

Advies voor indicatoren ter beoordeling van de toekomstige ecologische waterkwaliteit van de Grevelingen



Advies voor indicatoren ter beoordeling van de toekomstige ecologische waterkwaliteit van de Grevelingen

Auteurs

Arno Nolte

Lora Buckman

Maaike Maarse

Advies voor indicatoren ter beoordeling van de toekomstige ecologische waterkwaliteit van de Grevelingen

Opdrachtgever	Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
Contactpersoon	de heer R.E.A.M. Boeters (Rijkswaterstaat Zee en Delta)
Referenties	Zaaknummer 3116267 'Plan uitwerkingsfase Getij Grevelingen'
Trefwoorden	Grevelingen, doorlaatmiddel, getij, waterkwaliteit, ecologie, zuurstofconcentratie, benthos

Documentgegevens

Versie	0.3
Datum	26-08-2021
Projectnummer	11206580-003
Document ID	11206580-003-ZKS-0007
Pagina's	65
Classificatie	
Status	definitief

Doc. Versie	Auteur	Controle	Akkoord	Publicatie
1.0	Arno Nolte	Peter Herman	Bianca Peters	
	Lora Buckman			
	Maike Maaijse			

Samenvatting

De in de verkenningsfase Getij Grevelingen gebruikte set indicatoren geeft onvoldoende inzicht in de voor het ecosysteem relevante zone boven NAP -10/-15 m. Deze zone betreft circa 85 % van het oppervlak, is ecologisch rijker dan de diepere delen en wordt nagenoeg niet door langdurig zuurstofarme condities in de waterkolom beïnvloed. Daarom is geconcludeerd dat een bredere en verbeterde set indicatoren nodig is om de toestand van het ecosysteem Grevelingenmeer te duiden en om de effectiviteit en effecten van maatregelen te kunnen beoordelen en vergelijken. Maatregelen zijn de herintroductie van getij met een nieuw doorlaatmiddel als primaire maatregel, andere waterbeheervarianten met de huidige kunstwerken en eventuele mitigerende en compenserende maatregelen.

Met een inventarisatie van mogelijke indicatoren als startpunt is in drie expertworkshops een selectie gemaakt van kansrijke indicatoren. Een belangrijke voorwaarde voor kansrijkheid is dat een indicator voorspelbaar is, omdat het gaat om een toekomstige, nog niet bestaande situatie (d.w.z. autonome ontwikkeling of na maatregelen). De meetbaarheid van indicatoren, die o.a. belangrijk wordt om de effectiviteit van eventuele maatregelen na implementatie te volgen, wordt eveneens meegewogen.

Om het inzicht te vergroten in hoe de toestand van de waterbodem reageert op (een verandering van) de condities in de waterkolom is een exploratief model opgezet waarmee gevoeligheidsberekeningen zijn uitgevoerd. Het exploratief model laat onder andere zien dat de mate van transport en menging van poriewater door bodemetende organismen zoals wormen een grote invloed heeft op de mate waarin zuurstof indringt in de bodem.

De resultaten van het exploratief model in combinatie met beschikbare kennis hebben geleid tot het volgende advies voor de set indicatoren. Indicatoren 1. tot en met 4. zijn nieuw en indicatoren 5. en 6. zijn al gebruikt in de verkenningsfase:

1. Zuurstofconcentratie in de waterkolom bij de waterbodem (mate en duur van overschrijding van grenswaarde)
2. Gemiddelde zuurstofindringdiepte in de waterbodem (zomerhalfjaar)
3. Geschiktheidsindex (kansenskaart) voor filtrerende bodemdieren
4. Geschiktheidsindex (kansenskaart) voor bodemetende bodemdieren
5. Habitatgeschiktheid vogels (broed- en foerageergebied)
6. Natura 2000 habitattypen en soorten

Voor commerciële filtrerende schelpdieren is een berekeningswijze voor een kansenskaart beschikbaar (Smaal en Wijsman, 2014). Voor de overige drie nieuwe indicatoren is aanvullend onderzoek nodig voor een precieze definitie en weergave op basis van modelberekeningen en bemonsteringen.

Inhoud

	Samenvatting	4
1	Inleiding en doelstelling	6
1.1	Aanleiding	6
1.2	Doelstelling	6
1.3	Aanpak op hoofdlijnen	7
1.4	Leeswijzer	7
2	Fase 1: Identificatie van kansrijke indicatoren	8
2.1	Aanpak door middel van expertworkshops	8
2.2	Resultaten expertworkshops	10
3	Fase 2: Verdiepend onderzoek naar interactie waterkolom en sediment	17
3.1	Beschrijving van aanpak door middel van een exploratief rekenmodel	17
3.2	Interactie waterkolom-waterbodem: conceptueel denkmodel	17
3.3	Genereren database met exploratief rekenmodel	21
3.4	Resultaten exploratief rekenmodel	22
3.4.1	Gegevens en variatie locaties 3D model	22
3.4.2	Resultaten exploratief rekenmodel	25
4	Concluderende samenvatting en discussie	35
5	Advies indicatoren ter beoordeling toekomstige ecologische waterkwaliteit Grevelingen	39
6	Literatuur	40
A	Achtergrondinformatie expertworkshops	41
B	Technische beschrijving van het exploratief rekenmodel voor uitwisseling waterkolom en waterbodem	42
B.1	Calculation of the metadata	42
B.2	Generation of boundary conditions for explorative model	43
B.3	Set up of Grevelingen explorative model	44
C	Beknopte literatuurstudie bio-irrigatie en bioturbatie (WMR)	48
D	Voorbeeld berekening zuurstof waterkolom	62

1 Inleiding en doelstelling

1.1 Aanleiding

Voor de eerste m.e.r. Grevelingen¹ (2008-2010) is met een modelstudie onderzocht wat het effect van getij is op de zuurstofhuishouding en met name de zuurstofloosheid van de diepe delen van het meer. Als indicator om de modelresultaten voor verschillende getijscenario's te tonen en vergelijken is onder andere het langdurig zuurstofarm areaal (langer dan 7 dagen aaneengesloten minder dan 3 mg/l zuurstof) geïntroduceerd. Op basis van de modelstudie is tijdens de m.e.r. Grevelingen geconstateerd dat 50 cm getij het langdurig zuurstofarm areaal voldoende reduceert. De indicator is sindsdien in vervolgstudies en in beleidsdocumenten veelvuldig gehanteerd.

De indicator is niet op voorhand geschikt voor de waterkwaliteit en de ecologische toestand van de delen ondieper dan circa NAP -10 m die zo'n 85% van het Grevelingenmeer beslaan. Onder andere uit de systeemanalyse en beschrijving van de autonome ontwikkeling (Tangelder *et al.*, 2019) is naar voren gekomen dat de fysische, (bio)chemische en biologische toestand en ontwikkeling van de bodem relevant zijn om toe te voegen als een of meer indicatoren. Op dit moment "is nog geen (kwantitatief) criterium bekend om de herintroductie van getij te koppelen aan de toestand van de bodem in de delen ondieper dan ongeveer NAP -10 m" (uit opdrachtomschrijving). De expert judgement aanname was dat herstel van de zuurstofconcentratie in de waterkolom positief doorwerkt in het herstel van het bodemleven.

In de verkenningfase is geconcludeerd dat een bredere en verbeterde set indicatoren nodig is om de toestand van het ecosysteem Grevelingenmeer te duiden en om de effectiviteit en effecten van getij als primaire maatregel en eventuele mitigerende en compenserende maatregelen te kunnen beoordelen en vergelijken (Team Inhoud & Onderbouwing Getij Grevelingen, 2019).

1.2 Doelstelling

Dit rapport heeft tot doel om een advies te geven over een set indicatoren die de toestand van het ecosysteem Grevelingenmeer in een toekomstige situatie weergeeft. De set indicatoren moet bruikbaar zijn voor zowel de autonome ontwikkeling als de afweging tussen maatregelen. Afweging van maatregelen omvat aan de ene kant (mate van) effectiviteit en aan de andere kant positieve effecten en negatieve neveneffecten. Voor dit rapport wordt herintroductie van getij als primaire maatregel beschouwd en daarnaast eventuele mitigerende en compenserende maatregelen².

Het gewenste resultaat is een kenmerkende, onderscheidende en goed communiceerbare set van indicatoren voor de ecologische kwaliteit van de Grevelingen als functie van de waterbewegingen in de Grevelingen als gevolg van het waterbeheer al dan niet met vergrote getijwerking.

¹ In dit rapport worden de aanduidingen 'Grevelingen' en 'Grevelingenmeer' gebruikt. 'Grevelingen' is het buitendijkse gebied overeenkomend met de Natura 2000 aanwijzing, dus zowel terrestrisch als water. Met 'Grevelingenmeer' wordt alleen het (oppervlakte)water deel aangeduid.

² Let op dat in dit rapport geen maatregelen worden uitgewerkt of beoordeeld.

1.3 Aanpak op hoofdlijnen

De aanpak is opgesplitst in twee fases. In de eerste fase is informatie en kennis over indicatoren ten behoeve van het functioneren van het ecologisch systeem in de huidige situatie en na maatregelen bijeengebracht en met en door deskundigen intensief bediscussieerd en besproken. Doel van deze eerste fase is te komen tot 1) een zo volledig mogelijk overzicht van beschikbare en mogelijke indicatoren, 2) een selectie van kansrijke indicatoren met een inschatting van voor- en nadelen, en 3) een identificatie van relevante kennisleemtes.

In de tweede fase zijn geïdentificeerde kansrijke indicatoren en geselecteerde kennisleemtes nader onderzocht onder andere met inzet van een vereenvoudigd exploratief rekenmodel voor de interactie tussen waterkolom en waterbodem. Deze onderzoeksresultaten in combinatie met beschikbare kennis leveren input aan het advies voor een set indicatoren.

Een belangrijk onderdeel van de aanpak was de continue onderlinge toetsing met een kernteam van RWS Zee en Delta en Wageningen Marine Research (WMR). Dit bood gelegenheid om het onderzoeks karakter zowel doelgericht als flexibel uit te voeren.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de selectie van kansrijke indicatoren tijdens drie workshops met experts. Hoofdstuk 3 gaat in op de interactie tussen de waterkolom en de waterbodem met ondersteuning van een vereenvoudigd exploratief rekenmodel. In hoofdstuk 4 wordt alle informatie samengenomen en bediscussieerd. Het advies voor de set indicatoren voor de ecologische waterkwaliteit van de Grevelingen is opgenomen in hoofdstuk 5.

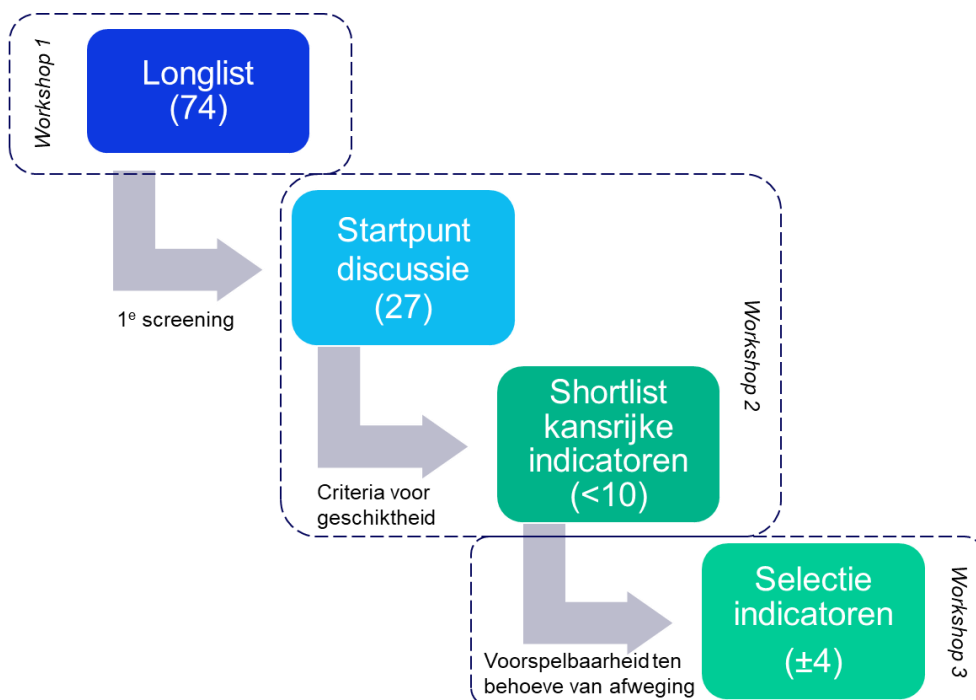
Het rapport gaat uit van achtergrondkennis van het ecologisch functioneren van de Grevelingen bij de lezer. Voor deze achtergrondkennis wordt verwezen naar:

- Hoofdrapport Inhoud & Onderbouwing, Resultaten verlengde Verkenningfase Getij Grevelingen (Team Inhoud & Onderbouwing Getij Grevelingen, 2019).
- Ecologisch onderzoek Getij Grevelingen (Tangelder *et al.*, 2019), en
- Systeemrapportage Grevelingen (Deltares *et al.*, 2020).

2 Fase 1: Identificatie van kansrijke indicatoren

2.1 Aanpak door middel van expertworkshops

Vanuit verschillende invalshoeken zijn indicatoren voor of gerelateerd aan ecologische waterkwaliteit van de Grevelingen beschikbaar. Denk bijvoorbeeld aan Natura 2000 instandhoudingsdoelen en KRW maatlatten. Fase 1 neemt daarom een longlist van bestaande indicatoren als startpunt en is vervolgens opgezet als een proces om van longlist naar een beperkte set kansrijke indicatoren te komen (Figuur 2.1). Met een groep deskundigen is stapsgewijs gefilterd en bediscussieerd welke indicatoren kansrijk zijn en is geïdentificeerd welke nog niet beschikbare indicator wenselijk is.



Figuur 2.1 Identificatie van kansrijke indicatoren: van longlist naar een beperkte set in drie expertworkshops

Een tweede startpunt is een reflectie over en een voorstel voor het doelbereik ecologische waterkwaliteit dat kort voor de start van de workshops door het expertteam Grevelingen is gedaan (expertteam Grevelingen, 2021). De reflectie en het voorstel van het expertteam Grevelingen en dit rapport zijn inhoudelijk nauw met elkaar verbonden³ en dit rapport bouwt voort op de uitgangspunten van expertteam Grevelingen (2021). De uitgangspunten gerelateerd aan de holistische systeembenadering zijn hieronder letterlijk overgenomen.

Uitgangspunten benadering doelbereik (expertteam Grevelingen, 2021)

Bij de definitie van het doelbereik stelt het Expertteam de systeembenadering centraal. De kernvraag is hoe optimaal (en binnen budgettaire grenzen) bij te dragen tot de kwaliteit van het ecosysteem Grevelingen, onder en boven water, op een termijn van 50 jaar. Op die termijn zal het ecosysteem reageren op drie groepen van drijvende krachten.

³ Er was ook sprake van personele overlap zowel aan Deltares als aan Rijkswaterstaat zijde.

Ten eerste zal de autonome ontwikkeling, zowel onder als boven water, aanleiding geven tot verder verlies van natuurwaarden. Dat verlies zal bovenop de huidige toestand van die natuurwaarden komen, die voor tenminste een aantal aspecten kritisch is. Door natuurlijke successie en natuurlijke ontwikkeling gaat op termijn een deel van de terrestrische habitats en soorten onherroepelijk verdwijnen. Regelgeving staat verdwijnen niet toe en beheermaatregelen zijn erop gericht deze termijn zo lang mogelijk uit te stellen. [...] Sommige maatregelen (bv. gericht op het terugbrengen van zeegras) gaan waarschijnlijk niet werken. De achteruitgang van het bodemleven onder water lijkt een sleutelbegrip voor herstel van de goede ecologische kwaliteit. Het is van belang bij het doelbereik dit totale doel (herstel bodemleven) niet te laten verengen tot één van de gebruikte indicatoren (areaal zuurstofloos diep gebied). Het verschil is dat met de definitie van het doel in termen van gezond bodemleven, een duidelijke link wordt gelegd met Natura2000 waarden, met name van vogels.

Ten tweede is er samenhang tussen maatregelen gericht op onder- en bovenwater natuur. Het terugbrengen van getij in de Grevelingen ten bate van vooral onderwaternatuur, heeft gevolgen voor de habitats en vogels. Pogingen om het verlies van terrestrische natuurwaarden door autonome ontwikkeling (successie) tegen te gaan, beperken de mogelijkheden van het peilbeheer zelfs strenger dan vandaag het geval is, als ze gepaard gaan met afplaggen en niveauverlaging. Die terugkoppeling beperkt dan weer de mogelijkheden voor beheer van het terrestrische deel van de Grevelingen.

Ten derde zal klimaatverandering en zeespiegelstijging een invloed uitoefenen op natuurwaarden. De Grevelingen is het eerste watersysteem waarbij expliciet rekening gehouden wordt (moet worden?) met mogelijke effecten van klimaatverandering. Dit is nieuw, onontgonnen terrein: Er zijn geen kaders voor hoe daarmee om te gaan. De onzekerheid van de klimaatscenario's resulteren in relatief grote bandbreedtes voor mitigerende en/of compenserende maatregelen met bijbehorende kosten. De vraag hoe voor de ecologische kwaliteit om te gaan met (de onzekerheden van) klimaatverandering verdient een brede en diepe beschouwing equivalent aan de nieuwe waterveiligheidsnormering die uit de 1^e fase van het Deltaprogramma is voortgekomen. De PAGW is een plek waar dit kan thuishoren, maar ook beschouwingen over de toekomst van de toepassing van Natura 2000 en KRW is noodzakelijk. De confrontatie met deze nieuwe problematiek bemoeilijkt het project [...].

Een holistische systeembenadering doet recht aan de samenhang tussen de verschillende aspecten van het ecosysteem Grevelingen, en is bovendien het meest geëigend voor een onzekere toekomst. Het impliceert dat dit project niet wordt beschouwd als een civieltechnische ingreep met een beperkt doel (terugdringen van de oppervlakte zuurstofloos diep gebied) en negatieve effecten op natuurwaarden waarvoor compensatie nodig is die in verhouding staat tot de aangebrachte schade. Het team stelt voor om de verschillende aspecten van ecologische kwaliteit boven en onder water samen te nemen bij het definiëren van het doelbereik. Het project wordt gedefinieerd als het geheel van inspanningen (civieltechnische werken, beheerwerken op de eilanden, andere ingrepen in het systeem) gericht op een evenwichtige verbetering van de functionering van het ecosysteem en op het duurzaam bewaren van de beschermde natuurwaarden in de Grevelingen.

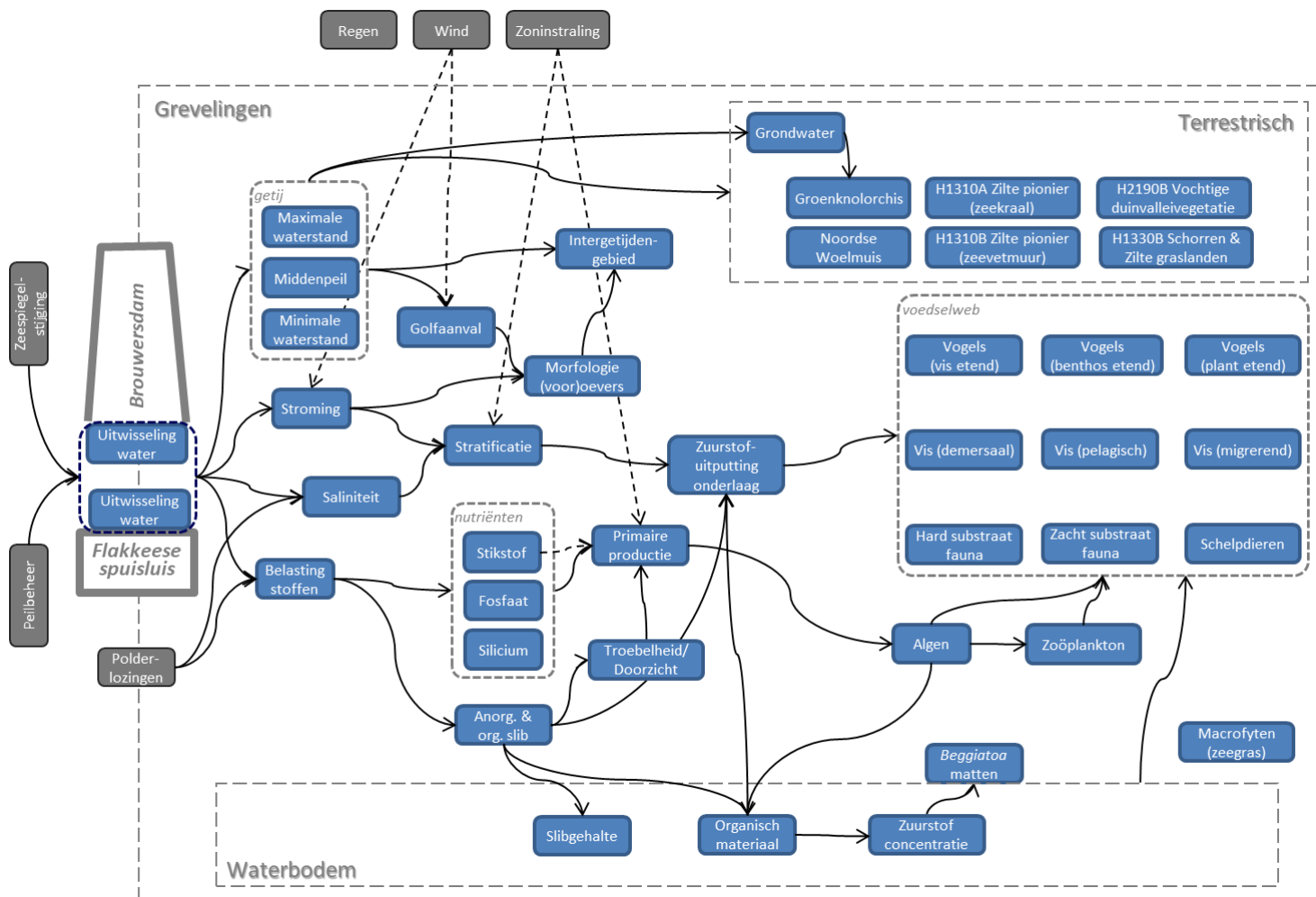
Er zijn drie opeenvolgende expertworkshops georganiseerd:

- Eerste workshop (20 januari) → Inventarisatie van indicatoren (longlist) en onderlinge samenhang in relatie tot ecologische systeemwerking
- Tweede workshop (3 februari) → Voorselectie van kansrijke indicatoren (shortlist)
- Derde workshop (17 februari) → Selectie van kansrijke indicatoren

In de volgende paragraaf worden de resultaten van de expertworkshops kort weergegeven. In bijlage A zijn de presentaties en verslagen van de workshops opgenomen.

2.2 Resultaten expertworkshops

Uitgaande van de holistische systeembenadering is in de eerste workshop een systeemdiagram opgesteld. Figuur 2.2 visualiseert de werking van het ecosysteem waarbij de afhankelijkheden tussen de verschillende systeemcomponenten zijn weergegeven.



Figuur 2.2 Schematische representatie van de werking van het ecosysteem Grevelingen en de onderlinge relaties tussen fysische, chemische en biologische componenten

De longlist van indicatoren is opgebouwd uit een inventarisatie van bestaande indicatorensets en aangevuld met suggesties door de experts (zie bijlage A voor volledige lijst). De volgende bestaande sets zijn meegenomen:

- Wettelijke kaders
 - Natura 2000
 - KRW
- Andere kaders of systematiek
 - Project Getij Grevelingen
 - Expertteam Grevelingen
 - Programmatie aanpak grote wateren (PAGW)
 - Natuurpuntensystematiek (ontwikkeld door PBL)
 - Natuurlijk kapitaal / ecosysteemdiensten

De longlist heeft 74 indicatoren. Het merendeel komt terug in het systeemdiagram van Figuur 2.2 wat aangeeft dat er een brede dekking is van de indicatoren over het samenhangende fysische, chemische en biologische systeem.

De longlist is vervolgens ingedikt tot een kortere lijst van 27 waarbij indicatoren zijn afgevalen op basis van de volgende afwegingen:

- De indicator is een instelling of keuze van de primaire maatregel Getij Grevelingen (bijvoorbeeld getijslag). De indicator is dan niet onafhankelijk van de maatregel.
- De indicator is een duidelijke dubbeling met een andere indicator (bijvoorbeeld waterflora, aanwezigheid waterplanten, bedekking zeegras). De dubbelingen zijn weggelaten.
- De indicator is geen sturende factor voor het systeem Grevelingen (bijvoorbeeld doorzicht).
- De indicator is niet onderscheidend voor varianten van de maatregel (bijvoorbeeld saliniteit).
- De indicator is onvoldoende gedefinieerd en/of ondervangen in andere indicatoren (bijvoorbeeld stabiliteit oevers).

Deze ingedikte lijst is in de 2^e expertsessie gescoord is op vijf criteria.

1. Representatief voor het (eco)systeem
 - Autonome ontwikkeling
 - Met maatregelen met introductie getij als primaire maatregel
2. Effect en effectiviteit van maatregelen weergeven
 - Doorlaatmiddel Getij Grevelingen
 - Autonome beheermaatregelen
 - Compenserende/mitigerende maatregelen
3. Zowel wetenschappelijk valide als politiek/bestuurlijk uitlegbaar
4. Meetbaar
 - Voldoende praktisch/eenvoudig en voldoende nauwkeurig te meten of af te leiden uit metingen
5. Voorspelbaar / Modelleerbaar
 - Omstandigheden en trends in de toekomst voldoende goed te voorspellen

In Tabel 2.1 is voor iedere indicator een verkorte conclusie weergegeven. Met name voor de biologische indicatoren op soort- of soortgroepniveau vallen indicatoren af omdat ze niet of niet voldoende goed voorspelbaar zijn. Habitats op basis van fysische factoren zoals overstromingsduur zijn wel goed voorspelbaar. Van een aantal indicatoren wordt geconcludeerd dat ze kenmerkend zijn voor het systeem Grevelingen, maar dat niet (goed) bekend is welk criterium erbij hoort: wanneer is het goed? Een beperkt aantal indicatoren komt als kansrijk bovendien.

Tabel 2.1 Beoordeling indicatoren van de ingekorte longlist. Vetgedrukte indicatoren zijn geïdentificeerd als kansrijk.

