

Nota: Referenties en maatlatten voor macrobenthos van overgangs- en kustwateren: Aanvullende informatie t.b.v. RWS-rapportage

Tom Ysebaert

Rapport C110/07

Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies

Wageningen *IMARES*

Vestiging Yerseke

Opdrachtgever: RWS Waterdienst
Contactpersoon: Willem van Loon
Postbus 20907
2500 EX Den Haag

Publicatiedatum: November 2007

- Wageningen **IMARES** levert kennis die nodig is voor het duurzaam beschermen, oogsten en ruimte gebruik van zee- en zilte kustgebieden (Marine Living Resource Management).
- Wageningen **IMARES** is daarin de kennispartner voor overheden, bedrijfsleven en maatschappelijke organisaties voor wie marine living resources van belang zijn.
- Wageningen **IMARES** doet daarvoor strategisch en toegepast ecologisch onderzoek in perspectief van ecologische en economische ontwikkelingen.

© 2007 Wageningen **IMARES**

Wageningen IMARES is een samenwerkingsverband tussen Wageningen UR en TNO.
Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929,
BTW nr. NL 811383696B04.



A_4_3_1-V4

De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	3
Inleiding	4
Waddenzee	4
Oosterschelde	6
Westerschelde	11
Eems-Dollard	15
Nederlandse kustgebieden	17
Referenties	21
Verantwoording	24

Inleiding

Naar aanleiding van de afronding van de referenties en maatlatten voor overgangs- en kustwateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water (KRW) is extra informatie nodig betreffende enkele macrofauna referenties en (deel)maatlatten. Onder de vorm van een aantal actiepunten heeft RWS IMARES de opdracht gegeven deze extra informatie te verzamelen in een korte nota. Per waterlichaam worden hieronder de verschillende actiepunten behandeld.

Actiepunten

Waddenzee

Actiepunt: Bereken/schat areaal mosselbanken; voor referentie (circa 1975) en actuele toestand.

Zie ook de watersysteemverkenning (Baptist; overkoepelend rapport) voor een waarde van rond

1900.

Areaal mosselbanken

Mosselbanken vormen een belangrijk eco-element in de Waddenzee. De mosselbanken op de droogvallende platen (litoraal) in de Waddenzee zijn van bijzondere ecologische betekenis. Zij vormen een belangrijke voedselbron voor vogels, bieden structuur en leefruimte voor andere soorten en kunnen slib en ander organisch materiaal vastleggen en daarmee de lokale productie verhogen. Mosselbanken vormen eveneens herkenbare landschappelijke eenheden in de Waddenzee omdat zij relatief hoog kunnen worden.

Mosselbanken kwamen in het verleden in alle inventarisaties in ruime mate voor. De banken kenmerken zich door een grote mate van plaatstrouw, waardoor duidelijke 'mosselgebieden' aan te wijzen zijn (Dankers et al., 2003). De eerste kwantitatieve schatting – gebaseerd op luchtfoto-interpretatie – van de volledige Waddenzee werd gemaakt door Dijkema et al. (1989). Luchtfoto's van de verschillende subregio's werden verzameld in de periode 1968-1976, en een verificatie in het veld naar de aanwezigheid van mossels werd uitgevoerd in 1978. Enkel mosselbanken groter dan 10 ha werden in kaart gebracht, waardoor de schatting als een minimaal areaal moet beschouwd worden (zie verder Dankers et al., 2003). Voor de Nederlandse Waddenzee geven Dijkema et al. (1989) een areaal van 4152 ha of \pm 4200 ha (Dankers et al., 1989, Tydeman 1996). Deze schatting werd in latere studies vaak als referentie gebruikt en Dankers et al. (2003) concluderen dat het huidige beleids-streefbeeld van 2000-4000 ha binnen de in het verleden waargenomen grenzen ligt. Retrospectief onderzoek in het kader van EVA II komt uit op uiterste grenzen tussen 1000 en 6000 hectare. De schatting van 4200 ha werd ook gebruikt door Van Hoey et al. (2007) voor de KRW

macrofauna maatlat voor de Waddenzee. De schatting van 4200 is waarschijnlijk wel inclusief een 200tal ha die gekarteerd werden in de Eems-Dollard, en als dusdanig eerder bij het Eems-estuarium behoren (zie verder actiepunt Eems).

In de jaren tachtig nam het areaal mosselbanken af door intensieve visserij en strenge winters. In het voorjaar van 1987 bleef nog slechts 650 ha, maar op oude banken ontwikkelden zich nieuwe banken die in de jaren 1988-1990 werden weggevisd. De meeste banken die in de jaren negentig ontstonden waren niet stabiel genoeg om winterstormen en ijsschade te overleven. In 1998 bleef minder dan 200 ha over (Dankers et al., 2001). In reactie hierop is in trilateral verband een ecotarget vastgesteld op grond waarvan gestreefd wordt 'naar een groter areaal aan, en een meer natuurlijke verspreiding van mosselbanken'. Om dit doel te bereiken zijn gebieden gesloten voor mosselzaadvisserij en wordt mosselzaadvisserij op de overige wadplaatsen slechts toegestaan op jonge en instabiele banken onder zeer strikte voorwaarden. Sindsdien neemt het areaal terug toe. Dit beleid is verder aangepast na een uitgebreid wetenschappelijk onderzoek naar de effecten van de schelpdiervisserij in de kustwateren (EVA II), welke leidde tot het Beleidsbesluit Schelpdiervisserij 2005-2020 (LNV, 2004) opgesteld.

Uit de door IMARES in het voorjaar uitgevoerde, standaard inventarisaties aan mosselbestanden en het areaal aan droogvallende mosselbanken in de Waddenzee (Steenbergen et al. 2004, 2005; Goudswaard et al., 2006) werd geschat dat in 2004 van de 2250 ha 666 ha zaadbank uit de broedval van 2003 was. 275 ha mosselbanken bestond uit halfwas uit 2001 en 2002 en 291 ha was ouder dan 2002. 790 ha bestond uit gemengde banken (oude banken met een redelijk groot aandeel halfwas of zaadmosselen) (Steenbergen et al. 2004). In 2004 bestond ruim 1000 ha dus uit oudere banken. In 2005 was er naar schatting 2041 ha mosselbanken. Van de 1989 ha in het voorjaar bezochte mosselbanken, bestond 14 ha uit broedval van 2004, 686 uit middelgrote mosselen (< 4.5 cm) en 796 ha uit grote mosselen (>4.5 cm). 403 ha van de bezochte banken bestond uit gemengde banken (Steenbergen et al. 2005). In 2005 bestond, net als in 2004, ruim 1000 ha mosselbanken uit oudere banken. In 2005 is 521 ha mosselzaad gevallen in het litoraal (passende beoordeling litorale mosselzaadvisserij najaar 2005). In het voorjaar van 2006 was naar schatting 2692 ha litorale mosselbank aanwezig was. Hiervan bestond 562 ha uit mosselzaad uit 2005 en tenminste 853 ha uit oudere mosselen (Goudswaard et al. 2006). Het areaal aan litorale mosselbanken is in het voorjaar van 2006 toegenomen met 651 ha in vergelijking met het voorjaar van 2005 (Goudswaard et al. 2006). Goede broedvallen zijn bekend van 1994, 1996, 1999, 2001, 2003 en 2005. Voor de huidige situatie kunnen we dan ook stellen dat 2327 ha mosselbank voorkomt in de Waddenzee (gemiddelde voor 2004-2005-2006), een areaal dat ook gebruikt is door Van Hoey et al. (2007). De bestandsopnames voor 2007 tonen een lichte afname, nl. 1865 ha (Goudswaard et al., in prep.).

