Een verkennnning van de groeimogelijkheden van ondergedoken Groot zeegras (*Zostera marina*) in de Nederlandse Waddenzee

T. van der Heide, M.M. Van Katwijk
en G.W. Geerling, 2006

Een verkenning van de groeimogelijkheden van ondergedoken Groot zeegras (*Zostera marina*) in de Nederlandse Waddenzee

December, 2006

Ir. T.van der Heide
Dr. M.M. van Katwijk
Drs. G.W.Geerling

Colofon

Van der Heide, T., M.M. van Katwijk, G.W. Geerling (2006).
*Een verkenning van de groeimogelijkheden van ondergedoken Groot zeegras (*Zostera marina*) in de Nederlandse Waddenzee*

Opdrachtgever:
Rijkswaterstaat (RWS),
Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ)

Uitvoering:
T. van der Heide: *Onderzoekscentrum B-WARE, Radboud Universiteit Nijmegen*
M.M. van Katwijk: *Ecoscience, Radboud Universiteit Nijmegen*
G.W. Geerling: *GIS-Advies, Radboud Universiteit Nijmegen*

Adviesgroep:
D.J. de Jong (RWS-RIKZ),
J. de Vlas (RWS-RIKZ),
M. van Wieringen (RWS-Noord-Holland).

Publicatiedatum: december 2006

Contactpersoon:
M.M. van Katwijk
Afdeling Milieukunde
Radboud Universiteit Nijmegen
Postbus 9010, 6500 GL Nijmegen
E-mail: m.vankatwijk@science.ru.nl

Samenvatting

Tot in het begin van de vorige eeuw kwam ondergedoken (robuust) Groot zeegras algemeen voor in de Nederlandse Waddenzee. In de jaren 1930 verdwenen de velden door de wierziekte ('Wasting disease') en de aanleg van de Afsluitdijk. De aanwezigheid van de Afsluitdijk, maakte vervolgens een terugkeer onmogelijk, door een toename van troebelheid, getijdenamplitude, en de verandering van stromingspatronen. In opdracht van Rijkswaterstaat is in deze studie gekeken naar de mogelijkheden voor een terugkeer van robuust Groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee.

In deze studie zijn variabelen onderzocht die mogelijk een sleutelrol kunnen spelen bij het al dan niet voorkomen van ondergedoken Groot zeegras in de Waddenzee: droogvalduur, lichtbeschikbaarheid, zoutgehalte en nutriënten De invloed van deze factoren is ruimtelijk onderzocht met behulp van GIS (Geografisch InformatieSysteem). De randvoorwaarden voor de variabelen zijn verkregen door een vergelijking met de situatie aan het begin van de vorige eeuw, en/of de situatie in nabij gelegen gebieden waar robuust Groot zeegras nog algemeen voorkomt of voorkwam (Deense Oostzee estuaria, Frankrijk en het Veerse meer).

Alleen uitgaande van droogvalduur (kolonisatie tot maximaal 0.2 m boven laagwater) blijkt dat het grootste deel van de Waddenzee nog geschikt is, ondanks een toename van de getijdenamplitude door de aanleg van de Afsluitdijk.

Het water wat de Waddenzee instroomt, heeft een helderheid, vergelijkbaar met die van het water in de zeegrasvelden in de jaren 1930. In ondieper water neemt de troebelheid echter sterk toe. Dit komt doordat sediment in ondiep water door wind/golfslag in toenemende mate wordt opgewerveld. In de zone waar in de jaren 1930 zeegras voorkwam (0.5 – 2.4 m < NAP) is de troebelheid hierdoor verzesvoudigd. Dit effect werd in de jaren 1930 waarschijnlijk teniet gedaan door de zeegrasvelden zélf. De velden stabiliseerden het sediment. Bovendien maakten ze de waterkolom helder door remming van waterdynamiek, waardoor opgewerveld sediment weer uitzakte. Om de aanwezigheid van zeegrasvelden mogelijk te maken, is dus in de eerste plaats al een zeegrasveld nodig.

Hoewel het gemiddelde zoutgehalte in de Waddenzee geschikt is, is de variatie in het zoutgehalte in het grootste deel van de westelijke Waddenzee te groot voor een goede ontwikkeling van robuust Groot zeegras. Richting het oosten wordt de situatie gunstiger.

Nutriëntengehalten zijn in het oosten ongunstig, en worden gunstiger naar het westen toe.

Om een herintroductie van Groot zeegras enigszins kans te bieden moeten ingrijpende veranderingen plaats vinden.

In de eerste plaats moet de waterkolom helderder worden. Dit gebeurt niet vanzelf omdat, door de afwezigheid van Groot zeegrasvelden, een grote hoeveelheid sediment in suspensie geraakt op de platen. Om de vicieuze cirkel te doorbreken, kan bijvoorbeeld een kunstmatig zeegrasveld worden aangelegd, om het water tijdelijk te 'verhelderen'. Aanleg van strekdammen of arrays van schermen of netten is mogelijk ook een optie. Daarnaast is de aanleg van mossel- en oesterbanken een optie. Deze stabiliseren het sediment en maken de waterkolom helder door filtratie. Verder kan gezocht worden naar locaties waar de opwerveling van fijn sediment beperkt genoeg is om kolonisatie van ondergedoken Groot zeegras kans te bieden.

Een reductie van de zoutfluctuaties is in de westelijke Waddenzee ook van groot belang. Op dit moment, maakt het spuibeheer in de Afsluitdijk, een terugkeer van Groot zeegras in grote delen van het westen onmogelijk, terwijl de andere onderzochte factoren, hier juist het gunstigst zijn.

Op basis van een gecombineerde evaluatie van het nutriëntenregime, de droogvalduur en de saliniteit in de Waddenzee, is het aan te raden, eventuele herintroducties, te starten in het westelijke deel, net onder Vlieland en Terschelling. Zowel de getijdenamplitude, als het nutriëntenregime zijn hier het meest gunstig, de zoutfluctuaties zijn hier voldoende laag. Het is belangrijk op te merken dat de trofiegraad sinds het verdwijnen van robuust Groot zeegras ongeveer is vervijfvoudigd. Een reductie van de nutriëntenbelasting is daarom nog steeds van belang.

Inhoudsopgave

Colofon **2**

Samenvatting **3**

Inhoudsopgave **5**

1. Inleiding **7**
1.1 Achtergrond 7
1.2 Doelstelling 8

2. Werkwijze **9**
2.1 Droogvalduur 9
2.2 Lichtbeschikbaarheid 10
2.3 Saliniteit 12
2.4 Nutriënten 13

3. Resultaten **15**
3.1 Droogvalduur 15
3.2 Lichtbeschikbaarheid 17
3.3 Saliniteit 19
3.4 Nutriënten 20
3.5 Combinatie van parameters 21

4. Conclusies en discussie **23**

5. Een terugkeer van Groot zeegras: aanbevelingen **29**

6. Literatuur **31**

Bijlagen **35**
Bijlage 1: Kaarten 35
Bijlage 2: Relaties tussen extinctie en diepte 36
Bijlage 3: Overzicht van parameters 37

1. Inleiding

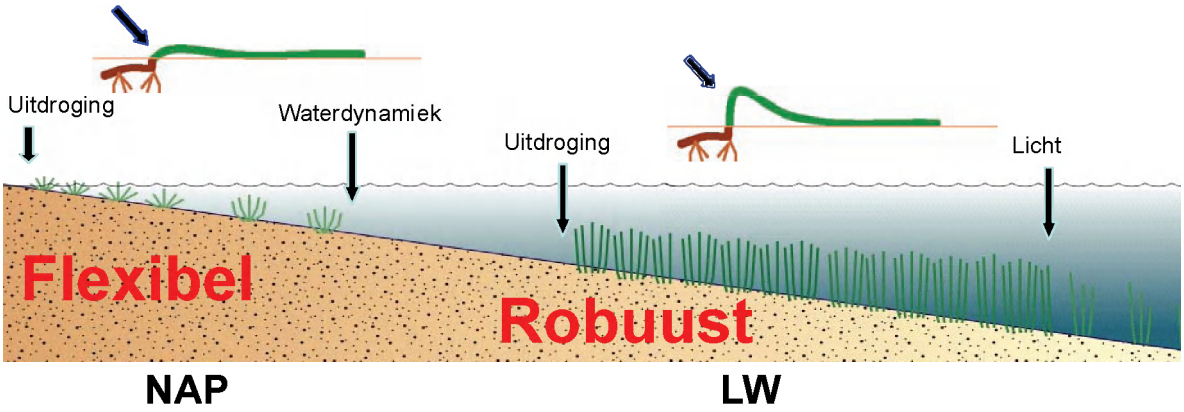
1.1 Achtergrond

Zeegras gedomineerde ecosystemen behoren tot de meest productieve systemen op aarde [1-3]. Ze dienen als kraamkamer, foerageergebied en predatieschuilplaats voor vele diersoorten [4-7] en vormen dan ook een bron van biodiversiteit [8, 9].

Tot halverwege de vorige eeuw was het Groot zeegras (*Zostera marina*) zeer algemeen in de Nederlandse Waddenzee. Rond het begin van de 20^{e} eeuw besloegen de Groot zeegrasbedden een gebied van meer dan 15.000 hectares [4]. Sinds de jaren 1930 is de distributie van Groot zeegras echter structureel teruggelopen [10, 11].

Tot 1930 kwamen er 2 types Groot zeegras voor met een verschillende morfologie, een flexibel type en een robuust type [12, 13] (figuur 1). Het flexibele type Groot zeegras is voornamelijk eenjarig, groeit rond NAP en valt hierdoor bij elke getijdencyclus langdurig (± 6 uur) droog [12]. Dit type verdween in de jaren 1970 uit het westelijk deel van de Waddenzee. In de oostelijke en noordelijke delen komt de plant nog voor [14]. Sinds eind jaren 1980 zijn mogelijkheden voor herstel onderzocht, voornamelijk voor dit droogvallende type [13]. Aanplanten van dit type Groot zeegras zijn momenteel nog aanwezig in de westelijke Waddenzee, maar het is niet zeker of ze zich zullen handhaven. De overleving na de winter is telkens moeizaam, op een enkel jaar na.

Het robuuste Groot zeegras is meerjarig, groeide rond de laagwaterlijn en kwam voor in uitgestrekte velden in het westelijk deel van de Waddenzee [4, 12, 15]. In de jaren 30 van de vorige eeuw is dit morfotype echter uitgestorven. De populatie werd gedecimeerd door de wierziekte ('Wasting disease') die in deze periode in veel zeegraspopulaties in de Noord-Atlantische regio toesloeg. Daarnaast was het water in deze periode te troebel door de aanleg van de Afsluitdijk. Hoewel naburige populaties (Frankrijk, Oostzee) zich na enkele jaren herstelden, verdween de populatie in de westelijke Waddenzee in zijn geheel [16, 17]. De aanleg van de Afsluitdijk, en de daarmee gepaard gaande afsluiting van de Zuiderzee, in 1932 heeft hierbij waarschijnlijk een grote rol gespeeld. Hierdoor veranderden stromingspatronen, de getijdenamplitude (groter verschil tussen laag en hoog water) en zoutfluctuaties in de westelijke Waddenzee aanzienlijk [11, 15, 17]. Ook nam de troebelheid van het water toe door de erosie van sediment [16].



Figuur 1.1: Twee types Groot zeegras groeiden tot de jaren 1930 in de Waddenzee. Elk groeit in een eigen zone, die beide (!) aan de bovenzijde begrensd worden door uitdroging [12, 18, 19]. De ondergrens van de bovenste zone wordt bepaald door waterdynamiek [13, 18], de ondergrens van de onderste zone wordt bepaald door licht [20]. Het flexibele type is gevoeliger voor waterdynamiek dan het robuuste type. De verschillen in gevoeligheid voor uitdroging en waterdynamiek hebben beide te maken met de stevigheid van de schedes (zie blauwgerande pijlen).

In opdracht van Rijkswaterstaat is in deze studie een verkenning uitgevoerd naar de (her)vestigingmogelijkheden van het robuuste type zeegras in de Nederlandse Waddenzee voor de huidige situatie.

1.2 Doelstelling

De doelstelling van dit project is om te onderzoeken wat de mogelijkheden zijn voor de vestiging van ondergedoken (robuust) Groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee en welke variabelen hierbij een belangrijke rol spelen.

2. Werkwijze

In deze studie zijn variabelen onderzocht die mogelijk een sleutelrol kunnen spelen bij het al dan niet voorkomen van ondergedoken Groot zeegras in de Waddenzee. De volgende parameters zijn onderzocht:

- Droogvalduur
- Lichtbeschikbaarheid/troebelheid
- Zoutgehalte (saliniteit)
- Nutriënten

De invloed van deze factoren is ruimtelijk onderzocht met behulp van GIS (Geografisch InformatieSysteem; ESRI, 2004. arcGIS 9.1. Redlands, CA).

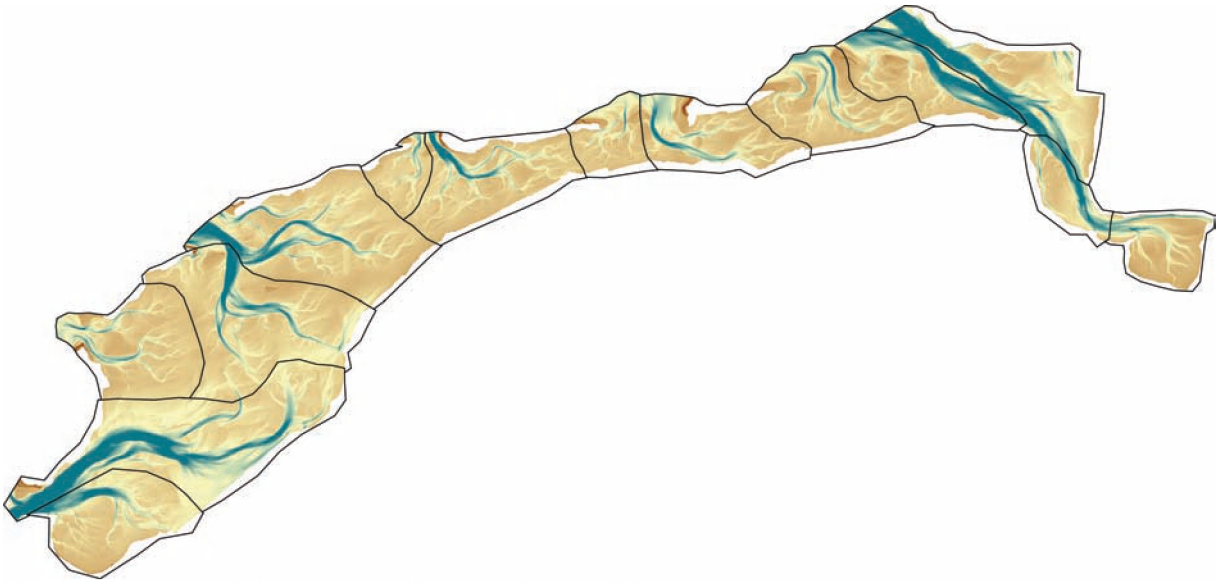
In de volgende paragrafen zal per parameter worden toegelicht wat het belang is van de variabele en hoe deze in de evaluatie is verwerkt.

