

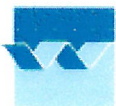
Cursus Habitat

20 september 2005

H A B I T A T



*instrument voor de analyse
van habitatgeschiktheid
en ecotopenclassificatie*



WL | delft hydraulics

copyright © 2004 versie 1.3.3

RWS



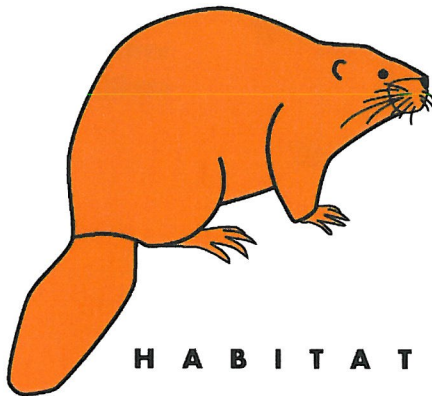


Programma Cursus Habitat 20 oktober 2005

- 13.00 **Presentatie Werking Habitat – algemeen**
Rol habitat bij WL, Ecotpen en Habitats, Case studies
- 13.30 **Oefeningen**
Werken met Habitat aan de hand van een 6-tal oefeningen.
- 17.00 einde



Cursus HABITAT: Gebruik van HABITAT in ingreep-effect relaties



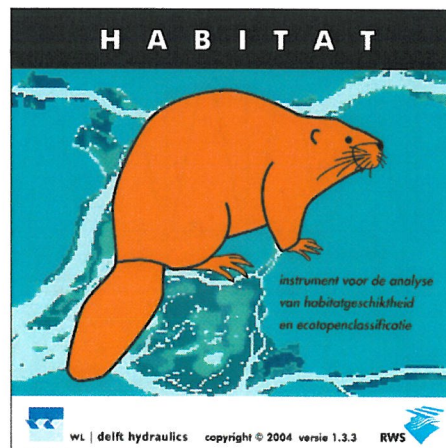
Jeroen Wijsman

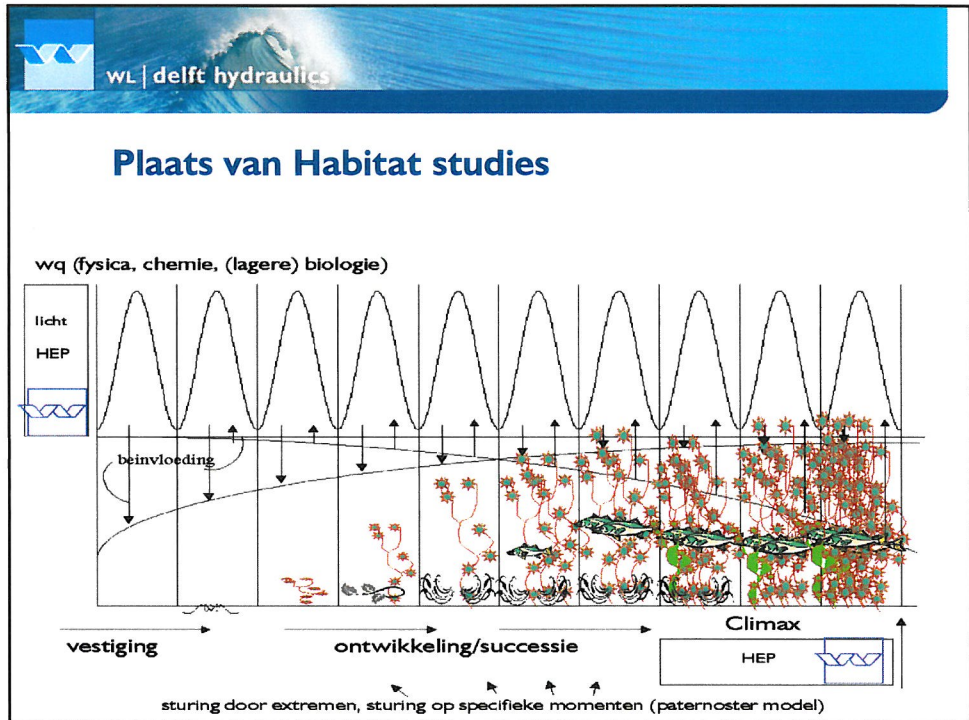
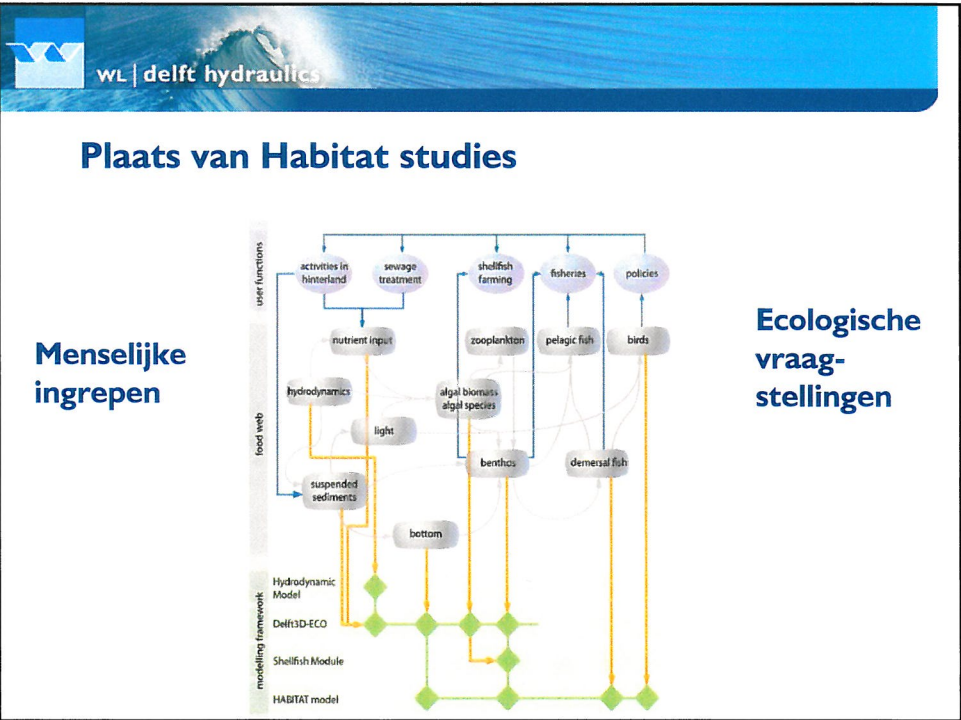
Cursus HABITAT 20 september 2005



Opbouw

- Niche Habitat bij WL
- Definities
- Case studies
- Cursus

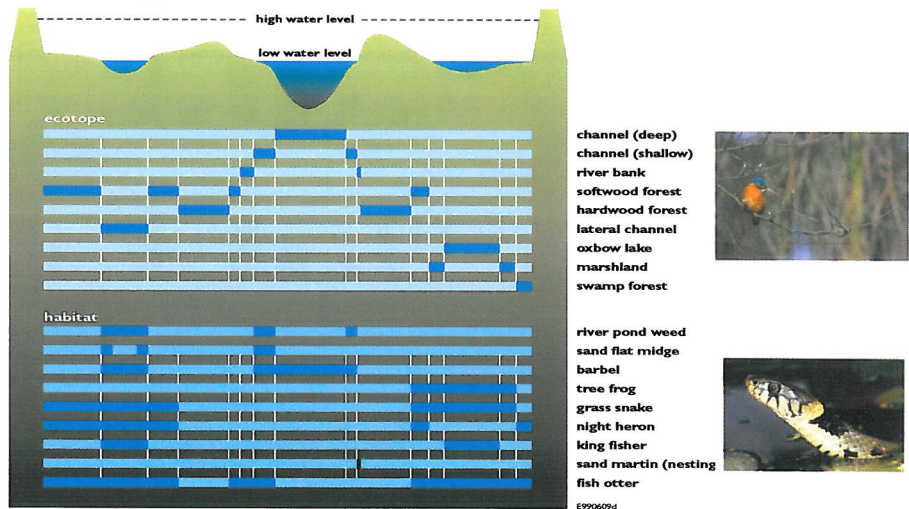




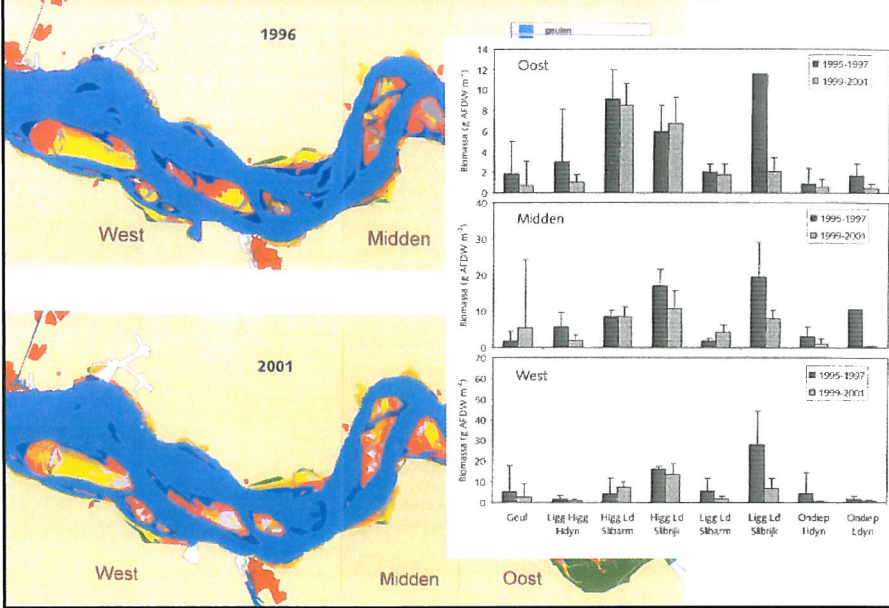
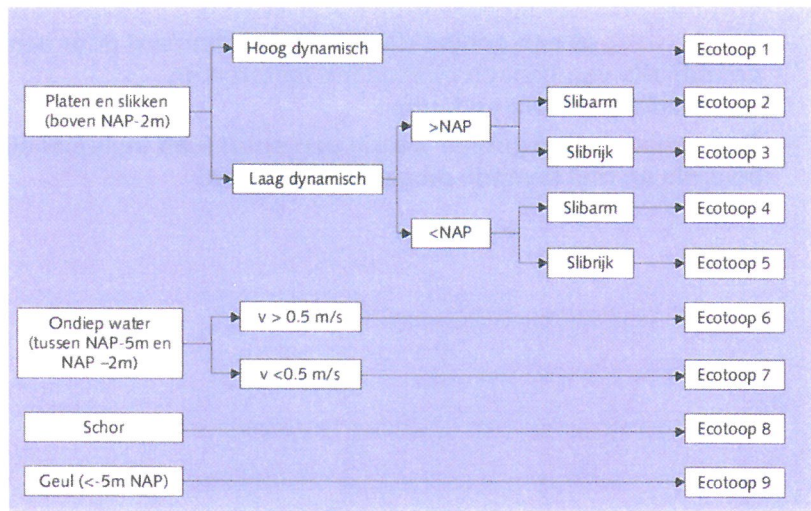
Definitie ecotopen en habitats

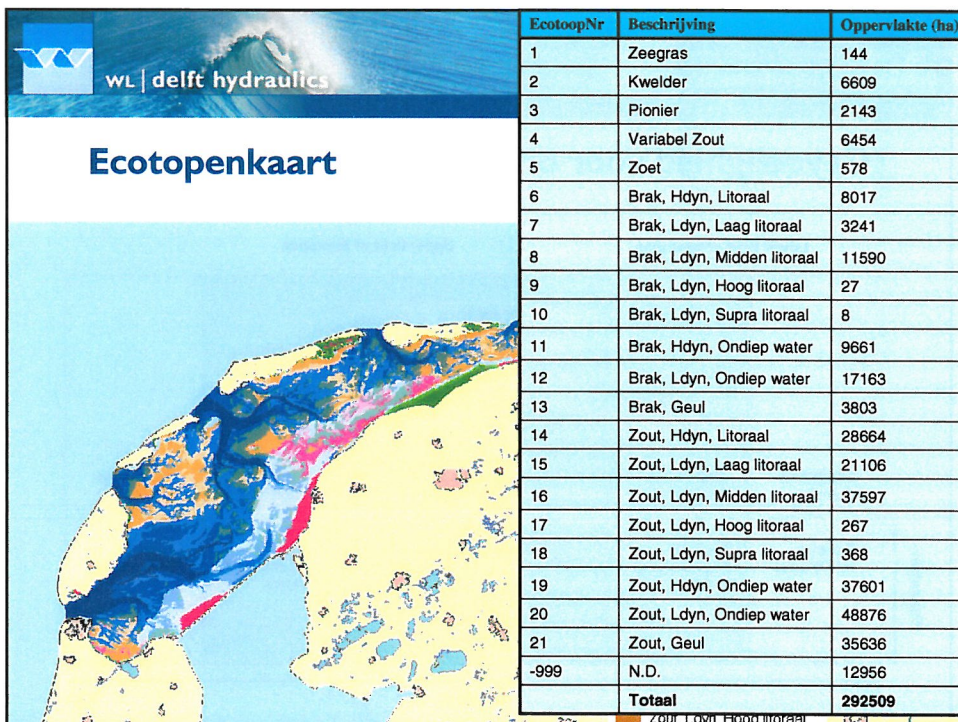
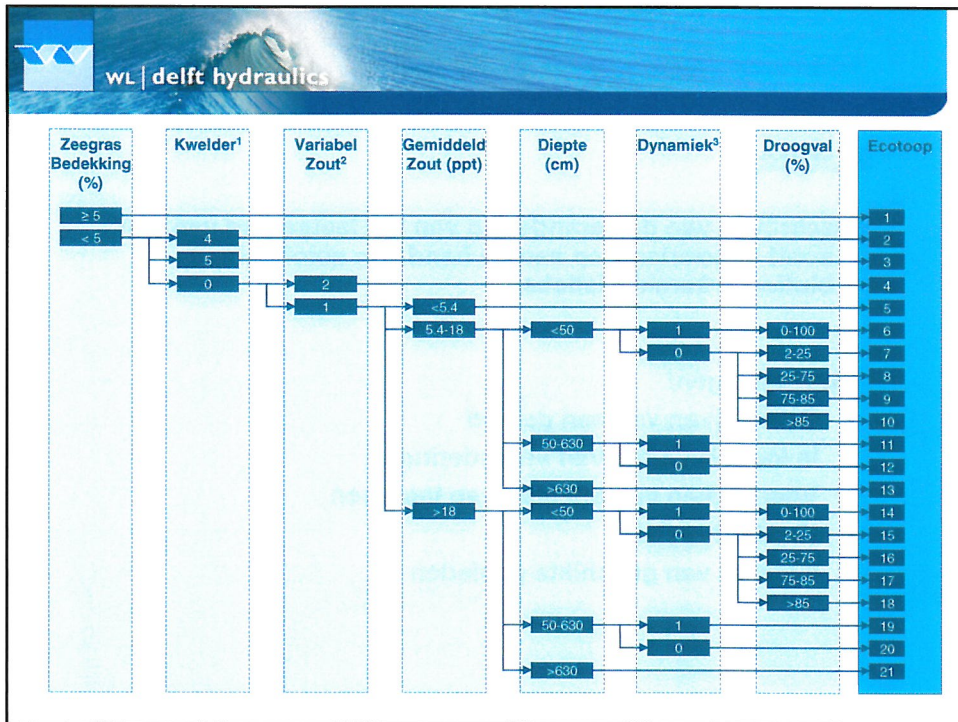
- Een **ecotoop** is een gebied dat wordt gedefinieerd door een combinatie van fysisch/chemische factoren en karakteristieke flora en fauna
- Een **habitat** is een gebied waarin een soort leeft inclusief alle levende en niet levende omgevingsfactoren.

Ecotopen



Ecotopenindeling (Westerschelde)





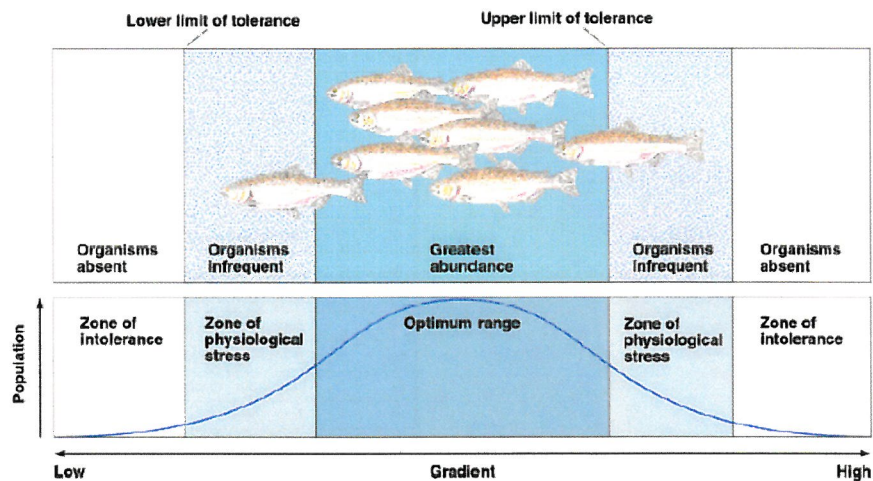
Habitat

Beschrijven van de verandering van het leefgebied van een soort of soortsgroep aan de hand van abiotische en biotische karakteristieken

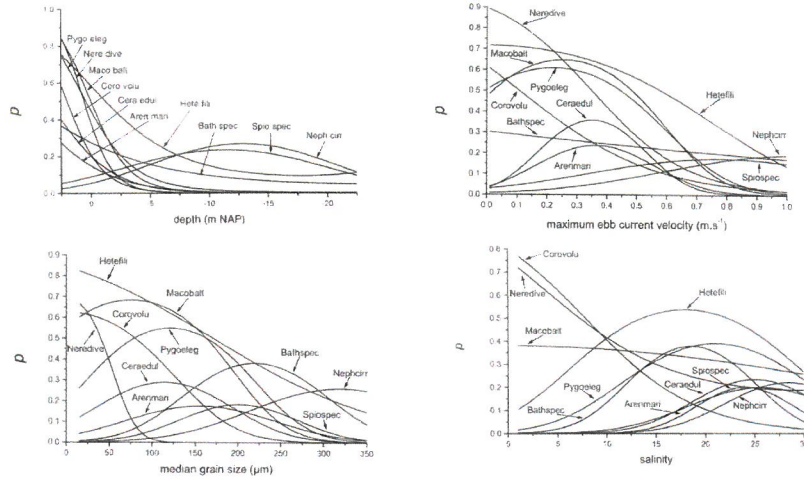
Toepassingen:

- Beschrijven van een gebied
- In kaart brengen van veranderingen
- Voorspellen van effecten van ingrepen
- Habitat herstel
- Creëren van geschikte gebieden

Gevoeligheid voor omgevingscondities



Gevoeligheid voor omgevingscondities is soortspecifiek



Roerdomp: grafische weergave HSI-parameters

Habitatgeschiktheidsmodel Roerdomp

parameter

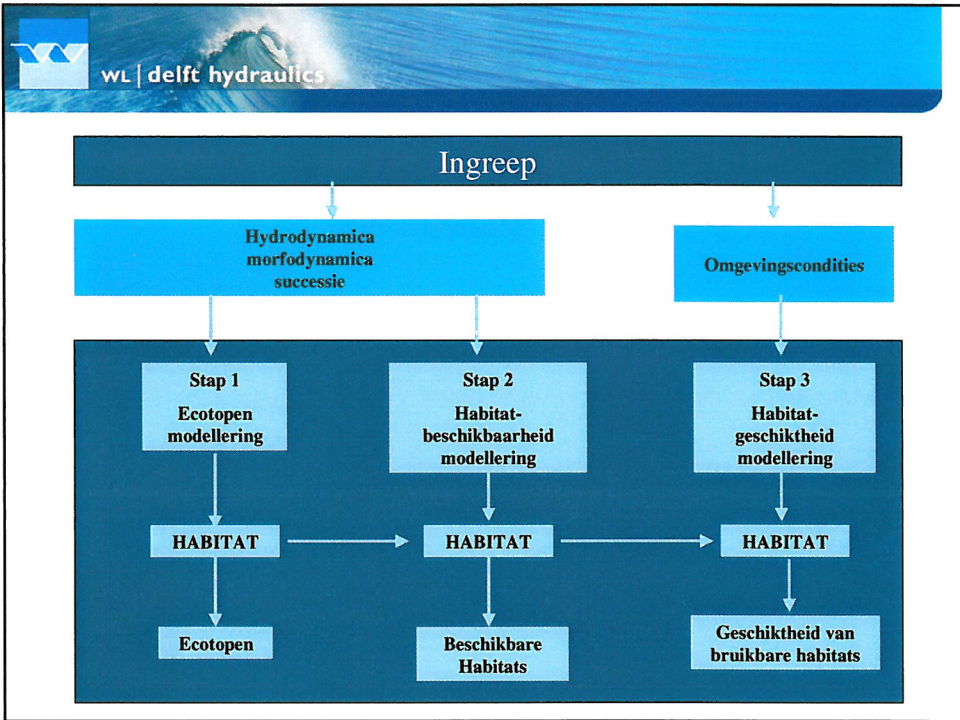
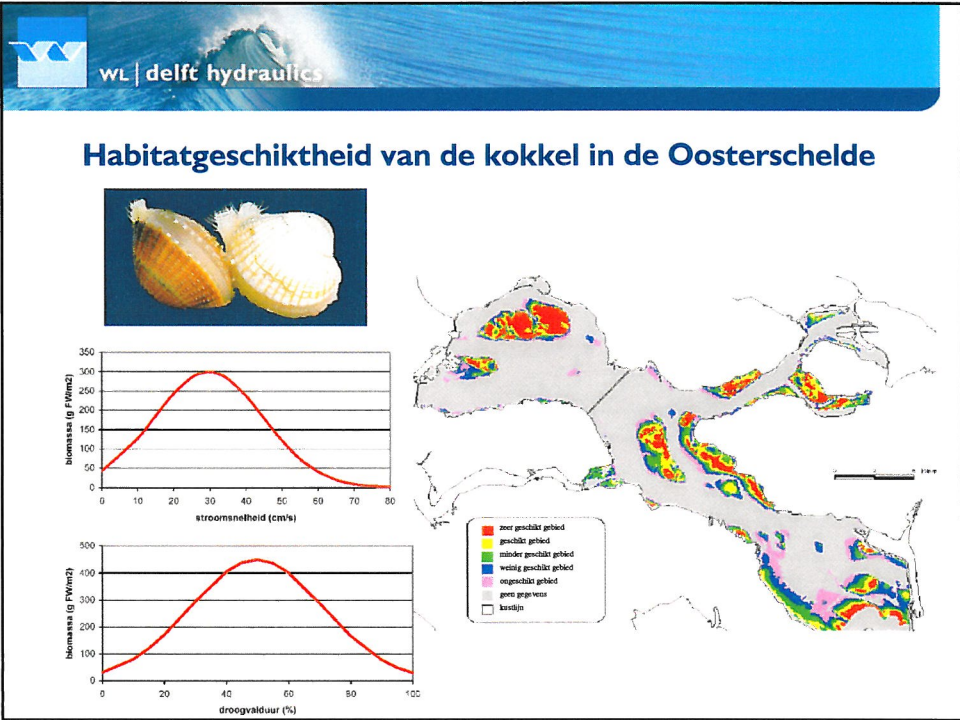
- P2: dagelijkse perfluctaties in helofytenzone
- P3: overstromingen
- P5: overhang (watermet)
- P10: breedte netvegetatie
- P1: open water, sloten e.d.
- P8: reikwijdte langs open water
- P4: waterdiepte helofytenzone
- P6: opp. moeraslandschap binnen 2 km
- P7: bosopslag
- P9: tsjuldroom

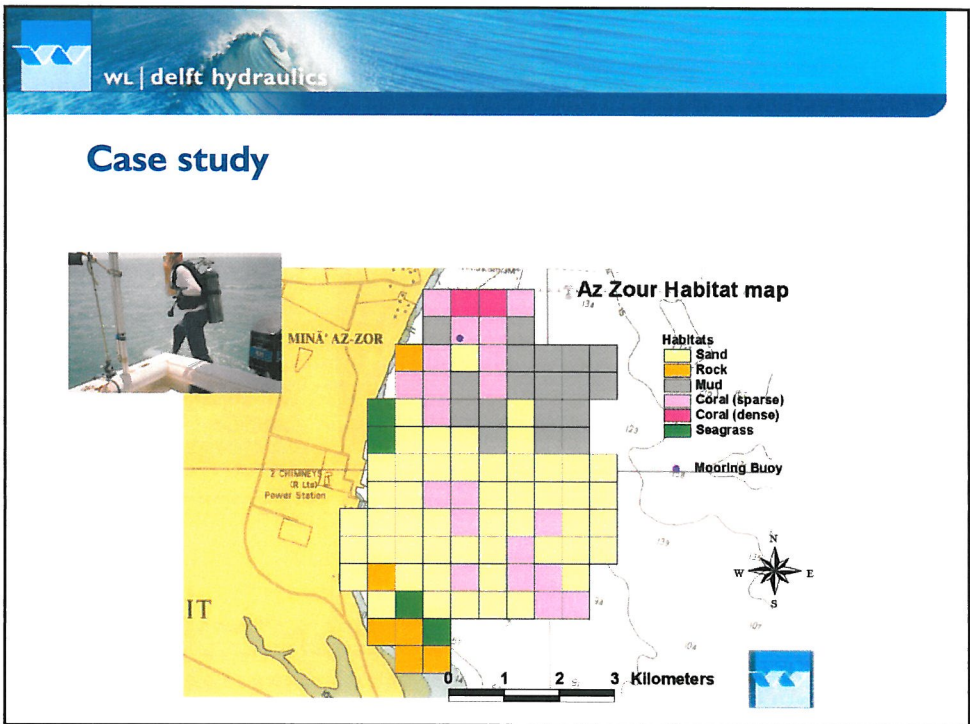
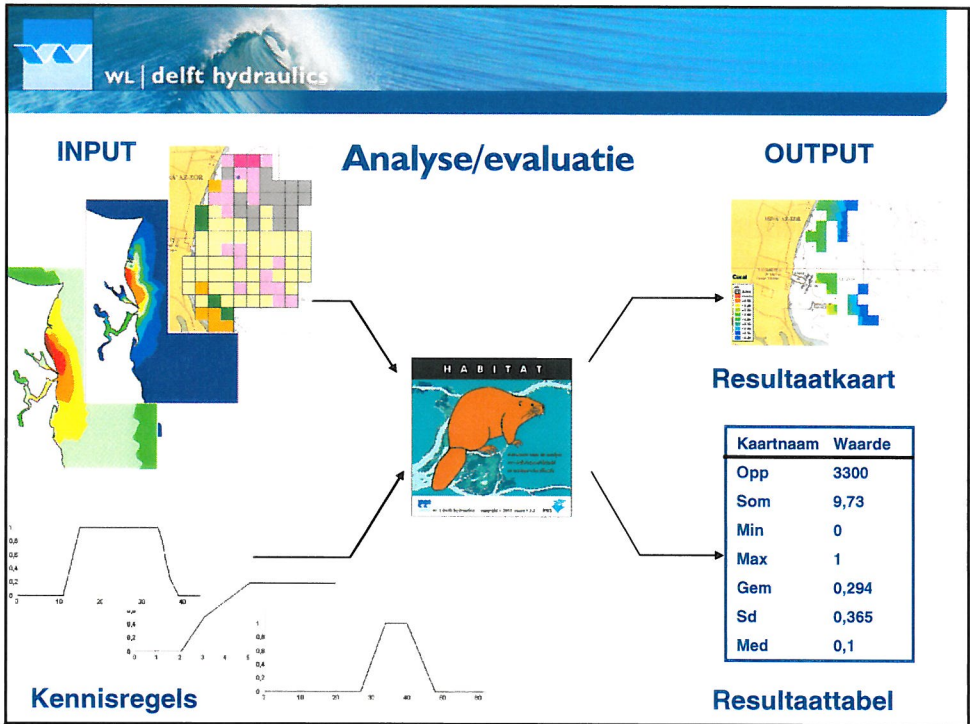
HSI-nesthabitat

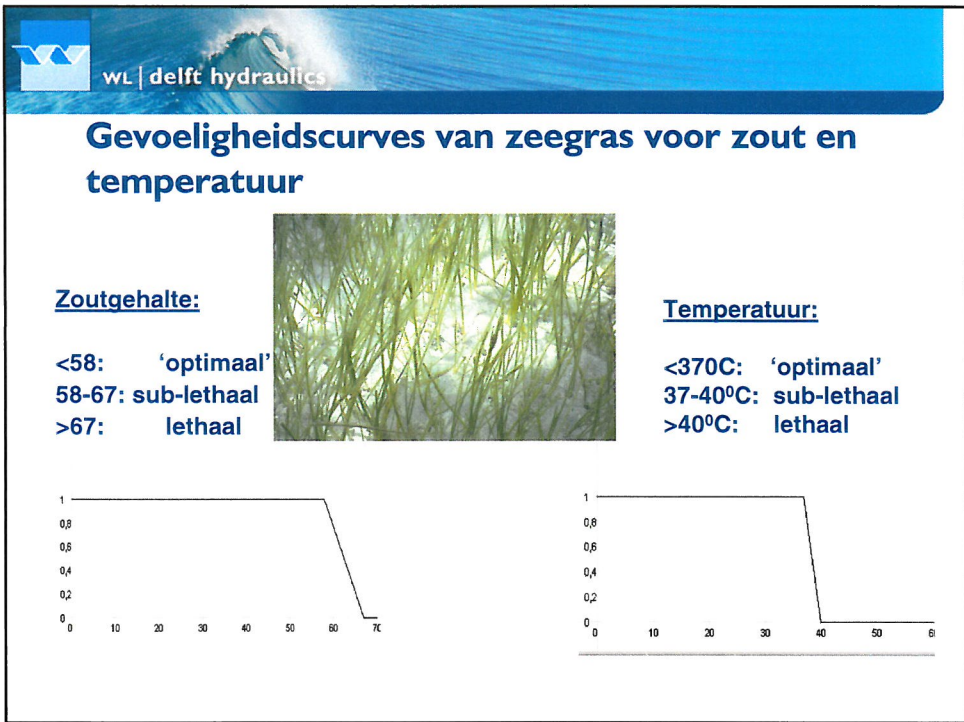
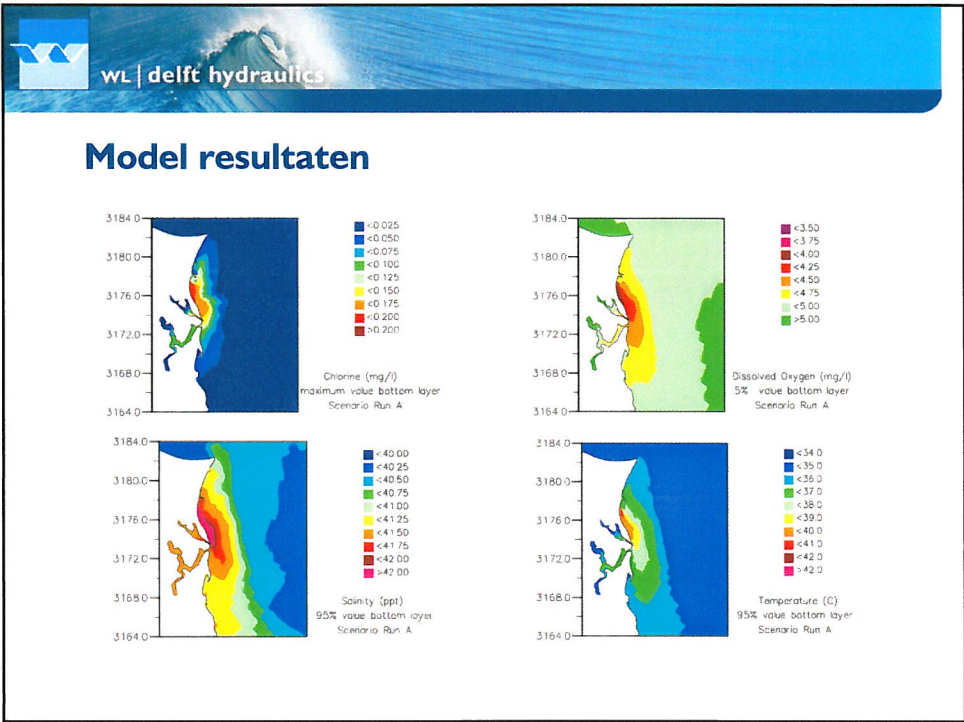
HSI-voedselgebied

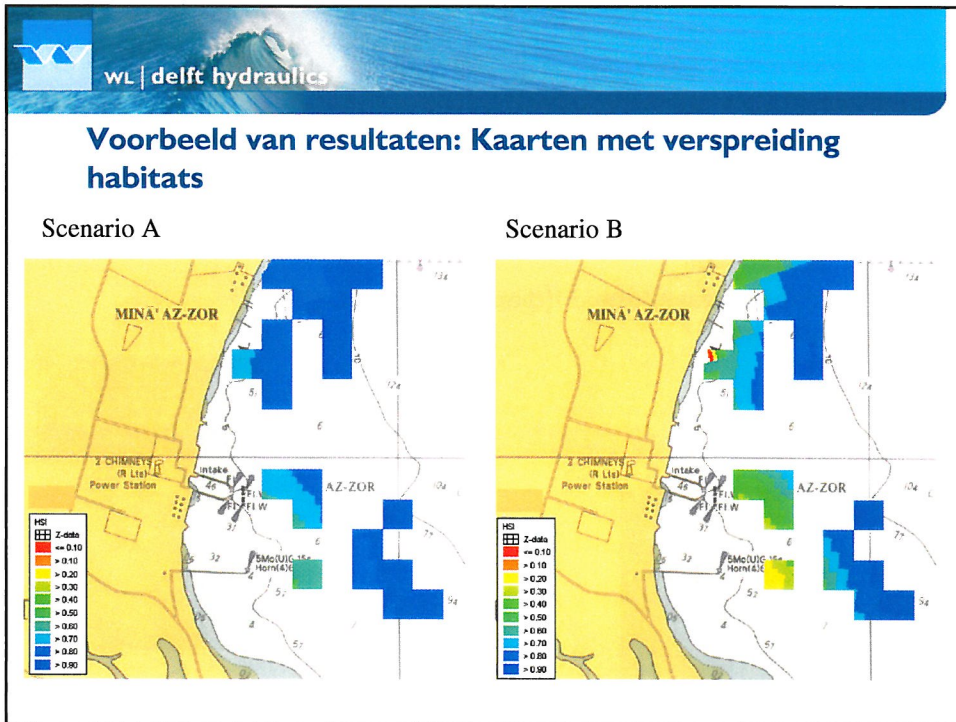
HSI-leefgebied alg.

HSI-breedgebied









Output: Tables

Impact of the various scenarios on seagrass habitat (NW wind)

Scenario run	Suitable habitat		
	Ha	% of S00	Reduction (ha)
0	477	100%	0
1	459	96%	18
2	431	90%	46
11a	406	85%	71
15	422	88%	55

WL | delft hydraulics

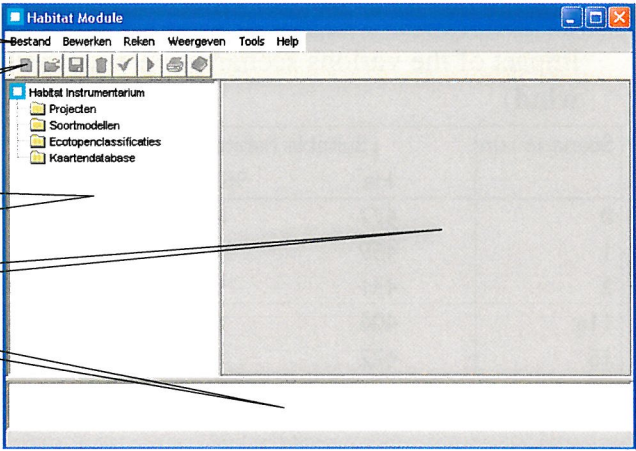
Workshop I: Habitatmodel driehoeksmossel

- Habitatmodel Driehoeksmossel in het IJsselmeer
- Habitatgeschiktheid f (diepte, doorzicht, PO_4 , substraat)




WL | delft hydraulics

Opbouw van gebruikersschem



The screenshot shows the 'Habitat Module' software interface. On the left side, there is a pull-down menu with the following items: 'Habitat Instrumentarium', 'Projecten', 'Soortmodellen', 'Ecotopenclassificaties', and 'Kaartendatabase'. Below the menu is a toolbar with various icons. The main area is a large, empty workspace. At the bottom, there is a status bar.

- pulldown menu**: Points to the list of menu items on the left.
- knoppenbalk**: Points to the toolbar with icons.
- navigatiescherm met inhoud van databases**: Points to the main workspace area.
- werkscherm**: Points to the main workspace area.
- berichtengebied**: Points to the status bar at the bottom.

wl | delft hydraulics

Habitat Instrumentarium

- Projecten
- Soortmodellen
- Ecotopenclassificaties
- Kaartendatabase
 - Centraal
 - Cursus
 - OrthoFosfaat
 - Secchi
 - Waterdiepte
 - Bodemtype

OrthoFosfaat | Secchi | Waterdiepte | **Bodemtype**

Kaart | Kaart metadata

Variabele: Bodem

Beschrijving: Bodemtype

Eenheid:

Type:

Bestand: C:\PAO_Cursus\bodem.bil

1 = klei 2 = leem 3 = zand 4 = veen
5 = stortsteen

Overig:

wl | delft hydraulics

Habitat Instrumentarium

- Projecten
- Soortmodellen
- Ecotopenclassificaties
- Kaartendatabase
 - Centraal
 - Cursus
 - OrthoFosfaat
 - Secchi
 - Waterdiepte
 - Bodemtype

OrthoFosfaat | Secchi | Waterdiepte | **Bodemtype**

Kaart | Kaart metadata

Bodemtype

- Z-data
- klei
- leem
- zand
- veen
- stortsteen

wL | delft hydraulics

Habitat Instrumentarium

- Projecten
- Cursus
 - Missetmeer
 - Driehoeksmosel
 - Secchi
 - Waterdiepte
 - Fosfaat
 - Bodem
 - Verschil
 - Soorfmodellen
 - Ecokopenclassificaties
 - Kaartendatabese

Secchi

Soort kennisregel: **Gebruken lineair**

Invoer variabelen: **Klassen**

Variabele	Deiverset	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
Secchi	Subvariabel	Secchi	cm		C:\PAO_Cur...

Uitvoer variabelen

Variable	Koartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
Fsecchi					

Kennisregel

Toevoegen Verwijderen

Bereik X van: 0
 tot: 1
 Interval X: 0.2
 Interval Y: 0.1

X	Y
0.0	0.0
0.1	0.0
0.3	1.0
0.7	0.0
1.0	0.0

Vernieuw

wL | delft hydraulics

Waterdiepte

Waarde variabele	Beschrijving	Factorindex
[0,2>		0.287
[2,5>		0.76
[5,10>		0.634
[10,25>		0.205
[25,50>		0.033
[50,100>		0.0

Zichtdiepte

X	Y
0.0	0.0
0.01	1.0
0.03	1.0
0.07	0.0
0.1	0.0

HSI = min(F₁, F₂, F₃, F₄)

Bodemtype

Waarde variabele	Beschrijving	Factorindex
1	klei	0.466
2	leem	0.688
3	zand	0.743
4	veen	0.074
5	stortsteen	0.879

Ortho-fosfaat

X	Y
0.0	0.0
0.1	0.0
0.3	1.0
0.7	0.0
1.0	0.0

wl | delft hydraulics

Habitat Instrumentarium

- Projecten
 - Cursus
 - IJsselmeer
 - Driehoeksmosel
 - Secchi
 - Waterdiepte
 - Fosfaat
 - Bodem
 - Verschil
 - Soortmodellen
 - Ecotoepassingclassificaties
 - Kaartendatabase

Driehoeksmosel

Combinatiefuncties

Toevoegen Verwijderen Vernieuw

HSI = min(Fsecchi, Fdiepte, Fpo4, Fbodem)

Overzicht van variabelen

Variabelen	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
Secchi	Secchi	Secchi	cm		C:\PAO_Cursus\secchi.bl
Fsecchi					
Diepte	Waterdiepte	Diepte	m		C:\PAO_Cursus\diepte.bl
Fdiepte					
PO4	OrthoFosfaat	Ortho fosfaat concentratie			C:\PAO_Cursus\po4.bl
Fpo4					

Overzicht van combinatiefuncties

Variabelen	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
HSI					C:\PAO_Cursus\HSI.bl

Meta informatie Model

wl | delft hydraulics

Bestand Bewerken Reken Weergeven Tools Help

Habitat Instrumentarium

- Projecten
 - Cursus
 - IJsselmeer
 - Driehoeksmosel
 - Secchi
 - Waterdiepte
 - Fosfaat
 - Bodem
 - Verschil
 - Soortmodellen
 - Ecotoepassingclassificaties
 - Kaartendatabase

IJsselmeer

In Uit Alles

Variabele	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
HSI					C:\PAO_Cursus\HSI.bl
Verschil					C:\PAO_Cursus\HSI\verschil.bl
Secchi	Secchi	Secchi	cm		C:\PAO_Cursus\secchi.bl
Fsecchi					
Diepte	Waterdiepte	Diepte	m		C:\PAO_Cursus\diepte.bl
Fdiepte					
PO4	OrthoFosfaat	Ortho fosfaat concentratie			C:\PAO_Cursus\po4.bl
Fpo4					
Bodem	Bodentype	Bodentype			C:\PAO_Cursus\bodem.bl
Fbodem					
HSibasis					C:\PAO_Cursus\basis\HSI.bl
dummy					
Fdiepte					

Meta informatie Case

WL | delft hydraulics

Bestand Bewerken Reken Weergeven Tools Help

Habitat Instrumentarium

Projecten

Cursus

Jsselmeer

Driehoeksmossel

Secchi

Waterdiepte

Fosfaat

Bodem

Verschil

Uitvoer kaarten

HSI

Verschil

Soortmodellen

Ecotoxenclassificaties

Kaartendatabase

Jsselmeer

In Uit Alles

Variabele	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
HSI					C:\PAO_Cursus\HSI.bl
Verschil					C:\PAO_Cursus\HSIverschil.bl
Secchi	Secchi	Secchi	cm		C:\PAO_Cursus\secchi.bl
Fosfaat					
Bodem					
Verschil					
Uitvoer kaarten					
HSI					
Verschil					
Soortmodellen					
Ecotoxenclassificaties					
Kaartendatabase					
Diepte	Waterdiepte	Diepte	m		C:\PAO_Cursus\diepte.bl
PO4	OrthoFosfaat	Ortho fosfaat concentratie			C:\PAO_Cursus\po4.bl
Fpo4					
Bodem	Bodentype	Bodentype			C:\PAO_Cursus\bodem.bl
Fbodem					
HSIbasis					C:\PAO_Cursus\basisHSI.bl
dummy					
Fdiepte					

Meta informatie Case

WL | delft hydraulics

Habitat Instrumentarium

Projecten

Cursus

Jsselmeer

Driehoeksmossel

Secchi

Waterdiepte

Fosfaat

Bodem

Verschil

Uitvoer kaarten

HSI

Verschil

Soortmodellen

Ecotoxenclassificaties

Kaartendatabase

HSI

Kaart | Kaart metadata



Praktische Oefeningen HABITAT

Het doel van deze praktische oefeningen is om kennis te maken met het gebruik en de mogelijkheden van HABITAT. Omdat het voor de meeste van jullie de eerste keer zal zijn dat je HABITAT gaat gebruiken zijn de verschillende stappen en handelingen bij de eerste oefening in detail beschreven. Het doel van deze oefening is dan ook primair om vertrouwd te worden met het gebruik van HABITAT.

In de volgende oefeningen zijn de te volgen stappen niet in detail uitgewerkt en ligt het initiatief meer bij de cursist.

Oefening 1: Het maken van een ecotopenclassificatie

Oefening 2: Habitatmodel aanmaken

Oefening 3: Scenario doorrekenen en vergelijken

Oefening 4: Ecotopenclassificatie Westerschelde

Oefening 5: Habitatmodel Kokkel in de Westerschelde

Oefening 6: Habitatmodel Driehoeksmossel IJsselmeer



Oefening 1: Het maken van een Ecotopenclassificatie

Een ecotopenclassificatie is een functionele indeling van een gebied aan de hand van biotische en/of abiotische omgevingscondities. Een estuarium bijvoorbeeld kan als volgt worden gekarakteriseerd op basis van de diepteligging en zoutgehalte:

Tabel 1 Eenvoudige ecotopenclassificatie

EcotoopNr	Ecotoop	Zoutgehalte (ppt)	Diepte (cm NAP)
1	Intergetijdengebied, brak	0 t/m 20	-200 t/m 200
2	Intergetijdengebied, zout	20 t/m 35	-200 t/m 200
3	Ondiepwater, brak	0 t/m 20	-500 t/m -200
4	Ondiepwater, zout	20 t/m 35	-500 t/m -200
5	Geul, brak	0 t/m 20	< -500
6	Geul, zout	20 t/m 35	< -500

In deze oefening gaan we met behulp van HABIAT een ecotopenclassificatie maken op basis van bovenstaande criteria. We maken hierbij gebruik van invoerkaarten uit twee verschillende gebieden: Een verzonnen gebied genaamd Bak en werkelijke kaarten van de Westerschelde. Bak is een vierkant gebied dat is opgedeeld in 9 cellen van gelijke grote ($100\text{ m} \times 100\text{ m} = 1\text{ ha}$).

De kaarten die door HABIAT worden gebruikt staan in het zogenaamde *.bil format. Dit format is een binaire vorm van een ascii-grid bestand. Een ascii-grid bestand bestaat uit een header waar in de eerste twee regels wordt aangegeven hoeveel kolommen en hoeveel rijen data het bestand heeft (ncols en nrows), vervolgens de oorspong (xllcorner en yllcorner) van het grid, de celgrootte (cellsize, nb de grids zijn vierkant) en de notatie die wordt gebruikt voor missing data (nodata value). Na de header volgt een matrix met de waarden van het grid.

Voorbeeld van een ascii-gridbestand:

ncols	3
nrows	3
xllcorner	0.0
yllcorner	0.0
cellsize	100.00
nodata_value	-999
100	-310 0
-400	-200 -1050
-999	-310 -3000



De gegevens voor het zoutgehalte en waterdiepte voor Bak worden gegeven in *.bil bestanden en zijn te vinden op de D-schijf in de directory d:\cursus\bak\.

Zoutgehalte: d:\cursus\bak\Zout_Bak.bil

10.3	18	25.9
12	25.9	19
14	30	30

Waterdiepte: d:\cursus\bak\Diepte_Bak.bil

100	-310	0
-400	-200	-1050
-999	-310	-3000

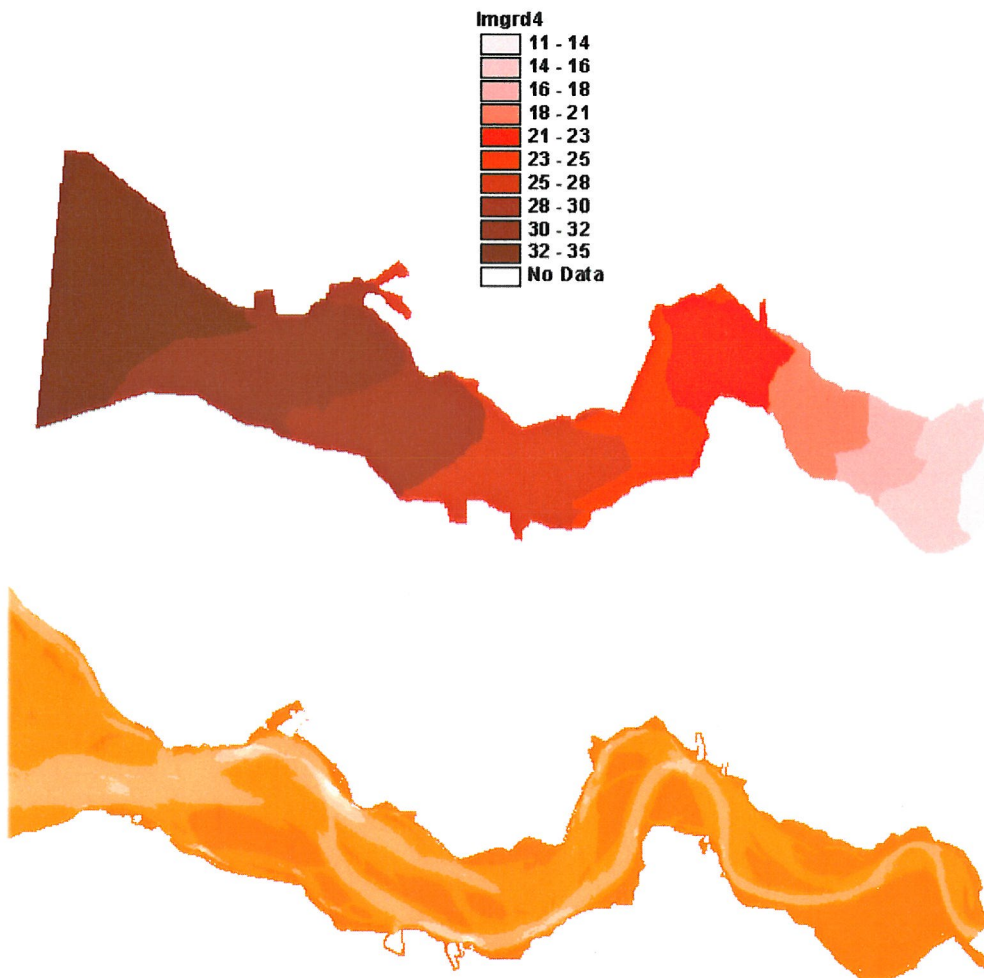
NB: -999 is staat voor missing value

Voor de Westerschelde zijn twee kaarten toegevoegd met dezelfde gegevens.

Zoutgehalte: d:\cursus\Westerschelde\WS_Zout.bil

Diepte: d:\cursus\Westerschelde\WS_Diepte.bil

De kaarten van de Westerschelde hebben een grid grootte van 25 x 25 meter.



Als eerste gaan we de kaarten van Bak en de Westerschelde visualiseren in HABILAT. De bestanden zijn respectievelijk te vinden in de directory d:\cursus\bak\ en d:\cursus\Westerschelde\

Het visualiseren van de kaarten gaat als volgt:

1. Start HABILAT op
2. **Maak een nieuwe kaartendatabase aan:** Selecteer in het navigatiescherm 'Kaartendatabase' en klik op 'Bestand', 'Nieuw' [Ctrl-n]. Selecteer 'Voeg een nieuwe kaartendatabase toe' en geef de database een naam 'Kaarten cursus'. Klik ten slotte op 'ok'
3. **Open de database:** Open de folder van de kaartendatabase door er een keer op te klikken
4. **Voeg een kaart toe:** Selecteer 'Bestand', 'Nieuw' of [Ctrl-n]. Selecteer 'voeg een nieuwe kaart toe'. Geef de kaart een naam: 'Zout_Bak' en klik 'ok'.
5. **Open de kaart:** Open de folder 'Kaarten cursus' door op het plusteken te klikken dat ervoor staat en selecteer de kaart 'Zout_Bak. Open de kaart met 'Bestand',



- 'Open' of [Ctrl-o]. In het werkgebied verschijnen twee tabbladen: 'Kaart' en 'Kaart metadata'. We gaan eerst een kaart toekennen. Daarvoor is eerste zogenaamde 'Windows-event' nodig. Dit kan door de muis te bewegen over het werkgebied. Ga naar 'Bewerken' 'Toevoegen' en selecteer de kaart uit de directory d:\cursus\bak\. Nu gaan we de metadata invullen.
6. **Vul metadata:** Selecteer het tabblad metadata in het werkveld en vul de volgende metadata in: Variabele: 'Zout_Bak'; Beschrijving: 'zoutgehalten in Bak', Eenheid: 'ppt', Type 'Scalar' en Overig: vrij in te vullen. Sla de gegevens op met floppen icoontje in de knoppenbalk.
 7. **Toon de kaart:** Toon de kaart door op het tabblad 'Kaart' te klikken. Er is een 'Windows-event' nodig om de kaart te visualiseren.
 8. **Legenda toevoegen:** Je kunt een legenda toevoegen met behulp van het menu 'Weergeven', 'Legenda opties'. Vink in dit scherm de opties 'Visible' 'Show grid data' aan en vervolgens 'ok'. Vervolgens 'Weergeven', 'Kaart opties'. Selecteer dan de betreffende gegevens (Zout_Bak) en vink dan 'show in legend'. In dit scherm zijn tevens allerlei instellingen voor de grafische weergave aan te passen zoals kleurinstellingen en klassegrenzen. Sluit af met 'ok'.
 9. **Sla de kaart op:** 'Bestand', 'Opslaan' of [Ctrl-s]

Maak ook de andere kaarten aan die bij deze exercitie gebruikt worden door voor iedere kaart stappen 4 t/m 8 uit te voeren voor de volgende kaarten. Voeg bij iedere kaart een duidelijke legenda toe.

- D:\cursus\bak\Diepte_Bak.bil
- D:\cursus\Westerschelde\WS_Zout.bil
- D:\cursus\Westerschelde\WS_Diepte.bil

De kaarten zijn nu toegevoegd en zijn nu beschikbaar voor HABITAT. Nu kunnen deze kaarten gebruikt worden voor de ecotopenclassificatie. We beginnen eerst de analyse voor het eenvoudig gebied Bak en daarna voor een groter gebied, de Westerschelde. NB je kunt ook een kaart toevoegen door het volledige pad in te typen onder "Bestand" in de "Kaartendatabase". Vergeet dan niet eerst een Windows-event te geven.

10. **Maak een nieuw project aan:** Selecteer in het navigatiescherm 'Projecten' en klik 'Bestand', 'Nieuw' of [Ctrl-n]. Geef het project de naam 'Cursus' en klik vervolgens op 'ok'.
11. **Open het aangemaakte project:** Selecteer het project 'Cursus' in het navigatiescherm en klik vervolgens op 'Bestand', 'Openen' of [Ctrl-o]. Er verschijnt nu in het werkgebied een scherm waar je meta-informatie over dit project kan invullen. Vul de meta-informatie in.
12. **Voeg een case toe:** Selecteer het project 'Cursus' in het navigatiescherm en klik vervolgens 'Bestand', 'Nieuw' of [Ctrl-n]. Geef de case de naam 'oefening 1'. Klik op 'ok'. Sla de gegevens op 'Bestand' 'Opslaan' of [Ctrl-s]. Sluit daarna het scherm met 'Bestand' 'Sluiten' of [Ctrl-u].
13. **Open de aangemaakte case:** Klik op het plus-teken voor het project "cursus" om de map te openen. Selecteer de case 'Oefening 1' in het navigatiescherm en klik vervolgens op 'Bestand', 'Openen' [Ctrl-o]. Onderaan het werkgebied zie je dat



een Case uit twee tabbladen bestaat, namelijk 'meta informatie' en 'case'. Vul de meta-informatie in. Sla de gegevens op 'Bestand' 'Opslaan' of [Ctrl-s]. Sluit daarna het scherm met 'Bestand' 'Sluiten' of [Ctrl-u].

14. **Voeg een ecotopenclassificatie toe:** Selecteer de case 'Oefening1' in het navigatiescherm en klik vervolgens 'Bestand', 'Nieuw' of [Ctrl-n]. We kunnen nu kiezen of we een nieuw soortmodel, een ecotopenclassificatie of een statistiek willen toevoegen. We kiezen voor ecotopenclassificatie. Geef de classificatie de naam 'Ecoclas' en klik op 'ok'.
15. **Open de ecotopenclassificatie:** Open de map "oefening 1" door middel vna het plusteken. Selecteer de ecotopenclassificatie 'Ecoclas' in het navigatiescherm en klik vervolgens op 'Bestand', 'Openen' [Ctrl-o]. Onderaan het werkgebied zie je dat een ecotopenclassificatie uit twee tabbladen bestaat, namelijk 'meta informatie' en 'ecotopenclassificatie'. Vul de meta-informatie in en selecteer vervolgens het tabblad ecotopenclassificatie.

druk op 'Vernieuw' onder tabblad ecotopenclassificatie

We gaan nu de classificatie definiëren. Allereerst moeten de kaarten gekoppeld worden zodat HABITAT weet op basis van welke kaarten de classificatie moet worden uitgevoerd. Dit gaat als volgt:

16. **Koppel de kaarten die gebruikt worden in de classificatie:** In het werkgebied van de ecotopenclassificatie staat bovenaan de variabeletabel. Hierin dienen alle variabelen te worden gezet waarop de ecotopenclassificatie op is gebaseerd. In dit geval dus diepte en zoutgehalte. Dit kan worden gedaan door onder variabele in te typen 'Zout_Bak' en onder bestand de locatie van het bestand: 'd:\cursus\bak\Zout_Bak.bil'. Een alternatief is om de cel onder variabele aan te klikken en vervolgens in het navigatiescherm het de betreffende kaart te selecteren met een enkelvoudige klik. Met het menu 'Bewerken', 'Kaart ophalen' wordt de betreffende informatie gekopieerd naar de variabele tabel. Met de knop toevoegen wordt een nieuwe regel toegevoegd aan de variabele tabel. Herhaal de actie voor de variabele 'Diepte_Bak'
17. **Toevoegen aan classificatietabel:** Klik vervolgens op 'Vernieuw' in het werkgebied om de variabelen toe te voegen aan de tabel.

De ecotopentabel kan nu worden ingevuld. NB deze tabel is ook in te vullen door een cellenblok via het clipboard te kopiëren vanuit Excel ([Ctr-C] en [Ctrl-V]) maar in dit geval zullen we het handmatig invullen. In de eerste kolom staat de waarde voor de af te leiden ecotoop. De ecotoopwaarde moet een geheel getal zijn (integer). In de tweede kolom kan een beschrijving van de ecotopen worden gegeven. In de derde en volgende kolommen moeten waarden of ranges van variabelen ingevuld worden. Bijvoorbeeld: als in een gridcel zoutgehalte de waarde 24 heeft en diepte de waarde 1 dan komt wordt het ecotoop van deze cel 'zout intergetijdengebied' (Zie tabel 1). De syntax voor de classificatietabel is als volgt:

<1, 3]	Alle cellen met een waarde tussen de 1 tot en met 3 is (1 hoort hier niet bij):
[5,>	Alle cellen met een waarde groter en gelijk aan 5
4	Alle cellen met de exacte waarde 4:
<>	Alle waarden



18. **Vul de Ecotopentabel in:** volgens de indeling uit tabel 1 (aan het begin van deze opgave)
19. **Locatie van de resultaten:** Er moet worden aangegeven waar het resultaat van de ecotopenclassificatie heen geschreven moet worden. Klik met de muis in de cel onder variabele in de tabel uitvoervariabelen. Vul hier de benodigde gegevens in: naam van de uitvoervariabele en de bestandsnaam van het resultaat: Bijvoorbeeld: d:\cursus\bak\EcoRes.bil. *→ alle invullen*
20. **Sla de ecotopenclassificatie op:** via 'Bestand' 'Opslaan' of [Ctrl-s] of met het icoontje op de knoppenbalk. De ecotopenclassificatie is aangemaakt en alle werkschermen kunnen worden gesloten.

De Ecotopenclassificatie is nu klaar en de juiste invoerbestanden zijn gekoppeld. De case kan nu worden doorgekend.

