

Concept

Opdrachtgever:

Rijkswaterstaat RIZA

Toetsing response curves HABITAT

Pilot voor het Markermeer en de Voordelta

Rapport

november 2007

Opdrachtgever:

Rijkswaterstaat RIZA

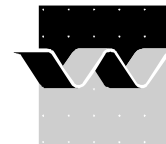
Toetsing response curves HABITAT

Pilot voor het Markermeer en de Voordelta

K. van de Wolfshaar, M. Haasnoot

Rapport

november 2007



Opdrachtgever:	Rijkswaterstaat RIZA							
Titel:	Toetsing response curves HABITAT							
Samenvatting:								
<Begin hier; niet meer dan 25 regels>								
Referenties:			<begin hier>					
Ver	Auteur		Datum	Opmerk.	Review		Goedkeuring	
	M. Haasnoot						C.A. Bons	
Projectnummer:			Q4327					
Trefwoorden:								
Aantal bladzijden:			69					
Classificatie:			Geen					
Status:			Concept					
Dit document is een concept rapport, niet een definitief rapport, en uitsluitend bedoeld voor discussiedoeleinden. Aan de inhoud van dit rapport kunnen noch door de opdrachtgever, noch door derden rechten worden ontleend.								

Inhoud

1	Inleiding	1-1
1.1	Aanleiding	1-1
1.2	Doel.....	1-2
1.3	Leeswijzer	1-2
2	HABTITAT	2-1
3	Toetsingsmethode.....	3-1
4	Markermeer.....	4-1
4.1	Invoergegevens	4-1
4.2	Kranswierwateren (H3140)	4-4
4.2.1	Voorkomen en response curves	4-4
4.2.2	Resultaten.....	4-8
4.2.3	‘Goodness of fit’- vergelijking habitatgeschiktheid en meetgegevens	4-11
4.3	Waterplanten	4-13
4.3.1	Voorkomen en response curves	4-13
4.3.2	Resultaten.....	4-14
4.3.3	‘Goodness of fit’- vergelijking habitatgeschiktheid en meetgegevens	4-14
4.4	Driehoeksmossel.....	4-16
4.4.1	Voorkomen en response curves	4-16
4.4.2	Resultaten.....	4-18
4.4.3	‘Goodness of fit’- vergelijking habitatgeschiktheid en meetgegevens	4-22
4.5	Vogels.....	4-23
4.5.1	Voorkomen en response curves	4-23
4.5.2	Tafeleend.....	4-24
4.5.3	Kuifeend	4-28
4.5.4	Fuut.....	4-30
4.5.5	Visdief.....	4-32
4.5.6	Rust-broedgebied en verstoring.....	4-32
5	Voordelta.....	5-1
5.1	Invoergegevens	5-2
5.2	H1110 - Permanent overstromde zandbanken	5-3
5.2.1	Voorkomen en response curves	5-3
5.2.2	Resultaten.....	5-4
5.3	H1140 – slikken en zandplaten	5-5

5.3.1	Voorkomen en response curves	5-5
5.3.2	Resultaten	5-6
5.4	H1330 – schorren en zilte graslanden	5-7
5.4.1	Voorkomen en response curves	5-7
5.4.2	Resultaten	5-8
5.5	H1365 – Gewone zeehond	5-8
5.5.1	Voorkomen en response curves	5-8
5.5.2	Resultaten	5-10
5.6	Kokkel (litorale banken)	5-10
5.6.1	Voorkomen en response curves	5-10
5.6.2	Resultaten	5-12
5.7	Vogels.....	5-12
5.7.1	Voorkomen en response curves	5-12
5.7.2	Resultaten	5-13
6	Conclusies	6-1
7	Literatuur	7-1
 Bijlagen		
A	Beschrijving ‘Goodness of Fit’ methode	A-1
A.1.1	GoF criteria voor events en niet-events	A-3
A.1.2	ROC-curve.....	A-5

I Inleiding

I.1 Aanleiding

In het kader van de implementatie van de Natuurwetgeving is RWS als beheerder van rijkswateren aangewezen als bevoegd gezag voor het vaststellen van het Natura2000 beheerplan voor een 19-tal gebieden, alle rijkswateren die vanwege hun bijzondere betekenis als natuurgebied op Europese schaal geheel of grotendeels zijn aangewezen als Natura2000 gebieden. Doel van deze beheerplannen is om de instandhoudingsdoelstellingen in een goede toestand te brengen en/of te houden door een adequate regulering van activiteiten in en rondom speciale beschermingszones en/of door inrichtingsmaatregelen (waarvan de effectiviteit dus ook voorspeld moet worden). Voor de implementatie van de Natuurwetgeving dient RWS voor een groot aantal habitattypen en soorten over voldoende ecologische informatie te beschikken zodat de juiste beslissingen over inrichting en beheer van gebieden kunnen worden genomen. Met een daarvoor geschikt modelinstrumentarium kunnen de beheerders op een systematische en gestructureerde wijze worden ondersteund met kwantitatieve informatie over de effecten op instandhoudingsdoelen van o.a.: autonome ontwikkelingen (zoals klimaatverandering), inrichtings- en beheersmaatregelen en grote projecten.

In 2002 zijn WL, RIZA en RIKZ gestart met de ontwikkeling van HABITAT, een generiek modelinstrument voor ecologische effectstudies. Dit instrumentarium wordt ontwikkeld juist om waterbeheerders een hulpmiddel te bieden bij de implementatie van Europese richtlijnen door met dit instrument op eenduidige wijze ecologische effecten van maatregelen en ingrepen te kwantificeren. Dosis-effectrelaties uit bestaande ecologische modellen bij RWS en WL (zoals EKOS, ECOMIJ, MACROMIJ, HABIMAP) zijn opgenomen in HABITAT.

Vorig jaar is de ecologische kennisdatabase van HABITAT uitgebreid met response curves over de instandhoudingsdoelen van de rijkswateren. Voor sommige doelen was hiervoor te weinig bekend over het voorkomen van soorten(groepen) in relatie tot hun omgeving. Een voorbeeld is de Zeggekorfslak. Voor sommige habitattypen is het lastig, zo niet onmogelijk, om deze relatie vast te stellen vanwege het beschrijvende karakter en de grote range van condities waarbinnen het type voorkomt. De response curves bevatten informatie over omgevingsfactoren (milieucondities en landgebruik) en de beschikbaarheid en kwaliteit van leefgebieden voor soorten. De praktische waarde van het HABITAT instrument en deze response curves bij de implementatie van de Natuurwetgeving is getoetst door WL | Delft Hydraulics in opdracht van Rijkswaterstaat RIZA.

1.2 Doel

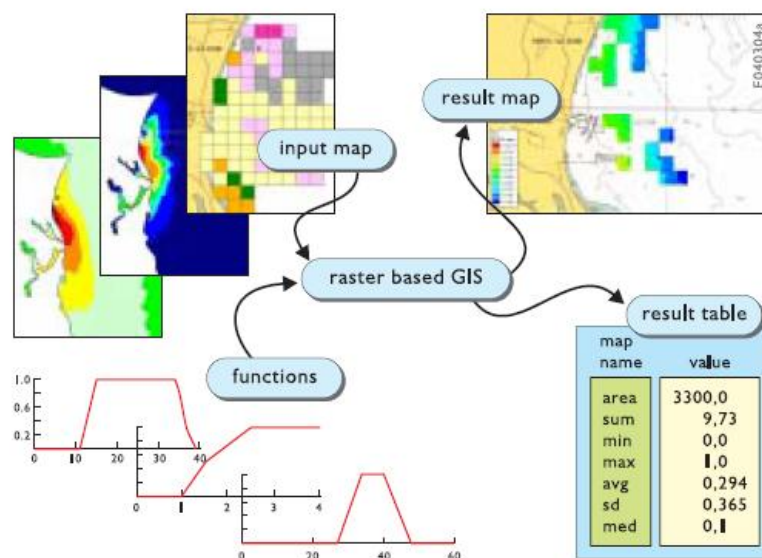
Het doel van dit project is het toetsen van de uitkomsten van HABITAT voor een beperkt aantal instandhoudingsdoelen aan bestaande meetgegevens en/of expert judgement (toets op de uitgangssituatie) voor een zoet en een zout gebied. Het gaat om een toets voor een zoet pilotgebied (Markermeer) en een zout gebied (Voordelta).

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een korte beschrijving van het HABITAT instrument. Vervolgens wordt de toetsingsmethode toegelicht. De kwaliteit van de door HABITAT te maken voorspellingen hangt enerzijds af van de kwaliteit van de invoer en anderzijds van die van de voor de modellering gebruikte response curves. Bij de beschrijving van de pilots worden daarom eerst de invoergegevens besproken, waarna een korte beschrijving volgt van de omstandigheden waaronder de instandhoudingsdoelen vóórkomen (inclusief de response curves) om tenslotte te eindigen met een vergelijking van de modelresultaten met de meetgegevens.

2 HABITAT

HABITAT is een op GIS gebaseerd modelinstrumentarium dat op een geïntegreerde en flexibele wijze het ecologisch functioneren van studiegebieden kan analyseren. HABITAT kan worden toegepast om de beschikbaarheid en de kwaliteit van leefgebieden voor individuele soorten te analyseren, maar ook om ruimtelijke eenheden (bv. habitattypen of ecotopen) in kaart te brengen dan wel de respons op menselijke ingrepen te voorspellen. GIS kaarten en informatie over de abiotische omgeving (o.a. output van modellen of veldmetingen) en landgebruik (bijv. maaibeheer, recreatie) worden gecombineerd om ruimtelijke en kwantitatieve resultaten (in respectievelijk kaarten en tabellen) te genereren over te verwachten ecologische ontwikkelingen. Het instrument is ontwikkeld door WL | Delft Hydraulics en Rijkswaterstaat.



Figuur 2: grafische weergave van het modelconcept van HABITAT

De abiotische gegevens (meestal digitale kaarten) kunnen zijn aangeleverd door aparte abiotische modellen, maar dat hoeft niet altijd het geval te zijn. Het kan bijvoorbeeld ook gaan om het resultaat van een kartering gecombineerd met handmatige aanpassingen zodat het mogelijke abiotische effect van een ingreep kan worden weergegeven (bijv. baggeren, uitdiepen) of zelfs volledig berusten op een inschatting (bijv. een veronderstelling in de ontwikkeling van de waterkwaliteit). De kwaliteit van de invoer is sterk bepalend voor de uitvoer, zodat modelontwikkeling zich niet alleen mag concentreren op de kennisregels, maar ook nadrukkelijk aandacht moet besteden aan de kwaliteit en compleetheid van de invoerkaarten.

De dosis-effectrelaties kunnen verschillend van vorm zijn (klassen, lineaire functie, gebroken functie, univariate functie) en gebaseerd op meetgegevens en/of expert judgement. Per functie is het potentieel vóórkomen van een soort of habitattype in afhankelijkheid van een bepaalde milieufactor (bijvoorbeeld waterdiepte, waterkwaliteit of sediment type) of landgebruik (bijvoorbeeld maaibeheer, begrazing, verstoring door mens) weergegeven. Het vóórkomen van een soort of habitattype hangt echter meestal samen met meerdere factoren.

De meest bepalende factoren noemen we sleutelparameters en het zijn deze parameters waarover we informatie willen hebben in de vorm van kennisregels en kaarten. Ook dienen de sleutelfactoren voldoende relevantie te hebben in relatie tot maatregelen. Een afzonderlijke kennisregel is op te vatten als een versimpelde ecologische amplitude op een schaal van 0 tot 1 en ook wel habitatgeschiktheidsindex (HGI) wordt genoemd. Door verschillende relevante HGI functies te combineren voor een bepaalde soort of habitatype ontstaat een 'HGI model' wat in combinatie met de abiotische en landgebruik kaarten gebruikt kan worden om het potentieel voorkomen van een soort of habitatype weer te geven. Het combineren van de verschillende HGI functies tot een HGI model kan op verschillende manieren en de uiteindelijke keuzes hiervoor worden binnen het HABITAT model besproken en gedocumenteerd. De uitvoer van het HGI model beschrijft het potentieel vóórkomen van een soort in waarden tussen 0 en 1. Een waarde van 1 geeft aan dat de kwaliteit van het leefgebied optimaal is en een waarde van 0 geeft aan dat het gebied ongeschikt is voor de soort of habitatype.

Op basis van kwaliteit van beschikbare leefgebieden kunnen vervolgens uitspraken worden gedaan over "draagkracht" van gebieden voor soorten. Dit is de maximale omvang van de populatie van een soort in gebied of watersysteem. De draagkracht wordt berekend met behulp van de referentiedichtheid en de kwaliteit van leefgebieden. De referentiedichtheid is de maximale dichtheid onder natuurlijke omstandigheden in ecosysteem. In deze studie richten we ons op het toetsen van de habitatgeschiktheid.

3 Toetsingsmethode

Met HABITAT kunnen uitspraken worden gedaan over het potentiële habitatareaal en kwaliteit van leefgebieden. Op basis van kwaliteit van beschikbare leefgebieden kunnen vervolgens uitspraken worden gedaan over “draagkracht” van gebieden voor soorten. Met HABITAT kunnen geen uitspraken worden gedaan over populatiedynamica en levensvatbaarheid van populaties, omdat HABITAT geen (meta)populatiemodellen bevat. De toetsing van HABITAT beperkt zich daarom tot:

- Leefgebied areaal: potentiële geschiktheidskaarten habitattypen en (leefgebieden van) soorten.
- Kwaliteit leefgebieden: ruimtelijk voorkomen en potentiële aantallen op basis van kwaliteit van beschikbare leefgebieden of condities voor het vóórkomen van habitattypen.

NB. het gaat hier dus om het potentiële areaal aan leefgebied. Soms kunnen andere factoren, zoals predatie, aantrekkelijkere gebieden in de omgeving buiten het studiegebied, danwel andere onmisbare gebieden in de levenscyclus van soorten ook een rol spelen bij het werkelijk voorkomen van de soorten. Voor een beheerder is daar echter niet altijd iets aan te doen (de beheerder moet deze redenen wel kennen, omdat we niet altijd over voldoende kennis bezitten om de habitatgeschiktheid goed te kunnen inschatten. Dit is natuurlijk meer iets voor monitoring maar de twee typen informatie complementeren elkaar). Daarom is het verdedigbaar naar de potentiële habitatgeschiktheid te kijken. Dat is immers waar je als waterbeheerder op kunt sturen.

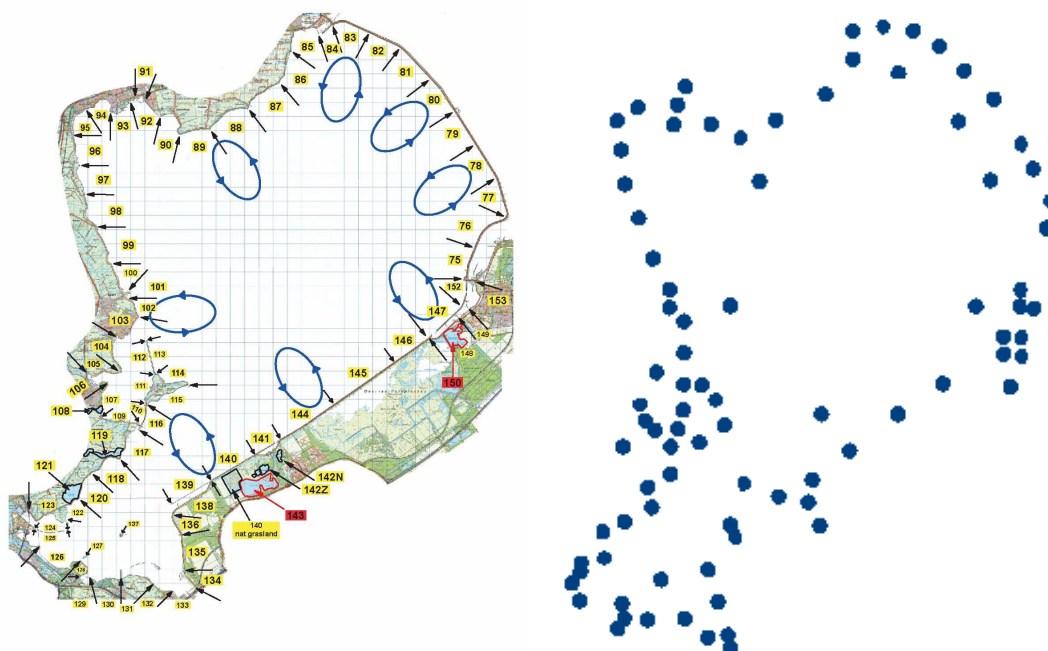
Criteria waarop wordt getoetst

De resultaten van de HABITAT modellen zullen vergeleken worden met meetgegevens. We kijken naar de volgende kwalitatieve en kwantitatieve criteria:

- kwalitatief:
 - Overeenkomst van het patroon in de geschiktheidskaart en de meetgegevens.
- kwantitatief:
 - Trefzekerheid (Accuracy): De kans dat het model het juiste antwoord geeft op het al dan niet voorkomen van een soort of habitatype.
 - Aanwezigheidsvoorspellingswaarde (Sensitivity ook wel True Positive Rate (TPR): De kans dat het model het vóórkomen van een soort of habitatype voorspelt de mate waarin dat in werkelijkheid ook het geval is. Hoe dichter bij 100% des te beter het model het optreden van events voorspelt (en des te minder events over het hoofd ziet).

- Afwezigheidsvoorspellingswaarde (Specificity ook wel True Negative Rate (TNR): De kans dat het model de afwezigheid van een soort of habitatype voorspelt de mate waarin dat in werkelijkheid deze soort of habitatype ook afwezig is. Hoe dichter bij 100% des te beter voorspelt het model de afwezigheid van events (en des te minder de aanwezigheid van events die er in werkelijkheid niet zijn).

De kwantitatieve criteria zijn gebaseerd op de methode ‘Goodness of Fit’ (GOF). Deze methode staat beschreven in bijlage 1. De kwantitatieve methoden, zoals hierboven beschreven, gaan uit van het wel of niet voorkomen van een ‘event’. De resultaten van HABITAT geven echter een geschiktheid tussen 0 en 1. Om dit te vertalen in een aan- of afwezigheid van een soort moet een drempelwaarde worden gekozen. Om rekening te houden met de gevoeligheid van de uitkomst voor de drempelwaarde is de analyse gedaan met verschillende drempelwaarden. Uiteindelijk wordt een conclusie gegeven op basis van de drempelwaarden die de hoogste nauwkeurigheid geven. Vervolgens wordt per gridcel van 20 bij 20 m gekeken of het model zegt dat een soort aan- of afwezig is en of de meetgegevens aangeven dat een soort wel of niet aanwezig is. Dit resulteert in een set getallen, waarmee de GOF criteria worden berekend. Vogels worden geteld per traject (zie onderstaande figuur, links). Rondom het x en y coördinaat van ieder traject is een buffer gelegd met een straal van 500 m (zie onderstaande figuur, rechts). Een grotere buffer zou voor een overlap punten leiden en een kleinere buffer resulteert in een te klein gebied in vergelijking met de telgebieden. Voor ieder buffer is het aantal aangetroffen vogels vergeleken met het areaal geschiktgebied binnen het buffer. Op deze manier kan, ondanks dat de gegevens gelden voor een groot gebied, toch een kwantitatieve inschatting worden gemaakt.



Figuur 3.1 Trajecten waarbinnen vogeltellingen zijn gedaan (links) en de bufferzones die zijn gebruikt om de meetgegevens te vergelijken met de modelresultaten (rechts).

4 Markermeer

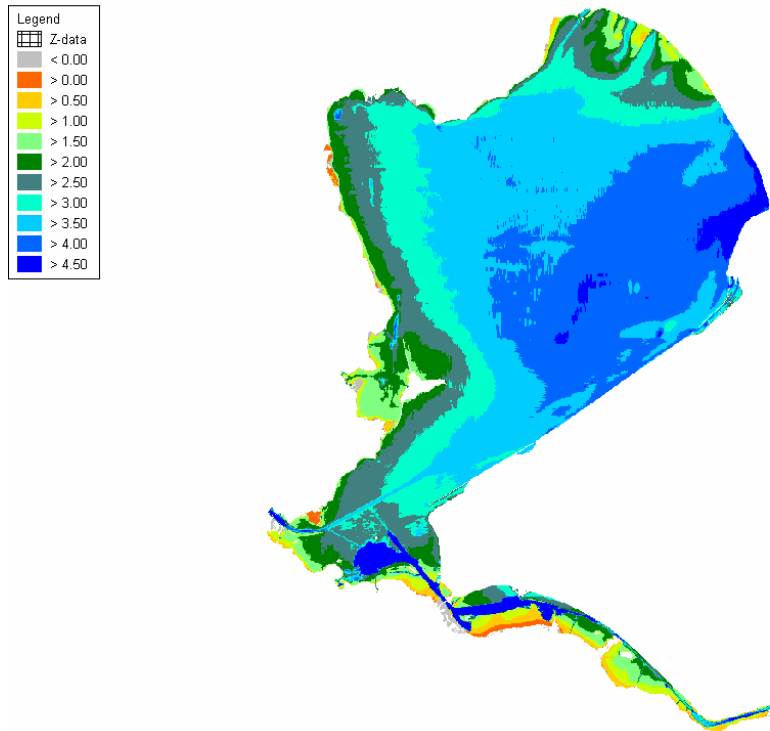
De toetsing van de response curves in HABITAT is gedaan voor de volgende instandhoudingsdoelen in het Markermeer:

- Kranswierwateren (Habitatrichtlijn, habitatype H3140);
- Driehoeksmosselen (invoer voor vogels);
- Waterplanten (invoer voor vogels);
- Fuut (Vogelrichtlijn, A005);
- Tafeleend (Vogelrichtlijn, A059);
- Kuifeend (Vogelrichtlijn, A061);
- Visdief (Vogelrichtlijn, A193).

De kwaliteit van de voorspelling hangt enerzijds af van de invoer en anderzijds van de response curves gebruikt voor de modellering. Alvorens de modelresultaten te vergelijken met de meetgegevens beschrijven we daarom eerst de invoergegevens. Voor de vogels wordt niet alleen gebruik gemaakt van meetgegevens als invoer, maar ook van modelresultaten van andere habitatgeschiktheidsmodellen. Het gaat hier om de potentiële habitatgeschiktheid voor Driehoeksmosselen en waterplanten als voedsel voor respectievelijk bodemfauna-etende en plant-etende vogels. Ook deze response curves zijn getoetst aan de hand van meetgegevens.

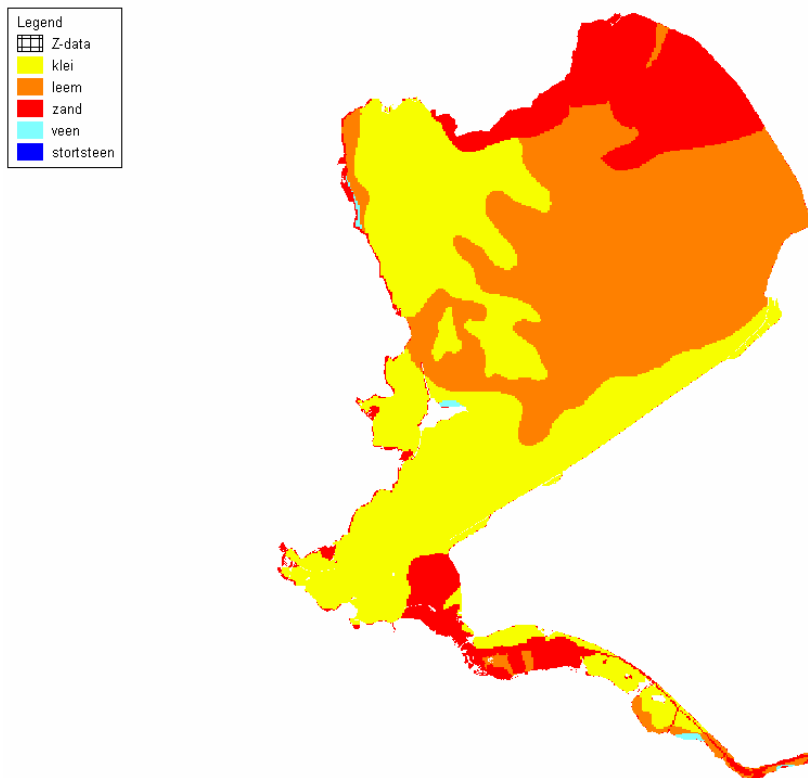
4.1 Invoergegevens

Het Markermeer is veelal meer dan 3 meter diep, maar heeft ondiepere delen aan de westelijke oever en bij Enkhuizen (Figuur 4.1.1). Langs de oever van Flevoland is de helling steil, waardoor daar nauwelijks ondiepe stukken voorkomen.



Figuur 4.1.1 Gemiddelde waterdiepte voor het Markermeer. Bron: Rijkswaterstaat RIZA.

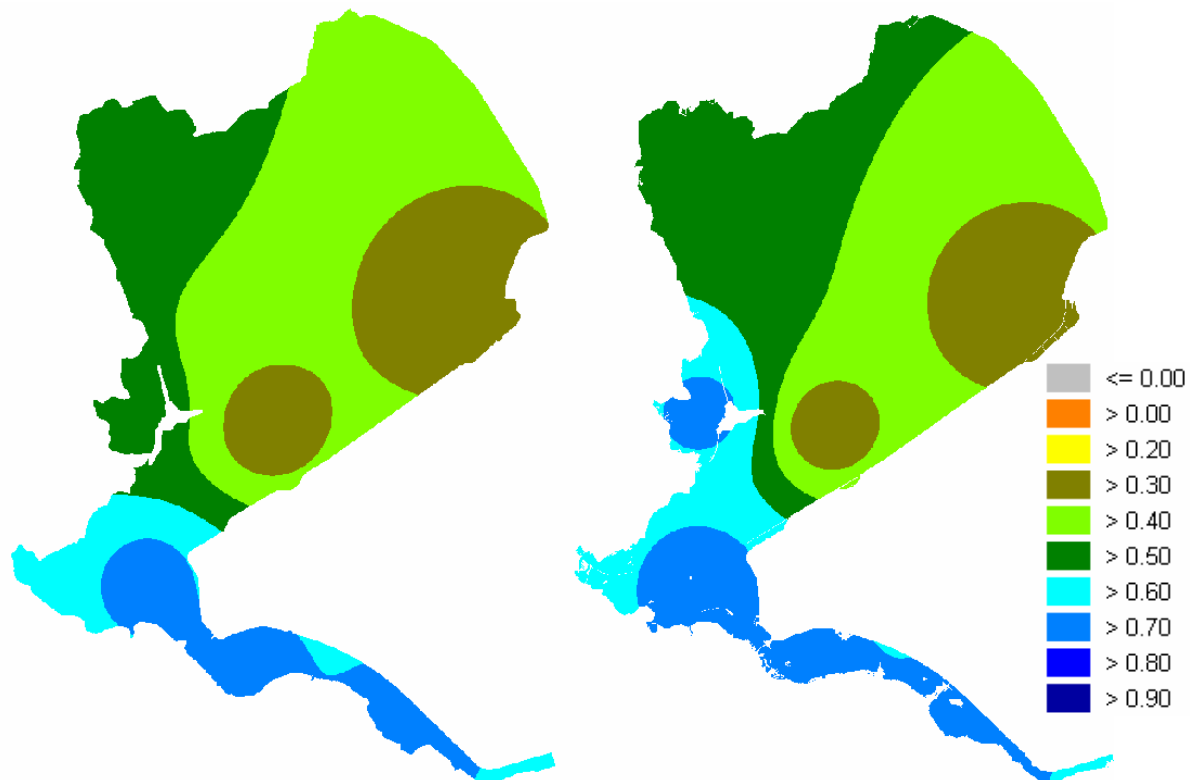
De bodem van het Markermeer bestaat voornamelijk uit leem en zand in het oostelijk deel en klei in het westelijk deel (Figuur 4.1.2).



