

Stabiliteit van de Veluwerandmeren



RIZA rapport 99.054
BOVAR rapport 99.06



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling



Stabiliteit van de Veluwerandmeren

RIZA rapport 99.054

BOVAR rapport 99.06

ISBN 9036952832

Auteurs: M.-L. Meijer, R. Portielje, R. Noordhuis,
W. Joosse, M. van den Berg, B. Ibelings,
E. Lammens, H. Coops, D. van der Molen

RIZA

Lelystad, december 1999

Foto's cover:

Veluwemeer, inzet Wolderwijd
B. Boekhoven

Voorwoord

Het hier voorliggende rapport is het resultaat van een studie die van april tot en met oktober 1999 is uitgevoerd door het RIZA in opdracht van Directie IJsselmeergebied (RDIJ). Aanleiding voor de studie was de wens van RDIJ om weloverwogen maatregelen te kunnen nemen in een nieuwe situatie waar de waterkwaliteit van de meren sterk is verbeterd. Bij het RIZA hebben een groot aantal mensen aan dit project gewerkt, allen werkzaam bij de afdeling Watersystemen Ecologie, binnen het Programma Ecologie Meren. Projectleider was Marie-Louise Meijer.

Projectleider bij Directie IJsselmeergebied was Ernst Rijdsijk, die ook tekst heeft aangeleverd over de balansen. De begeleidingscommissie bestond uit Robert Verheule, Gert Butijn, Paul Licht, Inge de Vries, Francien van Luijn en Winfried Laane, allen van Directie IJsselmeergebied en Bert Kappe voorheen van Directie IJsselmeergebied en nu Provincie Flevoland. Francien van Luijn heeft suggesties ter verbetering voor hoofdstuk 3 gegeven. Als externe experts hebben Theo Claassen (Wetterskip Fryslân), Lowie van Liere (RIVM) en Siebold van Breukelen (Hoogheemraadschap van Rijnland) commentaar geleverd op een concept van dit rapport. Ronald Bijkerk van Koe-man en Bijkerk heeft de zoöplankton en fytoplankton figuren geleverd. Els Reker van de afdeling Grafische Vormgeving van het RIZA heeft de opmaak van de figuren verzorgd.

Het voorliggende rapport is met groot plezier gemaakt en wij zijn blij dat het naar ons idee veel nieuwe inzichten oplevert en een basis kan vormen voor discussies over toekomstige beheersmaatregelen.

Marie-Louise Meijer
Rob Portielje
Marcel van den Berg
Hugo Coops
Bas Ibelings
Willemien Joosse
Eddy Lammens
Ruurd Noordhuis
Diederik van der Molen

Voorwoord 3

Samenvatting 7

1 Inleiding 11

1.1 Aanleiding 11

1.2 Doel van het rapport 11

1.3 Aanpak 12

2 Het gebied en de beheersmaatregelen 13

2.1 Gebied 13

2.2 Beheersmaatregelen 14

3 Stabiliteit 17

4 Toestand in heden en verleden 21

4.1 Nutriëntenbelasting 21

4.1.1 Historische belasting en de bijdrage van de verschillende bronnen 21

4.1.2 Relatie tussen nutriëntenbelasting en nutriëntenconcentratie 21

4.1.3 Fosforgehalte in de bodem van het Veluwemeer 24

4.1.4 Conclusies 27

4.2 Fysisch chemische waterkwaliteit 28

4.2.1 Helderheid van het water 28

4.2.2 Bijdrage van de lichtuitdovende stoffen 29

4.2.3 Nutriënten 31

4.2.4 Zwevende stof en gloeirest 35

4.2.5 Conclusies 35

4.3 Fytoplankton 36

4.3.1 Historische ontwikkeling van de chlorofyl-a concentratie en het fytoplankton 36

4.3.2 Belang van *Planktothrix agardhii* 41

4.3.3 Grenswaarden voor troebelheid en fosfaat 42

4.3.4 Overige blauwalgen en het risico op drijfslagen 44

4.3.5 Conclusies 44

4.4 Fytobenthos 45

4.5 Zoöplankton 46

4.5.1 Resultaten van routinematige bemonsteringen 46

4.5.2 Dag- en nacht bemonstering in het Veluwemeer in 1996 50

4.5.3 Conclusies 52

4.6 Waterplanten 52

4.6.1 Historische ontwikkeling 52

4.6.2 Omslag naar een helder meer: sturende en volgende factoren 54

4.6.3 Op zoek naar de kritische grenzen en kwantificering van de stabiliserende werking met het model MACROMIJ 57

4.6.4 Conclusies 59

4.7 Driehoeksmosselen 59

4.7.1 Historische ontwikkeling 59

4.7.2 Recente observaties 59

4.7.3 Conclusies 61

-
- 4.8 Vis 63
 - 4.8.1 Historische ontwikkeling 63
 - 4.8.2 De visstand sinds begin jaren negentig in het Veluwemeer en Drontermeer 64
 - 4.8.3 De visstand sinds begin jaren negentig in het Wolderwijd en Nuldernauw 67
 - 4.8.4 Conclusies 68
 - 4.9 Watervogels 69
 - 4.9.1 Historische ontwikkeling 69
 - 4.9.2 *Recente observaties* 72
 - 4.9.3 Relatie tussen vogels en planten 72
 - 4.9.4 Conclusies 76
 - 5 Omslag van het ecosysteem, de integratie 77**
 - 5.1 Fasen in het herstel van de Veluwerandmeren 77
 - 5.2 Verklarende factoren voor de verbetering van het doorzicht 81
 - 5.3 Conclusies 88
 - 6 Ontwikkelingen in de toekomst 89**
 - 6.1 Autonome ontwikkeling 89
 - 6.2 Verwachte veranderingen in de balansposten 91
 - 6.3 Een stochastisch model voor doorzicht, chlorofyl-a en totaal-P 92
 - 6.3.1 Inleiding 92
 - 6.3.2 Implementatie 93
 - 6.3.3 Scenario's 94
 - 6.3.4 Resultaten 96
 - 6.4 Kritische randvoorwaarden voor de stabiliteit van de heldere toestand 101
 - 6.4.1 Weerstand van de heldere toestand 101
 - 6.4.2 Veerkracht van de heldere toestand 102
 - 6.4.3 Effect van de beheersmaatregelen op de kritische randvoorwaarden voor fosfaat en doorzicht 104
 - 6.5 Conclusies 107
 - 7 Synthese 109**
 - 7.1 Waaraan is de omslag van het ecosysteem te danken? 109
 - 7.2 Kritische randvoorwaarden voor de stabiele heldere toestand 110
 - 7.3 Hoe stabiel is het huidige ecosysteem? 111
 - 7.4 Hoe ontwikkelt het systeem zich in de toekomst? 112
 - 7.5 Effecten van aanvullende maatregelen 113
 - 8 Conclusies en aanbevelingen 115**
 - 8.1 Conclusies 115
 - 8.2 Aanbevelingen voor beheer 116
 - 8.3 Aanbevelingen voor onderzoek 116
 - 9 Literatuur 117**

Bijlagen

- Bijlage 1 Gemeten doorzicht en en extinctie op 14 augustus 1998 in het Veluwemeer 125
- Bijlage 2 Waterkwaliteit binnen en buiten de kranswiervelden 126
- Bijlage 3 Berekening van toestandsvariabelen ten behoeve van het stochastisch model (hoofdstuk 6.3) 127

Samenvatting

In de eerste jaren van hun ontstaan werden de Veluwerandmeren gekenmerkt door helder water en een uitbundige groei van kranswieren. Omstreeks 1970 zijn de meren door toenemende eutrofiëring troebel geworden en zijn de kranswieren verdwenen. Beheersmaatregelen hebben tot begin jaren negentig het doorzicht van het water slechts weinig doen toenemen, maar in de negentiger jaren nam de helderheid van het water sterk toe.

In deze studie wordt in opdracht van de Directie IJsselmeergebied een antwoord gegeven op vier vragen:

1. Waaraan is de omslag in het ecosysteem te danken?
2. Hoe stabiel is het huidige ecosysteem?
3. Hoe ontwikkelt het ecosysteem zich in de toekomst?
4. Bij welke condities valt het ecosysteem terug in een eutrofe toestand?

De omslag in het ecosysteem van de Veluwerandmeren is vooral te danken aan de gestage afname van de nutriëntenbelasting en de aanwezigheid van ondiepe zones in het meer waar de kolonisatie van kranswieren kon aanvangen bij een relatief laag doorzicht. Bij een fosfaatconcentratie lager dan 0,10 mg P/l en een doorzicht van > 0,4 m zijn in het Veluwemeer (omstreeks 1987) en in het Wolderwijd (in 1991) op de ondiepe delen van het meer de kranswieren teruggekeerd en bleef het water helder boven de kranswiervelden. Vanaf 1995 wordt in het Veluwemeer, Wolderwijd en Nuldernauw regelmatig ook buiten de kranswiervelden een doorzicht van meer dan 1 meter gemeten, als gevolg van de verdere uitbreiding van de kranswieren, die mogelijk is versneld door de terugkeer van driehoeksmosselen en de afname van de benthivore vis. Deze heldere toestand kent stabiliserende mechanismen: bij een toenemende hoeveelheid kranswieren neemt de retentie van fosfaat toe, het achtergronddoorzicht neemt toe en de algenbiomassa blijft laag onafhankelijk van de nutriëntenconcentraties. Vooral kranswieren spelen bij deze processen een dominante rol, omdat zij de grootste biomassa in de plantenpopulatie van de Veluwerandmeren veroorzaken.

Bij stabiliteit kan onderscheid gemaakt worden tussen weerstand en veerkracht. Een ecosysteem heeft weerstand, wanneer het niet verandert bij een toename van de externe druk. Een ecosysteem heeft veerkracht wanneer het binnen een bepaalde tijd herstelt van een verandering nadat de externe druk weer is opgeheven. Voor de Veluwerandmeren dient vooral gestreefd te worden naar weerstand van de heldere toestand, omdat bij een systeem met weerstand de kans het kleinst is dat het terugvalt naar een troebele toestand. Omdat weerstand vrij hoge eisen stelt aan het ecosysteem, is in de praktijk veerkracht ook van belang.

Om de kritische grenzen voor de stabiele heldere toestand aan te kunnen geven is onder andere gebruik gemaakt van een stochastisch model waarbij op basis van de meetgegevens relaties zijn afgeleid tussen de fosfaatbelasting, de fosfaatconcentratie, de chlorofyl-a concentratie en het doorzicht en de bedekking met kranswieren. Met behulp van het stochastische model en de analyse van historische gegevens van de meren is afgeleid dat de

heldere toestand van de Veluwerandmeren (een zomergemiddeld doorzicht van > 1 m) **weerstand** vertoont wanneer zoveel kranswieren aanwezig zijn (verspreid over > 70% van het meer oppervlak) dat omgerekend meer dan 30% van het meer bedekt is met een 100% dichte bedekking van kranswieren. De toelaatbare fosfaatconcentratie is afhankelijk van de waterplantenbedekking, maar mag maximaal 0,15 mg P/l bedragen.

Het gebied waar **veerkracht** kan optreden wordt begrensd door een totaal fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l en de combinatie van de fosfaatconcentratie en de berekende bedekking van kranswieren waar een doorzicht van 1,0 m optreedt (grens met weerstand). Bij veerkracht wordt verder onderscheid gemaakt tussen het gebied met hoge veerkracht (doorzicht > 0,5 m en < 1 m), waarbij herstel binnen 3 jaar mogelijk is en een gebied met lage veerkracht (doorzicht < 0,5 m), waarbij herstel naar de heldere toestand wel 3-10 jaar kan duren.

Het Veluwemeer bevindt zich op de rand van het gebied met weerstand en veerkracht. Het Veluwemeer heeft nog een verdere toename van de kranswieren nodig om ruimschoots weerstand te kunnen bieden aan externe druk. Naar verwachting kan in het Veluwemeer vooral de dichtheid van de kranswieren nog verder toenemen. Bij een geringe afname van de hoeveelheid waterplanten of een toename van de fosfaatconcentratie (of van de achtergrondtroebelings) zal het Veluwemeer terugvallen naar een situatie met alleen plaatselijk helder water waar veerkracht aanwezig is. In het Wolderwijd en Nuldernauw is alleen veerkracht aanwezig. Er is plaatselijk (in het ondiepe deel van het meer) een ieder jaar terugkerende kranswierpopulatie aanwezig die het systeem de veerkracht biedt om onder gunstige omstandigheden de hoeveelheid kranswieren en de helderheid verder te doen toenemen. In het Wolderwijd en Nuldernauw kan naar verwachting alleen in jaren met een lage nutriëntenbelasting een uitbreiding van de kranswieren richting de diepere delen van de meren plaatsvinden. Het Drontermeer is nog in ontwikkeling en hoewel daar het doorzicht de laatste jaren toeneemt, bevindt het meer zich nog dichtbij de troebele toestand. Naar verwachting zal in het Drontermeer een geleidelijke toename van de dichtheid van de kranswieren optreden, omdat daar de ondiepe delen nog niet volledig zijn gekoloniseerd. Incidenteel kunnen in alle meren drijfvlagen van blauwalgen voorkomen.

Op basis van klimatologische veranderingen, uitbreiding van de RWZI's, verdrogingsbestrijdingsprojecten en een verwachte uitbreiding van de zandwinning is geschat dat de fosfaatbelasting in 2030 met ongeveer 20% zal toenemen en de verblijftijd met ongeveer 25%. De stikstofbelasting zal afnemen (-13%).

Als maat voor de verwachte veranderingen in de toekomst is de overschrijdingskans van de totaal-fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l gehanteerd. Dit is de grens voor weerstand bij een kranswierbedekking van ongeveer 35% en de grens voor veerkracht. Voor een stabiel en helder ecosysteem dient de totaal-fosfaatconcentratie lager te zijn dan 0,10 mg P/l. De overschrijdingskans voor doorzicht wordt vrijwel niet door de veranderingen in de balansposten beïnvloed, omdat het doorzicht vooral wordt bepaald door de hoeveelheid kranswieren en eventuele verstoring van het achtergronddoorzicht.

In alle meren wordt verwacht dat in 2030 de overschrijdingskans van de fosfaatconcentratie aanzienlijk zal toenemen. Aanvullende fosfaatreducerende maatregelen kunnen het effect van de verwachte veranderingen voor 2030 compenseren. In het Veluwemeer kan uitvoering van de 4^e trap zuivering bij de RWZI van Harderwijk de in 2030 verwachte toename van de overschrijdingskans van een zomergemiddelde totaal-fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l weer ongeveer terugbrengen op het huidige niveau. In

het Wolderwijd en Nuldernaauw kan vooral uitvoering van Delta Schuitensbeek de kans op 0,10 mg P/l weer doen afnemen tot zelfs onder het huidige niveau.

In het Drontermeer is een terugkeer van de overschrijdingskans van de huidige situatie te verwachten bij uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI van Harderwijk en Elburg.

Wanneer in de toekomst maatregelen worden genomen die de biomassa van de planten substantieel verlaagt, mag worden verwacht dat het doorzicht van het water zal afnemen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Door eutrofiëring is de oorspronkelijke toestand van de Veluwerandmeren, helder water met waterplanten, verloren gegaan. In de zeventiger jaren bedroeg het doorzicht van het water in de Veluwerandmeren slechts twintig centimeter en werd het fytoplankton gedomineerd door blauwalgen. Brongerichte maatregelen hebben de waterkwaliteit van de meren geleidelijk verbeterd. De sterke afname van nutriënten- en chlorofyl-a concentraties heeft het doorzicht van het water in geringe mate doen toenemen (Hosper, 1997; Reeders & Helmerhorst, 1996). De Projectgroep BOVAR (Bestrijding Overmatige Algengroei in de Randmeren) heeft in 1986 onderscheid gemaakt tussen een korte en een lange termijn doelstelling voor de Veluwerandmeren (Snijdelaar, 1995). De korte termijn doelstelling omvatte een reductie van de fosfaatconcentratie tot $< 0,10$ mg P/l, het behalen van een doorzicht $> 0,5$ meter en het doorbreken van de blauwalgendominantie. In de tachtiger jaren werd deze doelstelling voor fosfaat en blauwalgen incidenteel (na strenge winters) bereikt. Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd heeft begin jaren negentig het doorzicht tijdelijk doen toenemen in het Wolderwijd en het Nuldernauw, maar dat was slechts van korte duur (Meijer & Hosper, 1995). Omstreeks 1995 is door BOVAR een extra pakket maatregelen in gang gezet (Helmerhorst, 1996). Deze maatregelen zijn gericht op het behalen van de lange termijn BOVAR doelstelling:

- fosfaatconcentratie : 0,04-0,06 mg P/l
- doorzicht : > 1 m gemiddeld in het zomerhalfjaar
- algen : gevarieerde algensamenstelling, geen dominantie van blauwalgen

In de negentiger jaren lijkt zich een verandering ten goede te voltrekken. In het Veluwemeer en het Wolderwijd wordt het water plaatselijk helder boven de kranswieren. De uitbreiding van de kranswieren gaat samen met een uitbreiding van de heldere plekken in deze meren en vanaf 1996 wordt regelmatig een doorzicht van > 1 m gemeten buiten de kranswievelden. In de huidige toestand zijn de door BOVAR voorgestelde maatregelen mogelijk minder nodig dan aanvankelijk gedacht. Een beslissing over het eventueel niet uitvoeren van de maatregelen is afhankelijk van de stabiliteit van de heldere toestand.

1.2 Doel van het rapport

Dit rapport dient antwoord te geven op de volgende vragen van de Directie IJsselmeergebied:

1. Waaraan is de omslag in het ecosysteem te danken
2. Hoe stabiel is het huidige ecosysteem
3. Hoe ontwikkelt het ecosysteem zich in de toekomst
4. Bij welke condities valt het ecosysteem terug in een eutrofe toestand

1.3 Aanpak

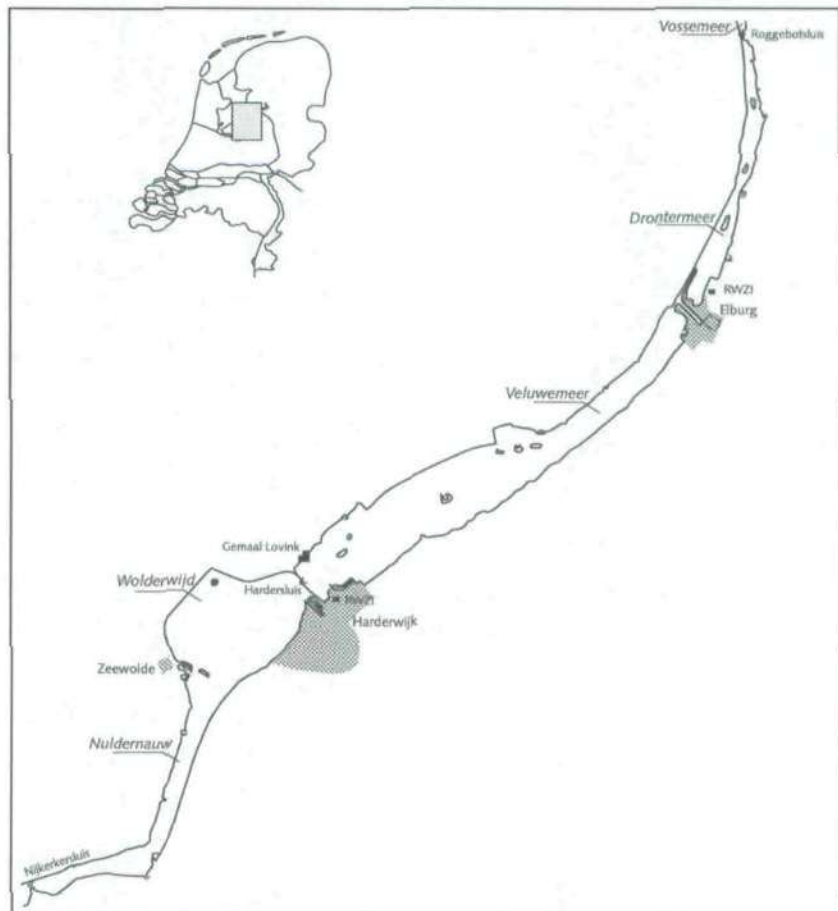
Na een beschrijving van het gebied en de maatregelen wordt het begrip stabiliteit gedefinieerd. Vervolgens wordt de huidige toestand van de Veluwerandmeren beschreven en vergeleken met de toestand in het verleden. Dit wordt gedaan voor zoveel mogelijk trofische niveaus. De ontwikkelingen in de meren worden geplaatst ten opzichte van de uiteindelijk gewenste toestand. Om vast te kunnen stellen waaraan de omslag in het ecosysteem te danken is, zijn onderlinge relaties tussen de verschillende trofische niveaus afgeleid. Voor de toekomstige ontwikkelingen is geschat welke veranderingen in de water- en nutriëntenbalansen te verwachten zijn. Vervolgens is een stochastisch model ontwikkeld waarbij via een keten van relaties de spreiding in de concentraties van fosfaat en chlorofyl-a en in *doorzicht worden berekend uitgaande van de verwachte variatie in neerslag*, de verwachte toekomstige ontwikkelingen van de nutriëntenbelasting en verblijftijd en de invloed van waterplanten op de retentie van fosfaat, de chlorofyl-a concentraties en het doorzicht. Dit model vormt de basis voor het aangeven van de kritische randvoorwaarden voor het verkrijgen en behouden van de heldere toestand. De stabiliteit van het huidige ecosysteem wordt afgeleid van de kritische randvoorwaarden en van de kenmerken van het systeem. Tot slot worden richtlijnen gegeven voor het toekomstig beheer van de meren.

2 Het gebied en de beheersmaatregelen

2.1 Gebied

De Veluwerandmeren zijn bij het inpolderen van Flevoland ontstaan: het Veluwemeer en Drontermeer in 1957 en het Wolderwijd en het Nulder nauw in 1968. De belangrijkste functies van het gebied betreffen recreatie, visserij en natuur. Daarnaast vervullen de Veluwerandmeren een scheepvaart functie en worden de meren gebruikt voor het winnen van drinkwater, landbouwwater, proceswater en oppervlakte delfstoffen (Directie IJsselmeergebied, 1998).

Figuur 2.1
De Veluwerandmeren



De Veluwerandmeren worden begrensd door de Roggebotsluis en Nijkerkersluis (figuur 2.1). In tabel 2.1 staan de belangrijkste kenmerken van de meren aangegeven. Het Veluwemeer heeft het grootste oppervlak (3022 ha). Het Nulder nauw en het Drontermeer zijn langgerekte smalle meren met een oppervlakte van respectievelijk 476 en 664 ha. In alle meren is de oudelandzijde ondieper (0,5-1,0 m) dan de polderzijde (1,5-2,5 m), de gemiddelde diepte van de meren varieert van 1,26 tot 2,06 m (tabel 2.1). In alle meren is een vaargeul aanwezig met een gemiddelde diepte van 3,5-4,5 m. In het Veluwemeer en Wolderwijd zijn zandwinputten aanwezig met een gemiddelde diepte van respectievelijk 8 en 5 m.

Aan de oudelandzijde van alle meren bestaat de bodem uit zand, aan de polderzijde meer uit klei en slib. De verblijftijd van het water in het Wolderwijd bedraagt bij het huidige doorspoelregime ongeveer 4 maanden, in het Veluwemeer en het Nuldernauw ongeveer 1,5 maand en in het Drontermeer minder dan 1 maand (tabel 2.1).

Tabel 2.1

Dimensies (bij NAP) en zomer- en winterstreefpeil van het Wolderwijd, Nuldernauw, Veluwemeer en Drontermeer

	Opp ha	Gem. diepte m	Inhoud 10 ⁶ m ³	Verblijftijd jaar	Streefpeil zomer NAP m	Streefpeil winter NAP m
Nuldernauw	664	2.06	13.7	0.12	-0.10	-0.30
Wolderwijd	1825	1.94	35.3	0.32	-0.10	-0.30
Veluwemeer	3022	1.56	47.3	0.16	-0.05	-0.30
Drontermeer	476	1.26	6.0	0.05	-0.05	-0.30

2.2 Beheersmaatregelen

Sinds het begin van de zeventig jaren zijn veel maatregelen genomen om de waterkwaliteit te verbeteren en de BOVAR doelstellingen te bereiken (tabel 2.2), zoals defosfatering op de RWZI's van Elburg en Harderwijk en doorspoeling van het Veluwemeer (vanaf 1979) en later ook het Wolderwijd (1981-1983 en vanaf 1989) met fosfaatarm en calciumrijk water uit de polder. Aanvankelijk is begonnen met doorspoeling in de wintermaanden, later is ook in de zomer doorgespoeld (figuur 2.2). Tevens is de bebouwing in het noordwestelijk buitengebied van de Veluwe aangesloten op de riolering en is de overstortfrequentie op de beken en de meren vermindert. Mestoverschotten worden verwerkt op kalvergierzuiveringsinstallaties. Tenslotte is in 1991 een watersysteem-gerichte maatregel uitgevoerd in het Wolderwijd, namelijk het wegvangen van 75% van de visstand (Actief Biologisch Beheer), met als doel de helderheid van het water te verbeteren (Meijer & Hosper, 1996).

Tabel 2.2

De door BOVAR reeds uitgevoerde en in voorbereiding zijnde maatregelen (Helmerhorst, 1996)

Uitgevoerde maatregelen	Maatregelen in voorbereiding
Defosfatering RWZI Elburg (1972)	Delta Schuitenbeek + Puttergemaal
Defosfatering RWZI Harderwijk (1979)	
Doorspoelen: Veluwemeer sinds 1979	4 ^e trap defosfatering op RWZI Harderwijk en RWZI Elburg
Wolderwijd 1980-1983, vanaf 1989	
Verlaging van de fosfaatconcentratie van Lovink	
Riolering bebouwing buitengebied Veluwerand	
Reduceren overstort frequentie op beken en op het Veluwemeer en Drontermeer	
Verwerking van mestoverschotten op kalvergierzuiveringsinstallaties	
Actief Biologisch Beheer (Wolderwijd/Nuldernauw, 1991)	

De fosfaatreducerende maatregelen hebben aanvankelijk slechts een geringe verbetering van het doorzicht tot gevolg gehad. Het Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd heeft in 1991 en 1992 het water gedurende een aantal weken helder gemaakt, waarna het doorzicht weer afnam. In de daaropvolgende jaren is het water wel plaatselijk helder gebleven, maar de doelstelling van 1 meter doorzicht in het hele meer werd niet bereikt. In 1996 zijn de voorbereidingen voor de afleiding van de Schuitenbeek en het Puttergemaal gestart. De afleiding van de Schuitenbeek heeft behalve een verlaging van de fosfaatconcentratie in het Nuldernauw ook tot doel om de

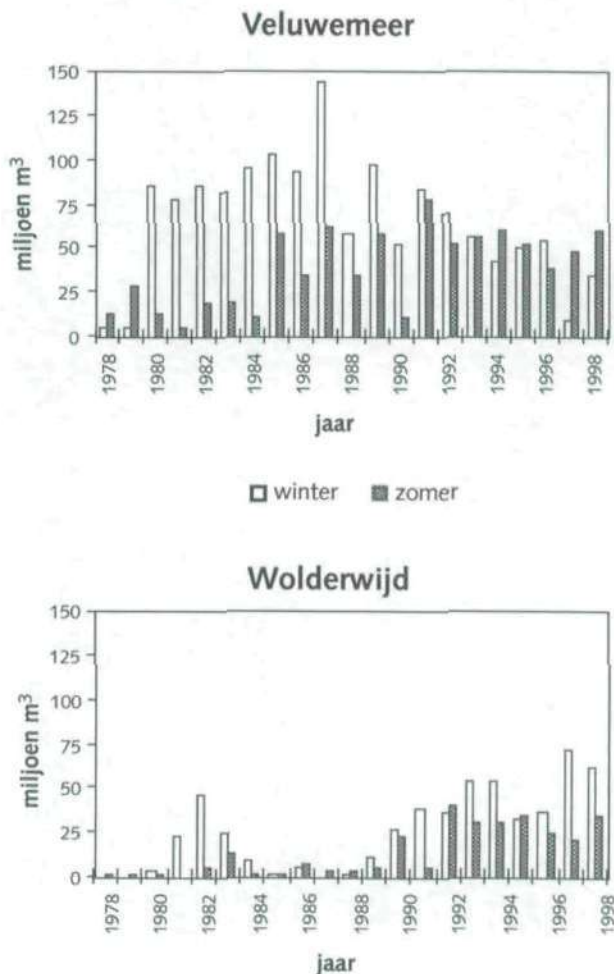
natuurwaarde van het gebied te verhogen middels moerasontwikkeling. Mogelijke toekomstige maatregelen zijn de implementatie van een vierde trap fosfaatverwijdering op de RWZI in Harderwijk en op de RWZI in Elburg.

Vanaf 1997 is in het kader van IIVR (Integrale Inrichting Veluwerandmeren) een interactieve planprocedure gestart. IIVR werkt samen met burgers, bestuurders, beleidsmedewerkers en vertegenwoordigers van belangenorganisaties aan een uitvoerbaar inrichtingsplan waarbij natuur, en recreatie en andere belangen evenwichtig zijn afgestemd. In 1999 kiezen de betrokken bestuurders voor een inrichtingsstrategie.

Figuur 2.2

Doorspoeldebieten via gemaal Lovink voor het Veluwemeer en het Wolderwijd.

Zomerperiode: april tot en met september, winterperiode: oktober van het voorafgaande jaar tot en met maart



3 Stabiliteit

Algemeen

Ondiepe meren en plassen, zoals de Veluwerandmeren, kennen twee alternatieve stabiele toestanden: een heldere toestand en een troebele toestand (Scheffer, 1998). Bij hoge nutriëntenconcentraties kan alleen de troebele toestand bestaan, bij lage nutriëntenconcentraties alleen de heldere toestand. Bij intermediaire concentraties kan een meer zowel troebel als helder zijn.

Zowel een heldere als een troebele toestand wordt door elkaar versterkende processen in stand gehouden. Een omslag zal door een uitwendige prikkel (bijvoorbeeld een extreme belasting, wegvangen van vis) in gang worden gezet.

Processen die de troebele situatie in stand houden

In de Veluwerandmeren wordt de troebele toestand gekenmerkt door een overmaat aan algen en opwervend slib. In troebel water kunnen waterplanten zich niet langer handhaven. Een aantal mechanismen stabiliseren de troebele toestand. In afwezigheid van waterplanten verdwijnt de belangrijkste piscivore vis, terwijl benthivore en planktivore vis algemeen worden. Planktivore vissen consumeren vooral het grote zoöplankton, de meest efficiënte grazer van algen. Door de lage graasdruk van het zoöplankton kan de algenbiomassa zeer hoog blijven. In troebel water winnen blauwalgen de competitie van andere algen. Omdat blauwalgen moeilijk door het schaarse zoöplankton gegeten kunnen worden, blijven deze algen dominant. Na het afsterven van de grote algenbiomassa vindt onvolledige mineralisatie plaats als gevolg van zuurstofgebrek. Hierdoor komt een groter deel van de nutriënten weer vrij voor opname door algen dan onder normale omstandigheden. In het troebele water dringt onvoldoende licht door waardoor er geen waterplanten groeien, wat tot gevolg heeft dat resuspensie van bodemmateriaal vrijelijk kan optreden. Daarnaast maakt de benthivore vis het water extra troebel door opwerveling van bodemmateriaal bij het zoeken naar voedsel.

Processen die de heldere situatie in stand houden

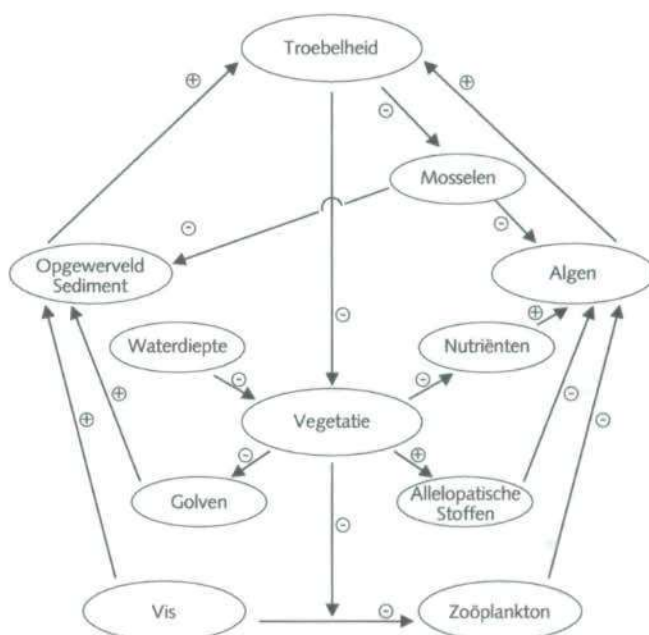
Analoog aan het voorgaande, wordt na de omslag van troebel naar helder water, de heldere situatie gestabiliseerd. Zodra het water helder wordt, kunnen waterplanten tot ontwikkeling komen. Waterplanten spelen waarschijnlijk een cruciale rol bij het helder houden van het water (Scheffer, 1998; Van den Berg, 1999). Waterplanten dempen de werking van golven, waardoor de sedimentatie van zwevend materiaal toeneemt. Dichte waterplantenvegetaties kunnen de bodem afdekken, zodat resuspensie van bodemmateriaal onmogelijk wordt. Waterplanten concurreren met algen om nutriënten en kunnen de denitrificatie van stikstof doen toenemen, doordat hun wortels in de bodem een vergrote grenslaag tussen anaëroob en aëroob doen ontstaan. Ook kan allelopathie een rol spelen (door waterplanten uitgescheiden stoffen die algengroei remmen); vooral bij kranswieren lijkt dit van belang te zijn.

Waterplanten kunnen de graas van zoöplankton op algen bevorderen door het zoöplankton een schuilplaats te bieden tegen planktivore vis. Tevens kan in waterplantenrijke meren de piscivore vis toenemen door het bieden van paai- en schuilgelegenheid.

Deze mechanismen kunnen op verschillende tijden in het seizoen werken, maar er kunnen ook meer mechanismen tegelijk een rol spelen.

Figuur 3.1

Terugkoppelingen die een heldere waterplanten gedomineerde toestand en een troebele toestand stabiliseren. Het kwalitatieve effect van elke route in deze figuur kan worden gevonden door de tekens bij de pijlen te vermenigvuldigen. Uit Scheffer et al. (1993), aangepast



Het begrip 'stabiele toestand'

Voor inzicht in de stabiliteit van ecosystemen zijn de begrippen veerkracht en weerstand van belang. De **veerkracht** van een systeem en van het systeem afhankelijke functies is het vermogen om te herstellen van veranderende externe druk (dit is niet altijd een herstel tot de oorspronkelijke toestand). Een ander begrip, **weerstand**, geeft aan dat een systeem bestand is tegen externe druk door juist niet te veranderen.

Systemen zijn dus in staat externe druk op te vangen door:

- 1) vermogen van weerstand;
- 2) vermogen van veerkracht na kortdurende verandering.

Voor het voortbestaan van ecosystemen zijn beide eigenschappen van belang.

Doelstelling

Voor de Veluwerandmeren is als doelstelling geformuleerd: het op lange termijn hebben en houden van helder water en een daarbij behorend ecosysteem met een hoge diversiteit aan soorten. Daarbij worden de belangen van recreatie, natuur en economie even zwaar gewogen. De voorliggende studie wil aangeven of en in hoeverre het ecosysteem in staat is zich te handhaven onder externe druk.

Zoals eerder is aangegeven bezit het ecosysteem een hoge **weerstand** wanneer in jaren met een hoge nutriëntenbelasting géén omslag naar troebel water optreedt. Het is wenselijk de grens te kunnen inschatten waarbij deze omslag wél plaatsvindt. Het systeem heeft **veerkracht** als een tijdelijk hoge belasting weliswaar tot troebel water leidt, maar waar de helder-water toestand terugkeert zodra de hoge belasting weggenomen is. Hierbij is het tijdsaspect van groot belang: over welke termijn moet het systeem herstellen en is de reactie van het systeem bij chronische en acute belasting gelijk? Voor een beoordeling van de stabiliteit van de helder-water toestand in de Veluwerandmeren is een analyse van de factoren die het heldere water veroorzaken en in stand houden noodzakelijk.

Weerstand en veerkracht

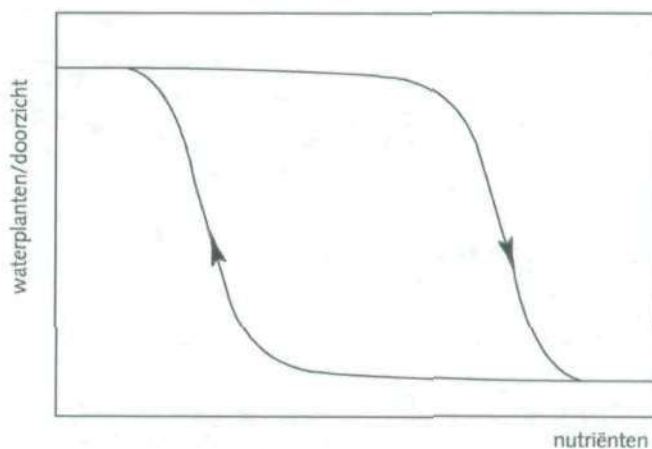
De **weerstand** van de heldere toestand tegen een omslag naar een troebele toestand kan door een aantal factoren bepaald worden. Bij een toename van de nutriëntenbelasting kan de extra hoeveelheid beschikbare nutriënten door de benthische algen en waterplanten worden opgenomen, waardoor deze niet beschikbaar komt voor de groei van fytoplankton. Als er wel toename optreedt van fytoplankton, kan de graasdruk van zoöplankton en driehoeksmosselen hiermee gelijke tred houden. Bovendien zal de brasemstand niet in korte tijd weer op het oude niveau kunnen terugkeren, waardoor de benthivore vis als versterkende factor voor troebelheid niet meteen van belang is.

Als het systeem door een tijdelijk toegenomen belasting met nutriënten wel troebel wordt moet vooral naar de **veerkracht** van het systeem worden gekeken. De belangrijkste factor die voor de veerkracht van belang lijkt te zijn is de aanwezigheid van een propagulenbank van waterplanten (zaden, tubers, sporen, enz.). Als hieruit weer snel een effectieve begroeiing kan ontstaan heeft zo'n propagulenbank een bufferende werking op de omslag van helder naar troebel. Hoe langer de hoogbelaste situatie voortduurt, des te meer neemt deze werking af door het kleiner worden van de propagulenbank in de tijd.

Het herstelvermogen van een systeem zorgt ervoor dat er hysteresis kan optreden. Hysteresis wil zeggen dat door de stabiliserende mechanismen de weg van helder naar troebel water waarschijnlijk een andere is dan de weg van troebel naar helder water (figuur 3.2). Als een systeem helder is geworden bij een bepaalde fosfaatconcentratie, zal het systeem door de stabiliserende werking van de aanwezige waterplanten in de heldere toestand pas bij een veel hogere fosfaatconcentratie weer instorten. Andersom betekent het dat voor een herstel van een troebel systeem de nutriëntenconcentraties veel lager moeten zijn om het systeem weer helder te laten worden, dan de concentraties waarbij de helderheid sterk is afgenomen (Hosper, 1997; Scheffer, 1998).

.....
Figuur 3.2

Hysteresis: het herstel van waterplanten en de toename van het doorzicht gebeurt bij een lagere fosfaatconcentratie dan het instorten van de waterplanten en de omslag naar troebel water (naar Scheffer, 1998).



In de literatuur zijn voorbeelden te vinden van meren die het ene jaar helder zijn en het andere jaar troebel, doordat ze in een vorm van 'labiel evenwicht' verkeren. Een plotselinge (kleine) verandering van het waterpeil of extreme weersomstandigheden kunnen dan tot een omslag leiden

(Blindow et al., 1993; Scheffer, 1998). In de Veluwerandmeren is door de aanwezigheid van zeer ondiepe gedeelten een bijzondere situatie aanwezig. Door het al in redelijk troebel water begroeid raken van het zeer ondiepe deel, ontstaan eigenlijk twee subsystemen, namelijk een troebel (diep) deel en een helder (ondiep) deel (Van den Berg et al., 1998). Deze heldere plekken in de meren worden vanaf 1990 waargenomen en lijken een overgangssituatie tussen de troebele en heldere toestand in de meren te zijn.

Het lijkt erop, dat thans in het Veluwemeer sprake is van een stabiele, helder-water toestand. De vraag is natuurlijk nu: hoe stabiel is deze stabiele toestand? Vanuit het oogpunt van weerstand tegen een omslag naar troebel water kan een maximale nutriëntenbelasting of -concentratie worden aangegeven. Vanuit het oogpunt van veerkracht is meer van belang dat geen grens wordt overschreden die het systeem ook op langere termijn doet afglijden naar een troebele toestand.

4 Toestand in heden en verleden

4.1 Nutriëntenbelasting

4.1.1 Historische belasting en bijdrage van de verschillende bronnen

Omstreeks 1975 bedroeg de fosfaat (P) belasting circa 3 g P/m² per jaar. In 1972 is begonnen met de defosfatering van het effluent van de RWZI Elburg, in 1979 is gestart met defosfatering van het effluent van de RWZI van Harderwijk. Daardoor daalde de jaarlijkse P-aanvoer met 80%. Tevens is in 1979 gestart met het doorspoelen van de Veluwerandmeren met relatief nutriëntenarm water uit de Flevopolder. Daarnaast zijn er tal van andere maatregelen uitgevoerd:

- Aansluiten van de verspreide bebouwing op de Veluwe op de riolering;
- Reduceren van overstortfrequentie van rioleringsstelsels (op beken, Veluwemeer en Drontermeer);
- Stabilisatie van de mestproductie en verwerking van de mestoverschotten op kalvergierzuiveringsinstallaties;
- Verlaging van de fosfaatconcentratie van het uitslagwater van gemaal Lovink;
- Actief Biologisch Beheer.

In de periode 1990-1997 waren er 17 belangrijke aanvoerposten van water en stoffen voor de Veluwerandmeren. Het merendeel van de aanvoer wordt bepaald door vijf posten: gemaal Lovink, kwel, de twee rioolwaterzuiveringsinstallaties en de som van de 30 beken (tabel 4.1.1). Ondanks de hoge vracht fosfaat en stikstof zorgt het uitslagwater van gemaal Lovink, door de nog hogere watervracht, voor verdunning. De hoeveelheid en kwaliteit van kwel is niet te beïnvloeden, die van de beken slechts in marginaal opzicht. Deze beide posten leveren voor het hele gebied een diffuse bijdrage.

Tabel 4.1.1
Procentuele bijdrage van de grootste balansposten aan de jaarbalans in de Veluwerandmeren, periode 1990-1997.

Balanspost	Water	P	N
Kwel	19.9	9.0	3.4
Gemaal Lovink	40.6	26.1	39.5
RWZI Harderwijk	2.7	13.6	14.3
RWZI Elburg	1.5	8.7	3.1
30 Beken	16.4	24.1	14.8
Totaal	81.1	81.5	75.1

De P-belasting van het Wolderwijd en het Veluwemeer was in de periode 1990-1997 tamelijk constant en relatief laag (respectievelijk 0,5 en 1,3 g P/m² per jaar). Voor het Nuldernauw en het Drontermeer is de P-belasting meer variabel en heeft een hogere waarde (respectievelijk 2,7 en 3,6 g P/m² per jaar). Er is voor deze twee meren een evenredige relatie met de hoeveelheid neerslag. Het Nuldernauw en het Drontermeer zijn voor een aanzienlijk deel van de fosfaatbelasting afhankelijk van het Wolderwijd en Veluwemeer (Rijsdijk & Michielsen, 1998b).

4.1.2 Relatie tussen nutriëntenbelasting en nutriëntenconcentratie

De verhouding tussen C_{meer} , de concentraties in het meer, en C_{in} , de (volume)gemiddelde concentratie in het inkomende water (= de totale stofvracht / de totale waterbelasting), verschaft inzicht in de mate waarin retentie in de meren optreedt. C_{in} kan berekend worden als:

$$C_{in} = L_{ext}/(H/\tau)$$

met L_{ext} de totale externe belasting ($g\ N,P/m^2.j$), H de gemiddelde waterdiepte (m) en τ de gemiddelde verblijftijd van het water (j^{-1}).

De retentie van nutriënten in het systeem is gedefinieerd als dat deel van de externe belasting dat het systeem niet verlaat, ofwel:

$$R = (QC_{in} - QC_{meer}) / QC_{in} (1 - C_{meer}/C_{in})$$

In geval van interne productie van nutriënten in het systeem, bijvoorbeeld door nalevering vanuit het sediment, kan C_{meer} groter dan C_{in} zijn en R dus negatief. Een verandering in de tijd van de retentiefactor R kan gerelateerd worden aan ontwikkelingen in de toestand van het ecosysteem.

Voor de Vierde Eutrofiëringsenquête (Portielje & Van der Molen, 1998) waren massabalansen voor de vier randmeren beschikbaar voor de jaren 1980 t/m 1992. Deze reeks is aangevuld met recenter opgestelde massabalansen over de jaren 1990 t/m 1997 (Rijsdijk & Michielsen, 1998b). Voor P is het verloop in de tijd van de retentiefactor R in alle vier de meren sterk fluctuerend, met alleen in het Veluwemeer altijd een positieve retentie (figuur 4.1.1). Retentie hoeft niet perse in te houden dat de totale hoeveelheid P in het systeem toeneemt in de tijd. In het geval van het Veluwemeer treedt er verwijdering van P op middels wegzijging naar het grondwater (zie paragraaf 4.1.3 en Van der Molen et al., 1998).

In het Nuldernauw is de retentiefactor voor P gedurende de eerste helft van de jaren 90 afgenomen. Dit kan mogelijk verklaard worden door een sterke afname in de tijd van C_{in} (figuur 4.1.2). De afname in C_{in} wordt gecompenseerd door nalevering waardoor C_{meer} relatief minder afneemt en R dus ook kleiner wordt. Het duurt enige jaren alvorens het P -gehalte in het sediment en de daarbij horende concentratie in het interstitieel water in evenwicht komt met de nieuwe lagere C_{in} . In het Nuldernauw neemt R sinds 1995 weer toe.

In het Veluwemeer is C_{in} voor P reeds sinds 1980 vrijwel constant gebleven. Hier zijn de variaties in de retentiefactor van jaar tot jaar dan ook kleiner en worden voor een aanzienlijk deel veroorzaakt door biotische processen.

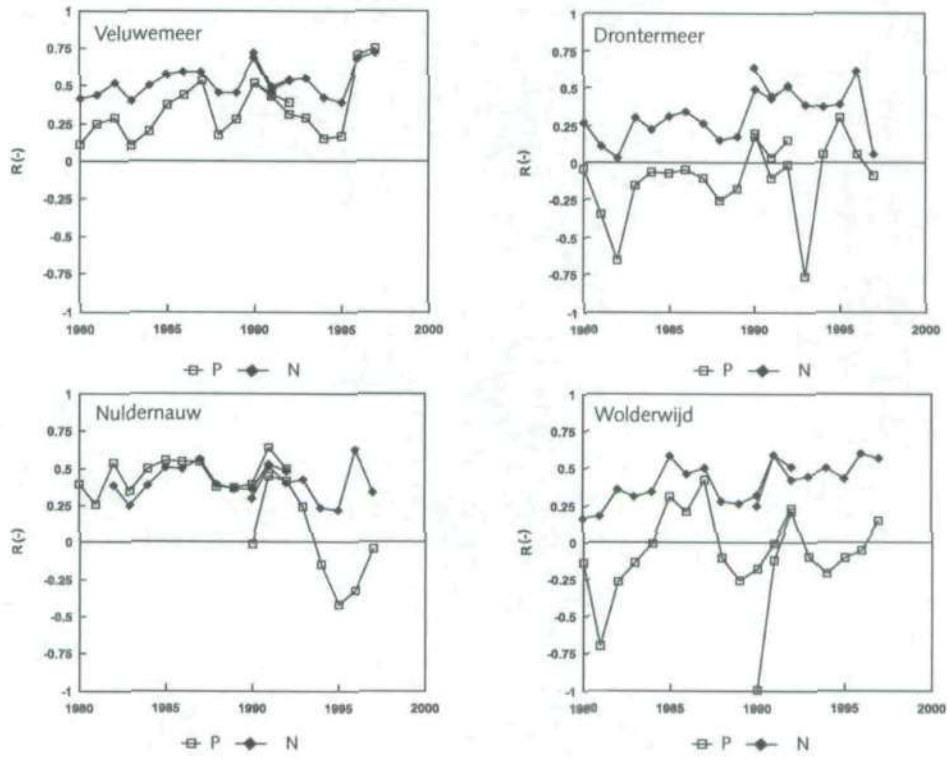
De retentiefactor R is, zeker bij lage concentraties, zeer gevoelig voor onnauwkeurigheden in C_{in} . Voor het Wolderwijd levert een relatief klein verschil in de door Portielje & Van der Molen (1998) berekende C_{in} voor P in 1990 in vergelijking tot die berekend door Rijsdijk & Michielsen (1998b) een groot verschil in R op.

Voor N is de retentie altijd positief, hetgeen een netto verwijdering van N uit de waterkolom betekent.

De verandering in de berekende retentie van P komt in de laatste jaren ongeveer overeen met de gemeten interne belasting in de meren. De gemiddelde interne belasting per meer kent een grote spreiding en is gemeten op verschillende plaatsen in de meren, maar de metingen laten overeenkomstig de berekeningen een toename van de nalevering in de laatste jaren in het Nuldernauw zien en een vrij constante lagere nalevering in het Veluwemeer (figuur 4.1.3).

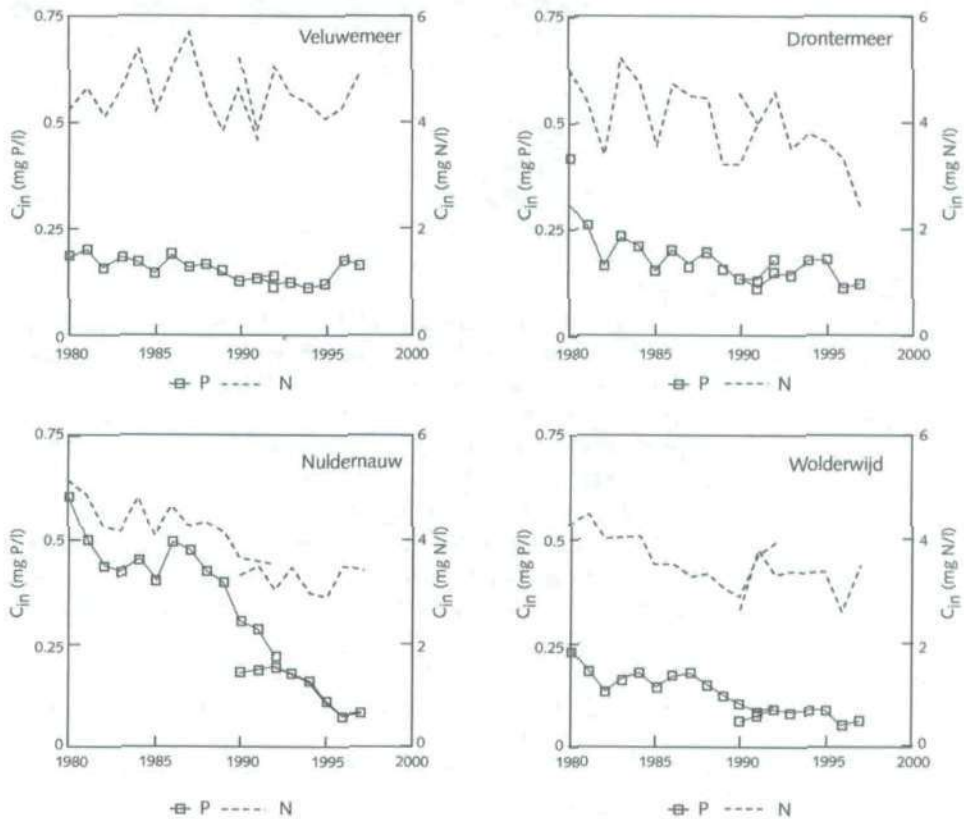
Figuur 4.1.1

Retentiefactoren $R (= 1 - C_{\text{meer}}/C_{\text{in}})$ voor N en P in de Veluwerandmeren gedurende de periode 1980-1997. Voor 1990 geven de onafhankelijk opgestelde massabalansen voor het Nuldernauw en Wolderwijd aanzienlijke verschillen te zien



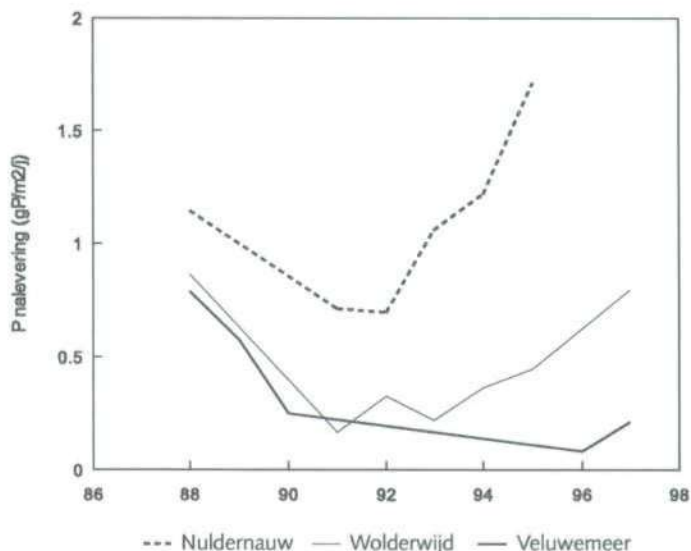
Figuur 4.1.2

Verloop in de tijd van C_{in} voor N en P in de Veluwerandmeren in de periode 1980-1997. Voor 1990 geven de onafhankelijk opgestelde massabalansen voor het Nuldernauw en Wolderwijd aanzienlijke verschillen te zien.



Figuur 4.1.3

Gemeten nalevering van P in het Nuldernauw, Wolderwijd en Veluwemeer



4.1.3 Fosforgehalte in de bodem van het Veluwemeer

Het fosforgehalte van de toplaag van de bodem van het (diepe deel van het) Veluwemeer is een goede indicator van de trofische toestand van het systeem. De onderstaande analyse is een vervolg op het onderzoek van Van der Molen et al. (1998). Hierin staat het model beschreven, worden de parameter-waarden verantwoord en worden de resultaten van een gevoeligheidsanalyse gepresenteerd. Er is gebruik gemaakt van nieuwe gegevens met betrekking tot de water- en stof-balansen (Rijsdijk & Michielsen, 1998b).

