

Onderzoeksproject Duurzame Schelpdiervisserij
(PRODUS) - Deelproject 1C

Impact van MZI's op organische koolstof in de bodem

Analyse aan de hand van het model DEPOMOD
en veldmetingen

De Mesel I, Meesters HWG, Meijboom A, Wijsman JWM

Rapport C037/08



Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies

Wageningen *IMARES*

IMARES Yerseke

Opdrachtgever: PO Mosselcultuur
Postbus 116
4400 AC Yerseke

Publicatiedatum: 13 mei 2008



- 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

Samenvatting	4
1. Inleiding	5
1.1 Algemeen.....	5
1.2 Het DEPOMOD model.....	5
1.3 Case study: MZI's in het Malzwin (Waddenzee).....	5
2. Methoden.....	6
2.1 Modelling van de situatie in 2005.....	6
2.1.1 Grid generation.....	6
2.1.1 Particle tracking.....	6
2.1.3 Resuspensie	8
2.2 Opschaling naar de situatie in 2007	8
2.2.1 Grid generation.....	8
2.2.2 Particle tracking.....	8
2.2.3 Resuspensie	9
2.3 Bemonstering.....	9
2.4 Statistische verwerking van de organisch koolstofgehalten	9
3. Resultaten en Discussie	10
3.1 Inleiding 10	
3.2 Organische aanrijking van de bodem zonder resuspensie.....	10
3.3 Organische aanrijking rekening houdend met resuspensie.....	12
3.4 Veldmetingen	13
4. Conclusies	16
5. Dankwoord.....	16
6. Referenties	17
Verantwoording	18
Bijlage A. Overzicht van de bemonsterde punten*	19
Bijlage B. Organische koolstofbepaling NIOZ.....	20

Samenvatting

De mosselsector kampt met een tekort aan mosselzaad. Om dit tekort te compenseren wordt sinds kort mosselzaad verzameld in zogenoemde mosselzaadinvanginstallaties (MZI's). De jonge mosseltjes hechten zich op deze installaties en kunnen vervolgens worden geoogst en uitgezaaid over mosselpercelen.

In deze studie wordt de accumulatie van organisch materiaal op de bodem in de buurt van de MZI's geanalyseerd aan de hand van het deeltjes model DEPOMOD en op basis van veldanalyses. Het mosselbroed filtert fytoplankton uit de waterkolom en verwerkt dit tot faeces en pseudofaeces. Beide zinken met verschillende snelheden naar de bodem. De plaats waar deze (pseudo)faeces de bodem bereiken, en in welke concentratie, hangt onder andere af van de densiteit van het broed, filtratiesnelheden en lokale stromingen. De locatie West 6 in het Malzwin in de Waddenzee is als modellocatie geselecteerd. Het model is opgebouwd rond de situatie van 2005 waarbij 17 netten van 110 m bij 3 m werden geplaatst op een oppervlakte van 1400 m bij 250 m. Vervolgens is een opschaling gemaakt naar de situatie van 2007 waarbij 36 netten zijn geplaatst op eenzelfde oppervlakte. De aannames in het model zijn (meestal maximaal) geschat indien weinig of geen concrete data beschikbaar zijn. In de andere gevallen zijn de experimenteel vastgestelde waarden ingevoerd.

In een eerste stap is de sedimentatie van het organisch materiaal gevolgd, zonder rekening te houden met de resuspensie die optreedt ten gevolge van de lokale stromingen. Dit geeft een beeld van de maximale hoeveelheid organisch materiaal die de bodem potentieel kan bereiken, maar is een overschatting van wat in realiteit accumuleert. Rekening houdende met een intensieve begroeiing gedurende 3 maand voorspelde het model een accumulatie tot $175 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ bij de opstelling in 2005 en tot $275 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ in 2007. Deze maximale organische aanrijking zou echter beperkt blijven tot een kleine oppervlakte onder de noordelijke netten. De gradiënt in organische aanrijking zou scherp zijn, waardoor de concentratie aan organisch materiaal sterk afneemt met afstand tot de netten.

In realiteit zal een partikel dat sedimenteert opnieuw in suspensie worden gebracht, getransporteerd worden en op een andere plek sedimenteren. Wanneer dit proces in rekening wordt gebracht, toont het model echter geen accumulatie van organisch materiaal in de buurt van de MZI's. Vermoedelijk ligt dit aan de hoge hydrodynamische activiteit in de buurt van West 6 in de Waddenzee. Het valt te verwachten dat toch enige aanrijking zal voorkomen ten gevolge van biologische processen – zoals invang van organisch materiaal door benthos – en ruimtelijke variaties in de stromingen, maar de grootte van deze effecten kan met dit model niet worden ingeschat.

De resultaten van het model zijn gevalideerd aan de hand van analyses van organische C in de sedimenten in en rond de MZI van West 6 in het najaar van 2005 en 2007. In beide jaren zijn in dezelfde zones de hoogste C-gehalten gevonden. De C-gehalten in de bodem liggen over het algemeen iets hoger in 2007 dan in 2005. De locatie vertoonde in 2007 een significant hoger organisch koolstof gehalte in alle zones dan in 2005. Aangezien er niet gemonsterd is voordat de MZI geplaatst werd, is het onmogelijk om te bepalen wat de (natuurlijke) organisch koolstofgehalten vóór de plaatsing waren. De meest logische verklaring voor het toegenomen percentage organisch C in 2007 is de opschaling van de MZI. Op dit moment kunnen we echter effecten van een methodisch verschil of temporele variatie niet uitsluiten.

Bij vervolg studies over de accumulatie van organisch materiaal onder MZI's is het aan te bevelen ook vóór de plaatsing van de installaties te bemonsteren, zodat een idee kan worden gevormd van de natuurlijke hoeveelheid organische C in het studiegebied. Ook moet verder aandacht worden besteed aan de optimalisatie van het model.

1. Inleiding

1.1 Algemeen

De mosselsector kampt met een tekort aan mosselzaad. Om dit tekort te compenseren wordt de laatste jaren geëxperimenteerd met zogenaamde mosselzaadinvalinstallaties (MZI's). Deze MZI's worden in de waterkolom gehangen en jonge mosseltjes kunnen zich hierop vasthechten. Vervolgens wordt het mosselzaad geoogst en uitgezaaid over mosselpercelen.

De introductie van (MZI's) kan een invloed hebben op de sedimentatie van organisch materiaal in de omgeving. Fytoplankton wordt door het mosselbroed uit de waterkolom gefilterd en enerzijds verwerkt tot faeces en anderzijds geconcentreerd in pseudofaeces. Beide sedimenteren met verschillende snelheden en kunnen accumuleren. De plaats waar deze (pseudo)faeces de bodem bereiken, en in welke concentratie, hangt onder andere af van de densiteit van het broed, filtratiesnelheden en lokale stromingen. In dit rapport wordt met behulp van het deeltjes model DEPOMOD (Cromey et al, 2000) een schatting gemaakt van de hoeveelheid en verspreiding van organische materiaal afkomstig van een MZI op de bodem. De resultaten van het model zijn vervolgens vergeleken met veldmetingen van organische C die onder en in de buurt van een MZI zijn uitgevoerd.

1.2 Het DEPOMOD model

Het DEPOMOD model is gebruikt om de depositie van organische koolstof op de bodem in de buurt van MZI's te simuleren. Het model is oorspronkelijk ontwikkeld om de impact van viskwekerijen op bodem en het benthos in te schatten (Cromey et al, 2000), maar het is ook reeds toegepast voor mosselkweek (Chamberlain, 2002).

Het model wordt in verschillende stappen opgebouwd:

- (1) Grid generation: Het studiegebied wordt gedefinieerd en er wordt bepaald met welke resolutie de inschattingen moeten gebeuren. Het aantal en de positie van de netten wordt gedefinieerd.
- (2) Particle tracking: Informatie over de voedselbron (%C, watergehalte, ...) en de (pseudo)faeces (%C, zinksnelheid,...) wordt ingevoerd, de dimensie van de netten en de voedseltoevoer wordt bepaald. Tijdsreeksen van stroomsnelheden en -richtingen op (maximaal) vijf dieptes in de waterkolom wordt ingevoerd.
- (3) Resuspension: De resuspensie van het gesedimenteerde materiaal wordt berekend, rekening houdend met de stroomsnelheden en de frictie aan het sedimentoppervlak.

