



Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium

Van den Neucker Tom, Verbessem Ingrid, Vandevoorde Bart, Van Braeckel Alexander, Stevens Maarten, Spanoghe Geert, Gyselings Ralf, Soors Jan, De Regge Nico, De Belder Wim, Van den Bergh Erika

Auteurs:

Tom Van den Neucker, Ingrid Verbessem, Bart Vandevoorde, Alexander Van Braeckel, Maarten Stevens, Geert Spanoghe, Ralf Gyselings, Jan Soors, Nico De Regge, Wim De Belder & Erika Van den Bergh,

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel

Kliniekstraat 25, 1070 Brussel

e-mail:

tom.vandenneucker@inbo.be

Wijze van citeren:

Van den Neucker T., Verbessem I., Vandevoorde B., Van Braeckel A., Stevens M., Spanoghe G., Gyselings R., Soors J., De Regge N., De Belder W. & Van den Bergh E. (2007). Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2007 (54). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2007/3241/320

INBO.R.2007.54

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto:

Jan Soors: Ketenisse schor, januari 2003

© 2007, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek





Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium.

Van den Neucker Tom, Verbessem Ingrid, Vandevoorde Bart, Van Braeckel Alexander, Stevens Maarten, Spanoghe Geert, Gyselings Ralf, Soors Jan, De Regge Nico, De Belder Wim, Van den Bergh Erika

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
INBO.R.2007.54



Dankwoord

Dank gaat uit naar de opdrachtgever ProSes2010 en naar W&Z afdeling Zeeschelde voor logistieke en financiële ondersteuning.

Jean Maebe en Luc Van de Perre worden bedankt voor de telgegevens van de watervogels op het Paardenschor. Klaas Debusschere wordt bedankt voor de watervogeltellingen op de natuurontwikkelingsprojecten in het kader van zijn studentenstage.

Verder willen we collega Tony Van Tilborgh bedanken voor de hulp bij het op punt stellen van de kaarten op basis van de Riegl-scans.



Samenvatting

De overheid heeft zich, met de beslissingen over de Ontwikkelingsschets 2010 en de actualisatie van het Sigmaplan, geëngageerd om op korte termijn een enorme stap vooruit te zetten in het ecologisch herstel van het Schelde-estuarium. Een belangrijke uitdaging is de realisatie van estuariene natuur, waarbij bos- of landbouwgrond wordt omgezet in slikken, schorren, rietkragen, vloedbossen, ... Om nu al een idee te krijgen over de slaagkans en mogelijke knelpunten is het nodig om gelijkaardige, reeds uitgevoerde projecten in detail bestuderen. De evoluties kunnen ons heel wat bijleren met het oog op de toekomstige grootschalige projecten. In dit rapport worden de monitoringsresultaten van drie estuariene natuurherstelprojecten in de Zeeschelde besproken. Naast evaluatie van de uitgevoerde herstelmaatregelen worden ook het monitoringsopzet en de gebruikte meetmethoden beoordeeld. Een vierde project werd recent gerealiseerd en wordt slechts zeer summier besproken.

Ketenisse schor, gelegen in de brakke zone van het estuarium, werd in 2003 voorzien van een landwaartse Sigmadijk. Het gebied zelf werd afgegraven, waardoor een brak intergetijdengebied van 60ha ontstond (waarvan 35.5ha hersteld gebied). In dezelfde zone werd in 2004 een gelijkaardige maatregel toegepast op het Paardenschor, zodat 12ha nieuw slik en schor ontstond. Door het voorliggende schor te sparen neemt het de vorm aan van een ontpoldering door dijkdoorbraak. Eveneens in 2004 werd aan Paddebeek een lang, smal slik/schor gebied van 1.6ha gerealiseerd met terrassen. Dit in een deel van de zoete zone van het estuarium waar slikken en schorren zeer schaars zijn. De dijk werd er landinwaarts verlegd en op Sigma hoogte en breedte gebracht. Aan de Heusdenbrug werd in 2006 een ontpoldering van ca. 10ha gerealiseerd. De oude dijk werd er afgegraven tot GHW-GHWS en bijkomend werden twee bressen gemaakt ter hoogte van de oude afwateringsluizen.

Telkens werd onderzocht hoe de geomorfologie, sedimentkarakteristieken en -kwaliteit, vegetatie, bodemdieren, avifauna en het gebruik door vissen evolueerden op de nieuwe slik- en schorgebieden in de eerste jaren na herstel van het getijregime. Deze evoluties werden zo goed als mogelijk vergeleken met de situatie in naburige slikken en schorren.

Geomorfologie:

Sedimentatie/erosieprocessen werden op drie schaalniveaus geëvalueerd: lokaal, langs raaien en gebiedsdekkend. De belangrijkste observaties waren dat de globale helling van een gebied onder gemiddeld hoog water een primaire sleutelfactor was voor sedimentatie/erosie. Er was een negatief verband tussen de procentuele hellingshoek en de sedimentatiesnelheid. Bovendien werd berekend dat boven een kritische hellingshoek van 2.5% sedimentatie omslaat naar erosie. Daarnaast was ook de absolute breedte loodrecht op de rivier een primaire sleutelfactor voor sedimentatie op een onbedijkt schor. Voor een bedijkt schor waren beschutting en afstand tot de bres primaire sleutelfactoren. Depressies op het slik werkten als sedimentvang en vulden zich relatief snel op. Zones boven GHW vertoonden in deze korte periode geen of zeer weinig netto hoogteveranderingen. Zeer lokale verschillen hielden soms verband met het dagzomen van resistente materie zoals breuksteen of kleibanken. Sedimentatie/erosie was dus de resultante van de balans tussen helling, intertidale hoogte, breedte, beschutting en bodemsamenstelling. In sommige combinaties was er geen netto sedimentatie of erosie maar wisselden deze elkaar af in de tijd, vermoedelijk naargelang de samenstelling en de dynamiek van het overspoelende water. In deze studie werd enkel rekening gehouden met de kenmerken van de herstelsite zelf. Om de bevindingen te toetsen in een ruimer kader is het echter nodig om ook de gemiddelde waarde voor meer algemene estuariene kenmerken, zoals lokale sedimentvrucht en golfenergie, in rekening te brengen.

De ontwikkeling van kreekstelsels werd kwantitatief beoordeeld op het onbedijkte Ketenisse schor en kwalitatief op het bedijkte Paardenschor op basis van luchtfoto's of gebiedsdekkende DTM's. De belangrijkste observaties waren dat voorwaarden voor kreekvorming nauw samenhangen met de voorwaarden voor sedimentatie: een exponentieel dalend verband werd gevonden tussen helling en kreekvorming en een lineair positief verband met gemiddelde breedte loodrecht op de rivier. Hoe breder het gebied, hoe groter het aandeel krekken van hogere orde was. In bedijkte ontpolderingen onstonden verschillende afzonderlijke, parallelle krekken, terwijl zich in een bedijkte ontpoldering per opening één groter systeem met vertakkingen van hogere orde ontwikkelde.

Sedimentkarakteristieken:

In de sedimentatiezones van de herstelde gebieden evolueerde de zandige bodem tot fijn zand of slib. Op de locaties waar sedimentatie en erosie elkaar afwisselden in tijd en ruimte was er grote variatie in de mediane korrelgrootte, maar er was geen eenduidig verband tussen de mediane korrelgrootte en het optreden van sedimentatie of erosie. Er was wel een negatief verband tussen erosie en het chlorofyl a gehalte van het sediment. Op de meeste locaties van het hersteld gebied nam het percentage organische stof toe, maar enkel in de zeer beschutte omstandigheden van het Paardenschor werd het vergelijkbaar met dat van de bestaande slikken. De studieperiode was dus te kort om reeds een inschatting te maken van de tijd die nodig is om een volwaardige slik- en schorbodem op te bouwen. Verwacht wordt dat het organische stof gehalte zich overal verder zal opbouwen, aan een tempo dat omgekeerd evenredig is aan de lokale dynamiek. Er werd een negatieve correlatie gevonden tussen de mediane korrelgrootte en het organische stof gehalte. Op Ketenisse schor werd ook een negatieve correlatie gevonden tussen chlorofyl a en de mediane korrelgrootte. Anderzijds werd een positief verband gevonden tussen het percentage organische stof en chlorofyl a in de bovenste centimeter. In verschillende studies werd vastgesteld dat sediment dat laag op het slik wordt afgezet doorgaans grofkorreliger is dan sediment dat hoog in het tijvenster wordt afgezet. Dergelijke gradiënt kon in deze studie niet aangetoond worden. Dit heeft wellicht te maken met het geaccidenteerde terrein en de relatief korte waarnemingsperiode sinds het herstel. Daarnaast spelen ook plaatselijke verschillen in dynamiek een rol. Deze eventuele hoogtegradiënt moet dan ook meer plaatselijk en in min of meer uniforme eenheden onderzocht worden. Op Ketenisse schor werd wel een hoogtegradiënt gevonden in de concentraties chlorofyl a. Deze waren doorgaans het hoogst op de hooggelegen, slibrijke locaties met een relatief lage overstromingsfrequentie. Het percentage organische stof en het chlorofyl a gehalte van de sedimenten waren doorgaans hoger in het groeiseizoen, tijdens het voorjaar en de zomer.

Sedimentkwaliteit:

Op het Paardenschor en Ketenisse schor werd vastgesteld dat de globale verontreiniging van de heringerichte delen onmiddellijk na de werkzaamheden vergelijkbaar was met die van het voorliggend slik. Ook ter hoogte van locaties waar weinig sedimentatie optrad of die onderhevig waren aan erosie werden al van bij de eerste meting verhoogde concentraties aan contaminanten gemeten op de herstelde sites. In het sediment van het oorspronkelijk slik voor Ketenisse schor werden wel hogere concentraties cadmium en kwik gemeten. Ondanks doorgevoerde correcties voor slibgehalte, werden soms grote kwaliteitsverschillen waargenomen tussen naburige locaties. De algemene verwachting of vrees bij herintroductie van een getijdenregime in de Zeeschelde is een aanzienlijke verslechtering van de bodemkwaliteit door aanvoer van verontreinigd sediment. Gedurende de studieperiode was er echter geen of weinig verandering in de globale sedimentkwaliteit van de bemonsterde locaties. De concentraties van de afzonderlijke contaminanten schommelden op sommige locaties wel aanzienlijk. In Heusden waren de concentraties aan organische contaminanten hoger in het aangevoerde sediment, terwijl de 'moederlaag' rijker was aan zware metalen.

Vegetatie:

Reeds vanaf het eerste vegetatie seizoen na de afwerking werden herstelde gebieden gekoloniseerd door zowel macro-algen als hogere planten. Er was een duidelijke opdeling tussen de plantengemeenschappen uit de brakwaterzone en uit de zoetwaterzone. In de brakwaterzone werden er 11 vegetatietypes onderscheiden, in de zoetwaterzone 6 types. De opdeling in de brakwaterzone was ook relatief complexer. Dit is grotendeels gerelateerd aan de grotere oppervlakte, topografische heterogeniteit en de variabiliteit in het overstromingsregime in de brakke herstelsites. De hoogste zones werden globaal het eerst en snelst gekoloniseerd, al verschilt dit van gebied tot gebied en verklaart de hoogteligging in het getijvenster niet alles. Zo verloopt op Ketenisse schor de kolonisatie snel, op het Paardeschor en Paddebeek relatief trager. De turnover van het ene vegetatietype naar het andere gaat snel met uitzondering van Paddebeek. De bestendigheid, successie en verdere kolonisatie van de vegetaties hangt nauw samen met de geomorfologische processen, die op hun beurt in belangrijke mate gestuurd worden door de uitgangssituatie na de inrichting van de natuurontwikkelingsgebieden. Op een schor met te steile helling treedt erosie op en regressieve successie. In de zones waar sedimentatie optreedt bij een flauwe helling van het schor, vindt progressieve successie plaats.

Bodemdieren:

De herstelsites werden snel gekoloniseerd door bodemdieren. Een maand na de werkzaamheden werden al enkele taxa aangetroffen. Dit aantal nam snel toe, maar bleef op het hersteld gebied van het Paardenschor lager dan op het voorliggend slik. Op de herstelde delen van Ketenisse schor werd vanaf oktober 2004 een groter aantal taxa vastgesteld dan op de locaties van het voorliggend slik. Dit verschil houdt wellicht ook wel verband met het verschil in habitattypen tussen het oorspronkelijke en het herstelde slik. Het waren vooral de mobiele taxa die al kort na de werkzaamheden werden aangetroffen op de herstelde gebieden in de brakke zone, met name *Nereis diversicolor* en *Corophium volutator*. Minder mobiele soorten waren over de hele studieperiode vrijwel afwezig op de herstelde gebieden. Verwacht wordt dat ook deze soorten zich in de toekomst zullen vestigen. In totaal werden op het Paardenschor en Ketenisse schor een 20-tal benthostaxa gevonden over de hele studieperiode. Het aantal benthostaxa ter hoogte van Paddebeek was klein, maar dat is ook het geval in de referentiegebieden. *Paranais litoralis* was de enige Oligochaeta-soort die op al de herstelsites werd waargenomen.

Vlak na de werkzaamheden waren de densiteiten en biomassa's van de bodemdieren nog laag op de herstelde gebieden, maar ze namen snel toe gedurende de studieperiode. Op het Paardenschor bleven ze tot en met het voorjaar van 2005 kleiner dan op het voorliggende slik. Later waren de totale densiteiten en biomassa's er vergelijkbaar. Op Ketenisse schor waren de gemiddelde densiteit en biomassa al van bij het begin groter dan op het voorliggende slik maar ook dit houdt wellicht verband met het verschil in habitattypen. Het waren voornamelijk *C. volutator* en *N. diversicolor* die het meest bijdroegen aan de totale biomassa. De densiteit van Oligochaeta bleef relatief laag in de brakke herstelde gebieden. Dit heeft mogelijk te maken met het ontbreken van een planktonisch larvaal stadium bij deze soortengroep, waardoor de vestiging relatief trager verloopt dan bij soorten met planktonische larven. Op Paddebeek werden bij de eerste staalname na de werkzaamheden lage densiteiten aan Oligochaeta vastgesteld. Bij de tweede staalname in december 2004 was de totale densiteit sterk toegenomen.

Naargelang zich schorvegetatie vestigde op de hoger gelegen delen volgden ook de slakken *Alderia modesta* en *Assiminea grayana* en herbivore insectenlarven van de families Tipulidae en Limoniidae.

Avifauna:

Vogels maakten vrijwel onmiddellijk na het voltooiën van de werkzaamheden gebruik van de herstelde gebieden. De eerste jaren was er nog geen sprake van het uitgesproken overwinteringspatroon zoals dat in de rest van de Zeeschelde wordt waargenomen.

Op het Paardenschor werden in totaal 19 soorten watervogels waargenomen. Bergeend, Wilde eend, Wulp en Scholekster werden bijna altijd waargenomen. Op het Paardenschor bevinden zich momenteel weinig geschikte broedplaatsen. Verwacht wordt dat het hersteld gebied aan belang zal winnen als broedplaats wanneer de vegetatie zich uitbreidt en de gemiddelde overstromingsfrequentie daalt.

Op Ketenisse schor werden in totaal 46 soorten watervogels waargenomen. Na drie seizoenen begint het overwinteringspatroon zich af te tekenen; er kon een stijgende trend waargenomen worden tussen de eerste drie winterseizoenen. Eenden, en dan in het bijzonder Bergeenden, waren de belangrijkste soortengroep op Ketenisse schor, maar ook ganzen en steltlopers waren talrijk. Bergeenden en steltlopers foerageerden voornamelijk op de slibrijke, brede centrale zones, waar de hoogste biomassa's aan bodemdieren werden vastgesteld. Deze zones vormden ook de voornaamste rustplaatsen. De grootste aantallen ganzen werden in het winterseizoen waargenomen. Het ging hier meestal om Grauwe gans. Deze soort foerageerde voornamelijk op de delen van het hersteld gebied waar *Scirpus maritimus* aanwezig was, maar werd rustend vooral op de bredere delen gevonden. Bij de broedvogels nam het aantal steltlopers af en het aantal rietvogels toe naarmate de vegetatievestiging vorderde.

Vissen:

Vissen die op de herstelsites in het brakwater gebied gevangen worden, lijken deze zones te gebruiken als foerageergebied. In het zoetwater getijdengebied fungeren permanente poelen en plassen in de herstelsites waarschijnlijk als paai- en opgroei gebied voor een aantal tolerante soorten zoals Giebel en Blauwbandgrondel.

Evaluatie van de inrichting:

Paardenschor: Het gebied is tot op een goede beginhoogte afgegraven. Het krekensysteem lijkt zich te ontwikkelen zonder dat hiervoor een aanzet werd aangebracht. Een kreekaanzet zou echter mogelijk de habitatdifferentiatie en de geschiktheid als vishabitat ten goede zijn gekomen. De oude dijk kon eventueel iets meer worden afgegraven, maar de overgang naar het Schor van Ouden Doel zou dan misschien te bruusk geweest zijn. Globaal gezien treedt er een netto sedimentatie op die overgaat naar erosie ter hoogte van het ontwikkelende afwateringssysteem. Het sediment is gekoloniseerd door bodemdieren, waar foeragerende watervogels van profiteren. Op de hogere delen en langs de geulen heeft zich vegetatie ontwikkeld. De kolonisatie verloopt er echter traag in vergelijking met de locaties op dezelfde intertidale hoogte op Ketenisse schor. Het gebied is eerder geschikt als foerageer- en rustgebied dan als broedgebied, gezien de relatief hoge overspoelingsfrequentie en beperkte vegetatievestiging. Dit type van laagdynamische slikken, relatief hoog in het getijdenvenster, voegt kostbare foerageer- en rusttijd en –ruimte toe voor watervogels.

Ketenisse schor: Het grootste deel is afgegraven. De resulterende helling in de uiterste delen was te steil en sterke erosie treedt op. Het evenwicht dat zich eventueel zal instellen moet nauwlettend gevolgd worden. In het centrale gedeelte verschillen twee aspecten sterk van het originele plan. Een aantal zones werd niet afgegraven, waaronder het wilgenbos stroomopwaarts de polder en grote delen hoog gelegen rietland (totaal ca. 4.5ha). Op T0 waren er dus al verschillende vegetatietypes aanwezig. Sommige stierven af, andere bleven en functioneerden als bron van typische fauna en flora. Bovendien werd de zomerdijk van de oude polder niet helemaal afgegraven volgens plan. Hierdoor verschilt de morfologie van het gebied sterk van de geplande. Er is een breed plateau aanwezig, met zeer zwakke helling, met daarvoor een zeer steile oever in plaats van de vooropgestelde geleidelijke overgang naar het subtidaal. De delen met zwakke helling sedimenteren, terwijl de steile zones eroderen. De slikken zijn door bodemdieren gekoloniseerd en op de hogere delen ontwikkelt zich vegetatie. Watervogels foerageren en rusten op de slikken, terwijl de bestaande rietlanden en ruigtes broedbiotoop zijn. Indien de helling volgens plan was afgewerkt, zou de habitatontwikkeling helemaal anders geweest zijn. Er zou relatief minder slik zijn met een lange vrijliggingsduur, wat zijn gevolgen heeft voor foerageermogelijkheden voor watervogels. Anderzijds zouden habitatdiversiteit en geleidelijke overgangen groter geweest zijn.

Paddebeek: Door de landwaartse verschuiving van de dijk kon zich een intertidale zone ontwikkelen in een deel van de Zeeschelde waar slikken en schorren uiterst beperkt zijn. Door het gebruik van terrassen zijn geen breuksteenbestortingen nodig ter bescherming van de dijk. Helaas zijn de oude bestortingen van de vorige dijk slechts beperkt verwijderd. Achter de breukstenen 'vooroever' blijft zeer veel organisch materiaal, maar ook zwerfvuil liggen en worden ook de ontwatering en de kreeken- en vegetatieontwikkeling geremd. Als remediëring zouden enkele breukstenen kunnen verwijderd worden zodat het gebied beter afwatert. Een deel van de wilgenbussels tussen de perkoenpalen bestond uit levend plantenmateriaal dat na 3 jaar sterk uitgegroeid is en de verstruweling van het nieuwe schor versnelde. Hieraan zou bij volgende constructies extra aandacht moeten besteed worden. De hogere zones zijn begroeid met koloniserende pioniersvegetaties die vrij snel evolueren naar verdere successiestadia, ondanks de vrij beperkte sedimentatie. Het gebied wordt beperkt gebruikt door watervogels.

Heusden LO: De nieuw aangelegde dijk is niet verstevigd met breuksteen. De rest van het terrein is niet afgegraven en bleef als voorheen. De oude dijk is niet volgens plan over de hele lengte even laag afgegraven. In de beginsituatie overstroomde het gebied enkel bij springtij en kon het bij laagtij niet afwateren. Achteraf zijn twee openingen gemaakt waar vroeger sluiskokers zaten en die dus aansloten op grachten. Het gebied is dus nu eerder een bedijkt schor met een grote springtij-doodtij differentiatie. Desalniettemin blijven soms nog hele zones onder water, ook tijdens laagwater. In het zuidelijk deel is de voormalige zandstock niet volledig verwijderd, waardoor een deel niet als getijdengebied zal ontwikkelen. Door het niet verstevigen van de dijk met breuksteen is de vegetatiegradiënt niet onderbroken. Pioniersvegetaties koloniseren de lagere zones. Op de hogere zones wijzigen de vegetaties geleidelijk in estuariene types. De wilgenstruwelen en het populierenbos zijn bijna permanent geïnundeerd en slibben sterk op. De kruidlaag is er zeer beperkt. Helaas heeft Grote wateravel het gebied recent gekoloniseerd, waardoor de kans bestaat dat deze heel het intertidaal gebied zal innemen.

Evaluatie van de monitoringsstrategie:

Over het algemeen werd in de Zeeschelde heel veel ingezet op monitoring van de herstelsite zelf en werd relatief te weinig aandacht besteed aan monitoring van de directe omgeving, zowel als referentie als om de impact van het project op het estuarien functioneren te evalueren. Door de 'ad hoc' aard van de uitgevoerde monitoring was er geen goed uitgestippeld plan dat gevolgd werd, maar werd er telkens naargelang de mogelijkheden gehandeld. Voor de grootschaliger projecten die op stapel staan zou monitoring deel moeten uitmaken van het projectbudget en moet een goed uitgedacht monitoringplan opgesteld worden. Monitoring van de referentiegebieden moet ook van start gaan vooraleer de herstelwerken uitgevoerd worden. Als geheugensteun en hulp bij de interpretatie van de verzamelde data is het aan te raden om aan het monitoringprogramma een jaarlijkse fotografische survey toe te voegen waarbij telkens rond hetzelfde tijdstip en met dezelfde camerainstellingen foto's genomen worden vanaf dezelfde posities, bvb vanaf de staalnamelocaties (zogenaamde 'fixed-point photographic survey').

Met digitale terreinmodellen (DTM's), orthofoto's, hoogteprofielen, sederoplots en sederoplaatjes beschikte het INBO over voldoende middelen om de geomorfologische evoluties op te volgen en dit op verschillende schaalniveaus. Voor toekomstige projecten moet gebruik gemaakt worden van deze resultaten om, naargelang de situatie, de meest efficiënte combinatie van middelen te kiezen. Op geschikte terreintypes kan een Riegl-scanner ingezet worden om DTM's op te maken. Hoogteprofielen met behulp van een nauwkeurige GPS bleken erg bruikbaar om globale veranderingen in hoogteligging en helling op te volgen. Wat betreft de lokale opvolging van sedimentatie/erosie met sederoplots of sederoplaatjes, bleek dat een maandelijks meting voldoende frequent is in de beginperiode.

Indien metingen van de mediane korrelgrootte en percentage organische stof met dezelfde frequentie gebeuren als die met de sederoplots, kan de sedimentsamenstelling in verband worden gebracht met sedimentatie/erosieprocessen. Het lijkt nuttig om ook het chlorofyl a gehalte nauwgezet op te volgen als maat voor de kolonisatie door microfytobenthos. Het microfytobenthos heeft een effect op de sedimentstabiliteit en vormt een voedselbron voor een aantal bodemdieren en watervogels. Er zal onderzocht worden hoe andere bodemvariabelen zoals bodemdensiteit, watergehalte, redoxpotentiaal en sulfidegehalte mee in het monitoringsprogramma kunnen opgenomen worden.

In tegenstelling tot op de Britse herstelsites werden naast zware metalen ook organische contaminanten onderzocht. Dit leverde nuttige bijkomende informatie op. Er zal onderzocht worden of stalen van de bovenste 2cm (i.p.v. de huidige 10cm) een beter beeld geven van de kwaliteit van recent afgezet sediment.

Tot op heden werden slechts beperkt floristische gegevens verzameld binnen de gebieden. Vergelijking van floristische data met de vegetatieopnames moet uitwijzen of het essentieel is floristische data te verzamelen. Deze worden namelijk gebruikt om de kwaliteit van het schor mede te bepalen. Het verzamelen van floristische data kan gebeuren op het niveau van schorren, ofwel wordt gebruik gemaakt van een raster.

Wat betreft de bodemdieren moet er naar gestreefd worden om de staalname jaarlijks in dezelfde maand te laten doorgaan. Dit voor een betere interpreteerbaarheid van de gegevens. Een hogere staalnamefrequentie lijkt niet mogelijk, wegens de grote tijdsbesteding die nodig is voor het verwerken van de stalen. Uniformiteit met meetmethoden elders moet zoveel mogelijk nagestreefd worden, voor de vergelijkbaarheid van de resultaten.

Een maandelijks opvolging van de avifauna lijkt het maximum haalbare. De monitoring moet echter meer gestructureerd dan tot nog toe kon gerealiseerd worden en moet volgens een vast plan verlopen.

Summary

With the decisions about the Development outline 2010 and the updated Sigmaphan, the Dutch and Flemish governments are committed to leap forward with the ecological rehabilitation of the Schelde-estuary. An important challenge is the creation of tidal wetlands; the transformation of woods or agricultural land into tidal mudflats and marshes. In order to assess the feasibility and to identify possible problems any similar small scale projects already in place should be studied in detail. Analysis of their evolution can improve our apprehension of the larger scale future plans. This report deals with the monitoring results of three small scale tidal wetland restorations in the Zeeschelde. The restoration measures as well as the monitoring strategies are evaluated. A fourth project was finished only recently and is discussed only briefly.

In 2003 Ketenisse schor, in the brackish part of the estuary, was separated from the inland by the construction of a new dike and the area itself was lowered back under mean high water level. An open brackish tidal area of 60ha (35.5ha restored) was created. A similar measure was taken in 2004 on the Paardenschor, in order to restore 12ha of brackish tidal wetland. However, this site resembled more a breached site because some existing tidal marsh remained between the river and the restored area. Also in 2004, a long and narrow fresh tidal zone with terraces (1.6ha) was created near Paddebeek, in a part of the estuary where tidal wetlands are scarce. In Heusden a fresh tidal wetland of 10ha was created through realignment in 2006. The old dike was lowered to mean high water level and two breaches to mean low water level were excavated where the old drainage sluices used to be.

At each of the project sites changes in geomorphology, sediment characteristics, sediment quality, vegetation, macrozoobenthos, avifauna and fish were studied in the first years after restoration. These developments were compared as much as possible to the situation on nearby tidal wetlands.

Geomorphology:

Sedimentation/erosion was evaluated on three different spatial scales: locally with sedimentation/erosion plots, along trajectories perpendicular to the river with RTK-GPS and full cover with LIDAR and aerial photography. Areas under MHW with a gentle slope were subject to net sedimentation. The sedimentation rate was directly proportional to shelter (width of the area on open tidal areas and distance from the breach in breached areas). Areas with a steep slope were subject to erosion. A critical overall slope of 2.5% was calculated. Above this slope erosion was more likely to take place. Depressions acted as sediment traps and filled relatively quickly. Zones above mean high water level showed very little geomorphologic changes in this short study period. Local patterns were related to resistant layers on the surface, such as clay banks. Sedimentation/erosion was the overall result of slope, intertidal elevation, width, shelter and soil properties. In some combinations no net sedimentation or erosion was observed, but both processes alternated in time, probably according to the composition and dynamics of the inundating water. In this study only characteristics of the restored site were considered. To validate these conclusions in a wider context it would be necessary to take local estuarine characteristics such as local sediment budget and wave energy into account.

Dendritic and sinuous creek systems only developed in zones with net sedimentation. Creek development was found to be directly proportional to the mean width of the area perpendicular to the river. More higher order creeks developed in wider areas. An exponential and inverse relationship between slope and creek development was found. In open realignments separate parallel creek systems developed whilst in a breached situation fewer but bigger systems with higher order creeks developed. In future monitoring more attention should be paid to differences between breached systems and open areas.

Sediment characteristics:

In the restored sites with net sedimentation the soil developed from sand to fine sands or silt. On locations where erosion and sedimentation alternated, a high variability in median grain size was observed but no correlation between median grain size and the occurrence of sedimentation or erosion could be established. However, a negative correlation between erosion and chlorophyll a content was found. On most locations organic matter percentage increased but only in the extremely sheltered locations it became comparable to that of existing mudflats. The study period was too short to evaluate the time needed to establish fully functional tidal wetland soils. The expectation is that the

organic matter content will build up at a rate that is inversely proportional to local dynamics. A negative correlation between median grain size and organic matter content and chlorophyll a was found as well as a positive relation between organic matter and chlorophyll a in the upper sediment layer. Several studies report an inverse correlation between median grain size and tidal elevation. This gradient could not be established in this study. This is probably related to geomorphologic diversity as well as the short observation period since restoration. Moreover, local differences in dynamics also play a role. This eventual gradient should be examined on a more local scale and in more uniform conditions. An altitude gradient in chlorophyll a concentrations was found, related to exposure time and potential photosynthetic activity. Organic matter and chlorophyll a content were found to be higher in spring and summer.

Sediment quality:

Immediately after the restoration of the Paardenschor and Ketenisse schor the calculated scores for total pollution on the restored areas and the original mudflats were comparable. Even sampling locations where very little sedimentation or net erosion took place also showed high levels of total pollution from the very first sampling campaign. However, the sediment of the original mudflat at Ketenisse schor showed higher concentrations of cadmium and mercury. Occasionally significant differences in sediment quality were observed between two nearby sampling locations, despite corrections made for silt and organic matter content when calculating the quality scores.

The general expectation or fear for tidal wetland restoration in the Zeeschelde is that sediment quality on the restored sites would deteriorate through deposition of contaminated sediment. However, at most sampling stations the score for total pollution did not change over time. Only individual contaminant concentrations changed considerably at some sampling locations. In Heusden recently deposited sediment showed significantly higher concentrations of organic contaminants whilst the original soil was more contaminated with heavy metals.

Vegetation:

The restored areas were partly colonized by macro-algae and higher plants during the first growing season. A well defined distinction was found between plant communities on restored sites situated in the brackish part and the freshwater part of the river Scheldt. In the brackish part 11 vegetation types were distinguished, whereas in the fresh water part there were 6 types. This is mainly due to the larger surfaces and the marked differences in topography and inundation frequency at the restored sites in the brackish part. In general, locations situated high in the tidal frame were colonized most rapidly. However, significant differences were observed between the sampling stations and not all changes could be linked to tidal elevation. The stability and succession of the vegetation and the colonization rate were strongly related to geomorphological processes, which were in turn directed by the condition of the area just after restoration. On marshes with a steep slope erosion and regressive succession were observed. Areas with continued sedimentation and a more gentle slope showed progressive succession.

Macrozoobenthos:

Benthic invertebrates rapidly colonized the restored areas. Only one month after restoration several taxa were found. The number of taxa quickly increased. On the Paardenschor the number of taxa remained highest on the original mudflat throughout the study period. On Ketenisse schor on the other hand, the number of taxa was higher on the restored area than on the original mudflat after October 2004. This was probably more related to the large differences in habitat characteristics between the locations on the restoration site and on the original mudflat. Mainly mobile taxa appeared shortly after restoration in the brackish part, particularly *Nereis diversicolor* and *Corophium volutator*. Less mobile species remained rare throughout the study period. It is expected that the populations of those species will become larger in the future. In total about 20 benthic invertebrate taxa were found at the Paardenschor and Ketenisse schor. The number of benthic taxa at Paddebeek was small and species composition differed from that at the brackish restoration sites. Only *Paranais littoralis* was found on all sites. Both abundance and biomass of benthic invertebrates were low at the start of the monitoring but quickly increased throughout the study period. Until spring 2005 abundances and biomasses were lower on the restored area of the Paardenschor than on the original mudflat. Afterwards they compared to each other. The low abundances observed on the original mudflat at Ketenisse schor were probably related to the dynamics of the habitat type involved. *C. volutator* and *N. diversicolor* made the largest contributions to total biomass. Densities of Oligochaeta remained relatively low on

the restored sites. This is possibly related to the absence of a planctonic larval stage in this species group. At Paddebeek low abundances of *Oligochaeta* were found immediately after restoration but they quickly increased significantly. As soon as marsh vegetation colonised the higher zones, snails such as *Alderia modesta* and *Assimineia grayana* followed, as well as herbivorous Tulipid and Limoniid insect larvae.

Avifauna:

Birds occupied the restored areas almost immediately after restoration. In the first years the distinct wintering seasonal pattern of the Zeeschelde was absent on the restored sites.

A total of 19 species of water birds were recorded at the Paardenschor. Common Shelduck, Mallard, Curlew and Oystercatcher were almost always observed. The restored site is used for foraging as well as roosting. Benthic invertebrates are abundant and the inundation time of the newly created mudflat is limited. Only few suitable breeding sites were available throughout the study period. The importance of the Paardenschor as a breeding ground is expected to increase as parts of it develop into tidal marsh.

At the Ketenisse schor a total of 46 water bird species were recorded. After three seasons a wintering pattern started to develop. Ducks, especially Shelduck, were the most abundant species but also waders and geese were numerous. Waders and Shelduck mainly foraged on the wider muddy areas in the central zone of the restored area, where benthic invertebrates were most abundant. The numbers of roosting birds were also highest on these areas. The highest numbers of geese, mostly Greylag geese, were observed in winter. They primarily foraged on the restored areas with *Scirpus maritimus*. At Ketenisse schor the number of breeding waders, particularly Avocet and Little ringed plover, decreased and the numbers of reed birds increased as higher vegetation established.

Fish:

In the brackish restored areas fish utilised the restored sites for foraging at high tide. In the freshwater restored sites remaining pools also seem to function as spawning and nursing habitat for tolerant species such as Prussian carp and Stone moroko.

Evaluation of the restoration design:

Paardenschor: The initial tidal elevation and site slope were well chosen. Creek network systems seem to establish without the specific excavation of a creek onset. However, this might have enhanced the habitat differentiation within the site and its suitability as fish habitat. The old dike might have been excavated more, but this might have led to erosion on the transition to the Schor Ouden Doel. Overall there is net sedimentation, with local erosion in the developing creek network system. The sediment is colonised by benthic invertebrates, predated on by water birds and fish. Higher vegetation is developing slowly. The site is functional as a roost and foraging site rather than as a breeding site. This type of low dynamic mudflats, relatively high in the tidal frame adds valuable foraging time and space for water birds. However, its design could have been adapted to enhance its habitat functions for fish.

Ketenisse schor: The slopes at the extreme ends of the site are too steep and net erosion takes place. In the central part two aspects of the final design differed significantly from the original plan. Some areas, where the topsoil was not useful as construction material for dikes, were not excavated below mean high water level and remained almost supratidal. The old dike was not removed according to plan and as a result almost flat plateaus, with a steep slope towards the river were constructed instead of a gentle overall slope from the dike to the river. This had consequences for the habitat functions of the site. At T0 higher vegetation was already in place, supratidal as well as tidal marsh vegetation. Some of it died off, in other places it remained and served as source for typical fauna and flora. The plateaus now provide low dynamic habitat. They silted up and a relatively rich macro-benthic invertebrate community was built up, providing extra foraging and roosting time and space for birds. The steeper parts of the site showed net erosion and seemed less functional as habitat. If the central slope would have been excavated according to plan sedimentation/erosion and habitat development would have been quite different. There would have been relatively less mudflat with a long exposure time. On the other hand, habitat diversity and gradual transitions might have been more elaborate.

Paddebeek: Through the inland shifting of the dike a small tidal area could develop in an area of the river Schelde where mudflats and marshes are scarce. Because of the construction of terraces with willow wicker, stone rubble was not necessary to protect the new dike. Unfortunately the greater part of the old dike remained in place, hindering proper drainage, creek formation and colonisation. To allow some drainage several stones should be removed. The terraces were constructed with live willow wicker. As a consequence, willow shrubs established very quickly, which accelerated vegetation succession. The site has limited habitat functions for birds. Nevertheless, it is valuable for the connectivity of the tidal wetlands in this part of the Zeeschelde.

Heusden LO: The new inland dike is not fortified with stone rubble, and the topography of the restored site was not altered. The old dike was not lowered to MLW level as planned but rather to MHW. Initially the site only inundated at spring tides and it was not drained at low tide. Later two breaches to MLW were added where the old sluices used to be, connecting to ditches. It then had every aspect of a breached site with a strongly accentuated spring tide/neap tide differentiation in the inundation regime. Nevertheless, some areas remained inundated at low tide and the southern part where the sand stock for the dike construction works was not completely removed remained supratidal. As a result of this design a site with a great variety of habitat types was created, with permanent pools, mudflats and all stages of a typical tidal marsh vegetation. The vegetation gradient from low marsh to supratidal was uninterrupted because of the absence of fortifications. Unfortunately the area was recently colonised by Floating marsh pennywort, an invasive species. Chances are that this species will soon invade the complete tidal area.

Evaluation of the monitoring design:

The monitoring design was evaluated based on the results and analyses and it was compared to the strategies of three British restoration sites.

Generally in the Zeeschelde more effort was put in site success monitoring on the site itself and relatively too little attention was paid to impact verification monitoring and 'reference measurement' of identical variables on established tidal wetlands with similar characteristics. Because of the often 'ad hoc' situation monitoring schemes were more according to the possibilities on the spot. For the larger scale projects of the Development outline 2010 and the updated Sigmaplan monitoring should be part of the project planning and budget. Reference and impact verification monitoring should start well before the restoration works. A yearly fixed point photographic survey would help to keep track of the changes over time, to visualise them and to facilitate the interpretation of the collected data. The extensive gamut of tools (LIDAR, aerial views, sedimentation/erosion plots, etc.) used to evaluate morphological changes meet the needs to monitor morphological changes on different scales. For future projects the results of these exercises should be used to select the most appropriate combination of tools, according to the situation. Due to the high costs and relatively long time needed to plan the financing of LIDARs and aerial views, availability of those tools cannot always be guaranteed. Alternatively laser altimetry by means of a Riegl-scanner can be used if the geometry of the site is adequate. Profiles and surveys with RTK-GPS also seemed adequate to follow-up global changes in slope and tidal elevation. Local morphological changes were monitored with sedimentation/erosion plots or plates. Monthly measurements of the sedimentation/erosion plots and plates proved to be sufficient.

Sampling sediment characteristics such as median grain size and organic matter content simultaneous with sedimentation/erosion processes is recommended to analyse the relation between those variables and processes. Monitoring the chlorophyll a content is recommended to evaluate the colonisation with microphytobenthos as it plays an important role in sediment stability and as a food source for several species of benthic invertebrates and water birds. The set of measured sediment characteristics should ideally be expanded with soil density, water content, redox potential and sulphide content.

Contrary to the monitoring on the British restoration projects, not only heavy metals but also organic pollutants were measured. This additional information proved to be very useful. The set of pollutants should remain the same in future monitoring campaigns. Sampling the top 2cm horizon instead of the top 10cm will be considered. This may yield a better reflection of the quality of recently deposited sediment. The number of sampling points for sediment quality can be restricted to a few for each site. So far only few floristic data were collected. These data are generally used to determine marsh quality. Comparison of floristic data with data collected in permanent quadrates will reveal whether this needs elaboration.

For a better interpretation of macrobenthic data sampling should take place in the same month each year and for every site. Increasing the sampling frequency is not feasible due to the labour-intensive process of handling the samples.

Monitoring the water birds on a monthly base seems to be the maximum that is possible. The monitoring, however, should be on a more structural base and according to a fixed protocol.

Inhoudstafel

Dankwoord
Samenvatting
Summary

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding van dit onderzoek	1
1.2	Doelstellingen	2
2	Leeswijzer	2
3	Sleutelfactoren, processen en functionele respons bij herstel van het getijregime	3
3.1	Processen	3
3.1.1	Wijzigingen in relatieve hoogteligging: accretie/erosie/relatieve daling	3
3.1.1.1	Sleutelfactoren	3
3.1.1.2	Toepassing bij de inrichting	4
3.1.2	Kreekontwikkeling	5
3.1.2.1	Sleutelfactoren	5
3.1.2.2	Toepassing bij de inrichting	5
3.2	Functionele respons	5
3.2.1	Vegetatievestiging	5
3.2.1.1	Sleutelfactoren	5
3.2.1.2	Toepassing voor inrichting en beheer	6
3.2.2	Fauna	6
3.2.2.1	Sleutelfactoren	6
3.3	Relevante sleutelfactoren voor de herstelprojecten langs de Zeeschelde	6
4	Beschrijving van de estuariene herstelmaatregelen	11
4.1	Paardenschor	11
4.1.1	Projectbeschrijving	11
4.1.2	Gebiedsbeschrijving	12
4.1.3	Monitoringsprogramma	12
4.2	Ketenisse schor	15
4.2.1	Projectbeschrijving	15
4.2.2	Gebiedsbeschrijving	16
4.2.3	Monitoringsprogramma	18
4.3	Paddebeek	22
4.3.1	Projectbeschrijving	22
4.3.2	Gebiedsbeschrijving	23
4.3.3	Monitoringsprogramma	23
4.4	Heusden	26
4.4.1	Projectbeschrijving	26
4.4.2	Gebiedsbeschrijving	27
4.4.3	Monitoringsprogramma	28
5	Geomorfologische wijzigingen	29
5.1	Materiaal en methode	29
5.1.1	Orthofoto's	29
5.1.2	Digitaal terreinmodel (DTM)	30
5.1.3	Laser-altimetrie Riegl-scanner	30
5.1.4	Profielmetingen	30
5.1.5	Sederoplots	31
5.1.6	Sederoplaatjes	31
5.2	Resultaten	32
5.2.1	Paardenschor	32
5.2.1.1	Gebiedsdekkende 3D-kaart op basis van de Riegl-scan	32
5.2.1.2	Hoogteprofielen	35
5.2.1.3	Lokale sedimentatie/erosie-metingen:	36
5.2.2	Ketenisse schor	38
5.2.2.1	Gebiedsdekkende toestands- en verschilkaarten op basis van de DTM's	38
5.2.2.2	Geulen- en krekerverwevenheid	43

5.2.2.3	Hoogteprofielen en lokale sedimentatie/erosie-metingen	46
5.2.2.4	Sturende variabelen voor sedimentatie/erosie	54
5.2.3	Paddebeek	55
5.2.3.1	Hoogteprofiel	55
5.2.3.2	Lokale sedimentatie/erosie-metingen	56
5.3	Bespreking	57
6	Sedimentkarakteristieken	59
6.1	Materiaal en methode	59
6.1.1	Staalname	59
6.1.2	Staalnamenfrequentie	59
6.1.3	Analyse	59
6.2	Resultaten	60
6.2.1	Paardenschor	60
6.2.2	Ketenisse schor	62
6.2.2.1	Granulometrie en organische stof	62
6.2.2.2	Chlorofyl a	68
6.2.3	Paddebeek	69
6.3	Bespreking	70
7	Sedimentkwaliteit	73
7.1	Materiaal en methode	73
7.1.1	Staalname	73
7.1.2	Staalnamefrequentie	73
7.1.3	Analyse	73
7.1.4	Beoordeling fysisch-chemische sedimentkwaliteit	74
7.2	Resultaten	75
7.2.1	Paardenschor	75
7.2.2	Ketenisse schor	77
7.2.3	Paddebeek	80
7.2.4	Heusden	80
7.3	Vergelijking sedimentkwaliteit herstelprojecten met naburige gebieden	81
7.3.1	Naburige gebieden Paardenschor	81
7.3.2	Naburige gebieden Ketenisse schor	81
7.3.3	Naburige gebieden Paddebeek	82
7.3.4	Naburige gebieden Heusden	82
7.4	Bespreking	82
8	Vegetatie	84
8.1	Materiaal en methode	84
8.1.1	Analytische fase	84
8.1.2	Synthetische fase	85
8.2	Resultaten	87
8.2.1	Resultaten Twinspace	87
8.2.2	Vegetatietypologie	90
8.2.3	Vegetatiekaarten	101
8.2.3.1	Paardenschor	101
8.2.3.2	Ketenisse schor	103
8.2.3.3	Paddebeek	105
8.2.4	Hoogten	107
8.2.5	Successie	109
8.3	Bespreking	113
9	Bodemdieren	115
9.1	Materiaal en methode	115
9.1.1	Macrobenthos	115
9.1.1.1	Staalname	115
9.1.1.2	Staalnamefrequentie	115
9.1.1.3	Analyse	115
9.1.1.4	Biomassabepaling	115
9.1.2	Oligochaeta	116
9.1.2.1	Staalname	116
9.1.2.2	Staalnamefrequentie	116

9.1.2.3	Analyse.....	116
9.2	Resultaten	117
9.2.1	Paardenschor	117
9.2.1.1	Soortendiversiteit benthos.....	117
9.2.1.2	Densiteit en biomassa benthos	119
9.2.1.3	Soortendiversiteit Oligochaeta	126
9.2.1.4	Densiteit Oligochaeta	127
9.2.1.5	Benthos in de Oligochaetenstalen	129
9.2.2	Ketenisse schor.....	131
9.2.2.1	Soortendiversiteit macrobenthos.....	131
9.2.2.2	Densiteit en biomassa benthos	133
9.2.2.3	Soortendiversiteit Oligochaeta	140
9.2.2.4	Densiteit Oligochaeta	141
9.2.2.5	Benthos in de Oligochaetenstalen	146
9.2.3	Paddebeek	146
9.2.3.1	Soortendiversiteit Oligochaeta	146
9.2.3.2	Densiteit Oligochaeta	147
9.2.3.3	Benthos in de Oligochaetenstalen	147
9.3	Bespreking	148
10	Avifauna	152
10.1	Materiaal en methode	152
10.1.1	Paardenschor.....	152
10.1.1.1	Watervogels	152
10.1.1.2	Broedvogels	152
10.1.2	Ketenisse schor.....	152
10.1.2.1	Watervogels	152
10.1.2.2	Broedvogels	154
10.2	Resultaten	155
10.2.1	Paardenschor.....	155
10.2.1.1	Watervogels	155
10.2.1.2	Broedvogels	157
10.2.2	Ketenisse schor.....	157
10.2.2.1	Watervogels	157
10.2.2.2	Broedvogels	173
10.3	Bespreking	174
11	Vissen.....	176
11.1	Materiaal en methoden	176
11.1.1	Afvissingen:.....	176
11.1.2	Dieetaanalyse:.....	176
11.2	Resultaten	177
11.3	Besluiten.....	179
12	Evaluatie van de monitoringsstrategie	180
12.1	Geomorfologische wijzigingen	180
12.1.1	Doelstellingen.....	180
12.1.2	Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie	180
12.1.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	182
12.1.4	Besluiten.....	184
12.2	Sedimentkarakteristieken.....	185
12.2.1	Doelstellingen.....	185
12.2.2	Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie	185
12.2.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	186
12.2.4	Besluiten.....	187
12.3	Sedimentkwaliteit	187
12.3.1	Doelstellingen.....	187
12.3.2	Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie	187
12.3.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	188
12.3.4	Besluiten.....	188
12.4	Vegetatie	188
12.4.1	Doelstellingen.....	188

12.4.2	Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie	188
12.4.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	189
12.4.4	Besluiten.....	190
12.5	Bodemdieren.....	190
12.5.1	Doelstellingen.....	190
12.5.2	Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie	190
12.5.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	191
12.5.4	Besluiten.....	192
12.6	Avifauna	192
12.6.1	Doelstellingen.....	192
12.6.2	Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie	192
12.6.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	192
12.6.4	Besluiten.....	193
12.7	Vissen.....	193
12.7.1	Doelstelling.....	193
12.7.2	Monitoringsstrategie	193
12.7.3	Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten	194
12.8	Algemene besluiten monitoringsstrategie	194
13	Referenties	196

Bijlagen

1 Inleiding

1.1 Aanleiding van dit onderzoek

In de Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium (kortweg Ontwikkelingsschets of OS2010) van 11 maart 2005 zijn door de Nederlandse en Vlaamse regering besluiten genomen die de aanleiding zijn voor de uitvoering van een groot aantal projecten om de toegankelijkheid, de veiligheid tegen overstromingen en de natuurlijkheid in het Schelde-estuarium te verbeteren. De projectorganisatie ProSes2010 coördineert alle projecten van de Ontwikkelingsschets en is de formele opdrachtgever. In het MONEOS T-V-N programma worden specifieke plannen opgemaakt voor het uitvoeren van systeem- en projectmonitoring ten aanzien van de toegankelijkheid, veiligheid tegen overstromen en natuurlijkheid in het Schelde-estuarium.

Langs de Zeeschelde zijn recent een aantal kleinschalige herstelprojecten van intergetijdengebieden gerealiseerd door W&Z afdeling Zeeschelde en door het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen. Het Ketenisse schor, gelegen in de brakke overgangszone van de Zeeschelde, is een voormalig schor waarop baggerspecie van de Liefkenshoektunnel gedeponeerd werd. Als compensatie voor de Noordzee containerterminal werd het gebied in 2002 terug afgegraven tot hoog slikniveau om een goede uitgangssituatie voor schorvorming te creëren. Het Paardenschor, in de brakke zone, was een restant van het gebied dat in de jaren 60 werd opgehoogd bij de bouw van de kerncentrale van Doel. In het kader van het Sigmaplan werd het gebied in 1984 ingedijkt met een dijk op 11mTAW. Als compensatie voor de bouw van het Deurganckdok werd deze Sigmadijk in 2004 herlegd achter het gebied, dat werd afgegraven tot op hoog slikniveau. Door het voorliggende schor te sparen is er slechts over beperkte lengte direct contact met de Zeeschelde en heeft het Paardenschor meer weg van een ontpoldering door dijkdoorbraak. Het project Paddebeek werd gerealiseerd in 2004 toen de dijk tussen Paddebeek en de brug van Schoonaarde op Sigmahoogte gebracht werd. De dijk werd hierbij over een deel van de lengte landinwaarts verlegd om een slik/schor gebied met terrassen te realiseren in een deel van de zoete zone van het estuarium waar slikken en schorren zeer schaars zijn. Langs de tij-arm in Gent werd in 2006 een ontpoldering van ca. 10ha gerealiseerd ter hoogte van de Heusdenbrug. Landwaarts werd een nieuwe dijk gelegd en de oude dijk werd afgegraven tot GHW-GHWS. Bijkomend werden twee bressen gemaakt ter hoogte van de oude afwateringsluizen.

Deze projecten kunnen beschouwd worden als de voorlopers van een aantal veel grootschaliger projecten die voor de nabije toekomst op stapel staan in het kader van de OS2010 en de actualisatie van het Sigmaplan. Ze zijn daarom de ideale onderzoekssites om de huidige, vooral modelmatig verkregen inzichten rond herstel van intergetijdengebieden te toetsen, bij te stellen of te vervolledigen. Onderzoek van de evolutie van een welgekozen set van variabelen binnen deze gebieden verschaft informatie over de cruciale en de kritische ontwikkelingen die zich typisch voordoen binnen verschillende inrichtingsvormen. Het moet ook toelaten om verschillen in de ontwikkeling van slik- en schorgebieden tussen de belangrijkste ecologische zones van de Zeeschelde vast te stellen. De resultaten bieden de kans om de effectiviteit en de efficiëntie van de inrichtingsmaatregelen voor intergetijdengebieden te optimaliseren. Ze moeten ook toelaten om de te verwachten impact van grootschaliger natuurprojecten met een aanvaardbare zekerheid te communiceren. Bovendien kunnen ook de op te volgen variabelen en de monitoringsmethoden geoptimaliseerd worden op basis van deze eerste bevindingen.

Het INBO heeft steeds in de mate van het mogelijke de evoluties van de uitgevoerde herstelmaatregelen geregistreerd door telkens van bij het begin een vaste set variabelen volgens hetzelfde stramien te monitoren.

In dit rapport komen enkel de zogenaamde 'ontpolderingsprojecten' aan bod, herstelprojecten met herintroductie van het getijregime als enige doelstelling. Het Lippenbroek te Hamme, een project dat in 2006 gerealiseerd werd, is een gecontroleerd overstromingsgebied (GOG) waarin door middel van speciale sluisconstructies estuariene natuur onder gecontroleerd gereduceerd getij gerealiseerd wordt (GOG-GGG). Het betreft een pilootproject, speciaal uitgevoerd om deze combinatie veiligheid/estuariën herstel uit te testen en op punt te stellen. Het is dan ook eerder een onderzoeksproject met veel gedetailleerder programma, uitgevoerd en gerapporteerd door de Universiteit van Antwerpen (Maris *et al.*, 2007).

1.2 Doelstellingen

Gebaseerd op literatuurstudie werden wetmatigheden over te verwachten evoluties bij ontpolderingen afgeleid. Evoluties in de herstelprojecten langs de Zeeschelde de eerste jaren na de werkzaamheden worden hieraan getoetst aan de hand van de monitoringsresultaten. De herstelprojecten situeren zich in brak- en zoetwatergebied. Langs deze gradiënt varieert ook het getijregime en bovendien verschillen de inrichtingsvormen. Er wordt nagegaan hoe gebiedsspecifieke kenmerken en inrichtingsvorm de ontwikkeling van habitats en gemeenschappen mee sturen.

Naast de verwerking en bespreking van de monitoringsgegevens, worden ook het monitoringsopzet en de gebruikte methoden geëvalueerd. Hierbij wordt nagegaan of de variabelen voldoende frequent werden opgevolgd, of er variabelen ontbreken of overbodig zijn en of er steeds met de best beschikbare technieken werd gewerkt. Het monitoringsplan wordt in een ruimer kader geplaatst en getoetst aan monitoringsprogramma's die elders opgesteld werden bij vergelijkbare herstelprojecten.

Het doel is dus enerzijds verwerking, interpretatie en evaluatie van de verzamelde data om de uitgevoerde natuurherstelmaatregelen te beoordelen, maar anderzijds ook de gevolgde monitoringstrategie op de korrel nemen. Beide aspecten kunnen waardevolle input leveren bij de uitvoering en evaluatie van de natuurontwikkelingsmaatregelen voor intergetijdengebieden die in het kader van de OS2010 en de actualisatie van het Sigmaphan gepland worden in het Schelde-estuarium.

2 Leeswijzer

Monitoringsresultaten van Paardenschor, Ketenisse schor en Paddebeek worden geanalyseerd en besproken. Het project in Heusden werd zeer recent gerealiseerd. Een volledige analyse van de data is in dit stadium minder zinvol. Enkele opvallende resultaten m.b.t. bodemkwaliteit en de resultaten van de vis monitoring worden echter wel aangehaald.

Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van de wetmatigheden over te verwachten evoluties bij ontpolderingen die afgeleid werden uit de literatuur. Hoofdstuk 4 geeft per herstelproject een projectbeschrijving, een gebiedsbeschrijving, een overzichtstabel met de sturende variabelen en bespreking van het monitoringsprogramma. In hoofdstukken 5 tot en met 11 worden achtereenvolgens geomorfologie, granulometrie, sedimentkwaliteit, vegetatie, bodemdieren, avifauna en vissen telkens per herstelproject besproken. Aan het einde van ieder hoofdstuk worden ze getoetst aan de verwachtingen en worden de situatiespecifieke evoluties onderscheiden.

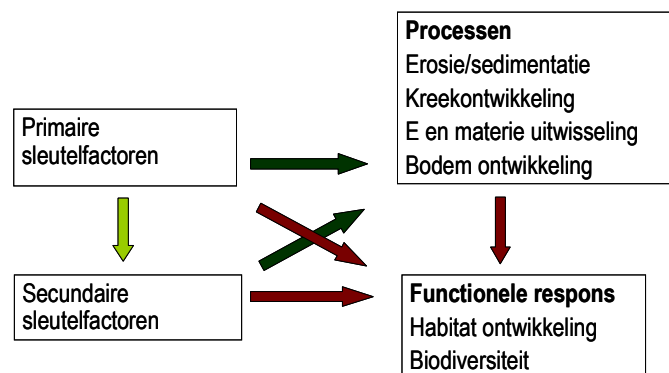
In hoofdstuk 12 wordt de monitoringstrategie op de korrel genomen.

3 Sleutelfactoren, processen en functionele respons bij herstel van het getijregime

Om bij herstel van intergetijdengebieden optimaal gebruik te kunnen maken van het zelfstructurerende vermogen van de natuur moeten de sleutelfactoren en –processen voor dit herstel zo goed mogelijk geïdentificeerd worden. Indien de functionele respons binnen aanvaardbare grenzen kan ingeschat worden volstaat het om, liefst eenmalig, de juiste uitgangssituatie te creëren en de fysische en chemische ontwikkeling van het gebied spontaan te laten gebeuren, waarna levensgemeenschappen ontstaan met de daaraan aangepaste samenstelling. De respons van intergetijdengebieden op een aantal sleutelfactoren wordt hier kort in algemene termen geschetst, op basis van een literatuurstudie over herstelprogramma's wereldwijd (van Oevelen *et al.*, 2000; Mertens & Van den Bergh, 2006). Het ontwerp van de herstelprojecten langs de Zeeschelde en de keuze van de opgevolgde variabelen in de monitoringsprogramma's zijn gebaseerd op dit verwachtingspatroon. De evolutie van de functionele respons zal hieraan getoetst worden.

Sleutelfactoren voor herstel van estuariene natuur houden verband met de plaats van het gebied langsheen het estuarium, de historiek van het gebied, de fysische dimensies, topografie en geologie.

De relatie tussen sleutelfactoren, processen en functionele respons van fauna en flora is vereenvoudigd weergegeven in figuur 3.1. Primaire sleutelfactoren (afstand tot de zee, getijregime strijklengte en windenergie in het estuarium ter hoogte van de ontpoldering, inpolderingsgeschiedenis, historisch landgebruik, oppervlakte en vormindex, grootte en positie van de bressen, aanwezig drainagestelsel, zaadbank, topografie en sedimentsamenstelling) interageren met en dicteren de secundaire sleutelfactoren (getij-indringing, -amplitude en -volume in de ontpoldering, hoogteligging in het getijvenster, inwendige golfslag, bodemkarakteristieken, nat/droog cyclus). Samen sturen ze de estuariene processen in het gebied (sedimentatie-erosie, kreekontwikkeling, en bodemontwikkeling). Sleutelfactoren en -processen samen lokken een functionele respons uit die gereflecteerd wordt in de habitatontwikkeling en biodiversiteit.



Figuur 3.1: Functionele respons bij ontpolderingen: algemeen patroon.

3.1 Processen

3.1.1 Wijzigingen in relatieve hoogteligging: accretie/erosie/relatieve daling

De hoogteligging in het getijvenster bepaalt het overstromingsregime en is een zeer bepalende factor voor het type habitat dat zal ontwikkelen: subtidaal, slik of schor.

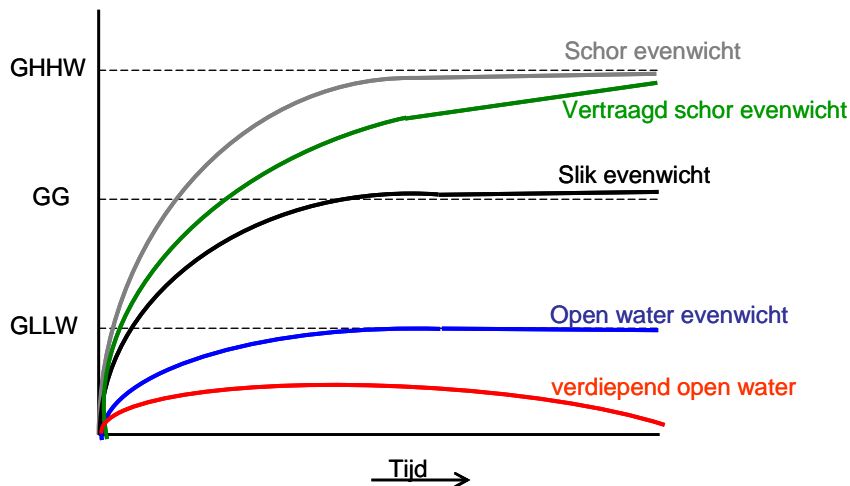
3.1.1.1 Sleutelfactoren

Na herstel van het getijdenregime kan de relatieve hoogte van een gebied drie kanten uit: ongewijzigd blijven, verhogen of verlagen. De richting van die evolutie is op elk moment de resultante van de balans tussen drie processen: accretie, erosie en bodemdaling, die elk op zich beïnvloed zijn door de interactie van verschillende factoren (tabel 3.1).

Tabel 3.1: Sleutelfactoren die de wijzigingen van de hoogteligging in het getijvenster veroorzaken (naar French *et al.*, 2000; Hughes & Paramor, 2004; Simenstad *et al.*, 2000; Williams & Orr, 2002).

Accretie	Erosie	Relatieve bodemdaling
<ul style="list-style-type: none"> •Getijregime -Hoogte in het getijvenster -Getijamplitude •Sedimentbalans -Toevoer vanuit het bekken -Nabijheid van slikken en ondiep water -Afstand tot het turbiditeitsmaximum •Sedimentatiesnelheid -Sedimentsamenstelling -Flocculatie •Accumulatie van organische biomassa -Onderwatervegetatie -Wortelmassa schorplanten 	<ul style="list-style-type: none"> •Golfenergie -Strijk lengte -Waterdiepte •Getijgolven/stromen •Sedimenteigenschappen/cohesie •Bioturbatie 	<ul style="list-style-type: none"> •Autocompactie •Grondwaterextractie •Gasontginning •Zeespiegelstijging

De interactie tussen deze processen evolueert naar een evenwichtssituatie of eindhoogte, die naargelang de uitgangssituatie snel of traag tot stand komt. Beginnend bij een subtidale of laag intertidale hoogte kan het zeer lang duren vooraleer men de richting van de evolutie met zekerheid kan definiëren (figuur 3.2). Als er wijzigingen optreden voor één van de sleutelfactoren dan zal de ontwikkeling zich naar verhouding aanpassen, zelfs in een gebied in dynamisch evenwicht.



Figuur 3.2: Mogelijke evoluties/eindstadia in een intergetijdengebied.

3.1.1.2 Toepassing bij de inrichting

Als voor een herstelproject doelstellingen en tijd om ze te halen strikt gedefinieerd zijn kunnen grondige kennis van het gebied m.b.t. de sturende factoren en inzicht in de morfologische processen gericht toegepast worden om deze doelstellingen te realiseren. Herstelgebieden kunnen opgehoogd of afgegraven worden om van de ideale uitgangshoogte te starten, sedimentatie kan bespoedigd worden door windbrekers in te lassen die de strijklengte verminderen, golfbrekers die de inkomende getij-energie afremmen, of door de bres zodanig te plaatsen dat het water veel sediment binnenbrengt.

3.1.2 Kreekontwikkeling

De functies en het belang van een goed kreeksysteem voor de estuariene functies zijn veelvuldig. Daarom werd veel onderzoek verricht naar optimale kreekinrichting door experimenten en modellering. Het blijkt belangrijk te zijn om maximaal in te spelen op reeds aanwezige gebiedseigen kenmerken zoals topografische verschillen.

3.1.2.1 Sleutelfactoren

-Hoogteligging in het getijvenster bij herstel van het getijregime: Uit de literatuur blijkt dat bij een relatief lage uitgangshoogte eerst kreken gevormd worden door sedimentatie tijdens de vloedstroom, naarmate het gebied hoger komt te liggen worden deze kreken verder uitgeschuurd door de ebstroom. Hoe meer we de sedimentatiefase zijn gang laten gaan hoe meer kans op hogere orde vertakkingen met een grote sinuositeit, dit is belangrijk voor uitwisseling van energie en stoffen, benthos en vishabitat. Indien van een hogere hoogteligging gestart wordt, zullen enkel erosieve kreekjes met weinig sinuositeit gevormd worden.

-Het aanwezige waterafvoerstelsel: Oude kreekrestanten nemen hun functie weer op en verhogen de kansen voor de ontwikkeling van een goed kreekstelsel als ze op de bres worden aangesloten. Indien de aanwezige grachten blijven liggen nemen zij van in het begin de aan/afvoerfunctie waar en krijgt men een ecologisch minder interessant (want minder gediversifieerd energie patroon en dus ook minder gediversifieerd habitatype patroon) aan/afvoerpatroon, het is dus raadzaam het grachten stelsel (gedeeltelijk) te dempen.

-Getij uitwisseling: Ontwikkeling van het kreekstelsel is rechtstreeks evenredig aan de getij-uitwisseling. Er ontstaat een evenwichtssituatie tussen het getijvolume en de kreekdimensies. Overgedimensioneerde kreken verzanden, ondergedimensioneerde grachten en kreken eroderen. Gereduceerde getij uitwisseling beperkt het getijvolume, kreekdimensies en –ontwikkeling.

-Helling: Een rivierwaartse helling bespoedigt de droog/nat cyclus en ebstroom erosie.

3.1.2.2 Toepassing bij de inrichting

Kreekontwikkeling en –functies kunnen worden verbeterd door te starten van de juiste uitgangshoogte met een zachte rivierwaartse helling, met maximale getij-uitwisseling, door de bressen aan te sluiten op kreekrestanten, een eerste kreekaanzet uit te graven. Hydraulische modellering kan helpen om de grootte van de bres en kreekaanzetten te optimaliseren.

3.2 Functionele respons

3.2.1 Vegetatievestiging

3.2.1.1 Sleutelfactoren

-Initiële hoogteligging: vegetatie vestiging start rond GHW. Eens gevestigd is laterale uitbreiding naar lagere gebieden mogelijk.

-Topografische heterogeniteit: gebieden met een grotere topografische heterogeniteit vertonen hogere vegetatie- en soortendiversiteit.

-Oppervlakte en vormindex: gebieden van meer dan 100ha bevatten na verloop van tijd meestal alle regionale karakteristieke soorten voor een schor. De breedte van het herstelde gebied is meer bepalend voor de diversiteit dan de lengte langs het estuarium.

-Droog-nat cyclus is medebepalend voor vegetatievestiging; de eerste hogere planten vestigen zich op goed gedraineerd sediment.

-Bodemeigenschappen: Zoutgehalte in de bodem moet representatief zijn voor de positie van het gebied in het estuarium. De snelheid waarmee dit bereikt wordt is mede bepaald door getij uitwisseling, accretie, temperatuur en regen.

-Voormalig landgebruik: Voormalige akkers kunnen sterk geconsolideerd en zeer vlak zijn. Verticale gradiënten zullen traag ontwikkelen. In sterk eutrofe omstandigheden kunnen wiermatten de vestiging van pioniers verstikken.

-*Zaden en propagulen* zijn meestal niet beperkend en worden met het getijdenwater aangevoerd indien er een schor voldoende dichtbij aanwezig is. De vegetatieontwikkeling wordt op elke plaats in het gebied bepaald door de evolutie van fysisch-chemische condities, natuurlijke kolonisatie zal dus duurzamer zijn dan aanplanten van gewenste soorten.

3.2.1.2 Toepassing voor inrichting en beheer

Ontwikkeling van vegetatiestructuren die vergelijkbaar zijn aan die op een natuurlijk schor krijgt betere kansen door van een uitgangshoogte onder GHW te starten. De ontwikkelingstijd zal langer zijn maar bodem, krekens, verticale structuurdiversiteit, droog/nat cycli zullen beter ontwikkelen en meer kansen bieden op volledige successiecycli. Maximale getij-uitwisseling bevordert fysisch en chemisch herstel tot de gewenste condities. Een goed doordachte structuur van kreekaanzetten kan de processen bevorderen. Tenslotte kan extensief graas- hakhout- of maaibeheer na verloop van tijd de diversiteit in de vegetatiestructuur bevorderen.

3.2.2 Fauna

3.2.2.1 Sleutelfactoren

Fysische en chemische processen en ontwikkeling van de vegetatiestructuur bepalen voor welke gemeenschappen het gebied als habitat kan dienen. Diverse gemeenschappen zullen zich vestigen op voorwaarde dat de soorten de plaats kunnen bereiken en de processen zich naar wens kunnen voltrekken. Gereduceerde getij-uitwisseling vertraagt de processen en vermindert de uitwisselingsmogelijkheden voor soorten. Gebieden onder gereduceerd getij zullen dus waarschijnlijk trager evolueren. Algemeen zullen de eerste stadia in de ontwikkeling gekenmerkt zijn door de aanwezigheid van opportunistische soorten.

-De eerste macrobenthogemeenschappen bestaan uit surface deposit feeders, subsurface feeders vestigen zich later.

-Vissen maken relatief snel en in grote getallen gebruik van herstelsites; de waarde van het gebied als vishabitat is echter bepaald door de functionaliteit als paai-, opgroei-, kraamkamer- en foerageergebied. Habitat diversiteit en de aanwezige prooi-organismen zijn zeer belangrijk voor deze functies.

-Vogels zijn zeer specifiek in habitatbehoeften en dikwijls doelsoort van herstelprogramma's. Specifieke maatregelen om geschikt habitat te voorzien kunnen nodig zijn, maar zijn zelden duurzaam.

3.3 Relevante sleutelfactoren voor de herstelprojecten langs de Zeeschelde

Uit de literatuurstudie worden een aantal relevante sleutelfactoren aangereikt voor estuariene herstelmaatregelen in het algemeen. Deze zijn niet alle even relevant voor de herstelmaatregelen die hier aan bod komen en voor sommige is de informatie voor de Zeeschelde niet onmiddellijk voorhanden in het gewenste formaat. Hiermee rekening houdend werd een set van primaire en secundaire sleutelfactoren voor deze rapportage geselecteerd, evenals een set van variabelen waarmee de resulterende processen en functionele respons in de ontwikkelingen van de herstelprojecten langs de Zeeschelde zullen geëvalueerd worden. Primaire sleutelfactoren zijn losstaande gebiedskenmerken; de hoedanigheid of waarde van secundaire sleutelfactoren kan gestuurd worden door manipulatie van één of meerdere primaire sleutelfactoren.

Tabel 3.2: Overzicht van sleutelfactoren, processen en functionele respons met omschrijving en verantwoording voor de Zeescheldepjecten (X: opgevolgd, (X): beperkt opgevolgd, -: niet opgenomen).

Primaire sleutelfactoren	Omschrijving en verantwoording	Opgenomen
Positie in estuarium (m van monding)	De positie van een herstelsite in het estuarium ten opzichte van de monding is enerzijds maat voor de relatieve beschutting, anderzijds voor de saliniteit.	X
Saliniteit (‰)	De saliniteit bepaalt mee de chemische bodemprocessen en de samenstelling van de levensgemeenschappen.	X
Getijamplitude (m)	Het plaatselijke getijverschil tussen GLLW en GHHW. Bepalend voor de getijdynamiek.	X
Sedimentvracht	De sedimentbalans van het overstromingswater bepaalt mede de richting van de sedimentatie/erosie balans. Ondanks het grote belang van deze variabele kon hier in dit kader geen aandacht aan besteed worden.	-
Externe golfenergie	De externe golfenergie is van belang voor golfaanval vanuit het estuarium. Hoge externe golfenergie betekent potentiële erosiegevoeligheid. Invloed hiervan op het herstelgebied is afhankelijk van de inrichting. Formule: (MaxStrijklengte * Wind probabilliteit) waarbij Strijklengte: de afstand waarover de wind kracht kan uitoefenen op het wateroppervlak. MaxStrijklengte: Maximale strijklengte over het estuarium naar het gebied (m). Wind probabilliteit: Kans op wind uit de richting van maximale strijklengte. Aangezien de besproken gebieden in beschutte bovenstroomse gebieden liggen is de potentiële impact van golfenergie door wind klein.	-
Tijd sinds herstel (jaar)	Aantal jaar tussen de herstelmaatregel en het eind van de monitoring. Deze periode bepaalt mede het ontwikkelingsstadium waarin het gebied zich bevindt.	X
Periode van inpoldering (jaar)	Periode waarover het gebied ingepolderd (en dus zonder getijdeninvloed) is geweest. Bij normale ontpolderingen is deze informatie van belang voor b.v. de mate van inklinking, verandering van bodemsamenstelling en samenstelling van de zaadbank. Voor de hier besproken herstelprojecten is dit minder relevant omdat het over afgravingen gaat.	-
Voormalig landgebruik	Landgebruik tijdens de periode van inpoldering bepaalt voor een belangrijk deel de mate van verstoring van de bodem. Voor de hier besproken herstelprojecten is dit minder relevant omdat het over geaccidenteerde bodems gaat.	-
Zaadbank	De aanwezige zaadbank in de bodem is eventueel bepalend voor de vegetatieontwikkeling. Enerzijds betreft het hier geaccidenteerde bodems, anderzijds was er praktisch gezien niet de mogelijkheid om de aanwezige zaadbank grondig te analyseren.	-
Oppervlakte (ha)	De oppervlakte van het gebied bepaalt mede het getijvolume, maar is ook maat voor potentiële duurzaamheid en functionele respons.	X

Tabel 3.2 (vervolg): Overzicht van sleutelfactoren, processen en functionele respons met omschrijving en verantwoording voor de Zeescheldepjecten (X: opgevolgd, (X): beperkt opgevolgd, -: niet opgenomen).

Primaire sleutelfactoren	Omschrijving en verantwoording	Opgenomen
Vormindex (-)	Met de vormindex wordt een getal geplakt op de compactheid van het gebied. De laagst mogelijke index is 1 voor een vierkante of ronde vorm. Hoe hoger de index hoe langgerechter het gebied is. De vorm is belangrijk voor de stromingspatronen in het gebied en daaruit volgende processen. Is in combinatie met de 'Oriëntatie t.o.v. kust' en 'Absolute dimensies doorbraak' ook medebepalend voor erosiegevoeligheid. Vormindex = Max. lengte/ Gemiddelde breedte Max. lengte = maximale lengte van het gebied (m) Gemiddelde breedte = gemiddelde van de breedtes (haaks gemeten op maximale lengte) gemeten op 25%, 50% en 75% van de maximale lengte (m).	X
Oriëntatie t.o.v. kust (5 windroosklassen tussen 0° en 90°)	Oriëntatie van de maximale lengte van het gebied t.o.v. de kustlijn van het estuarium ter plaatse, dit bepaalt mede hoe de getijenergie over het gebied verspreid wordt.	X
Absolute dimensies doorbraak (m)	Dimensie van de doorbraak. De grootte van de doorbraak bepaalt mede het getijvolume dat het gebied kan binnenstromen. Ook is het van belang hoe open het gebied is voor externe golfenergie.	X
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	Relatieve dimensie van de doorbraak t.o.v. de oppervlakte van het gebied. Deze maat zegt indirect iets over de mate van getijenergie waaraan het gebied onderhevig is.	X
Initiële Hoogteligging (mTAW)	De gemiddelde hoogteligging van het gebied onmiddellijk na herstel. In combinatie met de getijamplitude geeft dit het getijregime weer en daarmee b.v. het type habitat dat zal gevormd worden.	X
Helling (%)	Gemiddelde helling van het gebied. Een positieve helling betekent dat de helling zeewaarts is gericht en een negatieve helling landwaarts. Deze variabele bepaalt o.a. mede de drainagesnelheid van het gebied.	X
Sedimentsamenstelling (µm)	Gemiddelde korrelgrootte van het sediment. Hoewel deze ook als een resulterende variabele gezien kan worden (resultaat van voornamelijk accretieprocessen) wordt het toch als sturende variabele beschouwd. Deze variabele heeft invloed op de erosiegevoeligheid en kan ook invloed hebben op de vegetatieontwikkeling en kolonisatie door bentische fauna.	X
Drainering (m sloot/ha)	Het aantal meter drainagesloten per hectare onmiddellijk na herstel. Dit kunnen overgebleven sloten zijn van een drainagesysteem, of kreken die gegraven zijn in functie van het herstelmaatregel. Een hogere dichtheid van drainagesloten zorgt voor een betere drainage van het gebied.	X
Secundaire sleutelfactoren	Omschrijving en verantwoording	Opgenomen
Getijuitwisseling (%)	Mate waarin de waterstanden in het herstelproject die van het estuarium volgen. Is bepalend voor de dynamiek en habitatvorming.	X
Relatieve overstromingsfrequentie (%)	Relatief aantal keer dat het gebied overstroomt. Dit bepaalt o.a. de mate van estuariene (b.v. sediment, zout) invloed in het gebied. Wordt berekend uit gemiddelde hoogte en getijgegevens	X
Max. afstand tot doorbraak (m)	Maximale afstand van de rand van het gebied tot de doorbraak. Dit bepaalt hoe ver het water het gebied moet binnenstromen voordat het hele gebied geïnundeerd is.	X

Tabel 3.2 (vervolg): Overzicht van sleutelfactoren, processen en functionele respons met omschrijving en verantwoording voor de Zeescheldeprojecten (X: opgevolgd, (X): beperkt opgevolgd, -: niet opgenomen).

Secundaire sleutelfactoren	Omschrijving en verantwoording	Opgenomen
Interne golfenergie	<p>Interne golfenergie wordt veroorzaakt door wind. Een hoge interne golfenergie betekent dat er veel windgolven kunnen zijn die voor resuspensie zorgen of voorkomen dat materiaal kan bezinken. Hiermee is deze variabele van belang voor erosie-accretie processen.</p> <p>De interne golfenergie wordt berekend als: $(\text{MaxStrijklengteL} \cdot \text{Windprobabiliteit}) + (\text{MaxStrijklengteB} \cdot \text{Windprobabiliteit})$ waarbij: Strijklengte: de afstand waarover de wind kracht kan uitoefenen op het wateroppervlak. MaxStrijklengteL: maximale strijklengte over de lengte van het gebied (m). MaxStrijklengteB: maximale strijklengte over de breedte van het gebied (m). Wind probabiliteit: kans dat de wind over maximale lengte of breedte waait. Deze informatie was niet onmiddellijk beschikbaar. Aangezien de besproken gebieden in beschutte bovenstroomse gebieden liggen en relatief klein zijn is de potentiële impact van windenergie klein.</p>	-
Nat/droog cyclus	De nat/droog cyclus is bepalend voor allerhande biotische en abiotische processen. Praktisch gezien was er onvoldoende logistieke ondersteuning om het vochtgehalte in de bodem in functie van het getij te bepalen	-
Processen	Omschrijving en verantwoording	Opgevolgd
Erosie/sedimentatie (mm)	Locale toename/afname in relatieve hoogteligging door sedimentatie/erosie.	X
Erosie/sedimentatiesnelheid (mm/jaar)	Gemiddelde hoogtetoeename van het gebied op basis van topografische opnames. Bepaalt samen met de relatieve bodemdaling de evolutie van het getijvolume.	X
Relatieve bodemdaling (mm/jaar)	Gasextractie, waterontginning en autocompactie zijn in deze specifieke gevallen niet van toepassing, het tijdvenster is te beperkt om zeespiegelstijging of de evolutie van de waterstanden in het algemeen mee in beschouwing te nemen.	-
Kreekontwikkeling	Beoordeling van de ontwikkeling van een natuurlijk krekensysteem in een gebied op basis van luchtfoto's, naargelang de beschikbaarheid.	X
Bodemontwikkeling	De ontwikkeling en aanrijking van de bodem is bepalend voor kolonisatie door fauna en flora. In deze rapportage werd die opgevolgd door de evolutie van de sedimentsamenstelling op te volgen.	X
Chemische variabelen	Organisch stofgehalte, nutriënten, pH, redoxpotentiaal, saliniteit,... zijn bepalend voor chemische en biologische processen. Organische stofgehalte is de enige uit deze lijst die kon opgevolgd worden. Daarnaast werden zware metalen en organische polluenten in de bodem geanalyseerd, dit omwille van de vervuilingpolemie bij estuariene herstelprocessen.	X

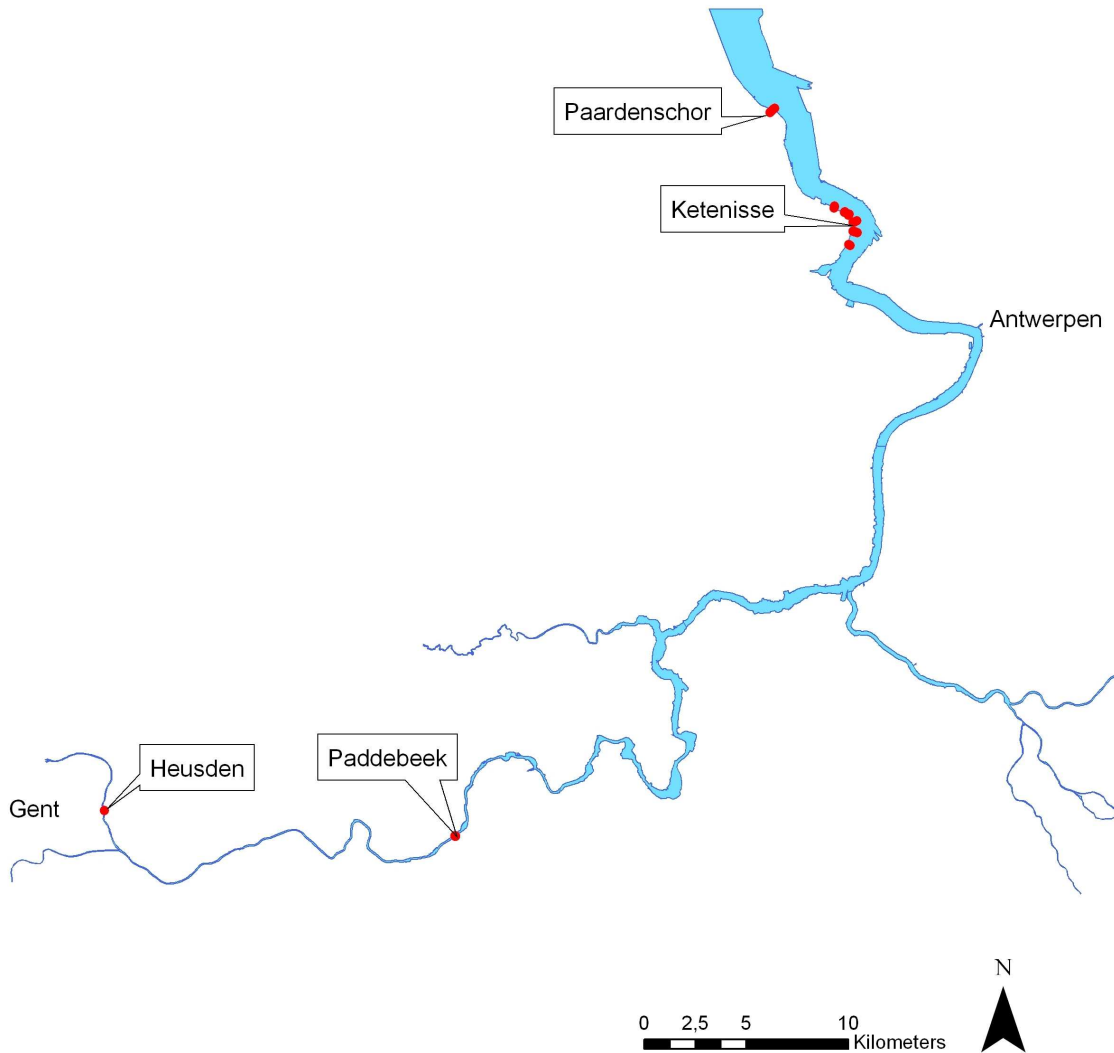
Tabel 3.2 (vervolg): Overzicht van sleutelfactoren, processen en functionele respons met omschrijving en verantwoording voor de Zeescheldeprojecten (X: opgevolgd, (X): beperkt opgevolgd, -: niet opgenomen).

Functionele respons	Verantwoording variabele	Opgevolgd
Vegetatievestiging	Oppervlakte, diversiteit, soortensamenstelling, successie .	X
In- en hyperfauna	Vestiging, soortensamenstelling, densiteit, biomassa van bodemdieren. Hyperfauna werd niet opgevolgd. Fytobenthos naargelang zich de gelegenheid tot samenwerking voordeed.	X
Pelagische fauna	Dankzij synergie met een ander project konden, echter slechts laat in het project, enkele malen fuiken uitgezet worden om het gebruik van de herstelsites door vissen te evalueren. Fytoplankton en zooplankton werden niet geëvalueerd. Gezien er volledige getij-uitwisseling is en deze populaties passief met het water meegevoerd worden is dit ook niet echt relevant in het kader van deze kleinschalige projecten.	(X)
Watervogels	Het gebruik van de herstelsites door watervogels werd in de mate van het mogelijke geëvalueerd, daar waar er overlap was met andere projecten.	(X)
Broedvogels	Het gebruik van de herstelsites door broedvogels werd in de mate van het mogelijke geëvalueerd, daar waar er overlap was met andere projecten.	(X)

4 Beschrijving van de estuariene herstelmaatregelen

De ligging van de natuurontwikkelingsprojecten langs de Zeeschelde die in dit rapport besproken worden is weergegeven in figuur 4.1.

In stroomopwaartse richting wordt voor elk van deze projecten kort de geschiedenis van de site en een beschrijving van de uitgevoerde maatregel weergegeven. Vervolgens worden de primaire en secundaire sleutelfactoren en het uitgevoerde monitoringprogramma in tabelvorm gepresenteerd.



Figuur 4.1: Situering van de estuariene natuurontwikkelingsprojecten langs de Zeeschelde.

4.1 Paardenschor

4.1.1 Projectbeschrijving

Het voormalige Paardenschor was gelegen langs de linkeroever van de Schelde, net stroomopwaarts het schor van Ouden Doel. In de jaren '60 werd het opgehoogd voor de bouw van de Kerncentrale van Doel. Het noordelijk gedeelte van dit opgespoten gebied bleef onbebouwd en werd in de jaren '80 ingedijkt met een Sigmadijk op 11mTAW. Dit gedeelte van het Paardenschor werd hersteld als compensatie voor de strook brak schor die bij de aanleg van het Deurganckdok vernietigd werd. Het gebied werd afgegraven met een flauwe helling tussen 5mTAW en de hoogte van het voorliggende slik, zodat een goede uitgangssituatie voor de belangrijkste schorvormende processen (sedimentatie,

de vorming van een functioneel krekenspatroon, organische aanrijking van de bodem en de kolonisatie door fauna en flora) gecreëerd werd (Van den Bergh, 2002). Aansluitend op de dijk achter het schor van Ouden Doel werd een nieuwe dijk op Sigmahoogte (11mTAW) aangelegd. De oude Sigmadijk werd afgegraven. De werken gingen van start in februari 2003 en werden beëindigd in april 2004. In figuur 4.2 is het Paardenschor weergegeven tijdens de werkzaamheden en na de herinrichting.

4.1.2 Gebiedsbeschrijving

De gemiddelde getijamplitude ter hoogte van het Paardenschor bedraagt 5.13m en de getijdencyclus is er nagenoeg symmetrisch. Het Paardenschor bevindt zich in de mesohaliene zone van de Zeeschelde, met een saliniteit die schommelt rond 5.87‰. Het afgegraven gebied heeft een oppervlakte van 12ha en heeft de vorm van een driehoek (figuur 4.3). Omdat de voorliggende strook van het Schor van Ouden Doel gespaard bleef is de opening naar het estuarium beperkt en heeft het gebied de kenmerken van een ontpoldering door dijkdoorbraak. Bij de oplevering van de werken was het volledige gebied onbegroeid slik. In tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de sturende variabelen op het Paardenschor.

Tabel 4.1: Sturende variabelen op het Paardenschor.

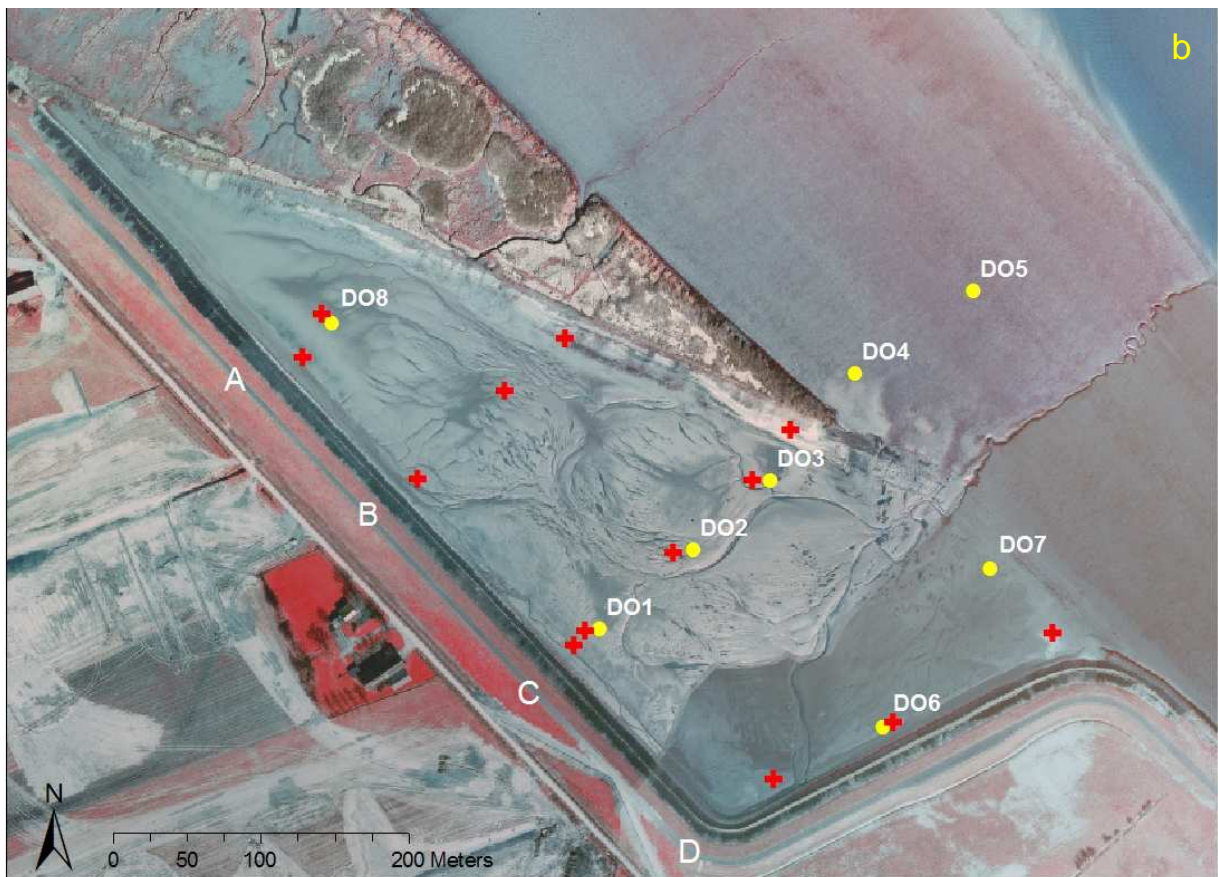
Primaire sleutelfactoren	
afstand tot de monding (km)	57,3
Saliniteit (‰)	5,87
Getijamplitude (GLLW-GHHW in m)	6,62
Tijd sinds herstel (maanden)	30
Oppervlakte heringericht gebied (ha)	12
Vormindex (-)	4
Oriëntatie t.o.v. kust (5 klassen tussen 0° en 90°)	1
Absolute dimensies doorbraak (m)	190
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	15,8
Initiële hoogteligging (mTAW)	5,04
Helling (%)	0,3
Sedimentsamenstelling (µm)	320,5
Drainering (m sloot/ha)	0
Secundaire sleutelfactoren	
Getijuitwisseling (%)	100
Relatieve overstromingsfrequentie (%)	62
Max. afstand tot doorbraak (m)	249

4.1.3 Monitoringsprogramma

Langs een raai loodrecht op de oever werden vijf vaste staalnamelocaties uitgezet op het slik (figuur 4.3). Locaties DO1, DO2 en DO3 liggen in het projectgebied, locaties DO4 en DO5 liggen op het oorspronkelijke slik rivierwaarts van het projectgebied. Twee jaar na de inrichtingswerken werden nog enkele stroomop- en stroomafwaartse punten toegevoegd (DO6 tot DO8) in het herstelde gebied. Alle bemonsteringen voor sediment en bodemdieren gebeuren zoveel mogelijk op deze acht locaties en/of langs deze raaien. Om de vegetatievestiging te monitoren zijn nog drie bijkomende raaien met permanente kwadranten (PQ's) afgebakend, waarvan jaarlijks vegetatieopnames worden gemaakt. Bovendien werd een gebiedsdekkende vegetatiekaart gemaakt in 2005 en 2006. De vorming van geulen en krekens wordt naar gelang de beschikbaarheid geanalyseerd op basis van luchtfoto's. Geomorfologische wijzigingen worden in kaart gebracht met behulp van een Riegl-scanner.



Figuur 4.2: Het Paardenschor: a. tijdens de werkzaamheden (maart 2004) en b. na de herinrichting (augustus 2005).



Figuur 4.3: Paardenschor met staalnamelocaties (geel) en PQ's (rood): a. situatie voor de herinrichting (1999), b. na de herinrichting (februari 2006).

Tabel 4.2 geeft een overzicht van de gegevens die verzameld werden op het Paardenschor na de inrichting. De korrelgrootte, het percentage organische stof, sedimentatie/erosie, pigmentconcentraties (chlorofyl a) en avifauna werden maandelijks opgevolgd. Benthos en Oligochaeta werden de eerste drie maanden na afgraving maandelijks bemonsterd en daarna seizoenaal. Locaties DO4 en DO5 op het oorspronkelijke slik werden ook voor en tijdens de herstelwerken bemonsterd. Tijdens de werkzaamheden kwamen deze locaties ietwat ongelukkig in het verlengde van de wateruitlaat van de werf te liggen. Dit had ongetwijfeld een invloed op de monitoringresultaten voor deze periode. De datums waarop de sedimentkarakteristieken, de geomorfologie en de bodemdieren werden bemonsterd (ook voor de herinrichting) zijn per locatie weergegeven in bijlagen 1, 4, en 7.

Tabel 4.2: Overzicht van de gegevens die verzameld werden op het Paardenschor na de inrichting van het gebied.

	mei-04	jun-04	jul-04	aug-04	okt-04	nov-04	dec-04	feb-05	mrt-05	apr-05	mei-05	jun-05	jul-05	aug-05	okt-05	nov-05	dec-05	feb-06	mrt-06	apr-06	jun-06	aug-06	sep-06	okt-06	nov-06
Sediment																									
Granulometrie	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x				x				X
Organische stof	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x				x				X
Pigment	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x				x	x	x								X
Fysicochemie							x									x									X
Geomorfologie																									
Sederoplots	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x			X
Profielmetingen	x					x		x	x					x					x		x		x		
Luchtfoto's																		x							
Laser-altimetrie						x					x			x						x		x		x	
Vegetatie																									
Kartering																	x	x							X
PQ's															x								x		
Bodemdieren																									
Benthos	x	x	x		x	x			x		x						x					x			X
Oligochaeta	x	x	x			x			x			x		x			x			x		x	x		X
Avifauna	Zie paragraaf 9.1.																								

4.2 Ketenisse schor

4.2.1 Projectbeschrijving

Ketenisse polder werd ingedijkt tussen 1845 en 1877. De Vandermaelenkaart (1854) laat tussen Fort Liefkenshoek en (voormalig) Fort de Perle een nog ononderbroken smal schor-/slikgebied zien, waarbij de grens schor – slik duidelijk staat aangegeven. Op de hydrologische kaart van 1877 staat het centrale deel ingetekend als ingedijkte polder in landbouwkundig gebruik. Aan de rivierzijde werd een zomerdijk aangelegd, landwaarts een hogere winterdijk. Het noordelijk en zuidelijk deel staan nog steeds aangeduid als schorgebied (Hoffmann & Meire, 1997). Het noordelijk deel tussen Fort Liefkenshoek en de centrale polder werd in de zestiger jaren van de 20e eeuw opgehoogd met voornamelijk zandig materiaal en hoogovenslakken. De dikte van ophoging werd op 3-4m geschat (Soresma, 1998). Op 10 juli 1987 werd gestart met de aanleg van de Liefkenshoektunnel. De aanleg van een derde Scheldetunnel was noodzakelijk omdat de Waasland- en Kennedytunnel de verkeersstroom in Antwerpen niet de baas konden. De specie die vrijkwam bij deze werken werd opgespoten achter de zomerdijk van de polder ten zuiden van de leidingendam. De opspuitingen achter de zomerdijk van de polder gebeurden niet overal even intens, waardoor er een plas overbleef tussen hoger opgespoten gebieden. De centrale polder stroomafwaarts de leidingendam bleef over als zomerpolder. Het zuidelijk deel tussen de polder en het voormalig Fort de Perle bleef buitendijks en ontwikkelde zich tot een rietschor. Bij de aanleg van de Kallosluis werd ook het deel tussen de sluis en de aanlegsteiger van Bayer opgespoten, het stukje rietveld tussen de aanlegsteiger en de leiding van Bayer bleef ongemoeid.

In 1994 werd gestart met de bouw van de Noordzee containerterminal, op de rechter Scheldeoever nabij de Belgisch-Nederlandse grens. Deze terminal nam 8ha in van het natuurgebied Groot Buitenschoor. Als compensatie voor dit verlies aan waardevol habitat stelde de overheid het herstel van de schorren tussen het Fort Liefkenshoek en de Kallosluis voorop.

De werken startten in december 2001 en in januari 2003 waren ze voltooid. De winterdijk werd over de volledige lengte, van Fort Liefkenshoek tot aan de Kallosluis verhoogd en verbreed tot Sigmahoogte en –breedte. Tussen Fort Liefkenshoek en Ketenisse polder werd het meest stroomafwaartse deel ongemoeid gelaten om de omgeving van de tunnel te beschermen. Het gebied vanaf deze niet ontpolderde zone tot de polder werd afgegraven met een helling tussen 5mTAW aan de teen van de dijk tot het niveau van het voorliggend slik. De polder stroomafwaarts de leidingendam werd niet afgegraven en lag dus relatief lager dan de rest van het gebied (Ysebaert & Van den Bergh, 2000). De zomerdijk werd gedeeltelijk afgegraven, enkel ter hoogte van een bres helemaal stroomopwaarts werd tot op het slikniveau gegraven. Rond de leidingendam werd een Sigmadijk ter bescherming aangelegd. Het gebied binnen deze dijk heeft nog de kenmerken van de polder bewaard. Bovenop het meest rivierwaarts gedeelte van deze U-vormige beschermdijk werd schelpenzand gelegd om een vogeleiland te creëren. Het grootste grondverzet gebeurde in de polder stroomopwaarts de leidingendam. Steenslag van de zomerdijk en opgespoten specie werden verwijderd en het gebied werd afgegraven tot net onder GHW (i.e. gemiddeld hoogwater). Bij het afgraven werd een zwakke helling naar de rivier toe voorzien zodat de uitgangssituatie zo optimaal mogelijk zou zijn voor slik- en schorontwikkeling. De afgegraven grond werd per boot afgevoerd naar Kruibeke, waar deze gebruikt werd voor de aanleg van de ringdijk van het gecontroleerd overstromingsgebied van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde. Doordat de afgegraven specie bestemd was voor de aanleg van een dijk, werd alleen geschikte specie afgegraven en bleven een aantal delen van het gebied ongewijzigd. Ook werd de vroegere zomerdijk niet volledig afgegraven. Dit maakt dat vooral de hoogteligging en de helling van het gebied plaatselijk sterk verschilt van wat gepland was. Het rietveld tussen de twee steigers van Bayer werd ongemoeid gelaten. Het buitendijks gebied tussen dit rietveld en de Kallosluis werd afgegraven zoals het meest stroomafwaartse gedeelte.

4.2.2 Gebiedsbeschrijving

Het Ketenisse schor situeert zich tussen het fort van Liefkenshoek en de Kallosluis op de linkeroever van de Schelde en heeft momenteel een totale oppervlakte van 60ha (waarvan 35.5ha heringericht). De getijamplitude is er 5.27m en de getijdencyclus is nagenoeg symmetrisch. Het gebied bevindt zich in de mesohaliene zone. De saliniteit schommelt rond 3.60‰. In tabel 4.4 wordt een overzicht gegeven van de sturende variabelen op Ketenisse schor.

Het volledige gebied ligt in een binnenbocht en heeft de langgerekte vorm van een boemerang (figuren 4.4 en 4.6). Het kan onderverdeeld worden in zones met een verschillende geschiedenis en uitgangssituatie. Van stroomaf- naar stroomopwaarts onderscheiden we (figuur 4.4, tabel 4.3):

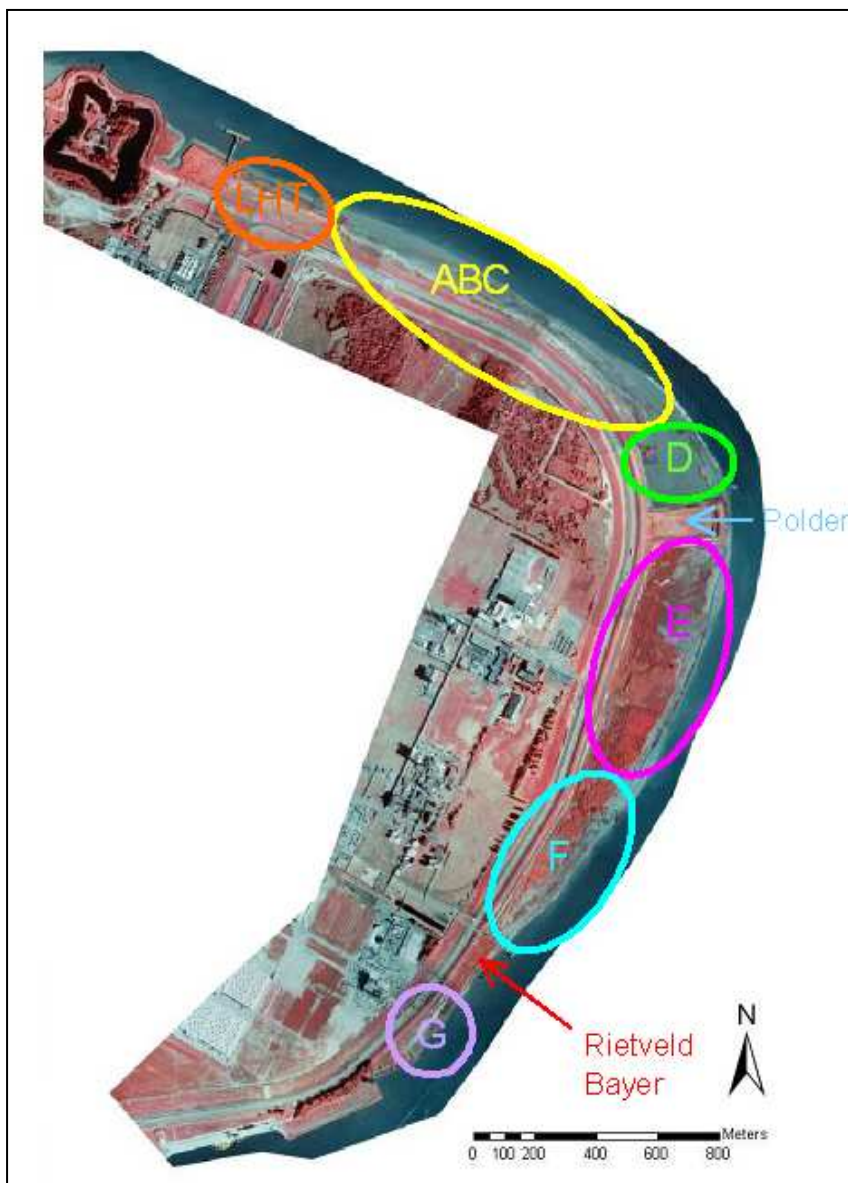
- De zone LHT ter hoogte van de Liefkenshoektunnel die niet werd afgegraven.
- Zone ABC (met raaien KPa, KPb en KPc) tussen LHT en de voormalige Ketenisse polder. Dit gebied werd afgegraven met een relatief steile helling, omdat er onvoldoende ruimte was voor een meer geleidelijke overgang. Door de aanwezigheid van harde kleibanken is de helling ook eerder 'geaccidenteerd'. Bij aanvang van de monitoring was dit gebied een onbedijkt, eerder zandig slik.
- Zone D: De voormalige Ketenisse polder stroomafwaarts de leidingendam (met raai KPd). Dit gebied werd nooit opgehoogd en was daardoor relatief laaggelegen bij ontpoldering. De zomerdijk werd afgegraven tot op hoogte van het achterliggend gebied. Net naast de dijk rond de leidingendam bevindt zich een diepere bres die reeds zeer vroeg tijdens de werken ontstond bij de aanleg van de beschermdijk. De vegetatie was vlug verdwenen na deze doorbraak van de zomerdijk. Bij aanvang van de monitoring was het gebied dan ook al een slik waar reeds veel slibrijk sediment was afgezet. Het hersteld deel met zeer zwakke helling gaat via een steile breuksteenhelling over in het oorspronkelijk slik. De breuksteenhelling is een restant van de vroegere zomerdijk.
- Het gebied tussen de leidingendijken (polder). Dit centraal gelegen gebied is niet onderhevig aan getijdenwerking en behield de kenmerken van een polder.
- Zone E: De voormalige Ketenisse polder stroomopwaarts de leidingendam (met raai KPe). Zoals reeds vermeld was hier stroomopwaarts een plas tussen hoger opgespoten gebieden en de dijk.

In dit gebied gebeurde het meeste grondverzet. Gebieden met specie die ongeschikt was voor dijkconstructie bleven echter ongemoeid achter en op sommige stukken werd dieper gegraven dan op andere. Hier waren dus zowel begroeide als onbegroeide delen bij oplevering van de werken. Naast de leidingendam bevindt zich eveneens een dieper uitgegraven bres die reeds zeer vroeg tijdens de werken ontstond bij de aanleg van de beschermdijk. Het gebied was bij aanvang van de monitoring een onbedijkt slik- en schorgebied met zowel slibrijk als meer zandig slik. Het afgegraven deel heeft een zeer zwakke helling en gaat via een steile breuksteenhelling over in het oorspronkelijk slik. De breuksteenhelling is een restant van de vroegere zomerdijk.

-Zone F: Deze zone (met raai KPf) was ook voor de aanvang van de monitoring onbedijkt. Tijdens de werkzaamheden werd wel een tijdelijke verhoging aangelegd nabij de laagwaterlijn om te manoeuvreren met de graafmachines. In het grootste deel van dit gebied werden de rietrhizomen weggeschrapt. Slechts op een klein deel werd de oorspronkelijke rietvegetatie ongemoeid gelaten.

-Rietveld ter hoogte van Bayer.

-Afgegraven zone G tussen het rietveld en Kallosluis (KPg). Dit gebied werd afgegraven met een relatief steile helling omdat er onvoldoende ruimte was voor een geleidelijker overgang. Bij aanvang van de monitoring was het gebied een onbedijkt zandig slik. Kort na de afgraving ontstond er door erosie een opmerkelijke klif.