Model

Het model beschrijft de verandering van het fosforgehalte in de bodem gebaseerd op de netto P accumulatiesnelheid in de toplaag van het sediment, de mengdiepte en de begraafsnelheid van het sediment. Kwel en wegzijging spelen niet alleen op het grensvlak sediment - water, maar ook bij de overgang van de toplaag van het sediment en het diepere sediment. In het Veluwemeer komen kwel en wegzijging tegelijkertijd voor in ruimtelijk gescheiden gebieden. Kwel vindt plaats in het ondiepe deel en wegzijging in het diepere deel. Beide delen beslaan ongeveer 50% van het meeroppervlak (PER, 1986). In het ondiepe deel (zand) treedt netto resuspensie (erosie) op. Aanvoer van P naar de toplaag wordt veroorzaakt door kwel en 'toevoeging' van dieper sediment als gevolg van het opschuiven van de grenslaag door de erosie.

In het diepe deel treedt netto sedimentatie op. Sedimentatie van materiaal van het ondiepe deel blijkt belangrijker te zijn dan sedimentatie van materiaal aangevoerd van buiten. Netto sedimentatie van deeltjes veroorzaakt begraving van P in het sediment. Begraving resulteert in een opwaarts verschuiven van het grensvlak sediment - water en in een verwijdering van gebonden P op het grensvlak tussen de onderkant van de toplaag en het diepere sediment. De netto accumulatie van het diepe deel wordt vooral bepaald door de P-retentie in het systeem (waarbij is aangenomen dat dit alleen in het diepe deel terecht komt), transport van materiaal van het ondiepe deel (herverdeling) en verlies van P door wegzijging.

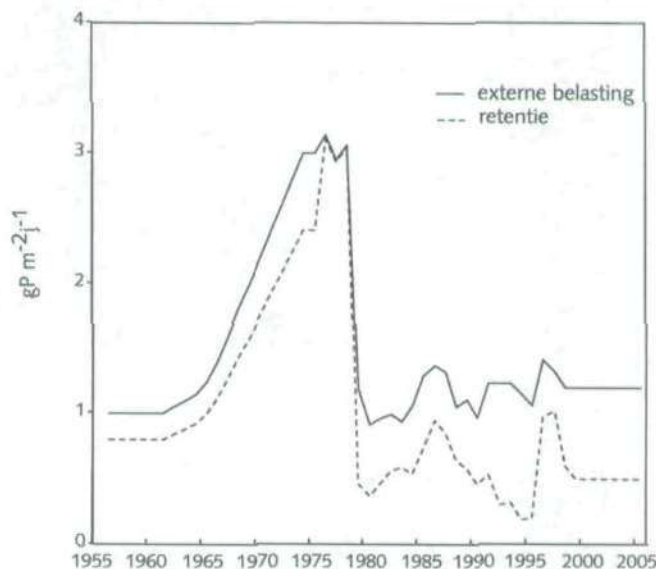
Modelinvoer

Ten opzichte van de oorspronkelijke berekeningen (Van der Molen et al., 1998) is de invoer voor de periode 1990 - 1997 aangepast aan gegevens van Rijsdijk & Michielsen (1998b). Voor de invoer bij de scenario's

(periode na 1997) is gebruik gemaakt van gemiddelde waarden over 1990 - 1997. Rijsdijk & Michielsen (1998b) gaan uit van een aanzienlijk hogere kwel en wegzijging dan in eerdere publikaties (respectievelijk gemiddeld 59,2 en $-131,7 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$ in plaats van 28,2 en $-90,1 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$), hoewel de verschillen tussen beide fluxen wel overeenkomen. Daarom, en omdat mag worden aangenomen dat deze fluxen in de tijd redelijk constant zullen zijn, zijn de aangepaste waarden ook gebruikt voor de kwel en wegzijging vóór 1990. Opgelost P in de aanvoer via kwel is in beide studies vergelijkbaar ($0,08 \text{ g}/\text{m}^3$). Er is uitgegaan van dezelfde waarden van de modelparameters als gebruikt door Van der Molen et al. (1998).

Figuur 4.1.4 geeft een overzicht van de externe belasting en retentie van P. In de volgende eeuw ligt de externe belasting iets boven die van de eerste jaren na het ontstaan van het meer, maar de retentie is geringer. Dit komt omdat er in de beginjaren nauwelijks oppervlakkige afvoer van water uit het systeem was; de verblijftijd was ruim langer.

Figuur 4.1.4
Externe belasting en retentie (verschil oppervlakkige aan- en afvoer) van P in het Veluwemeer.



Scenario's

De berekening is eerst uitgevoerd voor de huidige situatie en het doortrekken daarvan naar komende jaren. Er is steeds alleen gekeken naar het diepe deel van het meer (het ondiepe is in evenwicht en dus constant), omdat hier het overgrote deel van de fosfaatnalevering is geconcentreerd. Verder zijn twee scenario's bestudeerd.

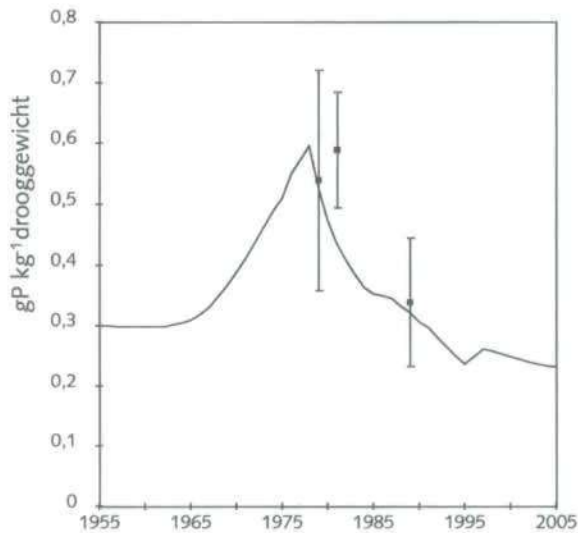
Ten eerste is nagegaan wat het effect is van een langere verblijftijd. Dit kan bijvoorbeeld worden veroorzaakt door vermindering van de doorspoeling van het meer. Uit de gegevensanalyse en ander empirisch onderzoek van het Veluwemeer en andere meren in Europa is gebleken dat de retentie toeneemt met de verblijftijd (Van der Molen & Boers, 1994). Voor het Veluwemeer is nagegaan wat het effect is van een verhoging van de procentuele retentie van 46% naar 70% vanaf 1997.

Ten tweede is getracht het effect van het verschijnen van waterplanten te simuleren. Waterplanten hebben een groot effect op sedimentatie en erosie (Van den Berg et al., 1998). De herverdeling van P van het ondiepe naar het diepe deel van het meer, en daarmee de begraving in het diepe deel van het meer, zal worden verminderd. Nagegaan is wat het effect is van waterplanten, indien wordt aangenomen dat vanaf 1990 50% van het oppervlak van het ondiepe deel is bedekt met waterplanten wat de erosie in dat deel volledig stil legt.

Resultaten

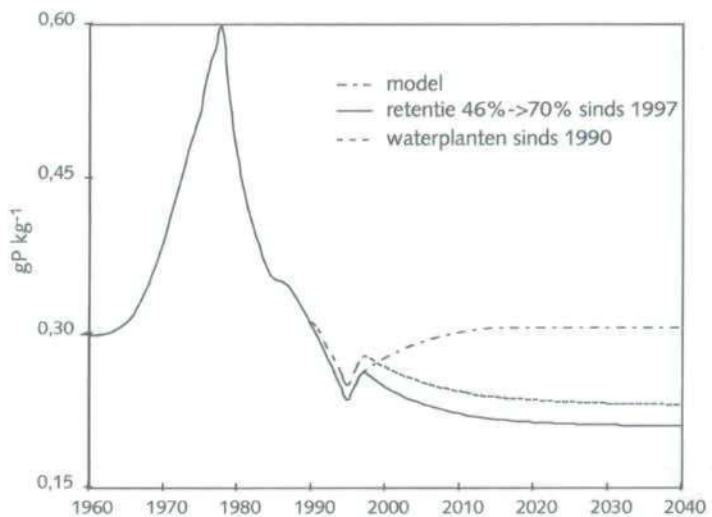
Het berekende en gemeten (plus en min de standaarddeviatie) P-gehalte is weergegeven in figuur 4.1.5. De berekeningen liggen iets lager in vergelijking met de voorgaande resultaten (Van der Molen et al., 1998). Dit komt omdat de wegzijging en kwel nu hogere waarden hebben, waarbij de P-flux van de afvoer via wegzijging groter is dan de aanvoer middels kwel. Ook nu geldt dat bij de huidige randvoorwaarden het bodemgehalte afneemt en stabiliseert op een lage waarde. De resultaten lenen zich wel voor extrapolatie en analyse van enkele scenario's.

Figuur 4.1.5
Berekend en gemeten (plus en min de standaarddeviatie) P-gehalte in de toplaag van de bodem van het diepe deel van het Veluwemeer.



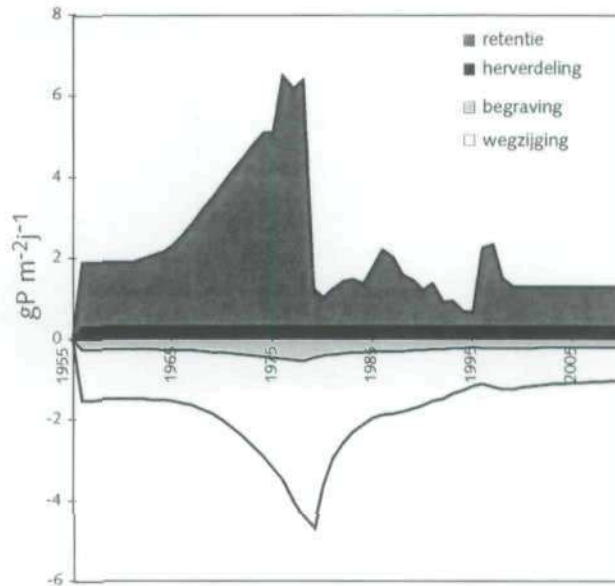
De resultaten voor de scenario's zijn weergegeven in figuur 4.1.6. Beide scenario's leiden tot hogere waarden voor het P-gehalte in de bodem. Echter dit gehalte blijft kleiner of gelijk aan de beginwaarde (gehalte bij het ontstaan van het meer). De P-flux als gevolg van wegzijging blijkt dominant te zijn voor de verwijdering van P uit het Veluwemeer (figuur 4.1.7).

Figuur 4.1.6
P-gehalte in de bodem van het diepe deel van het Veluwemeer bij voortzetting van de invoer 1990 - 1997 en bij scenario's die resulteren in een verhoogde procentuele retentie en vermindering van erosie als gevolg van bedekking met waterplanten.



Figuur 4.1.7

P-fluxen in (positief) en uit (negatief) de toplaag van de bodem van het diepe deel van het Veluwemeer



4.1.4 Conclusies

De externe P-belasting is vanaf 1979 in alle Veluwerandmeren afgenomen.

In het Veluwemeer is een positieve retentie van P aanwezig, er treedt geen P-nalevering uit de bodem op. In het Wolderwijd, Drontermeer en Nulder-nauw is het beeld niet eenduidig.

Het 'hysterese' effect in meren kan voor een groot deel worden toegeschreven aan de vertraagde respons van het fosforgehalte in de toplaag van de bodem, en daarmee de 'P toestand', ten opzichte van de externe belasting.

Verlaging van de doorspoeling leidt tot langere verblijftijden, hogere procentuele retentie en daardoor hogere P-gehalten in de bodem. Dit effect wordt echter gecompenseerd door een lagere externe P-belasting, zodat het effect mogelijk veel geringer is dan in figuur 4.1.6.

Als gevolg van waterplanten vermindert de erosie en daarmee de begraving/verdunding van de bodem in het diepe deel met zand van het ondiepe deel, wat leidt tot hogere gehalten. De mate waarin dit speelt hangt af van de oppervlakte van de bedekking en de lengte van de periode gedurende het jaar dat planten er zijn. Hogere P-gehalten worden gecompenseerd doordat een deel van de P-retentie achter zal blijven in de waterplanten. De ontwikkeling van een organische laag op het zand wijst hier ook op. Onduidelijk is in hoeverre dit een bedreiging kan zijn voor de waterkwaliteit.

De resultaten over het P-gehalte van de bodem van het Veluwemeer (§ 4.1.3) kunnen niet zonder meer vertaald worden naar de andere Veluwerandmeren, omdat de conclusies onder meer afhankelijk zijn van de op-lading van de bodem in het verleden en de rol van wegzijging in de afvoer van P.

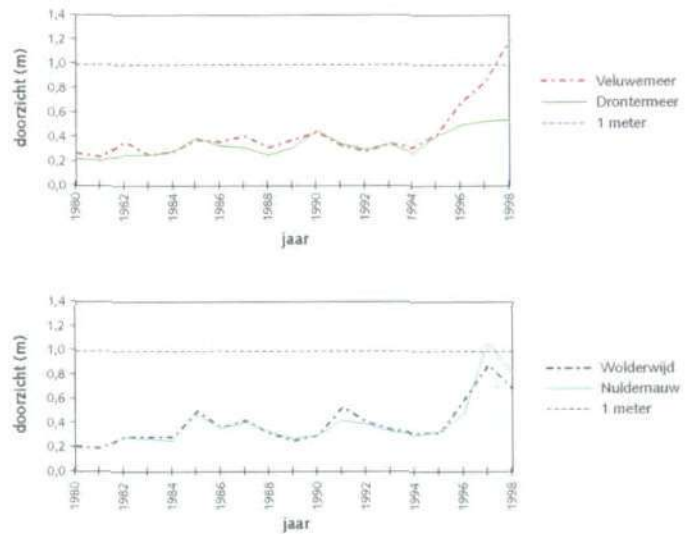
4.2 Fysisch chemische waterkwaliteit

4.2.1 Helderheid van het water

Het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht bedroeg in de zeventiger jaren in alle meren slechts 0,2 m (Reeders, 1996). Vanaf 1980 is het doorzicht in alle meren geleidelijk toegenomen tot ongeveer 0,4 m. Na 1995 vertoont het doorzicht vooral in het Veluwemeer en het Wolderwijd en Nuldernaauw een sterke stijging (figuur 4.2.1). In 1997 wordt in het Veluwemeer in het voorjaar de doelstelling van een doorzicht > 1 m ruimschoots gehaald, maar vanaf juni is dit niet het geval, terwijl in 1998 ook na de zeer heldere voorjaarsperiode het doorzicht > 1 m blijft (figuur 4.2.2). Een zomerhalfjaargemiddelde doorzicht van > 1 m wordt in het Nuldernaauw in 1997 en in het Veluwemeer in 1998 gehaald. In het Wolderwijd wordt in 1997 ook regelmatig een doorzicht van > 1 m gemeten, maar het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht haalt net niet deze norm. In het Wolderwijd is het doorzicht in 1998 relatief laag geweest (gemiddeld ongeveer 0,7 m). In het Drontermeer is het doorzicht vanaf 1995 geleidelijk gestegen tot circa 0,5 m.

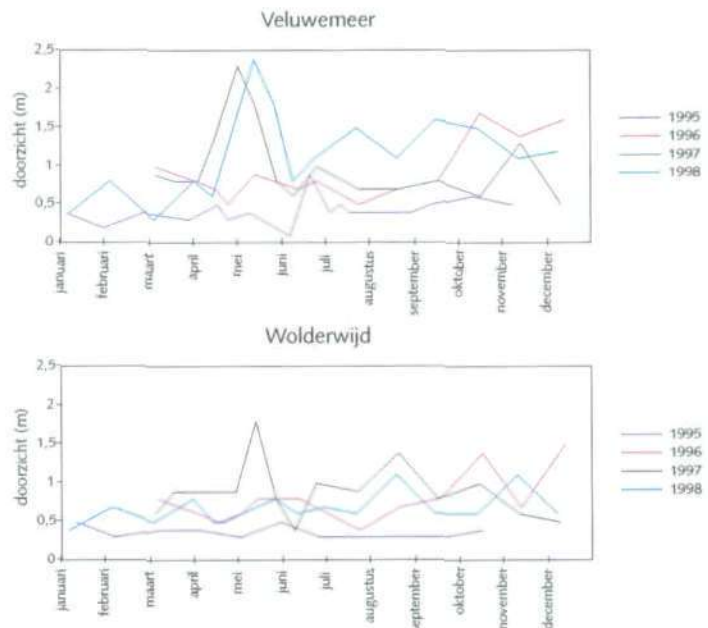
Figuur 4.2.1

Zomerhalfjaargemiddelde doorzicht in de Veluwerandmeren van 1980-1998 (op basis van het reciproke doorzicht)



Figuur 4.2.2

Verloop van het doorzicht in het Veluwemeer en Wolderwijd in 1995-1998



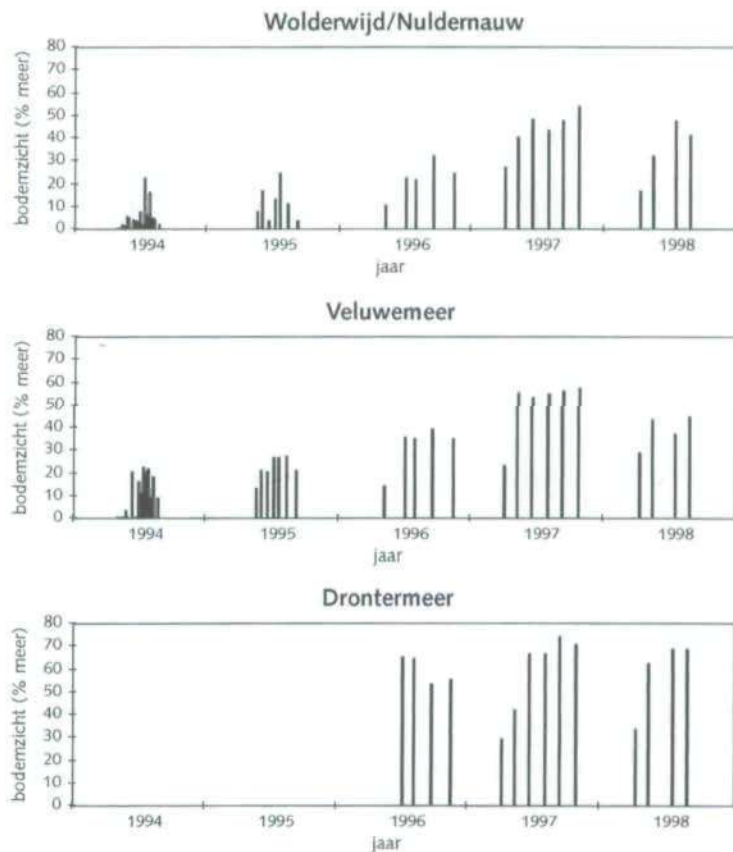
Met de toegenomen helderheid neemt ook de inhomogentiteit van het doorzicht in het meer toe. Terwijl in de tachtiger en begin negentiger jaren het doorzicht niet veel verschilde tussen de monsterpunten van een meer, worden nu op één dag grote verschillen in doorzicht gemeten (Bijlage 1). Afhankelijk van de wind kunnen ook in de tijd grote variaties in doorzicht gevonden worden: na een storm wordt het water troebel, binnen een dag kan het water daarna weer helder worden.

In het Veluwemeer en Wolderwijd is in het begin van de negentiger jaren geconstateerd dat boven kranswiervelden het water helder bleef. Met ingang van 1994 is vanuit een vliegtuig geschat hoe groot het oppervlakte helder water bedraagt (Zant, 1995; Zant et al., 1995; Tjeenk Willink & Zant, 1997). In het Veluwemeer en het Wolderwijd is het areaal met bodemzicht vanaf 1993 geleidelijk toegenomen (figuur 4.2.3). In 1998 is het oppervlak met helder water afgenomen. Dit is vooral opmerkelijk in het Veluwemeer, omdat het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht daar in 1998 wel is toegenomen. In 1998 is slechts drie maal in het groeiseizoen van de kranswieren gekarteerd, waarbij op voorafgaande dagen veel wind aanwezig was (Tjeenk Willink, 1999).

In het Drontermeer is pas vanaf 1996 het bodemzicht gekarteerd. In dit meer is het oppervlak met helder water ongeveer constant gebleven over de jaren.

Figuur 4.2.3

Percentage van het meeroppervlak met bodemzicht in de Veluwerandmeren van 1994-1998, gezien vanuit een vliegtuig.

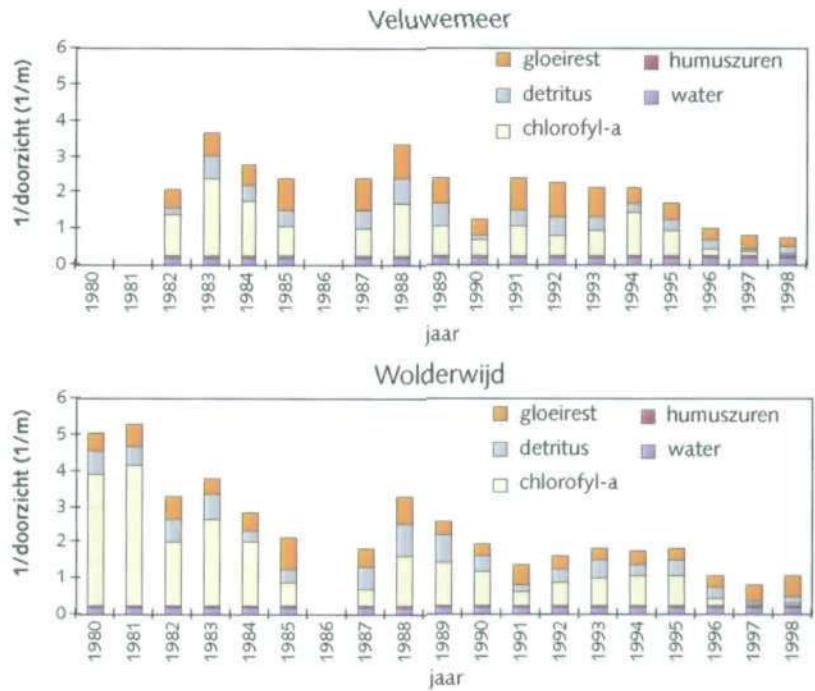


4.2.2 Bijdrage van de lichtuitdovende stoffen

Het model UITZICHT is gebruikt om de bijdrage van lichtuitdovende stoffen aan de troebeling van het water vast te stellen (Buiteveld, 1992). De berekeningen laten zien dat in de tachtiger jaren het water vooral troebel was door algen. De sterke toename in de helderheid vanaf 1995 is vooral het gevolg

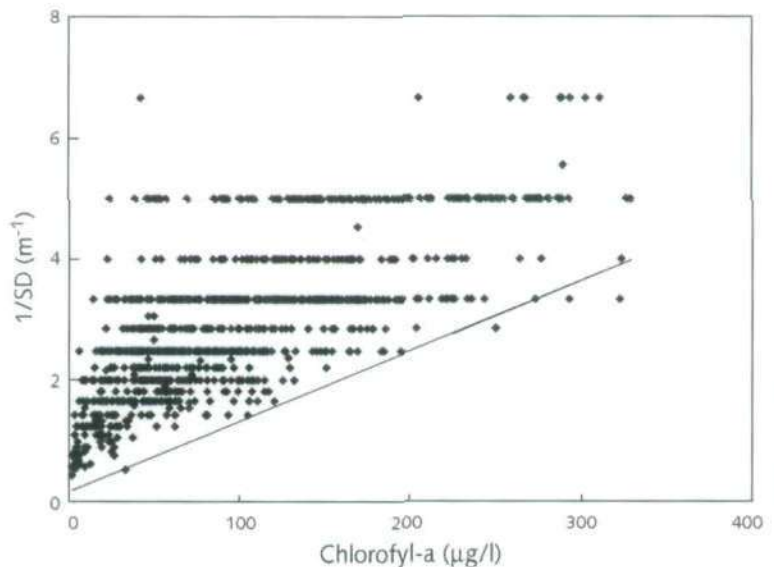
van een sterke reductie van de algenbiomassa. Ook de uitdoving van licht door anorganisch materiaal (gloeirest) en detritus is lager geworden. Alleen in 1998 neemt de bijdrage van gloeirest in het Wolderwijd toe, waarschijnlijk als gevolg van zandwinning nabij het monsterpunt (figuur 4.2.4).

Figuur 4.2.4
Bijdrage van de verschillende stoffen aan het reciproke doorzicht in het Veluwemeer en het Wolderwijd berekend met het model UITZICHT.



Tevens is geanalyseerd in hoeverre het reciproke doorzicht bij een bepaalde chlorofyl-a concentratie afwijkt van het maximale doorzicht (minimale reciproke doorzicht $1/SD$), zoals dat uit de landelijke dataset van de Vierde Eutrofiëringensquête is bepaald (Portielje & van der Molen, 1998). Ter illustratie van dit minimum geeft figuur 4.2.5 de individuele metingen van $1/SD$ versus de simultaan gemeten chlorofyl-a concentraties in de vier Veluwerandmeren. Voor dit minimale reciproke doorzicht als functie van de chlorofyl-a concentratie (getrokken lijn in figuur 4.2.5) geldt: $(1/SD)_{\min} = 0.167 + 0.0116 [\text{chlorofyl-a}]$. Dit minimum wordt gebruikt als referentie om onderlinge verschillen tussen de meer-jaren aan te relateren.

Figuur 4.2.5
Reciprook doorzicht $1/SD$ in relatie tot de chlorofyl-a concentratie (alle individuele monsternamen van de vier Veluwerandmeren in de periode 1980 t/m 1998). De getrokken lijn is de schatting van $(1/SD)_{\min} = 0.167 + 0.011 [\text{chlorofyl-a}]$.



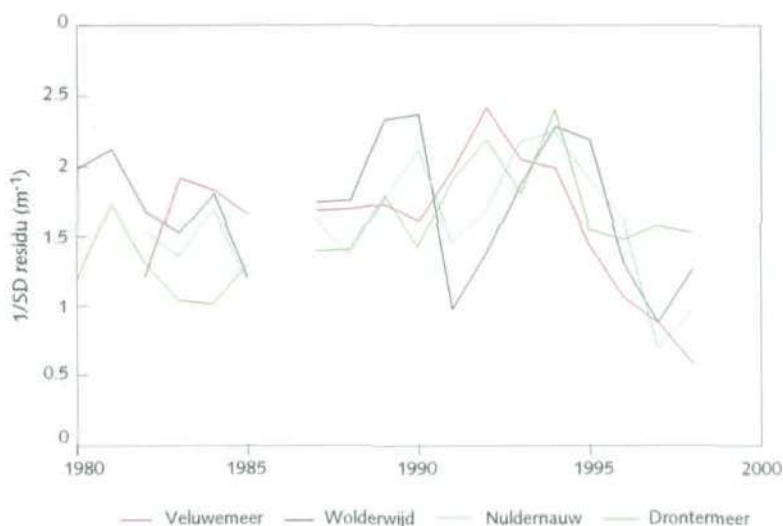
De residuen van het reciproke doorzicht, gedefinieerd als:

$$\text{residu } 1/SD = (1/SD)_{\text{gemeten}} - (1/SD)_{\text{min}} \quad [m^{-1}]$$

zijn een maat voor de bijdrage van niet-chlorofyl gerelateerde componenten (anorganische deeltjes, detritus) aan de lichtuitdoving. Het verloop in de tijd van de zomergemiddelden van deze residuen (figuur 4.2.6) laat zien dat, met name in de jaren na 1995, in het Nuldernauw, Wolderwijd en Veluwemeer een grote verlaging van deze residuen is opgetreden: behalve door een afname van de chlorofyl-a concentratie is tevens de lichtuitdoving van de overige componenten afgenomen. Voor het Wolderwijd is tevens een grote verlaging van de residuen na de uitdunning van de visstand begin jaren '90 zichtbaar. Deze was echter van tijdelijke aard. In het Drontermeer zijn de residuen nog niet afgenomen.

Figuur 4.2.6

Het verloop in de tijd van de zomergemiddelden van de residuen $(1/SD)_{\text{gemeten}} - (1/SD)_{\text{min}}$ in het Veluwemeer, Wolderwijd, Nuldernauw en Drontermeer.



4.2.3 Nutriënten.

Van 1979 naar 1980 is de fosfaatconcentratie sterk gedaald in het Veluwemeer. Vanaf 1980 is de totaal-fosfaatconcentratie in alle meren geleidelijk gedaald. Vanaf 1990 werd de korte termijn BOVAR doelstelling in het Veluwemeer en het Wolderwijd gehaald. In 1996 en 1997 werd in het Veluwemeer en het Wolderwijd de lange termijn BOVAR doelstelling van een totaal-P concentratie van 0.04-0.06 mg P/l bereikt. In beide meren is in 1998 de fosfaatconcentratie weer toegenomen (figuur 4.2.7).

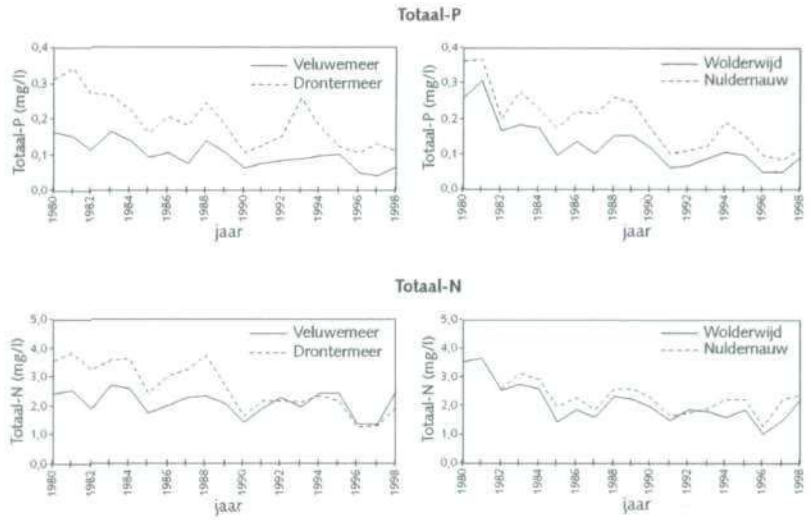
In het Drontermeer en het Nuldernauw zijn de concentraties geleidelijk afgenomen. In het Drontermeer is de fosfaatconcentratie nog niet lager geweest dan 0,10 mg P/l. In het Nuldernauw is dit in 1997 voor het eerst gebeurd. Ook in het Nuldernauw is de totaal-fosfaatconcentratie in 1998 weer gestegen.

De ortho-fosfaatconcentratie is in het Veluwemeer al vanaf 1980 zodanig laag dat regelmatig fosfaatlimitatie voor de algengroei optreedt. In het Wolderwijd is dit ook regelmatig het geval, terwijl de concentraties in het Nuldernauw en Drontermeer hoger liggen en in 1998 weer verder gestegen zijn.

Ook de totaal-stikstofconcentratie is vanaf 1980 geleidelijk gedaald. In 1996 en 1997 waren de concentraties zeer laag, maar in 1998 zijn de concentraties in alle meren sterk toegenomen. De nitraat- en nitrietconcentraties zijn al jaren laag in de Veluwerandmeren, maar vanaf 1996 is een opvallende stijging van deze concentraties te zien (figuur 4.2.8).

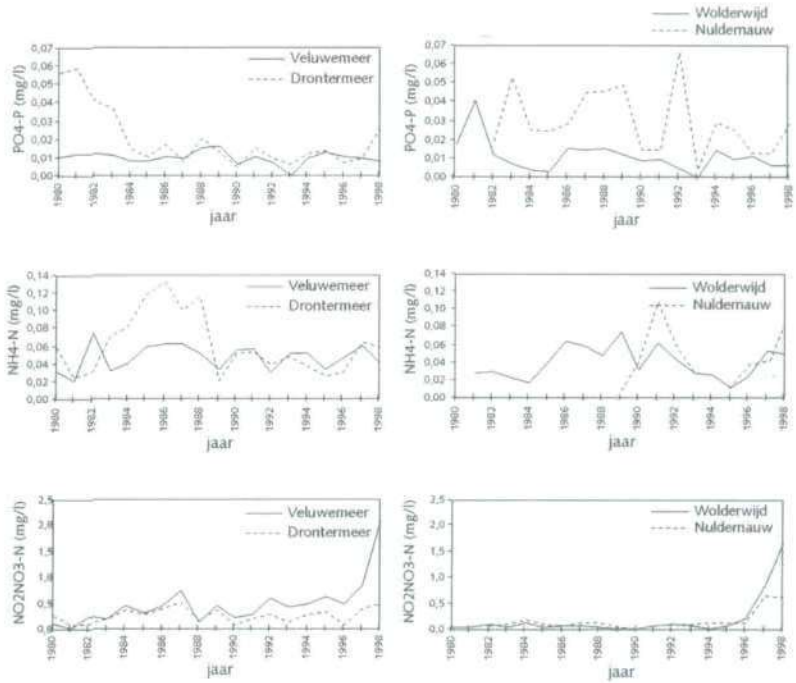
Figuur 4.2.7

Zomerhalfjaargemiddelde van totaal-fosfaat en totaal-stikstof in de Veluwerandmeren van 1980-1998



Figuur 4.2.8

Zomerhalfjaargemiddelde van ortho-fosfaat en opgelost stikstof in de Veluwerandmeren van 1980-1998



Verhouding tussen chlorofyl-a en nutriëntenconcentraties

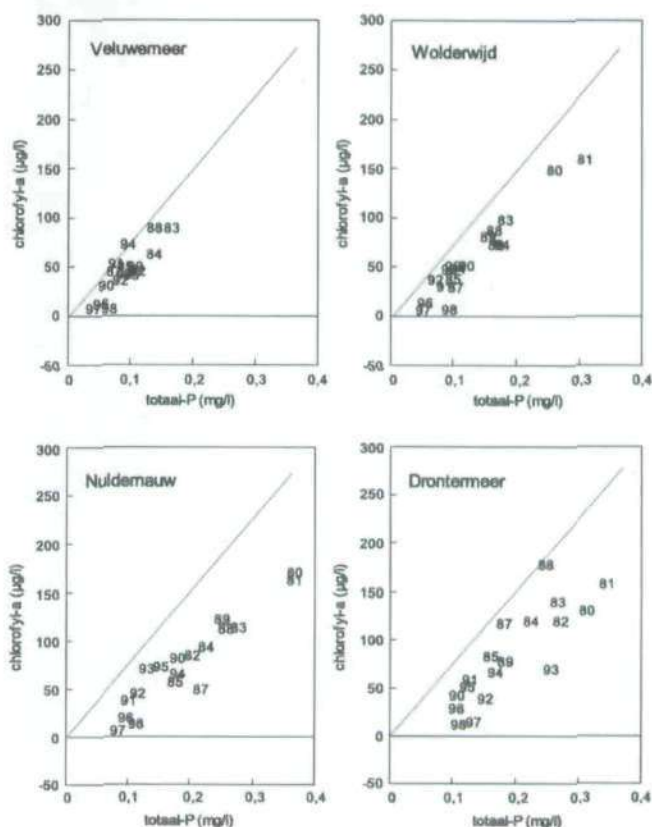
Uit analyse van de zomergemiddelde chlorofyl-a : nutriënten ratio's blijkt dat in alle meren de ratio's gedurende de periode 1980-1996 vrijwel altijd dicht bij de 95% maximale ratio lagen, zoals deze in de Vierde Eutrofiëringssenquête zijn vastgesteld voor systemen die niet gedomineerd worden door draadvormige blauwalgen (Portielje & van der Molen, 1998, figuur 4.2.9). Ook in de jaren dat blauwalgen dominant waren, komen de chlorofyl-a concentraties niet links van deze lijn te liggen (relatief hoge chlorofyl-a concentraties bij een bepaalde nutriëntenconcentratie). Dit is wel gevonden in de Vierde Eutrofiëringssenquête voor meer-jaren met dominantie van draadvormige blauwalgen in een beperkt aantal systemen in het veenplassengebied van West-Nederland (beheersgebieden Rijnland, DWR en Schieland).

Pas gedurende de laatste twee jaren wijken met name de chlorofyl-a: totaal-N verhoudingen in alle meren sterk af van deze 95% maximale lijn (figuur 4.2.9 en 4.2.10). De hogere zomergemiddelde totaal-N concentraties in

1998 (voor Nuldernaauw en Drontermeer ook in 1997) resulteerden niet in een noemenswaardige verhoging van de zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties. Hieruit volgt de conclusie dat de algenbiomassa in de meren gedurende de laatste jaren niet door stikstof is gelimiteerd. Voor totaal-P is dit minder extreem, maar ook voor totaal-P is in alle meren waarneembaar dat de punten vanaf 1996 sterk afwijken van de 95% maximale lijn.

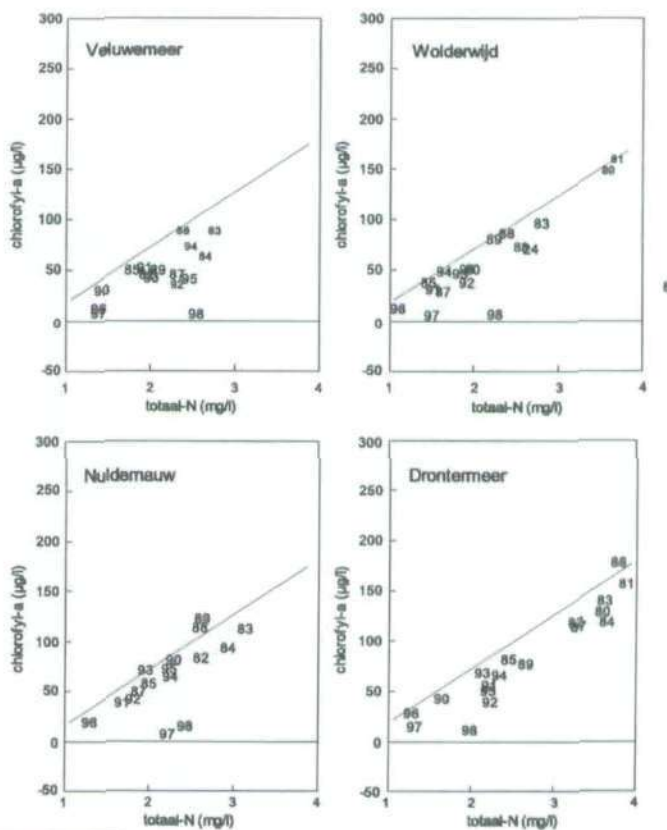
Figuur 4.2.9

Zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties in relatie tot de zomergemiddelde totaal-P concentraties in het Veluwemeer, Wolderwijd, Nuldernaauw en Drontermeer. De getrokken lijn geeft de 95% maximale lijn aan zoals deze in de Vierde Eutrofiëringsequête is gevonden voor systemen zonder dominantie van draadvormige blauwalgen.



Figuur 4.2.10

Zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties in relatie tot de zomergemiddelde totaal-N concentraties in het Veluwemeer, Wolderwijd, Nuldernaauw en Drontermeer. De getrokken lijn geeft de 95% maximale lijn aan zoals deze in de Vierde Eutrofiëringsequête is gevonden voor systemen zonder dominantie van draadvormige blauwalgen.



Lage concentraties opgeloste nutriënten

Concentraties opgeloste nutriënten ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$ de som van nitriet en nitraat) kunnen ook een indicatie geven voor een mogelijke optreden van nutriëntenlimitatie, mits een voldoende lage detectielimiet bij de analyse is gehanteerd. Voor zowel $\text{NH}_4\text{-N}$ als $\text{NO}_x\text{-N}$ bedroeg deze detectielimiet 0,01 mg N/l gedurende de periode. Voor $\text{PO}_4\text{-P}$ is in de Veluwerandmeren tot 1983 een detectielimiet gehanteerd van 0,01 mg P/l, daarna 0,001 mg P/l.

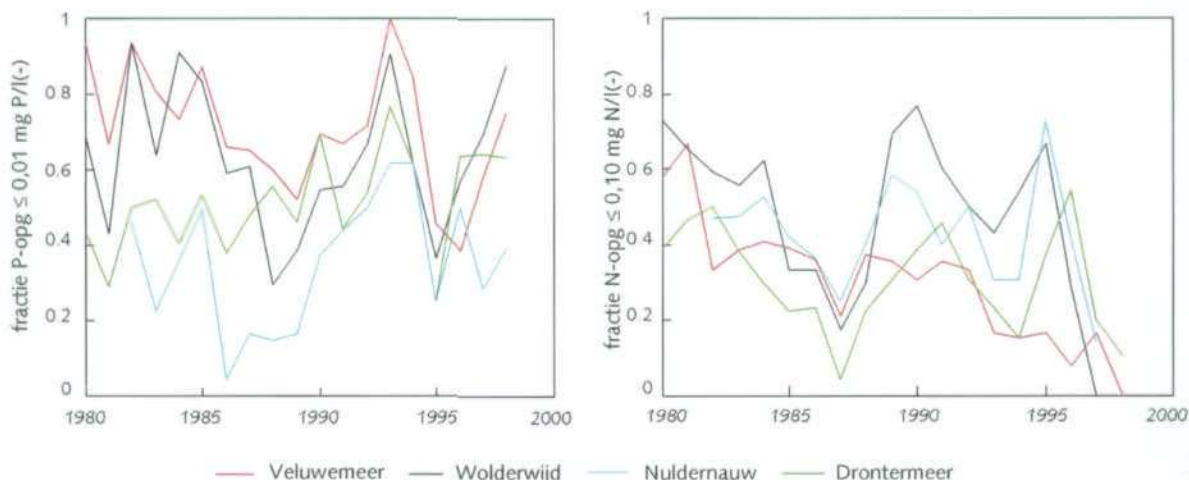
Het is moeilijk aan te geven beneden welke concentraties van opgelost N of opgelost P nu werkelijk limitatie van groei optreedt. De actuele groeisnelheid van algen, μ , kan worden voorgesteld als een maximale groeisnelheid μ_{max} vermenigvuldigd met een aantal limitatiefactoren, die de limitatie die optreedt door een beperkende factor (licht, nutriënten etc.) weergeeft. Voor nutriënten worden deze factoren als een Monod term voorgesteld:

$$\mu = \mu_{\text{max}} \frac{[\text{P}_{\text{opg}}]}{(K_p + [\text{P}_{\text{opg}}])} \frac{[\text{N}_{\text{opg}}]}{(K_N + [\text{N}_{\text{opg}}])}$$

waarbij de parameters K_p en K_N de concentraties weergeven waarbij $\mu = 1/2 \mu_{\text{max}}$. Deze parameters verschillen per algensoort en kunnen binnen een soort ook in de tijd variëren, door adaptatie van interne mechanismen aan de beschikbaarheid van nutriënten. Voor gemengde algenpopulaties liggen deze echter in de orde grootte van $\text{P}_{\text{opg}} = 0.01 \text{ mg/l}$ en $\text{N}_{\text{opg}} = 0.10 \text{ mg/l}$. Bij de analyse van tijdreeksen zijn deze waarden aangehouden als indicatie voor N- of P-limitatie. Figuur 4.2.11 geeft per jaar de fractie van de monsters, waarvoor geldt dat $\text{P}_{\text{opg}} \leq 0.01 \text{ mg/l}$ en $\text{N}_{\text{opg}} \leq 0.10 \text{ mg/l}$. Uit de figuur blijkt dat de fractie met P-limitatie weliswaar sterk varieert van jaar tot jaar, maar dat er geen duidelijke langjarige trend waarneembaar is. Voor N zijn de fracties $\text{N}_{\text{opg}} \leq 0.10 \text{ mg/l}$ duidelijk zeer laag gedurende de jaren 1997 en 1998, hetgeen aangeeft dat gedurende deze jaren geen N-limitatie opgetreden is. Dit is in overeenstemming met de reeds geconstateerde zeer lage chlorofyl-a: totaal-stikstof ratio's gedurende deze jaren. De fracties $\text{N}_{\text{opg}} \leq 0.10 \text{ mg/l}$ variëren sterk van jaar tot jaar, dus in hoeverre dit een permanente verandering betreft is niet duidelijk. In 1987 waren de fracties $\text{N}_{\text{opg}} \leq 0.10 \text{ mg/l}$ eveneens laag in alle meren. Voor zowel N als P zijn de fracties tussen de meren onderling gecorreleerd.

.....
Figuur 4.2.11

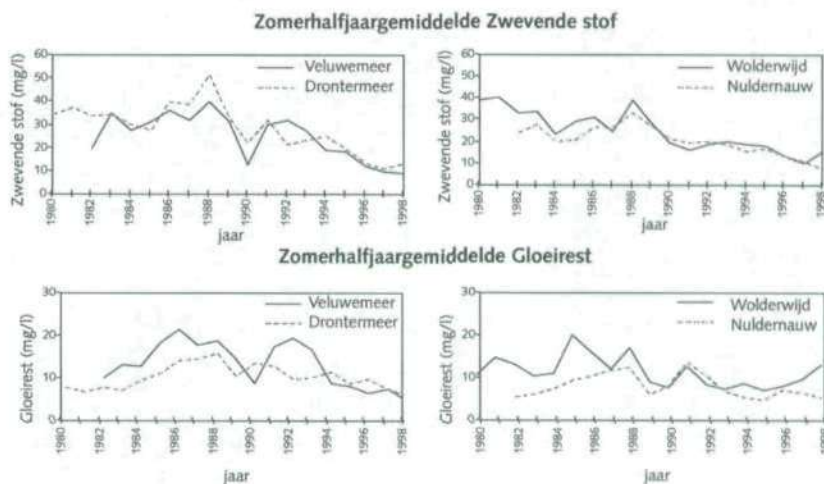
Jaarlijkse fracties van monsters met P-opgelost $\leq 0.01 \text{ mg P/l}$ en met N-opgelost $\leq 0.10 \text{ mg N/l}$.



4.2.4 Zwevende stof en gloeirest

De zwevende stof concentratie (figuur 4.2.12) vertoont in alle meren vanaf 1980 een geleidelijke afname die in overeenstemming is met de afname van de chlorofyl-a concentratie. De laatste drie jaar zijn de concentraties in het Veluwemeer en Drontermeer beduidend lager dan in de voorgaande jaren. In het Wolderwijd is de concentratie in 1998 weer toegenomen. De gloeirest concentratie vertoont geen geleidelijke afname vanaf 1980. In het Veluwemeer is vanaf 1995 de gloeirest concentratie sterk afgenomen. In het Wolderwijd is dit in 1998 niet het geval.

.....
Figuur 4.2.12
Zomerhalfjaargemiddelde van zwevende stof en gloeirest in de Veluwerandmeren van 1980-1998



4.2.5 Conclusies

Helderheid

Het doorzicht van het water in de meren is vanaf 1995 sterk toegenomen. In het Veluwemeer en het Nuldernauw is de lange termijn doelstelling van > 1 m bereikt, in het Wolderwijd net niet. In het Drontermeer is ook een sterke verbetering opgetreden maar het gewenste doorzicht is niet bereikt. Met de toename van het doorzicht wordt de inhomogeniteit binnen de meren groter. Er kunnen grote verschillen in helderheid binnen een meer worden gemeten. Het hoge doorzicht vanaf 1995 wordt veroorzaakt door een afname van de chlorofyl-a concentratie en een toename van het achtergronddoorzicht (doorzicht in afwezigheid van algen).

Nutriënten

In alle meren zijn de nutriëntenconcentraties afgenomen. In het 1996 en 1997 waren de fosfaatconcentraties vooral in het Veluwemeer en Wolderwijd zo laag dat de lange termijn doelstelling voor fosfaat werd bereikt. In 1998 nam de concentratie waarschijnlijk als gevolg van de hoge neerslag sterk toe. De laatste jaren zijn vooral de opgelost-stikstofconcentraties zo hoog dat geen nutriëntenbeperking van de algengroei optreedt.

Zwevende stof en gloeirest

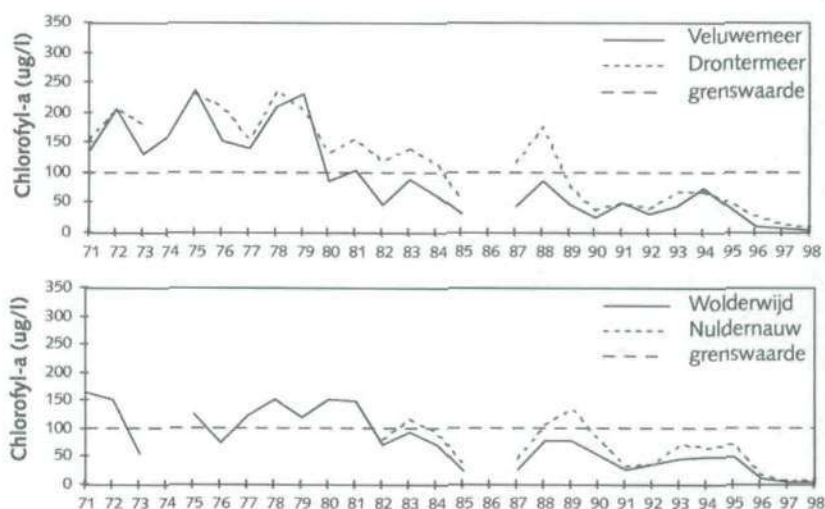
Vanaf 1995 zijn de gloeirest en zwevende stof concentraties sterk afgenomen in het Veluwemeer. In het Wolderwijd is geen afname van de gloeirest concentraties te zien.

4.3 Fytoplankton

4.3.1 Historische ontwikkeling van de chlorofyl-a concentratie en het fytoplankton

In de historische ontwikkeling van het fytoplankton in de Veluwerandmeren kan een aantal fasen worden onderscheiden (Noordhuis, 1997; Bijkerk, 1998).

Figuur 4.3.1
Zomerhalfjaargemiddelde chlorofyl-a
concentratie in de Veluwerandmeren
1971 - 1998.



1971-1979

In fase 1 lagen de zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties (ver) boven de 100 µg/l en werd het planktonbeeld volledig gedomineerd door *Oscillatoria* (nu *Planktothrix*) *agardhii*. In sommige perioden was *Planktothrix* zelfs jaarrond de dominante soort in het fytoplankton, doordat de populatie ongeschonden de winter doorstond en direkt aan het begin van het nieuwe groeiseizoen domineerde.

1980-1985

Na de invoering van defosfatering op de RWZI's Elburg en Harderwijk, de winterdoerspoeling van het Veluwemeer (1979 -1980) en het Wolderwijd (1981-1982) daalde in fase 2 de chlorofyl-a concentratie tot circa 75 - 100 µg/l. Een echte voorjaarsbloei van pennate diatomeeën - vooral *Diatoma tenuis*, kreeg een kans in plaats van kortdurende opbloei van de hypereutrafente diatomee *Stephanodiscus hantzschii* in fase 1. Ook de dichtheid van *Planktothrix* daalde enigszins en andere blauwalgen verschijnen in het fytoplankton (figuren 4.3.2, 4.3.3 en 4.3.4).

1986-1988

De derde fase volgde op de strenge winters van 1985 en 1986. *Planktothrix* werd in het nauw gedrongen en was met nog slechts geringe aantallen aanwezig. Diatomeeën kwamen in het voorjaar verder tot bloei, terwijl in de rest van het groeiseizoen overige blauwalgen, maar vooral groenwieren en overige groepen algen tot ontwikkeling kwamen. De strenge winter onderbrak de permanente dominantie van *Planktothrix*, waardoor de ent voor ontwikkeling in het voorjaar werd gereduceerd. Mogelijk leidt reductie van de ent-populatie juist voor een traag groeiende soort als *Planktothrix* tot een afname van de concurrentiekracht. Ook populatieverliezen als gevolg van het doorspoelen in de zomer - dat in deze periode

werd gestart - zullen hieraan hebben bijgedragen. De strenge winter leidde eveneens tot een sterke afname van de hoeveelheid Brasem, met mogelijk positief gevolg voor de door zoöplankton ontwikkelde graasdruk.

1989-1995

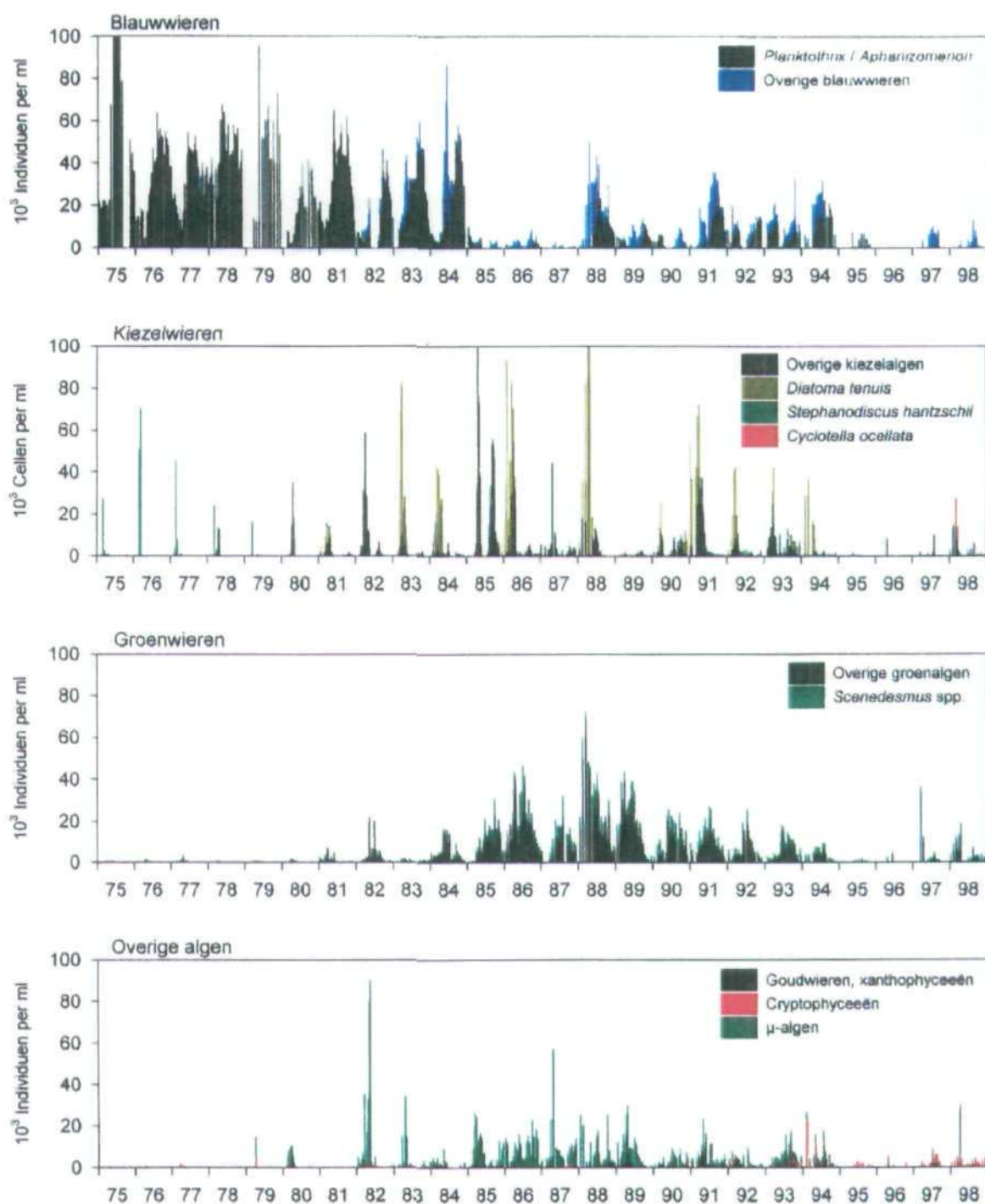
In de daaropvolgende vierde fase - tot en met 1995 - schommelde de chlorofyl-a concentratie in het Veluwemeer en het Wolderwijd rond de 50 µg/l; de abundantie van *Planktothrix* in het Veluwemeer varieerde van jaar tot jaar, maar de dichtheden zijn in deze fase ruwweg gehalveerd ten opzichte van de waarden van vóór 1985. Geleidelijk aan wordt *Planktothrix* meer en meer vergezeld door kleine kolonievormende blauwalgen als *Cyanodictyon*, *Aphanocapsa* en *Merismopedia*. Deze soorten geven geen overlast, doordat ze geen drijfvlagen vormen en voor zover bekend niet toxisch zijn. In sommige perioden is *Planktothrix* zelfs geheel verdwenen. In het Wolderwijd weet *Planktothrix* zich redelijk te herstellen in de loop van 1988 - 1990. Een sterke reductie in dit meer volgde op de afwissing in de winter van 1990-1991. In de zomer van 1993 is *Planktothrix* in het Wolderwijd weer sterk dominant, maar de herovering van deze positie bleek van korte duur.