21. **Open de case:** Open de case 'oefening 1' door er in het navigatiescherm op te gaan staan en klik op het icoon open in de knoppenbalk (je kunt ook [Ctrl-o] gebruiken)
22. **Verifieer de case:** Ga via het menu naar Rekenen en kies voor de optie 'verifiëren' (dit kan ook met een icoon in de knoppenbalk). Met deze optie wordt gecontroleerd of bij alle invoervariabelen de benodigde invoerbestanden correct zijn ingevuld. Merk op dat wanneer een case nog niet geverifieerd is, deze ook niet doorgekend kan worden. Bij de optie verifiëren verschijnt er een boodschap wanneer de invoervariabelen en gekoppelde kaarbestanden incorrect zijn. Wanneer ze correct zijn, blijft het boodschappenscherm leeg
23. **Voer de berekening uit:** Reken nu de case door via het menu optie 'Rekenen' 'Start', of door op het blauwe driehoekje te drukken. De case wordt nu doorgegeven aan het reken GIS PCRaster. Bij een succesvolle berekening verschijnt in het navigatiescherm onder de doorgekende case een map 'uitvoer'. Hieronder staan de nieuwe ecotopenkaart
24. **Bekijk de resultaten:** Bekijk het resultaat door in het navigatiescherm op de ecotopenkaart te klikken en vervolgens open. Geeft daarna een zogenaamd 'windows event' door met de muis in het werkscherm te bewegen. Je kunt een legenda toevoegen via 'Weergeven' 'Kaart opties' en vink 'show legend' aan. Ga daarna naar 'Weergeven' 'Legenda opties' en vink 'zichtbaar' en 'show grid data' aan

Tip de bil-file met de resultaten (d:\cursus\bak\EcoRes.bil) is een binair bestand en is niet te lezen met behulp van een texteditor. Wel is het bestand te converteren naar een ascii-grid bestand waarna de resultaten wel met een text editor kan worden bekeken: Onder 'Tools', 'kaarten omzetting' wordt het gridconversie programma geopend. Selecteer het tabblad 'convert'. Type onder 'filename' de naam en locatie van het invoerbestand (d:\cursus\bak\EcoRes.bil) en onder 'destination path' de naam van het uitvoerbestand (d:\cursus\bak\EcoRes.asc)



Bekijk het bestand HSI.asc met een texteditor en vul hieronder het resultaat van de ecotopenberekening in

EcoRes

Voer dezelfde ecotopenclassificatie nu uit met de kaarten voor diepte en zout in de Westerschelde als invoer.



Oefening 2: Habitatmodel aanmaken

Een habitat geeft het leefgebied aan voor een bepaalde soort. De geschiktheid van een habitat wordt bepaald door de biotische en abiotische omgevingscondities.

In deze oefening gaan we een habitatmodel maken voor de Kleine zwaan. Achtergrondinformatie is terug te vinden in het rapport van Duel en Specken dat aan het eind van de oefeningen is toegevoegd. We beperken ons bij het maken van het habitatmodel tot de volgende factoren:

- Waterdiepte (m)
- Bedekkingsgraad schedefonteinkruid (%)
- Peilfluctuatie (cm)



Kleine zwaan (*Cygnus bewickii*)

Voor iedere variabele is een relatie opgesteld voor de factorindex en de waarde van de variabele. Deze indices noemen we respectievelijk F_w (Factor index m.b.t. waterdiepte), F_b (Factor index m.b.t. bedekkingsgraad) en F_p (Factor index m.b.t. peilfluctuatie). Deze factorindices hebben een waarde tussen de 0 (ongeschikt) en 1 (optimaal geschikt). De relatie tussen de factorindices en de variabelen noemen we kennisregels.

Naast deze kennisregels wordt er in deze opdracht gebruik gemaakt van drie invoerkaarten, weer voor een verzonnen gebied, in dit geval genaamd vijver:



Waterdiepte: D:\cursus\vijver\Waterdiepte_Zwaan.bil

0.2	0.5	0.4
0.3	0.1	0.8
0.7	0.7	1.3

Bedekkingsgraad schedefontijnkruid: D:\cursus\vijver\Bedekking_Zwaan.bil

45	90	93
95	62	65
90	59	70

Peilfluctuatie: D:\cursus\vijver\Peil_Zwaan_1.bil

4	5	7
9	7	5
10	9	7

Opdracht:

1. Maak een nieuwe case aan in het project 'Cursus' en noem deze 'Oefening 2'.
2. Maak binnen deze case een soortmodel aan: 'Kleine zwaan'.
3. Maak binnen dit soortmodel drie kennisregels aan: Waterdiepte, Bedekkingsgraad en Peilfluctuatie. NB binnen habitat zijn er vier verschillende kennisregels mogelijk: Klassen; Gebroken lineair; Univariaat en Multivariaat (zie hoofdstuk 6 van de Handleiding). Koppel de bijbehorende kaarten aan de modellen, definieer de uitvoervariabelen (F_w , F_b en F_p) en de bijbehorende kennisregels. Voor kennisregels van het type klassen geldt dezelfde syntax als bij de ecotopen.
4. Bereken habitatgeschiktheidsindex (Habitat Suitability Index = HSI) voor ieder van de 9 cellen binnen het gebied Bak voor de Kleine zwaan. De HSI is gedefinieerd als: $HSI = \min(F_w, F_b, F_p)$. Dit kun je berekenen door een combinatiefunctie toe te voegen. Op het werkscherm model en ga naar het tabblad 'Model'. Bovenaan staan de combinatiefuncties. In het midden wordt een overzicht gegeven van de variabelen die in de kennisregels worden gebruikt en daaronder staan de uitvoervariabelen van de combinatiefuncties. Voeg een



combinatiefunctie toe door op toevoegen te drukken. Vul daarna de functie voor de HSI in. Als de gewenste combinatiefunctie is ingevuld klik je op vernieuw om de syntax te checken. Als de combinatiefunctie rood wordt, dan heb je een fout gemaakt. Het overzicht met variabelen kan je helpen de functie juist in te vullen. Als de syntax goed is verschijnt de berekende variabele bij de uitvoer. Geef onder bestand aan waar de resultaatkaart naartoe moet worden geschreven:
d:\cursus\vijver\HSI.bil.

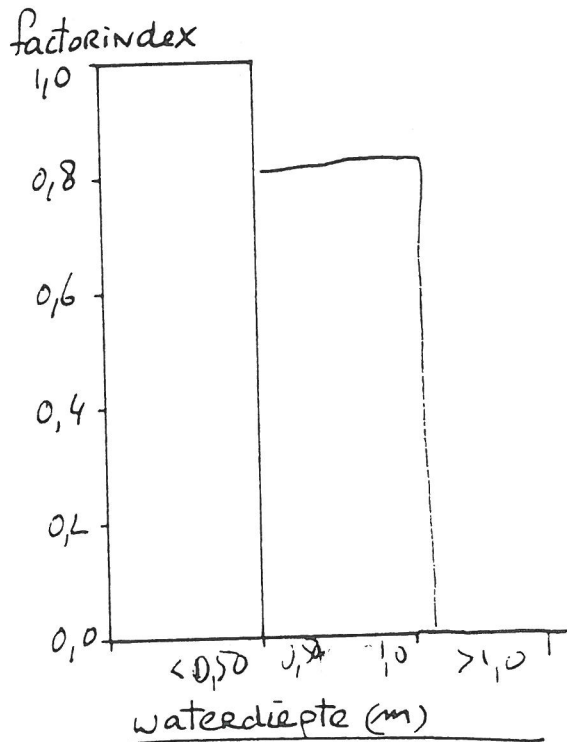
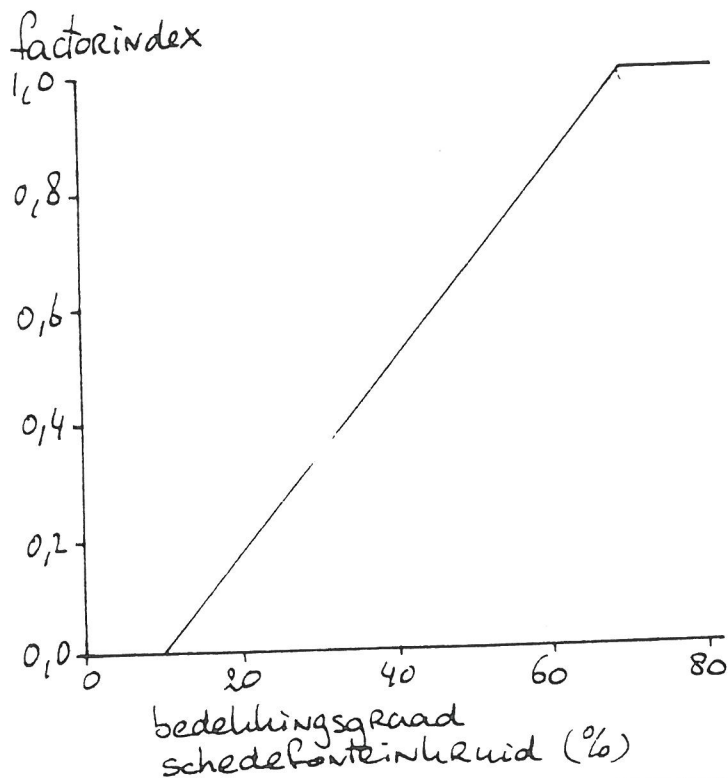
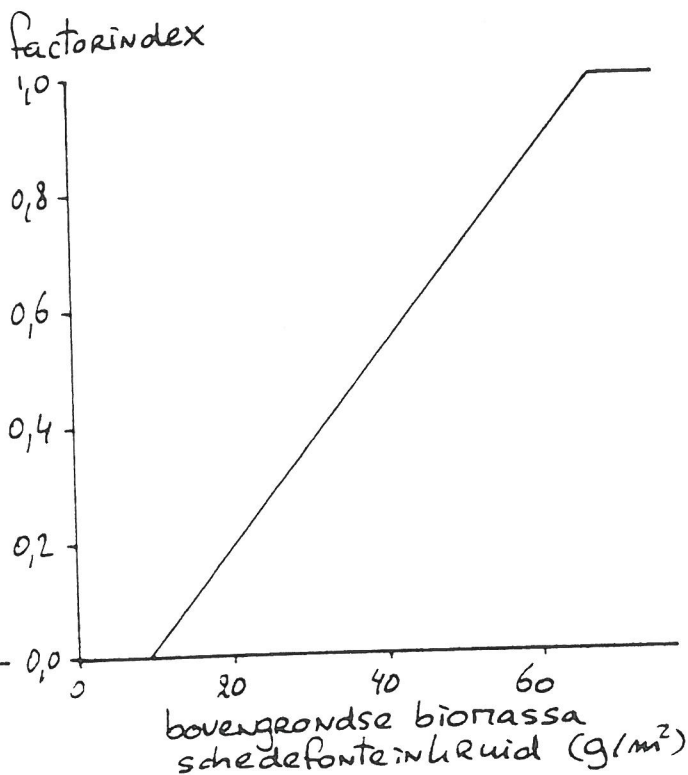
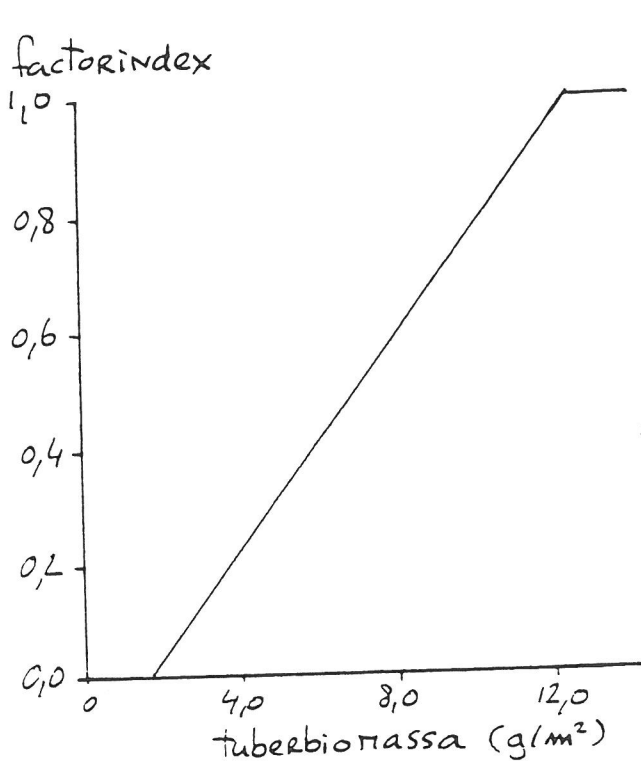
Tip: De combinatiefuncties geven je de mogelijkheid allerlei berekeningen te doen met de in- en uitvoer van de kennisregels. In het werkgebied van Oefening2 kunnen dus combinatiefuncties worden gedefinieerd, gebruikmakend van kaarten die zijn gebruikt of zijn aangemaakt in de onderliggende soortmodellen. In de handleiding, Bijlage A is een overzicht gegeven van de te gebruiken functies.

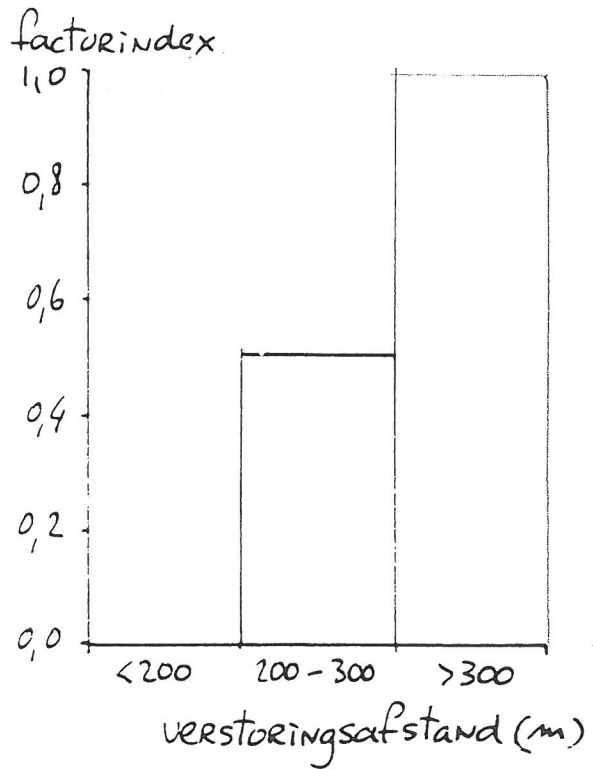
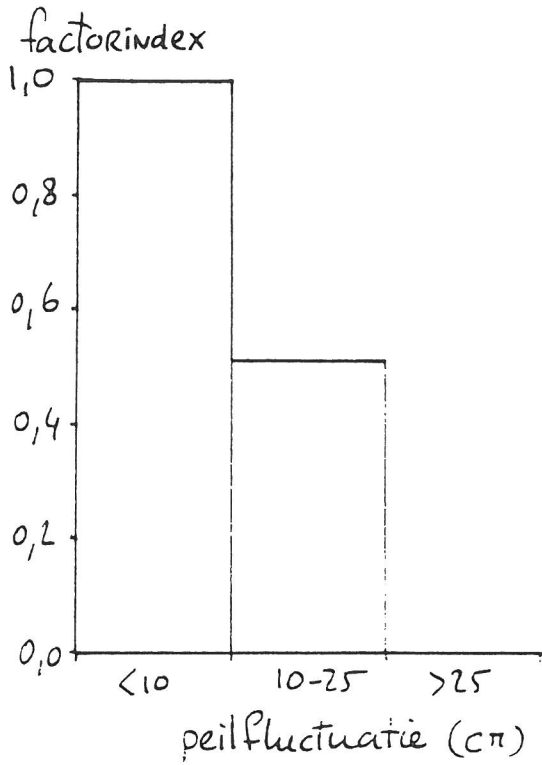
Vul hieronder het resultaat in van deze berekening.

HSI: d:\cursus\vijver\HSI.bil

5. We gaan nu het model opslaan in de modellendatabase, zodat we hetzelfde model later gemakkelijk weer kunnen gebruiken, zonder dat we alles opnieuw hoeven in te typen. Klik in het navigatiescherm met de muis op de database soortmodellen. Klik op 'Bestand' 'Nieuw'. Kies voor de optie 'voeg een nieuwe modellendatabase toe' en geef deze de naam 'Cursus'. Open nu het zojuist aangemaakte soortmodel (Kleine zwaan) om aan te geven welk model we gaan toevoegen. Klik daarna op Cursus in de soortmodellendatabase om aan te geven waar het soortmodel naar toe moet. Met behulp van 'Bestand' 'Opslaan als sjabloon' of [Ctrl-J] wordt het model uiteindelijk aan de database toegevoegd.

Bijlage Habitatgeschiktheidsgrafieken







Oefening 3: Scenario doorrekenen en vergelijken

In deze oefening gaan we verder met het model dat ontwikkeld is bij oefening 2. We gaan kijken wat het effect is van een andere peilfluctuatie op de habitatgeschiktheid van Bak voor de Kleine zwaan. De resultaten van deze veranderde peilfluctuatie op de HSI van het gebied voor de kleine zwaan wordt vergeleken met de berekende HSI waarden uit oefening 2.

De alternatieve peilfluctuatie staat weergegeven in het volgende bestand:

Peilfluctuatie: D:\cursus\vijver\Peil_Zwaan_2.bil

9	18	19
20	24	8
26	17	20

1. **Open de case oefening2.** We gaan aan deze case een nieuw model toevoegen met het alternatieve peilbeheer. Klik het sjabloonmodel van het soortmodel aan in het navigatiescherm. Ga naar menu 'Bestand' 'Toevoegen' en geef het een naam, bijvoorbeeld 'Kleine zwaan2'. Het soortmodel is nu toegevoegd aan de case. Nu moeten we de bijbehorende kaartinformatie invullen. Let op dat je de goede kaarten koppelt aan de kennisregels dus d:\cursus\vijver\Peil_zwaan_2.bil voor peilfluctuatie. Verander ook de namen van de variabelen, want deze mogen niet hetzelfde zijn als bij de vorige oefening. Bijvoorbeeld Fw veranderen in Fw2 enzovoort.
2. **Maak een verschilkaart:** Bij de combinatiefuncties van het model 'Kleine zwaan2' kan een extra functie worden toegevoegd die het verschil berekend tussen de berekende HSI van oefening 2 (HSI1) en de Berekende HSI van oefening3 (HSI2).
3. **Bekijk de variabelen en kaarten:** Bekijk bij het overzicht van variabelen of alles juist is ingevuld. Open de case en ga naar het tabblad 'case'. NB Als alle werkschermen van de kennisregels dicht zijn, kun je ook op dit niveau alle in- en uitvoerkaarten invullen.
4. **Reken de case door**



Geef in onderstaande tabel de berekende waarden voor de verschillen in HSI tussen oefening 2 en oefening 3

Verschilkaart HSI: D:\cursus\vijver\HSI_diff.bil

NB Kaarten kunnen ook vergeleken worden door de beide kaarten in het werkscherm naast elkaar te presenteren. Als je tevreden bent over de presentatie kun de presentatie naar bitmap file omzetten voor in een rapportage. Een andere mogelijkheid is het maken van een statistiek van een kaart. Hiermee wordt het gemiddelde, maximum, minimum, standaarddeviatie en mediaan van de waarden van de gridcellen in een kaart berekend. Dit kan ook worden gedaan voor de waarden binnen een bepaald gebied.

- 5. Maak statistiek van de uitvoerkaarten:** We gaan nu een statistiek maken van de HSI van de Kleine zwaan (oefening 2) en de HSI van de Kleine zwaan bij een andere peilfluctuatie (oefening 3). Maak binnen het project pizzacursus een nieuwe case aan en noem deze Statistiek. Statistiek kan op dit moment niet berekend worden binnen dezelfde case als waar de invoerkaarten voor de statistiek worden berekend. Ga op de case staan en voeg een statistiek berekening toe via 'Bestand' 'Nieuw' en kies voor optie 'Voeg een nieuwe statistiek toe'. Geef deze de naam Kleine zwaan. Open dit werkblad. We gaan de statistiek berekenen voor de gehele uitvoerkaart van oefening 2. Dit geven we aan door gegevens van de Onderwerpkaart in te vullen. Variabele: HSIoef2 en beststandsnaam D:\cursus\hsi.bil Bij bestand onder 'ymin' geven we aan waar de uitvoerfile moet worden weggeschreven. Bijvoorbeeld d:\cursus\vijver\statoef2.txt Sla de statistiek op.

Herhaal deze handelingen voor de HSI voor de Kleine zwaan met een veranderde peilfluctuatie.

- 6. Berekenen van statistiek:** Bereken nu de statistiek voor beide HSI kaarten door de case te openen en door te rekenen. Je kunt de uitvoer bekijken in het onderste werkscherm van de statistiek bij 'Berekende kengetallen'. De uitvoer van een statistiek wordt weggeschreven in een tekstfile en kan gemakkelijk worden bekeken in een teksteditor of in Excel.



Geef de waarden voor de statistiek van de HSI voor oefening 2 en oefening 3

	HSI Kleine zwaan	HSI Kleine zwaan met andere peilfluctuatie
oppervlak		
som		
minimum		
maximum		
gemiddelde		
standaard deviatie		
median		

7. **Maak statistiek met behulp van een gebiedenkaart:** De gebiedenkaart toont twee verschillende gebieden, aangegeven met nummer 1 en 2. Maak een nieuwe statistiek aan onder dezelfde case. Kies bij optie 'Soort statistiek' nu voor deelgebied. Het werkscherm krijgt er nu een tabel bij, namelijk voor de gegevens van de gebiedenkaart. Neem één van de HSI kaarten als onderwerpkaart. Vul d:\cursus\vijver\Gebied_Zwaan.bil als gebiedenkaart in. Kies een naam voor de variabelen en de uitvoerfile. Sla de gegevens op en reken de case opnieuw door. Bekijk de berekende statistiekgegevens voor de twee deelgebieden.

Gebiedenkaart: D:\cursus\vijver\Gebied_Zwaan.bil

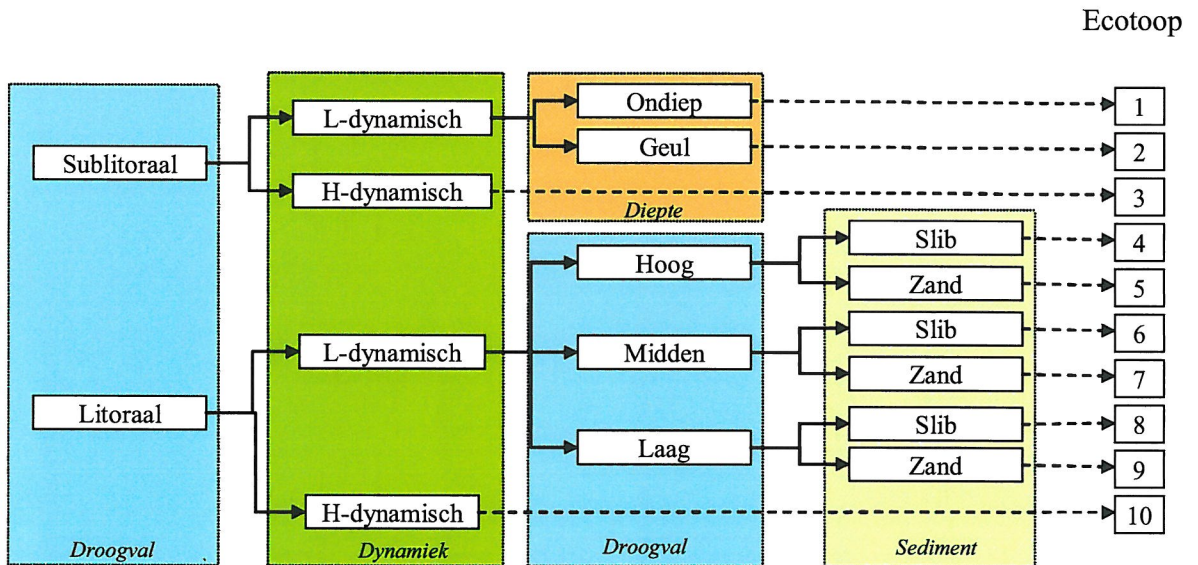
1	1	2
1	1	2
1	1	2

Tip: Het is ook mogelijk statistiek te laten maken voor bepaalde klassen. Bijvoorbeeld voor de HSI = 0, HSI >0 en < 0.4 en HSI > 0.4 . Deze gegevens worden ingevuld naast de gegevens van de onderwerpkaart.



Oefening 4: Ecotopen classificatie Westerschelde

Voor de zoute wateren in Nederland is er een Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES) ontwikkeld. In deze wordt een vereenvoudigde voorstelling van dit ecotopenstelsel gebruikt. In totaal worden er 10 ecotopen onderscheiden.



De ecotopen zijn van elkaar te onderscheiden op basis van de volgende parameters en bijbehorende kaarten:

Droogval: D:\cursus\Westerschelde\WS_Droogval.bil

- Sublittoraal: 0%
- laag littoraal: 0-25%
- midden Littoraal: 25 – 75%
- Hoog littoraal: 75 – 100 %

Dynamiek: D:\cursus\Westerschelde\WS_Dynamiek.bil

- Hoogdynamisch: 1
- Laagdynamisch: 2

Diepte: D:\cursus\Westerschelde\WS_Diepte.bil

- Ondiep water: -700 - -200 cm
- Geul: < -700 cm

Sediment: D:\cursus\Westerschelde\WS_Sediment.bil.

- Zand: 1
- Slib: 2



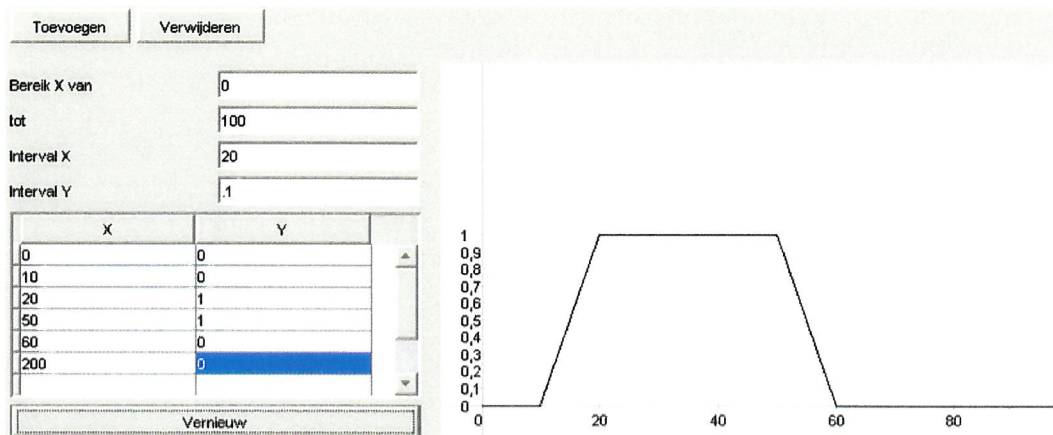
1. Haal de kaarten binnen in de kaartendatabase van HABIAT en voeg een legenda toe, geef ze een duidelijke kleur en sla de kaarten op
2. Bereken het oppervlakte zand (code = 1) en slib (code = 2). NB Gebieden met code 0 liggen onder de laagwaterlijn en zijn niet van belang voor deze ecotopen classificatie
3. Maak een ecotopen classificatie van de Westerschelde volgens het Zoute wateren Ecotopenstelsel. Gebruik hierbij de bovenstaande criteria
4. Wat is het oppervlakte Sublittoraal hoogdynamisch (Ecotooptype 3).
5. Wat zijn de oppervlakten van alle overige ecotopen



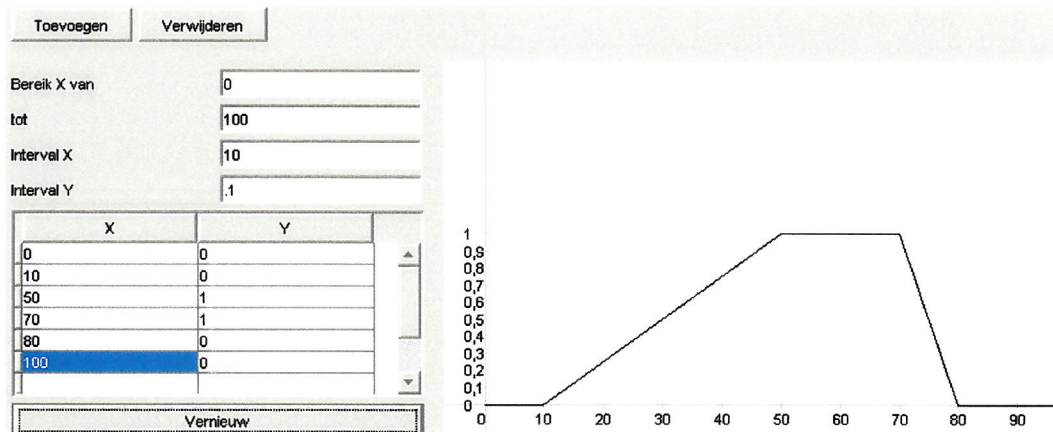
Oefening 5: Habitatmodel kokkel in de Westerschelde

In deze opgave maken we een eenvoudig habitatmodel voor de kokkel. We stellen dat de habitatgeschiktheid van een locatie in de Westerschelde voor de kokkel is een functie van de stroomsnelheid en de overspoelingsduur.

Stroomsnelheid: De geschiktheid van een habitat voor de kokkel is optimaal bij een stroomsnelheid tussen de 20 en 50 cm s^{-1} . Onder de 10 cm s^{-1} en boven de 60 cm s^{-1} is het habitat ongeschikt. De kaart met stroomsnelheden is te vinden in de directory: **d:\cursus\Westerschelde\WS_Stroomsnelheid.bil**



Droogvalduur: De geschiktheid van een habitat voor de kokkel is optimaal bij een droogvalduur van 50 tot 70 %. Bij een droogvalduur $< 10\%$ en $> 80\%$ is het habitat ongeschikt. De kaart met droogvalduur is te vinden in de directory: **d:\cursus\Westerschelde\WS_droogval.bil**





1. Stel een habitatmodel op voor de kokkel in de Westerschelde op basis van Stroomsnelheid en droogvalduur
2. Maak een kaart met de habitatgeschiktheid van de Westerschelde



Oefening 6: Habitatmodel Driehoeksmossel in IJsselmeer

In deze opgave maken we een eenvoudig habitatmodel voor de Driehoeksmossel. Aan de hand van literatuurstudie en het raadplegen van experts is bepaald dat de habitatgeschiktheid van een locatie in het IJsselmeer voor de Driehoeksmossel afhankelijk is van diverse factoren waaronder: waterdiepte, het type waterbodembodem, de slibrijkdom en het orthofosfaatgehalte.

De volgende gegevens zijn beschikbaar om zelf een model te maken:

D:\cursus\IJsselmeer\Diepte.bil : water diepte in het IJsselmeer in meters

D:\cursus\IJsselmeer\Bodemtype.bil: code voor bodemtype:

- 1 = klei,
- 2 = leem,
- 3 = zand,
- 4 = veen,
- 5 = stortsteen

D:\cursus\IJsselmeer\Slib.bil : code voor slibgehalte

- 1 slibarm (<10% organische stof)
- 2 matig slibrijk (10-25% organische stof)
- 3 slibrijk (>25% organische stof)

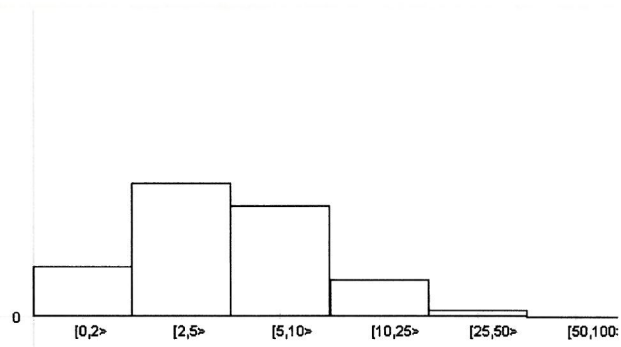
D:\cursus\IJsselmeer\Orthop.bil: orthofosfaat gehalte mg P/l

De volgende kennisregels zijn opgesteld die de habitatgeschiktheid voor driehoeksmossel beschrijven als functie van de afzonderlijke parameters:

Kennisregel waterdiepte

Waarde variabele	Beschrijving	Factorindex
[0,2>		0.287
[2,5>		0.76
[5,10>		0.634
[10,25>		0.205
[25,50>		0.033
[50,100>		0.0

Vernieuw

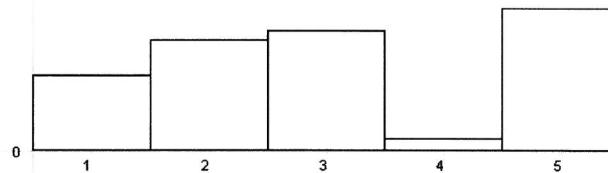




Kennisregel bodemtype

Waarde variabele	Beschrijving	Factorindex
1	klei	0.466
2	leem	0.688
3	zand	0.743
4	veen	0.074
5	stortsteen	0.879

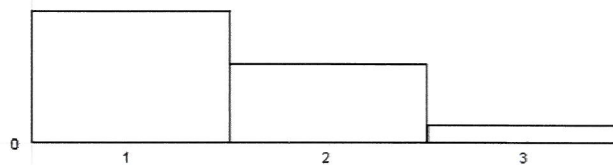
Vernieuw



Kennisregel Slibgehalte

Waarde variabele	Beschrijving	Factorindex
1	slibarm (<10% ...)	0.753
2	matig slibrijk (...)	0.45
3	slibrijk (>25% ...)	0.103

Vernieuw



Slibgehalte	HSI
slibarm (<10% organische stof)	0.753
matig slibrijk (10-25% organische stof)	0.45
slibrijk (>25% organische stof)	0.103

Kennisregel Orthofosfaatgehalte

Bereik X van:

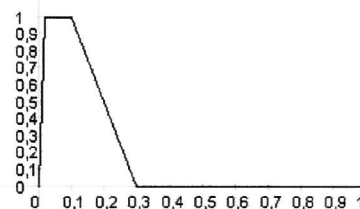
tot:

Interval X:

Interval Y:

X	Y
0.0	0.0
0.02	1.0
0.1	1.0
0.3	0.0
1.0	0.0

Vernieuw



1. Stel een habitatmodel op voor de Driehoeksmossel in het IJsselmeer op basis van het slibgehalte, orthofosfaatgehalte, bodemtype en waterdiepte. De habitatgeschiktheid is hierbij gedefinieerd als: $HSI = \min(F_{waterdiepte}; F_{bodemtype}; F_{slibgehalte}; F_{orthofosfaat})$.
2. Maak een kaart met de habitatgeschiktheid van het IJsselmeer

Opdrachtgever:

DG Rijkswaterstaat RIKZ

Handleiding HABITAT

Handleiding

juli 2003

Copyright Informatie

Copyright © RWS, WL | DELFT HYDRAULICS 2003

Alle rechten voorbehouden

Deze software en bijbehorende documentatie zijn geleverd onder een licentie-overeenkomst en mag alleen gebruikt worden in overeenstemming met de voorwaarden uit deze overeenkomst. Samengevat verlenen WL | DELFT HYDRAULICS en Rijkswaterstaat (RWS) de licentiehouders het niet-exclusieve en niet-overdraagbare recht toe om de software te gebruiken. De licentiehouders heeft geen eigendomsrechten of auteursrecht en mag geen enkele wijziging aanbrengen. De licentiehouders dient de software verantwoord en pas na raadpleging van de handleiding te gebruiken.

Alle intellectuele eigendomsrechten die nodig zijn om u een licentie te verlenen ("Licentiehouders") berusten bij RWS en WL | DELFT HYDRAULICS. HABITAT is gebouwd rondom het PCRaster pakket dat de kaartberekeningen uitvoert (Copyright ©1987-2003 PCRaster Environmental Software/Faculty of Geographical Sciences, Utrecht University). PCRaster is te verkrijgen via www.pcraster.nl.

WL | DELFT HYDRAULICS is niet verantwoordelijk voor schade van enigerlei soort door gebruik van HABITAT, bijbehorende voorbeelden of documentatie.

Inhoud

1	Inleiding	1—1
2	Structuur en stroomschema van het instrument.....	2—1
2.1	Structuur van de gebruikersschil.....	2—1
2.2	Werkproces van de gebruiker.....	2—3
3	Algemene menu opties.....	3—1
3.1	Bestand	3—1
3.2	Bewerken.....	3—3
3.3	Rekenen	3—4
3.4	Weergeven	3—5
3.5	Tools	3—5
3.6	Help	3—6
4	Knoppenbalk.....	4—1
5	Vullen van de kennis- en kaartendatabases.....	5—1
6	Definitie van een soortmodel.....	6—1
6.1	Aanmaak soortmodel	6—1
6.2	Aanmaak kennisregels onder soortmodel.....	6—1
6.3	Invullen kennisregels onder soortmodel.....	6—1
6.3.1	Keuze voor het type kennisregel	6—1
6.3.2	Invullen van invoervariabelen kennisregels.....	6—2
6.3.3	Invullen van de uitvoervariabelen in een kennisregel	6—3
6.3.4	Invullen van de kennisregel.....	6—3
6.3.5	Aanmaak en invullen combinatiefuncties van modelscherm	6—7

7	Definitie van een ecotopenclassificatie	7—1
7.1	Aanmaak ecotopenclassificatie.....	7—1
7.2	Invullen ecotopenclassificatie.....	7—1
7.2.1	Invullen van de invoervariabelen in een ecotopenclassificatie ..	7—1
7.2.2	Invullen van de ecotopenclassificatietabel.....	7—2
7.2.3	Invullen van de uitvoervariabelen in een ecotopenclassificatie .	7—3
8	Definitie van een kaart	8—1
8.1	Aanmaken van een kaart.....	8—1
8.2	Kaartbestand toevoegen	8—1
9	Werken met projectendatabase	9—1
9.1	Aanmaak project	9—1
9.2	Aanmaak case.....	9—1
9.3	Aanmaken/toevoegen model.....	9—1
9.3.1	Aanmaken soortmodel/ecotopenclassificatie	9—1
9.3.2	Toevoegen soortmodel/ecotopenclassificatie.....	9—1
9.4	Meerdere modellen in een case.....	9—2
9.5	Verifiëren en doorrekenen case.....	9—2
10	Acties na berekening case	10—1
10.1	Exporteren project of case (en importeren).....	10—1
10.2	Bewerk kaarten voor presentatie.....	10—1
10.3	Bewaar kaarten/ soortmodellen/ ecotopenclassificaties als sjabloon in databases.....	10—4

Bijlagen

A	Syntax van beschikbare PCraster functies	A—1
B	Bekende problemen	B—1

I Inleiding

De handleiding die voor u ligt geeft een beknopte toelichting op het gebruik van HABITAT. Dit instrument voor habitatevaluaties en ecotoopclassificatie is gezamenlijk ontwikkeld door RIKZ, RIZA en WL. Het instrument heeft een open structuur en kan gemakkelijk uitgebreid worden met nieuwe functionaliteiten. Het biedt daarnaast de mogelijkheid voor een koppeling met andere modellen. De huidige versie van het instrument is een basisversie, welke in de loop van de komende jaren uitgebreid kan worden met nieuwe functionaliteiten.

Met het instrument worden:

1. kaarten met invoergegevens gelezen;
2. bewerkingen uitgevoerd op de invoervariabelen; en
3. resultaten als kaarten weggeschreven.

Hierbij kunnen zowel habitatgeschiktheid- als ecotoopclassificatiestudies worden uitgevoerd. Analyse van de **habitatgeschiktheid** vindt plaats middels soortmodellen. **Soortmodellen** bestaan uit een set van kennisregels per soort en combinatiefuncties met de resultaatkaarten van deze kennisregels. **Kennisregels** bepalen de geschiktheid van een gebied voor de invoervariabele(n). De gebruiker kan kiezen uit verschillende typen kennisregels (klassenverdeling, univariaat, multivariaat en gebroken lineair). Het resultaat van een analyse van de habitatgeschiktheid voor een bepaalde soort is een kaart met de geschiktheid (tussen 0 en 1) of aantallen/biomassa (geschiktheid maal draagkracht) per gebied. Met **ecotoopclassificatie** worden invoervariabelen gecombineerd tot ecotopen middels een classificatietabel. Het resultaat van een ecotoopclassificatie is een kaart met ecotopen.

Het instrument bevat kennisdatabases met soortmodellen en ecotopenclassificaties en een kaartendatabase. In de **kaartendatabase** staan de kaarten met invoervariabelen. Deze databases bestaan uit een centraal deel (met standaard soortmodellen, ecotopenclassificaties en kaarten) en een deel voor de gebruikers. Naast deze databases is er een werkgebied: de projectdatabase. Binnen **projecten** kunnen weer cases worden onderscheiden. Een **case** bestaat weer uit één of meer soortmodellen en/of ecotopenclassificaties, geselecteerd uit de kennisdatabase of nieuw aangemaakt door de gebruiker. Een project kan bijvoorbeeld bestaan uit het IJsselmeer en de cases uit verschillende scenario's, maar een project kan ook een scenario zijn en de cases verschillende watersystemen. De kaarten met resultaten komen ook in de case te staan.

Een case wordt doorgerekend met het raster GIS PCRaster. De resultaten van een case zijn te bekijken met het visualisatieprogramma Netter. In- en uitvoerkaarten zijn van het type

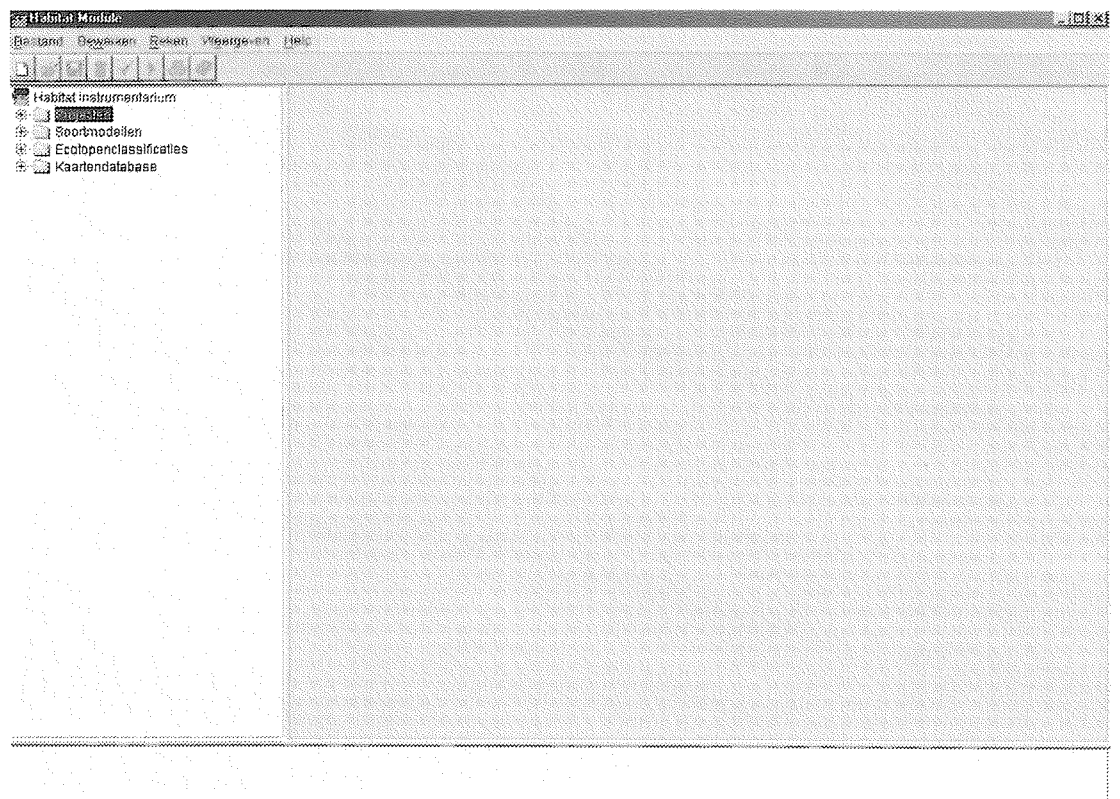
Deze basisversie bevat een aantal zogenoemde “bekende problemen”. De gebruiker kan deze het beste vooraf aan het gebruik doornemen (zie bijlage B) om onnodige knelpunten te voorkomen.

2 Structuur en stroomschema van het instrument

2.1 Structuur van de gebruikersschil

Het scherm van de HABITAT Module is opgebouwd uit 5 onderdelen, te weten:

1. pull-down menu's (bovenste venster);
2. knoppenbalk (onder pull down menu's);
3. navigatiescherm met de inhoud van de databases (linker venster);
4. werkgebied (rechter venster); en
5. berichtengebied (onderste venster).



1 en 2: Pull down menu's en knoppenbalk: Met de pull down menu's en de knoppenbalk zijn de onderdelen van de databases in het linker scherm te beheren.

3: Navigatiescherm voor de databases: Er zijn vier verschillende typen databases: voor projecten, soortmodellen, ecotopenclassificaties en kaarten. Binnen elke database geldt een hiërarchische indeling van onderdelen. In de databases komen de volgende onderdelen voor in de aangegeven hiërarchie:

Projectendatabase

- Projecten
 - Cases
 - Modellen:
 - Soortmodel
 - Kennisregels
 - Ecotopenclassificatie
 - Uitvoerkaarten

Soortmodellendatabase

- Centrale database
 - Subdatabase
 - Model
 - Kennisregel
- Gebruikersdatabase
 - Subdatabase
 - Model
 - Kennisregel

Ecotopenclassificatiedatabase

- Centrale database
 - Subdatabase
 - Ecotopenclassificatie
- Gebruikersdatabase
 - Subdatabase
 - Ecotopenclassificatie

Kaartendatabase

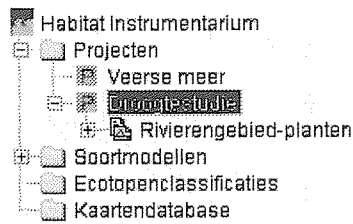
- Centrale database
 - Subdatabase
 - Kaart
- Gebruikersdatabase
 - Subdatabase
 - Kaart

De centrale databases voor kaarten, ecotopenclassificaties en soortmodellen worden gedefinieerd door de beheerder bij de installatie van het programma. Gebruikers kunnen de inhoud hiervan gebruiken maar niet wijzigen. Gebruikers kunnen wel hun eigen gebruikersdatabases aanmaken.

4: Werkgebied: Wanneer de gebruiker de onderdelen in de databases opent, verschijnt de inhoud ervan in het werkgebied.

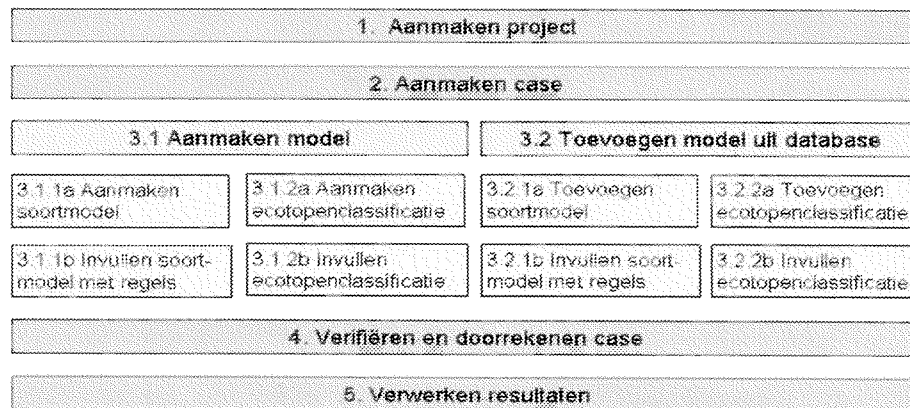
5. Boodschappenscherf: Het onderste scherm geeft foutmeldingen weer die bij berekeningen optreden. Door met de rechter muisknop op het berichtenscherm te klikken komen twee opties in beeld: wissen en loggen. Met wissen worden de berichten gewist. Met loggen kun je kiezen welke informatiestromen je als gebruiker wilt zien. De bron 'Error' geeft voor de gebruiker ter zake doende en begrijpelijke berichten. De overige informatiebronnen geven informatie die relevant is voor programmeurs bij het oplossen van fouten.

Het navigeren in het scherm voor beheer van de databases gaat met de muis of met de pijltjestoetsen voor omhoog/omlaag. Met de muis kunnen de onderdelen van de hiërarchische structuur in- en uitgeklaapt worden door op het – of + icoontje te klikken.



2.2 Werkproces van de gebruiker

Met het instrument kan de gebruiker soortmodellen en ecotopenclassificaties toepassen in een bepaald studiegebied, waarbij de variabelen in de modellen/classificaties gekoppeld zijn met kaartbestanden met gegevens van het studiegebied. De toepassing voert de gebruiker uit in projecten die onderverdeeld zijn in cases. De modellen en classificaties kan de gebruiker selecteren uit de daarvoor bedoelde kennisdatabases of zelf definiëren. De bestandsgegevens van de kaarten die aan de modelvariabelen gekoppeld moeten worden kan de gebruiker ter plekke opgeven, of selecteren uit de kaartendatabase. Een case kan doorgerekend worden, en de resultaten kunnen bewerkt, opgeslagen of geëxporteerd worden. Bovenstaand werkproces kan als volgt geschematiseerd worden:



Om zelf gebruikerdatabases aan te maken en te vullen zijn de volgende acties nodig:

Kaartendatabase

- Aanmaken subdatabase
- Aanmaken kaart
- Voeg kaartbestand toe aan kaartnaam

Soortmodellendatabase

- Aanmaken subdatabase
- Aanmaak soortmodel
- Aanmaak kennisregels
- Invullen kennisregels (*invoerkaarten ophalen, kennisregels invullen, uitvoervariabelen invullen*)
- Aanmaak combinatiefuncties
- Invullen combinatiefuncties (*uitvoervariabelen, functies*)

Database met ecotopenclassificaties

- Aanmaken subdatabase
- Aanmaak ecotopenclassificatie
- Invullen ecotopenclassificatie (*invoerkaarten ophalen, classificatietabel invullen, uitvoervariabelen invullen*)

Bij de verwerking van de resultaten zijn verschillende opties mogelijk:

- het exporteren van een case of project;
- het bewerken van kaarten voor presentatie;
- het kopiëren van kaarten naar bmp-files of naar het clipboard;
- het bewaren van soortmodellen en ecotopenclassificaties in de kennisdatabases.

3 Algemene menu opties

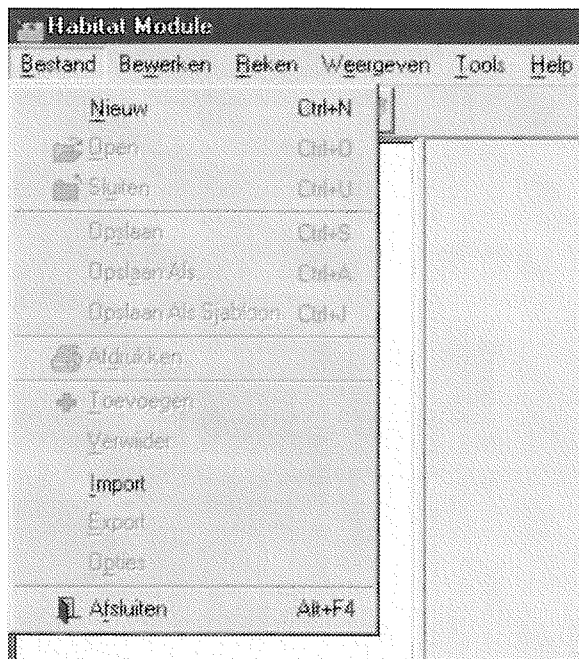
De menubalk heeft de volgende opties:

- Bestand;
- Bewerken;
- Rekenen;
- Weergeven;
- Tools;
- Help (niet beschikbaar in deze versie).

Elke menu optie heeft een dropdown list van subopties onder zich. Deze staan in onderstaande paragrafen beschreven.

3.1 Bestand

Onder het bestand menu zijn de opties mogelijk volgens onderstaande figuur. De opties verschijnen in grijs tint als ze niet beschikbaar zijn voor het onderdeel in de database dat de gebruiker aanklikt. Dit kan zijn doordat de functie niet van toepassing is op het onderdeel van de database, of doordat de gebruiker geen toestemming heeft om de functie te gebruiken. Dit laatste betreft wijzigingen in de centrale databases, waarvoor alleen de beheerder toestemming heeft.



Nieuw:

Voegt een nieuw project, case of model toe, afhankelijk van het object dat geselecteerd is in de database. Deze functie werkt volgens het 'ouder-kind' principe. Wanneer men een bepaald item in de database heeft geselecteerd, wordt het item van 1 niveau lager in de hiërarchie aangemaakt. Dus wanneer men de database 'Projecten' heeft geselecteerd, wordt een nieuw project aangemaakt; wanneer een specifiek project is geselecteerd, wordt een case aangemaakt, en wanneer een case is geselecteerd, wordt een model aangemaakt.

Open:

Opent een project, case, model, kennisregel of kaart, afhankelijk van waar men staat in de database. Het item dat geselecteerd is, wordt geopend. De inhoud ervan verschijnt in het werkgebied.

Sluiten:

Sluit het actieve openstaande scherm. In het werkgebied kunnen vele schermen tegelijkertijd geopend staan, maar er is er maar 1 actief. De niet actieve schermen zijn niet in beeld (indeling in tabbladen) of zijn grijs-getint (indeling in vensters)

Opslaan:

Slaat de inhoud van het actieve openstaande scherm in het werkgebied op. Dit kan van een kennisregel, een kaart, een model, een case, een project zijn. Let op: wanneer men het scherm van een case bewaart, wordt alleen dat specifieke scherm bewaard en NIET de schermen van de onderliggende modellen en kennisregels.

Opslaan als:

Slaat een project, case of model op onder een andere naam, inclusief alle onderliggende items. Deze actie is in feite een kopieeractie. Hierbij wordt een model inclusief zijn kennisregels gekopieerd, een case inclusief modellen en kennisregels en een project inclusief cases, modellen en kennisregels. Bij uitvoeren van de actie wordt de gebruiker gevraagd om de naam op te geven van de kopie.

Opslaan als sjabloon:

Slaat een soortmodel of ecotopenclassificatie op in de daarvoor gewenste database. Een sjabloonmodel (soortmodel/ecotopenclassificatie) in de database kan vervolgens door gebruikers geselecteerd worden in nieuwe cases voor nieuwe studiegebieden. De sjabloonmodellen zijn dus in principe gebiedsonafhankelijk. Om deze reden vallen de gekoppelde invoerbestanden aan de invoervariabelen weg tijdens opslaan als sjabloon. Ook de bestandsnamen van de resultaatvariabelen worden verwijderd.

Afdrukken:

Print het werkscherm wanneer een kaart geopend is.

Toevoegen:

Voegt een model of ecotopenclassificatie toe aan een case (zie ook 9.3.2).

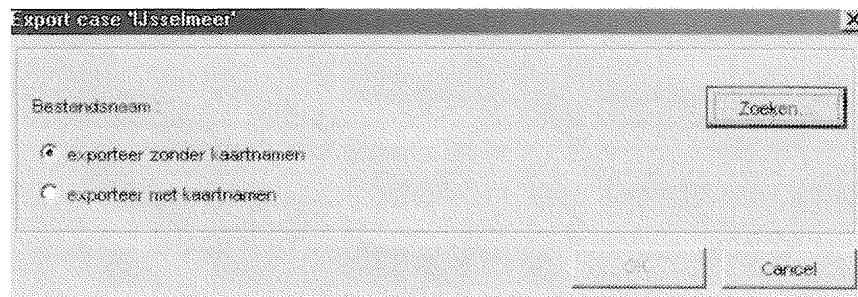
Verwijder:

Verwijdert het geselecteerde item in de database. De gebruiker wordt hierbij wel gevraagd om de opdracht tot verwijdering te bevestigen.

Import:

Importeert een elders geëxporteerde case of project in de database.

Export: exporteert een case of project inclusief onderliggende modellen en kennisregels naar een file op de harde schijf of het netwerk. Deze file kan fungeren als backup-file of kan opgestuurd worden naar gebruikers op andere locaties. Bij het exporteren kan de gebruiker kiezen uit 2 mogelijkheden: 1. exporteren zonder namen en paden van de gekoppelde in- en uitvoerkaarten of 2. exporteren met namen en paden van de gekoppelde in- en uitvoerbestanden. Door op 'zoeken' te klikken kan de gebruiker het pad en de bestandsnaam selecteren van het geëxporteerde bestand. Let op: de gebruiker moet bij het opgeven van de export file de extensie .xml opgeven (file.xml), anders werkt het niet.

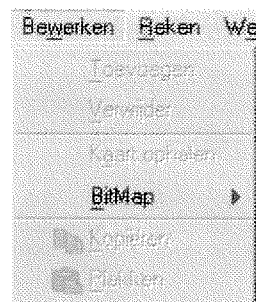
**Opties:**

Geeft een overzicht van de eigenschappen van een item, zoals naam, en datum van wijziging. De gebruiker kan de naam wijzigen van een het geselecteerde item.

Afsluiten:

Sluit de applicatie af. Wanneer geopende schermen van items nog niet bewaard zijn, meldt het programma dit, waarop de gebruiker alsnog de items kan bewaren.

3.2 Bewerken

**Toevoegen:**

Deze optie wordt gebruikt om een kaartbestand toe te voegen aan een nieuw aangemaakte kaart in de kaartendatabase. NB. Een gebruiker moet dus eerst een kaart aanmaken, welke actie er op neer komt dat de gebruiker een kaartnaam invult en de meta-informatie bij deze kaart (zie 8.1).

Verwijder:

Deze optie wordt gebruikt om het kaartbestand dat toegevoegd is aan een aangemaakte kaart naam in de kaartendatabase te verwijderen.

Kaart ophalen:

Deze optie wordt gebruikt om een invoerkaart te koppelen aan een variabele in een kennisregel van een model of in een ecotopenclassificatie.

BitMap:

Binnen deze optie zijn drie keuzes:

1. Kopiëren
2. Bewaren als BitMaP
3. Inclusief legenda's

ad 1: kopieert kaart naar het clipboard zodat deze in Word, Power Point e.a. met 'plakken' binnengehaald kan worden.

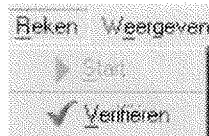
ad 2: de kaart wordt bewaard als BitMap bestand

ad 3: met het aanklikken van deze optie wordt de kaart als BitMap bestand bewaard inclusief de legenda.

NB de opties Kopiëren en Plakken zijn niet geïmplementeerd. Kopiëren en Plakken gebeurt met de Windows sneltoetsen Ctrl-C en Ctrl-V. Kopiëren en Plakken is alleen mogelijk in de velden van het werkgebied.

3.3 Rekenen

Met het menu onder reken kan de gebruiker een case of project verifiëren.

**Verifiëren**

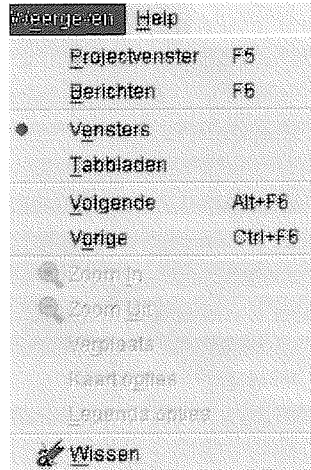
Het commando verifiëren is alleen beschikbaar wanneer een case geopend en actief is. Met het commando verifiëren wordt als enige controle gedaan de controle of alle bestandsnamen van de in- en uitvoervariabelen correct zijn, en of de bestanden van de invoervariabelen daadwerkelijk aanwezig zijn. Wanneer andere gegevens dan de bestanden en bestandsnamen niet correct zijn, kan de case niet doorgerekend kan worden en verschijnt een foutmelding in het boodschappenscherf.