2.1 Droogvalduur

Voor zowel het flexibele als het robuuste type Groot zeegras geldt dat de bovenste kolonisatiegrens wordt bepaald door de periode van droogval (uitdroging; zie figuur 1.1). Dit maakt het getij, en met name de gemiddelde laagwaterstand, tot de cruciale variabele met betrekking tot deze grens.

Aan de hand van dieptekaarten van 1930 en 1997 (bijlage 1) zijn voor de periodes van zowel voor als na de aanleg van de Afsluitdijk (1932) de gemiddelde laagwaterstanden [21, 22] bepaald per wantij. Een wantij is de plaats waar de vloedstromen van de beide zeegaten aan weerszijden van een waddeneiland elkaar ontmoeten. Zodoende kan er dus per stroomgebied een inschatting worden gemaakt van de laagwaterstand (figuur 2.1). Bij wantijen waarbinnen geen meetreeksen beschikbaar waren, is de laagwaterstand bepaald door het gemiddelde te nemen van de aangrenzende wantijen.

Op basis van wetenschappelijke literatuur (zie hiervoor hoofdstuk 3.1) is de bovenste kolonisatiegrens vastgesteld. Hierna zijn met behulp van de laagwater- en dieptekaarten de kolonisatiemogelijkheden, uitgaande van enkel de getijdenamplitude en hoogteligging, berekend.



Figuur 2.1: Aan de hand van de onderliggende dieptekaart is er per vloedstroom een wantij ingetekend.

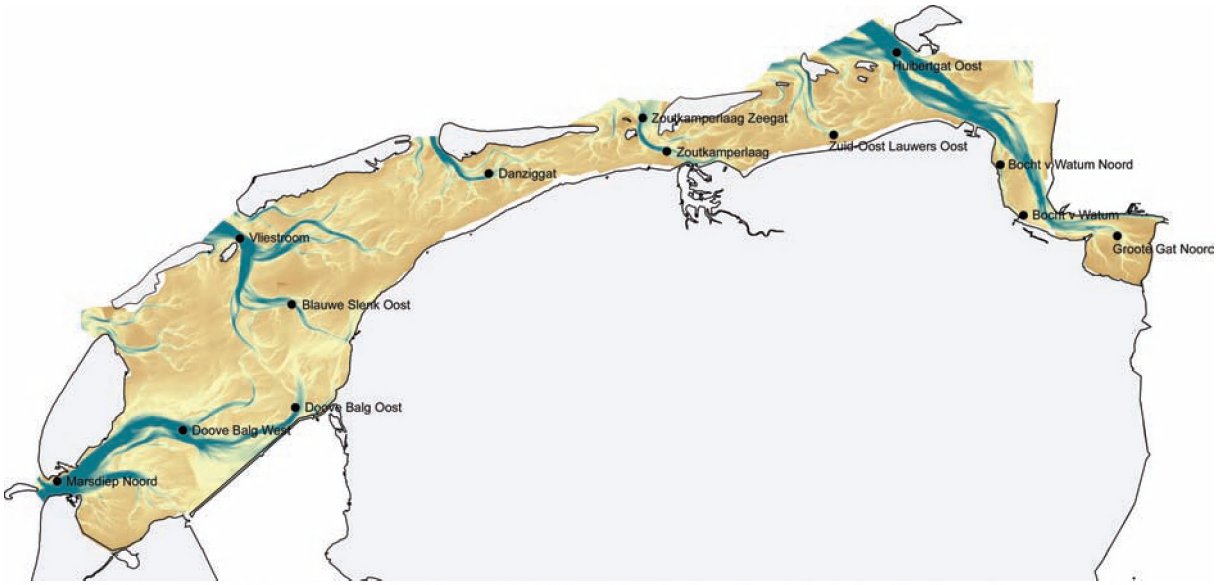
2.2 Lichtbeschikbaarheid

Het spreekt voor zich dat, net als voor elke plant, de hoeveelheid beschikbaar licht een sleutelfactor is in de groei en ontwikkeling van Groot zeegras. De hoeveelheid licht die een willekeurige zeegrasplant ontvangt, hangt af van de diepte waarop deze voorkomt, de troebelheid van de waterkolom en de hoeveelheid licht die de waterkolom binnenvalt. De relatie tussen lichtinval, diepte en troebelheid kan worden omschreven met behulp van de Lambert-Beer formule [23]:

$$I_D = I_o \cdot e^{-k \cdot D}$$

Hierbij is I_0 de lichtinval aan het wateroppervlak (%), I_D (%) is de lichtinval op diepte D en k is de extinctiecoëfficiënt (meter^{-1}); hoe hoger deze waarde, hoe troebeler de waterkolom. Voor de diepte (D) is de gemiddelde diepte (NAP) genomen.

Bij de uitgevoerde calculaties is de diepte afkomstig van de beschikbare dieptekaarten, de lichtinval is uitgedrukt in procenten van de hoeveelheid licht aan het oppervlak (transmissie).



Figuur 2.2: Een overzicht van de 13 locaties waar Rijkswaterstaat met regelmaat extinctiemetingen verricht.

Aan de hand van extinctiemetingen van Rijkswaterstaat [24] op 13 verschillende locaties in de Waddenzee (figuur 2.2) is gezocht naar een relatie die de extinctiecoëfficiënt in de Waddenzee kan beschrijven. Hierbij zijn alleen metingen, die zijn verricht in het groeiseizoen (mei – september) in beschouwing genomen.

In de eerste plaats is gekeken naar een ruimtelijke trend in de gegevens, door de verschillende meetpunten uit te zetten in arcGIS. Een ruimtelijk verband in troebelheid is mogelijk wanneer andere factoren die verband kunnen houden met troebelheid, zoals korrelgrootte van het sediment (resuspensie) of eutrofiëring (algen), een ruimtelijke trend vertonen.

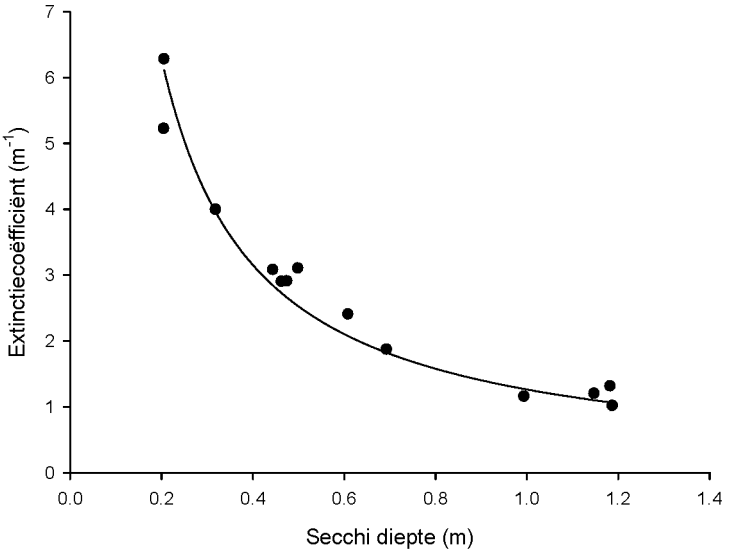
Ten tweede is onderzocht wat de invloed is van de diepte op de troebelheid. Naarmate de diepte afneemt, neemt de invloed van wind en golfslag toe. Hierdoor wordt mogelijk in toenemende mate sediment in suspensie gebracht. De gemiddelde diepte (NAP) van de waterkolom is voor elk meetpunt verkregen door deze in arcGIS over de dieptekaart heen te leggen (bijlage 1b). Vervolgens is met behulp van regressietechnieken gezocht naar een verband tussen de 2 variabelen (Systat, 2004. Sigmaplot for Windows 9.01).

Mogelijke correlaties in ruimte en diepte zijn onderzocht voor 2 periodes: 2003 tot 2005 en 1996 tot 2000. In de laatst genoemde periode zijn echter geen extinctiemetingen verricht. In plaats daarvan is de doorzicht van het water geschat met behulp van een Secchi-schijf. De geschatte Secchidiepte (D_{sd}) kan worden omgerekend naar de extinctiecoëfficiënt. In de literatuur zijn echter verschillende formules bekend [16]. De exacte relatie is vooral afhankelijk van welke factor het water troebel maakt. Het verband zal dus anders zijn in algen gedomineerd water in vergelijking met sedimentrijk water.

In de periode 2003 – 2005 zijn zowel extinctiemetingen als Secchi-schijf metingen verricht. Aan de hand van deze data is een relatie berekend voor de Nederlandse Waddenzee met behulp van nonlineaire regressie (Systat, 2004. Sigmaplot for Windows 9.01). De gevonden relatie is:

$$k = 1.26 / D_{sd}$$

waarbij k de extinctiecoëfficiënt (meter^{-1}) is en D_{sd} de Secchidiepte (meter) (figuur 2.3).



Figuur 2.3: De relatie tussen de Secchi diepte (D_{sd}) en de extinctiecoëfficiënt (k) in de Nederlandse Waddenzee: k = 1.26 / D_{sd}, gebaseerd op metingen van Rijkswaterstaat [24]. De R^2 van de gefitte formule is 0.95, wat betekent dat 95% van de variatie in de extinctiedata kan worden verklaard met behulp van de Secchidiepte.

Per locatie lag voor de periode 2003 – 2005 het minimum aantal bruikbare extinctiemetingen op 5, het maximum aantal was 30 en het gemiddelde lag op 17. Voor de periode 1996 – 2000 was het minimum aantal Secchi-metingen 7, het gemiddelde lag op 25, en het maximum aantal was 42.

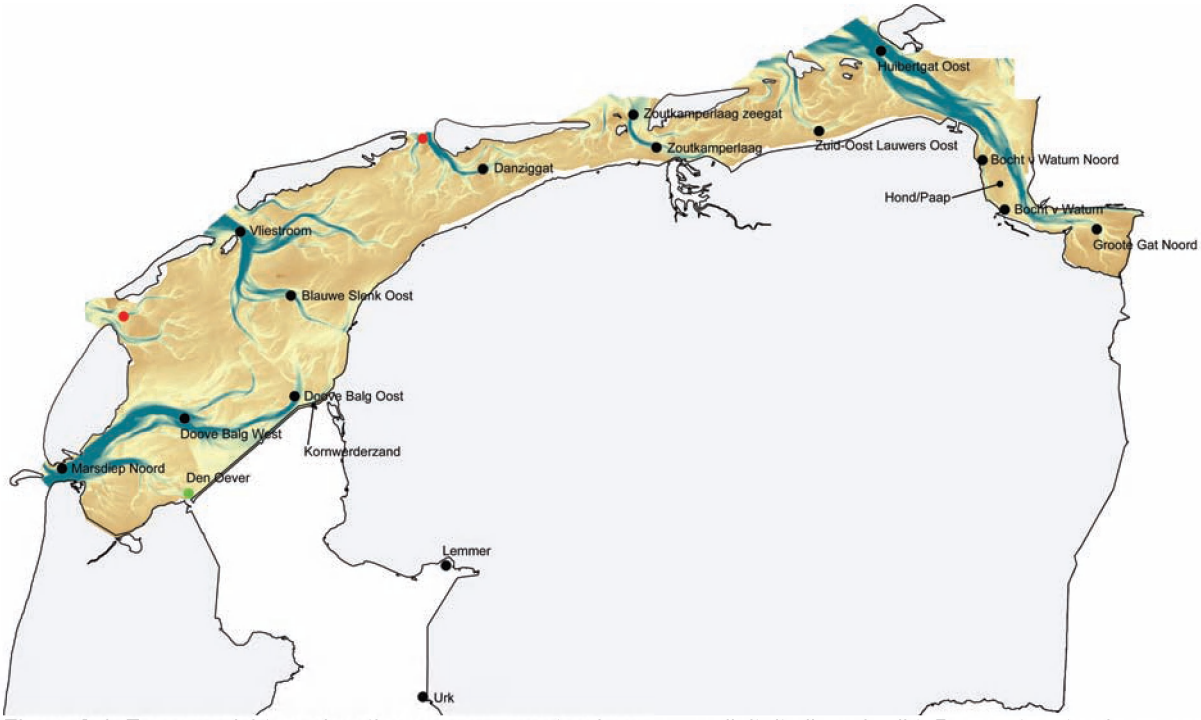
Op basis van wetenschappelijke literatuur (zie hiervoor hoofdstuk 3.2) is bepaald wat de minimale hoeveelheid benodigd licht is voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken Groot zeegras. Aan de hand van deze groeivoorwaarde en de diepte- en zeegras distributiekaarten uit 1930 [15], is onderzocht wat in de periode rond 1930 de extinctiecoëfficiënt moet zijn geweest. Met behulp van die uitkomsten is bekeken hoe groot destijds het koloniseerbare areaal moet zijn geweest, op basis van alleen licht diepte en getij. Vervolgens is met behulp van gevonden relaties en groeivoorwaarden berekend of en waar ontwikkeling van robuust zeegras in de Nederlandse Waddenzee mogelijk is, voor de huidige situatie.

2.3 Saliniteit

Groot zeegras komt voor bij een zeer wijde range aan zoutgehaltes: van 5 promille rondom Finland tot minimaal 35 promille (Atlantische oceaan) [17]. De Waddenzee valt, met een gemiddelde van rond de 30 promille, in deze range. Dit betekent echter niet dat het milieu qua zoutgehalte optimaal is voor Groot zeegras. In onze contreien zijn productie en ontwikkeling van Groot zeegras meestal beter als het zoutgehalte iets lager is [25-27]. Het is bekend dat fluctuaties in zoutgehalte een negatieve invloed hebben op de groei en ontwikkeling van zoutwaterplanten [28, 29].

De standaarddeviatie (SD) is gebruikt als een maat voor de fluctuatie in het zoutgehalte op een willekeurige locatie. Op basis van meetreeksen van Rijkswaterstaat [24], is voor 14 verschillende locaties in de Waddenzee, de SD van het zoutgehalte berekend over de periode van 1996 – 2005. Hierbij zijn alleen waarden uit het groeiseizoen gebruikt. Per locatie bedroeg het minimum aantal bruikbare waarnemingen 19, het maximum was 105 en het gemiddelde lag op 53. Naast de 14 meetlocaties zijn er 3 virtuele meetpunten toegevoegd om de berekeningen te verbeteren. Tussen Texel en Vlieland en Terschelling en Ameland zijn 2 virtuele punten toegevoegd. De waarden van deze punten is berekend uit het gemiddelde van de 2 naastgelegen punten. Verder is een extra punt toegevoegd bij Den Oever. De waarde van dit punt is berekend door de verhouding in standaardeviaties van het spuidebiet tussen Den Oever en Kornwerderzand [30] te vermenigvuldigen met de gevonden waarde van het meetpunt Doove Balg Oost (zie bijlage 3e). Doove Balg oost wordt hierbij als representatief beschouwd voor de zoutfluctuaties bij Kornwerderzand. Met behulp van 'Inverse Distance Weighted' interpolatie in arcGIS, is een SD-kaart voor saliniteit verkregen.

De tolerantiegrens van Groot zeegras is bepaald op basis van 2 meetreeksen uit de Zuiderzee tussen 1894 en 1930 bij Urk en Lemmer [31] (bijlage 3d). De locatie bij Urk kan worden beschouwd als ondergrens waarbij Groot zeegras zich nog kan handhaven. Bij locatie Lemmer kon het zeegras zich net niet meer handhaven, hoewel de gemiddelde saliniteit in het groeibereik viel (8.1 promille). Aangezien de tolerantiegrens is gebaseerd op slechts 2 datasets, is naast deze grens ook een onzekerheidszone berekend. Deze zone is gebaseerd op de SD van de locatie Hond/Paap (figuur 2.4), waar zich een zeegrasveld bevindt van het flexibele morfotype.