1.3 Case study: MZI's in het Malzwin (Waddenzee)

De locatie West 6 in het Malzwin in de Waddenzee is als modellocatie geselecteerd. Daar wordt met behulp van experimentele opstellingen mosselzaad ingevangen. In een zone van 1400 m bij 250 m worden netten opgehangen, parallel aan de stroming, waar het mosselbroed zich kan vasthechten en uitgroeien tot mosselzaad. In 2004 zijn 11 netten gehangen, in 2005 en 2006 is het systeem uitgebreid tot 17 netten en in 2007 hingen er 36 netten, telkens van 110 meter (lengte) bij 3 meter (diepte). Het model is in eerste instantie gebaseerd op de opstelling van 2005 omdat de beschikbare informatie – zowel wat betreft de opstelling van de netten en dichtheid van het broed – van dit seizoen het meest volledig is. In een tweede fase is het uitgebreid tot de opstelling van 2007 en zijn een aantal aannames – voornamelijk wat betreft hoeveelheid broed – overgenomen van 2005. Eind september 2005 en begin oktober 2007 zijn bodemmonsters verzameld in de buurt van de West 6 locatie ter validatie van de gemodelleerde resultaten.

2. Methoden

2.1 Modelling van de situatie in 2005

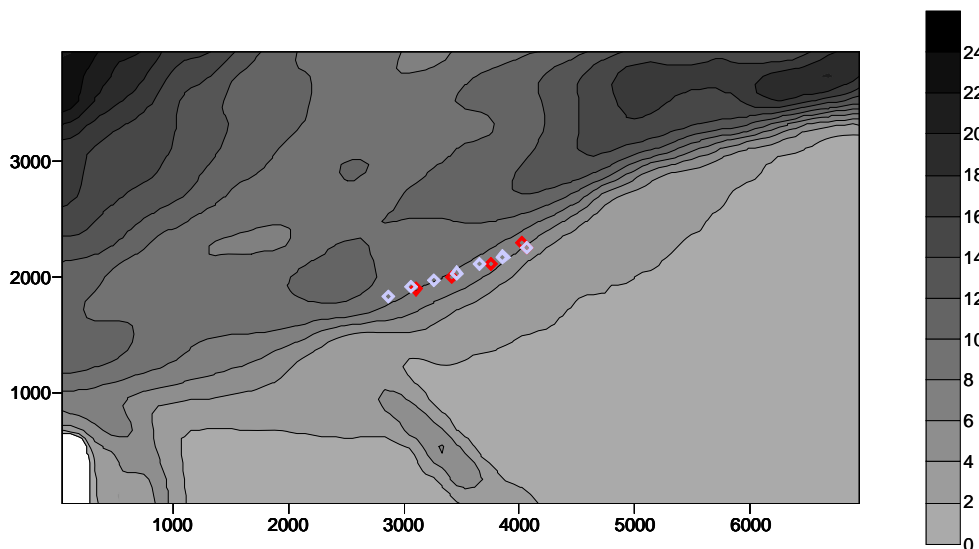
2.1.1 Grid generation

Definitie van het gebied

De sedimentatie van organisch materiaal is gemodelleerd in zone van 7 km (Oost-West) op 4 km (Noord-Zuid) waarin de netten centraal liggen. Het gebied is voldoende groot gekozen zodat de volledige zone waar sedimentatie zou kunnen optreden in het model is opgenomen. Het grid is gedefinieerd met een resolutie van 100 m. Binnen het gebied is de bathymetrie gedefinieerd met een resolutie van 200 m.

Positie van de netten

In 2005 zijn 4 groepen van respectievelijk 3, 4, 5 en 5 netten geplaatst met een afstand van 250 m tussen de groepen (figuur 1). Binnen elke groep zijn de netten van 110 meter lang parallel aan elkaar opgesteld op een gemiddelde afstand van 50 m (figuur 2). De positie van de netten is Noordoost-Zuidwest gedefinieerd, parallel aan de stroomrichting (Kees Groot, pers. comm.)



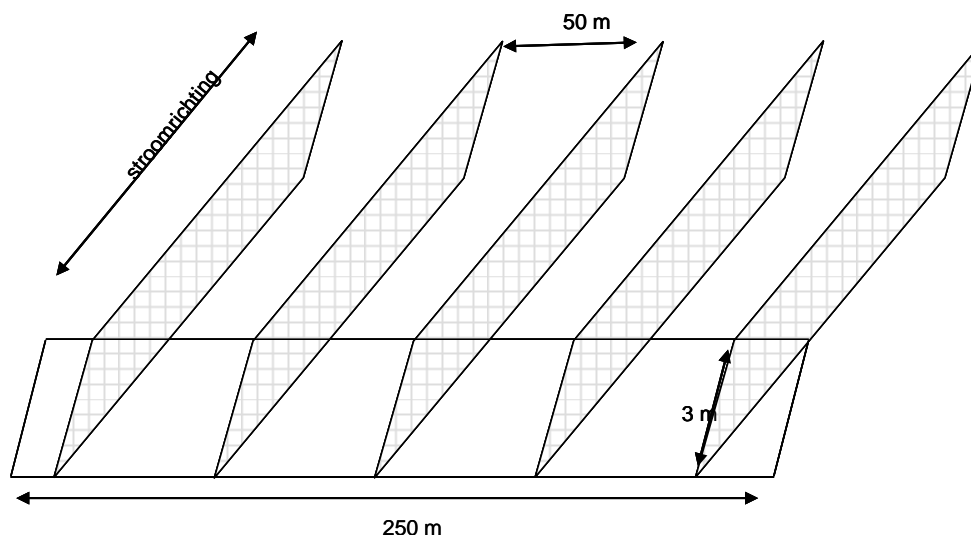
Figuur 1: Positie van de groepen van netten in de West 6 locatie in de Waddenzee in 2005 (rood) en 2007 (paars) op de bathymetrische kaart

2.1.1 Particle tracking

De Particle tracking module laat toe de depositie van ongeconsumeerd voedsel dat aan de systemen wordt toegevoegd – zoals gebeurt in viskwekerijen – en geproduceerde faeces te modelleren. De voedselininput van een MZI bestaat uit de natuurlijke hoeveelheid fytoplankton (en detritus) in het water aanwezig. Omdat verwacht wordt dat de sedimentatie van het fytoplankton in de buurt van de MZI's niet afwijkt van de natuurlijke sedimentatie, is aanrijking van de bodem door fytoplankton niet meegenomen in de module. De particle tracking module van de MZI berekent enkel de verspreiding en sedimentatie van faeces en pseudofaeces.

Het fytoplankton, dat als voedsel dient voor de MZI's, is gedefinieerd in termen van gram C. Voor de eenvoud van het model wordt de voedselininput in het systeem vastgelegd op de hoeveelheid voedsel dat door het broed uit het water wordt gefilterd en niet op de totale kwantiteit aan voedsel aanwezig in de waterkolom. Met deze aanname wordt de inschatting van een aantal parameters (onder andere voedselopname en excretie) vereenvoudigd.

Gezien het overige voedsel dat in de waterkolom aanwezig is, maar niet door het broed wordt weggefilterd, geen impact heeft op de vorming en sedimentatie van faeces en pseudofaeces, en de natuurlijke sedimentatie van fytoplankton in de buurt van de MZI's niet als impact van het systeem in rekening wordt gebracht, heeft deze aanpak geen invloed op de uitkomst van het model.



Figuur 2: Positie van de netten binnen één groep ten opzichte van de stroomrichting met de aanduiding van het deel van de waterkolom dat door het broed kan gefilterd worden. Het aantal netten per groep varieert van 3 tot 6 en bedraagt meestal 5.

