

ZEEGRASSTERFTE IN HET GREVELINGENMEER

EEN STUDIE NAAR DE MOGELIJKE OORZAKEN VAN DE AFNAME VAN HET
GROOT ZEEGRAS, *ZOSTERA MARINA* L., SINDS EIND JAREN TACHTIG.

L.J.M. Wijergangs
M.M. van Katwijk
1993

Uitgevoerd door de Afdeling Aquatische Oecologie, Vakgroep Oecologie
Katholieke Universiteit Nijmegen
In opdracht van Dienst Getijdewateren, Rijkswaterstaat.

Afdeling Aquatische Oecologie
Vakgroep Oecologie
Katholieke Universiteit Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ
bibliotheek

C-13261 810

© Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs of het hoofd van het Laboratorium voor Aquatische Oecologie of van Rijkswaterstaat, D.G.W., hoofd van de afdeling WS-Delta, Middelburg.

SAMENVATTING

De Groot zeegras (*Zostera marina* L.) populatie in het Grevelingenmeer is in de periode 1989-1993 sterk afgenomen. In dit rapport worden factoren belicht die hierbij een rol kunnen hebben gespeeld. Gegevens van Rijkswaterstaat en het KNMI (periode 1980-1992) en de Katholieke Universiteit Nijmegen (periode 1988-1992) zijn geanalyseerd. Het project is uitgevoerd in opdracht van en in samenwerking met de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat, en in samenwerking met het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek te Yerseke.

De zeegrasspopulatie in het Grevelingenmeer is onderhevig geweest aan zowel fysische als chemische veranderingen sinds men begonnen is met de bouw van dammen en sluizen; zout- en nutriëntgehalten fluctueerden en er traden veranderingen op in de waterdynamiek. De zeegrassen hebben tijden gehad van bloei maar ook van afname. In de afgelopen jaren is de populatie echter enorm achteruitgegaan en gereduceerd tot circa 10 hectare.

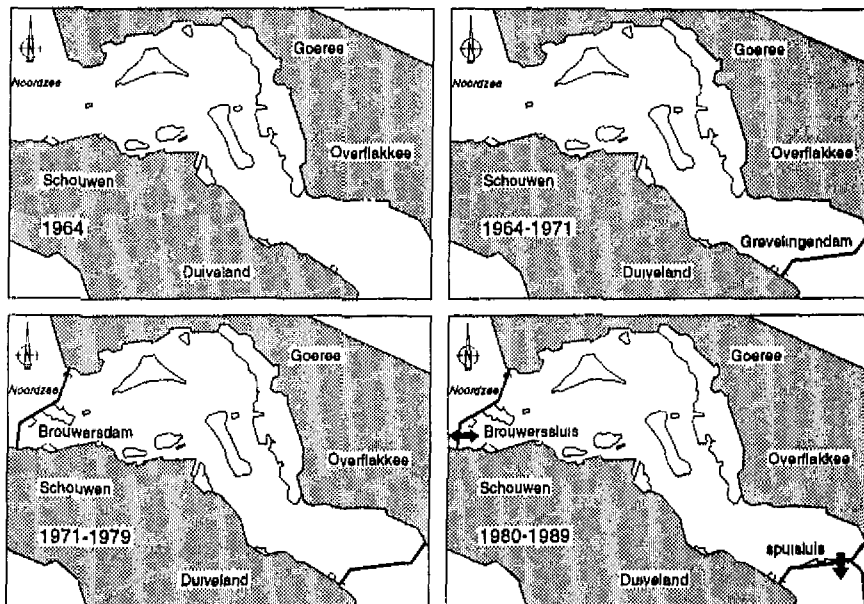
Er blijkt een duidelijke relatie te zijn tussen de saliniteit van het water en de fluctuaties in de zeegrasspopulatie. Waarschijnlijk zijn de zeegrassen minder bestand tegen (additionele) stress bij hoge saliniteiten. Daarnaast heeft een hoge saliniteit een negatief effect op de zaadkieming. Het verhoogde chloridegehalte van de afgelopen jaren kan een mede-oorzaak zijn voor het feit dat de zeegrassen zich niet herstellen.

Er blijkt tevens een positieve relatie te zijn tussen het fosfaatgehalte in het water en het zeegrasareaal. Daarnaast is er in het Grevelingenmeer weinig waterdynamiek, in tegenstelling tot de meeste andere standplaatsen van Groot zeegras; anaerobie vlak boven de bodem kan het gevolg zijn. De combinatie van hoge saliniteit en fosfaatlimitatie is in dit laag-dynamische milieu waarschijnlijk de oorzaak van de achteruitgang. Onderzoek moet uitwijzen op welke wijze saliniteit, fosfaat en waterdynamiek hun gezamenlijke effect op Groot zeegras uitoefenen.

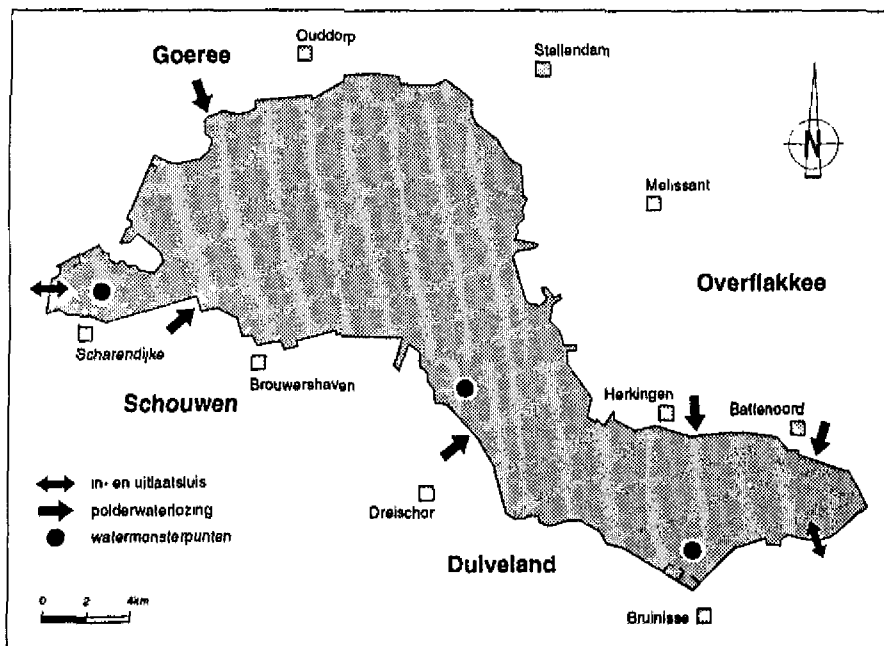
INHOUDSOPGAVE

1. INLEIDING	
1.1 Ontstaan van het Grevelingenmeer	1
1.2 Het huidige beheer	1
1.3 Bodemsamenstelling	1
1.4 <i>Zostera marina</i> geschiedenis	2
1.5 Doelstelling	5
2. GEGEVENSVERWERKING	
2.1 Biotische- en abiotische parameters	6
2.2 Zeegrasparameters	7
2.3 Instraling	7
3. FACTOREN DIE MOGELIJK EEN ROL SPELEN BIJ DE ZEEGRASAFNAME	
3.1 Inleiding	8
3.2 Overwinteringsfase	8
3.3 Zaadkieming en kiemplantontwikkeling	8
3.4 De volgroeide plant	9
4. TOESTAND IN HET GREVELINGENMEER	
4.1 De zeegrassen	13
4.1.1 Morfologie	
4.1.2 Reproductieve strategieën	
4.1.3 Zaadkieming en kiemplantontwikkeling	
4.2 Factoren die invloed hebben op zeegrassen	13
4.2.1 Concurrentie met macroalgen	
4.2.1.1 Groenwieren	
4.2.1.2 Bruinwieren	
4.2.2 Predatie	
4.2.3 Turbiditeit, zwevende stof, licht	
4.2.4 Erosie en aanslibbing	
4.2.5 Nutriënten	
4.2.6 Chloriditeit	
4.2.7 Zuurstof en anaerobie	
4.2.8 Temperatuur	
4.2.9 Systeemvreemde stoffen	
4.2.10 Overige	
5. CONCLUSIES EN SUGGESTIES VOOR VERDER ONDERZOEK	48
6. DANKWOORD	51
7. LITERATUUR	52
8. BIJLAGEN	59

Figuur 1 : Het ontstaan van het Grevelingenmeer
 Uit Holland (1991)



Figuur 2 : Lokaties van gemalen en sluisen voor de in- en uitlaat van water in het Grevelingenmeer.
 Naar Holland (1991)



1. INLEIDING

1.1. Onstaan van het Grevelingenmeer

Om te voorkomen dat de Watersnoodramp van 1953 in het zuidwesten van Nederland zich zou herhalen werd het Deltaplan opgesteld. Een onderdeel hiervan was de uiteindelijke afsluiting van het Grevelingenmeer wat gelegen is tussen de eilanden Goeree-Overflakkee en Schouwen-Duiveland. In 1964 werd hiermee een begin gemaakt door aan de oostkant van het toenmalige estuarium de Grevelingendam te bouwen (Figuur 1). Hierdoor werd het water afgesloten van de zoete invloeden van de Maas en de Rijn. De volgende stap was de bouw van de Brouwersdam in 1971, waardoor het Grevelingenmeer ontstond, nu ook afgesloten van de invloeden van de zee. In dit afgesloten, stagnante systeem was de verblijftijd van het water zo'n 3 tot 6 jaar.

Later werden de zoete en de zoute invloeden weer hersteld: er werden sluizen in beide dammen aangebracht om de water in- en uitlaat te reguleren. In 1978 werd in de Brouwersdam de Brouwerssluis aangebracht die Noordzeewater kan inlaten en meerwater kan uitlaten. Hiermee werd de verblijftijd van het water gereduceerd tot ongeveer 7 maanden. De Brouwerssluis is alleen in de wintermaanden geopend van 1 oktober tot 1 maart. In 1983 werd in de aan de oostzijde gelegen Grevelingendam een sluis aangebracht, bekend als de Flakkeese Spuisluis. Via deze sluis wordt echter alleen meerwater uitgelaten. Tevens zijn er een aantal gemalen waar polderwater in het meer geloosd wordt (Figuur 2). Hier stroomt oppervlaktewater het meer binnen.

Tabel 1 : Enkele gegevens van het Grevelingenmeer.

wateroppervlak (km ²)	108
volume (m ³)	575 * 10 ⁶
gemiddelde diepte (m)	5.3
maximale diepte (m)	48
lengte (km)	23
breedte (km)	4 tot 10
waterstand (m)	NAP -0.2

Uit Bannink *et al.*, 1984.

1.2. Het huidige beheer

In de derde Nota waterhuishouding worden een aantal functies aan het Grevelingenmeer toegekend waarin natuur, recreatie en visserij een belangrijke plaats innemen. Daarnaast moet de waterkwaliteit voldoen aan de normen voor schelpdierwater en zwemwater. Het beheer van het Grevelingenmeer wordt gevoerd door Directie Zeeland van Rijkswaterstaat. Directie Zeeland heeft naast de doelstellingen nog een aantal randvoorwaarden waaraan het meer moet voldoen:

1. een waterpeil van - 0.2 meter NAP
2. een chloridegehalte van ten minste 16 gram Cl l⁻¹
3. minimalisering van de stratificatie-effecten

ad 3. De minimalisering van stratificatie-effecten houdt in dat getracht wordt het gebied waar zuurstofarmoede (< 3 mg O₂ l⁻¹) optreedt te beperken tot circa 200 hectare.

De Brouwerssluis staat ieder jaar gedurende de wintermaanden open (oktober tot en met maart indien het chloridegehalte van het zeewater hoger is dan dat van het meerwater; pers. comm. W. Vlam); de Flakkeese Spuisluis, de sluis in de Grevelingendam, alleen als het waterpeil in het Grevelingenmeer te hoog is om zodoende meerwater uit te laten. Dit is in de laatste 5 jaar niet voorgekomen (pers. comm. W. Vlam).

1.3. Bodemsamenstelling

In de tijd dat de Grevelingen nog een estuarium was bestond een groot deel van de bodem uit modder afkomstig van rivieren (Terwindt, 1967). Het zuidelijk gedeelte vanaf het midden tot het westen van het

estuarium bestond uit mariene modderafzettingen. Zoet water uit de Rijn en de Maas stroomde via het Haringvliet, het Volkerak en de Krammer het estuarium in. In het oostelijk deel van de Grevelingen kwam het in contact met brak water dat hoge concentraties opgeloste stoffen bevatte. Gedeeltelijk is dit zwevende materiaal hier ter plekke afgezet (Kelderman *et al.*, 1984). Een sterke vloedstroom kwam via de zuidelijke geul het estuarium binnen terwijl een zwakke ebstroom voornamelijk via de noordelijke geul zijn weg naar de Noordzee baande. Mariene modder uit de Noordzee en fijn materiaal van de bodem van de zuidelijke geul zijn meegevoerd met de vloedstroom en afgezet verder oostwaarts in het, toen nog, estuarium. In het oosten van de noordelijke geulen werd fijn riviermateriaal afgezet doordat de stroom vrij zwak was (Kelderman *et al.*, 1984).

Na 1971, toen het estuarium veranderd was in een stagnant zoutwatermeer, was erosie van zandbanken en slikken door golfbewegingen een veel voorkomend proces. Kustlijnen trokken terug met maximaal 10 meter per jaar (Mulder, 1989). Nadat de meeste oevers succesvol beschermd waren tegen erosie was het totaal verlies aan zandbanken tussen '71 en '88 op 54 hectare berekend wat overeenkwam met 6 % van de oorspronkelijke oppervlakte aan zandbanken (Fortuin, 1989, in Mulder 1989).

De voormalige getijdegeulen neigen dicht te slibben. Door stromingsbewegingen van het water kan egalisatie van het bodemoppervlak plaatsvinden; hierbij worden bodemdeeltjes vervoerd en afgezet in diepere delen van het meer, de voormalige getijdegeulen. Toch is er bijna geen sedimentatie waargenomen in het Grevelingenmeer omdat de grootste bronnen van sedimenteerend materiaal, te weten zandbanken en slikken, grotendeels beschermd zijn tegen erosie (Mulder, 1989).

Vóór de gedeeltelijke afsluiting in 1964 kreeg het Grevelingen estuarium een grote import van organisch materiaal van de rivieren Rijn en Maas. Dit werd grotendeels afgezet in de oostelijke en noord-oostelijke delen van het estuarium (Kelderman *et al.*, 1984). Tegenwoordig is dit nog steeds te zien in de geografische verdeling van de mediane korrelgrootte in het Grevelingenmeer. In het oosten komt voornamelijk fijn tot zeer fijn zand voor (100-175 μm diameter) en in de westelijke delen het grovere sediment (250-330 μm). Na de complete afsluiting in 1971 zorgden de door wind en golven geïnduceerde stromingen voor een herverdeling van fijnkorrelig, organisch rijk sediment van ondiepe gebieden naar de diepere geulen (Kelderman *et al.*, 1984; Kelderman, 1984).

1.4. *Zostera marina* in het Grevelingenmeer

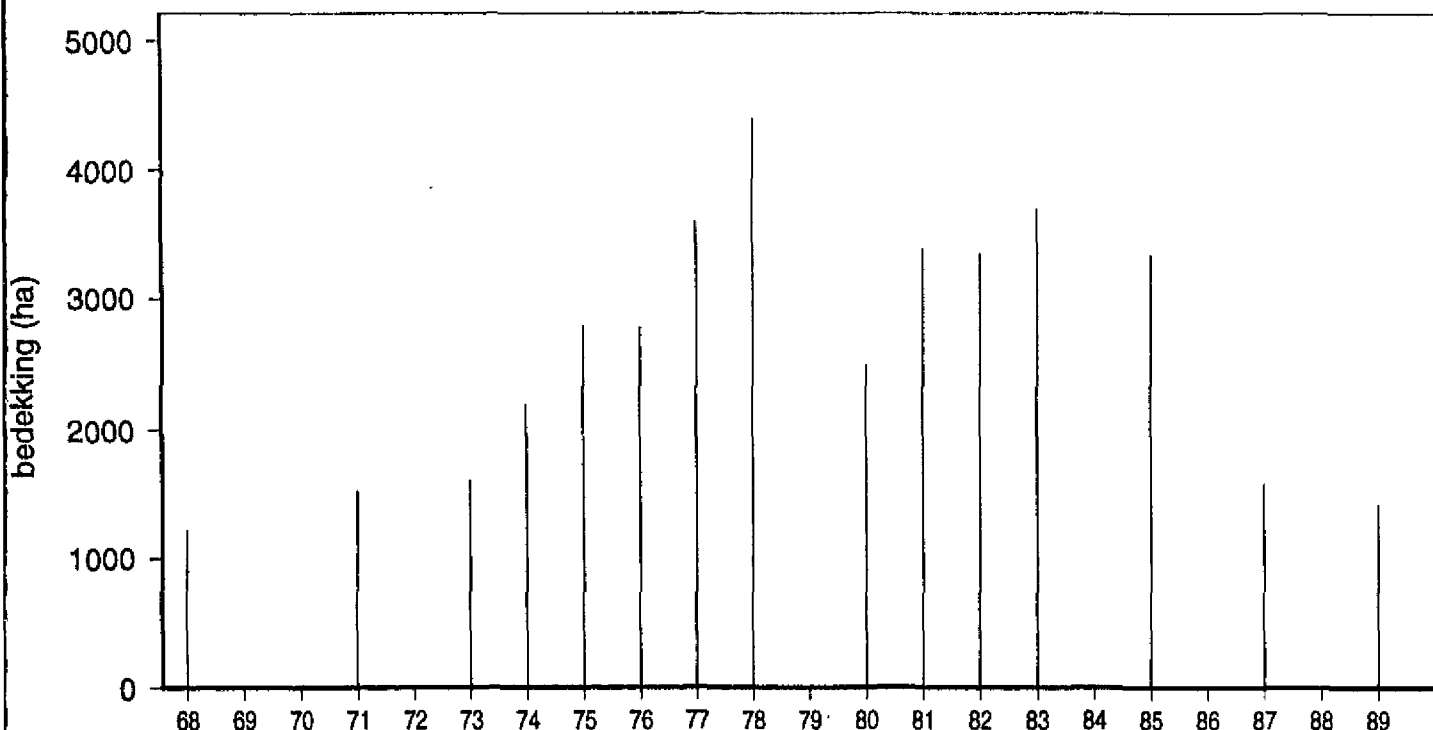
Den Hartog (1983) heeft een indeling gemaakt voor Groot zeegrasbegroeiingen in het gebied van het Kanaal en de zuidelijke Noordzee. Er zijn een vijftal typen beschreven waarin naast het zeegras onder andere ook aanwezige epifyten, wieren, schimmels, bodemdieren, vissen en vogels betrokken werden. De zeegraspopulatie in het Grevelingenmeer werd door den Hartog ingedeeld in het type met meerjarige planten in het lage litoraal en sublitoraal. De Jong en de Jonge (1989) voegen nog een uitbreiding aan deze beschrijving toe: populaties met zowel meer- als éénjarige planten in het sublitoraal en litoraal van getijdewateren en submers in stagnante zoute meren (in het midden-litoraal als éénjarige vorm en in het lage litoraal, sublitoraal en submers als meerjarige vorm).

De populatie van Groot zeegras in het Grevelingenmeer vertoont een overwegend meerjarige strategie. Een deel van de nieuwe aanwas van planten in het voorjaar komt voort uit wortelstokken terwijl een ander deel opkomt uit zaden (den Hartog, 1983; de Jong en de Jonge, 1989). De strategie van de zeegrassen is enigzins verschoven sinds de afsluiting van het Grevelingenmeer. In de tijd vóór de afsluiting plantten de zeegrassen zich voornamelijk voort door middel van zaden: éénjarige populatie. Na de afsluiting echter is dit steeds meer naar de meerjarige strategie verschoven. In 1977 is onderzoek gedaan naar de zeegrasverspreiding in het Grevelingenmeer (Pellikaan, 1980). Daaruit bleek dat ruimtelijke verspreiding vooral plaats vond door middel van zaden; de uitbreiding van de wortelstokken bleek voor de zeegrassen alleen ter plaatse van betekenis te zijn. De zaden kunnen op nieuwe plekken terechtkomen nadat ze meegevoerd zijn door losgeslagen bloeistengels of door sterke stromingen.

In Figuur 3 is het verloop weergegeven van het oppervlak bedekt met Groot zeegras in het Grevelingenmeer over de afgelopen 20 jaar. Over de periode vóór de afsluiting van het Grevelingenmeer is weinig bekend omtrent de zeegrassen. In 1968 was er een gebied van circa 1200 hectare bedekt met zeegrasvelden (Nienhuis en de Bree, 1977; Verhagen en Nienhuis, 1983). De

veldjes van toen waren vrij geconcentreerd in het noorden van de Geul van Herkingen (Nienhuis, 1983). Daarnaast kwamen ze nog voor ten zuidoosten van de Veermansplaat en ten noordoosten van de Hompelvoet.

Figuur 3 : *Oppervlak bedekt met zeegrassen in het Grevelingenmeer* (alleen zeegrasvelden met een bedekking van meer dan 5 procent). Bedekking in 1991 en 1992 enkele 100-den hectaren, in 1993 circa 10 hectare (pers. comm. D. Verschuure).



Referenties: 1968: Nienhuis en van Bree (1977); Verhagen en Nienhuis (1983); Pellikaan en Nienhuis (1988);
 1978-1988: Holland (1991);
 1989: Apon (1990); Holland (1991).

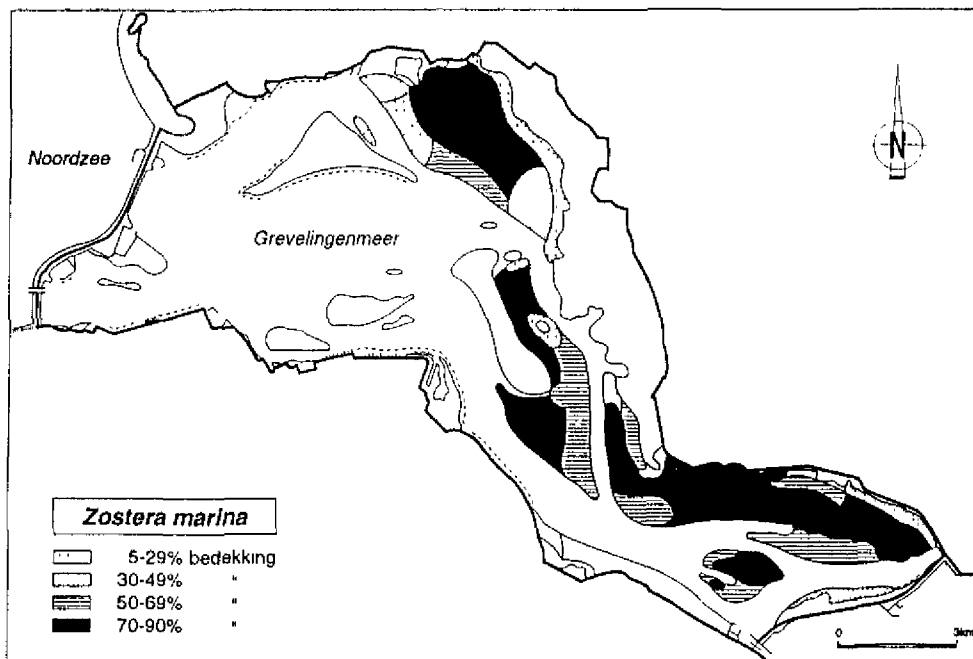
Na 1971 groeide de Groot zeegraspopulatie in het Grevelingenmeer uit van een kleine litorale standplaats tot een aantal enorme submerse velden (Nienhuis en de Bree, 1977; Apon, 1990). Deze groei uitte zich zowel horizontaal als verticaal. Verticale verspreiding van de zeegrassen is op ondiepere plekken vlakbij de kust of de oever gelimiteerd door gebrek aan ruimte en door golfslag, op matige dieptes door de beschikbaarheid van ondergrondse biomassa en op grotere dieptes door gebrek aan licht (Nienhuis en de Bree, 1977; Nienhuis, 1983; Verhagen en Nienhuis, 1983). Door een verbetering van de transparantie van het water in het Grevelingenmeer konden de zeegrassen na de afsluiting verticaal flink uitbreiden; in het estuarium was de Secchi diepte 0.5 tot 2.5 meter terwijl deze in het brakke meer 1 tot 7 meter bedroeg (Nienhuis, 1978). Zeegrassen kwamen na de afsluiting in 1971 voor tot op een diepte van 5 meter, in vergelijking met een diepte van 2.5 tot 3 meter vóór de afsluiting (Nienhuis en de Bree, 1977). In 1977 lag de ondergrens van de zeegrasvelden op 5.2 m, terwijl er toen nog planten waargenomen zijn tot op een maximale diepte van 7.5 m (Pellikaan, 1980). In 1978 kwam de grootste zeegrasbedekking voor op een diepte van 0.5 tot 3 meter (Boelé, 1981, in Apon, 1990). De horizontale uitbreiding na 1971 bestond uit een toename van het oppervlak bedekt met zeegrassen (Figuur 3) en een toename in de dichtheid van de velden.

De uitbreiding van de zeegrasvelden leidde tot een hoogtepunt in 1978: in dat jaar bereikten de zeegrassen een bedekking van 4400 ha (Nienhuis, 1983). Echter, toen in dat jaar de Brouwerssluis aangelegd werd, kreeg deze populatie een enorme klap. In twee jaar was het oppervlak met zeegrassen bijna gehalveerd tot 60 % van de bedekking in 1978 (Nienhuis, 1983; Pellikaan en Nienhuis, 1988): 2600 ha in 1980 (Nienhuis, 1983; Holland, 1991). Nienhuis gaf als meest waarschijnlijke oorzaak van deze snelle afname een toename in organisch materiaal op de bodem

(veroorzaakt door extra import van stikstof via de Brouwerssluis waardoor de voorheen stikstof gelimiteerde fytoplanktongroei plots opbloede), gevolgd door een verandering in de nutriëntensamenstelling van het meer. Hierdoor zou een versnelde deoxygenatie en toxicatie van het sediment zijn opgetreden waardoor rhizomen en wortels afstierven. Daarnaast kunnen de watertemperatuur en de saliniteit een rol gespeeld hebben; na de opening van de Brouwersspuisluis steeg het chloridegehalte weer tot een waarde van 17 ‰ Cl (Nienhuis, 1983).