Figuur 4.4: Zones van Ketenisse schor met verschillende geschiedenis en uitgangssituatie.

Tabel 4.3: Opgevolgde zones, raaien met periode waarin de werkzaamheden werden uitgevoerd en de vaste staalnamelocaties (*staalnamelocatie op oorspronkelijk slik; **locatie in oorspronkelijk schor).

Zone	Raai	Periode afgraving	Staalnamelocaties
ABC	KPa	juni 2002	KPa1; KPa2*; KPa3*
	KPb	augustus 2002	KPb1; KPb2; KPb3*
	KPc	augustus 2002	KPc1; KPc2*; KPc3*
D	KPd	augustus 2002	KPd1; KPd2; KPd3; KPd4*
E	KPe	november 2002	KPe1; KPe2; KPe3; KPe4; KPe5*
F	KPf	januari 2003	KPf1**, KPf2*
G		mei 2002	

Tabel 4.4: Sturende variabelen op het herstelde deel van Ketenisse schor.

	Ketenisse schor				
	ABC	D	E	F	G
Primaire sleutelfactoren					
afstand tot de monding (km)	63,4	64,5	65,5	66,5	67,3
Saliniteit (‰)	3,60	3,60	3,60	3,60	3,60
Getijamplitude (GLLW-GHHW in m)	6,74	6,74	6,77	6,78	6,78
Tijd sinds herstel (maanden)	52-54	52	49	47	52
Oppervlakte heringericht gebied (ha)	7,3	4,1	18,3	4,8	1
Vormindex (-)	22,8	1,2	4,4	4,4	4,7
Oriëntatie t.o.v. kust (5 klassen tussen 0° en 90°)	1	1	1	1	1
Absolute dimensies doorbraak (m)	1269	10*	7*		216
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	173,8	2,4*	0,4*		216
Initiële hoogteligging (mTAW)	4,75	4,44	5,16	5,13	4,53
Helling (%)	5,1	0,2	0,4	1,7	5
Sedimentsamenstelling (µm)	186,1	36,5	93,7	16,9**	
Drainering (m sloot/ha)	0	0	0	0	0
Secundaire sleutelfactoren					
Getij-uitwisseling (%)	100	100	100	100	100
Relatieve overstromingsfrequentie (%)	92	99	68	70	97
Max. afstand tot doorbraak (m)	130	221	234		54

* Dimensies van de bressen die tot op het niveau van het voorliggend slik aangebracht werden, de rest van de zomerdijken werd later (weliswaar onvolledig) afgegraven. Hierdoor heeft de breswijdte weinig impact op de getij-uitwisseling.

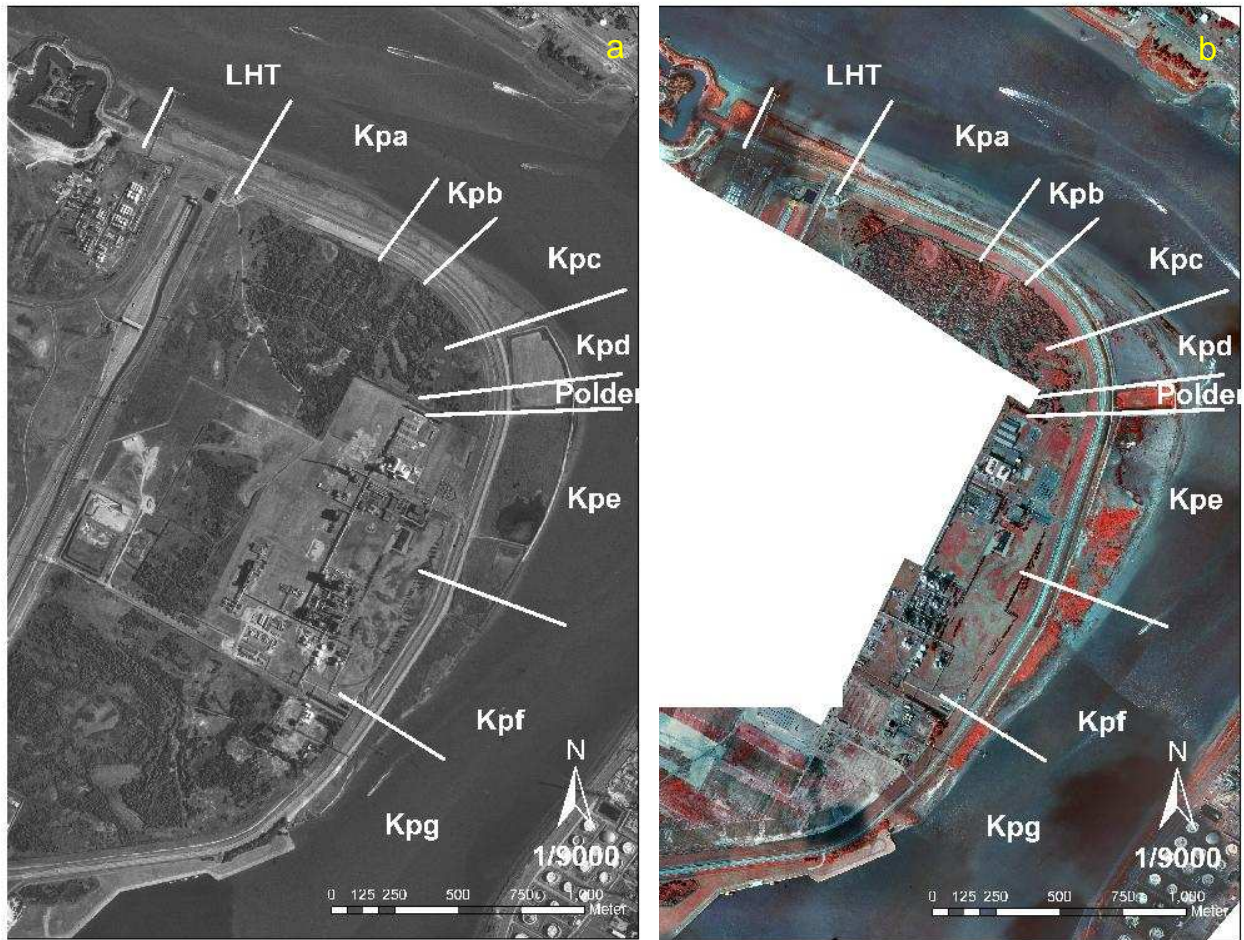
** De staalnamelocatie van de f-raai op het hersteld gebied ligt langs de rand van restanten van het oorspronkelijk schor.

4.2.3 Monitoringsprogramma

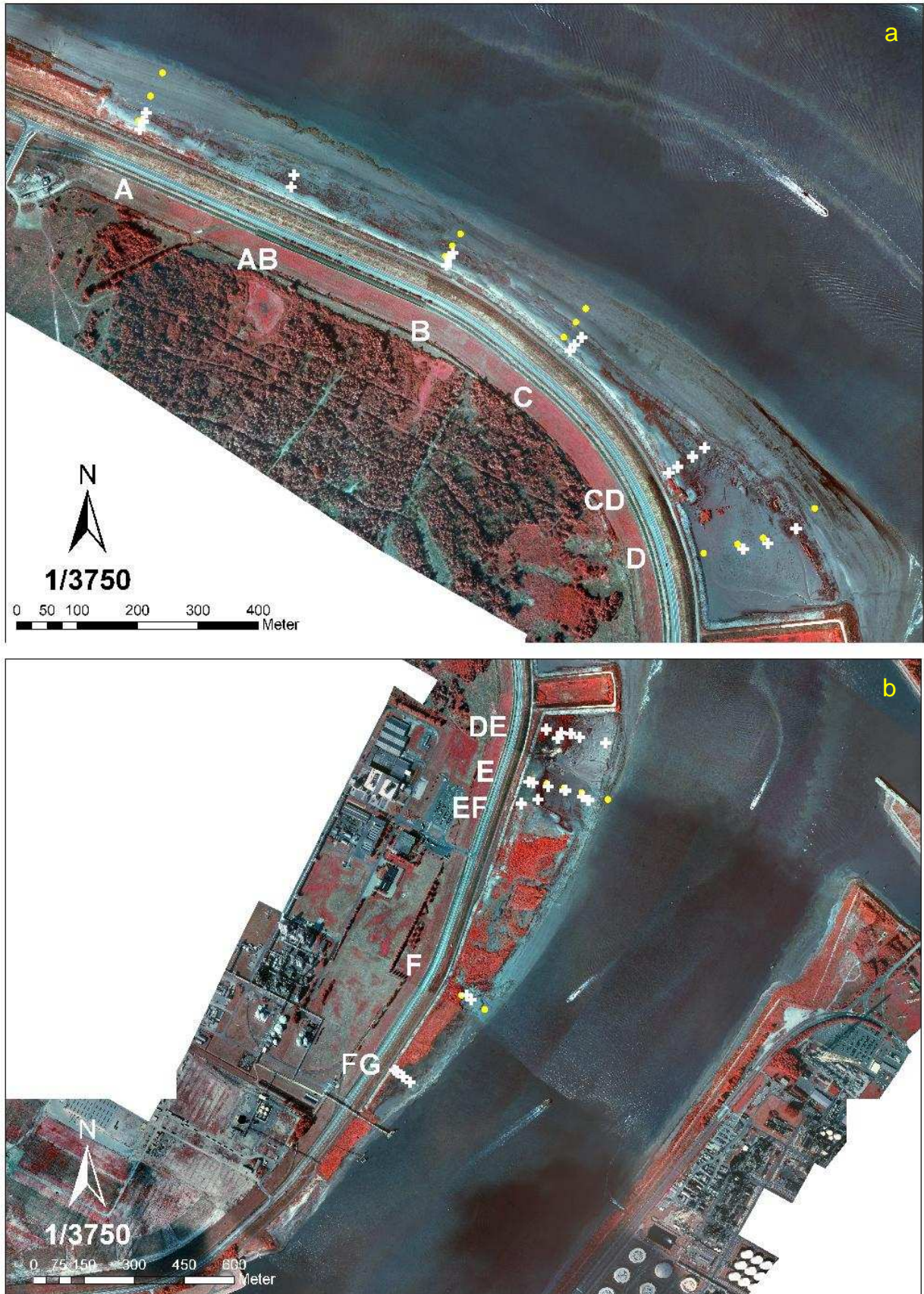
De vegetatie van het gebied werd in kaart gebracht in het voorjaar van 2002 (Piesschaert & Van den Bergh, 2002). Naarmate de werken vorderden, werd ook de monitoring van de andere variabelen gestart. De eerste zones waren afgewerkt in juni 2002 en in januari 2003 werden de werkzaamheden afgerond. In totaal zijn er zes raaien loodrecht op de oever opgesteld waarlangs de verschillende variabelen worden opgevolgd (figuur 4.7). Tabel 4.3 geeft een overzicht van het aantal staalnamelocaties per raai, met vermelding van het tijdstip van afgraven. Er bevinden zich in totaal 20 staalnamelocaties in het studiegebied. Daarvan liggen er 11 op het hersteld gebied, 8 op het oorspronkelijk slik en 1 in de restanten van het oorspronkelijk schor. Deze laatste werd wellicht wel sterk verstoord door de werkzaamheden in zone F, gezien deze locatie langs de rand van de oorspronkelijke rietvegetatie ligt. In figuur 4.5 is een deel van Ketenisse schor weergegeven (ter hoogte van zone e, net stroomopwaarts de dijk rond de polder) tijdens de werkzaamheden en na de herinrichting. Om de vegetatie te monitoren zijn nog vier extra raaien afgebakend waarlangs de PQ's liggen (figuur 4.7). Daarnaast werden negen telsectoren afgebakend waarlangs de watervogels werden opgevolgd (figuur 4.6).



Figuur 4.5: Ketenisse schor ter hoogte van de e-raai: a. tijdens de werkzaamheden (april 2002) en b. na de herinrichting (oktober 2004).



Figuur 4.6: Ketensse schor met telsectoren: a. situatie voor de herinrichting (2000), b. na de herinrichting (september 2003).



Figuur 4.7: Ketenisse schor (september 2003) met staalnamelocaties (geel) en PQ's (wit): (a) raaien a tot en met d en (b) raaien e tot en met g.

(figuur 4.8a). Na afgraven van de oude dijk werden bovenop de schanskorven nog breukstenen aangebracht. De werken vingen aan in 2002 en werden in september 2003 opgeleverd.

4.3.2 Gebiedsbeschrijving

Het nieuwe slik en schorgebied ligt stroomopwaarts de Paddebeek en heeft een totale oppervlakte van 1.6ha. De getijamplitude bedraagt 3.26m en de getijdencyclus is er asymmetrisch. Paddebeek bevindt zich in het zoete deel van de Zeeschelde, met een saliniteit die schommelt rond 0.14‰. In tabel 4.6 wordt een overzicht gegeven van de sturende variabelen op Paddebeek.

Het gebied bestond bij aanvang van de monitoring uit twee slikterrassen, één op het afgegraven dijklichaam en één achter de dijk. De overgang tussen de twee slikterrassen is versterkt met breuksteen. Aan de voet van de dijk liggen twee terrassen op hoog schorniveau, deze werden aangebracht met perkoenpalen en wilgebussels en vervangen de klassieke breukstenen dijkverdediging. Het gebied was bij aanvang van de monitoring dus een onbedijkt slik en schorgebied met terrassen. In het stroomopwaartse deel van het gebied, ter hoogte van de voormalige vijver bevindt zich een depressie waarin water achterblijft bij laagtij. Door de harde breuksteen verdediging verloopt de afwatering vertraagd. In figuur 4.8b is de situatie na de herinrichting ter hoogte van Paddebeek weergegeven.

Tabel 4.6: Sturende variabelen op Paddebeek.

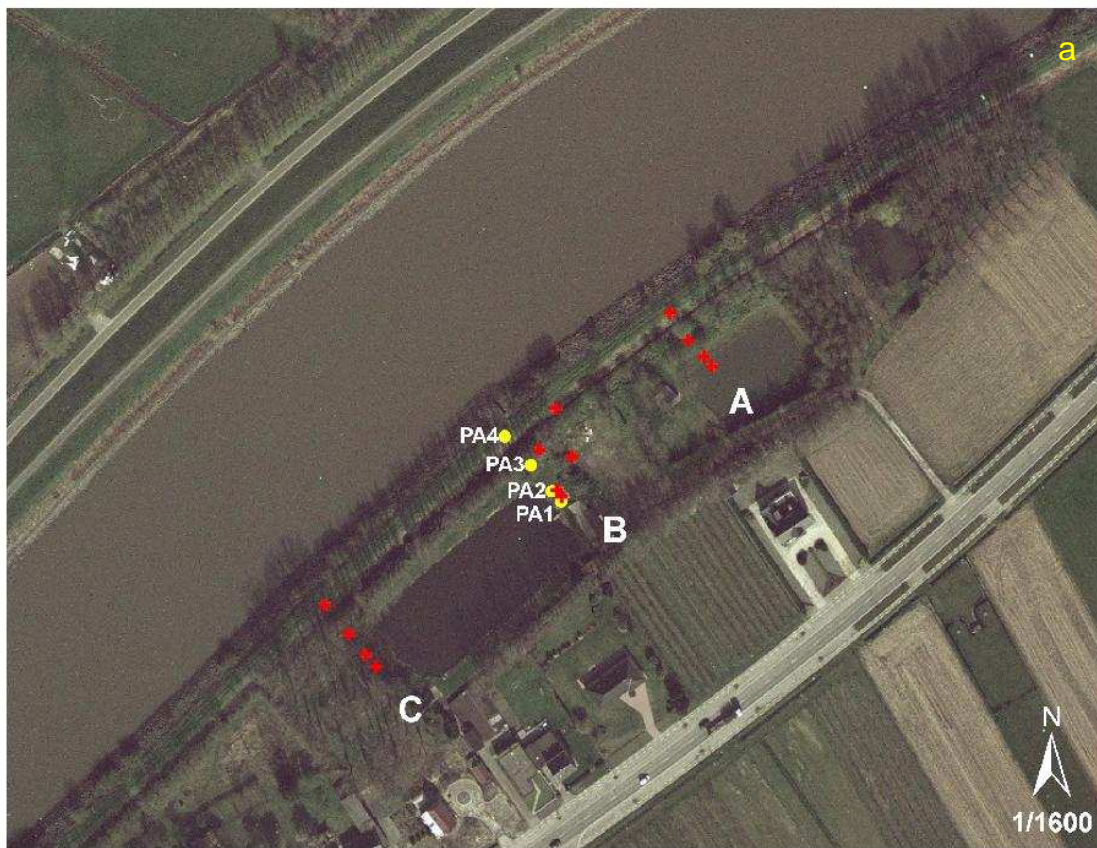
Primaire sleutelfactoren	
afstand tot de monding (km)	130,3
Saliniteit (‰)	0,14
Getijamplitude (GLLW-GHHW in m)	4,16
Tijd sinds herstel (maanden)	40
Oppervlakte heringericht gebied (ha)	1,6
Vormindex (-)	17,7
Oriëntatie t.o.v. kust (5 klassen tussen 0° en 90°)	1
Absolute dimensies doorbraak (m)	556
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	347,5
Initiële Hoogteligging (mTAW)	4,78
Helling (%)	0,5
Sedimentsamenstelling (µm)	50,5
Drainering (m sloot/ha)	0
Secundaire sleutelfactoren	
Getijuitwisseling (%)	100
Relatieve overstromingsfrequentie (%)	88
Max. afstand tot doorbraak (m)	40,5

4.3.3 Monitoringsprogramma

In het schor van Paddebeek bevinden zich vier vaste staalnamelocaties langs een raai loodrecht op de oever, centraal in het gebied. Langs deze raai ligt er op elk terras één bemonsteringslocatie. Aangezien er in het gebied geen slik ligt voor de oude dijk, liggen alle locaties in het heringerichte deel. PA1 en PA2 liggen op de hoge schor terrassen, PA3 op het (bij aanvang) nieuwe slikterras en PA4 ligt ter hoogte van de oude dijk. Langs twee extra raaien zijn PQ's afgebakend om de vegetatie te monitoren (figuur 4.9).



Figuur 4.8: Paddebeek: a. tijdens de werkzaamheden (juli 2003) en b. na de herinrichting (maart 2004).



Figuur 4.9: Paddebeek met staalnamelocaties (geel) en PQ's (rood): a. situatie voor de herinrichting (2002) en b. na de herinrichting (april 2004).

In tabel 4.7 wordt een overzicht gegeven van de verzamelde data per maand. Korrelgrootte, organische stof, sederoplots en sederoplaatjes werden de eerste tien maanden na de herinrichting maandelijks opgevolgd, daarna seizoenaal. De datums waarop de sedimentkarakteristieken, de geomorfologie en de bodemdieren werden bemonsterd zijn per locatie weergegeven in bijlagen 3, 6, en 9.

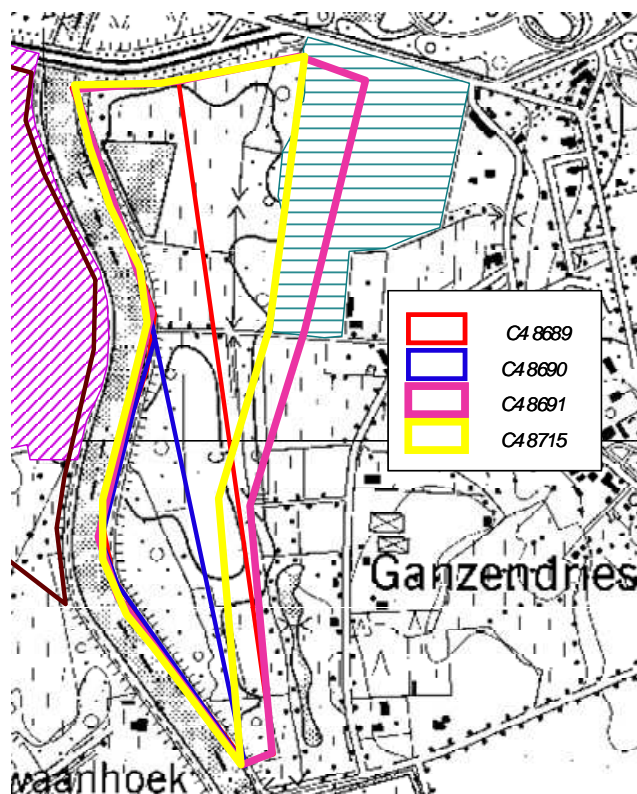
Tabel 4.7: Overzicht van de verzamelde data per maand op Paddebeek.

	sep-03	nov-03	dec-03	jan-04	feb-04	apr-04	mei-04	jun-04	jul-04	aug-04	dec-04	mrt-05	jun-05	aug-05	dec-05	mei-06	aug-06	sep-06	dec-06
Sediment																			
Granulometrie		x	x	x		x	x	x		x	x	x			x	x		x	x
Organische stof		x	x	x		x	x	x		x	x	x			x	x		x	x
Pigment																			x
Fysicochemie											x								x
Geomorfologie																			
Sederoplots		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x		x	x
Sederoplaatjes			x	x	x	x	x	x		x	x	x				x			
Profielmetingen							x								x			x	x
Luchtfoto's	x					x													
Vegetatie																			
Kartering															x				x
PQ's									x					x			x		
Bodemdieren																			
Oligochaeta							x				x				x	x		x	x

4.4 Heusden

4.4.1 Projectbeschrijving

Het projectgebied Heusden bevindt zich langs de tij-arm van de Zeeschelde op de linkeroever, net stroomafwaarts Heusdenbrug. In het kader van het Sigmaplan moesten de dijken in dit gebied op Sigmahoogte en breedte gebracht worden. Deze dijkwerken werden in de Algemene Milieu Impact Studie (AMIS, Anonymus, 1994) ondergebracht in categorie III, met dijklocatie en/of uitvoeringsalternatieven. Ook deze werken werden aanvankelijk aangemeld aan Europa als compensatie voor de bouw van het Deurganckdok. Voor de uiteindelijke dijklocatie werden vier alternatieven voorgesteld (Van den Bergh *et al.*, 2001). Tenslotte werd de dijk net voor een gasleiding gelegd om complicaties te vermijden (figuur 4.10, variant C48689).



Figuur 4.10: Locatiealternatieven voor de nieuwe Sigmadijk aan Heusden, Linkeroever.

Een nieuwe Sigmadijk werd aangelegd volgens het voorgestelde traject en de oude dijk werd afgegraven (figuur 4.11b). Omdat er op dit traject geen scheepvaart is en omdat de dynamiek in het gebied redelijk laag is (o.a. door het ontbreken van bovenafvoer) werd de nieuwe Sigmadijk niet verstevigd met breuksteen. Omdat de dijkrestant nog relatief hoog bleef werden voor de goede afwatering ook nog diepere bressen aangebracht ter hoogte van de oude sluzen in het gebied. De werken vingen aan in 2004 en werden opgeleverd in november 2006.

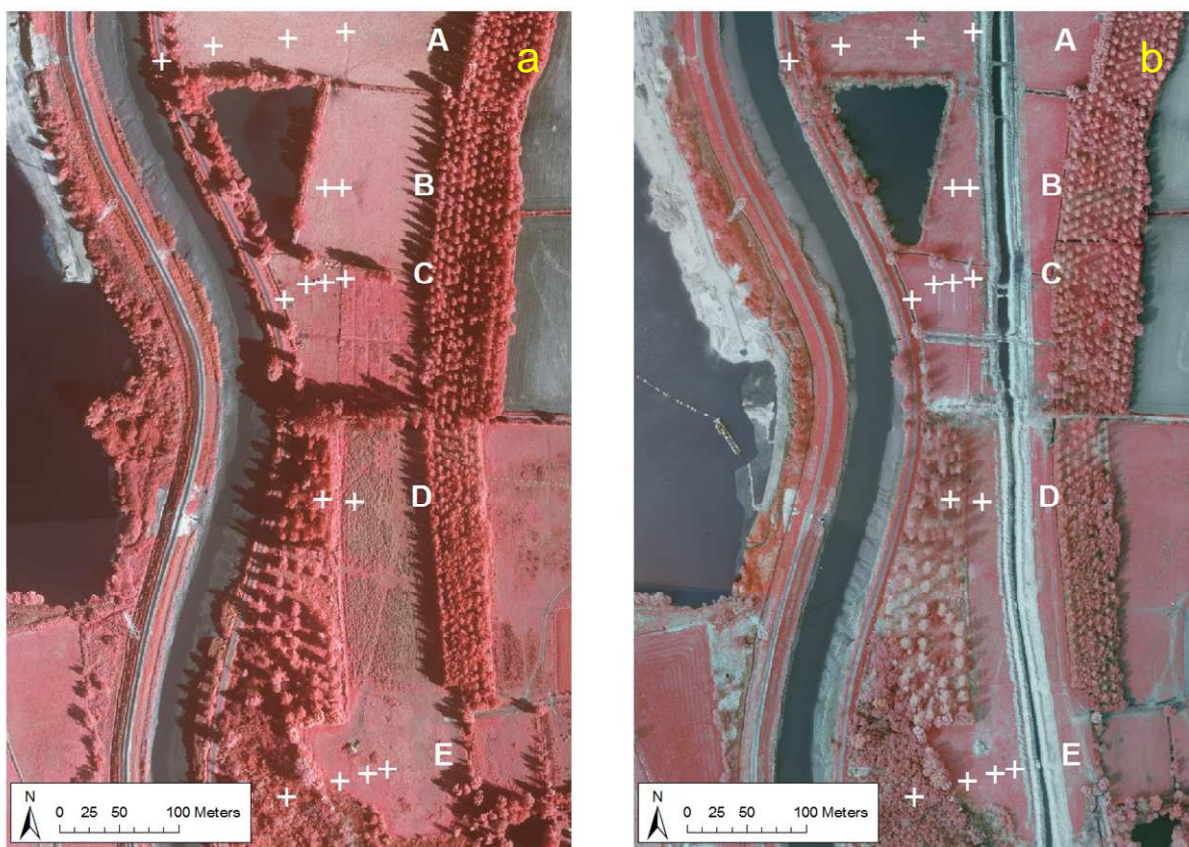
4.4.2 Gebiedsbeschrijving

Het gebied bestond voor de ontpoldering uit grasland en akkerland, met in de bocht van de Schelde een vochtig wilgenstruweel met ten noorden en ten zuiden daarvan populieraanplanten (figuur 4.11a). In het noordwestelijk gedeelte bevond zich een weiland met een driehoekige waterplas. De waterplas is arm aan waterplanten. Het grasland rond de waterplas is lager gelegen. Tijdens de werkzaamheden ontstond er een bres in de dijk waardoor dit gebied al voor de oplevering omgezet was in een slikgebied. Tijdens de zomer werd de bres ter wille van de graafwerken terug gedicht en vestigde zich op het ontstane slik een pioniervegetatie. De ontwateringssluis in het vochtig wilgenstruweel was reeds defect voor de aanvang van de werken, waardoor er in dit gebied reeds een gereduceerd getij was sinds ongekende tijd. Tijdens de werkzaamheden was er een zandstock in het meest zuidelijke deel van het gebied. Hierdoor ligt deze zone nu boven gemiddeld waterniveau en zal ze slechts sporadisch overstroomt. Ten noorden van de waterplas werd geen bres tot slikniveau aangebracht waardoor het bij dood tij overstroomt vanuit het zuiden. Door de beperkte uitstroombmogelijkheden wateren grote delen van het gebied traag en gebrekkig af.

Bij oplevering van de werken is het gebied volledig begroeid met de oorspronkelijke vegetatie, op het gebied rond de waterplas na, daar vestigde zich tijdens de zomer pioniervegetatie. Het gebied heeft bij de aanvang van het monitoringsprogramma de kenmerken van een bedijkt schor met beperkte afwatering tijdens laagwater.

4.4.3 Monitoringsprogramma

Aangezien de werken net opgeleverd werden, wordt er slechts kort ingegaan op het monitoringsprogramma. In totaal zijn langs 5 raaien 16 PQ's afgebakend (figuur 4.11), alsook 11 sederplots. In tabel 4.8 wordt een overzicht gegeven van de verzamelde data per maand.



Figuur 4.11: Heusden met de locaties van de PQ's: a. situatie voor de herinrichting (september 2003), b. na aanleg nieuwe Sigmadijk (april 2004).

Tabel 4.8: Overzicht van de verzamelde data per maand op Heusden.

	sep/03	apr/04	mrt/06	apr/06	mei/06	jun/06	jul/06	sep/06	okt/06	nov/06	dec/06
Sediment											
Granulometrie			x	x	x		x	x		x	x
Organische stof			x	x	x		x	x		x	
Pigment					x						
Fysicochemie					x						
Geomorfologie											
Sederplots			x	x	x	x		x		x	x
Profielmetingen			x							x	
Luchtfoto's	x	x									
Vegetatie											
PQ's								x			
Bodemdieren											
Oligochaeta			x		x	x	x	x	x	x	x
Avifauna				x	x						

5 Geomorfologische wijzigingen

De fysische dimensies en topografie van het terrein zijn primaire sleutelfactoren die, samen met de lokale fysische kenmerken van het estuarium, overstromingsregime, stromingspatronen en sedimentatie/erosieprocessen sturen. Het geheel bepaalt welk habitatype gevormd wordt: subtidaal, slik of schor, hoogdynamisch of laagdynamisch, monotoon of eerder divers,... Geulen en krekken zorgen door de variatie in stroomsnelheden voor een belangrijke toevoeging van extra macro- en microtopografie aan het systeem door o.a. de vorming van oeverwallen en komgronden.

De evolutie van de hoogteligging op een gegeven plaats is de resultante van accretie, erosie en bodemdaling. Accretie gebeurt door sedimentatie of door accumulatie van organische biomassa, erosie door het wegschuren van materiaal. Bodemdaling worden lokaal veroorzaakt door autocompactie van de bodem. Wijzigingen in de waterstanden tenslotte beïnvloeden de relatieve hoogteligging van een gegeven plaats in het getijdenster. In deze rapportage wordt geen onderscheid gemaakt tussen accretie door sedimentatie en biogene accretie, elke verhoging in hoogteligging valt onder de noemer sedimentatie. Ook wordt geen onderscheid gemaakt tussen autocompactie en erosie, elke verlaging in hoogteligging wordt erosie genoemd. Gezien de korte tijdsperiode werden ook de wijzigingen in de waterstanden niet mee in beschouwing genomen voor de evolutie van de relatieve hoogteligging in het getijdenster. Om het effect van evoluties in hoogteligging op het overstromingsregime te kunnen inschatten wordt voor elk gebied een grafiek van de relatieve overstromingsfrequentie in functie van de hoogte (mTAW) weergegeven voor de dichtst bijzijnde tijmeter, gemiddeld voor de periode 1998-2002 (data WL Borgerhout) (zie figuren 5.4, 5.12 en 5.34).

De evolutie van het krekkenstelsel is eveneens sterk bepaald door de uitgangssituatie. Bij een relatief lage uitgangshoogte worden krekken gevormd door sedimentatie tijdens de vloedstroom, naarmate het gebied hoger komt te liggen worden deze krekken verder uitgeschuurd door de ebstroom. Geul- en kreekvorming worden ook bevorderd door de aanwezigheid van kreekrelicten of –aanzetten of door de waterinlaat in het gebied te concentreren door vb. bressen. Sinuositeit, hogere orde vertakkingen en densiteit zijn belangrijke habitatvormende factoren. Deze kenmerken worden dan ook gebruikt om de kreek evolutie te beoordelen.

In dit hoofdstuk worden geomorfologische processen per projectgebied op verschillende schaalniveaus besproken. Globale wijzigingen werden opgevolgd door middel van orthofoto's, digitale terreinmodellen (DTM's) en 3D-beelden gemaakt met een Riegl-scanner. De orthofoto's werden gebruikt om ontwikkelingen in het kreeknetwerk en afkalving van slik en schor in kaart te brengen. Met behulp van DTM's en de Riegl-scanner werden sedimentatie- en erosiezones in kaart gebracht en werden wijzigingen in de gemiddelde hoogteligging berekend. Langs de vaste raaien werden dwarsprofielen van het gebied gemaakt (zie figuren 4.3, 4.7 en 4.9). Hiermee werd lokaal meer gedetailleerde informatie verkregen over wijzigingen in de helling en de hoogteligging. Sedimentatie en erosie werden tenslotte langs elke raai ook lokaal opgevolgd met behulp van sedimentatie/erosieplots en/of -plaatjes.

Ketenisse schor is het oudste en het grootste van de herstelprojecten, bovendien heeft het een grote verscheidenheid aan deelgebieden en zijn er de meeste data over beschikbaar. De belangrijkste bevindingen in dit hoofdstuk zijn dan ook gebaseerd op de monitoringsresultaten van dit gebied.

5.1 Materiaal en methode

5.1.1 Orthofoto's

De orthofoto's van false colour beelden (rood, blauw en infrarood) werden gemaakt door het bedrijf Aquaterra NV in opdracht van de toenmalige Administratie Waterwegen en Zeewezen (nu Waterwegen en Zeekanaal NV). De opnameschaal was 1:5000 en de beelden hebben een resolutie van 0.25m.

5.1.2 Digitaal terreinmodel (DTM)

Gekoppeld aan de vluchten voor de luchtfoto's werden digitale terreinmodellen opgemaakt aan de hand van laser-altimetrie (maximale fout <0.60m en gemiddelde fout <0.30m).

DTM's geven een 3D weergave van het opnamegebied. Door gebruik van kleuren kan een beeld worden verkregen van de verschillende structuren op het terrein en van verschillen in hoogteligging.

5.1.3 Laser-altimetrie Riegl-scanner

Op het afgegraven deel van het Paardenschor werden gebiedsdekkende metingen uitgevoerd met behulp van een Riegl-scanner (maximaal bereik op vochtig terrein 120m). In het veld werd een set van reflectoren uitgezet die het toestel als referentie gebruikt. Deze reflectoren werden met de Trimble RTK-GPS ingemeten zodat de scans (die werden opgemeten in een relatief assenstelsel) kunnen gegeoreferereerd worden aan de hand van deze exacte xyz-coördinaten. Gebaseerd op de 3D-beelden van de scanner werden topografische verschilkaarten gemaakt.

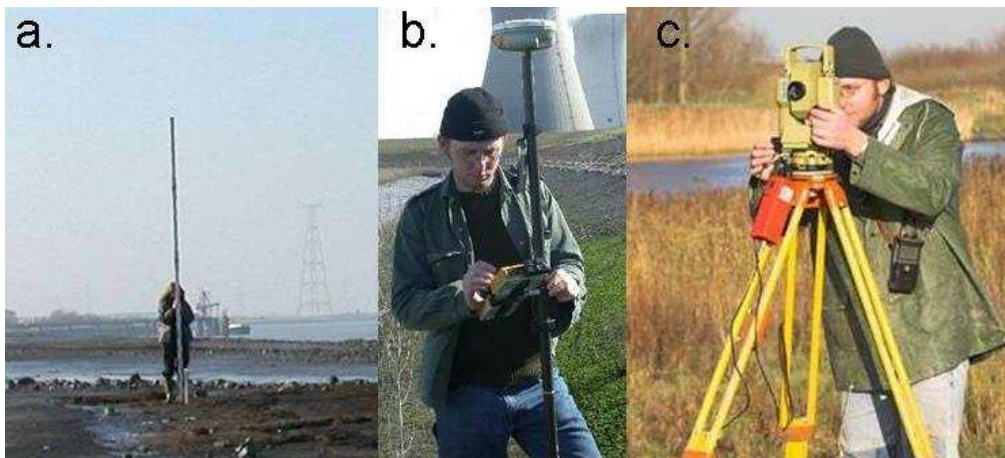
De Riegl-scanner (figuur 5.1) werd om praktische redenen enkel gebruikt op het Paardenschor. Gezien het beperkte bereik op vochtig terrein is het onmogelijk een groot gebied volledig in kaart te brengen. De vorm en oppervlakte van het Paardenschor leenden zich het best voor een totaalopname met de Riegl-scanner. Bovendien was er weinig hinder van vegetatie.



Figuur 5.1: Riegl-scanner.

5.1.4 Profielmetingen

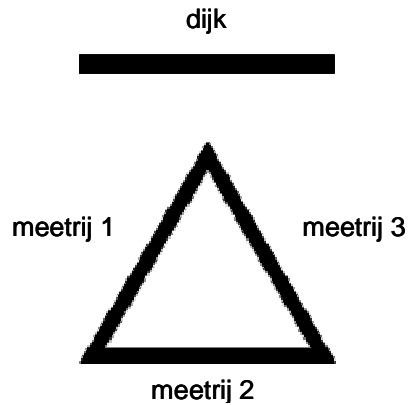
Hoogteprofielen langs de raaien met behulp van een niveaumeter of Trimble RTK-GPS (figuur 5.2). De niveaumeter heeft een nauwkeurigheid van 1cm (z-coördinaat), de Trimble GPS van 1 tot 2cm voor zowel de x-, y-, als z-coördinaat. Bij het opmeten van een klifrand in het meest stroomopwaarts gelegen deel van Ketenisse schor werd ook een theodoliet gebruikt (figuur 5.2). Dit is een hoekmeetinstrument met eveneens een nauwkeurigheid van 1 tot 2cm voor zowel x-, y-, als z-coördinaat.



Figuur 5.2: a. niveaumeter, b. Trimble RTK-GPS, c. theodoliet.

5.1.5 Sederoplots

Sedimentatie-erosie processen werden op elke staalnamelocatie opgevolgd door middel van vaste sedimentatie-erosie (sedero-) plots (figuur 5.3). Elke plot bestaat uit drie 1.5m lange buizen waarvan de onderste helft bestaat uit ijzer (zodat de buis vastroest in het sediment) en de bovenkant uit inox. De buizen staan in driehoeksvorm in het slik verankerd en vormen op deze manier een referentievlak. Met behulp van een meetrij worden telkens twee buizen met elkaar verbonden en wordt elke 20cm de afstand tot het slik gemeten.



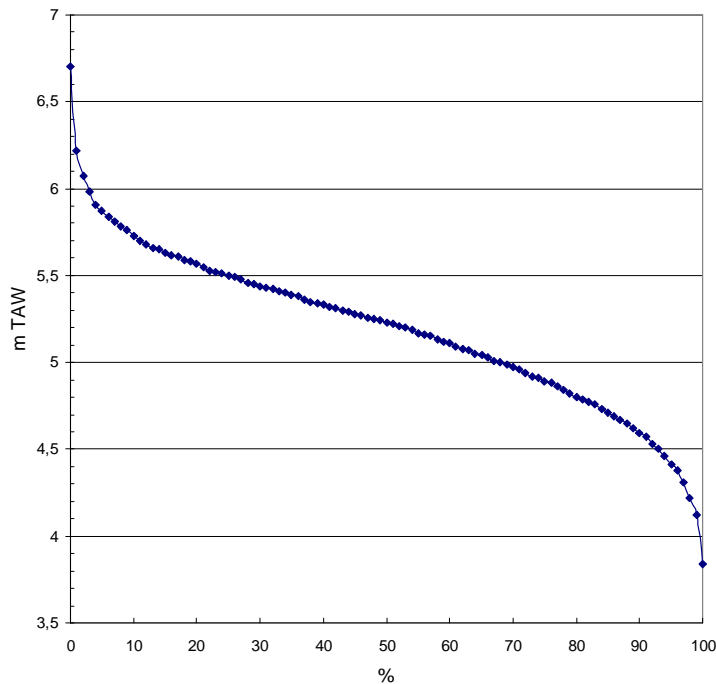
Figuur 5.3: Sederoplot met meetrij en schematische voorstelling van de oriëntatie ten opzichte van de dijk.

5.1.6 Sederoplaatjes

Op locaties met vegetatie is het opmeten van sederoplots moeilijk. In dat geval kan sedimentatie/erosie opgevolgd worden met sederoplaatjes: metalen plaatjes die horizontaal op een bepaalde diepte in de bodem verankerd worden. Sedimentatie/erosie wordt relatief ten opzichte van de beginsituatie gemeten met behulp van een schuifpasser. Voorlopig werd deze techniek enkel bij wijze van proef toegepast op Paddebeek met vierkante metalen plaatjes (20x20cm) op -10cm. Ter hoogte van locaties PA1 en PA2 werd telkens één sederoplaatje aangebracht. Ter hoogte van locaties PA3 en PA4 werd telkens één plaatje stroomafwaarts en stroomopwaarts van de sederoplot geplaatst (op 2m van de sederoplot, in het verlengde van de meetrij die parallel met de dijk ligt).

5.2 Resultaten

5.2.1 Paardenschor

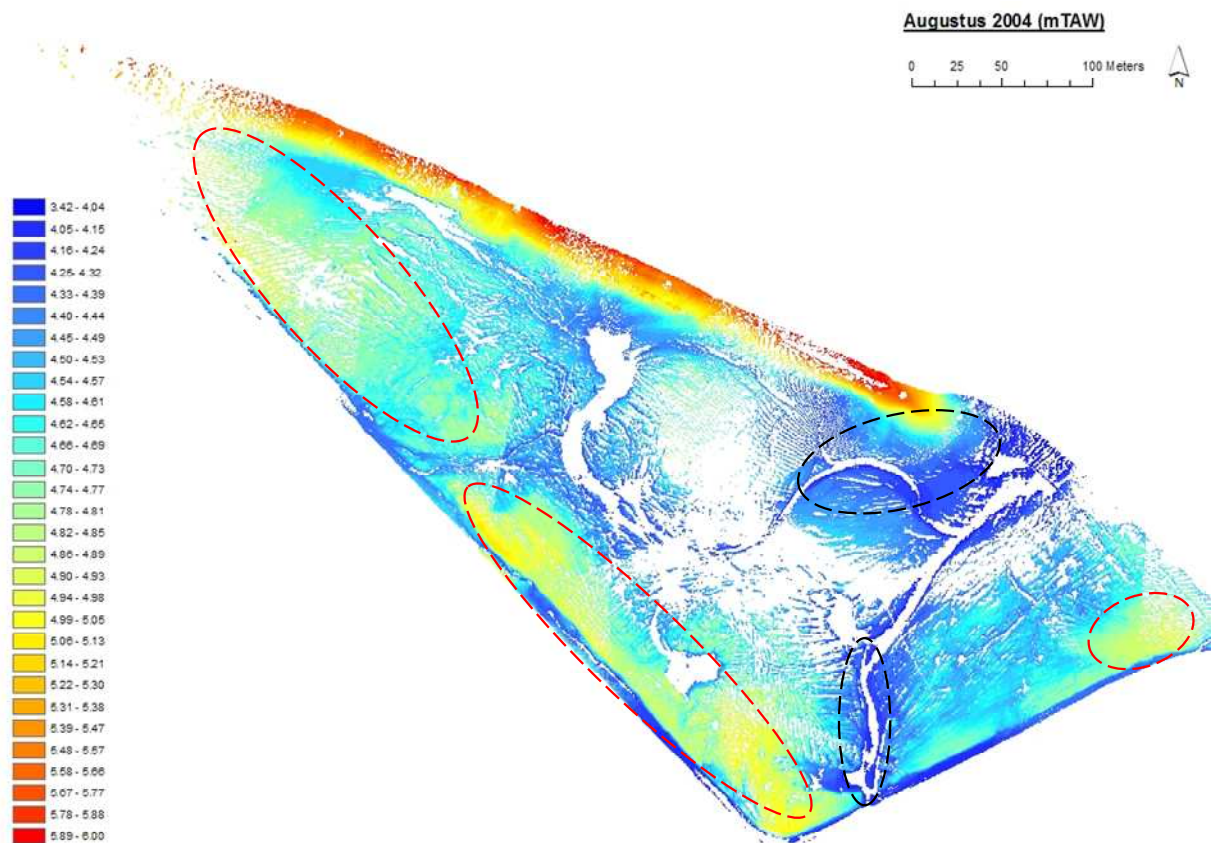


Figuur 5.4: Relatieve overstromingsfrequentie van hoogwaters in periode 1998-2002 aan het Paardenschor (Zandvlietsluis, data WL Borgerhout).

5.2.1.1 Gebiedsdekkende 3D-kaart op basis van de Riegl-scan

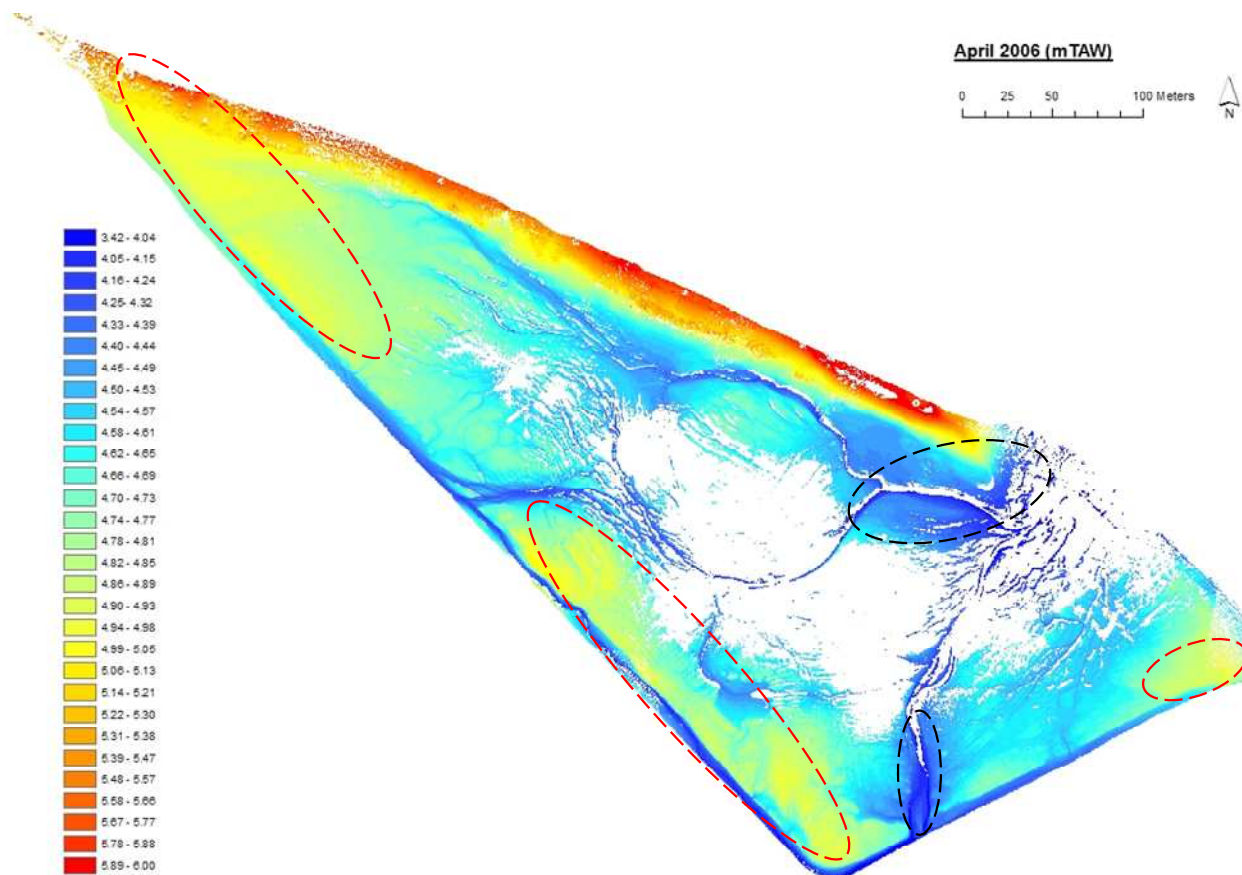
In augustus 2004 werd het gebied voor een eerste maal ingescand met een Riegl-scanner (figuur 5.5). In totaal werd de laserscanner tien maal verplaatst. Deze tien afzonderlijke scans werden via een aantal GIS bewerkingen samengevoegd, waardoor een min of meer gebiedsdekkende 3D-kaart van het gebied bekomen werd. De Sigmadijk werd wegens het te grote hoogteverschil met het onderliggende slik niet mee in kaart gebracht.

In het noorden van het gebied liggen de resten van de oude dijk, die tegen het voorliggende schor aanleunen, ruim een meter hoger dan het afgegraven slik. Parallel aan de nieuwe Sigmadijk loopt een gracht. Relatief hoger gelegen zones (tot 5mTAW) bevinden zich in het zuidwesten en in het zuidoosten van het gebied en in mindere mate ook in de punt tussen de nieuwe en de oude dijk. De laagst gelegen zone (+/- 4.3mTAW) bevindt zich op de overgang tussen het Paardenschor en het oorspronkelijk slik. Uit de terreinopmeting die gebeurde bij oplevering van de werken kunnen we afleiden dat diezelfde patronen toen reeds aanwezig waren (Spanoghe *et al.*, 2006).

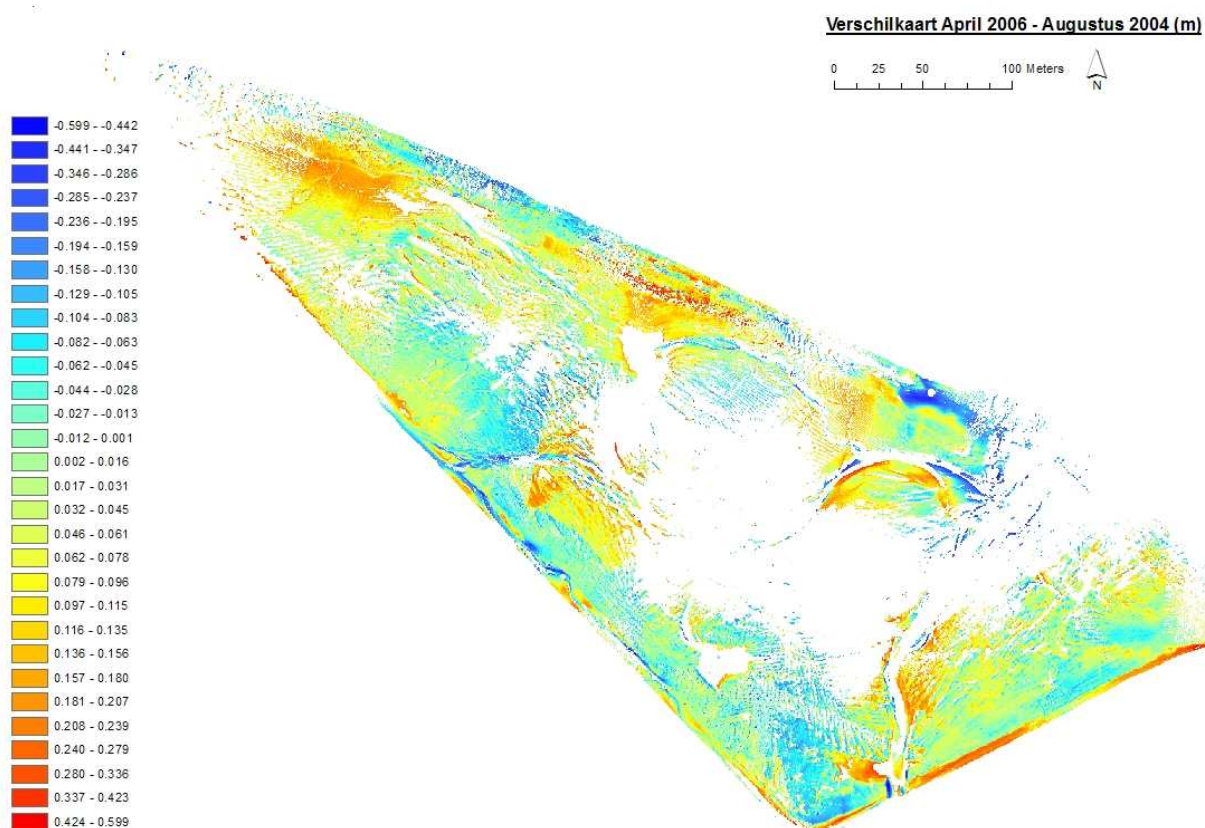


Figuur 5.5: 3D-beeld van het Paardenschor in augustus 2004. De rood omcirkelde zones zijn relatief hoog gelegen, de zwart omcirkelde laag.

De tweede verwerkte scan is die van april 2006, ruim anderhalf jaar later (figuur 5.6). Voor deze opname werd het aantal scanposities uitgebreid naar 13. De hoger en dieper gelegen zones bleven ter plaatse en accentueerden zich verder. Vooral in de noordelijke punt trad sedimentatie op. Verder zijn er ook evoluties en verschuivingen in het geulstelsel. In augustus 2004 vertoonde de centrale geul nog een duidelijke knik alvorens te splitsen, deze is haast niet meer aanwezig in april 2006. Beide aftakkingen en dan vooral de meest noordelijke hebben zich ook verlegd. Ook de geul die aftakt naar het zuiden van het Paardenschor heeft zich verlegd.



Figuur 5.6: 3D-beeld van het Paardenschor in april 2006. De rood omcirkelde zones zijn relatief hoog gelegen, de zwart omcirkelde laag.



Figuur 5.7: Verschilkaart gemaakt op basis van de 3D-kaarten van augustus 2004 en april 2006.

Aan de hand van beide kaarten werd een verschilkaart gemaakt waarop sedimentatie- en erosiezones zichtbaar worden (figuur 5.7). Het globale beeld leert dat het Paardenschor vooral onderhevig geweest is aan sedimentatie. Erosie werd meestal geconstateerd in de buurt van geulen die zich in de loop van de studieperiode hebben verplaatst. Vaak is deze erosie dan ook gekoppeld aan sedimentatie van de plaats waar de geul in het begin liep.

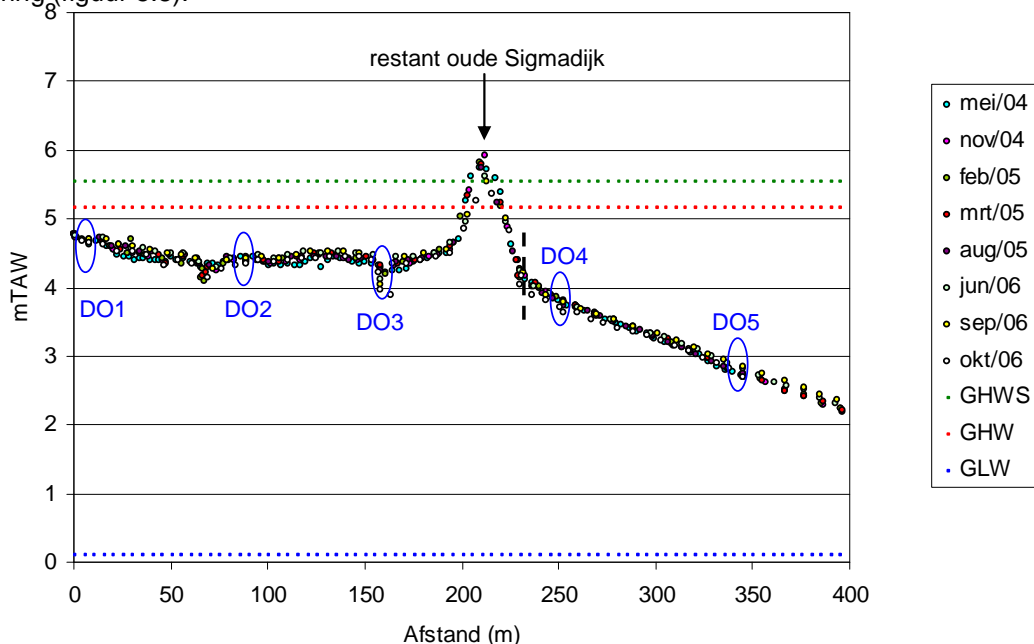
Twee andere plaatsen waar erosie werd waargenomen bevinden zich in het noordoosten van het gebied (daar waar de overgang naar het oorspronkelijke slik ligt) en recht daarover, in de bocht van de Sigmadijk. In de meest noordelijke erosiezone (en tevens de grootste) bedroeg de erosie gemiddeld tot 30cm, in de zuidelijke erosiezone was deze gemiddeld 15cm.

Sedimentatie werd zoals eerder al gezegd vaak vastgesteld op plaatsen waar geulen zich verlegd hebben, maar ook daar waar geulen/grachten stilaan dichtslibben. Dat laatste is duidelijk merkbaar in de grachten die parallel met de Sigmadijk lopen. Een andere belangrijke sedimentatiezone bevindt zich in de punt van gebied, hier heeft zich gemiddeld tot 20cm sediment afgezet. Ook iets verder naar het noordoosten, tegen de oude dijk aan, treedt er duidelijk sedimentatie op die tot meer dan 30cm kan bedragen

Op het Paardenschor treedt netto sedimentatie op. Gyselings *et al.* (2007) berekenden een gemiddelde van 2cm/jaar of 4cm sinds de inrichting van het gebied op basis van een gebiedsdekkend grid dat met theodoliet werd opgemeten. Dit betekent een gemiddelde daling van de relatieve overstromingsfrequentie van 62% naar 59% (zie figuur 5.4). Verschilkaarten op basis van de luchtopnames april 2004 en februari 2006 werden niet gemaakt.

5.2.1.2 Hoogteprofielen

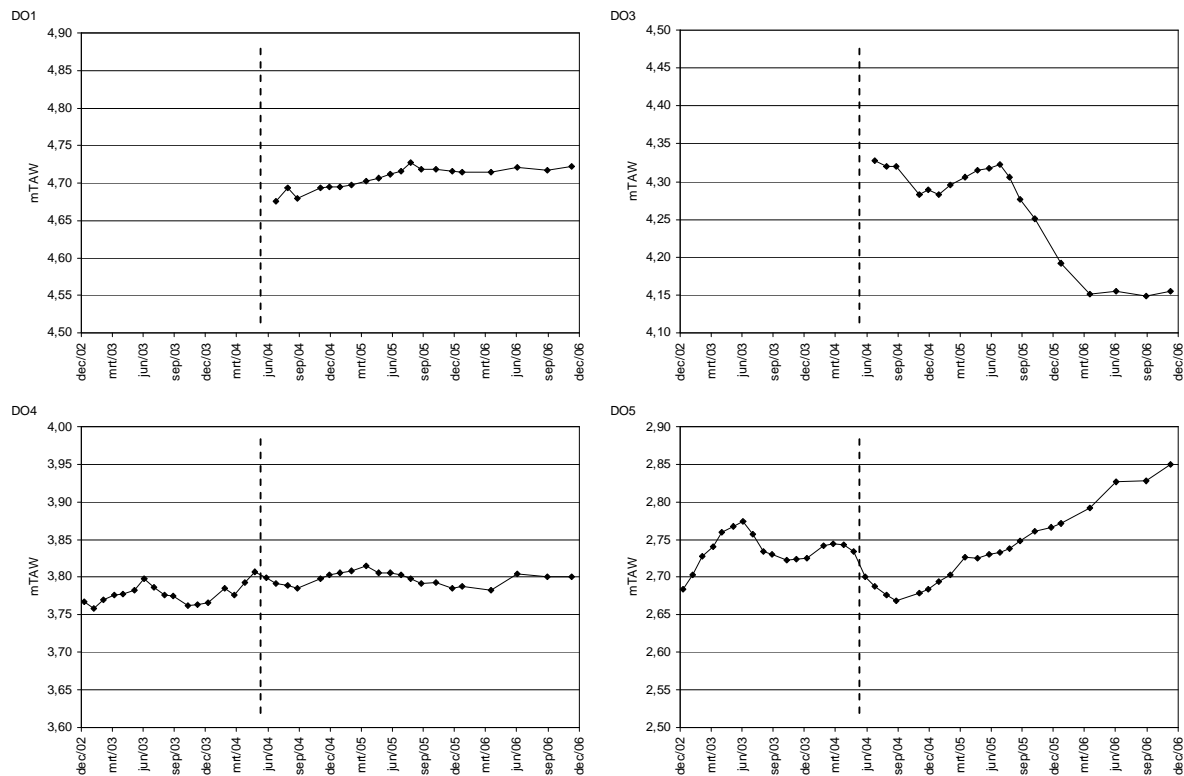
Het hersteld gebied van het Paardenschor werd afgegraven met een zeer zwakke rivierwaartse helling (gemiddeld 0.3% ter hoogte van de raai met staalnamepunten). De helling van het oorspronkelijk slik is iets steiler, gemiddeld 1.1%. Uit de profielmetingen met de Trimble RTK-GPS is af te leiden dat op het afgegraven deel meestal geringe sedimentatie optrad ter hoogte van de raai met staalnamepunten. Vanaf de Sigmadijk gemeten waren er tussen 20 en 60m en tussen 100 en 130m zones waar meer sediment werd afgezet, tot 20cm. Op 67m en ter hoogte van locatie DO3 zijn geulen waar te nemen op het profiel. Tussen 195 en 230m zijn de restanten van de oude Sigmadijk en voorliggend schor te zien. Ook op het oorspronkelijke slik was de verandering in hoogteligging eerder gering (figuur 5.8).



Figuur 5.8: Hoogteprofiel van het Paardenschor, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.

5.2.1.3 Lokale sedimentatie/erosie-metingen:

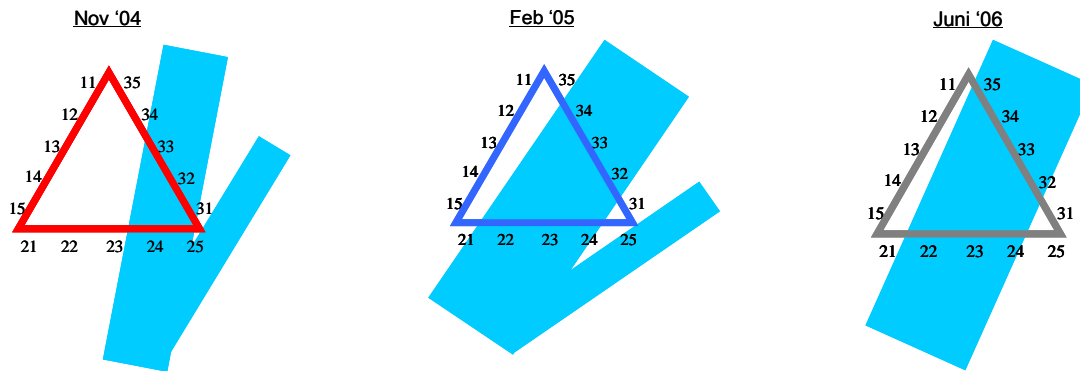
In figuur 5.9 werd de sedimentatie/erosie uitgezet voor locaties DO1, DO3, DO4 en DO5 op het Paardenschor. De eerste twee locaties liggen op het hersteld gebied, de andere op het oorspronkelijk slik.



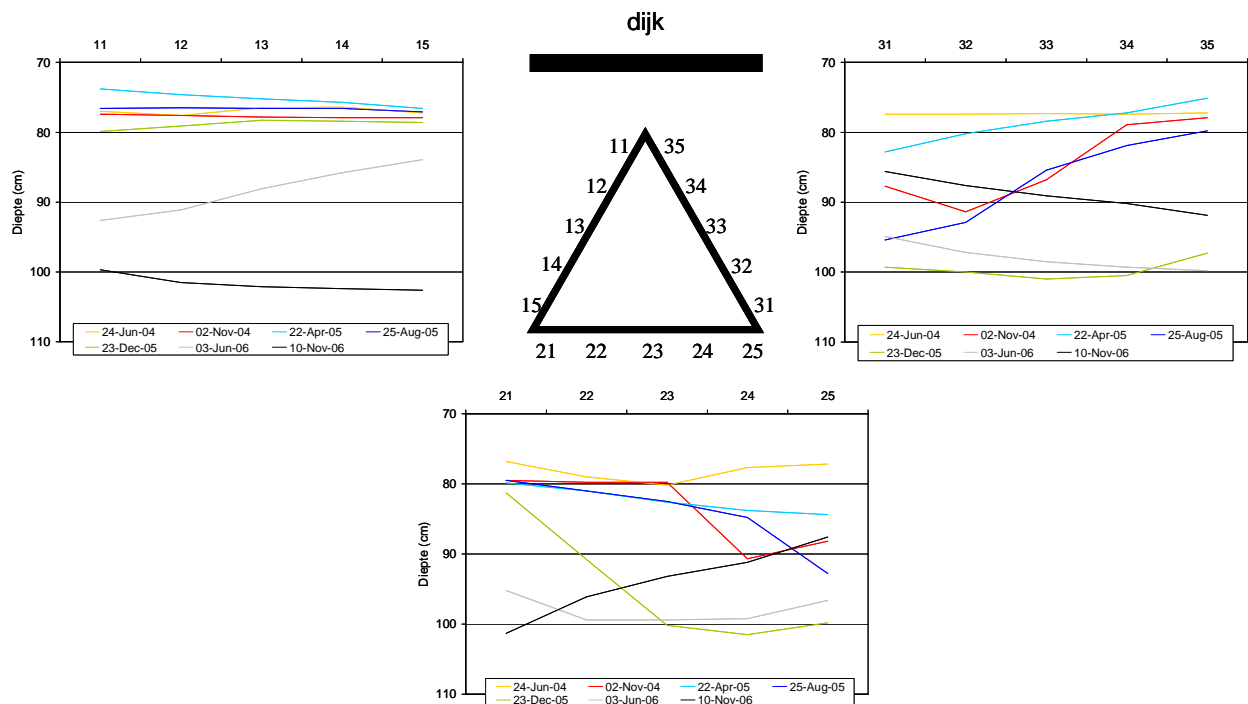
Figuur 5.9: Sedimentatie/erosie op locaties DO1, DO3, DO4 en DO5. De stippellijn geeft aan wanneer de herstelwerken voltooid werden.

Herstelde site:

Op locaties DO1 en DO2 van het hersteld gebied trad geringe sedimentatie op, minder dan 5cm gedurende de studieperiode. Op locatie DO3 traden weinig veranderingen op gedurende het eerste jaar na de werkzaamheden. Vanaf juni 2005 tot en met maart 2006 werd steeds erosie vastgesteld, in totaal meer dan 17cm. Daarna werd geen verandering meer waargenomen in de hoogteligging (figuur 5.9). In de periode tussen september 2004 en maart 2006 werd voornamelijk erosie waargenomen. Dit was het gevolg van de aanwezigheid van een geul, die zich door de sederopplot verplaatste. In figuur 5.10 is de verplaatsing van de geul schematisch weergegeven ten opzichte van de sederopplot. De verplaatsing gebeurde in de richting van meetrij 1. Uit figuur 5.11 is af te leiden dat de geul zich vanaf november 2004 verplaatste in de richting van meetrij 1, vertrekkende vanuit de hoek tussen meetrijen 2 en 3. Vanaf begin 2005 lag de geul volledig binnen de sederopplot en liep ze door het midden van meetrijen 2 en 3. Tegen het einde van 2005 was er een maximale hoeveelheid sediment uitgeschuurd binnen de sederopplot. Vanaf december 2005 was er een lichte kanteling waar te nemen ten opzichte van de sederopplot en ging de verplaatsing verder richting meetrij 1. Tegen het einde van de studieperiode werd meetrij 1 bereikt.



Figuur 5.10: Ligging van de geul ten opzichte van de sederplot op locatie DO3 op het hersteld gebied van het Paardenschor (november 2004, februari 2005 en juni 2006).

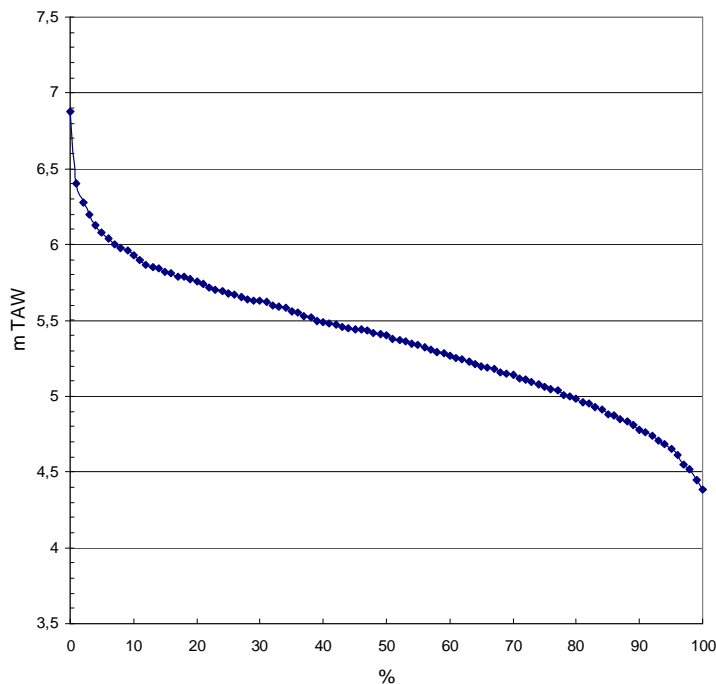


Figuur 5.11: Diepte (afstand tussen meetrij en sediment) per meetrij op locatie DO3 van het Paardenschor in de periode juni 2004 tot november 2006. Op de y-as zijn de meetposities langs de meetrij weergegeven.

Oorspronkelijk slik:

Op locaties DO4 en DO5 volgden perioden met sedimentatie en erosie elkaar op in de periode voor de voltooiing van de werkzaamheden op het achterliggend gebied. Deze resultaten zijn ongetwijfeld mede beïnvloed door de afwatering van de bouwwerf tijdens de herstelwerken. In de studieperiode na de werkzaamheden werd weinig verandering vastgesteld op locatie DO4, terwijl op de lager gelegen locatie DO5 voornamelijk sedimentatie optrad, in totaal ongeveer 15cm.

5.2.2 Ketenisse schor



Figuur 5.12: Relatieve overstromingsfrequentie van hoogwaters in periode 1998-2002 aan het Ketenisseschor (Kallosluis, data WL Burgerhout).

5.2.2.1 Gebiedsdekkende toestands- en verschilkaarten op basis van de DTM's

In totaal waren er voor Ketenisse schor van 5 periodes DTM's beschikbaar: september 2003, november 2003, april 2004, september 2004 en augustus 2005. De DTM's van september 2003 en van april 2004 zijn er die voor de volledige Zeeschelde gevlogen werden. De overige DTM's werden exclusief voor Ketenisse schor gevlogen.

Omdat de dichtheid aan punten bij de "Zeeschelde" DTM's lager was dan de andere, werd geopteerd om de finale verschilkaart te maken op basis van de kaart van november 2003 en die van augustus 2005.

Zone LHT:

Van de meest stroomafwaarts gelegen zone, LHT, zijn er enkel DTM-gegevens van het voorliggende slik. De verschilkaart toont dat de centrale zone gemiddeld 20 tot 30cm opgehoogd is, met als enkele uitschieter een toename van 60cm. Tegen de dijk aan is de toestand doorgaans onveranderd gebleven. Ook erosie vond sporadisch plaats en dan vooral in de meest stroomopwaartse zone van LHT en dicht tegen de laagwaterlijn. De maximale waargenomen erosie bedroeg 46cm. Gemiddeld gezien bedroeg het verschil tussen augustus 2005 en november 2003 een toename van 10.6cm, wat overeenkomt met meer dan 5cm/jaar (figuur 5.13).

Zone ABC:

In de zone ABC is op de toestandskaarten al te zien dat het gebied een aantal veranderingen heeft ondergaan. In het meest zuidelijke deel van deze zone, maar ook stroomafwaarts lijken sedimentatie en erosie elkaar af te wisselen. De verschilkaart toont twee duidelijke erosiezones: één helemaal stroomafwaarts, ter hoogte van KPa1 in het verlengde van de LHT erosiezone en een tweede meer centraal, tussen de b- tot voorbij de c-raai met het centrum net stroomafwaarts de c-raai. De maximale erosie bedroeg 93cm, en werd opgetekend in de centraal gelegen erosiezone. Erosie aan de a-raai was beduidend lager en bedroeg gemiddeld 20cm. Tussen deze twee erosiezones is een

sedimentatiezone met gemiddeld 15cm toename. De meest zuidelijke sedimentatiezone die op de kaart getoond wordt, behoort al tot de zone D (figuur 5.13). De gemiddelde hoogteligging voor de volledige ABC zone nam met 6cm af van 4,75 tot 4,69m TAW. In relatieve overstromingsfrequentie betekent dat een toename van gemiddeld 92% naar 94% (zie figuur 5.12).

Zone D:

Zone D vertoonde haast uitsluitend sedimentatie, die toenam in de stroomopwaartse richting. Dit was ook al op te maken uit de verschillende toestandskarten. Enkel aan de laagwaterlijn en aan de 'bres' trad erosie op. Gemiddeld gezien kende zone D een toename in hoogte van 15cm, met een maximum van 70cm. In relatieve overstromingsfrequentie betekent dat een afname van gemiddeld 99% naar 96% (zie figuur 5.12). Sedimentatie gebeurde hoofdzakelijk achter restanten van de vroegere dijk (figuur 5.14).

Zone E:

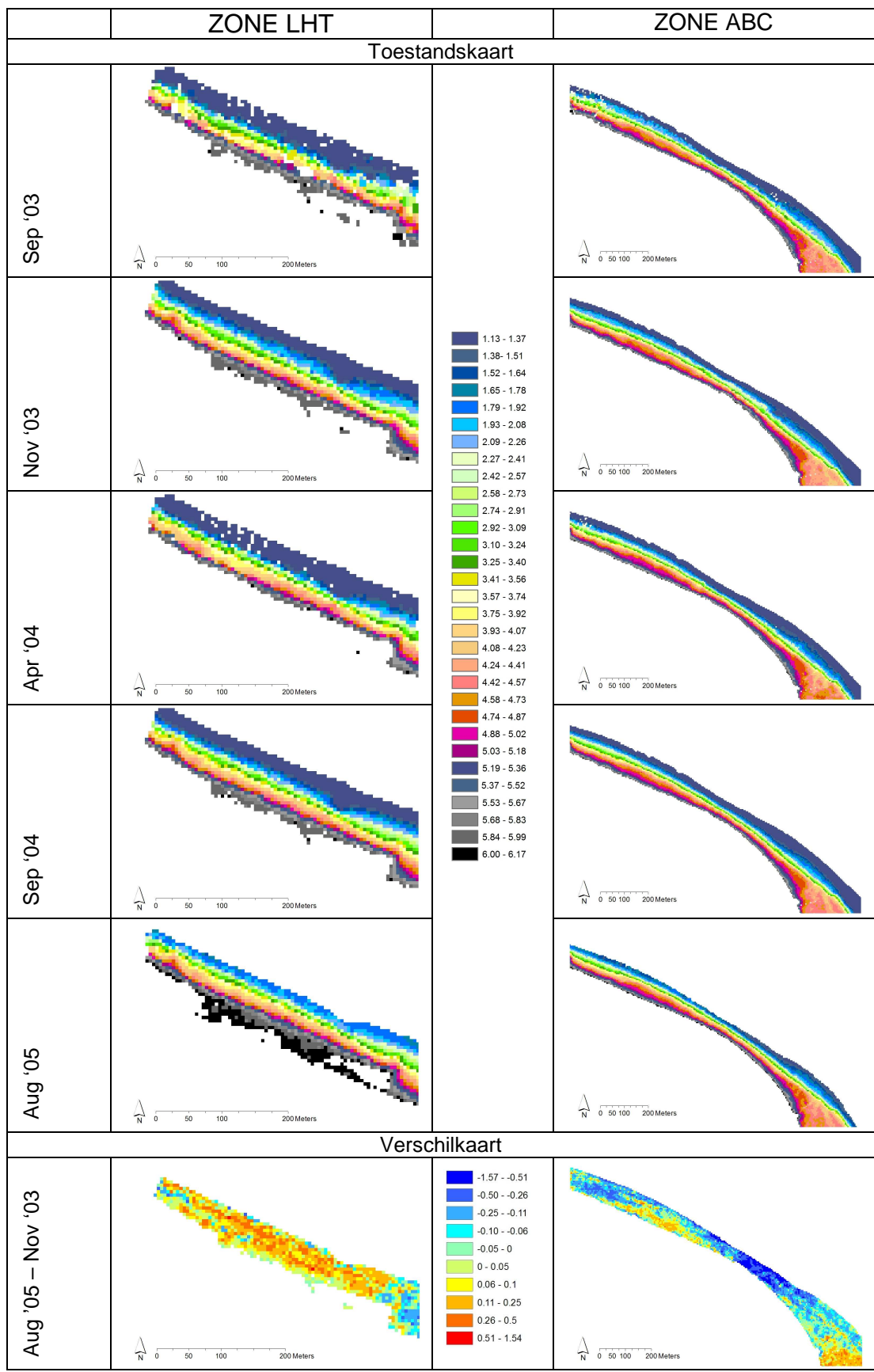
Op de toestandskarten van zone E is te merken dat het meest noordelijke deel heel wat veranderingen ondergaan heeft. Van september 2003 tot en met april 2004 lijkt dit deel op te hogen. In september 2004 is de situatie vergelijkbaar aan die van exact een jaar daarvoor en in augustus 2005 ligt dit deel opnieuw beduidend hoger. De verschilkaart toont dan ook een duidelijke sedimentatie in dit deel van zone E. Tegen de dijk aan is er haast niets veranderd, de hoeveelheid gesedimenteed materiaal nam toe naarmate de afstand tot de dijk groter werd en bedroeg maximaal ongeveer 60cm. Erosie kwam ook in deze zone voor, vooral aan de laagwaterlijn (figuur 5.14). Gemiddeld gezien kende zone E een toename in hoogte van 6cm. In relatieve overstromingsfrequentie betekent dat een afname van gemiddeld 68% naar 63% (zie figuur 5.12).

Zone F:

De verschillen die in zone F werden aangetoond waren doorgaans klein. Ruwweg gezien kan de zone opgedeeld worden in drie delen. Een eerste deel situeert zich parallel met de dijk, waar het gemiddelde hoogteverschil niet meer bedroeg dan een 5-tal centimeter. Parallel aan deze zone, richting de laagwaterlijn bevindt zich het tweede deel. Hier vond voornamelijk erosie plaats. Deze bedroeg maximaal 70cm. Het derde deel tenslotte bevindt zich in het zuiden van zone F en werd gekenmerkt door sedimentatie gaande van 6 tot sporadisch 50cm (figuur 5.15). Gemiddeld gezien kende zone F een erosie van 2cm. In relatieve overstromingsfrequentie betekent dat een toename van gemiddeld 70% naar 72% (zie figuur 5.12).

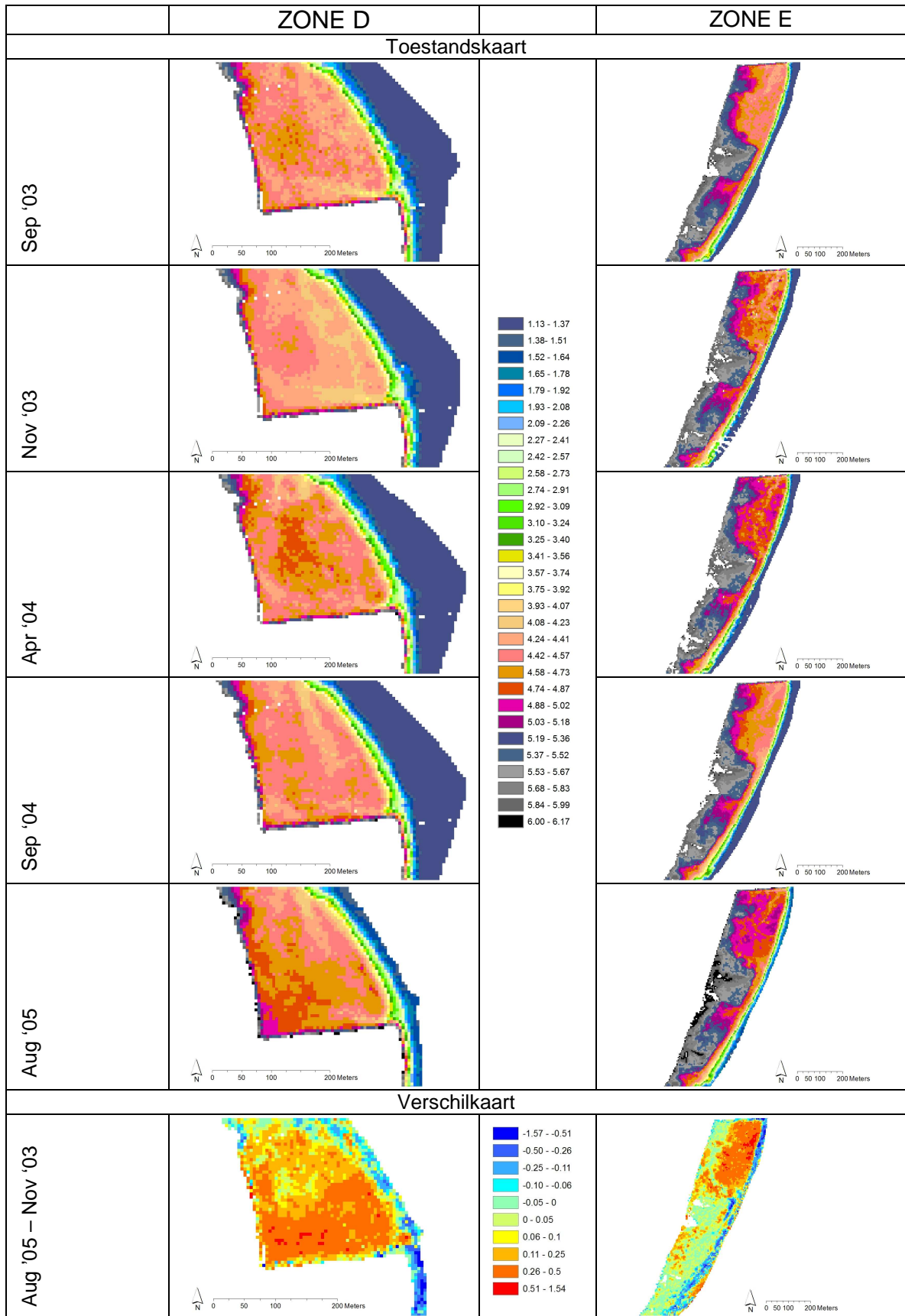
Zone G en rietveld ter hoogte van Bayer:

De meest stroomopwaarts gelegen zones, het rietveld van Bayer en zone G zijn duidelijk verschillend geëvolueerd. Het rietveld van Bayer kent net als zone F parallel met de dijk een nagenoeg ongewijzigde zone, en ter hoogte van de laagwaterlijn werd erosie vastgesteld. Zone G daarentegen wordt gekenmerkt door erosie waaraan nagenoeg de hele zone onderhevig is. De meeste erosie bedroeg ruim 50cm werd opgetekend in het noordelijke deel van de zone. De erosie nam af in stroomopwaartse richting, maar bedroeg in het zuiden nog gemiddeld 20cm (figuur 5.15). Gemiddeld gezien kende zone G een erosie van 7cm. In relatieve overstromingsfrequentie betekent dat een toename van gemiddeld 98% naar 100% (zie figuur 5.12).

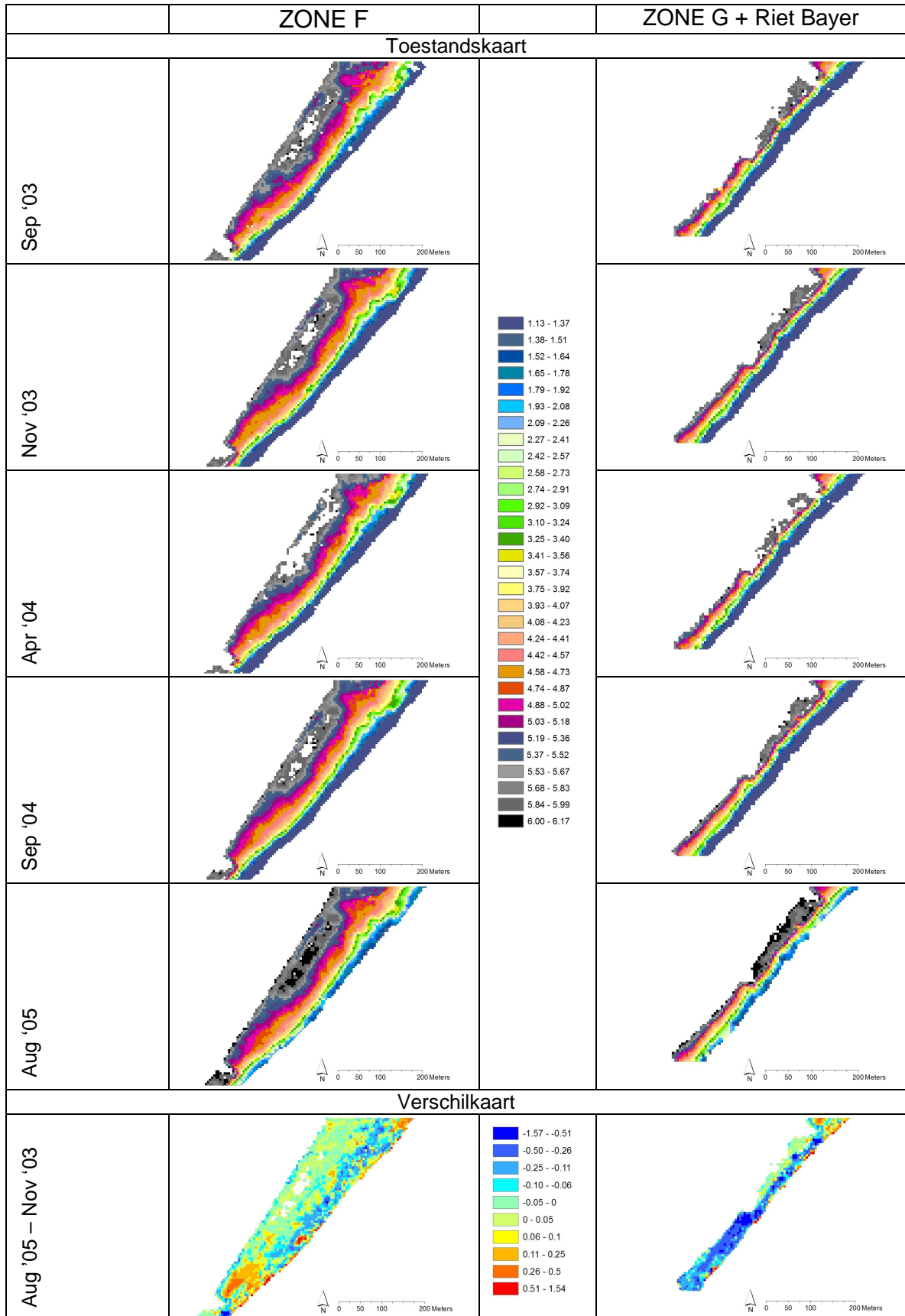


Figuur 5.13: Toestandskaarten en verschilkaarten op basis van DTM's van zones LHT en ABC op Ketenisse schor.





Figuur 5.14: Toestandskaarten en verschilkaarten op basis van DTM's van zones D en E op Ketenisse schor.

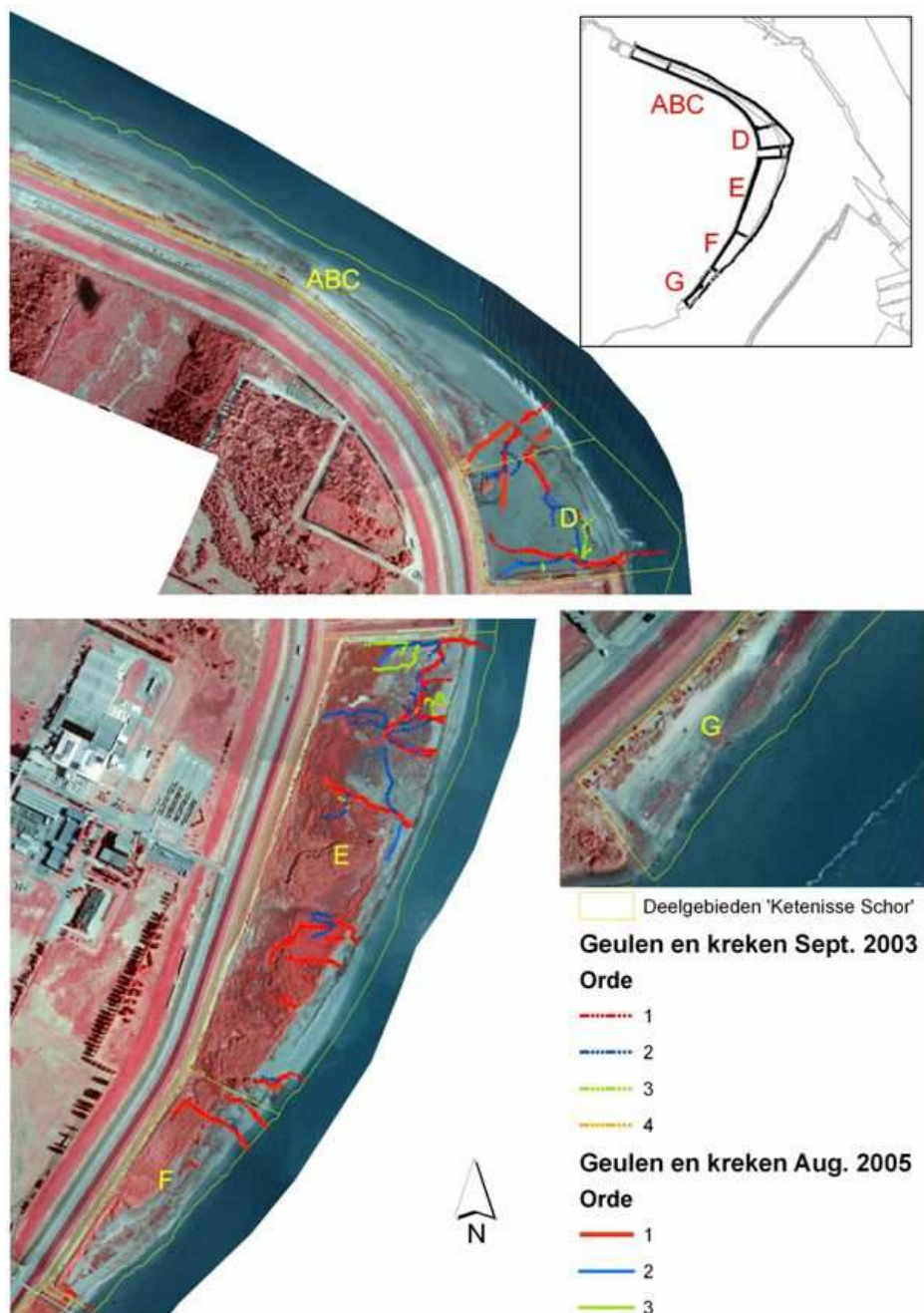


Figuur 5.15: Toestandkaarten en verschilkaarten op basis van DTM's van zones F, G en het rietveld ter hoogte van Bayer op Ketenisse schor.

5.2.2.2 Geulen- en krekerverwevenheid

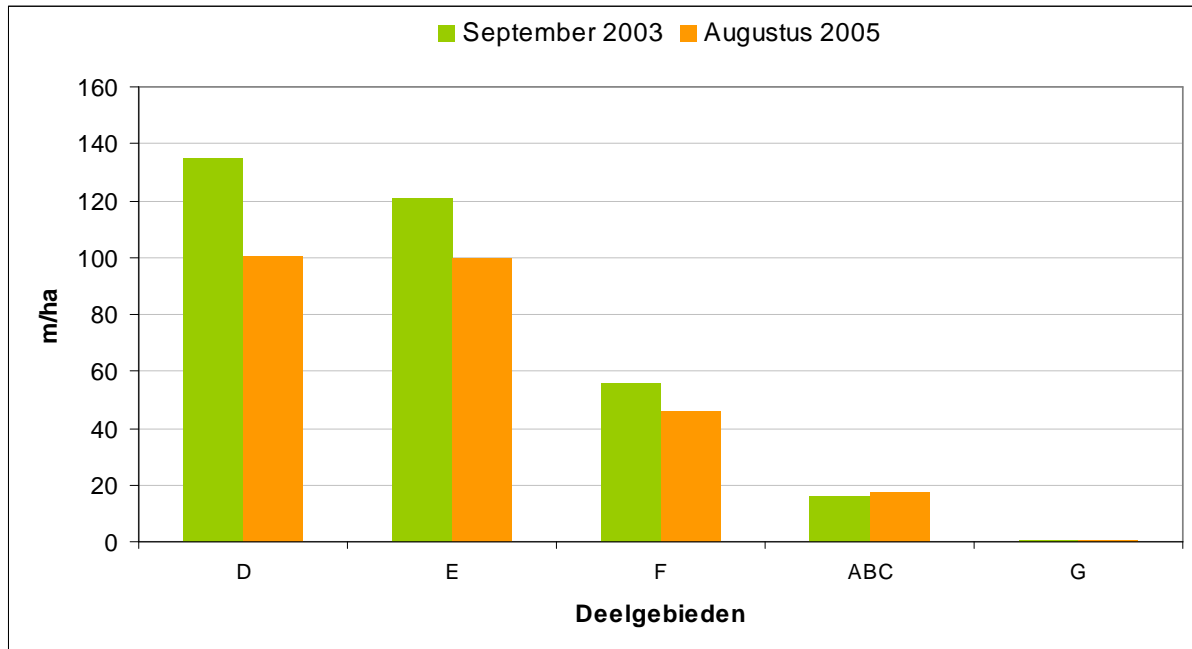
Geulen en krekens bewerkstelligen zowel de watertoevoer als de waterafvoer van slik- en schorgebieden waarbij ze naast een drainerend effect ook een opbouwende functie uitoefenen. Ze zorgen door de variatie in stroomsnelheden voor een belangrijke toevoeging van extra macro- en micro-topografie aan het systeem door de vorming van oeverwallen en komgronden. De geulvorming in het slikstadium is bepalend voor de uiteindelijke kreekontwikkeling in het schor.

Binnen het studiegebied Ketenisse schor is het geul- en krekennetwerk het best ontwikkeld in deelgebieden D en E, meer bepaald in de zones waar sedimentatie het grootste was. In deelgebied F is het matig ontwikkeld en in het deelgebied ABC is het netwerk slecht ontwikkeld (figuur 5.16). In de zone G was er helemaal geen kreekvorming waar te nemen. Tussen 2003 en 2005 zien we een afname van de densiteit in de zones D, E en F en niet in ABC.



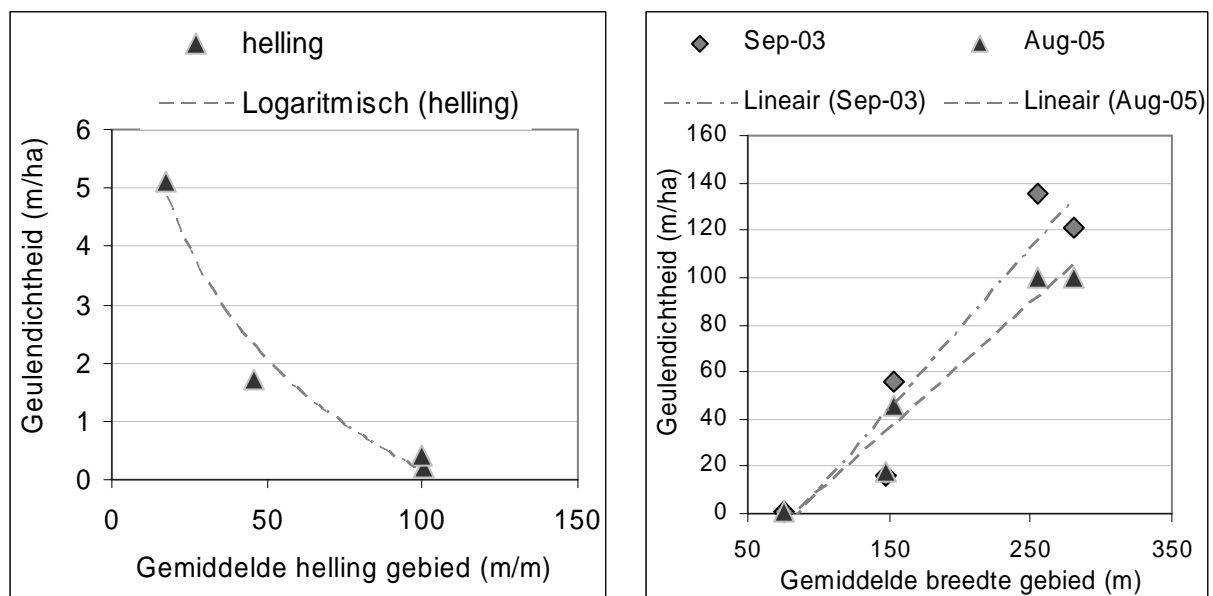
Figuur 5.16: Overzicht van de geulen en krekens op Ketenisse schor.

Aangezien de graad van kreekverwevenheid de uiteindelijke floristische diversiteit van schorgebieden beïnvloedt is dit kenmerk meegenomen bij de beoordeling van schorren voor de Kaderrichtlijn water (Brys *et al.*, 2005). Geulen en kreken zorgen eveneens voor een grote aanvoer van zaden en vormen een habitat voor tal van organismen zoals Crustacea, vissen, etc. Als maat van de geul- en kreekverwevenheid per oppervlakte-eenheid is de lengte aan geulen en kreken binnen een gebied gebruikt uitgedrukt per oppervlakte-eenheid (meter per hectare) (figuur 5.17).



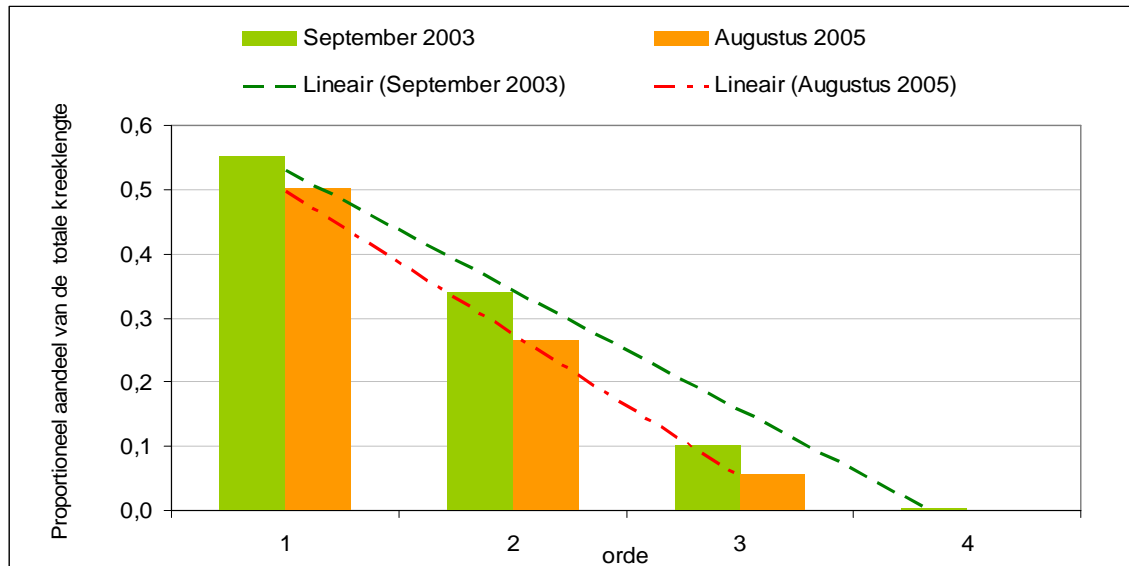
Figuur 5.17: Evolutie van geulen- en krekendensiteit binnen de deelgebieden van Ketenisse schor.

In het studiegebied Ketenisse schor zien we een exponentieel dalend verband tussen geulen- en krekendichtheid enerzijds en helling anderzijds (figuur 5.18a). De helling van het gebied moet dus voldoende groot zijn voor de droog/nat cyclus maar ook voldoende flauw om kreekvorming toe te laten. Naast een gunstige helling moet er blijkbaar ook voldoende ruimte aanwezig zijn om geul- en kreekontwikkeling toe te laten. Als maat voor de ruimte werd hier de gemiddelde breedte van het gebied loodrecht op de rivier gebruikt.



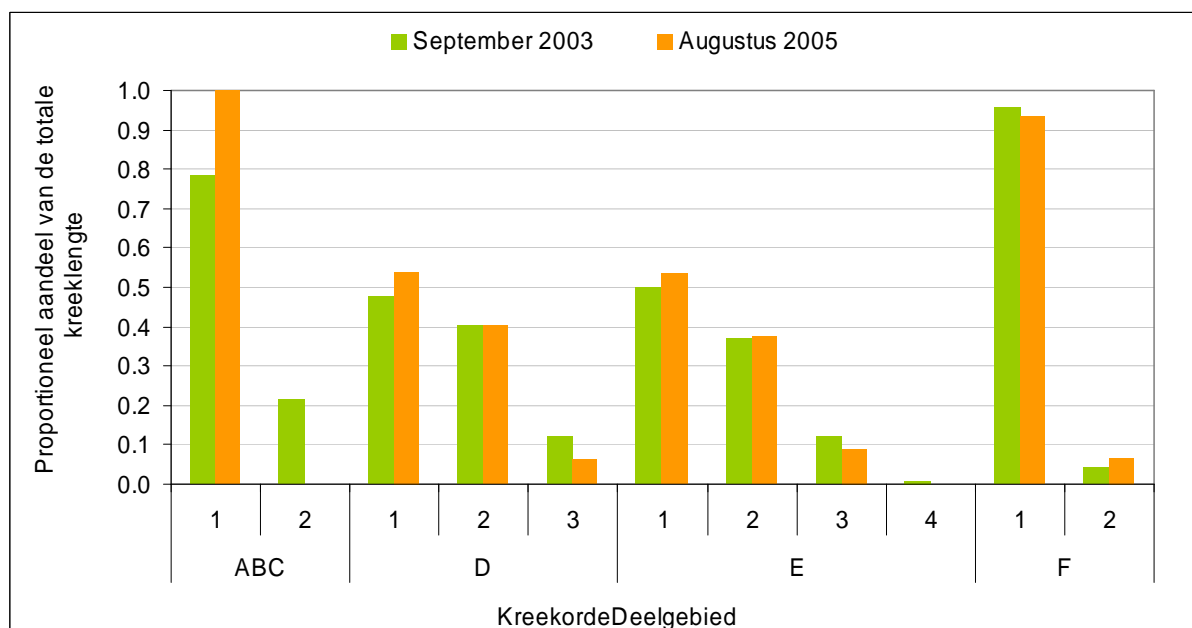
Figuur 5.18: Relatie tussen de gemiddelde helling (a) en breedte (b) en de geulendichtheid binnen de deelgebieden van Ketenisse schor.

Er is een lineair stijgend verband tussen de geulendichtheid en de gemiddelde breedte van een gebied (figuur 5.18b). Voor kreekvorming is enkel een gunstige vormindex dus niet voldoende, ook de absolute breedte is belangrijk voor kreekvorming. Zone D en E zijn de breedste zones van het studiegebied en hebben de grootste geulen- en krekendichtheid (D:255,2m; E:280,6m). Deelgebied F heeft een gemiddelde breedte van 153,8m, terwijl het deelgebied ABC een lange smalle zone vormt met een gemiddelde breedte van 75,7m.



Figuur 5.19: Relatieve aandelen van de geulenlengte van elke vertakkingsorde op Ketenisse schor voor 2003 en 2005.

Hogere orde vertakkingen met een grote sinuositeit, zijn belangrijk voor uitwisseling van energie en stoffen, benthos- en vishabitat. Daarom is ook hier gekeken naar de vertakkinggraad van het geulen- en krekennetwerk. Als maat is de proportionele verhouding in lengte van geulen met een verschillende vertakkingorde gebruikt. Wanneer we de classificatie van Brys *et al.* (2005) toepassen (figuur 5.19) blijkt het studiegebied Ketenisse schor in zijn geheel in de middelste groep te vallen met een matig ontwikkeld geulennetwerk. Bij deze matig ontwikkelde netwerken komen geulen van de tweede orde de helft minder voor dan die van de eerste orde.



Figuur 5.20: Relatieve aandelen van de geulenlengte van elke vertakkingsorde op Ketenisse schor voor 2003 en 2005.

Wanneer we de verschillende zones binnen Ketenisse schor vergelijken (figuur 5.20) vinden we volgens de classificatie van Brys *et al.* (2005) in zone D en E voor beide perioden een matig ontwikkeld geulennetwerk terwijl het bij zone ABC en F slecht ontwikkeld is. Tussen 2003 en 2005 gaat het krekennetwerk van zone ABC er op achteruit waarbij enkel geulen van een 1e orde overblijven

5.2.2.3 Hoogteprofielen en lokale sedimentatie/erosie-metingen

Zone ABC:

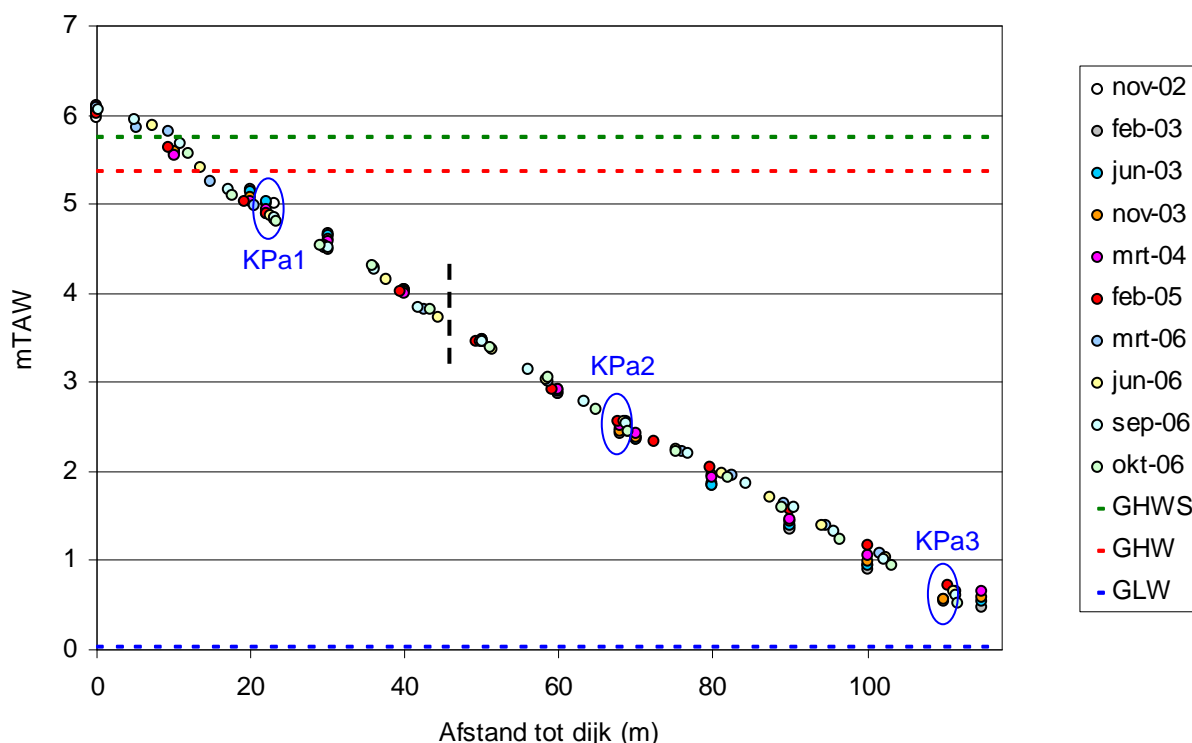
Deze zone werd afgegraven met een relatief steile rivierwaarde helling (gemiddeld 5.1%). In deze zone werden drie raaien opgesteld (Kpa, KPb en Kpc) met in totaal negen sederoplots. Vier sederoplots bevinden zich op het herstelde deel (Kpa1, KPb1, KPb2 en Kpc1).

