OMES rapport 2022

Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu

ECOSPHERE 024-RES021

monitoring in opdracht van
De Vlaamse Waterweg nv
bestek ARC-20-0033

Université Paul Sabattier Toulouse

Colofon

Tekst:

Maris, T., P. Gelsomini & P. Meire (waterkwaliteit, integratie deeltaken, eindredactie)
Universiteit Antwerpen, Ecosysteembeheer (ECOSPHERE)
Universiteitsplein 1, 2610 Antwerpen (Wilrijk)
tom.maris@uantwerpen.be

N. Brion, D. Verstraeten, E. Abdulbur-Alfakhory, W. Baeyens (koolstof)
Vrije Universiteit Brussel, Laboratorium Analytische-, Milieu- , en Geochemie (AMGC)
Pleinlaan 2, 1050 Brussel

International Marine & Dredging Consultants (dynamiek zwevende stof)
International Marine and Dredging Consultants (IMDC)
Van Immerseelstraat 66, 2018 Antwerpen

L. Amadei Martínez, I. Daveloose, R. Dasseville, T. Verstraete, P. Chaerle, S. D'Hondt, K. Sabbe, W. Vyverman (fytoplankton)
Universiteit Gent, Protistology & Aquatic Ecology Research Group
Krijgslaan 281, 9000 Gent

M. Tackx, A. Bernard, C. Mouth, F. Azémar (zoöplankton)
Université Paul Sabatier, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement
31062 Toulouse cedex 9, Frankrijk

Studie in opdracht van:

De Vlaamse Waterweg nv.
Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal, Anna Bijns-gebouw, Lange Kievitstraat 111-113 bus 44,
B-2018 Antwerpen
bestek ARC-20-0033

Met dank aan:

De ondersteuning op het veld van T. van den Broeck en D. Van Pelt. De bemanning van de schepen Pierre Petit, Veremans, Hondius en Scaldis I
Het team van het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout voor de samenwerking bij 13uurs campagnes, en Erwin De Backer voor het inplannen van alle vraagdagen.
Het VMM-team voor de aangename samenwerking.

Wijze van citeren:

Maris, T., P. Gelsomini & P. Meire, 2024. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2022. ECOSPHERE 024-RES021. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Inhoud

1 Inleiding ... 1
1.1 Inleiding ... 1
1.2 Ontstaan van OMES ... 1
1.3 OMES - MONEOS - Evaluatiemethodiek ... 2
1.4 Huidige OMES programma ... 3
1.4.1 Systeemmonitoring ... 4
1.4.2 Onderzoeksmonitoring ... 5
1.4.3 Projectmonitoring ... 5
1.5 Partners ... 5
1.6 OMES rapport ... 6
2 Materialen en Methoden ... 7
2.1 Staalname ... 7
2.1.1 Estuariene campagnes ... 7
2.1.2 Tijcampagnes in het estuarium ... 10
2.1.3 Benthische campagnes ... 10
2.2 Zonering ... 11
2.3 Parameters en staalname ... 12
2.3.1 Staalname ... 12
2.3.2 Staalname voor zwevende stof ... 13
2.3.3 Samenwerking met VMM ... 13
2.3.4 Meetcampagne van 2022 ... 14
2.4 Monitoring basis waterkwaliteit ... 17
2.4.1 Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit ... 17
2.4.2 Chloride en sulfaat ... 17
2.4.3 Stikstof (Ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl-stikstof) ... 17
2.4.4 Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor) ... 18
2.4.5 Silicium (DSi en BSi) ... 18
2.4.6 Biochemische zuurstofvraag BOD: CBOD en NOD ... 19
2.4.7 Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon, DOC) ... 22
2.4.8 Opgelost anorganisch koolstof (Dissolved Inorganic Carbon, DIC): concentratie en isotoop verhouding (δ^{13}C-DIC) ... 23
2.4.9 Particulair organische koolstof (POC), stikstof (PN), C/N verhouding en isotoop verhouding (δ^{13}C-POC) ... 23
2.4.10 Particulair totaal en anorganische koolstof (TPC, PIC) ... 24
2.5 Monitoring lichtklimaat en zwevende stof ... 24
2.5.1 Lichtextinctiecoëfficiënt en eufotische diepte. ... 24

2.5.2 Zwevende stof ... 25
2.5.3 Troebelheidsmetingen (turbiditeitsmetingen) ... 25
2.5.4 zwevende stof en stroomsnelheid via ADCP ... 26
2.5.5 Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden ... 30
2.5.6 Vlokvorming ... 33
2.5.7 In situ meting van vlokgrootte ... 33
2.5.8 Labo analyse van partikelgrootte ... 35
2.5.9 Bepaling vlokvormende biomoleculen ... 35
2.5.10 Bepaling bacteriële biomassa ... 36
2.6 Monitoring Plankton en Fytobenthos ... 37
2.6.1 Totaal chlorofyl a en andere pigmenten ... 37
2.6.2 Fytoplankton ... 38
2.6.3 Microfytobenthos ... 39
2.6.4 Fytoplankton koolstof/chlorofyl ratio ... 39
2.6.5 Pelagische primaire productie in het estuarium ... 40
2.6.6 Primaire productie microfytobenthos (benthische primaire productie) ... 41
2.6.7 Zoöplankton ... 42
3 Klimaat & abiotiek ... 45
3.1 Inleiding ... 45
3.2 Watertemperatuur ... 45
3.2.1 2022 ... 45
3.2.2 Langetermijntrend ... 46
3.2.3 Datum van eerste overschrijding 12°C ... 47
3.3 Neerslag en debiet ... 48
3.4 Zout ... 50
3.4.1 Periodieke staalnames ... 50
3.4.2 Continue data ... 52
4 Basis waterkwaliteit ... 59
4.1 Zuurstof ... 59
4.1.1 Evaluatie 2022 ... 59
4.1.2 Zuurstof en zuurstofvraag ... 66
4.2 Koolstofdynamiek 2021 ... 69
4.2.1 Inleiding ... 69
4.2.2 Zoete zones ... 70
4.2.3 Oligo-haline en gradient zone ... 70
4.2.4 Dender en Bovenschelde ... 71
4.2.5 Evolutie van de jaarlijkse CO_2 uitstoot in de Schelde ... 71
4.3 Nutriënten ... 73

4.3.1 Stikstof ... 74
4.3.2 Fosfor ... 80
4.3.3 Silicium ... 83
4.3.4 Beoordeling Nutriënten ... 86
4.4 Zuurtegraad (pH) ... 87
5 Lichtklimaat en zwevende stof ... 89
5.1 Inleiding ... 89
5.2 Lichtklimaat ... 89
5.2.1 Periodieke metingen lichtextinctiecoëfficiënt ... 90
5.2.2 Continue metingen lichtextinctiecoëfficiënt ... 90
5.3 Zwevende stof nabij het oppervlak ... 92
5.4 Diepteprofielen zwevende stof ... 98
5.4.1 Langetermijntrends ... 98
5.4.2 Dieptestalen 2022 ... 106
5.4.3 Getijvariatie ... 107
5.5 Vlokvorming ... 114
5.5.1 Vlokvorming en SPM concentratie ... 117
5.5.2 Vlokvorming en turbulentie ... 118
5.5.3 Vlokvorming en saliniteit ... 118
5.5.4 Vlokvorming en biologische factoren ... 118
5.6 Samenstelling van de zwevende stof ... 121
6 Plankton ... 123
6.1 Inleiding ... 123
6.2 Fytoplankton ... 123
6.2.1 Fytoplankton biomassa lange termijn ... 123
6.2.2 Fytoplankton biomassa in 2022 ... 126
6.2.3 Chlorofyl a continue data ... 128
6.2.4 Fytoplankton koolstof/chlorofyl a ratio ... 133
6.3 Microfytobenthos ... 138
6.3.1 Biomassa ... 138
6.3.2 Fytobenthos gemeenschap ... 139
6.4 Primaire productie ... 140
6.4.1 Inleiding ... 140
6.4.2 Benthische primaire productie: datacollectie ... 141
6.4.3 Benthische primaire productie: resultaten ... 145
6.4.4 Vergelijking benthische primaire productie met pelagische primaire productie ... 149
6.5 Zoöplankton ... 153
6.5.1 Inleiding ... 153

6.5.2 Abundantie en samenstelling van de zoöplankton gemeenschap in de Schelde 154
6.5.3 Zoöplankton diversiteit 162
6.5.4 Zoöplankton in de zijrivieren van de Schelde 164
6.5.5 Conclusie 170
7 Conclusie 173
8 Referenties 175
9 Appendix 179
9.1 Chloride 179
9.1 SPM over de volledige waterkolom 180
9.1.1 SPM op basis van dieptestalen genomen 180
9.1.2 SPM op basis van ADCP metingen 183
9.1.3 SPM op basis van OBS metingen 185
9.2 SPM in de onderste helft waterkolom 187
9.2.1 SPM op basis van dieptestalen 187
9.2.2 SPM op basis van OBS metingen 189
9.3 SPM in de bovenste helft waterkolom 191
9.3.1 SPM op basis van dieptestalen 191
9.3.2 SPM op basis van OBS metingen 193
9.4 Dieptegradient SPM 195
9.5 LISST 199
9.6 Data benthische PP berekeningen 203
9.6.1 Coördinaten en hoogteligging OMES sampling points 203
9.6.2 Missende stalen biomassa (chla) en fotosynthetische parameters. 203
9.6.3 PAR lichtcondities gedurende de meetperiode 206
9.6.4 Slib 207

1 Inleiding

1.1 Inleiding

Het Sigmaplan werd in 1977 opgezet om het Scheldebekken tegen overstromingen te beschermen. Na de actualisatie in 2005 is daar een tweede doelstelling bijgekomen: de Scheldenatuur laten herademen. Maar welk effect hebben het Sigmaplan, andere ingrepen en evoluties precies op het ecosysteem? Hoe is het met de waterkwaliteit van de Schelde gesteld? Hoe evolueren de troebelheid en de morfologie? Met uitgebreide onderzoeks- en monitoringsprogramma's zoals OMES (Onderzoeksprogramma Milieu-Effecten Sigmaplan) volgen de Vlaamse waterbeheerders en wetenschappers de waterkwaliteit, de waterkwantiteit en de flora en fauna in het Schelde-estuarium van dichtbij op. Dit rapport stelt u de resultaten van de ecologie in de waterkolom voor en schetst de evolutie die de rivier doormaakt.

1.2 Ontstaan van OMES

OMES werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de daaropvolgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Het Sigmaplan moest de Vlaamse tegenhanger vormen van het Nederlandse Deltaplan, maar kwam slechts langzaam op gang.

Na een nieuwe storm in 1994, met de hoogste waterstanden ooit gemeten op de Zeeschelde, werd een nood- en urgentieprogramma goedgekeurd. De uitvoering hiervan diende te passen binnen een integrale visie op het beheer van de waterlopen. Dit leidde tot een Algemene Milieu-Impact Studie voor het Sigmaplan en daarop aansluitend tot een Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan, OMES genaamd.

Het OMES-project had tot doel de biogeochemische kennis van de Zeeschelde te actualiseren en in belangrijke mate uit te breiden. Een uitgebreid monitoringsprogramma werd opgestart: "Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu", kortweg OMES. Een estuarium is echter een zeer complex systeem dat door verschillende (menselijke) factoren wordt beïnvloed. Monitoring moet dan ook gebeuren vanuit verschillende onderzoeksdomeinen. In deze nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid samen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuariene ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. OMES is een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek in het estuarium. Monitoring wordt echter pas waardevol wanneer de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten en trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. Belangrijk is dus een dataset te creëren zonder grote hiaten. OMES kan terugblikken op een grote, consistente dataset: sinds december 1995 werd maandelijks op vaste plaatsen, volgens een vast schema bemonsterd. Op enkele uitzonderingen na zijn er nooit

onderbrekingen geweest in het staalnamepatroon. Ook in 2020-2021, in volle coronacrisis, is steeds gezorgd voor een minimale verderzetting van de monitoring, soms noodgedwongen vanop bruggen en pontons als er geen schepen voorhanden waren.

1.3 OMES - MONEOS - Evaluatiemethodiek

In het voorjaar van 2008 werd MONEOS voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium in Nederland en Vlaanderen onder coördinatie van de Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie (VNSC). Het MONEOS programma beschrijft een monitoring die wenselijk is om evoluties in de Schelde te beschrijven en oorzaak-gevolg relaties te achterhalen. Dat is essentieel om op een wetenschappelijk verantwoorde manier het estuarium te beheren. Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en diversiteit soorten. OMES vervult in dit kader een belangrijk deel van de fysico-chemische en ecologische monitoring voor de Zeeschelde.

In het kader van MONEOS werden de bestaande monitoringsactiviteiten onder de loep genomen. Hieruit bleek er een opportuniteit te zijn om het OMES programma en de VMM activiteiten beter op elkaar af te stemmen. In 2009 werd het OMES programma afgestemd op de aanbevelingen uit MONEOS. VMM en OMES bemonsteren nu gezamenlijk de waterkwaliteit van de Schelde, waarbij de klemtoon binnen OMES op de ecologie ligt, bij VMM meer op toxicologie (onder andere zware metalen, polluenten). Een overlap in parameters werd gereduceerd en er kwam een nauwe samenwerking en uitwisseling van gegevens. De staalnamecampagnes werden uitgebreid naar de Rupel.

Als vervolg op MONEOS, werd door Deltares en Universiteit Antwerpen in opdracht van de Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (EMSE) (Maris et al., 2014) ontwikkeld om op basis van die MONEOS dataset het functioneren van het Schelde-estuarium te evalueren. Voordien bestonden er natuurlijk reeds verschillende beoordelingskaders (o.a. inzake veiligheid, Kaderrichtlijn Water, Habitatrichtlijn), maar een overkoepelende evaluatie van het systeem ontbrak. Ter ondersteuning van beheer en beleid is echter een overkoepelende evaluatie gewenst. Daarom werd de Evaluatiemethodiek ontwikkeld met als uitgangspunten de beleidsdoelstellingen uit de LangeTermijnVisie (LTV) en het goed functioneren van het ecosysteem. De basis is dus niet een historische of ongerepte referentie, wel een systeem dat goed functioneert.

De Evaluatiemethodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren opgesteld: Plaat- en geulsystemen, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren en Flora & Fauna. Het OMES monitoringsprogramma zal in hoofdzaak data aanleveren voor de indicator Waterkwaliteit.

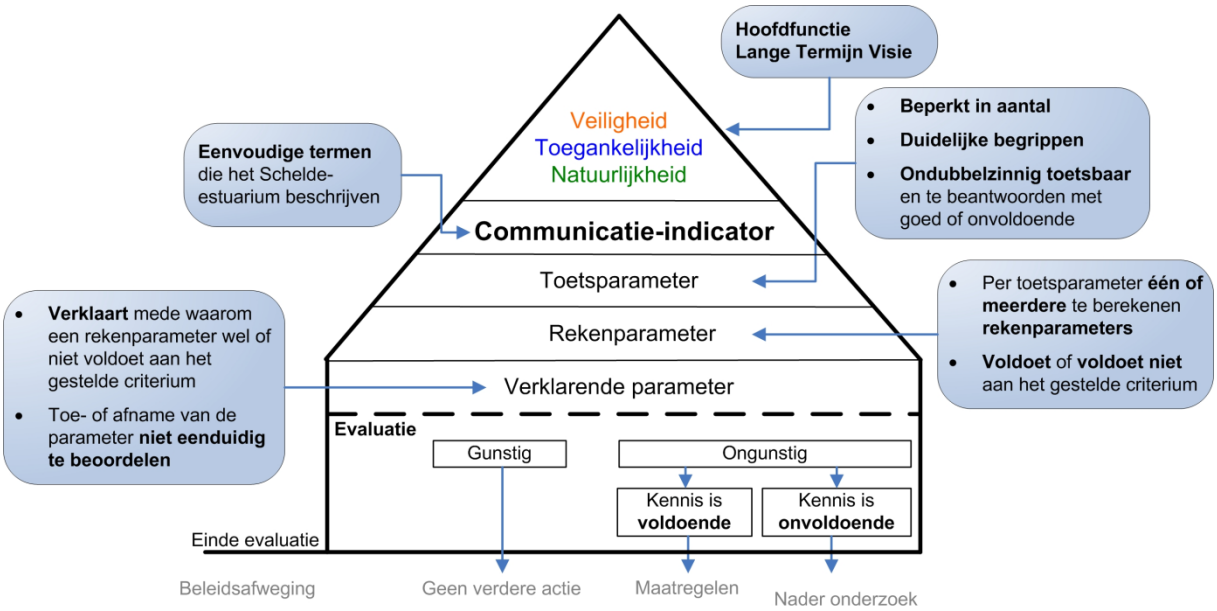
Na een eerste toepassing van de EMSE in de T2009 rapportage werd de methodiek aan een eerste revisie onderworpen. Na de toepassing in de T2015 rapportage werd de methodiek zelf opnieuw geëvalueerd, en momenteel wordt een een nieuwe revisie gewerkt. In afwachting daarvan, volgt de OMES rapportage de EMSE uit 2014 (Maris et al., 2014).

Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk in de evaluatiemethodiek, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1.1). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator geëvalueerd kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.



Figuur 1.1 Schematische weergave 'piramide-aanpak'

OMES maakt deel uit van het grensoverschrijdende monitoringsprogramma MONEOS, de geïntegreerde monitoring van het Schelde-Estuarium. Het monitoringsprogramma bouwt verder op bestaande monitoringsactiviteiten en streeft naar integratie en afstemming over de grenzen heen.

Binnen deze OMES rapportage zal waar mogelijk de Evaluatiemethodiek toegepast worden. Een volledige beoordeling van een piramide is echter niet mogelijk, aangezien hiervoor input vereist is vanuit andere disciplines die niet in OMES vervat zitten. Verschillende reken-, toets- of verklarende parameters kunnen echter wel bepaald en beoordeeld worden.

1.4 Huidige OMES programma

Binnen het OMES project worden drie types monitoring uitgevoerd: systeemmonitoring, onderzoeksmonitoring en projectmonitoring.

1.4.1 Systeemmonitoring

De systeemmonitoring is een langlopend programma dat alle basisparameters voor het goed functioneren van het Schelde-ecosysteem opvolgt. De maandelijkse OMES monitoring op de vaste stations en een 13-uurs opvolging in de Zeeschelde vormen belangrijke onderdelen van deze systeemmonitoring voor waterkwaliteit in het estuarium. Stalen over de ganse lengteas van de Zeeschelde en Rupel worden onderzocht op ruim 50 parameters, gaande van zuurstof en nutriënten over profielen van zwevende stoffen en debieten tot fotosynthese en plankton. De resultaten geven over langere tijd een schat aan informatie over hoe de ecologische toestand van onze getijdenrivieren evolueert.

Met het nieuwe bestek voor de OMES monitoring dat in 2020 werd gepubliceerd, werden een aantal aanpassingen doorgevoerd in het meetprogramma. Deze hadden als doel de OMES monitoring beter af te stemmen op het netwerk van continue meetstations. Deze laatste worden door het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout uitgebouwd en beheerd, en via waterinfo.be ontsloten. Continue data van waterstand, zwevende stof, zout of temperatuur is zo reeds geruime tijd beschikbaar op tal van locaties. In het kader van MONEOS werden verschillende stations recent bijkomend uitgerust met sensoren voor de continue monitoring van een aantal ecologisch relevante parameters zoals zuurstof, pH, chlorofyl a en lichtextinctie. Het OMES-programma staat nu in voor de validatie, eventuele post kalibratie, interpretatie en rapportage van deze parameters. Daarom werden vanaf 2021 enkele OMES-meetpunten verschoven naar deze continue stations (zie verder).

Vanaf 2009 werden in het zomerhalfjaar 2 meetcampagnes per maand uitgevoerd, om fenomenen zoals algenbloei niet te missen met een maandelijkse staalname. Door de komst van continue data, is er echter een zeer goede temporele dekking op een selectie aan stations voor zwevende stof, zuurstof, chlorofyl a of pH. De tweede maandelijkse meetcampagne per schip werd daarom vanaf 2021 vervangen door een beperkte staalname, vanop pontons, aan de stations met continue data.

Elke OMES-monitoringscampagne per schip wordt opgedeeld in 3 vaardagen, normaal telkens een maandag (Beneden-Zeeschelde), dinsdag (Rupelbekken en Weert-Baasrode) en woensdag (Boven-Zeeschelde tussen Dendermonde en Melle) (zie Figuur 2.1).

Dag 1: vertrek te Antwerpen, afvaart tot station Grens en vanaf daar opvarend meten tot Temse. Terugvaart naar Antwerpen.

Dag 2: vertrek te Boom, opvaren tot Dijle en Netemonding. Afvarend meten tot Rupelmonde. Vanaf daar opvarend meten tot Baasrode en terugkeer per minibus naar Boom.

Dag 3: Vertrek te Dendermonde, opvarend meten tot Melle. Terugvaart naar Dendermonde.

Een overzicht van de stations en de vaardagen wordt gegeven bij Materialen en Methoden.

In het winterhalfjaar (oktober – maart) wordt 1 monitoringscampagne per maand georganiseerd, telkens samen met VMM. In het zomerhalfjaar (april – september) wordt de monitoring uitgebreid met 1 beperkte extra meetcampagne per maand aan de continue stations, ter ijking en validatie van de continue data. Op zo'n ijkcampagne wordt slechts een beperkte selectie aan parameters gemeten: zuurstof, pH, specifieke geleidbaarheid, temperatuur, chlorofyl a, aangevuld met de nutriënten N, P en Si.Bij bepaalde fenomenen, zoals het voorkomen van een sterke algenbloei, bestaat de mogelijkheid om een extra meetcampagne in te richten: een zogenaamde piekmeting (ook vanop bruggen en pontons).

In het kader van MONEOS wordt ook met Nederland een optimale afstemming nagestreefd. In het verleden betekende dit dat de vaartochten van OMES en NIOZ perfect op elkaar afgesteld werden. In 2014 werden echter de maandelijkse campagnes van NIOZ afgevoerd, en wordt de monitoring van de Westerschelde enkel door Rijkswaterstaat verzorgd. Voor staalname en analyse is nog steeds een

afstemming tussen Vlaanderen en Nederland aanwezig. De frequentie van staalname, zowel in ruimte als tijd, is nu echter lager in Nederland, waardoor de spatio-temporele afstemming minder gunstig geworden is.

1.4.2 Onderzoeksmonitoring

De onderzoeksmonitoring omvat de gedetailleerde opvolging van pilootprojecten om meer wetenschappelijk inzicht te verwerven. In Lippenbroek loopt het onderzoeksmonitoringsproject waarbij kennis vergaard wordt over de ontwikkeling van gecontroleerde overstromingsgebieden met gecontroleerd gereduceerd getij. Resultaten hiervan zijn te vinden in het deelrapport Intergetijdengebieden.

1.4.3 Projectmonitoring

De OMES monitoring in Bergenmeersen, Burchtse Weel en Bazel zijn voorbeelden van projectmonitoring. Voor resultaten verwijzen we naar het deelrapport Intergetijdengebieden. Met een programma voor projectmonitoring wordt gedurende de eerste drie tot zes jaar na de inrichting van deze gebieden nagegaan in hoeverre ze voldoen aan de gestelde verwachtingen en of ze al dan niet in goede richting evolueren. Door de vinger aan de pols te houden, worden mogelijke problemen sneller gedetecteerd. Dat maakt adaptief beheer en bijsturing mogelijk. Het MONEOS-rapport omschrijft projectmonitoring als die monitoring die − aanvullend op de reguliere systeemmonitoring − wordt uitgevoerd om bepaalde parameters met verhoogde frequentie te meten, beperkt in tijd en ruimte. Na een periode van drie tot zes jaar volgt een evaluatie. Als alles naar wens verloopt, kan de projectmonitoring worden afgebouwd en wordt het gebied opgenomen in de reguliere systeemmonitoring.

1.5 Partners

De huidige OMES monitoring wordt gefinancierd door DVW (De Vlaamse Waterweg, Vlaamse Overheid; Beleidsdomein Mobiliteit en Openbare Werken). Via een openbare aanbesteding werd de OMES monitoring gegund aan de Universiteit Antwerpen, die een interdisciplinair team van wetenschappers van verschillende universiteiten en instituten samenstelde voor deze opdracht. De taken binnen OMES vereisen immers experts uit verschillende wetenschappelijke disciplines:

- **UAntwerpen - Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep ecosysteembeheer (ECOBE)**
  De UAntwerpen is coördinator van het OMES programma. Voor de systeemmonitoring leidt ze de campagnes en staat in voor de monitoring van de basiswaterkwaliteit. De onderzoeks- en projectmonitoring neemt de UAntwerpen ook voor haar rekening.
- **VUB - Vrije Universiteit Brussel - Laboratorium Analytische-, Milieu- , en Geochemie**
  De VUB staat in voor de opvolging van de koolstofcyclus, zowel bij de systeem- als onderzoeksmonitoring.
- **IMDC - International Marine and Dredging Consultants**
  Dit private studiebureau vult het OMES team aan omwille van de sterke expertise inzake het meten van zwevende stof- en stroomsnelheidsprofielen met de ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler, akoestische dopplerstroommeter) techniek.
- **UGent - Universiteit Gent - Protistologie en aquatische ecologie (PAE)**
  De UGent is de specialist bij uitstek voor de monitoring van het fytoplankton (plantaardige plankton).

- **Université Paul Sabatier (Toulouse): Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle**
  Voor de determinatie en analyse van het aanwezige zoöplankton (dierlijk plankton), wordt beroep gedaan op een Franse onderzoeksgroep met Vlaamse roots.
- **VLIZ - Vlaams Instituut voor de Zee**
  Het Vlaams Instituut voor de Zee bouwde een sterke reputatie op als datacentrum voor mariene en bij uitbreiding estuariene wetenschappen. Zij zijn bijgevolg de partner bij uitstek om ook voor OMES het databeheer in goede banen te leiden.

1.6 OMES rapport

Dit OMES rapport beschrijft de evolutie van het ecosysteem in de waterkolom (pelagiale ecosysteem) van de Zeeschelde en Rupel. Hiervoor wordt de Evaluatiemethodiek als leidraad gebruikt, en waar mogelijk worden het estuarium geëvalueerd zoals beschreven in de methodiek.

In de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium wordt het pelagiale ecosysteem beoordeeld in de piramide Waterkwaliteit aan de hand van vier toetsparameters: zuurstof, nutriënten, algen en toxische stoffen. Aangezien de meting van toxische stoffen niet tot OMES behoort (VMM neemt deze taak op), zal deze laatste toetsparameter niet behandeld worden. Zuurstof (inclusief biochemische zuurstofvraag en de verschillende koolstofverbindingen) en de nutriënten stikstof, fosfor en silicium worden in dit rapport in hoofdstuk 4 'Basis Waterkwaliteit' besproken en waar mogelijk ook getoetst aan de criteria uit de Evaluatiemethodiek. Ook pH, verklarende parameter in de Evaluatiemethodiek, wordt hierbij betrokken. Verklarende parameters temperatuur, debiet (verblijftijd) en chloride (zout) komen aan bod in het hoofdstuk 3 'Klimaat en abiotiek'. De verklarende parameters 'Lichtklimaat en zwevende stof' vormen een afzonderlijk hoofdstuk 5. Algen worden besproken in een volgend hoofdstuk 6 'Fyto- en zoöplankton'.

Staalnamelocaties en een overzicht van de gebruikte methodiek vormen het onderwerp van hoofdstuk 2: Materialen en methoden.

2 Materialen en Methoden

2.1 Staalname

De OMES campagnes hebben een traditie van tijonafhankelijke staalname, waardoor steeds wordt bemonsterd in verschillende fasen van het getij. Echter, sommige stoffen vertonen grote schommelingen met het getij. Zwevende stof bijvoorbeeld wordt bij hoge stroomsnelheden opgewerveld en zal uitzakken rond kentering. Om de staalname te kaderen in de fase van het getij, wordt daarom steeds stroomsnelheid en -richting mee gemeten. Ook opgeloste stoffen kunnen een sterke tijvariatie kennen, wanneer er voor die stof een sterke longitudinale gradiënt bestaat, met andere woorden wanneer die stof een sterke toename of afname kent in op- of afwaartse richting. Om tijafhankelijke fluctuaties beter te interpreteren, worden daarom jaarlijks 4 dertienuursmetingen (= volledige tijcyclus) uitgevoerd op verschillende locaties in het estuarium, steeds nabij een station voor continue monitoring. Ook in de nieuwe intergetijdengebieden worden verschillende dertienuursmetingen (en andere campagnes) uitgevoerd. Deze worden besproken in het ***OMES Rapport 2022 Intergetijdengebieden***.

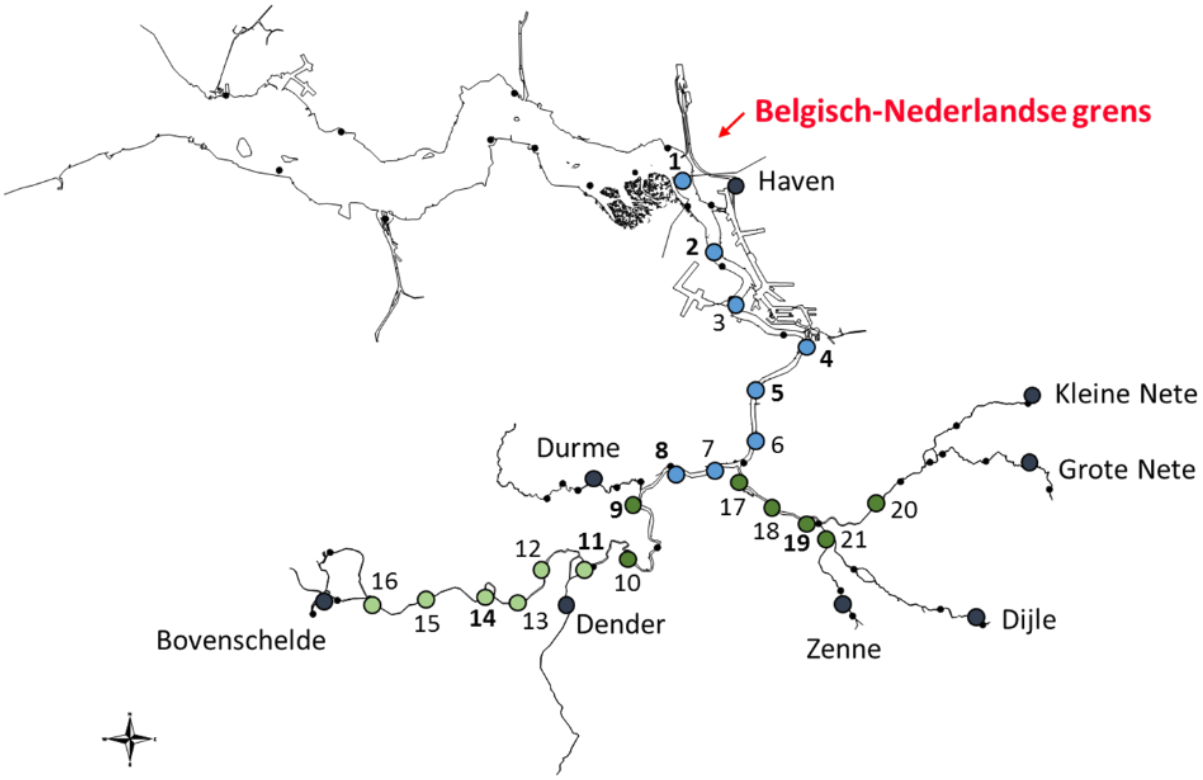
2.1.1 Estuariene campagnes

De locaties in het estuarium, de estuariene stations (Tabel 2.1, Figuur 2.1), worden per schip bemonsterd. Zo kan in het midden van de stroom een representatief monster genomen worden. Om alle stations onder min of meer gelijke weersomstandigheden te bemonsteren, worden deze binnen een tijdsspanne van drie dagen bemonsterd. De monstername is opgedeeld in drie opeenvolgende vaardagen, met telkens vertrek tussen 8 en 9 uur. Op deze wijze kunnen alle stations bij voldoende daglicht bemonsterd worden, wat naar veiligheid een voordeel is, maar voor de metingen van het lichtklimaat een must.

Tijdens alle campagnes werd telkens 1 diepteprofiel gemeten van de stroming, zwevende stof en troebelheid.

De grenzen van het estuariene systeem, de zogenaamde boundaries (Figuur 2.1), worden binnen dezelfde periode van drie dagen bemonsterd, tevens in nauwe samenwerking met VMM. Ook hier worden tijonafhankelijk schepstalen genomen. Deze plaatsen worden echter niet meer per schip bemonsterd. De locaties zijn zo gekozen dat een representatief staal genomen kan worden van de waterloop, meestal vanop een kade, ponton of brug.

Sinds 2021 is de boundary Durme ook opgenomen als estuarien station, om bemonsterd te worden vanop een schip. Echter, door de beperkte vaardiepte bij laagwater, kon dit station in 2021 echter geregeld niet bemonsterd worden per schip, en werden telkens stalen genomen vanop het ponton (zoals voorheen).



Figuur 2.1 Overzicht van de locaties voor de systeemmonitoring in OMES. Donkergrijze stippen duiden de boundaries aan, met vermelding van de naam. De gekleurde stippen duiden de estuariene stations aan (blauw: monstername op vaardag 1, dondergroen op vaardag 2, lichtgroen op vaardag 3; zie Tabel 2.1 voor nummering). Boundary Durme wordt soms als estuarien station bemonsterd, op vaardag 2.

Tabel 2.1 monitoringsstations in het OMES programma met aanduiding van de staalnamedag en de afstand tot de monding (Vlissingen, volgens OMES databank)

	Station	Herkenningspunt	rivier	km van monding	staalname
1	Grens	boei 87, grens B-NL	ZS	59	dag 1
2	Liefkenshoek	ter hoogte van ponton (WLB zes09x-SF-CM), voorheen boei 92, Liefkenshoektunnel	ZS	66	dag 1
3	Melsele	Punt van Melsele, voor havengeul Cenflumarin	ZS	73	dag 1
4	Antwerpen	ter hoogte van het Steen	ZS	81	dag 1
5	Kruibeke	Veerponton (zes24a-SF-CM)	ZS	88	dag 1
6	Bazel	Veerponton	ZS	92	dag 1
7	Steendorp	ter hoogte van de kerk	ZS	97	dag 1
8	Temse	Afwaarts spoorbrug	ZS	101	dag 1
Durme	Tielrode	Tielrode vervangt 'boundary Durme'. Staalname per schip, indien mogelijk.	Durme	106	dag 2
9	Weert	veerponton (zes39c-SF-CM), verschuiving van het station Lippenbroek	ZS	107	dag 2
10	Baasrode	Veerponton	ZS	116	dag 2
11	Dendermonde	afwaarts brug	ZS	124	dag 3
12	Sint Onolfs	‘bocht van Damme’	ZS	129	dag 3
13	Appels	veerponton	ZS	132	dag 3
14	Schellebelle	veerponton (zes54m-SF-CM), vervangt het station Uitbergen.	ZS	141	dag 3
15	Wetteren	Afwaarts baanbrug	ZS	148	dag 3
16	Melle	Afwaarts baanbrug, nabij tijpost (zes57a-SF-CM)	ZS	154	dag 3
17	Niel	Loskade	Rupel	97	dag 2
18	Boom	veer Boom-Klein Willebroek (rup02e-SF-CM)	Rupel	100	dag 2
19	Terhagen	kerk	Rupel	104	dag 2
20	Beneden-Nete	Tussen Brug E19 – N1	Nete	109	dag 2
21	Dijle (tidaal)	voetgangersbrug	Dijle	106	dag 2

2.1.2 Tijcampagnes in het estuarium

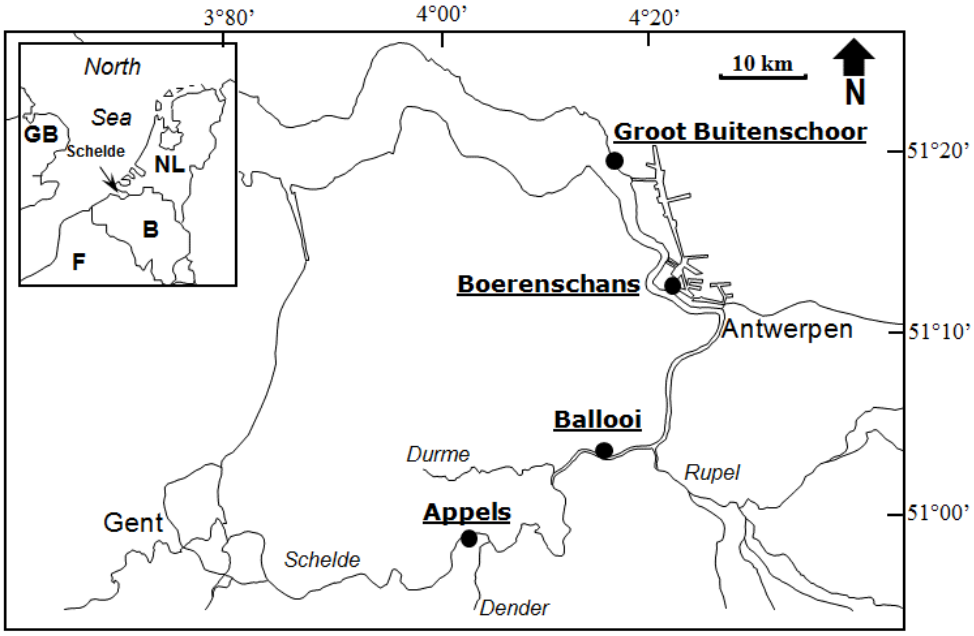
Voorgaande jaren werden 3 dertienuurscampagnes uitgevoerd binnen de tijdsspanne van 1 week. Dit garandeerde min of meer gelijkaardige tij-, debiets- en weersomstandigheden. In het nieuwe bestek worden 4 dertienuurscampagnes gevraagd, waarbij elk jaar 4 van volgende locaties (continue meetposten) worden bezocht: Schellebelle, Dendermonde, Weert, Tielrode, Kruibeke, Klein-Willebroek/Boom en Liefkenshoek. Elke locaties moet minstens 1 maal per 3 jaar bemeten worden.

4 campagnes binnen 1 week organiseren is logistiek bijna niet haalbaar. Daarom zullen de campagnes anders gegroepeerd worden. In 2022 werden volgende campagnes uitgevoerd:

- Liefkenshoek (6 april 2022)
- Schellebelle (21 juni 2022)
- Weert (13 september 2022)
- Boom (16 september 2022)

2.1.3 Benthische campagnes

Binnen OMES worden ook fytobenthos campagnes uitgevoerd: deze richten zich op de algen (fyto) die op de bodem (benthos) leven in de intergetijdengebieden. Staalname wordt uitgevoerd in lente, zomer en najaar, op 4 slikgebieden (Figuur 2.2), zo gekozen dat ze in de nabijheid liggen van stations waar ook de vaargeul van het estuarium wordt bemonsterd. Dit zijn de stations: Groot Buitenschoor (nabij station Grens), Boerenschans (stroomafwaarts van station Antwerpen), Ballooi (stroomopwaarts van station Temse) en Appels.



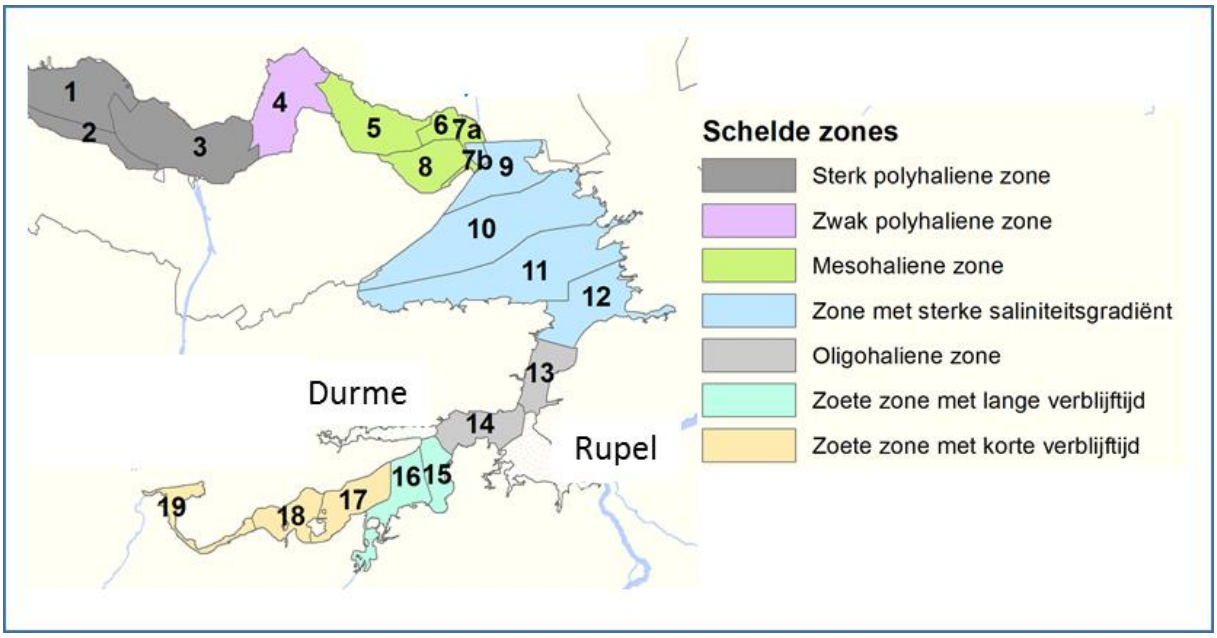
Figuur 2.2 Locaties van fytobenthische staalname langs het Schelde estuarium

2.2 Zonering

Voor een overzichtelijke rapportering van de monitoringsresultaten van alle stations, wordt vaak een zonering van het estuarium gehanteerd. Binnen MONEOS en de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium wordt een zonering van de Schelde voorgesteld, die ook in deze rapportage wordt aangehouden. De zonering berust op een indeling in zoutgehalte. Als maat voor het zoutgehalte worden binnen OMES de specifieke geleidbaarheid en het chloride gehalte gemeten. Op basis van het chloride gehalte werd het Schelde-estuarium ingedeeld in zones, conform de Evaluatiemethodiek (Tabel 2.2 en Figuur 2.3). De juiste ligging van deze grenzen is arbitrair: in realiteit verschuiven de chloride gehaltes onder invloed van getij en debiet, zoals besproken zal worden in hoofdstuk 3.

Tabel 2.2 Zonering in de Zeeschelde

niveau 1	niveau 2	niveau 3			niveau 4
		nr	**Schelde zone**	**Omschrijving**	**Schelde compartiment**
Schelde-estuarium	zeeschelde	Z4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt	gemiddeld A-mesohalien (Cl 3-5,5 g/l) bij lage debieten A-mesohalien bij hoge debieten oligohalien tot zoet	comp. 7b
					comp. 9
					comp. 10
					comp. 11
					comp. 12
		Z5	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/l; bij hoge debieten zoet	comp. 13
					comp. 14
		Z6	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; lange verblijftijd	comp. 15
					comp. 16
		Z7	Zoete zone met korte verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; korte verblijftijd	comp. 17
					comp. 18
					comp. 19



Figuur 2.3 Zonering in de Schelde volgens zoutgehalte en verblijftijd (in de zoete zones), volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Elke zone is nog verder ingedeeld in compartimenten.

2.3 Parameters en staalname

Binnen OMES worden verschillende parameters door verschillende partners gemeten (Tabel 2.4). De gebruikte analysemethoden zijn conform het OMES bestek (ARC-20-0033), in overeenstemming met de vereisten binnen MONEOS. Volgende paragrafen bespreken de analysemethoden per parameter, gegroepeerd volgens de verdere indeling van het OMES rapport: Basis waterkwaliteit, Lichtklimaat en zwevende stof en Plankton. Monitoring van de parameters ten behoeve van het klimatologisch overzicht (chloride en temperatuur) wordt mee beschreven onder Basis waterkwaliteit.

2.3.1 Staalname

Voor de bepaling van de verschillende waterkwaliteitsparameters worden schepstalen genomen. Stalen voor basiswaterkwaliteit, koolstofcyclus, fytoplankton en primaire productie worden allen op hetzelfde schepstaal bepaald, voor maximale compatibiliteit. Zoöplankton wordt omwille van het grote volume van het staal (50 liter) afzonderlijk, maar wel quasi gelijktijdig, bemonsterd.

De schepstalen worden genomen met een zuivere emmer. Deze wordt voorafgaand aan de campagne goed gereinigd en bij de eerste staalname drie maal voorgespoeld met het te bemonsteren water. Vervolgens wordt het eerste schepstaal genomen. Per locatie wordt de emmer terug voorgespoeld met het te bemonsteren water. Indien er vervuiling aanwezig is in het water (bv oliefilm) die met voorspoeling niet eenvoudig weg te spoelen valt, wordt de emmer ook tussen twee staalnames in grondig gereinigd (met detergenten). Bij het nemen van het schepstaal wordt extra aanrijking met zuurstof (door “klotsen” van het water in de emmer) vermeden.

Alle recipiënten voor stalen die verdere bepaling in het laboratorium behoeven, worden onmiddellijk na het scheppen van de emmer afgevuld, om uitzakken van bezinkbare stoffen in de emmer te vermijden. De recipiënten worden volledig afgevuld en afgesloten zonder insluiten van luchtbellen om beluchting van het staal tijdens transport te vermijden. Transport gebeurt in koelboxen met voldoende koelelementen (tot 1/4de van het koelboxvolume in de zomermaanden). Tot het moment van analyse worden de stalen zo donker en koel (5°C) bewaard, met uitzondering van de stalen voor primaire productie. Deze worden donker, maar niet gekoeld bewaard en binnen de 5 uur na staalname naar het labo van de UAntwerpen getransporteerd.

Al het materiaal dat gebruikt wordt tijdens de koolstofstaalname en -bewaring wordt voorbereid volgens standaardprocedures zodat elke contaminatie door het materiaal zelf, geminimaliseerd wordt. Specifiek voor DOC, worden voor conservering en verdere verwerking geen plastic recipiënten gebruikt omdat zij het staal kunnen contamineren.

Voor DOC wordt, onmiddellijk na staalname, een substaal genomen met een glazen spuit. Het substaal wordt ter plekke gefiltreerd over een CHROMAFIL PET-45/25, 0.45µm spuitfilter en bewaard in een glazen recipiënt. Onmiddellijk koel bewaren en filteren over 0,45 µm elimineert microbiologische activiteit en garandeert een goede conservering tot in het labo.

Voor POC, PIC, TPC, DIC, δ^{13}C-DIC en δ^{13}C-POC wordt uit een goed gemengde staalname-emmer, 1 L sub-staal genomen. In het veld labo, onmiddelijk na staalname, wordt hieruit 2 maal een gekend volume (150 tot 500 ml afhankelijk van de turbiditeit) gefiltreerd op een voorbehandelde (8h op 450°C om elk spoor van organisch materiaal te verwijderen) glasvezel filter (0.7µm, GFF-Whatmann). De filters (voor POC, PIC, TPC en δ^{13}C-POC) worden in petrischaaltjes geborgen, terwijl voor DIC twee 25ml HDPE-potjes worden gevuld met het filtraat dat vervolgens gefixeerd wordt met kwikchloride. Alle stalen worden dan in een koelbox met ijs bewaard en naar het labo gebracht. De filters worden direct gedroogd in een oven (8 uur op 80°C), terwijl de buisjes en potjes in de koelkast bewaard worden tot analyse die binnen de maand plaatsgrijpen.

2.3.2 Staalname voor zwevende stof

Om zwevende stof te bemonsteren worden er waterstalen van 500 tot 1000 ml genomen vanop het meetschip die nadien in een labo geanalyseerd worden op zwevende stofconcentraties. Er worden tijdens de monitoringscampagne waterstalen genomen aan het wateroppervlak (oppervlaktestalen) en in de waterkolom (dieptestalen).

Oppervlaktestalen

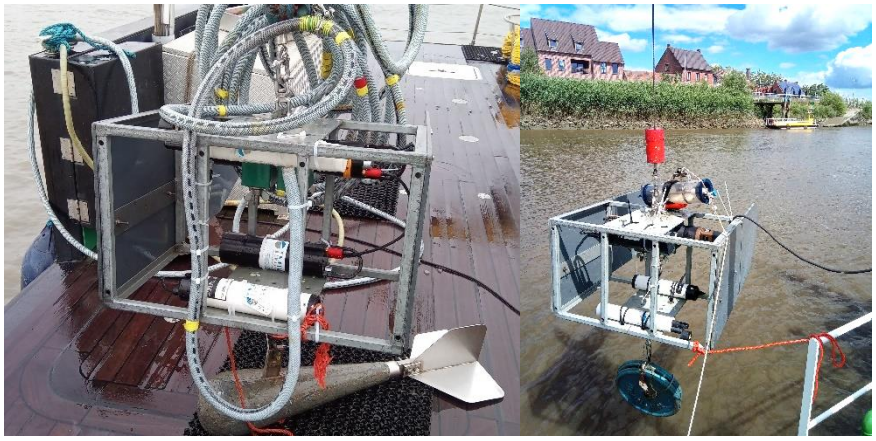
Voor de bepaling van zwevende stof nabij het wateroppervlak wordt 500 ml staal genomen zoals beschreven onder 2.3.1.

Dieptestalen

Sinds 2001 worden de oppervlaktestalen aangevuld met dieptestalen met behulp van een water sampler (type Van Dorn) of waterpomp. De dieptestalen worden sinds 2010 ook gebruikt om ADCP-profielen om te rekenen naar zwevende stofprofielen over de waterkolom. Hiervoor wordt er één dieptestaal in de bovenste helft van de waterkolom genomen en één dieptestaal in de onderste helft van de waterkolom. Op ondiepe meetlocaties wordt het aantal stalen beperkt tot één.

Ook tijdens dertienuurscampagnes worden frequent dieptestalen genomen met een waterpomp. Bij de dieptestalen met een pomp wordt de doorlooptijd doorheen de waterdarm steeds in acht genomen om menging van het staal met andere waterlagen te vermijden.

Tijdens het nemen van een waterstaal wordt een kabel uitgerust met een gewicht en multiparameterinstrument langzaam gevierd tot op de gewenste waterdiepte (Figuur 2.4). De waterdiepte wordt door het multiparameterinstrument geregistreerd.



Figuur 2.4: Meetopstellingen voor het nemen van dieptestalen met pomp en waterdarm op meetdag 1 (links) en water sampler (van Dorn) op meetdagen 2-3 (rechts), elk uitgerust met een multiparameterinstrument.

2.3.3 Samenwerking met VMM

Bij deze campagnes ligt voor VMM de focus op de chemische waterkwaliteit: zij meten verschillende polluenten en metalen in de waterkolom. Bij OMES ligt de klemtoon op de biologische kwaliteit.

De monitoringsresultaten van VMM (onder andere voor zware metalen en toxische stoffen) worden standaard niet opgenomen in de OMES rapportage. Deze zijn wel te vinden in diverse rapportages die VMM publiceert (bijvoorbeeld voor de Kaderrichtlijn Water) en zijn te raadplegen op de VMM-website.

Bij de zesjaarlijkse evaluatie van het gehele Schelde-estuarium volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium worden de OMES en VMM-data voor de Zeeschelde, aangevuld met de Rijkswaterstaat gegevens voor de Westerschelde, wel samen geanalyseerd, geëvalueerd en gerapporteerd. VMM meet ook een aantal nutriënten: deze worden vaak aanvullend aan de OMES-data in de OMES-rapportage verwerkt.

Omwille van de COVID19-maatregelen kon VMM in 2021 niet deelnemen aan de OMEScampagnes. VMM heeft een alternatieve staalname vanop bruggen en pontons uitgevoerd. Voor station Grens, waar geen alternatieve staalnamelocatie voorhanden is, heeft UAntwerpen voor VMM de staalname verzorgd.

2.3.4 Meetcampagne van 2022

In Tabel 2.3 wordt een overzicht gegeven van de uitgevoerde metingen in het meetjaar 2022, met focus op de in situ metingen van zwevende stof.

Tabel 2.3 Overzicht van de uitgevoerde metingen 2022.

#	Datum	Meetschip	Gemeten locaties	Data-beschikbaarheid					Opmerking
				Stroming	SSC	Turbi-diteit	LISST	%	
120	17/01/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	7	97%	Geen LISST op locatie 002
	18/01/2022	Pierre Petit	9	7	9	9	9	94%	Geen ADCP te 008/011
	19/01/2022	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	Locatie Uitbergen (018) niet meer bemeten vanaf 01/22
121	14/02/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	15/02/2022	Pierre Petit	8	5	8	8	6	84%	Tielrode (022) te ondiep, niet bemeten, geen ADCP te 008/009, geen LISST te 023
	16/02/2022	Pierre Petit	6	6	6	6	5	96%	Geen LISST op locatie 019
122	14/03/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	15/03/2022	Scaldis	8	6	8	8	8	94%	Locatie Lippenbroek (013) niet meer bemeten vanaf 03/22; locatie 008/009 geen ADCP door kapotte kabel; afwijken RBR en OBS
	16/02/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
123	11/04/2022	Hondius	8	8	8	8	8	100%	
	12/04/2022	Hondius	8	7	8	8	8	97%	afwijken RBR en OBS, geen ADCP te 008
	13/04/2022	Hondius	6	6	6	6	6	100%	
124	12/05/2022	Hondius	8	8	8	8	8	100%	op donderdag ipv maandag
	10/05/2022	Scaldis	8	0	8	8	8	75%	geen ADCP (Peter was adcp-stoel vergeten)
	11/05/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
125	13/06/2022	-	0					0%	Touw in schroef van Pierre Petit op eerste dag: geen metingen
	14/06/2022	Scaldis	10	10	10	10	10	100%	
	15/06/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
126	4/07/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	5/07/2022	Scaldis	8	8	8	8	8	100%	
	6/07/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
127	8/08/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	9/08/2022	Scaldis	8	7	8	8	8	97%	Geen ADCP te 009
	10/08/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
128	5/09/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	6/09/2022	Scaldis	8	8	8	8	8	100%	
	7/09/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
129	10/10/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	11/10/2022	Scaldis	8	8	8	6	6	88%	Geen framemetingen te 009/010, water samples genomen aan oppervlak
	12/10/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
130	7/11/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	8/11/2022	Scaldis	8	7	8	8	8	97%	Geen ADCP data te Tielrode (022), te ondiep
	9/11/2022	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
131	12/12/2022	Pierre Petit	8	8	8	8	0	75%	Geen LISST data
	13/12/2022	Scaldis	8	8	8	8	0	75%	Geen LISST data
	14/12/2022	Scaldis	6	6	6	6	0	75%	Geen LISST data

Tabel 2.4 Lijst met de huidig gemeten standaard parameters en uitvoerende labo's. Per station wordt het startjaar van de metingen weergegeven. (1) Bazel werd in de periode 2005-2015 niet bemonsterd. (2) Weert vervangt sinds 2021 Lippenbroek (voor 2005 Mariekerke). (3) Voor 2005 werd Vlassenbroek bemonsterd i.p.v. Baasrode. (4) Schellebelle vervangt sinds 2021 Uitbergen. (5) Durme sinds 2021 ook als estuarien station.

Parameter		huidig uitvoerend labo	Grens	Liefkenshoek	Melsele	Antwerpen	Kruibeke	Bazel (1)	Steendorp	Temse	Weert (2)	Baasrode (3)	Dendermonde	Sint Onolfs	Appels	Schellebelle	Wetteren	Melle	Niel	Boom	Terhagen	Beneden-Nete	Dijle (tidaal)	Bovenschelde	Dender	Durme (4)	Haven	Grote Nete	Kleine Nete	Dijle	Zenne	opmerking
			Huidige meetlocaties estuarium																					boundaries								
Pigmenten	Alloxanthine	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	02	02	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	b-carotenoid	UGent	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	09	03	09	09	09	03	03	03	05	09	09			
	Chlorophyl b	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	02	02	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	Chlorophyll a	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
		UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	00	09	09	09	00	00	00	05	09	09	hiaten in '99-'00	09	
	Chlorophyll c2	UGent	02	02	02	02	02	02	02	02	06	06	02	02	02	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	Diadinoxanthin	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	Diatoxanthin	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	fucoxanthine	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	Luteine	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	Neoxanthin	UGent	03	03	03	03	03	03	03	03	06	06	03	03	03	03	03	03	09	03	09	09	09	03	03	03	06	09	09			
	Peridinine	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
	phaeopigments	UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
		UAntwerpen	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10		10	
Prasinoxanthin		UGent	09	09	09	09	09	15	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09			
Violaxanthin		UGent	03	03	03	03	03	03	03	03	06	06	03	03	03	03	03	03	09	03	09	09	09	03	03	03	06	09	09			
Zeaxanthin		UGent	02	02	02	02	02	02	02	03	06	06	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09			
Fotosynthese	Alpha	UAntwerpen	10		10	10	10		10	10	10		10		10	10		10		10		10	10									voorheen ULB of NIOZ
	PBMax	UAntwerpen	10			10	10			10	10		10		10	10		10		10		10	10									voorheen ULB of NIOZ
Stikstof (N)	Ammonium-N	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09		09	
	Kjehldal nitrogen	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09		09	
	Nitrate-N	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09		09	
	Nitrite-N	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09		09	
	Particulate Nitrogen	VUB	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	02	10	10	10	02	02	02	05	10	10			
Koolstof (C)	C/N Ratio	VUB	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	02	10	10	10	02	02	02	05	10	10			
	d13C DIC	VUB	02	02	02	02	02	15	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	10	02	10	10	10	02	02	02	05	10	10			
	DOC	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09		
	POC	VUB	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	02	10	10	10	02	02	02	05	10	10			
	Phytoplankton Carbon	UGent	96	05	04	06	96	04	04	06		05	06	02	96	06	04	05		04		09	09	04	04	06	06		13	niet continu bepaald		
	Carbon (LOI)	UAntwerpen	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		11	11
	BOD5	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	

Tabel 2.4 (vervolg). Lijst met de huidig gemeten standaard parameters en uitvoerende labo's. Per station wordt het startjaar van de metingen weergegeven. (1) Bazel werd in de periode 2005-2015 niet bemonsterd. (2) Weert vervangt sinds 2021 Lippenbroek (voor 2005 Mariekerke). (3) Voor 2005 werd Vlassenbroek bemonsterd i.p.v. Baasrode. (4) Schellebelle vervangt sinds 2021 Uitbergen. (5) Durme sinds 2021 ook als estuarien station.

Parameter		huidig uitvoerend labo	Huidige meetlocaties estuarium																									boundaries									opmerking
			Grens	Liefkenshoek	Melsele	Antwerpen	Kruibeke	Bazel (1)	Steendorp	Temse	Weert (2)	Baasrode (3)	Dendermonde	Sint Onolfs	Appels	Schellebelle	Wetteren	Melle	Niel	Boom	Terhagen	Beneden-Nete	Dijle (tidaal)	Bovenschelde	Dender	Durme (4)	Haven	Grote Nete	Kleine Nete	Dijle	Zenne	
Silicium (Si)	Biogenic Silica	UAntwerpen	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		
	Dissolved Silica	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
Fosfor (P)	Phosphate-P	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
	Total Phosphorus	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
Sulfaat (S)	Sulphate	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
Chloride (Cl)	Chloride	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
Zuurstof (O2)	Oxygen	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
	Oxygen saturation	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
Zuurtegraad	pH	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09		
Totale alkaliniteit	Total Alkalinity	VUB	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	02	10	10	10	02	02	02	05	10	10								
Light attenuation coëfficient	kD	UAntwerpen	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10										voorheen beperkt ULB of VUB				
Zwevende stof	SPM (oppervlak)	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09	hiaten in '99-'00				
	SPM (diepteprofiel)	IMDC	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11										voorheen VUB-HYDR				
	Sediment Flux	IMDC	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11														
	Vlokgrootte (LISST)	IMDC	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17										slechts beperkte metingen in 2020 tgv corona crisis ; TEP/EPS metingen in 2017/2018 beperkt, en soms op andere stations.				
	Partikelgrootte	UAntwerpen	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17														
	Minerale korrelgrootte	UAntwerpen	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17														
	EPS	UGent		17			17				17		17				17		17		17																
	TEP	UGent		17			17				17		17				17		17		17		17														
	turbiditeit	IMDC	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15														
Geleidbaarheid	Specific Conductivity	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09					
Temperatuur	Temperature	UAntwerpen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09	09					
Stroomsnelheid	Total velocity	IMDC	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11										voorheen VUB-HYDR				
	Velocity x-comp.	IMDC	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11														
	Velocity y-comp.	IMDC	11	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11														
Bacteriële biomassa		UGent		21			21				21		21				21		21		21		21														
Zooplankton (determinaties, tellingen)		EcoLab	96			96	96			96			96				96		96	02		09	09	02	02	02	05									voor 2009 hiaten	
Fytoplankton (determinaties, tellingen)		UGent				12				12			12				12			12		12		12	12	12	12			12						niet continu	

2.4 Monitoring basis waterkwaliteit

2.4.1 Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit

Temperatuur, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging worden '*in situ*' bepaald, onmiddellijk na het afvullen van de recipiënten, rechtstreeks in de emmer. Het waterstaal werd genomen zonder aanrijking van zuurstof te veroorzaken. Meting gebeurt met een optische zuurstofmeter (WTW multimeter) die volgens de regels van de kunst gekalibreerd werd. Meting van geleidbaarheid en pH gebeuren eveneens met de WTW multimeter. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

Tijdens dertienuurscampagnes worden datasondes (YSI 6600 series of YSI EXO) ingezet, om continu metingen doorheen de tijcyclus en diepteprofielen op te nemen van zuurstof, pH en geleidbaarheid. Deze sondes kunnen ook tijdens vaartochten ingezet worden voor diepteprofielen van bovengenoemde parameters.

2.4.2 Chloride en sulfaat

De analyse wordt binnen de 24 uur uitgevoerd op het schepstaal. Een 'Segmented Flow Analyser' (SFA) van het merk 'Skalar SAN++' wordt gebruikt voor de bepaling van chloride en sulfaat. De concentratiebepaling van chloride berust op de reactie van kwikthyocyanaat ($Hg(SCN)_2$) met chloride-ionen. Door interactie van kwik met chloride-ionen, wordt een kwikchloridecomplex gevormd. Door behandeling met Fe^{3+}-ionen vormt het vrijgezette kwikthyocyanaat een sterk gekleurd ijzerthyocyanaatcomplex. De absorptie van dit laatste complex wordt gemeten bij 490nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Voor de bepaling van sulfaat wordt het staal doorheen een ionenuitwisselingskolom gepompt om kationen te verwijderen. Hierna wordt een blauw barium-methyl-thymolcomplex toegevoegd. Sulfaationen reageren hiermee en een bariumsulfaat wordt gevormd. Methyl-thymolblauw ($C_{37}H_{40}N_2Na_4O_{13}S$) wordt hierbij vrijgezet. De absorptie van het methyl-thymolblauw wordt gemeten bij 460nm. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

2.4.3 Stikstof (Ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl-stikstof)

Een 'Segmented Flow Analyser' (SFA) van het merk 'Skalar' wordt gebruikt voor de bepaling van ammonium, nitriet, nitraat en na een verteringsreactie voor Kjeldahl-stikstof.

Voor de bepaling van ammonium wordt het staal eerst vermengd met een bufferoplossing die mogelijk storende kationen maskeert. Daarna worden natriumsalicylaat ($C_7H_5NaO_3$), natriumnitroprusside als katalysator en natriumdichloroisocyanuraat toegevoegd. Deze reactie resulteert in de vorming van een groen complex met het ammoniumion. Meting van absorptie gebeurt bij 660nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Om een kleurreactie voor nitriet te bekomen wordt het staal vermengd met een ammoniumchloride buffer. Na dialyse wordt een kleurreagens (zoutzuur, sulfanilamide ($C_6H_8N_2O_2S$), α-naphtylethyleen diamine dihydrochloride ($C_{12}H_6Cl_2N_2$), gedemineraliseerd water) toegevoegd. Dit vormt een complex met het nitrietion. De absorptie wordt gemeten bij 540nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Voor de bepaling van nitraat ondergaat het staal eerst een behandeling met een ammoniumchloride buffer. Dan wordt het staal doorheen een cadmiumkolom gepompt, waardoor het aanwezige nitraat omgezet wordt tot nitriet. Het staal wordt dan verder behandeld met een kleurreagens zoals bij de nitrietbepaling. De concentratie nitraat wordt bepaald door het verschil te berekenen tussen de "nitraat- en nitrietconcentratie" samen en "nitrietconcentratie".

De bepaling van Kjeldahl-stikstof gebeurt na destructie met een zwavelzuur/seleenreactiemengsel/ kaliumsulfaat mengsel bij 385°C zodat alle organische stikstof wordt omgezet tot ammonium. De verdere bepaling gebeurt zoals de bepaling van ammonium met als uitzondering het gebruik van de dialysemodule.

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

2.4.4 Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor)

Een 'Segmented Flow Analyser' (SFA) van het merk 'Skalar' wordt gebruikt voor de bepaling van orthofosfaat en na een verteringsreactie voor totaal fosfor. Voor de bepaling van orthofosfaat wordt het staal eerst in zuur midden behandeld met ammonium-molybdaat ($(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$) en kaliumantimonyltartraat ter vorming van fosfor-molybdeenzuur. Reductie van het fosfor-molybdeenzuur met ascorbinezuur resulteert in een blauw complex waarvan absorptie wordt bepaald bij 880nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald. De bepaling van totaal fosfor gebeurt na een vertering met zwavelzuur/seleenreactiemengsel/kaliumsulfaat bij 385° zodat alle gebonden fosfor wordt omgezet naar orthofosfaat. De verdere bepaling gebeurt zoals de bepaling van orthofosfaat met als uitzondering het gebruik van de dialysemodule. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

2.4.5 Silicium (DSi en BSi)

Voor de bepaling van opgelost silicium (DSi) wordt een 'Inductively Coupled Plasma Emission Spectrophotometer' (ICP-OES) van het merk Thermo Scientific iCAP 6300 DUO gebruikt. De ICP is opgebouwd uit een kwarts toorts waardoor geïoniseerd argongas wordt bewogen. Een hoog radiofrequentieveld houdt dit gasplasma geïoniseerd. Het staal wordt ingezet en in aërosol gebracht. De hoge gasplasmatemperatuur zorgt voor een zeer goede atomisatie en ionisatie. Voor elk element resulteert dit in de emissie van een uniek lichtspectrum. Dit spectrum wordt gedecteerd door een 'Charged Injection Device'-detector (CID-detector). De gemeten intensiteit van het SiO_2 spectrum wordt gecorrigeerd op achtergrondstraling. Aan de hand van standaarden wordt de relatie bepaald tussen lichtintensiteit en silikaatconcentratie. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

Biogeen silicium (BSi) wordt bepaald na extractie met 0.1 M Na2CO3 (anhydrated) met een extractietijd van 1 uur. Analyse van silicium na extractie gebeurt met een Segmented Flow Analyser van het merk Skalar SAN++. Het staal wordt aangezuurd en vermengd met ammoniumheptamolybdaat tot de vorming van molybdo-siliciumzuur. Reductie na toevoegen van L(+)ascorbinezuur resulteert in een blauw complex. De absorptie wordt gemeten bij 810nm. Oxaalzuur wordt toegevoegd om fosfaatinterferentie tegen te gaan. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Vervolgens wordt een conversiefactor toegepast om de BSi concentratie te bekomen. Deze factor werd bepaald via lineaire regressie op sequentieel geanalyseerde stalen, met 0.1 M Na_2CO_3 (anhydrated) met een extractietijd van 1, 2 en 3 uur.

Tabel 2.5 Detectielimieten voor de verschillende waterkwaliteitsparameters.

Waterkwaliteitsparameter	Detectielimieten
Temperatuur	'WTW': 0°C – 40°C
	'YSI': -5°C – 45°C
pH	'WTW pH 330': 4 – 10
	'YSI': 0 – 14
Zuurstofgehalte	'WTW OXI 91': 0 – 20 $mg.L^{-1}$ O_2
	'YSI': 0 – 50 $mg.L^{-1}$ O_2
Conductiviteit	'YSI': 0 – 100 $mS.cm^{-1}$
	'WTW': 0 – 100 $mS.cm^{-1}$
Chloride	1 $mg.L^{-1}$ Cl^-
Sulfaat	4 $mg.L^{-1}$ SO_4^{2-}
Ammonium (ICP)	0,004 $mg.L^{-1}$ NH_4^+-N
Nitraat	0,05 $mg.L^{-1}$ NO_3^-N
Nitriet (ICP)	0,0002 $mg.L^{-1}$ NO_2^--N
Kjeldahl-N	0,30 $mg.L^{-1}$ N
Orthofosfaat (ICP)	0,002 $mg.L^{-1}$ PO_4^{3-}P
Totaal P	0,07 $mg.L^{-1}$ P
Silikaat	0,02 $mg.L^{-1}$ SiO_2
BOD	0,5 – 6000 $mg.L^{-1}$ O_2
Turbiditeit	0 – 1000 NTU

2.4.6 Biochemische zuurstofvraag BOD: CBOD en NOD

Inleiding

De biochemische zuurstofvraag (Biochemical Oxygen Demand, BOD) is de hoeveelheid zuurstof die aerobe bacteriën verbruiken in een waterstaal gedurende een bepaalde periode bij een welbepaalde temperatuur. BOD wordt meestal uitgedrukt in mg zuurstof verbruikt per liter gedurende 5 dagen incubatie in het donker bij 20°C. Hoewel op deze methode een bepaalde onzekerheid zit, wordt ze toch veel gebruikt als maat voor de hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal in het water.

Het zuurstofverbruik bij een BOD analyse is het resultaat van aerobe microbiële afbraak en mineralisatie van organisch materiaal of van de nitrificatie van ammonium en nitriet aanwezig in het waterstaal. Om de zuurstofvraag voor nitrificatie (Nitrogenous Oxygen Demand, NOD) uit te sluiten, wordt meestal een nitrificatie inhibitor (bijvoorbeeld Allylthioureum of Nserve) toegevoegd aan het staal. Het resultaat hiervan is dan enkel de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (Carbonaceous Biochemical Oxygen Demand (CBOD)).

Tabel 2.6 Overzicht van de verschillende BOD fracties

BOD	biochemical oxygen demand = CBOD + NOD
CBOD	carbonacious biochemical oxygen demand BOD met nitrificatie-inhibitor
NOD	nitrogenous oxygen demand zuurstofvraag voor nitrificatie
NODth	theoretical NOD = 3,22 NH4-N + 1,11 NO2-N
NODmeas	measured NOD; NOD door in staal aanwezige bacteriën = BODwithout - CBOD
BODwithout	BOD zonder nitrificatie-inhibitor = CBOD + NOD door in staal aanwezige bacteriën

Bepaling BCOD vanaf 2010

Voor de BOD metingen in het kader van OMES, werd in de periode 1996-2009 meestal geen nitrificatie inhibitor toegevoegd ($BOD_{without}$). Jaarrond zijn er daarom niet altijd CBOD data beschikbaar voor 2009. Na 2009 werd standaard Allylthioureum toegevoegd als nitrificatie inhibitor. Vanaf 2010 zijn hierdoor jaarrond CBOD data beschikbaar voor alle stations (zie Figuur 2.5 voor een overzicht).

Figuur 2.5 Overzicht van de meetperioden van de verschillende BOD fracties. In de vol gekleurde perioden werd de fractie elke campagne bepaald. In de gearceerde periode zijn de data gedeeltelijk aanwezig.

De analyse wordt binnen de 24 uur ingezet op het schepstaal. BOD is het zuurstofverbruik bij een temperatuur van 20°C benodigd voor de oxidatie van het aanwezige organische materiaal. Staalname van BOD gebeurt voorzichtig zonder aanrijking van het staal met zuurstof. Het watermonster wordt verdund met zuurstofrijk verdunningswater en geënt met commercieel beschikbaar entmateriaal (micro-organismen). De nitrificatie (NH4+ → NO3-) wordt onderdrukt door toevoegen van een inhibitor (allylthioureum). Deze verdunde monsters worden gedurende 5 dagen ± 6u geïncubeerd bij (20 ± 2)°C in het donker in een volledig gevulde en afgesloten Winkler-fles. Voor en na de incubatie wordt het zuurstofgehalte gemeten. Vervolgens kan hieruit het zuurstofverbruik door biochemische oxidatie berekend worden. De BOD bepaling dient binnen de 24 uur gestart te worden. Als alternatief kunnen de verdunde monsters eerst gedurende 48u ± 2uur bewaard worden bij een temperatuur van 1°C-5°C en vervolgens gedurende 5 dagen geïncubeerd worden bij een temperatuur van 20°C ± 2°C.

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

Bepaling langetermijntrends CBOD en NOD voor 2009

Zoete zones

Meestal werd voor 2009 geen nitrificatie inhibitor toegevoegd. Om toch het onderscheid te maken tussen CBOD en NOD werden in de periode 1998-2003 verschillende BOD analyses parallel met en zonder nitrificatieremmer (Nserve) uitgevoerd. Op basis van deze metingen wordt NOD_{meas} bepaald:

$NOD_{meas} = BOD_{without} - CBOD$

De theoretische zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD_{th}) kan ook stoichiometrisch bepaald worden, gebaseerd op de hoeveelheid zuurstof nodig om ammonium en nitriet om te zetten tot nitraat:

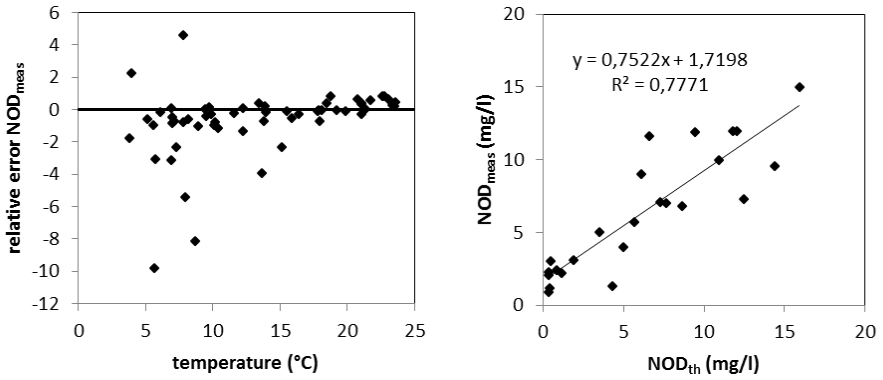
$2\ NH_4^+ + 3\ O_2 \rightarrow 2\ NO_2^- + 2\ H_2O + 4\ H^+ + \text{energie}$

$2\ NO_2^- + O_2 \rightarrow 2\ NO_3^- + \text{energie}$

Omdat nitrificerende bacteriën ook een deel van hun zuurstofbehoefte zullen halen uit de reductie van CO_2 bij lithotrofe biosynthese, worden beter de experimenteel afgeleide waarden van Wezernak & Gannon (1967) gebruikt om de zuurstofvraag voor nitrificatie te berekenen in plaats van de stoichiometrische ratio's. Zij vonden dat de zuurstof-stikstof ratio bij anorganische stikstof oxidatie gelijk was aan 3.22 mg/l zuurstof per mg/l ammonium-stikstof omgezet tot nitriet en 1.11 mg/l zuurstof per mg/l nitriet-stikstof omgezet tot nitraat.

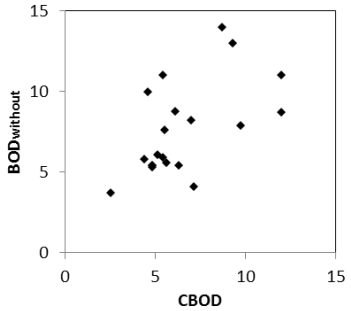
Het nitrificatieproces gedurende een BOD meting is echter afhankelijk van de aanwezigheid van een actieve populatie van nitrificerende bacteriën. Omdat bij de BOD experimenten geen inoculum van nitrificerende bacteriën werd toegevoegd, was het nitrificatieproces dus afhankelijk van de bacteriële populaties op dat moment aanwezig in het estuarium. Wanneer echter de watertemperatuur daalt onder de 15°C, is de aanwezigheid van een actieve populatie nitrificerende bacteriën niet steeds verzekerd, wat leidt tot grotere verschillen tussen de opgemeten NOD_{meas} en de berekende NOD_{th} (Figuur 2.6). Voor watertemperaturen boven 15°C bestaat wel een mooie correlatie tussen NOD_{meas} en NOD_{th}.

Voor de bepaling van langetermijn trends kunnen we zo beschikken over data van de biochemische zuurstofvraag voor zowel nitrificatie als koolstofmineralisatie, voor de gehele OMES periode, voor watertemperaturen boven 15°C, voor de meeste stations in het zoetwatergetijdengebied. Voor de gehele OMES periode werden de NOD waarden berekend (=NOD_{th}). Voor de periode 1996-2009 werd de CBOD berekend (CBOD = $BOD_{without}$ –NOD_{th}); vanaf 2010 werd CBOD rechtstreeks gemeten.



Figuur 2.6 a. Relatieve afwijking van NOD_{meas} ((NOD_{meas} – NOD_{th})/NOD_{meas}) in functie van de watertemperatuur. b. Correlatie tussen NOD_{th} en NOD_{meas} aan het station Dendermonde voor watertemperaturen boven 15°C.

Aan de 'boundaries' Bovenschelde en Dender wordt geen goede correlatie gevonden tussen NOD_{meas} en NOD_{th}. Hoewel in de zijrivieren hoge concentraties voorkwamen van ammonium of nitriet, welke hoge NOD_{th} opleverden van soms meer dan 10 mg/l, werden tussen de BOD metingen met en zonder nitrificatie inhibitor (CBOD en BOD_{withou}) amper verschillen opgemeten (Figuur 2.7 voor Bovenschelde). Dit wijst erop dat er weinig tot geen nitrificatie-activiteit aanwezig is in de zijrivieren. Blijkbaar is er daar geen actieve populatie nitrificerende bacteriën, zelfs niet bij temperaturen boven 15°C. Daarom worden voor de 'boundaries' voor de periode dat er enkel $BOD_{without}$ data beschikbaar zijn, deze data verder beschouwd als CBOD data. De NOD die voor deze stations berekend werd, stelt in dit geval de potentiële zuurstofvraag voor nitrificatie voor, indien nitrificerende bacteriën aanwezig zouden zijn.



Figuur 2.7 correlatie tussen CBOD en $BOD_{without}$ in de Bovenschelde, bij temperaturen boven 15°C

Aan het meest opwaartse station Melle komen de NOD_{th} en de NOD_{meas} data soms overeen, maar vaak ook niet, wat erop wijst dat zo kort bij de boundary van het estuarium er niet steeds een actieve populatie nitrificerende bacteriën aanwezig is. Daarom konden geen CBOD en NOD data bepaald worden voor de ganse OMES periode voor dit station.

Oligohaliene zone en zone met sterke saliniteitsgradiënt

In de oligohaliene zone en de zone met sterke saliniteitsgradiënt konden geen betrouwbare correlaties gevonden worden tussen NOD_{meas} en NOD_{th}, wellicht omwille van lagere concentraties aan CBOD en NOD (zie Resultaten) en dus een grotere relatieve fout.

Rupel

Ook voor het station Boom op de Rupel werd de theoretisch berekende NOD_{th} (op basis van NH_4 en NO_2) vergeleken met de op metingen van $BOD_{without}$ en CBOD gebaseerde NOD_{meas}. In de Rupel blijken deze niet gecorreleerd te zijn, ook niet bij temperaturen boven 15°C. Voor de Rupel zijn er bijgevolg geen CBOD data beschikbaar voor 2009.

2.4.7 Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon, DOC)

Voor DOC wordt, onmiddellijk na staalname, een substaal genomen met een glazen spuit. Het substaal wordt ter plekke gefiltreerd over een CHROMAFIL PET-45/25, 0.45µm spuitfilter en bewaard in een glazen recipiënt. Onmiddellijk koel bewaren en filteren over 0,45 µm elimineert microbiologische activiteit en garandeert een goede conservering tot in het labo.

De DOC-concentratie wordt colorimetrisch bepaald met een Segmented Flow Analyser (SFA) van het merk Skalar SAN++. Het staal wordt aangezuurd en de anorganische koolstof wordt verwijderd met behulp van stikstofgas. Een gebufferde persulfaat oplossing wordt dan toegevoegd en het staal wordt bestraald in een UV-destructor. Hydroxylamine wordt toegevoegd en het staal wordt langs een

dialysemembraan gepompt. Het gevormde CO_2 gas diffundeert door dit membraan dat gas doorlaatbaar is. Een zwak gebufferde fenolftaleïne oplossing absorbeert CO_2 waardoor de kleurintensiteit van deze oplossing, ten gevolge van pH verandering, verlaagt. De kleurintensiteit wordt gemeten bij 550 nm. De reproduceerbaarheid van de bepalingen wordt op regelmatige wijze getest.

2.4.8 Opgelost anorganisch koolstof (Dissolved Inorganic Carbon, DIC): concentratie en isotoop verhouding (δ^{13}C-DIC)

Voor de bepaling van DIC-concentraties, zijn 2 belangrijke parameters vereist: pH en totale alkaliniteit (TALK), naast de temperatuur en saliniteit van het water.

De pH, temperatuur en saliniteit van de waterstalen wordt direct in het veld gemeten bij de staalname (zie deelopdracht 2). De totale alkaliniteit wordt bepaald met een automatische titrator (Mettler-Toledo, precisie 0.3%) door een bepaald volume staal met HCl van gekende normaliteit (Titrisol standaard 0.01N) te titreren tot het eindpunt voor bicarbonaat wordt bereikt. Totale anorganische koolstof (DIC), bicarbonaat (HCO_3^-), carbonaat (CO_3^{2-}) en CO_2 concentraties worden dan berekend uit alle evenwichtsvergelijkingen van opgelost anorganisch koolstof en gebruik makend van TALK, pH, temperatuur en saliniteit als inputgegevens, via de “CO2SYS” Excel macro van Lewis and Wallace (2006).

Voor de bepaling van de isotopenratio van DIC (δ^{13}C-DIC), worden de luchtledige buisjes van 12 ml gebruikt. Na injectie van He in de buisjes om een headspace te creëren, wordt het water met fosforzuur aangezuurd om DIC naar CO_2 om te zetten. Na equilibratie, wordt de δ^{13}C-DIC bepaalt met een Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) via een gas-bench sampler (Gasprep-Nu perspective IRMS, Nu Instruments). De nauwkeurigheid voor δ^{13}C-DIC is 0.2‰.

2.4.9 Particulair organische koolstof (POC), stikstof (PN), C/N verhouding en isotoop verhouding (δ^{13}C-POC)

Deze parameters worden allen bepaald op het droog materiaal verzameld op de glasvezel filter.

Voor de analyse wordt een filterstukje met gekend oppervlak uitgesneden en gedurende 8 uur in een verzadigde HCl atmosfeer geplaatst ten einde het carbonaat te verwijderen. Vervolgens wordt dit filterstukje in een zuiver tin cupje geborgen, waarna de eigenlijke analyse volgt met een *Elemental Analyser* (EA) gekoppeld met een *Isotope Ratio Mass Spectrometer* (IRMS, EA-Nu perspective IRMS, Nu Instruments).

In de EA wordt het organisch materiaal op de filter verbrand bij 1010°C onder aanvoer van zuiver O_2, waarna de overmaat O_2 en Nox gassen gereduceerd worden naar H_2O en N_2 op metallisch koper bij 600°C. Daarna wordt de waterdamp geabsorbeerd, en worden de CO_2 en N_2 gassen gescheiden door gaschromatografie en naar de IRMS gestuurd via een Conflo systeem voor de analyse van POC, PN (particulair organisch stikstof) en δ^{13}C-POC. De molaire C/N verhouding van het particulair organisch materiaal wordt uiteindelijk berekend met de ratio POC/PN.

Voor elke analyse reeks worden blanco stalen (voorgebakken filters die de hele procedure doorlopen hebben met uitzondering van de filtratie) op regelmatige wijzen geanalyseerd. C-N kalibratie gebeurt met nauwkeurig afgewogen acetanilide (C_8H_9NO), en δ^{13}C kalibratie met standard gecertifieerd ^{13}C sucrose ($C_{12}H_{22}O_{11}$) materiaal (IAEA-CH6 -10.45‰). De precisie voor de analyse van POC en PN is 5%. Voor δ^{13}C-POC is de precisie 0.5‰.

2.4.10 Particulair totaal en anorganische koolstof (TPC, PIC)

Eerdere metingen binnen OMES hebben aangetoond dat er geen significant verschil was tussen TPC en POC, en dat PIC dus verwaarloosbaar is. Daardoor zullen TPC en PIC enkel gemeten worden op een beperkt aantal controlestalen (enkele per maand). Indien er toch significante PIC-concentraties gedetecteerd zouden worden, zullen deze ook in de andere stalen gemeten worden.

De procedure voor TPC is dezelfde als voor POC behalve dat de filters gemeten worden zonder aanzuring (dus zonder de decarbonatatie stap). PIC wordt berekend als het verschil tussen TPC en POC: PIC = TPC – POC.

2.5 Monitoring lichtklimaat en zwevende stof

2.5.1 Lichtextinctiecoëfficiënt en eufotische diepte.

Voor het bepalen van het lichtklimaat wordt de lichtextinctiecoëfficiënt k_D gemeten: de mate waarin licht afneemt met de diepte, door de troebelheid van het water. Hiertoe worden twee lichtsensoren (PAR sensor LiCOR) gebruikt die op een gekende afstand van elkaar (Δz = 40 cm) worden gemonteerd. Het invallende licht kan nu gelijktijdig op twee verschillende dieptes gemeten worden. Voor een meting moeten geen sensoren op en neer bewogen worden, en fluctuaties in het invallende licht vormen geen probleem: ze worden door beide sensoren gelijktijdig geregistreerd. Wanneer men uitgaat van een exponentiële afname met de diepte van het invallende licht, kan de extinctiecoëfficiënt via volgende formule bepaald worden:

$$k_d = \frac{1}{\Delta z} \ln\left(\frac{E_1}{E_2}\right)$$

waarbij E_1 de lichtinstraling aan de bovenste sensor is, E_2 de instraling aan de onderste sensor en (Δz) de verticale afstand tussen beide sensoren. Het is dus mogelijk om k_D continu te meten, zelfs bij sterk fluctuerende lichtinstraling.

Aan elk estuarien monitoringsstation wordt k_D bepaald. Hiertoe wordt de opstelling met twee lichtsensoren gedurende 3 tot 5 minuten net onder het wateroppervlak gehangen. Elke seconde wordt de aanwezige lichtintensiteit en k_D bepaald, elke 5 seconden wordt een gemiddelde waarde voor deze parameters geregistreerd. Achteraf worden outliers verwijderd: ten gevolge van deining en golfslag kan de bovenste lichtsensor soms boven water komen, met foutieve waarden tot gevolg. Vervolgens wordt voor elk station een gemiddelde k_D (met standaard deviatie) berekend.

Vanuit k_D kan de eufotische diepte (Z_{eu}) worden bepaald. Z_{eu} is de diepte tot waar licht kan doordringen in de waterkolom, gedefinieerd als de diepte waar de hoeveelheid invallend licht nog 1% bedraagt van deze aan het wateroppervlak. Z_{eu} kan als volgt berekend worden: $Z_{eu} = -1/k_D * \ln(0.01) \approx 4{,}6/k_D$.

Tabel 2.7 Specificaties van de PAR sensoren gebruikt voor meting van lichtklimaat

	LI-COR model LI-192SA
Slope	1% per 7 nm between 400 and 700 nm
Accuracy	± 5 % in air
Sensitivity	typically 3 µA per 1000 ± $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$
Linearity	maximum deviation of 1% up to 10000 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$
Cosine correction	optimised for both underwater and atmospheric use
Azimuth	<± 1% error over 360° at 45° elevation
Response time	10 µS
Temperature dependence	± 0.15% per °C maximum

2.5.2 Zwevende stof

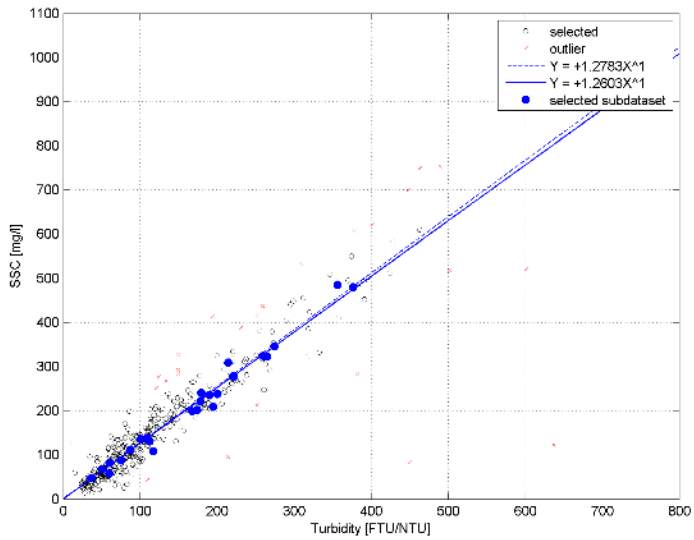
Het waterstaal met gekend volume wordt gefiltreerd op een filter van gekend gewicht (tarra). Voor alle waterstalen wordt de filter nagespoeld met 3x50 ml gedemineraliseerd water volgens de norm NBN-EN872 (1996). Het monster wordt gedroogd en na afkoeling opnieuw gewogen. De zwevende stof wordt bepaald door het verschil van totaal gewicht en tarra te berekenen.

Opmerking: voor 2005 werd niet standaard met 3x50 ml gedemineraliseerd water nagespoeld, waardoor zoutere stalen (met geleidbaarheid boven 2000 µS/cm) van voor 2005 een afwijking vertonen. Deze werden verwijderd uit de dataset (voor meer details, zie OMES 2015 rapportage).

2.5.3 Troebelheidsmetingen (turbiditeitsmetingen)

Aan elk voorgeschreven meetstation worden tijdens de maandelijkse campagne diepteprofielen genomen met troebelheidsmeter in functie van het lichtklimaat en zwevende stof. De troebelheidsmeter wordt samen gevierd met de pomp of watersampler. Dit maakt het mogelijk om de troebelheidsmetingen te correleren aan zwevende stofconcentraties op basis van de genomen waterstalen. De correlatie tussen troebelheid en zwevende stofconcentraties zal worden opgesteld voor iedere maandelijkse meetcampagne om zo voldoende datakoppels te hebben om een betrouwbare regressiecurve op te stellen.

Op basis van deze diepteprofielen kan ook de verticale gradiënt aan de meetstations meer in detail op gevolgd worden. In tegenstelling tot dieptestalen, zijn er meer metingen beschikbaar over de waterkolom en zijn een waardevolle aanvulling op de dieptestalen. Om het aantal meetpunten over de waterkolom te vergroten zal er gemeten worden aan min. 3sec om een voldoende ruimtelijke resolutie te beogen.



Figuur 2.8: Een voorbeeld van een correlatie tussen troebelheidsmetingen geregistreerd door CTD XR-420 en zwevende stofconcentraties op basis van waterstalen.

De troebelheidsmetingen zal worden opgemeten aan de hand van het 'optical backscatter' (OBS) meettechniek. Hiervoor zal een troebelheidssensor worden gebruikt waarvan het meetbereik voldoende hoog is om zwevende stofconcentraties op te meten in de troebele gebieden van de Zeeschelde. Een troebelheids- en saliniteitsmeter type CTD XR-420 van RBR (of gelijkaardig) wordt ingezet tijdens metingen. Dit instrument beschikt over een betrouwbare troebelheidssensor (Seapoint) die een lineair verband vertoont met zwevende stofconcentraties en ook in het hogere bereik (Figuur 2.8). Daarnaast is het instrument voorzien van een druksensor om waterdiepte exact te registreren. De sensoren van het multiparameters worden volgens het kwaliteitshandboek van IMDC op regelmatige tijdstippen gecontroleerd om de correctheid te verifiëren. De troebelheidsmetingen worden aan de hand van formazine-oplossingen halfjaarlijks gecontroleerd en 3 jaarlijks terug gestuurd naar de fabrikant om te herkalibreren (tenzij eerder afwijkingen werden vastgesteld). De druksensor van de sensor jaarlijks gecontroleerd in een testopstelling waarvan de diepte gekend is. Voor de start van de metingen worden het instrument gesynchroniseerd met GPS-tijd om fouten tijdens verwerking uit te sluiten.