1996-1999

Vanaf 1996 - fase 5 - zijn de chlorofyl-a concentraties in het Veluwemeer en Wolderwijd zeer laag; *Planktothrix* is geheel verdwenen uit het planktonbeeld. Er lijkt een tendens te zijn naar relatief veel fytoplankton in januari-april en zeer lage aantallen in mei-december. De abundantie van fytoplankton in het Veluwemeer en Wolderwijd is de laatste jaren omgekeerd evenredig aan die van de kranswieren. In figuur 4.3.3 valt op dat in augustus 1997 de blauwalg *Microcystis* een record voor het Veluwemeer vestigt. *Microcystis* kreeg in de periode dat *Planktothrix* domineerde geen voet aan de grond. Markant is verder de afwezigheid van *Diatoma tenuis*, die in 1981 - 1995 vrijwel altijd de voorjaarsbloei domineerde. In 1998 was met name in het Veluwemeer - en in mindere mate in het Wolderwijd - *Cyclotella ocellata* talrijk aanwezig. In de ontwikkeling van diatomeeën zien we een overgang van een hypereutrafente, meso-polysaprobe soort (*Stephanodiscus hantzschii*), naar een eutrafente, mesosaprobe soort (*Diatoma tenuis*), naar de mesotrafente, oligosaprobe soort *Cyclotella ocellata*. Deze trend lijkt een respons op een afgenomen belasting in organische stof en nutriënten. Het beeld voor 1999 is nog niet compleet. Opmerkelijk is wel de bloei - eind maart, begin april - van *Anabaena lemmermanni* in het Veluwemeer. Toxineconcentraties - microcystine - overschreden met 33 µg/l de WHO norm waarbij gezondheidsrisico's voor recreanten optreden. In het Drontermeer en het Nuldernauw is de laatste jaren *Planktothrix* alleen nog in zeer lage dichtheden aanwezig.

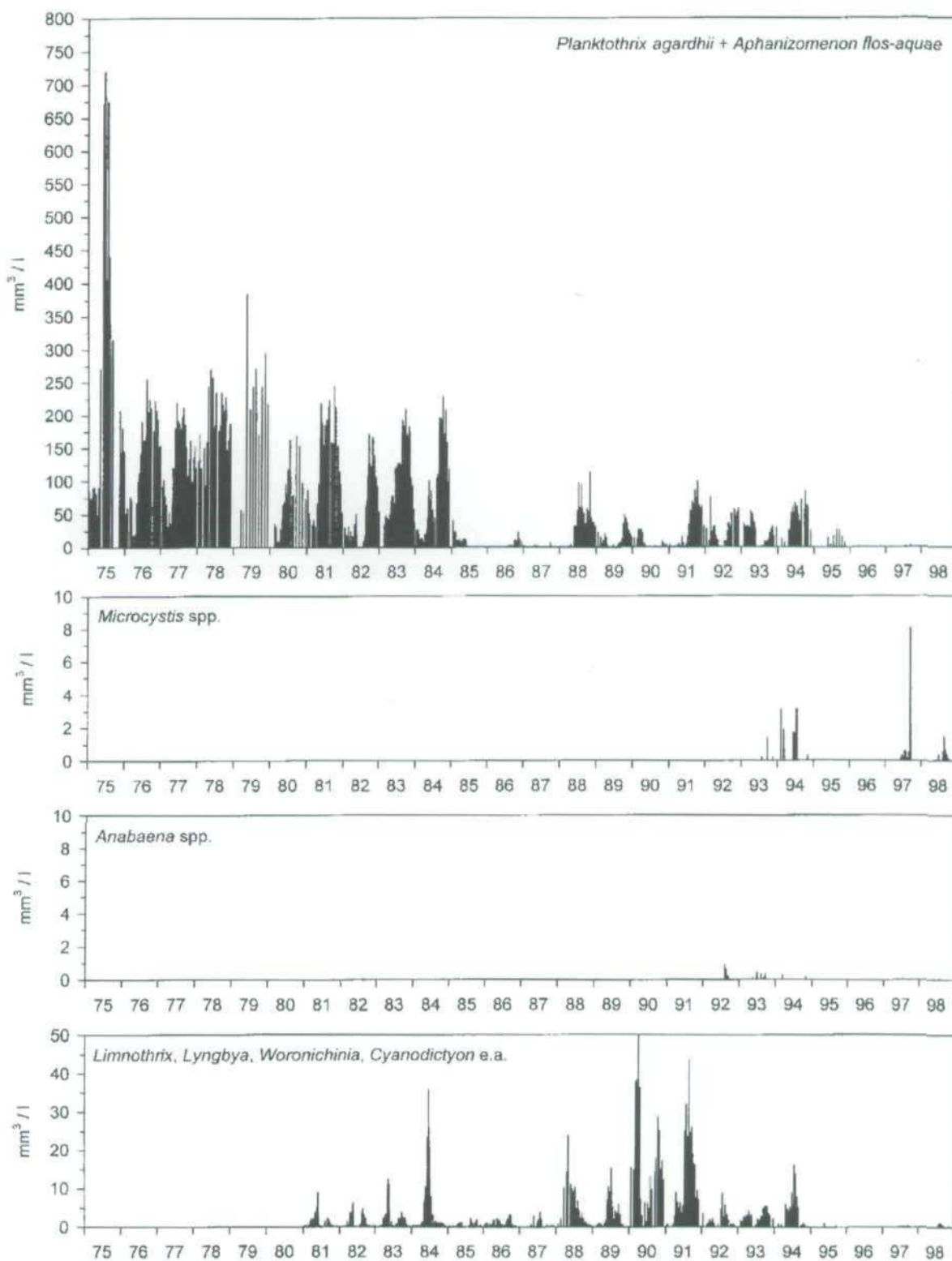
Figuur 4.3.2

Abundantie en soortensamenstelling van het fytoplankton in het Veluwemeer (geul) in 1975 - 1998 (Bijkerk, 1999).



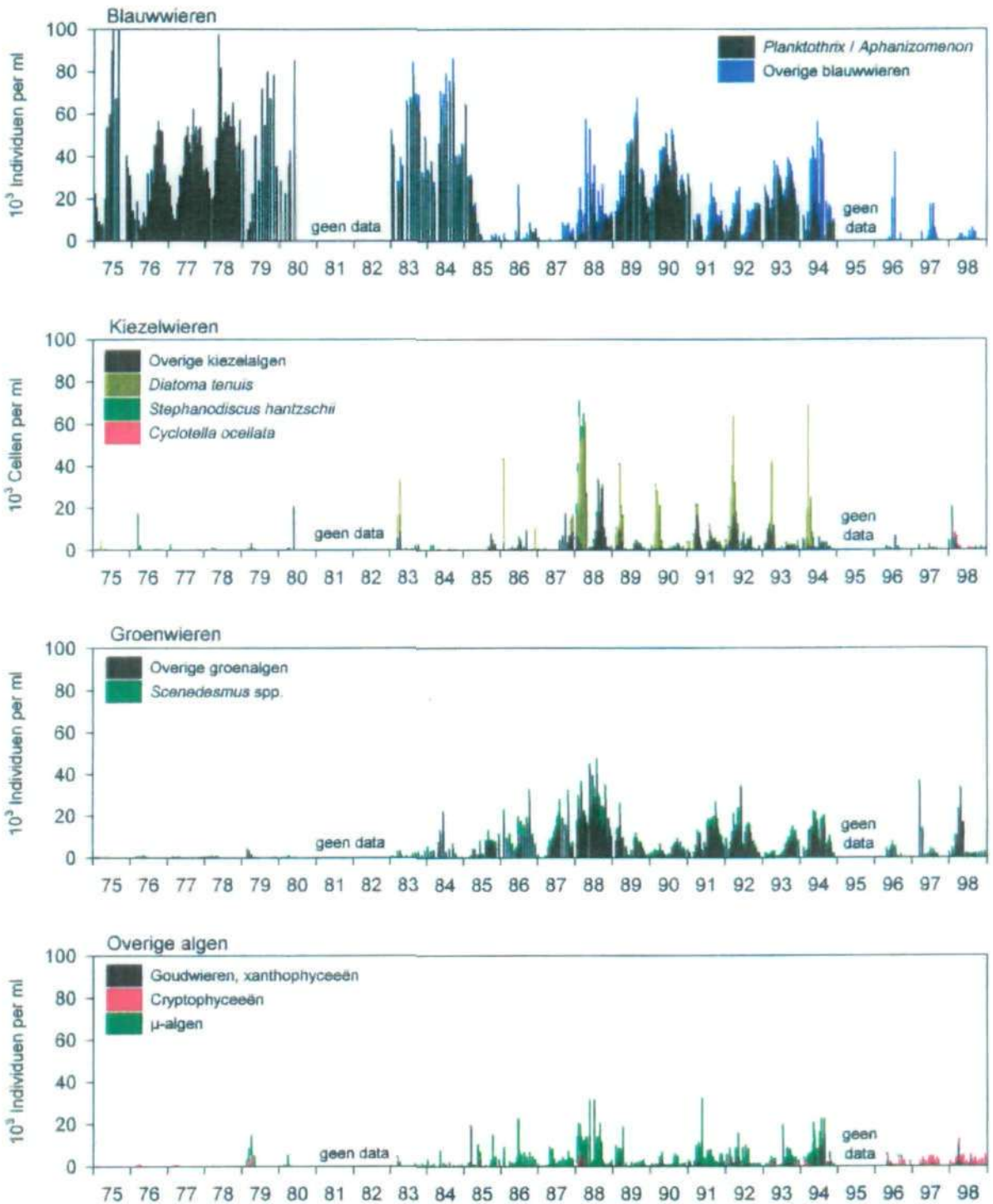
Figuur 4.3.3

Biovolume en soortensamenstelling van blauwalgen in het Veluwemeer (geul) in 1975 - 1998 (Bijkerk, 1999).



Figuur 4.3.4

Abundantie en soortensamenstelling van het fytoplankton in het Wolderwijd (geul) in 1975 - 1998 (Bijkerk, 1999).



4.3.2 Belang van *Planktothrix agardhii*

Uit de historische ontwikkeling wordt duidelijk dat de periode met een slechte waterkwaliteit en sterk verarmd ecosysteem samenvalt met de dominantie door *Planktothrix*. Evenzeer valt het herstel van het Veluwemeer en Wolderwijd samen met het doorbreken van de dominantie, uiteindelijk zelfs verdwijnen van *Planktothrix*. Een vraag naar de stabiliteit van het heldere water in de Veluwerandmeren is dus niet slechts het beoordelen van het risico op een terugval naar hoge chlorofyl-a concentraties, maar vooral ook het beoordelen van eventuele condities waaronder *Planktothrix* zou kunnen terugkeren als dominante algensoort. Om die reden is het opportuun met een zekere mate van detail in te gaan op de kennis omtrent *Planktothrix*.

Ecofysiologie van *Planktothrix*

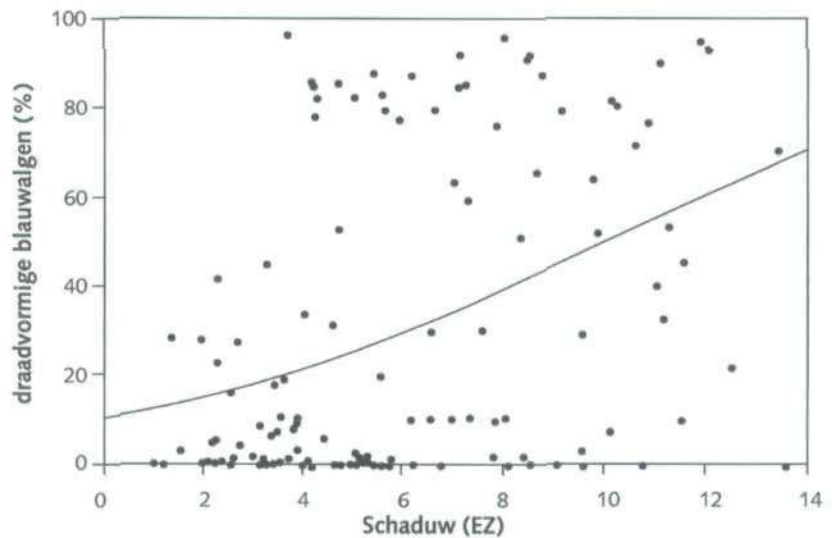
Planktothrix is een draadvormige blauwalg (cyanobacterie). Blauwalgen zijn prokaryoten in tegenstelling tot eukaryote algengroepen als groenwieren en diatomeeën. De aard van de lichtinvangende antenne - die ingevangen fotonen doorgeeft aan het fotosynthetisch reactie centrum - verschilt tussen blauwalgen en eukaryote algen. Blauwalgen bezitten geen chlorofyl-eiwit complexen maar phycobilsomen. De pigmenten van deze structuren - (allo)phycocyanine en phycoerithrine - kunnen in tegenstelling tot chlorofyl-a ook een deel van het groene licht invangen. In sterk eutroof water is met name groen licht aanwezig, als gevolg van absorptie van blauw en rood licht door chlorofyl-a, waardoor blauwalgen in het voordeel zijn. Draadvormige blauwalgen hebben bovendien, op nieuw in vergelijking met eukaryote algen, een lage onderhoudsenergie. Dat betekent dat een eenmaal gevestigde populatie, onder condities waarin energie - lees licht - beperkend is zonder veel moeite de populatie kan onderhouden en concurrenten geen kans geeft. Dit strookt met de waarneming dat *Planktothrix* populaties in het Veluwemeer en Wolderwijd in jaren zonder strenge winters gedurende het hele jaar dominant aanwezig waren.

De concurrentie positie van *Planktothrix agardhii* is grotendeels afhankelijk van een troebel lichtklimaat waarin *Planktothrix* op grond van een superieure lichtinvang en lage onderhoudsenergie kan overheersen. De populatie schept zelf middels een hoge biomassa het troebele lichtklimaat waarvan het afhankelijk is. *Planktothrix* is afhankelijk van schaduw maar creëert deze (deels) zelf. De opbrengst op fosfaat is hoger dan van andere soorten, dat wil zeggen dat de mate van troebeling bij een gegeven P concentratie relatief hoog is (hoge P/chlorofyl-a ratio's - Portielje & van der Molen, 1998), omdat zich pas bij een hogere biomassa lichtlimitatie voordoet.

De afhankelijkheid van troebel water zorgt ervoor dat het voorkomen van *Planktothrix agardhii* in zekere zin een scenario van alternatieve stabiele evenwichten volgt. Op basis van gegevens van 55 Nederlandse meren blijkt *Planktothrix* óf redelijk dominant aanwezig óf vrijwel afwezig te zijn (figuur 4.3.5). Het omslagpunt tussen deze twee stabiele evenwichten wordt bepaald door het lichtklimaat. Scheffer et al. (1997) tonen aan dat in herstelstudies - bijvoorbeeld Veluwemeer, Slachtensee - *Planktothrix* bij een min of meer vaste waarde van troebelheid verdwijnt (figuur 4.3.6b). Pogingen om het verdwijnen van *Planktothrix* te koppelen aan vaste P-concentraties zijn minder succesvol (figuur 4.3.6a). Weliswaar is *Planktothrix* afhankelijk van hoge nutriëntconcentraties om een voldoende hoge biomassa te vestigen waardoor een troebel lichtklimaat ontstaat, maar het licht is de direkt selecterende factor. Helaas is het niet zo dat een echt scherpe grenswaarde voor helderheid kan worden gegeven waarbij *Planktothrix* zich niet langer kan handhaven. Andere factoren, bijvoorbeeld uitspoelingsverliezen beïnvloeden de relatie. Het verband tussen troebelheid en het voorkomen van *Planktothrix* is wel dusdanig sterk dat in meer algemene zin kritische grenzen gezocht kunnen worden.

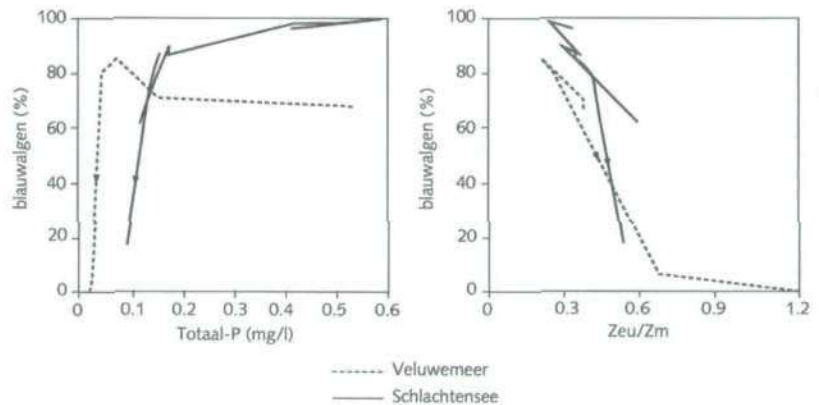
Figuur 4.3.5

Relatieve abundantie op basis van biovolume van het aandeel draadvormige blauwalgen - m.n. *Planktothrix* - in 55 ondiepe Nederlandse meren als functie van de mate van schaduw in de waterkolom. Schaduw wordt hier gedefinieerd als het produkt van de onderwater licht extinctiecoëfficiënt E en de diepte Z van het meer. Er lijken twee groepen te onderscheiden: meren met een hoge abundantie van *Planktothrix* bij $EZ > 6$ en meren met vrijwel afwezigheid van *Planktothrix* bij $EZ < 6$. De correlatie is niet perfect. Uit Scheffer et al. (1997).



Figuur 4.3.6

Afname van de blauwalg *Planktothrix* agardhii in het Veluwemeer en ter vergelijking de Slachtensee als functie van de totaal-P concentratie (figuur 4.3.6a) en het onderwater lichtklimaat (figuur 4.3.6b) - hier uitgedrukt als de ratio tussen de eufotische diepte Z_{eu} en de mengdiepte Z_m . Het ineenstorten van de *Planktothrix* populatie gebeurt bij een hogere totaal-P concentratie in het ondiepere Veluwemeer dan in de Slachtensee. De waarde van Z_{eu}/Z_m waarbij *Planktothrix* verdwijnt is wel goed vergelijkbaar in beide systemen. Uit Scheffer (1998).



4.3.3 Grenswaarden voor troebelheid en fosfaat

Troebelheid

De troebelheidswaarde - uitgedrukt als het produkt EZ van de extinctiecoëfficiënt E en de diepte Z - waarbij *Planktothrix* in de Nederlandse meren slechts sporadisch aanwezig is bedraagt (circa) $EZ = 6$ (zie figuur 4.3.5). Bij een gemiddelde diepte van 1.56 m voor het Veluwemeer komt dit overeen met een grenswaarde voor de extinctie coëfficiënt van 3.75 m^{-1} (Wolderwijd met een gemiddelde diepte van 1.94 m, grenswaarde voor $E = 3.1 \text{ m}^{-1}$). Uit de ontwikkeling van *Planktothrix* in Veluwemeer en Slachtensee blijkt de blauwalgdominantie abrupt af te nemen bij een verhouding tussen eufotische diepte en mengdiepte van circa 0.45, d.w.z. eufotische zone van $> 0.7 \text{ m}$ (Wolderwijd $> 0.87 \text{ m}$). Dit komt overeen met een waarde van $EZ = 10$ (volgens de vergelijking $Z_{eu}/Z_m = 4.5/EZ$ - Scheffer et al., 1997) en een extinctiecoëfficiënt van $6,4 \text{ m}^{-1}$ (Wolderwijd $E = 5.2 \text{ m}^{-1}$). Bij een toename van de troebelheid van de Veluwerandmeren bijvoorbeeld als gevolg van een hogere P-belasting of een verhoogde achtergrond extinctie - zoals een hogere slib concentratie - zal *Planktothrix* volgens bovenstaande berekening niet terugkeren zolang EZ kleiner blijft dan 6 - 10,

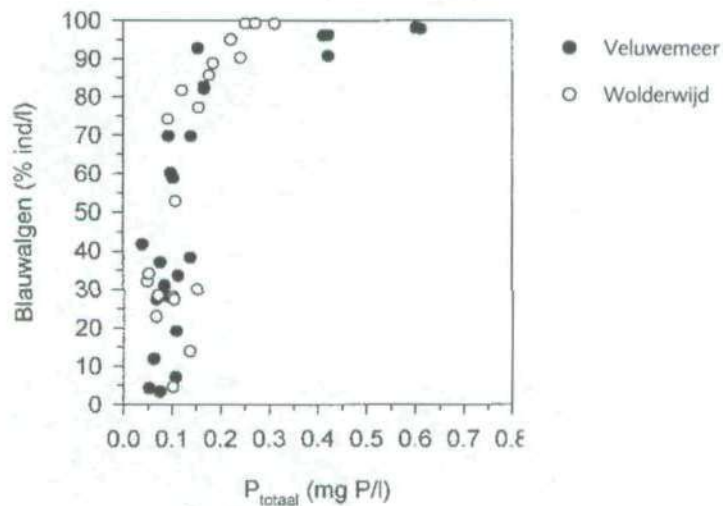
dat wil zeggen zolang de extinctie coëfficiënt kleiner blijft dan $4 - 7 \text{ m}^{-1}$. Dit komt overeen met een doorzicht (volgens de vergelijking $E = 1.44/SD$) van minimaal 0.20 - 0.35 m. In de periode - begin 1971 - waarin *Planktothrix* abrupt toenam en zich ontwikkelde tot de dominante soort nam het doorzicht inderdaad af van circa 0.45 m naar circa 0.25 m. Gedurende de herstelperiode (circa 1971 - 1996) bleef *Planktothrix* met wisselende abundantie aanwezig in de Veluwerandmeren. Andere factoren dan troebelheid lijken de populatiedynamiek in deze periode mede gestuurd te hebben - o.a. wintercondities, zoals elders in dit hoofdstuk omschreven. *Planktothrix* was soms (dominant) aanwezig ook in jaren dat het zomergemiddelde doorzicht boven de aangegeven grenswaarde van circa 0.35 m uitsteeg, maar verdween uit de Veluwerandmeren met een verdere toename van het doorzicht. Samenvattend: bij een doorzicht $< 0.20 \text{ m}$ is slechts één stabiele toestand waarschijnlijk, namelijk volledige dominantie door *Planktothrix*; bij een doorzicht van $> 0.50 \text{ m}$ is de meest waarschijnlijke stabiele toestand afwezigheid van *Planktothrix*, terwijl in het tussenliggende gebied - doorzicht tussen 0.20 en 0.50 m - *Planktothrix* in wisselende hoeveelheden aanwezig kan zijn, gestuurd door niet aan troebelheid gebonden factoren, bijvoorbeeld de entgrootte.

Fosfaat

In de Vierde Eutrofiëringsequête werd gevonden dat dominantie door *Planktothrix* in het zomerhalfjaar afwezig is bij totaal-P concentraties van $< 0.05 \text{ mg P/l}$. In de Veluwerandmeren steeg de dichtheid van *Planktothrix agardhii* explosief in een periode waarin de totaal-P concentratie steeg van 0.2 naar 0.5 mg P/l. Bij totaal-P concentraties $< 0.05 \text{ mg P/l}$ zijn ook in het Veluwemeer en Wolderwijd draadvormige blauwalgen afwezig (figuur 4.3.7). Reeders et al. (1998) geven echter aan dat deze grenswaarde niet voor alle systemen geldig is; zoals ook al bleek uit de vergelijking van Veluwemeer en Slachtensee (zie figuur 4.3.6).

Figuur 4.3.7

Percentage blauwalgen als functie van de totaal-P concentratie in het Veluwemeer en Wolderwijd gedurende de periode 1975 - 1998 (Bijkerk, 1999). Zomergemiddelden.



Bij een totaal-P concentratie van $> 0.2 \text{ mg P/l}$ lijkt er met betrekking tot *Planktothrix* maar één stabiele toestand, namelijk volledige dominantie; bij een totaal-P $< 0.05 \text{ mg P/l}$ is de enige stabiele toestand afwezigheid van *Planktothrix* en in de intermediaire totaal-P range is zowel een hoge als lage dichtheid van *Planktothrix* mogelijk. Op basis van de waarnemingen na de winters van 1985 en 1986 lijkt de hypothese gerechtvaardigd dat de

omvang van het inoculum en goede condities voor ontwikkeling van dit inoculum in het voorjaar hierbij een doorslaggevende rol spelen (Reeders et al., 1998). Er is een significante relatie tussen een strenge winter en een laag inoculum en tussen een hoog inoculum en een hoge abundantie in de zomer.

4.3.4 Overige blauwalgen en het risico op drijfalg

Draadvormige blauwalgen zorgen voor overlast door de sterke vertroebeling van het water; daarnaast kunnen *Oscillatoria* spp. toxisch zijn door zowel microcystines als neurotoxines. Drijfalgvorming komt echter nauwelijks voor, tenzij de *Planktothrix* filamenten bundels vormen, hetgeen plotseling het geval kan zijn (Walsby et al., 1983). Drijfalg komen op een veel grotere schaal voor bij kolonievormende blauwalgen. Kolonies (aggregaten) kunnen bestaan uit vele losse cellen, ingebed in een gezamenlijke slijmmantel - zoals het geval is bij *Microcystis* sp. - of uit bundels van losse filamenten - zoals het geval is bij *Aphanizomenon*. Ook deze kolonievormende blauwalgen kunnen toxines produceren.

In de Vierde Eutrofiëringsenquête werd gevonden dat dominantie door *Microcystis* in het derde kwartaal afwezig was bij een totaal-P concentratie < 0.12 mg P/l. Dit zou impliceren dat bij teruglopende eutrofiëring *Microcystis* eerder verdwijnt dan *Planktothrix*. Toch strookt dit niet met de van *Microcystis* bekende ecofysiologie en met waarnemingen in het Veluwemeer. Ook in de zomer van 1997 werd overlast ondervonden door drijfalg van *Microcystis*. *Microcystis* is in tegenstelling tot *Planktothrix* niet afhankelijk van een troebel lichtklimaat en daardoor minder gebonden aan een hoog nutriënten-aanbod (wel is het natuurlijk zo dat de omvang van de populatie toeneemt met een hoger nutriënten-aanbod). Het voorkomen van *Microcystis* vertoont ook niet het "alles of niets" gedrag dat het voorkomen van *Planktothrix* tot op zekere hoogte kenmerkt (zie figuur 4.3.5). Vervelend hierbij is dat ook een lage concentratie *Microcystis* voor overlast kan zorgen door de concentratie van biomassa in drijfalg aan de oever. Juist aan de oever is het contact met het watersysteem het meest intensief en is het risico op ongelukken met inname van toxische blauwalgen het grootst. Het voorkomen van *Microcystis* wordt sterk bevorderd door warm stabiel zomerweer. In een stabiele waterkolom kan *Microcystis* optimaal gebruik maken van zijn drijfvermogen (Ibelings et al., 1991). Bovendien leidt een stijging van de watertemperatuur bij *Microcystis* relatief tot de grootste toename in groeisnelheid. Deze bevindingen betekenen voor de Veluwerandmeren dat gedurende periodes met mooi zomerweer rekening dient te worden gehouden met overlast door (drijfalg) *Microcystis*. In het voorjaar kunnen drijfalg met *Anabaena* voorkomen (zoals is gebeurd in het voorjaar van 1999).

4.3.5 Conclusies

De laatste jaren hebben zich grote veranderingen voltrokken in het fytoplankton. De dominantie van *Planktothrix agardhii* van de zeventiger jaren is voor het eerst doorbroken in midden jaren tachtig. Vanaf 1996 is *Planktothrix* geheel verdwenen uit het Veluwemeer en Wolderwijd.

Samenvattend: bij een doorzicht < 0.20 m is slechts één stabiele toestand waarschijnlijk, namelijk volledige dominantie door *Planktothrix*; bij een doorzicht van > 0.50 m is de meest waarschijnlijke stabiele toestand afwezigheid van *Planktothrix*, terwijl in het tussenliggende gebied - doorzicht tussen 0.20 en 0.50 m - *Planktothrix* in wisselende hoeveelheden aanwezig kan zijn, gestuurd door niet aan troebelheid gebonden factoren, bijvoorbeeld de entgrootte.

Bij een fosfaatconcentratie < 0,05 mg P/l wordt geen terugkeer van *Planktothrix* verwacht. Sinds 1996 komen wel incidenteel bloeien van drijfalgvormende blauwalgen voor.

4.4 Fytobenthos

In het Veluwemeer is in 1984 de hoeveelheid bodemalgen bepaald. Het chlorofyl-a gehalte bedroeg gemiddeld ongeveer 142 mg chlorofyl-a/m² (van Urk et al., 1991). Op basis van de afname van de silicium concentratie in het water is de potentiële hoeveelheid bodemalgen berekend van 1975 tot en met 1988. Naar schatting was vóór en na 1980 in het voorjaar gemiddeld respectievelijk 135 en 355 mg chlorofyl-a/m² op de bodem van het Veluwemeer aanwezig (Van der Molen & Helmerhorst, 1991).

In het Wolderwijd zijn in 1991 en 1994 bodemalgen geanalyseerd. In 1991 werd een gemiddeld chlorofyl-a gehalte in de bodem gevonden van ongeveer 175 mg chlorofyl-a/m² (Bijkerk, 1992). De hoogste waarden werden gevonden aan de oudelandzijde op 1 m diepte. De gehalten op 0.5 m diepte waren veel lager, hetgeen duidt op bodemerosie. Op de diepere slibrijke lokaties aan de nieuwe-landzijde waren de gehalten veel lager. De bijdrage van kiezelalgen aan de totale populatie was ongeveer 50-80%, deze bijdrage nam af met toenemende diepte. De bijdrage van groen- en blauwalgen was ongeveer 5-30%. Op beschutte plekken was er in verhouding meer detritus dan chlorofyl-a aanwezig.

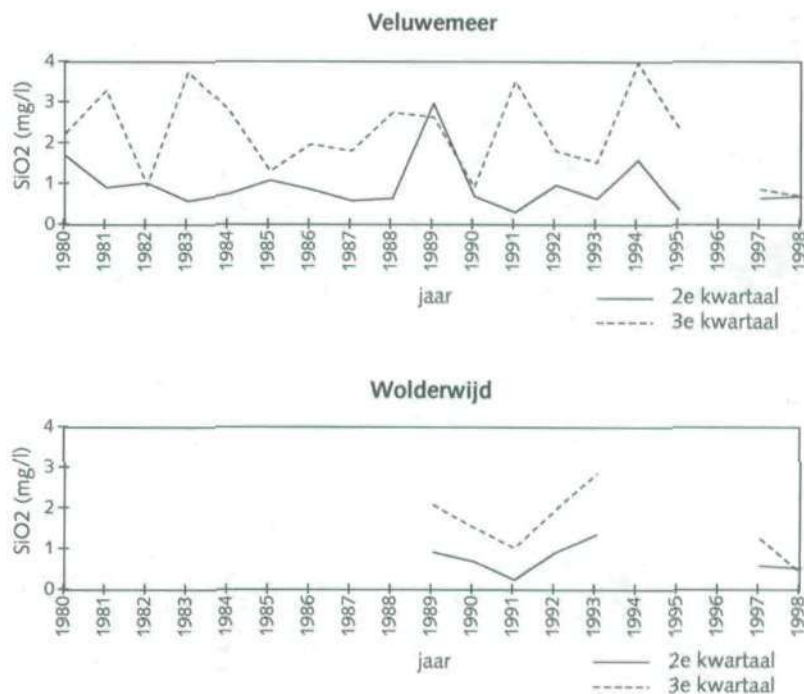
Aan de oudelandzijde werd de bodemflora gedomineerd door typische bodem-blauwalgen, zoals *Aphanothece* sp., *Snowella* sp. en *Merismopedia* sp. en de kiezelalg *Amphora pudicus*.

In 1994 bedroeg het chlorofyl-a gehalte 200-470 mg/m², maar toen was het aantal monsters veel geringer (Van Luijn, 1997). De populatie werd toen gedomineerd door kiezelalgen, zowel in april als in september.

Er zijn geen gegevens over bodemalgen vanaf 1996. De afname van de opgelost silicium concentraties in het derde kwartaal vanaf 1996 (figuur 4.4.1) vormen een indicatie voor een toename van bodemdiatomeeën.

Figuur 4.4.1

Opgelost silicium concentraties in het Veluwemeer en Wolderwijd in het 2e en 3e kwartaal van 1980-1998.



4.5 Zoöplankton

Er is niet bekend welk zoöplankton aanwezig was in de zeer eutrofe toestand van de zeventiger jaren, omdat pas vanaf 1989 het zoöplankton is bemonsterd.

4.5.1 Resultaten van de routinematige bemonsteringen

In de Veluwerandmeren komt *Daphnia* vooral voor in het voorjaar (figuur 4.5.1a en b). De *Daphnia* populatie stort in juli in, hetgeen een algemeen verschijnsel is in de Nederlandse meren. In afwezigheid van predatie hoort *Daphnia* zich te herstellen in augustus-september. In sommige jaren, bijvoorbeeld in 1997, is een gering herstel te zien van de *Daphnia*. In de meeste jaren (ook in 1998) is *Daphnia* vanaf juni vrijwel geheel afwezig. In het Veluwemeer en het Wolderwijd is de *Daphnia* dichtheid in 1993 opvallend hoog, terwijl dit niet heeft geleid tot lage chlorofyl-a concentraties in de meren. Raderdieren (rotatoren) zijn vooral talrijk in de meren op de momenten dat *Daphnia* afwezig is, hetgeen een algemeen verschijnsel is in de Nederlandse meren.

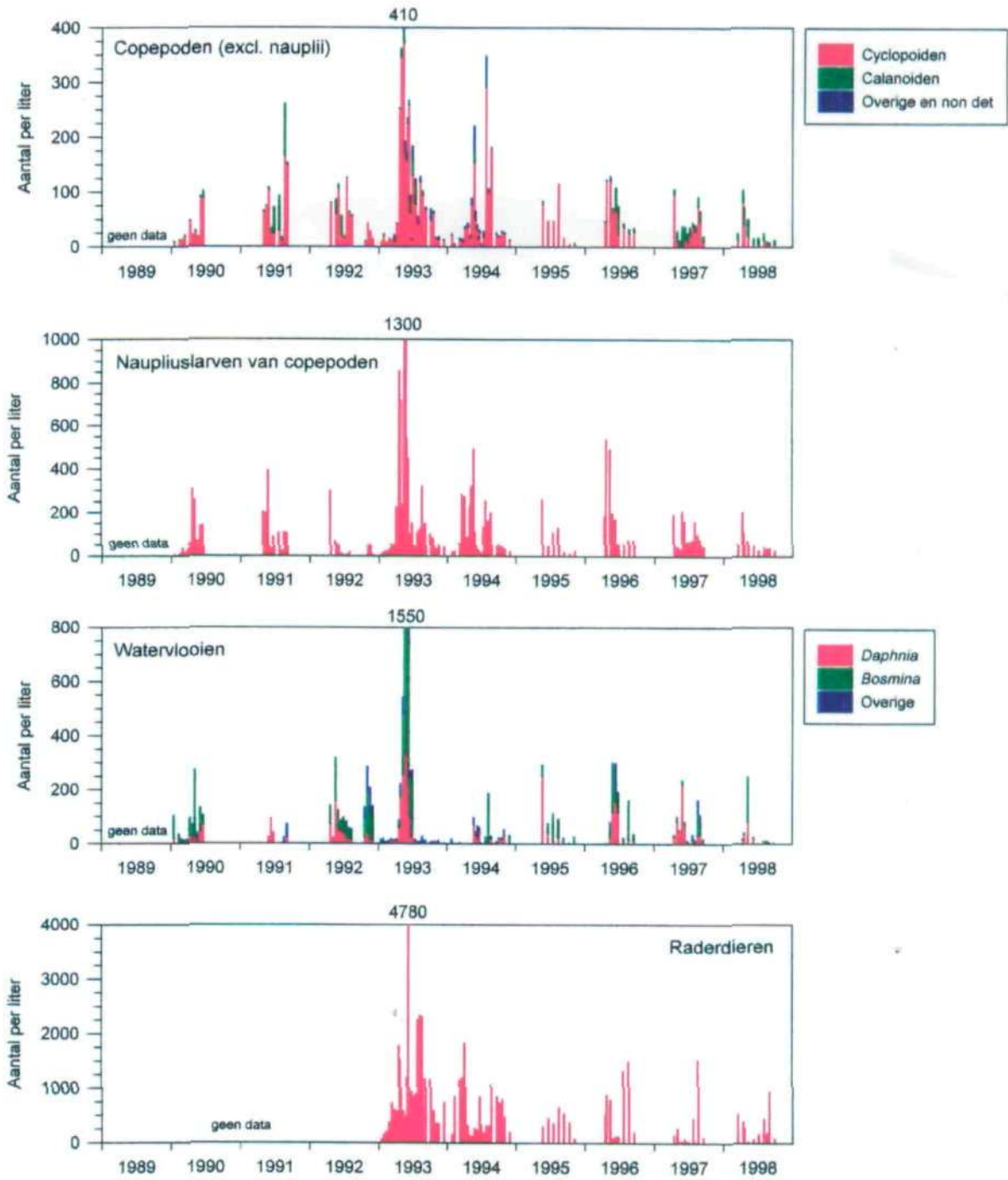
De copepoden worden van 1989-1995 vooral gedomineerd door cyclopoïde copepoden. Deze groep omvat geen strikte algengrazers. De laatste jaren, vanaf 1996, lijken in het Veluwemeer en Wolderwijd de herbivore copepoden, de calanoiden, in aantal toe te nemen. Alleen in 1991 waren vergelijkbare dichtheden aan calanoïde copepoden te zien.

Vanaf 1993 lijken de dichtheden van alle zoöplanktongroepen geleidelijk af te nemen. In 1998 zijn de dichtheden laag.

De verhouding van de biomassa van zoöplankton ten opzichte van de biomassa van de algen vormt een maat voor de potentiële graasdruk van het zoöplankton. Hierbij wordt aangenomen dat *Daphnia* haar eigen gewicht per dag consumeert en copepoden en *Bosmina* de helft van hun gewicht. De biomassa van de algen is omgerekend naar mg C door de chlorofyl-a concentratie (in mg/l) te vermenigvuldigen met een factor 14,2. De biomassa van het zoöplankton is berekend op basis van lengte gewicht relaties voor de verschillende zoöplanktongroepen, waarbij vaste waarden voor de lengtes zijn aangehouden (Meijer et al., 1999).

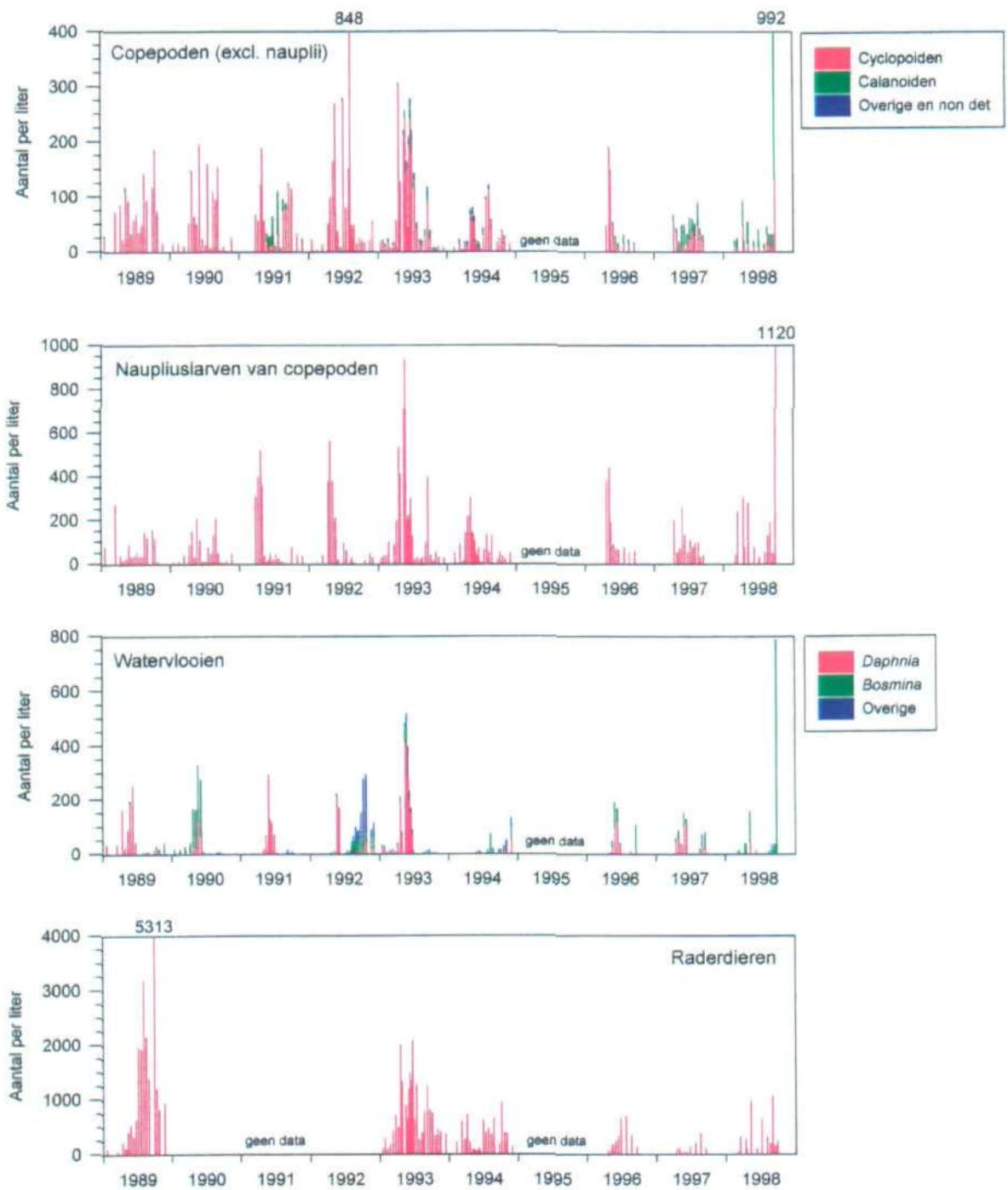
Figuur 4.5.1a

Soortensamenstelling en abundantie van zoöplankton in het Veluwemeer (geul), 1989-1998 (Bijkerk, 1999).



Figuur 4.5.1b

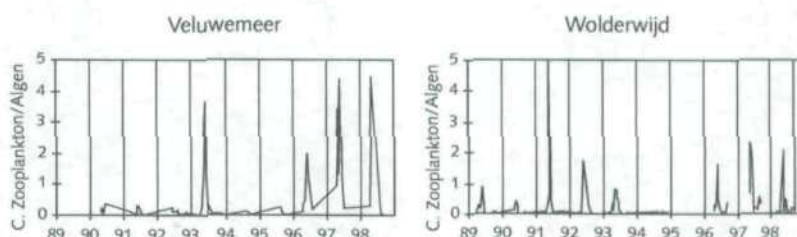
Soortensamenstelling en abundantie van zoöplankton in het Wolderwijd (geul), 1989-1998 (Bijkerk, 1999).



In figuur 4.5.2 is het verloop van de graasdruk gegeven. In het voorjaar is de potentiële graasdruk hoog, in de zomer is die veel lager.

Figuur 4.5.2

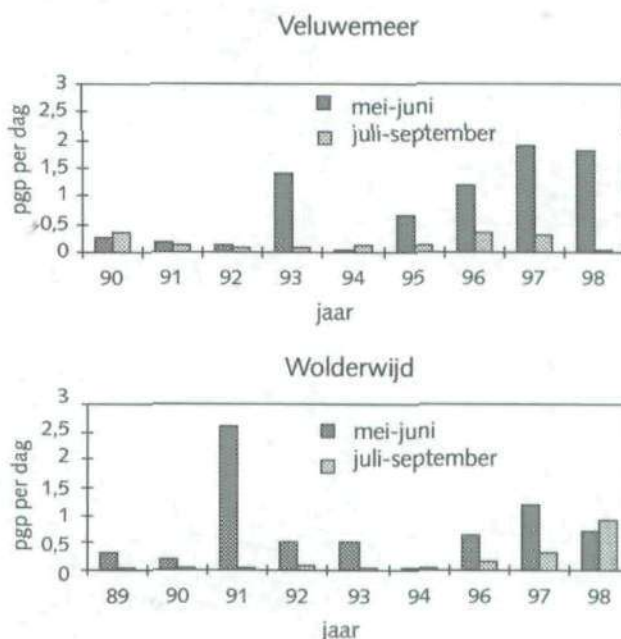
Verloop van de berekende potentiële graasdruk in het Veluwemeer en Wolderwijd.



De gemiddelde graasdruk over de maanden juli tot en met september lijkt de laatste jaren toe te nemen (figuur 4.5.3). Na de afwissing van het Wolderwijd in 1991 was de graasdruk hoog; in het Veluwemeer werd in 1993 een relatief hoge potentiële graasdruk berekend.

Figuur 4.5.3

Gemiddelde potentiële graasdruk in het voorjaar en de zomer in het Veluwemeer en Wolderwijd.



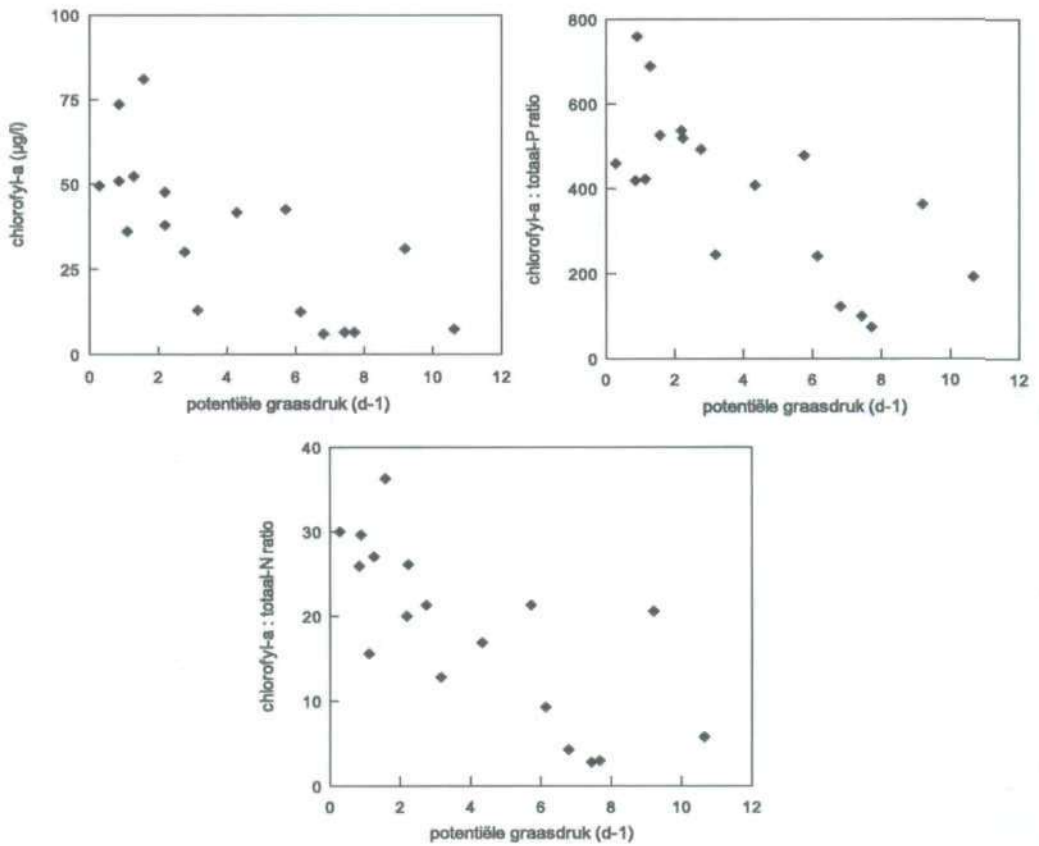
Zowel de zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties als de chlorofyl-a: nutriënten ratio's nemen af met toenemende potentiële graasdruk door zoöplankton (figuur 4.5.4). Omdat een lineair verband hier niet aannemelijk kan worden geacht, is met een verdelingsvrije methode onderzocht of er een verband aantoonbaar is. Wanneer de beschikbare meer-jaren opgedeeld worden in twee klassen met potentiële graasdruk $> 0,4/d$ en $< 0,4/d$ zijn zowel de concentraties als de ratio's significant lager in de groep met potentiële graasdruk $> 0,4/d$ (allen $p < 0,005$).

De beschreven gegevens zijn afkomstig van monsters die overdag genomen zijn in de vaargeul. Wanneer het doorzicht van het water toeneemt, wordt het steeds waarschijnlijker dat *Daphnia* overdag in de planten gaat schuilen tegen predatie door vis. Het is mogelijk dat de hoeveelheid *Daphnia* door metingen overdag is onderschat. Om dit te onderzoeken is in

1996 een uitgebreid monsterprogramma uitgevoerd, waarbij zowel overdag als 's nachts en binnen en buiten de vegetatie werd gemeten.

.....
Figuur 4.5.4

Verband tussen de potentiële graasdruk door zoöplankton (d-1) en de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie, de chlorofyl-a : totaal-P ratio en de chlorofyl-a : totaal-N ratio.

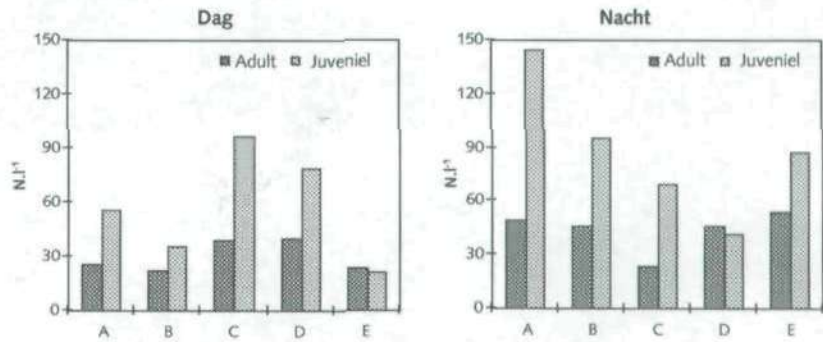


4.5.2 Dag- en nachtmonstering in het Veluwemeer in 1996

De dichtheden van het zoöplankton zijn in 1996 gelijktijdig met de visbemonstering in vijf zones van rietoever naar vaargeul gemeten. De dichtheid van de *Daphnia*'s is alleen in juni hoog genoeg om verschillen tussen dag en nacht te kunnen constateren. Hoewel in juni de bedekking door *Chara* slechts 10-20% is en ook de dichtheid van planktivore vis gering is tonen de *Daphnia*'s duidelijke dag/nacht-verschillen in dichtheden in de verschillende zones. In de *Chara* zone (C) en in de overgang tussen de vaargeul en kranswieren (D) is de dichtheid van de juveniele *Daphnia*'s overdag hoger dan 's nachts en zijn de adulten ongeveer gelijk. In de oever zone (enkele meters naast het riet, A), de zone tussen het riet en de kranswieren (B) en in de vaargeul (E) is de dichtheid van juveniele en adulte *Daphnia*'s 's nachts twee tot driemaal zo hoog als overdag (figuur 4.5.5). Er zijn sterke aanwijzingen dat vooral de juveniele *Daphnia*'s overdag schuilen in de nog spaarse *Chara*-velden, maar 's nachts naar de open gebieden migreren om daar te foerageren.

Figuur 4.5.5

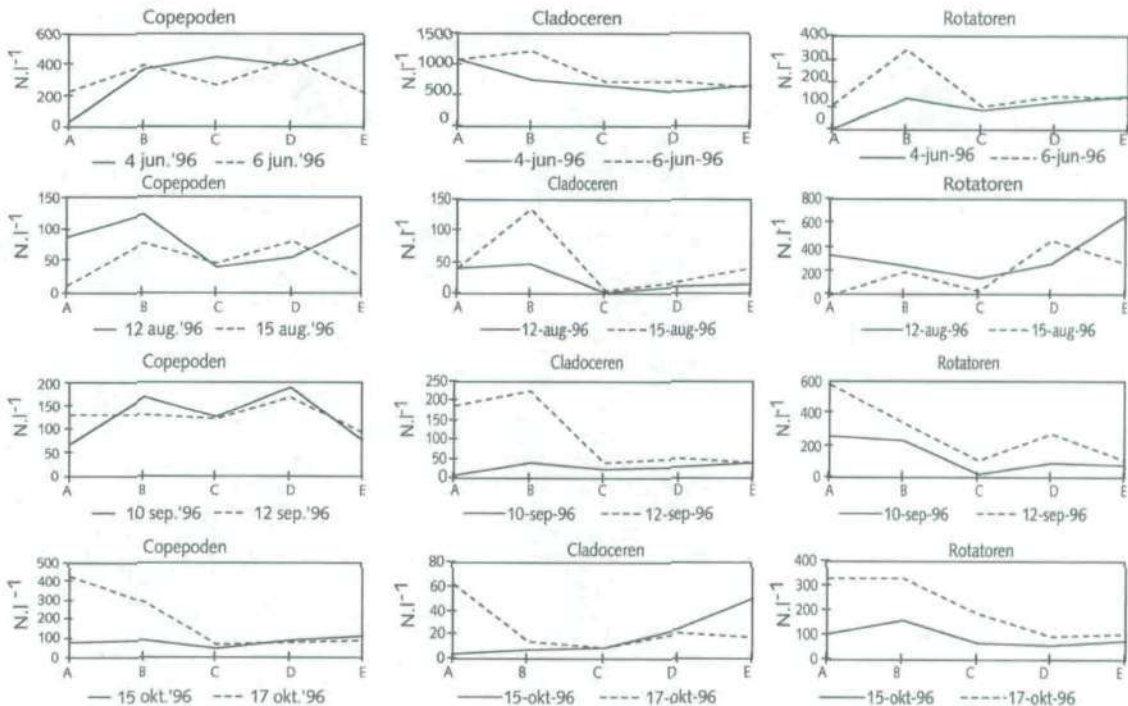
Dichtheden van *Daphnia*'s overdag en 's nachts verdeeld over vijf zones: A langs de rietkraag, B tussen het riet en het kranswier, C in de kranswieren, D de overgang tussen het kranswier en de vaargeul en E in de vaargeul.