Figuur 4 : Bedekking van Groot zeegras, *Zostera marina*, in het Grevelingenmeer in 1983.

Bron: Nienhuis, DIHO, ongepubliceerd



In het begin van de jaren tachtig is herstel van het zeegras opgetreden waarbij de bedekking opliep tot circa 3700 hectare in 1983 (Holland, 1991), (Figuur 4). In 1987 echter vond er weer een omvangrijke afname plaats (pers. obs. Giesen en pers. comm. van Lent; Apon, 1990). Gedurende de late zomermaanden van 1987 trad er sterfte op onder de zeegrassen in de delen dieper dan 3 meter, terwijl ook de bedekking op ondiepere delen afnam. In 1989 was de bedekking afgenomen tot 1427 hectare (Apon, 1990). Groot zeegras kwam nauwelijks voor tussen 0 en 0.75 meter en beneden 1.50 meter. Alleen tussen Herkingen en Battenoord werden zeegrasvelden op dieptes tot 2.30 meter aangetroffen. Het ging hier om ijle zeegrasbegroeiingen met een bedekking tot 20 %. Hoge bedekkingen werden uitsluitend nog aangetroffen in waterdieptes tussen 0.75 en 1.25 meter. Er werden allerlei speculaties geuit over de mogelijke oorzaken van de afname: zo zouden er veranderingen in de stromingen in het meer zijn opgetreden doordat het regime van de sluisopening gewijzigd was, stromingen zouden sterker geworden zijn (pers. comm. F. van Lent, 1987, in Giesen, 1990). Volgens Bakker *et al.* (1991) is de continue afname een natuurlijk proces en kan dit niet worden toegeschreven aan veranderingen in het waterhuishoudkundig beheer. In de zomer van 1991 is een verdere afname gesignaleerd tot een totale bedekking van enkele honderden hectaren in 1991 en 1992 (pers. comm. K. Verschuure). In 1993 is de bedekking afgenomen tot circa 10 hectare. Er is van drie plekken in het meer bekend dat er zeegrassen staan. Op de slikken van Flakkee staat een veld van enkele hectaren groot (pers. comm. K. Verschuure). Dit is het grootste zeegrasveld dat tot nog toe in het Grevelingenmeer is waargenomen in 1993. Bij de oesterbank in het oostelijk deel van het meer tussen de plaatsen Battenoord, Bruinisse en Herkingen is in april 1993 een veldje met meerjarige planten waargenomen (pers. obs. eerste auteur). Bij een zaadbankonderzoek in mei 1993 zijn er nog kiemkrachtige zaden gevonden (door Verschuure). Er zijn dit jaar echter geen nieuwe kiemplanten in het veld gevonden (pers. comm. K. Verschuure). De derde plek waar in 1993 nog zeegrassen zijn waargenomen is bij Battenoord. Hier zijn in juli nog een paar pollen met grassen gevonden, wat hooguit een totaal oppervlak van een hectare besloeg (pers. obs. eerste auteur).

1.5 Doelstelling

In dit rapport is gepoogd een oorzaak te vinden voor de aanhoudende teruggang van het Groot zeegras in het Grevelingenmeer sinds 1988. Een aantal factoren die van invloed kunnen zijn worden besproken. Hieruit worden uiteindelijk factoren geïsoleerd die mogelijk dan wel aanwijsbaar een belangrijke rol spelen in de afname van de zeegrassen. Ten behoeve hiervan is er een literatuurstudie uitgevoerd en zijn primaire datasets van R.W.S./D.G.W., K.U.N. en K.N.M.I. verwerkt. Het project is uitgevoerd in samenwerking met het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (N.I.O.O.) te Yerseke.

2. GEGEVENSVERWERKING

Ruwe data omtrent de biotische- en abiotische samenstelling van het water in het Grevelingenmeer zijn verkregen van Rijkswaterstaat (R.W.S.), met name Dienst Getijdewateren (D.G.W.) enerzijds en de Katholieke Universiteit Nijmegen (K.U.N.) anderzijds. Gegevens van het interstitiële bodemwater zijn afkomstig van de K.U.N. Instralingsgegevens van Vlissingen zijn verkregen via D.G.W./R.W.S. van het Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (K.N.M.I.). Daarnaast zijn er gegevens verwerkt van de morfologie en de vitaliteit van zeegrassen in het Grevelingenmeer met name bij Battenoord, afkomstig van de K.U.N.

2.1. *Biotische- en abiotische parameters*

De dataset afkomstig van D.G.W./R.W.S. omvatte parameters als: zicht, zwevende stof, chlorofyl a, O_2 , PO_4 -P, P, POC (Particulate Organic Carbon), DOC (Dissolved Organic Carbon), NO_2 -N, NO_3 -N, NH_4 -N, KjN (Kjeldahl N), Si, T (Temperatuur), en Cl⁻. Deze gegevens werden verstrekt over de periode 1980 tot eind 1991 of 1992, afhankelijk van de parameter, op drie monsterplekken in het Grevelingenmeer, namelijk Dreischor, Bruinisse en Scharendijke (Figuur 2). De meeste parameters waren in de periode 1980-1984 en in 1992 (eenmalig) op verschillende diepten gemeten; aan het wateroppervlak, bij de bodem en op halve diepte. In andere jaren is er alleen aan het wateroppervlak gemeten. De monsters werden meestal maandelijks gemeten.

Verwerking

Van deze gegevens werd bekeken of ze normaal verdeeld waren. Dit gebeurde voor iedere parameter per maand, gemiddeld over alle jaren. De parameters zicht, temperatuur en O_2 bleken normaal verdeeld. De overige parameters zwevende stof, chlorofyl a, PO_4 -P, P, POC, DOC, NO_2 -N, NO_3 -N, NH_4 -N, KjN, Si, en Cl⁻ bleken lognormaal verdeeld. Er waren maanden waarin de parameters niet (log)normaal verdeeld waren. Dit werd steeds veroorzaakt door enkele uitschieterende waarden of door een overmaat aan nul-waarden. Er werd nagegaan welke van de variabelen lokatie, diepte, maand of jaar van invloed was op de reeks gegevens. Deze analyse werd uitgevoerd met behulp van een variantieanalyse, main effects model (SAS, 6.07; proc glm). De lognormaal verdeelde variabelen zijn loggetransformeerd ($\log var = \log(var+1)$) alvorens een variantieanalyse uit te voeren.

De lokatie (Dreischor, Bruinisse en Scharendijke) is significant van invloed op de parameters P en DOC, $p < 0.001$ (in Hoofdstuk 4 worden deze verder besproken). Ook is er een invloed van de factor lokatie op de parameters zicht, PO_4 -P en chlorofyl a, hoewel deze minder significant is dan bij P en DOC namelijk $0.001 < p < 0.05$. Omdat kleine lokale verschillen niet primair van belang zijn in dit onderzoek (door de verspreiding van de monsterpunten over de gehele breedte van het meer wordt een beeld verkregen van de samenstelling van de waterkolom in het hele Grevelingenmeer; de zeegrassen kwamen eveneens over de gehele breedte van het meer voor) wordt de factor lokatie in de verdere analyses niet meegenomen. De meetgegevens van Dreischor, Bruinisse en Scharendijke worden uiteindelijk als één lokatie beschouwd zodat er voor iedere variabele een gemiddelde, representatief voor het hele Grevelingenmeer, ontstaat. Overigens komen zeegrassen vooral in het noordelijke deel van de Grevelingen voor terwijl de monsterpunten in het zuiden zijn gelegen. Hierdoor zullen de meetresultaten op de monsterplek niet geheel in overeenstemming zijn met de situatie in de zeegrasvelden; het is echter aannemelijk dat waterkwaliteitsveranderingen die bij de monsterlokaties worden gesignaleerd, ook in de zeegrasvelden zullen optreden.

De diepte (gemeten in 1980-1984 en eenmalig in 1992) bleek significant van invloed op alle parameters ($p < 0.001$); voor POC geldt $0.01 < p < 0.10$. Het POC-gehalte werd voornamelijk gemeten aan het wateroppervlak en bij de bodem. Van de parameters zicht, zwevende stof en KjN werden alleen oppervlaktemonsters genomen dus deze blijven hier buiten beschouwing. In de verwerking van gegevens zijn de verschillende diepten steeds als aparte variabelen beschouwd.

De factoren jaar en maand zijn voor alle parameters, zowel lognormaal als normaal verdeeld, significant van invloed ($p < 0.001$).

De verschillende parameters zijn uitgezet in grafieken die het verloop van de stoffen in de waterkolom van het Grevelingenmeer in de tijd weergeven, van 1980 tot 1992. Voor de normaal verdeelde

parameters is het gemiddelde per datum weergegeven, voor de lognormaal verdeelde parameters is dit het geometrische gemiddelde per datum.

Teneinde een duidelijke weergave te geven van het verloop van de verschillende parameters gedurende de jaren (1980-1992) en door de seizoenen heen zijn er tabellen gemaakt. In deze tabellen zijn de gestandaardiseerde waarden weergegeven per seizoen en per jaar. Dit is uitgevoerd voor de gegevens van de metingen aan het oppervlak van de waterlaag. Standardisatie werd uitgevoerd door het gemiddelde over alle jaren (tabellen a) of over alle seizoenen (tabellen b) van de jaargemiddelden en seizoensgemiddelden af te trekken en dit vervolgens te delen door de standaarddeviatie van de jaar-respectievelijk seizoenswaarden. Er zijn dus twee typen gestandaardiseerde waarden, namelijk gestandaardiseerd per jaar en gestandaardiseerd per seizoen. Voor een overzichtelijke weergave in de tabel werd de gestandaardiseerde waarde met een factor 10 vermenigvuldigd en afgerond. Als gevolg van deze afronding kan het gebeuren dat de optelsom van de gemiddelden (means) per jaar of per seizoen niet precies op '0' uitkomt.

Tot slot zijn er twee ratio's berekend: N/P ratio en nitraat/ammonium ratio. De N/P ratio die hier berekend is is in principe de ratio van mineraal stikstof en mineraal fosfor in de waterkolom. Het mineraal stikstof bestaat uit nitriet, nitraat en ammonium ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$), het mineraal fosfor is het ortho-fosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$). Aangezien er voor ortho-fosfaat veel waarnemingen ontbreken is besloten, op grond van de hoge correlatiecoëfficiënt tussen ortho-fosfaat en het totaal fosfor, n.l. 0.9737 (Pearson correlatie test, $p < 0.01$, zie bijlage), deze ratio te berekenen op basis van het totaal fosforgehalte. Daarnaast is de $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ ratio berekend. De ratio's zijn berekend uit de afzonderlijke nutriëntconcentraties uitgedrukt in $\mu\text{mol l}^{-1}$. Verder zijn deze ratio's op dezelfde manier verwerkt als de lognormaal verdeelde parameters. De N/P ratio is gestandaardiseerd per jaar en per maand, de nitraat/ammonium ratio per jaar en per seizoen.

Interstitieel bodemwater

Monsters van het interstitieel bodemwater zijn genomen in de maanden van het groeiseizoen van de zeegrassen in de jaren 1990 en 1991. Monsters zijn genomen bij Battenoord en voor het plaatsje Herkingen. Tegelijkertijd zijn er monsters genomen van de bovenstaande waterkolom.

2.2. Zeegrasparameters

Datasets met gegevens over de zeegrassen in het Grevelingenmeer gedurende de jaren 1988 tot en met 1992 waren beschikbaar. De lengte van de plant, de breedte van het blad, het bloeipercentage en de zwarte en bruine vlekken op de bladeren zijn gemeten of geschat. Hoe deze gegevens verkregen zijn (1989-1992) en hoe de monsteringen in het veld verricht werden wordt beschreven in Wijgengangs (1991) en van Katwijk (1992).

2.3. Instraling

Ruwe gegevens van de globale instraling zijn verkregen over de jaren 1980 tot en met 1992 van het weerstation van het K.N.M.I. in Vlissingen in $\text{J cm}^{-2} \text{ maand}^{-1}$. Hieruit is het daggemiddelde berekend. Het KNMI heeft de globale instraling (=GI) gemeten voor de golflengten tussen 300 en 3000 nm. Dit werd omgerekend naar PAR (Photosynthetic Active Radiation) in $\text{J cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ voor de golflengte tussen 400 en 700 nm volgens Lüning (1981) en Colijn (1982):

$$\text{GI} * 0.45 = \text{PAR}$$

De range van de golflengte tussen 400 en 700 nm omvat het bereik van absorptie voor fotosynthetiserende organismen. De Photosynthetic Active Radiation was normaal verdeeld per maand.

3. FACTOREN DIE MOGELIJK EEN ROL SPELEN BIJ DE ZEEGRASAFNAME

3.1. Inleiding

Zeegrassen zijn zeer gevoelig voor veranderingen in de omgeving. Het zijn dynamische populaties waarin grote seizoensveranderingen optreden. Zo komen zeegrassen in het voorjaar op uit zaden dan wel wortelstokken die in de bodem overwinterd hebben. Bij overwintering middels wortelstokken is er meestal ook bovengronds nog enige biomassa aanwezig. In de zomermaanden treedt flinke groei op wat leidt tot investeringen in nieuwe ondergrondse biomassa of in reproductieve planteden. In het najaar sterft de gehele plant af of alleen het merendeel van het bovengrondse gedeelte.

Een teruggang in de populatiedichtheid of populatieomvang kan optreden als gevolg van vele oorzaken. De veroorzakende factoren kunnen ingrijpen op verschillende fasen van de levenscyclus: de overwinteringsfase (ondergronds materiaal of zaden), de kieming en zaailingoverleving en de volgroeide plant. In het laatste geval is er nog een onderscheid te maken tussen de invloed van factoren op de boven- en ondergrondse delen van de plant. Welke factoren belangrijk kunnen zijn in elk van deze levensfasen wordt hieronder besproken.

3.2. Overwinteringsfase

Afname van een zeegraspopulatie kan veroorzaakt worden door beïnvloeding van de overwinteringsfase. Afhankelijk van de voortplantingsstrategie van de populatie, dat wil zeggen meerjarig, éénjarig of een mengeling daarvan, kan de populatie afnemen door respectievelijk een verminderde groei uit wortelstokken, een verminderde zaadzetting of beiden. De groei van nieuwe planten uit wortelstokken is van belang voor de handhaving en uitbreiding van een meerjarige populatie. Wat betreft de uitbreiding van een populatie binnen een gebied is een éénjarige populatie met zijn zaden veel flexibeler dan een meerjarige populatie die lokatiegebonden is door de vegetatieve uitbreiding vanuit de wortelstokken. Zeegraszaden kunnen gemakkelijk nieuwe habitats bereiken; als zaden bijvoorbeeld nog aan een losgeslagen bloeistengel zitten kunnen ze hiermee wegdrijven. Bij ruw water of sterke stromingen kunnen de zaden meegevoerd worden naar nieuwe plekken.

Verschiedende factoren kunnen de overwinteringsfase beïnvloeden door aan te grijpen op ondergrondse biomassa of zaden:

- erosie van sediment kan ondergrondse planteden (wortelstokken en rhizomen) blootleggen en zaden wegeroderen
- neerslag en aanlibbing van sediment kan ondergrondse planteden en zaden bedelven
- zaden kunnen wegrotten (Hootsmans *et al.*, 1987)
- zeegrassen zijn gevoelig voor vorst (den Hartog en van der Velde, 1970)
- zaden kunnen worden opgegeten door predatoren, bijvoorbeeld Rotganzen en Tafeleenden.

3.3. Zaadkieming en kiemplantontwikkeling

Afname van zeegrassen kan optreden door verminderde kieming. De zaadkieming kan verslechterd zijn als gevolg van ongunstige kiemomstandigheden die te maken hebben met saliniteit, temperatuur, anaërobie en droogte. Er is veel onderzoek verricht naar de kieming van zaden van *Zostera marina* (Tutin, 1938; Addy, 1947; Arasaki, 1950; Phillips, 1971, 1972; de Cock, 1977; Noten, 1977; Keddy and Patriquin, 1978; Churchill, 1983, 1992; McMillan, 1983; Orth and Moore, 1983; Phillips *et al.*, 1983; Hootsmans *et al.*, 1987; Kawasaki *et al.*, 1988; Harrison, 1991, 1993).

In vele studies is voor *Zostera marina* een hoger kiemingspercentage bij een lage saliniteit gevonden (Tutin, 1938; Arasaki, 1950; Phillips, 1971, 1972; Phillips *et al.*, 1983; Hootsmans *et al.*, 1987). Hootsmans *et al.* (1987) vonden het hoogste kiemingspercentage bij 1.0 ‰. Kiemingspercentages namen af bij oplopende saliniteit. Churchill (1983) en McMillan (1983) daarentegen vonden zeer hoge kiemingspercentages tussen 20 en 35 ‰. Harrison (1991) vond 100 % kieming bij een chloriditeit van 17 ‰ (30.7 ‰ saliniteit; omrekening volgens Reid, 1961) in de Zandkreek uit zaden die in de bodem overwinterd hadden.

Temperatuur en kieming blijken positief gecorreleerd te zijn. Hootsmans *et al.* (1987) en Phillips (1971)

vonden een verhoogd kiemingspercentage bij een hogere watertemperatuur. Echter Phillips *et al.* (1983) vonden dat de temperatuur niet significant van invloed was op de kieming van de zaden. Orth and Moore (1983) vonden zelfs bij temperaturen hoger dan 20 °C een negatief effect op de kieming. De auteurs suggereerden een temperatuur geïnduceerde dormancy, waarbij bij hogere temperaturen de zaden in een soort rusttoestand terechtkomen.

Naast saliniteit en temperatuur heeft ook anaerobie invloed op de zaadkieming. McMillan (1983) en Hootsmans *et al.* (1987) vonden een negatieve invloed. Echter, Churchill (1983) vond kiemingspercentages tussen 76 en 93 % bij zaden op 4 cm diepte in de zeebodem. Kawasaki *et al.* (1988) rapporteerde zelfs kieming op 6 cm diepte. Aangezien van zeebodems bekend is dat ze anaeroob worden op een diepte van een paar millimeter of minder impliceert dit dat de begraven zaden gekiemd zijn in een anaerobe omgeving. Harrison (1991) vond een sediment - mogelijk anaerobie - geïnduceerde dormancy van de zeegraszaden.

Hootsmans *et al.* (1987) hebben de invloed van droogte op de kieming van zeegraszaden onderzocht; droogte bleek lethaal voor de zaden te zijn. Harrison (1993) vond een negatieve invloed van diepte (hoewel nog steeds litoraal) op de kieming. Zaden op een grotere diepte die dus langer overstroomd werden, hadden een lager overlevingspercentage.

Naar mogelijke negatieve effecten op de overleving van kiemplanten is nog weinig onderzoek verricht. Hootsmans *et al.* (1987) vonden een negatief effect van hoge temperatuur op de overleving van kiemplanten. Daarnaast bleek de saliniteit van invloed; het overlevingspercentage was hoger bij 10 ‰ dan bij 1 ‰, boven de 20 ‰ was er weer een negatief effect van de saliniteit. Volgens Churchill (1992) zijn kiemplanten goed bestand tegen anaerobe condities. Harrison (1993) vond op grotere diepten een hogere mortaliteit dan op ondiepere plekken. Hij stelt dat de vestiging (in de zin van handhaving) van jonge planten, opgekomen uit een zaadbank, meer afhankelijk is van het overlevingssucces van de kiemplant dan van het kiemingssucces zelf.

3.4. De volgroeide plant

Tot slot kan de afname van zeegrassen veroorzaakt worden door de aantasting van volgroeide planten. Ondergrondse delen van de plant zijn vooral gevoelig voor erosie welke in veel gevallen veroorzaakt wordt door het verdwijnen van de bovengrondse delen (later wordt hier nader op ingegaan). Bovengrondse delen kunnen direct beïnvloed worden door factoren als lichtinstraling en turbiditeit, nutriënten, anaerobie, processen van sedimentatie en erosie, saliniteit, predatie en systeemvreemde stoffen. Hieronder zullen deze factoren kort worden besproken.

Planten zijn voor hun fotosynthese afhankelijk van licht. De hoeveelheid licht die op de bodem terechtkomt bepaalt het verticale verspreidingsgebied van de planten: tot op welke diepte ze kunnen voorkomen. Deze hoeveelheid licht wordt bepaald door de lichtinstraling en de troebelheid van de waterkolom. Vermindering van de hoeveelheid licht op de bodem van watersystemen is een belangrijke oorzaak van de afname van zeegrassen in de Waddenzee in de jaren '30. Volgens Giesen *et al.* (1990) hebben somber weer en een verhoogde turbiditeit van de kustwateren geleid tot een verzwakking van de Groot zeegrasvelden in de Waddenzee.

De nutriënten zijn van belang voor de groei van zeegrassen. Als er limitatie van een der voedingsstoffen optreedt zal dit een negatief effect hebben op de groei. Een indirecte relatie tussen de nutriëntensamenstelling en zeegrasontwikkeling kan zich manifesteren in competitie met macroalgen (zowel epifyten als algen die vrij in de waterlaag groeien; Nienhuis, 1983). Er is een gevoelig evenwicht tussen de zeegrassen en macroalgen: een hoog nutriëntengehalte kan leiden tot een sterke groei van macroalgen die dan concurreren met zeegras om licht en ruimte. Mazzella and Alberte (1986) vonden echter geen nadelige effecten van epifytische macroalgen op zeegrassen. De epifyten bleken geen effect te hebben op de bladfotosynthese en het effect van beschaduwing door de epifyten bleek niet significant te zijn. Ook fytoplanktongroei wordt gestimuleerd door hoge nutriëntengehalten. Dit kan de hoeveelheid licht die beschikbaar is voor zeegras verminderen.

Nutriënten die beschikbaar zijn voor de zeegrassen zijn veelal gedeeltelijk opgelost in de waterkolom, en gedeeltelijk in het interstitiële bodemwater. Zeegrassen prefereren ammonium voor hun stikstofopname door de wortels (Iizumi and Hattori, 1982). Nitraat komt in lage concentraties voor in de bodem in een geoxideerd laagje aan het bodemoppervlak en rond de wortels (Iizumi *et al.*, 1980).

Het wordt maar voor een heel klein deel benut voor de opname van stikstof: 1.5 % of minder van de totale hoeveelheid stikstof die door wortels wordt opgenomen bestaat uit nitraat (Iizumi and Hattori, 1982). Ammonium daarentegen heeft een veel groter aandeel in de stikstofvoorziening van de plant. Het komt in relatief hoge concentraties voor in de bodem (Boon, 1986). Daarnaast is de concentratie van ammonium in het sediment vele malen hoger dan in de waterlaag als gevolg van decompositie waarbij ammonium vrijkomt. De affiniteit van de bladeren van zeegrassen voor ammonium is groter dan die van de wortels (Thursby and Harlin, 1982; Iizumi and Hattori, 1982; Short and McRoy, 1984). Uit onderzoek van Hemminga *et al.* (1991) aan de zeegraspopulatie in het Grevelingenmeer bleek dat het blad verantwoordelijk is voor 60 tot 70 % van de ammonium- en nitraatopname van de plant. Hemminga *et al.* (1993 in press) vonden dat 68-92 % van de totale stikstofopname door de plant bestaat uit ammoniumopname via het blad; 4 tot 30 % van de opname van stikstofcomponenten gebeurt via de wortels en rhizomen uit het interstitiële bodemwater.

Het blijkt dat *Zostera marina* goed is aangepast aan stikstofarme omstandigheden (Pederson and Borum, 1992). Borum *et al.* (1989) vonden een zogenaamde 'recycling' van stikstof binnen de plant; 90 % van de stikstof van het oude blad bleek terecht te komen in andere plantdelen. Translokatie van stikstof uit oude bladeren leverde het grootste deel van het stikstof dat geaccumuleerd wordt in actief groeiend weefsel ondanks de hoge stikstofbeschikbaarheid in het externe medium. De verdeling van het stikstof binnen de plant en de translokatiepatronen wijzen erop dat door dit stikstof'hergebruik' de afhankelijkheid van de plant voor het stikstof uit het medium afneemt.

Fosfor is vooral in de vorm van ortho-fosfaat beschikbaar als nutriënt. Watersystemen die belast zijn met fosforverbindingen bergen grote hoeveelheden fosfaat, gebonden aan slib. In de zomermaanden mobiliseert het uit de bodem en is dan als nutriënt beschikbaar. In de winter accumuleert het fosfaat weer in de bodem. Dat gebeurt direct door bezinking van gestorven algenmateriaal en indirect door opname via de voedselketen. Hoge temperaturen in de zomer stimuleren de mobilisatie van fosfaten uit de bodem terwijl gedurende de rest van het jaar het fosfaat accumuleert (Kelderman, 1984).

Het sediment rond de wortelstelsels van zeegras is grotendeels anaeroob. Het sediment wordt sterk belast met organische stof door de hoge produktie van de planten en de eigenschap van de velden om materiaal van buitenaf in te vangen. In het sediment kunnen micro-organismen het organisch materiaal afbreken waarbij zuurstof snel geconsumeerd wordt. Diffusie van zuurstof uit de zuurstofrijke waterlaag naar het sediment verloopt langzamer dan het verbruik van zuurstof in het sediment. Sedimenten waarop *Zostera marina*-velden worden aangetroffen zijn dan ook vaak zuurstofarm (Kenworthy *et al.*, 1982; Zimmerman *et al.*, 1987). Groot zeegras blijkt morfologische en metabolische aanpassingen te hebben om een anaeroob wortelmilieu te overleven (Penhale and Wetzel, 1983). De planten kunnen de interne gasholten uitbreiden wat de diffusie van zuurstof naar de wortels vergemakkelijkt (Penhale and Wetzel, 1983). Volgens Pregnall *et al.* (1984) is er een fotosynthese-afhankelijk zuurstoftransport van de bladeren naar de wortels. 's Nachts is er een tekort aan zuurstof omdat alleen overdag zuurstofproduktie plaatsvindt door de fotosynthese. In de wortels vindt er 's nachts anaerobe ademhaling plaats waarbij aminozuren worden gevormd. Overdag bij voldoende zuurstof, kunnen de aminozuren verder worden geoxideerd in de normale aerobe ademhaling.

