Vlaanderen
is wetenschap

Herziening maatlat voor ongewervelde bodemdieren in de Vlaamse zoete en zwak brakke getijgebonden wateren

Merlijn Jocque, Frank Van de Meutter, Dimitri Buerms, Charles Lefranc, Jan Soors, Erika Van den Bergh

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Merlijn Jocque, Frank Van de Meutter, Dimitri Buerms, Charles Lefranc, Jan Soors, Erika Van den Bergh
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:
Gunther Van Ryckegem

Vestiging:
Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:
merlijn.jocque@inbo.be

Wijze van citeren:
Jocque M, Van de Meutter F, Buerms D, Lefranc C, Soors J & Van den Bergh E (2024). Herziening maatlat voor ongewervelde bodemdieren in de Vlaamse zoete en zwak brakke getijgebonden wateren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (68). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.116248378

D/2024/3241/468
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (68)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Hilde Eggermont

Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

Herziening maatlat voor ongewervelde bodemdieren in de Vlaamse zoete en zwak brakke getijgebonden wateren

Jocque Merlijn, Van de Meutter Frank, Buerms Dimitri, Lefranc Charles, Soors Jan & Van den Bergh Erika

doi.org/10.21436/inbor.116248378

Vlaanderen
is wetenschap

www.vlaanderen.be/inbo

Dankwoord/Voorwoord

Onze oprechte dank gaat naar al onze collega's voor de vele waardevolle discussies en gesprekken die hebben bijgedragen aan dit rapport. In het bijzonder Gunther Van Ryckegem voor zijn deskundige en onmisbare input, Alexander Van Braeckel voor het aanmaken van kaartmateriaal, Koen Van Muylem voor "heerlijke heldere" bijdragen en de veldmedewerkers die betrokken waren bij de praktische uitvoering van dit werk.

Daarnaast zijn we dankbaar voor de vlotte en professionele samenwerking met de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). In het bijzonder Wim Gabriels en Joost Mertens voor hun inzet en ondersteuning gedurende dit proces. We zijn ook erkentelijk voor de collega's van VMM die hebben geholpen bij het opdiepen van extra data, waaronder Sandra De Smedt, Lisa De Munck en andere betrokken collega's.

Het was dankzij deze gezamenlijke inspanningen dat dit rapport gerealiseerd kon worden.

Samenvatting

Deze studie richt zich op het evalueren en verbeteren van de beoordelingsmethode voor de ecologische kwaliteit van benthische gemeenschappen in de zoete en zwak brakke getijdengebieden van de Vlaamse oppervlaktewateren. De Kaderrichtlijn Water (KRW) vereist dit. De huidige beoordelingsmethode voor benthische macroinvertebraten is gebaseerd op de IOBS-index (Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments). Deze kijkt naar de soortenrijkdom van Oligochaeta en hun relatieve dominantie als indicator voor ecosysteemkwaliteit en vervuiling. Met de verbetering van de waterkwaliteit en de verwachting dat er meer diverse macro-invertebraten gemeenschappen zullen terugkeren, is dit een goed moment om de huidige rapportagemethode te evalueren. We verkennen of een verbeterde rapportage binnen de KRW mogelijk is met een meer representatieve vertegenwoordiging van een groter deel van de macroinvertebratengemeenschappen.

Hiervoor werd de berekening van de IOBS-index grondig herzien, een overzicht opgesteld van mogelijke alternatieve indices die in vergelijkbare habitats worden gebruikt, en de beschikbare gegevens van VMM en INBO geanalyseerd. Daarnaast voerden we een pilootstudie uit om te onderzoeken of aanvullende dataverzameling een meerwaarde kon bieden. Hierbij werd de methode van artificiële substraatkolonisatie, zoals toegepast door VMM voor het bemonsteren van benthische gemeenschappen op subtidale harde substraten in de Zeeschelde, ingezet langs een gradient van subtidaal naar littoraal in een zachte bodemomgeving (slik).

Een evaluatie van de tot nu toe gebruikte data en indices toonde aan dat zowel IOBS als MMIF (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders) in de Zeeschelde onderpresteerden wat sensitiviteit en informatie betreft. Voor IOBS stellen we daarom een nieuwe, verbeterde toepassingswijze voor die meer resolutie en sensitiviteit vertoont. We adviseren om alvast deze aangepaste berekeningswijze te gebruiken voor toekomstige EQR berekeningen. In de IOBS-index worden benthische taxa gebruikt met beperkte sensitiviteit, namelijk oligochaeten (Oligochaeta). Daarom zou een index die een breder scala aan macrofauna beschouwt beter kunnen inschatten wat de algemene toestand is van het ecosysteem.

Bij de MMIF is de voorlopige conclusie dat deze mogelijk minder geschikt is in een mesotidale getijdenrivier. Verbeterrichtingen die we probeerden waren de combinatie van datasets, en het integreren van meer soorten door tolerantiegrenzen over te nemen uit andere regio's, maar we toonden ook aan dat deze aanpak beperkingen heeft, en niet tot een bruikbare index leidt. Hard-substraat-bemonsteringen door kolonisatie (VMM dataset) zijn mogelijks waardevol voor het ontwikkelen van metrieken die gerelateerd zijn aan groepen die minder (niet) voorkomen in de zachtsubstraatbemonsteringen. Het gaat hierbij om Insecta en vooral bepaalde hard substraat-soorten die een directe invloed kunnen hebben op de ecosysteemstructuur en -functie. Om deze analyse goed te kunnen uitvoeren, is een verhoogde taxonomische resolutie en mogelijk ook replicatie noodzakelijk.

doi.org/10.21436/inbor.116248378

INHOUDSTAFEL

Dankwoord/Voorwoord 1
Samenvatting 1
Inhoudstafel 3
Lijst van figuren 5
Lijst van foto's 6
Lijst van tabellen 6
1. Inleiding 7
1.1 Kader Richtlijn Water (KRW) 7
1.1.1 Gehele ecosysteem 8
1.1.2 Habitatverdeling en ecotopen 8
1.1.3 Gemeenschappen 8
1.2 Zoetwater en licht brakwater getijdegebied 9
1.3 KRW in zoetwater getijdegebieden in Vlaanderen & probleemstelling 11
2. Doelstelling 13
3. Bronnenstudie maatlatten 14
3.1 Algemeen 14
3.2 Literatuurstudie maatlatten 14
3.2.1 IOBS 14
3.2.2 MMIF 15
3.2.3 BENFES 15
3.2.4 AeTV+ (Elbe) 16
3.2.5 Buckland Arithmetic Occurrence Intactness index 16
3.2.6 BEQI2 18
3.2.8 M-AMBI 19
3.2.9 QSB (Quality of Soft Bottoms) 20
3.2.10 IQI 21
3.2.11 R8 21
3.2.12 BO2A 22
3.2.13 Norwegian Quality Index (NQI1) 23
3.3 Referentieconditie 24
3.3.1 Biota in gezonde zoetwatergetijdengebieden 24
3.3.2 Stressoren 24
3.4 Uitdaging opstellen benthische index in estuariene systemen 25
4. Samenbrengen data en analyse 27
4.1 Algemeen 27
4.2 Beschikbare biotische data 27

4.2.1 VMM 27
4.2.2 INBO 28
4.2.3 Beschikbare stalen en taxonomische samenstelling INBO en VMM data 30
4.3 Beschikbare abiotische data 31
4.4 Bijkomende dataverzameling (INBO) 32
4.1.1 Kolonisatie van harde substraten in zoetwater getijdezone 33
4.1.2 Uittesten op zacht substraat (juli 2023) 33
4.1.3 Uitgebreide opzet op zacht substraat (september-oktober 2023) 33
4.1.4 Bijdrage van staalname op macro-invertebratengemeenschap 34
4.1.5 Bespreking 35
4.5 ANALYSE 36
4.5.1 IOBS (INBO data) 36
4.5.1.1 Evaluatie van de IOBS berekening in de Zeeschelde 36
4.5.1.2 Voorstel tot nieuwe IOBS berekeningswijze voor de Zeeschelde 37
4.5.1.3 Trend op de nieuw berekende IOBS 39
4.5.1.4 Correlatie met abiotische parameters 43
4.5.2 Margalef Diversiteitsindex en Shannon-Wiener (INBO data) 43
4.5.3 MMIF (VMM & INBO data) 46
5. Bespreking analyses en toepassing 48
5.1 Beperkingen van de indices en van de beschikbare data 48
5.2 Indices met taxon tolerantie scores 49
5.3 Conclusie en aanbeveling 51
6. Referenties 52
Bijlage: Resultaten test uithang hardsubstraat 58

Lijst van figuren

Figuur 1. Schematisch overzicht van de afbakening van zones op basis van zoutgehalte en getijdewerking in de Zeeschelde met indicatie van welke indices op dit moment gebruikt worden bij de rapportage van KRW component benthische macoinvertebraten. Voor meer uitleg omtrent vermelde indices zie 3.2..... 9

Figuur 2. Kaart met zoetwater getijden riviersecties in Europa Bron: Europese Rode Lijst van habitats - Zoetwater habitat groep, C2.4 (Arts et al. 2016)..... 10

Figuur 3. Vaste staalnamepunten in de KRW waterlichamen van VMM (vierkant). Piloot oefening met kolonisatie van hard substraat werd uitgevoerd door INBO op de Notelaer (NOT), Branst (BR), Appels (AP) en de Bergenmeersen (BM) (vijfhoek).....28

Figuur 4. VMM stalen beschikbaar per waterlichaam voor de bestudeerde jaren in het meetnet Oppervlaktewater (OW) en Waterbodem (Wb)..... 29

Figuur 5. Overzicht van het aantal staalnames (inclusief lege stalen) in de INBO (Spatial) per waterlichaam over de jaren.....30

Figuur 6. Taxa aanwezig in de staalnames van VMM voor meetnet Oppervlaktewater (OW) en waterbodem (Wb) en INBO (spatial) van 2008-2020. Data is gefilterd op taxa relevant voor samenstelling van een macroinvertebraten index. INBO stalen zijn tot op soort gedetermineerd, VMM stalen tot op genus/familie niveau. Absolute taxonrijkdom per dataset is weergegeven, zonder indicatie van overlap. 31

Figuur 7. Gemiddelde metingen van geselecteerde abiotische variabelen per KRW waterlichaam (VMM data)..... 32

Figuur 8. IOBS berekening voor de KRW waterlichamen op basis van de klassieke berekeningsmethode per staal. Achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index..... 37

Figuur 9. IOBS berekening voor de KRW waterlichamen op basis van de nieuw voorgestelde berekeningsmethode waarbij alle stalen gepoold worden om vervolgens random een vast aantal wormen te selecteren om de IOBS te berekenen. Foutenvlaggen geven de SD, achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index..... 38

Figuur 10 A-B. IOBS-waarden voor het volledige waterlichaam, afzonderlijk voor de intertidale en subtidale stalen, en als het gemiddelde van de intertidale en subtidale waarden per waterlichaam over de geselecteerde jaren. De achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.....40

Figuur 10 C-D. IOBS-waarden voor het volledige waterlichaam, afzonderlijk voor de intertidale en subtidale stalen, en als het gemiddelde van de intertidale en subtidale waarden per waterlichaam over de geselecteerde jaren. De achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.....41

Figuur 10 E-F. IOBS-waarden voor het volledige waterlichaam, afzonderlijk voor de

intertidale en subtidale stalen, en als het gemiddelde van de intertidale en subtidale waarden per waterlichaam over de geselecteerde jaren. De achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.....42

Figuur 11. De correlatie tussen de nieuw berekende IOBS en stikstof als indicatie van anorganische verrijking voor de 5 jaren waarvoor de IOBS berekend is in Zeeschelde II en Zeeschelde III. Correlaties zijn na correctie voor meervoudig testen niet significant (Ammonium: Zeeschelde II, R = 0.96; Zeeschelde III, R = 0.85 en Nitraat+nitriet+ammonium: Zeeschelde II, R = 0.84; Zeeschelde III, R = 0.82).....44

Figuur 12 A-B. Margalef index en Shannon-Wiener (SW) index berekend voor de INBO Spatial data, per waterlichaam. SW-index berekeningen zijn gebaseerd op alle data. Margalef Index is gebaseerd op 3000 willekeurig gekozen individuen uit alle gepoolde stalen per waterlichaam.....45

Figuur 13. MMIF voor de verschillende waterlichamen berekend op basis van “VMM OW” en “VMM OW” + INBO data, op basis van een gestandaardiseerde dataset met continue bemonstering (1 VMM staal, 15 INBO stalen).....47

Lijst van foto’s

Foto 1. Hard substraat voor kolonisatie uitgezet in pilootstudie op zacht slik. *Foto: M. Jocque*……..……34

Lijst van tabellen

Tabel 1. Categorisering en typering van de Vlaamse getijgebonden waterlichamen..... 11

Tabel 2. Taxa aangetroffen in de kolonisatie van artificiële substraten (9 zakjes, 4 weken) uitgezet op zachte ondergrond (subtidaal, laag en hoog intertidaal) oktober 2023 door INBO. Ter referentie is een samenvatting van VMM data van artificiële substraten op harde substraten (meetnet OW, 28 zakjes, 4 weken) (selectie) toegevoegd, een selectie van de relevante waterlichamen voor IOBS en de jaren 2008, 2011, 2014, 2017, 2020. Taxa met minder dan 10 individuen of (semi-)terrestrisch zijn niet weergegeven..... 35

Tabel 3. Gemiddelde IOBS-waarden per waterlichaam tonen een algemene negatieve trend. Door grote fluctuaties is deze trend meestal niet significant, met uitzondering in Zeeschelde II. De analyse is gebaseerd op een lineaire regressie..... 39

1. Inleiding

1.1 Kader Richtlijn Water (KRW)

De Kaderrichtlijn Water (KRW, 2000/60/EC) verplicht de Europese lidstaten om een op het ecosysteem gericht meetnet voor oppervlaktewateren te ontwikkelen ter monitoring van de ecologische toestand van het waterlichaam. Het uiteindelijke doel is om op langere termijn een coherent overzicht te verkrijgen van de 'ecologische toestand' van aquatische ecosystemen binnen elk stroomgebieddistrict. Dit dient als basis voor het formuleren van een stroomgebiedbeheerplan en een programma van maatregelen, gericht op het bereiken van een goede ecologische toestand van de wateren.

De KRW heeft vier hoofdcategorieën van oppervlaktewateren: rivieren, meren, kustwateren en overgangswateren. Deze wateren worden vervolgens ingedeeld in typen, gebaseerd op hun natuurlijke levensgemeenschappen en belangrijke abiotische variabelen die deze diversiteit verklaren (Jochems et al. 2002, Brys et al. 2005).

Voor de beoordeling van de ecologische toestand van overgangswateren definieert de KRW dat de te meten biologische kwaliteitselementen bestaan uit macrobenthos, fytoplankton, vissen en macrofyten.

Voor ieder biologisch kwaliteitselement moet er een specifiek referentiekader opgesteld worden. Dit kader moet in lijn zijn met de natuurlijke levensgemeenschappen die typisch zijn voor dat watertype of die er verwacht kunnen worden. De KRW stelt dat dit gebaseerd moet zijn op de taxonomische samenstelling, de abundantie en, in het geval van fytoplankton, de biomassa van deze gemeenschappen. Het vastgestelde referentiekader moet voor ieder biologisch kwaliteitselement gelijk staan aan de hoogste score binnen het evaluatiesysteem. Er moet een beoordelingssysteem worden ontwikkeld dat een ecologische kwaliteitsratio (EQR) of ecologische kwaliteitscoëfficiënt (EKC) geeft, die de impact van menselijke activiteiten op de ecologie beoordeelt. Deze wordt standaard verdeeld in vijf klassen, van "zeer goede ecologische kwaliteit" tot "zeer slechte ecologische kwaliteit”.

De hiërarchische, schaal-afhankelijke benadering voor deze kwaliteitselementen, zoals beschreven door Ysebaert & Herman (2003), vormt de basis voor het beoordelen van de ecologische toestand in estuariene ecosystemen in Vlaanderen. Ook voor benthische macroinvertebraten evalueert deze benadering het systeem op drie verschillende schaalniveaus (Brys et al. 2005).

doi.org/10.21436/inbor.116248378

1.1.1 Gehele ecosysteem

Dit niveau evalueert of het macrobenthos de verwachte functionele rol vervult, gebaseerd op ecologische omstandigheden. Indicatoren zoals gemiddelde biomassadichtheid, verdeling van voedingstypen, en de ratio van benthische tot pelagische graasdruk op het fytoplankton worden gebruikt. Deze indicatoren zijn gevoelig voor factoren zoals eutrofiëring, zuurstofgebrek, areaalgebrek of vergiftiging. De relatie tussen primaire productie en benthische macrofauna is essentieel. Heip et al. (1995) en Herman et al. (1999) toonden aan dat er een lineaire relatie bestaat tussen systeem primaire productie en systeem-gemiddelde biomassa aan macrobenthos. Estuaria met hogere primaire productie vertonen hogere biomassa's aan benthos. Deze relatie geldt met name voor de brakke en zoute delen van estuaria waar filterend macrobenthos domineert, maar is minder zeker voor de zoete en zwak brakke delen ervan waar vooral deposit feeders voorkomen.

1.1.2 Habitatverdeling en ecotopen

Op dit niveau wordt gecontroleerd of de verdeling van habitats of ecotopen aan de verwachtingen voldoet en of de areaalgrootte van ecotopen geen beperkingen oplegt aan de biodiversiteit. Er is een relatie tussen de oppervlakte van een ecotoop en de soortenrijkdom. Geomorfologische theorieën kunnen helpen om een verwachtingspatroon op te stellen over de verdeling van ecotopen in een onverstoord estuarium of kustgebied, wat kan worden gebruikt om te testen op significante onevenwichtigheden door menselijke ingrepen. De interactie tussen hydrodynamica en morfologie resulteert in een dynamisch hydromorfologisch evenwicht. Dit evenwicht bepaalt de omvang en samenstelling van de beschikbare habitat voor het macrobenthos. Relaties tussen macrofauna en omgevingsvariabelen zoals diepte, droogvalduur, stroomsnelheid en bodemstructuur zijn aangetoond in de Zeeschelde (Van Braeckel et al., 2018).

1.1.3 Gemeenschappen

Dit niveau controleert of de te verwachten soorten aanwezig zijn en stelt indicatoren op die gevoelig zijn voor verschillende soorten stress. Water- en bodemkwaliteit spelen een belangrijke rol in de distributie en samenstelling van macrobenthos. Saliniteit, turbiditeit, nutriënten, zuurstofgehalte en toxische stoffen beïnvloeden de verspreiding van soorten. De zuurstofconcentraties en aanwezigheid van toxische verbindingen bepalen de distributie van tolerante versus gevoelige soorten. Ook de interactie van toxische verbindingen binnen de sedimentmatrix met de bovenliggende waterkolom is cruciaal. Op basis van deze eigenschappen, hun temporele variatie en ruimtelijke kenmerken kan een verwachting worden opgesteld over de aanwezige fauna.

In deze studie kijken we in het kwaliteitselement macrobenthos naar het weergeven van de gemeenschappen in zoetwater(limnetisch)getijdengebieden (Figuur 1).

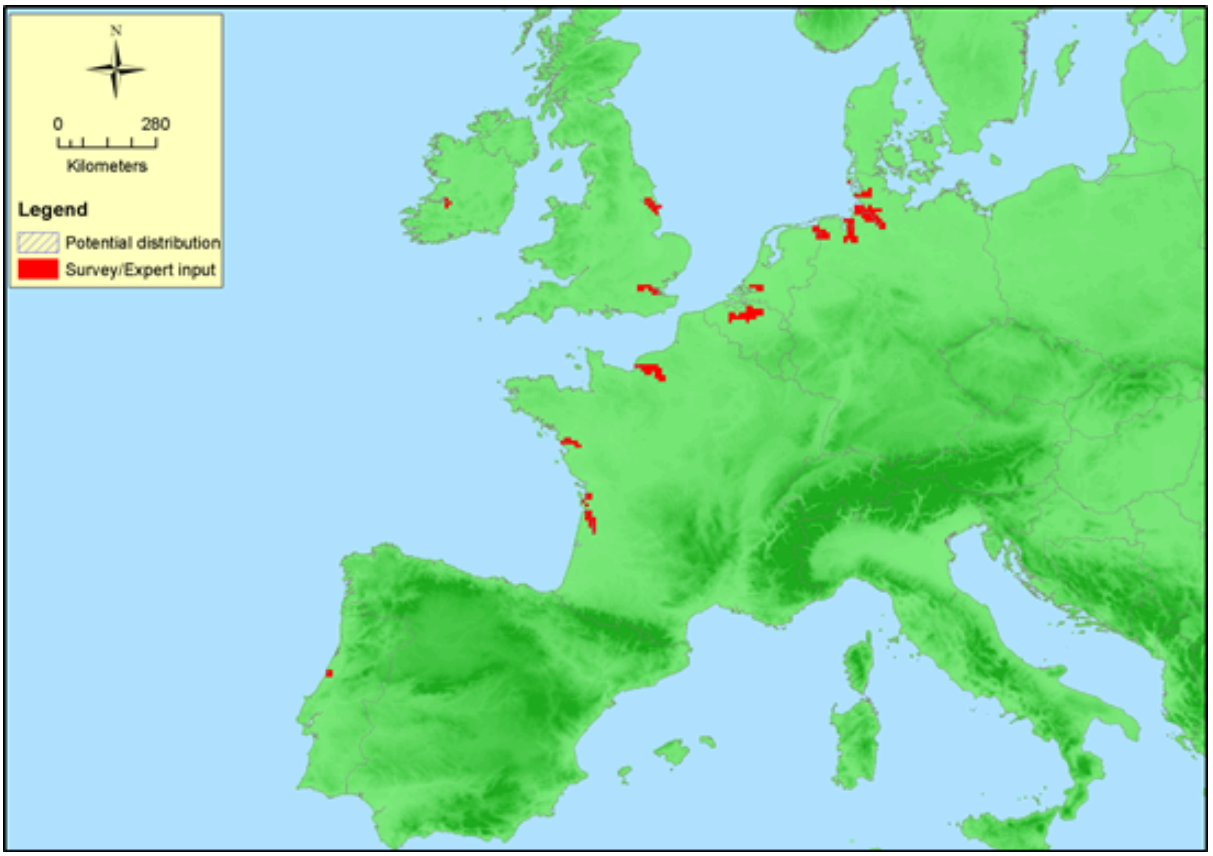
Figuur 1. Schematisch overzicht van de afbakening van zones op basis van zoutgehalte en getijdewerking in de Zeeschelde met indicatie van welke indices op dit moment gebruikt worden bij de rapportage van KRW component benthische macoinvertebraten. Voor meer uitleg omtrent vermelde indices zie 3.2.