2.5.4 zwevende stof en stroomsnelheid via ADCP

meetmethode

Zoals het bestek het voorschrijft, worden aan elk meetstation stroomgegevens (magnitudes en richtingen) geregistreerd aan de hand van een stroommeter type ADCP. Met een ADCP en externe dGPS worden de stroomsnelheden, stroomrichtingen, bodemdiepte en indirect de zwevende stofconcentraties over de waterkolom bepaald. Tijdens het nemen van de dieptestalen wordt er continu gemeten met een ADCP (gedurende +/- 5 minuten) waarvoor voor iedere meetcel van 0.25m of 0.5m meetwaarden wordt geregistreerd. De verticale celgrootte van 0.5m wordt gehanteerd op de meest afwaartse en diepere meetlocaties, en 0.25m voor de opwaartse en ondiepere meetlocaties. Wegens het real-time meten van ADCP, is het mogelijk om meteen de bodemdiepte af te lezen en zo de gewenste dieptes van de dieptestalen te bepalen (zie eerder). Om een diepteprofiel te bekomen van zwevende stof wordt de backscatterintensiteit van de ADCP aan de hand van de dieptestalen (en omgerekende troebelheidswaarden) omgerekend naar zwevende stof. Deze verwerking en de bijhorende software SEDIVIEW staan beschreven in Bijlage 1 Productinformatie.

De meetschepen Scaldis en meetschip van DAB-Vloot zullen worden uitgerust met een ADCP. Indien het meetschip van DAB Vloot beschikt over een ADCP zal deze gebruikt worden, een Teledyne RDI ADCP met 4 beams. Om de continuïteit van de metingen zal IMDC hetzelfde type ADCP inzetten op de vaartochten met de Scaldis. Hiervoor heeft IMDC een speciaal ADCP-frame ontworpen om ADCP-metingen vanop de Scaldis te kunnen uitvoeren. Tussen de meetstations wordt de ADCP telkens uit het water gehaald door eenvoudig weg de bevestigingspaal te kantelen. Zo kan er sneller gevaren tussen de verschillende meetstations en wordt kans op schade aan de ADCP verkleind. Om de interferentie met scheepspropeller en de scheepsbewegingen te beperken wordt het frame met ADCP buiten de invloedzone van de propeller geplaatst. Om een kwalitatieve stroommeting te garanderen worden nog andere maatregelen voorzien:

- De ADCP zal beschikken over een beperkte openingshoek van 20° of 25° zodanig dat de blanking distance nabij de bodem (ten gevolge van het sidelobe-effect) beperkt wordt tot +/- 6% van de waterdiepte.
- Het plaatsen van beam 3 van de ADCP in lijn met het meetschip en naar voren gericht. Beam 3 is de referentie voor het bepalen van de stroomrichting door deze in lijn te plaatsen van het schip wordt de correctiehoek beperkt.
- Het extern registreren van heading en positie via DGPS-signaal op het meetschip. Het intern kompas van de ADCP zal interfereren met metalen in de nabijheid van de sensor (denkende aan metalen romp van het meetschip) waardoor de afwijkende stroomrichtingen kunnen ontstaan. Om dit op te vangen en te corrigeren wordt er gebruikt gemaakt van een extern heading signaal afkomstig van een DGPS. Een kalibratievaart zal uitgevoerd worden tijdens de mobilisatie om het intern en extern kompas op elkaar af te stemmen ten gevolge van de magnetische variatie. De correctiehoek zal worden opgenomen in het logboek.
- Tijdens de meetcampagne zal aan meetstations een temperatuur- en saliniteitsprofiel (berekening voor geluidssnelheidsmeting) genomen worden om de akoestische snelheidsmetingen en diepteligging van de cellen correct te kunnen corrigeren tijdens de verwerking.
- Tijdens de start van de metingen worden alle tijdklokken van de instrumenten gesynchroniseerd met de DGPS.

Opgesomde maatregelen zijn tot op heden door IMDC meermaals succesvol toegepast voor diverse (overheids)projecten in het kader van o.a. monitoringsprogramma OMES (Schelde), aanslibbingsstudies aan Deurganckdok en in de haven van Zeebrugge.
Via deze meetmethode worden de stroomdata gecorrigeerd voor de vaarsnelheid via de ingebouwde bottom-trackmodule (of dGPS) en voor de vaarrichting van het schip via de externe dGPS. De werkelijke watersnelheid wordt berekend uit het verschil tussen de totaal gemeten snelheid en de vaarsnelheid van het schip. De scheepsbewegingen (pitch en roll) worden ook geregistreerd door de motion sensor van de ADCP en dGPS. De snelheidsvectoren worden hiermee gecompenseerd in het verwerkingsprogramma.

Om de data efficiënt te verwerken heeft IMDC in loop der jaren een (semi-)automatisch verwerkingssysteem ontwikkelt. Het voordeel van een dergelijk systeem is dat de verwerkte data en (controle)figuren op zo'n kort mogelijke termijn beschikbaar komen. Daarnaast kan door het vermijden van gebruikerinteractie in zo'n geautomatiseerde systemen iedere vorm van subjectiviteit in de beoordeling van de data voorkomen worden.
Het verwerkingsprogramma doet het volgende:

1. De opgemeten stroomdata worden gecorrigeerd aan de hand van een opgemeten temperatuur- en saliniteitsprofiel (correctie voor de geluidsnelheid).
2. De gecorrigeerde data wordt gevalideerd op basis van een reeks automatische datafilters (vb: threshold filter en mediaanfilter)

Voor het verwerken van profielen aan de meetstations wordt vervolgens de data uitgemiddeld tot een gemiddeld stroommagnitudes, stroomrichtingen en zwevende stof.

Om de ruimtelijke variatie aan zwevende stofconcentraties rondom een station te karakteriseren, wordt door het bestek gevraagd om vaste raaien te varen. Dit gebeurt ter hoogte van de continue meetposten aangevuld met 2 stations in overleg met de opdrachtgever. Op deze stations worden op basis van de gevaren raaien de gemiddelde zwevende stofconcentratie en gemiddelde stroomsnelheid over de natte sectie bepaald. Hieruit kan men vervolgens sedimentvracht en waterdebiet uit afleiden. Volgende stappen in het verwerkingsprogramma worden uitgevoerd volgens de internationale standaard (ISO 748:2007(E)):

1. Projecteren van de data op een theoretische meetraai (te bepalen samen met opdrachtgever);
2. De onbetrouwbare data wordt geschat aan de hand van een interpolatie. Indien de hoeveelheid aan onbetrouwbare data een opgelegde drempelwaarde overschrijdt, wordt deze uitgesloten voor berekening van debiet.
3. De niet-bemeten zones (nabij wateroppervlak, waterbodem en oevers) worden geschat op basis van extrapolatie.
4. Berekening van het debiet aan de hand van integratie van de geprojecteerde stroomdata voor de bemeten zone en de som van het geschatte debiet van de niet-bemeten zones.

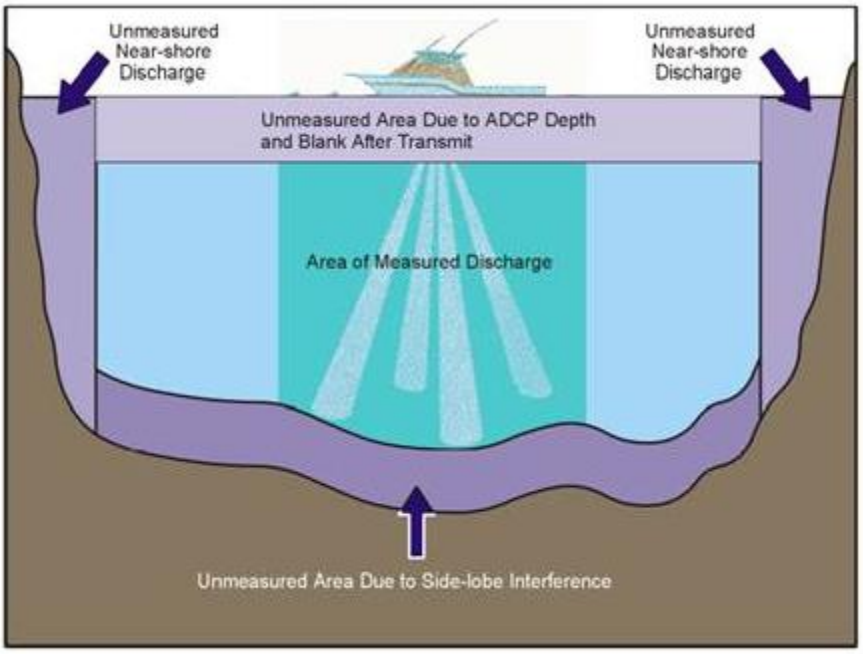
Bij de verwerking en uitvoering zal er speciale aandacht gaan naar de niet-bemeten zones (Figuur 2.9). Nabij het wateroppervlak is er geen meetdata beschikbaar doordat de ADCP op enige afstand onder het wateroppervlak gemonteerd is en de eerstvolgende data onder de transducers onbetrouwbaar is. Deze zone waar geen dat beschikbaar is wordt ‘blanking distance’ genoemd. Deze afstand wordt getracht beperkt te houden door de insteekdiepte van de ADCP te beperken. Voor de extrapolatie van de gemeten stroomsnelheden van het begin van de ‘blanking distance’ tot aan het wateroppervlak, zal een constante stroomsnelheid gebruikt worden (Gordon 1989), die gelijk is aan de stroomsnelheid in de bovenste cel, aangezien de verticale gradiënt in de stroomsnelheid bij het vrije wateroppervlak verwaarloosbaar is. Het verschil in stroomsnelheid dat mag verwacht worden tussen de bovenste cel en het vrije wateroppervlak, bedraagt op basis van het logaritmisch snelheidsprofiel minder dan 1 %.

De onderste 6% van de ADCP data, nabij de waterbodem, is onbetrouwbaar door het effect van de zijlobben (‘sidelobe’). Dit is een gevolg van de harde reflectiewaarden ten gevolge van de waterbodem waardoor de onderste 6% onbetrouwbaar is (Teledyne RDI 2003) en zoals geïllustreerd in Figuur 2.9. Deze data wordt verwijderd en dus dient ook hier de stroom- en sedimentdata geschat te worden. Voor de zone nabij de bodem wordt de zwevende stofconcentraties geschat op basis van de gemiddelde concentraties van de onderste 5 gemeten cellen die verhoogd wordt met een bepaalde factor (bv.:1.25). Deze factor kan op basis van de ondulaties of kalibratieprofielen bepaald worden. Voor de Nortek ADCP met 5 beams waarvan één verticale beam, treedt geen sidelobe effect en zijn meetwaarden tot aan de bodem voor zwevende stofconcentraties. Voor de snelheden nabij de bodem worden geschat op basis van een extrapolatie met behulp van bijvoorbeeld een machtswet (Chen, 1991) voor de snelheid beneden het laagst gemeten punt met de ADCP:

$$u/u^* = 9.5(z/z_0)^b$$

met:

z = Afstand tot de bodem [m]
u = stroomsnelheid op afstand z van bodem bed [m/s]
u* = Wrijvingssnelheid [m/s]
z0 = bodem ruwheidshoogte [m]
b = Exponent (1/6)



Figuur 2.9: Illustratie niet-bemeten zones van een debietmeting met ADCP.

De niet-bemeten zone aan de oevers wordt in kader van deze opdracht zo klein mogelijk gehouden door de diepgang van de meetboot zoveel als mogelijk te beperken. Toch dienen de debieten aan de oevers geschat te worden. Dit kan op 2 manieren geschat worden. De standaardmethode is dat het tussenliggend bodemprofiel tussen eerste/laatste meetpunt en de oever (waterlijn) niet gekend is. Dan dient het debiet in dit gebied geschat te worden op basis van de opgemeten afstand tijdens de uitvoering, de diepte en gemiddelde snelheid van het aantal opgegeven dichtstbijzijnde ensembles (bestekeis de 10 ensembles met minstens 2 goede bins). Hiervoor wordt volgende formule gebruikt:

$$Q_{shore} = CV_m Ld_m \text{ [m}^3\text{/s]}$$

met:

C = correctiefactor in functie van de vorm van de oever (0.35 voor oplopende oever, 0.91 voor een rechte oever)
Vm = gemiddelde snelheid berekend uit de dichtstbijzijnde x ensembles [m/s]
L = afstand tussen de eerste/laatste ensemble en waterlijn [m]
dm = Gemiddelde diepte van de dichtstbijzijnde x ensembles [m]

Indien het bodemprofiel gekend is, door bijvoorbeeld:

- Landopmetingen tijdens laagwaterstanden nabij de meetraaien of;
- Opgemeten bodemprofielen tijdens hogere waterstanden.

Hierdoor is de natte sectie in het tussenliggend gebied gekend. Op basis van de gemiddelde stroomsnelheid van een aantal dichtstbijzijnde metingen (bestek 5 ensembles) kan het water- en sedimentdebiet berekend worden. Deze laatste methode geeft doorgaans een betere inschatting van de debieten nabij de oevers. Indien steeds dezelfde vaste raaien worden gevaren kan een bodemprofiel van de raai worden bepaald en zo nauwkeuriger de debieten naar de oevers bepaald worden.

2.5.5 Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden

Homogenisatie van de data

Binnen OMES is gekozen om tijonafhankelijk te bemonsteren. Dit impliceert dat de staalname op verschillende momenten in de tijcyclus wordt uitgevoerd, met onvermijdelijk een zekere variatie in zwevende stof tot gevolg. Door uit te middelen over seizoenen of jaren, kan ook de tijvariatie grotendeels uitgevlakt worden. Deze gemiddeldes zullen gebruikt worden voor het uitvoeren van een analyse van zwevende stof over de jaren heen en de ruimtelijke variatie in het meetgebied.

Omdat er tijdens bepaalde jaren meer metingen zijn uitgevoerd tijdens de zomermaanden dan tijdens de wintermaanden wordt van de volledige dataset eerst een daggemiddelde en vervolgens een maandgemiddelde van de metingen genomen. Daarna worden jaargemiddeldes (januari-december), zomergemiddeldes (juni-november) en wintergemiddeldes (december-mei) berekend op basis van de maandgemiddeldes.

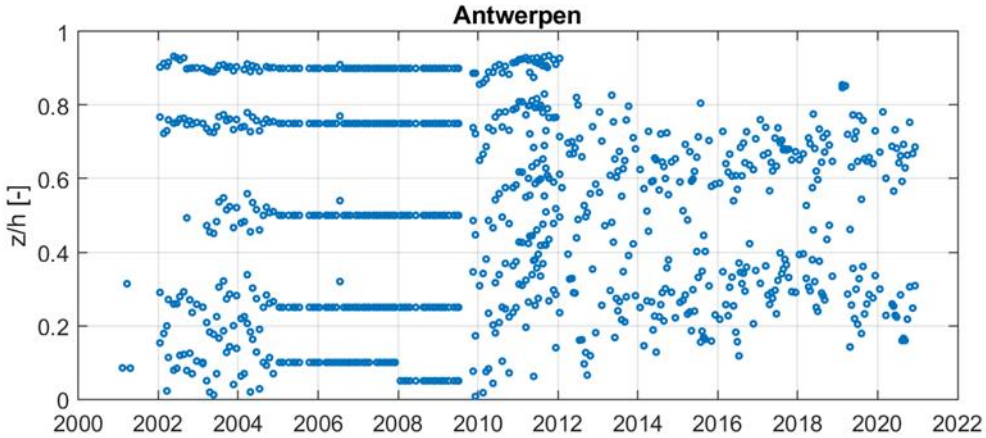
Om een bias te vermijden omdat sommige meetlocaties dichter bij elkaar liggen dan andere, worden de data gehomogeniseerd in de ruimte. Hiervoor wordt de Zeeschelde verdeeld in secties met een lengte van 10 km, en wordt uitgemiddeld over elke sectie. Tenslotte worden systeemgemiddelden berekend voor verschillende zones, namelijk de Beneden-Zeeschelde, de Boven-Zeeschelde, de zone tussen 100 en 130 km van de monding (ruwweg tussen Lippenbroek en Appels) en tussen 60-80 km van de monding (ruwweg de zone rond Kallo-Antwerpen).

Analysemethodiek van de dieptestalen en ADCP-data

Zowel aan het wateroppervlak als dieper in de waterkolom worden er stalen genomen tijdens de monitoringscampagne. De dataset van de oppervlaktestalen is het meest uitgebreid in de tijd en is reeds gestart in 1995. Het nemen van dieptestalen is later begonnen in 2001, maar verdient ook aandacht omdat deze bijkomende informatie kan leveren over de verticale verdeling van de sedimentconcentratie, en kan dienen als (quasi-)onafhankelijke controle van de analyse van de oppervlaktestalen.

Over de jaren heen werden er verschillende meetprotocollen gehanteerd voor het bemonsteren van de stalen waardoor de diepteligging van de stalen en het aantal stalen varieert over de tijd (Figuur 2.10). Tussen 2001 en 2004 werden de dieptestalen bemonsterd op willekeurige dieptes en in de periode 2005-2009 werd er meer bemonsterd op vaste percentages in de waterkolom (10%, 25%, 50%, 75%, 90%). Sinds 2012 worden de dieptestalen voornamelijk genomen in functie van de ADCP-metingen, waardoor er minder stalen worden genomen in de onderste en bovenste 20% van de waterkolom. Deze zones worden minder bemonsterd omdat deze zones niet bemeten worden door de ADCP.

Om de mogelijkheid op een bias te vermijden wordt in de analyse enkel gewerkt met stalen die genomen zijn tussen 20% en 80% van de waterdiepte. Daarnaast zijn er in 2001 slechts een klein aantal stalen genomen, wat niet voldoende is om tot een representatief jaar- of seizoensgemiddelde te komen. De metingen uit 2001 worden daarom niet beschouwd; enkel metingen vanaf 2002 worden verder beschouwd in de analyse.



Figuur 2.10: Verdeling van dieptestalen over de waterkolom doorheen de tijd op meetlocatie Antwerpen. De verticale as geeft de relatieve afstand boven de bodem weer ($z/h = 0$ op de bodem, $z/h = 1$ aan het wateroppervlak).

Om de volledige dataset van de dieptestalen onderling te kunnen vergelijken werd voor elke meting de relatieve afstand boven de bodem z/h bepaald, waarbij h de lokale en instantane waterdiepte voorstelt ($z/h = 0$ op de bodem, $z/h = 1$ aan het wateroppervlak). Om dit te doen is voor elke meting het lokale waterpeil en bodempeil nodig op het moment van de meting.

Het waterpeil (in m TAW) werd bepaald uit de naburige getijmeetstations. Uit de ADCP-metingen worden de bodemdieptes aan de staalnamepunten afgeleid en worden omgezet naar een absoluut bodempeil (in m TAW) met behulp van de geregistreerde waterdiepte in de nabijgelegen getijstations op het moment van de staalname. Voor de jaren voor 2011 is de bodemdiepte op de meetlocaties niet exact gekend. Daarom wordt voor alle metingen die zijn uitgevoerd voor 2011 het gemiddelde gemeten bodempeil uit de jaren 2011 en 2012 aangenomen als bodempeil. In de Beneden-Zeeschelde (tot ca. Antwerpen) zijn verdiepingen van de Schelde uitgevoerd in 1970, 1995 en 2010; deze worden hier dus niet in rekening gebracht omdat er geen dieptemetingen beschikbaar waren op de locaties van de staalnames.

Nadat de volledige tijdreeks was opgesteld van het bodempeil en het waterpeil op elke meetlocatie, werd voor elk staal de relatieve afstand boven de bodem bepaald. Het is duidelijk dat er een onzekerheid is over zowel het waterpeil als het bodempeil op het moment van de staalname, wat zorgt voor een onzekerheid op de relatieve diepte van elk genomen staal.

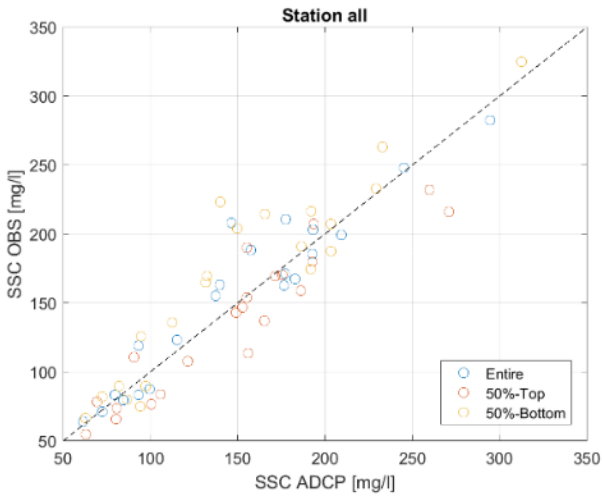
Vooraleer dat de dataset werd gehomogeniseerd, werd deze onderworpen aan een visuele kwaliteitscontrole. Uitschieters, gedefinieerd als metingen die meer dan tien maal de interkwartielafstand boven de 75ste percentiel liggen van alle metingen op een bepaalde meetlocatie, werden verwijderd.

Sinds 2011 wordt zwevende stof in de waterkolom ook bepaald aan de hand van ADCP-metingen. De dataset van ADCP-metingen zijn geanalyseerd op dezelfde manier als de dataset van de eigenlijke dieptestalen.

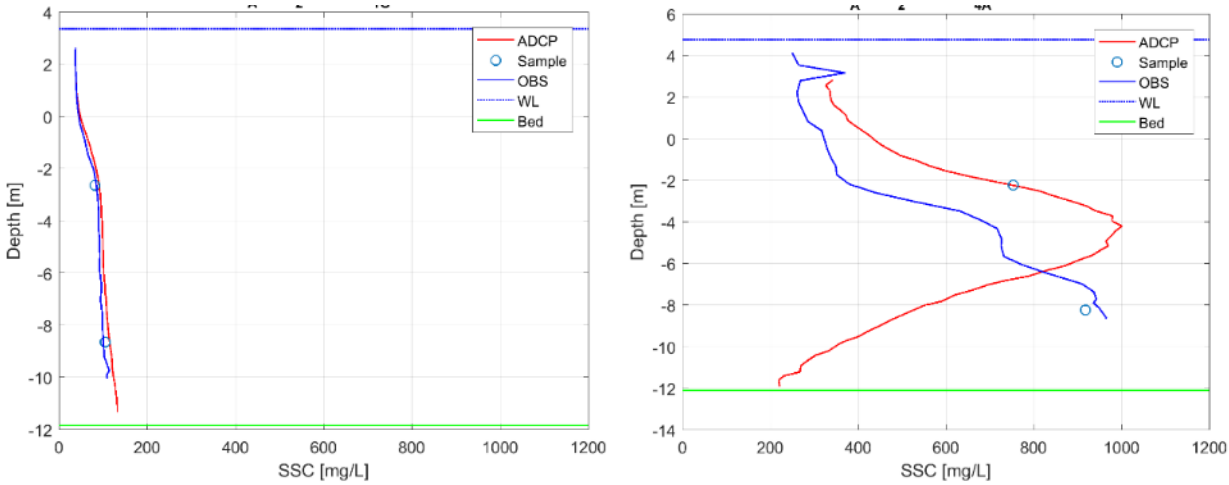
In vorige OMES rapportages werd aangetoond dat er een correlatie bestaat tussen troebelheid en zwevende stof. Gezien dat er sinds 2015 ook troebelheidsdata wordt verzameld over de diepte, kunnen deze profielen bijkomende informatie geven over zwevende stof over de diepte. De bijkomende optische meettechniek kan vergeleken worden met de dieptestalen en akoestische meettechniek (ADCP-profielen). Figuur 2.11 en Figuur 2.12 illustreren een vergelijking van de verschillende meettechnieken. Beide meettechnieken vertonen in het algemeen een gelijkaardig gedrag en zijn de dieptegemiddelde data van dezelfde grootteorde. De variatie tussen de verschillende technieken neemt toe met de sedimentconcentratie (Figuur 2.11). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat bij hoge

concentraties het gehalte aan zwevende stof in de waterkolom zeer variabel is in tijd. Zo worden de dieptestalen genomen op een bepaald moment in de tijd terwijl de ADCP-profielen, en in mindere mate de troebelheidsprofielen, een gemiddelde zijn over de tijd. Dit kan een verschil in de diepteprofielen geven tussen de verschillende meettechnieken. In Figuur 2.11 is het jaargemiddelde van meetjaar 2015 tussen beide meettechnieken vergeleken waar de gemiddelde afwijking +/- 20 mg/l bedraagt.

Daarenboven zijn de ADCP- en de troebelheidsmetingen 2 verschillende meettechnieken (resp. akoestisch en optisch) die gevoelig zijn voor bepaalde en andere randeffecten. De verwerkings- en omzettingsmethode naar zwevende stofconcentraties zullen hierdoor ook verschillen (zoals hierboven beschreven). Zo dooft bijvoorbeeld het akoestisch signaal uit in de diepte ten gevolge van water- en sedimentabsorptie. In de Sediview-software wordt deze signaaluitdoving gecompenseerd maar bij hoge concentraties (groter dan 400 mg/l) en met een sterke gradiënt wordt deze soms onvoldoende gecompenseerd. Hierdoor kunnen de concentraties artificieel afnemen over de diepte. In Figuur 2.12 wordt een extreem voorbeeld geïllustreerd aan meetlocatie Antwerpen tijdens meetcampagne 12-2015.



Figuur 2.11: Een cross-plot tussen de zwevende stofprofielen van troebelheid (OBS) en ADCP voor jaargemiddelde over een volledige profiel (entire), bovenste helft (50%-top) en onderste helft (50%-onder) voor alle stations.



Figuur 2.12: Diepteprofielen van zwevende stof op basis van staalname, ADCP (akoestisch) en troebelheid (optisch) aan station Grens (links) en Antwerpen (rechts) voor meetcampagne 12-2015.

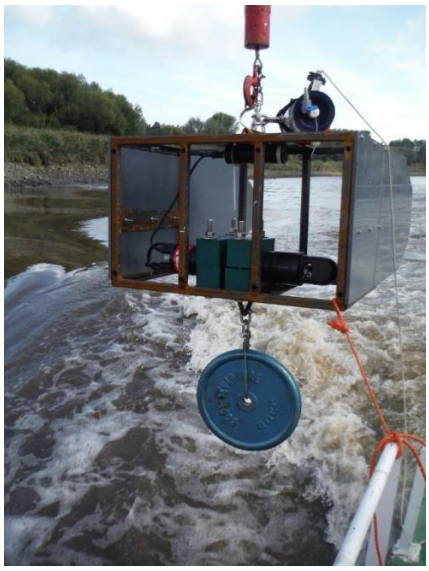
2.5.6 Vlokvorming

Sinds 2009 is het gedrag van zwevende stof in de Schelde gewijzigd, met een verhoogde troebelheid en nieuwe turbiditeitsmaxima. Om meer inzicht te krijgen in dit fenomeen, worden sinds najaar 2017 een aantal extra parameters opgevolgd. Het betreft in situ metingen van vlokgrootte, labo analyse van partikelgroottes en bepaling van biomoleculen met vlokvormende eigenschappen. Dergelijke biomoleculen kunnen uitgescheiden worden door algen, maar ook door bacteriën. Daar is naast monitoring van algen, sinds 2021 ook een monitoring van de bacteriële biomassa opgenomen in het meetprogramma.

2.5.7 In situ meting van vlokgrootte

Het meten van vlokgrootte dient in situ te gebeuren: vlokken breken immers snel af, bij staalname en transport, waardoor de vlokken niet meer correct te meten zijn bij aankomst in een labo. Daarom wordt tijdens de OMES-vaarten het meetframe dat uitgerust is met instrumenten om zwevende stof te registreren, aangevuld met een LISST-instrument (LISST-200X van Sequoia). Een LISST is een meetinstrument dat de vlok- of korrelgrootte van zwevende stof in de waterkolom registreert aan de hand van laserdiffractie. Het meet vlokgroottes tussen 1.0 en 500µm op. Daarnaast registreert het instrument de sedimentconcentraties in volume, de diepte (via een druksensor) en de watertemperatuur.

De Optical Path Reduction Module is voorzien om een kwaliteitsvolle korrelgrootteverdeling te meten bij hoge zwevende stofconcentraties die voor komen in het Schelde-estuarium. Voor elke maandelijkse meetcampagne of 13-uursmeting wordt het LISST-instrument gereinigd en de achtergrondwaarde wordt bepaald met de ‘background test Chamber’. Hierdoor worden mogelijke meetfouten zoveel als mogelijk beperkt of vermeden



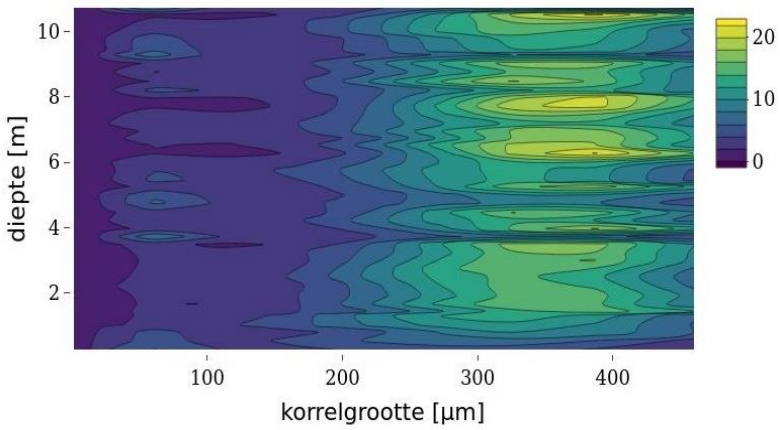
Figuur 2.13: De LISST-200X van Sequoia bevestigt in een meetframe die uitgerust is met stroomgeleiders

Tijdens het meten wordt het LISST-instrument in een speciaal ontworpen meetframe geplaatst dat voorzien is van stroomgeleiders (Figuur 2.13). De stroomgeleiders zorgen er voor dat de stroming met sedimentpartikels of vlokken zich mooi doorheen de meetcel van de LISST verplaatst en de korrelverdeling correct wordt bepaald. Het frame is tevens uitgerust van de nodige ankerpunten om een gewicht of kraan in te haken. Het gewicht is nodig om het frame verticaal te kunnen laten zakken tijdens een profielmeting bij sterke stromingen. Bij een meetstation of tijdens een 13-uursmeting wordt telkens de LISST neergelaten om een profiel op te nemen aan 1 meting per seconde. Op de diepte waar een waterstaal wordt genomen, worden meerdere metingen genomen en uitgemiddeld. Dit verhoogt de kwaliteit van de LISST-meting en is een betrouwbare meting om deze te vergelijken met laboresultaten van de genomen waterstalen.

De LISST is ook uitgerust van een druksensor om de diepte tijdens een meting te registreren. De druksensor wordt volgens de kwaliteitshandboek van IMDC op regelmatige tijdstippen gecontroleerd om de correctheid te verifiëren in een testopstelling waar de diepte gekend is. Dit is bij ingebruikname van de sensor na aankoop en herstelling, en bij een jaarlijkse controle. Om te anticiperen op mogelijke problemen van de druksensor, wordt de interne klok van het LISST-instrument vooraf de meting gesynchroniseerd met de klokken van de andere gebruikte druksensoren (bijvoorbeeld van turbiditeitsmeter) en wordt de instrumenten op een gekende afstand van elkaar geplaatst in het meetframe. Bij defect van de druksensor kan de drukwaarden eventueel vervangen worden door andere drukwaarden. Zo wordt de kans op niet-bruikbare data verkleind. Als referentietijd wordt er steeds GPS-tijd gebruikt voor al de gebruikte meetapparatuur om verwarring tijdens de verwerking te vermijden.

Tijdens de maandelijkse monitoringscampagnes zal de LISST niet enkel op de in het bestek voorgeschreven meetstations worden ingezet maar op elk station. Dit zorgt ervoor dat voor elk meetstation een (vlok)meting beschikbaar is en een ‘surface plot’ van het Schelde-estuarium kan worden opgesteld. Hierdoor zullen fenomenen/evoluties duidelijker zichtbaar zijn of sneller bevestigd worden, en de koppeling met zwevende stof verééénvoudigen.

Deze metingen zullen verwerkt worden tot korrelgroottediagrammen met weergave van mediaan en percentielen. Deze metingen geven dus een beeld van de grootte van de partikels, in situ. Een voorbeeld van een LISST 200x volume particle size distribution profiel is getoond in Figuur 2.14.



Figuur 2.14 Volume particle size distribution als functie van de diepte te Antwerpen op 9/4/2018.

2.5.8 Labo analyse van partikelgrootte

De LISST metingen geven de grootte van deeltjes in situ weer. Deze metingen op zich geven echter geen informatie over de mate van vlokvorming. Daarvoor is ook informatie nodig over de grootte van de partikels waaruit de vlok is samengesteld. Hiervoor moeten stalen genomen worden, bij de LISST meting, voor de bepaling van partikelgrootte, nadat vlokken zijn gebroken. Deze partikelgrootte wordt uitgevoerd in labo-omstandigheden met een Malvern Mastersizer 2000 laserdiffractietoestel. Vlokken worden opgebroken door roeren en een ultrasoon behandeling. Zo wordt de grootte van de partikels waaruit de vlokken zijn samengesteld opgemeten. Deze partikels bestaan voor een groot deel uit minerale partikels, maar ook uit een organische fractie. Voor de bepaling van de minerale korrelgrootte, wordt het organische materiaal (en ook ijzeroxiden) verwijderd door een behandeling met waterstofperoxide en zoutzuur. Vervolgens wordt weerom de korrelgrootte bepaald via laserdiffractie met een Malvern Mastersizer 2000.

2.5.9 Bepaling vlokvormende biomoleculen

Vlokvormende biomoleculen worden op een subset aan stations bepaald. Het gaat om volgende stations: Liefkenshoek, Kruibeke, Weert (voorheen Lippenbroek), Dendermonde, Schellebelle, Melle, Boom, Beneden Nete, Dijle (estuarien). Deze selectie betreft stations aan de continue meetposten, aangevuld met Dijle en Nete. Deze worden jaarrond maandelijks bemonsterd om ook seizoenale schommelingen te bestuderen. Elke meting wordt in drievoud uitgevoerd.

Twee types metingen zullen uitgevoerd worden, nl. TEP concentraties en opgeloste koolhydraat concentraties (mono-, oligo- en polysacchariden). TEP staat voor 'transparent exopolymeric particles'. Dit zijn hydrogels bestaande uit zure polysacchariden die een belangrijke rol spelen in estuariene en mariene milieus omdat ze door hun klevende eigenschappen de vorming en sedimentatie van aggregaten bevorderen. Opgeloste koolhydraten worden o.m. geproduceerd door algen en maken een belangrijke fractie van de opgeloste koolstof uit (tot 50%). Deze moleculen zijn belangrijk als precursoren van TEP.

TEP

Voor de analyse van Transparante Exopolymere Partikels (TEP) wordt het protocol van Passow & Alldredge (1994) gevolgd. Substalen worden op de 9 stations met behulp van een glazen recipiënt genomen (om adhesie van TEP aan plastic containerwanden te vermijden). 20ml water wordt bij lage druk (<130mbar) gefilterd over een 0.4 µm Nucleopore filter. De filter wordt kort (<4s) gekleurd met 1

ml van een 0.02% waterige oplossing van Alcian Blue en 2x gewassen met 1ml ultrapuur water om overtollige kleurstof te verwijderen. De filters worden in vloeibare stikstof bewaard en getransporteerd naar het laboratorium waar ze opgeslagen worden bij -80°C tot analyse. Voor elk staalnamepunt worden steeds drie replicate filters gemaakt. Per staalname dag worden ook drie blanco filters gefiltreerd. Dit door 20ml ultrapuur water op dezelfde wijze te behandelen als de waterstalen. De gemeten absorbantiewaarden van de waterstalen wordt in mindering gebracht met de gemiddelde absorbantiewaarde van de drie blanco stalen. Analyse gebeurt binnen de vier maanden in batch.

De ingevroren filters worden overgebracht naar bruine glazen flesjes (8ml) die op voorhand met zuur (HCl) gewassen en verhit (450°C gedurende 3hr) zijn. Vervolgens wordt 6ml H_2SO_4 (78%) toegevoegd en gedurende 15" gemengd met een vortex. Daarna worden de stalen zacht geschud gedurende 1h30' (200 rpm). Nadat de stalen gedurende 20' gerust hebben, worden ze gedurende 10' gecentrifugeerd bij 1000 rpm. Vervolgens wordt 1 ml van het supernatans in een well plaat overgebracht en de absorptie bij 787 nm gemeten met een Cytation 3 Plate Reader. Via een ijklijn opgemaakt aan de hand van Xanthaan gom (Nosaka et al. 2017) wordt de absorptie van de TEP stalen vervolgens omgerekend naar µg Xanthaan gom/L) en per staalnamepunt weergegeven als gemiddelde met standaarddeviatie.

Mono-, oligo- en polysacchariden

Voor de analyse van mono-, oligo- en polysacchariden (die belangrijke precursoren van TEP zijn) wordt de methode van Myklestad et al. (1994) gevolgd. Op alle hierboven vermelde stations wordt 30 ml water gefilterd over een GF/F filter (0.7µm pore size), het filtraat wordt overgebracht in een zuurgewassen (10% HCL) glazen recipiënt en bewaard in een koelbox. Bij aankomst in het laboratorium worden de flessen ingevroren bij -20°C tot verdere analyse.

Voor de analyse van totale saccharide wordt 4ml filtraat en 0.4ml 1M HCL in een reactiefles gemengd en gedurende 1hr bij 150°C verhit. Na afkoeling wordt het zuur geneutraliseerd door toevoeging van 0.4 ml 1 M NaOH. Daarnaast wordt D-glucose gebruikt om een ijklijn op te stellen. Voor de analyse wordt 1ml van hetzij het filtraat (mono- en oligosacchariden), het met zuur gehydrolyseerd filtraat (totale saccharide), of D-glucose (ijklijn) in een amber glazen vial overgebracht. Bij elke vial 1ml kalium ferricyanide (0.7mM) toegevoegd en gedurende 15' verhit bij 100°C. Na afkoeling wordt 1ml ferric chloride (2mM) en 2 ml TPTZ 2,4,6-tripyridyl-s-triazine 2.5mM toegevoegd en gedurende 30'' gemengd met een vortexmixer. Na 30' wordt uit elke amber vial 1ml gepipetteerd in een well-plate. De absorbanties worden gemeten bij 595nm met een Cytation 3 Plate Reader. Alle metingen gebeuren in duplicaat.

De concentratie van de totale saccharide en de oligo-en monosacchariden worden berekend met behulp van een ijklijn op basis van 5 verdunningen van D-glucose in water. De hoeveelheid polysacchariden worden verkregen door de totale hoeveelheid saccharide te verminderen met de hoeveelheid oligo-en monosacchariden. De hoeveelheid wordt uitgedrukt in µmol glucose-C/l.

2.5.10 Bepaling bacteriële biomassa

Op stations Liefkenshoek, Kruibeke, Weert (voorheen Lippenbroek), Dendermonde, Schellebelle, Melle, Boom, Beneden Nete, Dijle (estuarien) wordt 25 ml filtraat, resulterende uit het filtreren van staalnamewater over een planktonnet met een maaswijdte van 100 µm, in een Falcon buis van 50 ml gebracht. Het staal wordt gefixeerd door 25 ml ETOH toe te voegen aan het 25 ml filtraat. Per staalnamepunt wordt er ook steeds een duplicaatstaal genomen. Tijdens het transport worden de stalen bewaard bij c. 4 °C. In het laboratorium worden de stalen gecentrifugeerd en vervolgens wordt het supernatant verwijderd tot er slechts 1 ml overblijft. Deze 1 ml wordt gepipetteerd in een eppendorf buisje en wordt bewaard bij -20 °C tot het staal geanalyseerd wordt met de Imaging Flow Cytometer.

De bacteriële biomassa wordt bepaald door gebruik te maken van een ImageStream®X Mk II Imaging Flow Cytometer voorzien van optische vergrotingen 20x, 40x, 60x en lasers met golflengtes 405nm, 488nm, 642nm en 785nm. Dit toestel combineert de beste eigenschappen van de meer traditionele technieken fluorescentie microscopie en flow cytometrie. Hierdoor kan naast de intensiteit van het fluoresentie signaal ook gebruik gemaakt worden van de microscopische beelden (max. 6 beelden/object aan een doorvoersnelheid van c. 2000 objecten/s) om vb. morfometrische eigenschappen te bepalen en vrijlevende en partikel-geassocieerde bacteriën te onderscheiden, dit zowel voor het fluorescentie signaal als het helder veld microscopisch beeld. Nucleïnezuur kleuring gecombineerd met flow cytometrie is een veel toegepaste techniek voor differentiatie en kwantificatie van bacteriepopulaties (Li et al., 1995, Gasol & del Giorgio, 2000, Lebaron et al., 2001, Brown et al., 2019) en wordt ook gebruikt om bacteriële populaties in aquatische ecosystemen te bestuderen (Porter et al., 1996, Gasol et al., 1999, del Giorgio & Bouvier 2002, Shapiro, 2003). De kleuring en behandeling van de stalen hieronder beschreven zijn gebaseerd op protocollen in Brown et al., 2019, del Giorgio et al. 1996 en del Giorgio & Bouvier 2002.

De stalen zoals voorbereid in §2.2 worden enkel verdund indien de densiteit van het aantal aanwezige partikels te groot zou zijn om de correcte werking van de image flow cytometer te garanderen. Vervolgens wordt er SYTO 13 aan elk staal toegevoegd tot een eindconcentratie van 2.5 µM. (in geval van detectieoverlap, vb interferentie met diverse organische materialen, kunnen er ook alternatieve kleuringen (o.a. SYBR Green, DAPI) gebruikt worden gezien hun signaal ook gedetecteerd kan worden met de gebruikte image flow cytometer). De stalen worden vervolgens gedurende 10 sec. gevortext, 10 min. bij kamertemperatuur in het donker geïncubeerd en vervolgens gelopen in de image flow cytometer. Bij deze analyse wordt de data van min. 20000 fluorescerende objecten geregistreerd voor elke run. Hierbij wordt alle data bewaard (microscopische beelden en flow cytometer specifieke gegevens) dit zowel voor helder veld, fluorescentie bij 488nm (DNA/RNA) en 642nm (vb. autofluorescentie chloroplast aanwezige microalgen) voor verdere analyse. Bij de data analyse door middel van het softwarepakket IDEAS® worden regionen en populaties zo gekozen dat er een onderscheid kan gemaakt worden tussen aantallen vrijlevende en partikel (abiotisch en/of biotisch) geassocieerde bacteriën en worden de bacteriën op basis van fluorescentie intensiteit en morfometrische parameters ingedeeld in verscheidene klassen. Door de verschillende beelden per geanalyseerd object te combineren (virtuele stack) is het eveneens mogelijk om de positie van de partikel geassocieerde bacteriën te visualiseren.

2.6 Monitoring Plankton en Fytobenthos

2.6.1 Totaal chlorofyl a en andere pigmenten

Substalen voor chlorofyl a en andere pigmenten komen uit hetzelfde schepstaal dat voor waterkwaliteit werd genomen. Onmiddellijk na het nemen van een schepstaal met een voorgespoelde emmer wordt een zo groot mogelijk volume water over een 25 mm diameter GF/F glasvezel filter gefilterd met als doel een zo hoog mogelijke gevoeligheid en nauwkeurigheid te kunnen bereiken. Per station worden twee replicate filters gemaakt. De filters worden in het veld ingevroren in vloeibare stikstof zodat afbraak van het chlorofyl a (~ fytoplankton biomassa) en andere pigmenten vermeden wordt. Na transport naar het labo worden de filters in het donker bij -80°C bewaard, eveneens om afbraak van pigmenten te vermijden. De pigment analyses zullen tweemaandelijks in batches van een 30-tal analyses gebeuren.

Pigmenten van fytoplankton verzameld op de filters worden geëxtraheerd door ze gedurende 15’ in een gekoeld ultrasoonbad te soniceeren in 10 ml 90% aceton gevolgd door 12 uur incubatie bij 4°C.

De hoeveelheid van de verschillende pigmenten in de extracten wordt gemeten aan de hand van HPLC ('High Performance Liquid Chromatography'), volgens de methode van Van Heukelem & Thomas (2001). Deze methode laat toe om de verschillende pigmenten te scheiden en afzonderlijk te kwantificeren, na kalibratie van het toestel met pigmentstandaarden. Bij elke run wordt het toestel opnieuw gekalibreerd aan de hand van deze standaarden, wat een nauwkeurige identificatie en kwantificatie van de verschillende pigmenten toelaat (uitgedrukt in µg/L). De gebruikte methode is erg gevoelig en laat toe concentraties lager dan 0.1 µg/l nauwkeurig te meten (afhankelijk van het volume dat gefilterd kan worden (limiterende factor hiervoor is de hoeveelheid gesuspendeerd sediment dat filters kan verstoppen, gewoonlijk > 250 ml in het Schelde estuarium). Aan de hand van de pigmentsamenstelling en concentratie wordt een goed beeld bekomen van de structuur van het fytoplankton (relatieve biomassa van de belangrijke groepen microalgen), alsook van de fysiologische toestand van het fytoplankton (aanwezigheid en abundantie van bepaalde accessorische pigmenten en afbraakproducten van pigmenten).

2.6.2 Fytoplankton

Monsters voor de bepaling van de fytoplankton samenstelling zullen maandelijks op alle stations ingezameld worden. De bemonstering zal simultaan gebeuren in samenspraak met de uitvoerders van de andere percelen. Een monster van 100 ml wordt gefixeerd met Lugol en in het donker bewaard. Postfixatie gebeurt in het laboratorium door toevoeging van 2.5 ml formaldehyde (eindconcentratie 2%).

De analyse van fytoplanktonsamenstelling zal gebeuren voor een subset van 11 stations waarvoor reeds fytoplanktondata beschikbaar zijn voor een periode van 20 jaar (Antwerpen, Temse, Dendermonde, Uitbergen/Schellebelle, Boom, Beneden-Nete, Dijle (tidaal), Haven, Grote Nete, Dender, Bovenschelde), en voor drie stations (Lillo, Kruibeke, Weert) waar sinds recent continue metingen van omgevingsparameters worden uitgevoerd.

Een volume van 10-25 ml word gekleurd met Bengaals roze en in een telkamer gebracht waar het fytoplankton gedurende 24 uur bezinkt. Met behulp van een omgekeerd lichtmicroscoop (vergrotingen 10x 20x, 10x40 en 10x100x) wordt het fytoplankton waar mogelijk tot op soortsniveau geïdentificeerd. 400 cellen of kolonies worden geteld en de biovolumes worden bepaald volgens de formules van Hillebrand et al. (1999). Deze biovolumes worden vervolgens aan de hand van gepubliceerde regressies (Menden-Deuer & Lessard 2001) omgerekend naar biomassa (µg C).

De microalgen worden ingedeeld in diatomeeën en niet-diatomeeën. Hiertoe worden bijkomende analyses uitgevoerd aan de hand van geoxideerd materiaal (door behandeling van substalen met waterstofperoxide en het maken van vaste preparaten in Naphrax) met behulp van lichtmicroscopie (interferentie contrast) of rasterelektronenmicroscopie, dit om de structuur van de celwand beter te kunnen waarnemen en nauwkeurige identificatie toe te laten. Daarnaast zal bijzondere aandacht besteed worden aan de detectie van plaagalgen (vb toxische cyanobacteriën), wiens aanwezigheid zal bevestigd worden aan de hand van moleculaire technieken. Op basis van literatuurgegevens en uitgaande van hun verspreidingspatronen in het estuarium worden de verschillende soorten ook ingedeeld als brakwatersoorten of zoetwatersoorten. Voor deze indeling zal gebruik gemaakt worden van literatuurgegevens betreffende de verspreiding van fytoplankton in het Schelde-estuarium (bvb. Muylaert & Sabbe 1999, Muylaert et al. 2000, Amadei Martinez et al., in prep.) en nieuw verzamelde data. Vervolgens wordt de totale biomassa van de categorieën brakwater diatomeeën, ander brakwaterfytoplankton, zoetwaterdiatomeeën en ander zoetwaterfytoplankton berekend door de biomassa's van alle soorten in deze categorieën op te tellen. De uiteindelijke resultaten van de analyses zullen worden uitgedrukt in µg C l^{-1}. Het totale fytoplankton is de som van deze vier categorieën.

De nauwkeurigheid van de analyse zal nagegaan worden door de totale fytoplanktonbiomassa bepaald aan de hand van celtellingen en biovolume-metingen te vergelijken met de concentratie totaal chlorofyl a. Indien beide analyses goed uitgevoerd zijn moet een goede correlatie worden waargenomen. Indien een afwijkende pigmentsamenstelling wordt waargenomen in andere stalen, dan zullen deze stalen ook microscopisch onderzocht worden.

2.6.3 Microfytobenthos

Monsters voor microfytobenthos zullen van op het land worden ingezameld op vijf slikken langs het Schelde estuarium tussen de Nederlands-Belgische grens en Gent (Figuur 2.2). Van iedere getijde plaat wordt op 3-5 verschillende plaatsen stalen genomen op een transect loodrecht op de waterlijn en binnen de hoog- en laagwaterlijn. Bij iedere staalname worden drie replicaten genomen en gepoold om kleinschalige variatie te voorkomen. Tijdens de staalname wordt de bovenste 2 mm sediment *in situ* bevroren met behulp van vloeibare stikstof en bemonsterd met een contact core. De bevroren stalen worden vervolgens in vloeibare stikstof bewaard tijdens het veldwerk en daarna bewaard bij -80°C tot aan analyse.

De analyses zullen in batches van een 45-tal monsters uitgevoerd worden en dit binnen de 3 maand na inzameling. Voor analyse wordt het sediment eerst gevriesdroogd om overtollig water te vermijden. Vervolgens worden de pigmenten uit het equivalent van ongeveer 1 ml sediment geëxtraheerd in 5 ml 90% aceton door sonnicatie met een tip-sonnicator gevolgd door 2 uur incubatie bij 4°C. Het extract wordt gefilterd over een 0.2 µm filter om partikels uit het extract te verwijderen.

De analyse gebeurt aan de hand van HPLC volgens dezelfde methode als voor de bepaling van totaal chlorofyl a, behalve dat in dit geval ook andere pigmenten bepaald zullen worden. Naast chlorofyl a, dat een maat geeft voor de totale biomassa van het microfytobenthos, zullen ook concentraties aan accessorische pigmenten bepaald worden. Deze geven een idee over de bijdrage van verschillende taxonomische groepen tot het microfytobenthos. Zo zal de concentratie aan chlorofyl c en fucoxanthine bepaald worden als indicatoren voor diatomeeën en chlorofyl b en luteïne als indicatoren voor groenwieren. Andere pigmenten die eventueel in hoge concentraties voorkomen en die een mogelijke indicatie kunnen geven over de samenstelling van het microfytobenthos zullen ook bepaald worden.

De gevoeligheid van deze methode is lager dan 0.2 µg pigment per ml sediment.

2.6.4 Fytoplankton koolstof/chlorofyl ratio

Aan de hand van de ^{13}C isotopische samenstelling van POC en DIC, kan de fytoplankton koolstof biomassa bepaald worden, waaruit vervolgens de koolstof/chlorofyl ratio wordt afgeleid. Organisch koolstof in het estuarium bestaat immers uit een mengsel van allochtoon materiaal (afkomstig uit afvalwater, terrestrische planten, enz.) en in-situ geproduceerd materiaal – namelijk fytoplankton biomassa. Beiden worden gekenmerkt door verschillende $\delta^{13}C$ isotopische samenstelling. De karakteristieke $\delta^{13}C$ waarde van allochtoon organisch koolstof ($\delta^{13}C\text{-}POC_{all}$) in het estuarium kan het best geschat worden door de $\delta^{13}C$-POC waarden te nemen van instromend water in de winter, wanneer er geen fytoplankton groei mogelijk is. Hierbij maken we de hypothese dat er in de winter geen fytoplankton in het water is en dat POC 100% afkomstig is van allochtoon materiaal.

De $\delta^{13}C$ samenstelling van fytoplankton materiaal daarentegen kan berekend worden vanuit de $\delta^{13}C$-DIC. Opgelost anorganisch koolstof (DIC) dient immers als substraat voor fytoplankton, en wordt via fotosynthese omgezet in particulair organisch koolstof (POC). Wanneer fytoplankton DIC opneemt, is er een voorkeur om het lichtere isotoop (^{12}C) te gebruiken waardoor de nieuw gemaakte organische

koolstof (POC) "lichter" is dan het substraat (DIC). Het verschil tussen de isotopische samenstelling van het substraat (DIC) en het product (POC_{phy}) wordt de isotoop fractionatie factor ($\varepsilon_{POC\text{-}DIC}$) genoemd (eq.1). In de Schelde werd deze factor geschat door Van den Meersche et al (2009) voor diatomeeën en groenalgen – de voornaamste fytoplankton groepen in de Schelde.

DIC → POC_{phy} $\varepsilon_{POC\text{-}DIC} = \delta^{13}C\text{-}POC_{phy} - \delta^{13}C\text{-}DIC$ (eq.1)

met $\varepsilon_{POC\text{-}DIC}$ = -25.28 ± 1.95 ‰ voor diatomeeën

$\varepsilon_{POC\text{-}DIC}$ = - 31.78 ± 2.34 ‰ voor groenalgen

Na identificatie van de dominante fytoplankton populatie (diatomeeën of groenalgen), kan vervolgens voor een zekere zone en periode, de karakteristieke $\delta^{13}C$ waarde van fytoplankton POC ($\delta^{13}C\text{-}POC_{phy}$) in de Schelde geschat worden via de $\delta^{13}C$-DIC van instromend water min $\varepsilon_{POC\text{-}DIC}$ (‰) tijdens de groeiperiode.

Eens $\delta^{13}C\text{-}POC_{phy}$ (δ_{phy}) en $\delta^{13}C\text{-}POC_{all}$ (δ_{all}) bepaald is, kunnen we de relatieve proportie van fytoplankton en allochtoon materiaal berekenen uit de gemeten $\delta^{13}C$-POC (δ_{POC}) via een "mixing" vergelijking met twee end-members (fytoplankton POC en allochtoon POC) (eq.2)

$POC_{phy} \times \delta_{phy} + POC_{all} \times \delta_{all} = POC \times \delta_{POC}$ met $POC = POC_{phy} + POC_{all}$ (eq.2)

Hieruit kunnen we de relatieve proportie van fytoplankton POC (R_{phy}) berekenen (eq.3)

$R_{phy} = POC_{phy} / POC = (\delta_{POC} - \delta_{all}) / (\delta_{phy} - \delta_{all})$ (eq.3)

Uit de gemeten POC-waarden en de R_{phy} kan vervolgens de absolute fytoplankton koolstof biomassa bepaald worden.

2.6.5 Pelagische primaire productie in het estuarium

Staalname voor de monitoring van primaire productie tijdens de vaartochten in het estuarium (pelagische primaire productie in functie van diepte) wordt uitgevoerd door UAntwerpen (zie 2.1.1) op volgende stations: Grens, Liefkenshoek, Antwerpen, Kruibeke, Temse, Lippenbroek, Dendermonde, Appels, Uitbergen, Schellebelle en Melle in de Zeeschelde, en de stations Beneden-Nete, Dijle (estuarien) en Boom in het Rupelbekken en Tielrode op de Durme. Stalen worden de dag van staalname zelf geanalyseerd in de labo's van de UAntwerpen.

Incubaties van stalen worden uitgevoerd in een incubator in een lichtgradiënt variërend van 0 tot 800 µmol photons m^{-s} s^{-1} zoals beschreven door Kromkamp en Peene (1995). De stalen worden gedurende ongeveer 2 uur geïncubeerd *in duplo* bij *in situ* temperaturen na toediening van een geringe hoeveelheid radioactief $NaH^{14}CO_3$ (bicarbonaat), en van elk monster wordt via een geautomatiseerde potentiometrische titratie de totale hoeveelheid opgelost CO_2 bepaald. Hierdoor kan de specifieke activiteit worden berekend. Tijdens de incubatie worden de stalen langzaam geroteerd (3 Hz) om bezinking in de incubatiebuizen te voorkomen. De lichtintensiteit in de buizen wordt bepaald met behulp van een gekalibreerde sferische PAR (400 nm - 700 nm) sensor.

Na incubatie worden de stalen gefilterd en de filters worden minimaal 1 uur geïncubeerd in een damp van zoutzuur om niet gebonden radioactief bicarbonaat te verwijderen. Vervolgens wordt de radioactiviteit van de filters na toediening van een telvloeistof gemeten m.b.v. een scintillatieteller, waarbij een correctie voor quenching plaatsvindt. De donkerwaarden worden van de lichtwaarden afgetrokken om te corrigeren voor mogelijke bijdrage van chemo-autotrofe bacteriën.

De gemeten radioactiviteit wordt vervolgens omgerekend naar de gefixeerde hoeveelheid CO_2 (mg/L/uur), met gebruikmaking van de specifieke activiteit. Door de data nu te fitten als een functie

van de lichtintensiteit wordt een fotosynthese–lichtcurve (P-E) verkregen, waarbij de data worden genormaliseerd per mg chlorofyl-a (chl *a*). Uit de verkregen fit kunnen dan de belangrijke parameters P^B_{max} (mg C (mg chl *a*)$^{-1}$ uur^{-1} , de maximale fotosynthesesnelheid, en *α*, een maat voor de fotosynthese efficiëntie (mg C (mg chl *a*)$^{-1}$ uur^{-1})(µmol photons m^{-s} s^{-1})$^{-1}$) worden verkregen. In eerste instantie zullen de data worden gefit m.b.v. (Eilers and Peeters 1988):

$$P^B = \frac{E}{(a * E^2 + b * E + c)}$$

E is de lichtintensiteit en a, b en c zijn fitconstantes. Hierbij is P^B_{max} *1/(2+√(ac)* en *α = 1/c*.

De primaire productie is nu de integratie over de hoeveelheid chl*a* per diepte-interval (aangeleverd via Perceel 1, basis waterkwaliteit), de lichtintensiteit en de fotische diepte, d.w.z. de diepte tot waarin nog fotosynthese mogelijk is, in dit onderzoek genomen als de 1% diepte van het licht aan het oppervlak. Als de fotische diepte groter is dan de werkelijke diepte wordt de laatste genomen. De lichtintensiteit E wordt berekend uit de diffuse lichtextinctiecoëfficient k_d (m^{-1}):

$$E_z = E_0 e^{-k_d * z}$$

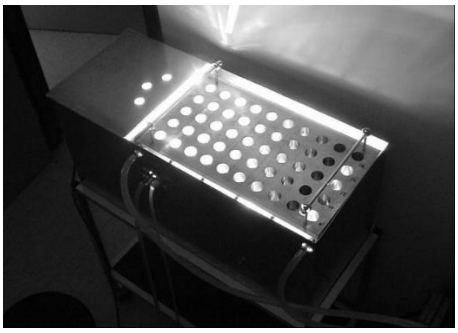
E_z en E_o zijn de lichtintensiteiten op diepte *z* en aan het oppervlak respectievelijk. Hierbij zullen gemiddelde uurwaarden worden gebruikt voor E_o. De totale kolom productie is dus:

$$P_z = [chl\ a] \int_{oppervlak}^{fotische\ diepte} (P^B)$$

De dagelijkse primaire productie kan nu worden verkregen door de als boven berekende primaire uurproductie (mg C m^{-2} uur^{-1}) te herhalen voor ieder uur van de dag en vervolgens deze uurproducties te sommeren tot een dagproductie (mg C m^{-2} dag^{-1}).

2.6.6 Primaire productie microfytobenthos (benthische primaire productie)

Voor het microfytobenthos (bentische of bodemlevende microalgen) wordt uitgegaan van 4 stations en 6 tijdstippen. Voor het microfytobenthos wordt de techniek gebruikt zoals beschreven in Barranguet & Kromkamp 2000; Barranguet et al. 1998; Kromkamp & Forster 2006. Hiertoe zullen per station 3 random genomen oppervlakte stalen worden genomen. De bovenste mm van die stalen zullen worden gepooled tot 1 staal. Na verdunning met gefilterd stationswater zal de primaire productie worden bepaald op analoge wijze als de pelagische monsters, gebruik makend van het fotosynthetron (Figuur 2.15). De fotosynthese lichtcurves zullen op dezelfde wijze worden gefit als bij het fytoplankton.



Figuur 2.15 fotosynthetron

2.6.7 Zoöplankton

Tijdens elke campagne worden zoöplanktonstalen genomen, op volgende selectie van stations: Grens, Antwerpen, Kruibeke, Temse, Dendermonde, Schellebelle en Melle in de Zeeschelde, 3 stations in het Rupelbekken (Boom, Beneden-Nete en Dijle (estuarien)), Durme en de boundaries: Bovenschelde en Dender. Via schepstalen wordt 50 liter oppervlaktewater door een 50 µm net gefiltreerd. Het opgevangen zoöplankton wordt in een 200 ml plastiek pot gebracht, binnen de 12 uur verdoofd met spuitwater en uiteindelijk gefixeerd, tot 2021 met formaline (4% eindconcentratie), vanaf 2021 met 90% ethonal. Transport naar 'Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement' (Université Paul Sabatier, Toulouse) gebeurt per verzendingsdienst of gebruik makend van verplaatsingen voor meetcampagnes.

De mesozoöplankton stalen van alle maandelijkse campagnes worden gedetermineerd op het niveau dat een functionele evaluatie van hun rol m.b.t. de bovengenoemde aspecten binnen MONEOS toelaat (voor sommige organismen is dit het soort-niveau, voor andere genus- of orde niveau). Het staal wordt gekleurd met bengaals roze. De abundantie van de verschillende taxa wordt geteld onder binoculair, bij vergroting 20 x 40. Bij nieuw te identificeren soorten of kleine soorten wordt een (omkeer)microscoop gebruikt. De abundantie wordt uitgedrukt in aantal individuen dm^{-3}.

Lengte, drooggewicht en conditie meting van de dominante soort

Integratie van de zoöplanktondata in fytoplankton en systeemmodellen maakt het noodzakelijk om van de dominante soorten het drooggewicht te kennen. Dit zal worden uitgevoerd voor de calanoide copepode *E. affinis*, die sinds 2007 over het gehele OMES traject dominant is (Mialet et al., 2010,2011, Chambord et al., 2016). Voor de andere soorten worden bestaande literatuurgegevens (minimum – maximum) gebruikt.

Voor deze drooggewicht-bepaling worden stalen van groter volume dan de routine stalen genomen: Een 150 µm net wordt enkele minuten tegenstroom buiten boord gehangen, en het verzamelde zoöplankton bewaard als hierboven beschreven.

Om het drooggewicht van *E. affinis* individuen te bepalen, wordt de cephalothorax lengte (Figuur 2.16) van elk individu gemeten onder binoculair. Dit wordt gedaan voor 3 sets van adulte mannetjes en 30 adulte vrouwtjes. Indien voldoende zoöplankton aanwezig is in het staal , kan dit ook voor jongere stadia (copépodiet 1-2 en copépodiet 3-4) worden uitgevoerd. Voor deze stadia zijn echter 80 individuen per set nodig, zodat niet altijd voldoende materiaal in het staal aanwezig is. Elke set wordt in een voor-gewogen aluminium cupje gebracht en gedurende 24 u gedroogd bij 60 °C. Na afkoeling in een dessicator wordt het cupje met staal gewogen. Het drooggewicht wordt uitgedrukt in µg/individu.

Figuur 2.16 Foto van een vrouwtje en mannetje van *E. affinis*. De witte pijl op het vrouwtje geeft de cephalothorax lengte aan.

Omdat de gemiddelde lengte van elke gewogen set gekend is, kan de conditie factor (CF) van de organismen worden uitgerekend: dit is de verhouding drooggewicht/gemiddelde cephalothorax lengte. De drooggewicht-gegevens laten toe de biomassa van de copepoden populatie te integreren in de systeemmodellen. De conditie factor is een goede aanduiding van de fysiologische conditie van de copepoden. In de Seine bv, is gebleken dat de conditie van *E. affinis* beter is in het zoetwater- dan in het brakwater traject (Tackx et al., 2020a).

Determinatie op soort-niveau voor de totale zoöplankton gemeenschap-meso-en microzoöplankton (rotiferen) wordt binnen de MONEOS lange termijn monitoring één maal om de zes à zeven jaar op 4 stations (Grens, Antwerpen/Liefkenshoek, Dendermonde en Uitbergen/Schellebelle) uitgevoerd. Dergelijke analyse uitgevoerd in 2002, 2009 en 2016 heeft aangetoond dat de abundantie en de biodiversiteit van het totale zoöplankton (meso-en microzoöplankton) vooral in het zoetwater-traject gedaald was tussen 2002 en 2009, maar opnieuw gestegen in 2016 (Tackx et al., 2019, Tackx et al., niet gepubliceerd). Deze gedetailleerde tellingen zijn dus een goede maat **voor het meten van de gevolgen van restauratie op de zoöplankton diversiteit en de veerkracht van de planktongemeenschap. Om aan te sluiten bij de bestaande reeks stellen we voor een dergelijke analyse in 2022 uit te voeren.**
De stalen genomen tijdens de maandelijkse bemonsteringen worden hiertoe gebruikt. Een representatief deel van het staal wordt geanalyseerd onder binoculair voor copepoden en cladoceren. Voor de meeste copepode-soorten dient ieder individu gedissecteerd te worden om de soort te kunnen bepalen aan de hand van specifieke morfologische karakteristieken. Dit gebeurt op de volwassen (mannetjes en vrouwtjes) exemplaren. Rotiferen worden onder microscoop op soort gedetermineerd.

De graasactiviteit van meso-en microzoöplankton wordt experimenteel bepaald door het team van het Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement – Université Paul Sabatier in het laboratorium van ECOSPHERE, universiteit Antwerpen. Natuurlijk Schelde water, waarvan een fractie gefiltreerd is op 75 µm (dus zonder of met zeer weinig meso- en microzoöplankton, dit zijn de controleflessen) en een fractie gefiltreerd op 250 µm (dus zonder mesozoöplankton maar met microzoöplankton) wordt geïncubeerd gedurende 24 uur in een rotator, om bezinking van het gesuspendeerd materiaal (inclusief fytoplankton) te vermijden. Aan de helft van de < 250 µm stalen zijn 50 mesozoöplankton individuen per liter toegevoegd (meestal E. affinis). Aan begin en eind van het experiment worden stalen gefiltreerd op GFC filters en onmiddellijk in vloeibare stikstof bewaard. Transport van de stalen naar het laboratorium in Toulouse gebeurt in een cryo-transporter, waarna ze worden opgeslagen bij -80 °C tot analyse. De concentratie aan fytoplankton pigmenten in deze stalen wordt in controle -en grazingflessen bepaald met HPLC. Zodoende wordt enerzijds Chla concentratie gemeten als maat voor de totale fytoplanktonbiomassa, en anderzijds een aantal marker pigmenten (bv. Chc et fucoxanthine voor diatomeeën, luteine voor groenwieren en alloxanthine voor cryptophyten). Doseren van de phaeopigmenten geeft een aanduiding van de concentratie aan afstervend fytoplankton. Het protocol is in detail beschreven in Majdi et al., 2012.

Uit deze concentraties kan de graasdruk uitgeoefend door de microzoöplankton gemeenschap (75 <250 µm) en door de geteste mesozoöplankton organismen op de fytoplanktongemeenschap en eventuele selectie op bepaalde algengroepen worden berekend volgens de formules van Frost (1972). Ook kan de groeisnelheid van het fytoplankton met- en zonder graasdruk van het zoöplankton worden gekwantificeerd. Dit laat toe te evalueren in hoeverre het zoöplankton de groei van het fytoplankton in natuurlijke omstandigheden controleert. Gezien de arbeidsintensiviteit worden graas-experimenten niet elk jaar uitgevoerd. Dit wordt eenmalig in 2022 uitgevoerd in een viertal experimenten in het zoetwatertraject.

3 Klimaat & abiotiek

3.1 Inleiding

In dit overzicht wordt het klimaat van het afgelopen jaar besproken, samen met de verklarende parameters (water)temperatuur, verblijftijd en zout. Voor watertemperatuur worden de verschillende rekenparameters uit de EMSE bepaald. Voor de verklarende parameter *verblijftijd* wordt de evolutie van debiet beschouwd, voor *zout* de trends in de chlorideconcentratie.

3.2 Watertemperatuur

3.2.1 2022

Watertemperatuur wordt telkens gemeten bij elke OMES-campagne. Ook de continue monitoringssttations langsheen het estuarium meten de watertemperatuur. De continue data geven een veel beter beeld van de seizoensgemiddelde temperatuur dan de momentopnames van de boottochten. Vergelijking tussen beide toont echter aan de verschillen niet heel groot zijn. Daarom worden voor 2022 enkel de continue temperatuursdata gebruikt in onderstaande analyse (Tabel 3.1).

Tabel 3.1 Gemiddelde watertemperatuur op basis van de continue data, per zone, per seizoen (lente: maart-april-mei; zomer: juni-juli-aug; herfst: sept-nov; winter: dec-jan-feb). De gemarkeerde waarden overschrijden het criterium uit de EMSE. De data bij elke zone tonen de jaren waarvoor data beschikbaar zijn, en waarop gemiddelden zijn gebaseerd.

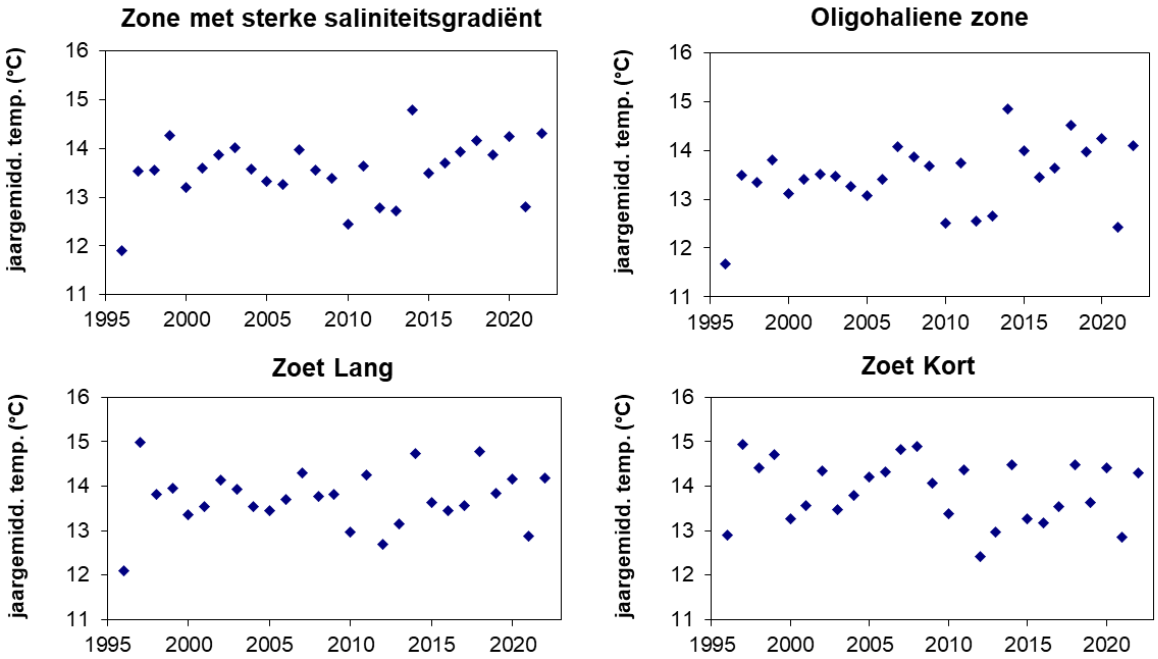
	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	2001-2022				2010, 2012-2022				2009-2022				2010-2022			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
Evaluatie criterium	8,0	15,0	21.5	17,0	8,0	15,0	21.5	17,0	8,0	15,0	21.5	17,0	8,0	15,0	21.5	17,0
gemiddelde ...-'21	6.3	11.7	20.6	15,0	6,0	12.5	20.9	14.2	5.8	12.1	21.1	14.3	6.1	12.8	21,0	14.1
gemiddelde 2022	7.2	12.4	21.9	16.4	6.6	12.6	21.9	15.5	6.4	13,0	22.4	15.4	5.7	11.8	22.1	15.1
max 2022	11.4	19.6	24.7	23.4	9.7	20.8	24.6	22.9	9.7	21.6	25.9	23,0	10.3	20,0	24.1	22.5
min 2022	4.6	6.8	17.5	9.3	2.8	6.6	18.1	8.6	2,0	5.1	15.9	8.4	3.1	6.5	17.9	9,0

In de zomer van 2022 wordt in de volledige Zeeschelde het criterium van 21,5°C overschreden. De watertemperatuur in de zomer lag gemiddeld ca 1 graad hoger ten opzichte van de voorbije 10 jaar. Ook in de andere seizoen lag de temperatuur gemiddeld een halve tot een graad hoger. Dit hoeft niet te verbazen, 2022 wrd door het KMI dan ook een record jaar genoemd qua temperatuur. Verschillende temperatuur records werden verbroken. Een aantal gelden enkel voor de huidige meteorologische referentieperiode (1991-2020), al sneuvelden er ook absolute records. In Ukkel was 2022 samen met 2020 het warmste jaar sinds het begin van de waarnemingen in 1833. In 2022 bedroeg de gemiddelde

temperatuur in Ukkel 12,2°C (normaal: 11,0°C). 2022 kende geen enkele winterse dag waarbij het kwik niet boven nul komt.

3.2.2 Langetermijntrend

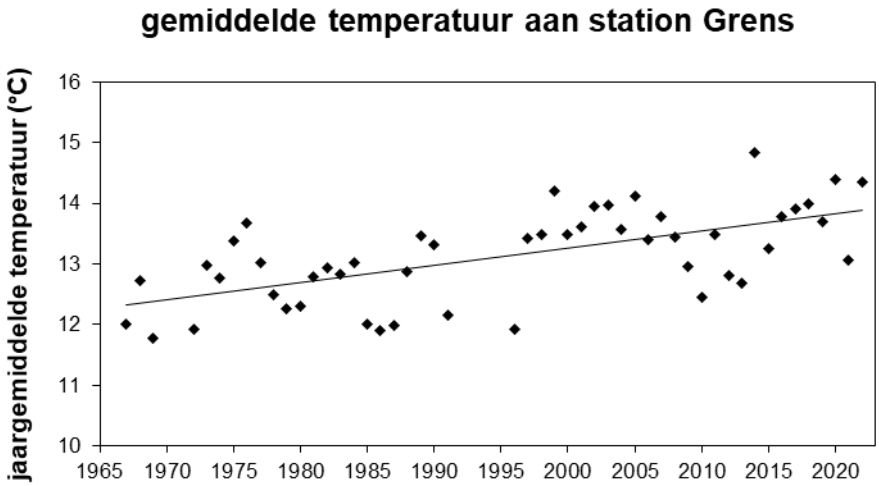
Over de volledige periode van de OMES-metingen beschouwd (1996-2021), werd na het iets koelere 2021, in 2022 in geen enkele zone een significante toename van de watertemperatur, op basis van de periodiek data, vastgesteld (Figuur 3.1). Ondanks de record (lucht) temperaturen, worden wat betreft watertemperatuur ook geen records gebroken in 2022.



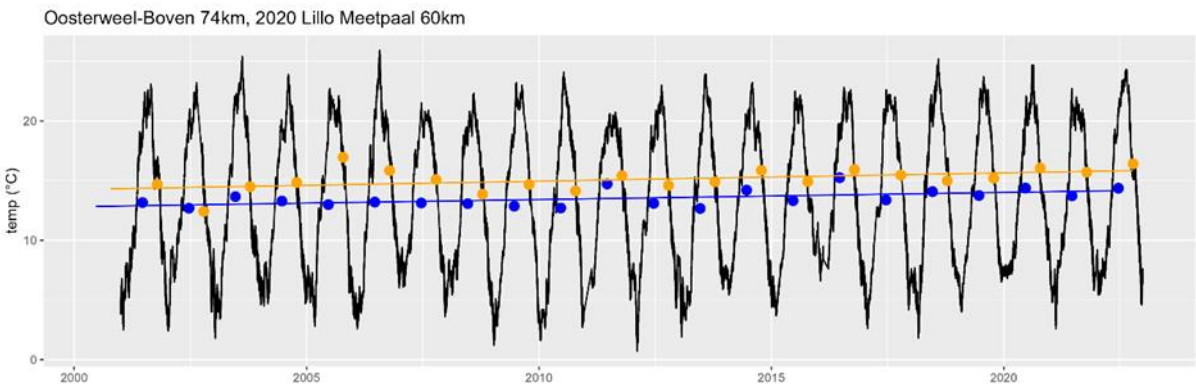
Figuur 3.1 Jaargemiddelde temperatuur per zone in de Zeeschelde

Aan het station Grens bestaat een veel langere tijdreeks van periodieke data, en wordt reeds verschillende jaren een significante stijging van de watertemperatuur opgetekend. Beschouwen we enkel de OMES- periode (1996-2022) aan dit station, is de toename niet significant.

Voor een langetermijntrend op basis van continue data kunnen we, op de zone met de sterke zoutgradiënt na, slechts tien jaar teruggaan in de tijd. Er worden geen significante trends, noch verschillen tussen zones waargenomen betreft watertemperatuur (data niet weergegeven). In de gradiëntzone is er wel een langere, 20-jarige tijdreeks voorhanden, bij het meetpunt Oosterweel (km 74), aangevuld met data van meetpaal Lillo (km 60) voor het jaar 2020 (Figuur 3.3). Hier wordt wel een significante stijging van de gemiddelde jaartemperatuur met 0,06 graden per jaar vastgesteld ($p < 0,01$). Ook in de herfst neemt de gemiddelde watertemperatuur voor het eerst significant toe met 0,07 graden per jaar ($p = 0,03$).



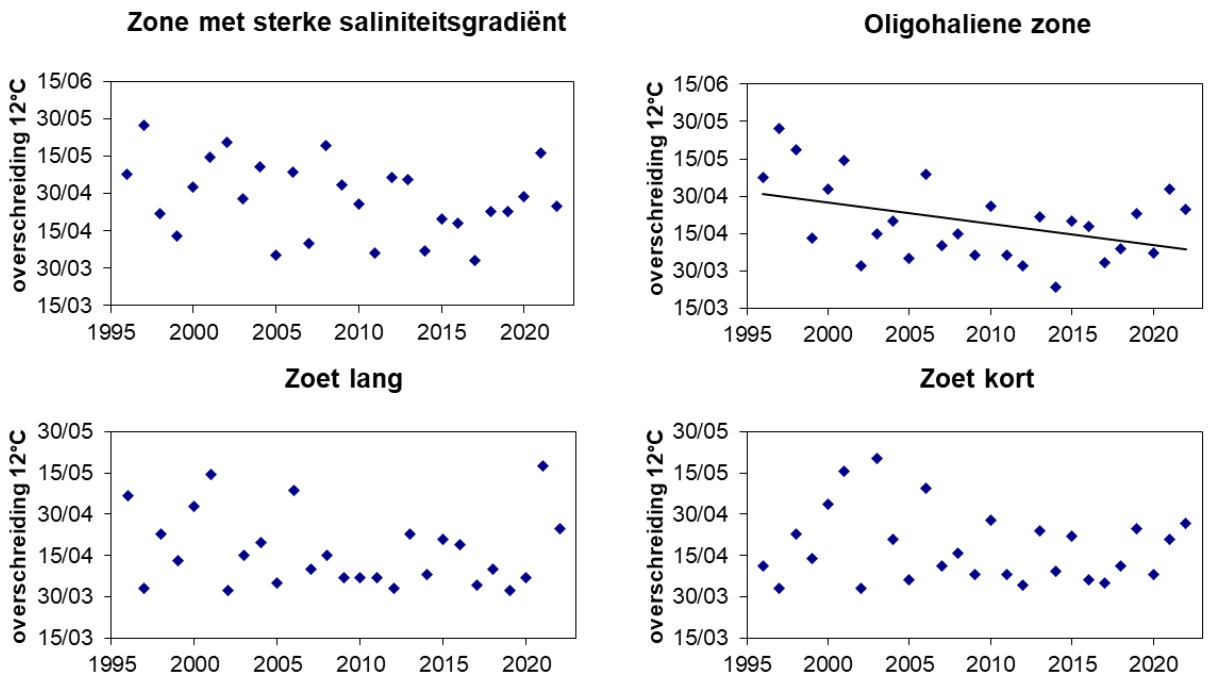
Figuur 3.2 Jaargemiddelde watertemperatuur aan het station Grens



Figuur 3.3 Continue temperatuursdata op locatie Oosterweel-Boven (km 74) met jaargemiddelden in blauw en herfstgemiddelden in oranje met significante trendlijnen. Locatie Lilo Meetpaal (km 60) werd in 2020 gebruikt vanwege ontbrekende gegevens op locatie Oosterweel-Boven.

3.2.3 Datum van eerste overschrijding 12°C

Bij een toename van de waertemperatuur, kan ook het tijdstip waarop de temperatuur van 12°C wordt overschreden, vroeger op het seizoen voorkomen. Deze parameter werd in de Evaluatiemethodiek mee opgenomen als rekenparameter bij temperatuur: het moment waarop 12°C wordt overschreden kan indicatief zijn voor de start van het voortplantingsseizoen. Echter, sommige soorten worden eerder getriggerd door het lengen van de dagen, minder door toename van temperatuur. Zo kan een mismatch ontstaan tussen prooi en predator. Voorlopig is niet duidelijk of er reeds effecten zijn op de planktonpopulaties. Enkel voor de oligohaliene zone wordt een significante vervroeging waargenomen (Figuur 3.4), op basis van de periodieke staalname. Bij die periodieke staalname is er natuurlijk een grote bias mogelijk, omdat het moment van staalname erg bepalend kan zijn. De continue data zijn op dat vlak veel interessanter, maar de tijdreeks is nog kort. Op basis van de continue data werd nergen een trend waargenomen.



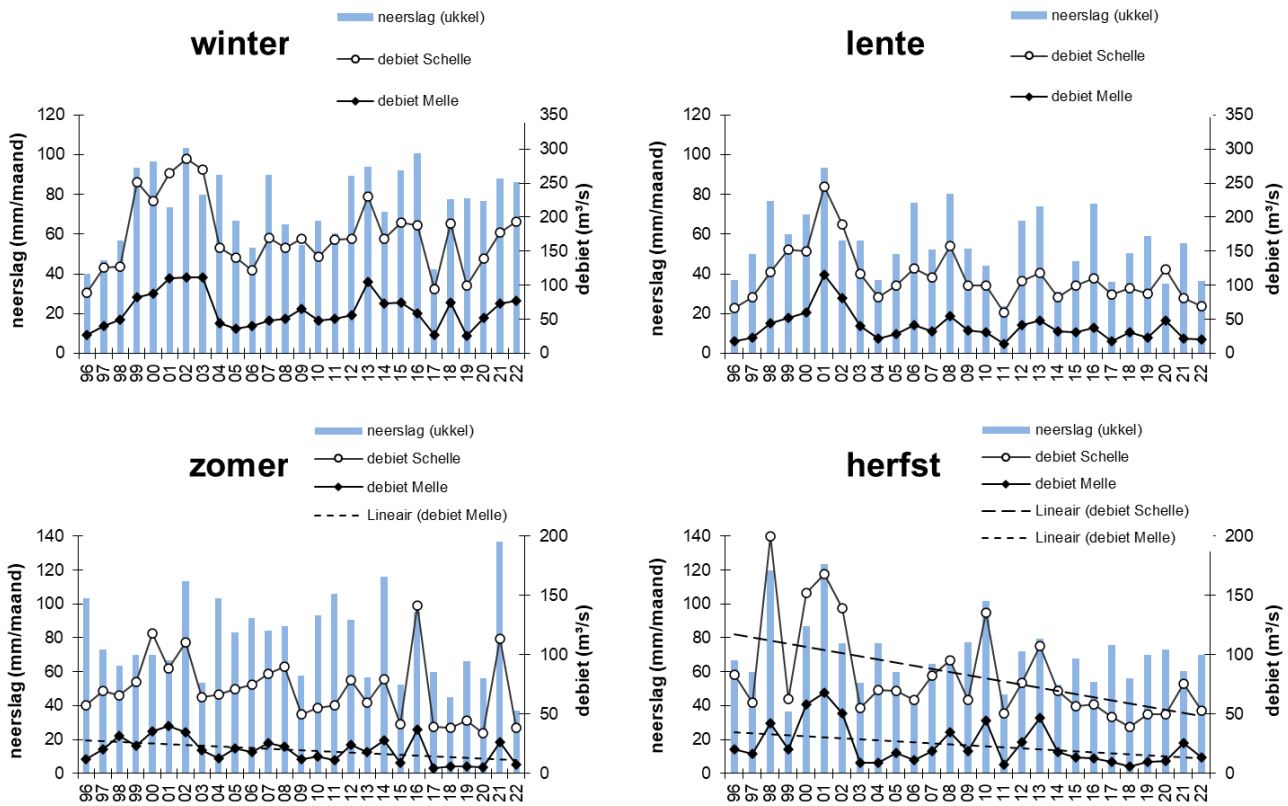
Figuur 3.4 Jaarlijks tijdstip waarop de eerste overschrijding van een watertemperatuur van 12°C werd geregistreerd tijdens de OMES vaartochten.

3.3 Neerslag en debiet

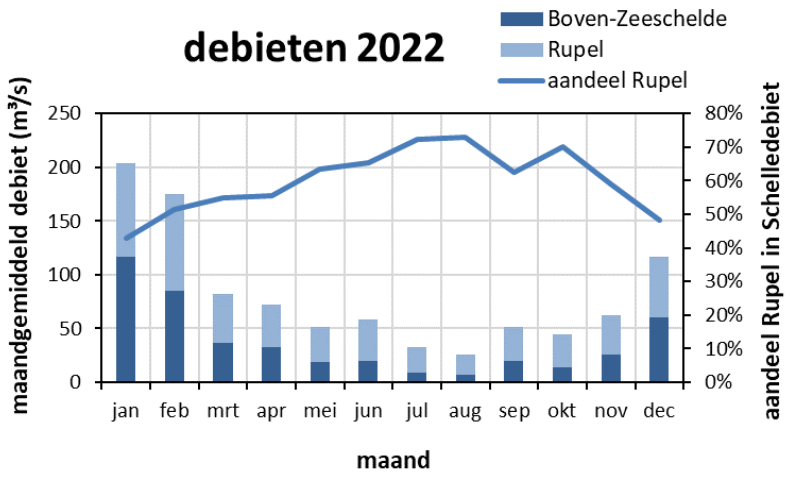
2022 was niet enkel een zeer warm jaar, het was volgens de metingen van KMI ook een droog jaar: het vierde droogste jaar van de huidige referentieperiode (1991-2020). Er viel in Ukkel in totaal slechts 701,4 mm neerslag (normaal: 837,1 mm) en deze jaarlijkse hoeveelheid viel op 148 dagen (normaal: 189,8 dagen). Dit aantal neerslagdagen is het tweede laagste sinds het begin van de waarnemingen in 1833. Vooral de zomer was zeer droog, de droogste van de huidige referentieperiode. Ook de maand maart was extreem droog, de droogste sinds 1833.

De lage neerslag vertaalde zich in 2022 ook in zeer lage debieten in lente zomer en najaar (Figuur 3.5). Ondanks de record droogte in de zomer, werd in 2022 geen laagterecord voor debiet opgetekend, en komt 2022 pas op de 5de plaats wat betreft laagste debieten (laagste debieten te Melle in de periode 1996-2022). Zoals in vorige rapportages aangetoond, spelen de debieten in voorgaande seizoen en jaar een belangrijke rol voor het gemiddelde debiet. Wellicht ten gevolge van het zeer natte 2021, bleven droogterecords in het estuarium in 2022 dus uit.

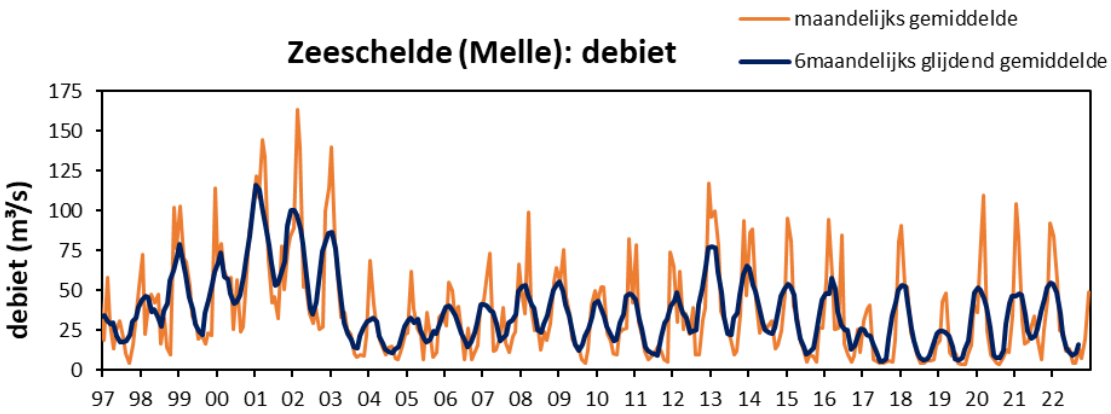
Figuur 3.6 toont de verdeling van het Scheldedebiet tussen Rupel en Boven-Zeeschelde. Vooral het debiet van de Boven-Zeeschelde, in hoofdzaak afkomstig van Bovenschelde en Dender, is erg gevoelig voor droogte. In de droge zomer van 2022 daalt het aandeel van de Boven-Zeeschelde tot ca 30% en levert de Rupel met 70% de belangrijkste zoetwatertoevoer.



Figuur 3.5 Neerslag (Ukkel, data KMI) en debiet te Schelle en Melle (data waterinfo.be) per seizoen.



Figuur 3.6 Maandegemiddelde debieten te Schelle, opgesplitst in het debiet komende van de Boven-Zeeschelde en dat van de Rupel (linkeras). Het procentuele aandeel van de Rupel in het totale debiet wordt weergegeven op de rechteras.

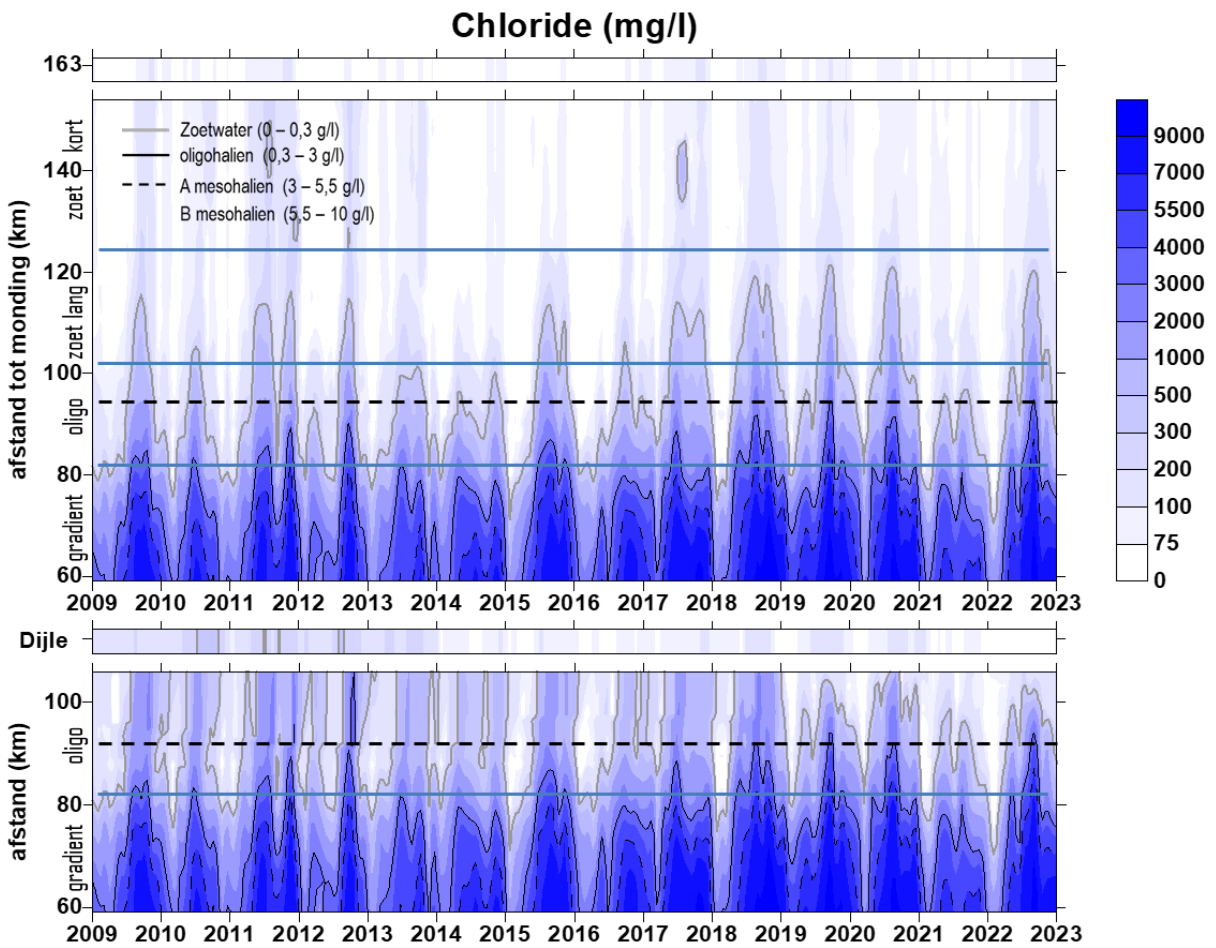


Figuur 3.7 maandgemiddeld en zesmaandelijks glijdend gemiddelde debiet te Melle (data waterinfo.be).