Hoogteprofielen:

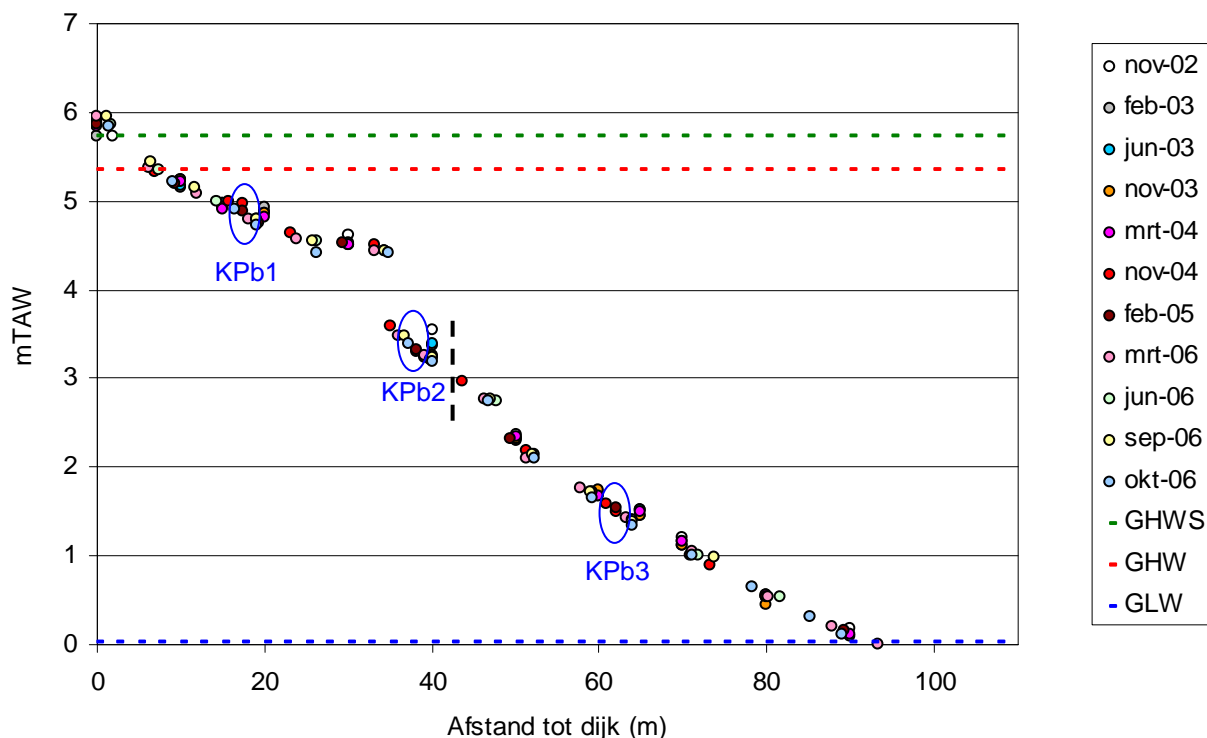
Op het hoogteprofiel van de a-raai is te zien dat op de eerste 60m vanaf de dijk lichte erosie plaatsvond. Lager op het slik werd er netto sedimentatie gemeten (figuur 5.21).

Langs de b-raai trad de eerste 20m vanaf de dijk afwisselend lichte sedimentatie en erosie op. Vanaf de locatie van sederoplot KPb1 was er bijna uitsluitend erosie, met een maximum op 40m van de dijk, nabij een kleibank. Nog lager, op het oorspronkelijk slik, was er globaal weinig verandering (figuur 5.22).

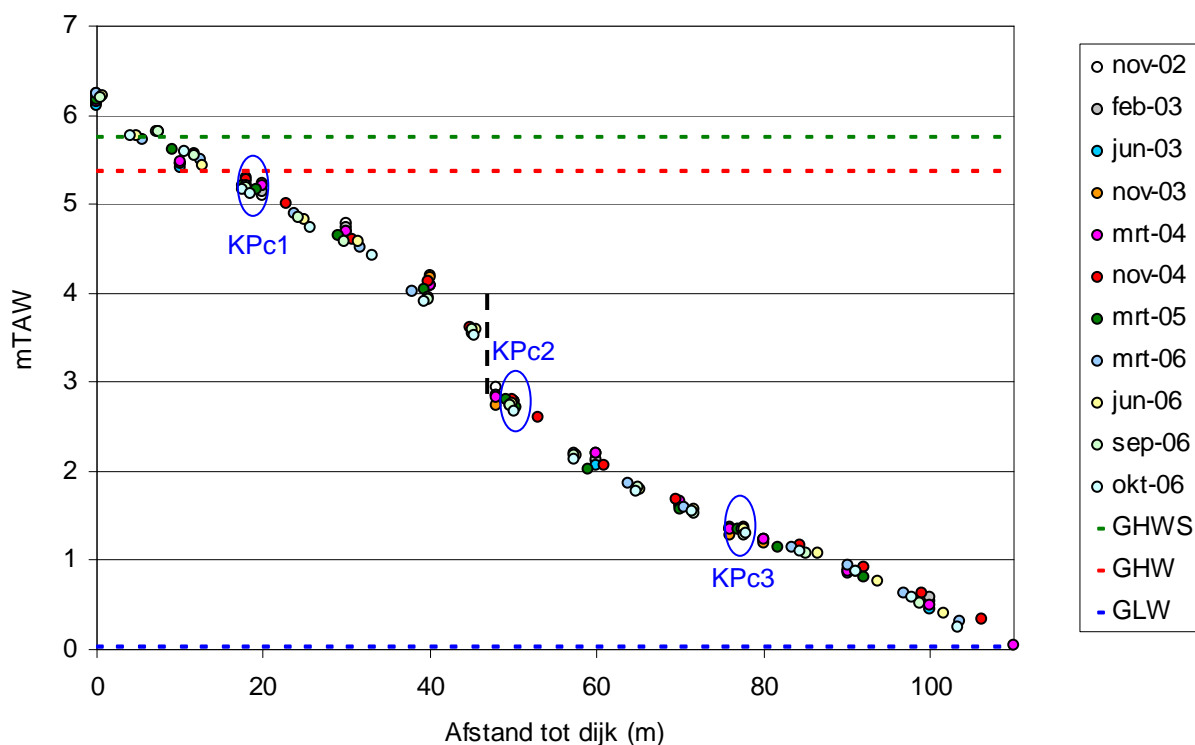
Op de c-raai was er vanaf de dijk tot de locatie van sederoplot Kpc1 (18m van de dijk) afwisselend sedimentatie en erosie. Tussen Kpc1 en Kpc2 (48m van de dijk, vlak na een kleiheuvel) was er een zone van continue erosie, met een maximum op 40m van de dijk. Op 60m van de dijk was er opnieuw afwisselend sedimentatie en erosie. Daarop volgde een zone met bijna uitsluitend erosie (figuur 5.23).



Figuur 5.21: Hoogteprofiel van de a-raai, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.



Figuur 5.22: Hoogteprofiel van de b-raai, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.

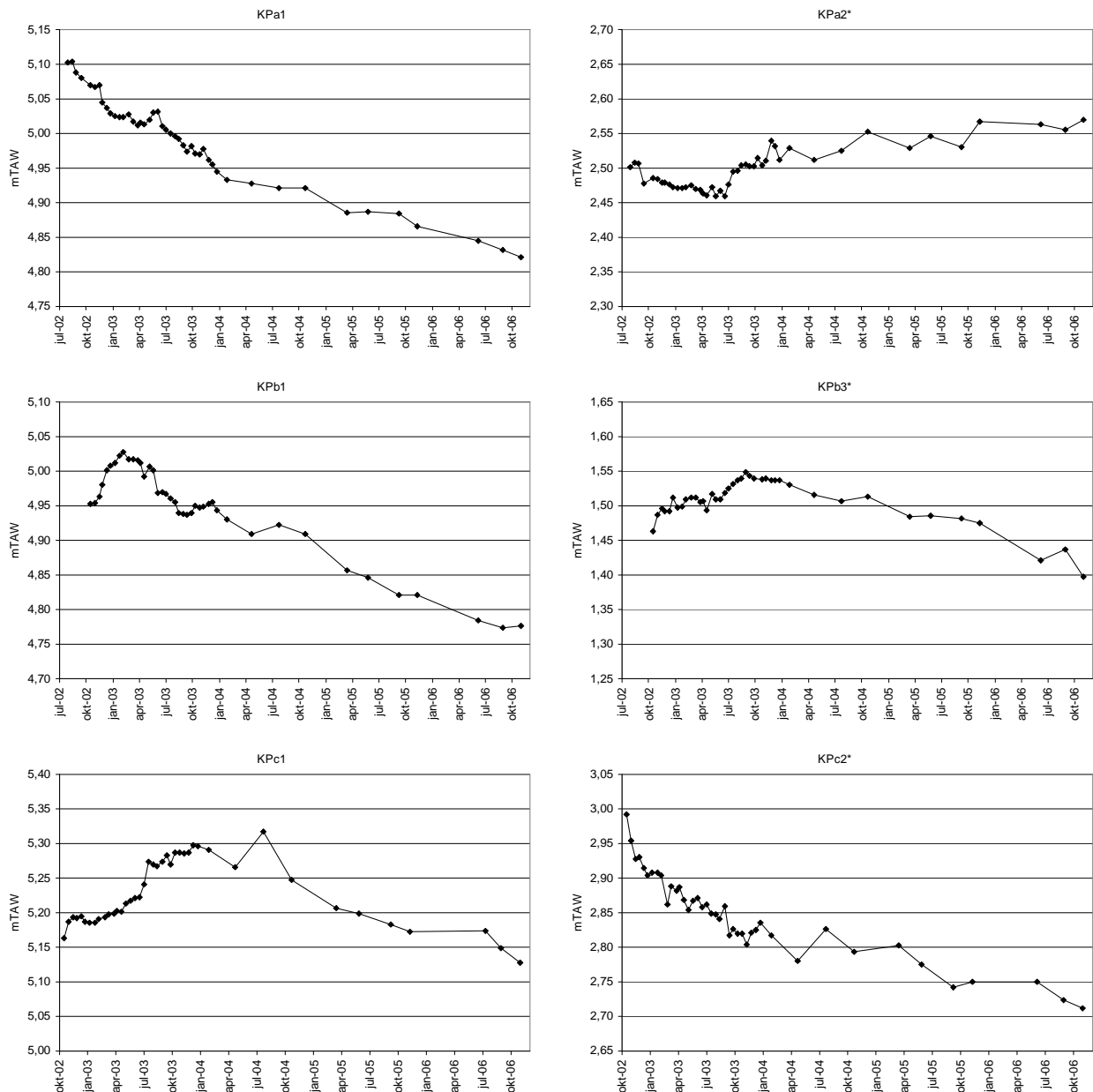


Figuur 5.23: Hoogteprofiel van de c-raai, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.

Lokale sedimentatie/erosie-metingen:

a-raai:

Van de locaties langs de a-raai ligt enkel KPa1 op het afgegraven slik. Vanaf het begin van de metingen vertoonde KPa1 een min of meer continue erosie. Op het einde van 2006 bedroeg deze 28cm. Kpa2 vertoonde gedurende het eerste jaar na afgraving zeer lichte erosie, waarna de locatie sedimenteerde, met op het einde van de studieperiode een toename van 11cm (figuur 5.24). Op Kpa3 deden zich het eerste jaar na de voltooiing van de werken korte perioden met lichte sedimentatie en erosie voor. Na april 2003 trad er echter een duidelijke sedimentatie op, die eind oktober 2004 20cm bedroeg. Eind 2006 was 6cm hiervan opnieuw weggeërodeerd.



Figuur 5.24: Sedimentatie/erosie op locaties KPa1, KPa2, KPb1, KPb3, KPc1 en KPc2. *: locatie op het oorspronkelijk slik.

b-raai:

Locaties KPb1 en KPb2 liggen op het hersteld gebied. KPb1 vertoonde een plotse sedimentatie van iets meer dan 7cm tot februari 2003. Vervolgens vond er netto erosie plaats van 25cm (figuur 5.24).



Op KPb2 erodeerde gedurende de hele studieperiode meer dan 37cm, hoewel dit proces zeer geleidelijk verliep vanaf december 2003. Mogelijk werd de erosie afgeremd doordat een harde kleilaag bereikt werd. Deze locatie lag vlakbij een kleibank, zoals te zien is op het hoogteprofiel (zie figuur 5.22). KPb3 vertoonde eerst een periode van sedimentatie, die tegen het einde van augustus 2003 meer dan 8cm bedroeg. Daarna werd 15cm weggeërodeerd (figuur 5.24).

c-raai:

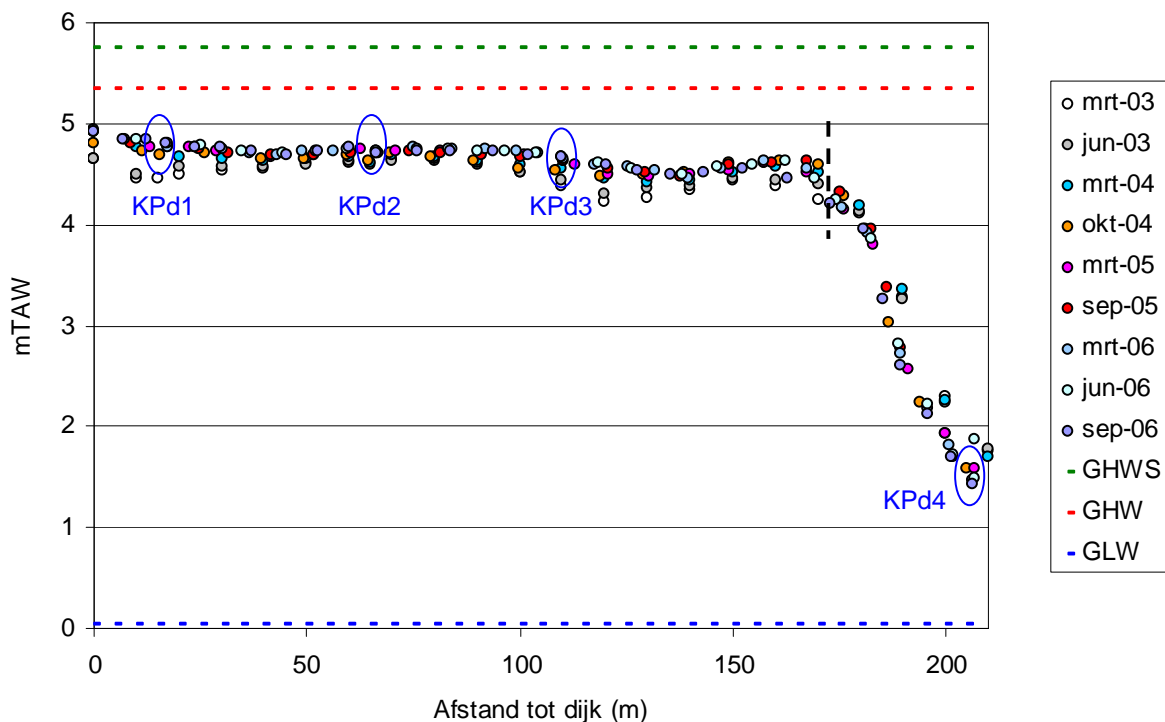
Locatie KPc1 ligt op het afgegraven slik. Hier vond netto ongeveer 15cm sedimentatie plaats tot eind juli 2004. Daarna werd bijna 19cm opnieuw weggeërodeerd. Op locatie KPc2 vond er gestage erosie plaats van 28cm (figuur 5.24). KPc3 ondervond lichte erosie doorheen de studieperiode, in totaal iets meer dan 6cm.

Zone D:

Zone D werd afgewerkt in juni 2002. Het getijregime in dit gebied was toen echter al enkele maanden hersteld door de bres die in de zomerdijk ontstond bij de aanleg van de dijk rond de leidingen.

Hoogteprofiel:

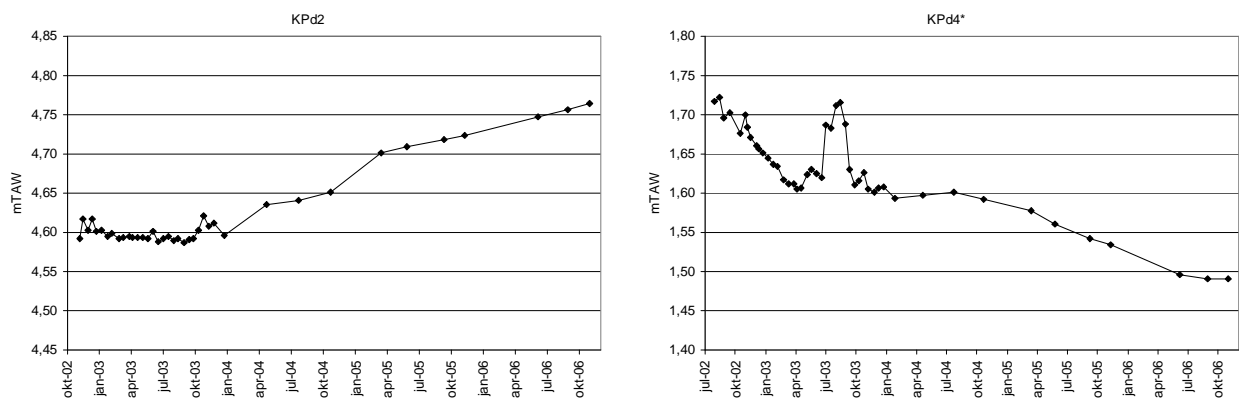
Het herstelde deel heeft een zeer zwakke rivierwaartse helling (gemiddeld 0.2%) en gaat op 170m van de dijk via een steile breuksteenhelling over in het oorspronkelijk slik. De breuksteenhelling is een restant van de vroegere zomerdijk. Op het hoogteprofiel is te zien dat er op het hele nieuwe slik sedimentatie optrad (figuur 5.25). De depressies in het herstelde gebied gedroegen zich als sedimentvang. De depressie vanaf de dijk tot op 60m raakte opgevuld, met een maximale sedimentatie op 10m van de dijk. Ook de depressie tussen 100 en 160m van de dijk raakte opgevuld, met maximale sedimentatie op 120m. Enkel op het oorspronkelijke slik werd erosie waargenomen (figuur 5.25).



Figuur 5.25: Hoogteprofiel van de d-raai, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.

Lokale sedimentatie/erosie-metingen:

Langs de d-raai liggen locaties KPd1 tot KPd3 op het hersteld gebied. Locatie KPd1 vertoonde een gestage sedimentatie van in totaal bijna 60cm gedurende de studieperiode. Op het terrein kon worden vastgesteld dat het sediment in de omgeving van KPd1 steeds minder water bevatte naarmate de tijd vorderde en dus een betere nat/droog cyclus ontwikkelde. Locatie KPd2 vertoonde weinig verandering tot eind 2003 en kende vervolgens een gestage sedimentatie (figuur 5.26). In tegenstelling tot beide andere locaties op het hersteld gebied, lag KPd2 niet in een depressie en was het net na de werkzaamheden de hoogst gelegen locatie. Dit kan verklaren waarom de sedimentatie ter hoogte van KPd2 minder omvangrijk was dan elders op het hersteld gebied van zone D. KPd3 kende net als KPd1 een continue sedimentatie van in totaal 40cm. Zoals te zien is op het hoogteprofiel werden de sederoplots van KPd1 en KPd3 opgesteld in de depressies van het hersteld gebied (figuur 5.25). De sedimentatiesnelheid nam af naarmate de depressies opgevuld raakten. Ter hoogte van KPd4 op het oorspronkelijk slik vond meer dan 11cm erosie plaats vanaf de voltooiing van de werken tot april 2003. vanaf dan tot augustus 2003 was er een plotse sedimentatie van 11cm, die in november 2003 echter alweer volledig weggeërodeerd was. Daarna volgde geleidelijke erosie tot het einde van de studieperiode. Over de hele studieperiode werd netto meer dan 22cm sediment weggeërodeerd (figuur 5.26).

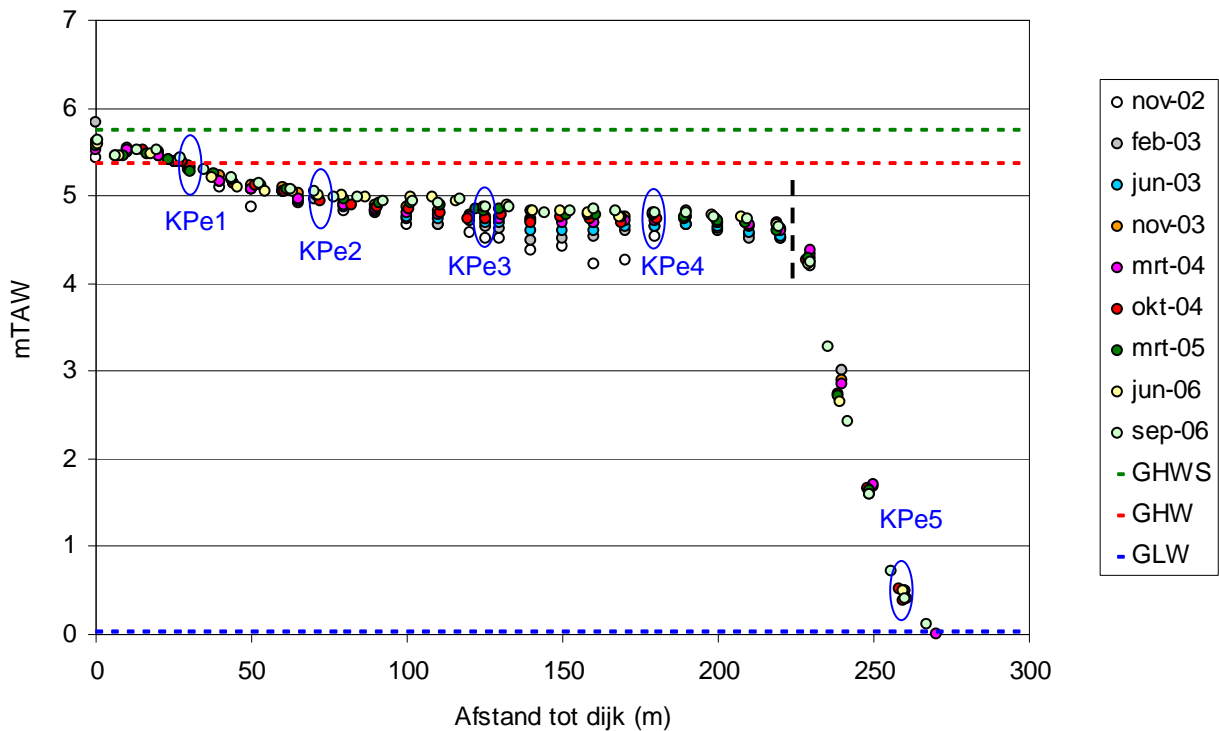


Figuur 5.26: Sedimentatie/erosie op locaties KPd2 en KPd4. *: locatie op het oorspronkelijk slik.

Zone E:

Hoogteprofiel:

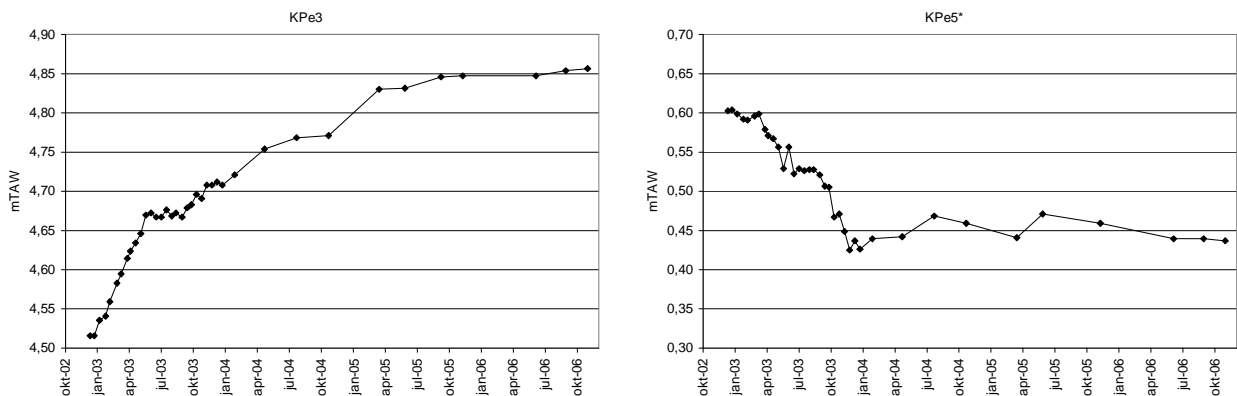
Het afgegraven deel heeft een zeer zwakke rivierwaartse helling (gemiddeld 0.4%) en gaat op 220m van de dijk via een steile breuksteenhelling over in het oorspronkelijk slik. Net als in zone D wordt de helling gevormd door de restanten van de vroegere zomerdijk en ze bestaat ook hier volledig uit breuksteen. Op het hoogteprofiel is te zien dat er de eerste 75m vanaf de dijk weinig veranderde aan de hoogteligging. Er werd overwegend lichte sedimentatie waargenomen. De depressie tussen 75 en 190m van de dijk raakte opgevuld, met maximale sedimentatie op 140m. Op het oorspronkelijke slik was er lichte erosie (figuur 5.27).



Figuur 5.27: Hoogteprofiel van de e-raai, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.

Lokale sedimentatie/erosie-metingen:

Locaties KPe1 tot KPe4 liggen op het afgegraven deel van het slik. Op locatie KPe1 werd weinig verandering waargenomen, in totaal iets meer dan 3cm sedimentatie gedurende de studieperiode. Deze locatie ligt hoog in het tijvenster, net ter hoogte van het gemiddeld hoog water (figuur 5.27). Locaties KPe2, KPe3 en KPe4 kenden een gestage sedimentatie doorheen de hele studieperiode. De meeste sedimentatie werd gemeten ter hoogte van locatie KPe3, in totaal meer dan 34cm (figuur 5.28). Deze locatie lag dicht bij het midden van de depressie, die tegen het einde van de studieperiode vrijwel volledig opgevuld raakte. De sedimentatiesnelheid nam geleidelijk af naarmate de depressie opgevuld raakte. Op locaties KPe2 en KPe4 werd in vergelijking iets minder sediment afgezet, respectievelijk 12 en 18cm. Beide locaties bevonden zich nabij de rand van de depressie op het hersteld gebied (figuur 5.27). Locatie KPe5 op het oorspronkelijk slik erodeerde gestaag in het eerste jaar na de afgraving van het achterliggend gebied, in totaal meer dan 17cm. In de periode daarna werd weinig verandering vastgesteld (figuur 5.28).

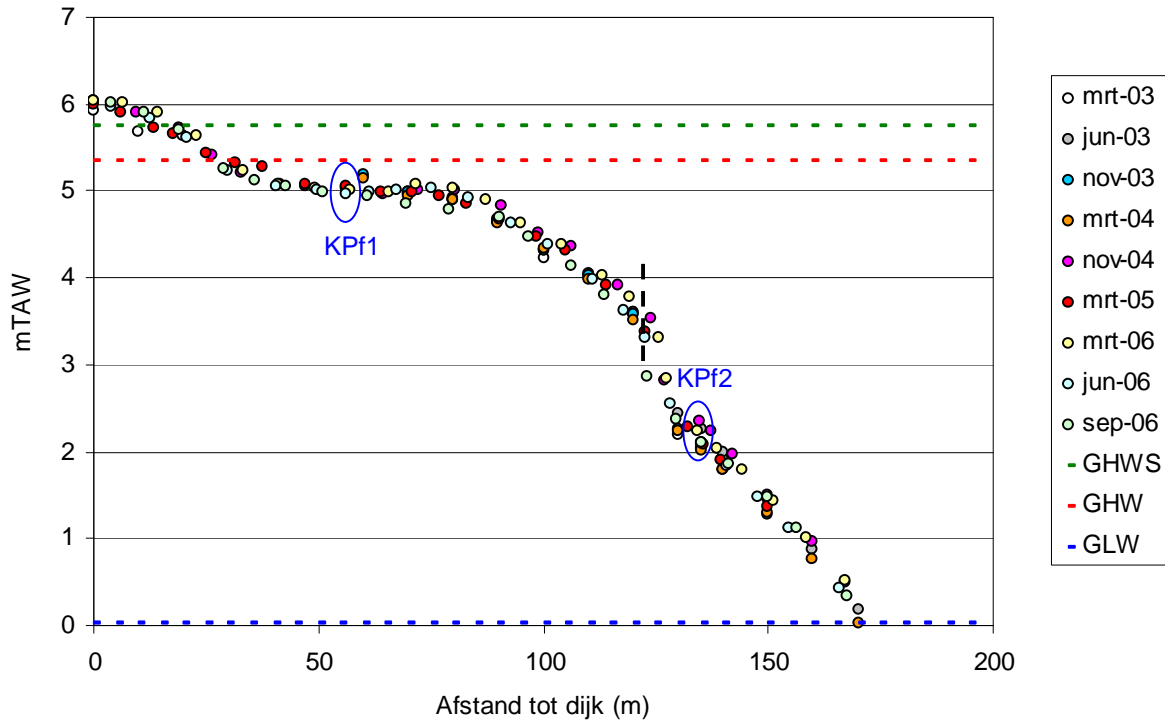


Figuur 5.28: Sedimentatie/erosie op locaties KPe3 en KPe5. *: locatie op het oorspronkelijk slik.

Zone F:

Hoogteprofiel:

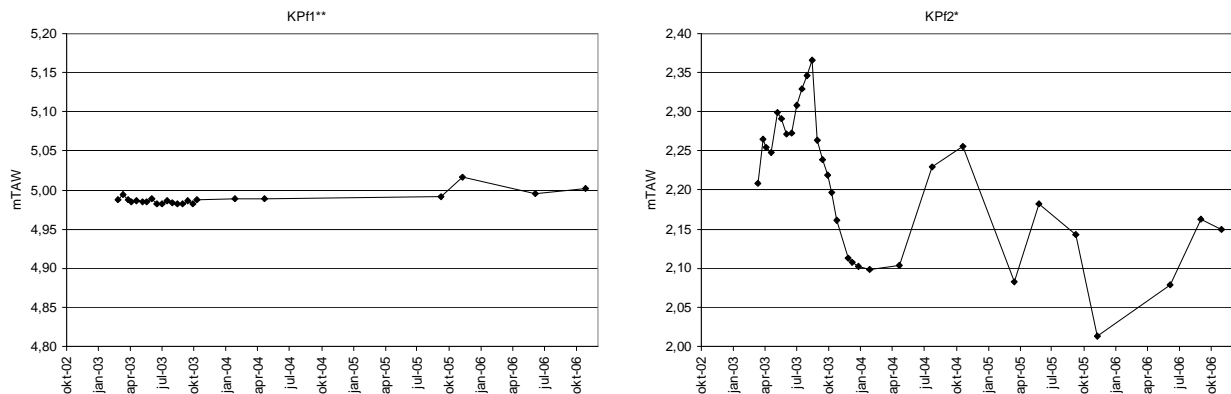
Het heringericht deel heeft een gemiddelde helling van 1.7%. De helling van het oorspronkelijk slik is iets steiler: 5.7%. De hoogteprofielen tonen aan dat er weinig veranderingen optraden tot op 70m van de dijk. Er werd slechts zeer lichte sedimentatie vastgesteld. Lager op het slik waren er afwisselend perioden met sedimentatie en erosie (figuur 5.29).



Figuur 5.29: Hoogteprofiel van de f-raai, met gemiddeld hoog (GHW) en laag water (GLW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS). De verticale stippellijn duidt de grens aan tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik.

Lokale sedimentatie/erosie-metingen:

Locatie KPf1 vertoonde vrijwel geen verandering in hoogteligging. KPf2 op het oorspronkelijk slik was onderhevig aan grote schommelingen doorheen de hele studieperiode. De veranderingen op deze locatie gebeurden soms zeer abrupt, met sprongen van meer dan 6cm op twee weken tijd. Netto werd op deze locatie iets meer dan 22cm weggeërodeerd gedurende de studieperiode (figuur 5.30).



Figuur 5.30: Sedimentatie/erosie op beide locaties van de f-raai. *: locatie op het oorspronkelijk slik, ** locatie in oorspronkelijk schor.

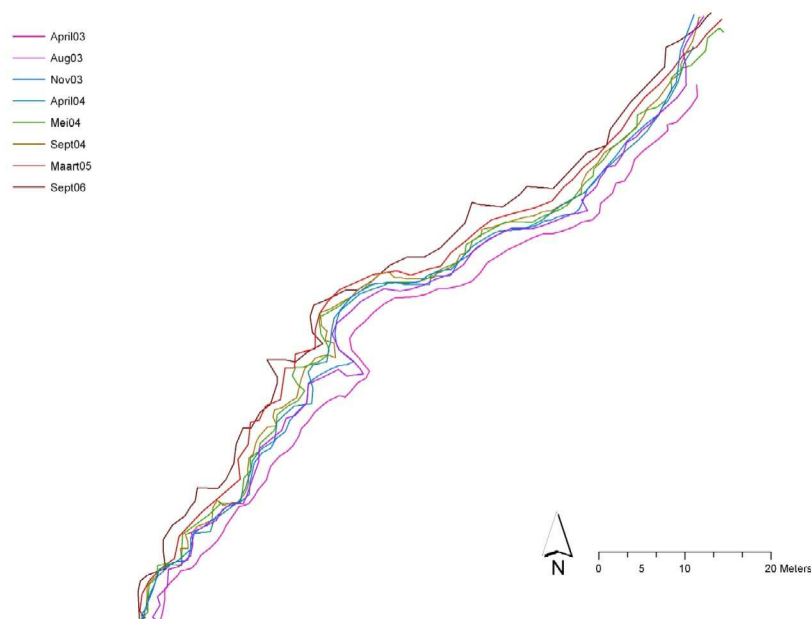
Zone G:

Op zone G werd geen raai aangelegd bij de aanvang van het monitoringsprogramma. Na enkele maanden echter werd de vorming van een klif door erosie opgemerkt. Er werd beslist om deze over de volledige lengte in te meten met niveaumeter of Trimble RTK-GPS.

De klif was tot anderhalve meter hoogte, over een lengte van 100m (figuur 5.31). De eerste 6 maanden verlegde de klif zich tot 2m landwaarts. In september 2006 bedroeg deze landwaartse verlegging 5 tot 7m ten opzichte van de beginsituatie (figuur 5.32).



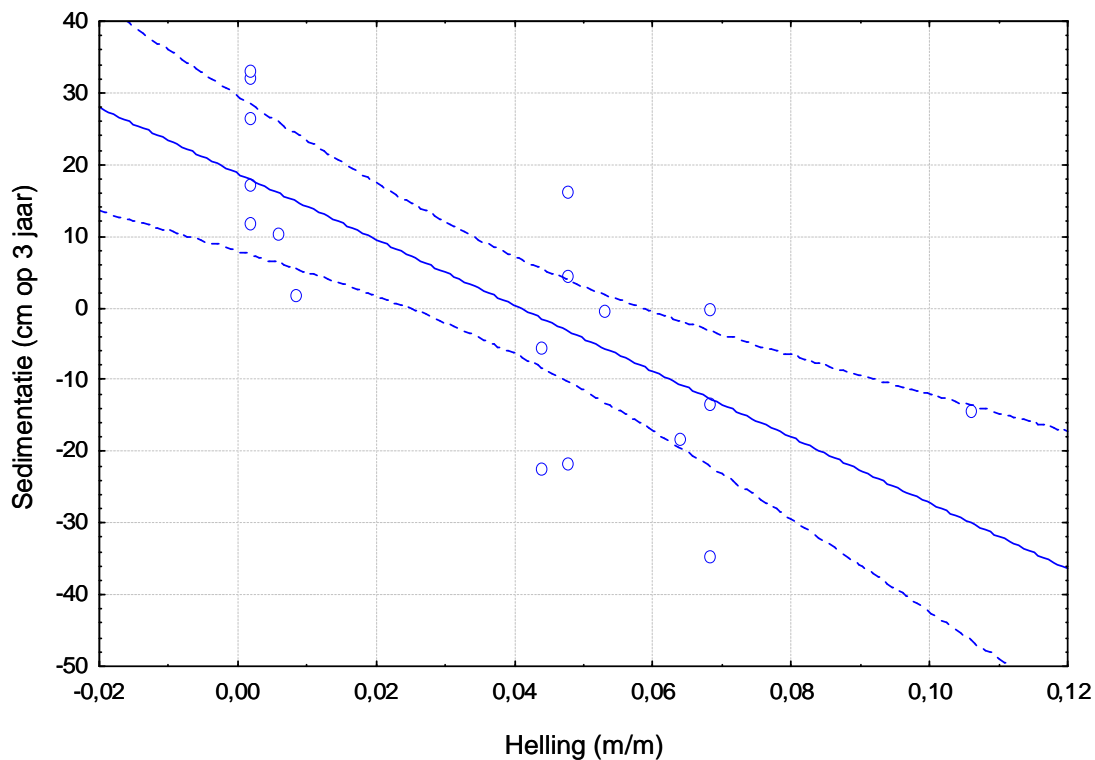
Figuur 5.31: Klif in zone G van Ketenisse schor (maart 2003).



Figuur 5.32: Afkalving van de klifrand in zone G van Ketenisse schor (april 2003 – september 2006).

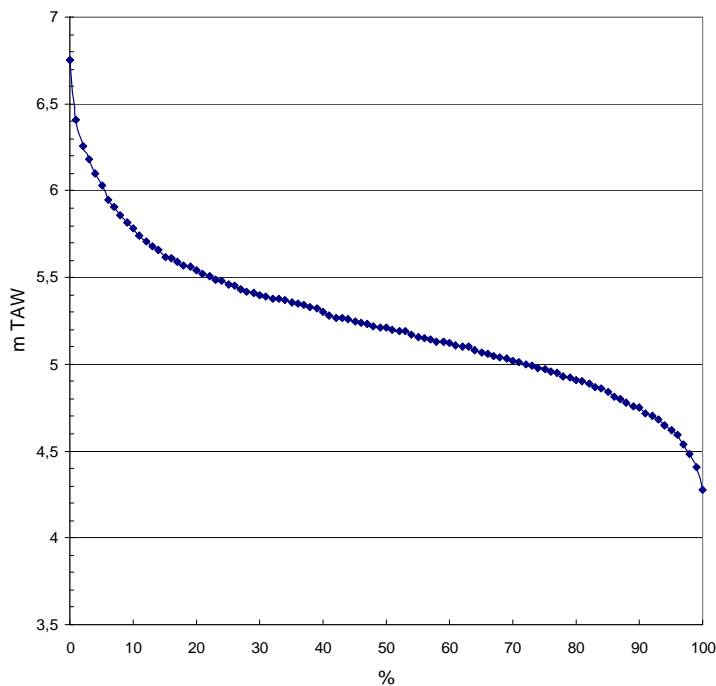
5.2.2.4 Sturende variabelen voor sedimentatie/erosie

Aan de hand van een regressiemodel werd gezocht naar een verband tussen de resultaten van de sederoplot metingen in de verschillende zones van Ketenisse schor en een aantal geomorfologische variabelen. Geteste variabelen zijn onder meer breedte van het slik tussen de dijk en de laagwaterlijn, afstand van het meetpunt tot de laagwaterlijn, initieel hoogteverschil tussen het meetpunt net na inrichting en de laagwaterlijn en hoogwaterlijn, procentuele hellingshoek van het slik ter hoogte van het meetpunt. Er kon enkel een verband worden aangetoond tussen de procentuele hellingshoek van het slik en de mate van sedimentatie/erosie. Hoe steiler het slik, hoe minder sedimentatie. Bij een hellingshoek van 2.5% of meer begint het sedimentatieproces om te slaan naar erosie (figuur 5.33).



Figuur 5.33: Verband tussen de sedimentatie/erosie en de helling van het slik op Ketenisse schor in de eerste drie jaren na de herstelwerkzaamheden.

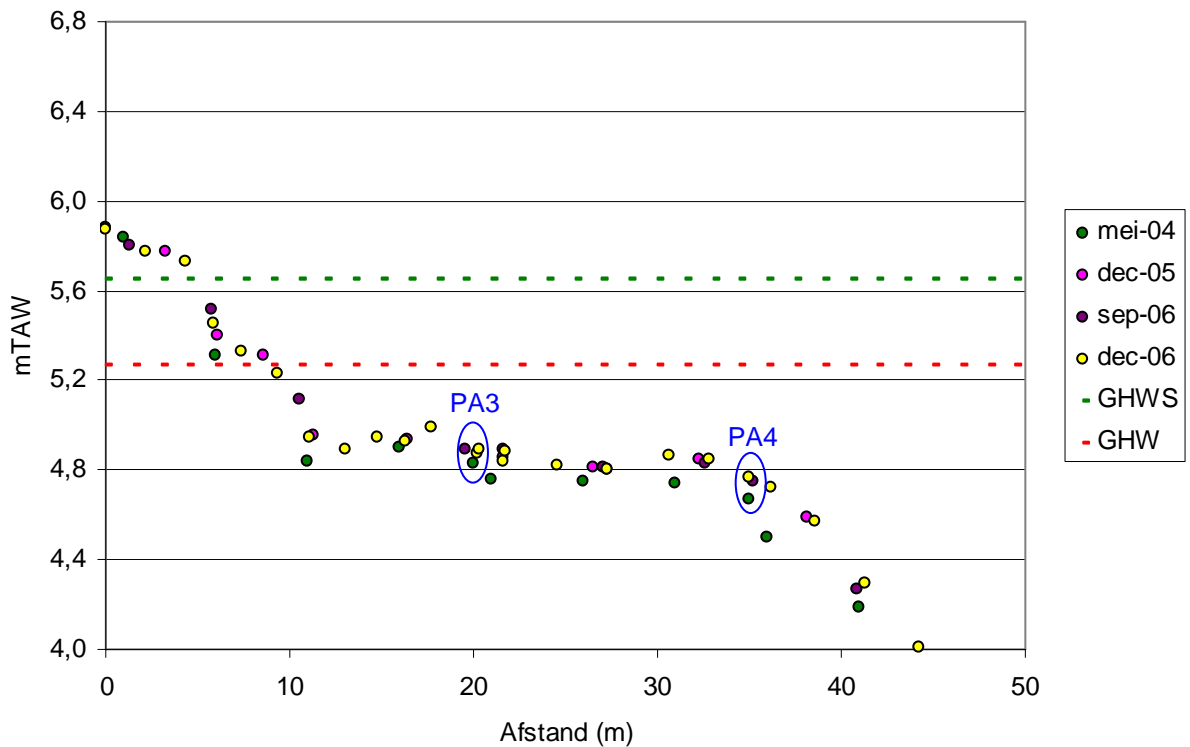
5.2.3 Paddebeek



Figuur 5.34: Relatieve overstroomingsfrequentie van hoogwaters in periode 1998-2002 aan Paddebeek (Schoonaarde, data WL Bergerhout).

Van het gebied Paddebeek werden geen gebiedsdekkende verschilkaarten gemaakt.

5.2.3.1 Hoogteprofiel

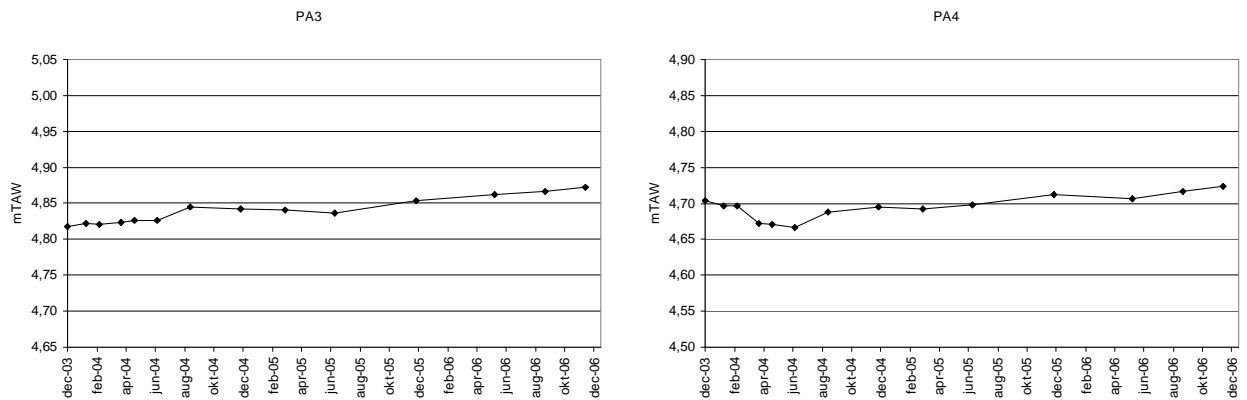


Figuur 5.35: Hoogteprofiel van Paddebeek, met gemiddeld hoog water (GHW) en gemiddeld hoogwater bij springtij (GHWS).

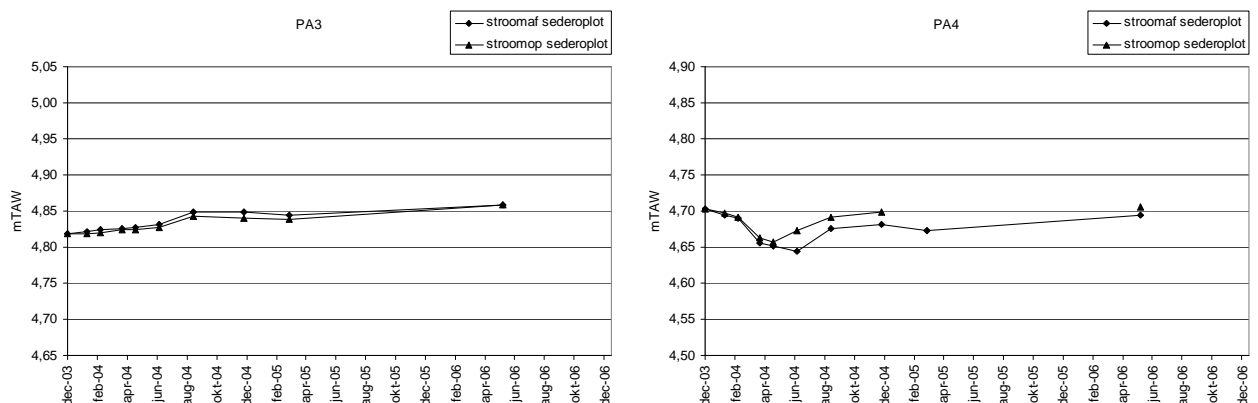
Op het profiel is te zien dat er slechts geringe veranderingen optraden in hoogteligging. Enkel in de zone met zwakke helling (0.5%), tussen 10 en 35m van de dijk, werd lichte sedimentatie vastgesteld. De terrassen in de zone 0 tot 10m – waarop staalnamelocaties PA1 en PA2 gelegen zijn – worden minder frequent overstroomd (9% en 39% respectievelijk, zie figuur 5.34) en er werd geen sedimentatie of erosie waargenomen (figuur 5.35). Enkel de ligging van de sederoplots (PA3 en PA4) is weergegeven op het profiel. De steile helling na 35m wordt gevormd door de restanten van de oude dijk en is bedekt met breuksteen.

5.2.3.2 Lokale sedimentatie/erosie-metingen

Enkel op locaties PA3 en PA4 werd sedimentatie/erosie opgevolgd met behulp van sederoplots. Op beide locaties werd overwegend lichte sedimentatie vastgesteld. Op locatie PA3 was er over de hele studieperiode netto iets meer dan 5cm sedimentatie. PA4 vertoonde tot juni 2004 iets minder dan 4cm erosie, gevolgd door bijna 6cm sedimentatie in de rest van de studieperiode (figuur 5.36). Hetzelfde patroon werd vastgesteld voor de metingen met behulp van sederoplaatjes die net stroomop- en stroomafwaarts van de sederoplots geplaatst werden (figuur 5.37). Voor de sederoplaatjes ter hoogte van PA1 en PA2 konden geen resultaten worden weergegeven omdat ze niet steeds werden teruggevonden en meermaals opnieuw moesten geplaatst worden.



Figuur 5.36: Sedimentatie/erosie op locaties PA3 en PA4, gemeten met behulp van sederoplots.



Figuur 5.37: Sedimentatie/erosie op locaties PA3 en PA4, gemeten met behulp van sederoplaatjes.

5.3 Bespreking

Uit de monitoringsresultaten van de geomorfologische ontwikkelingen kunnen een aantal relaties tussen sturende variabelen en processen afgeleid worden. De twee belangrijkste vragen waarop we hier een antwoord zoeken zijn:

- In welke omstandigheden treden sedimentatie en erosie op?
- Welke omstandigheden zijn gunstig voor de ontwikkeling van een krekensysteem?

Sedimentatie/erosieprocessen werden op drie schaalniveaus geëvalueerd: lokaal, langs raaien en gebiedsdekkend. De belangrijkste observaties zijn:

- Er is een negatief verband tussen de procentuele hellingshoek van het slik en de sedimentatiesnelheid. De helling is dus primaire sleutelfactor voor sedimentatie/erosie.
- De kritische hellingshoek ter hoogte van Ketenisse schor is 2.5%, steiler dan die helling begint het sedimentatieproces om te slaan naar erosie. Brys *et al.* (2005) vonden dat boven diezelfde kritische hellingshoek destructieve erosie intreedt op de brakke slikken en schorren van de Zeeschelde. Van de Koppel *et al.* (2005) berekenden een kritische helling van 2.8% voor de zoutwaterschorren in de Waddenzee. Erosie werd vooral vastgesteld op de zones ABC, G en de voorliggende slikken van zones D en E. Sedimentatie werd vastgesteld op de hogere 'plateaus'.
- Zelfs bij een gunstige helling blijft de sedimentatie beperkt indien de absolute breedte loodrecht op de rivier smal is. Dit is bij voorbeeld het geval op de terrassen van Paddebeek. Voor onbedijkte ontpolderingen zou de variabele 'maximale afstand tot de bres' beter vervangen worden door gemiddelde breedte loodrecht op de rivieras als proxy voor waterdynamiek.
- Beschutting en afstand tot de bres zijn primaire sleutelfactoren voor sedimentatie/erosie in bedijkte ontpolderingen. De voornaamste sedimentatiezones op het Paardenschor situeerden zich in de noordelijke hoek in de beschutting van de oude en nieuwe dijk, en aan de zuidwestelijke en zuidoostelijke rand.
- Depressies op een slik (of negatieve hellingen) werken als sedimentvang. Ze hebben een slechte nat/droog cyclus en er blijven relatief grote hoeveelheden water stilstaan, waardoor er meer materiaal kan bezinken (Walling *et al.*, 1996). De depressies in zones D en E van Ketenisse vulden zich vrij snel op en, naarmate ze opvulden werden ze ook droger.
- soms houden sterke lokale verschillen verband met het dagzomen van resistente materie zoals bijvoorbeeld de breuksteen of kleilagen op de b en c raaien van Ketenisseschor.
- Zones boven GHW (overstromingsfrequentie <50%) vertoonden in deze korte periode geen of zeer weinig netto hoogteveranderingen. Voorbeelden zijn PA1, PA2, KPE1 en de delen van de hoogteprouwen boven GHW in het algemeen.

Sedimentatie/erosie in deze projecten was de resultante van de balans tussen helling, intertidale hoogte, breedte, beschutting en bodemsamenstelling. In sommige combinaties was er geen netto sedimentatie of erosie maar wisselden deze elkaar af in de tijd, naargelang de samenstelling en de dynamiek van het overspoelende water. De sedimentvrucht van het water kan variëren door weersveranderingen en bovenstrooms bekkenbeheer maar ook bagger- en stortactiviteiten (bvb drempels van Lillo en de Parel en de Boudewijn en Cauwelaertsluizen voor Ketenisse, plaat van Doel voor Paardeschor) kunnen plaatselijk en tijdelijk voor zeer grote schommelingen zorgen. De dynamiek van het overspoelende water is beïnvloed door getij, bovenafvoer, golfslag en wind.

In deze studie werd enkel rekening gehouden met de kenmerken van de herstelsite zelf. Om de bevindingen te toetsen in een ruimer kader is het echter nodig om ook de gemiddelde waarde voor deze meer algemene estuariene kenmerken in rekening te brengen. De sedimentatie/erosie balans zou er helemaal anders uit zien indien de sedimentvrucht van de Zeeschelde ter hoogte van de herstelsites kleiner was. In een vervolgstudie zou rekening kunnen gehouden worden met de plaatselijke gemiddelde sedimentvrucht, deze is zeker niet overal dezelfde langs de estuariene gradiënt en varieert naargelang de positie ten opzichte van de turbiditeitsmaxima (Chen, 2003). Golfenergie werd in de literatuur becijferd op basis van windkarakteristieken. In de Zeeschelde, die redelijk beschermd is, neemt de windenergie af in stroomopwaartse richting terwijl de golfslag op de oevers toeneemt. De dynamiek op de slikken en de schorren wordt er vooral bepaald door de getij-energie en de haalgolven van schepen. Een kwantificering van beide aspecten langsheen de gradiënt dringt zich op om betere voorspellingen te kunnen doen over geomorfologische evoluties in (onbedijkte) ontpolderingen.

Evoluties in de zone boven GHW zijn duidelijk minder dynamisch. Om hierover uitspraken te doen met grotere zekerheid moeten meer sederometingen boven GHW gebeuren op brede zones en smalle zones, op flauwe en minder flauwe hellingen, op oeverwallen en kommen. Aangezien we ons dan in de schorzzone bevinden zijn sederoplots misschien niet de meest geschikte methode. Aspecten die hier bijkomend aan bod moeten komen zijn bodemcompactie en het relatief aandeel van biogene accretie in relatie tot accretie door sedimentatie.

In deze studie was het niet steeds duidelijk of en hoe de evoluties op het voorliggende slik beïnvloed waren door de herstelprojecten. Als referentie zou telkens ook een volledige raai van hoog schor naar laag slik in een naburige zone moeten opgemeten worden. Deze metingen zouden dan ook best geruime tijd voor de herstelwerken starten.

De ontwikkeling van kreekstelsels werd kwantitatief beoordeeld op het onbedijkte Ketenisseschor en kwalitatief op het bedijkte Paardeschor op basis van foto's of gebiedsdekkende DTM's. De belangrijkste observaties zijn:

- Kreekvorming treedt in eerste instantie op in zones met netto sedimentatie, in dit proces worden oeverwallen en kommen gevormd.
- Voorwaarden voor kreekvorming hangen nauw samen met de voorwaarden voor sedimentatie: er is een exponentieel dalend verband tussen helling en kreekvorming en een lineair positief verband met gemiddelde breedte loodrecht op de rivier.
- Hoe breder het gebied hoe groter het aandeel van de krekken van hogere orde.
- In een onbedijkte ontpoldering ontstaan meer parallelle aparte krekken, in een bedijkte ontpoldering ontstaan minder maar grotere kreeknetwerksystemen met hoger orde vertakkingen
- De afvoergeulen worden in een latere fase uitgeschuurd door erosie.

Meer aandacht zou moeten gaan naar de verschillen in kreekontwikkeling tussen bedijkte en onbedijkte situaties, deze verschillen hebben namelijk een impact op de habitatfuncties van de krekken. In de voorliggende projecten werd nergens een kreekaanzet aangebracht terwijl in veel ontpolderingsprojecten heel veel aandacht gaat naar de ideale vorm en grootte van zo'n aanzet. De gevolgen voor de functionaliteit van het gebied moeten afgewogen worden tegen de eventuele kosten. De bressen in de zomerdijk, ter hoogte van de beschermingsdijk rond de leidingendam in de zones D en E werden niet met die bedoeling aangebracht maar functioneerden wel als kreekaanzet. In het vervolg onderzoek zou meer aandacht moeten besteed worden aan de functionele verschillen tussen de kreekstelsels die hieraan verbonden zijn en de krekken die zichzelf doorheen de restanten van de zomerdijk uitschuurden.

6 Sedimentkarakteristieken

In dit hoofdstuk worden de analyseresultaten besproken van mediane korrelgrootte, het percentage organische stof en chlorofyl a concentratie van het sediment. Hoewel deze sedimenteigenschappen als resulterende variabelen kunnen worden beschouwd zijn ze toch ook sturend.

De mediane korrelgrootte, resultaat van voornamelijk sedimentatieprocessen, heeft een invloed op de erosiegevoeligheid en kan ook invloed hebben op de vegetatieontwikkeling en kolonisatie door benthische fauna (van Oevelen *et al.*, 2000). De fysische eigenschappen van de sedimentdeeltjes hebben ook een invloed op de accumulatie van contaminanten (Ladd *et al.*, 1998). In verschillende studies werden sterke correlaties aangetoond tussen concentraties aan zware metalen en sedimentkarakteristieken (Rodrigo, 1989; Gallagher *et al.*, 1996; Zwolsman *et al.*, 1999; Wang & Chen, 2000; Duquesne *et al.*, 2006). Het transport, de verspreiding en de accumulatie van zware metalen en organische contaminanten worden mede bepaald door de aanwezigheid van fijne sedimenten (Feng *et al.*, 1998). Fijne sedimenten vertonen vaak hoge concentraties aan zware metalen door hun grote beschikbare oppervlakte voor adsorptie (grote oppervlakte/volume verhouding) en verrijking met organisch materiaal en ijzer- en mangaanoxiden (Rodrigo, 1989; Zhang *et al.*, 2001). De verontreiniging van het sediment wordt besproken in hoofdstuk 7.

Het hoge percentage organische stof in slikken en schorren vormt een belangrijke basis voor het voedselweb. In ontpolderingen wordt een te laag organisch stofgehalte vaak vernoemd als factor in het achterblijven van ecologische functionaliteit ten opzichte van natuurlijke gebieden. De relatie met het voedselweb is niet altijd even eenduidig en de tijd die nodig is om een bodem op te bouwen die gelijk is aan een natuurlijke varieert sterk naargelang de sedimenttoevoer en –samenstelling. In een slibrijke omgeving gaat dit doorgaans sneller dan in een meer zandige.

De kolonisatie door microfytobenthos wordt beoordeeld door bepaling van de concentraties chlorofyl a. Microfytobenthos heeft een effect op erosiegevoeligheid van het sediment en vormt een voedselbron voor een aantal soorten bodemdieren en watervogels (Daborn, 1993; Gerdol & Hughes, 1994; Huxham *et al.*, 2006).

De bedoeling van dit hoofdstuk is om ruimtelijke en temporele patronen in sedimentkarakteristieken te onderzoeken in relatie tot andere sleutelfactoren en processen.

6.1 Materiaal en methode

6.1.1 Staalname

Sedimentstalen werden verzameld met een steekbuis (diameter 2cm). Ten behoeve van granulometrie en bepaling van het percentage organische stof werden twee dieptefracties van het sediment bemonsterd: telkens werden drie replica's genomen tot op 1cm en één replica tot op 10cm diepte. Voor pigmentanalyse werden telkens vijf replica's genomen van de fracties 0 tot 1cm en 1 tot 2cm.

6.1.2 Staalnamenfrequentie

Voor de staalnamefrequentie per locatie in elk natuurontwikkelingsgebied wordt verwezen naar bijlagen 4 tot 6.

6.1.3 Analyse

Voor de granulometrie werden de stalen geanalyseerd met een Malvern Mastersizer S, een toestel dat de korrelgrootteverdeling bepaalt op basis van de laserdiffractie techniek. Per staal werd de mediane korrelgrootte en het volumepercentage van elke sedimentklasse (tabel 6.1) bepaald.

Tabel 6.1: Sedimentklassen op basis van de korrelgrootte volgens Gordon et al. (1992).

Sedimentklasse	Korrelgrootte (μm)
Klei	<2
Slib	2 tot 63
Zeer fijn zand	63 tot 125
Fijn zand	125 tot 250
Gemiddeld zand	250 tot 500
Grof zand	500 tot 1000

Het organische stofgehalte van het sediment werd bepaald door een voldoende hoeveelheid sediment te drogen (bij 105°C tot constant gewicht), te wegen en vervolgens gedurende 2 uur te verassen bij 550°C. De verkregen gewichtsverandering ten gevolge van het verbranden van de organische component, werd uitgedrukt als percentage van het oorspronkelijk drooggewicht van het deelmonster.

Pigmentanalyse (chlorofyl a) gebeurde volgens de methode van Welschmeyer (1994). De sedimentstalen werden gevriesdroogd waarna de pigmenten geëxtraheerd werden door middel van sonnicatie in 90% aceton. De analyses werden uitgevoerd door de Universiteit Gent.

6.2 Resultaten

6.2.1 Paardenschor

Herstelde site:

De herstelde site ligt vrij hoog in het tijvenster, tussen 4 en 5mTAW (zie figuur 5.8, paragraaf 5.2). In totaal bevinden zich zes staalnamelocaties op het herstelde slik: DO1, DO2, DO3, DO6, DO7 en DO8. Enkel de eerste drie werden al van bij het begin van de monitoring bemonsterd (zie bijlage 3). DO1 was de hoogst gelegen locatie bij aanvang van de monitoring (4.68mTAW), DO3 lag het laagst (4.33mTAW). Vlak na de werkzaamheden was de bodem van de herstelde site zandig, met een mediane korrelgrootte die varieerde tussen 215 en 375 μm in de diepe fractie.

Op locatie DO1 werd doorheen de hele studieperiode fijn sediment aangevoerd, met een mediane korrelgrootte kleiner dan 50 μm . Vanaf het tweede jaar na de werkzaamheden nam de mediane korrelgrootte in de diepe fractie af tot beneden 100 μm (zeer fijn zand tot slib) door de accumulatie van dit fijn sediment. Het percentage organische stof nam in het eerste jaar na afgraving licht toe in de diepe fractie en schommelde daarna meestal tussen 3 en 6%. In de bovenste centimeter lag het percentage organische stof steeds iets hoger (figuur 6.1).

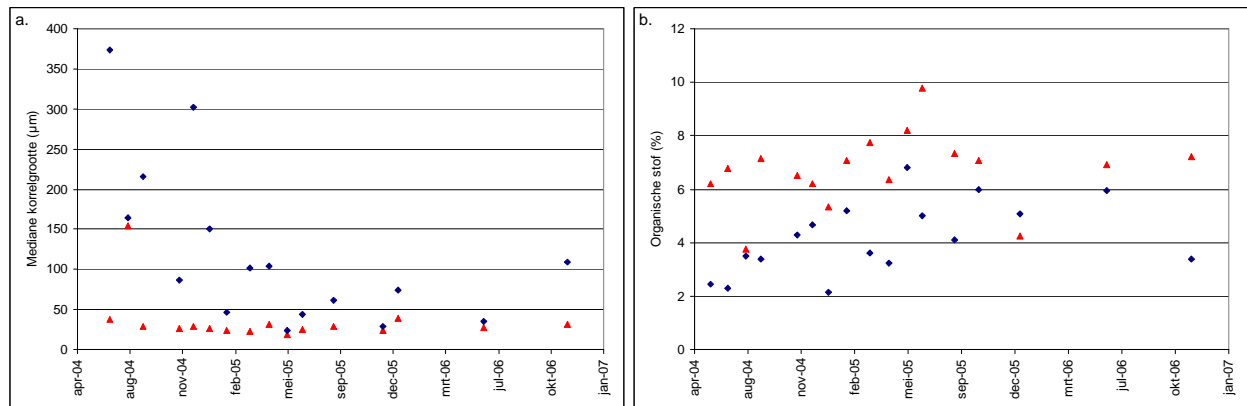
In de diepe fractie van locatie DO2 was de afname van de mediane korrelgrootte vergelijkbaar met die van locatie DO1. Het enige verschil was dat de mediane korrelgrootte van de bovenste centimeter in de eerste maanden na de werkzaamheden van dezelfde grootteorde was als die van de diepe fractie. Het percentage organische stof bleef zeer stabiel in beide dieptefracties gedurende de hele studieperiode, tussen 2 en 4%.

De veranderingen in mediane korrelgrootte op locatie DO3 kenden een grillig verloop. De schommelingen waren groot in beide dieptefracties en het sediment in de stalen varieerde van slib tot gemiddeld zand. Dit kan verklaard worden door de aanwezigheid van een geul die zich vanaf eind 2004 door de sederoplot van deze locatie verplaatste (zie figuren 5.8, 5.10. en 5.11, paragraaf 5.2). Afhankelijk van de plaats langs de geul verschilde het sedimenttype aanzienlijk. Het percentage organische stof schommelde minder sterk op deze locatie. De eerste maanden na de werkzaamheden nam het percentage af, om vervolgens stabiel te blijven rond 2%. Halfweg 2006 was er een tijdelijke toename, met een maximum van 9% in de bovenste centimeter.

De drie nieuwe locaties op het hersteld deel van het Paardenschor werden in november 2006 voor het eerst bemonsterd. Twee hiervan, DO6 en DO7, waren zandig bij de eerste staalname. DO6 ligt op een oeverwal en DO7 ligt in een eerder dynamische zone, ongeveer halverwege de 'bres'. Het sediment van de diepe fractie was op beide locaties van het type fijn zand, met een mediane korrelgrootte van respectievelijk 169 en 138 μm . Het sediment van de bovenste centimeter was telkens van het type zeer fijn zand, met een mediane korrelgrootte net boven 100 μm . Het percentage organische stof lag op deze locaties rond 2.5% in beide dieptefracties.

DO8, gelegen in de noordelijke punt van het hersteld gebied, tussen de huidige dijk en de restanten van de oude Sigmadijk, was slibrijk, met zowel in de diepe fractie als in de bovenste centimeter een mediane korrelgrootte van minder dan 25 μ m. Het percentage organische stof lag er hoog, in beide dieptefracties rond 9.5%.

Op het Paardenschor werd voor beide dieptefracties een negatieve correlatie gevonden tussen de mediane korrelgrootte en het percentage organische stof. De correlatie was het sterkst voor de bovenste centimeter: Spearman R = -0.85 voor de fractie 0-1cm (N = 80) en R= -0.76 voor de fractie 0-10cm (N = 80).



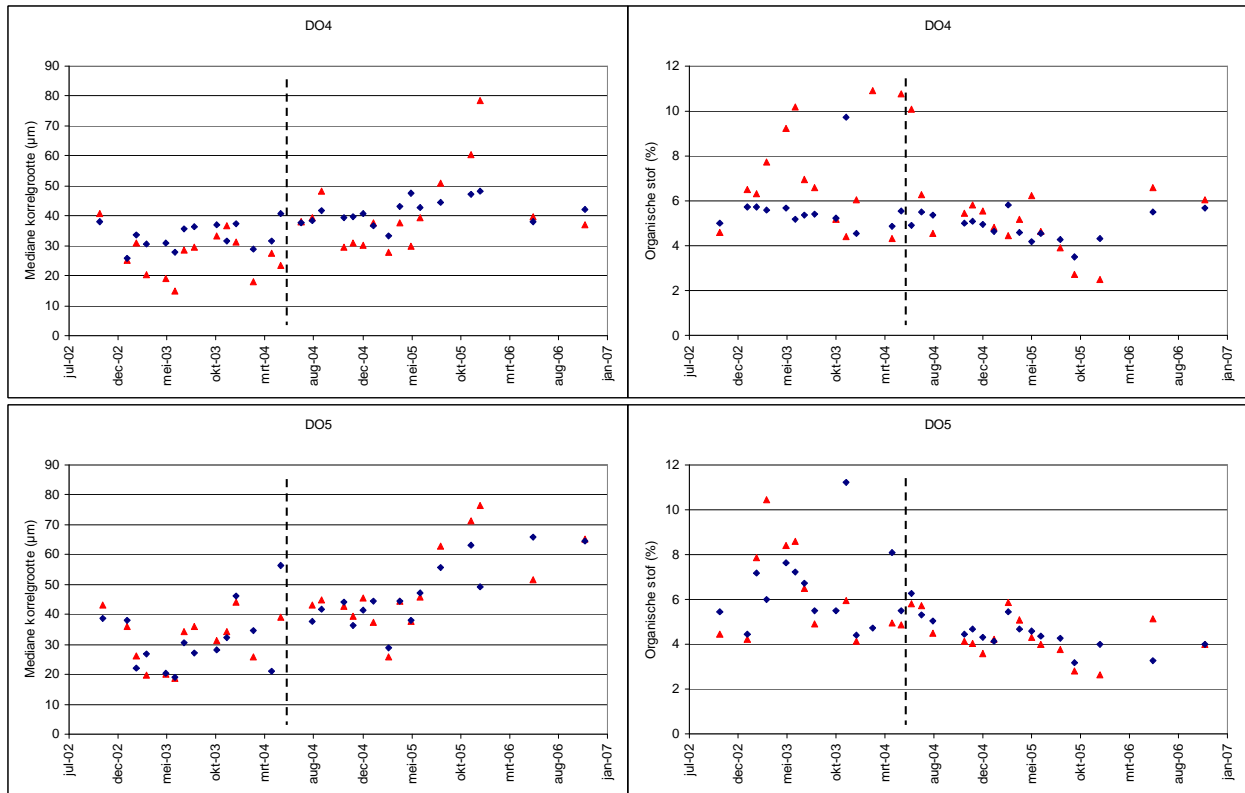
Figuur 6.1: Mediane korrelgrootte (a) en percentage organische stof (b) op locatie DO1 voor de dieptefracties 0-10cm (◇) en 0-1cm (Δ).

Oorspronkelijk slik:

De locaties op het oorspronkelijk slik (DO4 en DO5) werden ook al voor het herstel van het Paardenschor bemonsterd. Bij het opleveren van de werken lag DO5 op 2.70mTAW en locatie DO4 op 3.80mTAW.

Het sediment van locatie DO4 bleef slibrijk doorheen de hele studieperiode, met een mediane korrelgrootte kleiner dan 60 μ m. Voor en tijdens de inrichtingswerken op het achterliggend gebied waren er grote schommelingen in het percentage organische stof van de bovenste centimeter. Na de werkzaamheden bleef het echter meestal stabiel rond 5% in beide dieptefracties (figuur 6.2).

Op locatie DO5 was de toename van de mediane korrelgrootte na de werkzaamheden groter dan op locatie DO4 en evolueerde het sedimenttype van slib naar zeer fijn zand. De toename in mediane korrelgrootte werd al ingezet tijdens de werkzaamheden op het Paardenschor. Globaal kon er een afname in percentage organische stof waargenomen worden in beide dieptefracties van locatie DO5. Net als op locatie DO4 waren er voor en tijdens de herinrichting van het achterliggend gebied grote schommelingen in het percentage organische stof, maar hier werd dit in beide dieptefracties waargenomen (figuur 6.2). De raai aan het Paardenschor lag ietwat ongelukkig in het verlengde van de wateruitlaat van de werf tijdens de werkzaamheden. Vooral DO5 lag net in een drainagegeul, die verdween na de ontpoldering. Bovendien is het Paardenschor gelegen in de buurt van de plaat van Doel, een baggerstort- en zandwinningsplaats. Beide aspecten samen kunnen de variatie in mediane korrelgrootte en organische stof in de periode voor de ontpoldering mogelijk verklaren. Sinds de ontpoldering is er wellicht iets meer dynamiek, wat een verklaring kan zijn voor de waargenomen patronen in de mediane korrelgrootte en het organisch stof gehalte.



Figuur 6.2: Verloop van de mediane korrelgrootte en het percentage organische stof voor en na de afgraving op locaties DO4 en DO5 voor de dieptefracties 0-10cm (◇) en 0-1cm (△). De stippellijn geeft aan wanneer de herstelwerken voltooid werden.

6.2.2 Ketenisse schor

6.2.2.1 Granulometrie en organische stof

Zone ABC:

Deze zone werd afgegraven met een steile rivierwaarde helling. In deze zone werden drie raaien opgesteld (Kpa, KPb en KPc) met in totaal negen vaste staalnamelocaties. Vier staalnamelocaties bevinden zich op het herstelde deel (Kpa1, KPb1, KPb2 en KPc1).

Herstelde site:

De staalnamelocaties KPa1, KPb1, KPb2 en KPc1 op het afgegraven deel lagen hoog in het tijvenster (zie figuren 5.21, 5.22 en 5.23, paragraaf 5.2). Bij aanvang van de monitoring lagen KPa1, KPb1 en KPc1 hoger dan 4.95mTAW. KPb2 lag op 3.64mTAW.

Het sediment ter hoogte van locatie KPa1 had meestal een mediane korrelgrootte rond 200µm, met vooral het eerste anderhalf jaar na de afgraving grote schommelingen in beide dieptefracties. Het percentage organische stof van KPa1 bleef in beide dieptefracties laag gedurende de hele studieperiode, meestal minder dan 2% (figuur 6.3).

Een gelijkaardig patroon werd teruggevonden op KPb1, maar de mediane korrelgrootte schommelde op deze locatie rond 150µm en het percentage organische stof lag meestal net boven 2%.

Ook op de lager gelegen locatie KPb2 waren er het eerste anderhalf jaar na de werkzaamheden grote schommelingen, waarbij de mediane korrelgrootte van beide fracties meestal tussen 150 en 205µm lag. Daarna was er een plotse afname tot beneden 150µm in beide dieptefracties, met in 2004 tijdelijk sediment van het type slob. Mogelijk werd vanaf 2004 een harde kleilaag (met fijne korrel) bereikt, die bovendien meer weerstand bood tegen erosie.

Oorspronkelijk slik:

Van de vijf staalnamelocaties op het oorspronkelijk slik van zone ABC lagen Kpa2 en Kpc2 bij aanvang van de monitoring het hoogst in het tijvenster, respectievelijk op 2.5 en 3mTAW. Kpb3 en Kpc3 lagen iets lager: 1.45 en 1.4mTAW. Kpa3 was het laagst gelegen staalnamepunt in deze zone, op 0.5mTAW.

Op locaties KPa2 en KPa3 was het sediment steeds slibrijk, met een mediane korrelgrootte rond 50µm in beide dieptefracties. Ook het percentage organische stof bleef vrij constant gedurende de studieperiode: rond 4% op KPa2 en rond 5% op KPa3.

De mediane korrelgrootte van het sediment op locatie Kpb3 vertoonde voor beide dieptefracties grote schommelingen gedurende de eerste helft van de studieperiode, van minder dan 50µm tot 400µm. Daarna bleef de mediane korrelgrootte stabiel, rond 150µm en was steeds iets kleiner in de bovenste centimeter. Het percentage organische stof was vrij laag, meestal minder dan 3%. Vooral in de bovenste centimeter werden af en toe iets hogere percentages vastgesteld.

De veranderingen in mediane korrelgrootte op locatie Kpc2 volgden een zelfde patroon als op locatie Kpc1 van het herstelde gebied. Het eerste anderhalf jaar na afgraving was er een toename van mediane korrelgrootte en evolueerde het sedimenttype van fijn zand tot gemiddeld zand. De maximale mediane korrelgrootte bedroeg ongeveer 400µm. Daarna volgde een afname, waarbij de mediane korrelgrootte in de stalen van de bovenste centimeter telkens iets groter was. Het percentage organische stof bleef in beide dieptefracties zeer laag gedurende de hele studieperiode, beneden 1.5%.

Op locatie Kpc3 bleef de mediane korrelgrootte vrij constant en meestal lager dan 50µm. Het percentage organische stof was hoog, steeds schommelend rond 8% in beide dieptefracties.

Zone D:

Het herstelde deel van zone D heeft een zeer zwakke helling. Het herstelde gebied gaat over in het oorspronkelijk slik via een steile breuksteenhelling, een restant van de vroegere zomerdijk. In deze zone werd één raai opgesteld, met vier vaste staalnamelocaties. Drie locaties (Kpd1, Kpd2 en Kpd3) liggen op het herstelde deel en één locatie (Kpd4) ligt op het oorspronkelijk slik.

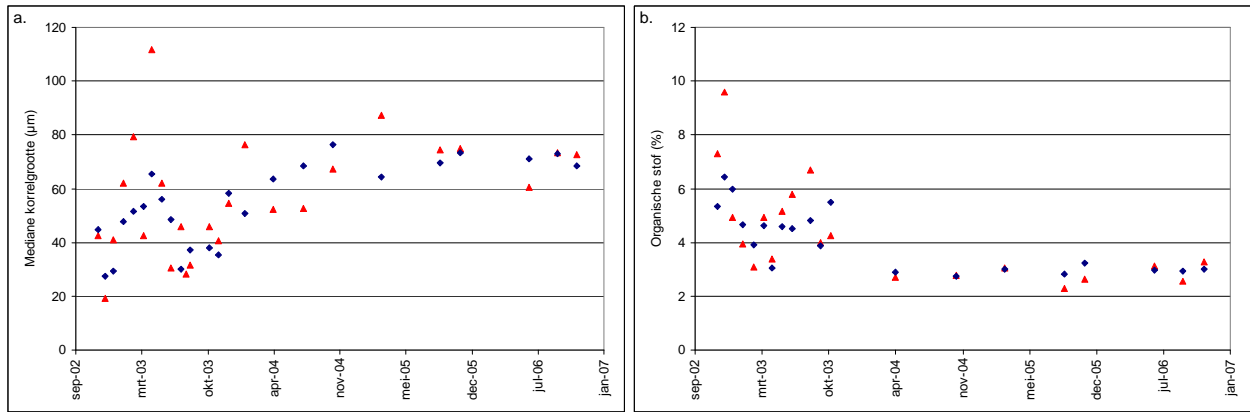
Herstelde site:

Locaties Kpd1 en Kpd2 lagen bij aanvang van de monitoring iets hoger dan 4.5mTAW en overstroomden net niet ieder getij. Locatie Kpd3 lag net boven 4.3mTAW en had een overstromingsfrequentie van 100%.

De mediane korrelgrootte op locatie Kpd1 bleef in beide dieptefracties steeds kleiner dan 40µm. Doorgaans lag de mediane korrelgrootte iets hoger in de stalen van de bovenste centimeter. Het percentage organische stof lag hoog, meestal tussen 8 en 12%.

Op locatie Kpd2 was de mediane korrelgrootte iets groter dan op locatie Kpd1, maar lag wel steeds beneden 60µm. Het percentage organische stof bleef vrij stabiel rond 4% in beide dieptefracties, maar lag in het eerste jaar na afgraving wel iets hoger.

De mediane korrelgrootte van het sediment op locatie Kpd3 nam iets toe gedurende de studieperiode, van minder dan 40µm tot 70µm. Het sedimenttype evolueerde dus van slib tot zeer fijn zand. Het percentage organische stof nam in beide dieptefracties af, van 6 naar 3% (figuur 6.4). Deze evolutie reflecteert mooi de ontstaansgeschiedenis van zone D. Zoals reeds vermeld inundeerde deze reeds bij ieder getij sinds begin 2002 door de bres die ontstaan was bij de aanleg van de dijk rond de leidingenzone. In die beginperiode was zone D dus echt vergelijkbaar aan een onpoldering met dijkdoorbraak. Door de relatief lage uitgangshoogte van deze zone, die nooit opgespoten werd, in combinatie met het zeer beschutte karakter was er reeds veel sediment afgezet op het moment dat de sederplots geplaatst werden. Na het afgraven van de zomerdijk hadden we eerder te maken met een minder beschutte een onbedijkte onpoldering en werd in de meest rivierwaarts gelegen staalnamelocatie Kpd3 wellicht iets grover sediment afgezet zodra het water over de breuksteenhelling stroomt.



Figuur 6.4: Mediane korrelgrootte (a) en percentage organische stof (b) op locatie KPd3 voor de diepte fracties 0-10cm (◇) en 0-1cm (△).

Oorspronkelijk slik:

Locatie KPd4 lag bij aanvang van de monitoring vrij laag op het oorspronkelijk slik, net boven 1.7mTAW.

De mediane korrelgrootte op locatie KPd4 was zeer klein, meestal minder dan 40µm. Bij de eerste twee metingen na de afgraving van de zomerdijk was de mediane korrelgrootte in de stalen van de bovenste centimeter wel vrij groot. Mogelijk was dit een gevolg van bodemverstoring door de werkzaamheden op het achterliggend gebied. Het percentage organische stof lag hoog, meestal tussen 7 en 10%. In het eerste jaar na afgraving de zomerdijk waren de schommelingen in de bovenste centimeter relatief groot.

Zone E:

Zone E werd afgegraven met een zwakke helling. Net zoals het geval is voor zone D, gaat het herstelde gebied over in het oorspronkelijk slik via een steile breuksteenhelling. In deze zone werd één raai opgesteld, met vijf vaste staalnamelocaties. Vier locaties liggen op het hersteld gebied en één locatie ligt op het oorspronkelijk slik.

Herstelde site:

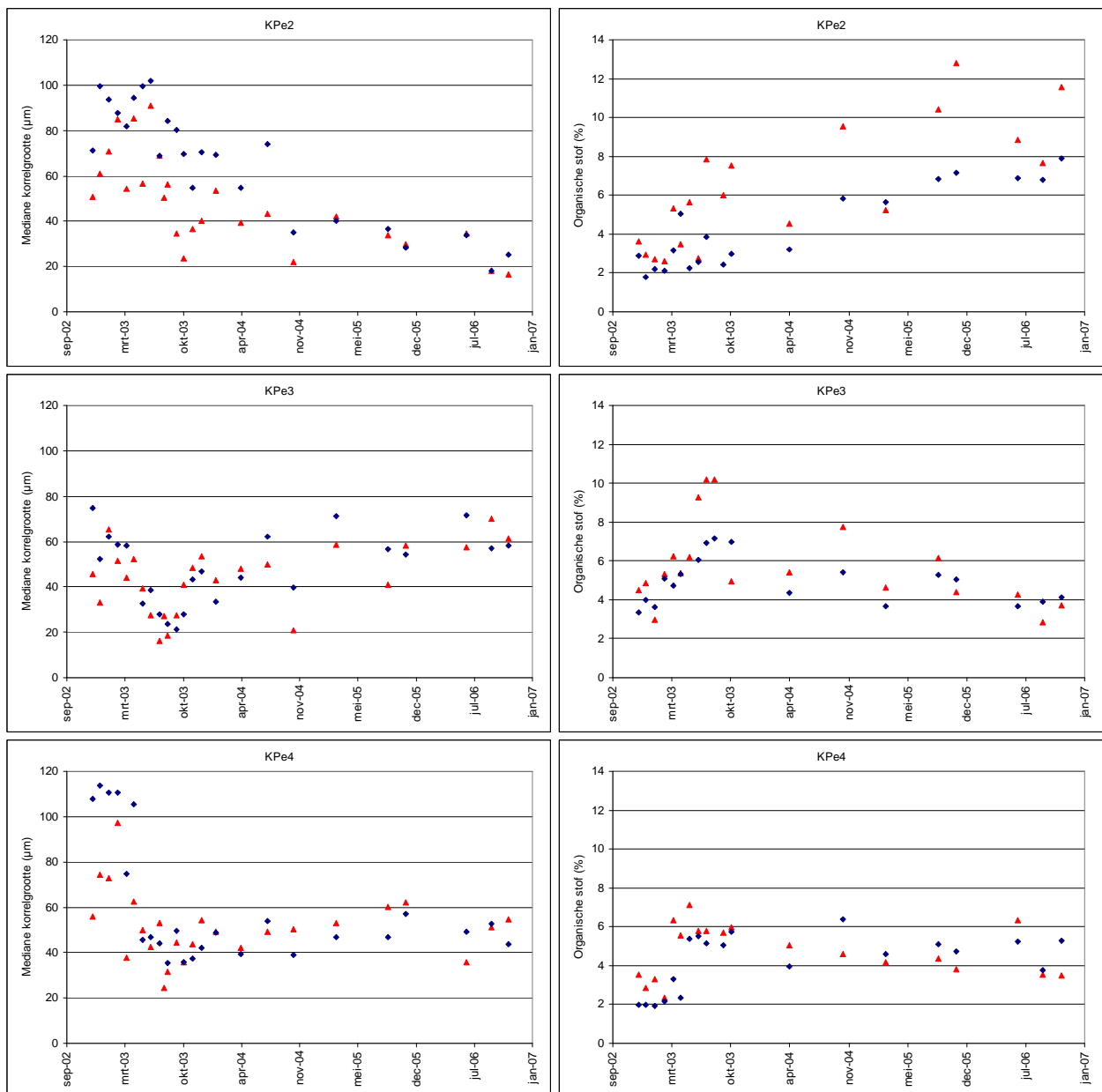
De staalnamelocaties van het hersteld gebied liggen hoger in het tijvenster dan die van zone D. Vlak na de werkzaamheden lag locatie KPe1 net beneden 5.4mTAW, KPe2 op 4.9mTAW en locaties KPe3 en KPe4 lagen respectievelijk iets boven 4.5 en 4.6mTAW. In tegenstelling tot zone D begon de monitoring in zone E onmiddellijk na het herstel van het getijregime.

Op locatie KPe1 bleef de mediane korrelgrootte met een waarde rond 130µm in beide diepte fracties vrij stabiel gedurende anderhalf jaar na de afgraving. Daarna volgde een afname die in de bovenste centimeter veel groter was dan in de diepe fractie, wat wijst op aanvoer van zeer fijn sediment. In de diepe fractie nam de mediane korrelgrootte af tot 100µm en in de bovenste centimeter tot beneden 20µm. Wat betreft het percentage organische stof werd een toename vastgesteld, die veel sterker was in de bovenste centimeter. In de diepe sedimentfractie was er een toename van 2 tot 5% en in de bovenste centimeter tot meer dan 18% tegen het einde van de studieperiode.

De mediane korrelgrootte van het sediment op locatie KPe2 nam af gedurende de hele studieperiode. In de eerste helft van de studieperiode was de mediane korrelgrootte van de bovenste centimeter steeds kleiner dan die van de diepe fractie. Ook op deze locatie werd dus fijn sediment aangevoerd. In de diepe fractie nam de mediane korrelgrootte af van 100µm tot 20µm en in de bovenste centimeter van 80µm tot 20µm. Voor het percentage organische stof werd een omgekeerd patroon teruggevonden. Er werd een toename vastgesteld doorheen de hele studieperiode, waarbij het percentage organische stof steeds groter was in de bovenste centimeter. In de diepe fractie was er een toename van 2 tot 8% en in de bovenste centimeter van 3 tot 12% (figuur 6.5).

KPe3 vertoonde een opvallende afname in mediane korrelgrootte in het eerste jaar na de werkzaamheden, tot beneden 30µm. Daarna nam de mediane korrelgrootte geleidelijk toe tot op het niveau van in het begin van de studieperiode, rond 70µm. Ook op deze locatie werd een omgekeerd patroon teruggevonden voor het percentage organische stof. Het eerste jaar was er een toename en daarna een afname tot op gelijke hoogte van de eerste metingen (figuur 6.5).

Net als op locatie KPe3, werd er op locatie KPe4 in het eerste jaar na de afgraving een sterke afname van de mediane korrelgrootte vastgesteld. In de diepe fractie nam de mediane korrelgrootte af van 120µm tot beneden 60µm. In de bovenste centimeter lag de mediane korrelgrootte de eerste maanden na de afgraving al een stuk lager dan in de diepe fractie, wat wijst op een aanvoer van fijn sediment. Vanaf het tweede jaar na de werkzaamheden bleef de mediane korrelgrootte vrij stabiel beneden 60µm in beide dieptefracties. Weerom werd een omgekeerd patroon vastgesteld voor het percentage organische stof. In het eerste jaar na afgraving was er een sterke toename, van 2 à 3% tot bijna 6%. In de bovenste centimeter lag het percentage telkens net iets hoger dan in de diepe fractie. Vanaf het tweede jaar bleef het percentage organische stof vrij stabiel rond 5%, maar lag dat van de bovenste centimeter meestal net iets lager (figuur 6.5).



Figuur 6.5: Mediane korrelgrootte en percentage organische stof op locaties KPe2, KPe3 en KPe4 voor de dieptefracties 0-10cm (◇) en 0-1cm (△).

Oorspronkelijk slik:

Locatie KPe5 lag bij aanvang van de monitoring op 0.6mTAW, dicht bij de breuksteenhelling van de vroegere zomerdijk.

Het sediment van KPe5 kende grote schommelingen wat mediane korrelgrootte betreft. In de meeste stalen van de fractie 0 tot 10cm was het sediment echter van het type slib of zeer fijn zand. In de bovenste centimeter was de mediane korrelgrootte doorgaans groter dan in de diepe fractie. In 2006 was de mediane korrelgrootte van de bovenste centimeter licht afgenomen.

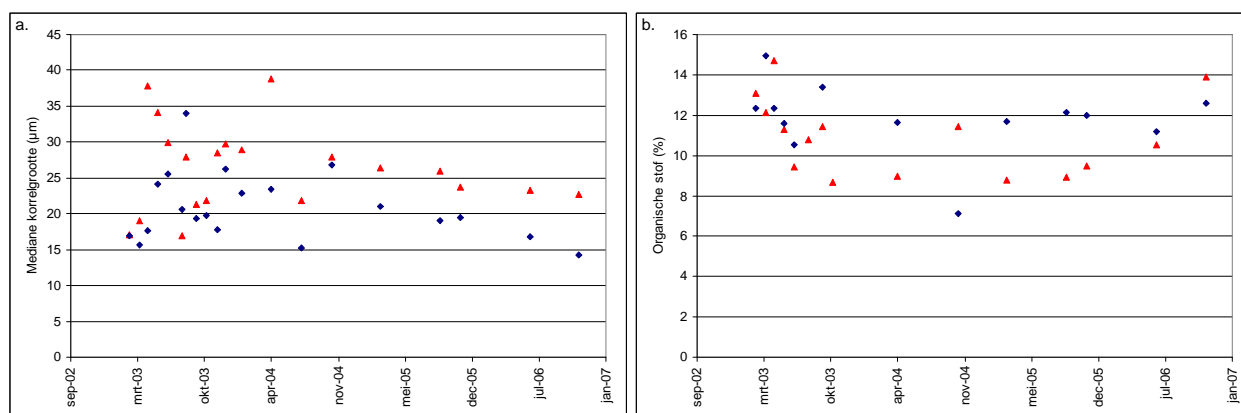
Ook het percentage organische stof schommelde sterk in het sediment van KPe5, tussen 2 en 7%. Het percentage organische stof was in de bovenste centimeter meestal iets kleiner dan in de diepe fractie.

Zone F:

Deze zone was ook voor de aanvang van de monitoring onbedijkt. In het grootste deel van dit gebied werden de Rietrhizomen weggeschrapt. Slechts op een klein deel werd de oorspronkelijke rietvegetatie ongemoeid gelaten. In deze zone werd één raai opgesteld, met twee staalnamelocaties. Locatie KPf1 bevindt zich op het hersteld gebied, op het deel waar het Riet niet werd verwijderd. Wellicht werd deze locatie wel in meer of mindere mate verstoord door de werkzaamheden. Locatie KPf2 bevindt zich op het oorspronkelijk slik.

Herstelde site:

Locatie KPf1 lag bij aanvang van de monitoring op 5.4mTAW. Het sediment op deze locatie bleef steeds slibrijk, met in beide dieptefracties een mediane korrelgrootte beneden 40 μ m. De mediane korrelgrootte lag in de bovenste centimeter iets hoger dan in de diepe fractie. Het percentage organische stof was vrij hoog op deze locatie, rond 12% in de diepe fractie en meestal iets lager in de bovenste centimeter (figuur 6.6).



Figuur 6.6: Mediane korrelgrootte (a) en percentage organische stof (b) op locatie KPf1 voor de dieptefracties 0-10cm (◇) en 0-1cm (Δ).

Oorspronkelijk slik:

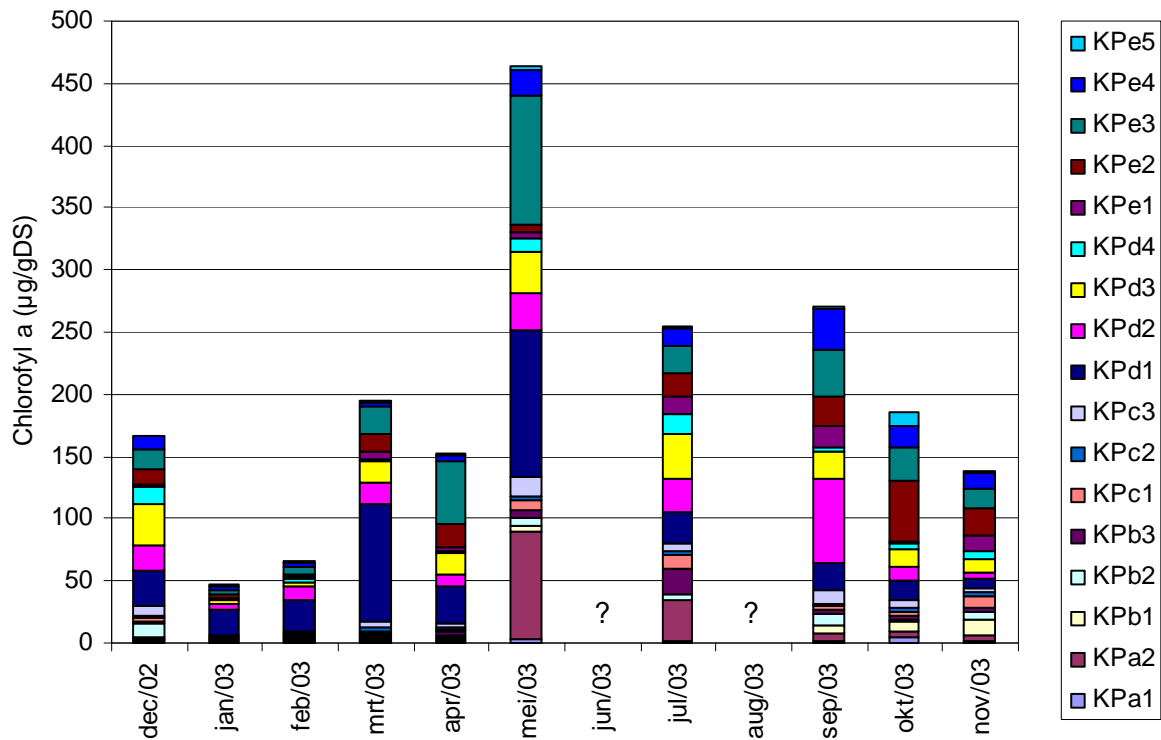
Bij aanvang van de monitoring lag locatie KPf2 op 2.2mTAW. De mediane korrelgrootte lag steeds beneden 80 μ m in beide dieptefracties. Het sediment was meestal van het type slib, maar neigde in sommige stalen eerder naar het type zeer fijn zand. Het percentage organische stof lag in beide dieptefracties meestal tussen 4 en 6%.

Over al de locaties van Ketenisse schor heen werd een sterke negatieve correlatie gevonden tussen de mediane korrelgrootte en het percentage organische stof, zowel in de diepe fractie (Spearman R = -0.91, N = 344) als in de bovenste centimeter (Spearman R = -0.90, N = 353).

6.2.2.2 Chlorofyl a

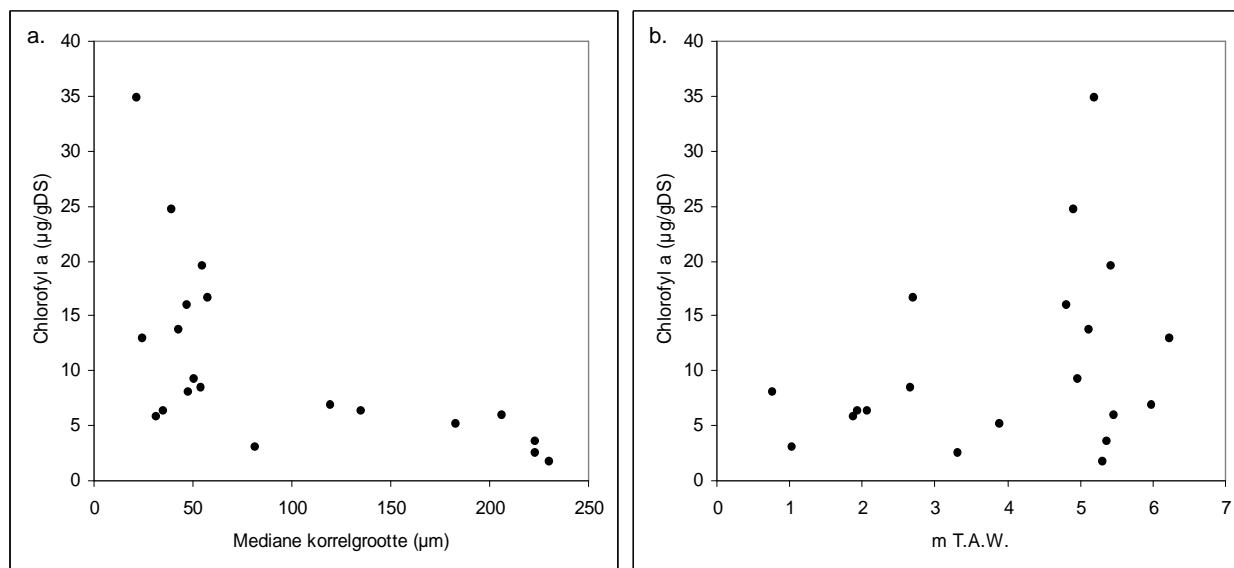
Chlorofyl a, als maat voor benthische primaire productie, werd enkel gemeten voor Ketenisse schor, het eerste jaar na de inrichting van het gebied. De metingen gebeurden door de universiteit van Gent in het kader van het OMES project.

De hoogste concentraties chlorofyl a werden gemeten tijdens het voorjaar en de zomer. Het moment van maximale chlorofylproductie was echter niet voor elke locatie hetzelfde (figuur 6.7).



Figuur 6.7: Chlorofyl a concentraties in bovenste centimeter van het sediment per locatie op Ketenisse schor in het eerste jaar na de werkzaamheden (? : geen meting).

De hoogste concentraties chlorofyl a werden gemeten in fijne sedimenten. Daarbij werden doorgaans ook hogere concentraties gevonden in het sediment van hooggelegen locaties (figuur 6.8). Er werd eveneens een verband gevonden tussen het chlorofyl a gehalte van de bovenste bodemlaag en sedimentatie/erosie (Van den Bergh *et al.*, 2005).



Figuur 6.8 (naar Van den Bergh *et al.*, 2005): a: het verband tussen de concentratie chlorofyl a en de mediane korrelgrootte en b: het verband tussen de concentratie chlorofyl a en de hoogteligging op het slik (fractie 0-1cm, jaar 2003).

6.2.3 Paddebeek

Alle staalnamelocaties ter hoogte van Paddebeek bevinden zich op het hersteld gebied. Locaties PA1 en PA2 bevinden zich het hoogst in het tijvenster, op de terrassen tegen de dijk. Bij aanvang van de monitoring lagen ze op respectievelijk 5.8 en 5.3mTAW. Ook locaties PA3 en PA4 bevonden zich vrij hoog in het tijvenster, op respectievelijk 4.8 en 4.7mTAW.

Locatie PA1 was slibrijk, met een mediane korrelgrootte die in de diepe fractie meestal lager was dan 60µm. In de bovenste centimeter waren de schommelingen groter gedurende de eerste zes maanden na de werkzaamheden en was het sediment van de meeste stalen eerder van het type zeer fijn zand. Aangezien deze hoog gelegen locaties niet bij elke getijdencyclus overstromen, was de variatie tussen de verschillende stalen waarschijnlijk een gevolg van de bodemverstoring tijdens de werkzaamheden. In 2006 was de mediane korrelgrootte steeds kleiner dan 60µm in beide dieptefracties.

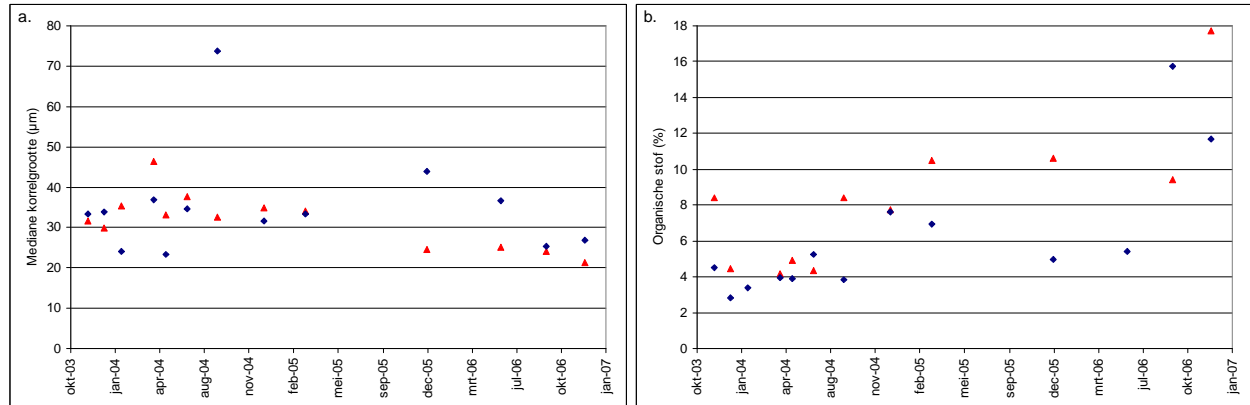
Op locatie PA2 nam de mediane korrelgrootte de eerste drie maanden na de werkzaamheden af van 80 tot 35µm in de diepe fractie en van bijna 170µm tot ongeveer 105µm in de bovenste centimeter. Daarna was er een tijdelijke toename in beide dieptefracties en werd voornamelijk fijn zand aangetroffen. In 2006 was het sediment van het type slib tot zeer fijn zand.

Het percentage organische stof in de stalen van locaties PA1 en PA2 bleef vrij constant gedurende het eerste jaar na de werkzaamheden. Op beide locaties was het percentage laag, steeds beneden 4%. In 2006 was het percentage organische stof in de diepe fractie toegenomen tot boven 5%. In de bovenste centimeter was de toename nog groter en werden tevens grote schommelingen vastgesteld.

In figuur 6.9 is de mediane korrelgrootte en het percentage organische stof weergegeven voor locatie PA3. Deze locatie bleef slibrijk doorheen de hele studieperiode, met een mediane korrelgrootte die in beide dieptefracties meestal beneden 40µm lag. Vanaf eind 2005 was de mediane korrelgrootte in de bovenste centimeter steeds iets kleiner dan in de diepe fractie. Het percentage organische stof bleef vrij constant in beide dieptefracties de eerste acht maanden na de herinrichting, rond 4%. Daarna was er een toename, die groter was in de bovenste centimeter. Deze plotse toename in het organische stof gehalte was gerelateerd aan de vestiging van hogere planten.

Ook PA4 bleef slibrijk gedurende de hele studieperiode, met een mediane korrelgrootte die in beide dieptefracties meestal beneden 50µm lag. Het percentage organische stof schommelde de eerste acht maanden na afgraving rond 5%. Daarna was er een lichte toename, met een maximum van 12.2% in de bovenste centimeter (december 2004). In 2006 was het percentage organische stof opnieuw afgenomen tot ongeveer 6 à 7%, waarbij het percentage in de bovenste centimeter steeds iets hoger lag dan in de diepe fractie.

Ook voor de locaties op Paddebeek werd voor beide diepte fracties een negatieve correlatie gevonden tussen de mediane korrelgrootte en het percentage organische stof. De correlatie was minder sterk dan voor het Paardenschor en Ketenisse schor, door de grotere verscheidenheid van de staalnamepunten enerzijds en de kleinere steekproef anderzijds. De correlatie was het sterkst voor de bovenste centimeter: Spearman R = -0.69 voor de fractie 0-1cm (N = 42) en Spearman R = -0.52 voor de fractie 0-10cm (N = 43).



Figuur 6.9: Mediane korrelgrootte (a) en percentage organische stof (b) op locatie PA3 voor de diepte fracties 0-10cm (◇) en 0-1cm (△).

6.3 Bespreking

Uit de monitoringsresultaten kunnen een aantal relaties tussen sturende variabelen, processen en resulterende variabelen afgeleid worden. Zoals reeds aangehaald, is de sedimentsamenstelling op een gegeven plaats een resulterende variabele van de lokale hydrodynamiek en de daarbij horende sedimentatie/erosie. Anderzijds is ze, samen met deze dynamiek ook sturend voor de benthische primaire en secundaire productie en voor de milieuhygiënische kwaliteit van de bodem. De belangrijkste patronen die we hier willen onderzoeken zijn:

- de evolutie van de opbouw van de bodem na ontpoldering
- de relatie tussen de sedimenteigenschappen en de lokale sedimentatie/erosiedynamiek
- de onderlinge samenhang van de sedimenteigenschappen: percentage organische stof, mediane korrelgrootte en chlorofyl a
- de relatie tussen sedimenteigenschappen en relatieve hoogteligging in getijdenster
- seizoensaliteit in sedimenteigenschappen

Opbouw van de bodem na ontpoldering en de relatie met de lokale sedimentatie/erosiedynamiek:

Bij de aanvang van de monitoring hadden de meeste locaties op hersteld gebied een zandige bodem met een laag percentage organische stof. Dit was grotendeels een weergave van de uitgangssituatie na de afgravingswerken. Uitzondering hierop was de zone D in Ketenisse polder. Enerzijds was de bodem van deze zone 'onverstoord' in de uitgangssituatie: ze was niet opgehoogd geweest en ook bij de ontpoldering werd er niets gewijzigd aan de topografie van de zone achter de zomerdijk. Anderzijds ontbreekt de uitgangssituatie van deze zone in de data; ze inundeerde reeds bij ieder getij sinds begin 2002 en er was reeds veel slibrijk sediment afgezet toen de sederoplots geplaatst werden. Ook het organische stof gehalte was er toen reeds relatief hoog. Bij de aanvang van de monitoring, na het afgraven van de zomerdijk kregen we dan eerder te maken met een minder beschutte en onbedijkte ontpoldering. Op de Paddebeek was het slibgehalte in het hersteld gebied ook bij de uitgangssituatie relatief hoog. Het percentage organische stof was er relatief laag in de beginsituatie. In vergelijking met de herstelde gebieden hadden de locaties op het oorspronkelijke slik van het Paardenschor en Ketenisse een eerder slibrijke bodem met een hoger percentage organische stof bij de aanvang van de monitoring. Op Paddebeek was geen oorspronkelijk slik of schor aanwezig, alles was vergraven door de dijkwerken.

In de laagdynamische delen van de herstelde gebieden evolueerde de zandige bodem tot fijn zand of slib. De mediane korrelgrootte werd er kleiner in beide dieptefracties, zij het met verschillende snelheden. Dit was het geval op de 'plateaus' met zwakke helling en voldoende breedte en/of beschutting (locaties DO1, DO2 en DO8 op het Paardenschor, herstelde zones D, E en F op Ketenisse en de terrassen van Paddebeek). De depressies in zones D en E raakten opgevuld met sediment (zie figuren 5.25 en 5.27, hoofdstuk 5). In dergelijke depressies blijft veel water stil staan, zodat meer sediment kan bezinken (Walling *et al.*, 1996). De hoogst gelegen locaties van het Paardenschor, van zones E en F op Ketenisse en de terrassen van Paddebeek werden bovendien snel gekoloniseerd door hogere vegetatie. Ook dit beïnvloedt het bezinken van fijn materiaal door het afremmen van de stroming (Hughes, 2001). In de herstelde zone D van Ketenisse nam de mediane korrelgrootte lichtjes toe in de loop van de studieperiode. Dit is een reflectie van de evolutie van een 'bedijkte' naar een 'onbedijkte' toestand, het langzaam opvullen van de depressie en een verbeterde drainage door de ontwikkeling van een kreekstelsel. Deze zone bleef echter slibrijk, enkel op de laagste en meest rivierwaarts gelegen staalnamelocatie evolueerde het sedimenttype tot zeer fijn zand. Hier wordt wellicht iets grover sediment afgezet zodra het water over de breuksteenhelling stroomt. Ook op de locaties op een oeverwal werd eerder zandig materiaal afgezet (locatie DO6 Paardenschor).