De bovengrondse delen van *Zostera marina* zijn niet bestand tegen anoxia. Bovengrondse delen die blootgesteld zijn aan anaerobe omstandigheden rotten weg (den Hartog, in prep.; pers. obs. tweede auteur). Dit verschijnsel kan optreden na (macro-)algenbloei wanneer de afgestorven algenmatten naar de bodem zakken en anoxia in de waterlaag vlak boven de bodem veroorzaken. Volgens Nienhuis (1983) is anaerobie in de toplaag van het sediment mogelijk de directe oorzaak van de zeegrasafname na 1978.

Processen van aanslibbing en erosie kunnen een storende factor zijn voor zeegraspopulaties. Zeegrassen komen vaak voor in getijdegebieden waar continue waterbewegingen zijn. Erosie en aanslibbing van sediment is in deze systemen een continue verschijnsel. Periodiek wordt dit nog versterkt door weersomstandigheden: harde wind of regenbuien. Daarnaast is in gesloten systemen als het Grevelingenmeer, waar weinig tot geen getijdebewegingen zijn, de inlaat van zee- of rivierwater en de uitlaat van meerwater een extra factor waardoor stromingen kunnen veranderen. Erosie van bodemmateriaal wordt sterk gereduceerd als er een dicht, stabiel zeegrasbed aanwezig is. De planten houden met hun wortels het sediment vast. Als de bedekking van zeegrassen in een veld laag is (bijvoorbeeld in de wintermaanden) kan golfslag erosie veroorzaken zodat wortelstokken bloot komen te liggen. Ook de bladeren van de planten kunnen aangetast worden doordat er fijn bodemmateriaal

afgezet wordt op de bladeren.

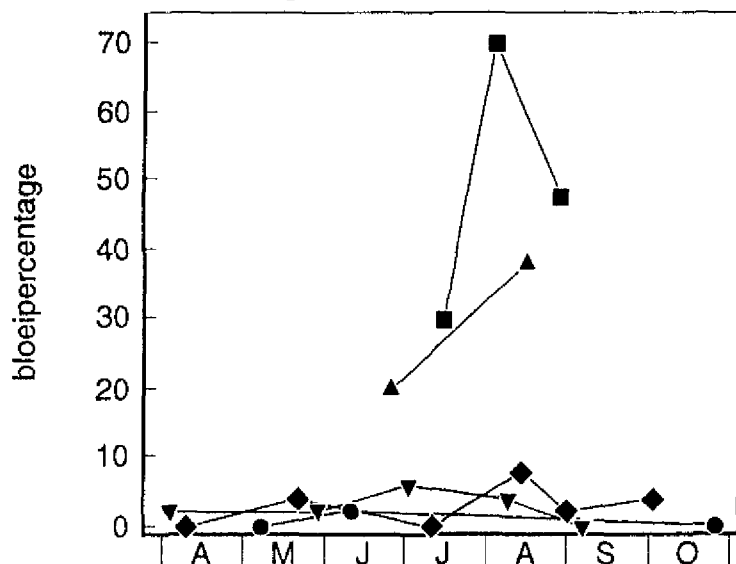
De relatie tussen saliniteit en zeegrassen is onder andere bestudeerd door Ogata and Matsui, 1965; Pinnerup, 1980; Short *et al.*, 1986, 1988; Walker and McComb, 1990. Short *et al.* (1988) vonden een verminderde weerstand van *Zostera marina* tegen infecties van *Labyrinthula* bij een hogere saliniteit. Short *et al.* (1986) vonden in de Great Bay Estuary in de zoutere delen van het estuarium een ernstiger zeegrasafname dan in de brakke delen. In brakke wateren kunnen zeegrassen beter stand houden en is de afweer tegen schadelijke effecten, zoals infecties, groter. Deze voorkeur voor brakke wateren zou verklaard kunnen worden uit het feit dat *Zostera marina* tot de familie van de Potamogetonaceae behoort (Rasmussen, 1977). Een lage saliniteit is gunstig voor het voortbestaan of voor de rekolonisatie van populaties: het heeft een gunstig effect op de zaadkieming (Tutin, 1938; Arasaki, 1950; Phillips, 1971, 1972; Phillips *et al.*, 1983; Hootsmans *et al.*, 1987). Walker and McComb (1990) onderzochten het zeegras *Amphibolis antarctica* (Labill.) Sonder et Aschers. dat normaal voorkomt in West-Australië bij saliniteiten variërend van 35 tot 65 ‰. Zij vonden een maximale bladproductie bij een saliniteit van circa 42 ‰.

Volgroeide zeegrasplanten kunnen aangetast worden door vraat; populaties kunnen aanzienlijk gereduceerd worden door allerlei consumenten. Veel vogels fourageren op droogvallende wadplaten op zoek naar zaden en grassen, in het water levende organismen (zoals pissebedden) fourageren in de submerse vegetaties.

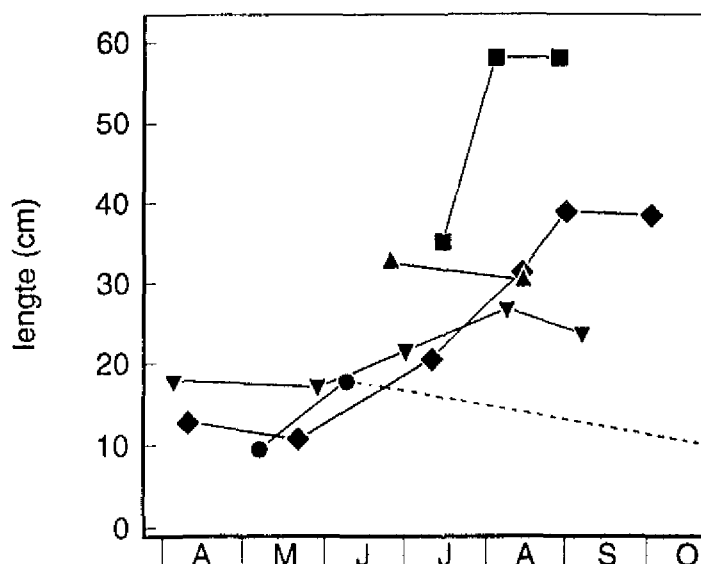
Systeemvreemde stoffen in de zeegrasesystemen kunnen ook een rol spelen bij zeegrassterfte. De concentraties van deze stoffen, met uitzondering van de organotinverbindingen, in het Grevelingenmeer zijn echter zo laag dat hiervan geen effect verwacht mag worden op het zeegras (Holland, 1991; Oorthuysen en Iedema, 1992). Het is echter mogelijk dat zeer lokaal de afvoer van onkruidbestrijdingsmiddelen vanuit de polders een rol speelt (Holland, 1991).

Figuur 5 : Morfologische en vitaliteitsgegevens van de zeegraspopulatie in het Grevelingenmeer over de jaren 1988 tot en met 1991.

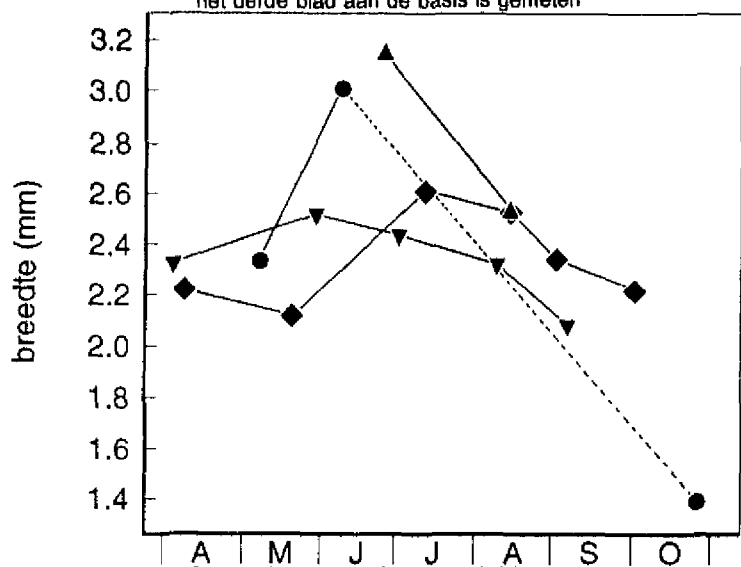
a : Percentage bloeiende planten



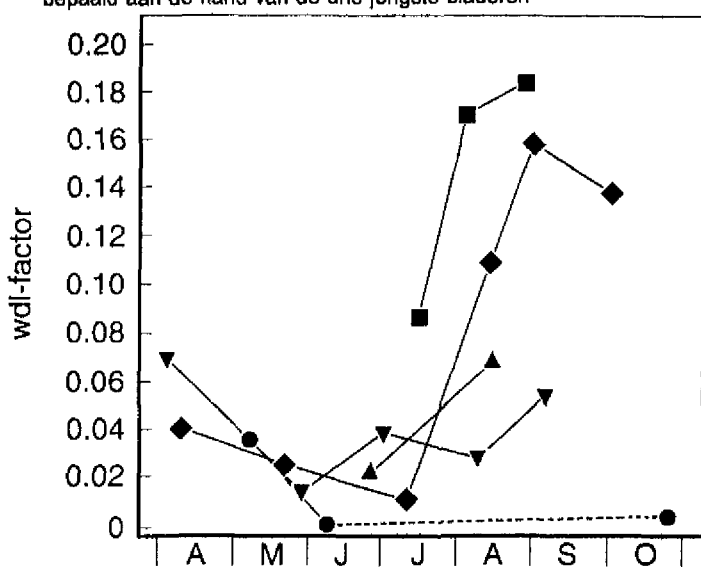
b : Gemiddelde lengte van de planten



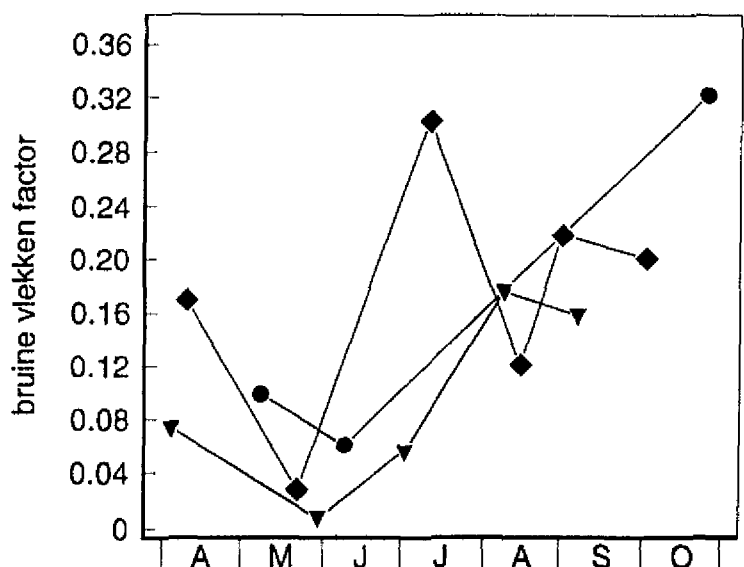
c : Gemiddelde breedte van de bladeren
het derde blad aan de basis is gemeten



d : Bedekking met wasting disease-achtige vlekken
bepaald aan de hand van de drie jongste bladeren



e : Bedekking met bruine vlekken
bepaald aan de hand van de drie jongste bladeren



Referenties:

- 1988: Giesen, ongepubliceerd
- ▲—▲ 1989: van Katwijk, 1992
- ▼—▼ 1990: van Katwijk, 1992
- ◆—◆ 1991: van Katwijk, 1992
- 1992: van Katwijk, ongepubliceerd

4. TOESTAND IN HET GREVELINGENMEER

4.1. De zeegrassen 1988-1992

Morfologische gegevens over de zeegrassen in het Grevelingenmeer zijn weergegeven in Figuur 5 voor de jaren 1988 tot en met 1992. In 1988 is een bloeipercantage van 70 % waargenomen, (Giesen ongepubliceerd; Figuur 5a). In 1990 was het aantal generatieve scheuten beduidend minder (van Katwijk, 1992); het bloeipercantage kwam in dit jaar niet boven de 10 %. De zaadproductie in 1989 in Battenoord was veel hoger dan in de jaren 1990 en 1991. In 1989 konden met gemak duizenden zaden verzameld worden uit één kratje met bloeistengels (pers. obs. tweede auteur). In 1990 en 1991 konden met moeite enkele honderden zaden verzameld worden. De planten in het Grevelingenmeer volgen gedeeltelijk een éénjarige strategie, daarnaast is de populatie voor een groot deel afhankelijk van vegetatieve voortplanting, de meerjarige strategie.

Aantasting van de planten met zwarte vlekken veroorzaakt door wasting disease, was aan het einde van het groeiseizoen 1991 hoger dan in voorafgaande jaren, afgezien van 1988 (Figuur 5d). Dit komt overeen met de observatie van Nienhuis (mond. meded.) dat de grootschalige sterfte van zee gras gepaard is gegaan met een toename van de wasting disease. De 'vlekkenfactor' van de planten in het Grevelingenmeer is echter nog niet zo hoog als die van de planten in Sylt en Terschelling (van Katwijk, 1992), waar geen problemen zijn omtrent de wasting disease.

Het chlorofylgehalte van de planten uit Grevelingen-Battenoord is erg laag in vergelijking met het gehalte van andere zee graspopulaties aan de Noord-Atlantische kust, zoals Terschelling, Sylt en Roscoff (van Katwijk, 1992). Opvallend is ook dat in 1988 de planten in het Grevelingenmeer beduidend langer zijn dan in de daaropvolgende jaren, Figuur 5b. Waarschijnlijk houdt dit verband verband met het hoge bloeipercantage in dat jaar; als zee gras bloeit ontwikkelt het lange uitlopers. De breedte van de bladeren is vrij constant door deze jaren heen, Figuur 5c. De breedte van de bladeren van de Grevelingse planten komt overeen met die van de populaties van Sylt en Yderfjorden.

Het oppervlak bedekt met zeegrassen in deze periode is drastisch afgenomen. In 1989 was nog 1427 hectare bedekt (Figuur 3); in 1991-1992 was dit afgenomen tot enkele honderden hectaren terwijl het in 1993 nog slechts circa 10 hectare bedroeg (pers. comm. K. Verschuure).

4.2. Factoren die invloed hebben op zeegrassen

De invloed van de in hoofdstuk 3 besproken factoren op zeegrassen en het verloop ervan in de afgelopen 12 jaar, worden in dit gedeelte besproken. Daarnaast zullen ook andere factoren aangestipt worden die te maken hebben met het Grevelingen-ecosysteem.

4.2.1. Concurrentie met macroalgen

4.2.1.1. Groenwieren

De meest opvallende macroalgen die zijn geassocieerd met zee grasvelden zijn de groenwieren *Chaetomorpha*. Er blijkt een duidelijk patroon aanwezig te zijn tussen deze twee organismen: *Zostera* koloniseert een plek en de losse *Chaetomorpha* volgt (Nienhuis, 1983). In extreem dichte zee grasstandplaatsen is *Chaetomorpha* van ondergeschikt belang terwijl in open *Zostera* begroeiingen de hoeveelheid *Chaetomorpha* veel groter is. Er is ongetwijfeld een competitie tussen *Zostera* en *Chaetomorpha* voor licht en nutriënten hoewel de effecten van *Chaetomorpha* op de verspreiding van zee gras in het Grevelingenmeer altijd nog beperkt zijn gebleven. Tussen 1973 en 1978 was er een toename van *Chaetomorpha*, na 1978 trad er een stabilisatie of zelfs een afname op (Nienhuis, 1983). In 1989 bedekten de zeegrassen een oppervlak van 1427 hectare en *Chaetomorpha* bedekte 387.5 hectare (Apon, 1990).

Andere groenwieren, waaronder voornamelijk *Bryopsis hypnoides* maar ook *Monostroma oxyspermum* en *Cladophora sericea*, bedekten in 1989 een totaal oppervlak van 208 hectare. Deze komen echter meestal voor op substraten waar zeegrassen niet op groeien zoals op mossel- en oesterbanken en op dammen en dijken (Apon, 1990).

4.2.1.2. Bruinwieren

Naast groenwieren kunnen ook bruinwieren concurreren met zeegrassen. Met name Japans bessenwier, *Sargassum muticum*, is een mogelijke concurrent. Oorspronkelijk komt *Sargassum muticum* uit Japan maar het is per ongeluk in Brits Columbia, Amerika, geïntroduceerd in de veertiger jaren (Scagel, 1956). In de lente van 1972 werden grote hoeveelheden oesterzaad verscheept van Brits Columbia naar Frankrijk. Volgens Druehl (1973) is de vestiging van het Japans bessenwier in het oost-atlantische kustgebied een resultaat van deze transplantaties. Sinds de opening van de sluis in de Brouwersdam in 1978 is *Sargassum muticum* gesignaleerd in het Grevelingenmeer. In het begin is de sluis gedurende een heel jaar open geweest. Waarschijnlijk zijn in dit jaar gedurende de zomer de generatieve delen van het japanse bessenwier het meer binnengedrongen, waardoor ze de kans kregen zich in het Grevelingenmeer te vestigen (Critchley *et al.*, 1987).

In juni 1980 is *Sargassum muticum* voor het eerst in het Grevelingenmeer geregistreerd (Nienhuis, 1982). Vanaf toen heeft het wier zich enorm uitgebreid over het meer. Het vestigt zich op vast substraat zoals schelpen en dijken. Hierdoor kan het niet de substraten van zeegrassen koloniseren waardoor het geen directe potentiële concurrent vormt. Soms komt het echter wel voor dat een kiemplantje zich vestigt op een schelp of een steen in een zeegrasveld (Critchley *et al.*, 1987). Als deze plant dan het eerste moeilijke stadium doorkomt, namelijk het stadium waarin de plant gemakkelijk weggeconcentreerd wordt door zeegrassen door competitie om licht, dan kan deze uitgroeien tot een grote zeegras-overschaduwende plant (pers. obs.).

Tot 1990 heeft *Sargassum muticum* een enorme opmars gemaakt in het Grevelingenmeer (Tabel 2). In augustus 1989 bleek er al een afname op te treden waarschijnlijk als gevolg van hoge zomertemperaturen in dat jaar (Apon, 1990). In 1990 kreeg het Japans bessenwier nog een klap. Door de hogere temperaturen en de hoge lichtintensiteit ontstonden er extreme microklimaatjes in de bessenwievelden: zuurstoflimitatie en zeer hoge temperaturen tot 35 °C (pers. med. K. Verschuure). Waarschijnlijk was dit een belangrijke factor waardoor in 1990 een overgroot deel van de *Sargassum* populatie in het Grevelingenmeer is afgestorven.

Tabel 2 : Verspreiding van het Japans bessenwier, *Sargassum muticum*, in het Grevelingenmeer.

N.B. Na 1990 is de verspreiding sterk afgenomen, zie tekst.

jaar	bedekking (ha)	referentie
1980	1	Nienhuis, 1982; Verkull, 1984*
1981	12	Bom, 1982*
1983	28.7	van de Linden, 1984*
1989	58.8	Apon, 1990

*uit Apon, 1990.

Naast *Sargassum muticum* komen ook nog andere bruinwieren voor. *Dictyota dichotoma* is, in de in 1989 door Apon gemaakte inventarisatie, het meest voorkomende bruinwier (Apon, 1990). *Dictyota dichotoma* wordt vooral aangetroffen vastgehecht op schelpdieren als mossels en oesters hoewel het ook los tussen zeegrassen kan voorkomen. In 1989 bedekte het 724 hectare in het Grevelingenmeer, wat overeenkwam met 47 ton C-gewicht (Apon, 1990). Het komt echter veel minder in zeegrasvelden voor dan het Japanse bessenwier en wordt daardoor, ondanks de hoge bedekking, niet als belangrijkste mogelijke concurrent gezien.

4.2.2. Predatie

De invloed van de consumptie van zeegrassen door macroconsumenten blijkt beperkt te zijn. In het groeiseizoen wordt er 3.7 % van de zeegrasbiomassa geconsumeerd (Nienhuis and van Ierland, 1978). In mei-augustus loopt dit op tot 6.5 % van de hele zeegrasproductie; 23 % hiervan wordt opgenomen door vogels als de Knobbelzwaan, *Cygnus olor*, Rotgans, *Branta bernicla*, Meerkoet, *Fulica atra*, Tafelend, *Aythya ferina* en de Wilde Eend, *Anas platyrhynchos*, en 77 % wordt geconsumeerd door de Zeeuwse pissebed, *Idotea chelipes*. Deze komt gedurende het hele jaar voor in dichtheden van 400 tot 600 per m² (Nienhuis and Groenendijk, 1986).

Boudewijn (1989) heeft onderzoek naar Tafeleenden (*Aythya ferina*) gedaan en hun rol in de zeegrasconsumptie. Hij vond dat deze Tafeleenden in de herfst ongeveer 750.000 vogeldagen op het Grevelingenmeer doorbrachten. Hun voedsel bestond voor 90 % uit zeegraszaden wat volgens berekeningen van Boudewijn neerkwam op 5 tot 10 % van de jaarlijkse zaadproductie in 1988 van het Groot zeegras in de Grevelingen. Volgens Verhagen and Nienhuis (1983) moet zeegras beneden 2 meter diepte jaarlijks uit zaad opkomen. In dat geval zouden tafeleenden door hun zaadconsumptie de zeegraspopulatie negatief kunnen beïnvloeden.

4.2.3. Turbiditeit, zwevende stof, zicht

De hoeveelheid licht die beschikbaar is voor de groei van zeegrassen wordt primair bepaald door de hoeveelheid ingestraald licht en de turbiditeit van het water. In Figuur 6 is de PAR, Photosynthetic Active Radiation, weergegeven over de jaren 1980-1992. Het geeft een vrij eenduidig verloop door de jaren heen met de maximale instraling in de zomermaanden juni, juli en augustus (Tabel 3b). 1989 en 1990 waren twee jaren met een relatief hoge PAR; de lichtinstraling lag relatief hoger dan in andere jaren (Figuur 6 en Tabel 3a). In mei 1989 liep deze op tot net boven de $1000 \text{ J cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. De gemiddelde PAR was $955 \text{ J cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, met een standaarddeviatie van 91 (Ministerie van Verkeer en Waterstaat en K.N.M.I., 1989).

Het doorzicht van de waterkolom is vaak de beperkende factor voor zeegrassen op grotere diepten en wordt onder andere beïnvloed door de hoeveelheid zwevende stof in de waterlaag. Er is echter geen significante correlatie gevonden tussen zicht en het zwevende stofgehalte (bijlage 1). Dit is te wijten aan een andere (betere) analysemethodiek die sinds 1986 wordt toegepast (pers. comm. D. de Jong). Hierdoor zijn de waarden tot en met 1985 en vanaf 1986 niet meer onderling met elkaar te vergelijken. De parameter zwevende stof zal verder in dit rapport dan ook genegeerd worden. De variabele zicht wordt beïnvloed door POC (correlatiecoëfficiënt -0.486 bij $p < 0.001$) en chlorofyl a oftewel fytoplankton (correlatiecoëfficiënt -0.480 bij $p < 0.001$). De helderheid van het water is na de afsluiting van het meer toegenomen. De Secchi waarde vóór 1971 bedroeg 0.5 tot 2.8 meter in vergelijking met 1.0 tot 4.5 meter ná de afsluiting (Vegter, 1977). Het zicht is erg variabel door het jaar heen (Figuur 7). Waarden variëren tussen de 1.5 en 7 meter in het begin van de jaren '80. Tussen 1980 en 1982 is het jaargemiddelde relatief laag (Tabel 4a). Hierna wordt het zicht gemiddeld per jaar over het algemeen beter. Na 1987 treedt er in de winter een tijdelijke verbetering op in het zicht (Figuur 7, Tabel 4). Gedurende een aantal jaren is het water in de winter helderder dan in voorafgaande jaren. In 1991 echter is het zicht van de waterkolom in de winter weer gedaald naar gemiddelde waarden.

4.2.4. Erosie en aanslibbing

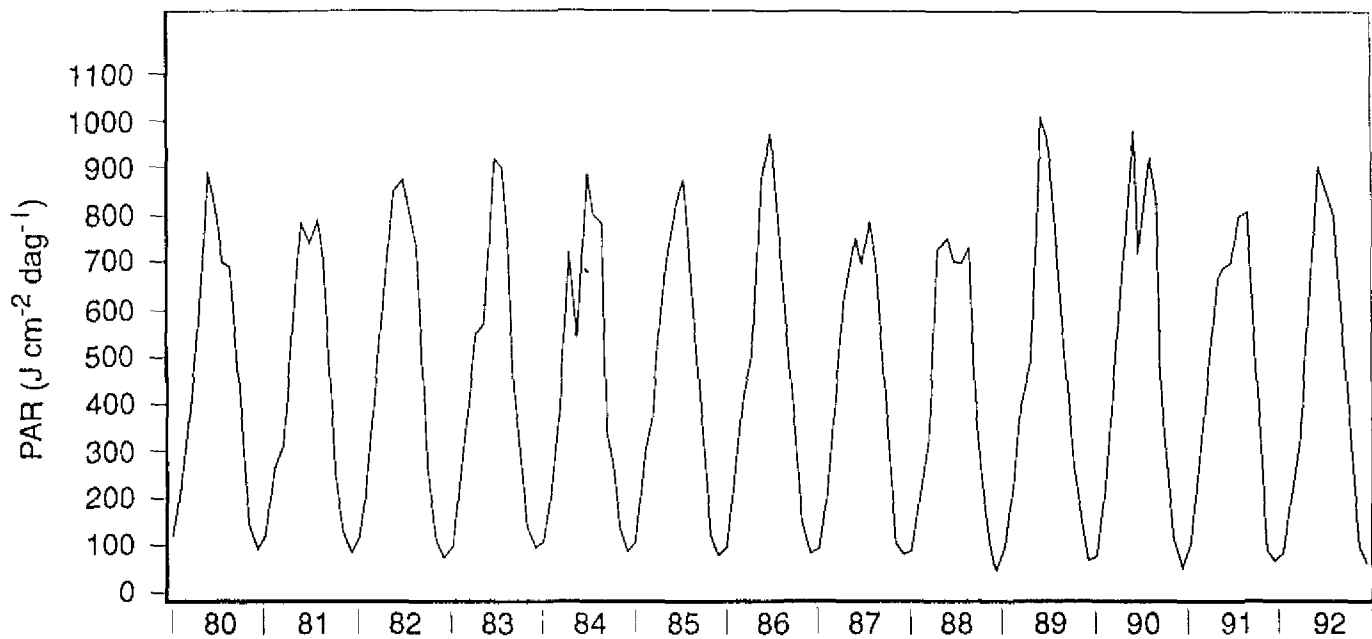
Voor het Grevelingenmeer heeft de in- en uitlaat van water slechts een relatief klein aandeel in het proces van aanslibbing en erosie aangezien de sluisen niet vaak worden opengezet. De windgeïnduceerde stromingen hebben een belangrijker aandeel in de erosieve- en aanslibbingsprocessen. De veranderingen in het bodempatroon in het Grevelingenmeer als gevolg van erosie en aanslibbing, veelal windgeïnduceerd, varieert zo grofweg tussen de 0 en 10 centimeter (pers. comm. W. Vlam).