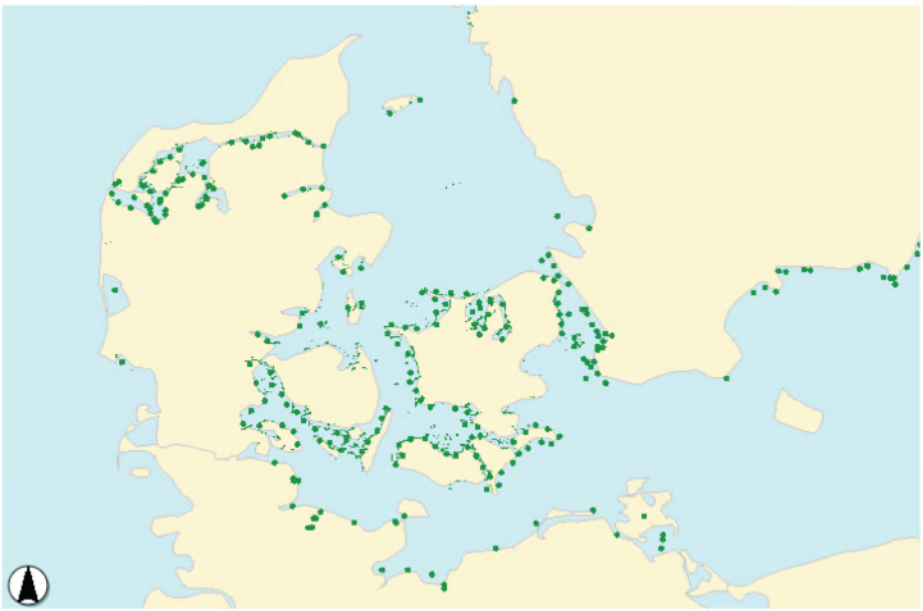


Figuur 2.4: Een overzicht van locaties waarvan meetreeksen van saliniteit zijn gebruikt. De meetpunten Lemmer en Urk zijn meetreeksen uit de Zuiderzee [31]. De rode en groene punten zijn virtuele punten. Deze zijn toegevoegd om de calculaties te verbeteren.

2.4 Nutriënten

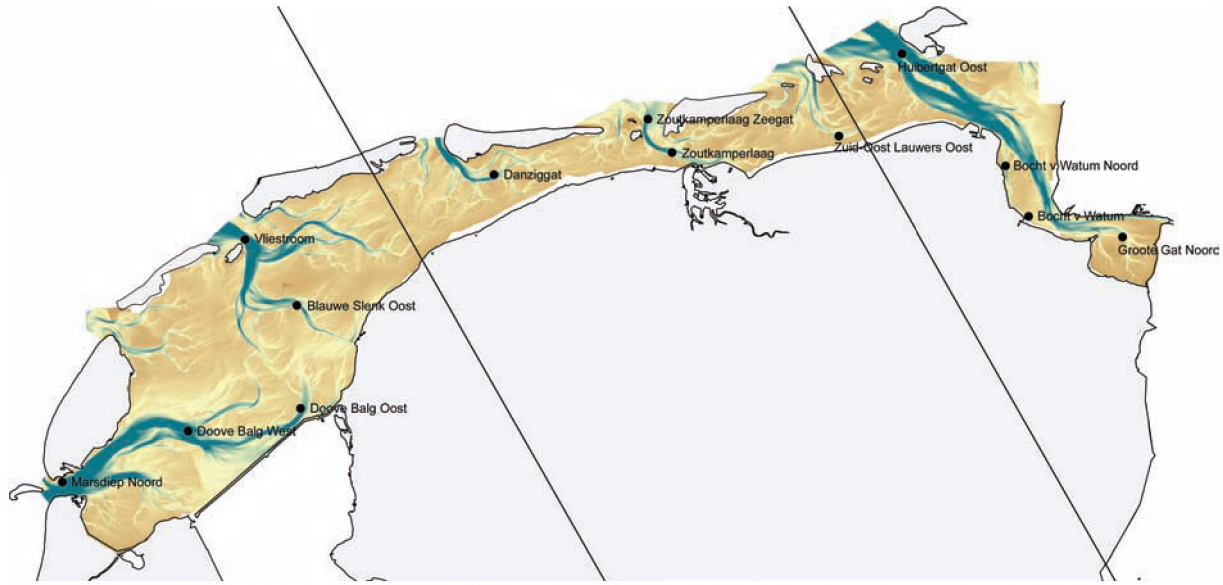
Om het mogelijke effect van eutrofiëring op zeegrasontwikkeling te onderzoeken, zijn totaal stikstof- en fosforgehaltes van de Waddenzee vergeleken met die van de Deense estuaria in de Oostzee (80er en 90er jaren vorige eeuw) en het Veerse meer (periode 1996 – 2000). Om eventuele ruimtelijke trends 'zichtbaar te maken', is de Waddenzee bij de analyse opgedeeld in drie delen met arbitraire scheidingen: de westelijke en oostelijke Waddenzee, en de Eemsmonding (figuur 2.6).

Hoewel Oostzee estuaria kunnen worden omschreven als eutroof [32], is ondergedoken Groot zeegras hier zeer algemeen (figuur 2.5). In het Veerse meer kwam tot na 2000 een ondergedoken zeegraspopulatie voor [33]. Deze verdween, toen een fytoplanktonbloei het water te troebel maakte. Er kan dus worden aangenomen dat de nutriëntengehaltes in de Oostzee en het Veerse meer geen direct toxisch effect (b.v. ammoniaktoxiciteit) zullen hebben op ondergedoken Groot zeegras.



Figuur 2.5: Ondergedoken Groot zeegras is alom aanwezig in de estuaria van de Deense Oostzee [34].

Voor de analyse konden 249 en 256 waarnemingen worden gebruikt van de westelijke Waddenzee, 313 en 319 waarnemingen van de oostelijke Waddenzee en 223 en 234 metingen van de Eemsmonding voor respectievelijk totaal fosfor en totaal stiksof [24]. Alle waarnemingen zijn gedaan tussen 2001 en 2005. De uitkomsten zijn vergeleken met 74 fosfor- en 79 stikstofwaarden uit het Veerse meer. In de Deense studie zijn 1362 fosfor- en 1373 stikstofmetingen gebruikt [32].

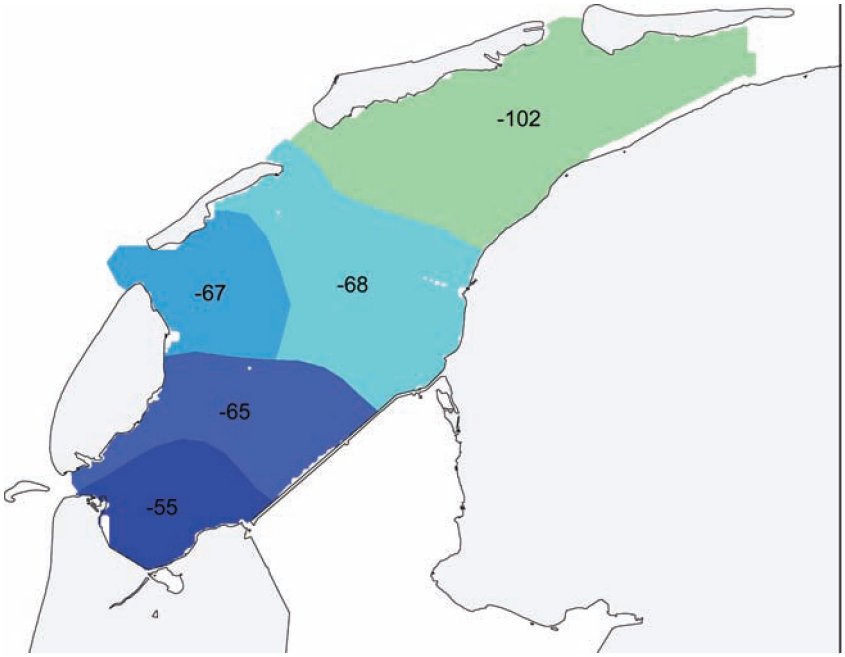


Figuur 2.6: Overzicht van meetlocaties voor totaal stikstof en fosfor [24]. De lijnen geven de scheidingen aan tussen de westelijke en oostelijke Waddenzee en de Eemsmonding.

3. Resultaten

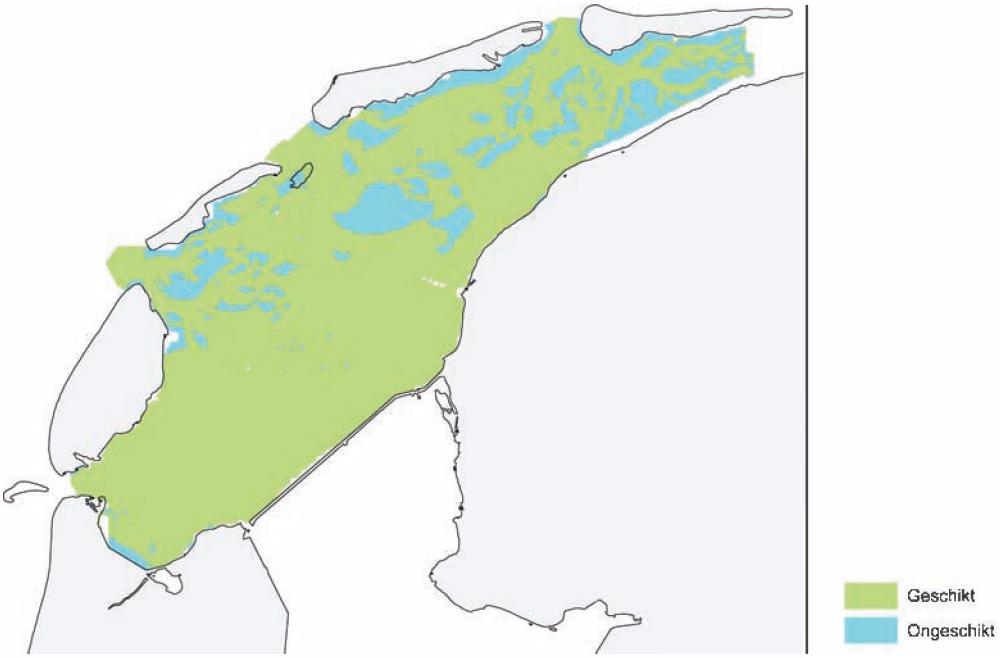
3.1 Droogvalduur

Situatie 1930
Figuur 3.1 geeft een overzicht van de gemiddelde laagwaterstand per wantij voor de situatie 1930. De getijdenamplitude was in de deze periode (voor de constructie van de Afsluitdijk) ± 0.90 m bij Den Oever en rond de 1.67 m bij Terschelling.



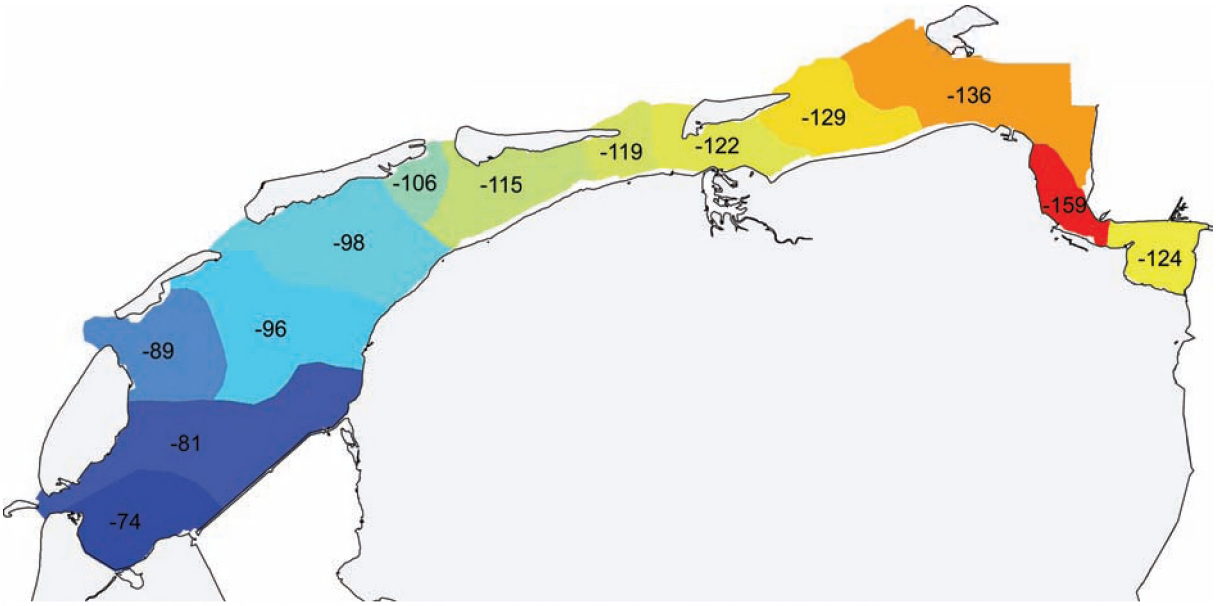
Figuur 3.1: Overzicht van de gemiddelde laagwaterstand per wantij (in cm) in de westelijke Waddenzee voor de aanleg van de Afsluitdijk.

Voor de aanleg van de Afsluitdijk lag de bovenste kolonisatiegrens van robuust zeegras op ± 0.2 m boven de gemiddelde laagwaterstand [12, 15, 35]. Combinatie van deze grens met figuur 3.1 en de dieptekaart uit 1930 (bijlage 1a), levert een overzicht van de kolonisatiemogelijkheden voor ondergedoken Groot zeegras, wanneer alleen droogvalduur in beschouwing wordt genomen (figuur 3.2). Alleen hiervan uitgaande blijkt dat ruim 83% van de westelijke Waddenzee geschikt was voor kolonisatie.