Op de locaties met grotere dynamiek en waar sedimentatie en erosie elkaar afwisselden in tijd en ruimte was er ook grote variatie in de mediane korrelgrootte. Er was echter geen éénduidig verband tussen de mediane korrelgrootte en het optreden van sedimentatie en erosie (locatie DO3 op het Paardenschor, waardoor zich een geultje verplaatste en zone ABC op Ketenisse, met sterk geaccidenteerde en variabele topografie en bodem). Op het hersteld gebied van de c-raai trad gedurende een vrij lange periode sedimentatie op, maar er werd grof sediment afgezet. Dit kan een aanwijzing zijn voor de hogere dynamiek op deze locatie (Stauble & Cialone, 1996). Tegen het einde van de studieperiode was dit grover sediment echter weer volledig verdwenen door erosie en daalde de mediane korrelgrootte tot weer tot die van de beginsituatie (zie figuur 5.24, hoofdstuk 5 en 6.3, hoofdstuk 6).

Op de meeste locaties van het hersteld gebied werd een toename van het percentage organische stof vastgesteld. De grootste toename op het slijk werd gemeten in de locaties waar fijnste sediment werd afgezet. Zodra zich hogere vegetatie vestigt en schor gevormd wordt neemt het organische stofgehalte van de bodem nog versneld toe (zones E en F van Ketenisse, de herstelsite van Paddebeek). Het percentage organische stof bleef op veel locaties van de herstelde gebieden echter eerder laag in vergelijking tot de oorspronkelijke gebieden. De studieperiode was dus te kort om reeds een inschatting te maken van de tijd die nodig is om een volwaardige slijk- en schorbodem op te bouwen onder dynamische omstandigheden, behalve op de sterk beschutte situatie op het Paardenschor (DO8). Verwacht wordt dat het organische stof gehalte zich overal verder zal opbouwen, aan een tempo dat omgekeerd evenredig is aan de lokale dynamiek.

Ook op het oorspronkelijke slijk kon er geen eenduidig verband aangetoond worden tussen de mediane korrelgrootte en het optreden van erosie of sedimentatie. Op de locaties van het oorspronkelijk slijk ter hoogte van het Paardenschor nam de mediane korrelgrootte licht toe na de werkzaamheden, terwijl er overwegend sedimentatie waargenomen werd. Sinds de ontpoldering is er wellicht iets meer dynamiek op die locatie, waardoor er iets grover materiaal wordt afgezet. Op het oorspronkelijk slijk van Ketenisse was er een grote variatie in de sedimenteigenschappen én in sedimentatie/erosie processen. Er waren ook grote verschillen in topografie en het terrein was er in sommige zones eerder geaccidenteerd door aanwezigheid van stroken breuksteen of kleibanken. Deze karakteristieken zijn bepalend voor de variatie in korrelgrootte, samen met de geometrie van het overstroomd gebied, de eigenschappen van het aangevoerd materiaal en de rivierafvoer (He & Walling, 1998). Ook in een recente studie van Masselink *et al.* (2007) werd geen verband gevonden tussen erosie en korrelgrootte. Nochtans is bekend dat de korrelgrootte een invloed kan hebben op de erosiegevoeligheid (van Oevelen *et al.*, 2000), maar ongetwijfeld spelen op Ketenisse schor ook andere factoren zoals bagger- en stortactiviteiten in de omgeving en de geaccidenteerde aard van het terrein hierin een rol.

Op Ketenisse schor werd het eerste jaar na de afgraving wel een negatief verband gevonden tussen erosie en het chlorofyl a gehalte van het sediment. Microfytobenthos zal zich enerzijds gemakkelijkst kunnen vestigen op de minder dynamische plaatsen die geschikt zijn voor sedimentatie. Anderzijds heeft microfytobenthos een consoliderende werking op het slijk waardoor erosie minder gemakkelijk

zal plaatsvinden.

Mediane korrelgrootte, chlorofyl a en organische stofgehalte:

Voor elk van de herstelsites werd een negatieve correlatie gevonden tussen de mediane korrelgrootte en het organische stof gehalte. Deze correlatie was het sterkst in de bovenste centimeter, wat normaal is in relatief jonge herstelsites. Op basis van alle data kan deze correlatie over de verschillende herstelsites heen (Paardenschor, Ketenisse schor en Paddebeek) veralgemeend worden voor de Zeeschelde. Gezien het uiteenlopend karakter van de verschillende locaties langsheen de estuariene gradiënt wordt deze dan minder sterk (fractie 0-10cm: Spearman R = -0.51, N = 467; fractie 0-1cm: Spearman R = -0.69, N =475).

Op Ketenisse schor werd ook een negatieve correlatie gevonden tussen chlorofyl a en de mediane korrelgrootte (figuur 6.8). Anderzijds werd ook een positief verband gevonden tussen het percentage organische stof en chlorofyl a in de bovenste centimeter. Dit is logisch aangezien de primaire productie mede aan de basis ligt van de organische stof opbouw. Voor de andere locaties zijn geen chlorofyl a data voorhanden. Toenemende chlorofyl a concentraties bij afnemende mediane korrelgrootte worden echter ook elders waargenomen (zie bijvoorbeeld Lucas & Holligan, 1999).

Sedimenteigenschappen en de relatieve hoogteligging in getijdenster:

Op de locaties die het hoogst in het tijvenster liggen werd doorgaans het fijnste sediment gevonden. In verschillende studies werd vastgesteld dat sediment dat laag op het slik wordt afgezet doorgaans grofkorreliger is dan sediment dat hoog in het tijvenster wordt afgezet (zie bijvoorbeeld Stauble & Cialone, 1996; Walling *et al.*, 1996; He & Walling, 1998). Ter hoogte van Ketenisse schor en over alle locaties heen kon een dergelijke gradiënt echter niet aangetoond worden. Dit heeft wellicht te maken met het geaccidenteerd terrein en de relatief korte waarnemingsperiode sinds het herstel. De meeste herstelde locaties (Paardenschor en de zones ABC en E op Ketenisse schor) hadden bij aanvang van de monitoring een relatief grofkorrelige bodem, ongeacht de relatieve hoogte in het tijvenster. Indien deze gradiënt zich zou opbouwen op de herstelsites van de Zeeschelde, zou daar vermoedelijk meer tijd voor nodig zijn dan enkele jaren. Daarnaast spelen ook plaatselijke verschillen in dynamiek een rol. Deze eventuele hoogtegradiënt moet dan ook meer plaatselijk en in min of meer uniforme eenheden onderzocht worden.

Op Ketenisse schor werd wel een hoogtegradiënt gevonden in de concentraties chlorofyl a. Deze waren doorgaans het hoogst op de hooggelegen, slibrijke locaties (figuur 6.8). Hooggelegen locaties blijven minder lang overstroomd gedurende elke getijdencyclus waardoor er minder hydrodynamische verstoring is en ze langer zonlicht ontvangen. Bijgevolg heersen op deze locaties de meest gunstige omstandigheden voor de ontwikkeling van microfytobenthos.

Seizoenaliteit in sedimenteigenschappen:

Het organische stofgehalte in de sedimenten vertoonde een seizoenaal aspect en was overwegend hoger in het groeiseizoen: tijdens het voorjaar en de zomer. Ook het chlorofyl a gehalte op Ketenisse schor vertoonde dit zelfde patroon: maximale waarden werden gemeten tijdens het voorjaar en de zomer.

7 Sedimentkwaliteit

Sedimenten doen dienst als sink voor metalen en organische stoffen die in een estuarium terecht komen. De accumulatie van contaminanten in sedimenten is afhankelijk van de nabijheid van vervuiliingsbronnen en van het patroon van sedimenttransport en sedimentatie geassocieerd met de estuariene hydrodynamica (Zhang *et al.*, 2001). Daarnaast worden de concentraties aan contaminanten in het sediment ook bepaald door de fysische eigenschappen van de sedimentdeeltjes (Ladd *et al.*, 1998).

De verontreiniging van het sediment is, net als de korrelgrootte en het percentage organische stof, bepalend voor welke levensgemeenschappen zich kunnen ontwikkelen. Contaminanten in het sediment kunnen opgenomen worden door bodemdieren, waarna ze via predatie ook in hogere trofische niveaus terecht kunnen komen.

De impact van contaminanten verschilt per taxon¹. Sommige taxa zijn toleranter dan andere (Bonsdorff *et al.*, 1990; Chandler *et al.*, 1997; Grumiaux *et al.*, 1998) en soms is er ook een tolerantieverschil tussen juveniele en adulte individuen (Duquesne *et al.*, 2004). In verschillende studies wordt een negatieve impact aangetoond van verhoogde concentraties zware metalen en organische contaminanten op kolonisatie door bepaalde bodemdiertaxa en op hun densiteiten (Essink & Beukema, 1986; Bonsdorff *et al.*, 1990; Grumiaux *et al.*, 1998). Daarom is het belangrijk om de fysisch-chemische sedimentkwaliteit van intertidale herstelprojecten nauwgezet op te volgen.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de fysisch-chemische sedimentkwaliteit in de verschillende projectgebieden. De voornaamste doelstellingen waren na te gaan welke locaties het sterkst verontreinigd waren en of er temporele veranderingen optraden in de mate van verontreiniging.

7.1 Materiaal en methode

7.1.1 Staalname

Sedimentstalen voor fysisch-chemische analyse werden verzameld met een steekbuis (diameter 3.5cm), tot op een diepte van 10cm. Telkens werd een mengmonster gemaakt van vijf replica's rond een bepaald punt. In Heusden werd een staal van de oorspronkelijke bodem en van vers afgezet sediment genomen.

7.1.2 Staalnamefrequentie

Voor de staalnamefrequentie per locatie in elk natuurontwikkelingsgebied wordt verwezen naar bijlagen 4 tot 6.

7.1.3 Analyse

De stalen werden geanalyseerd door het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH). Voor alle stalen werden de concentraties aan zware metalen (arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel en zink) en organische contaminanten (apolaire koolwaterstoffen, extraheerbare organohalogenen, organochloorpesticiden, polychloorbifenylen en polyaromatische koolwaterstoffen) bepaald. De analyseprocedures waren volgens het Compendium voor Monsterneming en Analyse (CMA)² (tabel 7.1).

¹ Een groep organismen die een te onderscheiden eenheid vormen (bijvoorbeeld een soort, een familie,...).

² <http://www.vito.be/milieu/milieumetingen8a2b.htm>

Tabel 7.1: Analyseprocedures per contaminant.

Contaminant	Analyseprocedure
zware metalen	CMA/2/I/B.1 (kwik volgens CMA/2/I/B.3)
organochloorpesticiden	CMA/3/I
polychloorbifenylen	CMA/3/I
polyaromatische koolwaterstoffen	CMA/3/B
apolaire koolwaterstoffen	CMA/3/C
extraheerbare organohalogenen	CMA/3/N

Naast de concentraties aan contaminanten, werden ook het lutumgehalte³ en het percentage organische stof bepaald. Het lutumgehalte wordt uitgedrukt als percentage gemineraliseerde stof. Lutumbepaling wordt uitgevoerd na zeping over 2mm en verwijdering van cementerende materialen zoals carbonaten, organisch materiaal, oxiden en opgeloste zouten. Het percentage organische stof werd berekend uit het Totaal Organisch Koolstof (TOC) uitgedrukt in g/kgDS met de volgende formule: $(TOC/10)*1.724$. Het TOC werd bepaald volgens procedure CMA/2/II/A.10.

7.1.4 Beoordeling fysisch-chemische sedimentkwaliteit

Door de mogelijke variaties ten gevolge van de fysische eigenschappen van de sedimentdeeltjes, is het moeilijk om de concentraties aan contaminanten tussen verschillende locaties met elkaar te vergelijken (Ladd *et al.*, 1998). Om de milieuhygiënische kwaliteit van het sediment te beoordelen, werd daarom gebruik gemaakt van het fysisch-chemische luik van de Triademethode, een beoordelingsstelsel waarmee een kwaliteitsklasse aan het sediment wordt toegekend (tabel 7.2). Hierbij wordt de kwaliteit van de waterbodem gerelateerd aan een referentietoestand door middel van omrekeningsformules (standaardisatie voor zware metalen t.o.v. klei (11%) en organische stof (5%) en organische microcontaminanten t.o.v. organische stof (5%)). Deze normalisatie reduceert de variatie in concentraties ten gevolge van variatie in sedimentkarakteristieken tussen de staalnamepunten. De fysisch-chemische component van de Triade beschrijft de chemische inhoud van de waterbodem in beperkte vorm. Steeds worden de meest voorkomende chemische verontreinigingen geanalyseerd, waardoor een eerste schets wordt gegeven van de waterbodemkwaliteit (de Deckere *et al.*, 2001).

Tabel 7.2: Betekenis (afwijking t.o.v. referentie) van elke klasse.

LogIndex	Klasse	Betekenis
0 - < 0.4	1	Niet afwijkend
0.4 - < 0.8	2	Licht afwijkend
0.8 - < 1.2	3	Matig afwijkend
1.2 - < 1.6	4	Sterk afwijkend
1.6 - < 2.0	5	Extreem afwijkend

De chemische variabelen die gebruikt worden voor de berekening van de fysisch-chemische toestand van het sediment zijn:

- Lutumgehalte
- Percentage organische stof
- Apolaire koolwaterstoffen (APKWS)
- Extraheerbare organohalogenen (EOX)
- Som van de organochloorpesticiden (OCP)
- Som van 7 polychloorbifenylen (PCB)
- Som van 6 polyaromatische koolwaterstoffen van Borneff (PAK)
- Zware metalen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Hg, Zn en As)

Eindbeoordeling:

De hoogste van alle klassen wordt de globale klasse of eindklasse van het staal. Maar, wanneer de concentraties van ten hoogste twee variabelen kleiner zijn dan het midden van die klasse, krijgt het staal een lagere eindklasse.

³ De bepaling van het lutumgehalte werd door het PIH uitbesteed aan Analytico Milieu BV, Breda, Nederland (analyseprocedure NEN5753).

Voor een uitgebreide bespreking van de Triademethode wordt verwezen naar de Deckere *et al.* (2001).

7.2 Resultaten

7.2.1 Paardenschor

In tabel 7.3 worden de concentraties aan contaminanten weergegeven per locatie op het Paardenschor. Het oorspronkelijke slik (locaties DO4 en DO5) werd ook al voor de herinrichting bemonsterd. De concentraties zware metalen bleven op de meeste locaties van dezelfde grootteorde. Enkel voor cadmium, lood en nikkel waren de verschillen soms groot. Bij de organische contaminanten was de variatie nog groter, vooral wat betreft de concentraties EOX, OCP's en PCB's.

Tabel 7.3: Concentraties aan contaminanten per locatie op het Paardenschor (zware metalen, APKWS, EOX en PAK's uitgedrukt in mg/kgDS; OCP's en PCB's uitgedrukt in µg/kgDS). *: locatie op oorspronkelijk slik.

Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK
DO1	dec-04	18,5	2,0	64	34	0,34	57	17	182	177	0	4	23	0,82
DO1	nov-05	18,6	1,7	58	29	0,31	13	47	155	111	0	3	20	0,69
DO2	dec-04	11,6	0,7	38	16	0,22	34	10	129	52	0	3	2	0,31
DO2	nov-05	13,6	0,7	39	20	0,26	11	44	168	37	0	0	5	0,37
DO3	dec-04	13,4	1,2	49	22	0,24	40	13	147	127	0	3	16	0,70
DO3	nov-05	12,8	0,6	31	5	0,10	7	20	72	42	0	1	5	0,56
DO4*	sep-99	16,0	3,3	65	16	0,46	52	16	218	170	28	2	53	0,49
DO4*	okt-00	17,3	3,0	68	35	0,60	45	15	210	130	85	10	39	1,66
DO4*	nov-01	14,0	1,8	59	27	0,35	37	14	175	210	0	10	34	0,99
DO4*	okt-02	13,6	2,0	56	28	0,36	47	15	179	170	0	3	26	1,12
DO4*	sep-03	16,0	2,8	72	40	0,43	60	18	273	220	0	2	40	1,55
DO4*	dec-04	15,1	2,2	57	33	0,31	60	15	201	204	0	5	26	1,15
DO4*	nov-05	14,0	1,5	63	27	0,33	16	45	179	140	0	0	23	0,92
DO5*	sep-99	13,4	2,2	53	29	0,63	48	14	232	180	4	1	28	1,39
DO5*	okt-00	17,1	2,6	71	35	0,41	45	16	239	170	104	3	35	1,39
DO5*	nov-01	14,6	1,6	55	25	0,34	33	12	174	180	0	8	35	0,83
DO5*	okt-02	13,7	2,0	58	30	0,32	49	15	199	130	3	4	33	1,32
DO5*	sep-03	12,7	2,4	62	30	0,33	49	15	230	160	3	1	28	1,17
DO5*	dec-04	12,1	1,5	50	24	0,24	44	20	169	163	0	7	27	1,13
DO5*	nov-05	13,2	1,1	51	18	0,20	13	32	138	50	0	4	22	0,53

Tabel 7.4 geeft een overzicht van de kwaliteitsklassen per contaminant en de globale klasse per locatie op het Paardenschor. De concentraties van de meeste zware metalen weken licht tot matig af van de referentiewaarde. Op de twee laagst gelegen locaties van het hersteld gebied was de cadmium- en kwikverontreiniging doorgaans minder groot dan op de andere locaties. De arseenconcentraties waren nooit afwijkend en voor nikkel werd enkel in het laatste jaar een licht afwijkende concentratie vastgesteld op beide locaties van het oorspronkelijk slik en twee locaties van het heringericht deel. De loodverontreiniging nam het laatste jaar af op alle staalnamelocaties. Wat betreft de organische contaminanten, weken de apolaire koolwaterstoffen, PCB's en PAK's in de meeste stalen licht tot matig af van de referentiewaarde. De verontreiniging door PCB's en PAK's was meestal iets groter op het oorspronkelijk slik. Aangezien één of beide contaminanten een klasse toenamen op het oorspronkelijk slik, lijkt het nuttig om deze in de toekomst verder op te volgen. Voor de EOX en de OCP's werden meestal geen afwijkende waarden gemeten. Op de locaties van het oorspronkelijke slik bleven zowel de concentraties aan zware metalen als de concentraties organische contaminanten vrij stabiel gedurende de studieperiode, met maximale verschillen van één klasse tussen de jaren.

Bijna alle stalen werden als matig afwijkend beoordeeld. Enkel locatie DO2 kreeg een lagere globale klasse toegewezen. Op deze locatie werd netto vrijwel geen sediment afgezet. Mogelijk geven de analyseresultaten nog de kwaliteit weer van de oorspronkelijke bodem of is de kwaliteit gewijzigd door resuspensie, gevolgd door sedimentatie van nieuw aangevoerd materiaal. Er waren geen temporele verschillen wat betreft de globale sedimentkwaliteit van de onderzochte locaties. De mate van verontreiniging bleef dus stabiel na de herinrichting.

Tabel 7.4: Kwaliteitsklassen per contaminant en globale klasse per locatie op het Paardenschor. *: locatie op oorspronkelijk slik.

Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK	Globale klasse
DO1	dec-04	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	2	2	3
DO1	nov-05	1	2	2	2	3	1	2	1	2	1	1	3	3	3
DO2	dec-04	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	2	2
DO2	nov-05	1	1	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2	2
DO3	dec-04	1	2	2	2	2	2	1	1	3	1	1	2	2	3
DO3	nov-05	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	3	3
DO4*	sep-99	1	3	2	1	3	2	1	2	2	1	1	3	1	3
DO4*	okt-00	1	3	2	2	3	2	1	2	2	2	2	3	3	3
DO4*	nov-01	1	2	2	2	3	2	1	2	3	1	2	3	2	3
DO4*	okt-02	1	2	2	2	3	2	1	2	3	1	1	3	3	3
DO4*	sep-03	1	3	2	2	3	2	1	2	3	1	1	3	3	3
DO4*	dec-04	1	2	2	2	3	2	1	2	3	1	1	3	3	3
DO4*	nov-05	1	2	2	2	3	1	2	2	2	1	1	3	3	3
DO5*	sep-99	1	2	2	2	3	2	1	2	3	1	1	3	3	3
DO5*	okt-00	1	3	2	2	3	2	1	2	2	2	1	3	2	3
DO5*	nov-01	1	2	2	2	3	1	1	2	3	1	2	3	2	3
DO5*	sep-03	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	2	2	3
DO5*	dec-04	1	2	2	2	2	2	1	2	2	1	1	3	3	3
DO5*	nov-05	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	3	2	3

7.2.2 Ketenisse schor

In tabel 7.5 worden de concentraties aan contaminanten weergegeven per locatie op Ketenisse schor. De concentraties van de meeste contaminanten varieerden sterk naargelang de locatie op het slik. Op enkele uitzonderingen na, waren de temporele schommelingen doorgaans klein.

Tabel 7.5: Concentraties aan contaminanten per locatie op Ketenisse schor (zware metalen, APKWS, EOX en PAK's uitgedrukt in mg/kgDS; OCP's en PCB's uitgedrukt in µg/kgDS). *: locatie op oorspronkelijk slik; **: locatie in oorspronkelijk schor.

Zone	Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK
ABC	KPa1	okt-02	5,8	0,3	26	3	0,04	0	4	46	28	0	0	0	0,06
	KPa2*	okt-02	13,8	2,0	58	29	0,43	49	19	200	69	2	4	32	1,24
	KPa3*	okt-02	15,7	2,6	66	35	0,66	54	15	231	115	3	5	48	1,72
	KPb1	okt-02	15,8	1,6	50	16	0,30	34	8	152	53	0	4	9	0,90
	KPb1	dec-04	12,7	1,3	46	17	0,23	38	8	148	119	0	8	13	0,70
	KPb1	nov-05	19,8	1,6	49	16	0,25	7	33	147	69	0	7	16	0,88
	KPb2	okt-02	20,2	2,1	60	19	0,43	39	8	173	240	0	11	23	1,43
	KPb2	dec-04	14,5	1,5	53	26	0,22	126	15	191	104	0	3	15	0,54
	KPb2	nov-05	19,2	1,8	57	29	0,23	12	107	510	71	0	5	13	0,55
	KPb3*	sep-02	18,6	1,1	42	47	0,17	85	8	163	70	0	0	9	0,41
	KPb3*	dec-04	10,2	0,9	43	22	0,16	44	9	174	87	0	1	9	0,45
	KPb3*	nov-05	17,1	1,4	52	35	0,27	10	72	258	84	0	0	13	0,53
	KPc1	okt-02	8,5	0,3	33	5	0,05	14	6	48	35	0	1	0	0,18
KPc2*	okt-02	6,7	0,3	25	6	0,00	70	7	34	10	0	0	0	0,02	
KPc3*	okt-02	14,2	0,0	54	15	0,07	19	23	62	35	0	0	0	0,10	
D	KPd1	sep-02	19,5	3,2	85	50	0,53	77	21	316	270	6	8	51	1,46
	KPd1	dec-04	26,2	4,4	96	62	0,71	93	25	374	258	3	6	56	1,63
	KPd1	nov-05	28,9	3,8	98	52	0,67	24	80	351	154	0	6	65	1,45
	KPd2	okt-02	14,7	2,2	62	33	0,39	57	15	225	150	2	2	38	1,57
	KPd2	dec-04	12,9	1,6	46	22	0,23	45	11	171	65	0	5	23	0,98
	KPd2	nov-05	17,4	2,0	57	19	0,26	14	38	179	60	0	0	20	0,94
	KPd3	okt-02	18,2	2,8	70	39	0,45	67	17	264	190	4	6	54	1,54
	KPd3	dec-04	10,2	1,2	40	16	0,15	34	9	139	62	0	1	12	0,72
	KPd3	nov-05	14,4	1,4	48	14	0,26	11	31	151	81	0	2	13	1,41
	KPd4*	sep-02	52,0	9,0	107	86	1,57	191	24	671	610	0	0	9	3,68
KPd4*	dec-04	26,3	4,9	76	49	0,77	97	18	393	224	0	4	63	2,38	
KPd4*	nov-05	44,0	7,1	109	64	1,04	25	159	656	480	0	3	16	2,88	
E	KPe1	okt-03	11,4	1,5	48	17	0,28	30	9	123	89	4	0	21	0,44
	KPe1	dec-04	10,7	1,7	47	21	0,22	38	11	146	83	0	1	21	0,72
	KPe1	nov-05	21,4	3,0	83	30	0,64	17	60	242	220	0	4	40	0,93
	KPe3	okt-03	13,4	2,2	67	36	0,34	57	17	259	113	3	3	51	1,57
	KPe3	dec-04	15,0	2,4	59	30	0,32	53	14	223	129	0	4	36	1,48
	KPe3	nov-05	18,1	2,2	69	27	0,35	16	48	229	161	0	14	27	1,05
	KPe5*	okt-03	32,9	3,7	53	39	0,99	95	13	305	162	0	0	2	2,17
	KPe5*	dec-04	16,5	1,4	45	33	0,47	76	15	308	96	0	0	2	1,00
	KPe5*	nov-05	20,8	1,8	65	40	1,08	18	100	448	212	0	4	10	1,64
F	KPf1**	okt-03	66,9	12,8	254	147	2,54	223	47	758	142	10	50	225	4,27
	KPf1**	dec-04	45,5	6,0	129	63	1,28	149	26	469	140	0	20	75	1,53
	KPf1**	nov-05	80,4	10	209	116	2,30	44	205	680	412	0	43	134	2,42
	KPf2*	okt-03	13,9	2,0	55	34	0,36	52	14	241	95	3	3	38	1,49
	KPf2*	dec-04	15,2	2,5	64	32	0,34	55	15	228	115	0	4	35	1,27
	KPf2*	nov-05	14,8	2,1	69	30	0,31	18	51	254	210	0	14	45	1,31

Tabel 7.6 geeft een overzicht van de kwaliteitsklassen per contaminant en de globale klasse per locatie op Ketenisse schor. De concentraties van de meeste zware metalen weken licht tot matig af van de referentiewaarde. Op enkele locaties van het oorspronkelijke slik werden ook sterk afwijkende waarden gemeten voor cadmium en kwik. Eén keer werd ook een extreem afwijkende kwikconcentratie gemeten in sediment van locatie KPf1. De arseenconcentraties weken meestal niet af van de referentiewaarde. Net als op het Paardenschor nam de nikkelverontreiniging toe en de loodverontreiniging af in het laatste jaar op de meeste locaties. Wat de organische contaminanten betreft, werden in de meeste stalen licht of matig afwijkende concentraties gemeten. Enkel de EOX weken nooit af en voor de OCP's werden enkel op de b- en f-raai licht of matig afwijkende waarden gemeten. De meeste stalen kregen een licht tot matig afwijkende eindklasse toegewezen.

Zone ABC:

Vlak na de herinrichting werd er een grote variatie in sedimentkwaliteit vastgesteld in deze zone. De eindbeoordeling varieerde van niet tot sterk afwijkend op het heringericht deel en van niet tot matig afwijkend in de staalnamelocaties van het oorspronkelijk slik. Vlak na de herinrichting waren de locaties van de c-raai het minst verontreinigd. Temporeel waren volledige datareeksen beschikbaar voor locaties KPb1 en KPb2 op het heringericht deel en KPb3 op het oorspronkelijk slik. De globale sedimentkwaliteit in locatie KPb1 verbeterde één klasse ten opzichte van de eerste meting door een afname van de concentratie PAK's, terwijl die op locatie KPb2 stabiel bleef. Wat betreft de kwaliteitsklassen van de afzonderlijke contaminanten, werden op het heringericht deel de grootste temporele schommelingen vastgesteld op locatie KPb2, met name voor lood, nikkel en OCP's. Voor locatie KPb1 was de sterke afname van de concentraties apolaire koolwaterstoffen het opvallendst. In locatie KPb3 op het oorspronkelijk slik ging de sedimentkwaliteit één klasse achteruit in het laatste jaar door toegenomen concentraties apolaire koolwaterstoffen, PCB's en PAK's.

Zone D:

Bij de eerste meting na de werkzaamheden kregen de locaties van het heringericht deel een matig afwijkende eindklasse. De sedimentkwaliteit van locatie KPd4 op het oorspronkelijk slik week sterk af door hoge cadmium- en kwikconcentraties. Temporeel verschilde de eindbeoordeling maximaal één klasse op het heringericht deel van zone D. Enkel op locatie KPd3 nam de globale sedimentkwaliteit af in vergelijking met de eerste meting. Dit was een gevolg van toegenomen concentraties PAK's. De sedimentkwaliteit van locatie KPd4 op het oorspronkelijke slik verbeterde eerst, maar was in het laatste jaar opnieuw van hetzelfde niveau als bij de eerste meting. Wat de afzonderlijke contaminanten betreft was het opvallend dat de nikkelconcentraties op alle locaties toenamen in het laatste jaar. Verder werden continu toenemende concentraties PAK's vastgesteld in het sediment van locatie KPd3 en sterk schommelende concentraties PCB's in locatie KPd4.

Zone E:

Na de werkzaamheden kregen de locaties van het afgegraven deel een matig afwijkende eindklasse toegewezen, terwijl het sediment van het oorspronkelijk slik een sterk afwijkende eindklasse kreeg. Voor het afgegraven deel bleef de eindbeoordeling van beide locaties steeds dezelfde over de jaren, terwijl die van locatie KPe5 op het oorspronkelijk slik schommelde tussen matig en sterk afwijkend. De sterk afwijkende eindklassen op het oorspronkelijk slik waren te wijten aan hoge kwikconcentraties. De belangrijkste temporele veranderingen waren een continue afname van de concentraties apolaire koolwaterstoffen in KPe1 en van de loodconcentraties in locatie KPe5. Net als in zone D, namen de nikkelconcentraties overal toe in het laatste jaar.

Zone F:

Locatie KPf1 die gelegen is tussen oorspronkelijke rietvegetatie bleek het sterkst verontreinigde punt te zijn vlak na de herinrichting. Naast extreem afwijkende kwikconcentraties werden er ook nog sterk afwijkende cadmium- en PCB-concentraties vastgesteld. De twee volgende jaren kreeg deze locatie telkens een sterk afwijkende eindklasse toegewezen. De voornaamste temporele wijziging was een continue toename van de concentraties apolaire koolwaterstoffen. De globale sedimentkwaliteit van locatie KPf2 bleef stabiel over de jaren. Het sediment van beide locaties vertoonde in het laatste jaar hogere nikkelconcentraties.

Tabel 7.6: Kwaliteitsklassen per contaminant en globale klasse per locatie op Ketenisse schor. *: locatie op oorspronkelijk slik; **: locatie in oorspronkelijk schor.

Zone	Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK	Globale klasse	
ABC	KPa1	okt-02	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	
	KPa2*	okt-02	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	3	3	
	KPa3*	okt-02	1	3	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	3	3	
	KPb1	okt-02	1	2	2	1	3	2	1	1	3	1	2	3	4	4	
	KPb1	dec-04	1	2	2	1	2	2	1	1	3	1	2	2	3	3	
	KPb1	nov-05	1	2	2	1	2	1	2	1	1	1	2	3	3	3	
	KPb2	okt-02	1	2	2	1	3	2	1	2	3	1	3	3	3	3	
	KPb2	dec-04	1	2	2	2	2	2	3	1	2	2	1	1	2	2	3
	KPb2	nov-05	1	2	2	2	2	2	1	3	3	3	1	1	3	3	3
	KPb3*	sep-02	1	2	2	2	2	2	1	1	2	1	1	2	2	2	
	KPb3*	dec-04	1	1	2	2	2	2	1	2	2	1	1	2	2	2	
	KPb3*	nov-05	1	1	2	2	1	1	1	2	3	1	1	3	3	3	
	KPc1	okt-02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
KPc2*	okt-02	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	
KPc3*	okt-02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
D	KPd1	sep-02	1	3	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	2	3	
	KPd1	dec-04	1	3	2	3	3	2	1	2	2	1	1	3	2	3	
	KPd1	nov-05	2	3	3	3	3	1	3	2	2	1	1	3	3	3	
	KPd2	okt-02	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	3	3	
	KPd2	dec-04	1	2	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	2	2	
	KPd2	nov-05	1	2	2	1	2	1	2	2	1	1	1	3	3	3	
	KPd3	okt-02	1	3	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	2	3	
	KPd3	dec-04	1	2	2	1	2	2	1	1	2	1	1	2	3	3	
	KPd3	nov-05	1	2	2	1	2	1	2	1	3	1	1	3	4	4	
	KPd4*	sep-02	2	4	2	3	4	3	1	3	3	1	1	1	3	4	
KPd4*	dec-04	1	3	2	2	3	3	1	2	2	1	1	3	3	3		
KPd4*	nov-05	2	4	2	3	4	1	3	3	3	1	1	2	3	4		
E	KPe1	okt-03	1	2	2	1	2	1	1	1	3	1	1	3	2	3	
	KPe1	dec-04	1	2	2	2	2	2	1	1	2	1	1	3	2	3	
	KPe1	nov-05	1	3	2	2	3	1	2	2	1	1	1	3	3	3	
	KPe3	okt-03	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	2	3	
	KPe3	dec-04	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	3	3	
	KPe3	nov-05	1	2	2	2	3	1	2	2	2	1	2	3	3	3	
	KPe5*	okt-03	2	3	2	2	4	3	1	2	2	1	1	1	3	4	
KPe5*	dec-04	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	1	2	3		
KPe5*	nov-05	1	2	2	2	4	1	3	3	3	1	1	2	3	4		
F	KPf1**	okt-03	2	4	3	3	5	3	2	3	1	1	3	4	3	5	
	KPf1**	dec-04	2	3	3	3	4	3	1	3	2	1	2	3	2	4	
	KPf1**	nov-05	2	4	3	3	4	2	3	3	3	1	3	4	3	4	
	KPf2*	okt-03	1	2	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	3	3	
	KPf2*	dec-04	1	3	2	2	3	2	1	2	2	1	1	3	2	3	
	KPf2*	nov-05	1	2	2	2	2	1	2	2	3	1	2	3	3	3	

7.2.3 Paddebeek

In tabel 7.7 worden de concentraties aan contaminanten weergegeven voor Paddebeek. Er werd één locatie bemonsterd in het heringericht gebied.

Tabel 7.7: Concentraties aan contaminanten op Paddebeek (zware metalen, APKWS, EOX en PAK's uitgedrukt in mg/kgDS; OCP's en PCB's uitgedrukt in µg/kgDS).

Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK
PA3	dec-04	9,9	1,7	53	37	0,25	79	14	227	247	0	8	31	1,25
PA3	dec-05	5,0	0,7	42	11	0,09	8	30	174	61	0	6	21	1,28

Voor de meeste contaminanten werden licht of matig afwijkende concentraties gemeten (tabel 7.8). De concentratie lood nam af, maar er werd wel een veel hogere nikkelconcentratie vastgesteld. De globale sedimentkwaliteit veranderde niet ten opzichte van de eerste meting.

Tabel 7.8: Triadeklassen per contaminant en globale klasse per locatie op Paddebeek.

Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK	Globale klasse
PA3	dec-04	1	2	2	2	2	2	1	2	3	1	2	3	3	3
PA3	dec-05	1	2	2	2	2	1	3	2	3	1	2	3	3	3

7.2.4 Heusden

In tabel 7.9 worden de concentraties aan contaminanten weergegeven voor Heusden. Net als op Paddebeek werd er één locatie bemonsterd in het heringericht gebied. Aangezien de werkzaamheden pas recent voltooid werden, kan enkel de beginsituatie gerapporteerd worden. Er werd één staal genomen van de oorspronkelijke bodem en één van vers afgezet sediment.

Tabel 7.9: Concentraties aan contaminanten op Heusden (zware metalen, APKWS, EOX en PAK's uitgedrukt in mg/kgDS; OCP's en PCB's uitgedrukt in µg/kgDS). *: staal van oorspronkelijke bodem; **: staal van vers afgezet sediment.

Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK
HeuC2*	mei-06	17,4	2,1	224	77	0,67	28	122	369	38	0	17	31	1,26
HeuC2**	mei-06	9,4	2,5	101	48	0,37	20	64	329	234	8	19	55	1,50

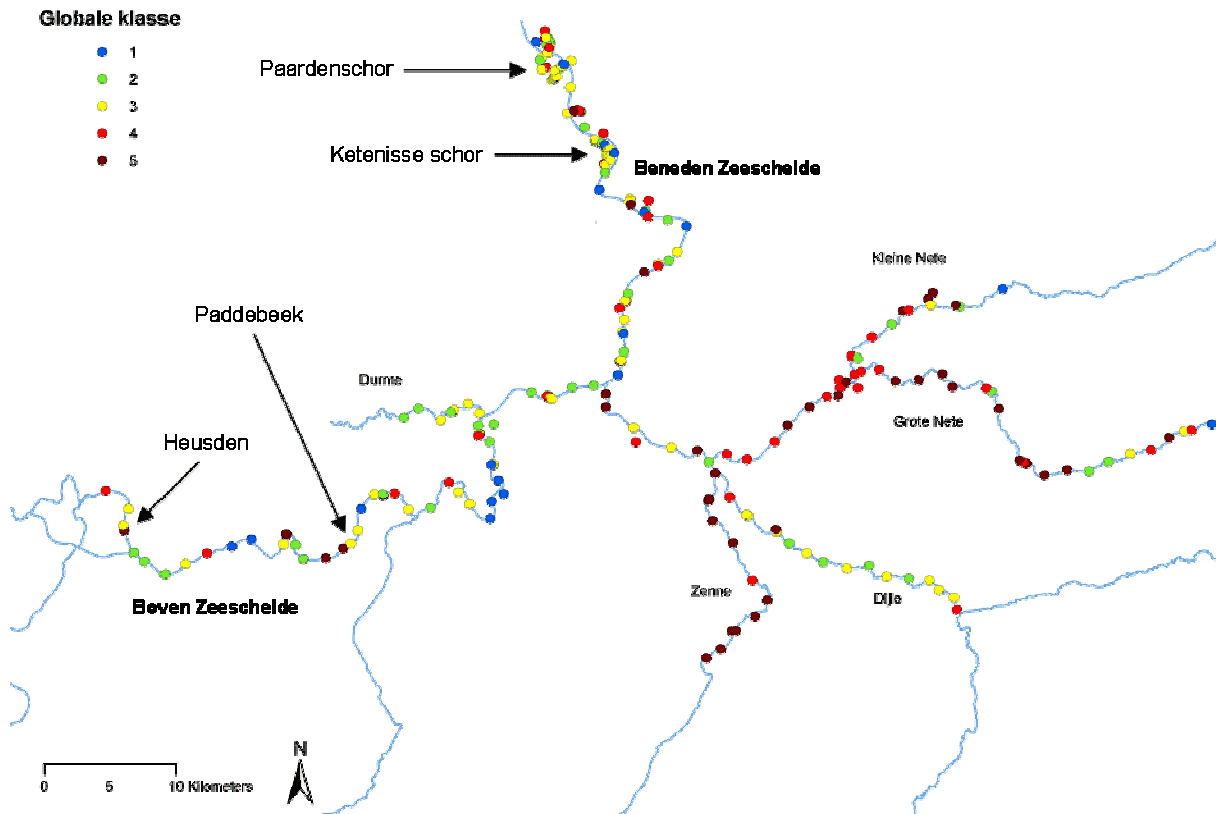
De globale sedimentkwaliteit van de oorspronkelijke bodem en het vers afgezet sediment verschilde niet. Het sediment was wel sterker verontreinigd met organische contaminanten terwijl de concentraties Cr, Cu en Ni dubbel zo hoog waren in de oorspronkelijke bodem (tabel 7.10).

Tabel 7.10: Triadeklassen per contaminant en globale klasse per locatie op Heusden. *: staal van oorspronkelijke bodem; **: staal van vers afgezet sediment.

Locatie	Datum	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	APKWS	EOX	OCP	PCB	PAK	Globale klasse
HeuC2*	mei-06	1	2	3	3	3	1	3	2	1	1	1	1	1	3
HeuC2**	mei-06	1	3	2	2	3	1	2	2	3	1	2	3	3	3

7.3 Vergelijking sedimentkwaliteit herstelprojecten met naburige gebieden

Figuur 7.1 schetst een beeld van de globale fysisch-chemische sedimentkwaliteit van de Zeeschelde en haar zijrivieren. De sedimentkwaliteit varieerde sterk tussen de staalnamelocaties in de Zeeschelde.



Figuur 7.1 (naar Van den Neucker *et al.*, in prep.): Globale fysisch-chemische sedimentkwaliteit in de Zeeschelde en haar zijrivieren (subtidaal en intertidaal, periode 1999 – 2004).

7.3.1 Naburige gebieden Paardenschor

Op het Groot Buitenschoor, een drietal kilometer stroomafwaarts van het Paardenschor, was de sedimentkwaliteit vergelijkbaar, met meestal licht of matig afwijkende eindklassen. De enkele stalen met sterk afwijkende eindklassen bevatten hoge concentraties PAK's en soms ook hoge concentraties apolaire koolwaterstoffen of PCB's. De sedimentkwaliteit van de subtidale stalen uit de omgeving van het Paardenschor verschilde sterk tussen de bemonsterde locaties. De globale sedimentkwaliteit varieerde meestal van niet tot matig afwijkend.

7.3.2 Naburige gebieden Ketenisse schor

Net als ter hoogte van het Paardenschor, varieerde de sedimentkwaliteit van de subtidale stalen uit de omgeving van Kallo sterk van punt tot punt, gaande van niet tot sterk afwijkend. In één subtidale locatie werden sterk afwijkende cadmium- en kwikconcentraties aangetroffen. Hoge cadmium- en kwikconcentraties werden ook teruggevonden in de stalen van het oorspronkelijk slijk of schor van Ketenisse (zie tabel 7.6).

Op het slik van het Galgenschor, ongeveer 5km stroomafwaarts van Ketenisse schor, was de globale sedimentkwaliteit bijna altijd matig afwijkend. Slechts twee keer kreeg een sedimentstaal van het Galgenschor een extreem afwijkende eindklasse toegewezen: in het jaar 2003 als gevolg van zeer hoge concentraties apolaire koolwaterstoffen en in 2005 vanwege zeer hoge kwikconcentraties. Dit laatste staal bevatte ook nog sterk afwijkende concentraties cadmium, apolaire koolwaterstoffen en PCB's. De globale sedimentkwaliteit ter hoogte van Boereschans, ongeveer 5km stroomopwaarts van Ketenisse schor, was meestal matig afwijkend, zowel subtidaal als intertidaal. Enkele stalen kregen een sterk tot extreem afwijkende eindklasse toegewezen als gevolg van sterke verontreiniging door PAK's of PCB's. Er werden tot nu toe geen sterk afwijkende concentraties zware metalen gemeten op het slik van Boereschans.

7.3.3 Naburige gebieden Paddebeek

Net stroomopwaarts van Paddebeek, in de omgeving van Schoonaarde werden subtidaal enkele stalen met extreem afwijkende sedimentkwaliteit verzameld. Dit was telkens een gevolg van zeer hoge concentraties PAK's. Ter hoogte van Appels en Wichelen, respectievelijk 5.4km stroomafwaarts en 6.6km stroomopwaarts van Paddebeek, was het sediment van het slik matig tot extreem verontreinigd. De sterk en extreem afwijkende eindklassen waren er telkens te wijten aan hoge concentraties PAK's en/of PCB's. Afgezien van de soms hogere concentraties PAK's of PCB's, was de sedimentkwaliteit ter hoogte van Paddebeek vergelijkbaar met die van de naburige gebieden.

7.3.4 Naburige gebieden Heusden

Tussen Gent en Heusden kregen de staalnamelocaties een matig tot extreem afwijkende eindklasse toegewezen. De sterk afwijkende eindklasse in de meest stroomopwaarts gelegen subtidaal staalnamelocatie was het gevolg van een hoge chroomconcentratie en de extreem afwijkende eindklasse in de subtidaal locatie ter hoogte van Heusden was te wijten aan zeer hoge concentraties aan PAK's. Ter hoogte van de Ringvaart was het sediment intertidaal sterk tot extreem verontreinigd, telkens door te hoge concentraties PAK's. De kwaliteit van het pas afgezette sediment in Heusden was vergelijkbaar met die van de naburige buitendijkse gebieden, hoewel hier nog geen sterk of extreem afwijkende concentraties organische contaminanten werden gemeten.

7.4 Bespreking

Ter hoogte van het Paardenschor en Ketenisse schor kon vastgesteld worden dat de globale verontreiniging van de heringerichte delen al van vlak na de werkzaamheden vergelijkbaar was met die van het oorspronkelijk slik. In het sediment van het oorspronkelijk slik van Ketenisse werden doorgaans wel hogere concentraties cadmium en kwik gemeten en op het oorspronkelijk slik van het Paardenschor was de verontreiniging door PCB's en PAK's iets groter. De vergelijkbare verontreiniging kan niet uitsluitend verklaard worden door een snelle aanvoer van vervuild slib, want ook ter hoogte van locaties waar weinig sedimentatie optrad of die onderhevig waren aan erosie (zoals KPb1 en KPb2; zie hoofdstuk 5, figuur 5.24) werden al van bij de eerste meting verhoogde concentraties aan contaminanten gemeten. Mogelijk werd de bodem op deze plaatsen al voor de dijkverlegging verontreinigd. Zone ABC op Ketenisse werd in de jaren 1960 namelijk opgehoogd met zandig materiaal en hoogovenslakken. Daarnaast kan atmosferische depositie of run-off hiertoe bijgedragen hebben en ook resuspensie gevolgd door depositie van nieuw aangevoerd materiaal kan een rol gespeeld hebben.

Er werden soms grote verschillen waargenomen tussen de sedimentkwaliteit van locaties die dicht bij elkaar liggen. Dit ondanks de correctie voor de bodemsamenstelling die doorgevoerd werd bij het bepalen van de kwaliteitsklassen. Mogelijk zijn deze verschillen een gevolg van de bodemverstoring door de graafwerkzaamheden of van lokale verontreiniging.

De algemene verwachting of vrees bij estuariene herstelprojecten is dat de milieuhygiënische kwaliteit van de oorspronkelijke bodem in de projectgebieden zou achteruitgaan door de aanvoer van verontreinigd sediment. Gedurende de studieperiode was er echter geen of weinig verandering in de globale sedimentkwaliteit van de bemonsterde locaties. De concentraties van de afzonderlijke contaminanten schommelden op sommige locaties wel aanzienlijk, wat soms verschillen van twee klassen tot gevolg had. Opmerkelijk was de evolutie in Heusden, het enige project waar afgezien van

de noodzakelijke dijkwerken geen afgravingen waren in het projectgebied zelf. Het pas afgezette sediment bevatte veel hogere concentraties organische contaminanten, terwijl de concentraties van een aantal zware metalen aanzienlijk hoger waren in de oorspronkelijke bodem.

8 Vegetatie

8.1 Materiaal en methode

8.1.1 Analytische fase

De monitoring van de vegetatieveranderingen gebeurt met behulp van permanente kwadraten (PQ's) en vegetatiekaarten (Smits *et al.*, 2002). Permanente kwadraten zijn vast afgebakende proefvlakken waarvan op gezette tijden vegetatieopnames worden gemaakt, terwijl vegetatiekaarten de ruimtelijke spreiding van de verschillende vegetatietypes weergeven.

De permanente kwadraten zijn geplaatst langs raaien loodrecht op de waterlijn. Hierbij worden dezelfde raaien gebruikt waarlangs andere variabelen zoals benthos, sedimentatie/erosie, sedimentkarakteristieken, etc. worden bemonsterd. Waar mogelijk wordt een PQ geplaatst bij de sederoplots, tenzij deze te laag gelegen zijn en er geen kolonisatie door hogere planten wordt verwacht. Aanvullend zijn nog extra raaien afgebakend waar de PQ's in de hogere zones zijn geconcentreerd en waar kolonisatie door vegetatie plaatsvindt (tabel 8.1). Bij het afbakenen worden de PQ's in een homogene vegetatie geplaatst, een aantal zijn geplaatst op kaal slik. De grootte van de PQ's varieert tussen de 4 en 16m² en ze zijn gemarkeerd met twee houten palen.

Ieder vegetatieseeizoen wordt een vegetatieopname gemaakt van de PQ's. In de zoetwaterzone worden de opnames in juli en augustus (september) gemaakt, in de brakwaterzone worden de opnames van september tot half oktober gemaakt (tabel 8.2). Bij elke vegetatieopname wordt de procentuele bedekking alsook de hoogte van de verschillende lagen of strata resp. ingeschat of ingemeten. Met behulp van de decimale schaal voor permanente kwadraten van Londo (Londo, 1976) wordt de bedekking en abundantie van al de aanwezige soorten ingeschat; zowel hogere planten, macro-algen als terrestrische bryofyten en lichenen worden in beschouwing genomen. Naast de bedekking wordt eveneens de fenologische toestand van elke soort genoteerd overeenkomstig de code van Meltzer & Westhoff (1942).

In het najaar wordt met behulp van RTK-GPS en theodoliet de hoogte van de PQ's ingemeten zodat het mogelijk is met behulp van getijmetingen de overstromingsfrequentie te berekenen.

Tabel 8.1: Aantal raaien en permanente kwadraten in de verschillende gebieden.

Schor	Raaien		PQ's
	vegetatie	sedero	
Paardenschor	4	1	13
Ketenisse	11	6	38
Paddebeek	4	1	13
Heusden	5	11	16

Tabel 8.2: Periode wanneer vegetatieopnames van de PQ's zijn gemaakt (x geen opnames).

Schor	Jaar			
	2003	2004	2005	2006
Paardenschor	x	x	okt.	sept.
Ketenisse	sept.-okt.	okt.	okt.	sept.
Paddebeek	x	juli	aug.	aug.
Heusden	x	x	x	sept.

Voor het maken van vegetatiekaarten kunnen verschillende methodes worden gehanteerd.

In 2005 en 2006 is zowel van Paardenschor als van Paddebeek een gebiedsdekkende vegetatiekaart gemaakt met behulp van een theodoliet. Hierbij zijn de grenzen tussen de verschillende vegetatietypes ingemeten (planimetrisch, altimetrisch). De grenzen tussen de vegetatietypes op de brakwaterschoren zijn meestal vrij scherp (limes convergens). Indien overgangsvormen aanwezig waren, werd ofwel het midden gekozen of indien deze overgangsvegetatie ruimtelijk te onderscheiden was, werd deze apart gekarteerd. Vegetatie-eenheden kleiner dan 1m² werden niet gekarteerd. Tijdens het veldwerk werd aan elke vegetatie-eenheid een legende-eenheid toegekend welke vervolgens toegewezen werd aan een op basis van de vegetatieopnames van de PQ's onderscheiden vegetatietype (cf. 8.2.2).

De puntenkaart is omgezet in een polygonenkaart in een GIS omgeving (ESRI® ArcMap 9.1).

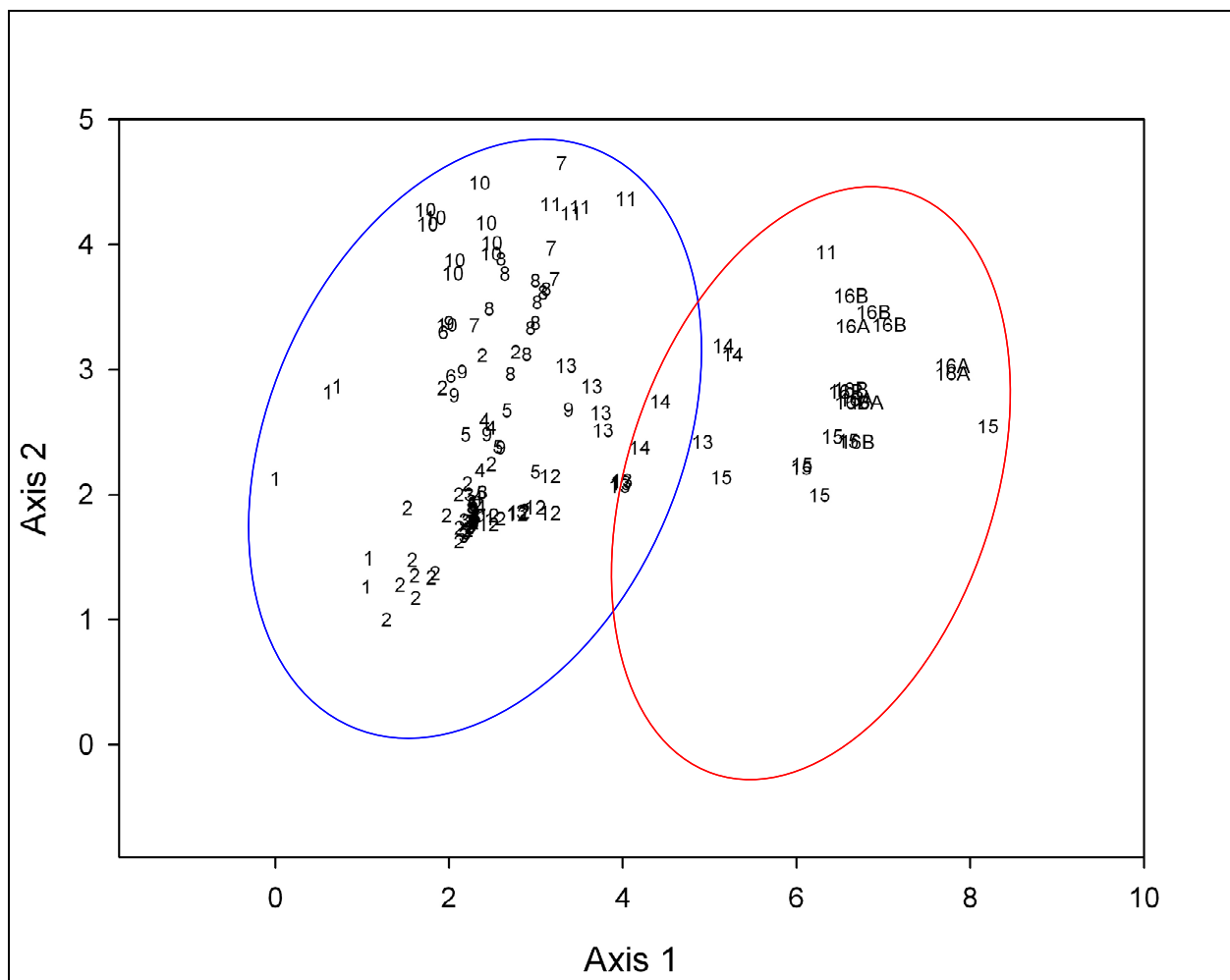
Van Ketenisse schor zijn zowel in 2003, 2004 als in 2005 gebiedsdekkende orthofoto's gemaakt, die gebruikt werden voor de aanmaak van vegetatiekaarten. Van een deel van Ketenisse schor, met name de zone rond raai DE, E en EF, stroomopwaarts van de polder, is eveneens met behulp van een theodoliet een vegetatiekaart gemaakt in 2003 en 2004 (projectsite). Van de verschillende vegetatiekaarten zijn rasters gemaakt met een celgrootte van 2 x 2m die met elkaar vergeleken zijn en op basis waarvan voor de verschillende gebieden een transitie- of Lesliematrix is opgesteld.

8.1.2 Synthetische fase

Alle vegetatieopnames van de permanente kwadraten werden in de verwerking opgenomen met uitzondering van deze van Ketenisse 2006 en Heusden LO 2006. Deze die geen begroeiing kenden noch van hogere planten, noch van macro-algen (9 opnames) zijn eveneens niet weerhouden. Uiteindelijk werden de analyses uitgevoerd op 167 vegetatieopnames waarin 163 soorten werden aangetroffen.

Ter verkenning van de dataset werd een ordinatie (Detrended Correspondance Analysis DCA) uitgevoerd (ter Braak & Šmilauer, 1998), waaruit bleek dat er een duidelijke opdeling was tussen de vegetatieopnames uit de zoetwaterzone (Paddebeek) en de brakwaterzone (Paardenschor, Ketenisse) (figuur 8.1). Bij de verdere verwerking zijn beide datasets gescheiden.

Aansluitend werd een Twinspan (Hill, 1979) uitgevoerd om vegetatietypes te onderscheiden. Bij de 39 opnames uit de zoete zone (Paddebeek) werden de volgende cutlevels gehanteerd: 1-2-4-12-25-50. Bij de Twinspan van de 128 opnames uit de brakke zone (Paardenschor, Ketenisse schor) wogen hoogbedekkende soorten meer door dan laagbedekkende. Hiervoor werden de volgende cutlevels gekozen: 1-4-12-22-40-60, terwijl ook een verschillend gewicht werd gegeven aan de verschillende pseudospecies nl. 1-1-1-2-2-2. Veertien soorten die in minder dan 2% van de opnames voorkwamen, konden niet als indicator optreden (species down weighting).



Figuur 8.1: Ordinatiediagram (DCA) van alle opnames met een duidelijke opdeling langs de eerste as tussen de opnames uit het zoete deel (Paddebeek) welke rood omcirkeld zijn en opnames uit het brakke deel (Paardenschor, Ketenisse schor) welke blauw omcirkeld zijn (eigenwaarde 1^e as 0.90; 2^e as 0.56).

8.2 Resultaten

8.2.1 Resultaten Twinspan

Zoals reeds aangegeven zijn twee Twinspan-analyses uitgevoerd, enerzijds met de vegetatieopnames uit de brakke zone (Paardenschor, Ketenisse schor) en anderzijds met de opnames uit de zoete zone (Paddebeek). De volledige Twinspan-tabel wordt niet weergegeven maar vervangen door een dendrogram waar telkens de indicatoren (met pseudospecies), de eigenwaarden en het aantal opnames zijn weergegeven (figuren 8.2 en 8.3). Aan de verschillende binaire groepen is vervolgens een vegetatietype toegekend. De resultaten en dan vooral de belangrijkste opsplitsingen binnen de Twinspan worden toegelicht.

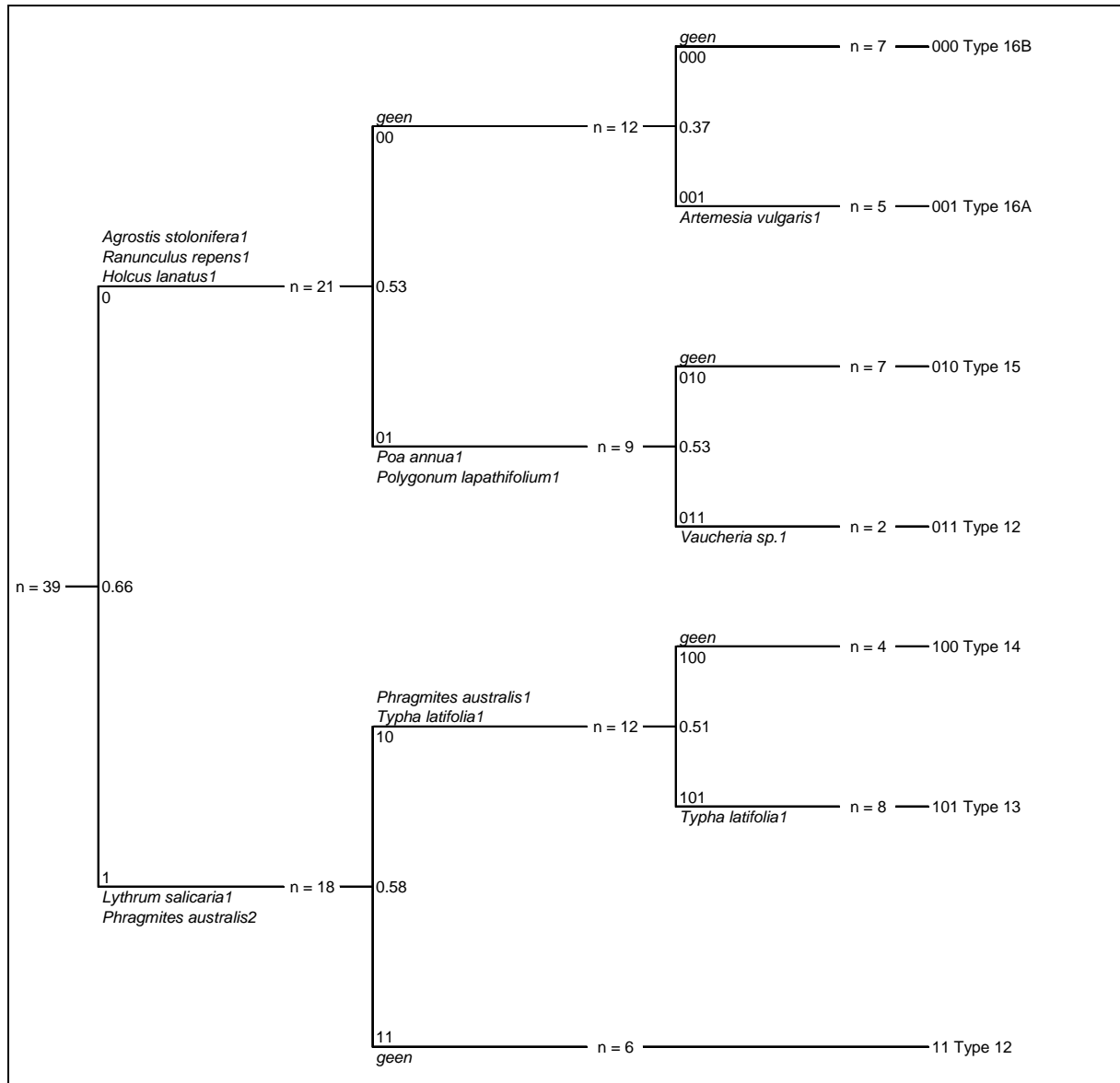
In figuur 8.2 worden de resultaten van de Twinspan gegeven van de brakwaterzone. De eerste opsplitsing in Groep 0 en 1 gebeurt op basis van *Ulva lactuca*1 (Groep 1) en *Vaucheria sp.*2, *Scirpus maritimus*1 en *Aster tripolium*1 (Groep 0). Groep 1 komt overeen met Type 1 *Ulva lactuca* en wordt niet verder opgesplitst. De 117 opnames van Groep 0 wordt opgedeeld in Groep 00 en Groep 01 waarbij *Aster tripolium*1, *Scirpus maritimus*1, *Atriplex prostrata*1 en *Spergularia marina*1 indicatoren zijn van Groep 00. Groep 01 heeft *Vaucheria sp.*4 en *Enteromorpha sp.*1 als indicatoren.

Groep 00 wordt vervolgens in Groep 000 met *Aster tripolium*5, *Atriplex prostrata*2 en *Spergularia marina*1 als indicatoren, en in Groep 001 met enkel *Scirpus maritimus*3 als indicator, ingedeeld. Groep 000 bevat alle vegetatietypes waar vooral *Aster tripolium* hoge bedekkingen bereikt (Type 9 en 10). Type 11, die ook onder Groep 000 ressorteert, kan als een restgroep worden beschouwd. Groep 001 daarentegen omvat de types waar *Scirpus maritimus* hoogbedekkend is, i.e. Type 7 en 8. De opname van PQ282 uit 2006 wordt in een aparte groep ingedeeld (Groep 0010) maar wordt als 'misclassified' beschouwd en is aan Type 11 toegekend ondanks het ontbreken van *Atriplex prostrata* en *Atriplex littoralis*. Mogelijks zal de vegetatie in dit PQ evolueren naar een ruigte van *Cirsium arvense* (RG *Cirsium arvense*-[*Artemisietea vulgaris*]). Tot nu toe kan dit type echter nog niet als dusdanig worden onderscheiden.

De opsplitsing van Groep 01 in Groep 010 en 011 gebeurt op basis van *Vaucheria sp.*4 welke de indicator is voor de eerste groep. Groep 011 heeft geen indicatoren en stemt overeen met Type 2 waar *Vaucheria sp.* lage bedekkingen kent en *Enteromorpha sp.* veelal aanwezig is. Groep 010 omvat alle types waar *Vaucheria sp.* hoge bedekkingen kent. De opdeling van deze in Groep 0100 en 0101 is afhankelijk van de combinatie van zeer hoge bedekkingen van *Vaucheria sp.* en het al of niet begeleid worden door hogere planten. Zowel Type 4, 5 en 6 behoren tot deze groep (Groep 0100) waar zowel *Vaucheria sp.* hoogbedekkend is, als waar hogere planten als *Aster tripolium*1, *Spergularia marina*1 of *Scirpus maritimus*1 aanwezig zijn. Groep 0101 wordt niet verder opgesplitst en komt overeen met Type 3.

vooral eer het gebied onderhevig was aan getij zorgen er voor dat deze opnames onder Groep 0 werden ingedeeld.

Groep 1 wordt verdeeld in Groep 10 waarvan *Phragmites australis*1 en *Typha latifolia*1 indicatoren zijn. Groep 11 heeft geen indicatoren en komt overeen met Type 12 en wordt niet verder ingedeeld. Groep 10 wordt opgesplitst in Groep 100 en Groep 101, welke resp. Type 14 en Type 13 omvatten. *Typha latifolia*1 is de indicator van Groep 101.



Figuur 8.3: Dendrogram van de resultaten van de Twinspan voor Paddebeek.

8.2.2 Vegetatietypologie

Bij de bespreking van de vegetatietypologie wordt gebruik gemaakt van de synoptische tabel (tabel 8.3) die gebaseerd is op de resultaten van de Twinspan. Per onderscheiden vegetatietype wordt voor elke soort de presentie gegeven wat overeenkomt met het percentage van de opnames van het type waarin de soort voorkomt, uitgedrukt in presentieclassen volgens Meltzer & Westhoff (1942) (I = 1-20% d.w.z. dat een soort in 1 tot 20% van de opnames voorkomt; II = 21-40%; III = 41-60%; IV = 61-80%; V = 81-100%). In de synoptische tabel wordt ook de karakteristieke bedekking van elke soort gegeven wat de som is van alle bedekkingen gedeeld door het aantal vegetatieopnames waarin de soort voorkomt.

Bij de beschrijving van de vegetatietypes worden telkens de kenmerkende of differentiërende soorten gegeven. De verdeling in constante, frequente, occasionele en zeldzame soorten is gebeurd overeenkomstig de gebruikelijke fytosociologische conventie. Indien relevant worden daarnaast ook de hoogte en de gemiddelde bedekkingen van de strata gegeven. De standplaats wordt summier toegelicht, alsook de verspreiding over de verschillende natuurontwikkelingsgebieden. Tot slot wordt, indien mogelijk, het type syntaxonomisch geïdentificeerd, gebaseerd op Schaminée *et al.* (1995; 1998) en Stortelder *et al.* (1999).

Type 1 tot en met 11 zijn vegetatietypes die uitsluitend in de brakwaterzone voorkomen en bevatten de vegetaties van Paardenschor en Ketenisse schor. Type 12 tot en met 16 zijn zoetwatertypes en komen bijgevolg enkel in Paddebeek voor. Type 17 is kaal slik waar noch hogere planten noch macroalgen voorkomen.

Type 1 *Ulva lactuca*

Ulva lactuca differentieert dit type ten opzichte van alle overige types. Het type heeft enkel een laagbedekkende algenlaag (1%). Hogere planten komen met uitzondering van toevallige soorten als *Salicornia procumbens* en *S. europaea* niet voor. *Enteromorpha sp.* en *Vaucheria sp.* zijn occasionele soorten. In feite betreft het kaal slik waar al dan niet toevallig enkele individuele *Ulva lactuca* specimens staan. Het verschil met Type 17 Slik is dan ook gering. Op het Paardenschor staat *U. lactuca* zowel op harde structuren zoals stenen of kleilenzes als op zacht sediment. Meestal staan ze op harde structuren die zich in het sediment bevinden. Op Ketenisse schor daarentegen verkiezen ze harde structuren.

Type 2 *Enteromorpha-Vaucheria*

Binnen dit type is *Vaucheria sp.* een constant taxon terwijl *Enteromorpha sp.* frequent optreedt. Ten opzichte van de overige door terrestrische algen gedomineerde types, komen ze echter in lage bedekkingen voor; hun karakteristieke bedekking bedraagt resp. 4 en 8%. *Ulva lactuca* is een occasionele soort terwijl verschillende spermatofyten als toevallige soorten kunnen beschouwd worden. *Spegularia marina*, *Scirpus maritimus*, *Aster tripolium*, *Atriplex prostrata*, *Glaux maritima*, *Chenopodium sp.*, etc. zijn enkele voorbeelden van soorten die de zwak ontwikkelde of zo goed als onbestaande kruidlaag vormen (gemiddelde bedekking 1%).

Het type wordt vooral op Ketenisse schor aangetroffen zowel op zachte slibbodems als op hardere kleibodems. Vooral *Enteromorpha sp.* en *Ulva lactuca* prefereren deze harde kleibodems of groeien er op verharde structuren of artefacten zoals stenen.

Tabel 8.3: Synoptische tabel van de 17 onderscheiden vegetatietypes. Voor iedere soort wordt de presentieklasse (I tot V), de karakteristieke bedekking en de laag (al = algenlaag; kl = kruidlaag) gegeven. Grijs gemarkeerde soorten zijn differentiërende soorten, terwijl zwart omkaderde of een combinatie ervan typerend zijn voor een bepaalde vegetatietype. Soorten die in minder dan 2.5% van de opnames voorkomen, zijn niet weergegeven tenzij het halofyten en/of typisch estuariene soorten betreft. Zowel de gemiddelde bedekking als de hoogte van de verschillende lagen worden in de tabel gegeven. Ook het aantal opnames die tot het type behoren en het gemiddeld aantal soorten per opname zijn opgesomd.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16A	16B	17
Gemiddelde totale bedekking (%)	1	14	39	85	72	75	40	83	76	85	58	52	94	93	66	98	97	0
Gemiddelde bedekking struiklaag (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Gemiddelde bedekking kruidlaag (%)	0	1	1	16	17	58	43	74	48	80	51	8	77	56	43	90	65	0
Gemiddelde bedekking moslaag (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gemiddelde bedekking algenlaag (%)	1	10	38	77	65	50	3	16	43	15	1	47	4	4	0	0	0	0
Gemiddelde bedekking strooisellaag (%)	0	2	0	0	2	0	1	4	3	7	3	0	34	31	27	36	57	0
Gemiddelde hoogte kruidlaag (cm)	0	0	0	6	32	105	77	128	39	76	23	18	164	48	26	70	26	0
Aantal soorten	2	2	2	5	4	3	6	4	7	5	8	12	15	17	25	21	19	0
Aantal opnames	11	27	35	5	12	2	4	11	6	10	5	8	8	4	7	5	7	9
<i>Ulva lactuca</i>	al V 1	kl II 1	kl I 1								kl I 1							
<i>Enteromorpha species</i>	al II 1	kl III 4	kl II 1	kl I 1	kl I 1		kl II 1											
<i>Scirpus maritimus</i>	kl	kl I 2	kl I 2		kl V 10		kl V 20	kl V 66	kl V 5	kl II 6	kl IV 1	kl I 1	kl IV 22		kl I 1			
<i>Vaucheria species</i>	al II 1	kl V 8	kl V 37	kl V 75	kl V 64	kl V 50	kl V 3	kl IV 17	kl V 42	kl III 21	kl II 2	kl V 46	kl II 11	kl III 7				
<i>Aster tripolium</i>	kl	kl I 1	kl I 2	kl IV 3	kl III 5	kl V 55		kl IV 14	kl V 28	kl V 67	kl III 2	kl IV 46						
<i>Atriplex prostrata</i>	kl	kl I 1		kl IV 12	kl I 2		kl IV 1	kl II 3	kl IV 3	kl IV 25	kl IV 24	kl II 1			kl III 1		kl I 2	
<i>Spergularia marina</i>	kl	kl I 1	kl I 1	kl III 1	kl III 2	kl III 1	kl II 1	kl III 1	kl V 6	kl III 1	kl IV 2							
<i>Elymus athericus</i>	kl						kl IV 21					kl II 1						
<i>Chenopodium species</i>	kl	kl I 2	kl I 4		kl I 2		kl III 6	kl I 1			kl I 4							
<i>Atriplex littoralis</i>	kl			kl I 7							kl III 6							
<i>Salicornia procumbens</i>	kl I 1	kl I 1	kl I 1		kl I 1						kl I 1							
<i>Glaux maritima</i>	kl	kl I 1		kl III 2			kl III 3	kl I 2	kl I 1	kl I 2	kl II 10							
<i>Juncus ambiguus</i>	kl							kl I 1	kl II 1	kl I 1								
<i>Juncus gerardi</i>	kl	kl I 1			kl I 7			kl I 2	kl II 2									
<i>Chenopodium rubrum</i>	kl	kl I 2			kl I 1		kl II 2	kl I 4			kl I 1	kl I 1			kl I 1			
<i>Apium graveolens</i>	kl							kl I 1										
<i>Parapholis strigosa</i>	kl										kl I 1							
<i>Puccinellia maritima</i>	kl				kl I 2													
<i>Salicornia europaea</i>	kl I 1	kl I 1		kl I 1					kl I 20	kl II 2								
<i>Spergularia media subsp. angustata</i>	kl			kl I 1														
<i>Triglochin maritima</i>	kl								kl I 1									
<i>Phragmites australis</i>	kl	kl I 4	kl I 22		kl I 9		kl II 3	kl III 18	kl III 1	kl II 4	kl I 1	kl V 41	kl V 3	kl II 1	kl I 4	kl I 2		
<i>Agrostis stolonifera</i>	kl				kl I 4			kl I 4	kl I 4	kl II 3	kl I 1	kl II 19	kl V 3	kl V 14	kl V 23			
<i>Calystegia sepium</i>	kl				kl I 1			kl I 2			kl I 2		kl III 3	kl II 1	kl V 2	kl IV 1		
<i>Cirsium arvense</i>	kl						kl III 1				kl III 33	kl I 2	kl III 3	kl I 2	kl IV 13	kl V 17		
<i>Ranunculus scleratus</i>	kl								kl I 1			kl IV 2	kl II 1	kl II 1	kl III 3			
<i>Typha latifolia</i>	kl											kl V 8						
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	kl										kl I 1	kl IV 3						
<i>Bidens cernua</i>	kl											kl IV 2	kl II 1					
<i>Salix alba</i>	kl											kl IV 1						
<i>Iris pseudacorus</i>	kl												kl V 1		kl I 2	kl II 1		
<i>Lythrum salicaria</i>	kl											kl IV 2	kl V 9	kl V 5	kl I 2	kl I 1		
<i>Veronica anagallis-aquatica subsp. ana.-aqua</i>	kl										kl IV 1	kl III 2	kl IV 14	kl II 1				
<i>Bidens frondosa</i>	kl										kl II 1	kl IV 2	kl IV 3	kl IV 1		kl I 1		
<i>Veronica beccabunga</i>	kl										kl II 1	kl I 4	kl II 2					
<i>Juncus effusus</i>	kl										kl I 1	kl III 9	kl III 1					
<i>Polygonum hydropiper</i>	kl										kl I 1	kl IV 1	kl V 21		kl I 2	kl I 1		
<i>Matricaria recutita</i>	kl										kl II 1			kl V 2				
<i>Poa annua</i>	kl										kl III 1			kl V 2				
<i>Juncus bufonius</i>	kl										kl II 2		kl II 1	kl IV 5				
<i>Chenopodium album</i>	kl													kl IV 1				
<i>Sonchus oleraceus</i>	kl													kl IV 1	kl I 1			
<i>Elymus repens</i>	kl				kl I 2					kl II 1				kl I 2	kl V 24	kl I 1		
<i>Artemisia vulgaris</i>	kl													kl II 1	kl V 4	kl I 1		
<i>Cirsium vulgare</i>	kl													kl II 2		kl V 2		
<i>Dactylis glomerata</i>	kl													kl I 1	kl I 2	kl IV 1		
<i>Holcus lanatus</i>	kl													kl III 2	kl IV 8	kl III 4		
<i>Lolium perenne</i>	kl						kl II 1			kl I 1				kl III 2	kl II 2	kl IV 3		
<i>Medicago lupulina</i>	kl													kl III 1	kl II 2	kl I 2		
<i>Symphytum officinale</i>	kl													kl I 2	kl IV 4	kl III 5		
<i>Angelica archangelica</i>	kl												kl IV 1		kl I 1	kl IV 3		
<i>Angelica sylvestris</i>	kl														kl III 3	kl II 1		
<i>Echinochloa crus-galli</i>	kl											kl I 1		kl III 1				
<i>Epilobium parviflorum</i>	kl											kl I 2	kl II 2	kl I 1	kl I 1	kl I 1		
<i>Lycopus europaeus</i>	kl										kl IV 1	kl IV 2	kl III 4	kl II 2	kl V 2	kl V 2		
<i>Matricaria maritima</i>	kl												kl III 1	kl III 2	kl I 4			
<i>Phalaris arundinacea</i>	kl												kl II 3	kl III 3				
<i>Plantago major</i>	kl						kl I 1				kl II 1	kl II 1	kl II 2	kl V 2	kl II 3	kl III 1		
<i>Poa trivialis</i>	kl												kl II 2	kl II 3	kl I 2	kl II 2		
<i>Polygonum aviculare</i>	kl										kl II 1			kl III 1				
<i>Polygonum lapathifolium</i>	kl										kl III 2			kl IV 3				
<i>Ranunculus repens</i>	kl										kl II 1	kl I 4		kl V 4	kl V 6	kl V 11		
<i>Rorippa palustris</i>	kl										kl III 1		kl III 2	kl II 2				
<i>Rumex conglomeratus</i>	kl										kl I 1			kl III 1		kl I 1		
<i>Rumex obtusifolius</i>	kl										kl II 1	kl IV 2	kl V 4	kl V 2	kl V 8	kl V 8		
<i>Taraxacum species</i>	kl											kl III 1		kl I 1	kl I 1	kl III 1		
<i>Trifolium repens</i>	kl										kl I 1			kl IV 3	kl III 1	kl II 3		
<i>Urtica dioica</i>	kl										kl I 1		kl II 2	kl I 1	kl III 2	kl III 1		

Type 3 *Vaucheria*

Vaucheria sp. is het constant taxon binnen dit door algen gedomineerd type en komt er in hoge bedekkingen voor. De karakteristieke bedekking bedraagt er namelijk 37%. *Enteromorpha sp.* treedt occasioneel op binnen het type, terwijl *Scirpus maritimus*, *Aster tripolium*, *Spergularia marina*, etc. toevallige soorten zijn. De hoge bedekkingen van *Vaucheria sp.*, de lagere presentie van *Enteromorpha sp.* en de lage presentie en bedekkingen van hogere planten differentiëren dit type ten opzichte van de overige types die door algen worden gedomineerd.

Het is een gemeenschap die hoofdzakelijk op slibrijke slikken op Ketenisse schor wordt aangetroffen en kent veelal een uitgesproken microreliëf van bulten en slenken. De bulten zijn begroeid met *Vaucheria sp.* terwijl de slenken tot 0.10m lager zijn en uit kaal slik bestaan. Ook op het Paardenschor komt het type voor zij het met minder microreliëf (figuur 8.4).



Figuur 8.4: Typisch microreliëf van Type 3 *Vaucheria* met begroeide bulten en kale slenken.

Type 4 *Vaucheria-Atriplex-Aster (VPA)*

De hoge presentie en bedekking van *Vaucheria sp.* in de algenlaag in combinatie met de hoge presentie van *Aster tripolium* en *Atriplex prostrata* in de kruidlaag zijn typerend voor dit vegetatietype. Deze laatste kennen echter lage karakteristieke bedekkingen resp. 3 en 12% in tegenstelling tot *Vaucheria sp.* (75%). *Glaux maritima* en *Spergularia marina* zijn frequente soorten en vervolledigen de laagbedekkende kruidlaag (16%).

Het type werd vooral aangetroffen op het Paardenschor het eerste jaar na de aanleg van het gebied, waar het zich ontwikkelde op de oeverwal net naast de omringende geul (figuur 8.5). Ook op de overgang van het slik naar de afgegraven dijk ontwikkelde het type zich. Op deze locaties bestond de bodem vooral uit zandrijk slib (zeer fijn tot gemiddeld zand) waarvan de dikte varieerde tussen 6 en 15 cm met daaronder het zandig moedermateriaal.



Figuur 8.5: Type 4 op de oeverwal naast de omringende geul op het Paardenschor waar *Vaucheria sp.* hoogbedekkend is met *Atriplex prostrata* en *Aster tripolium* als begeleidende soorten (foto Ralf Gyselings).

Type 5 *Vaucheria* met pioniers (*Aster*, *Scirpus*)

Vaucheria sp. en *Scirpus maritimus* zijn constante soorten binnen dit overgangstype. *Vaucheria sp.* kent echter hogere bedekkingen in tegenstelling tot *S. maritimus*, resp. 64 en 10%. De hele kruidlaag is trouwens laagbedekkend (17%) waarin ook *Aster tripolium* en *Spergularia marina* als frequente soorten optreden (figuur 8.6). Daarnaast komen nog tal van toevallige soorten voor in de kruidlaag (tabel 8.3).

Vooraf op Ketenisse schor wordt het type aangetroffen op slibrijke bodems.



Figuur 8.6: De hoge bedekkingen van *Vaucheria sp.* in combinatie met de kolonisatie door *Aster tripolium* zijn kenmerkend voor Type 5 *Vaucheria* met pioniers.

Type 6 RG *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*]

Zowel *Aster tripolium* als *Vaucheria sp.* zijn constante soorten binnen dit type en zijn er ook hoogbedekkend met een resp. karakteristieke bedekking van 50 en 55%. Kenmerkend voor het type is naast de relatieve geslotenheid eveneens de hoogte van de kruidlaag (gemiddeld 105cm) en het gering aantal soorten (gemiddeld 2). Enkel *Spergularia marina* treedt op als frequente soort (figuur 8.7).

Slechts een beperkt aantal opnames behoren tot dit type dat voornamelijk wordt aangetroffen op de brede delen van Ketenisse schor ter hoogte van raai DE, E en EF alsook ten zuiden daarvan. De bodem is er opgebouwd uit een slibrijke toplaag met eronder zandiger sediment (zeer fijn tot fijn zand).

Syntaxonomisch heeft het type affiniteiten met de RG *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*] gezien de hoge bedekking van *Aster tripolium*; ondanks het ontbreken van andere kenmerkende *Puccinellion maritimae*-soorten (Schaminée *et al.*, 1998). Opnamemateriaal van betere voorbeelden die zich binnen het gebied bevinden, ontbreekt echter.



Figuur 8.7: a) Type 6 RG *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*] met *Aster tripolium* en *Vaucheria sp.* als kenmerkende soorten. b) Type 8 RG *Scirpus maritimus*-[*Asteretea tripolii*] met *Scirpus maritimus* als dominante soort en *Aster tripolium* als constante begeleider.

Type 7 *Scirpus*-*Elymus*

Type 7 is afwijkend ten opzichte van de overige types waarvan het gedifferentieerd wordt door de aanwezigheid van *Elymus athericus* en *Chenopodium sp.* Hoogstwaarschijnlijk betreft het *Chenopodium rubrum*. Naast *E. athericus* treden ook *Scirpus maritimus*, *Atriplex prostrata* en *Vaucheria sp.* als constante soorten of taxa op. *Glaux maritima* en *Cirsium arvense* zijn frequente soorten. Het type beperkt zich in feite tot één zone op Ketenisse schor dat ter hoogte van raai A (PQ222) tegen de dijk gelegen is en waarvan de bodem uit fijn tot grof zand bestaat. Zowel door opstuiving (wind) als afzetting (water) hoopt het zand er zich op. Ook op het Paardenschor op de afgegraven oude dijk komt het type uiterst beperkt voor.

Type 8 RG *Scirpus maritimus*-[*Asteretea tripolii*]

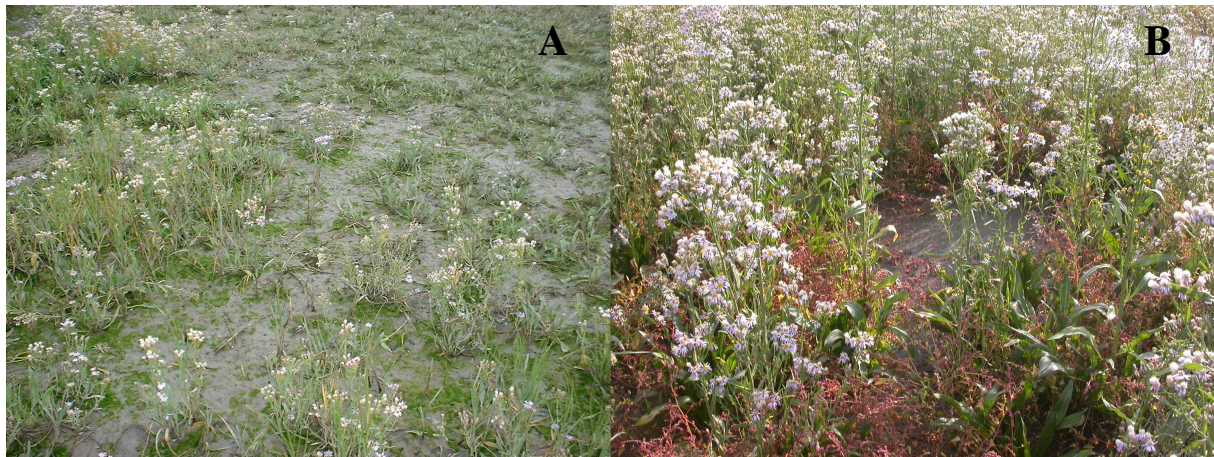
Scirpus maritimus, *Aster tripolium* en *Vaucheria sp.* zijn constante soorten binnen dit type dat een vrij gesloten kruidlaag heeft (gemiddelde bedekking 74%) met een gemiddelde hoogte van 1.28m. Differentiërende soorten ten opzichte van de overige types zijn er niet al is de hoge bedekking van *Scirpus maritimus* (karakteristieke bedekking van 66%) wel typerend. *Spergularia marina* is een frequente soort terwijl *Atriplex prostrata* en *Phragmites australis* occasioneel optreden. Het type wordt vooral aangetroffen op een slibrijke bodem. Ter hoogte van raai DE op Ketenisse schor heeft zich een typevoorbeeld van deze vegetatie ontwikkeld. Verder wordt het verspreid in kleinere oppervlaktes aangetroffen op Ketenisse schor, vooral in de hogere zones tegen de dijk. Op het Paardenschor beperkt het type zich alsnog tot enkele kleine vlekjes langs de dijk.

Syntaxonomisch kan het als de rompgemeenschap RG *Scirpus maritimus*-[*Asteretea tripolii*] worden beschouwd gezien de dominantie van *S. maritimus* en het gering aantal begeleidende soorten (Schaminée *et al.*, 1998).

Type 9 *Vaucheria*-*Aster*-*Spergularia*

Wat soortensamenstelling betreft, wordt het type gekenmerkt door een combinatie van *Vaucheria sp.*, *Aster tripolium*, *Spergularia marina*, *Scirpus maritimus* en *Atriplex prostrata*, welke allen constante soorten zijn. Vooral *Vaucheria sp.* en *A. tripolium* zijn hoogbedekkend met een resp. karakteristieke bedekking van 42 en 28%. Naast *Phragmites australis* welke als frequente soort optreedt, worden nog 7 soorten in het type aangetroffen. De relatief open kruidlaag (gemiddelde bedekking 48%) in combinatie met geringe hoogte van de kruidlaag (gemiddeld 0.39m) laten toe dat er zich een algenlaag ontwikkelt met een gemiddelde bedekking van 43% (figuur 8.8).

Het type wordt hoofdzakelijk aangetroffen op de hogere delen van Ketenisse schor waar zich relatief weinig slib heeft afgezet op het zandig moedermateriaal. Ook op plaatsen waar zandig materiaal is afgezet, komt het type voor. Mogelijks is de geringe hoogte van de vegetatie te wijten aan deze geringe slibdikte of de zandige afzettingen, zeker in vergelijking met Type 6 *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*], welke ook door *A. tripolium* en *Vaucheria sp.* wordt gedomineerd maar veel hoger uitgroeit en waar de afgezette sliblaag dikker is.



Figuur 8.8: a) De combinatie van *Vaucheria sp.* en een open en lage kruidlaag van o.a. *Aster tripolium* en *Scirpus maritimus* zijn kenmerkend voor Type 9 *Vaucheria*-*Aster*-*Spergularia*. b) In PQ273 op het Paardenschor heeft zich in 2006 Type 10 *Aster*-*Atriplex* (AP) ontwikkeld dat gekenmerkt wordt door hoge bedekkingen van zowel *Aster tripolium* als van *Atriplex prostrata*. Een algenlaag is zo goed als ontbrekend (foto Ralf Gyselings).

Type 10 Aster-Atriplex (AP)

Enkel *Aster tripolium* en *Atriplex prostrata* zijn constante soorten binnen dit type. Vooral de hoge bedekking van *A. tripolium* (67%) is kenmerkend, al dan niet met *A. prostrata* (25%) als codominant. *Vaucheria sp.*, *Spergularia marina* en *Phragmites australis* zijn frequente soorten binnen het type. Naast de gesloten kruidlaag is ook de hoogte van de kruidlaag (gemiddeld 0.76m) en de lage bedekking van de algenlaag typerend. De combinatie van een laagbedekkende algenlaag, een gesloten kruidlaag die ook relatief hoog is en waarin *A. prostrata* als codominant optreedt, doet dit type verschillen van andere door *A. tripolium* gedomineerde vegetaties (Type 6 en 9). Binnen het type treedt een fluctuatie op waarbij het ene jaar *A. tripolium* als rozet optreedt met een beperkt aantal bloeiende planten, terwijl het volgende jaar het net omgekeerd is. Dit fenomeen kan toegeschreven worden aan de tweejarige cyclus van *A. tripolium* (Weeda *et al.*, 1991). Op termijn wordt wel verwacht dat deze fluctuatie zal verdwijnen door vermenging van de verschillende ontwikkelingsstadia van *A. tripolium* (figuur 8.8).

Op Ketenisse schor wordt het type aangetroffen op de hogere, zandige zones tegen de dijk waar zich al dan niet een dunne sliblaag heeft afgezet. Op Ketenisse schor is het aandeel van *A. prostrata* ook geringer. Op het Paardenschor wordt het type vanaf het tweede jaar na aanleg aangetroffen op de oeverwal net naast de omringende geul.

Type 11 Fragment van *Atriplicetum littoralis*

Type 11 omvat slechts een beperkt aantal opnames waarbij *Atriplex littoralis* als differentiërende soort optreedt ten opzichte van de overige types. De kruidlaag is relatief open (51%), terwijl de algenlaag zo goed als ontbreekt. *Atriplex prostrata*, *Spergularia marina* en *Scirpus maritimus* zijn constante soorten, terwijl *Cirsium arvense* als frequente soort voorkomt.

Het type heeft zich vooral gevestigd op de hoogste zandige delen die slechts sporadisch overstromen. Op Ketenisse schor bijvoorbeeld treft men het type aan tegen de dijk ter hoogte van raai C, terwijl het op het Paardenschor de hoge delen van de oude, afgegraven dijk heeft gekoloniseerd.

De hoeveelheid aangespoeld organisch materiaal is eerder beperkt maar toch vertoont het type syntaxonomische affiniteiten met vloedmerkgemeenschappen, meer bepaald met het *Atriplicetum littoralis*. Vooral de aanwezigheid van de naamgevende soort, *A. littoralis*, wijst in die richting. De meeste van de kentaxa ontbreken echter vandaar dat het beter is van een associatiefragment van het *Atriplicetum littoralis* te spreken. Anderzijds zijn wel enkele differentiërende soorten aanwezig, zoals *Elymus athericus*, *Elymus repens* en *Cirsium arvense*, zij het met lage presentie, die wijzen op de subassociatie *cirsietosum* (Schaminée *et al.*, 1998).

Type 12 Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae

Dit vegetatietype is de pioniersgemeenschap op slibrijke kale bodems in de zoetwaterzone, veelal op beschutte locaties. Het type wordt gekenmerkt door een laagbedekkende kruidlaag (8%) en een hoogbedekkende algenlaag (47%) wat vooral te wijten is aan de hoge bedekkingen van *Vaucheria sp.* Deze en *Ranunculus scleratus* differentiëren het type ten opzichte van de overige types op Paddebeek. Naast genoemde soorten zijn ook *Veronica anagallis-aquatica subsp. anagallis-aquatica*, *Lythrum salicaria* en *Lycopus europaeus* constante soorten, terwijl *Poa annua*, *Polygonum lapathifolium* en *Rorippa palustris* frequente soorten zijn (figuur 8.9).

In het type worden nogal wat toevallige of restsoorten aangetroffen die pionierden op de kale bodem vooraleer het gebied onder getijdeninvloed kwam te staan. *Poa annua*, *Chenopodium rubrum*, *Polygonum aviculare*, *Trifolium repens*, etc. zijn daar voorbeelden van.

Het type wordt op Paddebeek vooral aangetroffen in de luwe zone tussen de vooroever en de terrassen belendend de dijk. Ook tussen de vooroever en de waterlijn wordt het type aangetroffen maar in geringer oppervlak en veelal betreft het verarmde vormen.

Syntaxonomisch behoort het type tot het *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae*, vooral door de aanwezigheid van het naamgevende *V. anagallis-aquatica subsp. anagallis-aquatica* (Schaminée *et al.*, 1995).



Figuur 8.9: a) Hoge bedekkingen van *Vaucheria* sp. met *Ranunculus scleratus*, *Lythrum salicaria*, *Veronica anagallis-aquatica* subsp. *anagallis-aquatica*, *Callitriche* sp., *Polygonum hydropiper*, etc. zijn kenmerkend voor Type 12 *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae*. b) Het Type 12 *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae* dat slik koloniseert op Paddebeek met op de achtergrond het *Alismato-Scirpetum maritimi*.

Type 13 *Alismato-Scirpetum maritimi*/Typho-Phragmitetum

Tot dit type behoren hoog opgaande vegetaties (gemiddelde hoogte 1.48m tot maximaal 2.90m) die gedomineerd worden door helofyten als *Scirpus maritimus*, *Phragmites australis* en *Typha latifolia* waartussen nog soorten van voorgaande pioniersgemeenschappen voorkomen. De kruidlaag is hoogbedekkend (77%), terwijl de algenlaag praktisch onbestaande is onder de hoge kruidlaag. De bodem wordt echter wel bedekt door strooisel, gemiddeld 37%. *S. maritimus*, *T. latifolia*, *Bidens cernua*, *Salix alba* (kl) en *Alisma plantago-aquatica* zijn differentiërende soorten. *Lythrum salicaria*, *Bidens frondosa*, *Polygonum hydropiper*, *Lycopus europaeus* en *Rumex obtusifolius* ssp. *transiens* zijn eveneens constante soorten. *S. alba* vestigde er zich zowel vegetatief via aangespoelde takken en twijgen als generatief via zaden. Reeds voor de getijdeninvloed waren kiemplanten aanwezig op de kale bodem (figuur 8.10).

Zowel in de luwe zone tussen de vooroever en de dijkterrassen als tussen de vooroever en de waterlijn ontwikkelt het type zich op Paddebeek.

Type 13 omvat twee syntaxonomische entiteiten, enerzijds zijn er de door *Scirpus maritimus* gedomineerde vegetaties. Gezien deze begeleid wordt door tal van glycofyten als *Polygonum hydropiper* en *Lythrum salicaria* kan het type als het *Alismato-Scirpetum maritimi* worden beschouwd. Anderzijds behoren de door *Phragmites australis* gedomineerde vegetaties tot het *Typho-Phragmitetum*. De aanwezigheid van *Caltha palustris* ssp. *araneosa* wijst zelfs op de subassociatie *calthetosum* (Schaminée et al., 1995).



Figuur 8.10: a) *Scirpus maritimus* als kenmerkende soort van het Alismato-Scirpetum maritimi (Type 13) in PQ 262 (2005). b) Type 13 in PQ267 (2005) met dominantie van *Phragmites australis* en met *Typha latifolia* en *Lythrum salicaria* als begeleiders.

Type 14 Ruig *Polygono-Veronicetum*

Type 14 kan omschreven worden als een pioniersgemeenschap met een hoogbedekkende kruidlaag (56%) waar veel strooisel is aangespoeld en waar tal van toevallige soorten alsook ruigtekruiden opduiken naast de pionierssoorten. De gemeenschap situeert zich op dynamische plaatsen dicht tegen de waterlijn waar veel strooisel aanspoelt. Naast strooisel spoelen ook tal van diasporen aan waardoor een gevarieerde soortencombinatie ontstaat. Als pionierssoorten komen voor: *Vaucheria sp.*, *Lythrum salicaria*, *Iris pseudacorus*, *Veronica anagallis-aquatica* subsp. *anagallis-aquatica*, *Polygonum hydropiper*, *Bidens frondosa* en *Rumex obtusifolius* ssp. *transiens*, terwijl toevallige soorten als *Taraxacum sp.*, *Matricaria maritima*, *Cirsium arvense*, *Angelica archangelica*, etc. eveneens opduiken. In tegenstelling tot pioniersgemeenschappen op beschutte plaatsen blijft deze in zijn huidige toestand bestaan ten gevolge de dynamiek en kan dit type als een permanente pioniersgemeenschap worden beschouwd (figuur 8.11).

Syntaxonomisch kent het type eveneens overeenkomsten met het *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae*, vooral omwille van de aanwezigheid van de naamgevende soorten (Schaminée *et al.*, 1995). Desalniettemin komen er tal van toevallige (ruigte)kruiden in voor zoals *C. arvense*, *Artemisia vulgaris*, *Taraxacum sp.*, etc. zodat we het eerder als een soort van verruigde vorm typeren.



Figuur 8.11: Het Type 14 Ruig Polygono-Veronicetum in PQ 268 (2005) met veel strooisel en pioniers als *Veronica anagallis-aquatica* subsp. *anagallis-aquatica* en *Lythrum salicaria*. Op de achtergrond de ruigte die zich op de vooroever heeft ontwikkeld (cf. 8.2.3).

Type 15 Stellarietea mediae

Het type omvat soortenrijke lage pioniersvegetaties op drogere standplaatsen die slechts occasioneel overstromen. Tijdens de overstromingen wordt zowel organisch als anorganisch materiaal afgezet waardoor de strooisellaag een gemiddelde bedekking van 27% bereikt. De kruidlaag is relatief laagbedekkend (49%) maar soortenrijk; gemiddeld komen 25 soorten per opname voor, terwijl in totaal 70 soorten binnen het type zijn aangetroffen. De soorten hebben echter een lage karakteristieke bedekking (gemiddeld 2%).

Kenmerkende soorten die dit type differentiëren ten opzichte van de overige types zijn *Matricaria recutita*, *Poa annua*, *Juncus bufonius*, *Chenopodium album* en *Sonchus oleraceus*. Naast deze zijn ook *Plantago major*, *Agrostis stolonifera*, *Bidens frondosa*, *Polygonum lapathifolium*, *Ranunculus repens*, *Trifolium repens* en *Rumex obtusifolius* constante soorten. Frequent optredende pionierssoorten zijn *Ranunculus scleratus*, *Atriplex prostrata*, *Echinochloa crus-galli*, *Matricaria maritima* en *Polygonum aviculare*, terwijl ook meerjarige graslandsoorten als *Holcus lanatus*, *Medicago lupulina*, *Rumex conglomeratus* en *Lolium perenne* in het type voorkomen.

Het type koloniseerde het eerste jaar na de aanleg de kale bodem op de hogere terrassen tegen de dijk, welke weinig overstromen.

Gezien tal van kentaxa van zowel klasse, orde als verbond van de *Stellarietea mediae* aanwezig zijn, wordt het type zo genoemd. Toekenning aan een lager syntaxon is echter niet relevant (Schaminée et al., 1998).

Type 16A & 16B Ruigte Artemisietea/Filipenduletea

Type 16A en 16B omvatten ruige, soortenrijke vegetaties die zich op de hogere terrassen hebben ontwikkeld waar ze slechts sporadisch overstromen. Bij overstromingen spoelen wel grote hoeveelheden organisch en anorganisch (zwerfvuil) materiaal aan, wat resulteert in een gemiddelde bedekking van de strooisellaag van resp. 36% en 57%.

De soortensamenstelling is zeer variabel en bestaat zowel uit pionier-, grasland- als ruigtesoorten. *Elymus repens* en *Artemisia vulgaris* enerzijds en *Cirsium vulgare* en *Dactylis glomerata* anderzijds differentiëren resp. type 16A en 16B ten opzichte van de andere types. *Cirsium arvense*, *Calystegia sepium*, *Lycopus europaeus*, *Agrostis stolonifera* en *Ranunculus repens* zijn constante soorten binnen beide types. *Symphytum officinale*, *Holcus lanatus* en *Rumex obtusifolius* ssp. *transiens* komen meer voor in type 16A, *Lolium perenne* en *Angelica archangelica* meer in type 16B.

Gezien de variatie binnen de types zijn deze syntaxonomisch moeilijk te plaatsen. De hoge presentie van *Artemisia vulgaris*, *Cirsium vulgare*, *Elymus repens*, *Rumex obtusifolius* en *Dactylis glomerata* wijzen in de richting van de *Artemisietea vulgaris* (Schaminée et al., 1998), terwijl *Symphytum officinale*, *Calystegia sepium* en *Angelica archangelica* kenmerkende soorten zijn van de *Convolvulo-Filipenduletea* (Stortelder et al., 1999).

Type 17 Slik

Kaal slik waar noch hogere planten noch macro-algen voorkomen ressorteren onder type 17. Hierbij is geen onderscheid gemaakt tussen slikken uit de brakwaterzone en slikken uit de zoetwaterzone.



Figuur 8.12: a) Laagbedekkende pioniersvegetatie behorend tot Type 15 *Stellarietea mediae* op de hoog gelegen terrassen (PQ260) in 2004. b) Hetzelfde PQ260 in 2006 waar zich een ruigte (Type 16B) heeft ontwikkeld met *Angelica archangelica*, *Cirsium arvense*, *Rumex obtusifolius*, *Agrostis stolonifera*, etc.

8.2.3 Vegetatiekaarten

8.2.3.1 Paardenschor

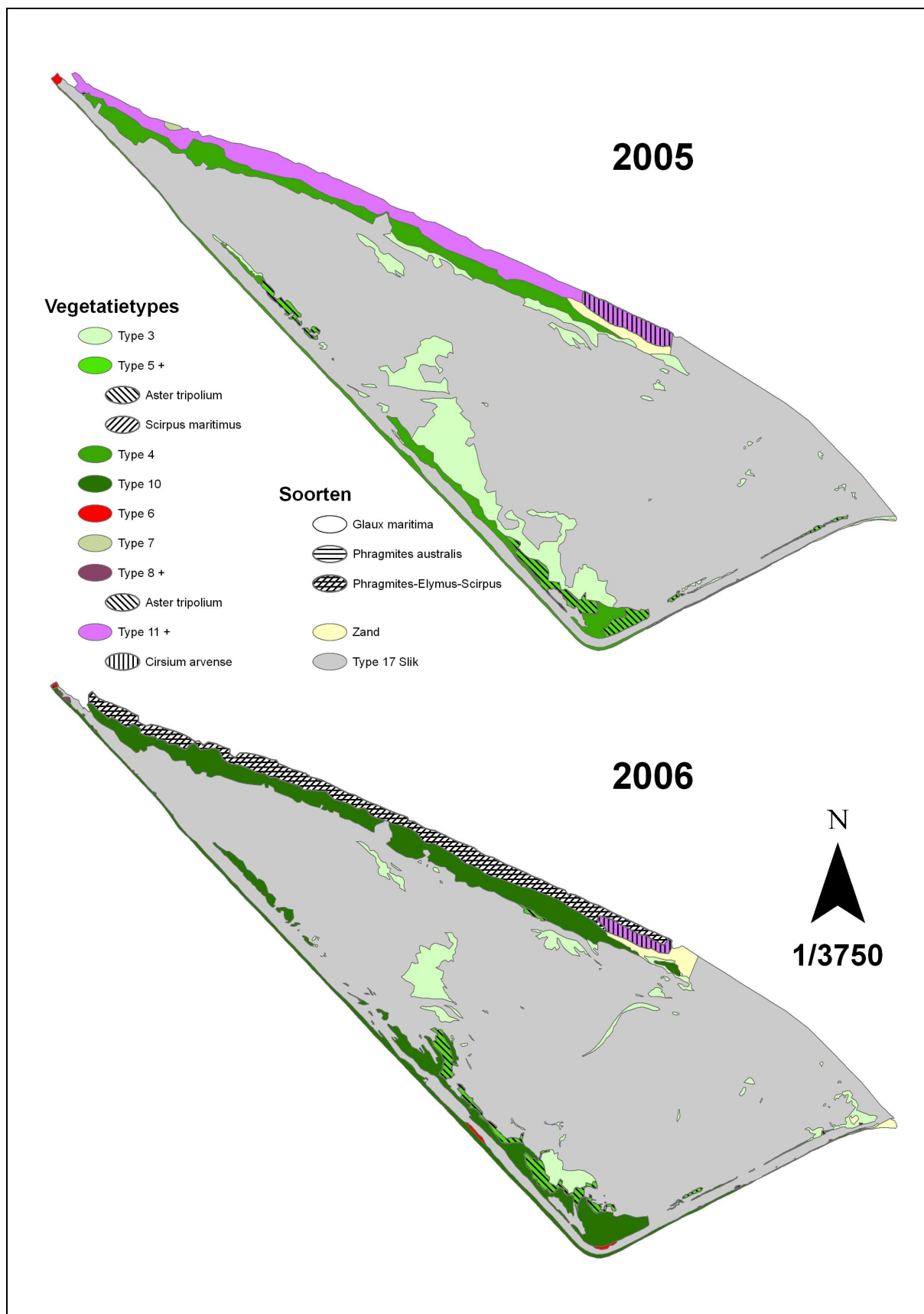
Voor het vegetatieseeizoen van 2005 bestond het Paardenschor praktisch integraal uit slik, verspreid was er echter wel kolonisatie door *Vaucheria sp.* (Gyselings *et al.*, 2004). Vanaf 2005 koloniseerden ook hogere planten het slik en werden er vegetatiekaarten gemaakt. De gebiedsdekkende vegetatiekaarten van 2005 en 2006 van het Paardenschor worden gegeven in figuur 8.13, alsook de daarop gebaseerde transitie matrix (tabel 8.4). Het oppervlakte slik (Type 17) is min of meer constant tussen beide jaren en neemt ruim 77% van het Paardenschor in. Slechts een gering deel van het slik wordt gekoloniseerd door Type 3 *Vaucheria*, terwijl ook de omgekeerde successie voorkomt waarbij Type 3 *Vaucheria* terug overgaat naar slik. Vegetatietypes gedomineerd door hogere planten nemen vooral de hogere zone tegen de omringende geul in. Zo ontwikkelde Type 4 *Vaucheria-Atriplex-Aster* (VPA) zich in 2005 op de oeverwal langs deze omringende geul met aansluitend *Vaucheria* (Type 3) op de lagere zones, al dan niet gekoloniseerd door *Aster tripolium* (Type 5). Ook op de afgegraven dijk treedt een gelijkaardige graduele kolonisatie op. Het slik (Type 17) is er gekoloniseerd door *Vaucheria* (Type 3) met op de hogere delen Type 4. De hoogste delen zijn echter gekoloniseerd door Type 11 Fragment van *Atriplicetum littoralis*, al dan niet met *Cirsium arvense*.