4.2.5. Nutriënten

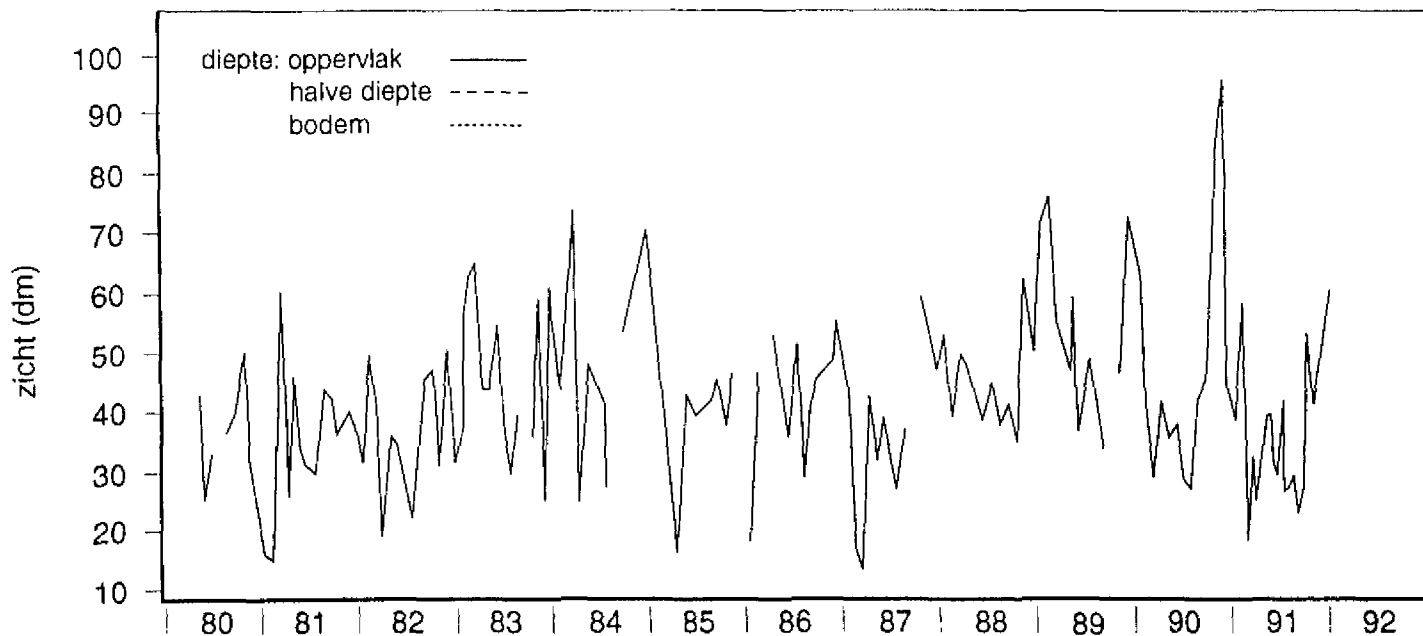
Stikstof

In het Grevelingenmeer vindt een netto aanvoer van nutriënten plaats. Zo komen stikstofverbindingen van buitenaf het meer binnen door polderinlaat, atmosferische depositie en uitwisseling met Noordzeewater in de winter. De belasting is $4 \text{ gram N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (Nienhuis, 1989). Aangezien winterconcentraties van anorganische stikstofverbindingen door de jaren heen niet aanzienlijk toenemen, moet er een regelmatige ontsnapping van stikstof uit het systeem zijn. Dit vindt waarschijnlijk plaats in de vorm van denitrificatie (de Vries and Hopstaken, 1984). Hierbij wordt onder anaerobe omstandigheden door bacteriën nitraat omgezet in elementair stikstof dat gasvormig is en naar de atmosfeer verdwijnt.

Figuur 6 : Instraling in het Grevelingenmeer.
 gemeten door het KNMI op station Vlissingen



Figuur 7 : Het verloop van het zicht in de waterkolom gedurende de jaren 1980-1991.



Tabel 3 : Photosynthetic Active Radiation (PAR) gestandaardiseerd per jaar en per seizoen.

a: PAR gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	MEAN
dec- feb	2	1	0	0	0	3	2	-1	1	-2	-1	-1	-1	0
mrt- mei	-1	-3	2	-5	-3	-2	0	0	1	2	7	0	1	0
jun- aug	-8	-5	0	7	4	1	5	-7	-8	6	5	0	0	0
sep- nov	2	1	0	-1	-3	1	1	0	-2	1	0	1	0	0
MEAN	-2	-2	1	0	-1	1	2	-2	-2	2	3	0	0	0

b: PAR gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	MEAN
dec- feb	-12	-11	-11	-10	-10	-10	-11	-11	-11	-11	-11	-11	-10	-11
mrt- mei	4	4	6	2	4	4	4	6	6	5	7	5	5	5
jun- aug	9	11	11	14	13	12	11	11	10	11	10	11	11	11
sep- nov	-5	-5	-6	-5	-6	-5	-6	-5	-6	-5	-6	-6	-6	-6
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ERRATA

Voor Tabel 3 t/m 6.2 en Tabel 8 t/m 13.2

geldt:

'a: gestandaardiseerd per seizoen'

'b: gestandaardiseerd per jaar'

Voor Tabel 7 geldt:

'a: gestandaardiseerd per maand'

'b: gestandaardiseerd per jaar'

Tabel 4 : Zicht gestandaardiseerd per jaar en per seizoen.

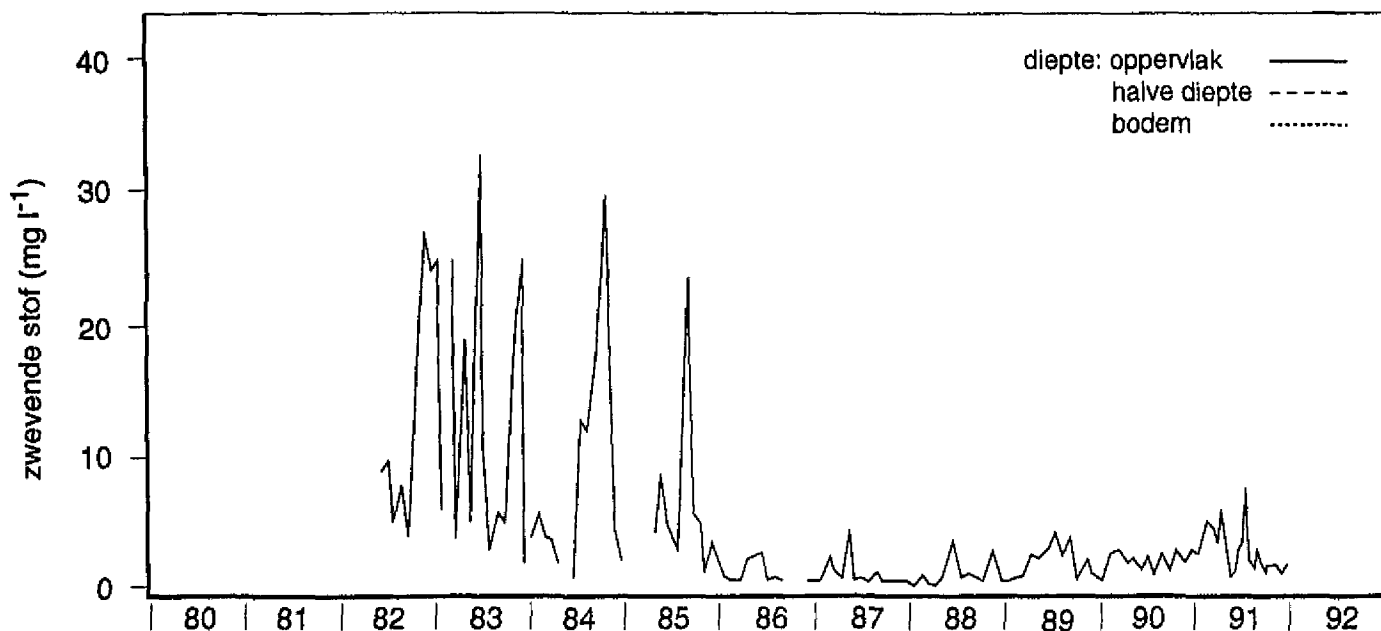
a: zicht gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	-14	-3	0	4	12	-4	-4	0	10	3	-4	0
mrt-mei	-3	2	-4	9	7	-7	10	-4	5	7	-1	-6	0
jun-aug	-1	-1	-7	0	2	5	4	-3	6	7	-3	-4	0
sep-nov	-4	-5	-3	-5	6	-3	0	5	-1	7	16	-4	0
MEAN	-3	-4	-4	2	5	-1	2	-3	2	8	3	-4	0

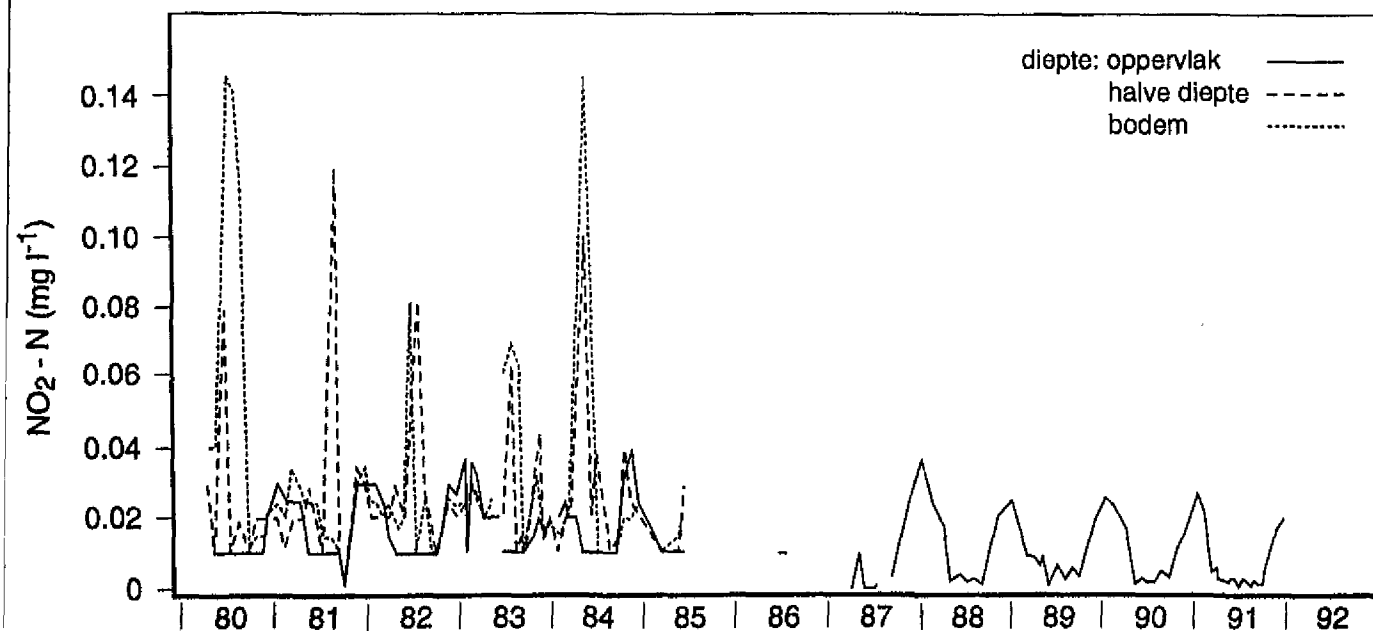
b: zicht gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	-10	3	1	3	23	-2	1	1	8	2	3	2
mrt-mei	-3	5	-3	6	0	-6	8	-4	1	-3	-5	-4	-2
jun-aug	-2	0	-5	-5	-8	2	-2	-4	-4	-7	-7	-2	-4
sep-nov	3	3	5	-3	6	4	4	13	1	4	12	5	4
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

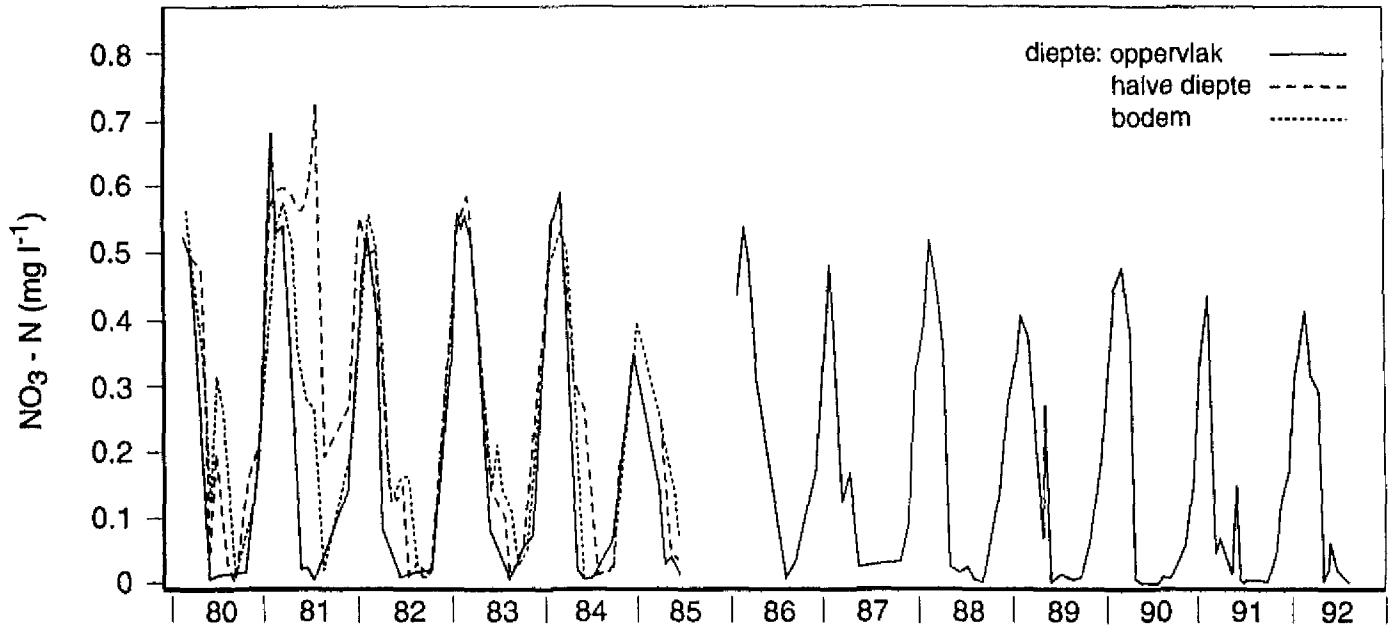
Figuur 8 : Het verloop van het zwevende stof-gehalte in de waterkolom gedurende de jaren 1980-1991. Na 1985 is een nieuwe betere analysemethode ingevoerd wat een trendbreuk veroorzaakte.



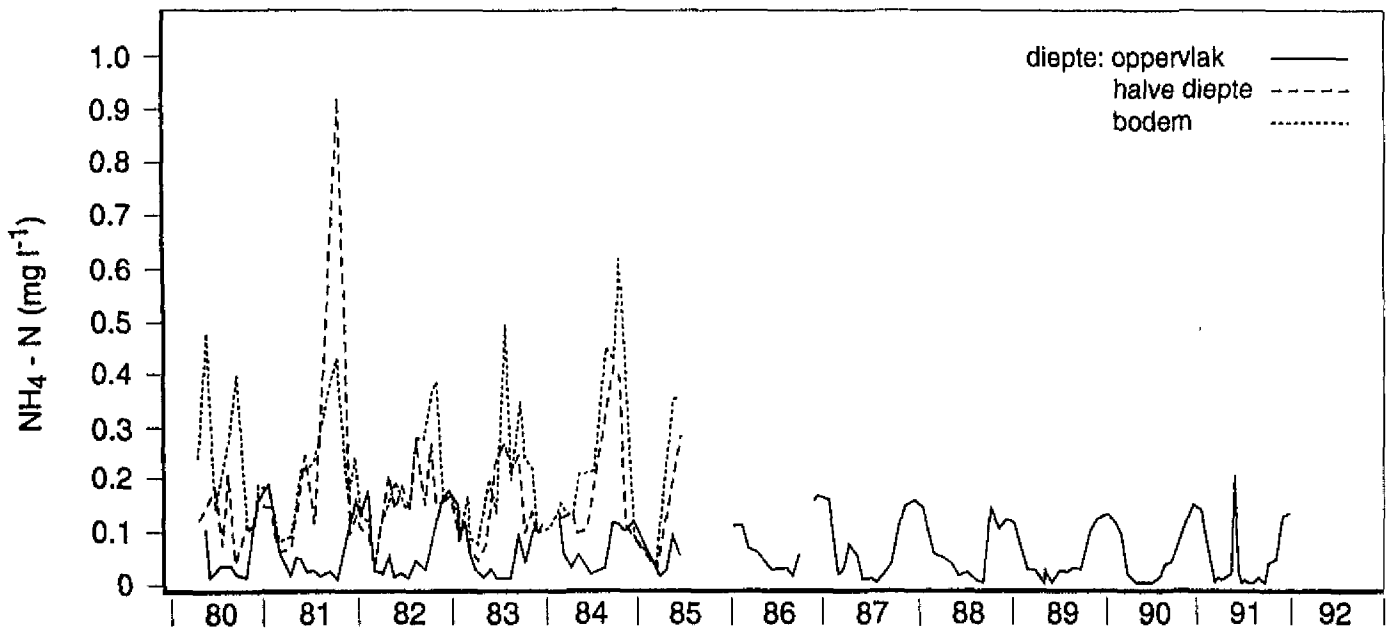
Figuur 9.1 : Het verloop van de nitrietconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten. Na 1985 is een nieuwe analysemethode ingevoerd waarbij de detectielimiet lager lag.



Figuur 9.2 : Het verloop van de nitraatconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Figuur 9.3 : Het verloop van de ammoniumconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Tabel 5.1 : Nitraatconcentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: nitraat gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	MEAN
dec- feb	.	3	4	4	5	-5	6	-5	0	-5	-1	-6	-15	0
mrt- mei	-8	5	-2	9	7	-5	9	-6	5	0	2	-6	-5	0
jun- aug	-1	3	2	-3	-4	15	1	-7	8	2	-3	-3	2	0
sep- nov	-5	-2	-1	1	10	.	-3	-4	-1	0	-5	-4	42	0
MEAN	-4	2	0	3	3	0	2	-6	3	-1	-2	-5	1	0

b: nitraat gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	MEAN
dec- feb	.	11	19	13	14	19	14	27	11	12	13	18	5	14
mrt- mei	4	3	1	6	5	0	8	1	4	2	3	-2	-3	2
jun- aug	-4	-8	-7	-11	-10	-6	-8	-7	-9	-10	-8	-7	-8	-8
sep- nov	2	-6	-3	-6	-2	.	-6	-2	-6	-5	-6	-3	19	-3
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 5.2 : Ammoniumconcentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: ammonium gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	6	6	4	-2	-2	-5	-4	1	-7	-1	-2	0
mrt-mei	7	2	-2	-1	1	0	7	2	4	-6	-3	0	0
jun-aug	7	-1	4	-6	4	20	2	-7	-3	5	-5	-5	0
sep-nov	-8	-7	4	-1	5	.	5	3	0	0	0	-5	0
MEAN	2	0	3	-1	2	5	2	-1	0	-2	-2	-3	0

b: ammonium gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	15	13	15	12	18	10	8	12	11	14	13	12
mrt-mei	4	-3	-7	-6	-5	-3	-0	-3	-4	-9	-5	-2	-4
jun-aug	-3	-8	-7	-10	-8	2	-9	-9	-10	-5	-8	-6	-7
sep-nov	0	-3	5	3	9	.	9	6	2	6	6	2	4
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Stikstof wordt vaak gezien als de limiterende factor voor de produktie van fytoplankton in het Grevelingenmeer (Bakker and de Vries, 1984; Nienhuis, 1989). De concentratie van deze opgeloste anorganische stof fluctueert gedurende het jaar: hoge concentraties in de winter en lage in de zomer. Tijdens de zomer daalt het nitraat- en ammoniumgehalte in de waterlaag tot bijna nul (Figuur 9.2 en 9.3); ook de nitraat/ammonium ratio is dan erg laag (Figuur 9.5). Dit komt overeen met de bevindingen van Bakker and de Vries (1984), namelijk dat het stikstof limiterend zou zijn in de zomer. Ook in het GREWAQ-model (van de Kamer en de Vries, 1987) wordt ervan uitgegaan dat de produktie van fytoplankton gelimiteerd wordt door de beschikbaarheid van stikstof. In de wintermaanden kan de nitraat/ammonium ratio oplopen tot waarden van 20. In de loop van 1980-1991 zijn er zijn geen duidelijk toe- of afnames geconstateerd in de nitraat/ammonium ratio (Tabel 5.3). Ieder van de gemeten minerale stikstofcomponenten (nitriet, nitraat en ammonium) vertoont een geleidelijke afname in de jaren na 1986 (Tabel 5.1.a, 5.2.a). Voor de bepaling van het nitrietgehalte is vanaf 1987 een nieuwe analysemethodiek met een lagere detectiegrens uitgevoerd. Hierdoor is vanaf 1987 het nitrietgehalte permanent lager dan in de jaren ervoor. Nitriet wordt niet als aparte grafiek behandeld maar de stof is wel opgenomen in andere berekeningen.

In Tabel 5.4 zijn de gestandaardiseerde waarden van het totale minerale stikstofgehalte (nitriet+nitraat+ammonium) in de waterlaag weergegeven. Hieruit blijkt dat het totale minerale stikstof na 1984 duidelijk lager is dan in de jaren ervoor (Tabel 5.4.a).

Naast de waterlaag is het interstitiële bodemwater een bron van nutriënten voor zeegrassen. De ammoniumconcentratie hierin varieert tussen de 5.9 en 95.2 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabel 14.1) in de gemeten periode van 1990 en 1991; de concentratie in de waterlaag lag tussen de 2.6 en 6.6 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabel 14.2). Van Veghel (1990) heeft stikstofverrijkingen uitgevoerd op sedimenten waar zeegrassen groeiden in onder andere het Grevelingenmeer. Deze verrijkingen veroorzaakten geen produktieverhogingen. Van Veghel concludeert hieruit dat de zeegrassen in het Grevelingenmeer niet door stikstof gelimiteerd zijn.

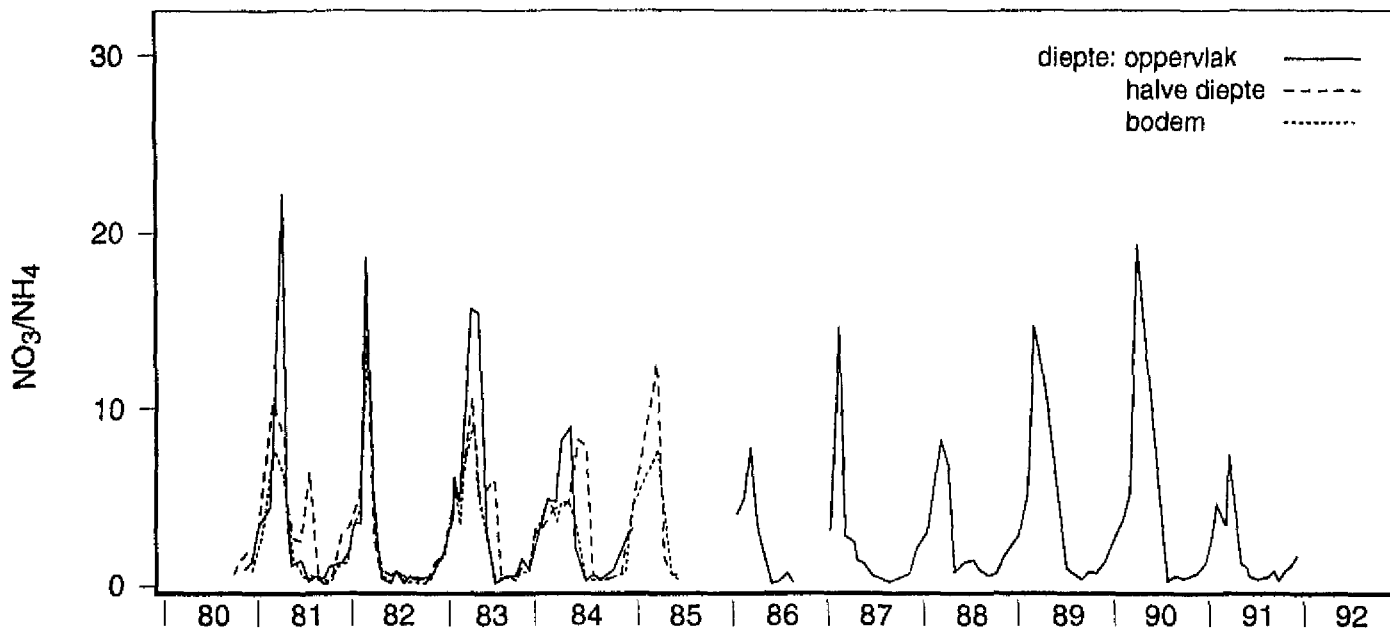
De opslag van stikstof in andere componenten dan de bodem- en waterkolom, zoals detritus en levende organismen, zorgt voor een beperking van de beschikbaarheid van het stikstof. Deze verdeling veroorzaakt tevens het mesotrofe karakter en de helderheid van het Grevelingenmeer (van de Kamer en de Vries, 1987).