Categorie	Indicator	Kwalitatieve beoordeling geschiktheidscriteria
Hydrodynamiek	Verblijftijd	Systeemkenmerk, maar hoe definiëren? Waarschijnlijk weinig representatief voor kwaliteit ecosysteem.
	Stroomsnelheid (voor menging, sedimentatie/erosie, habitatgeschiktheid?)	Systeemkenmerk, voorspelbaar, maar wat zegt het?
	Getijslag, dagelijks peilverschil	Wordt ingesteld = peilbeheer. Zegt niets over effect en effectiviteit maatregel.
	Externe belasting stoffen (nutriënten, organisch materiaal, slib)	Direct gevolg van peilbeheer (externe belasting vanaf Voordelta en Oosterschelde). Zegt niets over effect en effectiviteit maatregel.
Waterkwaliteit, bodemkwaliteit en ecologie onder water	Zuurstofloosareaal > 7 dagen < 3 mg/l	Systeemkenmerk, indicator voor geulen dieper van NAP -10/-15 m
	Zuurstofconcentratie waterkolom	Systeemkenmerk, voorspelbaar, koppeling impact op ecosysteem nodig
	Zuurstofloosheid in de bodem	In principe voorspelbaar en meetbaar
	<i>Beggiatoa</i>	Niet of moeilijk voorspelbaar, bodemcondities mogelijk wel
	Organisch materiaal gehalte bodem	Niet of moeilijk voorspelbaar, reageert op termijn van decennia
	Slibgehalte bodem	Niet of moeilijk voorspelbaar, reageert op termijn van decennia
	Biomassa fytoplankton	Systeemkenmerk (o.a. draagkracht), voorspelbaar,
	Primaire productie	Systeemkenmerk (o.a. draagkracht), voorspelbaar
	Biomassa benthos	Systeemkenmerk (o.a. draagkracht), lijkt cruciaal voor achteruitgang ecosysteem, wenselijk, moeilijk voorspelbaar
	Graasdruk	Afgeleide van biomassa en soort benthos, moeilijk voorspelbaar
	Biodiversiteit benthos	Niet voorspelbaar
	Biomassa vis, productie vis	Niet voorspelbaar
	Draagkracht	Containerbegrip, specificeren als biomassa benthos en/of biomassa vis
Ecologie boven water	Plantetende vogels	Niet voorspelbaar (aantallen of biomassa)
	Bodemdieretende vogels	Niet voorspelbaar (aantallen of biomassa)
	Broedvogels	Niet voorspelbaar (aantallen of biomassa)
	Foerageergebied	Goed voorspelbaar, voedselbeschikbaarheid relevant
	Broedgebied	Goed voorspelbaar, vrijwel direct gerelateerd aan peilbeheer
	Ecotopen (diep water, ondiep water, intergetijde, droogval)	Goed voorspelbaar, vrijwel direct gerelateerd aan peilbeheer
	N2000 Habitattypen	Afhankelijkheid peil goed voorspelbaar, autonome ontwikkeling moeilijk(er)
	N2000 Soorten	Afhankelijkheid peil goed voorspelbaar, autonome ontwikkeling moeilijk(er)
	SNL (Subsidiestelsel Natuur en Landschap) typische soorten	Niet voorspelbaar (aantallen of biomassa)

Na de 2^e stap zijn twee methodische conclusies getrokken in relatie tot de selectie van indicatoren. De eerste conclusie is dat er onderscheid gemaakt moet worden tussen monitoring en afweging:

- Dit rapport zoekt naar indicatoren die bij afweging van toekomstige alternatieven gebruikt kunnen worden. Het kunnen voorspellen met voldoende zekerheid en nauwkeurigheid is daarvoor een voorwaarde.
- In tweede instantie – buiten de scope van dit rapport – is behoefte aan indicatoren die bij monitoring gebruikt kunnen worden. Dit traject loopt (ook) bij PAGW.

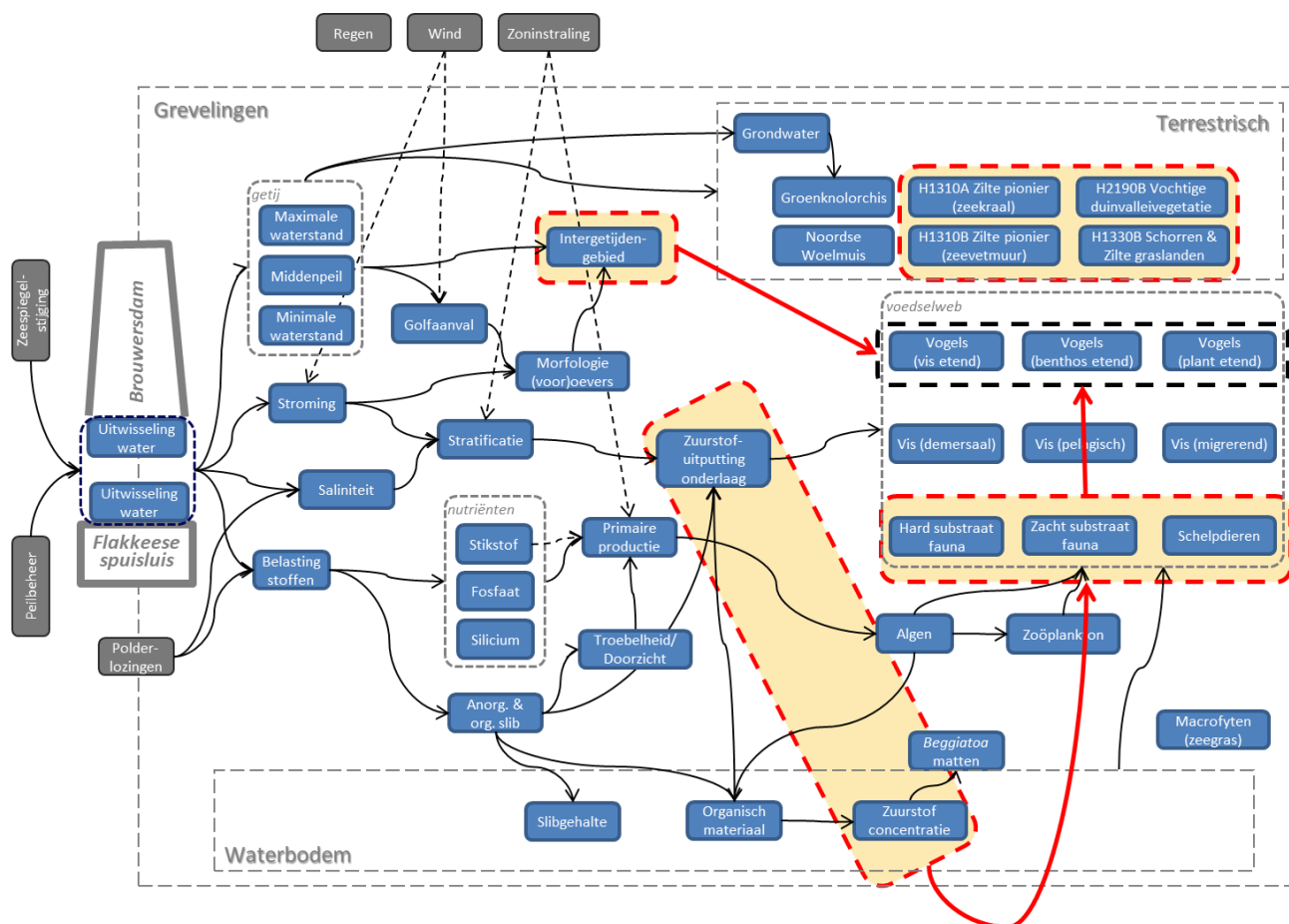
De tweede methodische conclusie is dat er onderscheid gemaakt moet worden tussen rekenindicatoren, afwegingsindicatoren en expert judgement beoordeling. Dit rapport gaat over afwegingsindicatoren.

- Rekenindicatoren → Belangrijke onderliggende factoren of processen
- **Afwegingsindicatoren** → Uitlegbaar en voorspelbaar .
- Expert judgement beoordeling → Niet kwantitatief voorspelbaar, daarom kwalitatief beoordelen

Afwegingsindicatoren liggen zo ver mogelijk in de keten (Figuur 2.2), omdat een indicator verder in de keten ook representatief is voor de voorliggende factoren (rekenindicatoren). Aan het eind van de keten worden de (met name biologische) indicatoren minder goed tot niet voorspelbaar (bijvoorbeeld aantal vogels). De afwegingsindicatoren zitten daarom vaak op snijvlak tussen abiotiek en biotiek, zo ver mogelijk in de keten, maar niet zo ver dat ze niet meer voorspelbaar zijn met voldoende nauwkeurigheid.

Figuur 2.3 laat de positie van de geïdentificeerde kansrijke (uitlegbare en voorspelbare) afwegingsindicatoren (Tabel 2.1) in het systeemdiagram zien.

1. Zuurstofconcentratie waterkolom en zuurstofconcentratie bodem → Maat voor toestand/geschiktheid bodemleven
2. Biomassa benthos → Maat voor draagkracht ondiepe delen – gerelateerd aan KRW
3. Habitatgeschiktheid vogels → Gerelateerd aan wettelijk kader – Broed- en foerageergebied
4. Natura 2000 habitattypen en soorten → Gerelateerd aan wettelijk kader



Figuur 2.3 Kansrijke afwegingsindicatoren binnen het systeemdiagram

Afwegingsindicatoren 3 en 4 zijn al gebruikt in de verkenningsfase (Team Inhoud & Onderbouwing Getij Grevelingen, 2019) en daarom wordt naar deze afwegingsindicatoren geen verdiepend onderzoek gedaan.

Afwegingsindicatoren 1. en 2. zijn nieuw. De zuurstofconcentratie in de bodem lijkt een betere indicator dan het tot nu toe gebruikte “langdurig zuurstofarm areaal”, omdat dit het volledige diepteprofiel omvat en omdat het directer gerelateerd is (of op basis van het huidige systeeminzicht lijkt te zijn) aan de toestand van het bodemleven. De zuurstofconcentratie in de bodem is ook een indicatie van het potentiële voorkomen van *Beggiatoa* bacteriën (d.w.z. zuurstofloze bodem maar nog wel zuurstof in de waterkolom). Afwegingsindicatoren 1 en 2 komen overeen met het voorstel van het expertteam Grevelingen (2021).

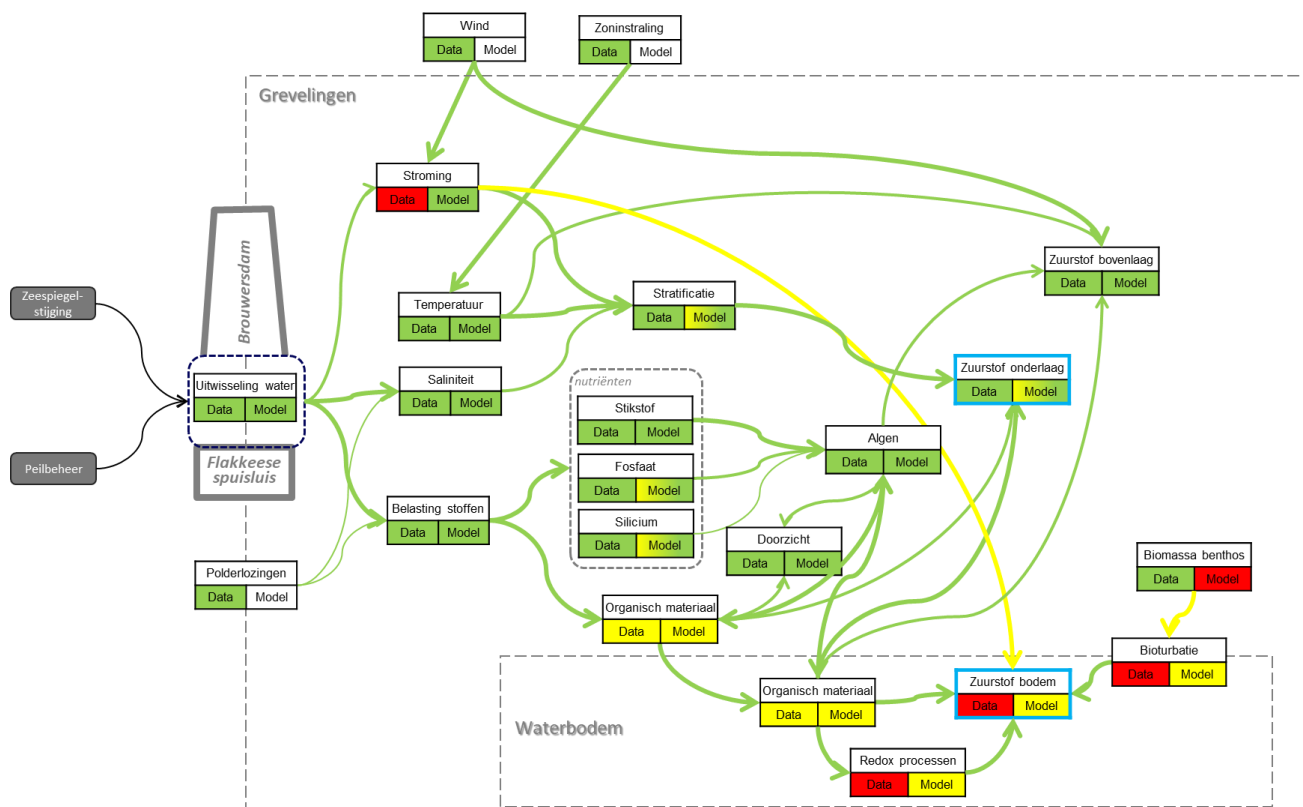
Afwegingsindicatoren 1 en 2 hebben beide betrekking op de toestand en ontwikkeling van de bodem en het bodemleven. Het gaat hier vooral over de delen boven NAP -15/-10 m die voor zover bekend niet door langdurige zuurstofloosheid als gevolg van stratificatie worden getroffen. De achteruitgang van de toestand van de bodem (o.a. *Beggiatoa* bacteriematten) en het bodemleven is een belangrijke observatie op basis van metingen en anekdotisch bewijs van o.a. duikers. De oorzaak of oorzaken van de achteruitgang zijn niet volledig begrepen.

De fysische, biochemische en biologische processen zijn in twee verrijkte effectketens gevisualiseerd: 1) voor de zuurstofconcentratie in de waterkolom en de waterbodem (Figuur 2.4), en 2) voor de biomassa benthos (Figuur 2.5). In een verrijkte effectketen wordt aangegeven welke processen belangrijk zijn, welke processen goed of niet goed genoeg bekend zijn, of er voldoende meetgegevens beschikbaar zijn en tenslotte of een parameter goed genoeg met een model te voorspellen is.

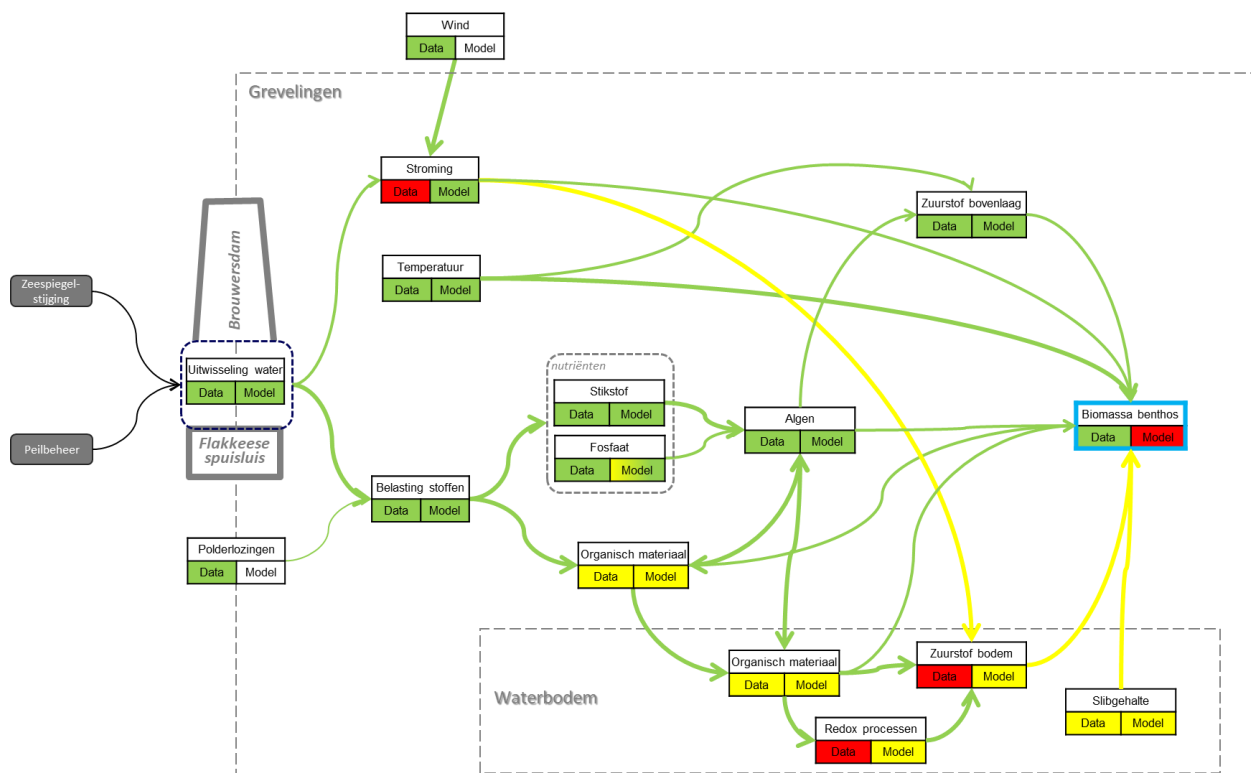
Uit beide verrijkte effectketens blijkt dat de processen in de waterkolom voldoende goed begrepen worden en dat er voldoende meetgegevens beschikbaar zijn, bijvoorbeeld voor modelinvoer en data-model-vergelijking. Deze processen in de waterkolom zijn opgenomen in het 3D hydrodynamica en waterkwaliteit model van het Grevelingenmeer. Bij de opzet van het nieuwe model in D-HYDRO is geconstateerd dat de zuurstofconcentratie in de diepe delen en met name de duur van zuurstofuitputting parameters zijn die gevoelig zijn voor modelinstellingen (Deltares, 2021). De modelvoorspellingen van getijscenario's leveren daardoor inzicht in het effect in relatieve zin (onderlinge vergelijking van scenario's), maar hebben ook te maken met een vooralsnog te grote onzekerheidsmarge om met voldoende zekerheid uitspraken te doen over het bepalen van absolute streefwaarden als het langdurig areaal zuurstofloosheid. De voorspelling voor de zuurstofconcentratie in de ondiepere delen hebben een (veel) kleinere onzekerheidsmarge.

De interactie tussen de waterkolom en de waterbodem en de processen in de waterbodem worden in kwalitatieve, theoretische zin goed begrepen, maar zowel data als geschikte modellen ontbreken om in kwantitatieve, praktische zin uitspraken te kunnen doen. Toch blijkt uit de workshops dat een afwegingsindicator die iets zegt over de toestand en ontwikkeling van de waterbodem essentieel is. Gezien het ontbreken van voldoende data en het ontbreken van voldoende begrip over de ontwikkeling van de waterbodem en het bodemleven, is het uitbreiden van het 3D model met deze processen in dit stadium geen optie. Daarvoor is eerst een data-analyse nodig en/of het verzamelen van aanvullende data.

Als afsluiting van deze fase is geconstateerd dat er vier kansrijke afwegingsindicatoren zijn, waarvan er twee geen nader onderzoek vragen (Habitatgeschiktheid vogels en Natura 2000 habitattypen en soorten). De afwegingsindicatoren zuurstofconcentratie en biomassa benthos hebben wel verdieping nodig om meer (be)grip te krijgen van/op de interactie tussen de waterkolom en de waterbodem. Hier wordt in het volgende hoofdstuk op ingegaan.



Figuur 2.4 Verrijkte effectketen voor zuurstofconcentratie in waterkolom en waterbodem. De dikte van de pijlen geeft het belang van de relatie aan. De kleur van de pijlen geeft de mate van kennisbeschikbaarheid aan. De kleur bij Data en Model geeft aan of voldoende data beschikbaar is dan wel of de parameter voldoende goed voorspeld kan worden met een model.



Figuur 2.5 Verrijkte effectketen voor biomassa benthos. De dikte van de pijlen geeft het belang van de relatie aan. De kleur van de pijlen geeft de mate van kennisbeschikbaarheid aan. De kleur bij Data en Model geeft aan of voldoende data beschikbaar is dan wel of de parameter voldoende goed voorspeld kan worden met een model.

3 Fase 2: Verdiepend onderzoek naar interactie waterkolom en sediment

3.1 Beschrijving van aanpak door middel van een exploratief rekenmodel

Om meer grip te krijgen op de relatie tussen (de toestand van) de waterkolom en de bodem is een exploratief model opgezet. In het exploratief model is de essentie van stroming en (verticale) menging in de waterkolom, de afbraak van organisch materiaal in relatie tot zuurstof, nitraat, ijzer- en mangaanoxides, sulfaat en methaanvorming in het sediment opgenomen. Bio-irrigatie en bioturbatie, menging van opgeloste en particuliere stoffen door organismen in het sediment, zijn ook opgenomen. Van al deze processen is de waarde niet exact bekend, maar een range is wel te geven. Omdat het exploratief model snel rekent, kan een groot aantal berekeningen worden uitgevoerd, om deze range zo breed mogelijk te omvatten. Ook kan het onderlinge belang van verschillende factoren worden afgeleid.

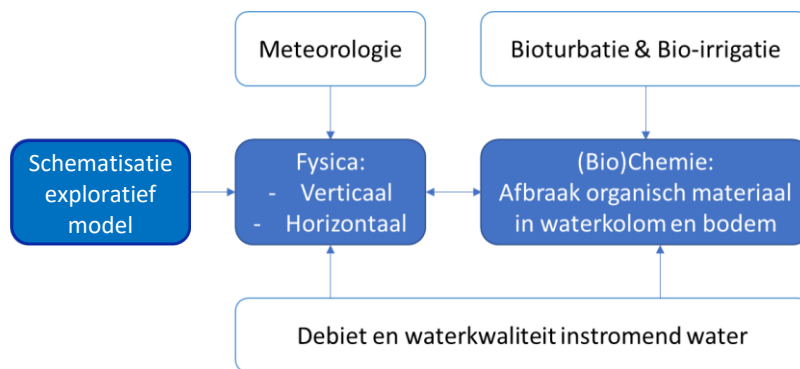
Stroming, verticale menging (stratificatie) en de sedimentatie van organisch materiaal zijn drie factoren die beïnvloed worden door een doorlaatmiddel. De sedimentatie van organisch materiaal op twee manieren, namelijk door de grotere import van organisch materiaal uit de Voordelta en door een grotere primaire productie. Bio-irrigatie en bioturbatie worden in het exploratief model gezien als een maat voor de biomassa benthos en tenminste gedeeltelijk ook voor de samenstelling op soortgroepniveau.

Met het exploratief model wordt een modelmatige dataset gecreëerd van de condities in de bodem die vervolgens geanalyseerd kan worden. De kernvraag die geanalyseerd wordt, is bij welke combinaties van processen de bodem van het Grevelingenmeer zuurstofloos wordt. De inzichten uit deze gevoeligheidsanalyse worden gecombineerd met inzichten uit de systeemanalyse (systeemrapportage) op basis van beschikbare velddata (benthos, sedimentsamenstelling, verspreiding *Beggiatoa*) en de 3D modellering (met Delft3D en D-HYDRO) om te komen tot een (voorstel voor) afwegingsindicatoren. De recent beschikbaar gekomen resultaten en inzichten uit de ontwikkeling van het nieuwe D-HYDRO model worden meegenomen (Deltares, 2021).

Het jaar 2008 is in de modellering als toetsjaar beschikbaar voor zowel de huidige situatie als de getijsscenario's. Voor de huidige situatie geldt de kanttekening dat de Flakkeese spuisluis niet in gebruik was in 2008. Voor het getijsscenario wordt in dit rapport het zogenaamde 40/-30 peilscenario gebruikt. In dit getijsscenario is het middenpeil NAP -30 cm en de getijslag 40 cm. In lijn met Deltares (2019) wordt in dit rapport de identificatiecode **TMBW** gebruikt voor het 40/-30 scenario.

3.2 Interactie waterkolom-waterbodem: conceptueel denkmodel

Deze paragraaf beschrijft op hoofdlijnen het conceptueel model voor de exploratieve modellering van de interactie waterkolom-waterbodem van het Grevelingenmeer. Hoofdvraag aan het model is inzicht krijgen in de condities die resulteren in zuurstofloosheid in de waterbodem. De opbouw van het conceptueel denkmodel wordt in een aantal stappen uitgelegd.



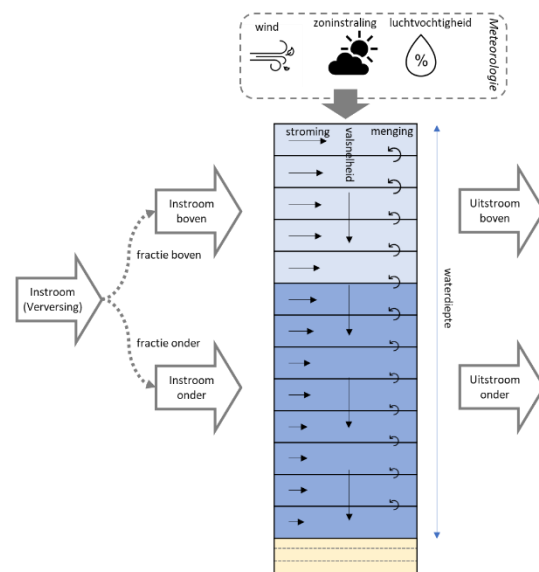
Schematisatie exploratief model

Het exploratief model bestaat uit een waterkolom met onderliggende bodem. Voor zowel de waterkolom als de bodem is gelaagdheid belangrijk. In de waterkolom uit gelaagdheid zich in stratificatie en zuurstofuitputting in de onderlaag en in horizontale en verticale (dichtheids)stroming en menging. In de bodem is een laagverdeling nodig om de profielen van o.a. zuurstof, nitraat en sulfide in de bodem te reproduceren.

Voor de bodem wordt gebruik gemaakt van de beschikbare gelaagde bodemmodule in de DELWAQ processenbibliotheek. De bodem is daarin (default) opgebouwd uit 7 lagen met een dunne 1 mm laag aan het bodem-watergrensvlak en daaronder een toenemende laagdikte. De totale dikte van de bodem is 10 cm.