1.2 Zoetwater en licht brakwater getijdegebied

Veel rivieren in de kustvlakten van West-Europa met minder reliëf hebben een duidelijk estuarium met in sommige gevallen een goed ontwikkelde getijde zoetwaterzone omdat rivieren regelmatig worden gevoed door regenval en het hele jaar door stromen (Figuur 2). Lange tijd hebben de wetlands in de getijde zoetwaterzone van Europese estuaria weinig aandacht gekregen van zowel mariene als rivierecologen. Getijde zoetwatersystemen (GZW) nemen een complexe plaats in binnen estuaria, waarbij vaak onduidelijkheid heerst over hun indeling. Als zoetwaterhabitats vielen ze buiten het bereik van mariene ecologen en als getijdengebieden werden ze niet altijd bestudeerd door rivierecologen (Elliott & McLusky, 2002). De ambiguïteit ligt grotendeels bij het gebruik van twee parameters voor het bepalen van de estuariene gradiënt: saliniteit en getijde-invloed. Hierdoor wordt een estuarium enerzijds gedefinieerd als "een half-gesloten kustwaterlichaam met een vrije verbinding met de open zee, waarin zeewater merkbaar wordt verdund met zoetwater afkomstig van landafvoer" (de "saliene" definitie van Pritchard, 1967) of als "een inham van de zee die zich uitstrekt in een rivierdal tot aan de bovengrens van de getijdenstijging" (de "getijde" definitie van Fairbridge, 1980). Voor Pritchard zijn GZW getijdenrivieren en worden ze uitgesloten van het estuarium; volgens de definitie van Fairbridge worden ze ingedeeld als de zoetwaterzone van een estuarium.

Voor een beter begrip van het ecologisch functioneren van estuaria is het essentieel om deze gebieden op te nemen in estuariene onderzoeksprogramma's (Schuchardt et al., 1993; Barendregt et al., 2006). De getijde zoetwaterzone vormt de verbinding tussen andere getijdenhabitats in het estuarium en niet-getijdenhabitats in de rivier. De getijde zoetwateromgeving verschilt van de niet-getijde rivieromgeving omdat het getijderegime de verblijftijd van het water beïnvloedt. Verschillen tussen de getijde zoetwaterzone en andere estuariene gebieden hebben voornamelijk betrekking op saliniteit. Getijde zoetwaterzones

ervaren periodieke zoutintrusies en vertonen kenmerkende overgangen tussen horizontale en verticale getijden en tussen getijden- en seizoensgebonden overstromingen.



Figuur 2. Kaart met zoetwater getijden riviersecties in Europa Bron: Europese Rode Lijst van habitats - Zoetwater habitat groep, C2.4 (Arts et al. 2016).

Het water is voornamelijk zoet of licht brak (1-2 psu). Ecosystemen in de getijde zoetwaterzone bestaan uit een mengsel van rivier- en autochtone fyto- en zoöplanktonsoorten, terwijl in de macro-invertebraten- en visgemeenschappen zowel mariene als rivier-soorten worden gecombineerd met autochtone soorten. Getijde zoetwaterzones herbergen weinig unieke soorten, hoewel veel soorten kenmerkend zijn. Ecosystemen in de getijde zoetwaterzone zijn belangrijke locaties voor fysieke, chemische en biologische processen die een aanzienlijke invloed kunnen hebben op de rivierinput bij de zoetwater-zeewater interface. De getijde zoetwaterzone kan dus worden gedefinieerd als een apart biotoop met specifieke gemeenschapsstructuren.

Deze habitats bevinden zich echter in delen van estuaria met een lange geschiedenis van menselijke interventie, en in veel getijde zoetwaterhabitats zijn de typische overgangen vernietigd of veranderd door dammen en stuwen die longitudinale gradiënten hebben afgezwakt en getijde zoetwatergebieden hebben omgevormd tot niet-getijden rivierhabitats. Voorbeelden van rivieren waar getijde zoetwaterhabitats zijn omgezet in niet-getijden

rivierhabitats zijn de rivier de Somme in Frankrijk, de Maas in Nederland en de IJzer in België. In die rivieren waar de zoutgradiënt niet is onderbroken, hebben nieuwe dijken de rivier gescheiden van zijn historische overstromingsvlakte. Bijvoorbeeld, het bovenste bereik van het Schelde-estuarium in België heeft sinds 1850 95% van zijn overstromingsvlakte verloren, en de resterende getijde zoetwaterhabitats zijn beperkt tussen de gekanaliseerde rivier en de dijken (Van Braeckel et al., 2006). Omdat ecosystemen in de getijde zoetwaterzone van Europese estuaria zwaar zijn aangetast en relatief weinig bestudeerd, zijn ze niet erkend in de Europese richtlijnen en slecht vertegenwoordigd in veel nationale beschermingsprogramma's.

1.3 KRW in zoetwater getijdegebieden in Vlaanderen & probleemstelling

Ecologische studies van het Schelde-estuarium volgen de Fairbridge redenering en beschouwen het zoetwatergetijdengebied als deel van het estuarium. De Vlaamse overheid gebruikt echter de Pritchard definitie en klasseert de zoetwatergetijdengebieden onder de KRW categorie 'rivier'. Het estuariene karakter van dit riviertype blijkt wel nog uit de typenaam (Tabel 1).

Tabel 1. Categorisering en typering van de Vlaamse getijgebonden waterlichamen.

Naam	Categorie	Type	Code
Zwin	Overgangswater	Zout Mesotidaal laaglandestuarium	VL22_23
Havengeul IJzer	Overgangswater	Zout Mesotidaal laaglandestuarium	VL05_15
Zeeschelde IV	Overgangswater	Brak, macrotidaal laaglandestuarium	VL08_43
Zeeschelde III + Rupel	Overgangswater	Zwak brak, macrotidaal laaglandestuarium	VL11_42
Zeeschelde II	Rivier	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium	VL08_41
Zeeschelde I	Rivier	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium	VL11_40
GetijdeDurme	Rivier	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium	VL11_39
GetijdeDijle en GetijdeZenne	Rivier	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium	VL08_95
GetijdeNetes	Rivier	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium	VL08_132

doi.org/10.21436/inbor.116248378

Studies voor het vaststellen van referentiecondities en het opstellen van zogenaamde maatlatten of beoordelingssystemen voor de KRW vertrekken echter vanuit het ecosysteem, inclusief zoetwatergetijdengebieden. Er zijn studies uitgevoerd in 2003 en 2005 voor de getijdewateren in Vlaanderen (eg Brys et al., 2005 voor fytoplankton, macrobenthos en macrofyten). Deze richtten zich op de afbakening van een referentiekader en de beoordeling van de ecologische toestand. Sommige elementen kunnen echter niet volledig worden uitgewerkt vanwege onvoldoende gegevens. Daarom zijn er in 2007 twee vervolgopdrachten gestart om deze lacunes aan te pakken. Eén voor het waterlichaam 'Havengeul IJzer' (Speybroeck et al., 2008a) en één voor 'Getijdedijle & Getijdezenne', 'Getijdedurme' en 'Getijdenetes' (Speybroeck et al. 2008b).

Deze aanvullende studies richten zich onder andere op de ontwikkeling en toepassing van een maatlat voor het macrobenthos in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde en haar zijrivieren. Momenteel wordt de beoordeling uitgevoerd op basis van de Oligochaeta-subgemeenschap. Hoewel er meer dan 20 soorten van deze groep in het gebied voorkomen, is dit beperkt in vergelijking met de diversiteit aan taxa en soorten van de bredere gemeenschap die in soortgelijke milieus in landen zoals Duitsland (Krieg 2005, 2007) en Nederland (Peeters et al. 2010), maar ook in de Zeeschelde worden aangetroffen. Met de verbetering van de waterkwaliteit en de verwachting dat er meer diverse macro-invertebraten gemeenschappen zullen terugkeren, is dit een goed moment om de huidige rapportagemethode te evalueren en te verkennen of een verbeterde benadering mogelijk is voor de rapportage binnen de Kaderrichtlijn Water (KRW).

2. Doelstelling

De doelstelling van deze studie is om een evaluatie uit te voeren van de gebruikte maatlat voor de bodemdiergemeenschappen van de Vlaamse zoete en zwak brakke getijgebonden waterlichamen en te kijken in hoeverre een verbeterde maatlat ontwikkeld en toegepast kan worden in de volgende KRW-rapportage. Hierbij zijn de volgende componenten te onderscheiden:

1. Bronnenstudie

In de literatuur zal gekeken worden naar de bruikbaarheid van elders ontwikkelde maatlatten voor ongewervelde bodemdieren in Vlaamse zoet- en zwak brakke getijdenwateren, met een focus op de selectie van potentiële maatlatkandidaten.

2. Samenbrengen van de data en analyse.

De bestaande gegevens van VMM en INBO zullen worden gecombineerd voor een vergelijkende analyse. We zullen aanvullende bemonsteringsmethoden onderzoeken om te kijken of een meer representatieve weergave van de bodemdiergemeenschappen mogelijk is. Een verkennende analyse van de samengevoegde data zal gedaan worden om optimalisatievoorstellen te formuleren.

3. Beschrijving en toepassing

De resultaten van de analyse zullen toegepast worden om de beoordelingsmethode ongewervelde bodemdieren in Vlaamse zoete en zwak brakke getijgebonden waterlichamen te verbeteren. Dit zal gebeuren onder de vorm van een KRW-conforme Ecologische KwaliteitsCoëfficiënt (EKC) en de bijbehorende klassengrenzen voor het toekennen van een kwaliteitsklasse. Dit protocol werd vervolgens toegepast in een ecologische toestandsbepaling voor de waterlichamen Zeeschelde I (VL11_40), Zeeschelde II (VL08_41), Zeeschelde III+ Rupel (VL17_42), Getijdedijle & Getijdezenne (VL08_95), Getijdedurme (VL08_39) en Getijdenetes (VL08_132) voor het kwaliteitselement macro-invertebraten.

Praktisch zal dit ook resulteren in een veldprotocol voor het bemonsteren van macroinvertebraten in overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water en de introductie van een methodiek voor het bepalen van de ecologische status van deze gemeenschappen.

doi.org/10.21436/inbor.116248378

3. Bronnenstudie maatlatten

3.1 Algemeen

Dit hoofdstuk voorziet een eerste stap richting de analyse van de huidige maatlat en beschikbare data, er is gekeken naar wat er beschikbaar was in de literatuur en welke andere studies en gebruikte indices zijn toegepast in het zoetwatergetijdengebied van rivieren in buurlanden. We bespreken de geselecteerde indices (3.2) en de uitdagingen bij het opstellen van indices in estuariene systemen (3.3), en meer specifiek het inschatten van referentiecondities voor het zoete getijdenhabitat (3.4).

3.2 Literatuurstudie maatlatten

Er is een groot aanbod aan indices om de status van Europese oppervlaktewateren voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) te beoordelen met behulp van aquatische organismen, met elk land zijn eigen methodes. Een overzichtsstudie van 297 beoordelingsmethoden vond dat 19% toegepast werd op overgangswateren (Birk et al. 2012). Ysebaert & Herman (2003) geven ook een overzicht van bestaande indicatoren en indices voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van estuaria en kustgebieden aan de hand van benthische macroinvertebraten. We bespreken hier enkele methodes die toegepast werden op getijde zoetwatersystemen of potentieel hebben om daar gebruikt te worden.

3.2.1 IOBS

De "Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments" (IOBS) (AFNOR, 2002) is een Franse index gebruikt voor de evaluatie van aquatische gemeenschappen in fijne en zandige sedimenten van waterlopen, gebaseerd op oligochaeten.

Deze index wordt als volgt berekend:

$$IOBS = 10 \, x \, S / T$$

Daarbij is ‘S’ het totaal aantal geïdentificeerde taxa bij 100 Oligochaeta en ‘T’ is het percentage van de dominante groep. Belangrijk is om in de berekening van het aantal soorten (S) de individuen die niet herkenbaar zijn (doorgaans juvenielen) niet mee te tellen als in de betreffende groep alleen soorten herkenbaar zijn in de volwassen staat. De IOBS-waarde = 0 wordt standaard toegekend aan elke bemonstering die geen Oligochaeta

bevat. Indien T = 0, dan is de IOBS standaard 10 S. Als het aantal Oligochaeta in het staal minder dan 100 is, is de IOBS niet berekenbaar.

IOBS wordt ook toegepast in Zwitserland en is daar een goede indicator voor de chemische kwaliteit van sedimenten (Vivien et al. 2015).

3.2.2 MMIF

De MMIF (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders) is een index ontwikkeld om de ecologische kwaliteit van rivieren en meren in Vlaanderen te beoordelen op basis van macro-invertebraten (Gabriels et al. 2010). Ze werd gemaakt om te voldoen aan de Europese Kaderrichtlijn Water en vervangt de Belgische Biotische Index (BBI), die niet volledig aan de richtlijn voldoet. De MMIF is een type-specifiek, multimetrisch systeem gebaseerd op vijf gelijkwaardig gewogen metrieken: taxarijkdom, aantal Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera taxa, aantal andere gevoelige taxa, de Shannon–Wiener diversiteitsindex en de gemiddelde tolerantie score. De uiteindelijke indexwaarde wordt vervolgens omgezet naar een Ecological Quality Ratio, variërend van nul (zeer slechte ecologische kwaliteit) tot één (zeer goede ecologische kwaliteit). De MMIF wordt nu standaard gebruikt door de Vlaamse Milieumaatschappij om de status van macro-invertebraten gemeenschappen in waterlichamen in Vlaanderen te rapporteren. Deze index samen met verschillende andere indices maken gebruik van taxon-gerelateerde tolerantiewaarden gelinkt met een specifieke habitat en zijn dus niet zomaar toepasbaar op andere habitats.

3.2.3 BENFES

BENFES (Sánchez-Moyano, J.E., et al. 2017.) is een index die alleen de aanwezigheid/afwezigheid van families van macrobenthische organismen die gebonden zijn aan zachte sedimenten vereist. Identificatie van dieren op familieniveau is gebruikt in veel benthische studies en is voldoende gebleken om veranderingen in de samenstelling van de macrofauna vast te stellen (Sánchez-Moyano et al., 2006). BENFES (Benthic Families Ecological Status Index) is gebaseerd op de IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) Index die is gemaakt voor ongewervelde gemeenschappen in Spaanse rivieren (Alba-Tecedor en Sánchez-Ortega, 1988). BENFES is oorspronkelijk ontwikkeld voor brakwatergemeenschappen in het estuarium van de Guadalquivir (Zuidwest-Spanje). Dit is een toegankelijke index, omdat deze berust op een eenvoudige optelsom van de toegewezen tolerantiescores van de organismen, waarna de evaluatie plaatsvindt aan de hand van vastgestelde waarden voor de verschillende EQR-kwaliteitscategorieën. De kalibratie is echter wat uitdagender en bestaat uit twee componenten: enerzijds op basis van de tolerantiewaarden voor de organismen en anderzijds op de indicatieve grenswaarden voor de kwaliteitsniveaus binnen het betreffende habitat.

3.2.4 AeTV+ (Elbe)

De AestuarTypieVerfahren (AeTV) werd geïntroduceerd door Krieg (2005), en later geoptimaliseerd (AeTV+) door Krieg en Consult (2014), om de Ecologische Kwaliteitsstatus (EQS) van Duitse estuaria te beoordelen op basis van benthische ongewervelden. Het doel van de AeTV+ is het schatten van de degradatie van de estuariene benthische fauna als gevolg van antropogene invloeden. De AeTV+ is een multimetrische index met drie delen: (1) de Estuarium Typificatie Index (in het Duits: AestuarTypieIndex; AeTI), (2) het gemiddelde aantal soorten (S), en (3) de alfa-diversiteit (Fisher's α). Voor de bepaling van de AeTI is de abundantie en een zogenaamde eco-waarde voor elk taxon vereist. Eco-waarden zijn door Krieg (2005) toegekend aan een breed scala van estuariene benthische soorten, afhankelijk van de soortspecifieke affiliatie met het estuariene systeem. Deze affiliatie is verondersteld af te hangen van het watertype en daarom zijn eco-waarden voor elk taxon verstrekt. Het basisconcept achter dit idee is dat soorten die als sterk afhankelijk van het estuariene milieu worden beschouwd, ook kwetsbaarder worden geacht voor veranderingen binnen dit milieu. Eco-waarden variëren van 1,0 tot 5,0, waarbij de hoogste waarde duidt op de sterkste band. De ecologische achtergrond voor de soortspecifieke classificatie is onduidelijk. Deze index werd eerder getest op het getijde zoetwatergedeelte van de Schelde in een eerdere studie, waarbij de toepasbaarheid beperkt bleek te zijn (Speybroeck et al. 2008b).

3.2.5 Buckland Arithmetic Occurrence Intactness index

De Buckland Arithmetic Occurrence Intactness Index (BAOI) is een maat voor de intactheid van gemeenschappen op basis van de soortensamenstelling binnen een bepaald gebied, vergeleken met een referentie conditie (Buckland et al. 2005). Hierbij wordt een rekenkundig gemiddelde genomen van de aanwezigheid (of afwezigheid) van verschillende soorten. De algemene formule voor de BAOI kan als volgt worden uitgedrukt:

$$BAOI = n1\sum i = 1nxi$$

Waarbij het totaal aantal soorten in de referentielijst (*n*) en de de intactheidswaarde (*xi*) van soort *i* (1 is als de soort aanwezig is en 0 als de soort afwezig is) opgenomen is. Een BAOI van 1 zou betekenen dat alle soorten in de referentielijst aanwezig zijn, terwijl een BAOI van 0 zou betekenen dat geen enkele soort aanwezig is.

Voor de beoordeling van de toetsparameters voor Fauna en Flora, waaronder het Benthos, uit de systeemmonitoring van MONEOS (Vlaams Nederlandse Scheldecommissie, 2014) wordt gewerkt met de Intactness index (OI) om veranderingen in soortensamenstelling te beschrijven. Meer specifiek wordt voor het benthos gebruik gemaakt van de Buckland Arithmetic Occurrence Intactness index. Daarnaast worden ook (relatieve) aantallen van bepaalde soorten in rekening gebracht voor de evaluatie (sleutelsoorten en exoten).

De Occurrence Intactness indices wordt berekend als:

$$BuckArith - OI = 1S\Sigma(OiRi) * 100$$

Met vermelding van het aantal soorten (S), de waargenomen occurrence (het aantal staalname/observatie punten waar de soort is aangetroffen) (Oi) en de referentie occurrence rate (Ri). De details omtrent de berekening van de OI worden ook beschreven in De Schamphelaere et al. (2020).

Om een referentiematrix voor de Zeeschelde op te stellen, wordt een systematische aanpak gevolgd die begint met een indeling van het gebied in diverse ecotopen en zones. Deze indeling vormt de basis voor het vaststellen van referentiewaarden, die niet alleen gebaseerd zijn op de ecotopenindeling, maar ook worden doorberekend naar een referentie per zone. Hierbij wordt rekening gehouden met de 'intactness' waarden van elke soort, afgeleid van de verhoudingen van ecotopen binnen elke zone.

Voor het identificeren van referentiesoorten en het bepalen van de gewenste voorkomkans ('occurrence'), wordt gebruik gemaakt van historische data uit de MONEOS benthos monitoring van de jaren 1999, 2002, 2005, 2008 en 2009. Aangezien deze data niet volledig representatief zijn voor een referentietoestand van het estuarium, wordt de dataset aangevuld met historische informatie over de Rijn-Maasmonding. Deze aanvullende data, afkomstig uit de periode 1960-1975 en gedeeltelijk uit 1983, worden gebruikt als referentiemonsters, waarbij specifieke zones van het Schelde-estuarium worden gelinkt aan overeenkomstige zones van de Rijn-Maasmonding. De combinatie van recente en historische gegevens biedt een beeld van hoe de benthosgemeenschappen er idealiter uit zouden zien.

Vervolgens worden per soort de gerealiseerde voorkomkansen per ecotoop en per jaar berekend, waarna optimale voorkomkansen worden afgeleid. Deze berekening houdt rekening met natuurlijke verspreidingspatronen en de variatie daarin, uitgedrukt als standaardfout.

Bij het opstellen van de referentiematrix wordt eerst een lijst gemaakt van de soorten die gewenst zijn in het estuarium, voornamelijk gebaseerd op historische datasets. Deze lijst wordt vervolgens beperkt tot typische estuariene soorten die in redelijke dichtheid verwacht kunnen worden. Voor elke soort wordt daarna de gewenste trefkans vastgesteld, afhankelijk van de aanwezige dichtheden, de ruimtelijke distributie en de intensiteit van de bemonstering of observatie. Deze intensiteit wordt in rekening gebracht door de standaarddeviatie en standaardfout te berekenen. De gemiddelde voorkomkans per zone wordt dan berekend door de voorkomkans per fysiotoop te vermenigvuldigen met het oppervlakteaandeel en deze bij elkaar op te tellen. De referentiematrix berekent de referentie voor een bemonsteringsinspanning van 30 monsters per fysiotoop en zone combinatie.