Fosfaat

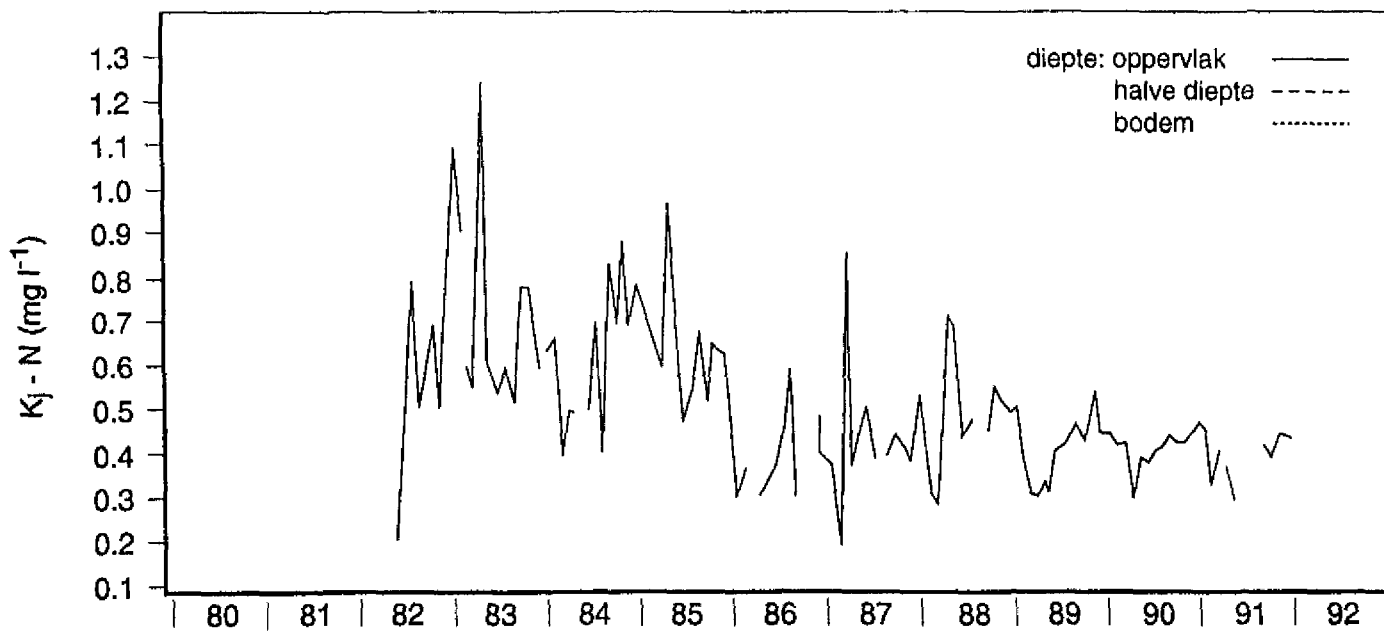
Bij de afsluiting van het Grevelingenmeer zat er nog fosfaat in de bodem uit de estuariene periode (Holland, 1991). De concentratie ortho-fosfaat in de waterlaag is direct na de sluiting van het Grevelingenmeer in 1971 enorm toegenomen (Kelderman, 1980; Bannink *et al.*, 1984). Volgens Kelderman (1980) werd deze toename voor 45 % veroorzaakt door mobilisatie van fosfaat uit het sediment in de stagnante waterkolom. Daarnaast was er een geringe doch continue input van fosfaat veroorzaakt door de polderwaterlozingen die via gemaaltjes in het meer terechtkwamen. De stijging van het fosfaatgehalte in de waterkolom bleef doorgaan tot in 1978 toen de Brouwerssluis geopend werd. Dit resulteerde in een maximaal fosfaatgehalte van circa 0.75 mg l^{-1} eind 1978 (Bannink *et al.*, 1984). Na de opening van de sluis is de concentratie ortho-fosfaat binnen een jaar gedaald tot een concentratie van circa 0.4 mg l^{-1} in de zomermaanden (Bannink *et al.*, 1984; Figuur 10.2). In de jaren 1980-1984 bleef de concentratie rond deze waarde schommelen. Na 1984 is het totaal fosfor gehalte gedaald (Figuur 10.1, Tabel 6.1) evenals het ortho-fosfaat gehalte (Figuur 10.2, Tabel 6.2). Holland (1991) zag hierin een trendbreuk wat hij toeschreef aan drie opeenvolgende koude winters, namelijk 1984/1985, 1985/1986 en 1986/1987 (Tabel 11.a, Figuur 15). Kelderman (1984) vond een stimulatie van fosfaatmobilisatie uit het sediment bij warme zomers; de correlatiecoëfficiënt tussen fosfaat en temperatuur is 0.501, bij $p < 0.001$ (zie bijlage 1). Daarnaast is een duidelijke trend aanwezig van een afname in fosfaatgehalte in de grote nederlandse rivieren. Zo is in de Rijn bij Maassluis vanaf begin jaren '70 de totaal fosfaatconcentratie dalende (van Dijk and Martijn, 1993). Door het gebruik van rioolwaterzuiveringsinstallaties in het Rijnstroomgebied zijn de fosfaatemissies sterk gereduceerd en fosfaathoudende wasmiddelen zijn vervangen door fosfaatvrije. Hiermee is ook de fosfaatbelasting van de Noordzee via de instromende rivieren afgenomen waardoor er bij de inlaat van zeewater in het Grevelingenmeer minder fosfaat het systeem binnenkomt. Bij de in 1983 geopende Grevelingendam aan de oostkant van het meer treedt geen uitwisseling van water op (Bakker *et al.*, 1991). Via deze sluis wordt alleen water van het Grevelingenmeer uitgelaten.

Voornamelijk in de zomermaanden is er meer fosfor net boven de bodem dan in de waterkolom (gemeten in 1980-1984). Waarschijnlijk is dit te wijten aan het feit dat daar de mobilisatie van fosfaten optreedt en het van hieruit in het water diffundeert. Bij ruw weer zal deze menging sterker optreden dan

Figuur 9.4 : Het verloop van de nitraat/ammonium-ratio van het water gedurende de jaren 1980-1991.



Figuur 9.5 : Het verloop van de totaal organische stikstofconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Tabel 5.3 : Nitraat/ammonium-ratio gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie. Ratio is berekend van de concentraties in molair.

a: nitraat/ammonium-ratio gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	-3	-0	0	2	2	4	14	-2	-1	-2	-5	0
mrt-mei	-12	2	-3	6	2	-2	2	-6	-1	10	7	-6	0
jun-aug	-1	5	-1	0	0	-1	-4	-4	8	0	-2	-2	0
sep-nov	-2	0	-3	5	4	.	-3	-6	2	2	-5	-3	0
MEAN	-4	1	-2	3	2	-1	-1	-2	2	2	-1	-4	0

b: nitraat/ammonium-ratio gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	2	8	4	7	4	9	15	4	3	5	8	6
mrt-mei	2	8	6	12	10	3	11	1	7	16	15	5	8
jun-aug	-2	-7	-6	-9	-8	-7	-8	-9	-5	-9	-8	-7	-7
sep-nov	1	-7	-5	-5	-4	.	-6	-7	-8	-6	-7	-5	-5
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 5.4 : Totaal mineraal stikstof concentratie gehalte gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie. totaal mineraal stikstof=nitriet+nitraat+ammonium

a: totaal mineraal stikstof gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	0	3	4	0	-6	6	.	-1	-9	-3	-9	0
mrt-mei	-1	6	-2	4	5	-6	.	-8	-1	0	6	-10	0
jun-aug	2	4	-1	0	1	1	-5	-6	-5	-5	-5	3	0
sep-nov	-3	5	0	0	8	.	-6	-4	-2	-4	-5	-6	0
MEAN	-1	4	0	2	3	-4	-2	-6	-2	-5	-2	-5	0

b: totaal mineraal stikstof gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	4	11	9	6	10	16	.	11	12	11	7	9
mrt-mei	3	1	0	3	2	-1	.	1	1	6	9	-4	1
jun-aug	0	-4	-6	-7	-6	-1	-6	-14	-12	-12	-11	1	-5
sep-nov	-2	-2	-1	-4	1	.	-3	2	-3	-4	-7	-3	-2
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 5.5 : Totaal organisch stikstof concentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

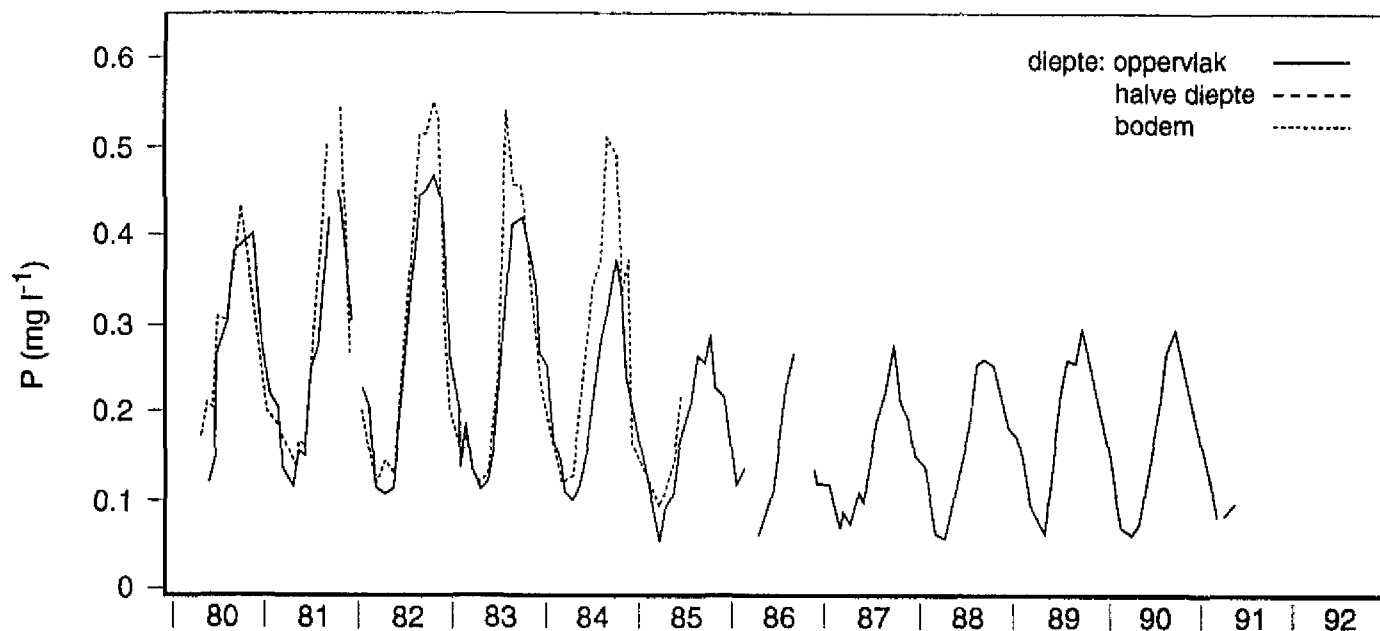
a: totaal organisch stikstof gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	.	.	21	3	18	-9	-9	-4	0	-1	-4	0
mrt-mei	.	.	-15	10	2	15	-9	0	3	-7	-5	-7	0
jun-aug	.	.	8	7	9	7	-2	-4	1	0	-2	-10	0
sep-nov	.	.	10	15	17	5	-3	-9	-1	-4	-7	-8	0
MEAN	.	.	7	13	7	10	-4	-3	0	-3	-4	-7	0

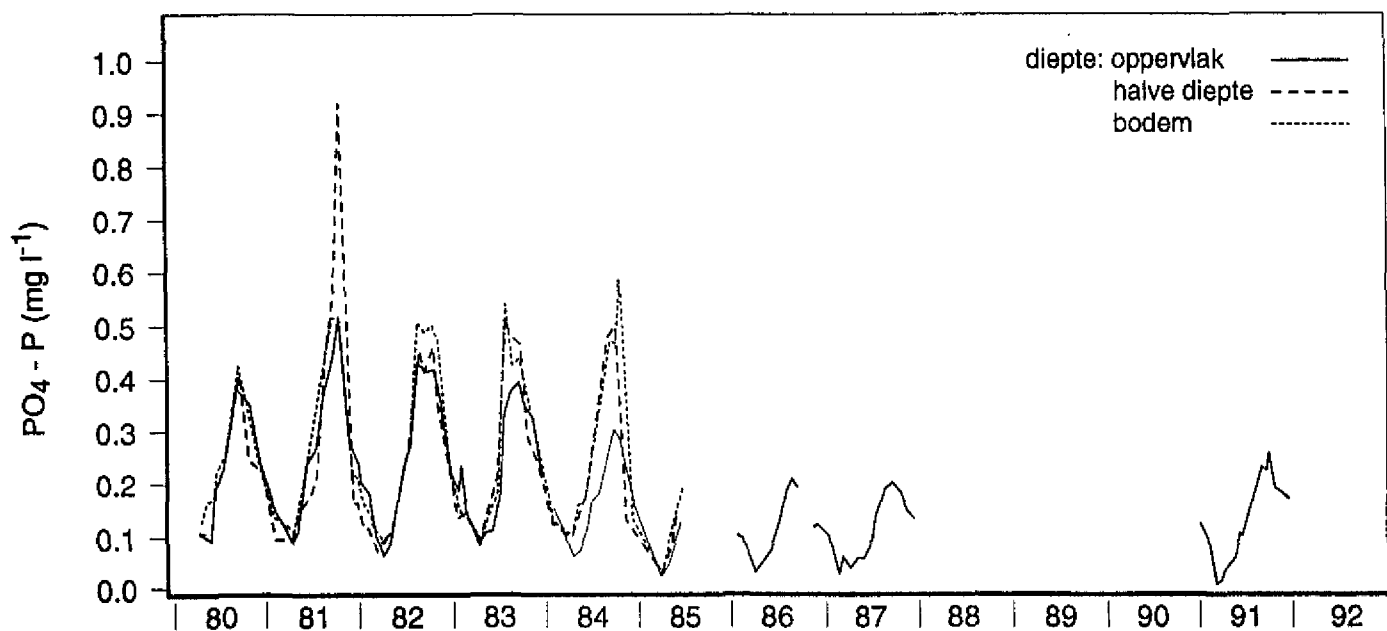
b: totaal organisch stikstof gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	.	.	7	-5	6	-5	-10	-7	5	4	2	0
mrt-mei	.	.	-23	1	-4	8	-7	4	5	-11	-7	-4	-1
jun-aug	.	.	-1	-8	-0	-7	3	-3	-2	4	2	-5	-2
sep-nov	.	.	3	0	11	-5	8	-1	2	7	4	7	4
MEAN	.	.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figuur 10.1 : Het verloop van de totaal fosforconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Figuur 10.2 : Het verloop van de ortho-fosfaatconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Tabel 6.1 : Totaal fosfor concentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: totaal fosfor gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	12	7	6	2	4	-11	-14	-10	-1	-10	-7	0
mrt-mei	8	11	8	9	2	-6	-13	-1	-10	-4	-5	-5	0
jun-aug	8	7	12	8	0	-4	-5	-6	-5	1	-2	-11	0
sep-nov	6	7	12	5	-1	-8	-23	-12	-9	-9	-7	-7	0
MEAN	7	9	11	7	1	-5	-8	-5	-8	-3	-6	-8	0

b: totaal fosfor gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	-1	-7	-4	-3	5	-5	-7	-5	-1	-5	-3	-3
mrt-mei	-15	-10	-13	-11	-13	-10	-14	-8	-12	-12	-10	-10	-11
jun-aug	3	6	4	6	2	6	5	8	5	9	6	-2	4
sep-nov	8	12	9	9	11	12	-2	15	11	9	11	12	10
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 6.2 : Ortho-fosfaat concentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: ortho-fosfaat gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	7	9	7	2	3	-10	-13	-3	.	.	-9	0
mrt-mei	6	11	7	9	1	-8	-7	-4	.	.	.	-10	0
jun-aug	4	10	11	9	-3	-8	-6	-7	.	.	.	-8	0
sep-nov	5	12	9	3	-3	.	-16	-13	.	.	.	-8	0
MEAN	5	10	9	7	-1	-7	-9	-9	-3	.	.	-8	0

b: ortho-fosfaat gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	-4	-5	-4	-1	17	-3	-4	0	.	.	-2	-2
mrt-mei	-14	-10	-14	-12	-12	-6	-13	-9	.	.	.	-11	-11
jun-aug	1	5	4	6	1	10	4	6	.	.	.	1	4
sep-nov	9	13	9	9	13	.	6	12	.	.	.	12	10
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	.	.	0	0

bij rustig weer. De fosforconcentratie in het interstitiële bodemwater (gemeten bij Battenoord in 1990 en 1991) varieert tussen de 2 en 35 $\mu\text{mol l}^{-1}$ in vergelijking met 0 tot 6 $\mu\text{mol l}^{-1}$ in de waterkolom (Tabel 14.1 en 14.2). Ook de ortho-fosfaat concentratie is lager in de waterkolom (0.5 tot 4.8 $\mu\text{mol l}^{-1}$) dan in het interstitiële bodemwater (2.4 tot 25.4 $\mu\text{mol l}^{-1}$).

N/P ratio

De N/P ratio (nitraat+nitriet+ammonium/totaal fosfor) schommelt, maar vertoont geen toe- of afname in de periode 1980 tot 1992. In de zomer en herfst is de ratio erg laag, namelijk tussen 0 en 1 (Figuur 11, Tabel 7). In de wintermaanden loopt deze op tot erg hoge waarden, tot maxima van 20 in de winters van 1987/1988 en 1989/1990. De seizoensfluctuaties van de afzonderlijke nutriënten werken in de N/P ratio door. In de paragraaf over fosfor werd de accumulatie en mobilisatie van fosfaten in de bodem beschreven. Mobilisatie van fosfaten uit de bodem in de zomer en herfst veroorzaakt een toename van de totale fosforconcentratie in de waterlaag (Tabel 6.1) wat een lagere ratio tot gevolg heeft (Tabel 7). In de zomermaanden zijn de concentraties nitriet, nitraat en ammonium relatief laag (Tabel 5.1.b, 5.2.b) wat eveneens bijdraagt aan een lage N/P ratio in deze periode. In de winter en het voorjaar treedt accumulatie op van fosfaten in de bodem. Dit heeft stijging van de N/P ratio in de waterlaag tot gevolg.

Silicium

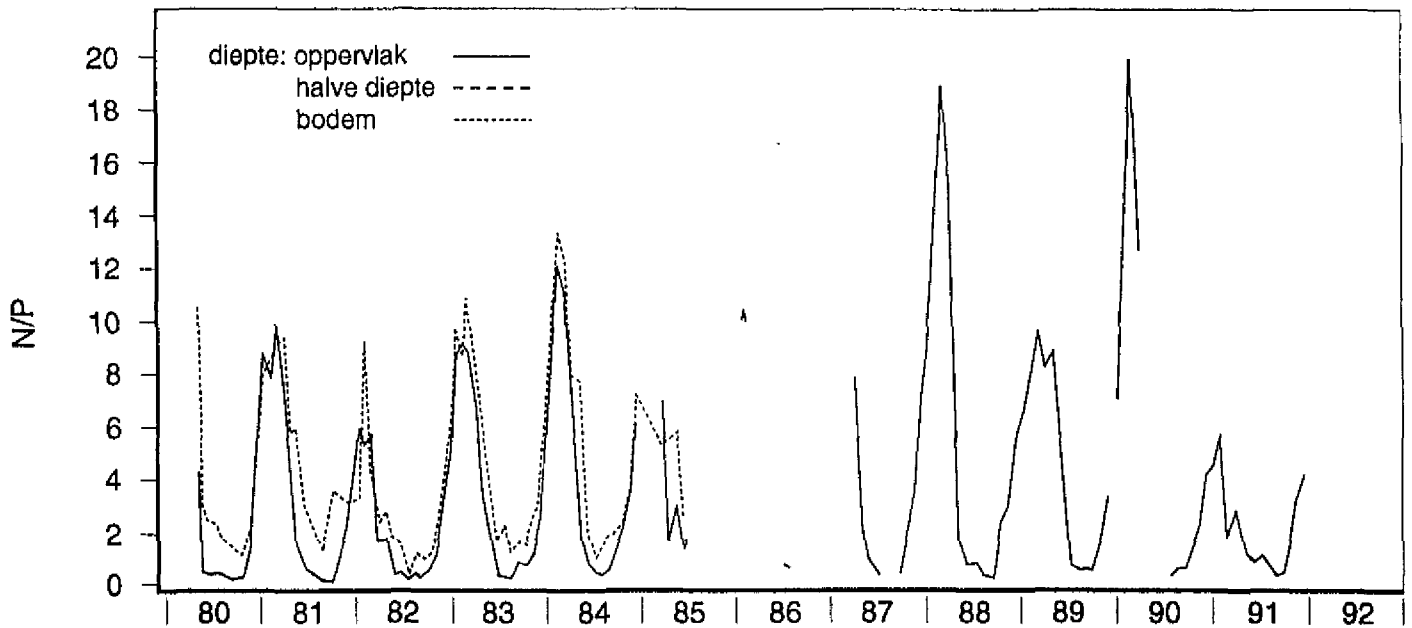
De concentratie silicium in de waterlaag heeft indirect invloed op bijvoorbeeld de parameter zicht. Afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar opgelost silicium kunnen diatomeeën deze stof gebruiken voor de bouw van het skelet. Een toename in de hoeveelheid diatomeeën in de waterlaag heeft een negatief effect op de helderheid en het doorzicht van het water. In het vroege voorjaar wordt silicium door diatomeeën gebruikt voor de bouw van het skelet. Hierdoor treedt een daling van de (opgeloste) siliciumconcentratie op, tot een minimum in maart en april (Figuur 12). Planktonsoorten die minder van silicium afhankelijk zijn worden dan dominant, waardoor het in mei, juni en juli weer uit de afgestorven diatomeeën vrijkomt door mineralisatie. In augustus nemen diatomeeën weer silicium op waardoor er voor de tweede maal een minimum wordt bereikt. Vanaf oktober neemt de concentratie weer toe door mineralisatie tot het midwintermaximum bereikt wordt. In de periode dat de Brouwerssluis open staat treedt er een netto export van silicium naar de Noordzee op waardoor de winterconcentratie daalt. Sinds de aanleg van de sluis in de Grevelingendam vindt er ook uitlaat van meerwater via deze sluis plaats. Via polderwaterlozingen wordt er silicium in het Grevelingenmeer aangevoerd (Holland, 1991). Net boven de bodem is de concentratie silicium relatief hoog in het groeiseizoen van de diatomeeën terwijl de concentratie aan het oppervlak laag is. Aan de bodem wordt silicium uitgewisseld. In het groeiseizoen is de temperatuur hoog waardoor mineralisatieprocessen gestimuleerd worden en er meer silicium in het water komt (Kelderman, 1984). Het water boven de bodem is dan nog niet helemaal gemengd met de rest van de waterkolom.

4.2.6 Chloriditeit

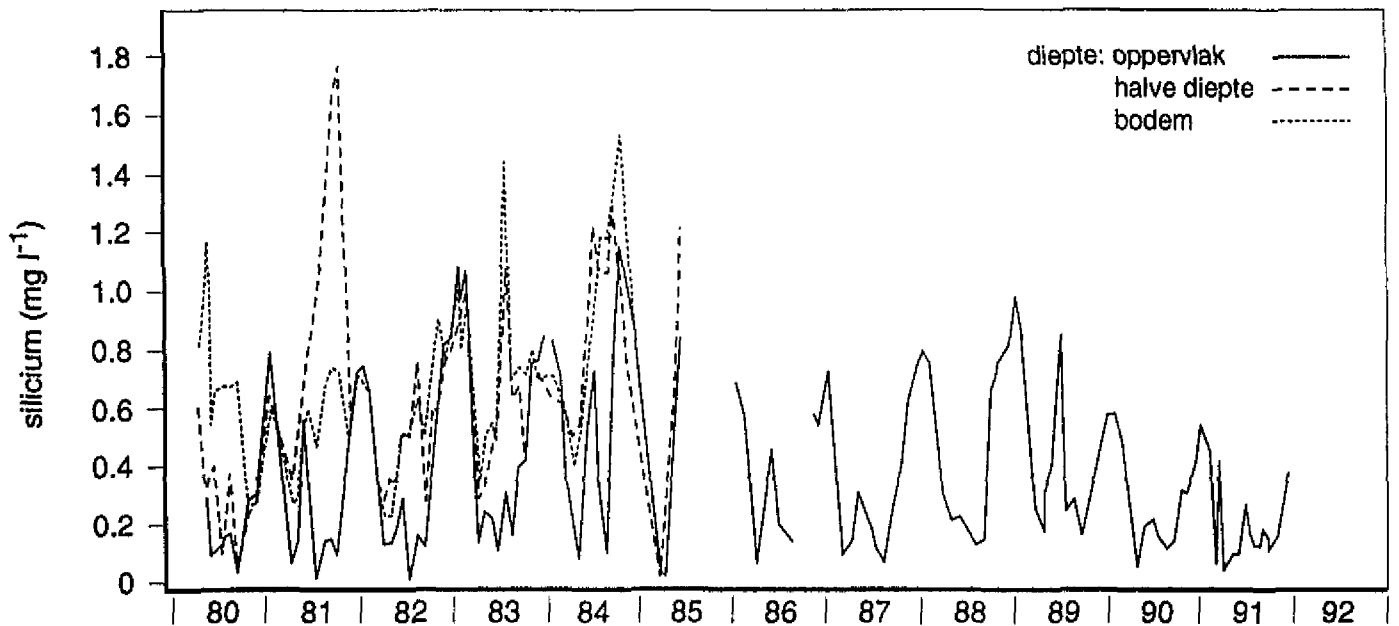
De chloriditeit van het Grevelingenmeer is gedaald in de periode 1971 tot 1978 van respectievelijk 17 tot 12 ‰ Cl⁻ (Figuur 13.2; Nienhuis, 1982). Deze daling trad op als gevolg van het feit dat in deze periode het meer afgesloten was van invloeden van de Noordzee en van de rivieren die voorheen in het estuarium uitmondde. De enige invloed van buitenaf was het instromend polderwater en regenwater wat een chloriditeitsverlaging tot gevolg had. Na de aanleg van de Brouwerssluis in 1978 werd het contact met de zee hersteld. Er trad weer menging op van het water uit het meer en het zoutere Noordzeewater. De chloriditeit steeg dan ook weer binnen 7 maanden tot de oude waarde van 17 ‰ Cl⁻ (Nienhuis, 1982). Gedurende de periode 1980-1985 zijn er weinig gegevens bekend van de chloriditeit uit de gegevens van R.W.S. en D.G.W. (Figuur 13.1). Uit enkele waarnemingen die in deze periode gedaan zijn blijkt dat het chloridegehalte na de zomer van 1980 alweer daalde tot een minimum van bijna 15 g l⁻¹ in 1983 conform de bevindingen van Bannink *et al.* (1984), waarna een stijging optrad (Figuur 13.2). De opsomming van jaargemiddelden uit de literatuur vertoont eenzelfde trend (zie bijlage 2).