Start: Het commando start is alleen beschikbaar wanneer een case geopend, actief en geverifieerd is. Met het commando start wordt een case doorgerekend. Een stopfunctie is nog niet geïmplementeerd. Het is daarom handig om de cases niet al te groot te maken om lange rekentijden te voorkomen.

3.4 Weergeven

Met het menu onder weergeven kan de gebruiker de verschijningsvorm van de applicatie instellen (projectvenster aan/uit; berichtenvenster aan/uit; vensters of tabbladen, volgende of vorige venster/tabblad) en kan de gebruiker weergave opties voor kaarten instellen (zoom in; zoom uit; verplaats; kaartopties; legenda opties). De kaartopties en legenda opties worden uitgebreid behandeld in 6.2 'Het bewerken van kaarten'.

Met de optie wissen kan tekst in het berichtenscherf gewist worden. Dit kan overigens ook door met de rechter muisknop op het berichtenscherf te klikken en de optie wissen te kiezen.



3.5 Tools

De menu optie tools bevat momenteel 1 suboptie: het converteren of omzetten van kaartformaten. Aangezien het instrument alleen kan rekenen met het bil formaat kan het zijn dat invoerkaarten soms geconverteerd moeten worden. Het gaat hierbij om conversies binnen het grid formaat: dus bijvoorbeeld van grid ascii naar bil. De conversie kan ook andersom gedaan worden, mocht dat gewenst zijn. Vul om een kaart om te zetten het pad en de naam van het om te zetten bestand in (file) en het pad en de naam met de goede extensie van het resultaat bestand (destination path). Met een aantal opties (destination attributes) kunnen de eigenschappen van het resultaatbestand aangegeven worden.

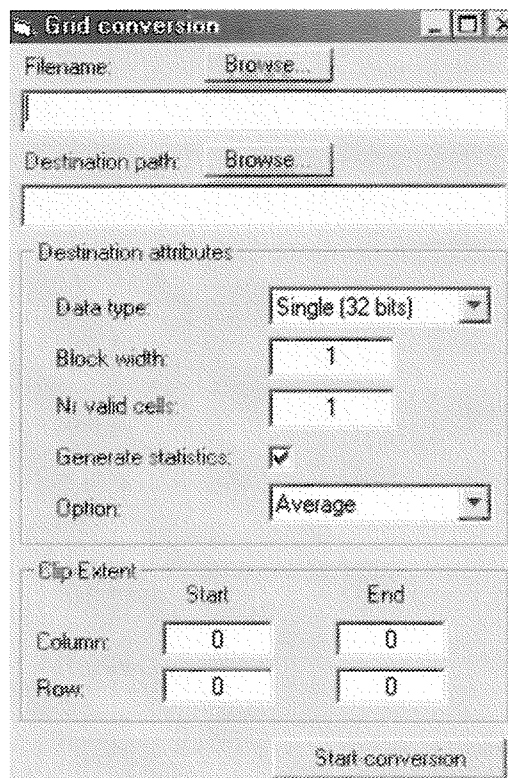
Destination attributes:

- Datatype: bij de conversie kan de gebruiker het datatype van de kaartgegevens opgeven: integer (16 bits) of scalar (32 bits). Deze optie kan gebruikt worden om integer kaarten aan te maken voor modelfuncties die kaarten van dit datatype nodig hebben. Dit betreft voorlopig alleen de deelgebiedenkaarten van de functies 'areatotal' en 'areaaverage' (Bijlage A).
- Block width: 2 (als je 2 invult: wordt van 2*2 cellen in de originele kaart 1 cel gemaakt (gridcelgrootte vergroot)).
- Number of valid cells: als het aantal valid cells in block width (bijv. 2*2 cellen) niet gehaald wordt, wordt een missing value weggeschreven.
- Generate statistics: als je deze aanzet wordt een .stx file aangemaakt met daarin de minimumwaarde en de maximumwaarde van een kaart.

- Option: average; bij de conversie wordt het gemiddelde genomen van de cellen in het 'block'; occurrence: meest voorkomende waarde wordt genomen (dit doe je bijv. bij een ecotopenkaart).

Clip extent:

Met deze laatste optie kun je een uitsnede maken door aan te geven uit welke range van rij- en kolomnummers de uitsnede moet bestaan. Standaard staan de rij- en kolomnummers op 0 zodat de gehele kaart wordt geconverteerd.



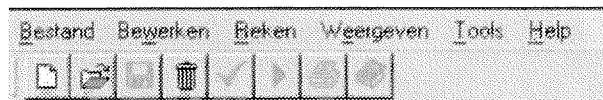
3.6 Help

Een help functie is niet geïmplementeerd en staat als wens genoteerd voor een volgende versie van het instrument.

4 Knoppenbalk

Met de 8 pictogrammen op de knoppenbalk in onderstaande figuur zijn de volgende 8 functies beschikbaar, in volgorde van links naar rechts:

- Nieuw (menu Bestand);
- Open (menu Bestand);
- Opslaan (menu Bestand);
- Verwijder (menu Bewerken);
- Verifiëren (menu Reken);
- Rekenen (menu Reken);
- Afdrukken (menu Bestand);
- Help (menu Help) NB niet beschikbaar!



5 Vullen van de kennis- en kaartendatabases

Zoals beschreven in hoofdstuk 2 kan de gebruiker de centrale databases voor soortmodellen, ecotopenclassificaties en kaarten niet wijzigen. De gebruiker kan wel eigen gebruikersdatabases aanmaken en vullen.

Database

Klik met muis op het kopje 'Soortmodellendatabase', 'Ecotopenclassificaties' of 'Kaartendatabase',

klik op bestand – nieuw

maak keuze voor aanmaak soortmodellendatabase met muis

geef naam op

klik op ok (of ga naar ok via tab)

Subdatabase

Klik met muis op bestaande database onder 'Soortmodellendatabase',

klik op bestand – nieuw

maak keuze voor aanmaak soortmodellendatabase met muis

geef naam op

klik op ok (of ga naar ok via tab)

6 Definitie van een soortmodel

6.1 Aanmaak soortmodel

Het aanmaken van een soortmodel kan in een soortmodellendatabase of in een case.
Klik in het navigatiescherf met muis op bestaande case of (sub)database onder 'Soortmodellendatabase',
klik op bestand – nieuw
maak keuze voor aanmaak soortmodel
geef naam op
klik op ok (of ga naar ok via tab)

6.2 Aanmaak kennisregels onder soortmodel

Dit gaat als volgt:
klik in het navigatiescherf met muis op bestaand model
klik op bestand – nieuw
geef naam op van kennisregel
klik op ok (of ga naar ok via tab)

6.3 Invullen kennisregels onder soortmodel

Open eerst de kennisregel. Het invullen van een kennisregel gaat vervolgens in 4 stappen:

1. Keuze voor het type kennisregel;
2. Invullen van invoervariabelen;
3. Invullen van uitvoervariabelen;
4. Invullen van eigenlijke kennisregel (klassenverdeling, gebroken lineair, univariaat, multivariaat).

6.3.1 Keuze voor het type kennisregel

Kies met muis een type kennisregel: klassenverdeling, gebroken lineair, univariaat of multivariaat volgens onderstaande figuur.

diepte

Soort kennisregel:

Invoer variabelen:

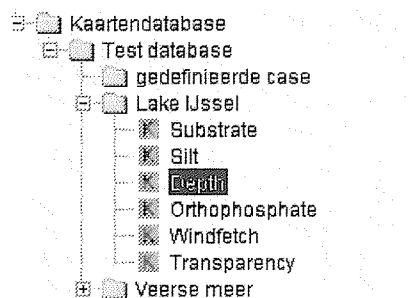
variabele	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
<input type="text" value="Gebroken lineair"/>				
<input type="text" value="Univariaat"/>				
<input type="text" value="Multivariaat"/>				

Uitvoer variabelen:

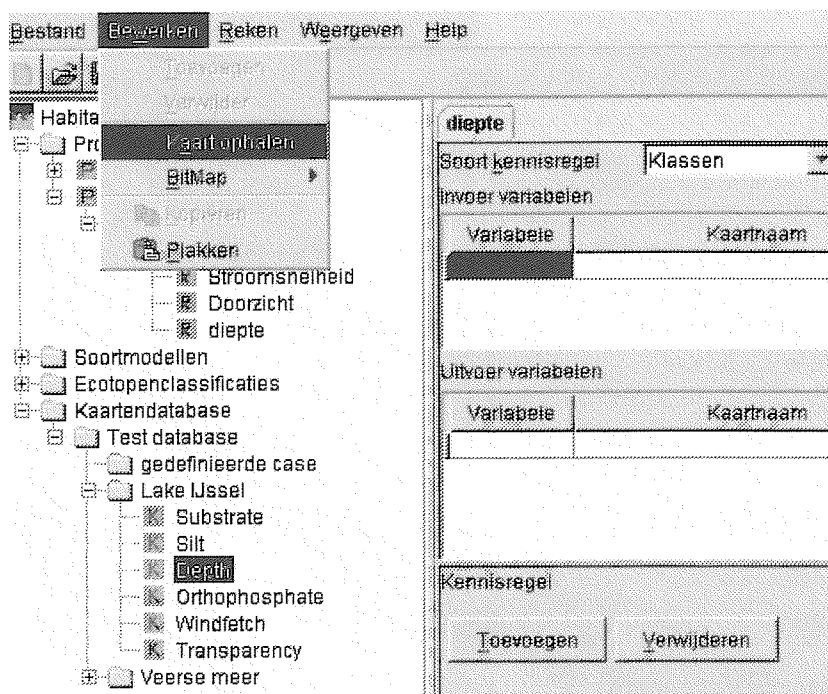
variabele	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
<input type="text"/>					

6.3.2 Invullen van invoervariabelen kennisregels

Het invullen van de tabel met invoervariabelen kan de gebruiker doen door alle kaartgegevens in te typen. Wanneer de gebruiker kaarten gebruikt die in de kaartendatabase staan, kan de gebruiker de kaartgegevens van deze kaart ook op eenvoudige wijze kopiëren. Dit gaat als volgt. Selecteer in databasebeheer scherm de kaart die als invoervariabele gebruikt moet worden.



Ga met muis naar de tabel met invoervariabelen in het geopende scherm van de kennisregel en klik op het veld van de variabele waar de kaartgegevens naar toe moeten (zie onderstaande figuur). Klik op Bewerken-Kaart ophalen. De kaartgegevens worden nu neergezet.



6.3.3 Invullen van de uitvoervariabelen in een kennisregel

Ga met muis naar tabel met uitvoervariabelen. Vul variabelennaam in en kaartgegevens. Van de kaartgegevens is alleen het bestand (naam en pad) verplicht. Sla de kennisregel op (via Bestand-Opslaan OF Ctrl-S OF aanklikken van icoontje van flop, zie 3.1 en 4).

Let op: bij multivariate functies zijn 2 of meer invoervariabelen mogelijk. Klik hierbij op 'Toevoegen' om een extra invoervariabele toe te kunnen voegen. Invoervariabelen kunnen verwijderd worden door op 'Verwijderen' te klikken. Hierbij wordt telkens de laatste variabele verwijderd.

6.3.4 Invullen van de kennisregel

Klassenverdeling

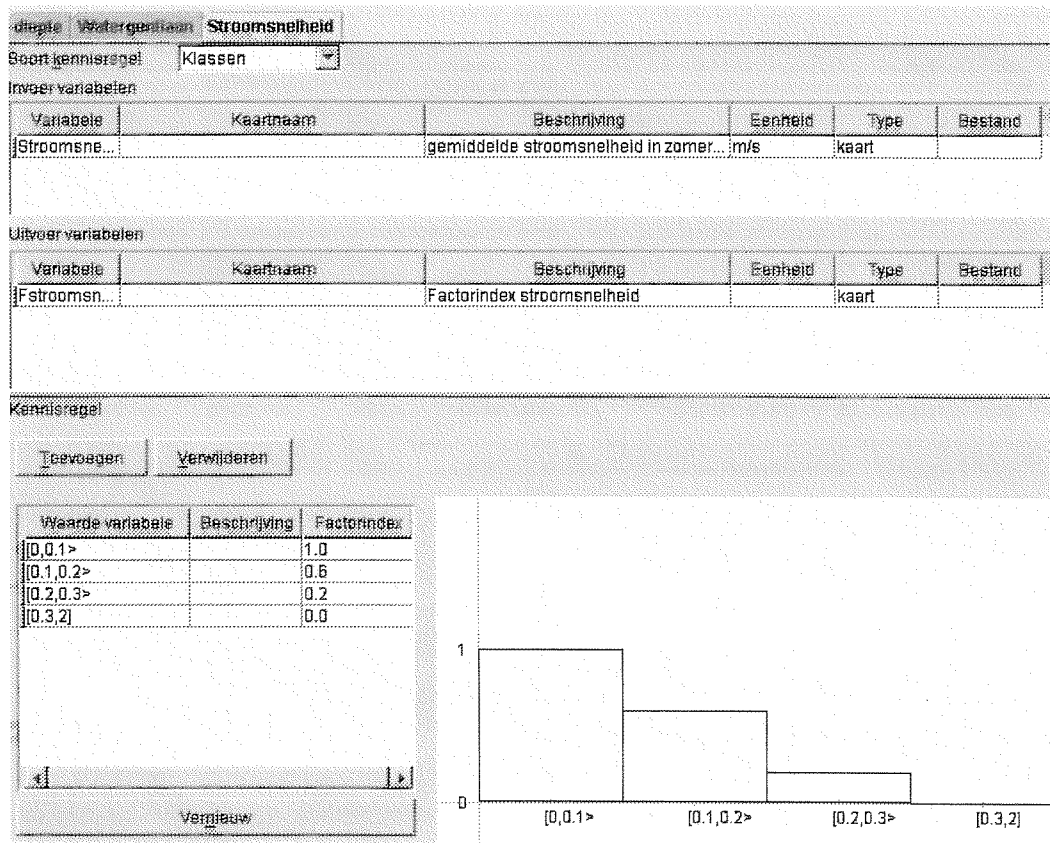
Vul de tabel in voor de klassenverdeling. Een voorbeeld van een ingevulde kennisregel is gegeven in onderstaande figuur. NB Deze tabel is ook in te vullen door een cellenblok vanuit excel te kopiëren en te plakken in het kennisregelscherm. Klik om te plakken de cel aan waar het blok heen moet en type Ctrl-v in. Wanneer het aantal regels in de klassentabel te klein is, kun je dit aantal vergroten door op toevoegen te klikken. Met verwijderen kan het aantal regels verkleind worden.

In de eerste kolom moet de klasserange of klassenwaarde ingevuld worden. Let op de syntax van de klasserange: een gesloten haak met symbool "[“ betekent dat de uiterste waarde van een range nog bij de range hoort, een open haak met symbool ">” betekent dat de uiterste waarde niet meer bij de range hoort.

In de tweede kolom kan de gebruiker een beschrijving geven van de klassenwaarden (klassenranges spreken voor zich).

In de derde kolom moet de geschiktheid van een klasse ingevuld worden (waarde tussen 0 en 1). Let op: x-waarden die buiten het bereik van de klassenverdeling liggen, leveren een no-data waarde op als resultaat. Een combinatiefunctie met een no-data waarde in één van de invoervariabelen levert vervolgens ook weer een no-data waarde op. Het is dus belangrijk om het bereik van de klassenverdeling goed te controleren. Wanneer de kennisregel bij een bepaald bereik van x een waarde van 0 moet opleveren, dient de gebruiker dit bereik actief op te geven (minimum en maximum). In onderstaande figuur is dit ook gedaan. De functie heeft een bereik van 0 tot 2, waarbij de functie een waarde 0 oplevert in de range van 0.3-2.

Klik op 'Vernieuw' als de tabel is ingevuld. Op het scherm verschijnt nu de grafiek.



Gebroken lineair

De gebroken lineaire kennisregel wordt gevormd door een tabeltje waarin de x - en y - waarden opgegeven ingevuld moeten worden van de breekpunten van de gebroken lineaire functie. Deze tabel kan net als die van de klassenverdeling ook weer ingevuld worden door een celblok te kopiëren vanuit Excel. Let op: evenals bij de klassenverdeling moet de gebruiker het bereik van de functie definiëren. De uiterste waarden van de functie kunnen met twee extra breekpunten worden opgegeven. Zie onderstaand voorbeeld in de figuur.

Boven de tabel met kennisregelgegevens kan de gebruiker de presentatie van de kennisregel in een grafiek opgeven. Het gaat om het bereik van de functie op de x -as en het interval op x -as en y -as.

Het is niet verplicht om deze gegevens in te vullen, maar het helpt de gebruiker wel om te controleren of de kennisregel correct is ingevuld. De grafiek wordt getoond door op 'Vernieuw' te klikken.

Doorzicht

Soort kennisregel:

Invoer variabelen

Variable	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
Doorzicht		Helderheid water in zomerhalfjaar, be...	cm	kaart	

Invoer variabelen

Variable	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type	Bestand
Fdoorzicht		Factorindex doorzicht		kaart	

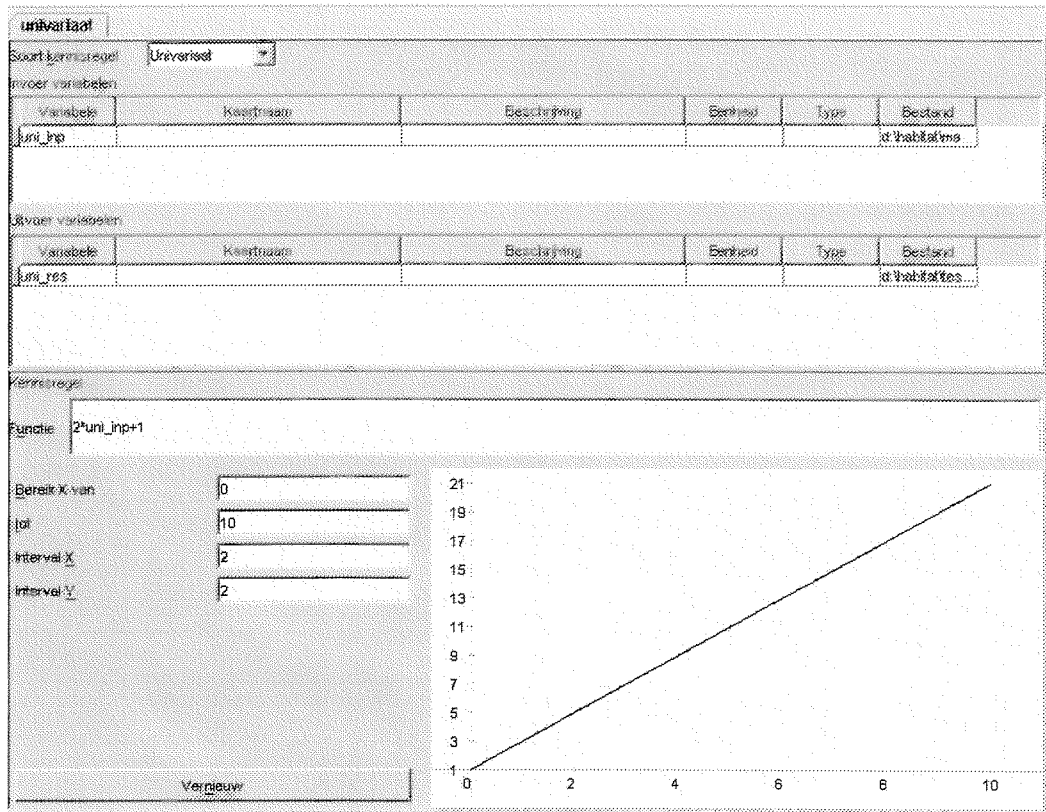
Kennisregel

Bereik X van:
 tot:
 interval X:
 interval Y:

X	Y
0.0	0.0
25.0	0.0
50.0	0.8
75.0	1.0
100.0	1.0

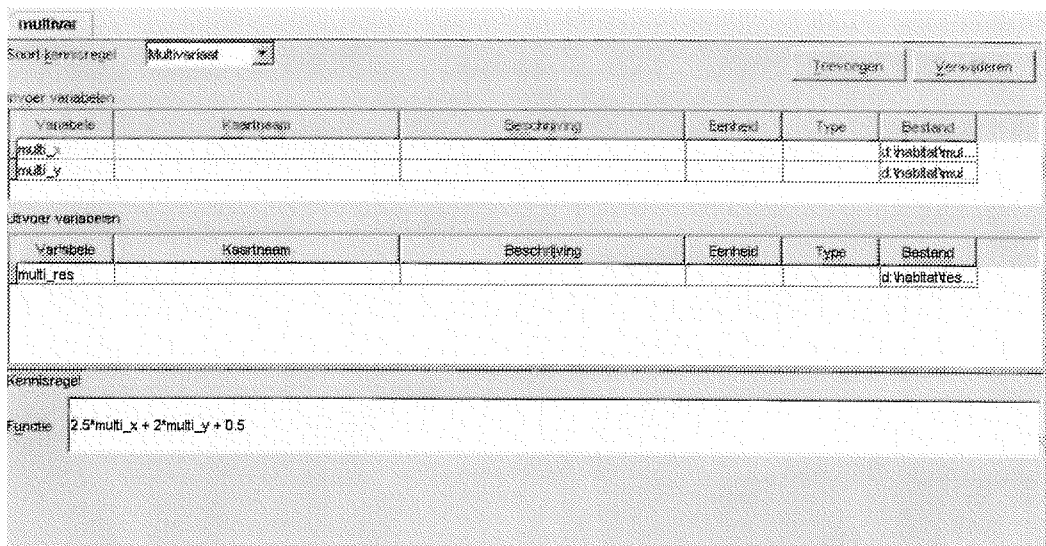
Univariaat

De univariate functie is een functie met 1 afhankelijke variabele: $y = f(x)$. De functie kan vrij gedefinieerd worden met een uitgebreide set aan aritmetische operatoren (+, -, log, / etc.). De syntax van de toegestane aritmetische operatoren is gegeven in bijlage A. Let op: in het veld waar de functie wordt ingevuld, moet alleen het rechterdeel ($f(x)$) van de functie $y=f(x)$ ingevuld worden. De uitvoervariabele y heeft de gebruiker reeds gedefinieerd in de daarvoor gemaakte tabel. Zie onderstaand voorbeeld.



Multivariaat

De multivariate functie is een functie met 2 of meer afhankelijke variabelen: $z = f(x,y)$. De functie kan vrij gedefinieerd worden met een uitgebreide set aan aritmetische operatoren (+, -, log, / etc.). De syntax van de toegestane aritmetische operatoren is gegeven in bijlage A. Let op: in het veld waar de functie wordt ingevuld, moet alleen het rechterdeel ($f(x,y)$) van de functie $z=f(x,y)$ ingevuld worden. De uitvoervariabele z heeft de gebruiker reeds gedefinieerd in de daarvoor gemaakte tabel. Zie onderstaand voorbeeld.



6.3.5 Aanmaak en invullen combinatiefuncties van modelscherm

Open het soortmodel. Ga met muis naar het ‘model’ scherm van het soortmodel. In de tabel met invoervariabelen staat een overzicht van de variabelen die in de onderliggende kennisregels gebruikt worden. Dit overzicht wordt telkens geactualiseerd als de gebruiker de kennisregels opslaat. NB In onderstaande figuur staat een voorbeeld uit het soortmodel van watergentiaan.

Watergentiaan

Combinatiefuncties

Toevoegen	Verwijderen	Vernieuw
HSIwatergentiaan = Fstroomsnelheid+Fdoorzicht		

Overzicht van variabelen

Variabelen	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type
Stroomsne...		gemiddelde stroomsnelheid in zomer...	m/s	kaart
Fstroomsn...		Factorindex stroomsnelheid		kaart
Doorzicht		Doorzicht	cm	kaart
Fdoorzicht		Factorindex doorzicht		kaart

Overzicht van combinatiefuncties

Variabelen	Kaartnaam	Beschrijving	Eenheid	Type
HSIwaterg...				

Meta informatie Model

Door op Toevoegen te klikken wordt een nieuwe combinatiefunctie aangemaakt. In het linkerdeel van de functie dient de gebruiker de variabele naam van de uitvoervariabele in te typen. In het rechterdeel kan de gebruiker de functie vrij definiëren met een uitgebreide set aan operatoren (zie bijlage A). De variabelen die de gebruiker tot zijn beschikking heeft, zijn die uit het overzicht van variabelen. Daarnaast mag de gebruiker ook variabelen gebruiken die reeds eerder in de case gedefinieerd zijn. Ook mag de gebruiker een uitvoervariabele van een combinatiefunctie gebruiken in een nieuwe combinatiefunctie die daaronder komt. Klik op “vernieuw” als de functie is ingevuld. De uitvoervariabele verschijnt dan in de onderste tabel met uitvoervariabelen. In deze tabel dient de gebruiker de gegevens, bestandsnaam en pad op te geven.

7 Definitie van een ecotopenclassificatie

7.1 Aanmaak ecotopenclassificatie

Het aanmaken van een ecotopenclassificatie kan in een ecotopenclassificatiedatabase of in een case.

Klik met muis op bestaande case of (sub)database onder 'Database voor ecotopenclassificaties',

Klik op bestand – nieuw

Maak keuze voor aanmaak ecotopenclassificatie.

Geef naam op

Klik op ok (of ga naar ok via tab)

7.2 Invullen ecotopenclassificatie

Open de ecotopenclassificatie.

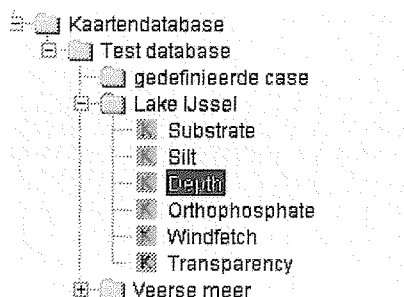
Het invullen van een ecotopenclassificatie gaat in 3 stappen die in de volgende paragrafen zijn toegelicht:

1. invullen invoervariabelen;
2. classificatietabel invullen;
3. invullen uitvoervariabele.

7.2.1 Invullen van de invoervariabelen in een ecotopenclassificatie

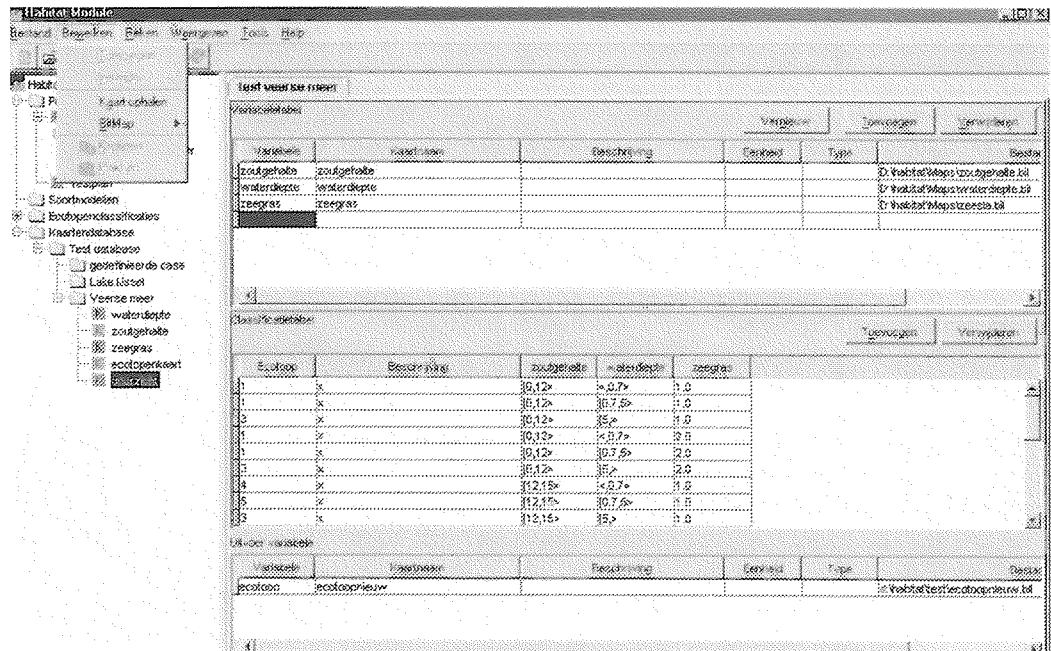
Het invullen van de tabel met invoervariabelen kan de gebruiker doen door alle kaartgegevens in te typen. Wanneer de gebruiker kaarten gebruikt die in de kaartendatabase staan, kan de gebruiker de kaartgegevens van deze kaart ook op eenvoudige wijze kopiëren naar de tabel in de ecotopenclassificatie. Dit gaat als volgt.

Selecteer in databasebeheer scherm de kaart die als invoervariabele gebruikt moet worden.



Ga met muis naar tabel met invoervariabelen

Klik op Bewerken-Kaart ophalen



Klik op 'Toevoegen' voor het toevoegen van een nieuwe variabele.
 Herhaal de zojuist beschreven bewerking voor het invullen of kopiëren van de kaartgegevens.
 Klik op 'Vernieuw' als alle variabelen zijn ingevuld. De invoervariabelen verschijnen als kolommen in de ecotopenclassificatietabel.

7.2.2 Invullen van de ecotopenclassificatietabel

Vul de tabel in voor de ecotopenclassificatie. NB Deze tabel is ook in te vullen door een cellenblok vanuit excel te kopiëren en te plakken in het kennisregelscherm. Klik om te plakken de cel aan waar het blok heen moet en type Ctrl-v in. Wanneer het aantal regels in de tabel te klein is, kun je dit aantal vergroten door op toevoegen te klikken. Met verwijderen kan het aantal regels verkleind worden.

In de eerste kolom moet waarde voor de af te leiden ecotoop ingevuld worden. De ecotoopwaarde moet een geheel getal zijn (integer). In de tweede kolom kan de gebruiker een beschrijving geven van de ecotopen. NB deze kolom kan de gebruiker later kopiëren naar de meta-informatie van de ecotopenkaart wanneer deze goed berekend is. In de derde en volgende kolommen moeten waarden of ranges van variabelen ingevuld worden, welke in combinatie tot de ecotoop in kolom 1 leiden. Let op de syntax van de variabelenrange: een gesloten haak met symbool "[>" betekent dat de uiterste waarde van een range nog bij de range hoort, een open haak met symbool ">" betekent dat de uiterste waarde niet meer bij de range hoort. Onderstaande figuur geeft een ingevuld voorbeeld.

test veersb meer

variabeletabel

variabele	kaartnaam	beschrijving	eenheid	type
zout	zoutgehalte			D:\q3266\testplanMa
diepte	waterdiepte			D:\q3266\testplanMa
zeegras	zeegras			D:\q3266\testplanMa

classificatietabel

ecotoop	beschrijving	zout	diepte	zeegras
1	Brak	[0,12>	<0,7>	1
1	Brak	[0,12>	[0,7,5>	1
3	Geul	[0,12>	[5,>	1
1	Brak	[0,12>	<0,7>	2
1	Brak	[0,12>	[0,7,5>	2
3	Geul	[0,12>	[5,>	2
4	Ondiep water met vegetatie	[12,15>	<0,7>	1
5	Diep water met vegetatie	[12,15>	[0,7,5>	1
3	Geul	[12,15>	[5,>	1

uitvoer variabele

variabele	kaartnaam	beschrijving	eenheid	type
ecotoop	ecotoopnieuw			d:\habitat\testen\ecot

Meta informatie Ecotoop

7.2.3 Invullen van de uitvoervariabelen in een ecotopenclassificatie

Ga met muis naar tabel met uitvoervariabelen

Vul variabelennaam in en kaartgegevens. Van de kaartgegevens is alleen het bestand (naam en pad) verplicht.

Sla de ecotopenclassificatie op (via Bestand-Opslaan OF Ctrl-S OF aanklikken van icoontje van fop, zie 3.1 en 4).

8 Definitie van een kaart

8.1 Aanmaken van een kaart

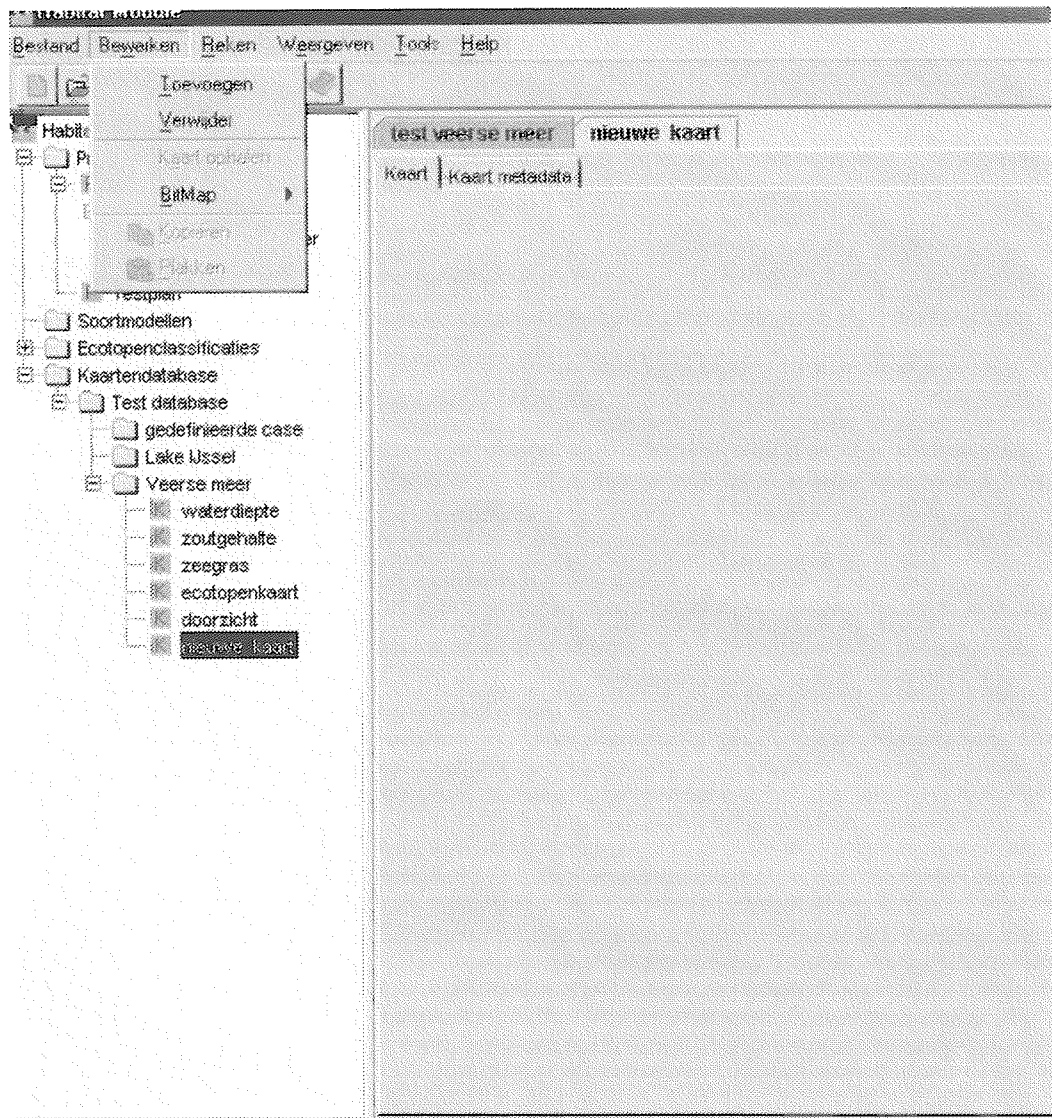
Ga op een kaartendatabase of subdatabase staan. Klik op Bestand-Nieuw. De gebruiker kan nu kiezen of hij een nieuwe kaart wil toevoegen of een nieuwe kaartendatabase. Kies voor 'Voeg een nieuwe kaart toe', geef vervolgens de naam op van de nieuwe kaart toe en klik op OK (of ga naar OK met tab toets). Nu wordt een nieuwe kaartnaam aangemaakt die nog gekoppeld moet worden aan een kaart op de harde schijf.

8.2 Kaartbestand toevoegen

Het kaarttype dat gebruikt mag worden is het BIL formaat. Dit type kaarten bestaat uit 3 bestanden: een bil file met de binaire kaartdata, een hdr file met daarin informatie over de coördinaten, missing value waarden e.a., en een stx file met daarin het minimum en maximum van de kaart om legenda goed in te kunnen schalen.

Open de nieuw aangemaakte kaart uit 8.1. Klik op Bewerken-Toevoegen. Zie onderstaand voorbeeld. **Let op: om het visualisatietool te activeren is een zogenaamde 'windows event' nodig. Klik hiertoe een keer met de muis op het werkscherm of beweeg met de muis in het werkscherm.** Wacht dan tot de optie Bewerken Toevoegen toegankelijk wordt (tekst 'Toevoegen' wordt zwart). Selecteer nu een kaartbestand op de harde schijf of het netwerk. Het kaartbestand wordt nu gekoppeld en de kaart verschijnt in het werkscherm.

Een eenvoudig alternatief om een kaartbestand te koppelen aan de kaartnaam in de database is door in het scherm kaart metadata bij 'Bestand' het pad en de bestandsnaam van de te koppelen kaart in te typen.



Kaart metadata

In het tabblad met kaart metadata kan de gebruiker meta-informatie over de kaart opslaan. Het gaat om de kaartgegevens die ook in de in- en uitvoer tabellen van de kennisregels en modellen staan (Variabele, Beschrijving, Eenheid, Type, Bestand). Daarnaast is er een veld 'Overig' waar de gebruiker overige informatie kwijt kan. Een gebruiker zou hier bijvoorbeeld de legendasleutel van een vegetatiekaart of anders in kunnen zetten.

Let op: wanneer de gebruiker een van de velden niet invult, wordt het veld in de invoertabel waar de kaartgegevens worden opgehaald ook leeg.

9 Werken met projectendatabase

9.1 Aanmaak project

Ga op de 'Projectendatabase' staan met de muis. Klik op Bestand-Nieuw. Geef de naam op van het project. Open het project. Vul de meta-informatie in van het project.

9.2 Aanmaak case

Ga op een specifiek project staan met de muis. Klik op Bestand-Nieuw. Geef de naam op van de nieuwe case. Open de case. Een case bestaat uit twee tabbladen. Eén scherm bestaat uit meta-informatie. Het ontwerp hiervan is gelijk aan dat van een project. Het andere scherm bestaat uit een overzicht van in- en uitvoervariabelen die in een case gebruikt worden. Bij een nieuw aangemaakte case is dit overzicht uiteraard nog leeg. Het overzicht wordt automatisch ingevuld wanneer de gebruiker in- en uitvoervariabelen definieert in de modellen met kennisregels en de ecotopenclassificaties, en deze vervolgens bewaart. De gekoppelde kaartbestanden van invoervariabelen en de bestandsnamen van de uitvoervariabelen kunnen in dit overzichtsscherm wel ingevuld of gewijzigd worden. Dit gaat met de optie 'Bewerken-Kaart ophalen' (alleen voor invoervariabelen, zie hoofdstuk 3.2) of door het intypen van bestandsnamen.

9.3 Aanmaken/toevoegen model

In een case worden soortmodellen en/of ecotopenclassificaties toegepast op een studiegebied. Deze modellen kunnen in een case nieuw gedefinieerd worden, of bestaande modellen uit een database kunnen worden geselecteerd. Beide opties staan hieronder toegelicht.

9.3.1 Aanmaken soortmodel/ecotopenclassificatie

Ga in het navigatiescherm op een specifieke case staan met de muis. Klik op Bestand-Nieuw. Maak een keuze met de muis voor hetzij een nieuw soortmodel, hetzij een nieuwe ecotopenclassificatie. Geef de naam op van het nieuwe soortmodel of de nieuwe ecotopenclassificatie. Het nieuw aangemaakte soortmodel met kennisregels of de nieuw aangemaakte ecotopenclassificatie kan nu ingevuld worden volgens hoofdstuk 6 en 7.

9.3.2 Toevoegen soortmodel/ecotopenclassificatie

Wanneer de gebruiker een bestaand model uit een van de databases wil toepassen, kan hij het model als volgt toevoegen aan de case. Open de case waar het model aan toegevoegd moet worden. Klik het gewenste sjabloonmodel (soortmodel/ecotopenclassificatie) aan in het navigatiescherm. Ga naar menu Bewerken-Toevoegen.

Geef de naam op van het nieuwe model in de case in het hiervoor verschenen scherm. Het model wordt nu in de case gezet. Het soortmodel met kennisregels of de ecotopenclassificatie kan nu ingevuld worden volgens hoofdstuk 6 en 7.

9.4 Meerdere modellen in een case

De gebruiker kan meerdere modellen in een case neerzetten. De rekenvolgorde is hierbij overeenkomstig de volgorde waarin de modellen in de case staan. Binnen een model is de rekenvolgorde zo dat eerst de kennisregels berekend worden, en dan de combinatiefuncties in het model. De kennisregels en combinatiefuncties worden berekend in volgorde van voorkomen.

Het voordeel van meerdere modellen in een case is dat resultaatvariabelen van een model gebruikt kunnen worden als invoervariabelen van een hierop volgend model. De variabelenaam en kaartgegevens dienen dan exact hetzelfde te zijn. Zodra een variabelenaam dubbel voorkomt in een case en de kaartgegevens zijn niet hetzelfde, geeft het instrument een waarschuwing. Het instrument geeft aan dat het de meest recente kaartgegevens gebruikt om de kaartgegevens van dezelfde variabele elders in de case te actualiseren (overschrijven).

Let op: de optie om meerdere modellen in een case te gebruiken werkt nog niet voor een combinatie van soortmodellen en ecotopenclassificaties. Dit komt omdat de ecotopenclassificaties standaard als laatste in een case worden doorgerekend, onafhankelijk van de volgorde waarin ze in de case staan.

9.5 Verifiëren en doorrekenen case

Open de case. Ga via het menu naar Rekenen en kies voor de optie 'Verifiëren'. Met deze optie wordt gecontroleerd of bij alle invoervariabelen de benodigde invoerbestanden correct ingevuld zijn. Merk op dat wanneer een case nog niet geverifieerd is, deze ook nog niet doorgerekend kan worden. Bij de optie verifiëren is het zo dat een boodschap verschijnt, wanneer de invoervariabelen en gekoppelde kaartbestanden incorrect zijn. Wanneer ze correct zijn, blijft het boodschappenscherf leeg.

Wanneer het verifiëren geen foutmelding oplevert, kan de case doorgerekend worden. Doe dit via de menu optie Rekenen-Start. De case wordt nu doorgegeven aan het reken GIS PCRaster. Dit voert alle berekeningen uit. Eventuele foutmeldingen verschijnen in het boodschappenscherf. Bij een succesvolle berekening verschijnt in het navigatiescherf onder de doorgerekende case een map 'Uitvoer'. Hieronder staan alle resultaatkaarten. De gebruiker kan de uitvoermap uitklappen, en vervolgens de resultaatkaarten één voor één bekijken, bewerken en afdrukken of bewaren als bmp file.

10 Acties na berekening case

10.1 Exporteren project of case (en importeren)

Met het exporteren en importeren van cases kunnen cases onderling uitgewisseld worden door gebruikers. De geëxporteerde cases zijn individuele xml bestanden die via e-mail verstuurd kunnen worden. Daarnaast kunnen geëxporteerde cases gebruikt worden als back-up files of archief files. Exporteren/importeren gaat via de menu optie Bestand-Im/Exporteren. Deze staat beschreven in 3.1. Let op: kaartbestanden die in een case als invoer gebruikt worden of als resultaat zijn berekend worden niet standaard meegeëxporteerd. Indien nodig moet de gebruiker deze apart verzamelen en opsturen.

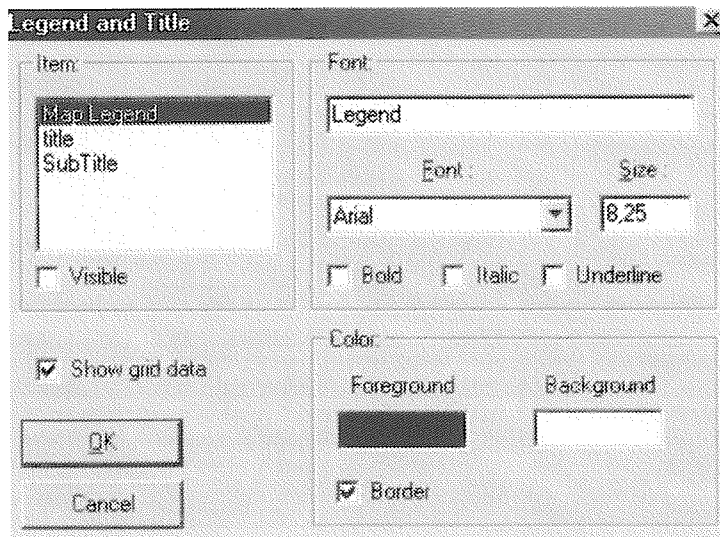
10.2 Bewerk kaarten voor presentatie

De gebruikte invoerkaarten of berekende resultaatkaarten kunnen door de gebruiker uitgevoerd worden als bestanden van het bmp formaat, om deze vervolgens op te kunnen nemen in rapportages of presentaties. Er zijn verschillende presentatie opties om de kaart naar de wens van de gebruiker te visualiseren. Deze presentatie opties zijn via het menu te bereiken: Bestand-Weergeven (zie hoofdstuk 3.4).

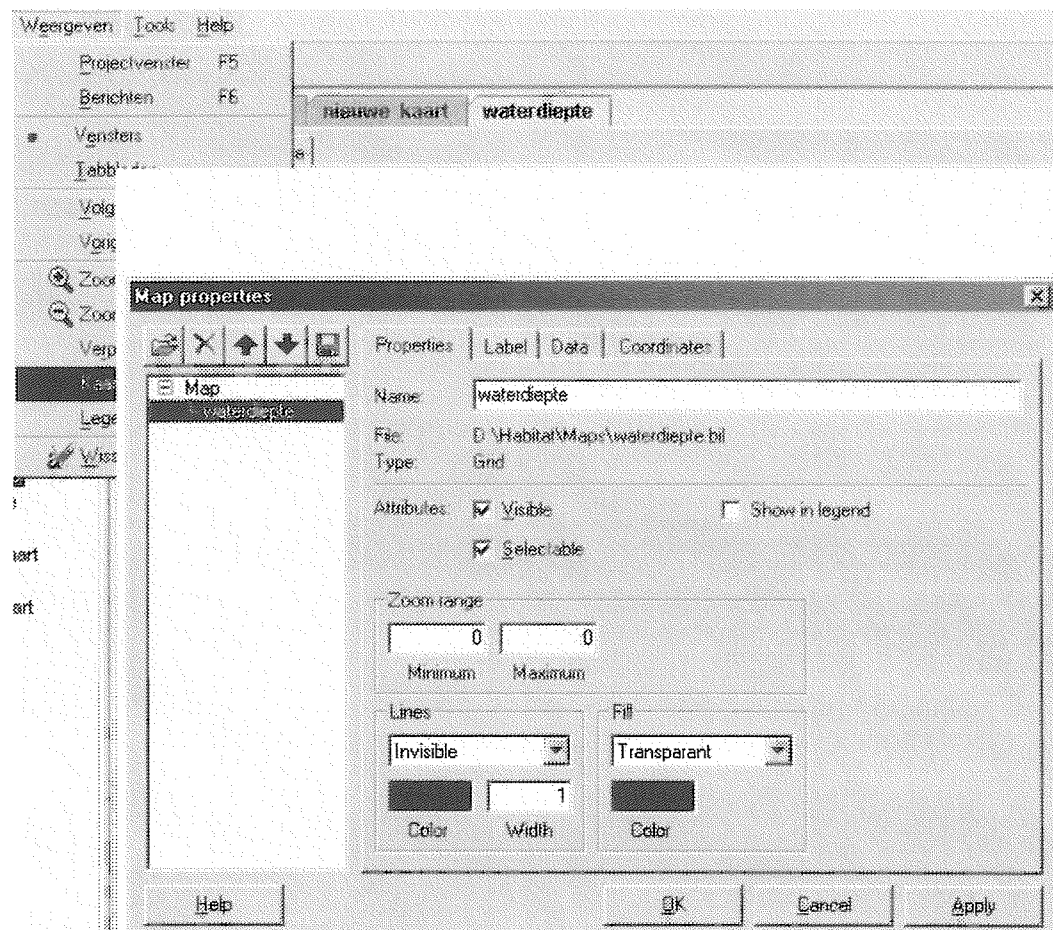
1. zoom in;
2. zoom uit;
3. verplaats;
4. legenda-opties voor legendatitel en kaarttitels;
5. kaart-opties voor legenda-eenheden en legenda-indeling.

De opties zoom-in, zoom-uit en verplaats worden door middel van de muis aangestuurd en spreken verder voor zich.

Met de optie 'legenda-opties' kan de gebruiker instellen of hij een legenda wil laten zien, of deze legenda een titel moet hebben, en of de kaart als geheel een titel en/of een subtitel moet hebben. Bij de keuze voor een legenda moet de gebruiker ook aanklikken of hij grid-data wil laten zien in de kaart (Show grid data). Zie onderstaand scherm.

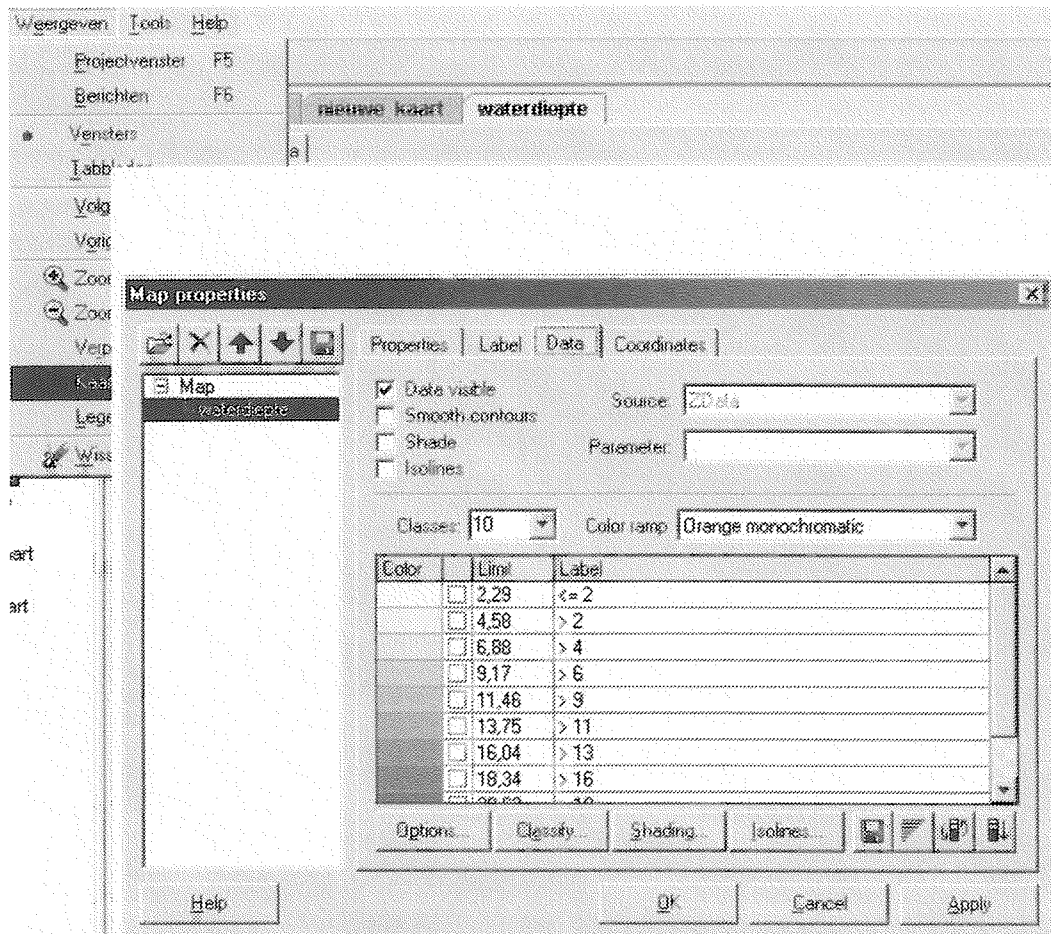


Met de 'kaart-opties' kan de gebruiker de legenda-eenheid instellen en de legenda-indeling. De kaart opties zijn: Properties, Label, Data en Coördinaties. Met properties geeft de gebruiker aan of de gridgegevens zichtbaar moeten zijn. Deze optie bestaat omdat in het visualisatietool verschillende kaarten geladen kunnen worden, die wel of niet zichtbaar moeten zijn afhankelijk van de presentatiewensen. Zie onderstaand scherm.

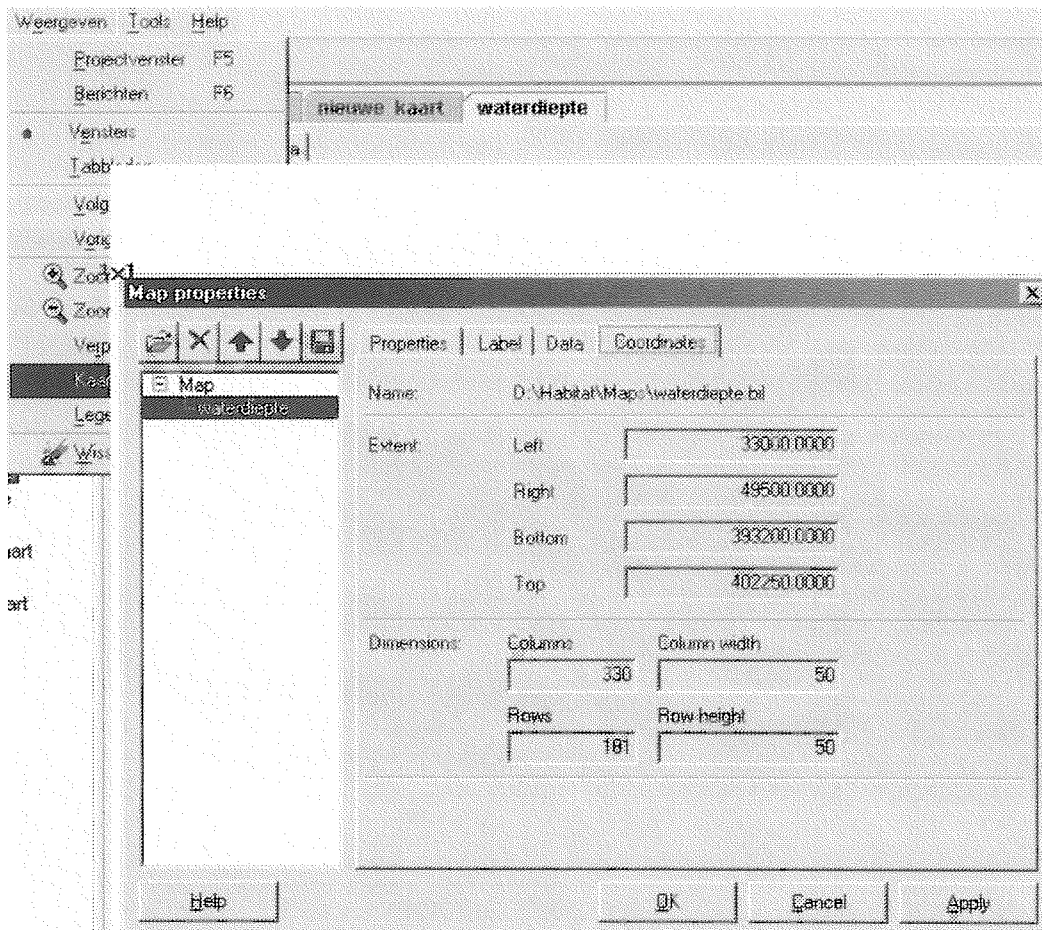


De optie label is alleen relevant voor puntgegevens en wordt hier niet verder toegelicht.

Met de kaartoptie Data kan de gebruiker de legenda instellen. Het gaat hierbij om de klassenindeling, de bijbehorende tekst (labels) en de kleuren. Zie onderstaand scherm. Let op: wanneer de gebruiker de klassenindeling met de hand invult, dient hij een '.' te gebruiken voor decimalen. Deze instelling staat toegelicht onder 'Classify', alsmede een heel aantal verschillende opties voor de klassenindeling.



Met de kaartoptie Coördinaties kan de gebruiker de coördinaten van de kaart inzien. Deze zijn niet wijzigbaar. Zie onderstaand scherm.



10.3 Bewaar kaarten/ soortmodellen/ ecotopenclassificaties als sjabloon in databases

De kaarten, soortmodellen en ecotopenclassificaties die in de projecten en cases gemaakt zijn, kunnen gekopieerd worden naar de databases, zodat ze voor andere gebruikers of in andere cases opnieuw gebruikt kunnen worden. Dit gaat als volgt:

- Open soortmodel, ecotopenclassificatie of kaart
- Klik gewenste database of subdatabase aan
- Ga naar Bestand-Opslaan als Sjabloon
- Geef nieuwe naam op in verschenen scherm

NB Gebruikers zonder beheerdersversie van het instrument kunnen kaarten, soortmodellen en classificaties niet opslaan in de zogenaamde centrale databases. Deze zijn afgeschermd om wijzigingen onmogelijk te maken. De gebruikers kunnen voor het opslaan in databases eigen gebruikersdatabases aanmaken (zie hoofdstuk 5).

Bijlagen

A Syntax van beschikbare PCraster functies

Maximize, minimize functies

max()

For each cell, determines the maximum value of multiple expressions and assigns it to the corresponding cell for the result.

min()

For each cell, determines the minimum value of multiple expressions and assigns it to the corresponding cell for the result.

Arithmic operators, trigonometric, exponential, logarithmic functions

Multiplies the values of two expressions and sends this product to the result, on a cell-by-cell basis.

Calculates the n-th power of a first expression, where n is the value on a second expression, and sends it to the result, on a cell-by-cell basis.

-

Subtracts the value of the second expression from the value of the first expression and assigns this difference to the result, on a cell-by-cell basis.

+

Adds the values of two expressions and assigns this sum to the result, on a cell-by-cell basis.

/

Divides the value of a first expression by the value of a second expression and assigns this quotient to the result, on a cell-by-cell basis.

acos()

Calculates the inverse cosine of an expression, on a cell-by-cell basis.

asin()

Calculates the inverse sine of an expression, on a cell-by-cell basis.

atan()

Calculates the inverse tangent of an expression, on a cell-by-cell basis.

cos()

Calculates the cosine of an expression, on a cell-by-cell basis.

exp()

Calculates the exponential of an expression, on a cell-by-cell basis.

ln()

Calculates the natural logarithm of an expression, on a cell-by-cell basis.

log10()

Calculates the 10-based logarithm of an expression, on a cell-by-cell basis.

sin()

Calculates the sine of an expression, on a cell-by-cell basis.

sqr()

Calculates the square of an expression, on a cell-by-cell basis.

sqrt()

Calculates the square root of an expression, on a cell-by-cell basis.

tan()

Calculates the tangent of an expression, on a cell-by-cell basis.

Map/area/cellarea functies

maptotal()

Geeft de som van alle cellen in een kaart die een waarde hebben. Cellen met een no-data waarde worden dus niet meegenomen. Wanneer de hele kaart uit no-data waarden bestaat is het resultaat 0.