Voor een gedegen evaluatie wordt rekening gehouden met de meest actuele fysiotoopoppervlakte verdeling per zone. De Occurrence Intactness index wordt over periodes van 6 jaar berekend om trends te beoordelen, gebaseerd op de voorgestelde monitoringsinspanningen voor de komende jaren (De Schamphelaere et al. 2020).

De Buckland Arithmetic Occurrence Intactness index (BAOI) is minder geschikt voor toepassing in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde vanwege de hoge ecologische en hydrologische dynamiek die kenmerkend is voor deze omgeving. De BAOI is gebaseerd op een vaste referentie conditie, wat zowiezo uitdagend is om te definiëren, doch bijkomend problematisch is in gebieden waar soorten snel en door de complexe interactie aan factoren, moeilijker onvoorspelbaar reageren op veranderende omstandigheden. Hierdoor kan de index een vertekend beeld geven van de ecologische status. Bovendien is de taxonomische samenstelling in zoetwatergetijdengebieden gedomineerd door een beperkt aantal hogere taxonomische groepen, waardoor alternatieve methoden die beter inspelen op deze specifieke dynamiek de voorkeur verdienen.

3.2.6 BEQI2

In 2007 hebben België en Nederland gezamenlijk de Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI) ontwikkeld, een tool om de kwaliteit van macrofauna te beoordelen (Van Hoey et al. 2007). Deze index bekijkt het ecosysteem op drie hiërarchische niveaus: het algemene ecosysteem, de leefgebieden of ecotopen, en de benthische gemeenschappen binnen deze gebieden. Echter, de BEQI voldeed niet helemaal aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) en aanpassingen gericht op enkel de evaluatie van benthische gemeenschappen leidde tot de creatie van BEQI-2 (Boon et al. 2011).

De originele BEQI gebruikte vier indicatoren: soortenrijkdom, totale dichtheid, totale biomassa en de Bray Curtis similariteitsindex. De indicatoren voor totale biomassa en dichtheid waren minder effectief (Boon et al. 2011), deels omdat ze zelden gebruikt worden in West-Europa, wat intercalibratie bemoeilijkt. De Bray-Curtis index bleek ook minder geschikt voor gevoelige en opportunistische soorten (Boon et al. 2011). Soortenrijkdom daarentegen bleek een goede indicator voor BEQI-2. Het BEQI-calibratierapport van Van Loon en anderen uit 2011 beschreef het ontwerp en de kalibratie van de BEQI-2, waarbij soortenrijkdom, Shannon Wiener index en AMBI als meest geschikte indicatoren naar voren kwamen, overeenkomend met de indicatoren gebruikt in de M-AMBI.

In tegenstelling tot de M-AMBI, die een complexe multivariate calibratiemethode gebruikt, past BEQI-2 een eenvoudigere univariate methode toe die handmatig of automatisch kan worden uitgevoerd. De uiteindelijke BEQI-2 score is een gemiddelde van de waarden voor soortenrijkdom, Shannon Wiener index en AMBI. Voor soortenrijkdom en Shannon Wiener index worden de 99e percentielwaarden van alle beschikbare data binnen een bepaald ecotoop en periode gebruikt als referentiewaarden, en voor de AMBI-index wordt 0 aangehouden. Een eenvoudige indeling van ecotopen gebaseerd op hoogte (intertidaal,

subtidaal) en saliniteit (mesohalien, polyhalien, euhalien) wordt gehanteerd, terwijl zand- en slibparameters niet worden meegenomen vanwege hun geleidelijke milieugradiënt.

Een belangrijke KRW-vereiste is de validatie van de maatlat tegen omgevingsstressoren. BEQI-2 is gevalideerd voor zuurstofverlaging en stroomsnelheid in de Westerschelde (Van Loon et al., 2011), waarbij significante correlaties met de BEQI-2 EKR trends werden gevonden voor deze stressoren.

Voor het berekenen van BEQI-2 is een R-package beschikbaar, het BEQI2 pakket, ontwikkeld door Van Loon et al. (2015).

3.2.7 BAT

De “Benthic Assessment Tool” (BAT) is een multimetrische index voor het evalueren van de toestand van subtidale benthische macro-invertebraten gemeenschappen in kust- en overgangswaters ontwikkeld in het Mondego-estuarium (Portugal) (Teixeira et al. 2009). De BAT methodologie maakt gebruik van drie indices om de aanbevelingen van de KRW omtrent ‘abundantie' en 'samenstelling' op te nemen als meetbare parameters voor macro-invertebraten benthische fauna. De drie opgenomen indices zijn de Margalef-index (Margalef, 1968), de Shannon-Wiener-index (Shannon en Weaver, 1963) en AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) (Borja et al., 2000). De methode die werd gekozen om de informatie van de indices te combineren werd beschreven door Borja et al. (2004). Het bestaat uit een factoranalyse (FA), op basis van een Principal Component Analysis (PCA) als extractiemethode, toegepast op de drie berekende indices voor alle stalen. Gegevens worden vooraf gestandaardiseerd door het gemiddelde af te trekken en te delen door de standaardafwijking.

De BAT index, leunt sterk op AMBI met alle uitdagingen gerelateerd aan taxon specifieke calibratiewaarden en gevoeligheid voor lage aantallen (zie ook 3.2.8) eigen aan zoetwatergetijdengedeelte van estuaria. De BAT index heeft potentieel voor gebruik in estuariene systemen met zachte bodem, maar wijst net als Lavesque et al. (2009) erop dat niet enkel de tolerantiewaarden maar ook het volledige spectrum van ecologische kwaliteit zoals gedefinieerd binnen EQR (gebaseerd op de verwachte verhoudingen van gevoelige en opportunistische taxa) moet worden herzien voor een betrouwbare interpretatie.

3.2.8 M-AMBI

De AZTI-Marine Biotic Index (AMBI; Borja et al., 2000), een op abundantie gebaseerde, tolerantiewaarde-index die de toestand van habitats beoordeelt op basis van de relatieve abundantie van taxa in verschillende tolerantiewaarde-groepen, is een van de meest gebruikte indexen in Europa (Borja et al., 2015). Deze index is populair omdat hij goed reageert op antropogene invloeden (Borja et al., 2003; Muxika et al., 2005), geen uitgebreide kalibratie- en validatiedatasets vereist en een gegeneraliseerde conceptuele referentiedefinitie gebruikt (Stoddard et al., 2006), die indicatoren bevat die vaak door

experts worden gebruikt bij het beoordelen van de status (Borja et al., 2014). Echter, in een pan-Europese studie toonde Grémare et al. (2009) enkele zwakheden aan in de manier waarop het gevoeligheids-/tolerantieniveaus beoordeelt (bijv. het bestaan van een enkele gevoeligheids-/tolerantielijst). Als reflectie hierop publiceerden, kort na de publicatie van AMBI (Borja et al., 2000), verschillende auteurs varianten zoals BENTIX (Simboura en Zenetos, 2002) en MEDOCC (Pinedo en Jordana, 2007) om discrepanties in de toewijzing van tolerantiegroepen en verschillen in de verstoringsschaal ten opzichte van het theoretische model waarop het gebaseerd was, aan te pakken. In de jaren nadat AMBI en andere varianten zijn gepubliceerd, hebben verschillende auteurs aangetoond dat de prestaties van AMBI kunnen worden verbeterd wanneer tolerantiewaarden worden gebruikt die zijn afgestemd op de lokale situatie (Rodil et al., 2013; Gillett et al., 2015; Robertson et al., 2016) en dus vereisen een lokale kalibratie.

Een bijkomende uitdaging is dat AMBI minder robuust is wanneer er weinig individuen en soorten aanwezig zijn in een staal, zoals te verwachten is in de delen van een estuarium met een lage zoutconcentratie (Borja en Muxika, 2005). Om dit probleem aan te pakken, combineerden Muxika et al. (2007) AMBI-scores met soortenrijkdom en diversiteit om multivariate AMBI (M-AMBI) te produceren.

3.2.9 QSB (Quality of Soft Bottoms)

QSB (Quality of Soft Bottoms) is een Spaanse multimetrische index (Cantabrië), die soortenrijkdom, Bray-Curtis similariteiten, abundanties van alle soorten en specifiek van opportunistische soorten integreert ten opzichte van een ecotoop-specifieke referentie conditie (Puentes et al. 2010).

$$QSB = (((S/RC) + (((Bs/RC) + (Bc/RC)) /2) + (RC/Op)) /3) * ((N/RC)/(RC/N))$$

De index omvat gestandaardiseerde waarden van soortenrijkdom (S), abundantie (N+, N-), gemeenschapsamenstelling (Bc), gemeenschapsstructuur (Bs), en specifiek abundantie van opportunistische soorten (Op) (Puentes et al. 2010). De benthische gemeenschapssamenstelling is de Bray-Curtis afstand tussen het staal en een referentiegemeenschap, gebruikmakend van aanwezigheid/afwezigheid data, de benthische gemeenschapsstructuur is de Bray-Curtis afstand tussen het staal en een referentiegemeenschap op basis van abundantie gegevens. De index is gebaseerd op de veronderstelling dat een locatie de goede status bereikt wanneer de aanwezige soorten en hun abundantie niet significant verschillen van hun toestand in het habitat in natuurlijke omstandigheden. Referentiecondities (RC) voor soortenrijkdom (S) en abundantie (N+, N-) werden vastgesteld als het 90ste percentiel (10e percentiel voor de minimale overvloed) van alle stalen die zijn toegewezen aan de overeenkomstige gemeenschap. De RC voor opportunistische soorten (Op) werd door expertcriteria vastgesteld als een maximale overvloed van 10%.

3.2.10 IQI

De formule voor de Infaunal Quality Index (IQI) versie IV is een gewogen combinatie van drie afzonderlijke metrieken: de AZTI Marine Biotic Index (AMBI), Simpson's evenness (1-λ') en het aantal taxa (S). Elke metriek wordt genormaliseerd naar een referentiewaarde, verwacht in het te beoordelen habitattype met minimale verstoring door menselijke activiteiten.

De afzonderlijke metrieken zijn gewogen en gecombineerd binnen de IQI om zo de veranderingen in de benthische ongewervelde gemeenschap als reactie op antropogene drukken het beste te beschrijven. Elke individuele metriek wordt genormaliseerd naar een referentiewaarde, wat de verwachte waarde voor die metriek is in het habitattype dat wordt beoordeeld wanneer er minimale of geen verstoring is door menselijke activiteiten. De IQIv. IV is de metriek die wordt gebruikt voor de WFD-beoordeling van benthische ongewervelden (en werd gebruikt in de eerste Stroomgebiedbeheerplannen in 2009). Het is geïntercalibreerd binnen de Noordoost-Atlantische Geografische Intercalibratiegroep (Besluit van de Commissie 2008/915/EG).

De formule voor IQIv.IV is als volgt:

$$IQIv.IV = 0.60.1 - 0.60.4 + 0.38\times(Ref\ AMBI1 - AMBI) + 0.08\times(Ref\ \lambda'1 - \lambda') + 0.54\times(Ref\ SS)$$

AMBI verwijst naar de AZTI Marine Biotic Index-waarde voor het staal, 'λ' vertegenwoordigt Simpson's evenness en S is het aantal taxa. Ref AMBI, Ref λ', en Ref S zijn de respectievelijke referentiewaarden voor AMBI, Simpson's evenness en het aantal taxa.

De IQI werkt binnen een bereik van nul (wat duidt op een ernstige impact) tot één (wat staat voor referentie/minimaal verstoord).

3.2.11 R8

In Nederland werd een maatlat ontwikkeld voor 'zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei (R8)' (Peeters et al., 2010). Door middel van multivariate analyses werden belangrijke factoren voor de samenstelling van de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied geïdentificeerd. De ontstane patronen uit deze analyses werden vervolgens gekoppeld aan metrieken, waarbij onderscheid werd gemaakt tussen patronen die te maken hebben met algemene verstoring en die met sedimentverontreiniging. Metrieken waarbij monsters met een goede score duidelijk gescheiden waren van die met een slechte score, werden als eerste geselecteerd voor gebruik.

De toepasbaarheid van de methode voor het getijdezoetwater in de Schelde werd eerder onderzocht door Speybroeck et al. (2008) en vertoont enkele beperkingen. In principe is de maatlat alleen geschikt voor toepassing voor het gebied waarvoor het ontwikkeld is, en zelfs

doi.org/10.21436/inbor.116248378

eigenlijk enkel voor stalen die in het voorjaar genomen zijn, het bemonsteringsseizoen kan de resultaten in het specifieke systeem waar het ontwikkeld is al minder betrouwbaar maken (Peeters et al. 2010). De habitat van de Schelde en haar zijrivieren verschilt aanzienlijk van de voornamelijk (semi-)stilstaande wateren die in Nederland zijn onderzocht. Een opvallend methodologisch verschil betreft de bemonsteringsmethode in het intertidaal (of litoraal) gebied, waarbij diverse technieken worden gebruikt zoals een boxcorer, handnet of het afborstelen van stenen. In de Schelde worden door INBO voornamelijk standaardmonsters van zacht substraat verzameld. Harde substraten zoals stenen vertegenwoordigen echter een uniek habitat met een rijkere biodiversiteit. Dit suggereert dat een evaluatie op basis van de Nederlandse methode mogelijk een te kritisch beeld geeft, vooral voor litorale zones. In deze studie verkennen we ook nieuwe methoden om te bepalen welke delen van de benthische gemeenschap mogelijk kunnen worden geïntegreerd.

Het zou optimaal zijn om onze eigen gegevens te analyseren met de multivariate procedure voor de selectie van metrieken. Het is wel van belang te benadrukken dat binnen het Nederlandse systeem een groot deel van de biologische variabiliteit onopgehelderd blijft, wat mogelijke tekortkomingen van hun beoordelingsmethode aantoont. Bovendien is het complex om te bepalen in hoeverre de historische referentiewaarden die de methode gebruikt van toepassing zijn op de Schelde.

3.2.12 BO2A

De ‘Benthic Opportunistic Annelida Amphipods’ index (BO2A, Dauvin & Ruellet, 2009) is een aanpassing van de ‘Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods’ index (BOPA, Dauvin & Ruellet, 2007), om de soortensamenstelling in de bovenstroomse secties van overgangswateren te evalueren, specifiek toegepast in de Seine.

$$BOPA\ index\ =\ log\ (((fP/(fA\ +\ 1))+1)$$

In deze formule is fP de frequentie van opportunistische polychaeten (d.w.z. de verhouding van het totale aantal opportunistische Polychaeta individuen tot het totale aantal individuen in het staal), fA is de frequentie van amfipoden (d.w.z. de verhouding van het totale aantal amfipoden, exclusief de exoten *Jassa sp.*, tot het totale aantal individuen in het staal), en fP + fA ≤ 1. De twee '+1' termen in de vergelijking zijn nodig om de deling mogelijk te maken wanneer fA nul is en om te voorkomen dat een log van nul (die niet bestaat) berekend zou moeten worden als fP nul is.

Een aangepaste versie van de index was voorgesteld met inachtneming van (i) het principe van taxonomische toereikendheid (d.w.z., taxon identificatie hoeft niet tot op soortniveau te gaan) en (ii) het principe van antagonisme tussen gevoelige en opportunistische soorten.

Amfipoden vormen een overvloedige en ecologisch cruciale groep binnen slikgebonden estuariene en mariene benthische gemeenschappen. Deze soorten zijn wijdverbreid en leven in direct contact met sediment. Ze kenmerken zich door hun vermogen om zich aan te

passen aan verschillende fysicochemische omstandigheden in sediment en water, en staan bekend om hun relatief hoge gevoeligheid voor verontreinigde sedimenten in vergelijking met andere benthische organismen. In Europa is *Corophium volutator* specifiek geselecteerd door OSPAR voor de standaard sediment herwerkte test, gericht op offshore chemische producten (OSPAR, 1995; Peters en Ahlf, 2005). Deze soort wordt ook aanbevolen in Nederland, het Verenigd Koninkrijk en België voor het evalueren van verontreinigd sediment en baggermateriaal (den Besten et al., 2003). Daarnaast worden zoetwateramfipoden ingezet als gevoelige indicatoren in in situ bioassays voor het detecteren van verontreiniging door pesticiden in water (Schulz, 2003), en voor integratieve blootstellingsbeoordelingen (Smolders et al., 2004).

In de aangepaste index stellen Dauvin & Ruellet (2009) voor om de Polychaeta uit te breiden en Oligochaeta en Hirudinea toe te voegen.

$$BO2A\ index\ =\ log\ (((fOA/(fSA\ +\ 1))+1)$$

Waar fOA de frequentie van opportunistische anneliden (Polychaeta, Oligochaeta & Hirudinea) betreft (d.w.z. de verhouding van het totale aantal opportunistische Annelida tot het totale aantal in alle stalen met meer dan 20 individuen), fSA is de frequentie van amfipoden (d.w.z. de verhouding van het totale aantal amfipoden individuen, uitgezonderd *Jassa sp.*, tot het totale aantal individuen in het staal), en foa + fsa ≤ 1. De berekening van BO2A volgt de BOPA hierboven en heeft veel potentie voor toepassing in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde.

3.2.13 Norwegian Quality Index (NQI1)

De Norwegian Quality Index 1 (NQI1) is een biotische index die wordt gebruikt om de ecologische kwaliteit van mariene en estuariene habitats te beoordelen (Molvær et al. 2009). De index is specifiek ontwikkeld voor de monitoring van de milieukwaliteit in Noorse wateren, en wordt gebruikt om de impact van menselijke activiteiten op de biodiversiteit van de benthische gemeenschap te evalueren. De NQI1 is gebaseerd op de abundantie en diversiteit van mariene benthische organismen, met een focus op de gevoeligheid van verschillende soorten voor verontreiniging en andere stressfactoren op basis van tolerantiewaarden in de AMBI-index.

De berekeningsformule van de NQI1 is als volgt:

$$NQI1\ 0.5\ *\ (1\ -\ AMBI/7)\ +\ 0.5\ *\ (SN/2.7)\ *\ (N/(N\ +\ 5)$$

Waarbij AMBI is de AZTI-Marine Biotic Index, S het totale aantal soorten (soortenrijkdom), en N het totale aantal individuen (abundantie).

3.3 Referentieconditie

3.3.1 Biota in gezonde zoetwatergetijdengebieden

Er is weinig informatie beschikbaar over de natuurlijke referentiesituatie van de benthische invertebraten gemeenschappen in zoetwatergetijdesystemen van grote rivieren in Noordwest Europa. De levensgemeenschap in de intergetijdenzone bestaat uit soorten die zijn aangepast aan de wisselende omstandigheden zoals droogval, stromingsvariaties en instabiele substraten, wat resulteert in een relatief soortenarme omgeving met enkele karakteristieke soorten. De macrofauna in zoete getijdenwateren onderscheidt zich van brakke wateren door een grotere diversiteit aan insecten en borstelarme wormen (Oligochaeta). In de soortenarme diepere geulen domineren soorten zoals de Driehoeksmossel en stromingsminnende wormen (Polychaeta). Op plekken met minder sterke stroming kunnen meer soorten, zoals zoetwatermosselen, overleven. In Nederland zijn slechts een klein aantal soorten, waaronder het getijdenslakje en de muggenlarve *Thalassosmittia thalassophila*, typisch voor het zoetwatergetijdengebied en vrijwel volledig afhankelijk van dit habitat (Peeters et al. 2010).

In Nederland is bij de ontwikkeling van de deelmaatlatten (R8, Peeters et al. 2010) voor het zoetwatergetijdengebied gekeken naar de hoofdstromen van de rivieren Rijn, Maas en Hollandsche IJssel alsmede de kreken in aangrenzende gebieden die aangetakt zijn op deze hoofdstromen (met name de Biesbosch). Bij deze oefening werd het proefschrift van Wolff (1973) aangehaald, wat waardevolle informatie biedt over de verspreiding van macrofauna in het gebied vóór de afsluiting, waarbij wormen en insectenlarven de zoetwatergetijdenzone domineerden. De intergetijdengebieden waren soortenarm, met slechts enkele soorten zoals *Sphaerium solidum* en *Gammarus zaddachi* in lage dichtheden. In meer slibrijke platen werden echter diverse herbivoren, filtervoeders en predatoren aangetroffen. Op basis van historische data en paleolimnologisch onderzoek kunnen mogelijk gedeeltelijke soortenlijsten worden gereconstrueerd. Dit is echter beperkt, omdat alleen fragmenten van chitineuze pantsers van insecten en schelpen worden teruggevonden. Hoewel deze methode de aanwezigheid van bepaalde soorten kan bevestigen, biedt het geen inzicht in de dichtheden van de verschillende soorten in het verleden (Peeters et al. 2010).

3.3.2 Stressoren

Bij het opstellen van een benthische kwaliteitsindex is het belangrijk om een zicht te hebben op zowel natuurlijke als antropogene factoren die gemeenschappen bepalen. Benthische habitats en bijbehorende benthische invertebratengemeenschappen worden blootgesteld aan zowel natuurlijke als antropogene invloeden. Antropogene invloed werkt boven op de natuurlijke stressoren en veroorzaakt een bepaalde mate van degradatie van de benthische gemeenschappen, wat praktisch gezien leidt tot afnames van benthische indexwaarden vergeleken met referentiewaarden. Om duidelijk onderscheid te kunnen maken tussen

natuurlijke en antropogene invloeden, zijn schattingen van referentiewaarden, evenals kwantitatieve drukgegevens en druk-impactrelaties, nodig.

