormen of de omstandigheden waaronder ze gedijen zijn blijkbaar weinig geschikt voor kolonisatie door andere plantensoorten. Waar de verlanding niet door milieu-omstandigheden of menselijk ingrijpen geremd wordt zullen helofytenbestanden op den duur in broekbos veranderen. Langs de oevers van kleinere wateren zoals kanalen, vaarten en sloten zijn andere soorten helofyten ook vaak aspectbepalend. Te denken valt aan Gele Lis, Kalmoes (*Acorus calamus*), Grote Egelskop (*Sparganium erectum*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Zwanebloem (*Butomus umbellatus*). Het is niet direct duidelijk waarom deze soorten in grotere moerassen minder voorkomen. Mogelijk is het regelmatig schoonregime een selecterende factor. Van kalmoes wordt gerapporteerd dat deze soort buitengewoon goed bestand is tegen sterk gereduceerd sediment (Weber & Brändle, 1996).



---

## 6.4 Belangrijke milieufactoren

### Variatie in diepte en waterbeweging

De duidelijk in het veld waar te nemen dieptezonering van helofyten is vermoedelijk een belangrijke reden voor exploratief ecologisch onderzoek geweest. Mattenbies en Kleine Lisdodde komen in dieper water voor dan de dichte gesloten rietkraag. Deze zonering in de ruimte is al dan niet terecht (Keddy, 2000) vaak geïnterpreteerd als bewijs voor verlanding, de geleidelijke overgang in de tijd van open water naar land, en een schoolvoorbeeld voor successie in het algemeen. Zoals hiervoor al uiteengezet is, zijn slechts weinig helofytensoorten in staat onder water uit zaad op te slaan, en dat zijn ook de soorten die als adulten op de diepste plaatsen staan. Onder andere Grace & Wetzel (1981) suggereren overigens dat de niche differentiatie die tussen grote en Kleine Lisdodde optreedt veroorzaakt wordt door de krachtiger competitie door Grote Lisdodde.

Behalve de gemiddelde waterdiepte is ook de variatie erin van belang en dan met name amplitudo, frequentie en timing in het seizoen. Dit is het punt waar verschillende peilbeheer-scenario's tot grote verschillen in vestigings- en overlevingskansen van helofyten kunnen leiden. Bovendien leiden verschillen in diepte tot grote verschillen in de kracht van golfwerking op de bodem, aangezien deze turbulentie-kracht exponentieel uitdooft met toenemende diepte (o.a. Smith 1975; Rowan *et al.*, 1995). Diepte, in al haar facetten, zal dus een belangrijke sturende factor zijn voor de uitbreiding en soortensamenstelling van helofytenvegetaties.

Stroming en golven door de wind zijn twee verschillende typen waterbeweging, maar voor beide geldt dat variatie in intensiteit zal leiden tot verschillen in sedimentsoortering, in ophoping van fijn slib en organisch materiaal, en in krachtenspectra die aangrijpen op bodem en ondergedoken plantendelen. Coops & Van der Velde (1996) lieten bijvoorbeeld zien dat scheuten van Mattenbies veel eerder bogen en braken dan die van Riet. Omdat Mattenbies vaak in dieper water voor de rietkraag voorkomt, is dit dus vermoedelijk alleen mogelijk in relatief beschutte wateren, waar de golfwerking beperkt is. Dit patroon werd bevestigd door Coops *et al.* (1994), die verder voor zowel Riet als Mattenbies in het Volkerak-Zoommeer aantoonde dat de uitbreiding naar dieper water geremd werd door sterke golfexpositie. De ogenschijnlijke tegenspraak met gegevens van Weisner (1987, 1991) is vermoedelijk het gevolg van schaalverschillen. De strijklengte in het Volkerak-Zoommeer is vermoedelijk hoger dan in de Zweedse meren van Weisner (1987, 1991). Helaas zijn de strijklengte-gegevens niet direct vergelijkbaar.

### Eutrofiëring: ophoping van organische stof in het sediment

De veranderingen die in het plankton van meren en plassen optreden ten gevolge van een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid (eutrofiëring) hebben indirect vermoedelijk ook gevolgen voor de helofyten. In een zin samengevat leidt eutrofiëring tot een explosieve toename in de hoeveelheid planktonalgen. Na afsterven belandt een belangrijk deel van dit organische materiaal op de bodem, waar zuurstof wordt verbruikt voor de mineralisatie ervan door micro-organismen. Deze toegenomen organische belasting van de bodem leidt tot gereduceerde bodems en een grotere behoefte aan zuurstof in de heterotrofe wortelstokken en wortels. Waar deze behoefte niet gedekt kan worden zal sterfte van het plantenweefsel optreden. Over het algemeen zijn veel Nederlandse meerbodems waarschijnlijk in de loop der jaren steeds zwaarder belast met neerregend planktondetritus (Osborne & Moss, 1977; Van Liere *et al.*, 1989). Vermoedelijk is dit het duidelijkst opgetreden langs de beschuttere luwe oevers, waar helofytenkolonisatie er mogelijk door geremd wordt. Gedeeltelijke ondersteuning

---

voor dit patroon is te vinden in de ruimtelijke gradient in een Tsjechische visvijver (Ciskova *et al.*, 1996): langs een gradient met toenemende organische belasting werden de sedimenten sterker gereduceerd, vielen er gaten in de rietkraag en nam de biomassa van Riet sterk af.

### **Begrazing**

Begrazing door vee en watervogels kan grote gevolgen hebben voor de uitbreiding van helofytenvegetaties. Weisner (1991) verklaart de expansie van Riet langs geëxponeerde oevers van Krankesjön sinds de vijftiger jaren uit het verdwijnen van vee van de oevers in die tijd. Juist op de steviger bodems van deze aan golfwerking blootgestelde oevers zou het vee bij voorkeur gegraasd hebben. Experimenteel veldwerk in de Oostvaardersplassen, het Volkerak-Zoommeer en de Lauwersmeer (Jans & Drost, 1995; Van Rooij & Drost, 1996; Tosserams *et al.*, 1999) laat weinig ruimte voor twijfel over de grote effecten van begrazing. Zoals hierna betoogd zal worden, kan anderzijds peilbeheer de begrazingsdruk ook sturen.

### **Oeverbeheer: schonen en maaien**

Met name de oevers van sloten en kanalen worden ten bate van de waterafvoer regelmatig in het najaar geschoond. Dit betekent meestal dat het oeverprofiel mechanisch hersteld wordt en dat de sloot op diepte gebaggerd wordt. Het opgebaggerde materiaal wordt op de slootkant gedeponeerd. Deze intensieve beheersvorm ontbreekt grotendeels langs de oevers van meren en plassen. Schonon verwijderd grote hoeveelheden plantenbiomassa uit de natte oeverzone en creëert daarmee mogelijkheden voor herkolonisatie. Slechts soorten die dit regiem kunnen weerstaan zullen in staat zijn zich langs slootkanten te handhaven. Het relatief hoge aantal helofytensoorten dat regelmatig langs slootkanten aan te treffen is suggereert dat schonon en baggeren niet desastreus is voor de meeste helofyten.

Voor handhaving van zowel de Riet- als biezencultuur wordt gemaaid. Riet wordt meestal in de winter gemaaid, maar biezten in de zomer (Smit & Coops, 1991; Weeda, 1994). Omdat de afgestorven halmen van helofyten een belangrijke functie hebben in de zuurstofvoorziening van de overwinterende wortelstokken, kan maaien gevolgd door hoge waterstanden massale sterfte tot gevolg hebben (Clevering, 1997). Voor Lisdodde is aangetoond dat vooral als vroeg in de winter gemaaid werd, de zuurstofvoorziening van de overwinterende wortelstokken verminderde (Jordan & Whigham, 1988). Dit leidde tot een forse reductie in de hoeveelheid scheuten die het volgende jaar geproduceerd werd (20 i.p.v. 100 m<sup>-2</sup>), maar ook in het percentage daarvan dat tot bloei kwam (2% tegen 14%).

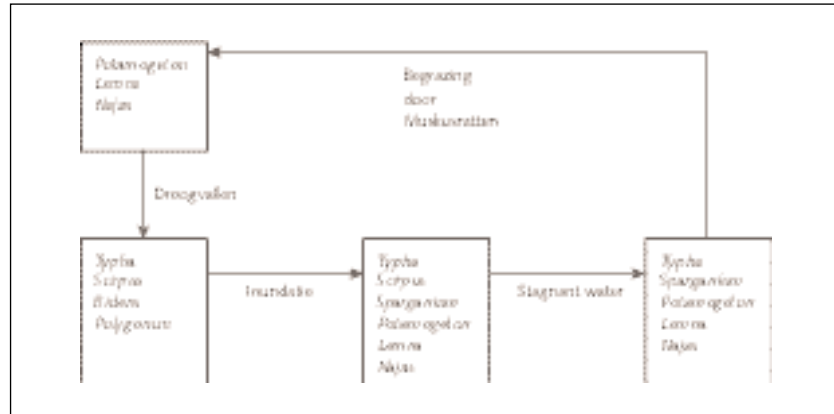
Zowel maaien als schonon kunnen een belangrijke rol spelen in de verwijdering van detritus. Ophoping van dit dode plantenmateriaal remt vermoedelijk de groei van de helofyten zelf ter plekke en kan andere soorten beperken in hun ontwikkeling (Clevering 1995; Van der Putten *et al.*, 1997).

### **Interacties**

Veranderingen in bijvoorbeeld waterdiepte en nutriëntenbeschikbaarheid treden slechts in gecontroleerde experimenten gescheiden op. In werkelijkheid zijn veranderingen vaak geleidelijk en zijn de effecten vaak moeilijk eenduidig toe te schrijven aan één oorzaak. Wu *et al.* (1997) toonden met een ruimtelijk expliciet model voor een 43.000 ha groot moeras in de Everglades (Florida, USA) aan dat het samenspel van verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid en verhoogd waterpeil voldoende was om de veranderingen in helofyten-dominantie over een periode van 20 jaar in detail te voorspellen. Lisdodde (*Typha*) verdringt hier op grote schaal een soort Galigaan (*Cladium jamaicense*) dankzij zowel hogere waterpeilen als fosforbeschikbaarheid. Wu *et al.* (1997) suggereert ook een bovengrens in fosforbeschikbaarheid:

boven 650 mg totaal P/kg sediment is waterdiepte onbelangrijk en zal Lisdodde de Galigaan sowieso verdringen. Dit voorbeeld illustreert het belang van een brede afweging van alle mogelijk belangrijke milieufactoren voordat grote ingrepen geëffectueerd worden. De interactie tussen variaties in waterpeil en nutriëntenbeschikbaarheid is in het algemeen complex. Een en ander wordt in een aparte studie besproken (Wienk *et al.*, 2000).

**Figuur 6.4**  
Kwalitatief 'cyclisch' successie-model van Van der Valk (1981) voor de sequentie droogvallen-inundatie-begrazing door Muskusratten in prairie wetlands



Een belangrijk interactie bestaat tussen peilbeheer en begrazing. Ganzen blijken slechts in staat wortelstokken van helofyten op te graven in ondiep water (< 50 cm; Tosserams *et al.*, 1999). Een verhoogd winterpeil zal dus relatieve refugia scheppen in de diepere zones van door ganzen begraasde gebieden, maar de 's winters ondiep ondergelopen bestanden juist blootstellen aan intensievere begrazingsdruk (Rommelzwaal & Verheule, 1997). Meer in het algemeen suggereerde Van der Valk (1981) voor de uitgebreide wetlands op de prairies van westelijk Noord Amerika dat een cyclisch patroon zou bestaan, waarin hernieuwde vestiging en uitbreiding van de helofyten gedurende een droge periode weer teniet gedaan wordt door begrazing gedurende de daaropvolgende nattere periode (figuur 6.4). De rol van grazende Muskusratten moet ook buiten Noord Amerika niet onderschat worden: Danell (1977) toont bijvoorbeeld voor Noord Zweden aan dat Muskusratten open water creëerden in dichte gesloten helofytenbestanden, en daarmee zowel de soortenrijkdom aan ondergedoken waterplanten als de aantallen foeragerende watervogels verhoogden. Een lichte begrazingsdruk kan dus gunstig zijn door het scheppen en handhaven van ruimtelijke variatie: mozaïeken van open water en helofytenbestanden vormen een afwisselend geheel van habitats.

Het is de vraag in hoeverre droge jaren met langdurig droogvallende slikbodems met een cyclische periodiciteit kunnen voorkomen, zeker waar het waterpeil strikt gereguleerd wordt. In elk geval lijkt zo'n droogteperiode in de prairie-wetlands van Van der Valk (1981) voldoende vaak voor te komen. Squires & Van der Valk (1992) vonden immers dat na een inundatieperiode van zo'n 25 jaar nog steeds levensvatbare tubers van Zeebies aanwezig waren die snel de droogvallende vlaktes koloniseerden. Van der Valk (1981) postuleerde overigens ook dat hij aan de hand van de aanwezige zaadbank bij droogvallen uitstekend kon voorspellen hoe vervolgens de successie zou verlopen. Een vergelijkbare opeenvolging van droogvallen en verwijdering van de helofytenvegetatie vond plaats in de Oostvaardersplassen (Jans & Drost, 1995).

Ook voor strooiselverwijdering kan peilbeheer een instrument zijn. Tijdelijk hoog water kan accumulerend strooisel afvoeren en daarmee eventuele groeiremming voorkomen. Met name aan de terrestrische kant van de

---

littorale gradiënt kan strooiselafvoer een grote rol spelen. Een verhoging van het waterpeil zonder afvoer zou echter juist negatieve effecten kunnen hebben, omdat beperkte zuurstofbeschikbaarheid in onder water staande bodems de afbraak van organische stof waarschijnlijk remt. Hier moet de relatie tussen dynamischer peilverloop aan de oevers met Riet en vernattingsprojecten 'hogerop' in laagveenmoerassen niet uit het oog verloren worden. In dergelijke botanisch soms zeer waardevolle veenmosrietlanden zijn maaien gevolgd door afvoer van het maaisel en branden gevestigde methoden om zowel strooisel- als nutriëntenophoping tegen te gaan en in open vegetaties ruimte te handhaven voor de bijzondere flora en fauna van het rietland.

### **Veranderingen in de tijd**

Tot nu toe is nog weinig expliciete aandacht besteed aan de tijdsschalen waarop veranderingen optreden. Twee belangrijke tijdsschalen zijn te onderscheiden: die van de seizoenen binnen een jaar, en de tijdsschaal over meerdere jaren. Dat seizoenen belangrijk zijn voor de levenscyclus van helofyten op onze breedtegraad is hiervoor al behandeld, maar veranderingen op langere tijdsschalen zijn tot nu toe onderbelicht gebleven. De grote maatschappelijke veranderingen die zich in West Europa sinds het midden van de 20<sup>e</sup> eeuw hebben voltrokken hebben ook grote gevolgen gehad voor landgebruik en waterbeheer in Nederland. Een rigide waterbeheer is decennialang gericht geweest op snelle afvoer van piekdebieten, waterbeschikbaarheid voor de landbouw en veiligheid, en werd daarin steeds efficiënter. Oevers zijn op grote schaal gefixeerd geraakt. Agrarisch landgebruik werd intensiever in termen van veebezetting, nutriëntengebruik, lengte van het seizoen, en ingrepen in de graslandsamenstelling. Ruilverkavelingen beperkten de oppervlakten (half-)natuurlijke moerassen steeds verder. Bovendien raakten de historische exploitatievormen van veenmoerassen in onbruik. Turfwinning en Riet-, biezen- of griendcultuur worden al decennialang niet of nauwelijks meer beoefend op economische gronden. Loff *et al.* (1999) schetsen bijvoorbeeld de gevolgen van deze ontwikkelingen voor het ontbreken van mogelijkheden voor successie van nieuwe rietlanden uit open water in De Wieden. Ze concluderen dat het grootste deel van het rietland in verouderde, degenererende toestand verkeert en schetsen de deels kostbare beheersmaatregelen die uitgevoerd worden om voldoende interessante successiestadia van de verlanding in laagveenmoerassen te handhaven.

Een eventueel cyclisch optreden van hydrologisch drogere en nattere jaren, zoals Van der Valk (1981) in zijn wetlands-successie-model opvoert, lijkt door het heersende waterbeheersregiem van rigide peilbeheer weinig kans te hebben. De vraag of er sprake is van een cyclus is dan ook grotendeels academisch. Hoofdvragen zijn:

- 1) of bij eventueel droogvallen nog voldoende kansen zijn voor vestiging of uitbreiding van helofytenbestanden;
- 2) wat de frequentie van zo'n droge zomer (of periode van enkele zomers) moet zijn over meerdere jaren.

Gebaseerd op het zaadbankonderzoek van o.a. Ter Heerdt (1993), de overlevingskansen van knollen en wortelstokken, de ruime verspreiding over Nederland van potentieel zaadleverende populaties, en de snelle uitbreiding die waargenomen werd in het Volkerak-Zoommeer-experiment (Tosserams *et al.*, 1999), lijkt wat betreft de eerste vraag enig optimisme wel gerechtvaardigd. In het hiernavolgende deel wordt dit punt nog verder uitgewerkt en zal met name de negatieve invloed van begrazing duidelijk worden. De tweede vraag is moeilijker te beantwoorden. Gebaseerd op de levensduur van de zaad- en vegetatieve propagulenbank is een voorzichtige, globale mogelijk: eens in de 3-20 jaar. Het Oostvaardersplassen-experiment (Jans &

Drost, 1995) suggereert een natte periode van 3-10 jaar, een schatting die behoorlijk vergelijkbaar genoemd mag worden vanwege de grote bijbehorende onzekerheid.