Fysica: horizontale en verticale stroming en menging

Het transport van opgeloste stoffen in de waterkolom wordt bepaald door horizontale en verticale stroming en menging. Horizontale stroming wordt veroorzaakt door het peilbeheer, dat wil zeggen het in- en uitlaten van debieten, en door wind aangedreven stroming. Verticale menging wordt aangedreven door de stroming die turbulentie genereert. Verticale menging wordt gereduceerd door zout- en/of temperatuurstratificatie. Zoutstratificatie ontstaat als het instromende water een voldoende afwijkende dichtheid heeft als die van het ontvangende water. Er ontstaat dichtheidsstroming, ofwel langs de onderlaag als het instromende water een hoger zoutgehalte heeft, ofwel langs de bovenlaag als het instromende water een lager zoutgehalte heeft. Een instroom halverwege de waterkolom is ook nog mogelijk. Temperatuurstratificatie ontstaat als de warmte-instraling groot is en de stroming/menging gering.



Voor particulaire stoffen (vaste deeltjes) wordt het transport daarnaast bepaald door de valsnelheid, die weer afhangt van de dichtheid en de afmeting van de partikels..

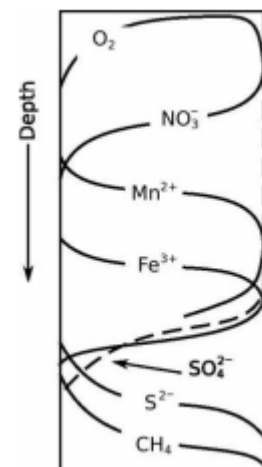
Meteorologie

De meteorologie speelt op twee manieren een rol. Wind zorgt voor horizontale stroming met de grootste stroomsnelheid aan het wateroppervlak en afnemende stroomsnelheid met grotere waterdiepte. Wind zorgt ook voor golven. Golven en stroming zorgen voor turbulentie en verticale menging van de waterkolom.

De combinatie van zoninstraling, luchttemperatuur, wind en luchtvochtigheid zorgt voor de uitwisseling van warmte tussen de atmosfeer en het water. Bij weinig wind en geringe stroming warmt de oppervlaktelaag op en ontstaat een temperatuurverschil tussen boven- en onderlaag van de waterkolom.

(Bio)Chemie: Afbraak van organisch materiaal in de bodem

Voor de afbraak van organisch materiaal worden door verschillende bacteriegroepen opgeloste stoffen gebruikt. Het gebruik van zuurstof levert de meeste energie op en daarom wordt zuurstof als eerste opgemaakt. Vervolgens worden achtereenvolgens nitraat (omgezet in ammonium of stikstofgas), mangaan- en ijzeroxides (omgezet in opgelost Mn^{2+} en Fe^{2+}) en sulfaat (omgezet in sulfide) gebruikt. Als laatste wordt organisch materiaal via methanogenese omgezet in methaan en CO_2 . Een typisch verticaal concentratieprofiel van stoffen in de bodem staat rechts. Afhankelijk van de situatie dringt zuurstof millimeters tot (vele) centimeters de bodem in. In de Grevelingen is de (maximale) zuurstofindringdiepte waarschijnlijk in de orde van millimeters tot 1 cm.



Op basis van deze biochemische afbraakreacties in de bodem moeten deze stoffen dus in het exploratief model worden meegenomen.

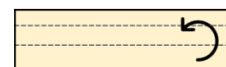
Organisch materiaal wordt in het Grevelingenmeer geproduceerd door primaire productie (algen, wieren) en wordt (netto) geïmporteerd door het instromende water (en afgevoerd door het uitstromende water). Bij voldoende lage stroomsnelheid zinkt het organisch materiaal naar de bodem en kan het sedimenteren. Primaire productie in het Grevelingenmeer wordt in het zomerhalfjaar gelimiteerd door de beschikbaarheid van stikstof.

Bioturbatie en bio-irrigatie: transport en menging in de bodem

Er moet onderscheid gemaakt worden tussen transport van stoffen in het poriewater en het transport van vaste deeltjes.

Vaste deeltjes worden door bioturbatie gemengd, d.w.z. het door elkaar werken en verplaatsen van sediment door organismen zoals wormen. Transport in het poriewater wordt veroorzaakt:

- door moleculaire diffusie (zeer traag proces),
- door turbulente menging als gevolg van stroming over de bodem (door kleine drukverschillen wordt poriewater met het bovenstaande water uitgewisseld) en
- door bio-irrigatie, het proces van benthische organismen die hun gangen spoelen met bovenstaand water.



bioturbatie & bio-irrigatie

Debiet en waterkwaliteit van het instromende water

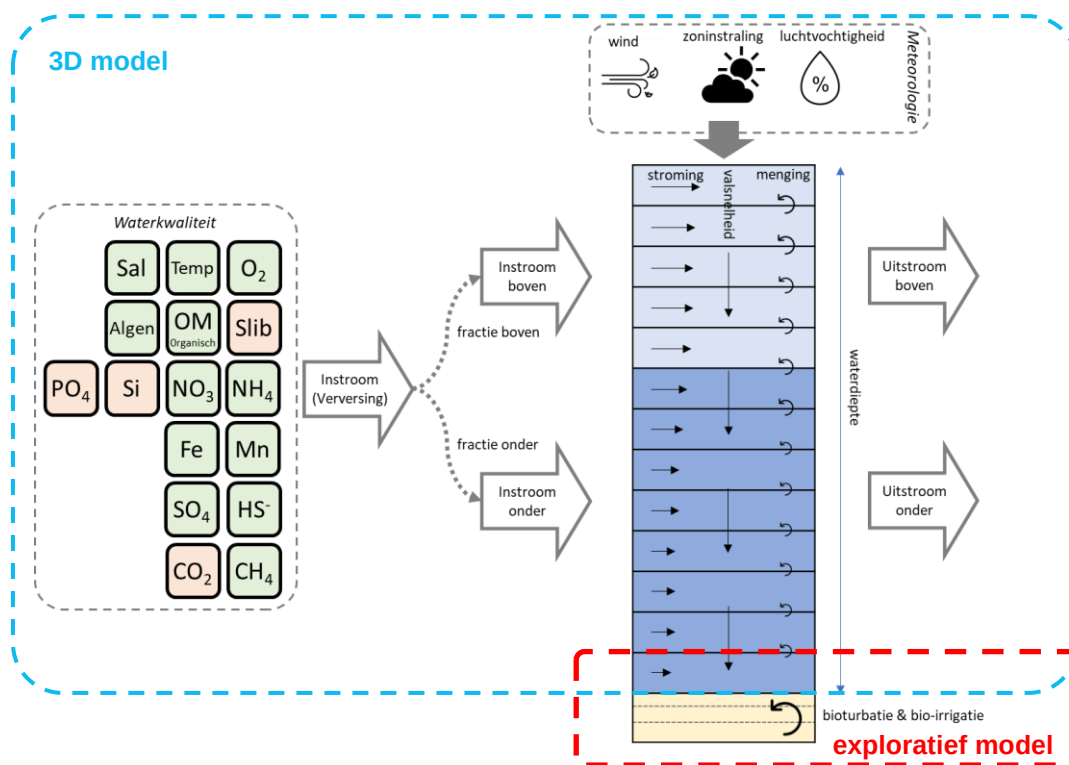
Debiet en waterkwaliteit van het instromende water zijn van belang voor de fysica en voor de biochemie. Het belang wordt groter als de verblijftijd in de waterkolom groter wordt. Als per dag 1% van het water verversst wordt, zijn de fysische (stratificatie) en biochemische processen in de waterkolom bepalend. Als per dag 100% van het water verversst wordt is de waterkwaliteit van de waterkolom gelijk aan het instromende water. De tijdschaal van een dag is te kort voor fysische en biochemische processen om de waterkwaliteit substantieel te beïnvloeden.

In deze uitersten van 1% of 100% per dag is de wijze van schematiseren in het exploratief model niet of nauwelijks belangrijk. Als de verversingstijd in gelijke orde van de tijdschaal van fysische en biochemische processen komt, wordt de wijze van schematiseren belangrijk en kan dat het (model)resultaat beïnvloeden. Naar verwachting treedt dat op bij 5%-15% per dag verversing (7-21 dagen).

Tenslotte moet in verband met de mogelijkheid van dichtheidsstroming rekening gehouden worden met de verticale positie van de instroom. De verversingstijd is niet gelijk voor de oppervlaktelaag (waar wind gedreven stroming ook een belangrijk deel van de verversing veroorzaakt) en de bodemlaag.

Conceptueel model als geheel

Figuur 3.1 toont het conceptueel model in zijn geheel.



Figuur 3.1 Conceptueel denkmodel en combinatie exploratief model en 3D model

Combinatie exploratief model met 3D model

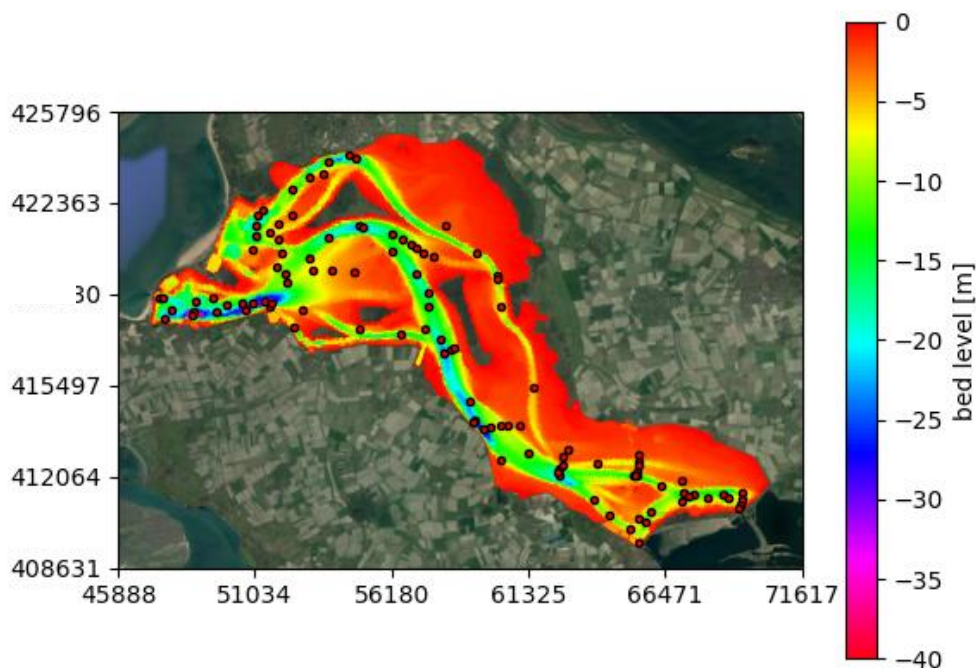
De implementatie van het exploratief rekenmodel heeft geleid tot een aanpassing. De oorspronkelijke gedachte om met een exploratief model de stratificatie in de waterkolom te modelleren is losgelaten, omdat het niet op voorhand duidelijk is hoe de horizontale stroming en de verticale menging en de verversing die daardoor veroorzaakt wordt, op een goede manier gemodelleerd moet worden. Daarom is overgestapt naar een aanpak waarbij de gegevens uit de waterkolom overgenomen worden uit het 3D model, waarin deze horizontale en verticale processen wel op een goede manier zijn gemodelleerd, en alleen de interactie tussen de waterkolom – in het bijzonder het water direct boven het sediment – en de ontwikkeling van de waterbodem in het exploratief rekenmodel te simuleren. Dat onderscheid wordt in Figuur 3.1 weergegeven met de blauwe (3D) en rode (exploratief model) boxen. Uit de overlap van de boxen blijkt dat de connectie gelegd wordt door de modelresultaten van het onderste watersegment in het 3D model. Enige toevoeging is dat de stoffen ijzer (Fe), mangaan (Mn), sulfaat (SO₄²⁻), sulfide (HS⁻) en methaan (CH₄) niet in het 3D model zijn opgenomen. Daarvoor moet derhalve aanvullende modelinvoer opgegeven worden.

Door deze aanpak is de modelmatige randvoorwaarde voor de bodemprocessen consistent met de fysische, biochemische en biologische (primaire productie) processen zoals berekend met het 3D model⁴, dat gebaseerd is op en vergeleken met beschikbare data voor de huidige situatie (jaar 2008). Ook het doorrekenen van een getijscenario dat beschikbaar is als 3D modelresultaat, is daarmee volledig consistent.

3.3 Genereren database met exploratief rekenmodel

Bijlage B bevat de technische beschrijving van het exploratief rekenmodel. In deze paragraaf worden de stappen beschreven om de modelmatige database te genereren die vervolgens in de analyse is gebruikt. Doel van de modelmatige database is te kunnen onderzoeken hoe de waterbodem reageert op verschillende condities. De opbouw bestaat uit twee delen:

1. Data en informatie uit het 3D model
 - a. Uitgaan van het jaar 2008 → Gekalibreerd ten opzichte van metingen
 - b. Getijscenario TMBW (ook condities 2008)
 - c. 111 locaties variërend in waterdiepte en van oost naar west (Figuur 3.2). Naast de TSO meetlocaties van verticale profielen van temperatuur, saliniteit en zuurstof in de geul zijn op het oog locaties in ondiepere gebieden geselecteerd.



Figuur 3.2 Locaties waarvan 3D-modelresultaten zijn gebruikt in het exploratief model

- d. Uit het 3D model zijn de tijdseries van concentraties in de onderste rekencel gehaald. Daarnaast is de volgende informatie geëxtraheerd als metadata, §3.4:
 - i. Waterdiepte
 - ii. Stroomsnelheid (gemiddelde)
 - iii. Potential Energy Anomaly (PEA, zomergemiddelde). De PEA is de hoeveelheid energie die nodig is om een gestratificeerde waterkolom volledig te mengen. PEA representeert de mate van stratificatie.
 - iv. Duur langdurige lage zuurstofconcentratie (aantal dagen < 3 mg/l) conform de tot nu toe gebruikte indicator voor langdurig zuurstofarm areaal

⁴ Let op dat er geen terugkoppeling is van de bodem in het exploratief model naar de waterkolom in het 3D model.

- v. Flux van organisch materiaal naar het sediment (cumulatief per jaar, cumulatief per zomer)

2. Berekeningen met het exploratief model

- a. De biochemische processen in de bodem (afbraak organisch materiaal met opeenvolgend verbruik van zuurstof, nitraat, ijzer/mangaan, sulfaat en ten slotte methanogenese) zijn opgenomen in het standaard “gelaagde bodem”-proces in DELWAQ (zie ook Bijlage B). Er wordt gebruik gemaakt van de defaultinstellingen. In uitzondering hierop wordt gekozen voor twee fracties organisch materiaal die verschillen in afbraaksnelheid in plaats van vier fracties organisch materiaal. Er is met vier fracties sprake van een fractie met een zeer trage afbraaksnelheid en daardoor een lange inspeeltijd van 100 jaar of meer. Dat is praktisch niet uitvoerbaar. Het gaat uiteindelijk om de totale afbraak (sommatie van fracties) die met twee fracties ook voldoende goed beschreven kan worden.
- b. De verticale menging in de bodem wordt veroorzaakt door moleculaire diffusie (opgeloste stoffen), turbulente stroming over het water-bodemoppervlak (opgeloste en particulaire stoffen), bio-irrigatie (opgeloste stoffen) en bioturbatie (particulaire stoffen).
 - i. Moleculaire diffusie is goed bekend, maar levert een kleine, vaak verwaarloosbare bijdrage.
 - ii. Menging door turbulente stroming is niet tot slecht bekend. De aanname is dat menging toeneemt bij hogere stroomsnelheden en in ondiepere delen door golfwerking. Door de stroomsnelheid uit het 3D model af te leiden, zal hier een beoordeling over gegeven moeten worden. Gezien de lage stroomsnelheden in het Grevelingenmeer is de bijdrage waarschijnlijk (zeer) beperkt.
 - iii. Menging door bio-irrigatie en bioturbatie is door WMR onderzocht in een korte literatuurstudie (Bijlage C). Hieruit blijkt dat er geen getalswaarde bekend is of afgeleid kan worden die als representatief voor het Grevelingenmeer kan worden beschouwd. Er is meer informatie en kennis nodig over het effect van verticale menging door bio-irrigatie en bioturbatie specifiek voor het Grevelingenmeer, voornamelijk in de vorm van de zuurstofindringdiepte.
- c. Voor bio-irrigatie en bioturbatie wordt daarom gekozen voor een range aan waarden waarvan aangenomen wordt dat ze de range van condities in het Grevelingenmeer omvatten. Door de in het model berekende zuurstofindringdiepte te vergelijken met (directe en indirecte) veldgegevens van het Grevelingenmeer en gegevens uit de literatuur, kan afgeleid worden of de opgelegde range realistisch is. Onderstaande range is aangenomen.

	Gehanteerde waarden in het exploratief model (m ² /s) ⁵
	Default waarden in de DELWAQ processenbibliotheek zijn onderstreept.
Bio-irrigatie	5x10 ⁻³ , 1x10 ⁻³ , 5x10 ⁻⁴ , <u>1x10⁻⁴</u> , 5x10 ⁻⁵ , 1x10 ⁻⁵
Bioturbatie	5x10 ⁻⁶ , <u>2x10⁻⁶</u> , 5x10 ⁻⁷ , 1x10 ⁻⁷

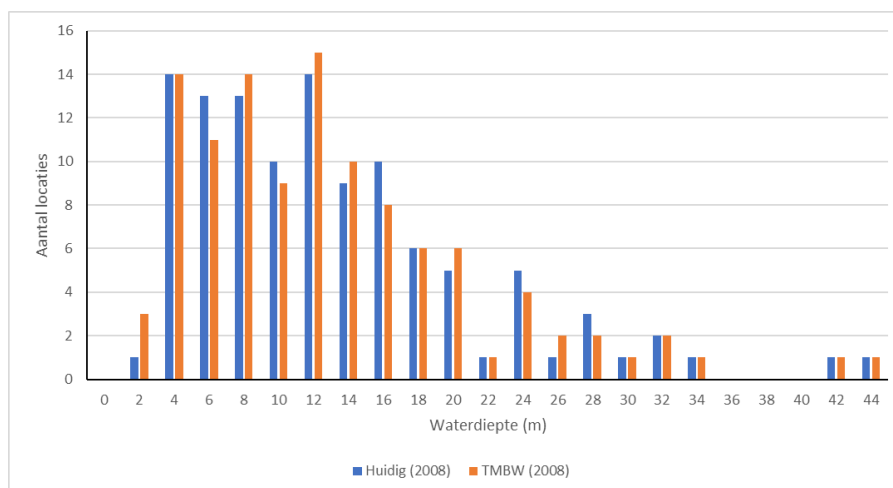
⁵ Ter vergelijking: moleculaire diffusie heeft een waarde in de orde van 1x10⁻⁹ m²/s.

3.4 Resultaten exploratief rekenmodel

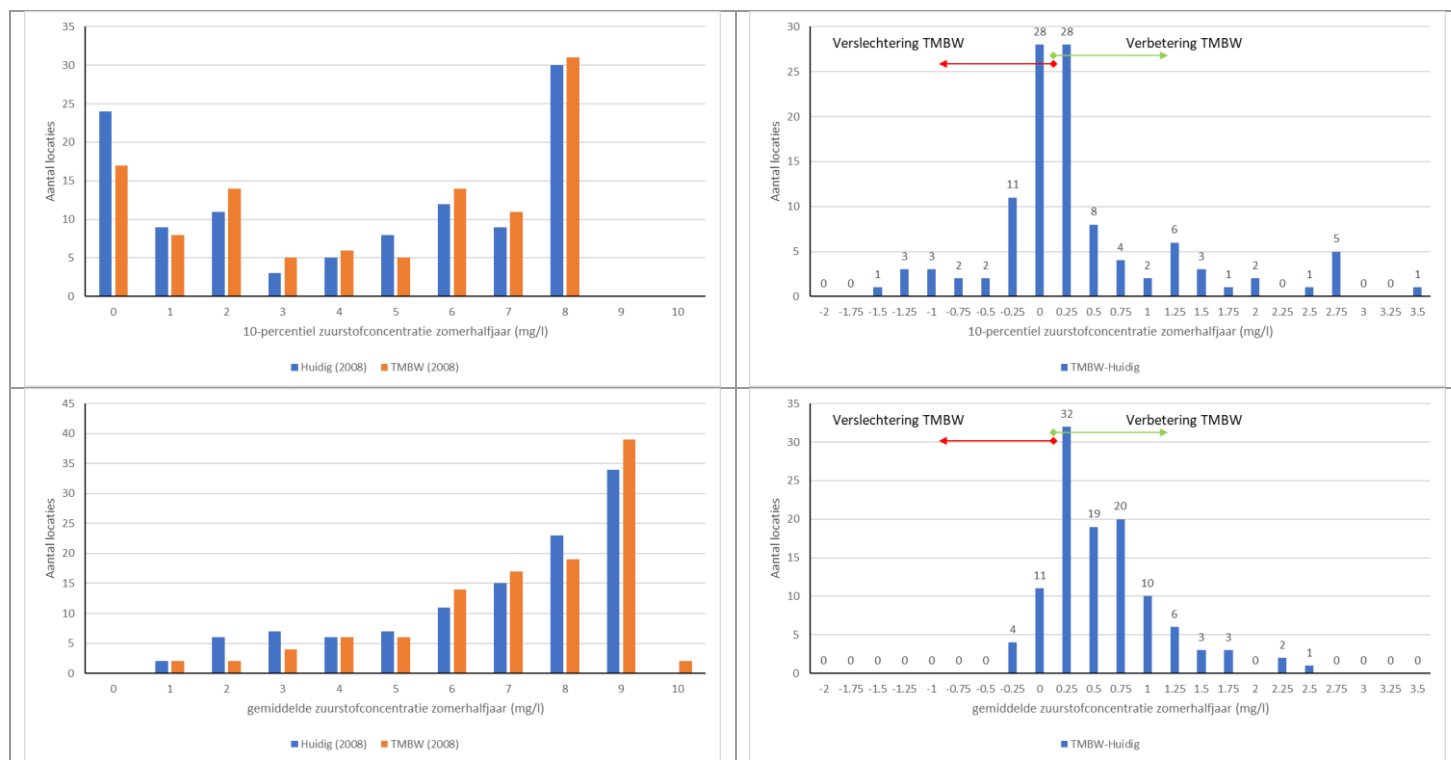
Gegevens van de waterkolom worden afgeleid uit het 3D model, zowel voor de huidige situatie (jaar 2008 – let op Flakkeese spuisluis nog niet in gebruik) als voor het TMBW getijscenario (40 cm getij met NAP -30 cm als middenpeil). Voor 111 locaties, die als representatief voor de variatie aan condities in het meer worden beschouwd, wordt modelmatig onderzocht hoe de waterbodem reageert op de zuurstofconcentratie in de waterkolom en op de sedimentatie van organisch materiaal. De aanwezigheid en activiteit van benthos wordt meegenomen door bio-irrigatie en bioturbatie, zijnde het menggedrag door organismen van respectievelijk (porie)water en daarin opgeloste stoffen en van particulier materiaal.

3.4.1 Gegevens en variatie locaties 3D model

In deze paragraaf worden de condities en variatie van de 111 locaties beschreven. De waterdieptes variëren van 2 m tot 44 m (Figuur 3.3). Voor waterdieptes ondieper dan 2 m wordt de modelaanpak met interactie tussen waterkolom en waterbodem als onvoldoende zeker beschouwd. Het effect van stroming en golven speelt in deze zone een rol onder andere met effect op sedimentatie van organisch materiaal. Dit effect is niet in het 3D model opgenomen. De verdeling van locaties over de waterdiepte laat zien dat het merendeel van de locaties in de zone boven NAP -10/-15 m ligt (Figuur 3.3). Dit is de interessezone, dat wil zeggen waar geen langdurig zuurstofarme condities in de waterkolom voorkomen en die als belangrijk voor het ecosysteem wordt gezien.



Figuur 3.3 Range aan waterdieptes voor de 111 locaties voor zowel huidige situatie (2008) als het TMBW getijscenario. Het aantal locaties in een bepaalde klasse wordt getoond.



Figuur 3.4 Range aan zuurstofconcentratie bij de bodem voor de 111 locaties voor zowel huidige situatie (2008) als het TMBW getijscenario. Het aantal locaties in een bepaalde klasse wordt getoond, waarbij de bovenkant van de klasse op de x-as staat (0.25 is dus de klasse tussen 0 en 0.25 mg/l).