Er zijn verschillende methoden om de referentiewaarden te schatten: (1) het verzamelen of gebruiken van een referentie benthische dataset uit een ongerept of hoogwaardig gebied binnen dezelfde ecoregio, (b) gebruik van historische gegevens van de minst beïnvloede gebieden of periode, dat wil zeggen met het laagste niveau van antropogene verstoring, (c) modellering en (d) deskundigenoordeel. Hoewel methode (a) de voorkeur heeft, blijkt dat in de realiteit er over het algemeen geen ongerepte of hoogwaardige zoetwatergetijdengebieden in Noordwest-Europa meer beschikbaar zijn. Een situatie die voor transitiewateren wel vaker voorkomt en waarom vaak een combinatie van methoden 2, 3 en 4 gebruikt wordt. Een veelgebruikte KRW-methode is om referentiewaarden te schatten als 95e of 99e indexpercentielwaarden van een voldoende grote set indexwaarden verkregen voor de minst verstoorde (basis) periode (Van Hoey et al., 2013, Van Loon et al. 2015). Ook kunnen gegeneraliseerde lineaire modellen of een statistisch equivalent gebruikt worden om natuurlijke referentiecondities te vervangen (Nielsen et al. 2007). Door het voorkomen en de densiteit van soorten te modelleren over omgevings- en antropogene gradiënten, kan het voorkomen en de densiteit van soorten zonder antropogene verstoring (d.w.z. intacte condities) worden ingeschat. Vervolgens kunnen afwijkingen van dergelijke bepaalde “intacte” referentiecondities de mate van intactheid voor het voorkomen en de densiteit van elke soort op grote ruimtelijke schalen op bepaalde tijdstippen helpen inschatten.

3.4 Uitdaging opstellen benthische index in estuariene systemen

Het opstellen van beoordelingssystemen voor benthische macroinvertebraten in overgangswateren, en vooral voor het getijdenzoetwatergedeelte is uitdagend door de hoge natuurlijke variabiliteit van het systeem, de hoge antropogene impact en de specifieke eerder soortenarme gemeenschapssamenstelling. Estuaria vormen de overgangsgebieden tussen rivieren en de open zee, waar zout en zoet water elkaar ontmoeten. Deze omgeving wordt gekenmerkt door complexe fysische en chemische processen, die van invloed zijn op hoe organismen zich aanpassen. De aanwezige gradiënten en de bijbehorende processen hebben grote biologische gevolgen, wat resulteert in grote ruimtelijke en temporele variabiliteit in de gemeenschappen. Estuaria zijn van nature rijk aan organische stoffen, een typische indicator voor verstoring in andere aquatische ecosystemen, waardoor indices vaak tekortschieten bij het beoordelen van de milieukwaliteit (Borja en Dauer, 2008) en het interpreteren van verstoringen in deze ecosystemen moeilijk is (Dauvin, 2008; Tweedley et al., 2014). Dit staat ook wel bekend als de 'estuarine quality paradox' (Dauvin en Ruellet, 2009). De natuurlijke omgevingsvariatie onderscheiden van antropogene impact is moeilijk.

Dat neemt niet weg dat deze systemen, inclusief de Zeeschelde sterk beïnvloed zijn door menselijke activiteiten waarbij verschillende processen gelijktijdig meespelen zoals zeespiegelstijging, klimaatsverandering, fysische verstoringen zoals morfologische aanpassingen en baggeren, veranderingen in nutriëntenbelasting, toxische stoffen en de invasie van exoten. Dit heeft geleid tot habitatverlies en fragmentatie, meer extremen in zoutstress en hydrodynamiek, wat de estuariene ecosystemen uit balans heeft gebracht. Deze complexe stressoren maken het moeilijk om duidelijke 'pressure-state-response' modellen op te stellen. De grote natuurlijke variatie in fysische, chemische en biologische processen bemoeilijkt de beoordeling van de ecologische status van getijdesystemen.

De lage soortendiversiteit en meer specifiek het laag aantal soorten typisch voor dit overgangswater, samen met de variabele vertegenwoordiging van zowel zoetwater als brakwater soorten, maken het moeilijk om de klassieke aanpak van een index te gebruiken die gebaseerd is op taxon specifieke tolerantiewaarden.

Diverse indices zijn getest om de ecologische status van deze overgangsomgevingen te bepalen (Borja en Dauer, 2008; Puente en Diaz, 2008), maar ze tonen vaak discrepanties of inconsistenties in vergelijking met de classificatie van andere wateren (Tweedley et al., 2015). Estuariene systemen kunnen een slechte ecologische status vertonen op basis van niet-gekalibreerde indices, zelfs in de afwezigheid van verstoring. Daarom is een grondige kalibratie en aanpassing van indicatoren voor overgangswaters noodzakelijk, aangezien deze systemen vaak ernstig door vervuiling worden beïnvloed en het praktisch onmogelijk is om referentiegebieden in ongerepte staat te vinden. Enkele indicatoren, zoals BO2A (Dauvin en Ruellet, 2009) zijn specifiek ontworpen voor estuariene ecosystemen.

4. Samenbrengen data en analyse

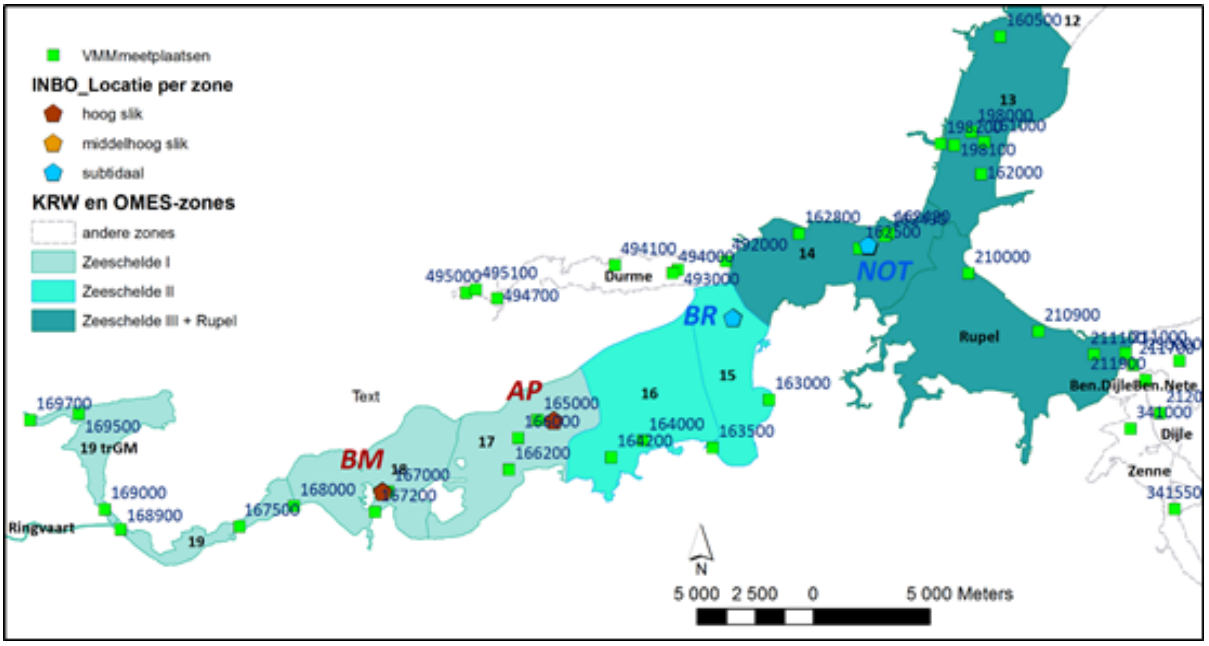
4.1 Algemeen

De beschikbare gegevens van INBO en VMM worden samengebracht om te bepalen in hoeverre deze gecombineerd kunnen worden om een nauwkeuriger beeld te krijgen van de kwaliteit van de gemeenschappen. In deze studie werd exploratief gekeken of beschikbare informatie gebruikt kan worden om een meer volledig beeld te krijgen van de macroinvertebratengemeenschappen in het zoetwatergetijdengebied in de Zeeschelde. We richten ons op de jaren waarin een gedetailleerdere bemonstering heeft plaatsgevonden en waarin Oligochaeta tot op soortniveau zijn geïdentificeerd. Dit omvat de jaren 2008, 2011, 2014, 2017 en 2020. De studie concentreert zich op de zoete en licht brakke delen van de Zeeschelde, met uitzondering van Zeeschelde IV.

4.2 Beschikbare biotische data

4.2.1 VMM

VMM staalnames van macroinvertebraten in de Zeeschelde gebeuren in de meetnetten Oppervlaktewater (OW) en Waterbodem (Wb) en gebeuren subtidaal. Waterbodem staalnames gebeuren volgens de Triade methode (De Schamphelaere et al. 2020). Mengmonsters worden genomen met een Van Veen grijper. In totaal wordt 40 liter sediment verzameld, waarvan 20 liter wordt gebruikt voor de biologische evaluatie op macroinvertebraten, eventueel na fixatie en zeving. Aan de hand van de verzamelde data wordt de Biotische waterbodem index (BWI) berekend (De Pauw en Heylen, 2000), analoog aan de berekening van de Belgische Biotische Index (BBI) (De Pauw en Vanhooren, 1983). Oppervlaktewaterstaalnames (Wb) van macroinvertebraten gebeuren door handnet bemonstering, door manuele verzameling van macroinvertebraten bij stenen of kolonisatie van kunstmatige substraten zoals beschreven in De Pauw et al. (1986; 1994) (zie ook 4.4.1) en worden op vaste punten uitgevoerd (Figuur 3).



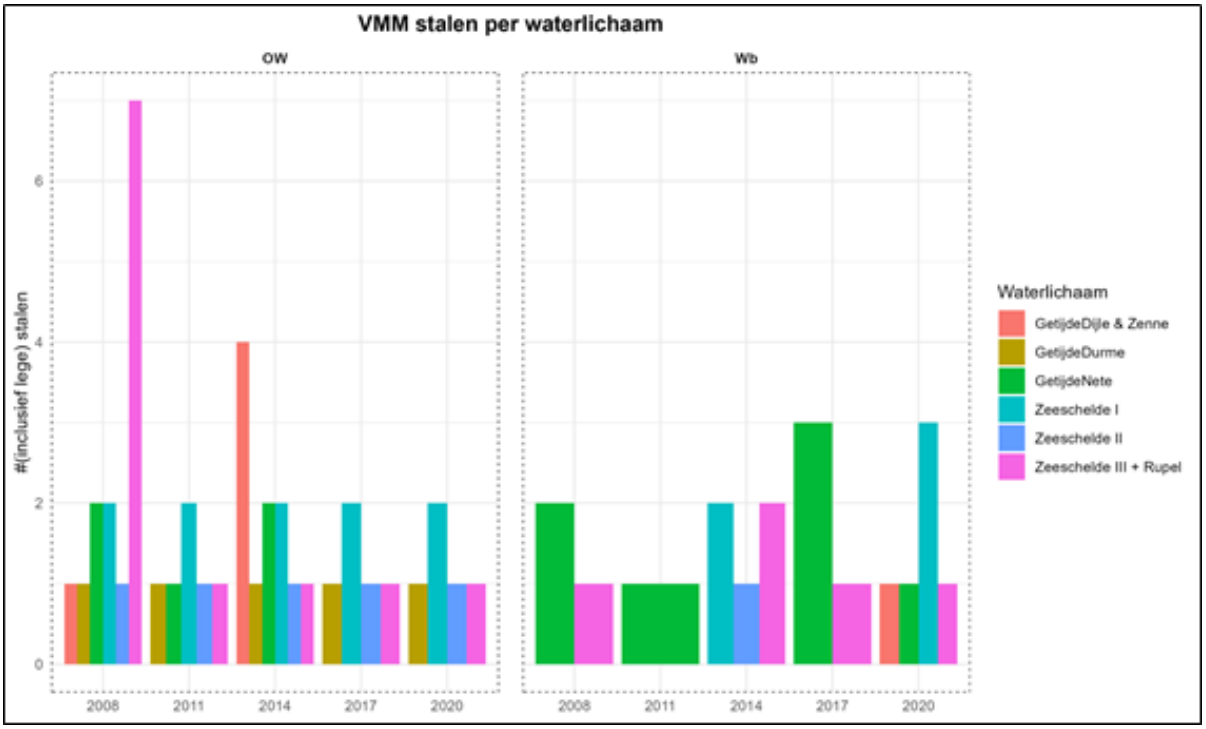
Figuur 3. Vaste staalnamepunten in de KRW waterlichamen van VMM (vierkant). Piloot oefening met kolonisatie van hard substraat werd uitgevoerd door INBO op de Notelaer (NOT), Branst (BR), Appels (AP) en de Bergenmeersen (BM) (vijfhoek).

4.2.2 INBO

Het staalnameproces van de subtidale geul en intertidale slikgebieden van de Zeeschelde en haar getij-onderhevige zijrivieren (Rupel, Dijle, Zenne, Netes, Durme) is gebaseerd op een steekproef met gelijk verdeelde bemonstering van de zeven waterlichamen afgebakend volgens de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Het steekproefdesign is stratified random, waarbij de strata zijn gebaseerd op fysiotopen en waterlichamen, met een differentiatie volgens saliniteits- en verblijftijdsgradiënten. Voor elk waterlichaam en fysiotoop worden jaarlijks random staalnamelocaties vastgelegd. In de praktijk worden deze locaties, afhankelijk van de grootte van het areaal, in aantal aangepast. Zo wordt dit aantal in het waterlichaam Zeeschelde IV opgetrokken naar 10 locaties per fysiotoop, terwijl kleinere arealen zoals de Dijle en Zenne met respectievelijk 3 en 2 locaties per fysiotoop worden bemonsterd. In totaal worden jaarlijks ongeveer 230 locaties bemonsterd, terwijl een extra 65 locaties om de drie jaar worden bemonsterd. Het aantal bemonsterde locaties kan in de praktijk afwijken door variaties in biomassa en dichtheid, vooral in tijarmen, en door ongeschikt substraat (breuksteen). Staalname gebeurt tussen de eerste week van september en de tweede week van oktober, waarbij de staalname doorgaans 3 tot 4 weken in beslag neemt. De staalnamemethode is specifiek voor endobenthos, de organismen die leven in het zacht sediment (Van Ryckegem et al. 2020). Stalen worden enkel in zacht substraat genomen, in het intertidaal met een steekbuis (diameter: 4,5cm, oppervlakte

0.0016 m²) tot 15 cm diepte (30 cm in Zeeschelde IV) en in het subtidaal als een substaal (steekbuisstaal) uit een Reineck box-corer staal. Stalen worden geconserveerd met F-Solv (50% minimum richtconcentratie). Het staal wordt verwerkt door te spoelen over zeven met maaswijdtes van 1 mm en 500 µm. Vervolgens worden alle organismen uitgetriëerd en gedetermineerd tot het laagst mogelijke taxonomische niveau, met uitzondering van enkele moeilijk identificeerbare groepen waaronder de Oligochaeta. De identificatie van Oligochaeta tot op het laagst mogelijke niveau gebeurt om de drie jaar. Daarbij worden eerst alle Oligochaeta geteld zoals bij een standaard campagne, waarna 50 individuen random uitgeselecteerd worden en op naam worden gebracht. Er wordt geen biomassabepaling per soort gedaan; de totale oligochaetenbiomassa wordt bepaald in de reguliere benthos staalname, en de toewijzing van biomassa per taxon gebeurt op basis van relatieve aantallen per taxon in het substaal.

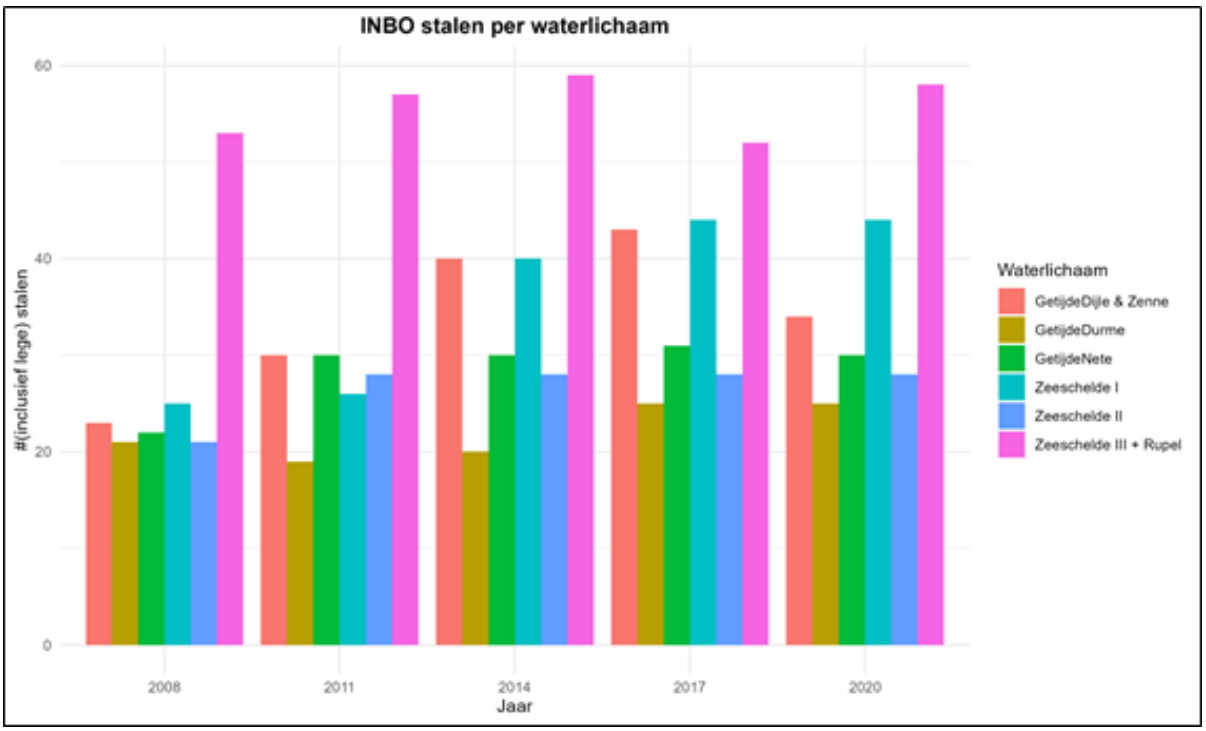
De hierboven beschreven manier van dataverzameling is in voege vanaf 2008. Oligochaeta identificatie jaren waarvoor data beschikbaar zijn, zijn de jaren 2008, 2011, 2014, 2017 en 2020.



Figuur 4. VMM stalen beschikbaar per waterlichaam voor de bestudeerde jaren in het meetnet Oppervlaktewater (OW) en Waterbodem (Wb).

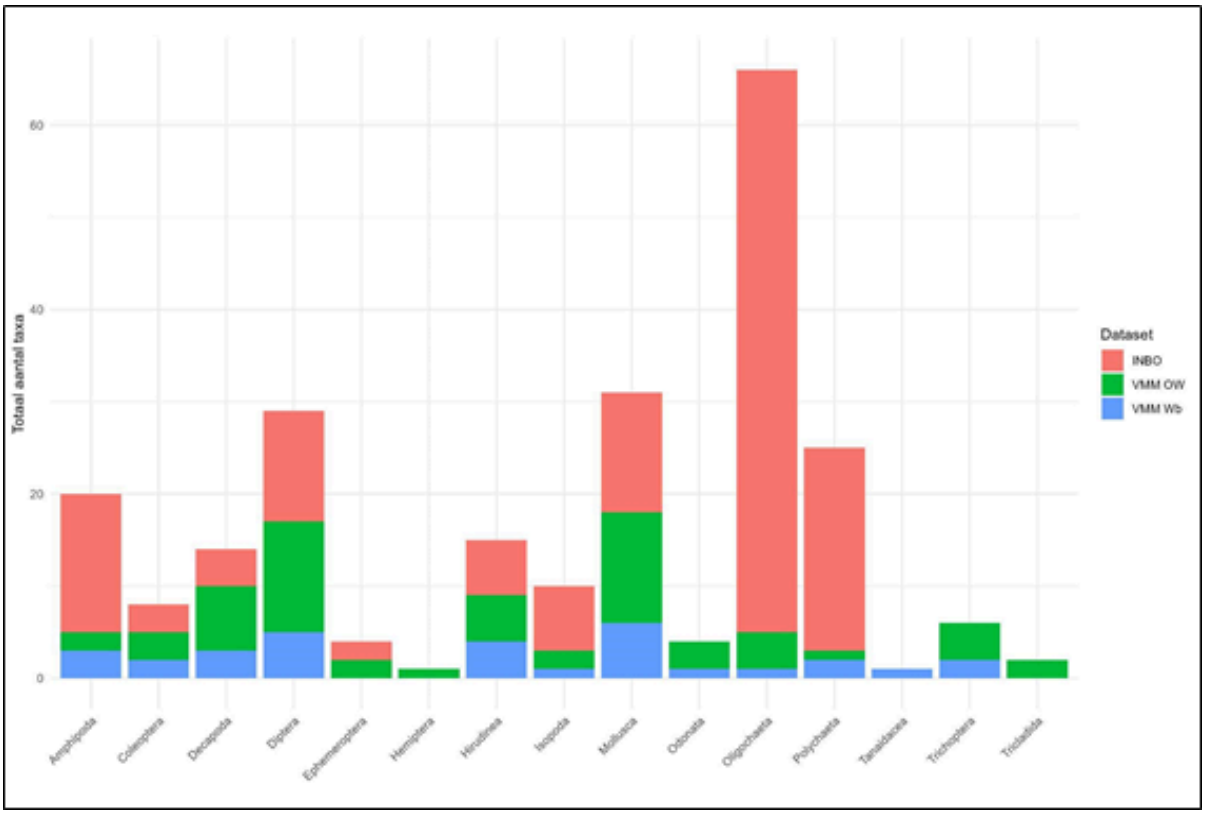
4.2.3 Beschikbare stalen en taxonomische samenstelling INBO en VMM data

Een overzicht van het aantal beschikbare stalen per waterlichaam in de geselecteerde jaren toont, voor zowel de VMM (Figuur 4) als het INBO (Figuur 5), een minimale aanwezigheid (1 respectievelijk 18 stalen), waarbij aanzienlijke variatie tussen de jaren wordt waargenomen. De weergave van het aantal taxa per hogere taxonomische groep (Figuur 6) laat een sterke vertegenwoordiging zien van Oligochaeta, Polychaeta, Mollusca en Amphipoda. De hogere diversiteit van Oligochaeta en Polychaeta in de INBO-stalen hangt deels samen met de hogere taxonomische resolutie, tot op soortniveau voor INBO stalen en meestal tot op familieniveau voor VMM stalen. De hogere taxonrijkdom wordt ook deel bepaald door de bemonstering van meer verschillende fysiotopen. De INBO staalname omvat zowel subtidale als intertidale bemonstering, terwijl VMM enkel subtidale bemonstering doet.