Voedselinput

De dichtheid aan mosselbroed in 2005 bedraagt gemiddeld $800\,000$ individuen m_{net}^{-2} voor klein broed (6-7mm) en $80\,000$ individuen m_{net}^{-2} voor groot broed (10-11mm) (Kamermans, pers. comm.), wat overeenkomt met respectievelijk 19.2 $kg_{\text{natgewicht}} m^{-2}$ en 7.3 $kg_{\text{natgewicht}} m^{-2}$ of 6336 $kg_{\text{natgewicht}}$ per net en 2402 $kg_{\text{natgewicht}}$ per net (van der Hiele, 2007), samen 8738 $kg_{\text{natgewicht}}$ per net, waarbij de oppervlakte van een net 330 m^2 is. De filtratiesnelheid is vastgelegd op 0.88 $l g_{\text{natgewicht}}^{-1} h^{-1}$ voor het klein broed en 0.69 $l g_{\text{natgewicht}}^{-1} h^{-1}$ voor het groot broed, zoals bepaald door van der Hiele (2007). Hieruit is berekend dat per net $1.7 \cdot 10^5$ m^3 water per dag wordt gefilterd. Er is uitgegaan van een gemiddelde concentratie aan Chlorofyl a van 10 $mg m^{-3}$ (i.e. 10 $\mu g l^{-1}$). Deze waarde is gebaseerd op een langetermijnstudie in de Waddenzee (de Jonge & Essink, 1991; Phillipart et al., 2000). Rekening houdend met een verhouding C/Chl a van 40/1 voor fytoplankton (Klepper, 1989) komt dit neer op 400 $mg C m^{-3}$. Uitgaande van de veronderstelling dat alle fytoplankton uit het gefilterde water wordt opgenomen, resulteert dit in een opname van 69.4 $kg C$ per dag per net. Deze waarde is ingegeven als voedselinput voor de MZI in het model.

Faeces en pseudofaecesproductie

Er wordt aangenomen dat 50% van de opgenomen hoeveelheid C terug wordt uitgescheiden in de vorm van pseudofaeces (25%) en faeces (25%). De overige 50% wordt door het broed gebruikt voor groei en respiratie. Deze waarden zijn arbitrair vastgelegd wegens gebrek aan concrete data in de literatuur. Ook zijn weinig empirische gegevens beschikbaar rond de zinksnelheden van faeces en pseudofaeces. In dit model zijn de waarden van Chamberlain (2002) overgenomen, namelijk een sedimentatiesnelheid van 0.006 $m s^{-1}$ voor faeces en van 0.01 $m s^{-1}$ voor pseudofaeces, zoals die zijn gemeten voor mossels van ongeveer 4 cm groot. Callier et al. (2006) stelden een sedimentatiesnelheid van 0.0063 ± 0.0017 $m s^{-1}$ vast voor mossels van 3 cm. Dezelfde studie toont aan dat voor mossels van 3 tot 6 cm een positief lineair verband bestaat tussen de grootte van de

mossel en de bezinksnelheid van de faecal pellets. In dit opzicht lijkt de aangenomen zinksnelheid van 0.006 m s^{-1} voor faeces van het mosselbroed aanvaardbaar. Voor pseudofaeces worden de waarden uit de studie van Camberlain (2002) gebruikt, mede op basis van Giles & Pilditch, 2004..

Bij het berekenen van de sedimentatie van de partikels wordt in het DEPOMOD model rekening gehouden met de turbulentie in de waterkolom via een 'random walk model'.

Stroomsnelheden

Stroomsnelheden zijn verkregen uit modelberekeningen over een periode van 21 dagen (1 - 21 januari 1998). Voor een locatie in het Malzwin is uitvoer gegenereerd (stroomsnelheid en stroomrichting) om de 2 uur op 5 verschillende dieptes in de waterkolom (modelberekeningen van Gerben De Boer, WL | Delft Hydraulics). Er is van uit gegaan dat de stroomsnelheden en richtingen in het volledige gebied binnen elke dieptelaag dezelfde waren.

2.1.3 Resuspensie

De resuspensie module is opgebouwd uit een erosie-, transport-, depositie- en consolidatieproces. De module is toegepast met de standaard settings:

- Kritische bodemschuifspanning voor resuspensie: 0.0179 N m^{-2} (stroomsnelheid van ongeveer 9.5 cm s^{-1} net boven de bodem)
- Kritische bodemschuifspanning voor depositie: 0.004 N m^{-2} (stroomsnelheid van ongeveer 4.5 cm s^{-1} net boven de bodem)
- Erosieconstante: $7 \cdot 10^{-7} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
- Consolidatie tijd: 4 dagen (i.e. periode dat een partikel op de zeebodem ligt vooral het uit het resuspensiemodel wordt verwijderd)

Met uitzondering voor de consolidatie tijd kunnen deze waarden niet worden aangepast in het model. Deze parameters zijn gevalideerd in de Firth of Lorn (Schotland) op een waterdiepte van 31m. Ze behoren tot de lagere waarden binnen de range van deze gebruikt in kust- en estuariene systemen, maar komen overeen met deze gebruikt in studies naar tidale resuspensie van afvalwater (sewage) en recent gebaggerde deposits.

Er is gekozen de totale depositie in $\text{g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ weer te geven.

2.2 Opschaling naar de situatie in 2007

2.2.1 Grid generation

In 2007 is het systeem uitgebreid tot 36 netten die zijn geplaatst in 7 groepen: achtereenvolgens 3 groepen van 5 netten, 1 groep van 6 netten, en 3 groepen van 5 netten. Deze netten zijn op dezelfde oppervlakte – 1400 m bij 250 m – geplaatst als in 2005 (Kees Groot, pers. comm.) en de groepen bevonden zich bijgevolg dicht bij elkaar, namelijk op een gemiddelde afstand van 105 m.

2.2.2 Particle tracking

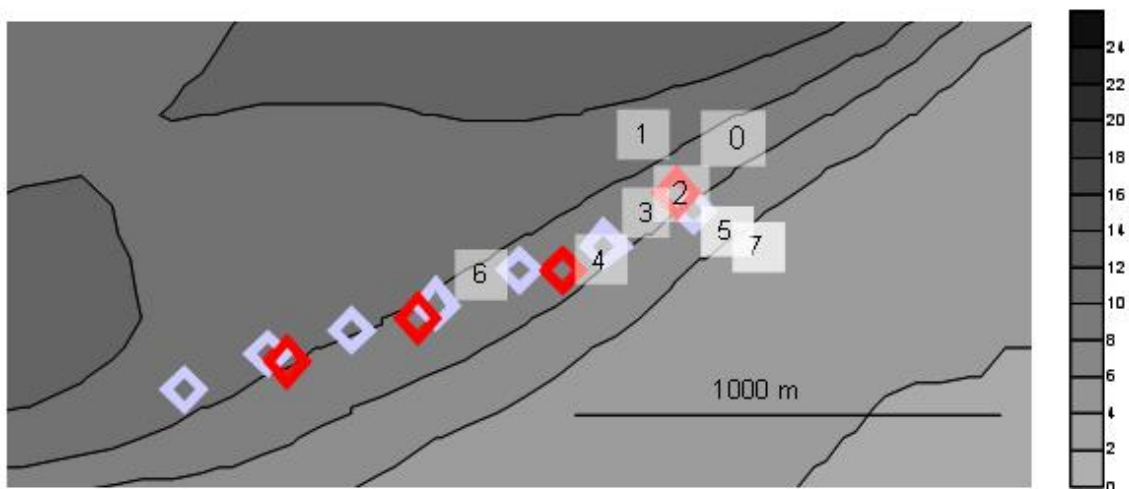
De dichtheid aan mosselbroed is niet bepaald in 2007, en wordt geacht dezelfde te zijn als in 2005. Ook de andere assumpties zijn overgenomen.

2.2.3 Resuspensie

Ook hier worden de standaard settings van de resuspensie module toegepast en wordt de depositie weergegeven als $g\ C\ m^{-2}\ jaar^{-1}$.

2.3 Bemonstering

In september 2005 zijn op verschillende locaties tussen en rond de netten monsters verzameld met behulp van een box core voor de analyse van de organische C (Meesters et al., 2007). In 2007 is opnieuw bemonsterd, maar met een aangepaste methodiek. 40 punten onder en rond de netten werden door duikers met behulp van steekbuizen bemonsterd. In 2005 zijn acht zones bemonsterd (zone 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6 en 7) (figuur 3). In 2007 is zone 0 niet herbemonsterd, maar alle andere zones zijn wel in de analyse meegenomen. Een overzicht van de bemonsterde punten in beide jaren is gegeven in Bijlage A. De analyse methode voor de organische C staat beschreven in Bijlage B. De resultaten van beide bemonsteringen worden gebruikt ter validatie van het model.



Figuur 3: Positie van de bemonsterde zones ten opzichte van de opstelling van de netten in 2005 (rood) en 2007 (paars) op de bathymetrische kaart.