Tenslotte moet nog gewezen worden op geleidelijke veranderingen in neerslag, rivierafvoer en waterpeilen, al dan niet veroorzaakt door klimaatveranderingen. Hoewel zulke veranderingen mogelijk (nog) niet gedetecteerd kunnen worden, zullen ze vermoedelijk met name voor oeverplanten gevolgen kunnen hebben. Extremere seizoensfluctuaties lijken op het eerste gezicht niet direct negatieve gevolgen te hoeven hebben voor helofyten. De voorziene verhoogde CO<sub>2</sub>-beschikbaarheid lijkt voor littorale helofytenbestanden juist bevorderlijk (Søndergaard *et al.*, in prep.)

## 6.5 Effecten van dynamischer peilscenario's

Alternatieve waterpeilregimes worden geacht betere omstandigheden te creëren voor de uitbreiding van helofytenvegetaties. Onder andere Coops & Geilen (1996), Tosserams *et al.* (1999) en Graveland & Hosper (1999) suggereren dat juist een natuurlijker peilbeheer met verlaagd zomer- en verhoogd winterpeil meer kansen voor zulke vegetaties zal bieden. In het getijdengebied wordt dit verwacht van een grotere getijdeamplitudo. Gebaseerd op de in het voorafgaande geschetste ecologie van de belangrijkste helofytensoorten zal nu een beknopte analyse plaatsvinden van de gevolgen van nieuw peilbeheer op de uitbreiding van moerasvegetaties. Vanwege het grote verschil in waterpeildynamiek en (geo-)morfologie zullen meren en plassen gescheiden behandeld worden van getijdewateren. Hoofdvraag in het nu volgende is wat een natuurlijker peilbeheer werkelijk zou kunnen opleveren aan uitbreiding van moerasvegetatie. Van eventuele andere scenario's wordt hier verder nog op het zogenaamde 'bergingspeil' (noodberging voor piekdebieten) ingegaan, en dan met name op de mogelijke effecten op rietmoerassen in het rivierengebied.

### Foto 6.4

In midden Canada is in de jaren '80 binnen het Marsh Ecology Research Programme peil-experimenten in grote 'wetland cells' uitgevoerd. Dit onderzoek heeft veel inzicht gegeven in de cyclische successie van moerassen. (foto: Gordon Goldsborough/University of Manitoba)



### Zoete meren en plassen

Een verlaagd zomerpeil zal de kansen verhogen voor (a) zowel verdere klonale kolonisatie van ondiep water door oevervegetatie vanaf land, als (b) succesvolle kieming uit zaad op blootvallende sedimenten. Voor beide geldt echter dat naast het peilverschil vooral de morfologie van het waterlichaam,

---

in dit geval de helling van de oeverzone, dicteert hoeveel oppervlakte beschikbaar komt en voor hoe lang. Het steile oeverprofiel van sloten en vaarten zal de kolonisatiemogelijkheden vermoedelijk sowieso beperken. Klonale kolonisatie lijkt de meest robuuste optie van de twee, omdat in de meeste oeverzones van Nederlandse meren en plassen nog helofytenbestanden voorhanden zijn. De peilverlaging in de Oostvaardersplassen heeft aangetoond dat droogvallende slikvlaktes bijzonder snel weer gekoloniseerd konden worden (Jans & Drost, 1995; vergelijk tabel 1).

Vestiging uit zaad vereist:

- a) een levensvatbare zaadvoorraad;
- b) het werkelijk droogvallen van de bodem gedurende een onbekende periode totdat de kiemplanten voldoende robuust zijn om enige waterbeweging te weerstaan;
- c) niet al te extreme droogte omdat de plantjes dan weer uitdrogen.

Bovendien zijn vestigingskansen van kiemplanten vermoedelijk zo wie so laag. Van groot belang is de vraag wanneer in het seizoen helofytenzaad nu werkelijk kiemt. Aangezien de warmtebehoefte van rietzaad hoger lijkt dan die van Lisdodde of biezen bestaan er vermoedelijk verschillen in het moment waarop zaad vanuit een droogvallende bodem daadwerkelijk zal kiemen. Speculerend lijkt het erop dat Mattenbies en Lisdodde vermoedelijker sneller zullen kiemen, maar ook eerder in het seizoen gedurende perioden met laag peil. Nieuwe, spontane kolonisatie van droogvallend slik waar nog geen helofyten aanwezig zijn zal door zaad moeten gebeuren. In het Volkerak-Zoommeer-experiment bleek dat uit zaad opgeslagen Grote Lisdodde al in het tweede jaar duidelijk aanwezig was (Tosserams *et al.*, 1999).

Jans & Drost (1995) suggereren dat de preciese omstandigheden tijdens het droogvallen bepalen welke soorten succesvol recruterend uit de zaadbank. Als de vegetatie eenmaal gesloten is zal verdere kieming nauwelijks een rol meer spelen. Opvallend was dat tijdens drooglegging van een deel van de Oostvaardersplassen niet Lisdodde maar Moerasandijvie massaal kiemde en dominant werd, vermoedelijk omdat het te droog was voor het kiemende lisdoddezaad.

Experimentele peilverlaging in het Volkerak-Zoommeer (Tosserams *et al.*, 1999) leidde inderdaad tot een forse uitbreiding van het helofytenareaal. Terwijl kieming uit zaad en ontwikkeling van helofyten gedurende de eerste twee jaar met gefixeerde peilverlaging tot -0,3 m NAP vooral plaatsvond langs de (nieuwe) waterlijn, leidde een natuurlijker fluctuerend waterpeil sinds 1996 tot een grote uitbreiding van de helofytenzone binnen de enclosure. Buiten de enclosure was de begrazingsdruk te hoog.

Een natuurlijker peilregiem betekent in Nederland dat de seizoensfluctuatie in het debiet van vooral de Rijn maar ook de Maas natuurgetrouwer gevolgd wordt. Dit betekent dat lage waterstanden pas in de nazomer zullen optreden. Hoogwaterpieken treden meestal op in januari en februari en de laagste debieten worden waargenomen in september en oktober (Van der Weijden & Middelburg, 1989; Middelkoop, 1997). Het is de vraag of helofytenzaad nog succesvol kan kiemen als sedimenten pas in september droogvallen. Het preciese moment van droogvallen lijkt daarmee een cruciaal gegeven. Helaas zijn er weinig in situ veldgegevens over seizoensfluctuatie in kieming van helofytenzaad. Incidenteel optredende zomerhoogwaters bleken desastreus te zijn voor ondergedoken waterplanten en nymphaeiden (Brock *et al.*, 1987) in uiterwaarden van de Rijn. Het is onduidelijk in hoeverre helofyten hier ook hinder van ondervinden. Mogelijk bestaat er verschil in gevoeligheid tussen soorten.

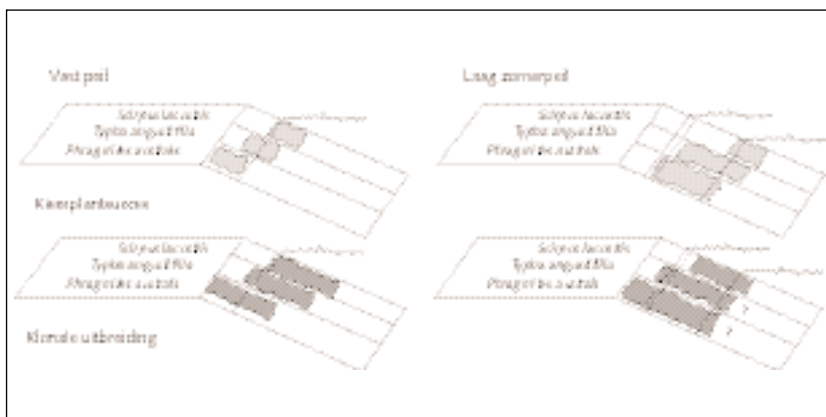
Samenvattend kan geconcludeerd worden dat een natuurlijker peilverloop met een langdurige laagwaterperiode in de zomer inderdaad goede kansen



biedt voor de uitbreiding van helofytenzones. In figuur 6.5 wordt dit grosso modo geschetst: zowel vestiging van kiemplanten als klonale uitbreiding lijken gestimuleerd te worden door een laagwaterperiode in de zomer. De situatie te plekke (bijvoorbeeld onderwaterhelling) en het moment in het seizoen zijn echter bepalend voor werkelijk succes en dienen dan ook zorgvuldig te worden geanalyseerd. De noodzakelijke frequentie van dergelijke droge zomers over een periode van meerdere jaren is moeilijk in te schatten, maar ligt vermoedelijk in de orde van eens in de 3-10 jaar.

**Figuur 6.5**

Vermoedelijk effect van verlaagd zomerpeil op de vestiging van kiemplanten en klonale uitbreiding van drie belangrijke helofytensoorten. Aangepast naar Coops (1996, p. 129). De twee linker diagrammen geven de kansen op vestiging en uitbreiding bij het huidige, vaste peilregime. In de twee rechter diagrammen wordt een iets verhoogd winterpeil en een laag zomerpeil afgebeeld. Exacte voorspellingen zijn moeilijk te doen (zie tekst)



### Rietmoerassen in het rivierengebied

De inrichting van noodbergingsgebieden langs de grote rivieren als moerassen lijkt een goede mogelijkheid om het areaal aan moerasvegetaties in Nederland uit te breiden. De vraag rijst of helofytenbestanden in staat zullen zijn de hoge waterstanden die bij piekdebieten optreden het hoofd te bieden. Uit het wijdverbreide voorkomen van rietmoerassen in de uiterwaarden kan afgeleid worden dat dit geen groot probleem hoeft te zijn. Zulke moerassen zijn momenteel vooral in het benedenstroomse deel van het rivierengebied en langs de Gelderse IJssel te vinden. Dit heeft vermoedelijk meer te maken met de exploitatie van de uiterwaarden dan met eventuele beperkingen gekoppeld aan hoog water, omdat de hoge debieten in de nawinter over het gehele rivierengebied voor hoge waterstanden zorgen.

De reguliere nawinter-hoogwater periode heeft daarmee vermoedelijk geen nadelige gevolgen voor rietmoerassen in het rivierengebied en dus ook niet voor eventueel aan te leggen bergingsmoerassen. Incidentele extreme hoogwaters gedurende het groeiseizoen hebben mogelijk grotere effecten. De frequentie hiervan is echter voldoende laag om helofyten de kans tot rekolonisatie te geven. Vanuit een succesie-perspectief zouden dergelijke incidenten wellicht juist tot interessante ontwikkelingen kunnen leiden. Juist vanuit een waterkwaliteitsperspectief is de realisatie van grotere arealen aan rietmoerassen in de uiterwaarden interessant: met name rietmoerassen bleken een hoge retentiecapaciteit te hebben voor sediment en nutriënten (Olde Venterink *et al.*, in prep.). Tegelijkertijd zal ook retentie plaatsvinden van microverontreinigingen zoals PCB's en zware metalen. De mogelijk negatieve effecten hiervan vallen echter buiten het kader van deze studie.

### Zoete en brakke getijdewateren

De dagelijkse getijdencyclus van droogvallen en weer onderlopen leidt tot een duidelijk andere oevermorfologie en sedimentsamenstelling dan de peilfluctuaties in plassen en meren. Het oorspronkelijke getijderegime in brakke en zoete delen van Nederlandse estuaria zoals de Biesbosch creëerde

---

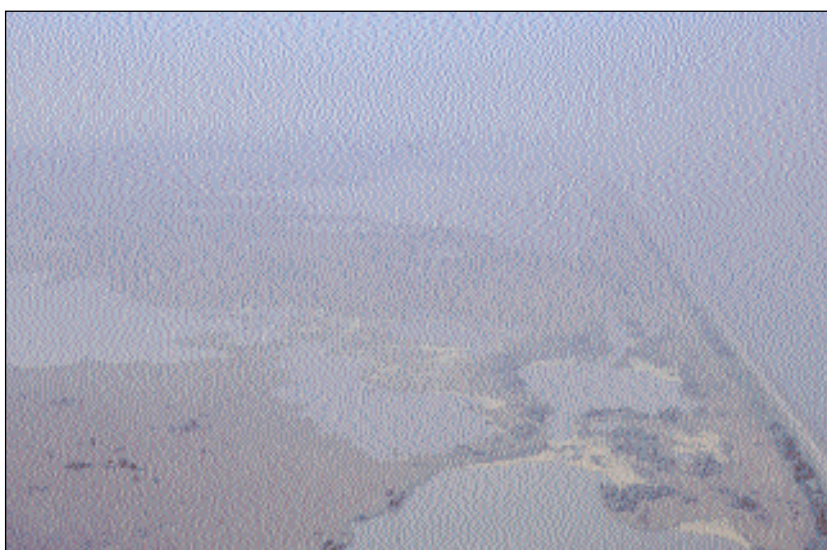
gunstige omstandigheden voor Riet- en inmiddels verdwenen biezenvelden (Coops, 1992; Smit & Coops, 1991; Clevering, 1995; Zonneveld, 1999). De veronderstelling is dat een ruimere getijdeslag, die beleidsmatig overwogen wordt, zal leiden tot uitbreiding van de grotendeels verdwenen biezenvelden (Van de Rijt, 2001). Hieraan kleven overigens nog een aantal cruciale onduidelijkheden. Ten eerste is het onduidelijk of er voldoende restpopulaties aanwezig zijn om spontane hervestiging mogelijk te maken. Vermoedelijk zal dit niet het grootste probleem zijn. Ten tweede moet het nieuwe peil-regime een voldoende grote getijde-amplitude realiseren om de erosieve golfwerking substantieel te reduceren. Ten derde is de huidige begrazingsdruk door ganzen aanmerkelijk hoger dan voor de afsluiting van het Haringvliet en wordt verondersteld dat de aantallen ganzen nog zullen stijgen (o.a. Tosserams *et al.*, 1999). Al met al is het dus de vraag of het herstel dezelfde weg kan volgen als de achteruitgang eerder deed. Natuurontwikkelingsprojecten in het gebied vertonen een sterk uiteenlopende mate van succes op dit punt (Wolters *et al.*, in druk). Variatie in ganzenvraat is een belangrijke verklarende factor.

## 6.6 Kansen voor uitbreiding van moerasvegetatie in drie voorbeeldgebieden

Als voorbeeldgebieden zijn de Oostvaardersplassen, het Lauwersmeer en het Volkerak-Zoommeer gekozen, simpelweg op basis van de beschikbaarheid van gegevens. Helaas zijn er geen gegevens van praktijkproeven voorhanden uit veenplassen of het brakke getijdegebied. Voor elk gebied zal ingegaan worden op de verwachte effecten van het peilbeheer, de werkelijke uitkomsten en eventueel onverwacht storende factoren.

.....  
**Foto 6.5**

De Oostvaardersplassen vanuit de lucht gezien  
(foto: Hugo Coops)



### Oostvaardersplassen

Een uitgebreid overzicht van de ontwikkelingen in de Oostvaardersplassen wordt gegeven door Jans & Drost (1995). Na de ontginning van Zuidelijk Flevoland bleef het Oostvaardersplassengebied in eerste instantie over als een nat restgebied waarin sterke kwel de vorming van uitgebreide rietmoerassen tot gevolg had. Geleidelijke inklinking van het omringende land leidde echter tot een verandering in de hydrologie en steeds grotere delen van het gebied vielen droog. Op droogvallende slikvlakten vond nieuwe vestiging van helofyten plaats, ongeveer zoals Van der Valk (1981; figuur 6.4) voorspeld

---

had. Vooral Riet werd dominant. De aanleg van een kade in 1975 leidde vervolgens tot een sterke vernatting.

Tegelijkertijd had zich echter een grote populatie Grauwe Ganzen gevestigd in de Oostvaardersplassen. Eerst werd het gebied slechts voor de zomerrui gebruikt (tot 60.000 exemplaren), maar later werd het ook steeds belangrijker als broed- en overwinteringsgebied. Deze grote aantallen ganzen ruimden stelselmatig de helofytenvegetatie vanuit de randen in het ondiepe water op. Vermoedelijk was het opgraven van wortelstokken het meest desastreus. Binnen enige jaren was het oppervlakte open water sterk toegenomen ten koste van de helofytenvegetatie.

Vergelijkbare effecten vatte Van der Valk (1981) samen in zijn model voor cyclische successie in prairie wetlands (figuur 6.4). Keddy (2000, p. 376) concludeert voor het effect van sneeuwganzen dat het opgraven van wortelstokken ('grubbing') veel desastreuzer is dan begrazing op bovengrondse scheuten in de zomer. Het aantal scheuten in begraasde plots schommelde rond de 5.000 m<sup>-2</sup>, vergelijkbaar met onbegraasde plots. In plots waar ook wortelstokken konden worden uitgegraven was het aantal overlevende scheuten gedaald tot rond de 1.000 m<sup>-2</sup>. Toegevoegd moet nog worden dat ganzen waarschijnlijk ook niet in staat zijn wortelstokken op te graven als zich een dicht pakket strooisel heeft opgehoopt (Van den Wyngaert, 2001), of uit schelpenbanken (Tosserams *et al.*, 1999). Verondersteld mag worden dat dit de begrazingsdruk van ganzen nog sterker concentreert langs de ondiepe randen van het waterriet.

Vervolgens werd in de Oostvaardersplassen besloten tot een grootschalig peilverlagingsexperiment in het hydrologisch gescheiden westelijke deel in de periode 1987 tot 1990. De kolonisatie van de drooggevallen slikvelden voltrok zich razendsnel, ongeveer zoals voorspeld door Van der Valk (1981; figuur 6.4, zie ook tabel 1).