Figuur 5. Overzicht van het aantal staalnames (inclusief lege stalen) in de INBO (Spatial) per waterlichaam over de jaren.

doi.org/10.21436/inbor.116248378

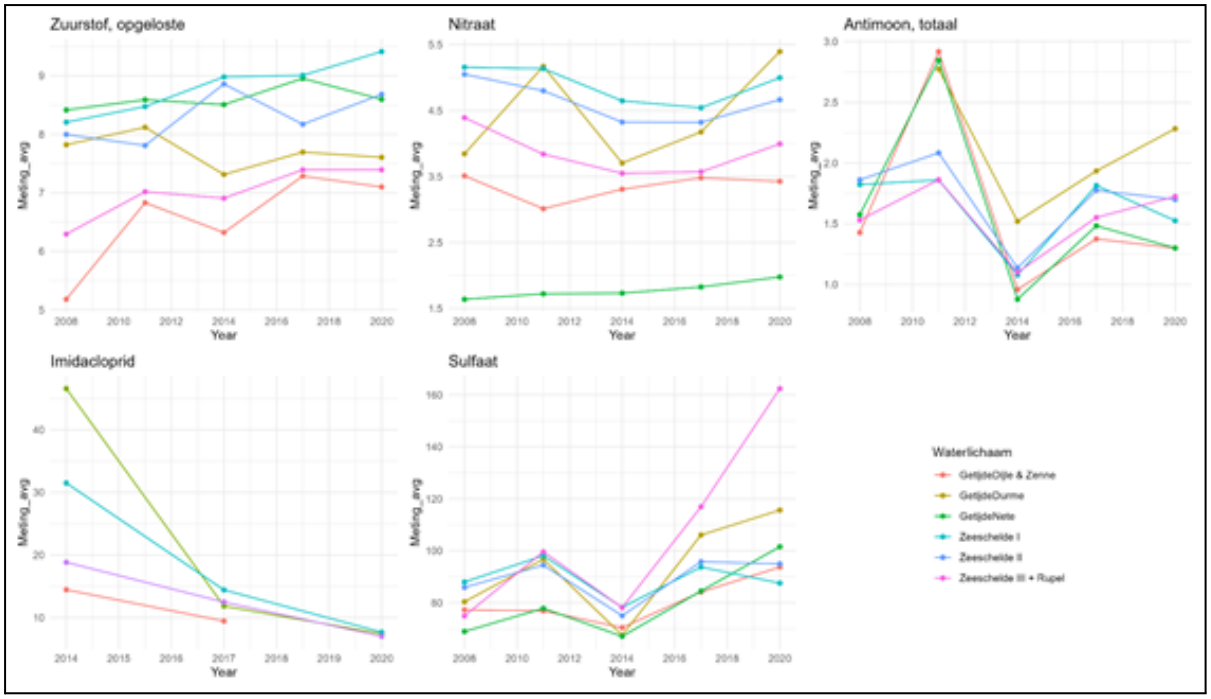


Figuur 6. Taxa aanwezig in de staalnames van VMM voor meetnet Oppervlaktewater (OW) en waterbodem (Wb) en INBO (spatial) van 2008-2020. Data is gefilterd op taxa relevant voor samenstelling van een macroinvertebraten index. INBO stalen zijn tot op soort gedetermineerd, VMM stalen tot op genus/familie niveau. Absolute taxonrijkdom per dataset is weergegeven, zonder indicatie van overlap.

4.3 Beschikbare abiotische data

Voor de studieperiode (2008-2020) zijn een geheel van 400+ variabelen gemeten over de verschillende waterlichamen door de VMM. Gemiddelde waardes per waterlichaam binnen een jaar zijn samengenomen en voor de geselecteerde jaren van hoog resolutie taxonomische staalverwerking op INBO (2008, 2011, 2014, 2017, 2020) zijn weergegeven als indicatie voor de huidige stand van zaken in de zeeschelde.

Een kleine selectie van abiotische variabelen is representatief voor trends in de Zeeschelde (Figuur 7). De opgeloste zuurstof in het water is over de jaren gestaag aan het toenemen (Figuur 7), opgeloste stoffen als indicator van nutriënten (ammonium, nitraten, sulfaten, etc) blijven relatief constant. Veel variatie in gemeten chemische stoffen (eg imidacloprid) en zware metalen (eg antimoon). Het systeem lijkt gestaag te verbeteren.



Figuur 7. Gemiddelde metingen van geselecteerde abiotische variabelen per KRW waterlichaam (VMM data).

4.4 Bijkomende dataverzameling (INBO)

In de Zeeschelde zijn door menselijk ingrijpen ondertussen ook grote oppervlaktes hard substraat aanwezig, met een andere benthosfauna. Met het oog op een eventueel gevoeligere of meer correcte maatlat, is het wenselijk om de volledige aanwezige macroinvertebratengemeenschap in kaart te brengen, en de bestaande staalnamemethodes te valideren naar hun taxonomisch bereik. De bestaande staalnamecampagnes (INBO, VMM) richten zich elk specifiek op een deel van de benthosgemeenschap (VMM in hard substraat, INBO in zacht substraat). Tot op heden werd de bemonsteringsmethode met hard substraat kolonisatie enkel toegepast op breuksteen, en onder de laagwaterlijn. We onderzochten of deze techniek ook geschikt is voor staalnames op zacht substraat en hoger in het intertidaal (4.4.1). In het bijzonder willen we kijken of we zo nog een breder scala aan soorten kunnen bemonsteren. Bijkomend hebben we een extra staalnamemethode gebruikt voor endobenthos, waarbij een veel grotere sedimentoppervlakte bemonsterd wordt.

4.1.1 Kolonisatie van harde substraten in zoetwater getijdezone

Bemonstering van benthische macroinvertebraten gemeenschappen op breuksteen gebeurt door middel van kolonisatie-staalnames. Een tijdelijke habitat wordt aangeboden in de vorm van 5kg aan verbrijzelde holle bakstenen in een dubbele grofmazige aardappelzak. De zakjes worden vastgemaakt met een touw aan een steen/paal/boom en onder de waterlijn uitgelegd voor een periode van vier weken. Deze methode wordt door VMM gebruikt om op breuksteen de macroinvertebratengemeenschappen te bemonsteren in zoetwater. We keken of het mogelijk was om deze zakjes succesvol uit te zetten op zacht substraat (4.2.1.1) en welke mate dit zou kunnen bijdragen aan het in kaart brengen van de benthische invertebratengemeenschaps (4.2.1.2).

4.1.2 Uittesten op zacht substraat (juli 2023)

In een proefopzet plaatsten we zakjes met hard substraat voor kolonisatie op diverse hoogten (subtidaal, intertidaal en litoraal) op zacht substraat. We testen meerdere bevestigingsmethoden, waaronder bevestiging aan zelf in het sediment geheide houten palen (diameter 7 cm, lengte 1.5m), vastleggen aan stenen met touw, en omringd door stenen (Zie bijlage 1). Deze zakjes bleven vier weken staan.

Alle zakjes bleven grotendeels op hun oorspronkelijke plek. Bij zakjes die aan palen of andere structuren hingen, was er een geërodeerde uitsparing onder de zak. Bij zakjes omringd door stenen, zagen we een ophoping van slib. De inhoud van de zakjes werd boven een zeef uitgespoeld. Hierbij openden we de zak en inspecteerde elke steen grondig op overgebleven macrobenthos. De gespoelde organismen werden gefixeerd in F-solv (50% minimum concentratie). Hoewel we de verzamelde invertebraten van deze proef niet allemaal tot op soortniveau analyseerden, toonde een snelle telling een rijke taxonomische diversiteit (Bijlage 2). Dit suggereert dat deze staalname op zacht substraat en in het intertidaal waardevol kan zijn. Een meer uitgebreide staalname werd opgezet (4.4.1.2).

4.1.3 Uitgebreide opzet op zacht substraat (september-oktober 2023)

Op 4 locaties met veel slib hingen we drie zakjes met hard substraat aan een houten paal op het slib (Foto 1). Deze zakjes waren bedoeld voor kolonisatie en werden op verschillende hoogten geplaatst: subtidaal, intertidaal en litoraal in Branst, Notelaer, Bergenmeersen en Appels (Figuur 2). De zakjes werden uitgehangen op 28/29 augustus en opgehaald op 2 oktober 2023. De bakstenen werden gespoeld boven zeven met een maaswijdte van 500µm en 1000µm, gefixeerd in F-solv (50% minimumconcentratie) en geïdentificeerd tot op soortniveau. Voor gammariden identificeren we maximaal 100 individuen per staal. De rest werd geteld. Van de Oligochaeta werden er maximaal 50 individuen per monster geïdentificeerd volgens het MONEOS protocol (Van Ryckegem et al. 2020). Alle andere taxa werden volledig geteld en geïdentificeerd tot op soortniveau. Dit resulteerde in 19 taxa (Tabel 2)

Foto 1. Hard substraat voor kolonisatie uitgezet in pilootstudie op zacht slik. *Foto: M. Jocque*

4.1.4 Bijdrage van staalname op macro-invertebratengemeenschap

De pilootstudie, waarbij harde substraten boven op zachte bodems werden geplaatst, onthulde een relatief klein aantal taxa (zie Tabel 2). Dit resultaat was enigszins te verwachten, gezien het beperkte aantal (9) zakjes dat eenmalig werd uitgezet. Vooral de aanwezigheid van Gammaridae valt op die hier in grote aantallen aanwezig waren, in overeenstemming met de data van de VMM. Gammaridae zijn taxa die gevoelig zijn voor verstoring en vaak gebruikt worden als indicatorsoorten.

Aangezien minstens drie soorten Gammaridae goed vertegenwoordigd zijn, kan dit een taxonomische groep zijn die een waardevolle bijdrage kan leveren aan de ecologische evaluatie. De pilootstudie is door het grote verschil in bemonsteringsintensiteit natuurlijk niet te vergelijken met de VMM data, doch het valt op dat de meeste goed vertegenwoordigde groepen bij de bemonstering op harde substraten door VMM ook aanwezig zijn bij de

bemonstering op zachte substraten door INBO. *Marenzelleria neglecta* (Polychaeta) werd enkel gevonden bij INBO bemonstering op zachte bodem.

Tabel 2. Taxa aangetroffen in de kolonisatie van artificiële substraten (9 zakjes, 4 weken) uitgezet op zachte ondergrond (subtidaal, laag en hoog intertidaal) oktober 2023 door INBO. Ter referentie is een samenvatting van VMM data van artificiële substraten op harde substraten (meetnet OW, 28 zakjes, 4 weken) (selectie) toegevoegd, een selectie van de relevante waterlichamen voor IOBS en de jaren 2008, 2011, 2014, 2017, 2020. Taxa met minder dan 10 individuen of (semi-)terrestrisch zijn niet weergegeven.

		INBO (zacht)				VMM (hard)
		Subtidaal	Intertidaal (L)	Intertidaal (H)	Totaal	Subtidaal
Crustacea	*Apocorophium lacustre*	234	55	35	324	648
	Eriocheir sinensis	3	13	35	51	427
	Gammaridae		1	1	2	93779
	Gammarus tigrinus	52			52	
	Gammarus zaddachi	4140	109	6	4255	
	Lekanosphaera rugicauda			4	4	
	Mysidae					116
	Asellidae					484
Polychaeta	*Marenzelleria neglecta*	9			9	
Diptera	Ceratopogonidae			4	4	3
	Chironomidae		2	35	37	3422
	Dolichopodidae			7	7	0
	Psychodidae			1	1	1
Oligochaeta	*Eiseniella tetraedra*			6	6	
	Oligochaeta sp.	148	26	1444	1618	4656
Mollusca	*Assiminea grayana*			2	2	
	Dreissena					801
Hirudinea	*Erpobdella*					440
	Helobdella					126
	Glossiphonia					31
Trichoptera	Ecnomidae					24
	Hydroptilidae					25
					+ 5 taxa	+ 21 taxa

4.1.5 Bespreking

Op basis van de verzamelde gegevens is het moeilijk om de specifieke doelstellingen van dit onderzoek te bereiken. Toch vallen met een beperkte set van data nu al een aantal zaken op. Het is duidelijk dat de substraatzakken ook in het intertidaal bruikbaar zijn, evenals op zacht substraat. Ze worden gekoloniseerd door kleine tot soms zeer grote aantallen benthische taxa. Enkele taxa werden enkel of in grotere mate aangetroffen in het (hogere) intertidaal, wat mogelijk een interessante aanvulling is op de standaard staalname in het ondiep subtidaal. We vonden vaak taxa die zeer weinig of niet met de

standaardbemonstering op zacht intertidaal substraat (gericht op endobenthos) gevonden worden. Deze soorten behoren waarschijnlijk vooral tot het epibenthos, aangevuld met soorten die leven in een ruimtelijke structuur gevormd door stenen (door de mens aangebracht) of (natuurlijke) schorvegetatie. Hoe intertidale vangsten zich verhouden tot de standaard subtidale vangsten met substraatzakken kan nu nog niet uitgemaakt worden.

4.5 ANALYSE

4.5.1 IOBS (INBO data)

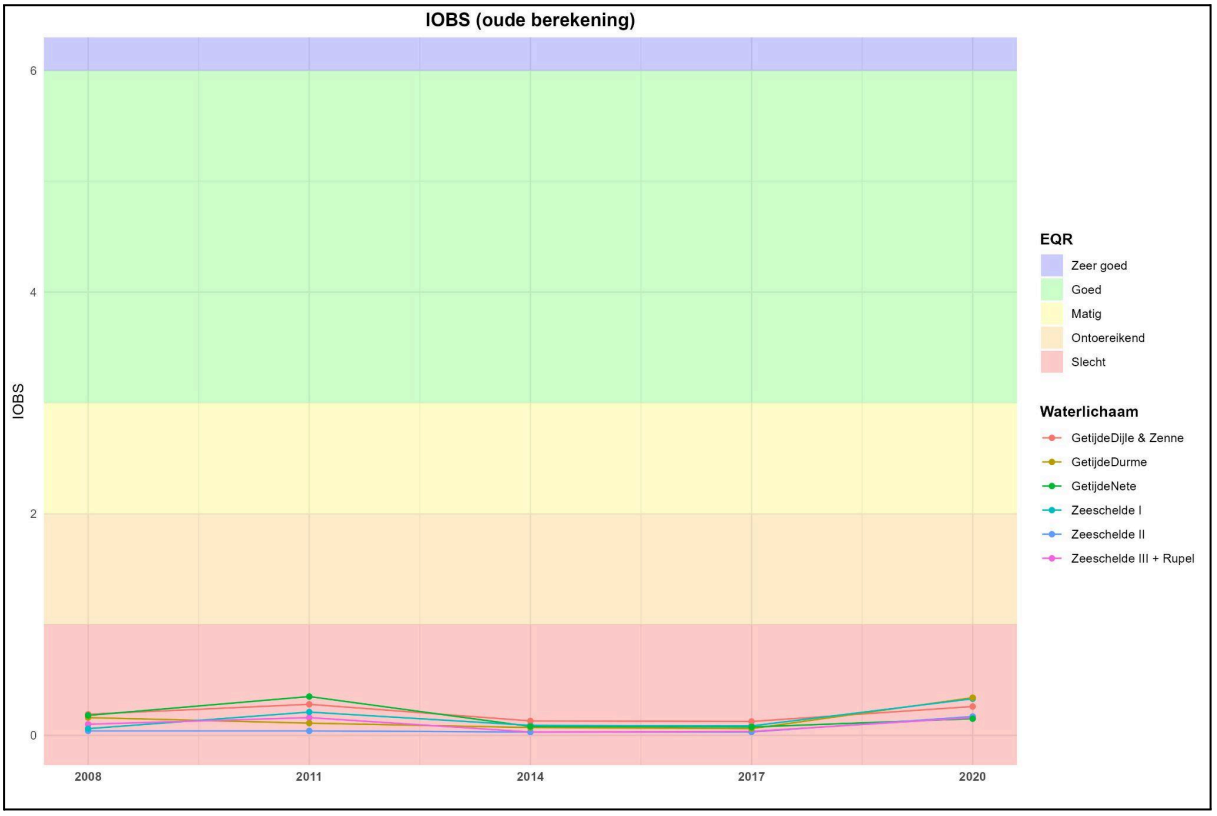
4.5.1.1 Evaluatie van de IOBS berekening in de Zeeschelde

De IOBS-waarden van voorgaande jaren toont consistent een slechte beoordeling voor de verschillende waterlichamen (e.g. Van den Bergh et al. 2015, 2017), met weinig tot geen zichtbare verandering in de situatie (Figuur 8). De IOBS-index (zie ook 3.2.1) wordt berekend op basis van de soortenrijkdom aan Oligochaeta en het percentage dominantie van Tubificiden als indicator van organische vervuiling. Bij afwezigheid van Tubificiden en aanwezigheid van minstens één andere Oligochaeta soort, krijgt de IOBS-index de maximale score. De IOBS index is ontwikkeld voor het zoetwatergetijden gedeelte van de Seine en is ontwikkeld voor specifieke omgevingsomstandigheden en gekalibreerd op een specifieke staalname. Om de IOBS toe te passen in de Zeeschelde is het belangrijk om zo goed als mogelijk aan te sluiten bij de gestelde voorwaarden voor het gebruik van de IOBS index.

De IOBS-index evalueert de biologische kwaliteit van fijne slibbige tot zandige sedimenten die permanent en stabiel zijn, en geeft sterke aanwijzingen over de ecologische impact van organische en metalen micropolluenten. Deze index is niet geschikt voor sedimenten die bijna uitsluitend uit minerale fracties bestaan, zoals zandstranden, noch voor sedimenten met een organische samenstelling, zoals veen. In sommige gevallen kan de IOBS-index de vervuilingsimpact overschatten waarbij lage indexwaarden eerder iets zeggen over de beperkte opslagcapaciteit van vervuiling in sedimenten in het bijzijn van echte maar nog gematigde vervuilingsbronnen. Anderzijds kan de index hoge waarden tonen in sedimenten bedekt met een dichte laag filamentachtige algen die de vervuiling last niet opslaan en de toxiciteit kunnen maskeren. Alhoewel deze situaties eerder zeldzaam zijn in de Zeeschelde, is het goed om deze gevoeligheden in het achterhoofd te houden bij interpretatie van de IOBS gegevens.

Volgens het protocol moet een staal voor de berekening van de IOBS index uit minstens 3 staalnamen bestaan en een minimale oppervlakte van 0,01 m² hebben (Afnor, 2002). Indien de bemonstering met een staalnamebuis gebeurt, wordt er gesuggereerd om minstens 4-5 stalen samen te voegen. De berekening van IOBS in de Zeeschelde verschilde tot hiertoe

van dit standaardprotocol. De IOBS berekening gebeurde voor individuele stalen, (Speybroeck et al., 2008b), waarna deze waardes per staal uitgemiddeld werden, eerst over de fysiotopen en nadien per waterlichaam. Een terugkerende uitdaging was dat er in veel gevallen onvoldoende wormen aanwezig waren in een enkel staal om de IOBS te berekenen. Wanneer er wel voldoende wormen aanwezig waren, werden maximaal 50 individuen gedetermineerd, wat slechts de helft is van het vereiste aantal. Bovendien is de bemonsterde oppervlakte per staal slechts 0,0016 m², wat aanzienlijk kleiner is dan de 0,01 m² die door het IOBS-protocol wordt voorgeschreven. In alle gevallen resulteert dit in een onderschatting van de soortenrijkdom. Het samenvoegen van spatieel heterogene stalen biedt doorgaans een meer representatief en hoger beeld van de soortenrijkdom. Deze wijze van toepassing van de IOBS-index op de Zeeschelde geeft daarom een te conservatief beeld van de ecologische toestand en verlaagt de gevoeligheid van de index.