Het oppervlakte onbegroeid slik blijft dus nagenoeg constant. De veranderingen tussen 2005 en 2006 manifesteren zich vooral binnen de reeds begroeide zones. Vooral Type 10 *Aster-Atriplex* ontwikkelt zich sterk. Zo wijzigt Type 4 *Vaucheria-Atriplex-Aster* (VPA) praktisch integraal (95%) in Type 10, te wijten aan de sterke toename van *Aster tripolium* en in mindere mate aan *Atriplex prostrata*. Het sluiten van de kruidlaag heeft de bedekking van *Vaucheria sp.* er sterk teruggeschroefd. Ook Type 5 en zelfs Type 3 ontwikkelen zich in belangrijke mate naar Type 10, resp. voor 68 en 18%. Het gros (39%) van de plaatsen die door *Vaucheria sp.* waren gekoloniseerd zijn echter terug slik geworden (Type 17), terwijl 14% door *A. tripolium* en/of *Scirpus maritimus* is gekoloniseerd tot ontwikkeling van Type 5.

Type 11 is hoofdzakelijk omgevormd tot een gemengde vegetatie die bestaat uit *Phragmites australis*, *Elymus athericus* en *Scirpus maritimus* (PhEISc), welke echter niet als apart vegetatietype is beschreven. Het overige deel (17%) is echter omgevormd tot Type 10 of hetzelfde gebleven (8%). De variant met *Cirsium arvense* die op het einde van de afgegraven dijk voorkomt, is gebleven.

Tabel 8.4: Transitie matrix van de vegetatieveranderingen tussen 2005 en 2006 op het Paardenschor gebaseerd op de resp. vegetatiekaarten. De uiterst rechtse kolom geeft het percentage van het totaal oppervlak (11.7ha) weer dat door de verschillende vegetatietypes wordt ingenomen in 2005. De onderste rij geeft deze percentages voor 2006. De matrixelementen geven het percentage van het oppervlakte van een bepaald type in 2005 weer (rij) dat naar een ander type is gewijzigd (kolom). De grijs gemarkeerde zijn niet gewijzigd. 'Glaux' betreft facies van *Glaux maritima*, terwijl 'PhEISc' een gemengde vegetatie van *Phragmites australis*, *Elymus athericus* en *Scirpus maritimus* is op de hoger gelegen afgegraven dijk. Transitie die minder dan 1% van het type innamen, worden weergegeven met '<'.

	2006	Glaux	PhEISc	Type 3	Type 5	Type 6	Type 8	Type 10	Type 11	Type 17	Zand	% 2005
2005												
Type 3	<	-	-	27.7	13.9	-	-	18.4	-	39.4	<	7.7
Type 4	-	1.9	-	<	<	-	-	94.7	-	2.5	-	6.8
Type 5	-	-	-	3.7	15.2	<	<	68.3	-	12.4	-	1.7
Type 6	-	-	-	-	-	40.0	-	30.0	-	30.0	-	0.0
Type 7	-	100.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1
Type 11	-	73.8	-	-	-	-	-	17.4	8.4	-	<	5.7
Type 17	-	<	1.8	<	<	<	<	<	-	96.7	<	77.4
Zand	-	11.0	7.9	1.0	-	-	-	26.2	8.9	1.6	43.5	0.7
% 2006	0.0	4.5	3.6	1.5	0.1	0.1	0.1	10.7	0.5	78.3	0.7	

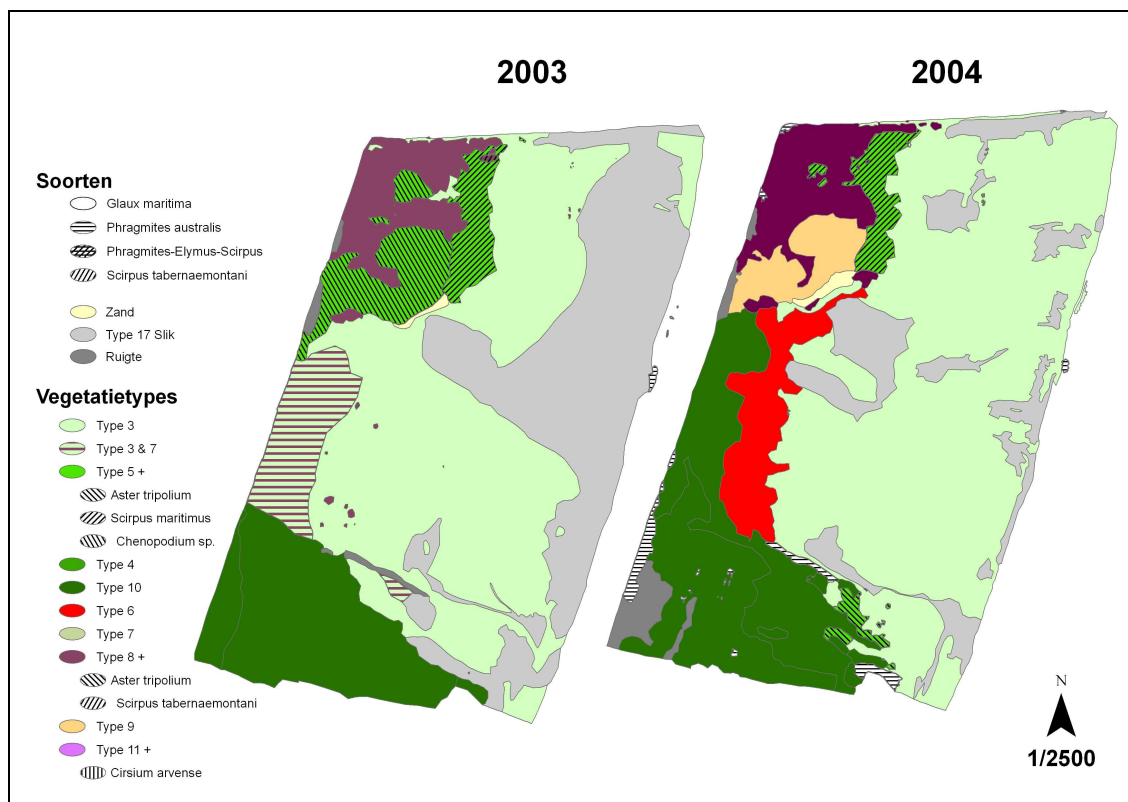


Figuur 8.13: Vegetatiekaart van het Paardenschor in 2005 en 2006. De namen van de types in de legende worden toegelicht in 8.2.2. Onder 'Soorten' in de legende worden monospecifieke populaties van de verschillende soorten gegeven.

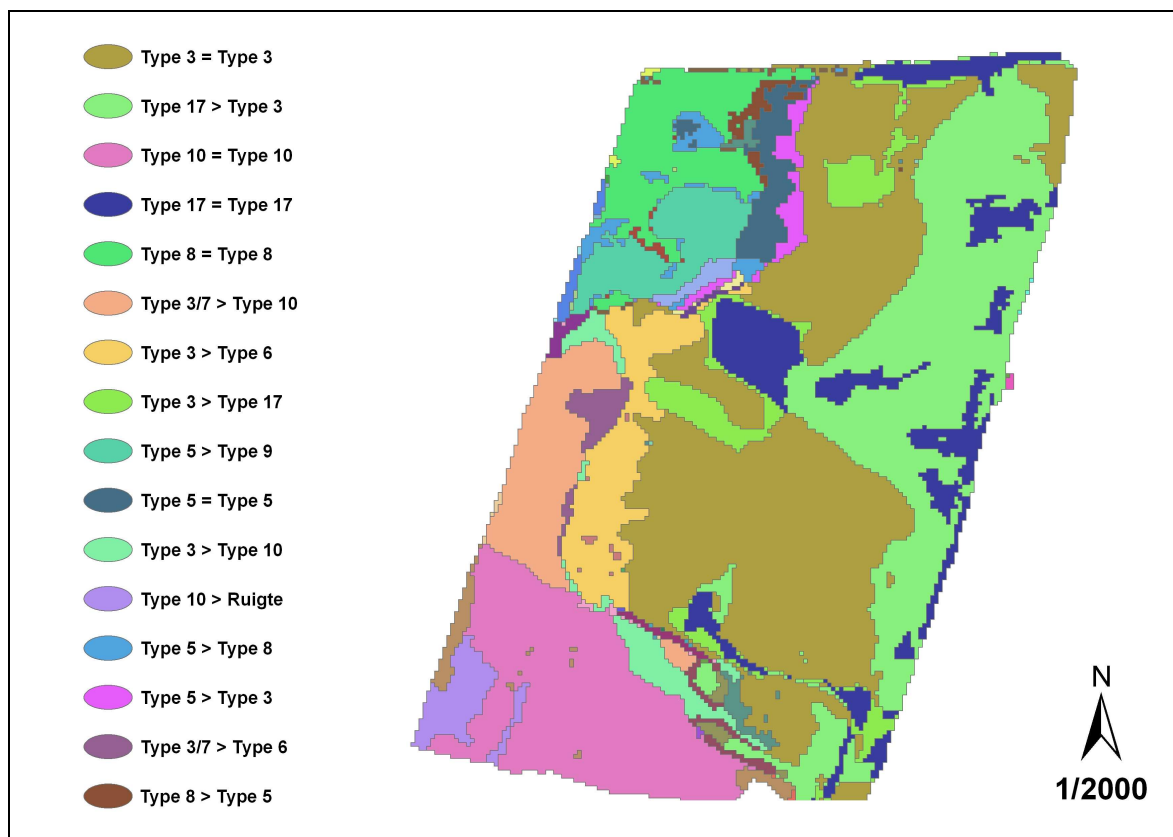
8.2.3.2 Ketenisse schor

Vanaf 2003 vond duidelijke kolonisatie door hogere planten op Ketenisse schor plaats. De vegetatiekaarten (2003, 2004) van de zone ter hoogte van raai DE, E en EF worden gegeven in figuur 8.14, alsook de daarvan afgeleide transitie matrix (tabel 8.5).

Het grootste oppervlakte was in 2003 ingenomen door Type 3 *Vaucheria*. De lagere delen waren nog onbegroeid slik (Type 17), terwijl de hogere zones tegen de dijk ingenomen werden door hogere planten. Een vorm van Type 10 koloniseerde de hoogste zones in het zuidelijk deel, terwijl in het noordelijk deel *Scirpus maritimus* (Type 8) domineerde. Ertussen ontstond een mengvorm van Type 3 *Vaucheria* en Type 7 *Scirpus-Elymus*. Oost-westwaarts ontwikkelde zich tussen de zone met *S. maritimus*-vegetaties (Type 8) en de zone van *Vaucheria sp.* (Type 3) een overgangstype gedomineerd door *Vaucheria sp.* maar gekoloniseerd door *S. maritimus* of *Chenopodium sp.* (Type 5). In 2004 was 72% van het kaal slik (Type 17) ingenomen door *Vaucheria sp.* (Type 3), waardoor de projectsite voor 50% uit Type 3 *Vaucheria* bestond. Ook de omgekeerde successie van *Vaucheria sp.* naar kaal slik doet zich voor (9%), terwijl 11% van het oppervlakte *Vaucheria sp.* overgaat in een door *Aster tripolium* gedomineerde vegetatie (Type 6). Type 5 *Vaucheria* met pioniers weet zich op amper 23% van zijn standplaatsen te handhaven. Op het gros van de locaties (43%) evolueert het naar Type 9. Deze omzetting is zeer lokaal en situeert zich op de hogere zone in het noordwestelijk deel van de projectsite waar *Vaucheria sp.* gekoloniseerd was door *Chenopodium sp.* (figuur 8.15). De omvorming van Type 5 *Vaucheria* met pioniers naar *Scirpus maritimus*-vegetaties (Type 8) manifesteert zich vooral centraal in de reeds bestaande *S. maritimus*-vegetaties. Aan de periferie vindt zelfs regressieve successie plaats waar Type 5 *Vaucheria* met pioniers weer wordt omgezet naar Type 3 *Vaucheria*. Type 8 *S. maritimus* handhaaft zich op de meeste plaatsen, perifeer regresseert het dus naar Type 5. De hogere delen tegen de dijk waar zich in 2003 een mengvorm, Type 3/7, had ontwikkeld, evolueert praktisch integraal (85%) naar Type 10 *Aster-Atriplex* (AP). Enkel de lagere zones (15%) zijn ingenomen door Type 6 RG *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*]. Slechts een beperkt oppervlakte van Type 10 wijzigt, ofwel in ruigte of in een door *Phragmites australis* gedomineerde vegetatie. Vooral tegen de dijk breidt de *P. australis*-vegetatie zich uit. Al kan de hogere detailgraad van de vegetatiekaart van 2004 hier ook toe bijdragen.



Figuur 8.14: Vegetatiekaart van het Ketenisse schor ter hoogte van raai DE, E en EF van 2003 en 2004. De namen van de types in de legende worden toegelicht in 8.2.2. Onder 'Soorten' in de legende worden monospecifieke populaties van de verschillende soorten gegeven.



Figuur 8.15: Resultaat van de vergelijking van de vegetatiekaarten van 2003 en 2004 ter hoogte van raai DE, E en EF op Ketenisse schor.

Tabel 8.5: Transitie matrix van de vegetatie veranderingen tussen 2003 en 2004 op Ketenisse schor (projectsite) gebaseerd op de resp. vegetatie kaarten. De uiterst rechts kolom geeft het percentage van het totaal oppervlak (8.6ha) dat door de verschillende vegetatietypes wordt ingenomen in 2003. De onderste rij geeft deze percentages voor 2004. De matrixelementen geven het percentage van het oppervlakte van een bepaald type in 2003 weer (rij) dat naar een ander type is gewijzigd (kolom) in 2004. De grijs gemarkeerde zijn niet gewijzigd. De legende-eenheid 'Antro' betreft breuksteen, terwijl 'Phrag' en 'S. taber' facies van resp. *Phragmites australis* en *Scirpus tabernaemontani* betreffen. Onbegroeide zones bestaande uit grof zand zijn ingedeeld bij 'Zand'. Transitie die minder dan 1% van het type innamen, worden weergegeven met '<'.

	2004	Antro	Phrag	S. taber	Ruigte	Type 3	Type 5	Type 6	Type 8	Type 9	Type 10	Type 17	Zand	% 2003
2003														
Phrag	-		87.5	-	-	-	-	12.5	-	-	-	-	-	0.0
S. taber	-		-	-	-	-	-	-	100.0	-	-	-	-	0.0
Ruigte	-		32.8	-	46.4	<	-	1.6	1.6	3.2	13.6	-	-	0.6
Type 3	-		<	<	-	73.8	1.3	11.3	<	<	4.3	8.8	-	40.1
Type 3/7	-		<	-	-	-	-	14.6	-	-	84.6	-	-	5.5
Type 5	-		-	-	<	12.7	23.2	<	13.4	42.5	2.9	-	4.8	7.5
Type 8	-		1.1	<	<	<	8.4	1.4	86.3	2.2	-	-	-	5.6
Type 10	-		5.7	-	11.4	<	<	-	-	-	82.6	-	-	13.8
Type 17	<		<	-	-	71.7	<	-	-	-	1.6	25.7	-	26.7
Zand	-		-	-	-	45.9	-	54.1	-	-	-	-	-	0.2
% 2004		0.0	1.2	0.0	1.9	49.8	3.0	5.5	6.1	3.3	18.5	10.4	0.4	

8.2.3.3 Paddebeek

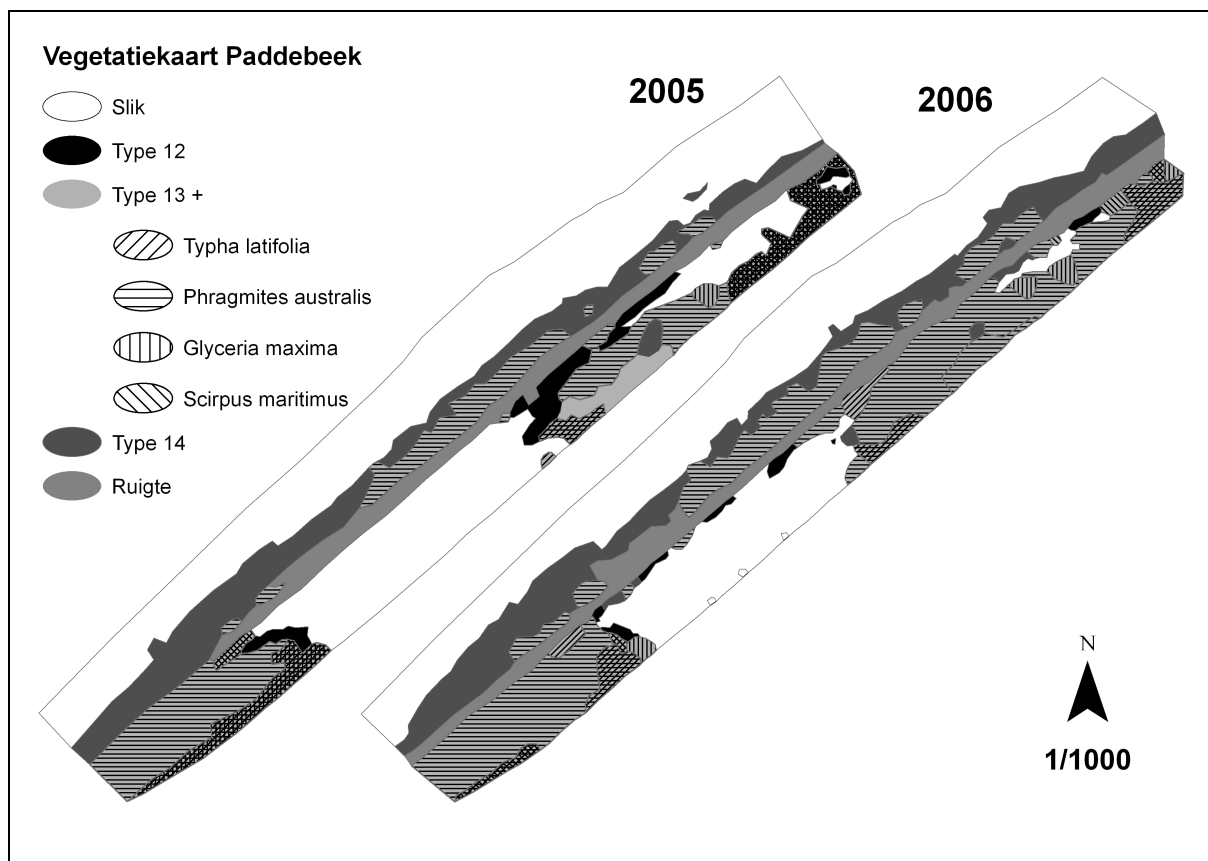
In figuur 8.16 wordt de ruimtelijke spreiding van de vegetatietypes gegeven in Paddebeek in 2005 en 2006. De transitie matrix in tabel 8.6 is op basis van deze kaarten bepaald.

In 2005 ligt centraal in de zone tussen de vooroever, bestaande uit breuksteen en begroeid door ruigte, en de terrassen een onbegroeid slik (Type 17). Aan de rand van het slik komen pioniersvegetaties van het Type 12 voor, terwijl Type 13 zich verder stroomopwaarts en stroomafwaarts van het slik heeft ontwikkeld. Een gelijkaardige graduele kolonisatie doet zich voor ter hoogte van het noordoostelijk, kleiner slik.

Op de vegetatie kaart is Type 13 nog onderverdeeld in functie van de dominerende plantensoort of een combinatie ervan. Vooral *Phragmites australis* domineert al dan niet in combinatie met *Typha latifolia*, *Scirpus maritimus* of *Glyceria maxima*. Tussen de vooroever en de waterlijn heeft zich een rietgordel (Type 13) ontwikkeld met aansluitend een pioniersvegetatie overeenkomstig Type 14, al worden kleine oppervlaktes van Type 12 eveneens in deze zone aangetroffen. De ruigte die dus zich vooral op de vooroever heeft ontwikkeld is niet als apart vegetatietype beschreven.

In 2006 is de periferie van het centrale slik gekoloniseerd door Type 12 *Polygono-Veronicetum*, terwijl ook Type 13 zich daar uitbreidt ten koste van het slik. Vooral ter hoogte van het kleinere noordoostelijk slik vindt deze laatste transitie plaats. Ook Type 14 breidt zich uit in de richting van de Schelde ten koste van Type 17 Slik. Desondanks blijft 97% van het slik bestaan. Het Type 12 *Polygono-Veronicetum* weet zich slechts in beperkte mate te handhaven. Grotendeels (84%) wijzigt het in Type 13, terwijl beperkte oppervlaktes (7%) wijzigen in Ruigte of Type 14 Ruig *Polygono-Veronicetum*. Het Ruig *Polygono-Veronicetum* (Type 14) blijft grotendeels bestaan, toch wordt 11% en 17% van zijn standplaatsen ingenomen door resp. ruigte en Type 13. Type 13 daarentegen weet zich praktisch integraal te handhaven en is het type dat het sterkst toeneemt op Paddebeek.

Samenvattend kan men stellen dat Type 12 *Polygono-Veronicetum* en Type 17 Slik afneemt ten gunste van Ruigte, Type 14 Ruig *Polygono-Veronicetum* en vooral Type 13 *Alismato-Scirpetum/Typho-Phragmitetum*.



Figuur 8.16: Vegetatiekaart van Paddebeek van 2005 en 2006. De namen van de types in de legende worden toegelicht in 8.2.2. De aspectbepalende soort binnen Type 13 wordt weergegeven met behulp van verschillende lijnen.

Tabel 8.6: Transitie matrix van de vegetatieveranderingen tussen 2005 en 2006 op Paddebeek gebaseerd op de resp. vegetatiekaarten. De uiterst rechts kolom geeft het percentage van het totaal oppervlak (0.9ha) dat door de verschillende vegetatietypes wordt ingenomen in 2005. De onderste rij geeft deze percentages voor 2006. De matrixelementen geven het percentage van het oppervlakte van een bepaald type in 2005 weer (rij) dat naar een ander type is gewijzigd (kolom) in 2006. De grijs gemarkeerde zijn niet gewijzigd. Transitie die minder dan 1% van het type innamen, worden weergegeven met '<'.

	2006	Ruigte	Type 12	Type 13	Type 14	Type 17	% 2005
2005							
Ruigte		86.5	-	12.4	1.0	-	8.3
Type 12		6.8	2.7	83.8	6.8	-	3.2
Type 13		2.2	-	97.6	<	-	23.1
Type 14		10.8	-	17.3	71.5	<	13.9
Type 17		<	1.9	7.1	8.2	82.1	51.5
% 2006		9.7	1.1	32.3	14.5	42.4	

8.2.4 Hoogten

Doordat ieder jaar de absolute hoogte (in mTAW) van de PQ's wordt ingemeten, is het mogelijk om de overstromingsfrequentie te berekenen met behulp van de getijmetingen. In figuur 8.17 wordt de range van de overstromingsfrequenties van de verschillende types weergegeven van hoog naar laag voor de brakke types (Paardenschor, Ketenisse). Met behulp van ANOVA en post hoc Tukey-HSD test werden significante verschillen gevonden tussen de types ($p < 0.001$). Type 11 Fragment van *Atriplicetum littoralis* is met uitzondering van Type 7 significant ($p < 0.05$) verschillend van alle overige types. Terwijl Type 1, 2, 3 en 17 met een hoge overstromingsfrequentie significant verschillend zijn van Type 5, 7, 8, 9 en 10 ($p < 0.001$) die een lagere overstromingsfrequentie kennen. Type 4 en 6 is enkel significant verschillend van Type 7 en/of 11.

Op basis van deze analyse en figuur 8.17 kunnen drie groepen worden onderscheiden, enerzijds een groep met hoge overstromingsfrequentie (Type 1, 2, 3, 17) variërend tussen de 75 en 100% en anderzijds een groep met een zeer lage overstromingsfrequentie (Type 7, 11) (<30%). De overige types bevinden zich in een tussenliggende groep waar de overstromingsfrequentie varieert tussen 40 en 80% (tabel 8.7).

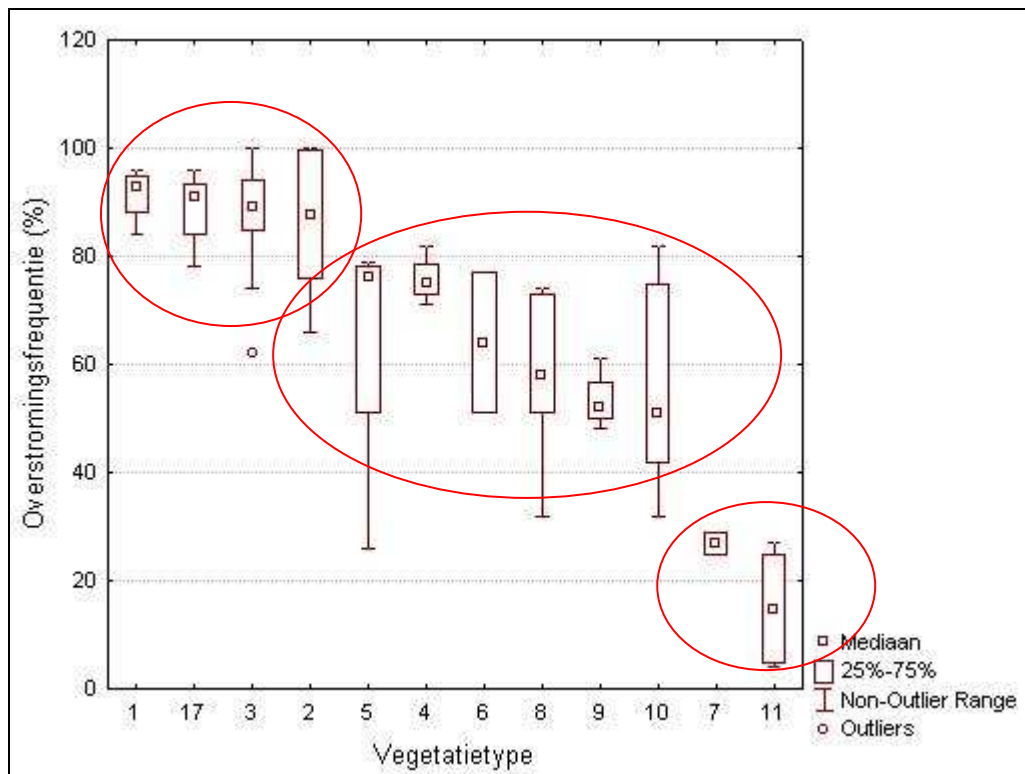
De beperkte significante verschillen tussen de verschillende types kunnen enerzijds te wijten zijn aan de grote spreiding binnen een type ten gevolge het beperkt aantal metingen (tabel 8.7) maar anderzijds zeker door de verdeling van de types langs een overstromingsgradiënt en/of de brede amplitude van de vegetatietypes.

In figuur 8.18 wordt de range in overstromingsfrequentie gegeven voor de vegetatietypes van Paddebeek. Zowel van 2005 en 2006 zijn hoogtemetingen beschikbaar. Hoogtes van de PQ's van 2004 zijn niet beschikbaar. Op basis van de gemeten veranderingen in de PQ's en sederplots zijn de hoogtes voor 2004 berekend. Dit geldt vooral voor Type 11 en 14.

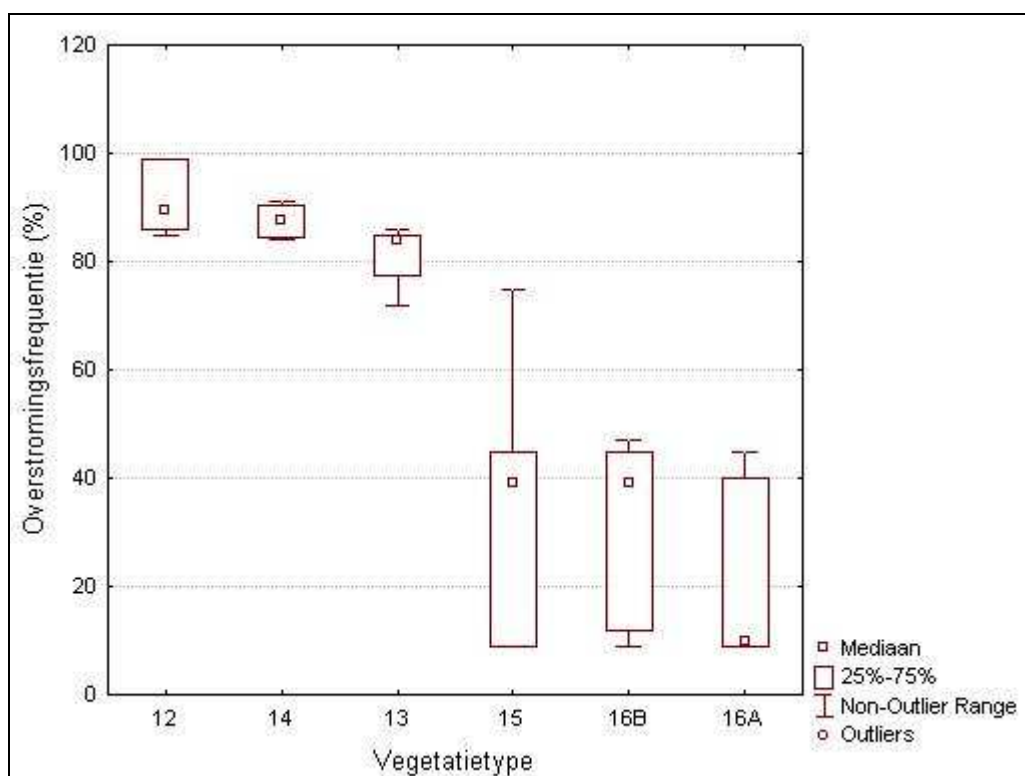
Met behulp van ANOVA en post hoc Tukey-HSD test werden significante verschillen ($p < 0.001$) gevonden tussen enerzijds Type 12, 13 en 14 die hoge overstromingsfrequenties kennen, variërend tussen de 72 en 99% (min., max.) en tussen Type 15, 16A en 16B die lage overstromingsfrequenties kennen (9 - 47 (75%)) (tabel 8.7). Deze laatste zijn op de hogere terrassen tegen de dijk gelegen. Tussen Type 12, 13 en 14 die voorkomen op de lagere zones van Paddebeek tussen de terrassen en de Zeeschelde, zijn er geen significante verschillen. Type 12 *Polygono-Veronicetum* heeft wel de hoogste overstromingsfrequentie (92%), terwijl de permanente pioniersvegetaties van Type 14 *Ruig Polygono-Veronicetum* een iets lagere overstromingsfrequentie (88%) heeft. Type 13 daarentegen, het volgend stadium in de successie (cf. 8.3.4), kent een lagere overstromingsfrequentie (81%).

Tabel 8.7: Per vegetatietype wordt de gemiddelde overstromingsfrequentie, mediaan, minimum, maximum, standaarddeviatie, 10-90-percentielen het aantal metingen gegeven.

Type	Gemid.	Mediaan	Min.	Max.	Stdev.	10%	90%	Aantal
1	91.4	93.0	84	96	4.3	86.0	95.0	11
2	86.8	87.5	66	100	12.0	70.5	100.0	16
3	87.8	89.0	62	100	8.5	78.0	95.0	21
4	70.2	75.0	48	82	13.0	57.2	79.2	5
5	66.0	76.0	26	79	20.2	41.0	78.4	7
6	64.0	64.0	51	77	18.4	53.6	74.4	2
7	27.0	27.0	25	29	2.8	25.4	28.6	2
8	58.0	58.0	32	74	16.4	33.6	73.2	9
9	47.8	52.0	26	61	13.1	34.8	57.4	5
10	55.7	51.0	32	82	20.0	32.0	78.0	9
11	15.0	14.5	4	27	11.7	4.6	25.8	4
12	91.6	89.5	85	99	6.5	85.7	99.0	8
13	81.4	84.0	72	86	5.3	74.1	85.3	8
14	87.5	87.5	84	91	3.5	84.3	90.7	4
15	32.7	39.0	9	75	24.4	9.0	57.0	7
16A	22.6	10.0	9	45	18.3	9.0	43.0	5
16B	29.3	39.0	9	47	16.8	10.8	45.8	7
17	88.9	91.0	78	96	6.6	79.4	94.6	8



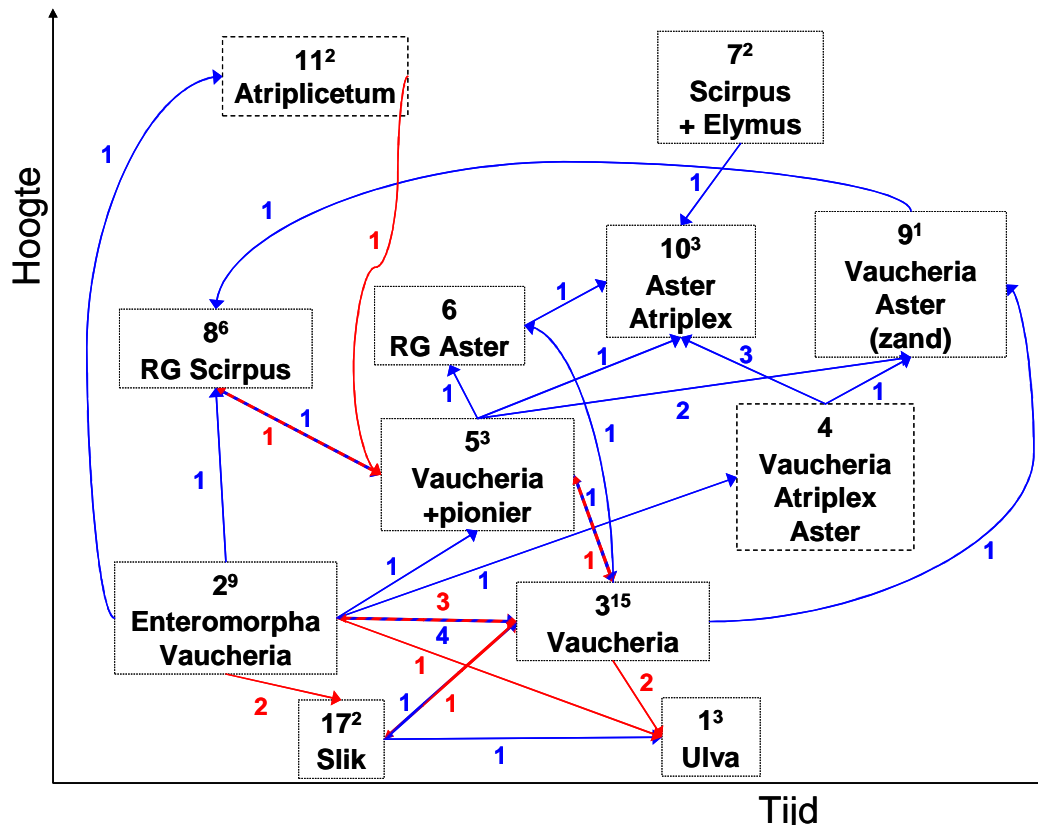
Figuur 8.17: Boxplots van de overstromingsfrequentie per vegetatietype in het brakke deel (Paardenschor, Ketenisse).



Figuur 8.18: Boxplots van de overstromingsfrequentie per vegetatietype in het zoete deel (Paddebeek).

8.2.5 Successie

In figuur 8.19 en 8.20 worden schematisch de vegetatieveranderingen of successie weergegeven in resp. de brakwater- en zoetwaterzone in functie van de tijd en de hoogte. Gezien de korte onderzoeksperiode zijn deze schema's eerder indicatief, zowel voor de X-as, Y-as als voor de transitie's. Toch kan op basis van deze transitie-schema's de, zij het provisoire, successie worden afgeleid. De schema's zijn opgesteld door na te gaan tot welk vegetatietype een PQ behoort in jaar x en in jaar x + 1. De waargenomen transitie's worden met pijlen aangegeven waarbij het bijschrift aangeeft hoeveel keer deze is waargenomen. Het superscript bij de types duidt het aantal keer aan dat een type niet is gewijzigd. Ook de resultaten van de vergelijking van de vegetatiekaarten zijn in de schema's opgenomen.



Figuur 8.19: Transitie-schema van Paardenschor en Ketenisse schor in functie van de tijd en hoogte waarbij de pijlen de overgang van het ene type naar het andere weergeeft. Progressieve successie wordt met blauwe pijlen aangegeven, regressieve met rode. Het aantal transitie's wordt gegeven door het bijschrift bij de pijlen. Disgressieve successie wordt gekwantificeerd door het superscript bij de types.

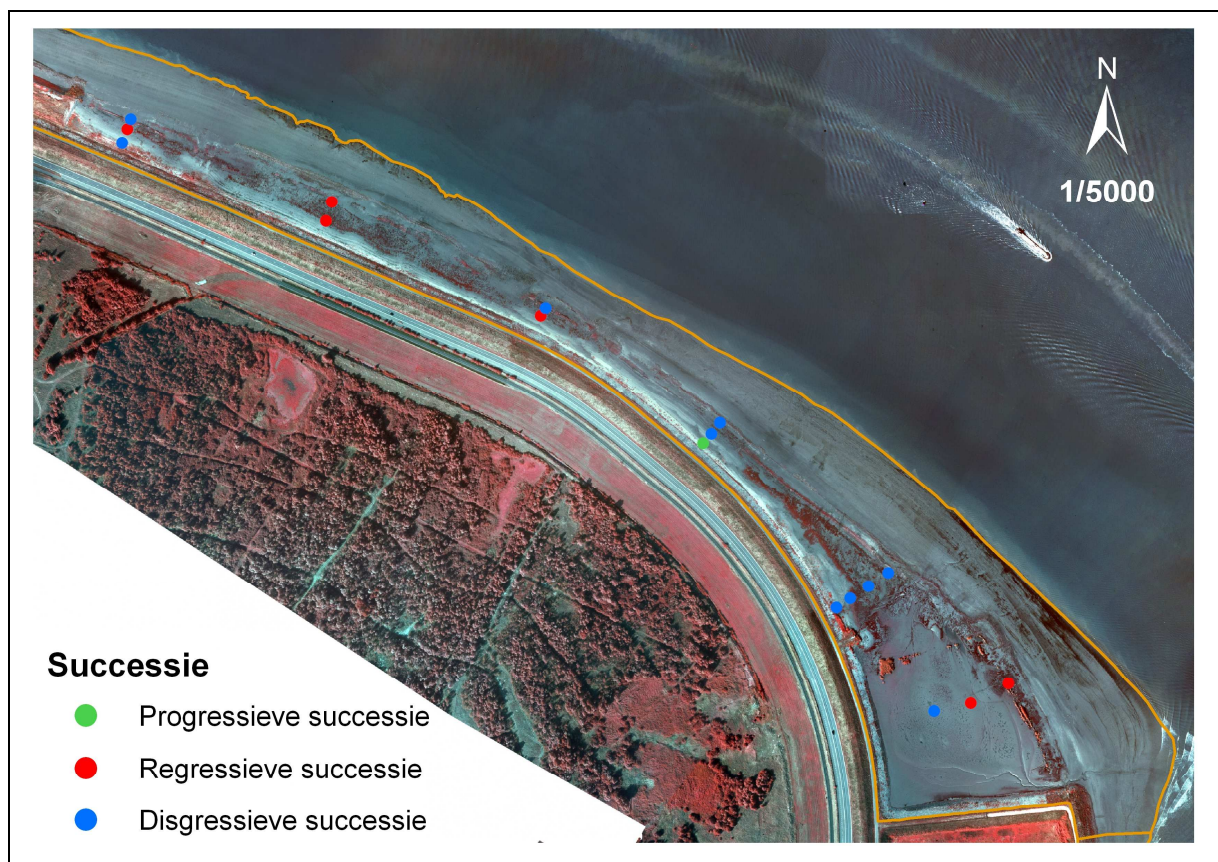
Uit het transitie-schema van de brakwaterschorren (figuur 8.19) blijkt de complexiteit alsook dat het aantal transitie's op basis van de PQ's eerder beperkt is (disgressieve successie) wat gezien de korte waarnemingsperiode niet onverwacht is. Toch valt een progressieve successie (blauwe pijlen) i.e. de ontwikkeling naar een stadium met een meer gedifferentieerde structuur, waar te nemen van Type 2 *Enteromorpha-Vaucheria* naar Type 3 *Vaucheria*, terwijl Type 5 *Vaucheria* met pioniers zowel overgaat in Type 8, 9, 10 als Type 6. Type 4 evolueert vooral tot Type 10. Type 6 RG *Aster tripolium* [*Puccinellion maritima*], Type 8 RG *Scirpus maritimus* [*Asteretea tripolii*] en Type 10 *Aster-Atriplex* zijn tot nu toe in geen enkel ander erkend type overgegaan.

De rode pijlen wijzen op regressieve successie wat de ontwikkeling naar een stadium met een minder gedifferentieerde structuur inhoudt. Vooral Type 2 *Enteromorpha-Vaucheria* en Type 3 *Vaucheria* blijken geregeld te veranderen in de weinig of niet gedifferentieerde Types 1, 2 en 17.

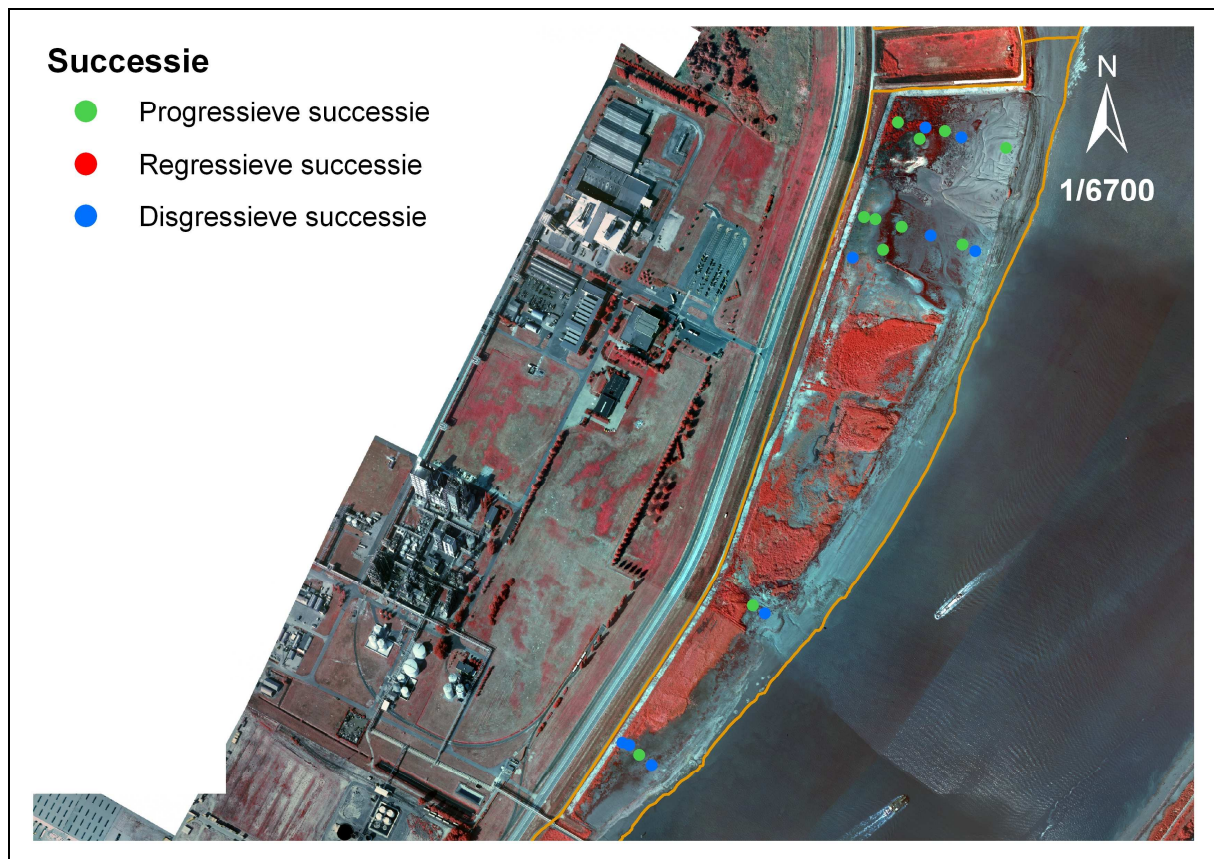
Op basis van dit transitie-schema kan onder voorbehoud een successieserie worden afgeleid. Hierbij wordt kaal slik (Type 17) gekoloniseerd door *Vaucheria* sp. (Type 3) waar op zijn beurt *Aster tripolium* of *Scirpus maritimus* (Type 5) zich vestigt. Eén van beide zal vervolgens domineren tot ontwikkeling van resp. Type 6 RG *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*] of Type 8 RG *Scirpus maritimus*-[*Asteretea tripolii*]. Deze serie geldt vooral op slibrijke bodems.

Op zandiger delen of daar waar de sliblaag dunner is, zal Type 5 *Vaucheria* met pioniers eerder evolueren in de richting van Type 9 *Vaucheria-Aster-Spergularia* of Type 10 *Aster-Atriplex*, welke beiden ook uit Type 4 *Vaucheria-Atriplex-Aster* kunnen ontstaan.

In figuur 8.20 en 8.21 worden de verschillende successietypes (disgressief, progressief, regressief) gegeven van op Ketenisse schor. In de meest stroomafwaartse zones (raai A tot B) vindt vooral regressieve successie plaats, terwijl dit ook het geval is op raai D. Ter hoogte van de brede zones van raai DE en E vindt duidelijk progressieve successie plaats, terwijl stroomopwaarts weinig veranderingen optreden. Op het Paardenschor treedt overal waar hogere planten voorkomen progressieve successie op.



Figuur 8.20: Successie in de PQ's op het noordelijk deel van Ketenisse schor.

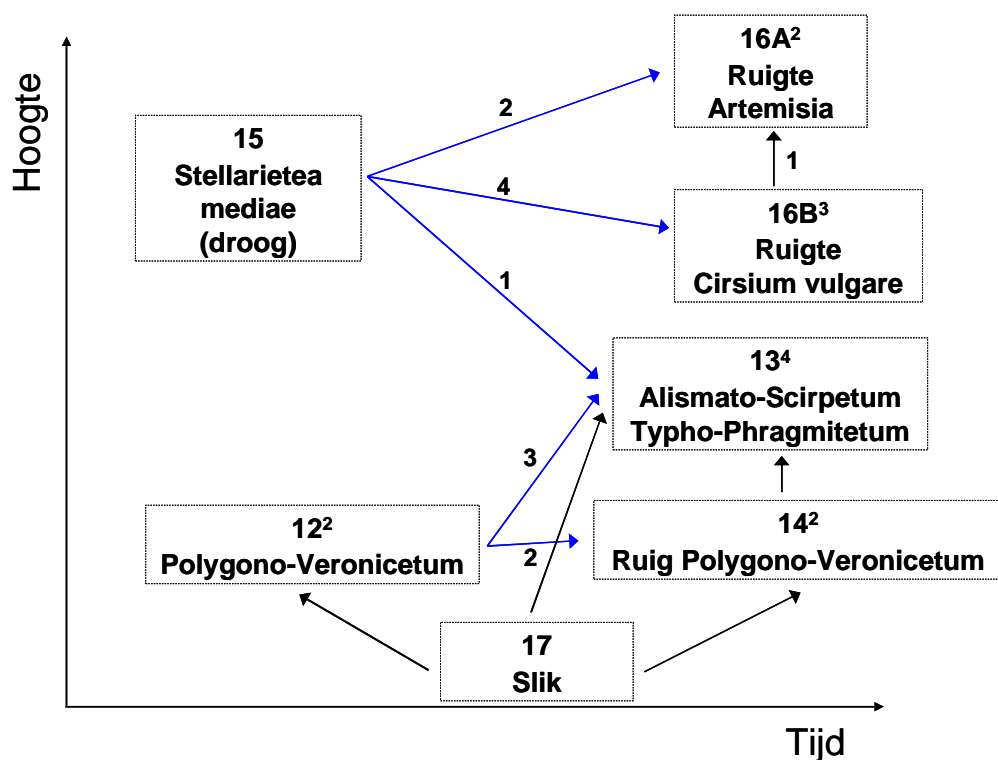


Figuur 8.21: Successie in de PQ's op het zuidelijk deel van Ketenisse schor.

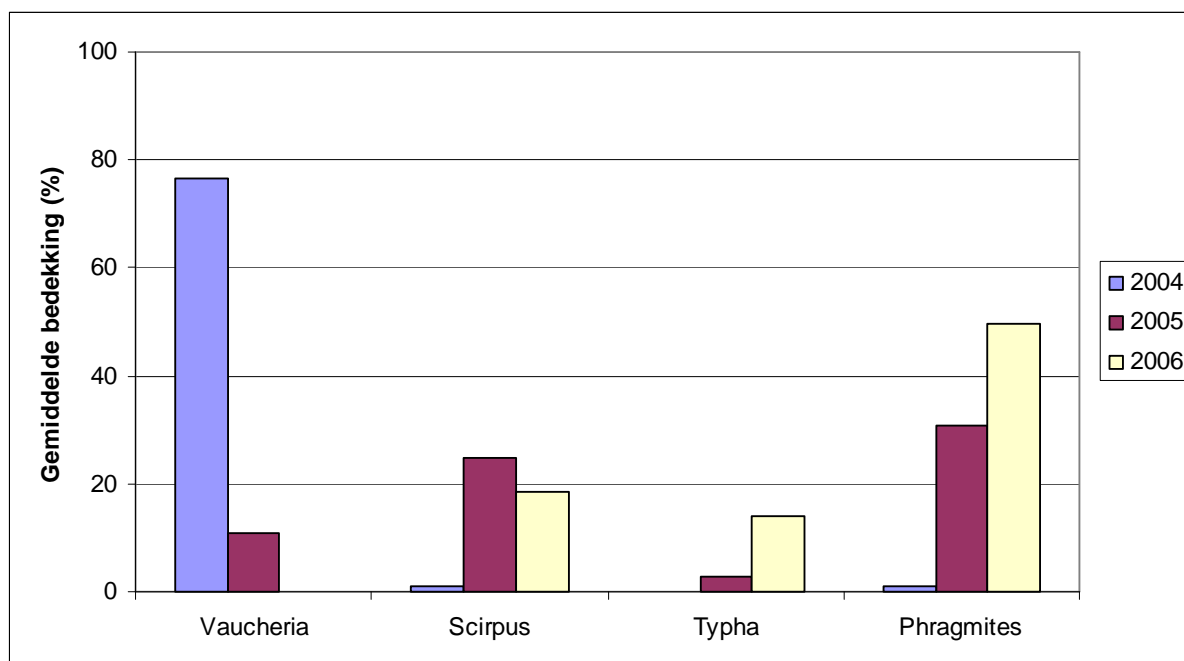
De vegetatieveranderingen in functie van de tijd en de hoogte op Paddebeek worden weergegeven in figuur 8.22. Enkel progressieve successie wordt waargenomen waarbij de droge pioniersvegetatie (Type 15 *Stellarietea mediae*) die zich op de terrassen heeft ontwikkeld, praktisch buiten estuariene invloed, wijzigt in ruigte van type 16B en soms in type 16A. De pioniersvegetaties van Type 12 *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae* koloniseren kaal slik (Type 17) en evolueren naar Type 13 *Typho-Phragmitetum*. Wanneer echter PQ 262 en PQ 271 in detail worden bekeken, valt nog een tussenstadium te onderscheiden. Het *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae* evolueert er namelijk naar het *Alismato-Scirpetum maritimae* met *Scirpus maritimus* als aspectbepalende soort en vervolgens naar een *Typho-Phragmitetum*.

De pioniervegetaties van Type 12 die tussen de vooroever en de waterlijn liggen, ontwikkelen tot Type 14 Ruig *Polygono-Veronicetum* wat een soort van permanente pioniersgemeenschap is, die naast pioniersoorten ook tal van ruigtekruiden en toevallige soorten bevat. Dit is grotendeels te wijten aan de ligging tegen de Zeeschelde. Door deze ligging op de vloedlijn spoelen veel diasporen van andere, toevallige soorten aan en is er een permanente dynamiek. Het rechtstreeks contact met de Zeeschelde en bijgevolg de hoge dynamiek zorgt er ook voor dat het type weinig of niet evolueert naar een ander type. Enkel Type 13 weet zich uit te breiden ten koste van Type 14 dat zich zelf weet uit te breiden op het kaal slik in de richting van de waterlijn.

De evolutie van een aantal aspectbepalende soorten wordt geschetst in figuur 8.23. De gemiddelde bedekking van pionierssoorten als *Vaucheria sp.* daalt stelselmatig terwijl ook *Scirpus maritimus* reeds zijn maximum heeft bereikt. *Typha latifolia* en vooral *Phragmites australis* nemen echter stelselmatig toe.



Figuur 8.22: Transitieschema van Paddebeek in functie van de tijd en hoogte waarbij de pijlen de overgang van het ene type naar het andere weergeeft. Progressieve successie wordt met blauwe pijlen aangegeven, regressieve met rode. Het aantal transitieën wordt gegeven door het bijschrift bij de pijlen. Disgressieve successie wordt gekwantificeerd door het superscript bij de types. Zwarte pijlen geven transitieën weer die zijn afgeleid uit de vergelijking van de vegetatiekaarten.



Figuur 8.23: De gemiddelde bedekking van enkele aspectbepalende soorten doorheen de tijd op Paddebeek.

8.3 Bespreking

Ondanks de relatief korte onderzoeksperiode doen zich reeds enkele duidelijke evoluties voor in de verschillende natuurontwikkelingsgebieden voor wat vegetatieontwikkelingen betreft. Doorslaggevend hierbij is de uitgangssituatie. De helling, initiële hoogteligging en bijgevolg de overstromingsfrequentie (OF%), variatie in hoogteligging, inrichtingsvorm, etc. bij de inrichting of aanleg van het gebied bepalen in belangrijke mate de verdere evoluties. De verschillende gebieden worden het vegetatiesezeizoen na de afwerking reeds gekoloniseerd door planten, zowel door macro-algen als hogere planten. De bestendigheid en verdere successie is echter sterk afhankelijk van de geomorfologische processen in het algemeen en van sedimentatie- en erosieprocessen in het bijzonder. Al kan het gebruik door herbivore watervogels ook een, zij het ondergeschikte, invloed hebben.

De analyse van de vegetatie leidt tot een duidelijke opdeling tussen de plantengemeenschappen uit de brakwaterzone (Paardenschor, Ketenisse schor) en uit de zoetwaterzone (Paddebeek). Enkel de vegetatietypes gedomineerd door *Vaucheria sp.* overlappen, wat vooral te wijten is aan het niet tot op soort determineren van dit genus. Soorten van zilte standplaatsen komen namelijk praktisch nooit voor in zoete omstandigheden (Simons, 1977). In de brakwaterzone zijn er meer vegetatietypes (11) onderscheiden en is de opdeling ook complexer dan in de zoetwaterzone (6 types). Dit is grotendeels het gevolg van het groter oppervlak van de gebieden en de grotere variatie in hoogteligging en bijgevolg overstromingsfrequentie vanaf de inrichting. In de brakwaterzone varieert de OF% gemiddeld tussen de 15 en 91%, terwijl in de zoetwaterzone de gradiënt onderbroken wordt. In de lagere zones waar zich estuariene vegetaties ontwikkelen varieert de OF% tussen de 81 en 92%, terwijl de hogere zones een gemiddelde OF% hebben tussen 23 en 33%.

Ondanks de korte onderzoeksperiode kunnen de resultaten van de monitoring aangewend worden om provisoire successieseries op te stellen. Op het zoetwaterschor van Paddebeek is de successie relatief eenvoudig. In de luwe zones worden de kale slikken gekoloniseerd door Type 12 *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae* welke snel evolueren naar Type 13 *Alismato-Scirpetum maritimi/Typho-Phragmitetum*. In een aantal PQ's kon een tussenstadium via het *Alismato-Scirpetum maritimi* worden erkend. Dit stadium kon echter niet als apart vegetatietype worden aangeduid en wordt daarom geaggregeerd met de andere *Phragmition australis*-associatie *Typho-Phragmitetum*. De kale slikken op de meer dynamische zones worden gekoloniseerd door Type 14 Ruig *Polygono-Veronicetum*, welke overgaan in Type 13 *Alismato-Scirpetum maritimi/Typho-Phragmitetum* of ruigte. Verdere successie heeft zich tot nu niet voorgedaan, waarbij de waargenomen evoluties tot nu toe overeenkomen met eerdere successieschema's (Hoffmann, 1993; Van den Bergh *et al.*, 2001). Op de hoger gelegen terrassen die weinig of niet overstromen hebben zich ruigtegemeenschappen ontwikkeld.

Op de brakwaterschorren is de successie gecompliceerder. Kaal slik wordt er gekoloniseerd door Type 3 *Vaucheria* waar zich helofyten als *Scirpus maritimus* en/of *Aster tripolium* kunnen in vestigen. Eén van beide gaat vervolgens domineren tot ontwikkeling van resp. Type 8 RG *Scirpus maritimus*-[*Asteretea tripolii*] of Type 6 RG *Aster tripolium*-[*Puccinellion maritimae*]. Het achterliggend mechanisme waarom *S. maritimus* dan wel *A. tripolium* gaat domineren is tot op heden niet duidelijk, beide komen op vergelijkbare hoogtes voor. Deze successieserie doet zich vooral voor op de slibrijke zones.

Op de zandige zones of daar waar slechts een dunne sliblaag is afgezet op het zandig moedermateriaal, gaat Type 5 *Vaucheria* met pioniers over in Type 9 *Vaucheria-Aster-Spergularia* of Type 10 *Aster-Atriplex*. Beiden ontwikkelen zich eveneens uit Type 4 *Vaucheria-Atriplex-Aster*.

De hoogste zones worden globaal het eerst en snelst gekoloniseerd. Deze kolonisatie door macro-algen en hogere planten na de inrichting en de snelheid waarmee dit gebeurt is namelijk grotendeels afhankelijk van de initiële hoogteligging en bijgevolg overstromingsfrequentie, al verschilt dit van gebied tot gebied, en verklaart dit niet alles. De gemiddelde hoogte en het 10%-percentiel van Type 3 *Vaucheria* bijvoorbeeld bedraagt resp. 4.76 en 4.60mTAW (tabel 8.7). Op de projectsite van Ketenisse schor worden inderdaad bijna alle locaties met deze hoogtes door *Vaucheria sp.* gekoloniseerd en verloopt de kolonisatie snel, slechts 10% van de projectsite blijft kaal slik. Op het Paardenschor is dit echter niet het geval, daar voldoen grote delen aan deze grenswaarde maar zijn toch niet gekoloniseerd door *Vaucheria sp.*, het oppervlakte kaal slik stijgt zelfs licht met 0.9% tot 78.3%.

Binnen de gekoloniseerde zones op Ketenisse schor treden grote veranderingen op, slechts op 55% van het oppervlakte blijft namelijk in het volgend jaar het vegetatietype hetzelfde. Vooral Type 5 *Vaucheria* met pioniers wijzigt sterk (tabel 8.5). Ook op het Paardenschor is de turnover hoog (tabel 8.4). Zo verdwijnt een groot deel van het oppervlakte (39%) Type 3 *Vaucheria* opnieuw in kaal slik. Dit kan deels te wijten zijn aan de periode waarin de vegetatiekaart wordt gemaakt. In het najaar komen namelijk occasioneel grote matten *Vaucheria sp.* los bij stormen. Anderzijds kan bioturbatie en begrazing door macrobenthos als *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor*, beide in hoge densiteiten aanwezig, eveneens een effect hebben op algen (Hughes, 1999). Ook hier is Type 5 *Vaucheria* met pioniers duidelijk een overgangstype dat snel evolueert naar een andere type, slechts 15% handhaaft zich.

Ook op Paddebeek verloopt de kolonisatie relatief traag. Het centraal slikdeel is hoog genoeg maar wordt traag en enkel aan de randen door Type 12 *Polygono-Veronicetum* gekoloniseerd. Hoogstwaarschijnlijk is de rest van het slik niet geschikt, een verklaring hiervoor kan de instabiliteit en het hoog watergehalte van het sediment zijn. In tegenstelling tot het Paardenschor en de projectsite op Ketenisse schor is de turnover tussen de vegetatietypes er ook lager (tabel 8.6). Concluderend kan gesteld worden dat de kolonisatie traag verloopt maar de turnover tussen de verschillende vegetatietypes is hoog op de brakwaterschorren en laag op het zoetwaterschor.

Tijdens de inrichtingswerken worden delen reeds door vegetatie gekoloniseerd. Indien de gebieden zijn afgewerkt en onder invloed van getijden komen te staan verdwijnen deze snel. Vooral in de pioniersvegetaties zoals Type 12 *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae* worden nog niet estuariene soorten aangetroffen.

De bestendigheid, successie en verdere kolonisatie is sterk afhankelijk van de heersende morfologische processen. In de zones waar sedimentatie optreedt, vindt progressieve successie plaats wat bijvoorbeeld het geval is ter hoogte van raai DE, E en EF op Ketenisse schor. Bij te sterke sedimentatie zoals op raai D gebeurt echter het omgekeerde, de initiële kolonisatie door *Vaucheria sp.* alsook restanten van de vegetatie van voor de inrichting verdwijnen er. Het al dan niet optreden van sedimentatie is afhankelijk van de helling van het aangelegde schor. Indien deze helling steiler is dan 2.8% treedt erosie op (van de Koppel *et al.*, 2005). Dit is het geval op raai A, AB en B op Ketenisse schor waar regressieve successie plaatsvindt. Type 3 regresseert er bijvoorbeeld tot Type 2 *Enteromorpha-Vaucheria* en zelfs tot kaal slik (Type 17). Ook het gebruik door herbivore watervogels als Grauwe gans (*Anser anser*) en Canadese gans (*Branta canadensis*) kan een invloed hebben op de kolonisatie en successie (Esselink *et al.*, 1997). Op Ketenisse schor ter hoogte van raai DE en E treedt er nl. lokaal beperkte regressieve successie op waarbij Type 8 RG *Scirpus maritimus*-[*Asteretea tripoli*] evolueert naar Type 5 *Vaucheria* met pioniers wat op zijn beurt naar Type 3 *Vaucheria* wijzigt (figuur 8.15), ondanks de geleidelijke sedimentatie. Grauwe gans en Canadese ganzen foerageren er op zowel de bovengrondse als ondergrondse plantendelen van *Scirpus maritimus* en zijn mogelijk verantwoordelijk voor deze regressie.

De inrichting van de natuurontwikkelingsgebieden heeft een doorslaggevende invloed op de kolonisatie, bestendigheid en successie van de vegetatie. Bij een te steile helling treedt er vooral erosie op en vindt er geen kolonisatie of progressieve successie plaats zoals op een aantal delen van Ketenisse schor wel het geval is. Indien de helling echter te flauw is, verloopt de opslibbing dan weer zeer snel. Als de gebieden groot genoeg zijn, kunnen de verschillende geomorfologische processen zich volstrekken waardoor een gevarieerd slik- en schorgebied ontstaat met bijhorende biota. Ook in inrichtingsvorm speelt een rol. De aanleg van een vooroever zoals op Paddebeek zorgt enerzijds voor de opstapeling van organisch en anorganisch materiaal, en anderzijds belemmert het een goede ontwatering. Ook op het Paardenschor voorkomt het niet volledig weggraven van de harde onderlaag van de oude dijk een goed ontwatering en geulvorming.

9 Bodemdieren

9.1 Materiaal en methode

9.1.1 Macrobenthos

Macrobenthosstalen worden enkel in de brakke zone van de Zeeschelde genomen.

9.1.1.1 Staalname

De benthosstalen werden genomen met een roestvrij stalen buis (diameter 4.5cm) tot op een diepte van 30cm. Op elke locatie werden 15 replica's genomen. De stalen werden gepreserveerd in een 7% geneutraliseerde formaldehydeoplossing.

9.1.1.2 Staalnamefrequentie

Voor de staalnamefrequentie per locatie in elk natuurontwikkelingsgebied wordt verwezen naar bijlagen 7 tot 9.

9.1.1.3 Analyse

In het laboratorium werd elke replica gezeefd over 1mm. Daarna werden de replica's gekleurd met 0.002% Bengaals roze in een 7% geneutraliseerde formaldehydeoplossing. De organismen werden met behulp van een stereomicroscop uitgezocht, gedetermineerd en geteld. Aangezien wormen vaak gefragmenteerd zijn, werden enkel stukken met koppen meegeteld. Determinatie gebeurde aan de hand van de sleutels van De Pauw & Vannevel (1993), Hartmann-Schröder (1996), Hayward & Ryland (1996) en taxonspecifieke literatuur (Lincoln, 1979; Adema, 1991; Stubbs & Chandler, 1996). Polychaeta, Crustacea en Mollusca werden gedetermineerd tot op soortniveau. Oligochaeta en Nemertini werden niet op naam gebracht en insectenlarven werden gedetermineerd tot op familieniveau. Het benthos werd ingedeeld in trofische groepen volgens Ysebaert *et al.* (1998), aangevuld met informatie uit publicaties van Adam (1960), De Pauw & Vannevel (1993) en Kang *et al.* (2003). Insecten kunnen in principe niet tot het benthos gerekend worden, ondermeer omdat ze slechts een deel van hun levenscyclus in de bodem doorbrengen. Insectenlarven werden echter wel in deze studie opgenomen, omdat ze door hun levenswijze en/of voedselvoorkeur informatie kunnen leveren over de evolutie van de herstelsites.

9.1.1.4 Biomassabepaling

Ter bepaling van de biomassa werden de organismen eerst gedurende 12 uur gedroogd bij een temperatuur van 105°C. Daarna werden ze gedurende 2 uur verast bij een temperatuur van 550°C. Het verschil tussen het gewicht van de organismen na droging en het gewicht na verassing geeft het asvrij drooggewicht (AFDW).

Zowel de waarden van de biomassa als die van de aantallen werden omgerekend naar waarden per m², volgens onderstaande formule:

$$A = B / (0.0225^2 \times \pi \times R)$$

Waarbij A = biomassa of aantallen uitgedrukt per m²

B = biomassa of aantallen per staalname

R = aantal replica's

9.1.2 Oligochaeta

Oligochaetenstalen worden zowel in de brakke als in de zoete zone van de Zeeschelde genomen.

9.1.2.1 Staalname

Oligochaetenstalen werden genomen met een PVC-buis (diameter 3.5cm) tot op een diepte van 10cm. Op elke locatie werden vier of vijf replica's genomen. De stalen werden gepreserveerd in een 7% geneutraliseerde formaldehydeoplossing.

9.1.2.2 Staalnamefrequentie

Voor de staalnamefrequentie per locatie in elk natuurontwikkelingsgebied wordt verwezen naar bijlagen 7 tot 9.

9.1.2.3 Analyse

In het laboratorium werden telkens drie replica's geanalyseerd. Elke replica werd gezeefd over 1mm en 250µm. De kleine fractie werd gekleurd met 0.002% Bengaals roze in een 7% geneutraliseerde formaldehydeoplossing. Het benthos in de Oligochaetenstalen werd met behulp van een stereomicroscop uitgezocht, gedetermineerd en geteld. Van de Oligochaeta werden per fractie maximaal 50 exemplaren op preparaat gebracht en vervolgens gedetermineerd. Achteraf werd er omgerekend naar het volledige staal. Determinatie van Oligochaeta gebeurde aan de hand van de sleutels van Brinkhurst (1971; 1982), Kathman & Brinkhurst (1999) en Timm (1999), al dan niet na opklaren met glycerine of levulosesiroop. Oligochaeta, Polychaeta, Mollusca en Crustacea (behalve Copepoda en Ostracoda) werden gedetermineerd tot op soortniveau. Nematoda en Myriapoda werden niet op naam gebracht en insectenlarven werden gedetermineerd tot op familieniveau. Tubificidae zijn meestal slechts op soort te brengen als ze volgroeid (adult en/of reproductief) zijn. Juveniele Tubificidae worden daarom ingedeeld onder 'Tubificide met haren' en 'Tubificide zonder haren'. De 'haren' verwijzen naar de haarchaetae op de segmenten. Juveniele Oligochaeta waarvan niet duidelijk was of ze tot de Tubificidae of de Naididae behoren, worden aangeduid als 'Oligochaeta spec.'.

De aantallen werden omgerekend naar aantallen per m², volgens onderstaande formule:

$$A = B / (0.0175^2 \times \pi \times R)$$

Waarbij A = aantallen uitgedrukt per m²

B = aantallen per staalname

R = aantal replica's

Er werden geen biomassabepalingen uitgevoerd van de Oligochaetenstalen.

9.2 Resultaten

9.2.1 Paardenschor

9.2.1.1 Soortendiversiteit benthos

Taxasamenstelling voor de periode mei 2004 tot en met november 2005

In totaal werden 18 taxa onderscheiden in de macrobenthosstalen uit de periode mei tot en met oktober 2004 (tabel 9.1). Polychaeta vormden de voornaamste groep, met 8 taxa. Van *Crangon crangon* en *Carcinus maenas* werd slechts één exemplaar aangetroffen gedurende de studieperiode. Deze soorten behoren eerder tot het epibenthos⁴ en kunnen bij eb achterblijven in kleine plassen op het slik. Hun aanwezigheid in de stalen berust dus eerder op toeval. *Marenzelleria viridis* werd twee keer aangetroffen; één keer een onvolledig exemplaar. De meeste taxa waren deposit feeders.

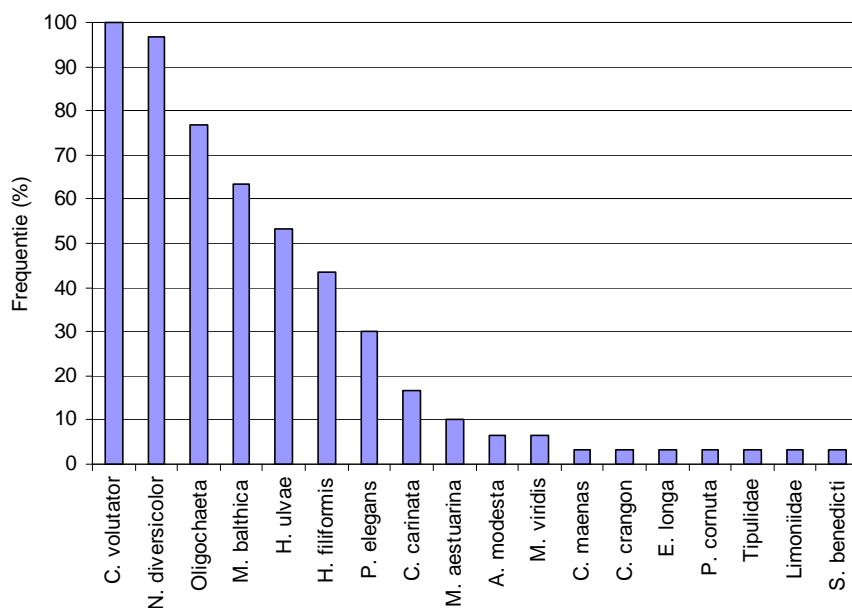
Tabel 9.1: Benthostaxa waargenomen op het Paardenschor na de herinrichting (DF=deposit feeder, FF=filter feeder, O=omnivoor, P=predator, H=herbivoor).

Phylum	Klasse	Orde	Familie	Soort	Trofische groep
Annelida	Oligochaeta	-	-	-	DF
	Polychaeta	Aciculata	Nereididae	<i>Nereis diversicolor</i>	O
	Polychaeta	Aciculata	Phyllodocidae	<i>Eteone longa</i>	P
	Polychaeta	Canalipalpata	Sabellidae	<i>Manayunkia aestuarina</i>	FF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Marenzelleria viridis</i>	P
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Polydora cornuta</i>	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Pygospio elegans</i>	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Streblospio benedicti</i>	DF
	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	DF
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	<i>Corophium volutator</i>	DF
	Crustacea	Decapoda	Crangonidae	<i>Crangon crangon</i>	P
	Crustacea	Decapoda	Portunidae	<i>Carcinus maenas</i>	O
	Crustacea	Isopoda	Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>	DF
	Insecta	Diptera	Limoniidae	-	H
	Insecta	Diptera	Tipulidae	-	H
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Tellinidae	<i>Macoma balthica</i>	DF
	Gastropoda	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Hydrobia ulvae</i>	DF
	Gastropoda	Sacoglossa	Limapontiidae	<i>Alderia modesta</i>	H

Frequentie van voorkomen

De frequentie van voorkomen van alle taxa over het gehele studiegebied werd uitgezet in figuur 9.1. De vijf meest voorkomende soorten waren: *Corophium volutator* (100%), *Nereis diversicolor* (96.7%), Oligochaeta (76.7%), *Macoma balthica* (63.3%) en *Hydrobia ulvae* (53.3%).

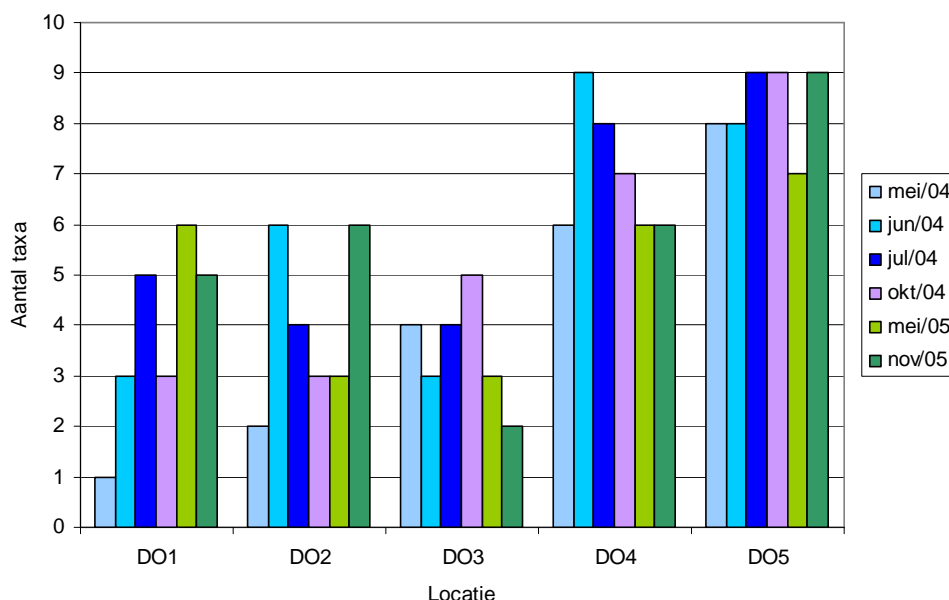
⁴ Epibenthos: organismen die op de bodem leven.



Figuur 9.1: Frequentie van voorkomen per taxon voor de periode mei tot en met november 2005 (N = 30).

Aantal taxa per locatie

Het aantal taxa nam op locaties DO1 en DO2 duidelijk toe de eerste maanden na de voltooiing van de werkzaamheden. Op locatie DO3 werden onmiddellijk na de herinrichting al 4 taxa aangetroffen. In deze korte evaluatieperiode bouwde zich echter nog niet de diversiteit op van de buitendijkse gebieden in deze zone van het estuarium. Het aantal taxa op de staalnamelocaties DO4 en DO5 van het oorspronkelijk slik was doorgaans groter dan op de herstelsite (figuur 9.2). Na de ontpollering van het Paardenschor nam het aantal taxa ook toe op locatie DO4. Een oorzakelijk verband met het herstelproject is echter niet meteen aantoonbaar.



Figuur 9.2: Aantal taxa per locatie op het Paardenschor in de periode mei tot en met november 2005.

Tabel 9.2 geeft een overzicht van de taxa in de stalen die tijdens de najaarscampagnes genomen werden op het oorspronkelijke slik. Locaties DO4 en DO5 werden ook bemonsterd in het najaar van 1999 en 2002. Het aantal waargenomen taxa nam licht toe, maar dit kan ook verband houden met de algemene milieuverbetering in het estuarium. In oktober 2002 werd één individu behorende tot de Nemertini aangetroffen op locatie DO5, een taxon dat daarna niet meer werd teruggevonden in de stalen.

Tabel 9.2: Macrobenthostaxa in de stalen van het oorspronkelijke slik uit de najaarscampagnes.

Locatie	Datum	<i>C. volutator</i>	<i>C. crangon</i>	<i>C. carinata</i>	<i>E. longa</i>	<i>H. filiformis</i>	<i>H. ulvae</i>	<i>M. balthica</i>	<i>M. viridis</i>	Nemertini	<i>N. diversicolor</i>	Oligochaeta	<i>P. elegans</i>	<i>S. benedicti</i>	Aantal taxa
DO4	sep/1999	x						x			x	x			4
	okt/2002	x				x		x			x	x			5
	okt/2004	x				x	x	x			x	x	x		7
	nov/2005	x				x	x	x			x	x			6
DO5	sep/1999	x	x	x		x	x	x			x	x			8
	okt/2002	x				x		x		x	x	x			6
	okt/2004	x		x	x	x	x	x			x	x	x		9
	nov/2005	x		x		x	x	x	x		x	x		x	9

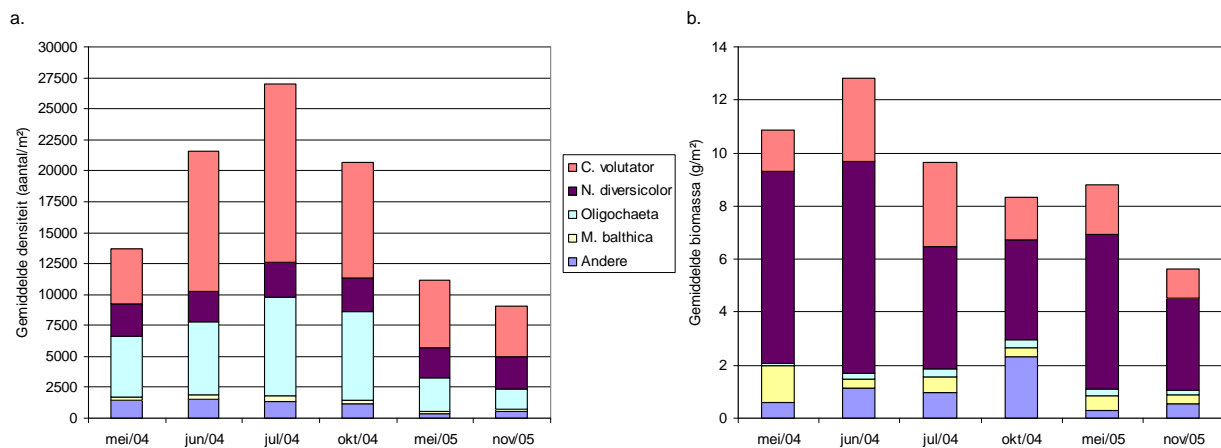
9.2.1.2 Densiteit en biomassa benthos

Gemiddelde densiteit en biomassa

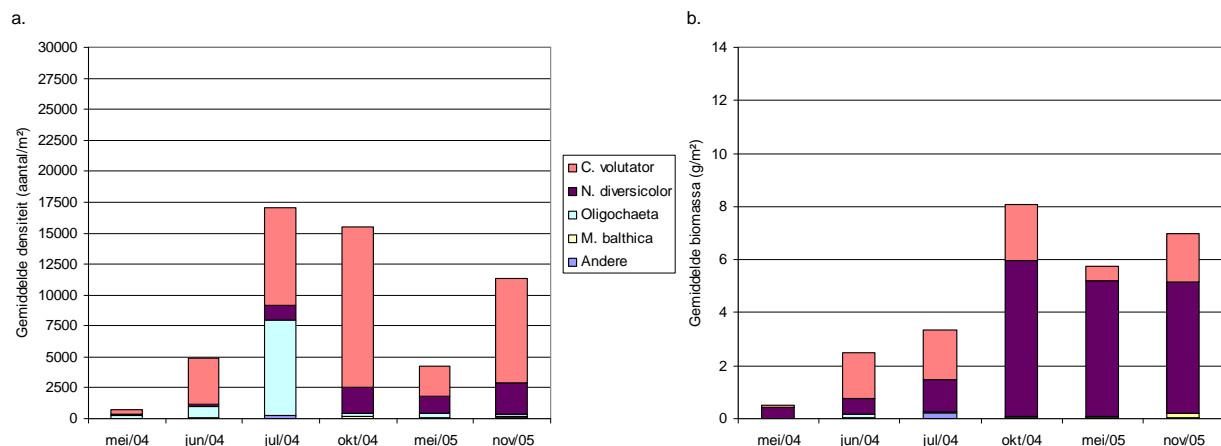
De gemiddelde densiteit en biomassa van het macrobenthos op het Paardenschor worden per maand weergegeven in figuren 9.3 en 9.4, samen met het aandeel van de meest frequente taxa.

De gemiddelde densiteit nam sterk toe gedurende de eerste maanden na de werkzaamheden, zowel op het oorspronkelijk slik als op de herstelde site. Op het oorspronkelijk slik was er een toename van iets meer dan 13500 organismen/m² in mei 2004 tot 27000 organismen/m² in juli 2004. Op het afgegraven gebied was er een toename van minder dan 1000 organismen/m² in mei 2004 tot 17000 organismen/m² in juli 2004. De toename van de gemiddelde densiteit op het oorspronkelijk slik gedurende de eerste drie maanden was vooral te wijten aan een toename van *C. volutator* en in mindere mate van Oligochaeta. Ook op het afgegraven deel was de toename vooral toe te schrijven aan een toename van *C. volutator* en Oligochaeta. De sterke toename van Oligochaeta in juli 2004 was een gevolg van de aanwezigheid van Nopjeswier (*Vaucheria* sp.) in het staal van locatie DO1. In dit wier werden grote aantallen Oligochaeta aangetroffen. In feite bleef de gemiddelde densiteit van Oligochaeta in de macrobenthosstalen van het herstelde gebied steeds laag gedurende de studieperiode, terwijl op het oorspronkelijk slik steeds vrij grote densiteiten werden aangetroffen. De densiteit van *N. diversicolor* was in juli 2004 opvallend toegenomen op het herstelde gebied. De gemiddelde densiteit lag in november 2005 een stuk lager dan in oktober 2004. Een effect van de staalnamedatum op de densiteit kan niet uitgesloten worden. Over de hele studieperiode bekeken, bleef de gemiddelde densiteit steeds lager op het afgegraven deel, behalve in november 2005.

Op het oorspronkelijk slik leverde *N. diversicolor* veruit de grootste bijdrage aan de gemiddelde biomassa, gevolgd door *C. volutator*. Ondanks de hoge densiteit, was de biomassa van de Oligochaeta klein in verhouding tot die van de andere taxa. Op de herstelsite was de toename van de biomassa gedurende de eerste drie maanden na de werkzaamheden opvallend, van 0.5g/m² in mei 2004 tot bijna 3.5g/m² in juli 2004. Ook op de herstelsite droegen *N. diversicolor* en *C. volutator* het meest bij aan de gemiddelde biomassa. De biomassa van de andere taxa was er zelfs verwaarloosbaar klein gedurende de hele studieperiode. Net als de gemiddelde densiteit was ook de gemiddelde biomassa steeds kleiner dan op het oorspronkelijk slik, behalve in november 2005.



Figuur 9.3: (a) Gemiddelde densiteit en (b) gemiddelde biomassa van macrobenthos op het oorspronkelijk slik van het Paardenschor in de periode mei 2004 tot en met november 2005, met vermelding van de meest frequente taxa.



Figuur 9.4: (a) Gemiddelde densiteit en (b) gemiddelde biomassa van macrobenthos op het hersteld gebied van het Paardenschor in de periode mei 2004 tot en met november 2005, met vermelding van de meest frequente taxa.

Densiteit en biomassa per locatie

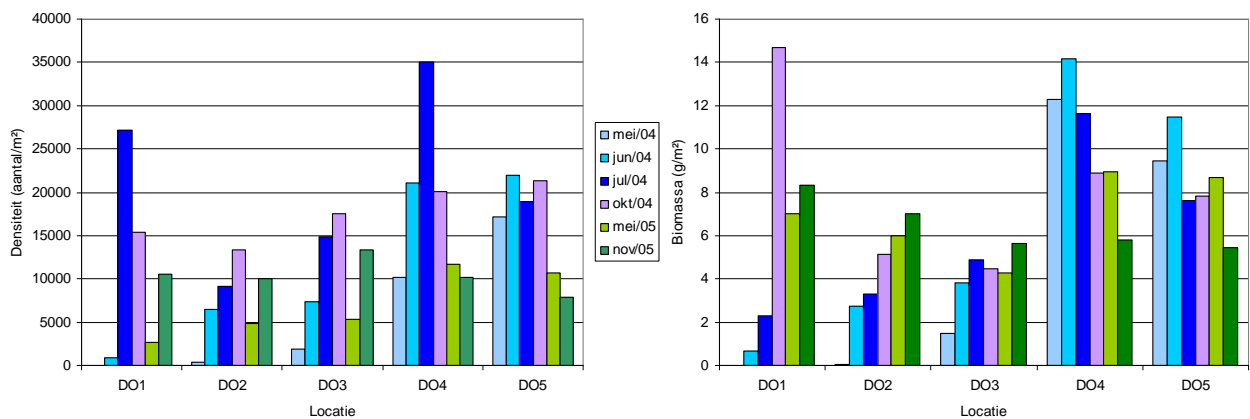
De totale densiteit nam tijdens de eerste drie maanden toe op de drie locaties op het afgegraven deel (figuur 9.5). Zoals reeds eerder werd aangegeven, kan de piek op locatie DO1 in juli 2004 verklaard worden door de aanwezigheid van Nopjeswier (*Vaucheria* sp.) in het staal. Naast grote aantallen Oligochaeta werd in dit wier ook *A. modesta* aangetroffen. Nopjeswier is de obligate voedselplant van *A. modesta* (Krug & Manzi, 1999). Deze slakkensoort werd dan ook uitsluitend op dit wier aangetroffen. Ook op locatie DO4 van het oorspronkelijke slik was er een toename in densiteit van het macrobenthos gedurende de eerste drie maanden. Tot en met mei 2005 waren de totale densiteiten hoger op de locaties van het oorspronkelijk slik. In november 2005 waren de densiteiten op de locaties van het afgegraven deel vergelijkbaar of zelfs iets hoger dan op die van het oorspronkelijk slik. Op de staalnamelocaties van de herstelde site nam de totale biomassa toe over de hele studieperiode, terwijl die op de locaties van het oorspronkelijk slik eerder afnam. Deze evoluties houden mogelijks verband met de evoluties van de sedimenteigenschappen op deze locaties (zie hoofdstuk 6). Zowel *N. diversicolor* als *C. volutator* zijn vooral te vinden op slibrijke gebieden (Ysebaert *et al.*, 2002). De grote biomassa op locatie DO1 in oktober 2004 was het gevolg van enkele grote exemplaren *N. diversicolor* in het staal. Ook de totale biomassa was tot en met mei 2005 groter op de locaties van het oorspronkelijk slik. In november 2005 was de totale biomassa op het herstelde gebied vergelijkbaar met of iets groter dan die op het oorspronkelijk slik (figuur 9.5).

In figuur 9.6 is de relatieve densiteit en biomassa op het Paardenschor per locatie weergegeven. Tijdens de eerste maanden na de werkzaamheden was het vooral *C. volutator* die de grootste bijdrage leverde aan de densiteit op de locaties van het herstelde gebied.

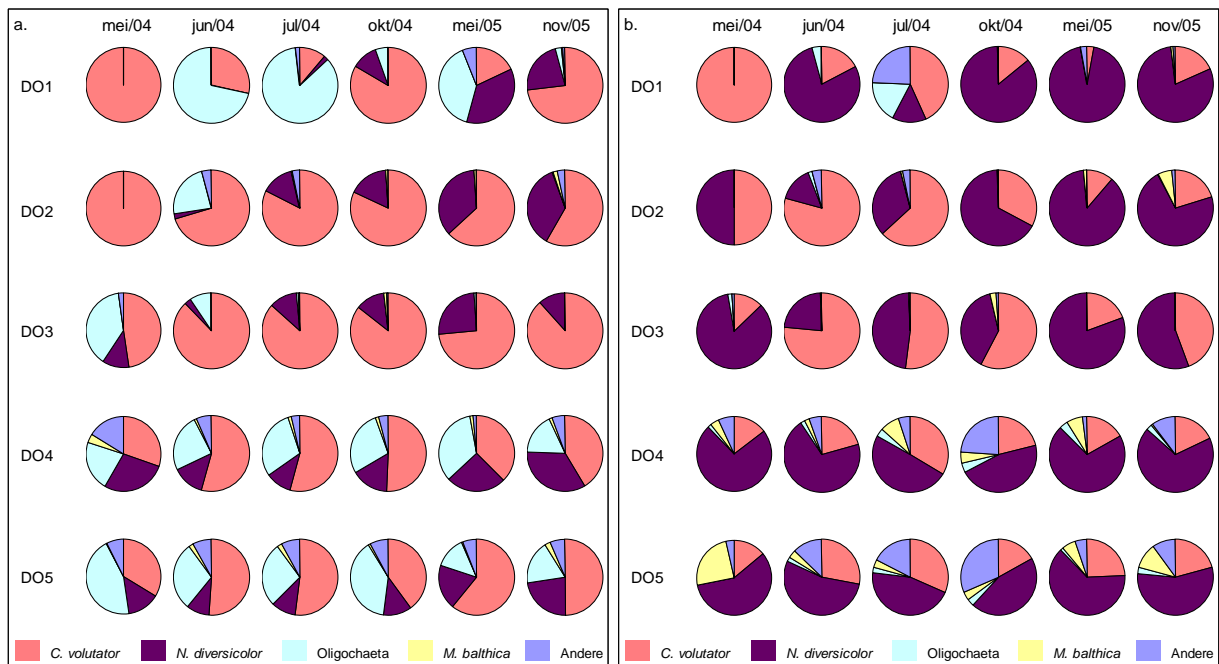
Op locatie DO1 werden in de tweede en derde maand na de afgraving relatief grote densiteiten Oligochaeta aangetroffen in vergelijking met die van de andere taxa. Ook in het staal van juni 2004 was Nopjeswier aanwezig. Vanaf juli 2004 was er een duidelijke toename in relatieve densiteit van *N. diversicolor*. Op de locaties van het oorspronkelijk slik was *C. volutator* minder dominant dan op de locaties van de herstelsite en leverden Oligochaeta en andere taxa ook een aanzienlijke bijdrage tot de totale densiteit. De verhoudingen van de verschillende taxa bleven ook stabiel in de tijd op oorspronkelijk slik.

Gedurende de eerste drie maanden na de afgraving hadden *C. volutator* of *N. diversicolor* in verhouding de grootste biomassa. In juli 2004 was er een aanzienlijke bijdrage van Oligochaeta en *A. modesta*. Vanaf oktober 2004 leverde *N. diversicolor* het grootste aandeel van de totale biomassa op de locaties van het herstelde gebied. Ook op de locaties van het oorspronkelijk slik zorgde *N. diversicolor* voor ongeveer de helft of meer van de totale biomassa. Opvallend was ook dat *M. balthica* en de overige taxa een niet te verwaarlozen bijdrage leverden aan de totale biomassa op de locaties van het oorspronkelijk slik (figuur 9.6).

Ondanks de soms vrij grote bijdrage aan de totale densiteit, was de biomassa van de Oligochaeta in verhouding klein, zowel op de herstelde site als op het oorspronkelijk slik.



Figuur 9.5: Totale densiteit en biomassa van macrobenthos per locatie op het Paardenschor in de periode mei tot en met november 2005.



Figuur 9.6: Relatieve densiteit (a) en biomassa (b) van macrobenthos per locatie op het Paardenschor in de periode mei tot en met november 2005.

In figuur 9.7 worden de densiteit en biomassa van de meest frequente benthostaxa op het Paardenschor weergegeven per locatie.

C. volutator

Reeds vanaf de eerste maand na afgraving was *C. volutator* aanwezig op locaties DO1, DO2 en DO3, weliswaar in lage densiteiten, maar deze namen zeer snel toe. In dezelfde periode werd ook een toename op de locaties van het oorspronkelijk slik vastgesteld.

De eerste twee maanden na de werkzaamheden waren de densiteiten van *C. volutator* groter op locaties DO4 en DO5 van het oorspronkelijk slik. Ook in de derde maand waren de densiteiten hoger op het oorspronkelijk slik, hoewel de densiteit op locatie DO3 van het hersteld gebied die van locatie DO4 wel overtrof. In oktober 2004 en november 2005 waren de densiteiten hoger op de locaties van het herstelde gebied.

Het verloop van de biomassa was zeer vergelijkbaar. Maximale densiteit en biomassa werden gemeten in juli 2004 op locatie DO4 van het oorspronkelijk slik, respectievelijk iets minder dan 19000 individuen/m² en 3.9g/m².

N. diversicolor

N. diversicolor werd in de eerste maand na afgraving nog niet aangetroffen op locaties DO1 en DO2. Wellicht verliep de kolonisatie dus iets langzamer dan het geval was bij *C. volutator*. In de derde maand na de werkzaamheden was er op alle locaties van het herstelde gebied een plotse toename in densiteit.

Tot en met mei 2005 waren de densiteiten groter op de locaties van het oorspronkelijk slik. Enkel in november 2005 waren de densiteiten vergelijkbaar, hoewel er grote verschillen werden gemeten tussen de locaties, zowel op het herstelde gebied als op het oorspronkelijk slik. De grootste densiteiten werden gemeten op locatie DO4, met een maximum van meer dan 3800 individuen/m².

Wat betreft de biomassa werd de grootste toename op het afgegraven deel pas vastgesteld in oktober 2004, met name op locaties DO1 en DO2. Vanaf mei 2005 waren de biomassa's op de locaties van het hersteld gebied al vergelijkbaar met die van het oorspronkelijk slik. Een maximale biomassa van 12.5g/m² werd gemeten in oktober 2004 op locatie DO1.

Oligochaeta

De densiteit van de Oligochaeta in de benthosstalen bleef steeds zeer laag op de locaties van het herstelde gebied. Enkel op locatie DO1 werd in juli 2004 een hoge densiteit vastgesteld, die zoals eerder vermeld kan toegewezen worden aan de aanwezigheid van Nopjeswier.

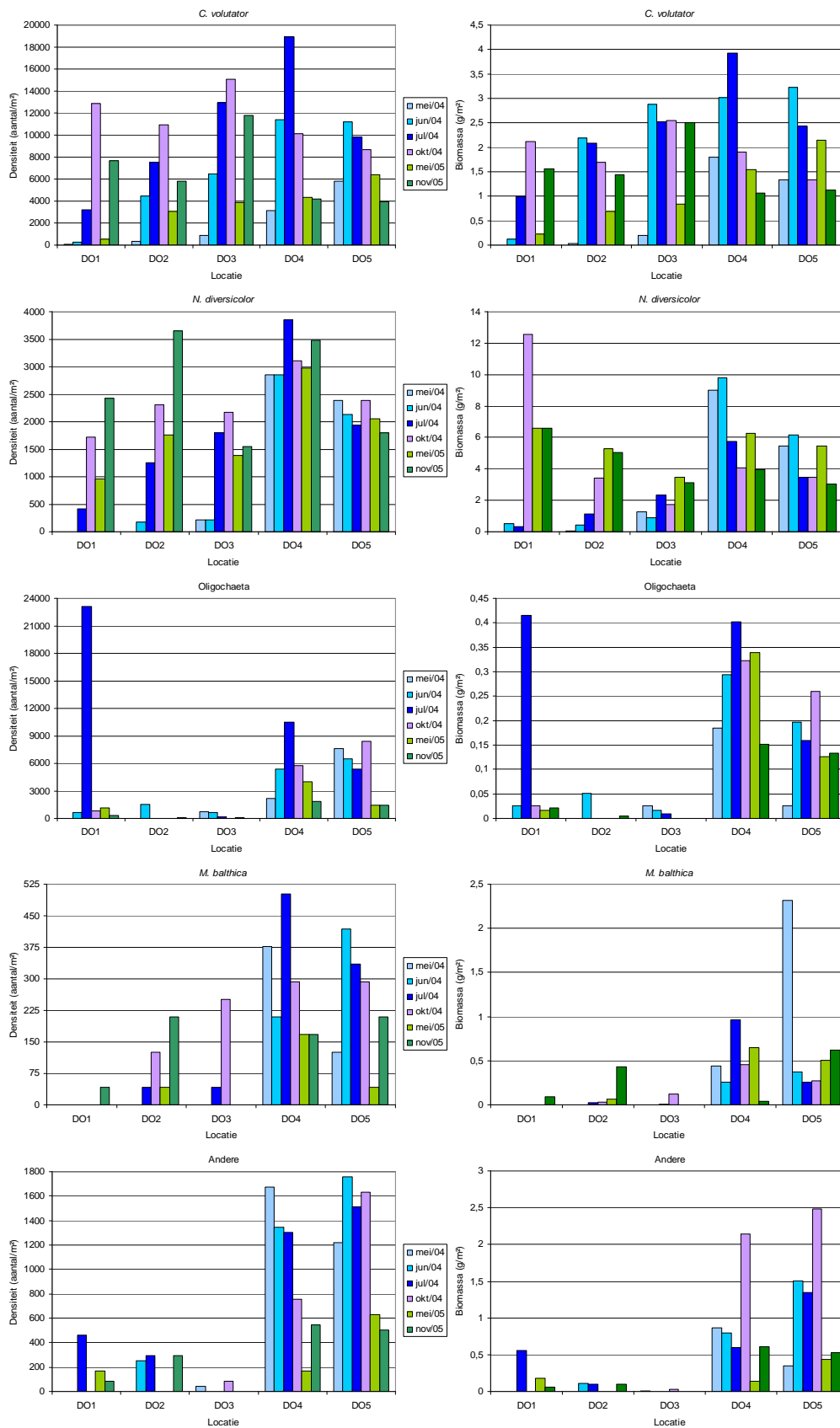
De densiteit was veel hoger op de locaties van het oorspronkelijk slik. Voor de biomassa werd een gelijkaardig patroon teruggevonden. De Oligochaeta dragen slechts weinig bij aan de totale biomassa van het macrobenthos op de verschillende locaties.

M. balthica

De densiteit van *M. balthica* was laag in vergelijking met die van *C. volutator*, *N. diversicolor* en Oligochaeta. Deze soort was het talrijkst op de locaties van het oorspronkelijk slik en werd gedurende het grootste deel van de studieperiode slechts sporadisch en in lage densiteiten waargenomen in de stalen van het hersteld gebied. Op het hersteld gebied werden telkens in het najaar de meeste exemplaren geteld. Ondanks de lage densiteit, was de bijdrage aan de totale biomassa meestal wel hoger dan die van de Oligochaeta (zie ook figuur 9.6).

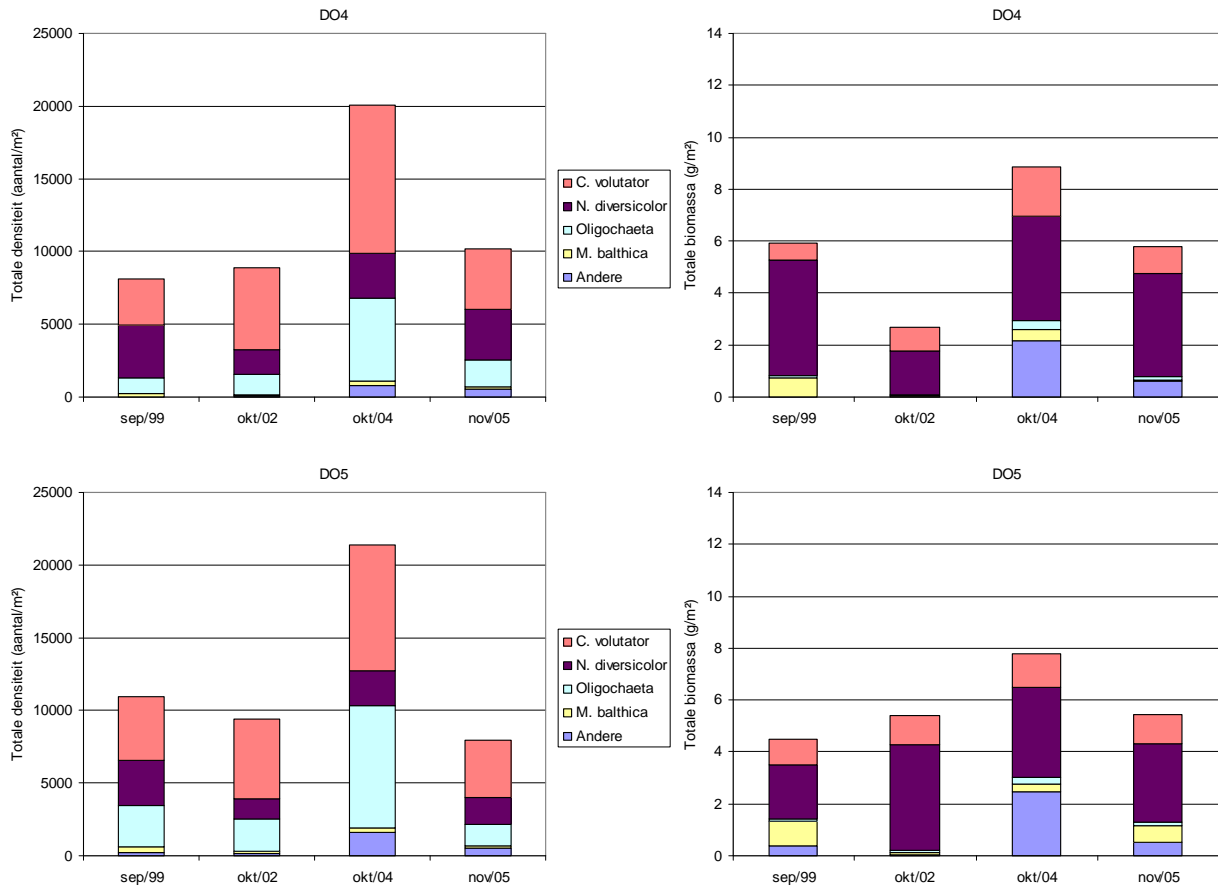
Andere

Van de minder frequent voorkomende taxa werden de hoogste densiteiten en biomassa's aangetroffen op de locaties van het oorspronkelijk slik. Op deze locaties waren *H. filiformis* en *H. ulvae* het talrijkst. *A. modesta* werd uitsluitend gevonden op locatie DO1, met een maximale densiteit en biomassa in juli 2004. Insectenlarven behorende tot de families Tipulidae en Limoniidae werden voor het eerst aangetroffen in 2005, eveneens enkel op locatie DO1. De aanwezigheid van deze herbivore taxa hangt samen met de vegetatieontwikkeling in de omgeving van deze staalnamelocatie.

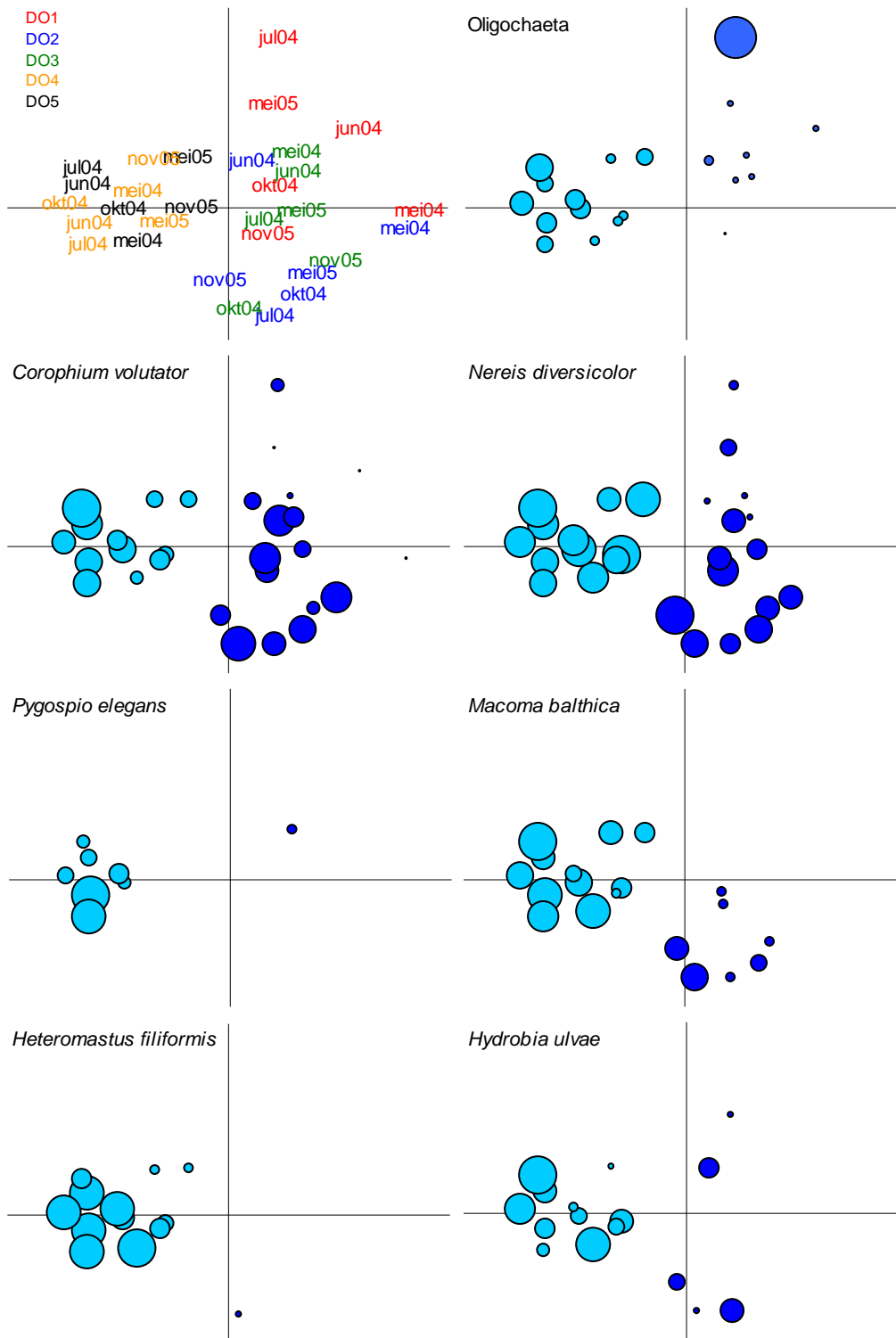


Figuur 9.7: Densiteit en biomassa van de vier meest frequente benthostaxa per locatie op het Paardenschor (mei 2004 tot en met november 2005). Bemerkt de verschillende schaal op de y-assen.

De totale densiteit in de stalen van de najaarscampagnes op de locaties van het oorspronkelijke slik verdubbelde in oktober 2004 in vergelijking met de najaren van 1999 en 2002. Ook de totale biomassa was groter op beide locaties (figuur 9.8). De toename in biomassa werd vooral veroorzaakt door de minder frequent voorkomende taxa, waarvan *H. filiformis* het belangrijkste deel uitmaakte. In november 2005 waren zowel totale densiteit als totale biomassa opnieuw afgenomen. Een eventueel verband met de opening van het Paardenschor is moeilijk na te gaan.