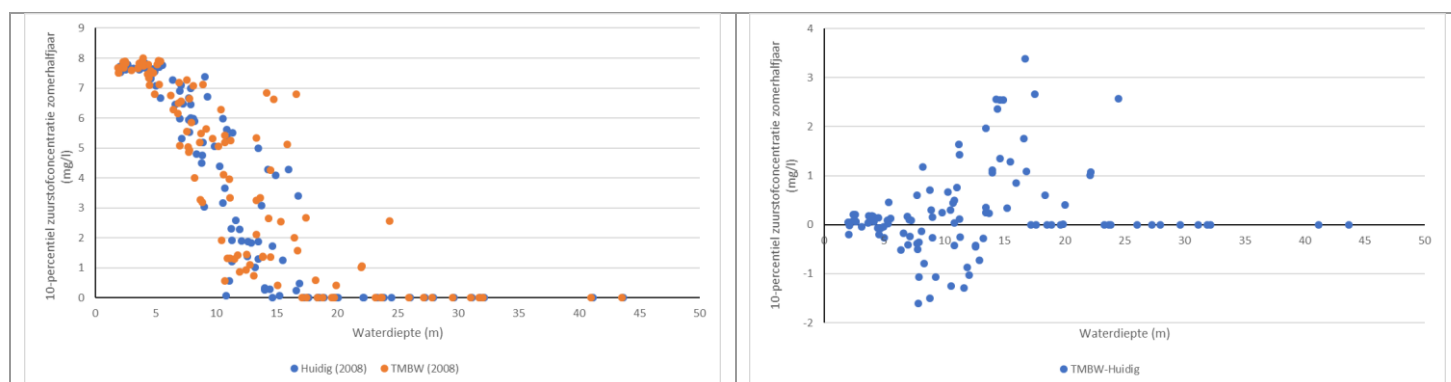
Bovenste rij: 10-percentiel zuurstofconcentratie zomerhalfjaar (april-september)

Onderste rij: gemiddelde zuurstofconcentratie zomerhalfjaar

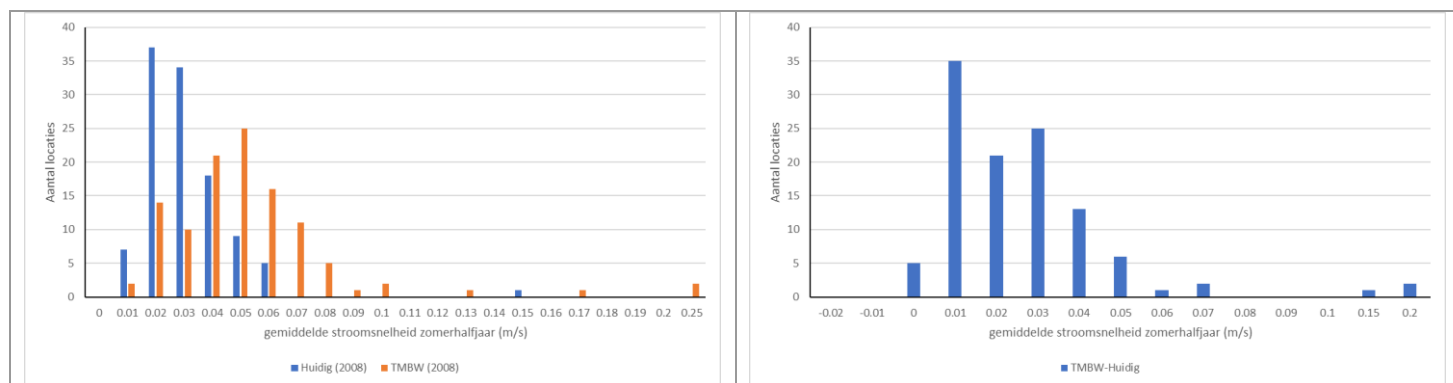
Linker kolom: Aantal locaties per klasse voor Huidig en TMBW

Rechter kolom: Verschil tussen TMBW en Huidig

Voor zuurstofconcentratie laat Figuur 3.4 zien dat er een goede verdeling is met voldoende locaties waar de zuurstofconcentratie niet langdurig zuurstofarm is. Met het exploratief model is zo de reactie op de range aan zuurstofconcentraties in de waterkolom in te schatten. Uit het verschil tussen TMBW en Huidig blijkt dat in het merendeel van de locaties de gemiddelde zuurstofconcentratie bij de bodem in het zomerhalfjaar verbetert in TMBW ten opzichte van Huidig. Voor het 10-percentiel (~18 dagen) is de verdeling ongunstiger: In bijna de helft van de locaties (50 van 111) treedt een – meestal kleine (39 keer <0,5 mg/l) – verslechtering op. Tussen waterdieptes van circa 5 tot 15 meter treedt zowel verbetering als verslechtering van het 10-percentiel op (Figuur 3.5).



Figuur 3.5 10-percentiel zuurstofconcentratie zomerhalfjaar ten opzicht van waterdiepte voor de 111 locaties. Links: absolute waarde voor Huidig en TMBW; rechts: verschil tussen TMBW en Huidig.

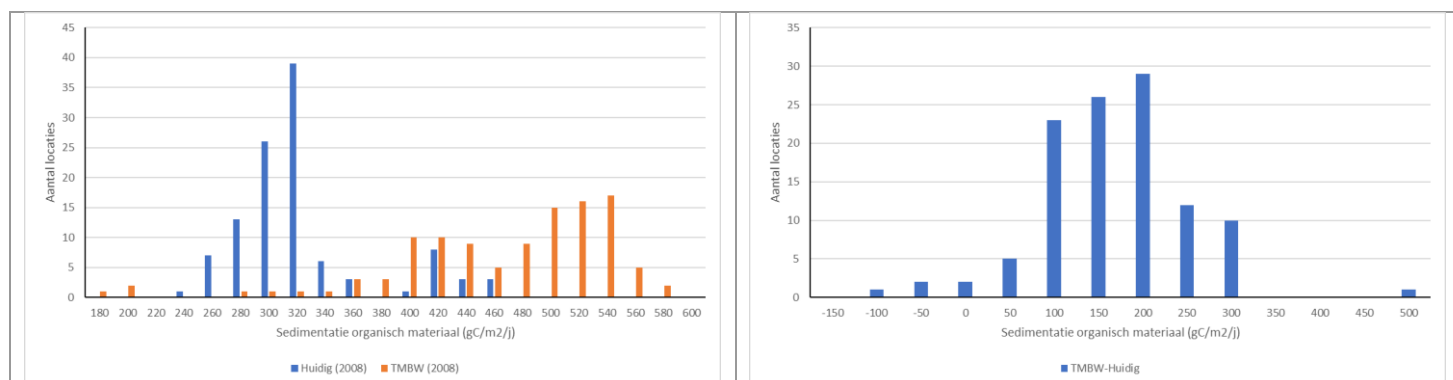


Figuur 3.6 Range aan gemiddelde stroomsnelheid (zomerhalfjaar) bij de bodem voor de 111 locaties voor zowel huidige situatie (2008) als het TMBW getijscenario. Het aantal locaties in een bepaalde klasse wordt getoond, waarbij de bovenkant van de klasse op de x-as staat

Linker kolom: Aantal locaties per klasse voor Huidig en TMBW

Rechter kolom: Verschil tussen TMBW en Huidig

De gemiddelde stroomsnelheid (zomerhalfjaar) bij de bodem is in de huidige situatie laag met enkele cm/s (Figuur 3.6). Het TMBW getijscenario resulteert in een verhoging van de gemiddelde stroomsnelheid bij de bodem met enkele cm/s (Figuur 3.6). Verwacht wordt dat dit een gunstige invloed heeft op de zuurstofinfiltratie in de bodem. Van een hogere stroomsnelheid wordt ook verwacht dat het positief is voor benthos door aanvoer van voedsel en zuurstofrijk(er) water en afvoer van ongunstige stoffen.



Figuur 3.7 Range aan sedimentatieflux van organisch materiaal ($\text{gC/m}^2/\text{jaar}$) voor de 111 locaties voor zowel huidige situatie (2008) als het TMBW getijscenario. Het aantal locaties in een bepaalde klasse wordt getoond, waarbij de bovenkant van de klasse op de x-as staat.

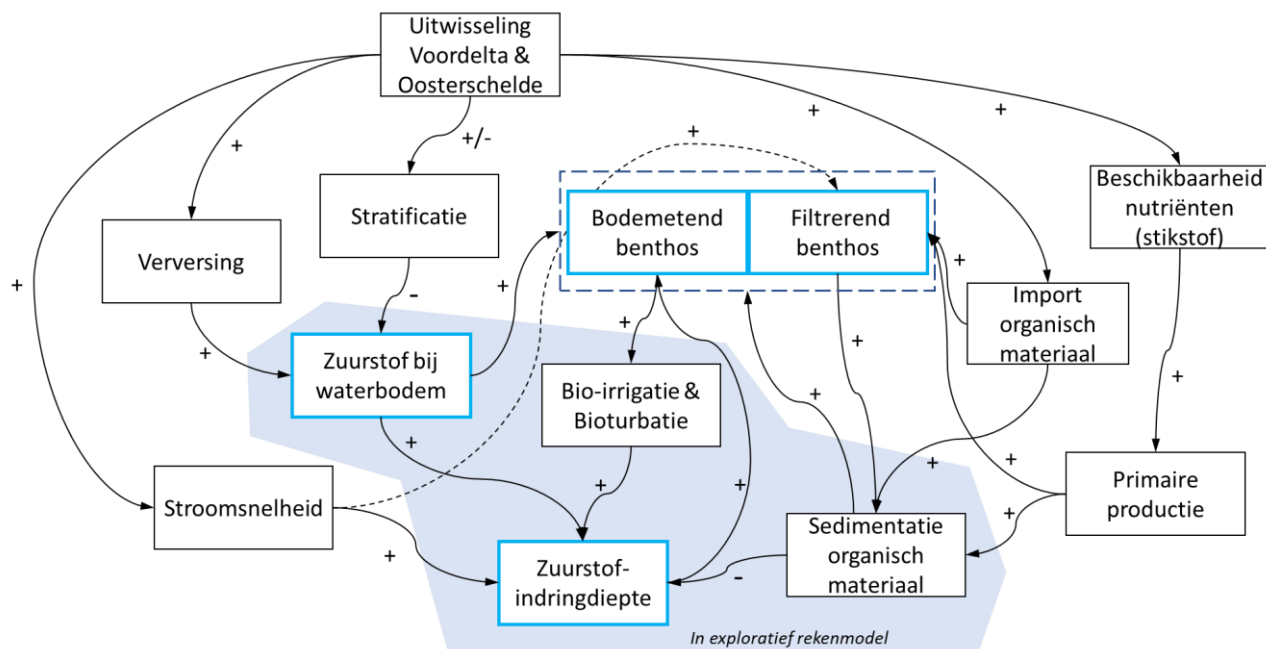
Linker kolom: Aantal locaties per klasse voor Huidig en TMBW

Rechter kolom: Verschil tussen TMBW en Huidig

De sedimentatie van organisch materiaal neemt toe van mediaan circa $300 \text{ gC/m}^2/\text{j}$ in het huidige scenario naar circa $500 \text{ gC/m}^2/\text{j}$ in het TMBW scenario (Figuur 3.7). Een hogere sedimentatieflux zorgt ervoor dat de zuurstofvraag van de bodem toeneemt.

3.4.2 Resultaten exploratief rekenmodel

Voor de bespreking van de resultaten wordt het schema in Figuur 3.8 gebruikt. Het schema toont de (voornaamste) processen die de zuurstofindringdiepte in de waterbodem bepalen. Een + betekent dat er een positieve feedback is: een toename van de beginvariabele leidt tot een toename van de eindvariabele (bijvoorbeeld een hogere stroomsnelheid leidt tot een grotere zuurstofindringdiepte). Een - betekent een negatieve feedback: een toename van de beginvariabele leidt tot een afname van de eindvariabele (bijvoorbeeld een grotere sedimentatie van organisch materiaal resulteert in een kleinere zuurstofindringdiepte).



Figuur 3.8 Processen die de zuurstofindringdiepte in het sediment bepalen. Blauw omkaderd zijn de geïdentificeerde kansrijke indicatoren. Zie tekst voor verder uitleg.

Het benthos bestaat uit verschillende soorten organismen die in of op de bodem leven. Voor de zuurstofdynamiek in en vlak boven de bodem is een aantal specifieke kenmerken van belang gekoppeld aan de wijze van voedselvergaring en de mate van mobiliteit in de bodem. Ten aanzien van de voedselvergaring kunnen, versimpeld gesteld, filtrerende (“filtrerende soorten”) en bodemetende soorten (“deposit feeders”) worden onderscheiden. (In werkelijkheid ligt het genuanceerder; vele soorten kunnen de wijze van voedselvergaring omschakelen).

Filtrerende organismen, zoals veel soorten schelpdieren als mossels en kokkels, zuigen actief zwevende deeltjes uit de waterkolom. Het voedsel bestaat daarbij voor het grootste deel uit fytoplankton dat na vertering wordt uitgescheiden en zich in de toplaag van de bodem ophoopt. De waterbodem onder schelpdierbanken kan daarom door hoge afzetting van organisch materiaal juist zuurstofloos zijn, terwijl de schelpdieren daar geen last van hebben.

Bodemetende soorten voeden zich met het organisch materiaal dat vanuit de waterkolom uitzakt en op en in het sediment terecht komt. Bodemetende soorten zijn vaak wormen, zoals de zeepier en draadwormen, die sediment eten en het aanwezige organisch materiaal verteren. Het bodemmateriaal wordt daarna weer uitgescheiden. Deze organismen woelen op deze wijze actief het sediment om. Er zijn overigens ook schelpdieren die het sediment om kunnen woelen zoals kokkels.

Naast de wijze voedselvergaring heeft ook de mobiliteit van soorten invloed op processen in en boven de bodem. De hierboven genoemde schelpdieren leven vooral boven of in de toplaag van de bodem en hebben daardoor niet of nauwelijks invloed op de dynamiek van het sediment (bioturbatie) en de daarin aanwezige stoffen als zuurstof (bio-irrigatie). Wormen daarentegen leven in gangen die geïrrigeerd worden of graven zich actief door het sediment heen. Deze bodemetende soorten zijn wel afhankelijk van de toestand van de waterbodem, waaronder van de zuurstofconcentratie in de bodem en hebben door hun activiteit ook invloed op de zuurstofconcentratie in de bodem.

Naast de soortensamenstelling heeft ook de biomassa van het benthos invloed op de snelheid van de processen in en vlak boven de bodem.

Uit het schema blijkt dat onder invloed van fysisch-chemische en biologische processen:

- de zuurstofindringdiepte toeneemt als de stroomsnelheid toeneemt
- de zuurstofindringdiepte toeneemt als zuurstofconcentratie bij de waterbodem toeneemt
- de zuurstofindringdiepte toeneemt als bio-irrigatie toeneemt, wat gebeurt als de biomassa benthos (*bodemetend benthos*) toeneemt.
- de zuurstofindringdiepte afneemt als de sedimentatie van organisch materiaal toeneemt

Omdat drie processen een toename laten zien en één proces een afname van de zuurstofindringdiepte, is het cumulatief effect onbepaald. Het hangt van de balans tussen toe- en afname af of de zuurstofindringdiepte toe- of afneemt.

Drie van de vier processen zijn in het exploratief rekenmodel opgenomen. De directe relatie tussen zuurstofindringdiepte en stroomsnelheid ontbreekt. Indirect is het wel opgenomen, omdat het effect van een hogere stroomsnelheid qua proces vergelijkbaar is met een hogere bio-irrigatie. Omdat de mate van bio-irrigatie een directe modelinvoerparameter is, kan de stroomsnelheid verwerkt worden door een hogere parameterwaarde voor de bio-irrigatie aan te nemen. Hoe precies is echter niet bekend. Ook de relatie tussen biomassa benthos en bio-irrigatie ontbreekt in het exploratief rekenmodel.

Correlatiematrix → Welke factoren zijn belangrijk voor de zuurstofconcentratie in de waterkolom en in het sediment (zuurstofindringdiepte)?

De volgende factoren uit het schema zijn in een eenvoudige correlatiematrix uitgezet tegen elkaar:

- Zuurstofconcentratie in de waterkolom, bij de waterbodem (OXY: a. 10-percentiel en b. gemiddelde, zomerhalfjaar)
- Waterdiepte
- Potential Energy Anomaly (gemiddelde zomerhalfjaar, maat voor stratificatie)
- Stroomsnelheid (a. dieptegemiddeld en b. gemiddeld bij de bodem, zomerhalfjaar)
- Sedimentatie organisch materiaal (fSedTOC: a. zomerhalfjaar en b. jaar)
- Bio-irrigatie (DifCoef)
- Bioturbatie (TurCoef)
- Zuurstofindringdiepte (OXY_depth: a. 10-percentiel en b. gemiddelde zomerhalfjaar)

In Tabel 3.1 en Tabel 3.2 staan de correlatiematrices voor respectievelijk Huidig en TMBW. De matrices worden op twee manieren vergeleken:

- Wat zijn (of lijken) “significant” verklarende factoren voor de zuurstofconcentratie in de waterkolom en in het sediment (indringdiepte)?
- Wat zijn duidelijke verschillen tussen Huidig en TMBW?

Tabel 3.1 Correlatiematrix factoren interactie waterkolom-waterbodem huidige situatie. Met kleurcodering en -schakering is de sterkte van de correlatie aangegeven; blauw voor een positieve correlatie en rood voor een negatieve correlatie. Kaders worden in de tekst besproken.

	OXY_summer_10%	OXY_summer_avg	PEA_summer_avg	TotalDepth_summer_avg	Velocity_dptavg_summer_avg	Velocity_summer_avg	DifCoef	TurCoef	OXY_depth_summer_10%	OXY_depth_summer_avg	fSedTOC_summer_sum	fSedTOC_year_sum
OXY_summer_10%	1.00	0.90	-0.63	-0.83	0.38	0.25	0.00	0.00	0.23	0.22	-0.17	-0.44
OXY_summer_avg	0.90	1.00	-0.87	-0.94	0.43	0.32	0.00	0.00	0.19	0.23	-0.07	-0.56
PEA_summer_avg	-0.63	-0.87	1.00	0.92	-0.33	-0.25	0.00	0.00	-0.13	-0.20	0.03	0.70
TotalDepth_summer_avg	-0.83	-0.94	0.92	1.00	-0.40	-0.29	0.00	0.00	-0.18	-0.22	-0.01	0.55
Velocity_dptavg_summer_avg	0.38	0.43	-0.33	-0.40	1.00	0.89	0.00	0.00	0.08	0.08	-0.06	-0.08
Velocity_summer_avg	0.25	0.32	-0.25	-0.29	0.89	1.00	0.00	0.00	0.04	0.04	0.08	0.06
DifCoef	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.45	0.76	0.00	0.00
TurCoef	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-0.15	-0.22	0.00	0.00
OXY_depth_summer_10%	0.23	0.19	-0.13	-0.18	0.08	0.04	0.45	-0.15	1.00	0.77	-0.06	-0.10
OXY_depth_summer_avg	0.22	0.23	-0.20	-0.22	0.08	0.04	0.76	-0.22	0.77	1.00	-0.06	-0.18
fSedTOC_summer_sum	-0.17	-0.07	0.03	-0.01	-0.06	0.08	0.00	0.00	-0.06	-0.06	1.00	0.59
fSedTOC_year_sum	-0.44	-0.56	0.70	0.55	-0.08	0.06	0.00	0.00	-0.10	-0.18	0.59	1.00

Tabel 3.2 Correlatiematrix factoren interactie waterkolom-waterbodem TMBW getijscenario. Met kleurcodering en -schakering is de sterkte van de correlatie aangegeven; blauw voor een positieve correlatie en rood voor een negatieve correlatie. Kaders worden in de tekst besproken.

	OXY_summer_10%	OXY_summer_avg	PEA_summer_avg	TotalDepth_summer_avg	Velocity_dptavg_summer_avg	Velocity_summer_avg	DifCoef	TurCoef	OXY_depth_summer_10%	OXY_depth_summer_avg	fSedTOC_summer_sum	fSedTOC_year_sum
OXY_summer_10%	1.00	0.91	-0.65	-0.81	0.44	0.37	0.00	0.00	0.21	0.17	0.11	0.01
OXY_summer_avg	0.91	1.00	-0.88	-0.93	0.46	0.40	0.00	0.00	0.17	0.18	0.10	-0.12
PEA_summer_avg	-0.65	-0.88	1.00	0.94	-0.33	-0.30	0.00	0.00	-0.12	-0.16	-0.12	0.27
TotalDepth_summer_avg	-0.81	-0.93	0.94	1.00	-0.36	-0.32	0.00	0.00	-0.17	-0.18	-0.07	0.24
Velocity_dptavg_summer_avg	0.44	0.46	-0.33	-0.36	1.00	0.95	0.00	0.00	0.08	0.03	0.26	0.28
Velocity_summer_avg	0.37	0.40	-0.30	-0.32	0.95	1.00	0.00	0.00	0.07	0.03	0.15	0.21
DifCoef	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.41	0.71	0.00	0.00
TurCoef	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-0.13	-0.20	0.00	0.00
OXY_depth_summer_10%	0.21	0.17	-0.12	-0.17	0.08	0.07	0.41	-0.13	1.00	0.76	-0.02	-0.03
OXY_depth_summer_avg	0.17	0.18	-0.16	-0.18	0.03	0.03	0.71	-0.20	0.76	1.00	-0.09	-0.15
fSedTOC_summer_sum	0.11	0.10	-0.12	-0.07	0.26	0.15	0.00	0.00	-0.02	-0.09	1.00	0.78
fSedTOC_year_sum	0.01	-0.12	0.27	0.24	0.28	0.21	0.00	0.00	-0.03	-0.15	0.78	1.00

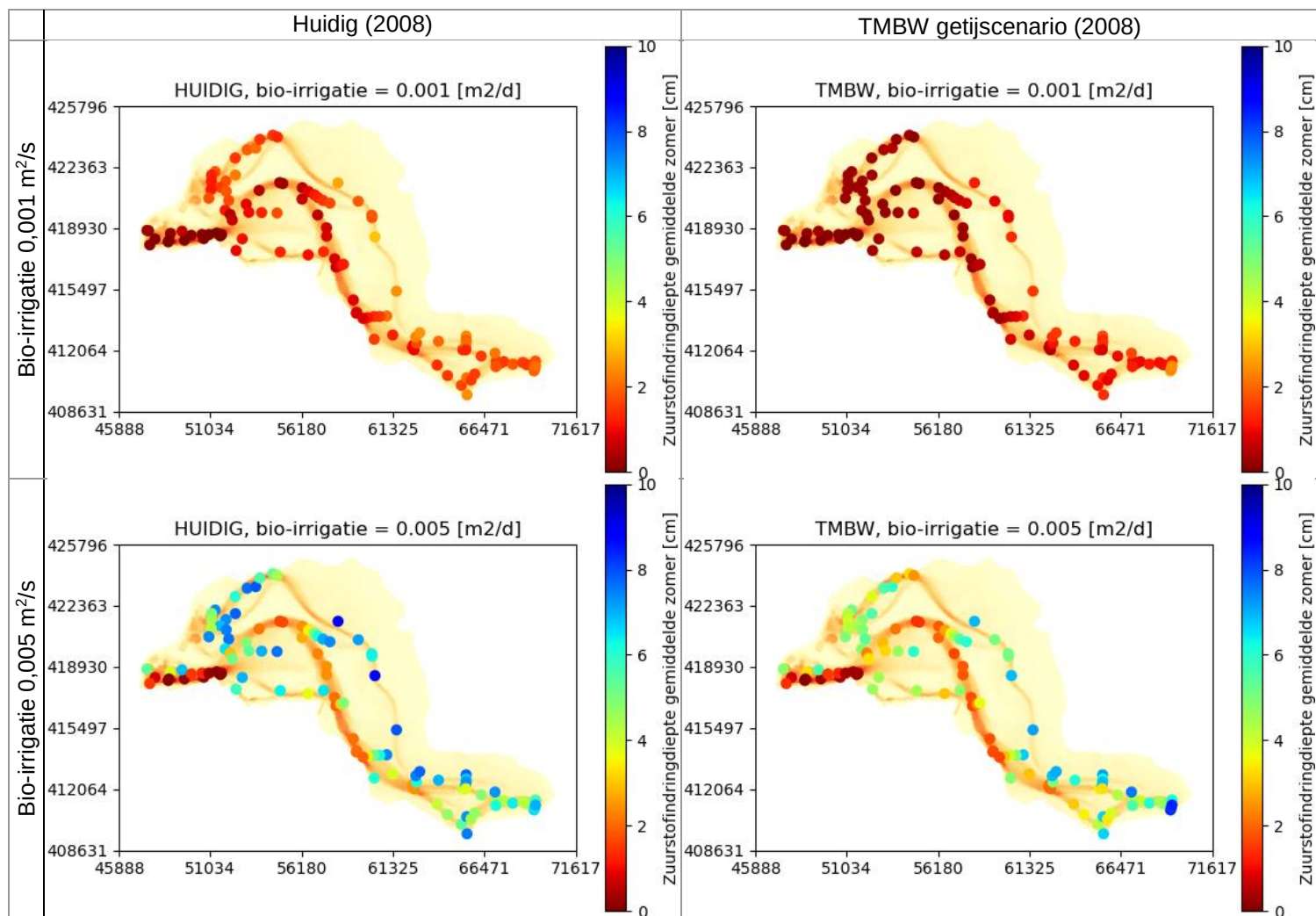
Observaties correlatiematrixes:

- Zuurstofconcentratie in de waterkolom (bij de bodem):
 - Zuurstofconcentratie in de waterkolom is negatief gecorreleerd met PEA (mate van stratificatie) en Waterdiepte, die onderling zeer sterk gecorreleerd zijn. → Dit indiceert dat verticale processen belangrijk zijn.
 - Zuurstofconcentratie in de waterkolom is licht positief gecorreleerd met de stroomsnelheid. De correlatie is iets sterker in TMBW dan in Huidig. → Dit indiceert dat verversing en/of door stroming opgewekte verticale menging licht relevant zijn.
 - Zuurstofconcentratie in de waterkolom is in Huidig licht negatief gecorreleerd met de jaarlijkse sedimentatie van organisch materiaal. In TMBW is deze correlatie niet meer aanwezig. → Dit indiceert misschien dat er een knippunt is voor sedimentatie van organisch materiaal. Boven een zekere waarde (orde 300 gC/m²/j?) maakt het niet meer uit?
- Zuurstofindringdiepte in het sediment
 - Zuurstofindringdiepte in het sediment is zwak positief gecorreleerd met de zuurstofconcentratie in de waterkolom en zwak negatief met PEA en Waterdiepte. → Dit indiceert dat een verbetering van de zuurstofconcentratie in de waterkolom bijdraagt aan een betere zuurstofconditie van het sediment.
 - Zuurstofindringdiepte in het sediment is positief gecorreleerd met de bio-irrigatie en zwak negatief gecorreleerd met bioturbatie. → Dit indiceert dat de rol van voldoende benthos belangrijk is voor de bodem.
 - Zuurstofindringdiepte in het sediment is niet of zwak negatief gecorreleerd met de sedimentatie van organisch materiaal. → Dit indiceert dat de beschikbaarheid van organisch materiaal in de bodem niet of nauwelijks sturend is voor de zuurstofconditie van de bodem.
- Huidig en TMBW verschillen niet substantieel van elkaar behalve door sedimentatie van organisch materiaal.