3.4 Zout

3.4.1 Periodieke staalnames

Als maat voor het zoutgehalte worden binnen OMES de specifieke geleidbaarheid en het chloride gehalte gemeten. Op basis van het chloride gehalte werd het Schelde-estuarium ingedeeld in zones in de Evaluatiemethodiek (Figuur 2.3). De juiste ligging van deze grenzen is afhankelijk van getij en debiet. In de drogere zomermaanden verschuiven de grenzen tot zo'n 30 km opwaarts ten opzichte van de nattere winters (Figuur 3.8; om voldoende detail tussen seizoenen te zien is enkel de periode na 2009 opgenomen. Voor de volledige periode verwijzen we naar de appendix). In vorige rapportages werd aangetoond dat sinds 2009 de zoutinvloed in de gehele Zeeschelde was toegenomen. Vooral in de zeer droge zomers van 2018, 2019 en 2020 werd hierdoor de zoete zone met lange verblijftijd eerder oligohalien, en kreeg de oligohaliene zone een gedeeltelijk een mesohalien karakter. De hoge debieten van 2021 hadden de zoutgrens teruggedrongen zodat de oligohaliene en zoete zone hun naam weer waar maakten. 2022 was terug een jaar met zeer lage lente- en zomerdebieten met sterke doordringing van het chloride gehalte tot gevolg, vergelijkbaar met de droge zomers van 2018, 2019 en 2020.

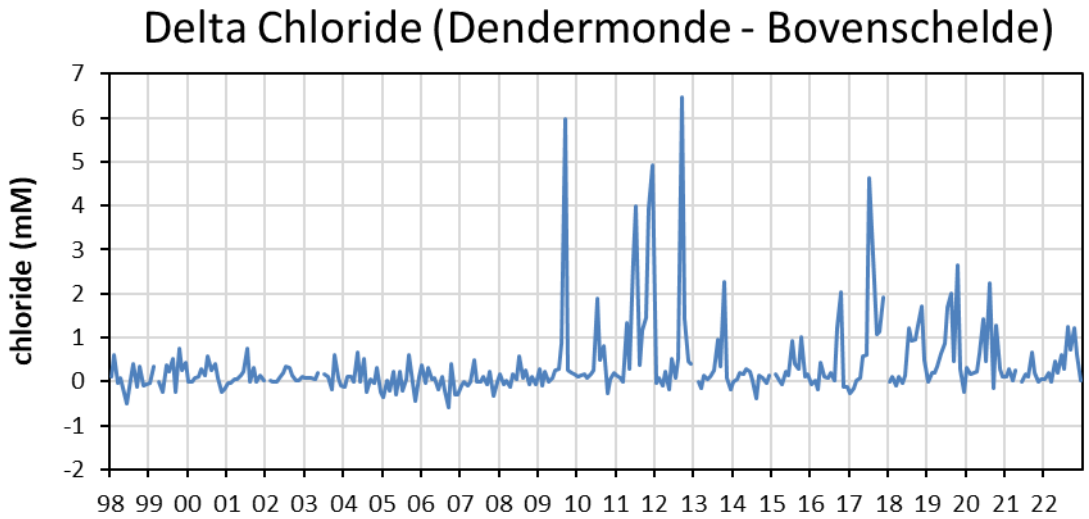


Figuur 3.8 Surface plot voor chloride, met aanduiding van de vaste Scheldezones (zone met sterke saliniteitsgradiënt; oligohaliene zone; zoete zone met lange verblijftijd; zoete zone met korte verblijftijd). De contouren op de plot tonen de indeling in zoutklassen volgens het Venice systeem. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).

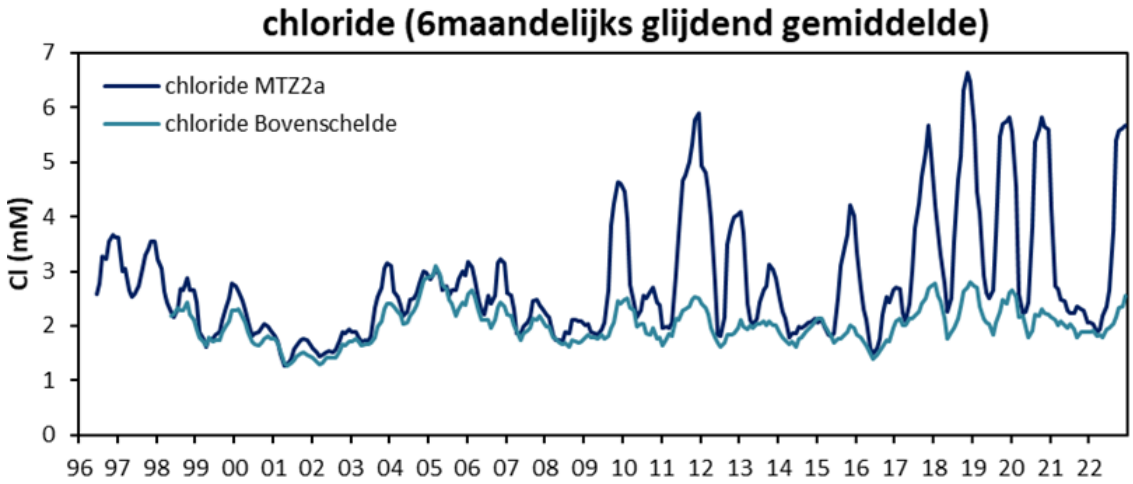
In de zoete zones kwam voor 2009 weinig chloride voor: het zijn immers zoete zones. Het weinige zout dat voorkomt, kwam vooral vanuit de Bovenschelde. De delta chloride (het verschil in chloride gehalte tussen Bovenschelde en Dendermonde) schommelde bijgevolg rond nul (Figuur 3.9). De input van chloride uit de Bovenschelde kon sinds 2009 echter niet meer het volledige chloride patroon in de zoete Zeeschelde verklaren. Zoals in de vorige OMES-rapportage beschreven, werden er sinds 2009 in de zoete Zeeschelde ten opzichte van de Bovenschelde hogere chloride concentraties waargenomen. In Dendermonde was dat een jaarlijks terugkerend fenomeen in de zomer, behalve in het nattere jaar 2014 en 2021 (Figuur 3.8). In 2022 ligt de delta chloride weer duidelijk hoger, gelijkaardig aan de droge zomers van 2018, 2019 of 2020, maar ondanks de droogte worden hoge pieken zoals in de periode 2009-2012 niet meer bereikt.

In vorige OMES rapportages werden opmerkelijke parallellen waargenomen tussen chloridepatronen (6maandelijks glijdend gemiddelde) en zwevende stof patronen (6maandelijks glijdend gemiddelde) in het turbiditeitsmaximum MTZ2a, zijnde het turbiditeitsmaximum in de zoete zone van de Zeeschelde. Daarom toont Figuur 3.9 het zesmaandelijks glijdend gemiddelde chloride gehalte in MTZ2a en in de Bovenschelde. Voor 2009 volgde chloride mooi de Bovenschelde, vanaf 2009 niet meer: chloride ligt,

op de natte zomers van 2014 en 2021 na, in de zomerperiode gemiddeld veel hoger. De droge zomer van 2022 vormt hierop geen uitzondering.



Figuur 3.9 Maandgemiddelde delta chloride te Dendermonde (chloride te Dendermonde – chloride te Bovenschelde)



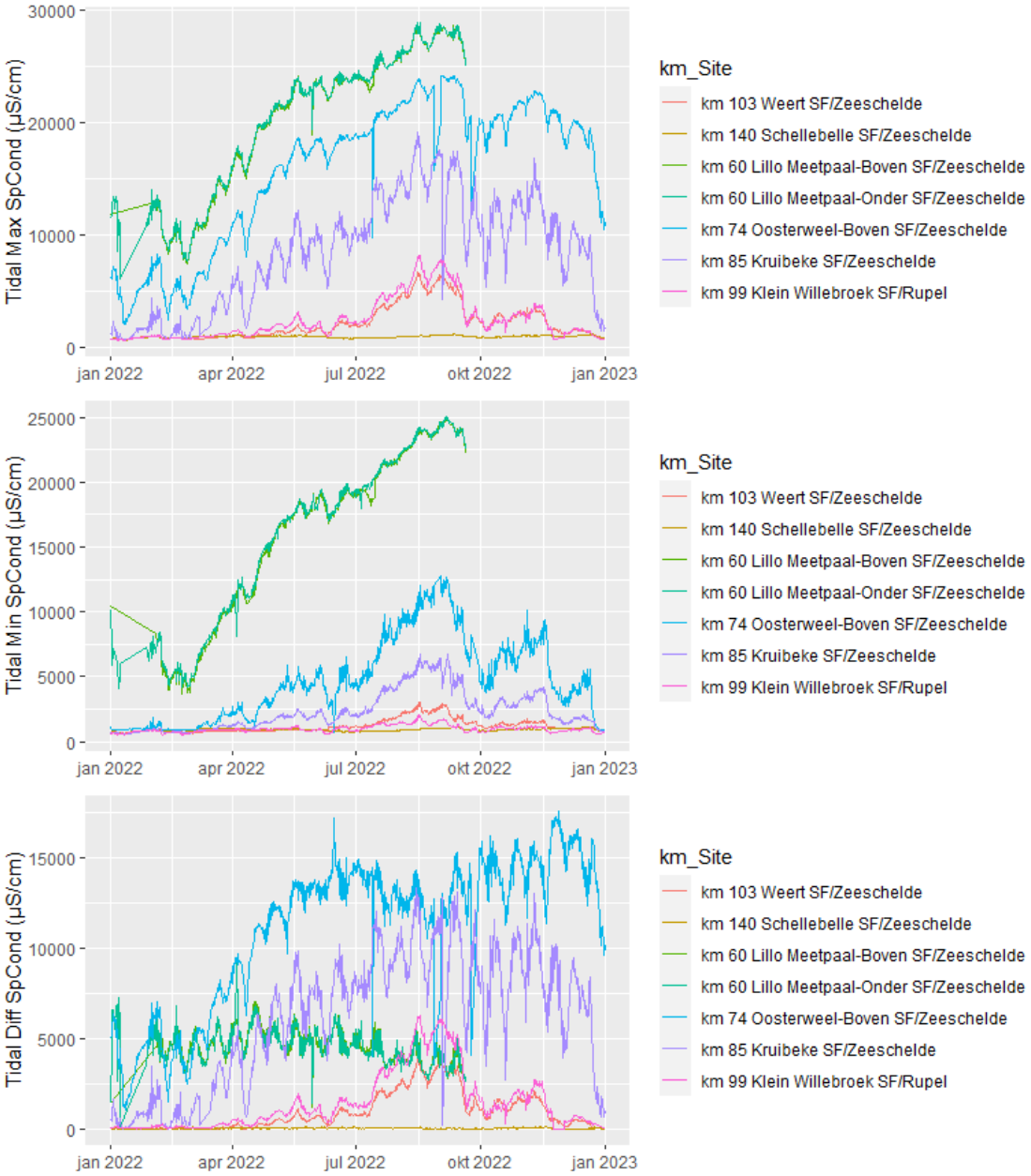
Figuur 3.10 Zesmaandelijks glijdend chloride gehalte in MTZ2a en Bovenschelde

3.4.2 Continue data

Als maat voor het zoutgehalte kan ook naar (specifieke) conductiviteit gekeken worden. In zout en brak water wordt de conductiviteit immers grotendeels door chloride, zout, bepaald. Op verschillende stations wordt conductiviteit continu gemeten. In deze rapportage worden die conductiviteitswaarden omgerekend naar specifieke conductiviteit om het effect van temperatuur uit te schakelen.

Dankzij de continue data, kan ook tijvariatie in geleidbaarheid mooi in beeld gebracht worden (Figuur 3.11). De hoogste maxima voor geleidbaarheid en tevens ook hoogste minima, worden waargenomen aan het meest afwaartse station Lillo. Het grootste tijverschil in geleidbaarheid (verschil tussen minimum en maximum gedurende 1 tijcyclus, als maat voor zoutstress) wordt net als vorig jaar meer

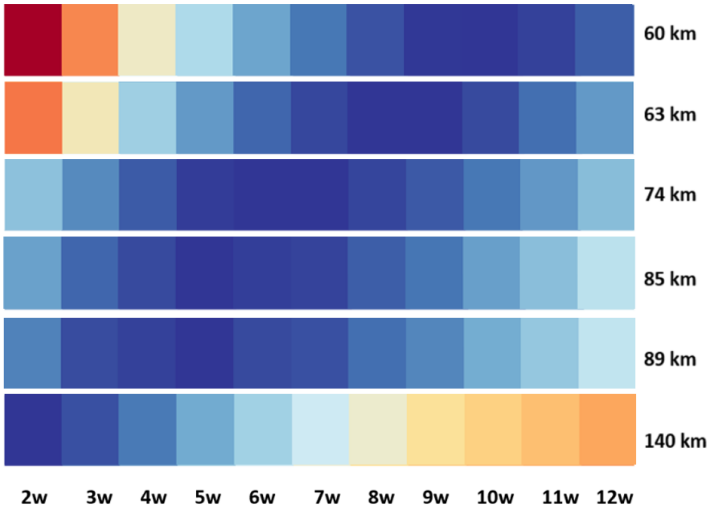
afwaarts waargenomen, aan Oosterweel. Bij lage debieten zien we in 2022 ook te Kruibeke het tijverschil toenemen en dat te Oosterweel bijna evenaren. Te Lillo echter blijft het tijverschil, net als vorig jaar, jaarrond vrij constant rond 5000 µS/cm schommelen. De invloed van debiet op het tijverschil blijkt hier zeer klein. Wel valt een duidelijke springtij-doodtij schommeling op.



Figuur 3.11 Maximum, minimum en tijverschil in specifieke geleidbaarheid in de Zeeschelde in 2022.

Niet enkel binnen 1 meetjaar, maar ook over verschillende jaren heen blijkt debiet een belangrijke rol te spelen voor de geleidbaarheid in het estuarium. Om te achterhalen of enkel debiet verantwoordelijk voor de interannuele verschillen in geleidbaarheid, werd geleidbaarheid via een eenvoudig regressiemodel op basis van debiet gemodelleerd. Conductiviteit blijkt sterk gecorreleerd met een glijdend 2 weken debiet voor stations opwaarts km 140, tot een glijdend 10 weken debiet voor stations afwaarts km 60. Afwaartse stations, die verder verwijderd liggen van de opwaartse zoetwaterinput, correleren duidelijk beter met een langer lopend gemiddelde (Figuur 3.12), en

minder met instantane verschillen in debiet. Gezien de afstand tussen de opwaartse boundary en de afwaarste stations, werd ook een zekere vertraging verwacht tussen de schommelingen in debiet en de respons in geleidbaarheid. Daarom werden voor de diverse stations ook verschillende lag periodes getest. Echter, voor elke station werden de beste resultaten bekomen zonder vertragende stap (data niet weergegeven).



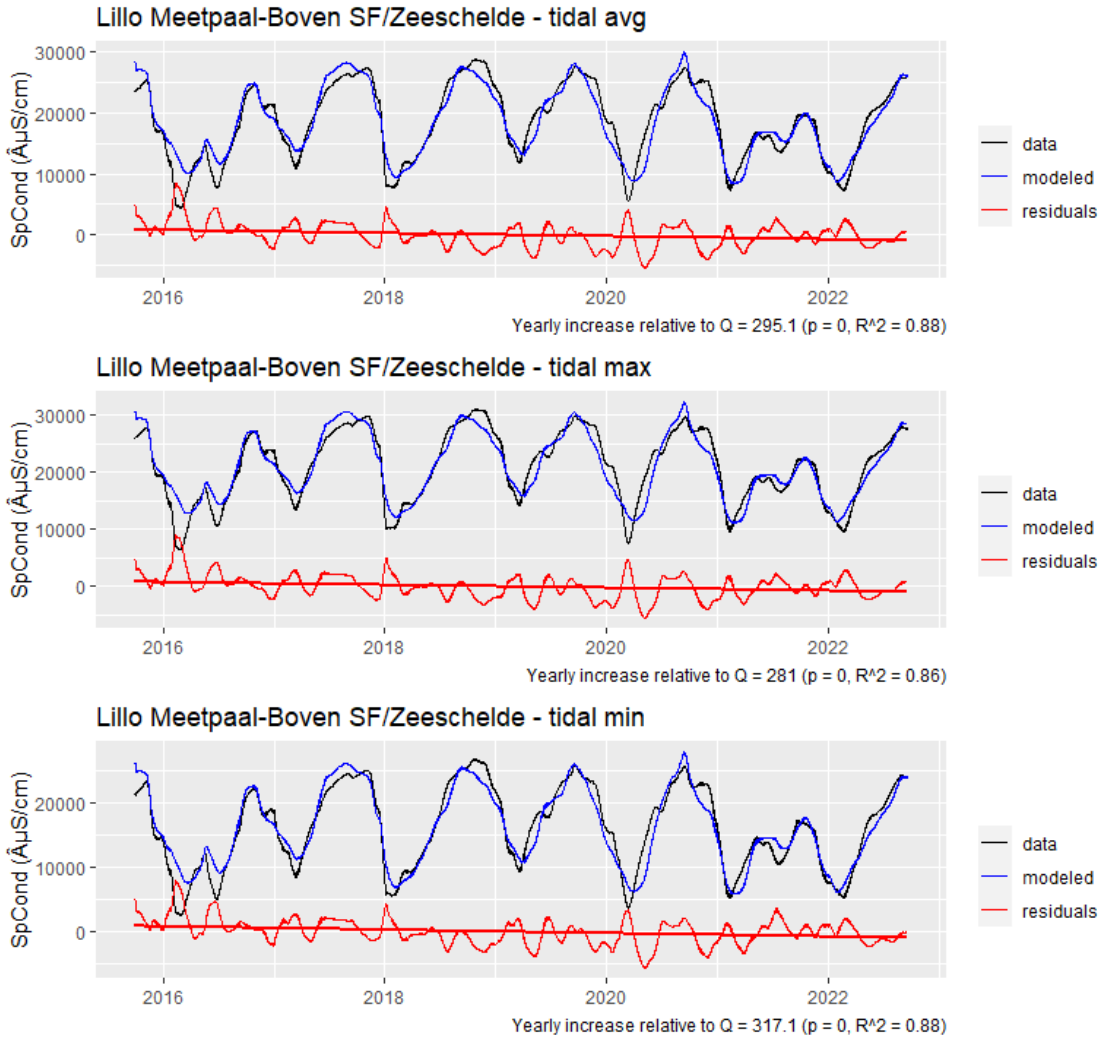
Figuur 3.12 Heat map van R^2 waarden van de correlatie tussen specifieke geleidbaarheid en een glijdend gemiddeld debiet, gaande van 2 tot 12 weken, voor verschillende stations in de Zeeschelde, volgens afstand tot de monding. Donkerder blauw duidt op hogere R^2 waarden.

Het verband tussen debiet en specifieke geleidbaarheid blijft in 2022 vrij consistent met voorgaande jaren, ondanks de grote verschillen in debieten over de jaren heen. In Figuur 3.13, Figuur 3.14 en Figuur 3.15 wordt dit geïllustreerd voor Lillo, Liefkenshoek en Kruibeke respectievelijk.

Lillo

De specifieke geleidbaarheid werd gemodelleerd met een glijdend 10 weken gemiddeld debiet (Figuur 3.13). Uit het verschil tussen de gemeten data en de modeldata kan afgeleid worden of geleidbaarheid trends vertoont die niet door debiet verklaard kunnen worden, met andere woorden of er bijvoorbeeld een debietsonafhankelijke toename of afname is van de geleidbaarheid.

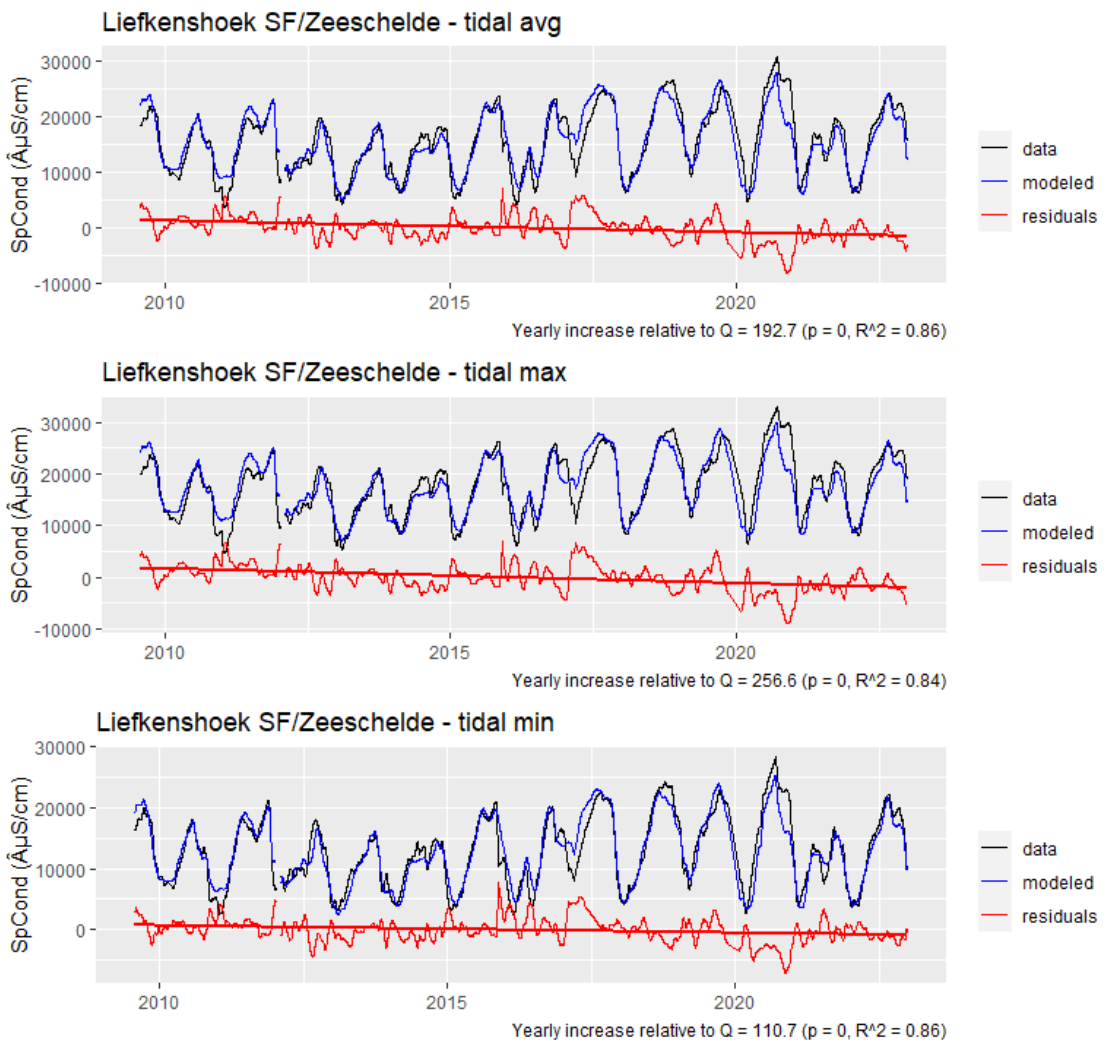
Het model volgt zeer goed de waargenomen geleidbaarheid, zowel in de nattere als de drogere jaren. Echter, bij de start van de tijdreeks overschat het model de geleidbaarheid beperkt, naar het einde van de meetreeks wordt geleidbaarheid soms onderschat, zowel voor gemiddelde, maximale als minimale specifieke geleidbaarheid. De residuals vertonen bijgevolg een dalende trend, die significant is. De geleidbaarheid neemt dus te Lillo significant toe, ongeacht het debiet. Of met andere woorden, voor eenzelfde debiet worden recent hogere waarden waargenomen dan in het begin van de tijdreeks. Dit geldt zowel voor de gemiddelde als maximale geleidbaarheid (jaarlijkse toename van 295 µS/cm en 281 µS/cm respectievelijk), maar speelt het sterkst bij de minimale geleidbaarheid. Die is in de periode 2015-2022 jaarlijks met ca 317 µS/cm toegenomen. Doordat de minima sterker stijgen dan de maxima, neemt de zoutgradiënt (verschil tussen max en min) af.



Figuur 3.13 Tijgemiddelde (boven), maximale (midden) en minimale (onder) specifieke geleidbaarheid te Lillo. De zwarte lijn geeft de originele monitoringsdata weer. De blauwe lijn toont de gemodelleerde specifieke geleidbaarheid (regressiemodel met een glijdend 10 daags gemiddeld debiet). De rode lijn toont de residuals (verschil tussen gemeten en gemodelleerde waarden) met trendlijn indien significant.

Liefkenshoek

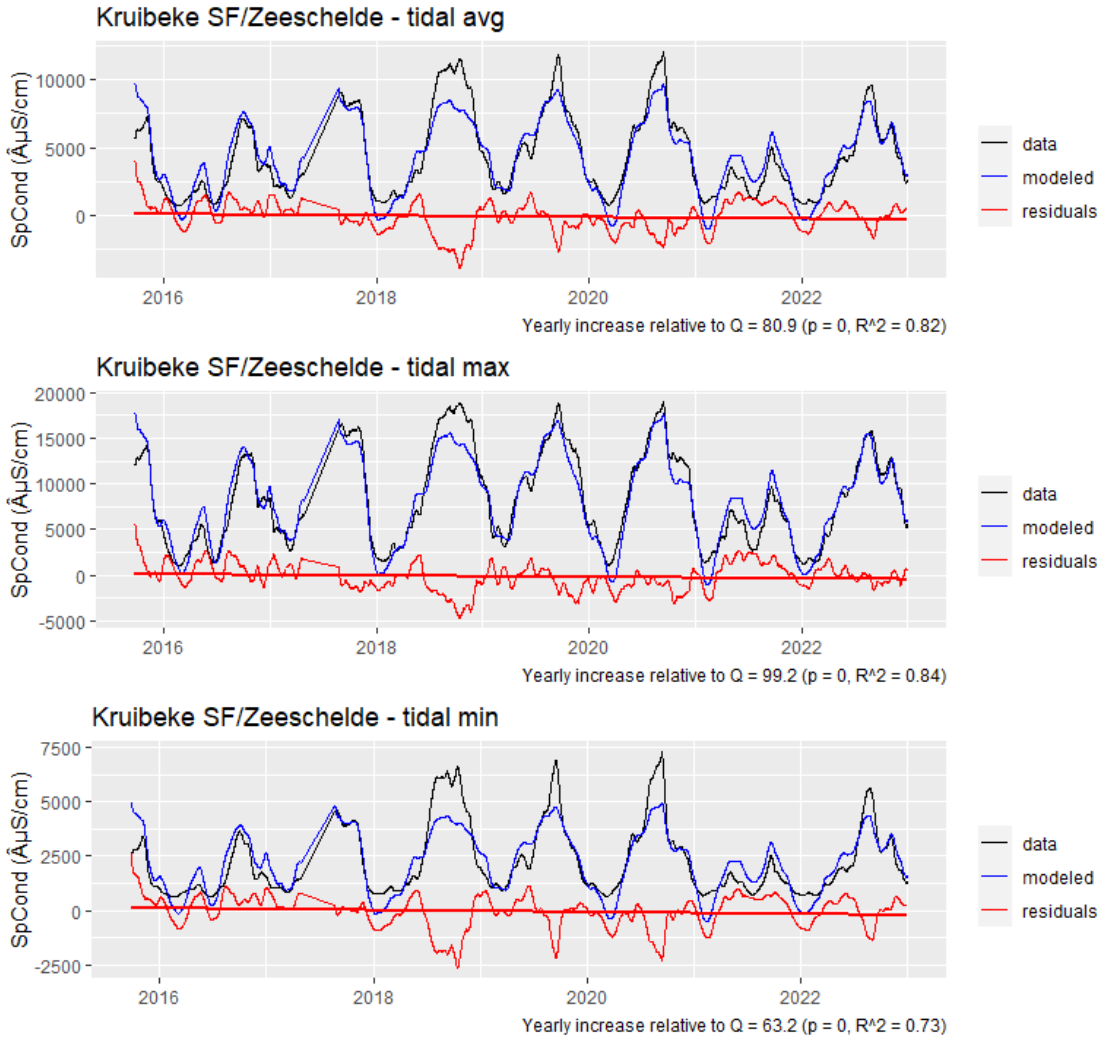
Te Liefkenshoek wordt via het regressiemodel, hier met 8 weken glijdend gemiddeld debiet, een significante jaarlijkse toename van de gemiddelde specifieke geleidbaarheid berekend van 192 µS/cm, van 257 µS/cm voor de maxima en 111 µS/cm voor de minima over de periode 2010-2022 (Figuur 3.14). Door de sterkere stijging van de maxima ten opzichte van de minima, neemt de zoutgradiënt toe. Niet enkel het zoutgehalte, maar dus ook de zoutstress, benaderd door die zoutgradiënt, stijgen dus.



Figuur 3.14 Tijgemiddelde (boven), maximale (midden) en minimale (onder) specifieke geleidbaarheid te Liefkenshoek. De zwarte lijn geeft de originele monitoringsdata weer. De blauwe lijn toont de gemodelleerde specifieke geleidbaarheid (regressiemodel met een glijdend 10 daags gemiddeld debiet). De rode lijn toont de residuals (verschil tussen gemeten en gemodelleerde waarden) met trendlijn indien significant.

Kruibeke

Via een regressiemodel, ditmaal met een 5 weken glijdend gemiddeld debiet, werd de trend in specifieke geleidbaarheid bestudeerd. Ook hier nemen de residuals significant toe: Kruibeke wordt brakker, met stijging van het gemiddelde, de maxima en de minima (81 µS/cm, 99 µS/cm en 63 µS/cm resp. voor de periode 2015-2022) en dit kan niet enkel door debiet verklaard worden (Figuur 3.15). Ook de zoutstress neemt beperkt toe, door een sterkere stijging van de maxima ten opzichte van de minima.



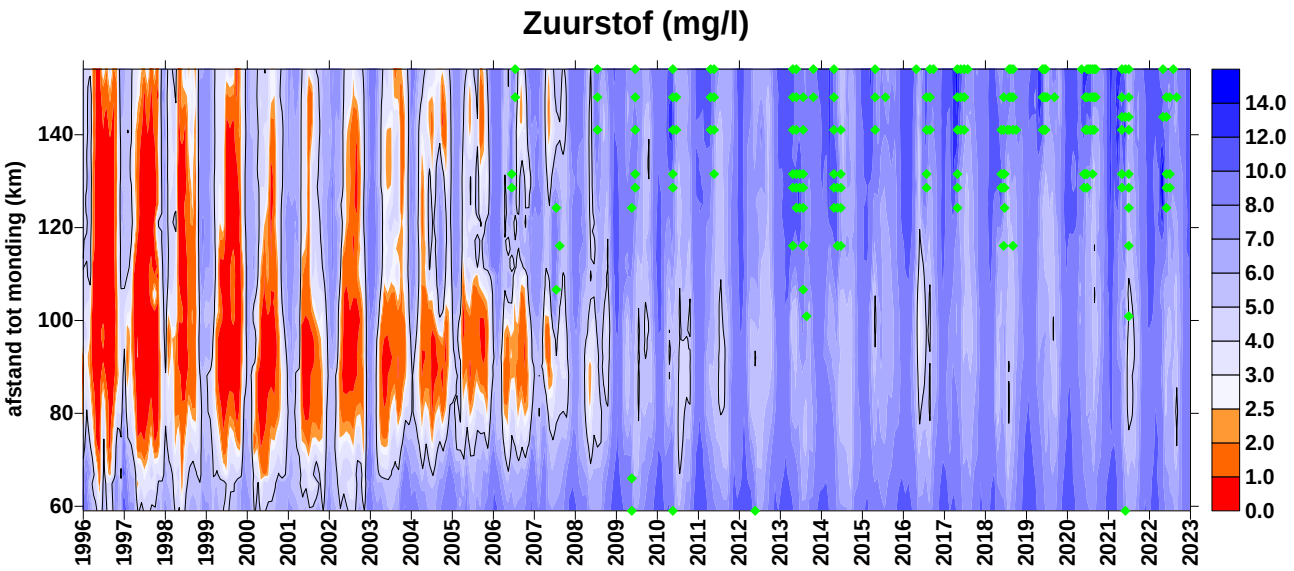
Figuur 3.15 Tijgemiddelde (boven), maximale (midden) en minimale (onder) specifieke geleidbaarheid te Kruibeke. De zwarte lijn geeft de originele monitoringsdata weer. De blauwe lijn toont de gemodelleerde specifieke geleidbaarheid (regressiemodel met een glijdend 5-daags gemiddeld debiet). De rode lijn toont de residuals (verschil tussen gemeten en gemodelleerde waarden) met trendlijn indien significant.

4 Basis waterkwaliteit

4.1 Zuurstof

4.1.1 Evaluatie 2022

Zuurstof is essentieel voor alle hoger leven, en een goede graadmeter voor de algemene waterkwaliteit van het estuarium. Zuurstof is daarom in de Evaluatiemethodiek opgenomen als toetsparameter voor waterkwaliteit. Het is de resultante van zuurstofopname (door fysische beluchting en primaire productie door algen) en zuurstofverbruik (in hoofdzaak door bacteriën). Sinds de start van de OMES-metingen in 1995 zit zuurstof in duidelijk stijgende lijn (Figuur 4.1). Daar waar in de jaren '90 alle zones in het estuarium te kampen hadden met ernstige zuurstoftekorten (< 2,5 mg/l, EMSE criterium, oranje tot rode zones op Figuur 4.1), waren deze problemen de voorbije jaren bijna van de baan, enkel in de Durme of rond de Rupelmonding dook zuurstof nog geregeld onder 2,5 mg/l (zie ook Figuur 4.2). Voor een goede evaluatie dient zuurstof ook in 95% van de waarnemingen (90% in de zone met sterke saliniteitsgradiënt) boven 5 mg/l uit te komen in het zomerhalfjaar, en boven 6 mg/l in het winterhalfjaar.



Figuur 4.1 Surface plot voor opgeloste zuurstof. Groene stippen duiden op zuurstof oververzadiging, de zwarte contouren markeren zones waar zuurstof onder de EMSE criterium duikt.

Ondanks de extra belasting in het voorjaar 2020 ten gevolge van een accidentele lozing van bietenpulp in Frankrijk, voldeed de Zeeschelde in 2020 overal aan het zuurstofcriterium. In 2021 daarentegen dook zuurstof wel weer onder de grens van 5 mg/l in de oligohaliene zone van de Zeeschelde. In de Rupel duikt zuurstof zelf onder de 2,5 mg/l. Oorzaak zijn de piekdebieten in de zomer 2021, vooral in de Demervallei, die het ecosysteem grondig verstoord hadden. Enkel voor de meest afwaartse stations kon nog een positieve evaluatie opgetekend worden.

2022 was terug een droog jaar, zonder extreme piekdebieten. Fytoplanktonpopulaties konden zich dus opbouwen, zonder plotse uitspoeling door hoge debieten. De samenvattende evaluatietabel (Tabel 4.1) vertoont dan ook veel minder negatieve evaluaties in 2022 ten opzichte van 2021. De meeste maanden wordt er op de meeste stations voldaan aan de EMSE criteria. Grote uitzondering is en blijft de Zenne. Hier is de waterkwaliteit ronduit slecht, vooral in de zomermaanden. Die slechte waterkwaliteit zet zich ook beperkt voort in de Rupel, die in mei, juni, juli en september ook niet voldoet aan de criteria.

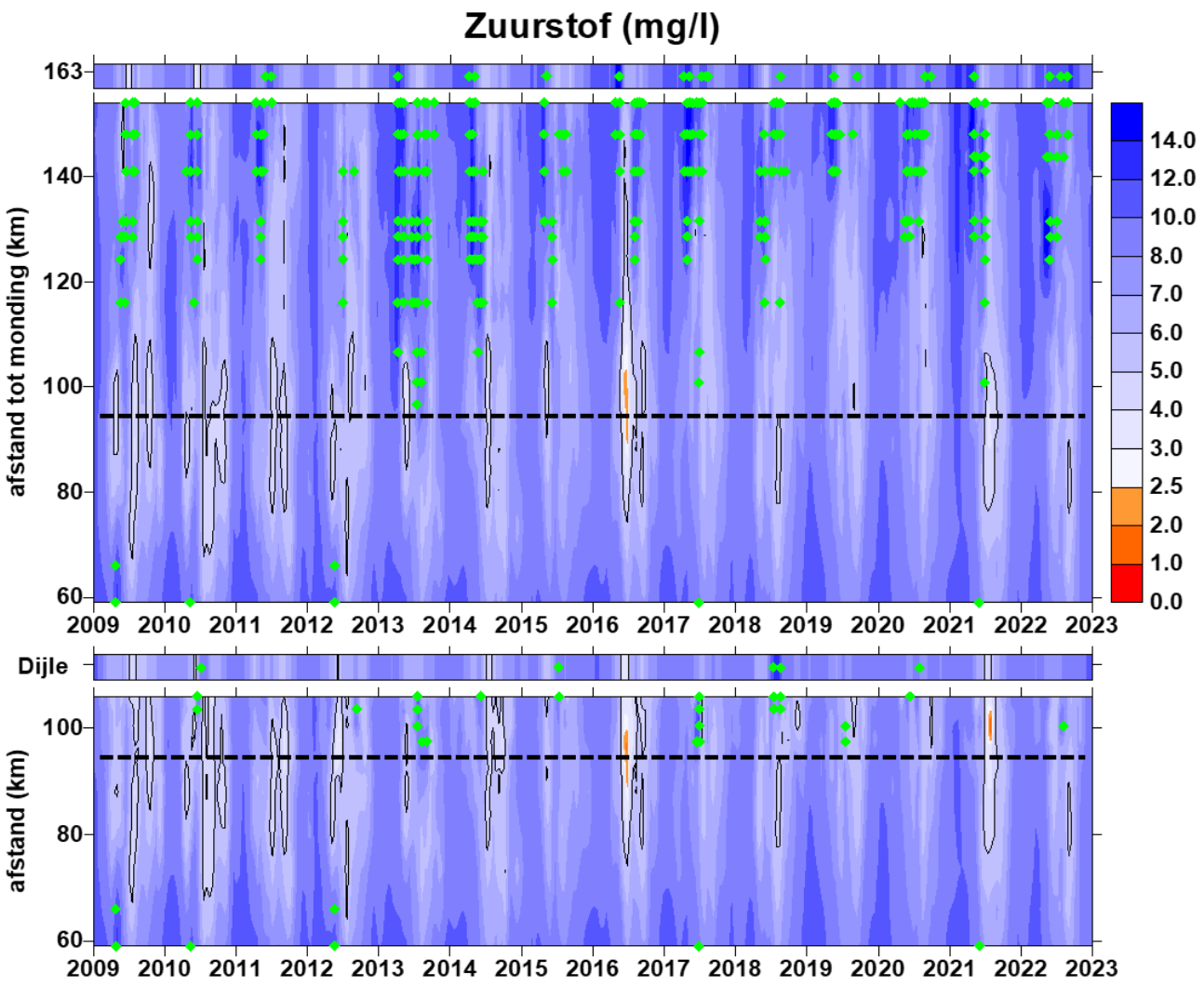
Ook de Dender scoort slecht. In de warmere zomermaanden duiken hier, bij lage debieten, typische eutrofiëringsproblemen op met soms zeer lage zuurstofwaarden tot gevolg. Ook dit heeft uiteraard gevolgen voor de kwaliteit in de Zeeschelde, met af en toe negatieve evaluatie aan het station Weert.

Tabel 4.1 Samenvattende analyse van de continue zuurstofdata, met toetsing aan de EMSE-criteria. Stations op witte achtergrond zijn estuariene stations, roze zijn stations op de niet-tijgebonden zijrivieren.

	Drempelwaarde voor opgeloste zuurstof											
	6mg/l				5mg/l						6mg/l	
Site	**jan**	**feb**	**mar**	**apr**	**mei**	**jun**	**jul**	**aug**	**sep**	**oct**	**nov**	**dec**
km 60 Lillo Meetpaal-Onder SF/Zeeschelde	100	100	100	100	100	100	100	97	100	NaN	NaN	NaN
km 63 Liefkenshoek Veer SF/Zeeschelde	100	100	100	100	100	100	100	82	97	100	100	100
km 85 Kruibeke SF/Zeeschelde	100	100	100	100	100	100	100	93	93	100	100	100
km 103 Weert SF/Zeeschelde	100	100	100	100	100	94	98	82★	67★	100	100	100
km 140 Schellebelle SF/Zeeschelde	100	100	100	100	100	100	100	99	100	100	100	100
km 150 Melle SF/Zeeschelde	100	100	100	100	83★	93	100	100	100	100	100	100
km 125 Dendermonde SF/Dender	100	100	100	100	65★	80	79	46★	36★	88	94	100
km 167 Gavere SF/Bovenschelde	100	100	100	100	99	99	100	100	100	100	100	100
km 194 Zulte SF/Leie	100	100	100	100	91	81	99	92	67	57★	63★	100
Rupel en zijrivieren												
km 99 Klein Willebroek SF/Rupel	100	100	100	100	90	76	92	100	69	98	99	100
km 116 Eppegem SF/Zenne	99	99	77★	41★	33★	10★	6★	7★	1★	0★	NaN	62
km 118 Itegem Hullebrug SF/Grote Nete	100	100	100	100	95	94	100	100	100	100	100	100
km 119 Grobbendonk Troon SF/Kleine Nete	NaN	100	100	100	97	99	100	100	100	100	100	100
km 142 Aarschot Afwaarts SF/Demer	100	100	100	100	85★	82★	100	100	100	100	100	100

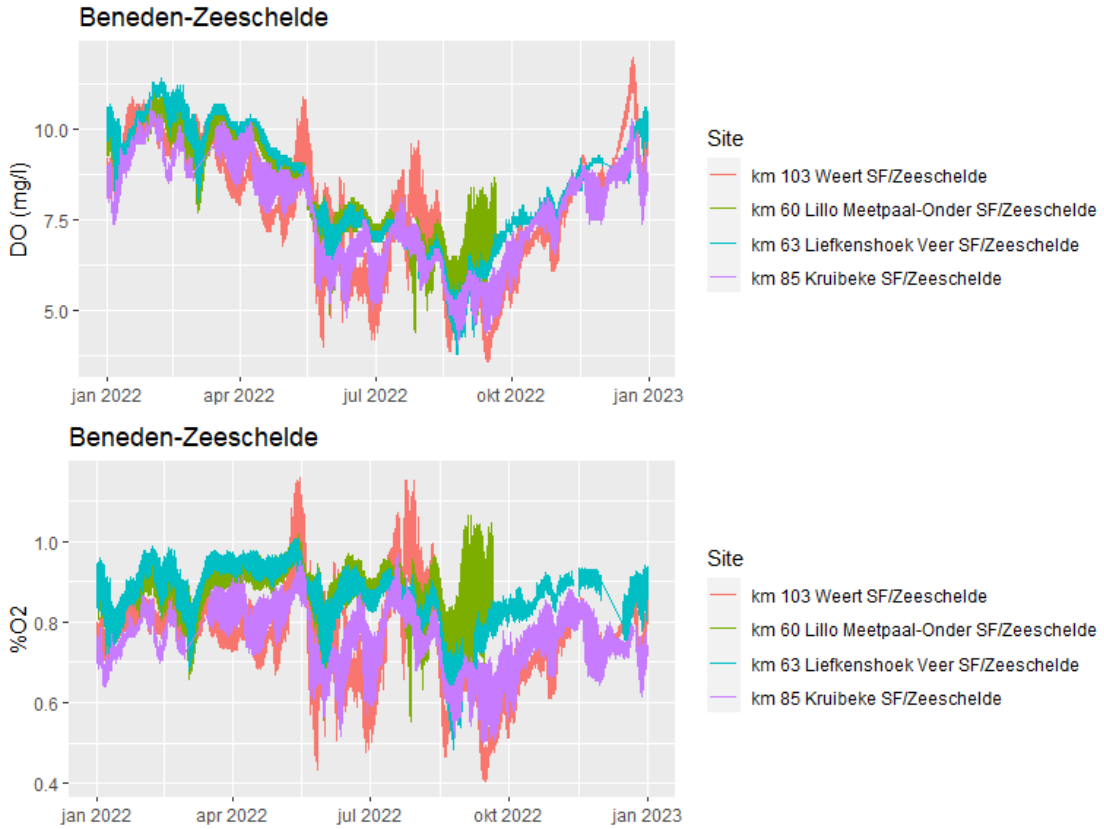
★ Onder de drempel gedurende meer dan 48 uur

	De opgeloste zuurstof daalde deze maand minstens één keer onder de 2,5
100%	Percentage van tijd boven drempel. Groen als het groter is dan 95% (90% in de gradiëntzone Liefkenshoek) en geel / rood als het lager is.

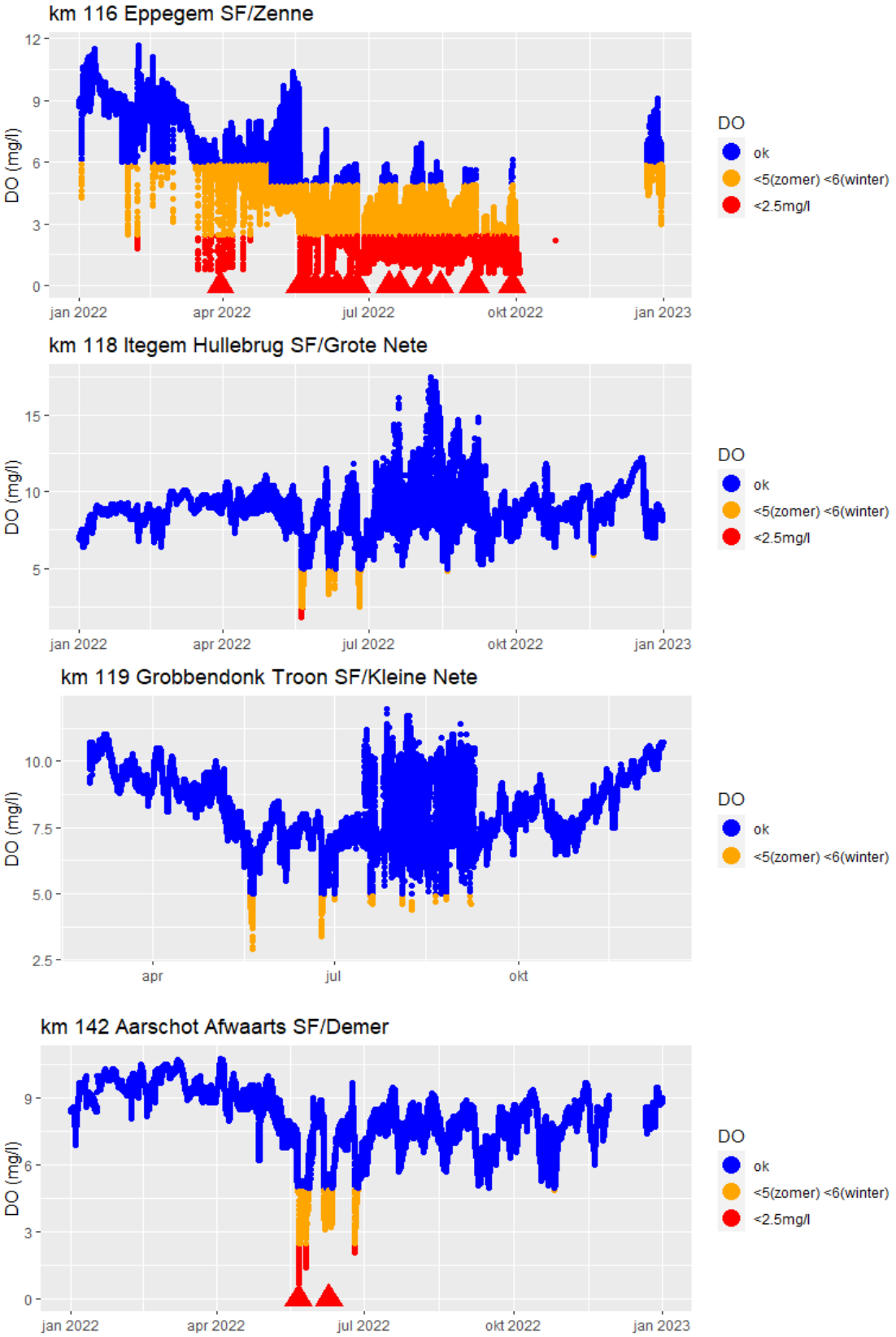


Figuur 4.2 Surface plot voor opgeloste zuurstof. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk). Groene stippen duiden op zuurstof oververzadiging, de zwarte contouren markeren zones waar zuurstof onder de EMSE-criterium duikt.

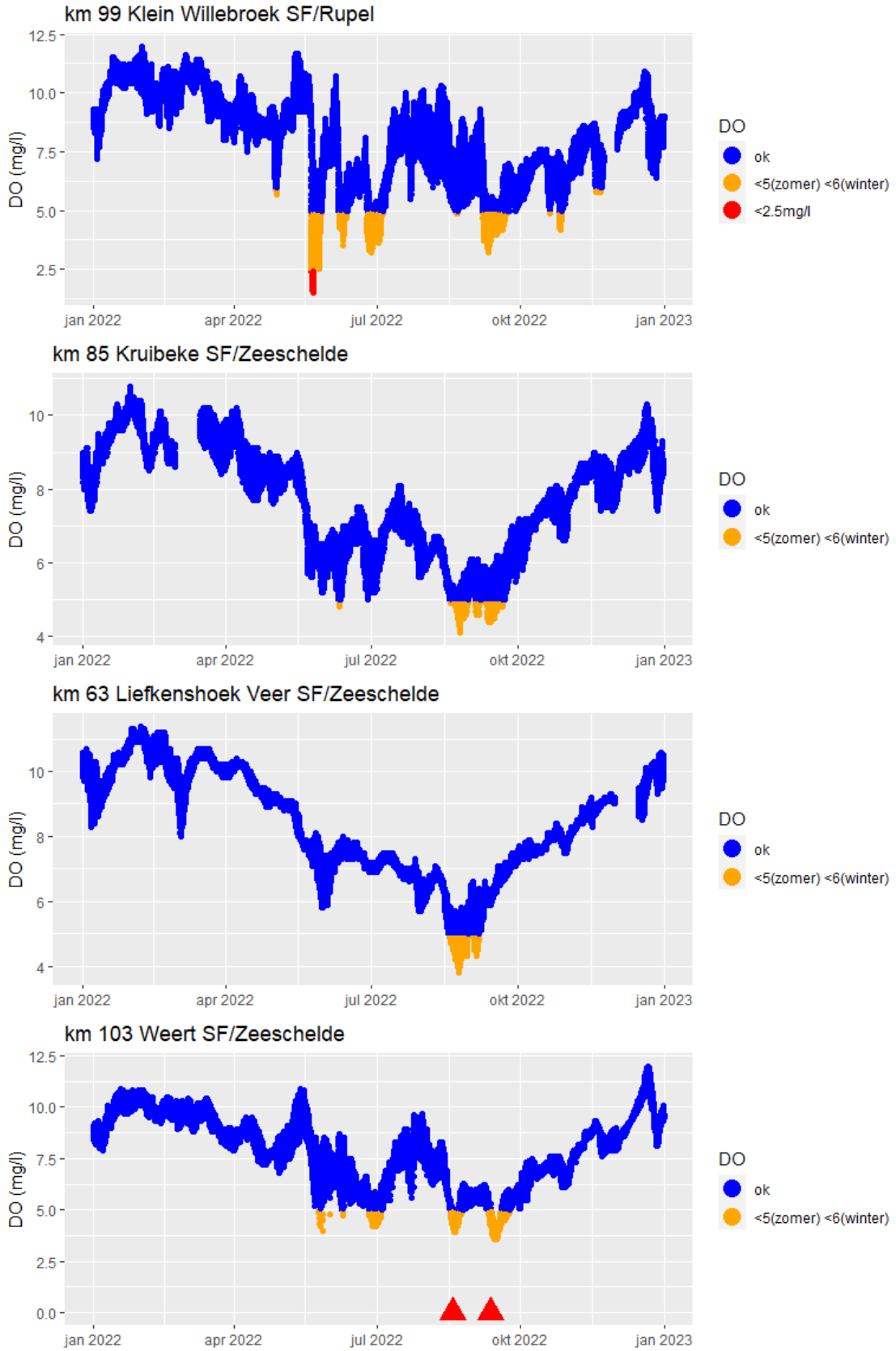
Figuur 4.4 toont voor de verschillende continue stations in het estuarium en de zijrivieren het zuurstofverloop voor 2022. Deze geven duidelijk aan waar de zuurstof concentratie niet voldoet aan de EMSE criteria, maar ze geven ook algemen patronen weer. Zo vertonen de stations in de Beneden-Zeeschelde allen een daling van de zuurstofconcentratie in de zomermaanden. Die afname in de zomermaanden in de Beneden-Zeeschelde kan worden toegeschreven aan veranderingen in het zoutgehalte en de temperatuur, die beiden de oplosbaarheid van zuurstof in water beïnvloeden (Figuur 4.3). Bij analyse van de zuurstofverzadiging is immers geen significant verschil te zien tussen de winter- en de zomermaanden bij de stroomafwaartse stations Lillo en Liefkenshoek. In de bovenstroomse delen van de Beneden-Zeeschelde bij Kruibeke en Weert kun je de invloed zien van een verhoogde primaire productie en respiratie tijdens de zomermaanden, waarbij het water oververzadigd raakt bij het meest stroomopwaartse station Weert en daalt tot 40% en 50% zuurstofverzadiging in respectievelijk Weert en Kruibeke.



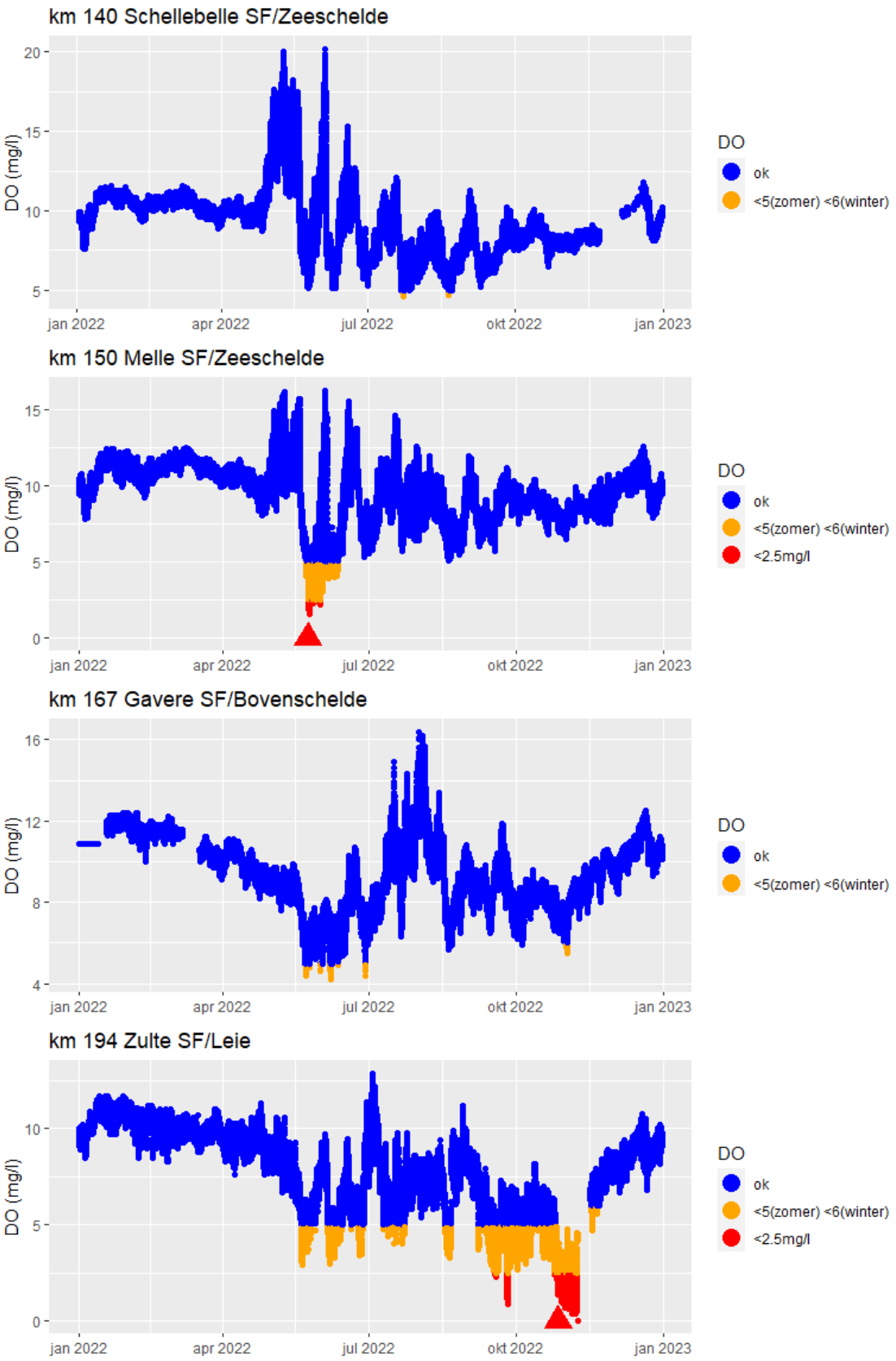
Figuur 4.3 Zuurstofconcentratie (boven) en zuurstofverzadiging (onder) voor enkele stations in de Zeeschelde op basis van continue data in 2022.



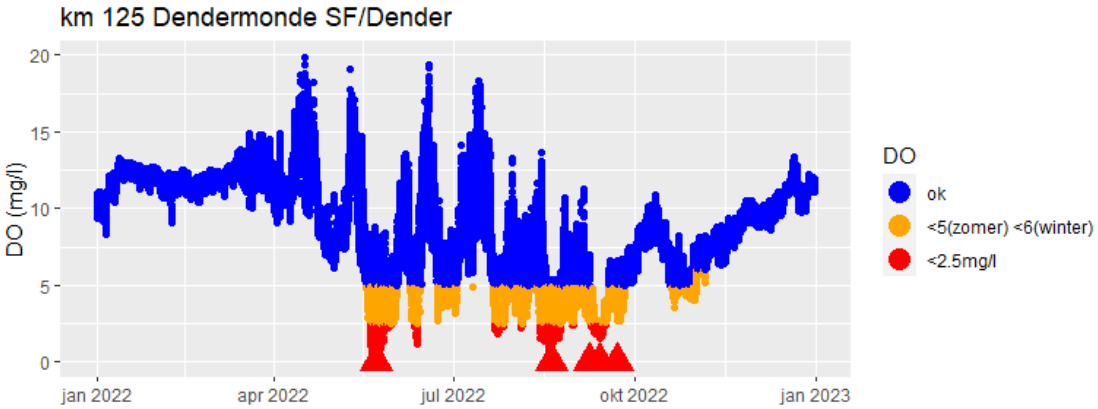
Figuur 4.4 Opgeloste zuurstof op basis van continue data voor verschillende station. Blauw: >5 mg/l (zomer) of >6 mg/l (winter); Oranje: <5 mg/l (zomer) of <6 mg/l (winter); Rood: <2,5 mg/l. Rode driehoeken duiden een onderschreiden van het minimum aan van meer dan 48 uur.



Figuur 4.4 (vervolg)



Figuur 4.4 (vervolg)



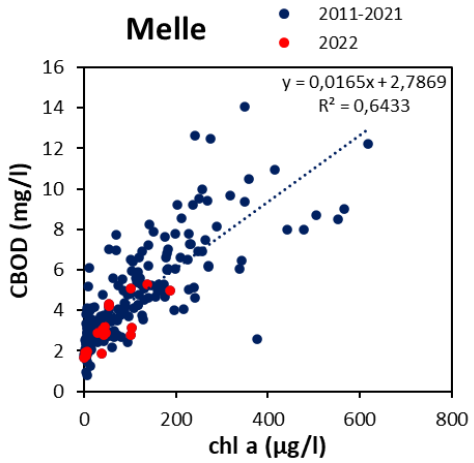
Figuur 4.4 (vervolg)

4.1.2 Zuurstof en zuurstofvraag

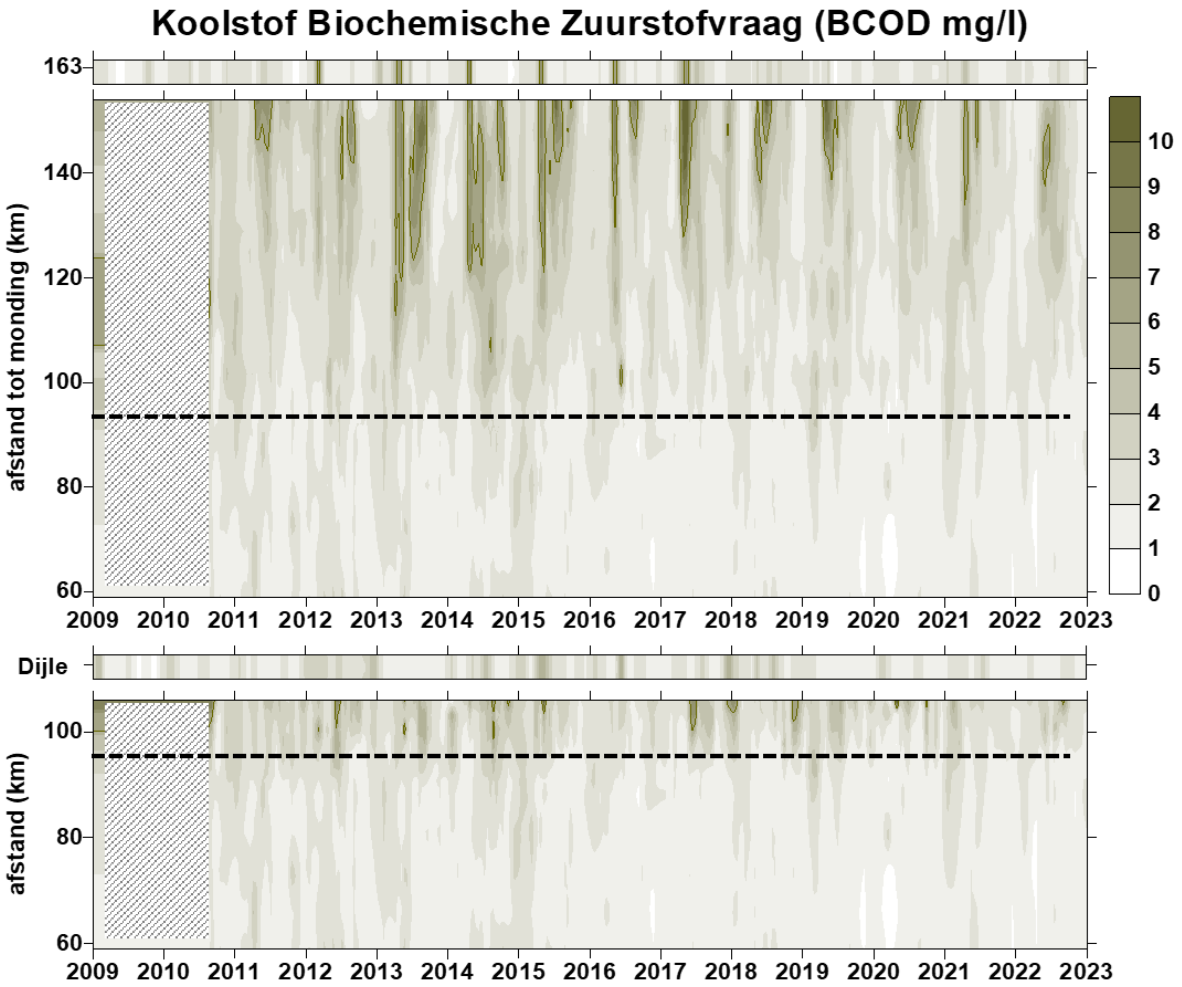
Het zuurstofgehalte is de balans tussen aanrijking of productie enerzijds en consumptie anderzijds. De zuurstofconsumptie in de Schelde is in hoofdzaak respiratie door bacteriën, betrokken bij de verwerking van de organische vuilvracht en nitrificatie. De benodigde hoeveelheid zuurstof hiervoor wordt gemeten aan de hand van de biochemische zuurstofvraag (BOD). Het zuurstofverbruik in een BOD-experiment is het resultaat van aerobe microbiële afbraak en mineralisatie van organisch materiaal (CBOD, carbonaceous biochemical oxygen demand, gelinkt aan de biodegradeerbare fractie van de organische koolstof) en van de nitrificatie van ammonium en nitriet (NOD, nitrogen oxygen demand) aanwezig in het waterstaal (zie ook hoofdstuk 2 Materialen en Methoden voor meer info).

In de jaren 1990 werd de zuurstofvraag gedomineerd door een sterke NOD. Deze is spectaculair gedaald in de periode 1996-2009, en voldoet nu bijna aan de EMSE norm. Momenteel wordt de zuurstofvraag vooral bepaald door de CBOD, die overigens ook afgenomen is tussen 1996 en 2009, en ook bijna aan de EMSE norm voldoet. Deze rapportage legt daarom de focus bij het laatste decennium, vanaf 2009 voor CBOD (Figuur 4.6) en NOD (Figuur 4.9).

De CBOD vertoonde in 2022 terug het typische seizoenale patroon, met maxima in de zomer, minima in de winter. In de winter wordt de reeds sterk gedaalde vuilvracht verder verdund door de hogere debieten. Overal in het estuarium werd voldaan aan het EMSE criterium. In de zomer werd in de zoete zone met korte verblijftijd wel nog een overschreiding van het EMSE criterium vastgesteld. De overschreidingen van was echter niet zorgwekkend: het CBOD piekje viel samen met een piek in algenbloei en leidde niet tot zuurstoftekorten. Dit werd in vorige OMES-rapportages reeds geïllustreerd: algenbloei kan leiden tot te hoge CBODwaarden, zonder dat er lokaal een zuurstofprobleem ontstaat. CBOD en chla bleken immers sterk gecorreleerd in de Zeeschelde, en dat blijft ook zo in 2022. Figuur 4.5 illustreert de significante correlatie, die ook in 2022 blijft bestaan. Tijdens algenbloei blijkt de CBOD met andere woorden voor een groot deel te bestaan uit (levende) algen, die in een CBOD-metingen uiteraard zuurstof vragen voor respiratie of bij afbraak. In het estuarium leiden ze echter niet onmiddellijk tot een grote zuurstofvraag en zuurstofproblemen. Op basis van de corelatie tussen CBOD en chl a kan de bijdrage van algen aan de CBOD-waarde ingeschat worden. Figuur 4.7 toont de gemeten CBOD (dus inclusief de zuurstofvraag van de aanwezige algen) en de CBOD 'gecorrigeerd' voor de zuurstofvraag door algen, voor het meest opwaarts station Melle. Aan dit station, waar de voorbije jaren doorgans het maximum van de algenbloei lag, is het duidelijk dat die algenbloei een grote invloed had op de CBOD. In de zomer van 2022 lag de piek van de algenbloei iets meer afwaarts, waardoor het EMSE criterium hier net niet meer overschreden werd (maar wel iets meer afwaarts). Na 'correctie' voor de bijdrage van chl a aan de CBOD, blijkt deze te schommelen rond 2 mg/l en lijkt de voorbije jaren beperkte te dalen.

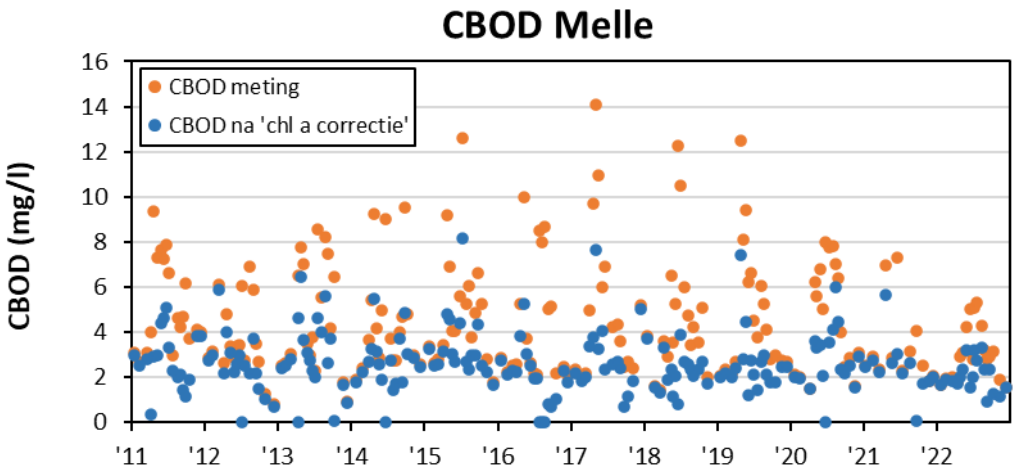


Figuur 4.5 scatterplot van CBOD en chlorofyl a te Temse, periode 2011-2021 (zwart) en 2022 (rood)

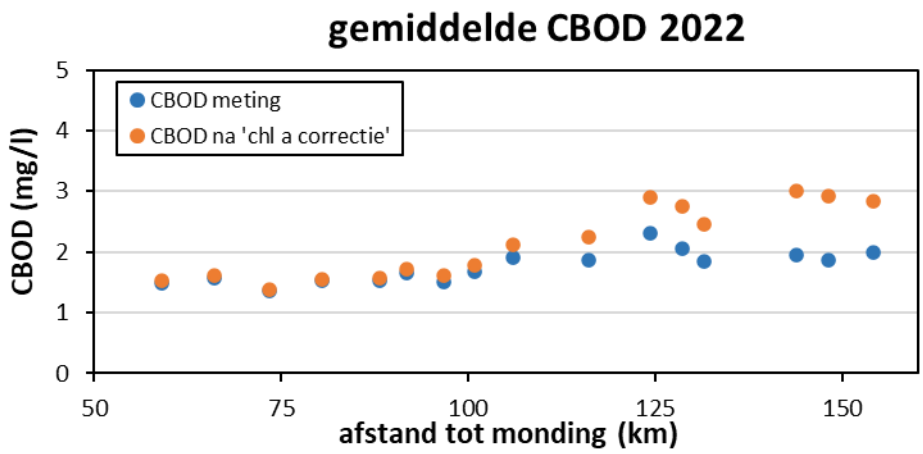


Figuur 4.6 Surface plot voor CBOD. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk). De bruine contourlijnen duiden de grens van 6mg/l aan (EMSE-criterium CBOD).

Figuur 4.8 toont jaargemiddelde CBOD langsheen de gehele Zeeschelde. Deze blijft, na correctie voor chl a, vrij constant in de zoete zones rond 2 mg/l, om vervolgens te dalen in de oligohaliene zone tot ca 1,5 mg/l in de meest afwaartse zone met sterke saliniteitsgradiënt.

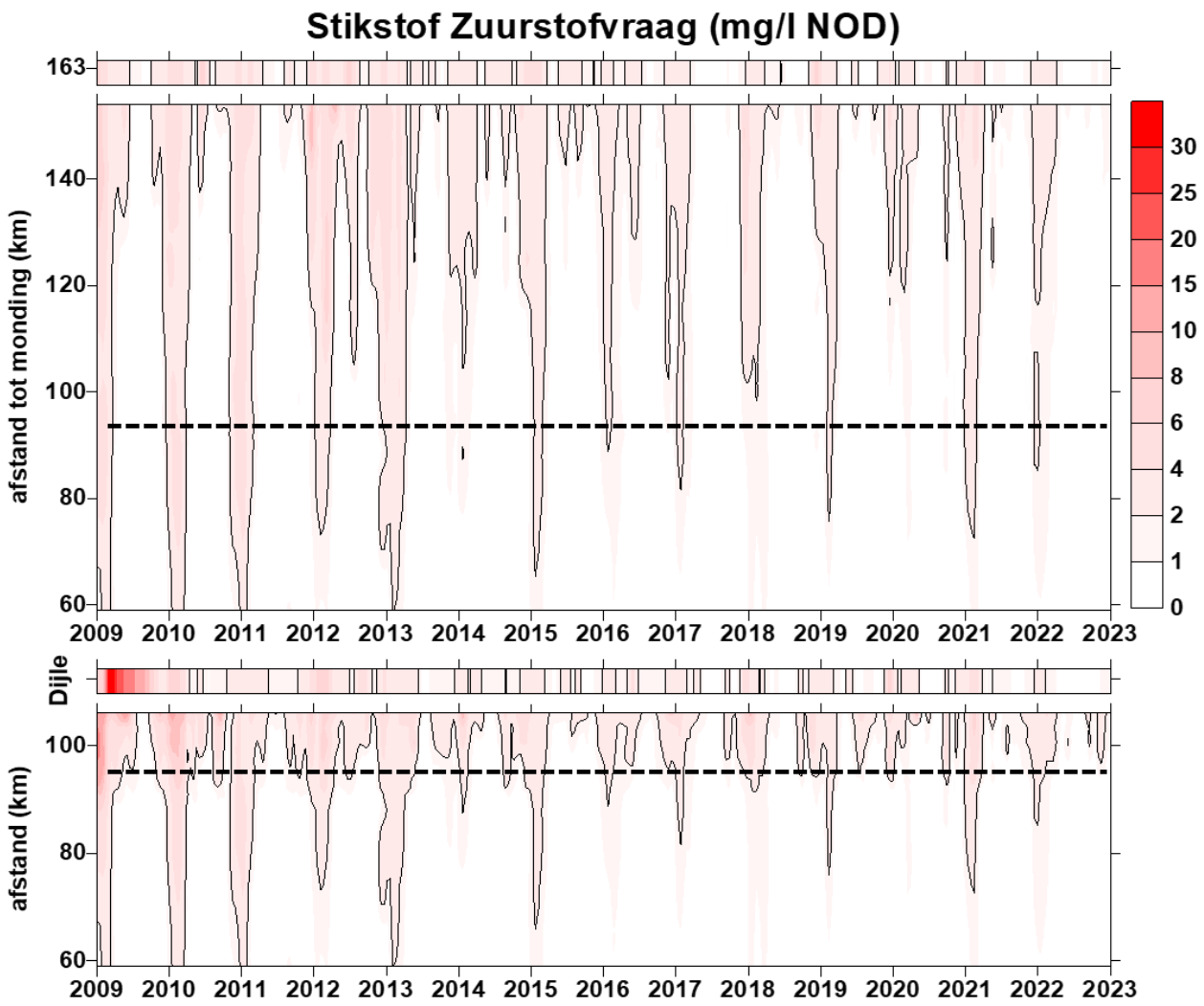


Figuur 4.7 CBOD te Melle: gemeten CBOD-waarden en CBOD na 'correctie voor chl a' (na aftrek van de bijdrage van chl a aan de zuurstofvraag).



Figuur 4.8 CBOD langsheen de Zeeschelde: gemeten CBOD-waarden en CBOD na 'correctie voor chl a' (na aftrek van de bijdrage van chl a aan de zuurstofvraag).

De NOD was de voorbije 10 jaar langszaam verder gedaald, en enkel een winterprobleem geworden (Figuur 4.9). Reeds enkele jaren is in de zomer de NOD volledig uit de waterkolom verdwenen, zo ook in 2022. NOD piekte enkel in de winter en het vroege voorjaar, met waarden die overal, op de gradiëntzone na, het EMSE criterium van 2 mg/l overschreden. Maar de overschreiding leidde niet tot zuurstofproblemen. In de koude wintermaanden is de bacteriële activiteit laag, zodat er slechts zeer beperkte zuurstofconsumptie was voor nitrificatie.



Figuur 4.9 Surface plot voor NOD. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk). De contourlijnen duiden de grens van 2 mg/l aan, het criterium uit de EMSE voor NOD.

4.2 Koolstofdynamiek 2021

4.2.1 Inleiding

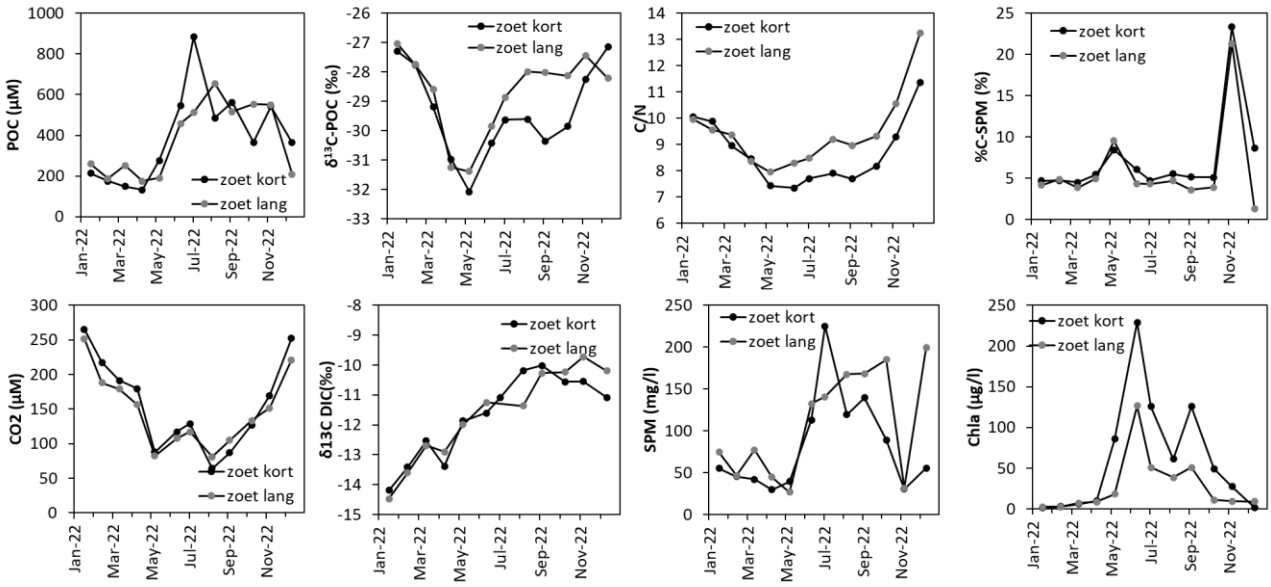
Ook in 2022 wordt de koolstofdynamiek vooral bepaald door fytoplankton groei en SPM dynamiek. Na het natte 2021 met lagere chl a, was 2022 terug een zeer droog jaar. Kenmerkend voor 2022 is dat de hoogste chlorofyl a concentratie (max chl a 327 µg/l in 2022) in de lente en vroege zomer (mei, juni, juli) nog altijd lager ligt dan in andere recente jaren (max Chla in 2019 en 2020 tot 450 µg/l) maar toch wel hoger dan in 2021 (220 µg/l). Later in de zomer is er zoals gewoonlijk een tweede bloei (september) maar deze is veel kleiner dan de lentebloei wat ook weer verschilt met andere jaren (zie ook Hoofdstuk 6.2 Fytoplankton).

De positie van het chl a maximum lag in 2022 in Schellebelle, meer stroomafwaarts in vergelijking met de voorbije jaren, maar nog altijd in het meest opwaartse gedeelte van de Schelde. Daarom zal dit rapport zich, zoals vorig jaar, vooral toespitsen op het zoetwater gedeelte van het Schelde estuarium, de 25 km tussen Melle en St Onolf met de Bovenschelde en Dender monding ter vergelijking.

4.2.2 Zoete zones

In de zoetwater zones van het estuarium vertoont de particulair organische koolstof (POC) concentratie weer een typisch seizoensafhankelijke variatie met lage concentraties in winter tot april, een hogere concentraties van mei tot oktober, gepaard met de hogere Chl a concentraties, maar ook hogere zwevende stoffen (SPM) (Figuur 4.10). In beide zoete zones zijn er twee fytoplankton bloeiperiodes, in de lente en aan het eind van de zomer, met hogere Chl a pieken in de lente. Deze gaan gepaard met lage (lichte) δ^{13}C-POC, lage C/N-ratio en hogere %C-SPM, lage CO_2 en een stijgende (zwaardere) δ^{13}C-DIC (opgeloste anorganische koolstof) – allen tonen het dominant effect van een actief fytoplankton bloei.

In november is er een merkwaardige hoge piek in %C-SPM (>20%), gelinkt aan zeer lage SPM concentraties en hoge POC. Dit is de hoogste waarde ooit gemeten in de Zeeschelde in OMES en het is niet direct duidelijk wat de reden hiervoor zou zijn. Een artefact of meetfout wordt niet uitgesloten.



Figuur 4.10 Gemiddelde particulair organisch koolstof (POC), δ^{13}C-POC, C/N-verhouding (C/N) en percentage organisch koolstof in het suspensie materiaal (%C-SPM), CO_2 concentratie, δ^{13}C in het opgelost anorganisch koolstof (δ^{13}C-DIC), zwevende stoffen (SPM) en chlorofyl a (Chla) in de zoetwater zones met korte en lange residentie tijden in 2022.

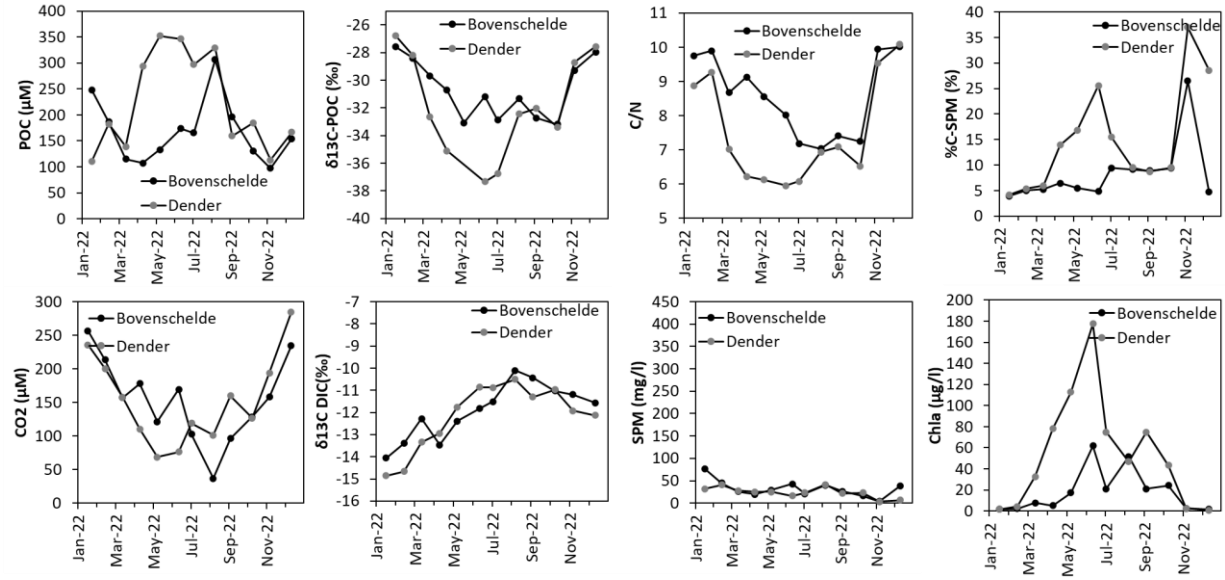
4.2.3 Oligo-haline en gradient zone

In deze zone wordt de koolstof dynamiek vooral gestuurd door de SPM dynamiek en de hydrodynamiek – de profielen vertonen dus vooral een verschuiving en verdunning van wat er er stroomopwarts is gebeurd, en worden verder niet meer besproken.

4.2.4 Dender en Bovenschelde

De profielen in de Dender en Bovenschelde vertonen voor POC seizoensvariaties met hogere waarden tijdens de lentebloei. Een belangrijk verschil is dat de POC-dynamiek sterk verschilt van deze van SPM en dat bloeiperiodes gekenmerkt worden door een successie van pieken terwijl SPM-concentraties laag blijven gedurende het hele jaar door.

Ook hier is er een duidelijk effect van de fytoplankton bloei op de meeste koolstof parameters (Figuur 4.11).



Figuur 4.11 Gemiddelde particulair organisch koolstof (POC), δ^{13}C-POC, C/N-verhouding (C/N) en percentage organisch koolstof in het suspensie materiaal (%C-SPM), CO_2 concentratie, δ^{13}C in het opgelost anorganisch koolstof (δ^{13}C-DIC), zwevende stoffen (SPM) en chlorofyl a (Chla) aan de monding van de Dender en Bovenschelde in 2022.

4.2.5 Evolutie van de jaarlijkse CO_2 uitstoot in de Schelde

De uitwisseling van CO_2 gas tussen het Schelde-estuarium en de atmosfeer kan berekend worden uit het verschil tussen partiële CO_2-dwruk in het water (pCO_2w) en in de atmosfeer (pCO_2a). Water pCO_2 wordt berekend uit gemeten alkaliniteit, temperatuur en saliniteit (zie 2. Materialen en Methoden) terwijl pCO_2 in de atmosfeer wereldwijd gemonitord wordt (https://www.co2.earth/).

$FCO_2=K*K_{CO2}*\Delta pCO_2$

met: K= gas transfer snelheid (m/s)
K_{CO2}= solubiliteit's coëfficiënt (mol/m³/atm)
$\Delta pCO_2= pCO_2w - pCO_2a$

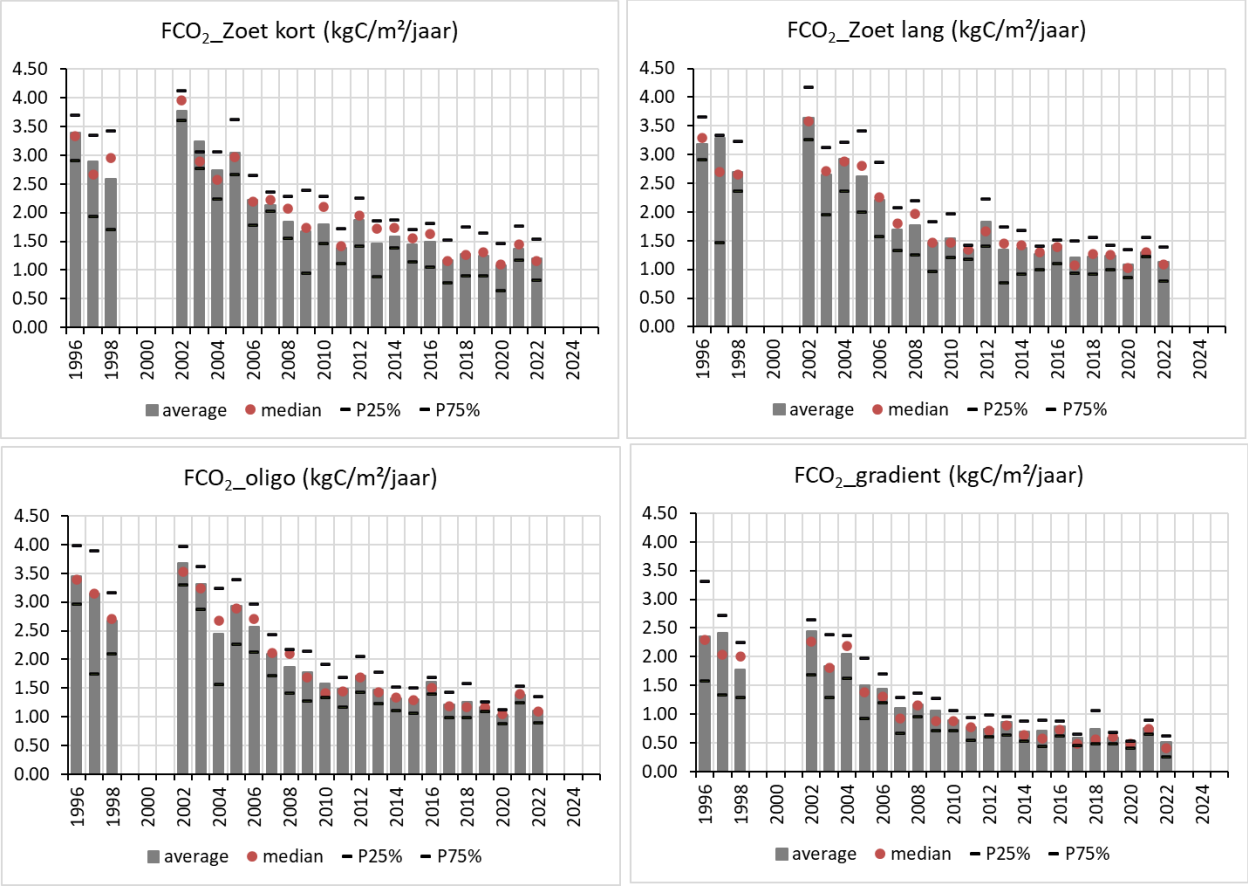
K werd voor de Schelde bepaald door Frankignoulle et al. (1996) = 8.4 cm/u, terwijl de solubiliteits coëfficiënt berekend kan worden uit temperatuur en saliniteit via de vergelijking van Weiss (1974).

In de Schelde is de CO_2 partieeldruk in het water steeds hoger dan in de atmosfeer waardoor het estuarium steeds een bron is van CO_2.

De gemiddelde jaarlijkse CO_2 uitstoot werd berekend voor de 4 zones van de Zeeschelde (Figuur 4.12). Voor alle zones zien we een duidelijke en gelijkaardige dalende trend van de CO_2 uitstoot vanaf 2002: van 3.5 tot 1.5 kgC/m²/jaar in de zoete en oligohaline zones en van 2.5 tot 0.5 kgC/m²/jaar in de gradiëntzone.

Deze komen overheen met de dalende vrachten van afbreekbaar organisch koolstof (zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie - CBOD) waardoor CO_2 productie uit organisch materiaal mineralisatie sterk gedaald is in het estuarium. Per vierkante meter is de uitstoot het laagste in de gradiënt zone. Dit komt enerzijds door het feit dat het afbreekbaar organisch materiaal al grotendeels gemineraliseerd werd en anderzijds door de verdunning van de overblijvende CBOD-vracht in grotere volumes water.

Momenteel bevindt het estuarium zich in een situatie waarin de CBOD antropogene bronnen minimaal zijn. Sinds 2017 zijn er geen merkwaardige variaties meer waargenomen, behalve in 2021. Toen was de CO_2 uitstoot voor het eerst weer lichtjes gestegen ten opzichte van de laatste 5 jaar, door een minder actieve fytoplankton bloei tijdens de erg natte zomer (erg lage chl a in 2021 t.o.v. andere recente jaren). In 2022 is de situatie vergelijkbaar met de droge zomers van 2017-2020, met weer lagere CO_2 uitstoot.