Het gewijzigde peilbeheer leidde dus tot de verwachte effecten. Een niet onbelangrijk detail was dat de dichtheid aan Grote Lisdodde die zich gevestigd had veel lager was dan op basis van de zaadbank was verwacht. In die zin werd de veronderstelling van Van der Valk (1981), dat de samenstelling van de zaadbank de belangrijkste voorspeller is van de zich na droogvallen ontwikkelende vegetatie, dus niet bevestigd. Vermoedelijk lagen hier twee oorzaken aan ten grondslag:

- 1) tijdens het droogvallen was het vermoedelijk te droog voor de Lisdodde-kiemplanten, kiemplanten van pioniersoorten zoals Moerasandijvie waren daardoor effectiever;
- 2) vanuit kleine restbestanden en mogelijk nog overlevende wortelstokken breidde Riet zich ook massaal uit. Beide zorgden voor een zich snel sluitend vegetatiedek, waardoor verdere kieming van welke soort dan ook ernstig geremd werd. Belangrijkste conclusie is dus dat het droogvallen van slikvlaktes tot sterke uitbreiding van de helofytenvegetatie heeft geleid, maar dat de soortensamenstelling niet alleen afhangt van de zaadbank, maar ook van nog aanwezige vegetatieve restbestanden en de exacte kiemingsomstandigheden tijdens het droogvallen.

### **Lauwersmeer**

In tegenstelling tot de Oostvaardersplassen heeft zich in het Lauwersmeer nooit een groot oppervlakte aan helofytenbestanden in ondiep water ontwikkeld. Rietvegetaties beslaan grote oppervlakten op het land, maar waterriet of biezenvelden zijn slechts beperkt aanwezig. Tijdens het droogvallen van het Lauwersmeer waren er geen grote oppervlaktes zoetwaterslik beschikbaar en bestonden de pioniervegetaties grotendeels uit halofyten. Later is er niet op grote schaal met peilfluctuaties geëxperimenteerd. Bovendien werd het gebied reeds snel bezocht door grote aantallen ganzen en andere herbivore watervogels. Vermoedelijk is het samenspel van deze

---

twee factoren de oorzaak van de geringe uitbreiding van Riet en andere helofyten in ondiep water.

#### **Volkerak-Zoommeer**

In het Volkerak-Zoommeer is uitgebreid op praktijschaal geëxperimenteerd met peilbeheer, juist met het doel uitbreiding van de helofytenvegetatie te bewerkstelligen. De eindrapportage van Tosserams *et al.* (1999) vat de resultaten van het project 'Planten in de Peiling' samen. Met name de interactie tussen peilverlaging dan wel een natuurlijker peildynamiek en begrazing door watervogels en vee was onderwerp van studie. Omdat het Volkerak-Zoommeer ontstaan is uit het zoute tot brakke getijdengebied van Grevelingen, Krammer, Volkerak en het Hollands Diep, bleek de invloed van verdamping, neerslag en bovenstaand water op het resterende zout in de bodems en sedimenten langs de oever een belangrijke rol te spelen in de vestigingskansen van hogere vegetatie.

De belangrijkste conclusies uit het experiment zijn:

- 1) spontane vestiging van helofyten langs de nieuwe waterlijn was succesvol;
- 2) de instelling van een semi-natuurlijke peilfluctuatie (NAP -0,23 m tot NAP +0,15 m) vergrootte het areaal dat door helofyten begroeid raakte aanmerkelijk, o.a. doordat het zoutgehalte van het bodemvocht over een groter traject verlaagd werd;
- 3) begrazing door Grauwe Ganzen, buiten de exclusures, leidde ertoe dat zich nauwelijks helofyten ontwikkelden;
- 4) Grauwe Ganzen bleken een voorkeur te hebben voor Lisdodde en Zeebies boven Riet en Ruwe- of Mattenbies, werd begrazing pas toegelaten nadat helofytenvegetatie zich gevestigd had, dan beïnvloedde dit de successie sterk: in plaats van Zeebies was Riet de dominante soort;
- 5) in delen van het traject die in de winter dieper dan 50 cm bleven, konden de ganzen de wortelstokken niet bereiken.

---

#### **Foto 6.6**

Ontwikkeling van moerasvegetatie na peilverlaging in de proefbak op de Krammerse Slikken (Volkerakmeer)  
(foto: Hugo Coops)



#### **Resumé: peilbeheer, lange termijnperspectief en begrazing**

De ontwikkelingen in de voorbeeldgebieden ondersteunen grotendeels de conclusie die in de vorige sectie getrokken werd: een langdurige laagwaterperiode in de zomer biedt goede kansen voor de uitbreiding van helofytenvegetaties. Twee belangrijke vragen blijven onbeantwoord. Ten eerste is een inschatting van de noodzakelijke frequentie van droogvalperioden over

---

meerdere jaren, en daarmee het lange termijnperspectief, nog onzeker. Ten tweede is vermoedelijk het belangrijkste dilemma het vinden van een balans tussen enerzijds het scheppen van mogelijkheden voor uitbreiding van helofytenmoerassen en anderzijds de effecten van de nog steeds in aantal toenemende ganzenpopulaties in nat Nederland (Tosserams *et al.*, 1999).

## 6.7 Conclusies

- Een natuurlijker peilbeheer bevordert de uitbreiding van moerasvegetaties door lage waterstanden in de zomer, mits daarbij voldoende oppervlak aan slib droogvalt en dit gedurende enige weken gebeurt. Vooral Lisdodde en Riet zullen waarschijnlijk profiteren. Zowel het aantal opeenvolgende droge zomers, als de frequentie ervan op de langere termijn zijn moeilijk in te schatten. De frequentie ligt vermoedelijk in de orde van eens in de 3-10 jaar.
- Klonale uitbreiding vanuit aanwezige helofytenbestanden heeft waarschijnlijk een grotere slagingskans dan nieuwe vestiging vanuit zaad. Als een kloon zich eenmaal naar dieper water uitgebreid heeft, is de overlevingskans relatief groot. Klonale uitbreidingsnelheden liggen in de orde van 0,5-3 m jaar<sup>-1</sup>, afhankelijk van de abiotische omstandigheden.
- Zowel de meest organische en gereduceerde slibbodems van laag-dynamische wateren als sterk aan erosie blootstaande oevers zijn als extremen van een optimumcurve minder geschikt voor uitbreiding van helofyten. De vorm van de veronderstelde optimumcurve is echter nog niet te kwantificeren.
- Voor succesvolle kieming van zaad is niet alleen een vitale zaadbank noodzakelijk. Ook de preciese omstandigheden tijdens droogvallen blijken van groot belang voor de selectie van kiemende soorten. De duur van de periode met laag peil ligt in de orde van 1-2 maanden in de zomer voordat kiemplanten zich succesvol gevestigd hebben. Jonge kiemplanten verdragen overstroming slecht.
- Sterke begrazingsdruk door vee (vanaf de oever) en ganzen (vanuit het water) kan helofytenbestanden binnen enige jaren decimeren. Een hoog waterpeil (> 50 cm) in de winter, en mogelijk ook lagen strooisel en schelpen beschermen de overwinterende wortelstokken tegen opgraven door ganzen. Ook uit een drooggevalle bodem zullen ganzen wortelstokken niet opgraven.

## 6.8 Openstaande vragen

Deze literatuurstudie kan een aantal vragen slechts ten dele beantwoorden. De kansen die dynamischer waterpeilen bieden voor de uitbreiding van helofytenmoerassen zijn daardoor onvoldoende in te schatten:

- hoe groot is het vestigingssucces van kiemplanten in het veld en welke factoren zijn daar bepalend voor? Peilbeheer bepaalt bijvoorbeeld het seizoen en de duur van de periode van droogvallen, en bovendien in grote mate of een slikvlakte volledig droog valt of dat er nog een laagje water blijft staan. Vermoedelijk (Jans & Drost, 1995) selecteert dit de zich vestigende soorten, maar experimentele veldgegevens ontbreken.
- Wat zijn de vegetatieve uitbreidingscapaciteiten van helofyten op droogvallende bodems of in ondiep water en hoe zijn ze te vergelijken met de slagingskansen van zaad? Over vegetatieve uitbreiding van klonale helofyten, die van groot belang lijkt te zijn voor de uitbreiding van rietmoerassen, zijn nauwelijks gegevens beschikbaar.

- 
- Wat kan de rol zijn van vegetatieve overlevingsorganen (zeebiesknollen, wortelstokken), ook in relatie tot het schoningsregiem langs slootkanten?

Kortweg samenvattend richten deze vragen zich op de voorspelbaarheid van de ruimtelijke ontwikkeling van helofytenbestanden in relatie tot peildynamiek en oevermorfologie.

Verder is er tot nu toe naast het onderzoek in de Oostvaarderplassen (Jans & Drost, 1995) slechts één grootschalige, goed gedocumenteerde, praktijkproef naar het effect van peilbeheer op de uitbreidingskansen van helofyten uitgevoerd: in het Volkerak-Zoommeer (Tosserams *et al.*, 1999). Of de resultaten van dit systeem geëxtrapoleerd mogen worden naar elders is echter nog een openstaande vraag. Met name op veenbodems kan kolonisatie door helofyten anders verlopen (vgl. Loff *et al.*, 1999). Andere belangrijke vragen op praktijkschaal zijn hoe belangrijk restbestanden van helofyten zijn en hoe begrazing effectief gereguleerd kan worden. Tenslotte is de relatie met de fauna van uitgebreidere rietmoerassen nog niet gelegd. Hoe snel zullen deze systemen weer gekoloniseerd worden door bijvoorbeeld zoogdieren, vogels en insecten?





---

## 7 Ecologische effecten van peilbeheer en waterberging in zoute en brakke binnenwateren

---

**Peilbeheer in zoute en brakke wateren heeft vooral invloed via het effect op het zoutgehalte; calamiteitenberging van zoet water is ongunstig**

Wouter Gotjé<sup>1</sup>, Jaap Graveland<sup>2</sup>, Kelvin Broersen<sup>1</sup>, Herman Haas<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Aquasense

<sup>2</sup> RIKZ

Het zoutgehalte is de belangrijkste sturende factor in de waterkolom van brakke en zoute binnenwateren (inclusief afgesloten zee-armen). Peilbeheer heeft vooral invloed op de regulering van de toe- en afvoer van zoet water. Daardoor stuurt peilbeheer het ecologisch functioneren mede door het effect op het zoutgehalte. Een natuurlijk peilverloop (hoog in de winter, laag in de zomer) is het gunstigst, maar te sterke indroging in de zomer is nadelig (vanwege extreme zout- en nutriëntengehalten). Zoetwaterberging is eerder ongunstig dan gunstig, vooral in voor- en najaar, omdat te sterke verzoeting kan optreden.

Naast het effect op de waterkolom heeft een natuurlijk peilverloop een gunstig effect op de natuurwaarden van geïnundeerde oevers (zilte vegetaties, vogels).

In de context van peilbeheer zijn er belangrijke verschillen tussen zout en zoet water. Helofytenvegetaties ontbreken grotendeels, nadelige effecten van hoge nutriëtniveaus (zoals algenbloei) ontstaan vaak bij hogere nutriëntenconcentraties dan in zoet water en calamiteitenberging van zoet water is meestal nadelig. Normale berging van het jaarlijkse lokale neerslagoverschot in de winter (regenmodel) is wel gunstig.

---

### Foto 7.1

Eén van de schaarse binnendijkse brakke gebieden is de Putten achter de Hondsbosse Zeewering (foto: Hugo Coops)



---

## 7.1 Inleiding

Door de ligging beneden zeeniveau en de vele menselijke ingrepen is in de Nederlandse kustzone een grote variatie aan zoute en brakke watersystemen ontstaan (tabel 7.1). Deze watersystemen zijn meestal klein, maar soms heel groot (Grevelingenmeer, Veerse Meer). Door de verwachte zeespiegelstijging (60 cm in de komende eeuw) zal de kweldruk binnendijs toenemen.

Zonder extra ingrepen (o.a. doorspoeling met zoet water) zal het areaal brakke wateren daardoor groter worden.

Het huidige peilbeheer in de brakke en zoute wateren die geen open verbinding meer hebben met zee is sterk afhankelijk van de functie die het water heeft. Natuurgebieden zijn vaak afgekoppeld en hebben meestal een vrij natuurlijk peilverloop dat voornamelijk bepaald wordt door neerslag en verdamping, dus met een hoog winter- en een laag zomerpeil. Brakke wateren in agrarisch gebied kennen vaak een min of meer vast peil, maar in laag gelegen gebieden met een marginale landbouwfunctie, zoals inlagen, is het peil 's winters doorgaans hoger dan 's zomers. Het Grevelingenmeer (zout) kent een vast peil, met name met het oog op de recreatie-infrastructuur en agrarische belangen. Het Veerse Meer (brak), waar polderwater op wordt geloosd heeft een tegennatuurlijk peil (in winter lager dan in zomer), om de afwatering te optimaliseren. Boezemwateren zijn slechts zelden brak omdat deze wateren ook voor (landbouw)wateraanvoer zorgen.

Veel brakke en zoute wateren kennen een vast peil. Vanuit ecologisch perspectief heeft dat een aantal nadelen:

- er is sprake van een onnatuurlijke situatie met stabiele zoutgehaltes, waardoor soorten die aan (sterke) zoutfluctuaties zijn aangepast worden weggeconcentreerd (zie echter hoofdstuk 7.4.1: te sterke zoutfluctuaties zijn ook niet goed);
- oevererosie (zie hoofdstuk 5);
- slechte ontwikkeling van de oevervegetatie (helofyten in licht brakke wateren);
- geen inundaties en daardoor afname van zilte vegetatie, toename verruiging, verlies broedgelegenheid voor kustbroedvogels;
- geen droogvallende gronden (foerageergebied voor vogels).

Het is hierbij belangrijk om op te merken dat bovenstaande 'waardering' deels subjectief is: brakke wateren, zeker die met een natuurlijk peilverloop, zijn zeldzaam geworden en de bijbehorende natuurwaarden scoren daardoor hoog in het natuur- en waterbeleid. Een zilt grasland wordt dan dus hoger gewaardeerd dan een nat, zoet grasland.

Het instellen van een natuurlijk peilbeheer – dus een 'neerslag-en-verdampingsregime' met een hoog peil in de winter en een laag peil in de zomer – kan dus positieve effecten hebben op belangrijke natuurwaarden.

Door het stijgen van de zeespiegel, het toenemen van neerslag en rivierafvoer en bodemdaling (klink) zal steeds lastiger worden om het zoete water tijdig af te voeren en er zal berging van water nodig zijn.

De zeespiegelstijging leidt niet alleen tot een toenemende zoetwateroverlast maar ook het zoute water zelf moet worden opgevangen. Naast dijkverhoging is het toestaan van een beperkte overslag van zout water over de dijk een optie (Löffler *et al.*, 2001).

De nadelen van een vast peil, de beleidswens om waar mogelijk een natuurlijker peilbeheer te introduceren en de kansen die waterberging mogelijk biedt leiden tot twee onderzoeksvragen:

- Hoe beïnvloedt het peilbeheer het ecologisch functioneren van brakke en zoute watersystemen?
- In hoeverre kunnen brakke en zoute watersystemen een bijdrage leveren aan de waterberging en wat zijn hiervan de ecologische consequenties?

Het meest natuurlijke peilverloop in brakke en zoute wateren is uiteraard een getijdenregime. In verkennende studies wordt gedacht aan het herintroduceren van getij in het Grevelingenmeer, het Lauwersmeer en Volkerak-Zoommeer. Omdat effecten van getij genoegzaam bekend zijn, is getijdendynamiek niet in dit hoofdstuk meegenomen.

**Foto 7.2**

De Bol (Texel), bolwerk van de Harlekijnorchis en andere zeldzame plantensoorten en een belangrijk foerageergebied voor Brand- en Rotganzen  
(foto: Jaap Graveland)



## 7.2 Opbouw hoofdstuk

De inhoud van dit hoofdstuk is gebaseerd op een kennisinventarisatie waarbij literatuur werd geraadpleegd en specialisten werden geïnterviewd (Gotjé *et al.*, 2002). Belangrijke bronnen waren het Handboek Aquatische Natuurdoeltypen (Van Beers en Verdonschot, 2000) en het STOWA-beoordelingssysteem voor binnendijkse brakke wateren (Gotjé *et al.*, 2002). In het STOWA-systeem is een groot deel van de kennis over kleinere brakke wateren samengebracht. Het rapport "Brak bekeken" (Wessels, 1998) geeft een literatuuroverzicht van optimalisatiemogelijkheden voor kleine brakke watertypen in Noord-Holland. Daarin komt ook het instellen van natuurlijke peilen aan de orde. Kennis over de abiotiek, het beheer en het ecologisch functioneren van de grote Zeeuwse meren staat samengevat in Withagen (2000). Het rapport "Naar een herstel van estuariene gradienten in Nederland" (De Leeuw en Backx, 2001) geeft algemene informatie over brakke wateren met de nadruk op estuariene overgangen. Beide laatste rapporten geven wat betreft de relatie peilverloop-ecologie echter alleen informatie over het effect van getijdendynamiek.

Eerst wordt een indruk gegeven van de verschillende soorten brakke en zoute wateren en van indelingscriteria (hoofdstuk 7.3). In hoofdstuk 7.4 wordt aangegeven hoe brakke en zoute wateren functioneren en welke factoren sturend zijn. De nadruk ligt daarbij sterk op kleine binnendijkse brakke wateren. In hoofdstuk 7.5 wordt ingegaan hoe het peilverloop via deze sturende factoren invloed heeft op deze systemen. Hoofdstuk 7.6 behandelt de verschillende vormen van waterberging en de doorwerking

via het peilverloop op de brakke en zoute wateren. Het hoofdstuk sluit af met conclusies.