Vanaf juli is de dichtheid van de *Daphnia*'s te laag om uitspraken te kunnen doen over het migratie-gedrag. Voor de overige groepen, copepoden, cladoceren en rotatoren, zijn er wel enige uitspraken te doen. Vooral cladoceren en rotatoren tonen duidelijke verschillen tussen dag en nacht en tonen dit verschil het duidelijkst in de zone tussen riet en kranswieren (A en B), waarbij 's nachts de dichtheden hoger zijn dan overdag. In het gebied van de kranswieren en de vaargeul zijn de dichtheden van deze soorten het laagst. In tegenstelling tot de *Daphnia*'s in juni is onduidelijk wat de bron is van de hogere dichtheden 's nachts. Blijkbaar zijn de dichtheden overdag een onderschatting van de werkelijke dichtheden. Het is mogelijk dat ze dicht op de bodem zitten en/of letterlijk op de waterplanten en dus moeilijk te bemonsteren zijn. Voor copepoden geldt dit verschil tussen dag en nacht nauwelijks en is alleen in oktober een verschil tussen dag en nacht. Copepoden zijn veel sneller in hun bewegingen dan cladoceren en rotatoren en kunnen veel gemakkelijker aan predatoren ontsnappen. Waarschijnlijk treedt in oktober ook predatie op de copepoden op zodat migratie een overlevingsstrategie voor de copepoden wordt. Voor cladoceren en rotatoren lijkt dit de gehele zomer te gelden, waarbij cladoceren een voorkeur

Figuur 4.5.6

Dichtheden van Copepoden, cladoceren en rotatoren overdag en 's nachts verdeeld over vijf zones: A langs rietkraag, B tussen riet en kranswier, C in de kranswieren, D overgang tussen kranswier en vaargeul en E in de vaargeul.



hebben voor het gebied tussen riet en kranswieren, terwijl dat bij de rotatoren minder geprononceerd is. De afkeer voor het open water van de vaargeul heeft waarschijnlijk te maken met de hogere dichtheden vis in dit gebied die ook 's nachts een groot risico vormen. De lage dichtheid in de kranswieren 's nachts is waarschijnlijk een kwestie van voedselaanbod dat hier ongeveer een factor twee lager is dan buiten de kranswieren en daarmee blijft het gebied tussen riet en kranswieren als meest aantrekkelijke zone over.

4.5.3 Conclusies

In alle meren is in de negentiger jaren een *Daphnia* piek en een relatief hoge potentiële graasdruk aanwezig in mei-juni. Vanaf eind juni is *Daphnia* vaak afwezig en is de potentiële graasdruk laag. Vanaf 1995 worden ook hoge waarden in de zomermaanden gemeten. De hoeveelheid *Daphnia* neemt de laatste jaren niet toe, in 1998 was de zoöplankton biomassa van alle groepen laag. Er lijkt bij de copepoden een verschuiving richting meer calanoïde soorten op te treden. Bij een uitgebreide dag- en nacht bemonstering bleek dat *Daphnia* zich overdag vooral aan de rand van de vegetatie ophoudt, 's nachts verspreidt ze zich meer over het meer. Dit betekent dat met bemonsteringen overdag in het open water de hoeveelheid *Daphnia* wordt onderschat.

4.6 Waterplanten

4.6.1 Historische ontwikkeling

Na het ontstaan van de Veluwerandmeren in 1957 raakten het Veluwemeer en Drontermeer bedekt met een grote oppervlakte kranswieren. Het Wolderwijd werd pas in 1968 aangelegd en doordat het meer direct troebel was kregen de kranswieren hier geen kans. Hoewel het Veluwemeer helder was en veel waterplanten bevatte stond het meer door de toevoer van ongezuiverd afvalwater onder grote druk. Bovendien werd de stabiliteit van het meer verder ondermijnd doordat waterplanten werden gemaaid ten behoeve van de watersport. Op basis van watervogeltellingen kan het verloop van de watervegetatie tussen 1957 en 1969 gereconstrueerd worden. Hieruit blijkt dat waterplanten tot 1965 toenamen. Mogelijk duurde het even (net als in de jaren negentig met de terugkeer van de kranswieren), voordat waterplanten het meer volledig konden koloniseren. Vanaf 1967 verdwenen bijna alle kranswieren in ongeveer drie jaar tijd. Deze sterke afname was te wijten aan de toegenomen troebelheid. Hoewel de kranswieren uiteindelijk wel zijn verdwenen, zijn ze wel in staat geweest om het doorzicht relatief goed te houden ten opzichte van de nutriënten concentraties (figuur 4.6.3).

In de periode 1970-1980 kwam alleen de meest eutroof tolerante soort, Schedefonteinkruid, in redelijke bedekkingen voor in de Veluwerandmeren. Doorgroeid fonteinkruid, kranswieren en bijna alle andere soorten waterplanten verdwenen. Na 1980 begon een voorzichtig herstel. Schedefonteinkruid nam wat toe en Doorgroeid fonteinkruid keerde terug. Sinds 1987 is het oppervlak begroeid met waterplanten sterk toegenomen in de Veluwerandmeren (Doef et al., 1994; De Witte et al., 1995a, 1995b, 1997a, 1997b). Het meest opvallend zijn de grote arealen kranswieren (*Chara* spp.) die zich sinds begin jaren negentig spectaculair uitbreiden. In 1985 werden kranswieren voor het eerst waargenomen in het Veluwemeer. In het Drontermeer en het Wolderwijd duurde dit tot begin jaren negentig. Waterhelderheid is de bepalende factor geweest voor de terugkeer van de kranswieren. In de Veluwerandmeren komen momenteel ongeveer 17 soorten waterplanten voor.

Fonteinkruiden

Alleen Schedefonteinkruid overleefde de periode van sterke eutrofiëring (Van den Berg, 1999). Het bedekt oppervlak Doorgroeid fonteinkruid en Schedefonteinkruid varieerde van 1987 tot 1998 tussen de 10 en de 25%. Fonteinkruiden zijn beter aangepast aan troebele condities dan de meeste andere waterplanten omdat de bladeren tot dicht aan het wateroppervlak groeien. De fonteinkruiden dragen aanzienlijk minder bij aan de stabiliteit van de waterhelderheid dan de kranswieren. De belangrijkste verklaringen hiervoor zijn dat fonteinkruiden met een lagere biomassa voorkomen dan kranswieren en dat kranswieren bodembedekkers zijn, waardoor resuspensie sterk wordt beperkt (tabel 4.6.1).

Tabel 4.6.1

Overzicht van mate van effect van verschillende mechanismen die mogelijk zorgen voor een grotere waterhelderheid in aanwezigheid van twee verschillende groepen waterplanten (naar: Zant et al., 1999)

Mechanisme	Fonteinkruiden	Kranswieren	Referenties
Nutriëntenopname	+	+	1,2
Top-down control	+	+	3,4
Allelopathie	?	0/+	5,6
Bevordering sedimentatie	+	+	1,7
Vermindering resuspensie	+	++	1,8,9
Afname benthivore vis	?	++	10

1) Van den Berg et al., 1998, 2) Van Wijk, 1988, 3) Jeppesen, 1998, 4) Schriver et al., 1995, 5) Blindow, 1991, 6) Jasser, 1995, 7) Schriver et al., 1995, 8) James & Barko, 1990, 9) Petticrew & Kalf, 1992, 10) Perrow & Jowitt, 1996

Kranswieren

In het Veluwemeer komen de soorten *C. globularis*, *C. contraria*, *C. aspera* en de zeldzame soort *Nitellopsis obtusa* voor (Coops et al., 1997). In 1998 is in het Veluwemeer 2250 ha bedekt met kranswieren (dit is bijna 75% van het meeroppervlak), waarvan ruim 1300 ha (40% van het meeroppervlak) in een bedekking van meer dan 50%. In het Wolderwijd wordt het kranswieveld gevormd door *C. contraria* en *C. vulgaris* en is het percentage bedekt oppervlak lager, rond de 50%. De ontwikkeling van de velden heeft stap voor stap plaatsgevonden, waarschijnlijk door een combinatie van beperkte verspreidingsnelheid van oösporen en een limiterende lichthoeveelheid (helderheid in combinatie met waterdiepte) (Van den Berg, 1999).

Bedekkingen: de verschillende maten

De bedekking door waterplanten kan op verschillende manieren worden uitgedrukt. Het totale oppervlak waar waterplanten voorkomen, ongeacht de dichtheid, wordt het waterplanten areaal genoemd of ook wel de uitwendige bedekking. Doordat waterplanten in verschillende bedekkingsklassen worden geschat, is het mogelijk om te berekenen wat het fictieve oppervlak van de waterplanten is met 100% bedekking. Dit wordt de inwendige bedekking genoemd (paragraaf 5.2). Beide methoden hebben voordelen en nadelen in hun toepassing.

Zo blijkt de inwendige bedekking een iets betere maat te zijn om het effect van waterplanten op de helderheid in te schatten. Vanuit dit oogpunt is in het rapport met de inwendige bedekking gerekend. Doordat open vegetatie ook op een andere manier bijdraagt aan de helderheid dan met de inwendige bedekking wordt geschat, schuilt hierin echter wel een gevaar. In het geval van het Veluwemeer zou de waterbeheerder kunnen concluderen dat 30% inwendige bedekking in een hoek voldoende is. Twee derde kan theoretisch dan benut worden voor andere functies in het gebied. Dit gaat echter zeker niet op. Een uitstralend effect van 30% areaal is niet te verwachten. Dus niet alleen het areaal en de dichtheid van het areaal zijn belangrijk, maar ook de verdeling van het areaal over het meer heeft grote invloed op het uiteindelijke effect dat waterplanten hebben op het hele meer.

Effect toegenomen helderheid

Door de nog steeds toenemende helderheid koloniseren waterplanten steeds diepere delen (Van den Berg, 1999). In 1998 kwamen kranswieren voor tot op ongeveer 3 m diepte, maar dichte vegetatie werd vooral rond 1 m en ondieper aangetroffen. Met name Doorgroeid fonteinkruid (*P. perforliatus*) en in mindere mate Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum* L.) en Schedefonteinkruid komen voor op de diepere delen ongeveer rond de 2.5 m. Aarvederkruid ontbreekt in het Wolderwijd.

4.6.2 Omslag naar een helder meer: sturende en volgende factoren

Er zijn sterke aanwijzingen dat een kleine verbetering van het doorzicht door verminderde algenbiomassa waarschijnlijk de oorzaak is geweest van de terugkeer van de kranswieren (tabel 4.6.2). Omstreeks 1994 is de ontwikkeling van de kranswieren mogelijk versneld doordat in het Veluwe-meer/Wolderwijd een onttrekking van grote witvis heeft plaatsgevonden (paragraaf 4.8). Tegelijkertijd is terugkeer en aangroei van de brasemstand niet of nauwelijks mogelijk vanwege de toename van kranswieren. Ook de driehoeksmosselen hebben de laatste jaren de ontwikkeling van de kranswieren versneld. Vooral op de diepere delen filteren de mosselen aanzienlijke hoeveelheden water dat weer voor helderder water zorgt.

Na de terugkeer van de kranswieren is de waterhelderheid sterk toegenomen door verschillende mechanismen die het gevolg zijn van de uitbreiding van de kranswieren (tabel 4.6.2).

Tabel 4.6.2

Sturende en volgende factoren of processen die invloed hebben of beïnvloed worden door de ontwikkeling van kranswieren. Tussen haakjes zijn de mogelijke mechanismen genoemd van de processen.

Sturend voor kranswieren:

- doorbreking blauwalgenbloei (nutriëntenreductie)
- zoöplanktonontwikkeling in het voorjaar (beter eetbare algen)
- afname visbiomassa (afvissen van pootvis)
- driehoeksmosselen (filtreren van algen)

Volgend na/met kranswieren:

- onderdrukking (blauw)algen groei (allelopathie, zoöplankton, bezinking)
- zoöplankton ontwikkeling in het voorjaar en in de zomer (schuilplaats)
- afname visbiomassa, minder Brasem, meer kleine individuen (habitat verlies en ontwikkeling)
- doorzicht (afname resuspensie en toename sedimentatie leidend tot minder detritus, slib en algen)
- driehoeksmosselen (vastlegging detritus en slib, habitat vorming)

Het doorzicht van het hele Veluwemeer is hoog geworden (>1 m) in het jaar dat ongeveer 70% van het meer bedekt was met kranswieren (figuur 4.6.1). In het Wolderwijd is de helderheid sterk toegenomen bij een bedekkingspercentage van ca. 40 %, maar een zomerhalfjaargemiddeld doorzicht van 1 m is nog niet bereikt. Het is aannemelijk dat de kranswieren direct of indirect dit positieve effect op de waterhelderheid in het hele meer hebben veroorzaakt:

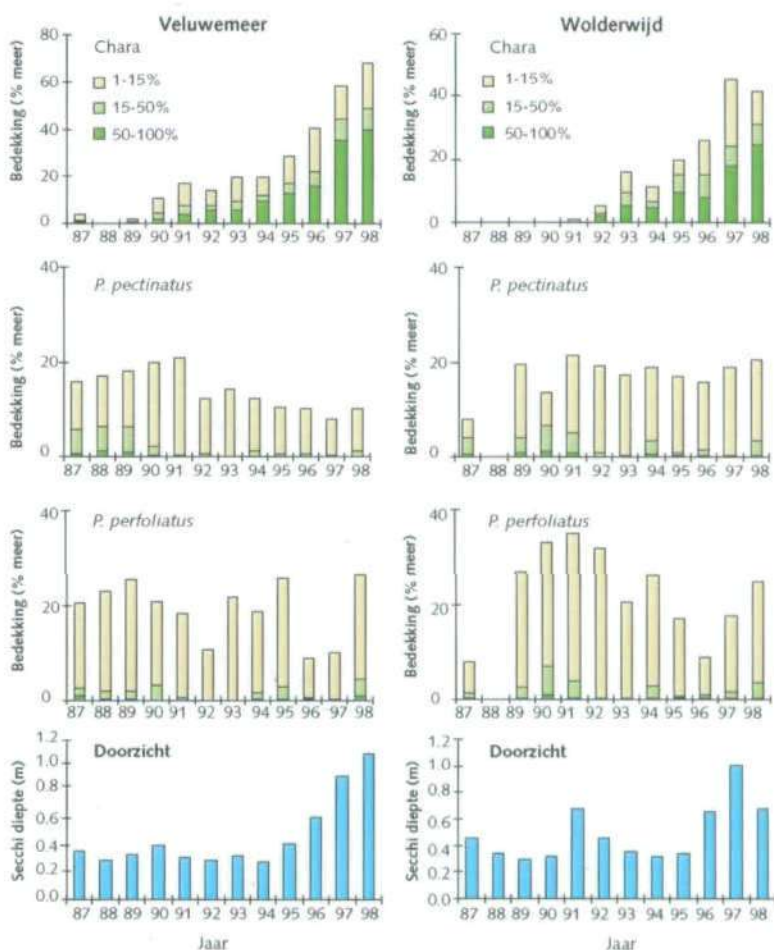
1. heldere plekken boven kranswier waren al eerder aanwezig (Van den Berg, 1999)
2. seizoensmatige metingen laten zien dat het water nog troebel is voordat de kranswieren verschijnen (Van den Berg et al., 1998; en b.v. Gouwzee, ongepubliceerd)
3. andere waterplanten hebben ook een positief effect op de waterhelderheid, maar waarschijnlijk door de hoge biomassa van de kranswieren en het bodembedekkende karakter, is het effect bij kranswieren zeer uitgesproken.

Omdat de Randmeren ondiepe en grote meren zijn, en dus gevoelig voor resuspensie door wind, is een zeer hoog bedekkingspercentage nodig om het totale meer helder te houden. Metingen in het veld bevestigen dit ook: in de Gouwzee is de invloed van planten op de resuspensie zeer lokaal en

heeft nauwelijks een uitstralend effect. In de Randmeren is dit uitstralende effect tot op zekere hoogte wel te verwachten, omdat het sediment vrij zandig is en dus sneller bezinkt en minder snel opwerfelt dan bijvoorbeeld de klei bodem in de Gouwzee. Het is tot nu toe onduidelijk op welke schaal waterplanten deze processen beïnvloeden en wat de invloed is van sedimenttype. Door Erik-Jan Houwing (RIZA, WST) wordt momenteel geprobeerd een eenvoudig model te maken om de fysische mechanismen die voor helder water zorgen in beeld te brengen. In opdracht van RIZA is door het WL ook al een begin gemaakt met het experimenteel onderzoeken van de mechanismen. Mogelijk dat de terugval in het doorzicht in 1998 in het Wolderwijd aan het beperkte uitstralende effect te wijten is. In het Wolderwijd was in 1998 de algenbiomassa namelijk nog steeds laag. Bovendien ligt het meetpunt buiten de vegetatie; de plekken waar resuspensie het eerst te verwachten is.

Figuur 4.6.1

De bedekking met *Chara*, *Potamogeton pectinatus* en *Potamogeton perfoliatus* en het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht in het Veluwemeer en Wolderwijd van 1987-1998.



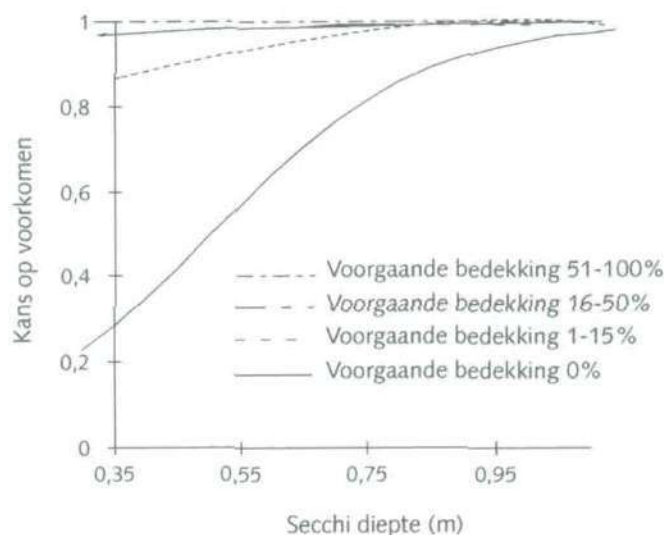
Het effect dat waterplanten uitoefenen op de algengroei kan al plaatsvinden bij lagere bedekkingen. Jeppesen (1998) geeft aan dat de rol van waterplanten via top-down control van algen al plaats kan vinden bij 10% opvulling met waterplanten van het volume van het meer. Deze 10% moet dan wel verdeeld zijn over het meer. De Vierde Eutrofiëringenquête laat zien dat de onderdrukking van algengroei door waterplanten in Nederlandse meren bij 25 tot 50% bedekt oppervlak maximaal is.

Stabiliteit van kranswiervegetatie en waterhelderheid

De huidige kranswiervegetaties in het Veluwemeer en Wolderwijd kunnen als stabiel worden omschreven (Van den Berg, 1999). Twee mechanismen zijn hiervoor belangrijk (Van den Berg, 1999). Allereerst vormen kranswieren grote hoeveelheden voortplantingsorganen. Deze organen zorgen voor een gemakkelijke terugkeer in een daaropvolgend jaar. Op de plaatsen waar een hoge dichtheid voortplantingsorganen voorkomt, wordt het water ook al door de kiemplanten helderder gemaakt (Van den Berg, 1999). Als de planten groter worden, wordt dit effect sterker. Doordat juist de lage helderheid een beperkende factor voor de kranswieren is, werkt het opheffen van deze beperkende factor in het voordeel van de planten zelf. In het Veluwemeer bleken plaatsen met een dichte kranswierbedekking in een voorgaand jaar, een jaar later altijd terug te kunnen keren, onafhankelijk van de waterdiepte en waterhelderheid (figuur 4.6.2).

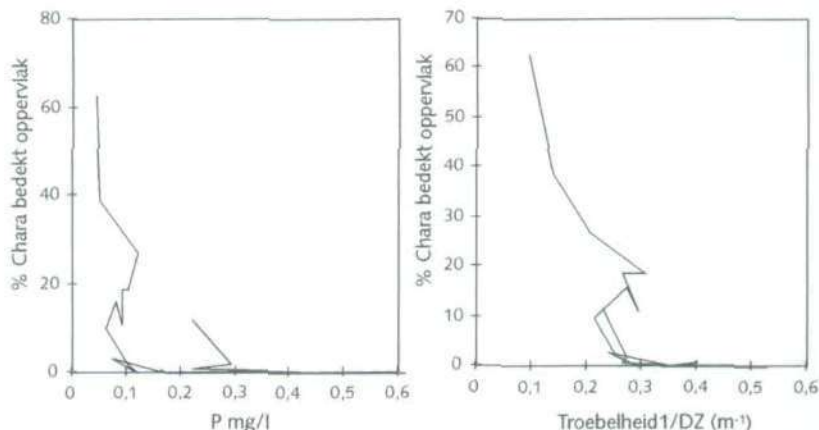
Ook uit de lange termijn data blijkt dat kranswiervegetaties zichzelf en de helderheid stabiliseren.

Figuur 4.6.2
Kans op het voorkomen van verschillende dichtheden van kranswieren in relatie tot het doorzicht van het afgelopen jaar



In de jaren zestig toen de kranswieren verdwenen was de fosfaatconcentratie een stuk hoger dan toen ze terugkeerden (figuur 4.6.3; Van den Berg, 1999). Kennelijk konden de kranswieren en mogelijk ook de andere waterplanten de negatieve effecten van eutrofiëring tegenwerken, zodanig dat het doorzicht nog redelijk was. De data ondersteunen dit ook: het doorzicht was ten tijde van de eutrofiëring relatief goed (t.o.v. de fosfaatconcentratie).

Figuur 4.6.3
De zomergemiddelde fosfaatconcentratie en troebelheid in relatie tot de bedekking met kranswieren van 1969 tot 1998 in het Veluwemeer.



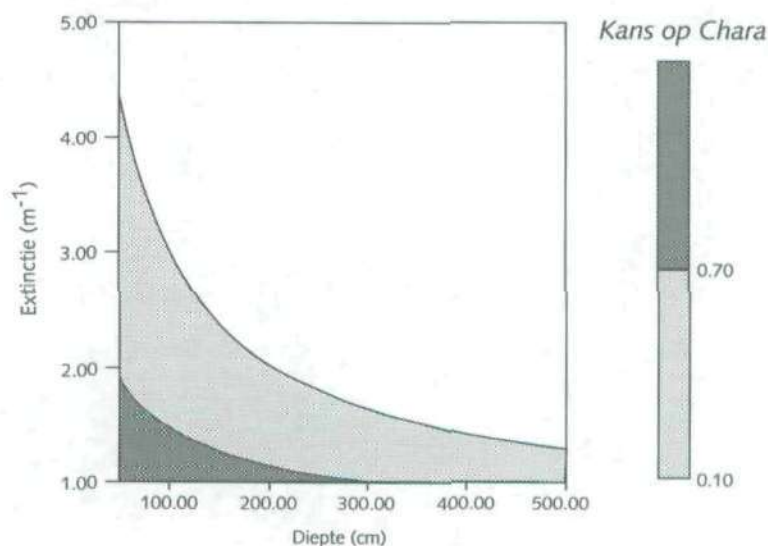
4.6.3 Op zoek naar de kritische grenzen en kwantificering van stabiliserende werking met het model MACROMIJ

Een belangrijke vraag in de zoektocht naar de kritische grenzen voor doorzicht (of extinctie) voor het voorkomen van waterplanten is de vraag in welke mate waterplanten sturend en volgend zijn. Met andere woorden hoe sterk zijn waterplanten afhankelijk van het doorzicht en hoe sterk kunnen waterplanten het doorzicht beïnvloeden (zie paragraaf 4.6.2). Het beantwoorden van deze vraag met behulp van veldgegevens is eigenlijk niet mogelijk en vraagt om het inpassen van experimentele waarnemingen en mechanistische modellen. In deze paragraaf wordt geprobeerd het verband te vinden tussen sturende en volgende kwaliteiten van kranswieren met behulp van het door velddata verkregen logistische rekenmodel MACROMIJ, theoretische modellen en mechanistische modellen gebaseerd op experimentele data zoals Charisma.

Het voorkomen van waterplanten hangt in belangrijke mate af van extinctie en diepte. Op basis van het model MACROMIJ wordt de afwezigheid van het kranswier in het IJsselmeergebied met meer dan 95% verklaard door ongunstige licht of diepte condities. Als deze condities gunstig zijn kan 50% van het kranswiervoorkomen verklaard worden. Dit kan oplopen tot meer dan 70% als informatie beschikbaar is van de voorgaande vegetatie ("de zaadbank"). Een beperking van onze kennis is dus dat de licht en diepte condities gunstig kunnen zijn, maar we soms toch niet weten waarom er geen kranswieren zijn. Andere factoren zoals sedimenttype en golfwerking geven daarbij nog een verbetering op de voorspelling, maar ook deze factoren dragen bij tot slechts circa 5% verbetering.

Figuur 4.6.4

Kans op voorkomen van kranswieren in het hele IJsselmeergebied op basis van alle data verzameld door RDIJ van 1988 tot en met 1998. In de figuur zijn de lijnen weergegeven waar de kans van aantreffen 0.1 en 0.7 bedraagt.



In figuur 4.6.4 is weergegeven wat de kans van aantreffen op kranswieren is in het hele IJsselmeergebied op basis van alle data verzameld door RDIJ van 1988 tot en met 1998.

In de figuur is ervoor gekozen om twee isokansen lijnen weer te geven (plekken waar de kans gelijk is). Dit is bij een kans van aantreffen van 0.1 en een kans van aantreffen van 0.7.

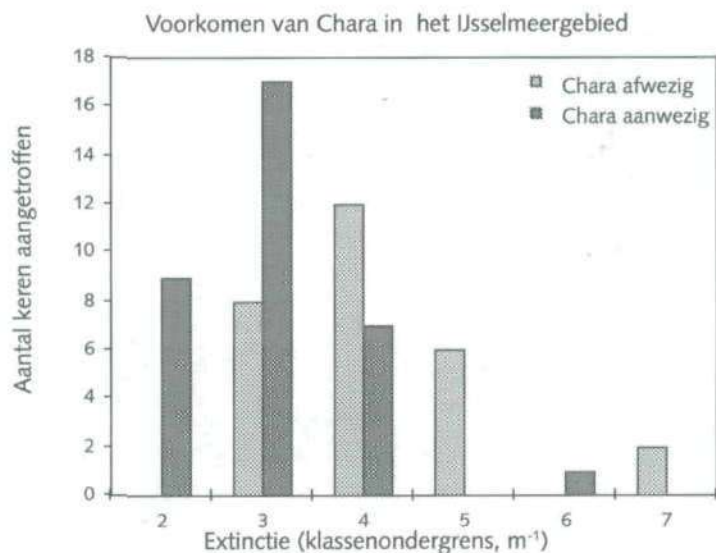
Het idee achter het kiezen van deze kansen is dat alleen in het geval dat er weinig kranswieren zijn (de 0.1 isokans) de extinctie en diepte sturend zullen zijn voor het voorkomen van kranswieren. Dit is op basis van de aanname dat een kleine hoeveelheid kranswieren sterk zal afhangen van troebelheid en diepte, maar dat deze kleine hoeveelheid een verwaarloosbare invloed heeft op de extinctie. In feite kan deze lijn worden gezien als de

kritische lijn voor het voorkomen van kranswieren. Aan de andere kant zal bij een kans van 0.7 het meer gemiddeld met 70% vol staan met kranswieren. In deze situatie wordt de helderheid vooral bepaald door de kranswieren zelf. De grenzen zelf zijn arbitrair gekozen en het zal duidelijk zijn dat er een geleidelijk grotere beïnvloeding van kranswieren op het doorzicht zal zijn als de kans op aantreffen van kranswieren groter is.

Omdat de meeste meren een minimale diepte van 0.4 m hebben blijkt uit deze figuur dat de kans groot is dat kranswieren verdwijnen als de extinctie boven de 4.5 m^{-1} komt. Een vergelijkbaar beeld wordt verkregen als het criterium aan- en afwezigheid van kranswieren in een meer wordt genomen (figuur 4.6.5). In geen van de meer-jaren werden kranswieren aangetroffen als de extinctie boven de 5 m^{-1} uitkomt. Op basis van MACROMIJ kan dus worden gesteld dat als de troebelheid buiten de vegetatie oploopt tot een extinctie van circa 4.5 m^{-1} de toestand kritiek is en een terugval naar continue algenbloeien waarschijnlijk is (kans op *Chara* < 10% op de meest ondiepe plekken van de meren). In deze situatie hebben kranswieren geen of een gering effect op de waterhelderheid van het meer, ook niet lokaal. Op basis van deze zelfde figuur kan verder alleen worden gesteld dat de stabiliteit toeneemt, doordat het effect van vegetatie op de extinctie toeneemt. Het is wel opvallend te noemen dat het effect van extinctie op vegetatie in het model afhangt van de diepte (sterke interactie tussen diepte en extinctie). Op ondiepe delen is het effect van extinctie ongeveer twee maal zo klein als op diepe delen. Een logische verklaring hiervoor is dat op ondiepe delen altijd meer licht is dan op diepe delen en illustreert dus in sterke mate het belang van de ondiepte in de meren voor de stabiliteit van de vegetatie en dus ook de helderheid van het meer.

.....
Figuur 4.6.5

Voorkomen van kranswieren (aan-/afwezig) in verschillende meer-jaren van het IJsselmeergebied.



Enmaal een beetje kranswieren: altijd alles uiteindelijk kranswieren ?

De kolonisatie van de kranswervegetatie illustreert sterk de twee alternatieven evenwichten theorie: een troebel meer gedomineerd door fytoplankton en een helder meer met waterplanten. Dit zou betekenen dat eenmaal een kritische grens gepasseerd (b.v. de extinctie lager dan 4.5 m^{-1} voor het Veluwemeer bereikt in de eind jaren tachtig) de eindsituatie voorspelbaar is. Er zijn aanwijzingen dat dit waar is: de kranswervegetatie heeft een sterk effect op de helderheid en is hiermee zichzelf stabiliserend. Toch hoeft het overschrijden van de kritische grens niet perse te betekenen dat het hele meer helder wordt, iets wat vooral opgaat in grote meren. Het

positieve effect van vegetatie op de helderheid is zo sterk dat het makkelijk zo kan zijn dat stabiel heldere delen bestaan naast stabiel troebele delen. In de Randmeren was dit heel duidelijk het geval en het gaat eigenlijk nog steeds een beetje op: de delen met waterplanten zijn in de Veluwerandmeren meestal helderder dan de delen buiten de vegetatie. De Gouwzee is elk jaar een goed voorbeeld van een meer dat al jaren gedeeltelijk helder en gedeeltelijk troebel is. Ook uit het buitenland zijn er voorbeelden van grote meren die alleen heldere en plantenrijke oevers bezitten. Waarschijnlijk komt op een bepaalde diepte de vegetatie in evenwicht met het effect op de helderheid en het effect dat helderheid heeft op de vegetatie. De snelheid van de mechanismen in relatie tot mengvolumes en -snelheden en de diepteverdeling bepalen onder welke omstandigheden het hele meer helder wordt.

4.6.4 Conclusies

Reductie van de nutriëntenbelasting heeft geleid tot een afname van de algenbiomassa. De kleine verbetering van het doorzicht heeft uiteindelijk geleid tot ontwikkeling van een grote oppervlakte kranswieren. Als kritische grens waaronder kranswieren zichzelf kunnen gaan ontwikkelen kan een extinctie van 4.5 m^{-1} worden genomen. Het is echter niet zo dat een extinctie kleiner dan 4.5 m^{-1} altijd leidt tot een alternatief evenwicht met helder water en waterplanten in het hele meer.

Omdat de helderheid toeneemt door de kranswieren (of daarmee gecorreleerde processen) en omdat kranswieren zichzelf stabiliseren, is de mate van stabiliteit van het heldere water in een meer direct een functie van het bedekt oppervlak (of biomassa) kranswieren. De maximaal gekoloniseerde diepte van kranswieren is de beste graadmeter voor veranderingen in de helderheid buiten de vegetatie en de stabiliteit.

4.7 Driehoeksmosselen

4.7.1 Historische ontwikkeling

Uit beschrijvingen van Leentvaar (1961, 1966) is bekend dat Driehoeksmosselen in de jaren zestig in grote dichtheden voorkwamen in het Drontermeer en Veluwemeer. In de tweede helft van de jaren zestig begonnen die dichtheden terug te lopen, wat samen ging met een scherpe afname van het aantal benthivore watervogels, zoals Kuifeenden. In het Drontermeer gebeurde dat omstreeks 1967, in het Veluwemeer twee jaar later. Waarschijnlijk in verband met overdekking van het aanhechtingssubstraat met uitgezonken slib met dode algen en lage zuurstofconcentraties waren er in de jaren 70 en 80 geen mosselen, afgezien van een kleine populatie in het Veluwemeer rond gemaal Lovink, die waarschijnlijk in stand bleef door aanvoer van larven vanuit de Hoge Vaart. Een introductie experiment in het Veluwemeer in 1990 en 1991 had geen resultaat als gevolg van een verstoord voortplantingssucces.

In 1993 kon echter op de basaltoevers een lichte verhoging van de dichtheden worden vastgesteld, terwijl zich tegelijkertijd hier en daar mosselen op de meerbodems leken te vestigen. In 1994 zette deze trend door en vooral in 1995 namen de dichtheden sterk toe.

4.7.2 Recente observaties

Veluwemeer

Na een voorzichtige toename sinds 1991 lijkt de dichtheid van de Driehoeksmossel in het Veluwemeer in 1995 sterk te zijn toegenomen. Op

grond van de dichtheden op de oeverbeschoeiing moet 1996 een topjaar zijn geweest, maar in 1997 en 1998 waren de dichtheden weer veel lager. Bij de populatie op de meerbodem lijkt deze terugval echter minder dramatisch.

In 1996 was de gemiddelde dichtheid op de bodem van het Veluwemeer ruim drie keer zo hoog als in het Wolderwijd, ondanks een schijnbaar lagere dichtheid van substraat in de vorm van unioniden. De aanwezige unioniden waren zowel in 1996 als in 1998 nagenoeg allemaal bezet door Driehoeksmosselen. Omdat de Driehoeksmosselen in 1996 grotendeels afhankelijk leken van unioniden als substraat, zou een verdere toename minder waarschijnlijk zijn tenzij de dichtheden van unioniden eveneens zouden toenemen. Dit lijkt wel in enige mate te zijn gebeurd (tabel 4.7.2), maar de aantallen zijn te laag om een betrouwbare uitspraak hierover te kunnen doen. In 1997 is bovendien een groot deel van het verspreidingsgebied van mosselen in het Veluwemeer gekoloniseerd door kranswier en in 1998 waren de dichtheden lager. De dichtheden zijn het hoogst tussen de 1 en de 3 meter diepte, onafhankelijk van de aan- of afwezigheid van kranswier. In het kranswieveld ging het echter hoofdzakelijk om mosselbroed op het kranswier zelf, grotere mosselen waren aanzienlijk minder talrijk dan op locaties op vergelijkbare diepte buiten het kranswieveld. De filtratiecapaciteit van de populatie bedroeg naar schatting toch nog circa 210 liter per m² per dag (exclusief mosselen <10mm circa 125 l/m², equivalent aan circa 9.6% van de meerinhoud bij zomerpeil). Buiten de kranswieren is deze aanzienlijk hoger door concentratie van de grotere mosselen in deze delen van het gebied (figuur 4.7.1).

Drontermeer

Het verloop van de dichtheid van Driehoeksmossel in het Drontermeer lijkt, te oordelen naar de getallen van de oeverbeschoeiingen, sterk op dat van de mosselen in het Veluwemeer, zij het dat de dichtheden lager waren. Net als in het Veluwemeer waren 1995 en vooral 1996 goede jaren maar vond daarna een terugval plaats.

Op de bodem werden in 1998 op vijf van de tien locaties mosselen aangetroffen. Dit waren in het algemeen de locaties op de rand van de vaargeul. Op de meeste ondiepe locaties ten oosten van de vaargeul (<1 m) en op de enige diepe locatie (3.6 m) ontbraken de Driehoeksmosselen. In vier van de vijf gevallen werden slechts enkele Driehoeksmosselen, in dichtheden van gemiddeld 13/m², gevonden op Bolle Stroom- en Schildersmossels *Unio tumidus* en *U. pictorum*. In het vijfde geval ging het om een grote hoeveelheid mosselbroed op Smalle Waterpest en Doorgroeid Fonteinkruid. Het beschikbare substraat leek in het Drontermeer slecht bezet te zijn; de dichtheden van unioniden waren relatief hoog, de bezetting daarvan door Driehoeksmosselen was lager dan in de andere meren. Ook op de oeverbeschoeiing van het Drontermeer waren de dichtheden van Driehoeksmosselen in 1998 nog steeds relatief laag. De berekende filtratiecapaciteit van de populatie bedraagt slechts 52 liter per m² per dag, of 29 l/m² door mosselen vanaf 10 mm, equivalent aan 2.5% van de meerinhoud bij zomerpeil.

Wolderwijd

Het verloop van de dichtheden in het Wolderwijd wijkt samen met dat in het Nuldernauw enigszins af van dat in het Veluwemeer en Drontermeer. De toename in 1995 lijkt op grond van de dichtheden op de oeverbeschoeiing minder sterk te zijn geweest. In 1996 was de dichtheid relatief laag op de bodem en de oever maar in 1997 waren de dichtheden op de oevers juist groter dan in het Veluwemeer, waar de stand dat jaar juist relatief slecht was.

Dit lijkt zich te hebben doorgezet in 1998. De gemiddelde dichtheid op de bodem was dat jaar vijf keer zo hoog als in 1996 en ruim twee keer zo hoog als die in het Veluwemeer in 1998. Op grond van een laag bezettingspercentage van unioniden werd een verdere toename al in 1996 verwacht. Het feit dat het bezettingspercentage in 1998 toch niet hoger was dan in 1996 suggereert dat een forse toename van unioniden één van de oorzaken was van de verhoogde dichtheid van Driehoeksmosselen. Dat wordt bevestigd door een verdrievoudiging van de gemeten dichtheden van unioniden van 1996 op 1998 (tabel 4.7.2; de aantallen zijn echter laag).

Net als in het Veluwemeer waren in 1998 de dichtheden het hoogst tussen de 1 en 2.5 meter diepte, maar er was maar één kranswierlocatie met mosselen. Ook in dit geval waren daar de grotere mosselen minder talrijk buiten het veld. De mosselpopulatie was geconcentreerd in het middengedeelte van het Wolderwijd, ze ontbreken op de ondiepten in het oosten, maar ook in het meest westelijke deel van het meer, waar de bodem extreem zacht en slibbig is. De totale filtratiecapaciteit werd geschat op 415 liter per m² per dag of 280 l/m² door mosselen vanaf 10mm, equivalent aan 17.3% van de meerinhoud bij zomerpeil. Door concentratie van de mosselen in het middendeel van het meer is het effect van filtratie daar echter aanzienlijk groter, hier bedroeg de filtratiecapaciteit liefst 535 liter per m² per dag (362 l/m² >10mm) (figuur 4.7.1).

Nuldernauw

Het verloop van de dichtheden op grond van de informatie van zowel de beschoeiingen als de bodemkarteringen lijkt sterk op dat in het Wolderwijd, maar dan met beduidend lagere dichtheden. Ook hier was 1996 een relatief slecht jaar en ook hier was sprake van een vervijfvoudiging van de bodemdichtheden van 1996 op 1998. Er waren hier echter allerminst aanwijzingen voor uitbreiding van de populatie unioniden en het bezettingspercentage van de aanwezige unioniden steeg van 33 naar 100%. De populatie Driehoeksmosselen leek bovendien enigszins versnipperd. De filtratiecapaciteit werd geschat op 128 liter per m² per dag of 85 l/m² door mosselen vanaf 10 mm, equivalent aan circa 5.2% van de meerinhoud bij zomerpeil.

4.7.3 Conclusies

1957-1969

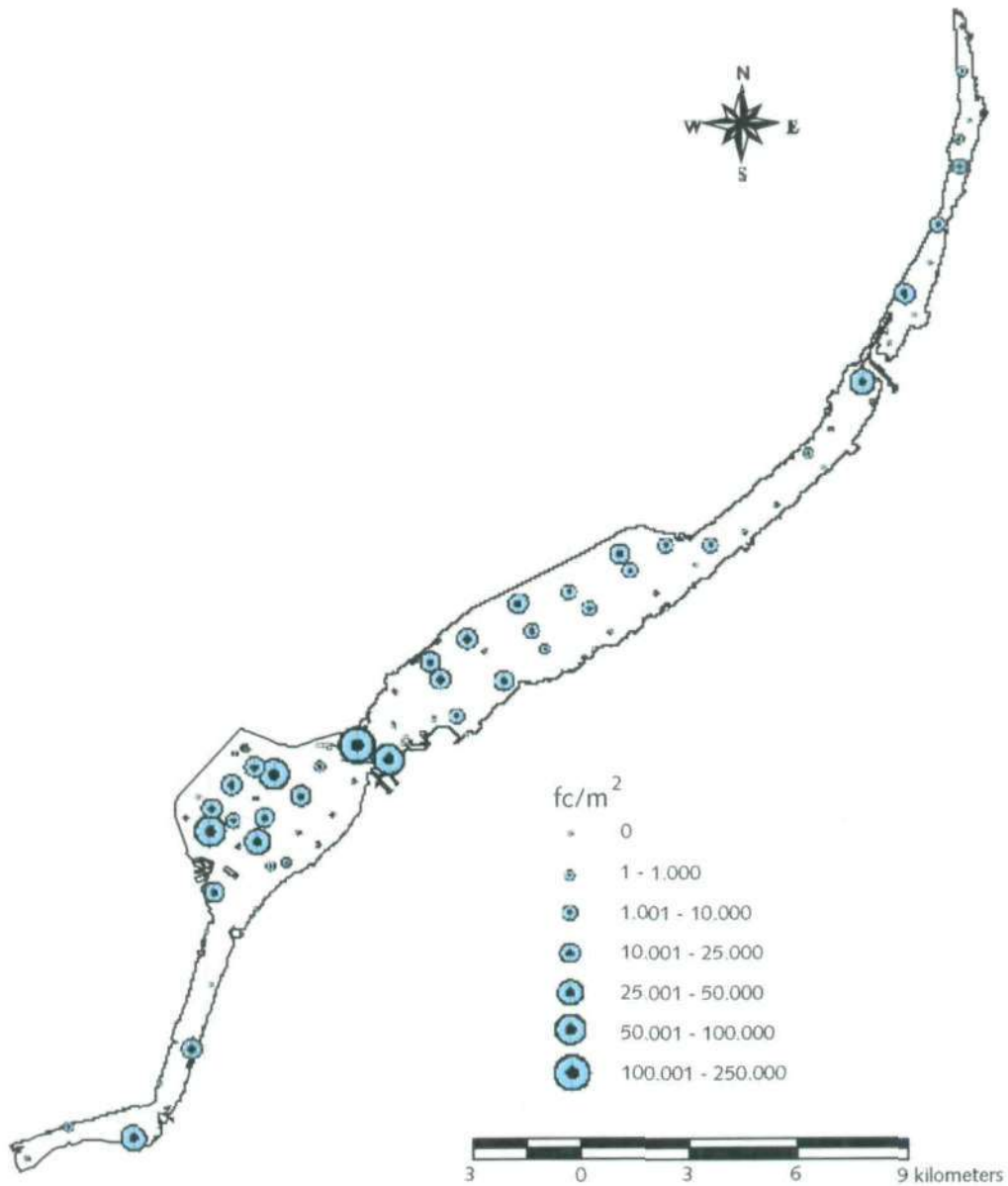
In de jaren zestig was de dichtheid van Driehoeksmosselen in het Drontermeer/Veluwemeer groot. Er zijn geen gegevens over dichtheden en veranderingen daarin uit deze periode beschikbaar, maar op grond van het aantalsverloop van de benthivore watervogels is het waarschijnlijk dat de mosselpopulatie in het Drontermeer rond 1967 definitief is ingestort, en die in het Veluwemeer rond 1969.

1970-1992

Uit de jaren zeventig zijn geen gegevens bekend. In de jaren tachtig was er alleen een kleine populatie mosselen op de basaltbeschoeiing in het Veluwemeer rond gemaal Lovink (die waarschijnlijk werd onderhouden door broed uit de Hoge Vaart) en het direct aansluitende deel van het Wolderwijd.

.....
Figuur 4.7.1

Verdeling van de filtratiecapaciteit van Driehoeksmosselen over de randmeren. In het Veluwemeer en Wolderwijd concentreert de activiteit zich op de delen van de meren buiten de kranswiervelden door een groter aandeel volwassen mosselen.



1993(94)-1998

In 1993 beginnen de dichtheden op de basaltoevers toe te nemen en begint zich tevens weer een bodempopulatie te vormen. In 1994 zijn de *dichtheden al weer hoger en in 1995 komt de doorbraak. De terugkeer van de Driehoeksmossel is waarschijnlijk veroorzaakt door een verbetering van de leefomstandigheden voor deze soort. Onderdelen daarvan zijn 1) een grotere diversiteit in het voedselaanbod met een groter aandeel van kleine fytoplanktonsoorten, 2) een kleinere hoeveelheid zwevend stof zodat de mosselen minder snel ondergesneeuwd worden met dood organisch materiaal uit de waterkolom en waarschijnlijk 3) een toename van de dichtheid van unioniden waardoor meer substraat beschikbaar kwam.*

Tabel 4.7.1

Dichtheden van Driehoeksmosselen in de Veluwerandmeren, 1985-1998.

	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Nuldernauw
Oevers				
1985, sept	0	+ -	0	0
1993, okt, aantal	4	>1	5	0
1994, sept, n/5 stenen	11	28	95	11
1995, sept, n/5 stenen	91	1113	225	18
1996, sept, n/5 stenen	550	1500	124	15
1997, sept, n/5 stenen	17	153	220	55
1998, sept, n/5 stenen	69	175	250	158
Bodem				
1987 ¹ , sept/okt, n/m ²	0	0	0	0
1991 ² , okt, n/m ²		2	0	
1992 ² , okt, n/m ²		7	4	
1993 ³ , okt, n/m ²		14	17	
1996 ⁴ , juli, n/m ²		231	71	16
1998 ⁵ , sept, n/m ²	34	164	369	79

¹ Raai-bemonsteringen, 5 locaties per meer op dwarsraai (3 happen per locatie)

² Gridbemonsteringen, 25 locaties westelijk deel Veluwemeer, 73 Wolderwijd

³ MWTL habitatbemonsteringen, 2 locaties Veluwemeer, 4 locaties Wolderwijd

⁴ Van Moorsel (1996), 13 locaties Veluwemeer, 10 Wolderwijd, 4 Nuldernauw

⁵ Van Moorsel (1999), 10 locaties Drontermeer, 28 Veluwemeer, 24 Wolderwijd, 8 Nuldernauw

Tabel 4.7.2.

Beschikbaarheid van unioniden als substraat en bezetting door Driehoeksmosselen (% bezette unioniden). N-waarden van bezetting uit 1996 zijn relatief groot door gebruik van zowel steek- als sleepmonsters (van Moorsel 1996, 1998).

Locatie (aant loc/tot opp m ²)	Dichtheid levende unioniden n/m ² (n)	Bezetting levende unioniden % (n)	Bezetting dode unioniden % (n)
Drontermeer 1993 (2/0.07)	0		
Drontermeer 1998	18.6 (22)	64 (22)	40 (13)
Veluwemeer 1991 (25/5.63)	0		
Veluwemeer 1992 (25/5.63)	3.0 (5)		
Veluwemeer 1993 (4/0.18)	9.5 (2)		
Veluwemeer 1996	2.6 (4)	97 (40)	100 (172)
Veluwemeer 1998 (28)	4.4 (15)	100 (15)	80 (10)
Wolderwijd 1991 (73/16.44)	0		
Wolderwijd 1992 (73/16.44)	5.3 (3)		
Wolderwijd 1993 (6/0.32)	0		
Wolderwijd 1996	4.2 (6)	63 (464)	96 (112)
Wolderwijd 1998	12.3 (37)	62 (37)	100 (22)
Nuldernauw 1996	28.8 (9)	33 (9)	- (0)
Nuldernauw 1998 (8)	8.8 (8)	100 (8)	0 (1)

4.8 Vis

4.8.1 Historische ontwikkeling

Gegevens over de visstand in de Veluwerandmeren zijn bekend sinds eind jaren zestig en werden toen door de Directie van de Visserijen van het toenmalige ministerie van Landbouw en Visserij verzameld. Sinds begin jaren negentig is de visbemonstering uitgevoerd door Witteveen en Bos in opdracht van Directie IJsselmeergebied van het ministerie van Verkeer en Waterstaat. Beide periodes moeten apart beschouwd worden omdat de wijze waarop en de periode waarin gevist werd sterk verschilde. Het belangrijkste verschil in beide methoden komt tot uiting in de hoeveelheid jonge vis die gevangen wordt. Jonge vis verdwijnt in het najaar in havens, sloten, en andere ondieptes en deze groep vis ontbreekt nagenoeg in de visserij door de Directie van de Visserijen, en daarom is zelfs een kwalitatieve vergelijking maar gedeeltelijk mogelijk. Wat duidelijk is geworden uit deze bemonsteringen is de dominantie van Snoekbaars en Brasem in de jaren zeventig in zowel het Veluwemeer als het Wolderwijd en het nagenoeg

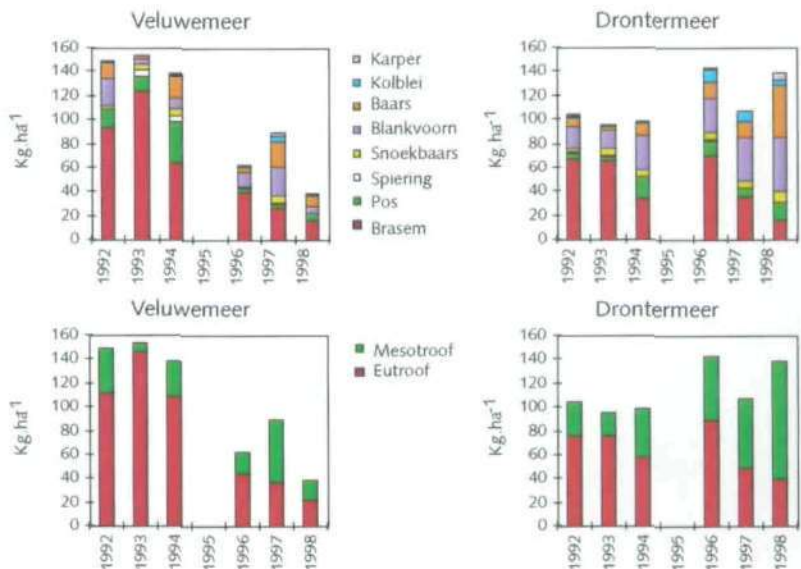
verdwijnen van Snoekbaars in de jaren tachtig (Noordhuis, 1997). Dit is moeilijk te verklaren omdat de hoeveelheid proovis niet bekend is en er ook weinig gegevens zijn van de beroepsvisserij. Na het verdwijnen van Snoekbaars is Blankvoorn en Baars in het Veluwemeer en het Wolderwijd toegenomen, niet zozeer omdat het meer minder eutroof werd maar vooral omdat Snoekbaars als belangrijkste predator verdween. In het Drontermeer was reeds in de jaren zeventig een sterk bestand aan Blankvoorn en Baars bij het ontbreken van Snoekbaars.

4.8.2 De visstand sinds begin jaren negentig in het Veluwemeer en Drontermeer

Sinds 1992 is er een verdere verandering opgetreden in dichtheid en samenstelling van de visstand in het Veluwemeer. In het Drontermeer is er zelfs sprake van een toename van de biomassa. De soorten die kenmerkend zijn voor troebel eutroof water, zoals Brasem, Pos, Snoekbaars en Spiering zijn in biomassa met meer dan 80% gereduceerd terwijl soorten kenmerkend voor het mesotrofe water zoals Baars, Blankvoorn, Kolblei en Karper enigszins zijn toegenomen in beide meren. In totaal is de visbiomassa in het Veluwemeer met een factor drie afgenomen van circa 150 naar 50 kg/ha. In het Drontermeer is er sprake van een lichte toename van de biomassa van 100 tot 140 kg/ha. De toename wordt vooral veroorzaakt door Blankvoorn en Baars, terwijl Brasem licht afneemt (Backx, 1994, 1995, 1996; Klinge, 1997; Nagelkerke, 1998).

Figuur 4.8.1

Verandering in de samenstelling van de visstand in het Veluwemeer en Drontermeer weergegeven als de meest dominante soorten (boven) en de meest dominante groepen. Geen gegevens in 1995.

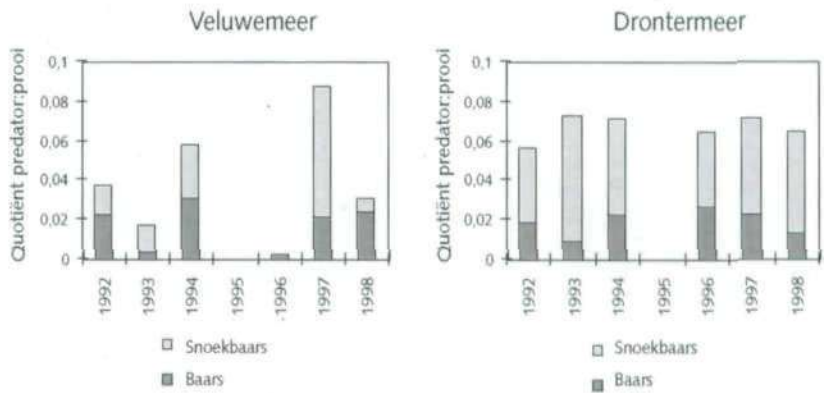


De predator-prooi verhouding is in beide meren vrij laag (minder dan 0.1) en laat ook geen duidelijke trend zien. Ook met betrekking tot de predator soorten is er geen verschuiving te zien. Door de lagere dichtheid van Snoekbaars in het Veluwemeer ligt hier de predator-prooi verhouding lager dan in het Drontermeer, maar is de jaarlijkse fluctuatie het grootst.