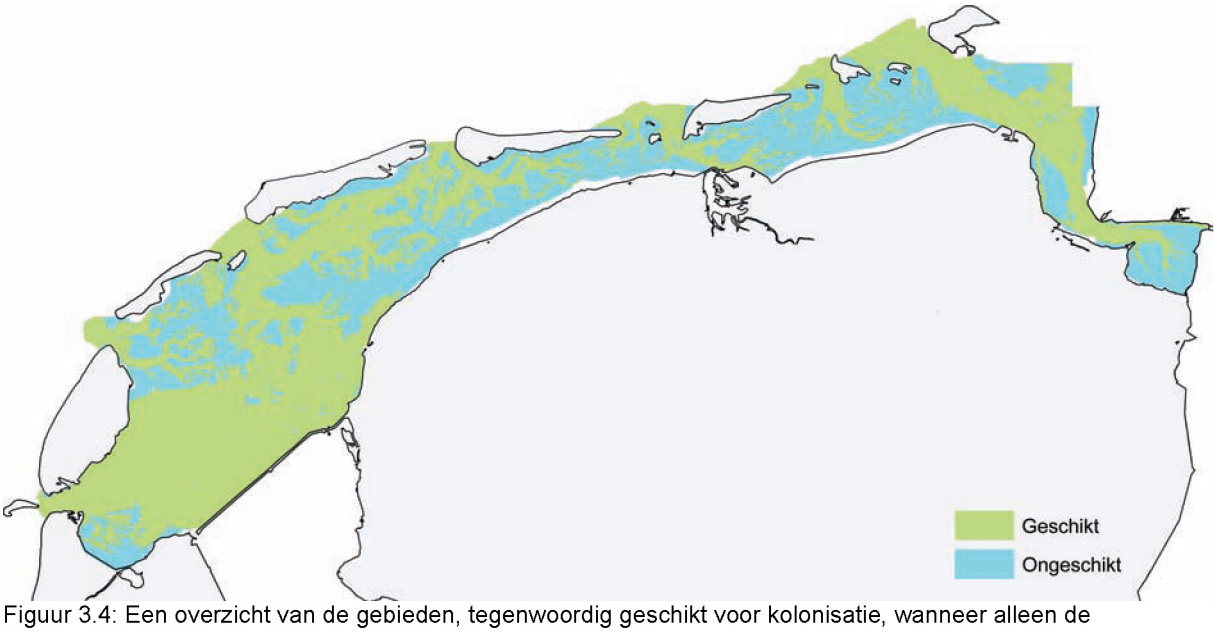
Figuur 3.2: Een overzicht van koloniseerbare de gebieden, voor de aanleg van de Afsluitdijk, wanneer alleen droogvalduur in beschouwing wordt genomen. Ruim 83% van de totale oppervlakte was geschikt voor kolonisatie.

Huidige situatie
Uit figuur 3.3 blijkt dat de gemiddelde laagwaterstand, in vergelijking met voor de Afsluitdijk, naar beneden is gegaan. De getijdenamplitude bij Den Oever is toegenomen van 0.90 naar ± 1.43 m. Bij Terschelling is de amplitude in de huidige situatie 1.79 m. Verder wordt duidelijk dat de laagste waterstanden naar het oosten van de Waddenzee toe lager worden. Ook de getijdenamplitude neemt naar het oosten toe.



Figuur 3.3: overzicht van de gemiddelde laagwaterstand per wantij (in cm) in de Waddenzee na de aanleg van de Afsluitdijk.

Combinatie van de kolonisatiegrens uit de periode 1930 met figuur 3.3 en de overeenkomstige dieptekaart (bijlage 1b), levert een overzicht van de kolonisatiemogelijkheden in de huidige situatie (figuur 3.4). Alleen uitgaande van droogvalduur blijkt dat ruim 62% van de Waddenzee nog geschikt is, ondanks een toename van de getijdenamplitudo door de aanleg van de Afsluitdijk [21].



Figuur 3.4: Een overzicht van de gebieden, tegenwoordig geschikt voor kolonisatie, wanneer alleen de droogvalduur in beschouwing wordt genomen. Ruim 62% is geschikt voor kolonisatie.

3.2 Lichtbeschikbaarheid

Situatie 1930

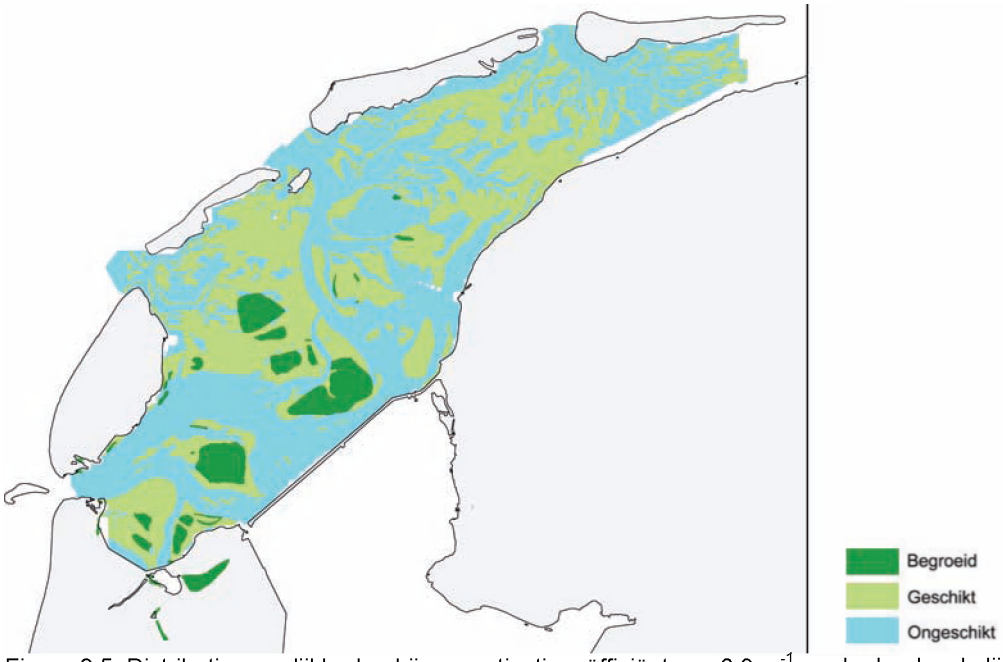
De dieptedistributie van robuust Groot zeegras uit de jaren 30 [15] is onderzocht aan de hand van de dieptekaart uit 1930 (bijlage 1a). De totale oppervlakte van de zeegrasvelden in de westelijke Waddenzee bedroeg ± 10778 ha. Inclusief de velden buiten de dieptekaart was de totale oppervlakte ± 11900 ha. 90 procent van de zeegrasbedden kwam voor bij een diepte tussen 0.5 m en 2.4 m onder NAP. Dit komt overeen met respectievelijk 0.2 m boven en 1.8 m onder gemiddeld laagwater. Ruim 86% van de velden viel nooit droog. De gemiddelde diepte van de velden lag op 1.1 m onder NAP oftewel 0.5 m onder gemiddeld laagwater.

Op basis van verscheidene literatuurbronnen en data kan geconcludeerd worden dat de minimum hoeveelheid benodigd licht ongeveer 15% bedraagt van het licht aan het wateroppervlak (tabel 3.1). Rekening houdend met deze tolerantiegrens en aangenomen dat 5% van de populatie aan beide zijdes van de dieptegrens niet stabiel is geweest (m.a.w. de 'middelste' 90% (0.5 – 2.4 m) wordt als stabiel beschouwd), is de extinctiecoëfficiënt in de zeegrasvelden 0.8 m^{-1} geweest (kolonisatiediepte 2.4 m).

Figuur 3.5 laat zien wat de kolonisatiemogelijkheden waren in de jaren 1930, gebaseerd op de diepte, droogvalduur, en een extinctiecoëfficiënt van 0.8 m^{-1}. Ruim 46% van de totale oppervlakte was geschikt. 12% van de, voor kolonisatie geschikte gebieden, was ook daadwerkelijk begroeid.

Tabel 3.1: Overzicht van enkele literatuurwaarden over de minimum hoeveelheid benodigd licht van ondergedoken Groot zeegras

Locatie	Getij (ja/nee)	Extinctiecoëfficiënt (m^{-1})	Maximum koloni-satiediepte (m)	% oppervlaktelicht (transmissie)	Bron
Grevelingenmeer	nee	0.5	4.1	15.8	[36]
Deense Estuaria	nee	0.47	4	15.3	[37]
Roscoff	ja	0.49	4	14.1	[38] en eigen data
Literatuur	nee	1.5	0.8 – 1.3	11 – 25	[36]
	beide	-	-	15.6	[39]
	ja	-	-	19.8	[40]



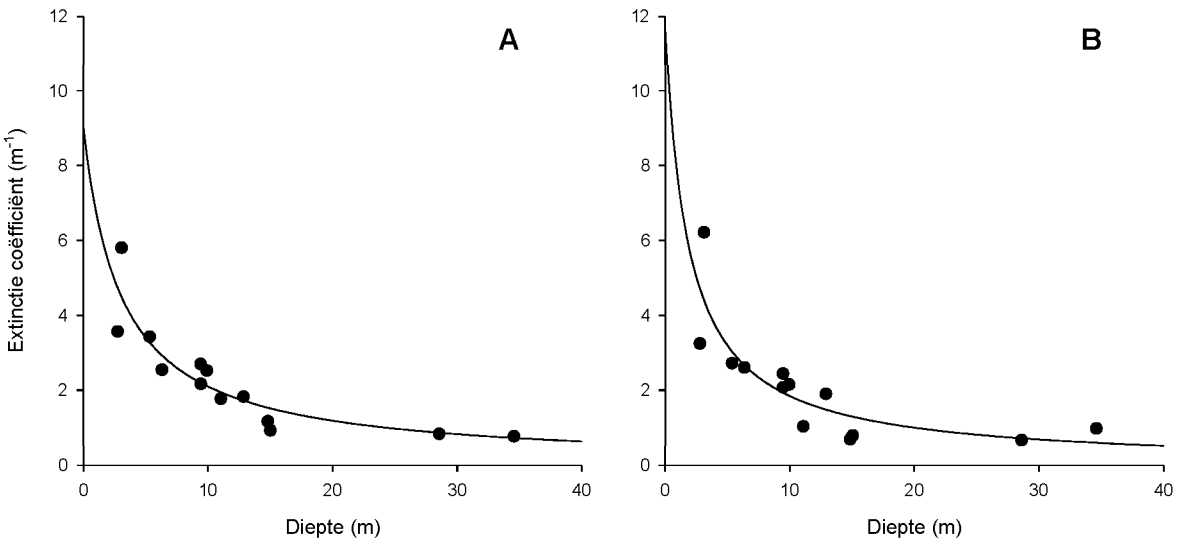
Figuur 3.5: Distributiemogelijkheden bij een extinctiecoëfficiënt van 0.8 m^{-1} en de daadwerkelijk begroeide delen in de jaren 30 [15]. Ruim 46% van het totale oppervlakte was geschikt, 12% van alle geschikte gebieden was begroeid. De zeegrasvelden die buiten de kaart liggen (op Texel en in de Zuiderzee), zijn niet meegenomen in de berekeningen.

Huidige Situatie

Er was geen duidelijke ruimtelijke trend zichtbaar tussen de extinctiecoëfficiënt en de verschillende meetlocaties. Tussen de diepte en de extinctie bestond echter wél een goed verband (figuren 3.6 A en B). De relatie tussen uitdoving en diepte kan worden beschreven met een Michaelis-Menten vergelijking:

$$k = a \cdot \frac{h_D}{h_D + D}$$

waarbij k de extinctie (m^{-1}) is, a de extinctie bij NAP (m^{-1}), h_D de halfwaarde (m) en D de diepte.



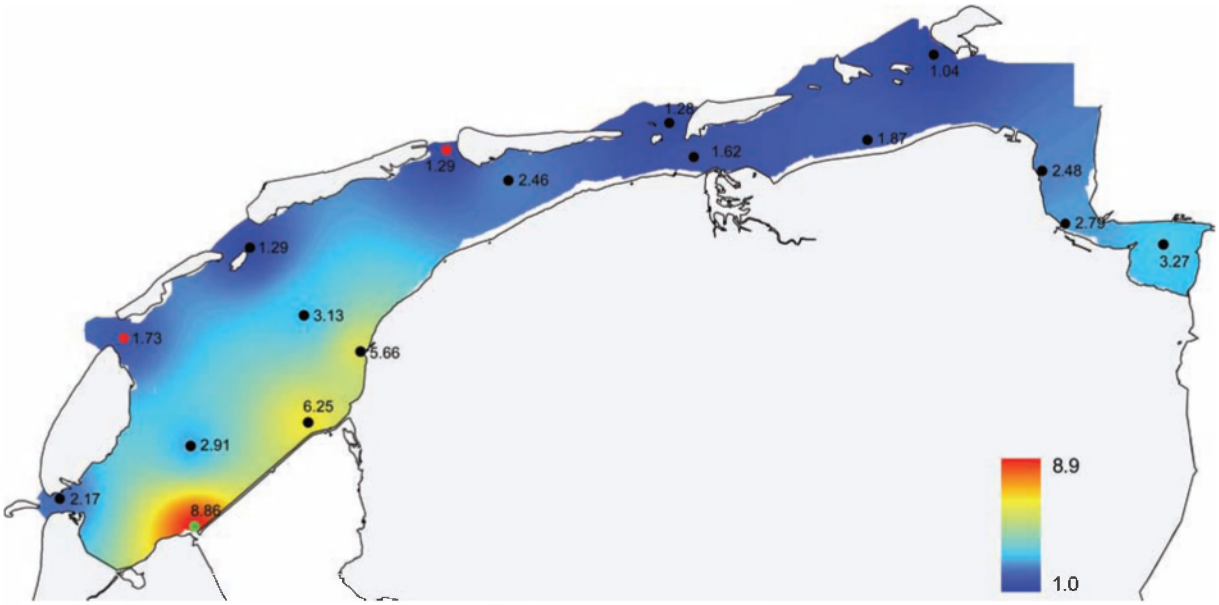
Figuur 3.6: De relatie tussen diepte (D) en extinctiecoëfficiënt (k) voor de periodes 2003 – 2005 (A) en 1996 – 2000 (B) in het groeiseizoen. Extinctiecoëfficiënten uit de periode 1996 – 2000 zijn berekend uit de Secchi dieptes (zie paragraaf 2.2). De gefitte formules zijn Michaelis-Menten vergelijkingen: $k = a \cdot h_D / (h_D + D)$. De correlatiecoëfficiënten (R^2) voor 3.6A en 3.6B bedragen respectievelijk 0.82 en 0.73. 82 en 73% van de variatie in de extinctie kan dus verklaard worden met de diepte. De waarden voor a waren 9.1 en 11.7 m^{-1}. Voor h_D bedroegen de waarden respectievelijk 3.0 en 1.9 m. Maximum kolonisatiediepte is 0.2 m onder NAP voor beide formules.

Combinatie van de tolerantiegrens (15% licht), de gevonden Michaelis-Menten vergelijkingen en de wet van Lambert-Beer (paragraaf 2.2), geeft een maximum kolonisatiediepte van 0.2 m onder NAP voor figuren 3.6 A en B. De meest gunstige laagwaterstand bedraagt echter al ruim 0.7 m onder NAP (figuur 3.3). Het zeegras kan, op basis van de uitdrogingsgrens, slechts koloniseren tot 0.2 m boven de laagwaterstand. Uit de resultaten moet dus worden opgemaakt dat er, op basis van getij, diepte en troebelheid, momenteel geen ontwikkeling van robuust Groot zeegras mogelijk is in de Nederlandse Waddenzee.