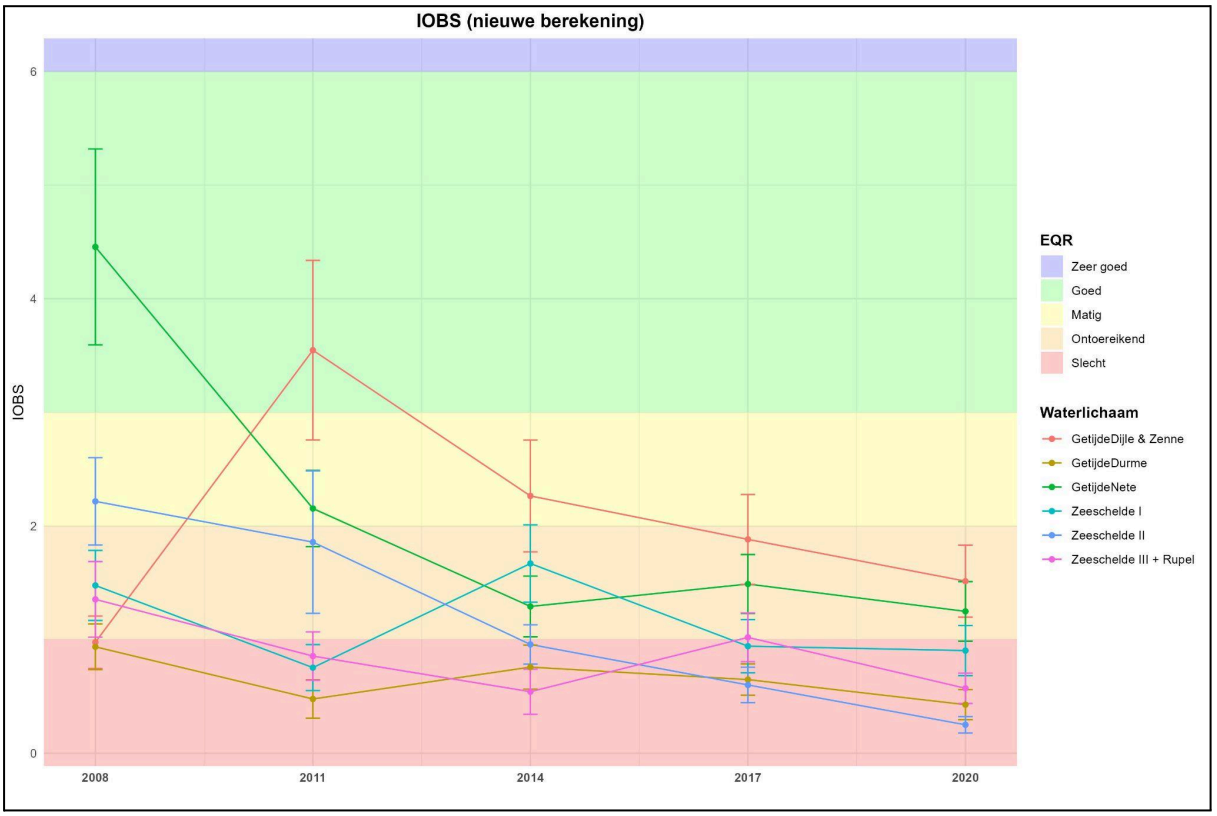


Figuur 8. IOBS berekening voor de KRW waterlichamen op basis van de klassieke berekeningsmethode per staal. Achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.

4.5.1.2 Voorstel tot nieuwe IOBS berekeningswijze voor de Zeeschelde

We gingen daarom op zoek naar een manier om met de bestaande data een verbeterde IOBS berekeningswijze te bereiken. Een belangrijk deficit was de onderschatting van de soortenrijkdom, om verschillende redenen (zie hoger). We stellen daarom voor om de stalen

per waterlichaam en per determinatiejaar samen te nemen (gemiddeld gaat het om 15 stalen, zie Figuur 5). Vervolgens wordt hieruit voor elk waterlichaam en onderzoeksjaar willekeurig het benodigde minimum aantal wormen (100, zie Afnor, 2002) geselecteerd om de IOBS-index te berekenen. Deze willekeurige selectie van wormen is vervolgens 1000 keer herhaald om een foutenmarge te berekenen. Deze berekeningswijze is in overeenstemming met de filosofie van de IOBS index, en geeft een betere invulling van de minimum bemonsterde oppervlakte vereiste, het samenvoegen van ruimtelijk heterogene stalen en het minimum vereiste wormenaantal. De resultaten van de nieuwe berekeningswijze (Figuur 9) vertonen markante verschillen met de oude methode (Figuur 8). Zowel tussen waterlichamen als tussen onderzoeksjaren neemt de differentiatie en resolutie toe. Bovendien zijn de resultaten zinvol en informatief naar gekende kwaliteitsverschillen.



Figuur 9. IOBS berekening voor de KRW waterlichamen op basis van de nieuw voorgestelde berekeningsmethode waarbij alle stalen gepoold worden om vervolgens random een vast aantal wormen te selecteren om de IOBS te berekenen. Foutenvlaggen geven de SD, achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.

Het samenvoegen van de stalen geeft een gebalanceerde representatie van de aanwezige Oligochaeta-gemeenschappen in de waterlichamen, omdat de staalname gebaseerd is op gestratificeerde willekeurige bemonstering binnen waterlichamen en fysiotopen (subtidaal en intertiduaal). De gestratifieerde bemonstering gebruikt een vast aantal staalnames in elk fysiotoop per jaar. Dit is een robuuste manier om de Oligochaeta gemeenschappen

samenstelling op te volgen over de jaren in een staalname met vergelijkbare fysiotoop representatie los van de fysiotoopoppervlakte. Omdat fysiotoopoppervlakte over de jaren wel wat kan variëren, stelt zich de vraag in hoeverre de generieke IOBS waarde voor een waterlichaam representatief is voor de verschillende subgemeenschappen, of hoe gevoelig ze eraan is. In de oude analyse werd gebruik gemaakt van gemiddelden berekend voor het intertidaal en ondiep subtidaal. We pasten de nieuwe methode ook toe op stalen samengevoegd in intertidaal en subtidaal bemonsteringen, namen vervolgens het gemiddelde van deze twee habitats en vergeleken de resultaten met de berekeningswijze zonder discriminatie volgens de tidale dichotomie (Figuur 10 A-F).

De resultaten voor alle waterlichamen tonen, zoals te verwachten, een groot onderscheid tussen intertidaal en subtidaal, waarbij de gepoolde staalname gevoelig blijkt voor hogere waarden in één van beiden, maar vaak het gemiddelde vrij goed blijkt te volgen, met een paar uitzonderingen waarbij hoogstwaarschijnlijk hoge densiteiten in stalen een grotere impact hebben bij de random selectie van wormen uit de gepoolde stalen. Het IOBS gemiddelde ligt opvallend lager dan de gepoolde IOBS. Dit illustreert de onderschatting die gemaakt wordt bij het berekenen van een gemiddelde index: doordat subtidale samples een gelijk gewicht krijgen bij de berekening van een gemiddelde, maar in feite een veel kleinere en minder rijke Oligochaetengemeenschap hebben, wordt de IOBS waarde naar beneden gehaald. Het IOBS protocol adviseert om stalen te poolen (in het veld), dus poolen is te verkiezen boven het gemiddelde. Trends voor subtidale en intertidale gemeenschappen zijn vaak verschillend. Dit is mogelijks informatief voor een verschil in kwaliteitsevolutie, maar wordt mogelijks beïnvloed door verschillen in densiteiten.

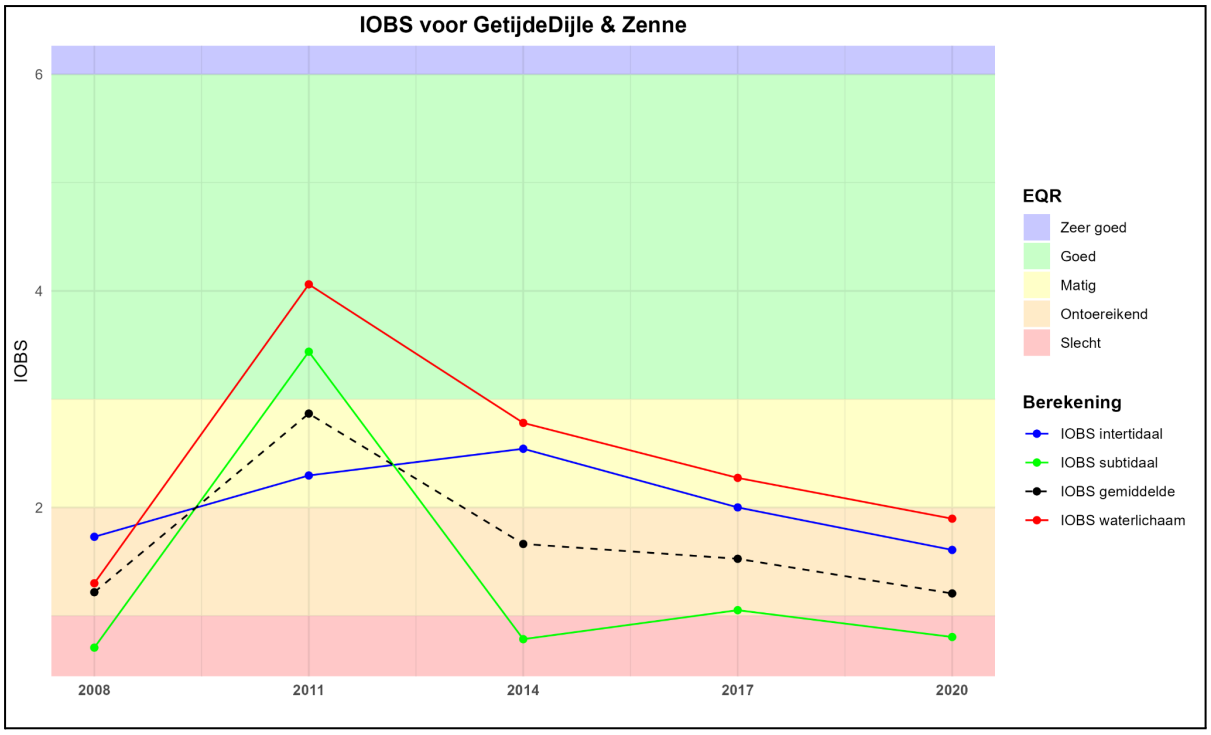
4.5.1.3 Trend op de nieuw berekende IOBS

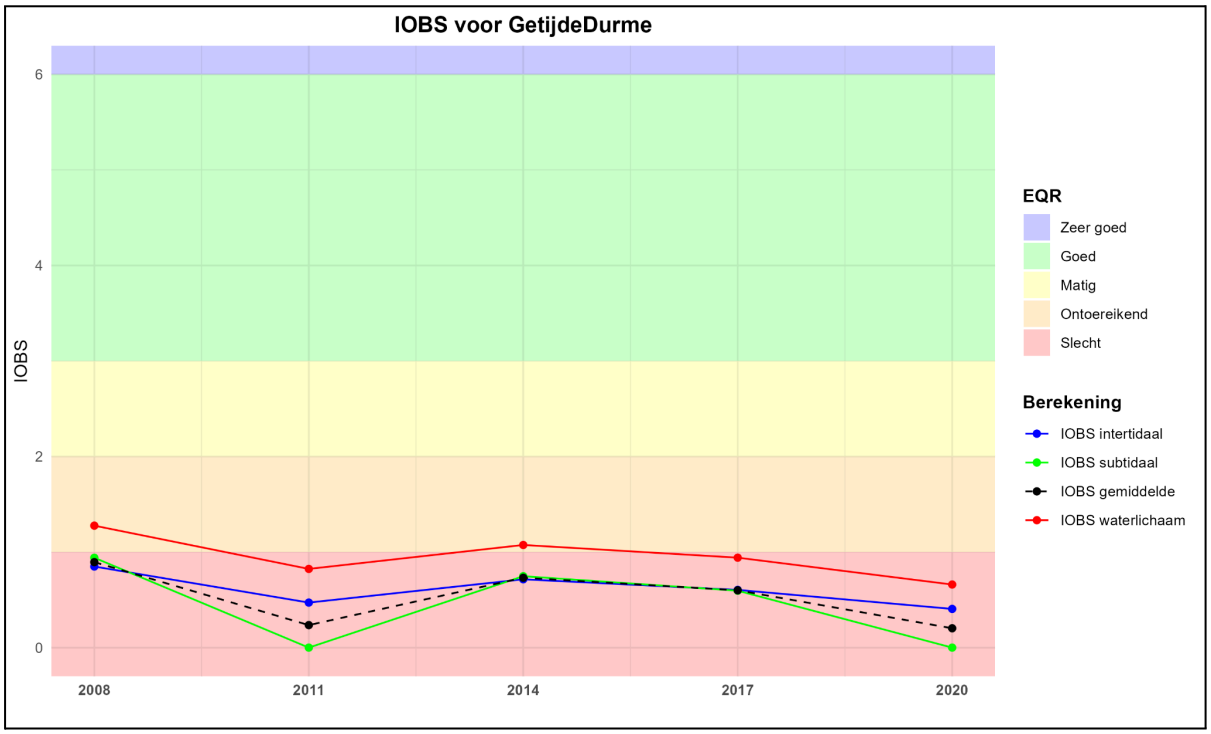
Een lineaire analyse van de IOBS metingen volgens de nieuw voorgestelde berekeningsmethode over de jaren, toont een negatieve trend voor alle waterlichamen (Tabel 3). Enkel voor Zeeschelde II was deze trend statistisch significant (Tabel 3, p-waarde van 0.002). Deze afname van de IOBS index treedt op door een combinatie van afname van het aantal Oligochaeta soorten (S) als een toename van de dominantie van de proportie behaarde of onbehaarde Tubificiden (T) over de jaren.

Tabel 3. Gemiddelde IOBS-waarden per waterlichaam tonen een algemene negatieve trend. Door grote fluctuaties is deze trend meestal niet significant, met uitzondering in Zeeschelde II. De analyse is gebaseerd op een lineaire regressie.

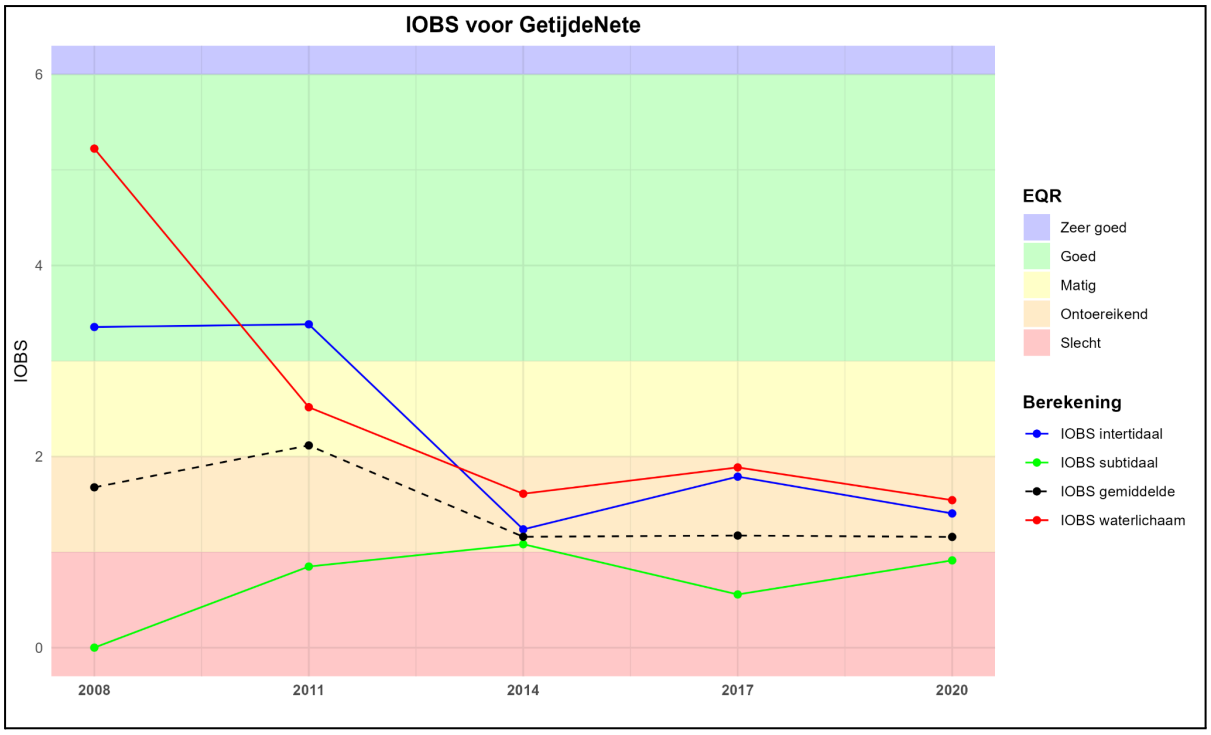
Waterlichaam	Verandering/3 jaar	Std.error	Statistiek	p.value
GetijdeDijle & Zenne	-0.020	0.118	-0.166	0.878
GetijdeDurme	-0.029	0.020	-1.480	0.234
GetijdeNete	-0.234	0.093	-2.530	0.086
Zeeschelde I	-0.032	0.045	-0.710	0.529
Zeeschelde II	-0.173	0.017	-10.000	**0.002**
Zeeschelde III + Rupel	-0.047	0.030	-1.570	0.214

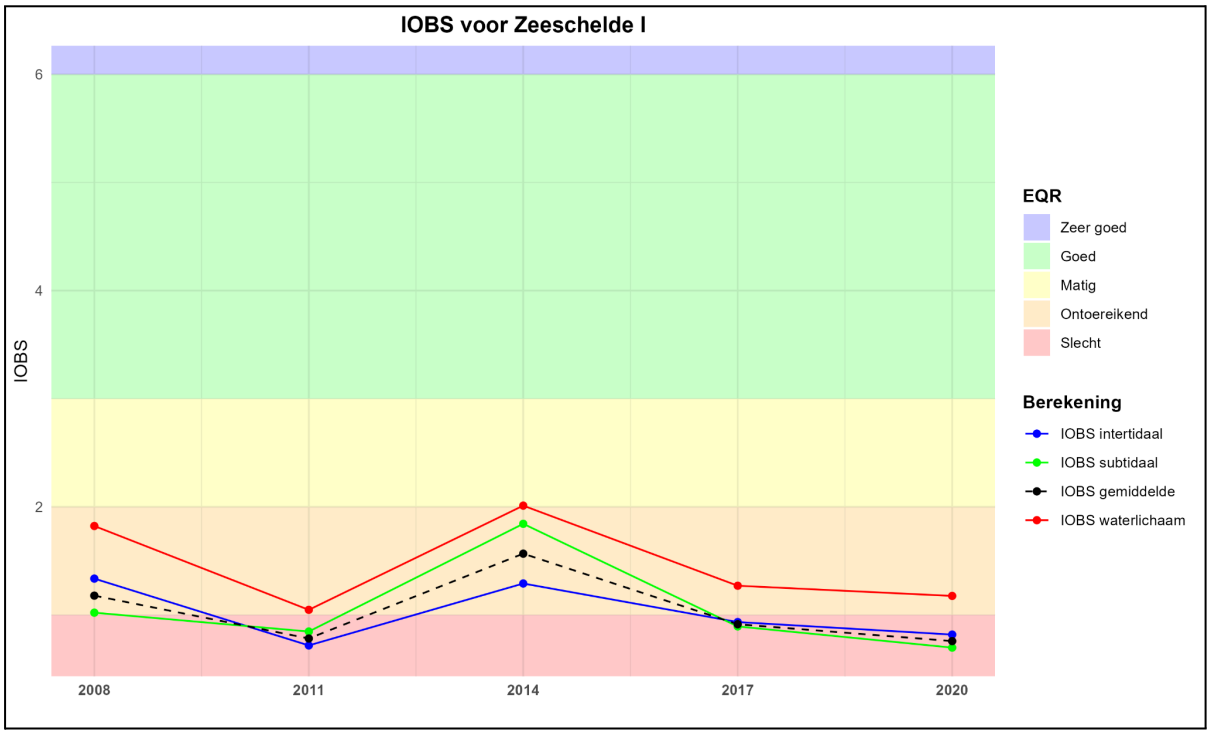
doi.org/10.21436/inbor.116248378



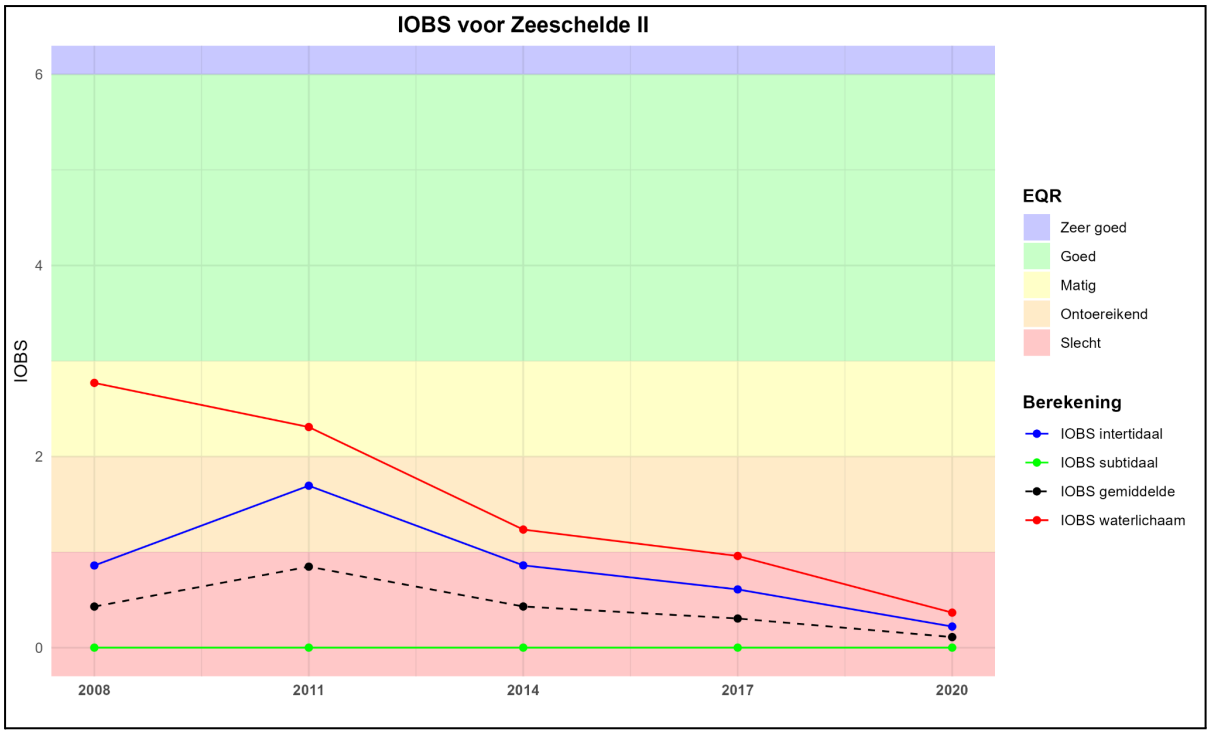


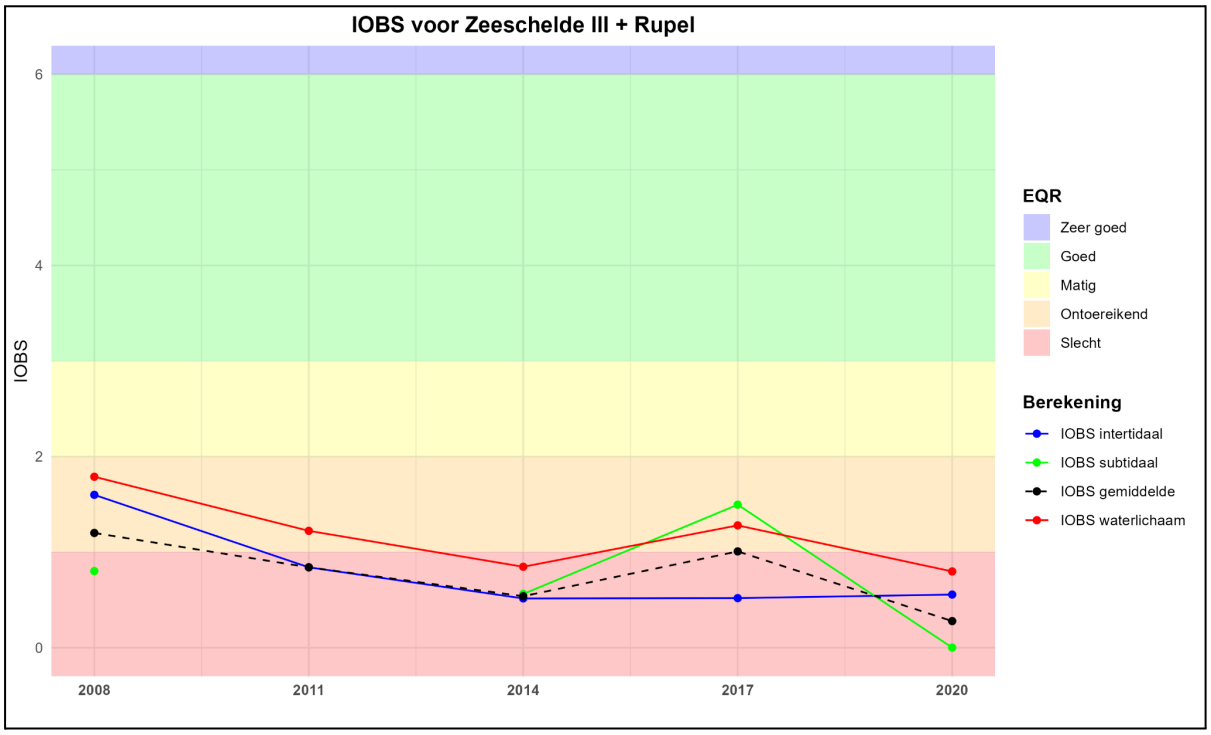
Figuur 10 A-B. IOBS-waarden voor het volledige waterlichaam, afzonderlijk voor de intertidale en subtidale stalen, en als het gemiddelde van de intertidale en subtidale waarden per waterlichaam over de geselecteerde jaren. De achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.