Sublitorale mosselbanken zijn in de huidige beoordeling voor de KRW niet meegenomen wegens onvoldoende kennis (Van Hoey et al. 2007). Nochtans hebben sublitorale mosselbanken een grote biologische waarde. Uit de literatuur blijkt dat sublitorale mosselbanken een hoge en specifieke biodiversiteit kennen. In de Waddenzee worden jaarlijks inventarisaties gemaakt van de sublitorale wilde mosselbestanden (bijv. Goudswaard et al. 2007), maar dit is primair gericht op het bepalen van de totale omvang van het mosselbestand in de Westelijke Waddenzee. Informatie over areaalgrootte is momenteel niet beschikbaar, maar kan uit de bestandsopnames wel afgeleid worden. In hoeverre historische gegevens beschikbaar zijn moet nader onderzocht worden. Dit geldt ook voor de andere kust- en overgangswateren.

Conclusie: Natuurlijke littorale mosselbanken horen thuis in de Waddenzee. Ze hebben een bijzondere ecologische betekenis. De schatting van ± 4200 ha littorale mosselbanken (situatie jaren zeventig) wordt algemeen aanvaard als referentie voor de Waddenzee.

Oosterschelde

Actiepunt: Bereken/schat areaal intergetijdengebied en ondiep water voor referentie en actuele toestand. Hiervoor de ecotopenkaart in GIS van 1983 (voor de Oosterschelde-kering) gebruiken.

Inleiding

Door de aanleg van de deltawerken is het dynamisch evenwicht van de Oosterschelde verstoord. Dit heeft tot gevolg dat de platen en slikken netto eroderen totdat een nieuwe evenwichtssituatie wordt bereikt en de geulen zijn opgevuld met sediment. Tot die tijd lijdt de Oosterschelde aan zandhonger. In die nieuwe evenwichtssituatie zal de Oosterschelde dus uit bredere, relatief ondiepere geulen bestaan, waartussen en waarlangs nog slechts kleine platen en weinig slikken aanwezig zullen zijn (Kohsiek et al., 1987). De problematiek van de zandhonger en de morfologische gevolgen zijn uitvoerig gerapporteerd in oa. Hesselink et al. (2003) en Geurts van Kessel (2004).

De veranderingen die de Oosterschelde hebben doorgemaakt worden vaak onderverdeeld in drie periodes (Geurts van Kessel, 2004):

- de uitgangssituatie (rond 1983): de periode voorafgaand aan de stormvloedkering en de compartimenteringsdammen;
- de overgangsfase (1986-1996): de periode waarin de Oosterschelde van een estuarium in een zeearm veranderde;
- de huidige situatie (1997-2004).

In dit document wordt de uitgangssituatie (1983) vergeleken met de huidige situatie (2001). Hierbij is geen rekening gehouden met het verlies aan estuarien habitat door de aanleg van de

compartimenteringsdammen en de stormvloedkering. M.a.w., de vergelijking gebeurt op basis van de huidige grenzen van de Oosterschelde (zogen. 'kleine' Oosterschelde, Geurts van Kessel, 2004). Het verlies ten opzichte van de oorspronkelijke Oosterschelde (vóór de werken) is echter aanzienlijk (Nienhuis & Smaal, 1994; Geurts van Kessel, 2004):

oppervlakte (km²)	vóór de Oosterscheldewerken	na de Oosterscheldewerken	verschil
Totaal	452	351	-22%
Intergetijdengebied	183	118	-35%
Schorren	17.2	6.4	-63%

Het verlies is het grootst voor de schorren (-63%) en het intergetijdengebied (-35%). Het verlies aan ondiepwatergebied is niet bekend maar wordt geschat op -25%.

Werkwijze

Op basis van bathymetrie (hoogte/diepte) kaarten voor 1983 en 2001 (aangeleverd door Fred Twisk) is een schatting gemaakt van het areaal aan ondiepwatergebied en intergetijdengebied. Bouma et al. (2003) adviseren als grens tussen sublitoraal en litoraal het niveau van gemiddeld laagwater bij springtij (GLWS) en voor die tussen litoraal en supralitoraal het niveau van gemiddeld hoogwater bij doortij (GWHD). Die hoogtegrenzen, uitgedrukt als een absolute positie t.o.v. NAP, zijn te vinden in de getijtafels. Voor 1983 is GLWS -1.61 m NAP en GWHD +1.33 m NAP, voor 2001 is GLWS -1.42 m NAP en GWHD +1.3 m NAP (Twisk, 2003). Het onderscheid tussen ondiep water en geul wordt verder gelegd bij 5 m onder GLWS. Het supralitorale gebied wordt beschouwd als de zone waar schorren voorkomen, hoewel hier ook nog onbegroeide delen kunnen voorkomen. Dit leidt, in samenspraak met Fred Twisk, tot volgende klassegrenzen voor de berekening van het areaal aan ondiepwatergebied en intergetijdengebied:

	1983	2001
Geul	(onder -661 cm NAP)	(onder -642 cm NAP)
Ondiep subtidaal	(-661 tot -161 cm NAP)	(-642 tot -142 cm NAP)
intergetijdengebied (slikken, platen)	(-166 tot +133 cm NAO)	(-142 tot +130 cm NAO)
supralitoraal (schorren)	(boven +133 cm NAP)	(boven +130 cm NAP)

Eenzelfde benadering is voor gelijkaardige actiepunten in het kader van de afronding van de KRW macrofauna maatlatten (pers. med. Fred Twisk). In ArcGIS is vervolgens het areaal aan ondiepwatergebied en intergetijdengebied berekend voor 1983 en 2001 (met dank aan A. Wielemaker, NIOO). Hierbij is als begrenzing respectievelijk de ecotopenkaart van 1983 en 2001 gebruikt (Twisk, 2003).