### 7.3 Indelingen van binnendijkse brakke en zoute wateren

De zoute en brakke binnendijkse watersystemen worden over het algemeen getypeerd op basis van ontstaansgeschiedenis, morfologie, functie, beheer, isolatie en zoutgehalte (tabel 7.1). Binnen deze typering is het zoutgehalte voor de ecologie het belangrijkste onderscheidende kenmerk.

**Tabel 7.1**

Criteria voor de typologie van binnendijkse brakke en zoute wateren (zie o.a. Krebs *et al.*, 1995; Van Beers en Verdonshot, 2001; CUWVO, 1988; Gotjé *et al.*, 2002)

Ontstaanswijze en morfologie	Functie	Beheer	Isolatie	Zoutgehalte
Kreekrestanten	natuur	polderbeheerder	volledig geïsoleerd	licht brak
Karrevelden en inlagen	recreatie	boezembeheerder	afvoer mogelijk	matig brak
Poelen en ringdobben	stedelijk	rijkswaterbeheerder	aan- en afvoer mogelijk	brak
Sloten	landbouw		aanvoer van zoet water	zout
kanalen en vaarten	boezem		aanvoer van zout water	<zoutfluctuaties>
Wielen of welen	berging			
Laagveenplassen	afvoer			
Duinplassen				
Afgesloten zeearmen				

Voorbeelden van recente type-indelingen zijn onder andere te vinden in STOWA-brak (Gotjé *et al.*, 2002) en het Aquatisch Handboek Natuurdoeltypen (Van Beers en Verdonshot, 2000). Voorts zijn er diverse regionale indelingen gemaakt, waaronder het SEND systeem van Provincie Noord-Holland (Provincie Noord-Holland, 1999) en een typologie voor de Zeeuwse wateren (Weeber, 1979).

De indeling in watertypen in het STOWA-systeem (tabel 7.2) is voornamelijk gebaseerd op het voorkomen van kenmerkende macrofaunagemeenschappen en assemblages van andere dier- en plantgroepen. Ook andere indelingen van brakke wateren zijn vaak gebaseerd op het voorkomen van specifieke gemeenschappen. Een verdere onderverdeling wordt gemaakt op grond van de grootte (breedte en diepte) van een water.

In het Aquatisch Handboek Natuurdoeltypen worden op grond van het chloridegehalte drie hoofdtypen onderscheiden (tabel 7.2). Ook deze indeling, die vrijwel overeenkomt met die in het STOWA-systeem, is gebaseerd op het voorkomen van specifieke gemeenschappen. Verdere indeling vindt plaats op grond van de isolatie ten opzichte van de omgeving en de grootte van het betreffende water.

**Tabel 7.2**

De hoofdwatertypen in STOWA-brak en het Handboek Natuurdoeltypen

STOWA-brak Watertype	Chloride-gehalte	Handboek NDT Watertype	Chloride-gehalte
Zeer licht brakke wateren	300 - 1.000 mg Cl <sup>-</sup> /l	Licht brakke wateren	300 - 3.000 mg Cl <sup>-</sup> /l
Licht brakke wateren	1.000 - 3.000 mg Cl <sup>-</sup> /l		
Matig brakke wateren	3.000 - 10.000 mg Cl <sup>-</sup> /l	Matig brakke wateren	3.000 - 10.000 mg Cl <sup>-</sup> /l
Sterk brakke wateren	> 10.000 mg Cl <sup>-</sup> /l	Sterk brakke wateren	> 10.000 mg Cl <sup>-</sup> /l

## 7.4 Sturende factoren voor de ecologie

De volgende parameters zijn het meest sturend voor het ecologisch functioneren van de brakke en zoute binnenwateren:

- zoutgehalte en fluctuaties daarin;
- nutriëntengehalten;
- zuurstofgehalte;
- troebelheid en doorzicht;
- droogval en inundatie;
- zoute kwel.

De ontstaanswijze en morfologie zijn in aanvulling op deze lijst van ondergeschikt belang voor het ecologisch functioneren. De mate van isolatie heeft hoofdzakelijk effect op de soortenrijkdom, en minder op het ecologisch functioneren.

### 7.4.1 Zoutgehalte

#### Algemeen

Het gemiddelde zoutgehalte en de fluctuaties in het zoutgehalte zijn de belangrijkste sturende factoren in brakwaterecosystemen. Het verloop in zoutgehalte wordt bepaald door de hoeveelheid kwel, neerslag, de hoeveelheid zoet water die van buiten in het gebied wordt toegelaten en het maximale peil dat men in het gebied wil handhaven. In de zomer wordt vaak water binnen gelaten, in de winter wordt vaak water afgevoerd.

In binnendijkse brakke wateren bepaalt het gemiddelde zoutgehalte welke gemeenschappen zich kunnen ontwikkelen, terwijl de zoutfluctuaties bepalen welke soorten zich binnen die gemeenschappen kunnen handhaven. In wateren met een gemiddeld zoutgehalte van 300 - 1.000 mg Cl<sup>-</sup>/l komen bijvoorbeeld andere gemeenschappen voor dan in wateren in de klassen 1.000 - 3.000 mg Cl<sup>-</sup>/l (Redeke, 1922; Valikangas, 1933; Den Hartog, 1964; Remane, 1934; Remane en Schlieper, 1958; Heerebout, 1970; Van Beers en Verdonchot, 2000; Gotjé *et al.*, 2002). Om die reden worden brakke wateren – zowel de kleine als de grote meren en plassen – meestal in 3 tot 4 zoutklassen ingedeeld.

Van veel soorten in brakke wateren is bekend bij welk zoutgehalte ze optimaal voorkomen (tabel 7.3). Over de precieze kwantitatieve relaties tussen fluctuaties in het zoutgehalte en het voorkomen van organismen is nog weinig gepubliceerd. Uit data-analyses van kleine brakke binnenwateren (Gotjé *et al.*, 2002) blijkt dat zich relatief stabiele soortenrijke levensgemeenschappen ontwikkelen, als het maximale chloridengehalte niet meer dan drie keer zo hoog ligt als het minimale chloridengehalte (verder factor-3-regel genoemd).

Tabel 7.3

Belangrijke literatuur met zouttoleranties van organismen in brakke wateren

Soortsgroep	Relevante literatuur
Algen (fytoplankton en diatomeeën)	Van Dam <i>et al.</i> , 1994; Gotjé <i>et al.</i> , 2002
Hogere planten	Ellenberg <i>et al.</i> , 1991
Bodemdieren	Wolff, 1973; De Boer en Wolff, 1996; diverse ecoprofielen
Vissen	Van Beek, 1999; De Nie, 1996

#### Situatie in grote meren

Over de invloed van zoutfluctuaties op het ecologisch functioneren in de grote meren (Grevelingen, Veerse meer, Lauwersmeer) is weinig gepubliceerd. In het Grevelingenmeer varieert het zoutgehalte nauwelijks. Het fluctueert

---

tussen 15.000 en 18.000 mg Cl<sup>-</sup>/l (Withagen, 2000). Er is destijds gekozen voor een hoog zoutgehalte omdat zich daarbij volgens de inzichten van Remane een meer soortenrijke levensgemeenschap zou ontwikkelen dan bij een lager zoutgehalte. Een belangrijk nadelig gevolg van deze keuze is echter dat de omvangrijke zeegrasvelden (4.000 ha) met de bijbehorende levensgemeenschap geheel zijn verdwenen.

In het Veerse Meer fluctueert het zoutgehalte van 9.000 tot 13.000 mg Cl<sup>-</sup>/l als gevolg van de lozing van polderwater en de inlaat van Oosterscheldewater voor de opzet van het (hoge) zomerpeil (Withagen, 2000). De fluctuatie in het zoutgehalte wordt als nadelig beschouwd voor de ontwikkelingsmogelijkheden van het ecosysteem (Anonymous, 1989; Wattel, 1994). Genoemd worden o.a. instabiele levensgemeenschappen van plankton, wieren, bodemdieren en vissen en een geringe soortenrijkdom. Er wordt dan ook gedacht aan het instellen van een vast zoutgehalte. Als de factor-3-regel ook opgaat voor een groot watersysteem als het Veerse Meer dan moet worden geconcludeerd dat de zoutfluctuaties te gering zijn om dergelijke instabiele ecosystemen te veroorzaken. Mogelijk spelen andere nog onbegrepen factoren een rol.

Het water in het Lauwersmeer is sinds de afsluiting sterk verzoet en is erg voedselrijk geworden. Er wordt nog zout aangevoerd via grondwater uit diepe nog zoute bodemlagen en via kwel vanuit de Waddenzee. Daardoor fluctueert het zoutgehalte nog tussen 300 (winter) en 2.000 (zomer) mg Cl<sup>-</sup>/l (Van Rooij en Drost, 1997). De invloed van deze fluctuatie op het ecosysteem wordt in Van Rooij en Drost niet nader belicht.

#### **7.4.2 Nutriëntenhuishouding**

Brakke wateren zijn van nature vaak eutroof. Nutriënten komen brakwatersystemen binnen door kwelstromen, inlaat van zeewater en inlaat van stikstofrijk zoet water. Met name fosfaat en ammonium worden uit de vaak zeer voedselrijke veen- en kleilagen meegenomen. Brakke wateren zijn dan ook van nature fosfaatrijker dan zoete wateren (Krebs *et al.*, 1995). De N/P ratio's in brakke wateren zijn over het algemeen relatief laag. In het grootste deel van de voor het STOWA-systeem onderzochte wateren liggen de N/P-ratio's beneden de 10, terwijl tevens geldt dat hoe zouter het water des te lager de N/P-ratio's. Stikstof is in het algemeen limiterend in brakke wateren.

De exacte gevolgen van eutrofiëring in brakke ecosystemen zijn niet zo goed onderzocht als in zoete wateren. De mechanismen die eventueel leiden tot algenbloei zijn ook nog niet goed begrepen (zie ook intermezzo eutrofiëring). Kennis over de optimale nutriëntenconcentraties voor algen staat in Van Dam *et al.* (1994) en Gotjé *et al.* (2002) en voor hogere planten in Ellenberg *et al.* (1999). Voor bodemdieren en vissen zijn dergelijke overzichten echter nog niet of nauwelijks beschikbaar. Uit de monitoringgegevens van de waterschappen (STOWA-databank) kunnen dergelijke waarden voor bodemdieren wel worden afgeleid.

Ondanks de gaten in de kennis is duidelijk dat stikstof limiterend is en dat het inlaten van stikstofrijk zoet water, met als doel het zomerpeil niet teveel te laten zakken, daarom al snel leidt tot eutrofiëring en algenbloei en de daaraan gerelateerde problemen zoals slechte condities voor waterplanten. Er komen echter ook wateren voor waar tegelijkertijd hoge nutriëntconcentraties en lage chlorofylconcentraties optreden. Een dergelijke verminderde algengroei kan samenhangen met een gering doorzicht door gesuspenderde deeltjes, stroming en een korte verblijftijd van het water. Alle factoren samen

---

zorgen ervoor dat in brakke wateren met vergelijkbare nutriëntgehalten, morfologie en bodemopbouw het ene water helder blijft en een gevarieerde levensgemeenschap bevat, terwijl in het andere water algenbloei optreedt (Ross, 1998).

De laatste decennia is de belasting van het oppervlaktewater, door uit- en afspoeling van landbouwgronden en het groter worden van de kwelstroom door peilverlaging, zo groot geworden dat er vaak sprake is van hypertrofie. Het gevolg is een zeer sterke dominantie van groenalgen (o.a. bloei van *Chlorococcus* sp.) die zeldzame hogere waterplanten zoals *Ruppia*-soorten verdringen. In brak water treedt wel minder snel blauwalgenbloei op door eutrofiëring dan in zoet water, omdat bekende soorten als de blauwalg *Oscillatoria agardhii* niet tegen hoge zoutgehalten kunnen.

De extra toevoer van nutriënten en de hoge trofiegraad van het water heeft niet alleen nadelen. Het kan leiden tot een toename van de totale primaire productie en een toename van sommige soorten ongewervelde dieren, waardoor er meer voedsel beschikbaar is voor vogels. In sommige gevallen kan het wenselijk zijn om relatief eutroof polderwater in te laten om verdroging en droogval tegen te gaan. Het netto-effect van de inlaat van eutroof water is dus soms positief.

#### 7.4.3 Zuurstofhuishouding

In sterk kwelgestuurde brakwatersystemen kunnen zuurstoftekorten optreden doordat kwelwater zeer zuurstofarm is. Verder kan in wat diepere wateren een zuurstoftekort ontstaan als in de zomer zoet water wordt ingelaten. Er is dan kans op zoutstratificatie en daarmee samenhangende zuurstofloosheid op de bodem. Lage zuurstofgehalten kunnen leiden tot afsterven van het bodemleven en tot vissterfte.

#### 7.4.4 Troebelheid en doorzicht

Het doorzicht is één van de belangrijkste sturende factoren voor het ecosysteem van brakke wateren (zie o.a. AquaSense, 1997; Gotjé *et al.*, 2002). Een laag doorzicht kan worden veroorzaakt door algenbloei maar kan ook een natuurlijke oorsprong hebben door opwerveling van slibdeeltjes. Die opwerveling kan optreden in ondiepe brakke wateren (natte inlagen, bijna verlande kreekresten en slootjes in karrevelden) door kwel en windwerking. De algenbloei wordt veroorzaakt door eutrofiëring (hoofdstuk 7.3.2) maar kan ook een gevolg zijn van veranderingen in de samenstelling van het zoöplankton. Door een afname van de graasdruk op fytoplankton verandert een brak water dan van een door waterplanten gedomineerd systeem naar een door algen gedomineerd systeem (Moss, 1994).

Troebelheid vormt vooral een probleem voor de ontwikkeling van waterplanten zoals *Ruppia*- en *Zannichellia*-soorten, met name in diepere wateren (Weeda *et al.*, 1991). Deze soorten zijn aangewezen op helder water en hebben veel te lijden van fytoplanktonbloei. Er zijn wel grote verschillen tussen soorten. *Ruppia maritima* komt voor in ondiep niet te grote rustige wateren en nooit dieper dan 70 cm. *Ruppia cirrhosa* komt voor tot meer dan een meter diep en in helder water tot zeven meter. *Ruppia cirrhosa* verdraagt meer golfslag dan *Ruppia maritima*. *R. cirrhosa* verdraagt in tegenstelling tot *Ruppia maritima* zoutgehalten in de zomer die boven dat van zeewater liggen (Weeda *et al.*, 1991).

Troebelheid door opwerveling van slib is minder schadelijk voor het systeem dan troebelheid door algenbloei, juist omdat algenbloei dan uitblijft.



---

In brakke eutrofe wateren treedt vaak geen terugkeer op naar helder water als ondergedoken waterplanten zich weer uitbreiden (Jeppesen *et al.*, 1994). Dit verschijnsel hangt samen met een hoge predatiedruk op zoöplankton door stekelbaarsjes en aasgarnalen met als gevolg een relatief geringe begrazing van de algen in brakke wateren. Bovendien komen watervlooien (van nature belangrijke grazers op het fytoplankton) niet of in zeer lage dichtheden voor in brakke wateren. In Zeeuwse inlagen waar middelen voor doorstroming/spoeling met brak water zijn aangelegd, zoals het gebied Prunje, kan de heldere situatie wel terugkeren.

Het beeld bij de grote meren is als volgt. Het *Grevelingenmeer* is erg helder en matig voedselrijk (Withagen, 2000). Dat hangt samen met de geringe aanvoer van nutriënten uit de omliggende poldergebieden en de isolatie ten opzichte van de van zee en de rivieren. Het doorzicht is de afgelopen tien jaar echter gehalveerd. Dat is niet toe te schrijven aan slib of algen; onderzoekers denken daarom aan humuszuren (Hoeksema 2002). Op dit moment zijn nog geen effecten merkbaar maar op termijn kan de vermindering van het doorzicht grote gevolgen hebben. De algengroei neemt mogelijk af en daarmee de fauna die daarvan afhankelijk is. Het *Veerse Meer* is een sterk brak water dat geëutrofeerd is doordat het gebied gebruikt wordt voor de afwatering van zeer voedselrijk water uit de omliggende landbouwgebieden en een relatief klein volume heeft. Het streven is om de nutriëntenbelasting van het Veerse Meer te verminderen. Het doel daarvan is meer gericht op het oplossen van de zuurstofproblematiek en het verminderen van de groei van Zeesla dan op het helder krijgen van het water. Over de invloed van troebelheid op het ecosysteem in het *Lauwersmeer* is geen informatie beschikbaar.

#### 7.4.5 Droogval en inundatie

Volledige droogval is schadelijk voor de meeste ondergedoken waterplanten (Gotjé *et al.*, 2002). Droogval die langer duurt dan enkele dagen is ook schadelijk voor diverse waardevolle macrofaunasoorten zoals een aantal schelpdiersoorten, Palingbrood (*Electra crustulenta*, een poliep) en kleine kreeftachtige soorten. In de bodem levende chironomiden, wormen e.d. kunnen een bepaalde droogstandsduur wel overleven. Van de worm *Nereis diversicolor* is uit het Veerse Meer bijvoorbeeld bekend dat overleving van een aantal maanden droogstand in de winter geen probleem is. Sommige plantensoorten kunnen eveneens tegen droogval. Een waterplantensoort als *Zannichellia palustris* subsp. *pedicellata* volbrengt zijn hele levenscyclus reeds voordat wateren droogvallen. Dergelijke soorten zijn kenmerkend voor kleine, ondiepe, geïsoleerde wateren zoals ringdobben die periodiek droogvallen (Van Beers en Verdonchot, 2001).

Voorts geldt bij helofyten (biezen, riet) hetzelfde als voor zoete wateren: periodiek droogvallen is belangrijk voor de kieming, afbraak van strooisel en een wisselend peil beperkt de golfaanval op de helofytenvegetatie.