Vergelijking zuurstofindringdiepte Huidig vs. TMBW

Figuur 3.9 toont de berekende gemiddelde zuurstofindringdiepte in het zomerhalfjaar voor de huidige situatie en het TMBW getijscenario voor de twee hoogste gehanteerde waarden voor bio-irrigatie. Figuur 3.9 laat zien dat:

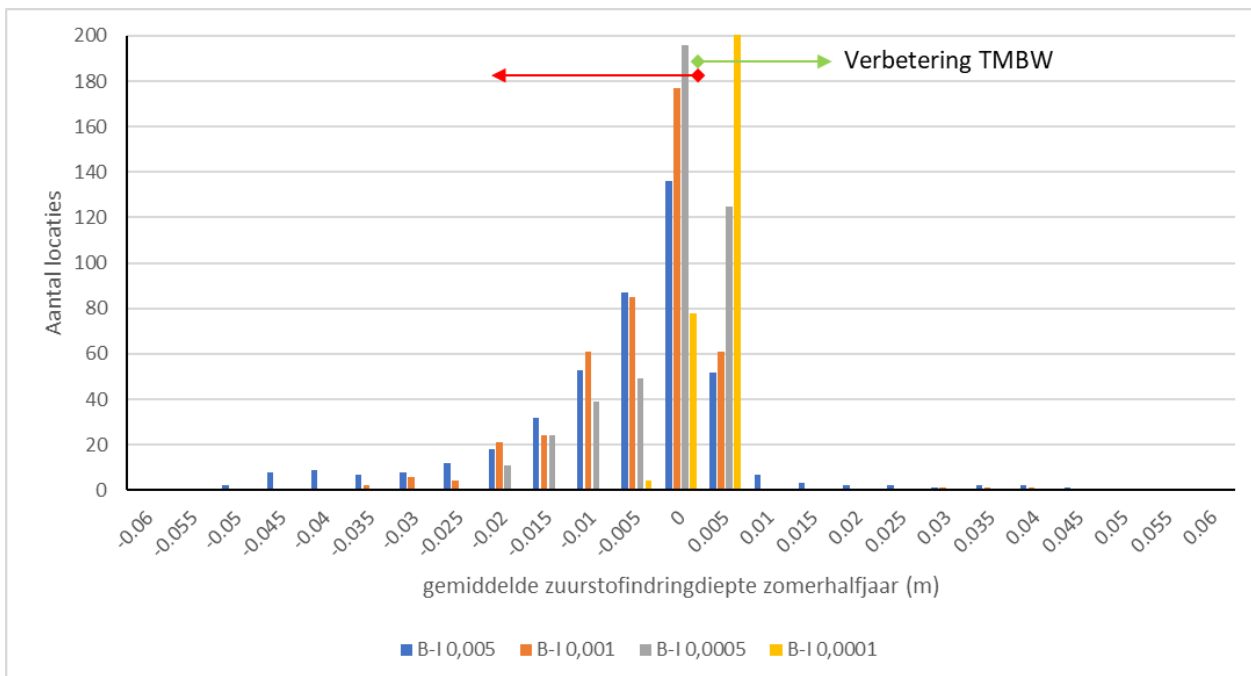
- In alle gevallen de patronen vergelijkbaar zijn, namelijk dat de gemiddelde zuurstofindringdiepte in de diepe geulen kleiner is dan in de ondiepere delen. De voornaamste reden hiervoor is dat de zuurstofconcentratie in de waterkolom in de diepe geulen lager is. Het patroon wordt als betrouwbaar beoordeeld.
- Bij introductie van het TMBW getij maar bij gelijkblijvende bio-irrigatie de zuurstofindringdiepte afneemt. De voornaamste reden hiervoor is dat de sedimentatieflux van organisch materiaal toeneemt. Hoewel de zuurstofconcentratie in de waterkolom meestal (maar niet altijd) in TMBW wat beter is, weegt dit niet op tegen de grotere zuurstofvraag in de waterbodem door de grotere hoeveelheid organisch materiaal. De sedimentatieflux is dominant over de zuurstofconcentratie in de waterkolom.



Figuur 3.9 Gemiddelde zuurstofindringdiepte zomerhalfjaar (in cm) voor Huidig (links) en TMBW (rechts) en voor lagere bio-irrigatie (boven) en hogere bio-irrigatie (onder).

- Bij een hogere bio-irrigatie bij gelijkblijvend scenario (met als voornaamste de gelijkblijvende sedimentatieflux van organisch materiaal) neemt de zuurstofindringdiepte toe. Bio-irrigatie is de zuurstofpomp de bodem in, mits de waterkolom niet zuurstofloos is, en een grotere pomp resulteert in een grotere zuurstofindringdiepte.
- De beoordeling van de absolute waarden van de zuurstofindringdiepte wordt gebaseerd op expert judgement. Metingen van zuurstofindringdiepte zijn schaars. De aanwezigheid van Beggiatoa matten is een indicatie dat er op dat moment geen zuurstof de bodem indringt. De aanwezigheid van Beggiatoa is waarschijnlijk getriggerd door een voorafgaande periode van zuurstofloze of zuurstofarme condities. De gemiddelde zuurstofindringdiepte wordt geschat in de orde van 1 tot maximaal enkele cm, behalve wanneer de bodem veel slib en organisch materiaal bevat zoals in de diepe putten Scharrendijke en Den Osse waar een pakket van enkele meters dikte in de diepste delen is afgezet. Een bio-irrigatie van 0,005 m²/s resulterend in een range van 6-8 cm lijkt daarom aan de hoge kant. Een bio-irrigatie van 0,001 m²/s resulterend in een range van 1-2 cm lijkt redelijk realistisch. Hoewel het exploratief rekenmodel niet zo maar voor absolute waarden gebruikt kan worden, wordt geconcludeerd dat het qua patroon en orde-grootte resultaat betrouwbaar is en daarom bruikbaar voor analyse, zeker in relatieve vergelijking.

Voor de vergelijking tussen Huidig en TMBW is voor alle 2664 berekeningen het verschil bepaald voor de gemiddelde zuurstofindringdiepte in het zomerhalfjaar. De vergelijking is in eerste instantie in relatieve zin bedoeld: neemt de zuurstofindringdiepte toe of af bij gelijkblijvende bio-irrigatie en bioturbatie? Omdat uit de correlatie-matrix bleek dat bio-irrigatie het meest belangrijk was, wordt deze in onderstaand figuur deze onderscheiden. Omdat bij de twee kleinste waarden (van de zes gebruikte) voor bio-irrigatie de verschillen erg klein worden, zijn deze niet getoond. In onderstaande tabel staan de berekende verschillen getalsmatig weergegeven.



Figuur 3.10 Verschil in gemiddelde zuurstofindringdiepte (zomerhalfjaar, in m) tussen Huidig en TMBW bij gelijkblijvende bio-irrigatie. Bij positieve waarden is de zuurstofindringdiepte groter in TMBW dan in Huidig (verbetering). De waarde op de x-as is de bovenkant van de klasse (0.005 = 0 tot 0.005).

Observaties verschil zuurstofindringdiepte bij gelijkblijvende bio-irrigatie (Figuur 3.10):

- Gaande van Huidig naar TMBW treedt er in circa 75% van de gevallen een verslechtering van de zuurstofindringdiepte op (zie ook Tabel 3.3), een gevolg van de toegenomen depositie van organisch materiaal.
- Bij de hoogst aangenomen bio-irrigatie is er in 85% van de gevallen sprake van een verslechtering van de zuurstofindringdiepte.
- Bij lage bio-irrigatiesnelheden neemt het percentage verslechtering af (20% bij 0,0001). De verbetering is dan relatief klein met minder dan 0,5 cm.
 - NB: Een lage bio-irrigatie komt overeen met een lage biomassa benthos en wordt derhalve niet als positief beoordeeld. Naast de biomassa heeft ook de soortensamenstelling van het benthos invloed op de mate van bio-irrigatie.

Het exploratief rekenmodel laat zien dat als de gemiddelde zuurstofconcentratie (zomerhalfjaar) in de waterkolom toeneemt en als de sedimentatie van organisch materiaal toeneemt in TMBW ten opzichte van Huidig, dat dan het netto resultaat is dat – bij gelijkblijvende bio-irrigatiesnelheid – de gemiddelde zuurstofindringdiepte (zomerhalfjaar) afneemt. De toename van sedimentatie van organisch materiaal is dus dominant over de toename van de gemiddelde zuurstofconcentratie in de waterkolom.

Tabel 3.3 Aantal berekeningen met verschil in gemiddelde zuurstofindringdiepte (zomerhalfjaar) in TMBW ten opzichte van Huidig. Rode kleuring: Zuurstofindringdiepte in TMBW kleiner (slechter) dan in Huidig. Blauwe kleuring: Zuurstofindringdiepte in TMBW groter (beter) dan in Huidig.

Verskil (m)	Zuurstofindringdiepte gemiddeld zomerhalfjaar					
	TMBW-Huidig (alle bio-irrigatie)		Bio-irrigatie 0,005 m ² /s	Bio-irrigatie 0,001 m ² /s	Bio-irrigatie 0,0005 m ² /s	Bio-irrigatie 0,0001 m ² /s
-0.06	0	0.0%	0	0	0	0
-0.055	0	0.0%	0	0	0	0
-0.05	2	0.1%	2	0	0	0
-0.045	8	0.3%	8	0	0	0
-0.04	9	0.3%	9	0	0	0
-0.035	9	0.3%	7	2	0	0
-0.03	14	0.5%	8	6	0	0
-0.025	16	0.6%	12	4	0	0
-0.02	50	1.9%	18	21	11	0
-0.015	80	3.0%	32	24	24	0
-0.01	153	5.7%	53	61	39	0
-0.005	225	8.4%	87	85	49	4
0	1416	53.2%	136	177	196	78
0.005	659	24.7%	52	61	125	360
0.01	7	0.3%	7	0	0	0
0.015	3	0.1%	3	0	0	0
0.02	2	0.1%	2	0	0	0
0.025	2	0.1%	2	0	0	0
0.03	2	0.1%	1	1	0	0
0.035	3	0.1%	2	1	0	0
0.04	3	0.1%	2	1	0	0
0.045	1	0.0%	1	0	0	0
0.05	0	0.0%	0	0	0	0
0.055	0	0.0%	0	0	0	0
0.06	0	0.0%	0	0	0	0

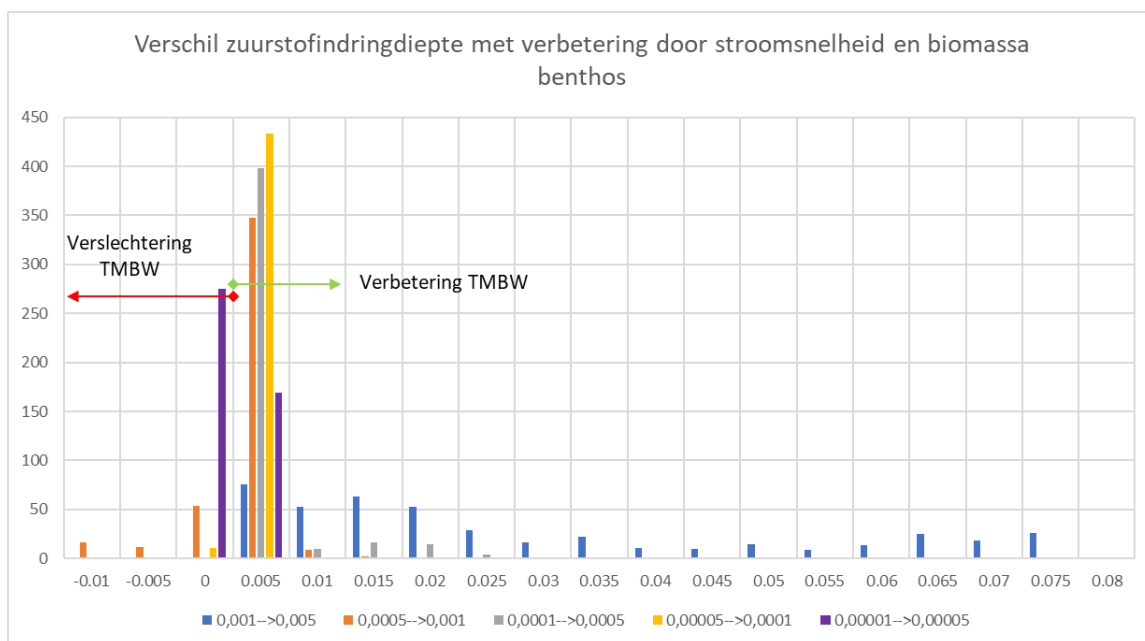
Effect van toename van stroomsnelheid en toename van biomassa benthos

In het exploratief rekenmodel is geen directe relatie tussen stroomsnelheid en zuurstofindringing in de bodem opgenomen. Evenmin is in het model een relatie tussen biomassa benthos (en samenstelling benthos) en zuurstofindringing in de bodem opgenomen.

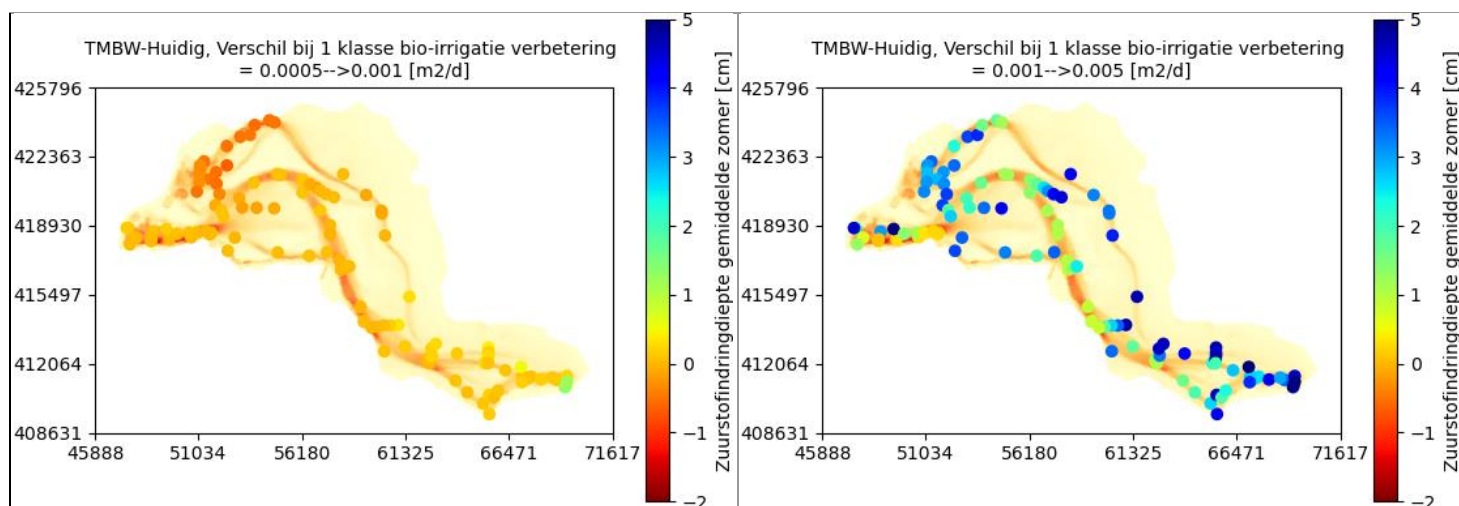
In het TMBW scenario neemt de stroomsnelheid toe ten opzichte van Huidig (Figuur 3.6). Hierdoor zou de zuurstofindringing kunnen toenemen, hoewel de stroomsnelheid in (delen van) de Grevelingen waarschijnlijk te laag is. In het TMBW scenario nemen de gemiddelde zuurstofconcentratie in de waterkolom (Figuur 3.4) en de voedselbeschikbaarheid toe (Figuur 3.7). De verwachting is dat de biomassa benthos hierdoor toeneemt. Het effect van tijdelijke lagere zuurstofconcentratie op sommige locaties (Figuur 3.5) werkt wellicht ten dele tegengesteld op benthos.

De aanname van een gelijkblijvende bio-irrigatie en bioturbatie in de vorige paragraaf is mogelijk niet realistisch. Het is niet onaannemelijk dat de zuurstofindringing kan toenemen toename biomassa benthos en misschien hogere stroomsnelheid (zie ook Figuur 3.8). Ook de toekomstige soortensamenstelling van het benthos heeft hier invloed op; dit kunnen ook exoten zijn. Om een indicatie van het effect van bio-irrigatie te geven, wordt de zuurstofindringdiepte tussen TMBW en Huidig vergeleken met de bio-irrigatiesnelheid één stap hoger dan voor Huidig. Om precies te zijn:

- TMBW 0,005 m²/s met Huidig 0,001 m²/s
- TMBW 0,001 m²/s met Huidig 0,0005 m²/s
- TMBW 0,0005 m²/s met Huidig 0,0001 m²/s
- TMBW 0,0001 m²/s met Huidig 0,00005 m²/s
- TMBW 0,00005 m²/s met Huidig 0,00001 m²/s



Figuur 3.11 Verschil in gemiddelde zuurstofindringdiepte (zomerhalfjaar) tussen Huidig en TMBW met verbetering bio-irrigatie door stroomsnelheid en biomassa benthos. Bij positieve waarden is de zuurstofindringdiepte groter in TMBW dan in Huidig (verbetering). De waarde op de x-as is de bovenkant van de klasse (0.005 = 0 tot 0.005).



Figuur 3.12 Verschil in gemiddelde zuurstofindringdiepte (zomerhalfjaar) tussen Huidig en TMBW met verbetering bio-irrigatie door stroomsnelheid en biomassa benthos. Bij positieve waarden is de zuurstofindringdiepte groter in TMBW dan in Huidig (verbetering). Indringdieptes groter dan enkele cm worden niet verwacht in de Grevelingen, waardoor het rechterplot als overschatting van het effect wordt beoordeeld.

Observaties verschil zuurstofindringdiepte (bij toename zuurstofindringing door effect stroomsnelheid en biomassa benthos bodemetend benthos):

- Een hogere bio-irrigatie door een grotere biomassa benthos (en een hogere stroomsnelheid) kunnen resulteren in een grotere zuurstofindringdiepte in TMBW dan in Huidig. De sedimentatie van organisch materiaal is dan niet meer dominant.
- Er moet wel sprake zijn van een relatief grote zuurstofindringing in absolute zin: bij lage bio-irrigatie van 0,0001 m²/s of lager wordt het effect relatief klein (<0,5 cm).
- Een relatief kleine toename van bio-irrigatie van twee tot vijf keer zo groot lijkt dan al voldoende om het effect van toegenomen sedimentatie van organisch materiaal te compenseren. Het teken van verschil in zuurstofindringdiepte slaat om van (gemiddeld) verslechtering naar (gemiddeld) verbetering.
- Of een vijf keer zo grote bio-irrigatie mogelijk is, is niet goed bekend. Als biomassa benthos naar rato van voedselbeschikbaarheid zou toenemen, is een factor van circa 1,7 mogelijk (Figuur 3.7). Echter, de afname van biomassa benthos over de afgelopen decennia lijkt niet naar rato van de voedselbeschikbaarheid te verlopen (zie ook hoofdstuk 4), waardoor er op moment geen goede schatting gedaan kan worden.
- De berekeningen zijn niet betrouwbaar genoeg voor absolute uitspraken. Een zuurstofindringdiepte van enkele cm tot meer dan 5 cm wordt niet als realistisch verwacht in het Grevelingenmeer vanwege de relatief slibrijke bodemsamenstelling. De figuren en resultaten moeten derhalve uitsluitend als indicatief en illustratief worden beschouwd.

4 Concluderende samenvatting en discussie

Selectie van kansrijke indicatoren voor het onderwaterleven

De verkenningsfase Getij Grevelingen heeft geleid tot de conclusie dat een betere (set) indicator(en) nodig is voor de beoordeling van effectiviteit en effecten van maatregelen op het onderwaterleven. De gebruikte indicator langdurig zuurstofarm areaal is representatief voor de diepe delen van het Grevelingenmeer, maar die beslaan maar circa 15% van het (water)oppervlak. De aanname is geweest dat een verbetering van de zuurstofconditie in de diepe delen ook representatief is voor de verbetering van de condities voor bodemleven in de ondiepe delen. Wat die relatie precies is, is niet onderzocht of vastgesteld: hoeveel verbetert benthos als de zuurstofconcentratie x mg/l hoger wordt? De indicator langdurig zuurstofarm areaal bleek mede daardoor moeilijk uitlegbaar: waarom wordt gekeken naar de diepe delen, terwijl dat maar een klein deel is en er (ook) problemen in de ondiepe delen voorkomen?

Het expertteam Grevelingen (2021) heeft kort voorafgaand aan en deels parallel met de start van het onderzoek voor dit rapport een voorstel voor het ecologisch doelbereik opgesteld. Voor het onderwaterleven worden twee indicatoren voorgesteld: 1) “zuurstof” en 2) “biomassa benthos” als maat voor draagkracht. Het voorstel van het expertteam Grevelingen bevat geen specifieke definitie en normwaarde.

In drie workshops met deskundigen die in het kader van het onderzoek voor dit rapport zijn georganiseerd, is een longlist van indicatoren teruggebracht tot een klein aantal kansrijke indicatoren. De workshops bevestigen het voorstel van het expertteam Grevelingen. Voor het onderwaterleven zijn zuurstofconcentratie nabij en/of in de bodem en biomassa benthos geselecteerd als geschikte afwegingsindicatoren.

Met deze indicatoren worden ook andere potentiële indicatoren zoals mate van stratificatie en primaire productie ondervangen, omdat deze factoren van sturende invloed zijn op zuurstofconcentratie en biomassa benthos. Deze voorliggende indicatoren worden rekenindicatoren genoemd, ofwel ze zijn uiteindelijk nodig om de afwegingsindicatoren goed af te kunnen leiden.

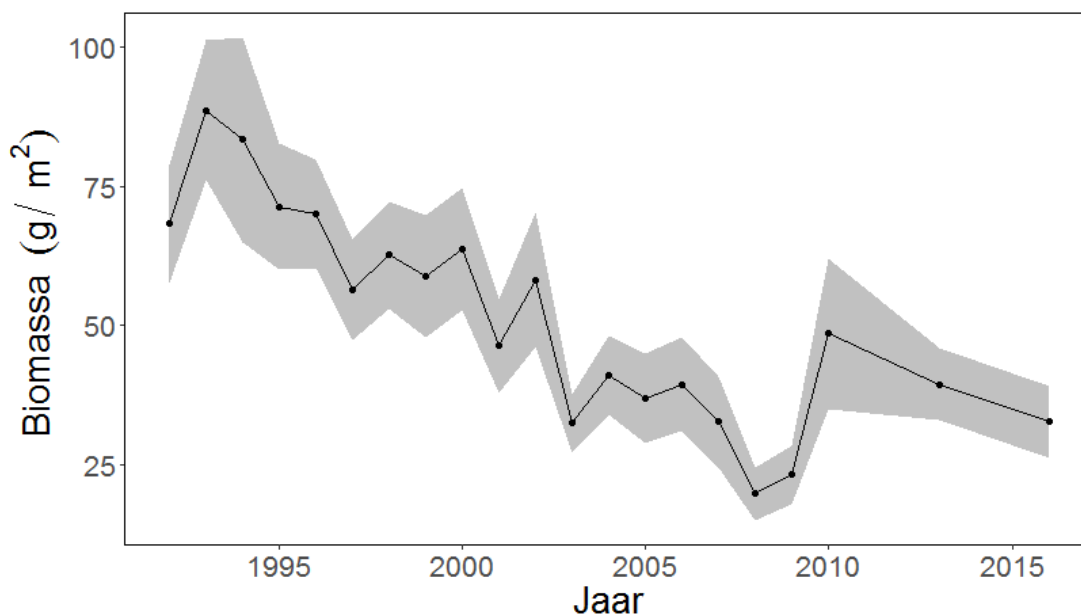
Een groot aantal potentiële indicatoren is niet geschikt als afwegingsindicator, omdat ze niet of niet goed genoeg voorspelbaar zijn, bijvoorbeeld het aantal vogels of de biodiversiteit. Dergelijke indicatoren zijn nuttig voor monitoring nu en na uitvoering van maatregelen, omdat ze wel goed te meten zijn.

Het feit dat het expertteam Grevelingen en de deskundigen in de workshops, maar ook de denkrichting voorkomend uit de verkenningsfase met elkaar overeenkomen geeft vertrouwen.

Begrip van en grip op de toestand en ontwikkeling van de waterbodem en benthos

De achteruitgang van benthos over de afgelopen decennia wordt als een sterke indicatie van de ecologische toestand van het Grevelingenmeer gezien. Er is nog geen sluitende verklaring voor de achteruitgang van benthos. Benthos wordt in dit rapport onderscheiden in twee groepen: filtrerende soorten en bodemetende soorten. Dit onderscheid is van belang in relatie tot de processen op het raakvlak van de waterkolom en de waterbodem.

Uit de literatuur en kennis van andere systemen is een min of meer directe relatie tussen primaire productie (voedselaanbod) en de biomassa benthos bekend. In het Grevelingenmeer lijkt die relatie niet als enige relevant, omdat de biomassa benthos de afgelopen decennia met circa 75%-90% is afgenomen (Figuur 4.1), terwijl de primaire productie naar schatting slechts 25% tot maximaal 50% gedaald is. Er zijn geen langjarige metingen van primaire productie. Deze schatting is gebaseerd op nutriëntenconcentratie vanuit het systeeminzicht dat stikstof het limiterende nutriënt is en de afname van de concentraties in de Rijn. De stikstofconcentratie in de grote rivieren is sinds midden jaren 1980 circa 25% gedaald. Denitrificatie (omzetting van nitraat naar stikstofgas) in anoxische delen van de waterkolom en het sediment kan ook bijgedragen hebben aan veranderingen in primaire productie. Voor zover bekend is niet onderzocht of denitrificatie in de afgelopen decennia is toegenomen.



Figuur 4.1 Biomassa benthos Grevelingenmeer van 1990 tot 2016 (Mulder et al., 2019)

Naast primaire productie moeten dus andere verklarende factoren gezocht worden. Inzicht in de (ontwikkeling van de) bodem lijkt van cruciaal belang voor inzicht in de ecologische kwaliteit van de Grevelingen. Uit beschikbare monitoringsgegevens is dat inzicht maar ten dele af te leiden. Dit gebrek aan inzicht is belemmerend voor een uitspraak over het effect en de effectiviteit van maatregelen. Het onderzoek in dit rapport kan dit gebrek aan inzicht in de huidige toestand en ontwikkeling niet oplossen. Het biedt wel belangrijke aanwijzingen voor toekomstige monitoringsactiviteiten.

Met een exploratief model in combinatie met resultaten van een 3D model is wel aanvullend inzicht verkregen over het effect van het herintroduceren van getij (TMBW scenario met middenpeil NAP -30 cm en 40 cm getijslag) op de interactie tussen de waterkolom en de waterbodem en de toestand van de waterbodem. De ontwikkeling van de waterbodem over meerdere jaren is niet onderzocht. Aangetoond is – en ook bekend uit algemene kennis – dat dominante factoren voor de toestand van de waterbodem de sedimentatieflux van organisch materiaal en de mate van bio-irrigatie zijn. De sedimentatieflux bepaalt de zuurstofvraag in de waterbodem en de mate van bio-irrigatie, die weer afhankelijk is van de benthossamenstelling en -biomassa in de bodem (bodemetend benthos), bepaalt het zuurstofaanbod. De zuurstofconcentratie in de waterkolom en de stroomsnelheid spelen hierbij een kleinere rol. Ook de zuurstofvraag van benthos (ademhaling) speelt waarschijnlijk een kleinere rol.