Syntax in combinatiefuncties:

Result = maptotal(Expression)

Expression			
1	2	3	4
0	0	1	1
0	0	2	2
1.E-31	1.E-31	1	1

In bovenstaand voorbeeld levert Result een kaart op, met in elke cel de waarde van 18: de som van alle celwaarden.

maparea()

Geeft het oppervlak van alle cellen in een kaart die een waarde hebben (ook 0 is een waarde). Cellen met een no-data waarde worden dus niet meegenomen. Wanneer de hele kaart uit no-data waarden bestaat is het resultaat 0.

Syntax in combinatiefuncties:

Result = maparea(Expression)

Expression			
1	2	3	4
0	0	1	1
0	0	2	2
1.E-31	1.E-31	1	1

In bovenstaand voorbeeld levert Result een kaart op, met in elke cel dezelfde waarde van 14*celoppervlak op. Bij een celoppervlak van 100 is deze waarde dus 1400.

areatotal()

Geeft de som van alle celwaarden binnen een bepaalde klasse of deelgebied. Bijvoorbeeld de som van alle celwaarden van een biomassakaart in deelgebieden (IJsselmeergebied onderverdeeld in randmeren, Markermeer, IJsselmeer)

Syntax in combinatiefuncties:

Result = areatotal(Expression, Class)

Class: kaart met onderverdeling in deelgebieden of klassen, aangegeven met een integer waarde. Elke waarde staat voor een verschillend deelgebied of klasse. Cellen met een corresponderende waarde horen bij hetzelfde deelgebied of bij dezelfde klasse.

Expression: kaart met waarden die opgeteld dienen te worden (bijvoorbeeld een biomassakaart).

Voor elke klasse in expr.map worden de waarden van de cellen van een klasse of deelgebied gesommeerd. Deze som wordt toegekend aan alle cellen in een klasse of deelgebied. Dit wordt voor elke klasse gedaan, het resultaat wordt bewaard in Result. Zie onderstaand voorbeeld.

Expression			
1	2	3	4

Zie onderstaand voorbeeld:

Expression			
1	2	3	4
0	0	1	1
0	0	2	2
1.E-31	1.E-31	1	1
Class			
1	1	0	0
1	1	2	2
1	1	2	2
1	1	2	2
Result			
0.5	0.5	3.5	3.5
0.5	0.5	1.3333	1.3333
0.5	0.5	1.3333	1.3333
0.5	0.5	1.3333	1.3333

cellarea()

Geeft het oppervlak per gridcel. De functie cellarea() wordt gebruikt in rekenopdrachten met bestaande kaart(en), waarbij de functie cellarea() dan de waarde heeft van het gridceloppervlak van deze bestaande kaart(en). In zo'n rekenopdracht bevat de functie cellarea() zelf geen kaart tussen de haakjes. Zie onderstaand voorbeeld.

NB Deze functie kan gecombineerd worden om bijvoorbeeld het oppervlak optimaal HABITAT te berekenen.

Per gridcel:

Areaaloptimaal_HABITAT_pergridcel = Habitatgeschiktheid*cellarea()

Som van de kaart:

Totaalareaal_optimaalHABITAT = maptotal(Habitatgeschiktheid*cellarea())

Nota Bene:

Voor de areatotal en areaaverage functies zijn deelgebiedenkaarten of klassenkaarten nodig om de functies op toe te passen. In het habitatinstrument is geen speciale functionaliteit ontworpen om deze kaarten aan te kunnen maken, maar het is wel mogelijk om hiervoor de bestaande functionaliteit voor ecotopenclassificaties te gebruiken als een algemene functie voor kaartclassificaties. In de classificatietabel kun je bijvoorbeeld de berekende habitatgeschiktheid uit een soortmodel classificeren tot deelgebieden met een range in habitatgeschiktheid:

[0,0.2>	1
[0.2,0.4>	2
[0.4,0.6>	3
[0.6,0.8>	4
[0.8,1>	5

Deze classificatie kan de gebruiker dan het beste in een aparte case plaatsen en doorrekenen. De resultaatkaart hiervan is dan te gebruiken in de case waarin de area functies gebruikt moeten worden. De resultaatkaart van een ecotopenclassificatie levert per definitie een klassenkaart op die geschikt is voor gebruik in de area functies. Wanneer andere kaarten gebruikt worden, is het belangrijk dat deze kaarten van het datatype integer zijn (16 bits per cel). Het datatype van een kaart kan aangepast worden tot integer met de functionaliteit 'Omzetten van kaarten'. Hierbij kan de gebruiker het aantal bits per cel opgeven (zie hoofdstuk 3.5).

0	0	1	1
0	0	2	2
1.E-31	1.E-31	1	1

Class

1	1	0	0
1	1	2	2
1	1	2	2
1	1	2	2

Result

3	3	7	7
3	3	8	8
3	3	8	8
3	3	8	8

areaarea

Geeft het oppervlak van het deelgebied of de klasse waar een gridcel toe behoort (Bijvoorbeeld het oppervlak aan HABITAT voor de geschiktheidsklassen 1, 2, 3, 4 en 5 (staand voor geschiktheid van 0-0.2, 0.2-0.4 etc.))

Syntax in combinatiefuncties:

Result=areaarea(Class)

Toelichting Class zie areatotal

Onderstaand voorbeeld gaat uit van een celoppervlak van 1. Stel dat het celoppervlak 100 zou zijn, dan zouden de waarden van Result 100 keer zo hoog zijn.

Class

1	1	0	0
1	1	2	2
1	1	2	2
1	1	2	2

Result

8	8	2	2
8	8	6	6
8	8	6	6
8	8	6	6

areaaverage

Geeft het gemiddelde van alle celwaarden binnen een bepaalde klasse of deelgebied. Bijvoorbeeld de gemiddelde habitatgeschiktheid van een soort per watersysteem (IJsselmeergebied onderverdeeld in randmeren, Markermeer, IJsselmeer)

Syntax in combinatiefuncties:

Result=areaaverage(Expression, Class)

Toelichting Expression en Class zie areatotal

B Bekende problemen

Het openen van een kaart gebeurt pas na een zogenaamde ‘windows event’ in het werkscherm, die de gebruiker laat optreden door een klik of beweging met de muis in het werkscherm.

Wanneer je een object verwijdert waarvan de inhoud nog geopend is in het werkscherm, blijft dit werkscherm nog in beeld nadat het object verwijderd is. De gebruiker moet dit scherm dan nog sluiten. Na het sluiten van het scherm is het object correct verwijderd.

Het sluiten en bewaren van kaarten kan via het menu of via de functietoetsen. Soms gebeurt er echter niets als je de functietoetsen intypt. Dit is soms wel en soms niet het geval en niet goed te reproduceren. Via het menu gaat het wel altijd goed.

Een geëxporteerd project blijkt je te kunnen importeren onder een ander project, hoewel dit niet zou moeten. Het is dan wel leeg dus kan geen fouten veroorzaken.

Op het moment dat een case alleen nog maar een leeg soortmodel of een lege ecotopenclassificatie bevat, geeft het commando case verificatie geen enkele boodschap af.

In het grafiekje van de univariate functie begint de y-as bij 1 in plaats van 0. Dit is het geval een geheel nieuwe kennisregel begonnen wordt. In een andere situatie waarbij we in een bepaalde kennisregel eerst een gebroken lineaire functie hadden gedefinieerd, maar daarna toch voor univariaat hadden gekozen, begon de y-as wel bij 0.

Het is het beste om niet te veel modellen onder een case te hangen. Wanneer de gebruiker namelijk modellen wijzigt in een case, zijn de resultaten niet meer geldig en worden deze verwijderd. De case dient dan in zijn geheel opnieuw doorgerekend te worden.

Ecotopenclassificaties en soortmodellen kunnen het beste in verschillende cases worden doorgerekend. Op dit moment is het zo dat het resultaat van een ecotopenclassificatie niet gebruikt kan worden als invoer in een hierop volgend soortmodel (dit probleem is opgenomen in de wensenlijst voor toekomstige ontwikkelingen).

ZWS2923/Q3606/sh

memo

Aan : Dick J. de Jong
 Van : Marjolijn Haasnoot
 Betreft : beschrijving uitbreiding Habitat Q3606
 Datum : 2 december 2003
 Kopie : Guda van der Lee, Harm Duel, Jeroen Wijsman, JanJaap Brinkman, Rob Brinkman,
 Karin Stone, Marcel Ververs
 Afhandeling:

Deze memo bevat een beschrijving van de uitbreiding van Habitat ten behoeve van het project Q3606.

Het project had tot doel HABITAT uit te breiden met twee modules, te weten:

1. **uitvoeren van een eenvoudige statistiek** op de gemaakte habitat en ecotopenkaarten. Onder statistiek valt minimum, maximum, gemiddelde, mediaan, standaarddeviatie van de hele kaart, een ingezoomd deel en van een of meerdere deelgebieden. Daarnaast is het mogelijk om zowel voor klassegrenzen het oppervlak te kunnen bepalen.
2. **mogelijk maken van invoer van grids met verschillende gridgrootte en hoekpunt**. Het gaat hierbij zowel om grids waarvan de gridlijnen over elkaar heen vallen en waarbij dit niet het geval is. Hiertoe is de bestaande gridconversie tool uitgebreid.

Beschrijving Statistiek module

Ten behoeve van het project Q3606 in opdracht van RIKZ is het Habitat instrument uitgebreid met een statistiekmodule. Onder statistiek valt minimum, maximum, gemiddelde, mediaan¹, standaarddeviatie van de hele kaart, een ingezoomd deel en van een of meerdere deelgebieden. Daarnaast moet het mogelijk zijn om zowel voor standaard klassegrenzen als voor zelf op te geven grenzen het oppervlak te kunnen bepalen. In deze memo wordt de functionaliteit kort beschreven.

Om statistiek over een kaart te verkrijgen, kan de gebruiker op hetzelfde niveau als de modellen, ecotopenclassificatie en de uitvoerkaarten 'statistiek' toevoegen. Dit wordt dan zichtbaar in het navigatiescherm aan de linkerkant van het scherm. Vervolgens kan in het werkgebied (rechter venster) de volgende informatie worden aangegeven:

- invoerkaart(en) (ecotopenkaart/habitatgeschiktheidskaart);
- gebiedsindelingskaart (ecotopenkaart of gebiedenkaart);
- inzoommasker (door twee hoekpunten op te geven);
- klassegrenzen voor beide kaarten;
- uitvoerbestand.

De eenvoudige statistiek wordt standaard uitgevoerd op de gehele invoerkaart. Optioneel kan worden gekozen om de berekening voor een deel van het gebied te laten uitvoeren. Hiervoor moet een inzoommasker worden ingevoerd, middels twee hoekpunten. Deze hoekpunten (in het coördinatenstelsel van de kaart (wereld coördinatenstelsel)) kun je zelf invullen of kopiëren vanaf een openstaande kaart. De coördinaten worden afgerond op gehele getallen. Dit gaat als volgt:

- open een bestaande kaart,
- zoom in op deel waarover je de statistiek wil berekenen,

¹ Bij het geval van een even aantal waarnemingen is er geen middelste waarde en kan men kiezen voor het middelen van de 2 middelste waarden of voor de hoogste van die twee middelste waarden. Op dit moment is gekozen voor de hoogste waarde.

- ga naar 'bewerken, coördinaten kopiëren',
- ga vervolgens naar het statistiek werkblad en
- ga naar 'bewerken, coördinaten plakken'.

Afhankelijk van het type kaart (nominaal of scalair) wordt de uitvoer berekend volgens tabel 1 of 2. Het oppervlak is weergegeven in hectares.

Tabeltype 1

Kaartnaam	Oppervlakte
1	900
2	900
3	1200
4	300

Tabeltype2

Kaartnaam	Waarde
Opp	3300
Som	9,73
Min	0
Max	1
Gem	0,294
Sd	0,365
Med	0,1

Daarnaast kan worden gekozen om de berekening te laten uitvoeren voor deelgebieden (kies middels pulldown menu voor deelgebied). Hiertoe moet een gebiedsindelingskaart worden ingevoerd. Ook hier is de uiteindelijke tabel afhankelijk van het type kaart (nominaal geeft Tabel Type kruis-1; scalair geeft Tabel Type kruis-2).

Tabel type kruis1. Uitvoertabel met nominale onderwerpkaart en nominale gebiedsindelingskaart.

Kaartnaam gebiedsindelingskaart	Kaartnaam onderwerpkaart			
	1	2	3	4
3	0	0	0	30000
5	90000	0	80000	0
6	0	60000	0	0
7	0	30000	30000	0

Tabel type kruis 2. Uitvoertabel van scalaire onderwerpkaart en nominale gebiedsindelingskaart.

Kaartnaam gebiedsindelingskaart	Kaartnaam onderwerpkaart						
	Opp	Som	Min	Max	Gem	Sd	Med
3	30000	0,72	0,20	0,29	0,24	0,0458	0,23
5	180000	0,90	0,00	0,10	0,05	0,05	0,05
6	60000	6,00	1,00	1,00	1,00	0,0000	1,00
7	60000	2,11	0,20	0,50	0,35	0,16	0,36

Een nominale onderwerpkaart en scalaire gebiedsindelingskaart leveren tabel type kruis 2-1 op. Per getal van de onderwerpkaart wordt de basisstatistiek van de gebiedsindelingskaart gegeven. In feite delen de getallen van de onderwerpkaart de andere kaart als gebied in. In dit geval werkt het dus andersom, omdat bij een scalaire gebiedenkaart zonder klassegrenzen oneindig veel gebieden mogelijk zijn. Wanneer er twee scalaire kaarten worden ingevoerd (bij onderwerp en gebiedenkaart) wordt een simpele statistiek voor beide kaarten berekend (tabel type kruis2-2).

Tabel type kruis 2-2. Uitvoertabel van nominale onderwerpkaart en scalaire gebiedsindelingskaart.

Kaartnaam onderwerpkaart	Kaartnaam gebiedsindelingskaart						
	Opp	Som	Min	Max	Gem	Sd	Med
1,0	900,0	0.9	0.1	0.1	0.1	0,0	0.1
2,0	900,0	7.5	0.5	1,0	0.8333	0.25	1,0
3,0	1100,0	0.6	0,0	0.2	0.0545	0.09342	0,0
4,0	300,0	0.6	0.2	0.2	0.2	0,0	0.2

Tabel type kruis 2-3. Uitvoertabel van scalaire onderwerpkaart en scalaire gebiedsindelingskaart.

Kaartnaam	kaartnaam onderwerpkaart	kaartnaam gebiedsindelingskaart
Opp	330000	330000
Som	9,6	6,6
Min	0	0
Max	1	1
Gem	0,29	0,20
Sd	0,37	0,27
Med	0,10	0,20

De gebruiker kan er voor kiezen om de informatie per klassegrenzen te krijgen. Deze klassen kunnen worden ingevuld. Dit levert Tabel Type kruis-3. Het invoeren van een onderwerpkaart en gebiedsindelingskaart waarbij voor een van beide klassegrenzen is opgegeven, leidt tot tabeltype kruis 4 als de klassegrenzen gelden voor de onderwerpkaart en tabeltype kruis 4-2 als ze voor de gebiedsindelingskaart gelden. De kaart waarvoor klassegrenzen zijn opgegeven deelt dan in feite de gebieden in. Van de andere kaart wordt de basisstatistiek gegeven per klasse van de kaart waar de grenzen voor zijn opgegeven.

Tabel type kruis 3. Uitvoertabel waarbij een onderwerpkaart en klassegrenzen voor de onderwerpkaart zijn opgegeven.

Kaartnaam onderwerpkaart							
Grenzen	Opp	Som	Min	Max	Gem	Sd	Med
[0]	900						
<0,0,2]	1200	1,50	0,1	0,2	0,125	0,04523	0,1
<0,2,0,4]	300						
<0,4,0,6]	300	1,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
<0,6,0,8]	0						
<0,8,1]	600	6	1	1	1	1	1

Tabel type kruis 4. Uitvoertabel waarbij een onderwerpkaart met klassegrenzen en gebiedsindelingskaart zijn opgegeven. In het geval van kruis4-2 zijn 'kaartnaam onderwerpkaart' en 'kaartnaam gebiedsindelingskaart' omgewisseld.

Kaartnaam gebiedsindelingskaart							
Kaartnaam onderwerpkaart	Opp	Som	Min	Max	Gem	Sd	Med
[0]	0						
<0,0,2]	30000	0,60	0,20	0,20	0,20	0,00	0,20
<0,2,0,4]	0						
<0,4,0,6]	30000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<0,6,0,8]	0						
<0,8,1]	60000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Een andere optie is het berekenen van de statistiek per klassen van een onderwerpkaart per gebied uit de gebiedsindelingskaart. De uitvoer is dan Tabel Type kruis 5. Het is ook mogelijk om voor gebiedsindelingskaart en onderwerpkaart klassegrenzen op te geven (tabel type kruis 6)

Tabel type kruis 5. Uitvoertabel waarbij de onderwerpkaart met klassegrenzen en een gebiedsindelingskaart zijn opgegeven.

Kaartnaam onderwerpkaart								
kaartnaam gebiedsindelingskaart	Grenzen	Opp	Som	Min	Max	Gem	Sd	Med
3	[0]	0						
3	<0,0,2]	300	0,60	0,20	0,20	0,20	0,00	0,20
3	<0,2,0,4]	0						
3	<0,4,0,6]	0						
3	<0,6,0,8]	0						
3	<0,8,1]	0						
5	[0]	900	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	<0,0,2]	900	0,90	0,10	0,10	0,10	0,00	0,10
5	<0,2,0,4]	0						
5	<0,4,0,6]	0						

Tabel type kruis 6. Uitvoertabel waarbij voor de onderwerpkaart en gebiedsindelingskaart klassegrenzen zijn opgegeven.

Kaartnaam gebiedsindelingskaart	Kaartnaam onderwerpkaart							
Grenzen	Grenzen	Opp	Som	Min	Max	Gem	Sd	Med
[0]	[0]	0						
[0]	<0,0,2]	300	0,60	0,20	0,20	0,20	0,00	0,20
[0]	<0.2,0.4]	0						
[0]	<0.4,0.6]	300	1,50	0,50	0,50	0,50	0,00	0,50
[0]	<0.6,0.8]	0						
[0]	<0.8,1]	600	6,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00
<0,0,5]	[0]	900	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<0,0,5]	<0,0,2]	900	0,90	0,10	0,10	0,10	0,00	0,10
<0,0,5]	<0.2,0.4]	0						
<0,0,5]	<0.4,0.6]	0						
<0,0,5]	<0.6,0.8]	0						

Opmerkingen

Wanneer een case wordt doorgerekend met alleen statistiek, komen er natuurlijk geen kaarten in de map 'uitvoerkaarten' te staan. Dit geeft de melding 'no output parameters found'.

Toekomstige ontwikkelingen

De statistiek module zou in de toekomst kunnen worden uitgebreid met andere statistiek zoals bijvoorbeeld het betrouwbaarheidsinterval. Een andere uitbreiding zou een 0-supressie optie kunnen zijn, zodat bij bepaalde tabeltypen zoals bij tabeltype kruis 5 alleen die rijen te zien zijn met een oppervlakte groter dan 0. Hierdoor worden schaars gevulde tabellen kleiner en is het ook meteen duidelijk waar de kruisverbanden voorkomen. Vervolgens zou de gebruiker dan weer de grenzen waarin iets voorkomt verder kunnen verfijnen.

Net als in vorige versies van Habitat kan er nog geen modeluitvoer van het ene model als invoer van het andere model worden gebruikt. Dit betekent dat ook nu geen statistiek kan worden uitgevoerd over modelresultaten van een model in dezelfde case. Dit kan worden opgelost door modellen en statistiek in aparte cases door te rekenen. Een model en statistiek dat geen resultaten van het model gebruikt kan wel in dezelfde case worden doorgerekend. Invoerkaarten van beide berekeningen moeten dan wel dezelfde kaartextensie en gridgrootte hebben. Een toegevoegde waarde op de statistiekmodule is de mogelijkheid om modelresultaten uit dezelfde case te kunnen gebruiken als invoer.

Beschrijving nieuwe gridconversie tool

De nieuwe versie van het gridconversie tool bestaat uit een *convert* en *resample* deel. De functionaliteit met het *convert* deel komt overeen met de oude versie van het gridconversie tool. Hiermee kunnen ascii bestanden worden omgezet naar bil en andersom. Met de optie *clip extent* kan een uitsnede gemaakt worden. Tevens is het met deze tool reeds mogelijk 'gridcellen samen te nemen' en aldus een 'grover' grid te genereren.

Nieuw in deze versie is het *resample* deel. Hiermee kunnen grids met een verschillende celgrootte en kaartextentie worden omgezet naar een basisgrid. Het basisgrid kan een bestaand grid zijn of zelf op te geven eigenschappen van een grid. In principe worden ascii files omgezet naar bil formaat, omdat de tool gemaakt is voor Habitat (dat bil files gebruikt). Het is ook mogelijk tabulated files te leveren (3 kolommen met x, y, z waarde). Alle files worden naar een aparte output directory geschreven. Deze directory moet je opgeven. Daarnaast wordt ook de bijbehorende ascii file weggeschreven, zodat de uitvoer snel bekeken kan worden. Bij file kan het geheel worden opgeslagen als een habitat batch file.

Met een multiple select kunnen een eindeloze hoeveelheid RSfiles geladen worden. Er zijn twee opties:

- projecteer alle geselecteerde RSfiles uit de listbox op het standaardgrid en save ze individueel (het aantal uitvoer files is dan gelijk aan het aantal geselecteerde RSfiles).
- projecteer alle geselecteerde RSfiles uit de listbox op het standaardgrid en save de waarden in 1 standaardgrid file (het aantal uitvoer files is dan gelijk 1 en wordt in de Output directory gesaved).

Wanneer 'all RS files to standard grid' niet is aangevinkt worden alle files naar een apart grid geconverteerd (file voor file). Indien deze optie wel is aangevinkt worden alle waarden uit de opgegeven grids meegenomen naar een standaard grid.

Werkwijze:

1. Geef een standaard grid op door de filenaam in te typen of naar toe te browsen bij 'Standard grid' of vul de eigenschappen van het toekomstige grid in in het onderste deel van het scherm op het tabblad 'Standard grid'.
2. Geef aan waar de nieuwe grids naar toe moeten worden geschreven door naar een bestaande directory te browsen bij 'Output directory'.
3. Voeg grids toe die geconverteerd moeten worden bij 'Resample grids'.
4. Geef aan of deze grids individueel naar de standaard grid moeten worden omgezet of dat ze gezamenlijk de waarden van 1 uitvoergrid bepalen. In het laatste geval moet 'All RS files to standard grid' worden aangevinkt.
5. De eigenschappen van de files kunnen bekeken worden in het onderste deel van het scherm. Door de file met de muisknop actief te maken, worden de gegevens van de betreffende file zichtbaar. Door op het knopje 'Get all properties' kan meer informatie over de eigenschappen verkregen worden.
6. Kies een conversie methode bij 'Resample method'.
7. Voer de conversie uit door op 'Start conversion' te drukken. Alle opgegeven 'Resample files' worden dan geprojecteerd op het 'Standard grid'.

Er zijn verschillende berekeningsmethoden mogelijk:

- **Triangulation:** converteert een set van onregelmatige punten (x,y,z) naar het standaard grid via een TIN. Tin staat voor triangulated irregular network. De invoer bestaat uit punten met een x , y en z coördinaat. De z coördinaat representeert de waarde van een variabele op een coördinatenpunt (x,y) . De waarde kan bijvoorbeeld een gemeten waarde zijn of bijvoorbeeld de hoogte. Op basis van de TIN wordt de TIN waarde toegekend aan de centra van de cellen die binnen de TIN vallen. Cellen die buiten het TIN gebied vallen krijgen missing value. Bij deze methode kunnen niet meerdere grids worden gebruikt als invoergrid.
- **HAB, area - area : Average:** het gewogen gemiddelde van de waarden in een basis grid cel wordt berekend. Area – area geeft aan dat van het invoer grid en uitvoer grid de waarde het hele celoppervlak representeert.
- **HAB, area - area: Maximum:** de maximale waarde in de cel wordt gebruikt.
- **HAB, area - area: Minimum:** de minimale waarde in de cel wordt gebruikt.
- **HAB, area - area: Majority:** de nieuwe celwaarde wordt gelijk aan de waarde met het meeste oppervlak in de cel. Deze methode kan alleen worden toegepast op grids met integer getallen. Wanneer er twee of meer waarden zijn met hetzelfde oppervlak, dan wordt de laagste waarde gebruikt.
- **HAB, area - area: Minority:** de nieuwe celwaarde wordt gelijk aan de waarde met het minste oppervlak in de cel. Deze methode kan alleen worden toegepast op grids met integer getallen. Wanneer er twee of meer waarden zijn met hetzelfde oppervlak, dan wordt de laagste waarde gebruikt.
- **HAB, area - center : Average:** het gewogen gemiddelde van de waarden in een basis grid cel wordt berekend. Area – area geeft aan dat van het invoer grid en uitvoer grid de waarde het hele celoppervlak representeert.
- **HAB, area - center: Maximum:** de maximale waarde in de cel wordt gebruikt.
- **HAB, area - center: Minimum:** de minimale waarde in de cel wordt gebruikt.
- **HAB, area - center: Majority:** de nieuwe celwaarde wordt gelijk aan de waarde met het meeste oppervlak in de cel. Deze methode kan alleen worden toegepast op grids met integer getallen. Wanneer er twee of meer waarden zijn met hetzelfde oppervlak, dan wordt de laagste waarde gebruikt.
- **HAB, area - center: Minority:** de nieuwe celwaarde wordt gelijk aan de waarde met het minste oppervlak in de cel. Deze methode kan alleen worden toegepast op grids met integer getallen. Wanneer er twee of meer waarden zijn met hetzelfde oppervlak, dan wordt de laagste waarde gebruikt.
- **HAB, center- area : Average:** het gemiddelde van de waarden in een basis grid cel wordt berekend. Center– area geeft aan dat van de waarde van het invoer grid alleen representatief is voor het middelpunt van de cell. Van het uitvoergrid wordt het hele celoppervlak meegenomen. Het is mogelijk dat er meerdere (punt)waarden van de invoergrid(s) binnen een cel van het uitvoergrid vallen. Van deze waarden wordt het gemiddelde gebruikt. Er wordt in feite met aantallen waarden van de invoergrid(s) gewerkt.
- **HAB, center - area: Maximum:** de maximale waarde in de cel wordt gebruikt. Center– area geeft aan dat van de waarde van het invoer grid alleen representatief is voor het middelpunt van de cell. Van het uitvoergrid wordt het hele celoppervlak meegenomen. Het is mogelijk dat er meerdere (punt)waarden van de invoergrid(s) binnen een cel van het uitvoergrid vallen.
- **HAB, center - area: Minimum:** de minimale waarde in de cel wordt gebruikt. Center– area geeft aan dat van de waarde van het invoer grid alleen representatief is voor het middelpunt van de cell. Van het uitvoergrid wordt het hele celoppervlak meegenomen. Het is mogelijk dat er meerdere (punt)waarden van de invoergrid(s) binnen een cel van het uitvoergrid vallen.
- **HAB, center - area: Majority:** de nieuwe celwaarde wordt gelijk aan de waarde die het vaakst in de cel voorkomt. Deze methode kan alleen worden toegepast op grids met integer getallen. Wanneer er twee of meer waarden zijn die even vaak voorkomen, wordt de laagste waarde gebruikt. Center– area geeft aan dat van de waarde van het invoer grid alleen representatief is voor het middelpunt van de cell. Van het uitvoergrid wordt het hele celoppervlak meegenomen. Het is mogelijk dat er meerdere (punt)waarden van de invoergrid(s) binnen een cel van het

- uitvoergrid vallen. Van deze waarden wordt het gemiddelde gebruikt. Er wordt in feite met aantallen waarden van de invoergrid(s) gewerkt.
- **HAB, center - area: Minority:** de nieuwe celwaarde wordt gelijk aan de waarde met het minst voorkomt binnen een cel. Deze methode kan alleen worden toegepast op grids met integer getallen. Wanneer er twee of meer waarden die even vaak voorkomen, wordt de laagste waarde gebruikt. Center- area geeft aan dat van de waarde van het invoer grid alleen representatief is voor het middelpunt van de cell. Van het uitvoergrid wordt het hele celoppervlak meegenomen. Het is mogelijk dat er meerdere (punt)waarden van de invoergrid(s) binnen een cel van het uitvoergrid vallen. Van deze waarden wordt het gemiddelde gebruikt. Er wordt in feite met aantallen waarden van de invoergrid(s) gewerkt.
 - **HAB, center - center : Average:** Center – center geeft aan dat van elk invoergrid 1 waarde naar de cel van het uitvoergrid gaat. Dit is de waarde van het dichtstbijzijnde middelpunt. Wanneer meerdere invoergrids worden gebruikt wordt het gemiddelde berekend.
 - **HAB, center- center: Maximum:** Center – center geeft aan dat van elk invoergrid 1 waarde naar de cel van het uitvoergrid gaat. Dit is de waarde van het dichtstbijzijnde middelpunt. Wanneer meerdere invoergrids worden gebruikt kunnen meerdere waarden worden doorgegeven aan het uitvoergrid. De maximale waarde wordt gebruikt.
 - **HAB, center- center: Minimum:** Center – center geeft aan dat van elk invoergrid 1 waarde naar de cel van het uitvoergrid gaat. Dit is de waarde van het dichtstbijzijnde middelpunt. Wanneer meerdere invoergrids worden gebruikt kunnen meerdere waarden worden doorgegeven aan het uitvoergrid. De minimale waarde wordt gebruikt.
 - **HAB, center- center: Majority:** Center – center geeft aan dat van elk invoergrid 1 waarde naar de cel van het uitvoergrid gaat. Dit is de waarde van het dichtstbijzijnde middelpunt. Wanneer meerdere invoergrids worden gebruikt kunnen meerdere waarden worden doorgegeven aan het uitvoergrid. De waarde die het meest voorkomt wordt gebruikt.
 - **HAB, center- center: Minority:** Center – center geeft aan dat van elk invoergrid 1 waarde naar de cel van het uitvoergrid gaat. Dit is de waarde van het dichtstbijzijnde middelpunt. Wanneer meerdere invoergrids worden gebruikt kunnen meerdere waarden worden doorgegeven aan het uitvoergrid. De waarde die het minst voorkomt wordt gebruikt.
 - **PCR, area:** snijdt of voegt kaarten samen naar het basisgrid. Wanneer kaarten overlappen wordt de waarde met het grootste oppervlak aan een cel toegekend. Als twee waarden hetzelfde oppervlak hebben, wordt de maximum waarde gekozen. Optie area zorgt ervoor dat gehele cel meetelt.
 - **PCR, center:** snijdt of voegt kaarten samen naar het basisgrid. Wanneer kaarten overlappen wordt de waarde met het grootste oppervlak aan een cel toegekend. Als twee waarden hetzelfde oppervlak hebben, wordt de maximum waarde gekozen. Bij optie center telt alleen het middelpunt van de cel mee.

Toekomstige ontwikkelingen

Het is mogelijk de tool later uit te breiden zodat meerdere filetype's kunnen worden omgezet in een ander formaat. De optie 'all RS files to standard grid' zou in de toekomst kunnen worden uitgebreid door een prioriteit mee te geven aan de aangeboden grids ('haal eerst de waarde uit grid1 en daarna uit grid2') of door per grid een omzettingmethode te kiezen die vervolgens de waarde van 1 uitvoergrid bepalen volgens een andere methode. Op dit moment krijgt een cel uit het uitvoergrid een waarde als er minimaal 1 waarde van de invoergrids wordt doorgegeven. Het is mogelijk dit uit te breiden door een grens op te geven van het minimale aantal valide cellen (of waarden als er meerdere invoergrids worden gebruikt) in de invoergrids die nodig zijn om de cel van het uitvoergrid een waarde te geven. Het programma werkt niet onder een hele lange directory structuur. Er zijn nu maximaal 64 karakters mogelijk.

User Manual

HabitoolGridCreate

Jeroen Wijsman & Lou Verhage

September, 2005

Contents

1	INLEIDING	1—1
2	BASISGRID.....	2—1
3	WERKEN MET HABITOOOLGRIDCREATE.....	3—2
4	SCRIPT FILE (*.PCF)	4—3
4.1	STRUCTURE BLOK	4—3
4.2	IDENTIFICATIE VAN DE/EEN IN TE LEZEN BESTAND(EN).....	4—4
4.3	FILE MET RESULTATEN	4—5
4.4	HOE OM TE GAAN MET WAARDEN UIT EEN GRID	4—5
4.5	HOE OM TE GAAN MET DE VERZAMELDE WAARDEN	4—5
5	OMZETTEN VAN EEN RECHTHOEKIG GRID OP EEN BASISGRID	5—6
6	OMZETTEN VAN EEN PUNTEN BESTAND OP EEN BASISGRID	6—7
7	OMZETTEN VAN POLYGONEN NAAR EEN BASISGRID	7—8
8	OMZETTEN VAN DELFT3D-WAQ UITVOER NAAR EEN BASISGRID.....	8—9

I Inleiding

HABITAT maakt gebruik van rechthoekige rastergrids als invoerkaarten. De invoerkaarten zijn doorgaans van het *.bil format. Een *.bil format is een binaire vorm van een ascii-grid (*.asc). Een *.bil bestand gaat samen met een *.hdr bestand. In dit laatste bestand zit de informatie over de dimensies van het grid.

Bil-bestanden zijn doorgaans niet direct voorhanden en moeten daarom worden geconstrueerd uit basisbestanden zoals polygonen, punten, delft-3D uitvoer etc. Tevens is het voor HABITAT noodzakelijk dat de invoerbestanden op exact hetzelfde grid liggen (zelfde oorsprong, dimensies en celgrootte). HabitoolGridCreate is ontwikkeld om *.bil-bestanden te construeren en te converteren naar een door de gebruiker op te geven uniform grid.

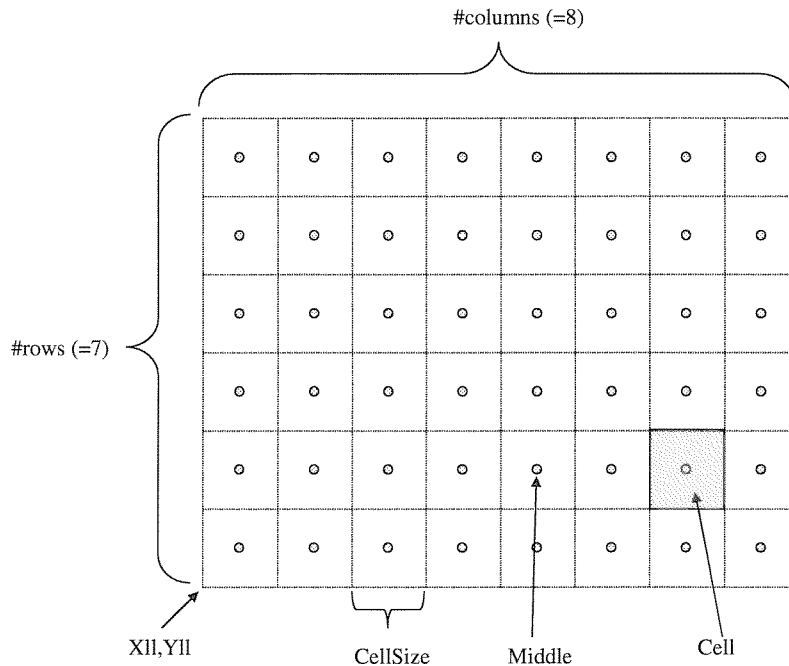
Deze beknopte handleiding geeft een overzicht van de werking van HabitoolGridCreate. Op het moment van het schrijven van deze handleiding is er alleen een DOS-versie van HabitoolGridCreate beschikbaar. Er zijn plannen om t.z.t. een user interface te maken die opgenomen kan worden in HABITAT. Een deel van de functionaliteit zit al in de huidige versie van HABITAT. Onder de optie “Tools-Kaartomzetting” zijn twee tabjes te zien: “Convert” en. “Resample”. “Convert” is voor het omzetten van *.asc-bestanden in *.bil-bestanden en omgekeerd. Onder “Resample” zit een deel van de functionaliteit van HabitoolGridCreate.

2 Basisgrid

Voor HABITAT is het essentieel dat alle kaarten op exact hetzelfde grid zijn gebaseerd, d.w.z. ze moeten allemaal dezelfde dimensies hebben. De dimensies van dit z.g. basisgrid zijn terug te vinden in de header (van het *.asc bestand) of in het *.hdr-bestand (*.bil-bestand). Het basisgrid is gedefinieerd door:

- Xll: X-coördinaat lower left corner
- Yll: Y-coördinaat lower left corner
- Cellsize (grootte van de cel, zowel in X als Y-richting)
- #Columns (aantal gridcellen in X-richting)

- #Rows (aantal gridcellen in Y-richting)



Aan iedere gridcel kan een waarde van een variabele worden toegekend. Deze waarde kan gerelateerd worden aan een celoppervlakte (cell) of aan het middelpunt van de gridcel (middle). Ontbrekende waarden worden gerepresenteerd middels een nodata value (Bijvoorbeeld: NoData = -999.999).

HabitoolGridCreate kan verschillende typen bestanden inlezen en omzetten (in de vorm van een *.bil-bestand) naar een vooraf gedefinieerd basisgrid. De bestanden die met HabitoolGridCreate zijn gemaakt kunnen worden gebruikt door HABITAT.

3 Werken met HabitoolGridCreate

Om HabitoolGridCreate te draaien zijn er in ieder geval drie bestanden nodig: de executable (HabitoolGridCreate.exe), een script file (*.pcf) en een bestand met instellingen (device.cnf). Het laatste bestand moet aanwezig zijn om HabitoolGridCreate te draaien, maar je doet er verder niets mee. Daarnaast zijn er vaak invoerbestanden (*.bil, *.asc, *.map of *.txt) die de basisinformatie bevatten.

Om habitoolGridCreate te draaien dien je het volgende commando in te typen: "HabitoolGridCreate.exe IN=*.pcf", waarbij *.pcf de scriptfile is waar de commando's in staan.

4 Script file (*.pcf)

De script file is het belangrijkste invoerbestand voor HabitoolGridCreate. Hierin geeft de gebruiker aan welke actie hij of zij wil laten uitvoeren.

De algemene opzet van de script file is als volgt:

1. Structure block
2. Identificatie van de/het in te lezen bestand(en)
3. Identificatie van het resultaten bestand
4. beschrijving hoe om te gaan met resultaten van een grid
5. Beschrijving hoe om te gaan met de verzamelde waarden

In de file mogen lege regels voorkomen, inspringen is toegestaan.

Verder kunnen regels worden toegevoegd als commentaar mits ze maar niet beginnen met een key-word. het is veiliger om een comment regel te beginnen met ++ of **.

In het navolgend worden key-words **vet/onderstreept** weergegeven. Hoofd of kleine letters zijn niet van belang. Waar iets voor moet worden ingevuld wordt in *italics* gegeven.

4.1 Structure blok

Hier worden de dimensies van het basis grid gedefinieerd. Het structure blok bevindt zich tussen de volgende key-words:

Structure

End:structure

Binnen deze twee regels zijn twee opties mogelijk:

1. de raster structuur wordt uit een file gelezen.
2. de raster structuur wordt gegeven.

Ad. 1

Structure

FILE,*type,filedescriptor*

DataRelatedTo,*option*

Nodata,*value*

End:structure

<i>type</i>	mogelijkheden <u>ASC</u> en <u>BIL</u> .
<i>filedescriptor</i>	naam van de file eventueel met het pad,
<i>option</i>	de waarde moet worden gedacht in het middelpunt van de cel (<u>Middle</u>) of geldt voor de hele cel (<u>Cell</u>). De middle optie is default als de regel niet aanwezig is.
<i>value</i>	een waarde voor de nodata value. In dit geval wordt hiermee de nodata value uit de file overruled.

Ad. 2

Structure

#Columns,*#*

#Rows,#
XLLCorner,X
YLLCorner,Y
CellSize,size
DataRelatedTo,option
Nodata,value
End:structure

#	hier wordt een waarde gezet voor het aantal rijen en kolommen.
X,Y	De x en y coördinaat het LL hoekpunt van het grid.
Cellsize	de grootte van een cel (dx=dy)
option	de waarde moet worden gedacht in het middelpunt van de cel (Middle) of geldt voor de hele cel (Cell). De middle optie is default als de regel niet aanwezig is.
value	een waarde voor de nodata value. Is de regel in deze optie niet aanwezig dan wordt de waarde -999.999 gebruikt.

4.2 Identificatie van de/een in te lezen bestand(en)

Er zijn verschillende type bestanden die door HabitooolGridCreate kunnen worden ingelezen en verrasterd naar het basis-grid:

1. Omzetten van een rechthoekig grid op een basisgrid → **HabitooolGrid**
2. Omzetten van een punten bestand op een basisgrid → **PointFile**
3. Omzetten van polygonen naar een basisgrid → **PolygonFile**
4. Omzetten van Delft3D-WAQ uitvoer naar een basisgrid → **Use-Waq-Object**

In de *.pcf worden deze acties als volgt gedefinieerd:

HabitooolGrid,type,option,filedescriptor,priority,#**Values**=threshold

PointFile,filedescriptor,priority,buffer

PolygonFile,filedescriptor,action,value,priority

Use-Waq-Object,id,parameter,option,value,priority

HabitooolGrid,type,option,filedescriptor,priority,#**Values**=threshold

Voor de verschillende velden geldt de zelfde omschrijving als eerder gegeven.

Extra:

<i>priority</i>	Hiermee kan aan elk grid een prioriteit van toekenning worden meegegeven. Aan de waarden wordt de prioriteit van de file gekoppeld. De waarden met de hoogste prioriteit worden geselecteerd. verschillende files mogen dezelfde prioriteit krijgen. Een hogere <i>priority</i> waarde betekent een hogere prioriteit.
<i>threshold</i>	Per grid wordt gegeven hoeveel waarden een cel minimaal moet hebben. Is het aantal waarden gelijk of hoger dan worden alle waarden gebruikt, zo niet dan wordt geen enkele waarde gebruikt.
<i>buffer</i>	Overall buffer (diameter van de invloedssfeer) die wordt toegekend aan alle punten. Deze buffer overruled de buffer die wordt toegekend aan de individuele punten.

<i>action</i>	Actie die dient te worden uitgevoerd met het betreffende polygon. Mogelijkheden zijn Assign, Clear en Reset.
<i>id</i>	Identificatie van het waq-grid

Per run zijn acties met meerdere bestanden (van verschillende typen) toegestaan.

4.3 File met resultaten

StoreFile,*type,filedescriptor*

De resultaten worden in de aangegeven file geschreven. Er wordt niet gekeken of de file al bestaat, er wordt altijd een nieuwe gecreëerd. Het is niet nodig een extensie in de file naam op te nemen, deze wordt bepaald door het *type*. Als er *asc* wordt opgegeven wordt er een acii-grid bestand gemaakt en als er *bil* wordt opgegeven wordt er een *.bil bestand gemaakt.

4.4 Hoe om te gaan met waarden uit een grid

Method-per-set,*operation*

Deze regel bepaald wat er met de gegevens uit een grid moet worden gedaan. Worden meerdere grids aangeboden, dan wordt elk grid op deze manier behandeld.

<i>operation</i>	Twee opties zijn mogelijk: <u>All-Values</u> per cel van het basisgrid wordt elke waarde die wordt gevonden naar het eind meegenomen. <u>Average</u> het naar gebied gewogen gemiddelde wordt bepaald voor elke cel in het basisgrid.
------------------	---

4.5 Hoe om te gaan met de verzamelde waarden

Nadat alle grids zijn verwerkt wordt met deze regel bepaald wat er met de waarden moet worden gedaan.

Run-method,*operation,#Values=threshold*

operation De volgende opties zijn beschikbaar:

<u>Average</u>	het gewogen gemiddelde van de waarden in een basis grid cel wordt berekend.
<u>Maximum,Minimum</u>	de maximale of minimale waarde in de cel wordt gebruikt.
<u>Majority,Minority</u>	als met klassen (=integer waarden) wordt gewerkt dan wordt gekeken naar het gebied dat elke waarde beslaat. In het geval van

majority wordt de klasse gebruikt met het meeste oppervlak, bij Minority de klasse met het minste oppervlak. Zijn er klassen met hetzelfde oppervlak dan wordt de laagste klasse gebruikt.

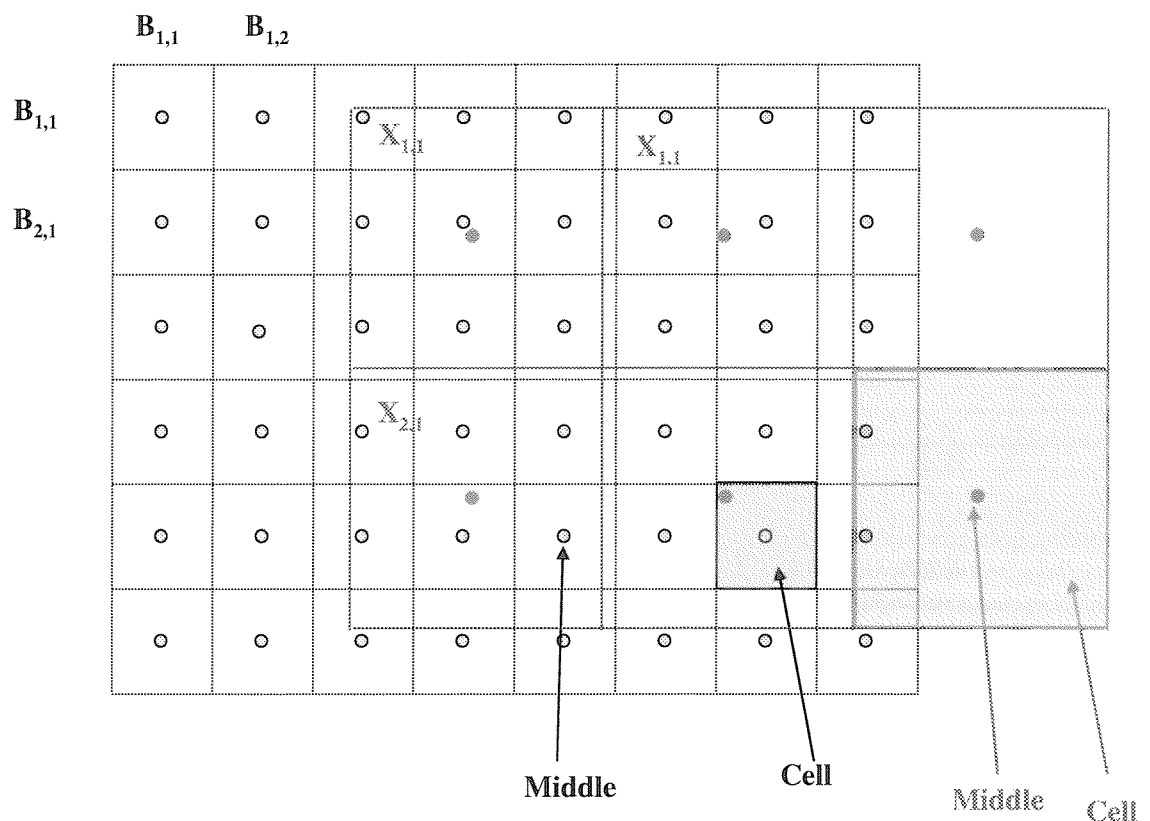
Bij deze optie kan per set niet de Average optie worden gebruikt omdat er gehele getallen (klassen) worden verwacht.

threshold zoals eerder beschreven.

5 Omzetten van een rechthoekig grid op een basisgrid

HabitoolGridCreate kan een willekeurig grid bestand (*.bil of *.asc) afbeelden op een basisgrid.

```
++Type habitoolGrid: file type= bil or asc, value in middle
++or cell, file descr., priority
HabitoolGrid,asc,middle,filename.asc,1
```



6 Omzetten van een punten bestand op een basisgrid

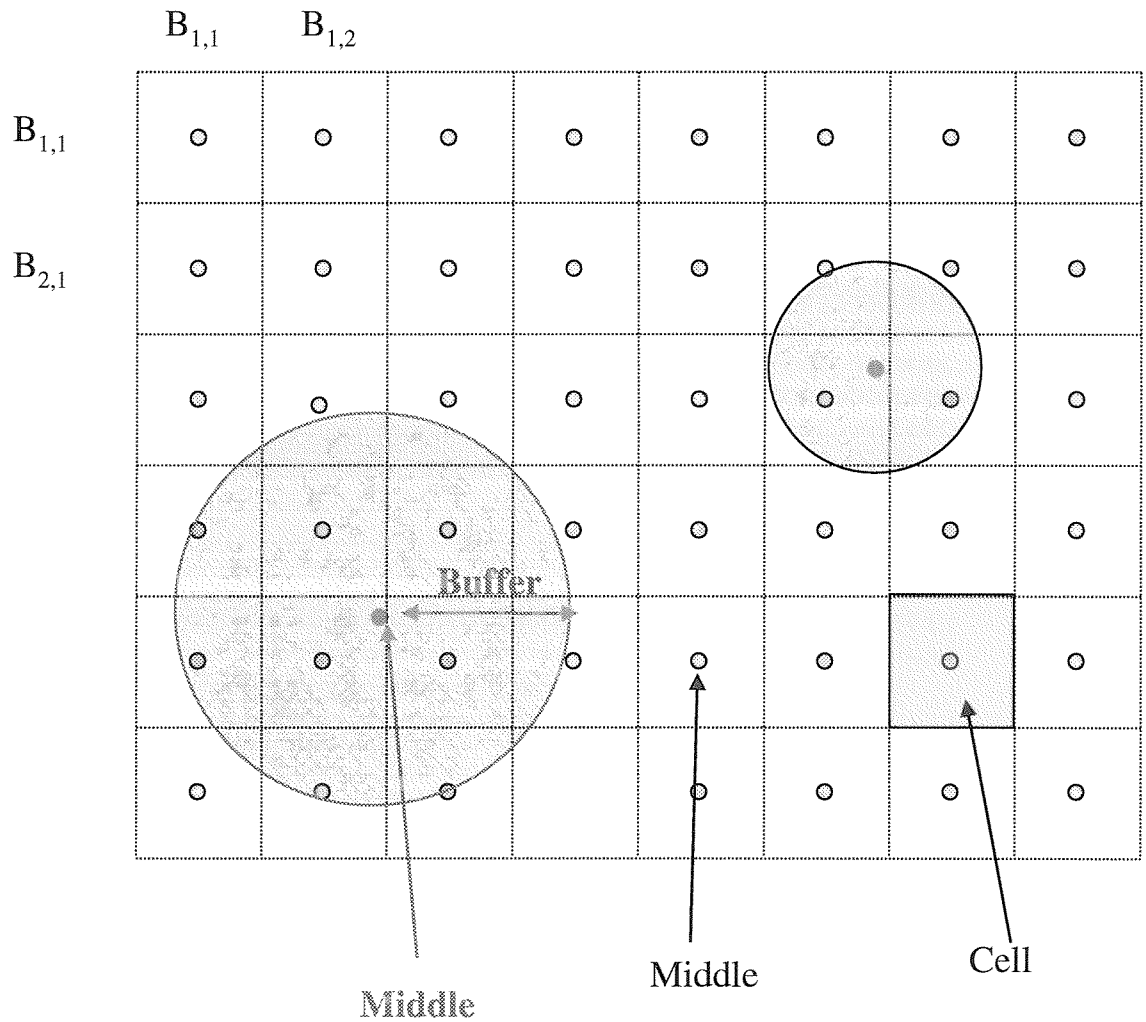
Het invoerbestand is een textbestand met een header die de nodata value aangeeft, en of er al dan niet gebruik moet worden gemaakt van buffers. Vervolgens de x en y coördinaat en de grootte van de buffer. De grootte van de buffer kan per punt verschillen.

```
nodatavalue, -999.00
buffer, yes
244000, 3176500, 2
244000, 3177000, 1
244000, 3177500, 1
244250, 3178000, 1
244250, 3178250, 1
244250, 3178500, 1
244250, 3178750, 1
244500, 3175500, 1
244500, 3176000, 1
244500, 3176500, 2
244500, 3177000, 1
```

In de scriptfile kan deze actie als volgt worden aangeroepen:

```
++ type Point file: filedescriptor, priority, overall buffer
PointFile, filename.txt, 1, 100
```

Door een overall buffer aan te roepen worden de individuele buffers van de punten overruled. In dit specifieke geval krijgen alle punten dus dezelfde buffer nl 100.



7 Omzetten van polygonen naar een basisgrid

Met HabitoolGridCreate is het ook mogelijk om bil-files te maken van polygonen. Hieronder volgt een voorbeeld van een polygonbestand met 2 polygonen. De polygonen dienen te zijn gesloten, dat wil zeggen dat het eerste coördinaat en het laatste coördinaat dezelfde zijn.

```

1      auto
    243875, 3176375,
    243930, 3176800,
    243840, 3176635,
    244700, 3176700,
    244100, 3176400,
    243875, 3176375
end
2      auto
    243875, 3176625,
    244125, 3176875,
    244125, 3176625,
    
```

```

    243875,    3176625
end

```

Een polygonbewerking wordt met behulp van HabitoolGridCreate als volgt aangeroepen:

```

++type Polygon file: filedescriptor, type of use
++Clear/Assign/Reset, value to use a value/NODATA
POLYGONFILE,filename1,Assign,1000
POLYGONFILE,filename2,CLEAR,1000.

```

8 Omzetten van Delft3D-WAQ uitvoer naar een basisgrid

Ten slotte is er de mogelijkheid om Delft3D-WAQ map files te vergriden. Een map-file bestaat doorgaans uit verschillende uitvoervariabelen op verschillende tijdstippen. In veel gevallen zal de map-file worden omgezet naar een statistiek van de tijdreeks, bijvoorbeeld de gemiddelde waarde of het maximum of minimum. Als er geen gebruik wordt gemaakt van een statistiek –map file dan wordt de informatie van de laatste tijdstap overgenomen. Een map file gaat altijd samen met een *.lga en een *.cco die de grid-informatie heeft.

In de script file wordt een bewerking op een mapfile als volgt aangeroepen: Eerst wordt de locatie en de naam van de *.lga, *.cco en de *.map aangegeven.

```

++Start declaration of WAQ objects: type: LGA,CCO,MAP;selection
++code;file descriptor
    LGA,lga-1,com-h10.lga
    cco,cco-1,com-h10.cco
    map,map-1,slib-02-im1-ave.map

++Defenitions WAQ-object
    Waq-Object,1
    Begin
        LGA,lga-1
        CCO,cco-1
        Map,map-1
    END
++End declaration WAQ objects

```

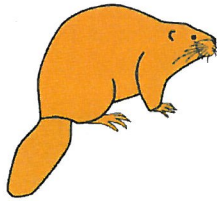
Ten slotte wordt er opgegeven welke parameter er dient te worden (in dit geval salinity) en er wordt een waarde voor de default value opgegeven.

```

++type WAQ-object: code of object, code of value, assigned to
++cell/grid-point,
++nodatavalue (default = -999.), priority (default = 0)
USE-WAQ-OBJECT,1,salinity,cell,-999.,1

```

Het vergriden van map-files is doorgaans rekenintensief en kan lang duren.



HABITAT

A Spatial Analysis Tool for Ecological Assessments

more than just a tool

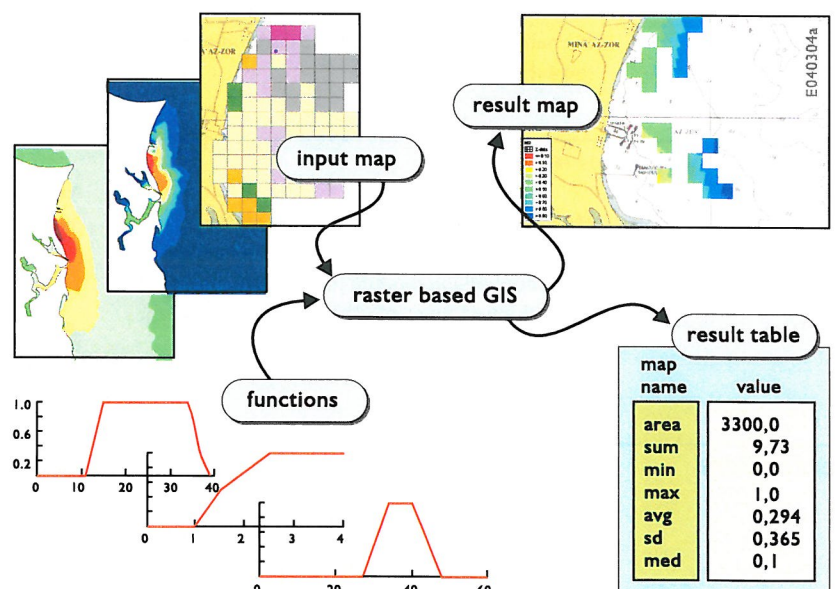
Habitat analyses are important for studies of ecological impacts on local, regional and (inter-) national environments. Proper understanding of the functioning of these environments and the species therein is essential, especially now that awareness of the negative human impacts on the natural environment has increased over the last three decades. Predictions of impact of human interventions in the natural environment on the development of the ecosystem are required for appropriate management responses. Also, the effects of rehabilitation, mitigation or conservation strategies need to be quantified in a clear and understandable way, to be of use in spatial planning and ecosystem management.

HABITAT is a GIS-based framework application that allows for the analysis of ecological functioning of study areas in an integrated and flexible way. GIS maps and environmental information, for example resulting from models (Delft3D, SOBEK) or field observations, are combined to generate spatial (maps) and quantitative (tables) results. HABITAT can be applied to analyze the availability and quality of habitats for individual species. Moreover, it can be used to map spatial ecological units (e.g. ecotopes) and predict spatial changes in habitat suitability for example due to human interventions. Users can use predefined habitat evaluation modules for individual species, or can define new modules to suit their needs for specific applications. Therefore, HABITAT is a flexible tool and strong predictive instrument which can be of great advantage in the case of specific long term planning projects and decision support systems.

a flexible system

HABITAT has been developed in the range of Delft tools and conforms to the same input and output format. It can therefore be linked to other modelling software such as SOBEK and Delft3D. Its structure is based on a user-friendly graphically oriented interface. HABITAT further offers a case management tool, the set-up of an ecological model library, a quick visualization of maps and the possibility of reporting meta-information with projects, cases and models. HABITAT offers the possibility to design user-defined area specific models for a wide application area.

HABITAT is being developed by WL | Delft Hydraulics and three research institutes within the Ministry of Public Works, Transport and Water Management: RIZA, RIKZ and DWW.