3.3 Saliniteit

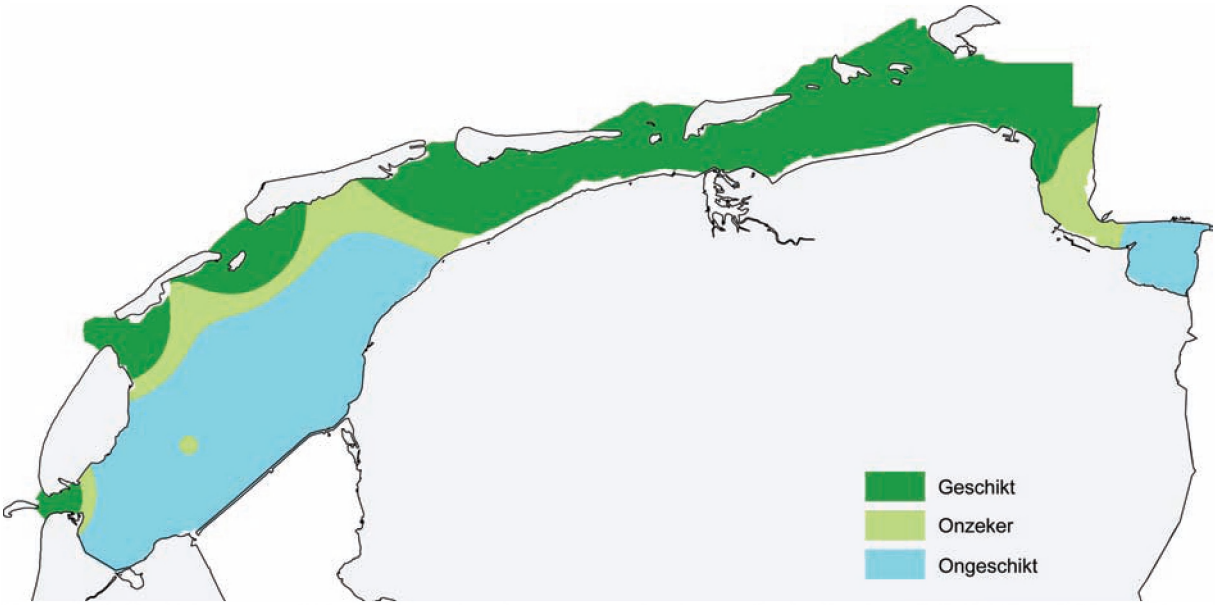
Figuur 3.7 laat de, door interpolatie verkregen, standaarddeviatiekaart zien. Aan de kaart zijn 3 extra, virtuele meetpunten toegevoegd om de interpolatie te verbeteren (zie paragraaf 2.3). De fluctuaties in saliniteit rondom Harlingen en de Afsluitdijk zijn zeer hoog (tussen 5 en 9 promille). In het oostelijk deel van de Waddenzee is het zoutgehalte veel stabieler met een SD van rond de 1 tot 2 promille.

Uit de meetreeksen blijkt dat de standaarddeviaties van Urk en Lemmer in de periode 1894 – 1930 respectievelijk 2.1 en 2.7 promille bedroegen. De tolerantiegrens van Groot zeegras zal hier tussenin vallen. Op basis van deze waarden wordt aangenomen dat de tolerantiegrens niet hoger zal zijn dan 2.5 promille. De berekende SD bij Hond/Paap varieert tussen 2.5 en 2.8 promille (figuur 3.7). Als onzekerheidszone is het gebied tussen 2.5 en 3.0 promille gekozen (zie paragraaf 2.3).



Figuur 3.7: De standaarddeviatiekaart voor saliniteit in het groeiseizoen. De kaart is verkregen door interpolatie tussen de punten op de kaart. Het getal bij elk punt is de locale standaarddeviatie.

Combinatie van de SD-kaart met de groeivoorwaarden voor Groot zeegras geeft figuur 3.8. Hieruit blijkt dat, op basis van de zoutfluctuaties, de westelijke Waddenzee grotendeels ongeschikt is voor de ontwikkeling van robuust Groot zeegras.



Figuur 3.8: Vestigingsmogelijkheden voor Groot zeegras op basis van fluctuaties in saliniteit. Bijna 47% van de Waddenzee valt binnen de tolerantiegrens (SD≤2.5). 59.7% van de Waddenzee heeft een SD gelijk of lager dan 3.0 promille (onzekerheidszone).

3.4 Nutriënten

Tabel 3.2 geeft een samenvatting van totaal stikstof- en fosforgehaltes in de Nederlandse Waddenzee, het Veerse meer en de resultaten van de studie naar Deense estuaria. Hieruit blijkt dat de westelijke Waddenzee gemiddeld iets meer stikstof en fosfor ontvangt dan een gemiddeld Deens estuarium. De waarden vallen echter voor het overgrote deel in dezelfde range. De medianen van stikstof en fosfor vallen allebei ruim binnen de 75% percentielen van de Deense

estuaria. In vergelijking met het Veerse meer zijn de nutriëntengehaltes in dit deel van de Waddenzee een stuk lager.

Naar het oosten toe wordt de situatie in de Waddenzee ongunstiger. Voor stikstof valt de mediaan van de oostelijke Waddenzee nog net binnen het 75% percentiel van de Deense Oostzee. De mediaan van fosfor ligt echter al een micromol per liter hoger dan het 75% percentiel van de Oostzee. In vergelijking met het Veerse meer bevat de oostelijke Waddenzee minder stikstof en minder fosfor.

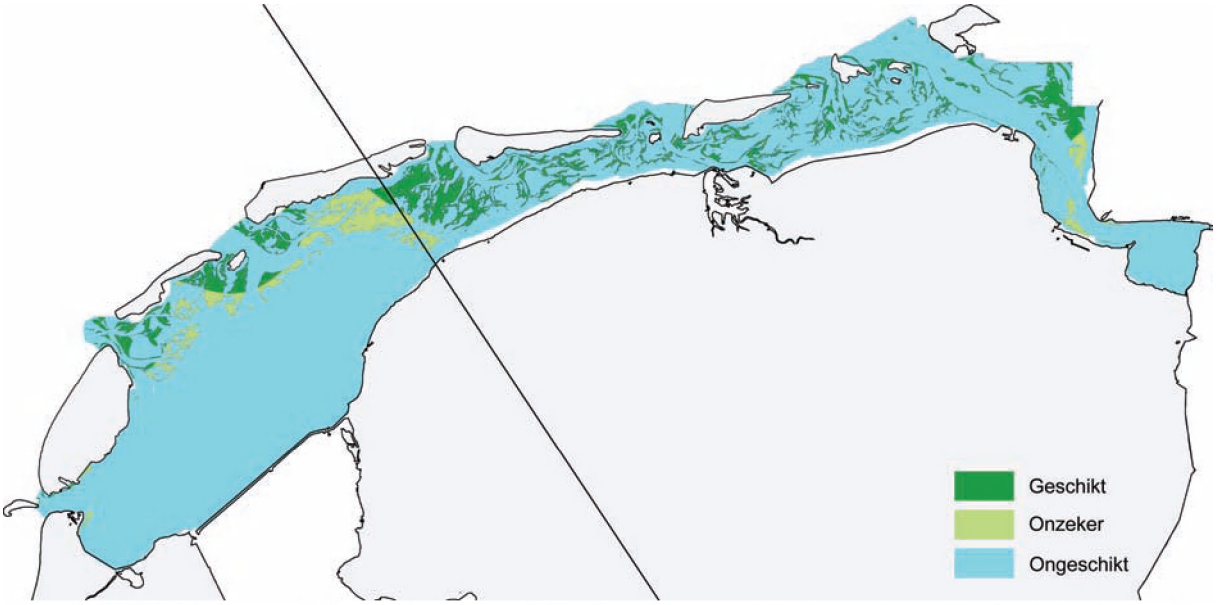
In de Eemsmonding liggen de waarden van zowel stikstof als fosfor ver boven de waarden gemeten in Denemarken. Ook is de mediaan van het stikstofgehalte in de Eemsmonding hoger dan die in het Veerse meer. De fosforwaarden liggen nog meer dan 2 keer zo laag in vergelijking met de extreem hoge fosforwaarden van het Veerse meer.

Tabel 3.2: Overzicht van totaal fosfor- en stikstofgehalte in de Waddenzee en de Oostzee estuaria. Alle genoemde concentraties zijn in µmol/l.

Gebied	Parameter	Range	25% percentiel	Mediaan	75% percentiel	n
Westelijke Waddenzee	Stikstof	15.6 – 235.0	37.0	53.0	80.5	256
	Fosfor	0.8 – 6.3	1.5	1.8	2.4	249
Oostelijke Waddenzee	Stikstof	26.0 – 202.1	52.4	72.1	97.1	319
	Fosfor	1.8 – 36.5	3.3	4.5	5.7	313
Eemsmonding	Stikstof	20.6 – 510.0	54.2	143.9	227.5	234
	Fosfor	0.7 – 15.6	2.1	5.6	8.8	223
Veerse meer	Stikstof	39.6 – 310.7	53.1	83.6	192.9	79
	Fosfor	3.6 – 21.0	9.9	13.4	17.0	74
Deense estuaria	Stikstof	7.9 – 659.3	24.5	39.3	78.6	1373
	Fosfor	0.5 – 43.2	1.0	1.7	3.5	1362

3.5 Combinatie van parameters

Uit de analyse van de lichtbeschikbaarheid (paragraaf 3.2) is gebleken dat deze factor de kolonisatie van robuust Groot zeegras momenteel vrijwel onmogelijk maakt. In deze paragraaf is gekeken naar de kolonisatiemogelijkheden van robuust Groot zeegras, wanneer wordt aangenomen dat de lichtbeschikbaarheid voldoende is of voldoende laag kan worden gemaakt. Hierbij is uitgegaan van de extinctiecoëfficiënt, zoals die is berekend voor de zeegrasvelden uit de jaren 1930 (0.8 m^{-1}). Met andere woorden, welke gebieden in de Nederlandse Waddenzee zijn er geschikt wanneer saliniteit, droogvalduur en/of nutriënten de beperkende factoren zijn?



Figuur 3.9: Kolonisatiemogelijkheden voor robuust Groot zeegras wanneer de groeivoorwaarden voor droogval en saliniteit met elkaar worden gecombineerd. Hierbij is aangenomen dat de lichtbeschikbaarheid voldoende is: gelijk aan de situatie in de jaren 1930. In de westelijke Waddenzee is slechts 4% van het totale areaal geschikt voor kolonisatie. De totale hoeveelheid geschikt areaal bedraagt 9% (25762 ha). Wanneer voor saliniteit de onzekerheidszone wordt gehanteerd, bedraagt het koloniseerbaar deel in de westelijke Waddenzee 9%, voor de totale Waddenzee is dat 13% (37121 ha).

Combinatie van de kaarten voor droogvalduur (figuur 3.4) en saliniteit (figuur 3.8) levert figuur 3.9 op. Uit de figuur blijkt dat in het westelijk deel van de Waddenzee, waar vroeger de grote zeegrasvelden voorkwamen, relatief weinig areaal beschikbaar is. Slechts 4% van de westelijke Waddenzee is geschikt voor kolonisatie. Wanneer voor saliniteit de onzekerheidszone (SD≤3.0) wordt gebruikt in de calculaties, in plaats van de tolerantiegrens (SD≤2.5), is in dit deel van de Waddenzee 9% van het areaal geschikt. De koloniseerbare platen liggen ten zuiden van Vlieland en Terschelling. Naar het oosten neemt de hoeveelheid koloniseerbaar areaal toe. Voor de nutriënten wordt de situatie echter juist ongunstig richting het oosten.

4. Conclusies en discussie

Uit de verschillende analyses blijkt dat de vestigingskansen van ondergedoken Groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee klein zijn. De analyses bevatten echter onzekerheden. Ten eerste moet worden opgemerkt dat naast de vier onderzochte factoren (droogval, licht, salinitiet en nutriënten), ook andere factoren mogelijk invloed uitoefenen op de ontwikkelingskansen van robuust Groot zeegras. Hierbij kan onder andere worden gedacht aan hydrodynamiek (stroming, golfslag) en bodemgesteldheid (korrelgrootte, organische stof gehalte, chemische samenstelling van het poriënwater).

Droogvalduur
Het gemiddelde laagwater is omschreven op basis van een wantijkaart. Dit betekent dat het getij in de Waddenzee volgens dit model, ruimtelijk gezien, in stappen verloopt. In werkelijkheid is de verandering in getijdenamplitude van west naar oost continu in plaats van discreet. Hoewel er hier een versimpeling van de realiteit is toegepast, heeft dit voor de uitkomsten van de huidige situatie geen invloed. Zelfs het meest gunstige getij (bij Den Helder en Den Oever) is onvoldoende om vestiging van zeegras mogelijk te maken. Ook voor de distributieberekeningen van de periode 1930, heeft de versimpeling waarschijnlijk weinig invloed gehad, omdat de verschillen tussen de stappen relatief klein zijn.

Op basis van literatuur [15] en onze GIS-analyse blijkt dat de bovengrens van robuust zeegras in de Nederlandse Waddenzee op ± 0.2 m boven NAP ligt. Zeegras floreerde in de jaren 1930 echter vaak in de nooit droogvallende poeltjes tussen mosselbanken [15]. De dieptegrens kan dus mogelijk plaatselijk omhoog schuiven in situaties waarbij water wordt vastgehouden (geulen, mosselbanken). Dit verschijnsel kan onder andere worden waargenomen in Roscoff (Bretagne, Frankrijk; Groot zeegras) en in de baai van Saint Efflam (Bretagne, Frankrijk; Klein zeegras) ([36] en persoonlijke observaties).

Lichtbeschikbaarheid
Hoewel er een goed verband is gevonden tussen uitdoving en diepte, moet worden opgemerkt dat alle extinctiemetingen van Rijkswaterstaat zijn genomen op locaties, dieper dan de maximale kolonisatiediepte van Groot zeegras (2.4 m rond 1930). Dit betekent dat de daaropvolgende berekeningen gebaseerd zijn op geëxtrapoleerde formules, wat de onzekerheid vergroot. Bovendien lagen de 3 meest ondiepe locaties allemaal in de Eemsmonding. Om te toetsen wat de invloed is van deze slechte spreiding op de formules, zijn deze 3 locaties verwijderd uit de dataset. Vervolgens is het verband tussen diepte en uitdoving opnieuw berekend (bijlage 2a). Voor de periode 2003 – 2005 bleek de relatie nauwelijks te veranderen. De correlatiecoëfficiënt (R^2) verschoof van 0.82 naar 0.79. Ook de waarden van de parameters a en h_D veranderden nauwelijks. Voor de periode 1996 – 2000 was de R^2 nauwelijks veranderd: 0.73 voor tegen 0.68 na het verwijderen van de 3 locaties. Parameters a en h_D veranderden wél. h_D verdubbelde bijna, terwijl a meer dan halveerde (bijlage 2a). Hoewel in de laatst genoemde periode dus een vrij grote verschuiving plaatsvond in de formule, heeft dit geen invloed op de uitkomsten van studie. Voor de herberekende formule ligt de maximum kolonisatiediepte zelfs 2 keer hoger: 0.1 m in plaats van 0.2 m onder NAP.