Na 1985 zijn de metingen weer regelmatig uitgevoerd. Begin 1986 zet een dalende trend in die leidt tot het lage Cl⁻ gehalte van 15 g l⁻¹ in 1988. Vanaf eind 1988 stijgt de concentratie weer totdat deze in 1991 een ongekend hoge waarde bereikt, rond de 18 g l⁻¹. Het chloridegehalte van de afgelopen jaren is uitgezet tegen het oppervlak bedekt met zeegras (Figuur 18). Opmerkelijk is dat het oppervlak bedekt

Figuur 11 : Het verloop van de N/P ratio van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten. N/P-ratio = (ammonium+nitraat+nitriet):totaal fosfor



Figuur 12 : Het verloop van de siliciumconcentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Tabel 7 : N/P ratio gestandaardiseerd per jaar en per maand na logtransformatie. Ratio is berekend van de concentraties in molair.

a: N/P ratio gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
jan	.	3	-9	4	5	.	.	.	4	-1	1	-8	0
feb	.	-2	-6	0	5	.	2	.	8	.	7	-8	0
mrt	.	3	-8	2	5	-2	.	.	11	3	12	-16	0
apr	.	1	-11	4	3	-14	.	5	14	5	12	-8	0
mei	1	3	-9	7	4	5	.	-2	-3	15	.	-8	0
jun	2	5	-2	-3	2	5	-3	-7	-3	.	.	-3	0
jul	6	5	-6	0	0	.	-1	.	1	-1	-7	4	0
aug	4	0	1	-2	5	.	.	.	-6	-3	-2	.	0
sep	1	.	-4	5	10	.	.	-6	-9	-5	-3	-6	0
okt	-8	2	-1	-4	10	.	.	6	9	5	0	2	0
nov	-9	2	3	-5	9	.	.	8	3	6	-4	5	0
dec	-13	.	3	-4	12	.	.	13	3	.	-4	-4	0
MEAN	-2	2	-4	0	5	-1	-1	0	4	1	1	-5	0

b: N/P ratio gestandaardiseerd per maand

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
jan	.	8	8	12	11	.	.	.	8	9	6	9	9
feb	.	8	12	12	14	.	23	.	12	.	11	12	12
mrt	.	9	7	12	13	8	.	.	14	13	15	-1	10
apr	.	5	2	10	8	-6	.	14	12	11	11	4	6
mei	5	-1	-5	5	1	3	.	-2	-6	12	.	-4	0
jun	-1	-7	-6	-10	-8	-6	-4	-15	-11	.	.	-7	-7
jul	-1	-9	-11	-10	-11	.	-4	.	-10	-10	-14	-4	-9
aug	-3	-12	-6	-11	-9	.	.	.	-14	-11	-12	.	-9
sep	-5	.	-8	-7	-5	.	.	-14	-14	-11	-11	-10	-8
okt	-5	-8	-4	-8	-3	.	.	-3	-5	-4	-7	-2	-5
nov	1	-2	4	-2	1	.	.	4	-2	2	-4	5	0
dec	7	.	10	4	7	.	.	13	3	.	1	8	7
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 8 : Siliciumconcentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

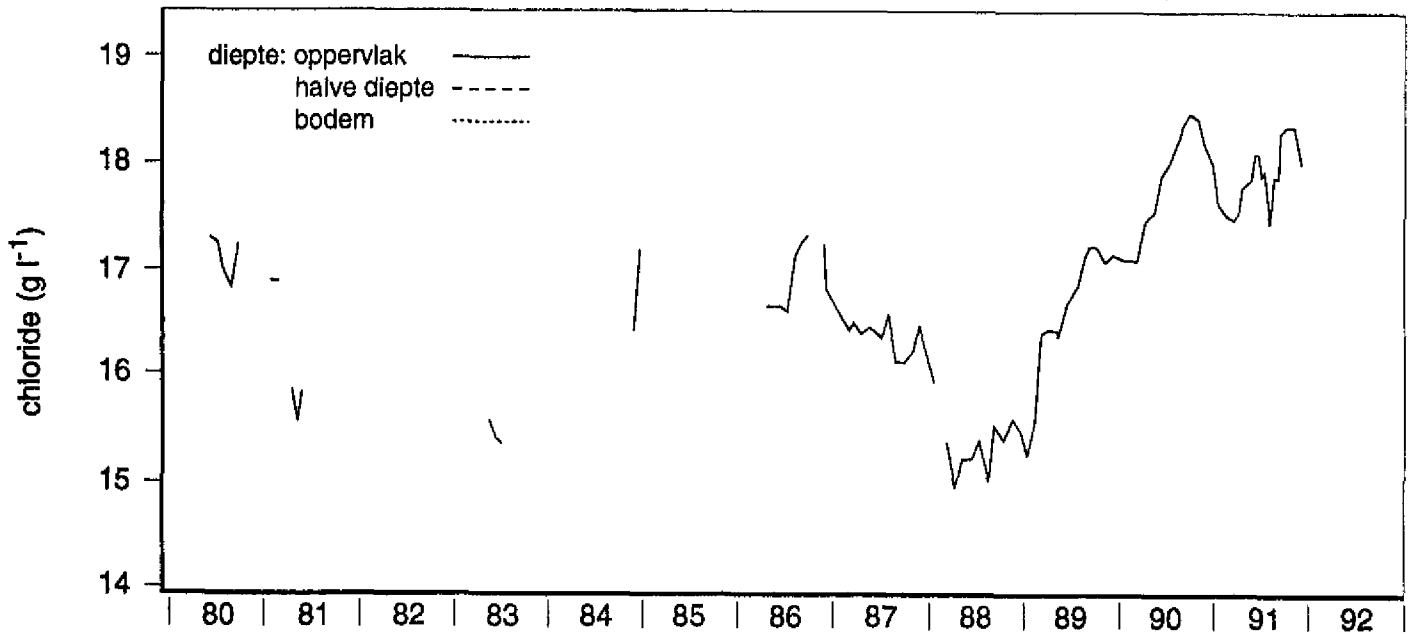
a: silicium gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	-6	0	12	4	7	-2	-8	3	8	-5	-10	0
mrt-mei	-2	3	-1	5	0	-6	0	0	7	6	1	-7	0
jun-aug	-5	-6	-5	-2	8	25	0	-7	-3	10	-3	-3	0
sep-nov	-8	-7	2	6	18	.	5	0	3	-4	-6	-10	0
MEAN	-5	-3	-1	5	8	3	0	-3	2	5	-3	-7	0

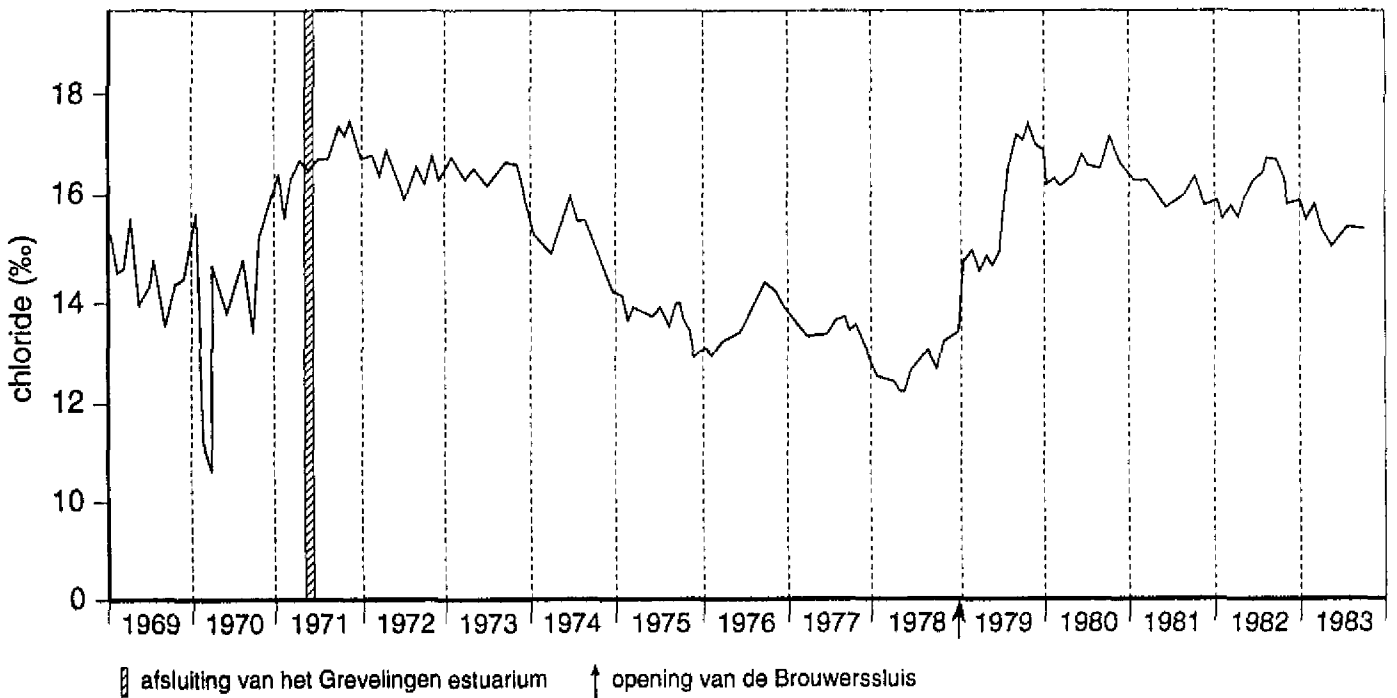
b: silicium gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	11	12	13	7	12	12	10	11	14	16	18	12
mrt-mei	1	0	-5	-5	-10	-6	-6	-4	-3	-5	-3	-7	-5
jun-aug	-3	-7	-8	-10	-4	12	-5	-9	-10	0	-7	-2	-5
sep-nov	2	-2	5	3	12	.	9	5	2	-6	-1	-2	2
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figuur 13.1 : Het verloop van de chlorideconcentratie in de waterkolom gedurende de jaren 1980-1991.



Figuur 13.2 : Het verloop van de chlorideconcentratie in de waterkolom gedurende de jaren 1969-1983.
 Uit Bannink et al. (1984)



Tabel 9 : Chlorideconcentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: chloride gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	3	-13	-8	-5	7	7	0	-7	-15	5	12	0
mrt- mei	7	-11	-7	-15	-3	3	0	-3	-18	-2	9	12	0
jun- aug	0	.	-6	-18	.	.	-2	-7	-20	0	11	9	0
sep- nov	0	-13	.	-14	-7	.	1	-8	-16	0	11	10	0
MEAN	1	-6	-8	-14	-5	4	0	-4	-16	-4	9	10	0

b: chloride gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	10	-13	17	-7	6	8	7	14	-16	-13	-8	-2
mrt- mei	8	-7	1	-5	5	-2	-10	1	-6	-0	-6	-7	-3
jun- aug	-2	.	12	-9	.	.	-3	-3	-5	8	7	0	0
sep- nov	2	-5	.	10	-1	.	8	-6	2	9	10	12	6
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

met Groot zeegras blijkt af te nemen bij een chloridegehalte dat boven een bepaalde waarde ligt. Mogelijk heeft een hoog chloridegehalte in de voorjaars- en zomermaanden een effect op de zaadkieming, groei uit wortelstokken en zaadzetting.

4.2.7. Zuurstof en anaerobie

Na het gereedkomen van de Brouwerssluis in 1978 heeft deze een aantal maanden gedurende de zomer opengestaan zodat er weer zeewater het Grevelingenmeer instroomde. Bij rustig weer en weinig wind treedt er geen menging op van het zee- en meerwater. Daarnaast zorgt een hoge temperatuur voor een hoog zuurstofverbruik op de bodem en in het water. Dit alles heeft in 1979 uiteindelijk geleid tot stratificatie als gevolg van temperatuurverschillen waardoor anaerobie in de onderste laag water optrad. Het zuurstofloze bodemoppervlak was opgelopen tot 7,5 % van het totale bodemoppervlak wat overeenkomt met 800 hectare (Holland, 1991). Door de sluis in de warme periode gesloten te houden kan stratificatie doorgaans voorkomen worden. Van oktober tot maart staat de Brouwerssluis open zodat er toch uitwisseling met de Noordzee kan optreden (pers. comm. W. Vlam). In 1983 en 1984 is echter toch een groot zuurstofloos bodemoppervlak waargenomen, te weten 8 %, 845 hectare, van het totale bekkenoppervlak (Holland, 1991). Dit heeft destijds geen duidelijke problemen veroorzaakt voor de zeegraspopulatie, wat waarschijnlijk mede kwam doordat het zuurstofloos bodemoppervlak meestal in het westelijke deel van het Grevelingenmeer gelegen was waar weinig tot geen zeegrassen voorkwamen (Holland, 1991).

Het zuurstofpercentage van het water aan het oppervlak vertoonde geen duidelijke toe- of afname in de periode 1980-1992 (Figuur 14, Tabel 10.a). In de lente- en zomermaanden is hierin het zuurstofpercentage het hoogst (Tabel 10.b), in de herfstmaanden bereikt deze een jaarminimum. Op grotere diepten is het zuurstofpercentage beduidend lager dan aan het oppervlak (Figuur 14). Opmerkelijk is dat er in de jaren 1981 en 1982 een aantal keren het water op halve diepte een duidelijk lager zuurstofpercentage bevatte dan het water aan de bodem.

In het voorjaar van 1990 werd er een grote oestersterfte geconstateerd (Holland, 1991). Oesters waren aan de onderkant zwart, wat op een direct contact met gereduceerd sediment duidt. Er was zuurstofloosheid in het water boven de bodem en de toplaag van de bodem was gereduceerd. In mei 1990 was het zuurstofarme oppervlak ongeveer 276 hectare en in juni 1990 was deze 183 hectare. Voor de maand mei was dit het grootste zuurstofloze oppervlak in de periode 1980-1990 dat ooit gemeten is. Dit oppervlak lag op een diepte van meer dan 20 meter (Holland, 1991).

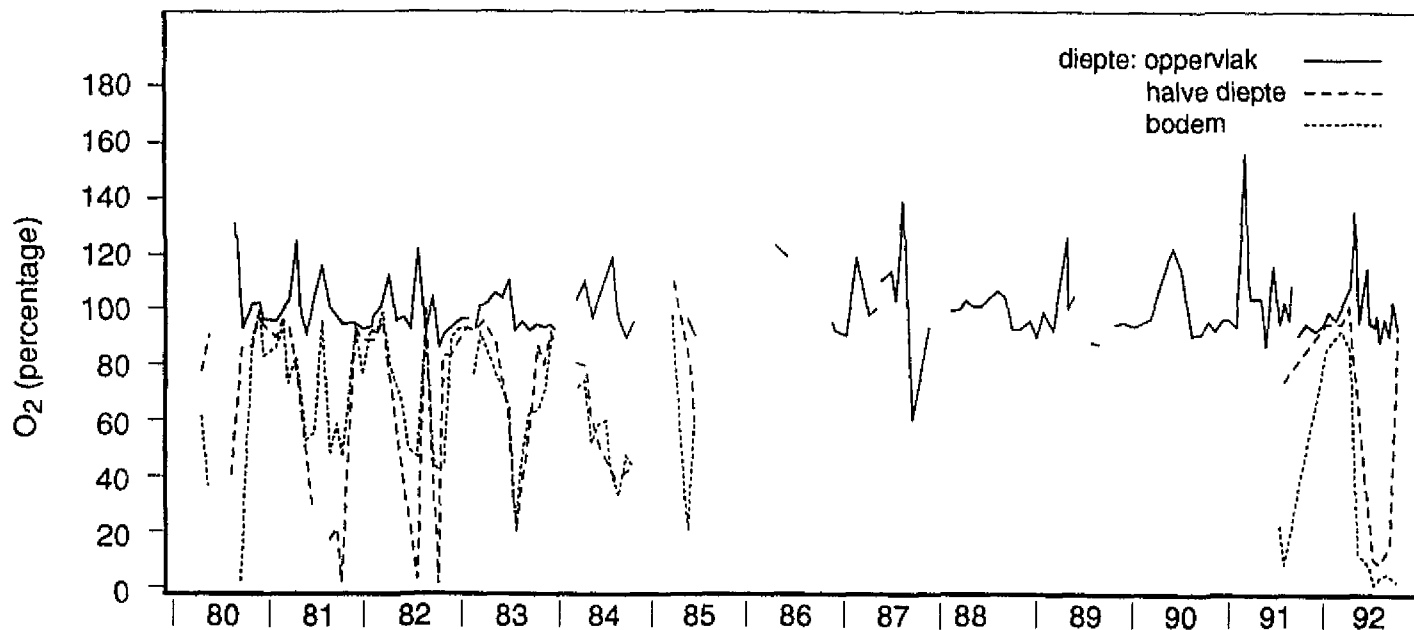
4.2.8. Temperatuur

De gemiddelde temperatuur was hoger in 1989 en 1990 dan in voorgaande jaren (Tabel 4a). De winters in het begin van 1988, 1989 en 1990 waren relatief warm, vergeleken met andere jaren. In 1989 en 1990 was ook het voorjaar (maart, april en mei) erg warm (Tabel 11.a, Figuur 15). Dit warme voorjaar heeft mogelijk een rol gespeeld in het grote zuurstofloze oppervlak in mei 1990.

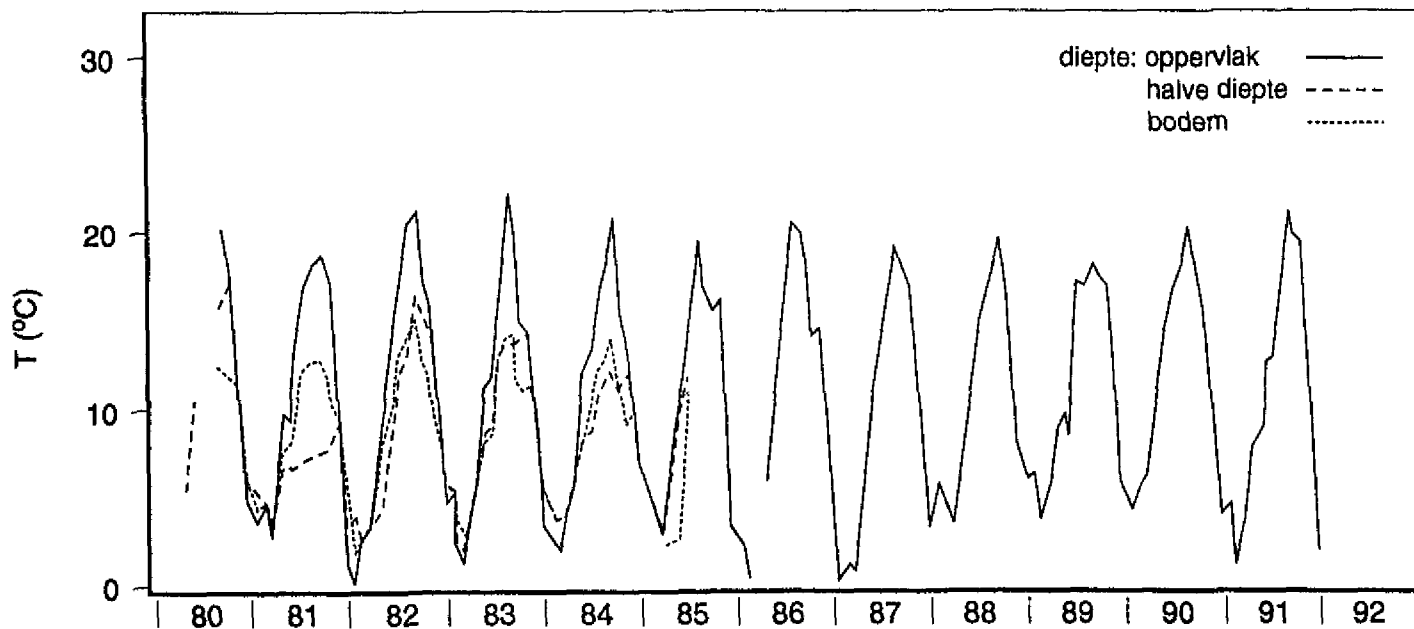
4.2.9. Systemvreemde stoffen

Volgens het rapport van Rijkswaterstaat 'Waterbeheer Grevelingenmeer 1980-1990' zijn de belangrijkste verontreinigende stoffen de organotinverbindingen, derivaten van het tributyltin, TBT (Holland, 1991). Dit is het werkende bestanddeel van anti-aangroei middelen voor scheepswanden. De organotinverbindingen zijn gemeten in 1989 en kwamen toen in hoge concentraties voor, tot ruim driehonderd maal de norm die D.G.W. hanteerde van 10 nanogram Sn l⁻¹. Deze norm is afkomstig uit de I-lijst van de algemene milieukwaliteit; hierin worden waarden gegeven waaronder het risico verwaarloosbaar klein is (Holland, 1991). Bakker *et al.* (1991) hanteert de no-effect level die ligt op 0.5 ng Sn l⁻¹. De hoge gehalten werden gevonden in jachthavens (Scharendijke, Brouwershaven en Bruinisse). Nergens in Nederland werden zulke hoge concentraties tributyltin aangetroffen als in het Grevelingenmeer wat waarschijnlijk het gevolg is van het grote aantal jachten dat in de havens afgemeerd ligt en van de minieme uitwisseling met Noordzeewater in vergelijking met getijdegebonden havens. Met ingang van 1 januari 1990 is het gebruik van TBT houdende anti-aangroeierven voor schepen kleiner dan 25 meter verboden (Bakker *et al.*, 1991).

Figuur 14 : Het verloop van het zuurstofpercentage van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Figuur 15 : Het verloop van de temperatuur van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Tabel 10 : Zuurstofpercentage gestandaardiseerd per jaar en per seizoen.

a: zuurstofpercentage gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	MEAN
dec-feb	.	1	-2	-2	-6	.	-6	10	5	-2	-2	0	1	0
mrt-mei	-1	-2	-2	-2	-2	3	13	-2	-3	0	3	8	-1	0
jun-aug	31	0	-1	-3	2	-9	8	8	0	-10	-1	-2	-4	0
sep-nov	6	2	1	0	-1	.	2	-19	3	2	-1	4	2	0
MEAN	13	0	-1	-2	0	-2	5	-1	0	-2	0	3	-1	0

b: zuurstofpercentage gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	MEAN
dec-feb	.	-4	-3	-4	-10	.	-12	1	-2	-3	-5	-4	-2	-3
mrt-mei	-4	3	3	8	0	5	10	2	2	7	7	8	6	5
jun-aug	12	4	3	3	5	-9	6	9	5	-10	1	-1	-2	2
sep-nov	-6	-5	-3	-6	-10	.	-10	-12	-7	-3	-7	-4	-4	-6
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 11 : *Temperatuur gestandaardiseerd per jaar en per seizoen.*

a: temperatuur gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	3	-12	-1	-3	16	-10	-2	6	11	8	1	0
mrt- mei	9	0	1	-2	-4	-4	-6	0	-2	5	9	-1	0
jun- aug	3	-1	6	6	-3	-5	2	0	-3	1	5	-6	0
sep- nov	-3	4	1	-2	1	-3	-2	0	-1	-1	1	3	0
MEAN	1	1	1	0	-2	-3	-2	-1	0	4	6	-1	0

b: temperatuur gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	-11	-16	-11	-13	-8	-14	-11	-10	-11	-14	-13	-12
mrt- mei	-4	-4	-4	-4	-7	-7	-8	-3	-5	-2	-2	-5	-4
jun- aug	10	12	12	14	10	11	9	13	12	12	12	9	11
sep- nov	-5	5	2	2	3	1	0	4	3	1	0	4	2
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Een andere bron van mogelijke verontreiniging met gifstoffen kan gezien worden in de landbouw in de directe omgeving van het meer. Via de gemaaltjes stroomt verontreinigd polderwater het meer in (pers. comm. K. Verschuure, D. de Jong). Deze verontreinigingen bestaan uit landbouwgif zoals lindaan. In 1982 en in 1986 is de hoeveelheid lindaan in het water gemeten. Echter toen zijn er geen verontrustende concentraties gevonden (Holland, 1991). De concentratie gemeten in 1982 en 1986 lag nog onder de norm voor de basiskwaliteit die $0.01 \mu\text{g l}^{-1}$ bedroeg. In juli 1992 heeft het erg veel geregend. Veel aardappelen zijn toen bespoten, waardoor er uitspoeling van deze chemicaliën heeft kunnen optreden die in het Grevelingenmeer terecht konden komen door lozing van oppervlaktewater via de gemalen. In deze tijd is ook het zeegras dat voor de uitstroomopening van het gemaal bij Battenoord staat verdwenen. Door een tijdelijke verandering van windrichting (een samenloop dus van verontreiniging en wind) zou dit een rol kunnen hebben gespeeld bij de zeegrassterfte (pers. comm. K. Verschuure). In deze periode zijn watermonsters genomen die nog op landbouwgif getest moeten worden. Onkruidbestrijders hebben een negatief effect op zeegras, met name 2,4-DP blijkt de groei van Groot zeegras te remmen (Sand-Jensen and Borum, 1983). Kemp *et al.* (1983) vonden een onderdrukking van de fotosynthese bij aanwezigheid van het onkruidbestrijdingsmiddel Atrazine.

4.2.10. Overlge

Chlorofyl a

De concentratie van chlorofyl a in het water wordt veroorzaakt door de hoeveelheid fytoplankton. Deze organismen vertonen in het algemeen meerdere bloeipeken per jaar die relatief kort duren. In het voorjaar treden al bloeiexplosies op (Figuur 16). De hoogte van een dergelijk bloeipek is echter onbetrouwbaar aangezien de fytoplanktonontwikkeling soms zo snel gaat dat er in enkele dagen een sterke opbloei is. De meetfrequentie was niet hoog genoeg om deze bloei te volgen. Het kan dus zijn dat de meting midden in de bloeiperiode is gevallen maar het is evenzeer mogelijk dat deze meting het begin van de bloei weergeeft, of dat zelfs de afbraak alweer in gang is gezet. Deze grafiek geeft wel weer dat er regelmatig schommelingen zijn in het chlorofyl a c.q. fytoplankongehalte in het water.