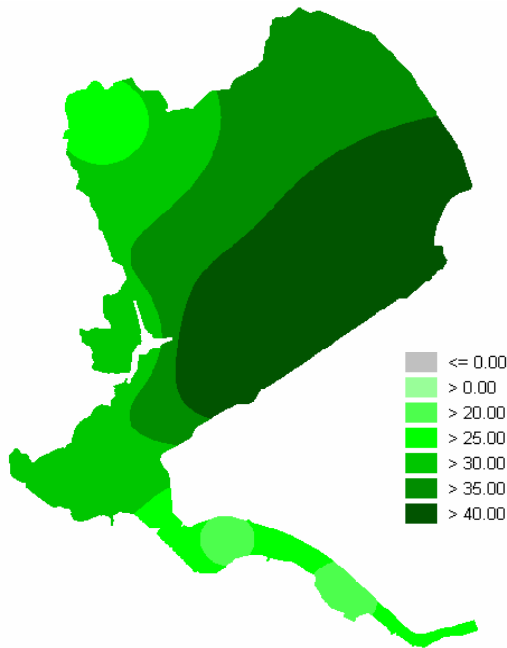
Figuur 4.1.2 Bodemkaart van het Markermeer. Bron: Rijkswaterstaat RIZA.

Het doorzicht in het Markermeer is beperkt. Vooral in het oostelijk deel bij de oever met Flevoland is het doorzicht erg laag, slechts 30 tot 40 cm. Op basis van een viertal meetpunten in het groeiseizoen is een kaart van het doorzicht gemaakt (Figuur 4.1.3). In de Gouwzee is het doorzicht beter, ongeveer 70 cm (pers. comm. Hugo Coops). Het gebruikte meetpunt daar ligt echter in de haven van Marken, waar het een stuk troebeler is dan in de Gouwzee zelf. De doorzichtkaart waarbij het punt in de haven van Marken wel is meegenomen geeft aan dat het doorzicht dan ook rondom de Gouwzee minder is (Figuur 4.1.3). Vanwege het zeer waarschijnlijk niet representatieve meetpunt in de haven van Marken voor de gehele Gouwzee is de habitatgeschiktheid van waterplanten berekend met een doorzichtkaart met en zonder het meetpunt in de haven van Marken.

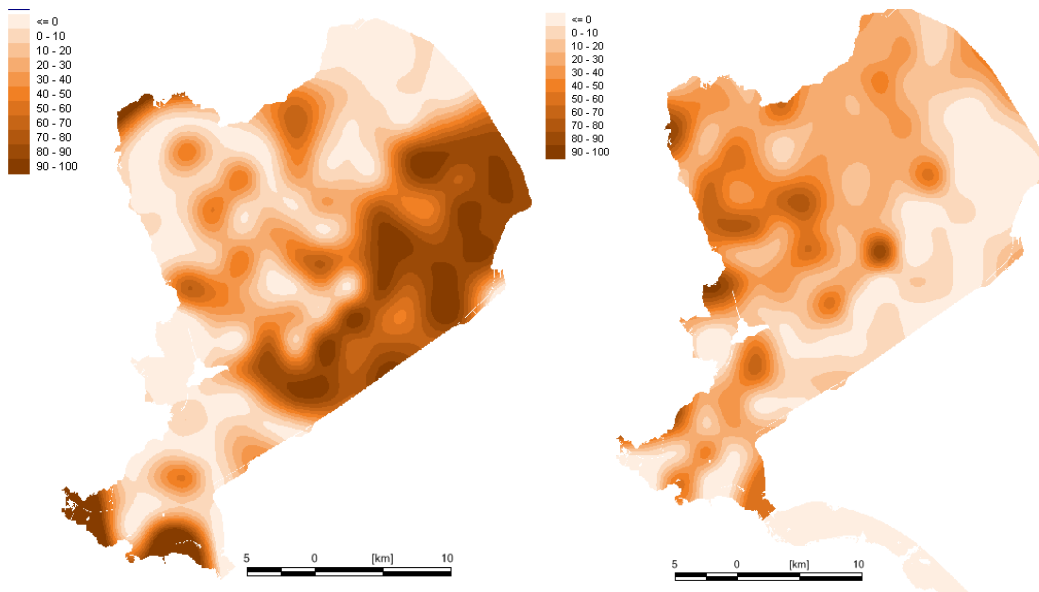
Het chlorofylgehalte in het Markermeer vertoont net als het doorzicht een west-oost gradiënt, waarbij in het westelijk deel de lagere chlorofylgehalten zijn gemeten. In het oostelijk deel bij Flevoland zijn de chlorofylgehalten het hoogst (Figuur 4.1.4). Ook deze kaart is gebaseerd op een paar meetpunten (6 punten) waartussen is geïnterpoleerd.



Figuur 4.1.3 Doorzicht Markermeer (m). Links: gebaseerd op alle beschikbare meetgegevens (incl. het meetpunt bij de haven van Marken) in de periode 2001-2004 van april tot en met september. Rechts: gebaseerd op beschikbare meetpunten zonder het meetpunt in de haven van Marken. Voor de Gouwzee is een beter doorzicht opgegeven. Bron: Rijkswaterstaat RIZA.



Figuur 4.1.4 Gemiddeld chlorofylgehalte in de periode 2001-2004 van april tot en met september. Bron: Rijkswaterstaat RIZA (left).



Figuur 4.1.5. Kaart met het percentage slibgehalte (links) en het percentage zeeschelpen (rechts) op de bodem (Bron: RIZA).

4.2 Kranswierwateren (H3I40)

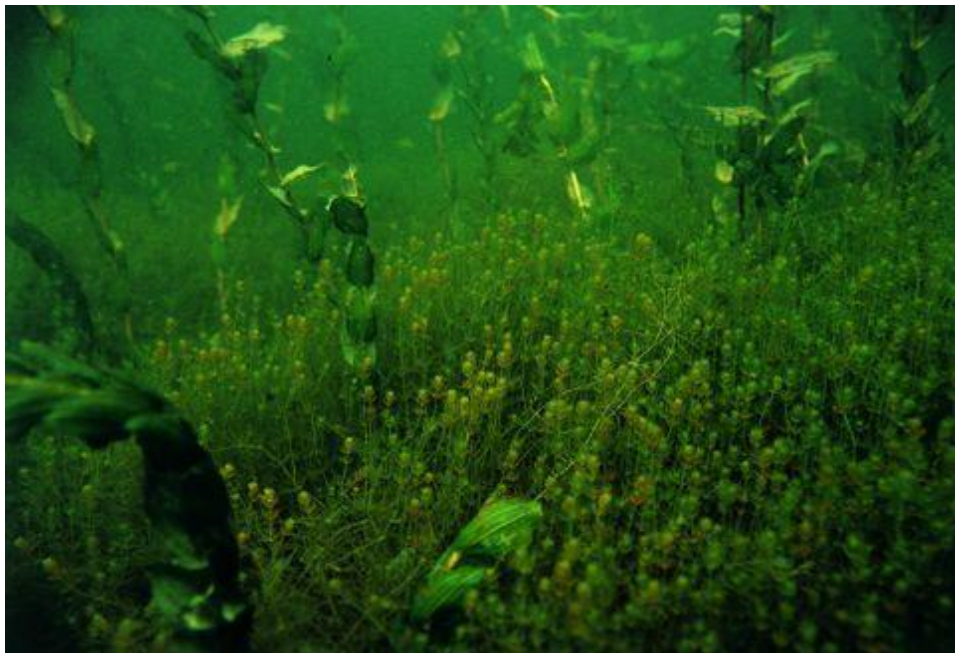
4.2.1 Voorkomen en response curves

Het habitatype Kranswierwateren is binnen Europa wijd verspreid. De plantengemeenschappen die in Nederland binnen dit habitatype voorkomen zijn nagenoeg beperkt tot de Noordwest-Europese laagvlakte. Kranswieren zijn pioniers van minder

voedselrijke, heldere wateren. Onder deze omstandigheden ontwikkelen ze dichte tapijten die bestaan uit één of meerdere soorten kranswieren en waarin nauwelijks andere waterplanten kunnen doordringen. De grote meren en plassen met kranswieren behoren tot de meest uitgestrekte vindplaatsen van het habitatype in Europa. De soortenrijkdom in ons land is hoog: de helft van de 40 kranswiersoorten in Europa komt in ons land voor. Nederland is daarom van zeer groot belang voor dit type.

De plantengemeenschappen vallen onder het verbond *Charion fragilis* (4Ba). Kenmerkende soorten voor kalkrijke wateren zijn: Gewoon kransblad (*Chara vulgaris*), Ruw kransblad (*Chara aspera*), Stekelharig kransblad (*Chara hispida*), Brokkelig kransblad (*Chara contraria*) en Sterkranswier (*Nitellopsis obtusa*). In zwak brakke wateren kunnen ook Gebogen kransblad (*Chara connivens*) en Brakwaterkransblad (*Chara canescens*) een rol spelen.

In de grote meren van het IJsselmeergebied komen in de ondiepe zone (0,5 - 2,5 m) kranswieren voor als de waterkwaliteit voldoende is verbeterd en er voldoende licht tot op de bodem doordringt. Uitgestrekte 'kranswierweiden' zijn te vinden in de Veluwerandmeren, het IJmeer en de Gouwzee. De laatste jaren is er ook een toename te zien in het Gooimeer, het Zwarte Meer en langs de Friese kust.



Kranswieren. (foto: J. van Schie)

Milieuvoorwaarden

Kranswieren komen voor in wateren met uiteenlopende chemische samenstelling. Het doorzicht in de waterkolom is de meest bepalende factor die de maximale groeидiepte bepaalt waarop lichtbeperking optreedt. In zeer ondiep water (in meren met een vast peil < 20 cm) kunnen kranswieren echter niet groeien vanwege de turbulentie in de waterkolom en begrazing. De alkaliniteit kan zeer hoog zijn; ook in brakke meren en plassen kunnen kranswieren aspectbepalend zijn. Kranswieren hebben basische condities ($\text{pH} > 6$) nodig. Ze groeien op uiteenlopende bodems (zand, klei, veen). Uitgebreid onderzoek in het

IJsselmeergebied heeft aangetoond dat daar de factoren doorzicht en diepte samen voor het grootste deel het voorkomen van *Chara* sp. verklaart, met name de plekken waar *Chara* afwezig is. Om ook de plekken waar *Chara* wel staat goed te kunnen voorspellen is de aanwezigheid in het voorgaande jaar als aanvullende factor nodig.

Beheer en ontwikkelingskansen

Kranswervegetaties zijn gevoelig voor verhoogde troebelheid (door toevoer van nutriënten, slibopwoeling e.d.), en worden dan snel verdrongen door andere waterplanten of draadwieren. Bij matig verminderd doorzicht kunnen kranswieren zich vaak goed handhaven doordat ze zelf de helderheid versterken. Na het verdwijnen van de vegetatie zijn zeer heldere omstandigheden nodig om herkolonisatie mogelijk te maken.

Primair zal het beheer van kranswiermeren dus moeten bestaan uit het voorkomen van hoge nutriëntenbelasting en andere bronnen van vertroebeling. Daarnaast is het instandhouden van ondiep-watergebieden een vereiste.

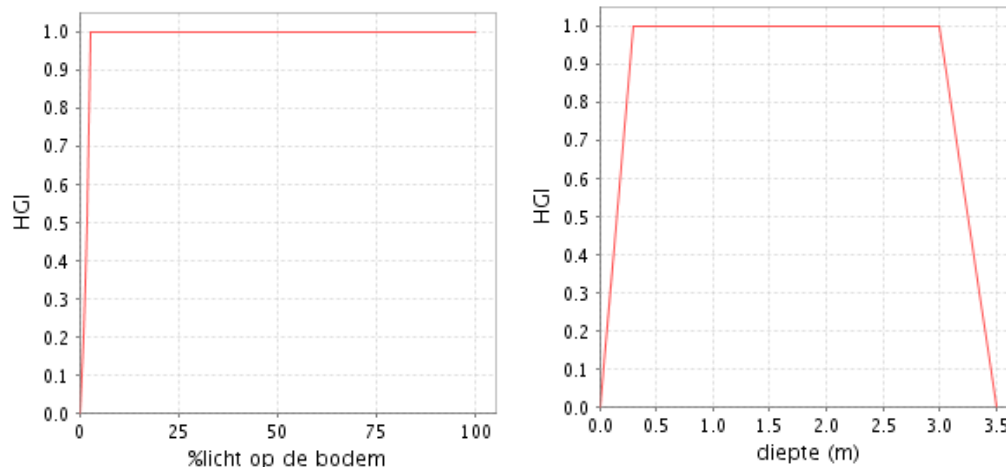
Ontwikkeling van kranswervegetaties is mogelijk door maatregelen te nemen die de helderheid vergroten, zoals actief biologisch beheer of doorspoelen. Maatregelen als het selectief maaien van boven de kranswieren uitgroeiende waterplanten en het uitzetten van sporen zijn met wisselend succes toegepast.

Response curves

De response curves zijn afkomstig van <http://habitat.wldelft.nl> en gemaakt door H. Coops. Deze internetpagina is op dit moment alleen beschikbaar voor Rijkswaterstaat en WL | Delft Hydraulics.

Voor de kranswierwateren zijn rekenregels beschikbaar voor het habitatype kranswierwateren H3140, maar hierbij wordt voor een specifiek ook verwezen naar het logistisch regressiemodel uit het model Macromij voor kranswiersoorten, hierna te noemen *Chara* spp (Van den Berg et al., 2003).

De totale habitatgeschiktheid voor kranswierwateren (H3140) wordt berekend aan de hand van het percentage licht dat de bodem bereikt en de waterdiepte. De uiteindelijke habitatgeschiktheid is het minimum van het resultaat van de afzonderlijke response curves.



Figuur 4.2.1. Response curves voor kranswierwateren (H3140), links voor het percentage licht dat de bodem bereikt en recht voor de waterdiepte, uitgezet tegen de habitatgeschiktheidsindex (HGI).

Voor het doorzicht is de relatieve maat aangegeven voor de lichtdoordringing in het water (doorzicht/diepte), waarbij is aangenomen dat positieve fotosynthese van waterplanten onmogelijk wordt als het doorzicht (Secchi) ruwweg de helft van de waterdiepte is, overeenkomend met een lichtreductie tot 3% op de bodem. Voor kranswieren is zo'n lichtdoordringing tot de bodem noodzakelijk in verband met de laagblijvende groeiwijze. De response curve voor de waterdiepte is gebaseerd op de afleiding van de referentiedieptegrens voor waterplanten ten behoeve van de bepaling van de "begroeibare zone" (Van den Berg et al., 2003). De hier weergegeven maximale diepte (in Figuur 2.2.1 aangegeven op 3 m) is watertype-specifiek.

In MACROMIJ wordt de kans op het voorkomen van *Chara* spp. als volgt berekend:

$$P_{chara} = \exp(-0.015 + -0.024 * wa + -0.36 * tur + 0.0023 * fe + 0.12 * se + 0.0084 * wa * tur + 0.000024 * wa * fe + -0.06 * tur * se + -0.0002 * fe * se + -0.000019 * wa * tur * fe + 0.0000812 * tur * fe * se + 0.0000000778 * wa * tur * fe * se)$$

Wa = waterdiepte (cm)

Tur = troebelheid (1/m)

Fe = strijklengte (m)

Se = sediment, percentage organisch stof, a.d.v. bodemkaart

$HGI_{Chara} = (P_{chara} / (1 + P_{Chara}))$ als de waterdiepte tussen 0.2 en 3.5 meter is.

MACROMIJ is gebaseerd op meetgegevens uit de Veluwerandmeren. Omdat in het Markermeer diepere delen voorkomen dan in de Veluwerandmeren is een begrenzing gesteld aan de uitkomsten van het model (0.2 tot 3.5 m).

Als maat voor de troebelheid wordt de licht extinctie genomen, welke wordt berekend met de volgende formule volgens Scheffer (1998):

$$troebelheid = 0.81 + 0.016 * chlorophyll-a + 0.46 / Zs^{0.5}$$

Zs = Secchi depth (m)

chlorophyll-a ($\mu\text{g/L}$)

Er bestaat ook een andere rekenregel om de habitatgeschiktheid voor *Chara* te berekenen waarbij de diepte en de Secchidiepte als invoer worden gebruikt (hierna wordt deze rekenregel nummer 2 genoemd) (Van den Berg et al. 1999). Ook met deze rekenregel is de habitatgeschiktheid berekend. Deze rekenregel ziet er als volgt uit:

$$P(\text{chara}) = \exp(-1.85 + 6.85 * (\text{Secchidepth}) + 0.029 * (\text{depth})) / (1 + \exp(-1.85 + 6.85 * (\text{Secchidepth}) + 0.029 * (\text{depth})))$$

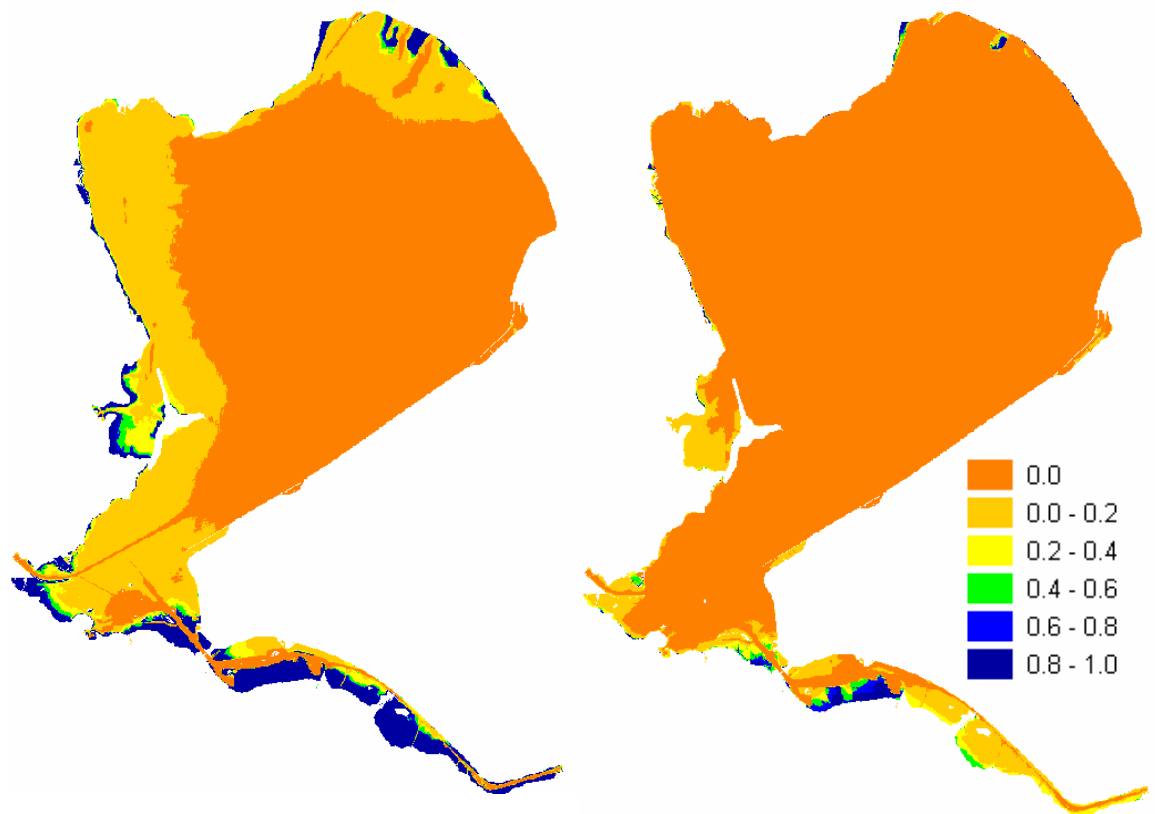
4.2.2 Resultaten

Voor de kranswierwateren in het Markermeer is het resultaat sterk afhankelijk van de beschikbare hoeveelheid licht en de diepte. Het feit dat deze planten slechts weinig voorkomen in wateren dieper dan 3 meter hangt echter vooral samen met het doorzicht.

Figuur 4.2.2 (links) laat de habitatgeschiktheid zien voor kranswierwateren (H3140) in het Markermeer. De meerderheid van het gebied is ongeschikt. Vergeleken met de meetgegevens (Figuur 4.2.3) valt met name het ontbreken van zeer geschikt habitat in de Gouwzee op. Alleen aan de randen van de Gouwzee laat het model resultaat zeer geschikt habitat zien voor kranswieren. Het midden van de Gouwzee, waarbij de meting veel planten zijn gevonden is volgens het habitatmodel weinig geschikt. Dit is het resultaat van het doorzicht aldaar, dat is gebaseerd op een meetpunt in de haven van Marken.

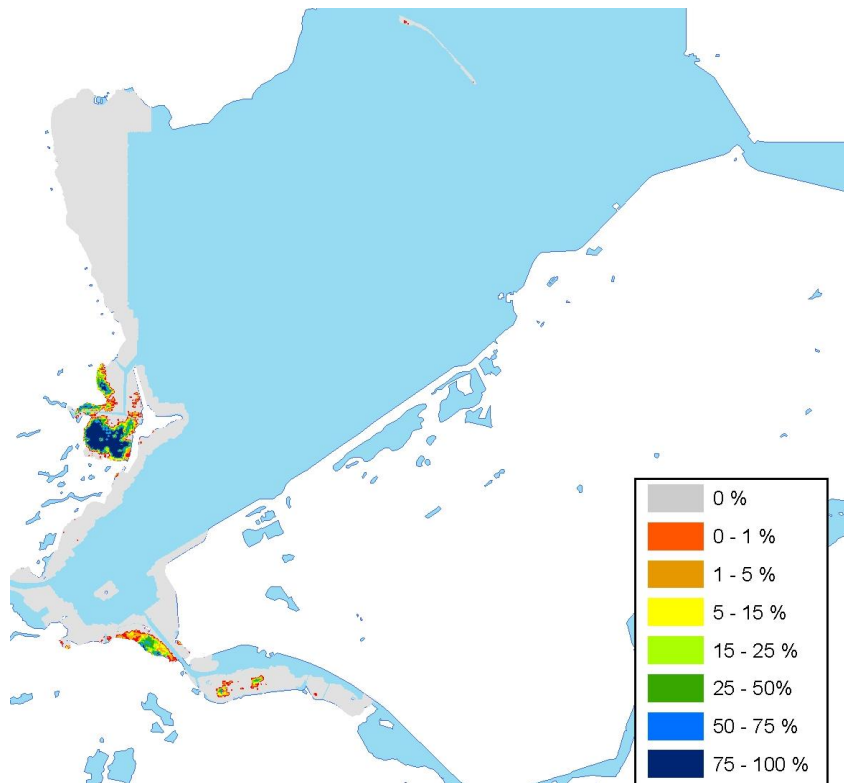
De data gemeten op deze locatie geven echter geen goed beeld van het doorzicht in de Gouwzee zelf, die één van de helderste delen van het Markermeer is. In het gebied voor Muiderberg komen kranswieren voor in een wat hogere dichtheid dan wordt voorspeld door het model. Voor het gebied in het Gooimeer geeft het model een groter gebied aan als zijnde geschikt dan wat er in 2006 gemeten is. Een verklaring van het verschil kan zijn dat de meetgegevens van een ander jaar zijn dan de invoergegevens. Experts geven echter aan dat zij een groter gebied geschikt achten. Mogelijk is de kolonisatie van de rest van het gebied nog aan de gang.

De habitatgeschiktheid volgens het specifieke model voor *Chara* soorten van MACROMIJ is weergegeven in Figuur 4.2.2 (rechts). Volgens deze, op statistiek gebaseerde, berekening is er minder habitat geschikt dan met de rekenregels van H3140. Ook voor dit model geldt dat licht een grote invloed heeft op het voorkomen van geschikt habitat en ook hier zijn de invoer gegevens sterk bepalend voor de uitkomst. In vergelijking met de meetgegevens (Figuur 4.2.3) geeft het modelresultaat minder geschikt habitat dan dat er kranswieren zijn waargenomen in de Gouwzee. De oeverstrook onder Hoorn is volgens het model geschikt voor kranswier, maar deze kwamen daar in 2004 niet voor.

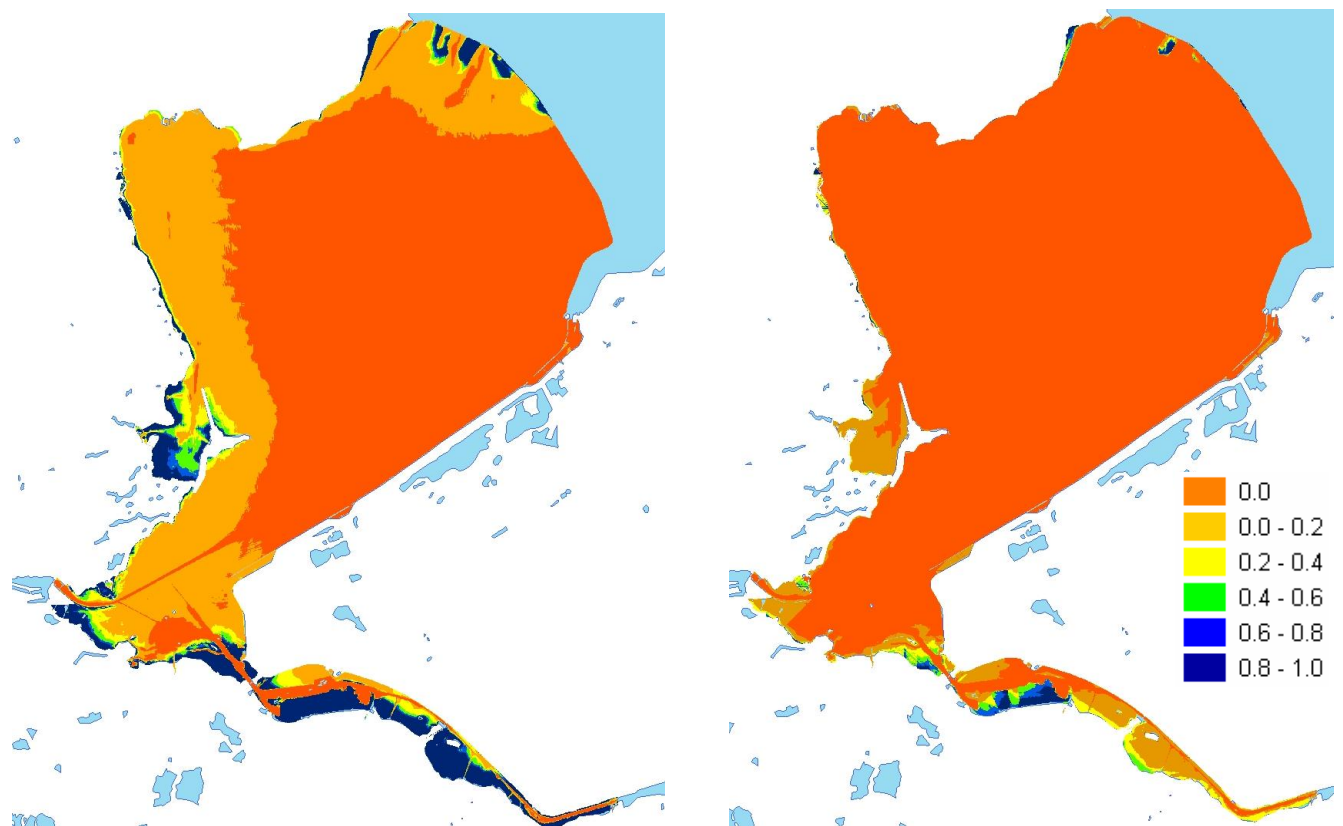


Figuur 4.2.2 Links: Habitatgeschiktheid voor habitattype H3140 (doorzicht gem. 2001-2004 met Gouwzee meetgegevens). Rechts: Habitatgeschiktheid voor *Chara* spp. volgens de MACROMIJ rekenregels (doorzicht gem. 2001-2004 met Gouwzee meetgegevens).