Opvallend is verder dat in deze korte periode een verdubbeling van het aantal soorten optrad van 9 naar 19. In werkelijkheid is het totale aantal soorten nog hoger maar bij de inspanning van de huidige bemonstering is de kans te klein om meer soorten te vangen. In 1996 werd door Martin Perrow een bemonstering uitgevoerd met behulp van point abundance sampling (Perrow & Jowitt, 1996).

Figuur 4.8.2

De predator-prooi verhouding in het Veluwemeer en Drontermeer weergegeven als cumulatief quotiënt van Snoekbaars plus Baars en het totale visbestand.



Omdat in totaal 10 bemonsteringen werden uitgevoerd, overdag en 's nachts maandelijks van juni tot oktober, verdeeld over vijf transecten kon Perrow 22 soorten registeren, terwijl Witteveen en Bos toen slechts 16 soorten scoorde. De soortenlijst ziet er als volgt uit:

Tabel 4.8.1

Lijst van soorten geregistreerd in 1996 door Perrow. De vetgedrukte soorten zijn niet gevangen door Witteveen en Bos.

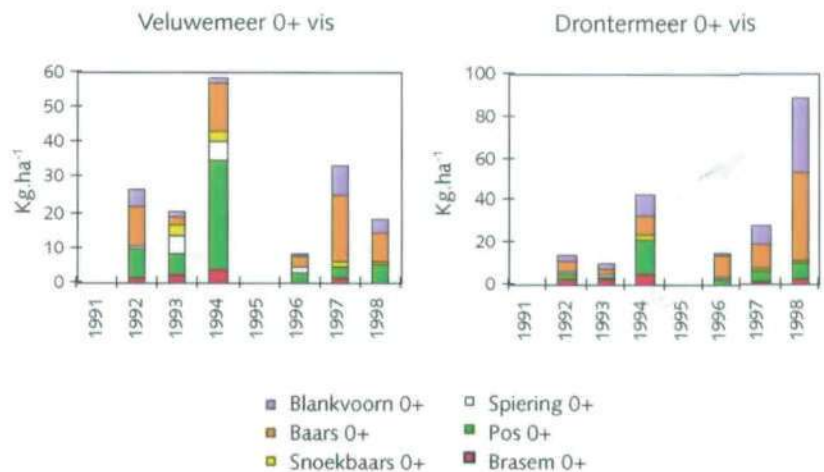
1. Brasem	9. Karper	17. Giebel
2. Pos	10. Snoek	18. Roofblei
3. Snoekbaars	11. Driedoornige stekelbaars	19. Rivierdonderpad
4. Spiering	12. Tiendoornige stekelbaars	20. Vetje
5. Aal	13. Alver	21. Zeelt
6. Baars	14. Rietvoorn	22. Bempje
7. Blankvoorn	15. Winde	
8. Kolblei	16. Kleine modderkruiper	

Jaarlijkse recrutering van vis

De totale recrutering van 0+ vis in het Veluwemeer laat geen significante verandering zien. De totale hoeveelheid varieert rondom 20 kg/ha. Deze hoeveelheid is voldoende om een najaarspiek van *Daphnia* weinig kans te geven. Binnen de soorten is er wel een duidelijke verschuiving opgetreden (figuur 4.8.3): Brasem, Pos, Spiering en Snoekbaars, de soorten die kenmerkend zijn voor eutroof water zijn in 1996, 1997 en 1998 elk jaar lager dan 1992, 1993 en 1994, terwijl Baars en Blankvoorn, de soorten die kenmerkend zijn voor mesotroof water, over de gehele linie toenemen. In het Drontermeer is ditzelfde effect te zien: toename van Baars en Blankvoorn en afname van Brasem en Pos.

Figuur 4.8.3

Verandering in de samenstelling van de 0+ vis in het Veluwemeer en Drontermeer



Uit het onderzoek van Perrow bleek dat niet de reproductie van de Brasem afnam, maar dat de overleving van de jonge Brasem in het nieuwe milieu zeer gering is. De opeenvolgende bemonsteringen in de zomermaanden lieten dit duidelijk zien. De overleving van Blankvoorn was aanmerkelijk beter. Daarnaast bleek uit de door Witteveen en Bos geregistreerde lage condities van de volwassen Brasem dat de voedselomstandigheden voor deze groep sterk zijn afgenomen ondanks de lagere dichtheid. Deze verandering in conditie is opgetreden sinds 1996. Vóór die tijd was de conditie normaal tot goed. Een hypothese die de verandering van de visstand aannemelijk maakt is dat de uitbreiding van de kranswieren het habitat voor Brasem verkleind heeft en een deel van de populatie heeft doen afsterven. Deze hypothese wordt grotendeels onderuit gehaald wanneer rekening gehouden wordt met de visserij op pootvis (voornamelijk Brasem van 20-40 cm) die in de loop van de jaren negentig heeft plaats gevonden.

Effect van pootvis visserij

Sinds de tweede helft van de jaren tachtig is de situatie van de beroepsvissers op de randmeren dramatisch veranderd. Door de infectie van aal met de parasiet *Anguillacola crassa* en de sterk afgenomen intrek van Glasaal zijn de aalvangsten sterk teruggelopen en heeft de beroepsvisserij een andere wending gekregen. Van de zes vissers zijn er twee overgebleven en deze richten zich gedurende de wintermaanden steeds meer op de zegenvisserij om pootvis (Brasem en Blankvoorn) te kunnen leveren aan voornamelijk België. Uit administratieve gegevens van één van de beroepsvissers is te herleiden dat in 1992 circa 10-20 kg/ha werd verwijderd, maar in de winters van 1993/1994 en 1994/1995 was dat respectievelijk 35-40 kg/ha en 30-35 kg/ha. De jaren erna was de vangst minder maar moeilijker te traceren doordat het aandeel vis uit het Veluwemeer moeilijker te achterhalen was. Het is in ieder geval duidelijk geworden dat de intensiteit van deze visserij groter is geweest dan aanvankelijk werd gedacht. Het is zelfs zo dat de afname van de brasemstand in dezelfde orde van grootte ligt als de hoeveelheid vis die verwijderd is.

De verandering in dichtheid en samenstelling is dus voor een deel toe te schrijven aan de intensieve visserij in combinatie met de habitat verandering waarbij Brasem, Pos, Snoekbaars en Spiering sterk is afgenomen. Door de afname van de brasempopulatie kregen kranswieren sneller gelegenheid om zich uit te breiden en werd Brasem als het ware de pas afgesneden. Baars en Blankvoorn zijn wat dat betreft veel flexibeler en kunnen zich in beide habitats handhaven. Vooral de Modderkruiper, Driedoornige stekelbaars en Giebel zijn sterk toegenomen. Deze soorten zijn direct of indirect afhankelijk van de vegetatie en/of het heldere water en konden zich daardoor uitbreiden. Snoek, Rietvoorn, Karper en Zeelt werden alleen aangetroffen in de rietzone en lijken geen speciaal voordeel te hebben van de kranswieren. Ook voor soorten als Winde, Vetje en Donderpad lijken de kranswieren geen direct voordeel te bieden.

De verwachte ontwikkeling in de populatie

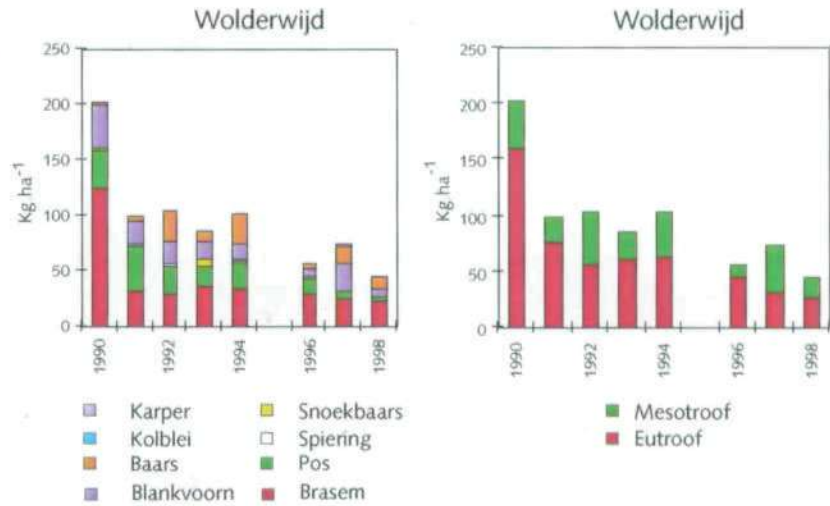
De populatie is voornamelijk veranderd door de afname van Brasem, Pos, Spiering en Snoekbaars en een lichte toename van Blankvoorn en Baars. Deze verandering is ingezet rond 1995 en lijkt voorlopig bestendig. De laatste twee soorten zijn de meest opportunistische vissen die snel kunnen opkomen en ook wel snel kunnen verdwijnen. Als de vegetatieontwikkeling verder doorgaat en geleidelijk vervangen wordt door meer ijle vegetatie bij gelijke helderheid zal er een verschuiving optreden naar een gemeenschap met Snoek, Zeelt en Rietvoorn. Maar zolang de kranswieren blijven zullen Baars en Blankvoorn dominant blijven en zullen geen grote veranderingen meer te verwachten zijn.

4.8.3 De visstand sinds begin jaren negentig in het Wolderwijd en Nulder nauw

De bemonstering van de visstand in het Wolderwijd en Nulder nauw is begonnen na de afvising in de winter van 1990/1991. De visstand was vlak voor de afvising circa 200 kg/ha en bleef na de afvising lager dan 100 kg/ha (Meijer & Hosper, 1995; Backx, 1994, 1995, 1996; Klinge, 1997; Nagelkerke, 1998). In vergelijking met het Veluwemeer valt vooral de lage brasemstand op en de hogere posstand, die de ruimte van de weggevisste Brasem gedeeltelijk heeft opgevuld. Terwijl de afname in de verandering in de totale visstand in het Veluwemeer bepaald wordt door afname van Brasem en Pos, is dit in het Wolderwijd vooral de afname van Pos, terwijl Brasem door de bevissing reeds gereduceerd was (figuur 4.8.4). De reeds lage dichtheid van Brasem kan zich bij het beschikbare areaal handhaven. Dus ook in het Wolderwijd zijn de soorten die kenmerkend zijn voor troebel eutroof water, zoals Brasem, Pos, Snoekbaars en Spiering afgenomen in biomassa, daarbij duidelijk geholpen door de afvising, terwijl soorten kenmerkend voor het mesotrofe water zoals Baars, Blankvoorn, Kolblei en Karper minder toenemen dan in het Veluwemeer. In totaal is de visbiomassa met een factor drie à vier afgenomen ten opzichte van 1990.

Figuur 4.8.4

Verandering in de samenstelling van de visstand in het Wolderwijd (samen met Nulder nauw) weergegeven als de meest dominante soorten (links) en de meest dominante groepen. Geen gegevens in 1995.

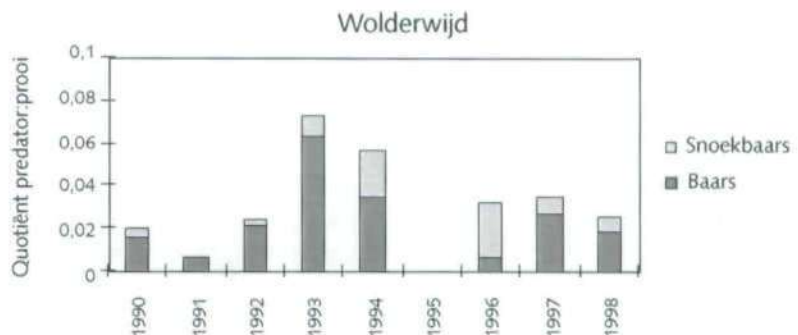


Het verschil in visstand tussen het Wolderwijd en Nulder nauw is zeer gering en statistisch nauwelijks aan te tonen.

De predator-prooi verhouding is in het Wolderwijd sterk gelijkend op die in het Veluwemeer. Ook hier is het aandeel van Snoekbaars laag (figuur 4.8.5). Snoek kan met de gebruikte methode niet worden gevangen.

Figuur 4.8.5

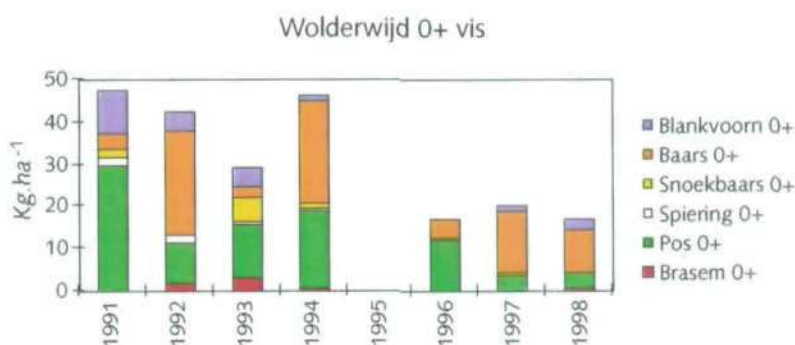
De predator-prooi verhouding in het Wolderwijd weergegeven als cumulatief quotiënt van Snoekbaars plus Baars en het totale visbestand



Jaarlijkse recrutering van vis

In het Wolderwijd is in tegenstelling tot het Veluwemeer en Drontermeer wel een significante afname te zien van de totale hoeveelheid 0+ vis door een sterke daling van de soorten die kenmerkend zijn voor eutroof water. Pos laat de grootste daling zien, Spiering, Snoekbaars en Brasem verdwijnen nagenoeg. Een belangrijk verschil met het Veluwemeer is de hogere dichtheid van 0+ vis in het Wolderwijd, die geheel veroorzaakt wordt door Pos. In de periode 1991-1994 is de totale dichtheid circa 40 kg/ha en in de periode erna circa 20 kg/ha en dus overeenkomstig de dichtheid in het Veluwemeer.

Figuur 4.8.6
Verandering in de samenstelling van de 0+ vis in het Wolderwijd



De verwachte ontwikkeling in de populatie

Voor het Wolderwijd geldt min of meer hetzelfde als voor het Veluwemeer, wat de verschuiving aangaat. Ook hier geldt 1995 als een omslagpunt, maar heeft Pos in de periode van 1991-1994 de rol van Brasem overgenomen die door de bevissing grotendeels verwijderd was. Door de verkleining van het areaal open water heeft ook Pos terrein prijsgegeven, terwijl Blankvoorn en Baars zich gehandhaafd hebben. Net als in het Veluwemeer zal de verdere verandering afhangen van de ontwikkeling van de vegetatie. Zolang de kranswieren het beeld bepalen, zullen Baars en Blankvoorn dominant blijven en zullen geen grote veranderingen meer te verwachten zijn.

4.8.4 Conclusies

In jaren zeventig was er sprake van een karakteristieke Snoekbaars-Brasem gemeenschap in het Veluwemeer en het Wolderwijd, maar week het Drontermeer af als een Brasem-Blankvoorn-Baars gemeenschap.

In de jaren tachtig is Snoekbaars om onduidelijke redenen verdwenen en is de stand aan Blankvoorn en Baars toegenomen in beide meren.

In de jaren negentig is de brasemstand in het Veluwemeer en het Wolderwijd met circa 75% afgenomen als gevolg van visserij in de eerste helft van de jaren negentig gevolgd door een habitatverandering door groei van kranswieren.

Snoek, Rietvoorn, Karper en Zeelt lijken geen speciaal voordeel te hebben van de kranswieren aangezien ze alleen aangetroffen werden in de rietzone.

De verwachting is dat zolang de kranswieren de huidige bedekking handhaven en niet vervangen worden door een meer ijle vegetatie de visstand gekarakteriseerd zal zijn door een Blankvoorn-Baars gemeenschap waarbij de predator-prooi verhouding weinig zal veranderen.

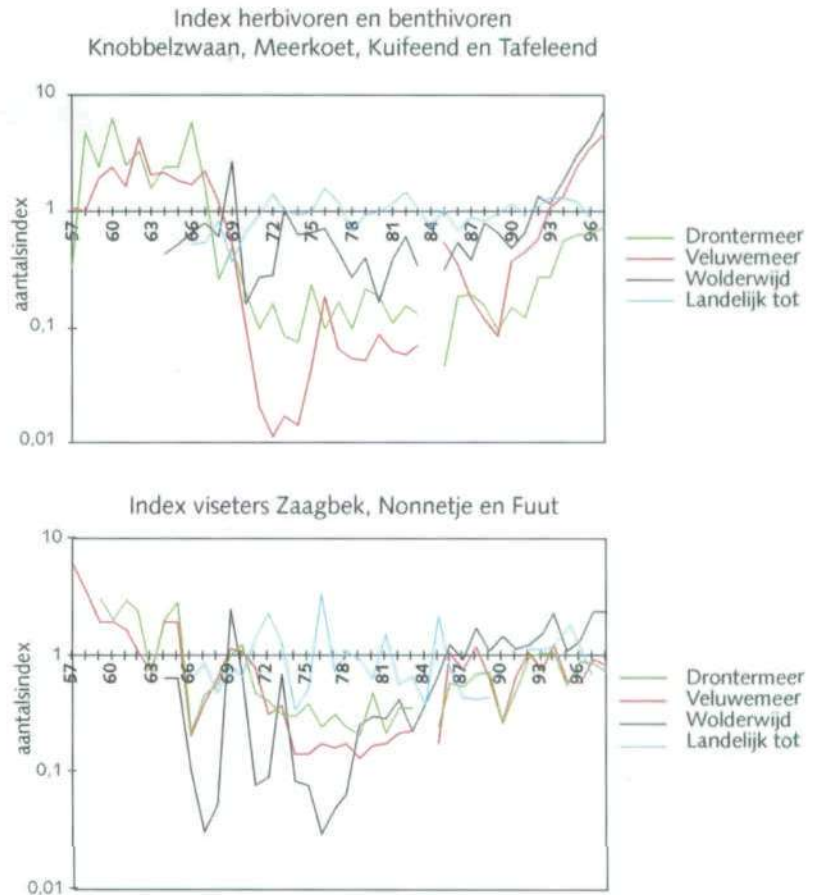
4.9 Watervogels

4.9.1 Historische ontwikkeling

In het Veluwemeer en Drontermeer zijn door Staatsbosbeheer, NBLF en Provincie Flevoland maandelijks vogeltellingen uitgevoerd vanaf 1957, in het Wolderwijd sinds 1964. Ten opzichte van de landelijke situatie zijn sindsdien een aantal drastische veranderingen opgetreden in de aantallen aanwezige watervogels (figuur 4.9.1).

.....
Figuur 4.9.1

Index van het aantalsverloop van a) vier soorten herbivore en benthivore watervogels en b) drie soorten viseters in de afzonderlijke Veluwerandmeren. De indexen zijn per soort berekend door de aantallen per maand te delen door het langjarig gemiddelde en vervolgens de maanden te middelen. Vervolgens zijn de betreffende soorten gemiddeld. Ter vergelijking is op dezelfde schaal het verloop van het totaal aantal vogels in Nederland (op grond van midwintertellingen in januari) toegevoegd.



Op grond van deze veranderingen kunnen de volgende perioden worden onderscheiden:

1957-1969

In de jaren zestig was in de Veluwerandmeren voor watervogels een grote hoeveelheid voedsel aanwezig in de vorm van waterplanten, Driehoeksmosselen en vis. Omstreeks 1965 veranderde dit en met het ineenstorten van de vegetaties en de mosselpopulaties verdwenen de herbivore en benthivore watervogels. Zowel in het Veluwemeer als in het Drontermeer gebeurde dat rond 1967. In dat jaar verdwenen de Brilduikers (indicatie verslechterd doorzicht), een jaar later de Kuifeenden (indicatie instorting mosselpopulatie). Meerkoet en Knobbelzwaan namen rond 1967 drastisch in aantal af en verdwenen definitief in 1970 (indicatie instorting waterplanten). Een deel van de vogels leek zich in 1969 naar het Wolderwijd te verplaatsen, maar deze ontwikkeling heeft zich niet doorgezet. Alleen de viseters lijken tijdelijk te hebben geprofiteerd van de ineenstorting van het systeem, hun aantallen waren in de winters van 1969/70 en 1970/71 relatief hoog. Mogelijk was er relatief veel jonge vis door het wegvallen van predatie door Snoek.

1970-1985

In de jaren zeventig en de eerste helft van de jaren tachtig waren de aantallen vogels in alle Veluwerandmeren laag. In het Veluwemeer waren in het bijzonder de eerste helft van de jaren zeventig de aantallen vogels laag, ook in vergelijking met de andere meren, tot een beperkt herstel in 1976 optrad.

1986-1989

In het najaar van 1986 was er in het Veluwemeer een beperkte opleving van de aantallen herbivoren en benthivoren. In 1988 waren de aantallen echter weer terug op het oude niveau. In het Drontermeer en Wolderwijd was een dergelijke opleving niet zichtbaar. Wel was er in 1986 in alle drie de meren sprake van een sterke toename van het aantal viseters. In dit geval zijn de aantallen niet weer teruggezakt maar hebben ze zich tot op vandaag op dit niveau gehandhaafd.

Toename van de aantallen viseters kan enerzijds een gevolg zijn geweest van doorbreking van de dominantie van van het visbestand door grote Brasem, anderzijds van verbetering van het doorzicht. Bij Fuut en Aalscholver is tevens sprake van factoren buiten dit watersysteem (populatietoename).

1990-1998 (Veluwemeer)

(Wolderwijd en Nuldernauw 1992-1998; Drontermeer 1994-1998)

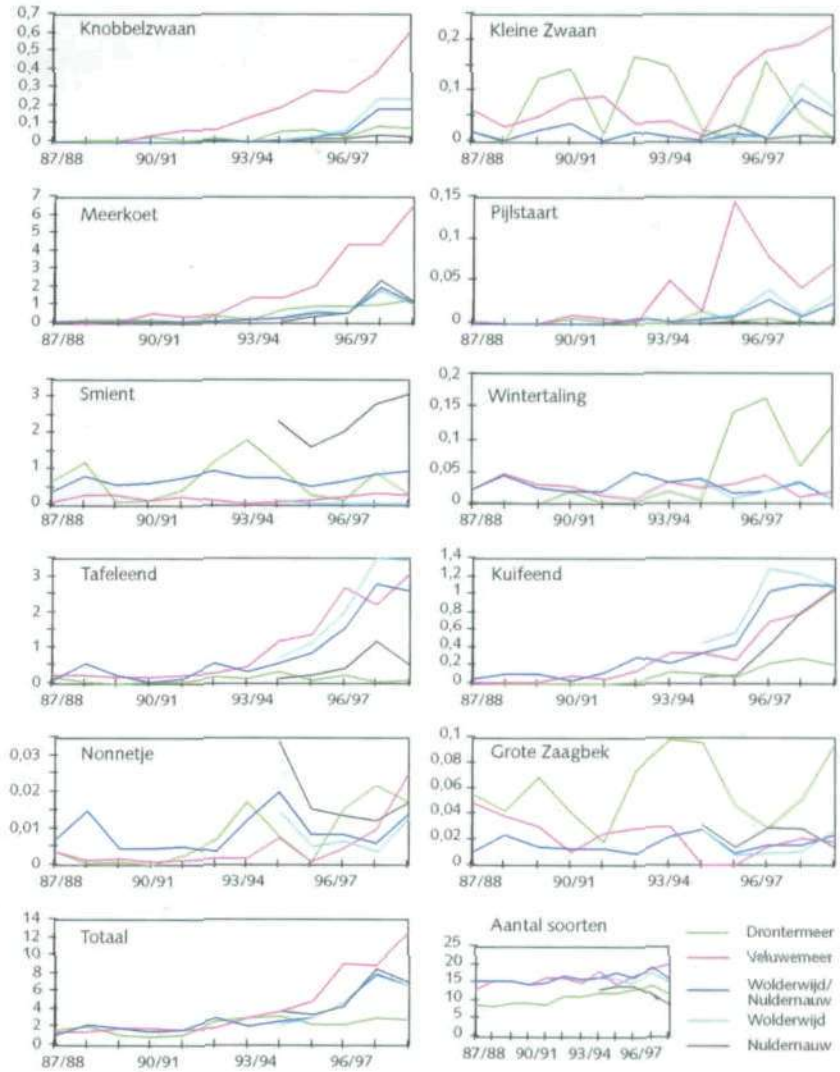
Met de terugkeer van kranswier waren in het Veluwemeer in september 1990 plotseling opvallende aantallen Meerkoeten en Knobbelzwanen aanwezig, die ongeveer een maand lang van dit kranswier konden eten. Ondanks de consumptie door de vogels bleef het kranswier toenemen. Het gemiddeld aantal herbivore en benthivore watervogels bleef eveneens toenemen als gevolg van een combinatie van toenemende aantallen en een langere verblijfsduur naarmate het groeiseizoen van het kranswier zich verlengde. De relatie tussen de biomassa aan beschikbaar kranswier en de gemiddelde aantallen Meerkoeten, Knobbelzwanen en Kleine Zwanen is nagenoeg lineair en de toename duurt nog steeds voort. De benthivore watervogels namen tegelijkertijd met de herbivoren toe, met een versnelling in 1996, na de terugkeer van de Driehoeksmosselen (dat was al in 1995, maar in de winter daarna was er sprake van langdurige ijsbedekking).

De zelfde processen vinden plaats in het Wolderwijd, zij het dat de herbivoren hier later verschenen (rond 1992) en dat hun toename ten opzichte van het Veluwemeer met enige achterstand verloopt. In het algemeen zijn hun dichtheden in het Wolderwijd dus lager dan in het Veluwemeer (Knobbelzwaan, Kleine Zwaan, Meerkoet en Pijlstaart). De dichtheden van Kuifeenden (benthivoren) waren de afgelopen vijf jaar in het Wolderwijd meestal hoger, maar daarbij waren er aanwijzingen dat ten minste een deel van deze vogels 's nachts op het Veluwemeer foerageerde (figuur 4.9.2).

In het Nuldernauw is het verloop van de totale dichtheden nagenoeg gelijk aan dat van het Wolderwijd, maar de soortensamenstelling is zeer verschillend. Net als in het Drontermeer is de Smient de talrijkste soort, waarvan de dichtheden vele malen hoger zijn dan in het Wolderwijd. Iets minder sterk geldt dit ook voor de Wilde Eend en twee viseters, de Fuut en het Nonnetje. De waterplantenetters en de benthivoren daarentegen zijn in het Nuldernauw aanzienlijk minder talrijk dan in het Wolderwijd (figuur 4.9.2).

Figuur 4.9.2

Aantalsverloop van enkele soorten wadvogels in de afzonderlijke randmeren, uitgedrukt in gemiddeld aantal per hectare (september-februari).



In het Drontermeer was sprake van een vrij plotselinge toename van herbivoren in 1994. De kranswiereters Knobbelzwaan en Meerkoet komen sinds dat jaar in beperkte aantallen foerageren, maar deze ontwikkeling heeft zich tot nu toe nauwelijks doorgezet. Enkele minder talrijke soorten doen het relatief goed in het Drontermeer, zoals Grote Zaagbek, Bergeend en tot voor kort de Kleine Zwaan. Ook de Wintertaling is sinds 1995 in veel hogere dichtheden aanwezig dan in de andere meren, waarschijnlijk als gevolg van de uitvoering van project Abbert II. Fluctuaties van jaar op jaar worden in het Drontermeer grotendeels bepaald door veranderingen in de aantallen Smienten (figuur 4.9.2)

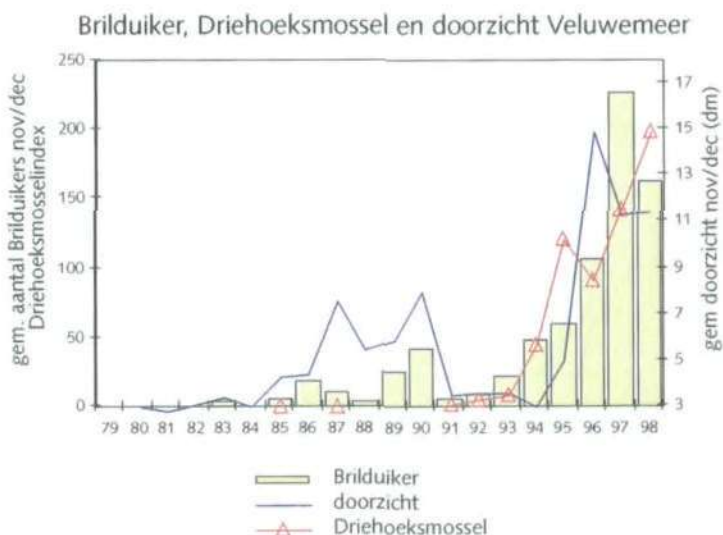
(1997-1998)

Enkele minder talrijke soorten hebben in de laatste twee seizoenen een opvallende aantalstoename laten zien, die te maken kan hebben met toegenomen doorzicht. De Brilduiker foerageert overdag op bodemfauna, waaronder Driehoeksmosselen. Net als de Kuifeend, die echter 's nachts op mosselen foerageert, is deze dagjager na de terugkeer van de mosselen toegenomen, maar het aantalsverloop lijkt nog meer overeen te stemmen met het verloop van het doorzicht (figuur 4.9.3).

Het aantalsverloop van het Nonnetje, waarvan eind 1998 aantallen werden geteld die sinds 1970 niet meer zijn vastgesteld, vertoont veel overeenkomst met dat van de Brilduiker en heeft mogelijk eveneens met de grotere helderheid te maken.

Figuur 4.9.3

Het verloop van het aantal Brilduikers lijkt een reactie op een combinatie van beschikbaarheid van bodemdieren (Driehoeksmosselen) en veranderingen in het doorzicht. In de maanden januari-maart is deze relatie minder zichtbaar, o.a. door ontbrekende waarden bij ijsbedekking.



Sommige soorten, zoals Krakeenden en mogelijk ook Bergeenden, maken waarschijnlijk onder meer gebruik van het aanbod aan draad- en darmwier, gezien de locatie van foeragerende groepen (Bureau Waardenburg) en informatie van voedselkeuze uit de literatuur. Bergeenden nemen verder vooral dierlijk voedsel, Krakeenden zijn herbivoren en foerageren eveneens op kranswier en op hogere waterplanten (Cramp & Simmons, 1977). Het aantalsverloop van de Krakeenden vertoont echter meer overeenkomst met het verloop van het areaal draadwier dan met dat van kranswier.

4.9.2 Recente observaties

In november 1998 naderde het aantal watervogels in de Veluwerandmeren voor het eerst sinds de jaren zestig de 100.000, waarvan 64.434 in het Veluwemeer. Knobbelzwaan, Meerkoet en Kuifeend namen verder toe, maar veel opvallender toenames waren er bij Brilduiker, Nonnetje en vooral Tafeleend, die met 49.000 vogels de helft van het totaal uitmaakte. Met maar liefst 14% was daarmee een groter deel van de internationale populatie aanwezig dan bij de Kleine Zwaan, die door de hoge waterstand in de randmeren een slecht jaar had (tabel 4.9.1). Terwijl het maximum aantal in het Veluwemeer en Drontermeer sinds 1995 min of meer constant lijkt te zijn, is het vooral in het Wolderwijd verder toegenomen (28.064, 9% meer dan een jaar eerder). De vogels bleven echter vooral in het Veluwemeer lang aanwezig, voor het eerst was het totaal aantal watervogels in januari onveranderd hoog. Het watervogelseizoen was daarmee ten minste een maand langer dan in 1997/98 en het aantal vogeldagen in het Veluwemeer was bijna 40% hoger dan in het vorige seizoen. In het Wolderwijd daarentegen waren de aantallen in januari en februari 1999 aanzienlijk lager dan een jaar eerder. Het aantal vogeldagen was daardoor ondanks het record aantal vogels in november 14% lager dan in 1997/98.

4.9.3 Relatie tussen vogels en planten

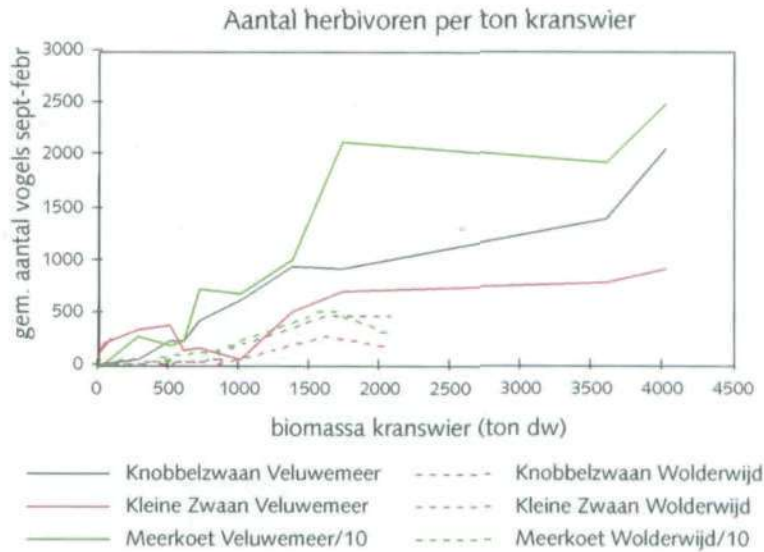
Bij exclusieproeven in 1994 bleek een zeer groot deel van de beschikbare biomassa van kranswier door de vogels te worden benut. Daarna is de hoe-

veelheid kranswier sterk toegenomen. Het aantal vogels nam minder snel toe en mede daardoor werd de periode waarin kranswier voor de vogels beschikbaar is langer. Daarmee werd ook het verblijf van de vogels langer, maar nog steeds lijkt het leeuwedeel van het kranswier door consumptie te verdwijnen.

Het gemiddeld aantal watervogels over het winterhalfjaar, of het aantal vogeldagen, is dan ook sinds 1990 bijna lineair toegenomen met de aanwezige hoeveelheid kranswier. Zo foerageren er in de periode september-februari in het Veluwemeer gemiddeld 0.5 Knobbelzwanen en 7.4 Meerkoeten per ton kranswier of 0.7 Knobbelzwanen en 9.7 Meerkoeten per hectare kranswier. In het Wolderwijd foerageerden per ha kranswier gemiddeld 0.2 Knobbelzwanen en 2.6 Meerkoeten. Hier is de dichtheid dus nog aanzienlijk lager, mogelijk in verband met een korter groeiseizoen (intensievere aangroei met perifyton), een kleinere rol van *Chara aspera* (bulbillen) en een andere diepteverdeling (figuur 4.9.4). De lineaire relatie tussen gemiddeld aantal vogels en hoeveelheid kranswier betekent dat veranderingen in het beschikbare oppervlak (bijvoorbeeld door inrichtingsmaatregelen) een evenredig effect hebben op het gemiddelde aantal vogels en dat dit effect kan worden voorspeld. Dergelijke voorspellingen kunnen worden geoptimaliseerd met behulp van meer gedetailleerde kennis over effecten van diepteverdeling van het kranswier en waterstanden (onder andere Kleine Zwaan), beschikbaarheid van andere voedselbronnen (onder andere Meerkoet, Tafeleend) en aanwezigheid van concurrerende soorten (onder andere Knobbelzwaan versus Kleine Zwaan).

Figuur 4.9.4

Het verband tussen het aantal van de belangrijkste herbivoren en de hoeveelheid kranswier is nagenoeg lineair. In het Wolderwijd is het aantal vogels per eenheid kranswier nog steeds aanzienlijk lager dan in het Veluwemeer.



Andere soorten waterplanten spelen als voedselbron een ondergeschikte rol. Fonteinkruiden, met name Schedefonteinkruid hebben in elk geval in het verleden een rol gespeeld bij Kleine Zwanen. Deze fonteinkruidsoort is nooit helemaal uit het Veluwemeer verdwenen en dat is de oorzaak van het feit dat de lijn voor de Kleine Zwaan in figuur 4.9.3 niet door de oorsprong gaat, maar hoger begint. De Kleine Zwaan foerageert tegenwoordig echter vooral op kranswier en is na de terugkeer daarvan beduidend toegenomen. De lage waarden in 1992-94 hebben te maken met hoge waterstanden. Ook eind 1998 was voor niet-duikende herbivoren het kranswier grotendeels onbereikbaar door een extreem hoge waterstand. De aantallen van kleinere grondelaars als de Pijlstaart bleven daarom laag, net als het aantal Kleine Zwanen. Een beperkt aantal Kleine Zwanen werd geteld in oktober,

maar deze vogels vertrokken na korte tijd en in november, de maand waarin ze de drie voorgaande jaren massaal op het meer foerageerden, waren ze vrijwel afwezig. Toen in december het water zakte kwamen ze terug. Mogelijk mede dankzij een relatief lage graasdruk was in januari nog een relatief grote hoeveelheid kranswier beschikbaar. De aantallen Kleine Zwanen namen verder toe en voor het eerst waren er in januari, en in mindere mate in februari, aantallen van (internationale) betekenis aanwezig. Duikende watervogels ondervinden vanzelfsprekend de minste hinder van hoge waterstanden, hoewel een grotere duikdiepte het rendement natuurlijk verlaagt. Ook bij de verhoogde waterstanden in het najaar van 1998 was dat rendement echter nog hoog genoeg, want Meerkoeten en vooral Tafeleenden bereikten record aantallen. Volgens de meest recente populatieschattingen overtrof het populatie-aandeel van de Tafeleend dat aanwezig was (14%) zelfs dat van de Kleine Zwaan (9%), waarvan de populatie de laatste jaren aanzienlijk is gegroeid (tabel 4.9.1).

Tabel 4.9.1

Soorten die in één of meer seizoenen de 1%-norm van de Ramsar-conventie overschrijden volgens de boottellingen van Provincie Flevoland. Maxima per seizoen (sept t/m april) in percentages van de West-Palearticische populatie (= norm x 100) volgens Meininger et al. 1995. Overschrijdingen zijn gearceerd. De omvang van de populaties van een aantal soorten is recent gewijzigd. Overschrijdingen van deze nieuwe normen zijn gegeven voor 1998/99 in de laatste kolom. Voor de nieuwe populatieschattingen zie Voslamber et al. 1997 en SOVON Ganzen en Zwanen Werkgroep 1998.

Gebied	Soort	87/88	88/89	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	norm	nieuw	98/99
Veluwemeer	Aalscholver	0,3	0,3	0,3	0,4	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	1,0	1,0	0,1	2000		0,1
	Knobbelzwaan	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,3	0,6	0,7	1,1	0,9	1,2	1,8	1800	2000	1,6
	Kleine Zwaan	6,7	1,5	5,2	9,3	10,6	3,2	4,9	1,3	15,3	15,2	18,5	11,0	170	250	7,5
	Krakeend	0,1	0,1	0,3	0,5	0,8	0,8	0,4	0,7	1,2	0,8	1,0	3,0	250	300	2,5
	Pijlstaart	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,9	0,2	1,7	0,9	0,6	1,4	700	600	1,7
	Tafeleend	0,4	0,4	0,6	0,4	0,5	0,5	1,1	2,9	5,7	7,1	4,3	9,1	3500		9,1
	Kuifeend	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	0,3	1,0	0,8	0,8	7500	10000	0,6
	Nonnetje	0,1	0,1	0,3	0,5	0,8	0,8	0,4	0,7	1,2	0,8	0,5	2,1	150	250	1,3
	Meerkoet	0,0	0,0	0,0	0,7	0,5	0,4	0,8	0,8	1,7	2,2	1,8	2,4	15000		2,4
	Woldenwijd/ Nuldernaauw	Kleine Zwaan	1,8	0,1	1,9	1,6	0,2	0,6	0,6	0,3	0,7	0,3	6,7	2,1	170	250
Smient		0,2	0,6	0,3	0,4	0,5	1,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	7500	12500	0,4
Krakeend		0,116	0,2	0,3	0,2	0,4	0,2	0,8	0,8	0,3	0,6	0,6	1,9	250	300	1,6
Tafeleend		0,1	0,7	0,3	0,2	0,3	1,0	0,4	0,7	2,1	3,6	3,7	4,9	3500		4,9
Kuifeend		0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,3	0,2	0,2	0,4	1,1	0,6	1,1	7500	10000	0,8
Kleine Zwaan		0,2	0,0	2,5	2,5	0,2	3,4	3,1	0,4	0,1	2,8	0,8	0,1	170	250	0,1
Drontermeer	Aalscholver	0,3	0,4	0,4	0,5	0,2	0,3	0,6	0,4	0,7	1,1	1,7	0,2	2000		0,2
	Knobbelzwaan	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,3	0,6	0,7	1,1	1,1	1,9	2,0	1800	2000	1,8
	Kleine Zwaan	7,0	1,5	9,7	11,3	10,6	4,0	4,9	1,7	15,7	15,9	25,5	13,2	170	250	9,0
	Smient	0,4	1,2	0,7	0,6	0,8	1,2	0,8	0,7	0,6	0,6	1,0	0,7	7500	12500	0,4
	Krakeend	0,3	0,2	0,6	0,6	1,0	0,9	0,8	1,0	1,2	1,0	1,3	3,5	250	300	3,0
	Pijlstaart	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,9	0,3	1,8	1,4	0,7	1,8	700	600	2,1
	Tafeleend	0,5	1,1	0,6	0,5	0,6	1,4	1,4	3,9	7,9	8,4	7,7	14,0	3500		14,0
	Kuifeend	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	1,4	1,4	1,4	7500	10000	1,2
	Nonnetje	0,6	0,8	0,4	0,3	0,4	0,4	1,2	1,9	0,8	1,4	1,1	2,9	150	250	2,9
	Meerkoet	0,1	0,0	0,1	0,8	0,5	0,4	0,9	1,0	2,0	2,4	2,4	2,9	15000		2,9
Aantal overschrijdingen	1	3	1	1	2	3	3	3	5	6	9	9	8			8
Overschrijdingssom	7,0	3,8	9,7	11,3	11,6	6,6	7,5	9,4	29,8	34,1	43,8	41,9				36,8

4.9.4 Conclusies

Sinds het midden van de jaren tachtig is er in de Veluwerandmeren sprake van toenemende aantallen watervogels. Aanvankelijk was er alleen sprake van toename van de aantallen viseters (verminderde dominantie Brasem, verbeterd doorzicht, toename van de Blankvoorn) en een beperkte opleving van de aantallen herbivoren en benthivoren.

Sinds de terugkeer van het kranwier in 1990 is er vooral in het Veluwemeer sprake van sterke toename van de aantallen herbivoren, sinds 1992 (1993) van een wat minder sterke toename in het Wolderwijd. In de loop van de jaren bleven deze vogels bovendien steeds langer op de meren foerageren, parallel aan een verlenging van het groeiseizoen van het kranwier. Met name bij Knobbelzwanen, Kleine Zwanen en Meerkoeten bestaat een zeer sterke, lineaire correlatie tussen het gemiddeld aantal vogels (of het aantal vogeldagen) en de biomassa van het kranwier per jaar.

Na een geleidelijke toename in de eerste helft van het decennium is het maximum aantal vogels in 1995 verdubbeld. Deze ontwikkeling viel samen met een sterke verlenging van het groeiseizoen van het kranwier in 1995. Daarna bleef verdere toename van het maximum aantal vogels nagenoeg beperkt tot het Wolderwijd. De verblijfsduur bleef echter ook in het Veluwemeer verder toenemen, waardoor het aantal vogeldagen eveneens sterk doorgroeide. In het Drontermeer hebben de herbivoren rond 1994 een toename laten zien, maar deze ontwikkeling begint zich pas zeer recent verder door te zetten (najaar 1998, 1999), parallel aan de ontwikkeling van de kranwier biomassa.

Nadat omstreeks 1995 in het Veluwemeer en het Wolderwijd de Driehoeksmosselen waren teruggekeerd, namen ook de aantallen benthivore eenden (Kuifeend, Tafeleend) sterk toe. Zeer recent (1997 en 1998) was er een opvallende toename van Brilduikers en Nonnetjes, twee duikeenden die waarschijnlijk hebben gereageerd op het sterk verbeterde doorzicht.

5 Omslag van het ecosysteem, de integratie

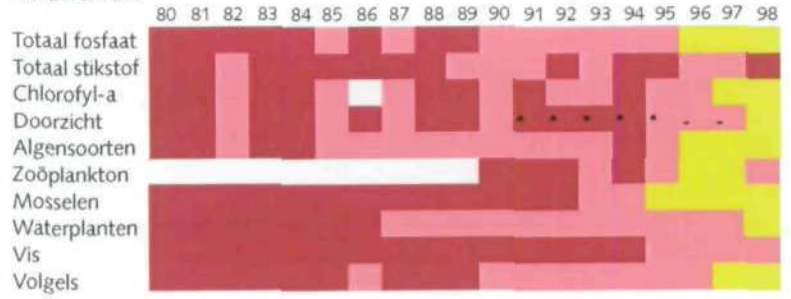
5.1 Fasen in het herstel van de Veluwerandmeren

Ter illustratie van de onderlinge verschillen tussen de meren en de grote veranderingen in alle trofische niveaus zijn ijkpunten voor het herstel gedefinieerd (tabel 5.1, figuur 5.1). Voor fosfaat, doorzicht en de algensamenstelling waren BOVAR normen voor de korte en de lange termijn beschikbaar (zie hoofdstuk 1). Voor doorzicht is de korte termijn doelstelling van 0,5 m uiteindelijk niet als tussenstap op weg naar herstel gebruikt omdat uit analyse van de ontwikkeling van de waterplanten is gebleken dat bij een doorzicht van 0,4 m al kranswieren kunnen ontwikkelen (zie paragraaf 4.6). Voor stikstof is als uiteindelijk doel de streefwaarde van de Vierde Eutrofiëringsenquête voor wateren zonder blauwalgen aangehouden (1,35 mg N/l; Portielje & van der Molen, 1998) en voor de tussenstap de streefwaarde voor de basiskwaliteit van 2,2 mg N/l. Voor chlorofyl-a zijn waarden aangehouden die ongeveer overeen komen met de aangehouden grenswaarden voor doorzicht. Voor zoöplankton zijn de streefwaarden gebaseerd op de ideale situatie waarbij zoöplankton, vooral *Daphnia* zowel in het voorjaar als in de zomer de algen kan onderdrukken. Hierbij is een potentiële graasdruk van ten minste 0,4/dag gewenst (zie paragraaf 4.5). Een stap in de goede richting is een hoge potentiële graasdruk (> 0,4/dag), tijdens de *Daphnia* piek in het voorjaar. Voor vis is de uiteindelijke streefwaarde een zodanige verhouding van piscivore en planktivore vis dat de piscivore vis de planktivore vis kan controleren. In de literatuur wordt hiervoor een ratio van 1 aangehouden (Klinge et al., 1995). Een duidelijke verbetering in de richting van het uiteindelijke doel is een verschuiving in vissoorten van een dominantie van Brasem naar een dominantie van Baars en Blankvoorn (zie paragraaf 4.8). Voor de Driehoeksmosselen is de gewenste toestand een dichtheid van meer dan 300 ind/m² buiten de kranswieren (zie paragraaf 4.7). Een toename van de populatie Driehoeksmosselen op de bodem is een eerste stap in de goede richting. Voor de waterplanten is een streefwaarde van een inwendige bedekking van meer dan 30% van het oppervlak door kranswieren aangehouden, gebaseerd op de aanwijzingen dat in die situatie het water helder kan blijven en de kranswieren enigszins stabiel (zie paragraaf 6.4). Als maat voor een duidelijke verbetering is de verschuiving van fonteinkruiden naar kranswieren aangehouden. Voor vogels is het uiteindelijke doel een zodanige hoeveelheid vogels dat de draagkracht van het systeem maximaal wordt benut. Voor het Veluwemeer betekent dat een terugkeer van de vogelsaantallen/vogeldagen van de zestiger jaren. Een stap op weg hiernaar toe is een toename van de herbivore watervogels (paragraaf 4.9).

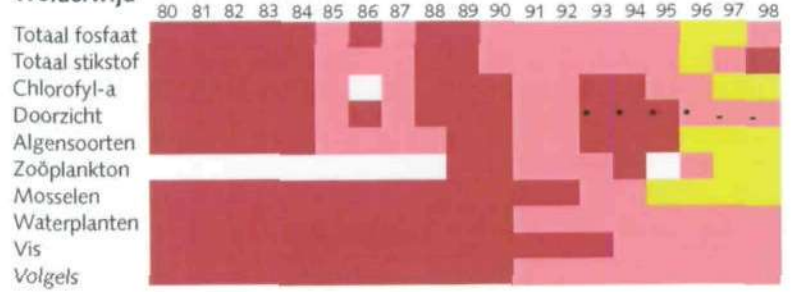
Figuur 5.1

Plaatsing van alle trofische niveaus ten opzicht van de gewenste toestand. Voor doorzicht is met een * aangegeven in welke jaren grote delen van het meer helder werden boven de kranstieren en met - in welke jaren in het zomerhalfjaar regelmatig een doorzicht > 1 meter werd gemeten.

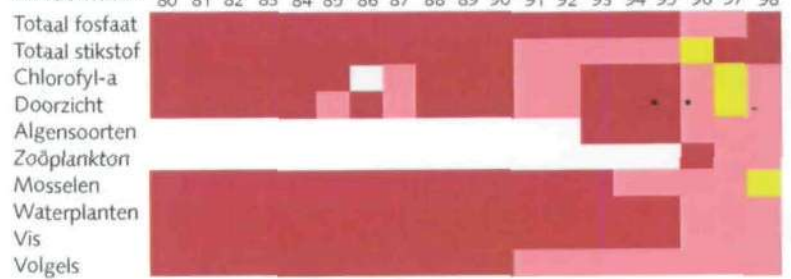
Veluwemeer



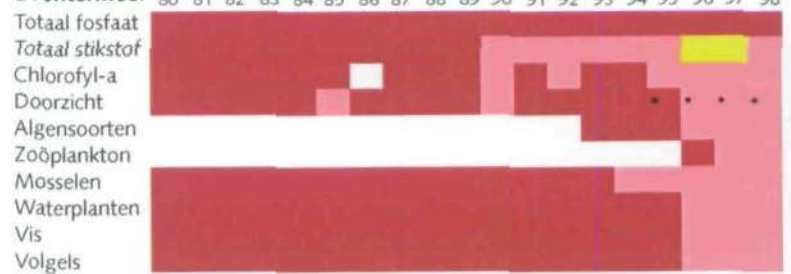
Wolderwijd



Nuldernauw



Drontermeer



Tabel 5.1
Criteria voor het bereiken van de gewenste toestand.

	Ongewenste toestand	Stap op de goede weg	Gewenste toestand
kleuren in figuur 5.1	Donkerrood	Rose	Geel
Totaal-fosfaat (mg P/l)	> 0,1	0,06-0,1	0,04-0,06
Totaal-stikstof (mg N/l)	> 2,2	1,35-2,2	< 1,35
Chlorofyl-a	> 50	10-50	< 10
Doorzicht	< 0,4	0,4-1,0	> 1,0
Algensoorten	<i>Planktothrix</i> dominant	Meer diverse algenpopulatie	<i>Planktothrix</i> afwezig
Zoöplankton	Potentiële graasdruk < 0,4	Potentiële graasdruk in mei-juni > 0,4	Potentiële graasdruk in hele zomer > 0,4
Driehoeksmosselen	Bodempopulatie afwezig	Toename van de op bodempopulatie	> 300 ind/m ² op kranswievrije bodem
Waterplanten	Geen kranswieren	Herstel van kranswieren	>30% kranswieren (inwendige bedekking)
Vis	Dominantie van Brasem	Dominantie van Baars en Blankvoorn	Piscivore/planktivore vis = 1
Vogels	Geen vogels	Toename herbivore watervogels	Maximale draagkracht van het systeem

Uit figuur 5.1 blijkt dat de meren zich niet hetzelfde gedragen. In het Veluwemeer en het Wolderwijd is de laatste jaren de gewenste toestand voor een aantal trofische niveaus bereikt. In het Drontermeer en in mindere mate in het Nuldernauw is dat nog niet het geval.

Vooraf gebaseerd op veranderingen in het doorzicht zijn de volgende fases te onderscheiden:

Fase 1: een verbetering van het doorzicht van 0,2 m tot ongeveer 0,3 m, gekoppeld aan een sterke verlaging van de fosfaat- en chlorofyl-a concentraties.

Fase 2: een geleidelijke verbetering van het doorzicht met incidenteel jaren met een hoger doorzicht (0,4-0,5 m)

Fase 3: Plaatselijk helder water op de ondiepe delen van het meer waar kranswieren staan

Fase 4: Doorzicht regelmatig > 1 m ook in de rest van het meer

Hoewel deze indeling vooral is gebaseerd op veranderingen in doorzicht, blijkt uit hoofdstuk 4 en figuur 5.1 dat veranderingen in de hogere trofische niveaus hieraan gekoppeld zijn. Het jaar van overgang van de ene naar de andere fase verschilt per meer (tabel 5.2)

Tabel 5.2
Perioden waarin de vier fases voorkomen in de Veluwerandmeren

	fase 1	fase 2	fase 3	fase 4
Veluwemeer	1979-1981	1982-1989	1990-1995	1996-1998
Wolderwijd	1979-1984	1985-1990	1991-1996	1997-1998
Nuldernauw	1979-1984	1985-1994	1995-1996	1997-1998
Drontermeer	1979-1988	1989-1994	1995-1998	

Fase 1:

De sterke afname van de nutriënten- en chlorofyl-a concentraties was niet voldoende om het doorzicht te laten toenemen. In deze fase nam de chlorofyl-a concentratie af, maar de dichtheid van de blauwalg *Planktothrix agardhii* bleef hoog. Doordat het doorzicht vrijwel niet is toegenomen, zijn geen veranderingen in hogere trofische niveaus te verwachten. Van zoöplankton zijn geen gegevens bekend over die periode. De visstand werd gedomineerd door Brasem (Backx, 1989). Er was in het Veluwemeer een beperkte populatie fonteinkruidentjes aanwezig (Van den Berg, 1999), in de andere meren stonden vrijwel geen planten in deze tijd. Driehoeksmosselen zijn in deze periode niet aangetroffen. De aantallen vogels waren in alle Veluwerandmeren laag.