Resultaten

De volgende tabel geeft de arealen voor de verschillende diepteklassen in 1983 en 2001. Het oppervlakte intergetijdengebied (11507 ha) komt goed overeen met de waarde uit Geurts van Kessel (2004, zie tabel hierboven). Zowel de geul als het supralitoraal zijn in oppervlakte nauwelijks veranderd in deze periode, terwijl het areaal aan ondiep sublitoraal en intergetijdengebied grote wijzigingen laten zien. Het ondiep sublittoraal is duidelijk in oppervlakte toegenomen (+ 17%), terwijl het intergetijdengebied een sterke afname laat zien (- 14%).

Areaal (ha)	1983	2001	verschil
Geul	13988	14059	71
ondiep subtidaal	8307	9733	1426
intergetijdengebied (slikken)	11507	9906	-1601
supralitoraal (schorren)	641	636	-5

Als we naar het totale verlies kijken (verlies door Oosterscheldewerken + verlies door zandhonger) dan bedraagt het verlies aan intergetijdengebied 46%. Verondersteld wordt dat het verlies aan ondiep subtidaal door de Oosterscheldewerken groter was dan de huidige toename onder invloed van de zandhonger, maar dit moet nader bekeken worden.

Tevens is een vergelijking gemaakt met het werkdocument van Hesselink et al. (2003) waarin de morfologische veranderingen van het intergetijdengebied (gebied boven de gemiddeld laagwaterlijn) en het ondiepwatergebied (gebied tussen NAP -8m en de gemiddeld laagwaterlijn) van de Oosterschelde sinds 1983 in detail werden geanalyseerd. In dit document wordt de ondergrens van het ondiepwatergebied gedefinieerd op NAP -8m (omdat in de Oosterschelde beneden NAP -8m niet of nauwelijks meer kokkelbroedval optreedt). Verder zijn gedefinieerd: het schor (supragetijdengebied) boven gemiddeld hoogwater (GHW), het intergetijdengebied (platen en slikken) tussen gemiddeld hoog water en gemiddeld laagwater (GLW). Volgende tabel uit Hesselink et al. (2003) laat de evolutie zien voor vier verschillende deelgebieden in de Oosterschelde tussen 1983 en 2001:

	Monding		Midden		Noordelijke tak		Kom	
	hoogte	verschil	hoogte	verschil	Hoogte	verschil	hoogte	Verschil
1983	2427		3324		2000		3503	
1993	2287	-140	3150	-174	1977	-23	3382	-121
2001	2233	-54	3104	-46	1854	-123	3121	-261

	Monding		Midden		Noordelijke tak		Kom	
	hoogte	verschil	hoogte	verschil	Hoogte	verschil	hoogte	Verschil
1983	2839		2186		4290		1052	
1993	3028	189	2394	208	4408	118	1091	39
2001	3078	50	2453	59	4690	282	1093	2

Op basis van deze tabel zijn dan de areaalveranderingen voor de volledige Oosterschelde berekend:

Areaal (ha)	1983	1993	2001	verschil (2001-1983)
Ondiepwatergebied	10367	10921	11314	947
Intergetijdengebied	11254	10796	10312	-942

Eenzelfde trend is zichtbaar, maar de verschillen tussen 1983 en 2001 zijn kleiner (zo'n 9%). Het grotere areaal ondiepwatergebied is te wijten aan een andere definitie van de klassegrenzen.

Conclusie: Het areaal aan intergetijdengebied en ondiepwatergebied vóór de Oosterscheldewerken (situatie 1983 = referentie) is goed bekend en kan vergeleken worden met de huidige situatie. Naast direct verlies door de Oosterscheldewerken zelf (-35% intergetijdengebied), toont de vergelijking met 2001 een duidelijk effect van de zandhonger in de resterende 'kleine' Oosterschelde: een afname in intergetijdengebied (-14%) en een toename van het ondiepwatergebied (+17%).

Actiepunt: Bereken/schat areaal mosselbanken; voor referentie (circa 1900) en actuele toestand.

Voor de Oosterschelde zijn zeer weinig data beschikbaar wat betreft het areaal aan wilde mosselbanken voor een referentiesituatie. Baptist & Jagtman (1997) geven in hun Watersysteemverkenningen 1996 voor wilde, littorale mosselbanken een referentie-getal van 500 ha voor de Oosterschelde. Een nadere onderbouwing voor dit getal wordt niet gegeven.

De mosselcultuur op (bodem)percelen in de Oosterschelde is reeds meer dan 150 jaar oud (Smaal, 1994). Al voor de jaren 1950 was sprake van een geregelde aanvoer van gekweekte mosselen. Het bestand en de oppervlakte aan wilde littorale banken uit die tijd zijn niet bekend (Tydeman 1996). Tydeman (1996) vermelden dat in de periode 1980-1989 minder dan 550-590 ha aan wilde mosselbanken in de Oosterschelde zou voorkomen, schattingen die gebaseerd zijn op een aantal aannames (zie Tydeman (1996) voor meer informatie).

Het huidige mosselbestand van de Oosterschelde bestaat vrijwel geheel uit gekweekte dieren op percelen. Sinds eind jaren tachtig is de kweekmethode gewijzigd en is het grootste deel van de percelen in het intergetijdengebied niet meer in gebruik (van Stralen & Dijkema, 1994). In de Oosterschelde zijn de littorale mosselpercelen uit de zeventiger en tachtiger jaren immers grotendeels vervangen door sublittorale percelen. De ecotopenkaart van 1990 laat zien dat het verplaatsen van de mosselpercelen mogelijk werd omdat grote delen van de geulen na de Oosterscheldewerken van hoogdynamisch in laagdynamisch veranderden en daardoor geschikt werden voor het 'kweken' van mosselen (Geurts van Kessel, 2004). Slechts in het begin van de jaren negentig is nog sprake van een littoraal mosselbestand dat van enige betekenis is.

Het bestand aan mosselen op percelen in het intergetijdengebied bedroeg in 1985 en 1988 ca 12.000 ton versgewicht inclusief schelp, aanwezig op een areaal van 400 ha (Bult et al., 2000). In 1991 was het areaal afgenomen tot 150 ha, bezaaid met 3.000 ton mosselen (opgave LNV). Uit een RIVO survey in de periode 1992– 2002 blijkt dat de littorale mosselbestanden tegenwoordig gering zijn (Kater & Kesteloo, 2003).

Sinds de Oosterscheldewerken is in de Oosterschelde nog slechts zeer incidenteel sprake van een mosselzaadval van enige omvang. In 1994 is er mosselzaadval opgetreden en lag er zo'n 70 ha op zowel wilde mosselbanken als percelen (Kater & Kesteloo, 2003). Dit areaal nam de jaren daarna af. In 2001 was er opnieuw sprake van een broedval, nu op zo'n 35 ha (Kater & Kesteloo, 2003). De oorzaak van deze geringe mosselbroedval is (nog) niet bekend. Mogelijke oorzaken zijn een verminderde zoetwatertoevoer (belangrijke trigger voor het vestigen van mosselbroed), toegenomen concurrentie van de Japanse Oester, en de zandhonger.