Omdat het meetpunt in de haven bij Marken van grote invloed is gebleken op de geschiktheid in deze omgeving terwijl dit punt in werkelijkheid waarschijnlijk niet representatief is voor de Gouwzee (pers. comm. H. Coops), is de habitatanalyse herhaald met een andere doorzichtkaart. Bij deze nieuwe doorzichtkaart is de meting in de haven bij Marken niet meegenomen. Het doorzicht in de Gouwzee is nu zo'n 70 cm in tegenstelling tot de 45 cm die in de eerdere kaart werd gebruikt. Het resultaat van het verbeterde doorzicht op de habitatgeschiktheid is weergegeven in Figuur 4.2.4. Het areaal geschikt oppervlak is toegenomen ten opzichte van Figuur 4.2.2, met name ten oosten van Monnickendam waar ook een hoge dichtheid aan planten is waargenomen (Figuur 4.2.3).

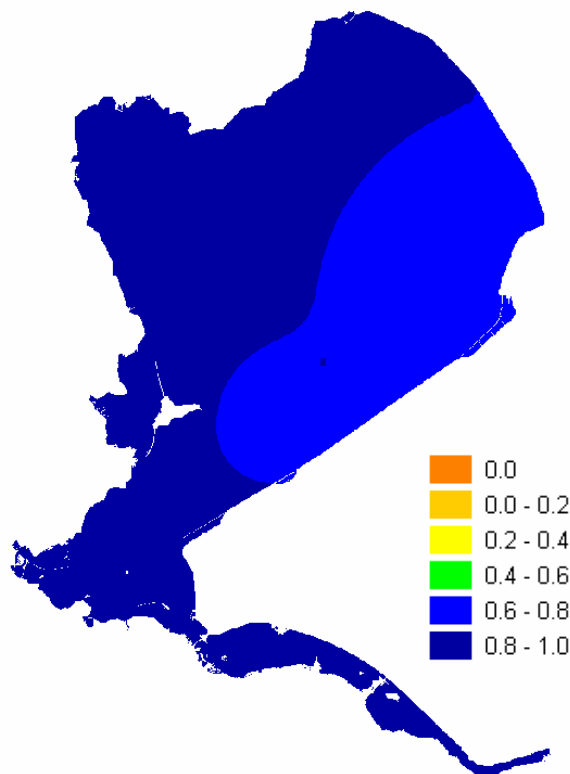


Figuur 4.2.3. Meetgegevens van kranswieren bedekkingspercentages (2004 Markermeer, 2006 Gooimeer). Bron: Rijkswaterstaat: RIZA.



Figuur 4.2.4 Links: Habitatgeschiktheid voor habitattypen H3140. Rechts: Habitatgeschiktheid voor *Chara* spp. Beide met doorzicht gemiddeld over 2001-2004 april /september exclusief Gouwzee meetgegevens.

Indien de tweede rekenregel voor *Chara* wordt gebruikt is de habitatgeschiktheid voor het hele Markermeer meer dan 0.6 (Figuur 4.2.5). Gezien het beperkte voorkomen van kranswieren in het Markermeer is deze rekenregel hier niet geschikt.



Figuur 4.2.5 Habitatgeschiktheid voor *Chara* spp. met gebruik van de tweede rekenregel voor *Chara* (doorzicht gemiddeld over 2001-2004 april /september exclusief Gouwzee meetgegevens).

4.2.3 'Goodness of fit'- vergelijking habitatgeschiktheid en meetgegevens

Voor de response curves van *Chara* en habitatype H3140 is een 'goodness of fit' test gedaan, een kwantitatieve methode om te testen hoe goed het model de aan- en afwezigheid voorspelt ten opzichte van waarnemingen. Dit was mogelijk doordat de meetgegevens zijn gegeven als een bedekkingspercentage aan planten. De resultaten zijn gegeven in tabel 2.2.1 voor verschillende drempelwaarden voor de bedekkingsgraad van waterplanten (gegevens uit Figuur 4.2.3). Er is getoetst voor twee waarden van het bedekkingspercentage. Bij een bedekkingspercentage van 1% van de gemeten waterplanten wordt in feite de aan- en afwezigheid getest. Bij een bedekkingspercentage van 50% telt de hoeveelheid planten zwaarder mee.

Indien een bedekkingspercentage van 1% wordt gehanteerd zijn de voorspelde aanwezigheid en afwezigheid door het model voor H3140 in dezelfde orde van grootte, van 61 tot 90%. Dit betekent dat zowel aan- als afwezigheid goed worden voorspeld, hetgeen een trefzekerheid van 69-81% oplevert. Voor *Chara* is de voorspelling van het habitatmodel voor de aanwezigheid van kranswieren minder goed, 2-21%. De afwezigheid wordt in dit geval wel goed voorspeld (91-98 %), waardoor de trefzekerheid hoog uit valt (86-91%). Dit komt omdat voor *Chara* een groot deel van het Markermeer een zeer lage habitatgeschiktheid heeft, wat de kans op een juiste voorspelling op aanwezigheid verkleint en die op afwezigheid vergroot.

Als in de analyse de aanwezigheid van Sterkranswier niet wordt meegenomen, de soort die veel in de Gouwzee voorkomt, is de spreiding van de voorspelling van aanwezigheid groter en worden hogere waarden behaald (TPR tussen 15 en 96%, niet in tabel).

Tabel 4.2.1 'Goodness of Fit' analyse met de habitatgeschiktheid voor de dosis-effectrelaties van H3140 en *Chara* spp. enerzijds en het gemeten bedekkingspercentage van waterplanten. Als grenswaarden voor de bedekkingsgraad zijn 1% en 50% genomen, voor de habitatgeschiktheid zijn de volgende grenzen meegenomen 0.2, 0.4, 0.6, 0.8. De bandbreedte van percentage voor de goodness of fit criteria geeft de variatie bij de verschillende grenswaarden van de HGI aan.

Bedekkingsgraad > 1%	H3140	<i>Chara</i>
aanwezigheid (TPR)	61-99%	2-21 %
afwezigheid (TNR)	66-83%	91-98%
trefzekerheid	69-81%	86-91%
Bedekkingsgraad > 50%	H3140	<i>Chara</i>
aanwezigheid (TPR)	50-100%	0.4-2%
afwezigheid (TNR)	64-81%	90-98%
trefzekerheid	65-80%	88-95%

Dezelfde analyse is gedaan voor een drempelwaarde voor het bedekkingspercentage van 50%. Voor H3140 is de variatie in de voorspelde aan- en afwezigheid en trefzekerheid in de zelfde orde van grootte als voor een bedekkingspercentage van 1%, maar de ondergrenzen van de gevonden percentages zijn wel wat lager. Er is dus meer variatie in de voorspelling. Voor het totaal aantal waterplanten geldt min of meer het zelfde, de variatie is toegenomen. Voor *Chara* is met een bedekkingspercentage van 50% de aanwezigheidsvoorspelling sterk afgenomen, terwijl de afwezigheid en de trefzekerheid min of meer gelijk zijn gebleven. Met dit hogere bedekkingspercentage en de slechte habitatgeschiktheid voor *Chara* is de overeenkomst van meetgegevens en het modelresultaat klein.

De kans dat de response curves voor het habitatype Kranswierwateren (H3140) de aanwezigheid goed voorspelt (TPR) is 77%, de kans dat het model afwezigheid goed voorspelt (TNR) is 76%, en de trefzekerheid is 81% bij een habitatgeschiktheidsgrens van 0.6 en een grenswaarde van 1% voor de bedekkingsgraad.¹

De kans dat de response curves voor *Chara* spp. de aanwezigheid goed voorspelt (TPR) is 20%, de kans dat het model afwezigheid goed voorspelt (TNR) is 91%, en de trefzekerheid is 86% bij een habitatgeschiktheidsgrens van 0.2 en een grenswaarde van 1% voor de bedekkingsgraad.

1. Nb. bij andere grenswaarden varieert dit percentage (zie bovenstaande tabel voor de variatie). De genoemde percentages en grenswaarden gaven de meest gunstige uitkomst. Een habitatgeschiktheid van 0.6 of meer kan dus leiden tot een bedekkingsgraad van 1% of meer.

4.3 Waterplanten

4.3.1 Voorkomen en response curves

Macrofytengroei wordt in zoete Nederlandse meersystemen voornamelijk bepaald door het lichtklimaat. Omdat het lichtklimaat wordt bepaald door verschillende kenmerken zoals algenconcentratie, zwevend stof, detritus, humuszuren en de achtergrondsextinctie van water, is het vanzelfsprekend dat er voor verschillende meertypen andere dieptes worden gevonden. Graas door herbivore vogels vormt op ondiepe delen eventueel een belemmering. Het type sediment en zoutgehalte zijn voornamelijk van invloed op de soortensamenstelling, en niet zozeer op het totale areaal aan ondergedoken waterplanten. Strijk lengte wordt niet als een belemmerende factor gezien voor ondergedoken waterplanten. Schutten (2005) geeft daarentegen aan dat naast lichtklimaat biomechanische verstoring een belangrijke factor kan zijn voor macrofyten. Met name in de late zomer en het najaar, wanneer de groeipiek van macrofyten voorbij is, zijn ze minder goed bestand tegen vraat en golfslag.

Het areaal ondergedoken waterplanten is één van de deelmaatlaten voor het biologisch kwaliteitselement 'macrofyten en fyto benthos' binnen de KRW. Hiervoor zijn ook rekenregels gemaakt (Penning et al., 2006).

Response curves

De response curves zijn afkomstig van het logistisch regressiemodel MACROMIJ (Van den Berg et al. 2003). Dit regressiemodel is gebaseerd op meetgegevens uit de Veluwerandmeren. Omdat in het Markermeer diepere delen voorkomen dan in de Veluwerandmeren is een begrenzing gesteld aan de uitkomsten van het model (0.2 tot 3.5 m).

In MACROMIJ wordt de kans op het voorkomen van *Chara* spp. als volgt berekend:

$$P_{Chara} = \exp(-0.015 + -0.024 * wa + -0.36 * tur + 0.0023 * fe + 0.12 * se + 0.0084 * wa * tur + 0.000024 * wa * fe + -0.06 * tur * se + -0.0002 * fe * se + -0.000019 * wa * tur * fe + 0.0000812 * tur * fe * se + 0.0000000778 * wa * tur * fe * se)$$

HGI *Chara* = (P_*Chara* / (1+P_*Chara*)) als de waterdiepte tussen 0.2 en 3.5 meter is.

Wa = waterdiepte (cm)

Tur = troebelheid (1/m)

Fe = strijklengte (m)

Se = sediment, percentage organisch stof, a.d.v. bodemkaart

Als maat voor de troebelheid wordt de lichtextinctie genomen, die wordt berekend met de volgende formule volgens Scheffer (1998):

$$\text{troebelheid} = 0.81 + 0.016 * \text{chlorophyll-a} + 0.46/Z_s^{0.5}$$

Z_s = Secchi depth (m)

chlorophyll-a (µg/L)

4.3.2 Resultaten

Volgens de modelresultaten is de potentiële aanwezigheid van waterplanten vooral te vinden langs de oostelijke oevers het Markermeer, het IJmeer en in het Gooimeer (in feite het oude kustgebied) (Figuur 4.3.1). Langs het noordelijk deel van de dijk Enkhuizen-Lelystad zijn ook geschikte gebieden te vinden. Dit komt overeen met de meetgegevens (er waren geen meetgegevens beschikbaar voor het Gooimeer) (Figuur 4.3.2). Volgens de modelresultaten is een groter gebied geschikt in het IJmeer. Ook heeft een verdere kolonisatie van waterplanten plaats gevonden, dan volgens de modelresultaten mogelijk is.

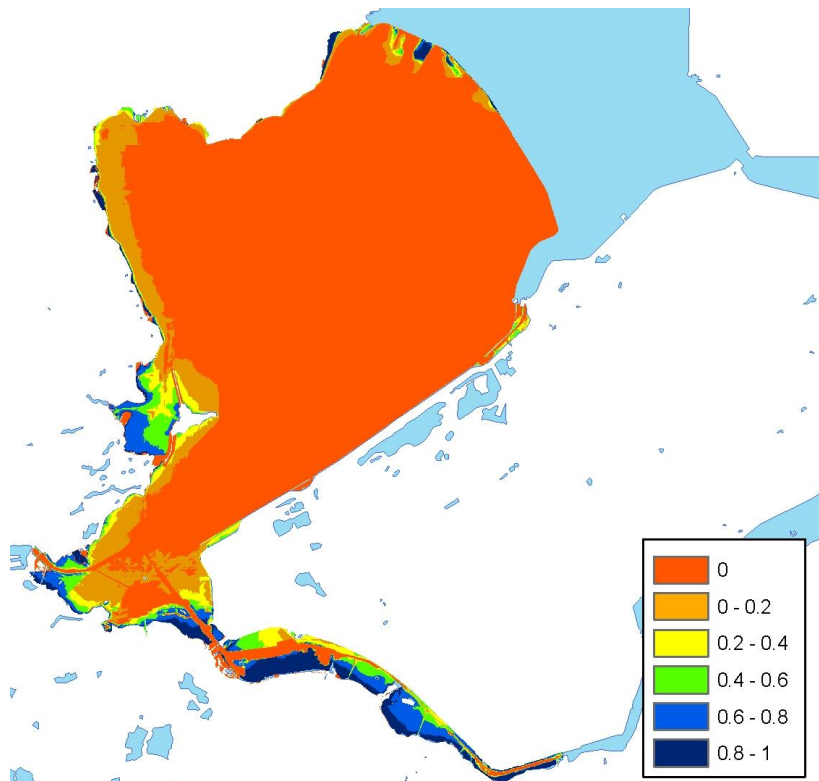
4.3.3 'Goodness of fit'- vergelijking habitatgeschiktheid en meetgegevens

Het percentage waarvoor aanwezigheid van het totaal waterplanten juist is voorspeld varieert tussen 13 en 70% voor respectievelijk een HGI-grens van 0.8 en 0.2. De voorspelde afwezigheid varieert in mindere mate, 62-92%, terwijl de trefzekerheid varieert tussen 64 en 81%. Ook voor het totaal aantal waterplanten is dezelfde analyse gedaan voor een drempelwaarde voor het bedekkingspercentage van 50%. De variatie in de voorspelde aan- en afwezigheid en trefzekerheid in de zelfde orde van grootte als voor een bedekkingspercentage van 1%, maar de ondergrenzen van de gevonden percentages zijn wel iets lager. Er is dus meer variatie in de voorspelling.

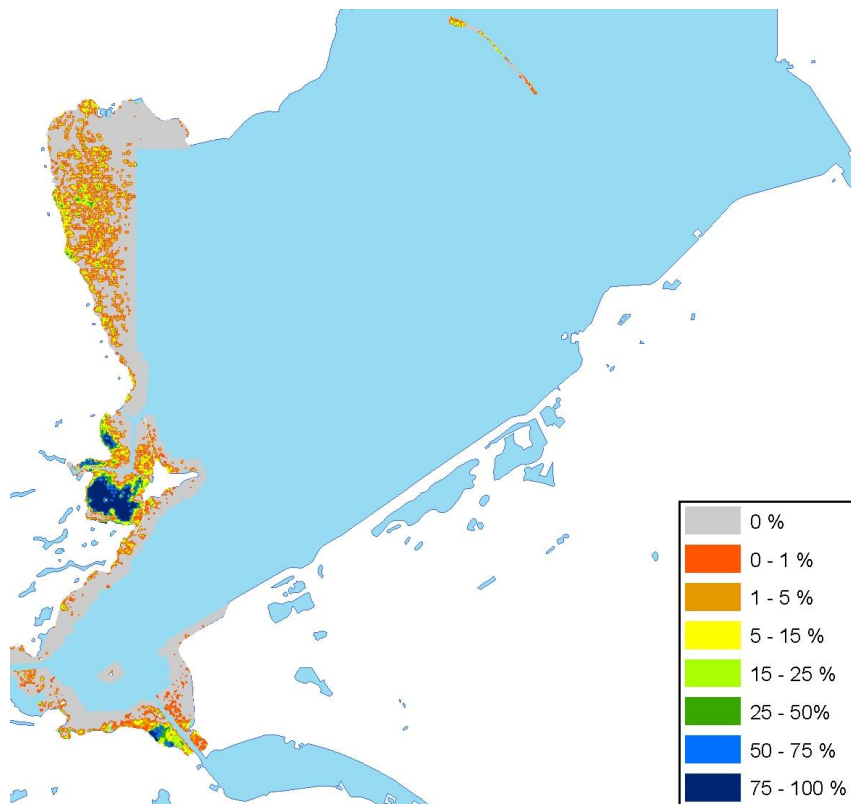
De kans dat de response curves voor waterplanten de aanwezigheid goed voorspelt (TPR) is 78%, de kans dat het model afwezigheid goed voorspelt is 74%, en de trefzekerheid is 74% bij een habitatgeschiktheidsgrens van 0.4 en een grenswaarde van 50% voor de bedekkingsgraad.

Tabel 4.3.1 'Goodness of Fit' analyse met de habitatgeschiktheid voor het totale aantal waterplanten en de bedekkingsgraad van waterplanten van de meetgegevens. Als grenswaarden voor de bedekkingsgraad zijn 1% en 50% genomen, voor de habitatgeschiktheid zijn de volgende grenzen meegenomen 0.2, 0.4, 0.6, 0.8. De bandbreedte van percentage voor de goodness of fit criteria geeft de variatie bij de verschillende grenswaarden van de HGI aan.

Bedekkingsgraad > 1%	Totaal waterplanten
aanwezigheid (TPR)	13-70%
afwezigheid (TNR)	62-92%
trefzekerheid	64-81%
Bedekkingsgraad > 50%	Totaal waterplanten
aanwezigheid (TPR)	6-100%
afwezigheid (TNR)	60-91%
trefzekerheid	61-89%



Figuur 4.3.1 Habitatgeschiktheid voor waterplanten op basis van response curve uit MACROMIJ. Doorzicht gemiddeld over 2001-2004 april /september exclusief Gouwzee meetgegevens.



Figuur 4.3.2. Meetgegevens van waterplanten in bedekkingspercentages (2004 Markermeer). Bron: Rijkswaterstaat: RIZA.

4.4 Driehoeksmossel

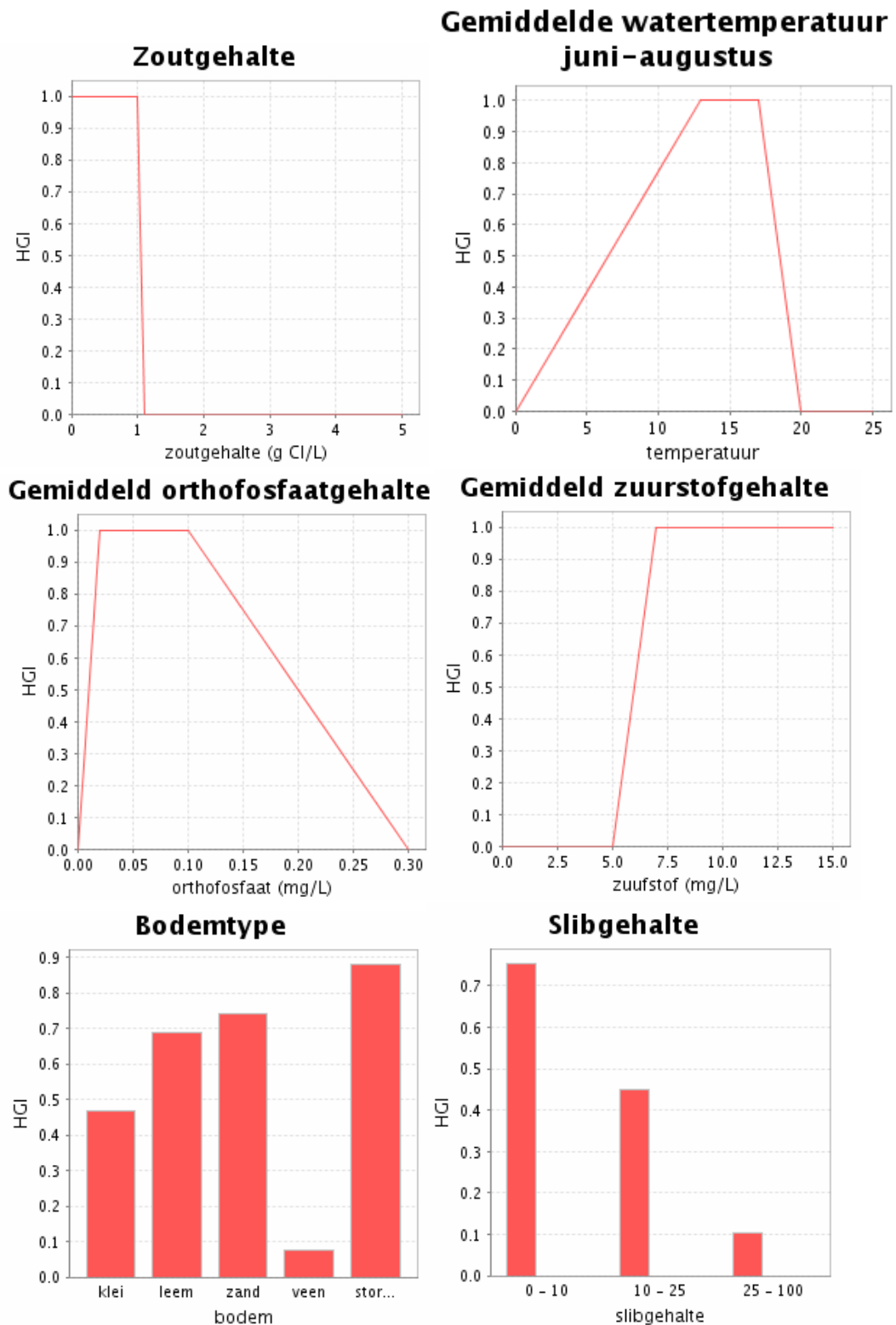
4.4.1 Voorkomen en response curves

De Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* komt voor in rivieren, meren, plassen en kanalen. Driehoeksmosselen vestigen zich op hard substraat zoals stenen en schelpen. Ze foerageren door algen te filteren uit het water. Hoge slibconcentraties in het water of op de bodem kunnen dit verhinderen en zorgen uiteindelijk voor verstikking. De mosselen komen voor op een diepte tussen de 2 en 5 m (Duel & Specken, 1994b). De groei en reproductie van de driehoeksmosselen wordt beïnvloed door de watertemperatuur (Duel & Specken, 1994b). In koude wateren (< 15 °C) is de periode van groei kort en is de reproductie minimaal (Morton, 1969; Lewandowski, 1982; Strayer, 1991). Ook warme wateren hebben een negatief effect op de populatie-ontwikkeling (Walz, 1974). Sterftcijfers nemen toe bij watertemperaturen van > 26-32 °C (Strayer, 1991). Noordhuis en Houwing (2003) suggereren dat er mogelijk een negatief effect is van relatief warme winters. De eerste eieren en larven worden in de Poolse meren gesignaleerd bij watertemperaturen van 17-19 °C (Lewandowski, 1982) en in de Noord-Amerikaanse meren bij 13 °C (Hebert e.a., 1989).

Driehoeksmosselen zijn in de winter stapelvoedsel voor watervogels zoals de Kuifeend *Aythya fuligula*, de Tafeleend *A. ferina*, de Topper *A. marila* en de Meerkoet *Fulica atra*. Driehoeksmosselen zijn een doelsoort van zoete, grote stagnante wateren in het benedenrivierengebied.

Response curves

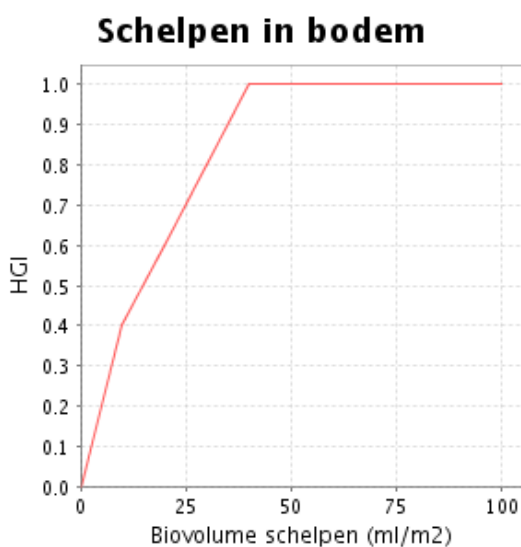
De totale habitatgeschiktheid voor Driehoeksmosselen wordt berekend aan de hand van meerdere factoren.



Figuur 4.3.1. Response curves voor Dreihoeksmosselen. voor milieucondities van waterdiepte, bodemtype, slibgehalte, chlorofyll gehalte, uitgezet tegen de habitatgeschiktheidsindex (HGI).

In het zoete Markermeer is het zoutgehalte geen beperkende factor voor het voorkomen van de Driehoeksmossel, vandaar dat deze factor in de daadwerkelijke berekening is weggelaten. Vanwege het ontbreken van invoergegevens over de gemiddelde watertemperatuur is ook deze factor niet meegenomen in de analyse. Het zuurstofgehalte, het orthofosfaatgehalte, de bodemsamenstelling en het slibgehalte zijn wel meegenomen in de analyse. De uiteindelijke habitatgeschiktheid is het minimum van het resultaat van deze afzonderlijke response curves.

Op basis van een vergelijking van de eerste resultaten met de meetgegevens is besloten dat het model in de bovenstaande vorm onvoldoende is voor het gebruik in het Markermeer. Daarom is een extra rekenregel toegevoegd. Deze regel beschrijft de relatie tussen habitatgeschiktheid en het voorkomen van oude zeeschelpen. Dit correspondeert met het bodemtype 'hard substraat'.