Figuur 9.8: Totale densiteit en biomassa van macrobenthos in de stalen van het oorspronkelijke slik uit de najaarscampagnes (1999 – 2005), met vermelding van de meest frequente taxa.



Figuur 9.9: Ordinatieplots op basis van een MDS analyse van de dichtheitsgegevens per locatie op het Paardenschor. Enkel de belangrijkste soorten worden weergegeven. De grootte van de cirkels is evenredig met de dichtheid van de desbetreffende soorten. Lichtblauwe cirkels geven de locaties weer op het oorspronkelijke slik (D04 en D05), donkerblauwe cirkels de locaties op het afgegraven gebied (D01, D02 en D03). De figuur bovenaan links geeft de temporele verschuivingen weer voor elk van de locaties in de MDS plot.

De resultaten van een MDS analyse op basis van de dichtheitsgegevens ((figuur 9.9) geven een overzicht van de verschillen tussen de macrobenthos populaties van de herstelde site en die van het oorspronkelijk slik op het Paardenschor. Het grote verschil zit in de afwezigheid van minder mobiele soorten zoals *H. filiformis* en *P. elegans* op het herstelde Paardenschor. In het eerste jaar na de afgraving zijn ook de twee mollusken *H. ulvae* en *M. balthica* er nagenoeg afwezig. In 2005 echter, hebben ze enkele zones van het afgegraven deel kunnen koloniseren. *C. volutator* en *N. diversicolor* zijn de meest mobiele soorten en hadden reeds enkele maanden na het beëindigen van de werken de afgegraven zone gekoloniseerd. Verwacht wordt dat in de toekomst ook de andere soorten de hoger gelegen locaties zullen koloniseren.

9.2.1.3 Soortendiversiteit Oligochaeta

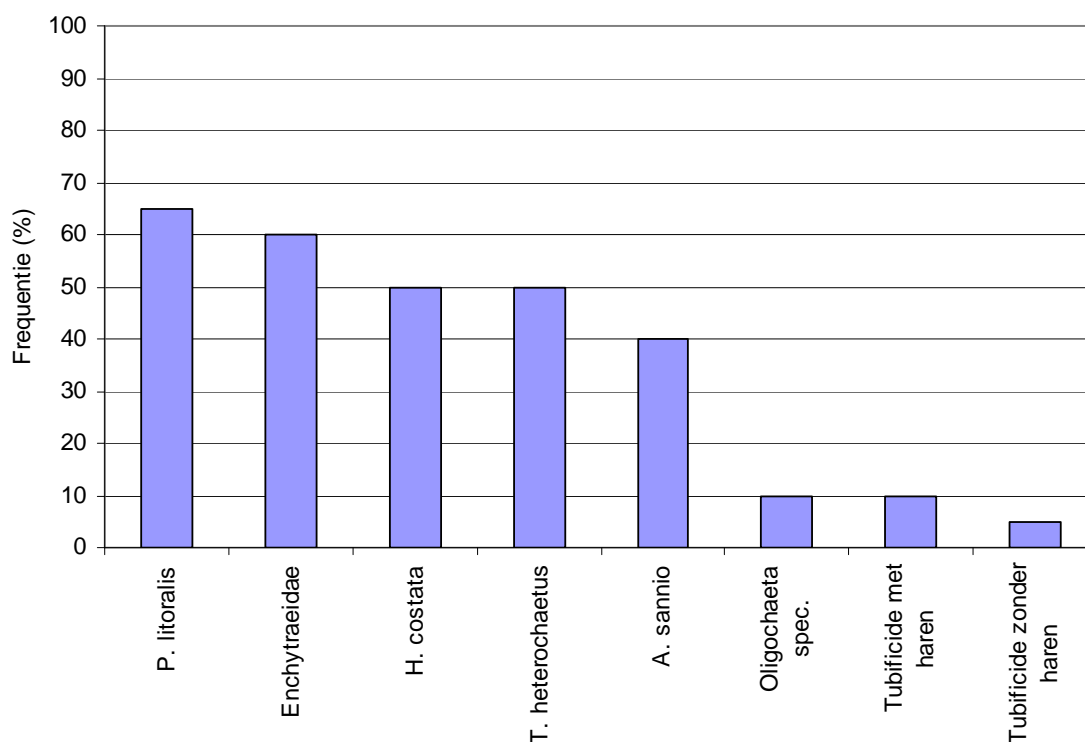
Taxasamenstelling voor de periode mei 2004 tot en met november 2005

In totaal konden 5 Oligochaetentaxa onderscheiden worden in de periode mei 2004 tot en met november 2005 (tabel 9.3). Wat de Enchytraeidae betreft, ging het wellicht om de soort *Lumbricillus lineatus*.

Tabel 9.3: Oligochaetentaxa waargenomen op het Paardenschor na de herinrichting (2004 – 2005).

Familie	Soort
Enchytraeidae	-
Naididae	<i>Amphichaeta sannio</i>
Naididae	<i>Paranais litoralis</i>
Tubificidae	<i>Heterochaeta costata</i>
Tubificidae	Tubificide zonder haren
Tubificidae	Tubificide met haren
Tubificidae	<i>Tubificoides heterochaetus</i>

Frequentie van voorkomen



Figuur 9.10: De frequentie van voorkomen van per taxon in de periode mei 2004 tot en met november 2005 (N = 20).

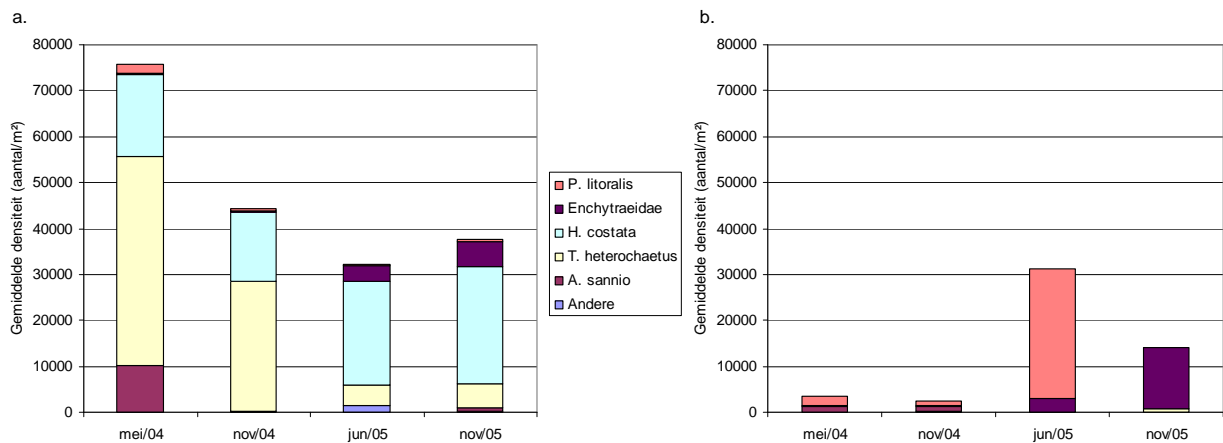
De vijf meest voorkomende taxa waren *Paranais litoralis* (65%), Enchytraeidae (60%), *Heterochaeta costata* (50%), *Tubificoides heterochaetus* (50%) en *Amphichaeta sannio* (40%) (figuur 9.10).

9.2.1.4 Densiteit Oligochaeta

Gemiddelde densiteit

De gemiddelde densiteit van de Oligochaeta op het oorspronkelijk slik was met meer dan 75000 individuen/m² zeer hoog vlak na de opening van het herstelde Paardenschor (figuur 9.11). In de rest van de studieperiode bleef de gemiddelde densiteit steeds lager dan 45000 individuen/m². Er waren belangrijke verschuivingen in het aandeel van de verschillende taxa. De densiteit van *T. heterochaetus* nam sterk af over de studieperiode, terwijl de densiteit van *H. costata* en Enchytraeidae toenam. Opvallend was ook dan *A. sannio* enkel in mei 2004 in hoge densiteit voorkwam.

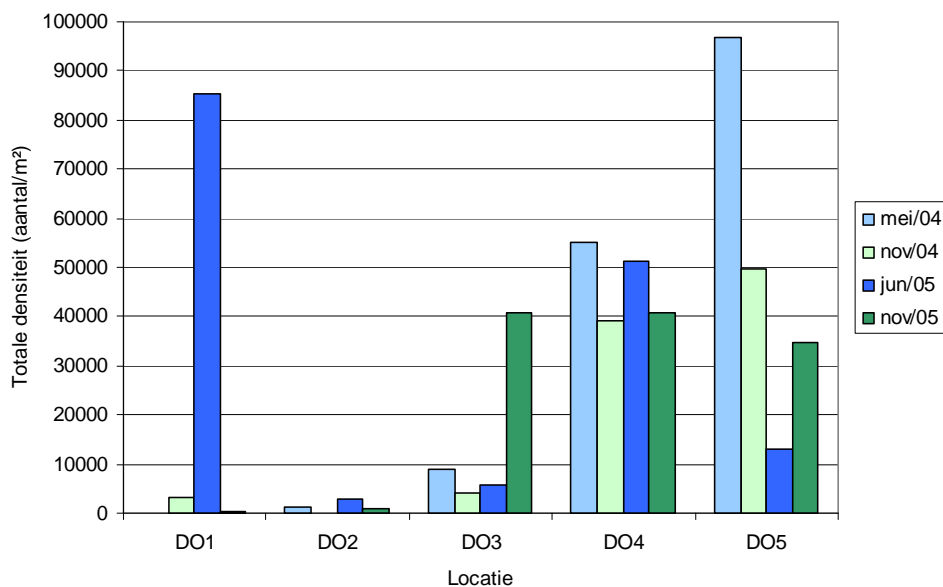
Op het hersteld gebied bleef de densiteit aan Oligochaeta steeds zeer laag gedurende de studieperiode. De piek in juni 2005 hangt samen met de aanwezigheid van Nopjeswier in het Oligochaetenstaal van locatie DO1. In dit wier werd voornamelijk *P. litoralis* massaal aangetroffen. De hoge gemiddelde densiteit van Enchytraeidae in november 2005 is een gevolg van de grote aantallen die werden aangetroffen in het staal van locatie DO3.



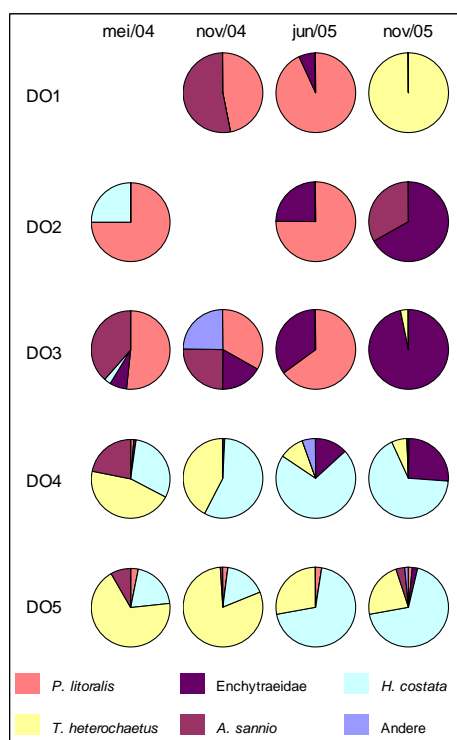
Figuur 9.11: Gemiddelde densiteit van Oligochaeta op (a) het oorspronkelijk slik en (b) het hersteld gebied van het Paardenschor (2004 – 2005), met vermelding van de meest frequente taxa.

Densiteit en soortensamenstelling per locatie

Op alle locaties van het hersteld gebied (DO1, DO2 en DO3) bleef de totale densiteit aan Oligochaeta laag gedurende de studieperiode (figuur 9.12). Op locatie DO3 waren de densiteiten doorgaans wel iets hoger dan op beide andere locaties van het hersteld gebied, met in november 2005 een zeer hoge densiteit aan Enchytraeidae. De aanwezigheid van een geul op deze locatie zorgde mogelijk voor een versnelde kolonisatie. Daarnaast is er ook nog de piek op locatie DO1 in juni 2005 ten gevolge van de aanwezigheid van Nopjeswier in het staal. De totale densiteit was bijna altijd hoger op de locaties van het oorspronkelijk slik, met een maximum van meer dan 96500 Oligochaeta/m² in mei 2004 op locatie DO5. Hiervan maakte *T. heterochaetus* het grootste deel uit. Op locatie DO5 werden tevens de grootste fluctuaties in de totale densiteit vastgesteld. In november 2005 kenden locaties DO3, DO4 en DO5 vergelijkbare densiteiten, maar op locatie DO3 waren de Enchytraeidae zeer dominant, terwijl er op DO4 en DO5 aanzienlijke bijdragen waren van verschillende taxa, met *H. costata* als belangrijkste soort (figuur 9.13). Op het oorspronkelijk slik waren *H. costata* en *T. heterochaetus* de dominante soorten. Op de locaties van het hersteld gebied was *P. litoralis* meestal de dominante soort, maar in november 2005 werden de Enchytraeidae overheersend op locaties DO2 en DO3. Op locatie DO1 verdween *P. litoralis* zelfs volledig en werd enkel *T. heterochaetus* aangetroffen (figuur 9.13).

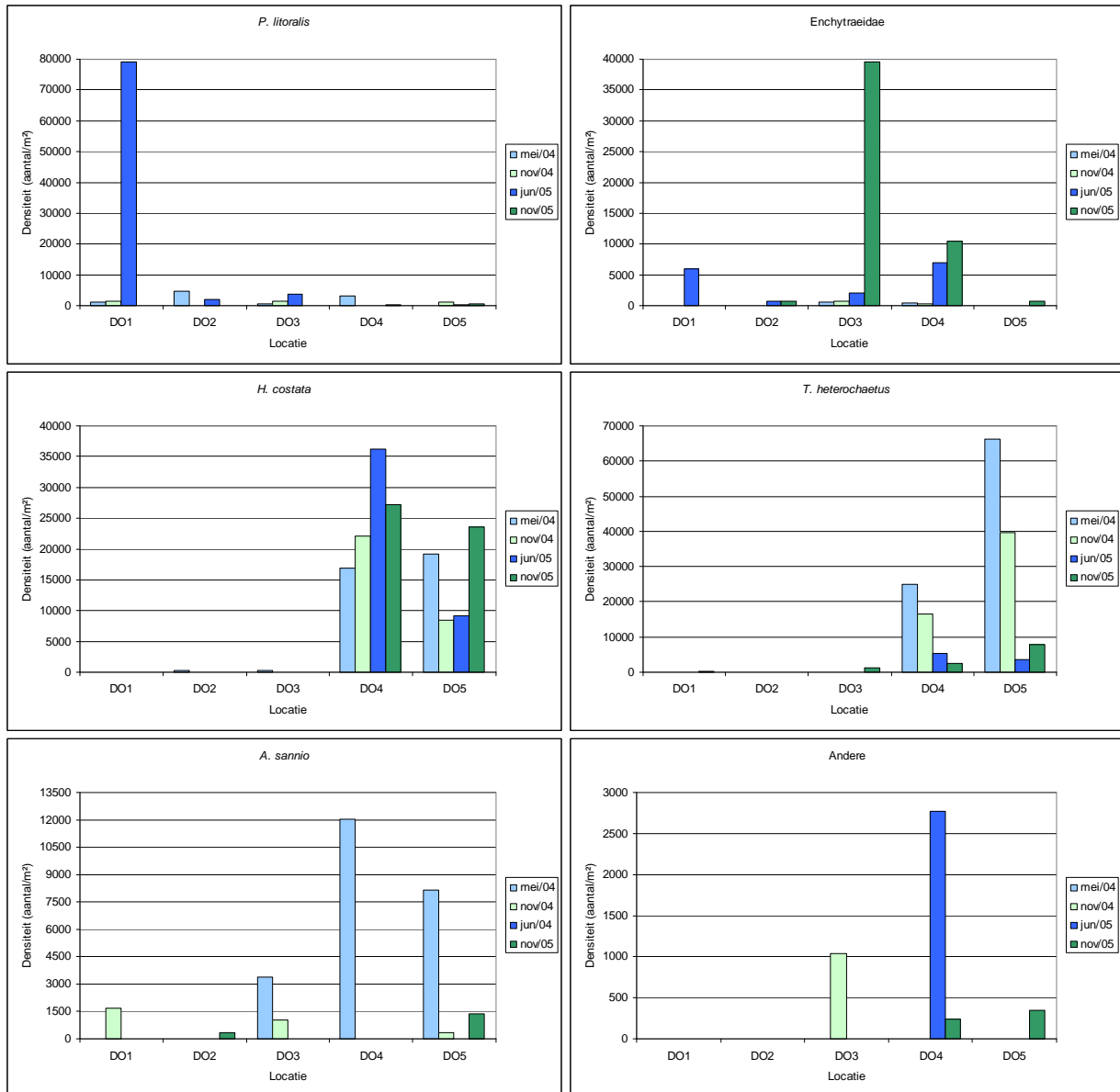


Figuur 9.12: Totale densiteit van de Oligochaeta per locatie op het Paardenschor (2004 – 2005).



Figuur 9.13: Relatieve densiteit van de Oligochaeta per locatie op het Paardenschor (2004 – 2005).

Op de piek in juni 2005 na, waren de densiteiten van *P. litoralis* steeds zeer laag op alle staalnamelocaties, inclusief die van het oorspronkelijk slik. Ook de densiteiten van de Enchytraeidae waren overal meestal laag. *H. costata* en *T. heterochaetus* werden bijna uitsluitend op de locaties van het oorspronkelijk slik aangetroffen. De densiteiten van beide soorten waren hoog op het oorspronkelijk slik. *T. heterochaetus* kende wel een sterke afname naar het eind van de studieperiode. *A. sannio* werd zowel op de locaties van het oorspronkelijk slik als op die van het hersteld gebied slechts sporadisch aangetroffen en meestal in lage densiteiten. De hoogste densiteiten van deze soort werden gevonden op locaties DO3, DO4 en DO5 in mei 2004 (figuur 9.14).



Figuur 9.14: Densiteit van de vijf meest frequente Oligochaetentaxa per locatie op het Paardenschor (2004 – 2005). Bemerkt de verschillende schaal op de y-assen.

9.2.1.5 Benthos in de Oligochaetenstalen

In de Oligochaetenstalen werden ook nog 19 andere benthostaxa onderscheiden (tabel 9.4). Polychaeta en Crustacea vormden de belangrijkste groepen, met elk 7 taxa. Daarnaast werden ook nog Acari en Collembola aangetroffen, maar deze taxa werden niet tot het benthos gerekend.

Tabel 9.4: Andere taxa in de Oligochaetenstalen van het Paardenschor (2004 – 2005); ?: konden slechts tot op familieniveau gedetermineerd worden (DF=deposit feeder, FF=filter feeder, O=omnivoor, P=predator, H=herbivoor).

Phylum	Klasse	Orde	Familie	Soort	Trofische groep
Annelida	Polychaeta	Aciculata	Nereididae	<i>Nereis diversicolor</i>	O
	Polychaeta	Canalipalpata	Sabellidae	<i>Manayunkia aestuarina</i>	FF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Streblospio benedicti</i>	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Pygospio elegans</i>	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Polydora</i> sp.	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	?	DF
	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	DF
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	<i>Corophium volutator</i>	DF
	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	?	DF
	Crustacea	Copepoda	-	-	DF
	Crustacea	Decapoda	Crangonidae	<i>Crangon crangon</i>	P
	Crustacea	Isopoda	Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>	DF
	Crustacea	Mysida	Mysidae	<i>Neomysis integer</i>	O
	Crustacea	Ostracoda	-	-	DF
	Insecta	Diptera	Dolichopodidae	-	P
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Tellinidae	<i>Macoma balthica</i>	DF
	Gastropoda	Neotaenioglossa	Assimineidae	<i>Assiminea grayana</i>	DF
	Gastropoda	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Hydrobia ulvae</i>	DF
Nematoda	-	-	-	-	DF

9.2.2 Ketenisse schor

9.2.2.1 Soortendiversiteit macrobenthos

Taxasamenstelling voor de periode 2002 tot en met 2005

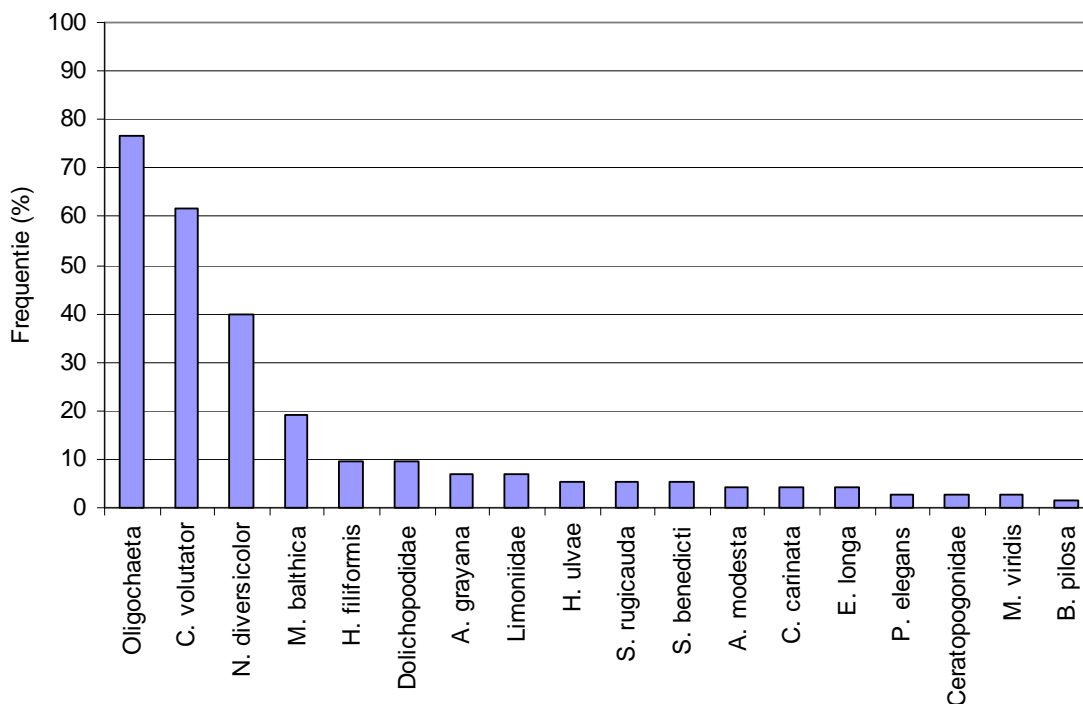
In totaal werden 18 taxa onderscheiden in de macrobenthosstalen van Ketenisse schor (tabel 9.5). Annelida vormden met 7 taxa de voornaamste groep, gevolgd door de Arthropoda. Van *Marenzelleria viridis* werden slechts twee (onvolledige) exemplaren aangetroffen. *Pygospio elegans* werd slechts éénmalig aangetroffen (oktober 2004). De meeste taxa waren deposit feeders.

Tabel 9.5: Taxa waargenomen op Ketenisse schor na de herinrichting (2002 – 2005) (DF=deposit feeder, FF=filter feeder, O=omnivoor, P=predator, H=herbivoor).

Phylum	Klasse	Orde	Familie	Soort	Trofische groep
Annelida	Oligochaeta	-	-	-	DF
	Polychaeta	Aciculata	Nereididae	<i>Nereis diversicolor</i>	O
	Polychaeta	Aciculata	Phyllodocidae	<i>Eteone longa</i>	P
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Marenzelleria viridis</i>	P
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Pygospio elegans</i>	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Streblospio benedicti</i>	DF
	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	DF
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	<i>Corophium volutator</i>	DF
	Crustacea	Amphipoda	Haustoriidae	<i>Bathyporeia pilosa</i>	DF
	Crustacea	Isopoda	Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>	DF
	Crustacea	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Sphaeroma rugicauda</i>	DF
	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	-	DF
	Insecta	Diptera	Dolichopodidae	-	P
	Insecta	Diptera	Limoniidae	-	H
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Tellinidae	<i>Macoma balthica</i>	DF
	Gastropoda	Neotaenioglossa	Assimineidae	<i>Assiminea grayana</i>	DF
	Gastropoda	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Hydrobia ulvae</i>	DF
	Gastropoda	Sacoglossa	Limapontiidae	<i>Alderia modesta</i>	H

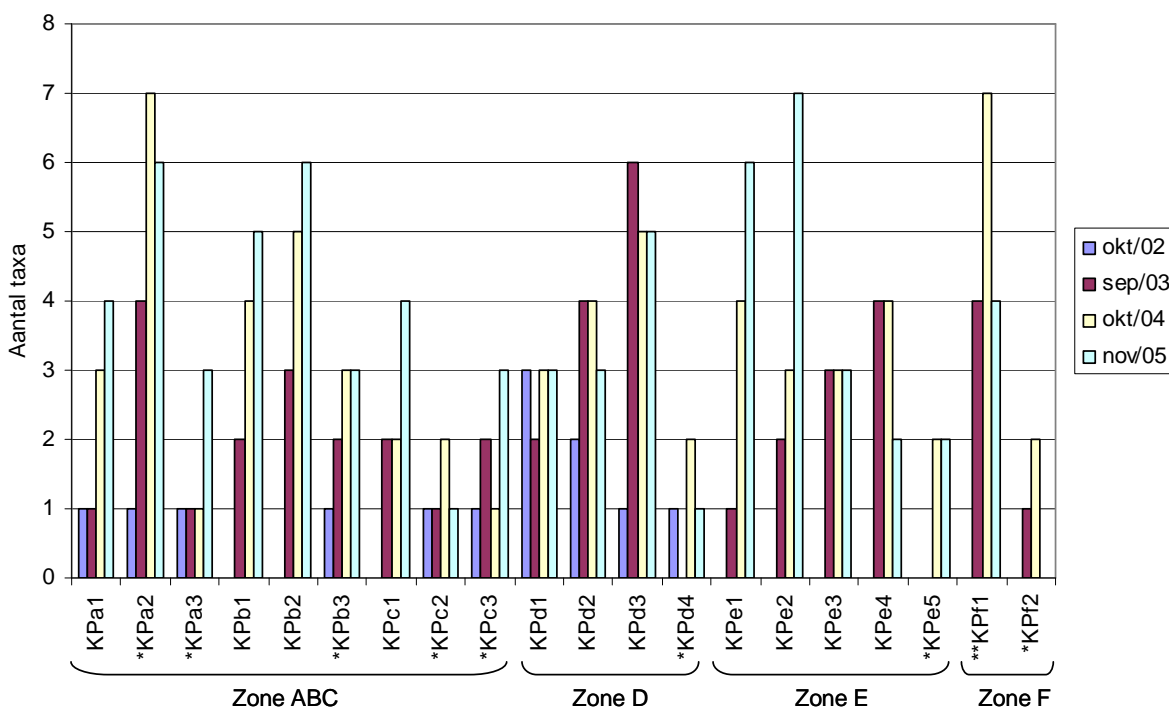
Frequentie van voorkomen

De frequentie van voorkomen van alle taxa over het gehele studiegebied werd uitgezet in figuur 9.15. De vijf meest voorkomende taxa waren: Oligochaeta (76.7%), *C. volutator* (61.6%), *N. diversicolor* (39.7%), *M. balthica* (19.2%) en *H. filiformis* (9.6%).



Figuur 9.15: Frequentie van voorkomen per taxon voor de periode 2002 tot en met 2005 (N = 73).

Op de meeste locaties nam het aantal taxa toe gedurende de studieperiode (figuur 9.16). Zowel op het afgegraven deel als op het oorspronkelijke slik waren er echter ook locaties waar het aantal taxa vrij stabiel bleef.



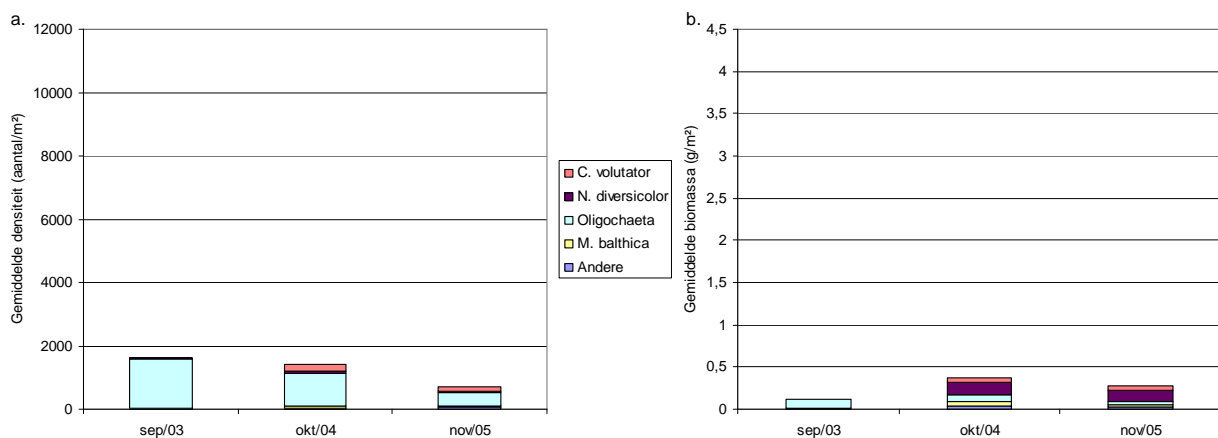
Figuur 9.16: Aantal taxa per locatie op Ketenisse schor (2002 – 2005). De locaties in zones E en F werden niet bemonsterd in 2002. *: locatie op oorspronkelijk slik, **: locatie in oorspronkelijk schor.

9.2.2.2 Densiteit en biomassa benthos

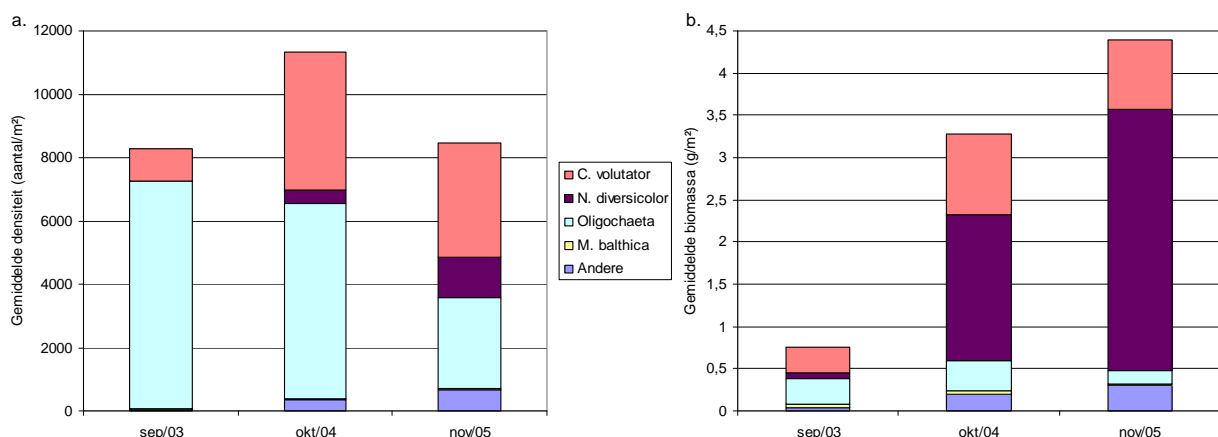
Gemiddelde densiteit en biomassa

De gemiddelde densiteit en biomassa van het macrobenthos op Ketenisse schor werd voor de jaren 2003 tot 2005 weergegeven in figuren 9.17 en 9.18, samen met het aandeel van de meest frequente taxa.

Op het oorspronkelijk slik werd het macrobenthos doorheen de hele studieperiode in lage densiteiten gevonden, steeds minder dan 2000 organismen/m². Vooral de Oligochaeta verminderden sterk. Ook de totale gemiddelde biomassa was er steeds laag en kwam nooit boven 0.5g/m². Op het hersteld gebied bevonden zich een jaar na de werkzaamheden al gemiddeld meer dan 8200 organismen/m². In oktober was er een toename tot 11300 organismen/m² om daarna terug tot op het niveau van september 2003 te komen. Doorheen de studieperiode werd een toename vastgesteld in de densiteit van *N. diversicolor* en die van de minder frequent voorkomende taxa. De densiteit van de Oligochaeta nam af en die van *C. volutator* was toegenomen in oktober 2004 om vervolgens terug licht af te nemen. De totale biomassa op het hersteld gebied nam steeds toe over de studieperiode, van 0.75g/m² in september 2003 tot 4.4g/m² in november 2005. *N. diversicolor* leverde veruit de grootste bijdrage aan deze toename.



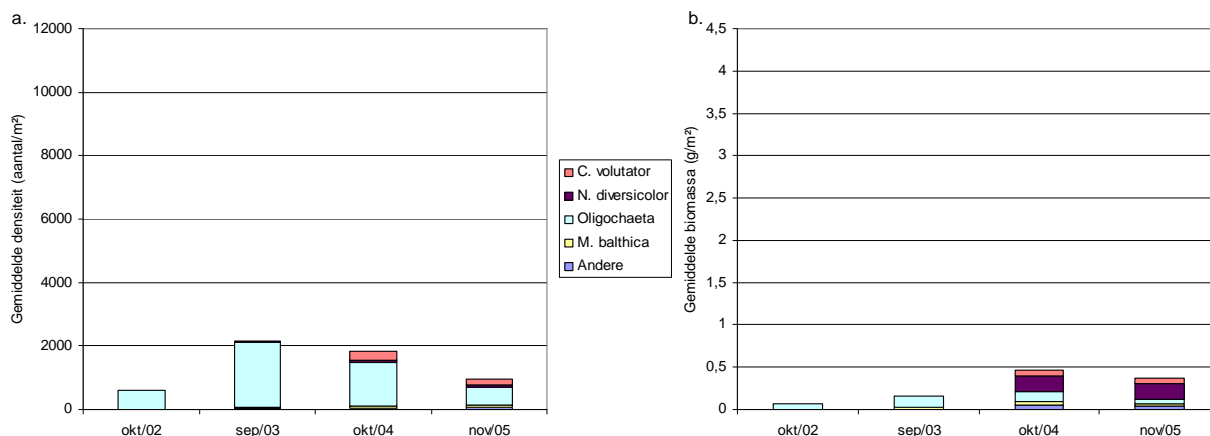
Figuur 9.17: (a) Gemiddelde densiteit en (b) gemiddelde biomassa van macrobenthos op het oorspronkelijk slik van Ketenisse schor (2003 – 2005), met vermelding van de meest frequente taxa.



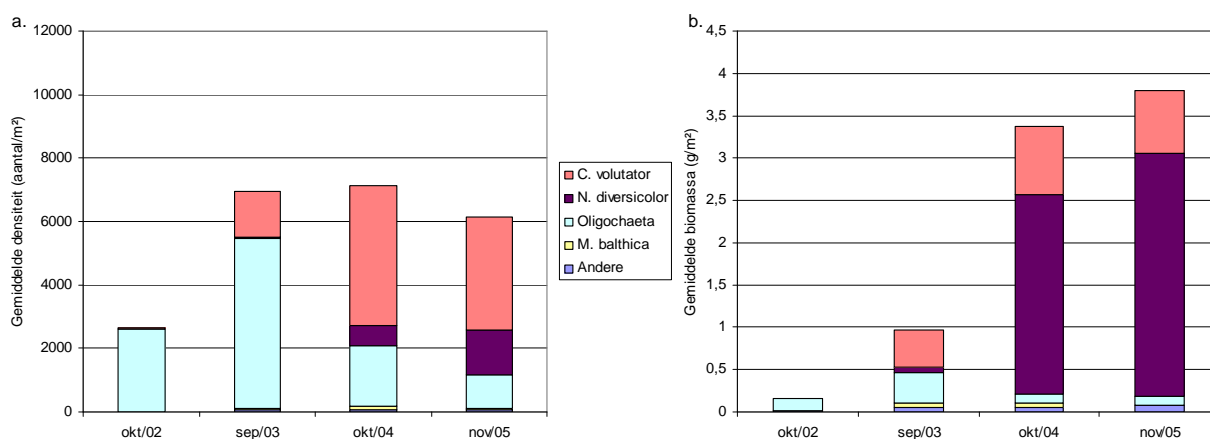
Figuur 9.18: (a) Gemiddelde densiteit en (b) gemiddelde biomassa van macrobenthos op het hersteld gebied van Ketenisse schor (2003 – 2005), met vermelding van de meest frequente taxa.

Om inzicht te krijgen in de trends vanaf de voltooiing van de werkzaamheden, werd in figuren 9.19 en 9.20 de gemiddelde densiteit en biomassa uitgezet vanaf 2002 voor de zones ABC en D.

Vlak na de werken werden op het hersteld gebied en op het oorspronkelijk slik voornamelijk Oligochaeta aangetroffen. De gemiddelde densiteit op het hersteld gebied lag echter al onmiddellijk bijna vier keer hoger dan op het oorspronkelijk slik. Een jaar na de afgraving, waren de gemiddelde densiteit en biomassa er meer dan verdubbeld. Ook op het oorspronkelijk slik werd een grote toename van de gemiddelde densiteit vastgesteld, maar de gemiddelde densiteit bleef er veel lager dan die op het hersteld gebied. Het feit dat zowel op het oorspronkelijk slik als op het hersteld gebied een toename werd vastgesteld betekent wellicht dat het tijdstip van staalname een grote impact heeft op de waargenomen aantallen en ook op de soortensamenstelling. De globale patronen in de gemiddelde densiteiten, biomassa's en soortensamenstelling vanaf september 2003 waren vergelijkbaar met die van de gemiddelden over alle locaties.



Figuur 9.19: (a) Gemiddelde densiteit en (b) gemiddelde biomassa van macrobenthos op het oorspronkelijk slik van Ketenisse schor (2003 – 2005), exclusief de e- en f-raai, met vermelding van de meest frequente taxa.

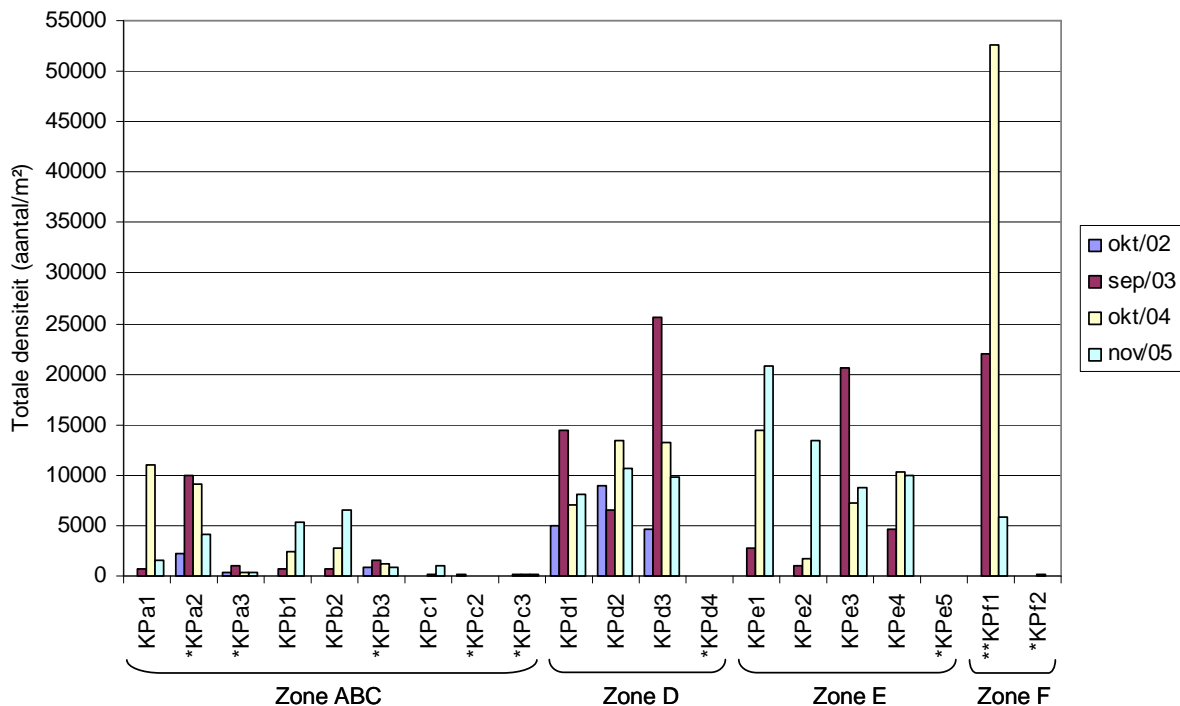


Figuur 9.20: (a) Gemiddelde densiteit en (b) gemiddelde biomassa van macrobenthos op het hersteld gebied van Ketenisse schor (2003 – 2005), exclusief de e- en f-raai, met vermelding van de meest frequente taxa.

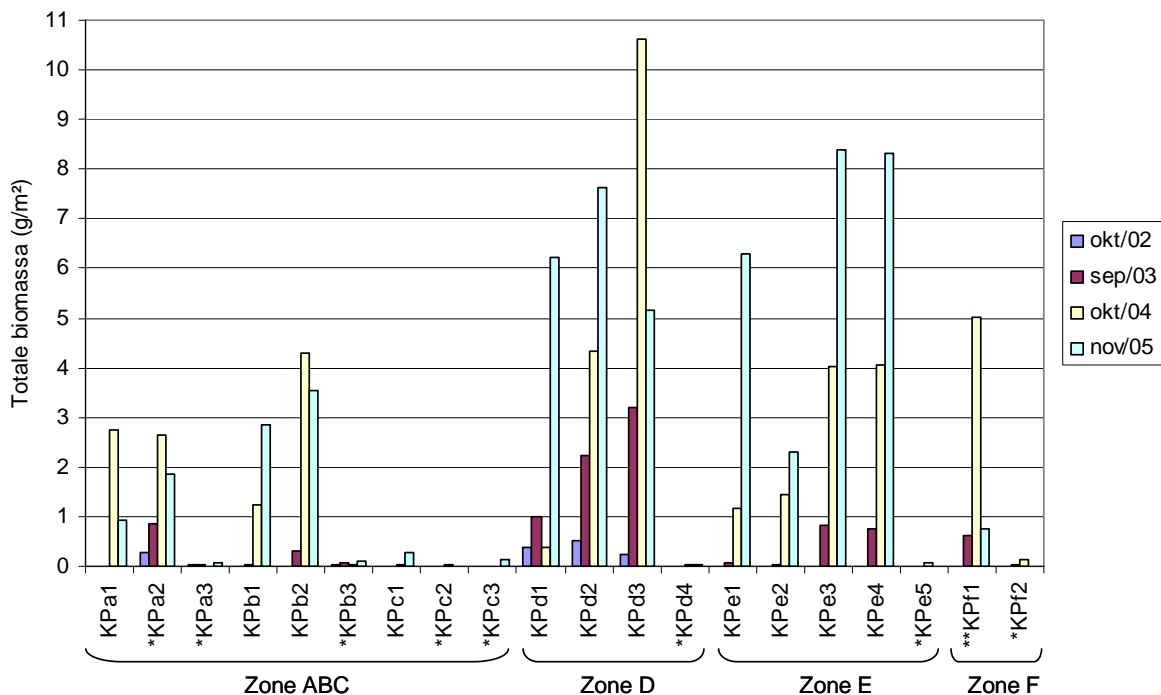
Densiteit en biomassa per locatie

Op de locaties van het oorspronkelijk slik waren de densiteiten en biomassa's meestal veel kleiner dan die op de locaties van het hersteld gebied (figuren 9.21 en 9.22). Enkel op KPa2, een locatie die dicht bij het hersteld gebied ligt, werd een hogere densiteit en biomassa vastgesteld. De maximale densiteit werd vastgesteld op locatie KPf1, met ruim 52500 organismen/m² in oktober 2004. KPf1 ligt vrij hoog in het tijvenster, tussen restanten van het oorspronkelijk schor. Over de hele studieperiode bekeken, werden de grootste densiteiten en biomassa's teruggevonden op het hersteld gebied van zone D en E en op KPf1. In het slibrijke sediment van zone D werden al van bij de eerste staalname hoge densiteiten aan bodemdieren vastgesteld. Een jaar na de afgraving werd op de meeste locaties

van het hersteld gebied een toename in densiteit vastgesteld, die zich op locaties KPb1, KPb2, KPe1 en KPe2 verder zette. De biomassa nam op bijna alle locaties van het hersteld gebied toe over de hele studieperiode. KPc1 was de enige locatie op het hersteld gebied waar zowel densiteit als biomassa zeer laag bleven. Ook op de locaties van het oorspronkelijk slik bleven de densiteiten en biomassa's meestal vrij stabiel.



Figuur 9.21: Totale densiteit per locatie op Ketenisse schor (2002 – 2005). Zones E en F werden niet bemonsterd in 2002. *: locatie op oorspronkelijk slik, **: locatie in oorspronkelijk schor.



Figuur 9.22: Totale biomassa per locatie op Ketenisse schor (2002 – 2005). Zones E en F werden niet bemonsterd in 2002. *: locatie op oorspronkelijk slik, **: locatie in oorspronkelijk schor.

In figuur 9.23 worden de densiteit en biomassa van de meest frequente benthostaxa op Ketenisse schor weergegeven per locatie.

C. volutator

Al van bij de eerste staalname werd *C. volutator* in zeer lage densiteiten teruggevonden op een aantal locaties van het hersteld gebied. In september 2003 werd er een sterke toename vastgesteld in densiteit en biomassa, die zich verder zette in 2004. In 2005 was er op sommige locaties een lichte afname merkbaar, maar zowel densiteit als biomassa bleven steeds veel groter dan op het oorspronkelijk slik. Een maximale densiteit van meer dan 10500 individuen/m² werd vastgesteld op locatie KPd2 in oktober 2004. In hetzelfde jaar werd een maximale biomassa van 3.2g/m² vastgesteld op locatie KPe4.

N. diversicolor

Vlak na de afgraving werd *N. diversicolor* niet waargenomen op het hersteld gebied. Op het oorspronkelijk slik werden enkel op locatie KPc2 kleine aantallen van deze soort gevonden. Een jaar na de herstelwerkzaamheden, werd de soort in zeer lage densiteiten aangetroffen op enkele locaties: KPd3 en KPe4 op het hersteld gebied, Kpa2 en KPc3 op het oorspronkelijk slik en KPf1 tussen de restanten van het oorspronkelijk schor. In 2004 werd *N. diversicolor* op de meeste locaties van het hersteld gebied teruggevonden, maar meestal bleven zowel de densiteiten als de biomassa's eerder laag. Op KPd3 werd in dit jaar wel de maximale biomassa vastgesteld: 8.4g/m². Behalve op KPa2 werd de soort in 2004 niet vastgesteld op de locaties van het oorspronkelijk slik. In oktober 2005 werd *N. diversicolor* op alle locaties van het hersteld gebied gevonden. De grootste densiteiten en biomassa's werden teruggevonden op het hersteld gebied van de b-raai en van zones D en E. Op de meeste locaties waren densiteit en biomassa bovendien toegenomen ten opzichte van het voorgaande jaar. Op het oorspronkelijk slik bleef de soort doorgaans afwezig.

Oligochaeta

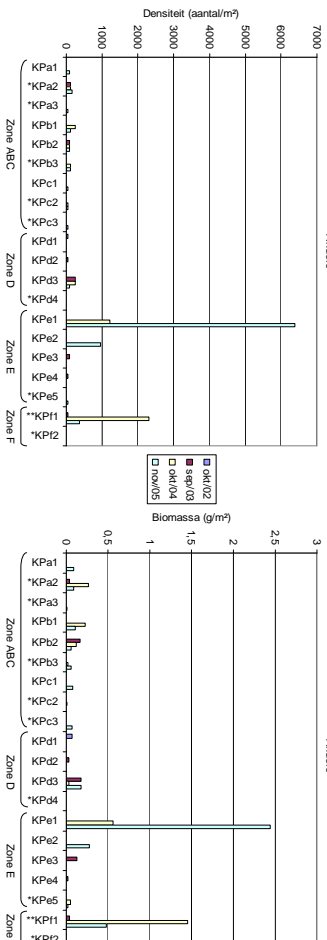
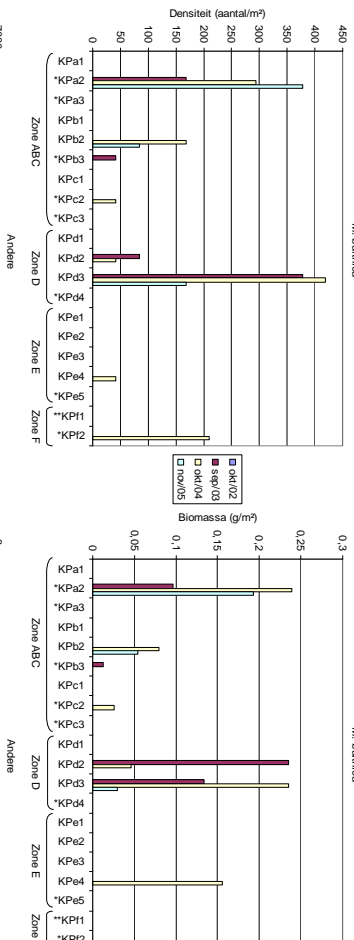
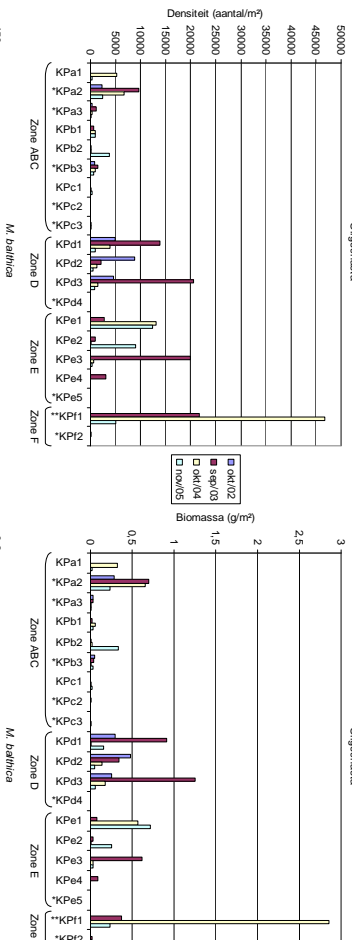
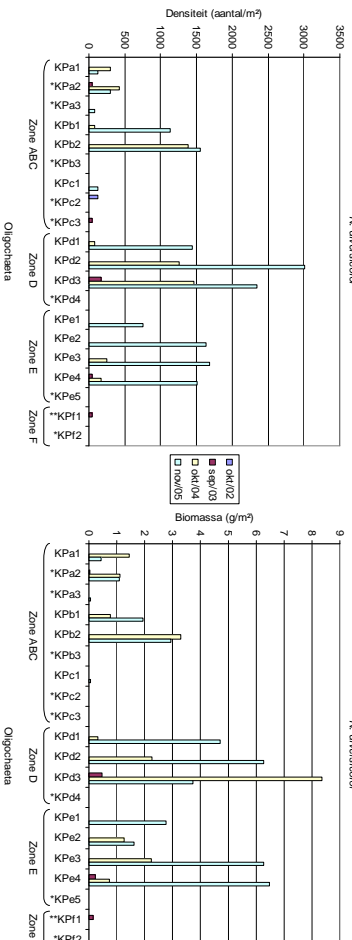
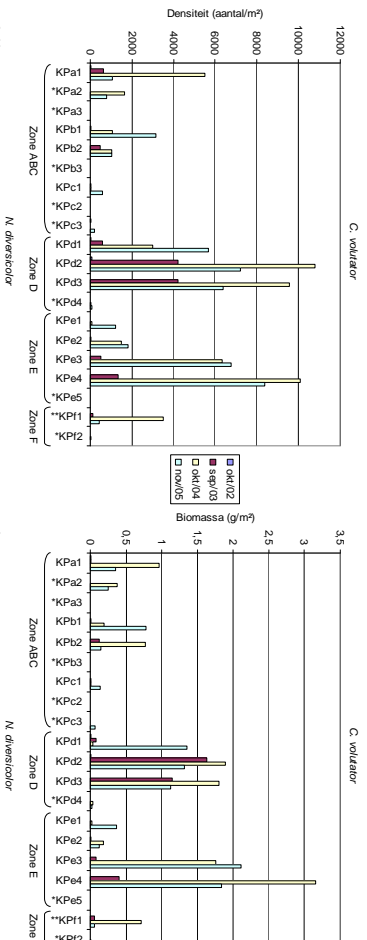
Bij de eerste staalname in 2002 werden Oligochaeta op de meeste locaties van het oorspronkelijk slik gevonden, maar steeds in lage densiteiten. Op het hersteld gebied werd dit taxon enkel op de locaties van zone D aangetroffen. Hier waren de densiteiten en biomassa's meteen hoger dan op de locaties van het oorspronkelijk slik. In september 2003 werden Oligochaeta in hoge densiteiten aangetroffen op de meeste locaties van het hersteld gebied, maar ook op KPa2 op het oorspronkelijk slik en KPf1 tussen de restanten van het oorspronkelijk schor. In 2004 werd op de meeste locaties echter een afname vastgesteld. Nochtans werd in ditzelfde jaar zowel de maximale densiteit als biomassa vastgesteld voor de studieperiode. Dit gebeurde op locatie KPf1, respectievelijk 46500 individuen/m² en 2.9g/m². In 2005 werden op bijna alle locaties Oligochaeta aangetroffen, maar zowel densiteiten als biomassa's waren meestal laag. Op de locaties van het oorspronkelijk slik bleven de densiteiten en biomassa's doorgaans laag gedurende de hele studieperiode.

M. balthica

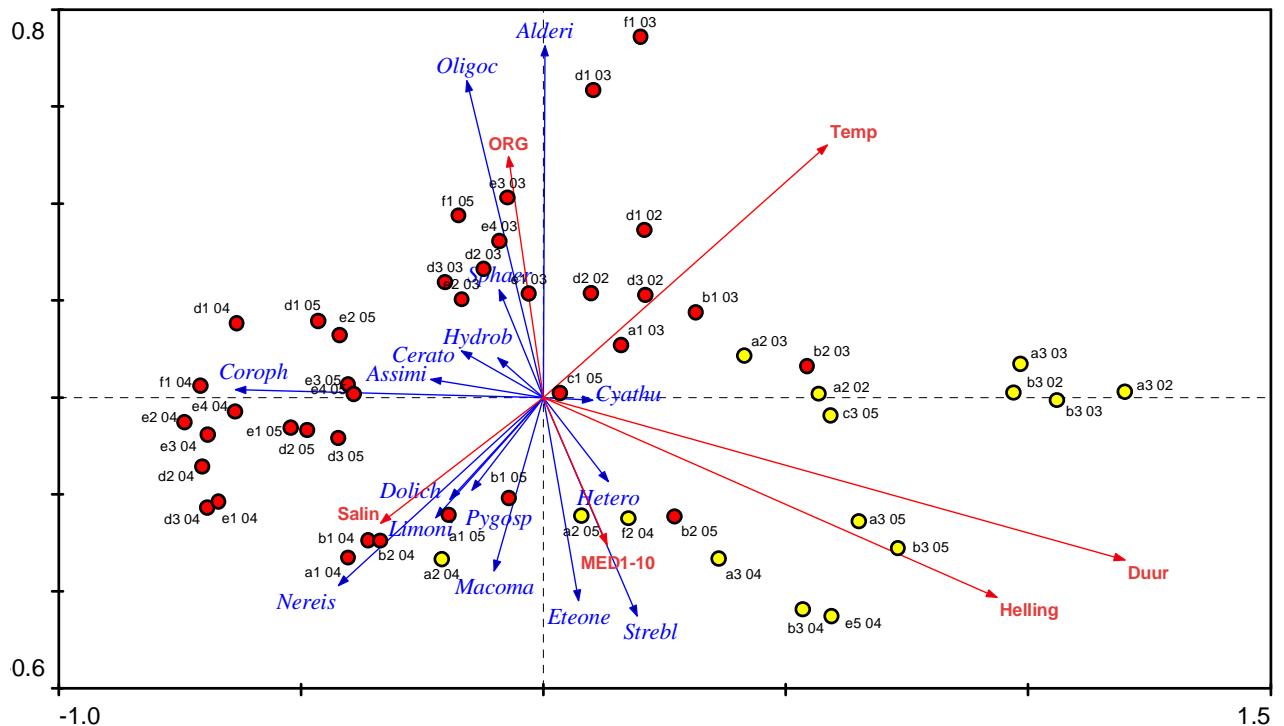
Deze soort werd pas vanaf 2003 waargenomen op Ketenisse schor. *M. balthica* werd niet op alle locaties aangetroffen en meestal ging het om een enkele waarneming van een klein aantal individuen. Enkel op locatie KPa2 op het oorspronkelijk slik en KPd3 op het hersteld gebied werd de soort drie jaar op rij aangetroffen. Op beide locaties waren de densiteit en biomassa doorgaans ook het grootst. De densiteiten waren veel lager dan die van *C. volutator*, *N. diversicolor* en Oligochaeta en ook de bijdrage aan de totale biomassa was verwaarloosbaar.

Andere

De densiteiten en biomassa's van de minder frequent voorkomende taxa waren doorgaans zeer laag gedurende de hele studieperiode. In de twee laatste jaren werden wel vrij grote densiteiten en biomassa's teruggevonden op de hoog gelegen locaties van zone E en op locatie KPf1 tussen de restanten van het oorspronkelijk schor. Vooral de grootste bijdrage kwam van *A. grayana*. Vooral ter hoogte van KPe1 werd deze soort massaal gevonden. Vanaf 2004 werden ook larven van Ceratopogonidae, Dolichopodidae en Limoniidae aangetroffen op de genoemde locaties. Deze insectenlarven zijn doorgaans semi-aquatisch, wat verklaart waarom ze bijna uitsluitend hoog in het tijvenster werden waargenomen. De aanwezigheid van Limoniidae wijst op de ontwikkeling van de vegetatie op deze locaties, gezien de herbivore levenswijze van de vertegenwoordigers van dit taxon. Het is opvallend dat de insectenlarven pas vanaf 2004 werden aangetroffen op locatie KPf1 tussen de restanten van het oorspronkelijk schor. Het is echter niet mogelijk om na te gaan of dit verband houdt met eventuele verstoring van de bodem tijdens de werkzaamheden.



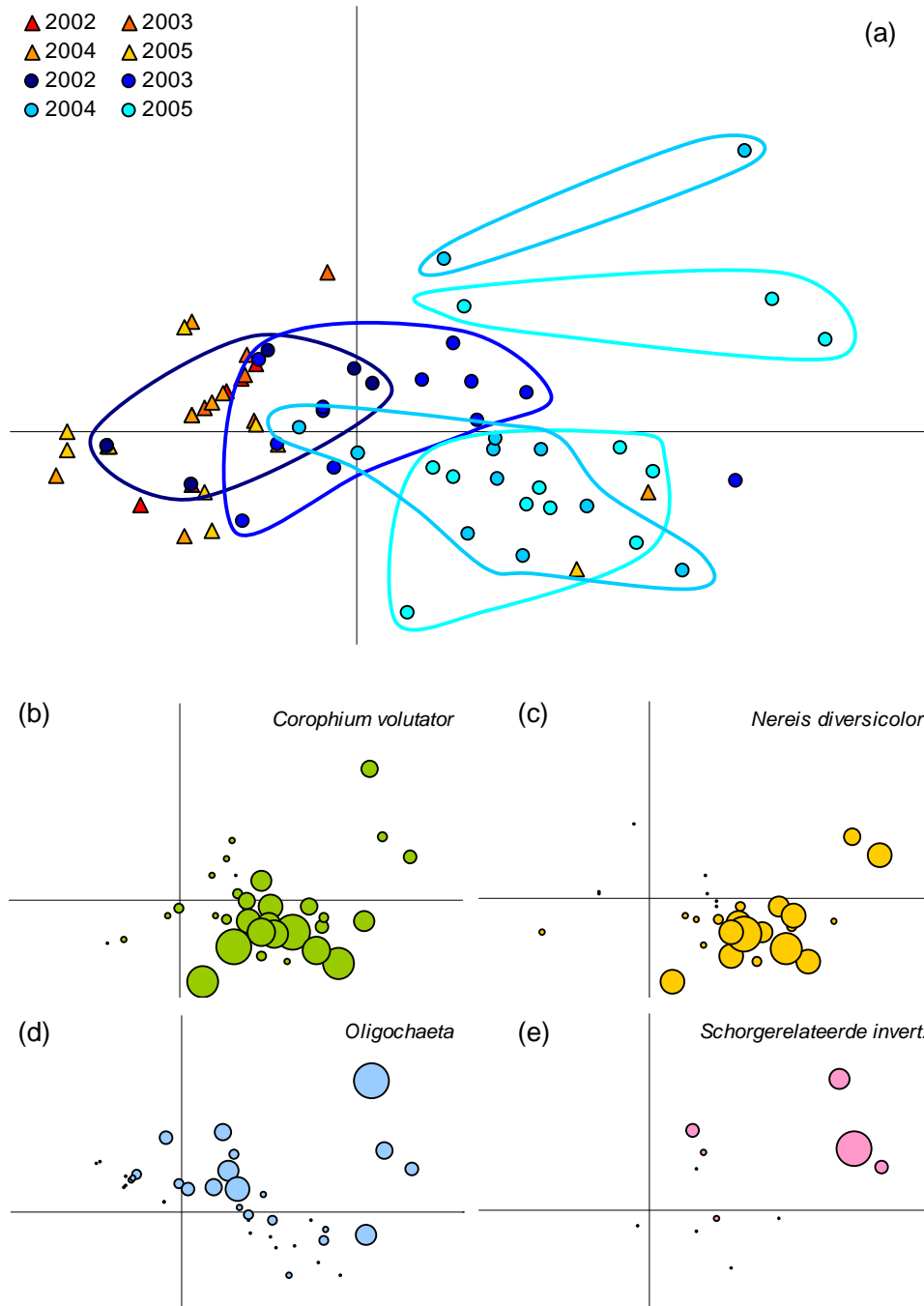
Figuur 9.23: Densiteit en biomassa van de vier meest frequente benthostaxa per locatie op Ketensse schor (2002 – 2005). *: locatie op oorspronkelijk slik, **: locatie in oorspronkelijk schor. Bemerk de verschillende schaal op de y-assen.



Figuur 9.24: Triplot gebaseerd op de resultaten van een Redundancy Analysis (RDA). De figuur geeft de ruimtelijke en temporele variatie weer van 52 benthosstalen die in het najaar genomen werden op Ketenisse schor in de periode 2002-2005. Stalen worden gecodeerd door de raailocatie en het jaartal. Gele cirkels zijn locaties op het oorspronkelijk slik en rode cirkels zijn locaties op het afgegraven deel. De soorten worden voorgesteld door blauwe pijlen. De omgevingsvariabelen zijn weergegeven met rode pijlen: watertemperatuur (Temp), overstromingsregime (Duur), helling, mediane korrelgrootte van de fractie 1 – 10 cm (MED1-10), saliniteit (Salin) en percentage organisch materiaal (ORG). De eigenwaardes van de eerste twee ordinatieassen zijn respectievelijk 0.26 en 0.066.

De resultaten van een RDA geven inzicht in de invloed van abiotische variabelen op de soortensamenstelling van de macrobenthosgemeenschap op Ketenisse. De eerste ordinatieas in figuur 9.24 beschrijft de veranderingen in de samenstelling van de benthische gemeenschap volgens het overstromingsregime. Staalnamelocaties die lager in het getijdenster liggen, komen rechts in de figuur voor, de hoger gelegen locaties links in de figuur. De variabele helling wijst in dezelfde richting. De hoger gelegen punten liggen doorgaans ook op de vlakkere 'plateaus'. Vooral *Corophium volutator* is abundant op de hogere slikplateaus. Uit de pigment analyses weten we dat ook daar een relatief grote abundantie van diatomeeën aanwezig is (zie paragraaf 6.2.2.2), een belangrijke voedselbron voor onder andere *C. volutator* (Smith *et al.*, 1996; Hagerthey *et al.*, 2002).

De maand waarin de stalen genomen werden verschilde van jaar tot jaar. Uit de analyse van totale biomassa en densiteiten bleek reeds dat het tijdstip van staalname een grote impact heeft op de waargenomen aantallen en soortensamenstelling. In 2003 werden stalen in september genomen; in 2004 was dat in oktober. Gemiddelde watertemperaturen bedroegen toen respectievelijk 20°C en 14.3°C. Watertemperatuur kan in de analyse dus ook als proxy voor seizoensvariatie beschouwd worden. Deze draagt ook significant bij tot de verklaring van de variatie in de dataset. Om de jaar tot jaar variatie goed in te schatten is het dus belangrijk om telkens zo veel mogelijk op hetzelfde tijdstip te bemonsteren. Ook sedimenteigenschappen dragen bij tot de verklaring van de variatie in de dataset (tweede ordinatieas).



Figuur 9.25: (a) Ordinatatieplot op basis van een MDS analyse van de dichtheitsgegevens (najaar) per raailocatie op Ketenisse schor. De locaties op het afgegraven gebied zijn per jaar weergegeven met blauwe cirkels. De locaties op het oorspronkelijk slik zijn per jaar weergegeven met oranje-rode driehoeken. (b)-(e) MDS configuratie van figuur (a) waarbij de grootte van de cirkels evenredig is met de dichtheid van de desbetreffende soorten. De groep van schorgerelateerde invertebraten (Hayward & Ryland, 1996) omvat de gastropoden *Alderia modesta* en *Assiminea grayana*, de isopode *Sphaeroma rugicauda* en larven van Ceratopogonidae, Dolichopodidae, Limoniidae en Tipulidae.

Figuur 9.25 geeft de resultaten weer van een MDS analyse op basis van de najaarsdichtheiten van het macrobenthos op Ketenisse schor. Op de figuur (a) is te zien hoe de soortensamenstelling verschuift in functie van de tijd. Vlak na de afgraving in 2002 is de samenstelling van de bodemdiergemeenschap op de afgegraven zone en op het oorspronkelijk slik gelijkelijk.

Vervolgens verschuiven de locaties die het hoogst in het getijdenster liggen naar rechtsboven in de grafiek. De stalen van deze locaties worden gekenmerkt door de aanwezigheid van schorgerelateerde invertebraten. De andere locaties verschuiven naar rechtsonder in de figuur, vooral door de toename van de densiteiten van *N. diversicolor* en *C. volutator* (figuren 9.25b en 9.25c).

9.2.2.3 Soortendiversiteit Oligochaeta

Taxasamenstelling voor de periode 2002 tot en met 2005:

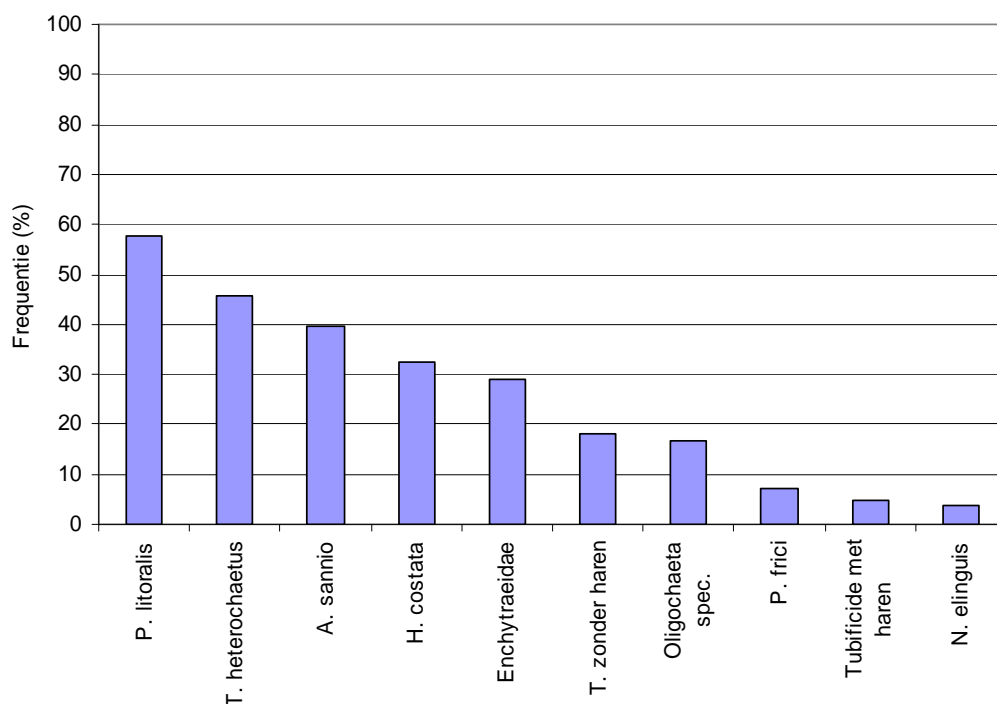
In totaal konden 7 Oligochaetentaxa onderscheiden worden in de periode 2002 tot en met 2005 (tabel 9.6). Wat de Enchytraeidae betreft, ging het wellicht om de soort *Lumbricillus lineatus*. Eenmalig werd *Enchytraeus albidus* gevonden op locatie KPe1 (mei 2005).

Tabel 9.6: Oligochaetentaxa waargenomen op Ketenisse schor na de herinrichting (2002 – 2005).

Familie	Soort
Enchytraeidae	-
Naididae	<i>Amphichaeta sannio</i>
Naididae	<i>Nais elinguis</i>
Naididae	<i>Paranais frici</i>
Naididae	<i>Paranais litoralis</i>
Tubificidae	<i>Heterochaeta costata</i>
Tubificidae	Tubificide zonder haren
Tubificidae	Tubificide met haren
Tubificidae	<i>Tubificoides heterochaetus</i>

Frequentie van voorkomen

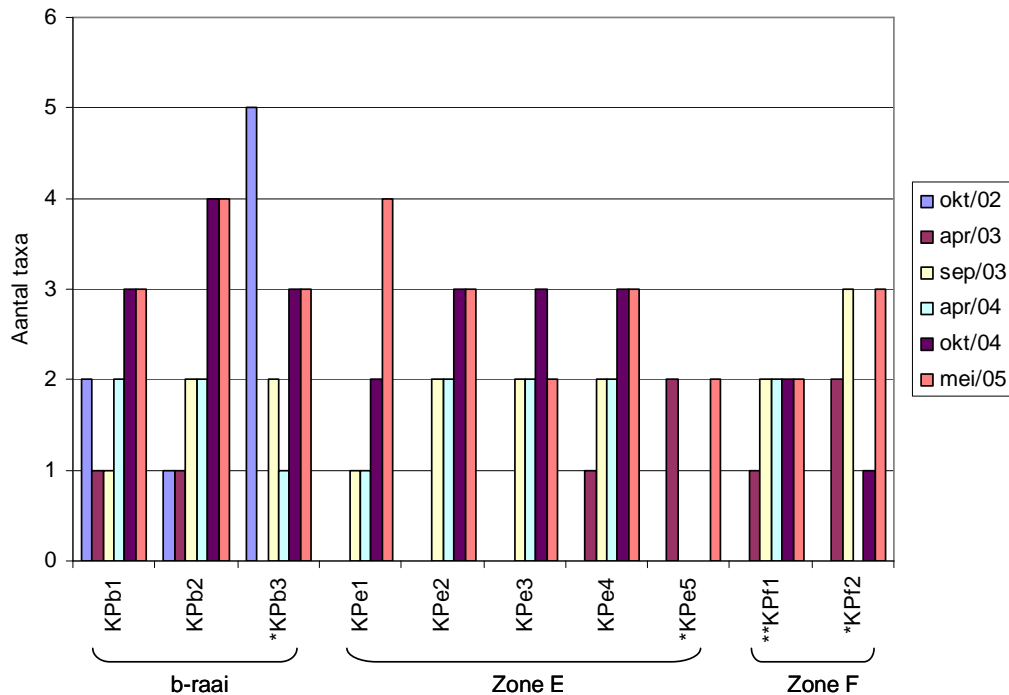
De frequentie van voorkomen van alle taxa over het gehele studiegebied werd uitgezet in figuur 9.26. De vijf meest voorkomende taxa waren *Paranais litoralis* (57.8%), *Tubificoides heterochaetus* (45.8%), *Amphichaeta sannio* (39.8%), *Heterochaeta costata* (32.5%) en Enchytraeidae (28.9%).



Figuur 9.26: Frequentie van voorkomen per taxon voor de periode 2002 tot en met 2005 (N = 83).

Aantal taxa per locatie

In figuur 9.27 is het aantal taxa per locatie op de b-raai en zones E en F weergegeven. Op de locaties van het hersteld gebied nam het aantal taxa steeds toe gedurende de studieperiode. Het maximale aantal taxa over de hele studieperiode werd in oktober 2002 vastgesteld op locatie KPd3 op het oorspronkelijk slik. Het aantal taxa op de locaties van het oorspronkelijk slik varieerde sterk. Op locatie KPf1, tussen de restanten van het oorspronkelijk schor, bleef het aantal taxa min of meer onveranderd.



Figuur 9.27: Aantal Oligochaetentaxa per locatie op de b-raai en zones E en F (2002 – 2005). Zones E en F werden niet bemonsterd in 2002. *: locatie op oorspronkelijk slik, **: locatie in oorspronkelijk schor.

9.2.2.4 Densiteit Oligochaeta

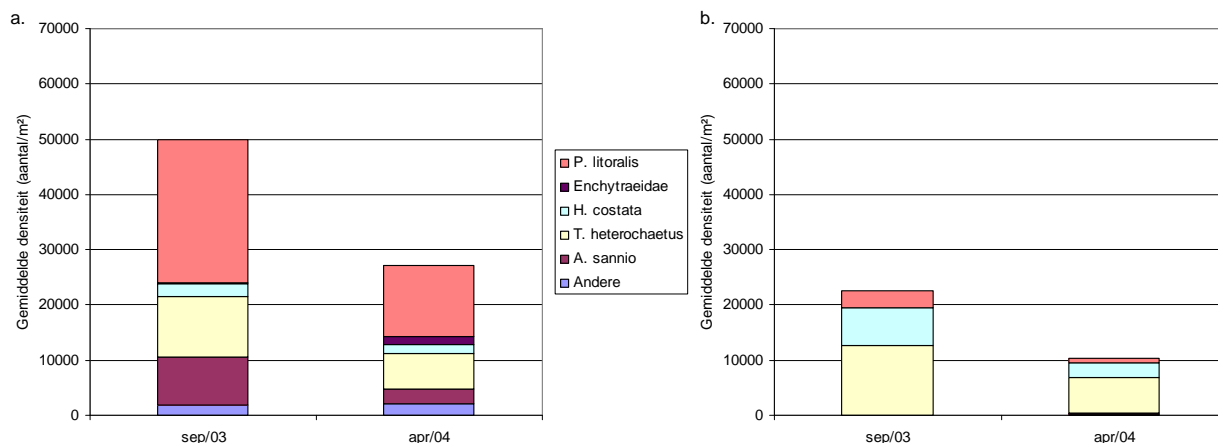
Gemiddelde densiteit

In figuur 9.28 wordt de gemiddelde densiteit van de Oligochaeta op Ketenisse schor weergegeven voor september 2003 en april 2004, samen met het aandeel van de meest frequente taxa. Enkel voor deze twee staalnamedatums waren Oligochaetengegevens beschikbaar van alle locaties op Ketenisse schor.

Een jaar na de werkzaamheden werden gemiddeld 50000 Oligochaeta/m² gevonden op het hersteld gebied van Ketenisse schor. In april 2004 lag de gemiddelde densiteit een stuk lager dan in het najaar van 2003. De densiteiten van *P. littoralis*, *H. costata*, *T. heterochaetus* en *A. sannio* waren afgenomen in april 2004, terwijl die van Enchytraeidae toenamen en die van de overige soorten min of meer stabiel bleven.

Op het oorspronkelijk slik lag de densiteit op beide staalnamedatums veel lager dan op het hersteld gebied. Ook hier lag de gemiddelde densiteit in april 2004 de helft lager dan in september 2003. De densiteiten van de drie voornaamste soorten die in 2003 werden aangetroffen op het oorspronkelijk slik waren afgenomen in april 2004. De gemiddelde densiteit van de andere soorten nam er iets toe, maar bleef verwaarloosbaar klein in vergelijking met *P. littoralis*, *H. costata* en *T. heterochaetus*.

Op het hersteld gebied was *P. littoralis* de dominante soort, terwijl op het oorspronkelijk slik *T. heterochaetus* het talrijkst was.

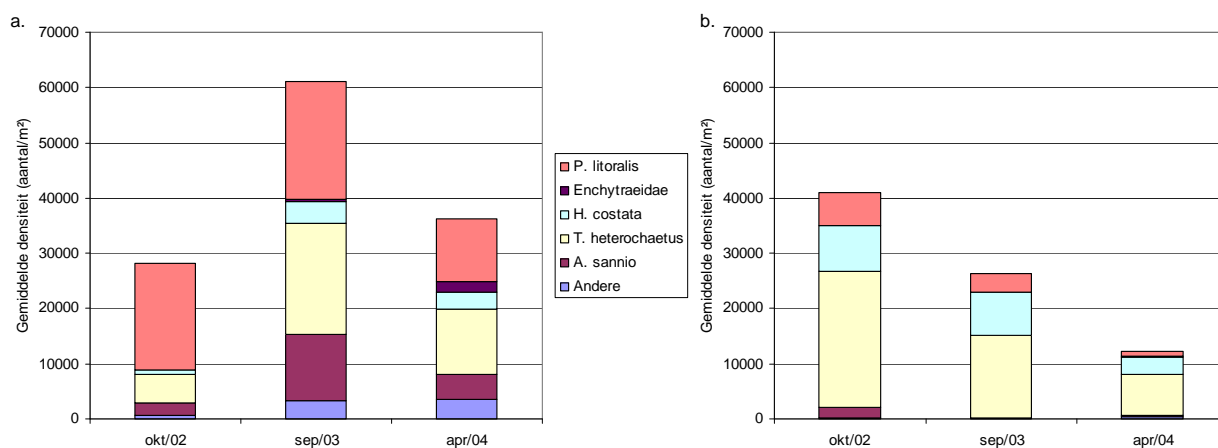


Figuur 9.28: Gemiddelde densiteit van Oligochaeta op (a) het hersteld gebied en (b) het oorspronkelijk slik van Ketenisse schor (september 2003 en april 2004), met vermelding van de meest frequente taxa.

Om inzicht te krijgen in de trends vanaf de voltooiing van de werkzaamheden, werd in figuur 9.29 de gemiddelde densiteit uitgezet vanaf 2002. De resultaten van zones E en F werden hierbij echter buiten beschouwing gelaten, omdat de werken op die plaatsen dan nog niet voltooid waren.

In oktober 2002, vlak na de werkzaamheden, was de gemiddelde densiteit op het hersteld gebied kleiner dan op het oorspronkelijk slik. Wel werden de belangrijkste taxa al van bij de eerste bemonstering teruggevonden in de stalen van het hersteld gebied. *P. littoralis* was de dominante soort vlak na de herstelwerken. In september 2003 was de gemiddelde densiteit meer dan verdubbeld op het hersteld gebied, met een duidelijke toename voor de meeste taxa. In april 2004 was de gemiddelde densiteit afgenomen. Het is opvallend dat naast *P. littoralis* ook *T. heterochaetus* als dominante soort kan gezien worden indien zones E en F buiten beschouwing gelaten worden.

Op het oorspronkelijk slik was er een continue afname van de gemiddelde densiteit. Vanaf september 2003 was de gemiddelde densiteit er kleiner dan op het hersteld gebied.

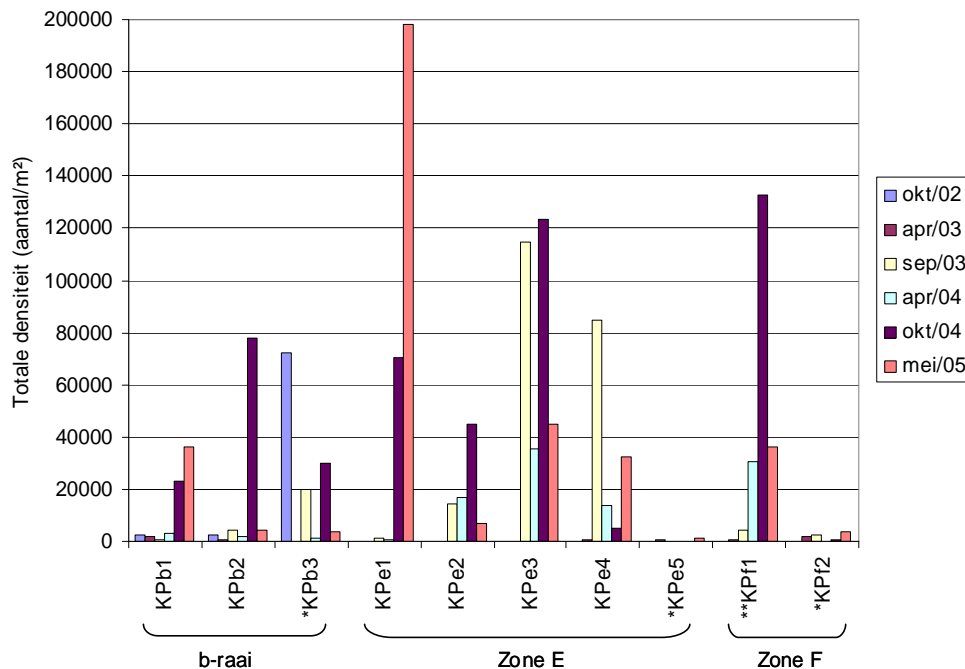


Figuur 9.29: Gemiddelde densiteit van Oligochaeta op (a) het hersteld gebied en (b) het oorspronkelijk slik van Ketenisse schor (2002 – 2004), exclusief de e- en f-raai (zones E en F werden pas vanaf 2003 bemonsterd), met vermelding van de meest frequente taxa.

Densiteit en soortensamenstelling per locatie:

In figuur 9.30 is de totale densiteit per locatie op de b-raai en zones E en F weergegeven. Op de locaties van het oorspronkelijk slik bleven de densiteiten laag gedurende de hele studieperiode. Enkel op locatie KPb3 werden relatief hoge densiteiten aangetroffen. Ook op locatie KPf1 tussen de restanten van het oorspronkelijk schor werden vanaf de tweede helft van de studieperiode hoge densiteiten gevonden.

Op de locaties van het hersteld deel van zone E werden vanaf september 2003 sterk toegenomen densiteiten vastgesteld, behalve ter hoogte van KPe1. Op de locaties van het herstelde deel van de b-raai werden pas vanaf oktober 2004 hogere densiteiten vastgesteld. In de stalen uit de maanden april en mei werden over het algemeen lagere densiteiten gevonden dan in de stalen uit september of oktober. In mei 2005 werd op locatie KPe1 echter wel de maximale densiteit vastgesteld voor de studieperiode, bijna 200000 individuen/m².

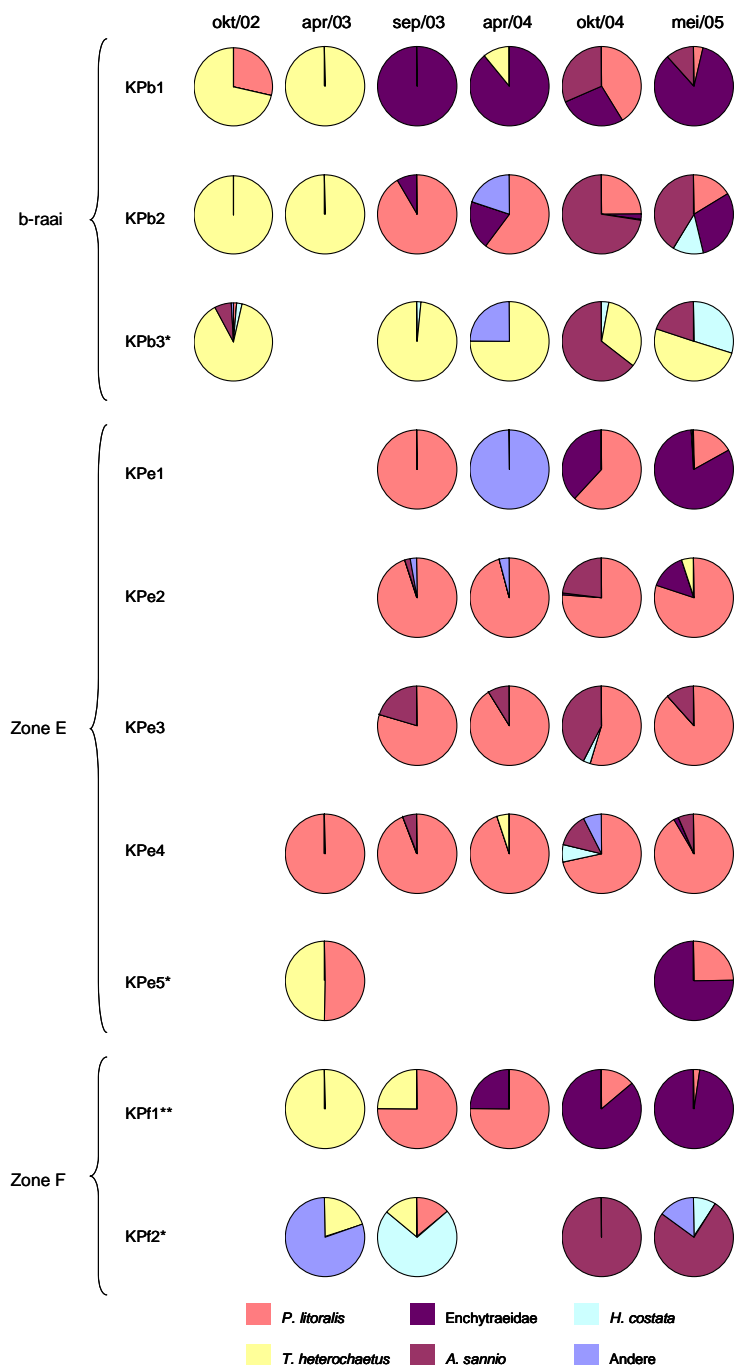


Figuur 9.30: Totale densiteit van de Oligochaeta per locatie op de b-raai en zones E en F (2002 – 2005). Zones E en F werden niet bemonsterd in 2002. *: locatie op oorspronkelijk slik, **: locatie op oorspronkelijk schor.

De relatieve densiteit werd per locatie en per staalnamedatum uitgezet in figuur 9.31. Op de locaties van het hersteld deel van de b-raai droeg *T. heterochaetus* het meeste bij aan de totale densiteit tot en met april 2003. Op KPb1 werden vervolgens de Enchytraeidae het voornaamste taxon en op KPb2 werd *P. littoralis* de dominante soort en dit tot en met april 2004. Vanaf oktober 2004 werd ook het aandeel van *A. sannio* belangrijk op de locaties van het hersteld gebied van de b-raai. In oktober 2004 was het zelfs de dominante soort op locatie KPb2. Op locatie KPb3 bleef *T. heterochaetus* bijna de hele studieperiode de dominante soort.

Op de locaties van het hersteld deel van zone E was *P. littoralis* veruit de belangrijkste soort. Enkel op locatie KPe1 wisselde de dominante soort tussen de verschillende staalnamedatums. In oktober 2004 en mei 2005, de maanden waarin de grootste densiteiten werden gevonden op deze locatie, leverden achtereenvolgens *P. littoralis* en Enchytraeidae de grootste bijdrage aan de totale densiteit. Op locatie KPe5 op het oorspronkelijk slik werden meestal helemaal geen Oligochaeta aangetroffen. In beide stalen waarin wel kleine aantallen Oligochaeta werden aangetroffen, waren de dominante soorten telkens verschillend.

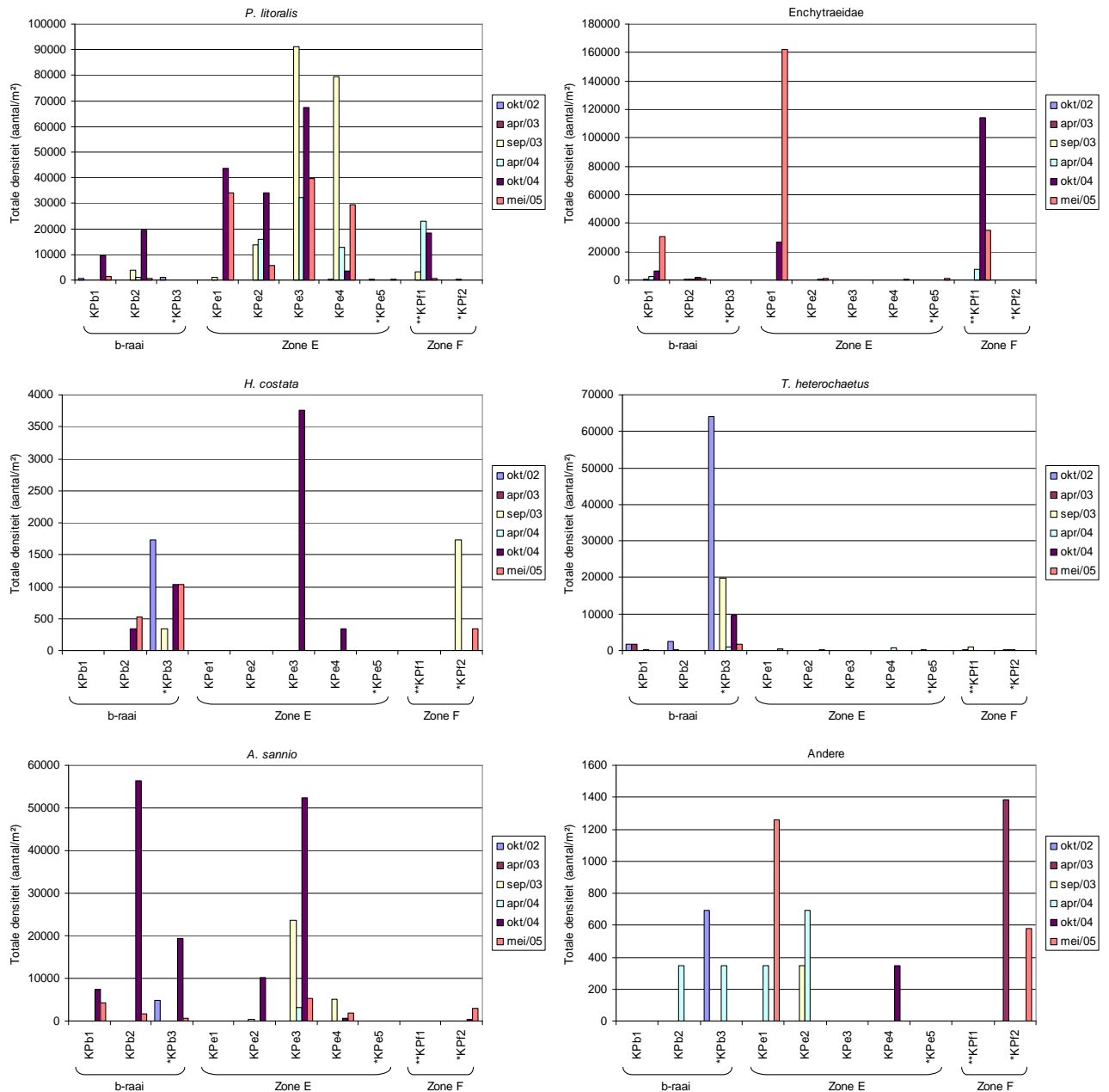
Op locatie KPf1 in het oorspronkelijk schor waren de densiteiten in april en september 2003 nog zeer laag. In april 2003 werd er uitsluitend *T. heterochaetus* aangetroffen en in september 2003 was *P. littoralis* de dominante soort. In april 2004 waren de densiteiten sterk toegenomen op deze locatie en was *P. littoralis* nog steeds de dominante soort. Tegelijk verschenen er de eerste Enchytraeidae, die vanaf oktober 2004 telkens de grootste bijdrage leverden aan de totale densiteit. Op locatie KPf2 op het oorspronkelijk slik bleven de densiteiten laag gedurende de hele studieperiode. De dominante soort wisselde tussen de verschillende staalnamedatums, maar in oktober 2004 en mei 2005 leverde *A. sannio* de grootste bijdrage aan de totale densiteit.



Figuur 9.31: Relatieve densiteit van de Oligochaeta per locatie op de b-raai en zones E en F van Ketenisse schor (2002 – 2005).

De densiteiten van *P. littoralis* waren het grootst op de locaties van het hersteld gebied en op locatie KPf1 in het oorspronkelijk schor. Op het hersteld deel van de b-raai werden enkel in oktober 2004 hoge densiteiten aangetroffen. In zone E werden op de meeste locaties van het hersteld gebied al vanaf september 2003 grote aantallen *P. littoralis* aangetroffen. Op KPf1 werden de grootste densiteiten in april en oktober 2004 gevonden. Bijna overal op het hersteld gebied werden grote fluctuaties in densiteit vastgesteld. Op de locaties van het oorspronkelijk slik bleven de densiteiten van *P. littoralis* steeds zeer laag. Enchytraeidae werden op de meeste locaties van Ketenisse schor helemaal niet of in zeer lage densiteiten gevonden. Enkel op de hoog gelegen locaties KPb1 en KPe1 op het hersteld gebied en op KPf1 in het oorspronkelijk schor werden vanaf oktober 2004 hoge

densiteiten vastgesteld. Een maximale densiteit van meer dan 160000 individuen/m² werd vastgesteld in mei 2005 op locatie KPe1. *H. costata* werd slechts sporadisch waargenomen in de stalen en niet op elke locatie. De densiteiten waren bovendien meestal laag, met een maximum van 3800 individuen/m² in oktober 2004 op locatie KPe3. *T. heterochaetus* werd enkel op locatie KPd3 talrijk aangetroffen, maar de aantallen waren er sterk afgenomen tegen het einde van de studieperiode. Deze locatie bevindt zich op het oorspronkelijk slik. De grootste densiteiten van *A. sannio* werden waargenomen op het hersteld gebied, hoewel deze soort ook op enkele locaties van het oorspronkelijk slik werd waargenomen. *A. sannio* werd echter niet op alle locaties waargenomen en meestal waren de densiteiten eerder laag. In oktober 2004 werden de hoogste densiteiten waargenomen, met maxima van meer dan 50000 individuen/m² op locaties KPb2 en KPe3. De overige taxa werden bijna altijd in zeer lage densiteiten aangetroffen (figuur 9.32).



Figuur 9.32: Densiteit van de vijf meest frequente Oligochaetentaxa per locatie op de b-raai en zones E en F van Ketenisse schor (2002 – 2005). Bemerk de verschillende schaal op de y-assen.

9.2.2.5 Benthos in de Oligochaetenstalen

In de Oligochaetenstalen werden ook nog 19 andere benthostaxa onderscheiden (tabel 9.7). Polychaeta en Insecten (larven of poppen) vormden de belangrijkste groepen, met elk 5 taxa. Daarnaast werden ook nog Acari en Collembola aangetroffen, maar deze taxa werden niet tot het benthos gerekend.

Tabel 9.7: Andere taxa in de Oligochaetenstalen van Ketenisse schor (2002 – 2005); ? : konden slechts tot op familieniveau gedetermineerd worden (DF=deposit feeder, FF=filter feeder, O=omnivoor, P=predator, H=herbivoor).

Phylum	Klasse	Orde	Familie	Soort	Trofische groep
Annelida	Polychaeta	Aciculata	Nereididae	<i>Nereis diversicolor</i>	O
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Streblospio benedicti</i>	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Polydora</i> sp.	DF
	Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	<i>Marenzelleria viridis</i>	DF
	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	DF
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	<i>Corophium volutator</i>	DF
	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	?	DF
	Crustacea	Copepoda	-	-	DF
	Crustacea	Isopoda	Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>	DF
	Insecta	Diptera	Limoniidae	-	H
	Insecta	Diptera	Psychodidae	-	DF
	Insecta	Diptera	Ephydriidae	-	O
	Insecta	Diptera	Dolichopodidae	-	P
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Tellinidae	<i>Macoma balthica</i>	DF
	Bivalvia	Myoida	Myidae	<i>Mya arenaria</i>	DF
	Gastropoda	Neotaenioglossa	Assimineidae	<i>Assiminea grayana</i>	DF
	Gastropoda	Sacoglossa	Limapontiidae	<i>Alderia modesta</i>	H
Nematoda	-	-	-	-	DF

9.2.3 Paddebeek

9.2.3.1 Soortendiversiteit Oligochaeta

Taxasamenstelling voor de periode mei 2004 tot en met december 2005

In totaal konden 5 Oligochaetentaxa met zekerheid onderscheiden worden in de periode mei 2004 tot en met december 2005 (tabel 9.8). De tubificiden zonder haren waren vooral juveniele exemplaren van *Limnodrilus*-soorten (*L. claparèdeianus*, *L. hoffmeisteri* en *L. udekemianus*) en *Tubifex blanchardi* en de tubificiden met haren juvenielen van *T. tubifex*. Het aantal taxa nam steeds toe op locatie PA3 (tabel 9.9).

Tabel 9.8: Oligochaetentaxa waargenomen op Paddebeek na de herinrichting (2004 – 2005).

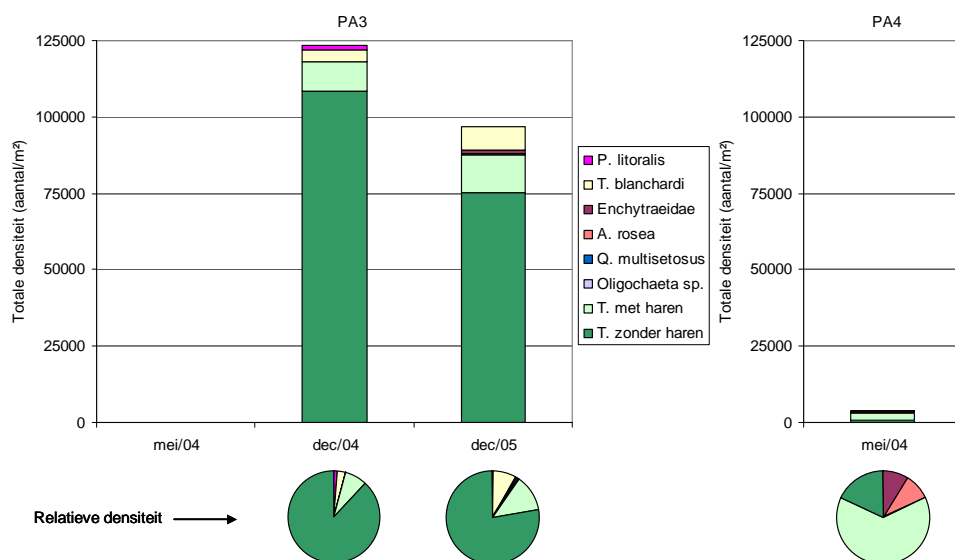
Familie	Soort
Enchytraeidae	-
Lumbricidae	<i>Aporrectodea rosea</i>
Naididae	<i>Paranais litoralis</i>
Tubificidae	<i>Quistadrilus multisetosus</i>
Tubificidae	<i>Tubifex blanchardi</i>
Tubificidae	Tubificide met haren
Tubificidae	Tubificide zonder haren

Tabel 9.9: Aantal taxa per locatie op Paddebeek (2004 – 2005).

Datum	PA3	PA4
mei/04	0	4
dec/04	3	-
dec/05	5	-

9.2.3.2 Densiteit Oligochaeta

Op locatie PA3 werden bij de eerste staalname na de werkzaamheden nog geen Oligochaeta aangetroffen. In december 2004 werden echter bijna 125000 individuen/m² vastgesteld. In december 2005 lag de densiteit net beneden 100000 individuen/m². Tubificiden zonder haren waren telkens dominant. Op locatie PA4 werden wel lage densiteiten Oligochaeta gevonden, minder dan 4000 individuen/m². Hiervan maakten tubificiden met haren het grootste deel uit. Na mei 2004 werden er geen Oligochaetenstalen meer genomen op locatie PA4 (figuur 9.33).



Figuur 9.33: Totale en relatieve densiteit van Oligochaeta op locaties PA3 en PA4 op Paddebeek (mei 2004 – december 2005).

9.2.3.3 Benthos in de Oligochaetenstalen

In de Oligochaetenstalen werden ook nog 9 andere benthostaxa onderscheiden (tabel 9.10). Insecten (larven of poppen) vormden de belangrijkste groep, met 4 taxa. Daarnaast werden ook nog Acari, Collembola en *Carychium minimum* aangetroffen, maar deze taxa werden niet tot het benthos gerekend.

Tabel 9.10: Andere taxa in de Oligochaetenstalen van Paddebeek (2004 – 2005); (DF=deposit feeder, FF=filter feeder, O=omnivoor, P=predator, H=herbivoor).

Phylum	Klasse	Orde	Familie	Soort	Trofische groep
Arthropoda	Crustacea	Copepoda	-	-	DF
	Crustacea	Ostracoda	-	-	DF
	Insecta	Diptera	Ephydriidae	-	O
	Insecta	Diptera	Psychodidae	-	DF
	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	-	DF
	Insecta	Diptera	Chironomidae	-	DF/FF
	Myriapoda	Tardigrada	-	-	DF
Mollusca	Gastropoda	Pulmonata	Physidae	<i>Physa fontinalis</i>	H/DF
Nematoda	-	-	-	-	DF

9.3 Bespreking

De monitoringsresultaten van de bodemdieren moeten toelaten te evalueren in welke mate de estuariene herstelprojecten langs de Zeeschelde tot functioneel habitat evolueerden en welke kenmerken of aspecten van de inrichting daar belangrijk voor kunnen zijn. Door telkens de kolonisatie van de herstelde gebieden te vergelijken met populaties op naburige, oorspronkelijke habitatten kunnen we de functionaliteit van de herstelgebieden toetsen aan die van de Zeeschelde-habitats in het algemeen. Belangrijke aspecten zijn biodiversiteit, soortensamenstelling en productiviteit in relatie tot het tijdpad en de evolutie van habitatkenmerken zoals hoogteligging in het tijvenster, sedimentsamenstelling en dynamiek.

Diversiteit:

In totaal werden op het Paardenschor en Ketenisse schor een 20-tal benthostaxa gevonden over de hele studieperiode, zowel in de macrobenthosstalen als in de Oligochaetenstalen. Dit kleine aantal taxa is typisch voor brakke wateren (Remane, 1934; Barnes, 1989; Cognetti & Maltagliati, 2000). Het nog kleinere aantal benthostaxa ter hoogte van Paddebeek is niet ongevoel in deze zone van de Zeeschelde, ook op de slikken en schorren in de buurt worden niet meer soorten aangetroffen (Scheldatabank INBO). Deze lage soortenrijkdom kan een gevolg zijn van de soms lage zuurstofconcentraties (Van Damme *et al.*, 2005) in de Boven-Zeeschelde.

Op het hersteld gebied van het Paardenschor werden een maand na de ontpoldering één tot vier taxa aangetroffen in de macrobenthosstalen. Het aantal taxa nam er relatief snel toe, maar was na anderhalf jaar nog steeds lager dan op het oorspronkelijk slik. Hetzelfde patroon werd teruggevonden in de Oligochaetenstalen. Ook op de herstelde delen van Ketenisse schor werden op de meeste locaties bij de eerste staalname één of meerdere benthostaxa aangetroffen. Vanaf oktober 2004 werd op alle locaties van het herstelde deel een groter aantal taxa vastgesteld dan op de locaties van het oorspronkelijk slik. In de Oligochaetenstalen kwam hetzelfde patroon naar voor. De grotere soortenrijkdom op het herstelde gebied van Ketenisse houdt waarschijnlijk ook wel verband met de verschillen in habitattypen tussen het oorspronkelijk slik en het herstelde gebied.

Soortensamenstelling:

Op de herstelde gebieden van Ketenisse en het Paardenschor werden vooral de mobiele macrobenthostaxa aangetroffen kort na de werkzaamheden, met name *Nereis diversicolor* en *Corophium volutator*, twee soorten die voornamelijk op fijn, slibrijk sediment gevonden worden (Ysebaert *et al.*, 2002). *C. volutator* is surface deposit feeder en voedt zich in belangrijke mate met diatomeeën, *N. diversicolor* is gekend als omnivoor. Het belangrijkste verschil in soortensamenstelling tussen de herstelde gebieden en het oorspronkelijk slik op het Paardenschor is het kleinere aandeel van Oligochaeta en van de minder mobiele soorten zoals *Heteromastus filiformis* en *Pygospio elegans*. *Hydrobia ulvae* werd tegen het eind van de studieperiode iets frequenter aangetroffen op het hersteld deel van het Paardenschor. Ook *Macoma balthica* was in staat om het hersteld gebied van het Paardenschor langzaam te koloniseren. Op Ketenisse schor bleven *H. ulvae* en *M. balthica* steeds zeldzaam, zowel op het hersteld gebied als op het oorspronkelijk slik. Beide soorten bevinden zich hier op de rand van hun verspreidingsgebied, maar dit geldt ook voor de meeste andere benthossoorten (Ysebaert *et al.*, 2002). *N. diversicolor* en *C. volutator* worden echter beiden gekenmerkt door hun hoge tolerantie voor lage saliniteiten in de Schelde.

De Oligochaetensoorten die op Paddebeek gevonden werden waren representatief voor de zoete zone van de Zeeschelde evenals hun relatieve densiteiten. De meeste soorten verschilden van die op de brakke herstelsites. Een aantal staan bekend als opportunistische soorten (*Tubifex tubifex*, *Limnodrilus*-soorten en *Quistadrilus*) die gevonden worden op plaatsen waar de zuurstoftoevoer soms beperkt is (Brinkhurst & Gelder, 1991). Enchytraeidae werden in al de natuurontwikkelingsgebieden gevonden. Op Ketenisse schor en het Paardenschor ging het zeer waarschijnlijk om de soort *Lumbricillus lineatus*, een typisch meso/oligohaliene soort (Graefe & Schmelz, 1999). De Enchytraeidae die op Paddebeek gevonden werden behoren tot een andere soort, maar konden niet op naam gebracht worden omdat het steeds om juveniele exemplaren ging. *Paranais litoralis* was de enige Oligochaetensoort die in de drie natuurontwikkelingsgebieden werd aangetroffen. Ook Seys *et al.* (1999) vonden deze soort in het zoete en in het brakke deel van de Zeeschelde. Deze soort is dan ook tolerant voor zowel hoge als lage saliniteiten (Chapman & Brinkhurst, 1980; Giere & Pfannkuche,

1982). Op de herstelsites van Ketenisse en het Paardenschor werd *P. littoralis* van bij de eerste staalname gevonden.

Ook *Heterochaeta costata* en *Amphichaeta sannio* werden er reeds vlak na de werkzaamheden aangetroffen. Van beide soorten is bekend dat ze vervuiling tolereren (Giere & Pfannkuche, 1982). De meeste Oligochaetentaxa bleken in staat tot snelle kolonisatie: op het Paardenschor werden onmiddellijk na de werkzaamheden ook Enchytraeidae aangetroffen en in zone ABC van Ketenisse werd al snel *Tubificoides heterochaetus* gevonden. Deze laatste hield echter niet lang stand op de herstelsite. De soort verscheen kort na de werkzaamheden in het zandige sediment van de b-raai op Ketenisse schor, maar ontbrak of was zeldzaam in het slibrijke sediment van de andere staalnamelocaties van de herstelde gebieden van Ketenisse en het Paardenschor. Dit terwijl de soort wel talrijk was op het slibrijke oorspronkelijk slik ter hoogte van het Paardenschor. Volgens Seys *et al.* (1999) hangt het voorkomen van *T. heterochaetus* en ook van *H. costata* eerder samen met de hoogteligging in het tijvenster en niet met het sedimenttype.