Schematic representation of an application of HABITAT in an outfall study. Input maps are combined using knowledge rules within a GIS. The results are presented in maps and quantitative tables

case management tool

The Case Management Tool manages four databases:

- Projects
- Ecological Models (HSI models)
- Ecotope Classifications
- Maps

The projects, which comprise one or more cases each, are defined and results are stored in the project database. Within each case, ecological models or classifications are combined with maps, which can be stored and retrieved from the corresponding databases. Output maps can be exported to the map database for application in other projects.

computational core

The GIS computation core implemented in HABITAT is PCRaster (PCRaster Environmental Software/ Faculty of Geographical Sciences, Utrecht University). PCRaster offers an extensive list of arithmetic operators i.e. natural logarithms, minimum and maximum functions, which can be used by HABITAT with great flexibility. PCRaster is available through www.pcraster.nl.

visualisation

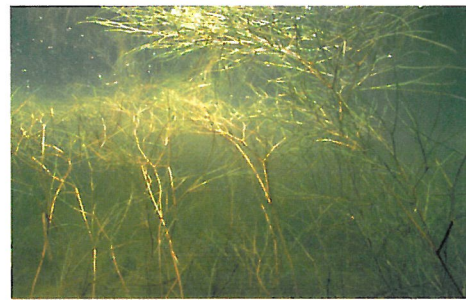
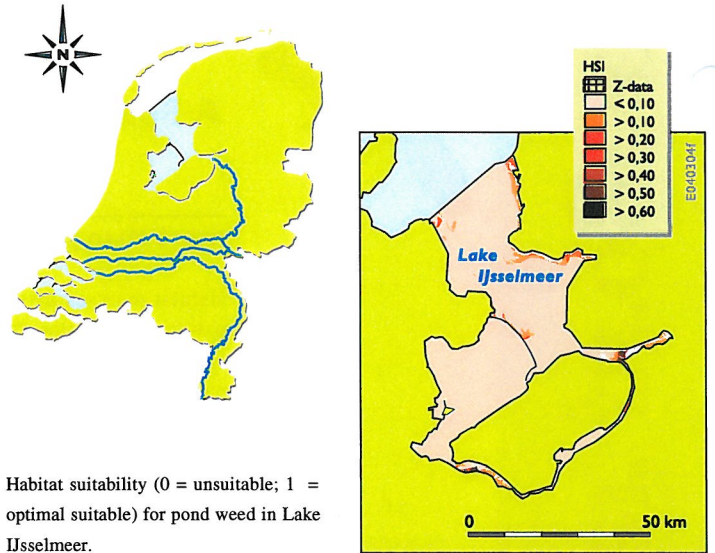
The Delft Tools visualisation module is used for the visualisation of input and output maps. These maps can be combined with GIS information. Rules are visualized with graphs to enable a visual check on the correctness of the defined functions.

input and output formats

HABITAT uses binary grid maps of the industrial BIL format. HABITAT has a stand alone conversion module for a quick conversion of maps of other formats, sizes and resolution. HABITAT also produces output tables with a (statistical) summary of map data.

extensions

HABITAT will continuously be expanded in cooperation with its end-users. Expected extensions include a functionality dealing with temporal and spatial variations in habitat requirements of individual species and an uncertainty analysis module.



system requirements

HABITAT runs on stand-alone computers as well as in a network system. HABITAT is designed to run on all currently available MS WINDOWS platforms. For common analyses, only a few seconds of calculation time on a modern PC are needed.

availability

As of April 2004, HABITAT is being used as a developer's tool for internal use only.

for further information, please contact:

WL | Delft Hydraulics

telephone : +31-15-285 85 85

telefax : +31-15-285 85 82

e-mail info@wldelft.nl



wl | delft hydraulics



Ministry of Transport, Public Works and Water Management

Directorate-General of Public Works and Water Management

National Institute for Coastal and Marine Management

Institute for Inland Water Management and Wastewater Treatment

Highway and Hydraulic Engineering Department

Habitat Modelling of Rivers and Lakes in the Netherlands: An Ecosystem Approach

Harm Duel¹, Guda E.M. van der Lee¹, W. Ellis Penning¹ and Martin J. Baptist^{1,2}

ABSTRACT

In the Netherlands, ecological rehabilitation of rivers, lakes and wetlands has a high priority in water and nature management. As a consequence of recent EU policy and regulations, water managers have to take measures to improve the ecological functioning and quality of rivers and lakes towards 'good or high quality status'. To achieve those ecological objectives, measures must be taken to improve water quality and to restore the natural hydro- and morphodynamic conditions. To assess the effectiveness of the ecological rehabilitation measures, habitat modelling and evaluation methods can be of high importance. However, an ecosystem approach of applying habitat evaluation techniques is essential. In this paper, we describe the state-of-the-art of habitat modelling in the Netherlands and recent developments within the context of EU directives and policies. Due to these new developments, existing Dutch habitat modelling tools are currently being merged into one generic modelling framework. This framework is based on GIS and will contain ecological databases and links with hydraulic, hydrological, morphological and water quality models.

RÉSUMÉ

Au Pays-Bas, la réhabilitation des cours d'eaux, lacs et milieux humides est une grande priorité en gestion des milieux aquatiques et des ressources hydriques. Afin d'évaluer l'impact écologique des mesures de réhabilitation, les méthodes d'évaluation de l'habitat sont normalement utilisées. Nous présentons ici l'état des connaissances et les nouveaux développements pour la modélisation des habitats. La première étape consiste à simuler la distribution spatiale des écotopes, qui sont les unités écologiques sur lesquelles sont évalués les aménagements en termes hydrodynamiques, morphométriques et en termes de succession écologique. Par exemple, les différences de vitesse, de profondeur et de fréquence de crues sont utilisées pour la définition des écotopes d'écosystèmes aquatiques. La seconde étape consiste à évaluer l'aire d'habitat utile pour différentes espèces de flore et de faune à partir des surfaces et de la

¹ WL Delft Hydraulics, Inland Water Systems Division, Netherlands

² Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Netherlands

distribution spatiale des écotopes. L'aire totale disponible inclut toutes les superficies d'écotopes qui supportent un stade de vie pour l'espèce étudiée. La troisième étape est l'évaluation de l'adéquation de l'habitat évaluée à partir des besoins en habitat et des préférences des espèces étudiées. On tient compte à la fois des besoins de l'espèce (nourriture, refuge, etc.) et les dangers (e.g. contaminants chimiques). La quatrième étape est l'évaluation de la connectivité de ces habitats dans un réseau écologique. Le fait que des habitats soient disponibles ne garantit pas qu'ils soient utilisés. Il faut qu'ils soient suffisamment grands et liés entre eux dans un réseau écologique.

La réhabilitation des lacs et rivières des Pays-Bas ne porte pas sur l'évaluation par une seule espèce, mais plutôt sur un nombre d'espèces ciblées pour la gestion de l'eau et des écosystèmes. Parmi elles, on retrouve certaines espèces rares ou vulnérables de même que certaines espèces indicatrices de l'intégrité du fonctionnement de l'écosystème. Conséquemment, l'application de modèles d'habitats pour les rivières et les lacs est toujours faite pour de nombreuses espèces. Depuis la publication de la Directive de l'Union Européenne (2000) sur la gestion de l'eau, l'amélioration de la qualité des écosystèmes aquatiques est devenu une grande priorité. La modélisation des habitats peut jouer un rôle de premier plan pour la mise en œuvre de cette directive. Nous allons démontrer ici l'applicabilité des méthodes d'évaluation des habitats pour des fins de réhabilitation.

INTRODUCTION

The Netherlands is situated in the delta of the Rhine and Meuse Rivers, an area densely populated and with intensive land use. Since a substantial part of the delta is below sea level, it will not come as a surprise that flood risk management is the main task of the water managers in the Netherlands. Much investment and effort in controlling the water levels in rivers, lakes, canals and wetlands are made. The ecological quality of rivers and lakes is relatively poor due to water quality problems and the regulation of the water levels (Van Dijk and Marteiijn, 1993; De Vriend and Iedema, 1995). During the last decades, measures have been taken to improve the ecological quality of rivers and lakes. Due to recent EU regulations and policies, such as the Water Framework Directive, the Habitat Directive, the Bird Directive and Natura2000, the need for ecological rehabilitation of rivers and lakes and the protection and conservation of habitats for endangered species have become an inevitable consequence. As the biodiversity of the Netherlands is mainly related to rivers, lakes and wetlands (Wolff, 1989), ecological rehabilitation of water systems and protection of water systems with good ecological quality will become more and more important.

Habitat modelling plays a very important role in the assessment of ecological rehabilitation measures of rivers and lakes. In this paper, the habitat modelling framework in ecological rehabilitation projects will be presented and the application of this framework will be illustrated by presenting two examples. As the reliability of habitat models is often unknown, uncertainty analysis is presented in this paper as a method to evaluate the applicability of habitat models for ecological rehabilitation studies.

HABITAT MODELLING APPROACH IN THE NETHERLANDS: STATE-OF-THE-ART

Ecosystem Approach

Habitat evaluation methods have become a widely-accepted approach for ecological impact assessment of lake and river management strategies and ecological rehabilitation projects in the Netherlands (Duel *et al.*, 1996, 1999; Semmekrot *et al.*, 1996; Kerle *et al.*, 2002). To determine the ecological impact of rehabilitation measures, an ecosystem approach for habitat evaluation is developed. In this approach, habitat modelling of rivers and lakes is not only focused on the aquatic habitats, but wetland habitats are considered as well, as the adjacent wetlands of rivers and lakes are a part of the riverine and lacustrine ecosystems, respectively. Another feature of this approach is that habitat modelling of rivers and lakes is carried out for a range of target species in water and nature management. The target species encompass rare and endangered species as well as indicator species for the ecological functioning and quality of the riverine or lacustrine ecosystems (Duel *et al.*, 1996, 1999). In the ecosystem approach, an assessment of the impact of rehabilitation measures on the carrying capacity of rivers and lakes for the target species is made. The carrying capacity is expressed in numbers of individuals, biomass or density. Assessing the viability of populations habitat connectivity is a part of the habitat evaluation as well. Other important aspects of the ecosystem approach are (a) the determination of the hydrodynamic and morphodynamic conditions that are essential to support the ecosystem development or ecological objectives, (b) analysis of the seasonal and annual variation in the habitat availability and suitability due to river dynamics, (c) vegetation succession modelling and (d) habitat modelling on species scale and ecosystem scale.

Habitat Modelling Framework

A habitat modelling framework based on the ecosystem approach has been developed over the last decade. Basically, this approach consists of four steps of habitat modelling (Figure 1). The first step is the simulation of the spatial distribution of ecotopes, ecological units of which the development is determined by factors related to hydrodynamics, morphodynamics and ecological succession (Klijn, 1997). For example, differences in stream velocity, water depth and flooding frequency are applied as hydrodynamic criteria for the definition of river ecotopes (Rademakers and Wolfert, 1996; Van der Molen *et al.*, 2000).

The second step is the assessment of the area of available habitat for specific flora and fauna species based on the size and spatial distribution of ecotopes. The total area of available habitat includes all areas of ecotopes that provide life-cycle support for the species reviewed (Duel *et al.*, 1996).

The third step is the assessment of habitat suitability based on the habitat requirements and preferences of the species reviewed. Habitat suitability considers both the needs of a species (nutrients, food, shelter, etc.) as well as the threats (e.g. toxic chemicals). Habitat requirements and preferences are derived from life

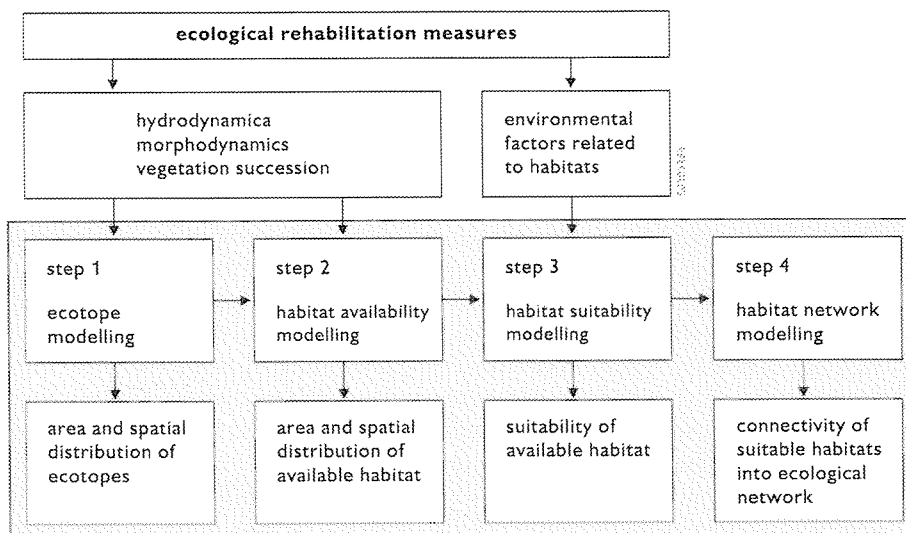


Figure 1. The Habitat Modelling Framework for Ecological Rehabilitation of Rivers and Lakes in the Netherlands.

history studies, field observation studies and statistical analysis of the characteristic environmental factors of the habitats used by species. The habitat suitability models produce numerical ratings, which represent the carrying capacity of the aquatic ecosystems reviewed. The habitat suitability is determined by the environmental factors limiting the carrying capacity (Duel *et al.*, 1995, 2000). Based on the assessment of the carrying capacity, potential population size of the species reviewed may be calculated. At present, habitat models are available for more than 100 target species: macrophytes, macro-invertebrates, fishes, amphibians, reptiles, waterfowl, wetland birds and mammals.

The fourth step is the assessment of the connectivity of suitable habitats into ecological networks. Although suitable habitats may be available, that does not necessarily imply that species will settle and/or survive there. To support viable populations, it is important that habitats are large enough and sufficiently linked into ecological networks (Reijnen *et al.*, 1995). Key factors for the assessment of the viability of ecological networks for species are the size and configuration of habitat patches and the dispersal distances of species (Verboom *et al.*, 2001; Pouwels *et al.*, 2002).

ECOLOGICAL POTENTIAL FOR THE RIVER RHINE

Problem

The river Rhine is the largest river system in western Europe with a total length of 1,320 km and a catchment area of 185,000 km². The mean discharge to the North Sea is about 2,000 m³/s. Due to river regulations and the utilisation of floodplains

for agriculture and urbanisation in the past centuries, characteristic riverine and floodplain habitats were destroyed or fragmented and the quality of the remaining habitats deteriorated (Van Dijk and Marteijn, 1993). During recent decades, water pollution control and ecological rehabilitation as well as flood risk management of the river and its floodplains have become important issues in river management besides flood risk management. Although the historical situation can serve as a reference, rehabilitation of the river ecosystems does not imply restoring the pristine ecological values which were present in the rather undisturbed river many centuries ago (Milner, 1994; Pedroli and Dijkman, 1998). Societal and economical interests in the river catchment and climate change limit the restoration of the natural hydro- and morphodynamics of the river, and situations similar to those prevalent under almost pristine conditions are not possible or realistic (Duel *et al.*, 2001). Nevertheless, it is clear that the ecological quality of the river Rhine may improve by restoring the river dynamics to a certain extent (Van Dijk and Marteijn, 1993; Duel *et al.*, 1999). This implies that new ecological objectives (the ecological potential) for river rehabilitation must be defined.

Approach

To determine the ecological objectives of the Rhine and Meuse Rivers, an assessment of the ecological potential has been carried out (Postma *et al.*, 1995). Historic maps were used to draw landscape units such as gravel and sandbanks, secondary channels, oxbow lakes, natural levees that are important to determine ecosystem patterns. To combine this with hydro- and morphodynamic criteria for ecotope classification, maps with the distribution of ecotopes were developed. Subsequently, an assessment of the potential carrying capacity for species was made based on the distribution of habitats (Figure 2). It was assumed that the water quality does not limit the habitat suitability in the ecological reference condition. Selected species are indicators for the ecological quality and ecological functioning of the rivers. For example for the river Waal, a branch of the river Rhine, more than 30 species were selected as indicator species.

Finally, the effectiveness of ecological rehabilitation strategies was analysed using river dynamic models, water quality models and habitat suitability index models (Duel and Laane, 1998). The results were compared with the ecological potential.

Results

The current ecological quality of the river Rhine in the Netherlands is very low compared to the ecological potential (Table 1). The ecological quality of the river can be greatly improved by rehabilitation of the river banks and secondary channels and by increasing the river dynamics in the floodplains (Duel and Laane, 1998; Duel *et al.*, 1999). For example, rehabilitation of the river banks provide nesting opportunities for bird species such as Little Ringed Plover (*Charadrius dubius*) and

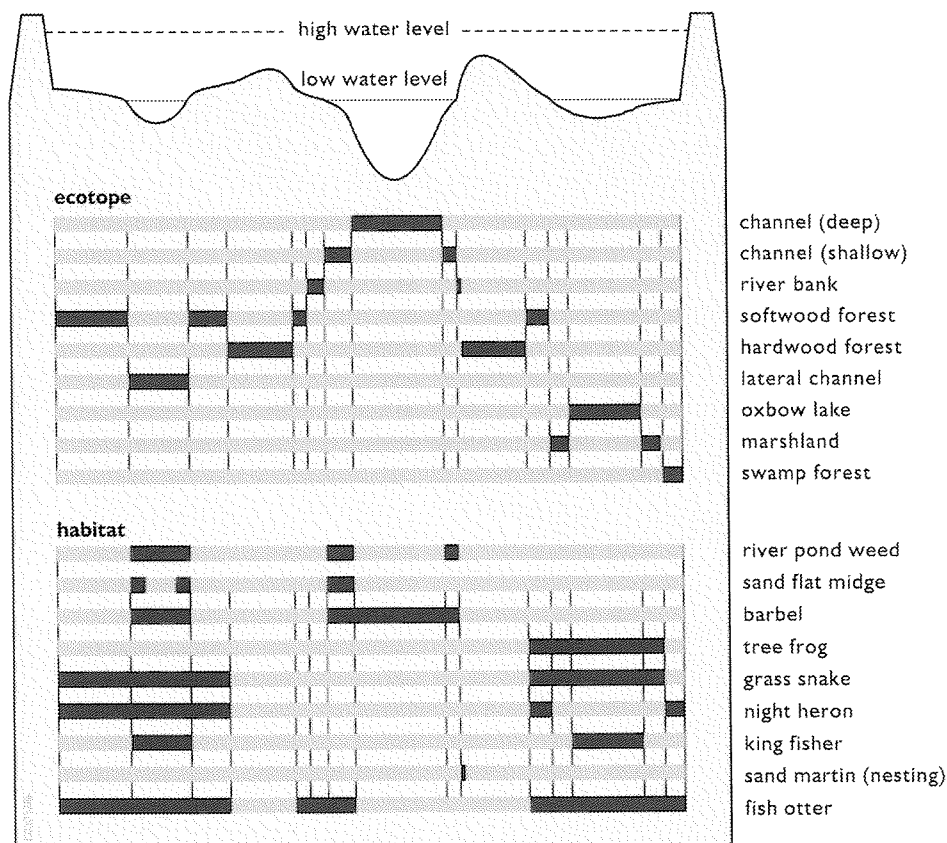


Figure 2. Illustration of the Distribution of Ecotopes and Habitats in a Cross-Section of the River System in the Netherlands.

Sand Martin (*Riparia riparia*). Improvement of the flow conditions in the secondary channels will increase the availability of habitats for rheophyllic macro-invertebrates and fish species which are seriously endangered along the river Rhine, such as may flies, caddish flies, dragonflies, Barbel (*Barbus barbus*), Ide (*Leuciscus idus*) and Dace (*L. cephalus*). Restoring river dynamic processes in floodplains is important for providing spawning and nursery habitat for fish species, such as Yellow Perch (*Perca fluviatilis*). Wetland birds like Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) and Spotted Crake (*Porzana porzana*) will benefit from those dynamic conditions as well.

Table 1. The carrying capacity of the river Waal for a range of target species in water and nature management in current situation and after ecological rehabilitation measures compared with the ecological potential.

Species		Current Situation	Rehabilitation Measures	Ecological Potential
Meadow Fleabane (<i>Inula britannica</i>)	vegetation cover (ha)	123	244	560
Long Leaf Pondweed (<i>Potamogeton nodosus</i>)	vegetation cover (ha)	21	69	210
Bluebell Nursery (<i>Eryngium campestre</i>)	vegetation cover (ha)	100	1714	1580
Oak (<i>Quercus robur</i>)	vegetation cover (ha)	9	707	730
Dragonfly <i>Gomphus flavipes</i>	numbers of individuals (*1000)	1030	1285	2915
Barbel (<i>Barbus barbus</i>)	biomass (kg)	81,384	129,080	182,160
Ide (<i>Leuciscus idus</i>)	biomass (kg)	14,386	21,532	26,635
Tree frog (<i>Hyla arborea</i>)	number of individuals	200	2470	2680
Night heron (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	breeding pairs	32	39	75
Corncrake (<i>Crex crex</i>)	breeding pairs	40	1075	1590
Sand Martin (<i>Riparia riparia</i>)	breeding pairs	1370	5349	5500
Reed Bunting (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	breeding pairs	280	1103	1610

FLOOD RISK MANAGEMENT AND ECOLOGICAL REHABILITATION OF RIVERS

Problem

In the last decades of the 20th century, there have been frequent problems with high river water discharges along the Rhine River. Reinforcement of the existing embankments and levees is no longer an option in the Netherlands, because this would result in a considerable loss of natural values and cultural heritage, and is not a long-term sustainable strategy. The river management authorities emphasized the need for a sustainable water management strategy based on increasing the conveyance capacity on the one hand and improving the quality of the physical environment, river ecosystems and landscape on the other hand (IKSR, 1997; Smits *et al.*, 2000). This resulted in a new flood protection concept “Room for the River” for the Dutch river system: (Smits *et al.*, 2000; Silva *et al.*, 2001; Van Stokkom and Smits, 2002). In this concept of water management, a wide variety of measures are available:

- widening the main channel in combination with a reconstruction of the river banks, including removal of the groynes;
- excavating parts of the floodplain which are rarely or irregularly flooded;
- (re)constructing lateral channels and floodplain lakes;
- removing artificial levees in the floodplains;
- enlarging floodplains by relocating the existing dykes.

Floodplain lowering and reconstruction of lateral channels will result in an important reduction of the water levels at high river discharges (Silva *et al.*, 2001). Moreover, those measures create large areas with opportunities for ecological rehabilitation of floodplains as well, especially for the floodplains that are currently used for agricultural production (Simons *et al.*, 2001; Raat, 2001; Buijse *et al.*, 2002). However, there are still uncertainties regarding the sustainability of floodplain lowering and reconstruction of secondary channels, as the conditions will alter within time due to natural morphological and ecological processes. Due to vegetation succession, the hydraulic roughness of the floodplains will increase over time and as a consequence, the discharge capacity of the river will decrease and the water levels during high discharges will increase. An analysis was carried out of the morphological and ecological development of flood reduction measures in the floodplains (Duel *et al.*, 2001, 2002).

Approach

Ecotope modelling is used in order to assess the effects of changed vegetation structures in the floodplains on the safety requirements against flooding risk (Van der Lee *et al.*, 2001) and on the morphodynamics of lateral channels (Baptist and

Mosselman, 2002). A case-study was carried out for an 80-km stretch of the Waal branch of the river Rhine. Ecotope modelling was used in iteration with a hydrological and a morphological model.

The morphological development and the vegetation succession in the floodplains were analysed for time steps of five years using a morphological and an ecotope model. After that, the expected water levels based on vegetation roughness and elevation maps were calculated. When the maximum water levels were exceeded as a result of increased vegetation roughness and elevation of the floodplains due to sedimentation, measures were implemented to counteract those effects.

Results

The results of the study indicated that nature development in the floodplain area is increasing the vegetation roughness of the floodplain, and thus affects the conveyance capacity. Figure 3 represents the changes in water levels during high river discharges over a period of 50 years and Figure 4 represents the development of floodplain forests in the same area. The two figures illustrate the effects of increasing areas of floodplain forest cover to the risk for flooding. In a few areas, the amount of forest increased to such an extent that measures had to be taken to prevent the risk of flooding (indicated with the square boxes). Different types of measures were defined, such as floodplain lowering, dredging of the silted-up lateral channels and removal of the floodplain forests. The analysis showed that, although nature development is possible along the river Waal, measures must be taken on a large scale to meet the requirements of flood risk management.

As a result of the morphological changes and vegetation succession the habitat availability and suitability for target species of water and nature management may change considerably over the years. An assessment carried out by Baptist *et al.* (2002) showed that the habitat availability and suitability for fish species in lateral channels will change significantly over time, mainly due to morphological changes. At present, a comprehensive analysis of the impact of the flood reduction measures on the availability and suitability of habitats for target species for water and management is carried out.

UNCERTAINTIES IN HABITAT MODELLING

Problem

Although habitat models have been generally accepted to assess the ecological impact of rehabilitation measures of rivers and lakes, the reliability of those models is often unknown. For a general application of habitat models it is essential to assess this reliability. Therefore, sensitivity of the model outcomes for input data and model parameters must be specified, uncertainty in the model prediction must be explored and the domain over which the model is applicable (e.g. temporal and

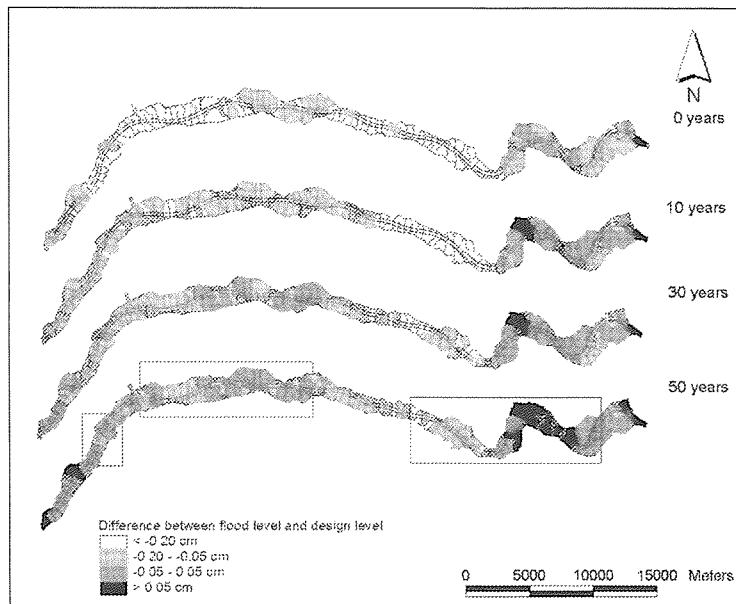


Figure 3. Difference Between Flood Level and Design Level for Floodplain Sections of the Waal River, the Netherlands. The sections indicated with square boxes are areas where floodplain forest had to be removed to remain within the safety standards for flooding.

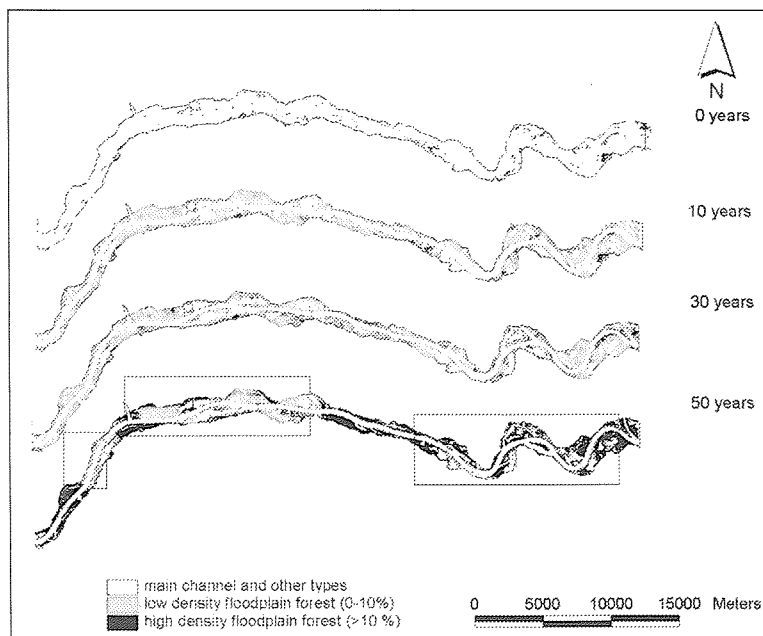


Figure 4. Increase in Floodplain Forests along the River Waal over a Period of 50 Years. The sections indicated with square boxes are areas where floodplain forest had to be removed to remain within the safety standards for flooding.

spatial resolution) must be determined. An analysis was carried out to specifically address the uncertainty in the ecological optimum functions in habitat–suitability models (Van der Lee *et al.*, 2002).

Approach

Sensitivity and uncertainty analyses were carried out for different habitat models in a case study of Lake IJssel in the Netherlands. Lake IJssel is a fresh water lake, one of the largest fresh water lakes in western Europe. It is supplied with water by the river IJssel, the northern branch of the river Rhine. With respect to biodiversity, Lake IJssel is an area of international importance. Due to large fish biomass and a high density of fresh water molluscs large numbers of piscivorous and molluscivorous bird species are present in the area, especially during wintertime (Wolff, 1989).

The sensitivity and uncertainty analyses were performed using the following approach. Firstly, a sensitivity analysis was performed with the available field data on habitat factors to identify all potential limiting habitat factors in the study area, such as water quality, water depth, substrate, etc. Secondly, a panel of experts was asked to estimate the uncertainty range of the parameters of the ecological optimum functions used in the various habitat models. In general, the expert panel consisted of three to six experts per species model. Thirdly, uncertainty analyses were carried out using Monte Carlo simulation tests to quantify the uncertainty in predicted habitat suitability. Fourthly, the sensitivity in the sustainability of habitat networks was estimated for the calculated uncertainty in habitat suitability.

Results

Results of the sensitivity analyses show that the habitat suitability is determined mostly by only two to four factors for each species, although models sometimes contain up to ten factors. Which factors are spatially limiting varies according to variations in environmental factors such as water quality, substrate and vegetation types, that occur in the Lake IJssel area. The uncertainty ranges in the parameters of the ecological optimum functions were at a maximum at intermediate values of suitability (0.4–0.6) and were at a minimum at indices approaching either 0 (unsuitable habitat) or 1 (optimal habitat). Moreover, the uncertainty ranges varied per species and between different habitat factors for one species.

The resulting uncertainty in the calculated habitat suitability, determined by the limiting factors, was quantified by the standard deviation. The standard deviation ranges from 0–0.2 and is mostly less than an index value of ± 0.1 . For example, Figure 5 shows the average habitat suitability and standard deviation in habitat suitability for the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Clearly, the average and standard deviation vary spatially due to changing limiting factors (depth, phosphate concentration and substrate).

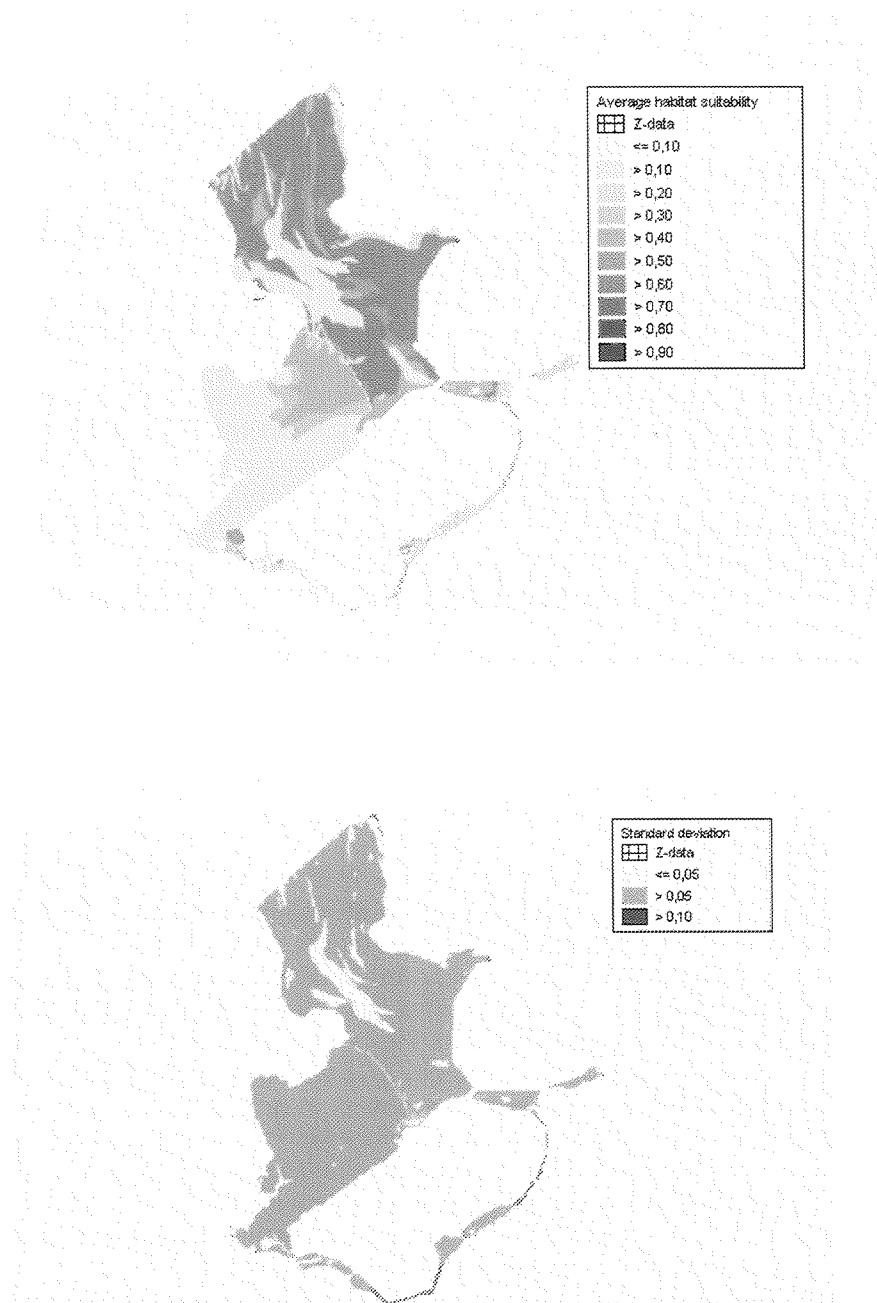


Figure 5. The Average Habitat Suitability for the Zebra Mussel (*Dreissena Polymorpha*) in Lake IJsselmeer and the Model Uncertainty Expressed as Standard Deviation of the Average Habitat Suitability.

The uncertainty in habitat network sustainability increased proportionately, except when the key population threshold value (minimal population size needed to survive in the long term) was reached. In those cases, the network sustainability was increasingly sensitive to the uncertainties in the habitat suitability.

From the above results it was concluded that in most cases the resulting uncertainty in habitat suitability due to uncertainty in expert knowledge was acceptable for water managers. On the whole, the applied techniques of sensitivity and uncertainty analysis were found to be satisfactory and important to state the credibility of habitat models with.

RESEARCH AND DEVELOPMENT

To anticipate the future role of habitat modelling in river and lake management, existing habitat modelling tools in the Netherlands are currently merged into one generic modelling framework. This framework will be GIS-based and contains ecological databases with habitat requirements or preferences of species that are indicators for the ecological quality of wetlands, lakes, rivers and transitional waters. However, to assist water managers successfully, new developments (knowledge, methods, tools) must be implemented in this modelling framework as soon as possible. At present, research and development in habitat modelling in the Netherlands is focused on the following issues:

- (a) habitat modelling on levels of (sub)basin, upscaling and downscaling techniques;
- (b) habitat connectivity and configuration;
- (c) relationships between morphodynamics and instream habitats for macro-invertebrates and fish species;
- (d) interaction between river dynamics and vegetation development and succession in floodplains;
- (e) uncertainty analysis methods of habitat models;
- (f) validation of habitat models.

CONCLUSIONS

The case studies presented in this paper are an illustration of the importance of habitat modelling in the assessment of ecological rehabilitation projects and water management strategies in the Netherlands. The significance of habitat modelling as a tool for decision support in river and lake management will increase in the near future due to EU regulations and policies on water and nature management. To assess the ecological potential and the effectiveness of rehabilitation measures, habitat evaluation should be based on an ecosystem approach. For that reason, habitat evaluation of rivers and lakes is not focusing only on aquatic habitats, but

adjacent wetlands are considered as a part of the riverine or lacustrine ecosystem as well, and the species selected are indicators for ecosystem quality and functioning. To assess the reliability of habitat models, uncertainty analysis has proven to be a very useful method.

REFERENCES

- Baptist, M.J, G.E.M. van der Lee, F. Kerle and E. Mosselman. 2002. "Modelling of Morphodynamics, Vegetation Development and Fish Habitat in Man-Made Secondary Channels in the River Rhine, the Netherlands." *In: J. King and C. Brown (eds.): Environmental Flows for River Systems*. Proceedings of the Fourth International Ecohydraulics Symposium. Cape Town, South Africa.
- Baptist, M.J and E. Mosselman. 2002. "Biogeomorphological Modelling of Secondary Channels in the Waal River." *River Flow, 2002: 773-782*.
- Buijse, A.D., H. Coops, M. Staras, L.H. Jans, G.J. van Geest, R.E. Grift, B.W. Ibelings, W. Oosterberg, and F.C.J.M. Roozen. 2002. "Restoration Strategies for River Floodplains Along Large Lowland Rivers in Europe." *Freshwater Biology, 47: 889-907*.
- De Vriend, M.C. and C.W. Iedema. 1995. "Nature on the Move: Towards Large-Scale Water System and Nature Development in the Netherlands." *Water Science and Technology, 31(8): 219-228*.
- Duel, H. and W.E.M. Laane. 1998. *Ecological Rehabilitation of Rivers and Lakes: A Policy Analyses*. RIZA Report, Lelystad, the Netherlands (in Dutch).
- Duel, H., B.P.M. Specken, W.D. Denneman and C. Kwakernaak. 1995. "The Habitat Evaluation Procedure as a Tool for Ecological Rehabilitation of Wetlands in the Netherlands." *Water Science and Technology, 31(8): 387-391*.
- Duel, H., G.B.M. Pedroli and W.E.M. Laane. 1996. "The Habitat Evaluation Procedure in the Policy Analysis of Inland Waters in the Netherlands: Towards Ecological Rehabilitation." *In: M. Leclerc et al. (Eds.): Ecohydraulics 2000*. Proceedings of Second International Symposium on Habitat Hydraulics, Quebec, Canada. Vol. A: 619-630.
- Duel, H., F. Klijn and M. Vis. 1999. "Strategies for Ecological Rehabilitation of Rivers in the Netherlands." *In: Strategies for Sampling, Characterization and Modeling of Aquatic Ecosystems in Applied Multi-Disciplinary Assessment Framework*. Third International Symposium on Ecohydraulics. Salt Lake City, Utah, USA.

- Duel, H., S. Groot, G. van der Lee, D.T. van der Molen and R. Pouwels. 2000. "Uncertainty Analysis of Habitat Evaluation Methods." In: U. Maione *et al.* (eds.): *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life*. Proceedings of an International Conference on Eco-Compatible Solutions for the Aquatic Environment, Capri, Italy. Balkema, Rotterdam, Netherlands.
- Duel, H., M.J. Baptist and W.E. Penning. 2001. *Cyclic Floodplain Rejuvenation: a New Strategy Based on Floodplain Measures for Both Flood Risk Management and Enhancement of the Biodiversity of the River Rhine*. NCR publication 14-2001. Delft, Netherlands.
- Duel, H., M.J. Baptist, G.J. Geerling, A.J.M. Smits and J.S.L. van Alphen. 2002. "Cyclic Floodplain Rejuvenation as a Strategy for Both Flood Protection and Enhancement of the Biodiversity of the River Rhine." In: J. King and C. Brown (eds.): *Environmental Flows for River Systems*. Proceedings of the Fourth International Ecohydraulics Symposium. Cape Town, South Africa.
- IKSR. 1997. *Flood Protection Along the River Rhine: State of the Art*. Report. International Commission for Protection of the River Rhine. Koblenz, Germany.
- Kerle, F., F. Zöllner, M. Schneider, B. Kappus and M.J. Baptist. 2002. "Modelling of Long-Term Fish Habitat Changes in Restored Secondary Floodplain Channels of the River Rhine." In: J. King and C. Brown (eds.): *Environmental Flows for River Systems*. Proceedings of the Fourth International Ecohydraulics Symposium. Cape Town, South Africa.
- Klijn, F. 1997. *A Hierarchical Approach to Ecosystems and Its Implications for Ecological Land Classification*. Thesis, Leiden University, Netherlands.
- Milner, A.M. 1994. "System Recovery." In: P. Calow and G. Petts (eds.): *The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles*. Volume 2. Blackwell, Oxford: 76-97.
- Pedroli, G.B.M. and J. Dijkman. 1998. "River Restoration in European Lowland River Systems." In: D.P. Loucks (ed.): *Restoration of Degraded Rivers: Challenges, Issues and Experiences*. Kluwer Academic Publishers: 211-227.
- Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedroli and J.G.M. Rademakers. 1995. *A Stream of Nature: Ecological Targets for the Rivers Rhine and Meuse*. RIZA Report, Arnhem, Netherlands (in Dutch).
- Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijen, S.R. Hensen and J.G.M. van der Gref. 2002. *LARCH A Tool for Landscape Cohesion Assessment*. Alterra Report. Wageningen, Netherlands (in Dutch).

- Raat, A. 2001. "Ecological Rehabilitation of the Dutch Part of the River Rhine with Special Attention to Fish." *Regulated Rivers: Research and Management*, 17: 131-144.
- Rademakers, J.G.M. and H.P. Wolfert. 1996. *River Ecotopes System*. EHR Report 61. RIZA, Lelystad, Netherlands (in Dutch).
- Reijnen, R., W.B. Harms, R.P.B. Foppen, R. de Visser and H.P. Wolfert. 1995. *Rhine-Econet. Ecological Networks in River Rehabilitation Scenarios: A Case Study of the Lower Rhine*. EHR Report 58, Lelystad, Netherlands.
- Semmeekrot, S., M.J.J. Kerkhofs and J.C.G. van Liebergen. 1996. "Ecological Rehabilitation of the River Meuse: A Framework for Assessment of Ecological Effects of Discharges." In: M. Leclerc *et al.* (Eds.): *Ecohydraulics 2000*. Second International Symposium on Habitat Hydraulics, Quebec, Canada. Vol. A: 595-606.
- Silva, W., J. Dijkman and F. Klijn. 2001. *Room for the Rhine Branches in the Netherlands. What the Research has Taught Us*. RIZA Report. Arnhem, Netherlands.
- Simons, J.H.E.J., C. Bakker, M.H.I. Schropp, L.H. Jans, F.R. Kok and R.E. Grift. 2001. "Man-Made Secondary Channels Along the River Rhine (the Netherlands); Results of Post-Project Monitoring." *Regulated Rivers: Research and Management*, 17: 473-491.
- Smits, A.J.M., H. Havinga and E.C.L. Marteiijn. 2000. "New Concepts in River and Water Management in the River Rhine Basin: How to Live with the Unexpected?" In: Smits *et al.* (Eds.): *New Approaches in River Management*. Leiden, Backhys Publishers: 267-286.
- Van der Lee, G., M.J. Baptist, M. Ververs and G.W. Geerling. 2001. *Application of the Cyclic Floodplain Rejuvenation Strategy to the River Waal*. CFR Report 15. WL Delft Hydraulics, Delft University of Technology and University of Nijmegen.
- Van der Lee, G.E.M., H.P.A. Aarts, H.F.P. van den Boogaard, H. Duel and D.T. van der Molen. 2002. "Analysis of Uncertainty in Habitat Models." In: J. King and C. Brown (Eds.): *Environmental Flows for River Systems*. Proceedings of the Fourth International Ecohydraulics Symposium. Cape Town, South Africa.
- Van der Molen, D.T., H.P.A. Aarts, J.J.G. Backx, E.F.M. Geilen and M. Platteeuw. 2000. *Ecotope Classification System for Rivers and Lakes*. RIZA Report, Lelystad, Netherlands (In Dutch).
- Van Dijk, G.M. and E.C.L. Marteiijn. 1993. *Ecological Rehabilitation of the River Rhine 1988-1992*. EHR Report 50. RIZA Lelystad.

Van Stokkom, H.T.C. and A.J.M. Smits. 2002. "Flood Defense in the Netherlands: A New Era, A New Approach." *In: Wu et al. (eds.): Second International Symposium on Flood Defense*. Beijing, China.

Verboom, J., R. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam and P.C. Luttikhuisen. 2001. "Introducing the Key Patch Approach for Habitat Networks with Persistent Populations: An Example for Marshland Birds." *Biological Conservation*, 100(1): 89–100.

Wolff, W.J. 1989. *The International Significance of the Nature Values in the Netherlands*. SDU Publishers. The Hague, Netherlands (in Dutch).

Decision Support System for Nature Development and Valuation of Land Reclamation in the Netherlands

M.J. Baptist

WL | Delft Hydraulics & Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Netherlands

E.C.M. Ruijgrok

Witteveen & Bos, Netherlands

M.B. de Vries

WL | Delft Hydraulics, Netherlands

ABSTRACT: Nature development and nature valuation are of increasing interest for decision-makers. In the Netherlands, losses of nature area by large infrastructure works have to be compensated for by assigning new nature areas, or by developing new nature. As an example the large land reclamation plan “Maasvlakte 2”, in the North Sea, can be mentioned. The Maasvlakte 2 forms an extension of the Rotterdam harbour. Of a total area of 1750 ha, 750 ha of aquatic nature (coastal sea) will be changed into terrestrial nature (dunes). The remaining 1000 ha will be used for industrial and harbour activities. The development of new nature in terms of succession, species richness and landscape composition are important aspects in the design of the land reclamation area. The valuation of this new nature, in terms of economical, ecological and perception values is important in order to find a proper balance of costs and benefits.

The “Decision Support System for Nature Development and Valuation” computes the development and the valuation of nature in land reclamation areas. This DSS offers the possibility to design different land reclamation plans in a particular study area. The user can draw the contour of a plan with a GIS-tool and can define the type of sea defences. The origin and succession of coastal nature types and landscapes is derived from local abiotic conditions and dimensions of the plan. The user can edit several abiotic boundary conditions for nature development such as the height of the surface level, the dimensions of the nature development area and soil characteristics. One of the most important abiotic conditions is the depth of the groundwater. A built-in groundwater model computes the time dependent groundwater levels, using the user-defined model settings. Subsequently, based on a set of decision rules containing distances of grid cells to the coastline, groundwater levels, soil type, etc., the origin and succession of nature types through time and space is computed. The user can edit the decision rules for nature development. For each nature type it is defined from which nature type it evolves and after how many years it will change into the next succession stage. Then the spatial distribution of nature types and cultural types is evaluated to give a landscape composition of the land reclamation plan. Finally, the species diversity and density of flora and fauna is computed and a valuation of the nature and landscape composition is given. The nature valuation is expressed in economic, ecological and perception values. In a final step, the results of different land reclamation designs can be compared and evaluated.

Summarising, the DSS for Nature Development and Valuation enables a rapid assessment of the nature development in a land reclamation area and gives a valuation of nature and landscapes. Its structure allows a planner to edit decision rules for nature development and to use built-in models to optimise the design of a land reclamation plan with respect to ecological and economic values.

1. INTRODUCTION

The harbour of Rotterdam has a shortage of space. One of the possible solutions for this problem is

land reclamation on the coast. However, in the Netherlands, losses of nature area by large infrastructure works have to be compensated for by assigning new nature areas, or by creating new

nature. The planned land reclamation of the second Maasvlakte forms an extension of the Rotterdam harbour, and development of new nature is one of the objectives. Of a total area of 1750 ha, 750 ha of aquatic nature (coastal sea) will be changed into terrestrial nature (coastal dunes). The remaining 1000 ha will be used for industrial and harbour activities. The development of new nature in terms of succession, species richness and landscape composition are important aspects in the design of the land reclamation area. The valuation of this new nature, in terms of economic, ecological and perception values is important in finding a proper balance in the costs and benefits. Therefore, a Decision Support System has been built that computes the development and the valuation of nature in land reclamation areas. This Nature Development and Valuation DSS is a tool to support the decisions on changes in land use. Its two main objectives are (1) to predict nature development, the occurrence of species and the formation of landscapes, and (2) to support the trade-off between ecological and economic interests by valuing nature.

2. GENERAL METHODOLOGY

The Decision Support System for Nature Development and Valuation is based on a systematic description of the structures and processes in coastal dune development. The development of a coastal dune landscape is dependent on several natural and anthropogenic factors, such as height differences, groundwater table, wind influence and bottom composition. These factors determine the diversity in the structure of the landscape and the floral and faunal composition (Bakker et al., 1981).

In order to describe the nature development in time with a mathematical model, it is necessary to simplify the real world situation. This simplification is also due to the limited knowledge we have of coastal dune development. The advantage of a model approach is the formalised way of prediction. The predicted results are reproducible; they follow from the methodology and assumptions. An instrument has been made to compute and compare the nature development and valuation of a number of land reclamation designs in a formalised way.

The basic principle of the mathematical description of nature development is that abiotic conditions determine the different types of nature and their succession. These types of nature are interpreted as recognisable landscape structures, such as dry

pioneer dune, or beach. In this study, the types of nature are taken from a Dutch ecological classification described by Bal et al. (1995). In connection with the prediction of nature types, species richness of flora and fauna is computed on the basis of habitat suitability and other limiting factors, such as dispersion. Based on the predicted distribution and types of nature, a valuation of the dune landscape is carried out.

Important technical features of this DSS are:

- Nature development is computed in space and time;
- For each grid cell, the probability of multiple types of nature is computed;
- Natural succession from multiple previous types is modelled;
- The development of a freshwater aquifer is modelled in time;
- Aggregation of results for larger areas is possible;
- The later extension of a land reclamation area and the subsequent nature development can be modelled;
- The species diversity for flora and fauna is computed;
- Multifunctional land use can be defined;
- Landscape composition is computed based on the interconnected surface areas and the composition of nature types;
- Valuation of nature is carried out in terms of economic, ecological and perception values.

3. SET-UP AND STRUCTURE OF THE DSS

This DSS offers the user the possibility to evaluate the development of coastal nature in space and time, the floral and faunal composition and the nature valuation for land reclamation areas. In its present form, it is a dedicated tool for the Dutch coast. The user has to follow the next three steps:

1. In the first step, *design of land reclamation*, several designs for the land reclamation plan can be defined.
2. In the second step, *nature development and valuation*, a sequence of models will compute the nature development and valuation for a specific case.
3. In the third step, *case analysis*, the output for different cases can be compared.

Next, the DSS set-up and structure will be explained in more detail.

Design of land reclamation

Within the study area, which is bordered by the size of the computational grid, the outer contours of a land reclamation plan can be defined with a

GIS-based drawing tool. When designing a land reclamation area with this tool, the user can define the type of sea defence for sections of the area. A selection can be made between revetments, rubble mounds or soft defence. Here the distance of each computational cell to the nearest soft defence is calculated.

Nature development and valuation

This part of the DSS is structured around a Case Management Tool. The user can open existing cases, or define new ones. A case consists of a combination of a selected design and selected decision rules for the computations. After selecting a case, the user can spatially define the values of various abiotic parameters in the land reclamation design. The user can also define clusters of computational cells. The output of the DSS is generated on a spatial grid with cells of 4 hectare, but it is also possible to define larger spatial units.

The groundwater depth is one of the most important forcing abiotic parameters for the nature development. The user has three possibilities to map the groundwater level. One is to use the built-in groundwater model that will compute the groundwater level for each grid cell over a period of 75 years. A second possibility is to import the results of a comprehensive groundwater model. The third possibility is to define a static groundwater level for each grid cell manually.

After the definition and mapping of the abiotic parameters the development of coastal dune nature types is computed based on the spatial and temporal distribution of abiotic parameters and the decision rules for natural succession.

The later extension of a land reclamation area and the subsequent nature development can also be modelled. This is for instance the case when after 20 years it is decided to supply extra sand in order to expand the land reclamation. In this part of the DSS it is also possible to decide to perform nature management, such as mowing, for certain parts of the nature area. This will stop the natural succession.

Subsequently, the DSS splits in two parts. One part computes the floral and faunal composition in space and time. The base information needed is the presence of various nature types. Additional information concerns the possibilities for dispersion and the rarity of species.

The following step in the second part is to fill in the reclamation area with cultural and

multifunctional units that will not develop naturally. Examples of these units are villages, industry and recreation areas. Subsequently, landscape composition is computed based on the interconnected, i.e. unfragmented, surface areas and composition of nature types and cultural units. From here the nature valuation is carried out.

Output of the DSS

With the aid of a Case Analysis Tool, the results of each case can be compared and evaluated. Output of this DSS consists of:

- Areas of nature types, cultural or multifunctional units and landscapes;
- Species composition of breeding birds, plants and other fauna;
- Valuation of nature in terms of economic, ecological and perception values.

4. KNOWLEDGE RULES ON NATURE DEVELOPMENT

Abiotic parameters

The DSS for nature development and valuation contains knowledge rules that describe the development of a coastal dunes landscape in time, dependent on the local abiotic conditions. These knowledge rules define the suitability of a gridcell for each type of nature in the form of an index between 0 and 1 per abiotic parameter. The probability of the occurrence of nature types is computed on the basis of the abiotic conditions presented in Table 1. Some of these parameters are expressed as classes; others are expressed as continuous functions.

Table 1. Abiotic parameters and their ranges

Abiotic parameter	Range or classes
distance to coastline	0 tot 10.000 m
surface height	-10 to +10 m sea level
groundwater level	0 to 10 m below sea level
chloride in groundwater	<0.3% or >0.3% Cl ⁻
nutrient level of soil	Poor, medium or rich
Silt content of soil	<2% or >2% silt
lime richness of soil	Lime poor or rich

Most of these abiotic parameters are static; they do not change over time in this DSS. The only exception is the groundwater level. The Nature Development and Valuation DSS has a built-in groundwater model that computes the gradual development of a fresh water body under the surface of the originally saline land reclamation area. The computed groundwater processes include rainfall, evaporation, drainage and density fluxes

between salt and fresh water. The groundwater levels are dependent on the surface heights, the run-off and the permeability of the soil. The development of a fresh water body is a very important prerequisite for various types of nature.

The distance of a location in the land reclamation area to the coastline is calculated by the DSS. The DSS computes the distance to the most nearby soft sea defence.

The user defines and maps the other parameters manually. The Nature Development and Valuation DSS has a geographical user interface with which the user can draw its desired settings.

Decision rules for nature types

Empirical knowledge rules for the development of in total 15 different coastal dune types were implemented. Table 2 lists the various nature types incorporated in the DSS.

Table 2. Coastal nature types in the DSS.

<i>Dry nature types:</i>	
1	Mobile dune
2	Pioneer dune
3	Dune grassland
4	Dune shrub
5	Dune forest
6	Dune heath
<i>Wet nature types:</i>	
7	Dune riverlet
8	Dune lake
9	Open dune valley
10	Dune shrub
11	Dune forest
12	Dune scrub
13	Dune reed land
<i>Intertidal nature types:</i>	
14	Salt marsh
15	Beach

In the DSS application, there is a sixteenth remaining type that denotes the absence of true nature, namely *fallow land*. Furthermore, for some of the nature types a specification is made in 'natural' types and 'managed' types.

For each of these nature types, suitability rules are derived that denote the suitability of certain abiotic conditions for the nature type to exist. These rules are called here 'decision rules'. The decision rules for nature development can be edited and saved as a new set.

Succession

Besides the abiotic conditions, the succession of nature types from a previous nature type is defined. For each nature type it is defined from which nature type it evolves and after how many years it will change into the next succession stage. The most likely succession pathways of an originally wet and dry fallow land are presented in Figures 1 and 2. The wet fallow land will develop either into a dune reedland or an open dune valley, dependent on the nutrient richness. Subsequently, a wet dune scrub will develop, followed by a wet dune forest. The dry fallow land will develop either in a nutrient poor pioneer dune or a nutrient rich dune scrub. Eventually, a dry dune forest will develop, unless the soil is very poor in lime, than a dune heath may develop (not shown in the Figures).

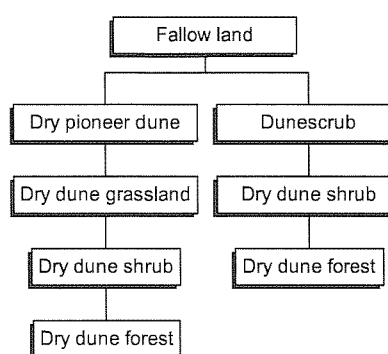


Figure 1. Succession of a wet fallow land

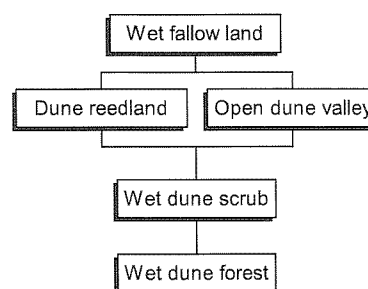


Figure 2. Succession of a dry fallow land

To model the succession of nature types, knowledge rules are incorporated into this DSS that define the previous nature type(s) and the timespan necessary for a type of nature to fully develop. The development time in years is derived from empirical studies and compared to aerial photographs of existing dune areas. These succession rules are also expressed as index numbers between 0 and 1. The suitability for a nature type will increase linearly from the moment that the previous type exists until it has reached its

full development. From that moment on, the suitability will decrease linearly in time with the development timespan of the next nature type. This way, a sequence of nature types in time is modelled. Table 2 presents the succession time in years starting from the presence of the previous type.

Table 2. Succession time for nature types

<i>Time in years:</i>	<i>For dry nature types:</i>
1	Mobile dune
1	Pioneer dune
15	Dune grassland
20	Dune shrub
20	Dune forest
100	Dune heath
<i>Time in years:</i>	<i>For wet nature types:</i>
1	Dune riverlet
1	Dune lake
5	Open dune valley
20	Dune shrub
20	Dune forest
1	Dune scrub
5	Dune reed land
<i>Time in years:</i>	<i>For intertidal nature types:</i>
5	Salt marsh
1	Beach

For two different cases, the number of nature types that was found in the land reclamation area through time is presented in Figure 3. It is interesting to note that for both cases at first the diversity of nature types is increasing, but after a while the number of types will decrease again. This is due to the fact that after many years the climax stage will be reached. For coastal management purposes this development is undesirable. The rarer and more valuable nature types, such as the open dune valley, will gradually disappear, together with its valuable flora and fauna. Therefore, this DSS gives the possibility to 'manage' certain parts of the nature area, in order to stop the natural succession.

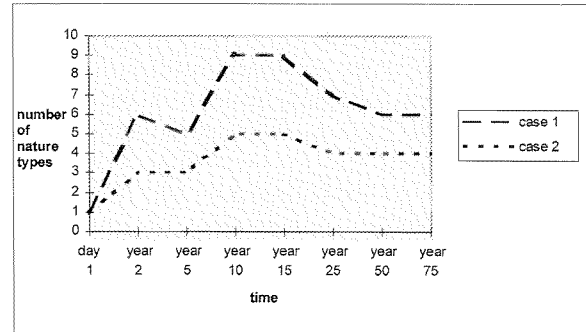


Figure 3. Number of nature types for two cases.

Implementation of nature development

The DSS makes its computations in a computational grid with a grid cell size of 200x200m. For each grid cell the suitability for each nature type is computed on each time step by evaluating whether the following conditions are met:

1. The abiotic conditions are above a threshold value for the presence of a nature type;
2. Enough time has elapsed for the nature type to develop;
3. A valid previous nature type was already present in the computational grid cell in the previous time step.

This way the DSS computes a suitability index score for each nature type, based on the minimum score for the abiotic suitability and the succession suitability. The time steps that are used are 0, 1, 2, 5, 10, 15, 25, 50 and 75 years after the land reclamation. For each grid cell the scores for all nature types are computed and when the final suitability score exceeds a certain threshold, it is assumed that this type of nature will occur. It is possible that multiple types of nature occur in the same grid cell with suitability scores between 0 and 1.

The results yield a map of nature types that will develop in time. Based on this map the species composition of flora and fauna is calculated. A selection of rare and endangered species was made for breeding birds, plants and other higher organisms, such as mammals and butterflies. The output of this DSS provides the number of breeding pairs per square metre for breeding birds, the number of expected plant species per nature type, corrected for dispersion and rarity and the presence or absence of other faunal species.