2.4 Statistische verwerking van de organisch koolstofgehalten

De organische koolstofgehalten zijn geanalyseerd door middel van 'Generalised Least Squares' verder GLS genoemd. Bij een gewone variantie analyse dienen de residuen normaal verdeeld te zijn met een homogene variantie tussen de groepen. Voor de verzamelde gegevens was deze voorwaarde niet vervuld en daarom wordt hier gebruik gemaakt van GLS. Bij GLS is het mogelijk om gebruik te maken van een andere variantie per stratum. Voordat GLS werd toegepast, zijn de data logaritmisch getransformeerd. Bij de selectie van het beste statistische model werd gebruik gemaakt van Akaike's informatie criterium en log ratio testen met behulp van geneste modellen.

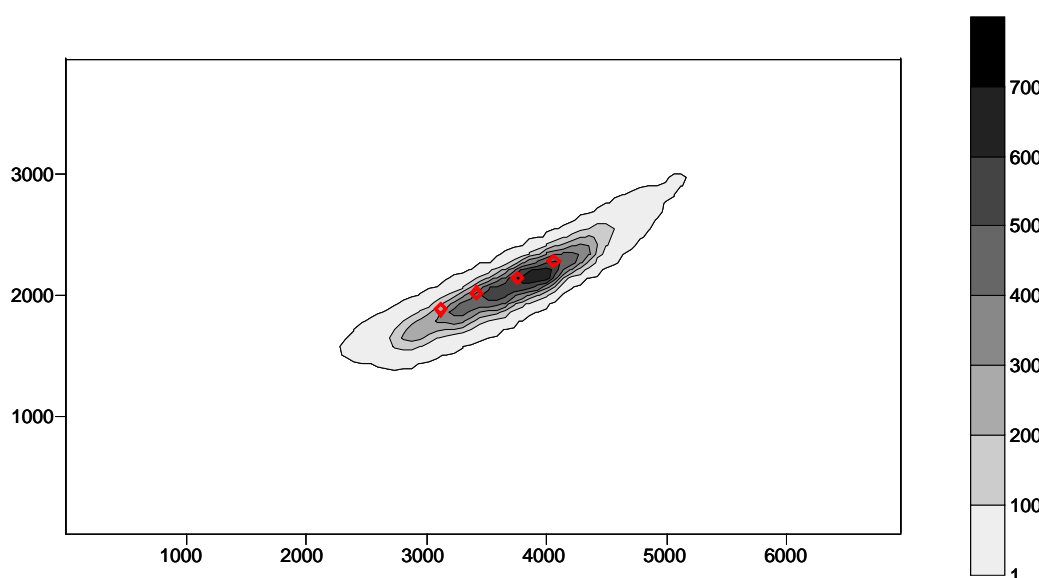
3. Resultaten en Discussie

3.1 Inleiding

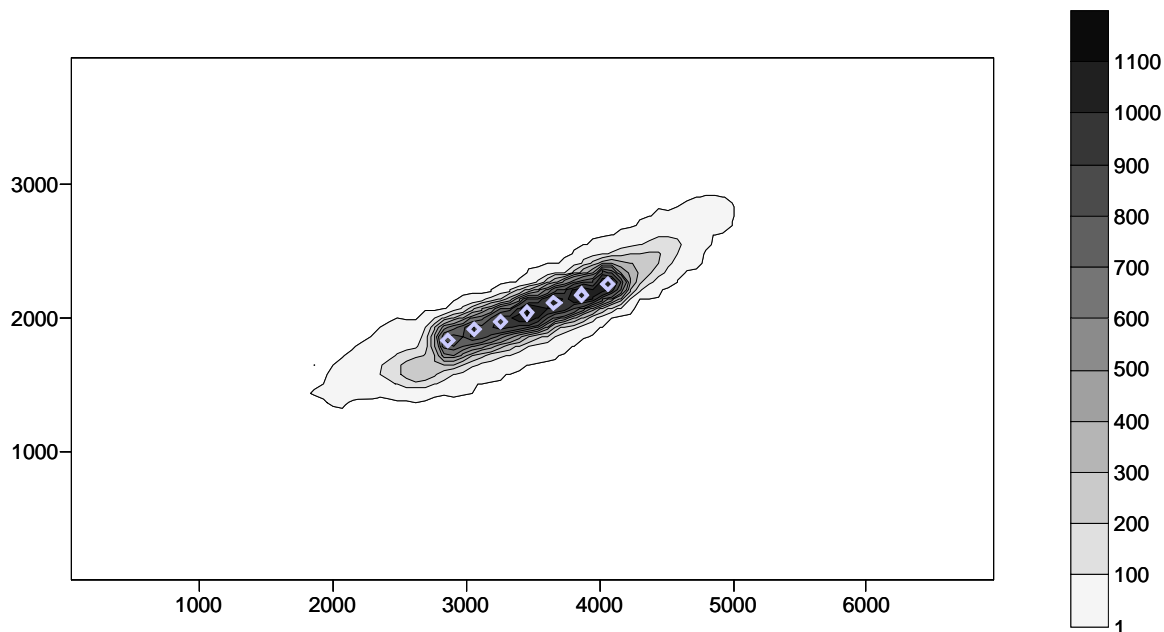
Bij het opstellen van het model zijn de parameters bij twijfel meestal ‘maximaal’ geschat. Er is rekening gehouden met een dichtheid aan mosselbroed zoals vastgesteld in 2005. Deze dichtheden lagen echter heel hoog in vergelijking met waarnemingen in het jaar ervoor: er zijn 880 000 broedjes m^2 geteld, tegenover 40 000 broedjes m^2 in 2004. De filtratiesnelheid van het mosselbroed is overgenomen uit het rapport van Van der Hiele (2007) en is voor het groot broed vier maal hoger dan de snelheden waargenomen in een andere experimentele opstelling (Smaal, pers. comm.). Er is vanuit gegaan dat het broed alle algen uit het gefilterde water opneemt, terwijl deze opname in werkelijkheid waarschijnlijk lager ligt. Van der Hiele (2007) observeerde een opname tussen 55 en 65% voor klein broed en tussen 65 en 75 % voor groot broed wanneer voedsel als zuivere monoculturen wordt aangeboden in het laboratorium. Verder is aangenomen dat 50% van het opgenomen voedsel wordt uitgescheiden in de vorm van faeces en pseudofaeces. Het is moeilijk in te schatten hoe reëel deze aanname is bij gebrek aan empirische gegevens. Er is aangenomen dat evenveel faeces en pseudofaeces geproduceerd worden, terwijl de productie van pseudofaeces waarschijnlijk een stuk lager ligt bij de beschikbare concentratie aan algen. Een ruwe schatting van het drooggewicht op basis van het chlorofyl a gehalte in het water duidt op ongeveer 0.91 mg drooggewicht fytoplankton l^{-1} terwijl de pseudofaecesdrempel experimenteel is vastgelegd tussen de 2 en 6 mg AFDW l^{-1} , wat correspondeert met 5 en 15 mg drooggewicht l^{-1} (Van der Hiele, 2007; Kamermans, pers. comm.). Gezien in het model een hogere bezinksnelheid wordt gegeven voor de pseudofaeces dan voor faeces – rekening houdende met een concentratie van sedimentpartikels in pseudofaeces (Chamberlain, 2002) – zijn ook hier de parameters maximaal geschat. Verder is de kans reëel dat de pseudofaeces snel desintegreren, waardoor hun sedimentatiesnelheid afneemt, en ze makkelijker over een grote afstand worden getransporteerd (Giles et al., 2006).

3.2 Organische aanrijking van de bodem zonder resuspensie

De analyse van de impact van de MZI's gebeurde in twee stappen. In eerste instantie is ingeschat wat de impact zou zijn indien de faeces en pseudofaeces sedimenteren en niet geresuspendeerd zouden worden.