Conclusie: Natuurlijke littorale mosselbanken horen thuis in de Oosterschelde. Ze hebben een bijzondere ecologische betekenis. Een historische referentie (situatie 1900) is momenteel niet beschikbaar en vergt nadere studie. Voorlopig kan de referentie van 500 ha uit de Watersysteemverkenning gebruikt worden. In de huidige situatie komen nauwelijks nog natuurlijke littorale mosselbanken voor.

Westerschelde

Actiepunt: Areaal Westerschelde berekenen/opgeven. Historische of huidige KRW-areaal? Hoe heeft NIOO de Westerschelde-arealen uitgerekend?

Actiepunt: Referentiewaarden voor niveau 2 opgeven (zie vier lege cellen voor referentie in tabel 2.4.3B van RWS-maatlatrapport)

Geomorfologische grenzen

De eerste historische data met betrekking tot de Westerschelde stammen uit de Middeleeuwen, toen het estuarium nog de naam De Honte droeg en niet veel meer was dan een getijgeul. De Honte kwam in verbinding met de rivier de Schelde en werd de nieuwe verbinding met de Noordzee: de Westerschelde. De oorspronkelijke riviermond, de Oosterschelde, verloor langzaamaan zijn betekenis en in de 14e eeuw was de Westerschelde op natuurlijke wijze diep genoeg geworden om de nieuwe vaarroute naar Antwerpen te worden. In de 17e eeuw was de Westerschelde inmiddels uitgegroeid tot een groot getijbekken. In de daaropvolgende eeuwen verloor de Westerschelde een groot deel van zijn oppervlakte (15.000 van de ruim 50.000 ha) door natuurlijke processen (verlanding) en menselijke invloeden (bedijkingen en inpolderingen, a. de inpoldering van de Kreekrak (1867) en de bouw van de Sloedam (1871)). Deze ontwikkelingen hebben geleid tot de huidige geometrie van het estuarium. Als gevolg hiervan kan aangenomen worden dat de geografische grenzen en de functionaliteit van de Westerschelde zoals we die vandaag kennen dateren van het begin van de 20^e eeuw. Het jaar 1900 kan dan ook redelijkerwijze als 'referentie' voor de geomorfologische karakteristieken van het estuarium. Volgende overwegingen spelen hierin mee. Ten eerste is de huidige situatie op geen enkele wijze meer te vergelijken met het volledig natuurlijke, niet door mensen beïnvloede Deltagebied en dus ook niet zinvol. Ten tweede zijn er voor de periode van vóór 1900 te weinig bruikbare gegevens voorhanden. Er wordt dus niet verondersteld dat in 1900 de Westerschelde 100% natuurlijk was, maar het is als referentiepunt genomen om de effecten van menselijk handelen op de natuurlijke (dynamische) processen in het ecosysteem sinds die tijd in beeld te brengen.

Op basis van het rapport over de natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium (Van den Bergh et al., 2005) is door Van Hoey et al. (2007) een inschatting gemaakt van het areaal aan schorren, slikken, platen, ondiepwatergebieden en geulen voor de situatie 1900:

Habitat type	Verhouding arealen % (area in ha) 1900
Schorren	6.5 (2300)
Slikken	20 (7350)
Platen	11 (4050)
Ondiep water	20 (7350)
Geulen (>NAP-5m)	42.5 (15550)
Totaal	100 (36600)

Deze schattingen komen overeen met de schattingen zoals vermeld in volgende tabel en Figuur uit Meire et al. (2005):

Table 2. Habitat surface (ha) in the Scheldt estuary

	1900	1960	1990
Westerschelde			
Total surface	36.922	32.880	30.930
Sand flat, mudflat & marsh	13.500	7.880	5.880
Shallow water	7.500	4.470	3.170
Zeeschelde			
Total surface	5.704		4.923
Mudflat & marsh	2.192		1.411

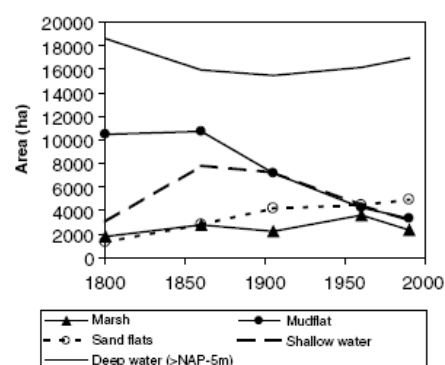


Figure 6. Habitat area evolution in the Westerschelde over the last centuries. NAP = the Dutch standard altitude reference level, the relation with the Belgian TAW standard is: NAP (m) + 2.33 m = TAW (m) (source: Ministry of Transport, Public Works and Water Management of the Netherlands).

Door Escaravage et al. (2004) is in het kader van het opstellen van een Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) voor de Westerschelde als sterk veranderd waterlichaam, de referentie niet gebaseerd op de situatie 1900 maar is op basis van Van den Bergh et al. (2004) een inschatting gemaakt van wat maximaal haalbaar is m.b.t. habitattherstel. Deze benadering is door Van Hoey et al. (2007) overgenomen.

Voor de huidige situatie is door Van Hoey et al. (2007) gebruik gemaakt van de areaalberekeningen ten behoeve van de MOVE rapportage (Holzhauer et al., 2007). Voor de situatie 2004 worden volgende arealen gegeven:

Habitat type	Verhouding arealen % (area in ha) 2004
Schorren	8.0 (2279)
Slikken	9.0 (2864)
Platen	15 (4536)
Ondiep water	10 (2978)
Geulen (>NAP-5m)	58 (17590)
Totaal	100 (30247)

Conclusie: Het jaar 1900 kan redelijkerwijze als 'referentie' voor de geomorfologische karakteristieken van de Westerschelde beschouwd worden. Voor de situatie 1900 en de huidige situatie (2004) is een goed beeld voorhanden van de arealen van de verschillende habitats.

Mosselbanken

Uit historische bronnen is bekend dat in de 19de eeuw mosselen werden gekweekt in de nu ingepolderde Braakman (Aquasense, 2004). De aangevoerde hoeveelheden in Philippine bedroeg in de 19^{de} eeuw ca 16.000 ton. Door inpolderingen en verzanding van de mosselkweekgebieden nam de geschiktheid van de Braakman in de loop van de 20ste eeuw af. In 1950 brak er bovendien een ziekte uit onder de mosselen, die mosselkwekers dwong onbesmette gronden te zoeken. Over het voorkomen van mosselbanken in de Westerschelde in vroeger jaren is door het RIVO enige informatie verzameld (Van Stralen, 1995 in Aquasense, 2004). Voor het voorkomen van wilde banken in het litoraal worden zeven locaties aangeduid. De meeste van deze banken dateren uit de periode 1950-1970 en zijn tijdens de visserij op mosselzaad gelokaliseerd. Van west naar oost zijn deze locaties:

1. De westwal van de Sloehaven; gemeld wordt dat het hier gaat om enkele tienduizenden kilogram men versgewicht. Ook aan het eind van de jaren tachtig en in het begin van de negentiger jaren waren hier mosselen aanwezig.
2. De "Hooge Platen": het betreft hier de droogvallende randen van sublitorale mosselbanken in het noord-oostelijk gedeelte van de "Hooge Platen".
3. Langs de zuidrand van de Westerschelde, ten zuiden van de "Hooge Platen": met name op de koppen van de dammen, maar ook daartussen. Het gaat hier om kleinere clusters.
4. Aan de zuidzijde van het "Vaarwater langs de Paulinapolder". In de buurt waren ook mosselpercelen aanwezig.
5. Tussen de oostelijke pier van de veerhaven Perkpolder en het "Oude Hoofd van Walsoorden".