5. NATURE VALUATION

Generally, land reclamation involves economic benefits but also environmental costs. It is difficult

Impact of climate change and anticipating flood management strategy on floodplain ecosystems of the river Rhine, The Netherlands

M. Haasnoot, H. Duel & G.E.M. van der Lee
WL | Delft Hydraulics, The Netherlands

M.J. Baptist
WL | Delft Hydraulics & Delft University of Technology, The Netherlands

D.T. van der Molen, M. Platteeuw
RIZA, The Netherlands

ABSTRACT: Due to climate change the discharge of the river Rhine will alter significantly in the near future. To ensure the existing safety levels against flooding, implementation of measures to create more room for the river are inevitable. Therefore, water management authorities in the Netherlands emphasise on the need for new flood risk management strategies based on providing more room for rivers. In addition, those strategies aim for providing opportunities for ecological rehabilitation of the river floodplains and riparian wetlands as well. There is a need for information about the possible impact of climate change on flood risk management strategies on the river floodplain ecosystems. WL | Delft Hydraulics has modelled the ecological impact of changes in river discharges including the impact of new flood risk management strategies in several research projects. Based on the modelling results, it can be concluded that the expected changes in the discharge of the river Rhine due to climate change have a relatively small but significant impact on the floodplain ecosystems. Floodplain measures, needed to ensure safety against floods, and land use changes will have a larger impact on the floodplain ecosystems. In addition, floodplain measures may compensate for the negative effects of a changed river discharge for the next 50 years. The modelling results will be presented and discussed in this paper.

1 INTRODUCTION

Extreme events in the last decades have raised questions about the robustness of water management strategies in low-lying densely populated areas. For example, in the Netherlands the floods in 1993 and 1995 have increased the awareness of the vulnerability of living in a delta. As a result of high water levels people along branches of the river Rhine were evacuated. Areas along the Meuse were flooded. Inhabitants and companies experienced inconveniences and substantial damage. Elsewhere Europe the comparable problems occurred with for example the river Elbe.

Climate change is expected to aggravate these problems by an increase of precipitation surplus in winter and a decrease in summer. Consequently, the discharge regime of the river Rhine will alter significantly in the near future. The inter-annual variation of the river Rhine discharge will change: winter flow increases and summer flow reduces (Middelkoop et al., 2001). Besides a higher probability on flood problems in the wet season, lower discharges may have negative effects on human functions, such as navigation and energy supply.

Because of the flood events and the expected climate change, management authorities in the Nether-

lands emphasise on the need for new flood risk management strategies based on dealing with the dynamics of the river systems by providing more room for rivers. In addition, these strategies aim of providing opportunities for ecological rehabilitation of the river floodplains and riparian wetlands as well. Climate change, flood risk management strategies and changes in land use due to nature rehabilitation might have an impact on floodplain ecosystems. This paper will describe these possible ecological impact based on modelling results of several projects.

2 METHOD

The ecological effects of climate change have been determined by considering the changes in characteristic ecotopes and fauna for different climate scenarios for the year 2050. The climate scenarios were constructed by the Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI) and are based on temperature estimations of the IPCC and the empirical relationship between precipitation (on wet days) and daily mean temperature, as observed at the Dutch weather station De Bilt (Van Asselt et al., 2001). We considered three climate scenarios: a lower, central and

upper estimation for the year 2050. The climate scenarios were translated into an estimation for sea level rise and changes in river discharge regime using results from earlier climate studies (Van Asselt et al., 2001; Asselman, 1999). Ecological relevant flood durations (365, 150, 50, 20 and 2 days/year) were mapped on a grid base of 100 m by combining a contour map of the topography, future sedimentation loads and the discharges corresponding with the relevant exceedance times. This resulted in the mean potential flood duration as the flooding was estimated by extrapolating water levels in the river. Within the upper estimate scenario of climate change a different land use also was considered, which contained a transformation of current agricultural land in the floodplain to more natural grazed areas. This scenario was included in order to evaluate the effects of climate change in combination with nature rehabilitation. For each type of ecotope (van der Molen et al., 2003) a transition matrix has been developed to relate changes in flood duration and land use to an ecotope change. The predicted ecotope maps were used to analyse the availability and quality of habitats with knowledge rules (Duel et al., 1996) for three species which are representative for different habitat types in the river basin area: Badger *Meles meles*, Corn crane *Crex crex*, Tree frog *Hyla arborea*. This was carried out with the spatial analysis tool Habitat (Habitat, 2003). Two scenarios were analysed: 1) the upper estimate with current land use and 2) upper estimate with natural grazed areas.

In order to provide more room for the rivers the floodplain needs to be excavated and the hydraulic roughness needs to be reduced by for example changing forests into grassland. This will however reduce the biodiversity. One of the new flood risk management strategies in consideration, meeting both flood protection and nature rehabilitation objectives is Cyclic Floodplain Rejuvenation (CFR; Baptist et al., 2004.). This strategy aims at mimicking the effects of channel migration by removal of softwood forests and sand excavation or dredging, in such a way that the conveyance capacity can be maintained and the diversity in floodplain habitats can be increased. The two main measures in CFR are: setting back vegetation to pioneer stages (even bare substrate) to lower hydraulic roughness of floodplains, lowering the floodplains to create more room for the river. In this study hydrological, morphological and ecological processes were modelled in an integrated way (Baptist et al., 2004.). The effects of the CFR measures on water levels were assessed for the next 50 years using the one-dimensional open-channel dynamic numerical modelling system (Verweij, 2001) together with rule-based models for floodplain vegetation and sedimentation (Van der Lee et al., 2001). If the critical water level was exceeded extra measures were taken. In

addition, knowledge rules on the habitat suitability for individual species were used to model impact on some characteristic fauna species with the Habitat tool. These knowledge rules give the relationships between the habitat suitability, flood duration and vegetation type. This was done for each time step, which allowed us to follow the habitat suitability during time.

3 RESULTS

3.1 Climate change

Due to an increase of higher and lower discharges of the Rhine water levels of discharges with an exceedance time of 50, 20 and 2 d/yr increase. On the other hand, water levels for the discharge which is exceeded 150 d/yr decrease. These changes in water levels have implications for the width of different environmental zones, which are distinguished by different flood durations. The area change depends on the relief in the floodplains. If the water level shifts to areas with a steep slope the area diminishes and vice versa. For the river Rhine wetter conditions imply that areas of ecotopes with an intermediate flood duration (20 to 150 d/yr), such as herbaceous swamps and floodplain softwood forest increase. On the other hand, extreme wet and dry ecotopes, like natural levee pasture, river dune and hardwood forest decrease in area. This effect is larger in scenarios with a larger climate change. The changes in the total areas of characteristic ecotopes vary from -46% to +45% (Table 1).

The impact of climate change for the tree representative species is small (Table 2). The breeding habitats for the Corn crane in the river basin are situated in the herbaceous grasslands (haylands), occurring in the ecotopes natural levee pasture, grassed floodplain and herbaceous floodplain. The potential living habitat and the corresponding expected numbers of the Corn crane reduces with approximately 25% as a result of the wetter conditions. Floodplains are an important food habitat for the Badger. Optimal food habitat for this animal are moist natural grassland, production grassland and hardwood shrubs. Although the increase of suitable habitat the expected numbers of Badgers stays more or less the same as the area change is not large enough to provide more room for badgers. The terrestrial habitats of the Tree frog are situated in hardwood and softwood forest. For reproduction suited habitats are available in shallow isolated river branches, which are assumed not to change in the modelling. Because both the hardwood and softwood forest provide a habitat for the Tree frog the total change in suitable habitat does not significantly change as climate change mainly changes the existing forests into softwood forest. The numbers for the Tree frog and Badger remain more or less the same.

3.2 Climate change and nature rehabilitation

A transformation of current land use to natural land use in the upper estimate scenario of climate change shows a change of the production grasslands into natural levee hayfield, grassed or marshy grassed floodplain, depending on the hydrodynamics. The same counts for the agricultural areas, which change in herbaceous natural levee and herbaceous floodplains. Production forests change in natural forest (hardwood, softwood or marshy forest). Consequently, these natural ecotopes increase in area. This effect is larger than the impact of climate change.

In contrary to the effects of the climate scenarios, natural land use has a large impact on the habitat suitability of the researched species (Table 2). The potential number of Corn crakes increases with a factor 3, while the Tree frog and Badger increase with 50%.

Table 1. Areas of ecotopes (ha) the characteristic ecotopes for the river Rhine in the current situation, upper estimate for climate change in 2050 with current land use, upper estimate for climate change in 2050 with natural land use. The lower part of the table presents the vegetation development with CFR over 50 years for the Waal, branche of the river Rhine. Differences in the total amount of ha are caused by differences in the boundary of the study area and different clustering of ecotope types. In spite of these differences, the results show that nature rehabilitation (by a change of arable to natural land use) and the flood risk management strategy CFR have a larger impact on ecotopes than climate change.

Ecotope	current situation	climate change	climate & land use change
hardwood forest and shrubs	1330	1141	1334
softwood forest and shrubs	558	748	914
marshland	1027	1052	1366
herbaceous natural levee ¹	1224	1460	2782
herbaceous floodplain ²	372	391	381
natural levee pasture ³	1012	545	3667
natural levee hayfield ⁴	979	1418	11005
grassed floodplain ²	1085	1101	3621
production grassland	15546	15543	0

Ecotope	after x years of implementation CFR					
	0 y	10 y	20 y	30 y	40 y	50 y
hardwood forest and shrubs	0	0	0	0	0	0
softwood forest and shrubs	600	1000	1000	1100	1600	1800
marshland	200	<100	<100	<100	<100	<100
dry grasslands	400	3100	3900	3600	3100	3200
wet grasslands	400	1400	1300	1200	1200	1100
dry herbaceous vegetation	200	400	400	500	400	500
wet herbaceous vegetation	100	300	200	300	200	200
production grassland	0	0	0	0	0	0

¹ Corresponds with dry herbaceous vegetation

² Corresponds with wet herbaceous vegetation

³ Corresponds with dry grasslands

⁴ Corresponds with wet grasslands

3.3 Flood risk management strategy: CFR

After implementation of CFR the area of bare substrate decreased significantly as these areas are overgrown with vegetation. Over time the initial floodplain ecotopes develop into softwood forest (Figure 1). In the first decades, the floodplain mainly consists of herbaceous vegetation and grasses with sparse patches of trees. After 30 years the forest cover increases to 10 – 25%. The area of hardwood forest increased most, which is explained by the relatively high-lying parts in this floodplain area. After 10, 25 and 35 years of vegetation development CFR measures needed to be applied again as the critical water level were exceeded. Each time CFR measures were implemented, areas with softwood forest regenerated to pioneer vegetation with an intermediate stage of herbaceous vegetation.

Immediately after implementation of the CFR measures the surface area of the breeding habitat of the Corn crane increases, resulting in an initial increase of the habitat suitability and consequently the expected numbers. As the forest area increases with time, the habitat suitability decreases. The habitat suitability for the Tree frog shows first a decrease and increasing with the higher density of forest. The amount of suitable habitat for the badger increases when the bare soil is overgrown by grass. After 20 years the amount of forest increases resulting in an decrease of suitable habitat.

A species which may feel some negative effects from the CFR measures, because it needs productive grasslands, is the White fronted geese. This birds was however not included in the modelling. White-fronted Geese will also profit slightly from the initial effects of the clearings carried out by CFR, although the longer winter inundation times might hamper with their feeding opportunities.

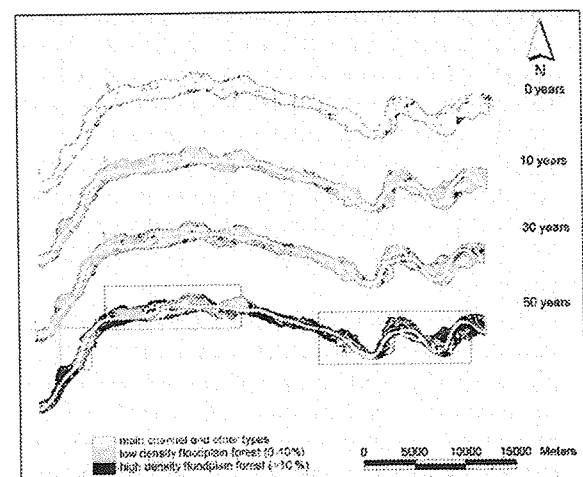


Figure 1. Increase in Floodplain forests along the River Waal over a period of 50 years. The sections indicated with square boxes are areas where floodplain forest had to be removed to remain within the safety standards for flooding (Baptist et al., 2004 reprinted with permission).

Table 2. Changes in area with habitat suitability larger than 0.8 as a result of climate change, land use change of arable land to natural grassed land for the river Rhine and CFR after x years of implementation along the river branch Waal. Optimal habitat is 1 and marginal habitat is 0.1.

	current situa- tion	climate change	climate & land change	x years after implementation of CFR					
				0 y	10 y	20 y	30 y	40 y	50 y
Corn crake	1318	703	4128	729	6766	5984	5656	2178	1748
Badger	996	1138	3344	859	1615	579	274	267	283
Tree frog	1781	1733	2094	257	374	319	511	508	536

The management of the floodplains will, however, turn out to be even more important for this species. Whenever productive grassland areas are converted to rougher, more natural vegetation types, their function as feeding areas for the geese will diminish. As the forest area increases with time, the numbers decrease. In next studies on flood management strategies it is important to include this kind of species.

Due to the CFR measures the ecotopes show not only spatial changes but also temporal changes. Therefore, the habitat suitability also changes during time, resulting in a higher biodiversity than other flood management strategies which don not allow the growth of forest. However, the total habitat suitability of the river basin has to be taken in consideration as the habitat suitability might sometimes decrease more than wanted (see Figure 2 for an example).

4 DISCUSSION & CONCLUSIONS

The results indicate that climate change has a significant impact on several characteristic riverine ecotopes. Considering different climate scenarios learned us that the final effect of climate change is highly depended on the actual future climate change. The impact of climate change on tree representative species (Corn crake, Badger, Tree frog) is small. Changes in land use from arable to natural grassland may have more impact compared to climate change, so a shift in management practice in floodplains may be very beneficial for the ecological quality of the floodplains.

Moreover, the results show that flood-reducing measures have a much larger impact on ecology than climate change and show larger temporal changes. Therefore, when studying the impact of climate change on floodplain ecology, not only the changes in river discharges should be considered but also the measures that management authorities plan to implement to reduces flood risk. When implementing the flood risk measures the habitat diversity of the river system has to be taken into account as the results show a high temporal variability of for instance the Corn crake, with sometimes very low habitat suitability in the whole river system.

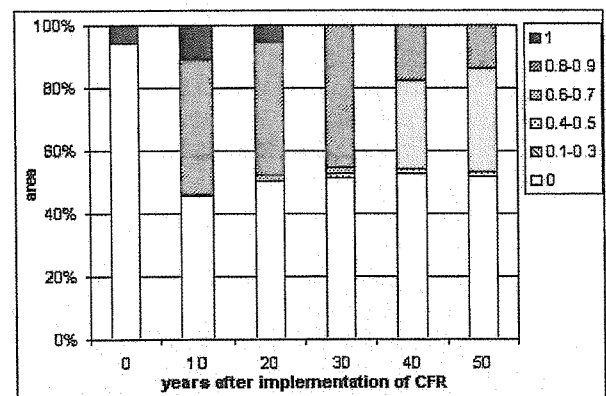


Figure 2. Example of the change in habitat suitability through time. This example shows the model results of the Corn crake. The total amount of potential habitat increases but optimal habitat (suitability of 1) decreases.

REFERENCES

- Asselman, N. 1999. The impacts of change in climate and land use on transport and deposition of suspended sediment in the river Rhine.
- Baptist M.J., W.E. Penning, H. Duel, A.J.M. Smits, G.J. Geerling, G.E.M. van der Lee, J.S.L. van Alphen. 2004. Assessment of cyclic floodplain rejuvenation of flood levels and biodiversity in the Rhine river. *River Research and Applications*. 20: 285–297.
- Duel, H. G.B.M. Pedroli, G. Arts 1996. Een stroom natuur. Natuurstreefbeeld voor Rijn en Maas. Achtergronddocument B: Ontwikkelingsmogelijkheden voor doelsoorten. RIZA werkdokument 95.173x (in dutch).
- Habitat 2003. A spatial analysis tool for ecological assessments. WLDelft Hydraulics and RWS, Ministry.
- Lee, G.E.M van der, H. Duel, W.E. Penning, B. Peters, 2001. Modelling of vegetation succession in floodplains. WL | Delft Hydraulics, University of Nijmegen. IRMA-CFR report 7, 26 pp.
- Molen, D.T. van der, N.Geilen, J.J.G.M. Backx, B.J.M. Jansen, H.P. Wolfert. 2003. Water Ecotope Classification for integrated water management in the Netherlands. *European Water Management Online* 2003/3. 14 p.
- Van Asselt, M.B.A., H. Middelkoop, S. van 't Klooster, W.P.A. van Deursen, M. Haasnoot, J.C.J. Kwadijk, H. Buitteveld, G.P. Können, J. Rotmans, N. van Gemert, P. Valkeering. 2001. Integrating water management strategies for the Rhine and Meuse basin in a changing environment. Final report of the NRP project O/959273/01.
- Verweij, A. 2001. Latest developments in floodplain modelling – 1D/2D integration. Keynote lecture. Sixth Conference on Hydraulics in Civil Engineering. Hobart, Tasmania, Australia.



Concept

Opdrachtgever:
RIKZ Middelburg

Toepassing van het Zoute wateren
EcotopenStelsel (ZES) voor de
Waddenzeec met behulp van HABITAT

Report
december 2004

WL | delft hydraulics

Opdrachtgever:
RIKZ Middelburg

Toepassing van het Zoute wateren
EcotopenStelsel (ZES) voor de Waddenzeec
met behulp van HABITAT

Jeroen Wijsman, Lou Vchage

Report
december 2004

OPDRACHTGEVER: Rijkswaterstaat / RIKZ

TITEL: Toepassing van het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES) voor de Waddenzee met behulp van HABITAT

SAMENVATTING:

Door RIKZ is recentelijk het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES) ontwikkeld. Het ZES is onderdeel van het RijksWateren Ecotopen Stelsel (RWES), waarin voor alle soorten rijkswateren (meren, rivieren, kanalen, etc.) ecotopenstelsels zijn uitgewerkt en beschreven. Het ZES ecotopenstelsel kan gebruikt worden als beleidsinstrument om het voorkomen van levensgemeenschappen in en op de bodem van zoute en brakke wateren te voorspellen en te verklaren.

In dit technisch rapport wordt de ZES ecotopenclassificatie uitgewerkt voor de Waddenzee met behulp van HABITAT. Er wordt beschreven hoe de ArcView bestanden dienen te worden bewerkt om te komen tot de basis bestanden (in het * .bil-format) die als invoer kunnen worden gebruikt voor HABITAT. Tevens wordt er uitgebreid beschreven hoe de basiskaarten binnen HABITAT kunnen worden bewerkt om als invoer te dienen voor de ecotopenclassificatie. Ten slotte wordt de Ecotopenkaart van de Waddenzee gepresenteerd en worden de berekende oppervlaktes van de diverse ecotooptypen weergegeven.

Vrijwel de hele Waddenzee kan volgens de definitie van het ZES ecotopenstelsel worden gekarakteriseerd als Hoogdynamisch. Laagdynamische gebieden komen (bij de huidige definitie) slechts zeer beperkt voor. Binnen een hoogdynamische gebied is zowel binnen het brakke als zoute gebied, het ondiep water en het midden litoraal het meest voorkomende.

Van de totale Waddenzee oppervlakte van 292.509 ha, kon 12.956 niet aan een habitat worden toegekend omdat de achterliggende gegevens ontbraken.

REFERENTIES: Opdrachtnummer: 67041317

VER	AUTEUR	DATUM	OPMERK.	REVIEW	GOEDKEURING
1	Jeroen Wijsman Lou Verhaeg	7 December	Concept	Hans Los	Tom Schilperhoort
PROJECTNUMMER: Z3891					
TREFWOORDEN: Ecotopenkaart, Waddenzee, Zoute wateren, HABITAT					
AANTAL BLADZIJDEN: 24					
VERTROUWELIJK: <input type="checkbox"/> JA, tot (datum) januari <input checked="" type="checkbox"/> NEE					
STATUS: <input type="checkbox"/> VOORLOPIG <input checked="" type="checkbox"/> CONCEPT <input type="checkbox"/> DEFINITIEF					

Dit document is een concept rapport, niet een definitief rapport, en uitsluitend bedoeld voor discussie/doelinden. Aan de inhoud van dit rapport kunnen noch door de opdrachtgever, noch door derden rechten worden ontleend.

Inhoud

1 **Inleiding**.....1

1.1 Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES).....1

1.2 ZES Ecotopenindeling Waddenzee.....2

1.3 Gebruik van HABITAT.....3

1.4 Leeswijzer.....3

2 **Kaarten**.....4

2.1 Basis kaarten.....4

2.2 Bewerkingen binnen ArcView.....4

2.2.1 Codering van karakter informatie.....4

2.2.2 Vastleggen van het rekengebied.....5

2.3 Transformaties.....6

2.4 Overzicht naamgeving.....7

2.5 Kaarten in Habitat.....7

2.5.1 Zout.....8

2.5.2 Dynamiek.....9

2.5.3 Vegetatie.....10

2.5.4 Begrenzing.....11

2.5.5 Diepte.....12

2.5.6 Droogvalduur.....12

3 **Implementatie in HABITAT**.....13

3.1 Zout.....13

3.2 Dynamiek.....14

3.3 Vegetatie.....17

3.4	Gebiedsbegrenzing	19
4	Ecotopenkaart Waddenzee.....	21
5	Referenties	24

I Inleiding

I.1 Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES)

Door het RIKZ is recentelijk het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES) ontwikkeld. Het ZES is onderdeel van het RijksWateren Ecotopen Stelsel (RWES), waarin voor alle soorten rijkswateren (meren, rivieren, kanalen, etc.) ecotopenstelsels zijn uitgewerkt en beschreven. Het ZES omvat de brakke en zoute rijkswateren: Noordzee, Waddenzee, Eems-Dollard, Westerschelde, Oosterschelde, Noordrand (o.m. Nieuwe Waterweg), het Grevelingsemeer en het Veerse Meer.

De doelstelling van het ontwikkelen van het Zoute wateren EcotopenStelsel is het vervaardigen van een (beleids-)instrument waarmee het voorkomen van levensgemeenschappen in, en vlak boven, de bodem brakke en zoute Rijkswateren

1. in kaart kan worden gebracht
2. voorspeld kan worden wanneer veranderingen in omgevingsfactoren zullen optreden als gevolg van inrichtings- en beheersmaatregelen
3. vergeleken kan worden met een situatie in het verleden, bijvoorbeeld bij evaluaties van de effecten van inrichtings- en beheersmaatregelen

De belangrijkste abiotische indelingskenmerken die in het ZES worden gebruikt zijn:

1. Diepte
2. Droogvalduur
3. Dynamiek
4. Sedimentsamenstelling
5. Zoutgehalte

Additioneel kan er informatie worden opgenomen over de ligging en bedekking van schorren, kwelders en zeegrasvelden. Ook kan de locatie van mossel en oesterbanken worden meegenomen.

In de afgelopen jaren is door WL | Delft Hydraulics, in samenwerking met RIKZ en RIZA, het GIS instrument HABITAT ontwikkeld voor het maken van habitat- en ecotopenkaarten. In het kader van het lopende project "Pelagisch Ecotopenstelsel", wil RIKZ ecotopenkaarten maken voor de Waddenzee (inclusief Dollard) de Noordzee (NCP) en de Oosterschelde met behulp van HABITAT (WL | Delft Hydraulics, 2003).

In dit project is een eerste opzet gemaakt voor het maken van ecotopenkaarten voor de Waddenzee.

1 Een Ecotopenstelsel is een classificatiesysteem van ecotopen waarin de van belang zijnde ecotopen in een gebied (watersysteem) op een overzichtelijke wijze gerangschikt zijn. Kenmerkend voor een ecotopenstelsel is dat de indelingskenmerken van het stelsel zijn gekoppeld aan beleids- en beheersmaatregelen. Ecotopen zijn ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheden, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse. Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid.

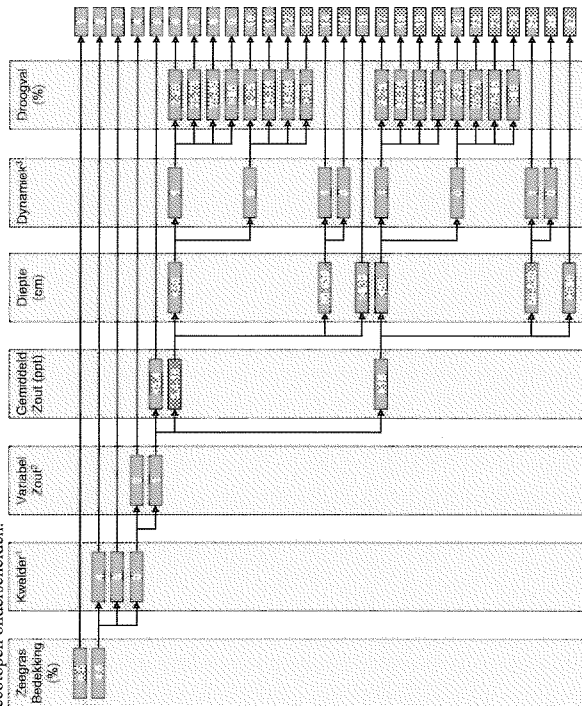
1.2 ZES Ecotopenindeling Waddenzee

Idealerweise kan een ecotopenkaart, geënclassificeerd volgens het ZES worden gemaakt op basis van 5 onderliggende kaarten met abiotische omgevingscondities:

1. Diepte
2. Droogvalduur
3. Dynamiek
4. Sedimentsamenstelling
5. Zoutgehalte

Voor de Waddenzee zijn deze kaarten niet allemaal direct beschikbaar. De kaart voor dynamiek dient te worden geconstrueerd uit kaarten met modelberekeningen voor stroomsnelheden en golfdynamiek. De slikaart voor de Waddenzee is zeer "patchy" als gevolg van de beperkte ruimtelijke resolutie en de gebruikte interpolatiemethode om de kaart dekkend te maken voor de gehele Waddenzee. Alternatieven, zoals geomorfologische kaarten om de bodemsamenstelling te reconstrueren zijn voor de Waddenzee niet beschikbaar. Er is daarom in overleg met RIKZ besloten om sedimentsamenstelling vooralsnog niet mee te nemen bij de berekening van de Ecotopenkaart voor de Waddenzee.

De volgende Ecotopenindeling is opgesteld voor de Waddenzee. In totaal worden er 27 ecotopen onderscheiden.



4 = Kwelder, 5 = pionier, 0 = rest
 2 = variabel zout, 1 = weinig variabel zout
 3 1 = Hoogdynamisch, 2 = Laagdynamisch

Figuur 1 Schematisch overzicht toegepaste ecotopenindeling Waddenzee

1.3 Gebruik van HABITAT

De ecotopenindeling is gemaakt binnen HABITAT versie 1.3.1. In deze versie van HABITAT zitten nog enkele onvolkomenheden die tot problemen leiden bij het maken van ecotopenkaarten. In de nieuwe versie die binnenkort gaat uitkomen zullen deze onvolkomenheden zijn opgelost. Bij de huidige versie (1.3.1) kan een ecotopenindeling slechts een maal gemaakt worden. Als je veranderingen wilt toepassen nadat een ecotopenindeling is opgeslagen krijg je de foutmelding: *expect element 'bp_0' to include element 'VARIABEL'*. Verder kan een ecotopenindeling maximaal bestaan uit 20 regels. In deze huidige classificatie bestaat de indeling uit 51 regels. In deze studie is de ecotopenindeling daarom opgesplitst in drie delen. De drie ecotopenkaarten worden vervolgens samengevoegd tot een ecotopenkaart. Het is ook niet mogelijk om binnen een case de resultaten van een model te gebruiken als invoer voor een tweede model (bijvoorbeeld de resultaten van de zoutberekening als invoer voor de ecotopen indeling). Er is daarom besloten om ieder model in een aparte case te zetten.

HABITAT maakt gebruik van * bil files als invoer. Dit zijn binaire gridbestanden. Oorspronkelijk was de bedoeling de berekeningen uit te voeren op een 20x20 meter grid. Het gehele rekgengebied beslaat in dat geval dan 3,6 10⁶ gridcellen, en de * bil bestanden 4 x 3,6 10⁶ = 144 Mb per stuk. Om de Ecotopenindeling te volbrengen is er 27 x 144 Mb is er bijna 4 Gb aan ruimte nodig op de harde schijf. Ook vraagt de indeling veel van het geheugen van de pc, waardoor de berekeningen niet op een eenvoudige desktop PC zijn uit te voeren. Om deze problemen te overkomen zijn de berekeningen uitgevoerd op een 100 x 100 meter grid.

Zodra de nieuwe versie van HABITAT gereed en getest is, zal het XML-bestand van deze ecotopenklassificatie worden aangepast en kunnen worden geïnstalleerd bij RIKZ in Middelburg.

1.4 Leeswijzer

Het huidige rapport is een technisch document. Het doel van dit document is een overzicht te geven van de stappen en de keuzes die zijn gemaakt bij het maken van de ecotopenkaarten voor de Waddenzee met behulp van HABITAT. In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven hoe de basiskaarten die zijn gemaakt. In hoofdstuk 3 wordt uitgelegd hoe de ecotopenindeling uit Figuur 1 is geïmplementeerd in HABITAT. Ten slotte wordt in hoofdstuk 4 het resultaat van de ecotopenindeling gepresenteerd.

2 Kaarten

2.1 Basis kaarten

Door RIKZ zijn diverse kaarten aangeleverd die aan de basis staan van de ecotopoclassificatie. De bestanden zijn onder te verdelen in Grid bestanden en Coverages (polygonen). Alle kaarten zijn in ArcView ingelezen en omgezet naar ASCII-grid bestanden:

Tabel 1: Overzicht van de GIS-bestanden die door RIKZ zijn aangeleverd

Naam	Omschrijving	Soort
b88_chm	Zoutkaart voor nat jaar, natte periode (modelberekening)	Grid
b92g_eldd	Zoutkaart voor droog jaar, droge periode (modelberekening)	Grid
golfwad2003	Golf energie (modelberekening)	Grid
grokwe2003nm	Bedekkingsgraad zeegras op de Groningse kwelders (cartering)	Coverage
honpap2003	Bedekkingsgraad zeegras op de Hond-Paap (cartering)	Coverage
hoorn_2003	Bedekkingsgraad zeegras bij Terschelling (cartering)	Coverage
Nederland3	Topografische kaart Nederland	Coverage
Stroomwad2003	Stroomsnelheden (modelberekening)	Grid
Wad02_drog20	Percentage droogvalduurkaart (modelberekening, gebaseerd op dieptekaart)	Grid
wadgrd_9702	Diepte kaart voor 1997-2002 (cartering)	Grid
kwelwadiot	Vegetatiekaart van de kwelders	Shape file

De Gridkaarten beslaan niet hetzelfde gebied en hebben niet dezelfde resolutie (of gridgrootte). Hieronder zijn links, rechts, boven en onder de begrenzingen weergegeven in het gebruikte coördinatenstelsel. Tevens is de celgrootte weergegeven.

Tabel 2: Overzicht van de gebiedsgrenzen en celdimensies van de grid bestanden uit Tabel 1

Naam	Begrenzing				Cel grootte(m)
	Links	rechts	boven	onder	
b88_chm	97065.3594	279765.35	642812.437	541912.4373	100
b92g_eldd	97065.3594	279765.35	642812.437	541912.4373	100
golfwad2003	100000.0	280000.0	620000.0	540000.0	50
Stroomwad2003	100000.0	280000.0	620000.0	540000.0	50
Wad02_drog20	100000.0	280000.0	640000.0	537500.0	20
wadgrd_9702	100000.0	280000.0	640000.0	537500.0	20

2.2 Bewerkingen binnen ArcView

2.2.1 Codering van karakter informatie

In de *.bil bestanden binnen HABITAT kan alleen met numerieke waarden worden gewerkt. In twee informatie bronnen *Nederland3* en *Kwelwadiot* is karakter informatie aanwezig. In ArcView zijn de tabellen uitgebreid met een nieuw veld waarin codering is opgenomen. Deze codering is gebruikt voor de informatie in het afgeleide grid.

In Tabel 3 en Tabel 4 zijn de numerieke coderingen aangegeven van de informatie in respectievelijk *Nederland3* en *Kwelwadiot*

Tabel 3: Codering van de karakter informatie naar numerieke informatie van Nederland3

Topologie	Nrftopo
België	0
binnenwater	1
buitenwater	2
Duitsland	3
kwelder	4
Nederland	5
plaat	6
stad	7

Tabel 4: Codering van de karakter informatie naar numerieke informatie van "Kwelwadiot"

kwelder	type
leeg	0
dun	1
gras	2
kaal	3
kwelder	4
ponier	5
strand	6
vallei	7
water	8

In twee zeegras coverages, honpap2003 en hoorn_2003, is geen directe informatie beschikbaar over de bedekkingsgraad van zeegras. In de coverage grokwe2003nm is dat wel beschikbaar in het veld *Zostof*. Door RIKZ is een label geleverd (Tabel 5) waarmee de codes voor *Bzeegr* in honpap2003 en hoorn_2003 zijn om te zetten in bedekkingsgraad Deze omzetting is gedaan in ArcView.

Tabel 5: Codering van de parameter *Bzeegr* naar *bedekkingsgraad*.

Bzeegr	Bedekkingsgraad (%)
0	0
1	3.5
2	12.5
3	30
4	50
5	70
6	90

2.2.2 Vastleggen van het rekengebied

Alle informatie staat in een rechthoekig grid, echter het interesse gebied, de Waddenzee, is geen rechthoekig gebied. Om in HABITAT de berekeningen te beperken tot het doelgebied (de Waddenzee) is er een bestand aangemaakt die de contouren van de Waddenzee aangeeft.

De volgende acties zijn hiervoor uitgevoerd:

Er is aan de tabel van *Nederland3* een veld toegevoegd met de naam *Wad*. In dit veld is een 1 geplaatst als de polygoon tot het wad behoort en -999 als het niet tot het wad behoort. Tot het wad behoren de volgende soorten uit het veld *Topologie*:

- buitenwater
- plaat
- kwelder

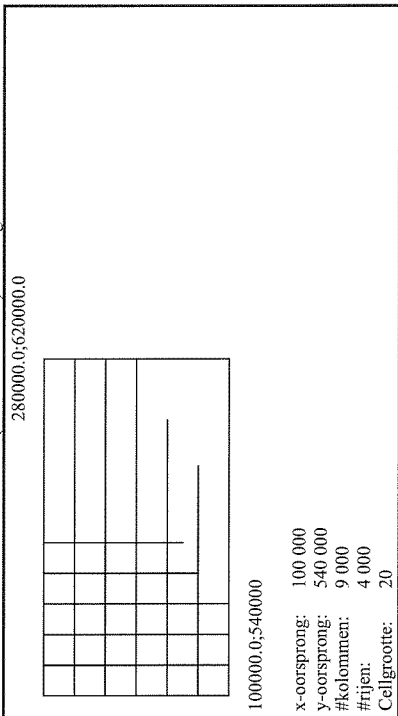
Vervolgens is er in ArcView een thema toegevoegd waarin een polygoon is getekend die grofweg de Waddenzee bevat en waar speciale aandacht is besteed aan de gaten tussen de eilanden door hier de polygoon zo nauwkeurig mogelijk te tekenen. Vervolgens is aan de binnenkant van de polygoon de waarde 1 toegekend; alles daarbuiten heeft automatisch de nodata waarde. Dit thema is bewaard als een shape file met de naam *Landbound*.

Vervolgens zijn twee vergriddingen uitgevoerd naar het basis grid voor het veld *Wad* in *Nederland3* en voor het veld *Id* in *Landbound*.

Deze twee zijn weer omgezet naar bil files zoals eerder beschreven voor coverages en shape files. De namen hiervan zijn respectievelijk: *Ned1.bil* en *Wad.bil*.

2.3 Transformaties

In HABITAT moet alle informatie voor berekeningen op hetzelfde grid zijn afgebeeld (zelfde oorsprong ofwel lower left corner en dezelfde celgrootte). Gekozen is voor het buitenkader van *Stroomwad2003* en (in eerste instantie) een celgrootte van 20m×20m.



Figuur 2 Schematisch overzicht van het gekozen basisgrid

Om gebruikt te kunnen worden binnen HABITAT dienen de basiskaarten te worden omgezet naar het bovenstaande basisgrid. Daarvoor zijn diverse transformaties nodig.

Coverages en shape file omzetten naar Grids
De Coverages en de shape file zijn omgezet naar een Ascii-gridbestand met behulp van de ArcView functie "Convert to Grid", waarbij het buitenkader van *Stroomwad2003* is gebruikt en een celgrootte 20.

Grids omzetten naar ASCII files

Alle informatie is nu beschikbaar in grids die vervolgens zijn geëxporteerd binnen ArcView naar files van het type ASCII: filename.asc. De informatie die in een coverage of een shape file is toegeleverd zijn nu afgebeeld op het basisgrid. De kaarten die als Grid bestanden zijn aangeleverd zijn niet afgebeeld op het basisgrid en dienen nog te worden getransformeerd. Deze transformatie is uitgevoerd met behulp van het programma *HabitoolGridCreate* om de informatie af te beelden op het basis grid.

ASCII files omzetten naar bil files

Voor alle bestanden zijn nu ASCII-gridfiles beschikbaar, gebaseerd op het standaardgrid. Deze kaarten zijn omgezet in binaire gridbestanden (filename.bil) met behulp van de menu-optie "Tools>Kaartomzetting" binnen HABITAT. De basis invoerkaarten zijn nu beschikbaar voor HABITAT om te worden gebruikt binnen de classificatie.

In HABITAT is een berekening uitgevoerd met deze twee bil files (*Ned1.bil* en *Wad.bil*) waaruit het definitieve begrenzingsgebied: *Landboundary.bil* is ontstaan.

2.4 Overzicht naamgeving

In de verschillende stadia van de transformaties en bij de speciale acties zijn allerlei files ontstaan. In deze paragraaf wordt de naamgeving hiervan overzichtelijk weergegeven. Als een coverage of een shape file in ArcView wordt vergrid dan worden de waarden van 1 veld gebruikt, de gebruiker bepaald dat zelf. In het overzicht wordt dit veld genoemd.

Tabel 6: Overzicht van de naamgevingen die gebruikt zijn bij het maken van de basiskaarten.

basis		vergridding		Met ArcView naar ASCII		met Habitoolgridcreate naar ASCII		bil	
naam	naam	naam	veld	naam	naam	naam	naam	naam	naam
b88_cha	-	b88_cha	-	b88	b88	b88	b88	b88	b88
b92g_cidd	-	b92g_cidd	-	b92g	b92g	b92g	b92g	b92g	b92g
golfwad2003	-	golfwad2003	-	golfwad	golfwad	golfwad	golfwad	golfwad	golfwad
grokwe2003	grokwe1	grokwe1	Zostot	grokwe1	-	grokwe1	-	grokwe1	grokwe1
hooppap2003	hooppap1	hooppap1	Zostot	hooppap1	-	hooppap1	-	hooppap1	hooppap1
hoorn_2003	hoorn1	hoorn1	Zostot	hoorn1	-	hoorn1	-	hoorn1	hoorn1
Nederland3	Ned1	Ned1	wad	Ned1	-	Ned1	-	Ned1	Ned1
Stroomwad2003	-	Stroomwad2003	-	Stroomwad2003	-	Stroomwad	Stroomwad	Stroomwad	Stroomwad
Wad02_drog20	-	Wad02_drog20	-	Wad02_drog20	-	wad02	wad02	wad02	wad02
wadgrd_9702	-	wadgrd_9702	-	wadgrd_9702	-	wadgrd	wadgrd	wadgrd	wadgrd
kwelwadiot	kwelwadiot	kwelwadiot	type	kwelwadiot	-	kwelwadiot	-	kwelwadiot	kwelwadiot
landbound	landboundary	landboundary	id	landboundary	-	landboundary	-	landboundary	landboundary

2.5 Kaarten in Habitat

In onderstaande tabel is een overzicht gegeven van de basiskaarten zoals ze gebruikt worden in HABITAT.

Tabel 7: Basiskaarten die gebruikt worden als invoer voor HABITAT. Voor iedere kaart is de onder en bovengrens van de waarde aangegeven

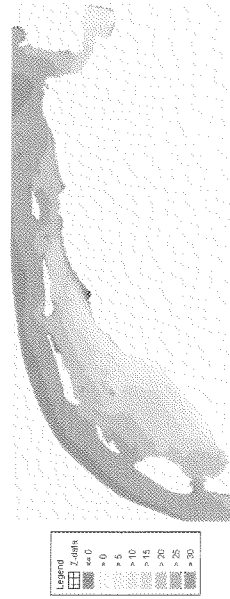
basis informatie	ondergrens	bovengrens
wad02_drog20	0	100
wadgrd_9702	-2732	5126
stroomwad2003	.009	2.054
golfwad2003	-01	1.59
b88_c1nn	-1	34.901
b92g_c1dd	-1	34.9
hoorn_2003	3.5	90
hoonpap_2003	3.5	30
grokwe2003nm	1	60
Wad	1	1
Ned1	1	1
Kwelwad2	0	8

Alle basis_bil bestanden zijn in met behulp van HABITAT gevisualiseerd. In de volgende paragrafen wordt er een overzicht gegeven van de basis bestanden.

2.5.1 Zout

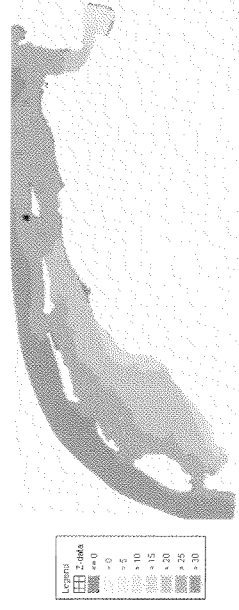
Voor zout zijn er 2 basiskaarten: Een zoutkaart met het gemiddelde zoutgehalte in een natte periode in een nat jaar (*B88.bil*) en een zoutkaart voor een droge periode in een droog jaar (*B92g.bil*). In beide kaarten zijn gebieden waar negatieve (-) zoutconcentraties zijn berekend (weergegeven in rood). In geel zijn de ontbrekende waarden weergegeven.

Zoutkaart nat jaar, natte periode



Figuur 3 B88.bil. Zoutconcentratie in een natte periode van een nat jaar. Alle gele cellen zijn missing values.

Zoutkaart droog jaar, droge periode

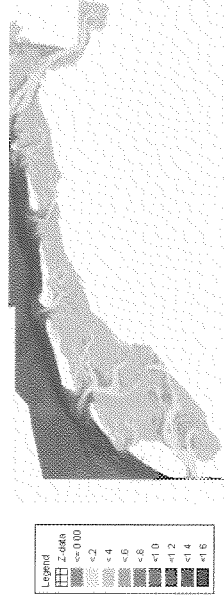


Figuur 4 B92g.bil. Zoutconcentratie in een droge periode van een droog jaar. Alle gele cellen zijn missing values.

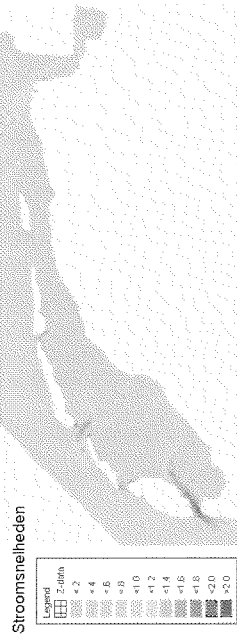
2.5.2 Dynamiek

Er zijn twee kaarten die betrekking hebben op de hydrodynamische condities in de Waddenzee: Golfdynamiek (*golfwad.bil*) en stroomsnelheden (*stroomwad.bil*)

Golfenergie



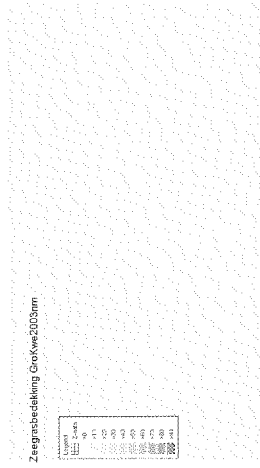
Figuur 5 Golfwad.bil. Golfenergie in de Waddenzee. Golfenergie in de Waddenzee is aanzienlijk lager dan op de Noordzee. Binnen de Waddenzee is de golfenergie in de geulen lager dan aan de rand van de geulen.



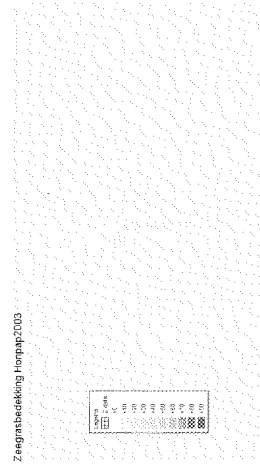
Figuur 6 Stroomwad2.bil. Stroomsnelheden in de Waddenzee. Op de platen zijn de stroomsnelheden lager dan in de geulen.

2.5.3 Vegetatie

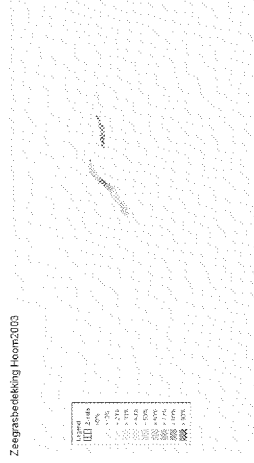
Er zijn twee type vegetatiekaarten opgenomen in de ecotoepenindeling: Zeegras en Kwelders. Voor zeegras zijn er 3 kaarten die aangeven waar zeegras in de Waddenzee voorkomt: beschikbaar *Hoorn1.bil*, *Grokwel1.bil* en *Honpap1.bil*. Deze kaarten geven het percentage bedekking met zeegras weer. De kwelders zijn opgenomen in de kaart *Kwel/wad2.bil*. Kwelders zijn weergegeven met code 4 en pioniervegetatie is weergegeven met code 5.



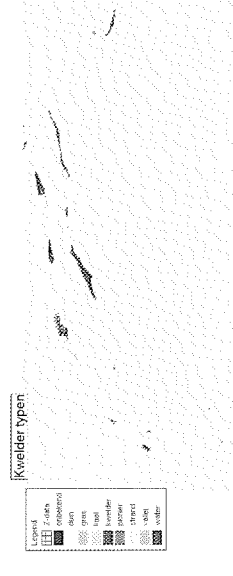
Figuur 7 Grokwel1.bil. Bedekking (%) zeegras op de Groninger Kwelders in 2003.



Figuur 8 Honpap1.bil. Bedekking (%) zeegras op de Hond-Paap in 2003.



Figuur 9 Hoorn1.bil. Bedekking (%) zeegras bij Terschelling in 2003.

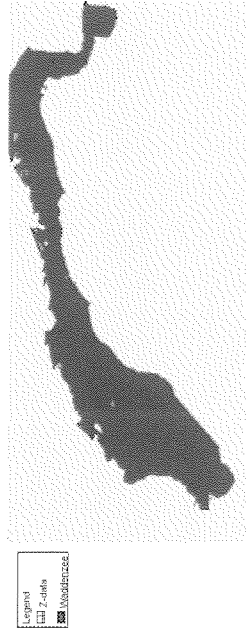


Figuur 10 Kwelwad2.bil. Kaart met Kweldertypen in de Waddenzee. Bedekking (%) zeegras bij Terschelling in 2003.

2.5.4 Begrenzing

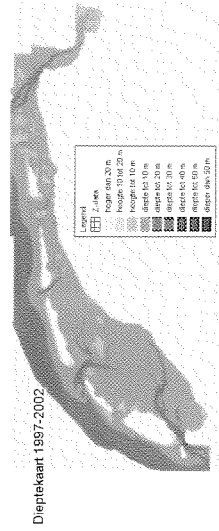
De begrenzing van de Waddenzee is aangegeven in onderstaande kaart. Deze kaart is gemaakt door combinatie (vermenigvuldiging) van *Wad.bil* en *Ned1.bil*.

Landboundary Waddenzee



Figuur 11 Landboundary.bil.Kaart met de begrenzing van de Waddenzee. Deze kaart is gemaakt door combinatie van wad.bil en nedl.bil.

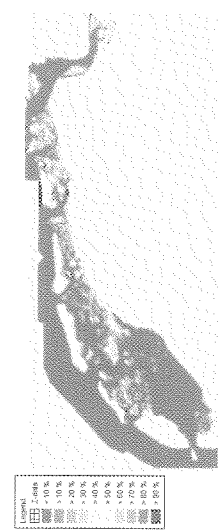
2.5.5 Diepte



Figuur 12 Wadgrd.bil.Kaart met dieptes (cm l.o.v NAP) in de Waddenzee.

2.5.6 Droogvalduur

De droogvalduur kaart die door RIKZ is aangeleverd is gebaseerd op een dieptekaart waarbij de droogvalduur (%) is berekend met behulp van een sinus functie.



Figuur 13 Wad02.bil.Kaart met droogvalduur (%) in de Waddenzee.

3 Implementatie in HABITAT

Om uiteindelijk een ecopienclassificatie te kunnen maken zijn er voorbereidingen nodig op de nu beschikbare basiskaarten. Deze voorbereidingen worden uitgevoerd binnen HABITAT. In deze paragraaf worden deze bewerkingen op een rij gezet. De kaarten zijn in de directory \Tussenkaarten\ geplaatst.

3.1 Zout

Voor de ecopienindeling zijn twee zoutkaarten van belang. Een kaart die het gemiddelde zoutgehalte aangeeft een kaart die aangeeft welke locaties variabele zoutgehalten hebben. In Habitat worden deze kaarten berekend in de Case Zout.

Hiervoor zijn twee kaarten beschikbaar: b88.bil (NatJaar) en b92g.bil (DroogJaar). De kaart b88.bil is representatief voor de minimale zoutconcentraties en de kaart b92g.bil staat model voor de maximale zoutconcentraties.

Verschil is het verschil in zout concentratie in een droog jaar tegen een nat jaar
 $Verschil = DroogJaar - NatJaar$

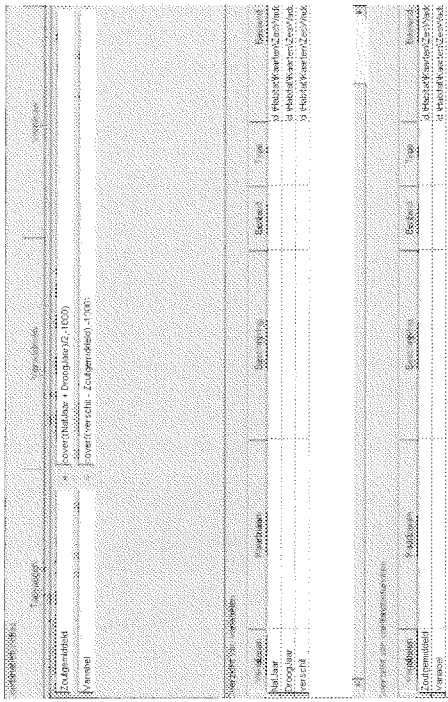
Zoutgemiddeld is het gemiddelde tussen b92g en b88
 $Zoutgemiddeld = (DroogJaar + NatJaar) / 2$

Over een jaar gezien is voor de ecotopen van belang of de zout situatie “variabel” of “weinig variabel” is. Een locatie is variabel in zoutgehalte als het verschil in zoutgehalte groter is dan de gemiddelde zoutconcentratie. Een locatie is weinig variabel als de variatie in zoutgehalte kleiner is dan het gemiddelde zoutgehalte.

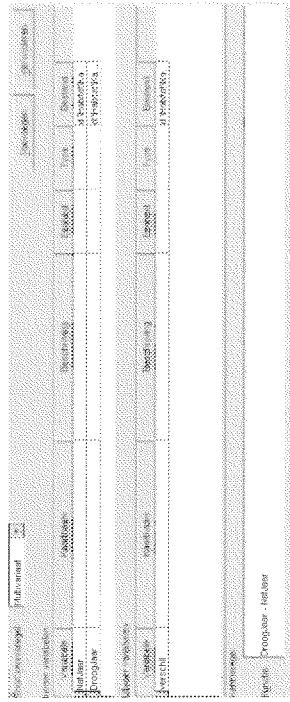
variabel: $verschil > zoutgemiddeld$
 weinig variabel: $verschil \leq zoutgemiddeld$

Variabel is berekend als $verschil - zoutgemiddeld$. Negatieve waarden geven de weinig variabele gebieden aan en positieve waarden geven de variabele gebieden aan.

In de onderstaande screendumps is aangegeven hoe de kaarten *variabel.bil* en *zoutgemiddeld.bil* worden berekend.



Figuur 14 Screendump HABITAT. Model "Zoutvar". De functie cover() heeft als resultaat dat alle missing values worden vervangen door de waarde -1000 (PCRaster, 1996).



Figuur 15 Screendump HABITAT. Kennisregel "Verschil" binnen het model "Zoutvar". Deze kennisregel berekent het verschil in zoutconcentratie tussen het NatJaar en DroogJaar.

3.2 Dynamiek

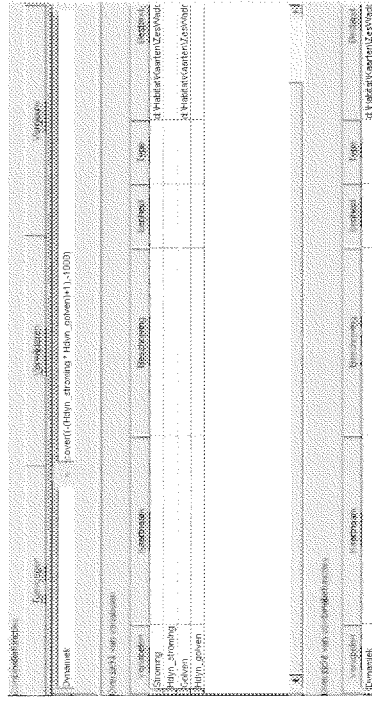
Twee kaarten bepalen de dynamiek op een bepaalde locatie: golfdynamiek (*golfwad.bit*) en de stroomdynamiek (*stroomwad.bit*). De kaarten zijn met elkaar gecombineerd tot een overall dynamiek kaart in de case "Dynamiek".

golfwad: $< .2$ laagdynamisch, $> = .2$ hoogdynamisch
Stroomwad: $< .5$ laag dynamisch, $> .5$ hoogdynamisch

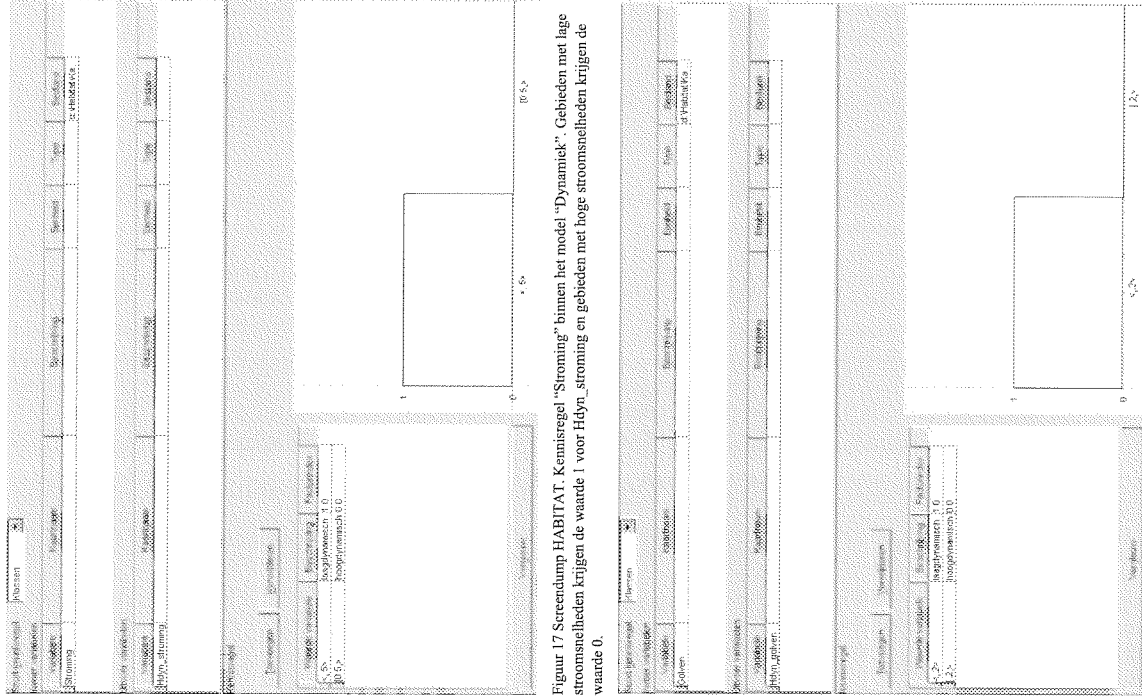
Een locatie wordt beschouwd als laagdynamisch als deze zowel op basis van de golven als de stroming wordt gekarakteriseerd als laagdynamisch. Als een (of twee) van de twee variabelen hoogdynamisch zijn is de locatie hoogdynamisch.

In de resultaatkaart "dynamiek.bit" krijgen laagdynamische gebieden een waarde 0 en hoogdynamische gebieden krijgen een waarde 1.

In de onderstaande screendumps is aangegeven hoe de kaart *dynamiek.bit* en wordt berekend uit *golfwad.bit* en *stroomwad.bit*.



Figuur 16 Screendump HABITAT. Model "Dynamiek". De functie cover() heeft als resultaat dat alle missing values worden vervangen door de waarde -1000 (PCRaster, 1996).



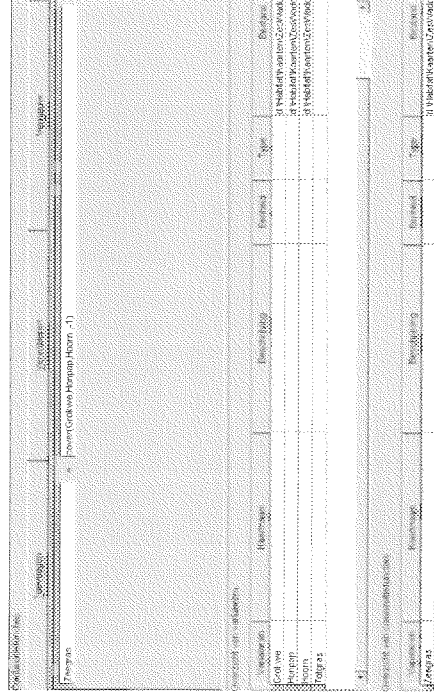
Figuur 17 Screendump HABITAT. Kennisregel "Strooming" binnen het model "Dynamiek". Gebieden met lage stroomsnelheden krijgen de waarde 1 voor Hdyn_strooming en gebieden met hoge stroomsnelheden krijgen de waarde 0.

Figuur 18 Screendump HABITAT. Kennisregel "Golven" binnen het model "Dynamiek". Gebieden met lage golfdynamiek krijgen de waarde 1 voor Hdyn_golven en gebieden met hoge golfdynamiek krijgen de waarde 0.

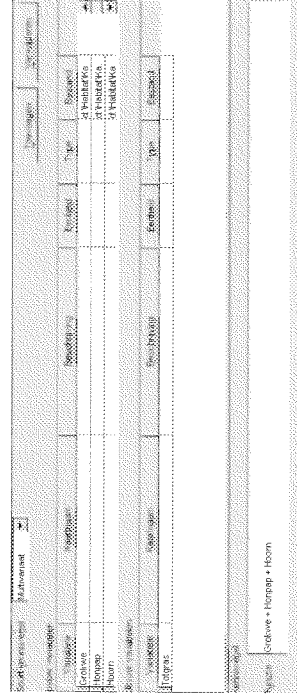
3.3 Vegetatie

Er zijn twee typen vegetatiekaarten: zeegraskaarten (*grokwe1.tif*, *hoornpapl.tif* en *hoorn1.tif*) en de kwelderkaart (*kwelwad2.tif*).