Inundatie en tijdelijk droogvallen kan ook gunstig zijn voor wadende vogels (Lepelaar, steltlopers). Overspoeling met zout of brak water is gunstig voor de ontwikkeling van zilte graslanden en remt de vegetatiesuccessie en verruiging. Dat laatste is weer gunstig voor kale-grondbroeders zoals plevieren en sterns.

Bij de grote meren vindt alleen in het Veerse Meer droogval plaats. In dit meer, waar een tegennatuurlijk peil door beheer is ingesteld, liggen in de winter grote ondiepe waterzones droog. Dit wordt aangemerkt als negatief voor de ontwikkeling van een stabiel bodemleven (Blauw, 1999).

Bij de Grevelingen is een meer natuurlijk peilverloop in discussie, omdat er

voor het nieuwe beheersplan een nieuwe peilbesluit moet worden genomen. Dit type zout meer is per definitie al onnatuurlijk in West-Europa, dus is de formulering van een natuurlijk peil voor dit meer enigszins arbitrair, zolang herintroductie van getij geen optie is. Een neerslag- en verdampingsmodel met een hoog winterpeil en een laag zomerpeil benadert de natuurlijke situatie nog het meest. De voor- en nadelen van een fluctuerend peil zijn de afgelopen jaren verkend (Menting en Slager, 1997; Hoeksema 2002). Voordelen zijn het tegengaan van verzuuring en het waarborgen van het voortbestaan van zilte vegetaties met zeldzame plantensoorten op de langere termijn, en het creëren van extra broedgelegenheid voor kustbroedvogels. Er zijn geen positieve (of negatieve) effecten te verwachten op het watersysteem zelf, en er zijn behoorlijke kosten mee gemoeid in verband met aanpassingen van de recreatie-infrastructuur (steigers e.d.). Ook in het Lauwersmeergebied wordt inundatie van laaggelegen oevergebieden met brak water als beheersmaatregel gezien om ontzilting en verzuuring tegen te gaan (Van Rooij en Drost, 1997).

#### 7.4.6 Waterdiepte

De waterdiepte is van belang in verband met andere sturende factoren als doorzicht, droogval bij fluctuerende peilen en de aanvoer van zoet water. Hoe dieper het water, des te geringer de effecten van peilfluctuaties en toevoer van zoet water (plotselinge daling van zoutgehalte, toevoer van nutriënten), maar des te sterker de doorwerking van een beperkt doorzicht.

Karrenvelden en inlagen behoren tot de bekendste en meest voorkomende binnendijkse brakke wateren (foto 7.3 en 7.4). Ze verschillen met name van elkaar in de hoeveelheid (brak) water. Inlagen bevatten doorgaans een groter areaal water, en het water is er dieper. Daardoor zijn inlagen minder gevoelig voor de inlaat van zoet water en drogen ze 's zomers minder snel uit.

**Foto 7.3**

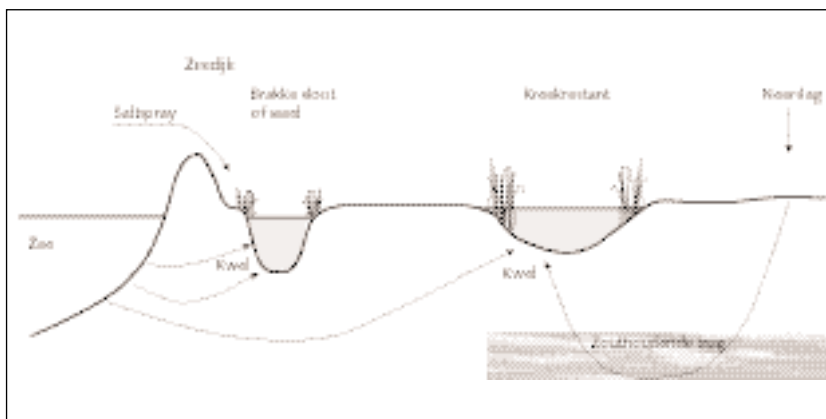
Cauwers Inlaag (Zuid-Schouwen). Inlagen zijn ontstaan doordat achter de oorspronkelijke zeedijk een nieuwe dijk werd aangelegd, omdat de oude dijk niet betrouwbaar werd gevonden of al eens bezweken was  
(foto: Jaap Graveland)



#### 7.4.7 Zoute kwel

Voor kleinere wateren die onder invloed staan van zoute kwel geldt dat bij een gelijkblijvend peil de kweldruk het hele jaar constant blijft en dat er dus continu een vaste hoeveelheid brak of zout water vanuit de bodem opwelt (figuur 7.1). De zoutgehaltes zullen daardoor relatief stabiel zijn waardoor relatief stabiele levensgemeenschappen ontstaan met een hoge biodiversiteit.

Het ontstaan van binnendijkse kwel van brak water (Uit Handboek Natuurdoeltypen; 2e editie, 2001)



In wateren met een geringe kweldruk (relatief hooggelegen of met slecht doordringbare lagen) zijn de zoutfluctuaties (veel) groter omdat het zoutgehalte in de zomer sterk kan toenemen door verdamping. Deze extreme fluctuaties kunnen worden verminderd door inlaat van zoet water. Daarmee komen echter ook extra nutriënten het gebied binnen.

In het Grevelingenmeer en het Veerse Meer speelt zoute kwel een ondergeschikte rol. In het Lauwersmeer vormt kwel van brak water de belangrijkste aanvoerweg voor zout.

Karrevelden (Zuid-Schouwen). Karrevelden zijn ontstaan door het afgraven van klei voor het maken van een zeedijk. Karrevelden zijn gevoeliger voor de inlaat van zoet water en voor indroging dan inlagen omdat ze minder water bevatten. Het bufferend vermogen is dus kleiner  
(foto: Jaap Graveland)



## 7.5 Ecologisch functioneren en peildynamiek in zoute/brakke watersystemen

### 7.5.1 Effecten van peildynamiek

Uit de vorige paragraaf kan worden geconcludeerd dat peildynamiek in binnendijkse brakke wateren neerkomt op een hoger peil in het winterseizoen en een lager peil in de zomer. Dit regime wordt ook wel seizoensfluctuatie genoemd.

De processen die door peildynamiek worden beïnvloed zijn:

- overspoeling en droogval;
- oeverafkalving;
- kwel(druk);

- 
- zouthuishouding;
  - nutriëntenhuishouding;
  - troebelheid en doorzicht;
  - menging en zuurstofconcentraties.

Het belang van deze processen voor de ecologie werd besproken in het vorige hoofdstuk. Daarbij kwam ook vaak de samenhang met het waterpeil aan de orde. In dit hoofdstuk worden aanvullende punten besproken.

#### **Overspoeling en droogval**

Waterstandsval door verdamping in combinatie met geringe neerslag in de zomer kan schadelijk zijn voor soorten van de brakke binnenwateren. Er kunnen extreem hoge zoutgehalten ontstaan en als het water voedselrijk kunnen hypertrofe condities optreden. Veel waterbewonende soorten zijn daar niet tegen bestand. De nadelen van droogval kwamen in hoofdstuk 7.4.5 aan de orde. Met name watersystemen die weinig watervolume hebben, zoals karrevelden, kampen met deze problematiek.

Als beheersmaatregel kan men 's zomers zoet water inlaten. In een aantal gebieden wordt dat ook gedaan. Bezwaar daarvan is wel dat daarmee extra nutriënten in een doorgaans al eutroof watersysteem worden gebracht. Als het water weinig nutriënten bevat is het 's zomers inlaten van een beperkte hoeveelheid zoet water echter een goede optie. Eén van de geïnterviewden merkte in dit verband op dat het ecosysteem van brakke binnenwateren bestaat bij de gratie van een landbouwkundige waterhuishouding: afvoer van te veel zoet water in de winter en handhaven van een minimumpeil in de zomer.

#### **Oeverafkalving**

Evenals bij zoete wateren leidt een wisselend peil tot minder oevererosie omdat de golfaanval steeds op een ander niveau aangrijpt. Oevererosie vindt in matig tot sterk brakke wateren makkelijker plaats dan in zoete wateren omdat dichte oevervegetaties (helofyten!) onder invloed van hoge zoutgehalten veel minder tot ontwikkeling komen.

#### **Kwel(druk) en zouthuishouding**

Bij een natuurlijk peilbeheer wordt geen zoet water ingelaten. In tijden van hoge waterstanden (winter) zal de kwel geringer zijn dan in de zomer omdat in de winter meer tegendruk wordt geboden in de vorm van een hogere waterkolom. Dit zal dus tot nog grotere verschillen in zoutgehalte leiden dan die uitsluitend veroorzaakt door de verschillen in (zoetwater)neerslag. Juist door die wisselingen ontwikkelt zich een specifieke brakwaterflora en -fauna, die tegen dergelijke fluctuaties bestand zijn. In gebieden met sterke kwel of waar zout water wordt ingelaten treden dergelijke zoutfluctuaties nauwelijks op. Daar zal de soortensamenstelling weliswaar diverser zijn, maar wel uit minder bijzondere soorten (aangepast aan sterke zoutschommelingen) zijn opgebouwd.

#### **Nutriëntenhuishouding**

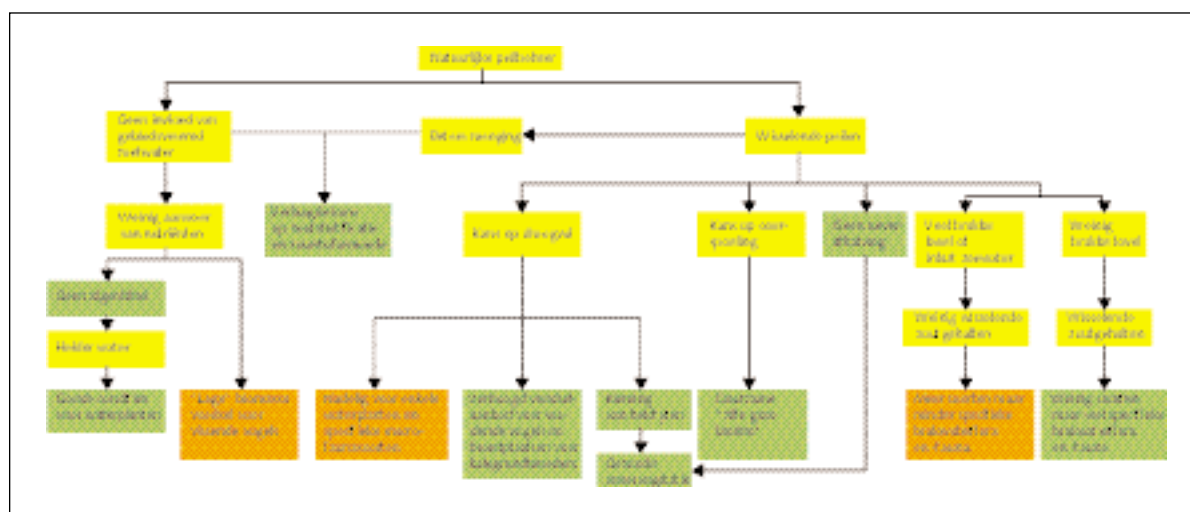
Bij een natuurlijk peilbeheer wordt geen stikstofrijk water ingelaten en worden vooral fosfaten door kwelstromen aangevoerd. Het gebrek aan stikstof zorgt ervoor dat in dergelijke brakwatersystemen geen algenbloei kan optreden en deze wateren helder kunnen blijven waardoor waterplanten zich kunnen ontwikkelen. Hoewel niet aan de literatuur gestaaft, lijkt het waarschijnlijk dat er in het voedselweb als geheel in dergelijke brakwatersystemen minder voedsel beschikbaar is. Dat impliceert dus ook dat er minder voedsel is voor vissen en vogels.

De troebelheid en het doorzicht worden beïnvloed door het waterpeil doordat bij een groter watervolume verdunning optreedt en wind- en golfwerking minder tot de bodem kunnen doordringen. Aan de andere kant is de hoeveelheid licht die doordringt tot de bodem in dieper water bij gelijkblijvend doorzicht geringer dan in ondiep water. Het effect van peilverschillen via het doorzicht op kansen voor waterplanten is dus onduidelijk.

In wateren met een natuurlijk peil wordt geen zoet water ingelaten waardoor het water beter mengt en de kans op stratificatie en zuurstofloosheid veel geringer is dan bij inlaat van zoet water.

Op grond van voorgaande kennisinventarisatie is een schema gemaakt waarin de effecten van natuurlijk peilbeheer op het functioneren van het ecosysteem staan samengevat (figuur 7.2). Het gaat om een opzet die nog vraagt om verdere uitwerking. Het zoutgehalte en de fluctuaties daarin zijn de belangrijkste sturende factoren in brakke binnendijkse wateren. Omdat het zoutgehalte en vooral de wisselingen daarin sterk afhankelijk zijn van het gevoerde peilbeheer, kan het peilbeheer als stuurmiddel worden gebruikt bij het bereiken van een streefbeeld op soort- of gemeenschapsniveau. Van belang daarbij is dat er niet sprake is van één optimum, maar dat de wateren op grond van zoutgehalte zijn in te delen in drie typen, met elk hun kenmerkende levensgemeenschap. Het is dus niet zinvol te spreken van één streefbeeld; er zijn er alleen al op grond van zoutgehalte minstens drie.

Beïnvloedingsschema van peildynamiek in binnendijkse brakke wateren (in groen positieve effecten; in oranje negatieve effecten; in geel processen)



Er kunnen drie typen waterberging worden onderscheiden: seizoensberging, lokale calamiteitenberging en regionale calamiteitenberging.

Seizoensberging betreft het jaarlijks bergen van locale of regionale overschotten aan (zoet) regenwater om eventueel later, tijdens periodes met een zoetwatertekort, te kunnen gebruiken als doorspoelmiddel. Als in brakke wateren zoetwater wordt geborgen is het niet meer te gebruiken als (zoet) doorspoelmiddel. Daarom kan deze vorm van waterberging worden gezien als een vorm van natuurlijk peilbeheer.

Calamiteitenberging is waterberging wanneer incidenteel de afvoermiddelen in een gebied de toevoer van water niet meer aankunnen. In dat geval zullen in een gebied de peilen omhoog gaan, totdat het teveel aan water weer is weggepompt. Er zijn twee situaties denkbaar.

1. *Locale calamiteitenberging*: het brakke watersysteem bergt alleen de neerslag die in het gebied zelf is gevallen.
2. *Regionale calamiteitenberging*: het brakke watersysteem bergt ook overtollig water uit een ander gebied.

### 7.6.2 Effecten-bepalende factoren bij waterberging in brakke binnenwateren

De effecten van waterberging in binnendijkse brakke wateren spitsen zich voornamelijk toe op de volgende factoren:

- Zoutgehalte en -fluctuatie
- Waterdiepte
- Brakke kwel
- Nutriënten in het te bergen water

De eerste drie genoemde punten hangen sterk met elkaar samen.

#### Zoutgehalte

Als de fluctuaties in het chloridegehalte niet binnen de factor-3-regel blijven zullen er effecten optreden in de samenstelling van de levensgemeenschappen. Daarbij speelt de diepte van het waterlichaam ten opzichte van de totale kolom te bergen water een doorslaggevende rol.

In tabel 7.4 is voor wateren met een diepte van 0,5 tot 10 meter uitgewerkt wat de invloed is van een peilverhoging op het chloridengehalte. Hierbij is aangenomen dat er volledige menging van zoet en zout water plaatsvindt.

Tabel 7.4

Chloridengehalten in mg/l voor en na berging van zoet water

1 meter peilverhoging met zoet water						
Diepte:	0,5	1	2	3	5	10
15000	5000	7500	10000	11250	12500	13636
10000	3333	5000	6667	7500	8333	9091
5000	1667	2500	3333	3750	4167	4545
3000	1000	1500	2000	2250	2500	2727
1500	500	750	1000	1125	1250	1364
500	167	250	333	375	417	455

2 meter peilverhoging met zoet water						
Diepte:	0,5	1	2	3	5	10
15000	3000	5000	7500	9000	10714	12500
10000	2000	3333	5000	6000	7143	8333
5000	1000	1667	2500	3000	3571	4167
3000	600	1000	1500	1800	2143	2500
1500	300	500	750	900	1071	1250
500	100	167	250	300	357	417

3 meter peilverhoging met zoet water						
Diepte:	0,5	1	2	3	5	10
15000	2143	3750	6000	7500	9375	11538
10000	1429	2500	4000	5000	6250	7692
5000	714	1250	2000	2500	3125	3846
3000	429	750	1200	1500	1875	2308
1500	214	375	600	750	938	1154
500	71	125	200	250	313	385

---

Uit de tabel blijkt dat de veranderingen in zoutgehalte meestal binnen een factor 3 blijven. Op grond van de "factor 3-regel" (hoofdstuk 7.4.1) zou het effect op de levensgemeenschap dus beperkt blijven. Uitzondering zijn de ondiepe, sterk brakke wateren. Het is overigens de vraag hoe algemeen geldig de 1-3 regel is. Deze is gebaseerd op correlatief onderzoek in gebieden waar geen berging heeft plaatsgevonden en naast de fluctuaties in zoutgehalte is ook het gemiddelde zoutgehalte sterk bepalend voor de levensgemeenschap (hoofdstuk 7.4.1). Een langdurige verlaging van het zoutgehalte heeft mogelijk wel een fors effect op de levensgemeenschap, ook al blijft de verlaging binnen de 1-3 marge. Als de factor-3 regel wel langdurig (meer dan enkele weken) wordt overschreden, stort de levensgemeenschap in. Na enkele jaren treedt geleidelijk herstel op. Dat geldt meer voor grote wateren dan voor kleine, waarschijnlijk omdat grote wateren minder getroffen werden (grote buffer) en er meer refugia zijn van waaruit populaties zich weer kunnen uitbreiden.