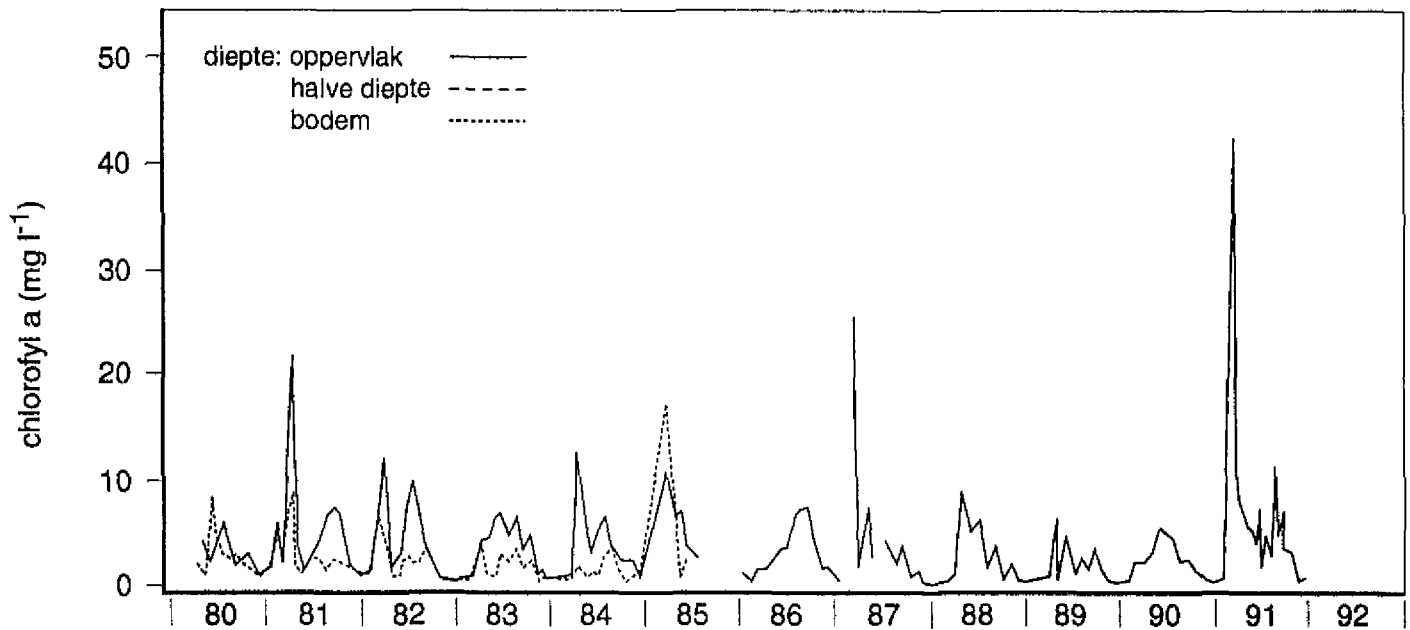
POC

Particulate organic carbon (POC) bestaat uit o.a. humuszuren die gedeeltelijk vrijkomen bij de afbraak van plantenmateriaal. Organisch afvalmateriaal van biologische oorsprong zoals dood fytoplankton, faecaliën, zeegras, etc. dragen allemaal bij aan het POC gehalte in de bodem. Bepaalde hoeveelheden suspenderen in het water zodat ze een aandeel leveren aan het POC gehalte van de waterkolom. Deze parameter is direct gerelateerd aan het zicht (de correlatiecoëfficiënt van POC en zicht is -0.486 bij een $p < 0.001$, zie bijlage 1). Schommelingen worden onder andere veroorzaakt door turbulentie in de waterkolom. Eind 1984 was het POC gehalte erg hoog (Figuur 17.1); tot circa 3 mg l^{-1} in november en december. Het jaargemiddelde van 1985 is éénmalig erg hoog vergeleken met andere jaren (Tabel 13.1.a). Na 1985 echter zijn de POC waarden weer laag wat leidt tot een minimum in 1989-1990, gevolgd door een maximum in 1991.

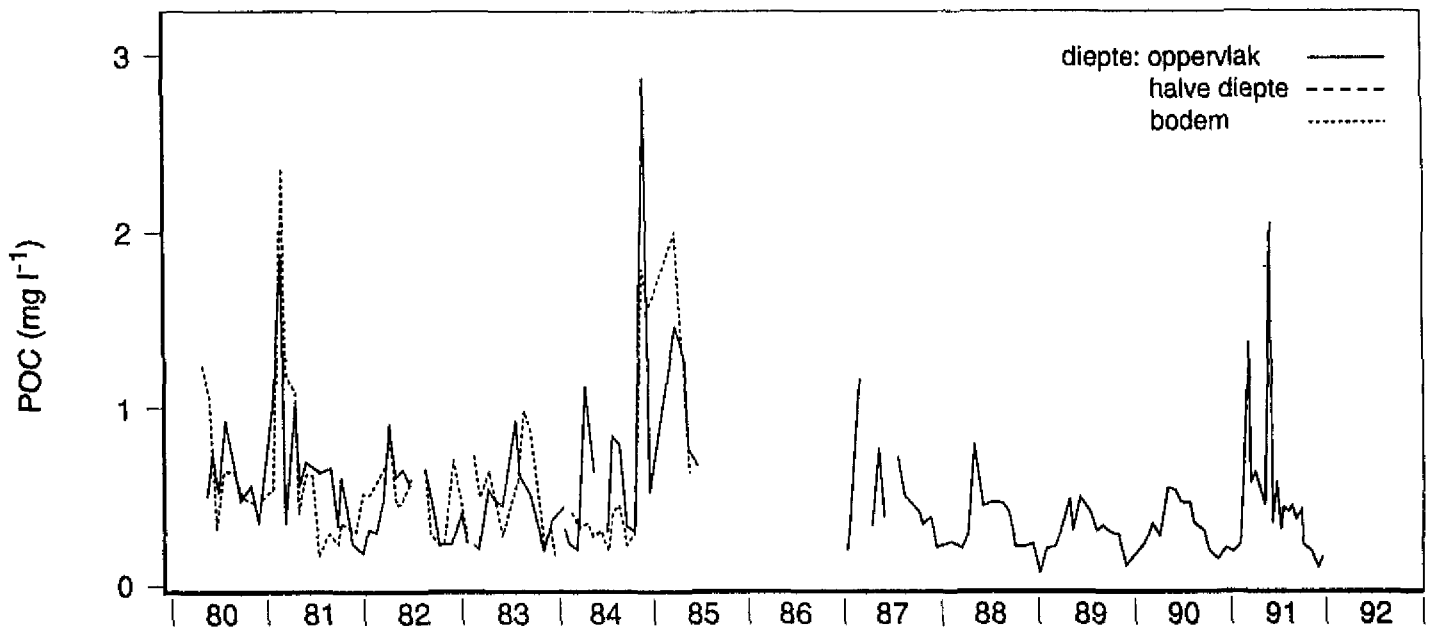
DOC

Dissolved organic carbon (DOC) is het opgeloste koolstof wat in de waterkolom aanwezig is. De fluctuaties van het DOC nemen door de jaren heen af (Figuur 17.2). De minimale waarden in het voorjaar worden geleidelijk aan hoger en de maximale waarden in de zomer nemen na verloop van tijd af.

Figuur 16 : Het verloop van het chlorofyl a gehalte van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Figuur 17.1 : Het verloop van de Particulate Organic Carbon (POC) concentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Tabel 12 : Chlorofyl a gehalte gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: chlorofyl a gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	20	6	-1	0	-1	5	6	-8	-4	-5	-4	0
mrt- mei	-4	-1	1	-3	-1	6	-9	0	-7	-7	-4	8	0
jun- aug	-1	-1	9	4	0	-4	1	-6	-2	-13	-2	0	0
sep- nov	-1	10	-4	0	1	.	7	1	-1	-6	-4	3	0
MEAN	-1	6	2	0	0	2	2	0	-5	-7	-3	2	0

b: chlorofyl a gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	-4	-9	-11	-11	-14	-11	-11	-11	-7	-14	-14	-10
mrt- mei	0	1	5	3	4	5	-7	4	1	5	4	9	4
jun- aug	5	1	9	9	5	-4	6	-2	7	2	7	1	4
sep- nov	-5	2	-7	-2	-1	.	2	-3	0	0	-4	-3	-3
MEAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 13.1 : Particulate Organic Carbon (POC) concentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

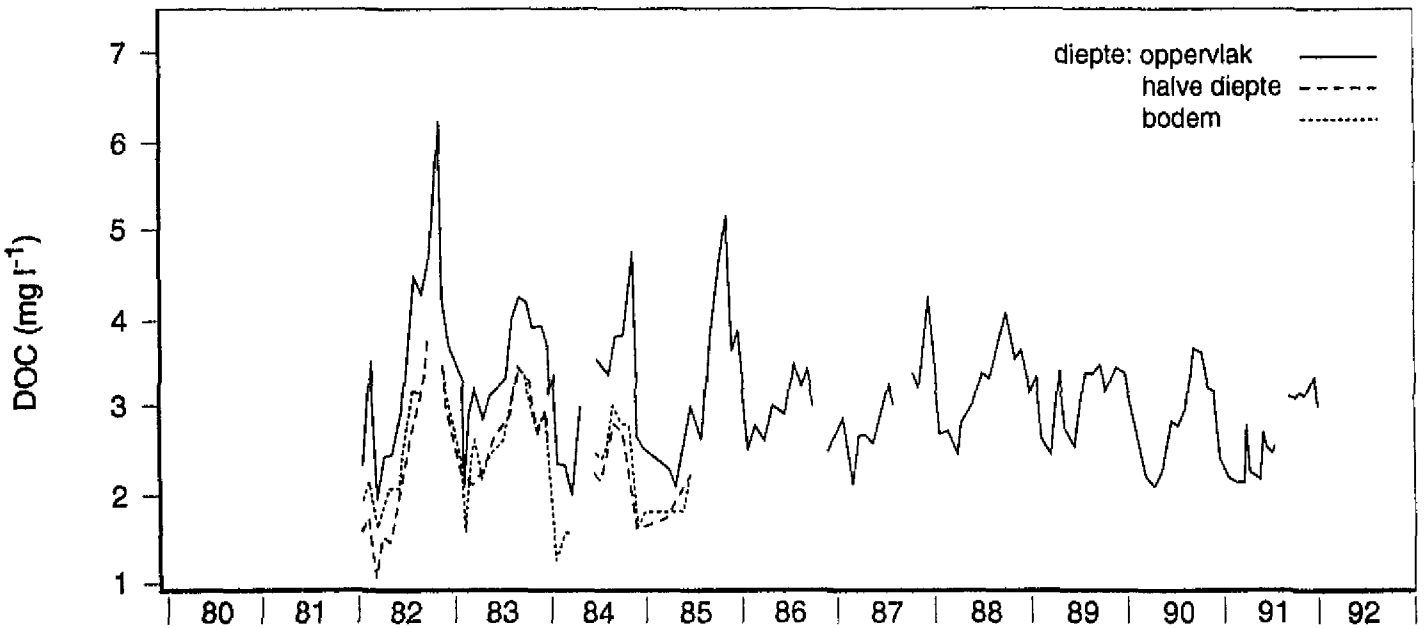
a: POC gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	20	0	0	-3	7	.	10	-2	-5	-3	-3	0
mrt- mei	-1	0	1	-6	0	13	.	-2	-5	-7	-5	5	0
jun- aug	6	5	3	8	3	5	.	3	-4	-8	-5	-7	0
sep- nov	6	3	-2	1	15	.	.	3	-2	-4	-4	-3	0
MEAN	4	6	0	0	3	11	.	2	-3	-6	-5	-2	0

b: POC gestandaardiseerd per seizoen

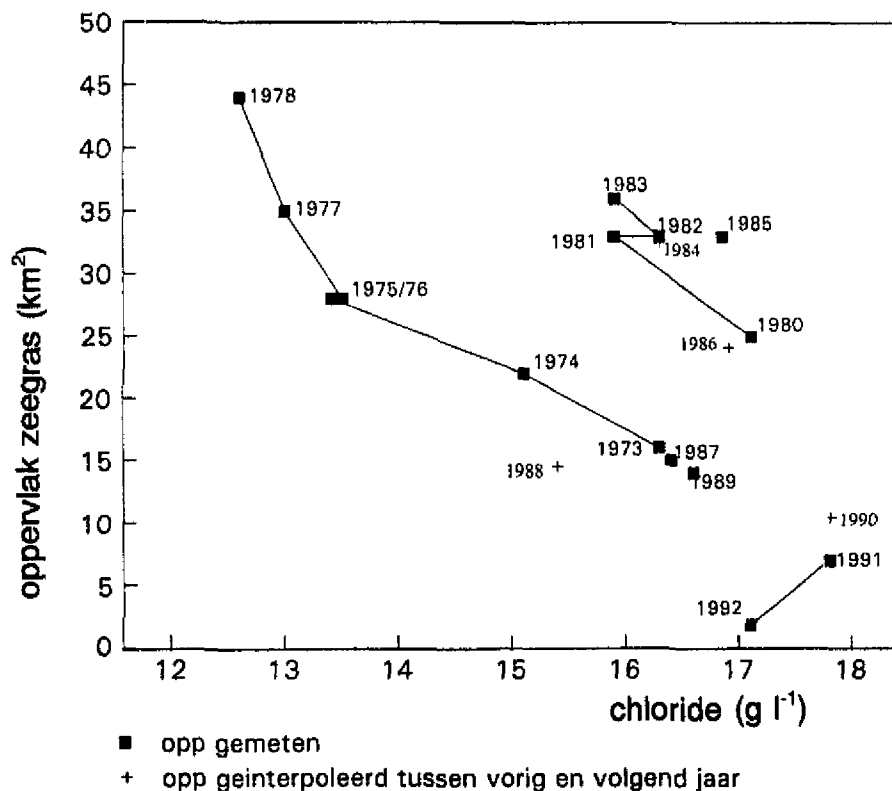
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec- feb	.	6	-7	-6	-8	-14	.	3	-7	-8	-8	-7	-6
mrt- mei	1	-1	10	-1	2	5	.	2	5	6	6	11	5
jun- aug	3	0	8	11	2	-9	.	3	6	4	6	-1	3
sep- nov	-4	-5	-8	-4	4	.	.	-5	-4	-4	-9	-6	-5
MEAN	0	0	0	0	0	0	.	0	0	0	0	0	0

Figuur 17.2 : Het verloop van de Dissolved Organic Carbon (DOC) concentratie van het water gedurende de jaren 1980-1991, gemeten op drie verschillende diepten.



Figuur 18 : Relatie tussen de chloriditeit van het water in het Grevelingenmeer en het oppervlak bedekt met Groot zeegras 1973-1992

(voor chloridegehalten zie Bijlage 2; voor zeegrasoppervlak zie Figuur 3 en pers. comm. K. Verschuure)



Tabel 13.2 : Dissolved Organic Carbon (DOC) concentratie gestandaardiseerd per jaar en per seizoen na logtransformatie.

a: DOC gestandaardiseerd per jaar

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	.	1	5	-2	-4	-2	-4	1	6	1	-11	0
mrt-mei	.	.	-4	8	-1	-4	5	3	5	5	-2	-4	0
jun-aug	.	.	9	6	2	-5	-2	-4	2	1	-3	-12	0
sep-nov	.	.	8	2	-1	8	-16	-2	1	-5	-5	-7	0
MEAN	.	.	4	5	0	-3	-3	-1	2	2	-3	-8	0

b: DOC gestandaardiseerd per seizoen

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	MEAN
dec-feb	.	.	-5	-6	-6	-2	-9	-8	-8	-1	-2	-9	-6
mrt-mei	.	.	-11	-6	-8	-5	-4	-4	-8	-6	-10	-6	-7
jun-aug	.	.	5	5	4	4	9	5	5	6	5	1	4
sep-nov	.	.	7	6	5	17	-6	13	10	4	9	12	8
MEAN	.	.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 14.1 : Gegevens van interstitieel bodemwater in het Grevelingenmeer in 1990 en 1991.

Alle parameters weergegeven in $\mu\text{mol l}^{-1}$; alkaliniteit in $\text{meq HCO}_3 \text{l}^{-1}$. Monsterplekken: 1 bij Herkingen, 2 bij Battenoord.

datum	pH	alk.	o-PO ₄	NH ₄	S	Ca	Mn	Fe	P	Mg
30/05/90	7.40 ¹	5.14 ¹	11.8 ¹	18.6 ¹	23794 ¹	10013 ¹	10.0 ¹	0.5 ¹	12 ¹	45333 ¹
	7.40 ²	2.83 ²	7.4 ²	22.2 ²	24324 ²	9221 ²	6.0 ²	0 ²	6 ²	46283 ²
02/07/90	7.42 ¹	5.29 ¹	6.2 ¹	14.2 ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹
	7.51 ²	2.77 ²	4.9 ²	11.1 ²	- ²	- ²	- ²	- ²	- ²	- ²
09/08/90	- ¹	- ¹	15.9 ¹	71.3 ¹	25234 ²	8103 ¹	6.2 ¹	6.0 ²	10 ¹	44130 ¹
	- ²	- ²	8.7 ²	12.6 ²	26008 ²	8925 ²	3.8 ²	6.6 ²	13 ²	41955 ²
07/09/90	7.37 ¹	4.55 ¹	10.2 ¹	72.9 ¹	- ¹	4730 ¹	2.4 ¹	1.3 ¹	5 ¹	23890 ¹
	7.25 ²	3.16 ²	10.9 ²	27.0 ²	22454 ²	7800 ²	7.5 ²	0.2 ²	6 ²	38930 ²
09/04/91	- ¹	- ¹	15.4 ¹	30.0 ¹	18976 ¹	4211 ¹	6.7 ¹	1.3 ¹	10 ¹	21362 ¹
	- ²	- ²	22.8 ²	31.9 ²	25340 ²	6797 ²	0.9 ²	0.2 ²	3 ²	36595 ²
21/05/91	7.31 ¹	2.13 ¹	2.4 ¹	5.9 ¹	>30000 ¹	8158 ¹	1.8 ¹	0.5 ¹	2 ¹	41768 ¹
	7.40 ²	2.07 ²	10.3 ²	15.9 ²	>30000 ²	6524 ²	44.1 ²	1.6 ²	6 ²	30743 ²
11/07/91	7.75 ¹	3.06 ¹	13.1 ¹	20.6 ¹	16065 ²	7946 ¹	29.8 ¹	2.1 ²	12 ¹	39167 ¹
	7.21 ²	5.21 ²	4.6 ²	6.9 ²	14349 ²	4120 ²	3.0 ²	1.1 ²	21 ²	19419 ²
14/08/91	7.69 ¹	3.13 ¹	7.4 ¹	22.2 ¹	14935 ¹	6196 ¹	10.0 ¹	2.2 ¹	11 ¹	32099 ¹
	7.98 ²	3.52 ²	22.3 ²	95.2 ²	19590 ²	7932 ²	58.9 ²	3.4 ²	35 ²	43954 ²
02/09/91	- ¹	- ¹	13.8 ¹	38.2 ¹	25164 ²	9703 ¹	20.9 ¹	2.9 ²	28 ¹	48684 ¹
	- ²	- ²	25.4 ²	73.3 ²	26501 ²	9709 ²	40.4 ²	2.2 ²	25 ²	50076 ²
04/10/90	7.96 ¹	2.72 ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹
	- ²	3.16 ²	- ²	- ²	- ²	- ²	- ²	- ²	- ²	- ²

Tabel 14.2 : Gegevens van de waterkolom in het Grevelingenmeer in 1990.

Alle parameters weergegeven in $\mu\text{mol l}^{-1}$; alkaliniteit in $\text{meq HCO}_3 \text{l}^{-1}$. Monsterplek is Battenoord.

datum	pH	alk.	o-PO ₄	NH ₄	S	Ca	Mn	Fe	P	Mg	Cl
09/04/91	-	-	0.5	6.6	19972	7700	0.2	0	0	36586	516930
21/05/91	8.09	4.30	1.8	2.6	>30000	3054	0.2	0	0	16018	367070
11/07/91	8.57	2.30	3.8	4.6	-	-	-	-	-	-	514186
14/08/91	8.49	2.31	4.1	5.3	16521	6070	0.2	0	2	30130	525250
02/09/91	-	-	4.8	4.7	27879	9255	1.7	0.2	6	50218	348291
04/10/91	8.23	2.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-

5. CONCLUSIES EN SUGGESTIES VOOR VERDER ONDERZOEK

Er is een sterk verband tussen de schommelingen in de saliniteit en de zeegrasdynamiek. Een daling in de saliniteit gaat gepaard met de uitbreiding van zeegrassen. Tijdens de afgesloten periode van het Grevelingenmeer is het chloridegehalte sterk gedaald (van 1971 tot 1978: 17 tot 12 ‰ Cl) en de zeegraspopulatie sterk uitgebreid (van 1440 hectare in 1971 tot 4400 in 1978). Direct na de opening van de Brouwerssluis trad er weer uitwisseling met Noordzeewater op waardoor de chloriditeit van het meer binnen een paar maanden weer op het oude niveau van 17 ‰ Cl terugkwam. Na de opening van deze sluis heeft ook de, op dat moment florerende zeegraspopulatie een enorme terugslag gehad. In 1980 is 40 % van het zeegrasareaal verdwenen. Nienhuis (1983) gaf als meest waarschijnlijke oorzaak voor deze afname een toename in organisch materiaal op de bodem, gevolgd door een verandering in de nutriëntsamenstelling van het meer. Hierdoor zou een versnelde deoxygenatie en toxicatie van het sediment optreden waardoor rhizomen en wortels afstierven. Ook kunnen temperatuur en saliniteit een rol hebben gespeeld (Nienhuis, 1983). Na 1980 daalde het chloridegehalte geleidelijk tot waarden van bijna 15 ‰ in 1983. In dit jaar was er weer een piek in het oppervlak bedekt met zeegrassen (3700 hectare). Na 1983 steeg de saliniteit weer, wat wederom gepaard ging met een afname in de zeegrasbedekking. In 1988 was de saliniteit echter opnieuw op een erg laag punt, 15 ‰ Cl. Echter de lage saliniteit ging deze keer niet gepaard met een zeegrastoename. Na 1988 heeft een continue stijging van de saliniteit in het meer ingezet wat resulteerde in een maximum in 1990 en 1991 van 18.5 ‰ Cl. De zeegrassen zijn in deze periode flink gereduceerd van een bedekking van 1427 hectare in 1989 via enkele honderden in 1991/1992 tot circa 10 hectare in 1993. In deze periode zijn ook het bloeipercentage en de zaadproductie afgenomen (Battenoord, 1989-1992).

Een gunstig effect van lage saliniteit op zeegraspopulaties is eerder waargenomen bij de wasting disease epidemieën. Populaties in milieus met een lage saliniteit worden minder aangetast door wasting disease en herstellen sneller dan populaties die bij hoge saliniteit groeien (Rasmussen, 1977; Short *et al.*, 1986; den Hartog, 1987; Short *et al.*, 1988). De sterfte in de Grevelingen in 1991 ging gepaard met een verhoging van wasting disease vlekken (Figuur 5d; pers. comm. Nienhuis). In 1988 waren de planten echter in dezelfde mate aangetast en is er géén grote sterfte opgetreden. Ook in de Waddenzee zijn vergelijkbare vlekkenpercentages gevonden zonder negatieve consequenties voor de zeegraspopulatie aldaar (van Katwijk, 1992).

Uit voorgaande concluderen wij dat er sterke aanwijzingen zijn dat de Groot zeegraspopulatie positief beïnvloed wordt door een lage saliniteit tot een bepaald punt waarboven ze afsterven. Mogelijk zijn de planten stress-bestendiger bij lage saliniteit. Wasting disease heeft ons inziens echter geen doorslaggevende rol gespeeld in de periode 1989-1993. Een hoge saliniteit heeft mogelijk een negatief effect op het bloeipercentage en de zaadproductie. Hierdoor, en door het feit dat zaden slechter kiemen bij hoge saliniteit (Tutin, 1938; Arasaki, 1950; Phillips, 1971, 1972; Phillips *et al.*, 1983; McMillan, 1983; Hootsmans *et al.*, 1987), wordt ook herstel van de populatie waarschijnlijk bemoeilijkt door hoge saliniteit. Opmerkelijk is de waarneming van K. Verschuure in mei 1993 dat er vrijwel geen kieming in het veld optrad terwijl er wel kiemkrachtige zaden in het sediment aanwezig waren. Voor een goede zaadkieming en opgroei uit wortelstokken in het voorjaar enerzijds en zaadzetting in de zomer anderzijds lijkt een relatief laag chloridegehalte vereist. Indien het chloridegehalte boven deze waarde uitkomt lijkt dit een aanslag te doen op het zeegrasbestand.

De negatieve correlatie tussen saliniteit en zeegrasareaal vertoont een trendbreuk tussen 1985 en 1988. In deze periode neemt de saliniteit af terwijl ook het zeegrasareaal afneemt. Om deze reden, en omdat Groot zeegras elders bij hoge saliniteit floreert (langs Atlantische en Pacifische kusten) kan een hoge saliniteit alléén niet verantwoordelijk zijn voor de sterfte in de Grevelingen.

In de periode 1985-1991 zijn de concentraties van totaal fosfor, ortho-fosfaat, mineraal en organisch stikstof en het POC-gehalte in de waterlaag lager dan in de periode 1980-1984. Deze factoren spelen dus mogelijk een rol bij de zeegrasafname vanaf 1985.

Stikstofdeficiëntie is weinig waarschijnlijk om een aantal redenen. In de gematigde zone komen zeegrasvelden van oudsher voor in stikstofgelimiteerde systemen (Short, 1987). De planten zijn

bijzonder goed aangepast aan stikstofarme omstandigheden (Borum *et al.*, 1989; Pederson and Borum, 1992). Bovendien blijkt stikstofverrijking van het sediment in een Groot zeegrasveld in de Grevelingen geen produktieverhoging tot gevolg te hebben (van Veghel, 1990).