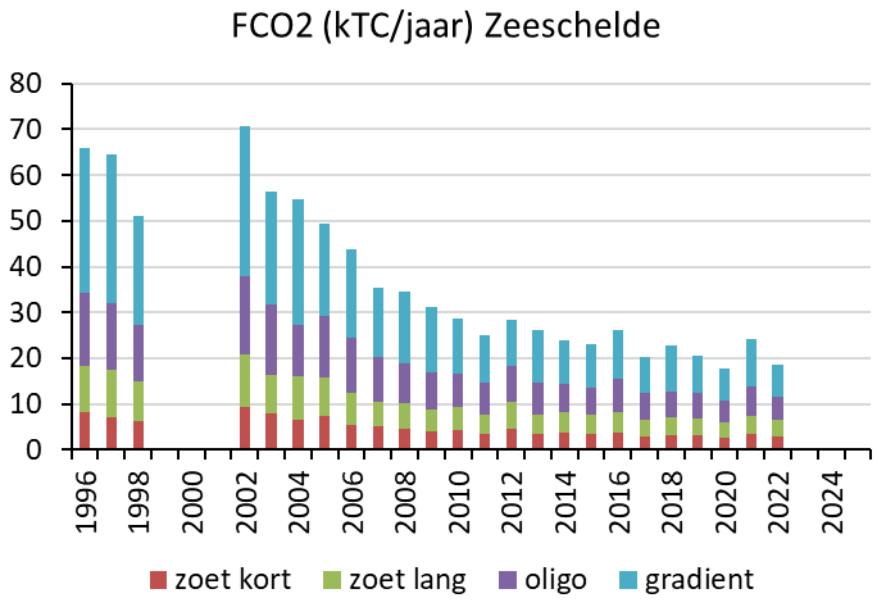
Figuur 4.12 Jaarlijkse relatieve CO_2 uitstoot van Schelde water naar de atmosfeer in de 4 zones van het estuarium

Wanneer we deze relatieve FCO_2 waarden vermenigvuldigen met de gemiddelde waterspiegeloppervlakte van elke zone (Tabel 4.2), kunnen we ook de absolute CO_2 uitstoot van de Schelde berekenen, per zone, en voor de gehele Zeeschelde (Figuur 4.13).

In 2022 was de totale CO_2 uitstoot van de Zeeschelde 18600 ton koolstof per jaar, veel minder dan in de jaren 1990-begin 2000 (65 tot 70,000 ton koolstof per jaar), en ook lager dan in de periode 2017-2021 (gemiddeld 21,000 ton per jaar). Proportioneel heeft de gradiënt zone, ondanks de lagere uitstoot per m², de hoogste CO_2 uitstoot, door haar grotere oppervlakte.

Tabel 4.2 Gemiddelde waterspiegeloppervlakte voor de 4 zones van de Zeeschelde

Zone	Oppervlakte (m^2)
Zoet met korte residentie tijd	2 445 793
Zoet met lange residentie tijd	3 167 667
Oligohaline	4 639 875
Gradiënt	13 443 222
Totaal	23 696 557



Figuur 4.13 Jaarlijkse CO_2 uitstoot (FCO_2 in kTC/jaar) van de hele Zeeschelde naar de atmosfeer

4.3 Nutriënten

In de Evaluatiemethodiek wordt de toetsparameter nutriënten beoordeeld aan de hand van volgende rekenparameters in Tabel 4.3. De parameters voor biochemische zuurstofvraag NOD en CBOD werden in vorige paragrafen reeds besproken en worden daarom niet herhaald. Wel wordt de evaluatie mee opgenomen in de eindtabel (Tabel 4.3). Dit hoofdstuk legt de focus op stikstof, fosfor en silicium.

Tabel 4.3 Rekenparameters voor de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

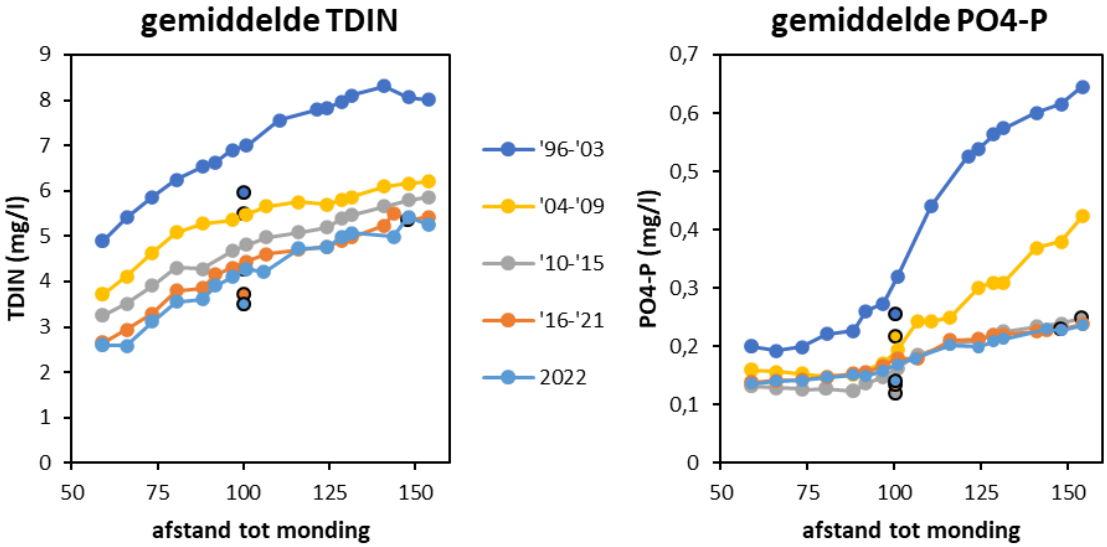
Reken-parameter	Beoordeling Zeeschelde
NOD	maximum 2mg/l, te bepalen in elk Scheldecompartiment
CBOD	maximum 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk Scheldecompartiment
TDIN	mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de voorbije 6 jaar, te bepalen in elke Scheldezone
Fosfaat	mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de voorbije 6 jaar, te bepalen in elke Scheldezone
DSi	Mag niet meer dan 2 opeenvolgende meetcampagnes onder 0,01 mM (= 0,28 mg/l Si) dalen, te bepalen in elk compartiment
ICEP-TSi	Deze parameters vereisen fluxberekeningen over het ganse estuarium en kunnen bijgevolg niet gepaald worden in het kader van OMES.
ICEP-DSi	
TDINflux	
Nitriet	maximum 0.1 mg/l NO_2^--N, te bepalen in elk Scheldecompartiment
Ammoniak	maximum 0.025 mg/l NH_3-N, te bepalen in elk Scheldecompartiment

4.3.1 Stikstof

Langetermijntrend

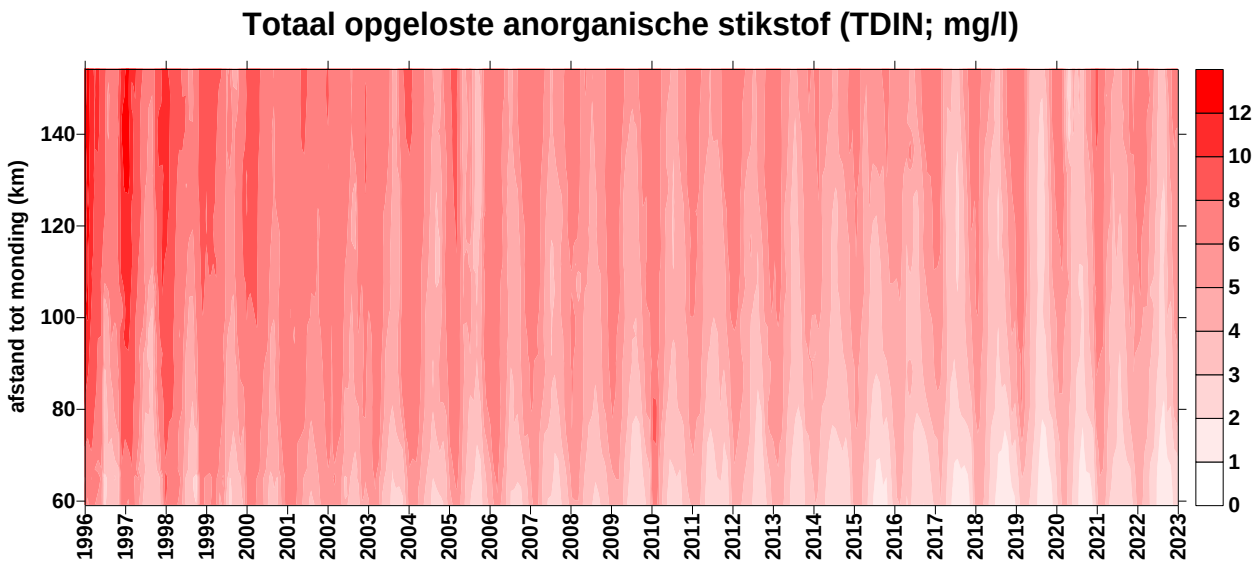
Stikstof is, net als fosfor, een essentieel nutriënt voor de groei van algen. N is echter in de Zeeschelde in zo'n grote overmaat aanwezig dat het kan leiden tot buitensporige bloei met potentieel negatieve gevolgen: eutrofiëring. Toch komt het in de Zeeschelde niet tot een ongeremde bloei: de slechte waterkwaliteit in de jaren '90 en het slechte lichtklimaat houden de algenbloei binnen de perken, al blijft het gevaar wel latent aanwezig. Bovendien stromen te grote vrachten aan stikstof de Schelde door, die momenteel in het estuarium zelf geen al te grote problemen veroorzaken, maar wel in de kustzone de eutrofiëring kunnen voeden. Daarom legt de EMSE een maximale export van totaal anorganische stikstof (TDIN = NH_4^+ + NO_3^- + NO_2^-) vanuit het estuarium naar de kust op, en mag voor een positieve evaluatie de gemiddelde TDIN concentratie van de voorbije 6 jaar niet stijgen ten opzichte van het gemiddelde van de voorgaande 6 jaar. Om met meer detail te kunnen kijken naar het voorbije jaar, vergelijken we binnen deze jaarlijkse OMES rapportage het gemiddelde van het voorbije jaar (2022) met de voorgaande 6 jaar.

De voorbije jaren daalde de jaargemiddelde TDIN steeds ten opzichte van de voorgaande 6 jaar, op 2021 na. Toen zorgden piekdebieten in de zomer voor een tijdelijke toename van TDIN, wellicht een combinatie van verhoogde aanvoer en verminderde verwijdering. Maar in 2022 zet de daling zich terug voort in de Zeeschelde en Rupel (Figuur 4.14; **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). De gehele Zeeschelde voldoet in 2022 terug aan het TDIN criterium.



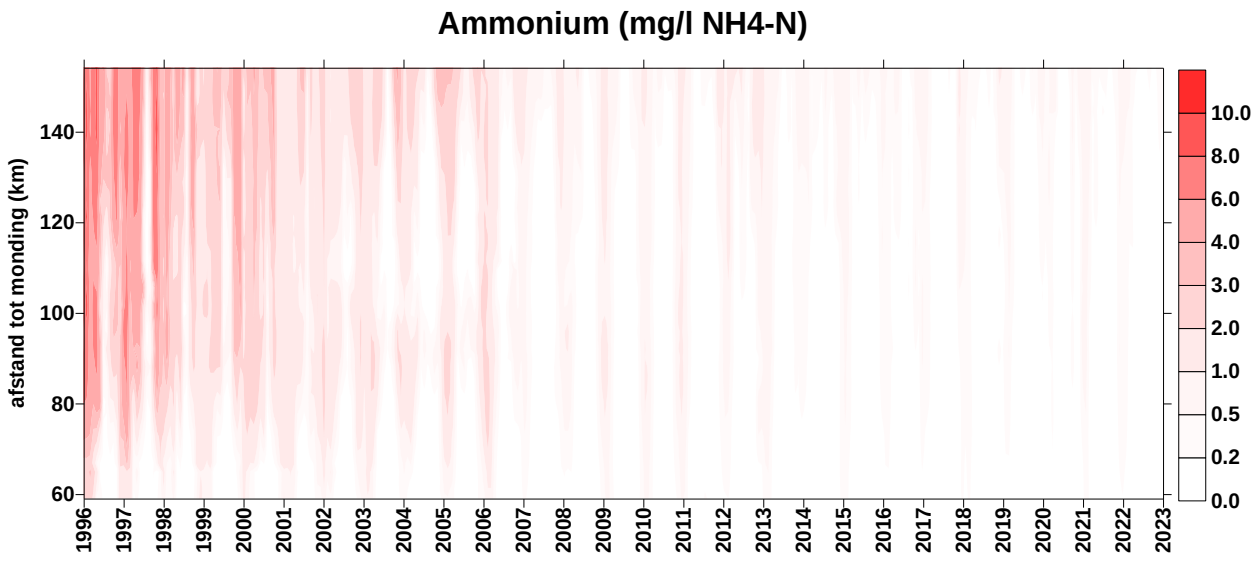
Figuur 4.14 Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde concentratie voor TDIN (links) en PO_4-P (rechts) in de Zeeschelde in functie van de afstand tot de monding (km). De zwart omlijnde bollen geven voor de Rupel de concentraties te Boom weer.

Uit Figuur 4.14 valt reeds af te leiden dat de grootste daling voor TDIN zich afspeelde eind jaren ’90, dat de daling zich nog wel doorzet doorzet, maar elke periode minder wordt. TDIN kent nog steeds een duidelijk seizoenaal patroon (Figuur 4.15). Ondanks de grotere verdunning kent de winter steeds de hoogste TDIN waarden. De minima volgen in de zomer: opname door algen, maar wellicht vooral bacteriële processen onttrekken veel stikstof uit het water.



Figuur 4.15 Surface plot voor totaal anorganische stikstof (TDIN = NH_4^+-N + NO_3^--N + NO_2^--N)

Het meest opvallende is het quasi volledig verdwijnen van de hoge ammoniumwaarden in de zomermaanden in de jaren 1990 door nitrificatie (Figuur 4.16). Door de sterke toename van het zuurstofgehalte, kon dit aerobe proces veel vlotter doorgaan en werd nagenoeg alle NH_4^+ omgezet in NO_3^-. Nitraat vertoonde aanvankelijk dan ook geen daling, maar de laatste jaren daalt ook NO_3^-, mede door de gedaalde imput uit het bekken (figuren in bijlage). De daling van ammonium werd reeds uitvoerig besproken in vorige OMES rapportages. Deze rapportage legt de focus op de voorbije 10 jaar: de periode na 2009.



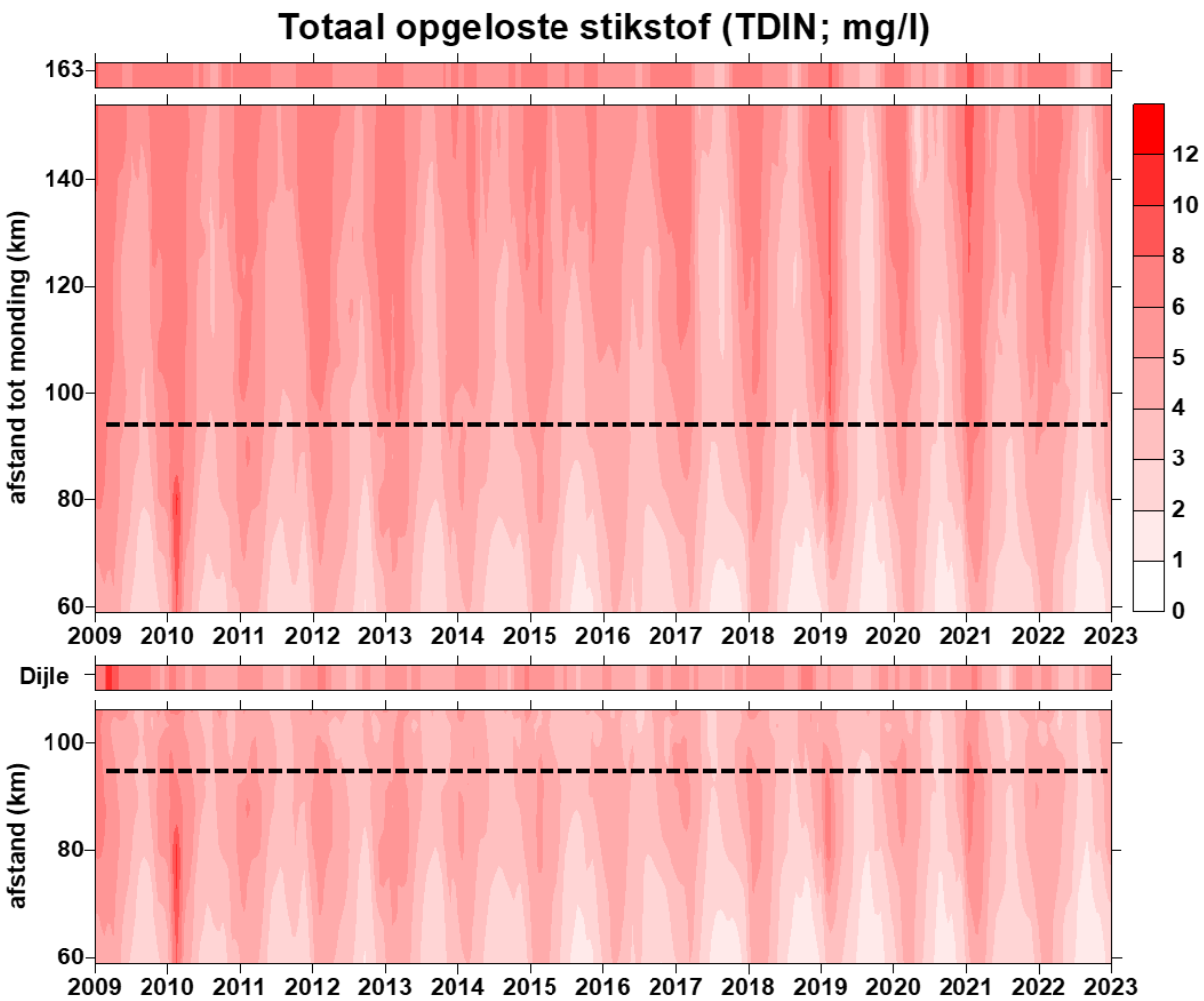
Figuur 4.16 Surface plot voor ammonium

Periode 2009-2020

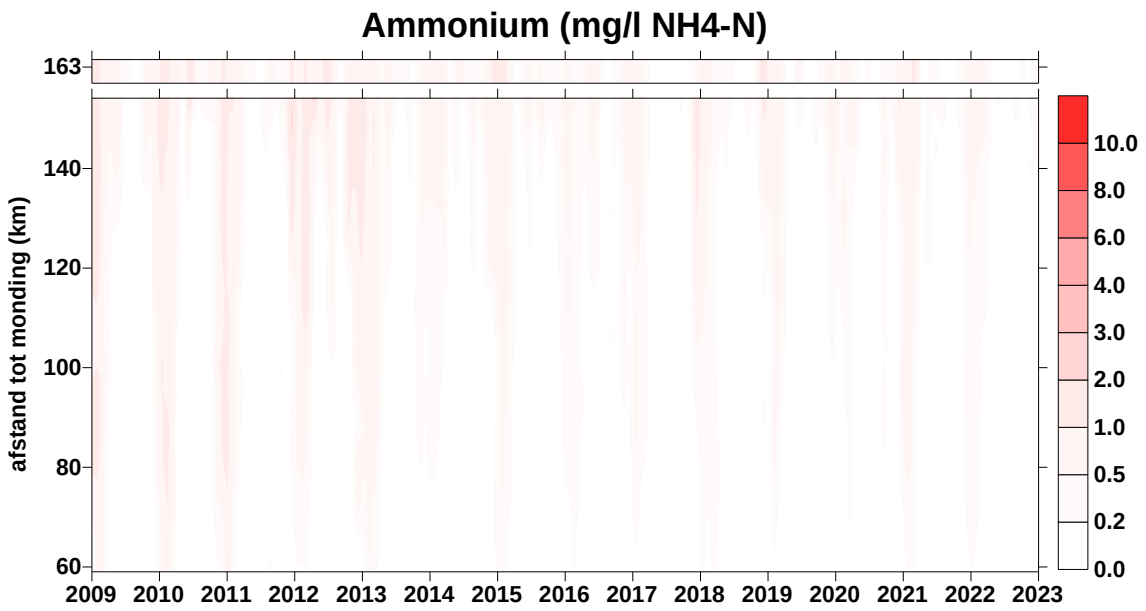
Vanaf 2009 zagen we TDIN nog steeds verder dalen, zij het beperkt, met uitzondering van 2021 (Figuur 4.17). Ondanks de slechte reputatie van Zenne en Dijle wat betreft de organische belasting, vormen zij voor stikstof niet de voornaamste bron. De concentraties aan TDIN liggen in Rupel en Dijle doorgaans lager dan in Boven-Zeeschelde en Bovenschelde.

In de zomermaanden is ammonium quasi volledig verdwenen uit de Zeeschelde. De concentraties in de wintermaanden daalden in 2022 verder (Figuur 4.18). Nitraat kent maxima in de winter, daalde in 2022 duidelijk ten opzichte van 2021, maar niet meer ten opzichte van 2020.

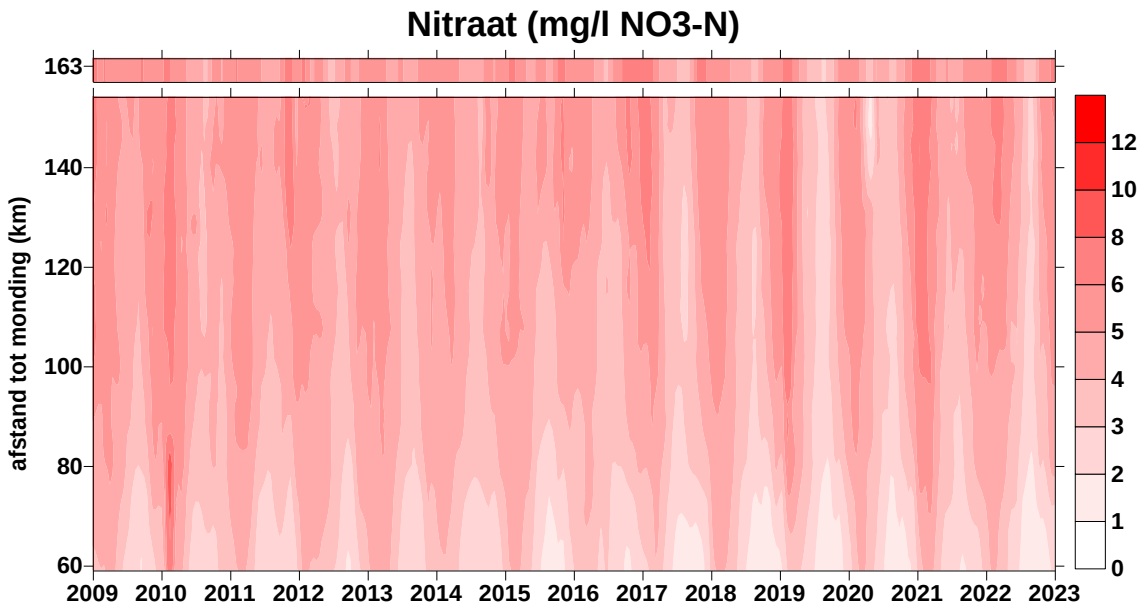
Het toxische nitriet is al jaren zeer langzaam aan het dalen, maar overschreed in 2022 nog wel de EMSE norm in de zoete zones (Figuur 4.20). Het behalen van de norm ligt echter binnen handbereik. De eveneens schadelijke stikstofvorm ammoniak kwam de voorbije 10 jaar nauwelijks meer voor, ook in 2022 niet, behalve uitzonderlijk eenmalig een overschreiding te Melle. Hierdoor werd, na verschillende jaren met gunstige evaluatie, in 2022 niet meer voldaan werd aan het EMSE criterium voor NH_3. Voorlopig wijst niets op een structureel probleem in deze zone, en blijft het bij een eenmalig incident.



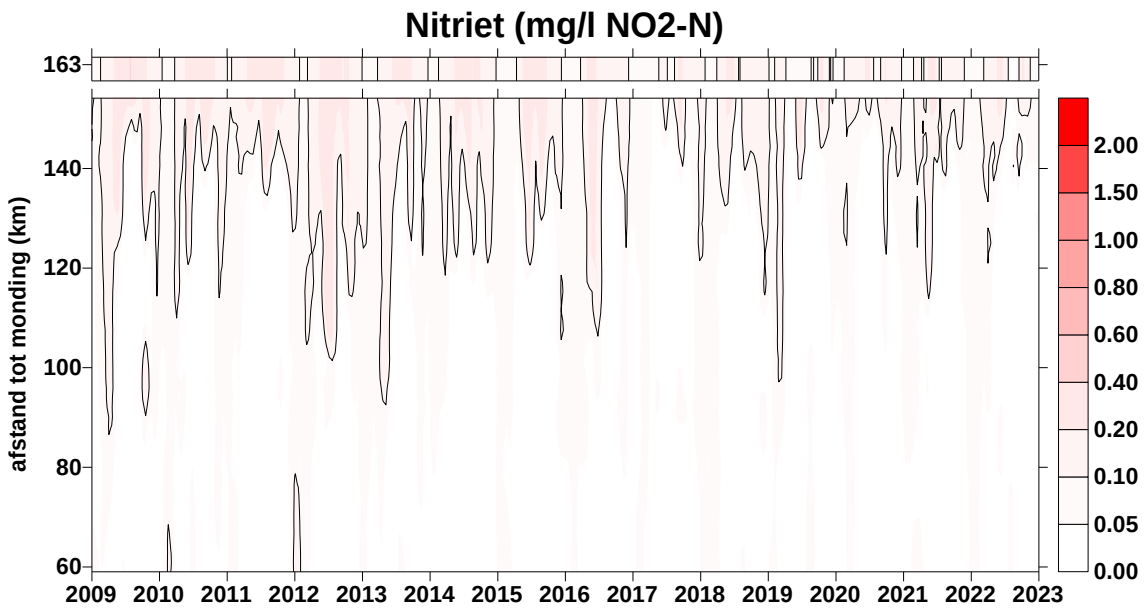
Figuur 4.17 Surface plot voor TDIN. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).



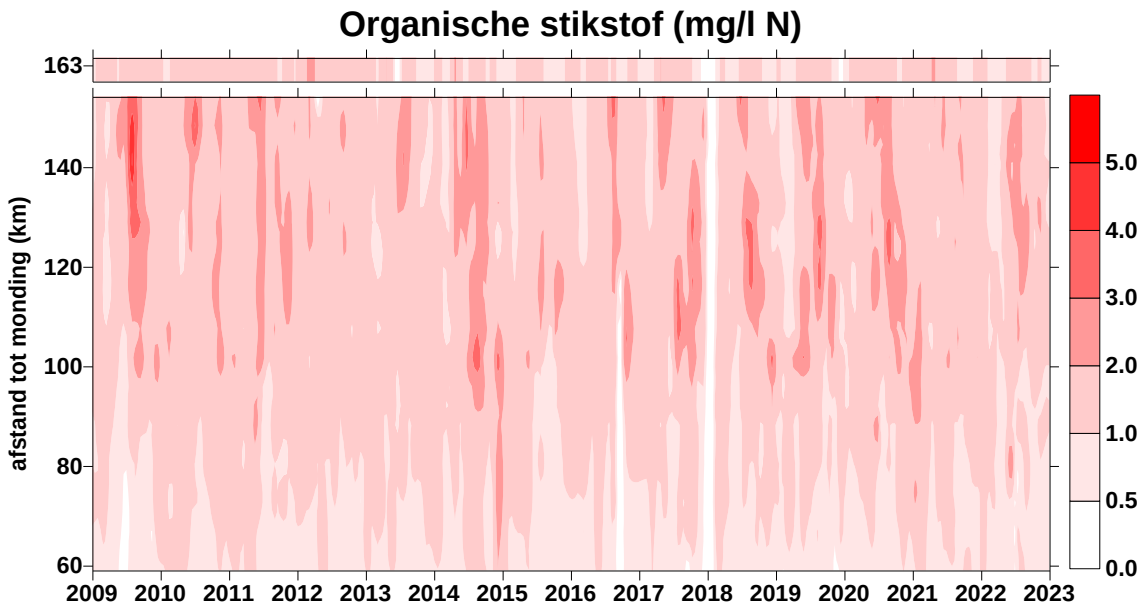
Figuur 4.18 Surface plot voor ammoniumstikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



Figuur 4.19 Surface plot voor nitraatstikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



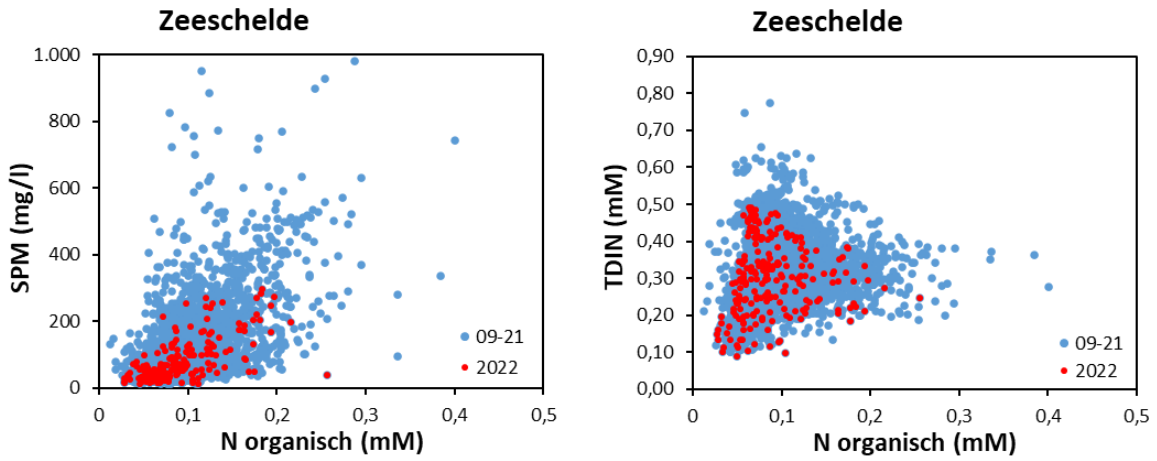
Figuur 4.20 Surface plot voor nitriet, met in zwart de 0.1 mg/l grens. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



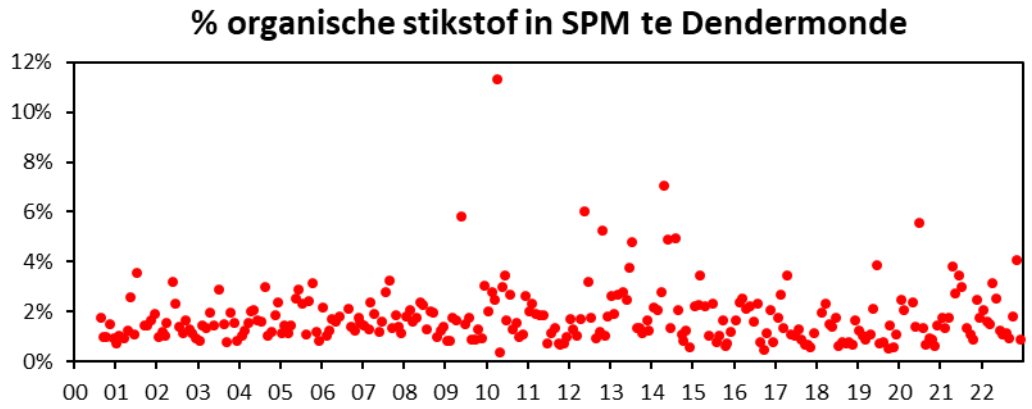
Figuur 4.21 Surface plot voor organische stikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.

De concentratie organische stikstof (org N = Kjeldahl-N – NH_4^+-N) vertoonde de voorbije 10 jaar geen duidelijke trend in het estuarium (Figuur 4.21). Wel lijkt er een zekere seizoenaliteit aanwezig, met doorgaans maxima in de zomer in de zoete zones. Dit patroon vertoonde in 2022, net als de voorbije jaren, veel gelijkenis met het zwevende stof patroon, beide waren duidelijk gecorreleerd in de Zeeschelde (Figuur 4.22). Org N was ook gecorreleerd met chl a, zij het wel minder sterk. We dan ook in de zomermaanden het aandeel organische stikstof toenemen in de zwevende stof. Echter, over de periode 2000-2022 wordt geen significante trend of duidelijk patroon waargenomen in dit aandeel (Figuur 4.23), ondanks de grote verschillen in algenbloei en concentratie zwevende stof.

De concentratie TDIN blijkt nauwelijks gecorreleerd te zijn met de hoeveelheid organische stikstof in het water (Figuur 4.22).



Figuur 4.22 Correlatie tussen organische stikstof (N organisch) en zwevende stof (SPM) en organische stikstof en totaal opgelost anorganische stikstof (TDIN) voor de periode 2009-2021 en voor 2022.



Figuur 4.23 Aandeel organische stikstof in de zwevende stof (SPM) te Dendermonde, uitgdrukt in % (gewicht).

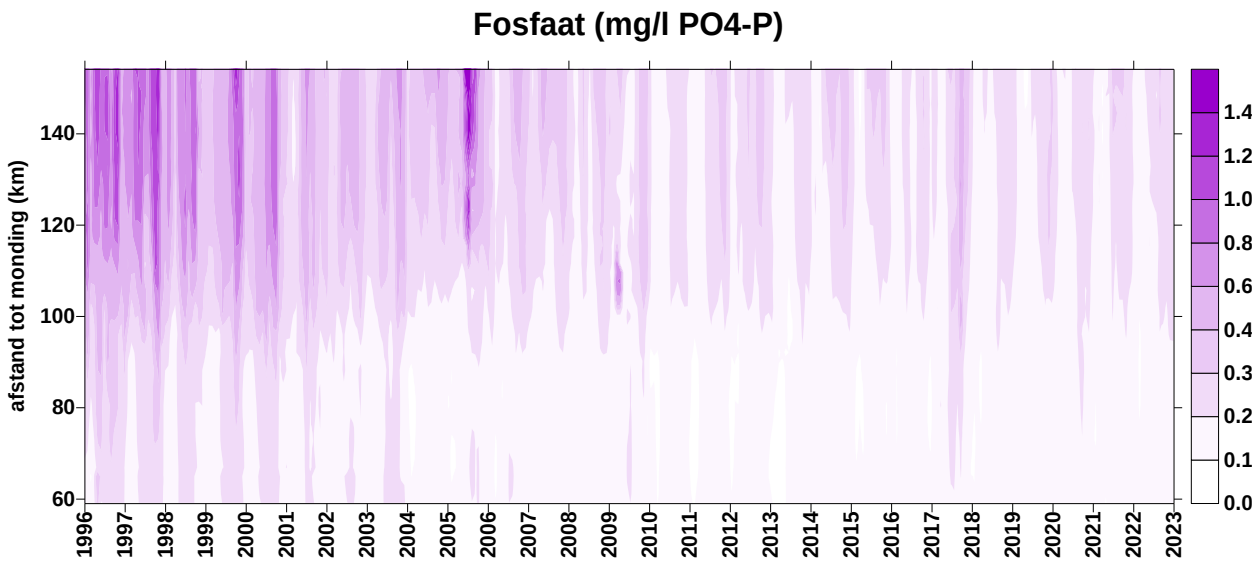
4.3.2 Fosfor

Langetermijntrend

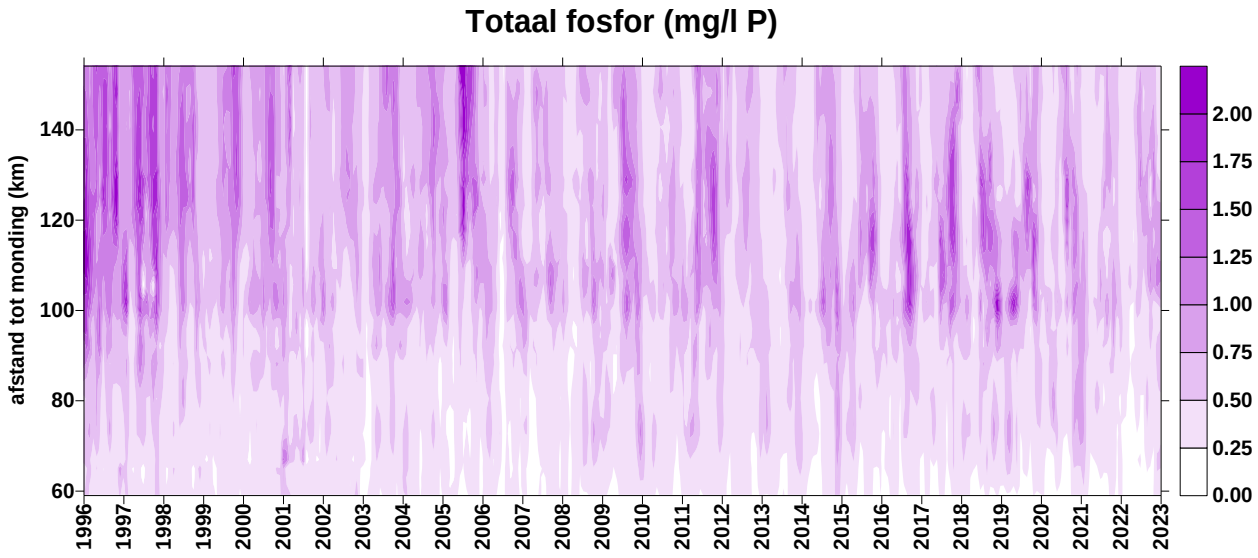
Hoewel minder abundant aanwezig dan stikstof, is ook fosfor doorgaans in te hoge concentratie aanwezig in het Scheldewater. De Evaluatiemethodiek stelde daarom dat de gemiddelde fosfaatconcentratie niet mag toenemen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije zes jaar. Uit Figuur 4.14 en Figuur 4.24 blijkt dat fosfaat een sterke daling kende ten opzichte van 20 jaar geleden, maar de laatste jaren is er amper of geen verbetering meer. Sinds 2009 gaat fosfaat licht op en neer, en wordt bijgevolg geregeld niet voldaan aan het EMSE criterium. In 2020 werd, op de Durme na, nergens voldaan aan het EMSE criterium. In 2021 wordt wel weer net voldaan aan het criterium, behalve in de zoete zone met lange verblijftijd. Vermoedelijk hebben de hoge debieten van 2021 de fosfaatconcentratie verdund, zodat bijna overal een daling kan worden opgetekend. 2022 daarentegen kent weerom een stijging van fosfaat ten opzichte van de voorbije zes jaar, in de meest afwaartse zones (oligohaliene en gradiëntzone). Dit zijn wel de zones met reeds de laagste fosfaatconcentraties. Ook Durme en Rupel kennen een stijging.

In de zoete zones, waar de hoogste fosfaatconcentraties voorkomen, daalde de concentratie in 2022 nog wel, zij het heel beperkt. De sterkste afname werd hier eind jaren ’90 waargenomen, en werd mee verklaard door de sterke afname in de Bovenschelde. De laatste jaren vertoont de Bovenschelde echter geen duidelijke trend meer.

Ook totaal fosfor kende een daling eind jaren ’90 (Figuur 4.25), die voor een aanzienlijk deel verklaard wordt door de daling in fosfaat in die periode. De daling in totaal fosfor zet zich niet verder na 2009, maar neemt aan sommige meetpunten terug toe. Deze toename is gelinkt aan de trend in zwevende stof. 2021 en 2022 kennen terug iets lagere waarden voor totaal fosfor, een daling die wordt toegeschreven aan de lagere SPM concentraties (zie hoofstuk 5).



Figuur 4.24 Surface plot voor fosfaat sinds 1996

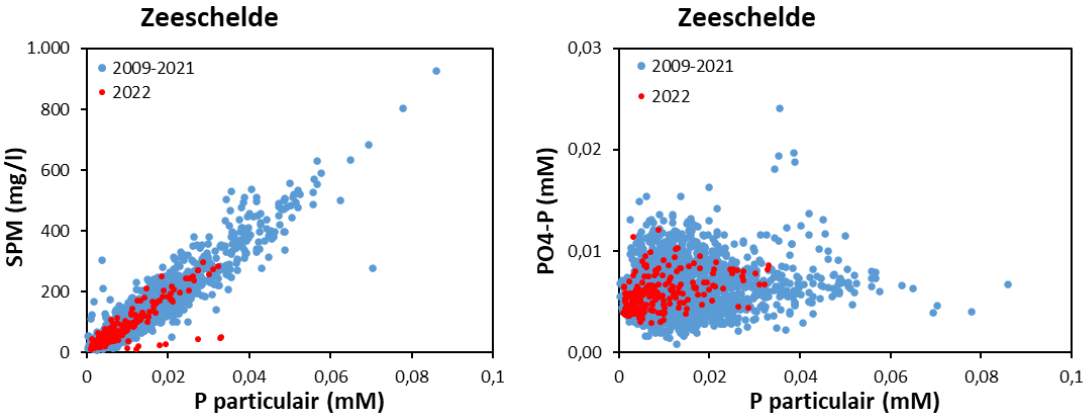


Figuur 4.25 Surface plot voor totaal fosfor sinds 1996

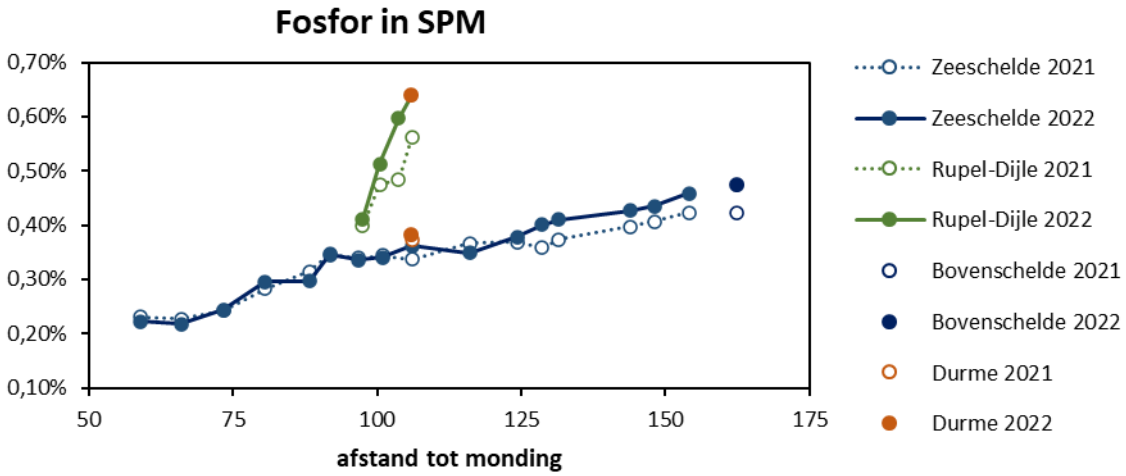
Periode 2009-2021

In deze rapportage ligt de focus op de trends vanaf 2009. Fosfaat vertoont echter geen evolutie meer. Totaal fosfor was sinds 2009 terug toegenomen. De hoogste concentraties aan totaal fosfor komen in de

zoete zones voor, met maxima in de zomer. In de Beneden-Zeeschelde treffen we vooral in de winter verhoogde concentraties aan. De verklaring voor dit patroon is te vinden bij de toegenomen concentratie aan zwevende stof. Fosfor kan zich immers binden aan zwevende stof partikels. Wanneer we de fosfaat concentratie aftrekken van de totale fosfor concentratie, hebben we een goede maat voor de fractie particulair fosfor. Deze blijkt sterk gecorreleerd met SPM, ongeacht het debiet (Figuur 4.22 links). Particulair fosfor in de Zeeschelde blijkt echter niet gelinkt aan deze in de Bovenschelde: schommelingen in het bekken zijn dus niet mee verantwoordelijk voor het patroon in de Zeeschelde, dit wordt in hoofdzaak door SPM schommelingen en SPM toename in het estuarium zelf verklaard. De lagere SPM in 2021 en 2022 verklaren bijgevolg de daling in particulair en totaal fosfor. Van een structurele verbetering lijkt geen sprake. Beschouwen we het aandeel particulair fosfor in de zwevende stof, in Figuur 4.28 geïllustreerd voor het station Dendermonde, is geen significante trend waarneembaar.



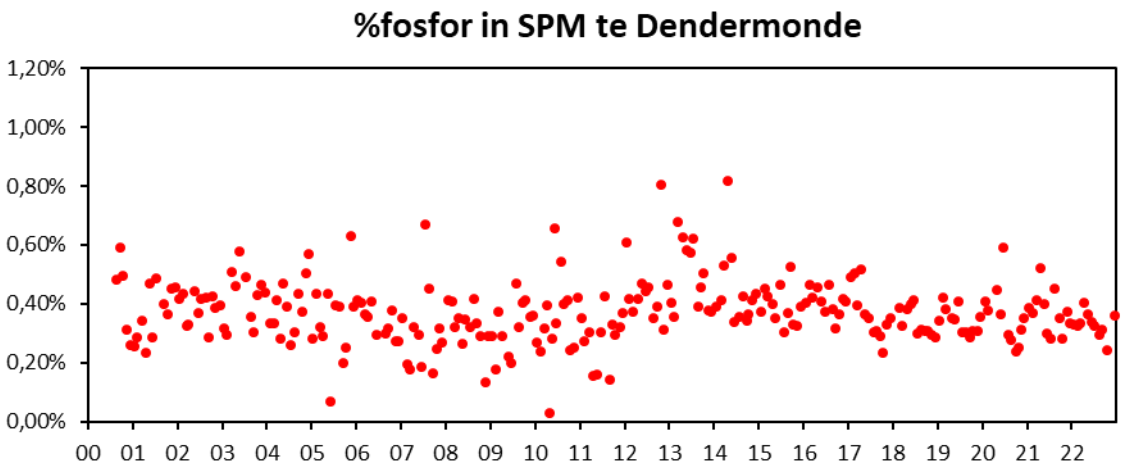
Figuur 4.26 Correlatie tussen particulair fosfor (P particulair) en zwevende stof (SPM) en particulair fosfor en fosfaat (PO_4-P) voor de periode 2009-2021 en voor 2022.



Figuur 4.27 Gemiddelde aandeel fosfor (P particulair) in zwevende stof (SPM) voor 2021 en 2022 in de Zeeschelde en zijrivieren, in functie van de afstand tot de monding (km) uitgdrukt in % (gewicht).

Het aandeel particulair fosfor in de zwevende stof is ook geen constante langsheen het estuarium (Figuur 4.27). Het aandeel daalt in quasi rechte lijn van de Bovenschelde richting Grens, waar de laagste waarden voorkomen. Ter hoogte van Rupelmonde is er een kleine knik in de curve, ten gevolge van import van SPM met een duidelijk hoger fosfor gehalte vanuit het Rupelbekken. SPM in Rupel en Dijle kende een veel hoger P gehalte dat sterk afneemt richting Zeeschelde. In 2022 zijn die P gehaltes zeer gelijkend aan 2021, ondanks de grote verschillen in debiet.

In de Durme blijft het P gehalte in SPM in 2022 quasi gelijk aan 2021, en ligt in dezelfde range als in de Zeeschelde.



Figuur 4.28 Aandeel fosfor (P particulair) in zwevende stof (SPM) te Dendermonde, uitgdrukt in % (gewicht).

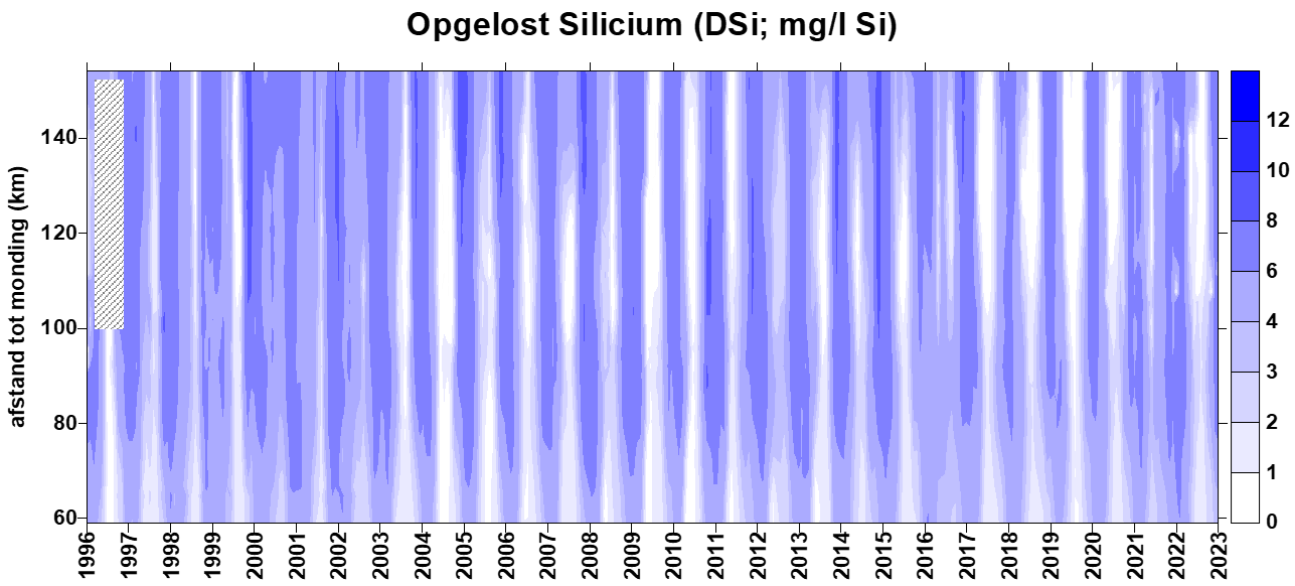
4.3.3 Silicium

Naast stikstof en fosfor krijgt het element silicium bijzondere aandacht als essentieel voedingselement voor diatomeeën. Diatomeeën nemen opgelost silicium (DSi) op voor de bouw van hun skelet. De aanwezigheid van DSi is dus essentieel voor de groei van diatomeeën. Ook N en P zijn essentieel, maar doorgaans zijn deze nutriënten, in tegenstelling tot DSi, in overvloed aanwezig in het Scheldewater. Bij gebrek aan DSi, zullen gewone groenalgen, die geen skelet en dus geen silicium nodig hebben, het overnemen van de diatomeeën. Echter, deze groenalgen zijn minder geschikt als voedsel, waardoor de voedselketen wordt verstoord. Daarom stelt de Evaluatiemethodiek dat perioden van siliciumdepletie (minder dan 0.01 mM of 0.28 mg/l) niet te lang mogen duren. Meer dan twee opeenvolgende campagnes met siliciumtekort leiden tot een negatieve evaluatie.

Langetermijntrend

DSi kent een duidelijk seizoenaal patroon, met minima tijdens perioden van algenbloei. In de jaren ’90 werd zeer sterke algenbloei onderdrukt door de slechte waterkwaliteit. Een DSi tekort kwam slechts sporadisch voor tijdens algenbloei en was bovendien kort van duur zodat er weinig gevaar voor soortenverschuiving optrad (Figuur 4.29). Sinds 2003 komt er wel veel sterkere algenbloei voor, wat in zomer en najaar kon leiden tot langere perioden van zeer lage DSi waarden, met verschuivingen in de algenpopulatie tot gevolg. Het aandeel diatomeeën daalde soms in zomer en najaar, ten voordele van groenalgen (zie 6.2 Fytoplankton). Om deze negatieve evolutie te keren, zet het Sigmaplan in op silicium cyclering via nieuwe GGG’s. Deze gebieden moeten DSi vrijstellen om zo tekorten in de Schelde tegen te gaan. Resultaten uit Lippenbroek tonen dat deze aanpak werkt (zie OMES rapport 2022 Interetijdengebieden).

Met de vertroebeling van de zoete Zeeschelde en de gedaalde diatomeebloei vanaf 2009, leek het siliciumtekort van de baan. De laatste jaren, zo ook in 2022, duiken tekorten echter weer op (zie verder), waardoor de silicium cyclering in GGG’s zeker relevant blijft.



Figuur 4.29 Surface plot voor opgelost silicium (DSi, mg/l Si)

Periode 2009-2020

Algenbloei in het estuarium blijft in grote mate de beschikbaarheid van DSi bepalen. 2009 en 2010 kenden nog een sterke algenbloei, die zich uitstrekte van Melle tot bijna Dendermonde. DSi kende daarom een afname richting Dendermonde (Figuur 4.30), om vanaf daar langzaam weer toe te nemen door interne cyclering, export uit schorren en een belangrijke DSi instroom vanuit de Rupel. Vanaf 2011 tot en met 2016 was de daling van DSi in de zomermaanden veel minder uitgesproken en traden er geen tekorten op. We zien in die periode dat er vanuit Bovenschelde steeds voldoende aanvoer is van DSi. Ten gevolge van een vermindere algenbloei lag de DSi consumptie in het estuarium lager en daalde de concentratie niet onder 1 mM.

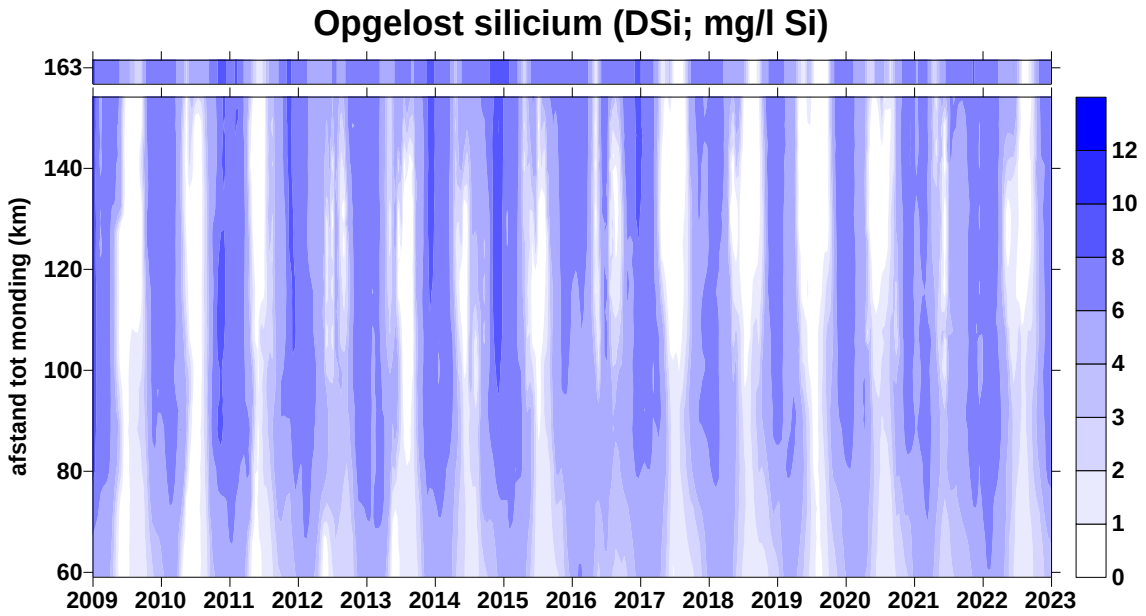
Van 2017 tot 2020 kwamen terug lange perioden met zeer lage siliciumwaarden (DSi) voor. 4 jaar op rij werd er niet meer voldaan aan het silicium criterium uit de EMSE en volgde een negatieve evaluatie voor de zoete zone met korte verblijftijd. Nochtans was de algenbloei in deze periode niet meer zo sterk als in de periode 2003-2009. De verklaring voor de lage DSi waarden vinden we bij de aanvoer vanuit het bekken. De bar met DSi in de Bovenschelde in Figuur 4.30 illustreert de sterk gedaalde concentratie in de droge zomers van 2017 tot 2020 in de opwaartse boundary. Een sterke lokale consumptie in het bekken ligt wellicht mee aan de basis; de BSi concentratie (Figuur 4.31) neemt immers toe in de Bovenschelde. Echter, de totale siliciumconcentratie (TSi = DSi + BSi; Figuur 4.32) daalde tijdens de droge zomers. Deze lage concentraties, in combinatie met de lage debieten, resulteerden in een zeer lage input van silicium in de zoete zone met korte verblijftijd. 2021 kende ten gevolge van de hoge zomerdebieten wel een sterke aanvoer van DSi vanuit het bekken. De algenbloei in het estuarium lag lager, waardoor in 2021 geen DSi tekorten optraden.

2022 was weerom een zeer droog jaar, met zeer lage DSI aanvoer vanuit het bekken tot gevolg. De algenbloei (chl a) lag in 2022 echter lager dan in de droge zomers van 2017 – 2020, met bijgevolg minder DSi consumptie. Hierdoor bleven de DSi tekorten nog enigzins beperkt. Enkel tussen Appels en Schellebelle, waar het maximum van de algenbloei lag, werd niet voldaan aan het EMSE criterium: gedurende 2 opeenvolgende meetcampagnes, dook DSi onder 0,28 mg/l. Afwaarts richting Rupelmonding nam DSi terug toe, wellicht door interne cyclering en DSi aanlevering vanuit slikken en schorren.

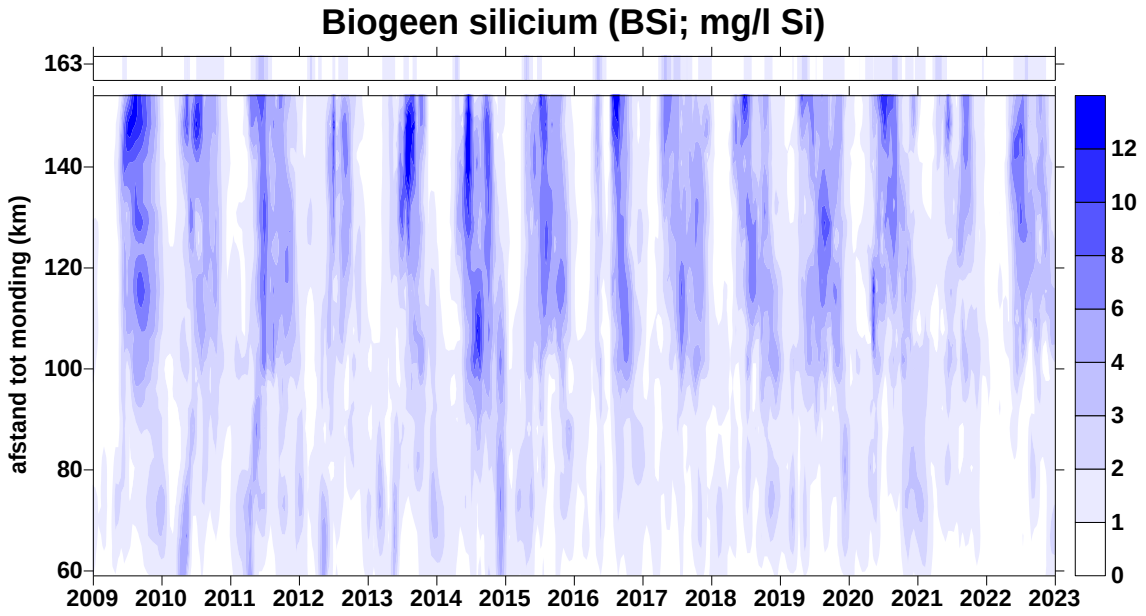
Het BSi patroon volgt een tegengesteld patroon aan dat van DSi. Bij sterke algenbloei en lage DSi, komen hoge BSi waarden voor (Figuur 4.31). Immers, als het opgelost silicium wordt opgenomen door organismen (vooral diatomeeën in de Zeeschelde) en ingebouwd in biologische structuren, spreken we

van biogeen silicium (BSi). Dit BSi is niet meer rechtstreeks opneembaar door algen, maar moet eerst terug afgebroken worden tot DSi. Het patroon van BSi vertoont veel gelijkenis met dat van chlorofyl a (in eerdere rapportages werd reeds de correlatie tussen BSi en Chl a aangetoond). In 2022 vertaalde de algenbloei zich bijgevolg in een BSi maximum tussen Appels en Schellebelle. Net als chl a, lag echter ook dit BSi maximum iets lager.

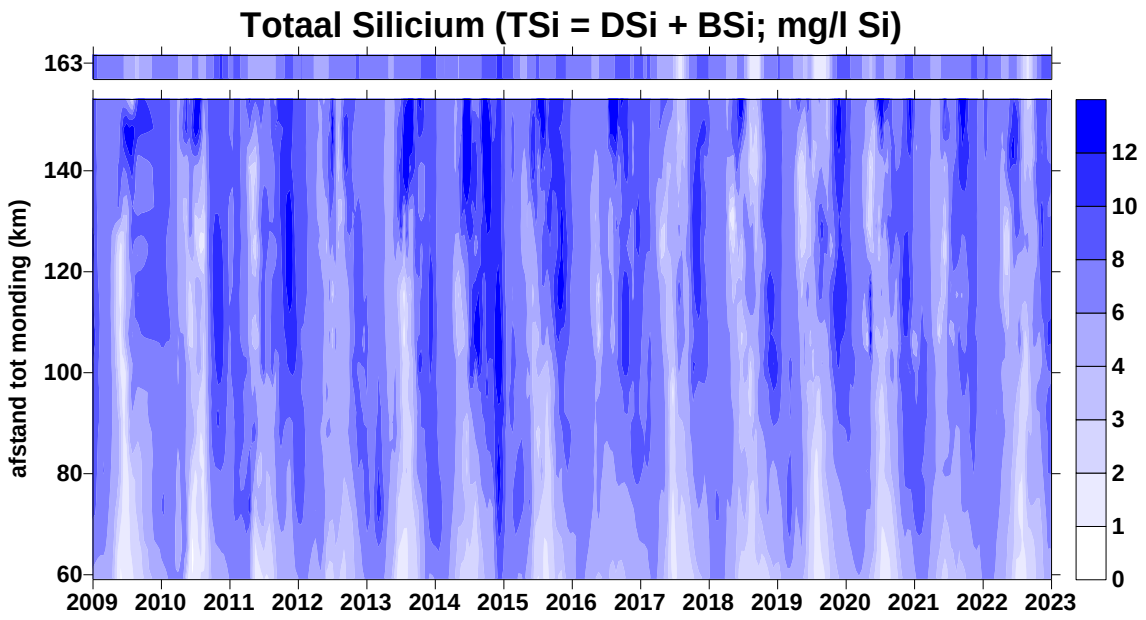
De som van DSi en BSi, TSi, lag in 2022 ook iets lager in vergelijking met voorgaande jaren (Figuur 4.32).



Figuur 4.30 Surface plot voor opgelost silicium. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



Figuur 4.31 Surface plot voor biogeen silicium. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



Figuur 4.32 Surface plot voor totaal silicium (opgelost en biogeen). De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.

4.3.4 Beoordeling Nutriënten

De evaluatie voor verschillende rekenparameters uit de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, wordt samengevat in Tabel 4.4. De beoordelingscriteria staan opgelijst in Tabel 4.3 en hier bondig samengevat bovenaan elke kolom. Aangezien de rekenparameters ICEP-DSi, ICEP-TSi en TDINflux een fluxberekening vereisen, valt de bepaling van deze parameters buiten het bestek van OMES en zijn ze hier niet opgenomen.

De samenvattende tabel bevat in 2022 nog steeds veel rode cijfers, maar gelukkig wel minder dan in 2021. Ook is de trend voor verschillende parameters gunstig: de overschreidingen worden minder hoog, zodat het behalen van de EMSE norm in zicht komt. Dit geldt met name voor de parameters die gelinkt zijn aan stikstof zoals NOD en nitriet. Ammoniak oversteeg eenmalig de norm, maar dit lijkt geen structureel probleem.

Ook CBOD is anno 2022 sterk verbeterd, met enkel nog overschreiding in Schellebelle en Melle. De lagere CBOD waarden worden wel mede verklaard door een lagere algenbloei.

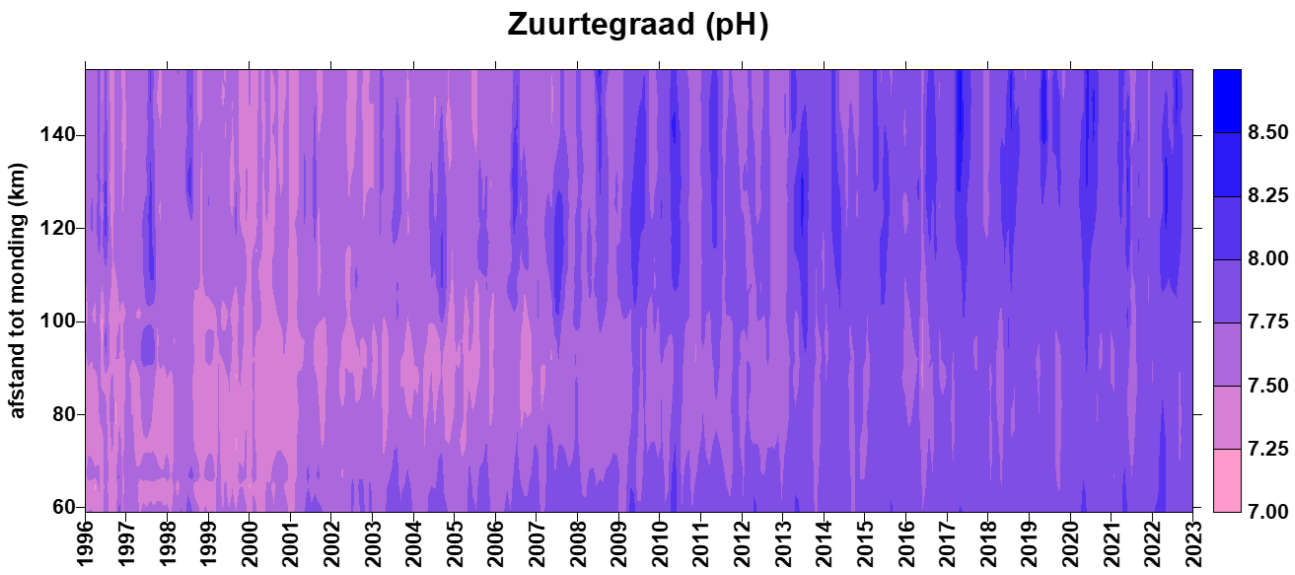
DSi waarden lagen dan weer te laag in de zone tussen Appels en Schellebelle, ondanks de vrij beperkte algenbloei en dus beperte DSi consumptie. De zeer lage aanvoer vanuit het bekken vormt hiervoor de verklaring.

Tabel 4.4 Samenvattende tabel voor de evaluatie van de toetsparameter Nutriënten voor 2022. Voor NOD, CBOD, NO_2-N en NH_3-N bevat de tabel de maximale waarden (mg/l). De rood gemarkeerde data overschrijden het criterium dat boven elke kolom staat vermeld. Voor TDIN en PO4-P is telkens een jaargemiddelde concentratie weergegeven. Deze mag niet stijgen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar. Voor Si zijn de minima weergegeven. Er volgt pas een negatieve evaluatie als meer dan twee opeenvolgende campagnes Si onder het minimum (0,28 mg/l) duikt.

Schelde zone	comp.	Stations	NOD	CBOD	TDIN	PO4-P	NO2-N	NH3-N	Si
			2	6	niet stijgen		0,1	0,025	0,28
Zone met sterke saliniteitsgradiënt	9	grens	0,7	2,1	3,0	0,141	0,07	0,003	1,19
	10	Liefkenshoek	0,9	2,2			0,08	0,003	1,05
	11	Punt van Melsele	1,1	1,9			0,07	0,004	1,57
	12	Antwerpen	1,2	2,7			0,07	0,004	1,74
Oligohaliene zone	13	Kruibeke, Bazel	1,4	2,8	4,0	0,157	0,08	0,004	1,80
	14	Steendorp, Temse	1,3	2,8			0,08	0,005	1,58
Zoete zone met lange verblijftijd	15	Weert, Baasrode	1,4	3,8	4,7	0,201	0,11	0,006	0,22
	16	Dendermonde	1,4	4,9			0,11	0,005	0,07
zoete zone met korte verblijftijd	17	Appels, Sint Onolfs	2,7	5,0	5,3	0,223	0,13	0,005	0,06
	18	Schellebelle	2,0	8,1			0,20	0,016	0,15
	19	Wetteren, Melle	2,3	6,5			0,30	0,033	0,18
Durme			2,7	3,7	4,4	0,167	0,10	0,010	0,52
Rupelbekken		Niel, Boom, Terhagen	2,6	5,0	3,7	0,137	0,17	0,011	0,12

4.4 Zuurtegraad (pH)

De omschakeling van een respiratie gedomineerd systeem in de jaren ‘90 naar een primaire productie gedomineerd systeem nu uit zich in een sterk gestegen pH. Dit is het meest uitgesproken zichtbaar in de oligohaliene zone (Figuur 4.33), waar in de jaren ’90 de vervuiling het meest prominent meetbaar was. Sterke bacteriële respiratie zorgde voor lagere pH waarden, rond ca 7,30 gemiddeld. Met een verbeterde waterkwaliteit nam die respiratie af en steeg primaire productie. Primaire productie doet pH stijgen. In de zoete zones waar algenbloei vanaf 2003 sterk tot uiting komt, worden nu ’s zomers de hoogste pH waarden opgemeten. De hoge debieten, en hierdoor het uitblijven van sterke algenbloei, hebben echter een korte dip in de pH veroorzaakt in juli 2021. Maar in 2022 lag de pH weerom hoger, gemiddeld het hoogste sinds de start van de OMES metingen. Een gedaalde respiratie en een goede primaire productie hebben de pH in de gehele Zeeschelde sterk verhoogd de voorbije 20 jaar.



Figuur 4.33 Surface plot voor de zuurtegraad (pH) sinds 1996.

5 Lichtklimaat en zwevende stof

5.1 Inleiding

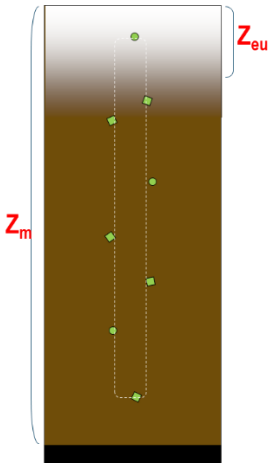
Fotosynthese, waarbij fytoplankton (algen) koolstof vastlegt met behulp van de energie uit zonlicht, vormt de motor van het gehele estuariene ecosysteem. Vermits deze fotosynthese of primaire productie afhankelijk is van licht, is de hoeveelheid licht die kan doordringen in de waterkolom van elementair belang voor het ecosysteem. Door het troebele water kan slechts een beperkte fractie van het invallende zonlicht doordringen in de waterkolom in de Zeeschelde, en vormt lichtbeschikbaarheid de voornaamste limiterende factor voor algenbloei. Algenbloei, en bijgevolg ook waterkwaliteit en het functioneren van het ganse ecosysteem zijn dus in belangrijke mate afhankelijk van dit lichtklimaat. Daarom worden binnen OMES het lichtklimaat en de factoren die het lichtklimaat beïnvloeden, zoals de concentratie zwevende stof, nauwkeurig opgevolgd. Zwevende stof (suspended particulate matter of SPM) is sinds 2008/2009 plots sterk toegenomen. Dit is zorgwekkend voor het ecosysteem. De toename werd in de vorige rapportages reeds beschreven en geanalyseerd. Voor 2021 wordt nagegaan in hoeverre de trend zich verder zet.

De stijging van SPM werd duidelijk aangetoond, maar een eenduidige verklaring voor de toename is niet steeds voorhanden. Omdat vlokvorming een belangrijke rol speelt bij SPM, werd in het najaar 2017 het OMES monitoringsprogramma uitgebreid met extra metingen van partikelgrootte en vlokgrootte. Ook Transparent Exopolymer Polyssacharides (TEP), biomoleculen die sterk vlokvormende eigenschappen bezitten, worden sinds dan mee gemeten. In 5.5 Vlokvormig worden de resultaten toegelicht.

5.2 Lichtklimaat

Figuur 5.1 toont schematisch de eufotische diepte. Dit is de diepte tot waar het invallende licht kan doordringen, gedefinieerd als de diepte waarop nog slechts 1% van het invallende licht aanwezig is. Dit wordt beschouwd als de diepte tot waar algen aan fotosynthese kunnen doen.

In een estuarium zoals de Schelde wordt verondersteld dat de waterkolom goed gemengd is. De algen zijn hierdoor steeds in beweging en maar een korte periode in de eufotische zone, en vaak langer in de diepere, donkere waterlagen (Figuur 5.1). Daarom wordt het lichtklimaat niet enkel bepaald door de eufotische diepte (Z_{eu}) , maar evenzeer door de mengdiepte (Z_m). De ratio Z_{eu}/Z_m bepaalt of het lichtklimaat voldoende is voor primaire productie. Bij $Z_{eu}/Z_m > 1$ kan het licht doordringen over de ganse waterkolom en ontvangt het fytoplankton zich gedurende de dag altijd licht. Bij $Z_{eu}/Z_m < 1$ wordt enkel het bovenste deel van de waterkolom belicht. Als $Z_{eu}/Z_m = 0,2$ bijvoorbeeld, betekent dit dat de algen 20% van de dag in de bovenste, belichte zone zijn en 80% in het donker.



Figuur 5.1 Schematische voorstelling van een alg in de waterkolom met aanduiding van de eufotische diepte (Z_{eu}) en mengdiepte (Z_m).

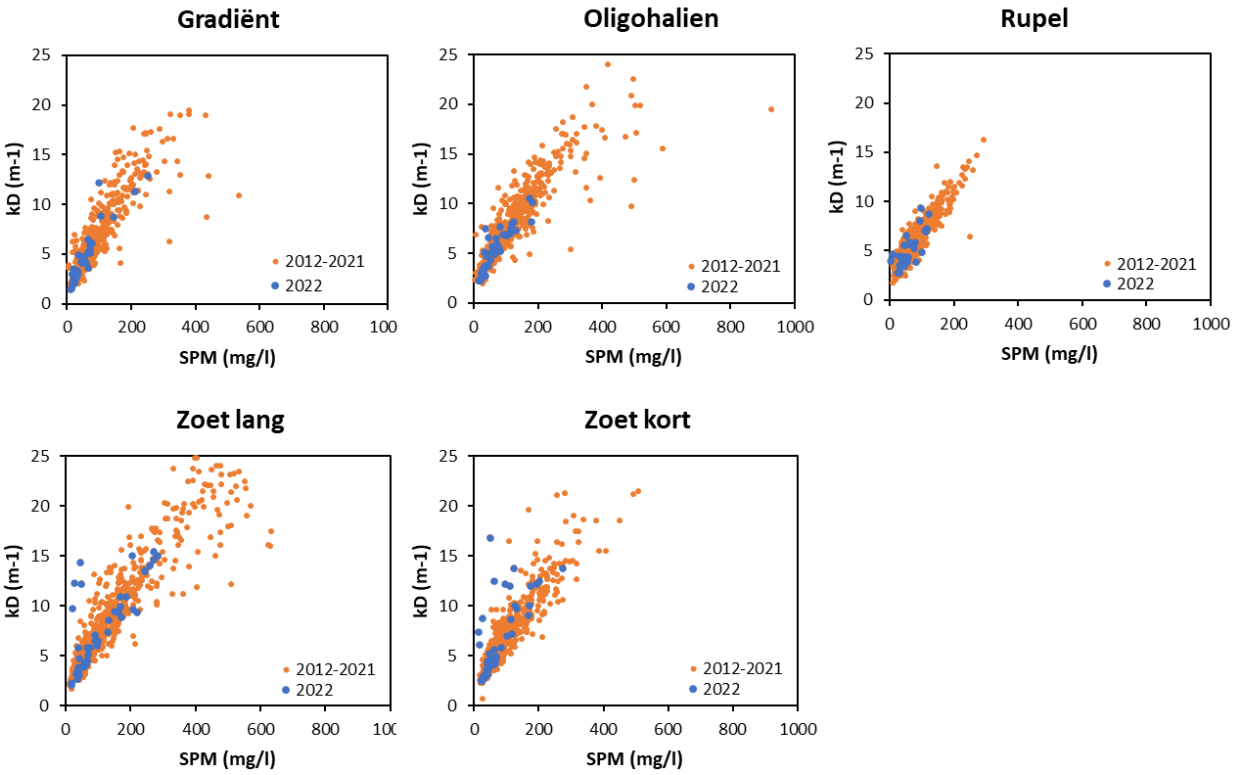
5.2.1 Periodieke metingen lichtextinctiecoëfficiënt

Binnen OMES wordt de eufotische diepte bepaald aan de hand van de lichtextinctiecoëfficiënt k_D. De lichtextinctie is afhankelijk van de hoeveelheid en aard van de zwevende stof in het water. In Figuur 5.2 wordt k_D uitgezet in functie van SPM in de Zeeschelde voor het voorbije jaar en de 10 voorgaande jaren.De lichtextinctiecoëfficiënt blijkt in elke zone significant gecorreleerd met SPM, en er is geen verschil tussen zones waarneembaar. Dit wijst erop dat de optische eigenschappen van de zwevende stof vrij constant zijn langsheen het estuarium. Seizoenale verschillen worden ook niet waargenomen, waaruit blijkt dat fenomenen zoals algenbloei hierop weinig invloed hebben. De waarnemingen in 2022 vallen mooi binnen de spreiding van de voorgaande jaren. Enkel in de zoete zones wijken een aantal punten van van de voorgaande jaren. Deze punten met relatief hoge kD in verhoduing tot een lage SPM, werden allen opgenomen tijdens dezelfde campagne op en november. Een verklaring is niet meteen voorhanden.

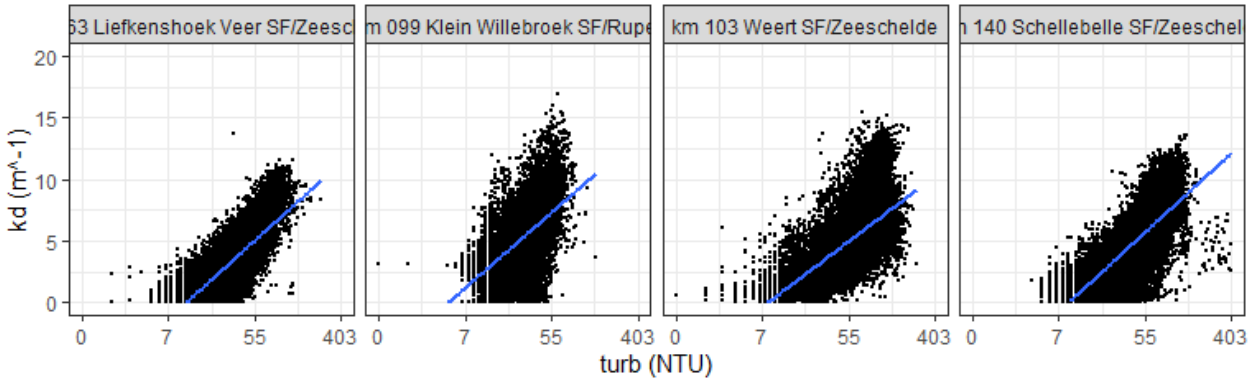
5.2.2 Continue metingen lichtextinctiecoëfficiënt

Al enkele jaren wordt lichtextinctie continue gemeten op enkele stations. Na enkele jaren met technische problemen, zijn er sinds 2020 voor de stations Liefkenshoek, Klein Willebroek (Rupel), Weert en Schellebelle continue kD data beschikbaar. Hoewel kD continu gemeten wordt, zijn er enkel goede data beschikbaar wanneer er voldoende daglicht aanwezig is. ’s Nachts zijn er dus geen kD data beschikbaar, enkel overdag. Op basis van deze metingen werden daggemiddelde kD waarden bepaald, waaruit vervolgens maandgemiddelden worden afgeleid.

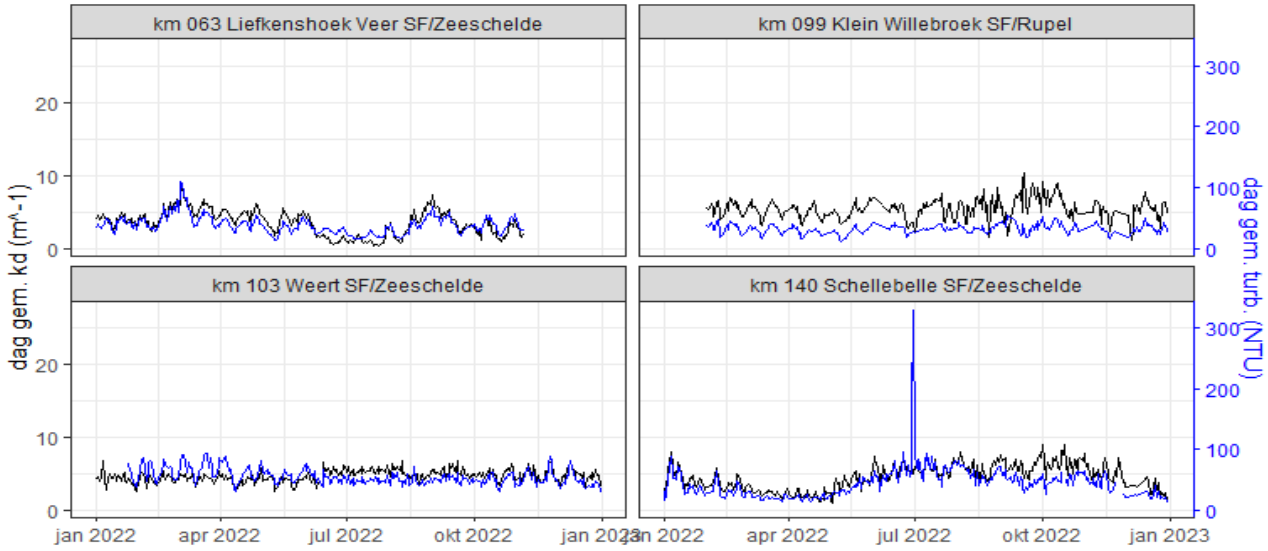
Net zoals de voorbije jaren, vertoont de continu gemeten kD een significante correlatie met de log van de continu gemeten turbiditeit voor alle sites ($p < 0.01$, $R2 = 0.62$; Figuur 5.3). Er is wel een brede spreiding. Hoewel kD en turbiditeit beide optische parameters zijn, kan turbiditeit duidelijk niet zomaar als proxi gebruikt worden voor kD. Opmerkelijk is ook dat in 2022 de kD-waarden zich op elke locatie verschillend verhouden ten opzichte van turbiditeit. Zo vertoont Klein Willebroek (Rupel) proportioneel hogere kD-waarden, maar volgt wel mooi het troebelheidsprofiel (Figuur 5.4).



Figuur 5.2 Correlatie SPM (oppervlakte stalen) en kD (bovenste 0,5 m) in de Zeeschelde voor de verschillende zones voor 2022 en de voorbije 10 jaar (2012-2021).

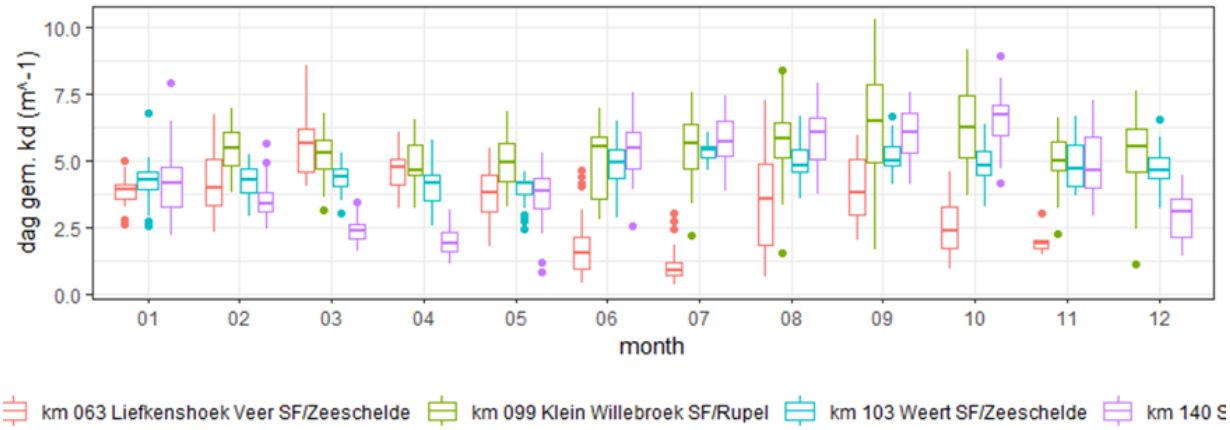


Figuur 5.3 scatterplot van continue kD data uitgezet ten opzichte van turbiditeit (continu) in 2022.



Figuur 5.4 daggemiddelde kD (zwart) en turbiditeit (blauw) in 2022 voor 4 continue stations.

In Figuur 5.5 wordt per station de gemiddelde dagelijkse lichtextinctiecoëfficiënt per maand en station geplot. Deze bereikt in alle stations duidelijk een maximum naar het einde van de zomer toe, en kan zo, samen met de korter wordende daglengte, een verklaring bieden aan de dalende primaire productie in augustus-september. Enkel station Liefkenshoek kende de maximale waarden in het voorjaar.

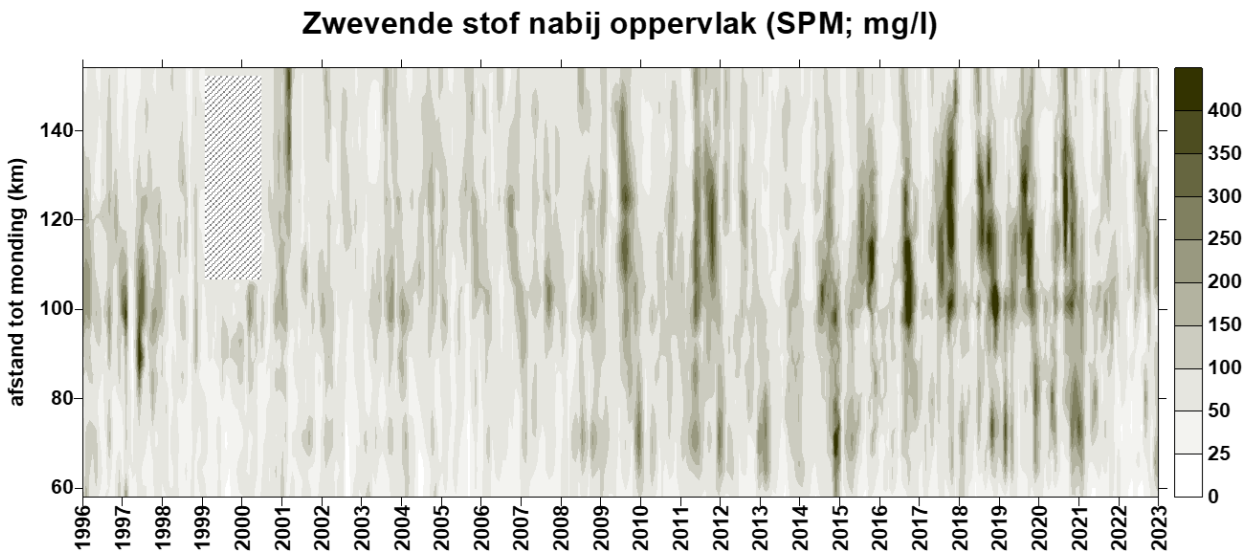


Figuur 5.5 gemiddelde dagelijkse lichtextinctiecoëfficiënt per maand en per station voor 2022.

5.3 Zwevende stof nabij het oppervlak

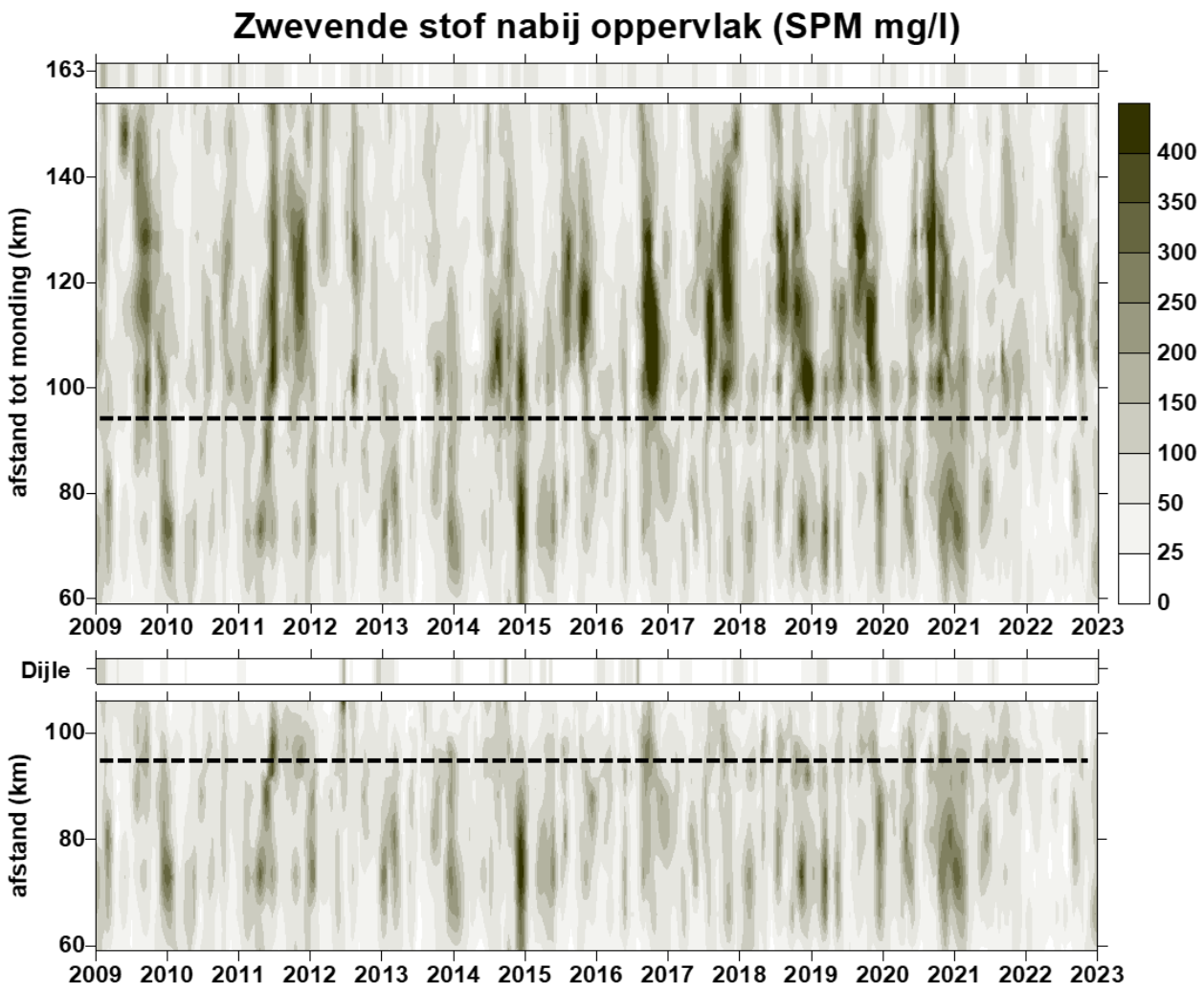
Zwevende stof nabij het wateroppervlak, gemeten via schepstalen, kende in 2008-2009 een sterke toename. In vorige rapportages werd deze trendbreuk reeds uitgebreid beschreven: het estuarium lijkt gevoeliger geworden aan lage debieten, en kent sindsdien hogere SPM waarden bij lage debieten in vergelijking met de periode voor 2009 (Figuur 5.6). In 2021 daarentegen vonden we terug SPM waarden typerend voor de periode voor 2009. 2021 was een jaar met zeer hoge zomerdebieten, die mogelijk veel zwevende stof uit de zoete hebben afgevoerd.

2022 kent terug de zeer lage zomerdebieten, die ook de zomers van 2017-2020 kenmerkten. Toch vinden niet meer de hoge zomerse SPM maxima terug, en zijn de waarden in lijn met zomerse maxima uit de periode voor 2009.



Figuur 5.6 surface plot voor zwevende stof.