Figuur 10 C-D. IOBS-waarden voor het volledige waterlichaam, afzonderlijk voor de intertidale en subtidale stalen, en als het gemiddelde van de intertidale en subtidale waarden per waterlichaam over de geselecteerde jaren. De achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.





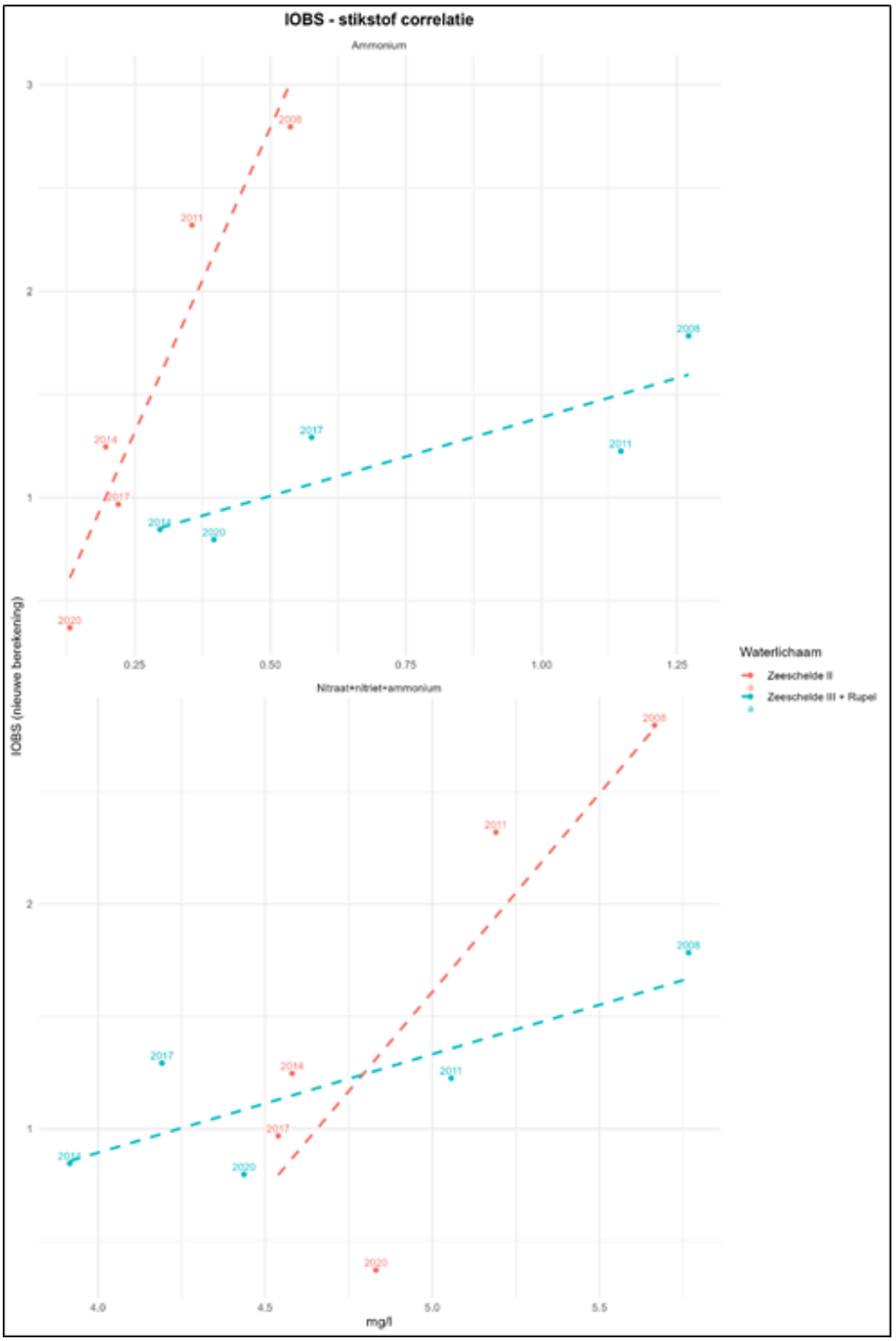
Figuur 10 E-F. IOBS-waarden voor het volledige waterlichaam, afzonderlijk voor de intertidale en subtidale stalen, en als het gemiddelde van de intertidale en subtidale waarden per waterlichaam over de geselecteerde jaren. De achtergrondkleuren geven de EQR score aan die overeenkomt met de IOBS index.

4.5.1.4 Correlatie met abiotische parameters

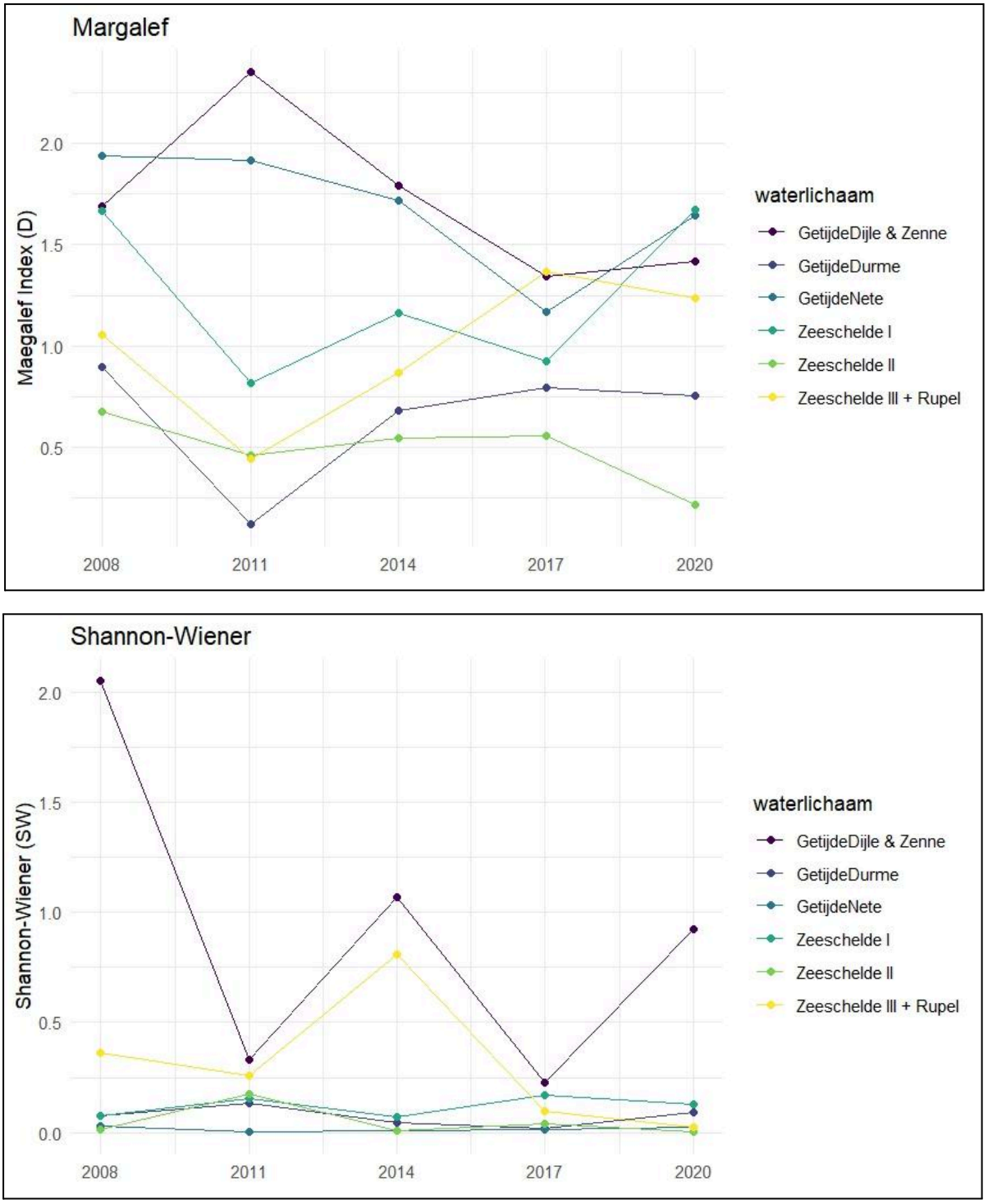
Na Bonferroni-correctie voor meervoudige testen bleek geen enkele abiotische variabele significant gecorreleerd met de aangepaste IOBS-index, wat gezien het grote aantal variabelen volgens de verwachting is. Voor de volledigheid presenteren we hier een visuele weergave van de correlatie met stikstof (zowel ammonium apart als totale stikstof op basis van de gemeten nitraten, nitrieten en ammonia samen) (Figuur 11), dat vaak direct gerelateerd is met organische verrijking en de beschikbaarheid van zuurstof – een belangrijke parameter voor Oligochaeta gemeenschappen.

4.5.2 Margalef Diversiteitsindex en Shannon-Wiener (INBO data).

Voor de berekening van de Shannon-Wiener-index zijn alle beschikbare INBO gegevens per waterlichaam samengenomen (Figuur 12). De Margalef-diversiteitsindex is gevoelig voor de grootte van de stalen (Gamito, 2010). In een preliminaire oefening werd door middel van rarefactie vastgesteld dat 3000 individuen bemonsterd moeten worden om een plateau in soortenrijkdom te bereiken. Daarom is de berekening van de Margalef-diversiteitsindex gebaseerd op een willekeurige selectie van 3000 individuen uit alle samengevoegde stalen per waterlichaam (Figuur 12). Lege stalen werden uitgesloten, en het gebruik van een vast aantal geselecteerde individuen maakt een consistente vergelijking tussen de jaren mogelijk. Vooral in de zijrivieren en Zeeschelde II werden negatieve trends waargenomen, voornamelijk door de hoge beginwaarden in 2008. Zeeschelde I en III bleven vrij stabiel in het aantal geobserveerde soorten, met enige variatie en een stijging bij de laatste bemonstering. Vergelijkbare patronen werden gezien bij de Margalef- en Shannon-Wiener-indexen, hoewel er geen significante trends werden waargenomen.



Figuur 11. De correlatie tussen de nieuw berekende IOBS en stikstof als indicatie van anorganische verrijking voor de 5 jaren waarvoor de IOBS berekend is in Zeeschelde II en Zeeschelde III. Correlaties zijn na correctie voor meervoudig testen niet significant (Ammonium: Zeeschelde II, R = 0.96; Zeeschelde III, R = 0.85 en Nitraat+nitriet+ammonium: Zeeschelde II, R = 0.84; Zeeschelde III, R = 0.82).

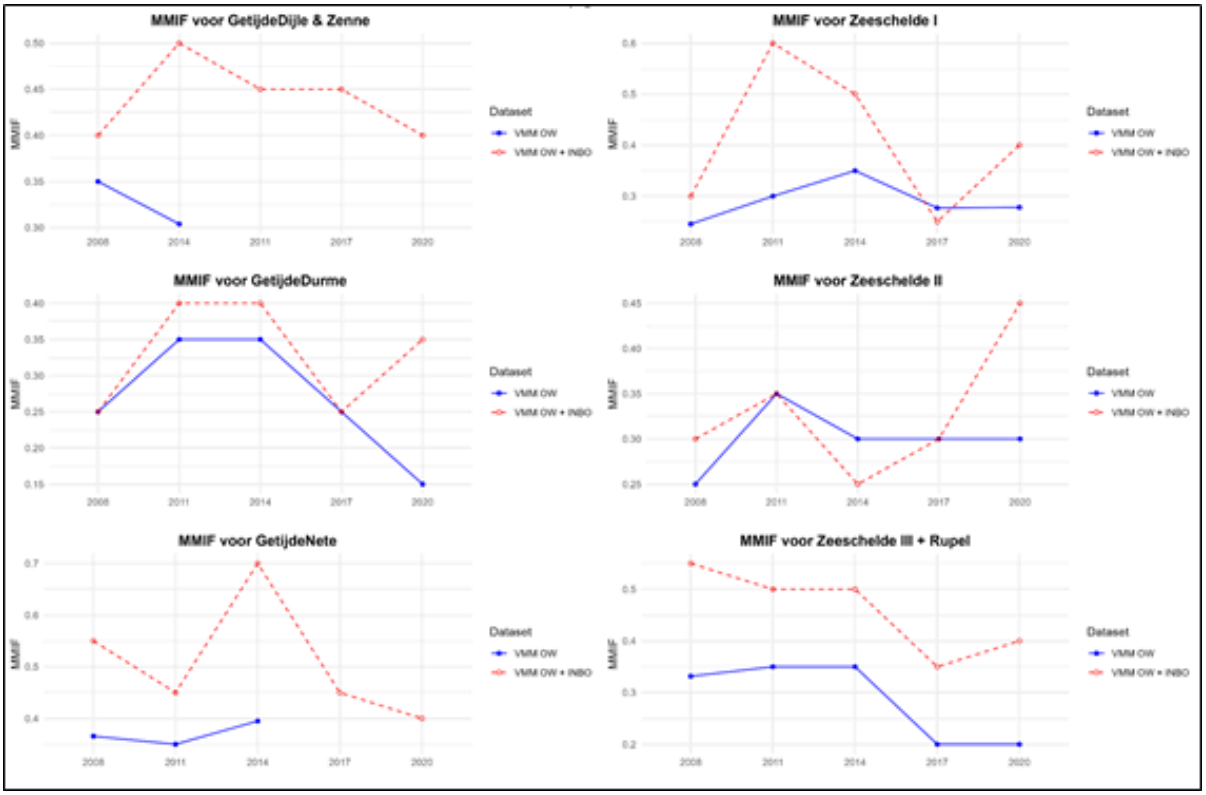


Figuur 12 A-B. Margalef index en Shannon-Wiener (SW) index berekend voor de INBO Spatial data, per waterlichaam. SW-index berekeningen zijn gebaseerd op alle data. Margalef Index is gebaseerd op 3000 willekeurig gekozen individuen uit alle gepoolde stalen per waterlichaam.

4.5.3 MMIF (VMM & INBO data)

In een eerste oefening om te beoordelen in welke mate het samenvoegen van datasets van INBO en VMM invloed kan hebben op de waargenomen evaluatie van het ecosysteem, werd de MMIF zowel afzonderlijk berekend voor de VMM-gegevens als voor de gecombineerde VMM- en INBO-gegevens. Berekeningen werden gemaakt per waterlichaam (Figuur 13). Bij het samenvoegen van gegevens van VMM en INBO werden vastgestelde identificatieniveau met de bijbehorende tolerantiescores gecalibreerd naar VMM tolerantiewaardes (Gabriels et al., 2010). Dit resulteerde in een vermindering van de resolutie voor taxa in de INBO-data. Waar tolerantiescores ontbraken (vooral voor mariene organismen), werden VMM scores gesupplementeerd met de scores van AMBI en geherkalibreerd naar een schaal van 1-10. De berekening van de MMIF per waterlichaam en per jaar werd uitgevoerd door het aantal stalen te reduceren naar de minimale consistente bemonsteringsintensiteit (1 staal voor VMM, 15 stalen voor INBO), waarbij per cluster van waterlichaam en jaar random stalen werden geselecteerd.

Er is veel variatie zichtbaar, zonder duidelijke patronen. Het valt vooral op dat het samenvoegen van de twee datasets in verscheidene gevallen leidt tot een verhoging van de MMIF, maar evengoed soms tot een verlaging. Een verhoging is het meest uitgesproken in Zeeschelde III + Rupel. Deze stijging is vooral te wijten aan een toename van brakke tot polyhaliene soorten, wat het gevolg is van recente, extreem lage zomerdebieten en een veranderde riviermorfologie en daardoor een steeds verdere indringing van zout water. Dat dit tot een stijging van de MMIF leidt, wijst vermoedelijk op het ontbreken van onderlinge afstemming in tolerantiewaarden tussen de MMIF en AMBI. In essentie toont dit alles aan dat dit deel van de Zeeschelde in de overgang zit tussen de toepassingsgebieden van beide indices, waar geen van beiden optimaal werkt. We noteerden soms een daling als een logisch gevolg van het toevoegen van een reeks benthische organismen, die vaak een hoge tolerantie hebben en daardoor voor een verlaging van de index zorgen.
Meer algemeen is het moeilijk om consistente tendensen te vinden in de MMIF resultaten voor de Zeeschelde, zeker in vergelijking met de IOBS, maar ook bijvoorbeeld in vergelijking met soortenrijkdom. De index is gebaseerd op een relatief kleine staalname en daardoor mogelijk minder robuust. Anderzijds is de MMIF niet gekalibreerd op een macrotidale zoetwater getijdenrivier, en is ze mogelijk minder sensitief en toepasbaar op haar typische gemeenschap.



Figuur 13. MMIF voor de verschillende waterlichamen berekend op basis van “VMM OW” en “VMM OW” + INBO data, op basis van een gestandaardiseerde dataset met continue bemonstering (1 VMM staal, 15 INBO stalen).

Het samenvoegen van de data is eerder een theoretische overweging dan een praktische optie, omdat de twee datasets van nature verschillen en moeilijk te combineren zijn, en mogelijk ook andere facetten van rivier kwaliteit illustreren. De benthische staalnames van zachte sedimenten in de INBO-dataset geven een biotische inkijk in de kwaliteit van slikken, terwijl de kolonisatie van harde substraten in de VMM-dataset eerder organismen aantoont die op of boven het sediment leven, en die schuilen in een ruwe, ruimtelijke heterogene matrix. Er is betrekkelijk weinig overlap tussen beide gemeenschappen, en mogelijk vertonen ze deels onafhankelijke evoluties. Dit blijkt mogelijk uit de verschillen in de tendensen tussen de IOBS en de MMIF, maar zoals hierboven aangehaald, is dit verschil mogelijk te wijten aan de toepassing van de MMIF. Binnen het bestek van deze studie was het niet mogelijk om het effect van staalnamegrootte (aantal zakjes) en spatiële heterogeniteit (het plaatsen van substraatzakken overheen gekende gradiënten in diversiteit) op MMIF verder te onderzoeken. Ons verkennend onderzoek (zie 4.4) suggereerde wel dat het plaatsen van substraatzakjes overheen de intertidale gradiënt meer en verschillende soorten kan opleveren, met grote verschillen in dominantie van taxa.

5. Bespreking analyses en toepassing

5.1 Beperkingen van de indices en van de beschikbare data

Een laagland getijderivier zoals de Schelde heeft in haar natuurlijke toestand in de intertidale zone voornamelijk slikken en schorren als referentiehabitat, en een subtidale zone met zachte substraten. Vandaar dat de monitoring op basis van zachte ondergrond best een centraal onderdeel blijft van de evaluatie van benthische gemeenschappen in dit deel van de rivier. De macrofauna die we hierin aantreffen is echter relatief beperkt, en mogelijk relatief minder sensitief, dan de macrofauna die wordt aangetroffen tussen harde substraten boven het sediment. Deze fauna bestaat grotendeels uit andere taxa en wordt in de Zeeschelde bemonsterd door de VMM aan de hand van substraatkolonisatie. Het vergelijken van beide datasets vormde dus een interessant uitgangspunt voor deze studie. Aanvankelijk vertoonden beide datasets (of delen ervan), elk met hun eigen in Vlaanderen toegepaste index (IOBS en MMIF), een weinig consistent verloop met eerder erratische kleine variaties, suggestief voor een status quo van de waterkwaliteit in de onderzochte periode. Na revisie van de toepassingswijze van de IOBS en het opstellen van een geoptimaliseerde berekening, vonden we voor de IOBS in zacht substraat een hogere resolutie en meer uitgesproken patronen.