Naarmate er zich schorvegetatie ontwikkelde op de hoger gelegen delen van de herstelsites werden ook een aantal schorgerelateerde en semi-aquatische invertebraten aangetroffen, waaronder enkele mollusken en insecten. *Alderia modesta* werd in september 2003 gevonden in zone E van Ketenisse schor en drie maand na de werkzaamheden op de hoogst gelegen locatie van het Paardenschor. *A. modesta* werd uitsluitend aangetroffen op Nopjeswier (*Vaucheria* sp.), de obligate voedselplant van deze soort (Adam, 1960; Krug & Manzi, 1999). Nopjeswier werd al snel na de werkzaamheden gevonden op de herstelsites in het brakke deel van de Zeeschelde. *Assimineia grayana*, een andere slakkensoort die gebonden is aan brakke schorvegetatie (Gittenberger *et al.*, 1998) werd in 2004 en 2005 gevonden op Ketenisse, op de hoog gelegen locaties van zone E en tussen de restanten van het oorspronkelijk schor in zone F. In augustus 2006 kon op het terrein worden vastgesteld dat deze soort massaal voorkwam op het sediment en de Aster-vegetatie op de hoog gelegen delen van zone E. Insectenlarven werden vanaf 2004 aangetroffen ter hoogte van Ketenisse schor, net als *A. grayana* op de hoog gelegen locaties van zone E en op locatie KPf1 tussen de restanten van het oorspronkelijk schor. Het ging hierbij om Ceratopogonidae, Dolichopodidae en Limoniidae. Op het Paardenschor werden insectenlarven voor het eerst aangetroffen in 2005 en enkel op de hoogst gelegen staalnamelocatie. Deze behoorden tot de families Tipulidae en Limoniidae, beiden herbivoor. Hun aanwezigheid is dan ook gerelateerd aan de vegetatieontwikkeling. De insectenlarven die ter hoogte van Ketenisse en het Paardenschor werden gevonden zijn doorgaans semi-aquatisch, wat verklaart waarom ze bijna uitsluitend hoog in het tijvenster werden waargenomen.

Densiteit en biomassa:

Vlak na de werkzaamheden waren de densiteiten en biomassa's van de bodemdieren nog laag op de herstelsites, maar ze namen snel toe. De densiteiten en biomassa op het hersteld gebied van het Paardenschor waren na één jaar al te vergelijken met die op het voorliggende slik. In de loop van de studieperiode nam de biomassa toe op het herstelde slik terwijl ze eerder afnam op het voorliggende oorspronkelijk slik. In diezelfde periode veranderde ook de sedimentsamenstelling: het voorliggend slik werd iets minder slibrijk terwijl op de herstelsite de mediane korrelgrootte afnam en het organische stof gehalte toenam. Densiteit en biomassa waren van bij het begin groter op het herstelde Ketenisse schor dan op het voorliggende slik, maar de habitattypen zijn moeilijk te vergelijken. De locaties op het oorspronkelijk slik liggen veel lager in het getijvenster, op relatief steile en onbeschutte hellingen. Dergelijke dynamiek is niet optimaal voor de meeste Oligochaeta (Giere & Pfannkuche, 1982) en wellicht ook niet voor de meeste andere benthostaxa. Bovendien is de bodem helemaal anders opgebouwd en zijn de chlorofyl a gehaltes er veel lager dan op het hersteld gebied door de hoge dynamiek en door de lange gemiddelde overstromingsduur. Chlorofyl a wijst op de aanwezigheid van diatomeeën, een belangrijke voedselbron voor onder andere *C. volutator* (Smith *et al.*, 1996; Hagerthey *et al.*, 2002) en *A. sannio* (Giere & Pfannkuche, 1982). Op het Paardenschor was er in november 2005 een lichte terugval ten opzichte van oktober 2004, zowel op het herstelde deel als op het oorspronkelijk slik. Dit is wellicht deels te verklaren door de late staalnamedatum. Om de evolutie op een bepaalde plaats te evalueren is het dus belangrijk om telkens zoveel mogelijk in dezelfde periode te bemonsteren.

Voor de mobiele soorten *C. volutator* en *N. diversicolor* droegen het meeste bij aan de totale densiteit en biomassa. Densiteiten van de Oligochaeta bleven relatief laag op de herstelsite van het Paardenschor en hun bijdrage aan de totale biomassa was klein. Ter hoogte van Ketenisse waren de densiteiten aan Oligochaeta doorgaans hoger op het hersteld gebied dan op die van het

oorspronkelijk slik en dit al van bij het begin van de monitoring, maar dit had wellicht eerder te maken met de fysische kenmerken van het oorspronkelijk slik.

De densiteiten van Oligochaeta op het herstelde Ketenisse schor bleven laag in vergelijking met die op het oorspronkelijk slik van het Paardenschor. Enkel op de herstelde delen van zones D en E en tussen de restanten van het oorspronkelijk schor in zone F werden soms hogere densiteiten en biomassa's vastgesteld. De densiteiten van de tweekleppige *M. balthica* waren steeds zeer laag op de herstelde gebieden van het Paardenschor en Ketenisse schor. Ondanks de lage densiteiten leverde *M. balthica* op sommige locaties wel een grotere bijdrage aan de totale biomassa dan de Oligochaeta. Craft & Sacco (2003) vergeleken de ontwikkeling van benthosgemeenschappen op 7 herstelsites in North Carolina met die van 7 referentiegebieden. Ze kwamen tot de conclusie dat taxa met planktonische larvale stadia asymptotisch toenemen met de tijd en na drie jaar goed gevestigd zijn op de meeste sites. Soorten zonder planktonisch larvaal stadium vertonen eerder een lineaire toename in de tijd en doen er veel langer over. In hun onderzoeksgebieden zou *Manayunkia* gemiddeld acht jaar nodig hebben en Oligochaeta 25 jaar vooraleer de densiteiten op herstelsites vergelijkbaar waren met die op de natuurlijke slikken en schorren. Daarnaast was er een sterke correlatie tussen totale densiteit en densiteit van dominante taxa enerzijds en ook met granulometrie, organische stofgehalte en N gehalte van de bodem. Deze bevindingen geven aan dat het vermoedelijk meerdere jaren zal duren vooraleer er stabiele populaties van Oligochaeta gevormd worden op de herstelsites.

Over de hele studieperiode bekeken waren *P. littoralis* en Enchytraeidae de meest frequente Oligochaetentaxa op het hersteld gebied van het Paardenschor en ze leverden er doorgaans de grootste bijdragen aan de totale densiteit. Volgens Bagheri & McLusky (1982) bereikt *P. littoralis* de hoogste densiteiten op intertidale slikken, vooral als deze vervuild zijn. Deze soort bereikte zeer hoge densiteiten in Nopjeswier (*Vaucheria* sp.). Op het oorspronkelijk slik waren *H. costata* en *T. heterochaetus* dominant. *A. sannio* werd geregeld aangetroffen op het hersteld gebied, maar was net als *H. costata* en *T. heterochaetus* het talrijkst op het oorspronkelijk slik. Ter hoogte van Ketenisse waren *P. littoralis* en *T. heterochaetus* de meest frequente Oligochaetentaxa, maar van deze laatste waren de densiteiten doorgaans veel lager. Op de herstelde gebieden van Ketenisse werden geregeld ook Enchytraeidae, *H. costata* en *A. sannio* aangetroffen, maar op enkele pieken na waren de densiteiten van deze taxa eveneens veel lager dan die van *P. littoralis*. Op Paddebeek werden bij de eerste staalname na de werkzaamheden lage densiteiten aan Oligochaeta vastgesteld. Bij de tweede staalname in december 2004 was de totale densiteit echter zeer sterk toegenomen. Tubificiden zonder haren droegen vanaf dan veruit het meest bij aan de totale densiteit. Het ging hierbij wellicht vooral om juveniele exemplaren van *Limnodrilus*-soorten en *Tubifex blanchardi*. De densiteiten van *P. littoralis* ter hoogte van Paddebeek waren veel lager dan op de meeste locaties van de herstelsites in het brakke deel van de Zeeschelde.

De densiteiten en biomassa's van de schorgebonden bodemdieren waren eerder laag op de herstelde gebieden. Enkel ter hoogte van Ketenisse, op de hoog gelegen locaties van zone E en tussen de restanten van het oorspronkelijk schor in zone F, werd op het einde van de studieperiode een sterke toename vastgesteld. Dit was voornamelijk te wijten aan de opkomst van *A. grayana*. Ook de insectenlarven kenden toegenomen densiteiten en biomassa's. Mogelijk werd het belang van insectenlarven in de schorzones nog onderschat door de late staalnamedatums. Een aantal soorten insecten kunnen in het najaar al een adulte vorm hebben aangenomen, waardoor ze niet meer in het sediment worden teruggevonden.

Relatie met de habitatkenmerken:

De meeste bodemdieren die gevonden werden gedurende de monitoringsperiode hebben een voorkeur voor slib of zeer fijn zand (Ysebaert *et al.*, 2002; Degraer *et al.*, 2006). Deze sedimenttypes waren dominant aanwezig op de locaties waar de hoogste densiteiten aan bodemdieren werden vastgesteld. Van *C. volutator* is bekend dat de soort zich ook vestigt op plaatsen waar een laag slibrijk materiaal een zandige bodem bedekt (Meadows, 1964). Een dergelijke situatie is aanwezig op het hersteld gebied van het Paardenschor. Over het algemeen waren de totale densiteiten aan bodemdieren lager op de herstelde delen van zone ABC dan op die van de andere zones ter hoogte van Ketenisse. Vooral op de hoogste delen van zone ABC was het sediment vrij zandig. Mogelijk spelen hier echter ook nog andere abiotische factoren een rol die de densiteit van de benthospopulaties kunnen beïnvloeden zoals de grote vormindex, de steile helling en het onbeschutte karakter. Grote delen van deze zone waren namelijk onderhevig aan erosie of opeenvolgende

perioden van sedimentatie en erosie (zie hoofdstuk 5). Slikken met de geomorfologische kenmerken van het Paardenschor en zones D en E van Ketenisse schor hebben duidelijk veel habitatpotenties voor macrobenthosproductie. Slikplaten van dit type (relatief hoog, breed en met een zeer flauwe helling) zijn schaars in de Zeeschelde. Uit de resultaten van dit onderzoek blijkt duidelijk dat uitbreiding van het areaal van dit type slik een grote bijdrage aan het estuarien functioneren zou kunnen leveren.

Monitoringsstrategie:

Gezien de duidelijke seizoenale effecten op de structuur van de benthische gemeenschappen, worden toekomstige staalnamecampagnes bij voorkeur gestandaardiseerd met betrekking tot de staalnameperiode. De relatief stabiele positie van augustus en september overheen de jaren in een MDS plot bij een vorig onderzoek (Verbesssem *et al.*, 2002) suggereert dat de bemonstering best in deze maanden wordt georganiseerd.

Om de functionaliteit van herstelde sites te toetsen aan die van reeds aanwezige habitats is het belangrijk om bij de keuze van de referentiesites voldoende aandacht te besteden aan de vergelijkbaarheid van de habitatstructuur van de herstelsite en haar referentie. In deze studie ontbrak een valabele referentie voor Ketenisse en voor Paddebeek.

10 Avifauna

Het gebruik van de nieuwe intertidale habitats door watervogels werd opgevolgd op het Paardenschor en Ketenisse schor. Op het Paardenschor werden uitsluitend op het herstelde gebied gegevens verzameld, terwijl voor Ketenisse schor ook vogels geteld werden die zich op het oorspronkelijk slik of op het water bevonden.

Voor de watervogels wordt telkens een overzicht gegeven van de globale seizoenale patronen in de totale aantallen. Vervolgens worden de belangrijkste soorten apart besproken. Op Ketenisse schor wordt ook het activiteitenpatroon van de watervogels geanalyseerd. Tenslotte worden de broedvogels besproken.

10.1 Materiaal en methode

10.1.1 Paardenschor

10.1.1.1 Watervogels

Vanaf oktober 2004 werden de watervogels op het Paardenschor één keer per maand (behalve juni en september 2005 en juli 2006) geteld door Jean Maebe of Luc Van de Perre in het kader van het onderzoek naar de watervogels van de Scheldeschorren (Natuurpunt). De soorten die geteld werden zijn duikers, futen, aalscholvers, reigers, zwanen, ganzen, eenden, rallen, steltlopers, sternes en meeuwen. De telresultaten hebben enkel betrekking op het herstelde gebied.

10.1.1.2 Broedvogels

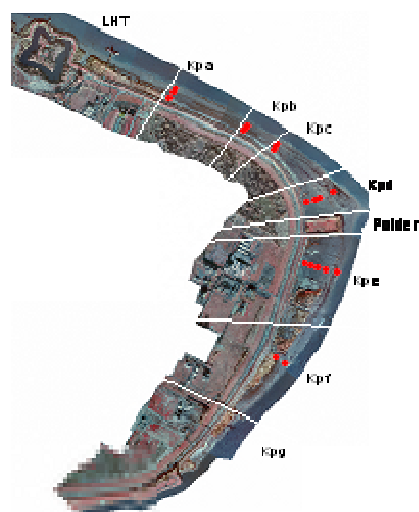
Op het Paardenschor bevinden zich momenteel weinig geschikte broedplaatsen. Broedvogels werden geteld op de restanten van de oude Sigmadijk.

10.1.2 Ketenisse schor

10.1.2.1 Watervogels

De watervogels werden minimaal maandelijks geteld, behalve in juli en augustus 2005. Hiervoor werd het gebied opgedeeld in een aantal telsectoren (figuur 10.1). In de mate van het mogelijke werden ook de plaats waar de vogels zich bevonden (hersteld gebied, oorspronkelijk slik) en hun gedrag genoteerd. Bij de interpretatie van de gegevens moet de graduele afwerking van het gebied in beschouwing genomen worden. In het eerste telseizoen waren telsectoren KPa, KPb, KPc, KPd en KPg reeds afgewerkt, terwijl de werken aan KPe en KPf nog volop bezig waren. Vooral sector KPe was toen een zandig, geaccidenteerd terrein en nog niet onder getij-invloed. Ook de dijk rond de polder was nog niet begroeid.

Overvliegende vogels en exemplaren die zich op het water bevonden werden eveneens geteld. Een overzicht van het aantal tellingen per maand is weergegeven in tabel 10.1.



Figuur 10.1: Opdeling van het Ketenisse schor in telsectoren.

Tabel 10.1: Aantal tellingen per maand op Ketenisse schor in de periode 2002 tot en met 2006.

	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Totaal
2002											3	4	7
2003	4	4	4	5	2	4	2	3	5	4	3	3	43
2004	2	1	2	3	1	1	2	1	1	1	2	2	19
2005	2	1	1	1	2	2	-	-	1	1	3	1	15
2006	1	1	2	2	1	2	1	3	4	2	1	1	21
Totaal	9	7	9	11	6	9	5	7	11	8	12	11	105

Aangezien de eerste watervogeltellingen dateren van november 2002, konden hier drie volledige telseizoenen gerapporteerd worden. Een volledig seizoen begint op 1 juli en eindigt op 30 juni van het volgende jaar. Een winterseizoen begint op 1 oktober en eindigt op 31 maart. Het zomerseizoen loopt van 1 april tot 30 september.

De soorten die geteld werden zijn duikers, futen, aalscholvers, reigers, zwanen, ganzen, eenden, rallen, steltlopers, sterns en meeuwen. De belangrijkste soorten werden uitgebreid besproken en een aantal andere werden summier behandeld. Bij de analyse van trends in de soortensamenstelling en de aantallen van de watervogels werd rekening gehouden met alle soorten.

Vogeldagen

De impact van verschillen in telfrequentie op de resultaten werd in de mate van het mogelijke beperkt door voor iedere soort het aantal vogeldagen per maand te berekenen. Ten opzichte van het gebruik van gemiddelden heeft het aantal vogeldagen het voordeel dat er bij de verwerking ook rekening gehouden wordt met de tijdsperiode tussen de tellingen. Op die manier worden tijdelijke pieken en dieptepunten in de aantallen beter naar waarde geschat in het eindresultaat. Voorwaarde is wel dat er regelmatig geteld wordt.

Het aantal vogeldagen tussen twee opeenvolgende vogeltellingen wordt berekend als $(n_1+n_2) \cdot (d_2-d_1)/2$. Hierbij is (n_1+n_2) de som van het aantal vogels voor de twee tellingen en (d_2-d_1) het aantal dagen tussen de twee tellingen. Kwantitatief komt het aantal vogeldagen overeen met de oppervlakte onder de curve in een lijngrafiek van het aantal vogels t.o.v. de tijd. Deze oppervlakte werd per maand berekend.

Voor soorten die sporadisch aanwezig zijn in een gebied waar maandelijks slechts één keer geteld wordt, laat één enkele waarneming zich over drie maanden gelden in het aantal vogeldagen. Indien er voor de vorige of volgende maand geen telgegevens beschikbaar zijn, geldt hetzelfde aantal tot het begin of het einde van de maand.

Maandgemiddelden

Omwille van de reeds aangehaalde voordelen van het gebruik van het aantal vogeldagen, werden alle vermelde maandgemiddelden bekomen door het aantal vogeldagen te delen door het aantal dagen in de betreffend maand.

10.1.2.2 Broedvogels

Om de broedvogelaantallen weer te geven, werd het gebied opgedeeld in 4 deelgebieden. Het niet ontpolderde deel (LHT), het Noordelijke ontpolderde deel (KPa-KPd), het centrale poldertje en het Zuidelijke ontpolderde deel (KPe-KPg). Elk deel is inclusief de aangrenzende Sigmadijk. Bij de opvolging van de broedvogels werden de aandachtsoorten geïnventariseerd die ook in het kader van de monitoring van het Linker-Scheldeoevergebied worden opgevolgd (zie Spanoghe *et al.*, 2006).

Ook bij de interpretatie van de broedvogelgegevens moeten de graduele afwerking en de evolutie van het gebied in beschouwing genomen worden (zie paragraaf 1.1.2.1).

10.2 Resultaten

10.2.1 Paardenschor

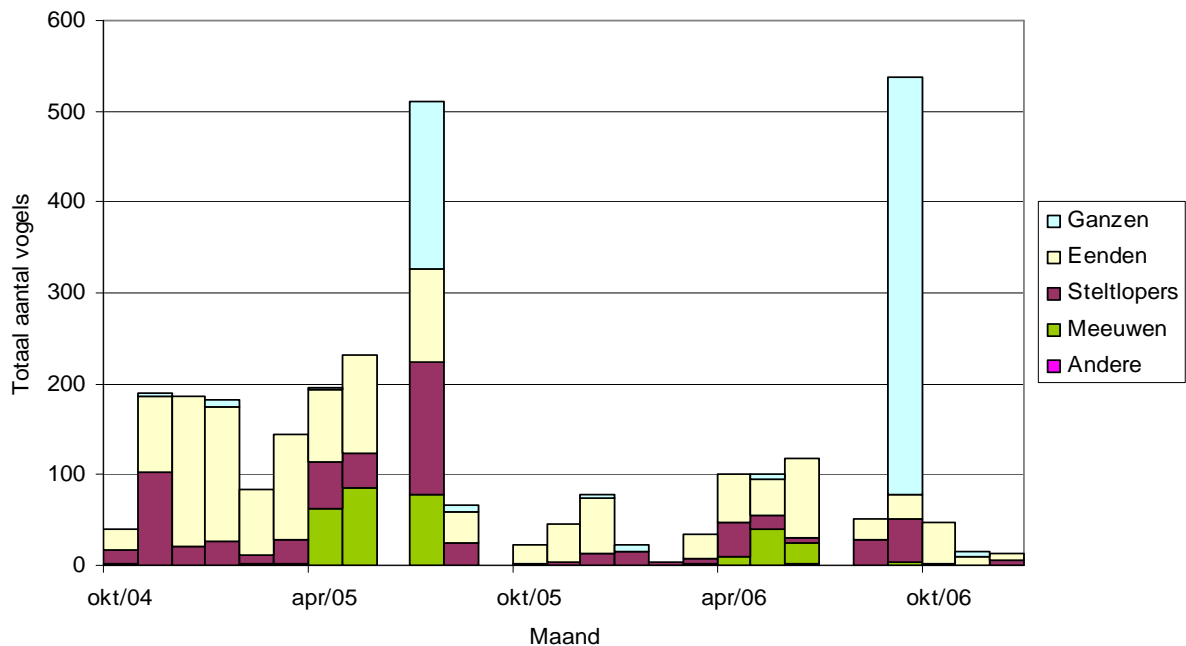
10.2.1.1 Watervogels

In de loop van de studieperiode werden 19 soorten watervogels waargenomen tijdens de maandelijkse laagwatertellingen op het Paardenschor. Het maximale aantal was 538 vogels in september 2006 (tabel 10.2).

Tabel 10.2: Aantallen per soort en totaal aantal watervogels op het Paardenschor (oktober 2004 – december 2006).

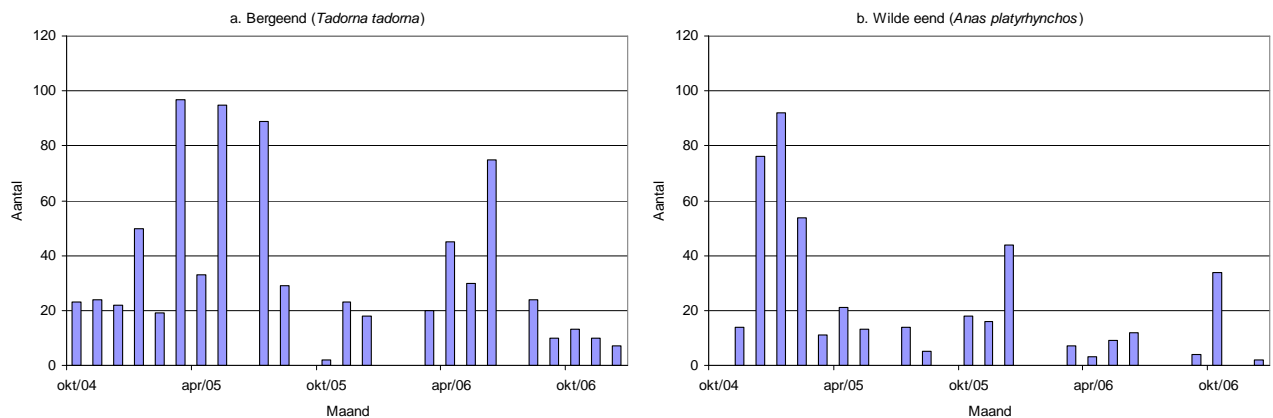
Soort	okt/04	nov/04	dec/04	jan/05	feb/05	mrt/05	apr/05	mei/05	jul/05	aug/05	okt/05	nov/05	dec/05	jan/06	feb/06	mrt/06	apr/06	mei/06	jun/06	aug/06	sep/06	okt/06	nov/06	dec/06
Aalscholver (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bergeend (<i>Tadorna tadorna</i>)	23	24	22	50	19	97	33	95	89	29	2	23	18	0	0	20	45	30	75	24	10	13	10	7
Canadese gans (<i>Branta canadensis</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Grauwe gans (<i>Anser anser</i>)	0	4	0	8	0	0	1	0	184	8	0	0	3	7	0	0	0	5	0	0	460	0	5	0
Groenpootruiter (<i>Tringa nebularia</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Kievit (<i>Vanellus vanellus</i>)	0	0	0	0	0	5	3	5	61	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	45	0	0	0
Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	0	55	1	6	0	8	13	21	52	7	0	0	0	0	0	0	15	4	1	24	0	0	0	0
Kokmeeuw (<i>Larus ridibundus</i>)	1	0	0	0	1	2	62	85	62	0	0	0	0	0	0	1	9	36	24	0	4	0	0	0
Oeverloper (<i>Actitis hypoleucos</i>)	0	0	0	0	0	0	8	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pijlstaart (<i>Anas acuta</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>)	5	9	14	9	2	7	7	4	6	8	0	0	0	16	2	2	4	4	4	1	0	0	0	5
Smient (<i>Anas penelope</i>)	0	12	5	7	0	0	17	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
Tureluur (<i>Tringa totanus</i>)	0	0	0	2	0	0	15	7	6	1	0	0	0	0	0	0	13	5	0	0	0	0	0	0
Wilde eend (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0	14	76	92	54	11	21	13	14	5	18	16	44	0	0	7	3	9	12	0	4	34	0	2
Wintertaling (<i>Anas crecca</i>)	0	33	63	0	0	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Wulp (<i>Numenius arquata</i>)	10	39	6	9	8	7	5	1	12	8	2	4	13	0	2	4	3	0	0	3	1	1	0	0
Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)	1	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Zilverplevier (<i>Pluvialis squatarola</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Zwarte ruiter (<i>Tringa erythropus</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Totaal	40	190	187	183	84	144	195	231	511	66	22	45	78	23	4	34	100	101	117	52	538	48	15	14

Tijdens het eerste jaar na de herinrichting, toen het gebied nog onbegroeid was, werden over het algemeen meer watervogels waargenomen dan in de rest van de studieperiode. Eenden en steltlopers vormden doorgaans de belangrijkste soortengroepen op het Paardenschor. Gedurende het zomerseizoen 2005 waren de meeuwen talrijker dan gedurende dat van 2006. In juli 2005 en september 2006 waren er grote groepen Grauwe ganzen aanwezig (figuur 10.2).



Figuur 10.2: Seizoensale vertegenwoordiging van de verschillende soortengroepen op het Paardenschor (in juni en september 2005 en juli 2006 werd niet geteld).

Bergeend en Wilde eend waren de belangrijkste soorten, gevolgd door Kokmeeuw en Kluit. Bergeenden waren het talrijkst tijdens het zomerseizoen en Wilde eenden tijdens de winter. In de tweede helft van de studieperiode waren de aantallen van beide soorten doorgaans lager (figuur 10.3).



Figuur 10.3: Aantallen van a. Bergeend en b. Wilde eend per maand op het Paardenschor.

Ook Wulp was bijna steeds aanwezig, zij het in relatief kleine aantallen. In september/oktober 2006 werd het gebruik van het Paardenschor en het voorliggend slik door watervogels enkele malen gedurende de tijcyclus gevolgd. Hieruit bleek dat het Paardenschor zelf vooral in de uren rond hoog water bezocht werd door watervogels, terwijl ze rond laagtij vooral op het voorliggend slik foerageerden. De details van de activiteiten en aanwezigheid gedurende de getijcyclus verschilt naargelang de soort. Het is duidelijk dat het Paardenschor niet alleen als rustgebied, maar ook intensief als foerageergebied gebruikt wordt.

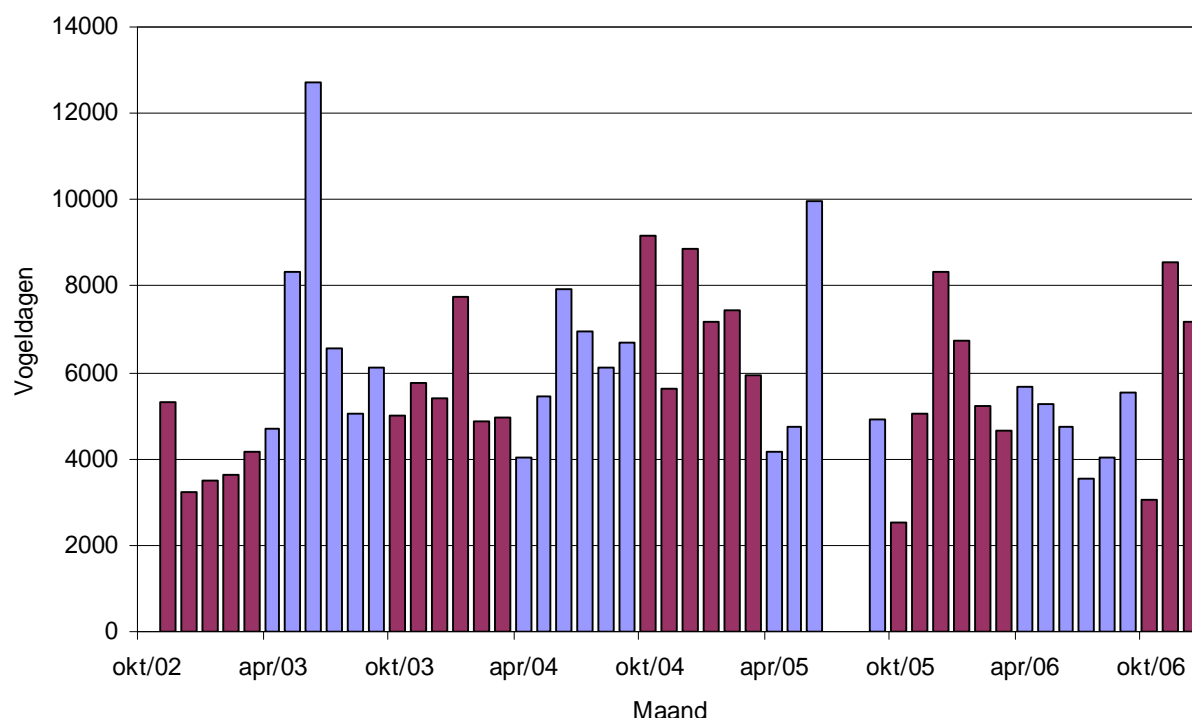
10.2.1.2 Broedvogels

Op het oude tracé van de Sigmadijk, nu de grens tussen het Paardenschor en het schor Ouden Doel, broedden in 2005 twee paar Kleine plevier en één paar in 2006.

10.2.2 Ketenisse schor

10.2.2.1 Watervogels

Op basis van het totaal aantal vogeldagen per maand kan men geen overtuigende continue stijgende of dalende trend in de tijd waarnemen (figuur 10.4). Het aantal varieerde tussen ongeveer 2500 en 12750 vogeldagen per maand. Het hoge aantal vogeldagen in juni 2003 en juni 2005 was respectievelijk te wijten aan zeer hoge aantallen Bergeenden en Kieviten. Wat het totaal aantal vogeldagen per seizoen betreft, kon er wel een stijgende trend waargenomen worden tussen de eerste drie winterseizoenen.



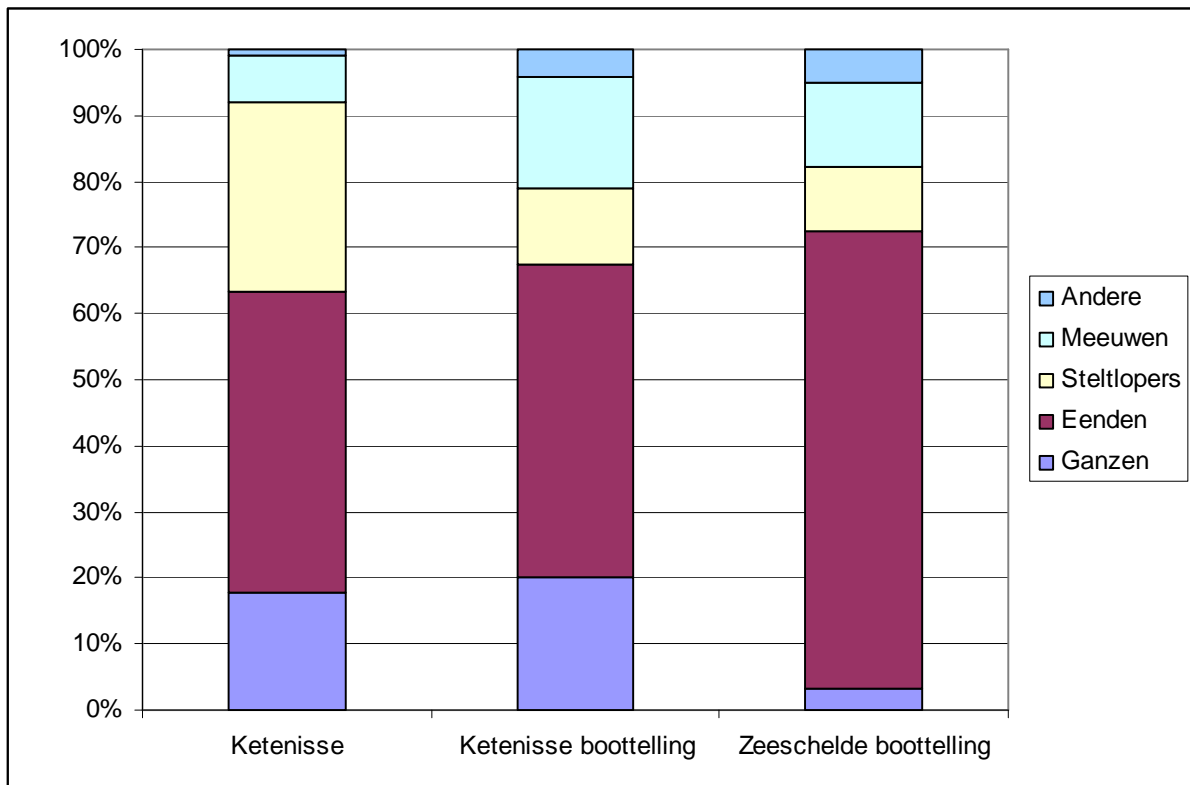
Figuur 10.4: Totaal aantal vogeldagen per maand op Ketenisse schor (november 2002 – december 2006). ■ winterseizoen, ■ zomerseizoen.

De grootste aantallen watervogels werden doorgaans in mei en juni waargenomen. Tijdens de studieperiode werden maximaal 693 watervogels waargenomen, op 16 juni 2003. In tabel 10.3 zijn de maximale aantallen weergegeven voor de drie volledige telseizoenen.

Tabel 10.3: Seizoensmaxima van het totaal aantal watervogels op Ketenisse schor.

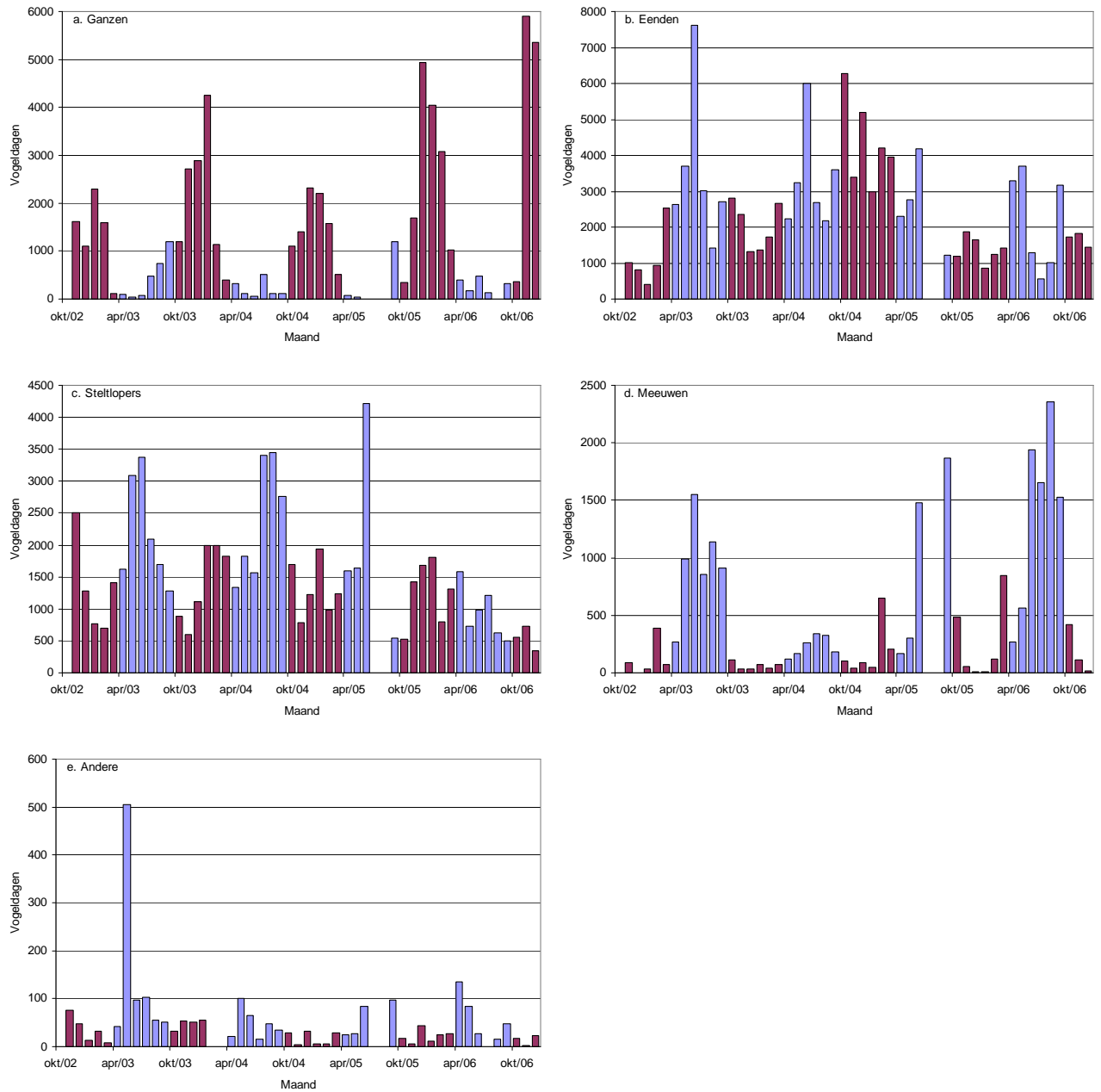
Seizoen	03/04	04/05	05/06
Aantal	422	460	339
Datum	19/sep/03	24/jun/05	17/nov/05

De relatieve vertegenwoordiging van ganzen, eenden, steltlopers, meeuwen en andere watervogels, gemiddeld over de studieperiode, is weergegeven in figuur 10.5 voor Ketenisse schor en de Zeeschelde. Het is opvallend dat er op Ketenisse schor relatief meer steltlopers en minder meeuwen werden geteld van op het land dan van op de boot. Dit kan verklaard worden doordat het slik achter de oude zomerdijk slechts gedeeltelijk zichtbaar is van op de boot. Het aandeel van de ganzen is relatief groot op Ketenisse schor.



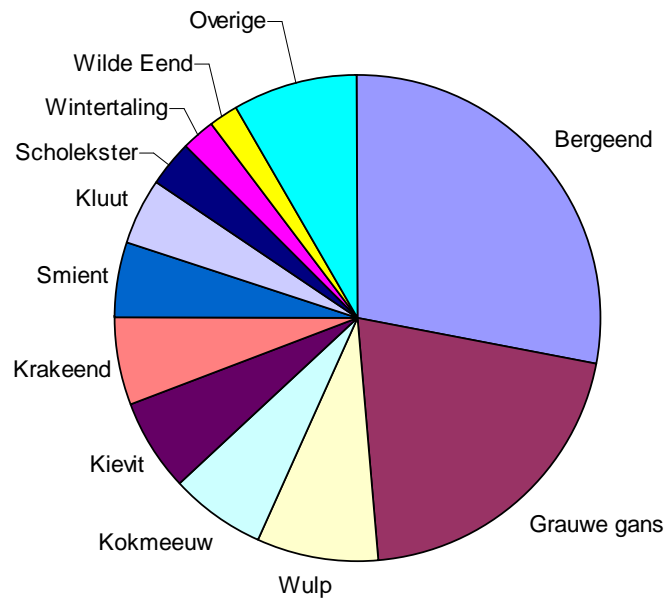
Figuur 10.5: Vertegenwoordiging van de verschillende soortengroepen op Ketenisse schor en de Zeeschelde, gemiddeld over de studieperiode.

Trends in aantalsverloop van deze soortengroepen zijn weergegeven in figuur 10.6. De grootste aantallen ganzen werden tijdens het winterseizoen waargenomen en deze namen sterk toe gedurende de studieperiode. Het betreft hier vooral Grauwe gans. Nijlganzen werden slechts sporadisch in kleine groepen waargenomen en Canadese ganzen waren vooral tijdens het zomerseizoen aanwezig. Wat betreft de eenden, was er een stijgende trend tussen de eerste drie winterseizoenen waar te nemen. Daarna kwamen de aantallen terug op het niveau van het winterseizoen 2002/2003. De piek in juni 2003 was te wijten aan grote aantallen Bergeenden. De steltlopers waren het talrijkst tijdens de zomer, met vooral grote aantallen Kieviten en Kluten. In het zomerseizoen van 2006 waren de aantallen opvallend lager dan voordien. Ook de meeuwen, voornamelijk Kokmeeuwen, waren het talrijkst in de zomer. Tijdens de zomermaanden van 2004 waren de aantallen meeuwen wel aanzienlijk lager in vergelijking met die van de andere zomerseizoenen. De aantallen van de vogels die niet in bovengenoemde soortengroepen konden ingedeeld worden bleven zeer laag over de hele studieperiode, afgezien van een piek in mei 2003. Deze was het gevolg van iets grotere aantallen Meerkoeten en Visdiefjes.



Figuur 10.6: Het aantal vogeldagen per maand (november 2002 – december 2006) voor a: ganzen, b: eenden, c: steltlopers, d: meeuwen, e: andere. ■ winterseizoen, ■ zomerseizoen. Bemerk de verschillende schaal op de y-assen.

Gedurende de hele studieperiode werden 46 soorten watervogels waargenomen op Ketenisse schor (bijlage 10). Over de ganse studieperiode beschouwd waren Bergeenden het talrijkst, gevolgd door Grauwe gans (figuur 10.7). Deze soorten stonden samen voor 48% van het aantal vogeldagen.



Figuur 10.7: Relatieve aantallen van de talrijkste soorten in de loop van de studieperiode, gebaseerd op het aantal vogeldagen.

De seizoensmaxima voor de belangrijkste soorten watervogels op Ketenisse schor zijn weergegeven in tabel 10.4. Bergeend, Kievit, Kluut, Kokmeeuw, Oeverloper, Tureluur en Zilvermeeuw waren in de drie telseizoenen het talrijkst tijdens de zomer. De aantallen van Grauwe gans, Smient en Wulp waren telkens maximaal tijdens de winter. Voor Krakeend, Scholekster, Wintertaling en Wilde eend verschilde de periode met maximale aantallen tussen de telseizoenen.

Tabel 10.4: Seizoensmaxima voor de belangrijkste soorten watervogels op Ketenisse schor (2003 – 2006).

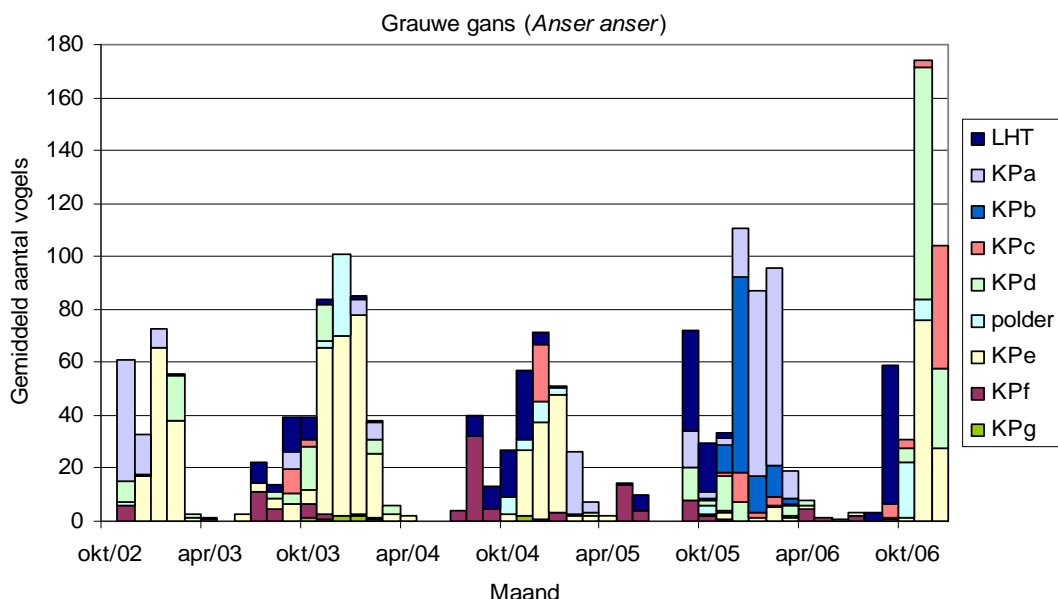
Soort	Max. 03/04	Datum max. 03/04	Max. 04/05	Datum max. 04/05	Max. 05/06	Datum max. 05/06
Bergeend (<i>Tadorna tadorna</i>)	239	18/jun/04	203	26/mei/05	135	12/mei/06
Grauwe gans (<i>Anser anser</i>)	158	23/dec/03	104	13/jan/05	190	19/dec/05
Kievit (<i>Vanellus vanellus</i>)	180	19/sep/03	119	24/jun/05	25	21/jun/06
Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	58	17/jul/03	34	26/mei/05	42	15/apr/06
Kokmeeuw (<i>Larus ridibundus</i>)	54	17/jul/03	102	24/jun/05	86	21/jun/06
Krakeend (<i>Anas strepera</i>)	33	12/sep/03	57	16/dec/04	55	17/nov/05
Oeverloper (<i>Actitis hypoleucos</i>)	32	1/aug/03	48	19/jul/04	1	9/sep/05
Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>)	9	25/mrt/04	45	24/jun/05	15	15/mrt/06
Smient (<i>Anas penelope</i>)	46	9/okt/03	94	14/dec/04	40	17/nov/05
Tureluur (<i>Tringa totanus</i>)	24	17/mei/04	29	26/mei/05	28	12/apr/06
Wilde eend (<i>Anas platyrhynchos</i>)	32	12/sep/03	44	16/aug/04	9	17/nov/05
Wintertaling (<i>Anas crecca</i>)	78	17/okt/04	61	20/okt/04	54	15/apr/06
Wulp (<i>Numenius arquata</i>)	84	21/jan/04	81	13/jan/05	61	17/nov/05
Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)	11	26/sep/03	19	24/jun/05	36	9/sep/05

Gemiddelde aantallen per telsector en gedragspatronen:

Ganzen

Grauwe gans (*Anser anser*)

De gemiddelde aantallen Grauwe ganzen vertoonden een duidelijk seizoenaal patroon, met de grootste aantallen in de winter. Grauwe ganzen werden in alle telsectoren waargenomen, maar de aantallen waren zeer laag in sector KPg. De grootste aantallen werden meestal aangetroffen in sector KPe, maar in het winterseizoen 2005/2006 werden de meeste Grauwe ganzen waargenomen in sectoren KPa en KPb. In november 2006 werden ook grote aantallen geteld in sector KPd (figuur 10.8).



Figuur 10.8: De maandgemiddelden per telsector voor Grauwe gans op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Grauwe ganzen gebruikten Ketenisse schor bij laagwater voornamelijk om te foerageren en te rusten. Het grootste aantal waarnemingen van foeragerende ganzen was afkomstig van telsectoren KPa en KPe. Foerageren gebeurde bijna uitsluitend op het hersteld gebied, waar schorvegetatie aanwezig is. Het hersteld gebied van sector KPe vormde de belangrijkste rustplaats (tabel 10.5).

Tabel 10.5: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Grauwe gans per telsector (2003 – 2006).

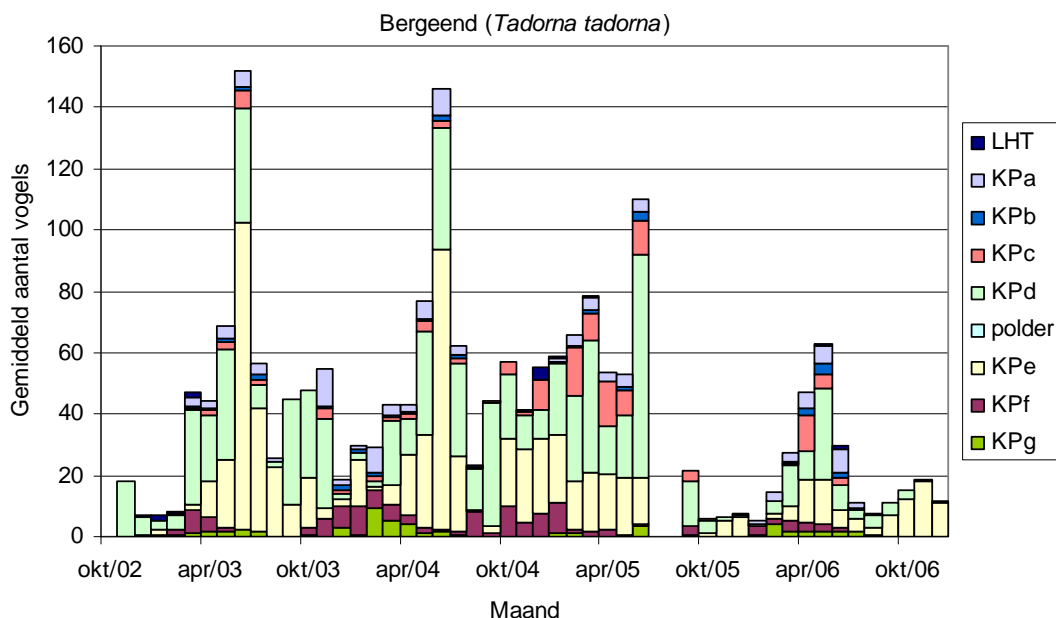
Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	44	0	24	0	38	74
KPa	199	2	0	31	0	142
KPb	0	0	0	0	5	118
KPc	42	0	15	137	39	11
KPd	92	0	164	56	3	137
polder*	0	0	0	0	60	0
KPe	226	0	483	0	28	0
KPf	69	0	74	9	28	17
KPg	8	0	7	0	0	3
Totaal	680	2	767	233	201	502

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Eenden

Bergeend (*Tadorna tadorna*)

De grootste aantallen Bergeenden werden waargenomen tijdens de zomer, met maxima in de maand mei of juni. In 2006 lag het zomermaximum veel lager dan in de voorgaande jaren. Ook in 2005 werd al een lager zomermaximum vastgesteld. Bergeenden werden waargenomen in alle telsectoren, maar de aantallen waren steeds zeer klein in de centraal gelegen polder. In sectoren KPd en KPe kwamen de grootste aantallen voor (figuur 10.9).



Figuur 10.9: De maandgemiddelden per telsector voor Bergeend op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Bergeenden gebruikten Ketenisse schor bij laagwater voornamelijk om te foerageren en te rusten. Het grootste aantal waarnemingen van foeragerende Bergeenden was afkomstig van het hersteld gebied van telsectoren KPd en KPe. Het hersteld gebied van beide sectoren vormde tevens de belangrijkste rustplaats (tabel 10.6).

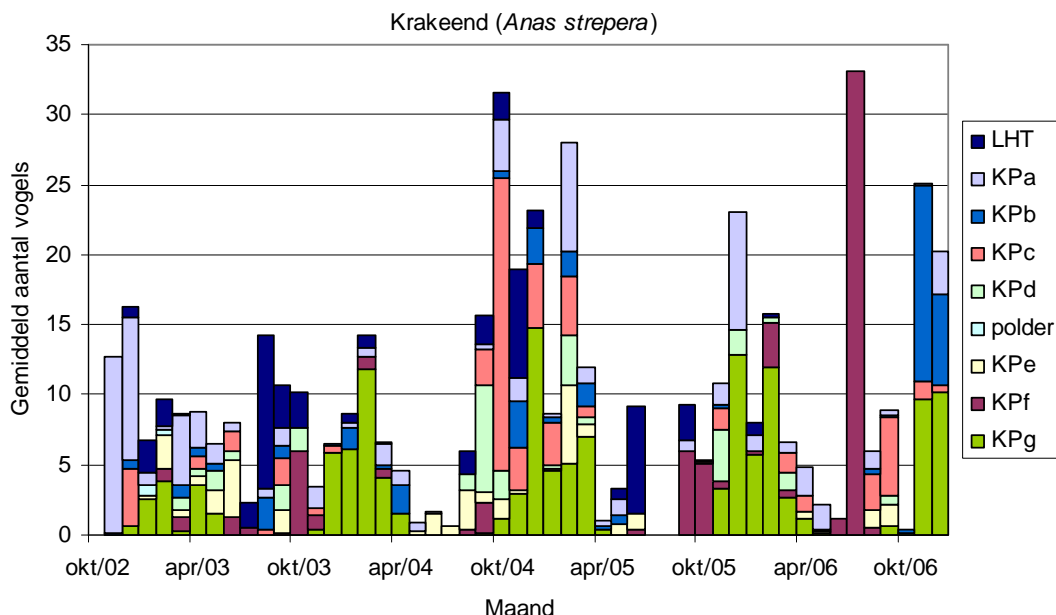
Tabel 10.6: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Bergeend per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	6	4	0	5	4	15
KPa	52	98	103	29	5	33
KPb	11	2	30	5	10	14
KPc	114	25	97	7	3	70
KPd	1230	0	539	32	41	83
polder*	0	0	0	0	0	0
KPe	964	0	724	0	130	12
KPf	131	0	97	2	22	3
KPg	10	0	50	12	4	25
Totaal	2518	129	1640	92	219	255

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Krakeend (*Anas strepera*)

De gemiddelde aantallen Krakeenden waren het grootst tijdens de winter. In de tweede helft van de studieperiode waren de winteraantallen duidelijk groter. Krakeenden werden in alle telsectoren aangetroffen, hoewel in de centrale polder slechts sporadisch enkele individuen aanwezig waren. De grootste aantallen werden aangetroffen in sectoren LHT, KPa, KPc en KPg. Het ging dan echter meestal om exemplaren die zich op het water bevonden in deze telsectoren (figuur 10.10).



Figuur 10.10: De maandgemiddelden per telsector voor Krakeend op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Krakeenden gebruikten Ketenisse schor bij laagwater voornamelijk om te rusten en in mindere mate om te foerageren. Het grootste aantal waarnemingen betrof echter zwemmende exemplaren in de omgeving van de meest stroomopwaarts en stroomafwaarts gelegen sectoren van Ketenisse schor. Foerageren gebeurde vooral op het hersteld gebied, terwijl rustende Krakeenden ongeveer even vaak op het oorspronkelijk slik werden waargenomen (tabel 10.7).

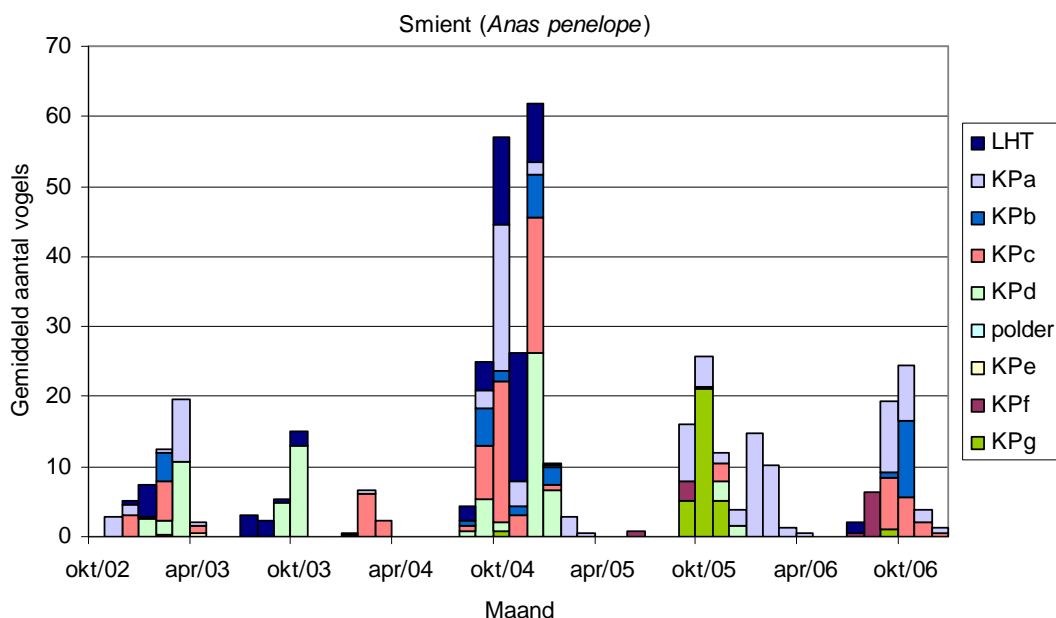
Tabel 10.7: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Krakeend per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	0	0	11	12	6	72
KPa	0	0	16	19	18	55
KPb	0	0	0	7	2	35
KPc	31	10	55	24	0	69
KPd	3	0	2	0	3	41
polder*	0	0	0	0	0	0
KPe	28	0	47	0	11	2
KPf	0	0	11	20	202	40
KPg	45	7	15	50	6	100
Totaal	107	17	157	132	248	414

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Smient (*Anas penelope*)

De gemiddelde aantallen Smienten waren het grootst tijdens de winter, met maximale aantallen in het winterseizoen 2004/2005. Ze werden in alle telsectoren waargenomen, behalve in de centraal gelegen polder. In sector KPe ging het om slechts enkele individuen tijdens het voorjaar van 2003. Tot eind 2004 werden de grootste aantallen aangetroffen in sectoren KPc en KPd. Eind 2005 werden de meeste Smienten waargenomen ter hoogte van KPg en daarna in sector KPa (figuur 10.11).



Figuur 10.11: De maandgemiddelden per telsector voor Smient op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Smienten gebruikten Ketenisse schor bij laagwater voornamelijk als rustplaats, maar de grootste aantallen bevonden zich op het water langs KPd en de meest stroomafwaarts gelegen telsectoren. Rusten gebeurde zowel op het hersteld gebied als op het oorspronkelijk slik (tabel 10.8).

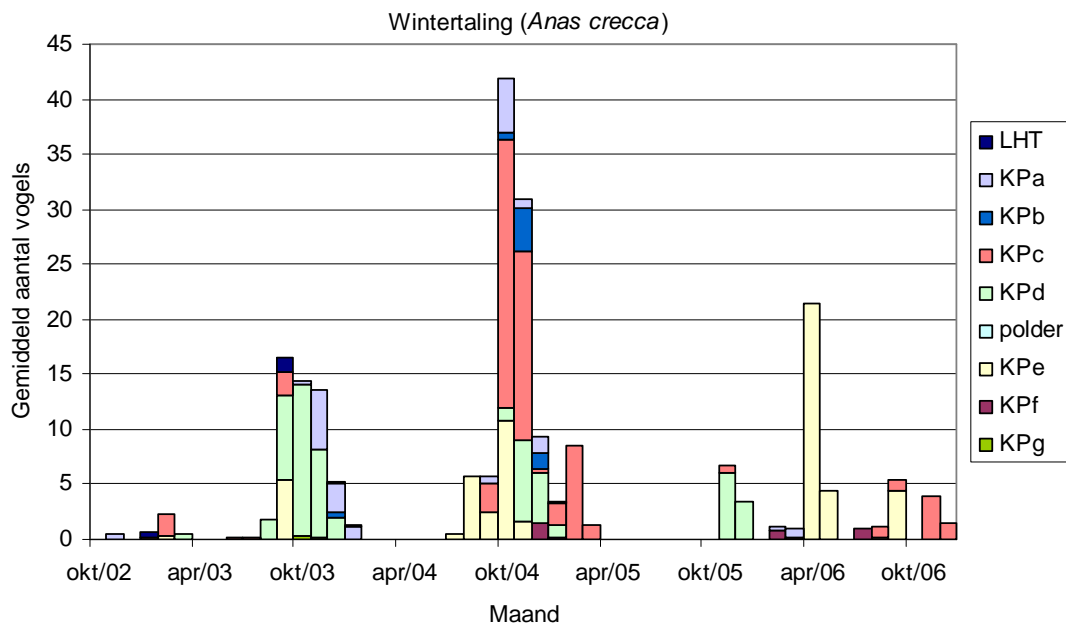
Tabel 10.8: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Smient per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	0	0	24	0	2	41
KPa	4	2	5	10	7	78
KPb	0	0	0	21	0	26
KPc	26	1	1	22	0	140
KPd	0	0	0	18	19	118
polder*	0	0	0	0	0	0
KPe	0	0	0	0	0	2
KPf	0	0	0	0	7	12
KPg	1	0	27	0	0	16
Totaal	31	3	57	71	35	433

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Wintertaling (*Anas crecca*)

De grootste aantallen Wintertaling werden waargenomen tijdens de winter. Er was een duidelijke toename tussen de eerste drie winterseizoenen, maar daarna namen de aantallen terug af. Wintertalingen werden in alle telsectoren waargenomen, behalve in de centraal gelegen polder. In sectoren KPf en KPg ging het wel slechts over enkele individuen. Wintertalingen waren het talrijkst in sectoren KPc, KPd en KPe (figuur 10.12).



Figuur 10.12: De maandgemiddelden per telsector voor Wintertaling op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Ketenisse schor werd bij laagwater voornamelijk gebruikt om te foerageren en in mindere mate om te rusten. Beide activiteiten gebeurden vooral op het hersteld gebied. De meeste waarnemingen van Wintertalingen waren er van zwemmende exemplaren ter hoogte van KPd en de meest stroomafwaarts gelegen telsectoren (tabel 10.9).

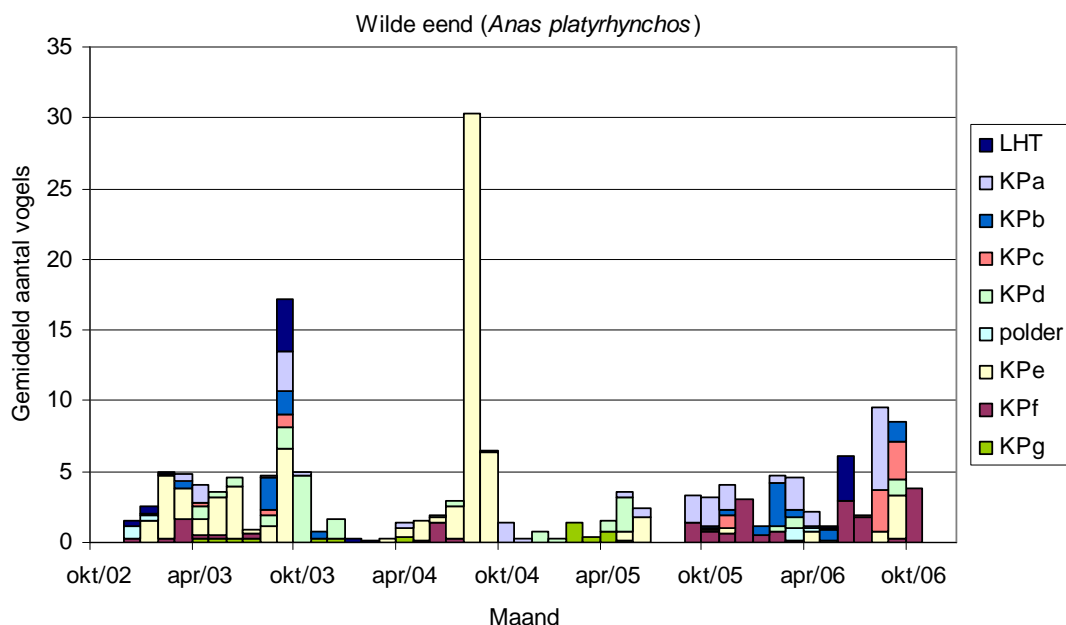
Tabel 10.9: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Wintertaling per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	0	0	0	1	0	8
KPa	0	6	0	0	9	12
KPb	0	0	0	0	0	14
KPc	38	0	1	26	26	36
KPd	23	0	0	0	105	61
polder*	0	0	0	0	0	0
KPe	56	0	60	0	0	21
KPf	4	0	0	0	5	0
KPg	0	0	0	0	0	0
Totaal	121	6	61	27	145	152

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Wilde eend (*Anas platyrhynchos*)

Er is geen duidelijk seizoenaal patroon terug te vinden in de gemiddelde aantallen Wilde eenden op Ketenisse schor, maar over het algemeen lagen ze iets hoger in de zomerseizoenen. De maximale aantallen werden in de periode augustus – september aangetroffen, hoewel de aantallen in september 2005 heel laag waren. Wilde eenden werden in alle telsectoren waargenomen. Tijdens de eerste helft van de studieperiode werden de grootste aantallen waargenomen in sector KPe. Vanaf eind 2005 werden er frequenter Wilde eenden gezien ter hoogte van KPa en KPf (figuur 10.13).



Figuur 10.13: De maandgemiddelden per telsector voor Wilde eend op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Wilde eenden gebruikten Ketenisse schor bij laagwater vooral als rustplaats. Meestal werd hiervoor het hersteld gebied gebruikt. De grootste aantallen rustende Wilde eenden werden waargenomen op KPe. Een groot aantal Wilde eenden bevond zich op het water tijdens de laagwatertellingen (tabel 10.10).

Tabel 10.10: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Wilde eend per telsector (2003 – 2006).

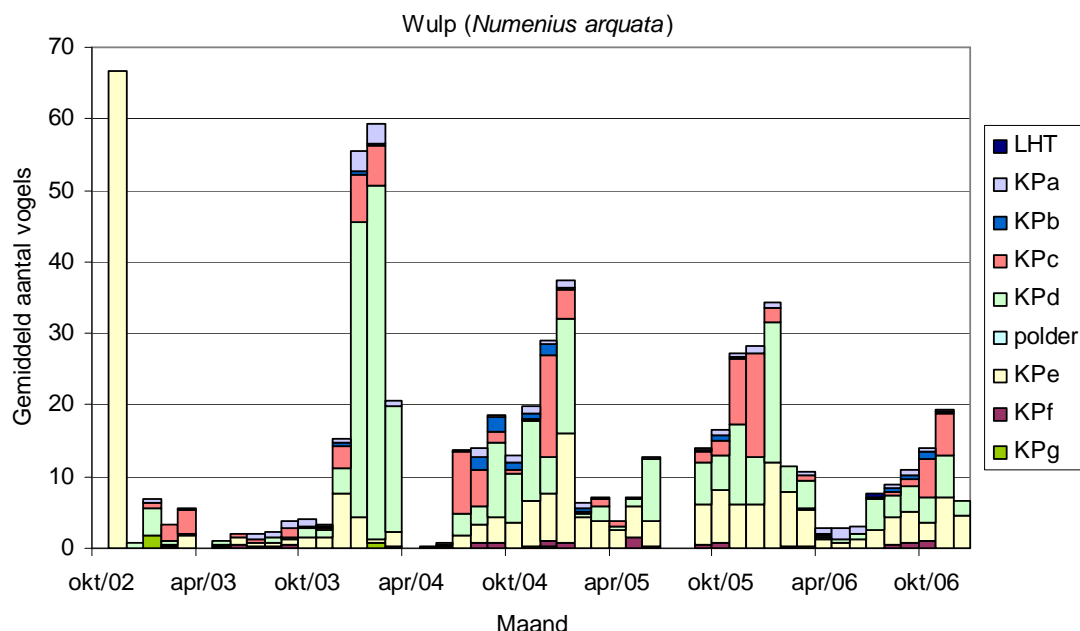
Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	0	0	1	6	0	31
KPa	0	0	38	6	4	22
KPb	0	0	11	2	4	0
KPc	0	2	0	16	7	8
KPd	4	0	16	2	7	10
polder*	0	0	0	0	0	0
KPe	15	0	105	0	1	21
KPf	2	0	24	0	6	4
KPg	0	0	4	2	1	1
Totaal	21	2	199	34	30	97

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Steltlopers

Wulp (*Numenius arquata*)

De grootste aantallen Wulpen waren aanwezig in het winterseizoen, maar de wintermaxima namen wel af gedurende de studieperiode. De meeste waarnemingen waren afkomstig van sectoren KPc, KPd en KPe. In de centraal gelegen polder werden nooit Wulpen waargenomen. In de sectoren KPa, KPb en KPf ging het telkens om enkele individuen (figuur 10.14).



Figuur 10.14: De maandgemiddelden per telsector voor Wulp op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Wulpen gebruikten Ketenisse schor bij laagwater als rustplaats en om te foerageren. Foerageren gebeurde voornamelijk op het hersteld gebied van sectoren KPd en KPe. Beide sectoren vormden samen met KPc ook de belangrijkste rustplaatsen. Om te rusten werd zowel het hersteld gebied als het oorspronkelijk slik veelvuldig gebruikt. Het gebruik van het oorspronkelijk slik beperkte zich echter bijna uitsluitend tot het deel stroomafwaarts van de centrale polder (tabel 10.11).

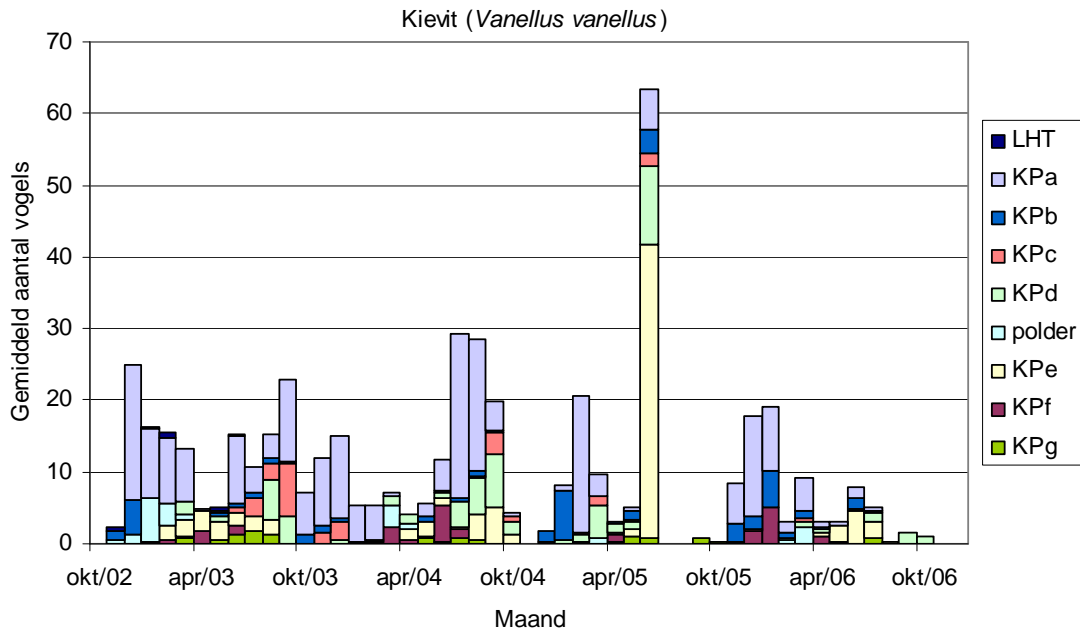
Tabel 10.11: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Wulp per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik	
LHT*	0	0	1	0	0
KPa	5	17	7	22	8
KPb	1	5	4	10	3
KPc	7	10	52	120	5
KPd	120	4	207	157	29
polder*	0	0	0	0	0
KPe	136	0	124	0	17
KPf	8	0	9	0	0
KPg	0	3	1	0	0
Totaal	277	39	405	309	62

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Kievit (*Vanellus vanellus*)

Er is geen duidelijk seizoenaal patroon terug te vinden in de gemiddelde aantallen Kieviten op Ketenisse schor. Kieviten werden in alle telsectoren waargenomen tijdens de studieperiode. Doorgaans werden de grootste groepen Kieviten aangetroffen in sector KPa (figuur 10.15).



Figuur 10.15: De maandgemiddelden per telsector voor Kievit op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Ketenisse schor werd bij laagwater gebruikt om te rusten en te foerageren. Meestal gebeurde dit op het hersteld gebied. Sector KPa was veruit de belangrijkste rustplaats voor Kievit en vormde samen met sector KPe tevens de voornaamste foerageerplaats (tabel 10.12). Tijdens de laagwatertellingen werden ook een aantal keer broedende Kieviten waargenomen: in de periode april tot en met juni 2003 de meeste in de centrale polder en enkele in sector KPe en in de jaren daarna steeds in de polder, telkens in april.

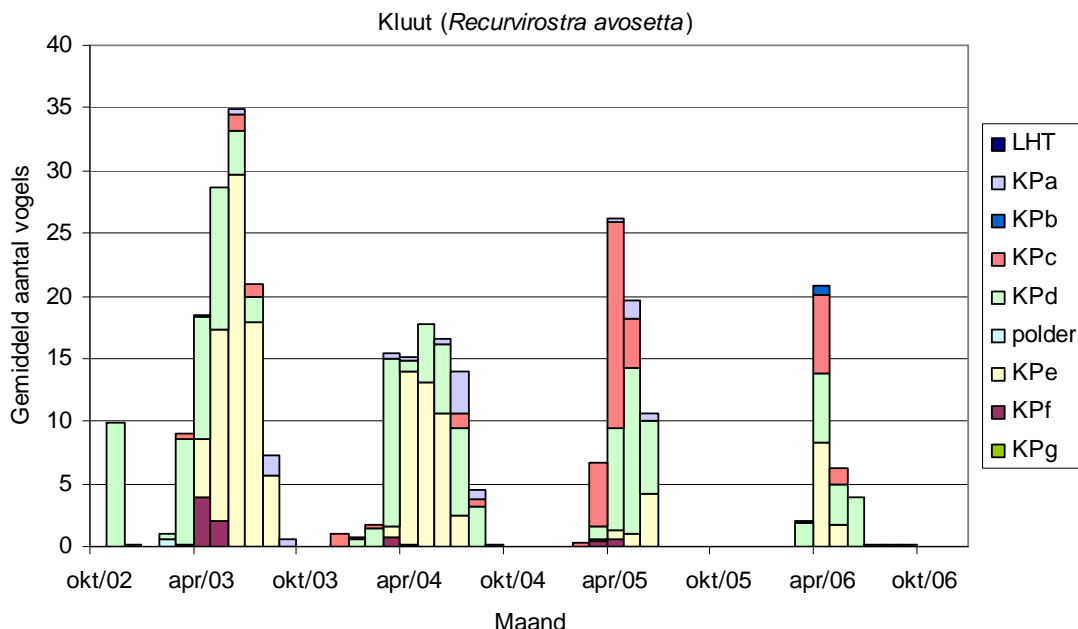
Tabel 10.12: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Kievit per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik	
LHT*	0	0	1	2	0
KPa	66	99	192	171	12
KPb	12	4	29	9	13
KPc	14	10	90	4	7
KPd	72	0	35	3	3
polder*	0	0	0	0	0
KPe	159	0	29	0	20
KPf	21	0	17	0	4
KPg	5	1	15	1	1
Totaal	349	114	408	190	60

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Kluut (*Recurvirostra avosetta*)

De grootste aantallen Kluten waren aanwezig tijdens het zomerseizoen. Tijdens de studieperiode werden nooit Kluten waargenomen in telsectoren LHT en KPg. In de polder ging het om enkele broedende individuen. De meeste Kluten werden waargenomen in sectoren KPd en KPe (figuur 10.16).



Figuur 10.16: De maandgemiddelden per telsector voor Kluut op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Kluten gebruikten Ketenisse schor bij laagwater als rust- en foerageerplaats. Vooral het hersteld gebied van telsectoren KPd en KPe deed dienst als rust- en foerageerplaats (tabel 10.13). In de periode april tot en met juni 2003 werden telkens een aantal broedende Kluten aangetroffen tijdens de laagwatertellingen. De meeste waarnemingen werden gedaan op het hersteld gebied van sector KPe en enkele in de centrale polder. Ook in mei 2005 werden tijdens de laagwatertellingen enkele broedende exemplaren gezien op het hersteld gebied van sector KPe.

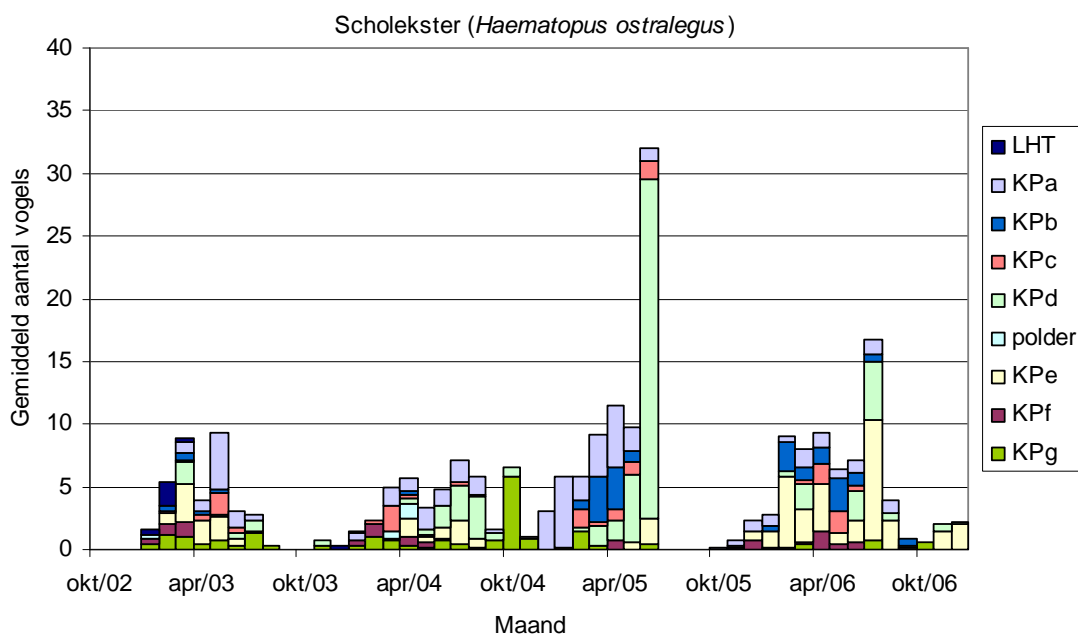
Tabel 10.13: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Kluut per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik	
LHT*	0	0	0	0	0
KPa	1	15	5	0	1
KPb	0	0	0	0	2
KPc	7	2	42	4	5
KPd	174	0	80	0	0
polder*	0	0	0	0	2
KPe	165	0	185	0	2
KPf	9	0	2	0	0
KPg	0	0	0	0	0
Totaal	356	17	314	4	12

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Scholekster (*Haematopus ostralegus*)

De grootste aantallen Scholeksters waren aanwezig tijdens de laatste maanden van het winterseizoen en de eerste maanden van het zomerseizoen. De grootste aantallen werden waargenomen in telsectoren KPa, KPd en KPe (figuur 10.17).



Figuur 10.17: De maandgemiddelden per telsector voor Scholekster op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2006 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Ketenisse schor werd bij laagwater gebruikt als rust- en foerageerplaats. Het hersteld gebied van sector KPd was de belangrijkste foerageerplaats. Ook rusten gebeurde voornamelijk op het hersteld gebied, maar meer verspreid over Ketenisse schor (tabel 10.14). In mei en juni 2003 en mei 2005 werden tijdens de laagwatertellingen enkele waarnemingen gedaan van broedende exemplaren. In 2003 ging het telkens om één of twee exemplaren in sector LHT en het hersteld gebied van sector KPc en in 2005 om één exemplaar op het hersteld gebied van sector KPc.

Tabel 10.14: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Scholekster per telsector (2003 – 2006).

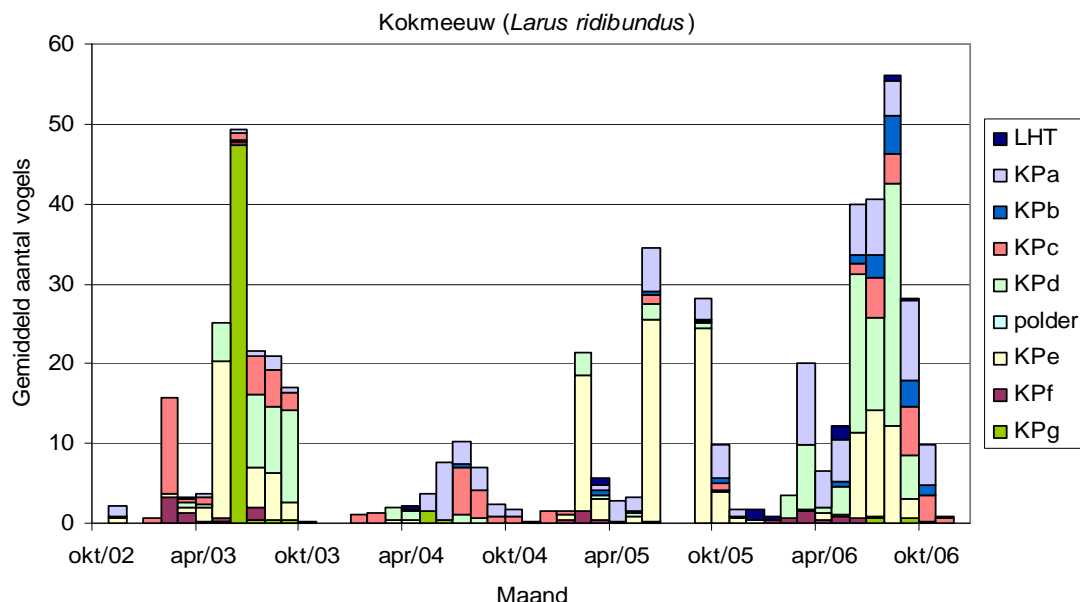
Telsector	foeragerend		rustend		vliegend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik	
LHT*	0	0	3	1	2
KPa	10	20	29	24	21
KPb	2	3	7	16	1
KPc	5	8	14	3	0
KPd	117	1	13	1	1
polder*	0	0	0	0	1
KPe	49	0	29	0	5
KPf	5	0	9	0	3
KPg	1	1	24	7	0
Totaal	189	33	128	52	34

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

Meeuwen

Kokmeeuw (*Larus ridibundus*)

De grootste aantallen Kokmeeuwen werden waargenomen tijdens het zomerseizoen. Opvallend is de terugval in het zomerseizoen van 2004. Kokmeeuwen werden gedurende de studieperiode nooit waargenomen in de centraal gelegen polder. De meeste Kokmeeuwen werden waargenomen in sectoren KPc, KPd en KPe, hoewel vanaf het zomerseizoen 2004 ook in sector KPa grotere aantallen voorkwamen (figuur 10.18).



Figuur 10.18: De maandgemiddelden per telsector voor Kokmeeuw op Ketenisse schor in de periode november 2002 – december 2005 (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand).

Ketenisse schor werd bij laagwater voornamelijk gebruikt als plaats om te foerageren en in mindere mate als rustplaats. Zowel foerageren als rusten gebeurde voornamelijk op het hersteld gebied. De belangrijkste plaatsen om te foerageren waren de herstelde delen van sectoren KPd en KPe. Ook op het oorspronkelijk slik van telsector Kpa werden veel foeragerende Kokmeeuwen waargenomen. In juni 2003 werd een grote groep zwemmende exemplaren waargenomen in de omgeving van sector KPg. Dit verklaart het grootste deel van de waarnemingen in die sector (tabel 10.15).

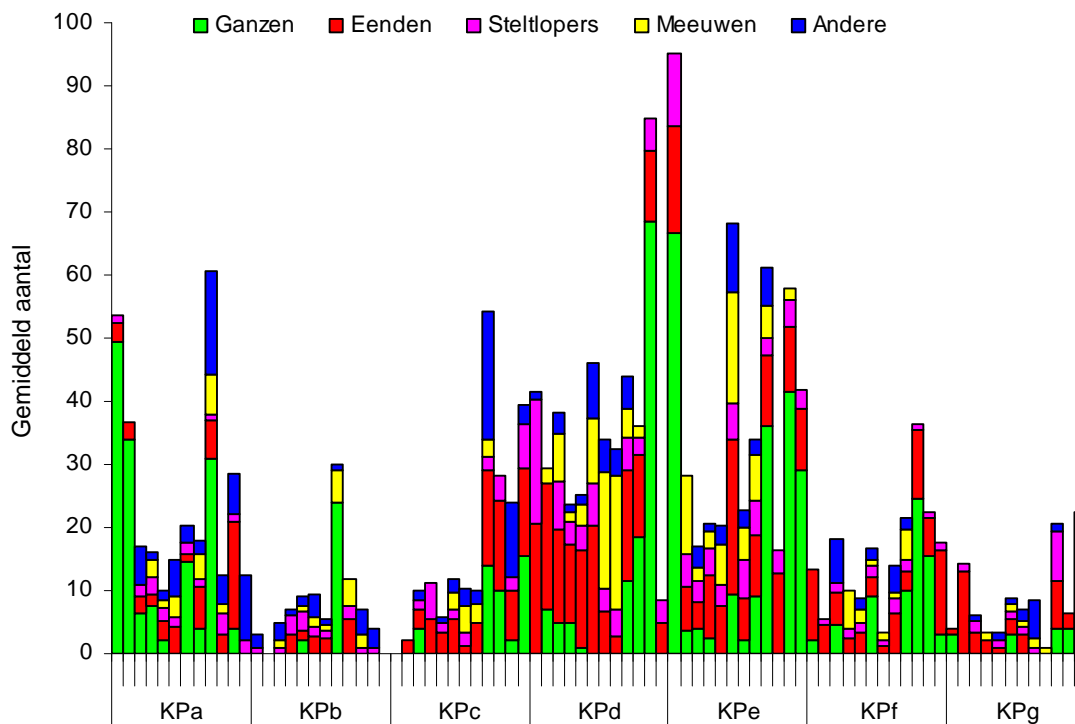
Tabel 10.15: Meest voorkomende gedragspatronen (som van aantal waarnemingen) van Kokmeeuw per telsector (2003 – 2006).

Telsector	foeragerend		rustend		vliegend	zwemmend
	hersteld gebied	oorspr. slik	hersteld gebied	oorspr. slik		
LHT*	0	1	0	6	9	1
KPa	62	118	19	22	7	1
KPb	18	16	11	17	4	0
KPc	37	66	19	39	1	9
KPd	257	0	76	0	0	0
polder*	0	0	0	0	0	0
KPe	208	0	80	0	3	2
KPf	7	0	15	0	3	0
KPg	0	2	7	0	7	200
Totaal	589	203	227	84	34	213

*Voor sectoren LHT en polder is het onderscheid tussen hersteld gebied en oorspronkelijk slik niet van toepassing. De kolommen 'hersteld gebied' duiden voor sector LHT op waarnemingen op de hoog gelegen delen van het gebied.

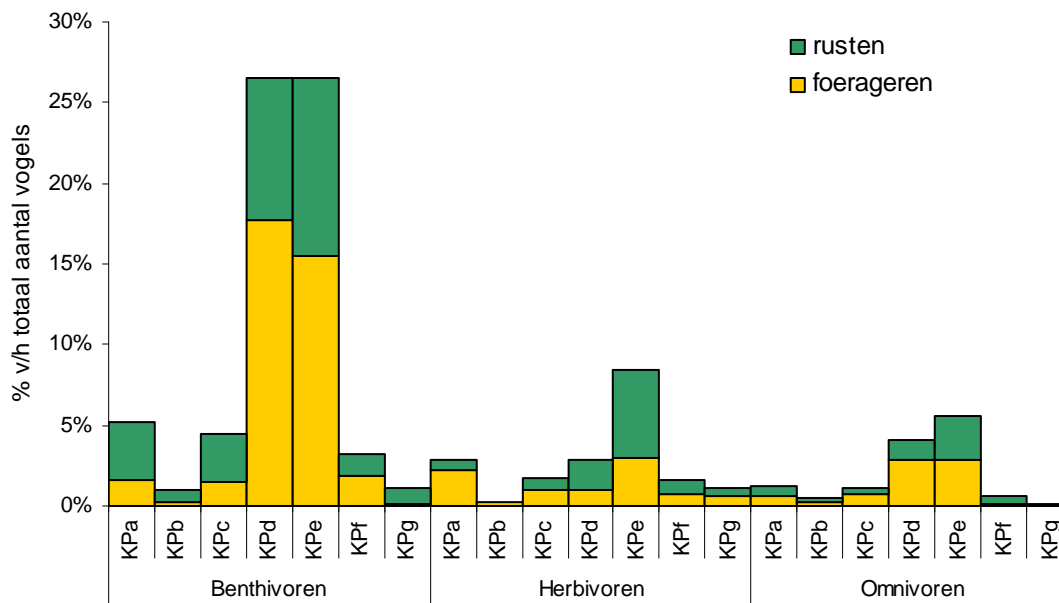
Watervogels op het hersteld gebied:

De gemiddelde aantallen van de verschillende soortengroepen in de telsectoren van Ketenisse schor zijn per maand weergegeven in figuur 10.19. Gemiddeld werden de grootste aantallen vogels waargenomen op het hersteld deel van telsectoren KPd en KPe. Opvallend zijn de grote aantallen steltlopers en eenden (voornamelijk Bergeend) in beide sectoren en ook meeuwen waren hier het talrijkst. Ganzen waren er vooral tijdens de wintermaanden talrijk aanwezig. Ook op het hersteld deel van sector KPa werden in de winter gemiddeld veel ganzen waargenomen.



Figuur 10.19: Gemiddelde aantallen per maand voor de verschillende soortengroepen op het hersteld gebied van Ketenisse schor per telsector (2003 – 2006).

Benthivore soorten waren bij laagwater veruit het talrijkst op het hersteld deel van telsectoren KPd en KPe. Het grootste deel van de waarnemingen van benthivoren, waaronder de steltlopers en ook Bergeend, betrof foeragerende individuen. In de telsectoren van zone ABC werden relatief meer rustende vogels waargenomen. Herbivoren werden het vaakst waargenomen in sector KPe. Hoewel deze sector meestal als rustplaats gebruikt werd, werden hier tevens de meeste foeragerende herbivoren geteld. Ook in sector KPa was het aantal foeragerende herbivoren relatief groot. In beide sectoren is *Scirpus maritimus* aanwezig, een belangrijke voedselplant voor Grauwe gans, de talrijkste herbivore soort op het hersteld gebied. Omnivoren, waaronder de meeuwen, waren net als de benthivoren het talrijkst in sectoren KPd en KPe. Ze werden er relatief vaker foeragerend dan rustend aangetroffen (figuur 10.20). Gedurende de studieperiode werden ook drie soorten piscivore watervogels waargenomen op het hersteld gebied van Ketenisse schor: Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), Blauwe reiger (*Ardea cinerea*) en Vissdief (*Sterna hirundo*). Meestal ging het om rustende individuen. Het hersteld gebied was echter van weinig belang voor viseters, want het ging steeds over zeer kleine aantallen.



Figuur 10.20: Relatief aantal rustende en foeragerende benthivore, herbivore en omnivore watervogels per telsector op het hersteld gebied van Ketenisse schor (2003 – 2006).

10.2.2.2 Broedvogels

In tabel 10.16 worden de telresultaten weergegeven.

De belangrijkste broedvogels van Ketenisse zijn enkele typische soorten van schorregebieden, zoals Tureluur en Bergeend. In de opgaande rietvegetaties vonden Kleine Karekiet, Rietgors en Blauwborst een geschikt broedbiotoop.

Op de Sigmadijk broedden Graspiepers, Veldleeuweriken en Kleine plevier.

Het zuidelijke deel kende in de loop der jaren een belangrijke uitbreiding van de rietvegetaties, wat tot de onmiddellijke kolonisatie door soorten als Rietgors, Blauwborst, Kleine Karekiet en Bosrietzanger leidde. Deze snelle kolonisatie werd mogelijks ook gekatalyseerd door het verlies aan habitat aan de binnenkant van de Sigmadijk langs de Ketenislaan.

In de periode 2004 tot 2006 kwamen duidelijk lagere aantallen steltlopers tot broeden op Ketenisse. Voor Kluut en Kleine plevier kan dit verklaard worden door het gevorderde successiestadium van de schorvegetatie. Enkel op de grasstrook (LHT) en in het poldertje bleven de aantallen steltlopers ongeveer gelijk. Door de ontwikkeling van grote rietvelden, met name in het zuidelijk deel, zijn de steltlopersoorten in aantal afgenomen.

Tabel 10.16: Broedvogelterritoria op Ketenisse schor (2003 – 2005).

Soort	2003					2004					2005					2006				
	Totaal	LHT	KPa-KPd	Polder (incl. dijk)	KPe-KPg	Totaal	LHT	KPa-KPd	Polder (incl. dijk)	KPe-KPg	Totaal	LHT	KPa-KPd	Polder (incl. dijk)	KPe-KPg	Totaal	LHT	KPa-KPd	Polder (incl. dijk)	KPe-KPg
Kluut	41	0	0	((7))	41	7	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blauwborst	3	0	0	1	2	3	0	0	1	2	5	0	0	1	4	6	0	0	0	6
Bergeend	4	0	0	1	3	6	3	0	1	2	5	1	1	1	2	3	0	0	3	0
Krakeend	1	1	0	0	0	6	3	0	0	3	7	3	0	1	3	3	2	0	1	1
Slobeend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Kievit	7	0	0	5	2	6	0	0	5	1	7	0	1	5	1	10	0	1	5	4
Scholekster	3	1	0	1	1	3	1	0	1	1	2	1	0	0	1	3	1	0	1	1
Kleine plevier	4	0	0	1	3	2	0	0	0	2	2	0	1	0	1	2	0	1	0	1
Bontbekplevier	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tureluur	5	2	0	2	1	8	4	0	2	2	7	3	0	3	1	5	1	0	2	2
Veldleeuwerik	3	1	1	0	1	3	1	1	0	1	3	1	1	0	1	4	1	2	0	1
Graspieper	3	1	1	1	0	4	2	1	0	1	4	1	1	1	1	4	1	1	1	1
Rietzanger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Kleine karekiet	3	0	0	1	2	4	0	0	1	3	8	0	0	1	7	15	0	0	2	13
Bosrietzanger	2	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	4
Baardmannetje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Rietgors	2	0	0	0	2	1	0	0	0	1	4	0	0	0	4	6	0	0	1	5

10.3 Bespreking

De functionaliteit van herstelde gebieden als foerageer-, rust- of broedhabitat hangt nauw samen met de kwaliteit van het gerealiseerde habitat. Belangrijke aspecten voor migrerende watervogels zijn voedsel, rust en ruimte. Voor broedvogels is dan weer het juiste vegetatietype belangrijk.

Op het Paardenschor werden in totaal 19 soorten watervogels waargenomen in de periode tot en met 2006. Eenden en steltlopers vormden de belangrijkste soortengroepen. Het ging hierbij vooral om benthivore en omnivore soorten. Een eerste analyse van de gedragspatronen van de watervogels op het Paardenschor geeft aan dat het gebied goed dienst doet als rust- en foerageergebied (Spanoghe, 2007). De lange vrijliggingsduur, de relatief grote oppervlakte slik, de flauwe helling en de grote abundantie van bodemdieren in dit laagdynamisch gebied maken het momenteel tot een functioneel rust- en foerageerhabitat voor overwinterende en doortrekkende vogelsoorten. Het slik werd snel gekoloniseerd door bodemdieren. Vanaf het najaar 2004 kwam de gemiddelde biomassa aan bodemdieren in de buurt van die op het oorspronkelijk slik en in november 2005 werd op het hersteld gebied een grotere biomassa gemeten. *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor* leverden de grootste bijdrage aan de totale biomassa. Bergeend was de belangrijkste soort op het Paardenschor. Het is bekend dat Bergeenden een grote verscheidenheid aan voedsel consumeren (Van Ryckegem *et al.*, 2006). Naast zoëbenthos behoort ook fytoëbenthos tot hun dieet. Er waren echter geen chlorofyl a gegevens beschikbaar voor het hersteld gebied, waardoor het moeilijk is om de hoeveelheden beschikbaar fytoëbenthos in te schatten.

Het Paardenschor zelf is momenteel niet geschikt als broedhabitat. In 2005 en 2006 broedde er echter Kleine plevier op de grens met het Schor Ouden Doel, op het oude tracé van de Sigmadijk. Verwacht wordt dat het hersteld gebied aan belang zal winnen als broedplaats wanneer de vegetatie zich uitbreidt.

Op Ketenisse schor werden in totaal 46 soorten watervogels waargenomen gedurende de studieperiode. De eerste drie winterseizoenen was er een stijgend aantal vogeldagen per seizoen. Verdere monitoring moet uitwijzen of Ketenisse schor de maximale draagkracht heeft bereikt voor overwinterende watervogels.

Eenden vormden de belangrijkste soortengroep op Ketenisse schor. Ze waren zowel tijdens het zomerseizoen als tijdens het winterseizoen talrijk aanwezig. Bergeend, Krakeend, Smient, Wintertaling en Wilde eend waren de voornaamste eendensoorten. Over de ganse studieperiode beschouwd waren Bergeenden de talrijkste watervogels op Ketenisse schor, net zoals op het Paardenschor. Ze foerageerden voornamelijk op de herstelde gebieden van zones D en E, waar de hoogste biomassa's aan bodemdieren werden vastgesteld. *C. volutator* en *N. diversicolor* leverden de grootste bijdrage aan de totale biomassa. Tevens werden daar de hoogste concentraties chlorofyl a gemeten, wat wijst op de aanwezigheid van fytobenthos. Beide zones vormden ook de voornaamste rustplaatsen voor Bergeenden. De herstelde delen van beide zones liggen relatief hoog in het tijvenster, waardoor ze elke getijcyclus slechts kort overstroomd worden, net als het Paardenschor. Het grootste aantal waarnemingen van Krakeend en Smient tijdens de laagwatertellingen betrof zwemmende exemplaren. De maandelijkse tellingen over een volledige tijcyclus, die sinds oktober 2006 uitgevoerd worden, moeten meer duidelijkheid brengen over het gebruik van Ketenisse schor door beide soorten. Ook Wintertalingen werden vaak op het water waargenomen. Deze soort gebruikte het hersteld gebied van Ketenisse schor voornamelijk als foerageerplaats en Wilde eend werd er het vaakst rustend waargenomen.

Ook steltlopers en ganzen vormden belangrijke soortengroepen op Ketenisse schor. Wulp, Kievit, Kluut en Scholekster waren de belangrijkste soorten steltlopers. Net als Bergeend, foerageerden steltlopers voornamelijk op de herstelde delen van zones D en E. Deze zones vormden tegelijk belangrijke rustplaatsen. Kieviten werden ook vaak foeragerend en rustend waargenomen in telsector KPa, zowel op het hersteld deel als op het oorspronkelijk slik. Scholeksters waren minder kieskeurig wat rustplaats betreft, maar verkozen wel meestal het hersteld gebied van Ketenisse schor.

De grootste aantallen ganzen werden in het winterseizoen waargenomen. Het ging hier meestal om Grauwe gans. Deze soort foerageerde voornamelijk op het hersteld gebied van telsector KPa en zone E, waar ze vooral plantenwortels (in het bijzonder van *Scirpus maritimus*) uitgroeven. De voornaamste rustplaatsen voor Grauwe gans waren het hersteld gebied van zones D en E en het oorspronkelijk slik van telsector KPC.

Wat betreft de broedvogels waren er twee opvallende trends. Enerzijds waren er de lagere aantallen broedende steltlopers vanaf 2004, wat voor Kluut en Kleine plevier kan verklaard worden door het vergevorderde successiestadium van de schorvegetatie en de begroeiing van het schelpenzand op de leidingendijk. Anderzijds namen alle rietvogelsoorten in aantal toe, door de ontwikkeling van relatief grote rietvelden in het zuidelijke deel van Ketenisse schor.

Herstelde intergetijdengebieden met een zwakke helling, een beperkte vormindex en een redelijke oppervlakte en vrijliggingsduur - zoals het Paardenschor en zones D en E van Ketenisse schor - hebben hoge potenties om te ontwikkelen tot functioneel vogelhabitat. Bij de inrichting van de gebieden moet echter op voorhand ingeschat worden of er meest nood is aan rust- en foerageergebied of aan broedgebied.

11 Vissen

Door monitoring van het visbestand op de herstelsites en op nabijgelegen slikken en schorkreken willen we nagaan in welke mate de nieuw ontwikkelde habitatten gebruikt worden door vissen. Hiervoor wordt gekeken naar (1) de soortensamenstelling, (2) de relatieve abundanties, (3) de lengteverdeling en (4) de voedselpreferentie van de soorten in natuurlijke en nieuw gecreëerde habitatten en wordt telkens het belang van de habitatten onderling vergeleken. In de onderstaande paragrafen worden de voorlopige resultaten besproken van een eerste staalname in maart 2007. Gezien de beperkte dataset is het nog onmogelijk om gefundeerde uitspraken te doen over het habitatgebruik door vissen in de bestudeerde biotopen. Op basis van de voorgestelde resultaten kan wel de methode geëvalueerd worden.

11.1 Materiaal en methoden

11.1.1 Afvissingen:

De staalnames in het brakwater en zoetwater deel van het estuarium werden zoveel mogelijk geconcentreerd rond springvloed in maart. Op de herstelsites en in de brakwater schorren werden de fuiken op 19 maart 2007 geplaatst en de volgende dag bij laagwater leeggemaakt. In de zoetwater schorkreken werden de fuiken op 21 maart 2007 geplaatst en op 22 maart bij laagwater leeggemaakt. Elk van de fuiken was dus twee getijdencycli (24u) operationeel. In het brakwater gebied werden drie schorkreken geselecteerd in het schorgebied van het Paardenschor en het Schor van den Ouden Doel. In het zoetwater deel werden drie kreken bemonsterd in de Notelaar en drie in het Groot Schoor van Hamme (Kastel). In het schorgebied t.h.v. de brug van Grembergen werden twee kreken bemonsterd. De schietfuiken op de oorspronkelijke slikken werden op de laagwaterlijn geplaatst. Op de afgegraven delen van de herstelsites werden de fuiken ongeveer halverwege het gebied geplaatst: Paardenschor: 4.4mTAW, Ketenisse d-raai: 4.7mTAW, Ketenisse e-raai: 5.0mTAW, Paddebeek: 4.8mTAW en Heusden: 4.5mTAW.

Voor elk van de herstelgebieden werd zowel op het afgegraven gebied als op het oorspronkelijke slik minstens één dubbele schietfuik geplaatst. Op die manier kan een onderscheid gemaakt worden tussen de soorten die effectief op de afgegraven delen komen en de soorten die alleen op het slik voorkomen. In de schorkreken werd gevist met standaard hokfuiken en palingfuiken. Op de herstelsites en in de kleinere schorkreken werden tevens flesvallen geplaatst om kleine vissen zoals grondels te vangen. De vissen werden ter plekke verdoofd en bewaard op 7% formaline voor verdere analyse in het labo.

11.1.2 Dieetanalyse:

Gezien de gevorderde verteringsstaat van de prooien in de vismagen kon alleen een kwalitatieve analyse van het dieet van de voornaamste vissoorten uitgevoerd worden. Hiervoor werd gekeken naar de aan- of afwezigheid van prooisoorten in de magen. Voor vissoorten waar de maag niet duidelijk te onderscheiden is van de darmtractus werd de eerste helft van het spijsverteringskanaal onderzocht. Voor elke prooi-soort werd het voorkomenpercentage berekend als het percentage van de volle magen van een bepaalde vissoort dat die prooi bevat.

11.2 Resultaten

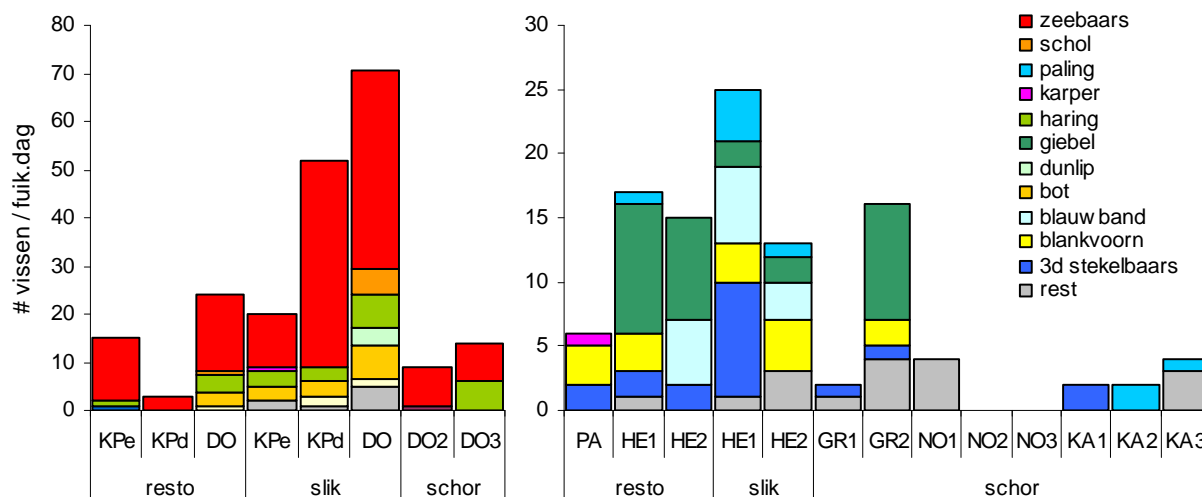
Tabel 11.1 geeft het gemiddeld aantal vissen per fuik weer dat in de verschillende biotopen gevangen werd. Tijdens de staalnamecampagne in maart 2007 werden in totaal 24 soorten gevangen, waarvan 15 soorten in de brakwater zone en 14 soorten in de zoetwater zone. Er werden geen vissen gevangen met de flesvallen en met de palingfuiken werden slechts drie Palingen gevangen in de zoetwater schorkreken. Beide methodes worden verder niet besproken in de analyse. In de brakwater zone was Zeebaars veruit de meest dominante soort in de verschillende biotopen.

Naast Zeebaars waren ook Bot en Haring abundant op de slikken. In de schorkreken werden slechts 3 soorten gevangen en was de abundantie laag. Ook op de afgegraven zones was de abundantie lager dan op de slikken (figuur 11.1). Blijkbaar worden de hoogst gelegen zones zoals schorkreken en de afgegraven gebieden vooral door Zeebaars benut. De totale vangstaantallen per fuik worden waarschijnlijk ook beïnvloed door de beschikbare oppervlakte slik. De vangsttotalen per fuik waren hoger op het slik van het Paardenschor en de d-raai van Ketenisse dan op het smalle slik van de e-raai (figuur 11.1).

Tabel 11.1: Soortenlijst van de vissen die gevangen werden in maart 2007. Voor elke soort is aangegeven tot welke ecologische gilde ze behoort. ZW = zoetwater soorten; ER = estuariene residenten; MJ = mariene juveniele migranten; CA = diadrome (katadroom en anadroom) soorten. De kleurcode geeft aan hoeveel vissen er gemiddeld per fuik gevangen werden in de verschillende biotopen in het zoetwater en brakwater getijdengebied:

geen vis
 0 < 1
 1 – 10
 > 10.