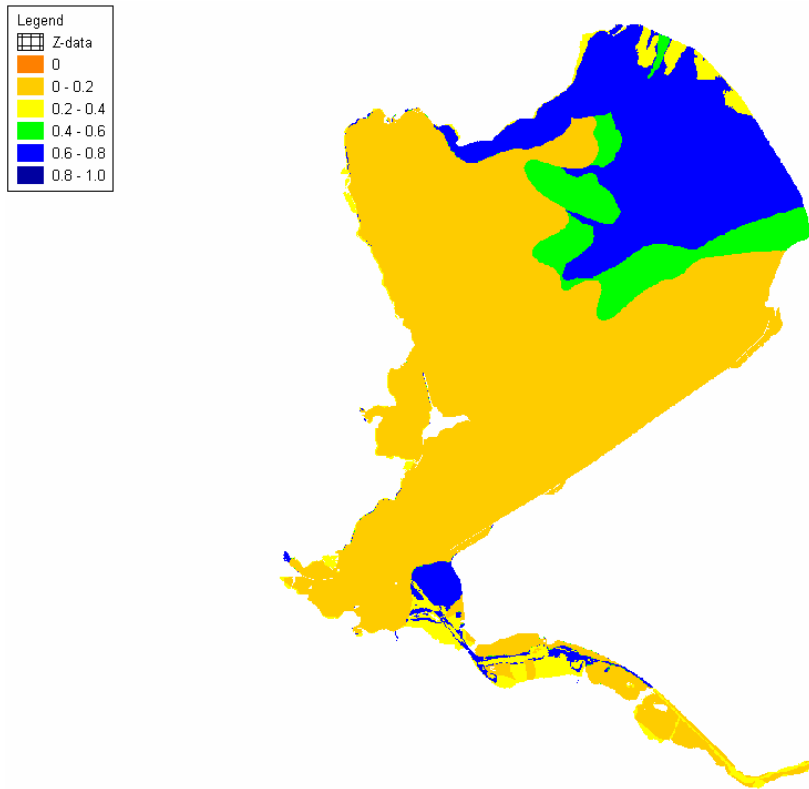
Figuur 4.3.2. Response curves voor Driehoeksmosselen. voor milieucondities van schelpen in de bodem, uitgezet tegen de habitatgeschiktheidsindex (HGI).

4.4.2 Resultaten

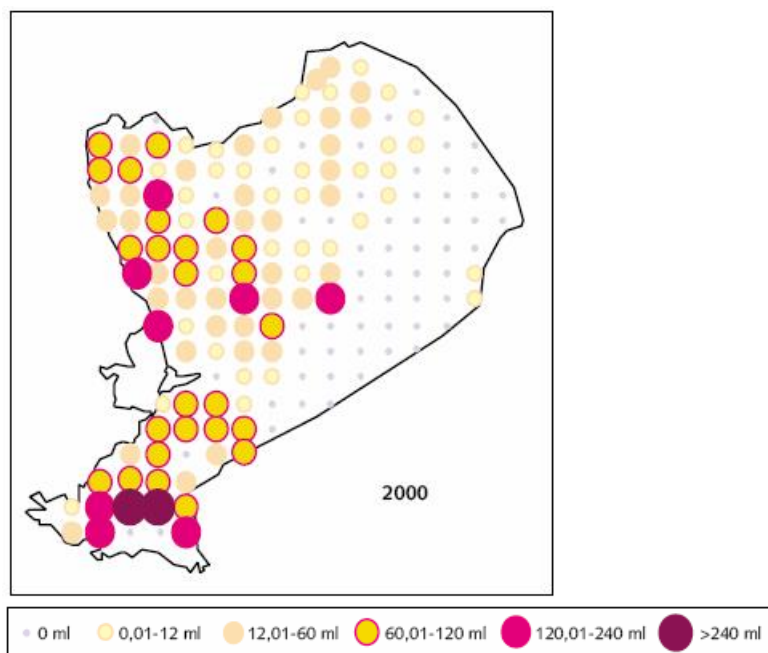
De habitatgeschiktheid van de Driehoeksmossel berekend door het oude model wordt vooral beperkt door het slibgehalte en de bodemsamenstelling. Deze laatste is van belang, omdat Driehoeksmosselen zich op zeer los substraat niet kunnen hechten. Bij een te hoog slibgehalte kunnen de mosselen het voedsel niet effectief genoeg meer uit het water filtreren, waardoor op die plekken de mosselen niet meer voor kunnen komen (Noordhuis & Houwing, 2003).

Het voorkomen van de Driehoeksmossel in het Markermeer in 2000 (Figuur 4.4.2) komt niet overeen met de voorspelde habitatgeschiktheid (Figuur 4.4.1). De habitatgeschiktheid wordt beperkt door het slibgehalte en de bodemsamenstelling. De invoerkaarten die zijn gebruikt voor het model van de Driehoeksmossel (Figuur 4.4.3) komen niet geheel overeen met de kaarten gegeven in het rapport van Noordhuis & Houwing (Figuur 4.4.4). De invoerkaarten zijn aangeleverd voor de studie seizoensgebonden peilen in het IJsselmeergebied door RIZA (Haasnoot et al. 2005).

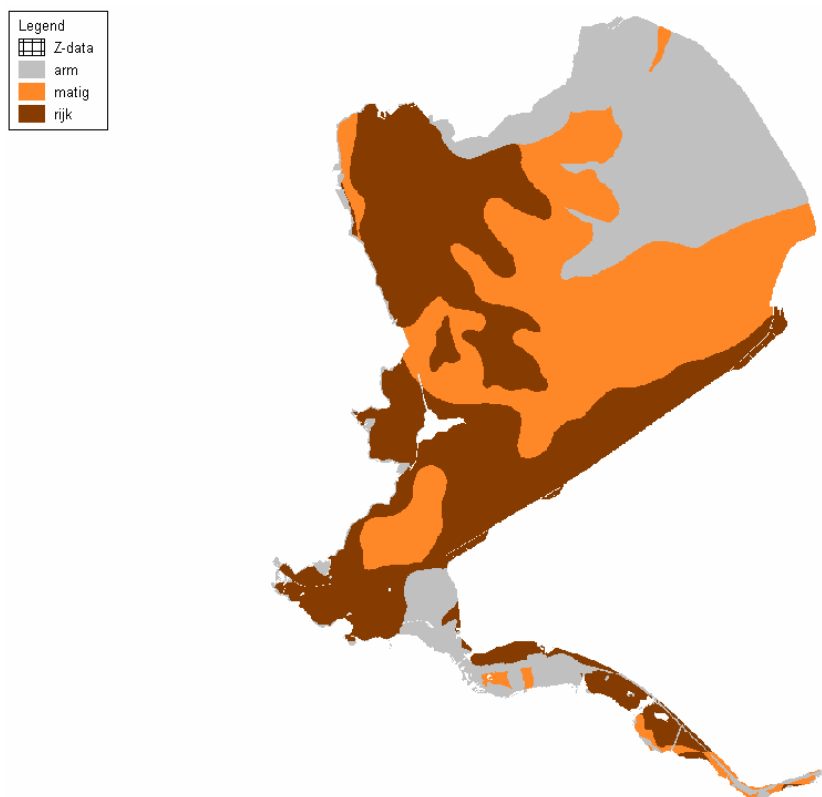
De gebruikte invoerkaart wijkt af van de kaart uit 2000 in het gebied onder Hoorn (daar heeft de gebruikte kaart hogere waarden) en bij de Flevopolder (daar heeft de gebruikte kaart lagere waarden). Een andere invoerkaart voor slib zal een ander resultaat opleveren voor het model van de Driehoeksmossel.



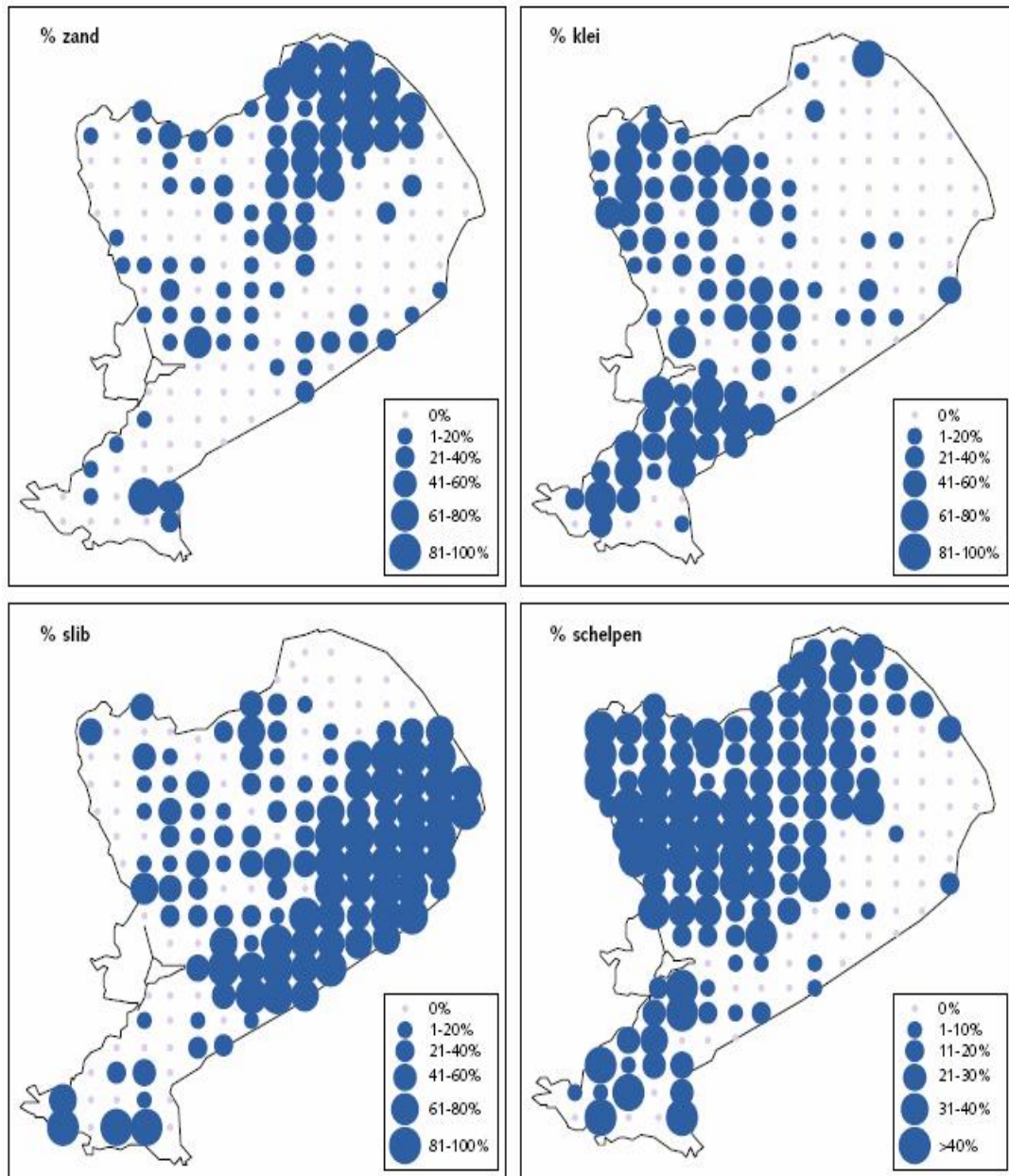
Figuur 4.4.1. Habitatgeschiktheid voor de Driehoeksmosselen.



Figuur 4.4.2. Biovolume (mL/m^2) van Driehoeksmosselen in 2000 (bron: Noordhuis & Houwing, 2003, Figuur 3.1a).

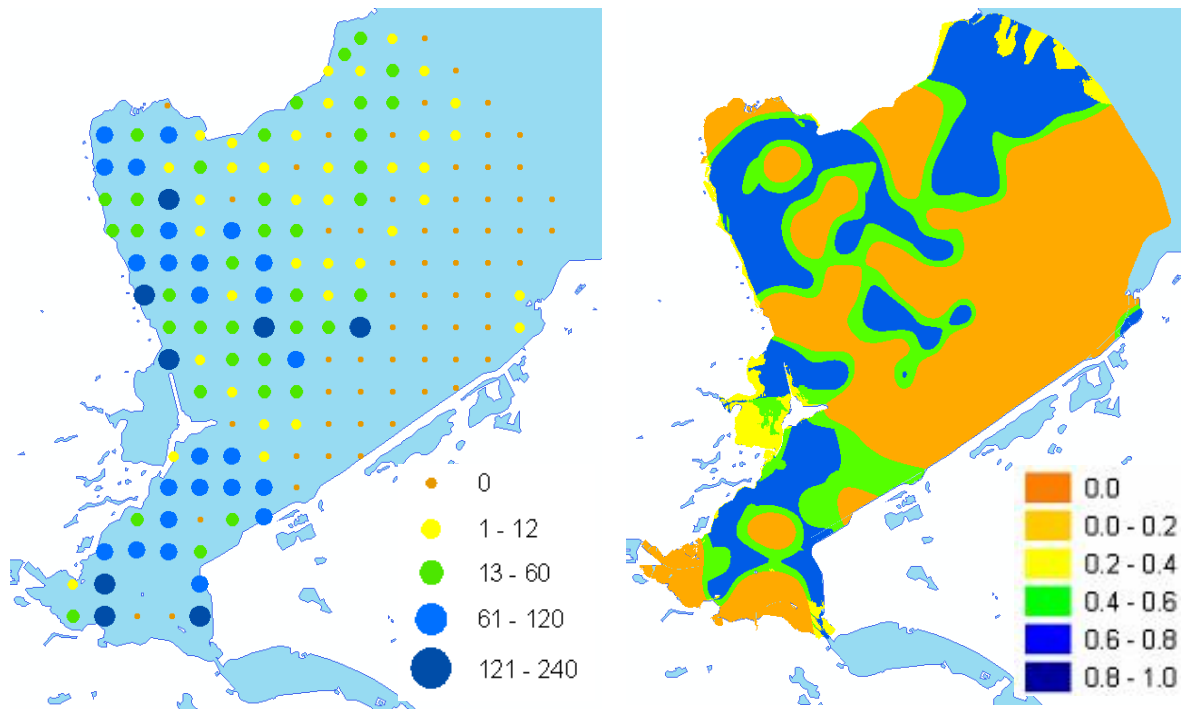


Figuur 4.4.3 De slibkaart van het Markermeer die in eerste instantie als invoer is gebruikt voor het model van de Driehoeksmossel (Bron: RIZA).



Figuur 4.4.4. Sedimenteigenschappen van de locaties van de mosselkartering in het Markermeer in 2000 (RIZA Noordhuis & Houwing, 2003, Figuur 5.2a).

Door het ontbreken van hard substraat, zoals de Zuiderzeeschelpen die geschikt zijn voor het Driehoeksmosselen, als invoer voor het model van de Driehoeksmossel, is het resultaat minder goed dan wanneer deze gegevens wel worden meegenomen. Daarom het model aangepast door een response curve toe te voegen die de relatie tussen de habitatgeschiktheid en het voorkomen van zeeschelpen beschrijft. Ook is er een recentere kaart met slibgegevens gebruikt als invoer. Figuur 4.1.5 (paragraaf 4.1) geeft beide invoerkaarten weer. De toegevoegde rekenregel en de nieuwe invoerkaarten hebben geleid tot resultaten die veel beter overeenkomen met de meetgegevens (figuur 4.4.5).



Figuur 4.4.5. Meetgegevens van het voorkomen van driehoeksmosselen in het Markermeer (biovolume mL/m²), links en de habitatgeschiktheid op basis van het nieuwe model en met de nieuwe invoerkaarten (rechts).

4.4.3 'Goodness of fit'- vergelijking habitatgeschiktheid en meetgegevens

Voor de modelresultaten voor de Driehoeksmossel is in eerdere studie al een Goodness of Fit analyses gedaan voor het IJsselmeer (Haasnoot, 2004). Voor het IJsselmeer zijn de modelresultaten vergeleken met meetgegevens uit 1999. De hogere dichtheden komen voor in gebieden die een hogere geschiktheid hebben. Er is ook nog wel een aantal plekken waar de dichtheid laag is en de potentie dat er Driehoeksmosselen voorkomen hoog. Plekken waar in 1981, 1992 en 1999 geen mosselen voorkwamen, liggen vooral in het gebied waarin het model een lage geschiktheid voorspelt. De aanwezigheid van Driehoeksmosselen wordt goed voorspeld (Tabel 4.4.1). De afwezigheid wordt minder goed voorspeld, maar de totale trefzekerheid van de modelresultaten blijft vrij goed voor het IJsselmeer. Voor het Markermeer is eerder ook een studie gedaan naar de resultaten van het driehoeksmosselenmodel (Van der Lee et al., 2000). Ook toen werd aangegeven dat het model een lage habitatgeschiktheid voorspelt in gebied op de paar locaties waar een hoge dichtheid aan mosselen voorkomt. Dit werd veroorzaakt door de invoerkaart over het slibgehalte, dat volgens de expert te hoog was voor mosselen om te groeien.

Tabel 4.4.1 ‘Goodness of Fit’ analyse met de habitatgeschiktheid voor Driehoeksmosselen en het gemeten biovolume van Driehoeksmosselen voor het IJsselmeer (Haasnoot, 2004). De bandbreedte van percentage voor de goodness of fit criteria geeft de variatie bij de verschillende grenswaarden van de HGI aan.

IJsselmeer	Driehoeksmossel
aanwezigheid (TPR)	73-84%
afwezigheid (TNR)	45-55%
trefzekerheid	67-73%

Tabel 4.4.2 ‘Goodness of Fit’ analyse met de habitatgeschiktheid voor Driehoeksmosselen gemaakt met het aangepaste model en het gemeten biovolume van Driehoeksmosselen voor het Markermeer . Als grenswaarden voor het biovolume driehoeksmosselen zijn de waarden 0.01 en 30 mL/m² genomen, voor de habitatgeschiktheid zijn de volgende grenzen meegenomen 0.2, 0.4, 0.6, 0.8. De bandbreedte van percentage voor de goodness of fit criteria geeft de variatie bij de verschillende grenswaarden van de HGI aan.

Markermeer	Driehoeksmossel
aanwezigheid (TPR)	62-80%
afwezigheid (TNR)	71-90%
trefzekerheid	71-75%

De kans dat de response curves voor het nieuwe driehoeksmosselen model de aanwezigheid goed voorspelt (TPR) is 81%, de kans dat het model afwezigheid goed voorspelt (TNR) is 73%, en de trefzekerheid is 76% bij een habitatgeschiktheids grens van 0.4 en een grenswaarde van 30 mL/m² voor het biovolume.

4.5 Vogels

4.5.1 Voorkomen en response curves

In het Markermeer komen verschillende vogelsoorten voor, die op grond van hun voedsel in groepen zijn te verdelen: planteters, bodemfauna-eters en viseters. Op basis van deze groepen en gegevens over de eisen aan rust- en broedgebied zijn response curves opgesteld (memo Platteeuw, M. en Noordhuis, R. RIZA 2005), die weer zijn gebruikt om voor de Tafeleend, Kuifeend, Fuut en Visdief tot een uitspraak over de habitatgeschiktheid te komen.

Response curves

Voor de Tafeleend is zowel het voorkomen van waterplanten als dat van Driehoeksmosselen van belang. De diepte is van minder belang in het Markermeer, omdat de waterplanten niet dieper dan 3 meter voorkomen door het slechte lichtklimaat en de Tafeleend gemakkelijk tot 3 meter diepte kan duiken. Indien er waterplanten voorkomen met een habitatgeschiktheid groter dan 0.5 wordt het habitat geschikt geacht voor de Tafeleend. Omdat foerageren in dieper water meer energie kost zijn diepere gebieden relatief minder geschikt

De Kuifeend eet voornamelijk Driehoeksmosselen en in het habitatmodel is vanaf een HGI groter dan 0.7 voor de Driehoeksmossel het habitat als geschikt beschouwd, omdat er dan voldoende mosselen aanwezig kunnen zijn. De diepte waarop de Driehoeksmosselen zich bevinden is ook van belang. De Kuifeend zoekt zijn Driehoeksmosselen tot een diepte van ongeveer 3 meter. Op een grotere diepte kost het relatief te veel energie (De Leeuw 1997; proefschrift Joep de Leeuw).

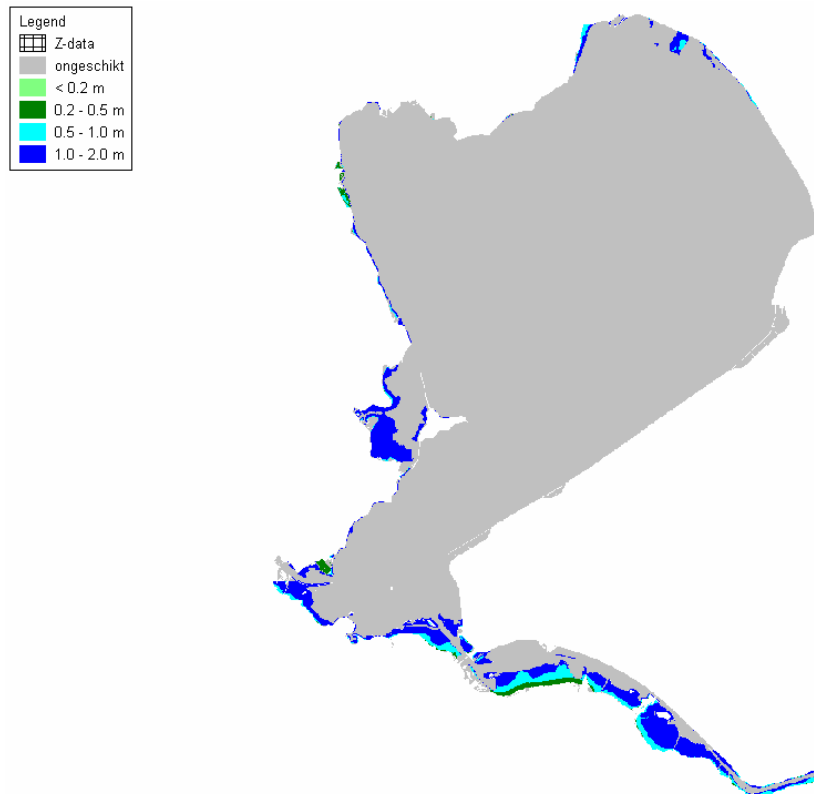
De Fuut is een viseter en jaagt op zicht. In de response curve voor de Fuut is daarom het doorzicht meegenomen. Bij een doorzicht vanaf 50 cm is het gebied geschikt om te foerageren.

De Visdief is net als de Fuut afhankelijk van het doorzicht voor het vinden van prooi. Hier wordt dezelfde regel gebruikt voor het doorzicht, hoewel de Visdief niet vanaf het water maar vanuit de lucht zijn prooi zoekt. Bij een doorzicht vanaf 50 cm is het gebied geschikt om te foerageren. Het habitat van de Visdief is echter iets gecompliceerder. De troebelheid van het water heeft niet alleen invloed op de detecteerbaarheid van vis voor oogjagers, maar ook op de diepteverdeling van (kleine) vis over de waterkolom. In helder water verspreiden vooral kleine vissen (potentiële prooien) zich vooral over de bodem; ze houden zich als het ware schuil tegen predatoren en zullen dus relatief weinig binnen het duikbereik van een Visdief (maximaal ongeveer 1- 1,5 m) te vinden zijn. In troebeler water voelt de vis zich veiliger en begeeft zich wel tot op geringere dieptes en dus tot binnen het duikbereik. In heel erg troebel water zal een Visdief inderdaad te weinig zien om z'n prooien te kunnen vinden. Voor de Visdief geldt dus eerder een optimum curve tussen de 40 en 70 cm. Bij doorzichten van 70 cm en meer is er geen optimale visdichtheid meer binnen hun duikbereik en bij 40 cm of minder zal het zicht onvoldoende zijn (mondelinge mededeling M. Platteeuw).

Daarnaast gebruikt de Visdief het Markermeer ook om te broeden. De soort heeft voor het vestigen van een kolonie een veilige (niet voor grondpredatoren bereikbare) plek nodig, vlak en open, dus ofwel zonder vegetatie ofwel met zeer laag blijvende eenjarige pioniers. Zandvlakten met schelpen vormen voorkeursbroedplaatsen. Nabijheid van water is een duidelijke pré.

4.5.2 Tafeleend

De Tafeleend *Aythya ferina* eet voornamelijk waterplanten. In de winter echter, wanneer de beschikbaarheid van waterplanten laag is, eten ze ook dierlijk voedsel zoals schelpdieren, wormen en insecten. De Tafeleend zoekt duikend zijn voedsel maar foerageert ook alleen met kop en nek onder water (tot ongeveer 2 à 2.5 m diep). Voor de Tafeleend is slechts een klein gebied geschikt om op waterplanten te foerageren (Figuur 4.5.1). Het gebied beperkt zicht tot het westelijk deel van het Markermeer, langs de oever en in de Gouwzee. In de rest van het Markermeer groeien door het slechte lichtklimaat te weinig planten om tot een goede habitatgeschiktheid voor plantetende vogels te komen. Als de aangepaste doorzichtkaart wordt gebruikt, waarin de Gouwzee niet als meetpunt is opgenomen, neemt de geschiktheid voor planten in de Gouwzee toe en daarmee ook de geschiktheid voor plantetende vogels zoals de Tafeleend (Figuur 4.5.3).

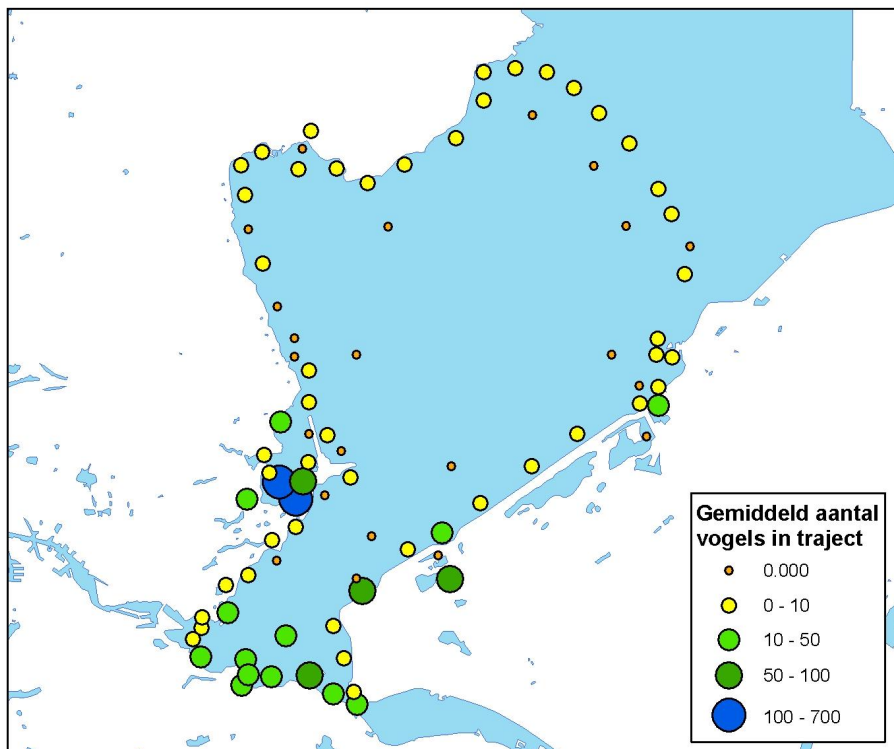


Figuur 4.5.1 Habitatgeschiktheid voor plant-etende vogels. De Tafeleend *Aythya ferina* kan zijn voedsel halen in alle gekleurde gebieden. Foerageren in dieper water kost meer energie en deze diepere gedeelten zijn daarom relatief minder geschikt.