Figuur 4: Aanrijking van de bodem met organische koolstof ($g C m^2 jaar^{-1}$), zonder rekening te houden met resuspensie, ten opzichte van de groepen netten in de opstelling van 2005



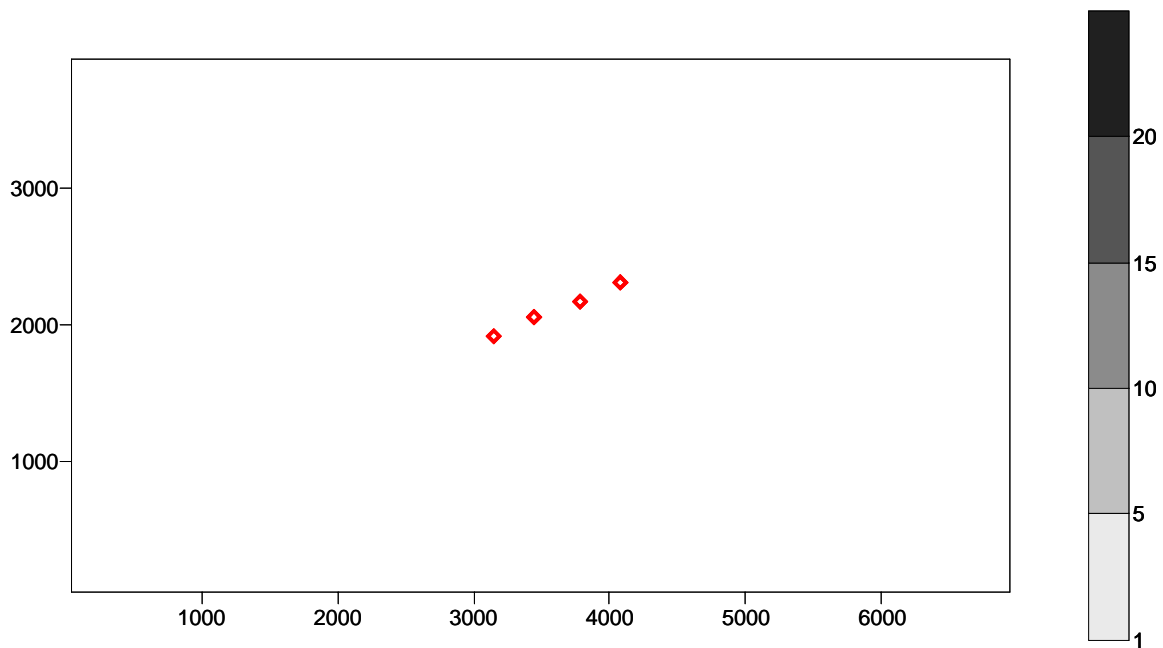
Figuur 5: Aanrijking met organische koolstof van de bodem ($\text{g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$), zonder rekening te houden met resuspensie, ten opzichte van de groepen netten in de opstelling van 2007

Alhoewel dit een onrealistisch beeld geeft van wat in werkelijkheid gebeurt, laten deze resultaten toe in te schatten hoeveel organisch materiaal de MZI verlaat en de bodem potentieel zou kunnen bereiken.

Het model toont aan dat in theorie de organische C in de buurt van de MZI's zou kunnen accumuleren tot $700 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ bij een opstelling en begroeiing zoals in 2005 (figuur 4). Hier moet echter wel worden opgemerkt dat de MZI's maar zes maanden per jaar worden uitgehangen, waarvan ze slechts de helft van de tijd dichtbegroeid zijn. We mogen er dus van uit gaan dat de reële maximale accumulatie kan teruggebracht worden tot ongeveer $175 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ die effectief gerealiseerd kan worden in 3 maanden. Het betreft een kleine zone, in de buurt van de noordelijke netten, waar de sedimentatie het grootst blijkt te zijn. Het totale gebied waar een impact kan verwacht worden is ongeveer $3300 \text{ m} \times 550 \text{ m}$ groot, of zo'n 5 maal de oppervlakte van de MZI - zone. De gradiënt in organische aanrijking is redelijk scherp waardoor de concentratie snel afneemt met de afstand tot de netten. Ongeveer $1/2$ van de aangerijkte zone ontvangt tussen de 0 en $25 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$, wat slechts 0 tot 14% is van de vastgestelde maximale waarde.

Bij een meer uitgebreide opstelling, zoals in 2007, kan de accumulatie volgens het model in theorie oplopen tot $1100 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ (figuur 5). Na correctie naar de effectieve tijdsduur dat de netten dichtbegroeid zijn (zie eerder), komt dit neer op een meer reële organische aanrijking van maximaal $275 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ die effectief gerealiseerd kan worden in 3 maanden. De zone waarin sedimentatie kan verwacht worden is iets toegenomen, en bedraagt ongeveer $3600 \text{ m} \times 600 \text{ m}$. Dit komt neer op ongeveer 6 keer de oppervlakte van de zone waarin de MZI's staan opgesteld. Ook hier neemt de concentratie aan organische C sterk af weg van de MZI's en ontvangt iets minder dan de helft van de oppervlakte tussen de 0 en $25 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$.

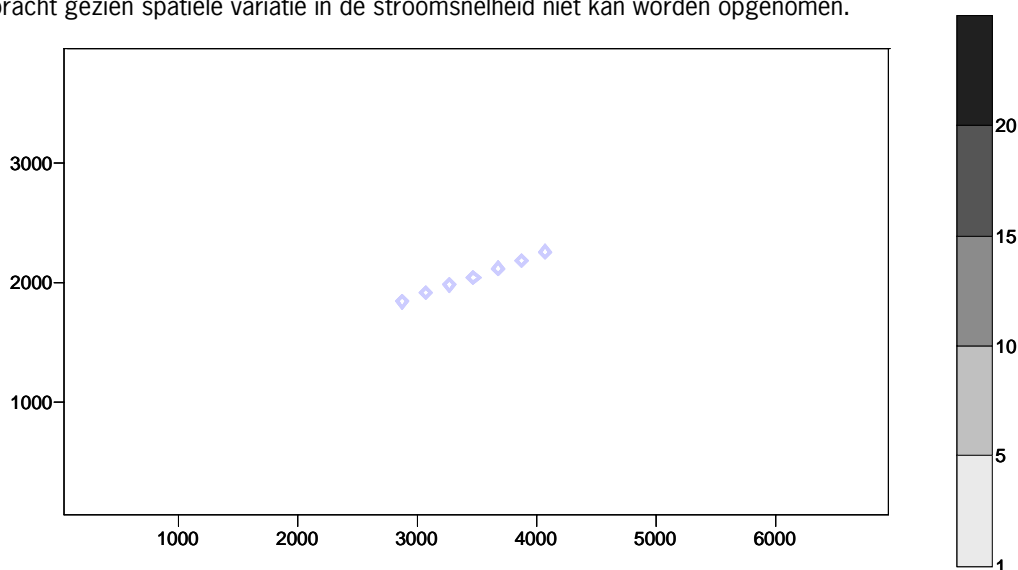
De impact van deze organische aanrijking hangt sterk af van de natuurlijke sedimentatiepatronen in het gebied. Alhoewel het natuurlijk sedimentatieproces in de Waddenzee geacht wordt relatief hoog te zijn, moet een organische aanrijking van 175 tot $275 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ toch als aanzienlijk worden gezien. Alhoewel deze zones van maximale aanrijking beperkt zijn in de ruimte, blijkt toch telkens een gebied dat verschillende keren groter is dan de oppervlakte van de MZI 's een organische aanrijking van meer dan $25 \text{ g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ te ontvangen.



Figuur 6: Aanrijking met organische koolstof van de bodem ($g C m^2 jaar^{-1}$), na resuspensie, ten opzichte van de groepen netten in de opstelling van 2005

3.3 Organische aanrijking rekening houdend met resuspensie

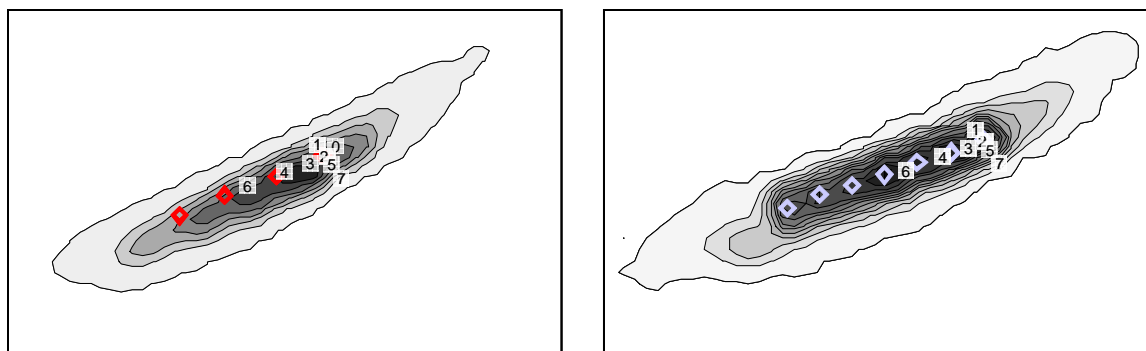
Een partikel dat op de bodem terecht komt, kan terug in suspensie gebracht worden door de heersende stroming, vervolgens getransporteerd en opnieuw op de bodem afgezet worden. Wanneer deze processen in rekening worden gebracht in het model, wordt een heel ander beeld verkregen dan hierboven beschreven. Het model toont onder deze omstandigheden geen organische aanrijking in de buurt van de MZI's voor zowel de opstelling in 2005 als 2007 (figuur 6 en 7). Dit kan worden verklaard door de relatief grote hydrodynamische activiteit in de buurt van de bestudeerde MZI's in de Waddenzee. Hierbij toch de opmerking dat het model eventuele invang van organisch materiaal door het benthos niet in rekening neemt en de grootte van deze impact op de organische aanrijking dus niet kan worden ingeschat. Daarnaast zal waarschijnlijk een deel van het organisch materiaal bezinken in luwe zones waar stroomsnelheden lager zijn. Ook dit effect kan met DEPOMOD niet in kaart worden gebracht gezien spatiale variatie in de stroomsnelheid niet kan worden opgenomen.