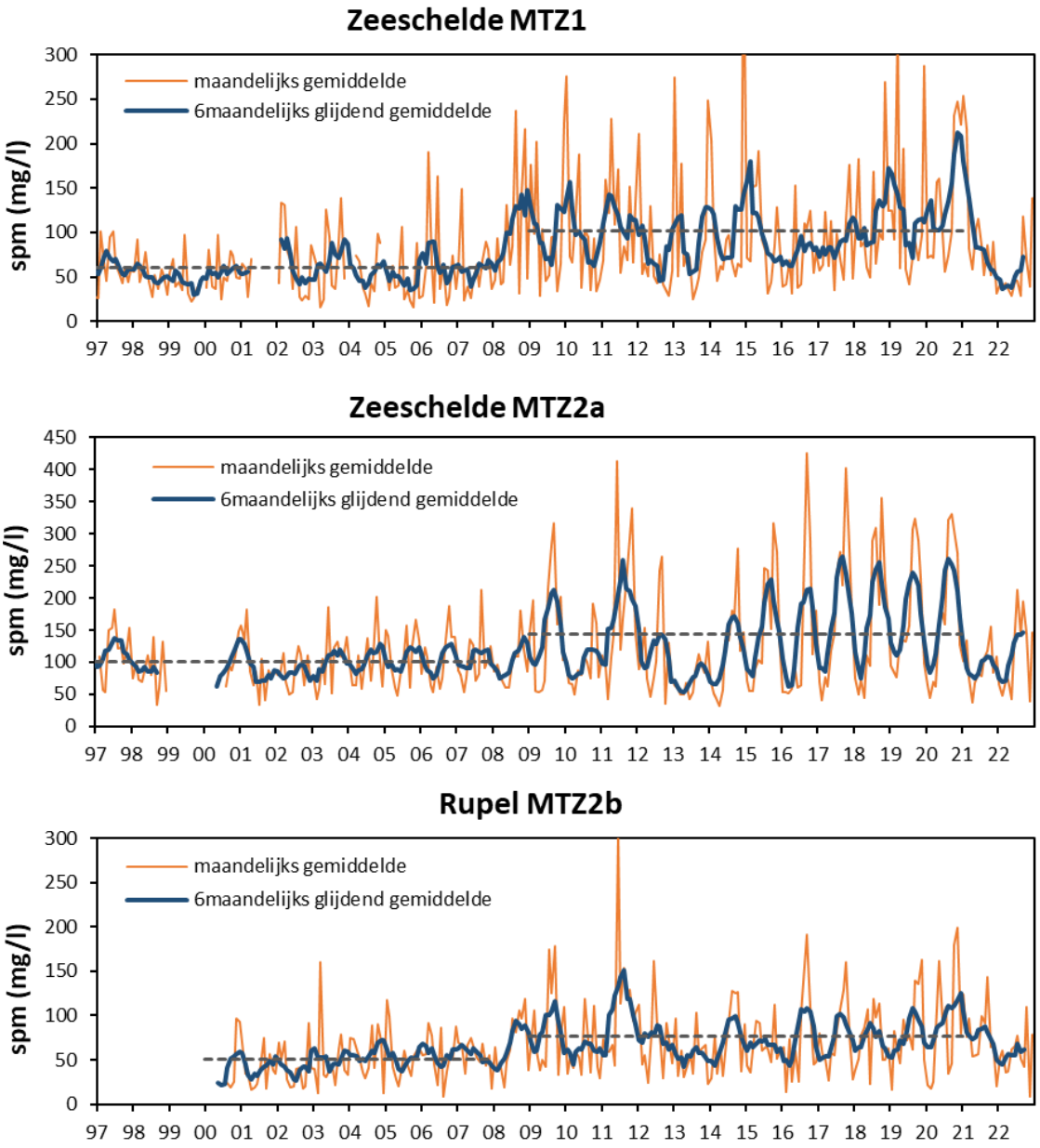
Sinds 2009 wordt de Rupel mee in detail per schip bemonsterd, samen met de monitoring van de Zeeschelde (Figuur 5.7). Het duidelijke seizoenale patroon met in de Beneden-Zeeschelde SPM maxima in de wintermaanden (maximum turbiditeitszone 1; MTZ1), in de Boven-Zeeschelde in zomer en najaar (maximum turbiditeitszone 2a; MTZ2a), werd reeds in voorgaande rapportages beschreven. In de Boven-Zeeschelde strekte het SPM maximum zich de laatste jaren ook breder uit in ruimte en tijd, behalve in 2021. Dat jaar liggen de SPM waarden opvallend lager in de zomermaanden in de Zeeschelde. De verklaring hiervoor was te vinden in de zeer hoge zomerdebieten dat jaar, die wellicht een sterk netto afwaarts transport van zwevende stof hebben veroorzaakt. In de Rupel worden ook sinds 2009 verhoogde SPM waarde waargenomen (MTZ2b). In 2021 waren de SPM waarden gelijkaardig aan voorgaande jaren, ondanks de hoge afvoer. Echter, de Rupel en haar zijrivieren kenden in juli 2021 extreem hoge afvoer na de waterbom, zodat verhoogde aanvoer van SPM vanuit het bekken wellicht het sterkere afwaartse transport in 2021 compenseerde.



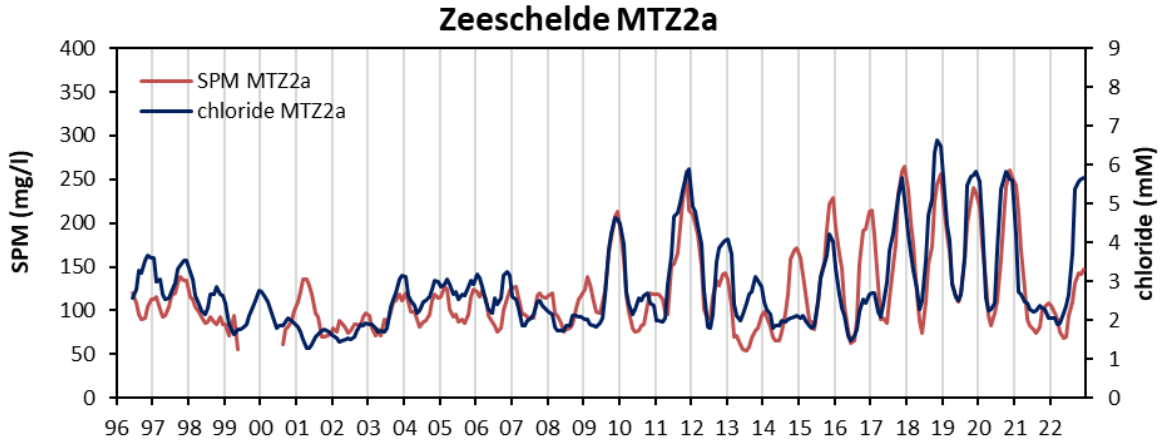
Figuur 5.7 Surface plot voor zwevende stof. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).

2022 kende terug zeer lage zomerdebieten (zie Figuur 3.5 en Figuur 3.7). Sinds 2009 vertaalden lage debieten zich in een verhoogd chloride gehalte in de MTZ2a, ook in 2022. Het zesmaandelijks glijdend gemiddelde chloride gehalte vertoont eenzelfde maximum als in de droge zomers van 2017-2020 (zie Figuur 3.10). Gelijkaardig hoge SPM waarden werden dus ook verwacht in MTZ2a, maar bleven uit. SPM waarden in de zomer van 2022 typeren de zomerwaarden van voor 2009 in zowel MTZ1, MTZ2a als MTZ2b. Dit wordt duidelijk geïllustreerd in de zesmaandelijks gemiddelde waarden in Figuur 5.8.

De opvallende parallelen die waarneembaar waren tussen SPM en chloride, worden in 2022 niet meer geobserveerd in MTZ2a (Figuur 5.9). De piek in chloride, die sinds 2009 verschijnt bij lage debieten, gaat niet meer gepaard met een piek in SPM.



Figuur 5.8 Maandelijks gemiddelde en zesmaandelijks glijdend gemiddelde zwevende stof concentratie in de Zeeschelde in MTZ1, MTZ2a en Rupel (MTZ2b). De streeplijn geeft het gemiddelde weer over de periode 1996-2008 en 2009-2020.



Figuur 5.9 zesmaandelijks glijdend gemiddelde zwevende stof (SPM) en chloride in MTZ2a.

Relatie SPM-debiet

Er bestaat een duidelijk verband tussen SPM en debiet in MTZ2a en MTZ2b (zie voorgaande OMES rapporten). Lage debieten zorgen voor hogere SPM waarden. De plotse toename aan zwevende stof rond 2009 kon echter niet enkel verklaard worden door debieten. Uit een analyse van de relatie debiet – SPM blijkt dat rond 2009 deze relatie plots veranderd is. Figuur 5.10 toont de richtingscoëfficiënt (slope) en het snijpunt met de Y-as (intercept) van regressielijnen in een verschuivend venster van 12 maanden, tussen 6 maandelijks gemiddelde debiet en 6 maandelijks gemiddelde SPM concentratie met een lag van 2 maanden (voor een uitgebreide beschrijving van de methode verwijzen we naar vorige OMES rapportages).

Zoals in voorgaande rapportages beschreven, maakt de intercept (Figuur 5.10) een duidelijke sprong in 2009, van ca 150 mg/l naar ca 250 mg/l. Deze intercept toont een theoretische SPM concentratie wanneer het debiet naar nul gaat. Sinds 2009 ligt deze waarde dus bijna dubbel zo hoog als in de periode voordien. Op enkele korte perioden met terugval naar ca 100-150 mg/l na, schommelt de intercept sinds 2009 tussen ca 250 en 300 mg/l. De zeer hoge SPM waarden die in de periode 2016-2020 werden waargenomen, lijken dus niet het gevolg van een verdere verandering van de SPM-Q relatie, maar zijn het gevolg van de zeer lage zomerdebieten in die periode. De jaren 2016-2020 worden immers gekenmerkt door lange perioden van zeer lage debieten, maar de SPM-debietsrelatie blijft quasi ongewijzigd. Ook in 2021, een jaar met terug veel lagere SPM waarden, blijft de SPM-Q relatie in MTZ2a ongewijzigd. De lagere SPM waarden kunnen dus volledig toegeschreven worden aan de hoge bovenafvoer. 2021 betekende dus geen trendbreuk, maar bevestigde dat de Boven-Zeeschelde nog steeds gevoeliger is aan vertroebeling dan voor 2009. Met andere woorden, voor 2009 zouden, met gelijkaardige hoge zomerdebieten als in 2021, nog lagere SPM waarden voorgekomen zijn.

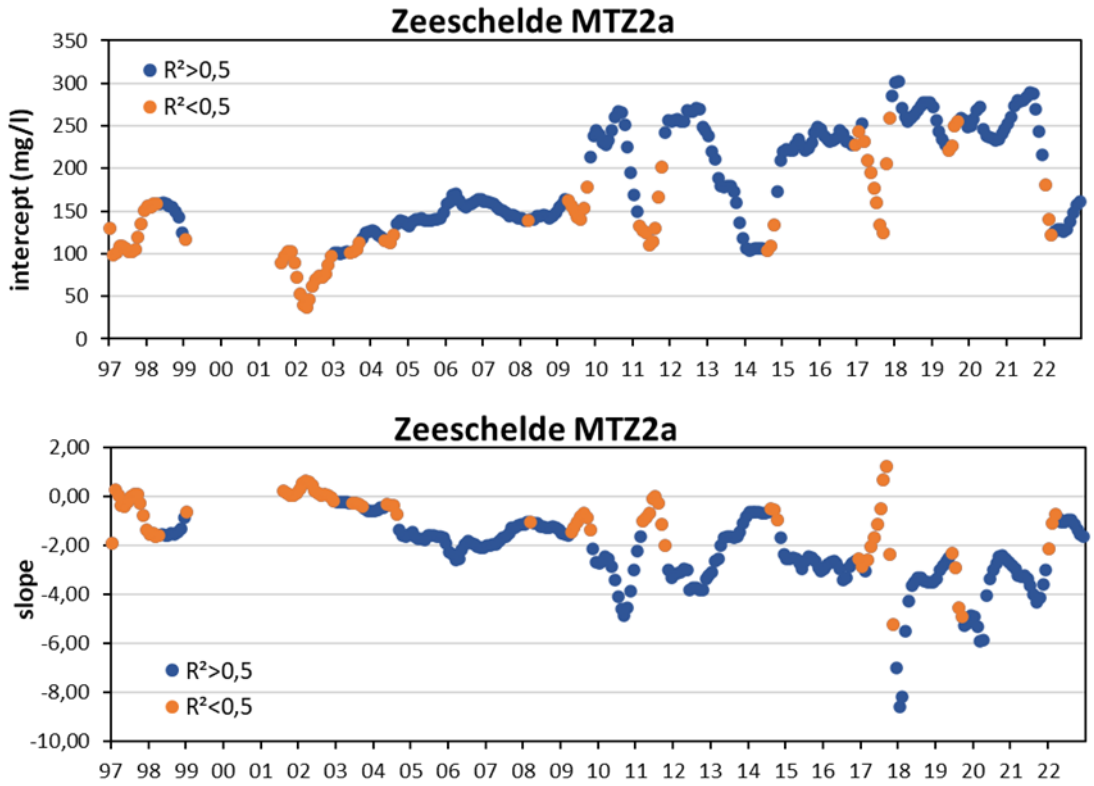
De zomer van 2022 daarentegen vertoont lage debieten, maar geen verhoogde SPM. Dit lijkt een trendbreuk met de voorbije jaren. Slope en intercept nemen terug de waarden aan van voor 2009 (Figuur 5.10). De intercept wijst op 2 toestanden waartussen het systeem kan switchen: een ‘pré2009’ toestand rond 150 mg/l, waarnaar het systeem in 2010-2011 en 2014 ook al eens terugviel en de hogere ‘post2009’ toestand rond 250 mg/l.

De vrees dat MTZ2a sinds 2015 definitief in een troebeler systeem zat, was dus ongegrond. Een verklaring voor lage SPM waarden in 2022 is niet evident. Mogelijks konden de hoge debieten van de zomer 2021 de zwevende stof ver uit het systeem uitspoelen, zodat bij de lage debieten in de zomer van 2022 er minder zwevende stof kon accumuleren in de Zeeschelde, in alle MTZ. Dit is enigszins opmerkelijk, want

het chloride gehalte, dat duidelijke parallelen vertoonde met SPM, was wel in staat om in 2022 op te rukken richting MTZ2a, gelijkaardig aan andere droge zomers na 2009. Een mogelijke verklaring wordt daarom gevonden in een gewijzigde baggerstrategie. Door het niet langer storten op locatie Oosterweel 'Plaat van Boomke', wordt er minder slibrijke baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde gestort (zie ook verder bij 5.4). Dit kan potentieel resulteren in minder opwaartse SPM transport bij lage debieten met lagere SPM waarden in MTZ2a. Het chloridegehalte wordt echter niet beïnvloed door een gewijzigde baggerstrategie, en vertoont dus nog steeds dezelfde zomerpieken als de voorbije jaren.

Nader onderzoek en monitoring moeten verder uitwijzen welke mechanismen dit SPM patroon sturen.

.



Figuur 5.10 Richtingscoëfficiënt (slope) en snijpunt met de Y-as (intercept) van de regressielijnen in een verschuivend venster van 12 maanden, tussen 6 maandelijks gemiddelde debiet en 6 maandelijks gemiddelde SPM concentratie met een lag van 2 maanden, voor MTZ2b. Blauwe bollen duiden op een regressielijn met R^2>0,5 , oranje op een R^2<0,5.

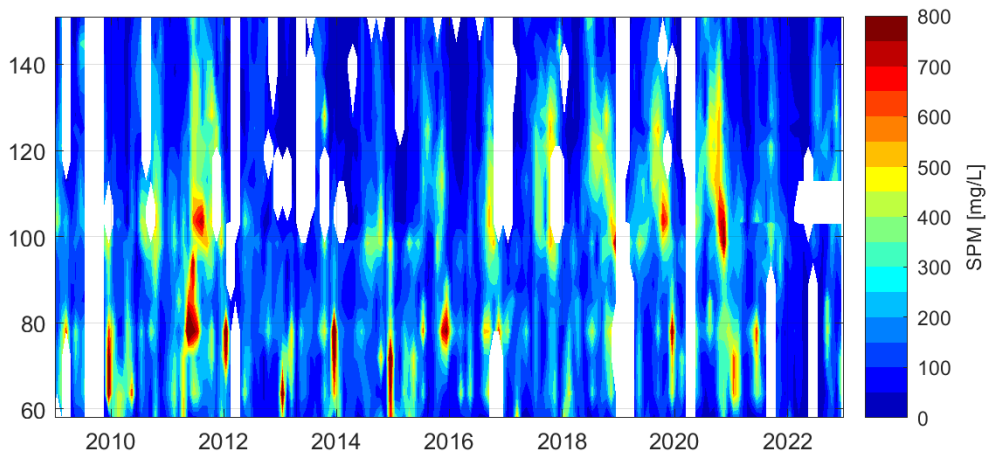
5.4 Diepteprofielen zwevende stof

5.4.1 Langetermijntrends

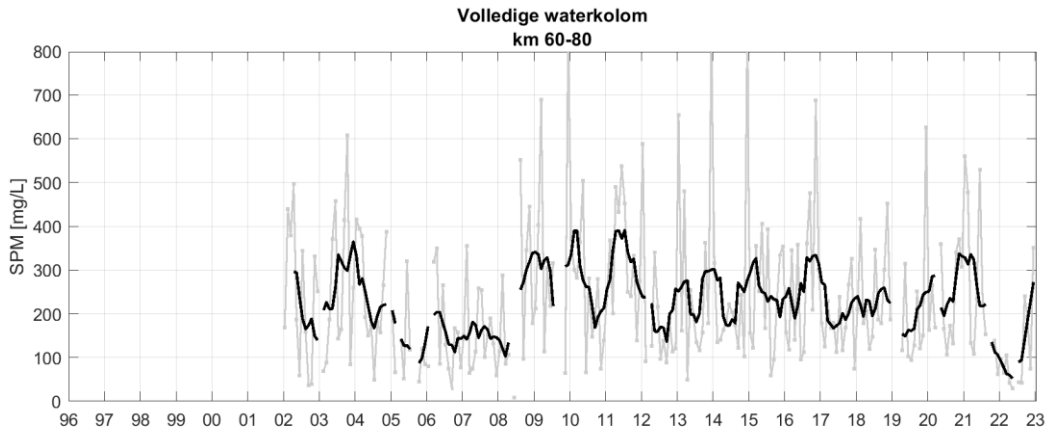
Zwevende stof

Sinds 2002 zijn er, naast oppervlaktestalen, ook dieptestalen genomen om de concentratie aan zwevende stof te bepalen. In tegenstelling tot de schepstalen aan het oppervlak, is deze tijdreeks minder homogeen. Aanvankelijk werden voor de zwevende stofprofielen over de waterkolom enkel pompstalen genomen, in het bijzonder 5 stalen per profiel op verschillende discrete dieptes. Met de komst van akoestische technieken (ADCP), gebruikt voor het meten van stroomsnelheid en -richting, en optische sensoren (OBS), gebruikt voor turbiditeitsmetingen, kunnen volledige diepteprofielen voor zwevende stofconcentraties (SPM) berekend worden. De bestaande tijdreeksen voor deze technieken (ADCP en OBS) zijn echter relatief kort. Daarnaast zijn de drie gebruikte technieken voor een volledig diepteprofiel voor zwevende stofconcentratie (i.e. waterpomp, ADCP en OBS) gebaseerd op diverse meetmethoden en dus, te verschillend om samen in één tijdreeks weer te geven.

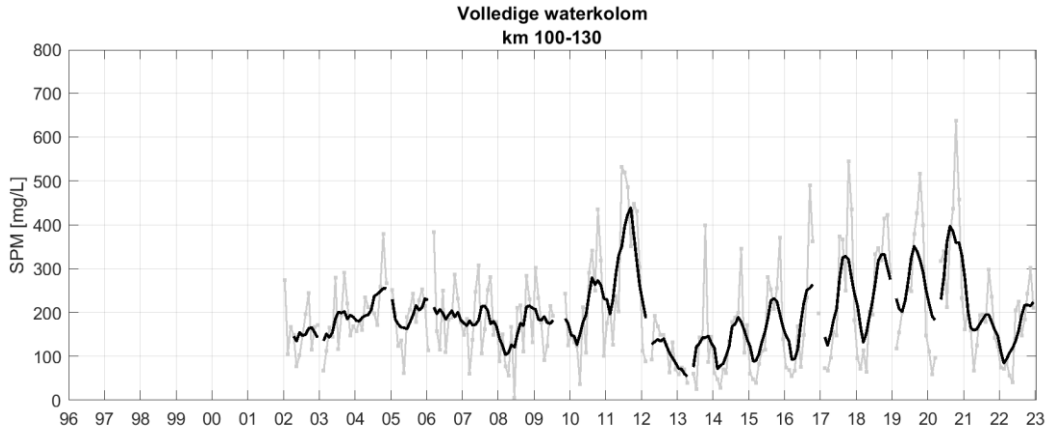
Het verkrijgen van een diepteprofiel voor zwevende stof via ADCP of OBS metingen vereist echter nog steeds een klassieke staalname (i.e. waterpompstalen) ter kalibratie. Dit is weliswaar in het algemeen beperkt tot twee stalen per profiel, waardoor er voor de dieptestalen genomen met een waterpomp wel een lange tijdreeks beschikbaar is (Figuur 5.11). Meer bepaald, tussen 2002 en 2011 werden er vijf stalen per profiel genomen. Vanaf 2012 worden er standaard twee stalen genomen. Soms duiken er praktische problemen op met het schip. Als alternatief kunnen dan meestal wel oppervlaktestalen vanop bruggen en pontons genomen worden. Aangezien dit niet mogelijk is voor stalen op diepte, vertoont deze tijdreeks dan ook enkele hiaten.



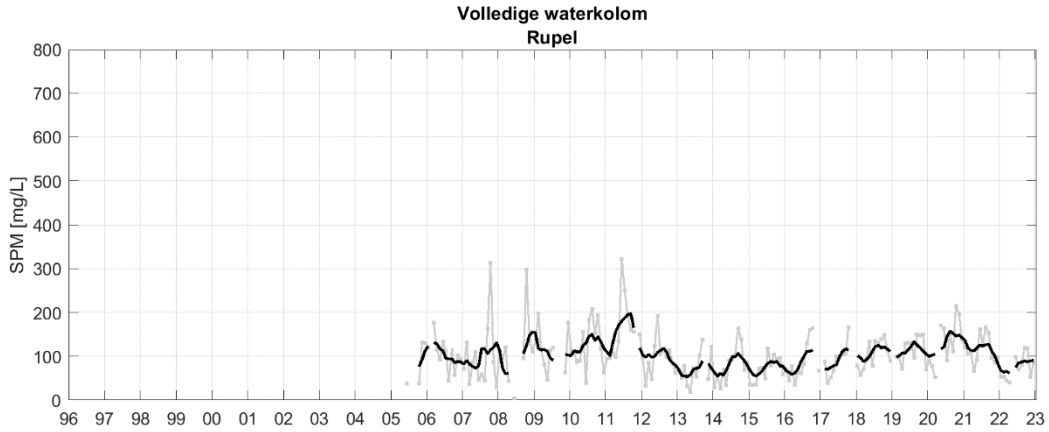
Figuur 5.11 Dieptegemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) op basis van dieptestalen, gedurende de periode 2002-2022 (blanco zones zijn perioden zonder bruikbare dieptemetingen).



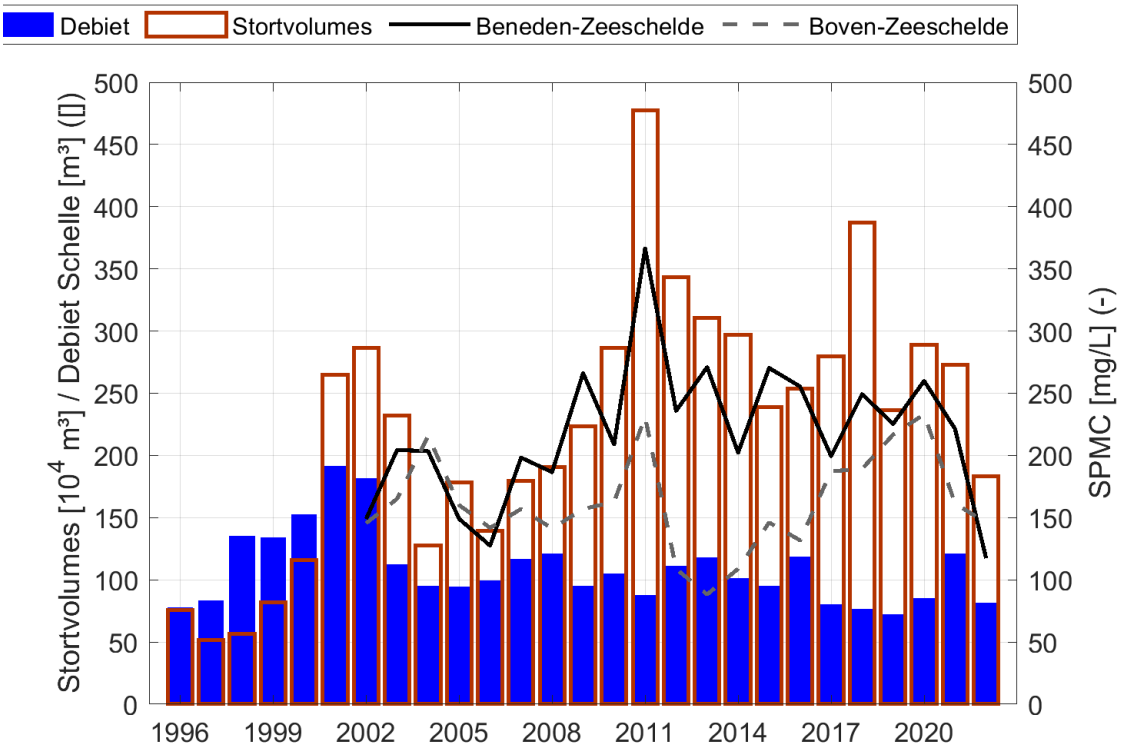
Figuur 5.12 Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom in MTZ1a (km 60-80) op basis van dieptestalen. Gepresenteerd zijn alle meetpunten (grijs) en een glijdend gemiddelde over 6 maanden (zwart).



Figuur 5.13 Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom in MTZ2a (km 100-130) op basis van dieptestalen. Gepresenteerd zijn alle meetpunten (grijs) en een glijdend gemiddelde over 6 maanden (zwart).



Figuur 5.14 Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom in MTZ2b (Rupel) op basis van dieptestalen. Gepresenteerd zijn alle meetpunten (grijs) en een glijdend gemiddelde over 6 maanden (zwart).



Figuur 5.15 Jaargemiddelde SPM concentratie over de ganse waterkolom op basis van dieptestalen samen met de zoetwaterafvoer te Schelle en jaartotalen stortvolumes in de Beneden-Zeeschelde.

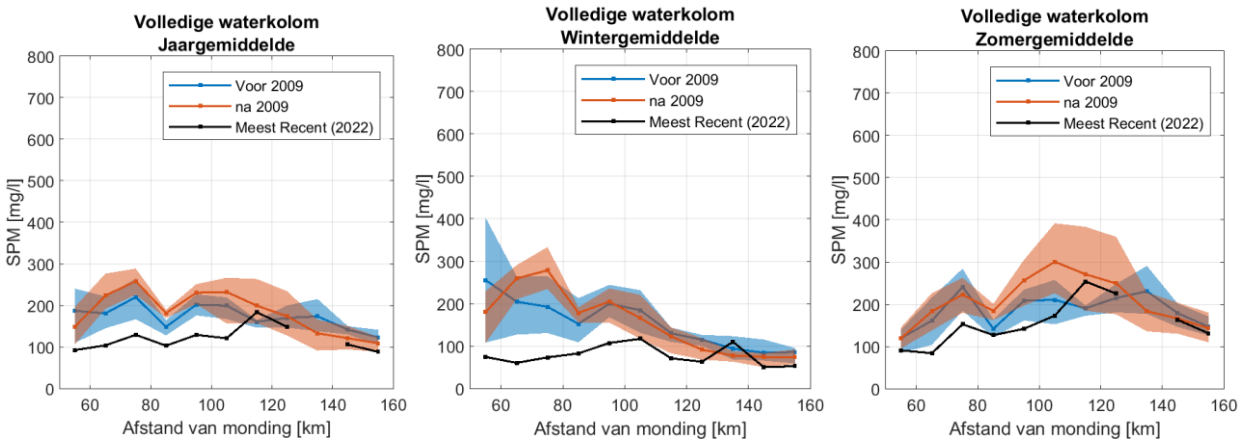
In grote lijnen vertoont het diepteprofiel van de gemiddelde SPM over de volledige waterkolom (Figuur 5.11) hetzelfde patroon als het resultaat van de oppervlaktestalen (Figuur 5.7). Specifiek observeren we vanaf 2008/2009 tot en met 2017 meer zwevende stof in de zone tussen 60 en 80 km (MTZ1) t.o.v. de zone tussen 100 en 130 km (MTZ2) (Figuur 5.12). Opvallend in deze periode is de sterke toename in zwevende stof gedurende het jaar 2011 en dit over de volledige waterkolom. De SPM toename voor 2011 zou mogelijks gelinkt kunnen zijn aan de baggerwerken in het havengebied (Figuur 5.15). Een statistisch verband tussen een stijgende SPM evolutie en stortactiviteiten op de Beneden-Zeeschelde werd reeds eerder aangetoond (IMDC, 2016) (2.5.5). Vanaf 2012 zijn de concentraties van de Beneden-Zeeschelde min of meer stabiel met jaargemiddelde van ca. 250 mg/l. Sinds 2021 wordt in de Beneden-Zeeschelde een daling in SPM waargenomen, die zich verderzet minstens tot begin 2022. Deze afname kan mogelijk verklaard worden door de bovengemiddelde natte zomer van 2021 die heeft gezorgd voor een uitspoeling van sediment doorheen de volledige waterkolom. Vanaf het voorjaar in 2022 nemen de SPM-waarden geleidelijk terug toe.

De stortvolumes in het havengebied zijn na 2011 afgenomen en zijn vanaf 2015 min of meer stabiel (ca. 2,5 miljoen m³) met uitzondering van 2018 (3,4 miljoen m³). In het jaar 2022 is een sterke daling in de stortvolumes zichtbaar tot op het niveau van 2007-2008. Deze afname kan deels verklaard worden door het niet langer storten op locatie Oosterweel 'Plaat van Boomke'. In het kader van de toekomstige werken aan de Oosterweeltunnel wordt de stortlocatie niet meer gebruikt en zorgt ervoor dat minder aan slibrijk baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde wordt gestort. In 2022 werd in totaal ca. 1 miljoen m³ minder aan slibrijk specie gestort ten op zichte van de jaren 2020-2021. Een tweede verklaring voor de afname in baggerspecie kan verklaard worden door afname in SPM. Een combinatie van de natte zomer van 2021 en het verminderen van de stortvolumes in 2022 kunnen mede gezorgd hebben voor de halvering in SPM tussen meetjaren 2021 en 2022 in de Beneden-Zeeschelde.

Na de afname van SPM in 2012/2013 nemen de concentraties in de zone 100 en 130 km (MTZ2a) (Boven-Zeeschelde) geleidelijk toe met maximale concentraties in het meetjaar 2020. Daarna, in 2021, nemen de concentraties terug af tot ca. 180 mg/l. In 2022 is er een daling te zien die gevolgd wordt door een sterke stijging in concentraties met maximaal bereikte waarden van ca 210 mg/l (Figuur 5.13). Het jaarlijkse jaargemiddelde neemt tussen 2013 en 2020 toe van ca. 100 mg/l in 2013 naar 240 mg/l in 2020. Dit is een jaarlijkse toename van ca. 20 mg/l per meetjaar in de Boven-Zeeschelde (Figuur 5.15). Door deze toename bereikt het jaargemiddelde van 2020 hetzelfde niveau van 2011. In het meetjaar 2011 en 2020 zijn tot nog toe de hoogste jaargemiddelde concentraties waargenomen. De waargenomen maximale SPM-waarden in de Boven-Zeeschelde zijn in 2020 hoger dan in meetjaar 2011 maar de laagste concentraties (in januari en februari) zijn lager dan in 2011 (grijze lijn Figuur 5.13). Dit illustreert dat de jaarvariatie in sedimentconcentraties over de jaren heen, tot 2020, zijn toegenomen. De oorzaak van deze jaarlijkse toename en variatie is te zoeken bij de opeenvolging van lage debieten jaar na jaar, ten gevolge van de droogte in combinatie met andere factoren (verdieping, …). Een toename van SPM ten gevolge van lage debieten in deze zone werd namelijk al aangetoond in vorige OMES-rapporten. Tevens zijn lagere debieten in de Zeeschelde een fenomeen dat de laatste jaren vaker terugkeert (Figuur 3.5). Vanaf 2021 nemen de SPM concentraties echter niet langer toe. Deze afname in SPM is mogelijk te wijten aan de bovengemiddelde natte zomer van 2021 die gereflecteerd wordt door het hoogstejaardebiet van de laatste 5 jaar (Figuur 5.15).

In de Rupel nemen we na 2011 een meer gelijkaardig cyclisch patroon waar dan in de Boven-Zeeschelde, waarbij de sedimentconcentraties meer gestuurd worden door zoetwaterafvoeren. Na een daling van de concentraties na 2011, stijgen de concentraties sinds 2016 weer tot in 2020. In het meetjaar 2021 is er een daling in de SPM concentraties zichtbaar die omgezet wordt in een stijging in 2022 (Figuur 5.14).

De SPM maxima na 2009 vertonen daarenboven ook seizoenale verschillen (Figuur 5.16). In het algemeen vertoont het MTZ1 (tussen 60 en 80 km van de monding) na 2009 hogere SPM-waarden tijdens de winter dan tijdens de zomer (Figuur 5.16 midden), terwijl MTZ2a (100-130 km van de monding) meer uitgesproken is tijdens de zomermaanden (Figuur 5.16 rechts). Wat het wintergemiddelde betreft is duidelijk dat het patroon van de voorbije jaren niet gevolgd wordt. Over de volledige waterkolom zijn lagere SPM-waarden zichtbaar waarbij een gemiddelde van ca. 84 mg/l geobserveerd wordt. Van de Belgisch-Nederlandse grens tot aan 110 km van de monding zijn de concentraties 2 tot 3 keer lager dan voorheen. In de winter wordt geen MTZ1 en een zwak MTZ2a waargenomen. De zomergemiddelde SPM-waarden vertonen een gelijkaardige ruimtelijk patroon van 50 tot 150 km van de monding als voorgaande meetjaren. De gemiddelde SPM-waarden zijn wel tot de helft lager. Een MTZ1 en MTZ2a worden waargenomen. MTZ2a is wel ruimtelijk kleiner dan voorgaande jaren.



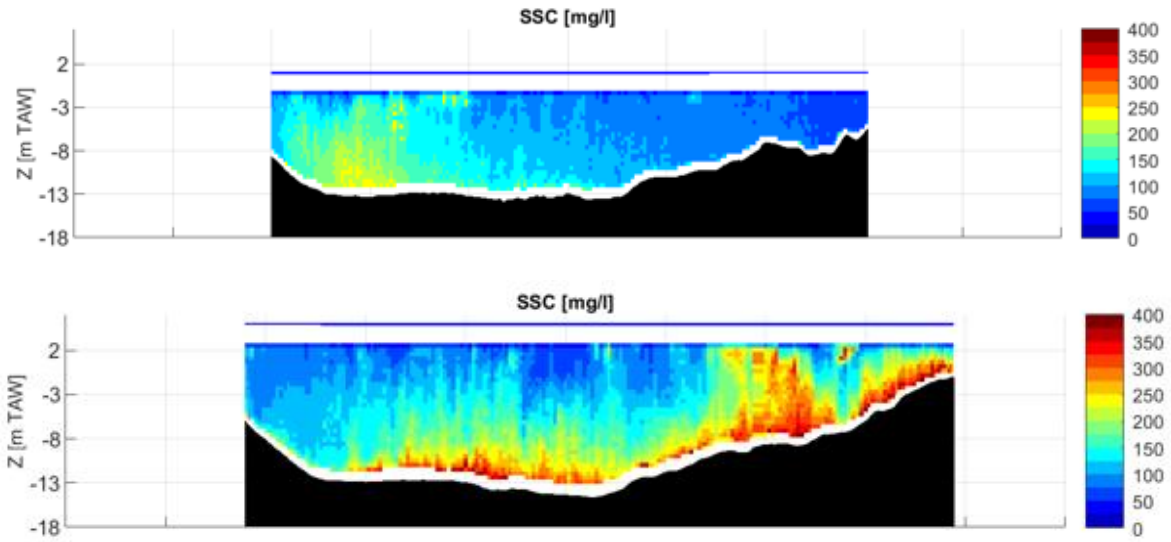
Figuur 5.16 Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom, op basis van dieptestalen bemonstert via een waterpomp. Jaargemiddelde (links), wintergemiddelde

(midden) en zomergemiddelde (rechts). In blauw de periode 2002-2009, rood de periode 2009-2021 en in zwart het meetjaar 2022.

In 2015 werd reeds opgemerkt dat de toename in SPM potentieel negatieve gevolgen kan hebben op ecosysteem van een rivier (Cox et al., 2015). Deze waarschuwing verwijst in het bijzonder naar de uitgesproken pieken van 2009-2011. Desalniettemin, de sinds 2013 (OMES 2019) jaar na jaar stijging in de Boven-Zeeschelde vraagt om een gedetailleerde blik op de SPM evolutie gedurende de laatste twee decennia. In de Appendix zijn alle resultaten van de volledige waterkolom, bekomen door drie verschillende metingen en in verschillende delen van het estuarium, volledig weergegeven. Daarnaast zijn eveneens de SPM resultaten op basis van dieptestalen, ADCP en OBS metingen voor zowel de onderste als de bovenste helft van de waterkolom in de Appendix gepresenteerd. Zij bevestigen de reeds beschreven bevindingen, dat de concentratietoename zwevende stof plaatsneemt in de Boven-Zeeschelde met in het bijzonder de zone tussen 100 en 130 km (MTZ2a). De data sinds 2021 breekt dit patroon van een toenemende tendens in de Boven-Zeeschelde en vertoont een gemiddelde concentratie zwevende stof die lager is dan de afgelopen jaren en terug in de buurt komt van de waarden van 2015 (Figuur 5.13). Deze afname kan beschouwd worden als een algemene trendbreuk die stagneert in het jaar 2022. In tegenstelling tot de Boven-Zeeschelde vindt er in de Beneden-Zeeschelde geen opmerkelijke variatie in concentratie zwevende stof plaats van 2013 tot 2020. Dit is niet langer het geval in 2022, doordat er in de Beneden-Zeeschelde eveneens een sterke daling te zien in gemiddelde zwevende stofconcentratie (zie ook Appendix).

Lokale variatie over de dwarssectie

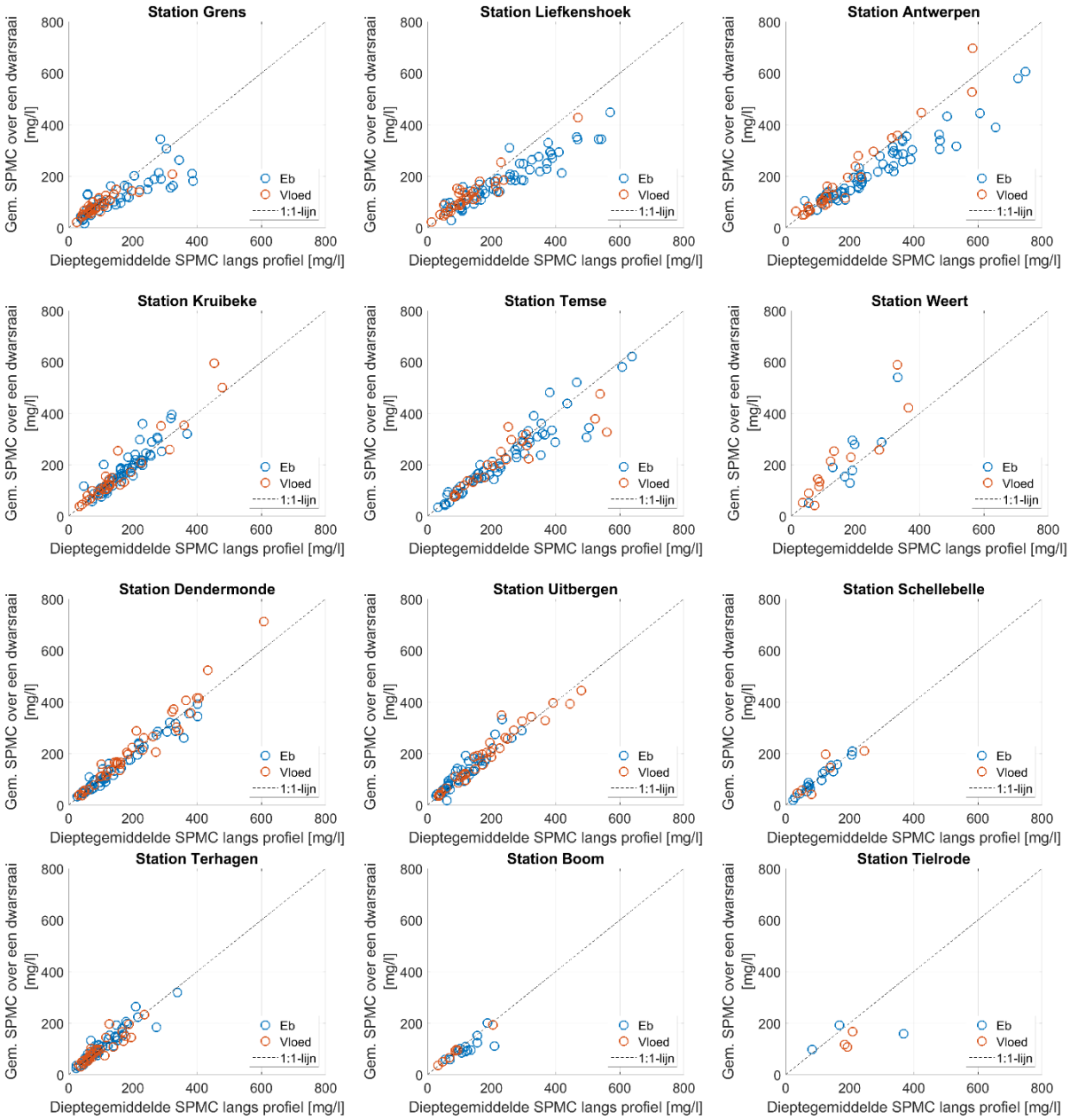
Zoals eerder aangetoond en besproken, kunnen de stroomsnelheden en zwevende stofconcentraties eveneens varieren over de dwarssectie (Omes, 2016). Om deze ruimtelijke variatie te bepalen, worden er sinds 2015 aan 9 stations vaste raaien gevaren. Vanaf 2021 zijn er 10 vaste meetstations waar raaien gevaren worden. In Figuur 5.17 is een illustratie gepresenteerd van enkele gemeten dwarsraaien aan het station Liefkenshoek tijdens de 13uurscampagne op 6 April 2022. Hierin is op de bovenste figuur te zien dat de zwevende stofconcentratie aan de linkeroever groter is dan aan de rechteroever van de rivier, terwijl de zwevende stofconcentratie in de onderste figuur hoger is aan de rechteroever en centraal in de waterloop dan aan de linkeroever. Dit toont dus aan dat lokale variaties over de dwarssectie altijd kunnen optreden. Deze locatie in het bijzonder is stroomafwaarts gelegen van Antwerpen waar het estuarium het breedst is. Een bredere waterloop heeft dan ook direct tot gevolg dat er een grotere horizontale variatie in zwevende stofconcentratie over de dwarssectie kan voorkomen.



Figuur 5.17 Voorbeelden van een gemeten dwarsraai aan het station Liefkenshoek op 6 April 2022.

In het algemeen zien we dat voor de locaties in de Beneden-Zeeschelde stroomafwaarts van Antwerpen (i.e. Grens, Liefkenshoek & Antwerpen) de gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPMC) gemeten over de dwarsraai lager liggen dan deze gemeten aan het vast meetpunt (dieptegemiddelde SPM op 1 vaste locatie) (Figuur 5.18 bovenste rij). Naast factoren zoals de breedte van het estuarium spelen hier ook interacties tussen hydrodynamica (eb- en vloedstromen), bathymetrie en riviermorfology (bochten, zandbanken, etc.) een bepalende rol.

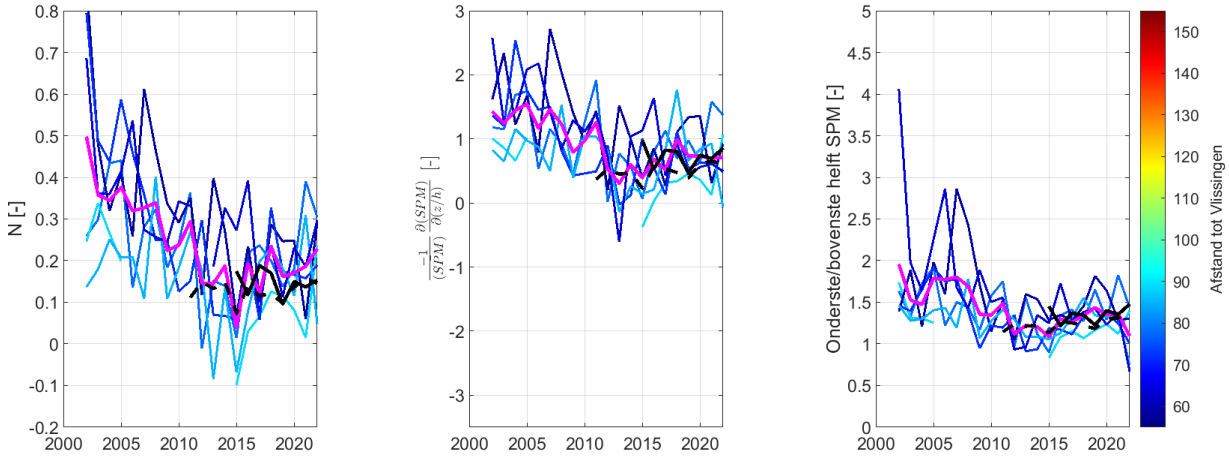
De meetlocaties die stroomopwaarts van Antwerpen gelegen zijn (inclusief de zijrivieren), zijn de concentraties zwevende stof van dezelfde grootorde voor zowel de metingen over de dwarsraai en aan het vast meetpunt (Figuur 5.18). Aangezien deze locaties zich het meer stroomopwaarts bevinden met een mindere brede rivierbedding en homogenere menging (zie verder) is dit dan ook volgens de verwachtingen.



Figuur 5.18 Correlatie tussen zwevende stofconcentratie (SPMC) langsheen een dwarsraai in functie van zwevende stofconcentratie (SPMC) gemeten langsheen een verticaal profiel (2015 t.e.m. 2022).

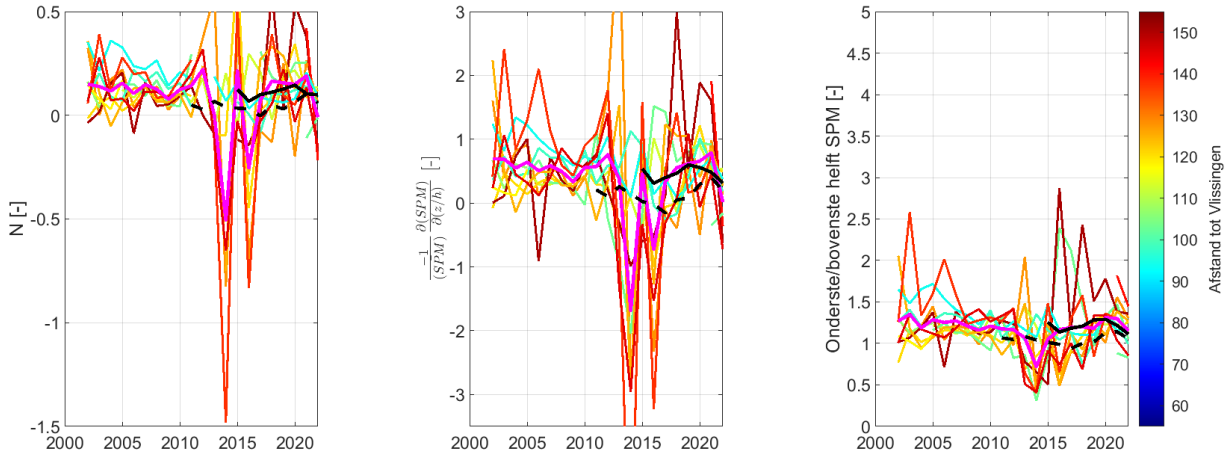
Verticale variatie/dieptegradiënt

In het algemeen zijn de onderste waterlagen rijker aan zwevende stof dan de bovenste waterlagen. Eerdere rapportages toonden reeds aan dat deze dieptegradiënt (i.e. de SPM variatie over het verticaal profiel) lijkt af te nemen, en maakten bijgevolg melding van een dalende verticale concentratiegradiënt (OMES 2016, 2017). In Figuur 5.19 en Figuur 5.20 wordt de verticale variatie aan zwevende stof geïllustreerd voor de Beneden- en Boven-Zeeschelde, respectievelijk, aan de hand van Rouse-getal N en de gemiddelde verticale concentratiegradiënt in functie van de tijd. Meer uitleg over deze twee parameters kan teruggevonden worden in voorgaande OMES rapportages (OMES 2016). In de Beneden-Zeeschelde is een duidelijk dalende trend in het Rouse-getal N en de gemiddelde verticale concentratiegradiënt tot en met 2015 vast te stellen (Figuur 5.19). Deze toont aan dat de SPM in de Beneden-Zeeschelde meer uniform verdeeld wordt over de waterkolom en dus homogener verdeeld wordt over de jaren heen, ten gevolge van de stijging van de SPM in de bovenste helft van de waterkolom. De laatste jaren lijken de parameters (het Rouse-getal N en de gemiddelde verticale concentratiegradiënt) echter eerder te stabiliseren wat dan weer zou kunnen wijzen op een stabiele en homogene verdeling van de zwevende stofconcentratie. Sinds het meetjaar 2021 stijgen deze parameters zelfs lichtjes ten gevolge van de afgenomen SPM concentraties in de bovenste helft van de waterkolom.



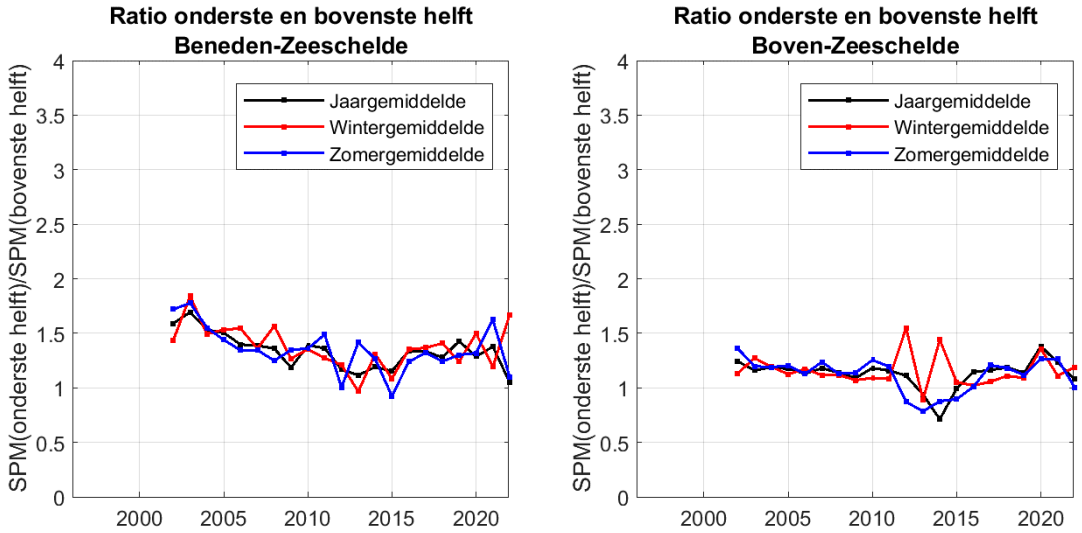
Figuur 5.19 Rouse-getal (links), gemiddelde verticale concentratiegradiënt (midden) en SPM Ratio (rechts) in functie van de tijd voor de Beneden-Zeeschelde [inclusief aanduiding lopend gemiddelde van dieptestalen (magenta -), ADCP (zwarte --) en OBS (zwarte -)].

In de Boven-Zeeschelde worden in het jaar 2014 en 2016 sterk afwijkende waarden waargenomen (Figuur 5.20). Deze werden wellicht veroorzaakt door een relatief klein aantal genomen dieptestalen (OMES, 2016). Aangezien de dataset ondertussen een langere termijn bestrijkt wordt des te meer duidelijk dat deze afwijkende data geen natuurlijk signaal representeert. De evolutie in de verticale variatie in de Boven-Zeeschelde verloopt dan ook eerder stabiel dan dalend (Figuur 5.20). In de laatste 2 meetjaren wordt echter een licht dalende trend geobserveerd, wat wijst op een nog meer uniforme verdeling van SPM in de waterkolom.



Figuur 5.20 Rouse-getal (links), gemiddelde verticale concentratiegradiënt (midden) en SPM Ratio (rechts) in functie van de tijd voor de Boven-Zeeschelde [inclusief aanduiding lopend gemiddelde van dieptestalen (magenta -), ADCP (zwarte --) en OBS (zwarte -)].

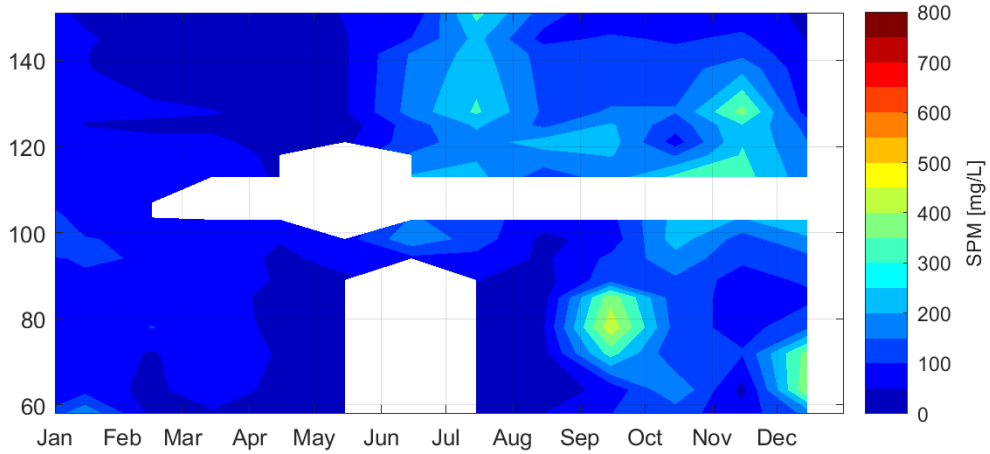
De bevindingen voor zowel de Beneden- als Boven-Zeeschelde zijn eveneens zichtbaar in de rechtse grafiek van Figuur 5.19 en Figuur 5.20, respectievelijk. De verticale variatie wordt gepresenteerd via de SPM ratio tussen de onderste en bovenste helft van de waterkolom in functie van de tijd. De jaar-, winter- en zomergemiddelde SPM ratios zijn eveneens weergegeven in functie van de tijd (Figuur 5.21). Hieruit kunnen gelijkaardige conclusies getrokken worden wat de verticale variatie betreft. Met name, na een initiële daling is een stabilisering voor zowel de Beneden- en Boven-Zeeschelde doorheen de seizoenen zichtbaar. In het meetjaar 2022 wordt een dalende trend in zowel de Beneden- als Boven-Zeeschelde geobserveerd. De jaargemiddelde resultaten tonen aan dat beide ratios dicht bij 1 liggen wat wijst op een goede menging van het sediment doorheen de volledige waterkolom. Voor de Beneden-Zeeschelde wordt tijdens de wintermaanden een hogere ratio bereikt wat erop duidt dat het sediment minder uniform verdeeld is over de waterkolom en er meer sediment aanwezig is in de onderste helft van de waterkolom.



Figuur 5.21 Ratio van SPM in de onderste helft van de waterkolom over SPM in de bovenste helft, op basis van dieptestalen, voor Beneden-Zeeschelde (links) en Boven-Zeeschelde (rechts). Wanneer echter de volledige dieptegradiënt op basis van OBS wordt beschouwd, is er nog steeds een duidelijke dieptegradiënt (>1) aanwezig, ook in de Boven-Zeeschelde. Ondanks dat de tijdreeks van OBS data met het jaar aangroeit is deze echter nog steeds te kort om hierin een trend te ontwaren.

5.4.2 Dieptestalen 2022

Figuur 5.22 toont de dieptegemiddelde SPM concentratie voor het jaar 2022, op basis van dieptestalen. Door technische problemen aan boord zijn in Juni 2022 geen dieptestalen genomen in de Beneden-Zeeschelde. De figuur toont een vergelijkbaar resultaat met meetjaar 2021 dat wordt gekenmerkt door zeer lage SPM concentraties. In het begin van het meetjaar zijn nog lagere concentraties zichtbaar doorheen de volledige waterkolom. Een stijging in SPM wordt waargenomen vanaf de maand Juni, maar een piek in zwevende stofconcentratie tussen km 100-130 is niet duidelijk waar te nemen en wordt voornamelijk gekenmerkt door matige tot lage stofconcentraties. Deze resultaten zijn mogelijks een gevolg van de zeer natte zomer van 2021 die heeft gezorgd voor een uitspoeling van het systeem waardoor zeer veel sediment uit de Schelde is verplaatst. Het verhogen van de concentraties vanaf Juni 2022 kan erop wijzen dat het systeem zich terug herstelt na deze uitspoeling.

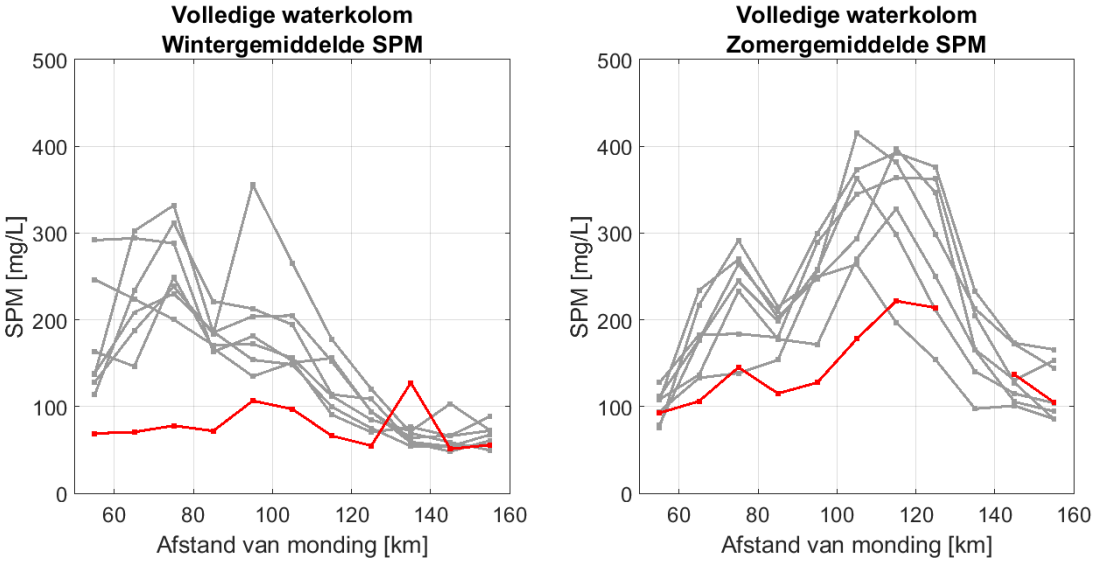


Figuur 5.22 Gemiddelde SPM concentratie over de ganse waterkolom op basis van dieptestalen voor het jaar 2022.

De tijdsgemiddelde zwevende stof (SPM) concentratie over de ganse dieptegradiënt wordt voor de winter en zomer in Figuur 5.23 weergegeven als functie van de afstand tot de monding. Winter en zomer zijn hier gedefinieerd als respectievelijk januari tot en met maart, en juni tot en met augustus. De SPM concentraties zijn hier gebaseerd op de OBS (turbiditeitsmeter) diepteprofielen die tijdens elke OMES campagne voor elk station gekalibreerd werden aan de hand van SPM dieptestalen.

In de winter liggen de SPM concentraties tussen de 50 en 150 mg/l. Een estuarien turbiteitsmaximum (MTZ1) tussen 60-80 km is ook hier afwezig, in tegenstelling tot voorgaande jaren. Wel is er een lichte stijging in SPM waar normaalgesproken een tweede maximum wordt waargenomen (MTZ2a). Eveneens verschillend aan voorgaande jaren is de piek in turbiditeit op ca. 130 km van de monding waar een maximale waarde wordt bereikt. SPM concentraties nemen licht toe met de afstand van de monding met een eerste piek rond MTZ2a en een tweede piek voorbij 130 km van de monding met waarde van ca.140 mg/l.

De verdeling van SPM in de zomermaanden toont grote verschillen met deze waargenomen tijdens de wintermaanden. Tijdens de zomer van 2022 worden er zwevende stofconcentraties geregistreerd van 90–250 mg/l, wat een stuk lager is dan de SPM waarden de voorgaande meetjaren. De 2 turbiditeitsmaxima die worden geobserveerd liggen wel in lijn met deze van de afgelopen jaren. Een eerste maximum is gelegen nabij Antwerpen (80 km) terwijl een tweede maximum tussen 100-130km van de monding gelegen is (MTZ2a). Na 130 km is een sterke daling in SPM zichtbaar tot ongeveer 100 mg/l wordt bereikt maar de bereikte concentraties zijn nog steeds hoger dan deze tijdens de wintermaanden.



Figuur 5.23 Tijdsgemiddelde SPM concentratie (op basis van OBS) in de Zeeschelde in de winter 2022 (links) en zomer 2022 (rechts) (rood: 2022; grijs: 2015-2021).

5.4.3 Getijvariatie

Om de evolutie van SPM te monitoren over een getijcyclus werden er in 2022 13-uursmeetcampagnes uitgevoerd te Liefkenshoek, Schellebelle, Weert en Boom. Sinds 2020 worden er dwarsraaien gevaren om zo de debieten, watervolumes, sedimentfluxen en sedimentvrachten op te meten. Deze meetmethodologie is gelijkaardig aan de uitgevoerde 13-uursmetingen in kader van MONEOS. Hierdoor zijn beide datasets éénvoudig te vergeleken en zijn ze een aanvulling van elkaar (Vandenbruwaene *et al.*, 2020). In onderstaande Tabel 5.1 worden de resultaten van de 13-uursmeetcampagnes van 2022 samengevat. Meer specifieke informatie over deze 13-uursmetingen zijn terug te vinden in IMDC (2023a, 2023b, 2023c en 2023d).

Liefkenshoek

Op 6 April 2022 werd voor de eerste maal een 13-uursmeting uitgevoerd te Liefkenshoek. Op deze meetlocatie zijn de gemeten zwevende stofconcentraties (SSC) relatief laag, waarmee deze in lijn liggen met de meetresultaten doorheen het volledige meetjaar. Een variatie tussen ca. 75 en 160 mg/l is geobserveerd, met een gemiddelde sedimentconcentratie van 110 mg/l. De hoogste concentraties zijn waargenomen een halfuur voor hoogwater terwijl de laagste concentraties anderhalf tot twee uur na hoogwater optreden.

Het maximaal waargenomen debiet te Liefkenshoek tijdens de vloedstroom bedraagt 11808 m^3/s en doet zich 50 min voor hoogwater voor, terwijl het maximale debiet waargenomen tijdens de ebstroom 9231 m^3/s bedraagt en 2u40 min na hoogwater optreedt. De laagste debieten treden op tijdens de kenteringen die 1u15 min na hoogwater en 4u30min voor hoogwater voorkomen. Het netto getransporteerde watervolume tijdens de 13-uursmeting bedraagt -719 082 m^3, wat betekent dat gedurende de meetdag meer water stroomopwaarts is getransporteerd (113 194 121 m^3 tijdens de vloedstroom tegenover 112 475 039 m^3 tijdens de ebstroom). Het totaal sedimenttransport vertoont eenzelfde dynamiek met een grotere hoeveelheid sediment (3 684 ton) dat stroomopwaarts is getransporteerd (14 392 ton tijdens vloed tegenover 10 708 ton tijdens eb).

Tabel 5.1: Waargenomen debiet en sedimentflux tijdens de 13-uursmetingen van 2022 in Liefkenshoek, Schellebelle, Weert en Boom

Parameter	Tijfase	Zeeschelde			Rupel
		Liefkenshoek	Schellebelle	Weert	Boom
		06-04-2022	21-06-2022	13-09-2022	16-06-2022
Duurtijd [uu:mm]	Eb	06:57	4:41	6:54	7:25
	Vloed	05:14	7:05	5:16	5:00
	Totaal	12:11 (100%)	11:46	12:10	12:25
Totale waterstijging [m] (getijcoëfficiënt)	Eb	5.41 (1.02)	2.75 (1.01)	5.88 (1.08)	5.98 (1.09)
	Vloed	5.24 (1.05)	3.03 (1.11)	5.87 (1.08)	5.83 (1.12)
Daggemiddelde Zoetwaterafvoer [m/s³]	-	110.59 (Schelle)	12.46 (Melle)	0.50 (Melle)	39.39 (Schelle, Zeeschelde)
Watervolume [10^3m³]	Eb	112 475 039	2 666 152	22 259 652	11 886 027
	Vloed	-113 194 121	-3 244 056	-83 022 959	-10 514 294
	Netto	-719 082	-557 905	-60 763 217	1 370 733
Sedimentvracht [ton]	Eb	10 708	699	6 934	2407
	Vloed	-14 392	-753	-23 401	-2017
	Netto	-3 684	-54	-16 467	-389
Gemiddelde debiet [m³/s]	Eb	6165	115	958	485
	Vloed	6854	131	1087	483
	Totaal	6194	121	1015	484
Gemiddelde sediment-concentratie [mg/l]	Eb	101	233	325	208
	Vloed	124	200	372	164
	Totaal	110	222	346	188

Schellebelle

Ter hoogte van Schellebelle is op 21 Juni 2022 een 13-uursmeting uitgevoerd waarbij de waargenomen zwevende stofconcentraties variëren tussen ca. 90 en 360 mg/l. De hoogste concentraties zijn waargenomen 45 min voor hoogwater terwijl de minimale concentraties ca. 3u45 min voor en 35 min na hoogwater optreden. De gemiddelde SSC waarde voor de meetdag bedraagt 222 mg/l. Het maximale debiet tijdens de meetdag bedraagt 275 m³/s en wordt ca. 1 uur voor hoogwater bereikt. Tijdens de ebstroom is het maximale bereikte debiet ongeveer 180 m³/s en wordt bereikt 1u15 min na hoogwater. Het totaal getransporteerde watervolume tijdens de vloedfase (3 224 056 m³) is groter dan tijdens de ebfase (2 666 152 m³) wat betekent dat er een netto volume van 557 905 m³ water meer stroomopwaarts is getransporteerd gedurende de meetdag. Wat sedimenttransport betreft is dezelfde trend zichtbaar met een extra 54 ton sediment dat stroomopwaarts is getransporteerd (753 ton tijdens vloed tegenover 699 ton tijdens eb).

Weert

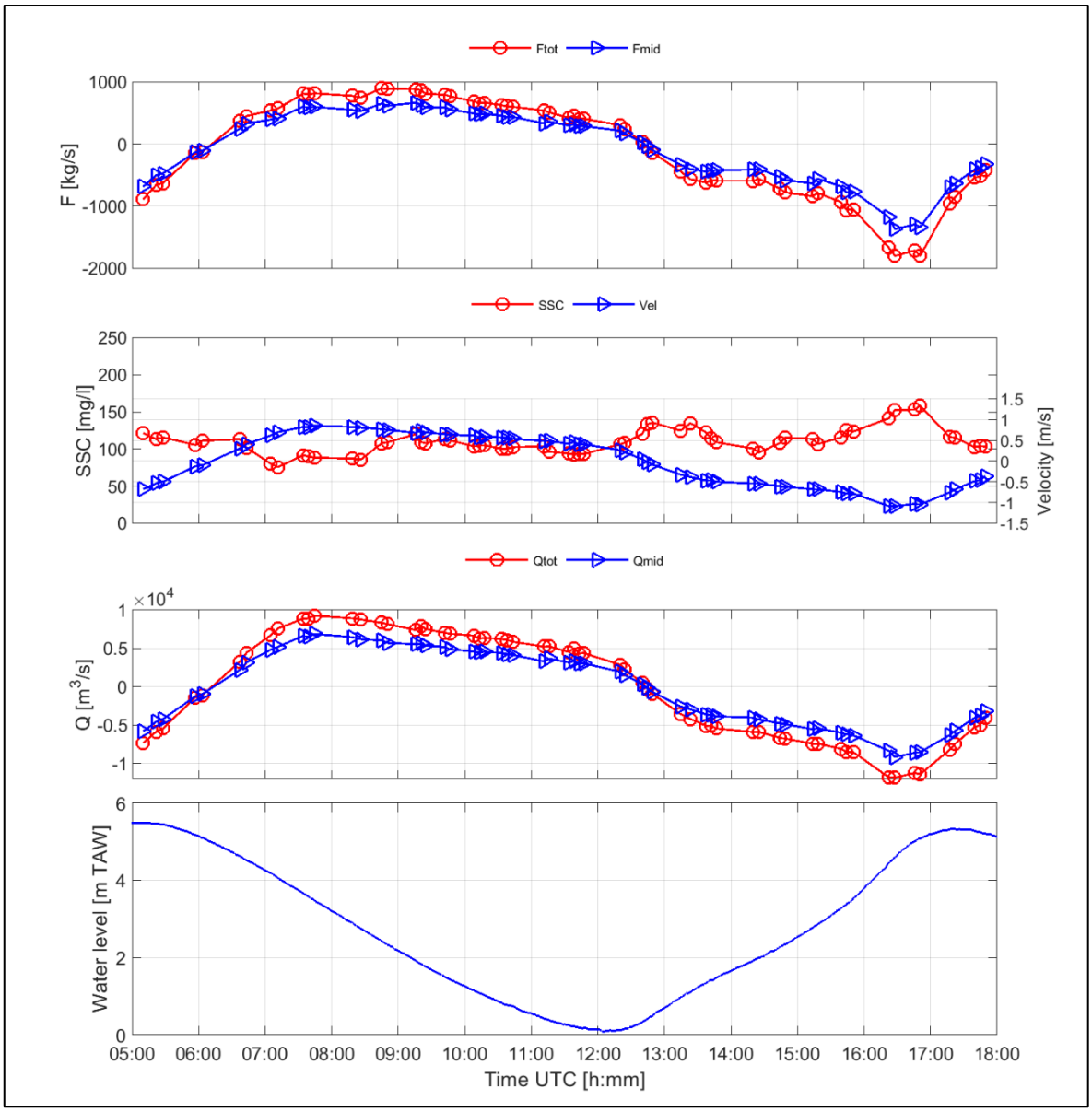
In Weert werd op 13 September 2022 een 13-uursmeting uitgevoerd waarbij zwevende stofconcentraties met variatie tussen 140 en 470 mg/l zijn geregistreerd. De gemiddelde SPM gedurende de meetdag bedraagt 346 mg/l. Ca. 1u15 min voor hoogwater treden de laagste zwevende stofconcentraties op terwijl de hoogste SPM waarden waargenomen worden 6u45 min na hoogwater. Debieten variëren gedurende de meetdag met het hoogste debiet van 2488 m³/s dat wordt bereikt 45 min voor hoogwater. Tijdens de ebstroom is het maximaal bereikte debiet ca. 1325 m³/s dat zich voordoet 2u na hoogwater. Tijdens de vloedfase wordt 23 831 936 m³ water getransporteerd terwijl 22 266 265 m³ water wordt getransporteerd tijdens eb. Dit komt neer op 1 565 671 m³ water dat extra getransporteerd wordt tijdens de vloedfase en dus stroomopwaarts verplaatst is. Gedurende de totale meetdag is een netto stroomopwaartse sedimentverplaatsing gebeurd van 1 137 ton, dit doordat tijdens de vloedstroom 8 072 ton sediment is getransporteerd en tijdens de ebstroom 6 935 ton.

De gemiddelde zwevende stofconcentratie in Weert tijdens de ebstroom is ca. 325 mg/l en ligt daarmee in lijn met de 317 mg/l die werd bereikt in het jaar 2019. Dit ligt in contrast met de zwevende stofconcentratie van 448 mg/l die bereikt werd tijdens de ebstroom in September 2021. De zwevende stofconcentratie van 372 mg/l die geregistreerd werd tijdens vloed wijkt daarentegen wel af van de meetwaarden uit 2019 én 2021, waar tijdens beide campagnes een zwevende stofconcentratie van ca. 420 mg/l werd geobserveerd. Deze verschillen kunnen te wijten zijn aan de verschillende maanden waarin de metingen uitgevoerd zijn, alsook aan de daling in zwevende stofconcentratie die waargenomen wordt doorheen de volledige waterkolom sinds 2021.

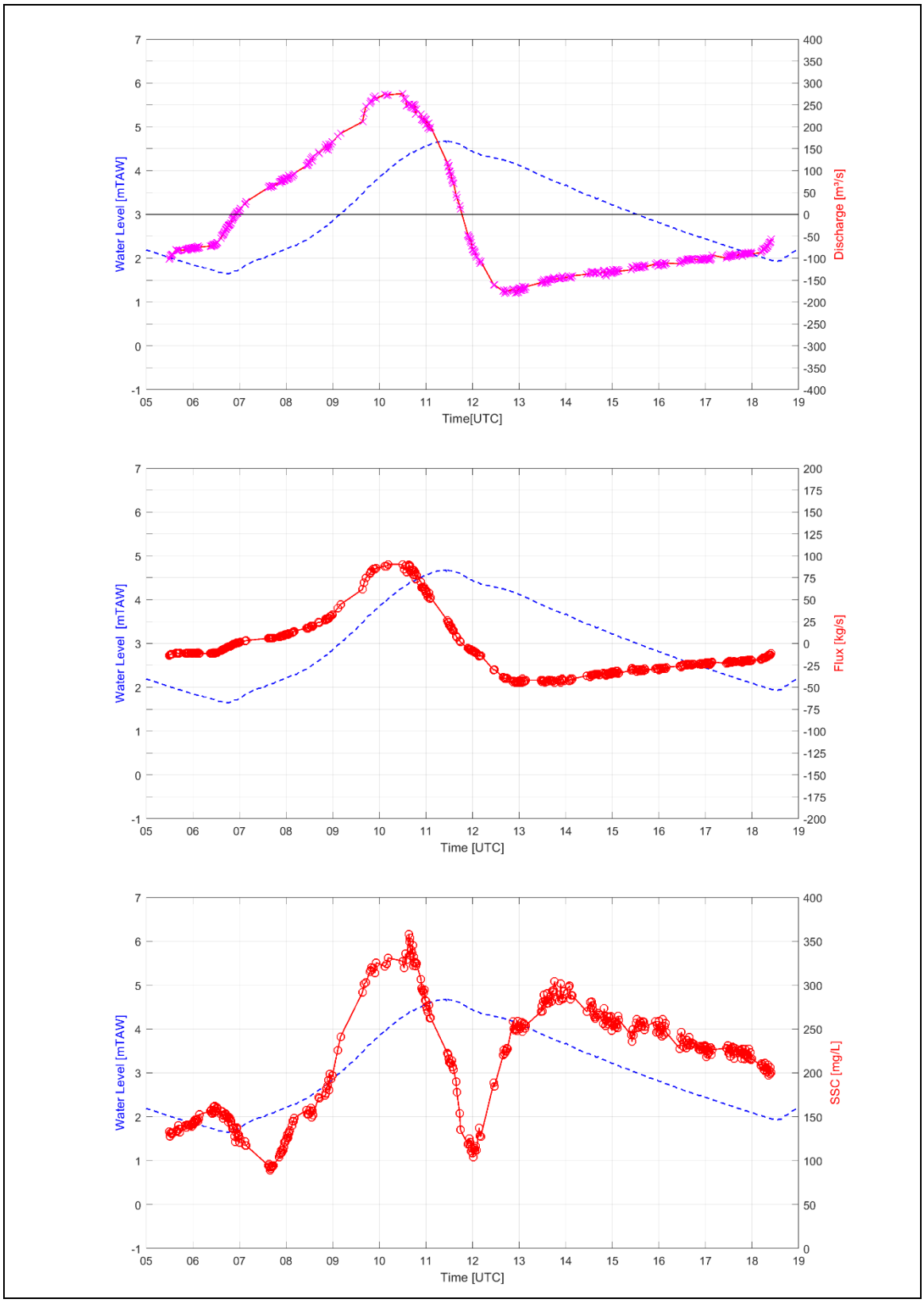
Boom

Tijdens de 13-uursmeting te Boom op 16 Juni 2022 zijn zwevende stofconcentraties tussen 45 en 280 mg/l geregistreerd met een gemiddelde concentratie van 188 mg/l. De maximale concentraties worden bereikt ca. 1 uur voor hoogwater terwijl minimale concentraties ca. 1 uur na hoogwater worden bereikt. Het maximale debiet dat wordt bereikt bedraagt 1194 m^3/s ca. 1uur voor hoogwater, terwijl het maximale debiet tijdens eb 760 m^3/s bedraagt 1u45 min na hoogwater. De totale waargenomen watervolumes zijn het hoogst tijdens eb, met een waarde van 11 886 027 m^3 gedurende de volledige meetcampagne terwijl tijdens vloed 10 514 294 m^3 wordt getransporteerd. Dit resulteert is een netto watertransport van 1 370 733 m^3 water stroomafwaarts gedurende de volledige meetdag. Eveneens het sedimenttransport toont dezelfde trend met 2407 ton sediment tijdens eb en een 2018 ton sediment tijdens vloed wat neerkomt op 389 ton sediment dat stroomafwaarts getransporteerd wordt.

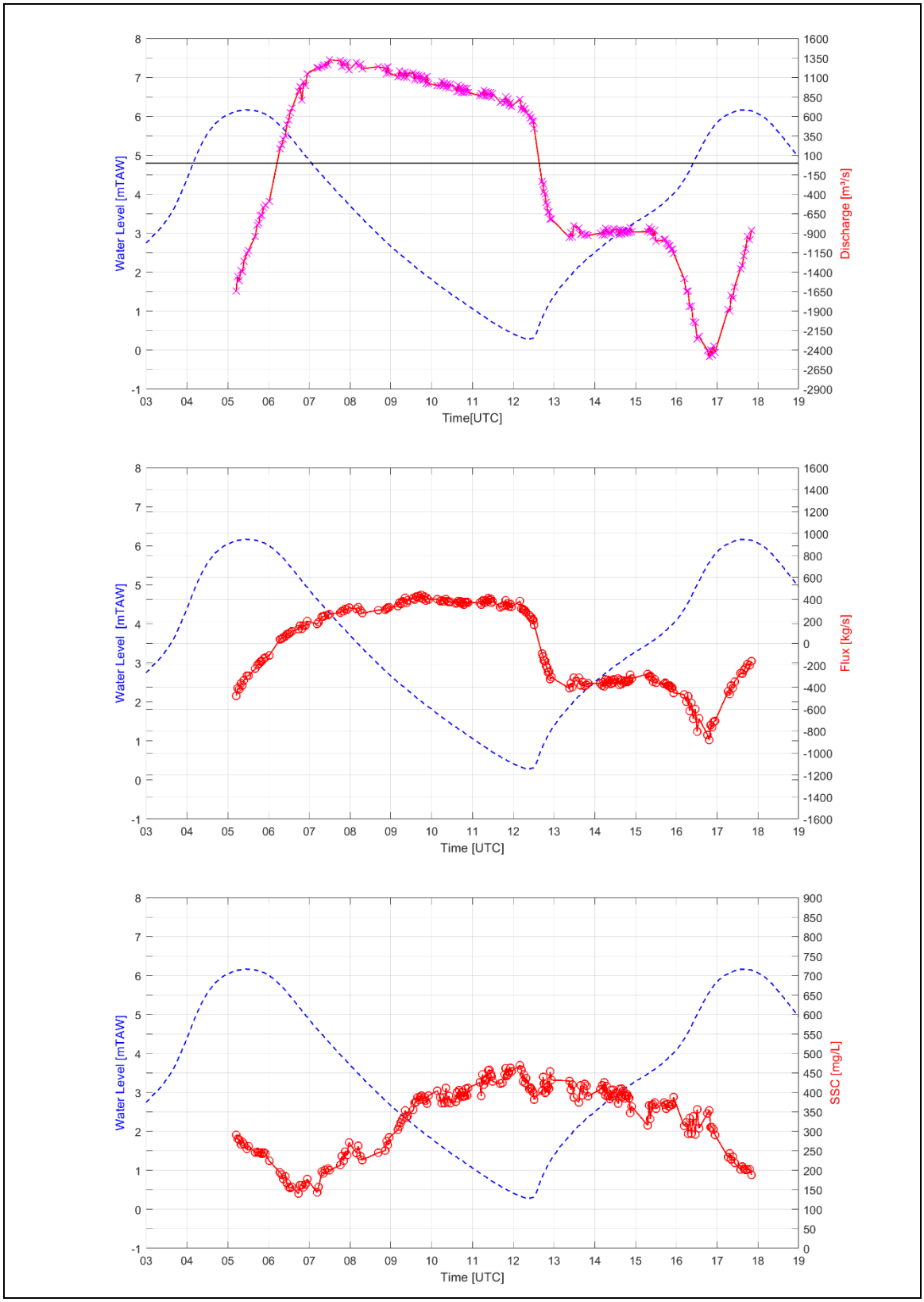
Wanneer de resultaten van Boom vergeleken worden met deze van Juli 2020 en September 2021 is duidelijk dat er lagere sedimentconcentraties gemeten zijn. Dit kan verklaard worden door een verschil in sedimentconcentratie tussen de verschillen maanden maar eveneens door de lagere sedimentconcentraties die optreden sinds 2021 door de natte zomer van dat meetjaar.



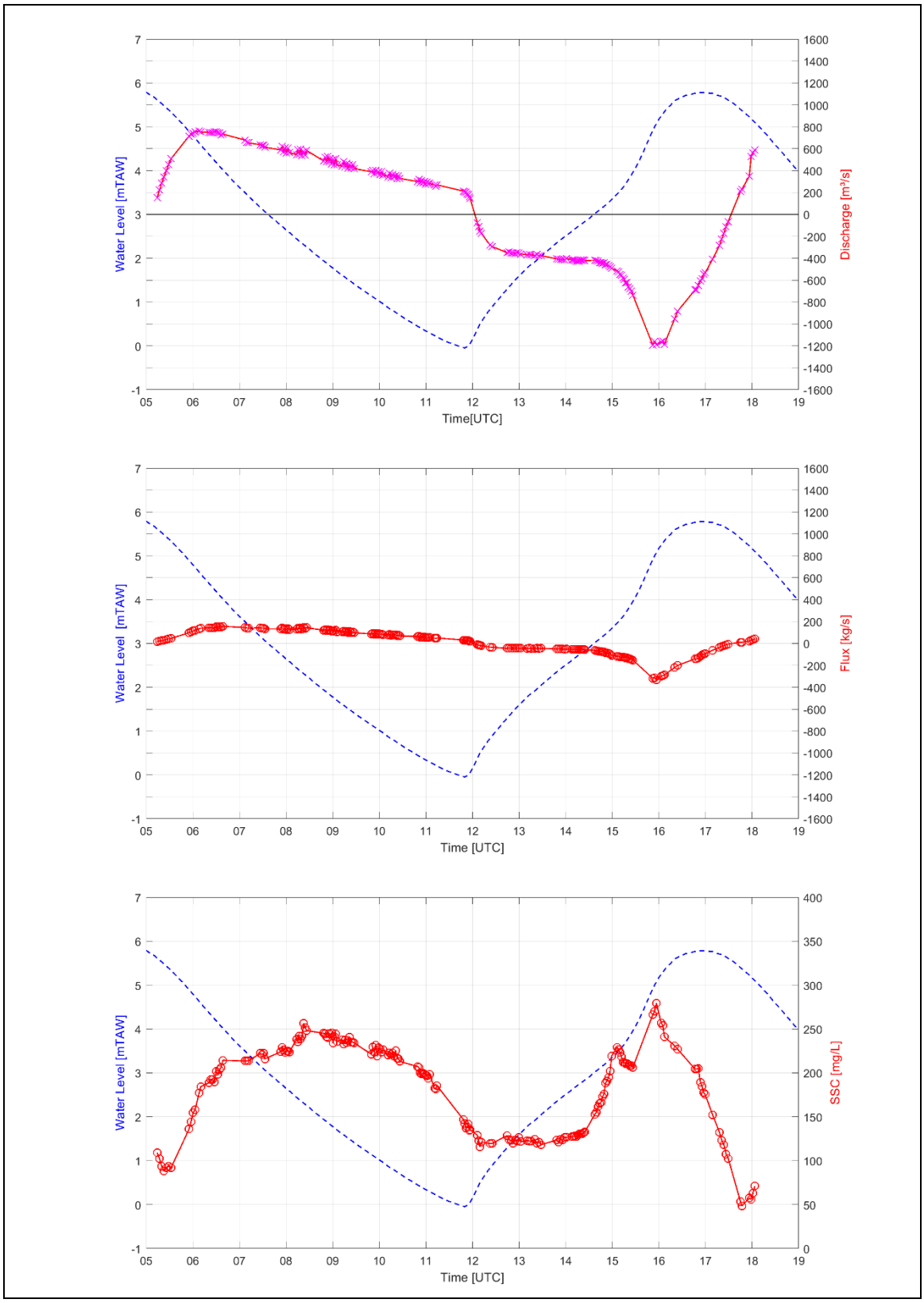
Figuur 5.24 Waargenomen sedimentdebiet (1e plot), zwevende stofconcentratie en snelheden (2e plot) en waterdebiet (3e plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Liefkenshoek op 6 April 2022.



Figuur 5.25 Waargenomen waterdebiet (bovenste plot), sedimentdebiet (2e plot), zwevende stofconcentratie (3e plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Schellebelle op 21 Juni 2022.



Figuur 5.26 Waargenomen waterdebiet (bovenste plot), sedimentdebiet (2e plot), zwevende stofconcentratie (3e plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Weert op 9 September 2022.

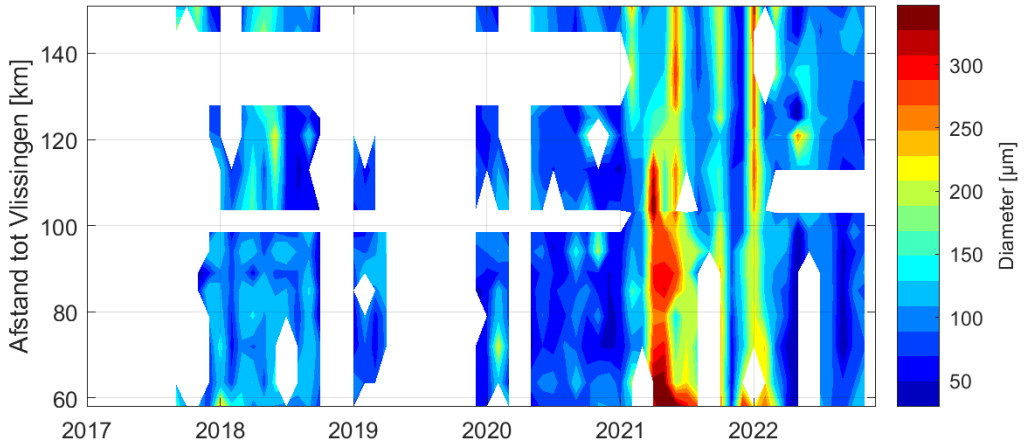


Figuur 5.27 Waargenomen waterdebiet (bovenste plot), sedimentdebiet (2e plot), zwevende stofconcentratie (3e plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Boom (Rupel) op 16 Juni 2022.

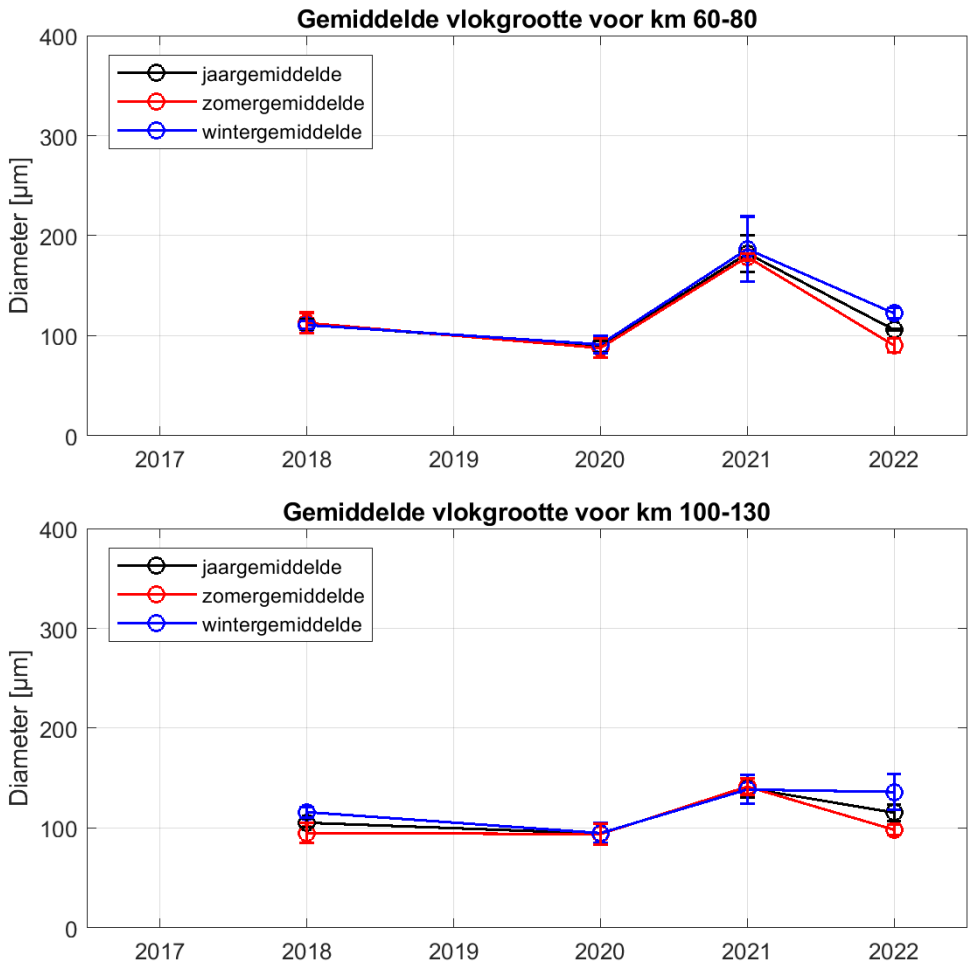
5.5 Vlokvorming

Om meer inzicht te krijgen in het vlokvormingsproces dat plaatsvindt in de Schelde worden sinds het najaar van 2017 vlokgroottes gemeten binnen elke OMES campagne. Met behulp van een LISST 200x van Sequoia wordt de vlokgrootteverdeling (particle size distribution) gemeten over de diepte. De LISST metingen werden op elk estuarien station uitgevoerd en verwerkt tot geaggregeerde figuren.