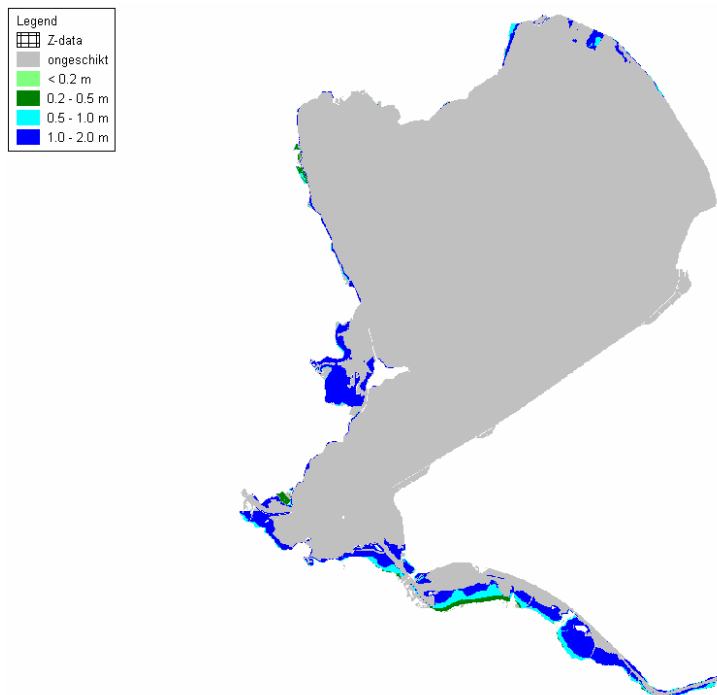
Omdat de Tafeleend tot een diepte van 2.5 meter zijn voedsel zoekt zijn en in mindere mate ook bodemfauna (geen schelpdieren) eet, zijn ook gebieden zonder waterplanten geschikt als foerageergebied. Figuur 4.5.4 laat het geschikte gebied zien voor de Tafeleend voor het foerageren op bodemfauna. Dit beperkt zich tot langs de randen van het Markermeer waar de diepte niet meer is dan 3 meter voor allerlei soorten bodemfauna en tot het noordwesten van het Markermeer voor Driehoeksmosselen.

In Figuur 4.5.2 zijn de waargenomen aantallen Tafeleenden weergegeven langs verschillende trajecten. In de Gouwee worden de meeste vogels waargenomen, hier groeien namelijk veel waterplanten die door de Tafeleend worden gegeten. De habitatgeschiktheid voorspeld door het model voor plantetende vogels komt overeen met de meetgegevens voor wat betreft het vóórkomen in de Gouwee en het IJmeer. Het gebied langs de oever van Flevoland tussen Almere en Lelystad is niet geschikt volgens het model vanwege de diepte en het lage doorzicht wat de groei van planten beperkt. Ook metingen laten zien dat daar geen waterplanten voorkomen (Figuur 2.2.4), waardoor het als foerageergebied voor de Tafeleend ongeschikt is. De modelresultaten hebben betrekking op het leefgebied als voedselgebied. De meetgegevens geven het voorkomen van de vogels weer onafhankelijk van hoe het leefgebied op moment van meten wordt gebruikt. Dit kan een oorzaak zijn van het afwijken van de habitatgeschiktheidskaart met de waarnemingen. Tafeleenden worden overdag geteld op hun rustgebieden, terwijl ze vooral 's nachts foerageren. Het ligt voor de hand dat ze hun rustgebieden niet te ver van hun foerageergebieden kiezen, maar voor rust zijn ze ook afhankelijk van zo luw mogelijke kustgebieden.

Overdag liggen (vrijwel) alle Tafeleenden gewoon te slapen. Bij zuidelijke winden liggen ze dan rustig tussen Lelystad en Almere. Dit kan de oorzaak zijn dat de metingen en modelresultaten in dit gebied niet overeenkomen.



Figuur 4.5.2 Waarnemingen voor de Tafeleend *Aythya ferina* voor trajecten bij het Markermeer. NB: in het midden van het Markermeer zijn geen tellingen verricht. Deze tellingen zijn weergegeven voor een punt maar zijn representatief voor de trajecten weergegeven in figuur 3.1 Bron: Rijkswaterstaat: RIZA



Figuur 4.5.3 Habitatgeschiktheid voor plant-etende vogels, met andere doorzichtkaart als invoer.

Voor ieder telgebied is het waargenomen aantal vogels vergeleken met het areaal geschikt gebied volgens het habitat model. Op basis hiervan is gekeken wat de GOF-criteria zijn voor het habitatmodel van de Tafeleend. De 'trefzekerheid' is 72% als een gebied als 'aanwezig' wordt geclassificeerd wanneer er 2 of meer tafeleenden zijn gevonden. De kans dat het model de aanwezigheid goed voorspelt is 60 tot 63 %. Dat heeft vooral te maken met de gebieden voor de Flevolandse kust die als ongeschikt als foerageergebied zijn geclassificeerd door het model. Omdat de tafeleend in de winter ook dierlijk voedsel eet, is ook gekeken naar de GOF-criteria wanneer naast de waterplanten ook de driehoeksmosselen andere bodemfauna (hier meegenomen als ondiep water tot 1 m zonder driehoeksmossele) wordt meegenomen. Dit leidt echter niet tot betere resultaten.

Tabel 4.5.1 Resultaten 'Goodness of Fit' analyse voor het voedselgebied met waterplanten voor tafeleenden in vergelijking met het aantal waargenomen tafeleenden en voor het voedselgebied met waterplanten, driehoeksmosselen en ondiep water met andere bodemdieren in vergelijking met het aantal waargenomen tafeleenden.

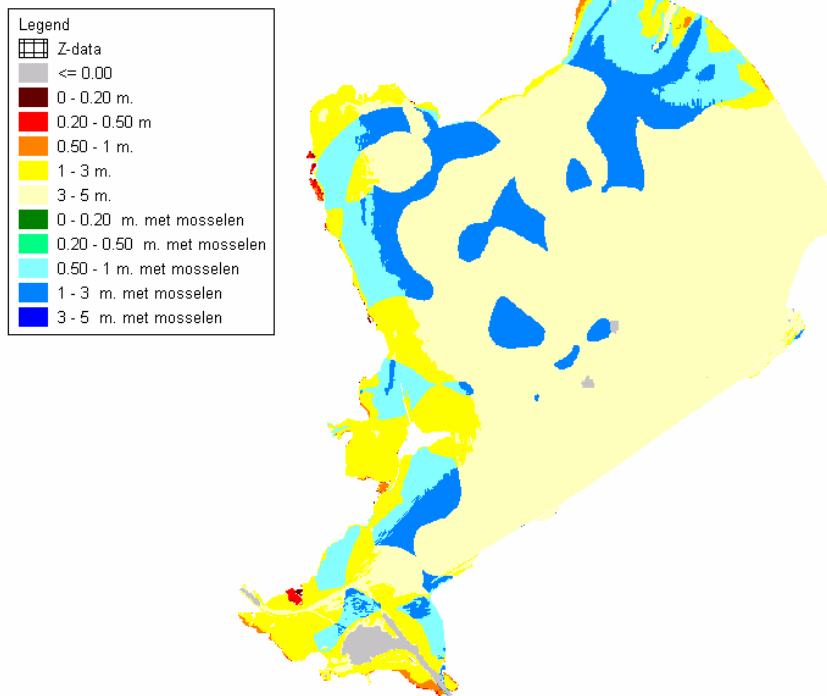
Alleen waterplanten als foerageergebied	
Aantal Tafeleenden >5	Geschikt gebied
aanwezigheid (TPR)	60%
afwezigheid (TNR)	77%
trefzekerheid	72%
Aantal Tafeleenden >10	Geschikt gebied
aanwezigheid (TPR)	63%
afwezigheid (TNR)	75%
trefzekerheid	72%
Waterplanten en driehoeksmosselen als foerageergebied	
Aantal Tafeleenden >2	Geschikt gebied
aanwezigheid (TPR)	76%
afwezigheid (TNR)	50%
trefzekerheid	60%
Aantal Tafeleenden >5	Geschikt gebied
aanwezigheid (TPR)	76%
afwezigheid (TNR)	47%
trefzekerheid	51%

De kans dat de response curves voor waterplantetende vogels de aanwezigheid van tafeleenden goed voorspelt (TPR) is 60%, de kans dat het model afwezigheid goed voorspelt (TNR) is 77%, en de trefzekerheid is 72% bij een grenswaarde 2 individuen voor de aanwezigheid tafeleenden.²

2. Nb er zijn verschillende grenswaarden onderzocht (zie bovenstaande tabel), deze conclusie geldt voor de grenswaarde dat het beste scoorde op de GOF criteria

4.5.3 Kuifeend

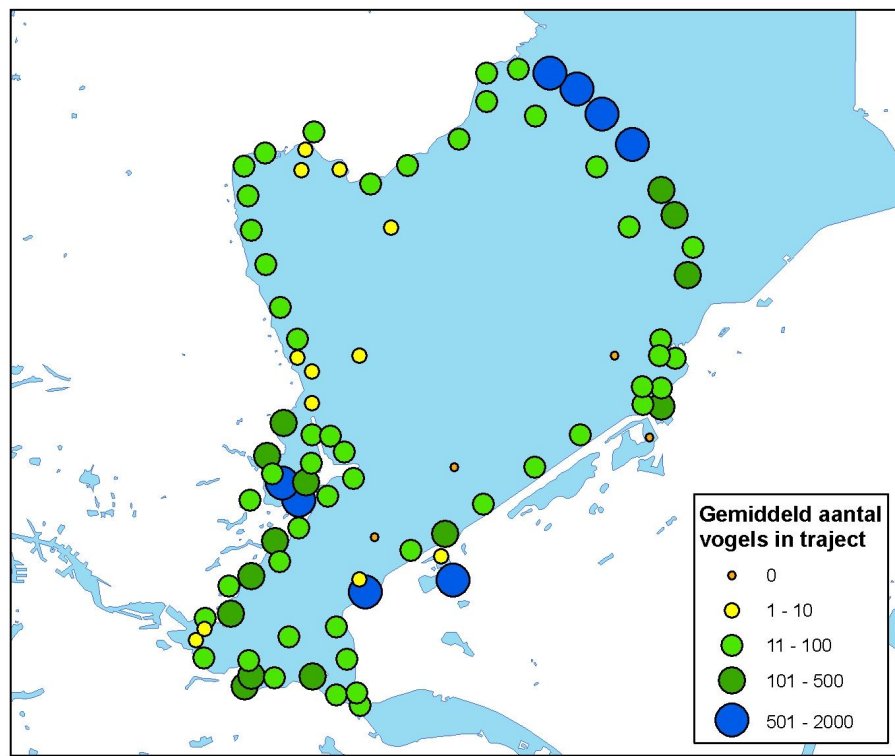
Kuifeenden *Aythya fuligula* eten voornamelijk Driehoeksmosselen die worden opgedoken tot een diepte van 3 meter. De Kuifeend kan dieper duiken, maar doet dit bij voorkeur niet, tenzij de vleeskwiteit van de op te duiken mosselen de extra inspanning meer dan compenseert (vgl. De Leeuw 1997). De habitatgeschiktheid voor de Kuifeend wordt beperkt door de habitatgeschiktheid van Driehoeksmosselen in het noordoosten van het Markermeer en bij Almere (Figuur 2.4.4).



Figuur 4.5.4 Habitatgeschiktheid voor bodemfauna-etende vogels die op verschillende dieptes foerageren in combinatie met het voorkomen van Driehoeksmosselen. De kuifeend foerageert vooral op Driehoeksmosselen tot een diepte van 3 m.

De modelresultaten (Figuur 4.5.4) en de meetgegevens (Figuur 4.5.5) laten beide zien dat het noordoosten geschikt gebied is: daar komen veel Kuifeenden voor en daar is de habitatgeschiktheid van de Driehoeksmosselen op de juiste diepte te vinden. Het voorkomen van de grote aantallen Kuifeenden in de Gouwzee wordt niet door het model voorspeld. Dit komt omdat de habitatgeschiktheid voor Driehoeksmosselen in de Gouwzee laag is. Wel is de diepte daar gunstig. De modelresultaten hebben betrekking op het leefgebied als voedselgebied. De meetgegevens geven het voorkomen van de vogels weer onafhankelijk van hoe het habitat op moment van meten wordt gebruikt. Dit kan een oorzaak zijn van het afwijken van de habitatgeschiktheidskaart voor het foerageergebied met de waarnemingen. Kuifeenden foerageren meestal 's nachts en rusten overdag. De rust en foerageergebieden kunnen enkele kilometers uit elkaar liggen. Omdat de metingen overdag zijn uitgevoerd kan ook dit gegeven een oorzaak zijn van verschillen tussen de habitatgeschiktheidskaart voor het foerageergebied en de waarnemingen. Tevens zijn Kuifeenden van juli tot september in grote groepen te vinden langs de randen van het IJsselmeer en het Markermeer om te ruien, wat geen juiste vergelijking geeft met de habitatgeschiktheidskaart voor het foerageergebied.

Met name het noordoosten van het Markermeer wordt hiervoor gebruikt. Tijdens het ruien eten de kuifeenden geen driehoeksmosselen, maar foerageren op andere waterdieren of waterplanten.



Figuur 4.5.5. Waarnemingen voor de Kuifeend voor trajecten bij het Markermeer. NB in het midden van het Markermeer zijn geen tellingen verricht. Deze tellingen zijn weergegeven voor een punt maar zijn representatief voor de trajecten weergegeven in figuur 3.1. Bron: Rijkswaterstaat: RIZA.

Ook voor de resultaten voor de Kuifeend is een Goodness of Fit analyse gedaan. Hierbij is enerzijds gekeken naar het voedselgebied met driehoeksmosselen en anderzijds naar het voedselgebied met driehoeksmosselen, waterplanten en ondiep water met andere waterdieren (tot 1 en tot 3 m). Als alleen de driehoeksmosselen worden meegenomen dan is de voorspelbaarheid van de aanwezigheid heel laag. De voorspelbaarheid wordt beter als ook de aanwezigheid van waterplanten en andere bodemdieren worden meegenomen.

De kans dat de response curves voor bodemfauna en waterplant-etende watervogels de aanwezigheid van kuifeenden goed voorspelt (TPR) is 77%, de kans dat het model afwezigheid goed voorspelt (TNR) is 53%, en de trefzekerheid is 73% bij een grenswaarde van 10 voor de aanwezigheid kuifeenden.³

3. Nb er zijn verschillende grenswaarden onderzocht (zie bovenstaande tabel), deze conclusie geldt voor de grenswaarde dat het beste scoorde op de GOF criteria

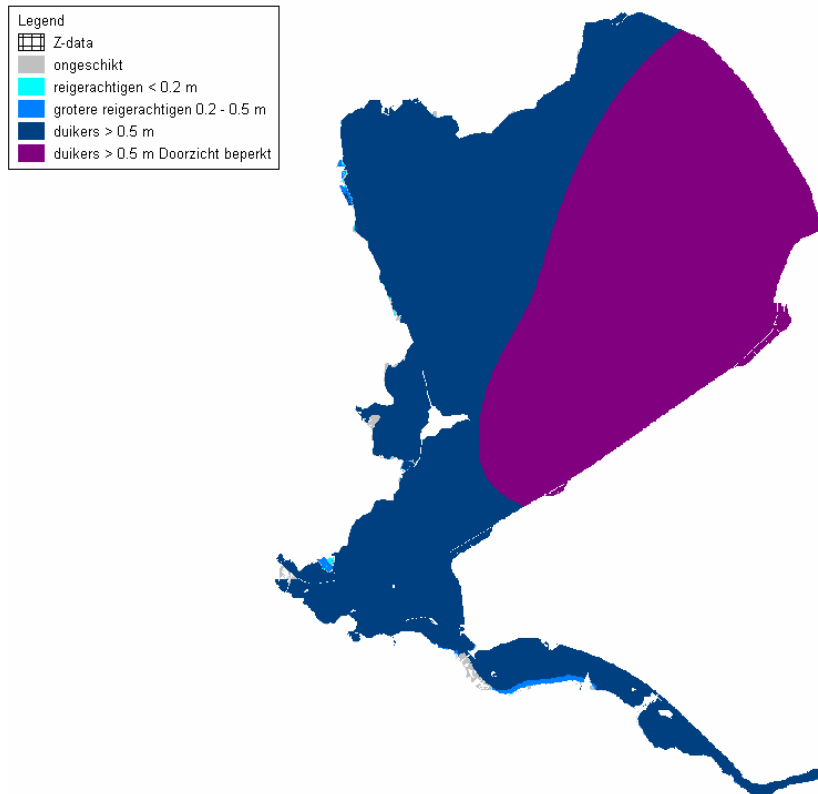
Tabel 4.5.1 Resultaten 'Goodness of Fit' analyse voor het voedselgebied met driehoeksmosselen voor de Kuifeend in vergelijking met het aantal waargenomen kuifeenden en voor het voedselgebied met waterplanten, driehoeksmosselen en ondiep water met andere bodemdieren in vergelijking met het aantal waargenomen kuifeenden.

Alleen driehoeksmosselen als foerageergebied	
Aantal kuifeenden >10	
aanwezigheid (TPR)	54%
afwezigheid (TNR)	76%
trefzekerheid	58%
Waterplanten en, driehoeksmosselen als foerageergebied	
Aantal kuifeenden >10	
aanwezigheid (TPR)	66%
afwezigheid (TNR)	65%
trefzekerheid	66%
Waterplanten en, driehoeksmosselen en andere bodemdieren tot 1 m als foerageergebied	
Aantal Tafeleenden >10	
aanwezigheid (TPR)	66%
afwezigheid (TNR)	65%
trefzekerheid	66%
Waterplanten en, driehoeksmosselen en andere bodemdieren tot 3 m als foerageergebied	
Aantal Tafeleenden >10	
aanwezigheid (TPR)	77%
afwezigheid (TNR)	53%
trefzekerheid	73%

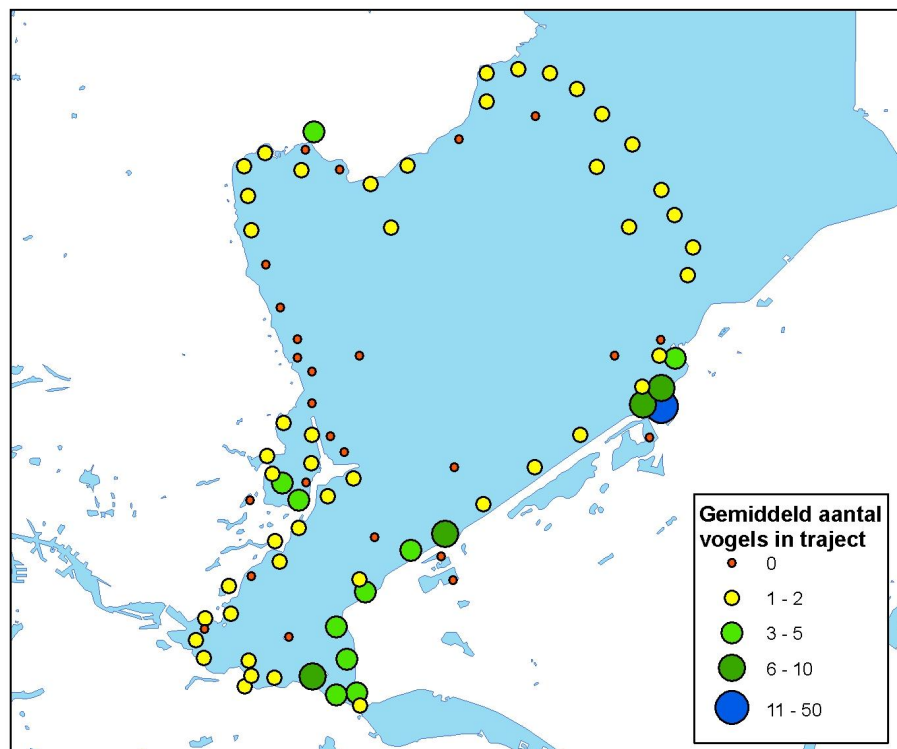
4.5.4 Fuut

De Fuut *Podiceps cristatus* is een zichtjager, die onder water zijn prooi zoekt tot 4 meter diepte. Een groot deel van het Markermeer is echter door het lage doorzicht minder geschikt voor viseters die op zicht jagen. Deze vogels kunnen door de troebelheid hun prooi minder goed waarnemen wat het foerageren bemoeilijkt (Figuur 4.5.6). Door het slechte doorzicht een groot deel van het Markermeer minder geschikt als foerageergebied voor de Fuut. De Fuut eet ook insecten die voorkomen in en op de bodem en bij waterplanten. Hiervoor is de westelijke rand van het Markermeer met een diepte tot 4 meter geschikt (Figuur 4.5.6).

In het Markermeer worden weinig Futen waargenomen in vergelijking met bijvoorbeeld de Veluwerandmeren (respectievelijk 170 en 400 (seizoensgemiddelde 1999/2000-2003/2004 SOVON & CSB 2005)) (Figuur 4.5.7). Een verklaring hier voor komt niet uit de huidige rekenregels naar voren, maar het kan te maken hebben met het beperkte doorzicht in het Markermeer. Een andere mogelijke verklaring is dat de hoeveelheid kleine vis (i.i.g. Spiering) de laatste jaren in Markermeer zeer gering is. Omdat uit de kwalitatieve vergelijking tussen modelresultaten en meetgegevens al blijkt dat het model uitgebreid moet worden met meer factoren, is geen kwantitatieve vergelijking gemaakt.



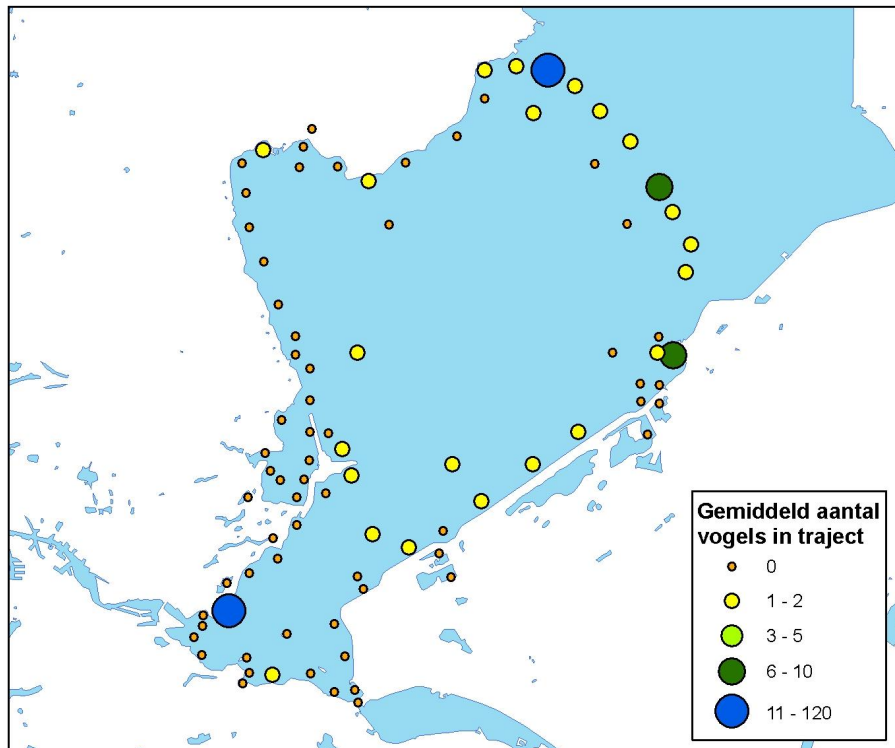
Figuur 4.5.6 Habitatgeschiktheid voor visetende vogels. Van beperkt doorzicht is sprake als het doorzicht kleiner is dan 50 cm.



Figuur 4.5.7. Waarnemingen voor de Fuut voor trajecten bij het Markermeer. NB in het midden van het Markermeer zijn geen tellingen verricht. Deze tellingen zijn weergegeven voor een punt maar zijn representatief voor de trajecten weergegeven in figuur 3.1 . Bron: Rijkswaterstaat: RIZA.

4.5.5 Visdief

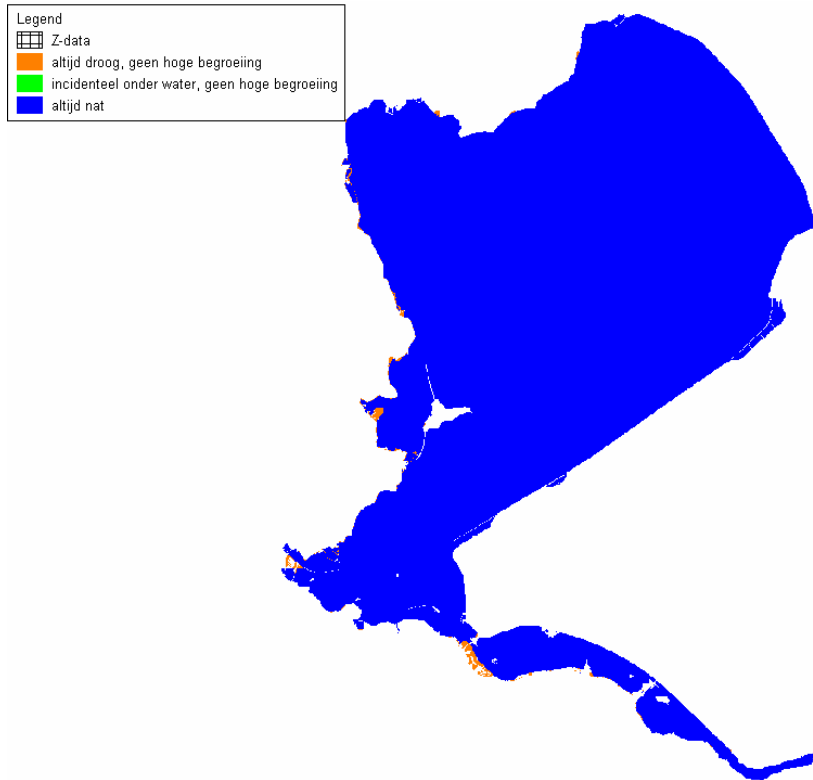
De Visdief *Sterna hirundo* is een viseter die een boven het water vliegt en prooien vangt met een stootduik tot een halve meter diepte. Het doorzicht van het Markermeer van minder dan 50 cm maakt daarom een groot deel van het Markermeer minder geschikt als foerageer gebied (Figuur 2.4.6). Het waargenomen aantal Visdieven is in het Markermeer laag (Figuur 4.5.8). Omdat uit de kwalitatieve vergelijking tussen modelresultaten en meetgegevens al blijkt dat het model uitgebreid moet worden met meer factoren, is geen kwantitatieve vergelijking gemaakt.