6. Op het "Schor van Baalhoek", in geultjes in het veen. In 1993 en 1994 waren hier mosselen aanwezig. Deze zijn inmiddels verdwenen.

7. Langs de zuidzijde van het vaarwater tussen het "Speelmansgat" en het "Konijnenschor".

De oppervlakten van de wilde litorale mosselbanken zijn niet bekend. Met uitzondering van de locaties 1 en 6 zijn op de betreffende banken in de periode 1985/1990-1995 geen mosselen meer aangetroffen. De indruk bestaat dat de meeste van bovengenoemde locaties nu ongeschikt zijn voor mosselen om te (over)leven als gevolg van de grote dynamiek van het gebied (verzanding, hoog wegspoelrisico) (Van Stralen, 1995).

Uit deze (anekdotische) informatie kunnen we afleiden dat wilde litorale mosselbanken (vnl. zaadbanken) van nature voorkomen in de Westerschelde. Baptist & Jagtman (1997) geven in hun Watersysteemverkenningen 1996 voor wilde, littorale mosselbanken een referentie-getal van 200 ha voor de Westerschelde. Een nadere onderbouwing voor dit getal wordt niet gegeven. De schatting van 200 ha werd ook gebruikt door Van Hoey et al. (2007) voor de KRW macrofauna maatlat voor de Westerschelde.

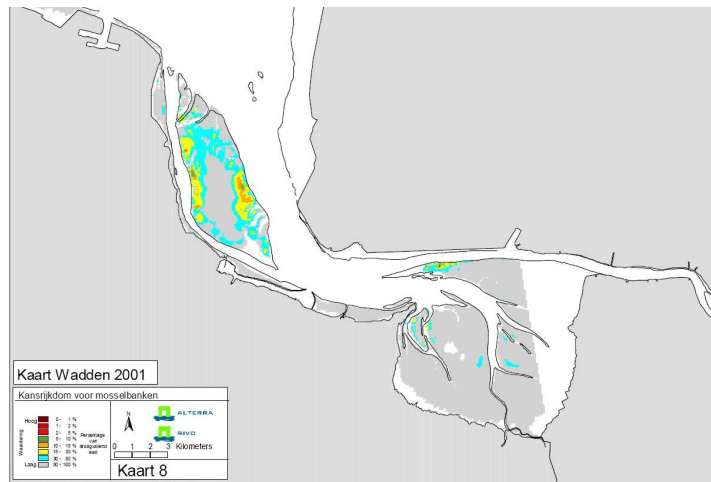
Conclusie: Natuurlijke littorale mosselbanken horen thuis in de Westerschelde. Ze hebben een bijzondere ecologische betekenis. Een historische referentie is momenteel niet beschikbaar en vergt nadere studie. Voorlopig kan de referentie van 200 ha uit de Watersysteemverkenning gebruikt worden. In de huidige situatie komen geen natuurlijke littorale mosselbanken voor.

Eems-Dollard

Bereken/schat areaal mosselbanken; voor referentie (circa 1900) en actuele toestand. Zie ook de watersysteemverkenning

Voor de Eems-Dollard zijn zeer weinig data beschikbaar wat betreft het areaal aan mosselbanken voor een referentiesituatie. Baptist & Jagtman (1997) geven in hun Watersysteemverkenningen 1996 voor wilde, littorale mosselbanken een referentie-getal van 5 ha voor de Eems-Dollard. Een nadere onderbouwing voor dit getal wordt niet gegeven.

Dit getal van 5 ha is laag en de vraag dient gesteld te worden of deze referentie niet bijgesteld moet worden. Een oorzaak voor deze lage waarde is mogelijk te vinden in de fysische begrenzing die gehanteerd wordt voor de Waddenzee en de Eems-Dollard. In vele studies wordt een deel van de Eemsmonding, met name het gebied van de Hond Paap meegenomen wanneer het mosselbestand voor de Waddenzee onderzocht wordt. Zo wordt de Hond Paap jaarlijks meegenomen in de door IMARES (voorheen RIVO) in het voorjaar uitgevoerde standaard inventarisaties aan mosselbestanden en areaal aan droogvallende mosselbanken in de Waddenzee. Dankers et al. (2006) beschrijven dat een geïnventariseerde mosselbank in 2004 op de Paap al vele jaren aanwezig is op nagenoeg dezelfde plaats. Dit blijkt uit de habitatkaart van Dijkema (situatie begin jaren 70) en inventarisaties van RIVO (1993 – 2002). Het zou dus kunnen dat in de schatting van Dijkema (Dijkema et al. 1989) voor de Waddenzee (4200 ha) ook een deel van de Eems-Dollard (Hond-Paap) mee opgenomen is. Hiervoor moeten de kaarten van Dijkema terug bekeken worden maar in de korte tijdspanne van deze opdracht was dit niet mogelijk. In het rapport van Tydeman (1996) over het ecologische profiel van de wilde litorale mosselbank staat inderdaad vermeld dat op de kaart van Dijkema et al. (1989) mosselbanken in het kombergingsgebied van de Eems voorkomen (langs de Bocht van Watum en op de zuidpunt van de Hond/Paap). In het Eems-Dollard gebied is dan 189 ha aan mosselbanken aanwezig (Tydeman 1996). Het onderzoek door Brinkman & Bult (2003) naar de geschiktheid van eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het voorkomen van meerjarige natuurlijke mosselbanken toont ook duidelijk de potentiëgeschiktheid van de Hond Paap aan voor het voorkomen van mosselbanken (zie kaartje hieronder):



De recente waarnemingen tonen voor de periode 2004-2006 respectievelijk 182 ha (2004), 149 ha (2005) en 175 ha (2006) voor de Eems Dollard (Hond Paap). Dit geeft een gemiddelde van 169 ha voor de recente situatie. In de afgelopen 10 jaar bedroeg het minimum 4 ha (1998), het maximum 270 ha (2000).