Figuur 7: Aanrijking met organische koolstof van de bodem ($g C m^2 jaar^{-1}$), na resuspensie, ten opzichte van de groepen netten in de opstelling van 2007

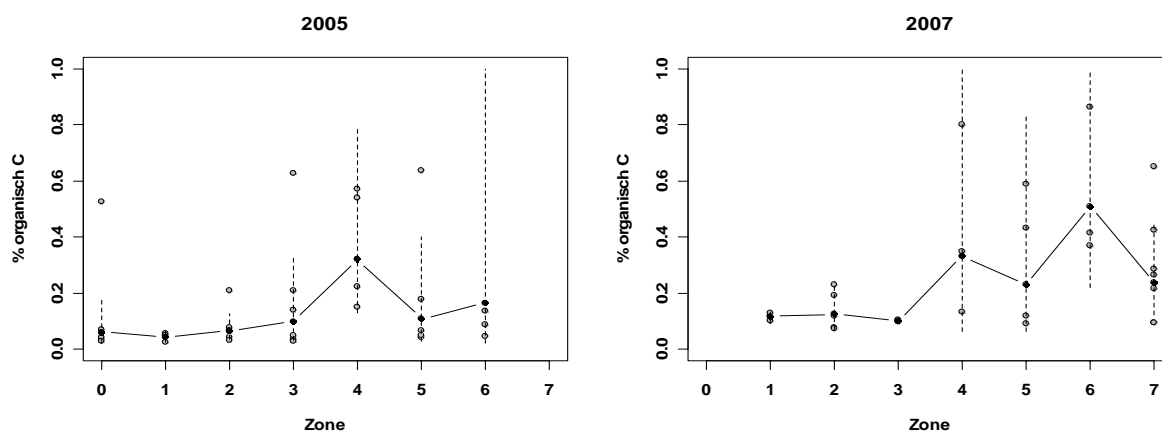
3.4 Veldmetingen

In 2005 zijn 8 zones (zone 0 tot en met 7, figuur 8) bemonsterd onder en rond de netten van de MZI van West 6 in het Malzwin (Meesters et al, 2007). Alle bemonsterde zones liggen binnen het gebied waar volgens het DEPOMOD model organische C kan sedimenteren. De zones 0, 1, 5 en 7 – die werden bemonsterd als referentiezones – zijn dus mogelijk niet op voldoende grote afstand van de MZI's gekozen om als referentie te kunnen dienen. In zone 7 is een veenlaag bemonsterd die zich net onder het sedimentoppervlak bevindt, waardoor erg hoge concentraties aan organische C zijn gemeten. Deze hoge waarden zijn dus geen gevolg van de MZI's die in het gebied zijn opgesteld en worden daarom uit de verdere analyse weggelaten. In 2007 is de bemonstering overgedaan in alle zones, behalve zone 0 (figuur 8). De resultaten van zone 7 zijn dit jaar niet beïnvloed door de aanwezige veenlaag, doordat de positie van de monsterpunten enigszins verschillend zal zijn geweest van 2005 en de veenlaag zich niet over de gehele zone even dicht onder het sedimentoppervlak zal hebben bevonden.



Figuur 8: Positie van de bemonsterde zones ten opzichte van de organische aanrijking zoals voorspeld door het DEPOMOD model zonder rekening te houden met resuspensie (links 2005, rechts 2007). Zie figuren 4 en 5 voor de schaalverdeling voor respectievelijk 2005 en 2007.

De gevonden percentages organisch koolstof staan in figuur 9. In zone 0 tot 3 zijn de concentraties in het algemeen lager dan in zone 4 tot 7. Ook lijken de percentages in 2007 hoger dan in 2005. De verschillen in organisch koolstof tussen de verschillende zones zijn niet afhankelijk van het jaar van monstereen (interactie tussen jaar en zone: $DF=5$, $\log \text{Ratio}=5.9$, $p=0.3$). Hierdoor is het mogelijk om jaar en zone statistisch te testen. De resultaten van deze twee testen tonen aan dat het organisch koolstofgehalte verschilt tussen de zones en tussen de jaren (voor zones: $DF=5$, $\log \text{Ratio}=29.95$, $p<0.0001$; voor jaren: $DF=1$, $\log \text{Ratio}=10.46$, $p=0.0012$).



Figuur 9: Gemiddeld percentage C en 95% confidentie interval (stippellijn) per zone in 2005 (links) en 2007 (rechts). De geometrische gemiddelden zijn weergegeven als zwart gevulde cirkels. Individuele datapunten zijn weergegeven als grijze cirkels.

De analyse geeft aan dat in 2007 de percentages in alle zones ongeveer 56% hoger liggen dan in 2005 (een toename van 0.3 % naar 0.55 %). De concentraties in zones 1-3 zijn lager dan in zones 4 tot 6. Via de betrouwbaarheidsintervallen is duidelijk te zien hoe de variatie in elke zone en in mindere mate ook per jaar verschilt.