Een laag fosfaatgehalte in de waterlaag is mogelijk ongunstig voor zeegrasgroei. Een fosfaatrijke bodem is waarschijnlijk niet voldoende om limitatie in de waterlaag te compenseren, omdat de translokatie van fosfaten van wortel naar blad zeer traag verloopt (Brix and Lyngby, 1985). Fosfaatlimitatie van Groot zeegras is vaker waargenomen (Roberts *et al.*, 1984; Murray *et al.*, 1992). Het feit dat de sterke zeegrastoename in 1971-1978 niet alleen met saliniteitsverlaging, maar ook met een fosfaattoename gepaard ging (Bannink *et al.*, 1984), vormt een aanwijzing voor een positief effect van P-verrijking. Door de lage waterdynamiek in het stagnante Grevelingenmeer wordt de opname van nutriënten c.q. P moeilijker (Fonseca and Kenworthy, 1987), waardoor P-limitatie eerder op zal treden.

Het Grevelingenmeer heeft een lage waterdynamiek in vergelijking met andere standplaatsen van Groot zeegras waarin getijde- en windgeïnduceerde stromingen waterdynamiek veroorzaken. Door een lage waterdynamiek is niet alleen de nutriëntenopname moeilijker, maar zal het systeem ook eerder kampen met anaërobie. Een combinatie van hoge temperatuur en weinig wind kan resulteren in anaërobie vlak boven de bodem. Zeegras is hier niet tegen bestand (pers. comm. den Hartog; pers. obs. tweede auteur). De verminderde hoeveelheid nutriënten en organisch materiaal (N, P, POC) in de waterlaag zal dit effect echter verminderen. Volgens Penhale and Wetzel (1983) kan *Zostera marina* zich aan anaërobie aanpassen door het vormen van grotere en beter ontwikkelde luchtkanalen ter vergemakkelijking van het zuurstoftransport. Volgens Nienhuis (1983) was de oorzaak van de afname van de zeegrassen eind '70-er jaren een toename in organisch materiaal op de bodem wat anaërobie in de toplaag van het sediment tot gevolg had. Indien de planten in het Grevelingenmeer inderdaad onderhevig zijn aan anaërobie, overeenkomstig de theorie van Nienhuis, zijn er misschien morfologische aanpassingen van de luchtkanalen opgetreden. Naast morfologisch, kunnen zeegrassen zich nog fysiologisch aanpassen; anaërobie-tolerante planten accumuleren malaat (Pregnall *et al.*, 1984). Onderzoek naar anatomische en fysiologische aanpassingen van de plant kan hierover meer duidelijkheid brengen. Door dergelijke aanpassingen kunnen zeegrassen gedurende een korte periode anaërobie tolereren. Echter op de lange termijn overleven de planten dit niet en kan anaërobie leiden tot het verdwijnen van de planten (pers. comm. den Hartog).

AANBEVELINGEN

- saliniteit verlagen middels sluisbeheer indien mogelijk (16 g Cl l^{-1} norm verlagen) op basis van sterke aanwijzingen van positief effect van verlaagde saliniteit op stress-tolerantie van Groot zee gras

- onderzoek met enclosures (aansluitend op de bodem) waarin N en P worden toegevoegd in verschillende combinaties met chloride toevoegingen en manipulatie van de waterdynamiek. Dit zou uitsluitel moeten geven over het belang van deze factoren en hun gecombineerde werking

- fysiologisch onderzoek (in enclosures en daarbuiten):

Meting van de hoeveelheid N en P in het weefsel van gedestruueerd zee gras. Aan de hand van deze gegevens kan het al dan niet limiterend zijn van N en P bepaald worden.

- gifstoffenonderzoek

Het analyseren van de watermonsters (en eventueel, afhankelijk van de bevindingen, ook van de tegelijkertijd genomen monsters van weekdieren en zee grassen) die genomen zijn in de zomer van 1992. Analyses dienen gericht te zijn op landbouwgif en dan met name op de stoffen die gebruikt worden om aardappelloof te bestrijden (Sand-Jensen and Borum, 1983; Kemp *et al.*, 1983).

- verder onderzoek naar bestaande meetreeksen

Het bestuderen en achterhalen van met name P-gegevens van vóór 1980, nutriënten in het interstitiële bodemwater en windgegevens in verband met de waterdynamiek.

6. DANKWOORD

Allereerst veel dank aan Ko Verschuure die veel informatie heeft verstrekt door middel van het beantwoorden van vragen en het begeleiden van de speurtocht naar zeegrassen in het Grevelingenmeer. Daarnaast ook dank aan Luc Vergeer voor zijn opmerkingen en aanvullingen voor het geheel naar aanleiding van zijn eigen onderzoekservaring op dit gebied. Annemiek van de Pluym, D.G.W. Zeeland, willen wij danken voor het verstrekken van de benodigde gegevens omtrent de waterkwaliteit; Theo de Boo, van de afdeling M.S.A., K.U.N., voor de tips die hij ons gaf bij het analyseren en presenteren van de gegevens; Hanske van Westreenen, afdeling Illustratie, β -Faculteit, K.U.N., voor het verfraaien van de figuren en grafieken. V eel dank ook is verschuldigd aan de (ex)medewerkers, vrijwilligers en studenten die tijdens de uitvoering van dit project werkzaam waren op de afdeling Aquatische Oecologie voor de hulp, de tips en de ruggesteun.

Tenslotte willen wij Prof. Dr. C. den Hartog en Drs. D. de Jong bedanken voor het kritisch doorlezen van de tekst.

7. LITERATUUR

- Addy, C.E. (1947)
Germination of eelgrass seed. *J. Wildl. Manage.*, **11**: 279.
- Apon, L.P. (1990)
Verspreiding en biomassa van het macrofytobenthos in het Grevelingenmeer in 1989. Rapporten en Verslagen 1990-03, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek
- Arasaki, M. (1950)
Studies on the ecology of *Zostera marina* and *Zostera nana*.
Bull. Jpn. Soc. Fish., **16**: 21-29.
- Bakker, C. and de Vries, I. (1984)
Phytoplankton- and nutrient dynamics in saline lake Grevelingen (S.W. Netherlands) under different hydrodynamical conditions in 1978-1980. *Neth. J. of Sea Res.*, **18** (3/4): 191-220.
- Bakker, J.F., van den Ende, K.J.C., Honknoop, J., van Meerendonk, J.H., Steyaert, F.H.I.M., Stronkhorst, J., en Stutterheim, E. (1991)
Trends en toestand zoute wateren 1980-1990. Een goede start voor beheer en verkenning. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat en Dienst Getijdewateren. Nota nr GWWS 91.004; pp. 240.
- Bannink, B.A., van der Meulen, J.H.M., and Nienhuis, P.H. (1984)
Lake Grevelingen: from an estuary to a saline lake. An introduction.
Neth. J. of Sea Res., **18** (3/4): 179-190.
- Boon, P.I. (1986)
Nitrogen pools in seagrass beds of *Cymodocea serrulata* en *Zostera capricorni* of Moreton Bay, Australia. *Aquat. Bot.*, **25**: 1-19.
- Borum, J., Murray, L., and Kemp, W.M. (1989)
Aspects of nitrogen acquisition and conservation in eelgrass plants. *Aquat. Bot.*, **35**: 289-300.
- Boudewijn, T.J. (1989)
De Tafelend als zaadeter in Grevelingen. *Limosa*, **62**: 169-176.
- Brix, H., and Lyngby, J.E. (1985)
Uptake and translocation of phosphorus in eelgrass (*Zostera marina*). *Mar. Biol.*, **90**: 111-116.
- Burkholder, J.M., Mason, K.M., and Glasgow, H.B. (1992)
Watercolumn nitrate enrichment promotes decline of eelgrass, *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **81**: 163-178.
- Churchill, A.C. (1983)
Field studies on seed germination and seedling development in *Zostera marina* L.
Aquat. Bot., **16**: 21-29.
- Churchill, A.C. (1992)
Growth characteristics of *Zostera marina* seedlings under anaerobic conditions.
Aquat. Bot., **43**: 379-392.
- Cock de, A.W.A.M. (1977)
Culture of *Zostera marina* L. in the laboratory. *Aquaculture*, **12**: 279-281.

- Colijn, F. (1982)
Light absorption in the waters of the Ems-Dollard estuary and its consequences for the growth of phytoplankton and microplankton. *Neth. J. of Sea Res.*, **15**: 196-216.
- Critchley, A.T., Nienhuis, P.H., and Verschuure, K. (1987)
Presence and development of populations of the introduced brown alga *Sargassum muticum* in the southwest Netherlands. *Hydrobiologia*, **151/152**: 245-255.
- Druehl, L.D. (1973)
Marine Transplantations. *Science*, **179**: 12.
- Dijk van, G.M., and Martejijn, E.C.L. (eds) (1993)
Ecological rehabilitation of the River Rhine, the Netherlands research summary report (1988-1992). Report of the project 'Ecological Rehabilitation of the rivers Rhine and Meuse', report no. **50**: pp. 7-10.
- Fonseca, M.S., and Kenworthy, W.J. (1987)
Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquat. Bot.*, **27**: 59-78.
- Giesen, W. (1990)
Wasting disease and present eelgrass condition; Laboratory of Aquatic Ecology, University of Nijmegen, The Netherlands.
- Giesen, W.B.J.T., van Katwijk, M.M., and den Hartog, C. (1990)
Temperature, salinity, insolation and wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea in the 1930's. *Neth. J. of Sea Res.*, **25(3)**: 395-404.
- Harrison, P.G. (1991)
Mechanisms of seed dormancy in an annual population of *Zostera marina* (eelgrass) from the Netherlands. *Can. J. Bot.*, **69**: 1972-1976.
- Harrison, P.G. (1993)
Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.*, **45**: 63-77.
- Hartog den, C. (1983)
Structural uniformity and diversity in *Zostera* dominated communities in Western Europe. *Mar. Techn. Soc. J.*, **17**: 6-14.
- Hartog den, C. (1987)
'Wasting disease' and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquat. Bot.*, **27**: 3-14.
- Hartog den, C., en van der Velde, G. (1970)
De flora en de vegetatie van het Balgzand. *Wetensch. Meded. Kon. Ned. Natuurh. Ver.*, **86**: 20-36.
- Hemminga, M.A., Harrison, P.G., and van Lent, F. (1991)
The balance of nutrient losses and gains in seagrass meadows. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **71**: 85-91.
- Hemminga, M.A., Koutstaal, B.P., van Soelen, J., and Merks, A.G.A. (1993)
The nitrogen supply to intertidal eelgrass (*Zostera marina* L.). *Mar. Biol. in press*.
- Holland, A.M.B. (1991)
Waterbeheer Grevelingenmeer 1980-1990, Nota GWWS-91.086.
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat.

- Hootsmans, M.J.M., Vermaat, J.M., and van Vierssen, W. (1987)
Seed-bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from the Netherlands: *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* Hornem. *Aquat. Bot.*, **28**: 275-285.
- Iizumi, H., Hattori, A., and McRoy, C.P. (1980)
Nitrate and nitrite in interstitial waters of eelgrass beds in relation to the rhizosphere. *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* **47**: 191-201.
- Iizumi, H., and Hattori, A. (1982)
Growth and organic production of eelgrass (*Zostera marina* L.) in temperate waters of the Pacific Coast of Japan. III. The kinetics of nitrogen uptake. *Aquat. Bot.*, **12**: 245-256.
- Jong de, D.J., en de Jonge, V.N. (1989)
Zeegras; *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* Horn.: Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren. Nota GWAO-89.1003.
- van de Kamer, J.P.G., en de Vries, I. (1987)
"GREWAQ"; Een ecologisch model van het Grevelingenmeer. Waterloopkundig Laboratorium, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek.
- Katwijk van, M.M. (1992)
Herintroduktie van zeegras in de Waddenzee. 1. Mesocosmexperimenten met Groot Zeegras (*Zostera marina* L.). Lab. Aquat. Oec., Universiteit Nijmegen, pp. 54.
- Kawasaki, Y., Litoka, Y., Goto, H., Terawaki, Y., Watanabe, Y., and Kikuti, K. (1988)
Study on the technique for *Zostera* bed creation. *Denryoku Chuo Kenkyusho Hokoku O* (u14): 1-231.
- Keddy, C.J., and Patriquin, D.G. (1978)
An annual form of eelgrass on Nova Scotia. *Aquat. Bot.*, **5**: 163-170.
- Kelderman, P. (1980)
Phosphate budget and sediment-water exchange in lake Grevelingen (SW Netherlands). *Neth. J. of Sea Res.*, **14** (3/4): 229-236.
- Kelderman, P. (1981)
Een interstieel water onderzoek op 5 permanente meetplaatsen op de Grevelingen bodem in de eerste 6 maanden van 1979. Delta Instituut Hydrobiologisch Onderzoek. Rapporten en Verslagen 1981-4: 1-57.
- Kelderman, P. (1984)
Sediment-water exchange in lake Grevelingen under different environmental conditions. *Neth. J. of Sea Res.*, **18** (3/4): 286-311.
- Kelderman, P., Nieuwenhuize, J., Meerman-van de Repe, A.M., and van Liere, J.M. (1984)
Changes of sediment distribution patterns in lake Grevelingen, an enclosed estuary in the SW Netherlands. *Neth. J. of Sea Res.*, **18**: 273-285.
- Kemp, W.M., Boyton, W.R., Twilley, R.R., Stevenson, J.C. and Means, J.C. (1983)
The decline of submerged vascular plants in Upper Chesapeake Bay: summary of results concerning possible causes. *Mar. Tech. Soc. J.*, **17**: 78-89.
- Kenworthy, W.J., Zieman, J.C. and Thayer, G.W. (1982)
Evidence for the influence of seagrasses on the benthic nitrogen cycle in a coastal plain estuary near Beaufort, North Carolina (U.S.A.). *Oecologia*, **54**: 152-158.

- Löning, K. (1981)
Light. In: The biology of seaweeds. Bot. Monographs, Vol. 17, ed's C.S. Lobban and M.J. Wymme. Blackwell Publ.: p. 326-364.
- Mazzella, L., and Alberte, R.S. (1986)
Light adaptation and the role of autotrophic epiphytes in primary production of the temperate seagrass, *Zostera marina* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 100: 165-180.
- McMillan, C. (1983)
Seed germination for an annual form of *Zostera marina* from the Sea of Cortez, Mexico. *Aquat. Bot.*, 16: 105-110.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Koninklijk Nederland Meteorologisch Instituut (1989)
Het weer, jaar 1989. Jaaroverzicht van het weer in Nederland. de Bilt, 86e jaargang, no. 13. KNMI ISSN 0167-8248.
- Mulder, J.P.M. (1989)
The changing tidal landscape in the Delta area of the South-West Netherlands. In: Hooghart, J.C. and Posthumus, C.W.S., Hydroecological relations in the Delta Waters of the South-West Netherlands, Rijkswaterstaat, Directoraat Zeeland, Den Haag, pp. 71-88.
- Murray, L., Dennison, W.C., and Kemp, W.M. (1992)
Nitrogen versus phosphorus limitation for growth of an estuarine population of eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquat. Bot.*, 44: 83-100.
- Nienhuis, P.H. (1978)
Lake Grevelingen: a case study of ecosystem changes in a closed estuary. *Hydrobiol. Bull.*, 12 (3/4): 246-259.
- Nienhuis, P.H. (1982)
Attached *Sargassum muticum* found in the south-west Netherlands. *Aquat. Bot.*, 12: 189-195.
- Nienhuis, P.H. (1983)
Temporal and spatial patterns of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a former estuary in The Netherlands, dominated by human activities. *Mar. Tech. Soc. J.*, 17(2): 69-77.
- Nienhuis, P.H. (1989)
Eutrophication of estuaries and brackish lagoons in the south-west Netherlands. In: Hooghart, J.C. and Posthumus, C.W.S., Hydroecological relations in the Delta Waters of the South-West Netherlands, Rijkswaterstaat, Directoraat Zeeland, Den Haag, pp. 49-71.
- Nienhuis, P.H., and de Bree, B.H.H. (1977)
Production and ecology of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Grevelingen estuary, the Netherlands, before and after the closure. *Hydrobiol.*, 52 (1): 55-66.
- Nienhuis, P.H., and Groenendijk, A.M. (1986)
Consumption of eelgrass (*Zostera marina* L.) by birds and invertebrates: an annual budget. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 29: 29-35.
- Nienhuis, P.H., and van Ierland, E.T. (1978)
Consumption of eelgrass, *Zostera marina*, by birds and invertebrates during the growing season in lake Grevelingen (SW Netherlands). *Neth. J. of Sea Res.*, 12(2): 180-194.
- Noten, Th. (1977)
Epiphytic diatoms on *Zostera marina* L. at Roscoff and germination experiments with seeds of *Zostera marina*. Report no. 103, Laboratorium van Aquatische Oecologie, KU Nijmegen, pp. 47.

- Ogata, E., and Matsui, T. (1965)
Photosynthesis in several marine plants of Japan as affected by salinity, drying and pH, with attention to their growth habitats. *Bot. Mar.*, **8**: 199-217.
- Oorthuijsen, W. en Iedema, C.W. (1992)
Analyse Waterbeheer Grevelingenmeer. Onderbouwing voor het waterhuishoudkundig beheer Grevelingenmeer. Nota Rijkswaterstaat directie Zeeland, AX 92.036.
- Orth, R.J., and Moore, K.A. (1983)
Seed germination and seedling growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) in the Chesapeake Bay. *Aquat. Bot.*, **15**: 117-131.
- Pedersen, M.F., and Borum, J. (1992)
Nitrogen dynamics of eelgrass *Zostera marina* during a late summer period of high growth and low nutrient availability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **80**: 65-73.
- Penhale, P.A., and Wetzel, R.G. (1983)
Structural and functional adaptations of eelgrass (*Zostera marina* L.) to the anaerobic sediment environment. *Can. J. Bot.*, **61**: 1421-1428.
- Pellikaan, G.C. (1980)
De verspreiding van de groei van zeegras, *Zostera marina* L., in relatie tot de instraling. Delta Instituut Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. Studentenverslagen nr. D8-1980: pp. 103.
- Pellikaan, G.C., and Nienhuis, P.H. (1988)
Nutrient uptake and release during growth and decomposition of eelgrass, *Zostera marina* L., and its effects on the nutrient dynamics of lake Grevelingen. *Aquat. Bot.*, **30**: 189-214.
- Phillips, R.C. (1971)
Seed germination in *Zostera marina* L. *Am. J. Bot.*, **58**: 459.
- Phillips, R.C. (1972)
Ecological life history of *Zostera marina* L. (eelgrass) in Puget Sound, Washington. Ph.D. Dissertation, University of Washington, Seattle, pp. 154.
- Phillips, R.C., Grant, W.S., and McRoy, C.P. (1983)
Reproductive strategies of eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquat. Bot.*, **16**: 1-20.
- Pinnerup, S.P. (1980)
Leaf production of *Zostera marina* L. at different salinities. *Ophelia*, Suppl. **1**: 219-224.
- Pokorny, K.S. (1967)
Labyrinthula. *J. Protozool.*, **14** (4): 697-708.
- Pregnall, A.M., Smith, R.D., Krusar, T.A., and Alberte, R.S. (1984)
Metabolic adaptation of *Zostera marina* (eelgrass) to diurnal patterns of root anoxia. *Mar. Biol.*, **83**: 141-147.
- Rasmussen, E. (1977)
The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. In: C.P. McRoy and C. Helferich (Editors), *Seagrass Ecosystems: A scientific perspective*. Marcel Dekker, New York, pp. 1-52.
- Reid, G.K. (1961)
Ecology of inland waters and estuaries. Reinhold Books in the Biological Sciences. Pittsburgh, Pennsylvania: pp. 375.

- Roberts, M.H.Jr., Orth, R.J., and Moore, K.A. (1984)
Growth of *Zostera marina* L. seedlings under laboratory conditions of nutrient enrichment.
Aquat. Bot., **20**: 321-328.
- Sand-Jensen, K. and Borum, J. (1983)
Regulation of growth of Eelgrass (*Zostera marina* L.) in Danish coastal waters.
Mar. Tech. Soc. J., **17**: 15-21.
- Scagel, R.F. (1956)
Introduction of a Japanese alga, *Sargassum muticum*, into the Northeast Pacific.
Fish. Res. Pap., **1**: 49-58.
- Short, F.T. (1987)
Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment.
Aquat. Bot., **27**: 41-57.
- Short, F.T., and McRoy, C.P. (1984)
Nitrogen uptake by leaves and roots of seagrass, *Zostera marina* L. *Bot. mar.*, **27**: 547-555.
- Short, F.T., Mathieson, A.C., and Nelson, J.I. (1986)
Recurrence of the eelgrass wasting disease at the border of New Hampshire and Maine, U.S.A.
Mar. Ecol. Prog. Ser., **29**: 88-92.
- Short, F.T., Ibelings, B.W., and den Hartog, C. (1988)
Comparison of a current seagrass disease to the wasting disease in the 1930's.
Aquat. Bot., **30**: 295-304.
- Terwindt, J.H.J. (1967)
Mud transport in the Dutch Delta area and along the adjacent coastline.
Neth. J. of Sea Res., **3**(4): 505-531.
- Thursby, G.B., and Harlin, M.M. (1982)
Leaf-Root interaction in the uptake of ammonia by *Zostera marina*. *Mar. Biol.*, **72**: 109-112.
- Tutin, T.G. (1938)
The autecology of *Zostera marina* in relation to its wasting disease. *New Phytol.*, **37**: 50-51.
- Veghel van, M. (1990)
De effecten van lichtmanipulaties en van verhoging van het stikstofgehalte op de productiviteit en populatiedynamiek van zeegras (*Zostera marina* L.) in het Grevelingenmeer en in het Veerse Meer.
Studentenverslag, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Vegter, F. (1977)
The closure of the Grevelingen estuary: its influence on phytoplankton primary production and nutrient content. *Hydrobiol.*, Vol. **52**(1): 67-71.
- Verhagen, J.H.G., and Nienhuis, P.H. (1983)
Simulation model of production, seasonal changes in biomass and distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Lake Grevelingen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **10**: 187-195.
- Vries de, I., and Hopstaken, C.F. (1984)
Nutrient cycling and ecosystem behaviour in a salt water lake.
Neth. J. of Sea Res., **18** (3/4): 221-245.
- Walker, D.I., and McComb, A.J. (1990)
Salinity response of the seagrass *Amphibolis antarctica* (Labill.) Sonder et Aschers.: an experimental validation of field results. *Aquat. Bot.*, **36**: 359-366.

Wijgergangs, L.J.M. (1991)

Onderzoek naar groeivoorwaarden en conditie van Groot Zeegras (*Zostera marina* L.) i.v.m. herintroductie in de Waddenzee. Lab. voor Aquat. Oec. en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen: pp. 51.

Young, E.L. (1943)

Studies on *Labyrinthula*, the etiologic agent of the wasting disease of eelgrass. *Am. J. Bot.*, **30**: 586-593.

Zimmerman, R.C., Smith, R.D., and Alberte, R.S. (1987)

Is growth of eelgrass nitrogen limited ? A numerical simulation of the effects of light and nitrogen on the growth dynamics of *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **41**: 167-176.

8. BIJLAGEN

Bijlage 1 : Correlatiecoëfficiënten van de verschillende (log)normaal verdeelde parameters van de waterkolom berekend met de Pearson correlatie test.

Varabelen met * zijn lognormaal verdeeld; 1 = 0.025 < p < 0.05 ; 2 = 0.005 < p < 0.025 ; 3 = p < 0.005

	T	zicht	zw.stof*	O ₂	NH ₄ -N*	NO ₂ -N*	NO ₃ -N*	Kj-N*
T								
zicht	-0.2249 ³							
zwev.stof*	-0.0059	-0.1200 ²						
O ₂	0.0570	-0.2925 ³	-0.0499					
NH ₄ -N*	-0.5539 ³	0.3323 ³	0.0161	-0.3932 ³				
NO ₂ -N*	-0.6752 ³	0.3431 ³	0.1190	-0.1659 ³	0.6759 ³			
NO ₃ -N*	-0.8055 ³	0.2595 ³	-0.0511	-0.1178 ²	0.5428 ³	0.7588 ³		
Kj-N*	-0.0360	-0.0089	0.3496 ³	-0.1111	0.1759 ³	0.2342 ³	-0.0045	
chlorofyl a*	0.3767 ³	-0.4802 ³	0.0921	0.4384	-0.6210 ³	-0.4977 ³	-0.4725 ³	0.0758
totaal P*	0.5172 ³	0.0522	0.2412 ³	-0.2566 ³	0.1239 ³	-0.0435	-0.3665 ³	0.2797 ³
PO ₄ -P*	0.5008 ³	0.1585 ³	0.2353 ³	-0.3013 ³	0.1287 ²	0.0168	-0.2733 ³	0.2140 ³
chloride*	0.2149 ³	-0.1722 ³	0.2962 ³	0.0615	-0.1041 ¹	-0.2855 ³	-0.2598 ³	-0.2972 ³
silicium*	-0.4430 ³	0.3668 ³	0.1127 ¹	-0.4100 ³	0.6892 ³	0.6862 ³	0.5612 ³	0.0982
POC*	0.1464 ²	-0.4857 ³	0.1793 ²	0.3831 ³	-0.3384 ³	-0.2383 ³	-0.2099 ³	0.2560 ³
DOC*	0.4816 ³	0.1188 ²	0.1492 ²	-0.2462 ³	0.0943 ¹	-0.0344	-0.3393 ³	0.3016 ³

	chlor.a*	tot. P*	PO ₄ -P*	chloride*	silicium*	POC*	DOC*
T							
zicht							
zwev. stof*							
O ₂							
NH ₄ -N*							
NO ₂ -N*							
NO ₃ -N*							
Kj-N*							
chlora*							
totaal P*	-0.0408						
PO ₄ -P*	-0.1774 ³	0.9788 ³					
chloride*	0.1625 ³	0.1209 ¹	-0.0320				
silicium*	-0.6028 ³	0.0840 ¹	0.1555 ³	-0.3625 ³			
POC*	0.6332 ³	-0.1277 ²	-0.2710 ³	0.0001	-0.3851 ³		
DOC*	-0.0820	0.7578 ³	0.7734 ³	-0.1868 ³	0.1152 ²	-0.1824 ³	

Bijlage 2 : Jaargemiddelde chloridegehalten (g l⁻¹) van het Grevelingenmeer 1972-1992.

jaar	chloride	jaar	chloride
1972	16.4	1983	15.9
1973	16.3	1984	16.3
1974	15.1	1985	16.8
1975	13.4	1986	16.9
1976	13.5	1987	16.4
1977	13.0	1988	15.4
1978	12.6	1989	16.6
1979	15.8	1990	17.8
1980	17.1	1991	17.8
1981	15.9	1992	17.1
1982	16.3		

data WORSRO-RWS