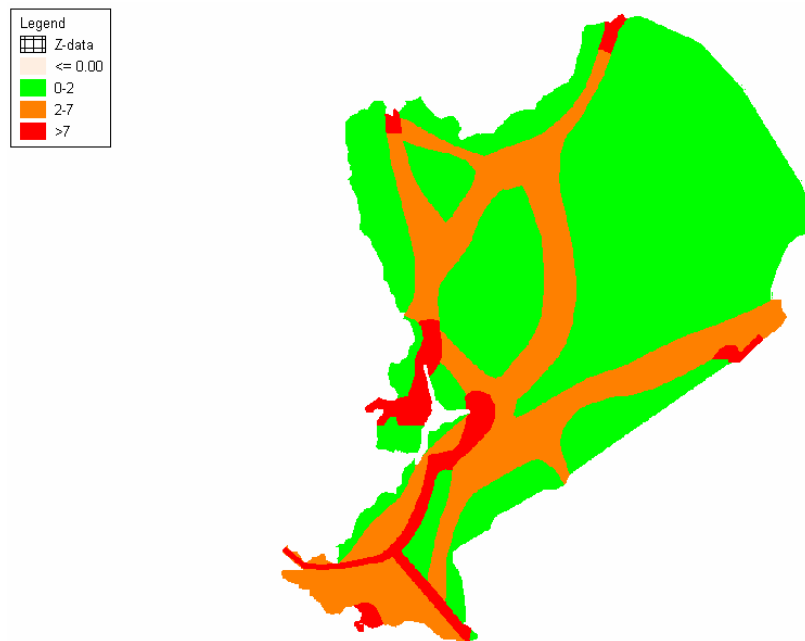
Figuur 4.5.8. Waarnemingen voor de Visdief voor trajecten bij het Markermeer. NB in het midden van het Markermeer zijn geen tellingen verricht. Bron: Rijkswaterstaat: RIZA.

4.5.6 Rust-broedgebied en verstoring

De Kuifeend, Tafeleend en de Fuut gebruiken het Markermeer alleen als rustgebied, terwijl de Visdief er ook broedt. In tegenstelling tot de eerste drie genoemde soorten rust de Visdief voornamelijk op vlakke zandige gebieden en niet drijvend op het water. Figuur 2.4.9 geeft aan dat het merendeel van het Markermeer altijd onder water staat en dienst kan doen als rustgebied voor Kuifeend, Tafeleend en de Fuut. Er zijn geen gebieden die incidenteel onder water staan. Deze gebieden zouden als rust- en broedgebied dienst kunnen doen voor de Visdief. De delen die in deze kaart zijn meegenomen als altijd droog zijn ook geschikt om te rusten en te broeden. Er kunnen echter nog meer gebieden geschikt zijn voor de Visdief als rust- en broedgebied, maar deze vallen dan buiten de hier gebruikte kaart.



Figuur 4.5.9 Rust- en broedgebieden in het Markermeer.



Figuur 4.5.10 Bootdichtheid in het Markermeer. Bron: Rijkswaterstaat RIZA

Verstoring door vaartuigen en recreanten kan de geschiktheid van het Markermeer als rust- en broedgebied verminderen. De Kuifeend, de Tafeleend en de Fuut vliegen vaak op als er een boot op een afstand van minder dan 300 meter komt. Figuur 4.5.10 geeft de bootdichtheid weer in het Markermeer. Een groot gebied, voornamelijk in het oostelijk deel, heeft een zeer lage bootdichtheid waar daarom weinig verstoring optreedt. In de Gouwzee en het IJmeer, maar ook bij Hoorn, Lelystad en Bovenkarspel, is de bootdichtheid aanzienlijk hoger, wat grote verstoring kan betekenen voor rustende maar ook voor foeragerende vogels.

De Visdief is meer gevoelig voor landrecreatie, omdat deze op vlakke zandige gebieden rust die vaak dicht bij of op de oever liggen. Gegevens over oevervegetatie zijn echter op dit moment niet voorhanden. Als broedvogel is de Visdief vooral gevoelig voor grondpredatoren en voortschrijdende vegetatiesuccessie tot structuurrijke, hoogopgaande vegetaties (bijv. riet en wilgenbos).

5 Voordelta

De toetsing van de response curves in HABITAT zal worden gedaan voor de volgende instandhoudingsdoelen in de Voordelta:

- Permanent overstroomde zandbanken (Habitatrichtlijn, habitatype H1110);
- Slik- en zandplaten (Habitatrichtlijn, habitatype H1140);
- Schorren en zilte graslanden (Habitatrichtlijn, habitatype H1330);
- Gewone zeehond (Habitatrichtlijn, H1365);
- Roodkeelduiker (Vogelrichtlijn, A001);
- Lepelaar (Vogelrichtlijn, A034);
- Topper (Vogelrichtlijn, A062);
- Eider (Vogelrichtlijn, A063);
- Zwarte zee-eend (Vogelrichtlijn, A065);
- Bonte strandloper (Vogelrichtlijn, A149).

Op het moment van uitvoeren van het project waren er onvoldoende invoergegevens beschikbaar om een habitatanalyse uit te voeren voor de voordelta. Hierna volgt een analyse dat op basis van de beschikbare gegevens mogelijk was. Hierbij is voornamelijk gebruik gemaakt van de waterdieptekaart. Er ontbreekt informatie over getijdedynamiek of droogvalduur, zoutgehalte (gemiddelde zomer), scheepvaartroutes, recreatiegebieden (voor verstoring), huidig voorkomen habitatypes in gis vorm, voorkomen bonte strandloper, voorkomen zeegrassoorten.

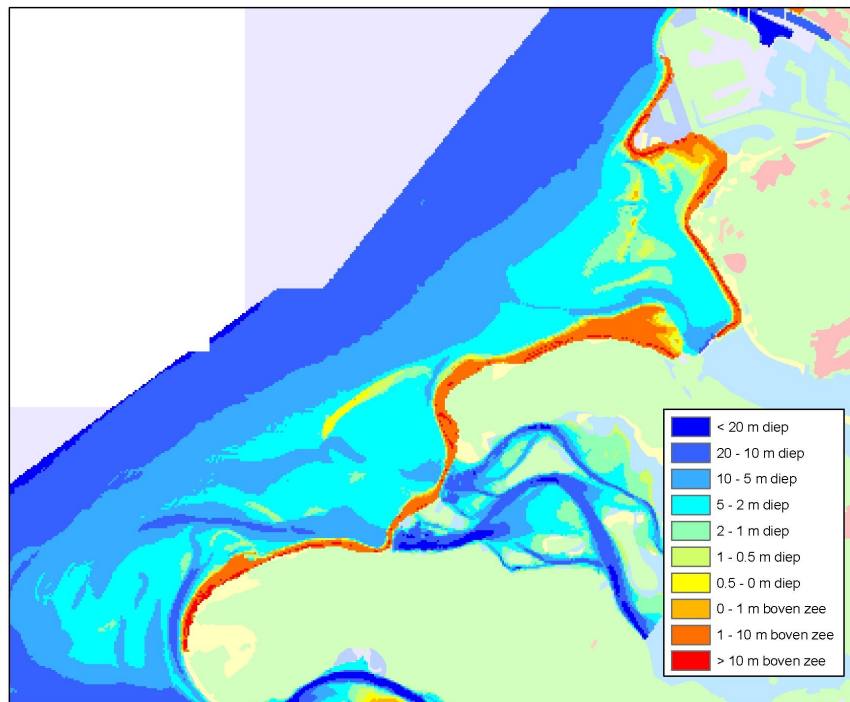
Ik denk dat als we droogvalduur en zoutgehalte hebben we al een heel eind kunnen komen.

5.1 Invoergegevens

De Voordelta is het gebied voor de kust van Zeeland en voor een deel voor Zuid-Holland (Figuur 5.1.1).



Figuur 5.1.1 Het Natura2000 gebied de Voordelta (Bron: Website Natura2000).



Figuur 3.1.2. Waterdiepte aan de Zeeuwse kust. Bron: Rijkswaterstaat RIKZ.

De waterdiepte in de Voordelta is gevarieerd door de aanwezigheid van geulen en platen (Figuur 3.2.1). De platen worden door veel vogels maar ook zehonden als rustgebied gebruikt bij eb.

Het bodemtype in de Voordelta bestaat voornamelijk uit zand en heeft een korrelgrote variërend tussen de 125 en 250 μm . Op sommige plekken is de korrelgrootte groter en varieert tussen 250 en 500 μm (Noordzee-atlas).

5.2 H1110 - Permanent overstromde zandbanken

5.2.1 Voorkomen en response curves

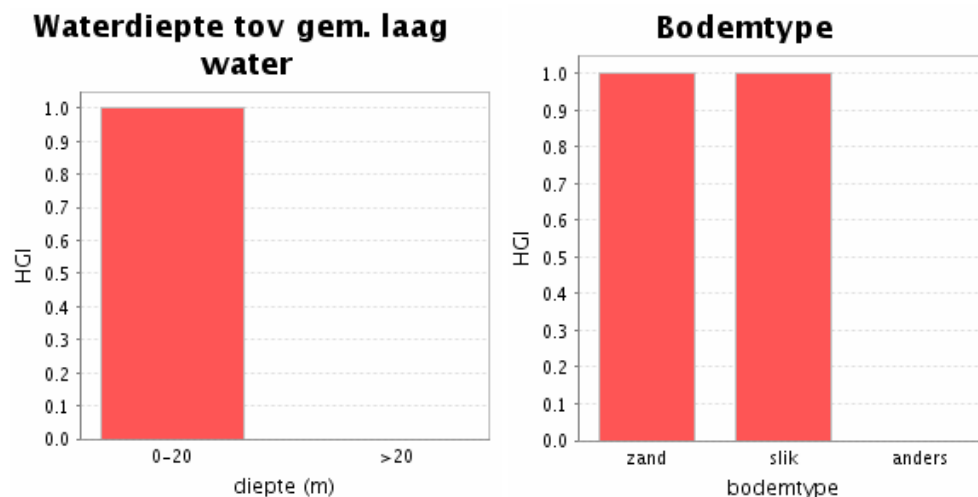
Permanent met zeewater overstromde zandbanken worden aangetroffen in het kustgebied ten noorden van de Waddeneilanden, in de Waddenzee, langs de Noord- en Zuid-Hollandse kust, in de Voordelta en ten westen van de Westerschelde. In het Nederlandse deel van het Continentaal Plat wordt het type onder meer aangetroffen ter hoogte van Zeeuws-Vlaanderen (uitlopers van de Vlaamse banken) en ten westen van IJmuiden (de Bruine Bank). Dit habitattype omvat ondiepe delen van zeeën met zandbanken die permanent onder water staan. De waterdiepte bedraagt zelden meer dan 20 meter, gemeten volgens de gemiddelde laagwaterlijn. De zandbanken zijn in ons land meestal onbegroeid; plaatselijk bevatten ze algengemeenschappen of begroeiingen met Groot zeegras (*Zostera marina*).

Het type is van groot belang vanwege de biomassa en diversiteit aan diersoorten, waaronder wormen, kreeftachtigen en schelpdieren.

Deze vormen een belangrijke voedselbron voor vissen, zeevogels (Roodkeelduikers *Gavia stellata*, zee-eenden, meeuwen en sterns) en zeezoogdieren (zeehonden). Op sommige locaties zijn omvangrijke banken met strandschelp (o.a. *Spisula solida* en *Spisula subtruncata*) aanwezig. Op plaatsen waar sprake is van hoge dynamiek (sterke stroming), kan dit habitatype vrij soortenarm zijn. In de vorm van geulen is het type van belang als trekroute voor volwassen vissen en hun larven, waaronder Paling (*Anguila anguila*), Schol (*Pleuronectus platessa*) en Bot (*Pleuronectus flesus*) en ook als overwinteringsgebied voor garnalen en krabben.

Response curves

Voor dit habitatype zijn twee factoren onderscheiden: de waterdiepte ten opzichte van gemiddeld laag water en het bodemtype. De uiteindelijke habitatgeschiktheid is het minimum van het resultaat van de afzonderlijke response curves.



Figuur 5.2.1 Response curves voor H1110.

5.2.2 Resultaten

Het habitatype H1110 – Permanent overstroomde zandbanken komt voor tot een diepte van 20 meter en heeft als bodemtype zand of slik. Gebaseerd op de huidige response curves voor dit habitatype kan het overgrote deel van de Voordelta als geschikt worden aangeduid. Het westelijk deel van de Voordelta is echter meer dan 20 meter diep en voldoet daarom niet aan de criteria.

5.3 H1140 – slikken en zandplaten

5.3.1 Voorkomen en response curves

Dit habitatype betreft slikwadden en zandplaten in de kustzone die tijdens laagwater niet onder water staan, zogenaamde intergetijdenplaten.

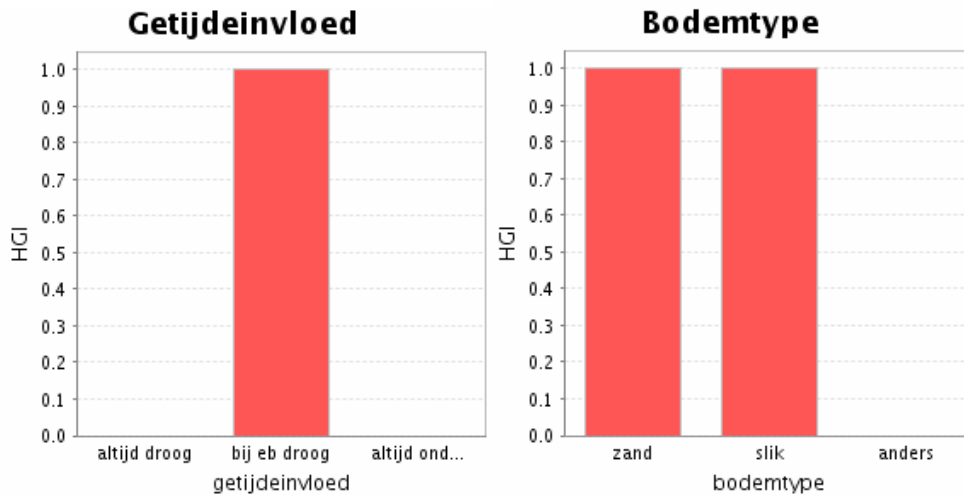
Op de meeste plaatsen zijn de intergetijdenplaten niet begroeid door vaatplanten en hooguit bedekt met een laag algen of cyanobacteriën. Op sommige plekken is een vegetatie met zeegras aanwezig; beide in ons land inheemse soorten (*Zostera marina* en *Zostera noltii*) komen voor. In het habitatype leven hoge dichtheden ongewervelde dieren, waaronder kenmerkende soorten als Kokkel (*Cerastoderma edule*), Nonnetje (*Macoma balthica*), Strandgaper (*Mya arenaria*), Wadpier (*Arenicola marina*), Zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*), Schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) en Wapenworm (*Scoloplos armiger*). Plaatselijk zijn hoge concentraties mosselen aanwezig, verenigd in een specifiek habitat dat mosselbank wordt genoemd. In feite zijn dit complexe levensgemeenschappen waarin naast Mosselen (*Mytilus edulis*) ook grote aantallen wormen, kreeftachtigen en kleine vissen leven. Het habitatype is van cruciaal belang voor foeragerende wadvogels, waaronder Lepelaar (*Platalea leucorhodia*), Bergeend (*Tadorna tadorna*), Scholekster (*Haematopus ostralegus*), Kluut (*Recurvirostra avosetta*), Zilverplevier (*Pluvialis squatarola*), Kanoet (*Calidris canutus*), Bonte strandloper (*Calidris alpina*), Rosse grutto (*Limosa lapponica*), Wulp (*Numenius arquata*), Tureluur (*Tringa totanus*) en verschillende soorten meeuwen. Tijdens hoog water zijn de intergetijdenplaten voedselgebied voor vissen als Puitaal (*Zoarces viviparus*), Zeedonderpad (*Myoxocephalus scorpius*), Slakdolf (*Liparis liparis*), Botervis (*Pholis gunellus*), Bot (*Pleuronectes flesus*), Vijfdradige meun (*Ciliata mustela*) en diverse grondels (*Pomatoschistus*). Getijdenwateren zijn bovendien belangrijk als paaigebied voor vissen als Schol (*Pleuronectes platessa*), Tong (*Solea solea*), Haring (*Clupea harengus*) en Sprot (*Sprattus sprattus*). Tenslotte worden de zandplaten gebruikt door zeehonden om te rusten.

Tijdens laagwater droogvallende intergetijdenplaten worden in ons land aangetroffen in het Waddenzeegebied en in de Voordelta bij de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden. In de Westerschelde en Oosterschelde maken deze zandplaten onderdeel uit van respectievelijk habitatype H1130 - Estuaria en H1160 – Grote Baaien.

Dit habitatype is voornamelijk gevoelig voor veranderingen aan de stroomsnelheid en overstromingsfrequentie. Mechanische beschadigingen maken dit habitat ongeschikt als leefgebied van ongewervelden en hun predatoren.

Response curves

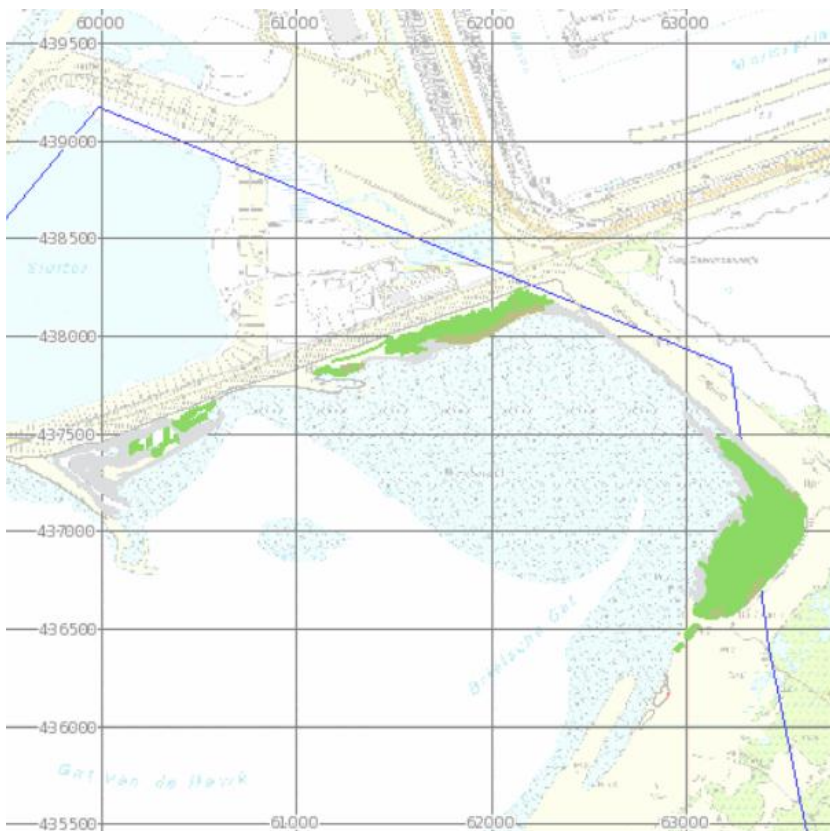
Voor dit habitatype is de getijdeinvloed van belang. Omdat het slik en zandplaten betreft kan ook het bodemtype worden meegenomen.



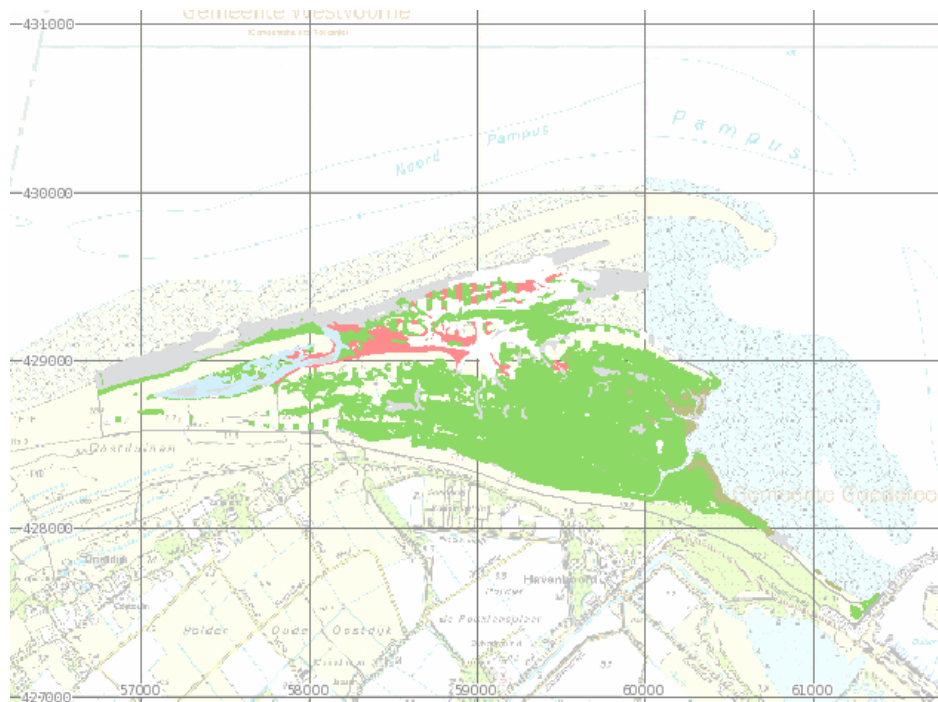
Figuur 5.3.1 Response curves voor H1140.

5.3.2 Resultaten

Slikken en zandplaten vallen bij eb droog. Vanwege deze definitie zijn de ondiepe delen dicht bij de kust en de ondiepe delen voor de kust geschikt als habitattype H1140 (Figuur 3.1.2). Het bodemtype in de Voordelta bestaat voornamelijk uit zand en is daarom geen beperking.



Figuur 5.3.2 Voorkomen van H1330 (groen: dominant; bruin: slecht ontwikkeld) en H1140 (licht grijs) bij de Brielse Hoek (bron: Rijkswaterstaat: Kwelderatlas)



Figuur 5.3.3 Voorkomen van H1330 (groen: dominant; bruin: slecht ontwikkelt) en H1140 (licht grijs) bij de Slufter Voorne en Kwade Hoek 2000 (bron: Rijkswaterstaat: Kwelderatlas) (rose: eenjarige pioniervegetatie H1310b Duinvoet; rose-groen: H1310B en H1330).

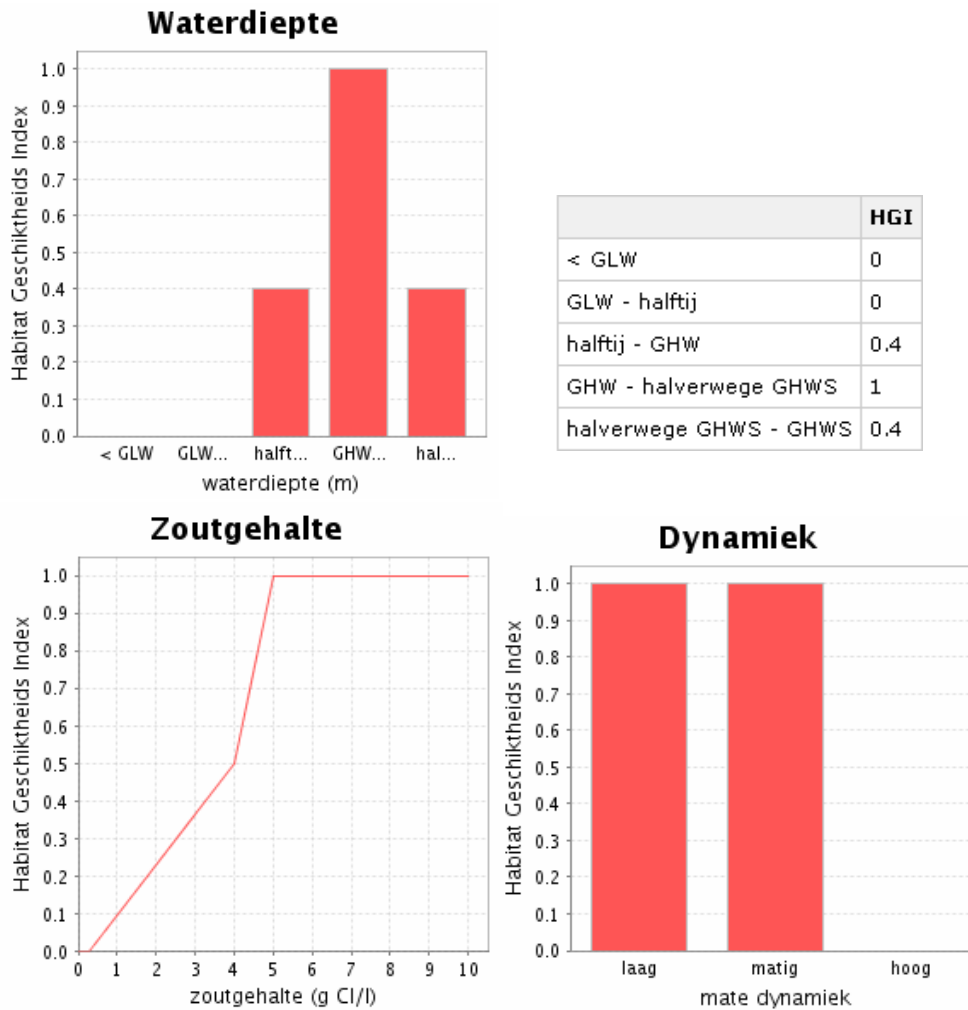
5.4 H1330 – schorren en zilte graslanden

5.4.1 Voorkomen en response curves

Dit type habitat omvat buitendijkse schorren die met regelmaat door zeewater worden overspoeld en binnendijkse gebieden die onder invloed staan of gestaan hebben van zout water. Kenmerkende soorten voor dit habitatype zijn Lamsoor (*Limonium vulgare*), Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*), Gewone zoutmelde (*Atriplex portulacoides*) en Strandkweek (*Elytrigia atherica*). Dit habitatype komt voor in een zone van nabij de gemiddelde hoogwaterlijn tot aan de voet van lage duintjes en aan de voet van dijken, waarbij de overstromingsfrequentie kan variëren van regelmatig tot incidenteel. Ook dit vegetatie type is zoutminnend en komt voor in een zout of sterk brak milieu met een chloridegehalte van meer dan 5 gCl/L. Dit habitattypen komt goed tot ontwikkeling wanneer er enige vorm van beweiding is.

Response curves

Voor dit habitatype zijn de response curves gebaseerd op de waterdiepte, het zoutgehalte en de dynamiek in het gebied. Deze laatste relatie is op dit moment kwalitatief en zou voor het gebruik in Habitat gekwantificeerd moeten worden indien er geen invoergegevens zijn met een kwalitatieve beschrijving.



Figuur 5.4.1 Response curves voor H1330.

5.4.2 Resultaten

Dit habitatype komt voor in een zone van nabij de gemiddelde hoogwaterlijn tot aan de voet van lage duintjes en aan de voet van dijken, waarbij de overstromingsfrequentie kan variëren van regelmatig tot incidenteel. Alleen de zeer ondiepe delen van de Voordelta die regelmatig droogvallen en de laaggelegen gebieden die regelmatig overspoeld worden met zout water zijn geschikt voor habitatype H1330 (zie Figuur 5.3.2 en 5.3.3).