Een voor de hand liggende volgende stap is om alle beschikbare informatie samen te nemen door de data te combineren, en een indexwaarde op het geheel te berekenen. In de realiteit botst dit op een aantal beperkingen waaronder het determinatieniveau en het aantal stalen dat geanalyseerd wordt. De VMM stalen met kolonisatie substraatzakken worden momenteel niet verwerkt tot op het laagst mogelijke niveau. Dit wel doen kan meer gedetailleerde informatie opleveren over groepen die momenteel ondervertegenwoordigd zijn in de andere staalnames. Uit de gecombineerde data blijkt dat Oligochaeta, Polychaeta, Mollusca en Amphipoda de meest voorkomende taxonomische groepen zijn (zie figuur 6). Het is daarom aan te raden om manieren te onderzoeken waarmee vooral deze gemeenschappen beter kunnen worden gemonitord. Het verhogen van het identificatieniveau voor de harde substraatstalen zal mogelijks meer inzicht geven in sommige groepen zoals Amphipoda, maar zal waarschijnlijk nog steeds geen adequate oplossing bieden voor bijvoorbeeld Polychaeta of Mollusca gemeenschappen. Een aangepaste staalname methode implementeren gericht op deze groepen zou beter zijn. Een mogelijke piste zou kunnen zijn om de harde substraatmonitoring van tweekleppigen in 2018, 2022 tussen Dendermonde en Gent uit te breiden naar de zijrivieren (Van Ryckegem & Soors, 2018). Alternatief kan er voor in zachte substraten ook gekeken worden naar de meerwaarde van een aanvullende bemonstering naast de standaard steekbuis staalname (core van 4.5cm) met een grotere oppervlakte (core van 15 cm) uitsluitend bedoeld om een

betere inschatting te krijgen van densiteiten en soortenrijkdom van grotere, doorgaans minder talrijke groepen zoals Mollusca, Amphipoda en Polychaeta. Een dergelijke hoge resolutie dataset, door combinatie van verschillende staalnamemethodes gericht op het bemonsteren van de dominante taxa zou de ideale basis vormen om een multimetrische index te ontwikkelen specifiek voor de zoetwatergetijdengebied in de Zeeschelde.

5.2 Indices met taxon tolerantie scores

AMBI, AZTI en vergelijkbare indices zoals IQI en NQI1 (Norwegian Quality Index 1, Molvær et al. 2009) hebben elk hun eigen database met tolerantiescores voor taxa. Deze aanpak is waardevol in goed bestudeerde systemen waar er duidelijke kennis is van de stressoren en gradiënten, evenals van de reacties van de aanwezige organismen. Echter, factoren die de tolerantie voor stressoren beïnvloeden, zoals vervuiling, zijn vaak complex en kunnen de toewijzing van indicatoren bemoeilijken. Dit kan de nauwkeurigheid van biotische indexen beïnvloeden, omdat deze factoren afhankelijk kunnen zijn van soort, tijd en locatie, en mogelijk cumulatief werken (Herring et al. 2006). Het dynamische karakter van zoetwatergetijdensystemen, met complexe interacties tussen verschillende omgevingsfactoren, en een combinatie van soorten uit verschillende, doorgaans apart behandelde habitats (zoet/zout), maakt het moeilijk om een volledig overzicht te krijgen. Een voorlopige evaluatie van tolerantiescores uit mariene (AMBI) of zoetwatercontexten suggereert dat organismen uit INBO-stalen een hoge tolerantie vertonen. Het gebruik van dergelijke tolerantiescores kan echter minder effectief zijn in overgangshabitats tussen zoet en zout water, waar sterk fluctuerende omgevingsomstandigheden het moeilijk maken om de zoetwater- en/of marien-gekalibreerde tolerantiescores nauwkeurig toe te passen. Een kalibratie specifiek voor dit habitat zou een optie kunnen zijn, maar dit brengt aanzienlijke uitdagingen en inspanningen met zich mee. Ten eerste is er de complexiteit van het milieu: de snel veranderende omstandigheden in overgangshabitats maken het moeilijk om stabiele tolerantiescores te ontwikkelen die betrouwbaar zijn over tijd en ruimte, en specifiek zijn voor deze overgangsfases. Dit betekent dat een calibratie moeite kan hebben om de variabiliteit van de omgeving accuraat te weerspiegelen. Een goede omgevingskarakterisatie is nodig en mogelijk is er hier een gebrek aan data. Het opzetten van een kalibratie die de unieke aspecten van overgangshabitats weerspiegelt, vereist dat de verschillen tussen mariene en zoetwatersystemen goed worden begrepen en geïntegreerd, wat lastig kan zijn gezien de uiteenlopende ecologische dynamieken. Ten slotte moet er rekening worden gehouden met de aanpassing aan toekomstige veranderingen. De gevoeligheid van overgangshabitats voor invloeden zoals klimaatverandering en menselijke activiteiten betekent dat tolerantiescores regelmatig moeten worden bijgewerkt om relevant te blijven. Dit brengt continue monitoring en revisie van de calibratie met zich mee, wat een langdurige inzet vereist. Een index die minder afhankelijk is van dergelijke tolerantiescores en continue hercalibratie is waarschijnlijk duurzamer.

Uit onze vergelijkingen bleek dat de MMIF weinig sensitief was in deze overgangswateren in vergelijking met andere indices, onder andere door de van nature lage aanwezigheid van indicatorgroepen zoals Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera in een mesotidaal getijdesysteem. Om dit probleem aan te pakken, zou een kalibratie specifiek voor dit habitat nodig zijn, waarbij andere taxa worden gebruikt die hier van nature voorkomen en gevoelig zijn voor vervuiling. Een geschikte taxonomische groep hiervoor zijn de Amphipoda. De meeste Amphipoda, met enkele uitzonderingen zoals exotische soorten uit het genus *Jassa*, zijn over het algemeen gevoeliger voor vervuiling dan de meeste Oligochaeta, voorkomende Polychaeta en Hirudinea. Gammaridae komen van nature voor in dit habitat en spelen een centrale rol in het voedselweb. Amphipoden vormen een overvloedige en ecologisch cruciale groep binnen zachte bodem, estuariene en mariene benthische gemeenschappen. Deze soorten zijn wijdverbreid en leven in direct contact met sediment, waardoor ze goed in staat zijn om zich aan te passen aan verschillende fysisch-chemische omstandigheden in sediment en water. Ze staan bekend om hun relatief hoge gevoeligheid voor verontreinigde sedimenten in vergelijking met andere benthische organismen. Amphipodensoorten komen ook voor langsheen de volledige zoet-zout gradiënt, wat een voordeel is in dit overgangssysteem.

In Europa is *Corophium volutator* door OSPAR specifiek geselecteerd voor de standaard sediment herwerkingstest, gericht op offshore chemische producten (OSPAR, 1995; Peters en Ahlf, 2005). Deze soort wordt ook aanbevolen in Nederland, het Verenigd Koninkrijk en België voor het evalueren van verontreinigd sediment en baggermateriaal (den Besten et al., 2003). Daarnaast worden zoetwateramfipoden ingezet als gevoelige indicatoren in in situ bioassays voor het detecteren van verontreiniging door pesticiden in water (Schulz, 2003) en voor integratieve blootstellingsbeoordelingen (Smolders et al., 2004). Over de jaren zijn er verschillende soorten Amphipoda waargenomen in de Zeeschelde, en er is indicatie dat deze soms in grote aantallen voorkomen (zie resultaten van hard substraat en VMM-data, INBO hyperbenthos monitoring). Voorlopig hebben we vijf soorten Amphipoda gevonden in de INBO Spatial-stalen en vijftien soorten in de volledige samengestelde dataset.

Gammaridae zouden kunnen worden geïntegreerd in een multimetrisch systeem dat gevoelig is voor vervuiling (Kunz et al. 2010). Deze groep kan worden opgenomen in een aangepaste versie van de MMIF, of in combinatie met andere metrics in een nieuwe multimetrische index. Een eenvoudig alternatief zou zijn om de BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipods) index toe te passen. De BO2A-index, ontwikkeld door Dauvin & Ruellet (2009), is specifiek ontworpen om de soortensamenstelling in de bovenstroomse secties van overgangswateren te evalueren. Deze index, die oorspronkelijk voor de Seine werd ontwikkeld, maakt gebruik van abundantieverhoudingen van Annelida (Polychaeta, Oligochaeta & Hirudinea) en Amfipoden.

5.3 Conclusie en aanbeveling

Een evaluatie van de tot nu toe gebruikte data en indices toonde aan dat zowel IOBS als MMIF in de Zeeschelde onderpresteerden wat sensitiviteit en informatie betreft. Voor IOBS stellen we daarom een nieuwe, verbeterde toepassingswijze voor die meer resolutie en sensitiviteit vertoont. We adviseren om alvast deze aangepaste berekeningswijze te gebruiken voor toekomstige EQR berekeningen. Omwille van de beperkte sensitiviteit van de benthische taxa die gebruikt worden in IOBS, op basis van één enkele taxonomische groep Oligochaeta, zou een index die een breder scala aan macrofauna beschouwt beter kunnen inschatten wat de algemene toestand is van het ecosysteem.

Bij de MMIF is de voorlopige conclusie dat deze mogelijk minder geschikt is in een mesotidale getijdenrivier. Verbeterrichtingen die we probeerden waren de combinatie van datasets, en het integreren van meer soorten door tolerantiegrenzen over te nemen uit andere regio's, maar we toonden ook aan dat deze aanpak beperkingen heeft, en niet tot een bruikbare index leidt. Hard substraat bemonsteringen door kolonisatie (VMM dataset) zijn mogelijks waardevol voor het ontwikkelen van metrieken die gerelateerd zijn aan groepen die minder (niet) voorkomen in de zachtsubstraatbemonsteringen, zoals Insecta en vooral bepaalde hard substraat-soorten die een directe invloed kunnen hebben op de ecosysteemstructuur en -functie. Om deze analyse goed te kunnen uitvoeren, is een verhoogde taxonomische resolutie en mogelijk ook replicatie noodzakelijk.

doi.org/10.21436/inbor.116248378

6. Referenties

AFNOR (2002) Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (I0BS) NF T 90-390. France: 11p.

Arts et al. (2016) European Red List of Habitats - Freshwater Habitat Group. C2.4 Tidal river, upstream from the estuary.

Birk S, Bonne W, Borja A, Brucet S, Courrat A, Poikane S, Solimini A, van de Bund W, Zampoukas N, Hering D (2012) Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive, Ecological Indicators 18, 31-41. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009.

Boon A, Gittenberger A and van Loon WMGM (2011) Review of marine benthic indicators and metrics for the WFD and design of an optimized BEQI, Report, Deltares.

Borja A, Franco J, Valencia V, Bald J, Muxika I, Belzunce MJ, Solaun O (2004) Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. Marine Pollution Bulletin 48, 209–218.

Borja A, Muxika I (2005) Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. Marine Pollution Bulletin 50, 787–789.

Borja A, Dauer DM (2008) Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. Ecol. Indic. 8, 331–337.

Brys R, Ysebaert T, Escaravage V, Van Damme S, Van Braeckel A, Vandevoorde B, Van den Bergh E (2005) Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud INBO.2005.7.

Buckland ST, Magurran AE, Green RE, Fewster RM (2005) Monitoring change in biodiversity through composite indices. Philosophical Transactions of the Royal Society B 360, 243–254
Dauvin JC, Ruellet T (2007) Polychaete/amphipod ratio revisited. Marine Pollution Bulletin 55, 215–224.

Dauvin JC (2008) Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: the case of the Seine estuary. Mar. Pollut. Bull. 57, 160–169.

Dauvin JC, Ruellet T (2009) The Estuarine Quality Paradox: is it possible to define an Ecological Quality Status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?. Marine pollution bulletin 59, 38–47. 10.1016/j.marpolbul.2008.11.008.

De Schamphelaere K, Teuchies J, Bervoet L, Ysebaert T, Blust R, Meire P (2020) Opstellen van een triademethode voor de classificatie van waterbodems in brak en zout milieu. Universiteit Antwerpen, Antwerpen, 217p.

Den Besten PJ, Deckere E, Babut MP, Power B, DelValls TA, Zago C, Oen AMP, Heise S, (2003) Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters. Journal of Soil and Sediments 3, 144–162.

Elliott M & McLusky DS (2002) The need for definitions in understanding estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55, 815-827.

Fairbridge RW (1980) The estuary: its definition and geochemical role. In: Olausson E & Cato I (eds) Chemistry and geochemistry, of estuaries, pp. 1-35. John Wiley, New York.

Gabriels W, Lock K, De Pauw N, Goethals PLM (2010) Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium), Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters 40, 199-207. https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001.

Heip CHR, Goosen NK, Herman PMJ, Kromkamp JC, Middelburg JJ, Soetaert KER (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. Oceanography and Marine Biology: an annual review, 33, 1-149.

Herman PMJ, Middelburg JJ, van de Koppel J, Heip CHR (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. In Estuaries (29 ed., pp. 195-240). (Advances in Ecological Research; No. 29).

Jochems H, Schneiders A, Denys L, Van den Bergh E (2002) Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen: eindrapport. (Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud; Nr. 27). Instituut voor Natuurbehoud.

Krieg HJ (2006) Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahmestrategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. F+E-Vorhaben i.

A. ARGE ELBE & FH Hamburg, BSU/WG Elbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 48 S.

Krieg HJ (2007) Prüfung des Ästuartypieverfahrens (AeTV) als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie für das Weserästuar. Praxistest des Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Außen- und Unterweser (2007). Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Oldenburg/Brake, unveröffentl.

Krieg HJ, Scholle J (2014) Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die Süßwasserabschnitte der Ästuare von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL. ‚AeTV+' für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2 / 3. Bioconsult.

Krumwiede A, Fernandez M, Haesloop U (2021) Die Untersuchung der Qualitätskomponente Benthische Wirbellosenfauna gemäß WRRL und Koordiniertes Elbemessprogramm 2020 (KEMP 2020) in den Oberflächenwasserkörpern (OWK) der Tideelb. WRRL Monitoring Tideelbe 2020. KÜFOG GmbH. pp. 1-15.

Lamb EG, Bayne E, Holloway G, Schieck J, Boutin S, Herbers J, Haughland DL (2009) Indices for monitoring biodiversity change: are some more effective than others? Ecological Indicators 9, 432–444.

Lavesque N., Blanchet H., de Montaudouin X. (2009) Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 368, 101–112.

Margalef R (1968) Perspectives in Ecological Theory. University of Chicago Press.

Molvær J, Magnusson J, Pedersen A, Rygg B (2009) Vanndirektivet: utarbeidelse av system for marin klassifisering. Framdriftsrapport høsten 2008. TA-2465/2009.

Nielsen S, Bayne E, Schieck J, Herbers J, Boutin S (2007) A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. Biological Conservation 137, 403-414. 10.1016/j.biocon.2007.02.024.

Peeters ETHM, de Lange HJ, de la Haye MAA, Reeze AJG (2010) KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. (Projectnr: 228629-1). Wageningen UR. https://edepot.wur.nl/137731

Peters C, Ahlf W (2005) Reproduction of the estuarine and marine amphipod Corophium volutator (Pallas) in laboratory for toxicity testing. Chemosphere 59, 525–536.

Pritchard DW (1967) What is an estuary: a physical viewpoint. American Association for the Advancement of Science 83: 3-5.

Puente A, Diaz RJ (2008) Is it possible to assess the ecological status of highly stressed natural estuarine environments using macroinvertebrates indices? Marine Pollution Bulletin 56, 1880–1889.

Puente A, Juanes JA, Echavarri-Erasun B, Galván C, Ondiviela B (2010) A proposal for the assessment of the composition and community structure of benthic macroinvertebrates in transitional waters – The QSB index. Abstract, ICES Congress, 2010: 7p.

Sánchez-Moyano JE, García-Asencio I, García-Gómez JC (2017) BENFES, a new biotic index for assessing ecological status of soft-bottom communities: Towards a lower taxonomic complexity, greater reliability, and less effort. Marine Environmental Research 129, 38–54. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.10.001

Schuchardt B, Haesloop U & Schirmer M (1993) The tidal freshwater reach of the Weser estuary: riverine or estuarine? Netherlands Journal of Aquatic Ecology 27, 215-226.

Schulz R (2003) Using a freshwater amphipod in situ bioassay as a sensitive tool to detect pesticide effects in the field. Environmental Toxicology and Chemistry 22, 1172–1176.

Shannon CE, Weaver W (1963) The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press.

Smolders R, De Coen W, Blust R (2004) An ecologically relevant exposure assessment for a polluted river using an integrated multivariate PLS approach. Environmental Pollution 132, 245–263.

Speybroeck J, Breine J, Vandevoorde B, Van Wichelen J, Van Braeckel A, Van Burm E, Van den Bergh E, Van Thuyne G, Vijverman W (2008a) KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren. Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in het Vlaams waterlichaam 'Havengeul Ijzer' vanuit de - overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. INBO.R.2008.56. D/2008/3241/387 VMM.AMO.KRW.zoetgetij. 152 pp.

Speybroeck J, Breine J, Vandevoorde B, Van Wichelen J, Van Braeckel A, Van Burm E, Van den Bergh E, Van Thuyne G, Vyverman W (2008b) KRW doelstellingen in vlaamse getijrivieren: afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de –

overeenkomstig de kaderrichtlijn water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; Nr. INBO.R.2008.56). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Teixeira HJ, Magalhães Neto J, Patrício H, Veríssimo R, Pinto F, Salas JC, Marques JC (2009) Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the benthic assessment tool. Marine Pollution Bulletin 58, 1477–1486. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.012

Tweedley JR, Warwick RM, Potter IC (2015) Can biotic indicators distinguish between natural and anthropogenic environmental stress in estuaries? Journal of Sea Research 102, 10–21.

Ysebaert T, Herman P (2002) Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. Marine Ecology-Progress Series 244. 105-124. 10.3354/meps244105.

Ysebaert T, Herman P, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H, Heip CHR (2003) Large-scale spatial patterns in estuaries: Estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57. 335-355. 10.1016/S0272-7714(02)00359-1.

Van Braeckel A, Piesschaert F & Van den Bergh E (2006) Historical analysis of the Zeeschelde and tidal tributaries, 19th century till present. (In Dutch with English summary) INBO.2006.29. Research Institute for Nature and Forest, Brussels, BEL.

Van Braeckel A, Speybroeck J, Vanoverbeke J, Van Ryckegem G, Van den Bergh E (2018) Habitatmapping Zeeschelde subtidaal: Relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. 91). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.15709116

Van Hoey G, Drent J, Ysebaert T, Herman P (2007) The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch Coastal and Transitional Waters for the Water Framework Directive. NIOO Report 2007-02. Netherlands Institute of Ecology, Yerseke, Netherlands. 244 p.

Van Hoey G, Cabana D, Vandendriessche S, Vincx M, Hostens K (2013) An ecological quality status assessment procedure for soft-sediment benthic habitats: Weighing alternative approaches. Ecological Indicators. 25. 266-278. 10.1016/j.ecolind.2012.09.024.

Van Loon WMGM, Boon AR, Gittenberger A, Walvoort DJJ, Lavaleye M, Duineveld GCA, Verschoor AJ (2015) Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in

Dutch transitional and coastal waters. Journal of Sea Research 103, 1–13. https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.05.002

Vivien R, Lafont M, Ferrari B (2015) Utilisation des communautés d'oligochètes pour l'évaluation de la qualité biologique et du fonctionnement des cours d'eau : un bilan à partir de données genevoises (Suisse). Archives Des Sciences Journal. 68.

Van den Bergh E, Speybroeck J, Van Braeckel A (2015) Berekening van de Ecologische Kwaliteitscoëfficiënten voor overgangswateren en zoete getijdenwateren i.f.v. het tweede stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde, INBO.A.3218.

Van den Bergh E, Speybroeck J, Bart Vandevoorde & Van Braeckel A (2017) Advies betreffende het toetsen van projecten aan de kwaliteitselementen volgens de Kaderrichtlijn Water voor onder meer het waterlichaam Zeeschelde IV, INBO.A.3614.

Van Ryckegem G, Soors J (2018) Tweekleppigen (Bivalvia) in de Zeeschelde. Verkennende monitoring en potentiële rol van schelpdieren in de Boven-Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (99). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.15559786

Wolff WJ (1973) The estuary as a habitat an analysis of data on the soft-bottom Macrofauna of the Estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. Zoologische Verhandelingen 126, 1–242.

Bijlage: Resultaten test uithang hardsubstraat

Tabel bijlage 2.1. Overzicht van de uitgehangen substraat zakjes (1-9) in juli 2023 als voorbereidende test voor de pilootstudie in oktober 2023.

#	Datum	Fysiotoop	Substraat	Methode
1	13-07-2023	hoog inter	slik	hangend (wilg)
2	13-07-2023	hoog inter	slik	hangend (paal)
3	13-07-2023	midden inter	slik	liggend (steen)
4	13-07-2023	midden inter	slik	hangend (paal)
5	13-07-2023	ondiep sub	slik	liggend (steen)
6	13-07-2023	midden inter	breuksteen	hangend (paal)
7	13-07-2023	hoog inter	breuksteen	hangend (betonijzer)
8	13-07-2023	ondiep sub	breuksteen	liggend (steen)
9	13-07-2023	hoog inter	breuksteen	liggend (steen)

doi.org/10.21436/inbor.116248378