De drie zeegraskaarten, *grokwe1*, *hoornpapl* en *hoorn1*. Deze zijn in de case vegetatie gecombineerd tot 1 kaart (*zeegras.tif*) met de volgende functie: *cover(Grokwe Hoornpapl.Hoorn, -1)*. De functie heeft tot gevolg dat alle zeegras gebieden nu in een kaart staan en dat de nodata waarde is vervangen door de waarde -1 (PCRaster, 1996).



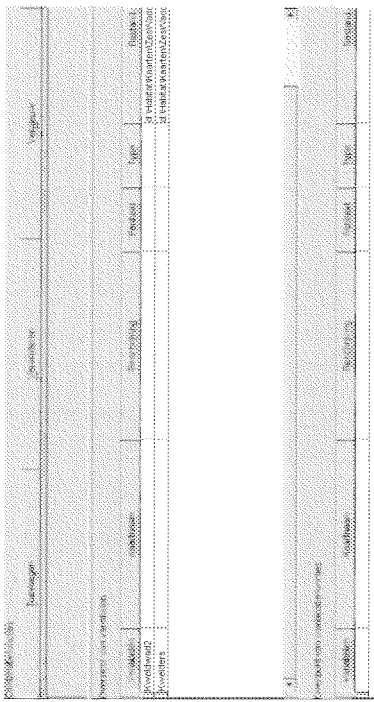
Figuur 19 Screendump HABITAT. Model "Zeegras". De functie cover() heeft als resultaat dat alle missing values worden vervangen door de waarde -1 (PCRaster, 1996).



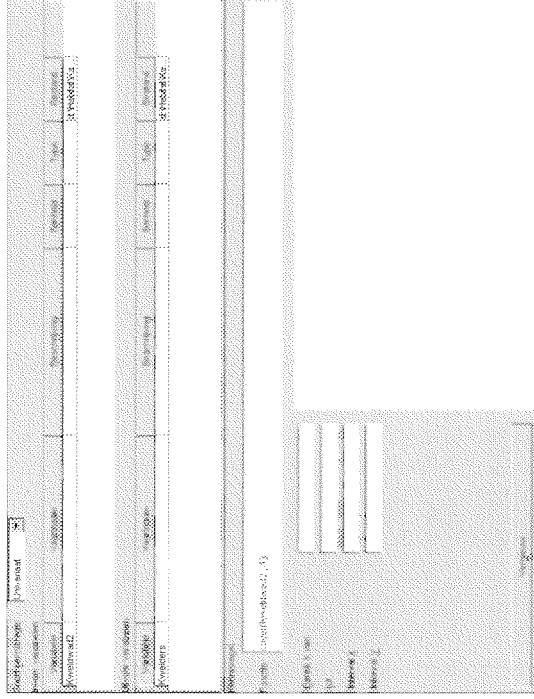
Figuur 20 Screendump HABITAT. Kennisregel "Combiner" binnen het model "Zeegras".

De kaart *kwelwad2.bif* heeft kleine delen die tot het kweldergebied horen, de rest heeft de nodata waarde. Om toch goed met deze kaart te kunnen werken is deze omgezet naar de kaart *kwelders* waarin deze nodata waarde is vervangen door de waarde -1 met de volgende functie:

`cover(kwelwad2,-1)`



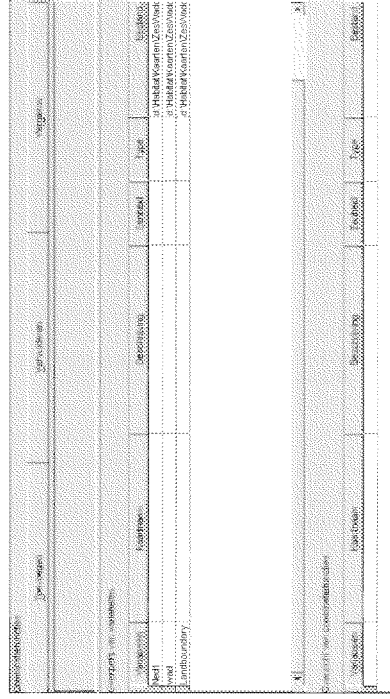
Figuur 21 Screenshot HABITAT. Model "Kwelders"



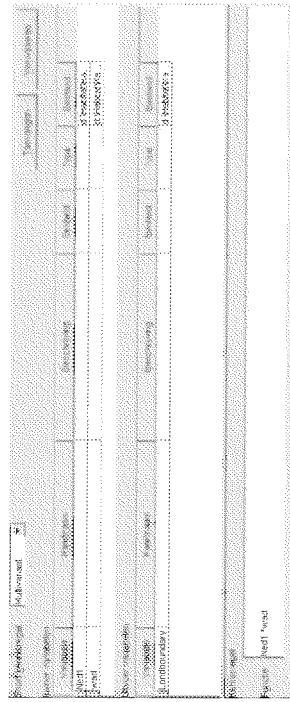
Figuur 22 Screenshot HABITAT. Kennisregel "GeenND" binnen het model "Kwelders."

3.4 Gebiedsbegrenzing

De gebiedsbegrenzing is berekend binnen de case "Landboundary". De Kaarten *Ned1.bif* en *wad.bif* worden hiertoe met elkaar vermenigvuldigd.



Figuur 23 Screenshot HABITAT. Model "Kwelders"



Figuur 24 Screenshot HABITAT. Kennisregel "Wadkaarten" binnen het model "Wadden".

4 Ecotopenkaart Waddenzee

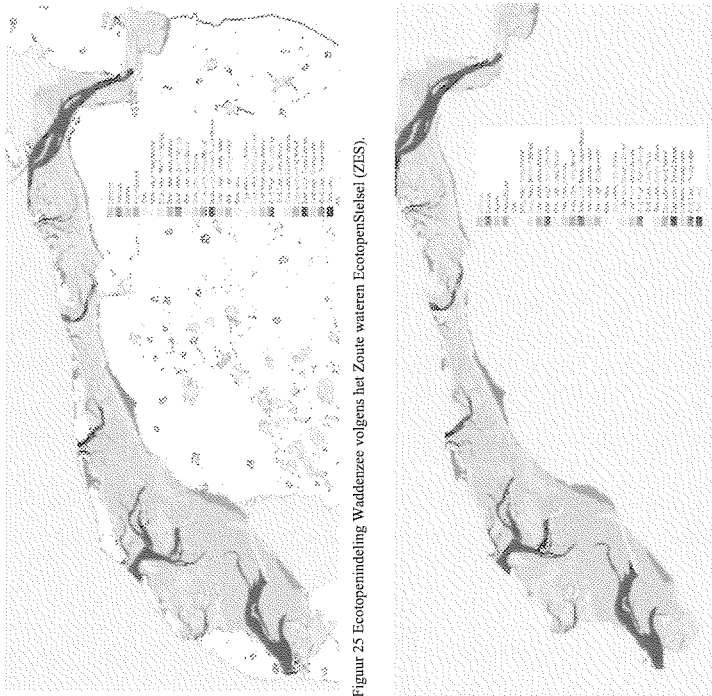
De kaarten zijn nu geschikt om gebruikt te worden binnen de ecotopenclassificatie. Wegens de problemen in HABITAT (zie paragraaf 1.3), wordt de classificatie in 4 stappen uitgevoerd. Eerst worden 3 (deel)ecotopenkaarten berekend, die vervolgens worden gecombineerd tot de uiteindelijke overall ecotopenkaart.

Om te komen tot een indeling in ecotopen volgens Figuur 1 is de volgende structuur opgezet.

Tabel 8: Ecotopenclassificatie zoals is gebruikt in HABITAT.

Ecotop	zeegras	hooftdier	zoutnat	zoutkem	diepte	hydratyn	droogvald	Land-boundary
1	[8, >	<3	<3	<3	<3	<3	<3	1
2	<5, >	4	<3	<3	<3	<3	<3	1
3	<5, >	5	<3	<3	<3	<3	<3	1
4	<5, >	10, >	<3	<3	<3	<3	<3	1
5	<5, >	[6, >	[0, >	<1000,0	<3	<3	<3	1
6	<5, >	[6, >	<1000,0	<1000,5,4	<1000,50	<3	<3	1
7	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	1	<2,25	1
8	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	1	<2,25	1
9	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	1	<2,25	1
10	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	1	<2,25	1
11	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
12	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
13	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
14	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
15	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
16	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
17	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
18	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
19	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
20	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
21	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
22	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
23	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
24	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
25	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
26	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1
27	<5, >	[6, >	<1000,0	<5,4,18	<1000,50	0	<2,25	1

De ecotopenclassificatie is uitgevoerd op een 100 x 100 meter grid. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 25. Figuur 26 is dezelfde classificatie als Figuur 25, alleen zijn hier de ontbrekende waarden niet transparant gemaakt, maar geel. Op deze manier is er goed te zien dat er voor een deel van de Waddenzee (o.a. smalle strook langs de kwelders van de Groninger kust, Rottmeroog en Griend) gegevens ontbreken voor de ecotopenclassificatie. In deze gebieden ontbreken gegevens over diepte en/of droogvalduur waardoor er geen ecotoop kan worden toegekend.



Figuur 25 Ecotopenindeling Waddenzee volgens het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES).

Figuur 26 Ecotopenindeling Waddenzee volgens het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES). In deze weergave zijn de missing values weergegeven in het geel.

De oppervlakten van de ecotopen zijn weergegeven in Tabel 9. Het valt op dat Laagdynamische gebieden in de Waddenzee (volgens de toegepaste definitie) vrijwel niet voorkomen. Het grootste deel van de Waddenzee behoort tot de hoogdynamische ondiepwatergebieden of tot het Hoogdynamische Midden Littoraal. Voor bijna 13 000 ha van de Waddenzee kan geen ecotoop worden toegekend omdat de achtergrondkaarten ontbreken.

Tabel 9: Oppervlakte (ha) van de gedefinieerde ecotooptypen in de Waddenzee.

Ecotoopnr.	Beschrijving	Oppervlakte (ha)
1	Zeegras	144
2	Kwelder	6609
3	Pionier	2143
4	Variabel Zout	6454
5	Zoet	578
6	Brak, Hdyn, Laag littoraal	182
7	Brak, Hdyn, Midden littoraal	14974
8	Brak, Hdyn, Hoog littoraal	27
9	Brak, Hdyn, Supra littoraal	8
10	Brak, Ldyn, Laag littoraal	0
11	Brak, Ldyn, Midden littoraal	220
12	Brak, Ldyn, Hoog littoraal	0
13	Brak, Ldyn, Supra littoraal	0
14	Brak, Hdyn, Ondiepe water	34000
15	Brak, Ldyn, Ondiepe water	296
16	Brak, Geal	3803
17	Zout, Hdyn, Laag littoraal	2608
18	Zout, Hdyn, Midden littoraal	50583
19	Zout, Hdyn, Hoog littoraal	382
20	Zout, Hdyn, Supra littoraal	691
21	Zout, Ldyn, Laag littoraal	16
22	Zout, Ldyn, Midden littoraal	154
23	Zout, Ldyn, Hoog littoraal	1
24	Zout, Ldyn, Supra littoraal	5
25	Zout, Hdyn, Ondiepe water	118897
26	Zout, Ldyn, Ondiepe water	1142
27	Zout, Geal	35636
-999	N.D.	12956
Totaal		292509

5 Referenties

PCRaster (1996). PCRaster version 2 Manual. Department of Physical Geography, Utrecht University, March 1996

WL | Delft Hydraulics (2003) Handleiding HABITAT.

3 Doelsoorten en gebruikte rekenregels

In de HEP-analyse wordt de habitatiegeschiktheid berekend voor 13 doelsoorten en de hoogwatervluchtplaatsen voor vogels. Deze habitatiegeschiktheid is gebaseerd op rekenregels, gebruikmakend van 8 verschillende omgevingsfactoren. Figuur 3.1 geeft een overzicht van welke van deze omgevingsfactoren effecten hebben op de habitatiegeschiktheid van de verschillende doelsoorten.

	Zeesla											
	Licht											
	Doorzicht											
	Schelpdieren											
	Vis											
	Stroomsnelheid											
	Zoutgehalte											
	Waterdiepte											
	Zeegras											
	Zeesla											
	Strandgaper											
	Kokkel											
	Brakwaterkokkel											
	Driedoornige stekelbaars											
	Brakwatergrondel											
	Fuut											
	Bridluis											
	Middelste Zaagbek											
	Meerkoet											
	Smient											
	Bonte Strandloper											
	hvp											

Figuur 3.1 Schematische weergave van de omgevingscondities die van invloed zijn op de diverse doelsoorten (aangegeven door een grijs vak)

Onderzoek naar de toekomstige waterkwaliteit en ecologie van het Veerse Meer

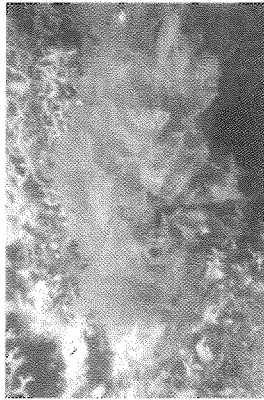
Studie naar het effect van het doorlaatmiddel en aanvullende maatregelen

Deel 2. Opzet en verificatie van de Habitat Evaluatie Procedure

november 2002

3.1 Macrofyten

3.1.1 Zeesla (*Ulva spp.*)



Algemeen

Er zijn vijf *Ulva* soorten in Nederland beschreven: *Ulva curvata*, *Ulva lactuca*, *Ulva rigida*, *Ulva pseudocurvata* en *Ulva scandinavica*. Alleen de eerste drie in het Veerse Meer voorkomen. Zeesla is een eenjarig groenwier, dat vrij algemeen in de getijdengebieden rond de Noordzee voorkomt. Zeesla begint te groeien in april en kan in enkele maanden geweldige afmetingen (tot één vierkante meter) bereiken. De bladeren van het zeesla bestaan uit twee lagen cellen. Er is geen differentiatie, behalve bij de basale cellen die wortelstructuren vormen waarmee het zeesla zich kan vasthechten. Het wier kan echter door zijn omvang makkelijk losraken van zijn aanhechtingsplaats. Ook kunnen stukken zeesla losscheuren.

Losgeraakt zeesla zet zijn leven drijvend voort. De losdrijvende stukken blijven groeien en worden dikwijls nog groter dan de vastzittende exemplaren. Vroeg of laat spoelen ze aan op de kust, waar ze snel uitdrogen en vergaan. In de nazomer liggen op veel plaatsen bij de hoogwaterlijn geweldige hoeveelheden van dit wier te roeten. Het bodemleven onder deze wiertvelden stikt en zo kan zeesla "zwarte vlekken" op het sediment veroorzaken.

De ondiepe delen van het Veerse Meer worden in het zomerhalfjaar in belangrijke mate gekenmerkt door de overvloedige aanwezigheid van zeesla. In het voorjaar als de licht en temperatuurcondities voldoende zijn kan zeesla wegens zijn hoge nutriënten-opnamecapaciteit in combinatie met hoge fotosynthesesnelheden relatief snel groeien. Tijdens de zomer als de nutriëntconcentraties beperkend worden kunnen ze zich goed handhaven doordat ze stikstof kunnen opslaan in het weefsel, en zeer snel kunnen reageren op veranderingen in stikstofconcentraties in het water. Zeesla is zodoende zeer goed uitgerust om zich in het relatief rustige, brakke Veerse Meer massaal te ontplooten.

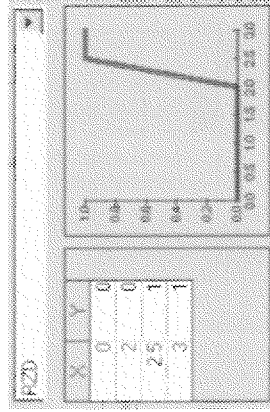
Zeesla kan zich in het algemeen goed ontwikkelen bij een zoutgehalte van 18 ‰. De groei van *U. lactuca* stopt beneden 17 ‰, andere soorten zijn dominant. *U. rigida* en *U. scandinavica* kunnen doorgroeien bij zoutgehalten tot 4 ‰. De groeisnelheid van zeesla neemt toe met een toenemend zoutgehalte. In het veld echter domineert zeesla onder brakwatercondities omdat een laag zoutgehalte voor veel concurrenten belemmerend is (Nolte, 2001).

In tegenstelling tot zeegras is zeesla niet gevoelig voor droogval tijdens de winter. In de zomerperiode kan het zeesla de ondergelopen delen snel koloniseren door dat fragmenten vanuit de diepe geulen naar de ondiepere delen drijven waar ze snel kunnen ontwikkelen tot

grote planten. Ook kunnen fragmenten in het sediment overwinteren om in het vroege voorjaar uit te groeien tot volwassen planten.

Licht

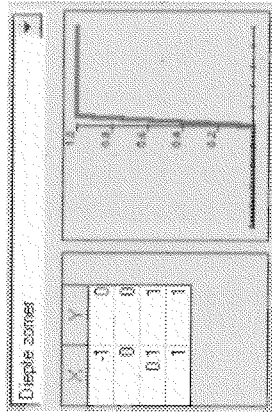
Ook lagere planten als zeesla zijn afhankelijk van licht voor fotosynthese. In het Veerse Meer, met een gemiddelde zichthoofdiepte van 3 meter komt zeesla voor tot een diepte van 1,5 meter (Hammeijk, 1988). Dit komt overeen met een relatieve zichthoofdiepte van 2. Zeesla kan echter ook zwevend in de waterkolom voorkomen. Het is dan niet afhankelijk van licht dat doordringt tot op de bodem. In theorie kan drijvend zeesla overal in het Veerse Meer voorkomen, mits het maar ergens wordt geproduceerd, of via de sluis in de Zandkreeklam vanuit de Oosterschelde binnen kan komen. In dit onderzoek beperkten we ons daarom slechts tot zeesla dat vastzit aan de bodem.



Figuur 3.2 Partiele habitatgeschiktheid van zeesla in het Veerse Meer als functie van de relatieve zichthoofdiepte.

Waterdiepte

In het stagnante Veerse Meer ontwikkeld zeesla zich optimaal tussen 0 en 1,5 meter diepte. Dieper neemt de bedekking snel af (Hammeijk, 1988). Zeesla overwintert in de diepe geulen van het Veerse Meer. Na de winter spoelen fragmenten bladmateriaal naar de ondiepe gedeelten alwaar de gunstige lichtcondities ervoor zorgen dat het zeesla zich explosief kan ontwikkelen. Resten zeesla kunnen ook overwinteren in de bodem, ingegraven in de modder, vanwaar het in het voorjaar weer te voorschijn kan komen. Door deze levenswijze is het zeesla goed aangepast aan het variabel peilbeheer, waarbij het zich goed kan ontwikkelen in het gebied dat gedurende de winterperiode droogvalt.



Figuur 3.3 Partiele habitatiegeschiktheid van zeedsla in het Veerse Meer als functie van de maximale waterstand tijdens de zomer

3.1.2 Zeegras (*Zostera spp*)



Algemeen

Zeegrassen zijn planten die zijn aangepast aan het ondergedompelde leven in brakke en zoute wateren. In de Nederlandse zoute wateren komen twee soorten voor. Groot zeegras (*Zostera marina* L.) en klein zeegras (*Zostera noltii* Hornem.). Zeegrassen zijn geen grassen maar behoren tot de familie der fonteinkruidachtigen (Potamogetonaceae). In het Veerse Meer komt alleen groot zeegras voor en deze wordt in dit rapport verder uitgewerkt

Groot zeegras kan slecht tegen uitdroging; daarom groeit hij in de getijdenzone met name in kleine depressies waar bij laagwater een dun laagje water achterblijft. De ondergrens wordt bepaald door de helderheid van het water; hoe helderder hoe dieper de plant kan voorkomen. Daarnaast groeit groot zeegras in brakke en zoute meren, zoals het Grevelingenmeer en het Veerse Meer ook permanent ondergedompeld.

Groot zeegras groeit op bodems waarvan de sedimenten kunnen variëren van schelpenrijk-zandig tot slibrijk. De voornaamste functie van de bodem is die van verankering van de planten. Voedingsstoffen kunnen via de bladeren direct uit het water worden gehaald. De soort kent een eenjarige en een meerjarige groeivorm. Aan de planten is niet direct te zien of we te maken hebben met een eenjarige of een meerjarige vorm. De eenjarige vorm breidt zich vooral uit via zaad en komt doorgaans in het hogere deel van de getijdenzone voor. De meerjarige vorm breidt zich met name uit via uitlopers vanuit de wortelstokken en komt vooral voor in het lagere deel van de getijdenzone en beneden de laagwaterlijn en in de meren. De twee vormen kunnen in elkaar overgaan, waarbij waarschijnlijk de stabiliteit van het lokale milieu een rol speelt bij de "keuze" voor een één- of een meerjarige strategie. De planten bloeien in de zomer en produceren zaad in het najaar. Tegen het einde van het seizoen vallen de gerijpte zaden uit de bloemschedes en komen in het sediment terecht. Het

kan echter ook gebeuren dat complete bloeistengels afbreken en op drift raken, onderweg hun zaden verliezend. Door dit transport kan het zaad over grote afstanden worden verspreid. Doordat de planten boven de laagwaterlijn meestal eenjarig zijn, moeten de zeegrasvelden daar ieder jaar opnieuw worden opgebouwd uit kiemplanten. Dit houdt een risico in, omdat onder ongunstige omstandigheden complete populaties kunnen verdwijnen.

Uit verschillende onderzoeken is gebleken dat het zoutgehalte (saliniteit) van het water invloed heeft op de ontwikkeling van zeegrassen. Deze invloed doet zich in alle stadia van de levenscyclus van het zeegras gelden: van de zaadproductie tot de kieming en de vestiging van de kiemplanten. Alles wijst erop dat relatief hoge zoutgehalten in het algemeen de vestiging en uitbreiding van zeegras remmen. Hierbij kan nog worden opgemerkt dat het huidige voorkomen van zeegras over het algemeen gekoppeld lijkt te zijn aan het voorkomen van enige uitstroom van zoet water in de naaste omgeving. Warme zomers en een hoog zoutgehalte hebben een negatieve invloed op de vitaliteit van groot zeegras. Een hoog zoutgehalte heeft een negatieve invloed op de kieming en overlevingskansen van zaden.

In het Grevelingenmeer is er een sterke correlatie gevonden tussen het silicaatgehalte en het zeegrasareaal (Herman *et al.*, 1996). Echter experimenten hebben geen effect kunnen aantonen op de groei en ontwikkeling van zeegras (Kamerlings *et al.*, 1997).

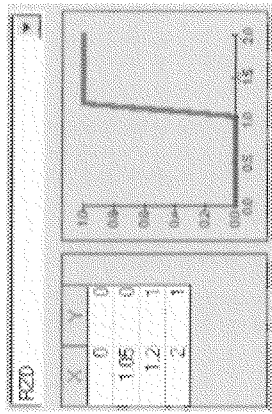
Licht

Zeegras is een hogere plant, die afhankelijk is van licht voor fotosynthese. De hoeveelheid licht dat de planten bereikt is, een functie van waterdiepte en troebelheid van het water. Demisson (1987) heeft de maximale diepte voor zeegras (*Zostera marina*) bepaald als functie van de zichtdiepte (secchi diepte):

$$Z_c = 0,95 \times \text{Zichtdiepte} \quad (1)$$

waarin: Z_c = Maximale waterdiepte voor het voorkomen van zeegras (m)
zichtdiepte = Gemiddelde zichtdiepte over het jaar (m)

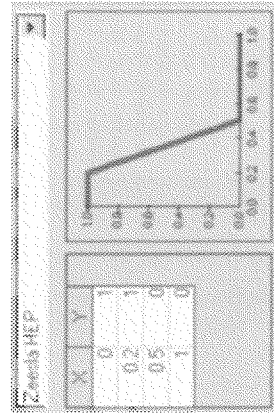
Bij een gemiddelde zichtdiepte van 2 meter komt dit overeen met een voorkomen tot maximaal 1,9 meter waterdiepte, waarbij de waterdiepte de maximale waterdiepte is tijdens zomerpeil. Als de parameter RZD (paragraaf 2.3.10) kleiner wordt dan 1,05 (=1/0,95), bereikt onvoldoende licht de bodem, en is de locatie ongeschikt (te diep en/of te troebel) voor zeegras. Hoge waarden van RZD resulteren in meer licht tot op de bodem en vergroten dus de geschiktheid voor zeegras. Als het water in het Veerse Meer troebeler wordt door een bepaalde ingreep, dan zal dit leiden tot een lagere zichtdiepte en dus tot een afname in de RZD, waardoor bepaalde locaties ongunstiger worden voor zeegras. Er is niet gecorrigeerd voor de hoogte van de planten, dat wil zeggen dat er wordt aangenomen dat de populatie zich ieder jaar vanaf de bodem ontwikkeld.



Figuur 3.4 Invloed van de relatieve zisbuitdiepte (RZD) voor het voorkomen van zeegras in het Veerse Meer.

Zeesla

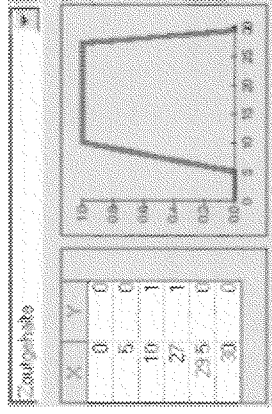
Een belangrijke concurrent van zeegras in het Veerse Meer is zeesla. Zeesla is een zeer snelle en efficiënte groeier. Zeesla kan het zeegras overwoekeren waardoor het zeegras afsterft. Wij nemen in deze studie aan dat zeegras niet kan voorkomen op plaatsen waar zeesla voorkomt.



Figuur 3.5 Partiele habitatgeschiktheid van zeegras als functie van de bedekking met zeesla.

Zoutgehalte

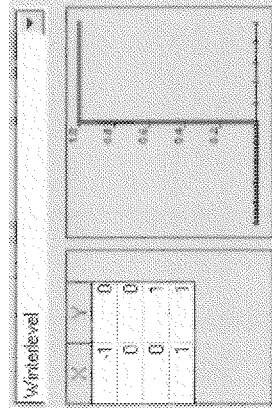
Zeegras komt voor in binnen een brede zoutrange. Een verhoogd zoutgehalte (boven 31 ‰) leidt tot een achteruitgang van het zeegrasareaal (Kamermaans *et al.*, 1997). Het optimum zou liggen tussen de 10 en 30 ‰ (Wijgergangs en De Jong, 1999). De ondergrens voor zouttolerantie ligt rond de 5 ‰. Deze lage waarden komen echter in het Veerse Meer niet voor. Het zoutgehalte heeft echter wel effect op het kiemen van de zaden. Bij een zoutgehalte hoger dan 10 ‰ neemt de kieming af en bij een zoutgehalte hoger dan 20 ppt treedt er vrijwel geen kieming meer op. Ook de overleving van de kiemplanten is bij hogere zoutgehalten aanzienlijk minder. Hoewel uit experimenten blijkt dat lage zoutgehalten belangrijk zijn voor zeegras wordt dit niet in het veld waargenomen. Veldwaarnemingen in het Grevelingenmeer geven aan dat zoutgehalten hoger dan 27 ‰ pas leiden tot een achteruitgang van de populatie.



Figuur 3.6 Partiele habitatgeschiktheid van zeegras als functie van het gemiddelde zoutgehalte (‰).

Waterdiepte

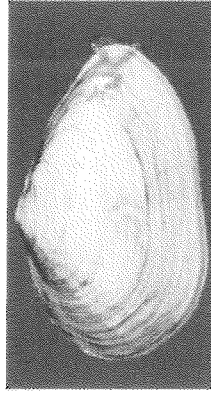
Zeegras kan zich zowel generatief (via zaden) als vegetatief (via vertakkingen van de wortelstelsels) voortplanten. In de gebieden die tijdens de winterperiode droogvallen is vegetatieve voortplanting niet mogelijk omdat de wortelbiomassa zal afsterven. Eventueel kan er in deze gebieden wel een (eenjarige) populatie verschijnen door generatieve voortplanting, maar hiervoor zijn lage zoutgehalten nodig (<20 ‰; Wijgergangs en De Jong, 1999).



Figuur 3.7 Partiele habitatgeschiktheid van zeegras als functie van de minimale waterstand tijdens de winter. Negatieve waterstanden geven droogval gedurende de winterperiode weer.

3.2 Macrobenthos

3.2.1 Strandgaper (*Mya arenaria*)



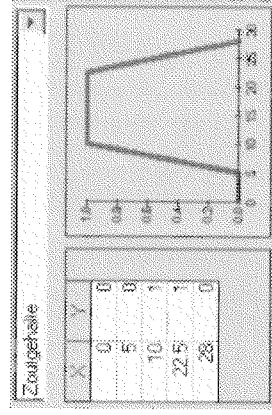
Algemeen

De strandgaper is in de 16^e - 17^e eeuw in Europa geïntroduceerd vanuit Amerika. Hij leeft in een verticale positie op een diepte van maximaal 40 cm diep in het sediment (afhankelijk van leeftijd en de lengte van de adembuizen). In het Veerse Meer echter liggen de individuen om onverklaarbare redenen bovenop het sediment (pers comm. Ed Stikvoort, 2002).

De strandgaper is een filterfeeder en haalt met behulp van zijn siphon (adembuis) micro-organismen (flagellaten) en detritus uit het water. Daarnaast kan de strandgaper met zijn siphon voedselpartikels van het sedimentoppervlak naar binnen trekken. De Strandgaper is goed bestand tegen lage zuurstofgehalten.

Zoutgehalte

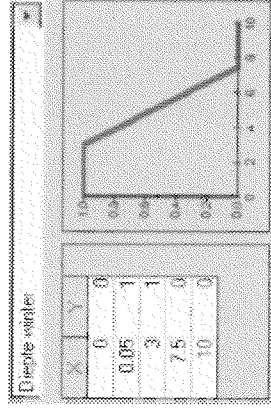
De strandgaper is een echte euryhaline soort die kan voorkomen bij lage zoutgehalten (vanaf 5 ‰) en is aangepast aan sterk variërende zoutconcentraties (plotselinge wijzigingen in zoutgehalte tot 18 ‰ worden overleefd). Op langere termijn moet het zoutgehalte boven 9 ‰ zijn (Steur *et al.*, 1989). Middels logistische regressie op de gegevens in de Westerschelde is er een optimum zoutgehalte gevonden van 18 ‰. Bij lagere zoutgehalten dan 10 ‰ en hogere zoutgehalten dan 22,5 ‰ nam de waarschijnlijkheid van voorkomen van de strandgaper af (Ysebaert en Meire, 1999)



Figuur 3.8 Partiële habitatgeschiktheid van de strandgaper in het Veerse Meer als functie van het zoutgehalte

Waterdiepte

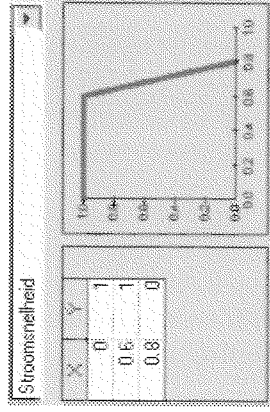
De strandgaper is een soort die vooral voorkomt in het intergetijdengebied. Uitzonderlijk worden er exemplaren aangetroffen op 10 meter diepte (Steur en Seys, 1989). Uit logistische regressieanalyse voor de Westerschelde bleek dat de strandgaper tot ongeveer 7,5 meter onder het gemiddeld waterniveau voorkomt (Ysebaert en Meire, 1999).



Figuur 3.9 Partiële habitatgeschiktheid van de strandgaper in het Veerse Meer als functie van de minimale waterdiepte

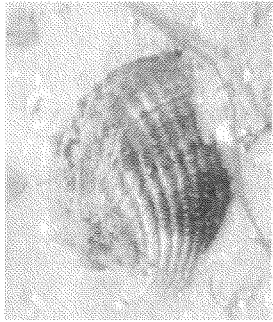
Stroomsnelheid

Uit logistische regressie op de Westerschelde data vonden Ysebaert en Meire (1999) dat de strandgaper niet voorkomt bij stroomsnelheden boven 0,7 m.s⁻¹. Lage stroomsnelheden zijn niet beperkend, omdat het voor zijn voedselvoorziening niet afhankelijk is van stroming. De strandgaper kan immers ook eten van algenmateriaal en detritus dat op de bodem is afgezet.



Figuur 3.10 Partiële habitatgeschiktheid van de strandgaper in het Veerse Meer als functie van de maximale stroomsnelheid (m.s⁻¹)

3.2.2 Kokkel (*Cerastoderma edule*)

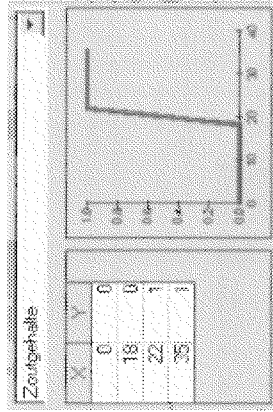


Algemeen

De kokkel behoort tot de familie der kokkelachtigen en is een veelvoorkomend schelpdier in estuariene en kustwateren. Het is een wit/grijsbruin schelpje met ribbels. Nederland is één van de grootste kokkelproducenten van Europa. De meeste kokkels worden naar Italië en Spanje geëxporteerd. Kokkels leven voornamelijk in de intergetijdzone en komen in de Westerschelde, Oosterschelde, de Zeeuwse Voordelta en de Waddenzee voor. De schelp is in doorsnede hartvormig en voorzien van afgeronde ribbels. De kokkel graaft zich met de sterke voet circa 2 tot 3 centimeter in zandige tot silikige bodems in. Hoe groter de kokkel, hoe dieper ingegraven in het sediment. In de winter zit hij dieper ingegraven dan in de zomer. Kokkels zijn niet erg gevoelig voor sedimenttype, en komen voor vanaf een mediane korrelgrootte van 70 µm tot 250 µm (Ysebaert en Meire 1999).

Zoutgehalte

De Kokkel is een eurhaline soort die relatief brakwater tolereert. Minimale zoutgehalten zijn 18 - 22 ‰. Extreem lage zoutgehalten (3-6‰) kunnen leiden tot massale sterfte van de kokkels (Ysebaert en Meire, 1999).

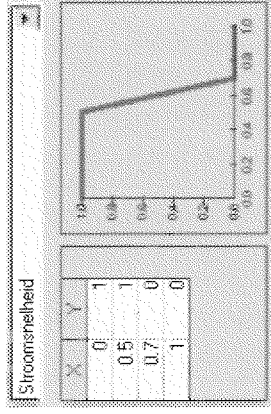


Figuur 3.11 Partiele habitatiegeschiktheid van de kokkel in het Veerse Meer als functie van het zoutgehalte

Stroomsnelheid

De kokkel is een belangrijke filtereeder, en kan zo een belangrijk effect hebben op de fytoplanktonconcentraties in de waterkolom. Als filtereeder is de kokkel is voor zijn voedselvoorziening onder meer afhankelijk van de aanvoer van voedsel middels de stroming. Echter, de kokkel is net als de strandgaper ook in staat om met zijn siphon detritus

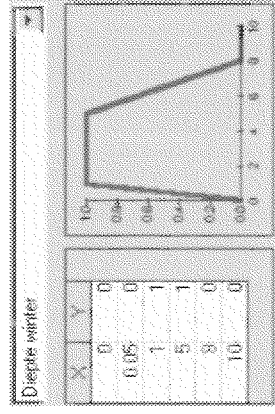
van de bodem op te eten (pers. comm. Ed Stikvoort). Hierdoor wordt hij waarschijnlijk niet gelimiteerd door te lage stroomsnelheid. Bij stroomsnelheden groter dan $0,5 \text{ m.s}^{-1}$ echter komt de kokkel doorgaans niet meer voor. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat er onder deze omstandigheden geen broedval plaatsvindt.



Figuur 3.12 Partiele habitatiegeschiktheid van de kokkel in het Veerse Meer als functie van de maximale stroomsnelheid (m/s)

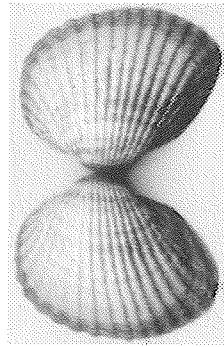
Waterdiepte

Hoewel de kokkel een soort is van de intergetijdzone, is hij niet bestand tegen landurige perioden van droogval. Hierdoor is het gebied dat tijdens de winterperiode droogvalt ongeschikt voor kokkels. In de Westerschelde komen de kokkels voor tot een diepte van ongeveer 5 meter onder NAP (Ysebaert en Meire, 1999). Voor het Veerse Meer wordt gesteld dat de geschiktheid afneemt bij water dieper dan 5 meter onder het winterniveau.



Figuur 3.13 Partiele habitatiegeschiktheid van de kokkel in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand

3.2.3 Brakwaterkokkel (*Cerastoderma lamarckii*)

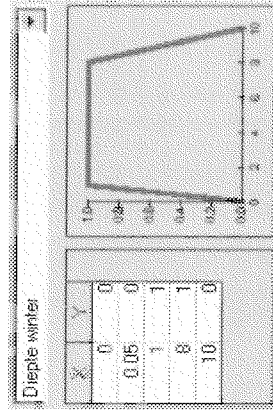


Algemeen

De brakwaterkokkel (*Cerastoderma lamarckii*) blijft kleiner dan zijn verwant familielid, de gewone kokkel (*Cerastoderma edule*), en heeft een "scheefgetrokken" schelp. De ribben zijn aan de achterzijde van de schelp zwak ontwikkeld. In brak water in het delagebied is de schelp vrij algemeen. In het Waddengebied is de soort zeldzamer. Voor de afsluiting van de Zuiderzee was de soort daar talrijk aanwezig.

Waterdiepte

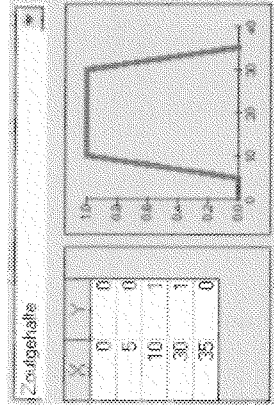
De brakwaterkokkel graaft zich ondiep in in het sediment. De brakwaterkokkel leeft bij voorkeur voordurend onder water, terwijl de gewone kokkel een deel van de dag op het wad bij eb tegen droogvallen bestand is. De in de winter droogvallende platen zijn daardoor ongeschikt als habitat voor de brakwaterkokkel. De brakwaterkokkel kan tot een iets grotere diepte voorkomen dan de kokkel: 8 tot 10 meter (Ulsebaert en Meire, 1999).



Figuur 3.14 Partiele habitatgeschiktheid van de brakwaterkokkel in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand

Zoutgehalte

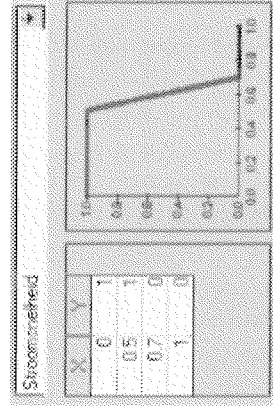
De brakwaterkokkel is beter bestand tegen lage zoutgehalten dan de gewone kokkel. De verwachting is echter dat hij het minder goed doet bij zoutgehalten hoger dan 30 ‰.



Figuur 3.15 Partiele habitatgeschiktheid van de brakwaterkokkel in het Veerse Meer als functie het zoutgehalte

Stroomsnelheid

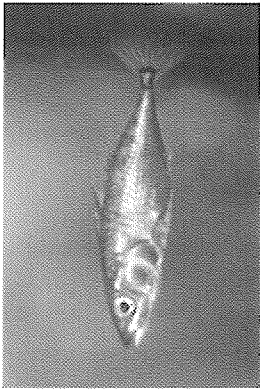
Net als de kokkel neemt de habitatgeschiktheid voor de brakwaterkokkel af bij maximale stroomsnelheden groter dan 0,5 m/s.



Figuur 3.16 Partiele habitatgeschiktheid van de brakwaterkokkel in het Veerse Meer als functie van de maximale stroomsnelheid (m/s)

3.3 Vissen

3.3.1 Driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*)



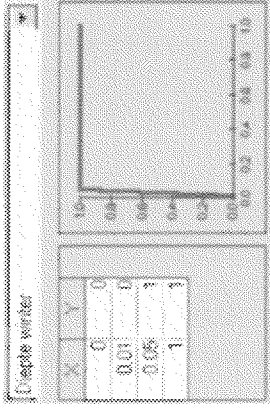
Algemeen

De driedoornige stekelbaars (maximale lengte 10 cm) is een wijd verspreide vis, die voorkomt in de gematigde en subarctische delen van het noordelijk halfrond. Er zijn een drietal varianten te onderscheiden: vissen die hun hele leven in brak of zout water leven, een anadrome variant en vissen die hun anadrome variant van de anadrome variant is relatief hoger dan de in het zoet water levende vis en kan zich tegen een stroomsnelheid van 30 cm s^{-1} verplaatsen (Hartgers *et al.*, 2001).

Stekelbaarzen leven in scholen en voeden zich met wormen, insecten en visbroed. De stekelbaars zelf is een belangrijk voedselorganisme voor een aantal vogelsoorten, waaronder de fuut, zaagbek en de brilduiker. Als hij voorkomt, is de stekelbaars vaak zeer veelvuldig aanwezig, zodat het zelfs andere soorten vissen verdringt. Toch heeft het door verkeerd beheer van beken en slechte waterkwaliteit in Nederland een moeilijke periode gekend.

De stekelbaars is een kortlevende soort die zich vanaf het tweede jaar voortplant. Om aan de paai deel te nemen trekt de anadrome variant van februari tot mei het zoete water op. De terugtrek vindt plaats in juli. Voor een geslaagde paai is de vis afhankelijk van water met afwisselend begroeiing en open stukken. De stekelbaars komt in vrijwel alle watertypen voor mits begroeiing aanwezig is. In stromende wateren is het belangrijk dat er uitwijkmogelijkheden zijn naar rustiger water (Hartgers *et al.*, 2001).

Het Veerse Meer is een relatief smal waterbekken, waar begroeiing (en dus beschutting) altijd wel in de buurt is. Gezien de ongevoeligheid van de driedoornige stekelbaars nemen we aan dat deze overal zal kunnen voorkomen mits er water is.



Figuur 3.17 Partiele habitatgeschiktheid van de driedoornige stekelbaars in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand

3.3.2 Brakwatergrondel (*Pomatoschistus microps*)



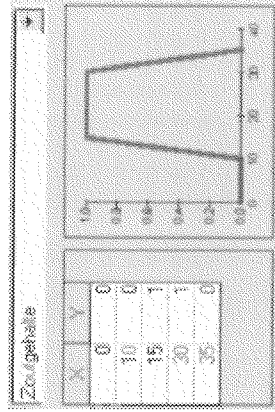
Algemeen

Grondels (Gobiidae) komen zeer talrijk voor in het ondiepe water van bijna alle zeeën. Deze bodemvissen worden gekenmerkt door twee rugvinnen en aaneengegroeide buikvinnen waarmee zij zich in zwak stromend water aan de ondergrond kunnen vastzuigen. De brakwatergrondel is een typisch estuariene soort en komt uitsluitend in ondiepe kustwateren en estuaria voor tot een diepte van ongeveer 2 meter. Ze leven op zandige, kleiachtige of modderige bodems en zijn algemeen talrijk in de ondiepe geulen (0,2 tot 2 m diepte), waar ze zich voeden met kleine kreeftachtigen en wormen. In de zomer van het tweede levensjaar paait de grondel in estuaria, waar de eieren aan schelpen op de bodem worden gehecht. In de late herfst, als de temperatuur zakt beneden $5 \text{ a } 7 \text{ }^\circ\text{C}$ migreren de grondels naar de diepere geulen om te overwinteren. Blijft de temperatuur boven 7°C , dan treedt deze wintermigratie niet op. Brakwatergrondels kunnen sterke schommelingen in temperatuur en zoutgehalte goed verdragen. Ze leiden echter sterk onder koude winters, met als gevolg dat de aantallen sterk kunnen variëren (Raaij, 1997).

In het Veerse Meer is de brakwatergrondel is een algemeen voorkomende grondelsoort. Andere soorten die regelmatig worden waargenomen zijn de zwarte grondel (*Gobius niger*) en het dikkopje (*Pomatoschistus minutus*).

Zoutgehalte

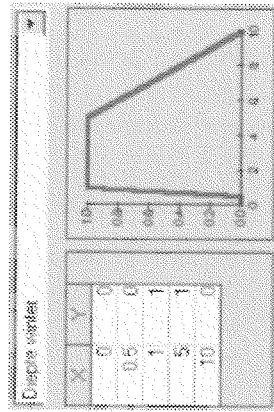
Brakwatergrondels hebben een brede zouttolerantie en kan zowel in zout als zoet water leven. Als regel bevindt de brakwatergrondel zich in estuaria bij voorkeur in gebieden met een zoutgehalte tussen de 15 en 30 ‰ (Bergman, 1989)



Figuur 3.18 Partiele habitatiegeschiktheid van de brakwatergrondel in het Veerse Meer als functie het zoutgehalte

Waterdiepte

Brakwatergrondels komen voor in ondiepe gedeelten (20 cm tot 2 meter). Alleen als de temperatuur beneden de 5 à 7 °C daalt trekt hij naar de diepere geulen. Bij bemonsteringen in het Veerse Meer, uitgevoerd in december 1996 door de organisatie ter verbetering van de binnenvisserij (OVB) (Raat 1997) zijn brakwatergrondels aangetroffen tot een maximale diepte van 17 meter.



Figuur 3.19 Partiele habitatiegeschiktheid van de brakwatergrondel in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter. Negatieve waterstanden geven droogval gedurende de winterperiode weer.

3.4 Vogels

3.4.1 Fuut (*Podiceps cristatus*)



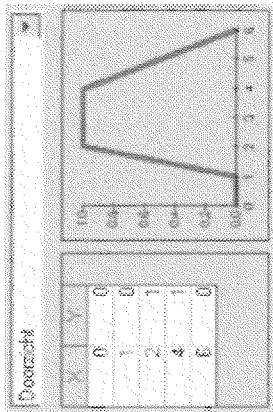
Algemeen

De fuut is een talrijke broedvogel van met riet omzoomde meren, plassen en kanalen in Nederland. Ze broeden bij voorkeur aan open, stilstaand, zoet water, soms in losse kolonies. De laatste jaren ook in stadsvijvers en grachten. Ze zijn niet zeldzaam en broeden zelfs in de Amsterdamse stadsgrachten. Slechts weinig Europese vogels hebben een uitgebreider en fascinerender balsvertoon dan de fuut. Paren zwemmen borst tegen borst met opgezette halsveren, strekken zich op het water uit (pinguïndans) en doen aan schijpoetsen. Soms geven ze in deze gestrekte houding planten resten door aan elkaar of schudden met de kop. In het voorjaar zijn futen erg luidruchtig. Het nest bestaat uit een eenvoudige hoop waterplanten en ligt verankerd. Wanneer een ouder het nest verlaat, worden de eieren afgedekt met wat fijn plantaardig materiaal. De langwerpige, witachtige eieren (meestal een viertal), komen na drie à vier weken uit. De jongen zijn opvallend gestreept. Ze piepen schril als ze naar de ouders zwemmen om met insecten of vis te worden gevoederd. Na 10 weken zijn ze zelfstandig. Na de rui is het winterkleed van een halfwassen fuut gelijk aan dat van de oudervogel.

Futen overwinteren in grote meren en op open zee (Noordzee) in groepen van soms enkele honderden of duizenden exemplaren. Hoewel de fuut gedurende het hele jaar talrijk is in Nederland, wordt het maximum bereikt in de winter omdat futen-populaties uit het Noorden hier komen overwinteren. In het Veerse Meer is de fuut een overwinteraar. Futen arriveren in november/december in het Veerse Meer en bereiken maximale aantallen in februari. In april hebben ze het Veerse Meer alweer verlaten (Stuart, 1988).

Doorzicht

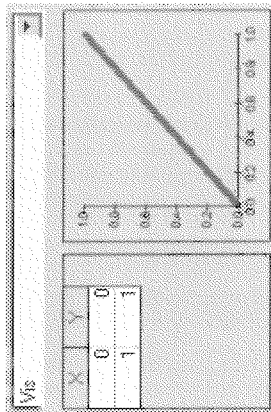
Futen zijn viseters en foerageren gedurende de dag. Om hun prooien te vangen duiken ze onder en achtervolgen hun prooi. Ze zijn hiervoor dus afhankelijk van een goed zicht. Als het water te troebel wordt kunnen ze hun prooi niet goed vinden. Echter bij een te grote zichthoofte wordt het voor de fuut moeilijker om de prooi te verassen omdat ze dan te snel worden opgemerkt. In het algemeen kan worden gesteld dat de optimale zichthoofte tussen de 2 à 4 meter is. De zichthoofte wordt berekend uit de extinctiecoëfficiënt in het waterkwaliteitsmodel. Voor de HEP-analyse wordt de zichthoofte in de bovenste waterlaag gebruikt. Deze waterlaag is ongeveer 4 meter dik in de winterperiode (4,7 meter in de zomerperiode).



Figuur 3.20 Partiele habitageschiktheid van de fute in het Veerse Meer als functie van het doorzicht.

Voedselbeschikbaarheid

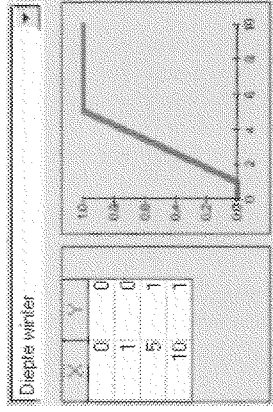
De futen in het Veerse Meer eten voornamelijk pelagische schoolvissen tot 10 à 12 cm. Hun prooi bestaat voornamelijk uit driedoornige stekelbaars, maar ook wordt er gevestigd op grondelachtigen en haringachtigen. De beschikbaarheid van vis is dus van belang. Deze beschikbaarheid van vis volgt uit het resultaat van de HEP-analyse voor driedoornige stekelbaarsen en brakwatergrondels in het Veerse Meer, waarbij een waarde van 0 staat voor volledig ongeschikt voor vis tot een waarde van 1: optimaal geschikt voor vis.



Figuur 3.21 Partiele habitageschiktheid van de fute in het Veerse Meer als functie van de beschikbaarheid aan vis

Waterdiepte

Futen worden vooral waargenomen bij de Zandkreekdijk en noordwestelijk van Veere. Ze komen vrijwel niet voor in de omgeving van de Haringvlieter. In het Veerse Meer houden de futen zich op in de ondiepere delen, maar ze foerageren in de diepere delen (Stuart 1988). Futen foerageren bij een waterdiepte van minimaal 1 meter, maar is optimaal bij dieptes groter dan 5 meter.



Figuur 3.22 Partiele habitageschiktheid van de fute in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter.

3.4.2 Brilduiker (*Bucephala clangula*)

Algemeen

De brilduiker is een duikende die leeft van schelpdieren en kleine kreeftachtigen in en op de waterbodem. In broedtijd bevindt de brilduiker zich op zoet water bij bosrijke omgeving (broedt in nestkasten en boomholten, vaak in hollen van zwarte specht) in Scandinavië tot Duitsland. Buiten broedtijd trekt de brilduiker vaak naar zout water. De brilduiker is een vrij talrijk voorkomende wintergast in Nederland (oktober-april). Bij vorst vertrekt hij vaak naar de Waddenzee en het Deltagebied.

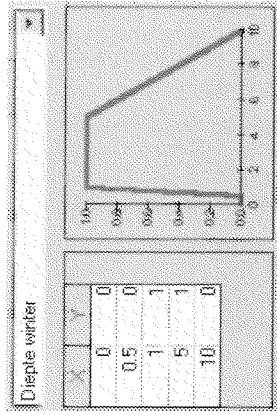


In het Veerse Meer arriveren de brilduikers in November en ze vertrekken weer in februari (Stuart 1988). Ze komen gelijkmatig verdeeld voor over het hele Veerse Meer, maar voornamelijk in de ondiepe delen (< 1 meter diep). De mannetjes foerageren ook in de diepere delen.

In tegenstelling tot de fute, is de brilduiker een tasijsjager. De geschiktheid van een bepaald gebied als foerageerhabitat wordt dus niet beïnvloed door de helderheid van het water.

Waterdiepte

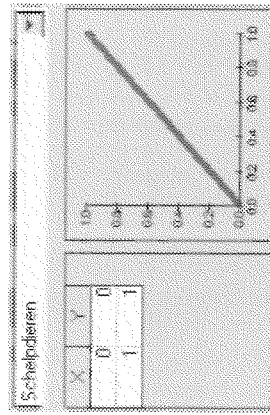
De brilduiker heeft de voorkeur om te foerageren in gebieden met een waterdiepte van 1 tot 5 meter. Ze foerageren niet in de ondiepe (< 50 cm) gebieden van het Veerse Meer.



Figuur 3.23 Partiele habitageschiktheid van de brilduiker in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter

Voedselbeschikbaarheid

Brilduiker is een macro-zobenthoseter die leeft van schelpdieren en kleine kreeftachtigen (garnalen, vlokreeften) maar ook wormen, vis en insecten larven. Brilduikers foerageren overdag, waaraan ze dan ongeveer 70% van hun tijd besteden. Ze slikken hun prooi meestal onder water in. In het HEP-model wordt de geschiktheid voor de brilduiker bepaald door de aanwezigheid van schelpdieren. Deze geschiktheid voor schelpdieren wordt berekend middels het maximum van de individuele habitat-geschiktheidswaarden voor de strandgaper, de kokkel en de brakwaterkokkel. Bijvoorbeeld als de geschiktheid voor de strandgaper op een bepaalde locatie 0,8 is en de geschiktheid voor kokkel en brakwaterkokkel respectievelijk 0,2 en 0, dan is de geschiktheid voor schelpdieren $\max(0,8; 0,2; 0) = 0,8$.



Figuur 3.24 Partiele habitageschiktheid van de brilduiker in het Veerse Meer als functie van de beschikbaarheid aan schelpdieren.

3.4.3 Middelste zaagbek (Mergus serrator)



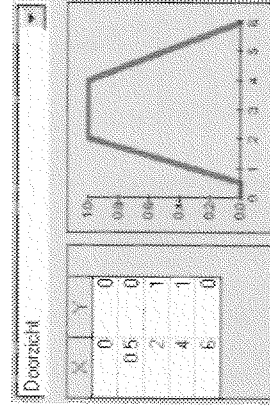
Algemeen

De middelste zaagbek is een zeer schaarse broedvogel in Nederland. Het is een vrij talrijke doortrekker en wintergast van half september tot eind april, vooral langs de kust. De middelste zaagbek is een eend die zijn voedsel duikend verzameld. Dit voedsel, voornamelijk bestaand uit vis wordt gevangen met behulp van hun karakteristieke 'gezaagde' snavel (Arts en Meininger, 1995).

Het deltagebied, met name het Grevelingenmeer en het Veerse Meer zijn belangrijke overwinteringsgebieden in Nederland. De aantallen in de Zeeuwse delta worden niet zozeer beïnvloed door vorst, maar meer door het voedselaanbod (Stuart 1988). De zaagbekken arriveren in het Veerse Meer in oktober, alwaar ze de hoogste aantallen bereiken in december/januari. In april zijn de meeste zaagbekken weer verdwenen uit het Veerse Meer.

Doorzicht

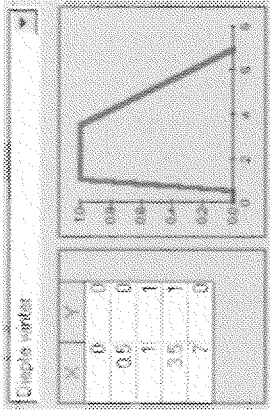
De middelste zaagbek is een zichtjager en foerageert dan ook overdag. Vaak gebeurt dit in groepen die vele tientallen tot enkele honderden exemplaren kunnen omvatten. De vlak op het water liggende vogel spiedt met ondergedoken kop in de diepte en duikt zodra er een vis wordt waargenomen. Tijdens de achtervolging onder water worden zoveel mogelijk kleine prooien gevangen en reeds onder water ingeslikt. Grotere prooien worden eerst naar het wateroppervlak gebracht alvorens te worden ingeslikt (Arts en Meininger, 1995). De middelste zaagbek is dus afhankelijk is van de helderheid van het water, maar vanwege zijn socialere foeragegedrag is de middelste zaagbek beter in staat om bij troebel water te foerageren dan bijvoorbeeld de fuut.



Figuur 3.25 Partiele habitageschiktheid van de middelste zaagbek in het Veerse Meer als functie van het doorzicht

Waterdiepte

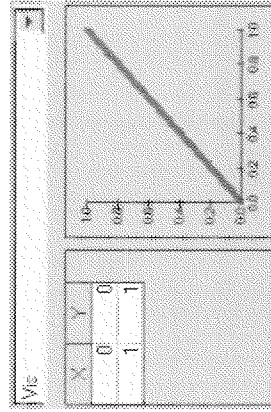
De middelste zaagbek heeft een voorkeur voor ondiep water (<3,5 meter; soms tot 7 meter) om te foerageren (Arts en Meininger, 1995). Mannetjes komen tot op grotere diepten dan vrouwtjes.



Figuur 3.26 Partiele habitatgeschiktheid van de middelste zaagbek in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter

Voedselbeschikbaarheid

Middelste zaagbekken zijn typische viseters. Er is weinig bekend over de prooikeuze. Waarschijnlijk wordt deze voornamelijk bepaald door het aanbod. In het Grevelingenmeer bestaat het dieet van de middelste zaagbek voornamelijk uit grondelachtigen. Waarschijnlijk bestaat het dieet in het Veerse Meer uit zowel stekelbaarzen als grondelachtigen (Arts en Meininger 1995). Per dag eten ze ongeveer 300 g vis. Naast vis worden ook wel insecten, kreeftachtigen, wormen en schelpdieren gegeten.



Figuur 3.27 Partiele habitatgeschiktheid van de middelste zaagbek in het Veerse Meer als functie van de beschikbaarheid van vis.

3.4.4 Meerkoet (*Fulia atra*)



Algemeen

De meerkoet behoort tot de familie van de 'rallen'. Dit zijn kleine tot middelgrote, vaak zeer verborgen levende moerasbewoners. Deze luidruchtige vogels zijn overwegend 's nachts actief. De veruit bekendste rallen, zoals de meerkoet en het waterhoen, zijn hier eigenlijk een uitzondering op en zijn uitstekend overdag waar te nemen.

De Meerkoet is de meest algemene watervogel in het Veerse Meer. Het Veerse Meer is van internationale betekenis voor deze soort en overschrijdt de 1%-norm (Berrevoets *et al.*, 2002). In tegenstelling tot de andere vogels in dit rapport is deze vogel het hele jaar in aanzienlijke hoeveelheden in het Veerse Meer te vinden. De hoogste aantallen worden echter aangetroffen van september tot en met november. Het meerkoetenbestand in het Veerse Meer is aanzienlijk toegenomen na de afsluiting als gevolg van de ontwikkeling van de zeeslavelvelden.