Zones 4 en 6 liggen onder de MZI, op een plaats waar door het DEPOMOD model hoge depositie van organisch materiaal wordt voorspeld wanneer geen rekening wordt gehouden met resuspensie. Ook in zones 2 en 3 worden op basis van het model hoge C-waarden verwacht indien geen resuspensie zou optreden, maar dit blijkt niet uit de metingen. Wanneer resuspensie wel in rekening wordt gebracht, wordt geen aanrijking verwacht. Het is bekend dat organisch materiaal dat sedimenteert vaak niet zo makkelijk meer in resuspensie gaat door allerlei biologische processen. Deze biologische processen zijn niet in het DEPOMOD model opgenomen. Zijn de gevonden koolstofgehalten nu hoog of niet? Deze vraag is niet makkelijk te beantwoorden om de volgende redenen. Er zijn geen kaarten beschikbaar van de Waddenzee met de gehalten aan organisch koolstof. Meestal is gekeken naar slibconcentraties en slib is niet hetzelfde als organisch koolstof. Verder bestaat een deel van het organisch koolstof uit relatief slecht afbreekbaar materiaal wat dus weinig waarde heeft voor levende organismen en waardoor het effect op levende gemeenschappen waarschijnlijk vrij klein is. Daar komt bij dat we dus niet weten welk deel van het organisch koolstof nu labiel is en welk deel afbreekbaar. Wat wel bewezen is, is dat er een tamelijk constante relatie bestaat tussen slibgehalte en organisch koolstof van ongeveer 11% (Brinkman & Raaphorst, 1986; Bruns, 1994). Door gebruik te maken van deze ratio en bestaande slibkaarten te onderzoeken (RIKZ, 1998; Zwarts, 1998, 2003) kan wel een goede indruk verkregen worden van de normale gehalten aan organisch C. Uit deze gegevens blijkt dat gehalten van 1-10% mogelijk zijn in de Waddenzee en dat er een hoge temporele en spatiële variatie is. Het feit dat de MZIs aan de rand van een geul liggen, wijst wel meer richting lage waarden, maar aangezien er niet gemonsterd is voordat de MZI geplaatst werd, is het onmogelijk om te bepalen wat de (natuurlijke) organisch koolstofgehalten vóór de plaatsing in 2005 waren. Uit Zwarts (2004) blijkt wel dat gehalten hoger dan 0.2% vrij zeldzaam zijn in een nabijgelegen droogvallend gebied (Balgzand). De verwachting is dat de percentages in de geul nog lager zijn. Zone 4 en 6 zitten hier toch boven (zeker in 2007). In 2007 is het gehalte aan organisch koolstof in alle zones hoger. Met de huidige dataset niet kan worden onderscheiden of het hogere koolstof gehalte een gevolg is van (1) de opschaling van de MZI, of (2) een Waddenzee breed effect, of (3) een gevolg van de verschillende bemonsteringmethodes in beide jaren. De bemonstering door de duikers in 2007 gebeurde op het moment van kentering van het getij. De stroomsnelheden waren op dat moment laag waardoor een piek in sedimentatie van organisch materiaal zou kunnen optreden. Sedimentatie van partikels op het moment van bemonsteringen werd ook waargenomen door de duikers (van Moorsel, pers. comm.). De boxcore bemonstering was niet zo strikt afhankelijk van het getij en kon ook gebeuren bij hogere stroom- en dus lagere sedimentatiesnelheden. Echter de organisch koolstofbepaling betrof de bovenste 5 cm en is dus een combinatie van een stuk integratie over de tijd (van gesedimenteerd materiaal en materiaal dat door bodemorganismen in de bodem gebracht wordt) en 'n momentopname. Berekeningen geven aan dat bemonstering tijdens kentering niét de oorzaak kan zijn van een verhoogde waarde org-C in de monsters uit 2007. De bovenste 5 cm laat een org-C gehalte van 0.3 % zien in 2005. De vraag is dus of een bemonstering tijdens kentering (gesteld dat dan ál het materiaal uitzakt) er voor kan zorgen dat de analysewaarden in 2007 op bijv 0.5 % org-C kunnen uitkomen. In 5 cm bodem zit ongeveer 700 gram droge stof per dm^2 (soortelijke massa van $1.5 \text{ kg}/\text{dm}^3$ aangenomen), en dat bevat dus 2.1 g org-C. Indien een verhoging tot 0.5% aan de orde is (ofwel $3.5 \text{ g org-C}/\text{dm}^2$), moet er dus 1.5 g org-C bijkomen. Als die extra hoeveelheid uit bezonken materiaal moet komen, betekent dit dat er 1.5 g gedeeld door de diepte (zeg: 50 dm) g org-C per liter aanwezig zou moeten zijn, ofwel 30 mg org-C per ltr, ofwel 75 g org-stof/ltr. De normale gehalten in het WZ-water zijn van de orde van 10 mg org-stof/ dm^3 , dus dat is veel lager dan wat er nodig zou zijn om die verhoogde monsterwaarden te verklaren.

Daar komt nog bij dat de mosselen voedsel verbruiken, en het gehalte aan org-C in het water verlagen. Aangezien er niet gemonsterd is voordat de MZI geplaatst werd, is het onmogelijk om te bepalen wat de (natuurlijke) organisch koolstofgehalten vóór de plaatsing waren. De meest logische verklaring voor het toegenomen percentage organisch C in 2007 is de opschaling van de MZI. Op dit moment kunnen we echter effecten van een methodisch verschil (geen bemonsteringen met duikers en met boxcore op hetzelfde moment) of temporele variatie (geen referentie locatie in 2005 en 2007) niet uitsluiten.

4. Conclusies

De potentiële impact van MZI's op de bodem, in termen van aanrijking met organische C, is geanalyseerd aan de hand van een case study in de locatie West 6 van het Malzwin. In eerste instantie is een analyse uitgevoerd met behulp van het DEPOMOD model, gebaseerd op de opstelling van 2005 en vervolgens toegepast op de meer uitgebreide opstelling van 2007. Dit model berust op aannames die zijn gebaseerd op experimenteel vastgestelde waarden of bij gebrek aan concrete waarden (meestal maximaal) zijn ingeschat. Op het punt van de resuspensie kan echter een overschatting zijn opgetreden. Het model houdt geen rekening met lokale verschillen in stroomsnelheden (door microtopografie van de bodem) of met de invang van organisch materiaal door het benthos. Het is daarom belangrijk in de toekomst voldoende onderzoek uit te voeren om de parameters voor het model verder te verfijnen. De resultaten van de meest realistische modellering, deze waar resuspensie in rekening wordt gebracht, duiden op een volledige dispersie van de geproduceerde faeces en pseudofaeces, waardoor lokaal geen aanrijking van organische C is. De voornaamste reden hiervoor is de hoge hydrodynamiek die alle sedimenterende partikels opnieuw in resuspensie brengt en zo over een groot oppervlak verspreidt MZI's in meer beschutte systemen, waar de resuspensie veel lager is, zouden bijgevolg een grotere impact kunnen hebben op hun omgeving. De sedimentatie zal daar vermoedelijk meer lokaal gebeuren, waardoor de piekwaarden in een vergelijkbare opstelling iets hoger zouden kunnen zijn, en de grootte van de aanrijkingzone iets kleiner.

De resultaten van het model zijn gevalideerd aan de hand van veldmetingen. Deze tonen een iets hogere C-concentratie in de bodem in een aantal zones onder en in de buurt van de netten, zowel in 2005 als 2007. Verder zijn ook de C-gehalten in 2007 over het algemeen iets hoger dan in 2005. Dit zou een gevolg kunnen zijn van de sedimentatie van organisch materiaal uit de MZI's, maar de concentratie aan organische C is in geen van beide jaren uitzonderlijk hoog, en de waarden vallen binnen de natuurlijke range van C-gehalten in mariene sedimenten in de Waddenzee. De interpretatie van deze resultaten wordt bemoeilijkt door een gebrek aan metingen vóór de plaatsing van de MZI, met andere woorden een gebrek aan referentiewaarden, en daarnaast een verschillende bemonsteringsmethode in beide jaren.

Deze resultaten wijzen op het belang om bij verdere opschaling van de MZI's veranderingen in de bodem nauwkeurig volgen zowel voor, tijdens als na de plaatsing van MZI's. Ook lijkt het aangewezen om tegelijkertijd het model verder te optimaliseren, bijvoorbeeld door een kwantificatie van nog onbekende of onvolledig bekende parameters, om zo een meer nauwkeurige inschatting te kunnen maken van de impact van de MZI's op de bodem.

5. Dankwoord

Bij deze willen we graag de mensen bedanken die op de een of andere manier aan dit rapport hebben bijgedragen. Dank aan Kees Groot voor de toestemming voor de bemonstering rond de MZI. Daarnaast ook Arnold Bakker, de bemanning van TX63 en Godfried van Moorsel en medewerkers van EcoSub voor het uitvoeren van de bemonstering en Gerben de Boer van WL | Delft Hydraulics voor het aanleveren van de stromingsdata en Bert Brinkman voor de berekening van de hoeveelheid organisch C bij kentering.

6. Referenties

- Brinkman, A.G. & W. van Raaphorst, 1986. De fosfaathuishouding in het Veluwemeer. PhD Thesis Twente Univ. of Technology. 481 pp
- Bruns, R. 1994. Benthische Primärproduction, Remineralisation und Nitrifikation und de Austausch anorganischer Stickstoffverbindungen zwischen Sediment und Wasser im Nordsylter Wattenmeer. PhD-Thesis CAU-Universität Kiel. 133 pp.
- Callier MD, Weise AM, McKindsey CW, Desrosiers G (2006) Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. Marine Ecology Progress Series 322: 129-141
- Chamberlain. 2002. Modelling the environmental impacts of suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) farming. PhD thesis. 206 pp.
- Cromey CJ, Nickell TD, Black KD. 2000 DEPOMOD. A model for predicting the effects of solids deposition from mariculture to the benthos. 120 pp.
- de Jonge VN, Essink K. 1991. Long-term changes in nutrient loads and primary and secondary producers in the dutch wadden sea. Estuaries and Coasts: spatial and temporal intercomparisons. ECSA 19 Symposium. 307-316
- Giles H, Pilditch CA, Bell DG (2006) Sedimentation from mussels (*Perna canaliculus*) culture in the Firth of Thames, New Zealand: impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes. Aquaculture 261: 125-140
- Klepper O. 1989. A model of carbon flows in relation to macrobenthic food supply in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). PhD thesis. 270 pp.
- Phillipart CJM, Cadée GCm van Raaphorst W, Riegman R. 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. Limnology and Oceanography, 45 (1): 131-144
- RIKZ 1998. Sedimentatlas Waddenzee.
- van der Hiele T. 2007. Optimaal en efficiënt voeren van mosselbroed in een nursery. Wageningen Imares Intern Rapport nr 07.009
- Zwarts, L., 1998. De bodemfauna van de fries-groningse waddenkust. Flevovericht nr 294. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, The Netherlands
- Zwarts, L., 2004. Bodemgesteldheid en mechanische kokkelvisserij in de Waddenzee. RIZA rapport 2004.028. 129pp.