Conclusie: Natuurlijke littorale mosselbanken horen thuis in de Eems-Dollard. Ze hebben een bijzondere ecologische betekenis. Een historische referentie (situatie 1900) is momenteel niet beschikbaar en vergt nadere studie. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat het referentiegetal van 5 ha uit de Watersysteemverkenning te laag is. Een referentiegetal van 200-300 ha lijkt realistischer, maar moet nader bestudeerd worden. In de huidige situatie komen zo'n 170 ha voor (op de Hond-Paap).

Nederlandse kustgebieden

Actiepunt: Integratie van de maatlattabel voor Q1 voor K1 en K3. Zonodig middelen op een verantwoorde wijze; en een uitgebreide herberekening in 2008.

Inleiding

De Nederlandse kustwateren omvatten van zuid naar noord de Zeeuwse Kust, de Noordelijke Deltakust, de Hollandse Kust, de Waddenkust en de Eemskust.

Door Van Hoey et al. (2007) is geopteerd om de referentie voor de Nederlandse kustwateren op te splitsen naar twee deelgebieden: enerzijds de Zeeuwse Kust en Noordelijke Deltakust, anderzijds de Hollandse Kust, Waddenkust en Eemskust. Dit had verschillende redenen:

1. De BEQI methode gaat uit van een habitatbenadering die gebaseerd is op een beoordeling van de onderscheiden habitats of ecotopen (niveau 2 en 3). In de Zeeuwse Kust en Noordelijke Deltakust worden duidelijk meer habitats onderscheiden dan langs de Hollands Kust, Waddenkust en Eemskust (Van Hoey et al., 2007). Door Van Hoey et al. (2007) werd uiteindelijk slechts één habitat ('muddy fine sand community = Q1') beoordeeld (door een gebrek aan voldoende recente data), maar in de toekomst is een beoordeling van de andere habitats mogelijk wanneer een meer uitgebreide monitoring wordt toegepast. In dit kader biedt de monitoring t.b.v. Maasvlakte 2 heel wat mogelijkheden.
2. De Zeeuwse kust en Noordelijke Deltakust zijn verschillend van de rest van de Nederlandse kustwateren door de directe invloed van de estuaria en rivieren die in deze regio uitmonden.
3. Er is een groot verschil in de beschikbare referentiedata voor de twee regio's. Voor de Zeeuwse Kust en Noordelijke Deltakust is er een uitgebreide referentiedataset beschikbaar met een (relatief) grote ruimtelijke en temporele variabiliteit. Voor de overige kustwateren is de referentiedataset veel kleiner, en afkomstig van één bemonsteringscampagne (1988-1989). Onderstaande Tabel uit Van Hoey et al. (2007) toont het aantal monsters en bemonsteringsoppervlakte voor de referentietoestand van Zeeuwse Kust/Noordelijke Deltakust en Hollandse Kust, Waddenkust en Eemskust:

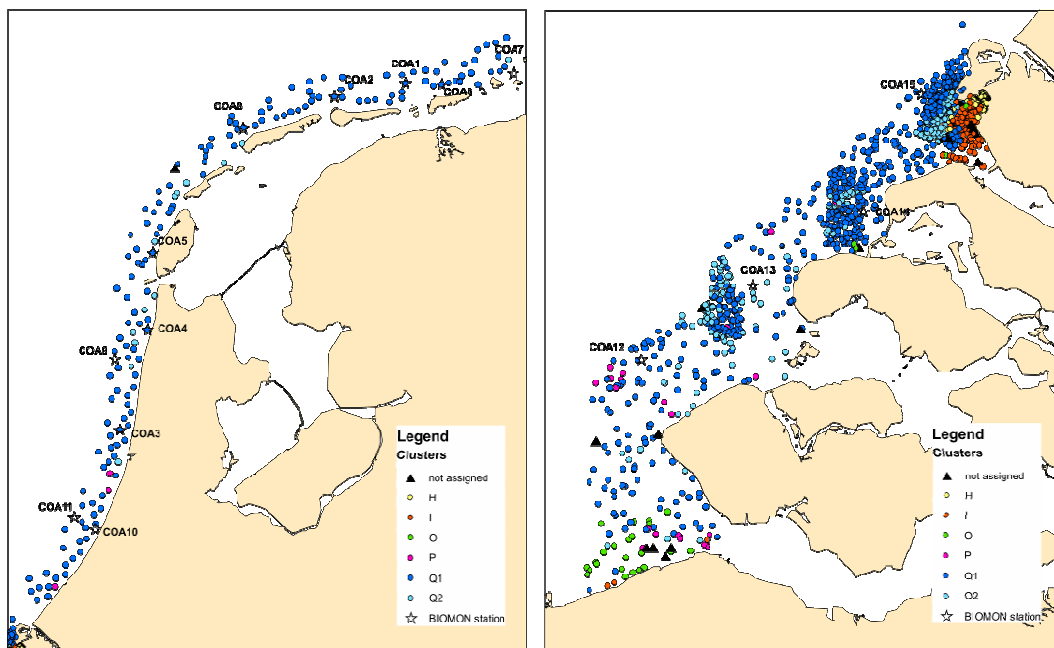
Table. The number of samples and total sampling surface (m²) of the soft-bottom habitats of the Zeeuwse- and Noordelijke Deltakust and the Hollandse (HK)- Wadden (WK) and Eemskust (EK). Ass = Assessment dataset.

Community	Nr	Number of samples			Total sampling surface		
		Reference	Ass. ZK	Ass. NDK	Reference	Ass. ZK	Ass. NDK
Q1	16	612	6	3	41.616	0.408	0.204
Q2	17	200	0	0	13.6	0	0
H	7	387	0	0	26.316	0	0
I	8	202	0	0	13.736	0	0
O and P	14-15	46	0	0	3.128	0	0

Community	Nr	Number of samples			Total sampling surface				
		Reference	Ass. HK	Ass. WK	Ass. EK	Reference	Ass. HK	Ass. WK	Ass. EK
Q1	16	200	15	15	3	13.6	1.02	1.02	0.18
Q2	17	16				1.09			
O and P	14-15	3				0.204			