Soort	Wet. benaming	Brakwater			Zoetwater		
		resto	slik	schor	resto	slik	schor
1. Baars (ZW)	<i>Perca fluviatilis</i>						
2. Bittervoorn (ZW)	<i>Rhodeus sericeus</i>						
3. Blankvoorn (ZW)	<i>Rutilus rutilus</i>						
4. Blauwbandgrondel (ZW)	<i>Pseudorasbora parva</i>						
5. Bot (ER)	<i>Platichthys flesus</i>						
6. Brakwatergrondel (ER)	<i>Pomatoschistus microps</i>						
7. Brasem (FW)	<i>Abramis brama</i>						
8. Dikkopje (ER)	<i>Pomatoschistus minutus</i>						
9. Driedoornige stekelbaars (CA)	<i>Gasterosteus acculeatus</i>						
10. Dunlipharder (CA)	<i>Liza ramada</i>						
11. Giebel (FW)	<i>Carassius gibelio</i>						
12. Haring (MJ)	<i>Clupea harengus</i>						
13. Karper (FW)	<i>Cyprinus carpio</i>						
14. Kolblei (FW)	<i>Blicca bjoerkna</i>						
15. Koornaarvis (MJ)	<i>Atherina presbyter</i>						
16. Paling (CA)	<i>Anguilla anguilla</i>						
17. Rietvoorn (FW)	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>						
18. Schol (MJ)	<i>Pleuronectes platessa</i>						
19. Snoek (FW)	<i>Esox lucius</i>						
20. Snoekbaars (FW)	<i>Sander lucioperca</i>						
21. Spiering (CA)	<i>Osmerus eperlanus</i>						
22. Tiendoornige stekelbaars (FW)	<i>Pungitius pungitius</i>						
23. Tong (MJ)	<i>Solea solea</i>						
24. Zeebaars (MJ)	<i>Dicentrarchus labrax</i>						



Figuur 11.1: Gemiddeld aantal vissen per fuik op de verschillende staalnamelocaties in het brakwater (links) en zoetwater (rechts) getijdengebied. KP = Ketenisse, DO = Paardenschor, PA = Paddebeek, HE = Heusden, GR = Grembergen, NO = Notelaar, KA = Kastel.

De visgemeenschap in het zoetwater getijdengebied in het voorjaar wordt gedomineerd door Giebel, Paling, Blankvoorn en Driedoornige stekelbaars. De hoge aantallen van deze laatste soort zijn waarschijnlijk gerelateerd aan paaïmigratie. Net als in de brakwater zone waren de visdensiteiten in de schorkreken van het zoetwater deel zeer laag. Het is op dit ogenblik nog onduidelijk of dit patroon algemeen is voor schorkreken dan wel een seizoenaal gegeven. De fuik op het oorspronkelijke slik van Paddebeek was weggeslagen, waardoor hiervoor geen gegevens beschikbaar zijn. Op de herstelsite van Paddebeek werden zeer weinig vissen gevangen. De visgemeenschap in het herstelgebied van Heusden werd gedomineerd door Giebel, maar ook Blauwbandgrondel was abundant aanwezig. Waarschijnlijk fungeren de ondiepe poelen en de vijver in het gebied als paaï- en opgroeigebied voor deze soorten.

De dieetaanalyse toont aan dat de vissoorten de drie habitatten gebruiken als foerageergebied. Door het lage aantal onderzochte magen is het moeilijk om een uitspraak te doen over een mogelijk selectief voedingspatroon in elke van de habitatten. De vissen selecteren vooral die prooien die voor hen het gemakkelijkst bereikbaar zijn (tabel 11.2). Voor Bot zijn dat benthische prooien (*C. volutator*, *N. diversicolor* en *Oligochaeta*), voor Zeebaars en Haring komen hier ook hyperbenthische prooien bij zoals amphipoden, Mysidacea en garnalen. Omdat de vissen gedurende twee getijdencycli in de fuiken bleven zitten, kon geen kwantitatieve analyse van het dieet uitgevoerd worden. Een analyse van het aantal volle en lege magen zou voor toekomstig onderzoek zeker een meerwaarde betekenen. Hiervoor moeten de fuiken echter na elk getijde leeg gemaakt worden.

Tabel 11.2: Voorkomenspercentage van de verschillende prooien in de magen van de onderzochte vissoorten per staalnamelocatie. Onder elke locatie is tussen haakjes het aantal onderzochte magen weergegeven.

proisoort	Bot		Haring	Zeebaars				
	KPd slik (2)	DO resto (4)	DO resto (7)	KPd resto (3)	KPd slik (5)	KPe slik (8)	DO resto (9)	DO schor (8)
<i>C. volutator</i>	100	75	57	67	20	38	78	40
<i>N. diversicolor</i>	100	75	29		60	50	67	10
<i>C. carinata</i>		25						
<i>Oligochaeta</i>		25						
<i>C. crangon</i>					20	50	44	
Amphipoda					40	25		80
Mysidacea				67				
Isopoda						25		
Copepoda			71					

11.3 Besluiten

- In het voorjaar (maart) blijkt vooral zeebaars gebruik te maken van de habitatten die hoger in het getijvenster liggen zoals schorkreken en de afgegraven zones van de herstelsites.
- De voorlopige resultaten suggereren dat de hoogteligging van een habitat een bepalende factor is voor het belang van het habitat voor vissen.
- Vissen die op de herstelsites in het brakwater gebied gevangen worden, lijken deze zones te gebruiken als foerageergebied. In het zoetwater getijdengebied fungeren permanente poelen en plassen in de herstelsites waarschijnlijk als paai- en opgroeigebied voor een aantal tolerante soorten zoals gibel en blauwbandgrondel.
- Verder onderzoek moet uitwijzen of de gevonden patronen consistent zijn doorheen het seizoen. Een kwantitatieve analyse van het voedingspatroon van de vissen kan bijkomende informatie opleveren over het selectief gebruik van de herstelsites door vissen.

12 Evaluatie van de monitoringsstrategie

Ter evaluatie van de gevolgde monitoringsstrategie werd nagegaan of de evolutie van de herstelprojecten met de gekozen variabelen, de gebruikte methoden en meetfrequenties getoetst kan worden aan de vooropgestelde hypothesen en of de gevolgde strategie de meest efficiënte is. Deze evaluatie gebeurde aan de hand van de verzamelde gegevens en analyseresultaten. Daarnaast werd onze werkwijze vergeleken met die van drie Britse herstelprojecten: Paull Holme Strays, Tollesbury en Orplands.

Paull Holme Strays situeert zich langs de Humber en heeft een oppervlakte van 80ha. In september 2003 werd de dijk er op twee plaatsen doorgebroken. Voor de dijkdoorbraak was het landbouwgebied. Tollesbury bevindt zich langs de Blackwater. Het heeft een oppervlakte van 21ha en was voor de herinrichting eveneens in gebruik als landbouwgebied. De dijk werd er in augustus 1995 op één plaats doorbroken, over een afstand van 60m. Het derde gebied, Orplands, bevindt zich eveneens langs de Blackwater. Het herstelde gebied is opgedeeld in twee deelsites. Deelsite A heeft een oppervlakte van 28ha, deelsite B van 12ha. De dijk werd doorgebroken in april 1995 op beide deelsites. Bij de monitoring van dit gebied werd ook een controlesite (C) opgevolgd.

12.1 Geomorfologische wijzigingen

12.1.1 Doelstellingen

De geomorfologische evoluties in een hersteld getijdengebied vormen de meest directe respons op het overstromingsregime. Processen die opgevolgd dienen te worden om de herstelmaatregel, de functionaliteit van het nieuwe getijdengebied en de invloed op de directe omgeving te evalueren zijn:

- de evolutie van de hoogteligging van het gebied
- netto volume van aan/afgevoerd sediment
- profielwijzigingen
- ontwikkeling en evolutie van het krekpatroon
- lokale sedimentatie/erosie patronen in relatie tot fysische omgevingsvariabelen

12.1.2 Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie

In de herstelprojecten werden meettechnieken op verschillende niveaus toegepast, die elk een ander soort informatie opleverden:

Gebiedsdekkend DTM:

Vergelijking van de gebiedsdekkende DTM's levert een beeld op van de wijzigingen in topografie en gemiddelde hoogteligging van een gebied. Indien sedimentatie en erosie de enige processen zijn die de hoogteligging beïnvloeden, kan vergelijking van gebiedsdekkende DTM's ook een inschatting opleveren van het nettovolume aan- of afgevoerd sediment. In deze studie kwamen drie verschillende methoden aan bod om een gebiedsdekkend DTM op te maken.

1. Laseraltimetrie vanuit een vliegtuig: Pluspunt aan deze methode is de uniformiteit waarmee een gebied in kaart kan gebracht worden. Een praktisch probleem, eigen aan de opmaak van DTM's in getijdengebied is dat een volledig DTM enkel bij laagwater kan gemaakt worden. Het is niet altijd evident om een moment te vinden waarbij zowel het getij als de lichtomstandigheden optimaal zijn. Nochtans is dit aspect zeer belangrijk om volledige verschilkaarten en habitatkaarten te kunnen maken. Andere beperkingen aan deze methode zijn de relatief lage nauwkeurigheid en de lage dichtheid aan meetpunten. Veranderingen moeten dus vrij groot zijn om buiten de foutenmarge te vallen. Daarom is het ook weinig zinvol om op deze manier zeer frequent gebiedsdekkende DTM's op te maken. Het opmaken van gebiedsdekkende DTM's op basis van laseraltimetrie vanuit de lucht is duur, zeker voor kleine gebiedjes. De aanbestedingsprocedure is bovendien lang en onvoorspelbaar, waardoor vluchten niet altijd perfect kunnen getimed worden. Daarom is het aan te bevelen om ook voor relatief kleine herstelprojecten zoveel mogelijk gebruik te maken van de resultaten van de vluchten die in het kader van de monitoring van het volledige Schelde-estuarium gemaakt worden. Indien het over grote herstelprojecten gaat (enkele

honderden hectaren), is het wel zinvol en nodig om een gebiedsdekkend DTM met laseraltimetrie vanuit de lucht op te maken bij oplevering van de werken. Vervolgens kan gebruik gemaakt worden van de reguliere Schelde vluchten.

2. Laseraltimetrie vanop de dijk met een Riegl-scanner: Op het Paardenschor werden veranderingen in topografie gebiedsdekkend opgevolgd met een Riegl-scanner. Voordelen van deze methode zijn de zeer hoge resolutie, waardoor zelfs de evolutie van het krekennetwerk kan in kaart gebracht worden, en de inzetbaarheid om het gewenste moment. Voor relatief kleine gebieden is deze methode een valabel alternatief voor luchtaltimetrie om de beginsituatie na de oplevering van de werken op te meten. Beperkingen van deze methode zijn het eerder beperkte bereik (120m op vochtig sediment), de hinder door begroeiing met hogere planten en het verschil in de dichtheid van meetpunten naargelang de afstand tot het toestel en het vochtgehalte van het sediment. Anderzijds is het ook een zeer arbeidsintensieve methode, zowel tijdens de veldopnames als bij de verwerking nadien en lijkt een halfjaarlijkse meting het maximaal haalbare. Ervaring op het Paardenschor leverde volgende suggesties op:
 - o Voor gebiedsdekkende informatie is deze methode enkel geschikt voor kleine of, zoals in het geval van het Paardenschor, relatief goed omsloten gebieden. In grotere gebieden kan de scanner ingezet worden om gedetailleerde informatie over de evolutie van interessante deelgebieden te verwerven.
 - o Bij de verwerking van de beelden werd opgemerkt dat het bereik het grootst is bij posities die het langst na hoogwater ingescand werden omdat de ontwatering van het gebied dan optimaal was. Er moet dus zoveel mogelijk bij opkomend tij ingeschand worden.
 - o Om het effect van de vegetatie te minimaliseren, wordt een ontwikkelend schor best gescand bij het begin van het groeiseizoen.
 - o Ondanks de relatief hoge dichtheid aan scanposities bleek de uiteindelijke kaart van het Paardenschor geen volledige bedekking weer te geven. Er moet nagegaan worden in hoeverre de scanner nog stabiele beelden oplevert bij het uitschuiven van het statief tot de maximale hoogte van 2m.
 - o Bij het scannen wordt aan de hand van twee in te stellen hoeken bepaald onder welke hoek er in de x en in de y richting wordt gescand. In de gebruikte setting was de densiteit aan punten hoger in de x-richting dan in de y-richting. Het is beter om in een gelijkmatiger raster te scannen.
 - o De georeferentie van de scans gebeurt aan de hand van reflectoren die in het terrein worden geplaatst. Hoe meer reflectoren hoe hoger de betrouwbaarheid van de georeferentie en idealiter wordt er gewerkt met een vast netwerk van reflectoren.
3. Theodoliet en RTK-GPS: Op het Paardenschor werd tijdens het opmaken van de vegetatiekaart ook telkens een gebiedsdekkend raster opgemeten met theodoliet en/of RTK-GPS (Gyselings *et al.*, 2004). De gegevens werden vervolgens in surfer verwerkt. Deze methode heeft het voordeel dat het veldwerk relatief gemakkelijk uit te voeren is, op voorwaarde dat het volledige terrein toegankelijk en begaanbaar is. Ook de verwerking is relatief eenvoudig en de z-waarden hebben een veel grotere nauwkeurigheid dan wat met laseraltimetrie kan bekomen worden. Een nadeel van deze methode is dat het terrein intensief moet betreden worden en daardoor op zich de geomorfologische processen kunnen verstoord worden. Het raster is ook behoorlijk grofmazig. Het volstaat wel om globale evoluties weer te geven en de netto sedimentatie/erosie te berekenen maar niet om bvb de ontwikkeling van krekens op te volgen.

Gebiedsdekkende orthofoto's:

Gebiedsdekkende orthofoto's worden gelijktijdig met de laseraltimetrische opnamen gemaakt. Ze zijn nuttig voor de interpretatie van de vegetatievestiging en voor opvolging van de ontwikkeling van het krekenspatroon. De snelheid waarmee deze processen gebeuren hangt sterk samen met de initiële topografie en het overstromingsregime. Vooral in de beginfase is het interessant om het kreekvormingspatroon intens op te volgen. Eens de krekens of geulen gevormd zijn evolueren ze echter langzaam. Het maken van orthofoto's is duur, waardoor een hogere opnamefrequentie niet altijd haalbaar is. Indien gewenst kunnen evoluties van enkele krekenspatronen intenser opgevolgd worden met behulp van een GPS of theodoliet. Nadeel van deze methoden is dat ze een intense betreding van het terrein vergen, wat de geomorfologische processen sterk kan verstoren, vooral in de beginfase en op slibrijke terreinen. Op de Riegl-scanner is ook een fototoestel met fisheye waarmee foto's kunnen genomen worden die kunnen helpen bij de interpretatie van de scans. Deze methode werd nog niet uitgetest voor het opvolgen van kreekpatronen.

Hoogteprofielen langs raaien loodrecht op de dijk:

Met een niveaumeter of RTK-GPS werden seizoenaal hoogteprofielen gemeten langs vaste raaien loodrecht op de dijk. Deze metingen leverden plaatselijk meer gedetailleerde informatie over wijzigingen in het profiel en eventuele klifvorming.

1. RTK-GPS: Een groot voordeel van de GPS is dat metingen door één persoon kunnen verricht worden, dat een redelijk groot aantal meetpunten kan opgemeten worden in relatief korte tijd en dat de verwerking van de data redelijk eenvoudig is. Een nadeel bij het opmeten van de hoogteprofielen met de RTK-GPS is dat er soms van het traject wordt afgeweken. Als deze afwijking te groot wordt, kan men de opeenvolgende profielen niet meer vergelijken. Vooral in zones met dichte vegetatie of geaccidenteerd terrein bleek het moeilijk om steeds volgens dezelfde lijn te lopen. Er wordt gezocht naar werkmethoden om dit probleem te vermijden. Bijkomend nadeel is de niet constante meetfout (die bovendien soms meer dan 2cm bleek te zijn). Tijdverlies als gevolg van het verlies van het satelliet signaal is problematisch bij dit toestel. Toch wordt er omwille van de eenvoud voor gekozen om deze methode verder te blijven gebruiken voor het opmeten van hoogteprofielen. De nauwkeurigheid is voldoende om globale veranderingen in hoogteligging en helling op te volgen.
2. De niveaumeter werd gebruikt bij de eerste metingen van hoogteprofielen op Ketenisse schor. Een nadeel van de niveaumeter is dat de meetfout cumuleert wanneer meerdere verplaatsingen nodig zijn om een traject op te meten. Een ander nadeel is dat er bij de metingen geen informatie is over de x- en y-coördinaten. Dit probleem werd opgelost door de metingen uit te voeren op vaste punten die gemarkeerd waren met paaltjes. Deze paaltjes spoelden echter geregeld weg, waardoor ze later bij de metingen met de RTK-GPS niet meer konden gebruikt worden. Een ander nadeel van de niveaumeter is dat er telkens twee personen nodig zijn bij de opmetingen.
3. Metingen met een theodoliet zijn relatief snel en nauwkeurig. Wel moet rekening gehouden worden met een installatieduur van ongeveer 30min. Ook met de theodoliet zijn er twee personen nodig om de metingen uit te voeren en bovendien moet er bij deze methoden sterker rekening gehouden worden met de weersomstandigheden (bijvoorbeeld beperkte zichtbaarheid bij mist).

Lokale monitoring van sedimentatie/erosie:

1. Sedimentatie/erosieplots: werden gebruikt om zeer lokale sedimentatie/erosie in detail op te volgen. De metingen gebeurden eerst tweewekelijks maar, afgaande op de resultaten, lijkt initieel een maandelijks opvolging een goede meetfrequentie. Na verloop van tijd zijn seizoenale metingen voldoende.
2. Sedimentatie/erosieplaatjes: Vooral op plaatsen waar verwacht wordt dat het opmeten van sederoplots gehinderd kan worden door dichte vegetatie, kan gemakkelijker met sederoplaatjes gewerkt worden. Nadelen aan sederoplaatjes zijn dat ze niet altijd makkelijk terug te vinden zijn (mede doordat markeringen soms weggespoeld of weggenomen worden) en dat ze niet kunnen gebruikt worden op locaties waar uitsluitend erosie optreedt.

12.1.3 Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten

Paull Holme Strays:

- In Paull Holme Strays werden geomorfologische veranderingen opgevolgd met behulp van sederoplots en sederoplaatjes (Halcrow Group Limited, 2005; 2006). In totaal werden 60 locaties opgevolgd langs vaste transecten (37 binnen het herstelde gebied, 3 ter hoogte van de doorbraak, 20 op het oorspronkelijk slik). De sederoplots bestonden uit twee parallelle buizen (1.2m uit elkaar), verbonden door een meetrij. Langs de meetrij werden vijf metingen gedaan binnen de middelste 60cm. De plots stonden 1.5 tot 3m van elkaar verwijderd. Op 5 locaties met harde bodem werden sederoplaatjes (15cm x 15cm) gebruikt. Ook op drie naburige slikken werd sedimentatie/erosie opgevolgd. Er werden twee keer per jaar metingen verricht (voorjaar en najaar).
- Halcrow Group Limited (2006) meldde dat vanaf 2005 hoogteprofielen zouden gemeten worden met behulp van een RTK-GPS-systeem, maar hier werd nog geen verdere informatie over gevonden.

Tollesbury:

- Ook in Tollesbury werden geomorfologische wijzigingen opgevolgd met sederoplots (Garbutt *et al.*, 2006). In totaal werden 20 sederoplots random in het gebied geplaatst. De sederoplots bestonden uit twee parallelle buizen (2m uit elkaar), verbonden door een aluminium buis. Er werden 20 metingen gedaan op vaste punten langs de buis. Ook op twee naburige sites werd sedimentatie/erosie op deze wijze opgevolgd. Tot 1998 werd er maandelijks gemeten, daarna tweemaandelijks.
- De accumulatie van sediment werd op 20 locaties ook opgevolgd aan de hand van sedimentkernen (diameter 7.5cm, diepte 20cm). De dikte van het sediment werd gemeten t.o.v. plantenresten van de oorspronkelijke bodem (Reading *et al.*, 1998; 1999). Sedimentkernen werden jaarlijks genomen (na 1999 tweejaarlijks).
- Reading *et al.* (1999) meldden dat de mogelijkheden van een scanner onderzocht zouden worden.

Orplands:

- In Orplands zouden geomorfologische wijzigingen ook bestudeerd worden aan de hand van gebiedsdekkende luchtfoto's, met name voor de monitoring van veranderingen in oppervlakte van het schor buiten de doorgebroken dijk. De eerste luchtfoto's (schaal 1:3000) van het studiegebied werden genomen vlak voor de doorbraak in april 1995, zodat op basis hiervan de initiële schoroppervlakte kon worden vergeleken. Gedurende de vijf jaar durende monitoringsperiode zouden jaarlijks in augustus luchtfoto's genomen worden, zodat ook kreekontwikkeling opgevolgd kon worden. Op elke site werd minstens één kunstmatige kreek aangelegd. Het was de bedoeling om veranderingen in kreekpositie en -lengte op te volgen, alsook de ontwikkeling van natuurlijke kreken (Carpenter, 1996). In de rapporten van de Environment Agency (1998; 1999) werden echter geen nieuwe luchtfoto's besproken.
- Hoogteprofielen werden gemeten met een elektrische niveaumeter langs vaste trajecten (6 op site A, 5 op site B en 3 op de controle site). De trajecten werden gemerkt met houten paaltjes. Ook voor de dijkdoorbraak werden de profielen gemeten op beide sites en de controlesite (april 1995). De eerste meting na de dijkdoorbraak dateerde van augustus 1995, daarna werd jaarlijks gemeten (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- Lokale sedimentatie/erosie-metingen werden verricht met behulp van sederoplots en Kestner cores. De sederoplots waren dezelfde als die gebruikt op Tollesbury en bestonden uit twee parallelle buizen, verbonden door een aluminium buis. In totaal werden 19 plots geplaatst (minstens 1 per staalnamelocatie). Er werden metingen verricht met intervallen van 10cm langs de horizontale buis. De eerste meting dateerde van voor de dijkdoorbraak (april 1995), de tweede meting van vlak na de doorbraak (augustus 1995). Daarna werd jaarlijks in augustus gemeten (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999). In het midden van elke sederoplot werd één Kestner core aangebracht. De techniek meet het begraven of eroderen van een cilinder wit silicapoeder. Silicapoeder werd gekozen omdat het vergelijkbare eigenschappen en korrelgrootte heeft als slib en daardoor op dezelfde manier reageert op sedimentatie en erosie als het omliggend sediment. Telkens werd een kern sediment van ongeveer 10cm diep en 4cm breed verwijderd. De basis van het gat werd afgeplat en de diepte genoteerd. Silicapoeder werd aangebracht en natgemaakt met water. Er werd silicapoeder bijgevoegd tot de silica op gelijke hoogte kwam met het omliggende sediment. Om metingen uit te voeren, werd een kleine sedimentkern genomen met een microgutsboor. Kestner cores werden aangebracht in juni en augustus 1995, kort na de dijkdoorbraak (Carpenter, 1996). Er werd geen melding gemaakt van het gebruik van Kestner cores na 1995.

Lokale opvolging van sedimentatie/erosie gebeurde op de Britse herstelgebieden met een methode die vergelijkbaar is met die van het INBO. De meetfrequentie op Paull Holme Strays was wel lager. Het aantal plots per ha hersteld gebied was iets groter op de Britse herstelsites. De sederoplots op de Britse herstelsites bestonden uit twee parallelle buizen, verbonden door een meetrij. De sederoplots van het INBO zijn opgebouwd uit drie parallelle buizen die verbonden worden door een meetrij. Het voordeel hierbij is dat er meer punten gemeten worden op een beperkte oppervlakte en kleine oneffenheden beter uitgemiddeld worden.

12.1.4 Besluiten

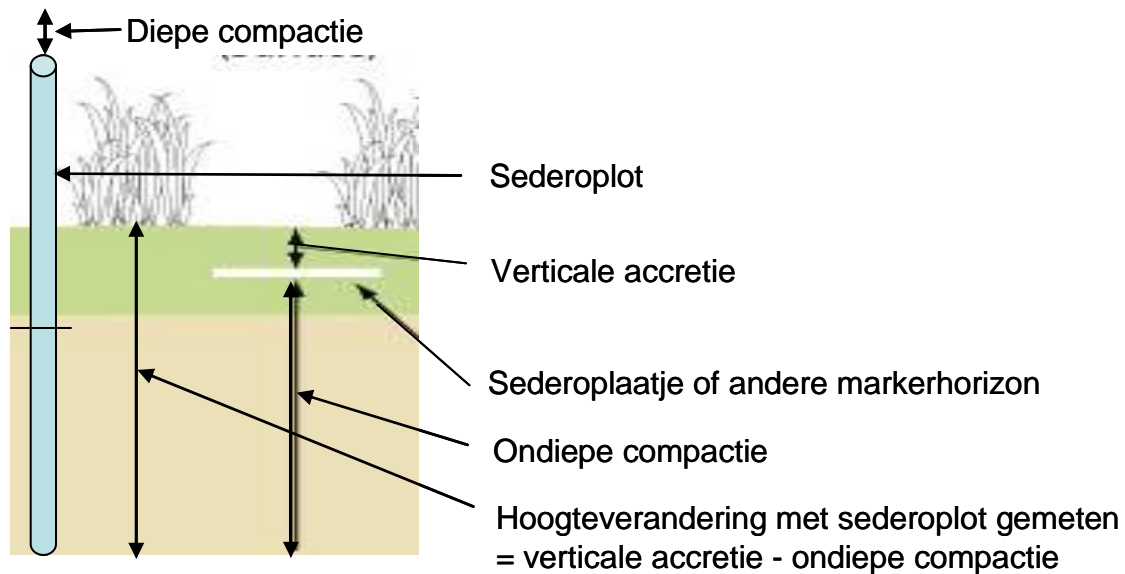
Om de globale veranderingen in hoogteligging te evalueren kan bij toekomstige projecten beroep gedaan worden op de laseraltimetrische opnamen die in het kader van de volledige Scheldemonitoring met regelmatige intervallen zullen gemaakt worden (zie MONEOS programma). Voor grotere ontpolderingen is het echter aangewezen om toch een aparte T0 opname te maken. Voor de kleinere gebieden kan T0 opgemeten worden met een theodoliet of met de Riegl-scanner. Omdat er op laseraltimetrische opnamen vanuit de lucht een redelijk grote fout zit, is het aangewezen om op een aantal vaste punten toch telkens metingen met theodoliet of RTK-GPS uit te voeren.

De evolutie van het kreekpatroon kan het beste geëvalueerd worden op basis van luchtfoto's. Het is echter een belangrijk aspect waar - vooral bij grotere ontpolderingen - eventueel sneller informatie over gewenst is zodat snel kan ingegrepen worden indien de gewenste evoluties zich niet voordoen. Indien het praktisch haalbaar is kan in grotere ontpolderingen kreekontwikkeling sneller in kaart gebracht worden met behulp van een RTK-GPS. Op kleinere ontpolderingen kan eventueel gebruik gemaakt worden van de Riegl-scanner.

Profielmetingen geven op relatief eenvoudige manier belangrijke informatie over de topografische wijzigingen in het projectgebied. Ze kunnen dan ook met een grotere frequentie uitgevoerd worden dan de laseraltimetrische opnamen. Seizoenaal in het eerste jaar en tweemaal per jaar in de daaropvolgende jaren is een minimum om een goede inschatting te maken van de evoluties. Er werd in de besproken projecten ook op het voorliggend slik sedimentatie/erosie vastgesteld. Het was echter niet te achterhalen welke processen aan de gang waren voor de ontpoldering en of vergelijkbare processen zich ook op bestaande slikken en schorren in de buurt afspelen, al dan niet ten gevolge van de ontpoldering. Hieraan moet bij volgende projecten meer aandacht besteed worden.

De resultaten van de zeer gedetailleerde metingen met de sederoplots en sederoplaatjes konden soms gelinkt worden aan de plaatselijke evoluties in sedimenteigenschappen en kolonisatie door bodemdieren en vegetatie. Deze informatie is essentieel om de mechanismen en samenhang van de functionele respons te begrijpen. Maandelijkse opvolging in het eerste jaar, seizoenaal in het tweede en derde jaar en vervolgens tweemaal per jaar lijkt een goede frequentie. Ook hier moet er voldoende aandacht gaan naar de evoluties op bestaande slikken en schorren.

Bij de interpretatie van de resultaten werd ervan uitgegaan dat elke wijziging in hoogte te wijten is aan oppervlakkige sedimentatie of erosie. Er zijn echter ook processen in de bodem die veranderingen in de absolute hoogte kunnen veroorzaken: diepe en ondiepe inklinking, ontwikkeling van ondergrondse biomassa en compactie door het afsterven van plantenwortels. Om de netto import of export van sediment in een ontpoldering te kunnen inschatten moeten ook deze ondergrondse processen gekwantificeerd worden. De genoemde processen kunnen in theorie gekwantificeerd worden door telkens de hoogte van de sederopplot-buizen in te meten met theodoliet of RTK-GPS, en zowel sederoplots als sederoplaatjes te gebruiken om sedimentatie/erosie te meten (figuur 12.1) Er is echter nog enig detail onderzoek nodig om de methodologie op punt te stellen en de relevantie van deze bijkomende meetinspanning in het Schelde-estuarium te evalueren. Volgens Temmerman (2003) zijn hoogtwijzigingen in de Schelde bijna uitsluitend aan sedimentatie/erosie te wijten. In deze projecten werd voorlopig de hoogte van de sederoplots ingemeten als test voor inklinking van de bodem onder de buizen. Het verschil tussen de meetresultaten van de marker horizont (in dit geval sederoplaatjes) en van de sederopplotmetingen geeft het effect van ondiepe inklinking of compactie, terwijl de sederoplaatjes de effectieve sedimentatie/erosie zouden moeten weergeven.



Figuur 12.1: Mogelijke meetmethoden om de verschillende oorzaken van hoogteveranderingen na te gaan bij het gebruik van sederoplots en sederoplaatjes.

Om de geomorfologische evoluties beter te kunnen begrijpen en de verschillen tussen de projecten in verschillende zones van het estuarium te kunnen interpreteren, moet er ook voldoende aandacht gaan naar de lokale estuariene kenmerken die deze processen beïnvloeden: de lokale sedimentvrucht van het estuarium en de plaatselijke golfenergie ten gevolge van zowel het getij als haalgolven van schepen. Bij de monitoring van toekomstige projecten moet hier in de mate van het mogelijke voldoende aandacht aan besteed worden.

12.2 Sedimentkarakteristieken

12.2.1 Doelstellingen

Veranderingen in fysische sedimentkarakteristieken worden opgevolgd door bepaling van mediane korrelgrootte, percentage organische stof en chlorofyl a. De bedoeling is om ruimtelijke en temporele verschillen in sedimentkarakteristieken te onderzoeken in relatie tot andere sleutelfactoren en processen. De mediane korrelgrootte kan als een resulterende (resultaat van voornamelijk sedimentatieprocessen) en als sturende variabele beschouwd worden. Deze variabele heeft een invloed op de erosiegevoeligheid en kan ook invloed hebben op de vegetatieontwikkeling en kolonisatie door benthische fauna (van Oevelen *et al.*, 2000). De fysische eigenschappen van de sedimentdeeltjes (o.a. mediane korrelgrootte en percentage organische stof) hebben ook een invloed op de accumulatie van contaminanten (Ladd *et al.*, 1998). Door bepaling van de concentraties chlorofyl a wordt de kolonisatie door microfytobenthos opgevolgd. Microfytobenthos heeft een effect op sedimentstabiliteit en vormt een voedselbron voor een aantal soorten bodemdieren en watervogels (Daborn, 1993; Gerdol & Hughes, 1994; Huxham *et al.*, 2006).

12.2.2 Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie

- Sedimentstalen voor de opvolging van de mediane korrelgrootte en het percentage organische stof werden maandelijks genomen. Het is nuttig om met dezelfde frequentie te meten dan het geval is voor de sederoplots, zodat veranderingen in sedimentsamenstelling in verband kunnen gebracht worden met de sedimentatie/erosie-processen.
- Gegevens over de chlorofyl a concentraties waren beschikbaar voor het eerste jaar na afgraving op Ketenisse schor (maandelijks opvolging). Het lijkt nuttig om deze variabele nauwgezet op te volgen, aangezien microfytobenthos een effect heeft op sedimentstabiliteit en een voedselbron vormt voor een aantal soorten bodemdieren en watervogels.

12.2.3 Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten

Paull Holme Strays:

- In Paull Holme Strays werden op 25 locaties (14 binnen het herstelde gebied en 11 op het oorspronkelijk slik) sedimentstalen genomen. Met een steekbuis (diameter 10cm) werd telkens 1 replica genomen ter bepaling van de korrelgrootte en het percentage organische stof. Bepaling van het percentage organische stof gebeurde door middel van verassing bij 475°C. De sedimentverdeling werd onderzocht door middel van laserdiffractie (Malvern Mastersizer 2000) en door zieving (8mm tot 1mm) (Halcrow Group Limited, 2005; 2006).
- In de literatuur werd niets gevonden i.v.m. de bepaling van chlorofyl a.

Tollesbury:

Bij de monitoring van Tollesbury werd veel aandacht besteed aan de sedimentkarakteristieken (Reading *et al.*, 1998; 1999; Chang *et al.*, 2001; Watts *et al.*, 2003):

- Van de sedimentstalen die genomen werden om de sedimentkwaliteit te meten (zie paragraaf 12.3), werd ook de korrelverdeling bepaald. Dit gebeurde met een Malvern 3600 laser sizer en enkel voor de fractie <100µm. Het ging om stalen die genomen werden in de jaren 1996 en 1997 (telkens 56) van de bovenste 2cm. Informatie over de korrelverdeling werd hier vooral verzameld om de accumulatie van zware metalen te bestuderen in relatie tot verschillen in sedimenttype.
- Chlorofyl a in afgezet sediment van 20 locaties werd bepaald in het kader van kolonisatie-experimenten en werd driemaandelijks gemeten in het jaar 1998.
- Schuifweerstand en bodemstabiliteit werden gemeten in 7 plots (40m x 20m), waarvan 2 buiten het projectgebied. Metingen werden uitgevoerd vlak voor de doorbraak en daarna jaarlijks (na 1999 tweejaarlijks). Sedimentstalen werden verzameld in 4 diepteklassen.
- Metingen van elektrische conductiviteit werden gebruikt als indicatie voor de totale hoeveelheid oplosbare zouten in de bodem.
- Uitwisselbare kationen werden bepaald. De bodemstabiliteit binnen een herstelde site wordt sterk beïnvloed door veranderingen in fysisch-chemische eigenschappen als gevolg van overstromingen met (zout) water. Hoge saliniteit (i.e. elektrische conductiviteit) van interstitieel water zorgt ervoor dat kleideeltjes flocculeren (stabiliserend effect), terwijl een toename van uitwisselbaar natrium (in relatie tot andere aanwezige kationen) dispersie van klei zal veroorzaken (destabiliserend effect).
- Bodemdensiteit en watergehalte werden bepaald voor de 4 dieptefracties. De bodemstalen werden verzameld met een gutsboor.
- Hydraulische conductiviteit werd gemeten in bijkomende bodemstalen van de bovenste 5cm. Deze variabele geeft informatie over de drainering van de bodem.
- Als maat voor de sedimentstabiliteit werd de hoeveelheid mechanisch verplaatsbaar klei gemeten in stalen van de bovenste 5cm. De hypothese achter deze aanpak is dat het deel klei dat zich niet verplaatst het bodemmateriaal samenhoudt in een stabiele structuur. Een toegenomen hoeveelheid mechanisch verplaatsbaar klei geeft dus aan dat de bodemstabiliteit afneemt.
- In situ schuifweerstand werd gemeten met een penetrometer en een schuifweerstandmeter (shear vane). Hierbij werden telkens 20 metingen verricht per plot (tot een diepte van 56cm met de penetrometer en tot 35cm diepte met de shear vane).

Orplands:

- Sedimentstalen voor opvolging van veranderingen in korrelgrootte werden genomen met een steekbuis (omgebouwde injectiespuit) tot op 10cm diepte. Van alle stalen werd een mengstaal gemaakt per deelsite (A, B en C). Korrelgrootte werd geanalyseerd door middel van laser granulometrie. Deze analyses werden jaarlijks uitgevoerd. Het percentage organische stof werd bepaald door verassing (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- Bodemdensiteit werd berekend door het volume van het sediment in de steekbuis te delen door de massa. Carpenter (1996) meldde dat in toekomstige studies een meetinstrument zou gebruikt worden (nuclear transmission density gauge). Dit meetinstrument kon bij de eerste meting niet gebruikt worden omdat de bodem te hard was.
- Er werd geprobeerd om een schuifweerstandmeter te gebruiken, maar de bodem van sites A en B was ook te hard voor dit meetinstrument (Carpenter, 1996).

- Met een speciaal ontworpen gutsboor werd een zo diep mogelijk sedimentstaal genomen ter bepaling van de pH en het redoxpotentiaal. In situ metingen van pH en redoxpotentiaal werden uitgevoerd in 5cm intervallen met behulp van een Jenway draagbare elektrochemiekit. Staalname gebeurde voor de dijkdoorbraak in april 1995, vlak na de doorbraak in augustus 1995 en daarna jaarlijks in augustus of september. In totaal waren er 16 staalnamelocaties: 6 op site A, 5 op site B en 5 op de controlesite (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- De conductiviteit werd gemeten als indicatie voor de saliniteit van de bodem. Op de staalnamelocaties waar water sijpelde in het gat van de gutsboor werd de conductiviteit gemeten door een elektrode in het water te steken. Voor de staalnamelocaties waar geen poriewater in het gat sijpelde, werd als substituut water gehaald uit de dichtstbijzijnde drainagegracht. De eerste meting dateerde van vlak voor de dijkdoorbraak (Carpenter, 1996).

12.2.4 Besluiten

- Granulometrie en organisch stofgehalte moeten met dezelfde frequentie en densiteit omgemeten worden als de sedimentatie/erosiemetingen
- Haalbaarheid en wenselijkheid van frequentie en densiteit van chlorofyl a metingen in de herstelsites moet verder onderzocht worden.
- Er zal onderzocht worden of in de toekomst ook metingen van de bodemdensiteit en het watergehalte kunnen opgenomen worden in het monitoringsprogramma. Het watergehalte en de doordringbaarheid van de bodem beïnvloeden de vegetatievestiging en kolonisatie door bodemdieren. Een penetrometer zal getest worden op het terrein.
- De haalbaarheid van metingen van het redoxpotentiaal en andere bodemvariabelen zoals sulfidegehalte zal bekeken worden. Het redoxpotentiaal heeft een belangrijke invloed op o.a. vegetatievestiging (Carpenter, 1996).

12.3 Sedimentkwaliteit

12.3.1 Doelstellingen

De algemene verwachting of vrees bij estuariene herstelprojecten is dat de milieuhygiënische kwaliteit van de oorspronkelijke bodem in de projectgebieden zou achteruitgaan door de aanvoer van verontreinigd sediment. De doelstelling is dan ook om na te gaan of deze vrees gegrond is:

- De sedimentkwaliteit van de herstelsites en omgeving in kaart brengen bij oplevering van het project.
- De evolutie van sedimentkwaliteit na herstel van het getijregime nagaan.

12.3.2 Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie

- Stalen voor de bepaling van de sedimentkwaliteit werden jaarlijks in het najaar genomen op vaste locaties. Sedimentstalen werden genomen tot op een diepte van 10cm. Bijgevolg werd met name in de beginsituatie en op plaatsen met geringe sedimentafzetting grotendeels oorspronkelijk bodemmateriaal verzameld. Er zal onderzocht worden of stalen van de bovenste 2cm een beter beeld geven van de kwaliteit van recent afgezet sediment.
- Afgaande op de beoordeling aan de hand van kwaliteitsklassen, kon worden vastgesteld dat de globale sedimentkwaliteit op de meeste locaties weinig veranderde tussen de jaren (hoewel de concentraties van de afzonderlijke contaminanten op sommige locaties wel aanzienlijk schommelden). Dit was het geval voor de vier herstelprojecten. Gezien de hoge kostprijs van de analyses kan er bijgevolg in de toekomst wellicht minder frequent gemeten worden. Er kan tevens overwogen worden om het aantal stalen te reduceren, met name ter hoogte van Ketenisse schor. Bijvoorbeeld één staal per afgelijnde zone van het herstelde gebied en telkens ook één op het voorliggende oorspronkelijke slik, zodat het aantal stalen gereduceerd wordt van 12 naar 8.

12.3.3 Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten

Paull Holme Strays:

- Voor Paull Holme Strays werden in de literatuur geen gegevens teruggevonden i.v.m. sedimentkwaliteit.

Tollesbury:

- In Tollesbury werden de concentraties zware metalen bepaald voor 56 stalen van de bovenste 2cm (afkomstig van binnen en buiten de herstelde site). Van 10% van deze stalen werden duplicaten genomen. Daarnaast werden nog 9 sedimentstalen genomen tot op een diepte van 18 tot 35cm (waarvan 5 binnen het herstelde gebied). In de periode 1995-1997 werd jaarlijks bemonsterd (Chang *et al.*, 2001). Er werd geen informatie gevonden over de meetfrequentie in de jaren erna.

Orplands:

- In Orplands werden de concentraties zware metalen opgevolgd. Sedimentstalen werden genomen met een steekbuis (omgebouwde injectiespuit). Op elke staalnamelocatie werd een staal genomen. Van deze stalen werd een mengstaal gemaakt voor de drie deelgebieden A, B en C (Carpenter, 1996; Macleod *et al.*, 1999).

12.3.4 Besluiten

Door het INBO werden naast zware metalen ook de organische contaminanten onderzocht in het sediment van de herstelprojecten en omgeving. Dit leverde nuttige bijkomende informatie op. In Heusden bevatte het pas afgezette sediment veel hogere concentraties organische contaminanten dan de oorspronkelijke bodem, terwijl de verontreiniging door zware metalen min of meer stabiel bleef. Zoals reeds eerder werd aangegeven zal onderzocht worden of stalen van de bovenste 2cm een beter beeld geven van de kwaliteit van recent afgezet sediment.

12.4 Vegetatie

12.4.1 Doelstellingen

- Onderzoek naar de kolonisatie, vegetatieontwikkelingen en successieonderzoek op herstelde intergetijdengebieden in functie van abiotische omgevingsvariabelen en beheer.
- Verspreidingsonderzoek en kwantificering van de verschillende vegetatietypes.
- Kwaliteitsbepaling van de schorvegetaties.

12.4.2 Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie

Momenteel wordt de vegetatie op twee niveaus opgevolgd. Enerzijds worden veranderingen in de vegetatie opgevolgd aan de hand van permanente kwadraten (PQ), terwijl arealen en verspreiding van de vegetatietypes door middel van sequentiële vegetatiekarteringen worden opgevolgd.

- In de natuurontwikkelingsgebieden worden jaarlijks in dezelfde periode (zomer, najaar) vegetatieopnames gemaakt van de permanente kwadraten met behulp van de decimale schaal van Londo. Gezien hierbij bedekkingen worden ingeschat, kan dit leiden tot enige subjectiviteit. Tot op heden wordt slechts één opname per jaar gemaakt in de natuurontwikkelingsgebieden. Gezien de seizoensperiodiciteit worden hierdoor mogelijks soorten over het hoofd gezien of onderschat. Gericht onderzoek moet hieromtrent uitsluitsel brengen. De jaarlijkse frequentie van opnemen wordt best de eerste jaren aangehouden, gezien zich de eerste jaren zowel kwantitatief als kwalitatief grote veranderingen voordoen binnen de vegetatietypes. De keuze van het aantal permanente kwadraten blijft echter een uiterst moeilijke oefening waarbij gepoogd wordt de PQ's te spreiden over de verschillende fysiotopen. De dichtheid van het aantal PQ's neemt hierbij af in functie van de

oppervlakte van de gebieden.

- Eveneens wordt jaarlijks een vegetatiekaart gemaakt van de verschillende natuurontwikkelingsgebieden. Dit gebeurt op basis van orthofoto's die speciaal voor deze toepassing zijn gemaakt (o.a. van Ketenisse schor) of op basis van opmetingen met theodoliet. Orthofoto's hebben als groot voordeel dat ze gebiedsdekkend zijn. Anderzijds neemt de voorbereiding en de productie van de foto's veel tijd in beslag en is de kostprijs hoog. Opmetingen met theodoliet hebben een aantal praktische problemen, zo is het moeilijk om bossen en struwelen in kaart te brengen en vragen de metingen veel tijd. Voor het maken van vegetatiekaarten van grote gebieden of van gebieden met veel bossen en struwelen is deze methode dus niet geschikt. Voor deze toepassing zijn enkel orthofoto's geschikt. Anderzijds is de methode zeer flexibel en vraagt ze weinig voorbereidend werk. Uit een voorlopige analyse van de verschillende kaarten, blijken de verschillen tussen twee jaren soms beperkt in ruimte. De veranderingen manifesteren zich namelijk veelal kwalitatief binnen het vegetatietype. Verdere analyses dienen uitsluitsel te bieden of de frequentie van karteringen voldoet.

12.4.3 Methodes en meetfrequentie van andere herstelprojecten

Paull Holme Strays:

- In Paull Holme Strays werd de schorvegetatie opgevolgd met behulp van permanente kwadraten (PQ's) van 25m², die opgesteld werden langs dezelfde locaties als de sederoplots en sederoplaatjes. Binnen deze kwadraten werden telkens 5 kleinere PQ's afgebakend (1m²). Deze werden onderverdeeld in cellen van 10cm x 10cm om meer gedetailleerde info over kolonisatie te bekomen. Opnames van de PQ's gebeurden jaarlijks in juli. In september 2004 werd ook een globale walk over survey uitgevoerd.
- Vrijwilligers onderzochten naast schorvegetatie ook zoetwaterplanten en terrestrische vegetatie (walk over surveys). Walk over surveys door vrijwilligers werden uitgevoerd in juni en augustus 2004 (Halcrow Group Limited, 2005; 2006).

Tollesbury:

- In Tollesbury werd natuurlijke kolonisatie opgevolgd in drie transecten (20m x 125m). In totaal werden 40 PQ's van 25m² en 60 van 1m² gebruikt voor de opvolging van de vegetatie. Van de 60 kleine PQ's lagen er 40 binnen die van 25m². Het opvolgen van natuurlijke kolonisatie gebeurde jaarlijks in september. Ook de omliggende schorren werden gemonitord (jaarlijks in juli en ook twee jaar voor de dijkdoorbraak).
- Om kolonisatie door planten te versnellen werd ook gezaaid en aangeplant (eenmalig in februari 1996) (Reading *et al.*, 1998; 1999; Garbutt *et al.*, 2006). De mortaliteit van de aangeplante soorten bleek echter zeer groot (97%) en de zaden ontkiemden niet. Garbutt *et al.* (2006) besluiten dat het niet nuttig is om planten te introduceren op herstelsites als er in de omgeving natuurlijke schorvegetatie aanwezig is.

Orplands:

- Ook in Orplands werd de vegetatie opgevolgd met permanente kwadraten (PQ's). De PQ's werden opgesteld langs 4 transecten. De transecten werden aan de uiteinden gemerkt met houten paaltjes en de locatie van elk kwadraat werd gemerkt met een bamboestok. Op site A en B was er telkens één transect en twee op de controle site C. Elke PQ (1m²) werd onderverdeeld in 10cm x 10cm vierkanten. Het aantal vierkanten waarin elke plantensoort voorkwam werd genoteerd. In totaal werden 30 vaste PQ's geplaatst en opgevolgd (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- De vegetatie werd op de sites A en B ook onderzocht op 30 willekeurig gekozen plaatsen met een 1m² kwadraat. Ook dit kwadraat werd in 10cm x 10cm vakjes onderverdeeld. Dezelfde methode werd toegepast op 20 random locaties op controlesite C. Telkens werden de dominante plantensoorten genoteerd, maar ook de oppervlakte onbegroeide bodem, water en strooisel (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- De bedekking werd na de dijkdoorbraak opgevolgd aan de hand van foto's. Er werden close-up foto's genomen van de bodem rond de staalnamelocaties en overzichtsfoto's langs de trajecten. Daarnaast werden ook luchtfoto's gebruikt om vegetatie op te volgen (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).

- Om een lijst van de aanwezige plantensoorten te verkrijgen en om de relatieve abundantie van elke soort te evalueren, werden walk over surveys uitgevoerd. De eerste daten van voor de dijkdoorbraak (maart tot april 1995). Daarna werden surveys jaarlijks in augustus uitgevoerd. In augustus 1996 werd ook een verspreidingskaart van de planten opgesteld (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- Om de waarde van de vegetatie voor onder meer grazende vogels in te schatten werd de bovengrondse biomassa en de nutriëntenwaarde bepaald. Stalen (0.35m²) werden random genomen op controle site C en verbrand in een calorimeter (Carpenter, 1996).

12.4.4 Besluiten

- Tot op heden werden in de Zeeschelde slechts beperkt floristische gegevens verzameld binnen de gebieden. Vergelijking van deze floristische data met de vegetatieopnames moet uitwijzen of het essentieel is floristische data te verzamelen. Deze worden namelijk gebruikt om de kwaliteit van het schor mede te bepalen. Het verzamelen van floristische data kan gebeuren op het niveau van schorren, ofwel wordt gebruik gemaakt van een raster.
- In vergelijking tot de Britse projecten is de dichtheid van PQ's en de manier van vastleggen anders.
- Gebiedsdekkende vegetatiekaarten werden enkel in de Zeescheldeprojecten consequent opgemaakt. Zij vormen echter een belangrijke tool voor de evaluatie van de habitatontwikkeling en zullen dan ook verder samengesteld worden.
- In de Britse projecten wordt ook de waarde voor grazende vogels ingeschat. Evaluatie van boven- en ondergrondse biomassa-productie is een aspect dat in de toekomst misschien nader moet bekeken worden.

12.5 Bodemdieren

12.5.1 Doelstellingen

- kolonisatie, successie en productiviteit van bodemdieren opvolgen

12.5.2 Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie

- De benthos- en Oligochaetenstalen werden genomen langs vaste trajecten. Langs deze trajecten werd ook gedetailleerde informatie over geomorfologische wijzigingen en sedimentkarakteristieken verzameld, zodat het voorkomen van bodemdieren kan bestudeerd worden in relatie tot deze omgevingsfactoren.
- Benthos werd jaarlijks in het najaar opgevolgd. Op het Paardenschor werden ook de eerste drie maanden na de werkzaamheden benthosstalen genomen om een beeld te krijgen van de kolonisationsnelheid net na de werkzaamheden.
- Oligochaeten werden afhankelijk van het gebied en van het tijdstip na herstel maandelijks, seizoenaal of halfjaarlijks (voorjaar en najaar) bemonsterd. In eerste instantie werden telkens de stalen uit voorjaar en najaar verwerkt. Een hogere opvolgingsfrequentie is praktisch niet haalbaar, wegens de grote tijdsbesteding bij het verwerken van de stalen.
- Voor een betere interpreteerbaarheid van de gegevens zal ernaar gestreefd worden om de staalname jaarlijks in dezelfde maand door te laten gaan. Dit geldt zowel voor de benthos- als de Oligochaetenstalen.
- De benthosstalen werden gezeefd over 1mm. Er werd gekozen om enkel het macrobenthos op te volgen. Per definitie behoren alle bodemdieren die achterblijven op een zeef van 1mm tot het macrobenthos. Vandaar de keuze voor deze maaswijdte. Ook praktische redenen bepaalden mee de keuze voor zeving over 1mm. Door de grotere maaswijdte wordt de tijdsbesteding voor het triëren en determineren verminderd.
- De Oligochaetenstalen werden over 1mm en 250µm gezeefd. Dit om een beter idee te krijgen over de belang van Oligochaeten bij de kolonisatie van de herstelsites. Door te zeven over 250µm wordt tevens een overzicht verkregen van het aanwezige meiobenthos. Er werd een smallere steekbuis gebruikt (diameter 3.5cm tegenover 4.5cm) voor het nemen van Oligochaetenstalen en bovendien werd slechts de bovenste 10cm bemonsterd (benthosstalen werden tot op 30cm diepte genomen).

Op die manier wordt de tijdsbesteding voor het verwerken van de stalen beperkt.

12.5.3 Methodes en meetfrequentie van andere herstelprojecten

Paull Holme Strays:

- Bij de monitoring van Paull Holme Strays gebeurde de staalname met steekbuizen (diameter 10cm). Op 25 vaste locaties werden stalen genomen (14 binnen het herstelde gebied, 11 op het oorspronkelijk slik). Telkens werden 3 replica's genomen.
- De stalen werden in het labo gezeefd over 500µm (volgens de Engelse definitie behoren bodemdieren die achterblijven op een zeef van 500µm tot het macrobenthos).
- Bodemdieren werden gedetermineerd tot op soort (behalve Oligochaeta, Nematoda en Nemertini).
- Soortensamenstelling, dichtheid en nat gewicht werden bepaald.
- Van grote soorten werd de lengte bepaald.
- Staalname gebeurde jaarlijks in het najaar (Halcrow Group Limited, 2005; 2006).

Tollesbury:

- De staalname in Tollesbury gebeurde net als in Paull Holme Strays met steekbuizen met een diameter van 10cm.
- Op 8 locaties (7 binnen het herstelde gebied en 1 op het oorspronkelijk slik) werden telkens 9 replica's genomen tot op 15cm diepte. De stalen werden ter plaatse gezeefd over 500µm. Alle bodemdieren (behalve Oligochaeta) werden gedetermineerd tot ten minste genusniveau en meestal tot op soortniveau.
- Soortensamenstelling en dichtheid werden bepaald.
- De lengte van *Nereis* en *Nephtys* werd gemeten, net als de schelphoogte van gastropoden en de schelplengte van bivalven.
- Staalname gebeurde jaarlijks in het najaar (Reading *et al.*, 1998; 1999).

Orplands:

- Voor de dijkdoorbraak werden in totaal 120 random stalen genomen, telkens 30 in volgende zones: 1) onder gemiddeld hoog water bij doortij op de controlesite, 2) in het controleschor, 3) op de sites A en B boven gemiddeld hoogwater bij doortij en 4) grasland en akkerland achter de dijk onder gemiddeld hoogwater bij doortij. Na de dijkdoorbraak werden telkens in totaal 30 stalen genomen over het hele gebied, verdeeld over de herstelsite, het controleschor en de voorliggende slikken. De staalname gebeurde jaarlijks in augustus. Telkens werd een staal genomen tot op 40cm diepte met een steekbuis (diameter 7.5cm). Er werd gezeefd over 1mm. De bodemdieren werden gedetermineerd tot op het laagst mogelijke taxonomisch niveau. Naast de soortensamenstelling werd ook de dichtheid en de biomassa bepaald (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- Specifiek voor bivalven werden voor de dijkdoorbraak 5 stalen genomen op willekeurig gekozen locaties op het slik van de controlesite, beneden het gemiddeld hoogwater bij doortij. De steekbuis had een diameter van 30cm en er werd een staal genomen tot op 40cm diepte. Na de dijkdoorbraak werden ook stalen genomen van het slik dat voor de herstelsites ligt en gebeurde de staalname jaarlijks in augustus. In totaal werden na de dijkdoorbraak 10 bivalvenstalen genomen: 5 op locaties binnen de herstelsites, 3 op het slik voor de herstelsites, 1 op het slik voor de controlesite en 1 op de bodem van een kreek in de controlesite. De soorten werden op naam gebracht en de dichtheid en biomassa werden bepaald (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- Crustacea die in de visfuis terecht kwamen werden gedetermineerd en geteld. De visfuisen werden jaarlijks in oktober gedurende 2.5 uur opgesteld in de kreek van elke deelsite (Environment Agency, 1998; 1999).

12.5.4 Besluiten

- Op de Britse herstelsites werd een steekbuis met grotere diameter gebruikt voor het verzamelen van benthosstalen. Voor de herstelsites in de Zeeschelde is een bredere steekbuis niet nodig, omdat er geen grote bivalven voorkomen die gemist kunnen worden door de steekbuis met beperkte diameter. Het is dan ook niet zinvol om in de Zeeschelde afzonderlijke bivalvenstalen te nemen zoals dat gedaan werd in Orplands.
- De opvolgingsfrequentie in Paull Holme Strays, Tollesbury en Orplands was dezelfde als die van het INBO. Gezien de grote tijdsbesteding is een hogere frequentie niet haalbaar.
- In de drie Britse herstelgebieden werden telkens ook de soortensamenstelling en densiteit bepaald, maar enkel voor Paull Holme Strays en Orplands werden gegevens over de biomassa teruggevonden in de literatuur. In de Britse gebieden werden geen afzonderlijke Oligochaetenstalen genomen en bovendien werden Oligochaeta niet tot op soort gedetermineerd.
- In de Britse projecten werd een zeefmaaswijdte 500µm gebruikt. Voor de vergelijkbaarheid met resultaten van andere gebieden is het misschien raadzaam om de monitoringstrategie van de Zeeschelde meer af te stemmen op wat elders gebeurt.
- Er moet meer aandacht besteed worden aan een goede verdeling tussen onderzoek naar ruimtelijke en temporele aspecten van de vestiging van bodemdieren.
- Er moet ook meer aandacht besteed worden aan een goede selectie van referentiegebieden en referentietijdstippen om de ware impact van het herstelproject op de functionaliteit van het estuarium te kunnen inschatten.

12.6 Avifauna

12.6.1 Doelstellingen

- Het gebruik van herstelde gebieden door watervogels opvolgen (aantalsverloop in de loop van seizoen).
- Het potentiële functioneel belang en de mogelijke bijdrage van de herstelde sites aan instandhoudingdoelstellingen voor watervogels inschatten.
- Potenties van de herstelde gebieden als broedhabitat evalueren.

12.6.2 Evaluatie van de meetmethoden en de meetfrequentie

- Watervogels werden maandelijks geteld ter hoogte van het Paardenschor en Ketenisse schor, steeds bij laagwater (op Ketenisse schor meestal meermaals per maand). Voor het Paardenschor werd beroep gedaan op vrijwilligers. In Heusden werden watervogels enkel in het winterseizoen opgevolgd. Ook hier werd beroep gedaan op vrijwilligers. Maandelijkse tellingen lijkt het maximum haalbare. Dezelfde vrijwilligers worden ook bij andere projecten om hun medewerking gevraagd. De avifauna van Paddebeek werd slechts eenmalig opgevolgd, vanwege de geringe omvang van het gebied en de aanwezigheid van dichte vegetatie die het tellen bemoeilijkt.
- Bij de tellingen op Ketenisse schor werden telkens ook de gedragspatronen genoteerd per telsector, wat nuttige informatie opleverde i.v.m. de belangrijkste functies van het herstelde gebied. Hierbij werd echter enkel informatie verzameld over de functies van het gebied bij laagwater.
- Sinds oktober 2006 worden watervogels op het Paardenschor en Ketenisse schor maandelijks opgevolgd over een volledige getijdencyclus. Dit om inzicht te krijgen in het gebruik van het gebied in functie van het getij. Vooral voor het Paardenschor kan dit veel extra informatie opleveren, omdat een aantal soorten slechts korte tijd op het herstelde gebied verblijven en gemist kunnen worden bij de laagwatertellingen.
- Broedvogels werden maandelijks opgevolgd vanaf half maart tot half juli.

12.6.3 Methoden en meetfrequentie van andere herstelprojecten

In Groot Brittannië zijn watervogels of broedvogels veelal de inzet van estuariene herstelprojecten. Er wordt dan ook relatief meer aandacht aan besteed, omdat ze de toetssteen van het succes zijn. In

Vlaanderen was de doelstelling voor estuariene herstelprojecten tot nog toe eerder van een hoger hiërarchisch niveau: bijdragen aan de algemene estuariene functies, zonder daarom echt specifieke doelsoorten of –habitats aan te duiden.

Paull Holme Strays:

- In Paull Holme Strays werden tellingen uitgevoerd over een halve getijdencyclus (van hoogwater naar laagwater of omgekeerd). Ook voor en tijdens de werkzaamheden werden tellingen uitgevoerd. Voor de doorbraak werd vanuit één punt geteld, daarna vanuit twee punten. Zowel broedvogels als watervogels werden maandelijks opgevolgd.
- Vogels werden ook opgevolgd door vrijwilligers, waarbij het gebied werd ingedeeld in telsectoren (Halcrow Group Limited, 2005; 2006).

Tollesbury:

- In Tollesbury werden watervogels geteld bij laagwater, doortij en springtij. Dit gebeurde maandelijks vanaf oktober 1995 (Atkinson *et al.*, 2004).

Orplands:

- Overwinterende watervogels werden jaarlijks in de maanden januari, februari, maart, november en december geteld. Hierbij werd het studiegebied opgedeeld in vijf zones: deelsites A en B, het controleschor, de slikken voor de herstelsites en het slik voor het controleschor. De tellingen werden uitgevoerd met één uur interval vanaf 30min na laagtij en eindigend wanneer de slikken van het gebied overstroomd waren. Het gedrag werd genoteerd als wel of niet foeragerend (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).
- Broedvogels werden ieder jaar maandelijks opgevolgd van april tot juni. Er werd telkens een vooraf vastgelegde route gelopen. De plaats waar de vogels zich bevonden vastgelegd op kaarten en hun gedrag genoteerd. Aan de hand van deze informatie werd een inschatting gemaakt van het aantal territoria (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999).

12.6.4 Besluiten

- Watervogels en broedvogels werden in de Zeescheldeprojecten in de mate van het mogelijke opgevolgd en met verschillende intensiteit in de verschillende herstelsites. Dit hangt veelal af van de politieke druk op het gebied (bvb de gebieden in het Linkerscheldeoevergebied), de grootte van het gebied en een aantal andere praktische overwegingen. Hierin zou meer consistentie moeten komen.
- Ook voor watervogels is er onvoldoende aandacht voor het effect van de ontpoldering op het estuarium in het algemeen en op het gebruik van naburige slikken en schorren door watervogels in het bijzonder.

12.7 Vissen

Sinds maart 2007 worden ook vissen opgevolgd.

12.7.1 Doelstelling

Via de monitoring van het visbestand op de herstelsites en op nabijgelegen slikken en schorkreken willen we nagaan in welke mate de nieuw ontwikkelde habitatten gebruikt worden door vissen. Hiervoor wordt gekeken naar (1) de soortensamenstelling, (2) de relatieve abundanties en (3) de lengteverdeling van de soorten in natuurlijke en nieuw gecreëerde habitatten.

12.7.2 Monitoringsstrategie

Het visbestand wordt jaarlijks in maart en september bemonsterd met fuiken. In de schorkreken wordt gevist met standaard hokfuiken, op de slikken en herstelsites met dubbele schietfuiken. In het brakwater gebied worden drie schorkreken geselecteerd in het schorgebied van het Paardenschor en

het Schor van den Ouden Doel. Op het oorspronkelijke slik van het Paardenschor worden twee dubbele schietfuiken op de laagwaterlijn geplaatst en op het afgegraven deel worden twee schietfuiken halverwege het gebied ($\pm 4.5\text{mTAW}$) opgesteld. Op de d- en e-raai van Ketenisse wordt telkens één fuik op de laagwaterlijn en één halverwege de afgegraven zone geplaatst (d-raai: $\pm 4.7\text{mTAW}$ en e-raai: $\pm 5\text{mTAW}$).

Ter hoogte van de Paddebeek wordt één dubbele schietfuik op de herstelsite geplaatst en één op de laagwaterlijn. Op het herstelgebied van Heusden worden telkens twee dubbele schietfuiken op het oorspronkelijke slik en op het afgegraven deel geplaatst ($\pm 4.5\text{mTAW}$). Om de vangsten zoveel mogelijk te standaardiseren wordt bij springtij gevist. De fuien worden bij laagwater geplaatst en 24 uur (2 getijdencycli) later leeggemaakt. Vissen worden ter plekke geïdentificeerd, gemeten ($\pm 1\text{mm}$) en gewogen ($\pm 0.1\text{g}$).

12.7.3 Methodes en meetfrequentie van andere herstelprojecten

Paull Holme Strays:

- Vissen werden niet onderzocht.

Tollesbury:

- Vissen werden niet onderzocht.

Orplands:

- Soortensamenstelling en abundantie van vissen in de slikgeulen en schorkreken werden onderzocht. Bij de start van de monitoringperiode werd bij hoogtij twee keer over de controlesite gegaan met een sleepnet van 40m (maaswijdte 2cm), vertrekkende vanaf 50m van de tijlijn. Daarna werd jaarlijks (telkens in augustus en oktober) gevist met fuien. De fuien werden gedurende 2.5 uur in de krekens van elke deelsite geplaatst (Carpenter, 1996; Environment Agency, 1998; 1999; Colclough *et al.*, 2005).

12.8 Algemene besluiten monitoringsstrategie

De monitoringsstrategie die aangehouden werd voor de natuurontwikkelingsprojecten in de Zeeschelde is gaandeweg ontwikkeld, naargelang de mankracht en de beschikbare tijd. Dit in tegenstelling tot de Britse projecten, waar het monitoringsbudget en het monitoringsplan doorgaans deel uitmaken van de begroting en de planning van de herstelprojecten. Toch werd voor de Zeeschelde-projecten zoveel mogelijk volledigheid en consistentie nagestreefd en konden heel wat van de vooropgestelde hypothesen getoetst worden met de resultaten.

Een aantal aspecten verdienen meer aandacht bij de toekomstige uit te voeren projecten:

- In Groot-Brittannië wordt algemeen een duidelijk onderscheid gemaakt tussen 'site succes monitoring' enerzijds en 'impact verification monitoring' anderzijds. Voor de Zeeschelde-projecten werd bij verschillende opgevolgde variabelen aangehaald dat er onvoldoende tijd besteed werd aan een goede referentie in het estuarium, of aan goede vergelijking tussen evolutie van de herstelsite en evolutie van vergelijkbare naburige schorren. Dit zowel voor als na het uitvoeren van de maatregel. Hieraan liggen verschillende oorzaken ten grondslag. Door het ingewikkeld vergunningenbeleid in Vlaanderen is het heel moeilijk in te schatten wanneer de werken aan een herstelproject van start zullen gaan en hoe veel tijd ze in beslag zullen nemen. Aangezien monitoring niet mee gebudgetteerd was en dus bovenop de lopende monitoring en adviesverlening diende te gebeuren, verliep de planning niet altijd even optimaal.
- Als geheugensteun en hulp bij de interpretatie van de verzamelde data is het aan te raden om aan het monitoringprogramma een jaarlijkse fotografische survey toe te voegen, waarbij telkens rond hetzelfde tijdstip en met dezelfde camerainstellingen foto's genomen worden vanaf dezelfde posities, bvb vanaf de staalnamelocaties (zogenaamde 'fixed-point photographic survey').

- Gezien het experimenteel karakter van de geomorfologische monitoring werden zowat alle mogelijke strategieën ingezet. Met de bekomen resultaten zal in de toekomst meer doordacht kunnen gewerkt worden met de verschillende methoden die voorhanden zijn.
- De bijdrage van de verschillende variabelen die bijdragen aan wijzigingen in de hoogteligging moet beter onderzocht worden.
- De impact van lokale estuariene kenmerken, zoals sedimentbalans en golfslag, moet beter in rekening gebracht worden.
- Haalbare monitoring van bentische primaire productie moet nog experimenteel onderzocht worden.
- Het budget voor de monitoring van sedimentkwaliteit kan gereduceerd worden door de densiteit van het netwerk te reduceren.
- Monitoring van de floristische kwaliteit van de schorvegetatie moet kritisch bekeken worden.
- Vergelijkbaarheid van monitoringsresultaten van bodemdieren met die van andere landen moet geoptimaliseerd worden.
- Vogels en vissen moeten van bij het begin volgens een vast stramien opgevolgd worden.
- Voor de komende estuariene herstelprojecten is het wenselijk dat een goed monitoringsplan op voorhand opgesteld wordt, met een inschatting van de kosten en duidelijke afspraken over de uitvoering en rapportage van de monitoring.

13 Referenties

- Adam W. (1960). Faune de Belgique. Mollusques. Tome I: Mollusques terrestres et dulcicoles. Patrimoine de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Bruxelles. 402 pp.
- Adema J. P. H. M. (1991). De Krabben van Nederland en België (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden. xi + 244pp.
- Anonymous (1994). *A.M.I.S. Algemene milieu-impactstudie voor het eerste deel van het Sigmaphan. Algemene beginselen en algemeen kader*, edn. Brussel: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Atkinson P. W., Crooks S., Drewitt A., Grant A., Rehfisch M. M., Sharpe J. & Tyas C. J. (2004). Managed realignment in the UK – the first 5 years of colonization by birds. *Ibis* 146(Suppl.1):101-110.
- Bagheri E. A. & McLusky D. S. (1982). Population dynamics of oligochaetes and small polychaetes in the polluted Forth estuary ecosystem. *Netherlands Journal of Sea Research* 16:55-66.
- Barnes R. S. K. (1989). What, if anything, is a brackish-water fauna? *Transactions of the Royal Society of Edinburgh: Earth Sciences* 80:235-240.
- Blomert A. M. (2002). De samenhang tussen bodemgesteldheid, droogligtijd en foerageerdichtheid van vogels binnen de intergetijdezone. Veenwouden, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek. A&W-rapport 330.
- Bonsdorff E., Bakke T. & Pedersen A. (1990). Colonization of amphipods and polychaetes to sediments experimentally exposed to oil hydrocarbons. *Marine Pollution Bulletin* 21(7):355-358.
- Brinkhurst R. O. (1971). A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta (Second edition). Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 22. 44pp.
- Brinkhurst R. O. (1982). British and other marine and estuarine Oligochaetes. Synopsis of the British Fauna No. 21. Cambridge University Press, Cambridge. v + 127pp.
- Brinkhurst R. O. & Gelder S. R. (1991). Annelida: Oligochaeta and Branchiobdellida. In: Thorp J. H. & Covich A. P. (eds.), 1991. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, San Diego.
- Brys R., Ysebaert T., Escaravage V., Van Damme S., Van Braeckel A., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de krw: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of mep in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de - overeenkomstig de krw - ontwikkelde beoordelingssyste. Verslag van het instituut voor natuurbehoud, 2005(7). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel: Belgium. 178 pp.
- Carpenter K. E. (1996). Baseline survey of managed retreat site, Orplands, Essex: Description of pre and post inundation monitoring methodology and a description of the physical, chemical and biological characteristics of the site before the seawall was breached. HR Wallingford Limited, Report EX 3391.
- Chapman P. M. & Brinkhurst R. O. (1980). Salinity tolerance in some selected aquatic oligochaetes. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 65(4):499-505.
- Chandler G. T., Shipp M. R. & Donelan T. L. (1997). Bioaccumulation, growth and larval settlement effects of sediment-associated polynuclear aromatic hydrocarbons on the estuarine polychaete, *Streblospio benedicti* (Webster). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 213:95-110.
- Chang Y. -H., Scrimshaw M. D., Macleod C. L. & Lester J. N. (2001). Flood defence in the Blackwater estuary, Essex, UK: the impact of sedimentological and geochemical changes on salt marsh development in the Tollesbury managed realignment site. *Marine Pollution Bulletin* 42(6):470-481.

- Chen M. S. (2003). Suspended matter and flocculation in the estuarine environment. Department of Analytical and Environmental Chemistry, Faculty of Science, Vrije Universiteit Brussel, Brussel. PhD Dissertation.
- Cognetti G. & Maltagliati F. (2000). Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin* 40:7-14.
- Colclough S., Fonseca L., Astley T., Thomas K. & Watts W. (2005). Fish utilisation of managed realignments. *Fisheries Management and Ecology* 12:351-360.
- Craft C. & Sacco J. (2003). Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology Progress Series* 257:45-58.
- Daborn G. R. (1993). An ecological cascade effect: migratory birds affect stability of intertidal sediments. *Limnology and Oceanography* 38(1):225-231.
- de Deckere E., De Cooman W., Florus M. & Devroede-Vander Linden M. P. (2001). Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens Triade. Devroede-Vander Linden M. P., Brussel.
- Degraer S., Wittoeck J., Appeltans W., Cooreman K., Deprez T., Hillewaert H., Hostens K., Mees J., Vanden Berghe W. & Vincx M. (2006). De macrobenthosatlas van het Belgisch deel van de Noordzee. Federaal Wetenschapsbeleid D/2005/1191/5. 164pp.
- De Pauw N. & Vannevel R. (1993). Macro-invertebraten en waterkwaliteit (Derde druk). Stichting Leefmilieu, Antwerpen. xi + 316pp.
- Duquesne S., Liess M. & Bird D. J. (2004). Sub-lethal effects of metal exposure: physiological and behavioural responses of the estuarine bivalve *Macoma balthica*. *Marine Environmental Research* 58:245-250.
- Duquesne S., Newton L. C., Guisti L., Marriott S. B., Stärk H.-J. & Bird D. J. (2006). Evidence for declining levels of heavy-metals in the Severn Estuary and Bristol Channel, U.K. and their spatial distribution in sediments. *Environmental Pollution* 143(2):187-196.
- Environment Agency (1998). Results of post breach monitoring of Orplands coastal realignment site. Unpublished Report. 157pp.
- Environment Agency (1999). Results of post breach monitoring of Orplands coastal realignment site. Unpublished Report.
- Esselink P., Helder G. J. F., Aerts B. A. & Gerdes K. (1997). The impact of grubbing by greylag geese *Anser anser* on vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55:261-279.
- Essink K. & Beukema J. J. (1986). Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. *Hydrobiologia* 142:209-215.
- Feng H. J., Cochran K. J., Lwiza H., Brownawell B. J. & Hirschberg D. J. (1998). Distribution of heavy metal and PCB contaminants in the sediments of an urban estuary: the Hudson River. *Marine Environmental Research* 45(1):69-88.
- French C. E., French J. R., Clifford N. J. & Watson C. J. (2000). Sedimentation-erosion dynamics of abandoned reclamations: the role of waves and tides. *Continental Shelf Research* 20:1711-1733.
- Gallagher K. A., Wheeler A. J. & Orford J. D. (1996). An assessment of the heavy metal pollution of two tidal marshes on the north-west coast of Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 96B(3):177-188.

Garbutt R. A., Reading C. J., Wolters M., Gray A. J. & Rothery P. (2006). Monitoring the development of intertidal habitats on former agricultural land after the managed realignment of coastal defences at Tollesbury, Essex, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53:155-164.

Gerdol V. & Hughes R. G. (1994). Effect of *Corophium volutator* on the abundance of benthic diatoms, bacteria and sediment stability in two estuaries in southeastern England. *Marine Ecology Progress Series* 114(1-2):109-115.

Giere O. & Pfannkuche O. (1982). Biology and ecology of marine Oligochaeta, a review. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 20:173-308.

Gittenberger E., Janssen A. W., Kuijper W. J., Kuiper J. G. J., Meijer T., van der Velde G. & de Vries J. N. (1998). De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 288pp.

Gordon N. D., McMahon T. A. & Finlayson B. L. (1992). Stream Hydrology: an introduction for ecologists. Wiley, Chichester. xvi + 526pp.

Graefe U. & Schmelz R. M. (1999). Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. Pp. 59-67, In: Schmelz R. M. & Suhlo K. (eds.), 1999. Newsletter on Enchytraeidae No. 6. Proceedings of the 3rd International Symposium on Enchytraeidae, Osnabrück, Germany, 3-4 July 1998.

Grumiaux F., Leprêtre A. & Dhainaut-Courtois N. (1998). Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia* 385:33-46.

Gyselings R., Spanoghe G., & Van den Bergh E. (2004). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied: resultaten na het tweede jaar. Verslag Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2004.19, Brussel, 106 pp.

Gyselings R., Spanoghe G., Van den Bergh E. (2007). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het vierde jaar. Bijlage 9.10 van het vierde jaarverslag van de Beheerscommissie natuurcompensaties Linkerscheldeoevergebied. INBO.R.2007.2, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Hagerthey S. E., Defew E. C. & Paterson D. M. (2002). Influence of *Corophium volutator* and *Hydrobia ulvae* on intertidal benthic diatom assemblages under different nutrient and temperature regimes. *Marine Ecology Progress Series* 245:47-59.

Halcrow Group Limited (2005). Humber estuary flood defence strategy: Paull Holme Strays. Environmental Monitoring Report 2005. Version No 1.0, March 2005. Environment Agency. Phoenix House, Global Avenue, Leeds.

Halcrow Group Limited (2006). Humber estuary flood defence strategy: Paull Holme Strays. Environmental Monitoring Report 2006. Version No 1.0, January 2006. Environment Agency. Phoenix House, Global Avenue, Leeds.

Hartmann-Schröder G. (1996). Annelida, Borstenwürmer. Polychaeta. Die Tierwelt Deutschlands, Teil 58. Gustav Fischer, Jena. 648pp.

Hayward P. J. & Ryland J. S. (eds.) (1996). Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford University Press, Oxford. xi + 800pp.

He & Walling (1998). An investigation of the spatial variability of the grain size composition of floodplain sediments. *Hydrological Processes* 12:1079-1094.

Heip C. H. R., Herman P. M. J. & Soetaert K. (1998). Indices de diversité et régularité. *Océanis* 24(4):67-87.

- Hill M. O. (1979). TWINSPLAN: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York. 90pp.
- Hoffmann M., Graré W. & Meire P. (1997). De oevers langs de Zeeschelde: van uniformiteit naar structuurdiversiteit. *Water* 95:139-146.
- Hoffmann M. & Meire P. (1995). Advies in verband met project 17 tussen Schoonaarde-brug en de Paddebeek (Zeeschelde- R.O.) IN.AMIS.P17.95.1.A. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Hoffmann M. & Meire P. (1997). Advies in verband met de bestemming van de Keetenispolder en omgevende buidendijkse gebieden te Beveren. IN.AMIS.P.54.20.97.1.A. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 6pp.
- Hoffmann M. (1993). Vegetatiekundig-ecologisch onderzoek van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde met vegetatiekartering. Rapport Universiteit Gent i.o.v. Instituut voor Natuurbehoud, 223 pp.
- Hughes R. G. (1999). Saltmarsh erosion and management of saltmarsh restoration; the effects of infaunal invertebrates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 83-95.
- Hughes R. G. (2001). Biological and physical processes that affect saltmarsh erosion and saltmarsh restoration: development of hypotheses. *Ecological Studies* 151:174-192.
- Hughes R. G. & Paramor O. A. L. (2004). On the Loss of Saltmarshes in South-East England and Methods for Their Restoration. *Journal of Applied Ecology* 4(3):440-448.
- Huxham M., Gilpin L., Mocogni M. & Harper S. (2006). Microalgae, macrofauna and sediment stability: an experimental test of a reciprocal relationship. *Marine Ecology Progress Series* 310:55-63.
- Kang C. -K., Kim J. B., Lee K. -S., Kim J. B., Lee P. -Y. & Hong J. -S. (2003). Trophic importance of benthic microalgae to macrobenthos in coastal bay systems in Korea: dual stable C and N isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 259:79-92.
- Kathman R. D. & Brinkhurst R. O. (1999). Guide to the freshwater Oligochaetes of North America. Aquatic Resources Center, College Grove, Tennessee. iv + 264pp.
- Krug P. J. & Manzi A. E. (1999). Waterborne and surface-associated carbohydrates as settlement cues for larvae of the specialist marine herbivore *Alderia modesta*. *Biological Bulletin* 197:94-103.
- Ladd S. C., Marcus W. A. & Cherry S. (1998). Differences in trace metal concentrations among fluvial morphologic units and implications for sampling. *Environmental Geology* 36:259-270.
- Lincoln, R. J. (1979). British marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London, UK. vi + 658pp.
- Londo G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33:61-64.
- Lucas C. H. & Holligan P. M. (1999). Nature and ecological implications of algal pigment diversity on the Molenplaat tidal flat (Westerschelde Estuary, SW Netherlands). *Marine Ecology Progress Series* 180:51-64.
- Ludwig J. A. & Reynolds J. F. (1988). Statistical ecology, a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York. xviii + 337pp.
- Macleod C. L., Scrimshaw M. D., Emmerson R. H. C., Chang Y. H. & Lester J. N. (1999). Geochemical changes in metal and nutrient loading at Orplands Farm managed retreat site, Essex, UK (April 1995-1997). *Marine Pollution Bulletin*, 38(12):1115-1125.

Maris, T., Cox, T., Van Damme, S. & Meire, P. (red.) (2007). Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaphan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2006-2007. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Masselink G., Auger N., Russell P. & O'Hare T. (2007). Short-term morphological change and sediment dynamics in the intertidal zone of a macrotidal beach. *Sedimentology* 54:39-53.

Meadows P. S. (1964). Substrate selection by *Corophium* species: the particle size of substrates. *Journal of Animal Ecology* 33(3):387-394.

Meltzer J. & Westhoff V. (1942). Inleiding tot de plantensociologie. Breughel, 's-Graveland, 326 pp.

Mertens W. & Van den Bergh E. (2006). Ontwikkeling van een intergetijdengebied in de Hertogin Hedwige- (NI) en Prosperpolder (VI): ecologische visievorming en scenario ontwikkeling. INBO.R.2006.48, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 50 pp.

Piesschaert F. & Van den Bergh E. (2002). Vegetatie Ketenissepolder: situatie bij aanvang van de monitoring. Brussel, Instituut voor Natuurbehoud. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud. IN.O.2002.24.

Reading C. J., Paramor O. A. L., Garbutt R. A., Watts C. W., Spearman J. R., Barratt D. R., Cox R., Hughes R. G., Longstaff D. J., Myhill D. G., Rothery P. & Gray A. J. (1998). Managed realignment at Tollesbury and Saltram. Annual report for 1997. Dorset: Institute of Terrestrial Ecology.

Reading C. J., Paramor O. A. L., Garbutt R. A., Watts C. W., Spearman J. R., Barratt D. R., Chesher T., Cox R., Gradwell M., Hughes R. G., Longstaff D. J., Myhill D. G., Rothery P. & Gray A. J. (1999). Managed realignment at Tollesbury and Saltram. Annual report for 1998. Dorset: Institute of Terrestrial Ecology.

Remane A. (1934). Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 36:34-74.

Rodrigo A. G. (1989). Surficial sediment-heavy metal associations in the Avon-Heathcote Estuary, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 23:255-262.

Schaminée J. H. J., Weeda E. J. & Westhoff V. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 2: Wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Uppsala, Leiden, 360pp.

Schaminée J. H. J., Weeda E. J., & Westhoff V. (1998). De vegetatie van Nederland. Deel 4: Plantengemeenschappen van de kust en binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala, Leiden, 346pp.

Seys J., Vincx M. & Meire P. (1999). Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99/4, Rapport Universiteit Gent, Brussel.

Simenstad C., Toft J., Higgins H., Cordell J., Orr M., Williams P., Grimaldo L., Hymanson Z. & Reed D. (2000). Sacramento/San Joaquin Delta. Breached levee wetland study.

Simons J. (1977). De Nederlandse *Vaucheria*-soorten. Wetenschappelijke mededelingen van de KNNV nr. 120, Utrecht, 32pp.

Smith D., Hughes R. G. & Cox E. J. (1996). Predation of epipelagic diatoms by the amphipod *Corophium volutator* and the polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology Progress Series* 145:53-61.

Smits N. A. C., Schaminée J. H. J. & van Duuren L. (2002). 70 years of permanent plot research in The Netherlands. *Applied Vegetation Science* 5:121-126.

Soresma NV (1998). Milieueffectrapport: Zeeschelde L.O. te Beveren Dijkwerken tussen Kallosluis en Fort Liefkenshoek – Afgraving van de Ketenissepolder.



- Spanoghe G. (2007). Getijopvolging van watervogels aan het Paardenschor. *Vogelnieuws* 9:17-18.
- Spanoghe G., Gyselings R. & Van den Bergh E. (2006). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het derde jaar. Bijlage 8.6 van het derde jaarverslag van de Beheercommissie Natuurcompensaties Linkerscheldeoevergebied. Verslag Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2006.1, Brussel.
- Stauble D. K. & Cialone M. A. (1996). Sediment dynamics and profile interactions: DUCK94. Proceedings 25th International Conference on Coastal Engineering, ASCE. Orlando, USA, 3921-3934.
- Stortelder A. H. F., Schaminée J. H. J., & Hommel P. W. F. M. (1999). De vegetatie van Nederland. Deel 5: Ruigten, struwelen, bossen. Opulus Press, Uppsala, Leiden, 376pp.
- Stubbs A. & Chandler P. (eds.) (1996). A Dipterist's Handbook (Second impression). The Amateur Entomologist, Volume 15. ix + 257pp.
- Temmerman S. (2003). Sedimentation on tidal marshes in the Scheldt estuary: a field and numerical modelling study. University of Antwerp. PhD dissertation. 222pp.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (1998). CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Timm T. (1999). A guide to the Estonian Annelida. Estonian Academy Publishers, Tartu-Tallinn. 208pp.
- Van Damme S., Struyf E., Maris T., Ysebaert T., Dehairs F., Tackx M., Heip C. & Meire P. (2005). Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 540:29-45.
- van de Koppel J., van der Wal D., Bakker J. P., & Herman P. M. J. (2005). Self-Organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165(1):E1-E12.
- Van den Bergh E. (2002). Afgraving "Paardenschor" t.b.v. Belconsulting. IN.A.2002.128.
- Van den Bergh E., Huiskes A., Criel B., Hoffmann M., & Meire P. (2001). Biodiversiteit op de Scheldeschorren. *De Levende Natuur* (102)2:62-66.
- Van den Bergh E. & Vandevoorde B. (2001). Advies aan AWZ Afdeling Zeeschelde in verband met de Dijkwerken van Schoonaardebrug tot aan de Paddebeek (R.O., project AMIS 17). IN.A.2001.131.
- Van den Bergh E., Vandevoorde B., Verbesssem I., Spanoghe G., Lionard M., Muylaert K., De Regge N., Soors J., De Belder W., Piesschaert F. & Meire P. (2005). Tidal wetland restoration at Ketenisse polder (Schelde Estuary, Belgium): developments in the first year. In: Herrier J.-L., Mees J., Salman A., Seys J., Van Nieuwenhuyse H. & Dobbelaere I. (Eds.) (2005). Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005': International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. VLIZ Special Publication 19:521-533.
- Van den Bergh E., Ysebaert T. & Vandevoorde B. (2001). Advies aan AWZ, Afdeling Zeeschelde, betreffende de uit te voeren dijkwerken langs de Zeeschelde tussen Heusdenbrug en de Ringvaart (RO & LO) IN.A.2001.66.
- Van den Neucker T., Verbesssem I., De Belder W., De Regge N., Soors J. & Van den Bergh E. (in prep.). Overzicht analyseresultaten van de sedimentkarakteristieken langs de Zeeschelde en haar zijrivieren (1999 tot september 2005). INBO, Brussel.

- van Oevelen D., Van den Bergh E., Ysebaert T. & Meire P. (2000). Literatuuronderzoek naar ontpolleringen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.2000.7, Brussel.
- Van Ryckegem G., De Regge N. & Van den Bergh E. (2006). Voedseleecologie en gedrag van overwinterende watervogels langs de Zeeschelde: een methodologische studie. INBO.R.2006.28. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Verbesssem I., Ysebaert T., Van den Bergh E., De Regge N., Soors J. & Kuijken E. (2002). 10 Jaar monitoring op het Groot Buitenschoor. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.02/10, Brussel.
- Walling D. E., He Q. & Nicholas A. P. (1996). Floodplains as suspended sediment sinks. In: Anderson M. G., Walling D. E. & Bates P. D. (eds.), 1996. Floodplain processes. John Wiley & Sons Ltd.
- Wang F. & Chen J. (2000). Relation of sediment characteristics to trace metal concentrations: a statistical study. *Water Research* 34(2):694-698.
- Watts C. W., Tolhurst T. J., Black K. S. & Whitmore A. P. (2003). In situ measurements of erosion shear stress and geotechnical shear strength of the intertidal sediments of the experimental managed realignment scheme at Tollesbury, Essex, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58:611-620.
- Weeda E. J., Westra R., Westra C. & Westra T. (1991). Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties 4. IVN, Amsterdam, 400pp.
- Welschmeyer N. A. (1994). Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography* 39:1985-1992.
- Williams P. B. & Orr M. K. (2002). Physical evolution of restored breached levee salt marshes in the San Francisco Bay estuary. *Restoration Ecology* 10(3):527-542.
- Ysebaert T. (2000). Macrozoobenthos and waterbirds in the estuarine environment: spatio-temporal patterns at different scales. PhD thesis, University of Antwerp. Communications of the Institute of Nature Conservation 16. Brussels, Belgium. 175pp.
- Ysebaert T., Meire P., Herman P. M. J. & Verbeek H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225:79-95.
- Ysebaert T. & Van den Bergh E. (2000). Inrichting Ketenissepolder. Advies IN.A.2000.41 Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Zhang W., Yu L., Hutchinson S. M., Xu S., Chen Z. & Gao X. (2001). China's Yangtze Estuary : I. Geomorphic influence on heavy metal accumulation in intertidal sediments. *Geomorphology* 41:195-205.
- Zwolsman J. J. G., Van Eck G. T. M. & Burger G. (1999). Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments of the Scheldt estuary. In: Zwolsman J. J. G. (1999). Geochemistry of trace metals in the Scheldt estuary. *Geologica Ultraiectina* 171:67-89.

Bijlage 1: Gegevens verzameld voor de beschrijving van de geomorfologie van het Paardenschor (2002 - 2006).

Datum	DO1				DO2				DO3				DO4				DO5			
	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Laser-altimetrie	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Laser-altimetrie	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Laser-altimetrie	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Laser-altimetrie	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Laser-altimetrie
nov-02																				
dec-02																				
jan-03																				
feb-03																				
mrt-03																				
apr-03																				
mei-03																				
jun-03																				
jul-03																				
aug-03																				
sep-03			■				■				■			■				■		
okt-03																				
nov-03																				
dec-03																				
jan-04																				
feb-04																				
mrt-04																				
apr-04			■				■				■			■				■		
mei-04	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
jun-04	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
jul-04	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
aug-04	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
okt-04	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
nov-04	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
dec-04	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
feb-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
mrt-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
apr-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
mei-05	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
jun-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
jul-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
aug-05	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
okt-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
nov-05	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
dec-05	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
feb-06	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
mrt-06	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
apr-06	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
jun-06	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
aug-06	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
sep-06	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
okt-06	■	■		■	■		■		■	■		■	■		■		■	■		■
nov-06	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		

Bijlage 2: Gegevens verzameld voor de beschrijving van de geomorfologie van Ketenisse schor (2002 - 2006).

Datum	KPa1			KPa2			KPa3			Kpb1			Kpb2			Kpb3		
	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's
jul-02																		
aug-02																		
sep-02																		
okt-02																		
nov-02																		
dec-02																		
jan-03																		
feb-03																		
mrt-03																		
apr-03																		
mei-03																		
jun-03																		
jul-03																		
aug-03																		
sep-03																		
okt-03																		
nov-03																		
dec-03																		
jan-04																		
mrt-04																		
apr-04																		
jul-04																		
sep-04																		
okt-04																		
nov-04																		
dec-04																		
feb-05																		
mrt-05																		
mei-05																		
aug-05																		
sep-05																		
nov-05																		
mrt-06																		
jun-06																		
aug-06																		
sep-06																		
okt-06																		

Bijlage 2 (vervolg): Gegevens verzameld voor de beschrijving van de geomorfologie van Ketenisse schor (2002 - 2006).

Datum	K Pc1			K Pc2			K Pc3			K Pd1			K Pd2			K Pd3			K Pd4			
	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	
jul-02																						
aug-02																						
sep-02																						
okt-02																						
nov-02																						
dec-02																						
jan-03																						
feb-03																						
mrt-03																						
apr-03																						
mei-03																						
jun-03																						
jul-03																						
aug-03																						
sep-03																						
okt-03																						
nov-03																						
dec-03																						
jan-04																						
mrt-04																						
apr-04																						
jul-04																						
sep-04																						
okt-04																						
nov-04																						
dec-04																						
feb-05																						
mrt-05																						
mei-05																						
aug-05																						
sep-05																						
nov-05																						
mrt-06																						
jun-06																						
aug-06																						
sep-06																						
okt-06																						

Bijlage 2 (vervolg): Gegevens verzameld voor de beschrijving van de geomorfologie van Ketenisse schor (2002 - 2006).

Datum	KPe1			KPe2			KPe3			KPe4			KPe5			KPF1			KPF2		
	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Profielmetingen	Luchtfoto's
jul-02																					
aug-02																					
sep-02																					
okt-02																					
nov-02																					
dec-02																					
jan-03																					
feb-03																					
mrt-03																					
apr-03																					
mei-03																					
jun-03																					
jul-03																					
aug-03																					
sep-03																					
okt-03																					
nov-03																					
dec-03																					
jan-04																					
mrt-04																					
apr-04																					
jul-04																					
sep-04																					
okt-04																					
nov-04																					
dec-04																					
feb-05																					
mrt-05																					
mei-05																					
aug-05																					
sep-05																					
nov-05																					
mrt-06																					
jun-06																					
aug-06																					
sep-06																					
okt-06																					

Bijlage 3: Gegevens verzameld voor de beschrijving van de geomorfologie van Paddebeek (2003 – 2006).

Datum	PA1				PA2				PA3				PA4			
	Sederoplots	Sederoplaatjes	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Sederoplaatjes	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Sederoplaatjes	Profielmetingen	Luchtfoto's	Sederoplots	Sederoplaatjes	Profielmetingen	Luchtfoto's
sep-03																
nov-03																
dec-03																
jan-04																
feb-04																
apr-04																
mei-04																
jun-04																
aug-04																
dec-04																
mrt-05																
jun-05																
dec-05																
mei-06																
aug-06																
sep-06																
dec-06																

Bijlage 4: Staalnamen per locatie op het Paardenschor voor de bepaling van de sedimentkarakteristieken (1999 – 2006).

Datum	DO1	DO2	DO3	DO4	DO5
	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit
sep-99					
okt-00					
mei-01					
nov-01					
okt-02					
jan-03					
feb-03					
mrt-03					
apr-03					
mei-03					
jun-03					
jul-03					
aug-03					
sep-03					
okt-03					
nov-03					
dec-03					
jan-04					
mrt-04					
apr-04					
mei-04					
jun-04					
jul-04					
aug-04					
okt-04					
nov-04					
dec-04					
feb-05					
mrt-05					
apr-05					
mei-05					
jun-05					
aug-05					
okt-05					
nov-05					
dec-05					
jun-06					
nov-06					

Bijlage 5: Staalnamen per locatie op Ketenisse schor voor de bepaling van de sedimentkarakteristieken (2002 – 2006).

Datum	KPa1	KPa2	KPa3	KPb1	KPb2	KPb3
	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit
jul-02						
aug-02						
sep-02						
okt-02						
nov-02						
dec-02						
jan-03						
feb-03						
mrt-03						
apr-03						
mei-03						
jun-03						
jul-03						
aug-03						
sep-03						
okt-03						
nov-03						
dec-03						
jan-04						
apr-04						
jul-04						
okt-04						
dec-04						
mrt-05						
sep-05						
nov-05						
jun-06						
aug-06						
okt-06						
nov-06						

Bijlage 5 (vervolg): Staalnamen per locatie op Ketenisse schor voor de bepaling van de sedimentkarakteristieken (2002 – 2005).

Datum	KPc1	KPc2	KPc3	KPd1	KPd2	KPd3	KPd4
	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit
jul-02							
aug-02							
sep-02							
okt-02							
nov-02							
dec-02							
jan-03							
feb-03							
mrt-03							
apr-03							
mei-03							
jun-03							
jul-03							
aug-03							
sep-03							
okt-03							
nov-03							
dec-03							
jan-04							
apr-04							
jul-04							
okt-04							
dec-04							
mrt-05							
sep-05							
nov-05							
jun-06							
aug-06							
okt-06							
nov-06							

Bijlage 5 (vervolg): Staalnamen per locatie op Ketenisse schor voor de bepaling van de sedimentkarakteristieken (2002 – 2006).

Datum	KPe1	KPe2	KPe3	KPe4	KPe5	KPf1	KPf2
	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit
jul-02							
aug-02							
sep-02							
okt-02							
nov-02							
dec-02							
jan-03							
feb-03							
mrt-03							
apr-03							
mei-03							
jun-03							
jul-03							
aug-03							
sep-03							
okt-03							
nov-03							
dec-03							
jan-04							
apr-04							
jul-04							
okt-04							
dec-04							
mrt-05							
sep-05							
nov-05							
jun-06							
aug-06							
okt-06							
nov-06							

Bijlage 6: Staalnamen per locatie op Paddebeek voor de bepaling van de sedimentkarakteristieken (2003 – 2006).

Datum	PA1	PA2	PA3	PA4
	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit	Granulometrie + OS Pigment Fysisch-chemische kwaliteit
nov-03	■	■	■	■
dec-03				
jan-04				
apr-04				
mei-04				
jun-04	■	■		
aug-04				
dec-04				■
mrt-05				
dec-05				
mei-06	■	■		
sep-06			■	■
dec-06	■	■	■	■

Bijlage 7: Bemonstering van bodemdieren per locatie op het Paardenschor (1999 – 2006).

Datum	DO1		DO2		DO3		DO4		DO5	
	Benthos	Oligochaeta	Benthos	Oligochaeta	Benthos	Oligochaeta	Benthos	Oligochaeta	Benthos	Oligochaeta
sep-99										
okt-02										
okt-03										
mei-04										
jun-04										
jul-04										
okt-04										
nov-04										
mrt-05										
mei-05										
jun-05										
aug-05										
nov-05										
mrt-06										
jun-06										
aug-06										
nov-06										

Bijlage 8: Bemonstering van bodemdieren per locatie op Ketenisse schor (2002 – 2006).

Datum	KPa1	KPa2	KPa3	KPb1	KPb2	KPb3	KPc1	KPc2	KPc3	KPd1
	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta
jul-02										
aug-02										
sep-02										
nov-02										
dec-02										
dec-02										
jan-03										
feb-03										
mrt-03										
apr-03										
mei-03										
jun-03										
jul-03										
aug-03										
sep-03										
nov-03										
dec-03										
apr-04										
okt-04										
mrt-05										
mei-05										
sep-05										
nov-05										
jun-06										
okt-06										

Bijlage 8 (vervolg): Bemonstering van bodemdieren per locatie op Ketenisse schor (2002 – 2006).

Datum	KPd2	KPd3	KPd4	KPe1	KPe2	KPe3	KPe4	KPe5	KPf1	KPf2
	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta	Benthos Oligochaeta
jul-02										
aug-02										
sep-02										
nov-02										
dec-02										
dec-02										
jan-03										
feb-03										
mrt-03										
apr-03										
mei-03										
jun-03										
jul-03										
aug-03										
sep-03										
nov-03										
dec-03										
apr-04										
okt-04										
mrt-05										
mei-05										
sep-05										
nov-05										
jun-06										
okt-06										

Bijlage 9: Bemonstering van bodemdieren per locatie op Paddebeek (2004 – 2006).

Datum	PA3	PA4
	Oligochaeta	Oligochaeta
mei-04		
dec-04		
dec-05		
mei-06		
sep-06		
dec-06		

Bijlage 10: Watervogeltellingen op Ketenisse schor: maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand); lege cel: geen waarneming.

Soort	2002		2003											
	nov	dec	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Fuut	0,6	1,0	0,3											
Aalscholver	0,2	0,2					0,5	0,0				0,6	0,3	1,3
Kleine zilverreiger											0,1			
Blauwe reiger	1,7	0,3	0,2	0,0	0,2	0,1	0,9	0,0	0,0	1,3	1,6	0,4	1,5	0,3
Knobbelzwaan														
Grauwe gans	54,1	32,8	73,6	56,8	2,7	1,3		2,4	3,5	6,8	37,2	38,4	90,8	91,6
Canadese gans		2,8	0,3	0,0	1,1	1,4	1,4	0,0	11,4	17,1	2,7			
Nijlgans						0,5		0,4	0,5				0,1	1,5
Bergeend	18,1	6,2	4,5	5,8	45,9	59,9	95,7	241,0	96,6	34,3	46,5	51,3	48,7	15,2
Smient	2,8	4,5	2,7	13,0	21,7	6,8					4,8	16,1	2,2	0,6
Krakeend	12,8	15,6	3,6	6,5	9,2	14,8	13,9	7,5		4,6	9,2	3,5	13,0	15,2
Wintertaling	0,6		0,1	2,6	0,5	0,4		0,2	0,2	1,9	15,4	14,4	13,5	6,4
Wilde eend			1,6	5,3	4,5	6,2	8,0	4,9	0,7	5,0	14,1	5,0	0,8	5,3
Soepeend			0,2	0,0										
Pijlstaart														
Zomertaling							0,5	0,0						
Slobeend							1,1	0,0						
Kuifeend														
Brilduiker			0,3	0,1										
Meerkoet				1,1		1,1	4,9	1,0	0,5					
Scholekster			0,4	3,0	8,8	5,9	16,6	4,5	2,8	0,2		0,0	0,7	0,0
Kluut	9,9	0,1	0,0	0,3	9,1	25,0	50,7	63,4	33,4	7,9	0,8			1,0
Kleine plevier					2,1	4,3	6,3	6,8	1,7					
Bontbekplevier	3,6	1,1	2,4	2,4	4,3	0,4	0,9	0,5	0,2	0,3	4,4	10,1	0,6	
Zilverplevier							0,8	0,0						
Kievit	1,3	23,7	9,7	15,3	14,1	10,7	11,9	21,7	15,2	22,4	31,1	12,2	13,8	17,8
Kanoetstrandloper							0,5	0,0						
Drieteenstrandloper											0,3			
Kleine strandloper														
Krombekstrandloper									0,3					
Bonte strandloper	1,9	15,7	5,4	0,6	0,1						0,3		0,0	1,3
Kemphaan									0,3	0,0				
Grutto				0,1	0,1									
Regenwulp									0,3	0,0	0,1			
Wulp	66,8	0,9	6,9	3,2	5,5		0,8	1,6	2,0	3,1	4,1	6,2	4,8	15,8
Zwarte ruiter						0,2		0,2						
Tureluur			0,1	1,7	7,9	10,7	13,6	4,1	0,9	0,6				
Groenpootruiter										1,0	0,4			
Witgatje								0,2	0,2					
Oeverloper							0,5	0,0	7,0	19,0	0,4			
Steenloper											0,1			
Kokmeeuw	2,1	0,1	0,7	12,8	2,1	7,3	30,6	49,4	24,8	27,3	22,5	0,5		
Stormmeeuw						0,5				3,3	2,9	0,5	0,5	1,0
Kleine mantelmeeuw									0,3					
Zilvermeeuw	0,8	0,0	0,3	0,7	0,3	1,1	1,4	2,4	2,5	6,0	4,9	2,5	0,4	0,1
Grote mantelmeeuw			0,0	0,3							0,1			
Visdief						0,2	10,0	2,2	2,8	0,5				

Bijlage 10 (vervolg): Watervogeltellingen op Ketenisse schor: maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand); lege cel: geen waarneming.

Soort	2004											
	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Fuut				0,3	0,2							0,4
Aalscholver	1,2			0,1	0,7	0,2	0,1	1,4	0,3			0,4
Kleine zilverreiger												
Blauwe reiger	0,5							0,1	0,8	0,9	0,1	0,3
Knobbelzwaan												
Grauwe gans	137,4	38,7	7,8	4,2	0,7				3,8	35,4	46,7	74,7
Canadese gans		0,5	5,3	5,2	2,3	1,7	16,7	3,6				
Nijlgans				1,1	0,7							
Bergeend	28,4	40,1	77,3	64,2	98,1	197,7	82,6	24,6	73,9	74,0	54,2	60,5
Smient	2,7	6,7	2,2					2,4	20,9	45,3	10,1	67,9
Krakeend	11,6	12,5	6,0	6,0	3,1	2,0	0,7	5,5	12,1	33,8	16,8	30,3
Wintertaling	1,2		0,2	0,2			0,4	5,8	6,4	47,7	31,7	8,0
Wilde eend			0,3	1,7	1,6	0,4	2,8	31,7	6,8	1,4	0,2	0,8
Soepeend												
Pijlstaart												
Zomertaling												
Slobeend			0,1	1,4	1,1	0,2						
Kuifeend				1,1	0,7							
Brilduiker												
Meerkoet				0,3	0,9	1,7	0,4					
Scholekster	0,8	1,3	5,5	7,5	4,9	6,0	9,6	6,3	1,8	7,9	1,2	3,0
Kluut	0,7	3,1	29,1	17,9	21,3	23,8	16,0	4,7	0,2			
Kleine plevier			0,1	1,4	1,3	1,7	0,4					
Bontbekplevier							0,5	11,5	31,2	13,2	0,8	
Zilverplevier								0,6	5,0	0,7		
Kievit	5,3	4,8	2,0	6,9	10,3	10,3	34,7	38,6	23,3	4,7		2,1
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper								0,1	0,8	0,2		
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper								0,2	2,0	4,7	0,7	3,7
Kemphaan												
Grutto												
Regenwulp							0,3	0,2				
Wulp	57,7	59,4	20,6	0,1		0,7	14,9	17,2	26,5	18,7	22,0	30,6
Zwarte ruiter												
Tureluur			1,4	10,8	19,5	5,6	0,4					
Groenpootruiter				0,1			0,3	0,2				
Witgatje												
Oeverloper				0,1	1,4	4,1	32,7	32,0	5,7			
Steenloper										0,1	0,6	
Kokmeeuw	1,1	1,3	2,3	2,0	3,8	7,8	10,8	8,6	3,4	2,0	0,2	1,5
Stormmeeuw	0,2							0,3	2,4	1,3	0,1	0,4
Kleine mantelmeeuw												
Zilvermeeuw	1,0		0,1	2,0	1,5	0,9	0,3	1,4	0,3		1,0	1,0
Grote mantelmeeuw												
Visdief				0,1	1,4	0,3						

Bijlage 10 (vervolg): Watervogeltellingen op Ketenisse schor: maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand); lege cel: geen waarneming.

Soort	2005									
	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	sep	okt	nov	dec
Fuut	0,1	0,2	0,9	0,8	0,2					
Aalscholver	0,1						2,4	0,4	0,2	1,4
Kleine zilverreiger										
Blauwe reiger										
Knobbelzwaan							0,8	0,1		
Grauwe gans	71,1	55,9	14,8	2,0	0,4		39,8	10,9	56,0	159,2
Canadese gans		0,4	1,4	0,3	0,8	0,3				
Nijlgans										
Bergeend	55,3	79,2	102,5	74,2	82,9	135,3	19,0	6,9	11,7	12,4
Smient	24,2	21,3	9,5	0,4			18,0	27,2	14,9	3,7
Krakeend	13,3	38,6	13,6	1,0	2,6	1,2	0,8	1,4	24,3	32,8
Wintertaling	3,2	9,9	1,5						6,8	3,4
Wilde eend	0,2	1,4	0,4	1,5	3,6	2,4	2,8	2,6	4,8	0,8
Soepeend										
Pijlstaart										
Zomertaling										
Slobeend										
Kuifeend										
Brilduiker										
Meerkoet					0,6	2,8				
Scholekster	5,8	6,3	11,5	11,9	10,9	34,0		0,1	0,6	1,5
Kluut		0,4	6,6	27,7	23,8	16,4				
Kleine plevier					0,0	0,9				
Bontbekplevier										
Zilverplevier					0,2	0,3			0,0	
Kievit	9,2	20,6	9,8	2,5	6,0	70,5	0,8	0,2	8,3	16,1
Kanoetstrandloper										
Drieteenstrandloper										
Kleine strandloper										
Krombekstrandloper										
Bonte strandloper									2,1	
Kemphaan										
Grutto										
Regenwulp										
Wulp	47,4	7,9	11,1	5,9	7,2	13,9	16,6	16,6	36,6	36,5
Zwarte ruiter										
Tureluur			0,9	4,2	4,7	4,4				
Groenpootruiter			0,2	0,8	0,2					
Witgatje										
Oeverloper							0,8	0,1		
Steenloper										
Kokmeeuw	1,1	19,9	4,7	4,5	5,3	38,3	30,5	10,2	1,8	0,4
Stormmeeuw	0,1	0,9	0,8	0,0			2,4	0,4		
Kleine mantelmeeuw										
Zilvermeeuw	0,2	2,3	1,0	0,9	4,3	10,9	29,2	4,8		
Grote mantelmeeuw										
Visdief										