Fase 2:

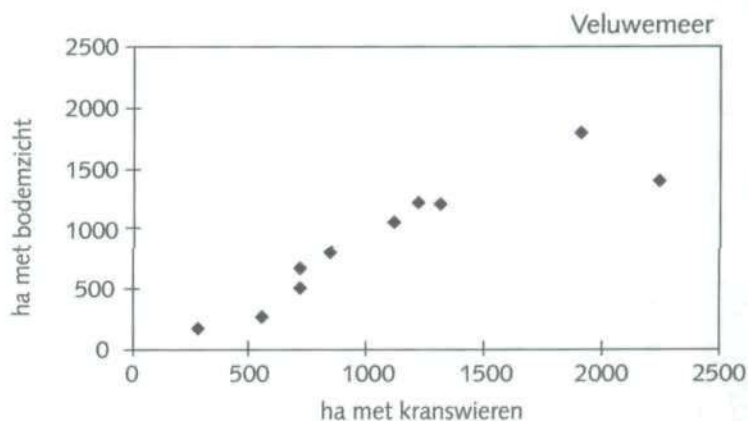
In deze periode is in sommige jaren een zomergemiddeld doorzicht van 0,4 m gemeten. De kritische grens van 0,4 m werd bereikt, waarbij de *Oscillatoria/Planktothrix* niet langer de dominante algensoort kan blijven. In het Wolderwijd is de blauwalg in latere jaren nog regelmatig dominant, in het Veluwemeer nauwelijks (alleen in 1994). Bij een doorzicht van 0,4 m (in 1985 en 1987) begonnen de kranswieren terug te komen op de ondiepe plaatsen in het Veluwemeer. In het Wolderwijd was dit bij een doorzicht van 0,4 m nog niet het geval. In het najaar van 1986 was in het Veluwemeer een beperkte opleving van aantallen herbivore en benthivore vogels waarneembaar. In de andere meren is een dergelijke opleving van de vogels niet waargenomen. In 1986 en 1987 was in alle Veluwerandmeren een opvallende afname van de Brasem en een toename van de Blankvoorn te zien. In 1988 is de hoeveelheid Brasem weer toegenomen. De toename van de hoeveelheid Blankvoorn is in overeenstemming met de toename in visetende vogels die is geconstateerd in die jaren (paragraaf 4.9). In het Drontermeer hebben de strenge winters niet geleid tot een verhoging van het doorzicht, mogelijk door de relatief hoge nutriëntenconcentraties in het Drontermeer. Hier is fase 2 pas ingegaan in 1989.

Fase 3:

In deze fase is de chlorofyl-a concentratie geleidelijk verder afgenomen. De fosfaatconcentratie is in deze fase ongeveer gehalveerd, de chlorofyl-a concentratie nam af, maar er was een minder sterk verband tussen de nutriënten- en de chlorofyl-a concentraties. De beperkte daling van de chlorofyl-a concentraties heeft het doorzicht (in de vaargeul) nauwelijks meer doen toenemen. Het doorzicht van 0,4 m was zeer stabiel. Vanaf 1987 is de hoeveelheid kranswieren gestaag toegenomen in het Veluwemeer. In het Wolderwijd is het herstel van de kranswieren begonnen nadat door de ABB maatregel het doorzicht in het voorjaar kortstondig hoog was. Vanaf 1991 namen de kranswieren daar explosief toe. In het Nuldernauw zijn kranswieren voor het eerst gesignaleerd in 1995. In het Drontermeer waren ze al aanwezig in 1995, maar omdat daar in eerdere jaren niet is gekarteerd, is niet bekend wanneer de terugkeer van de kranswieren is begonnen. Boven de kranswieren was het water helder. Op sommige dagen was de grens tussen het troebele water buiten de kranswieren en het heldere water binnen de kranswieren zeer scherp (in 1993 in het Wolderwijd en Veluwemeer), in latere jaren is de overgang wat geleidelijker. De uitbreiding van de kranswievelden ging samen met een uitbreiding van de heldere plekken, zoals gesignaleerd vanuit het vliegtuig (figuur 5.2).

Figuur 5.2

Oppervlakte met bodemzicht, gesignaleerd uit een vliegtuig in relatie tot het oppervlak met kranswieren



In 1995 is in alle meren een opvallende toename van de Driehoeksmosselen opgetreden. Met de terugkeer van de kranswieren waren in het Veluwemeer in 1990 plotseling opvallende aantallen Meerkoeten en Knobbelswanen aanwezig. In alle meren nemen de herbivore en benthivore watervogels toe met de toename van de kranswieren.

Fase 4:

Deze fase is pas de laatste jaren ingegaan in het Veluwemeer en het Wolderwijd en Nuldernauw. In het Drontermeer is deze fase nog niet bereikt. In deze fase wordt in de vaargeul regelmatig een doorzicht van meer dan 1 meter gemeten. De lange termijn doelstelling van een zomergemiddeld doorzicht van > 1 m is alleen behaald in het Veluwemeer in 1998 en in het Nuldernauw in 1997. In het Wolderwijd wordt sinds 1996 regelmatig een doorzicht > 1 m gemeten, maar de lange termijn doelstelling is niet gehaald.

In deze fase is de hoeveelheid kranswieren zo sterk uitgebreid dat ze het grootste deel van het Veluwemeer en het Wolderwijd bedekken. Ze komen ook op diepere delen van het meer voor en staan dicht tegen de vaargeul aan. In deze fase is de helderheid van het water ook groter buiten de kranswievelden. *Planktothrix* is nu helemaal verdwenen. Er treedt een toename op van drijfvaagvormende blauwalgen. De fosfaat- en stikstofconcentraties zijn in 1996 en 1997 lager dan in de jaren ervoor. De hoeveelheid benthivore vis is laag. *Daphnia* wordt vooral aangetroffen in het voorjaar, de potentiële graasdruk is hoger dan in voorgaande jaren. De Driehoeksmosselen nemen toe. Alleen in het Veluwemeer neemt de dichtheid Driehoeksmosselen in 1998 af.

In het Veluwemeer is de maximum draagkracht voor vogels bijna bereikt. De aantallen vogels nemen niet meer toe, maar de verblijfsduur van de vogels wordt langer. In de andere meren nemen de dichtheden toe met de toename van de kranswieren.

5.2 Verklarende factoren voor de verbetering van het doorzicht

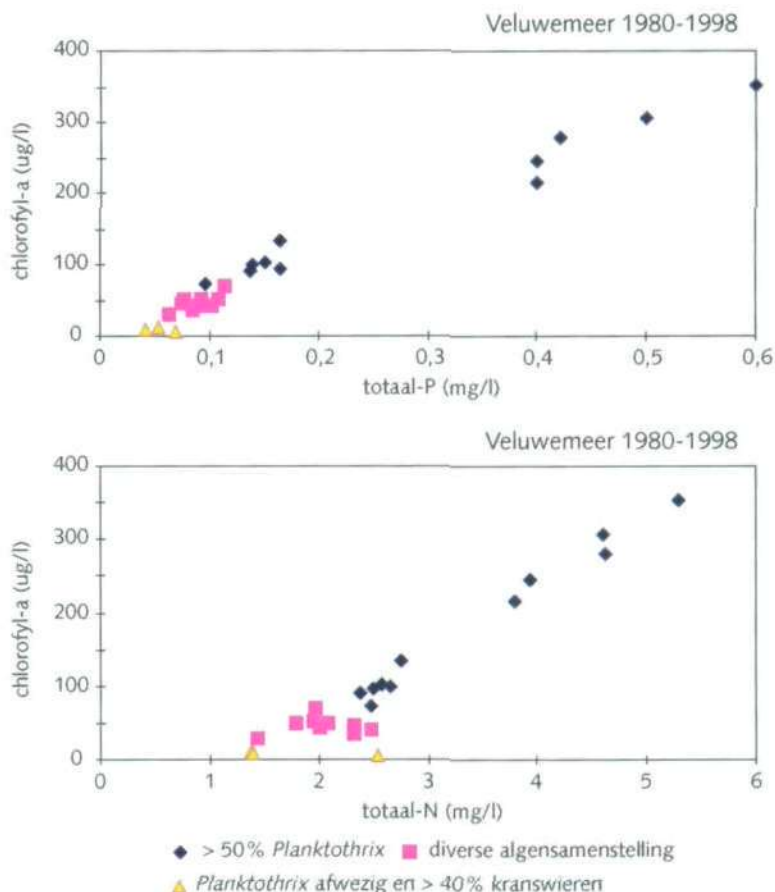
Er zijn verschillende mechanismen die het water helder kunnen maken en houden (figuur 3.1). Het water kan helder worden door een afname van de hoeveelheid algen en/of van de hoeveelheid opgewerveld materiaal. De algenbiomassa neemt af wanneer de produktie van de algen wordt verlaagd door een afname van de beschikbare nutriënten of door de uitscheiding van algenremmende stoffen door de planten. De verliesprocessen van de algen kunnen toenemen bij een verhoging van de filtratie door zoöplankton of mosselen of bij versterkte sedimentatie tussen de planten. De opwerveling van bodemmateriaal wordt verlaagd door uitdunning van benthivore vis en door afname van de resuspensie door wind bij een sterke uitbreiding van waterplanten. In deze paragraaf wordt eerst de oorzaak van de verbetering van het doorzicht in de eerste twee fases besproken, daarna wordt wat dieper ingegaan op de veranderingen in doorzicht in de laatste twee fases.

Fase 1, verbetering van het doorzicht tot 0,3 m

In deze fase is de chlorofyl-a concentratie recht evenredig afgenomen met de fosfaat- en stikstofconcentratie (figuur 5.3.). De afname van de fosfaatconcentratie is vooral veroorzaakt door defosfatering van het effluent van de RWZI van Harderwijk. Ook is het fosfaatgehalte in de bodem afgenomen door begraving van fosfaat en wegzijging (paragraaf 4.1.3). Het doorzicht is slechts in geringe mate toegenomen, omdat de chlorofyl-a concentraties en de achtergrondtroebeling nog hoog zijn.

Figuur 5.3

Zomergemiddelde totaal fosfaat- en stikstofconcentratie in relatie tot de chlorofyl-a concentratie in het Veluwemeer bij verschillende dichtheden van de blauwalg *Planktothrix agardhii*



Fase 2, geleidelijke verbetering van het doorzicht met incidenteel jaren met een doorzicht van 0,4-0,5 m

In deze fase zijn incidenteel hogere doorzichten (tot 0,4 m-0,45 m) bereikt. In het Veluwemeer en het Wolderwijd zorgde in jaren met strenge winters de doorspoeling in combinatie met een lage algenproductie onder het ijs ervoor dat de blauwalgenbloei werd doorbroken en in het voorjaar periodes met relatief helder water voorkwamen. Het doorbreken van de dominantie van de relatief langzaam groeiende soort *Planktothrix agardhii* ging gepaard met een verlaging van de chlorofyl-a concentratie. De toename van het doorzicht was relatief gering vergeleken bij de afname van de chlorofyl-a concentratie door de relatief hoog blijvende biovolumina (Hosper, 1997) en het lage achtergronddoorzicht.

Fase 3, helder water boven de kranswieren

In deze fase is het water helderder binnen dan buiten de kranswieren. Van 1993 tot en met 1998 is de waterkwaliteit binnen en buiten de kranswieren gemeten. De chlorofyl-a concentratie was binnen de kranswieren lager dan in de vaargeul. Er zijn geen duidelijke verschillen in nutriëntenconcentraties of zoöplankton dichtheden binnen en buiten de kranswieren gevonden (bijlage 2).

In 1995 is meer gedetailleerd gekeken naar de effecten op de waterkwaliteit van kranswieren door middel van raaimetingen van binnen naar buiten de kranswievelden (Van den Berg et al., 1998, 1999). Uit dit onderzoek is geconcludeerd dat de helderheid boven de kranswieren vooral het gevolg is van de afname van zowel anorganisch als organisch materiaal. De belangrijkste reden voor het verschil in helderheid is een sterke sedimentatie en een lage resuspensie binnen de kranswieren (Van den Berg, 1997). De zoöplankton dichtheden verschilden niet veel binnen en buiten de krans-

wieren, maar de potentiële graasdruk was hoger binnen de kranswieren, met name aan de rand van de vegetatie (Van den Berg et al., 1998). De potentiële rol van allelopathische remming van de algengroei is niet goed bekend. In 1992 is voor proefvijvers in het Wolderwijd met laboratorium experimenten een remming van maximaal 10% vastgesteld (Hootsmans & Breukelaar, 1990).

Fase 4, helder water ook buiten de kranswieren

Het heldere water van de laatste jaren in het Veluwemeer en het Wolderwijd/Nuldernauw (ook buiten de kranswievelden) is het gevolg van de afname van de chlorofyl-a, detritus en gloeirest concentraties. Het achtergronddoorzicht is in deze meren vanaf 1996 sterk toegenomen.

Deze omslag naar helder water (doorzicht > 1 m buiten de kranswievelden) valt samen met meerdere veranderingen in het ecosysteem:

- Sterke toename van het bedekkingpercentage van de kranswieren vanaf 1995
- lage fosfaat- en stikstofconcentraties in 1996 en 1997
- toename van de hoeveelheid Driehoeksmosselen vanaf 1995
- afname van de hoeveelheid benthivore vis, in het Veluwemeer vanaf 1995, in het Wolderwijd vanaf 1996
- hogere potentiële graasdruk van het zoöplankton in de zomer, in het Veluwemeer vanaf 1995, in het Wolderwijd vanaf 1996

Bovenstaande factoren zijn sterk aan elkaar gekoppeld. Waarschijnlijk hebben de kranswieren versneld kunnen uitbreiden na de afname van de benthivore vis, waarna de dichte begroeiing met kranswieren het fourageergebied voor deze vis zo sterk verkleint dat benthivore vis zich niet kan herstellen. De eerste kolonisatie van de kranswieren (begin van fase 3) is waarschijnlijk mogelijk gemaakt door het heldere voorjaar na graas door zoöplankton, waarna de waterplanten ervoor zorgen dat in de zomermaanden het zoöplankton aan de randen van de vegetatie schuilgelegenheid vindt tegen de predatie van vis. Bij een uitbreiding van de vegetatie komen de randen steeds dichterbij de vaargeul en zal het belang van zoöplankton voor de helderheid van het water in de vaargeul toenemen. De toename van de driehoeksmosselen is indirect ook gekoppeld aan de toename van de waterplanten. De driehoeksmosselen hebben zich waarschijnlijk vooral kunnen ontwikkelen nadat de eerste ontwikkeling van de kranswieren ervoor heeft gezorgd dat de mosselen niet meer ondersneeuwen met detritus en ander materiaal. Hierna hebben de driehoeksmosselen door middel van filtratie van algen en sedimentatie van zwevende stof door productie van pseudofaeces de helderheid buiten de kranswieren mogelijk verder doen toenemen.

De uitbreiding van de kranswieren wordt als belangrijkste oorzaak voor de toename van de helderheid in het hele meer gezien, waardoor veranderingen in gang worden gezet die dit proces versterken.

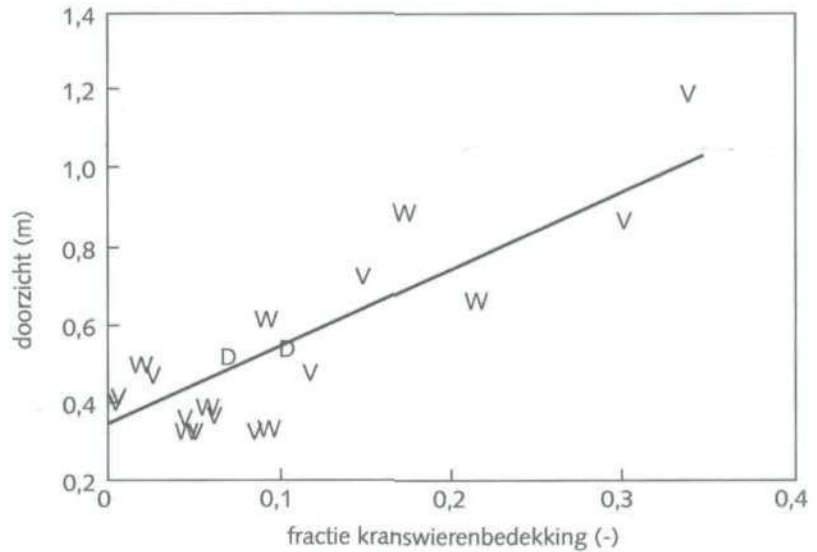
Een eenvoudige lineaire regressie laat een sterk positief verband zien tussen het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht en de inwendige bedekking met kranswieren (figuur 5.4). Hierbij is de inwendige bedekking van de kranswieren, % Chara, berekend uit de middenwaarden per klasse van de drie gehanteerde klassen (klasse 1: 0-15%, klasse 2: 15-50% en klasse 3: > 50%) volgens:

$$\% \text{ Chara} = \% \text{ klasse 1} * 7,5 + \% \text{ klasse 2} * 32,5 + \% \text{ klasse 3} * 75$$

Een significante lineaire correlatie: $dz = 0,35 + 1,98 * \text{fractie Chara}$ (n=26) geeft aan dat een zomergemiddeld doorzicht van 1 m (de lange termijn

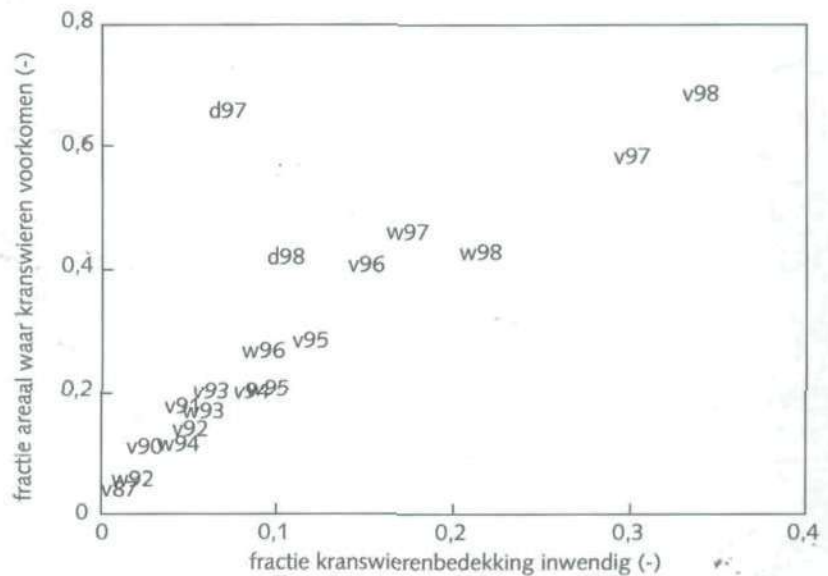
doelstelling) overeenkomt met een berekende bedekking van 33% van het oppervlak met ongeveer een 100% dichte Chara bedekking. Er wordt gerekend met kranswieren omdat deze planten vrijwel de hele biomassa van de Veluwerandmeren bepalen.

Figuur 5.4
Relatie tussen zomergemiddeld doorzicht en het berekende oppervlakpercentage (inwendige= berekende 100%) bedekking met kranswieren. De getrokken lijn geeft de regressielijn weer (n=26, $r^2 = 0,69$). V=Veluwemeer, W=Wolderwijd, D=Drontermeer.



Deze berekende inwendige bedekking komt in de praktijk overeen met een areaal met Chara dat ongeveer 70% van het meeroppervlak beslaat (figuur 5.5).

Figuur 5.5
Relatie tussen het werkelijke areaal met kranswieren en de berekende inwendige bedekking (met een 100% dichte vegetatie) in het Veluwemeer, Wolderwijd/Nuldernauw en Drontermeer.



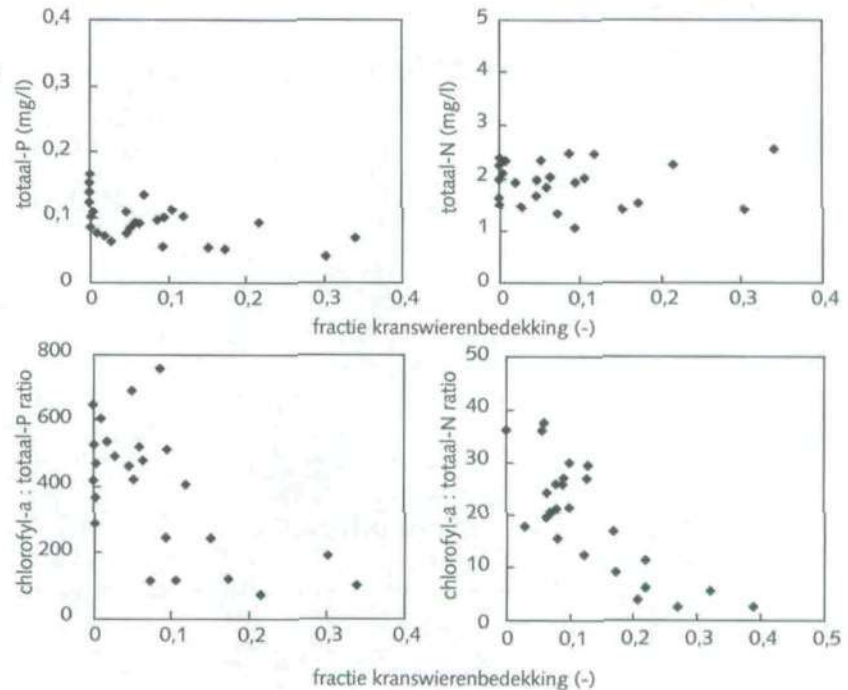
Bij verdere analyses wordt de inwendige bedekking aangehouden omdat uit de gegevens van het Drontermeer blijkt dat een groot oppervlak met een ijle vegetatie nauwelijks effect heeft op de helderheid. Het is echter wel nodig dat de hoeveelheid planten goed verspreid aanwezig is over het meer, omdat van de eerste jaren met kranswieren in het Veluwemeer bekend is dat een dichte vegetatie op een klein areaal van het meer het water maar zeer plaatselijk helder kan houden.

Voor een doorzicht van > 1 m in de vaargeul is dus een dichte bedekking met kranswieren nodig die goed verspreid aanwezig is over het meer. Hieronder wordt getracht de heldermakende mechanismen die grotendeels gestuurd worden door de kranswieren te ontrafelen.

Afname van de algenbiomassa

In veel wateren gaat een afname van de algenbiomassa en toename van de waterplanten samen met een afname van de nutriëntenconcentraties, met name stikstof (Meijer et al., 1998, Portielje & van der Molen, 1998). Dit lijkt in de Veluwerandmeren niet het geval. De stikstofconcentraties nemen niet af bij een toename van de kranswieren (figuur 5.6). De fosfaatconcentratie neemt wel enigszins af met de hoeveelheid kranswieren, maar de spreiding om de waarden is groot. In 1996 is de fosfaatconcentratie zo laag dat mogelijk nutriëntenbeperking van de algengroei is opgetreden. Deze relatief lage fosfaatconcentratie lijkt niet veroorzaakt te zijn door een lage externe belasting. De retentie van fosfaat neemt toe met een toename van de hoeveelheid kranswieren (paragraaf 6.3). In 1997 en 1998 zijn de nutriëntenconcentraties te hoog om de lage chlorofyl-a concentraties te kunnen verklaren (paragraaf 4.2). De chlorofyl-a/nutriënten ratio neemt af met een toenemende bedekking met kranswieren (figuur 5.6).

Figuur 5.6
Relatie tussen de bedekking met kranswieren en de zomergemiddelde nutriëntenconcentraties en chlorofyl-a/nutriënten ratio's.



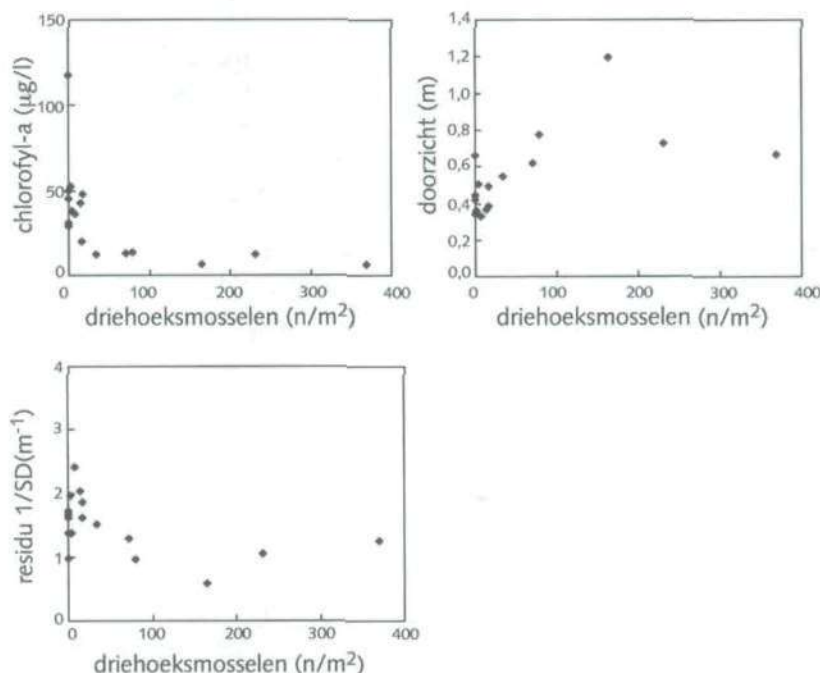
De kranswieren zorgen voor een verlaging van de chlorofyl-a concentratie niet middels nutriëntenbeperking, maar mogelijk via mechanismen zoals het bieden van schuilgelegenheid aan zoöplankton of het creëren van de juiste condities voor mosselen of door de uitscheiding van algenremmende stoffen (allelopathie). Over allelopathie is in de Veluwerandmeren te weinig onderzoek gedaan om iets over het effect te kunnen zeggen, maar er zijn metingen van driehoeksmosselen en het zoöplankton.

Een hoge dichtheid driehoeksmosselen gaat samen met een lagere zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie, een hoger doorzicht en een lager residu reciproof doorzicht (figuur 5.7). De driehoeksmosselen kunnen het wa-

ter helder maken door filtratie van de algen en sedimentatie van anorganisch materiaal door de productie van pseudofaeces. De dichtheden van grote mosselen zijn het hoogst buiten de kranswiervelden en kunnen in deze fase van het herstel dus een bijdrage hebben geleverd aan de toename van de helderheid in het open water. Voor het Wolderwijd is voor 1998 de hoogste filtratiesnelheid berekend, namelijk ongeveer 20% van het meervolume per dag. Voor het Drontermeer en het Nuldernauw liggen deze percentages lager, ongeveer 6%. Voor het Veluwemeer wordt een filtratiepercentage van 10% geschat (paragraaf 4.8).

Figuur 5.7

Verbanden tussen de dichtheden van Driehoeksmosselen op de meerbodem (n/m^2) en de zomergemiddelden van chlorofyl-a, doorzicht en residu reciprook doorzicht. 14 meer-jaren.



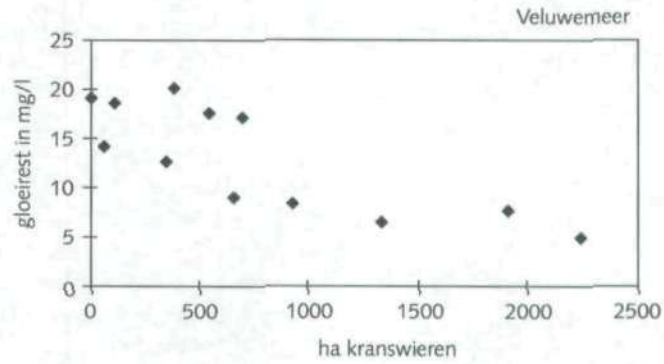
Voor zoöplankton geldt dat volgens de metingen *Daphnia* vooral in het voorjaar de algenbiomassa omlaag heeft kunnen brengen. In de zomermaanden is de potentiële graasdruk lager, maar in 1996 en 1997 in het Veluwemeer toch ongeveer 30-40% per dag, in het Wolderwijd 15-35% per dag (paragraaf 4.5). In 1998 was in de zomer in het Veluwemeer de graasdruk erg laag, in het Wolderwijd ook (alleen in september 1998 werden in het Wolderwijd hoge waarden gemeten). Bij een potentiële graasdruk van $> 0,4/dag$ (40%) is de chlorofyl-a/nutriënten ratio significant lager dan bij een lagere potentiële graasdruk (figuur 4.5.4). Het is mogelijk dat de uitbreiding van de kranswieren het zoöplankton meer kans heeft gegeven om overdag te schuilen aan de randen van de vegetatie en 's nachts uit de vegetatie in het open water te foerageren. Een dergelijk patroon is gevonden bij dag-nacht bemonsteringen in 1996 (paragraaf 4.5; Lammens et al., in prep.).

Afname van de gloeirest

De afname van de gloeirest kan veroorzaakt zijn door de afname van resuspensie door wind, als gevolg van de verkleining van het areaal open water. De toename van de hoeveelheid kranswieren gaat samen met een afname van de gloeirest concentraties in de vaargeul in het Veluwemeer (figuur 5.8). Voor het Wolderwijd is dit minder duidelijk, maar dat is waarschijnlijk veroorzaakt door de hoge gloeirest concentraties in 1998 als gevolg van uitdieping van de vaargeul nabij het monsterpunt.

Figuur 5.8

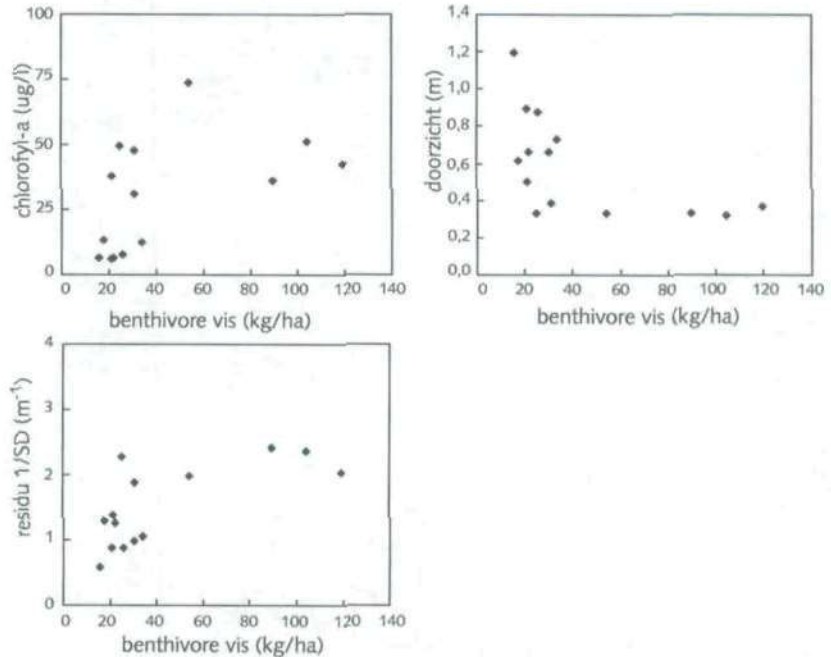
Relatie tussen het totale oppervlak met kranswieren en de gloeirest concentratie in de vaargeul in het Veluwemeer



Het is ook mogelijk dat de afname van de gloeirest het gevolg is van de onttrekking van pootvis uit het Veluwemeer en Wolderwijd in vooral 1992, 1993 en 1994, waarna de uitgebreide kranswiervelden het de benthivore vis onmogelijk maakte om weer te aan te groeien. Er is een positieve relatie gevonden tussen de benthivore visbiomassa en de niet-algen gebonden lichtuitdoving. Het doorzicht neemt toe bij een afnemende benthivore visbiomassa (figuur 5.9).

Figuur 5.9

Verbanden tussen de benthivore visbiomassa (kg/ha) en de zomergemiddelden van chlorofyl-a, doorzicht en residu reciprook doorzicht voor 14 meer-jaren.



Concluderend lijkt de helderheid van het water buiten de kranswieren in de laatste fase vooral veroorzaakt te zijn door een combinatie van mechanismen die samenhangen met de verdere uitbreiding van de kranswieren. Het herstel is mogelijk versneld door de onttrekking van pootvis en de opkomst van de driehoeksmosselen. Een hoge bedekking met kranswieren doet het doorzicht van het water toenemen door middel van een toename van de retentie van fosfaat, een toename van het achtergronddoorzicht en een afname van de chlorofyl-a/nutriënten ratio's.

5.3 Conclusies

De omslag van het ecosysteem is ingezet door de verlaging van de nutriëntenconcentraties en de doorspoeling in de winter. Hierdoor is het doorzicht zodanig toegenomen dat op de ondiepere delen een rekolonisatie van de kranswieren kon optreden. In het Veluwemeer is dit in 1987 gebeurd na een strenge winter. In het Wolderwijd heeft de afvising van 1991 geholpen. Boven de kranswieren is het water vooral helder door verminderde resuspensie en versterkte sedimentatie en mogelijk door graas door zoöplankton (tabel 5.3). De toename van de kranswieren en het hoge doorzicht buiten de kranswiervelden vanaf 1995 is mogelijk versneld opgetreden door de uitdunning van pootvis en de toename van de driehoeksmosselen. Buiten de kranswiervelden is de toename in het doorzicht vooral veroorzaakt door een afname van de achtergrondtroebeling door afname van resuspensie door wind en door de pootvisonttrekking en een verlaging van de chlorofyl-a/totaal-P ratio's door de planten. De verlaging van de chlorofyl-a concentraties is mogelijk het gevolg van filtratie door mosselen, zoöplanktongraas en allelopathie (tabel 5.3). Het zoöplankton is in de jaren met helder water en veel planten niet op de juiste manier gemonsterd. De bijdrage van allelopathie is niet bekend. Als de kranswieren beginnen toe te nemen, neemt de helderheid van het water geleidelijk vanzelf toe.

Tabel 5.3
Redenen voor het verbeteren van het doorzicht

	fase 1	fase 2	fase 3 binnen de kranswieren helder	fase 4 buiten de kranswieren helder
Extreme weersomstandigheden		+		
Doorspoeling	+	+		
Ontlading van P uit het sediment door begraving en wegzijging	+	+	-	-
Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd			+	
Afname resuspensie door wind	-	-	+	+
Afname resuspensie door vis				+
Toename sedimentatie van zwevende stof tussen planten			+	+
Stikstoflimitatie	+	-	0	-
Fosfaatlimitatie	+	+	-	in 1996 +, in 1997 en 1998 -
Mosselfiltratie	-	-	-	+, vooral in Wolderwijd
Allelopathie	-	-	?	?
Zoöplanktongraas	-	-	+	in voorjaar ++, in zomer in 1996 en 1997 +,

6 Ontwikkelingen in de toekomst

6.1 Autonome ontwikkeling

In deze paragraaf wordt de verwachte autonome ontwikkeling van de belangrijkste producenten en consumenten in het ecosysteem van de Veluwerandmeren beschreven bij gelijkblijvende nutriëntenbelasting, verblijftijd en morfologie van de meren.

Algensamenstelling

Voor alle Veluwerandmeren geldt dat het onwaarschijnlijk is dat *Planktothrix* kan terugkeren zolang de totaal-fosfaatconcentratie < 0,05 mg P/l is. Bij hogere fosfaatconcentraties (tot 0,2 mg P/l) is het niet zeker dat *Planktothrix* terugkeert, omdat de huidige toestand met helder water zichzelf stabiliseert en weerstand zal bieden tegen verandering. In helder water heeft *Planktothrix* competitief geen kans. Een minimum doorzicht van circa 0,5 m lijkt, volgens de uitgevoerde berekeningen, voldoende om *Planktothrix* uit de Veluwerandmeren te weren. In 1996-1998 was het doorzicht in alle meren hoger dan 0,5 m. Een verhoging van de achtergrond (d.w.z. niet aan chlorofyl-a gerelateerde) - extinctie is riskant en bevordert de concurrentie positie van *Planktothrix*.

Een kortstondige bloei van *Anabaena* in het voorjaar of *Microcystis* in de nazomer is wel een reële mogelijkheid. Zelfs bij een verder dalen van de nutriëntenconcentraties kan een zekere mate van overlast door kortstondige algenbloei niet worden uitgesloten. Dit is mede afhankelijk van het optreden van fysische omstandigheden zoals perioden met weinig wind.

Zoöplankton

De gewenste situatie voor zoöplankton is dat de grote grazer *Daphnia* in voldoende mate aanwezig is om zowel in het voorjaar als in de zomer een hoge graasdruk op de algen uit te oefenen. Momenteel is *Daphnia* in alle Veluwerandmeren nauwelijks aanwezig in de zomer, waarschijnlijk omdat er nog een behoorlijke dichtheid planktivore vis in de meren aanwezig is. In de nabije toekomst zal daar naar verwachting geen verandering in komen, omdat tussen de planten vooral kleine vis wordt gevonden en er geen sterke toename van de piscivore vis valt te verwachten. Mogelijk zal wel het aandeel zoöplankton geassocieerd aan waterplanten belangrijker worden en een grotere bijdrage aan de graasdruk leveren.

Waterplanten

De aanwezigheid van watervegetatie is sterk bepalend voor de helderheid van het water. Bij de huidige nutriëntenbelasting is er na 1999 geen toename van betekenis te verwachten van de kranswierbedekking in het Veluwemeer en Wolderwijd. De beschikbare plaatsen in het Veluwemeer zijn al bijna vol gegroeid, omdat de vaargeul en zandwinputten niet zullen worden gekoloniseerd. In het Wolderwijd en Nuldernauw zullen kranswieren alleen in jaren met een lage nutriëntenbelasting mogelijk het diepere deel (het deel ten noorden van de vaargeul) kunnen koloniseren. Voor een stabiele kolonisatie van het diepe deel lijken de meren nog te troebel te zijn. In het Drontermeer is door het gunstige diepte profiel nog een toename van kranswieren te verwachten.

Bij een toename van de nutriëntenbelasting zal vooral een negatief effect op de maximale koloniseerbare diepte van de kranswieren optreden. De ontwikkeling van andere waterplanten hangt ook af van de waterhelderheid. Doordat andere waterplanten last hebben van kranswieren hangt hun ontwikkeling tevens af van de ontwikkeling van de kranswieren. De verwachting is dat vooral op de hele ondiepe stroken langs de randen van de meren en op de diepere delen (> 2 m) fonteinkruiden een rol van betekenis blijven spelen.

Vis

De populatie in het Veluwemeer is voornamelijk veranderd door de verandering die rond 1995 is ingezet, de afname van Brasem, Pos, Spiering en Snoekbaars en een lichte toename van Blankvoorn en Baars, lijkt voorlopig bestendig. Die laatste twee soorten zijn de meest opportunistische vissen die snel kunnen opkomen. Alleen als de vegetatie vervangen wordt door een meer ijle vegetatie bij gelijke helderheid zal er een verschuiving optreden naar een gemeenschap met Snoek, Zeelt en Rietvoorn. Maar zolang de kranswieren blijven zullen Baars en Blankvoorn dominant blijven en zullen geen grote veranderingen meer te verwachten zijn.

Driehoeksmosselen

Het voorkomen van driehoeksmosselen wordt vooral bepaald door de beschikbaarheid van substraat. Het belangrijkste substraat vormen de zwanenmosselen. In het Veluwemeer was in 1996 nagenoeg al het substraat bezet door de mosselen, waardoor de dichtheden in 1998 niet hoger konden worden. Een verdere uitbreiding van de kranswieren zal ten koste gaan van de driehoeksmosselen, omdat de driehoeksmosselen zich vooral vestigen op de zwanenmosselen op de open stukken in het meer. De mosselpopulatie is van nature variabel met goede en slechte jaren. In het Wolderwijd was in 1998 nog wel substraat beschikbaar, zodat daar een verdere uitbreiding van de mosselpopulatie mogelijk is, tot ze beperkt wordt door de uitbreiding van de kranswieren. Voor de totale populatie is op de middellange termijn een teruggang te verwachten. Voor het Drontermeer geldt ongeveer hetzelfde als voor het Wolderwijd. In het Nuldernauw is echter al het substraat al bezet en kan geen uitbreiding meer plaatsvinden.

Vogels

Van de belangrijkste soorten nemen de maximale aantallen niet meer toe, maar met een verlenging van het groeiseizoen van de kranswieren neemt de verblijfsduur van de herbivore vogels nog wel toe. Met name in het Wolderwijd en Nuldernauw kan dat nog doorgaan en hier kan ook een toenemend aandeel van *Chara aspera* (met bulbillen) binnen de kranswiergemeenschap nog een verdere toename van het aantal vogels veroorzaken (het aantal vogels per kilo kranswier is nu nog een stuk lager dan in het Veluwemeer). In het Veluwemeer is het maximum aantal vogels ongeveer bereikt. In het Drontermeer is een verdere toename van de vogels te verwachten wanneer de planten zich verder gaan uitbreiden. In dit meer zijn broed- en moerasvogels relatief veel belangrijker dan in de andere meren. Deze vogels zullen zich nog verder ontwikkelen, afhankelijk van de succes van planten op het natuurontwikkelingsproject "de poffertjes".

6.2 Verwachte veranderingen in de balansposten

Ten behoeve van een schatting van de te verwachte veranderingen in de water- en nutriëntenbelasting van de Veluwerandmeren zijn inventarisaties uitgevoerd bij de drie Waterschappen, het Heemraadschap, de drie Provincies, vier Drinkwaterleidingbedrijven, Dienst Landelijk Gebied, RIZA, BOVAR-IIVR en Directie IJsselmeergebied (Rijsdijk, 1999). Er is geschat hoe de verschillende balansposten in 2030 veranderd zullen zijn ten opzichte van de gemiddelde situatie van 1990 tot en met 1997, zoals beschreven in Rijsdijk & Michielsen (1998a en 1998b).

De belangrijkste ontwikkelingen in de komende dertig jaar die effecten op de water- en stoffenbalansen hebben betreffen:

- verplaatsing van grondwaterwinningen
- klimaatsveranderingen
- vernattingsprojecten in het stroomgebied van beken en gemalen
- effecten van het mestbeleid en ontwikkelingen in de landbouw
- uitbreiding van de RWZI's, zowel op het oude als op het nieuwe land
- verdiepingen ten behoeve van zandwinning en de verplaatsing van de vaargeul
- veranderingen van het waterpeil

Grondwaterwinning

Wat betreft het grondwater staan de volgende ontwikkelingen op stapel:

- uitbreiding van de jaarlijkse grondwaterwinning in Flevoland met $19 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
- reductie van de jaarlijkse winning in Gelderland en Utrecht met $11 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
- toename van de jaarlijkse infiltratie in Gelderland met $6,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
- extra grondwateraanvulling van de Veluwe als gevolg van de omzetting van naald- naar loofbos met $25 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar

De hoeveelheid kwel in het Veluwemeer zal als gevolg van directe en indirecte effecten van deze maatregelen reduceren met 1 mm/dag, de wegzijging zal toenemen met ca. 1 mm/dag. In de overige meren zijn er geen veranderingen in de kwel te verwachten.

Klimaatsveranderingen

Als gevolg van de klimaatsverandering zal de wateraanvoer in de winter hoger en in de zomer lager worden. De hoeveelheid neerslag is in 2030 1,5 tot 2% hoger dan die in 1990. De verdamping neemt toe met 2-2,5%. De klimaatsverandering heeft twee effecten: directe verandering van de hoeveelheid neerslag in het oppervlaktewater en indirecte effecten op balansposten die door neerslag beïnvloed worden, zoals de toevoer door beken en gemalen. Er zullen vaker hevige regenbuien optreden.

Vernatten en mestbeleid

Het gecombineerd effect van vernatten, ontwikkelingen in de landbouw en het vigerende mestbeleid leiden op de zandgronden in het stroomgebied van beken en gemalen tot een afname van 49% van de stikstofconcentratie, terwijl de fosfaatconcentratie met 35% zal toenemen in hetzelfde gebied.

Uitbreiding van de RWZI's

Zowel van de RWZI van Harderwijk als die van Elburg zal het debiet in de komende jaren stijgen. Bij Harderwijk met ca. 60%, bij Elburg met ca. 20%. De concentraties in het effluent veranderen niet. Zonder aanvullende maatregelen zal de nutriëntenvracht vanuit de RWZI's derhalve toenemen.

Verdiepingen

In de komende dertig jaar zal verdiept worden ten behoeve van zandwinning en ten behoeve van verplaatsing van de vaargeul. Het meervolume zal dan als volgt toenemen:

Wolderwijd/Nuldernaauw	: 7,5 · 10 ⁶ m ³ in 205 ha
Veluwemeer	: 14,6 · 10 ⁶ m ³ in 165 ha
Drontermeer	: 2,0 · 10 ⁶ m ³ in 50 ha

Waterpeil

Met de aanleg van de nieuwe oeververbinding Harderwijk-Flevoland zal het zomerpeil in het Nuldernaauw en Wolderwijd met 5 cm stijgen. Daardoor worden de kwel en wegzijging, verdamping, natte en droge depositie, oppervlakte en waterpeil in geringe mate beïnvloed.

Het is nog niet bekend wat met de waterpeilen in de verdere toekomst gaat gebeuren, maar het is zeer onwaarschijnlijk dat er niets gebeurt. De peilen van de Veluwerandmeren zijn hoger dan die van de omringende meren, zodat water alleen onder vrij verval afgevoerd kan worden. Als het peil van het IJsselmeer en Markermeer verandert, verandert dat van de Veluwerandmeren ook. Veranderingen in het volume hebben een effect op de hydraulische verblijftijd. Een verhoging van het gemiddelde waterpeil met 0,25 m heeft een extra toename van de hydraulische verblijftijd van de Veluwerandmeren van minimaal 14% tot gevolg.

Bovenstaande veranderingen leiden tot de volgende wijzigingen in de balansparameters:

Tabel 6.1

Verwachte veranderingen in balansparameters in 2030 t.o.v. de gemiddelde situatie van 1990-1997.

Verandering in %	Veluwerandmeren	Veluwemeer
Aanvoerdebiet	+ 2	+ 1
Fosfaatbelasting	+ 20	+ 23
Stikstofbelasting	- 13	- 9
P _{in}	+ 19	+ 20
N _{in}	- 15	- 12
Volume	+ 27	+ 34
Verblijftijd	+ 25	+ 33

De toekomstige fosfaatreducerende maatregelen betreffen vergaande defosfatering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg, aangeduid als 4^e trap zuivering, en de afleiding van de Schuitenbeek en het Puttergemaal naar het Eemmeer (hoofdstuk 2).

6.3 Een stochastisch model voor doorzicht, chlorofyl-a en totaal-P

6.3.1 Inleiding

In de vorige hoofdstukken zijn onderlinge relaties tussen variabelen gepresenteerd. Er is een keten van relaties van externe water- en nutriëntenbelasting van het meer, via de nutriëntenconcentraties, naar chlorofyl-a en doorzicht. Er is getoond hoe deze relaties in de Veluwerandmeren samenhangen met andere ecosysteem componenten, zoals de bedekking met ondergedoken waterplanten, de aantallen diehoeksmosselen, de graasdruk door zoöplankton en de biomassa van benthivore vis. Daar deze ecosysteem componenten onderling gecorreleerd zijn, is het niet mogelijk onderscheid te maken tussen de invloeden van de individuele componenten. In hoofdstuk 5 is aangegeven dat de bedekking met waterplanten echter de belangrijkste sturende factor lijkt te zijn voor de huidige toestand met helder water. Voor het doen van voorspellingen omtrent de stabiliteit van de huidige situatie en het berekenen van de kansen dat bepaalde kritische

randvoorwaarden overschreden worden, wordt de bedekking met waterplanten derhalve als de belangrijkste sturende variabele beschouwd.

In dit hoofdstuk wordt een stochastisch model opgesteld waarin de gevonden relaties samengevoegd worden voor het doen van voorspellingen van de effecten van ingrepen op de te verwachten spreiding van de concentraties van totaal-P en chlorofyl-a en van het doorzicht. In de vraagstelling voor dit onderzoek wordt veel belang gehecht aan de (on)zekerheden in de voorspellingen. De afgeleide onderlinge relaties tussen variabelen zijn echter altijd slechts met een bepaalde mate van zekerheid bekend. In het geval een lineaire relatie verondersteld wordt, bijvoorbeeld $y = ax + b$, vertonen de meetpunten altijd een bepaalde mate van spreiding rond deze regressielijn. De regressielijn is een model dat slechts een deel r^2 van de variantie in een set metingen van y kan verklaren. Het deel van de variantie dat niet door de regressielijn verklaard kan worden zijn de verticale afstanden van de meetpunten tot aan de regressielijn (residuen). Deze hebben een bepaalde statistische verdeling. Om de onzekerheid in de voorspelling van y uit x mee te kunnen nemen bij een evaluatie, wordt aan de ideale regressielijn een ruisterm ε toegevoegd, dus $y = ax + b + \varepsilon$, waarin ε een stochastische variabele is met een bepaalde kansverdeling (bijvoorbeeld $\varepsilon = N(\mu, \sigma)$, ofwel ε is normaal verdeeld met gemiddelde μ en standaarddeviatie σ). Per berekening wordt dan aselekt een waarde uit de kansverdeling van ε getrokken en bij de regressielijn opgeteld.

Onzekerheden hebben meerdere oorzaken. Allereerst is er de onnauwkeurigheid in de metingen van zowel de verklarende variabele x als de verklaarde variabele y . Ook kunnen bepaalde interacties in het systeem die y mede bepalen niet bekend zijn: er kunnen meerdere verklarende variabelen zijn voor y die niet gemeten zijn, of waarvan niet bekend is dat ze y significant beïnvloeden. Voorts kunnen variabelen een inherent stochastisch karakter hebben. Zo is de hoeveelheid neerslag die in een bepaald jaar gaat vallen op geen enkele manier exact te voorspellen. Hier geldt dus ook dat aselekt een waarde getrokken moet worden uit een kansverdeling van de jaarlijkse hoeveelheden neerslag. Historische meetreeksen van neerslag geven een indruk van deze kansverdeling.

Bij het runnen van een stochastisch model wordt per modelsimulatie voor elk van de stochastische variabelen van het model aselekt een waarde uit hun kansverdeling getrokken (Monte Carlo techniek). Een stochastisch model geeft geen absolute voorspelling voor een doelvariabele y , maar een kansverdeling. Om verschillende scenario's te kunnen vergelijken, moeten de verschillende kansverdelingen van y voor ieder scenario met elkaar vergeleken worden, bijvoorbeeld op de kans dat een bepaalde kritische waarde voor y wordt overschreden.

6.3.2 Implementatie

Figuur 6.1 geeft de keten van relaties weer die het doorzicht in de Veluwerandmeren sturen. Hierin valt onderscheid te maken tussen een deel dat betrekking heeft op relaties in het stroomgebied van de beken en op relaties in het meerecosysteem. Het debiet en de nutriëntenvracht van de beken zijn apart gemodelleerd omdat deze sterk van jaar tot jaar verschillen onder invloed van variaties in de neerslag, en een belangrijke post zijn op de externe water- en stoffenbalans van de meren. De bedekking met waterplanten is op een aantal van de relaties in het meerecosysteem van invloed, namelijk op de relatie tussen P_{meer} en P_{in} , op de relatie tussen chlorofyl-a en P_{meer} en op het doorzicht in relatie tot chlorofyl-a. De methodiek maakt het mogelijk de effecten van verschillende beheersscenario's op

totaal-fosfaat, chlorofyl-a en doorzicht in het meer door te rekenen. Omdat het vooralsnog niet mogelijk is veranderingen van jaar tot jaar in de waterplantenbedekking te simuleren, is per scenario met een vaste bedekking gerekend. De resultaten geven dan de (conditionele) kansverdelingen voor deze variabelen bij een bepaalde bedekking.

Het principe van de Monte Carlo techniek is als volgt:

- trek met een random generator een waarde r tussen 0 en 1
- als x een stochastische variabele is stel dan $F(x) = r$, met $F(x)$ de distributiefunctie van x
- bereken x en gebruik deze bij de modelsimulatie
- herhaal deze procedure vele malen (bij voorkeur enige duizenden malen)
- evalueer de frequentieverdeling van de uitvoervariabele y

Stochastische variabelen bevinden zich op een aantal plaatsen binnen de keten van figuur 6.1. Voor de wijze van berekening van de toestandsvariabelen, de blokken in figuur 6.1, wordt verwezen naar bijlage 3.

6.3.3 Scenario's

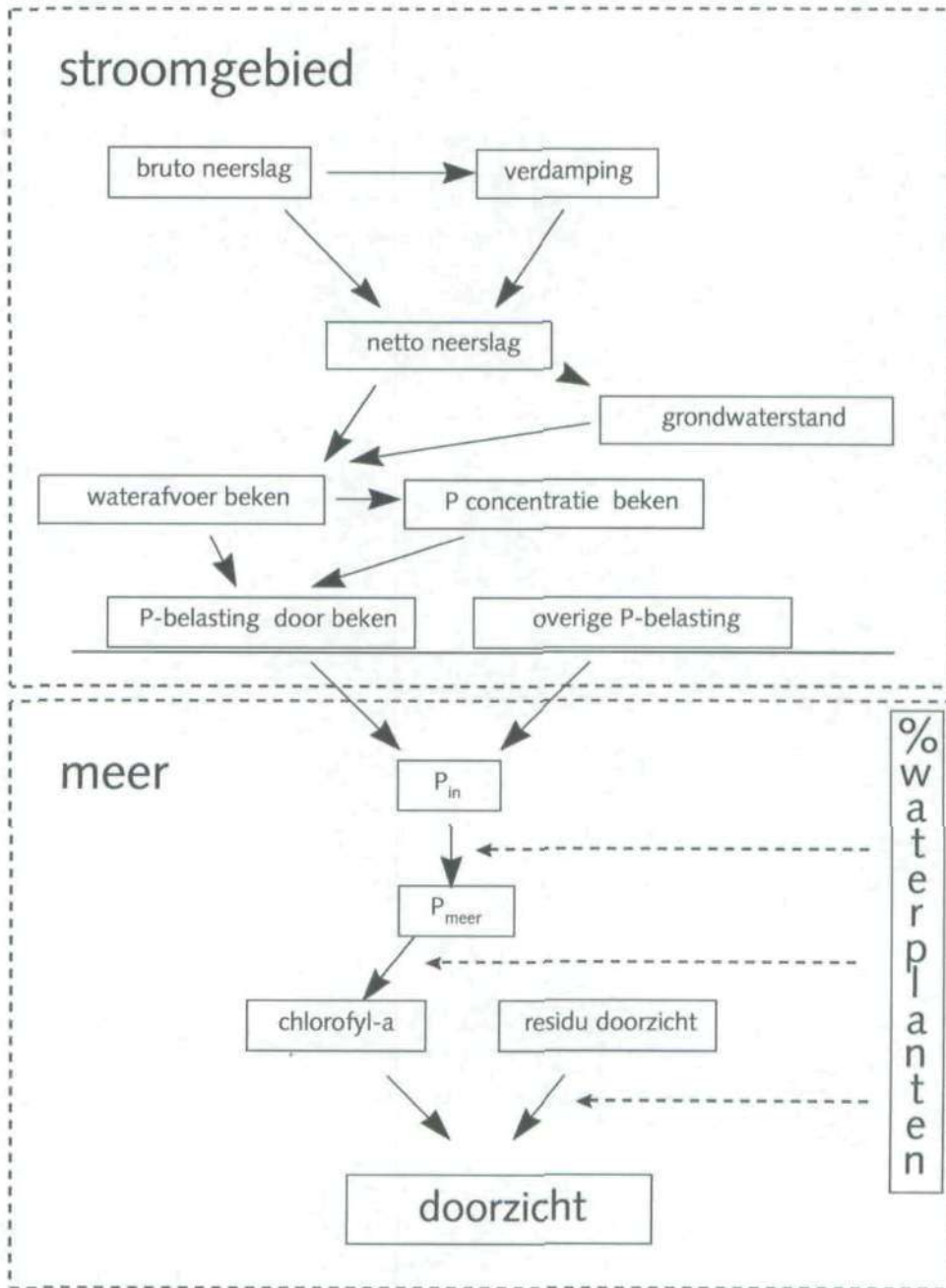
Voor het berekenen van de effecten van beheersmaatregelen is een aantal scenario's doorgerekend (tabel 6.2) met het beschreven stochastisch model. Hierbij wordt per scenario voor een viertal bedekkingspercentages (0%, 10%, 20% en 30%) met kranwieren voor een groot aantal jaren (er is arbitrair gekozen voor 4000 jaren) de keten van relaties uit figuur 6.1 gesimuleerd voor de drie meren Veluwemeer, Wolderwijd/Nulderneauw en Drontermeer. Wolderwijd en Nulderneauw worden dus niet afzonderlijk doorgerekend. Dit is door de open onderlinge verbinding en de hieruit volgende grote onzekerheid in de uitwisselingsdebieten tussen beide meren *niet goed mogelijk*.