Om de betrouwbaarheid van de relatie uitdoving – diepte verder te toetsen is, naast het groeiseizoen, ook de jaarrond troebelheid gefit op de diepte. De

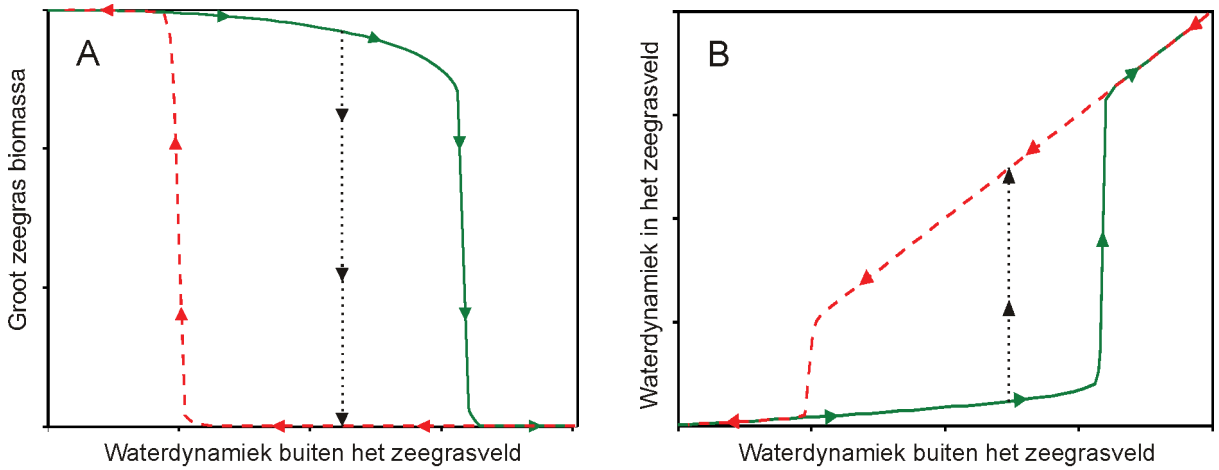
verwachting was, dat de fit zou verbeteren. De invloed van sediment (storm: veel sediment in suspensie) neemt relatief toe in de dataset, terwijl de relatieve invloed van algen (welke niet of minder diepte afhankelijk zijn) afneemt (minder algen in de winter). Voor beide periodes bleek de fit flink te verbeteren. Voor de periode 1996 – 2000 ging de R^2 van 0.72 naar 0.90. Voor 2003 – 2005 verbeterde de correlatie van 0.82 naar 0.90 (bijlage 2b).

Verder moet worden opgemerkt dat er in de analyse geen rekening is gehouden met de heterogeniteit van de bodem. Korrelgrootteverdelingen kunnen plaatselijk sterk verschillen in de Waddenzee. Dit hangt niet altijd en alleen samen met de diepte, zoals in de analyse is aangenomen. De aanleg van de Afsluitdijk heeft er bijvoorbeeld voor gezorgd dat het gebied net ten noorden van de dijk aan verslibbing onderhevig is, terwijl de platen net onder Vlieland juist verzanden. De berekende extinctie – diepte curve kan dus in werkelijkheid van plaats tot plaats verschillen.

Naast de onzekerheden in de troebelheid, bevat ook de geschatte minimum hoeveelheid benodigd licht enige onzekerheid. Hoewel deze waarde (15%) is gebaseerd op meerdere bronnen, is tevens bekend dat deze kan variëren. De variatie kan afhangen van onder andere troebelheid [41], schommelingen in troebelheid [42] en temperatuur [43]. Mogelijk heeft ook de aan- of afwezigheid van getij invloed op de minimum hoeveelheid benodigd licht van robuust Groot zeegras.

De berekende extinctiecoëfficiënt voor de periode 1930 is gebaseerd op de, in de literatuur genoemde, hoeveelheid benodigd licht en de diepte waarop het Groot zeegras destijds voorkwam. Hierbij wordt dus aangenomen dat het gehele gebied dezelfde helderheid heeft gehad, en dat het zeegras hierop geen invloed uitoefende. Het is echter bekend dat zeegras in staat is de waterdynamiek in het veld sterk terug te brengen. Dichte zeegrasvelden reduceren de stroming tot slechts 10% van de 'originele' stroming buiten het veld [44-46]. Dit betekent dat een groot deel van het zwevend stof, door de afname van de waterdynamiek naar de bodem zal zakken in een zeegrasveld. Bovendien zal er nauwelijks sediment van de met zeegras begroeide platen worden opgewerveld, omdat de wortels het substraat stabiliseren [16]. Het resultaat is dat het zeegras het water helderder zal maken. Dit geldt met name in water waarin sediment de dominante factor is in de uitdoving, zoals de Waddenzee. Hierdoor is de gemiddelde helderheid van het water buiten de zeegrasvelden, in de jaren 1930 mogelijk overschat.

Als het bovengenoemde mechanisme inderdaad een rol speelde, heeft dat grote gevolgen voor de huidige situatie. Uit de calculaties is gebleken dat de platen momenteel te troebel zijn voor zeegras om zich te vestigen. Op plaatsen waar de diepte 2.4 m onder NAP is (maximum kolonisatiediepte van Groot zeegras in 1930), wordt de extinctie van de waterkolom geschat op ± 5 m^{-1}. Ten opzichte van de berekende waarde uit 1930 (0.8 m^{-1}) is dat een ruime verzesvoudiging. Het water wat de Waddenzee instroomt (geuldieptes + 15 m) heeft in het groeiseizoen een gemiddelde extinctie van slechts 0.9 m^{-1} en jaarrond ligt deze waarde op ± 1.1 m^{-1}. Dit geeft aan dat het water pas ín de Waddenzee te troebel wordt, door de opwerveling van fijn substraat op de platen. De verhoogde troebelheid ten opzichte van de jaren 1930 kan dus veroorzaakt worden door het feit dat er geen zeegras meer groeit om het water helder te houden, waardoor hervestiging onmogelijk wordt. Door deze vicieuze cirkel ontstaat een 'alternatief evenwicht' (figuur 4.1) [47].



Figuur 4.1: Een schematische voorstelling van een alternatief evenwicht in een zeegrasveld. Een hoge zeegrasdichtheid houdt de waterdynamiek in het veld laag, waardoor het water helder blijft (groene lijn). Wanneer het veld verdwijnt door een externe ingreep (Afsluitdijk), of ziekte ('Wasting disease') (zwarte stippellijn), moet de waterdynamiek kunstmatig naar een laag niveau worden teruggebracht om (her)vestiging van zeegras mogelijk te maken (rode lijn).

Alternatieve evenwichten hebben drastische implicaties voor het beheer van een ecosysteem [47, 48]. Wanneer een Groot zeegrasveld een hoge biomassa heeft (figuur 4.1A, groene lijn), reduceert het zeegras de waterdynamiek binnen het veld in vergelijking met de externe dynamiek (figuur 4.1B, groene lijn). Hierdoor wordt het water helder. Wanneer het veld wordt aangetast door een ziekte (wierziekte) of externe ingreep (aanleg Afsluitdijk), wordt het evenwicht binnen het zeegrasveld verstoord. De biomassa neemt af, waardoor de waterdynamiek toeneemt (en de helderheid afneemt), waardoor de biomassa vervolgens weer extra afneemt: het ecosysteem stort in (figuur 4.1, zwarte stippellijnen). Het zeegrasveld verdwijnt in zijn geheel (figuur 4.1A, rode lijn) en de waterdynamiek wordt op de plaats waar het zeegrasveld lag, gelijk aan de externe dynamiek (figuur 4.1B, rode lijn). Om het ecosysteem na een dergelijke 'crash' te herstellen, moet de waterdynamiek worden teruggebracht naar het punt, waar de rode lijn weer omhoog gaat (figuur 4.1A). Dit is het punt waar de dynamiek laag genoeg is (en het water dus helder genoeg is), om zeegrasgroei mogelijk te maken, zonder de noodzaak van de positieve feedback van het zeegras zélf. Áls dit mechanisme inderdaad een belangrijke rol speelt, moet het water in eerste instantie dus kunstmatig helder worden gemaakt en gehouden, om een terugkeer van zeegras mogelijk te maken, totdat zich een stabiele zeegraspopulatie heeft gevestigd.

Saliniteit

De analyse van de zoutfluctuaties laat, net als de troebelheidanalyse, zien dat vestiging van Groot zeegras in, met name de westelijke Waddenzee, weinig kans heeft, zolang de fluctuaties als gevolg van spuibeheer in de Afsluitdijk nog zo hoog zijn. De tolerantiegrens van de analyse is echter gebaseerd op slechts 2 datasets. Er is helaas nog geen onderzoek gedaan naar de tolerantie van Groot zeegras voor zoutfluctuaties. Hoewel de tolerantiegrens van een standaard-deviatie van 2.5 promille (voor het groeiseizoen) onzeker is, is het mogelijk eerder een overschatting van de tolerantie, dan een onderschatting. Op plaatsen waar ondergedoken zeegras algemeen is, zoals in Bretagne (Frankrijk) of de Oostzee, zijn zoutwisselingen vaak klein. Standaarddeviaties van zoutfluctuaties in typerende Oostzee estuaria liggen jaarrond op ± 1 tot 2 promille [49]. In de wateren van de Atlantische oceaan rondom Bretagne zijn de wisselingen mogelijk nog kleiner. In de Waddenzee liggen de jaarrond standaarddeviaties

gemiddeld nog 0.9 promille hoger dan de waarden in het groeiseizoen (bijlage 3d). In de westelijke Waddenzee ligt de gemiddelde jaarrond waarde op 4.4 promille. In de oostelijke Waddenzee en de Eemsmonding liggen deze waarden op respectievelijk 2.5 en 3.6.

Verder moet worden opgemerkt dat de gebruikte interpolatiemethode ('Inverse Distance Weighted') ruimtelijk gezien, rechtstreeks van meetpunt naar meetpunt interpoleert, zonder rekening te houden met de stromingspatronen in de Waddenzee. Hierdoor kan de werkelijke zoutfluctuatie op een bepaalde plaats afwijken van de berekende waarde.

Nutriënten

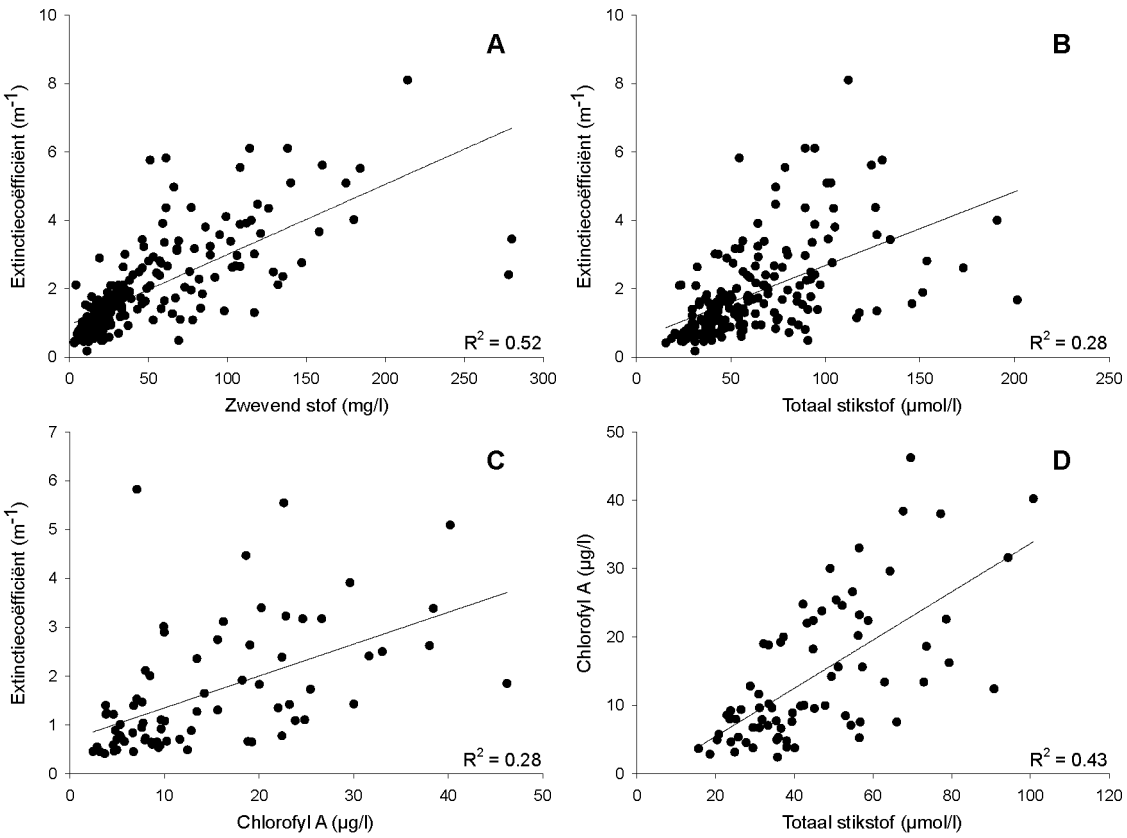
Hoewel vergeleken met de jaren 1930 de voedingsstoffenbelasting van de Waddenzee is toegenomen met een factor van ± 5 [50], komt uit de vergelijking met de Deense Oostzee en het Veerse meer naar voren dat eutrofiëring in de westelijke Waddenzee waarschijnlijk geen hoofdrol zal spelen bij de vestiging van zeegras, mits de overige omstandigheden, zoals licht en zoutregime (enige zoetwaterinvloed) gunstig zijn [26]. Naar het oosten toe wordt de situatie, voor met name de stikstofbelasting, echter ongunstig.

Vergelijking met andere gebieden

In de analyses is geen rekening gehouden met de verschillen tussen de ecosystemen. Het Veerse meer is een afgesloten systeem, zonder getij, met een laag zoutgehalte (veel zoetwaterinvloed), en extreem hoge fosforconcentraties. Hoewel de hoge stikstof- en fosforwaarden vermoedelijk geen direct toxisch effect hadden, creëerden ze wél de gunstige voorwaarden voor concurrenten als zeesla en fytoplankton. De troebelheid veroorzaakt door het fytoplankton heeft uiteindelijk het einde van de zeegraspopulatie in het Veerse meer betekend [33].

In de vergelijking van de Waddenzee met de Deense Oostzee zijn de 2 meest voor de hand liggende verschillen het getij en het zoutgehalte. In tegenstelling tot de Waddenzee, kennen de Deense estuaria geen getijverschil. De zoetwaterinvloed is veel groter. Het zoutgehalte ligt gemiddeld een stuk lager met 25% en 75% percentielen van respectievelijk 10.9 en 22.4 promille (mediaan 17.8) [32]. In de Nederlandse Waddenzee liggen de 2 percentielen op 23.1 en 30.4. De mediaan is hier 28.3 promille (periode 1996 – 2005).

Naast getij en saliniteit verschillen de systemen ook in helderheid van de waterkolom. De 25 en 75% percentielen van de Secchi-diepte (doorzichtdiepte) in de Oostzee estuaria liggen op 1.8 en 5.5 meter, met een mediaan van 3.6 meter [32]. In de Waddenzee ligt de mediaan van de doorzichtdiepte op slechts 0.5 meter, wat overeenkomt met een gemiddelde extinctie van 2.5 m^{-1}. De 25 en 75% percentielen liggen op 0.3 en 1.0 meter doorzicht (periode 1996 – 2005). Dit grote verschil in helderheid tussen de Deense estuaria en de Waddenzee, onderstreept de conclusie dat de troebelheid van de Waddenzee naar alle waarschijnlijkheid de grote drempel is in de vestigingskansen van Groot zeegras.



Figuur 4.2: Relaties tussen verschillende parameters in de westelijke Waddenzee voor de periode 2003 – 2005. De relaties geplot voor chloropfyl A zijn gebaseerd op waarden uit het groeiseizoen.