Het 50ste-percentiel (D50) van de vlokgrootteverdelingen is weergegeven in functie van de afstand tot de monding (i.e. Vlissingen) en in functie van de tijd (Figuur 5.28). In de periode tussen eind 2018 en begin 2020 werden er geen periodieke LISST-metingen uitgevoerd. Voor 2021 zijn de waargenomen vlokgrootteverdelingen, zonder de ontbrekende periode in acht te nemen, relatief stabiel met een D50 die schommelt rond de 100 µm (Figuur 5.29). De D20 en D80 van de vlokgrootteverdelingen schommelen in deze periode rond ca. 50 µm en ca. 250 µm. In de zomer van 2018 waren de vlokgroottes voornamelijk het grootst in de zone tussen 100 en 130 km (MTZ2a). Echter, in het voorjaar van 2021 liggen de vlokgroottes over de volledige Zeeschelde (zowel Boven- als Beneden Zeeschelde) significant hoger dan de voorbije jaren. De metingen van 2021 tonen aan dat de D50 het grootste is in de Beneden-Zeeschelde, waarna een afname zichtbaar is (van ca. 250 µm tot 130 µm) naarmate de afstand tot de monding toeneemt. Gedurende de eerste maanden van 2022 worden de grootste vlokken waargenomen (ca. 200 µm tot 300 µm) over de volledige Zeeschelde. Dit ligt in lijn met de vlokgroottes die bereikt werden aan het eind van 2021. Nadien wordt een daling van D50 vlokgrootte waargenomen met waarden tussen ca. 50 µm en 150 µm, wat opnieuw in lijn ligt met de vlokgroottes die verkregen werden in de meetjaren voor 2021. Dit verklaart eveneens het verschil in vlokgrootte van ca. 50 µm dat waar te nemen valt tussen de zomer- en winterperiode van 2022 in Figuur 5.30.

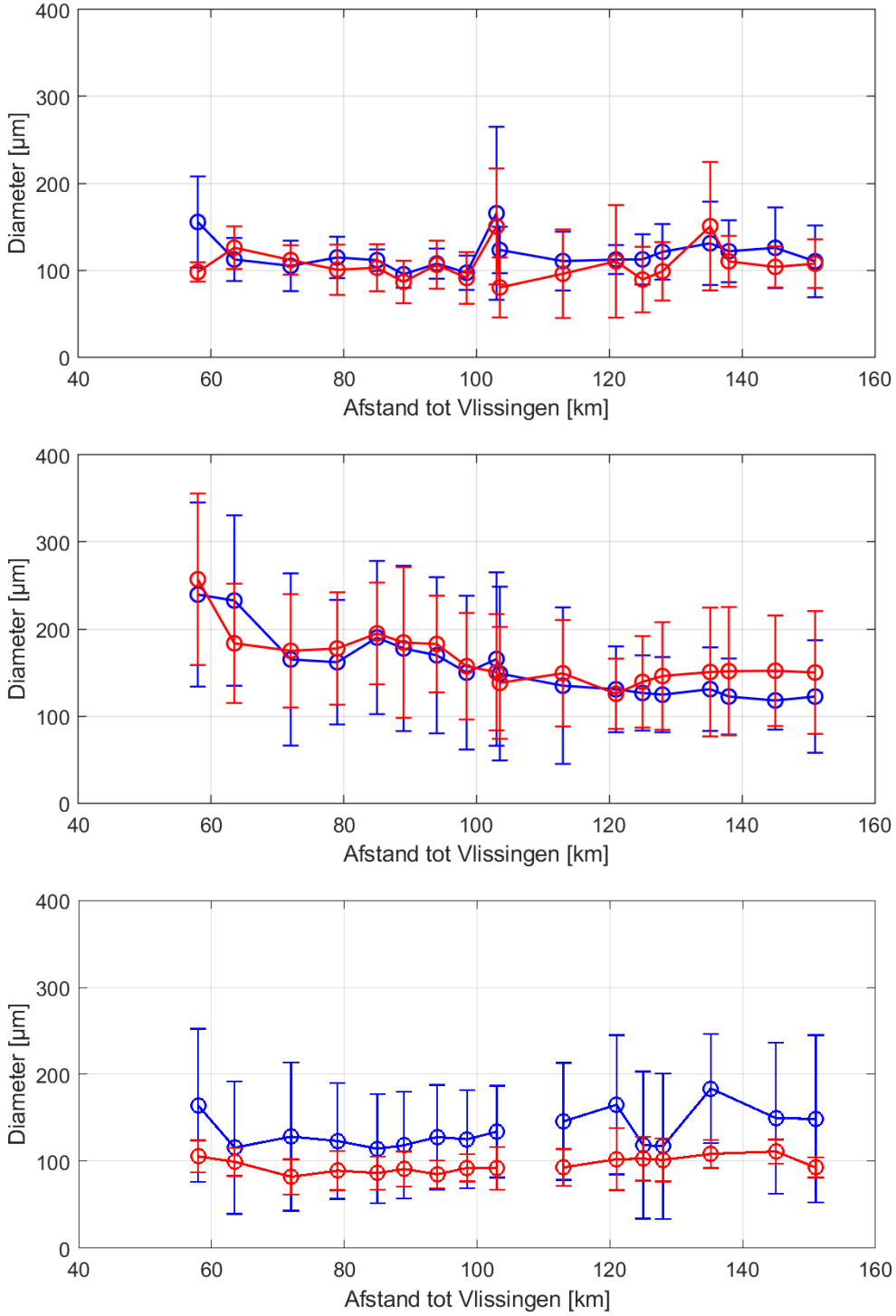


Figuur 5.28 In situ gemiddelde vlokgrootteverdeling (D50) gemeten via een LISST 200x Sequoia in functie van de afstand tot de monding (i.e. Vlissingen) en in functie van de tijd



Figuur 5.29 In situ gemiddelde vlokgrootteverdeling (D50) gemeten via een LISST 200x Sequoia in functie van de afstand tot de monding (i.e. Vlissingen) en in functie van de tijd

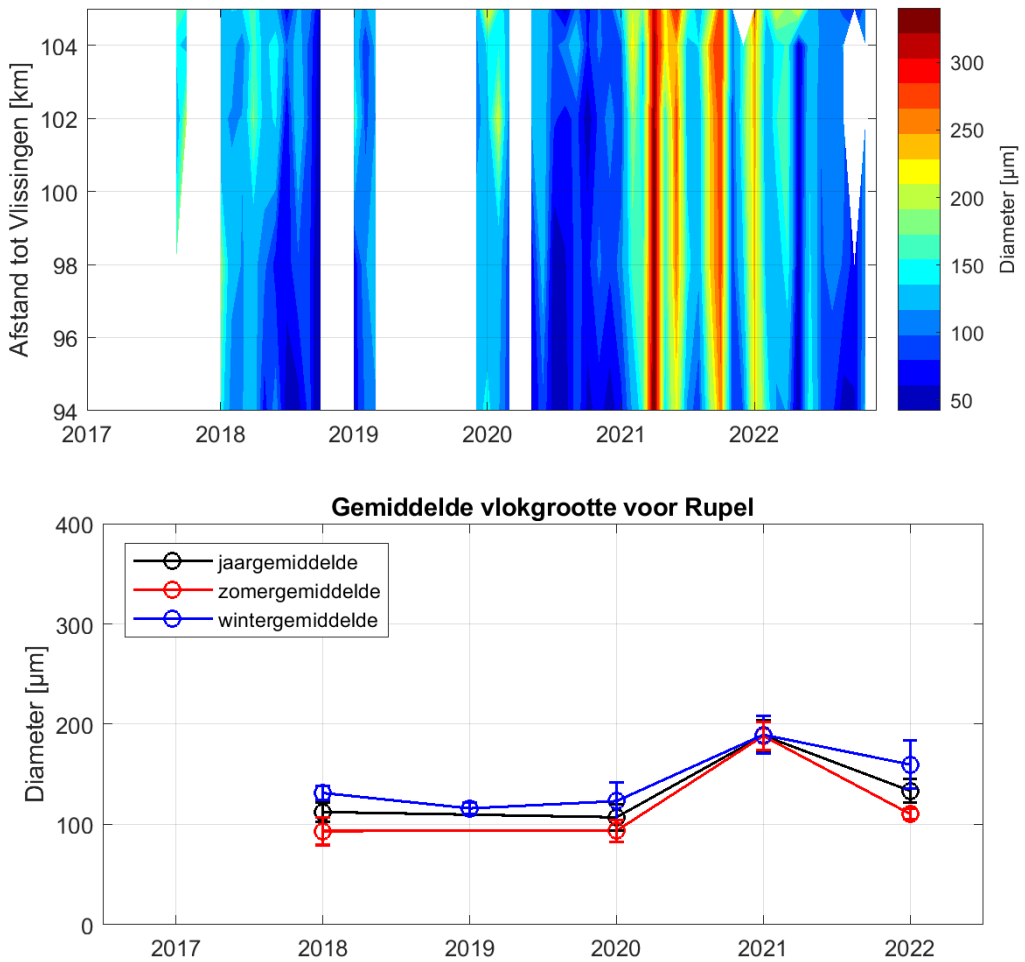
Figuur 5.30 toont de diepte- en tijdsgemiddelde vlokgroottes voor de meetjaren 2018, 2021 en 2022 in de zomer (rood, juni t.e.m. november) en winter (blauw, december t.e.m. mei). Zowel in winter- als zomer 2021 worden gemiddelde vlokgroottes waargenomen van de orde 100-250 µm wat significant hoger is dan de meetjaren voorheen. De sterkste toename in vlokgroottes worden voornamelijk waargenomen stroomafwaarts vanaf de Rupelmonding (km 100). In 2018 varieerden de D50 van de vlokgroottes rond de 120 µm, waar in 2021 een D50 is opgemeten van ca. 250 µm (Figuur 5.30). In 2022 vertonen de gemiddelde vlokgroottes en verschil van ca. 50 µm tussen de zomer-en wintermaanden. Dit zorgt ervoor dat een D50 wordt opgemeten van ca. 150 µm gedurende de wintermaanden, wat aansluit op de vlokgroottes die bereikt werden eind 2021. Met een D50 van ca. 100 µm gedurende zomermaanden van 2022 worden vlokgroottes waargenomen die in lijn liggen met de vlokgroottes van voor 2021. Een sterke toename in D50 is waar te nemen aan de grens (km 60) zowel in 2018, 2021 als 2022 waar het vooral tijdens de wintermaanden duidelijk is. De kleinste vlokgroottes worden waargenomen tussen 80-100 km van de monding.



Figuur 5.30: Tijds- en dieptegemiddelde vlokgrootte (D50) in de winter (blauw) en zomer (rood) als functie van de afstand tot de monding (i.e. Vlissingen) voor meetjaar 2018 (boven), 2021 (midden) en 2022 (onder).

In Figuur 5.31 wordt de vlokgrootte (D50) in de Rupel weergegeven in functie van de afstand tot de monding en in functie van de tijd. In 2021 zijn er duidelijk zichtbaar grotere vlokgroottes opgemeten ten opzichte van de voorgaande jaren. Deze grotere vlokgroottes hebben mogelijks een invloed gehad op de toenemende vlokgroottes op de Beneden-Zeeschelde (Figuur 5.30). Tijdens de beginmaanden van 2022 worden eveneens vlokgroottes groter dan 170µm (D50) waargenomen op de Rupel, wat ook zichtbaar is in de vlokgroottes waargenomen op de Beneden-Zeeschelde. Gedurende de rest van het meetjaar

worden opnieuw vlokken kleiner dan 170µm (D50) waargenomen, wat eveneens terug te vinden is in de observaties op de Beneden-Zeeschelde (Figuur 5.30). De wintermaanden vertonen op de Rupel consequent hoger vlokgroottes dan tijdens de zomermaanden.



Figuur 5.31: In situ gemiddelde vlokgrootte (D50) gemeten via een LISST 200x Sequoia in functie van de afstand tot de monding (i.e. Vlissingen) en in functie van de tijd in de Rupel.

In de literatuur worden verschillende factoren aangehaald die het vlokvormingsproces beïnvloeden. Een belangrijke en vaak vermelde factor is de SPM concentratie die ervoor zorgt dat de gemiddelde vlokgroottes vergroot [Pejrup and Mikkelsen (2010), Tran et al., (2018)]. Aangezien de SPM concentratie geen duidelijke verklaring biedt voor de observaties van 2022 is het belangrijk om ook andere processen die een effect hebben op het vlokvormingsproces in overweging te nemen. Belangrijke voorbeelden zijn turbulentie, saliniteit en biologische activiteit [Dyer (1989), van Leussen (1994), Lai et al. (2018)].

5.5.1 Vlokvorming en SPM concentratie

Zoals eerder aangehaald wordt de SPM concentratie vaak in verband gebracht met grotere vlokken. Bij hoge SPM concentraties zullen partikels elkaar sneller ‘vinden’ en kunnen grotere vlokken gevormd worden. In het begin van 2022 zijn vlokgroottes het grootst maar nemen de SPM-waarden af, wat niet in lijn van de verwachtingen ligt.

In voorgaande jaren werd er eveneens een link gelegd tussen de seizoenale vlokgrootte en de seizoenale variatie in zwevende stofconcentratie (SPM). Meer bepaald, de hogere SPM concentratie in de zomer, die men de afgelopen jaren waar kon nemen stoomopwaarts na km 145, kwam namelijk overeen met een een stijgende trend in vlokgrootte. Dit is echter het tegenovergestelde van de waarnemingen in 2022, waar tijdens de zomer lage SPM concentraties (Figuur 5.16) en kleine vlokken **(**Figuur 5.31) gezamenlijk worden waargenomen na km 100. In de Beneden-Zeeschelde zijn de SPM concentraties in stijgende de lijn maar lager dan de voorgaande jaren terwijl de waargenomen vlokken geen stijging vertonen. M.a.w. zowel voor de Beneden- als de Boven-Zeeschelde lijken de SPM concentraties niet de oorzaak te zijn voor grotere vlokken te zijn.

5.5.2 Vlokvorming en turbulentie

Turbulentie wordt niet gemeten binnen de OMES campagne. Men verwacht dat in een goed gemengd systeem als de Schelde turbulentie een negatieve impact heeft op de gemiddelde vlokgrootte [Manning et al. (2007), Schwarz et al. (2017)]. Een toename in turbulentie vergroot immers de wrijvingsstress op de vlokken wat afbraak van de vlokken bevordert. Dit komt overeen met de waarnemingen van afgelopen jaren: in de winter is het debiet significant hoger dan in de zomer wat voornamelijk de turbulentie zal verhogen stroomopwaarts en bijgevolg een negatieve impact heeft op de gemiddelde vlokgrootte. Turbulentie kan dus een verklaring bieden voor seizoenale verschillen in vlokgrootte. Dit is echter niet het geval voor 2022 waar over de volledige Zeeschelde significant grotere vlokken waargenomen werden tijdens de wintermaanden dan tijdens de zomermaanden. M.a.w. lijkt een verhoogde turbulentie ten gevolge van een hoog debiet tijdens de wintermaanden hier ook geen eenduidige verklaring voor de gestegen vlokgrootte te bieden.

5.5.3 Vlokvorming en saliniteit

Saliniteit heeft een positief effect op het vlokvormingsproces, wat kan resulteren in grotere vlokken. In de zomer, bij lage debieten en dus hogere zoutgehaltes, worden dan ook grotere vlokken verwacht. Echter, in 2022 zijn de vlokken in de zomer, bij hogere saliniteit (hogere chloridegehaltes) steevast lager dan in de winterperiode. Tussen de zoete, oligohaliene en gradiëntzone wordt in 2022 geen significant verschil waargenomen in vlokgrootte, ondanks grote verschillen in saliniteit

5.5.4 Vlokvorming en biologische factoren

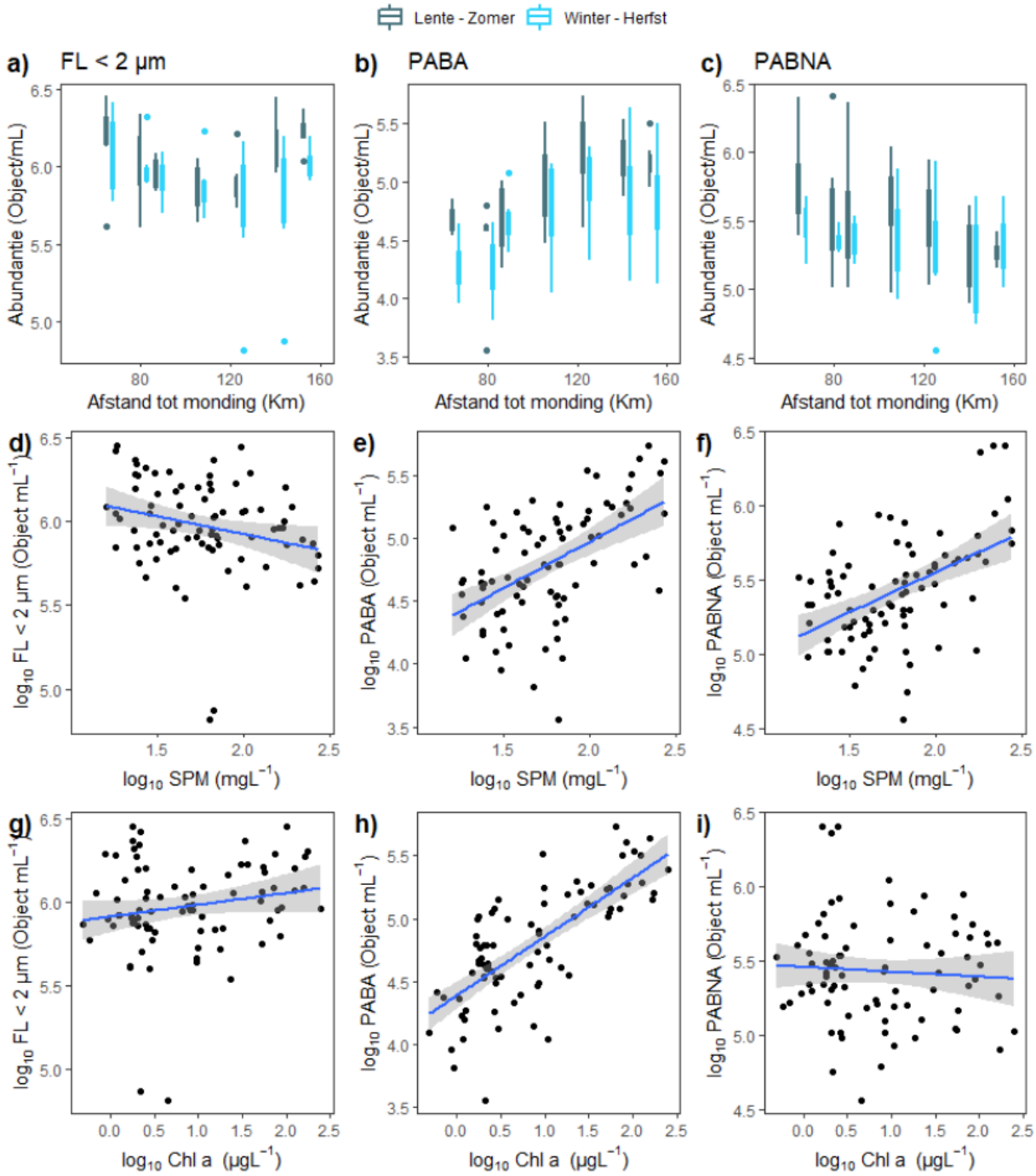
Van het aandeel organische materiaal in de zwevend stof is geweten dat het een direct effect heeft op de dichtheid en structuur van de vlokken [Kranenburg (1994), van Leussen (1994)]. Daarnaast beïnvloedt organische materiaal ook de vloksterkte en vlokvormingsefficiëntie [Winterwerp and van Kesteren (2004)], de gemiddelde vlokgrootte [Mietta et al. (2009)] en vlokafbraak [Alldredge et al. (1990)]. Ten slotte tonen in situ observaties een positieve correlatie tussen chlorofyl a enerzijds en vlokvormingsefficiëntie [Verney et al. (2009)], plakkerige biotische substanties (i.e. Transparent Exopolymer Particles ofwel TEP) en vloksterkte [Fettweis et al. (2014)] anderzijds. Daarom wordt ook TEP, omwille van de vlokvormende eigenschappen, sinds 2017 opgevolgd in de Schelde. Omdat in 2018 en 2019 echter geen correlatie werd gevonden tussen TEP en chl a, spelen algen in de Zeeschelde misschien geen belangrijke rol bij vlokvorming en de SPM concentratie. Deze bleek vooral debietsafhankelijk te zijn, en de debietsafhankelijkheid vertoont geen seizoenaal patroon wat er ook op wijst dat algenbloei geen belangrijke rol speelt (zie vorige OMES rapporten). Daarom werd in 2020 de monitoring van bacteriële biomassa, als potentiële bron van TEP, toegevoegd aan het monitoringsprogramma. In deze rapportage gaan we daar dieper op in. Na 2 Covid-19 jaren waarin slechts onvolledige monitoring van de bacteriële biomassa kon doorgaan, was 2021 het eerste jaar met een maandelijkse opvolging van de bacteriële

biomassa, mits een kleine aanpassing van het protocol. In 2021 werd de bacteriële biomassa gemeten met flow cytometrie, aan de continue stations Liefkenshoek, Kruibeke, Weert, Dendermonde (toekomstig continu station), Schellebelle, Melle en Boom, aangevuld met Beneden-Nete en Dijle (estuarien).

Watermonsters worden verzameld en gekoeld bewaard. Eenmaal in het laboratorium worden de monsters gefilterd met een 125 µm filter. Het filtraat wordt vervolgens gefixeerd met 1,0% gluteraldehyde (eindconcentratie) en bewaard bij 4 °C. Voor de analyse met de Image Flow Cytometer (ImageStream®X Mk II), is 0,5 ml van de monsters gekleurd met 1% (V/V) Sybr Green I (100x werkoplossing in DMSO) en vervolgens 20 minuten geïncubeerd bij 37 °C in het donker. Microscopische beelden (vergroting 40x, pixelgrootte: 0,5 x 0,5 m) en flowcytometer-specifieke gegevens voor helderheid, fluorescentie bij 488 nm (DNA/RNA) en 642 nm (bijv. autofluorescentie chloroplast van aanwezige microalgen) worden bewaard voor verdere analyse. Bij de data-analyse met IDEAS® (versie 6.2.187.0) worden regio's en populaties zo gekozen dat onderscheid gemaakt kan worden tussen aantallen vrijlevende en zwevende stof (abiotische en/of biotische) geassocieerde bacteriën.

De bacteriële abundantie in de Zeeschelde vertoont in 2022, nets als in 2021, een seizoens- en ruimtelijke dynamiek (Figuur 5.32). Daarnaast vinden we verschillen in de dynamiek van bacteriën afhankelijk van hun levensstijl: vrijlevend (FL; Free Living) of deeltjesgebonden. Deze laatste groep wordt opgedeeld in deeltjes-gebonden bacteriën aan autofluorescerende deeltjes (PABA) en niet-autofluorescerende deeltjes (PABNA).

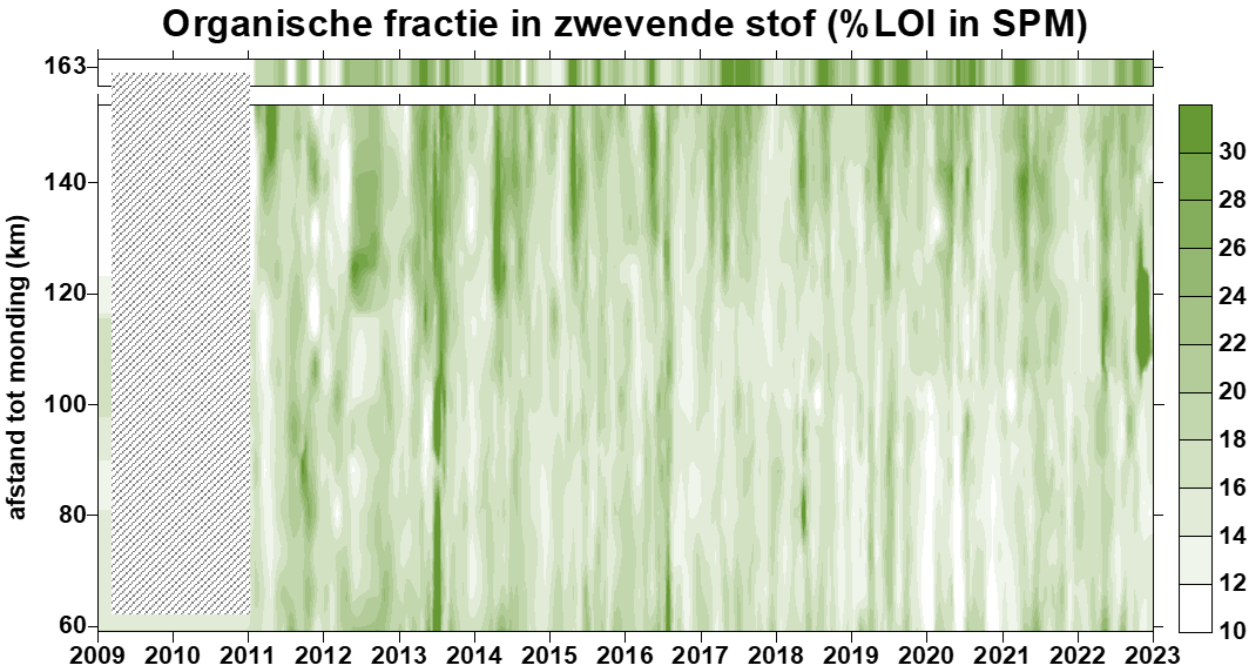
De metingen suggereren dat in 2022 de abundantie aan FL-bacteriën < 2 µm iets hoger is nabij de grenzen van de Zeeschelde (stations Grens en Melle) en lager rond 100 km van de monding (Figuur 5.32). Verder komt PABA stroomopwaarts in hogere concentraties voor, terwijl PABNA stroomafwaarts iets hoger is. De belangrijkste omgevingsparameters die de bacteriële abundantie bepalen, verschillen afhankelijk van de levensstijl van de bacterie. FL < 2 µm en PABA correleren positief met Chl a, wat erop wijst dat deze fractie wordt bevoordeeld door de aanwezigheid van fytoplankton en hun bijproducten. Bovendien zijn PABNA positief gecorreleerd met SPM. Dit suggereert dat in de maximale turbiditeitszone deeltjesgebonden bacteriën een voordeel hebben omdat ze het oppervlak van deeltjes gebruiken als extra microhabitats, anoxische microzones of hotspots voor nutriënten.



Figuur 5.32 Spatio-temporele variabiliteit van de abundantie aan bacteriën en hun relatie met SPM en Chl a. De boxplots tonen de mediane abundantie voor (a) FL < 2 µm (vrijlevende bacteriën < 2 µm), (b) PABA (deeltjes-gebonden bacteriën aan autofluorescerende deeltjes) en (c) PABNA (deeltjes-gehecht aan niet-autofluorescerende deeltjes) op elk station in de lente-zomer en herfst-winter. De lagere en hogere balken geven het interkwartielbereik aan. (d) – (i) Correlatie tussen de abundantie aan bacteriën, Chl a en SPM. De punten vertegenwoordigen het monster, de lijn is de fit voor de lineaire correlatie en het grijze gebied het betrouwbaarheidsinterval.

5.6 Samenstelling van de zwevende stof

Als maat voor de organische (koolstof)fractie, wordt sinds 2011 de LOI bepaald in de zwevende stof stalen: de fractie die vervluchtigt bij totale verbranding. Die LOI blijkt een vrij constante fractie te zijn van de zwevende stof in Zeeschelde en Rupel (zie eerdere rapportages). Zo'n 15 à 20% van de zwevende stof blijkt organisch materiaal te zijn, ongeacht de zwevende stof concentraties aanwezig in het estuarium. Seizoenale patronen blijken maar beperkt aanwezig te zijn (Figuur 5.33). Enkel bij lage SPM concentraties kan tijdens perioden van algenbloei de LOI fractie hoger liggen, tot gemiddeld 30%. Het najaar van 2022 kent aan MTZ2a ook een opvallend hogere LOI, welke niet verklaard kan worden door algenbloei.



Figuur 5.33 Surface plot voor de organische fractie, benaderd door % LOI (Loss On Ignition; asrest) in de zwevende stof.

6 Plankton

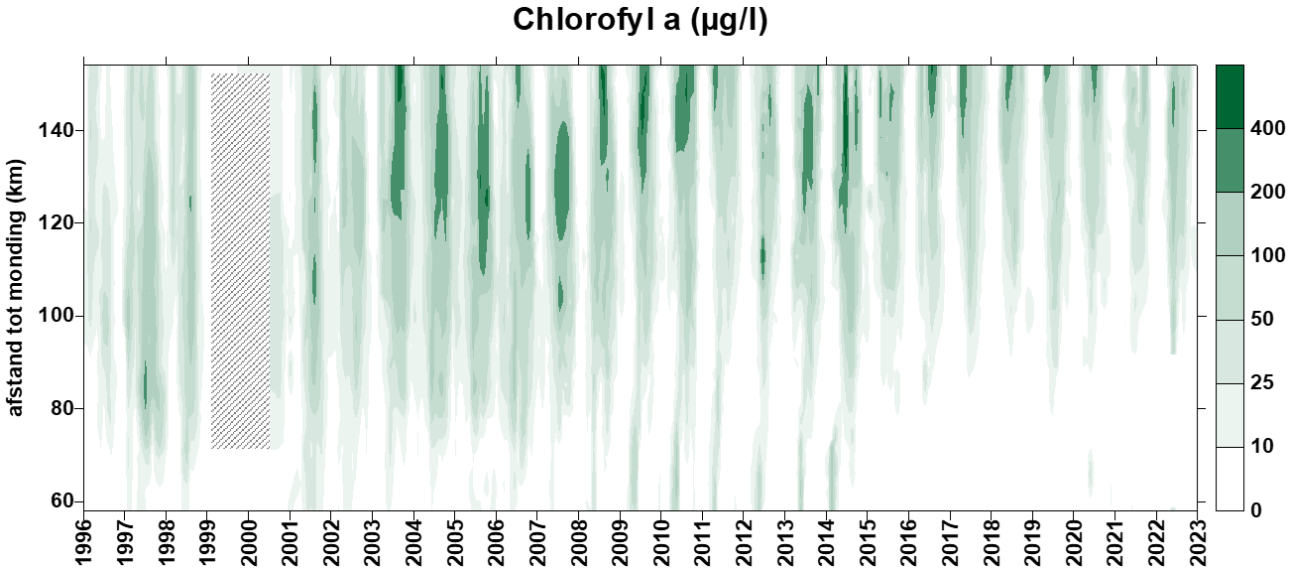
6.1 Inleiding

Plankton wordt gedefinieerd als de verzameling van alle organismen die voornamelijk zwevend in het water leven, en zodoende voor hun (passieve) verplaatsing vooral afhankelijk zijn van de heersende stromingen. Binnen OMES worden zowel fyto- (plantaardig) als zoö- (dierlijk) plankton opgevolgd. Ook het fytobenthos, dit zijn de op de bodem of sediment levende algen, worden opgevolgd en mee in dit hoofdstuk gerapporteerd.

6.2 Fytoplankton

6.2.1 Fytoplankton biomassa lange termijn

De fytoplankton biomassa, benaderd via de chlorofyl a concentratie, kende de voorbije 25 jaar sterke schommelingen (Figuur 6.1), welke in de vorige OMES rapportages in detail werden toegelicht. Samengevat kan men stellen dat voor 2003 een sterke algenbloei, ondanks hoge nutriëntconcentraties, onderdrukt werd door de slechte waterkwaliteit. Na 2003 zorgde de verbeterde waterkwaliteit voor een regime shift met zeer sterke algenbloei als gevolg. Vanaf 2009 daalde de algenbloei terug, nu door een achteruitgang van het lichtklimaat.



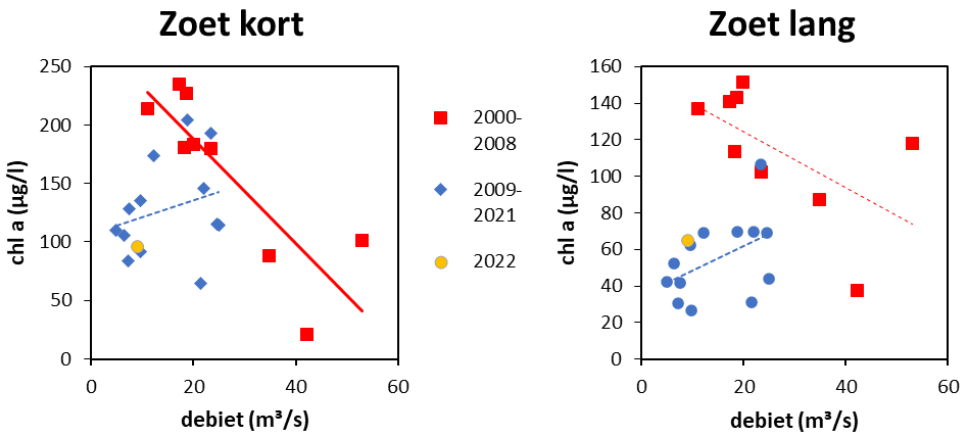
Figuur 6.1 Surface plot voor chl a in de Zeeschelde

De sterke algenbloei is sinds 2009 beperkt tot het voorjaar/begin zomer in de meest opwaartse zoete zone met korte verblijftijd (Figuur 6.1). Later op het jaar zorgt de toenemende SPM concentratie wellicht voor te sterke lichtlimitatie in deze zone, met sterk dalende chl a tot gevolg. Waterkwaliteit speelt hierbij wellicht geen rol meer.

Andere vaststelling is dat de algenbloei ook vroeger op het jaar piekt in de zoete zone met korte verblijftijd. Dit kan verklaard worden door de lage debieten in het voorjaar de laatste jaren. Na de hoge winterdebieten moet het debiet in het voorjaar eerst voldoende dalen in de zoete zone, zodat de verblijftijd voldoende lang wordt om algenbloei te laten ontwikkelen. Bij hogere debieten krijgen algen minder tijd om zich te vermeerderen, en spoelen ze uit. Bij een nat voorjaar duurt het bijgevolg langer voordat algenbloei kan pieken. Het voorjaar 2022 was droog en kende, ondanks de hogere winterdebieten, zeer lage debieten. Algenbloei kon bijgevolg vroeg starten.

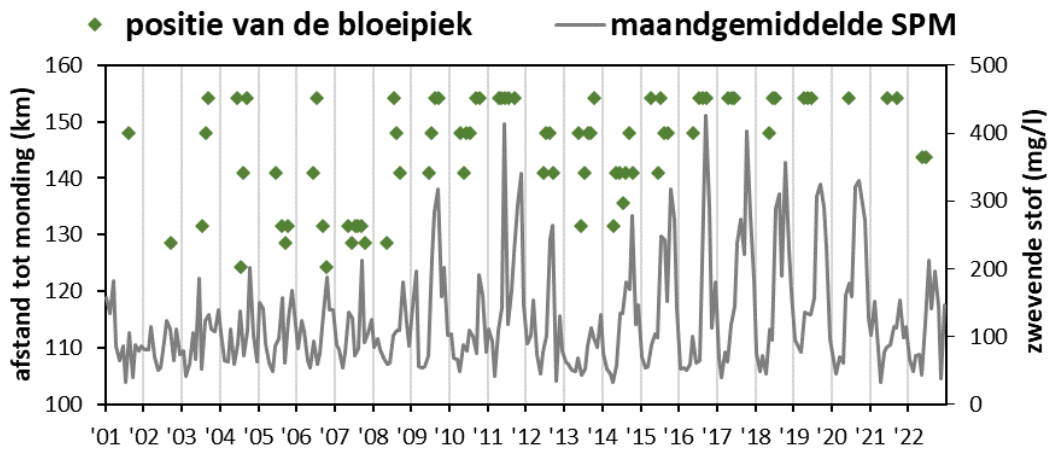
In de periode voor 2009 bereikte algenbloei de hoogste waarden op het einde van de zomer, de periode met de laagste debieten. De grootte van de bloei bleek gecorreleerd met het debiet. Voor de periode 2000-2008 toont Figuur 6.2 links de zomergemiddelde chl a waarde in functie van het zomergemiddelde debiet in de zoete zone met korte verblijftijd: deze blijken sterk negatief gecorreleerd ($r = -0{,}84$; $p < 0{,}01$). Droge zomers leidden tot gemiddeld grotere algenbloei wellicht omwille van een grotere verblijftijd. Vanaf 2009 verdween die negatieve correlatie en leiden de droogste zomers net tot minder algenbloei in deze zone. Algen hebben dus enerzijds voldoende lage debieten (= lange verblijftijd) nodig om tot bloei te komen, maar deze lage debieten mogen niet te lang aanhouden, zoniet zorgt de vertroebeling die optreedt sinds 2009 voor een te ongunstig lichtklimaat. De positieve correlatie tussen debiet en chl a vanaf 2009 is echter zwak en niet significant in de zoete zone met korte verblijftijd. In deze zone is de vertroebeling ook minder uitgesproken dan in de zone met lange verblijftijd, waarbinnen zich het MTZ2a bevindt.

2022 had, na het nattere 2021, weerom een erg droge zomer. Opmerkelijk was echter dat de sterke vertroebeling die sinds 2009 optrad bij lange droogte, in 2022 uitbleef. Zwevende stof was in de zoete zones vergelijkbaar met de periode voor 2009, maar zeer sterke algenbloei bleef uit. Het is nog niet duidelijk waarom: de chl a concentraties lagen in dit helderdere jaar in lijn met de lagere waarden van de voorbije troebele jaren.

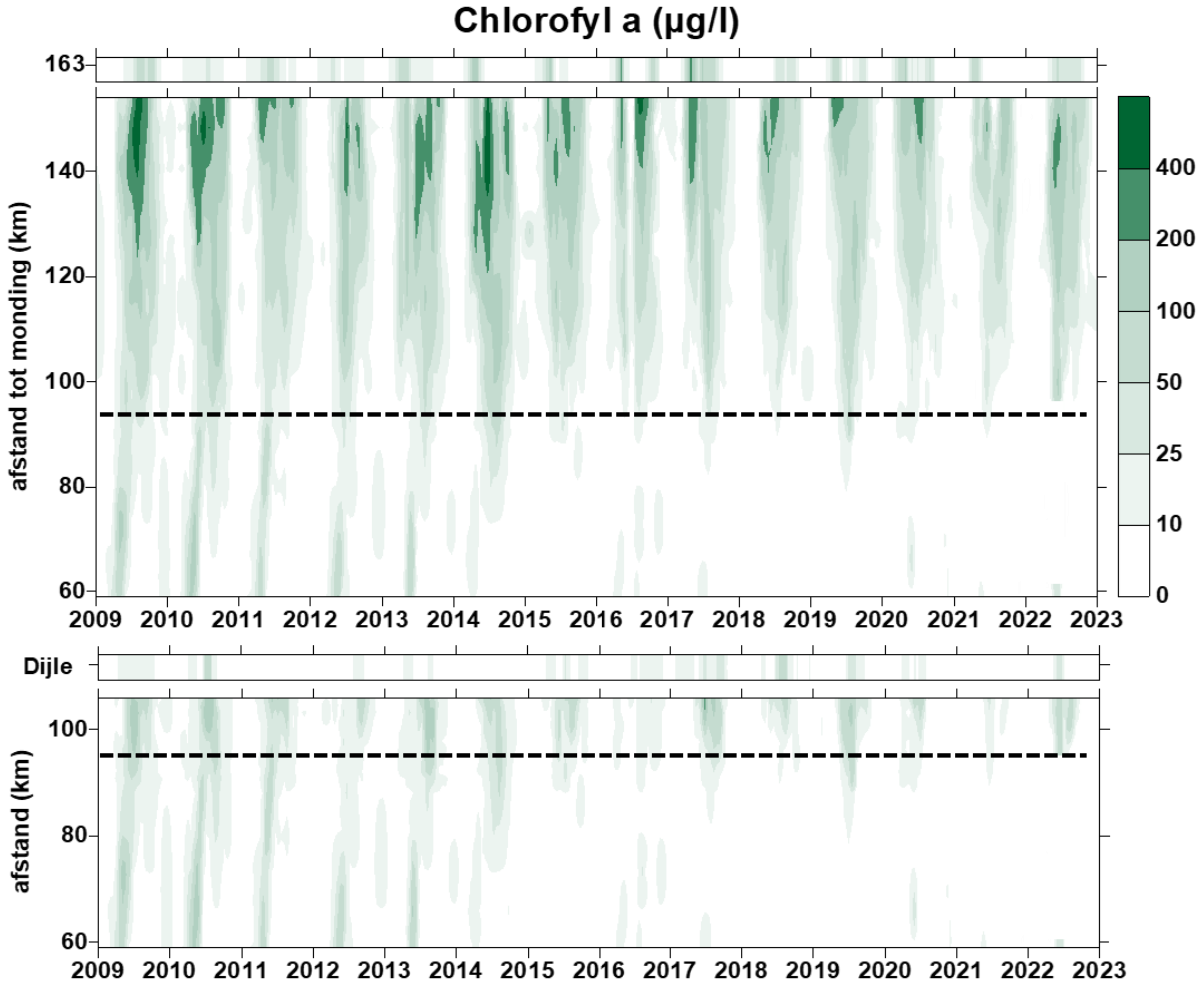


Figuur 6.2 Correlatie tussen debiet (gemiddelde zomerhalfjaar (mei-okt) te Melle) en chlorofyl a (gemiddelde zomerhalfjaar) in de zoete zone met korte en lange ververblijftijd voor de periode 2000-2008, 2009-2020 en 2021. Volle lijnen duiden op significante correlatie.

De vertroebeling in de zoete zones zorgde de voorbije jaren voor een verschuiving van de bloeipieken naar de meest opwaartse stations van het estuarium (Figuur 6.3; Figuur 6.4). Voor 2009 kon de bloeipiek zich nog in de ganse zoete zone bevinden, na 2009 duwden hoge SPM waarden in MTZ2a de bloeipiek richting Melle. Het gunstigere lichtklimaat in 2022 doen de bloeipiek weer iets afwaarts verschuiven naar Schellebelle.



Figuur 6.3 Maandelijkse positie (in km tot monding) van de piek in algenbloei, waarbij enkel pieken boven 200 µg/l chl a worden beschouwd. Maandgemiddelde SPM concentratie in het turbiditeitsmaximum (km 100-130).

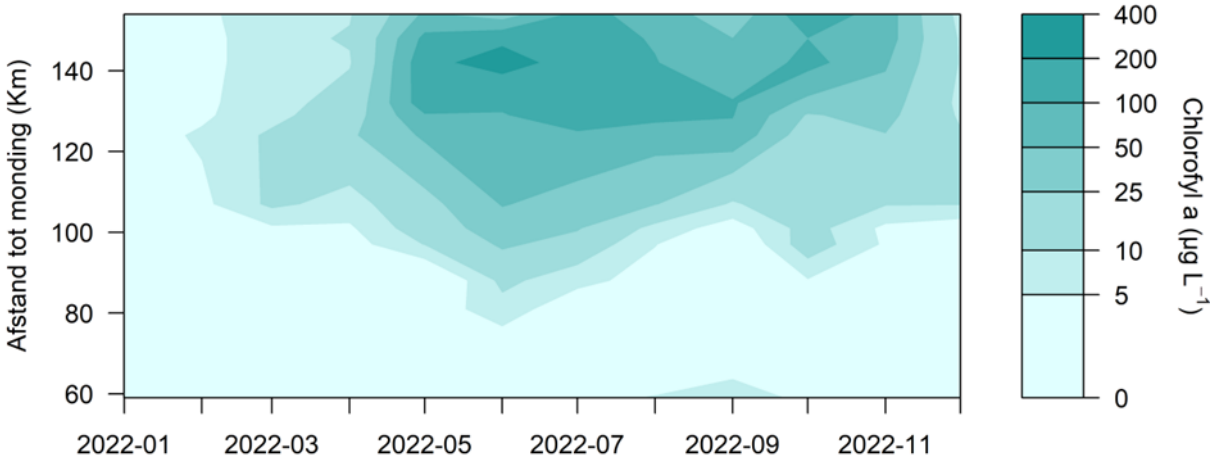


Figuur 6.4 Surface plot voor chlorofyl a. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).

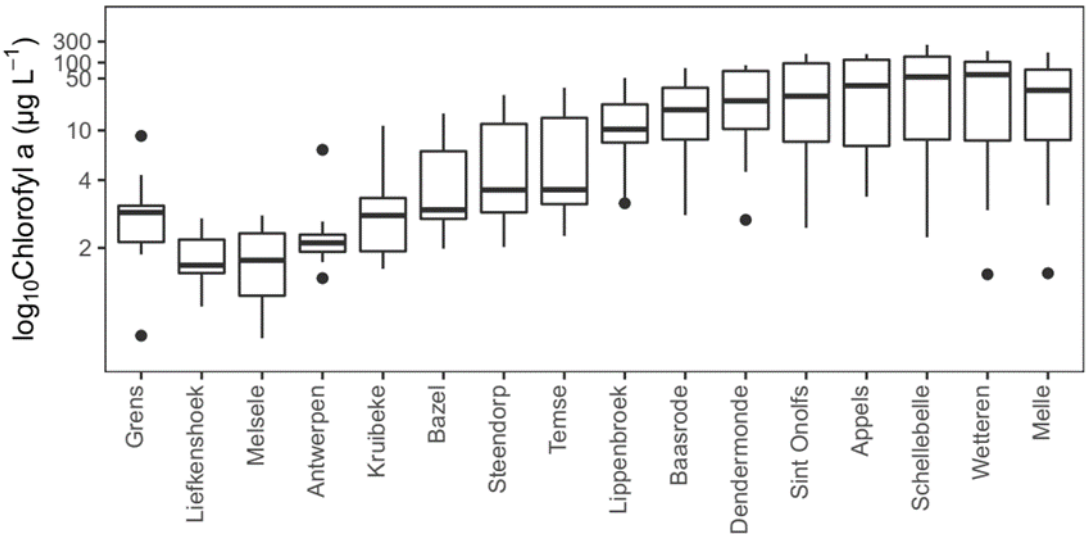
6.2.2 Fytoplankton biomassa in 2022

Zeeschelde

De fytoplanktonbiomassa vertoonde ook in 2022 in de Zeeschelde het klassieke, grote seizoenspatroon (Figuur 6.5). De laagste Chl a-concentratie in 2022 werd waargenomen in maart in het station Liefkenshoek (0,5 µg L-1). De hoogste Chl a-concentratie, opgemeten aan het station Schellebelle in juni, bedroeg 249,8 µg L-1, een stuk lager dan de maxima van voorgaande droge jaren. Van 2017 tot 2020 was er één verlengde fytoplanktonbloei in de lente en de zomer (Figuur 6.4). In 2021 werd die zomerpiek van Chl a onderbroken door zeer hoge debieten. In 2022 hadden de stations tussen km 120 en km 60 1 langgerekte, zwakke zomerbloei, terwijl de stations tussen 154 Km en 120 Km een lente/zomerbloei kenden en een kleine tweede, late bloeipiek in oktober/november. Net als in voorgaande jaren neemt de jaarlijkse mediane Chl-concentratie per station in 2022 toe met toenemende afstand van de monding van het estuarium van Liefkenshoek tot Baasrode. Van Baasrode tot Melle blijft de mediane Chl a-concentratie stabiel (Figuur 6.6).



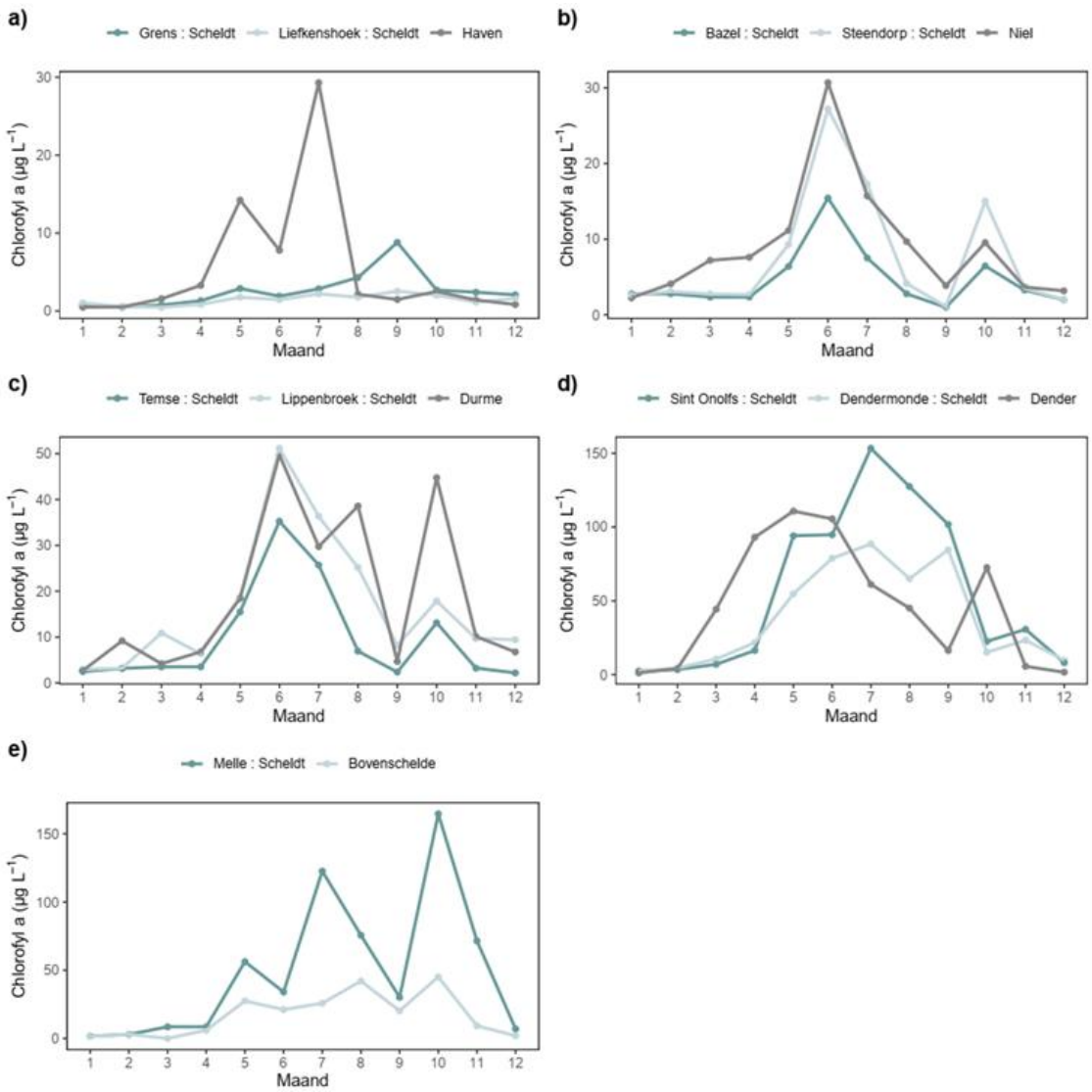
Figuur 6.5 Chl a concentratie (µg L-1) in de Zeeschelde in 2022.



Figuur 6.6 Boxplot voor fytoplankton biomassa (Chl a concentratie) in het Schelde estuarium. De boxen tonen de mediane waarde alsook interkwartiel grenzen (IKG) en de Tukey-stijl lijnsegmenten tot 1.5xIKG boven en onder elke box.

Boundaries/zijrivieren

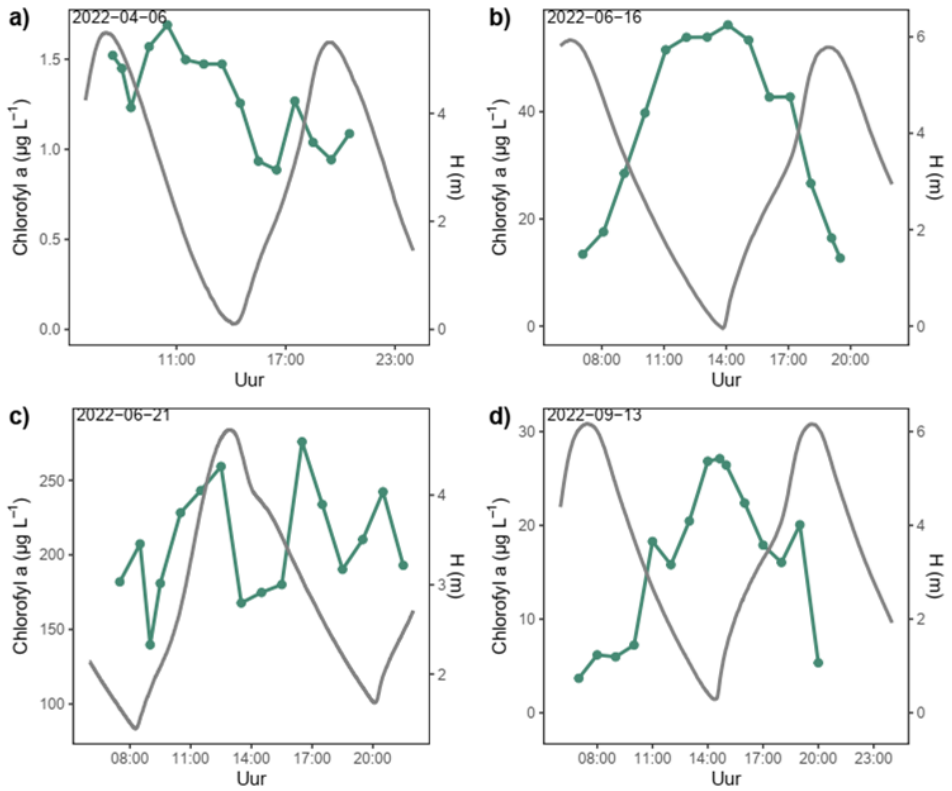
Figuur 6.7 illustreert dat de fytoplanktonuitwisseling tussen de Zeeschelde en haar zijrivieren Rupel en Durme belangrijker is dan tussen het estuarium en de stations Haven, Dender of Bovenschelde. Er werden immers gelijkaardige Chl a concentraties waargenomen tussen Niel (Rupel) en Steendorp (Schelde) en tussen Durme en Temse (Schelde). Dit is logisch aangezien Rupel en Durme in een open verbinding onder tij-invloed staan. De uitwisseling van Dender en Bovenschelde met de Zeeschelde daarentegen is unidirectioneel, van de zijrivier naar het estuarium, ten gevolge van stuwen die de waterafvoer naar de Zeeschelde controleren. Hoewel beide stations een continue bron van fytoplankton naar de Schelde zijn, lijkt de invloed van de Dender meestal beperkt: op de lente na zijn de chl a concentraties in de Dender steeds lager dan in de Zeeschelde. De Bovenschelde blijkt helemaal geen grote bijdrage te leveren aan fytoplankton, aangezien de Chl-concentratie in Melle vrijwel altijd hoger is dan in de Bovenschelde (Figuur 6.7). Toch kan de bijdrage van deze boundaries van belang zijn, ook al is de biomassa gering. Deze zijrivieren kunnen immers aan het begin van het groeiseizoen een deel van het inoculum leveren, wat de samenstelling van de gemeenschap voor de rest van het groeiseizoen kan bepalen (Schlüter & Wiltshire, 2012).



Figuur 6.7 Vergelijking van de Chl a concentratie in boundarystations/zijrivieren en de dichtstbij gelegen estuariene stations

Fytoplankton dynamiek tijdens een volledige tijcyclus (13uursmeting)

Tijdens de 13uurscampagnes vertonen de meeste stations langs de Schelde en Rupel (Liefkenshoek, Boom en Weert) een negatieve relatie tussen waterstand (getij) en de Chl a-concentratie (Figuur 6.8). In deze stations wordt de maximale Chl a-concentratie bereikt bij laagwater, wanneer er een grotere invloed is van de stroomopwaartse (zoetwater)massa's. Ook al laten deze stations een vergelijkbare Chl a trend zien, de maximale Chl a concentratie stijgt stroomopwaarts van 1,7 µg L-1 in Liefkenshoek naar 27,1 µg L-1 in Weert. In het meest stroomopwaartse station was de relatie tussen de getijdenhoogte en Chl a niet zo duidelijk. Dit kan erop wijzen dat op het moment van de 13uurscampagne, de maximale Chl a concentratie net iets stroomafwaarts km 120 lag (Figuur 6.8). Sinds 2018 vertonen de stroomopwaartse getijdenstations een sterke negatieve correlatie tussen de tijhoogte en de Chl a-concentratie. In de periode 2009 - 2021 was Kruibeke (km 88) het meest stroomafwaarts bemonsterde station tijdens 13uursmetingen en vertoonde meer variabiliteit. In 2011 en 2013 was de correlatie tussen getij en Chl a positief, toen ook de Chl a concentratie in de afwaarts gelegen gradiëntzone hoger was (Figuur 6.4). In 2014, 2019, 2020 en 2021 was de correlatie negatief, vergelijkbaar met 2022. De piek in algenbloei in de gradiëntzone wordt de laatste jaren ook niet meer waargenomen.



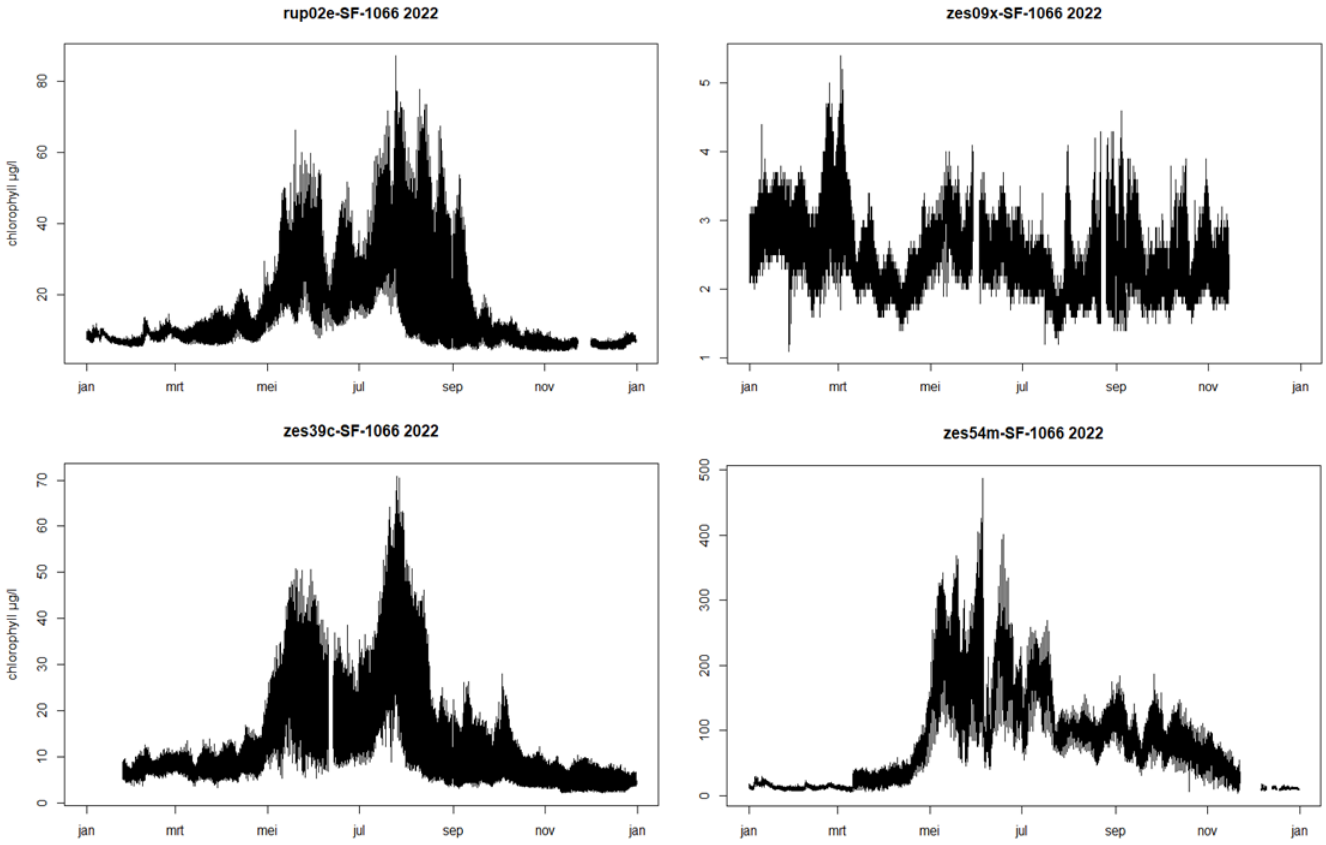
Figuur 6.8 Chl a concentratie gedurende een volledige tijcyclus ter hoogte van a) Liefkenshoek, b) Boom, c) Schellebelle en d) Weert. Waterpeil werd bekomen via www.waterinfo.be voor de stations Liefkenshoek tij Zeeschelde, Boom Rupel brug DVW tij Rupel, Uitbergen tij Zeeschelde. Groene punten stellen Chl a concentratie voor (oppervlakte stalen) en de grijze lijn het waterpeil (m TAW).

6.2.3 Chlorofyl a continue data

Sinds 2019 wordt chl a continu opgevolgd op 3 stations in de Zeeschelde (Liefkenshoek, Weert en Schellebelle) en 1 station op de Rupel (Klein Willebroek nabij Boom). Chl a wordt er gemeten op basis van fluorescentie probes (merk YSI). Omwille van lokale verschillen in fytoplanktonsamenstelling en

waterkwaliteit, wordt per station een afzonderlijke post-kalibratie uitgevoerd op basis van labo-analyses. Hiertoe worden maandelijks tot tweewekelijks schepstalen genomen tijdens de OMES vaartochten. Kalibratie wordt uitgevoerd met een lineaire regressie door de oorsprong. Een kalibratie- en validatieprotocol voor de continue chl a data werd hiervoor opgesteld door UAntwerpen, in opdracht van DVW (zie R bibliotheek https://github.com/pgelsomini/HICbioclean.).

De chl a patronen op basis van continue data lijken in 2022 (Figuur 6.9) sterk op voorgaande jaren. Schellebelle, het meest stroomopwaartse station, vertoonde een zeer sterke voorjaarsbloei die begint in mei en eindigt in juni met niveaus die opliepen tot 400 µg/l chlorofyl a en vervolgens daalden tot ongeveer 100 µg/l chlorofyl a gedurende de rest van het groeiseizoen. Bij Klein Willebroek in de Rupel en Weert in de Boven-Zeeschelde was er een meer gematigde zomerbloei die duurde van mei tot september, met concentraties variërend tussen 20 en 50 µg/l chlorofyl a. Liefkenshoek in de Beneden-Zeeschelde vertoonde geen verhoogde chlorofyl a concentraties tijdens het groeiseizoen: de concentratie bleef het hele jaar door onder de 5 µg/l.

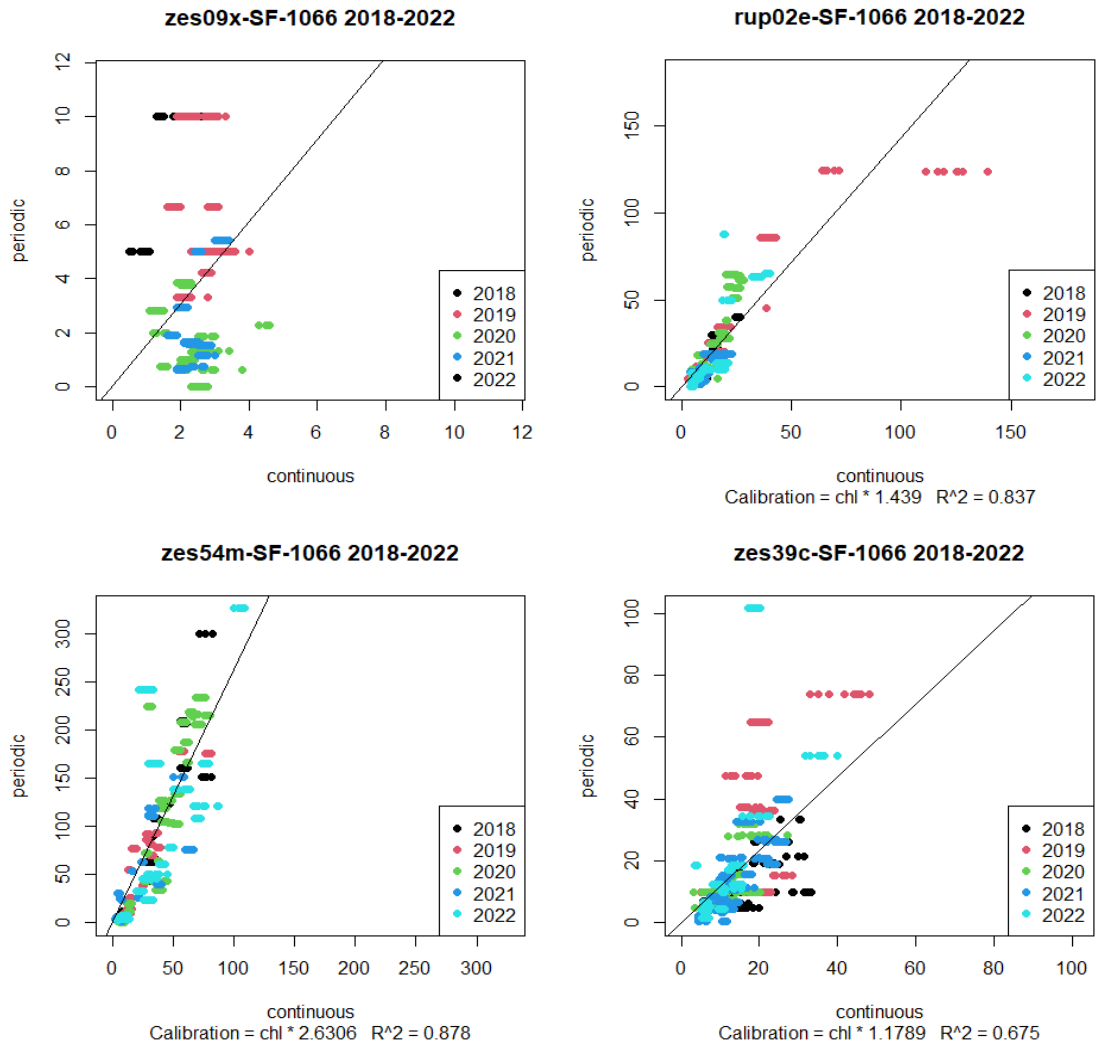


Figuur 6.9 Continue chl a metingen in 2022 aan de stations Klein Willebroek (rup02e), Liefkenshoek (zes09x), Weert (zes39c) en Schellebelle (zes54m).

De kalibratie van de data van de continue chlorofyl a fluorescentiesondes werden uitgevoerd volgens de richtlijnen van de fabrikant YSI met behulp van een lineaire regressie zonder y-intercept. De data werden gekalibreerd met maandelijkse chl a resultaten van de OMES campagnes tijdens de winter, aangevuld met een extra tweewekelijkse kalibratie bemonstering tijdens het groeiseizoen. Hiermee werden de kalibratiecurven in Figuur 6.10 opgemaakt.

De kalibratie moet voor elke station afzonderlijk worden uitgevoerd, gezien de zeer grote verschillen in kalibratiecoëfficiënten, variërend van 1,2 tot 2,6 (zie Figuur 6.10). De voorbije jaren werd voor elk individueel kalenderjaar een afzonderlijke ijkcurve opgemaakt. Echter, met 5 jaar aan continue data blijkt dat de ijkcurve van jaar tot jaar niet veel verandert (Figuur 6.10 en Figuur 6.11). De kalibratie is vrij

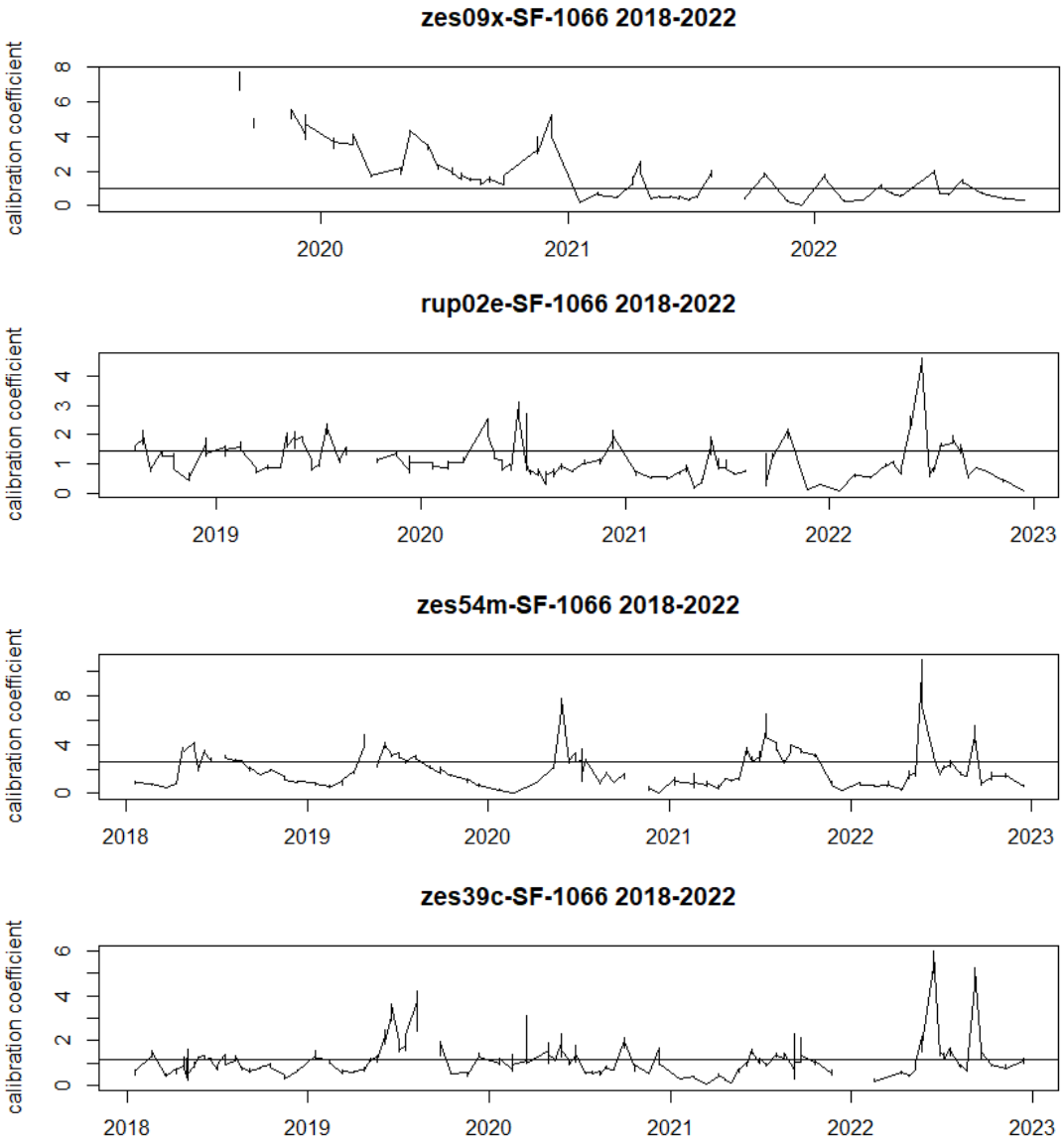
betrouwbaar met een R^2 van 0,88 op de meest stroomopwaartse locatie Schellebelle (zes54m), 0,68 in Weert (zes39c) en 0,83 in Klein Willebroek (rup02e). Station Liefkenshoek (zes09x) werd niet gekalibreerd omdat vrijwel alle meetwaarden onder de detectielimiet lagen.



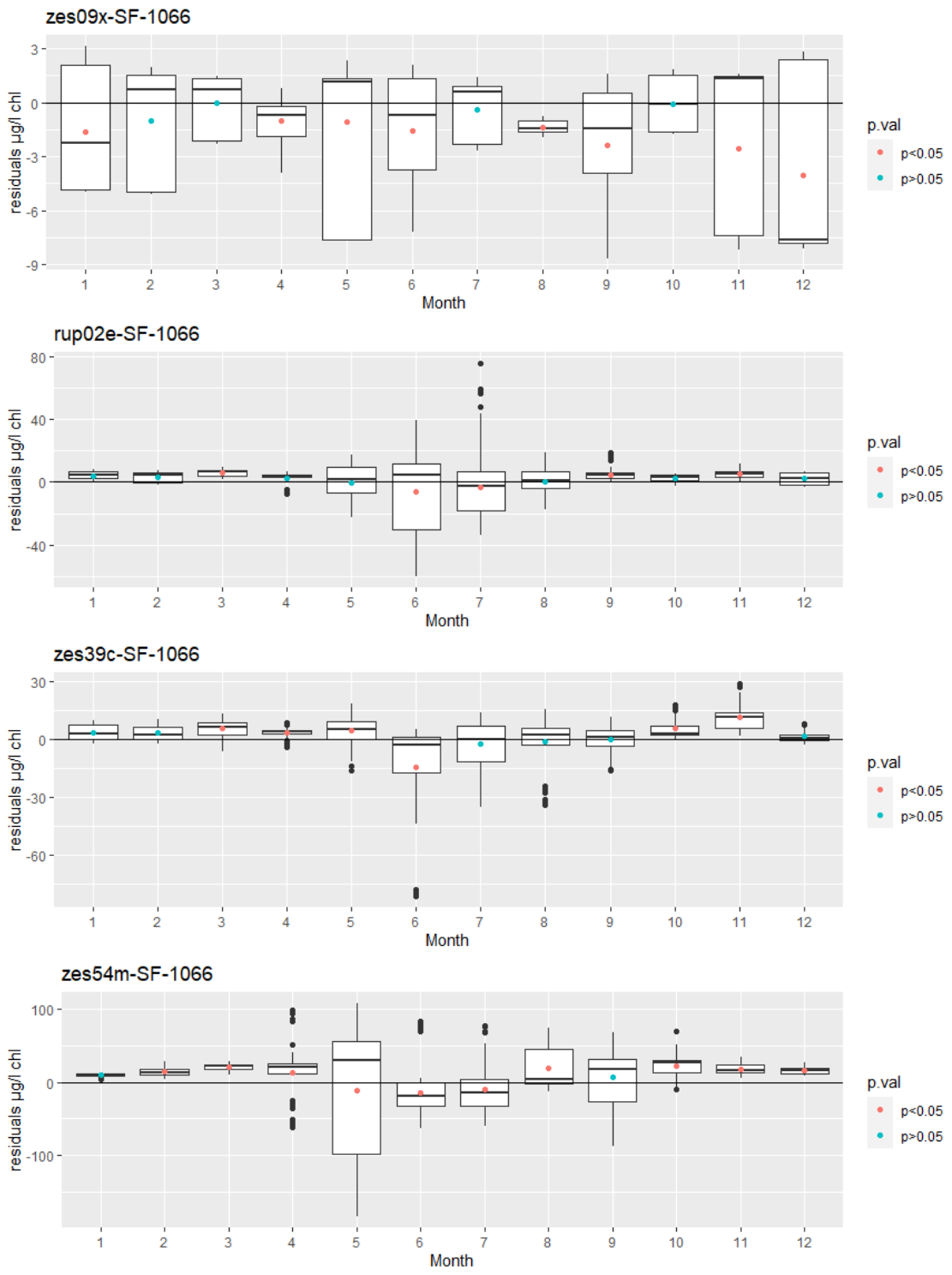
Figuur 6.10 Scatter plot van chl a (fluorescentiemeting) op basis van continue data versus chl a op basis van periodieke labometingen, periode 2018-2022, met vermelding van kalibratiecurve en R^2. Stations Klein Willebroek (rup02e), Liefkenshoek (zes09x), Weert (zes39c) en Schellebelle (zes54m).

Figuur 6.11 toont een duidelijke seizoenaliteit in de kalibratiecoëfficiënten, waarbij hogere coëfficiënten werden waargenomen tijdens het groeiseizoen. Gevolg hiervan is dat wanneer slechts één kalibratiecoëfficiënt voor het gehele jaar wordt toegepast, dit resulteert in een onderschatting van chlorofyl a tijdens het groeiseizoen, met doorgaans de grootste onderschatting tijdens de voorjaarsbloei in juni. Buiten het groeiseizoen daarentegen, wordt chl a hierdoor overschat (zie residuals in Figuur 6.12). In de Rupel zijn deze onder- en overschattingen jaarrond biologisch gezien onbeduidend. Ook in Weert zijn ze, buiten de voorjaarsbloei, onbeduidend met slechts een onder- en overschatting van 5 µg/l. Tijdens de voorjaarsbloei te Weert daarentegen, en gedurende de ganse zomer te Schellebelle ligt de onderschatting rond de 15 µg/l chlorofyl a. Voor Weert geeft dat tijdens de voorjaarsbloei een onderschatting tot 20%. Te Schellebelle, met veel hogere chl a concentraties rond 200 µg/l of meer, is de relatieve fout eerder beperkt. Wel zeer relevant is de overschatting te Schellebelle tot 20 µg/l chl a buiten het groeiseizoen, in een periode waar de periodieke labo analyses onder de 10 µg/l chlorofyl

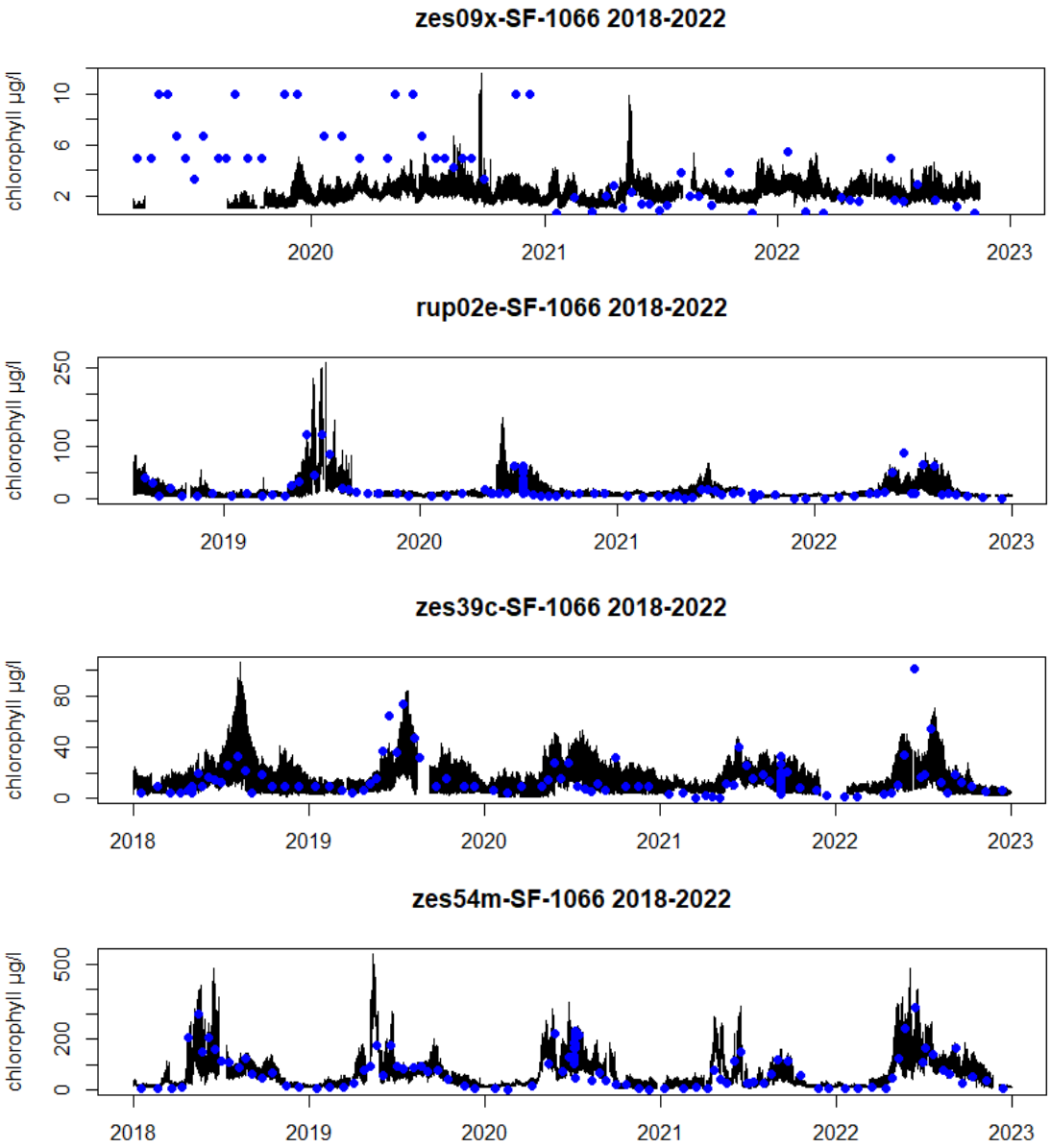
kunnen liggen. Voorlopig werd nog met 1 kalibratiecoëfficiënt per locatie gewerkt (Figuur 6.13). Deze methode geniet de voorkeur omwille van de maximale eenvoud. Naarmate meer data beschikbaar komen de koende jaren, kan geëvalueerd worden of dit volstaat, of er moet over gegaan worden naar een kalibratie met behulp van een niet-lineaire of seizoensgebonden kalibratiecoëfficiënt.



Figuur 6.11 Evolutie van de kalibratiecoëfficiënten van 2018 tot 2022 voor de verschillende continue stations. De horizontale lijn heeft de gemiddelde kalibratiecoëfficiënt weer. Stations Klein Willebroek (rup02e), Liefkenshoek (zes09x), Weert (zes39c) en Schellebelle (zes54m).



Figuur 6.12 Residuals voor de kalibratie van continue chl a metingen, voor de periode 2018-2022. De gekeurde stippen geven de gemiddelde residual per maand weer, met in rood p<0,05, groen p>0,05. Stations Klein Willebroek (rup02e), Liefkenshoek (zes09x), Weert (zes39c) en Schellebelle (zes54m).



Figuur 6.13 chl a van 2018 tot 2022 op basis van continue data (fluorescentiemetingen) (zwarte lijn), gekalibreerd aan de hand van periodieke labo analyses (blauwe punten). Stations Klein Willebroek (rup02e), Liefkenshoek (zes09x), Weert (zes39c) en Schellebelle (zes54m). Opmerking: in 2018 en 2019 werd de detectieliiet in de grafiek opgenomen als de meetwaarde lager was dan de detectielimiet, vanaf 2020 werd de gemeten waarde weergegeven, zelfs als deze onder de detectielimiet lag. Dit resulteert in ogenschijnlijk lagere waarden voor de periodieke data in 2018 en 2019 voor Liefkenshoek.

6.2.4 Fytoplankton koolstof/chlorofyl a ratio

Aan de hand van de ^{13}C isotopische samenstelling van POC en DIC, kan de fytoplankton koolstof biomassa bepaald worden, waaruit vervolgens de koolstof/chlorofyl ratio wordt afgeleid. Voor een beschrijving van de methodiek, verwijzen we naar Hoofdstuk 2. Materialen en methoden (2.6.4.). De methode kan wel enkel toegepast worden in zones waar significante fytoplankton biomassa verwacht wordt en waar geen meerdere POC-bronnen worden verwacht. Voor 2022 is dit, net als voorgaande jaren, in het zoetwater gedeelte met korte verblijftijd, maar ook in de Dender en in de Bovenschelde.

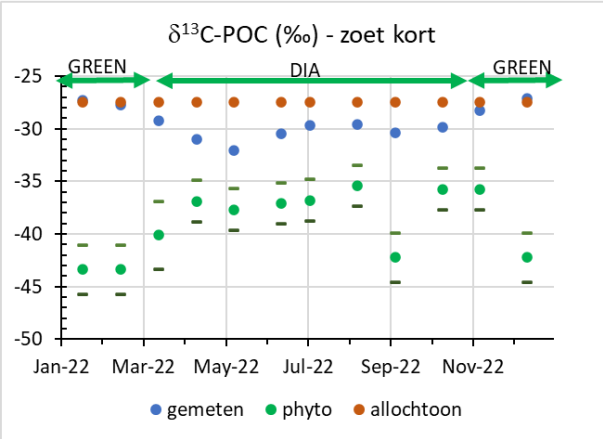
Tabel 6.1 geeft de gemiddelde isotopische samenstelling van POC in de winter (periode vóór de bloei) in de Bovenschelde en in de Dender. Deze winterwaarden gebruiken we voor de $\delta^{13}C$ van allochtoon materiaal.

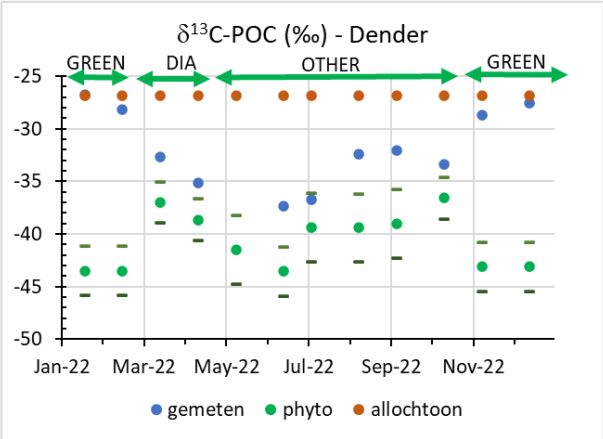
Tabel 6.1 Gemiddelde winter isotopische samenstelling van POC ($\delta^{13}C$-POC_{all}) in Bovenschelde en Dender monding in 2022.

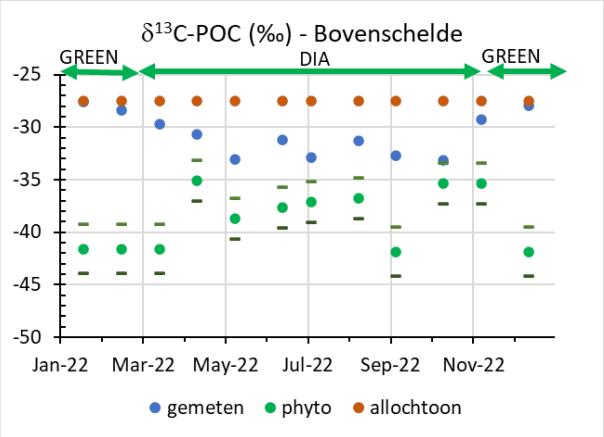
Winter gemiddelde:		jaar	$\delta^{13}C$-POC_{all} (‰)
Bovenschelde		2022	-27,50
Dender		2022	-26,6

Fytoplankton $\delta^{13}C$-POC is niet constant over het jaar omdat de $\delta^{13}C$-DIC varieert tijdens de groei (zie Figuur 4.10 en Figuur 4.11). Dit wordt in rekening gebacht. Voor elke zone (Zoete zone met korte verblijftijd, Dender en Bovenschelde) en observatieperiode (dus elke campagne) wordt eerst de dominante fytoplankton soort geïdentificeerd om de juiste fractionatie factor te bepalen. Dan wordt fytoplankton $\delta^{13}C$-POC berekend via eq.1 (zie 2.6.4.). Hierbij maken we de hypothese dat (1) instromend DIC van zone 4 = DIC van de Bovenschelde voor dezelfde periode; (2) dat instromend DIC van Dender en Bovenschelde gelijk is aan DIC van Dender en Bovenschelde van de periode ervoor (bv voor fytoplankton $\delta^{13}C$-POC van april, gebruiken we $\delta^{13}C$-DIC van maart), en (3) dat wanneer Chl a metingen dalen, er geen fytoplankton groei meer is en dat $\delta^{13}C$-POC_{phy} constant blijft.

Figuur 6.14 toont voor de zoete zone met korte verblijftijd, Dender en Bovenschelde, de variatie van de gemeten $\delta^{13}C$-POC, en de geschatte $\delta^{13}C$-POC van de twee end-members: fytoplankton (met standard deviatie gelinkt aan de variabiliteit van de fractionatie factor) en allochtoon POC. Merkwaardig in 2022 is dat de dominante fytoplankton populatie tijdens de lente-zomer bloei in de Dender gedomineerd wordt door cryptofyten.

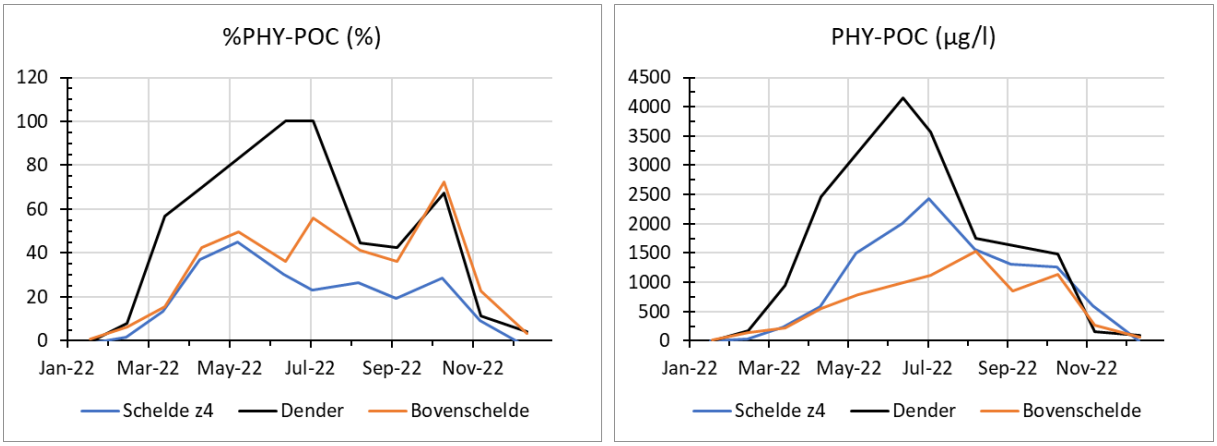






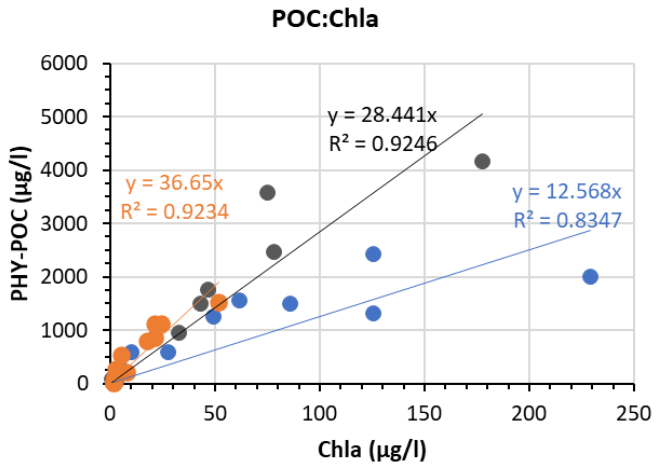
Figuur 6.14 Variatie van de gemeten δ^{13}C-POC, en de geschatte δ^{13}C-POC van fytoplankton (met standard deviatie (SD), gelinkt aan de variabiliteit van de fractionatie factor) en van allochtoon materiaal in 2022 voor zoete zone met korte verblijftijd, Dender en Bovenschelde. DIA: diatomeeën. GREEN: groenalgen. OTHER: cryptofyten.

Deze waarden worden dan gebruikt om het percentage fytoplankton koolstof in de POC (%PHY in POC) en de fytoplankton koolstof biomassa (PHY-POC) te bepalen (volgens eq.3, zie 2.6.4) voor elke campagne van het jaar 2022 (Figuur 6.15). In de drie zones zien we dat de %PHY in POC stijgt tijdens de bloeiperiode met een maximum van 100% in de Dender, 70% in de Bovenschelde en 45% in de zoetwater zone van het estuarium (Figuur 6.15). Algemeen is er meer allochtoon organisch koolstof materiaal in het estuarium en de Bovenschelde dan in de Dender. In absolute waarden zien we dat de fytoplankton biomassa in de Dender de hoogste waarden bereiken (tot 4000 µgC/l) terwijl de zoete zone tot 2500 µgC/l bereikt en Bovenschelde 1500 µgC/l.



Figuur 6.15 Gemiddelde percentage fytoplankton koolstof in het particulair organisch koolstof (%PHY-POC) en koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC) in de Dender, Bovenschelde en in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte residentie tijd (Schelde z4), in 2022.