Met herintroductie van getij neemt de sedimentatieflux van organisch materiaal toe; enerzijds door hogere primaire productie door grotere beschikbaarheid van stikstof, anderzijds door hogere import van organisch materiaal uit de Voordelta. Bij gelijkblijvende bio-irrigatie neemt de zuurstofindringdiepte als maat voor de toestand van de waterbodem af. Echter, het is aannemelijk dat bio-irrigatie toeneemt doordat condities voor organismen in de bodem verbeteren bij herintroductie van getij door een toename van het voedselaanbod (sedimentatie van organisch materiaal) en door een verbetering van de gemiddelde zuurstofconcentratie in de ondiepere delen boven NAP -15/-10 m van de waterkolom. De hogere stroomsnelheid bij herintroductie van getij zorgt ook voor meer zuurstofindringing. Beide factoren zorgen er voor dat de zuurstofindringdiepte kan toenemen.

De balans tussen afname van zuurstofindringdiepte door toename van sedimentatie van organisch materiaal en toename van zuurstofindringdiepte door toename van bio-irrigatie en stroomsnelheid is op dit moment niet met zekerheid te voorspellen. Het exploratief model heeft laten zien dat een toename van bio-irrigatie met een factor 2 tot 5 voldoende zou kunnen zijn om de hogere sedimentatieflux te compenseren. Dat stroming toeneemt bij herintroductie van getij is zeker. Hoe groot de bijdrage van hogere stroomsnelheid is aan de genoemde factor is nog niet onderzocht. Waarschijnlijk is daar literatuur over te vinden. Verwacht wordt dat de bijdrage maximaal een factor 2 zal zijn. In de afhankelijkheid van bio-irrigatie (dus benthos en in het bijzonder bodemetende soorten) zit een risico. Herintroductie van het getij is (o.a.) bedoeld voor verbetering van de condities van benthos (bodemmetend benthos), maar de effectiviteit van de maatregel op de toestand van de waterbodem is tegelijkertijd ook afhankelijk van toename van datzelfde benthos. Een aanduiding van de mate van zekerheid is op basis van de huidige kennis en inzichten niet te geven.

Onderbouwing, overwegingen en onzekerheden indicatoren voor onderwaterleven

Uit de workshops en in lijn met het voorstel van het expertteam Grevelingen (2021) is naar voren gekomen dat het doelbereik “iets” moet zeggen over de toestand en ontwikkeling van de waterbodem van het Grevelingenmeer. Hiervoor zijn zuurstof en de biomassa benthos als indicatoren geïdentificeerd. Zuurstof moet onderscheiden worden in zuurstofconcentratie in de waterkolom (bij de bodem, net boven het sediment) en zuurstofconcentratie in de bodem (met zuurstofindringdiepte als gebruikelijke maat). Op hoofdlijnen kan benthos onderscheiden worden in filtrerende soorten en bodemetende soorten. Voor detaillering is nadere specificatie nodig o.a. rekening houdend met specifieke eigenschappen. Filtrerende soorten zijn o.a. afhankelijk van de zuurstofconcentratie in de waterkolom. Bodemetende soorten zijn o.a. afhankelijk van de zuurstofconcentratie in de bodem. Feitelijk ontstaan zo dus twee sets gekoppelde afwegingsindicatoren:

1. Zuurstofconcentratie in de waterkolom → Biomassa filtrerende soorten
2. Zuurstofconcentratie in de waterbodem → Biomassa bodemetende soorten

Waarschijnlijk zijn de biomassa filtrerende soorten en de biomassa bodemetende soorten niet met voldoende zekerheid te voorspellen en moeten deze vervangen worden door kansen voor filtrerende soorten en kansen voor bodemetende soorten. Kansen zijn gebaseerd op (veranderingen in) abiotische condities en op voedselaanbod. Dit is een veel gebruikte aanpak en is ook al voor het Grevelingenmeer gedaan, in ieder geval voor (commerciële) schelpdieren (Smaal en Wijsman, 2014) hoewel deze niet als indicator voor het ecologisch doelbereik in de verkenningsfase is gebruikt. Exoten spelen in het heden en verleden een rol bij de soortensamenstelling, bijvoorbeeld de Japanse Oester en het muiltje. Het is mogelijk dat in de toekomst weer andere soorten zich gaan vestigen in het Grevelingenmeer. In hoeverre zo'n introductie van invloed zal zijn, is niet op voorhand te voorspellen.

Zuurstofconcentratie in de waterkolom

In relatie tot condities voor filtrerende soorten is zowel de hoogte (laagte) van de zuurstofconcentratie bij de waterbodem als de duur van lage zuurstofconcentratie van belang. Naarmate de zuurstofconcentratie lager wordt, kunnen filtrerende soorten er korter mee omgaan voordat er blijvende schade en in ultimo sterfte optreedt. Er wordt daarom een indicator voorgesteld die zowel de hoogte van de zuurstofconcentratie als de duur van de lage concentraties in zich heeft. Deze heeft bijvoorbeeld de volgende vorm:

Zuurstofonderschrijdingseffect

$$= \sum_{1 \text{ jan}}^{31 \text{ dec}} \max(0; \text{grenswaarde} - \text{actuele zuurstofconcentratie})$$

In woorden: Cumulatief over het jaar met een tijdstap van 1 dag of 1 uur wordt voor iedere locatie bepaald wat het verschil is tussen de actuele zuurstofconcentratie en een grenswaarde. Als de actuele zuurstofconcentratie boven de grenswaarde is, is de waarde 0 en telt de locatie niet mee. De score '0' is derhalve 'goed'. Als de actuele zuurstofconcentratie beneden de grenswaarde is, begint het zuurstofonderschrijdingseffect op te lopen. Eventueel is een duur van onderschrijding in te bouwen, voordat de locatie begint mee te tellen. Een weging met het areaal waarvoor de locatie representatief is ook goed toe te voegen. De indicator kan uitgedrukt worden met een slechte score, d.w.z. waar de kritische zuurstofconcentratie te vaak onderschreden worden, of als inverse met een goede score, d.w.z. waar de zuurstofconcentratie bij de bodem (bijna) altijd boven de kritische zuurstofconcentratie blijft. Een positief geformuleerde indicator ('geschikt areaal') kan communicatief wenselijk zijn.

De voorgestelde indicator 'Zuurstofconcentratie in de waterkolom' is goed te monitoren en voldoende goed te modelleren. De indicator is goed te gebruiken ter (relatieve) onderlinge vergelijking tussen scenario's. Het is op dit moment nog niet goed aan te geven welke normwaarde bij deze indicator hoort. Ofwel, wanneer is het goed? De tot nu toe gebruikte indicator langdurig zuurstofarm areaal gaat uit van een onderschrijding van 3 mg/l langer dan 7 dagen. Smaal en Wijsman (2015) hebben een onderschrijding van 2,54 mg/l langer dan 5,5 dagen gesuggereerd. Ten behoeve van een cumulatieve onderschrijdingsindicator voor de zuurstofconcentratie bij de waterbodem is (beperkt) aanvullend toegepast onderzoek nodig, waarbij ook de recente inzichten van de 3D modellering (Deltares, 2021) meegenomen moeten worden. In bijlage D wordt een voorbeeld berekening getoond op basis van beschikbare modelresultaten.

Zuurstofconcentratie in de waterbodem

In relatie tot bodemetend benthos is de zuurstofindringdiepte een potentiële indicator voor de toestand van de waterbodem. Ook voor de aanwezigheid van Beggiatoa matten overigens omdat die alleen voorkomen als de zuurstofindringdiepte (nagenoeg) nul is, ofwel als de waterbodem zuurstofloos is. De zuurstofindringdiepte kan niet in absolute zin, maar wel in relatieve, vergelijkende zin gebruikt worden. Voor een absolute toepassing zijn er te weinig meetgegevens en is de onzekerheid te groot. Voor deze indicator is dan ook geen absolute normwaarde niet af te leiden.

Het exploratief rekenmodel heeft laten zien dat de zuurstofindringdiepte in relatieve vergelijkingen inzicht geeft over de toestand van de waterbodem. Uitbreiding met het effect van stroomsnelheid en meer grip op de bio-irrigatiesnelheid is wenselijk, hoewel het exploratief model ook voor gevoeligheids- en bandbreedteberekeningen kan worden ingezet om nog een relatieve vergelijking mogelijk te maken. Zoals in paragraaf 3.4.2 in figuren is getoond, is een onderbouwde inschatting van het percentage locaties (of areaal) dat verbetert of verslechtert mogelijk inclusief een zeker oordeel over de mate van onzekerheid.

Monitoring van de indicator in de veldsituatie is mogelijk door middel van Sediment Profile Imaging (SPI), maar ook de systematische opname van de aanwezigheid van *Beggiatoa* matten geeft inzicht.

5 Advies indicatoren ter beoordeling toekomstige ecologische waterkwaliteit Grevelingen

- 1) In lijn met het advies van het expertteam Grevelingen (2021) en de inzichten voortkomend uit de verkenningfase wordt geadviseerd om de volgende indicatoren toe te voegen aan het afwegingskader.
 - a) Zuurstofconcentratie in de waterkolom bij de waterbodem (Cumulatieve overschrijding van grenswaarde)
 - b) Gemiddelde zuurstofindringdiepte in de waterbodem
 - c) Geschiktheidsindex (kansenkaart) voor filtrerende bodemdieren
 - d) Geschiktheidsindex (kansenkaart) voor bodemetende bodemdieren
- 2) Voor de zuurstofconcentratie in de waterkolom circa 0,5-1 m boven de waterbodem wordt een berekeningswijze voorgesteld die rekening houdt met de mate en de duur van overschrijding van een grenswaarde. Dit is een bekend type indicator die zondermeer geschikt is voor relatieve vergelijking, die goed te monitoren is en die voldoende goed te modelleren is. Een absolute normwaarde (wanneer goed?) is nog niet te geven. Daarvoor is aanvullend onderzoek nodig.
- 3) Voor de zuurstofindringdiepte in de waterbodem wordt voorgesteld om conform dit rapport de gemiddelde zuurstofindringdiepte in het zomerhalfjaar te hanteren. Deze indicator geeft inzicht bij een relatieve vergelijking tussen maatregelen. De score is kwalitatief in verwachte verbetering of verslechtering. Voor een absolute normwaarde zijn te weinig meetgegevens beschikbaar. De indicator is redelijk goed direct te monitoren en eventueel indirect via het voorkomen van witte *Beggiatoa* bacteriematten.
- 4) Een geschiktheidsindex (kansenkaart) voor filtrerende en voor bodemetende bodemdieren is een bekend type indicator gebaseerd op abiotische condities en voedselaanbod. Voor commerciële schelpdieren is al een kansenkaart beschikbaar (Smaal en Wijsman, 2014). Hoewel deze niet dekkend is voor alle filtrerende soorten, kan in dit stadium verondersteld worden dat deze voldoende representatief is. Voor bodemetende soorten is nog geen kansenkaart beschikbaar. Beide geschiktheidsindexen zijn naar verwachting goed te onderbouwen met meetgegevens en gemodelleerde gegevens voor maatregelen.
- 5) Samen met onderstaande al in de verkenningfase gebruikte afwegingsindicatoren wordt een doelbereik gevormd dat de huidige toestand van het ecosysteem Grevelingenmeer inclusief autonome ontwikkeling kan duiden en de effectiviteit en effecten van getij als primaire maatregel en eventuele mitigerende en compenserende maatregelen kan beoordelen en vergelijken.
 - a) Habitatgeschiktheid vogels
 - b) Natura 2000 habitattypen en soorten
- 6) Het vergroten van verklarend inzicht in de (historische en autonome) ontwikkeling van de waterbodem en het bodemleven draagt bij aan de beoordeling van de effectiviteit en het effect van maatregelen. Geadviseerd wordt om het onderzoek daarnaar te intensiveren.

6 Literatuur

- Deltares (2019). Optimalisatie van peilbeheer Getij Grevelingen door aansturing van het doorlaatmiddel in de Brouwersdam, M.J. Maarse, A.J. Nolte, F.M. Kleissen en B.P.J. Becker, Deltares rapport 11203818-001-ZKS-0003, augustus 2019.
- Deltares (2021). Ontwikkeling zesde-generatie modelschematisatie D-HYDRO Grevelingen; Modelbouw, kalibratie en validatie, J. Groenenboom, L. van der Heijden, A.A. Markus en S.C. Laan, Deltares rapport 11205259-006-ZKS-0007, september 2021.
- Deltares, Rijkswaterstaat, Staatsbosbeheer, Wageningen Marine Research (2020). Systeermrapportage Grevelingen, juli 2020.
<https://www.deltaexpertise.nl/grevelingen/systeermrapportage/index.html>
- Expertteam Grevelingen (2021). Werkdocument Advies Getij Grevelingen; Nadere toelichting en onderbouwing Advies Getij Grevelingen, 3 februari 2021.
<https://www.getijgrevelingen.nl/bibliotheek/besluitvorming>
- Mulder, I., Escaravage, V., Tangelder, M., Ysebaert, T., 2019. Ontwikkelingen van het Macrozoöbenthos in het Grevelingenmeer 1992-2016. Wageningen Marine Research rapport C021/19. <https://edepot.wur.nl/471938>
- Smaal, A.C. en J.W.M. Wijsman (2014). Kansen voor schelpdiercultuur in Grevelingen en Volkerak-Zoommeer bij ander waterbeheer, IMARES rapport BO-20-010-054-IMARES, 20 maart 2014. <https://www.wur.nl/en/Publication-details.htm?publicationId=publication-way-343532353638>
- Smaal, A.C. en J.W.M. Wijsman (2015). Minimum zuurstofgehalte voor bodemdieren in het Grevelingenmeer, IMARES rapport C022/15, 3 februari 2015.
<https://www.wur.nl/nl/Publicatie-details.htm?publicationId=publication-way-343835333630>
- Tangelder, Marijn, Tom Ysebaert, Jeroen Wijsman, John Janssen, Ingeborg Mulder, Arno Nolte, Willem Stolte, Nils van Rooijen, Lianne van den Boogaart (2019). Ecologisch onderzoek Getij Grevelingen; Onderzoek naar de historische ontwikkeling vergeleken met getijscenario's en effecten op Natura 2000-soorten en habitats bij gedempt getij, Wageningen Marine Research rapport C089/19, Yerseke, september 2019.
<https://edepot.wur.nl/506617>
- Team Inhoud & Onderbouwing Getij Grevelingen (2019). Resultaten verlengde Verkenningfase Getij Grevelingen, kenmerk HB3730386, versie 2.0, 2-12-2019.
<https://www.getijgrevelingen.nl/download/17/2019/619/gg-resultaten-inhoud-en-onderbouwing-hoofdrapport-191202.pdf>

A Achtergrondinformatie expertworkshops

Deze bijlage bevat de presentaties van de drie expertworkshops en de verlagen van de 2^e en 3^e workshop. Van de 1^e expert workshop is geen verslag gemaakt.

1. Eerste workshop (20 januari) → Inventarisatie van indicatoren (longlist) en onderlinge samenhang in relatie tot ecologische systeemwerking
 - Presentatie Aanleiding – Rijkswaterstaat
 - Presentatie Inventarisatie indicatoren – Deltares
2. Tweede workshop (3 februari) → Voorselectie van kansrijke indicatoren (shortlist)
 - Presentatie (Voor)selectie indicatoren – Deltares
 - Verslag 2^e workshop – Deltares
3. Derde workshop (17 februari) → Selectie van kansrijke indicatoren
 - Presentatie Selectie kansrijke indicatoren – Deltares
 - Verslag 3^e workshop – Deltares

B Technische beschrijving van het exploratief rekenmodel voor uitwisseling waterkolom en waterbodem

3D spatial maps of water quality parameters calculated from the Grevelingen 3D model (Deltares, 2021 *in prep.*) were available at a daily time resolution for the period 1 January 2008 to 31 December 2008. Since only the interaction of the bed with the water column was to be modelled, parameters were extracted from the map file in only the lowest non-dry computational layer of the model at each of the 111 selected locations.

B.1 Calculation of the metadata

In order to describe the range in conditions between the 111 selected locations statistical quantities of a number of relevant parameters were calculated for comparison. The collection of these parameters is referred to as the metadata. All metadata parameters were evaluated for a full year (1 January 2008 to 31 December 2008) and for a summer period (1 April 2008 to 30 September 2008).

- **Dissolved oxygen concentration**

Dissolved oxygen concentrations were calculated by the 3D model and provided directly as output in the 3D map file. A summer and year average value were calculated from the results in the lowest computational layer from the daily time series.

Additionally, the 10th percentile values of concentrations over both summer and year periods were calculated. The 10th percentile is defined as the value at which 10% of all values in the time series are below that value. This was chosen as a better metadata parameter on which to evaluate conditions in the water column since low oxygen conditions are of the most interest.

- **Number of days with low dissolved oxygen concentration**

The number of days within the summer and year period in which the dissolved oxygen concentration was less than 3 mg/l were calculated. These were calculated as a count, so the total number of days in the period (non-consecutive).

- **Water depth**

Water depth was calculated by the 3D model and provided directly as output in the 3D map file. A summer and year average value were calculated from the daily time series.

- **Velocity magnitude**

The u and v-components of the velocity are written as output to the map file. The velocity magnitude was calculated as:

$$V = \sqrt{u^2 + v^2}$$

where:

V = velocity magnitude

u = u-component of the current velocity in strict easterly direction

v = v-component of the current velocity in strict northerly direction

▪ Potential Energy Anomaly (PEA)

The potential energy anomaly is the amount of energy required to mix a stratified water column. This provides a quantitative approximation of the strength of stratification at each location. The PEA is calculated as:

$$\varphi = \frac{1}{H} \int_h^\eta (\bar{\rho} - \rho) g z dz$$

Where:

ρ = the vertical density profile

H = depth

η = the free surface

h = the location of the bed

g = gravitational acceleration

▪ Settling flux of organic matter

The settling flux of total organic carbon (fSedTOC) was not included in the output files of the 3D model runs. Instead it was re-calculated using the explorative model to be used as a metadata parameter. Because the formulation of the settling process is consistent between the 3D and explorative models we expect no difference in the re-calculated rate compared to that of the original calculations.

B.2 Generation of boundary conditions for explorative model

The explorative model is set up such that concentrations in the water column are prescribed by the daily time series provided as output from the 3D model calculations. Daily time series of the parameters listed in *Table 1* were extracted in the bottom-most (non-dry) grid cell at each of the 111 selected locations and provided as a function type input to Delwaq.

Table 1 Substances prescribed in water column of explorative model, derived from time series of 3D model

State Variables	Names
Salinity	Salinity [ppt]
Temp	Water temperature [°C]
OXY	Dissolved oxygen [mg/l]
NH4, NO3, PO4, Si, Opal	Ammonium, nitrate, ortho-phosphate, dissolved silica, and opal silica [mg/l]
POC1, PON1, POP1	Particulate organic carbon, nitrogen, and phosphorus in the substrate [mg/l]
DINOFLAG_N, DINOFLAG_E, DINOFLAG_P	Dinoflagellates of the nitrogen, energy, and phosphorus limited types [mg/l]
MDIATOMS_N, MDIATOMS_E, MDIATOMS_P	Marine diatoms of the nitrogen, energy, and phosphorus limited types [mg/l]
MFLAGELA_N, MFLAGELA_E, MFLAGELA_P	Marine flagellates of the nitrogen, energy, and phosphorus limited types [mg/l]
PHAEOCYS_N, PHAEOCYS_E, PHAEOCYS_P	Phaeocystis of the nitrogen, energy, and phosphorus limited types [mg/l]

B.3 Set up of Grevelingen explorative model

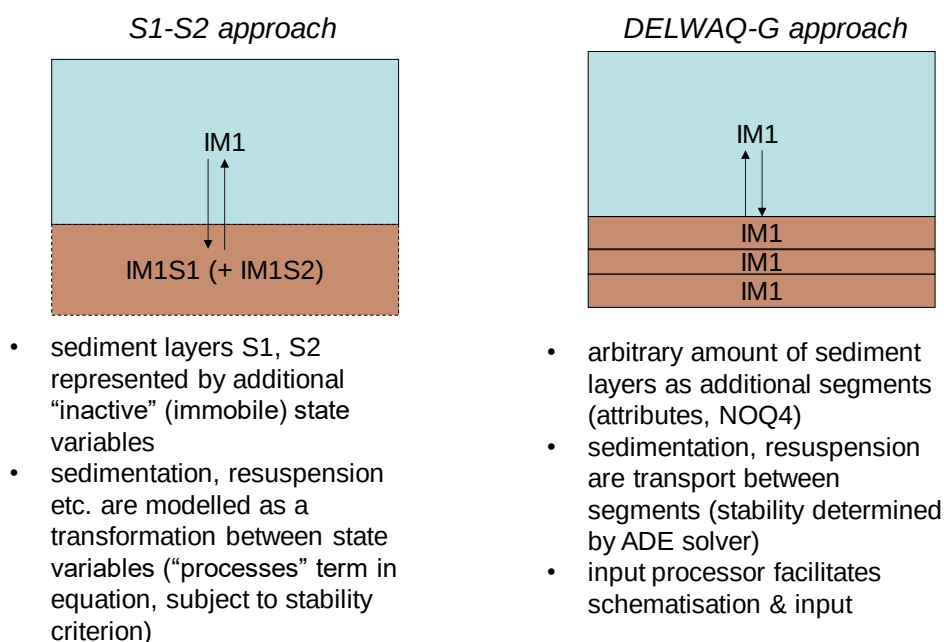
For this model we make use of the Delwaq-G process to model the sediment in defined vertical layers, as opposed to the S1/S2 approach often used for water quality modelling at a larger spatial scale. The column model approach of this study provides the perfect opportunity to use the layer sediment approach as it allows for calculation of vertical concentration profiles within the sediment without adverse effects to run time. Delwaq-G was built for the new D-Water Quality software using flexible mesh in 2020 and is now included in the standard process library.

This new process is called “DELWAQG”, and consists of:

- 16 biochemical processes that make up the pre-existing DELWAQ-G (Delft3D-4);
- a local sub-grid consisting of a number of sediment layers;
- a simple transport solver that represents diffusive transport of solutes and particulates.

The new process is forced by settling fluxes of particulates from the water column. The main outcome are the dissolved fluxes from the bed: sediment oxygen demand, nutrient return fluxes, etc. Output is produced to reconstruct the sediment mass balances for the whole S1 layer.

The well-known sediment flux model commonly uses a sediment layer of 10 cm. Therefore, the default sediment is divided into 7 vertical layers which span a total depth of 10 cm.



▪ Substances and processes

The model uses the default substances and processes listed in *Table 2* and *Table 4*. The solute state variables are the same between the water column and sediment. In the sediment there are additional state variables for particulate fractions.

Table 2 - Water quality state variables as solutes and particulates included in explorative model

Solutes

CH4	CH4 (methane)
DOC	Dissolved Organic Carbon (DOC)
DON	Dissolved Organic Nitrogen (DON)
DOP	Dissolved Organic Phosphorus (DOP)
DOS	Dissolved Organic Sulphur (DOS)
NH4	Ammonium (NH4)
NO3	Nitrate (NO3)
OXY	Dissolved Oxygen
PO4	Ortho-Phosphate (PO4)
Si	dissolved Silica (Si)
SO4	sulphate (SO4)
SUD	total dissolved sulphide (SUD)

Particulates

AAP	adsorbed ortho phosphate
APATP	Apatite-P
Opal	Opal-Si
POC1	POC1 (fast decomposing fraction)
POC2	POC2 (medium decomposing fraction)
POC3	POC3 (slow decomposing fraction)
POC4	POC4 (particulate refractory fraction)
PON1	PON1 (fast decomposing fraction)
PON2	PON2 (medium decomposing fraction)
PON3	PON3 (slow decomposing fraction)
PON4	PON4 (particulate refractory fraction)
POP1	POP1 (fast decomposing fraction)
POP2	POP2 (medium decomposing fraction)
POP3	POP3 (slow decomposing fraction)
POP4	POP4 (particulate refractory fraction)
POS1	POS1 (fast decomposing fraction)
POS2	POS2 (medium decomposing fraction)
POS3	POS3 (slow decomposing fraction)
POS4	POS4 (particulate refractory fraction)
SUP	particulate sulphide (SUP)
VIVP	Vivianite-P

▪ **Processes in the water column**

The concentrations of all state variables are prescribed in the water column by time series from the 3D model. Therefore, it is not needed to calculate any water quality processes except those associated with the settling of organic matter on the bed, as this flux was not included in the 3D model output. The processes in *Table 3* have been included to re-calculate the settling flux of organic material.

Table 3 - Processes in the water column included in the explorative model

Process Name	Description
Sed_POC1	Sedimentation of particulate organic carbon (fast-decaying fraction)
CalVS_POC1	Sedimentation velocity of POC1
SedNPOC1	Sedimentation of nutrients in POC1
Sed_Opal	Sedimentation of Opal
SEDALG01 – 12	Sedimentation of algae species 1-12
CalVSALG01 – 12	Sedimentation velocity of algae species 1-12

COMPOS**Phy_Blo**

Composition of aggregate substances

Growth and mortality of algae (provides algae nutrient fractions to COMPOS; algae concentrations not calculated)

- **Processes in the sediment**

All sediment processes are contained within the overall process DELWAQG. Inclusion of DELWAQG activates the processes included in *Table 4* as they are defined in the Delwaq Process Library. The historic output-input coupling between each of these processes is maintained and is described in further detail in the Process Library Description⁶. This includes:

- The 5 decay of organic matter processes are coupled to CONSELAC (distribution of mineralization over available electron acceptors).
- The speciation of sulphides process is linked to the precipitation and dissolution process.

Table 4 - Sediment processes included in explorative model

Process Name	Process Description
AdsPO4AAP	Ad(De)Sorption ortho phosphorus to inorg. matter
Nitrif_NH4	Nitrification of ammonium
DecFast	Mineralization fast decomp. detritus POC1
DecMedium	Mineralization medium decomp. detritus POC2
DecSlow	Mineralization slow decomp. detritus POC3
DecRefr	Mineralization part. refractory detritus POC4
DecDOC	Mineralization DOC (diss. refr. detritus)
Vivianit	Dissolution/precipitation of P in vivianite
DisSi	Dissolution of Si in opal (SWITCH defaults)
CONSELAC	Consumption oxygen/other electron acceptors
EBULCH4	Ebullition of methane
SPECSUD	Speciation of dissolved sulphide
OXIDSUD	Oxidation of dissolved sulphide
PRECSUL	Precipitation and dissolution of sulphide
OXIDCH4	Oxidation of methane
APATITE	Dissolution/precipitation of apatite-like mineral

Unless otherwise specified, all model parameters are set to their default value.