Het effect van verdiepen komt tot uiting in een vergroting van het meervolume waardoor de verblijftijd zal toenemen. Hierbij wordt aangenomen dat, door de wijze van verdiepen waarbij zand van grote diepte wordt onttrokken, de karakteristieken van de sediment toplaag en hiermee de P uitwisseling tussen water en sediment, niet veranderen. Dit is echter een aanname die niet geverifieerd kan worden met meetgegevens.

De doorgerekende scenario's worden kort beschreven in tabel 6.2. Scenario 9 dient als gevoeligheidsanalyse voor een verhoging van het waterpeil met 0,25 m ten opzichte van scenario 8.

Figuur 6.1

Keten van relaties van bruto neerslag en verdamping in het stroomgebied van uitmondende beken tot aan het doorzicht in het ontvangende meer. Gestippelde pijlen geven aan waar het bedekkingspercentage met ondergedoken waterplanten de relaties beïnvloedt.



Tabel 6.2

Omschrijving doorgerekende scenario's

scenario	omschrijving
sc 0	huidige situatie
sc 1	prognose autonome ontwikkeling 2030 (toename debieten, concentraties + verdiepen)
sc 2	sc 1 + afleiden Schuitenbeek en Puttergemaal
sc 3	sc 1 + 4 ^e trap RWZI Harderwijk
sc 4	sc 1 + 4 ^e trap RWZI Elburg
sc 5	sc 1 + afleiden Schuitenbeek en Puttergemaal + 4 ^e trap RWZI Harderwijk
sc 6	sc 1 + afleiden Schuitenbeek en Puttergemaal + 4 ^e trap RWZI Elburg
sc 7	sc 1 + 4 ^e trap RWZI's Harderwijk en Elburg
sc 8	sc 1 + afleiden Schuitenbeek en Puttergemaal + 4 ^e trap RWZI Harderwijk + 4 ^e trap RWZI Elburg
sc 9	sc 8 + verhoging waterpeil met 0,25 m

De posten op de balansen die verschillen tussen de verschillende scenario's zijn weergegeven in tabel 6.3. De overige posten op de massabalansen veranderen niet. De toename van de beekdebieten is verdisconteerd in een opzetfactor. Deze hangt af van het relatieve aandeel van neerslag en grondwater in de beekafvoer, en de uitvoering van vernattingsprojecten of (verplaatsing van) grondwateronttrekking in het stroomgebied (Rijsdijk, 1999). De in tabel I in bijlage 3 gegeven debieten of concentraties worden hierbij met deze opzetfactoren vermenigvuldigd.

Tabel 6.3

Veranderingen per scenario van externe posten op de massabalans en overige veranderingen.

	sc 0	sc 1 t/m 9 [*] 6, 8, 9	sc 2, 5, 8, 9	sc 3, 5, 7, 8, 9	sc 4, 6, 7, 8, 9
Q kwel Veluwemeer (10 ⁶ m ³ /jaar)	59.2	48.0			
(Q kwel overige meren verandert niet)					
Q RWZI Harderwijk (10 ⁶ m ³ /jaar)	11.3	18.3			
Q RWZI Elburg (10 ⁶ m ³ /jaar)	6.5	7.8			
Q gemaal Lovink (10 ⁶ m ³ /jaar)	172.9	172.9			
Q gemaal Wenden (10 ⁶ m ³ /jaar)	11.7	11.9			
Q Kampergemaal (10 ⁶ m ³ /jaar)	12.6	12.9			
Q Puttergemaal (10 ⁶ m ³ /jaar)	7.2	7.9	0		
opzetfactor Q beken					
Schuitenbeek	1.00	1.02	0		
Beek 1 t/m 4	1.00	1.16			
Beek 5 t/m 9	1.00	1.12			
Hierdense beek	1.00	1.02			
Puttenerbeek	1.00	1.10			
Bijsselse beek	1.00	1.03			
Overig 17 beken	1.00	1.19			
opzetfactor P concentratie beken (-)	1.00	1.35			
P effluent RWZI Harderwijk (mg P/l)	0.76	0.76		0.20	
P effluent RWZI Elburg (mg P/l)	0.66	0.66			0.20
(overige concentraties veranderen niet)					

*) mits niet anders in volgende kolommen

6.3.4 Resultaten

De effecten van de verschillende scenario's op de frequentieverdelingen van totaal-P, chlorofyl-a en doorzicht worden per meer grafisch gepresenteerd. Omdat een meer echter niet door alle beheersmaatregelen wordt beïnvloed, worden niet alle scenario-uitkomsten gepresenteerd. Zo wordt het Veluwemeer alleen door de 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk beïnvloed. Het Wolderwijd en Nuldernaauw worden beïnvloed door de aanleg Delta Schuitenbeek en door de 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk, het Drontermeer wordt beïnvloed door de 4^e trap zuivering bij de RWZI's van Elburg en Harderwijk.

Figuur 6.2 geeft voor het Veluwemeer per scenario en voor een bedekking met kranswieren van respectievelijk 0%, 10%, 20% en 30% de mediaan en het centraal 90% betrouwbaarheidsinterval van 4000 met stochastische input gesimuleerde jaren. De intervallen zijn wijd, maar het onderscheid tussen de verschillende bedekkingspercentages is zeer duidelijk. Het hoogste bedekkingspercentage waarmee gerekend is (30%) komt ongeveer overeen met de huidige situatie. De gesimuleerde mediane waarden bij de huidige situatie (sc 0) voor totaal-P (0,055 mg P/l), chlorofyl-a (6 µg/l) en doorzicht (0,91 m) komen overeen met de gemeten waarden in 1997 en 1998. Wanneer de vegetatie zou verdwijnen zou het systeem bij de huidige externe belasting terugvallen tot de situatie van circa 10 jaar geleden, met 0,11 mg/l totaal-P, 58 µg/l chlorofyl-a en 0,35 m doorzicht.

De effecten van de te verwachten verhoging van de externe belasting (prognose 2030, sc 1) hebben een duidelijke verhoging van de mediane concentraties van totaal-P en chlorofyl-a tot gevolg. Vervolgens is per bedekkingspercentage het effect van de 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk zichtbaar, met name voor totaal-P en chlorofyl-a.

Voor het bereiken van 1 m doorzicht kan, op basis van de medianen, afgelezen worden dat een kranswierbedekking van ruim 30% noodzakelijk is, zowel met als zonder 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk.

Voor het Wolderwijd/Nuldernauw zullen de totaal-P en chlorofyl-a concentraties op basis van de prognose voor 2030 aanzienlijk toe gaan nemen, de effecten op het doorzicht zijn kleiner (figuur 6.3). De aanleg van de Delta Schuitenbeek (sc 2) kan deze verwachte toename echter compenseren. Hierbij is echter wel aangenomen dat na de aanleg van de Delta Schuitenbeek de afvoer van de Schuitenbeek en het Puttergemeal volledig via de Nijkerkersluis richting Eemmeer kan worden afgevoerd. In de praktijk zal dat waarschijnlijk niet geheel haalbaar zijn, en zal een klein deel het Wolderwijd en het Nuldernauw alsnog bereiken. De uit figuur 6.3 af te lezen verbetering van sc 2 ten opzichte van sc 1 geeft dus een bovengrens voor het effect van de aanleg van de Delta Schuitenbeek.

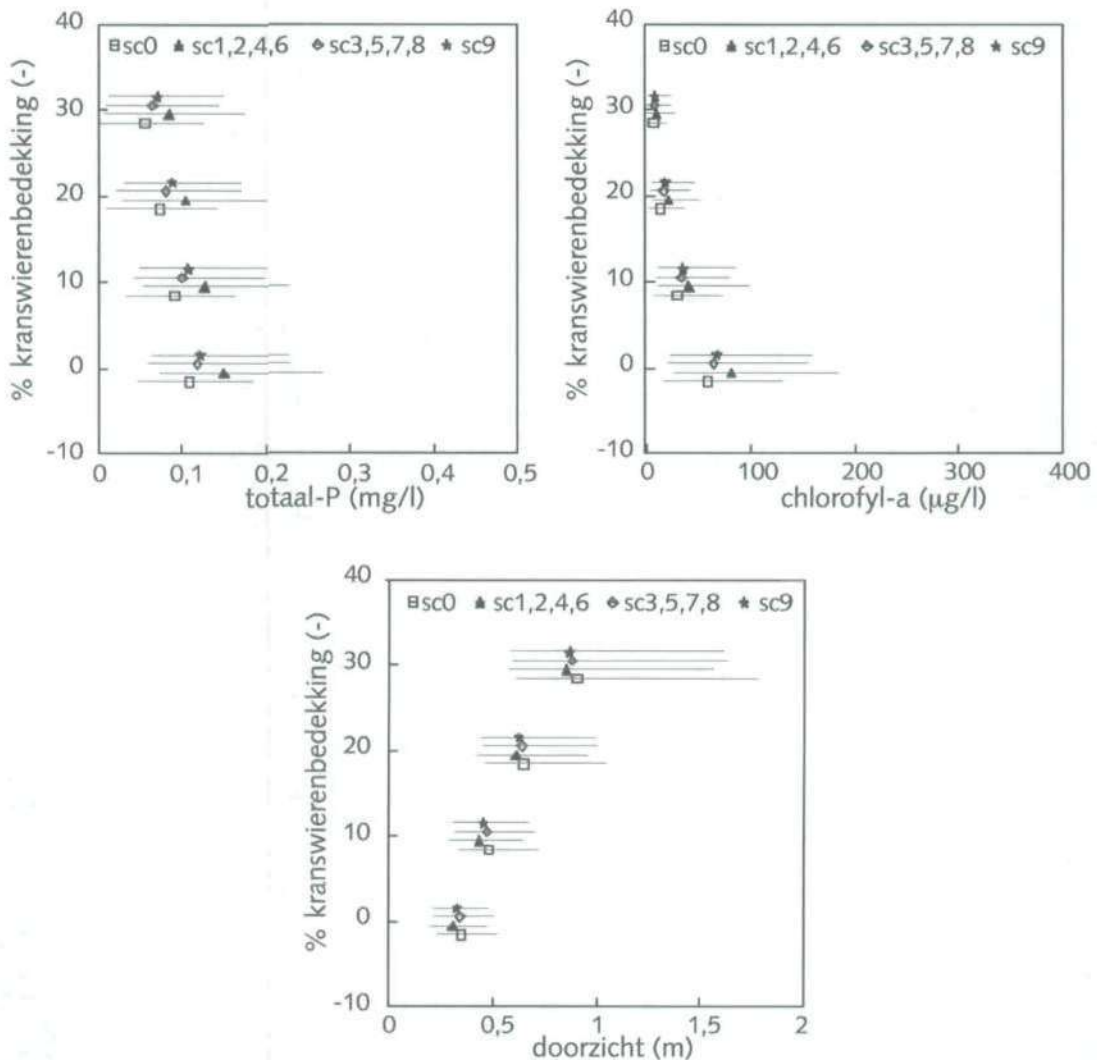
Bij het huidige uitwisselingsdebiets van Veluwemeer richting Wolderwijd/Nuldernauw heeft de 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk (sc 3) eveneens een gunstig effect, hetgeen verder versterkt wordt indien beide maatregelen in combinatie worden uitgevoerd (sc 8). De maatregelen hebben weliswaar een aanzienlijke verlaging van de totaal-P en chlorofyl-a concentraties tot gevolg, maar slechts een geringe verhoging van het doorzicht. Deze verbeteringen zijn klein ten opzichte van de verschillen die er zijn tussen de verschillende bedekkingspercentages. Wanneer de kranswiervegetatie volledig zou verdwijnen, valt het systeem bij de huidige belasting terug naar een situatie met 0,15 mg/l totaal-P, 85 µg/l chlorofyl-a en 0,30 m doorzicht. Voor het bereiken van 1 m doorzicht is een bedekking met kranswieren van ruim 30% noodzakelijk, onafhankelijk van de aanleg van de Delta Schuitenbeek of 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk.

In het Drontermeer is de te verwachten toename van de totaal-P en chlorofyl-a concentraties op basis van de prognose voor 2030 geringer dan voor Veluwemeer en Wolderwijd/Nuldernauw. De 4^e trap zuivering bij zowel RWZI Harderwijk als RWZI Elburg compenseert een deel van deze toename. Wanneer 4^e trap zuivering bij beide RWZI's wordt ingevoerd wordt de te verwachten toename volledig gecompenseerd. Het doorzicht is wederom vrijwel ongevoelig voor de beheersmaatregelen, maar sterk afhankelijk van de bedekking met kranswieren. Voor een doorzicht van 1 m is evenals bij de andere meren een bedekking van 30% nodig. Bij de huidige bedekking met kranswieren van ongeveer 10% en de huidige belasting bedragen de mediane waarden van de totaal-P en chlorofyl-a concentraties

en van het doorzicht respectievelijk 0,06 mg P/l, 20 µg chlorofyl-a/l en 0,52 m. Ter vergelijking: in 1998 bedroegen deze respectievelijk 0,11 mg P/l, 12 µg chlorofyl-a/l en 0,55 m doorzicht. Deze waarden liggen alle binnen de gesimuleerde 90% betrouwbaarheidsintervallen.

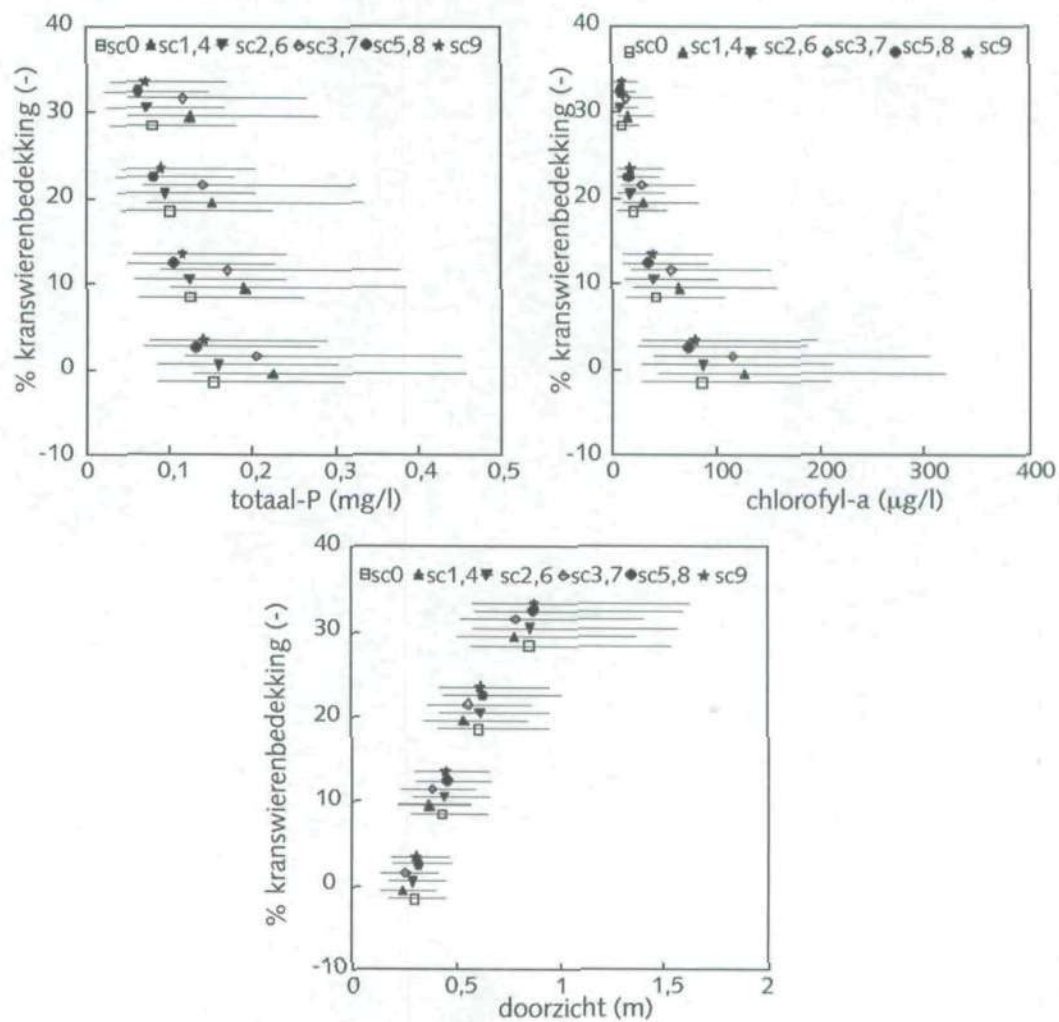
De gevoeligheid van de meren voor een verhoging van het waterpeil is onderzocht met behulp van scenario 9 (zie figuur 6.2 t/m 6.4). Een peilverhoging heeft een extra verlenging van de verblijftijd met 14% tot gevolg, en beïnvloedt dus de relatie tussen P_{meer} en P_{in} (zie bijlage 3). Een verhoging van het zomerpeil met 0,25 m heeft op basis van de medianen van de gesimuleerde frequentieverdelingen voor zowel het Veluwemeer, het Wolderwijd/Nuldernauw en het Drontermeer slechts een geringe verhoging van de totaal-P en chlorofyl-a concentraties en een geringe daling van het doorzicht tot gevolg.

Figuur 6.2 Mediaan en centraal 90% frequentie interval van totaal-P, chlorofyl-a en doorzicht in het Veluwemeer bij 0%, 10%, 20% en 30% bedekking met waterplanten voor de scenario's uit tabel 6.2.



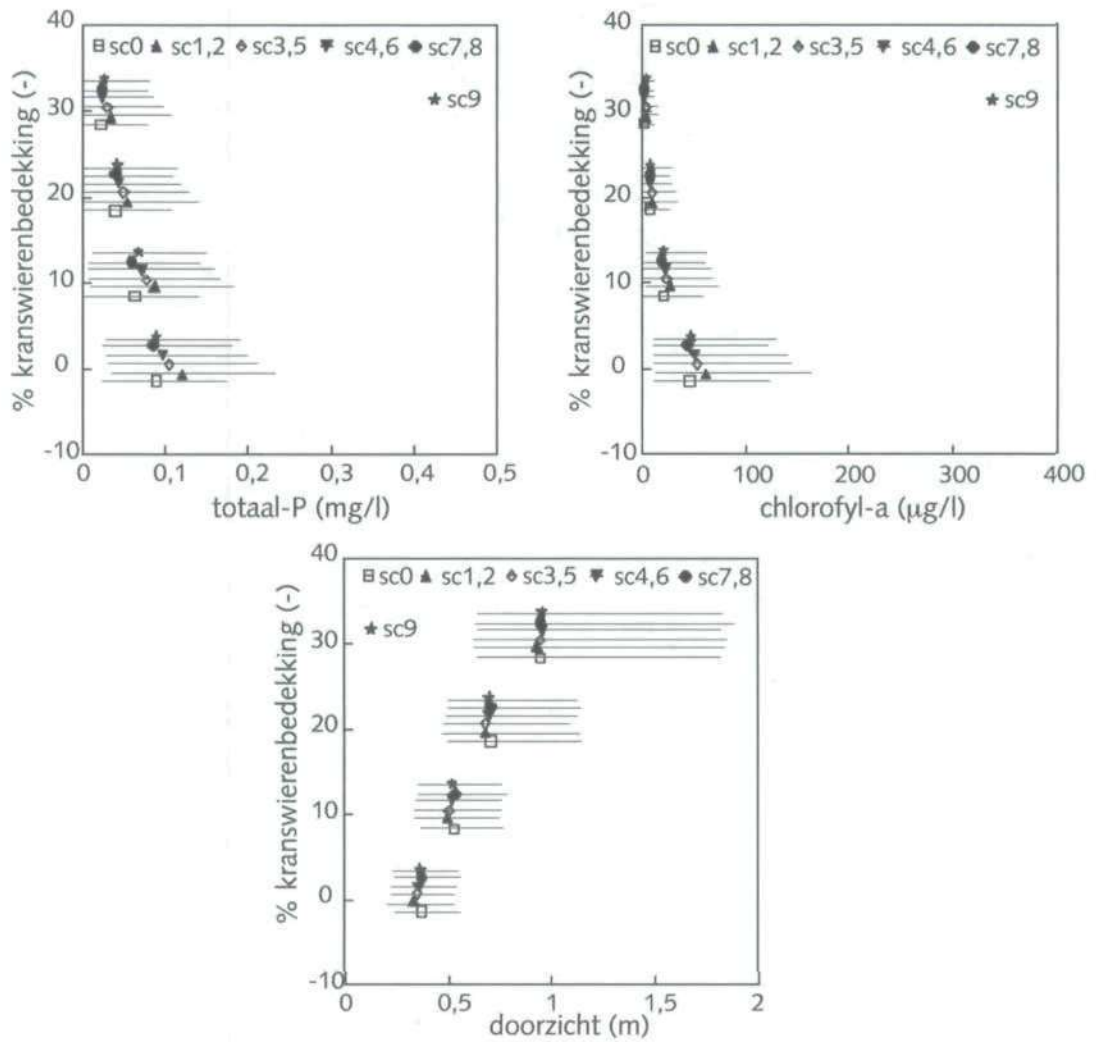
Figuur 6.3

Mediaan en centraal 90% frequentie interval van totaal-P, chlorofyl-a en doorzicht in het **Wolderwijd/Nuldermauw** bij 0%, 10%, 20% en 30% bedekking met waterplanten voor de scenario's uit tabel 6.2.



Figuur 6.4

Mediaan en centraal 90% frequentie interval van totaal-P, chlorofyl-a en doorzicht in het **Drontermeer** bij 0%, 10%, 20% en 30% bedekking met waterplanten voor de scenario's uit tabel 6.2.



6.4 Kritische randvoorwaarden voor de stabiliteit van de heldere toestand

Bij stabiliteit kan onderscheid worden gemaakt tussen weerstand en veerkracht. Een bepaalde toestand van het systeem heeft weerstand wanneer het systeem niet verandert bij een toename van de externe druk. Een systeem heeft veerkracht wanneer het ecosysteem zich binnen een bepaalde tijd herstelt van een verandering nadat de externe druk op het systeem weer is opgeheven.

Omdat weerstand van de heldere toestand (doorzicht > 1 meter in het hele meer) hoge eisen stelt aan het systeem, is in de praktijk veerkracht ook zeer van belang. In de volgende stukken worden kritische grenzen voor fosfaat, doorzicht en kranswieren afgeleid voor de weerstand en de veerkracht van de heldere toestand.

6.4.1 Weerstand van de heldere toestand

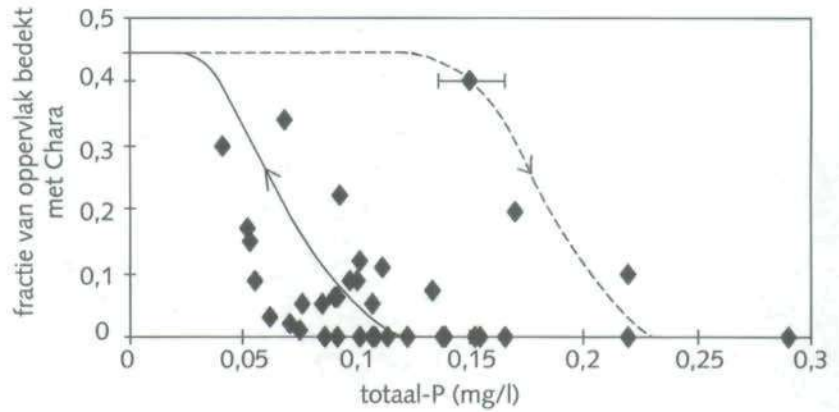
De helderheid van de Veluwerandmeren vertoont **weerstand** wanneer de gewenste toestand (>1 m doorzicht) kan worden behouden na een toename van de fosfaatconcentratie of een verstoring van het lichtklimaat, bijvoorbeeld door opwerveling van de bodem door zandwinning of intrek van bodemwoelende vis.

In paragraaf 6.3 is met een stochastisch model uitgewerkt dat een hoge bedekking met kranswieren het systeem weerstand biedt tegen de effecten van een verhoging van de externe belasting door een verhoogde retentie van fosfaat, een verhoging van het achtergronddoorzicht en een verlaging van de chlorofyl-a/nutriënten ratio's. Deze stabiliserende mechanismen door de waterplanten zullen echter niet aanwezig blijven bij hoge nutriënteniveaus. Boven een bepaalde fosfaatconcentratie zullen de kranswieren verdwijnen, bijvoorbeeld door aangroei van perifyton. De orde grootte van de fosfaatconcentratie waarboven dit gebeurt, kan worden geschat uit gegevens van het Veluwemeer in de zestiger jaren. Het Veluwemeer is van 1958 tot en met 1966 helder geweest met veel kranswieren. Er zijn beschrijvingen van overlast door waterplanten gedurende de periode 1964 tot en met 1966 (Duyn & van Toorn, 1966). Er zijn weinig gegevens over de fosfaatconcentraties in die periode. Pas sinds 1969 wordt totaal-fosfaat routinematig gemeten. De totaal-fosfaatconcentratie in 1957 is geschat op 0,13 mg P/l (Berger, 1975). Voor 1967 is een concentratie van ongeveer 0,17 mg P/l geschat op basis van het in 1967 gemeten COD en een COD/totaal-P verhouding van 19:1, het gemiddelde over de periode 1970-1977 (Verdugt, 1981). Voor 1965 is een range van 0,14-0,17 mg P/l geschat. De kranswierbedekkingen van 1965 en 1967 zijn geschat op basis van de herbivore vogeltellingen van die jaren en de sterke correlatie die gedurende recente jaren is gevonden tussen de aantallen Meerkoeten en Knobbelzwanen en de bedekking met kranswieren (Noordhuis, 1997; paragraaf 4.9).

Uit beschouwing van de gegevens kan ruwweg geschat worden dat een hoge bedekking met kranswieren zal instorten bij een fosfaatconcentratie > 0,15 mg P/l (figuur 6.5). Dit is dus de bovengrens voor totaal-fosfaat met betrekking tot weerstand van de heldere situatie, bij een doorzicht van > 1 m.

Figuur 6.5 :

Zomergemiddelde totaal-P concentratie en berekende oppervlakte bedekking met kranswieren (inwendige bedekking met een berekende dichtheid van 100%) van het Veluwemeer (1965-1970 en 1980-1998), Wolderwijd (1985-1998) en Drontermeer (1997-1998). De oorspronkelijke situatie van de zestiger jaren was waarschijnlijk een bedekking van ongeveer 45% van het meer, overeenkomstig met de maximale groei van kranswieren in diepe en ondiepe delen van het meer. De getrokken lijn geeft de hysteresis lijn weer (zie hoofdstuk 3).

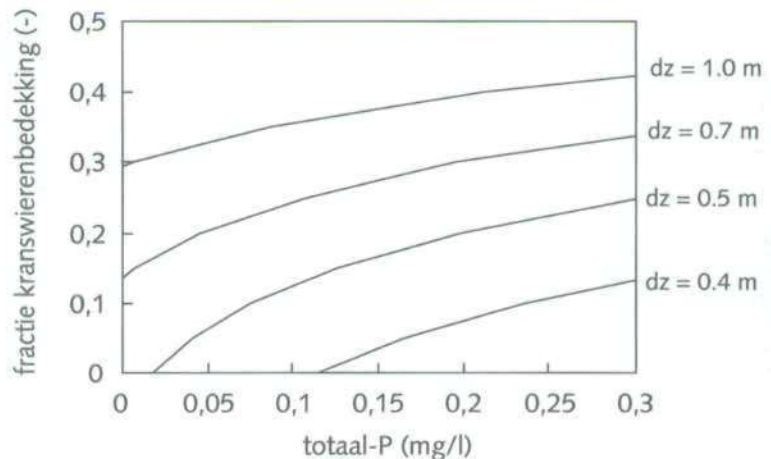


Uit de afgeleide relaties tussen totaal-fosfaat, chlorofyl-a, achtergronddoorzicht en bedekking met kranswieren (het stochastische model uit de vorige paragraaf) blijkt dat de voor een doorzicht van 1 m toelaatbare totaal-fosfaatconcentratie afhankelijk is van de kranswierbedekking. In figuur 6.6 zijn de isohypsen voor een aantal waarden van het doorzicht als functie van de totaal-P concentratie en de kranswierbedekking gegeven.

Hieruit blijkt dat voor een helder water systeem met een doorzicht > 1 meter een inwendige bedekking met kranswieren nodig is van minimaal 30 %. De benodigde hoeveelheid kranswieren neemt toe met een toename van de fosfaatconcentratie. De toelaatbare totaal-fosfaatconcentratie neemt toe met de bedekking van de kranswieren, maar mag niet hoger worden dan 0,15 mg P/l, omdat dan de kranswieren zullen instorten.

Figuur 6.6

Met het stochastisch model berekende isohypsen voor een doorzicht van (van boven naar beneden) respectievelijk 1.0 m, 0.7 m, 0.5 m en 0.4 m, afhankelijk van de inwendige bedekking met kranswieren en de totaal-P concentratie.



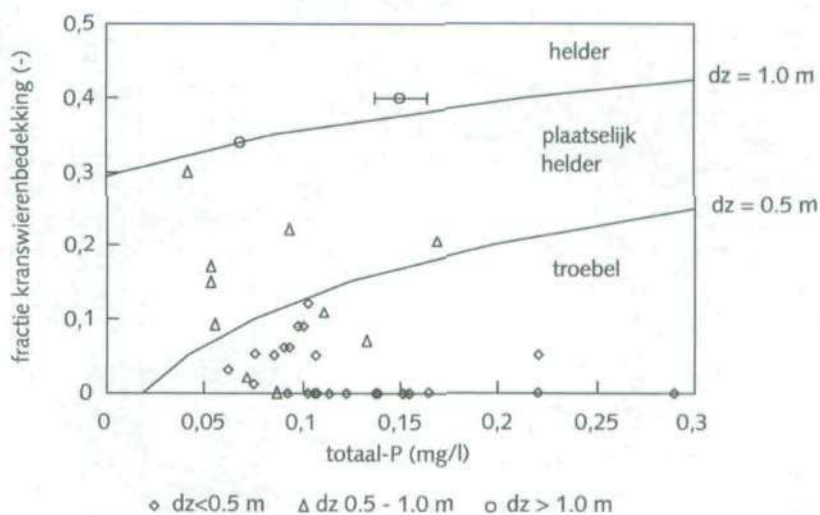
6.4.2 Veerkracht van de heldere toestand

Onder **veerkracht** wordt verstaan het vermogen zich te herstellen van een verandering nadat de externe druk weer is opgeheven. Wanneer een toename van de fosfaatconcentratie heeft geleid tot een afname van het doorzicht (en mogelijk een afname van de hoeveelheid kranswieren), is een veerkrachtig systeem in staat om zich te herstellen wanneer de fosfaatconcentratie weer afneemt. Veerkracht is nodig om weer terug te kunnen keren naar een heldere toestand met voldoende kranswieren.

Voor veerkracht moet eigenlijk naar een periode langer dan een jaar worden gekeken. Voor een goede uitspraak over de veerkracht van het systeem moeten langjarige reeksen worden gesimuleerd, waarbij de waterplantenbedekking dynamisch gesimuleerd wordt. Momenteel is echter nog onvoldoende kwantitatieve informatie beschikbaar over de effecten van een (tijdelijke) afname van het doorzicht op een verandering in de bedekking met kranswieren. In ieder geval geldt dat in de Veluwerandmeren na het instorten van de heldere toestand altijd een overgangssituatie aanwezig zal zijn, waarbij een groot deel van het meer helder blijft met kranswieren. Een verslechtering van het doorzicht na een toename van de fosfaatconcentratie of een afname van de kranswieren zal betekenen dat wordt overgegaan van een situatie met helder water in het hele meer naar plaatselijk helder water (figuur 6.7). Daarnaast is het mogelijk dat bij toenemende fosfaatconcentraties eerst het groeiseizoen korter zal worden en de periode met helder water ook zal worden ingekort.

Figuur 6.7

Onderscheid tussen helder water (doorzicht > 1 m), plaatselijk helder water (doorzicht in de vaargeul 0,5 m - 1,0 m en bodemzicht op > 20% van het meeroppervlak), troebel water (doorzicht < 0,5 m) op basis van de meetgegevens in het Veluwemeer, Wolderwijd en Drontermeer. De aangegeven lijnen zijn de isohypsen van figuur 6.6.



Ook voor de veerkracht spelen kranswieren een essentiële rol. In het stochastische model van paragraaf 6.3 wordt het gevolg van de aanwezigheid van kranswieren op de kansverdelingen van de fosfaatconcentratie berekend. De fosfaatconcentratie is echter ook sturend voor de ontwikkeling van de kranswieren. In 6.4.1 is aangegeven dat een bovengrens van 0,15 mg P/l moet worden aangehouden voor de weerstand van de heldere toestand, om het instorten van een abundante kranswierpopulatie te voorkomen. Voor de veerkracht moet gekeken worden naar de condities waaronder kranswieren zich kunnen herstellen vanuit een troebele toestand. Uit de historische gegevens valt af te leiden dat het herstel van de kranswieren omstreeks 1990 is ingezet bij een totaal-P concentratie < 0,10 mg P/l en een doorzicht > 0,4 m (figuur 6.5, 6.6 en 6.7).

Wanneer voldoende kranswieren aanwezig zijn, kunnen waarschijnlijk hogere totaal-P concentraties getolereerd worden om tijdelijke verslechtering te boven te kunnen komen. De hoge produktie van voorplantingsorganen vooral in dichte kranswievelden, levert veerkracht op. De voorplantingsorganen zorgen voor een makkelijke terugkeer van de kranswieren in het daaropvolgende jaar, ook wanneer het doorzicht wat is afgenomen.

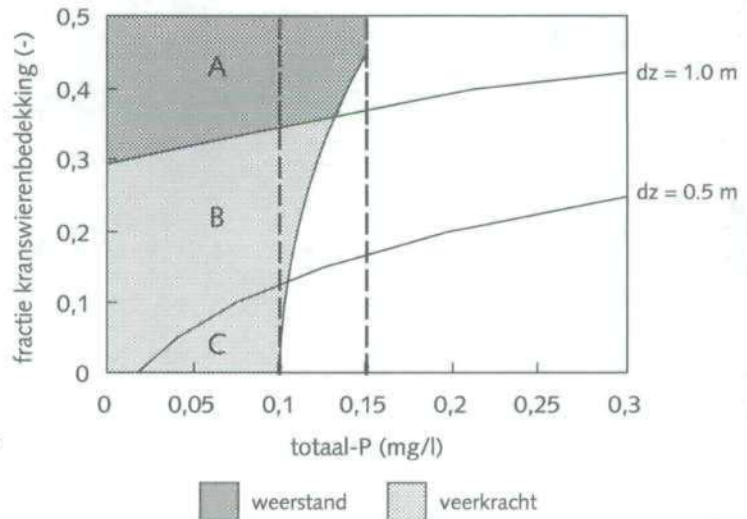
Als een grens voor doorzicht voor veerkracht kan een doorzicht van 0,5 m worden aangehouden, omdat dat de grens is waarbeneden de blauwalg *Planktothrix agardhii* weer dominant kan worden, waarna het systeem kan

terugvallen naar de troebele toestand (paragraaf 4.3). In de praktijk blijkt een doorzicht van 0,5 m bijna niet voorgekomen te zijn in de diepere delen van de Veluwerandmeren. Het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht was of 0,4 m (een zeer stabiele troebele toestand) of het doorzicht nam sterk toe van 0,7 m tot meer dan 1 m (figuur 4.2.1).

Samenvattend leidt dit voorgaande tot kritische randvoorwaarden voor veerkracht. Het gebied waarin de situatie met helder water en waterplanten de veerkracht heeft zich te herstellen, wordt aan de bovenzijde begrensd door de combinatie van fosfaatconcentratie en kranswierbedekking die een doorzicht van 1 m heeft (de grens met weerstand) en aan de onderzijde met een fosfaatconcentratie 0,10 mg P/l en een doorzicht van ongeveer 0,4 m (figuur 6.8). Binnen het veerkracht gebied kunnen twee situaties worden onderscheiden. Er is een gebied met een hoge veerkracht (gebied B) waar het water plaatselijk het hele jaar helder is, het doorzicht in de vaargeul > 0,5 m bedraagt en op basis van historische gegevens een toename van het doorzicht tot > 1 m kan optreden binnen 3 jaar. In gebied C, het gebied met een lage veerkracht, is op basis van de historische gegevens bekend dat de kranswieren en het doorzicht geleidelijk laten toenemen, maar dat kan 3-10 jaar duren en de aanwezigheid van de blauwalg *Planktothrix* vertraagt het herstel. Theoretisch mag de fosfaatconcentratie bij een hoge bedekking met kranswieren wat hoger zijn dan 0,10 mg P/l omdat bij meer kranswieren meer stabiliserende mechanismen aanwezig zijn, maar omdat deze grenzen vrij grof zijn, wordt in de volgende paragraaf bij de berekening van de scenario's voor het hele veerkracht gebied een totaal-fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l aangehouden.

Figuur 6.8

Grenzen voor weerstand en veerkracht van de heldere toestand in de Veluwerandmeren. In gebied A (het donker gekleurde deel) bezit de heldere toestand van het ecosysteem weerstand. In het licht gekleurde deel, het gebied met veerkracht richting de heldere toestand, is onderscheid te maken tussen deel B met een hoge veerkracht (plaatselijk helder water en herstel binnen 3 jaar) en deel C met een lage veerkracht (doorzicht < 0,5 m en herstel duurt 3-10 jaar).



6.4.3 Effect van de beheersmaatregelen op de kritische randvoorwaarden voor fosfaat en doorzicht

Met het stochastisch model beschreven in hoofdstuk 6.3 wordt hier het effect van beheersmaatregelen op de in vorige paragraaf afgeleide kritische randvoorwaarden aangegeven. Als maat voor het effect van de beheersmaatregelen is de overschrijdingskans van een totaal-P concentratie > 0,10 mg P/l aangehouden. Dit is de grens voor veerkracht. Tevens is nog de overschrijdingskans voor een doorzicht < 0,5 m, de grens tussen lage en hoge veerkracht aangegeven. De overschrijdingskans voor een doorzicht van > 1 m is niet berekend, omdat een dergelijk doorzicht vooral afhankelijk is van

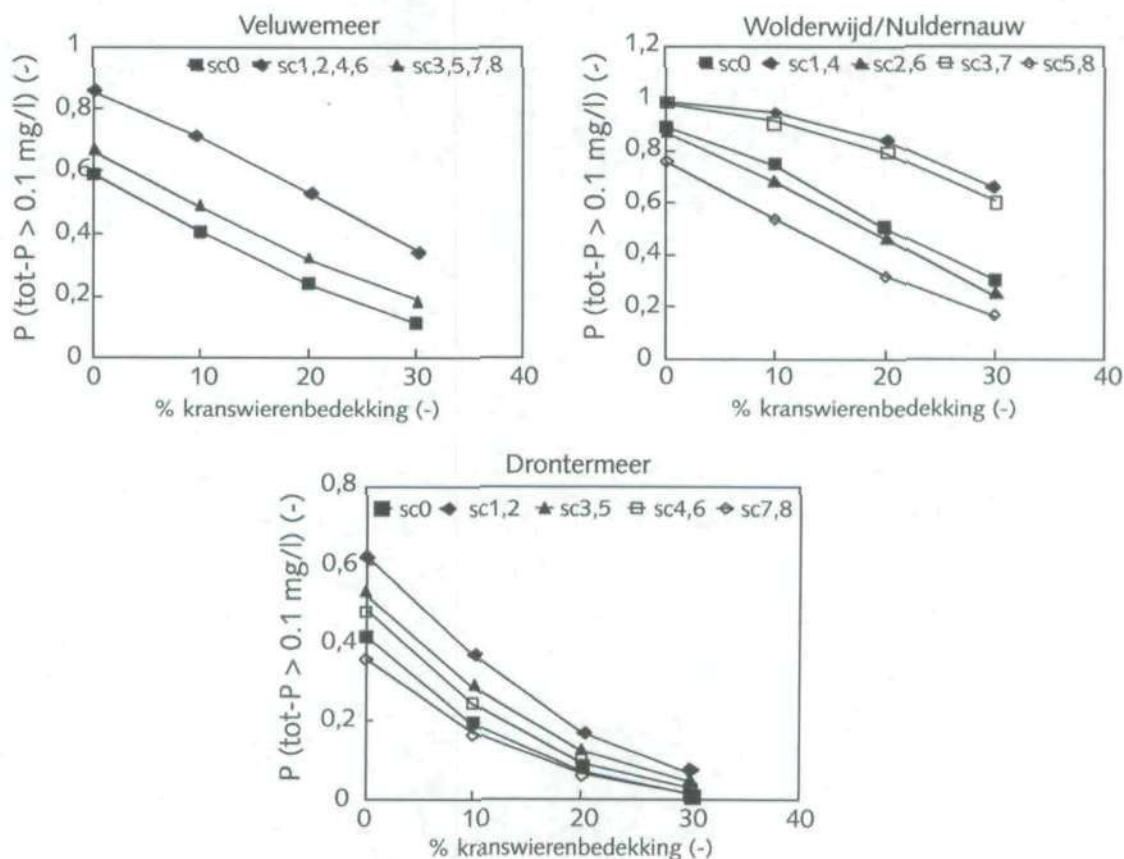
de hoeveelheid kranswieren en minder wordt bepaald door de fosfaatconcentraties. De overschrijdingskans voor het doorzicht wordt ook sterk bepaald door verstoringen die het achtergronddoorzicht doen afnemen, maar die zijn hier niet meegenomen.

De kans op een totaal-P concentratie > 0,10 mg P/l is in het Wolderwijd hoger dan in het Veluwemeer als gevolg van verschillen in de externe belasting. Voor het Drontermeer zijn deze overschrijdingskansen bij een bepaalde bedekking met kranswieren lager dan in de overige meren, omdat de externe belasting van dit meer en de hydraulische verblijftijd relatief klein zijn. In dit meer wordt de huidige fosfaatconcentratie bij de berekeningen onderschat, omdat bij de berekeningen is aangenomen dat de bodem net als in het Veluwemeer niet meer nalevert, terwijl dat nog niet het geval is. Naar verwachting zal dat in de toekomst wel zo zijn. De kans op een totaal-P concentratie > 0,10 mg P/l neemt sterk af met een toenemende bedekking met kranswieren. De overschrijdingskans bedraagt in de huidige situatie bij de huidige kranswierbedekking (Veluwemeer 30%, Wolderwijd 20% en Drontermeer 10%) in het Veluwemeer 12%, in het Wolderwijd 50% en in het Drontermeer 20% (tabel 7.1).

Op basis van de te verwachten toename in de externe belasting (prognose 2030) zullen de overschrijdingskansen van de fosfaatconcentratie > 0,10 mg P/l aanzienlijk toenemen (figuur 6.9).

Figuur 6.9

De kans op een zomergemiddelde totaal-P concentratie > 0,10 mg P/l bij de verschillende scenario's voor het Veluwemeer, Wolderwijd/Nuldernauw en Drontermeer. Voor verklaring van de scenario's zie tabel 6.2.



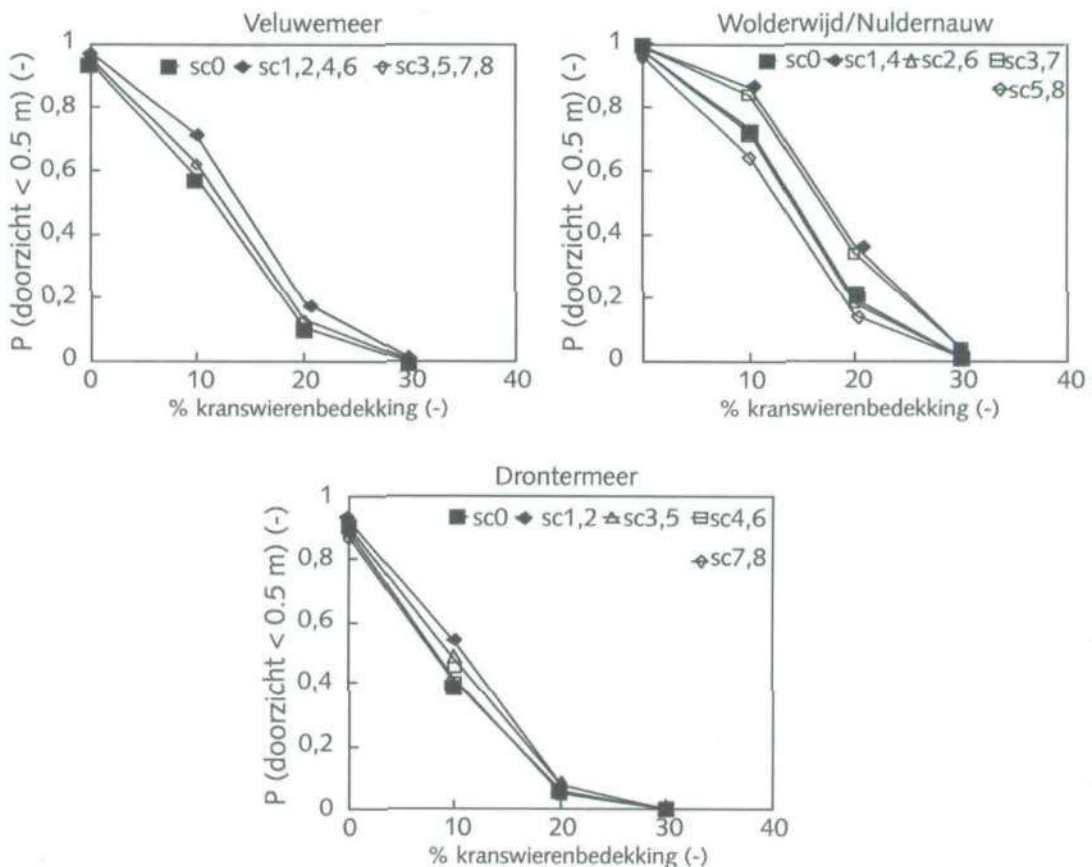
In het Veluwemeer neemt de overschrijdingskans weer af door de uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI van Harderwijk, en wordt de verwachte toename bijna gecompenseerd (tabel 7.1).

De 4^e trap zuivering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg doet de overschrijdingskans van een totaal-P concentratie van 0,10 mg P/l in het Drontermeer aanzienlijk afnemen, en compenseert de op grond van de prognose 2030 geschatte toename van deze overschrijdingskans volledig. Voor het Wolderwijd/Nuldernauw kan de toename van de overschrijdingskans van 0,10 mg P/l volledig gecompenseerd worden door het afleiden van de Schuitenbeek en het Puttnergemaal.

In figuur 6.10 is de kans op een doorzicht < 0,5 m aangegeven afhankelijk van de hoeveelheid waterplanten bij verschillende scenario's op basis van de gesimuleerde frequentieverdelingen. Bij de huidige bedekking met kranswieren (Veluwemeer 30%, Wolderwijd 20% en Drontermeer 10%) is de kans op een doorzicht < 0,5 m in de huidige toestand in het Veluwemeer 0%, in het Wolderwijd/Nuldernauw 19% en in het Drontermeer 42% (figuur 6.10, tabel 7.1). In het Veluwemeer verandert deze kans in de toekomst niet. In het Wolderwijd zal in 2030 de kans op een doorzicht < 0,5 m zijn toegenomen tot 37%, waarbij deze kans weer teruggebracht kan worden tot het huidige niveau na aanleg van Delta Schuitenbeek en afleiding van het Puttnergemaal. In het Drontermeer zal de overschrijdingskans van dit doorzicht in 2030 ook toenemen en kan de uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg de kans weer doen afnemen.

Figuur 6.10

De kans op een doorzicht lager dan 0,5 m bij verschillende scenario's voor het Veluwemeer, Wolderwijd/Nuldernauw en Drontermeer. Voor verklaring van de scenario's zie tabel 6.2.



6.5 Conclusies

Bij de huidige nutriëntenbelasting wordt in het Veluwemeer en Wolderwijd geen toename van betekenis van de kranswieren meer verwacht. In het Veluwemeer is vrijwel alle beschikbare ruimte al vol gegroeid, in het Wolderwijd/Nuldernauw kan alleen onder gunstige omstandigheden een uitbreiding naar de diepere delen optreden. In het Drontermeer kan nog een uitbreiding van de dichtheid van de kranswieren worden verwacht.

Voor 2025 is een toename van de fosfaatbelasting van ongeveer 20% en een toename van de verblijftijd van ongeveer 25% geschat.

De gestelde eis van minimaal 1 meter doorzicht kan alleen duurzaam bereikt worden bij een inwendige bedekking met waterplanten van meer dan 30%, onafhankelijk van het doorvoeren van aanvullende beheersmaatregelen zoals 4^e trap zuivering bij de RWZI Harderwijk of de aanleg van de Delta Schuitenbeek.

Op basis van de prognose voor de autonome ontwikkeling tot 2030 gaan de overschrijdingskansen voor een zomergemiddelde totaal-P concentratie van 0,10 mg P/l in alle meren sterk stijgen.

In het Veluwemeer kan de verwachte toename van de overschrijdingskans bijna worden gecompenseerd door uitvoering van 4^e trap zuivering bij de RWZI van Harderwijk. In het Wolderwijd is voor compensatie van de verwachte toename van de overschrijdingskans vooral de aanleg van de Delta Schuitenbeek noodzakelijk. In het Drontermeer kan de verwachte toename ruimschoots worden gecompenseerd door uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg.

In het Veluwemeer is de kans op een doorzicht < 0,5 m bij de huidige kranswierbedekking ongeveer nihil, dit zal ook niet veranderen in 2030. In het Wolderwijd/Nuldernauw en het Drontermeer wordt de overschrijdingskans van het doorzicht < 0,5 m wel verhoogd bij de verwachte ontwikkeling in 2030. Deze kansen kunnen weer worden verlaagd door aanleg van de Delta Schuitenbeek (Wolderwijd/Nuldernauw) of uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg (Drontermeer).

7 Synthese

In deze studie wordt in opdracht van de Directie IJsselmeergebied een antwoord gegeven op vier vragen:

1. Waaraan is de omslag in het ecosysteem te danken?
2. Hoe stabiel is het huidige ecosysteem?
3. Hoe ontwikkelt het ecosysteem zich in de toekomst?
4. Bij welke condities valt het ecosysteem terug in een eutrofe toestand?

7.1 Waaraan is de omslag van het ecosysteem te danken?

In de eerste jaren van hun ontstaan werden de Veluwerandmeren gekenmerkt door helder water en een uitbundige groei van kranswieren. Omstreeks 1970 zijn de meren door de toenemende eutrofiëring troebel geworden en zijn de waterplanten verdwenen. Deze verslechtering is ingezet bij een fosfaatconcentratie van ongeveer 0,15 mg P/l, mogelijk als gevolg van de overgroeiing van de waterplanten door perifyton.

De gestage verlaging van de fosfaat- en stikstofbelasting in de tachtiger jaren heeft de basis gevormd voor de omslag van troebel naar helder water. De afname van de nutriëntenconcentraties heeft in de periode 1979-1987 geleid tot een evenredige afname van de chlorofyl-a concentraties, maar slechts tot een lichte toename van het doorzicht van 0,2 m naar ongeveer 0,35 m. De troebele toestand was zeer stabiel door de hoge nutriëntenconcentraties, de hoge resuspensie van de bodem door wind en grote vis, de afwezigheid van waterplanten en de afwezigheid van filterende organismen zoals groot zoöplankton en driehoeksmosselen.

In 1985 en 1987 veroorzaakten strenge winters in combinatie met de doorspoeling - in de meren met de laagste fosfaatconcentraties (Veluwemeer en Wolderwijd) - een toename van het doorzicht tot ongeveer 0,4 m.

Deze verbetering van het doorzicht heeft in beide meren geleid tot het doorbreken van de dominantie van de blauwalg *Planktothrix agardhii* en in het Veluwemeer tot de eerste rekolonisatie van de kranswieren. In het begin van de negentiger jaren bleef het doorzicht ongeveer 0,4 m (met uitzondering van het Wolderwijd na de afwissing in 1991) en leek er weinig te gebeuren. Echter in de ondiepere delen van het Veluwemeer en het Wolderwijd zijn de kranswieren vanaf 1990 sterk toegenomen en daar werd het water plaatselijk zeer helder. De helderheid van het water in de kranswievelden was vooral het gevolg van een toename van de sedimentatie en een afname van de resuspensie in de velden. Tevens werden lagere stikstofconcentraties en een hogere graasdruk van het zoöplankton in de velden gevonden. In deze jaren was het water buiten de kranswieren (bijvoorbeeld in de vaargeul) nog troebel. Vanaf 1994 is het aantal driehoeksmosselen in de meren sterk toegenomen en in 1992-1994 is in het Veluwemeer benthivore vis verwijderd door middel van pootvisonttrekkingen. Mogelijk hebben deze beide veranderingen de sterke toename van de kranswieren vanaf 1995 mede veroorzaakt. Vanaf medio 1996 nam het doorzicht ook buiten de kranswievelden sterk toe. De toename van het doorzicht van 0,4 meter tot meer dan 0,7 meter is het gevolg van de uitbreiding van de kranswieren. Door de kranswieren is het hele ecosysteem veranderd: de brasem is vervangen door blankvoorn en baars, de driehoeksmosselen zijn in aantal toegenomen en de

bodemalgen hebben zich uitgebreid. De uitbreiding van de kranswieren heeft het achtergronddoorzicht doen toenemen en de algenbiomassa onafhankelijk van de nutriëntconcentraties laag gehouden. Door de toename van het achtergronddoorzicht is de blauwalg *Planktothrix* verdwenen, waardoor de chlorofyl-a concentratie verder is afgenomen. De chlorofyl-a concentraties blijven laag door een combinatie van mechanismen, zoals filtratie door zoöplankton of mosselen en mogelijk ook door uitscheiding van algengeremde stoffen. Door de toename van de bodemalgen en opname van fosfaat door de waterplanten neemt de retentie van fosfaat toe bij een hoge bedekking met kranswieren.