In de Oostzee kan de mate van doorzicht grotendeels worden verklaard aan de hand van het totaal stikstofgehalte in de waterkolom [32]. Hogere stikstofgehaltes in de waterkolom bevorderen de algengroei, waardoor het water troebeler wordt. In de Waddenzee kan de troebelheid echter beter met het zwevend stofgehalte worden verklaard. Figuur 4.2 laat het verband tussen troebelheid en respectievelijk zwevend stof, totaal stiksof en chlorofyl zien voor de westelijke Waddenzee. 52% van de variatie in troebelheid kan worden verklaard op basis van het zwevend stofgehalte (figuur 4.2A). Met behulp van het totaal stikstofgehalte kan slechts 28% worden verklaard (figuur 4.2B). Ook het chlorofylgehalte, een maat voor de hoeveelheid algen in de waterkolom, heeft slechts een beperkte verklarende waarde met betrekking tot de helderheid van het water (figuur 4.2C). Het verband tussen totaal stikstof en het chlorofyl is echter wel vrij goed (figuur 4.2D). Op basis van figuur 4.2 kan dus worden geconcludeerd dat de troebelheid in de Waddenzee, in tegenstelling tot in de Oostzee estuaria, voornamelijk wordt bepaald door gesuspendeerd sediment.

Eindconclusie

In het kort kan worden geconcludeerd dat:

1. Alleen uitgaande van droogvalduur, het grootste deel van de Waddenzee nog geschikt is voor robuust Groot zeegras, ondanks een toename van de getijdenamplitude door de aanleg van de Afsluitdijk.
2. De troebelheid, zonder interventie, momenteel te hoog is voor de ontwikkeling van robuust Groot zeegras.
3. De zoutfluctuaties in grote delen de westelijke Waddenzee te hoog zijn voor de vestiging van robuust Groot zeegras.
4. De trofiegraad in het westen voldoende laag is, mits overige omstandigheden gunstig zijn (saliniteit, licht).
5. Gebaseerd op de combinatie van parameters, de platen ten zuiden van Vlieland en Terschelling momenteel het meest gunstig zijn voor kolonisatie van robuust Groot zeegras, wanneer wordt aangenomen dat de troebelheid voldoende laag kan worden gemaakt.

5. Een terugkeer van Groot zeegras: aanbevelingen

Uit de analyses is gebleken dat vestiging van ondergedoken Groot zeegras, zonder ingrijpen, niet mogelijk is. Om een terugkeer van robuust Groot zeegras enigszins kans te bieden, zijn een aantal ingrijpende veranderingen in de huidige situatie nodig.

Ten eerste zal de troebelheid lokaal, tijdelijk, kunstmatig moeten worden gereduceerd. Mogelijke opties zijn:

- De aanleg van kunstmatige (biologisch afbreekbare) zeegrasvelden die het water tijdelijk helder houden. Hierdoor kan zich tussen het kunstmatige zeegras, écht zeegras vestigen. Een tijdelijke aanleg van strekdammen, of een array van stromingsvertragende schermen of netten is mogelijk ook een optie. Voor deze laatste optie zou onderzocht kunnen worden of deze functie kan worden gecombineerd met de kweek van mosselen op netten.
- Aanleg van mossel- of oesterbanken. Deze kunnen het water plaatselijk helderder maken door filtering en zorgen voor een stabilisatie van het ondergelegen sediment. In depressies, boven de uitdrogingsgrens (0.2 m boven laagwater), tussen deze banken, heerst bovendien een gunstig vestigingsklimaat omdat het Groot zeegras hier niet uitdroogt.

Een reductie van de zoutfluctuaties in de westelijke Waddenzee is van groot belang. Een geleidelijker zoetwaterinvloed vergroot de kansen voor vestiging van Groot zeegras en vergroot de tolerantie voor hogere nutriëntengehaltes. Het spuibeheer in de Afsluitdijk, maakt een terugkeer van Groot zeegras in het westen grotendeels onmogelijk, terwijl de andere onderzochte factoren, hier juist het gunstigst zijn (droogval, nutriënten). Voor een herintroductie van ondergedoken Groot zeegras, zou het spuiregime dus moeten worden aangepast.

Op basis van de gecombineerde evaluatie van het nutriëntenregime, de droogvalduur en de saliniteit in de Waddenzee, is het aan te raden, eventuele herintroducties, te starten in het westelijke deel. Zowel de getijdenamplitude, als het nutriëntenregime is hier het meest gunstig, de zoutfluctuaties zijn net onder Vlieland en Terschelling voldoende laag. Het is belangrijk op te merken dat de trofiegraad sinds het verdwijnen van robuust Groot zeegras ongeveer is vervijfvoudigd [50]. Een reductie van de nutriëntenbelasting is daarom nog steeds van groot belang.

In deze studie is gebleken dat er met betrekking tot vele parameters nog onzekerheden bestaan.

Hoewel veelvuldig is onderzocht wat de minimum lichtbenodigdheid is van Groot zeegras, is over de mogelijke interactie ('feedback') tussen de helderheid van de waterkolom en de aan- of afwezigheid van Groot zeegras, nauwelijks iets bekend. Verder onderzoek naar dit mechanisme is daarom van belang.

Naast onderzoek naar een verband tussen helderheid van het water en de aanwezigheid van Groot zeegras, kan in de Waddenzee tevens gezocht worden naar locaties waar de opwerveling van sediment voldoende laag is, om ontwikkeling van Groot zeegras kans te bieden.

Van Groot zeegras zijn de gemiddelde minimum en maximum zouttolerantie vrij goed bekend. Over de tolerantie van robuust Groot zeegras voor zoutschommelingen is echter nauwelijks iets bekend, terwijl de vrij grote schommelingen rondom de Afsluitdijk in de westelijke Waddenzee, waarschijnlijk grote invloed hebben op de overlevingskansen van robuust Groot zeegras. Met behulp van laboratorium- en veldstudies kan onderzocht worden, wat de tolerantiegrenzen van robuust Groot zeegras zijn voor zoutschommelingen.

6. Literatuur

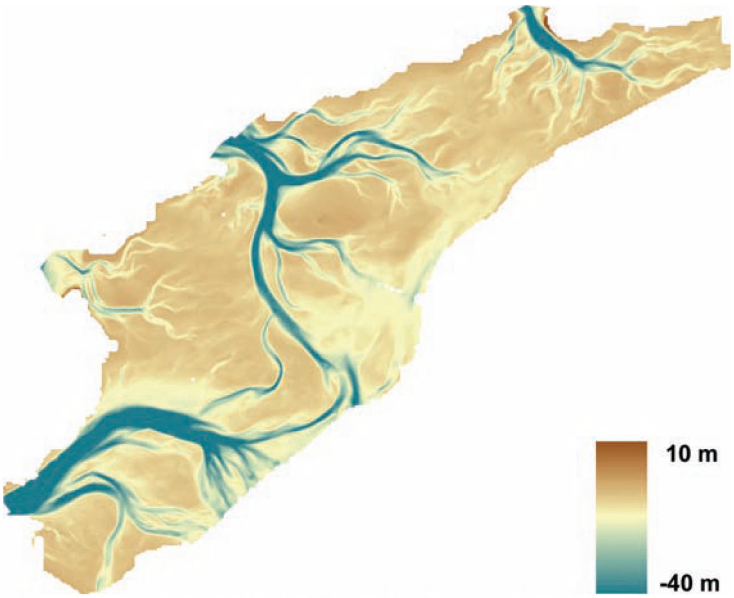
1. Phillips, R.C. en C.P. McRoy, *Handbook of Seagrass Biology: an Ecosystem Perspective*. 1980, New York: Garland.
2. Hillman, K., et al., *Productivity and nutrient limitation., in The Biology of Seagrasses: A Treatise On the Biology of Seagrasses, With Special Reference To the Australian Region*, A.W.D.Larkum, A.J. McComb, and S.A. Shepherd, Editors. 1989, Elsevier: New York. p. 635-685.
3. Gullstrom, M., et al., *Seagrass ecosystems in the Western Indian Ocean.* Ambio, 2002. **31**(7-8): p. 588-592.
4. Van Goor, A.C.J., *Het zeegras (Zostera marina L.) en zijn betekenis voor her leven der visschen*. 1919. p. 415-498.
5. Orth, R.J., K.L. Heck, en J. van Montfrans, *Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships.* Estuaries, 1984. **7**: p. 339-350.
6. Heck, K.L., G. Hays, en R.J. Orth, *Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows.* Marine Ecology Progress Series, 2003. **253** p. 123-136.
7. Polte, P., A. Schanz, en H. Asmus, *The contribution of seagrass beds (Zostera noltii) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea.* Marine Biology, 2005. **V147**(3): p. 813-822.
8. Edgar, G.J., et al., *Comparisons of species richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria.* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1994. **176**: p. 201-226.
9. Bostrom, C.A.B.E., *Zoobenthic community establishment and habitatcomplexity-the importance of seagrass shoot-density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment.* Marine Ecology Progress Series, 2000. **205**: p. 123-138.
10. Den Hartog, C. en P.J.G. Polderman, *Changes in the seagrass populations of the Dutch Wadden Sea.* Aquatic Botany, 1975. **1**: p. 141-147.
11. Van den Hoek, C., et al., *The role of algae and seagrasses in the ecosystem of the Wadden Sea, a review*, in *Flora and vegetation of the Wadden Sea. Final Report of the section "Marine Botany" of the Wadden Sea Working Group.* W.J. Wolff, Editor. 1979, Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek: Leiden. p. 9-118.
12. Harmsen, G.W., *Systematische Beobachtungen der Nordwest-Europaeischen Seegrasformen.* Ned. Kruidk. Archief, 1936. **46**: p. 852-877.
13. Van Katwijk, M.M. en D.C.R. Hermus, *Effects of water dynamics on Zostera marina: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea.* Marine Ecololgy Progress Series, 2000. **208**: p. 107-108.
14. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. *Zeegras*. 2006 [cited; Available from: http://www.zeegras.nl.
15. Reigersman, C.A.J., et al., *Rapport omtrent de invloed van de wierziekte op de achteruitgang van de wierbedrijven*, in *Stencilled report, The Hague (unpublished)*. 1939.
16. Giesen, W.B.J.T., M.M. van Katwijk, en C. den Hartog, *Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea.* Aquatic Botany, 1990. **37**(1): p. 71-85.
17. Giesen, W.B.J.T., M.M. van Katwijk, en C. Den Hartog, *Temperature, salinity, insolation and wasting disease of eelgrass (Zostera marina L.) in the Dutch Wadden Sea in the 1930s.* Netherlands Journal of Sea Research, 1990. **25**(3): p. 395-404.
18. Hermus, D.C.R., *Herintroduktie van zeegras in de Waddenzee. Het verloop van de beplantingen in 1992-1994 & zaadexperimenten*. 1995, Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen: Nijmegen.

19. Leuschner, C., S. Landwehr, en U. Mehlig, *Limitation of carbon assimilation of intertidal Zostera noltii and Z-marina by desiccation at low tide.* Aquatic Botany, 1998. **62**(3): p. 171-176.
20. Oudemans, C.A.J.A., et al., *Verslag der Staatscommissie inzake de wiervisscherij.* Typescript, The Hague (unpublished), 1870.
21. Klok, B. en K.M. Schalkers, *De verandering in de Waddenzee ten gevolge van de afsluiting van de Zuiderzee.* 1980, Rijkswaterstaat, directie waterhuishuiding en waterbeweging, district kust en zee: Hoorn.
22. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. *Het Getij.* 2006 [cited; Available from: http://www.getij.nl.
23. Jerlov, N.G., *Light: general introduction*, in *Marine Ecology, Environmental Factors*, K. O., Editor. 1970, Wiley Interscience: London. p. 95-102.
24. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. *Waterbase.* 2006 [cited; Available from: http://www.waterbase.nl.
25. Kamermans, P., M.A. Hemminga, en D.J. de Jong, *Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (Zostera marina) population (Lake Grevelingen, the Netherlands).* Marine Biology, 1999. **133**(3): p. 527-539.
26. Van Katwijk, M.M., et al., *Effects of salinity and nutrient load and their interaction on Zostera marina.* Marine Ecology-Progress Series, 1999. **190**: p. 155-165.
27. De Jonge, V.N. en D.J. De Jong, *'Global change' impact of inter-annual variation in water discharge as a driving factor to dredging and spoil disposal in the river Rhine system and of turbidity in the Wadden Sea.* Estuarine Coastal and Shelf Science, 2002. **55**(6): p. 969-991.
28. La Peyre, M.K. en S. Rowe, *Effects of salinity changes on growth of Ruppia maritima L.* Aquatic Botany, 2003. **77**(3): p. 235-241.
29. Murphy, L.R., S.T. Kinsey, en M.J. Durako, *Physiological effects of short-term salinity changes on Ruppia maritima.* Aquatic Botany, 2003. **75**(4): p. 293-309.
30. Van Reen, M.J., *Saliniteit op het Balgzand, deel II.* 2006, Alkyon: Emmeloord.
31. Van der Hoeven, P.C.T., *Watertemperatuur en Zoutgehaltewaarnemingen van het Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek (RIVO): 1860 - 1981.* . 1982, Koninklijk Nederlands Metereologisch Instituut: De Bilt.
32. Nielsen, S.L., et al., *Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters.* Estuaries, 2002. **25**(5): p. 930-937.
33. Wolfstein, K., *De ontwikkeling van zeesla en zeegras in het Veerse Meer.* 2004, RIKZ-OSD.
34. Green, E.F. en F.T. Short. *World Atlas of Seagrasses.* 2003 [cited; Available from: http://stort.unep-wcmc.org/imaps/marine/seagrass/viewer.htm.
35. Van Katwijk, M.M., et al., *Macrophytes in the western Wadden Sea: monitoring, invasion, transplantations, dynamics and European policy*, in *Proceedings of the 11th International Scientific Wadden Sea Symposium*, K. Laursen and H. Marencic, Editors. 2006: Esbjerg, Denmark.
36. Van Katwijk, M.M., et al., *Suitability of Zostera marina populations for transplantation to the Wadden Sea as determined by a mesocosm shading experiment.* Aquatic Botany, 1998. **60**(4): p. 283-305.
37. Nielsen, S.L., et al., *Depth colonization of eelgrass (Zostera marina) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters.* Estuaries, 2002. **25**(5): p. 1025-1032.
38. Jacobs, R.P.W.M., *Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, Zostera marina L., at Roscoff, France.* Aquatic Botany, 1979. **7**: p. 151-172.
39. Duarte, C.M., *Seagrass depth limits.* Aquatic Botany, 1991. **40**(4): p. 363-377.
40. Dennison, W.C., *Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution.* Aquatic Botany, 1987. **27**(1): p. 15-26.
41. Boese, B.L., B.D. Robbins, en G. Thursby, *Desiccation is a limiting factor for eelgrass (Zostera marina L.) distribution in the intertidal zone of a northeastern Pacific (USA) estuary.* . Botanica Marina 2005. **48**: p. 274-283.