De conclusie op basis van de tabel en diverse interviews met experts uit het veld is dat waterberging in bijna zoete, licht brakke wateren minder invloed heeft op de samenstelling van de toch al deels zoete levensgemeenschappen dan in brakkere wateren. In ondiepe wateren kan echter een dermate grote verzoeting optreden dat de factor-3-regel wordt overtroffen en de levensgemeenschap sterk wordt getroffen.

Waterberging in de wintermaanden is het minst schadelijk omdat het water in brakke gebieden dan sowieso al zoeter is, en veel soorten in winterrust zijn.

#### **Waterdiepte, kwel, nutriënten**

In diepe wateren heeft waterberging minder effect op het zoutgehalte doordat de buffer groter is. Wel is de kans op zoutstratificatie veel groter in diepere wateren (4-5 meter).

Nadat de opgebrachte waterschijf is afgevoerd zal in wateren met sterke kwel een sneller herstel naar het oorspronkelijke zoutgehalte kunnen optreden dan in wateren zonder of met geringe kwel.

De kwaliteit van het te bergen water zal een zeer sterke invloed hebben op ecologie in brakke wateren. Stikstof is in brakke wateren een beperkende factor en aanvoer van nitraten zal gemakkelijk tot algenbloei kunnen leiden. Het effect wordt bepaald door de hoeveelheid aangevoerd water ten opzichte van de reeds aanwezige watermassa en de nutriëntenconcentraties van het te bergen water en het reeds aanwezige water.

In figuur 7.3 is voor acht situaties de geschiktheid voor waterberging schematisch weergegeven. Uit toekomstig onderzoek kan overigens blijken dat de "factor 3 regel" te grof is.

## **7.7 Conclusies**

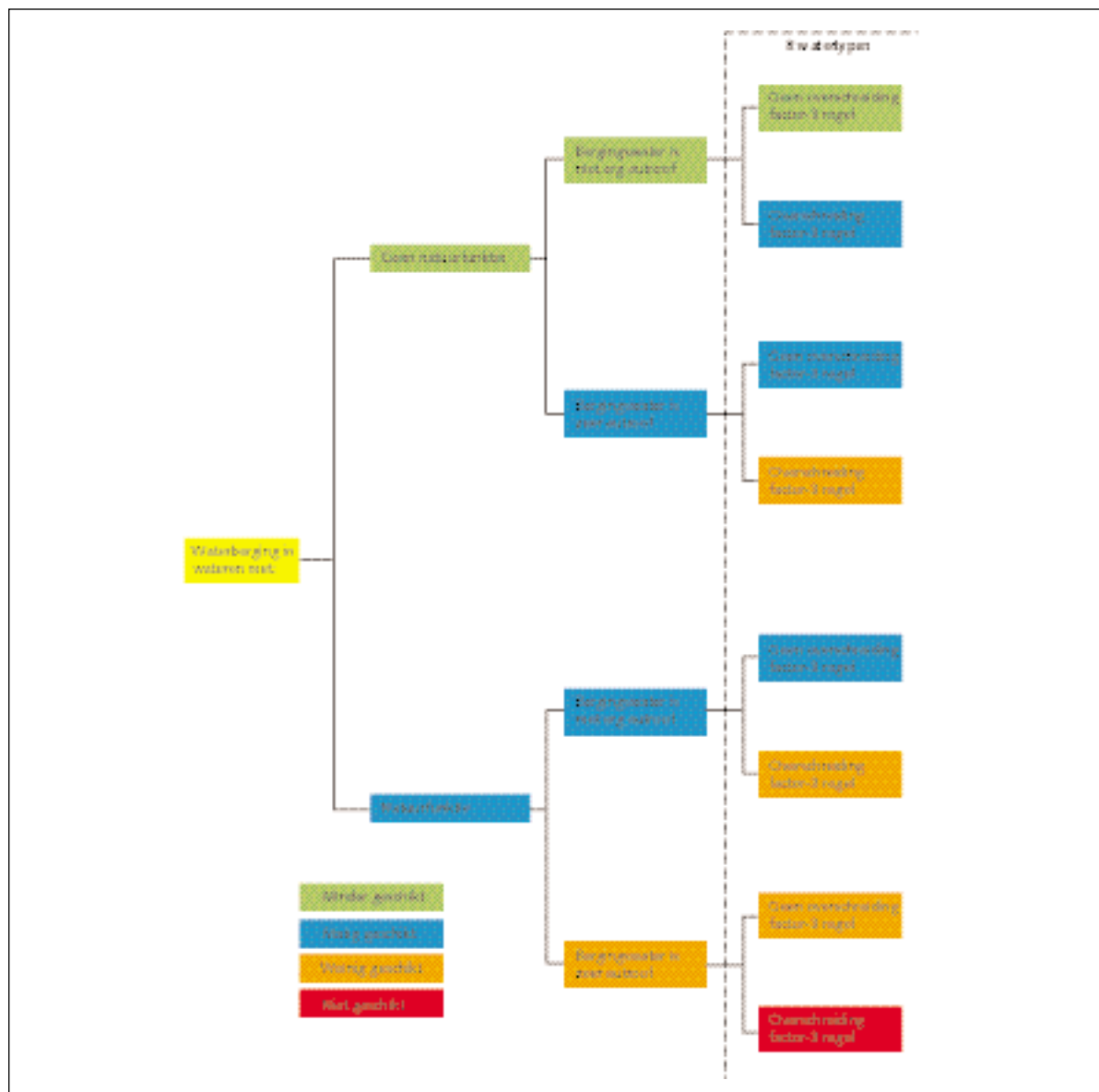
### **Brakwatersystemen, peilbeheer, waterberging**

1. Het zoutgehalte en de fluctuaties daarin zijn de belangrijkste sturende factoren in brakke binnendijkse wateren. Het zoutgehalte bepaalt welke gemeenschappen zich kunnen ontwikkelen. De grootte van de zoutschommelingen bepaalt de soortensamenstelling binnen de gemeenschap.
2. Er zijn grofweg drie verschillende typen levensgemeenschappen te onderscheiden en er zijn dus ook minstens drie streefbeelden op te stellen voor natuurherstel in brakke wateren.



**Figuur 7.3**

De acht onderscheiden watertypen en hun geschiktheid voor waterberging (Geheel rechts staan de acht onderscheiden watertypen en de eindbeoordeling van de geschiktheid voor waterberging)



3. Het waterpeil varieert onder invloed van neerslag en verdamping en is doorgaans hoog in de winter en laag in de zomer. Het peilbeheer bestaat meestal uit aanvoer van zoet water in de zomer en afvoer van water in de winter.
4. Het zoutgehalte en vooral de wisselingen daarin zijn sterk afhankelijk van het gevoerde peilbeheer. Het peilbeheer kan dus als stuurmiddel worden gebruikt bij het bereiken van een streefbeeld op soort- of gemeenschapsniveau.
5. Met het 's zomers inlaten van geringe hoeveelheden voedselarm, zoet water kunnen extreem hoge zoutgehalten en droogval worden voorkomen. Mits met mate toegepast kan dat de soortenrijkdom ten goede komen.

- 
6. Een fluctuerend peil beperkt oevererosie. Dit effect is sterker dan in zoet water omdat er een minder ontwikkelde helofytenvegetatie is.
  7. Een hoog winter- en laag zomerpeil is van belang voor de ontwikkeling van helofytenvegetaties (in zwak brakke wateren), behoud en herstel van zilte graslanden, foerageergebied voor watervogels en steltlopers vogels en broedgebied voor kustbroedvogels.
  8. Berging van zoet water van buiten het gebied ("regionale calamiteitenberging") is doorgaans ongunstig, met name in sterk brakke, ondiepe wateren. De zoetwaterschok leidt tot verhoogde sterfte en het doorgaans stikstofrijke water vergroot de kans op algenbloei en zuurstofloosheid, met onder meer een negatief effect op waterplanten (*Ruppia*, *Zannichellia*). Dat is dus een belangrijk onderscheid met zoete wateren.
  9. Brakke wateren hebben wel minder snel last van algenbloei dan vergelijkbare zoete wateren, doordat bepaalde blauwalgen ontbreken en brakke wateren vaak troebel zijn door kwel en opwerveling van slib.
  10. In brakke wateren die met name een functie hebben als foerageergebied voor vogels is inlaat van voedselrijk water minder problematisch dan in wateren met veel zeldzame brakwatersoorten, omdat de vogels vooral baat hebben van een hoogproductief systeem.
  11. Berging in de wintermaanden is minder schadelijk dan in het voor- of najaar omdat het water in de winter sowieso zoeter is dan in de rest van het jaar en veel soorten in winterrust zijn.
  12. Met name in grote wateren herstelt de levensgemeenschap zich na enkele jaren geleidelijk van de zoetwaterschok.
  13. Lokale calamiteitenberging van zoet water (incidentele berging van water uit het gebied zelf) is minder schadelijk dan regionale calamiteitenberging omdat het water niet belast wordt met extra nutriënten.

#### Kennis

14. De bestaande kennis van brakwatersystemen (bijvoorbeeld zouttoleranties van soorten, expertkennis van beheerders en onderzoekers) is sterk gefragmenteerd.
15. Over brakke systemen is relatief weinig bekend in Nederland, omdat we ze niet veel meer hebben en onderzoekers doorgaans gespecialiseerd zijn in hetzij zoete, hetzij zoute systemen.
16. Er zijn veel onduidelijkheden over de reactie van de levensgemeenschap en soorten op zoetwaterschokken. Het effect van de duur en timing van de periode van blootstelling aan lage zoutgehalten verdient aandacht. Daarnaast is het onduidelijk of de "factor 3 regel" geldig is over de gehele zoutrange.
17. Juist in brakke systemen treden vaak onregelmatige peilfluctuaties op buiten het winterhalfjaar. Het is onduidelijk hoe de relaties liggen tussen frequentie en timing van deze fluctuaties aan de ene kant, en de effecten op het geïnundeerde gebied aan andere kant.
18. Sommige eutrofe brakke wateren blijven helder en vertonen geen algenbloei, andere wel. De relaties tussen trofiegraad, troebelheid, zoutgehalte en primaire productie van algen en hogere waterplanten, en de plaats daarin van peilfluctuaties, zijn nog grotendeels onopgehelderd in de Nederlandse situatie. Mogelijk is er relevante kennis opgedaan in de vaak uitgebreide van zee afgesloten zoute en brakke gebieden elders in de wereld.

---

## 7.8 Aanbevelingen

Een aantal aanbevelingen volgt rechtstreeks uit de conclusies en wordt hier niet herhaald. We volstaan hier met de belangrijkste punten met het oog op peilbeheer en waterberging.

### Inrichting en beheer

1. Er vindt bij voorkeur geen berging plaats van zoet water van buiten het brakke gebied.
2. Als er berging plaatsvindt moet de periode zo kort mogelijk zijn, en bij voorkeur alleen tijdens de wintermaanden.
3. Lokale berging van gebiedseigen water (het neerslagoverschot in de winter) is wel wenselijk, want het omvat de positieve effecten van een natuurlijk fluctuerend peil zonder de nadelen van extra nutriënten-aanvoer.
4. De beheerder moet een helder beeld hebben van de ecologische doelstellingen voor het gebied omdat er op basis van zoutregime minstens drie doelstellingen (levensgemeenschappen) mogelijk zijn en het zoutregime sterk beïnvloed wordt door het (peil)beheer.

### Kennis

1. Bovengenoemde, nog openstaande vragen over de effecten van zoetwaterschokken, hersteltijden, relaties tussen trofiegraad, zoutgehalte en primaire productie, moeten door experimenteel onderzoek worden opgepakt. Mesocosm-experimenten en experimentele inundaties in *pilots* in het veld zijn belangrijke hulpmiddelen.

---

#### Foto 7.5

De Petten (Texel), een geliefde broedplaats voor kale-grondbroeders zoals Kluut, Visdief en Strandplevier  
(foto: Jaap Graveland)





---

# Referenties

---

- Adriaanse, L.A. (1986) Natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen. Een literatuurstudie naar de factoren en functies die in oeverzones een rol spelen en naar de mogelijkheden voor natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen langs de oevers van met name zoete wateren. Rapport GWWS-86.408. Rijkswaterstaat Deltadienst.
- Anonymus (1989) Waterbeheer Veerse Meer. Beleidsanalyse tevens Milieu-effectrapportage voor het waterbeheer van het Veerse Meer. Nota nr. AXW-89.050. Rijkswaterstaat directie Zeeland, Middelburg.
- AquaSense (1997) Analyse van factoren van invloed op chlorofyl-a in de Zeeuwse wateren. Een multiple regressie analyse. AquaSense rapport 1122. 1997. Aquasense, Amsterdam.
- Beemster, N., Van Dijk, A.J., Van Turnhout, C. & Hagemeijer, W. (1999) Het voorkomen van moerasvogels in relatie tot moeraskarakteristieken in Nederland. SOVON onderzoeksrapport 1999/13. 2002. SOVON, Beek.
- Berner, R.A. (1980) Early diagenesis, a theoretical approach. Princeton University Press, Princeton.
- Besteman, B., Soesbergen, M. & Verhees, C. (2001) Tien jaar natuurvriendelijke oevers en wat is nu het resultaat. DWW-2001-078. Dienst Wegen en Waterbouwkunde, Delft.
- Beuse, P., Hebbink, A., Van Hoorn, D., Jans, L., Kolpa, J., Oosterberg, W., Ruypers, B., Van der Slikke, A., Sluijter, M., Westphal, R., Ytsma, D. & Van Wezel, H. (2000) Waterhuishouding in het Natte Hart. WIN-strategie als leidraad voor toekomstig waterkwantiteitsbeheer van het Natte Hart. Achtergrondrapport. Uitg. Rijkswaterstaat, Dir. IJsselmeergebied, Noord-Holland, Utrecht en RIZA.
- Blaauw, E. (2001) Integrale visie Natte Hart. Méér dan een waardevol natuurgebied. De Levende Natuur 102, 250-253.
- Blaauw, T. (1999) Het Veerse Meer. In: Tweede Provinciale Waterhuishoudingsplan (ontwerp). Provincie Zeeland, Middelburg.
- Blindow, I. (1991) Interactions between submerged macrophytes and microalgae in shallow lakes. PhD thesis, Lund University.
- Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A. & Johansson, S. (1993) Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30, 159-167.
- Blom, G., Van Duin, E.H.R. & Vermaat, J.E. (1994) Factors contributing to light attenuation in Lake Veluwe. In: W. van Vierssen, M.J.M. Hootsmans & J. Vermaat (eds.). *Lake Veluwe, a macrophyte dominated system under eutrophication stress*. 158-174. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Boulton, A.J. & Brock, M.A. (1999) *Australian Freshwater Ecology - Processes and Management*. Gleneagles Publishing.
- Brock, T.C.M., Van der Velde, G. & Van de Steeg, H.M. (1987) The effects of extreme water-level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie - Ergebnisse der Limnologie* 27, 73-57.
- Brongers, I. (1999) Inventarisatie Driehoeksmosselen IJsselmeer 1999. RDIJ rapport 99-9. Rijkswaterstaat, Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.

- 
- Brongers, I. (2001) Inventarisatie Driehoeksmosselen Markermeer 2000. RDIJ rapport 2001-4. Rijkswaterstaat, Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Cappendijk-de Bok, P. (1994) Modelbeschrijving en gebruikershandleiding van PLONS, PC-model voor berekening van wateruitwisseling tussen natte strook en vaarweg. Rapport nr. DWW-94-281, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Cizkova, H., Strand, J.A. & Lukavska, J. Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rozmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobotanica Phytotaxonomica* 31, 73-84.
- Clevering, O.A. (1995) Germination and seedling emergence of *Scirpus lacustris* L. and *Scirpus maritimus* L. with special reference to the restoration of wetlands. *Aquatic Botany* 50, 63-78.
- Clevering, O.A. (1999) Between- and within-population differences in *Phragmites australis* 1. The effects of nutrients on seedling growth. *Oecologia* 121, 447-457.
- Clevering, O.A. (1999) Vitaliteit van rietbegroeiingen. *De Levende Natuur* 100, 42-45.
- Clevering, O.A., Blom, C.W.P.M. & Van Vierssen, W. (1996) Growth, morphology and photosynthesis of *Scirpus lacustris* and *Scirpus maritimus* seedlings as affected by water level and light. *Functional Ecology* 10, 289-296.
- Clevering, O.A. & Hundscheid, M.P.J. (1998) Plasticity and ontogenetic differentiation in ramet characteristics during the clonal expansion of *Scirpus maritimus* into deeper water. *Aquatic Botany* 62, 1-17.
- Clevering, O.A. & Lissner, J. (1999) Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Aquatic Botany* 64, 185-208.
- Clevering, O.A. & Van der Putten, W.H. (1995) Effects of detritus accumulation on the growth of *Scirpus maritimus*. *Canadian Journal of Botany* 73, 852-871.
- Clevering, O.A., Van Vierssen, W. & Blom, C.W.P.M. (1995) Growth, photosynthesis and carbohydrate utilization in submerged *Scirpus maritimus* during spring growth. *New Phytologist* 130, 105-116.
- Commissie Waterbeheer 21<sup>e</sup> eeuw (2000) Waterbeleid voor de 21e eeuw. Geef water de ruimte en de aandacht die het verdient. Advies van de Commissie Waterbeheer 21<sup>e</sup> eeuw.
- Coops, H. (1992) Historische veranderingen in buitendijkse moerassen in het Noordelijk Deltabekken en het IJsselmeergebied. RIZA-nota 92.030. RIZA, Lelystad.
- Coops, H. (1996) Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure. PhD thesis, Nijmegen University.
- Coops, H. & Geilen, N. (1996) Oeverplanten, over eigenschappen en toepassingen in water- en oeverbeheer. RIZA-nota 96.001. RIZA, Lelystad.
- Coops, H., Geilen, N. & Van der Velde, G. (1999) Helophyte zonation in two regulated estuarine areas in the Netherlands: vegetation analysis and relationships with hydrodynamic factors. *Estuaries* 23, 657-668.
- Coops, H. & Van der Velde, G. (1995) Seed dispersal, germination, and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation. *Freshwater Biology* 34, 13-20.
- Coops, H., Van den Brink, F.W.B. & Van der Velde, G. (1996) Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquatic Botany* 54, 11-24.
- Coops, H. & Van der Velde, G. (1996) Impact of hydrodynamic changes on the zonation of helophytes. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30, 165-173.