Verantwoording

Rapport C037/08
Projectnummer: 4394102903

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. Pauline Kamermans
Senior Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 13 mei 2008

Akkoord: Dr. Aad Smaal
Senior Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 13 mei 2008

Aantal exemplaren: 35
Aantal pagina's: 22
Aantal tabellen: 10
Aantal figuren: 9
Aantal bijlagen: 2

Bijlage A. Overzicht van de bemonsterde punten*

2005				
zone	monster	bemonstering	positie Noord	positie Oost
0	N01	27-Sep-05	N52 58.847	E4 51.657
0	N02	27-Sep-05	N52 58.842	E4 51.632
0	N03	27-Sep-05	N52 58.866	E4 51.647
0	N04	27-Sep-05	N52 58.860	E4 51.625
0	N05	27-Sep-05	N52 58.884	E4 51.620
0	N06	27-Sep-05	N52 58.873	E4 51.594
1	N07	27-Sep-05	N52 58.893	E4 51.444
1	N08	27-Sep-05	N52 58.876	E4 51.434
1	N09	27-Sep-05	N52 58.903	E4 51.406
1	N10	27-Sep-05	N52 58.932	E4 51.438
2	N21	28-Sep-05	N52 58.809	E4 51.481
2	N22	28-Sep-05	N52 58.823	E4 51.479
2	N23	28-Sep-05	N52 58.821	E4 51.471
2	N24	28-Sep-05	N52 58.809	E4 51.532
2	N25	28-Sep-05	N52 58.807	E4 51.524
2	N26	28-Sep-05	N52 58.805	E4 51.514
3	N11	27-Sep-05	N52 58.782	E4 51.417
3	N12	27-Sep-05	N52 58.788	E4 51.432
3	N13	27-Sep-05	N52 58.797	E4 51.409
3	N14	27-Sep-05	N52 58.803	E4 51.433
3	N15	27-Sep-05	N52 58.813	E4 51.380
3	N16	27-Sep-05	N52 58.820	E4 51.399
5	N17	27-Sep-05	N52 58.750	E4 51.520
5	N19	27-Sep-05	N52 58.747	E4 51.497
5	N27	28-Sep-05	N52 58.766	E4 51.532
5	N28	28-Sep-05	N52 58.760	E4 51.526
5	N29	28-Sep-05	N52 58.755	E4 51.514
7	N18	27-Sep-05	N52 58.704	E4 51.566
7	N20	27-Sep-05	N52 58.695	E4 51.542

2007				
zone	monsters	bemonstering	positie Noord	positie Oost
1	07, 08, 09, 10	4-Oct-07	N52 58.913	E4 51.433
2	21, 22, 23, 24, 25, 26	4-Oct-07	N52 58.844	E4 51.535
3	11, 12, 13, 14, 15, 16	4-Oct-07	N52 58.805	E4 51.401
4	1, 2, 3, 4, 5	4-Oct-07	N52 58.745	E4 51.284
5	17, 19, 27, 28, 29	4-Oct-07	N52 58.756	E4 51.518
6	30, 31, 32, 33, 34	4-Oct-07	N52 58.648	E4 51.090
7	18, 20, 35, 36, 37, 38, 39, 40	4-Oct-07	N52 58.698	E4 51.591

* In 2005 werden de coördinaten van de individuele bemonsteringspunten genoteerd. In 2007 werd de positie van het vaartuig genoteerd op het moment dat de duikers de boot verlieten.

Bijlage B. Organische koolstofbepaling NIOZ

Nioz aangepaste procedure voor het bepalen van organisch koolstof naar Verardo *et al.* (1990).

Analytical procedure for wt% C and wt% N for sediments

Sampling:

Sediment samples are collected in clean glass vials.

Sediment samples are freeze dried. Approx. 2 grams of dried sediment is put into a W-Carbide beaker. 2 W-C balls are added and the sample is homogenized in the Retch mm200 mill (5 min. 100%)

Analysis of Total C and Total N

Sample preparation

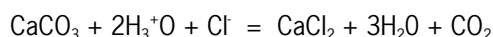
Approx. 30mg of homogenized sediment is weighed out in a tin cup. Sample size should depend on the N content of the sediment (at least 7 µg of N is needed for a reliable analysis). The tin cup should be folded into a tight ball, with all atmospheric N removed.

Analysis of Organic C

Approx. 30mg of homogenized sediment is weighed out into a silver cup. The sample is acidified with 2M HCl using increasing amounts of additions and placed in an oven at 60°C between additions to dry. After the last addition of acid, the sample is placed in the oven overnight to fully dry. The silver cup is then folded into a tight ball, with all atmospheric N removed.

Acidification:

We use 2M HCl acid to remove Carbonate for analysis of Organic Carbon



Analysis

Before the actual analysis can be started the flow rates through the columns have to be measured.

Carrier gas: 100 ml/min

Oxygen: 250 ml/min

Reference: 130 ml/min

Carrier gas and oxygen flow rates have to be right as discrepancies point at empty gas bottles or leaks in the system.

Before samples are analyzed a standard curve is measured. The experiment file for the standard curve starts with a baseline, a blank (empty tin cup) followed by a series of acetanilide standards ranging from approx. 0.01 to 0.7 mg and ends with a second blank.

If samples are measured as well, the standard curve is followed by groups of approximately 10 samples divided by a blank + standard combination. The whole series ends with a standard and finally a blank.

The C-N analyser

Organic carbon and nitrogen in marine samples can be analysed with the Thermo Elemental Analyser Flash EA 1112. The instrument has a configuration that is based on a gas-chromatograph and enables the processing of a sediment or particulate sample to measure its carbon and nitrogen content.

Because the instrument is in essence a gas chromatograph, solid samples have to be transferred to the gas phase. This process takes place in the oxidation column, where the sample is incinerated with excess oxygen at 900°C. The solid sample disintegrates and the components combine with oxygen to oxides. The carrier gas (helium) carries the oxides via the reduction column, the water trap to the GC column

Oxidation and reduction column

Oxidation column consists of a quartz tube filled with quartz wool, chromium oxide and silvered cobalt/ic oxide.

The sample in its tin or silver cup enters the oxidation column via the autosampler. Due to the high temperature and excess oxygen the tin cup is subjected to flash combustion resulting in temperatures that are high enough to oxidize the components in the sample.

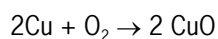
1010°C , O₂, Sn → 1800°C.

The oxides formed during flash combustion are transported with the carrier gas past the chromium oxide (Cr₂O₃). The Cr₂O₃ has some important properties:

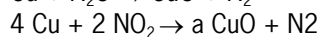
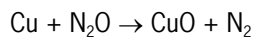
- It prevents the formation of Nitrous oxides (SOUNDS STRANGE, SEE BELOW)
- It is resistant to high temperatures and reacts somewhat with the quartz tube
- Cr₂O₃ does not absorb nitrogen

After the Cr₂O₃ the carrier gas with the oxides passes a layer of silvered cobalt oxide that blocks the passage of halogens. The mixture of CO, NO₂ and N₂O proceed to the reduction column.

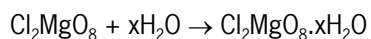
The reduction column consists of a quartz tube filled with a mixture of reduced copper and quartz chips at a temperature of 650°C. Excess oxygen is removed in this tube.



Furthermore, nitrous oxide is reduced:



N₂, together with CO₂ and H₂O, proceed to a (two) absorbing filters, a water trap (and a carbon dioxide trap) The water trap consists of magnesium-perchlorate (Cl₂MgO₈), a highly hygroscopic substance. In this trap, all excess water is removed:



(The second trap contains ascarite, a sodium hydroxide-asbestos compound and dried magnesium perchlorate and removes carbon dioxide:

NaOH + CO₂ → NaCO₃ + H₂O. The resulting water is absorbed by the magnesium perchlorate.)

OXIDATION COLUMN

REDUCTION COLUMN