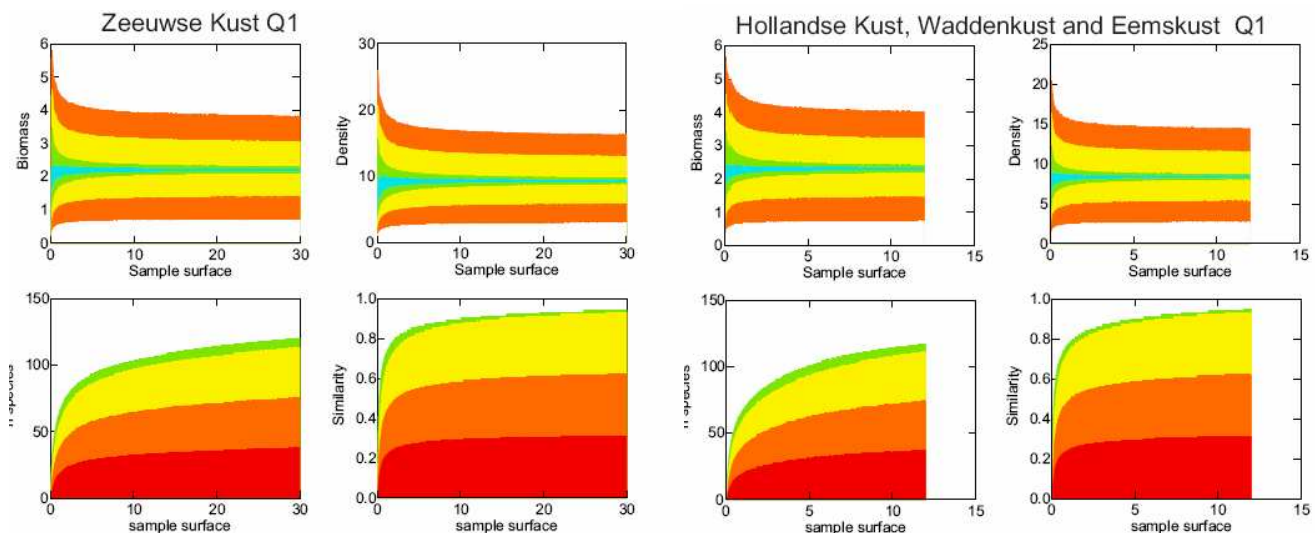
Integratie maatlattabel voor Q1

Het habitat 'muddy fine sand community' (Q1) komt in alle Nederlandse kustwateren voor en is het meest voorkomende habitat (zie onderstaande figuur uit Van Hoey et al. 2007):



Het is dan ook het enige habitat waarvoor een beoordeling binnen de KRW macrofauna maatlat mogelijk was (Van Hoey et al., 2007). In principe is het mogelijk om een beoordeling van dit habitat te maken op basis van één referentie voor alle Nederlandse kustwateren. Idealiter wordt hiervoor een nieuwe analyse gemaakt van alle beschikbare referentiedata maar dit was binnen deze opdracht – samenspraak met de opdrachtgever – niet uitvoerbaar.

Onderstaande figuur geeft het aantal soorten, similariteit, biomassa ($\sqrt{\sqrt{}}$) en densiteit ($\sqrt{\sqrt{}}$) in relatie tot de bemonsteringsoppervlakte voor de Zeeuwse Kust en Noordelijke Deltakust enerzijds, en de Hollandse Kust, Waddenkust en Eemskust anderzijds, zoals opgenomen in Van Hoey et al. (2007):



De similariteit is gebaseerd op de Bray-Curtis similariteit (Bray & Curtis, 1957) en wordt gebruikt om de benthische gemeenschap van de beoordelingsdataset te vergelijken met de referentiedataset. De similariteitsindex is dus een maat voor de overeenkomst of het verschil in de soortensamenstelling van twee levensgemeenschappen en vormt vaak de basis van een multivariate benadering. De Bray-Curtis similariteitsindex wordt vaak gebruikt in de mariene ecologie (bijv. Clarke & Ainsworth, 1993).

De curves zijn sterk gelijkend op het eerste zicht, maar vergen nader onderzoek. Onderstaande tabel geeft een vergelijking van de scores voor het aantal soorten, similariteit, biomassa en densiteit voor enerzijds de Zeeuwse Kust (ZK) en Noordelijke Deltakust (NDK), en anderzijds de Hollandse Kust (HK), Waddenkust (WK) en Eemskust (EK) voor een bemonsteringsoppervlakte van 10 m².

Bemonsteringsoppervlakte: 10 m ²											
		Poor min	Mod min	Good min	High min						Max sp.
ZK, NDK	n spec	32	65	97	103						115
HK, WK, EK		36	71	107	114						122
		Poor min	Mod min	Good min	High min						
ZK, NDK	simil	0.29	0.59	0.88	0.9						
HK, WK, EK		0.31	0.61	0.92	0.94						
		biom	Poor min	Mod min	Good min	High min	Median	High max	Good max	Mod max	Poor max
ZK, NDK		5.5	11.1	16.6	20.6	23	25.6	31	41.3	51.7	
HK, WK, EK		7.4	14.8	22.2	25.2	27.5	29.5	34.3	45.7	57.2	
		dens	Poor min	Mod min	Good min	High min	Median	High max	Good max	Mod max	Poor max
ZK, NDK		1312	2623	3935	4455	4746	5050	5676	7568	9460	
HK, WK, EK		1590	3179	4769	6302	7196	8145	10489	13985	17482	

Hieruit blijkt dat het aantal soorten tussen beide regio's niet veel verschilt. Over het verschil in similariteit is op basis van deze vergelijking niets te zeggen. Een analyse moet nagaan in hoeverre de benthische gemeenschap tussen beide regio's verschilt. Aangezien uit de habitat typologie en cluster analyse (Van Hoey et al., 2007) de Q1 cluster (gemeenschap) langs de volledige Nederlandse kust voorkomt is aan te nemen dat verschillen tussen beide regio's klein zijn, maar ruimtelijke verschillen zijn niet helemaal uit te sluiten (bijv. door biogeografische grenzen van soorten) en vereist dus nadere analyse. De biomassa is hoger voor de Hollandse Kust, Waddenkust en Eemskust, maar het verschil is niet groot met de Zeeuwse Kust en Noordelijke Delta Kust. De densiteit vertoont een omgekeerd patroon, met hogere waarden voor de Zeeuwse Kust en de Noordelijke Deltakust.

Op basis van bovenstaande stellen we voor om een geïntegreerde maatlattabel voor het habitat 'muddy fine sand community' (Q1) voor de Nederlandse kustwateren te baseren op de referentietoestand van de Zeeuwse Kust en Noordelijke Deltakust. Deze referentiedataset is veruit het grootst en geeft een redelijke inschatting van de ruimtelijke en temporele variabiliteit in het studiegebied. De referentiedataset voor de andere Nederlandse kustwateren is veel beperkter, met name wat betreft de temporele variabiliteit (afkomstig uit 1988-1989). Het middelen van scores lijkt niet zinvol, en is voor similariteit niet mogelijk.

Conclusie: Het habitat 'muddy fine sand community' (Q1) komt in alle Nederlandse kustwateren voor en is het meest voorkomende habitat (Van Hoey et al. 2007). Een verschillende referentietoestand voor enerzijds de Zeeuwse Kust en de Noordelijke Deltakust, en anderzijds de Hollandse Kust, Waddenkust en Eemskust, werd door Van Hoey et al. (2007) voorgesteld. Het is echter mogelijk een beoordeling van dit habitat te maken op basis van één referentie voor alle Nederlandse kustwateren. Idealiter wordt hiervoor een nieuwe analyse gemaakt van alle beschikbare referentiedata maar dit is binnen deze opdracht niet uitvoerbaar. Op dit moment wordt geadviseerd de referentietoestand van de Zeeuwse Kust en Noordelijke Deltakust te gebruiken, omdat deze gebaseerd is op de grootste referentiedataset en tevens een redelijke inschatting geeft van de ruimtelijke en temporele variabiliteit in het studiegebied.