- 
- Coops, H. & Van der Velde, G. (1996) Effects of waves on helophyte stands: mechanical characteristics of stems of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic Botany* 53, 175-185.
- Creemers, R. & Krekels, R. (2000) Amfibieën en reptielen. In: R. Noordhuis (red.), *Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteem-rapportage IJsselmeer en Markermeer*. RIZA rapport 2000.050. RIZA, Lelystad.
- CUR (1999) Natuurvriendelijke oevers. Aanpak en toepassingen. CUR-rapport 200. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, 425 pp.
- CUR (1999) Natuurvriendelijke oevers. Belasting en sterkte. CUR-rapport 201. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, 118 pp.
- CUR (1999) Natuurvriendelijke oevers. Oeverbeschermingsmaterialen. CUR-rapport 202. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, 124 pp.
- CUWVO (1988) Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. CUWVO-rapport.
- Danell, K. (1977) Short-term plant succesions following the colonization of a Northern Swedish lake by the muskrat, *Ondatra zibethica*. *Journal of Applied Ecology* 14, 933-947.
- De Boer, K. & Wolff, W.J. (1996) Tussen zilt en zoet. Voorstudie naar de betekenis van estuariene gradiënten in het Waddengebied. 1996. Rapport Vakgroep Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Groningen.
- De Kroon, H. & Schieving, F. (1991) Resource allocation patterns as a function of clonal morphology: a general model applied to a foraging plant. *Journal of Ecology* 79, 519-530.
- De Leeuw, C.C. & Backx, J.J.G.M. (2001) Naar een herstel van estuariene gradiënten in Nederland. Een literatuurstudie naar de algemene ecologische principes van estuariene gradiënten, ten behoeve van herstelmaatregelen langs de Nederlandse kust. RIZA-rapport 2000.034. RIZA, Lelystad.
- De Leeuw, J.J. (1997) Demanding Divers. Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. *Van Zee tot Land* 61. 1997. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- De Nie, H.W. (1996) Atlas van de Nederlandse Zoetwatervissen. Media Publishing Int BV, Doetinchem.
- De Pauw, N., Verloove, J., Dhaese, A., Dumont-Willekens, S., Gysels, H., De Maeseneer, J., Verstraete, W. & Swings, J. (1977) Onderzoek naar de waterkwaliteit van Noord- en Zeeuwsch-Vlaanderen. In: *De Gouden Delta 3. Rapport van de universitaire werkgroep Noord-Vlaanderen/Delta-Zuid*. 1977. Centrum voor landbouwpublicaties en landbouwdocumentatie, Wageningen.
- De Witte, B.J., Koenjer, C.H.M. & Postema, J. (1998) Monitoring van waterplanten in het IJsselmeergebied 1998. RDIJ rapport 98-6. 1998. Rijkswaterstaat, Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- De Witte, B.J., Van Pelt, L. & Postema, J. (2000) Monitoring van waterplanten en perifyton in het IJsselmeergebied 2000. RDIJ rapport 2000-11. Rijkswaterstaat, Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Den Boer, T. (2000) Beschermingsplan moerasvogels 2000-2004. LNV Dir. Natuurbeheer rapport 47. 2000. Wageningen.
- Den Hartog, C. (1964) Typologie des Brackwassers. *Helgolander Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 10, 377-390.
- Drost, C.J. (1995) Wilgen als oeverbescherming in kribvakken, afstudeer-rapport. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.



- 
- Ellenberg, H. (1986) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 402-404. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, R., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen.
- Forsberg, C., Kleiven, S. & Willén, T. (1990) Absence of allelopathic effects of *Chara* on phytoplankton in situ. *Aquatic Botany* 38, 289-294.
- Gittenberger, E. & Janssen, A.W. (1998) De Nederlandse Zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Gotjé, W., Van Dam, H., Ietswaart, T., Knoben, R.A.E., Franken, R.J.M., Peeters, E.T.H.M. & Gardeniers, J.J.P. (2002) Ecologisch beoordeling van brakke binnenwateren. STOWA-rapport.
- Grace, J.B. & Wetzel, R.G. (1981) Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *American Naturalist* 118, 463-474.
- Graveland, J. (1996) Watervogel en zangvogel: de achteruitgang van de Grote Karekiet *Acrocephalus arundinaceus* in Nederland. *Limosa* 69, 85-96.
- Graveland, J. (1997) Dichtheid en nestsucces van Kleine Karekiet *Acrocephalus scirpaceus* en Rietzanger *A. schoenobaenus* in jong en overjarig riet. *Limosa* 70, 151-162.
- Graveland, J. (1999) Waterriet, moerasvogels en peildynamiek. *De Levende Natuur* 100, 50-53.
- Graveland, J. & Coops, H. (1997) Achteruitgang van rietgordels in Nederland. *Landschap* 14, 67-86.
- Graveland, J. & Hosper, S.H. (1999) Een dynamisch waterpeil voor rietkragen in meren en moerassen. *De Levende Natuur* 100, 71-74.
- Gravendeel, M. (1998) Drooge fuotten. Onderzoeksgids voor de Friese waterstaatsgeschiedenis. uitg. Ryksargyf, Leeuwarden.
- Grimm, M.P. (1989) Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiological Bulletin* 23, 61-67.
- Grimm, M.P. (1994) The characteristics of the optimum habitat of Northern Pike (*Esox lucius* L.). Part II: The characteristics of an optimal habitat for Northern Pike. In: I. Cowx (ed.): Rehabilitation of freshwater fisheries. 235-243. Blackwell Scientific Publications Ltd, Oxford.
- Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990) The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia* 200/201, 557-566.
- Groeneweg, J. (2001) Verkenning golfbelasting op kribben. WL-rapport Q3042/H3968. WL I delft hydraulics, Delft.
- Hargeby, A., Andersson, G., Blindow, I. & Johansson, S. (1994) Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 280, 83-90.
- Harper, J.L. (1977) Population biology of plants. Academic Press, London.
- Heerebout, G.R. (1970) A classification system for isolated brackish inland waters, based on median chlorinity and chlorinity fluctuations. *Netherlands Journal of Sea Research* 4, 494-503.
- Hoeksma, H.J. (2000) Grevelingenmeer: van kwetsbaar naar weerbaar? Rapport RIKZ 2002.033.
- Hosper, H. (1997) Clearing lakes. An ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Thesis Landbouw-universiteit, Wageningen.

- 
- Hytteborn, H., Rydin, H. & Skoglund, J. (1991) Viable seeds in sediments in Lake Hjälmaren. *Aquatic Botany* 40, 289-293.
- Jans, L. & Drost, H.J. (1995) De Oostvaardersplassen, 25 jaar vegetatie-onderzoek. *Flevobericht* 382.
- Janssen, P. (2000). Memo effectenstudie peildynamiek in het Grevelingenmeer. 8 blz. DWW, Delft.
- Jasser, I. (1995) The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* 306, 21-32.
- Jensen, J.P., Sloth, N.P., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S. & Revsbech, N.P. (1994) Estimation of nitrification and denitrification from microprofiles of oxygen and nitrate in model sediments. *Applied Environmental Microbiology* 60, 2094-2100.
- Jeppesen, E. (1998) The ecology of shallow lakes. Doctor's dissertation.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R.B., Hammershoj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & Have, A. (1994) Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276, 15-30.
- Johnston, C. A. (1991) Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Crit Rev Env Contr* 21, 491-565.
- Jordan, T.E. & Whigham, D.F. (1988) The importance of standing dead shoots of the narrow leaved cattail, *Typha angustifolia*. *Aquatic Botany* 29, 319-328.
- Keddy, P.A. (2000) *Wetland ecology, principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kerkum, F.C.M. (1999) Planten in de peiling 4. De kieming van zaden van helofyten en de verdere ontwikkeling van de kiemplanten op een droogvallende oever in het Volkerak-Zoommeer; periode 1995-1998. RIZA werkdocument 99.100x.
- Kerkum, F.C.M. (1999) Planten in de peiling 6. Spontane ontwikkeling van vegetatie onder invloed van waterpeilfluctuaties in het Volkerak-Zoommeer, 1995-1998. RIZA werkdocument 99.006x.
- Klinge, M., Grimm, M.P. & Hosper, S.H. (1995) Presentation of a new conceptual framework. *Water Science and Technology* 31, 207-218.
- Krebs, B.P.M., Fortuin, A. & Boeyen, H. (1995) *Levensgemeenschappen van brakke wateren. Aanzet tot beschrijving en bescherming*. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer WEW-05.
- Kufel, L. & Ozimek, T. (1994) Can *Chara* control phosphorus cycling in Lake Luknajno (Poland)? *Hydrobiologia* 275/276, 277-283.
- Kuypers, A. (1999) Extreme neerslag en de afwatering van Fryslân. *Het Waterschap* 84 (2), 54-59.
- Lamers, L., Klinge, M. & Verhoeven, J.T.A. (2001) OBN preadvies Laagveenwateren. Op weg naar systeemherstel. Rapport OBN 17. Wageningen, EC-LNV.
- Lamers, L.P.M., Tomassen, H.B.M. & Roelofs, J.G.M. (1998) Sulphate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32, 199-205.
- Lammens, E.H.R.R. & Hosper, S.H. (1998) Het voedselweb van het IJsselmeer en het Markermeer. Trends, gradiënten en stuurbaarheid. RIZA-rapport 98.003.
- Leentvaar, P. (1978) De Nederlandse kieuwpootkreeften en watervlooien. *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV* 127.
- Leeuwestein, W. & Schoot, P. (1988) Evaluatie oevers - eindrapportage van het project oevererosie. Technische Universiteit Delft, Delft.

- 
- Lenssen, J.P.M., Menting, F.B.J., Van der Putten, W.H. & Blom, C.W.P.M. (1999) Soortenrijk rietmoeras vereist een natuurlijk fluctuerend waterpeil. *De Levende Natuur* 100, 131-135.
- Lenssen, J.P.M., Menting, F.B.J., Van der Putten, W.H., De la Haye, M.A.A., Van der Velden, J.A. & Coops, H. (1997) Soortenrijke oevers: sturen tussen riet en ruigte. Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek. In opdracht van Rijkswaterstaat Directie Weg- en Waterbouwkunde en Directie Zuid-Holland, en Waterschap De Brielse Dijkkring.
- Loff, Y., Van Tooren, B.F. & Piek, H. (1999) Beheer van rietlanden in De Wieden. *De Levende Natuur* 100, 62-66.
- Löffler, M.B. Lassing, K. Poot & De Leeuw, A. (2001) Omgaan met veiligheid in de toekomst. Deelproject van het onderzoeksspoor Blauwe Delta, bouwsteen voor de Integratie Visie Deltawerken. Rapport DWW 2001-025.
- Marba, N. & Duarte, C.M. (1998) Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series* 174, 269-280.
- Marsman, D.J. & Van Bakel, P.J.T. (1994). Waterconservering in Friesland: een verkenning van mogelijkheden. *Landinrichting* 34 (6): 13-18.
- Mateo, M.A., Romero, J., Perez, M., Littler, M.M. & Littler, D.S. (1997) Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 44, 103-110.
- Meijer, M.L. (2000) Biomanipulation in The Netherlands, 15 years of experience. Thesis, Wageningen Universiteit.
- Meijer, M.L., Portielje, R., Noordhuis, R., Joosse, W., Van den Berg, M., Ibelings, B., Lammens, E., Coops, H. & Van der Molen, D.T. (1999) Stabiliteit van de Veluwerandmeren. RIZA-rapport 99.054. RIZA, Lelystad.
- Menting, G. & Slager, H. (1997) Evaluatie peilbeheer Grevelingen. Effect van peilverandering op de oevers. RIZA-rapport 97.094. RIZA, Lelystad.
- Middelkoop, H. (1997) Embanked floodplains in the Netherlands, geomorphological evolution over various time scales. *Netherlands Geographical Studies* 224, 1-341.
- Middelkoop, H. (1998) Twee Rivieren. Rijn en Maas in Nederland. RIZA rapport 98.041. RIZA, Lelystad.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998) Vierde Nota Waterhuishouding. Regeringsbeslissing, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2000) Anders omgaan met water. Waterbeleid in de 21<sup>e</sup> eeuw. Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2000) Ruimte voor de Rivier. Den Haag.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (1993) *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Moss, B. (1994) Brackish and freshwater shallow lakes –different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia* 275/276, 1-14.
- Murkin, H.R. & Ross, L.C.M. (2000) Invertebrates in Prairie Wetlands. In: H.R. Murkin, A.G. van der Valk & W.R. Clark (eds.), *Prairie Wetland Ecology. The Contribution of the Marsh Ecology Research Program*. Iowa State Univ. Press, Ames.
- Nagelkerke, L.A.J., Klinge, M., Meier, M., Van Scheppingen, Y. & Grimm, M.P. (1999) Waterriet en visfauna: betekenis voor ecologisch herstel van zoet water. *De Levende Natuur* 100, 54-57.
- Noordhuis, R. (1997) Macrofauna. In: R. Noordhuis (red.), *Biologische monitoring zoete rijkswateren Randmeren*. RIZA-rapport 95.003, 57-64. RIZA, Lelystad.

- 
- Noordhuis, R. (2000) Limnological Ecology. In: M.R. van Eerden (ed.) Pechora Delta. Structure and dynamics of the Pechora Delta ecosystems (1995-1999), 197-215. RIZA-rapport 2000.037. RIZA, Lelystad.
- Noordhuis, R. (2002) De Pechora delta als referentie voor de Rijn. Aspecten van biodiversiteit. Landschap 19, 7-15.
- Noordhuis, R., Reeders, H.H. & Marteijs, E.C.L. (1994) Inzet van Driehoeksmosselen bij biologisch waterbeheer; resultaten van veldexperimenten. H<sub>2</sub>O 27, 150-155.
- Noordhuis, R., Reeders, H.H. & Scheffer, R. (1992) Waarom kan de Driehoeksmossel zich in de Veluwerandmeren niet handhaven? De Levende Natuur 93, 188-192.
- Noordhuis, R. & Reinhold-Dudok van Heel, E. (2000) Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteem rapportage IJsselmeer en Markermeer. RIZA-rapport 2000.050. RIZA, Lelystad.
- Ogilvie, B.G. & Mitchell, S.F. (1998) Does sediment resuspension have persistent effects on phytoplankton? Experimental studies in three shallow lakes. Freshwater Biology 40, 51-63.
- Olde Venterink, H., Van der Lee, G., Pronk, M., Van den Hoorn, M.W., Higler, L.W.G. & Vermaat, J.E. (2002) Sedimentation, denitrification and plant productivity in five types of floodplain wetlands along the river Rhine: importance for nutrient balances and retention. (in prep.).
- Osborne, P.L. & Moss, B. (1977) Paleolimnology and trends in the phosphorus and iron budgets of an old man-made lake, Barton Broad, Norfolk. Freshwater Biology 7, 213-233.
- Ostendorp, W. (1989) 'Die-back' of reeds in Europe - a critical review of literature. Aquatic Botany 35, 5-26.
- Poorter, E.P.R. (1984) Lepelaars binnen en buiten de Oostvaardersplassen in het Zuidelijk IJsselmeergebied. RIJP werkdocument 1984-82 Abw. Rijksdienst IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Portielje, R. & Lijklema, L. (1994) Kinetics of luxury uptake of phosphate by algae-dominated benthic communities. Hydrobiologia 275/276, 349-358.
- Portielje, R. & Lijklema, L. (1999) Estimation of sediment-water exchange of solutes in Lake Veluwe, The Netherlands (research note). Water Research 33, 279-285.
- Portielje, R. & Rijsdijk, E. (2002) Stochastic modeling of nutrient loading and lake ecosystem response in relation to submerged macrophytes and benthivorous fish. Freshwater Biology submitted.
- Portielje, R. & Van den Berg, M.S. (2002) Combined effect of nutrient loading and water level on the occurrence of alternative stable states: a stochastic approach. (in prep.).
- Portielje, R. & Van der Molen, D.T. (1997) Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen. Deelrapport 1 voor de vierde Eutrofiëringssenquete. RIZA-rapport 97.060. RIZA, Lelystad.
- Portielje, R. & Van der Molen, D.T. (1999) Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. Hydrobiologia 408/409, 375-387.
- Provincie Fryslân (2000) Dreaun troch it wetter: tweede waterhuishoudingsplan Fryslân 2000-2008. Provinciale verordening waterhuishouding. Vastgesteld door de Provinciale Staten van Fryslân, 31 mei 2000.
- Provincie Noord-Holland (1999) Stilstaan bij waterkwaliteit. Rapport Provincie Noord-Holland.