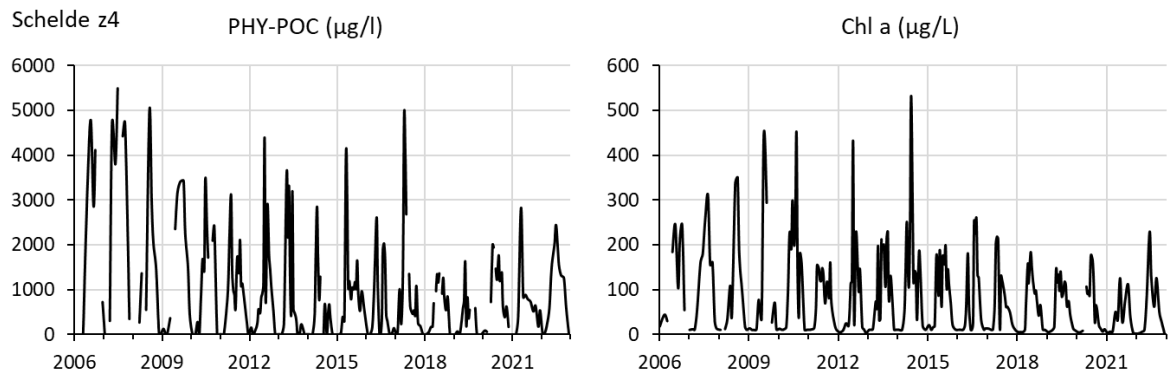
Deze biomassa's berekend uit de isotoop samentelling kunnen vergeleken worden met Chl a metingen. We zien wel degelijk een verband tussen gemeten Chl a en berekende fytoplankton koolstof biomassa – ook in de Dender - met een groot verschil tussen Bovenschelde en Dender met de Schelde (Figuur 6.16): 13.9 µgC/µgChla in de Schelde tegen 27.6 en 40.3 µgC/µgChla in de Dender en Bovenschelde respectievelijk.

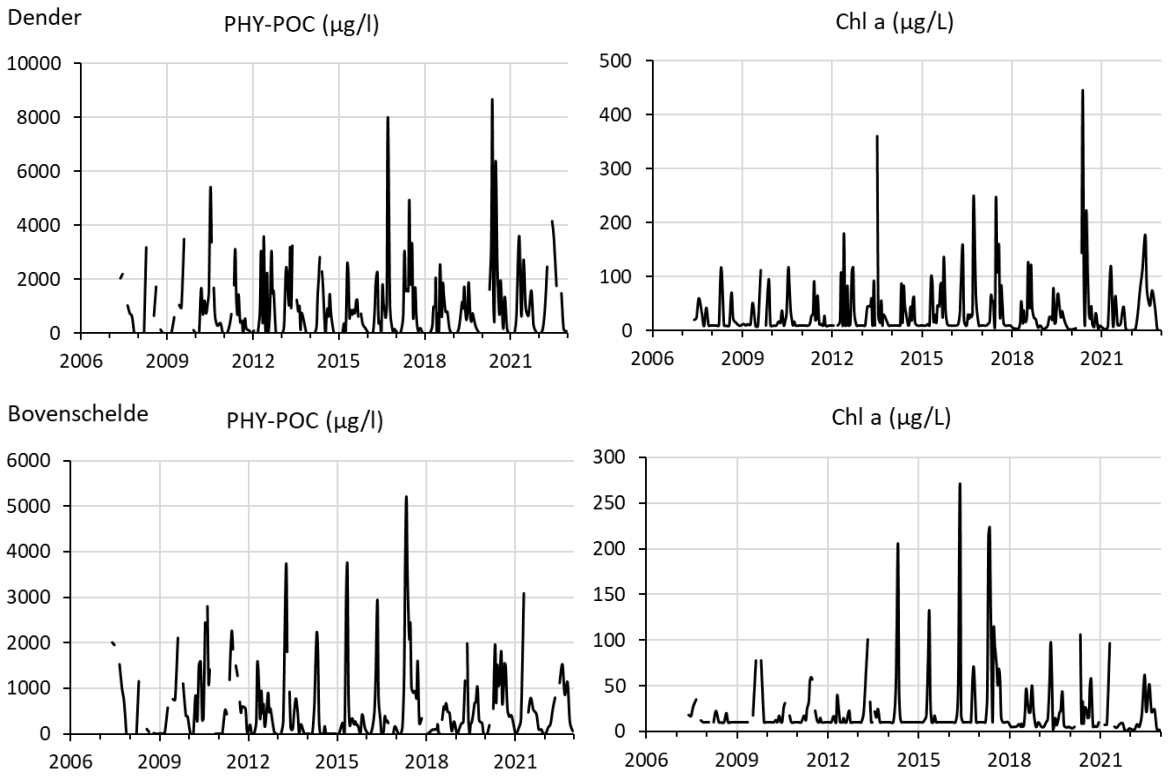


Figuur 6.16 Gemiddelde koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC) in functie van Chlorofyl a (Chla) in de Dender (zwart), Bovenschelde (oranje) en in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte residentie tijd (blauw), in 2022.

Alle waarden liggen binnen maar in de lagere range van wat er in de literatuur gevonden wordt (bv Cloern et al., 1995). C:Chla ratio's zijn zeer variabel en worden bepaald door meerdere factoren zoals fytoplankton samenstelling, lichtklimaat, temperatuur en nutriënten. Ook al was 2022 een minder trobel jaar, zien we dat SPM nog altijd hoger ligt in de Schelde dan in de 2 zijrivieren (zie onder andere Figuur 4.10 en Figuur 4.11). Minder licht resulteert in lagere C:Chla (bv Geider, 1987), en zou dus de lagere ratio van de Schelde tegenover de Bovenschelde en Dender kunnen verklaren, zoals ook vorige jaren.

Met andere woorden, een hogere turbiditeit in de Schelde zorgt ervoor dat fytoplankton meer Chl a pigmenten gaat synthetiseren voor eenzelfde biomassa. Andere factoren zouden natuurlijk ook kunnen meespelen, maar licht is zeker één van de belangrijke. Het zwevende stofgehalte en dus lichtklimaat is de voorbije jaren sterk gewijzigd. Daarom wordt hier de langetermijnevolutie van de C:Chla ratio bestudeerd in relatie tot het zwevende stofgehalte. δ^{13}C-POC, δ^{13}C-DIC en POC worden immers allen systematisch gemeten sinds 2006 in de Schelde, Dender en Bovenschelde (Figuur 6.17). Volgens hetzelfde principe als hierboven beschreven, werd de fytoplankton koolstof biomassa berekend vanuit de δ^{13}C -DIC en δ^{13}C-POC-metingen en hiermee kunnen we dan de evolutie van de fytoplankton biomassa en relatie met Chl a bekijken over de jaren heen.





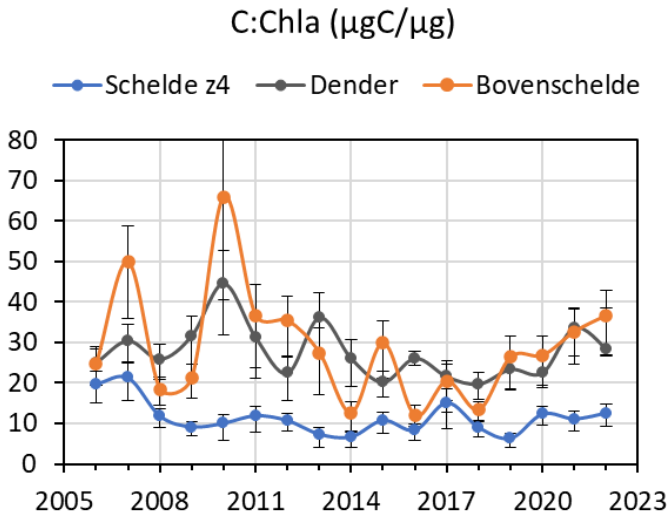
Figuur 6.17 Koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC), en chlorofyl a (Chla) in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte verblijftijd (Schelde z4), in de Dender en in de Bovenschelde van 2006 tot eind 2022.

De absolute waarden van fytoplankton biomassa in de Schelde daalt opmerkelijk van 2006 tot heden (Figuur 6.17) met piekwaarden die van 5000 dalen tot minder dan 2000 µgC/l in de periode 2018-2020. In 2021-2022 zijn de biomassa's dan weer lichtjes hoger (tot 3000 µgC/l). Deze trend komt niet altijd goed overheen met de Chl a variaties. We zien bv dat tussen 2006 en 2010, de maximum chlorofyl a stijgt terwijl de biomassa schijnt te dalen.

In Dender en Bovenschelde is er niet echt een lange termijn trend, wel variaties van jaar tot jaar die beter de Chla volgen.

Voor elk jaar hebben we de jaarlijkse C:Chla ratio berekend van fytoplankton voor de Zeeschelde (zoete zone met korte verblijftijd), Dender en Bovenschelde (Figuur 6.18). In de Zeeschelde liggen hoogste waarden (rond de 20 µgC/µgChla) in 2006 en 2007, een periode waarin de turbiditeit nog vrij beperkt was (50 tot 150 mg/l, zie hoofdstuk 5). Gelijkaardige waarden worden ook waargenomen in Dender en Bovenschelde. Daarna daalt de C:Chla ratio snel tot rond of onder de 10, terwijl de turbiditeit ook hoger wordt. Het lijkt er dus op dat de hogere turbiditeit in de Boven-Zeeschelde sinds 2009 als effect heeft gehad dat fytoplankton meer Chla pigmenten ging synthetiseren terwijl de biomassa al begon te dalen. Andere factoren zouden natuurlijk ook kunnen meespelen. In de natte zomer van 2021 maar ook beperkt in de droge zomer van 2022 liggen de SPM-concentratie veel lager dan in de jaren voordien terwijl de C/Chla ratio toch laag blijft.

Ter vergelijking in de Dender en Bovenschelde waar turbiditeit veel minder een rol speelt, blijft de C:Chla hoger al zijn er hier ook variaties en een licht dalende trend tot 2018, dan weer een stijgende trend in de meest recente jaren. De waarden blijven wel altijd hoger dan in de Zeeschelde.

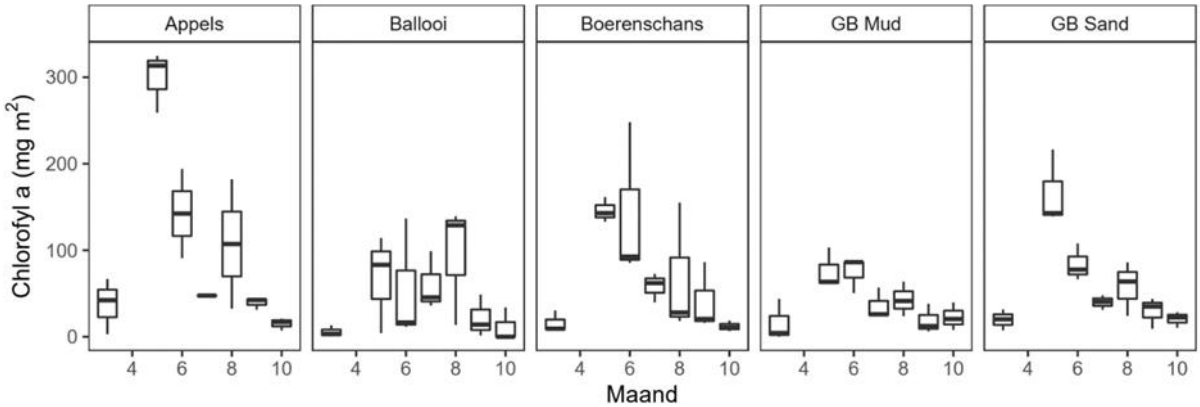


Figuur 6.18 Koolstof/chlorofyl a ratio van fytoplankton van 2006 tot 2022 in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte verblijftijd (Schelde z4), Dender en Bovenschelde. Error bars geven de variabiliteit op de ratio die gelinkt is met de variabiliteit op de fractionatie factor die gebruikt werd om fytoplankton δ^{13}C-POC te berekenen uit δ^{13}C-DIC.

6.3 Microfytobenthos

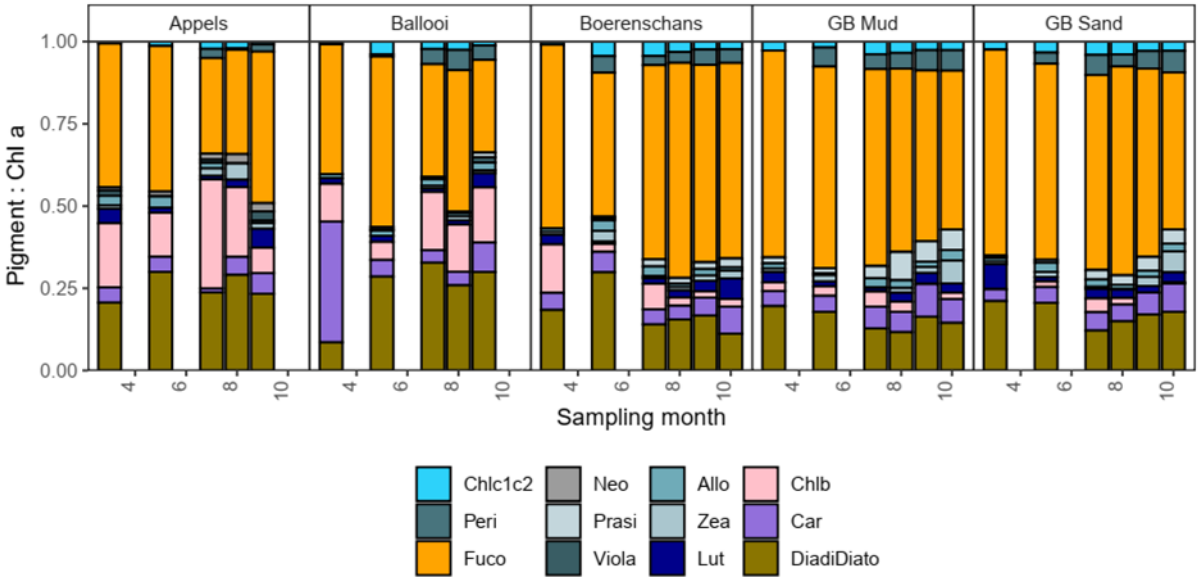
6.3.1 Biomassa

De fytobenthos biomassa vertoont zowel seizoensinvloeden als een ruimtelijke gradiënt langsheen de Zeeschelde (Figuur 6.19). Op de meeste benthische stations wordt de hoogste fytobenthosbiomassa aangetroffen rond mei en juni. Het meest stroomopwaartse station Appels vertoont over het algemeen een hogere biomassa dan de andere benthische stations. In Groot Buitenschoor worden 2 verschillende substraten bemonsterd: zandig en slibrijk. De resultaten laten enigszins verschillende trends zien, waarbij het zandige substraat een sterkere seizoensinvloed vertoont dan het slibrijke substraat.



Figuur 6.19 Maandelijkse microfytobenthos biomassa voor de verschillende benthische stations in de Zeeschelde (GB Mud = slibrijk slik Groot Buitenschoor; GB Sand = zandig slik Groot Buitenschoor). De boxen tonen de mediane waarde alsook interkwartiel grenzen (IKG) en de Tukey-stijl lijnsegmenten tot 1.5xIKG boven en onder elke box.

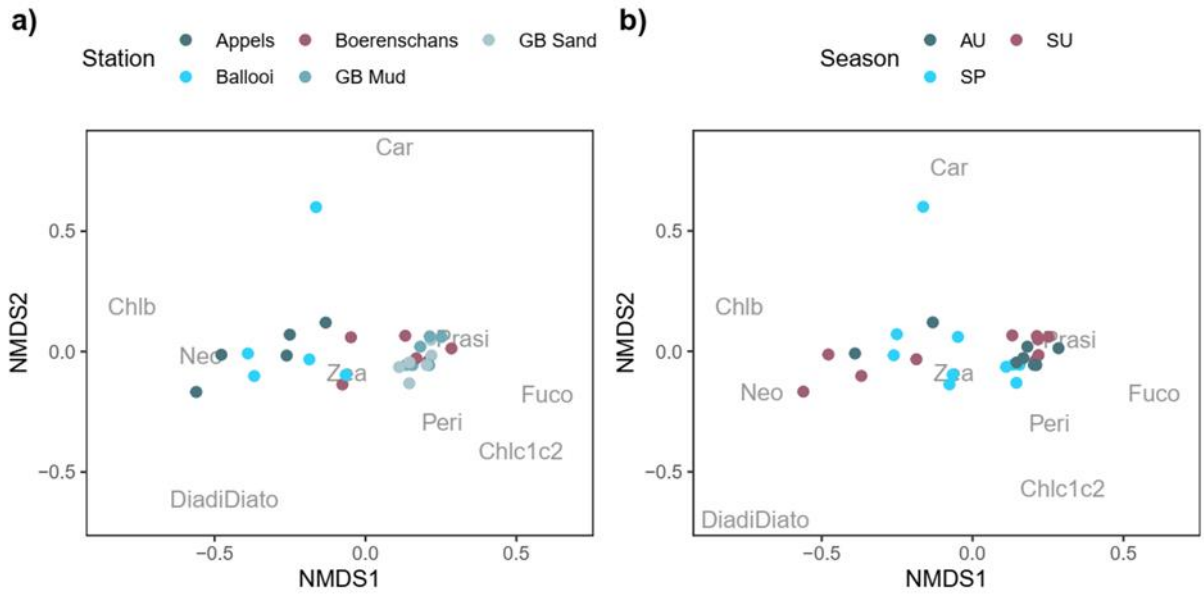
De verschillen in relatieve abundantie van auxiliaire pigmenten in het slik suggereren verschillen in de taxonomische samenstelling van het fytobenthos. Het belangrijkste verschil tussen de zoetwater (Appels en Ballooi) en brakke (Groot Buitenschoor en Boerenschans) stations is dat bij toenemend zoutgehalte de relatieve concentratie fucoxanthine en chlorofyl c2 (+ c1) toeneemt en Chl b afneemt, wat waarschijnlijk verband houdt met een afname in abundantie van groenalgen en /of euglenoïden vanuit de zoetwaterzone naar de brakke zone (Figuur 6.20).



Figuur 6.20 Microfytobenthos spatio-temporele distributie van geselecteerde pigmenten (pigment ratio ten opzichte van chl a) voor de verschillende benthische stations in de Zeeschelde (GB Mud = slibrijk slik Groot Buitenschoor; GB Sand = zandig slik Groot Buitenschoor). Legende: Chlc1c2: Chlorophyll c2 (+ c1); Peri: Peridin; Fuco: Fucoxanthin; Neox: Neoxanthin; Pras: Prasinoxanthin; Viol: Violaxanthin; Allo: Alloxanthin; Zeax: Zeaxanthin; Lute: Lutein; Chlb: Chlorophyll b; Car: β-carotein; DiadiDiato: Diadinoxanthin + Diatoxanthin.

6.3.2 Fytobenthos gemeenschap

De fytobenthos gemeenschapssamenstelling langs de benthische stations lijkt meer te verschillen tussen stations dan tussen seizoenen. Zoals reeds gesuggereerd in Figuur 6.20 worden de stroomopwaartse slikken gekenmerkt door pigmenten die representatief zijn voor chlorofyten en euglenoïden (chlorofyl b en neoxanthine) en worden stroomafwaartse slikken gekenmerkt door pigmenten die representatief zijn voor diatomeeën, chrysofyten (Fucoxanthine en chlorofyl c2 (+ c1)) en dinoflagellaten type I (Peridin). In 2022 werd, net als in 2019, geen duidelijke seizoenstrend in de pigmentsamenstelling waargenomen, in tegenstelling tot bijvoorbeeld 2018, waar die wel duidelijk aanwezig was.



Figuur 6.21 9 NMDS ordinatie van de maandelijks gemeten auxiliare pigment ratio (ten opzicte van chl a) waarbij de verschillende benthische stations (GB = Groot Buitenschoor) en seizoenen worden vergeleken. Enkel pigmenten die significant bijdragen aan de NMDS zijn opgenomen. Legende: Chlc1c2: Chlorophyll c2 (+ c1); Peri: Peridin; Fuco: Fucoxanthin; Neox: Neoxanthin; Pras: Prasinoxanthin; Viol: Violaxanthin; Allo: Alloxanthin; Zeax: Zeaxanthin; Lute: Lutein; Chlb: Chlorophyll b; Car: β-carotein; DiadiDiato: Diadinoxanthin + Diatoxanthin.

6.4 Primaire productie

6.4.1 Inleiding

Algen staan in voor de primaire productie in het estuarium (primaire productie door marcofyten kan verwaarloosd worden). De primaire productie vormt de basis van een ecosysteem omdat het zorgt voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht. Binnen OMES worden verschillende fotosynthese parameters bepaald, zowel voor het fytoplankton als voor het fytobenthos, welke toelaten de fotosynthese modelmatig te berekenen. Die berekening van de primaire productie, vergt naast de verschillende fotosynthese parameters, ook tal van andere data, zoals lichtinstraling, temperatuur, oppervlakte, … . Voor de pelagiale productie wordt die berekening standaard gemaakt, voor de benthische productie niet. Het vereist heel wat bijkomende bepalingen, onder andere van de oppervlaktes aan verschillende slikhabitats met gegevens over onder andere korrelgrootteverdeling en droogvalduur. Dit was tot voor kort nog nooit uitgevoerd voor de Zeeschelde. Nochtans zijn microfytobenthos, de microalgen die in de bovenste lagen van het sediment op slikken leven, potentieel een van de voornaamste groepen die zorgen voor primaire productie in estuaria. Ze vormen de basis voor een divers voedsel web, en onderhouden zo een aanzienlijk deel van de biodiversiteit (Kromkamp et al., 2003). Bovendien kunnen ze zorgen voor stabielere sedimenten op slikken, door het uitscheiden van EPS (Kromkamp et al., 2003). Daarom werd deze benthische primaire productie, in samenwerking met VNSC, het voorbije jaar voor het eerst bepaald voor de Zeeschelde, en vergeleken met de pelagische productie. Omwille van een vlotte beschikbaarheid van alle benodigde abiotische data, werd deze berekening uitgevoerd voor het jaar 2020.

6.4.2 Benthische primaire productie: datacollectie

De algen op de slikken zijn alleen fotosynthetisch actief als ze blootgesteld zijn aan zonlicht. Omdat het water in veel estuaria erg troebel is (dit geldt ook zeker voor de Schelde) is dat in hoofdzaak alleen bij laag water, wanneer de slikken boven het wateroppervlak uitkomen. Daarom is de droogvalduur van slikken essentieel bij het inschatten van benthische primaire productie.

Binnen OMES worden de benodigde gegevens verzameld over het fytobenthos zelf. Maandelijks wordt op vier locaties de biomassa bepaald aan de hand van verschillende pigmenten. Ook worden in de zomermaanden de parameters alfa en P_{max} bepaald, die benthische primaire productie karakteriseren. Bijkomend werden onderstaande parameters bepaald.

Oppervlakte schelde zones

De benthische primaire productie werd berekend voor de zones van de Zeeschelde volgens de MONEOS indeling op basis van zoutgehalte en verblijftijd, die ook wordt gebruikt voor het bepalen van de pelagische primaire productie:

- **Sal**: Zone met sterke saliniteit gradiënt
- **Oli**: oligohaline zone
- **Lang**: zoete zone met lange verblijftijd
- **Kort**: zoete zone met korte verblijftijd.

Omdat er voor de zoete zone met een korte en lange verblijftijd slechts 1 staalname locatie is (Appels), wordt er naar deze zones in de tekst soms gezamenlijk verwezen als: **Zoete zone**.

Om de oppervlaktes van de verschillende schelde zones te bepalen, werd de ecotopenkaart van het INBO gebruikt (Mertens et al., 2020). Voor elke zone werd de oppervlakte van de verschillende klassen, laag-slik, midden-slik en hoog-slik, apart berekend. Naar deze klassen wordt verwezen als **slikzone**. Oppervlaktes geclassificeerd als 'Breuksteen', 'klei' en 'veen' werden uitgesloten van analyse. Classificaties voor laag, midden en hoog slik kunnen worden gevonden in Tabel 6.2. Een overzicht van de oppervlaktes per Schelde zone staan in Tabel 6.3.

Tabel 6.2. Classificatie laag, midden en hoog slik

Laag slik	Midden slik	Hoog slik
LW-25%droogval	25%-75%droogval	75%droogval- Hoog water 85% frequentie

Tabel 6.3. Oppervlaktes van de Schelde zone.

Schelde zone	**Slikzone**	**Area (km^2)**
Sal	Laag	2.69
Sal	Midden	3.32
Sal	Hoog	0.69
Oli	Laag	0.45
Oli	Midden	0.56
Oli	Hoog	0.49
Lang	Laag	0.22
Lang	Midden	0.24
Lang	Hoog	0.12
Kort	Laag	0.54
Kort	Midden	0.80
Kort	Hoog	0.10

De OMES locaties en de Schelde zones overlapten niet altijd. Welke OMES locatie is gebruikt voor de berekening van de Schelde zones, wordt in Tabel 6.4 weergegeven. Voor sommige zones zijn meerdere OMES locaties beschikbaar, in dit geval werd een gemiddelde genomen. Bij ontbrekende stalen werd de berekening gedaan met het staal van de dichtst bijgelegen locatie. Voor de maand april, toen er geen staalname mogelijk was vanwege corona, werd het datapunt vervangen door een gemiddelde van de voorgaande en volgende maand. Een overzicht van gebruikte data en aannames is te vinden in de bijlage.

Tabel 6.4. Schelde zones met OMES staal name locaties

Schelde zone-slikzone	OMES 1	OMES 2	OMES 3	OMES4
Sal-laag	BS1			
Sal-midden	GB1	GB4	GB5	BS2
Sal-hoog	GB3	GB2	GB6	BS3
Oli-laag	BA1			
Oli-middel	BA2			
Oli-hoog	BA3			
Lang-laag	AP1			
Lang-midden	AP1			
Lang-hoog	AP2	AP3		
Kort-laag	AP1			
Kort-midden	AP1			
Kort-hoog	AP2	AP3		

Licht data

Fotosynthetisch actieve straling (PAR 400-700nm in micro Einstein/m^2/s^1) data is afkomstig van de lichtsensor van NIOZ Yerseke. De lichtintensiteit varieert gedurende het jaar met hogere waarden in de zomer en lagere waarden in de winter (zie bijlagen).

Slib gehalte

Het slib gehalte per zone werd verkregen bij het INBO. %slib werd geïdentificeerd als percentage van het sediment met een diameter onder de 63 micrometer.

Waterhoogte

Waterhoogte voor de verschillende schelde zones werd verkregen van waterinfo (www.waterinfo.be). In Tabel 6.5 een overzicht van welke stations werden gebruikt voor welke zone.

Tabel 6.5. Stations gebruikt voor getijde gegevens.

Station waterinfo.be	**Schelde zone**
Kalloslis tij/Zeeschelde	Sal
Hemiksem tij/Zeeschelde	Oli
Sint-Amands tij/Zeeschelde	Lang
Schoonaarde tij/Zeeschelde	Kort

6.4.2 Benthische primaire productie: berekening

Droogvalduur van verschillende zones.

Droogval van verschillende zones is per uur berekend, om te kunnen vaststellen hoeveel licht op dat uur het slik kon bereiken. De slikzone werd beschouwd als boven water als het waterniveau lager stond dan de hoogte van het midden van de zone. Bijvoorbeeld: lage slik zone (gedefinieerd als de zone tussen 0 en 25% droogvalduur) was geclassificeerd als boven water als het waterniveau onder de hoogte kwam waarbij het slik voor 12.5% van de tijd droog lag. Voor hoog slik de werd de hoogte van 80% van de tijd boven water gebruikt. Bijbehorende slikhoogtes kunnen worden gevonden in Tabel 6.6.

Tabel 6.6 Referentiehoogtes slik voor verschillende droogvalduur

Locatie	Hoogte (m TAW) bij droogvalduur 12.5%	Hoogte (m TAW) bij droogvalduur 50%	Hoogte (m TAW) bij droogvalduur 80%
Sal	0.42	2.42	4.66
Oli	0.47	2.5	4.82
Kort	1.9	3.18	4.59
Lang	0.85	2.71	4.93

Lichtextinctie in de bovenste 2mm van het slik

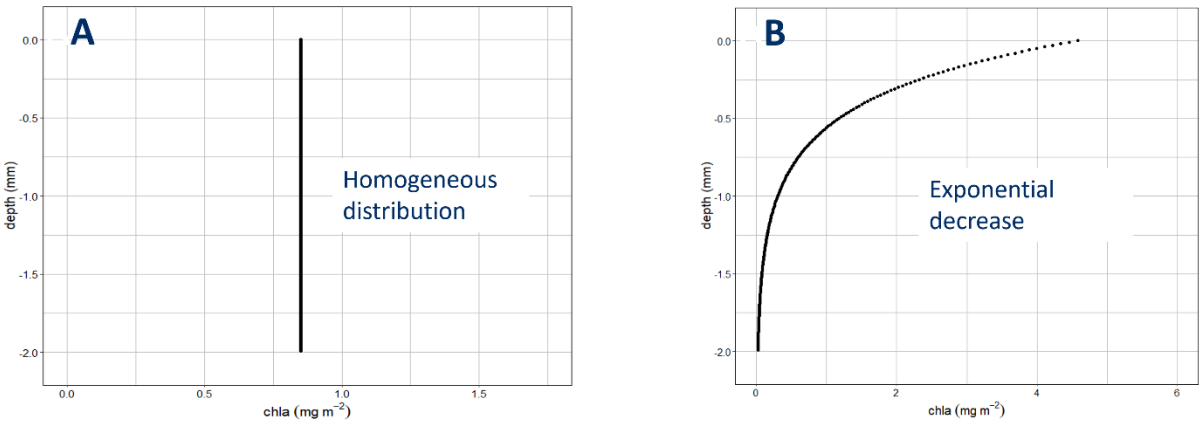
De verdeling van licht in de bovenste 2mm van het sediment werd berekend met de extinctiecoëfficiënt gebaseerd op de korrelgrootte, met de formule uit (Forster & Kromkamp, 2004) en bepaald als in (Daggers et al., 2018).

$$light_{(depth)} = Light_{(z-1,PAR)} \times e^{-k_{d(som)\times z}}$$

Verticale verdeling van chlorofyl a in de bovenste 2mm van het slik

Deze berekeningen werden ingevoerd op basis van de vergelijking uit (Jesus et al., 2006) zoals gebruikt in (Daggers et al., 2018). De verdeling volgt aan het ene uiterste een exponentiële afname met diepte, en aan het andere uiterste een homogene verdeling over de diepte (Figuur 6.22). Hoe groter het percentage slib in het sediment hoe meer de verdeling naar een exponentiële afname met diepte nijgt.

$$chlorofyl\ a = \frac{diepte}{\max diepte} + mud\ fractie \times \left(1 - \frac{diepte}{\max diepte} - e^{-2\times e\times diepte \div \max diepte}\right)$$



Figuur 6.22. Verdeling chlorofyl a in de fotische zone van het slik.

Berekeningen benthische primaire productie.

Benthische primaire productie werd berekend aan de hand van het model uit (Daggers et al., 2018). Volgens de volgende vergelijking.

$$BPP = \frac{Ipar}{\frac{1}{\alpha * Iopt^2} * Ipar^2 + \left(\frac{1}{Pmax} - \frac{2}{\alpha * Iopt^2}\right) * Ipar + 1/\alpha} * chl\ a\ * Opp$$

Ipar = lichtintensiteit in het PAR spectrum. Deze is gemeten per uur in Yerseke.
α = fotosynthetische efficiëntie (mg C/ mg chl a/ (µm foton/m $^{-2}$/s^{-1})/h^{-1})
Waardes uit de maandelijkse staalname campagne van OMES.
Pmax = maximale fotosynthese activiteit. (mg C/ mg chl a/h^{-1})
Waardes uit de maandelijkse staalname campagne van OMES.
I opt = optimale lichtintensiteit voor fotosynthese (lichtintensiteit van Pmax, (µm foton/m $^{-2}$/s^{-1}).
Waardes uit de maandelijkse staalname campagne van OMES.
Chl a = chlorofyl in mg/m^2. Waardes uit de maandelijkse staalname campagne van OMES.
Opp = totale slik oppervlakte van de verschillende Schelde zones in meter.

De fotosynthetische en biomassa parameters (α, Pmax, I opt en Chl a) zijn gebaseerd op een maandelijkse staalname. Dit is een 'snapshot' van het microfytobenthos op dat moment, wat wordt geëxtrapoleerd over de gehele maand. Vooral de biomassa (Chl a) van microfytobenthos kan erg fluctueren van dag tot dag en week tot week (Van Der Wal et al., 2008). De lichtintensiteit zijn gemeten waarden welk uur. Deze variëren erg gedurende het jaar, en ook van jaar tot jaar. De oppervlakte aan slikken in de Schelde kunnen op korte termijn als constant beschouwd worden.

De benthische primaire productie werd berekend aan de hand van de volgende stappen:

<u>Stap 1: Droogvalduur.</u> In de eerste stap werd bepaald of het slik droog stond of niet. Dit werd nagegaan met de hoogte van het deel van het slik (Tabel 6.6) en de waterhoogte van de Schelde zone. Voor elk uur gedurende het hele jaar werd voor elke slikzone bepaald of het droog stond.

<u>Stap 2: lichtinstraling op verschillende dieptes in het sediment.</u> Als het nacht was op het moment van droogval is de lichtinstraling natuurlijk 0. Als het slik overdag droog valt werd de lichtinstraling op dat uur van de dag gebruikt voor de berekening. Vervolgens werd de lichtinstraling op 20 dieptes (stapjes van 10 micrometer in de fotische zone van 2mm) berekend met de licht extinctiecoëfficiënt.

Stap 3. Biomassa op diepte. De verdeling van chlorofyl a in de bovenste 2 mm van het sediment, werd bepaald aan de hand van korrelgrootte en totale chlorofyl a concentratie in de bovenste 2mm van het slik. Deze verdeling werd elke maand per slik zone berekend.

Stap 4. Primaire productie per m^2 per maand. De primaire productie werd berekend aan de hand van de maandelijkse fotosynthetische parameters, per diepte per uur. De primaire productie op de verschillende diepte lagen werd bij elkaar opgeteld. Alle uren in een maand werden bij elkaar opgeteld voor een maandelijkse primaire productie. Voor een gemiddelde primaire productie per uur van die maand werd de maandelijkse productie gedeeld door het aantal uren zonlicht op het slik.

Stap 5. Primaire productie per zone. De maandelijkse primaire productie per m^2 werd vermenigvuldigd met de oppervlakte van de bijbehorende slikzone voor totale primaire productie per maand.

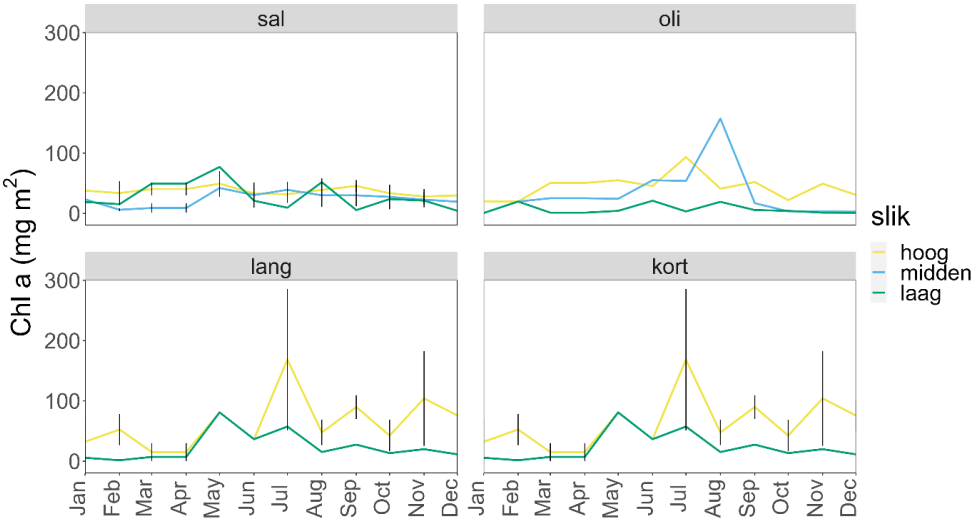
6.4.3 Benthische primaire productie: resultaten

Chlorofyl a en fotosynthetische parameters in 2020

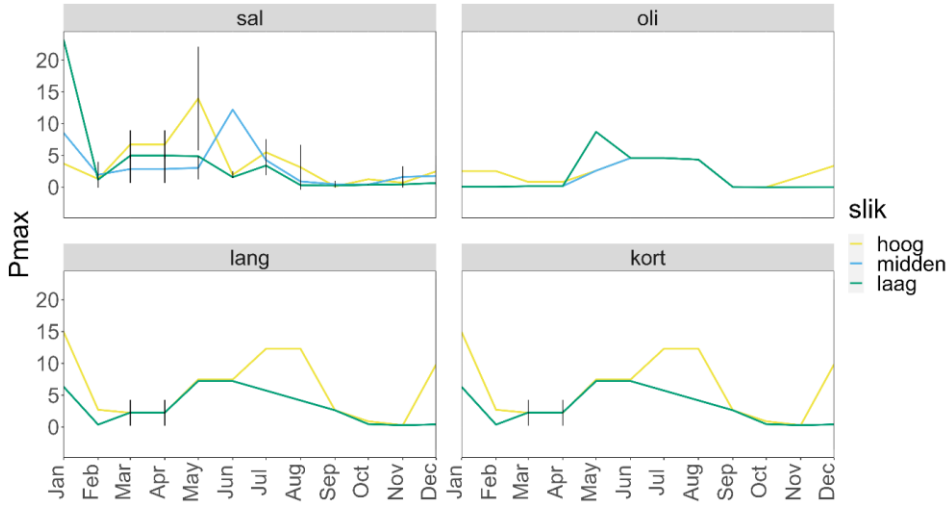
Chlorofyl a concentraties (Figuur 6.23) lagen voor alle zones in het beschouwde jaar 2020 steeds gemiddeld onder de 200 mg/m^2. In de gradiënt zone lagen de waardes het laagst met alle concentraties onder de 100mg/m^2. In de gradiënt zone is de biomassa redelijk stabiel gedurende het jaar. Andere zones laten pieken zien. In de oligohaliene zone is er in het midden slik een piek in de late zomer. In de zoete zone is er een biomassa piek te zien in het begin van de zomer.

De gradiëntzone heeft in het begin van het jaar hoge pmax en alpha waarden in vergelijking met de andere zones. In de oligohaliene en zoete zone zien we hogere waarden in de zomer maanden. De Iopt waarden zijn voor bijna alle locaties en alle staalname momenten hoger in het lage en midden slik. De waarden in de Sal zone zijn hoger dan in de andere zones. De fotosynthetische parameters zijn vaak bepaald op slechts 1 staal (de punten zonder standaard deviatie).

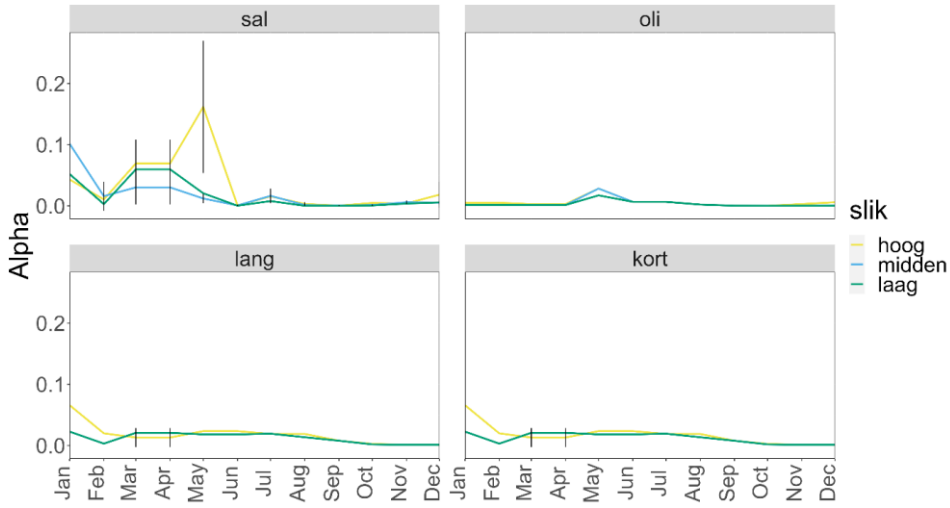
De optimale lichtintensiteit is het hoogste in de gradiëntzone.



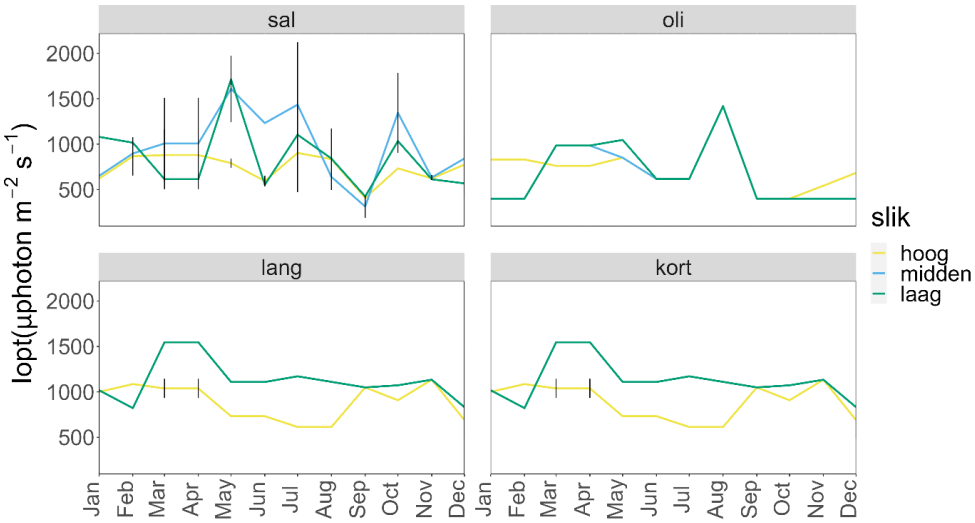
Figuur 6.23. Chlorofyl a concentraties in de verschillende Schelde zones.



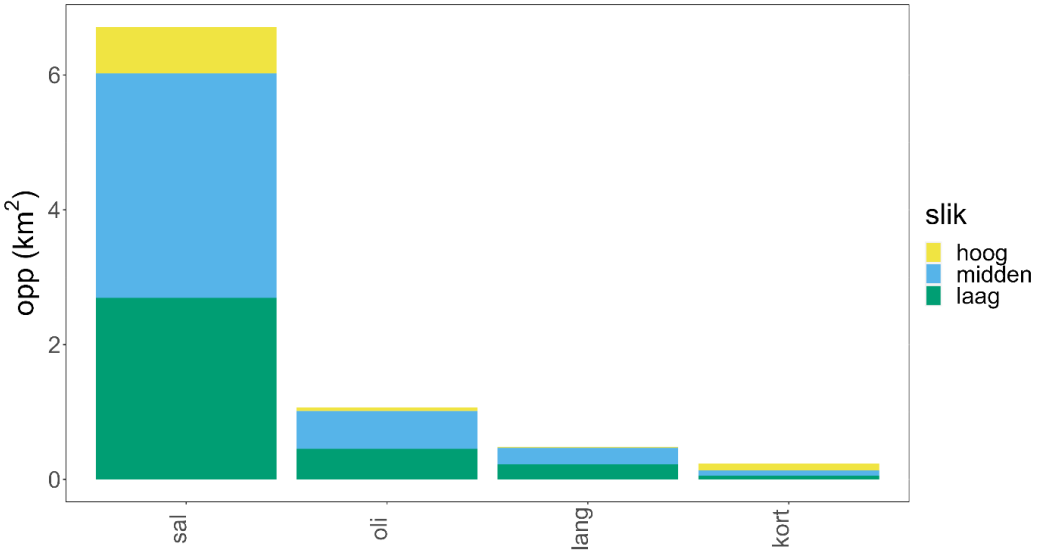
Figuur 6.24. Pmax in de verschillende Schelde zones



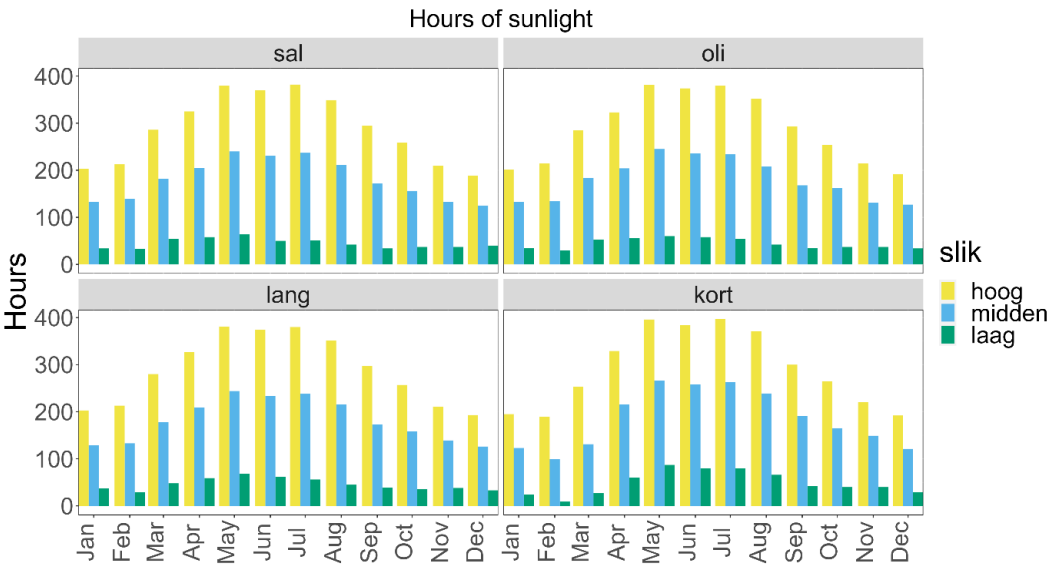
Figuur 6.25. Alpha in de verschillende Schelde zones



Figuur 6.26. Iopt in de verschillende Schelde zones.



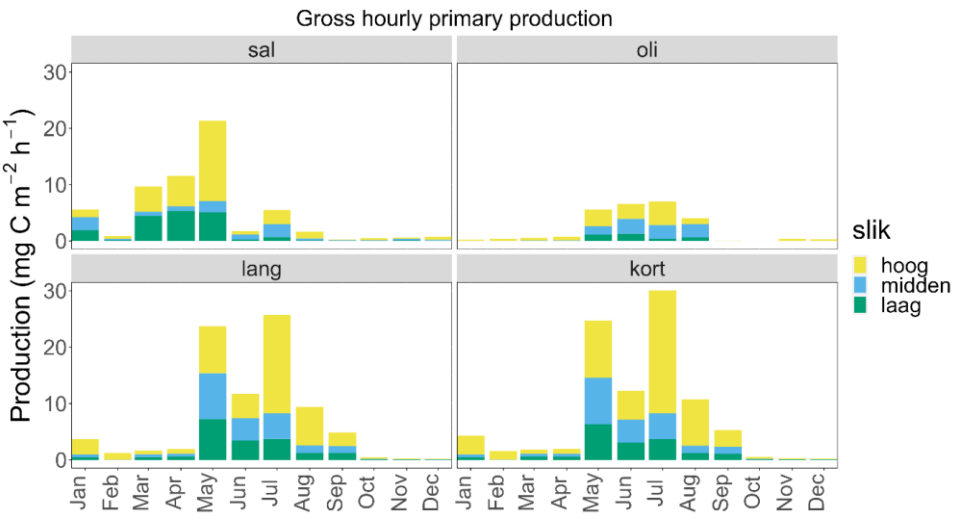
Figuur 6.27. Oppervlaktes van de slikken van de verschillende Schelde zones



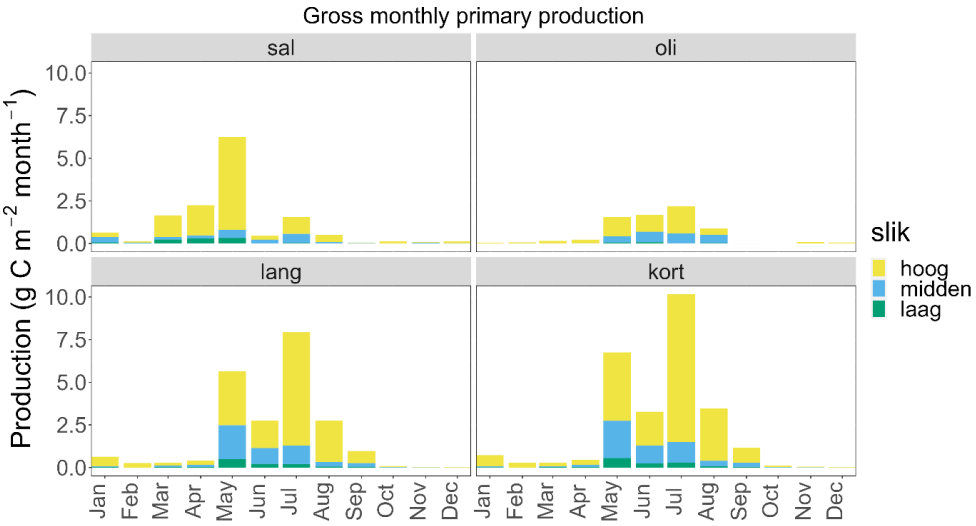
Figuur 6.28. Totaal aantal uren zonlicht in de verschillende Schelde zones, per slikzone berekend aan de had van droogvalduur.

Benthische primaire productie

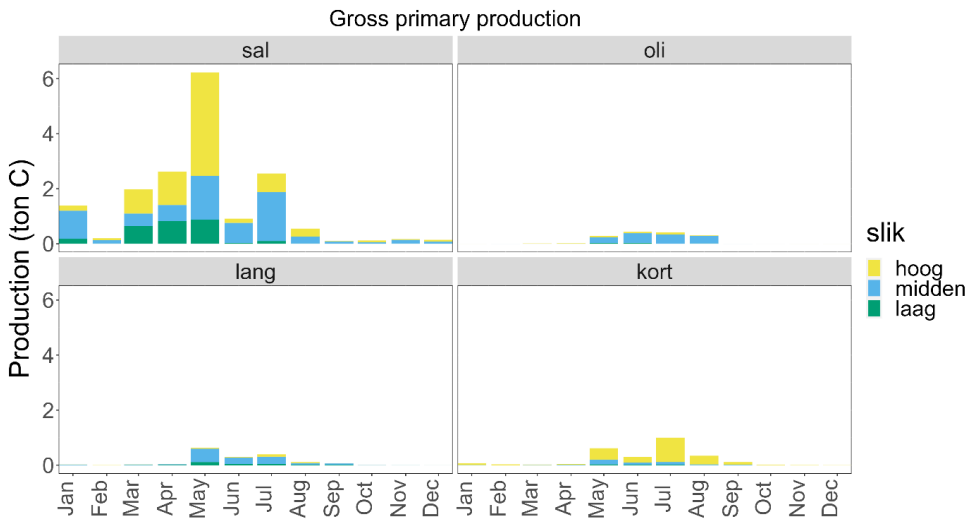
Benthische primaire productie per vierkante meter per uur was in de gradiëntzone het hoogst van januari tot juli, met hoogste waarden in mei en lagere waarden in februari en juni. In de oligohalie en zoete zone was de benthische primaire productie per vierkante meter per uur het hoogste in de zomermaanden, van mei tot september. Benthische primaire productie per maand was het hoogste op het hoge slik in alle schelde zones. Totale benthische primaire productie was het hoogste in de gradiëntzone.



Figuur 6.29. Benthische primaire productie per vierkante meter per uur.



Figuur 6.30. Benthische primaire productie per vierkante meter per maand.



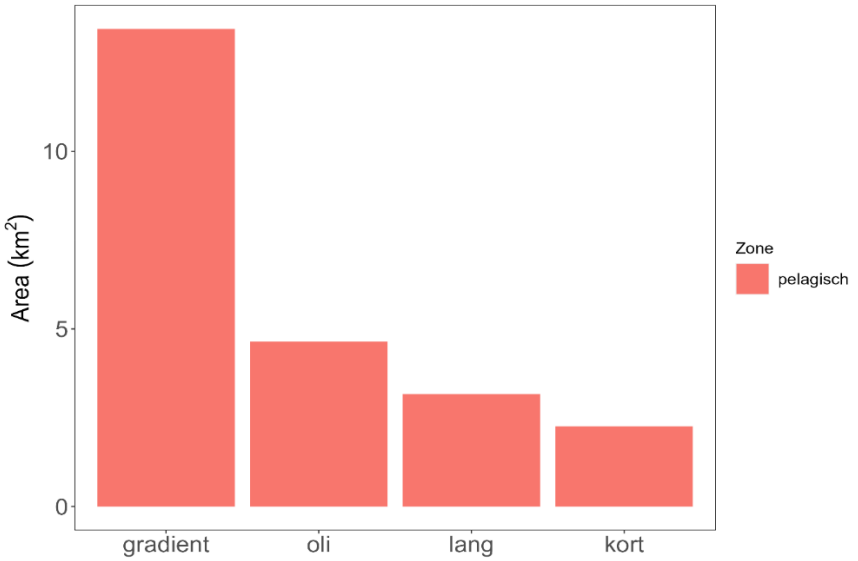
Figuur 6.31. Totale benthische primaire productie per zone per maand.

De benthische chlorofyl a concentraties in 2020 waren voor het hele schelde estuarium aan de lage kant. Ze bleven voor alle zones onder de 200 mg/m^2. In de meeste jaren zijn er een aantal uitschieters tot 350 mg/m^2 te zien (Maris & Meire 2017). Omdat de sampling campagnes maandelijks zijn is de kans groot dat er biomassa pieken werden gemist. Hoge P_{max} en alpha waarden in de gradiëntzone in het begin van het jaar resulteerden niet in hoge chlorofyl a waardes in die maanden. Dit impliceert dat de algen productiever waren in die maanden, maar dat dit niet resulteerde in een hogere biomassaopbouw. Dit zou kunnen duiden op begrazing, die in de gradiëntzone hoger was dan in de rest van het estuarium. Hoge lichtintensiteit en dito temperatuur zou een deel van de verklaring kunnen zijn van de lagere Pmax en alpha in de zomermaanden. Hoge lichtintensiteit en temperatuur kan immers uitdroging van het slik en foto-inhibitie veroorzaken, wat van invloed is op de fotosynthetische efficiëntie en maximale fotosynthese.

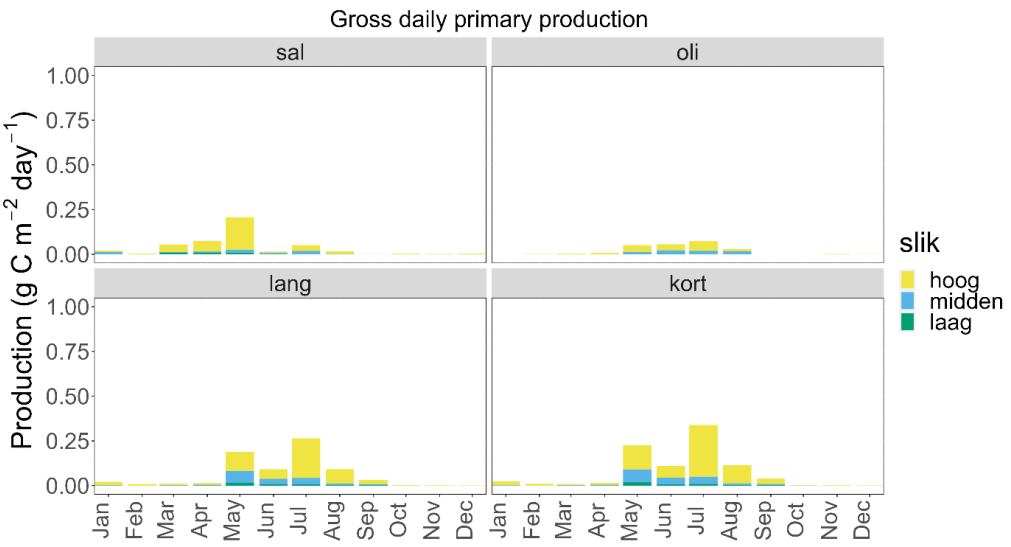
Bij het vergelijken van de primaire productie tussen de zoete zone met lange en korte verblijftijd was het effect van de omgevingsfactoren op de primaire productie goed te zien. De berekeningen van de zones zijn gebaseerd op dezelfde chlorofyl a en fotosynthetische parameters (data van Appels). De zone met de korte verblijftijd had een iets hoger percentage slib, waardoor grotere concentraties chlorofyl a hoger in het sediment zitten. Dit vertaalde zich naar iets hogere primaire productie waarden per vierkante meter per uur (Figuur 6.29). Ook waren er in de zoete zone in de meest productieve maanden iets meer uren zonlicht ten gevolge van gunstigere droogvalduur (meer oppervlakte hoog slik), waardoor de maandelijkse primaire productie per vierkante meter nog iets hoger was in de zone met de korte verblijftijd (Figuur 6.30). Het effect van de verschillende oppervlaktes van het slik werd heel duidelijk in de vergelijking van de totale primaire productie per zone (Figuur 6.31). Het slikoppervlak van de zone met de lange verblijftijd was twee keer zo groot (0.48 km^2) als het slikoppervlak van de zone met de korte verblijftijd (0.24 km^2), maar de zone met een korte verblijftijd had een veel hoger percentage hoog slik (43%) dan de zone met een lange verblijftijd (2%). Omdat hoog slik een stuk langer blootgesteld wordt aan zonlicht was de primaire productie een stuk hoger dan in de andere slik zones. Hierdoor was de totale benthische primaire productie hoger in de zone met de korte verblijftijd dan in de zone met de lange verblijftijd, ondanks dat deze maar de helft van het slikoppervlak had van de zone met de lange verblijftijd.

6.4.4 Vergelijking benthische primaire productie met pelagische primaire productie

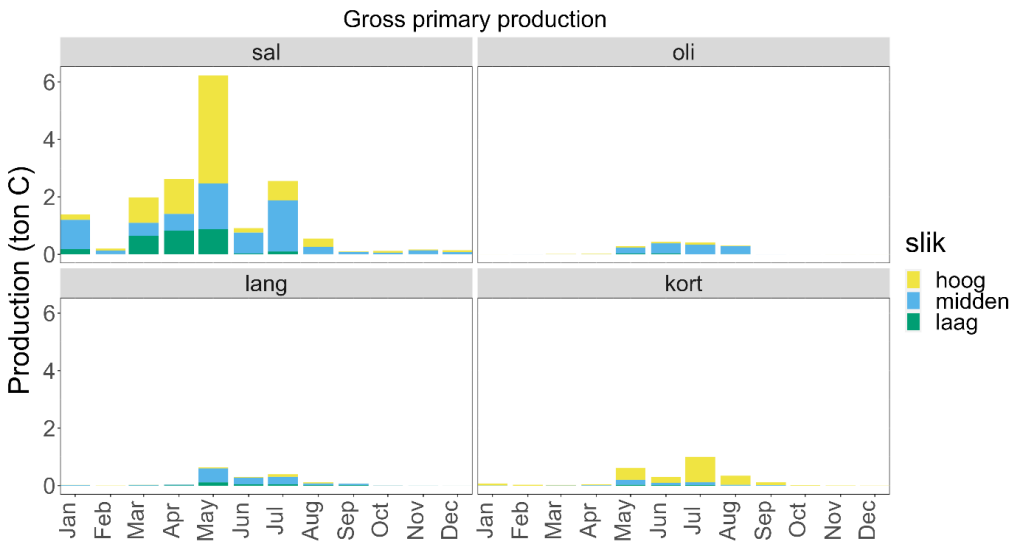
Benthische en pelagische primaire productie per m^2 per dag lagen in dezelfde grootte orde. Dit is opmerkelijk aangezien de pelagische algen vaak meer uren aan het zonlicht werden blootgesteld dan de benthische algen (alleen met laag water). Wanneer echter per zone wordt gesommeerd, blijkt pelagiale productie veel belangrijker dan benthische, omwille van het veel grotere oppervlak aan open water in verhoduing tot de oppervlakte aan slikken.



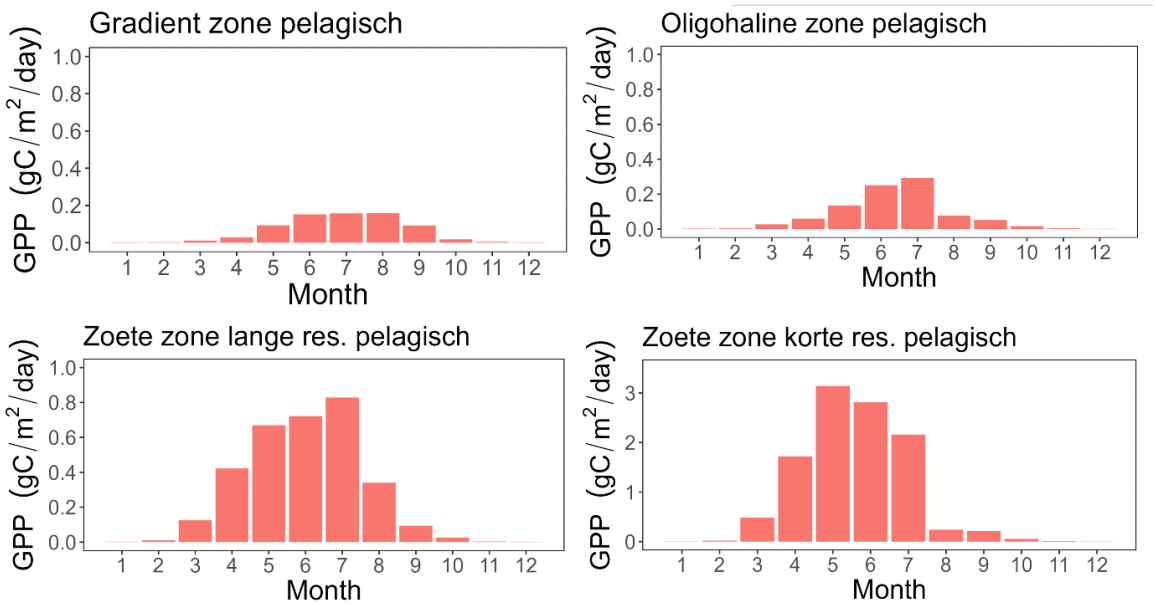
Figuur 6.32. Wateroppervlaktes van de verschillende zones van de Schelde.



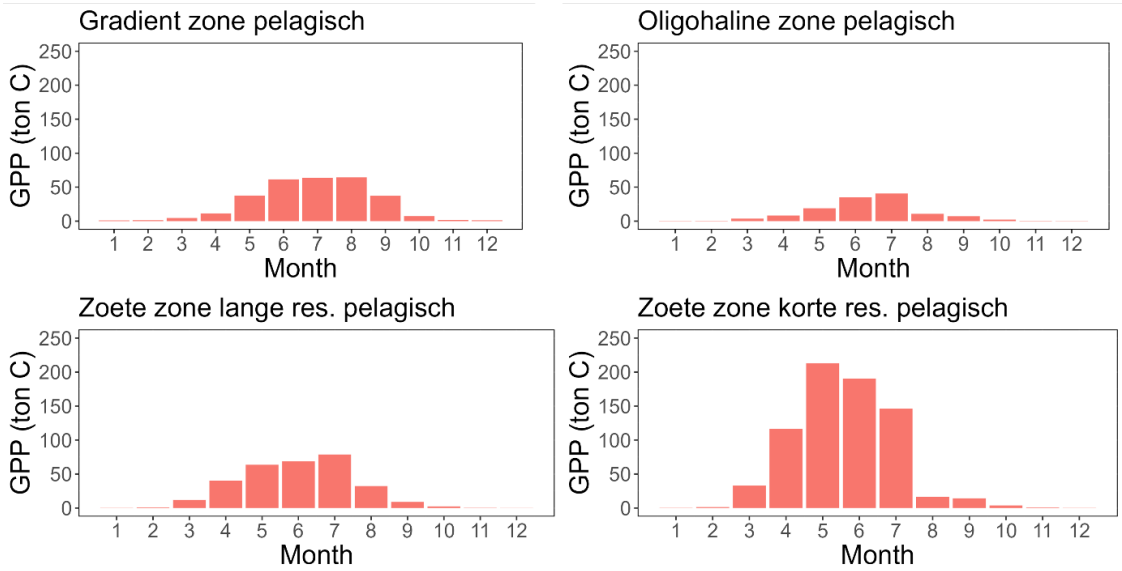
Figuur 6.33. Totale benthische primaire productie per zone per dag.



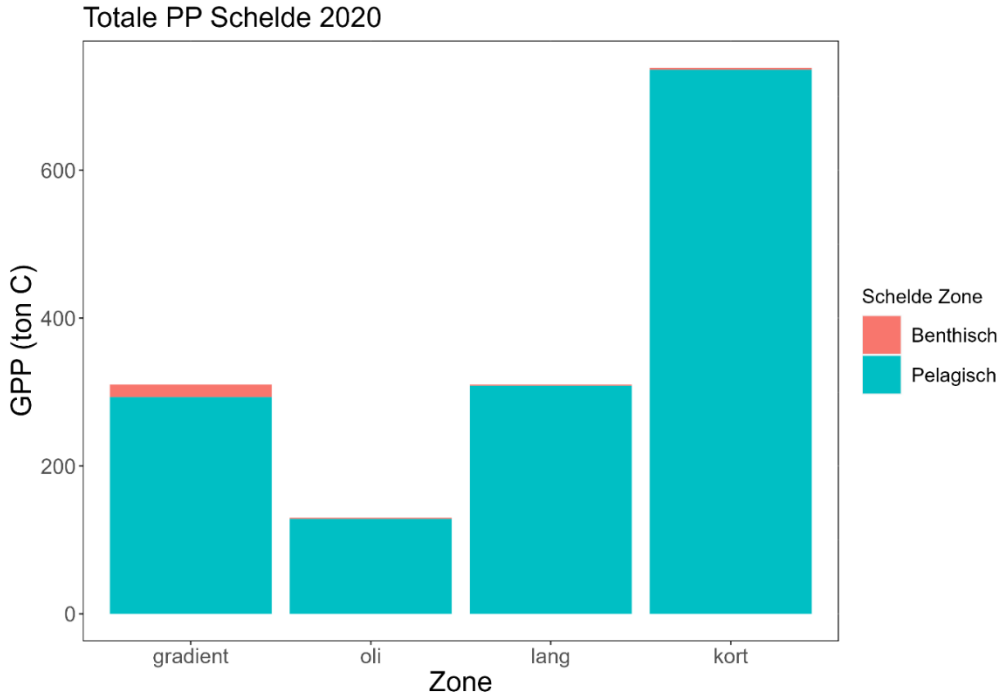
Figuur 6.34. Totale Benthische primaire productie per zone per jaar.



Figuur 6.35. Totale pelagische primaire productie per zone per dag.



Figuur 6.36. Totale Pelagische primaire productie per zone per jaar.



Figuur 6.37. Totale primaire productie ven het Schelde estuarium per jaar.

Op basis van deze eerste berekeningen, kunnen we volgende conclusies trekken:

- Hoog slik was vanwege het hogere aantal uren (en een iets hogere chlorofyl a concentraties) veruit het meest productieve slik habitat.
- Er was een duidelijk verschillend seizoenaal patroon te zien in benthische primaire productie tussen de verschillende zones. Dit lijkt vooral samen te hangen met de fotosynthetische parameters. Opvallend waren de hoge productie waarden in de saliniteitszone in het begin van de lente (maart-april) terwijl de dagen nog relatief kort zijn. Dit heeft zeer waarschijnlijk te maken met de fotosynthetische parameters, die lager zijn in de zomer dan in de lente.

- Benthische primaire productie per m^2 per dag is van dezelfde grootte orde als pelagische primaire productie. Dit is interessant aangezien de benthische algen alleen fotosynthetisch actief kunnen zijn als ze blootgesteld worden aan zonlicht met laag water.
- Vooral in de zone met een sterke saliniteit gradiënt was het aandeel van benthische primaire productie erg groot, in mei en juli zelfs groter dan de pelagische primaire productie. Dit komt ook doordat in deze zone het lichtklimaat in het pelagiaal zeer ongunstig is door de combinatie van hoge troebelheid en grote mengdiepte. Hierdoor is de pelagische primaire productie sterk licht gelimiteerd en lager.
- Conclusie over de totale benthische PP ten opzichte van de totale pelagische PP: de primaire productie per vierkante meter is vergelijkbaar tussen de benthische en pelagische algen in alle zones. De benthische algen zijn met andere woorden even productief als de pelagische algen, maar doordat het slikoppervlak in de Zeeschelde veel kleiner is dan het wateroppervlak, is de bijdrage van de benthische algen aan de totale primaire productie in de Zeeschelde zeer beperkt. Vooral de oppervlakte van het hoog slik, dat door zijn langere droogvalduur erg productief kan zijn, is beperkt.

6.5 Zoöplankton

6.5.1 Inleiding

Zoöplankton, het 'dierlijk' plankton, wordt reeds sinds de start van OMES eind 1995 opgevolgd. Het is de verzameling van in water zwevende of drijvende heterotrofe organismen. Dit betekent dat ze zich niet voeden door middel van fotosynthese zoals het fytoplankton, het plantaardig plankton. Zoöplankton consumeert fytoplankton (herbivoor), andere zoöplanktonsoorten (carnivoor), bacteriën (bacterivoor) of detritus (detrivoor). Zij bewegen zich mee met de stroming van het water, maar kunnen zich ook actief voortbewegen.

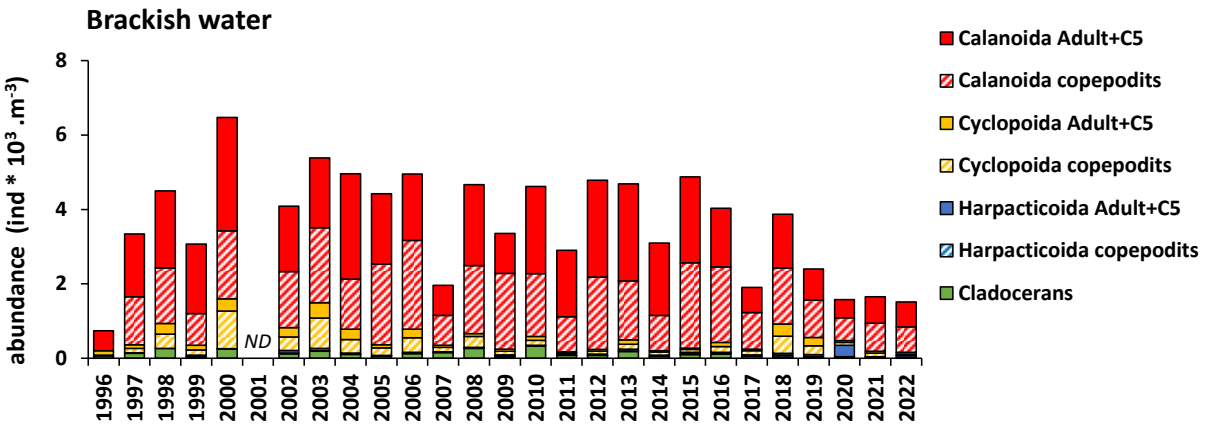
In 2022 focuste het zoöplankton onderzoek zich op volgende thema's:

- Het opvolgen van de abundantie en samenstelling van de zoöplankton gemeenschap in het brakwater en het zoetwater traject van de Zeeschelde.
- Er werd, specifiek voor het brakwater traject, geanalyseerd welke veranderingen in omgevingsfactoren mogelijk aan de oorzaak liggen van de vastgestelde daling van de zoöplankton abundantie.
- De diversiteit van het zoöplankton werd in detail opgevolgd voor een selectie van stations en jaren (in het kader van voorwaardelijk deel 7).
- Wat betreft de abundantie en compositie van de zoöplankton gemeenschappen in de zijrivieren van de Schelde werd door middel van GLMM (General Linear Mixed Model) analyses uitgezocht waarom de calanoide copepode *E. velox* in bepaalde zijrivieren domineert en *E. affinis* in andere.

Het in 2022 uitgevoerde zoöplankton grazing onderzoek (voorwaardelijk deel 7) zal in een apart verslag worden gerapporteerd.

6.5.2 Abundantie en samenstelling van de zoöplankton gemeenschap in de Schelde

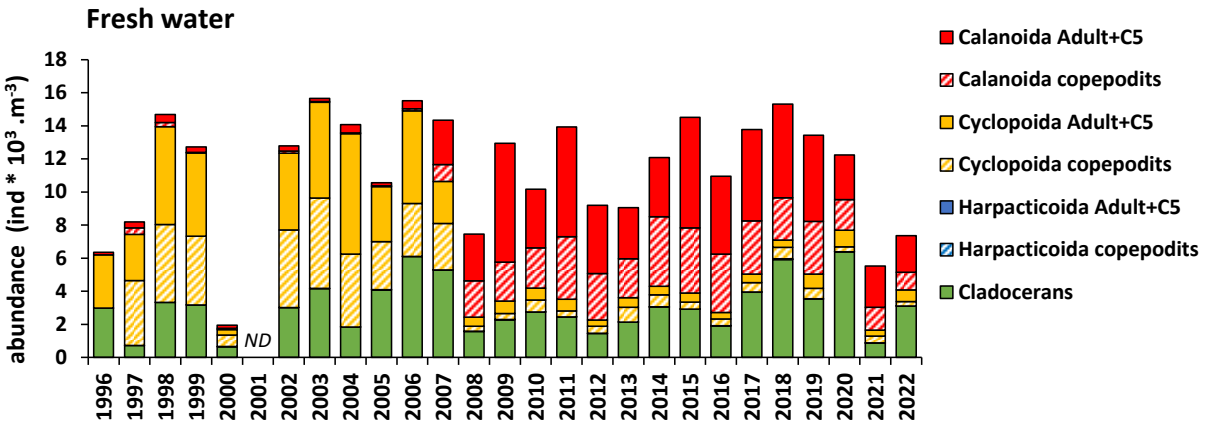
De gegevens over de abundantie van de verschillende zoöplankton taxa werden geïntegreerd in de OMES-databank en de volgende grafieken geven jaargemiddelde waarden vanaf 1996 tot en met november 2022 voor de 6 estuariene stations. Voor de zijrivieren bevat de databank momenteel data van januari 2002 t.e.m. november 2022.



Figuur 6.38 Jaargemiddelde abundantie van copepoden en cladoceren in de gradiënt (brakwater) zone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2022. De verschillende groepen en ontwikkelingsstadia van copepoden zijn aangegeven rechtsboven. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

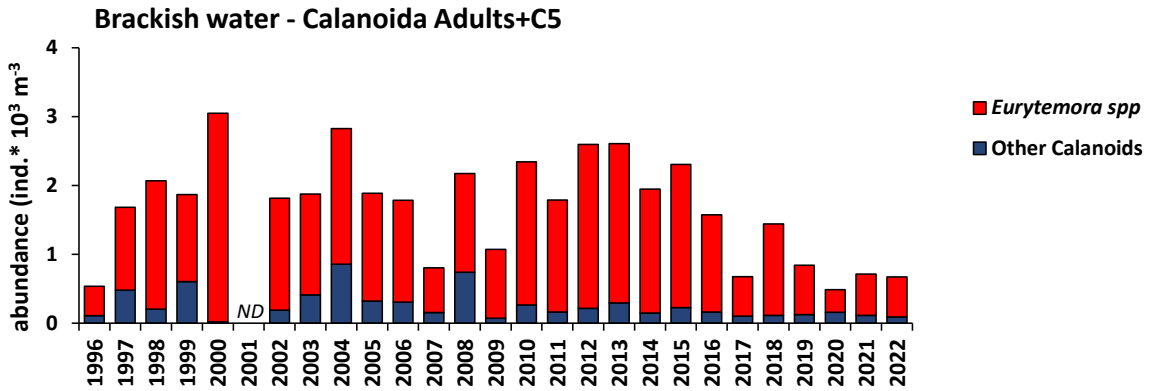
In het brakwater traject wordt de copepoden gemeenschap sinds het begin van de waarnemingen gedomineerd door calanoide copepoden (Figuur 6.38). De afname in abundantie van deze groep waargenomen sinds 2019 zet zich ook in 2022 voort. In 2018 en 2019 werd een lichte stijging van cyclopoide copepoden waargenomen, maar niet meer in 2020, 2021 en 2022. De lichte stijging in harpacticoide abundantie waargenomen in 2020 herhaalt zich niet in 2021 en 2022. Cladoceren blijven zeer weinig abundant sinds 2018. Het gevolg is dat de totale meso-zoöplankton brakwater populatie significant in abundantie afneemt sinds 2013 ($p < 0.001$). De laatste drie jaar blijft de totale abundantie constant rond $2*10^3$ ind.m^{-3}. Dit is het laagste niveau sinds 1997.

In het zoetwater traject wordt in 2022 dezelfde, lage abundantie van calanoide adulten en C5 stadia waargenomen als in 2020 en 2021 ($2,4*10^3$ ind. m^{-3}; Figuur 6.39). De abundantie van de cladoceren, die in 2017- 2020 gestegen was, is opnieuw gedaald tot het niveau van 2008-2016 (gemiddeld $2,0 \pm 1,6*10^3$ ind. m^{-3} in 2021-2022). De abundantie van cyclopoide copepoden, die sinds de ontwikkeling van *E. affinis* (2007) in het zoetwater sterk is afgenomen, blijft laag (< 1000 ind. m^{-3}). Harpacticoide copepoden maken, sinds het begin van de waarnemingen, minder dan 1 percent van de abundantie uit.



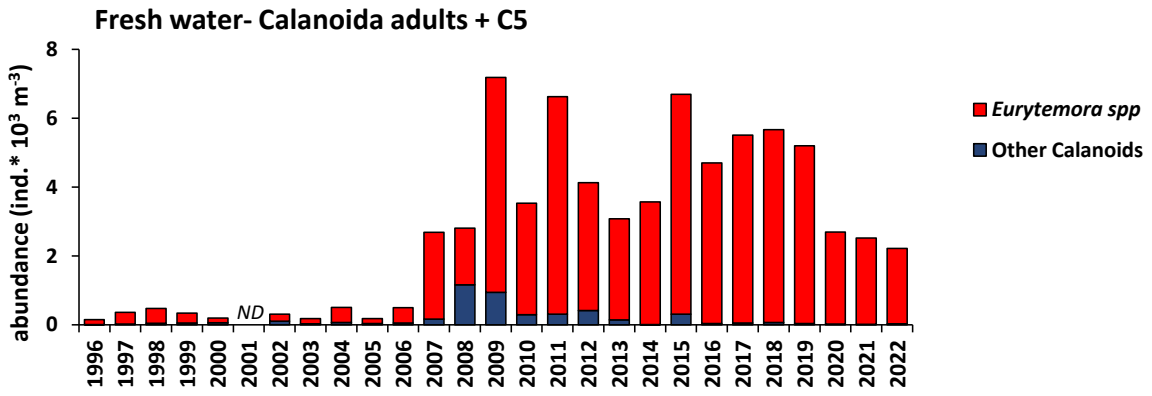
Figuur 6.39 Jaargemiddelde abundantie van copepoden en cladoceren in het zoetwater traject (stations Temse, Dendermonde, Schellebelle (voorheen Uitbergen) en Melle tussen 1996 en 2022. De verschillende groepen en ontwikkelingsstadia van copepoden zijn rechts aangegeven. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

Binnen de groep van de calanoide copepoden blijft *E. affinis* in het brakwater de meest abundantie soort, maar is de abundantie sinds 2017 gedaald: met uitzondering van 2018 (1330 ind. m^{-3}), is de abundantie nooit hoger dan 700 ind.m^{-3} (Figuur 6.40). Dergelijk lage waarden werden enkel in 1996 en 2007 geobserveerd. Andere calanoiden nemen niet in abundantie toe.



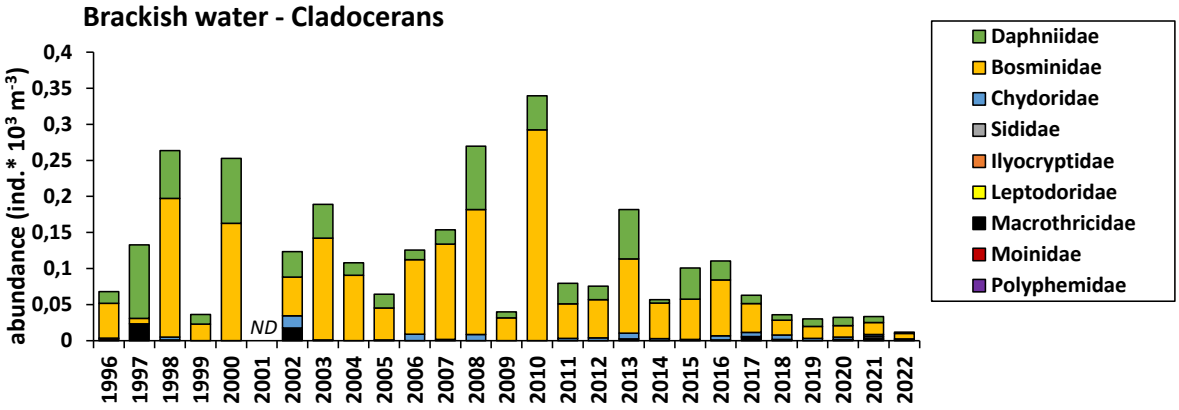
Figuur 6.40 Jaargemiddelde abundantie van de verschillende calanoiden-taxa (adulten en C5 stadia) in het brakwater traject tussen 1996 en 2022. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

In het zoetwater traject is *E. affinis* sinds 2009 zeer dominant, en de soort vertoont er hoge abundanties van ongeveer 5,0 *10^3ind. m^{-3} in de periode 2015-2019 (Figuur 6.41). In 2020 treedt echter ook hier een sterke daling tot 2,7*10^3 ind. m^{-3} op, en die abundantie daalt nog licht in 2021 en 2022. Ook de andere copepode-soorten vertonen zeer lage abundanties sinds 2016.



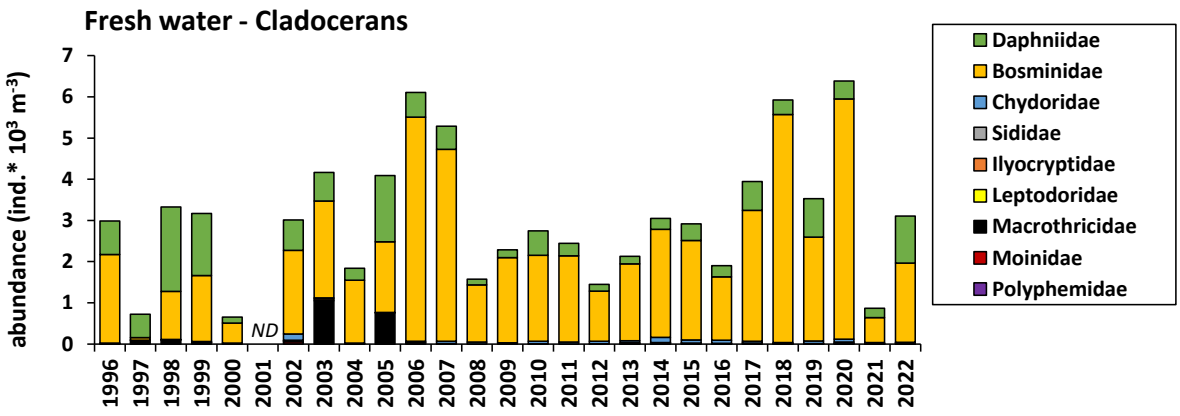
Figuur 6.41 Jaargemiddelde abundantie van de verschillende calanoiden - taxa (adulten en C5 stadia) in het zoetwater traject tussen 1996 en 2022. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

De abundantie van cladoceren in de brakwaterzone vertoont sinds het begin van de waarnemingen sterke schommelingen, maar blijft < 0,4 *10^3 ind. m^{-3} (Figuur 6.42). In 1999 en 2009 werden lage abundanties waargenomen (< 0,05 *10^3 ind. m^{-3}) wat ook sinds 2018 het geval is. De dominante genera zijn over de hele periode tot 2021 *Bosmina* en *Daphnia*. In 2022 blijven bijna enkel *Bosminidae* over.



Figuur 6.42 Jaargemiddelde abundantie van de verschillende cladoceren - taxa (adulten) in het brakwater traject tussen 1996 en 2022. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

De abundantie van cladoceren in het zoetwatertraject (Figuur 6.43) is veel hoger (1 à 6 *10^3 ind. m^{-3}) dan in het brakwatertraject (Figuur 6.42). Hier zien we een toename in abundantie sinds 2017 t.o.v. de periode 2008-2016. In 2020 werden abundanties > 6,0 *10^3 ind. m^{-3} bereikt, maar in 2021 daalt de totale abundantie beneden 1,0 *10^3 ind.m^{-3}. In 2022 is de totale abundantie weer gestegen tot 3,1*10^3 ind. m^{-3}. *Bosmina* blijft het dominante genus.



Figuur 6.43 Jaargemiddelde abundantie van de verschillende cladoceren - taxa (adulten) in het zoetwater traject tussen 1996 en 2022. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

Daar waar in de periode 2007- 2017 weinig veranderingen in de zoöplankton abundantie en samenstelling van de gemeenschappen plaatsvonden, noch in het brakwater- noch in het zoetwater traject, zien we in het brakwater sinds 2017, een sterke afname van de dominante groep van calanoide copepoden. In zekere mate was deze afname al sinds 2014 zichtbaar, maar heeft zich versneld sinds 2017. De gegevens van 2022 bevestigen dat de laatste jaren een daling optreedt in de abundantie van niet alleen calanoide copepoden, maar ook van de andere taxa. En dit niet alleen in het brakwater- maar, sinds 2021, ook in het zoetwatertraject.

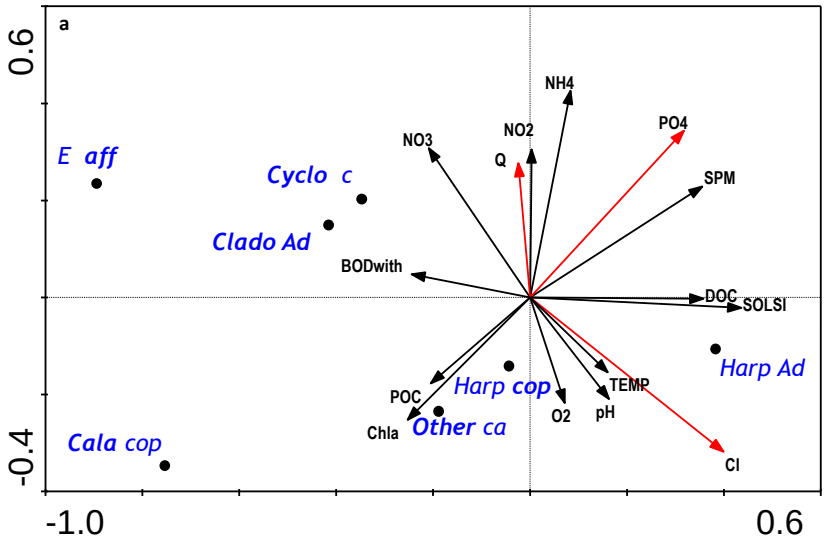
Het onderzoek naar welke omgevingsfactoren mogelijk aan de oorzaak liggen van deze algemene afname werd in eerste instantie uitgevoerd op het brakwater traject, waar de dalende zoöplankton abundantie sinds meerdere jaren aanhoudt. Een RDA analyse werd uitgevoerd op de jaargemiddelde waarden (1996-2022) van de abundantie van de verschillende zoöplankton groepen, in functie van een selectie van omgevingsfactoren (Tabel 6.7). De gekozen variabelen verklaren 76 % van de zoöplankton variabiliteit. Factoren die significant gerelateerd zijn aan de zoöplankton distributie zijn debiet, chloriniteit en PO_4 (Figuur 6.44).

De RDA analyse toont voor het brakwatergebied een associatie van *E. affinis,* cyclopoide copepoden en cladoceren met toenemend debiet, en een negatieve associatie met chloriniteit, terwijl andere calanoiden en harpacticoiden eerder met chloriniteit geassocieerd zijn (Figuur 6.44a). Dit is te verklaren door het feit dat, sinds 2007, de abundanties van *E. affinis* in het zoetwatertraject hoger zijn dan in het brakwatertraject, en er dus bij hogere debieten meer naar het brakwatertraject worden afgevoerd. De abundantie van cyclopoiden en cladoceren is altijd hoger geweest in het zoetwater- dan het brakwatertraject, zodat dezelfde redenering opgaat. Harpacticoiden daarentegen zijn typisch brakwater organismen, met een hogere abundantie en in de Westerschelde (Soetaert en Van Rijswijk, 1993; Bijkerk & Brochard, 2020).

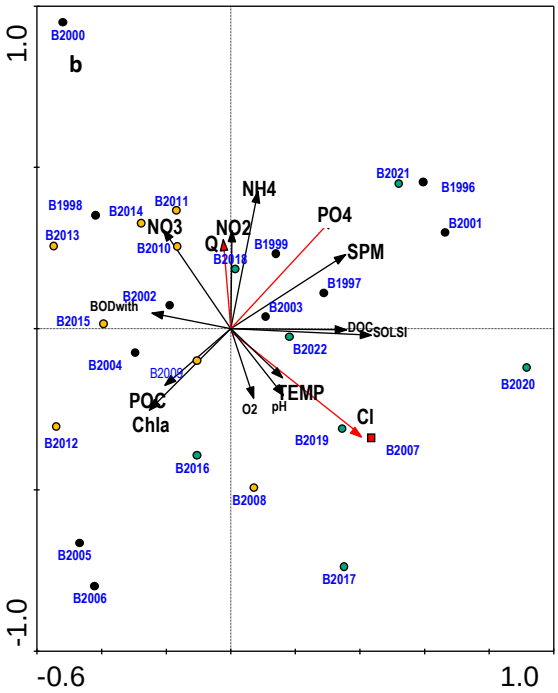
De positionering van de jaren (Figuur 6.44b) toont aan dat, met uitzondering van 2018 en 2021, de laatste jaren de debieten in tegenovergestelde richting van de debietvector Q zijn gepositioneerd, dus vrij laag waren, maar wel variabel.

Tabel 6.7 Brakwater traject. Omgevingsfactoren gebruikt in de RDA analyse. Blanco cellen geven variabelen aan die niet significant zin in het verklaren van de distributie van de zoöplankton groepen.

Factor	Afkorting in Fig III.1.7	Significantie (p)	Factor	Afkorting in Fig III.1.7	Significantie (p)
Jaargemiddeld dag-debiet	Q	0,048	Jaargemiddeld dag-debiet	Chla	
Temperatuur	Temp		Temperatuur	BOD with	
Chloriniteit	Cl	0,015	Chloriniteit	NH_4	
Zuurtegraad	pH		Zuurtegraad	NO_2	
Zuurstof	O_2		Zuurstof	NO_3	
Zwevende stof	SPM		Zwevende stof	PO_4	0,024
Particulair organisch koolstof	POC		Particulair organisch koolstof	Solsi	
Opgelost organisch koolstof	DOC		Opgelost organisch koolstof		



Figuur 6.44 1,2 biplot van RDA resultaten van jaarlijks gemiddelde abundanties van de zoöplankton groepen in het brakwater traject in functie van omgevingsfactoren.: a) species-omgevingsfactoren b) stations-omgevingsfactoren. Rode pijlen geven significante factoren aan. Kleurcode periodes: 1996-2006: zwart; 2007: rood vierkant, 2008-2015: oranje; 2016-2022: groen.



Figuur 6.44 (vervolg) 1,2 biplot van RDA resultaten van jaarlijks gemiddelde abundanties van de zooplankton groepen in het brakwater traject in functie van omgevingsfactoren.: a) species-omgevingsfactoren b) stations-omgevingsfactoren. Rode pijlen geven significante factoren aan. Kleurcode periodes: 1996-2006: zwart; 2007: rood vierkant, 2008-2015: oranje; 2016-2022: groen.