Samenvattend is de omslag in het ecosysteem van de Veluwerandmeren vooral te danken aan de gestage afname van de nutriëntenbelasting en de aanwezigheid van ondiepe zones in het meer waar de kolonisatie van kranswieren kon aanvangen bij een relatief laag doorzicht. De kranswieren veroorzaken een verdere toename van de helderheid. Het heeft bijna twintig jaar geduurd voordat de sterke afname van de fosfaatbelasting daadwerkelijk heeft geleid tot een sterke toename van de helderheid van het water in het hele meer.

7.2 Kritische randvoorwaarden voor de stabiele heldere toestand

Bij stabiliteit kan onderscheid gemaakt worden tussen weerstand en veerkracht. Een ecosysteem heeft weerstand, wanneer het niet verandert bij een toename van de externe druk. Een ecosysteem heeft veerkracht wanneer het binnen een bepaalde tijd herstelt van een verandering die is opgetreden na toename van de externe druk. Voor de Veluwerandmeren dient vooral gestreefd te worden naar weerstand van de heldere toestand, omdat bij een systeem met weerstand de kans het kleinst is dat het terugvalt naar een troebele toestand. Omdat weerstand vrij hoge eisen stelt aan het ecosysteem, is in de praktijk veerkracht ook van belang.

Voor de aanwezigheid van een hoge bedekking met kranswieren geeft het systeem weerstand. Met behulp van een stochastisch model, waarin is opgenomen dat kranswieren het achtergronddoorzicht doen toenemen en de chlorofyl-a/nutriënten ratio's doen afnemen, is berekend dat de gewenste toestand (de lange termijn doelstelling van > 1 m doorzicht) alleen langdurig is te bereiken in aanwezigheid van een dichte (100%) kranswierbedekking op minimaal 30% van het meeroppervlak. Een dergelijke berekende bedekking komt overeen met het voorkomen van kranswieren op tenminste 70% van het meeroppervlak.

Uit historische gegevens van de Veluwerandmeren valt af te leiden dat een hoge bedekking met kranswieren drastisch kan afnemen wanneer de fosfaatconcentratie toeneemt tot ongeveer 0,15 mg P/l (figuur 6.5). Bij deze fosfaatconcentratie is de dichte kranswiervegetatie in de zestiger jaren ingestort, mogelijk door overgroeiing met perifyton. De heldere toestand van de Veluwerandmeren (een zomergemiddeld doorzicht van > 1 m) vertoont **weerstand** wanneer de berekende kranswierbedekking meer dan 30% van het meeroppervlak bedraagt. De toelaatbare fosfaatconcentratie is afhankelijk van de waterplantenbedekking, maar mag maximaal 0,15 mg P/l bedragen (figuur 6.8).

Ook voor de veerkracht van de heldere toestand en de kranswieren in de Veluwerandmeren zijn kritische randvoorwaarden afgeleid. Omdat het herstel van de kranswiervegetatie in de negentiger jaren is gestart bij een

totaal-fosfaatconcentratie lager dan 0,10 mg P/l, wordt deze grens aangehouden om de veerkracht van een nog in ontwikkeling zijnde kranswierpopulatie aan te geven. Bij een fosfaatconcentratie lager dan 0,10 mg P/l wordt verwacht dat de kranswierpopulatie (bij het huidige diepteprofiel van het meer) in staat is om zich geleidelijk te herstellen. Bij een hogere fosfaatconcentratie wordt een geleidelijke afname van de kranswervegetatie verwacht en zal het systeem weer terugvallen naar een troebele toestand. Een terugval naar de troebele toestand kan behalve door overschrijding van de fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l, ook worden verwacht wanneer de hoeveelheid kranswieren sterk wordt verlaagd (bijvoorbeeld door verdieping van het meer) of wanneer het achtergronddoorzicht zo sterk afneemt dat het doorzicht lager wordt dan 0,5 m, de grens waarbij de blauwalg *Planktothrix* weer dominant kan worden.

Voor veerkracht moet eigenlijk het systeem dynamisch worden gesimuleerd, omdat ook de effecten van een tijdelijke afname van het doorzicht op de kranswieren moeten worden meegenomen. Dit is op basis van de huidige gegevens in deze studie niet mogelijk gebleken. In deze studie worden op basis van historische gegevens grenzen aangegeven waarbij veerkracht nog aanwezig zal zijn.

Het gebied waar **veerkracht** kan optreden wordt begrensd door een totaal-fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l en de combinatie van fosfaat en de bedekking van kranswieren waar een doorzicht van 1,0 m optreedt (grens met weerstand). Binnen het gebied met veerkracht is nog een apart gebied te onderscheiden met een doorzicht lager dan 0,5 m (grens waarbij de blauwalg *Planktothrix* kan terugkomen) (figuur 6.8). In het troebele gebied met een fosfaatconcentratie lager dan 0,10 mg P/l is in het verleden de toename van de kranswieren begonnen. Ook dit gebied (C in de figuur) kent een mate van veerkracht, ondanks het feit dat de blauwalg *Planktothrix* daar toch al dominant kan zijn. Op basis van historische gegevens kan worden geconcludeerd dat in gebied B met veerkracht een herstel binnen 3 jaar mogelijk is, vanuit gebied C kan een herstel naar de heldere toestand (gebied A) wel 3-10 jaar duren.

7.3 Hoe stabiel is het huidige ecosysteem?

Veluwemeer

Uit figuur 6.7 valt af te lezen dat het Veluwemeer zich bevindt op de rand van het gebied met weerstand en veerkracht. Het Veluwemeer kent in aanwezigheid van veel kranswieren stabiliserende mechanismen zoals een hoge retentie van fosfaat, een lage chlorofyl-a/fosfaat ratio en een hoog achtergronddoorzicht. Het Veluwemeer heeft nog een verdere toename van de kranswieren nodig om ruimschoots weerstand te kunnen bieden aan externe druk. Al bij een geringe afname van de hoeveelheid waterplanten of een toename van de fosfaatconcentratie (of van de achtergrondtroebeling) valt het Veluwemeer terug naar een situatie met alleen plaatselijk helder water en veerkracht.

Wolderwijd/Nuldernauw

In het Wolderwijd en Nuldernauw is alleen veerkracht aanwezig. Er is alleen plaatselijk (in het ondiepe deel van het meer) een ieder jaar terugkerende kranswierpopulatie aanwezig die het systeem de veerkracht biedt om onder gunstige omstandigheden de hoeveelheid kranswieren en de helderheid verder te doen toenemen. In het Wolderwijd en Nuldernauw zijn weerstandsvergrotende mechanismen aanwezig, zoals de vergroting van het achtergronddoorzicht en de afname van de chlorofyl-a/nutriënten ratio's. De retentie van fosfaat is nog niet zo hoog als in het Veluwemeer.

Drontermeer

Het Drontermeer kent geen weerstand en geen veerkracht van de heldere toestand. De fosfaatconcentratie is nog te hoog en de bedekking met kranswieren is te laag om het ecosysteem veerkracht of weerstand te kunnen bieden. Het meer is nog in ontwikkeling en hoewel het doorzicht de laatste jaren toeneemt, bevindt het meer zich nog dichtbij de troebele toestand.

7.4 Hoe ontwikkelt het systeem zich in de toekomst?

Autonome ontwikkeling

In het Veluwemeer wordt geen verdere toename van het areaal met kranswieren verwacht. De dichtheid van de kranswieren zal waarschijnlijk nog wél toenemen, waardoor de weerstand en de helderheid kan toenemen. In het Wolderwijd en Nuldernauw kan alleen in jaren met een lage nutriëntenbelasting een kolonisatie van de diepe delen door de kranswieren plaatsvinden. Naar verwachting zal in het Drontermeer een geleidelijke toename van de dichtheid van de kranswieren optreden, omdat daar de ondiepe delen nog niet volledig zijn gekoloniseerd. Hier wordt een geleidelijke toename van het doorzicht verwacht. Onder de huidige omstandigheden zal de blauwalg *Planktothrix* niet terugkomen, maar incidenteel kunnen drijfslagen van blauwalgen voorkomen.

Verwachte veranderingen

Op basis van geschatte klimatologische veranderingen, uitbreiding van de RWZI's, verdrogingsbestrijdingsprojecten en een verwachte uitbreiding van de zandwinning is geschat dat de fosfaatbelasting in 2030 met ongeveer 20% zal toenemen en de verblijftijd met ongeveer 25%. De stikstofbelasting zal afnemen (-13%).

De natuurlijke spreiding in de fosfaatbelasting wordt voor de Veluwerandmeren in belangrijke mate bepaald door de spreiding in de neerslag. De natuurlijke variatie in de neerslag is voor de huidige situatie bepaald op basis van neerslag gegevens vanaf 1930. Met een stochastisch model is de variatie in de neerslag omgerekend naar de belasting van de beken en vervolgens naar de totale belasting op het meer. De concentratie in het meer is berekend met behulp van een relatie tussen de retentie van fosfaat, de hoeveelheid kranswieren en de verblijftijd van het water. De op deze wijze berekende fosfaatconcentraties laten een grote spreiding van jaar tot jaar zien. De spreiding in de berekende fosfaatconcentraties is niet alleen het gevolg van de natuurlijke variatie in de neerslag, maar ook van de onzekerheden in de relaties tussen neerslag en belasting van de beken en de invloed van de verblijftijd op de retentie van fosfaat. Het effect van de te verwachten toename van de fosfaatbelasting op de fosfaatconcentraties in het meer is vooral afhankelijk van de hoeveelheid kranswieren.

Als maat voor de verwachte veranderingen in de toekomst is de overschrijdingskans van de totaal-fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l gehanteerd. De overschrijdingskans voor doorzicht wordt vrijwel niet door de veranderingen in de balansposten beïnvloed, omdat het doorzicht vooral wordt bepaald door de hoeveelheid kranswieren.

Bij de huidige hoeveelheid kranswieren neemt de overschrijdingskans van een fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l in 2030 in het Veluwemeer toe van 12% tot 35%. In het Wolderwijd/Nuldernauw wordt een toename van de overschrijdingskans van 50% tot 84% verwacht, in het Drontermeer van 19% tot 37% (zie tabel 7.1). Voor het Drontermeer is bij de berekeningen aangenomen dat de bodem in evenwicht is en er geen nalevering meer

optreedt, zoals in het Veluwemeer en Wolderwijd/Nuldernauw het geval is. Voor het Drontermeer is dat nu nog niet het geval, waardoor de voorspelling van de fosfaatconcentratie nu te laag uitvalt, maar in de toekomst naar verwachting juist zal zijn.

In aanwezigheid van veel waterplanten zal een tijdelijke toename van de belasting slechts een geringe verhoging van de chlorofyl-a concentratie en een verwaarloosbare verlaging van het doorzicht bewerkstelligen.

Tabel 7.1.

Overschrijdingskans van de zomer-gemiddelde totaal-fosfaatconcentratie > 0,10 mg P/l en doorzicht < 0,5 m in % bij de huidige bedekkingspercentages van kranswieren (in het Veluwemeer 30%, in het Wolderwijd 20% en in het Drontermeer 10%)

Totaal-fosfaatconcentratie > 0,10 mg P/l							
Meer	S0	2030	SB	HW	HW+SB	EB	HW+EB
Veluwemeer	12	35		20			
Wolderwijd/Nuldernauw	50	84	46	79	32		
Drontermeer	19	37	29			25	17
Doorzicht < 0,5 m							
Meer	S0	2030	SB	HW	HW+SB	EB	HW+EB
Veluwemeer	0	1		0			
Wolderwijd/Nuldernauw	19	37	19	34	17		
Drontermeer	42	54		48		45	41

S0 = huidige toestand

SB = Afleiding Schuitembeek en Puttergemaal

HW = 4^e trap zuivering op RWZI Harderwijk.

EB = 4^e trap zuivering op RWZI Elburg

7.5 Effecten van aanvullende maatregelen

Fosfaatreducerende maatregelen

Aanvullende fosfaatreducerende maatregelen kunnen de in 2030 verwachte toename van de overschrijdingskans van een zomer-gemiddelde totaal-fosfaatconcentratie van 0,10 mg P/l compenseren. In het Veluwemeer kan de uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI van Harderwijk de overschrijdingskans weer ongeveer terugbrengen op het huidige niveau. In het Wolderwijd/Nuldernauw kan vooral de uitvoering van Delta Schuitembeek de kans op 0,10 mg P/l weer doen afnemen tot zelfs onder het huidige niveau.

In het Drontermeer is een terugkeer van de overschrijdingskans van de huidige situatie te verwachten bij uitvoering van de 4^e trap zuivering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg (tabel 7.1).

Maaien van waterplanten

De laatste jaren wordt door de recreanten overlast ondervonden van de waterplanten. Het gaat hierbij vooral om tot het wateroppervlak groeiende fonteinkruiden. Plaatselijk wordt ook overlast ondervonden van kranswieren.

Naar verwachting zal het maaien van fonteinkruiden, op plaatsen waar zij gemengd met kranswieren voorkomen, geen nadelig effect hebben op de helderheid van het water. Het maaien van de fonteinkruiden betekent wel een verlies aan variatie in structuur in de meren, waardoor de diversiteit van het ecosysteem kan afnemen. Op plaatsen waar geen kranswieren staan, betekent het maaien van fonteinkruiden een verlies aan waterplantenareaal. Door de sterke relatie tussen de plantenbiomassa en het doorzicht, zal een substantiële afname van de totale waterplantenbiomassa het doorzicht waarschijnlijk doen afnemen.

Zandwinning

Voor de toekomst wordt een uitbreiding van de zandwinning overwogen. Bij deze plannen dient het verlies aan kranswieren areaal te worden geminimaliseerd. Met name in het Wolderwijd moeten schaarse overgangen van ondiep naar diep water aanwezig blijven. De indruk bestaat dat de aanwezigheid van zandzuigers de achtergrondtroebeling in het meer doet toenemen. Dit kan de ontwikkeling van de kranswieren en het doorzicht doen afnemen en uiteindelijk de blauwalg *Planktothrix* doen terugkeren, waardoor een terugval naar de troebele toestand kan optreden.

8 Conclusies en Aanbevelingen

8.1 Conclusies

De recente toename van het doorzicht is het gevolg van de afname van de fosfaatbelasting sinds 1980 en van de aanwezigheid van ondiepe zones in de meren. De uitbreiding van de kranswieren heeft het doorzicht versneld doen toenemen.

Bij een hoge bedekking met kranswieren zijn mechanismen aanwezig die de helderheid stabiliseren zoals een toename van de retentie van fosfaat, toename van het achtergronddoorzicht en een afname van de chlorofyl-a/nutriënten ratio's.

De lange termijn doelstelling voor doorzicht (> 1 m) is slechts eenmalig in het Veluwemeer en Nuldernaauw bereikt. Voor het behalen van de lange termijn doelstelling voor doorzicht is een hoge bedekking met kranswieren noodzakelijk: ten minste 70% van het meer dient bedekt te zijn met kranswieren, welke omgerekend naar een dichtheid van 100% een oppervlakte van meer dan 30% van het meer beslaat.

Een hoge bedekking met kranswieren zorgt ervoor dat de heldere toestand zich steeds weer instelt.

Een dergelijke abundantie van kranswieren kan alleen in stand worden gehouden wanneer de fosfaatconcentratie lager blijft dan 0,15 mg P/l. Een lagere bedekking van kranswieren kan alleen verder ontwikkelen en zich herstellen van een incidenteel slecht jaar, wanneer de fosfaatconcentratie lager blijft dan 0,10 mg P/l.

Het Veluwemeer heeft een zodanige combinatie van doorzicht, fosfaatconcentratie en kranswierbedekking dat het zich bevindt op de grens van weerstand en veerkracht van de heldere toestand. Het Wolderwijd kent de veerkracht om onder gunstige omstandigheden een helder systeem te worden. In het Drontermeer is de fosfaatconcentratie nog te hoog en de hoeveelheid kranswieren nog te laag om weerstand of veerkracht van de heldere toestand te kunnen hebben.

Bedreigingen voor de heldere toestand worden gevormd door een verlaging van de hoeveelheid kranswieren, een verhoging van de fosfaatbelasting en een toename van de achtergrondtroebeling.

De kans op een zomergemiddelde fosfaatconcentratie hoger dan 0,10 mg P/l is onder de huidige omstandigheden vrij laag in het Veluwemeer en Drontermeer ($< 20\%$) en relatief hoog ($> 50\%$) in het Wolderwijd/Nuldernaauw. Voor het Drontermeer is de overschrijdingskans nu waarschijnlijk onderschat, omdat is aangenomen dat de bodem net als in het Wolderwijd en Veluwemeer al in evenwicht is, terwijl in het Drontermeer nog nalevering van P optreedt. Op basis van de prognose voor de autonome ontwikkeling tot 2030 stijgen de overschrijdingskansen in alle meren. Uitvoering van een 4^e trap zuivering op de RWZI's van Harderwijk en Elburg en de aanleg van de Delta Schuitenbeek kunnen deze verwachte toename voor een groot deel compenseren.

8.2 Aanbevelingen voor beheer

Laat het areaal bedekt met kranswieren zoveel mogelijk in stand. De kranswieren zijn nodig voor het bereiken van helder water in de meren. Tevens zijn de kranswieren essentieel voor het stabiliseren van de heldere toestand in het hele meer.

Voor een stabiele populatie kranswieren moet de fosfaatconcentratie in ieder geval lager zijn dan 0,10 mg P/l.

Om de verwachte toename van de fosfaatconcentraties in 2030 te compenseren moeten de 4^e trap zuivering op de RWZI's van Elburg en Harderwijk en de Delta Schuitenbeek worden uitgevoerd.

Bij toekomstige zandwinning dient het verlies aan kranswieren areaal en opwerveling van de bodem te worden geminimaliseerd.

8.3 Aanbevelingen voor onderzoek

Om iets over de lange termijn stabiliteit en de veerkracht van het systeem te kunnen zeggen zou de bedekking met waterplanten dynamisch gesimuleerd moeten worden. Er moet een terugkoppeling worden gelegd tussen het berekende doorzicht gedurende een jaar en de verandering die dit te weeg brengt in de waterplantenbedekking voor het daarop volgend jaar. De ruimtelijke verschillen in een meer in waterdiepte dienen daarbij in beschouwing te worden genomen.

De onzekerheden in het stochastische model kunnen gereduceerd worden door het ter beschikking komen van meer gegevens, waardoor betere relaties afgeleid kunnen worden die mogelijk een groter deel van de variantie kunnen verklaren. Hiervoor zijn balansgegevens van 1998 en 1999 noodzakelijk.

Het effect van de aanwezigheid van zandzuigers op de helderheid en de kranswieren zou onderzocht moeten worden.

9 Literatuur

Backx, J.J.G.M., 1989. Waarnemingen aan de visstand in het Veluwemeer en Wolderwijd in de periode 1966-1987. Rapport Vakgroep Visteelt en Visserij. L.U. Wageningen.

Backx, J., 1994. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Wolderwijd/Nulderneauw in september 1994. Witteveen+Bos rapport. Werknummer RW295.1

Backx, J., 1994. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Veluwemeer/Drontermeer in september 1994. Witteveen+Bos rapport. Werknummer RW296.1

Backx, J., 1995. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Wolderwijd/Nulderneauw in september 1995. Witteveen+Bos rapport. Werknummer RW295.1

Backx, J., 1995. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Veluwemeer/Drontermeer in september 1995. Witteveen+Bos rapport. Werknummer RW296.1

Backx, J., 1996. Visstandsbeemonstering Veluwerandmeren 1996. Witteveen+Bos rapport. RW295.2

Bak, A., G.W.N.M. van Moorsel & T.J. Boudewijn, 1998. De ontwikkelingen in het aquatisch ecosysteem van de Veluwerandmeren tot en met 1997. BOVAR rapport 98.04.

Berg, M.S. van den, 1999. Charophyte colonization in shallow lakes. Proefschrift van de Vrije Universiteit van Amsterdam. 138 pp.

Berg, M.S. van den, H. Coops, M-L. Meijer, M. Scheffer and J. Simons, 1998. Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid lake Veluwemeer, The Netherlands. In *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, eds. E. Jeppesen and M. Sondergaard, Ecological studies 131, pp. 339-352. Springer-Verlag, New York.

Berger, C., 1975. De eutrofiëring en het voorkomen van *Oscillatoria agardhii* Gom in de randmeren van Flevoland. H2O 17: 340-350.

Bijkerk, R., 1992. De verspreiding van bodemalgen in het Wolderwijd en Nulderneauw op 7 augustus 1991. RIZA opdracht 537631 RDD Aquatic Ecosystems.

Bijkerk, R., 1998. Plankton. In : Bak e.a. (red) *De ontwikkelingen in het aquatisch ecosysteem van de Veluwerandmeren tot en met 1997*. pp. 43-50.

Bijkerk, R., 1999. Verwerking en presentatie planktongegevens Veluwerandmeren tot en met 1998.

-
- Blindow, I., 1991. Interactions between submerged macrophytes and microalgae in shallow lakes. PhD thesis, Lund University, Sweden, 111 pp.
- Blindow, I., G. Andersson, A. Hargeby & S. Hansson, 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30: 159-167.
- Buiteveld, H., 1995. A model for calculation of diffuse light attenuation (PAR) and Secchi depth. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 29:55-65.
- Coops, H., R.W. Doef, B.J. de Witte & M.S. van den Berg, 1997. Herstel van de watervegetatie in de Veluwerandmeren. *De Levende Natuur* 98-1: 8-13.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons, 1977. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa*. Oxford University Press.
- Directie IJsselmeergebied. Beheerplan Nat (BPN) IJsselmeergebied. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Doef, R.W., H. Coops, M.L. Streekstra & L.H.C.A. Hector, 1994. Waterplanten in het Wolderwijd en het Veluwemeer (1990-1993). RIZA nota 94.046, Lelystad.
- Duym & J. van der Toorn, 1966. Bestrijdingsmogelijkheden van waterplanten in het Veluwemeer. Rijksdienst voor IJsselmeerpolders interne nota RIJP nr. 30.
- Helmerhorst, T.H., 1996. 10 jaar BOVAR Eutrofiëringsbestrijding in de Veluwerandmeren met een blik op de toekomst. *H2O* 18: 527-529.
- Hosper, H., 1997. Clearing lakes. An ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen.
- Ibelings, B.W., L.R. Mur & A.E. Walsby, 1991. Diurnal changes in buoyancy and vertical distribution in populations of *Microcystis* in two shallow lakes. *Journal of Plankton Research*. Vol. 13,2: 419-436.
- Hootsmans, M.J.M. & A.W. Breukelaar, 1990. De invloed van waterplanten op de groei van algen. *H2O* 23: 264-266.
- James, W.F. & Barko, J.W., 1990. Macrophyte influences on the zonation of sediment accretion and composition in a north-temperate reservoir. *Arch. Hydrobiol.* 120: 129-142.
- Jasser, I., 1995. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* 306: 21-32.
- Jeppesen, E., 1998. The ecology of shallow lakes - trophic interactions in the pelagial. Doctor's dissertation (Dsc). National Environmental research institute, Silkeborg, Danmark. NERI technical report no. 247, 420 pp.
- Klinge, M., 1997. Bemonstering van de visstand in de Veluwerandmeren in 1997. *Hd.* 13.33

Klinge, M., M.P. Grimm & S.H. Hoser, 1995. Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes. Explanation and prediction by a new conceptual framework. *Wat. Sci. Techn.* 31: 207-218.

Lammens, E.H.R.R., M-L. Meijer, M.R. Perrow, A. Howitt, M.S. van den Berg, F.M. Zant (in prep). The effect of *Chara* on trophic interactions in Lake Veluwe.

Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279.

Leentvaar, P., 1966. Plant en dier in het Veluwemeer. *Waterkampioen* 38: 18-20.

Luijn, F. van, 1997. Nitrogen removal by denitrification in the sediments of a shallow lake. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen.

Meijer, M-L. & S.H. Hoser, 1995. Actief Biologisch beheer in het Wolderwijd-Nuldernauw. Evaluatie en aanbevelingen voor beheer. RIZA nota 94-058. RIZA, Lelystad.

Meijer, M-L. & S.H. Hoser, 1996. Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd leidt tot een toename van kranswieren. *H2O* 18: 536-538.

Meijer, M-L., I. de Boois, M. Scheffer, R. Portielje & H. Hoser, 1999. Biomanipulation in shallow lakes in the Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 00: 1-19.

Molen, D.T. van der & T.H. Helmerhorst, 1991. Bodemalgen in de randmeren. *H2O* 25: 719 -24.

Molen, D.T. van der & P.C.M. Boers, 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379-389.

Molen, D.T. van der, R. Portielje, P.C.M. Boers & L. Lijklema, 1998. Changes in sediment phosphorus as a result of eutrophication and oligotrophication in Lake Veluwe, The Netherlands. *Water Research* 32, 3281-3288.

Moorsel, G.W.N.M. van, 1996. Status van de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) in het Wolderwijd/Nuldernauw en Veluwemeer in 1996. Bureau Waardenburg bv, rapportnr. 96.46, Culemborg.

Moorsel, G.W.N.M. van, A. Bak & R. Munts, 1998. Status van de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) in de randmeren in 1998. Bureau Waardenburg bv, rapport nr. 98.065, Culemborg.

Nagelkerke, L., 1998. Bemonstering van de visstand in de Veluwerandmeren in 1998. Hd. 13.35.

Noordhuis, R., 1997. Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Randmeren. RIZA rapport 95.003, ISBN 9036904641 (in Dutch with an English summary).

PER, 1986. Bestrijding van de eutrofiëring van het Veluwemeer-Drontermeer. Projectgroep Eutrofiëringsonderzoek randmeren, Rijkswaterstaat, Lelystad (in Dutch).

-
- Perrow, M.R. & A.J.D. Jowitt, 1996. The distribution of fish in relation to macrophytes in Veluwemeer. ECON.
- Petticrew, E. L. & Kalff, J., 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2483-2489.
- Reeders, H.H. & T.H. Helmerhorst, 1996. Op weg naar helderheid, een heroriëntatie van BOVAR gericht op 2000. BOVAR rapport 96.01. RDIJ, Lelystad.
- Reeders, H.H., P.C.M. Boers, D.T. van der Molen & T.H. Helmerhorst, 1998. Cyanobacterial dominance in Lake Veluwemeer and lake Wolderwijd, the Netherlands. *Wat. Sci. Techn.* 37 (3): 85-92.
- Portielje, R. & D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse Meren en plassen. Deelrapport II voor de vierde Eutrofiëringsenquête. RIZA rapport 98.007.
- Rijsdijk, R.E. & B.F. Michielsen, 1998a. Balansen van de Veluwerandmeren. Beschrijving van de periode 1990-1997. BOVAR rapport 98.08.
- Rijsdijk, R.E. & B.F. Michielsen, 1998b. Balansen van de Veluwerandmeren. Resultaten en analyse van de periode 1990-1997. BOVAR rapport 98.09.
- Rijsdijk, R.E., 1999. Balansen van de Veluwerandmeren. De verwachting voor 2030. BOVAR rapport 99.03.
- Scheffer, M., S.H. Hosper, M-L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trend Ecol. Evolut.* 8: 275-297.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gragnani, L.R. Mur & E.H. van Nes, 1997. On a dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes. *Ecology* 78: 272-282.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
- Schriver, P., Bogestrand, J., Jeppesen, E., & Sondergaard, M., 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwat. Biol.* 33: 255-270.
- Snijdelaar, M., 1995. BOVAR afsluiting onderzoeksfase. Directie IJsselmeergebied. 97 pp.
- Tjeenk Willink, W.J.A. & F.M. Zant, 1997. Vluchten boven Wolderwijd, Nuldernauw, Veluwemeer en Drontermeer in 1996. RDIJ werkdocument 97-9.
- Tjeenk Willink, W.J.A., 1999. Vluchten boven Wolderwijd, Nuldernauw, Veluwemeer en Drontermeer 1998. BOVAR rapport 99.02.
- Urk, G. van, J. van der Hout & W. Westerink, 1991. Benthic diatoms in Lake Veluwe, The Netherlands. Werkdocument 91.060x RIZA, Lelystad.

Verdugt, N., 1981. De gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee en de inpoldering van Flevoland voor de waterkwaliteit in het IJsselmeer-gebied. Rapport 1981-305. Rijksdienst voor IJsselmeerpolders.

Walsby, A.E., H.C. Utkilen & I.J. Johnson, 1983. Buoyancy changes of a red coloured *Oscillatoria agardhii* in lake Gersjoen, Norway. Arch. Hydrobiol. 97: 18-38.

Wijk, R.J. van, 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L.: I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. Aquat. Bot., 31: 211-258.

Witte, B.J. de, L.H.C.A. Hector, M.L. Streekstra & G.D. Butijn, 1995a. Monitoring van waterplanten in het IJsselmeergebied in het kader van het regionaal meetnet (1990-1994). Rapport 1995-5 ANM/ANW Rijkswaterstaat, directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Witte, B.J. de, M.L. Streekstra & A.D. Grul, 1995b. Monitoring van waterplanten in het IJsselmeergebied 1995. RDIJ-Werkdocument 95-4. Rijkswaterstaat, directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Witte, B.J. de, M.L. Streekstra, C.H.M. Koenjer & A.D. Grul, 1997a. Monitoring van waterplanten in het IJsselmeergebied 1996. RDIJ-Werkdocument 97-4. Rijkswaterstaat, directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Witte, B.J. de, M.L. Streekstra, C.H.M. Koenjer & A.D. Grul, 1997b. Monitoring van waterplanten in het IJsselmeergebied 1997. RDIJ-Werkdocument 97-5. Rijkswaterstaat, directie IJsselmeergebied, Lelystad.

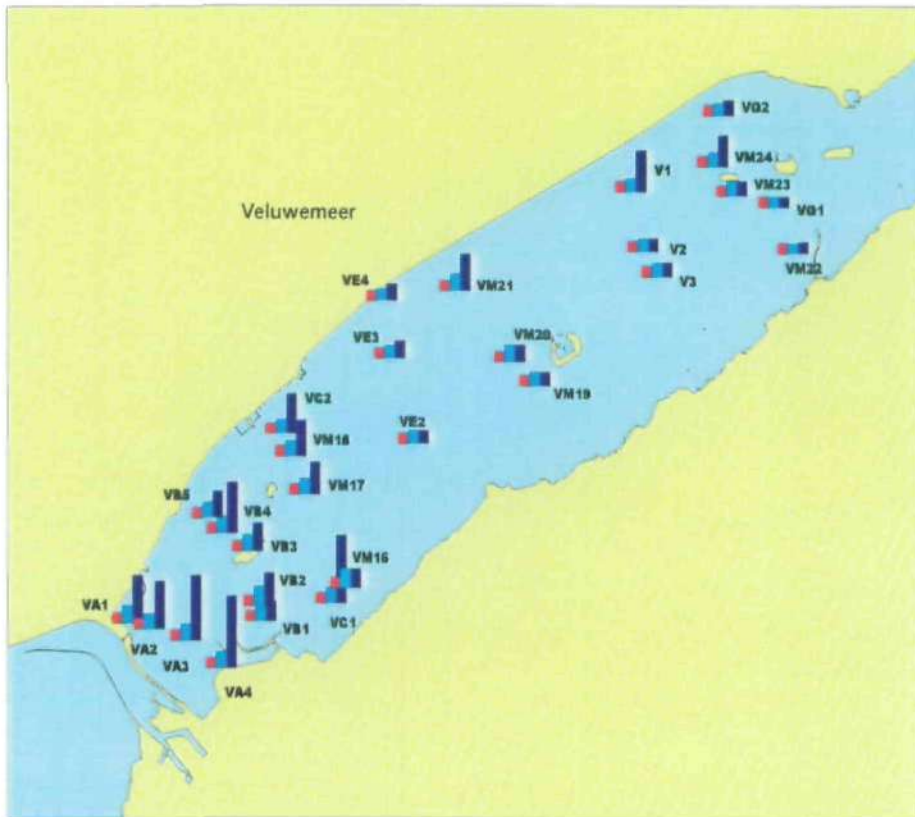
Zant, F.M., R.W. Doef & M.S. van den Berg, 1995. Vluchten boven Wolderwijd/Nuldernauw en Veluwemeer, 1994. Heldere plekken in relatie tot de aanwezigheid van waterplanten en kleuren van het water. RDIJ-werkdocument 95-6. RDIJ, Lelystad.

Zant, F.M., 1996. Vluchten boven Wolderwijd/Nuldernauw en Veluwemeer, 1995. Heldere plekken in relatie tot aanwezigheid van waterplanten en kleuren van het water in 1995. RDIJ-werkdocument 96-2. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Zant, F.M., R. Bijkerk, M.S. van den Berg & H. Coops, 1999. Beheersing van waterplanten in de Veluwerandmeren. Literatuurstudie naar methoden en effecten. RIZA werkdocument 99.077.

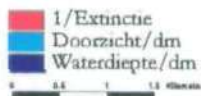
Bijlagen

Bijlagen 1. Gemeten doorzicht en extinctie op 14 augustus 1998 in het Veluwemeer



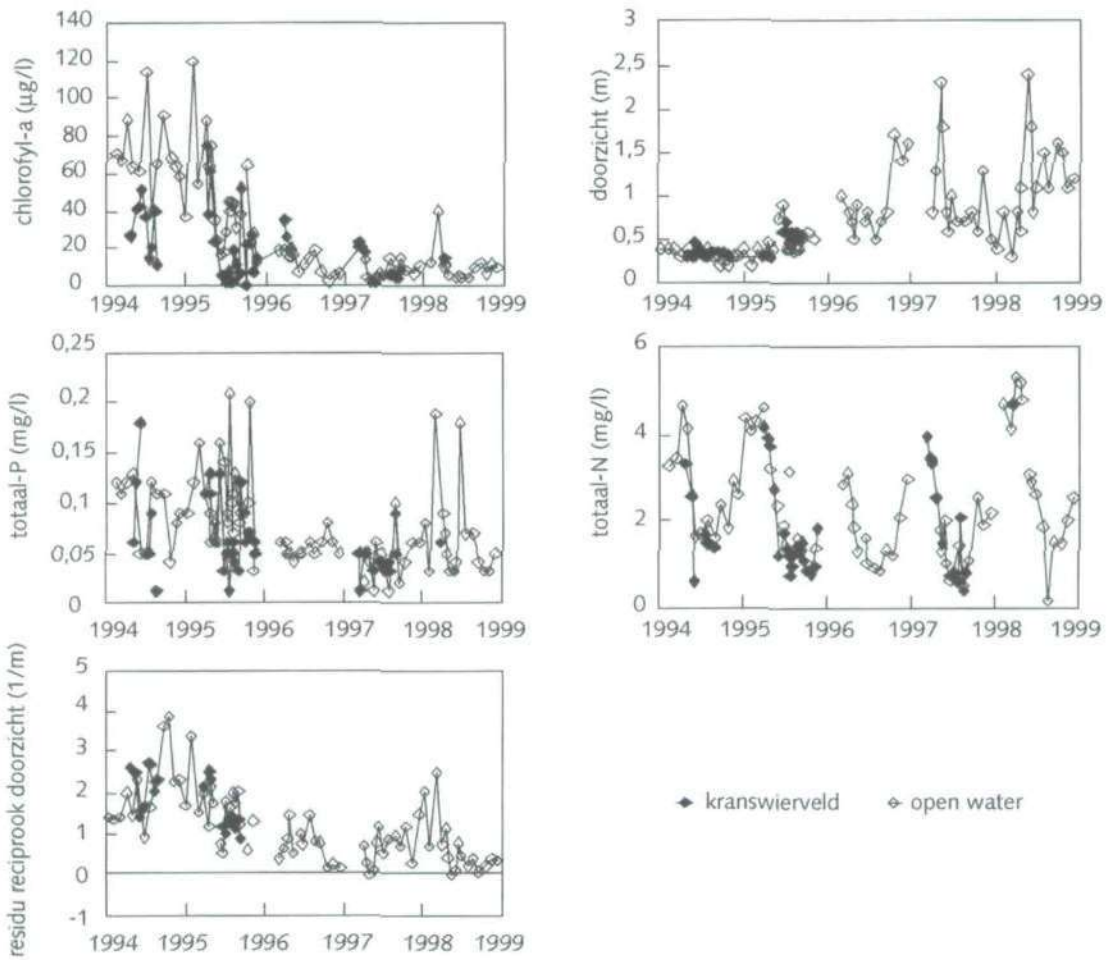
Ministerie van Verkeer en Waterstaat
 Directoraat Generaal Rijkswaterstaat
 Directie IJsselmeergebied
 Afdeling ANM

Extinctiemetingen Randmeren Veluwemeer 14-08-1998



Naam	Extinctie	1/extinctie	Doorzicht/ dm	waterdiepte/ dm	Naam	Extinctie	1/extinctie	Doorzicht/ dm	waterdiepte/ dm
V1	0.800	1.250	8.0	64.0	VG1	0.069	14.493	17.0	17.0
V2	0.522	1.916	11.0	11.0	VG2	0.405	2.469	13.0	23.0
V3	0.678	1.475	10.0	10.0	VM16	2.032	0.492	8.0	8.0
VA1	1.675	0.597	8.0	37.0	VM17	1.642	0.609	6.0	22.0
VA2	1.684	0.594	6.0	37.0	VM18	1.611	0.621	6.0	27.0
VA3	1.609	0.622	7.0	56.0	VM19	0.549	1.821	12.0	12.0
VA4	1.831	0.546	6.0	55.0	VM20	0.597	1.675	20.0	20.0
VB1	1.658	0.603	7.0	10.0	VM21	1.124	0.890	11.0	39.0
VB2	1.857	0.539	9.0	21.0	VM22	0.357	2.801	8.0	9.0
VB3	1.731	0.578	7.0	17.0	VM23	0.565	1.770	16.0	16.0
VB4	1.870	0.535	6.0	36.0	VM24	0.654	1.529	18.0	52.0
VB5	1.447	0.691	6.0	19.0					
VC1	1.596	0.627	6.0	59.0					
VC2	1.330	0.752	7.0	37.0					
VE2	0.523	1.912	12.0	12.0					
VE3	0.474	2.110	12.0	25.0					
VE4	0.494	2.024	8.0	24.0					

Bijlage 2. Waterkwaliteit binnen en buiten de kranswievelden



Bijlage 3. Berekening van toestandsvariabelen ten behoeve van het stochastisch model (hoofdstuk 6.3)

A. Toestandsvariabelen in het stroomgebied van de beken

Bruto neerslag

Voor de bruto neerslag BN (mm) wordt per maand aselect een waarde uit haar kansverdeling getrokken. De variatie binnen een jaarcyclus van de bruto neerslag wordt dus in beschouwing genomen. Analyse van neerslag gegevens van de periode 1930 t/m 1998 (69 jaar) liet zien dat hiervoor volstaan kan worden met drie frequentieverdelingen voor de maanden 2 t/m 5, 6 t/m 9 en 10 t/m 1. Deze frequentieverdelingen kunnen goed beschreven worden met een Weibull verdeling. Hiervoor geldt voor de cumulatieve distributiefunctie:

$$F(x) = 1 - \exp(-\alpha x/\beta)$$

In tegenstelling tot een normale verdeling kan een Weibull verdeling geen negatieve waarden bevatten, en afhankelijk van de waarden van de parameters α en β is de verdeling enigszins scheef, maar niet zo sterk als een lognormale verdeling.

$$BN_k = W(\alpha_k, \beta_k), \text{ met } k \text{ het maandnummer}$$

Verdamping

De verdamping VD is sterk seizoensafhankelijk. Per maand is de verdamping bij benadering normaal verdeeld. Echter met name in de zomermaanden is de verdamping negatief gecorreleerd met de bruto neerslag (meer neerslag duidt op lagere temperaturen), terwijl deze in de wintermaanden juist (zwak) positief gecorreleerd zijn (meer neerslag duidt op hogere temperaturen). De procedure is nu als volgt:

- per maand wordt uit een getrokken waarde voor de bruto neerslag en de regressielijn tussen verdamping en bruto neerslag de verdamping berekend.
- uit de normale verdeling van de residuen per maand wordt een waarde getrokken en bij de uit de regressielijn berekende waarde opgeteld.

$$VD_k = a_k + b_k \cdot BN_k + \varepsilon_k$$

waarbij subscript k het maandnummer voorstelt, en $\varepsilon = N(\mu, \sigma)$.

Netto neerslag

Deze wordt per maand berekend als het verschil tussen bruto neerslag en verdamping.

Grondwaterstand

De grondwaterstand in het stroomgebied van de beken wordt per maand berekend. Voor de beschrijving van de grondwaterstand is stapsgewijze multivariate regressie uitgevoerd. De grondwaterstand is gecorreleerd met de netto neerslag gedurende een maand en met de grondwaterstand in de vorige maand. Stapsgewijze multivariate regressie ($n=126$) leverde op:

$$\begin{aligned}
 GWS_k &= a + b.GWS_{k-1} & r^2 &= 0.69 \\
 GWS_k &= a + c.NN_k & r^2 &= 0.13 \\
 GWS_k &= a + b.GWS_{k-1} + c.NN_k & r^2 &= 0.81 \\
 GWS_k &= a + b.GWS_{k-1} + c.NN_k + d.GWS_{k-1}.NN_k & r^2 &= 0.84
 \end{aligned}$$

met GWS de grondwaterstand, NN de netto neerslag. De term GWS.NN geeft het gecombineerde effect van grondwaterstand en netto neerslag weer. Het uiteindelijke regressiemodel is:

$$GWS_k = 21.93 + 0.882 \cdot GWS_{k-1} + 0.953 \cdot NN_k - 0.00284 \cdot GWS_{k-1} \cdot NN_k + \varepsilon, \text{ met } \varepsilon = N(0, 17.16)$$

Wijziging van de grondwaterstand kan ook als beheersmaatregel worden opgelegd.

Beekafvoer

De maandelijkse afvoer van de beken is bepaald via stapsgewijze multivariate regressie van de maandelijkse beekafvoer van de Schuitenbeek tegen de netto neerslag gedurende een maand en de grondwaterstand in het gebied. De stapsgewijze multivariate regressie leverde op:

$$\begin{aligned}
 Q_{\text{Schuit}} &= a + b.NN & r^2 &= 0,45 \\
 Q_{\text{Schuit}} &= a + c.GWS & r^2 &= 0,33 \\
 Q_{\text{Schuit}} &= a + b.NN + c.GWS & r^2 &= 0,57 \\
 Q_{\text{Schuit}} &= a + b.NN + c.GWS + d.GWS.NN & r^2 &= 0,68
 \end{aligned}$$

Toevoeging van de productterm GWS.NN, die het gecombineerde effect van de grondwaterstand en de netto neerslag weergeeft, levert dus een significante verbetering van de verklaarde variantie op. Uiteindelijk is gekomen tot de relatie:

$$Q_{\text{Schuit}} = -1357.48 + 8.7021.NN + 30.93.GWS + 0.170.GWS.NN + \varepsilon, \text{ met } \varepsilon = N(0, 593.7)$$

($10^3 \text{ m}^3/\text{maand}$)

Deze relatie kan negatieve waarden opleveren. Daar dit fysisch gezien uiteraard niet mogelijk is, worden negatieve waarden gelijk aan nul gesteld. Dit heeft gevolgen voor de simulatie van lage waarden van de beekafvoer. Daar de effecten van een onder- of overschatting van de beekafvoer op het ontvangende meer bij lage debieten zeer klein zijn, is de hiermee geïntroduceerde fout m.b.t. het doel van deze studie, het schatten van extreem hoge beekbelastingen, te verwaarlozen.

P-concentratie in de beken

De maandelijkse P-concentratie in de beken wordt berekend uit een lineaire regressie tussen $\ln(P_{\text{Schuit}})$, met P_{Schuit} de totaal-P concentratie in de Schuitenbeek, en de maandelijkse beekafvoer en de grondwaterstand in het gebied. Stapsgewijze regressie ($n=111$) levert:

$$\begin{aligned}
 \ln(P_{\text{Schuit}}) &= a + b.Q_{\text{Schuit}} & r^2 &= 0.23 \\
 \ln(P_{\text{Schuit}}) &= a + b.Q_{\text{Schuit}} + c.GWS & r^2 &= 0.38 \\
 \ln(P_{\text{Schuit}}) &= a + b.Q_{\text{Schuit}} + c.GWS + d.Q_{\text{Schuit}} \cdot GWS & r^2 &= 0.40
 \end{aligned}$$

De residuen ε zijn wederom normaal verdeeld. De uiteindelijk regressievergelijking is:

$$\ln(P_{\text{Schuit}}) = 2.286 - 6.34 \cdot 10^{-4} \cdot Q_{\text{Schuit}} + 5.60 \cdot 10^{-3} \cdot \text{GWS} + 2.69 \cdot 10^{-6} \cdot Q_{\text{Schuit}} \cdot \text{GWS} + \varepsilon$$

met $\varepsilon = N(0, 0.44)$

De gesimuleerde maandelijkse beekdebieten en P-concentraties worden gesommeerd per jaar.

Opschalen van stroomgebied Schuitenbeek naar de gehele westelijke Veluwezoom.

Uit de jaarlijkse beekafvoer en P-vracht van de Schuitenbeek worden de belastingen vanuit de overige beken afgeleid. Dit is een stap met een relatief grote onzekerheid, en waar weinig gegevens van beschikbaar zijn. In 'Balansen van de toekomst' (Rijsdijk, 1999) worden voor de verschillende beken de volgende gemiddelde jaardebieten en totaal-P concentraties en vrachten gegeven (tabel I).

Tabel I
Gemiddelde jaardebieten en totaal-P concentraties en vrachten van beken uitmondend in de Veluwerandmeren (Rijsdijk, 1999)

Beek	Uitmondend in	Q (10 ⁶ m ³ j ⁻¹)	totaal-P (g m ³)	P-vracht (kg P j ⁻¹)
Schuitenbeek	Nuldernauw	13.0	0.34	4420
Beken 1 t/m 4	Wolderwijd	2.8	0.24	672
Beken 5 t/m 9	Nuldernauw	5.5	0.22	1210
Hierdense beek	Veluwemeer	8.8	0.21	1848
Bijsselse beek	Veluwemeer	4.9	0.12	588
Overige 17 beken	Veluwemeer	25.5	0.21	5355
Puttenerbeek	Drontermeer	9.1	0.13	1755
Totaal		69.6	0.22*	15848

*) volume gewogen gemiddelde

De Schuitenbeek is dus verantwoordelijk voor 19% van de totale waterafvoer van beken uitmondend in de Veluwerandmeren en 28% van de P-vracht.

Berekening van de jaarlijkse waterafvoer en de P-vrachten PV vanuit de overige beken wordt berekend door dezelfde relatieve afwijking t.o.v. de gemiddelden zoals gegeven in bovenstaande tabel te veronderstellen als voor de Schuitenbeek is gevonden:

$$Q_{\text{beek } x} = (Q_{\text{beek } x})_{\text{gem}} \cdot (Q_{\text{Schuit}}) / (Q_{\text{Schuit}})_{\text{gem}}$$

$$PV_{\text{beek } x} = (PV_{\text{beek } x})_{\text{gem}} \cdot (PV_{\text{Schuit}}) / (PV_{\text{Schuit}})_{\text{gem}}$$

P_{in}

De volumegewogen concentratie P_{in} in het inkomende water wordt berekend als:

$$P_{\text{in}} = (Q_{\text{beek}} C_{\text{beek}} + \sum Q_{\text{overig}} C_{\text{overig}}) / Q_{\text{totaal}}$$

waarin overig staat voor de externe belasting uit andere bronnen dan de beken (RWZI's, gemalen, neerslag etc.). Hiervoor zijn de debieten en concentraties zoals beschreven door Rijsdijk (1999) gebruikt.

B. Toestandsvariabelen in het meerecosysteem

P_{meer}

Door interne processen in het meer verschilt de concentratie in de waterkolom van de volumegemiddelde concentratie in het inkomende water, ofwel de ratio $P_{\text{meer}}/P_{\text{in}} \neq 1$. Geanalyseerd is of waterplanten en de verblijftijd deze ratio beïnvloeden. Stapsgewijze multivariate regressie leverde op:

$$P_{\text{meer}}/P_{\text{in}} = 0.95 - 0.01987 \cdot \%wpl + \varepsilon$$

$$r^2=0.14, n=29 \text{ met } \varepsilon = N(0, 0.325)$$

$$P_{\text{meer}}/P_{\text{in}} = 0.39 + 2.097 \tau + \varepsilon$$

$$r^2=0.36, n=29 \text{ met } \varepsilon = N(0, 0.281)$$

$$P_{\text{meer}}/P_{\text{in}} = 0.505 - 0.01353 \%wpl + 1.90 \tau + \varepsilon$$

$$r^2=0.42, n=29, \text{ met } \varepsilon = N(0, 0.267)$$

met τ de hydraulische verblijftijd in jaren.

Er is dus een zwak negatieve correlatie tussen de ratio $P_{\text{meer}}/P_{\text{in}}$ en de bedekking met waterplanten. Gezien de relatief lage waarde van r^2 kan dus maar een deel van 42% de variatie in de ratio $P_{\text{meer}}/P_{\text{in}}$ verklaard worden door de waterplantenbedekking en de verblijftijd. Op basis van de data is er een positief verband gevonden tussen $P_{\text{meer}}/P_{\text{in}}$ en de verblijftijd. Een verlenging van de verblijftijd heeft tot gevolg dat interne processen sterker bepalend worden voor het quotiënt $P_{\text{meer}}/P_{\text{in}}$. Indien er een verdere afname van de P voorraad in de toplaag van het sediment zal optreden, met als gevolg een verminderde nalevering gedurende de zomer, zal deze relatie in de tijd kunnen veranderen. Mogelijk kan in de toekomst de retentie R ($= 1 - P_{\text{meer}}/P_{\text{in}}$) gaan toenemen met de verblijftijd, zoals in andere studies is gevonden (paragraaf 4.1.3). De verandering van de P-gehalten in de toplaag van het sediment is afhankelijk van externe veranderingen in de externe belasting, waarna zich pas op termijn weer een nieuwe evenwichtssituatie zal instellen.

De onzekerheid in bovenstaande relatie komt tot uiting in een grote bijdrage van de ruisterm ε . Volgens deze relatie kan P_{meer} negatieve waarden aannemen. Deze worden gelijk aan nul gesteld. Dit introduceert weliswaar een fout, echter de schatting van het voorkomen van hoge concentraties wordt hierdoor niet beïnvloed. Bij een inwendige waterplantenbedekking van 30% en een gemiddelde verblijftijd geldt dat $P_{\text{meer}}/P_{\text{in}} = 0.30$, ofwel de retentie R ($= 1 - P_{\text{meer}}/P_{\text{in}}$) = 0.70. Dit komt goed overeen met schattingen van Van der Molen et al. (1998), die aannemen dat in het Veluwemeer vanaf 1997 de retentie van totaal-P circa 70% bedraagt.

Chlorofyl-a

De chlorofyl-a concentratie wordt berekend uit de totaal-P concentratie en de chlorofyl-a/P ratio. Deze laatste is gerelateerd aan de bedekking met waterplanten (figuur 5.5). Het verband is zichtbaar niet-lineair. Daarom is een exponentieel verband aangenomen volgens:

$$(\text{Chl}/P)_{\text{berekend}} = (\text{Chl}/P)_{\text{max}} \cdot e^{-k \cdot \%wpl}$$

curve-fitting levert: $(\text{Chl}/P)_{\text{max}}$ de maximale chlorofyl-a : totaal-P ratio = 580 en k, een eerste orde coëfficiënt ($\%wpl^{-1}$) = 6.31 ($r^2=0.39, n=26$)

Toevoeging van de ruisterm levert dus:

$$(\text{Chl}/\text{P}) = (\text{Chl}/\text{P})_{\text{berekend}} + \varepsilon$$

De ruisterm is, in tegenstelling tot bij alle overige relaties, in dit geval niet normaal verdeeld.

De relatieve afwijkingen $\{(\text{Chl}/\text{P})_{\text{gemeten}} - (\text{Chl}/\text{P})_{\text{berekend}}\} / (\text{Chl}/\text{P})_{\text{berekend}}$ blijken bij benadering echter uniform verdeeld te zijn tussen -0.7 en +0.7, dus $\varepsilon = U(\text{min}, \text{max})$ met $\text{min} = -0.7 (\text{Chl}/\text{P})_{\text{berekend}}$ en met $\text{max} = +0.7 (\text{Chl}/\text{P})_{\text{berekend}}$.

Doorzicht

De bijdrage van chlorofyl-a aan het reciproke doorzicht wordt gegeven door $(1/\text{SD})_{\text{chl}} = 0.0116 [\text{Chl}]$, de helling van de getrokken lijn in figuur 4.2.5. Voorts is er een (kleine) achtergrondwaarde voor het reciproke doorzicht bij afwezigheid van chlorofyl-a en overige lichtuitdovende componenten. Deze wordt geschat op $(1/\text{SD})_{\text{achtergrond}} = 0.167$, de afsnede van de y-as van de getrokken lijn in figuur 4.2.5. De bijdragen van overige (niet-algen) componenten (residuen) aan de lichtuitdoving is negatief gecorreleerd met de waterplantenbedekking en ook enigszins gecorreleerd met de chlorofyl-a concentratie. Dit laatste wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat bij een hogere chlorofyl-a concentratie tevens de detritus pool in de waterkolom iets verhoogd is.

$$(1/\text{SD})_{\text{res}} = 1.64 - 2.74 \cdot \% \text{wpl} + 0.0063 \cdot \text{chl} + \varepsilon$$

$$r^2 = 0.61, n = 25 \text{ met } \varepsilon = N(0, 0.30)$$

Het uiteindelijke doorzicht wordt berekend uit:

$$1/\text{SD} = (1/\text{SD})_{\text{achtergrond}} + (1/\text{SD})_{\text{chl}} + (1/\text{SD})_{\text{res}}$$