Dankwoord

Met dank aan Johan Craeymeersch voor het ter beschikking stellen van informatie m.b.t. mosselbankarealen ; Carola van Zweeden voor het berekenen van het areaal mosselbanken op de Hond-Paap (Eems-Dollard); Annette Wielemaker (NIOO) voor de GIS berekeningen voor de Oosterschelde.

Referenties

AquaSense (2004) Macrozoöbenthos in de Westerschelde Een historisch overzicht (1965-2002) (1965-2002). In opdracht van: Rijksinstituut voor Kust en Zee. Rapportnummer: 2422rap.

Baptist, H.J.M. & E. Jagtman (1997) Watersysteemverkenningen 1996: De amoebes van de zoute wateren. RIKZ-97.027, Den Haag.

Bray, J. R., Curtis, J. T (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecol. Monogr. 27:325-349.

Brinkman, A.G. & Bult, T. (2003) Geschiede eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het voorkomen van meerjarige natuurlijke mosselbanken. Alterra report 456, 1-306. Wageningen, Alterra.

Bult, T. P., Ens, B. J., Lanter, R., Smaal, A., Zwarts, L. (2000) Korte termijn advies voedselreservering Oosterschelde, samenvattende rapportage in het kader van EVA II. Technical report, RIKZ, Middelburg, the Netherlands. Rapport RIKZ 2000.042.

Clarke, K.r., M. Ainsworth (1993) A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Marine Ecology Progress Series 92:205-219.

Dankers, N., K. Koelemaij, J. Zegers (1989) De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee. RIN-rapport 89/9, 66 pp.

Dankers, N., A.G. Brinkman, A. Meijboom & E. Dijkman (2001) Recovery of intertidal mussel beds in the Waddensea: use of habitat maps in the management of the fishery. Hydrobiologia 465: 21-30.

Dankers, N.M.J.A., A. Meijboom, J.S.M. Cremer, E.M. Dijkman, Y. Hermes & L. te Marvelde (2003) *Historische ontwikkeling van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 876 (EVA-F6 Rapportage). 114 blz.; 30 fig.; 11 tab.; 45 ref.

Dankers N., A. Meijboom, M. de Jong, E. Dijkman, J. Cremer & F. Fey (2006) Ontwikkeling van mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee: situatie 2004 en 2005. IMARES rapport 06.009.

Escaravage V, Ysebaert T, Herman PMJ (2004) Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive (WFD), The Westerschelde. Report No. 2004-04, Netherlands Institute of ecology (NIOO-KNAW), Yerseke, The Netherlands.

Dijkema, K.S., G. van Tienen & J.J. van Beek (1989) Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea 1:100,000. Research Institute for Nature Management, Texel/Veth Foundation, Leiden. 24 maps.

Geurts van Kessel, A.J.M. (2004) Verlopend tij: Oosterschelde, een veranderend natuurmonument. Rapport RIKZ/2004.028.

Goudswaard, P.C., J. Steenbergen, J.M.D.D. Baars, J.J. Kesteloo, J. Jol, M.R. van Stralen (2006) Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2006. Rapport Wageningen IMARES C059/06.

Goudswaard, P.C., M. R. van Stralen, J. J. Kesteloo & J. Jol (2007). Inventarisatie van het sublitorale wilde mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2007. IMARES Rapport Nummer: C045/07

Hesselink, A.W., D.C. van Maldegem, K. van der Male, B. Schouwenaar (2003) Verandering van de morfologie van de Oosterschelde door de aanleg van de Deltawerken. Evaluatie van de ontwikkeling in de periode 1985-2002. Werkdocument RIKZ/OS/2003.810x.

Holzauer, H., B. van Eck, D. van Maldegem, E. Parée (2007) Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'. MOVE-Rapport 9, deel 1: Fysische hypothesen 2006. RIKZ rapport RIKZ/ZDA/2007.808w.

Kater, B. & J. Kesteloo (2003) Mosselbestanden in de Oosterschelde 1992-2002. RIVO rapport C002/03.

Kohsiek, L.H.M., J.P.M. Mulder, T. Louters & F. Berben (1987) De Oosterschelde; naar een nieuw onderwaterlandschap. Eindrapport Geomor. Nota DGW.AO 87.029. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewaterenm Middelburg.

Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T. & Struyf E. (2005) The Scheldt estuary from past to future: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia*, 540, 1-11.

Smaal, A.C. (1994) Theme V: The response of benthic suspension feeders to environmental changes. *Hydrobiologia* 282/283: 355-357.

Steenbergen J., Baars, J.M.D.D., Kesteloo, J.J., van Stralen M.R. & Bult, T.P. (2004) Het mosselbestand en areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2004. RIVO-report C067/04.

Steenbergen, J., Baars, J.M.D.D., Kesteloo, J.J., Jol, J, Stralen, M.R. van and Craeymeersch, J.A.,. 2005a. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken, op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2005. RIVO Rapport C065/05. 20 pp.

Stralen, M.R. van (1995) Mosselbanken Westerschelde. RIVO-DLO: briefnr AQ952170/STR aan Dr. R. Eertman dd 240795.

Twisk, F. (2003) Technische toelichting op de ecotopenkaart van de Oosterschelde (1983,1990, 2001). Werkdocument RIKZ/OS/2003.829x.

Tydemans, P. (1996) Ecologisch profiel van de wilde litorale mosselbank (*Mytilus edulis* L.). Rapport RIKZ-96.026.

Van den Bergh, E., S. van Damme, J. Graveland, D.J. de Jong, I. Baten & P. Meire (2003) Studierapport natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium. Op basis van een ecosysteemanalyse en verkenning van mogelijke maatregelen om het streefbeeld Natuurlijkheid van de Lange Termijn Visie te bereiken. Werkdocument/RIKZ/OS/2003.825x

Van Hoey, G., J. Drent, T. Ysebaert & P. Herman (2007) The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive. NIOO Report 2007-02, Yerseke.

Verantwoording

Rapport C110/07
Projectnummer: 439.69999.99

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en beoordeeld door of namens het Wetenschapsteam van Wageningen IMARES.

Akkoord: Dr. J. Craeymeersch
Senior scientist

Handtekening:

Datum: 30 november 2007

Akkoord: Drs. J. Asjes
Afdelingshoofd Ecologie

Handtekening:

Datum: 30 november 2007

Aantal exemplaren: 5
Aantal pagina's: 24
Aantal tabellen: nvt
Aantal figuren: nvt
Aantal bijlagen: geen