Voedselbeschikbaarheid

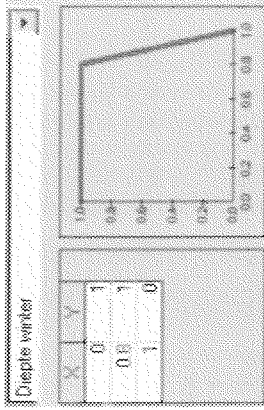
De meerkoet is omnivoor, het hoofdvoedsel is echter plantaardig materiaal. In het Veerse Meer houdt de meerkoet zich dan ook voornamelijk op nabij de zeeslavelvelden. Het voedsel wordt voornamelijk aan het wateroppervlak gezocht, gegrondeld en gedoken. Bij dit duiken wordt door als het ware naar voren springen de lucht tussen de veren vandaan geperst, waarna de duik met uitgestrekte hals recht naar beneden gaat. In de winter (december/januari) als de voorraad zeesla is opgebraakt, grazen meerkoeten vaak in grote groepen op het land en kunnen dan plaatselijk schade veroorzaken.



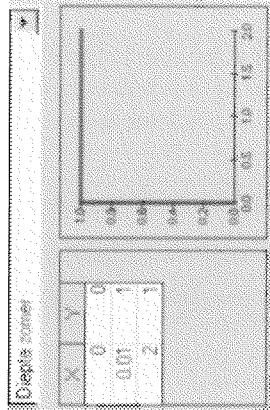
Figuur 3.28 Partiele habitatgeschiktheid van de meerkoet in het Veerse Meer als functie van de beschikbaarheid aan zeesla

Waterdiepte

Meerkoeten duiken tot op een diepte van ongeveer 1 meter naar zeesla. Echter in de herfst foerageren ze ook op het drooggevallen en afstervende zeesla.



Figuur 3.29 Partiele habitatgeschiktheid van de meerkoet in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter



Figuur 3.30 Partiele habitatgeschiktheid van de meerkoet in het Veerse Meer als functie van de maximale waterstand tijdens de zomer

3.4.5 Smient (*Anas penelope*)



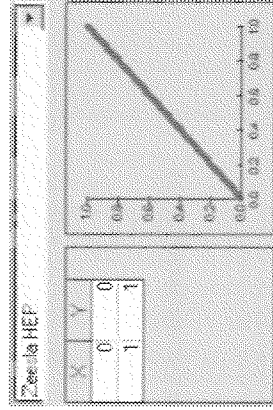
Algemeen

Het typische biotoop van de smient is ondiep, rustig water, maar ze zijn ook te vinden bij rivieren en kustmoerassen. Smienten broeden bij meren in IJsland, Schotland, Noord-Engeland en in de brede arctische en subarctische gordel die van Noorwegen via Azië tot de Bering Straat loopt. In het najaar

begeven ze zich vooral op zoutmoerassen langs de kust. In de winter zie je ze in grote getale grazend op graslanden in het Europese binnenland en rustend op allerlei plassen. In het Veerse Meer arriveren de smienten al in september, waar ze zich tegood doen aan de macrofyten als zeesla en zeegras. 's Avonds trekken groepen smienten naar omliggende landbouwgronden (Stuart, 1988).

Voedselbeschikbaarheid

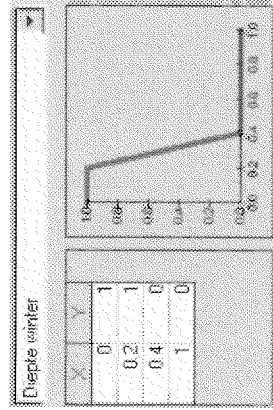
Smienten zijn vegetariërs. Ze foerageren voornamelijk in ondiep water (<20 cm), waarbij het zeesla of zeegras grondelend wordt bemachtigd. Later in het jaar is meer energierijk eten nodig om te overleven en schakelt de soort over op landbouwgewassen. Wèdgras bevat voor een smient weinig voedingswaarde.



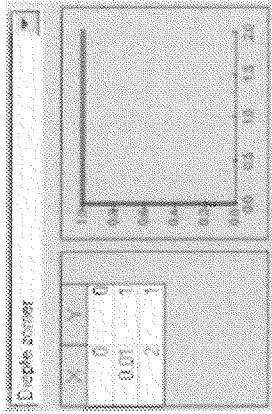
Figuur 3.31 Partiele habitatgeschiktheid van de smient in het Veerse Meer als functie van de beschikbaarheid aan zeesla

Waterdiepte

Smienten bemachtigen het zeesla en zeegras grondelend (zwenmend aan het wateroppervlak met de kop onder water). Ze foerageren voornamelijk in het ondiepe water (< 20 cm), maar net als de meerkoet grazen ze ook op het droogvallende en afstervende zeesla op de droogvallende platen in het najaar.

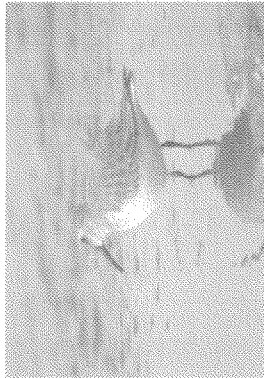


Figuur 3.32 Partiele habitatgeschiktheid van de smient in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter



Figuur 3.33 Partiële habitatiegeschiktheid van de smient in het Veerse Meer als functie van de maximale waterstand tijdens de zomer

3.4.6 Bonte Strandloper (*Calidris alpina*)



Algemeen

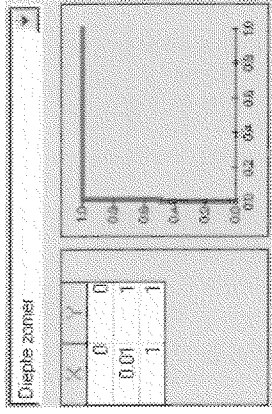
De bonte strandloper (*Calidris alpina*) is in Europa op de meeste plekken de talrijkste strandloper. Het voedsel van de bonte strandloper bestaat uit allerlei zeediertjes die opgepikt worden terwijl de vogel in ondiep water staat. De bovendelen zijn in de zomer bruin, de borst witgestreept en de buik is zwart. In de winter is de bonte strandloper

grijsbruin van boven en wit van onderen.

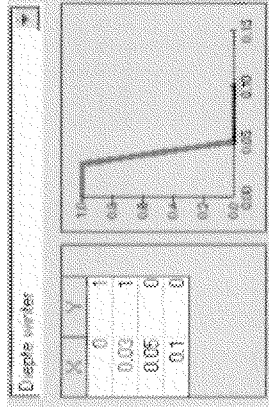
In het Veerse Meer is de bonte strandloper een overwinteraar. In oktober/november bereikt de strandloper hier de hoogste aantallen en doet zich tegood aan de bodemdieren op de drooggevallen platen. De bonte strandlopers komen vooral voor op de drooggevallen slikken van de Middelplaten, Haringvrieter en Kwistenburg.

Waterdiepte

De bonte strandloper foerageert langs de waterlijn op de drooggevallen slikken. Ze gaan maximaal 3 tot 5 cm het water in.



Figuur 3.34 Partiële habitatiegeschiktheid van de bonte strandloper in het Veerse Meer als functie van de maximale waterstand tijdens de zomer



Figuur 3.35 Partiële habitatiegeschiktheid van de bonte strandloper in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter

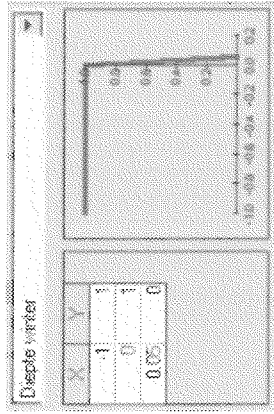
3.5 Hoogwatervluchtplaatsen (hvp)

Algemeen

Naast een belangrijk foerageerhabitat voor diverse vogels heeft het Veerse Meer ook een belangrijke functie als hoogwatervluchtplaats (hvp). Vooral de Middelplaten en Kwistenburg zijn belangrijke hvp's. Op deze hoogwatervluchtplaatsen verblijven grote aantallen steltlopers uit het Oosterscheldegebied in afwachting van het volgend laagwater. De hvp's worden onder meer gebruikt door scholeksters (*Haematopus ostralegus*), zilverplevieroren (*Pluvialis squatarola*), bonte strandlopers (*Calidris alpina*) en kanoestrandlopers (*Calidris caninus*).

Waterdiepte

De gebieden die geschikt zijn als hvp moeten tijdens de herfst- en winterperiode, wanneer de kans op stormen het grootst is, droog staan of een geringe hoeveelheid water hebben.



Figuur 3.36 Beschikbaarheid van hoogwaterhoogplaatsen in het Veerse Meer als functie van de minimale waterstand tijdens de winter. Negatieve waterstanden geven droogval gedurende de winter weer

5 Impact on marine habitats

5.1 Introduction

5.1.1 Evaluation of ecological effects

Coastal areas are often important areas for both ecological and economical reasons. In general, coastal areas are generally more productive and include a larger biodiversity than offshore areas. Many fish species depend on shallow coastal areas for spawning their young and birds use the rich, shallow waters as a foraging habitat. However, coastal areas have also important economic functions (such as transport, fisheries, industry). These economical functions are often in conflict with the ecological functions. The quality of coastal areas is directly related to the ecological balance of the land-sea system. Construction and operation of power and desalination stations interact with the existing environment and may result in short-term and long-term physical, chemical and biological changes in the coastal zone. These changes may threaten the long-term sustainable use of the natural resources. Experiences with projects interfering with the land-sea interface have shown that the cost of remedial measures usually outweighs the cost of preventive measures if they were instituted during the planning and implementation period. Therefore, it is of major importance to evaluate the potential impacts of a construction or operation of a power and desalination plant to the marine ecosystem in advance. This evaluation can be done with ecological modelling.

5.1.2 Possible Effects of Power- and Desalination Plants

The effects on the marine environment arising from the operation and construction of coastal power and desalination plants stem from the routine abstraction of intake water and discharge of hot brine water, the intrusion of works into the intertidal and subtidal area and offshore dredging or construction operations. Construction impacts arise from the dredging and building activities, which may cause a temporarily increased turbidity and the destruction of the marine habitats. This study is focussed on the effect of the extension of the plant in the operational phase only.

The possible effects of a cooling water intake/outfall system in operation can be subdivided into:

- effects of the abstraction of water
- effects of the brine discharge

5.1.3 Abstraction

The continuous abstraction of large volumes of water at coastal power stations normally results in some large organisms, such as fish, being caught upon the mesh screens within the



Prepared for:
Marubeni Europower Ltd.

Al-Taweelah Power & Desalination Plant New B Extension

Recirculation and marine impact study

Report
April, 2005

WL | delft hydraulics

cooling water system (impingement). Some smaller organisms, such as plankton, fish eggs and larvae, are drawn through these fine meshes by the inflow, through the pumps and condensers, and subsequently expelled to the sea (entrainment). Entrained organisms are thus subjected to abrasion, pressure and raised temperature. At the intake, chlorine is usually added to the intake water, to prevent unwanted growth of fouling organisms within the system. Failure of the intake system could result in chlorine spill into the marine system at the intake. The effect of chlorine spill at the intake is beyond the scope of this study.

5.1.4 Discharge

Brine discharges typically cause a localised increase in seawater temperatures and salinity, which can directly affect the organisms in the discharge and surrounding area. Increased temperatures and salinities can affect water quality processes and result in lower dissolved oxygen concentrations. Furthermore, chemical additives and chlorination of the intake water can introduce toxic substances into the marine waters.

5.2 Marine habitats of Al Taweelah

5.2.1 General

In October 2001, a site visit and a detailed field survey has been executed in the Taweelah marine environment (Wijisman & Riegl, 2001). The field survey comprised both the littoral and the sublittoral environment near the Al Taweelah power and desalination plant.

A total of 313 sites were evaluated during the field survey in 2001 in the sublittoral area between Ras Hanjurah and Ras Ghanada, covering a total area of about 4 km². The sampling locations are shown in (Figure 5-1). At each site (found by GPS), a dive was performed and the habitat was recorded.

A total of 9 different habitats were determined in the area (Figure 5-2). These are:

1. Beach (163 ha)
2. Rocks (195 ha)
3. Hardground (88 ha)
4. Bare rippled sand (1997 ha)
5. Sparse seagrass (330 ha)
6. Dense seagrass (638 ha)
7. Sparse coral (328 ha)
8. Dense coral (224 ha)
9. Mangroves (882 ha)³

The hard substrates, such as the corals and the breakwaters, but also seagrass meadows, usually have a far more diverse fauna and flora than the sandy areas. Plants and sessile animals (oysters, anemones) attach to hard substrates and many fish species use the reefs to

³ The mangrove area of Ras Ghanada was not included in the 2001 field survey. The area of the mangrove swamp was estimated from an aerial photograph, and subsequent field observations during the 2001 site visit (Wijisman & Riegl, 2001).

shelter or as foraging grounds. Also the seagrass meadows provide a unique ecosystem. Many fish species spawn in these shallow, sheltered areas and dugongs (*Dugong dugon*) and sea turtles (e.g. *Chelonia mydas*) feed on the seagrass leaves.

The area includes two mangrove areas. One in the South (Ras Hanjurah), near the former outfall of the plant, and another extensive mangrove swamp in the North (Ras Ghanada). Also a large intertidal mudflat with sparse individual mangrove trees was located in a sheltered bay south of Ras Hanjurah. This area is frequented by substantial numbers of feeding flamingos, plovers, waders and herons.

Sampling locations (Al Taweelah)

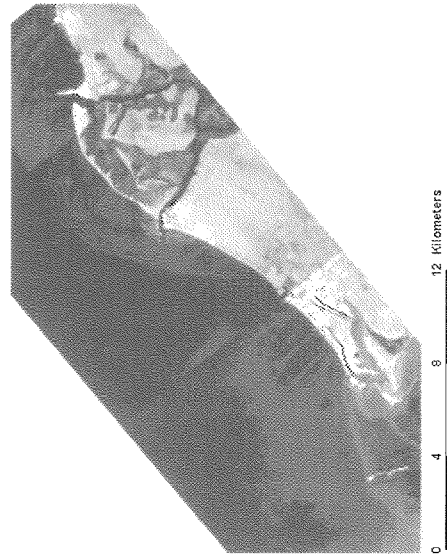


Figure 5-1 Aerial photograph (taken in 1996) of the Al Taweelah coastal region. Red dots indicate the 313 sampling stations that were visited during the biological survey of 2001. Note the large (880 ha) mangrove area near Ras Ghanada.

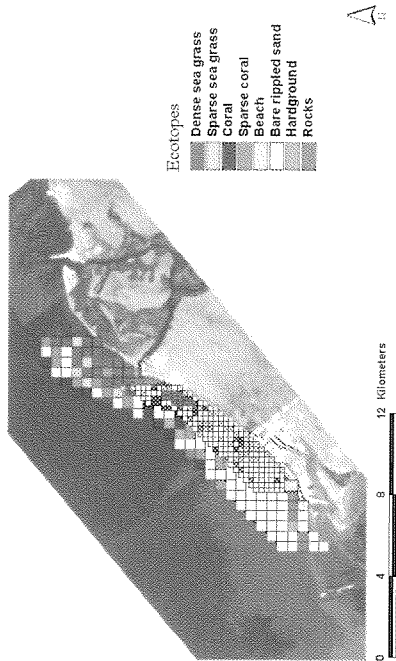


Figure 5-2 Habitats observed at the marine environment near the Al Taweelah Power and Desalination plant during the ecological survey of 2001.

The habitats that were included in the further modelling simulations in this study are sparse coral (328 ha), dense coral (224 ha), sparse seagrass (330 ha), dense seagrass (638 ha) and mangroves (880 ha). These habitats are of significant ecological, economic and conservation importance in the Gulf (Price, 1988), contribute markedly to the structural complexity of the near-shore zone (providing shelter and nursery grounds for fish and shrimps), play a vital role in the stabilisation of shorelines and unconsolidated sediments, and have a high primary productivity (Sheppard et al, 1992; Khan et al., 2002). Moreover, the combination of three habitats, mangrove, seagrass and coral reef in a relatively small area is relatively unique. The extent of seagrass meadows and coral habitats in the Gulf is limited and under threat from various land-based sources and activities (UNEP, 1999). Their role in sustaining the exploitation of living marine resources in the ROPME sea region is considered critical (Al-Majed et al., 2000).

5.2.2 Coral

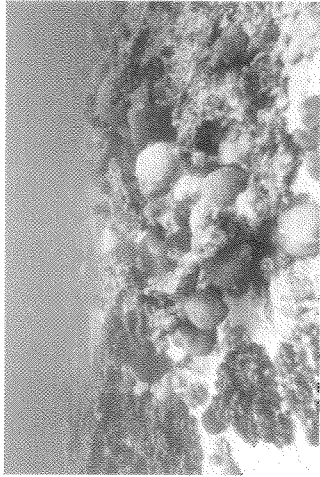


Figure 5-3 Coral reef: Dead coral (*Acropora* sp.), covered by various living species: *Favia* sp. *Platygyra* sp. *Porites* sp.

Coral areas in the Arabian Gulf are primarily controlled by the availability of suitable substratum (areas of caprock with little resident sand or rocky ledges that extend far enough above the surrounding sandy areas to be sand-free most of the time). While large areas of lithified sand exist⁴, these are usually covered by a lot of loose sand, that moves in ripple trains, resulting in only few very hardy coral genera being able to survive (*Favia* spp., *Siderastrea*, *Pseudosiderastrea* and *Porites*) and these areas generally being dominated by oysterbeds. However, even the oysterbeds in the study area were not particularly rich or dense, which is likely due to the generally very sandy nature of the study area.

Medium dense coral areas were found on many rocky ledges that are spread across the study area. These ledges are important "larval stepping stones", where coral larvae can settle and adults can reproduce and larvae travel on to other areas downstream. The ledges are dominated by *Favites*, mainly *Favia pallida* and *Platygyra lamellina*. Several large (about 30 cm diameter) dead *Acropora* colonies were also found. Virtually all *Acropora* corals in the area were killed during the 1996 and 1998 positive sea surface temperature anomaly (Riegl, 1999). During these events, which raised sea-surface temperatures by about 2.2-5 degrees over a period of 2-3 months, the majority of *Acropora* corals died throughout most of the southern Arabian Gulf from Bahrain to Musandam. Surviving corals were mainly the massive families *Siderastrea*, *Poritidae* and *Favitidae*.

A large, dense coral area of several km² in extent was found on the northern offshore edge of the study area (Figure 5-3). This coral area is comparable to that near Jebel Ali in Dubai. Similar to the areas in Dubai, some of the coral areas in the present study area were also hard hit by two sea-surface temperature anomalies that hit the Arabian Gulf in the summers

⁴ The Arabian Gulf has one of the most active lithification regimes in today's ocean. The amount of carbonate ions being lost to carbonate cements is sufficient to cause slight changes in alkalinity from the Straits of Hormuz to Kuwait where the seawater is ion depleted. The present study area is downstream of the Gulf's headwaters.

of 1996 and 1998. In the southern area, live corals were generally rare and with low coverage where only a few small corals and individual patch reefs were encountered on caprock outcrops.

The following coral associations were observed in the area:

1. an association dominated by tabular colonies of *Acropora* with high (40-90%) coral cover of available substratum. Since all *Acropora* colonies were dead, it was no longer possible to discern what species had been present. It is likely, however, that the dominant species were *Acropora clathrata* and *Acropora downingi*. Massive corals, like *Porites* spp., *Cyphastrea* spp. and *Platygyra* spp. (among others) were still alive and increasing in space cover, since competition from the faster growing *Acropora* is no longer present. Towards the periphery of the dense coral groves, cover by massive corals of the genera *Porites*, *Cyphastrea*, *Favia* and *Platygyra* were increasing.
2. On the periphery of the dense coral areas, an assemblage of large *Porites lutea* and other *Porites* spp. with a variable assemblage of other, mainly massive, species between the widely (several metres) spaced *Porites* is found. This coral association occupied both areas of sediment-free caprock and areas with relatively deep sand cover (several cm over the rock).
3. widely spaced patches of *Javidi* colonies on patches of hard ground among a generally sandy substratum. This association was widely distributed on rocky ledges and any available stable hardgrounds.
4. widely spaced *Siderastrea savigniana* colonies on hardgrounds with overlying sand were found throughout the study area.

Coral reefs are the most diverse environment of the marine realm. They are not only important biodiversity batteries, but also important for fisheries. While the mortality of a part of the coral system may have somewhat decreased the number of fishes, detailed studies in Jebel Ali showed that this reduction was not statistically significant.

5.2.3 Seagrass

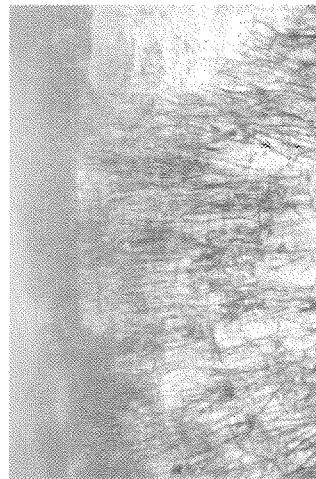


Figure 5-4 Dense seagrass meadow (*Halodule uninervis*) with sparse *Halophila ovalis*.

About 9% of the Gulf's faunal taxa are endemic to seagrass meadows (48 out of 530 recorded species). Of these, about half are molluscs. Seagrasses also play a major role as food source for endangered species such as dugongs (*Dugong dugon*) and green turtles (*Chelonia mydas*). Among the commercial species, the pearl oyster (*Pinctada radiata*) often settles in or near seagrass beds and shrimps (*Penaeus semisulcatus*) depend on these meadows in their early larval stages. The earliest larval stages of *P. semisulcatus* are found in dense algal thickets made up of *Hormophysa* and *Sargassum*, from where they later migrate into the seagrass beds. Both algal and seagrass systems occur in the study area. The importance of this inter-linked system for fisheries cannot be over-emphasized.

Four types of seagrass meadows (Figure 5-4) were observed in the sampling area:

1. Sparse, largely monospecific growth of *Halodule uninervis* (leaf density approx. 10-100 per 10 cm²).
2. Sparse mixed growth of *Halophila stipulacea* and *Halophila ovalis*.
3. Dense, mixed growth of *Halodule uninervis* and, mainly, *Halophila stipulacea* (leaf density of all species combined >100 per 10 cm²).
4. Dense growth of *Halodule uninervis* (leaf density in excess of 100 per 10 cm²), sometimes with sparse leaves of *Halophila ovalis*.

Dense *Halodule uninervis* occurs in dense seagrass habitats in the northern sampling area and nearby Ras Hanjurah. *Halophila ovalis* occurs in monospecific, sparse stands in marginal environments near the breakwaters and the inlet of the Al Taweelah plant. The species is known for its tolerance to salinity, temperature and being covered by sand or mud (Erftemeijer and Stapel, 1999).

Water clarity is a factor influencing in particular the density of the meadows, however, most areas even on the shallow shelves close to shore have clear water unless sediment is stirred up by storms. Deep areas always have at best a sparse cover, while all dense meadows are confined to depths of less than three meters (high tide). Also in the channels of the mangrove area near Ras Hanjurah, dense meadows of *Halodule uninervis* are found.

More or less dense growth of seagrasses is found over much of the northern survey area. Also the area immediately south of the intake channel of the Al Taweelah plant is characterised by extensive but sparse seagrass areas. Seagrass is lacking near the outfall of the plant, probably because of the high temperatures and chlorine concentrations. Seagrasses in the vicinity of the intake of the plant are also poorly developed. This is probably due to high sedimentation rates in the lee of the breakwaters, which create a sheltered environment. On the southern shelf, south of the Al Taweelah plant, only a few patches of *Halodule uninervis* occur, often in depths of only one metre of water. The water at this shallow shelf might become very warm during summer, especially when the plume of the outfall is located in this area.

Most areas that have suitable conditions for seagrass meadows also exhibit healthy growth, which indicates a relatively un-impacted marine environment. Most of such meadows are clearly dominated by *Halodule uninervis* but also contain some *Halophila ovalis* and occasional *Halophila stipulacea*.

5.2.4 Mangrove



Figure 5-5 A mangrove seedling (*Avicennia marina*) in the mangrove swamp North of the Al Taweelah plant. Air roots are clearly visible.

The Taweelah area harbours several important mangrove areas. They can easily be rated among the best in the Arabian region. They are all exclusively made up of the mangrove *Avicennia marina*.

A large mangrove swamp (880 ha) is located near Ras Ghanada, about 7 km Northeast of the Taweelah plant. A channel is located in the south of the area, which feeds the area with seawater. The trees in this area attain heights of over three meters, which is unusual in the Arabian Gulf. All trees investigated were healthy, several were found with seeds (all across the region) and very active recruitment was evidenced by numerous seedlings in all observed mangrove areas.

There was no apparent connection between mangrove position relative to the high-tide mark and health. Local mangroves obviously use all available space, and when present seem to do very well. No apparently sick or dwarfed trees were observed. The mangrove swamp is private property. Some major construction works (road around the area, damming and house building) are underway or have been performed recently in the area. Especially the morphology of the northern part of the approaches to the swamp have been dramatically changed since 1996.

Another mangrove swamp is located in the southern part of the investigated area, near the location of the former outfall of the plant. This area is also private property and it was not possible to investigate this area in detail. Although mangroves could be observed in this area, this swamp seemed to be less extensive than the northern mangrove swamp. The combination of this mangrove swamp and the large neighbouring mudflat, however, make it an important system for many birds.

5.3 Ecological modelling approach

5.3.1 Habitat Evaluation Procedure

The ecological modelling in this study is based on Habitat Evaluation Procedure (HEP). A HEP is a collection of analytical methods and habitat suitability index models for faunal and floral species or communities, which has become a standard approach for impact assessments and evaluation of measures and management activities causing changes in the environmental conditions of terrestrial and aquatic habitats (Duel et al., 1995; Guisan & Zimmermann, 2000; Store & Kangas, 2001). The models are used to predict changes in the suitability of the faunal and floral habitats in response to changes in environmental factors.

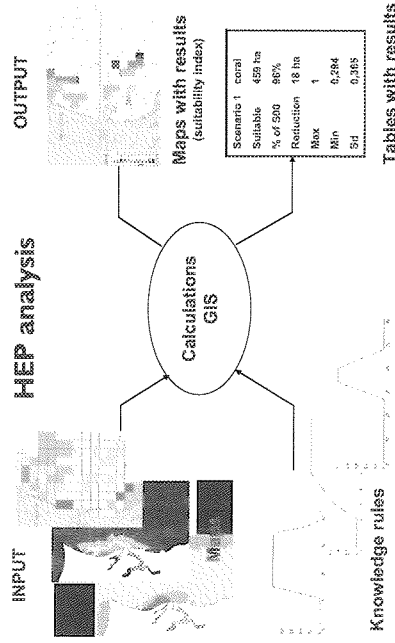


Figure 5-6 Schematic representation of the HEP analysis. Input maps are combined using knowledge rules within a GIS. The results are presented in maps indicating the spatial distribution of suitability indexes and tables with quantitative data on total area suitable habitats.

The HEP uses various input maps (Figure 5-6), such as the results of hydrodynamic and water quality modelling studies executed for the computation of the thermal recirculation and the water quality studies. A habitat map indicating the locations of the various habitats in the marine environment for the present situation is also used as input. In this study, analyses are carried out on the decrease of suitable habitats as a result of the discharge. The habitat suitability index (HSI) is the result of the combined effect of all constituents together. The HSI is calculated from the results of the water quality modelling by making use of the knowledge rules (Sections 5.3.3 to 5.3.5). A suitability index of 1 indicates that the suitability of the location is optimal for a certain habitat type. A suitability index less than 1 indicates that one or more of the parameters included in the model is limiting. When the suitability index is 0, the location is not suitable.

The water quality parameters that are used in the present HEP study for each habitat type are temperature and salinity. Additionally for the coral communities, oxygen and chlorine concentrations are used as well as the calculated parameter degree heating weeks (DHW). The effects are computed based on the 95-percentiles for temperature, salinity and chlorine and the 5-percentile for oxygen for each computational grid cell over the second spring-neap tidal cycle.

The input maps, together with the knowledge rules are input to the calculation GIS. The output of the HEP is a spatial (maps) and quantitative (table) overview of the suitability of different parts of the system as habitat for species or communities, as a function of the brine discharge. The tool used for the Habitat Evaluation Procedure in the present study is "HABITAT", a predictive tool which was jointly developed by the National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), the Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), and WL | Delft Hydraulics. HABITAT is built around PCRaster, a software package responsible for making the map-calculations (Copyright ©1987-2003 PCRaster Environmental Software/Faculty of Geographical Sciences, Utrecht University) and is currently being made fully compatible with the wider family of Delft3D modelling tools.

5.3.2 Sensitivity to environmental conditions

In general, the suitability of a location as a habitat for a certain species depends on the biotic and abiotic conditions at that location. For example, the suitability of a location for seagrass is depending on temperature (Figure 5-7). If the temperature varies between the lower and upper threshold, the temperature is optimal for seagrass growth and the suitability of this location for seagrass with respect to temperature is 1. Within this range the various seagrass species are able to adapt (morphologically and physiologically) to the temperature. When the temperature exceeds the upper, or becomes lower than the lower threshold, some species are not able to adapt and a shift in species composition will occur while other species survive, but suffer from sub-lethal stress. As a result the suitability of the location for seagrass growth will become less than 1. When the stress due to the temperature becomes to high (at extreme high and low temperatures), the suitability index will become 0 and no seagrass will be present at these conditions.

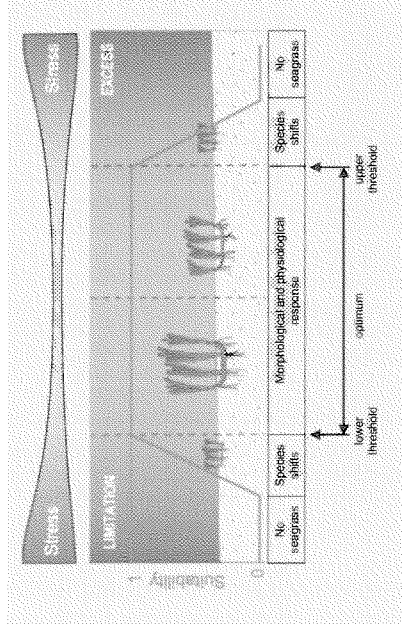


Figure 5-7 Schematic overview of the response of seagrass to an environmental factor.

For toxic substances (e.g. chlorine) there is no lower threshold. Species can cope with low concentrations of a toxicant up to a certain threshold, above which sub lethal, and ultimately lethal effects will occur.

In the next sections, the knowledge rules describing the sensitivities and thresholds of the different habitats to various environmental conditions are discussed. These abiotic parameters were selected on the basis of the fact that they are the most likely variables to be affected significantly by the outfall, known to cause adverse impacts on marine ecology, and that sufficient scientific information is available to allow for predictive modelling.

5.3.3 Sensitivities and threshold values for coral reefs

Salinity

Increased salinities can greatly affect coral species and community composition. Species vary in their response to increased salinity. Several coral species are specifically adapted to the higher salinities found in the Arabian Gulf. Tolerance of the same species tends to be lower in less saline regions (Basson et al., 1977). Although larval forms generally are more susceptible to environmental stress, Edmonson (1946, cited in Johannes, 1975) showed that coral planulae seemed more tolerant than adults to extremes of salinity and temperature.

The ambient salinity in several parts of the Arabian Gulf may reach up to 45‰ during the summer. Coral species that are found in the Gulf, live at the edge of their physical constraints and are not in good health. Wherever salinity rises above about 42‰ coral growth and diversity becomes severely reduced (Sheppard et al., 1992). There is a significant negative correlation of salinity with coral species diversity. Approximately 10

coral species in the Gulf (and a further 40 spp. elsewhere) thrive in salinities of up to 41%. Up to 5 coral species in Bahrain were found to tolerate salinities up to 48%. Three coral species, *Siderastrea savignyanza*, *Porites nodifera* and *Cyphaestrea microporolithama*, tolerate salinities up to 50% and have been found living under such conditions at least for many weeks during summer (Sheppard et al., 1992). At salinities above 48%, a complete disappearance of corals, echinoderms and calcareous algae, together with most of the calcareous foraminifera, has been reported from Saudi Arabia (Basson et al., 1977).

Low salinity has also been shown to have sublethal and lethal effects on corals, although this is not important for this study. In Jamaica after heavy run-off a variety of coral species showed mass expulsion of zooxanthellae and took several months to recover (Goreau, 1964). The loss of zooxanthellae will reduce the rate of calcification. Coral planulae may not settle or grow at reduced salinity's. In laboratory experiments, freshwater killed all corals, but even seawater diluted by only one-quarter was lethal to several coral species after one week of exposure. The response to lower salinities depends on the species. Sustained salinity below 27‰ has prevented coral reef establishment, but corals can tolerate short-term dilution to this value. Sublethal effects, such as loss of zooxanthellae and reduced settlement, in most coral species occur at salinities below 30‰ (Bell et al., 1989). For *Porites* corals in the Arabian Gulf, a lower threshold value has been reported of 34‰.

In this study, the additional effect of increased salinity is addressed. It is to be expected that when the maximum salinity at a specific location is higher than 50 ‰, all coral growth will completely disappear. When the maximum salinity is 48 ‰, the suitability of that location for coral is 0.4 (Figure 5-9). At salinities less than 45 ‰, but above 34‰ salinity is considered not to be inhibiting coral growth.

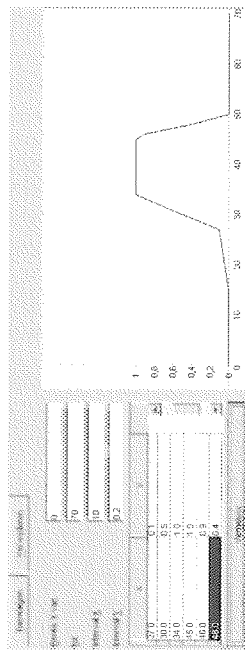


Figure 5-8: Suitability curve of salinity for coral reefs.

Temperature

The extent of enhancement of summer ambient water temperature is the critical factor in hyperthermal stress in corals (Hawker & Connell, 1989). Field observations of coral mortality caused by thermal effluents from power plants have shown sublethal effects, such as depressed feeding responses, reduced growth and reproductive rates, increased zooxanthellae and mucus extrusion, and a decrease in the photosynthesis-/respiration ratio,

at temperatures 3-4°C above ambient and near-total coral mortality at temperatures over 4°C above ambient (Neudecker, 1987; Grigg and Dollar, 1990).

Overall results on hyperthermal effects on *Porites* species from Hawaii and Florida showed that these species exhibited stress symptoms at temperatures 4 to 5°C above summer ambient temperature, while elevations of 5 to 6°C for periods of up to 5 days were lethal (Hawker & Connell, 1991). The summer ambient temperature however was 29°C, considerably lower than the summer ambient temperature in the Arabian Gulf. The maximum summer temperature of 35°C is already close to sublethal temperatures for coral reef species.

Larger motile species that are associated with coral reefs, such as certain adult fishes, can avoid thermal effluents. However, most other faunal species closely associated with corals tend to disappear with their hosts. Corals killed by elevated temperatures are quickly colonised by algae and fouling species, and the reefs show a temporary increase in detritus feeders due to large amounts of decaying organic material (Neudecker, 1987; Grigg and Dollar, 1990).

Low temperature has also been shown to cause sublethal and lethal effects on corals, although this is less relevant for the present study. The lowest temperature tolerance of corals was originally considered to be about 18°C, but later studies in Tarut Bay (Saudi Arabia) revealed little evidence of coral stress and no apparent mortality when temperatures remained between about 14 and 16°C for a month (Sheppard et al., 1992). Several coral species were killed at Mamia (Saudi Arabia) when water temperature remained below 13°C for a month during early 1989. Temperatures below 11°C in winter greatly reduce coral diversity (Sheppard et al., 1992).

The suitability curve and threshold values for temperature for the coral reef species in this study are defined as the additional effect of increased temperatures on the suitability of the habitat. When 90 % of the year, the temperature at a certain location is less than 34 °C (but above 16°C) the suitability for coral growth is not reduced. At temperatures above (90-percentile) 39°C, no coral will survive at that location.

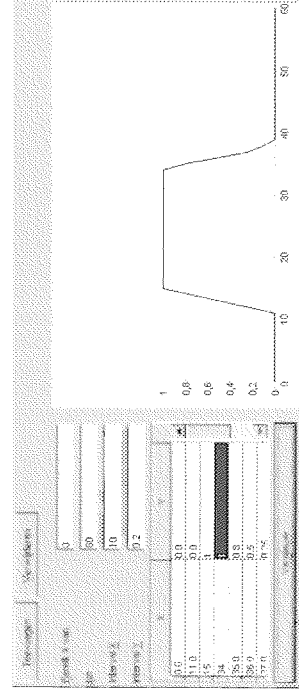


Figure 5-9: Suitability curve of temperature for coral reefs.

Degree Heating Weeks

The duration for which a particular temperature prevails is as important as the temperature value itself (Sheppard et al., 1992). Coral bleaching (= mortality of zooxanthellae in corals) is linked to the presence of increased sea surface temperatures (SST), especially in so-called "hot-spots" where SST's have exceeded the expected yearly maximum (= the highest temperature per year, averaged for a 10-year period) for that location (Westmacott et al., 2000). If a hotspot of 1°C above the yearly maximum persists for 10 weeks or more, bleaching is expected (Wilkinson et al., 1999). This criterion can also be expressed in so-called Degree Heating Weeks (DHW). One DHW is equivalent to 1 week sea surface temperature at 1°C above the expected summer maximum. One week of 2°C above the expected summer maximum or 2 weeks of 1°C above the expected summer maximum equals 2 DHW (NOAA, 2003).

The combined effect of high SST's and high levels of sunlight (ultraviolet wavelengths) can drive bleaching processes even faster by overcoming the coral's natural mechanisms for protecting itself from intense sunlight (Glynn, 1996). In Bahrain, extensive bleaching of corals occurred in 1998, when water temperature was about 36°C. In the United Arab Emirates, widespread coral bleaching and mortality occurred in the summers of 1996 and 1998 when seawater temperatures remained at or above 34°C for 10 consecutive weeks (Harty, 2002).

In the present study, a threshold value of 10 DHW is used, i.e. if the temperature at a certain location is 1°C above the expected yearly maximum for that location for 10 weeks or more, coral bleaching will occur (Westmacott et al., 2000). The parameter degree-heating weeks is calculated by

$$DHW = \sum_{T=1}^{365} \max(T_i - T_{max,0}) / 7 \tag{5.1}$$

where DHW = degree heating weeks, T_i = temperature at day i , T_{max} is the expected yearly maximum temperature for a location, T_{max} (Figure 5-10). T_{max} is calculated at each location from the average seasonal temperature curve T_{avg} measured at Mina Zayed (5.2) and the results of the modelrun for the present (Base) situation T_r .

$$T_{avg} = 28.3 + 7.1 \cdot \sin\left(4.1 \cdot 2\pi \cdot \frac{day}{365}\right) - 35.4 \tag{5.2}$$

The underlying assumption is that the observed corals at present (October 2001) have shown to experience no bleaching when exposed to temperatures with T_{max} calculated as outlined above. These corals are adapted to the higher temperatures caused by the plume of the present plant.

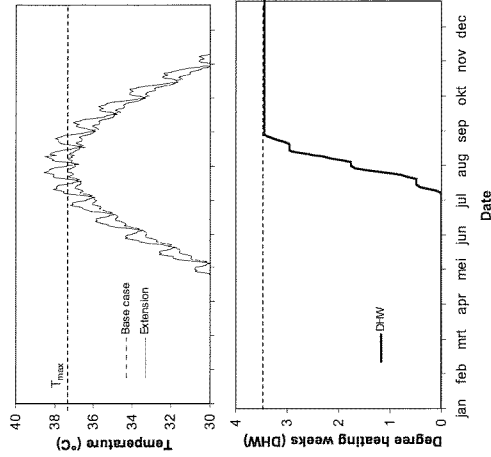


Figure 5-10: Upper panel: calculated temperatures for the base case and a configuration of the extension at a location in the plume. Maximum temperature is calculated from the maximum of the Base case. Lower panel: Calculation of DHW. At this location the calculated DHW is 3.44.

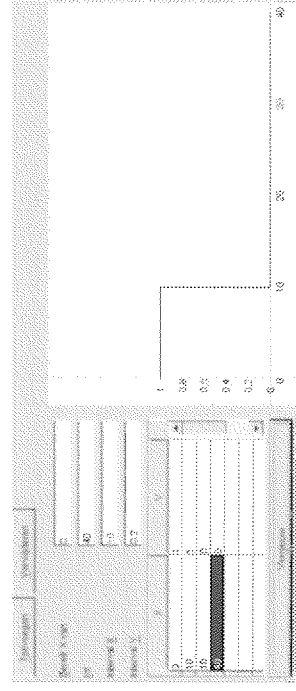


Figure 5-11: Suitability curve of degree heating weeks (DHW) for coral reefs

Dissolved oxygen

Because most tropical organisms, including corals, are living near their critical tolerance levels for dissolved oxygen (5 mg l⁻¹), depressed oxygen levels may constitute a significant stress (Johannes, 1975). Depression is most critical at night when oxygen levels are usually at their daily minima. Thus, any environmental perturbation which lowers the oxygen concentration (such as thermal pollution or increased biological oxygen demand) exerts an effect on tropical biota. For instance, accumulation of macroalgal detritus around patch reefs has resulted in coral mortality which was ascribed to oxygen depletion by decomposition processes (Hatcher et al., 1989).

Depletion of oxygen induces anaerobic conditions within sediments and possibly on coral surfaces, where bacteria can produce the toxic H₂S (Bell et al., 1989). Because of the high water temperatures in the Gulf, the saturated oxygen concentration reaches approximately 5 mg l⁻¹, which is already near the critical tolerance level for most species. The cooling water discharge will be further reduced in oxygen concentration. Mortality of corals is expected to occur at DO concentrations around 2 mg l⁻¹.

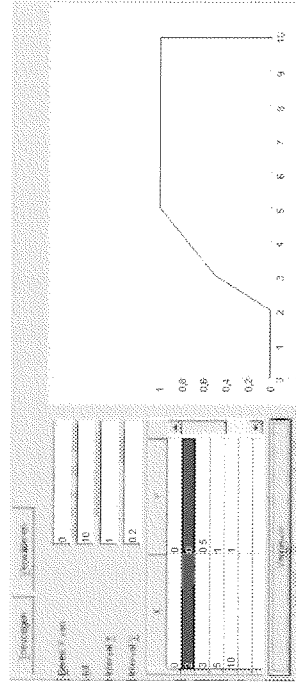


Figure 5-12: Suitability curve for dissolved oxygen for coral reefs

Chlorine

Chlorine is used as an antifouling agent. Low concentrations of chlorine are added continuously to the cooling water to prevent growth of biota inside the cooling system. Incidentally, high concentrations can be injected during a short period.

The discharge of residual chlorine even at very low levels can have detrimental and toxic implications on marine organisms in the nearshore environment (Khordegi, 2002). In addition, chlorine has been found to be a potent fertilisation inhibitor of marine invertebrates such as sea urchins and worms. According to USA-EPA (1986), fish and invertebrates are more sensitive to residual chlorine oxidants than aquatic plants. Seeger (1979) found that fish were absent in water plumes having total residual chlorine > 0.05 mg l⁻¹. Eppley et al. (1976) observed a significant decrease in photosynthesis of marine phytoplankton at 0.04 and 0.02 mg l⁻¹ of residual chlorine. The toxicity of chlorine to marine biota increases synergistically with elevated temperatures (Capuzzo, 1979).

Brungs (in NERC, 1973) recommends residual chlorine concentrations not to exceed 0.01 mg l⁻¹ (continuous) and intermittent concentrations not to exceed 0.04 mg l⁻¹ for more than 2 hr a day, in order to protect commercially important fish species. Hawker & Connel (1991) recommend a tolerance level for chlorine of 0.05 mg l⁻¹.

In the present study, the upper threshold value of chlorine for corals is 50 µg l⁻¹ (= 0.05 mg l⁻¹). At higher chlorine concentrations, coral mortality will occur at that location.

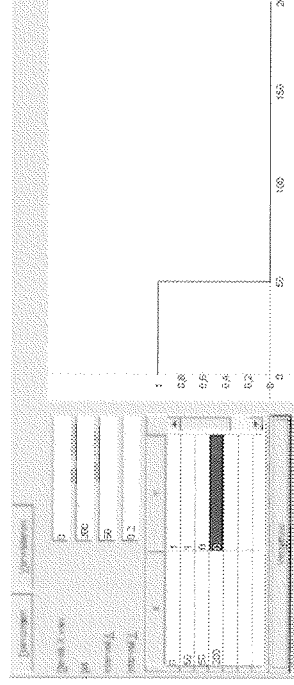


Figure 5-13: Suitability curve of chlorine (µg l⁻¹) for coral reefs

5.3.4 Sensitivities and threshold values for seagrass

Salinity

Tolerance to salinity is an essential requirement for seagrasses, and seagrasses may encounter a wide range of salinities in the shallow coastal environments in which they occur (Walker & McComb, 1990). The optimum salinity and the range of salinities that can be tolerated varies among seagrass species (Lirman & Cropper, 2003). Seagrass populations in the Gulf are adapted to the high salinities which frequently occur here. In general, the results of experiments show that a wide range of salinities may be tolerated by seagrasses for very short periods, but long-term tolerances are narrower (Hillman et al., 1989).

Halodule wrightii is the most broadly euhaline of the three seagrass species which occur in the Gulf. It has a very broad tolerance because of its ecological role in occupying shallow areas subject to extreme salinity ranges (Hillman et al., 1989). In Shark Bay (Australia), *Halodule wrightii* was observed to grow under ambient salinities ranging from 48 to 62‰ (Masini et al., 2001). In Dawhat Zulum and many parts of the Gulf of Sawath, this species was found thriving at salinities of at least 62‰ (Basson et al., 1977).

Low salinities have also been shown to have lethal effects on seagrasses, although this is not relevant for the present study. Many nearshore environments where seagrasses occur are subject to rapid changes in salinity from freshwater run-off. Some field studies on tropical

seagrasses suggest increased sensitivity to low salinities at high temperatures (Hillman et al., 1989).

Halodule, which is the dominant species in Al Taweelah can survive a broad range of salinities, even for prolonged periods. At salinities of more than 58 ‰ growth is reduced. At salinities of more than 67 ‰, a location is not suitable for seagrass.

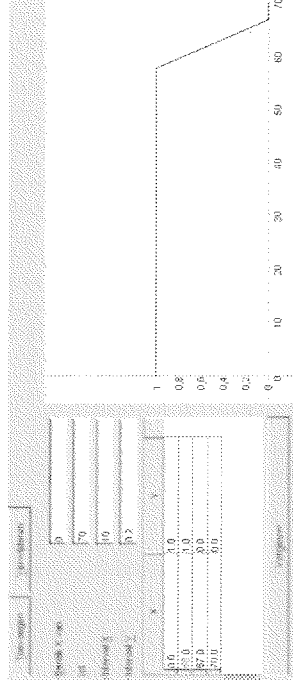


Figure 5-14: Suitability curve of salinity for seagrass

Temperature

The temperature tolerance of seagrasses varies with geographical latitude. The range of thermal tolerance of tropical seagrass species is about half that of temperate seagrass species, whereas their upper tolerance limit is similar. Tropical and subtropical species do not tolerate cold temperatures, and are only slightly more tolerant of extended periods of high temperatures than temperate species (Hillman et al., 1989). Intertidal seagrass populations, which are likely to be exposed to air at low tides, show greater tolerance of high temperatures than those which occur in deeper sites and remain submerged (McMillan, 1984). The growth of seagrasses in high (saturating) light environments increases with temperature, whereas growth of seagrasses in low light environments (near the light compensation point) decreases as temperature increases (Bulthuis, 1987).

Among seagrass genera that occur in tropical and subtropical waters, *Halodule* shows the greatest heat tolerance (McMillan, 1984).

Optimal temperature for *Halodule wrightii* lies between 25 and 37 degrees Celsius. When the temperature exceeds 40°C for an extended period of time (outfall discharge in summer situation) this temperature is considered lethal.

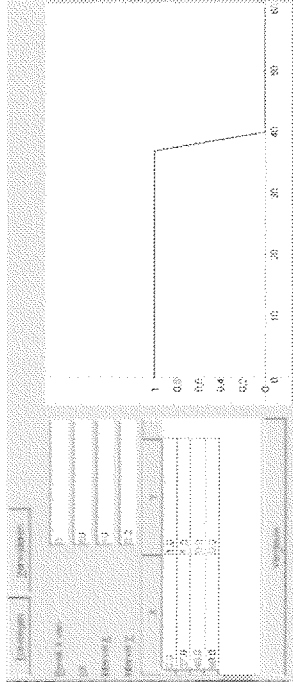


Figure 5-15: Suitability curve of temperature for seagrass.

5.3.5 Sensitivities and threshold values for mangroves

Temperature

Temperature is a major controlling factor in mangrove distribution. Within a mangrove stand elevated temperatures may occur frequently under natural conditions, for instance in shallow water environments, nearly closed lagoons and basin forests. Because biota of tropical regions typically live at temperatures only a few degrees below their lethal limit (Johannes and Betzer, 1975; Hatcher et al., 1989) elevated temperatures can be expected to pose stress to the mangroves and associated flora and fauna.

Thermal stress has been investigated with respect to heated effluent from power generating plants. It was found (Odum and Johannes, 1973) that mangrove root communities were not affected adversely in temperatures below 34°C. Between 34-35°C the numbers of species dropped abruptly and above this temperature the species number was inversely related to temperature of the water. The upper limits of sessile (=non-mobile) species were: blue-green algae, 37°C; barnacles, 37°C; tree oyster, 36.5°C; sponges, 36°C; polychaetes, tunicates, bryozoans, mangrove oyster, green-brown and red algae, 34.5°C. At 38-40°C there are a few aerial roots under water and no invertebrates or algae. The mobile crab fauna will seek refuge in burrows to escape thermal stress. Crabs increasingly visit their burrows more frequently as the shore becomes drier and hotter. Crabs can tolerate a wide range of temperatures (12-40°C).

The suitability curve and threshold values for temperature are based on the additional negative effect of temperature on the suitability of the habitat for *Avicennia*. At an ambient temperature of 35°C no additional adverse effects are expected. However, an increase to 40°C for prolonged periods is considered lethal.

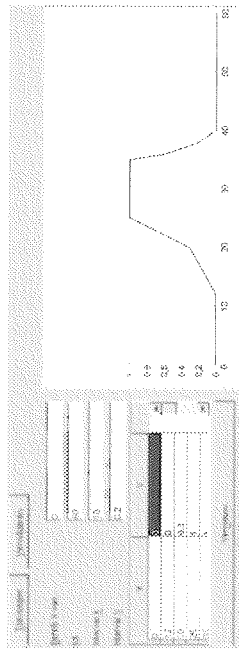


Figure 5-16: Suitability curve for mangrove *Avicennia*.

Salinity

Mangroves are halophytes: plants which naturally complete their life cycles under saline conditions. Mangroves species exhibit a broad spectrum of growth responses to salinity. Most mangrove species also grow in freshwater, but growth is stimulated by saline conditions, with the optimal salinity's for growth ranging from 5% to 100% sea water (Ball, 1988). For *Avicennia marina* maximum and optimal salinities (based on culture studies) are 85 and 0-30 ‰, respectively (Smith, 1992).

The reason why salinity is one of the key environmental factors in determining the habitat quality for mangroves is largely physiological. A saline environment poses a number of problems to the functioning of plants. In the first place uptake of saline water deregulates the osmotic pressure in the cells. The osmotic potential is generated by dissolved solutes in the cell sap. Thus, the intracellular concentrations of such solutes must increase with increasing salinity if cellular osmotic potentials are to be maintained. Mangroves, therefore, accumulate high concentrations of inorganic ions that function in the osmoregulation of leaves and other tissues. But too high concentrations of ions could have disastrous consequences for photosynthetic metabolism (Ball, 1988). Therefore, mangroves try to reduce internal salinities.

Few studies have been executed to determine the optimal salinity ranges for mangrove forests. However, it was shown that optimal growth was obtained at dilutions of 20-25% sea water for *Avicennia* species. Productivity is expected to fall at least 50% with an increase in salinity from 20‰ to 35‰. Above this level further decrease of productivity is seen leading to dwarfed trees of *Avicennia* in hypersaline areas. It is a well-known fact that the mangroves of Abu Dhabi coast are naturally limited by the combination of extreme water temperatures and high salinities (Sheppard et al., 1992). In the Arabian Gulf, only the mangrove species *Avicennia marina* is able to cope with this harsh environment

A habitat suitability curve has been constructed describing the effect of salinity on the habitat suitability for *Avicennia*. At ambient conditions (with maximum salinity of 42‰), no additional effects are considered. The suitability is assumed to drop in a linear fashion to 0 (zero) at a salinity of 85‰.

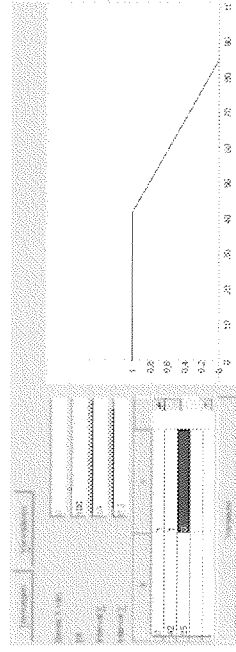


Figure 5-17: Suitability relationship of salinity for mangrove

5.4 Results

5.4.1 Presentation and interpretation of results

The result of the Habitat Evaluation Procedure (HEP) is presented in two ways:

1. 2D plots of habitat suitability indices (Figure 5-21 to Figure 5-52)
2. Tables and bar graphs with areas of suitable habitat

2D plots

The spatial distribution of habitat suitability for each of the habitat type is presented in 2D plots (Figure 5-21 to Figure 5-52). For each location, the habitat suitability is calculated from the results of the water quality, by applying the knowledge rules given in the previous section. The overall suitability index for a specific habitat (*HSI_i*) is defined as the minimum value of the habitat suitability indices for each of the *n* water quality parameters:

$$HSI_i = \min(HSI_{i,j=1,n}) \tag{5.3}$$

where *i* is the gridcell number and *j* is the water quality parameter.

In this study, 2D plots of the habitat suitability indices are made for the present situation and the future situation with the New B extension of each of the modelled wind and residual flow condition. All gridcells, where the habitat type was not observed during the detailed field survey of 2001 were given a HSI value of 0.

Coral reefs are complex systems. A typical coral community in Al Taweelah for example is composed of many different species such as *Favia* spp., *Acropora* spp., *Cyphastrea* spp., each having their own specific sensitivity to environmental conditions such as temperature and salinity. For modelling reasons, the coral community is simplified as if it represents a certain living unit with a certain (fixed) tolerance and threshold level for each environmental parameter. This should be taken into account when interpreting the results. For example, a suitability index of 0.5 does not necessarily have to mean that the biomass or coverage (of all coral species) will be reduced by 50%. It could also mean that the overall biomass remains the same, but that the production or species diversity will be reduced.

Tables

The 2D habitat suitability maps are translated into the area (ha) of suitable habitat (5.4). The area of suitable habitat (A) is computed by enumeration of the habitat suitability indices over all (m) gridcells multiplied by the area of the individual grid cells ($a_i = 2500 \text{ m}^2$).

$$A = \sum_{i=1}^m HSI_i \cdot a_i \tag{5.4}$$

An area of suitable habitat (A) of 100 ha could indicate a total area of 100 ha optimal suitable habitat ($HSI = 1$), but could also indicate a total area of 200 ha with a habitat suitability index of 0.5, representing reduced vitality, productivity, diversity, etc.

Some of the habitats (especially the coral habitats) are already impacted in the present situation by the high salinities and temperatures of the present power and desalination plant. This can be reflected by a reduced biomass and/or diversity. In order to calculate the expected additional effects of the New B extension, the areas of suitable habitat for each case are therefore related to area of suitable habitat in the corresponding model results for the present situation (expressed as percentage).

5.4.2 Impact on coral habitats

Rich coral communities are located near Ras Ghanada (Figure 5-21 to Figure 5-28). Some sparse coral can be found close to the intake and outfall channels (Figure 5-29 to Figure 5-36). Already in the present situation (without New B extension) there is some impact on the coral habitats, especially in the case of reversed residual flow conditions. The fact that a rich coral community is present near Ras Ghanada in the area, that is impacted during reversed residual flow conditions (Run5 and Run7) indicates that this situation of reversed residual flow is not likely to occur during the summer. The additional impact of the New B extension on the coral habitats is only minor (Table 5-1 and Figure 5-18)

Table 5-1: Suitable area (ha) coral habitats and % change due to the New B extension relative to the base case.

Case	dense coral	sparse coral
Run1	192	100%
Run2	192	264
Run3	190	251
Run4	187	246
Run5	135	224
Run6	129	213
Run7	118	181
Run8	107	169

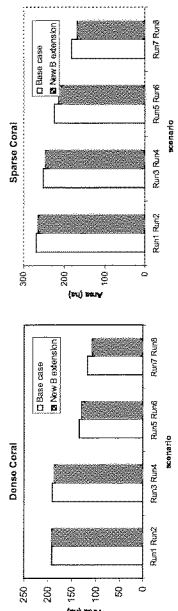


Figure 5-18: Calculated areas (ha) suitable coral habitats for each of the model runs. The white bars indicate the present situation and the black bars are for the future situation (with New B extension).

5.4.3 Impact on seagrass habitats

In the present situation there are two major fields of dense seagrass communities in the area (Figure 5-37 to Figure 5-44). One large patch is present in the north, near Ras Ghanada, and one large patch south of Ras Ghanada. The sparse seagrass patches are more evenly distributed and occur all the way between the present outfall and Ras Ghanada (Figure 5-45 to Figure 5-52). In the present situation there is only a slight impact on the sparse seagrass located close to the outfall at normal wind and normal residual flow conditions. At reversed residual flow conditions, the impacted area is slightly increased (Table 5-2 and Figure 5-19). There is only minor impact on the dense seagrass beds at all modelled scenarios.

Table 5-2: Suitable area (ha) seagrass habitats and % change due to the New B extension relative to the base case.

Case	dense seagrass	sparse seagrass
Run1	600	100%
Run2	600	100%
Run3	599	100%
Run4	599	100%
Run5	600	100%
Run6	600	100%
Run7	598	100%
Run8	597	100%

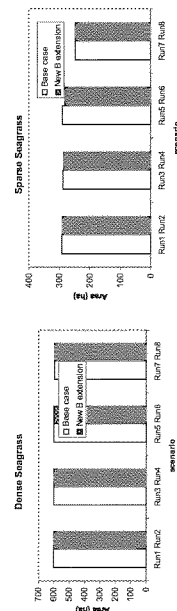


Figure 5-19: Calculated areas (ha) suitable seagrass habitats for each of the model runs. The white bars indicate the present situation and the black bars are for the future situation (with New B extension).

5.4.4 Impact on mangrove habitats

The mangrove area of Ras Ghanada is not explicitly modelled, but related to the water quality parameters in one grid cell close to the feeding channel of these mangroves. Therefore we have not produces 2D plots for mangrove suitability. From Table 5-3 and Figure 5-20 it becomes clear that there is no additional impact of New B extension on the mangrove area of Ras Ghanada. Also the effect of reversed residual flow is negligible.

Table 5-3: Suitable area (ha) mangrove habitats and % change due to the New B extension relative to the base case.

Case	Mangrove
Run1	782
Run2	782
Run3	783
Run4	783
Run5	684
Run6	682
Run7	595
Run8	600

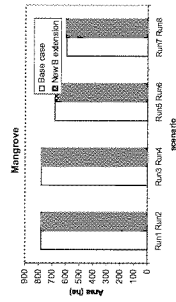


Figure 5-20: Calculated areas (ha) suitable mangrove habitats for each of the model runs. The white bars indicate the present situation and the black bars are for the future situation (with New B extension).