- **Sediment sub grid and transport modelling**

A local sediment sub-grid is created with a fixed number of layers and prescribed layer thicknesses. The mass balance equation for layer *i* reads:

$$\frac{dM_i}{dt} = K d_i + L C_i d_i + T_{i-1} \frac{FP_{i-1}C_{i-1} - FP_i C_i}{\frac{d_{i-1}}{2} + \frac{d_i}{2}} - T_i \frac{FP_i C_i - FP_{i+1}C_{i+1}}{\frac{d_i}{2} + \frac{d_{i+1}}{2}} - D_i \frac{FD_{i-1}C_{i-1} - FD_i C_i}{\frac{d_{i-1}}{2} + \frac{d_i}{2}} + D_{i+1} \frac{FD_i C_i - FD_{i+1}C_{i+1}}{\frac{d_i}{2} + \frac{d_{i+1}}{2}}$$

solid phase mixing upper surface and lower surface

dissolved phase mixing upper surface and lower surface

where

⁶ D-Water Quality Process Library Description – D-Hydro Technical Reference Manual (Deltares, 2020)

M = mass (g/m^2)
 C = bulk concentration (g/m^3)
 d = layer thickness (m)
 T = solid phase mixing rate (m^2/d)
 D = dissolved phase mixing rate (m^2/d)
 K = zero order processes ($\text{g/m}^3/\text{d}$)
 L = first order processes ($1/\text{d}$)

The above formulation of transport terms is identical to the currently documented equation, though a vertically variable porosity has been neglected for simplicity.

Note that T is defined at the lower surface of a layer and D at the upper surface. For the D_1 term, the concentrations C_0 are taken from the water column and scaled with porosity. The d_0 value is input. Note also that solid phase and water phase mixing over the bottom surface is not defined (consequently, there is no deep sediment boundary condition required). Solid phase mixing over the top surface is not defined either.

All processes lead to zero order terms in this equation, in agreement with the so-called “stochi lines” in the existing DELWAQ-G implementation. In the current process formulation, these parameters cannot be changed.

▪ Diffusion and bioturbation rates

Mixing for solutes (diffusion) and particulates (bioturbation) used to be controlled by the input items *Difcoef* and *Turcoef*. As the sediment layers were DELWAQ cells, the vertical variation of these parameters was represented by spatial input data. This is no longer possible.

Difcoef and *Turcoef* are now specified as their sediment surface values. The vertical variation within the sediment layer is approximated by an exponential function (in agreement with current documentation). The exponential reduction with depth is currently hardcoded to reach a fraction of 0.01 at 10 cm depth. This should later be made an input item.

C Beknopte literatuurstudie bio-irrigatie en bioturbatie (WMR)

Als bijdrage aan het onderzoek heeft Wageningen Marine Research in opdracht van Rijkswaterstaat Zee en Delta een beknopte literatuurstudie uitgevoerd naar parameterwaarden voor bio-irrigatie en bioturbatie. Kwaliteitsborging van dit memo is uitgevoerd door WMR en is opgeleverd aan Rijkswaterstaat Zee en Delta. De memo wordt hier integraal toegevoegd.

Memo Bioturbatie en Bio-irrigatie

Robbert Jak, Wageningen Marine Research, 21 juli 2021.

Contents

Samenvatting	4
1 Inleiding en doelstelling	6
1.1 Aanleiding	6
1.2 Doelstelling	6
1.3 Aanpak op hoofdlijnen	7
1.4 Leeswijzer	7
2 Fase 1: Identificatie van kansrijke indicatoren	8
2.1 Aanpak door middel van expertworkshops	8
2.2 Resultaten expertworkshops	10
3 Fase 2: Verdiepend onderzoek naar interactie waterkolom en sediment	17
3.1 Beschrijving van aanpak door middel van een exploratief rekenmodel	17
3.2 Interactie waterkolom-waterbodem: conceptueel denkmodel	17
3.3 Genereren database met exploratief rekenmodel	21
3.4 Resultaten exploratief rekenmodel	22
3.4.1 Gegevens en variatie locaties 3D model	22
3.4.2 Resultaten exploratief rekenmodel	25
4 Concluderende samenvatting en discussie	35
5 Advies indicatoren ter beoordeling toekomstige ecologische waterkwaliteit Grevelingen	39
6 Literatuur	40
Aanleiding	50
Definiëring bioturbatie en bio-irrigate	50
Factoren die van invloed zijn op uitwisselingsprocessen	51
Uitwisseling van opgeloste stoffen	51
Uitwisseling van partikels	51
Activiteit bodemdieren	52
Bioturbatiepotentieel van benthische gemeenschappen	52
Generieke ranges	52
Benthos Grevelingen	53
Inschatting huidige situatie Grevelingen	54
Inschatting toekomstige situatie Grevelingen	55
Bioturberende en bio-irrigerende soorten	55
Soorten van de Grevelingen	56

Synthese	57	
Bioturbatiesnelheden		58
Conclusies en aanbevelingen		59
Literatuur	61	

Aanleiding

Door het instellen van een getij in het Grevelingen zal de waterkwaliteit in de toekomst gaan veranderen. Het doel is de zuurstofcondities in het bekken te verbeteren, zodat het waterleven in de diepere delen zich kan herstellen en tot op grotere diepte voor kan komen. Enerzijds is het bodemleven afhankelijk van gunstige zuurstofcondities, anderzijds heeft het bodemleven zelf ook een invloed op de zuurstofdynamiek tussen bodem en bovenstaande water. Twee processen zijn daarbij van belang: bioturbatie, dat wil zeggen de bodemomwoeling door (graaf)activiteit van het benthos (bodemdieren) en bio-irrigatie, oftewel de fluxen van water en opgeloste stoffen tussen de bodem en het bovenstaande water.

In een model ter simulatie van mogelijke waterkwaliteitsveranderingen is bioturbatie opgenomen als een dispersie ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), ofwel een menging van particulier materiaal. Andere eenheden zijn technisch mogelijk, maar vragen programmeerwerk – namelijk aanpassing van de procesformulering.

Dit memo heeft tot doel inzicht te geven in verwachte veranderingen in de bioturbatie en bio-irrigatie na instellen van het getij en zo mogelijk een kwantitatief inzicht te geven in de betekenis van deze processen in de Grevelingen.

Definiëring bioturbatie en bio-irrigatie

Meysman *et al.* (2006) geven een aantal definities die voor het doel van dit memo toepasbaar en vertaald zijn:

Benthos: organismen die in of op waterbodems leven. Een operationele classificatie is gebaseerd op de zeefgroottes die worden gebruikt bij het bemonsteren van sedimenten. Macrobenthos zijn > 1 mm, zoals oesters, zeesterren, kreeften, zee-egels, garnalen, krabben en koraal. Meiobenthos zijn 63 mm – 1 mm groot, zoals roeipootkreeftjes en nematoden. Microbenthos is < 63 mm en omvat eencellige organismen, zoals diatomeeën, ciliaten en bacteriën.

Bio-irrigatie: in brede zin elke vorm van verbeterd transport van opgeloste stoffen dat het gevolg is van de herwerking van sedimenten door organismen. In strikte zin de verbeterde uitwisseling tussen het poriënwater en de bovenliggende waterkolom als gevolg van holspoeling.

Bioturbatie: in brede zin het biologisch herwerken van bodems en sedimenten door allerlei organismen, waaronder microben, wortelplanten en gravende dieren. In strikte zin, de verbeterde verspreiding van deeltjes als gevolg van de bewerking van sediment door gravende dieren.

Gangen-ventilatie: het actief pompen van bovenliggend water in de leefgang voor zuurstoftoevoer, metabolietverwijdering of filtervoeding.

Deposit-feeder (bodemmetende soorten): dieren die voedsel verwerven door grote hoeveelheden sediment in te slikken en voedsel opnemen dat bestaat uit de kleine organische fractie van het ingenomen sediment (detritus en met sediment geassocieerde microben). Hoewel ze overleven op een slechte voedselbron, vormen deposit-feeders een dominante component van de ongewervelde fauna van terrestrische bodems (bijv. Regenwormen) en aquatische sedimenten (bijv. Wadwormen).

Daarnaast zijn er in en op de bodem ook filterende organismen (filtrerende soorten) aanwezig die voedseldeeltjes, vooral bestaand uit fytoplankton, uit het pelagiaal (de waterkolom) als voedselbron gebruiken. (Er zijn ook nog zogenaamde interface feeders, die kunnen omschakelen tussen filtreren en bodemeten. Deze zijn voor het doel dit memo niet onderscheiden).

Met betrekking tot het benthos kan gesproken worden over infauna, in de bodem ingegraven organismen, en epifauna, bovenop de bodem levende soorten.

Factoren die van invloed zijn op uitwisselingsprocessen

De uitwisseling van opgeloste stoffen en deeltjes tussen het sediment en het bovenstaande water wordt door verschillende factoren gedreven (Rühl *et al.*, 2020), waaronder stroming, sedimentsamenstelling (partikels), nutriënten- en stoffen-input, en organismen. Anderzijds hebben deze uitwisselingsprocessen ook weer invloed op het omliggende milieu en op de aanwezige organismen. Met betrekking tot de samenstelling van het sediment zijn korrelgrootte, cohesie, permeabiliteit en porositeit van belang.

De betekenis van organismen op de bentisch-pelagische (B/P) uitwisselingsprocessen is vooral groot in afwezigheid van grote fysische verstoringen, bijvoorbeeld als gevolg van stroming of golfwerking, of bodemomwoeling door visserij en zandwinning.

Uitwisseling van opgeloste stoffen

Zuurstof is biologisch gezien de belangrijkste opgeloste stof die vanuit de waterkolom het sediment penetreert. Zuurstof stuurt verschillende chemische en biologische processen in de bodem, zoals de oxidatie van stikstof, sulfide en van organisch materiaal. Zonder biologische interactie blijkt de penetratiediepte van zuurstof bepaald te worden door de zuurstofconcentratie in het bovenstaande water. Door marine bodemorganismen wordt de afbraak van organisch materiaal door bacteriën gestimuleerd wanneer de penetratiediepte toeneemt en de flux van water met opgeloste stoffen hoger wordt.

Uitwisseling van partikels

In tegenstelling tot opgeloste stoffen worden partikels niet uniform getransporteerd vanwege de diversiteit in vorm, grootte en concentraties (Rühl *et al.*, 2020). De uitwisseling van partikels kan worden gedreven door waterstroming en met name (al dan niet plotselinge) veranderingen daarin (bv. storm). Ook verstoring door natuurlijke activiteit van bodemdieren of door menselijke bodemverstorende activiteiten (bv. visserij) zijn van invloed.

Bodemdieren kunnen op verschillende manieren de fluxen van partikels veranderen, processen in het sediment (bv. omwoelen van het sediment, eten van sediment en verandering samenstelling van de partikelsamenstelling in de diepte) en processen op de interface van bodem en water (bv. veranderen van sedimentatie door aanwezigheid van biogene structuren nabij de bodem (bv. mosselen en oesters). De soortensamenstelling en de biomassa en dichtheid van bepaalde soorten in het benthos kunnen grote invloed hebben op de omvang van deze processen.

Activiteit bodemdieren

Bioturbatiepotentieel van benthische gemeenschappen

Ontwikkeld door Solan *et al.* (2004) en verder uitgewerkt door Queiros *et al.* (2013) is een benthisch Bioturbatie potentieel ontwikkeld (BP_c). Deze index kan berekend worden op basis van informatie over de soortensamenstelling, de dichtheid en biomassa, en een functionele classificatie van de soorten op basis van kenmerken ten aanzien van bioturbatie. Deze functionele classificatie is voor 1033 Noordwest-Europese soorten opgesteld op basis van literatuur en inbreng van experts.

De classificatie van ongewervelde mariene infauna in bioturbatiegroepen is als volgt opgesteld. Elk taxon werd gescoord op:

- een schaal die een toename van mobiliteit (M_i) van een soort weerspiegelt: van 1 (wonend in een vaste buis) tot 4 (vrije drie-dimensionale beweging in een holensysteem),
- toenemende sedimentomwerking (R_i) van 1 (epifauna die bioturberen op het sediment-water grensvlak) tot 5 (regeneratoren die gaten graven en sediment op diepte naar het oppervlak brengen).

$$BP_c = \sum_{i=1}^n \sqrt{B_i/A_i} \times A_i \times M_i \times R_i$$

Waarin B_i en A_i de biomassa en abundantie van soort/taxon i zijn. De functionele kenmerken (F_i) van de soorten zijn gescoord op basis van expertkennis.

Met deze index kan dus het bioturbatiepotentieel van benthosgemeenschappen met verschillende soortensamenstelling worden vergeleken en kan dus dienen als indicator voor de kwaliteit van benthos-gemeenschappen. De index geeft geen kwantitatieve waarde voor de diepte waarop bodemomwoeling plaatsvindt en de snelheid waarmee dat gebeurt. Hoe hoger de BP_c , hoe hoger het bioturbatiepotentieel.

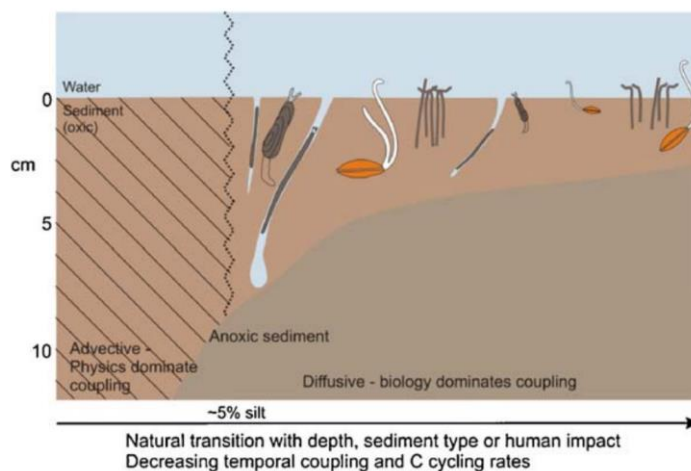
Het is hiervoor wel nodig om per soort informatie te hebben over de mobiliteit en de capaciteit voor sediment-omwerking (verzameld door Queiros *et al.*, 2013) en over de biomassa en abundantie van de soorten op een bepaalde locatie.

Generieke ranges

Uit een vergelijking tussen 4 verschillende regio's (Duitse Oostzee, Duitse Noordzee, Belgische Noordzee, Oost-Engels kanaal) blijkt dat de bioturbatie sterk bepaald wordt door de aanwezigheid van bepaalde soorten (Gogina *et al.*, 2020). De diversiteit was van minder belang. Ook bij lage biodiversiteit kan de bioturbatie hoog zijn. Aan de andere kant is de range (variatie) in bioturbatiesnelheid bij lage biodiversiteit wel groot.

De consequentie is dat de bioturbatie bij het wegvallen van bepaalde soorten sterk kan afnemen, of juist toenemen als bepaalde soorten in de gemeenschap verschijnen. De belangrijkste soorten in zowel biomassa als in bioturbatiepotentieel waren *Echinocardium cordatum* (hartegel; stekelhuidige), *Ensis leei* (zwaardschede; bivalve weekdier), *Amphiura filiformis* (slangster; stekelhuidige) en *Arctica islandica* (Noordkromp; bivalve weekdier). (Dit zijn soorten die nu niet dominant zijn in de Grevelingen)

Door Birchenough *et al.* (2012) is een koppeling gemaakt van de Bioturbatiepotentieel van de gemeenschap (BPC) met de diepte van de geoxideerde sedimentlaag aan het oppervlak van de zeebodem (de "apparent redox discontinuity layer", aRPD, uitgedrukt in cm bodemdiepte). Deze diepte kan optisch bepaald worden doordat het anoxische dieper gelegen sediment zwart kleurt als gevolg van de vorming van ijzersulfide FeS dat zwart kleurt, tegenover een bovenliggende geoxideerde laag met ijzer hydroxide Fe(OH)_3 dat een olijfbroine kleur heeft (Figuur 2). De diepte wordt uitgedrukt als "apparent redox discontinuity layer" (aRPD) en kan worden vastgesteld met een *in situ* sediment profile camera (SPI).



- **Figuur 2.** Conceptueel model van de relatie tussen benthos en sediment redox potentiaal over een gradiënt van diepte, sediment type of impact door menselijk handelen, overgenomen uit Birchenough *et al.*, 2012.

In de Noordzee is gebleken dat in de zandige Doggersbank zowel het bioturbatiepotentieel (BPC) als de redox-diepte gering (aRPD in cm) is, terwijl deze in de modderige oestergronden (met hoge biomassa van sedimentomwerkende organismen) deze beide hoog zijn (Birchenough *et al.*, 2012). In modderige sedimenten is blijkbaar de activiteit van bodemomwoelende organismen hoger dan in zandige sedimenten, waarbij de soortensamenstelling van het benthos van grote invloed is.

Benthos Grevelingen

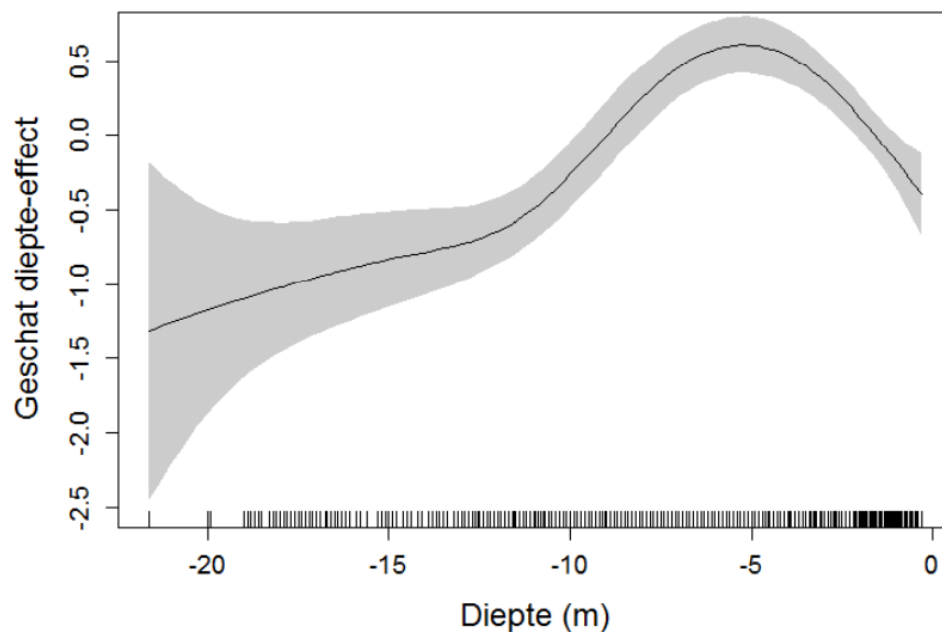
Het benthos van de Grevelingen, de samenstelling, de historische trends en de mogelijke toekomstige situatie zijn recent geanalyseerd en beschreven (Mulder *et al.*, 2019 en 2021; Tangelder *et al.*, 2018 en 2019; Donk *et al.*, 2021).

Inschatting huidige situatie Grevelingen

In de Grevelingen zijn tussen 1992 en 2016 zijn er in totaal 2460 bodemonsters genomen (Mulder *et al.*, 2019). De meest voorkomende soorten/taxa waren de wormen (*Oligochaeta*, *Polydora* sp., *Scoloplos armiger*, *Platynereis dumerilii*, *Heteromastus filiformis*, *Alitta succinea*, *Spio martinensis*, *Capitella* spp., *Arenicola* spp.), het muiltje (*Crepidula fornicata*), vlokreeften (*Microdeutopus gryllotalpa*, *Monocorophium insidiosum*), het tweetandschelpje (*Kurtiella bidentata*) en de korfschelp (*Corbula gibba*) (Mulder *et al.*, 2019). In 160 van de 2460 monsters zijn geen levende organismen aangetroffen. Deze monsters lagen voornamelijk, maar niet uitsluitend, op grotere diepte; gemiddeld -10.3 m t.o.v. NAP (Mulder *et al.*, 2019). De biomassa wordt gedomineerd door weekdiersoorten zoals met name het muiltje, *Crepidula fornicata*, en daarnaast andere tweekleppigen (*Venerupis corrugata*, *Mytilus edulis* en *Ostrea edulis*).

Ten aanzien van de toestand en recente trends in het bodemleven zijn de volgende conclusies getrokken (uit Mulder *et al.*, 2019):

- Net als in andere bekkens zoals de Westerschelde, Oosterschelde en Veerse Meer domineren
 - filtrerende soorten (de weekdieren *Crepidula fornicata*, *Magalana (Crassostrea) gigas*, *Corbula gibba*, *Kurtiella bidentata*) de biomassa, en
 - bodemmetende (deposit feeders) soorten (*Oligochaeta*, *Capitella*, *Polydora*) de dichtheid in het Grevelingenmeer.
 - Daarnaast zijn er hoge dichtheden van kokerbewonende kreeftjes (*Monocorophium insidiosum*, *Microdeutopus gryllotalpa*).
- Biomassa en dichtheden nemen af met toenemende diepte, en dat is niet per se gerelateerd aan zuurstofloosheid.
- De analyses laten een duidelijke trend zien van biomassa en dichtheid over de diepte met:
 - i) een lagere biomassa en dichtheid in de ondiepe zone (zie ,
 - ii) een optimum biomassa en dichtheid rond de 4-6 m onder NAP en,
 - iii) een afname van de biomassa en dichtheid naar de diepere delen.



- *Figuur 3. Het geschatte effect van diepte (m, t.o.v. NAP) op de vierdemachtswortel-getransformeerde totale biomassa (g/m²) in de Grevelingen, overgenomen uit Mulder et al. 2019.*

Aannemelijk is dat de lagere biomassa in de ondiepe zone (0-2 m) wordt veroorzaakt door de hydrodynamiek van golven die vestiging en voorkomen van soorten belemmeren doordat ze worden weggespoeld. De afname op grotere diepte kan verschillende redenen hebben waaronder stratificatie. Doordat er nauwelijks uitwisseling plaatsvindt tussen de onderste en bovenste waterlagen kunnen zuurstofarme of zuurstofloze omstandigheden ontstaan bij de bodem doordat zuurstof wordt verbruikt maar niet wordt aangevuld.

Daarnaast wordt nog gesteld dat er in de periode 1992-2016 geen sprake is van 'verworming' (Mulder et al., 2019); het dominanter worden van wormen als gevolg van verstoringen. Verhoudingsgewijs neemt het relatieve aandeel wormen wel toe, maar dat komt omdat het relatieve aandeel schelpdieren afneemt. De afname van schelpdieren is zelfs te herleiden tot de afname van één soort: *Crepidula fornicata* (het muiltje).

Langdurige zuurstofarme condities in de diepere delen van het meer zijn een probleem voor macrofauna en vissen. Bij concentraties lager dan 3 mg/L overleven schelpdieren enkel een paar dagen en kan vissterfte optreden. Het maximale oppervlakte zuurstofarm water (<3 mg/L voor 7 dagen of langer) neemt vanaf 2000 significant toe (Tangelder et al. 2019). Soorten die in de bodem zijn ingegraven zijn gevoeliger voor zuurstofloosheid dan soorten die boven de bodem leven (Donk et al., 2021). Mariene wormen kunnen met hun hoge hemaglobinegehaltes weer iets beter tegen zuurstofloosheid dan de schelpdieren. Ook zijn slibbodems zuurstofarmer dan bodems met grover zand. Onder schelpdieren als mosselen en oesters die in aggregaties boven de bodem leven kunnen echter ook zuurstofloze condities ontstaan.

Uit visuele observaties blijkt dat in de zuurstofarme delen de kabelbacterie *Beggiatoa* voorkomt. Deze mattenvormende bacteriën gebruiken sulfaat als zuurstofbron (chemolithotrofie) en door opslag van zwavel kleuren de bacteriën wit. De aanwezigheid van deze witte bacteriematten duidt dus op een zuurstofloze bodem. Deze bacteriën zorgen er ook voor dat niet allen in de zomer maar ook in winter en voorjaar de zuurstofconsumptie hoog is (Seitaj et al., 2017). Kabelbacteriën zorgen daarom voor een versterking van de dynamiek van zuurstofschuld. Deze zuurstofschuld wordt opgebouwd in de vorm van ijzersulfiden, die bij hogere zuurstofconcentraties in de herfst (als gevolg van de afbraak van de stratificatie van het water) wordt ingelost.

Inschatting toekomstige situatie Grevelingen

Belangrijke veranderingen die verwacht worden van het instellen van een getij in het Grevelingen ten aanzien van het zoobenthos zijn (Tangelder et al., 2021):

- een afname van het zuurstofarme areaal (nabij de bodem)
- een toename van de primaire productie als gevolg van de aanvoer van stikstofrijk water uit de Voordelta
- een toename van fytoplankton filterende organismen, waaronder vooral schelpdieren als mosselen, oesters en kokkels.

Bioturberende en bio-irrigerende soorten

Op basis van bovenstaande informatie over de tegenwoordig aanwezige soorten en verwachte toekomstige verschuivingen is een beknopte soortenlijst opgesteld waarmee het bioturbatie/bio-irrigatie potentieel kan worden ingeschat op basis van de classificatie van Queiros *et al.* (2013).

De volgende aspecten zijn daarbij van belang; de mate van mobiliteit en de mate van bodemomwerking (*Tabel 4*). Naarmate de scores hoger zijn, neemt de potentie voor bioturbatie (en/of bio-irrigatie) toe. Daarnaast is het zinvol om te beschouwen hoe het sediment wordt omgewerkt, of dat alleen oppervlakkig is, of dat alleen het poriewater (diffusie) betreft, of juist het sediment zelf.

• *Tabel 4. Classificatie en criteria volgens Queiros et al. 2013*

Aspect	Code	Score	Beschrijving
Mobiliteit	Mi	1	Organismen die in gefixeerde gangen leven
		2	Indiceert beperkte beweging
		3	Indiceert trage, vrije beweging door het sediment
		4	Indiceert vrije beweging via gangenstelsel
Sediment omwerking	Ri	1	Epifauna (soorten die leven op het sediment)
		2	Soorten die het sedimentoppervlak modificeren
		3	Soorten met verticale opwaartse en neergaande beweging
		4	Voor 'biodiffusors' (poriewater uitwisselaars)
		5	Voor 'regenerators' (sediment omwoelers)
Type omwerking	Fti	S	Oppervlakte modificeerders
		B	Biodiffusors
		UC/D	Upward en Downward Conveyors
		C	Regenerators

Door Renz *et al.* (2018) is een soortgelijke methodiek als voor bioturbatie ontwikkeld voor bio-irrigatie, om het potentieel van een gemeenschap af te leiden van de soortensamenstelling en de biomassa van deze soorten. Het potentieel wordt bepaald door de "feeding type" en de "burrow type", waarbij filtrerende soorten en diep ingegraven bodemetende soorten, met name de soorten die in een vrij gangenstelsel leven, hoog scoren. Hoogst scoren zogenaamde funnel feeders, zoals de zeepier *Arenicola marina*, die in een U-buis leven en op diepte bodemmateriaal eten en aan het bodemoppervlak uitscheiden.