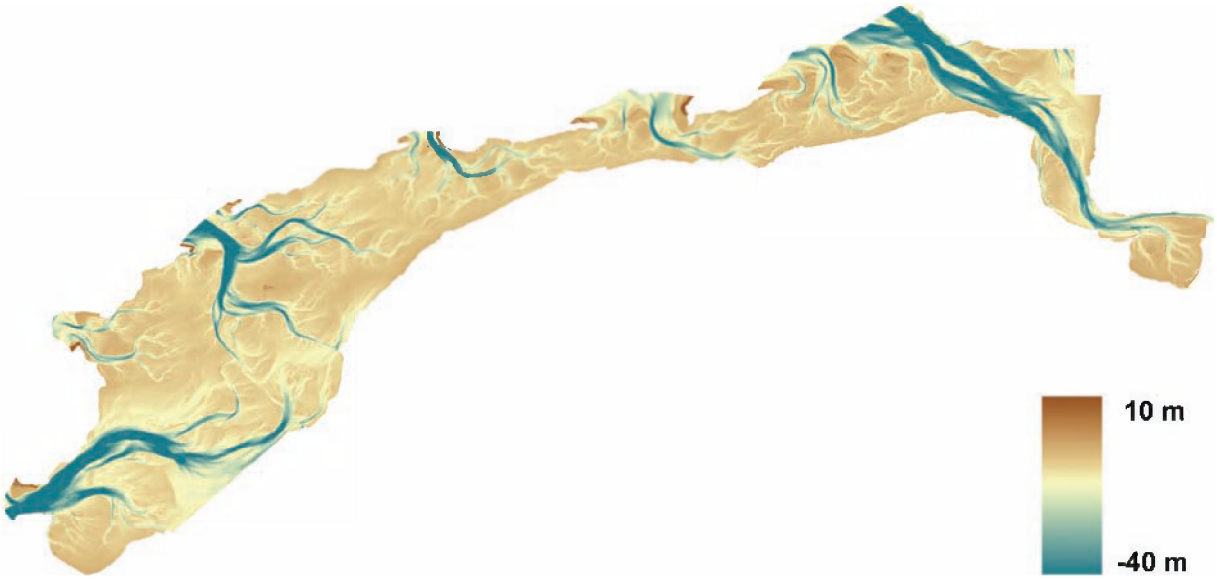
42. Zimmerman, R.C., et al., *Assessment of Environmental Suitability for Growth of Zostera-Marina L (Eelgrass) in San-Francisco Bay.* Aquatic Botany, 1991. **39**(3-4): p. 353-366.
43. Marsh, J.A., W.C. Dennison, en R.S. Alberte, *Effects of Temperature on Photosynthesis and Respiration in Eelgrass (Zostera-Marina L).* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1986. **101**(3): p. 257-267.
44. Gambi, M.C., A.R.M. Nowell, and P.A. Jumars, *Flume Observations on Flow Dynamics in Zostera-Marina (Eelgrass) Beds.* Marine Ecology-Progress Series, 1990. **61**(1-2): p. 159-169.
45. Worcester, S.E., *Effects of Eelgrass Beds on Advection and Turbulent Mixing in Low Current and Low Shoot Density Environments.* Marine Ecology-Progress Series, 1995. **126**(1-3): p. 223-232.
46. Peterson, C.H., et al., *Attenuation of water flow inside seagrass canopies of differing structure.* Marine Ecology-Progress Series, 2004. **268**: p. 81-92.
47. Scheffer, M., et al., *Catastrophic shifts in ecosystems.* Nature, 2001. **413**(6856): p. 591-596.
48. Scheffer, M. en S.R. Carpenter, *Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation.* Trends in Ecology & Evolution, 2003. **18**(12): p. 648-656.
49. Schumann, R., et al., *Long-term observations on salinity dynamics in a tideless shallow coastal lagoon of the Southern Baltic Sea coast and their biological relevance.* Journal of Marine Systems, 2006. **60**(3-4): p. 330-344.
50. Van Beusekom, J.E.E., *A historic perspective on Wadden Sea eutrophication.* Helgoland Marine Research, 2005. **59**(1): p. 45-54.

Bijlagen

Bijlage 1: Kaarten



Bijlage 1a: Dieptekaart van 1926 – 1934. Diepte in meters ten opzichte van NAP.



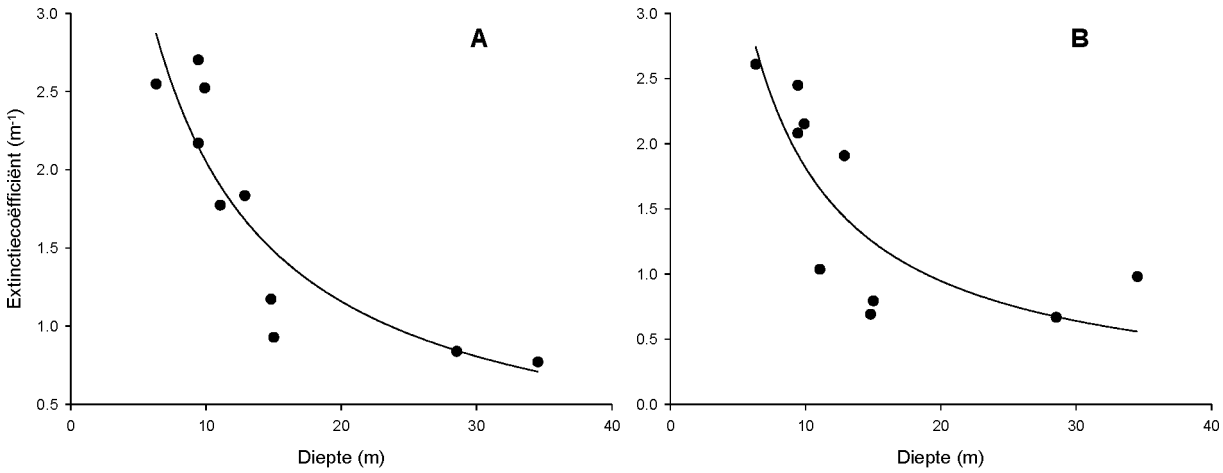
Bijlage 1b: Dieptekaart van 1997 – 2002. Dieptes in meters ten opzichte van NAP.

Bijlage 1c: Verantwoording kaarten

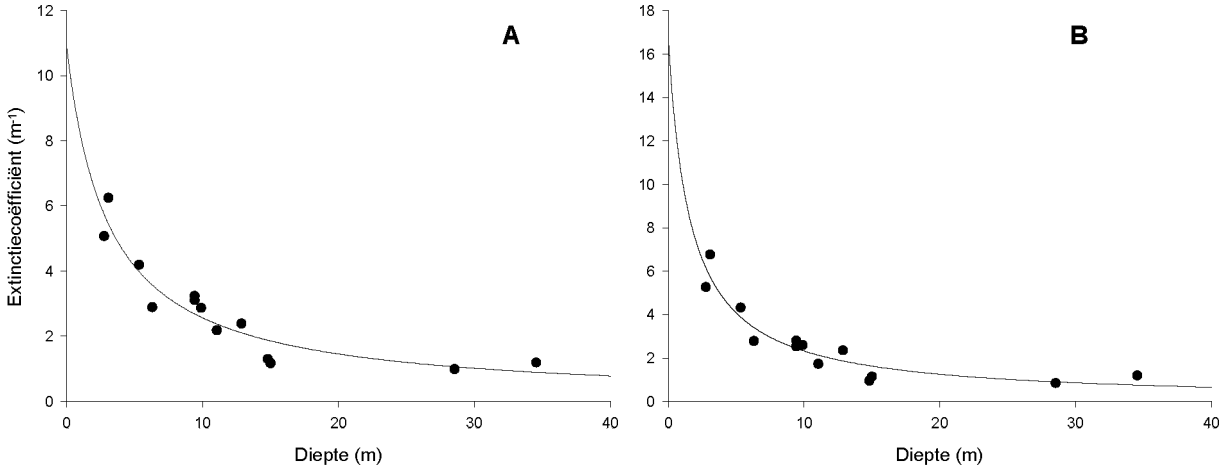
1. De dieptekaart van de westelijke Waddenzee van 1926 – 1934 én de dieptekaart uit 1997 – 2002 zijn ter beschikking gesteld door Rijkswaterstaat.

2. De vegetatiekaart uit de jaren 1930 zijn verkregen uit een rapportage van C.A.J. Reigersman, 1939 [15].

Bijlage 2: Relaties tussen extinctie en diepte



Bijlage 2a: De correlatie tussen diepte en extinctie, zonder de Eems locaties. Ten opzichte van de originele dataset (figuur 3.6A) verschoof de correlatiecoëfficiënt voor 2003 – 2005 (2a.A) van 0.82 naar 0.79. De parameters a en h_D veranderden van respectievelijk 9.1 en 3.0, naar 9.0 en 2.4. Voor de periode 1996 – 2000 verschoof de R^2 van 0.72 naar 0.68. h_D verdubbelde bijna van 11.7 naar 21.8, terwijl a meer dan halveerde van 1.9 naar 0.9.



Bijlage 2b: De relatie tussen extinctie en diepte, jaarrond. De fits zijn beter dan wanneer alleen de zomerwaarden in beschouwing worden genomen, de correlatiecoëfficiënten zijn voor beide figuren 0.90. Parameter a werd geschat op 10.9 (9.1 in het groeiseizoen) voor 2003 -2005. Voor 1996 – 2000 werd a geschat op 16.7 (11.7 in het groeiseisoen). De schattingen van h_D lagen bijna gelijk aan die die in het groeiseizoen: respectievelijk 3.1 (tegen 3.0) en 1.6 (tegen 1.9). Jaarrond is het water dus troebeler in vergelijking met het gemiddelde in het groeiseizoen. Dit komt door een toename van gesuspendeerd sediment in de waterkolom tijdens de wintermaanden (meer dynamiek door wind/storm). In die maanden speelt chlorofyl nauwelijks een rol, waardoor de relatie met diepte verbetert.

Bijlage 3: Overzicht van parameters

Bijlage 3a: Gemiddelde waterstanden in de Nederlandse Waddenzee, na aanleg van de Afsluitdijk.

Locatie	Laagwater (m)	Hoogwater (m)	Amplitude (m)
Den Oever	-0.70	0.73	1.43
Kornwerderzand	-0.87	0.83	1.70
Harlingen	-0.92	0.92	1.84
Lauwersoog	-1.24	1.03	2.27
Eemshaven	-1.36	1.20	2.55
Delfzijl	-1.59	1.37	2.96
Nieuwe Statenzijl	-1.24	1.40	2.64
Schiermonnikoog	-1.20	1.04	2.23
Nes	-1.15	1.04	2.19
West-Terschelling	-0.98	0.81	1.79
Vlieland haven	-0.99	0.80	1.79
Oudeschild	-0.74	0.63	1.38
Den Helder	-0.78	0.58	1.36

Bijlage 3b: Gemiddelde waterstanden voor de aanleg van de Afsluitdijk in de westelijke Waddenzee.

Locatie	Laagwater (m)	Hoogwater (m)	Amplitude (m)
Den Oever	-0.55	0.35	0.90
Harlingen	-0.68	0.61	1.29
Terschelling	-1.02	0.65	1.67
Oudeschild	-0.65	0.37	1.02
Den Helder	-0.83	0.38	1.21

Bijlage 3c: Overzicht van extinctiecoëfficiënten voor de verschillende locaties en hun diepte.

	Coördinaten			**2003 – 2005**				**1996 – 2000**			
Locatie	x	y	Diepte (m)	k (Jaarrond)	n	k (Groeiseizoen)	n	k (Jaarrond)	n	k (Groeiseizoen)	n
Blauwe Slenk oost	147700	582000	12.85	2.39	32	1.83	15	2.35	48	1.91	20
Bocht van Watum	258700	595400	2.76	5.07	16	3.57	6	5.26	23	3.25	8
Bocht van Watum noord	255230	603080	5.32	4.19	11	3.43	5	4.32	24	2.72	8
Dantziggat	177600	601700	9.41	3.11	53	2.70	28	2.79	81	2.45	42
Doove Balg oost	148300	566400	11.04	2.18	17	1.77	6	1.72	23	1.04	7
Doove Balg west	131200	562950	15.00	1.17	36	0.93	16	1.14	47	0.79	20
Groote Gat noord	272952	592318	3.07	6.25	45	5.80	25	6.76	72	6.22	41
Huibertgat oost	239425	619980	28.52	0.99	47	0.84	25	0.84	78	0.67	41
Marsdiep noord	112200	555250	14.79	1.30	55	1.17	30	0.95	78	0.69	41
Vliestroom	139850	591900	34.52	1.19	34	0.77	15	1.19	42	0.98	20
Zoutkamperlaag	204550	605050	9.89	2.87	30	2.52	15	2.59	48	2.15	20
Zoutkamperlaag zeegat	200950	610100	9.42	3.24	24	2.17	11	2.53	44	2.08	20
Zuid Oost Lauwers oost	229829	607576	6.30	2.89	58	2.55	29	2.78	80	2.61	40

Bijlage 3d: Overzicht van de variatie in saliniteit (promille) in de Nederlandse Waddenzee.

	Coördinaten		**Jaarrond**					**Groeiseizoen**				
Locatie	x	y	Gem	SD	Min	Max	n	Gem	SD	Min	Max	n
Blauwe Slenk oost	147700	582000	24.9	4.4	12.6	33.3	119	27.0	3.1	19.7	33.3	50
Bocht van Watum	258700	595400	20.6	4.1	8.3	27.8	60	22.2	2.8	17.9	27.8	20
Bocht van Watum noord	255230	603080	22.2	4.2	12.3	29.7	59	24.1	2.5	21.1	28.6	20
Dantziggat	177600	601700	29.1	3.0	14.8	33.4	205	29.9	2.5	16.7	33.0	104
Doove Balg oost	148300	566400	15.3	7.3	3.3	29.4	60	19.3	6.3	8.8	29.4	20
Doove Balg west	131200	562950	24.3	4.0	11.3	34.5	119	26.0	2.9	19.8	34.4	50
Groote Gat noord	272952	592318	14.6	4.8	2.5	24.1	198	17.1	3.3	8.3	23.6	101
Huibertgat oost	239425	619980	29.7	1.4	23.8	32.5	201	30.2	1.0	26.7	32.4	103
Marsdiep noord	112200	555250	28.4	2.6	19.2	36.0	203	29.0	2.2	21.7	36.0	105
Vliestroom	139850	591900	30.0	2.2	22.3	33.2	117	31.0	1.3	27.4	33.2	50
Zoutkamperlaag	204550	605050	28.8	3.0	16.5	32.9	119	30.5	1.6	24.9	32.9	50
Zoutkamperlaag zeegat	200950	610100	30.0	1.9	22.0	32.9	118	31.0	1.3	27.9	32.9	50
Zuid Oost Lauwers oost	229829	607576	29.0	2.2	20.9	33.1	203	30.0	1.9	23.1	33.1	102
Harlingen jachthaven	156960	576550	16.5	5.9	4.0	28.9	42	18.0	5.7	4.0	28.9	25
Gemiddeld			24.5	3.6	13.8	31.5	110	26.1	2.7	19.1	31.4	52
Urk	168237	519813	10.6	2.2	5.3	19.4	372	10.5	2.1	6.0	17.4	179
Lemmer	169310	538560	6.8	2.9	1.7	18.6	372	8.1	2.7	2.5	18.6	179

Bijlage 3e: Berekening van de standaarddeviatie voor zoutfluctuaties bij Den Oever.

Standaarddeviaties (SD) spuidebiet [30]:

- Den Oever: **540.1** m^3/s
- Kornwerderzand: **381.2** m^3/s

Standaarddeviatie saliniteit voor Doove Balg oost: **6.25** promille

SD Den Oever: **(540.1 / 381.2) * 6.25 = 8.89** promille