5.5 HI365 – Gewone zeehond

5.5.1 Voorkomen en response curves

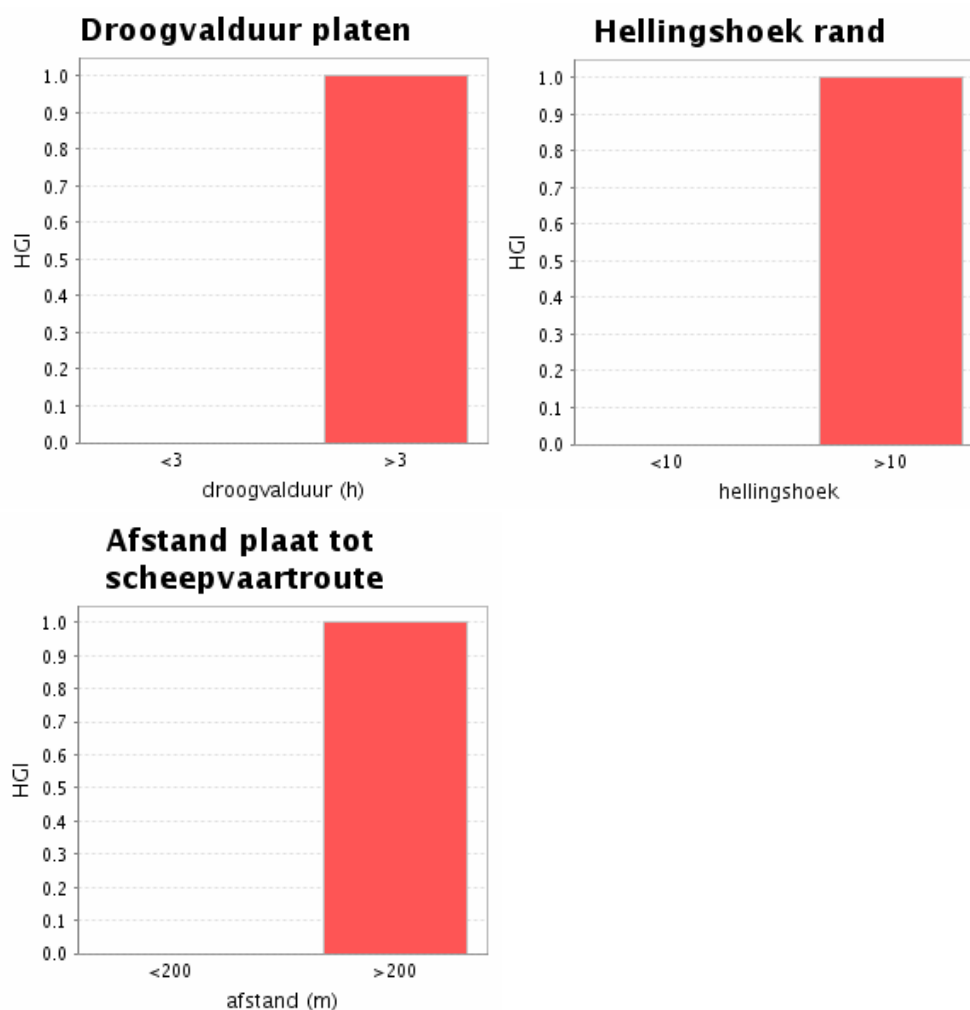
Onderstaande informatie over voorkomen en response curves is afkomstig van <http://habitat.wldelft.nl> en is gemaakt door F. Twisk.

De Gewone zeehond *Phoca vitulina* komt in alle gematigde wateren voor in het noordelijk halfrond. Het is daarmee een van de wijdst verspreid voorkomende soorten zeehond.

Er worden vijf ondersoorten onderscheiden. De metapopulatie in het oostelijk deel van de Atlantische oceaan behoort tot de ondersoort *vitulina*. Het verspreidingsgebied strekt zich uit van Spitsbergen, Moermansk en IJsland, de Britse eilanden, Ierland en het zuidwestelijk deel van de Oostzee, langs de Noordzeekust tot in Bretagne. De dieren in Nederland maken deel uit van de zogenaamde Waddenzeepopulatie die zich bevindt tussen Esbjerg (Denemarken) en Den Helder. In het Deltagebied bevindt zich ook een groep zeehonden die door een gebrek aan geboortes afhankelijk is van migrerende dieren uit de gebieden eromheen, voornamelijk uit de Waddenzee. De Gewone zeehond zoekt zijn voedsel in de kustwateren en verder op zee. De soort voedt zich met uiteenlopende soorten vis, zoals Bot (*Platyichthys flesus*), Tong (*Solea solea*), Haring (*Clupea harengus*), Kabeljauw (*Gadus morhua*), Wijting (*Merlangius merlangus*) en Zandspiering (*Ammodytidae*).

Response curves

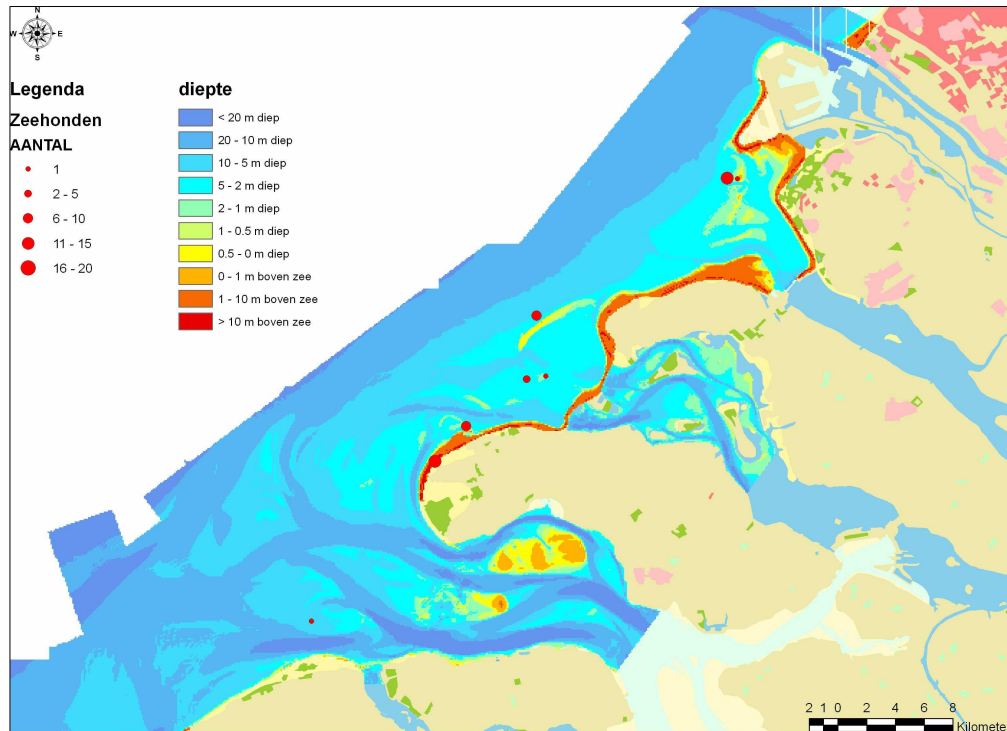
De Gewone zeehond maakt alleen gebruik van platen en niet van slikken. ‘Platen’ is een Zeeuws begrip voor intergetijdengebieden die bij laagwater nog altijd volledig door water omringd worden. Slikken liggen tegen de oevers.



Figuur 5.5.1 Response curves voor H1365. De grenswaarden kunnen ook fuzzy worden gemaakt met een gebroken lineaire functie en geschiktheidswaarden tussen 0 en 1.

5.5.2 Resultaten

Voor de Gewone zeehond zijn de ondiepe delen in het midden van de Voordelta die met eb droog vallen geschikt als plaat om op te rusten (Figuur 5.5.1). De stranden bij de kust zouden ook geschikt kunnen zijn indien er geen verstoring optreedt



Figuur 5.5.2 Het voorkomen van de Gewone zeehond in de Voordelta (bron: Concept Beheerplan Voordelta 2005)

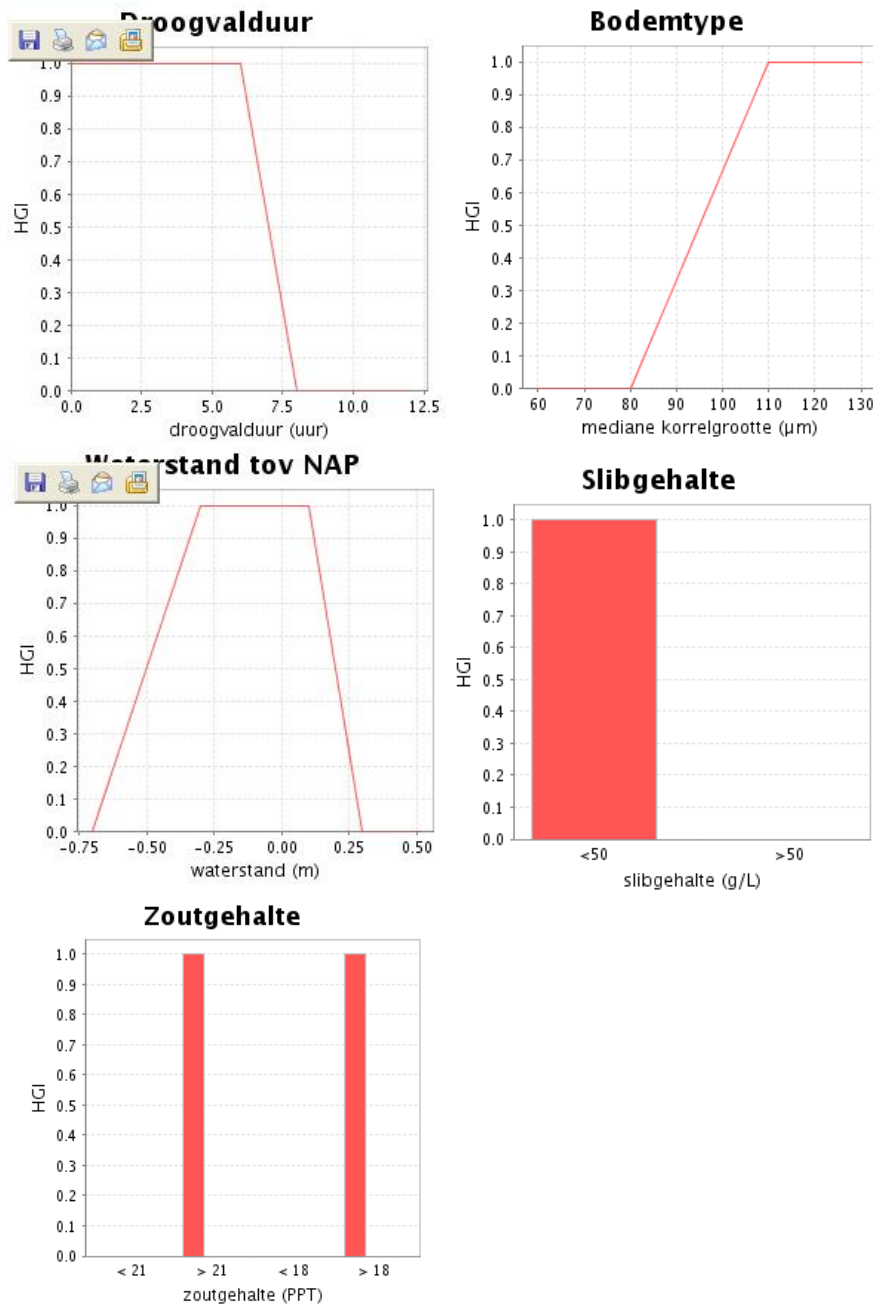
5.6 Kokkel (litorale banken)

5.6.1 Voorkomen en response curves

De Kokkel komt voor in de Waddenzee en in de Zeeuwse wateren in het indergetijdengebied. De kokkel komt laag in het intergetijdengebied voor, ingegraven in zand, slib of fijn grind. Het is een zoutwatersoort, maar hij kan een zoutgehalte van 2 promille nog wel verdragen. Hierdoor vooral in de Waddenzee en in estuaria. De milieucondities die van belang zijn voor de Kokkel zijn zoutgehalte, waterdiepte en sedimentsamenstelling. Het model voor de Kokkel wordt gebruikt als indicatie voor de voedselbeschikbaarheid van bodemfauna voor bodemfauna-etende watervogels.

Response curves

Onderstaande response curves zijn gebaseerd op het ecologisch profiel van de Kokkel door Tydeman (1995). Van onderstaande response curves wordt het minimum genomen om de totale habitat geschiktheid te berekenen. Deze response curves zijn niet gevalideerd.

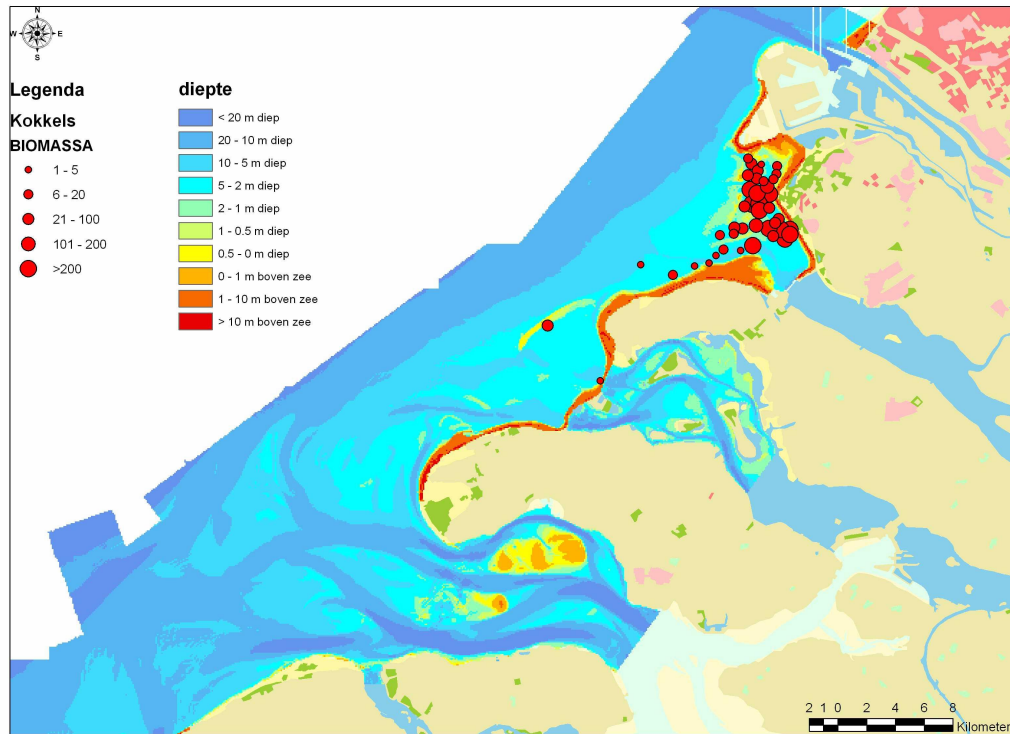


zoutgehalte (PPT)	HGI	conditie
< 21	0	hoogwater
> 21	1	hoogwater
< 18	0	laagwater
> 18	1	laagwater

Figuur 5.6.1 Response curves voor litorale kokkelbanken

5.6.2 Resultaten

De korrelgrote van het sediment is geen beperkende factor voor het voorkomen van kokkels in de Voordelta. Het voorkomen van de kokkel wordt beperkt door de waterdiepte en dicht in de buurt van de instroom van zoet water door het zoutgehalte.



Figuur 6.6.2 Het voorkomen van de Kokkel in de Voordelta (bron: Concept Beheerplan Voordelta 2005)

5.7 Vogels

5.7.1 Voorkomen en response curves

In de Voordelta komen verschillende vogelsoorten voor, die op grond van hun voedsel in groepen zijn te verdelen: bodemfauna-eters en viseters. Op basis van deze groepen en gegevens over de eisen aan rust- en broedgebied zijn response curves opgesteld (memo Platteeuw, M. en Noordhuis, R. RIZA 2005), welke weer zijn gebruikt om voor de Roodkeelduiker, Lepelaar, Topper, Eider (*Somateria mollissima*), Zwarte zee-eend (*Melanitta nigra*) en Bonte strandloper (*Calidris alpina*) tot een uitspraak over de habitatgeschiktheid te komen.

De Roodkeelduiker is een niet kieskeurige viseter die tot op grote diepte kan duiken. De maximale diepte tot waar gedoken wordt varieert van 9 meter (<http://www.minInv.nl>, Camphuysen & Leopold 1994) tot 15 meter (Concept Beheerplan Voordelta 2006).

De Lepelaar zoekt zijn voedsel voornamelijk in ondiepe sloten, plassen, oeverzones, moerassen en het intergetijdgebied. Het voedsel bestaat uit garnaltjes, visjes en allerlei ongewervelden en wordt in water tot ongeveer 50 diepte gevangen.

De Topper komt zowel voor op zoet als op zout water. In zout water eet hij schelpdieren en voornamelijk kokkels die tot op enkele meters diepte worden opgedoken (maximaal 6 meter). De dagrustplaatsen kunnen zich tot op vele kilometers (gemiddeld 4-6 km en maximaal 15 km) van de foerageergebieden bevinden (Camphuysen & Leopold 1994).

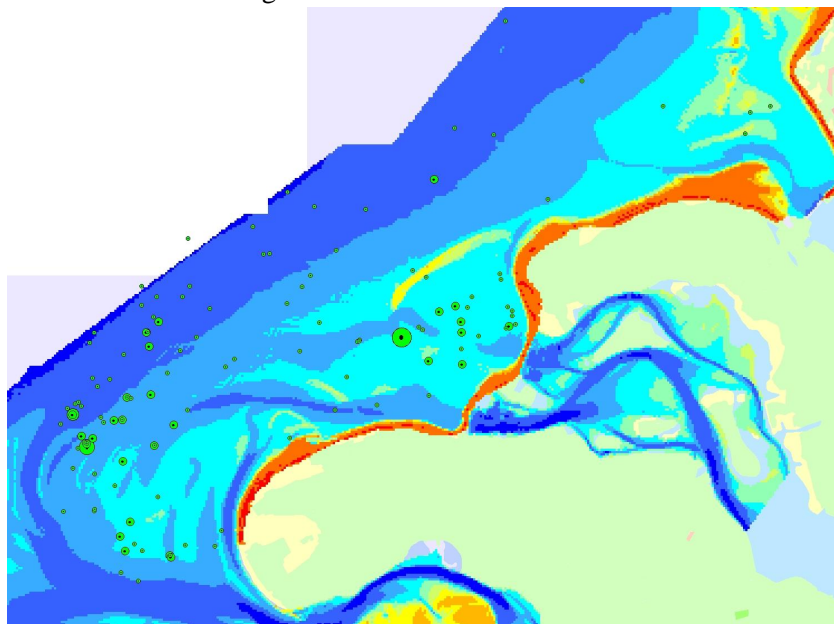
De Eider foerageert bij laag water naar schelpdieren en andere ongewervelden in ondiepe gebieden. Tijdens hoog water verzamelen ze zich op gemeenschappelijke rustplaatsen, zoals stranden, kwelders, dijken en op open water.

De Zwarte zee-eend duikt tot 6 meter diepte. Hij zoekt zijn voedsel op zee en in brakwater en eet voornamelijk kleine schelpdieren.

De Bonte strandloper is te vinden in een zout milieu, vooral op getijdengebieden. De rustplaatsen bevinden zich op stranden, zand- en modderbanken en kwelders en buiten het broedseizoen op moddervlaktes, zowel in estuaria als langs zoetwater, maar vooral in getijdengebieden. Bonte strandlopers eten voornamelijk ongewervelden zoals insecten en wormen. Het voedsel wordt zocht door pikken of boren, onder andere afhankelijk van het substraat.

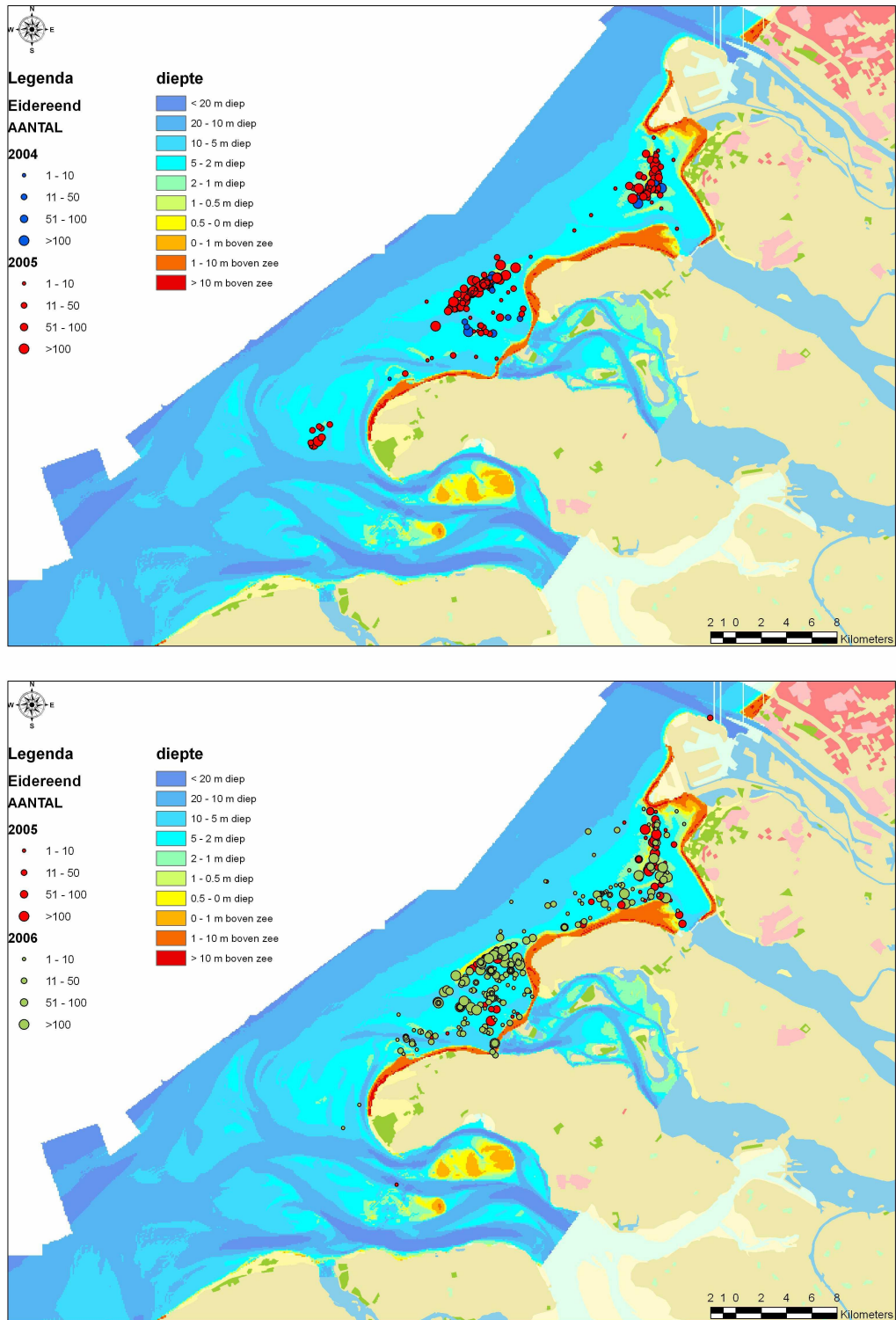
5.7.2 Resultaten

Doordat in de Voordelta zowel ondieptes en geulen voorkomen biedt het gebied voor zowel vogels die diep kunnen duiken (de Roodkeelduiker, de Topper en de Zwarte zee-eend), en voor vogels die wadend foerageren (de Lepelaar) geschikt habitat. Ook voor vogels die naar bodemdieren zoeken op droogvallende platen en slikken is er voldoende gebied in de Voordelta om te foerageren.

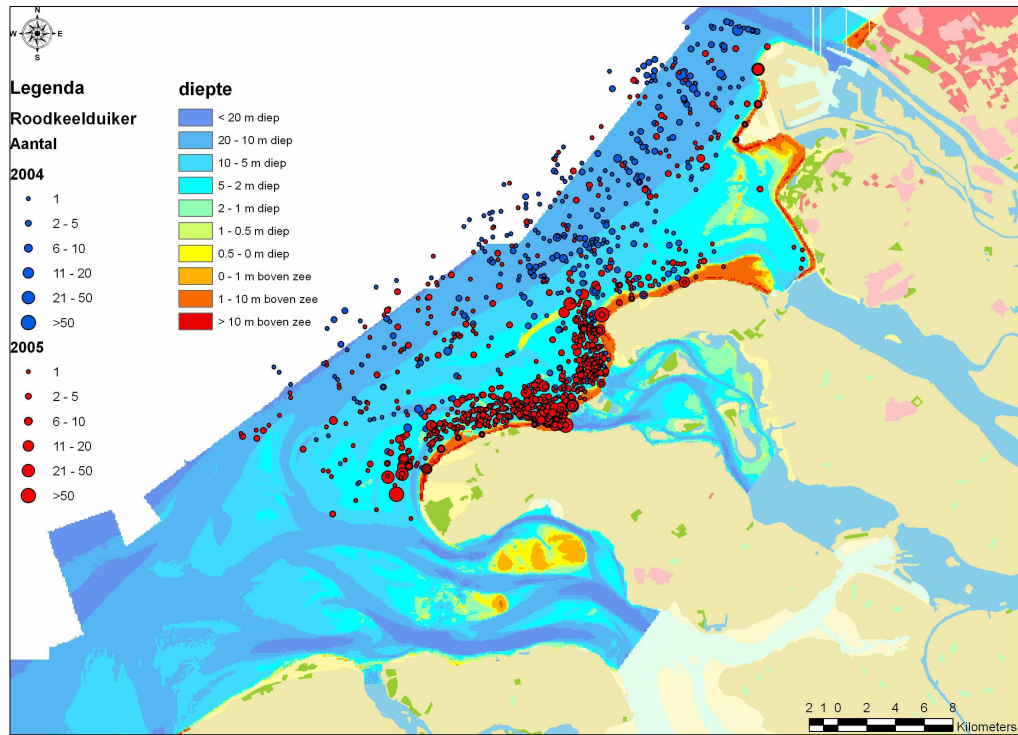


Figuur 5.7.1 Het voorkomen van de Zwarte zee-eend in de Voordelta 2004-2005 (bron: Concept Beheerplan Voordelta 2005).