Soorten van de Grevelingen

Voor benthische soorten die in biomassa en/of dichtheden dominant in de Grevelingen aanwezig zijn (Mulder *et al.*, 2019), zijn de bioturbatiescores opgenomen in *Tabel 5*.

• *Tabel 5. Bioturbatie classificatie van dominante soorten in de Grevelingen*

Groep	Soort	Naam	Huidig	Toekomstig (aanname)	R i	M i	Fti	Fti score
Weekdie r	Crepidula fornicata	Muiltje	Domina nt	Afname (autonome trend)	1	1	E	1
	Crassostrea gigas	Oester	Hoge biomassa	Toename	1	1	E	1
	Corbula gibba	Korfschelp	Hoge biomassa	?	2	2	S	2
	Kurtiella bidentata	Tweetandschelpje	Hoge biomassa	?	2	2	S	2
	Mytilus edulis	Mossel		Toename	1	1	E	1
	Cerastoderma edule	Kokkel		Toename	2	2	S	2
Worm	Oligochaeta	'borstelworm'	Hoge dichtheid	Gelijk	4	3	B	4
	Capitella	'draadworm'	Hoge dichtheid	Gelijk	3	2	UC	3
	Polydora	'boorworm'	Hoge dichtheid	Gelijk	3	1	UC/D C	3
Kreeft-achtige	Monocorophium insidiosum	'slijkgarnaal'	Hoge dichtheid	Gelijk	2	4	S	2
	Microdeutopus (gryllotalpa)	'slijkgarnaal'	Hoge dichtheid	Gelijk	1	3	S	2

Uit de gegevens blijkt dat de soorten met de hoogste biomassa bestaat uit soorten met een beperkte mate van bioturbatie capaciteit, dit vanwege een levenswijze op (en niet in) het sediment en een beperkte mobiliteit (Oester, Muiltje). Wormen hebben juist een hoge mate van mobiliteit en capaciteit tot het omwerken van sediment. Vooral oligochaeten scoren hoog. Deze groep bestaat echter uit kleine soorten waardoor de invloed op de bodem vrij beperkt is.

Het bodemleven wordt beïnvloed door de sedimentsamenstelling. In ondiepe delen is de bodem zandiger en met de diepte neemt de slibfractie en het gehalte organisch materiaal toe als gevolg van bezinking. In de diepere delen zijn afbraakprocessen van organisch materiaal belangrijk, waardoor daar de zuurstofconsumptie hoog is. Door aanwezigheid van lage zuurstofconcentraties en afbraakproducten kunnen alleen enkele wormen soorten voorkomen en is dit milieu ongeschikt voor schelpdieren die in de ondiepere zone de grootste biomassa vertegenwoordigen (Mulder *et al.*, 2019). Met name in de diepere delen (dieper dan ca. 10 m) is geen of weinig bodemleven aanwezig (zie Dideren *et al.*, 2013 in Mulder *et al.*, 2019).

Door Seitaj *et al.* (2017) zijn bodemprofielen op een locatie in de Grevelingen gestoken om onder andere de diepte van de geoxideerde toplaag van de bodem en de aanwezigheid van macrofauna te bepalen. Op dieptes van 34m en 23m was geen geoxideerde toplaag aanwezig en werd ook geen macrofauna aangetroffen. Op 16 m diepte werd een geoxideerde toplaag van 8 mm vastgesteld, maar was geen macrofauna aanwezig. Op 10 m diepte was een diepere geoxideerde laag aanwezig (*waarschijnlijk tot 4,5 cm*) en gekoloniseerd kleine borstelwormen en wat juveniele tweekleppigen die waarschijnlijk tot 1-2 cm diepte leven (Seitaj *et al.*, 2017). Ook was er een sterke seizoensinvloed. Na de zomer was geen macrofauna aanwezig en in de winter vond vestiging plaats van de borstelwormen *Scoloplos armiger* en *Capitella capitata*. Deze opportunistische soorten zijn dus de eerste soorten die verwacht kunnen worden als de zuurstofconcentratie in en nabij de bodem terugkeert.

Synthese

Verwacht wordt dat in de toekomst na instelling van een getij in de Grevelingen met name filtrerende schepdieren toe gaan nemen als gevolg van de verwachte toename van primaire productie. De schelpdieren die op het sediment leven (oester, muiltje, mossel) hebben een zeer beperkte invloed op de bioturbatie. Soorten die ingegraven leven, zoals kokkel, korfschelp en gewone tapijtschelp, dragen in grotere mate bij aan de bioturbatie.

In de diepere zones echter, waar de zuurstofloosheid mogelijk als eerste teniet wordt gedaan valt echter te verwachten dat juist polychaete wormen als eerste terug zullen keren. Juist in deze zone kan bioturbatie een rol spelen bij het 'verbeteren' van de zuurstofcondities nabij de bodem en zo bijdragen aan het creëren van een gunstige waterkwaliteit voor bovengenoemde filtrerende organismen. De biomassa van dit benthos na rekolonisatie van het sediment is echter laag en de invloed van bioturbatie daarom waarschijnlijk laag (Seitaj *et al.*, 2017). Daarnaast kan door de verhoogde primaire productie ook de belasting van de bodem met organisch materiaal de zuurstofvraag in het sediment doen toenemen. Ook de toename van de biomassa betekent namelijk een hogere zuurstofvraag.

Er is een gebrek aan kennis over het benthos in dieptezone waar zuurstofloosheid wel- en niet optreedt en de invloed van het seizoen daarop.

Bioturbatiesnelheden

Door Wijsman et al (2002) is bioturbatie gemodelleerd als zijnde een "random diffusion-like process", waarbij de bioturbatie activiteit (door benthos) in de toplaag homogeen verondersteld is en daaronder exponentieel afneemt (zie de tabel en de figuur hieronder). In afwezigheid van advectie werden bioturbatie snelheden van 3.1×10^{-2} tot $6.2 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$ berekend (3.6×10^{-11} tot $7.2 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

Bij aanname van advectie van $2.7 \times 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{dag}^{-1}$, een maximum waarde voor het continentale plat van de Zwarte zee waar de studie betrekking op had, werden de bioturbatiesnelheden iets lager ingeschat, tussen 2.8×10^{-2} tot $5.9 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$.

TABLE 3. Parameter values used in the model simulations

Parameter	Value	Units	Description	
Db_0	3.3×10^{-2}	$\text{cm}^2 \text{ day}^{-1}$	Bioturbation coefficient in bioturbated layer ($0-x_b$ cm)	M
x_b	1	cm	Thickness of constant bioturbation layer	M
coeff_{Db}	1	cm	Coefficient for exponential bioturbation decrease	M
ω	3×10^{-4}	cm day^{-1}	Sedimentation rate	M

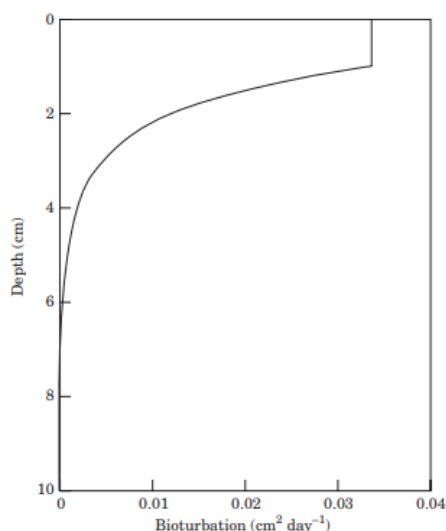


FIGURE 4. Imposed bioturbation profile.

- *Figuur 4. Parameterwaarden voor bioturbatie en diepte profiel over de diepte, uit Wijsman et al., 2003.*

Conclusies en aanbevelingen

Op basis van de geanalyseerde informatie is een beknopte synthese opgesteld (Tabel 6). De verwachting is dat met name in de dieptezone waar een overgang is van sediment met zuurstof naar sediment zonder zuurstof bioturbatie een belangrijke rol kan hebben in de omwoeling van de bodem en de uitwisseling van zuurstof tussen sediment en bovenstaande water. Deze zone kan na instelling van het getij verschuiven naar een grotere waterdiepte. Ook het seizoen is hierop van invloed.

Er zijn nog in beperkte mate bruikbare kwantitatieve gegevens gevonden over bioturbatie die direct in het model toegepast kunnen worden. Deze kunnen gebruikt worden voor een eerste verkenning naar de invloed van bioturbatie op de zuurstofdynamiek.

Op basis van monitoringgegevens van benthos-biomassa en -soortensamenstelling zou meer gedetailleerd kunnen worden uitgezocht wat het Bioturbatiepotentieel van de bodemgemeenschap is in de Grevelingen in relatie tot de waterdiepte en wat de betekenis van bio-irrigatie is van de dominante bethossoorten.

Specifieke (kwantitatieve) informatie over bio-irrigatie kan waarschijnlijk uit literatuur worden afgeleid, terwijl de diepteverdeling van de nu aanwezige soorten mogelijk kan worden geanalyseerd uit bestaande MWTL-monitoring data.

- *Tabel 6. Synthese van kenmerken van de Grevelingen voor verschillende dieptezones en mogelijke veranderingen na instelling van getij*

Dieptezone	Kenmerken bodem	Kenmerken water	Bioturbatie	Oxidatie diepte	Toekomst (Getij)
0-2 m	Lage biomassa, vooral	Helder, hoge primaire productie	Laag potentieel aan bioturbatie	?	Helderder voedselrijker water, hogere

	wormen en kleine kreeftjes. Zeewieren.	(fytoplankton)			primaire productie (fytoplankton)
2-6 m	Hoge biomassa rond 4-6 m, veel tweekleppigen op en in de toplaag van het zandige sediment	Primaire productie (fytoplankton)	Geringe bioturbatie, want organismen zitten vooral op en niet in de bodem	? 2-4-?	Hogere biomassa door hogere primaire productie. Wellicht ook naar diepere waterbodems
6-10	Afname biomassa, vooral (kleine) wormen	Lagere primaire productie	Lage bioturbatie. Er is wel bodemomwoeling, maar lage biomassa (wel hoge dichtheid)	4-5 cm	Wellicht hogere biomassa en verschuiving naar diepere waterbodems, toename bioturbatie
10-15 m	Depositie organisch materiaal, slibrijk	Zuurstofarm, afhankelijk van het seizoen	Wormen in lage dichtheid en biomassa, opportunistische en koloniserende soorten	1-2 cm	Verschuiving naar dieper water, toename depositie
>15 m	Zuurstofloze bodem, kabelbacteriematten (Beggiatoa)	Zuurstofloos in de zomer en herfst (en zelfs ook winter)	Geen	0 cm	Verschuiving naar dieper water

Literatuur

- Birchenough, S.N.R., Parker, R.E., McManus, E., Barry, J., 2012. Combining bioturbation and redox metrics: Potential tools for assessing seabed function. *Ecol Indic* 12, 8-16.
- Donk, SW. van, Tulp, I., Tangelder, T., 2021. Ecologie van ondiepe oevers in zoute meren en baaien. Een quickscan van de ecologie van de ondiepe oevers in het Grevelingenmeer nu en bij gedempt getij. Wageningen Marine Research rapport C023/21.
- Gogina, M., Zettler, M.L., Vanaverbeke, J., Dannheim, J., Van Hoey, G., Desroy, N., Wrede, A., Reiss, H., Degraer, S., Van Lancker, V., Foveau, A., Braeckman, U., Fiorentino, D., Holstein, J., Birchenough, S.N.R., 2020. Interregional comparison of benthic ecosystem functioning: Community bioturbation potential in four regions along the NE Atlantic shelf. *Ecol Indic* 110.
- Meysman et al 2006 Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology and Evolution* 21:688-695.
- Mulder, I., Escaravage, V., Tangelder, M., Ysebaert, T., 2019. Ontwikkelingen van Het Macrozoöbenthos in Het Grevelingenmeer 1992-2016. Wageningen Marine Research rapport C021/19.
- Mulder, I. M., Wijsman, J. W. M. & Tangelder, M., 2021. Een quickscan naar ecologische draagkracht voor filterende soorten nu en bij gedempt getij. Wageningen Marine Research rapport C006/21.
- Queiros, A.M., Birchenough, S.N.R., Bremner, J., Godbold, J.A., Parker, R.E., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P.J., Van Colen, C., Van Hoey, G., Widdicombe, S., 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecol Evol* 3, 3958-3985.
- Renz, J.R., M. Powilleit, M. Gogina, M.L. Zettler, C. Morys, S. Forster, 2018. Community bioirrigation potential (BIP_c), an index to quantify the potential for solute exchange at the sediment-water interface. *Mar. Env. Res.* 141:214-224.
- Rühl S., C. Thompson, A.M. Queiros & S. Widdicombe, 2020. Missing links in the study of solute and particle exchange between the sea floor and water column. *ICES J Mar. Sci.* 77:1602-1616. doi:10.1093/icesjms/fsaa060.
- Solan M., Cardinale, B.J., Downing A.L., Engelhardt K.A.M., Ruesink J.L., Srivastava D.S., 2004. Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science* 306:1177-1180.
- Seitaj, D., Sulu-Gambari, F., Burdorf, L.D.W., Romero-Ramirez, A., Maire, O., Malkin, S.Y., Slomp, C.P., Meysman, F.J.R., 2017. Sedimentary oxygen dynamics in a seasonally hypoxic basin. *Limnol Oceanogr* 62, 452-473.
- Tangelder M, Janssen J, Nolte A, Walles B, Wijsman J, Ysebaert T, 2018. Scenario studie natuurperspectief Grevelingenmeer. Wageningen Marine Research rapport C021/18.
- Tangelder, M., Ysebaert, T., Wijsman, J., Janssen, J., Mulder, I., Nolte, A., Stolte, W., van Rooijen, N., van den Bogaart, L., 2019. Ecologisch Onderzoek Getij Grevelingen. Wageningen Marine Research rapport C089/19.
- Wijsman, J.W.M., Herman P.M.J., Middelburg, J.J., Soetaert K., 2002. A Model for Early Diagenetic Processes in Sediments of the Continental Shelf of the Black Sea. *Est Coast Shelf Sci* 54, 403-421, doi:10.1006/ecss.2000.0655.

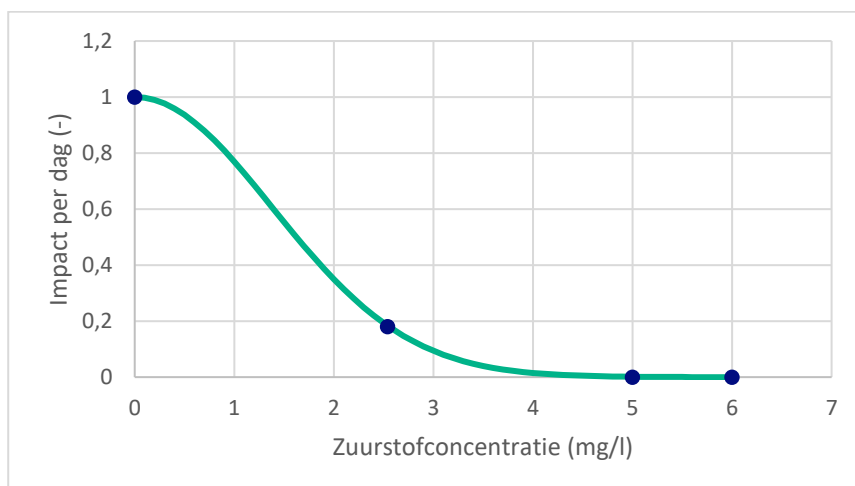
D Voorbeeld berekening zuurstof waterkolom

Voor de berekening van de zuurstofconcentratie in de waterkolom (dichtbij de bodem) wordt gebruikt gemaakt van een 3D model voor waterbeweging en waterkwaliteit. Recentelijk is het Delft3D model overgezet naar de nieuwe D-HYDRO software (Deltares, 2021). Twee van de berekeningen in Deltares (2019) die nog met het voorgaande Delft3D model zijn uitgevoerd, zijn met het naar D-HYDRO overgezette model herhaald. Het betreft:

- De jaarsom 2008, ofwel de daadwerkelijk opgetreden condities in 2008
- Het TMBW scenario – middenpeil NAP -30 cm, getijslag 40 cm

Op de modelresultaten zijn de volgende bewerkingen uitgevoerd:

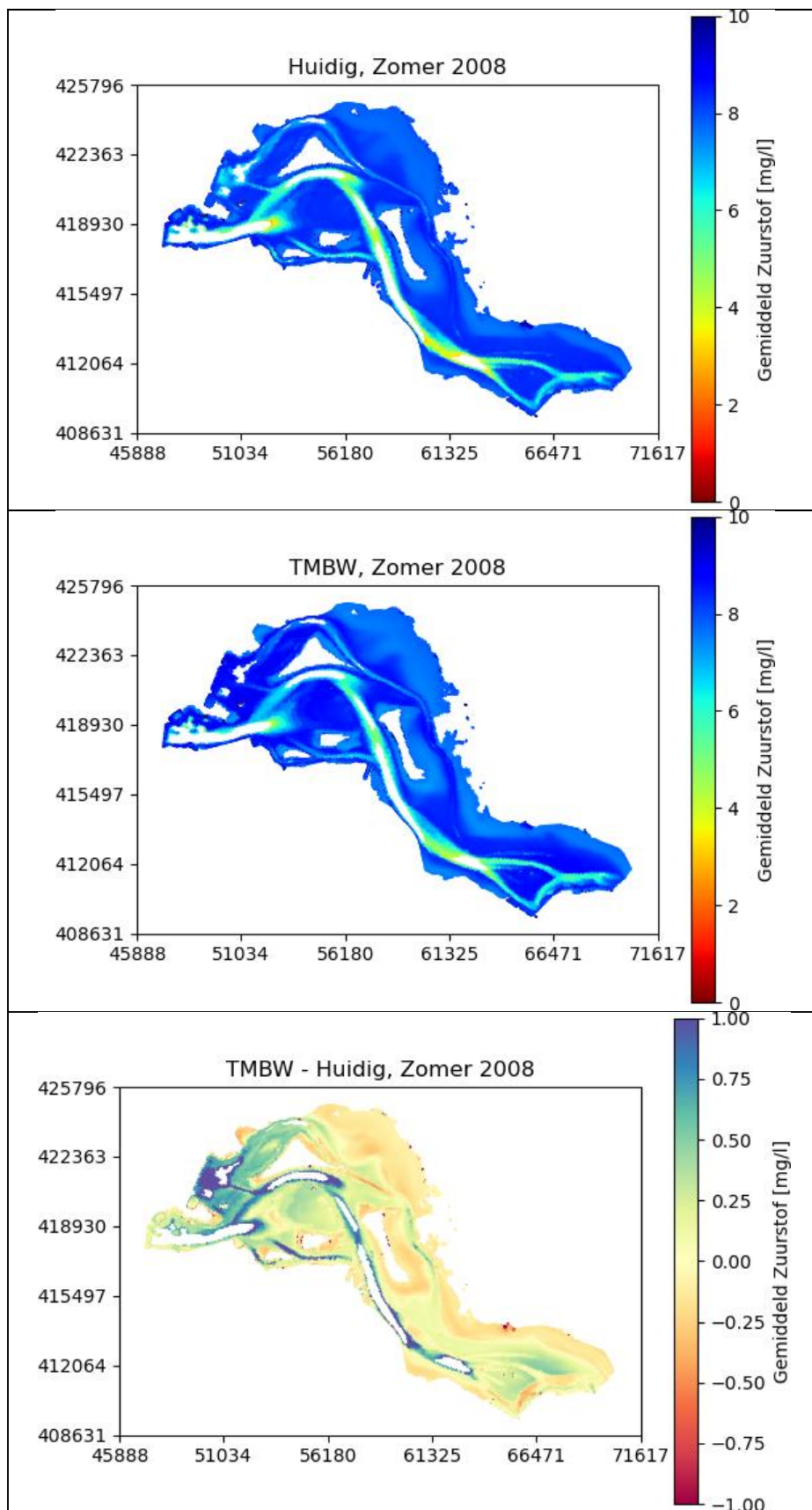
1. Zuurstofconcentratie dichtbij de bodem gemiddeld over het zomerhalfjaar (1 april-1 oktober) getoond in Figuur D.1.
2. Index cumulatieve onderschrijding van de zuurstofconcentratie getoond in Figuur D.2
 - a. Per dag wordt een impact tussen 0 en 1 bepaald volgens onderstaande curve. De curve is een Gauss-functie gefit naar drie punten:
 - Boven 5 mg/l wordt geen impact (impactscore = 0) verwacht.
 - Bij zuurstofloosheid 0 mg/l wordt een maximale impact, sterfte van bodemdieren, verwacht (impactscore = 1)
 - Smaal en Wijsman (2015) geven aan als grenswaarde een zuurstofconcentratie van 2,54 mg/l gedurende 5,5 dag (impactscore $1/5,5 = 0,18$)



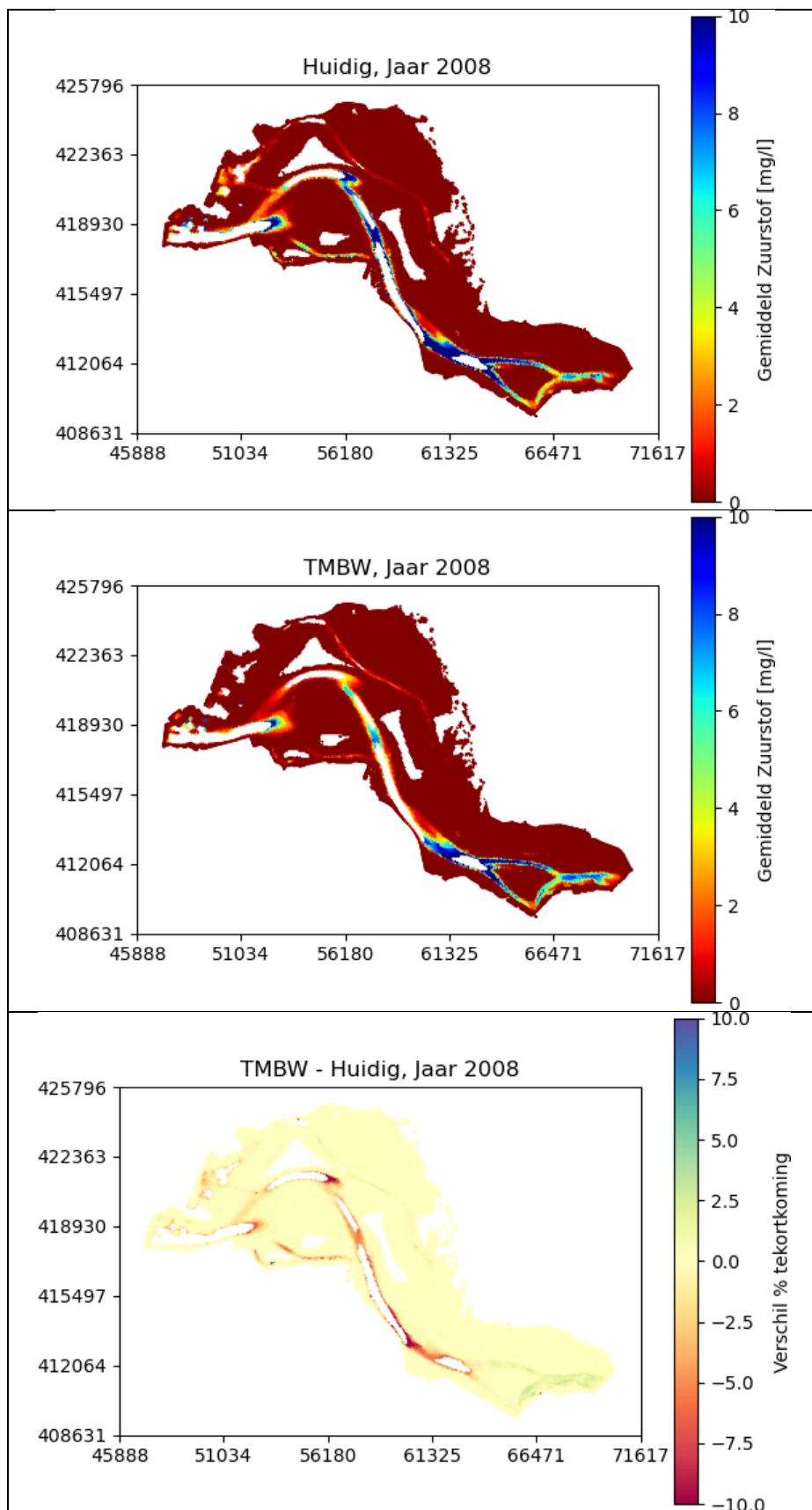
- b. De cumulatieve impactscore over een jaar is de opstelsom van alle impactscores gedeeld door 365. Hierdoor resulteert een fractie (0-1) of een percentage (0-100%).

Figuur D.1 laat zien dat in het TMBW scenario de gemiddelde zuurstofconcentratie in het zomerhalfjaar in delen van de geul toeneemt ten opzichte van de huidige 2008 situatie. In de ondiepe delen is het effect zeer gering. Een kleine afname is mogelijk door meer organisch materiaal in de ondiepe delen. Figuur D.2 laat zien dat in de delen van de geul de cumulatieve indicator tot 5% verbetert in TMBW t.o.v. huidig 2008. Verslechtering bij de Flakkeese spuisluis kan een artefact zijn, omdat in 2008 de Flakkeese spuisluis nog niet in gebruik was. In de ondiepere delen is het verschil afwezig, omdat de zuurstofconcentratie daar niet of nauwelijks onder 5 mg/l komt in de modelberekeningen.

De uitgevoerde bewerkingen en de getoonde figuren zijn uitsluitend illustratief bedoeld. Aanvullend onderzoek is nodig voor een precieze definitie en weergave/visualisatie.



Figuur D.1 Gemiddelde zuurstofconcentratie bij de bodem in het zomerhalfjaar (1 april-1 oktober) voor de situatie in 2008 (boven), bij het TMBW (40/-30) scenario (midden) en het verschil (onder). De delen dieper dan NAP -15 m zijn weggelaten.



Figuur D.2 Voorbeeld van indicator cumulatieve overschrijding zuurstofconcentratie waterkolom voor de situatie in 2008 (boven), bij het TMBW (40/-30) scenario (midden) en het verschil (onder). De delen dieper dan NAP -15 m zijn weggelaten.

Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme oplossingen voor mens, milieu en maatschappij.

Deltares

www.deltares.nl

Signature:

A stylized, handwritten signature in black ink, appearing to be 'B. Peters'.

Email: bianca.peters@deltares.nl