- 
- Redeke, H.C. (1922) Zur Biologie der niederlandische Brackwassertypen. (Ein beitrage zur regionale Limnologie). Bijdragen Dierkunde 22, 329-335.
- Reeders, H.H. & Bij de Vaate, A. (1990) Zebra mussels *Dreissena polymorpha* a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia* 255, 297-304.
- Reinholt, J. & De la Haye, M. (1997) Amfibieën in kanalen met plasbermen. *RAVON* 1: 9-11.
- Remane, A. & Schlieper, C. (1971) Biology of brackish water. Die Binnen-gewässer Bd. XXV. Schweizerbart'sche Verlag, Stuttgart.
- Rommelzwaal, A. & Verheule, R. (1997) De vestiging van riet in de randmeren. *De Levende Natuur* 100, 58-61.
- Rommelzwaal, A.J., Platteeuw, M., Lenselink, G. & Oosterberg, W. (1998) Evaluatie van de oeverinrichting van het Volkerak-Zoommeer. RIZA rapport 98.061. RIZA, Lelystad.
- Roseff, S.J. & Bernard, J.M. (1979) Seasonal changes in carbohydrate levels in tissues of *Carex lacustris*. *Canadian Journal of Botany* 57, 2140-2144.
- Ross, S. (1998) Ecologische normering brakke wateren. Eindverslag afstudeer-opdracht bij de provincie Zeeland, Middelburg.
- Rowan, D.J., Rasmussen, J.B. & Kalff, J. (1997) Optimal allocation of sampling effort in lake sediment studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 2146-2158.
- Ruijgrok, E. & Vlaanderen, N. (2001) Sociaal-economische waardering van natuurvriendelijke oevers. Een CVM-studie in het kader van het Beheer Plan Nat. DWW-publicatie. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Rydin, H. & Börgegaard, S.O. (1988) Primary succession over sixty years on hundred-year old islets in Lake Hjälmaren. *Vegetatio* 77, 159-168.
- Shay, J.M. & Shay, C.T. (1986) Prairie marshes in western Canada, with specific reference to the ecology of five emergent macrophytes. *Canadian Journal of Botany* 64, 443-454.
- Shiple, B., Keddy, P.A. & Lefkovitch, L.P. (1991) Mechanisms producing plant zonation along a water depth gradient: a comparison with the exposure gradient. *Canadian Journal of Botany* 69, 1420-1424.
- Shiple, B. & Parent, M. (1991) Germination responses of 64 wetland species in relation to seed size, minimum time to reproduction and seedling relative growth rate. *Functional Ecology* 5, 111-118.
- Sierdsema, H. (1995) Broedvogels en beheer. SOVON onderzoeksrapport 1995/04. 1995. Staatsbosbeheer en SOVON, Beek.
- Silvertown, J.W. (1982) Introduction to plant population ecology. Harlow, United Kingdom, Longman, Harlow.
- Smit, H. & Coops, H. (1991) Ecological, economic and social aspects of natural and man-made bulrush (*Scirpus lacustris* L.) wetlands in The Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 20, 33-40.
- Smit, H. & Snoek, W. (1989) Makrofauna in de oeverzone van het Noordelijk Deltabekken: biomassa en soortsaamenstelling in relatie tot hoogteligging, bodemsaamenstelling en verontreiniging. DBW/RIZA nota 89.012.
- Smit, H., Van der Velde, G., Smits, R. & Coops, H. (1997) Ecosystem responses in the Rhine-Meuse delta during two decades after enclosure and steps toward estuary restoration. *Estuaries* 20, 504-520.
- Smit, H. & Van Urk, G. (1987) Het herstel van de ecologische waarden van de Rijn: over de zalm en ecologische doelstellingen. *H<sub>2</sub>O* 17, 427-430.
- Smith, I.R. (1975) Turbulence in lakes and rivers. FBA scientific publication 29, 1-79.

- 
- Soesbergen, M., de la Haye, M.A.A., Klok, P. & Graafland, M. 1999 Verontreinigingen in plasbermen langs kanalen. Werkdocument W-DWW-98-084. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Søndergaard, M. & Moss, B. (1997) Impact of Submerged Macrophytes on Phytoplankton in Shallow Freshwater Lakes. In: E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen (eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, 115-132. Springer, New York.
- Søndergaard, M., Kairesalo, T., Madsen, T.V., Maberly, S., Olesen, B., Sarinen, T., Schippers, P. & Vermaat, J.E. (2002) Rising atmospheric CO<sub>2</sub> and temperate lakes: biological effects and consequences. (in prep.).
- Squires, L. & Van der Valk, A.G. (1992) Water-depth tolerances of the dominant emergent macrophytes of the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany* 70, 1860-1867.
- Steinman, A.D., Havens, K.E., Rodusky, A.J., Sharfstein, B., James, R.T. & Harwell, M.C. (2002) The influence of environmental variables and a managed water recession on the growth of charophytes in a large, subtropical lake. *Aquatic Botany* 72, 297-313.
- Steinmann, F. & Brändle, R. (1984) Carbohydrate and protein metabolism in the rhizomes of the bulrush *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla in relation to natural development of the whole plant. *Aquatic Botany* 19, 53-63.
- Stephen, D., Moss, B. & Phillips, G. (1997) Do rooted macrophytes increase sediment phosphorus release? *Hydrobiologia* 342/343, 27-34.
- Stienen, E.W.M. & Schekkerman, H. (2000) Statistische analyse van de verspreiding en de broedresultaten van kustbroedvogels in het Delta-gebied: relaties met habitatkenmerken, predatiedruk en toerisme. Alterra, Wageningen.
- Ter Harmsel, A. & Van Slobbe, E.J.J. (2001) De toekomst van het GGOR. Deelrapport: Evaluatie peilbeheer. RIZA rapport 2001.004, STOWA rapport 2000-4c.
- Ter Heerdt, G. (1993) Zaadvoorraad in de bodem van open water in het oostelijk peilgebied van de Oostvaardersplassen. Flevovericht 341.
- Tosserams, M., Vulink, J.T. & Coops, H. (1999) Tussen water en land, perspectief voor oeverplanten in het Volkerak-Zoommeer. Eindrapportage 'Planten in de Peiling'. RIZA-rapport 99.031.
- Uy, W.H., Hemminga, M.A. & Vermaat, J.E. (2002) The effects of shading on clonal integration in the seagrasses *Thalassia hemprichii* and *Halodule uninervis*. *Journal of Ecology*, submitted.
- Valikangas, I. (1933) Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 6, 62-112.
- Van Beek, G.C.W. (1999) Literatuurstudie naar zouttolerantie en gerelateerde parameters van vissoorten in het benedenrivierengebied. RIZA-rapport 99.58.
- Van Beers, P.W.M. & Verdonschot, P.F.M. (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. 4. Brakke binnenwateren. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport AS-04 EC-LNV. 2000. Expertisecentrum LNV / Alterra, Wageningen.
- Van Dam, E.M. & Wiersma, S.M. (1995) De bodemfauna van het Volkerak-Zoommeer 1987-1994. RIZA werkdocument 95.164X, Lelystad.
- Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 117-131.

- 
- Van de Rijt, C.W.C.J. (2001) De aanpassing van het model EMOE aan de vegetatie van de Biesbosch - Analyse van de vegetatie in relatie tot zoutgehalte, beheer, hoogteligging en bodem. Intern rapport. Hansson Ecodata, Freiburg.
- Van de Ven, G.P. (1993) Leefbaar Laagland. Geschiedenis van de water-beheersing en landaanwinning in Nederland. Uitgeverij Matrijs, Utrecht.
- Van den Berg, M.S., Coops, H., Meijer, M.L., Scheffer, M. & Simons, J. (1998) Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid lake Veluwemeer, The Netherlands. In: E. Jeppesen, M.Søndergaard, M.Søndergaard & K Christoffersen (Eds.), The structuring role of submerged macrophytes in lakes, 339-352. Springer-Verlag, New York.
- Van den Berg, M.S., Coops, H., Noordhuis, R., Van Schie, J. & Simons, J. (1997) Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara* dominated lakes. *Hydrobiologia* 342/343, 143-150.
- Van den Berg, M.S., Doef, R. & Postema, J. (2001) Waterplanten in het IJsselmeergebied. *De Levende Natuur* 98, 179-183.
- Van den Berg, M.S., Jans, L., Noordhuis, R., Platteeuw, M., Rijsdorp, A., Beintema, A. & Kouwenhoven, E. (2000) Ecologische effecten Inrichtingsplan Veluwerandmeren. Waterkwaliteit, Waterplanten, Watervogels en Moerasvogels. RIZA werkdocument 2000.076x. RIZA, Lelystad.
- Van den Berg, M.S., Lauwaars, S., Lammens, E.H.R.R. & Joosse, W. (2001) Voortgangsrapportage Veluwerandmeren 2000. RIZA werkdocument 2001.151x. RIZA, Lelystad.
- Van den Berg, M.S., Scheffer, M., Van Nes, E. & Coops, H. (1999) Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409, 335-342.
- Van den Brink, F.W.B., Van der Velde, G., Bosman, W.W. & Coops, H. (1995) Effects of substrate parameters on growth responses of eight helophyte species in relation to flooding. *Aquatic Botany* 50, 79-97.
- Van den Brink, M.B., Hoogenboom, W.P. & De Visser, S.M. (2000) Wegwijzer Beheerplan Nat. rapport P-DWW-2000-026. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Van den Wyngaert, I.J.J. (2001) Grazing of extensive reed beds by moulting greylag geese: effects on nutrient dynamics & growth of the *Phragmites australis* vegetation and consequences for the lake ecosystem. PhD-thesis, Utrecht University.
- Van der Putten, W.H. (1997) Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Programme on Reed Die-back and Progression (1993-1994). *Aquatic Botany* 59, 263-275.
- Van der Putten, W.H., Peters, B.A.M. & Van den Berg, M.S. (1997) Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytologist* 135, 527-537.
- Van der Toorn, J. (1972) Variability of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in relation to the environment. PhD thesis, Groningen University.
- Van der Valk, A.G. (1981) Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology* 62, 688-696.
- Van der Weide, M. (2002) Broedvogelmeetnet zoete rijkswateren 2001. SOVON onderzoeksrapport in prep. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van der Weijden, C.H. & Middelburg, J.J. (1987) Hydrogechemistry of the river Rhine: long term and seasonal variability, elemental budgets, base levels and pollution. *Water Research* 23, 1247-1266.



- 
- Van der Winden, J. & Tulp, I. (1999) Voorstudie inventarisatie jonge verlandingsvegetaties als habitat voor moerasvogels in Nederland. Rapport Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Van Eerden, M.R. (1997) Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. Proefschrift R.U. Groningen, RDII, Lelystad.
- Van Liere, L., Breebaart, L., Kats, W. & Buyse, J.J. (1989) De waterkwaliteit in het Loosdrechtse Plassengebied. In: L. Van Liere, R.M.M. Roijackers & P.J.T. Verstraelen eds) Integraal waterbeheer in het Goois/Utrechts stuwwallen en plassengebied. CHO-TNO rapport 22, 265-278.
- Van Luijn, F. (1997) Nitrogen removal by denitrification in the sediments of a shallow lake. Proefschrift, Wageningen Universiteit.
- Van Moorsel, G.W.N.M., Bak, A. & Munts, R. (1999) Status van de Driehoeks-mossel (*Dreissena polymorpha*) in de randmeren in 1998. Rapport 98.065. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Van Moorsel, G.W.N.M., Bak, A. & Munts, R. (2001) Status van de Driehoeks-mossel (*Dreissena polymorpha*) in de randmeren in 2000. Rapport 01.009. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Van Nes, E.H., Scheffer, M., Van den Berg, M.S. & Coops, H. (2002) Dominance of charophytes in eutrophic shallow lakes - when should we expect it to be an alternative stable state? Aquatic Botany 72, 275-296.
- Van Splunder, I. (1997) Ooibos. Wilgen en populieren langs rivieren. RIZA rapport 97.029. RIZA, Lelystad.
- Van Rooij, S.A.M. & Drost, H.J. (1996) Het Lauwersmeergebied. 25 jaar onderzoek ten dienste van natuurontwikkeling en beheer. Flevovericht nr. 387.
- Van Rooij, S.A.M. & Groen, K.P. (1996) De oeversgebieden van het Volkerak-Zoommeer. Ontwikkelingen van abiotisch milieu en vegetatie sinds 1987. Flevovericht 393. Rijkswaterstaat, dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Van Turnhout, C. (1999) Naar een broedvogelmeetnet voor de Zoete Rijkswateren. Meetplan. SOVON onderzoeksrapport 1999/01. SOVON, Beek.
- Verheij, H.J., Geilen, N. & De Groot, F. (1994) Oevers begroeid met riet en mattenbies. Wisselwerking tussen belastingen en vegetatie. WL-rapport Q632. Waterloopkundig Laboratorium, De Voorst en RIZA, Lelystad.
- Vermaat, J.E., Agawin, N., Duarte, C.M., Enriquez, S., Fortes, M.D., Marba, N. & Uri, J. (1997) The capacity of seagrasses to survive eutrophication and siltation, the significance of growth form and light use. Ambio 26, 409-504.
- Vermaat, J.E. & Verhagen, F.C.A. (1996) Seasonal dynamics in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem.: coupling demographic and physiological patterns. Aquatic Botany 52, 259-281.
- Voslamber, B. (1996) Effecten van waterpeilbeheer en begrazing op het voorkomen van visetende vogels. De Levende Natuur 97, 4-10.
- Vulink, J.T. (2001) Hungry Herds. Management of temperate lowland wetlands by grazing. Van Zee tot Land 66. Lelystad.
- Wallsten, M. & Forsgren, P.O. (1989) The effects of increased water level on aquatic macrophytes. Journal of Aquatic Plant Management 27, 32-37.
- Wansink, D. & Van der Vliet, F. (2000) Zoogdieren. In: R. Noordhuis (red.) Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, IJsselmeer en Markermeer. RIZA-rapport 2000.050. RIZA, Lelystad.

- 
- Washington, H.G. (1984) Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18, 653-694.
- Waterschap Friesland (1993) Waterkwantiteitsbeheersplan Friese Boezem 1993-1996. Waterschap Friesland, Leeuwarden.
- Wattel, G. (1994) Veerse meer, Evaluatie systeemontwikkeling periode 1988-1993. RIKZ-rapport 94.046. RIKZ, Middelburg.
- Weber, M. & Brändle, R. (1996) Some aspects of the extreme anoxia tolerance of the sweet flag, *Acorus calamus* L. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica* 31, 37-46.
- Weeber, I.J. (1979) Typologie van een aantal Zeeuwse binnenwateren, voornamelijk sloten en watergangen, op grond van de soortensamenstelling van hun makrofauna. Rapporten en Verslagen 1979-2. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. (1991) Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties deel 4. Uitgave IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. (1994) Nederlandse oecologische flora - wilde planten en hun relaties, deel 5. Uitgave IVN, Amsterdam.
- Weisner, S.E.B. (1987) The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology* 18, 537-544.
- Weisner, S.E.B. (1991) Within-lake patterns in depth penetration of emergent vegetation. *Freshwater Biology* 26, 133-142.
- Weisner, S.E.B., Graneli, W. & Ekstam, B. (1993) Influence of submergence on growth of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biology* 29, 371-375.
- Welling, C.H., Pederson, R.L. & Van der Valk, A.G. (1988) Recruitment from the seed bank and the development of zonation of emergent vegetation during a drawdown in a prairie wetland. *Journal of Ecology* 76, 483-496.
- Wessels, Y. (1998) Brak bekeken; onderzoek naar optimalisatiemogelijkheden voor brakke watertypen. Stageverslag Fryslan, Leeuwarden.
- Wienk, L.D., Verhoeven, J.T.A., Coops, H. & Portielje, R. (2000) Peilbeheer en nutriënten - Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen. RIZA-rapport 2000.012.
- Wijgergangs, L.J.M. & De Jong, D.J. (1999) Een ecologisch profiel van Zeegras en de verspreiding in Nederland. Rapport Katholieke Universiteit van Nijmegen in opdracht van RIKZ.
- Withagen, L. (2000) Delta 2000. Inventarisatie huidige situatie Deltawateren. RIKZ-rapport 2000.047. RIKZ, Middelburg.
- Wolff, W.J. (1973) The estuary as a habitat. *Zoölogische Verhandelingen* (Leiden) 126.
- Wolters, H.A., Platteeuw, M. & Schoor, M.M. (2001) Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden. Ecologie en veiligheid gecombineerd. RIZA rapport 2001.059. RIZA, Lelystad.
- Wu, Y., Skalar, F.H. & Rutchey, K. (1997) Analysis and simulations of fragmentation patterns in the Everglades. *Ecological Applications* 7, 268-276.
- Zonneveld, I.S. (1999) De Biesbosch een halve eeuw gevolgd, van hennip tot netelbos en verder. De vierde dimensie van de vegetatie en de bodem in de Brabantsche Biesbosch (1948-1998). Uniepers, Abcoude.

---

## Adressen van de auteurs

---

M.S. van den Berg	RIZA	Postbus 17, 8200 AA Lelystad
K.W. Broersen	Aquasense	Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam
H. Coops	RIZA	Postbus 17, 8200 AA Lelystad
W. Gotjé	Aquasense	Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam
J. Graveland	RIKZ	Postbus 8039, 4330 EA Middelburg
H.A. Haas	RIKZ	Postbus 8039, 4330 EA Middelburg
R. Noordhuis	RIZA	Postbus 17, 8200 AA Lelystad
R. Portielje	RIZA	Postbus 17, 8200 AA Lelystad
M. Soesbergen	DWW	Postbus 5044, 2600 GA Delft
J.E. Vermaat	IVM, Vrije Universiteit	De Boelelaan 1087, 1081 HV Amsterdam
K. van Vliet	RIZA	Postbus 17, 8200 AA Lelystad
Y. Wessels	Aquasense	Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam
L. Zwarts	RIZA	Postbus 17, 8200 AA Lelystad