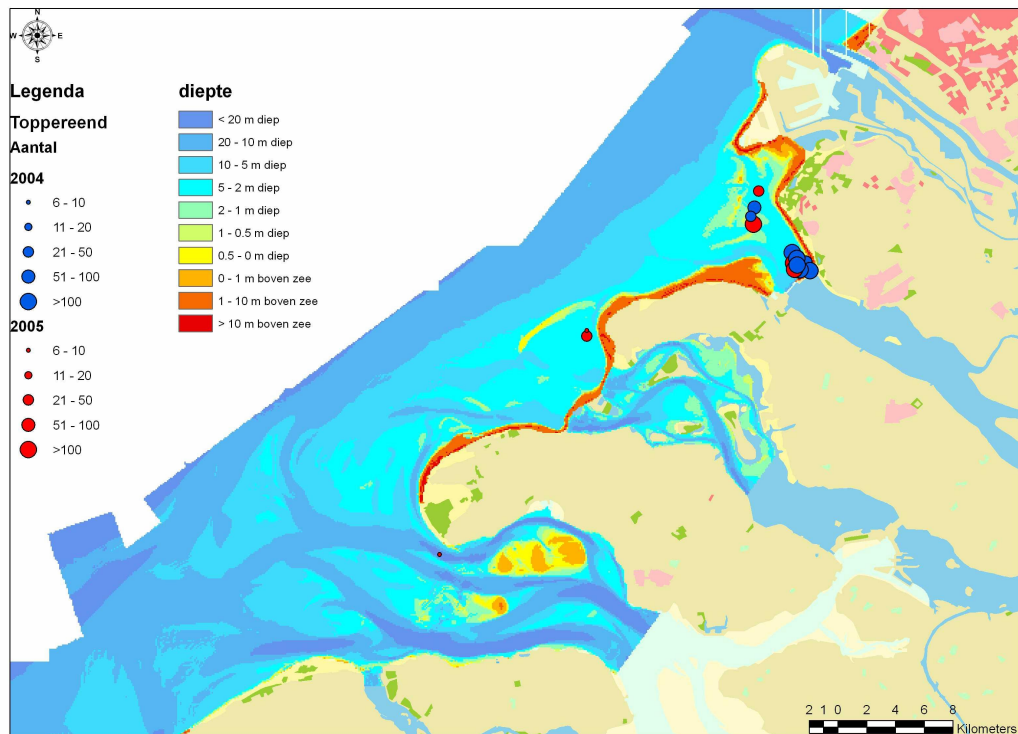
De droogvallende platen in het midden van de Voordelta kunnen voor veel vogels ook als rustgebied dienst doen, mits er weinig verstoring plaatsvindt. Vooral de Roodkeelduiker en de Toppereend zijn gevoelig voor verstoring door boten. Over de Zwarte zee-eend is minder bekend. De Lepelaar en de Eidereend zijn vooral gevoelig voor verstoring tijdens het broedseizoen wat veroorzaakt kan worden door boten langs de kust, wadlopers en landrecreatie. De Bonte strandloper is niet zo gevoelig voor verstoring maar kiest bij hoge recreatiedruk een ander gebied uit (Krijgsman et al., 2004).



Figuur 5.7.2 Het voorkomen van de Eidereend in de Voordelta 2004-2006 (bron: Concept Beheerplan Voordelta 2005).



Figuur 5.7.3 Het voorkomen van de Roodkeelduiker in de Voordelta 2004-2005 (bron: Concept Beheerplan Voordelta 2005).



Figuur 5.7.4 Het voorkomen van de Toppereend in de Voordelta 2004-2005 (bron: Concept Beheerplan Voordelta 2005).

6 Conclusies

De invoergegevens spelen een belangrijke rol bij de resultaten van de habitatmodellering. Bij het vergelijken van de resultaten met meetgegevens is het van belang dat de invoer- en meetgegevens van dezelfde periode zijn. Ook de representativiteit van puntmetingen en de vertaling ervan naar invoerkaarten is belangrijk om in de gaten te houden.

Het blijkt niet makkelijk te zijn om een consistente set aan invoerkaarten dan wel puntgegevens en meetgegevens te verkrijgen. Voor het Markermeer is dit uiteindelijk gelukt, hoewel de meetgegevens van andere jaren zijn dan de invoergegevens. Hierdoor ligt nu een basis set aan kaarten en modellen klaar om effectstudies te gaan doen. Voor de Voordelta zijn wel veel meetgegevens van planten- en diersoorten ontvangen, maar was alleen een bathymetriekaart beschikbaar als invoer.

De response curves voor Habitattype Kranswierwateren H3140 zijn goed bruikbaar in het Markermeer en vergelijkbare gebieden. Het model geeft in 81% van de gevallen de juiste uitkomst. De statistische relaties uit MACROMIJ zijn niet toepasbaar in het Markermeer, ondanks dat de resultaten voor de Veluwerandmeren wel voldoende zijn. De trefzekerheid is weliswaar 86%, maar de kans dat het model de aanwezigheid van *Chara spp.* goed voorspelt is slecht 20%. De trefzekerheid van het model voor ondergedoken waterplanten uit MACROMIJ is 74%. Dat maakt het model redelijk goed bruikbaar voor ecologische effectanalyses.

Tabel 6.1 Resultaten 'Goodness of Fit' analyses.

	aanwezigheid (TPR)	afwezigheid (TNR)	trefzekerheid	Grenswaarde habitatgeschiktheid	Grenswaarde meetgegevens
Habitattype Kranswierwateren H3140	77%	76%	81%	0.6	1% bedekking
Habitattype Kranswierwateren Chara spp. model uit Macromij	20%	91%	86%	0.2	1% bedekking
Ondergedoken waterplanten uit Macromij	78%	74%	74%	0.4	50% bedekking
Driehoeksmosselen	81%	73%	76%	0.4	30 mL/m2
Kuifeend met het model voor bodemfauna en waterplant-etende vogels	77%	53%	73%	-	10
Tafeleend met het model voor waterplantetende vogels	60%	77%	72%	-	2

De dosis-effectrelaties voor de vogels in het Markermeer zijn met enige voorzichtigheid toepasbaar voor het voedselgebied van waterplant en bodemfauna-etende watervogels. Zij geven enkel het foerageergebied aan, terwijl vogels ook rust en broedgebied nodig hebben en dus in andere gebieden wel kunnen voorkomen. Daardoor komen de resultaten niet overal overeen met de meetgegevens.

Daarnaast zijn als invoer de resultaten van de waterplanten en driehoeksmosselen gebruikt, waardoor fouten in deze resultaten kunnen doorwerken in de resultaten voor de vogels. De dosis-effectrelaties voor de viseters dienen uitgebreid te worden met meer parameters.

Op het moment van uitvoeren van het project waren er onvoldoende invoergegevens beschikbaar om een habitatanalyse uit te voeren voor de Voordelta.

De habitatmodellen zijn beschikbaar gemaakt via de kennisdatabase op <http://habitat.wldelft.nl>

7 Literatuur

Haasnoot, M. (2004) Memo validatie rekenregels Driehoeksmossel IJsselmeer.

De Leeuw, J.J. (1997). Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Proefschrift RU Groningen. Van Zee tot Land 61. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Duel, H. en Specken B. (1994). Habitatmodel Driehoeksmossel en andere modellen voor het voorspellen van de populatie-omvang van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* in meren en rivieren. TNO-BSA werkdocument P94-026

Camphuysen C.J. & Leopold M.F. 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research report 94/6, NIOZ-Report 1994-8, Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.

Haasnoot, M., Kranenbarg, J. en van Buren, R. (2005) Seizoensgebonden peilen in het IJsselmeergebied. WL rapport Q3889

Krijgsveld, K.L., van Lieshout, S.M.J., van der Winden, J. en Dirksen, S. (2004). Verstoringsevoeligheid van vogels. Vogelbescherming Nederland, Bureau Waardenburg.

Noordhuis, R. & E.J. Houwing, 2003. Oorzaken en gevolgen van een vermoedelijke “crash” met betrekking tot waterkwaliteit, slibhuishouding en natuurwaarden. RIZA rapport 2003.016, Lelystad.

Penning, W.E., Haasnoot, M., Kuijper, M. en Van Buren, R. (2006) Rekenregels voor macrofyten in meren ten behoeve van de KRW. WL | Delft Hydraulics rapport Q4058, Delft.

Van den Berg M.S., W. Joosse & H. Coops (2003) A statistical model predicting the occurrence and dynamics of submerged macrophytes in shallow lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 506-509: 611-623.

Van den Berg M.S., M. Scheffer, E. van Nes & H. Coops (1999) Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409: 335-342.

Van der Lee, G., H. Duel, S. Groot, H. Aarts, R. Pouwels (2000). Kwaliteit van het HEP-instrumentarium voor toepassing in het IJsselmeergebied. WL | Delft Hydraulics, WL-rapport T2391

Van de Lee, G., H.F.P. van den Boogaard, W.E. Penning (2001). Achtergronddocument voor aanvulling van het habitatinstrument: 1. Flexibilisering invoer; 2. Onzekerheidsanalyse; 3. Validatie. WL rapport Q3433

Scheffer, M. (1998) Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology Series 22. Kluwer Academic Publishers.

Schutten, J. (2005). Biomechanical limitations on macrophytes in shallow lakes. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, Instituut voor Biodiversiteit en ecosysteemdynamica (IBED). ISBN 90 7689 460 4.

Tydeman, P. (1995) Ecologisch profiel van de litorale kokkelbank (*Cerastoderma edule*). Werkdocument RIKZ/0596.617x Watersysteemverkenningen.

A Beschrijving ‘Goodness of Fit’ methode

Overgenomen uit Van de Lee et al 2001. Achtergronddocument voor aanvulling van het habitatinstrument: 1. Flexibilisering invoer; 2. Onzekerheidsanalyse; 3. Validatie. WL rapport Q3433

Bij het valideren of kalibreren van (numerieke) modellen is het gebruikelijk om aan de hand van één of ander Goodness of Fit (GoF) criterium de overeenkomst tussen modeluitkomsten en metingen te kwantificeren. Bij aanpassingen in het model (zoals bijvoorbeeld variaties van instellingen van onzekere modelparameters, of vervangingen van een procesformulering door een andere) of bij het vergelijken van twee of meer modellen kan dan aan de hand van zo'n GoF de performance van de modelvarianten vergeleken worden, en/of beoordeeld worden welk een betere of zelfs beste performance vertoont. Het ‘beter’ of ‘beste’ zijn wordt op deze manier in sterke, zo niet volledige mate, bepaald door het gehanteerde criterium en dit moet derhalve met zorg en kennis van zaken (dat wil zeggen inzicht in de fysische processen en hun representatie in het model, representativiteit van de metingen, onzekerheden in model en metingen, etc.) gekozen worden.

In kwantitatieve modellen met ‘continue uitkomsten’ (b.v. waterbeweging, stoftransport, of regressiemodellen) worden vaak criteria gebruikt waarin modelvoorspellingen en metingen puntsgewijs vergeleken worden, en het criterium een functie is van hun verschillen. Dat leidt vaak tot (al dan niet gewogen) kleinste kwadraten criteria. Afhankelijk van specifieke doelstellingen van een gebruiker worden daarvan soms varianten afgeleid, en kunnen criteria soms meer geaggregeerde grootheden bevatten.

Bij het valideren van habitatmodellen moet rekening gehouden worden met het feit dat een habitatmodel een potentiële geschiktheid voorspelt. Deze potentiële geschiktheid hoeft niet direct overeen te komen met een bepaalde waargenomen dichtheid van voorkomen in het veld, omdat andere factoren dan die in het habitatmodel beperkend kunnen zijn zoals populatiedynamische factoren. De door het model voorspelde geschiktheid hoeft dus niet één op één te corresponderen met de waargenomen dichtheid. Op basis hiervan ligt het voor de hand om een modeltest te kiezen die niet zozeer de voorspellende waarde voor de actuele dichtheid test, maar slechts of het model kan voorspellen of de soort wel of niet zal voorkomen. Dit zou dus een test zijn voor modellen met binaire uitkomsten: gegeven bepaalde invoergegevens moet het model voorspellen of een bepaalde event wel of niet optreedt.

Als illustratief voorbeeld wordt genoemd het aan de hand van een medisch beeld (CT, MRI, of Röntgen) beslissen of een pathologie wel of niet optreedt (Heeger, 2002; MedCalc, 2002). Het model kan hierbij uit een geformaliseerde procedure bestaan (één of andere feature detectie methode) of een oordeel van een specialist (perceptueel model).

Het resultaat is een continue of een discrete beslissingsvariabele en als deze een drempel D overschrijdt zal het oordeel zijn dat een pathologie aanwezig is (of meer algemeen: event is aanwezig), en in het andere geval afwezig.

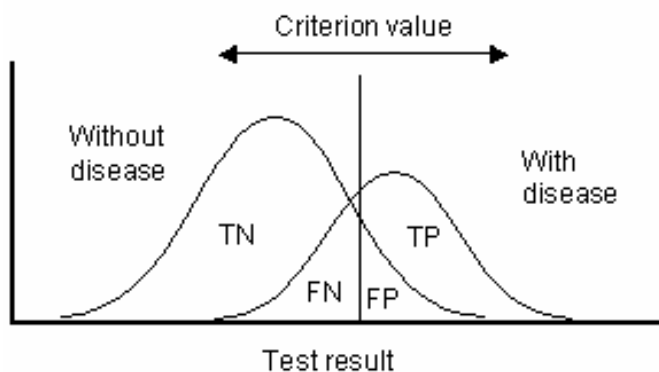
In dit soort ‘decision making’ kunnen diverse bronnen van onzekerheden optreden. Dat zijn in het algemeen vooral onzekerheden in het model dat de beslissingsvariabele berekent,

maar kunnen ook (systematische of random) fouten in de metingen van de beslissingsfactoren omvatten. Daarnaast is het de vraag of het beslissingscriterium überhaupt in staat is om events te detecteren. Het criterium kan bijvoorbeeld niet representatief zijn, of de onzekerheden in model en data zijn van een omvang dat de signaal/ruis ratio te groot is om goed te kunnen discrimineren tussen wel of niet optreden van een event. Bovendien is er nog de vraag hoe een drempel D moet worden gekozen.

In zo'n beslissingsprocedure kunnen dan de volgende vier varianten optreden:

- True Positive (TP): een event is aanwezig en wordt als zodanig correct voorspeld.
- False Positive (FP): er wordt ten onrechte een event voorspeld.
- False Negative (FN): een event is aanwezig maar wordt niet voorspeld.
- True Negative (TN): een event is niet aanwezig en wordt als zodanig correct voorspeld.

In onderstaande Figuur 4.1 wordt één en ander nader geïllustreerd. De linkergrafiek geeft de kansverdelingfunctie voor cases zonder event, en de rechter voor cases met aanwezigheid van een event. De verticale lijn geeft de drempel voor een beslissingsvariabele. De bijhorende TP, TN, FP en FN zijn de aangegeven oppervlakten links en rechts van de verticale lijn. Hier hebben de verdelingsfuncties een aanzienlijke overlap zodat er inderdaad misclassificaties kunnen optreden, zowel bij deze drempel als bij een andere. Is bijvoorbeeld de drempel heel laag dan zullen opgetreden events altijd herkend worden, echter ten koste van veel FP (veel of alle niet-events worden toch als event geclassificeerd). Is de drempel heel hoog, dan worden vrijwel alle niet-events correct herkend, maar dit gaat ten koste van een grote fractie van FN.



Figuur 4.1

Het is dan de vraag hoe aan de hand van een tabel met TP, TN, FP en FN waarden, en diens afhankelijkheid van een drempel D , geschikte criteria of kentallen beschikbaar zijn voor het beoordelen van de geschiktheid van een model (of test) voor het detecteren van events, en detecteren van niet-events. Hierop wordt in de volgende paragraaf verder ingegaan.

A.1.1 GoF criteria voor events en niet-events

Gegeven een procedure voor het testen op het wel of niet optreden van een event kan een volgende tabel worden opgesteld (Heeger, 2002; MedCalc, 2002):

Tabel 4.1

		<i>Event</i>		Total
		Present	Absent	
<i>Test</i>	Positive	<i>a</i> TP	<i>c</i> FP	<i>a+c</i>
	Negative	<i>b</i> FN	<i>d</i> TN	<i>b+d</i>
Total		<i>a+b</i>	<i>c+d</i>	<i>N=a+b+c+d</i>

Dat betekent dat van een populatie van N uitgevoerde experimenten:

- a het aantal cases is waarvan een event correct werd voorspeld;
- b het aantal cases is waarvoor geen events werden voorspeld terwijl die in werkelijkheid wel optraden;
- c het aantal cases is waarvoor ten onrechte een event werd voorspeld; en
- d het aantal cases is waarvoor terecht geen event werd voorspeld.

Merk op dat deze tabel is gegeven bij één bepaalde drempel D . Op variaties van die drempel die o.a. tot een ROC (receiver operating characteristic) curve leiden wordt later teruggekomen. Aan de hand van de uitkomsten in de tabel kunnen dan de volgende GoF kentallen gedefinieerd worden:

- Sensitivity (ook wel TP rate of TP-ratio genoemd);
- Specificity (ook wel TN rate of TN-ratio genoemd);
- Accuracy;
- Positive Predictive Value (PPV);
- Negative Predictive Value (NPV);
- Positive Likelihood ratio;
- Negative Likelihood ratio.

De definitie en betekenis van deze kentallen is als volgt:

- **Sensitivity (True Positive Rate):** De kans dat de test een event voorspelt wanneer (dat wil zeggen onder de conditie) dat event in werkelijkheid ook optreedt. In een formule: $TPR = \frac{a}{a+b}$. Vaak wordt deze met een percentage weergegeven. Hoe dichter bij 100% des te beter het model het optreden van events voorspelt (en des te minder events over het hoofd ziet).

- **Specificity (True Negative Rate):** De kans dat de test de afwezigheid van een event voorspelt wanneer in werkelijkheid zo'n event inderdaad afwezig is. In een formule: $TNR = \frac{d}{c+d}$. Vaak wordt deze met een percentage weergegeven. Hoe dichterbij 100% des te beter het model de afwezigheid van events voorspelt (en des te minder events voorspelt die er in werkelijkheid niet zijn).
- **Accuracy:** De kans dat het model het juiste antwoord geeft op het al dan niet optreden van een event. In een formule: $ACC = \frac{a+d}{a+b+c+d}$. Vaak wordt deze met een percentage weergegeven. Hoe dichterbij 100% des te beter het model events en niet-events voorspelt (en des te minder 'false alarms' produceert en events over het hoofd ziet).
- **Positive Predictive Value (PPV):** De kans dat in werkelijkheid een event is opgetreden wanneer dat als zodanig door het model wordt voorspeld. In een formule: $PPV = \frac{a}{a+c}$. Vaak wordt deze met een percentage weergegeven. Hoe dichterbij 100% des te minder het model 'false alarms' produceert.
- **Negative Predictive Value (NPV):** De kans dat in werkelijkheid geen event is opgetreden wanneer dat als zodanig door het model wordt voorspeld. In een formule: $NPV = \frac{d}{b+d}$. Vaak wordt deze met een percentage weergegeven. Hoe dichterbij 100% des te minder het model 'false negatives' produceert.
- **Positive Likelihood Ratio (PLR):** Het quotiënt van
 - de kans dat de test een event voorspelt wanneer dat event in werkelijk er is geweest (TPR: true positive rate, ofwel sensitivity) en
 - de kans dat de test een event voorspelt wanneer dat event er in werkelijkheid niet is geweest (FPR: false positive rate). In een formule: $PLR = \frac{TPR}{FPR} = \frac{\frac{a}{a+b}}{\frac{c}{c+d}}$. Deze uitdrukking is ook te schrijven als $\frac{\frac{a}{c}}{\frac{a+b}{c+d}}$ en dan is dit het quotiënt van
 - de fractie van de door de test voorspelde events die ook in werkelijkheid een event waren en
 - de verhouding van het werkelijk aantal events en werkelijke aantal niet-events. Wanneer het optreden van events altijd correct voorspeld wordt, dat wil zeggen geen FP, dan is $c = 0$. In dit geval is PLR oneindig groot. Voor een goed presterend model moet de PLR zo groot mogelijk zijn (TPR is maximaal 1; FPR is minimaal 0).
- **Negative Likelihood Ratio (NLR):** Het quotiënt van
 - de kans dat de test een niet-event voorspelt wanneer er in werkelijk een event is geweest (FNR: False Negative Rate) en
 - de kans dat de test een niet-event voorspelt wanneer dat event er in werkelijkheid ook niet is geweest (TNR: true negative rate). In een formule: $NLR = \frac{FNR}{TNR} = \frac{\frac{b}{a+b}}{\frac{d}{c+d}} = \frac{\frac{b}{d}}{\frac{a+b}{c+d}}$. De NLR wordt onbegrensd als $d=0$, dat wil zeggen geen TN, ofwel niet-events worden nooit correct voorspeld. De NLR moet zo klein mogelijk zijn.

Bovenstaande kentallen of criteria zijn opgesteld voor een gegeven situatie waarin onderscheid is gemaakt tussen events en niet-events op basis van één bepaalde drempelwaarde (zie voorgaande paragraaf). In de praktijk is het onderscheid tussen events en niet-events niet altijd gemakkelijk te maken. Een modelresultaat levert bijvoorbeeld een getal tussen 0 en 1 en er moet een keuze gemaakt worden wanneer dit als ‘positive’ en ‘negative’ wordt geïnterpreteerd. Bij een event speelt iets dergelijks. Je kunt niet altijd met zekerheid zeggen of iemand wel of niet ziek is en voor de aanwezigheid van waterplanten heb je te maken met verschillende bedekkingklassen. De keuze tussen ‘positive’ en ‘negative’ en tussen ‘present’ en ‘absent’ (event, waarneming) wordt drempel genoemd. Voor een optimale keuze van de drempelwaarde kunnen bovenvermelde kentallen als functie van de drempel worden berekend. Zo zullen bij een afnemende drempel de waarden van b en d naar nul gaan, zodat de sensitivity naar 1 gaat (gewenst) en tegelijkertijd de specificity naar 0 (ongewenst). Omgekeerd zullen bij een toenemende drempel a en c naar nul gaan zodat de sensitivity naar 0 gaat (ongewenst) en de specificity naar 1 (gewenst). Iets dergelijks geldt voor de andere combinaties van kentallen, en er moet dus één of ander optimum worden gezocht (bijvoorbeeld niet te lage waarden voor zowel sensitivity als selectivity). Voor die keuze is slechts op basis van de vraagstelling een criterium te definiëren.

A.1.2 ROC-curve

Het variëren van de drempel brengt ons bij het begrip ROC (Receiver Operating Characteristic). Hierin wordt voor variërende drempel de *sensitivity* (ofwel $TPR = \frac{a}{a+b}$) uit gezet tegen $1 - specificity$ (ofwel de $FPR = \frac{c}{c+d}$). De keuze van $1 - specificity$ in plaats van *specificity* heeft te maken met het feit dat de eerste net zoals de *sensitivity* stijgt met toenemende drempel zodat een monotone grafiek mag worden verwacht. Deze stijgt van het punt (0,0) (bij zeer hoge drempel) naar het punt (1,1) (bij zeer lage drempel) of het punt (100,100) als met percentages wordt gewerkt. In onderstaande Figuur 4.2 zijn drie voorbeelden van ROC-curves gegeven (bijvoorbeeld voor verschillende criteria; niet voor andere drempels).

Hierbij is de veronderstelling dat het testcriterium zo is opgezet dat naarmate de beslissingsvariabele groter wordt de kans op een event ook groter wordt. Voor de verdelingen van Figuur 4.1 betekent dit dat de verdeling van “without disease”, noem deze $F_-(\cdot)$ (cumulatieve verdeling), zich ‘links’ van de verdeling $F_+(\cdot)$ van “with disease” concentreert. Met die $F_+(\cdot)$ en $F_-(\cdot)$ kan dan het volgende voorschrift van de bijhorende ROC-curve (TPR als functie van FPR) worden afgeleid:

$$TPR = 1 - F_+(F_-^{inv}(1 - FPR)) \quad (4.1)$$

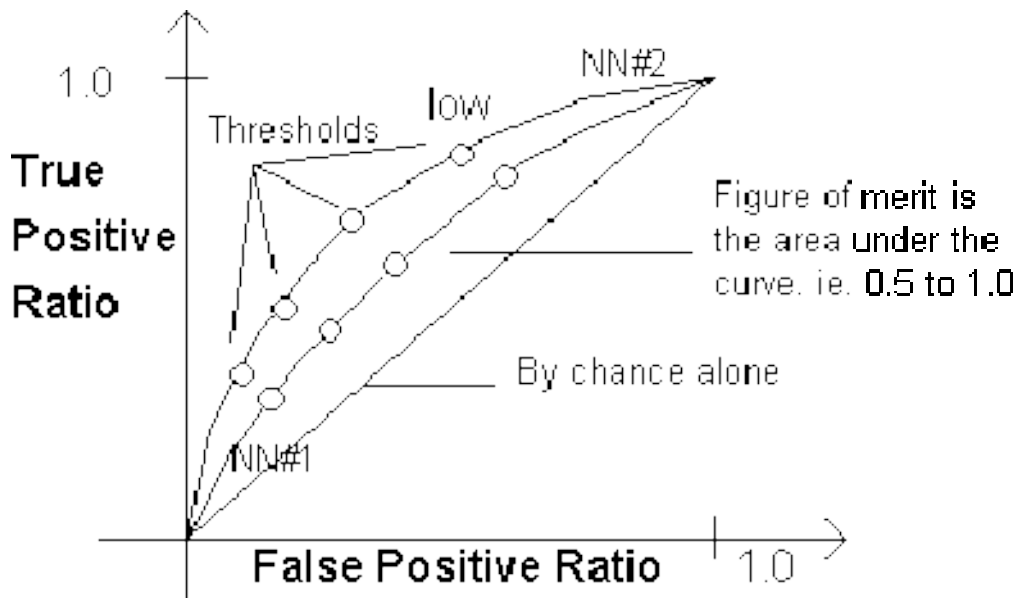
Deze relatie leidt dan inderdaad tot grafieken van de vorm zoals die in Figuur 4.2 zijn geïllustreerd.

De interpretatie die aan de positie van een ROC moet worden gegeven is als volgt.

Naarmate een test beter in staat is om zowel events als niet-events te classificeren zal de ROC-curve zich dichter in de linker bovenhoek (dus nabij de verticale as $FPR=0$ en de horizontale lijn $TPR=1$) bevinden. Dit correspondeert met de situatie dat events en niet-events zeer goed onderscheiden kunnen worden.

Voor de verdelingsfuncties van Figuur 4.1 betekent dat deze geheel gescheiden zijn. Uit Formule 4.1 volgt dan dat in dit geval $TPR=1$ voor elke FPR .

Als ander uiterste is er de situatie dat de ROC-curve op, zeer nabij of zelfs onder de diagonaal ligt. Dat correspondeert met de situatie dat events en niet-events niet of vrijwel niet onderscheiden kunnen worden. Voor de verdelingsfuncties van Figuur 4.1 betekent dat deze geheel samenvallen. Inderdaad volgt uit Formule 1 dat $TPR=FPR$ als $F_+(\cdot) = F_-(\cdot)$. Wanneer de ROC-curve onder de diagonaal ligt voorspelt het model het optreden van events en niet-events stelselmatig verkeerd. Dit betekent dat events en niet-events waarschijnlijk wel in enige mate te onderscheiden zijn, maar dat het model niet goed is.



Figuur 4.2

Op basis van de ROC-curve kan derhalve de performance van de test voor het kunnen onderscheiden van events en niet-events worden beoordeeld. Daarnaast kan door het vergelijken van de ROC-curves horende bij verschillende testcriteria een idee worden gekregen of de ene test meer onderscheidend is dan de andere.

Er moet echter worden opgemerkt dat als een test een beperkt onderscheidend vermogen heeft dat niet betekent dat deze test niet deugt of verbeterd kan worden.

Immers de informatie waaruit de beslissingsvariabele wordt afgeleid kan dermate onvolledig zijn, of dermate verstoord met ruis, dat op geen enkele manier events en niet-events te onderscheiden zijn. Bovendien is het de vraag of events en niet-events überhaupt gescheiden zijn: als events en niet-events bijvoorbeeld door een volledig random proces gegenereerd worden zal geen enkel criterium het al dan niet optreden van events kunnen voorspellen.