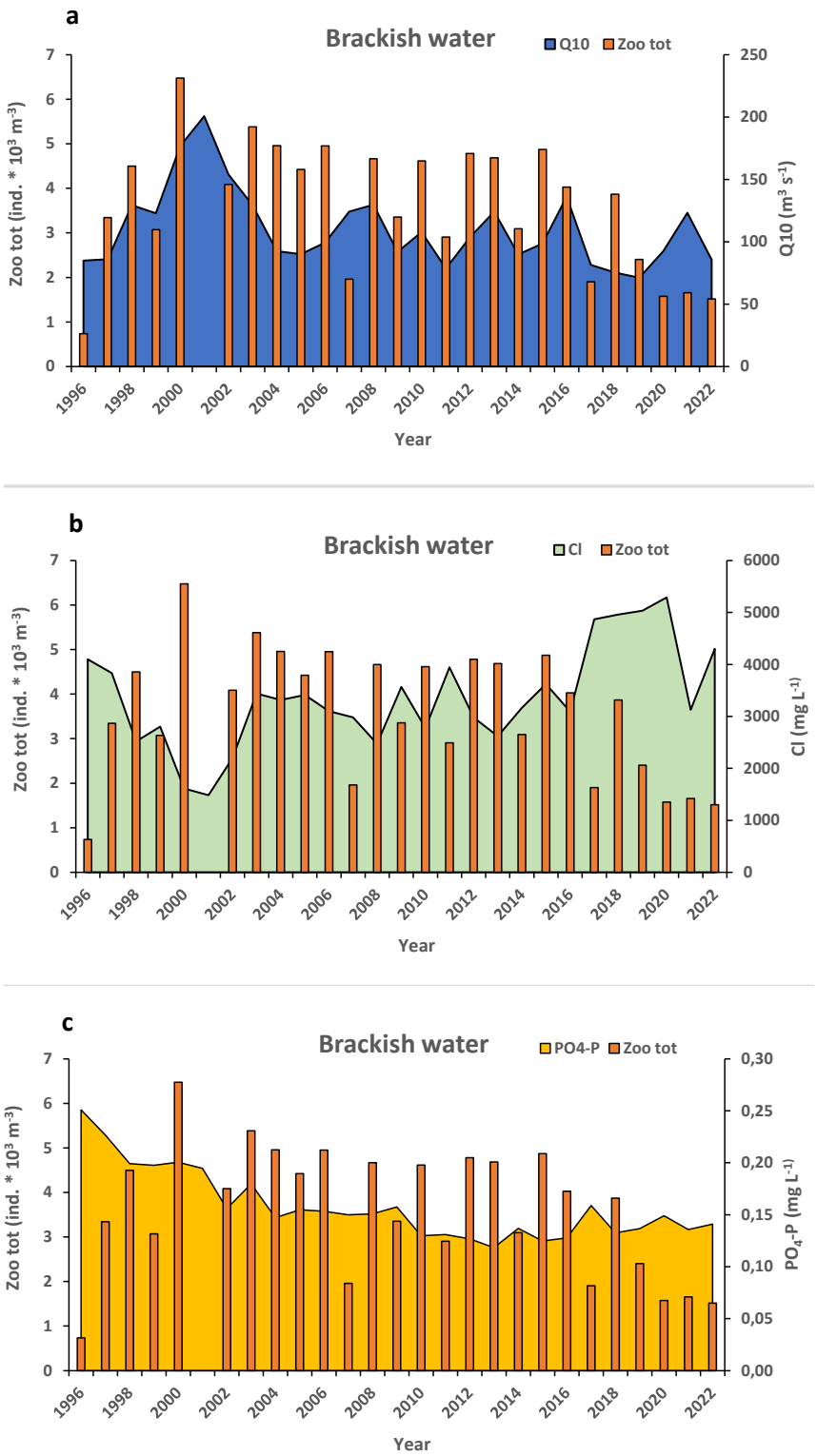
Het verloop van de drie significante factoren in de loop van de OMES-waarnemingen is weergegeven in Figuur 6.45a-c. Het debiet is in de jaren 2017 en 2019 laag, maar stijgt nadien weer. Omgekeerd is de chloriniteit hoog in de periode 2017-2020, om nadien te fluctueren. De fosfaatconcentratie daalt sinds het begin van de waarnemingen, tot 2013, en is nadien licht gestegen.

Omdat de brakwaterzone voor de zooplankton data bestaat uit de twee stations Grens (of Liefkenshoek) en Antwerpen, die nogal verschillen in variabiliteit van omgevingsfactoren en zooplankton samenstelling, zijn de regressies tussen zooplankton abundantie en omgevingsfactoren voor deze twee stations apart geanalyseerd. Hoewel de correlaties zwak zijn is er voor beide stations een significante afname van de abundantie van *E. affinis* en van de totale zooplankton abundantie in functie van de chloriniteit (Figuur 6.46). De laatste jaren bevinden zich grotendeels bij de hoogste chloriniteits waarden, wat dus de afname van de zooplankton abundantie kan verklaren. Toch dient opgemerkt dat sommige recente lage abundanties ook voorkomen bij lagere chloriniteiten.

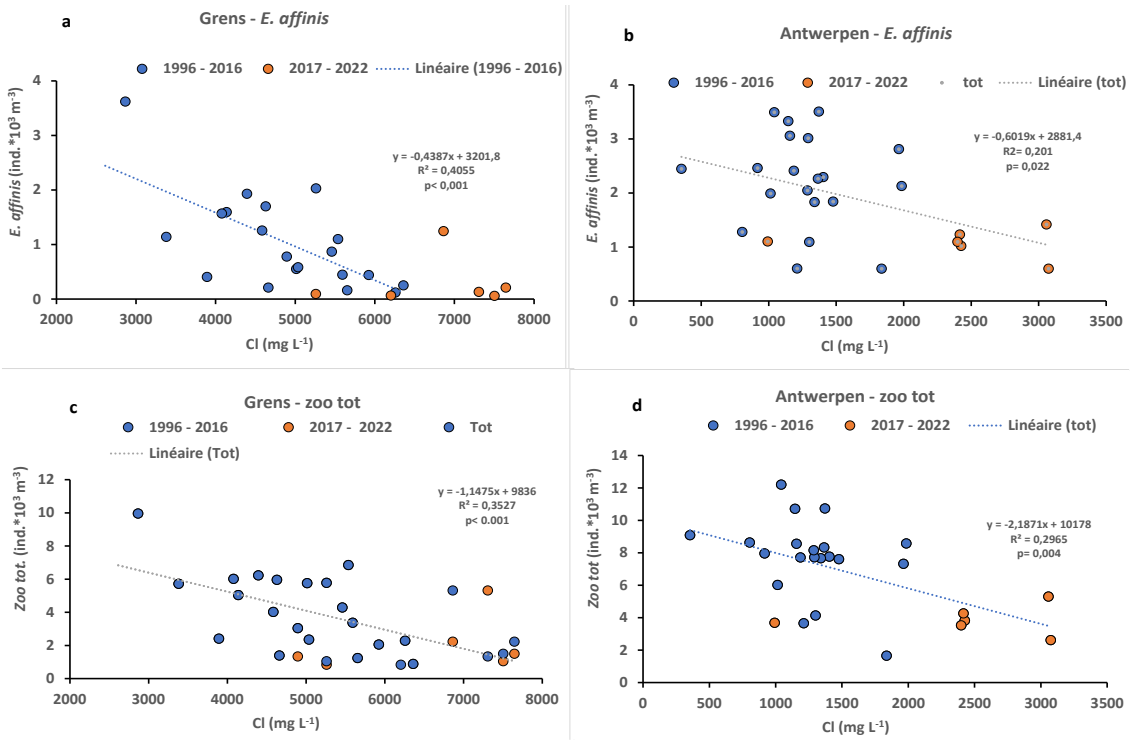
Dezelfde analyse van *E. affinis* en totale zooplankton abundantie in functie van het gemiddeld debiet 10 dagen voor staalname toont een significante toename voor het station Grens, maar niet voor Antwerpen (Figuur 6.47a-d.). Hier ook weer komen de 2017 - 2022 waarnemingen grotendeels overeen met lage debieten, maar bij sommige debietwaarden zijn in het verleden hogere zooplankton abundanties waargenomen dan in de recente periode.

De regressie met fosfaatconcentratie levert in geen geval significante correlaties op.

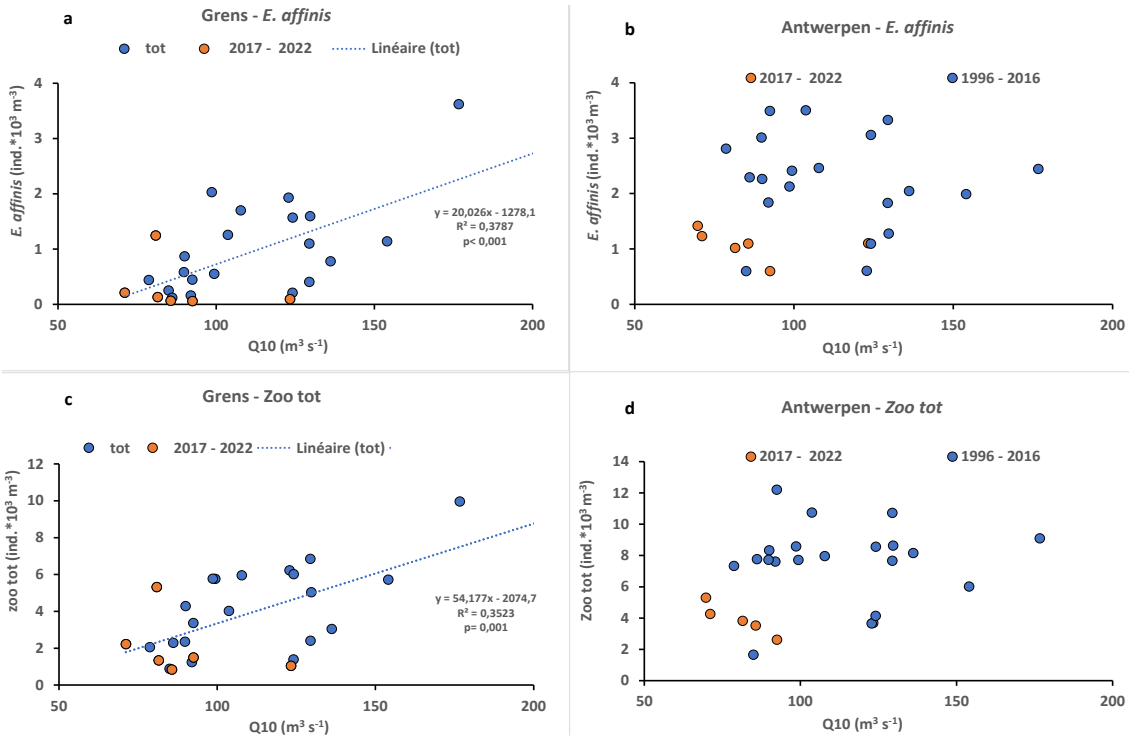
Het is duidelijk dat chloriniteit en debiet zeker de zooplankton abundantie in het brakwater traject beïnvloeden, maar dat mogelijk ander factoren ook een rol spelen. Voor het zoetwatertraject, waar slecht sinds twee jaar afnemende zooplankton abundanties worden waargenomen, zullen de volgende jaren moeten aantonen of die trend zich hier ook doorzet.



Figuur 6.45 Brakwatertraject. Totale zoöplankton abundantie (Zoo tot, linkeras) in functie van a) jaargemiddeld gemiddeld debiet 10 dagen voor staalname (Q10, rechteras), b) chloriniteit (Cl, rechteras) en c) Fosfaat concentratie (PO_4-P, rechteras) in de loop van de OMES waarnemingen 1996-2022.



Figuur 6.46 Regressie tussen *E. affinis* abundantie en chloriniteit (a,b) en tussen de totale zoöplankton abundantie en chloriniteit (c,d). in het brakwater traject. Verschillende periodes zijn in kleur aangegeven, de regressie is gemaakt over de hele periode 1996-2022.



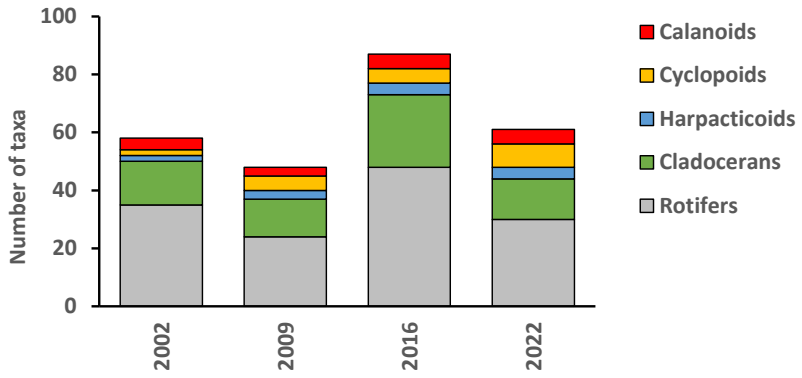
Figuur 6.47 Regressie tussen *E. affinis* abundantie en het gemiddeld debiet 10 dagen voor staalname (Q10) (a,b) en de totale zoöplankton abundantie (b,d) en Q10 (c,d) in het brakwater traject. Verschillende periodes zijn in kleur aangegeven, de regressie is gemaakt over de hele periode 1996-2022.

6.5.3 Zoöplankton diversiteit

Tabel 6.8 geeft de soortenlijst van de OMES zoöplankton waarnemingen, gebaseerd op tweemaandelijkse determinaties op de stations Grens, Antwerpen, Dendermonde en Uitbergen, geactualiseerd met de 2022 analyse.

Specifiek in 2022, werden in het totaal, voor de 4 stations samen, 65 taxa geobserveerd, waarbij rotiferen 50 % van het aantal taxa uitmaken, cladoceren 20 % en copepoden minder dan 10 %.

Beschouwd over de 4 perioden is de diversiteit in 2022 iets hoger dan in 2002 en 2009 (48 en 58 respectievelijk), terwijl het aantal taxa in 2016 opliep tot 87 (Figuur 6.48). Dit aantal taxa ligt binnen de range (40 tot 119) van zoöplankton taxa geobserveerd in andere gematigde estuaria (Modéran et al., 2010 ; Rothenberger et al., 2014 ; Yermolaeva et al., 2021).



en

Figuur 6.48 Aantal taxa, gecumuleerd over de vier stations, per jaar.

Nieuw aangetroffen taxa in 2022 zijn de cyclopoide *Halicyclops neglectus*, de harpacticoide *Tachidius discipes* en de rotifeer *Lecane lunaris*. *H. neglectus* is een cosmopolitische soort, typisch voor brakwater- en kustgebieden. *Tachidius discipes* is ook een cosmopolitische soort, vooral gekend uit brakwater milieus, en vaak geassocieerd met meiobenthos gemeenschappen. In België werd ze eerder door Herman et al. (1984) gerapporteerd in het Dievegat. *Lecane lunaris* is eveneens cosmopolitisch en ubiquist. Deze soort wordt waargenomen in zeer verschillende milieus, wat doet vermoeden dat het om een soortencomplex gaat, met morfologisch niet te onderscheiden sub-soorten die verschillende toleranties hebben voor milieufactoren (Jersabek & Leitner, 2013).

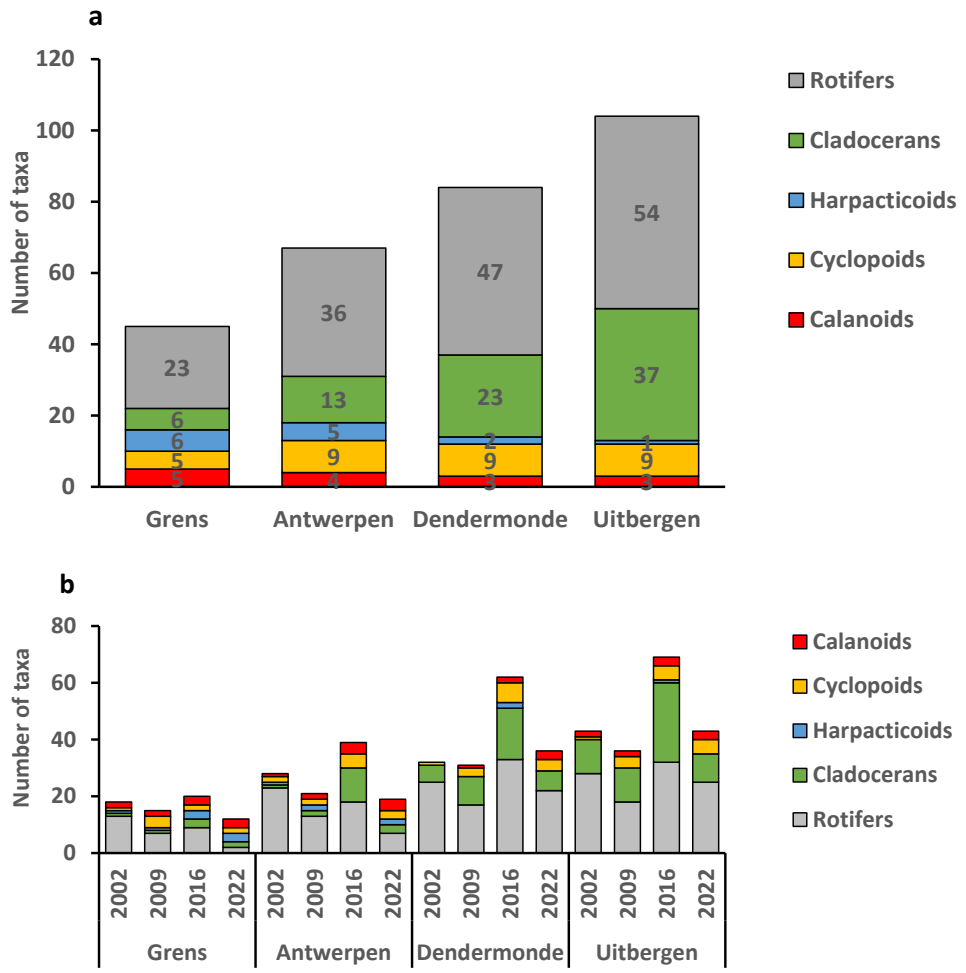
Figuur 6.49 Foto van a) de harpacticide *Tachidius discipes* en b) de rotifeer *Lecane Lunaris*.

Tabel 6.8 Taxonomische lijst van zoöplankton organismen waargenomen in 2002, 2009, 2016 en 2022 op de stations Grens, Antwerpen, Dendermonde en Uitbergen. Taxa voor het eerst geobserveerd in 2022 zijn in vet weergegeven.

Copepoda		Cladocera			Rotifera
Calanoida	*Acartia tonsa*	Cladocera	*Acroperus harpae*	Rotifera	*Anuraeopsis spp*
	Eudiaptomus gracilis		*Alona affinis*		*Asplanchna brightwellii*
	Eurytemora affinis		*Alona guttata*		*Asplanchna girodi*
	Eurytemora velox		*Alona quadrangularis*		*Asplanchna priodonta*
	Pseudodiaptomus marinus		*Alona rectangula*		Bdelloidea
	Temora longicornis		*Alonella sp*		*Brachionus angularis*
Cyclopoida	*Acanthocyclops americanus*		*Anchistropus emarginatus*		*Brachionus bidentatus*
	Cyclops strenuus		*Bosmina coregoni*		*Brachionus budapestinensis*
	Cyclops vicinus vicinus		*Bosmina longirostris*		*Brachionus calyciflorus*
	Diacyclops bicuspidatus		*Camptocercus rectirostris*		*Brachionus diversicornis*
	Eucyclops serrulatus		*Ceriodaphnia laticaudata*		*Brachionus leydigii*
	Eucyclops speratus		*Ceriodaphnia pulchella*		*Brachionus quadridentatus*
	Halicyclops neglectus		*Ceriodaphnia quadrangula*		*Brachionus rubens*
	Mesocyclops leuckarti		*Ceriodaphnia reticulata*		*Brachionus urceolaris*
	Metacyclops gracilis		*Chydorus sphaericus*		*Brachionus variabilis*
	Oithona cf *brevicornis*		*Daphnia cucullata*		*Cephalodella forficula*
	Paracyclops fimbriatus		*Daphnia galeata*		*Colurella spp*
	Paracyclops poppei		*Daphnia hyalina*		*Encentrum saundersiae*
	Thermocyclops crassus		*Daphnia longispina*		*Epiphanes spp*
	Thermocyclops oithonoides		*Daphnia magna*		*Euchlanis* cf *dilatata*
	Tropocyclops prasinus		*Daphnia obtusa*		*Filinia brachiata*
Harpacticoida	*Canthocamptus minutus*		*Daphnia pulex*		*Filinia longiseta*
	Canthocamptus staphylinus		*Diaphanosoma brachyurum*		*Filinia terminalis*
	Euterpina acutifrons		*Diaphanosoma orghidani*		*Gastropus hyptopus*
	Halectinosoma curticorne		*Disparalona leei*		*Harringia eupoda*
	Microarthridion littorale		*Disparalona rostrata*		*Hexarthra spp*
	Nitokra hibernica		*Eurycercus lamellatus*		*Kellicottia longispina*
	Nitokra lacustris		*Graptoleberis testudinaria*		*Keratella cochlearis*
	Paronychocamptus nanus		*Ilyocryptus agilis*		*Keratella cruciformis*
	Pseudobradya		*Ilyocryptus sordidus*		*Keratella quadrata*
	Tachidius discipes		*Leptodora kindtii*		*Keratella testudo*
			Leydigia acanthocercoides		*Keratella tropica*
			Leydigia leydigi		*Keratella valga*
			Macrothrix laticornis		*Lecane bulla*
			Moina brachiata		*Lecane closterocerca*
			Moina micrura		*Lecane decipiens*
			Monospilus dispar		*Lecane flexilis*
			Pleuroxus aduncus		*Lecane hamata*
			Pleuroxus truncatus		*Lecane inconspicua*
			Pleuroxus uncinatus		*Lecane ludwigii*
			Polyphemus pediculus		*Lecane luna*
			Pseudochydorus globosus		***Lecane lunaris***
			Scapholeberis mucronata		*Lecane tenuiseta*
			Sida crystallina		*Lepadella ovalis*
			Simocephalus exspinosus		*Lepadella patella*
			Simocephalus vetulus		*Lepadella rhomboides*
					Lophocharis salpina
					Notholca acuminata
					Notholca labis
					Notholca squamula
					Platyias quadricornis
					Pleurotrocha petromyzon
					Ploesoma hudsoni
					Polyarthra spp
					Pompholyx sulcata
					Rhinoglena frontalis
					Rotaria neptunia
					Synchaeta baltica
					Synchaeta bicornis
					Synchaeta oblonga
					Synchaeta pectinata
					Testudinella patina
					Trichocerca pusilla
					Trichocerca rattus
					Trichocerca similis
					Trichocerca tigris
					Trichotria tetractis

Drie soorten, die in 2002 aanwezig waren, maar in 2009 en 2016 waren verdwenen, werden in 2022 opnieuw waargenomen: de rotifeer *Lecane flexilis* (laatst waargenomen in Melle en Uitbergen in 2002), de cladoceer *Ilyocryptus sordidus* (laatst waargenomen bij Appels en Sint Onolfs in 2002) et de cyclopoide copepode *Thermocyclops crassus* (frequent aanwezig in 1996 en 2002). Ook blijkt dat de cladoceer *Diaphanosoma orghidani*, een soort afkomstig uit Centraal/Oost Europa, recentelijk de Schelde heeft gekoloniseerd.

Ruimtelijk gezien neemt de diversiteit toe in stroomopwaartse richting: het total aantal taxa is significant hoger in het zoetwater- dan in het breakwater traject (Figuur 6.50, $p < 0.05$)



Figuur 6.50 Aantal taxa) cumulatief over de 4 jaar en b) per jaar waargenomen op de verschillende stations.

6.5.4 Zoöplankton in de zijrivieren van de Schelde

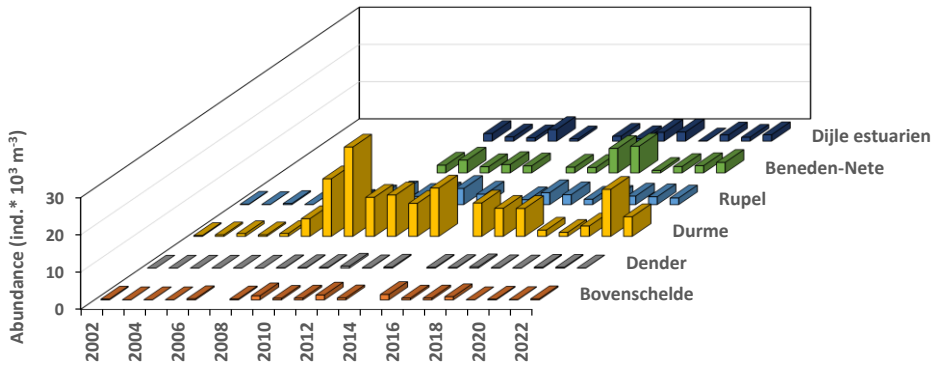
Het reeds eerder gerapporteerde patroon (Tackx et al., 2021) in de samenstelling van de zoöplankton-gemeenschap in de zijrivieren zet zich ook in 2022 voort. In de Durme, de Rupel, de Nete en de Dijle komen vooral calanoide copepoden voor, gedomineerd door *Eurytemora* spp. (Figuur 6.51a., Tackx et al., 2021). In 2022 is de abundantie van calanoiden in de Durme, wat gedaald t.o.v. de hoge waarde van $13{,}7 * 10^3$ ind. m^{-3}, geobserveerd in 2021.

Cyclopoiden komen vooral voor in de Denderen de Bovenschelde (Figuur 6.51b.). In 2021 en 2022 worden in de Dender opvallen lage abundanties genoteerd (< $4*10^3$ ind. m^{-3}), t.o.v. de maxima (tot $31*10^3$ ind. m^{-3}) in de periode 2017-2020 (Figuur 6.51b.).

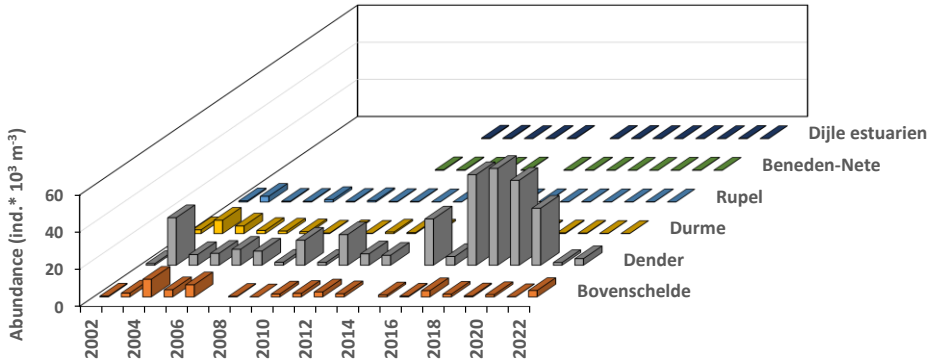
Cladoceren (Figuur 6.51c) komen vooral voor in de Dender en de Bovenschelde voor, en blijken dus geassocieerd met cyclopoiden. Ook cladoceren zijn in abundantie gedaald in 2021 en 2022 (< $11*10^3$ ind. m^{-3}) t.o.v. 2017-2020 (tot $40*10^3$ ind. m^{-3}).

Harpacticoiden zijn weinig abundant en volgen een meer gevarieerd patroon en zijn niet specifiek abundant voor één of andere zijrivier (Figuur 6.51d.).

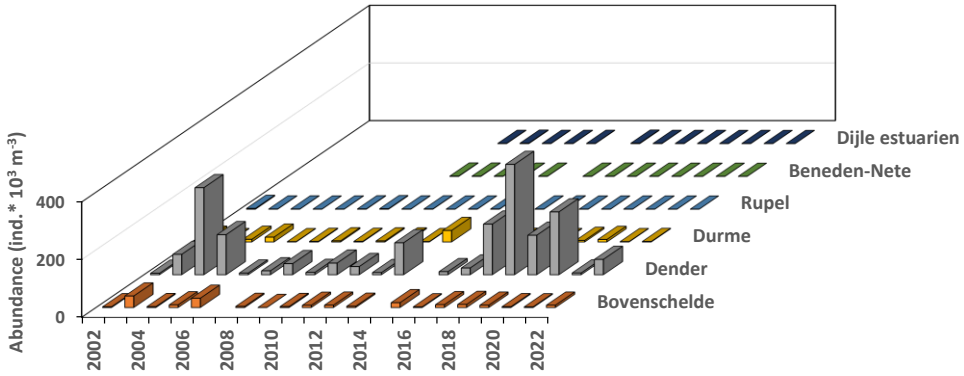
a) Calanoida adults + C5

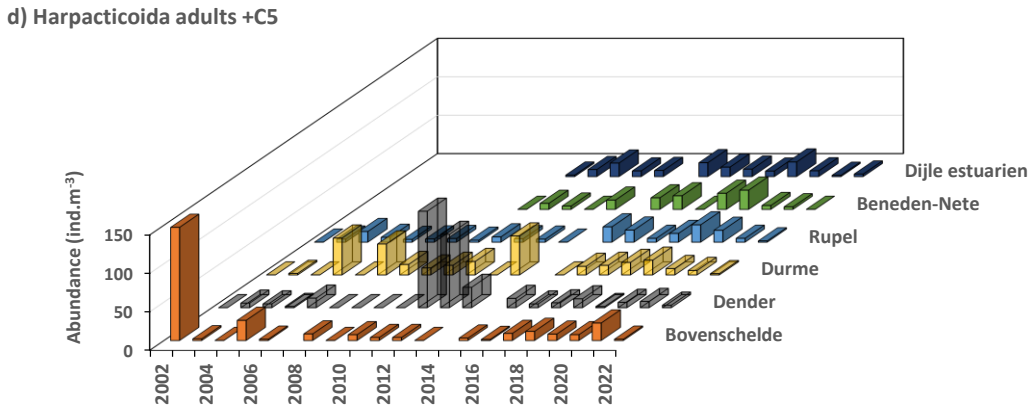


b) Cyclopoida adults + C5



b) Cladocera





Figuur 6.51 Abundantie van a) calanoide copepoden, b) cyclopoide copepoden, c) cladoceren en d) harpacticoide copepoden in de zijrivieren.

De omstandigheden die aanleiding geven tot een *calanoide* gedomineerde zoöplankton gemeenschap of een cyclopoide/cladoceren gedomineerde gemeenschap in de zijrivieren zijn in 2022 verder onderzocht. In Tackx et al. (2021) is uiteengezet dat, naast *E. affinis* een tweede soort, *E. velox* aanwezig is in de Schelde en de zijrivieren. Sinds vanaf 2018 onderscheid gemaakt wordt tussen deze beide soorten, is gebleken dat in de calanoiden gedomineerde zijrivieren (Durme en Rupel) *E. affinis* domineert, terwijl in de Dender, die cyclopoide/cladoceren gedomineerd is, *E. velox* de meest abundante van de twee *Eurytemora* soorten is en ook in de Bovenschelde *E. velox* ook vrij veel voorkomt.

Bovendien is gebleken dat de twee *Eurytemora* soorten voorkomen in verschillende types van systemen: de zoöplankton gemeenschap is veel abundanter (10 à 100x) in een '*E. velox'* type zijrivier dan in een '*E. affinis* type'. Het is ook opvallend dat de zijrivieren met *E. velox* niet estuarien zijn, in tegenstelling tot de Durme en het Rupel-stelsel. In Tackx et al. (2021) werd ook het vermoeden geuit dat verschillende nutriënt concentraties tussen deze zijrivieren de zoöplankton-gemeenschappen beïnvloeden.

Deze aspecten zijn in 2022 in detail onderzocht. Vooreerst werden de verschillen in abundantie van beide soorten in de verschillende zijrivieren statistisch getoetst via een Kruskal-Wallis ANOVA, gepaard met een post-hoc Dunn's tests (Dunn, 1964). Hierbij werden drie seizoenen beschouwd: lente (Maart-Mei), zomer (Juni-September) en winter (Oktober- Februari).

De abundantie van *E. affinis* is in alle seizoenen significant ($p < 0.05$) verschillend tussen Dender en Bovenschelde enerzijds en de andere zijrivieren anderzijds. Voor *E. velox* is er alleen in de lente een significant verschil tussen Dender, Bovenschelde en Durme, Rupel en Dijle. De Beneden - Nete neemt een intermediaire plaats in tussen de twee groepen (Tabel 6.9).

Tabel 6.9 Resultaat van de ANOVA analyse op de abundanties van *E. affinis* en *E. velox* in de verschillende zijrivieren.

Seasons	Stations	*E. affinis*	*E. velox*
Spring		4.307e-09	0.0005079
	Bovenscheldt	B	B
	Dender	B	B
	Durme	A	A
	Rupel	A	A
	Beneden-Nete	A	A
	Dijle	A	A
Summer		4.659e-11	0.02685
	Bovenscheldt	B	B
	Dender	B	B
	Durme	A	A
	Rupel	A	A
	Beneden-Nete	A	A
	Dijle	A	A
Winter		1.086e-09	0.3945
	Bovenscheldt	C	A
	Dender	C	A
	Durme	B	A
	Rupel	AB	A
	Beneden-Nete	AB	A
	Dijle	A	A

Om uit te maken welke omgevings factoren significant gerelateerd zijn aan de aan- of afwezigheid en de abundantie van *E. affinis* en *E. velox* werd een Generalized Linear Mixed Model (GLMM, Bolker et al., 2009) gebruikt. Hierbij wordt enerzijds via het Zero Inflation model de associatie tussen elk van de omgevingsfactoren en de probabiliteit van afwezigheid van elke soort getest, en daarnaast die met hun abundantie via het Conditional model. Details van de methode worden gegeven in de publikatie (Mouth et al., in voorbereiding).

Het conditional model wijst uit dat zuurstof concentratie negatief gerelateerd is aan het voorkomen van *E. affinis*, en positief aan dat van *E. velox*. Het is ook de enige factor die als significant naar voor komt voor *E. velox* in het Zero inflation model. We concentreren de discussie hier dan ook op deze factor.

E. affinis vertoont piek-abundanties rond de 7-8 mg L^{-1} O_2, terwijl de abundantie < 2. *ind*10^3 m^{-3} blijven bij O_2 > 10 mg L^{-1} (Figuur 6.52a.). *E. velox* abundantie daarentegen vertoont geen duidelijk patroon in functie van O2 concentratie: vrij hoge abundanties komen ook voor bij O_2 > 10 mg L^{-1} (Figuur 6.52b.).

Tabel 6.10 Resultaat van de General Linear Mixed Models (GLMM) analyse. Significantie codes: 0 '*'; 0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'; 0.1 ' ' 1. Het Zero-Inflation model schat de probabiliteit van afwezigheid, zodat een positive correlatie (estimate) een hogere kans op afwezigheid betekent. Dit in tegenstelling tot het conditioneel model, waar een positieve estimate een hogere abundantie vertegenwoordigt.**

E. affinis

Formula:

E..aff~BSi+Cl+O_2+pH+SiO_2+POM+(1+Chla|Season)

Zero inflation:~BSi+Cl+Q10+NH_4-N+O_2+SiO_2+TEMP+PIM+N/P Data: EURYF

Predictor	Estimate	Std. Error	Z value	P value(<|z|)
Zero-Inflation model				
AIC=2550.1				
(Intercept)	-12.6401	2.8791	-4.390	1.13e-05 ***
BSi	1.7306	1.0240	1.690	0.09101 .
Cl	-22.4799	5.6573	-3.974	7.08e-05 ***
Q10	-0.2973	0.2724	-1.091	0.27511
NH_4-N	0.5128	0.3982	1.288	0.19779
O_2	1.3437	0.4323	3.108	0.00188 **
SiO_2	1.1757	0.6331	1.857	0.06332 .
T (°C)	-0.6571	0.5474	-1.200	0.22995
PIM	-5.1173	1.8835	-2.717	0.00659 **
N/P	-1.2640	0.5079	-2.489	0.01283 *
Conditional model				
(Intercept)	6.9017	0.3107	22.210	< 2e-16 ***
BSi	0.7740	0.2544	3.042	0.00235 **
Cl	-0.2586	0.1439	-1.797	0.07231 .
O_2	-0.9115	0.2158	-4.224	2.4e-05 ***
pH	0.9323	0.2186	4.265	2.0e-05 ***
SiO_2	0.3423	0.2349	1.457	0.14500
POM	-0.4312	0.2300	-1.875	0.06080 .

E. velox

Formula:

E..vel~Chla+Q10+TEMP+POM+(1|Season)

Zero inflation:~BSi+Chla+Cl+Q10+NH_4-N+O_2+SiO_2+TEMP+POM+PIM+N/P Data: EURYF

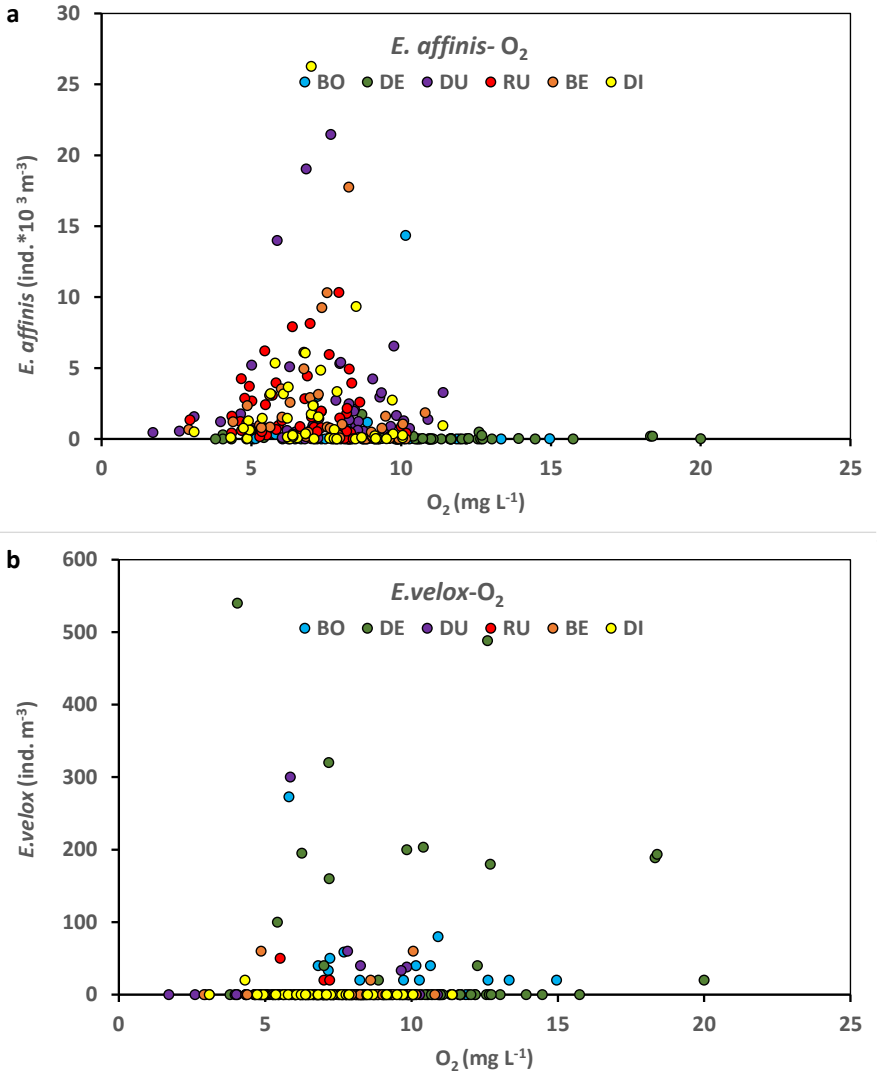
Predictor	Estimate	Std, Error	Z value	P value(<|z|)
Zero-Inflation model				
AIC=474.2				
(Intercept)	1.9812	0.3354	5.906	3.5e-09 ***
BSi	-0.1956	0.5779	-0.338	0.73507
Chl*a*	-0.1670	0.3508	-0.476	0.63402
Cl	0.6033	0.7014	0.860	0.38974
Q10	0.1626	0.3256	0.499	0.61757
NH_4-N	-0.3211	0.3209	-1.001	0.31697
O_2	-0.9574	0.3456	-2.770	0.00561 **
SiO_2	0.1235	0.3736	0.331	0.74095
T (°C)	-0.9273	0.4808	-1.929	0.05376 .
POM	1.3134	1.2155	1.081	0.27992
PIM	-1.3657	1.3777	-0.991	0.32155
N/P	0.2937	0.3218	0.913	0.36148
Conditional model				
(Intercept)	4.434665	0.205579	21.572	< 2e-16 ***
Chl*a*	-0.002561	0.127267	-0.020	0.983945
Q10	-0.894043	0.211875	-4.220	2.45e-05 ***
T (°C)	-0.243987	0.247384	-0.986	0.324000
POM	-0.966780	0.265897	-3.636	0.000277 ***

Zuurstofconcentratie in het water wordt beïnvloed door de temperatuur, de primaire productie en de heterotrofe activiteit. Deze laatste is gerelateerd aan de organisch materiaal concentratie.

We zien in alle zijrivieren logischerwijs een daling van de O_2 concentratie met temperatuur, behalve in de Dender en in mindere mate in de Bovenschelde, waar bij hogere temperaturen hogere O_2 concentraties voorkomen (Figuur 6.53a.).

Is deze hoge zuurstof concentratie te wijten aan primaire productie? Tijdens het groeiseizoen (temperatuur > 12°C) is er wel degelijk een positieve relatie tussen Chl*a* (maat voor fytoplankton biomassa) en O_2 concentratie in de Dender, de Bovenschelde en, in mindere mate, in de Beneden-Nete (Figuur 6.53b.). De hoogste *E. velox* abundanties en aantal aanwezigheden worden geobserveerd in de zijrivieren met de sterkste correlatie tussen Ch*a* en O_2, dus waar de primaire productie de zuurstofconcentratie het meest beïnvloedt (Figuur 6.53).

Wanneer we de concentratie aan particulair organisch materiaal (POM) beschouwen als maat voor de zuurstof consumptie, dan zien we dat in de Durme, waar de hoogste *E. Affinis* abundanties voorkomen, de concentratie aan POM hoger is dan in de andere zijrivieren, en dat dit overeenkomt met zuurstof concentraties die niet boven de 10 mg L^{-1} uitstijgen (Figuur 6.53c.).



Figuur 6.52 Abundantie van a) *E. affinis* en b) *E. velox* in functie van zuurstofconcentratie (O_2) in de zijrivieren.

De Durme wordt weinig gevoed met aanvoer uit het stroombekken, en is dus eigenlijk een 'lagune' waar het Schelde getij binnen- en buitengaat. Als dusdanig heeft de Durme van alle zijrivieren het meest 'estuarien' karakter, en zijn de POM concentraties er vergelijkbaar met die in het estuarium (OMES data).

E. affinis ontwikkelt zich dus het best in milieus met een estuarien karakter, waar hoge concentraties in particulair organisch materiaal worden in stand gehouden door getijde turbulentie, met als gevolg een belangrijke de zuurstofconsumptie en vrij lage zuurstofconcentraties. Het is eigenaardig dat *E. affinis* bij zuurstof concentraties > 10 mg L^{-1} kennelijk minder goed gedijt, terwijl in het verleden juist is gebleken dat deze soort minstens 5 mg L^{-1} O_2 nodig heeft om zich te kunnen ontwikkelen (Mialet et al., 2010; Chambord et al., 2016). Deze euryhaline soort blijkt dus tevens steno- tolerant voor zuurstof concentratie.

E. velox, daarentegen, is niet gehinderd door hoge zuurstofconcentraties. De Dender, waar deze soort zich het sterkst ontwikkelt, is niet onderhevig aan de getijden en heeft lage POM concentraties, waardoor de invloed van de fytoplankton primaire productie domineert over de zuurstofconsumptie en temperatuursinvloed. Dit resulteert in hoge zuurstof concentraties.

Tabel 6.11 Abundantie van *E. velox,* aantal stalen met aanwezigheid, correlatiecoëfficiënt tussen Ch*a* concentratie en O_2 concentratie (r, Spearman Rank) en significantie van de correlatie voor de verschillende zijrivieren. Significante p waarden zijn in rood aangegeven.

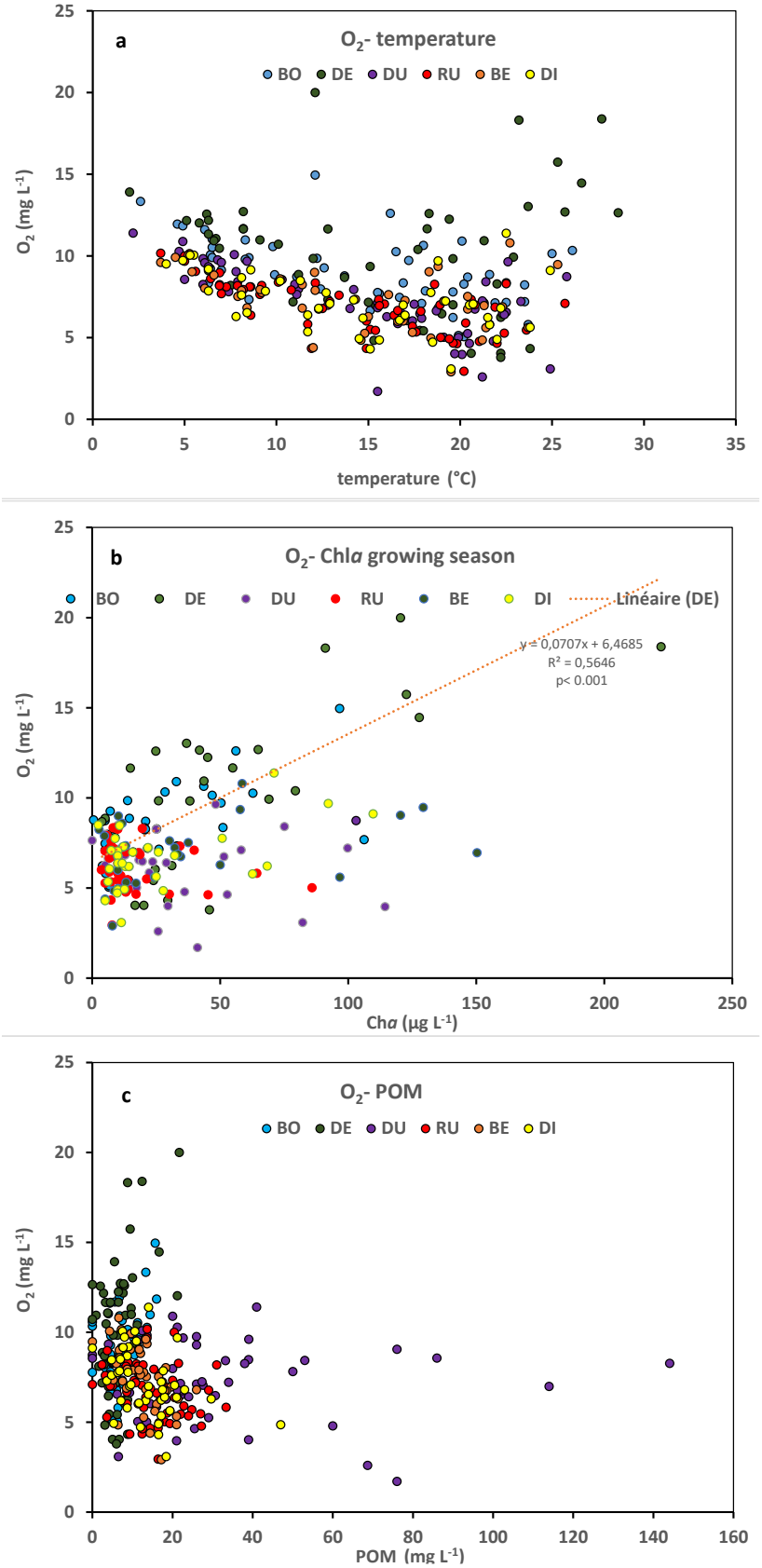
Tributary	Mean *E. velox* abundance (ind. m^{-3})	Nb. Obs. *E.velox*	r	p
DE	129	16	0,634	<0.001
BO	21	13	0,607	<0.001
DU	9	2	-0,18	0,284
RU	2	3	-0,0867	0,008
BE	3	2	0,429	0.018
DI	1	1	-0,179	0,255

Er dient te worden opgemerkt dat de spatio-temporele verdeling van de twee soorten niet exclusief is. In de Bovenschelde bijvoorbeeld, die eveneens niet estuarien is, komt *E. velox* vrij veel voor, maar is *E. affinis* nog altijd de dominate soort. In hoeverre dit kan verklaard worden door de andere significante factoren wordt momenteel verder geanalyseerd en de resultaten zullen verder verwerkt worden in de publikatie (Mouth et al., 2023).

6.5.5 Conclusie

De reeds eerder gemelde afname van zoöplankton abundantie in het brakwater traject zet zich ook in 2022 voort, en sinds 2021 neemt ook de abundantie van zoöplankton in het zoetwatertraject af. Niet alleen de dominante copepode E. affinis, maar bijna alle taxa nemen in abundantie af. Voor het brakwatergebied lijken lage debieten en hoge chloriniteit deze veranderingen in de laatste jaren grotendeels te verklaren. In dit geval zijn de recente waarnemingen niet uitzonderlijk, ze liggen gewoon in de lijn van de relatie zoöplankton abundantie-debiet-chloriniteit die zich manifesteert doorheen de OMES-waarnemingen 1996-2002. In dit geval stelt zich de vraag in hoeverre toekomstige klimaat-gerelateerde veranderingen in het debietspatroon de zoöplankton abundantie en biodiversiteit zullen beïnvloeden. Beleidsmatig is het dus in dit opzicht van belang de debieten in de Schelde in de mate van het mogelijke op peil te houden.

Enkele van de waarnemingen vallen echter niet binnen dit patroon, zodat hoewel waarschijnlijk ook andere factoren een rol spelen. Voor het zoetwatergebied is het afwachten of de afnemende trend in zoöplankton abundantie zich voortzet om onderliggende factoren terdege te kunnen bestuderen.



Figuur 6.53 O_2 concentratie in functie van a) temperatuur, b) Chla concentratie (groeiseizoen, de lineaire regressive is enkel voor de Dender weergegeven) en c) particulair organisch material concentratie (POM).

De aangevulde zoöplankton inventaris van het Schelde estuarium vertegenwoordigt een patrimoniaal gegeven dat vrij zeldzaam is voor estuaria op wereldvlak. De gegevens suggereren aan dat de zoöplankton diversiteit zich na een periode van afname (2002- 2016) momenteel herstelt. De rapportering die in dit verslag is gemaakt van de basisgegevens (aantal taxa) wordt momenteel verder geanalyseerd in meer detail. Hierbij wordt naast deze α diversiteit (aantal taxa) ook gekeken naar de β diversiteit (verschillen in diversiteit tussen de stations, en veranderingen in de loop van de tijd). Hierbij wordt nagegaan in welke mate deze veranderingen te maken hebben met een substantieel andere soortensamenstelling tussen twee stations/jaren (turnover), dan wel of de ene dataset een subset is van de andere (nestedness). Naar beleid toe laat dit onderscheid in principe toe om keuzes te maken over de te restaureren/beschermen lokaties; bij nestedness wordt bij voorkeur de rijkste site beschermd/gerestaureerd; bij turnover houdt en er rekening mee dat de verschillende sites elk een eigen waarde hebben, met gelijkaardig belang. In een estuarien systeem, met continu debiet en getijbeweging, vormen deze beschouwingen een uitdaging. Deze analyses zijn grotendeels voltooid voor 1996, 2002 en 2016, wij geven er de voorkeur aan om de nieuwe 2022 resultaten in deze analyse te betrekken alvorens deze te rapporteren en te verwerken tot publicatie (Bernard et al., in voorbereiding).

De doorgedreven statistische analyse op de distributie twee *Eurytemora* soorten heeft aangetoond dat deze twee soorten eigenlijk als 'marker' kunnen beschouwd worden voor het functioneren van het ecosysteem: *E. affinis* voor estuariene systemen, rijk aan organisch materiaal, met vrij zuurstofconcentraties beneden 10 mg L-1, en *E. velox* voor zuurstofrijkere, systemen met meer invloed van de fytoplankton primaire productie. We weten dat de zoöplankton abundantie in deze laatste systemen hoger is dan in de estuariene. Hier ook zal het interessant zijn om de diversiteit in beschouwing te nemen.

7 Conclusie

Na een reeks droge zomers, kende 2021 een gemiddeld nattere zomer, met in juli een stevig piekdebiet. Dit had een invloed op de waterkwaliteit en zorgde bij verschillende parameter voor een trendbreuk: veel instroom van stikstofgerelateerde parameters en minder accumulatie van zwevende stof. 2022 sloot echter weer aan bij de rij zeer droge zomers van 2017 – 2020, wat ook duidelijk sporen naliet in de waterkwaliteit.

Een eerste, onmiddellijke gevolg van het zeer lage zomerdebiet in 2022 was het terug opschuiven van de zoutgrens. Sinds 2009 trekt zout in de zomer dieper het estuarium in: het getij lijkt aan invloed te winnen op het zoetwaterdebiet. Vooral bij droge zomers werd dit effect verder versterkt. Na enkele droge jaren met sterk oprukkende verzilting, was dankzij het piekdebiet in juli 2021 de zoete zone terug volledig zoet en de oligohaliene zone terug oligohalien. De lage zomerdebieten in 2022 hebben echter deze verzoeting terug ongedaan gemaakt. Ook zien we dat het chloridegehalte te Dendermonde terug sterker afhankelijk is van afwaartse concentraties, en niet louter afhankelijk van de input van opwaarts. Dit wijst erop dat de toegenomen invloed van getij ten opzichte van debiet die sinds 2009 optreedt, ook in 2022 wordt waargenomen.

Sinds 2009 gingen lage debieten gepaard met sterke toename van het zwevende stof gehalte in de regio Dendermonde. Hoewel 2022 zeer lage zomerdebieten kende, werd echter geen sterke stijging van zwevende stof vastgesteld, dit in tegenstelling tot andere recente droge zomers. Sinds 2009 leek het erop dat de Zeeschelde in een nieuwe toestand was verzeild, met een verhoogde gevoeligheid voor zwevende stof bij lage debieten. De zwevende stof gehaltes in 2022 typeerden echter de periode van voor 2009, en niet de verhoogde waarden van de periode 2009-2020. De oorzaak hiervoor wordt verder onderzocht. Hopelijk brengen de data van 2023 meer duidelijkheid. Mogelijk had het piekdebiet van 2021 een zodanige uitspoeling van zwevende stof veroorzaakt, dat de effecten ervan doorwegen tot in de droge zomer van 2022. Andere hypothese is een gewijzigde bagger- en dumpstrategie. In het kader van de toekomstige werken aan de Oosterweeltunnel werd slibrijke specie meer afwaarts gestort. Dit resulteerde potentieel in een afname van het opwaarts slibtransport en de opwaartse accumulatie van zwevende stof, ondanks de zeer lage zomerdebieten.

Zwevende stof heeft een grote invloed op de algemene waterkwaliteit: ze bepaalt de hoeveelheid licht die kan doordringen in de waterkolom, en zo de bloei van fytoplankton (= algen). 2022 kende geen sterke vertroebeling, maar wel lage debieten en dus lange verblijftijd. Onder deze omstandigheden zou een sterke algenbloei verwacht worden, gegeven de hoge concentraties aan nutriënten. Echter, 2022 kende slechts een matige bloei. Waarom de bloei niet sterker was, is nog onduidelijk.

Ook het zoöplankton (= dierlijke plankton) gaat achteruit. In het brakke was dit al enkele jaren gaande, nu neemt het ook in het zoete af. Niet alleen de dominante copepode E. affinis, maar bijna alle taxa nemen in abundantie af.

De reeds eerder gemelde afname van zoöplankton abundantie in het brakwater traject zet zich ook in 2022 voort, en sinds 2021 neemt ook de abundantie van zoöplankton in het zoetwatertraject af. Niet alleen de dominante copepode E. affinis, maar bijna alle taxa nemen in abundantie af. Voor het brakwatergebied lijken lage debieten en hoge chloriniteit deze veranderingen in de laatste jaren grotendeels te verklaren. In dit geval zijn de recente waarnemingen niet uitzonderlijk, ze liggen gewoon in de lijn van de relatie zoöplankton abundantie-debiet-chloriniteit die zich manifesteert doorheen de OMES-waarnemingen 1996-2002. In dit geval stelt zich de vraag in hoeverre toekomstige klimaat-gerelateerde veranderingen in het debietspatroon de zoöplankton abundantie en biodiversiteit zullen beïnvloeden. Beleidsmatig is het dus in dit opzicht van belang de debieten in de Schelde in de mate van het mogelijke op peil te houden.

Enkele van de waarnemingen vallen echter niet binnen dit patroon, zodat hoewel waarschijnlijk ook andere factoren een rol spelen. Voor het zoetwatergebied is het afwachten of de afnemende trend in zoöplankton abundantie zich voortzet om onderliggende factoren terdege te kunnen bestuderen.

De aangevulde zoöplankton inventaris van het Schelde estuarium vertegenwoordigt een patrimoniaal gegeven dat vrij zeldzaam is voor estuaria op wereldvlak. De gegevens suggereren aan dat de zoöplankton diversiteit zich na een periode van afname (2002- 2016) momenteel herstelt. De rapportering die in dit verslag is gemaakt van de basisgegevens (aantal taxa) wordt momenteel verder geanalyseerd in meer detail. Hierbij wordt naast deze α diversiteit (aantal taxa) ook gekeken naar de β diversiteit (verschillen in diversiteit tussen de stations, en veranderingen in de loop van de tijd). Hierbij wordt nagegaan in welke mate deze veranderingen te maken hebben met een substantieel andere soortensamenstelling tussen twee stations/jaren (turnover), dan wel of de ene dataset een subset is van de andere (nestedness). Naar beleid toe laat dit onderscheid in principe toe om keuzes te maken over de te restaureren/beschermen lokaties; bij nestedness wordt bij voorkeur de rijkste site beschermd/gerestaureerd; bij turnover houdt en er rekening mee dat de verschillende sites elk een eigen waarde hebben, met gelijkaardig belang. In een estuarien systeem, met continu debiet en getijbeweging, vormen deze beschouwingen een uitdaging. Deze analyses zijn grotendeels voltooid voor 1996, 2002 en 2016, wij geven er de voorkeur aan om de nieuwe 2022 resultaten in deze analyse te betrekken alvorens deze te rapporteren en te verwerken tot publicatie (Bernard et al., in voorbereiding).

De doorgedreven statistische analyse op de distributie twee Eurytemora soorten heeft aangetoond dat deze twee soorten eigenlijk als ‘marker’ kunnen beschouwd worden voor het functioneren van het ecosysteem: E. affinis voor estuariene systemen, rijk aan organisch materiaal, met vrij zuurstofconcentraties beneden 10 mg L-1, en E. velox voor zuurstofrijkere, systemen met meer invloed van de fytoplankton primaire productie. We weten dat de zoöplankton abundantie in deze laatste systemen hoger is dan in de estuariene. Hier ook zal het interessant zijn om de diversiteit in beschouwing te nemen.

8 Referenties

- Abreu, P. C., Marangoni, J., & Odebrecht, C. (2017). So close, so far: differences in long-term chlorophyll a variability in three nearby estuarine-coastal stations. Marine Biology Research, 13(1), 9-21
- Amadei Martínez L, Dasseville R., Daveloose I., Verstraete T., Azémar F., Sossou A.C., Tackx M., Maris T., Meire P., Sabbe K. & Vyverman W., In prep. Long-term phytoplankton dynamics in the Zeescheldt estuary (Belgium) reflect the interactive effects of de-eutrophication and altered hydrodynamics.
- Appeltans W., Hannouti A., K. Van Damme S., Soetaert K., Van Thomme R. & Tackx M., 2003. Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). The distribution of Eurytemora affinis: Effect of oxygen? J. Plankton Res. 25: 1441–1445.
- Bakker C & Vegter F, 1978. General tendencies of phyto-and zooplankton development in two closed estuaries (Lake Veere and Lake Grevelingen) in relation to an open estuary (Eastern Scheldt) (SW Netherlands). Hydrol. Bull.12: 226-245.
- Bas, D., K . Buis., T.J.S. Cox, K. De Schamphelaere, T. Maris, P. Meire (2020). Microphytobenthos in
- Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.17680566
- Breine J., Galle L., Lambeens I, Maes Y, Terrie T. & Van Thuyne G., 2020. Monitoring van de visgemeenschap in het Zeeschelde-estuarium. Ankerkuilcampagnes 2019. Rapporten
- Breine J., Maes, J., Ollevier, F. & Stevens, M. , 2011. Fish assemblages across a salinity gradient in the Zeeschelde estuary (Belgium). Belgian Journal of Zoology 141: 21-44.
- Chambord S., Maris T., Colas F., Van Engeland T., Sossou A.C., Azémar F., Le Coz M., Cox T., Buisson L., Souissi S., Meire P & Tackx M., 2016. Mesozooplankton affinities in a recovering freshwater estuary. Est. Coast. Shelf Sci.177: 47-59.
- Cloern JE, Grenz C, Vidergard-Lucas L (1995) An empirical model of the phytoplankton chlorophyll: carbon ratio-the conversion factor between productivity and growth rate. Limnol. Oceanogr. 40(7): 1313-1321.
- Cox, T.J.S.; Maris, T.; Soetaert, K.; Conley, D.J.; Van Damme, S.; Meire, P.; Middelburg, J.J.; Vos, M.; Struyf, E. (2009). A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. Biogeosciences 6(12): 2935-2948
- Daggers, T. D., Kromkamp, J. C., Herman, P. M. J., & van der Wal, D. (2018). A model to assess microphytobenthic primary production in tidal systems using satellite remote sensing. Remote Sensing of Environment, 211(June 2017), 129–145. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.03.037
- Devreker D, Souissi S., Molinero JC & Nkubito F. 2008., Tradeoffs of the copepod Eurytemora affinis in mega-tidal estuaries: insights from high frequency sampling in the Seine estuary. J. Plankton Res. 30: 1329-1342.
- DRL (2003). Sediview Procedure Manual. Draft V3 Issue.
- Dur G., Souissi S.,. Schmitt F. G., Cheng S-H & Hwang J-S., 2012. Sex Ratio and mating behavior in the calanoid copepod Pseudodiaptomus Annandalei. Zoological Studies 51: 589-597.
- Fockedey N. & Mees J., 1999. Feeding of the hyperbenthic mysid Neomysis integer in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries. Journal of Marine Systems 22: 207-228.

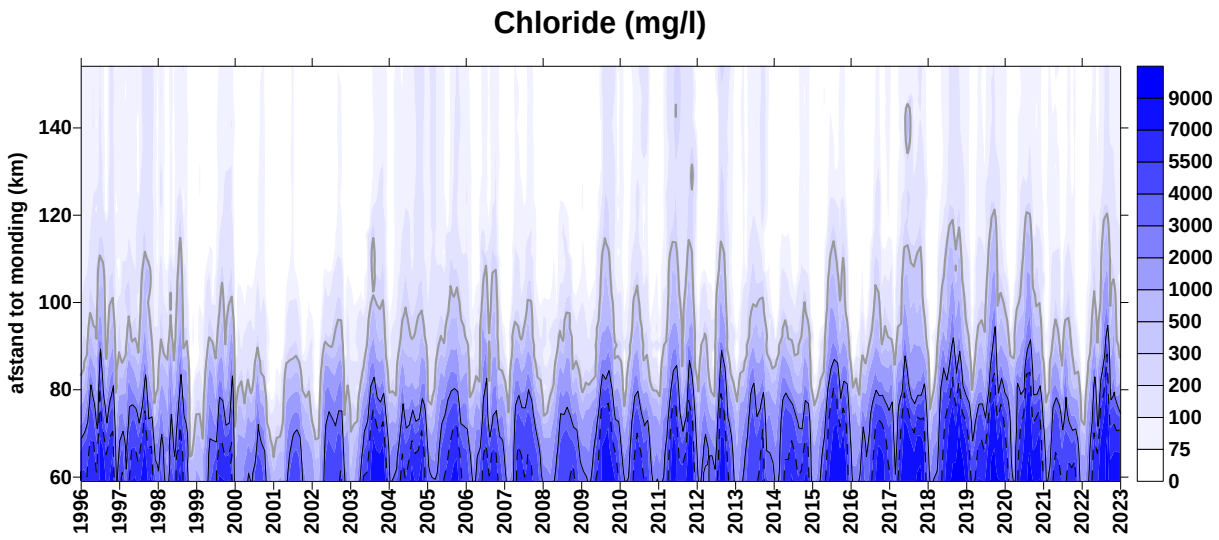
- Forster, R. M., & Kromkamp, J. C. (2004). Modelling the effects of chlorophyll fluorescence from subsurface layers on photosynthetic efficiency measurements in microphytobenthic algae. Marine Ecology Progress Series. https://doi.org/10.3354/meps284009
- Frankignoulle M., Bourge I, Wollast R (1996) Atmospheric CO2 fluxes in a highly polluted estuary (the Scheldt). Limn. & Oceanogr. 41(2): 365-369.
- Gasmi S., Ferval M., Pelissier C., D'Amico F., Maris T., Tackx M. & Legal L., 2014. Genetic diversity among the Eurytemora affinis species complex in the Scheldt estuary and its tributaries using ISSR-PCR marker assay. Est. Coast. Shelf Sci.145: 22-30.
- Geider RJ (1987) Light and Temperature Dependence of the Carbon to Chlorophyll a Ratio in Microalgae and Cyanobacteria: Implications for Physiology and Growth of Phytoplankton. The New Phytologist 106(1): 1-34.
- Hirst AG, Bonnet D, Conway DVP, Kiørboe T., 2010. Does predation control adult sex ratios and longevities in marine pelagic copepods? Limnol Oceanogr 55: 2193-2206
- IMDC (2016). Monitoringprogramma Flexibel Storten. Multivariate analyse van metingen van sedimentconcentratie in de Zeeschelde. I/RA/11353/15.228/THL.
- Jesus, B., Mendes, C. R., Brotas, V., & Paterson, D. M. (2006). Effect of sediment type on microphytobenthos vertical distribution: Modelling the productive biomass and improving ground truth measurements. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 332(1), 60–74. https://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2005.11.005
- Jirotkul M., 1999. Operational sex ratio influences female preference and male-male competition in guppies. Anim. Behav. 58: 287-294.
- Johnson K.E., Perreau, L., Charmantier G., Charmantier-Daures M. & Lee C.E., 2014. Without Gills: Localization of Osmoregulatory Function in the Copepod Eurytemora affinis. Physiological and Biochemical Zoology 87: 310-324.
- Keller K, Morel FMM (1999) A model of carbon isotopic fractionation and active carbon uptake in phytoplankton. Mar. Ecol. Prog. Ser. 182: 295-298
- Kiørboe T & Bagøien E., 2005. Motility patterns and mate encounter rates in planktonic copepods. Limnol. Oceanogr. 50: 1999-2007.
- Kiørboe T., 2006. Sex, sex-ratio and the dynamics of copepod populations. Oecologia 148: 40-50.
- Kromkamp, J. C., de Brouwer, J. F. ., Blanchard, G. F., Forster, R. M., & Creach, V. (2003). Functioning of Microphytobenthos in Estuaries. In Proceedings of the Colloquium (Vol. 83, Issue 1). https://doi.org/10.1086/586980
- Lasley-Rasher RS & Yen J., 2012. Predation risk suppresses mating success and offspring production in the coastal marine copepod, Eurytemora herdmani. Limnol Oceanogr 57: 433-440.
- Lee C. E., 1999. Rapid and repeated invasions of fresh water by the saltwater copepod Eurytemora affinis. Evolution 53: 1423-1434.
- Lee C.E. & Bell M.A., 1999. Causes and consequences of recent freshwater invasions by saltwater animals. Trends in ecology & evolution 14: 284-288.
- Lee C.E. & Petersen C.H., 2003. Effects of developmental acclimation on adult salinity tolerance in the freshwater-invading copepod Eurytemora affinis. Chicago University press, 193.054.110.052.
- Lee, C.E., Kiergaard, M., Gelembiuk, G.W., Eads, B.D. & Posavi, M., 2011. Pumping ions: rapid parallel evolution of ionic regulation following habitat invasion. Evolution 65-8: 2229-2244.
- Lee, C.E., Moss, W.E., Olson, N., Fongching, K., Chang, C.Y-M. & Johnson K.E., 2013. Feasting in fresh water: impacts of food concentration on freshwater tolerance and the evolution of food 3 salinity response during the expansion from saline into fresh water habitats. Evolutionary Applications: 673-687.
- Lee, C.E., Remfert, J.L. & Gelembiuk, G.W., 2003. Evolution of physiological tolerance and performance during freshwater invasions. Integr. Comp. Biol. 43: 439-449.

- Lewis P. D. E. and Wallace D. W. R. (2006) MS Excel Program Developed for CO2 System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
- Lionard, M., Muylaert, K., Tackx, M., & Vyverman, W. (2008). Evaluation of the performance of HPLC–CHEMTAX analysis for determining phytoplankton biomass and composition in a turbid estuary (Schelde, Belgium). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76(4), 809-817.
- M. Lionard, K. Muylaert, A. Hanoutti, T. Maris, M. Tackx, W. Vyverman 2008. Inter-annual variability in phytoplankton summer blooms in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary (Belgium). Estuar. Coast Shelf Sci., 79: 694-700
- Maes J., Tackx M. & Soetaert K. 2005. The predation impact of juvenile herring Clupea harengus and sprat Sprattus sprattus on estuarine zooplankton. Hydrobiologia 540: 225-235.
- Maris T., Meire P. 2018. OMES rapport. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 017-R206. Universiteit Antwerpen.
- Maris, T., D. Horemans & Meire P., 2020. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2019. ECOBE 019-R244. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Menden-Deuer, S. & Lessard, E. J. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. Limnology and Oceanography 45, 569-579.
- Mertens, A., Van Braeckel, A., Van Ryckegem G., Vanoverbeke, J (2022). Ecotopenkaart_INBO.gdb.
- Mialet B., Azémar F., Maris T, Sossou C., Ruiz P., Lionard M., Van Damme S. Lecerf A., Muylaert K., Toumi N. & Tackx M., 2010. Spatial spring distribution of the copepod Eurytemora affinis (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium). Est. Coast. Shelf Sci. 88: 116-124.
- Mialet B., Gouzou J., Azémar F., Maris T., Sossou C. Toumi N., Van Damme S., Meire P. & Tackx M., 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). Est. Coast. Shelf Sci. 93:47-57.
- Minguez J., Maris T., Tackx M., Gers C., Meire P & Legal L., 2020. Genetics of the estuarine copepod Eurytemora affinis with regard to improving water quality. Est. Coast. Shelf Sci. 246: 107037.
- RD Instruments (2001). WinRiver User's Guide: International version. P/N 957-6171-00.
- Soetaert K. & Van Rijswijk P., 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 97: 47-59.
- Souissi A., Souissi S., Devreker D., Hwang J-S., 2009. Occurence of intersexuality in a laboratory culture of the copepod Eurytemora affinis from the Seine estuary (France). Marine Biology 157; 851-861.
- Tackx M. & Polk P., 1982. Feeding of Acartia tonsa Dana (Copepoda, Calanoida) on nauplii of Canuelle perplexa T&A Scott (Copepoda, Harpacticoida) in the sluice dock at Ostend. Hydriobiologia 94: 131-133.
- Tackx M. L. M., Herman P. J. M, Gasparini, S, Irigoien X., Billiones R., Daro M. H., 2003. Selective feeding of Eurytemora affinis (Copepoda, calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. Est. Coast. Shelf Sci. 56: 305-311.
- Tackx M., Sossou C., Amblas W., Azémar F. & Ovaert J., 2020. Rapport Perceel nr 6 : micro- en mesozoöplankton. In: Maris, T., D. Horemans & P. Meire, 2020. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2019. ECOBE 019-R244. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Tackx M., Sossou C., Azémar F. & Ovaert J. 2019. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu.
- Tackx M., Sossou C., Ovaert J. & Azémar F. 2018. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Rapport 2017. Perceel nr6: micro-en mesozoöplankton. 17pp.

- Tackx M., Sossou, C., Amblas, W., Azémar, F. & Ovaert, J., 2019. Rapport Perceel nr 6 : micro- en mesozoöplankton. In: Maris, T., D. Horemans & P. Meire, 2019. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2018. ECOBE 019-R244. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- UNESCO (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. Technical Papers in Marine Science, 44.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen, 9(1), 1-38.
- Van de Meutter F., Van Ryckegem G., Vanoverbeke J., Van Braeckel A., Van den Bergh E., Speybroeck, J.2019. Hyperbenthos in de Zeeschelde: toestand, verspreiding, seizoenale variatie en belangrijke sturende factoren van een nieuwe belangrijke schakel in het voedselweb. Begeleidende nota Hyperbenthos onderzoek in aanvulling op Engelstalig wetenschappelijk artikel under peer-review bij Estuarine & Coastal Shelf Science. https://pureportal.inbo.be., geconsulteerd 05 04 2020.
- Van den Meersche K, Van Rijswijk P, Soetaert K, Middelburg JJ (2009) Autochthonous and allochthonous contributions to mesozooplankton diet in a tidal river and estuary: Integrating carbon isotope and fatty acid constraints. Limnol. Oceanogr. 54(1): 62–74.
- Van Der Wal, D., Herman, P. M. J., Forster, R. M., Ysebaert, T., Rossi, F., Knaeps, E., Plancke, Y. M. G., & Ides, S. J. (2008). Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: Response to microphytobenthos and environment. Marine Ecology Progress Series. https://doi.org/10.3354/meps07535
- Van Ginderdeuren K, Van Hoey G., Vincx M. & Hostens K., 2014. The mesozooplankton community of the Belgian shelf (North Sea) Journal of Sea Research 85: 48–58.
- Van Heukelem, L., & Thomas, C. S. 2001. Computer-assisted high-performance liquid chromatography method development with applications to the isolation and analysis of phytoplankton pigments. Journal of Chromatography 910, 1, 31-49.
- Van Höffen E, 1917. Die niedere Tierwelt des frieschen Haffs. Sber. Ges. naturf. Freunde Berl. 73: 113-223.
- Vandenbruwaene W., Thant S., Michielsen S., Van de Moortel I., Brackx M., Hertoghs R., Claeys S., Plancke Y., Vereecken H., Meire D., Deschamps M. & Mostaert F. (2020). Monitoring Effecten Ontwikkelingsschets (MONEOS) - Jaarboek monitoring 2019: Factual data rapportage van monitoring waterbeweging en fysische parameters in het Schelde estuarium in 2019. Waterbouwkundig Laboratorium, WL rapporten PA047_9, versie 4.0.
- Vineetha G., Madhu N.V., Kusum K. K. & Sooria P. M., 2015. Seasonal dynamics of the copepod community in a tropical monsoonal estuary and the role of sex ratio in their abundance pattern. Zoological Studies 54:54.
- Weiss RF (1974) Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. Mar. Chem. 2: 203-215.
- Winkler G., Martineau C., Dodson J.J., Vincent W.F., Johnson L.E., 2007. Trophic dynamics of two sympatric mysid species in an estuarine transition zone. Mar. Ecol. Prog. Ser. 332: 171-187.

9 Appendix

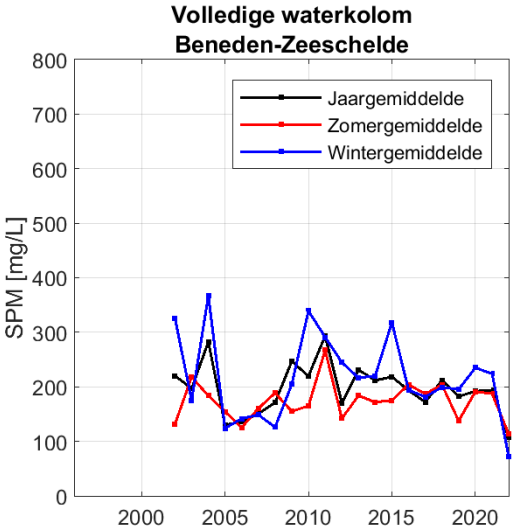
9.1 Chloride

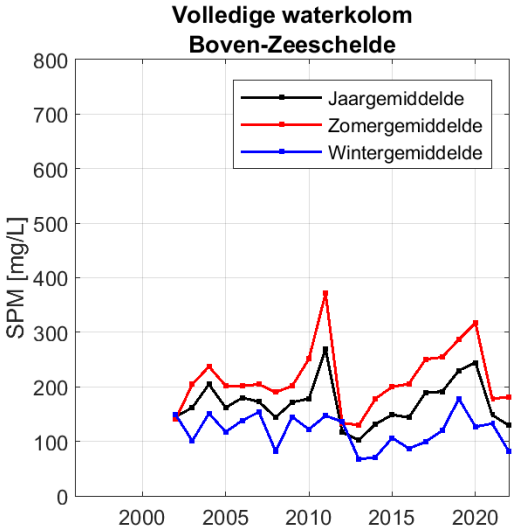


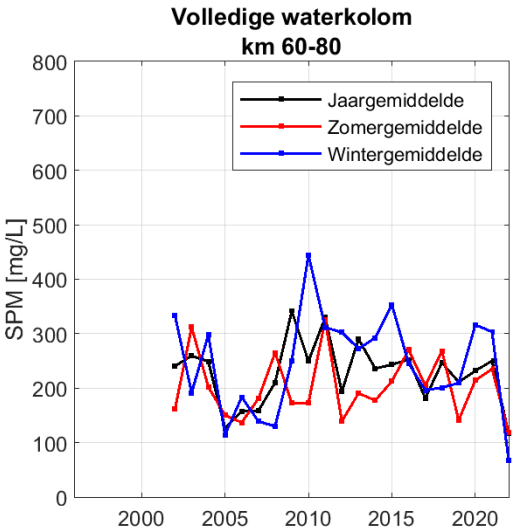
Figuur 9.1 Surface plot voor chloride

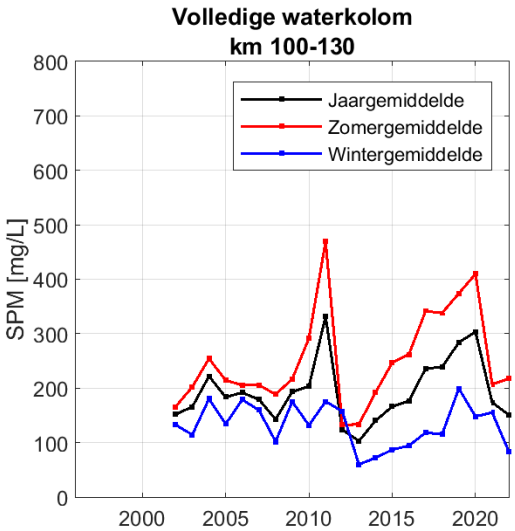
9.1 SPM over de volledige waterkolom

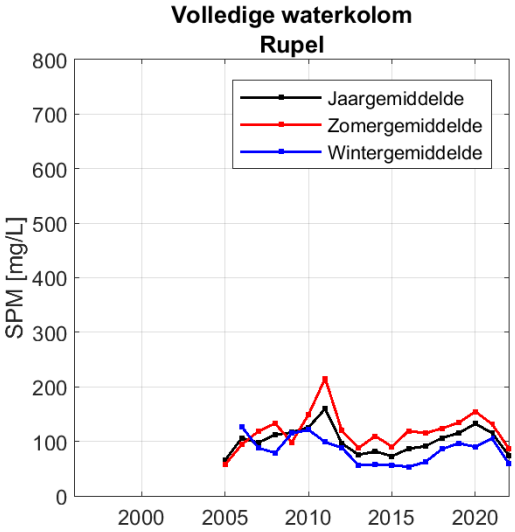
9.1.1 SPM op basis van dieptestalen genomen

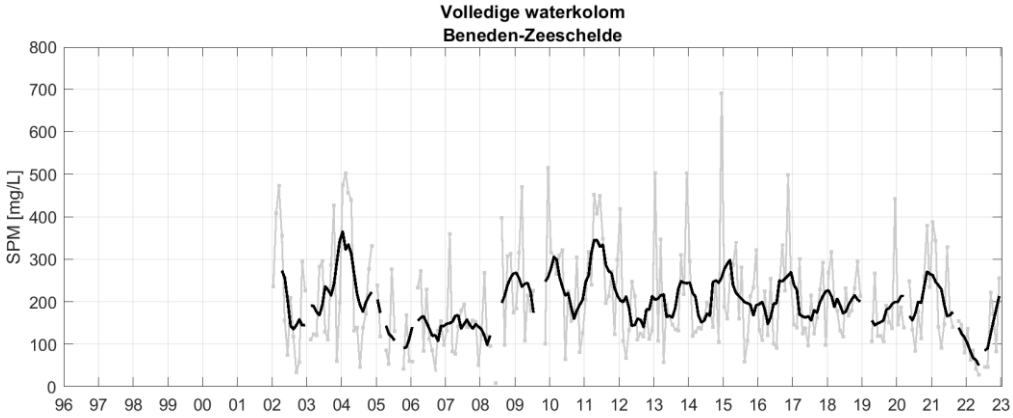


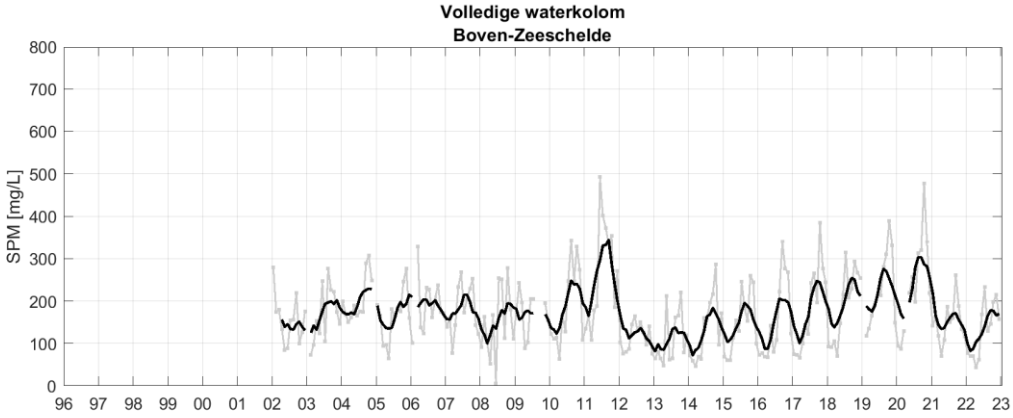


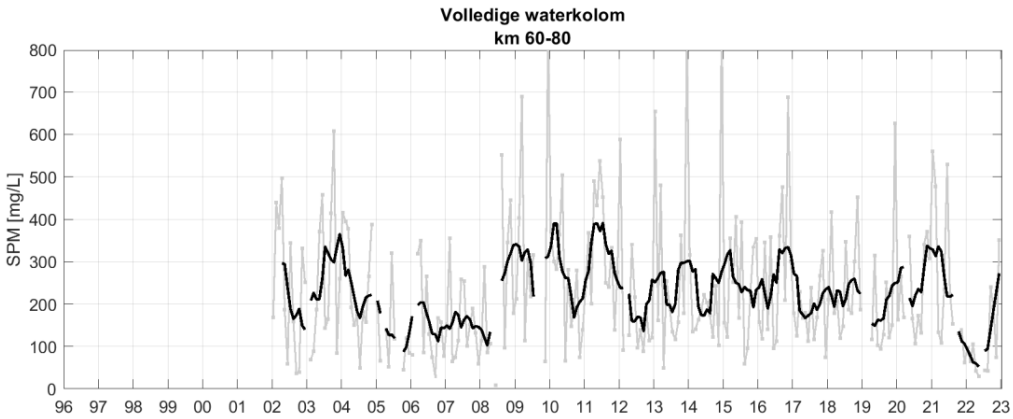


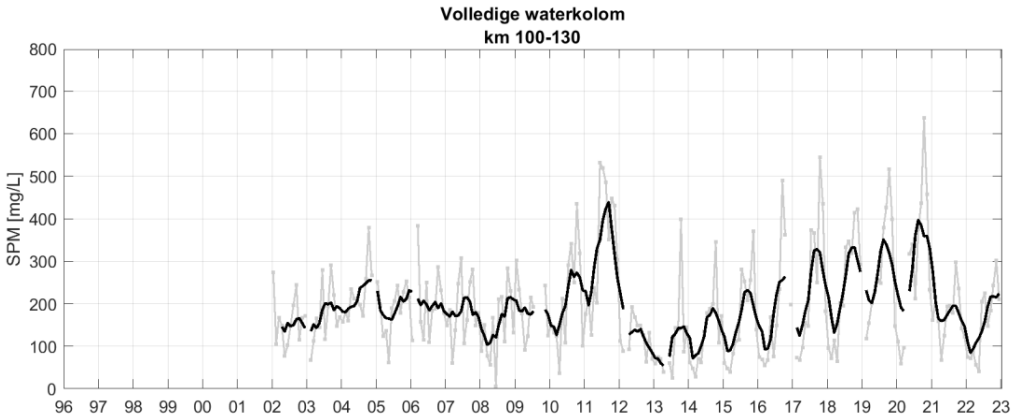


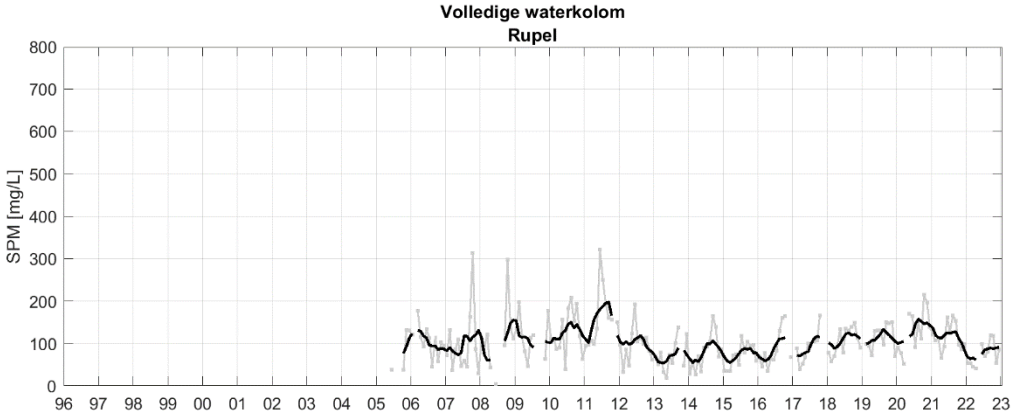

Volledige waterkolom
Rupel
Jaargemiddelde
Zomergemiddelde
Wintergemiddelde
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
2000
2005
2010
2015
2020


Volledige waterkolom
Beneden-Zeeschelde
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

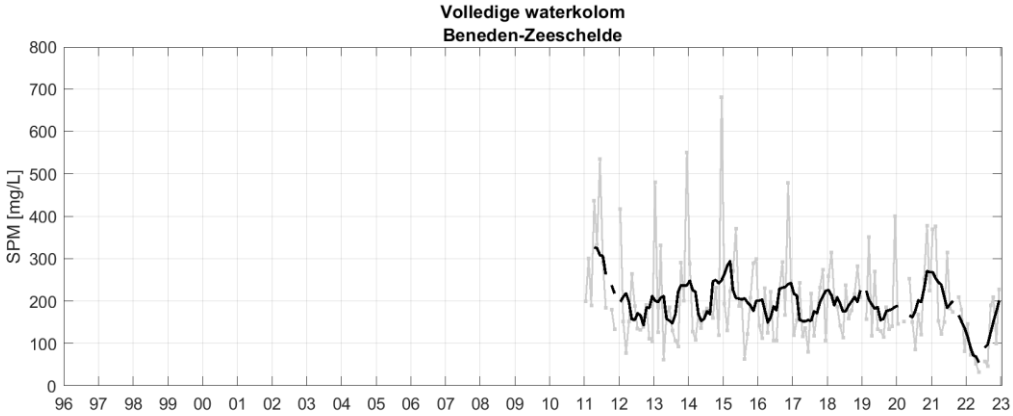

Volledige waterkolom
Boven-Zeeschelde
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

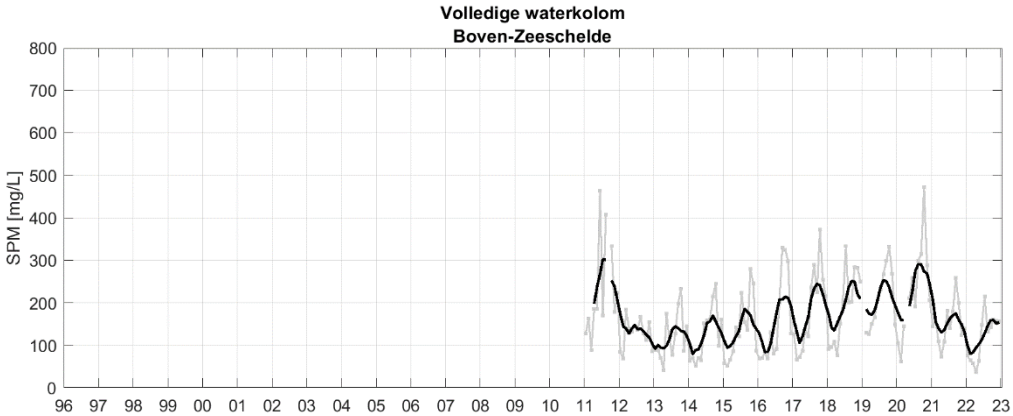

Volledige waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

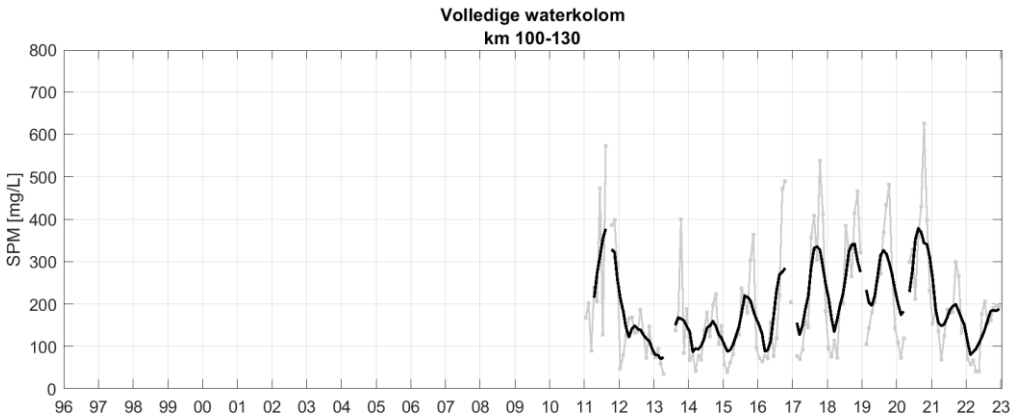

Volledige waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

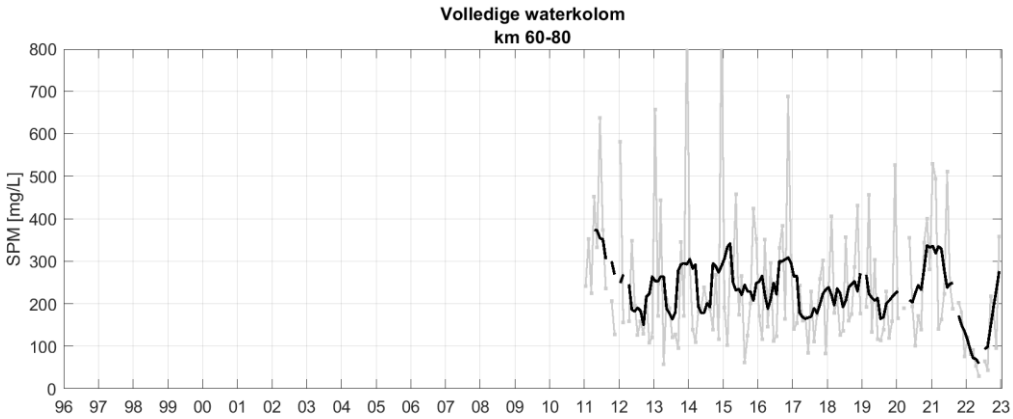

Volledige waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

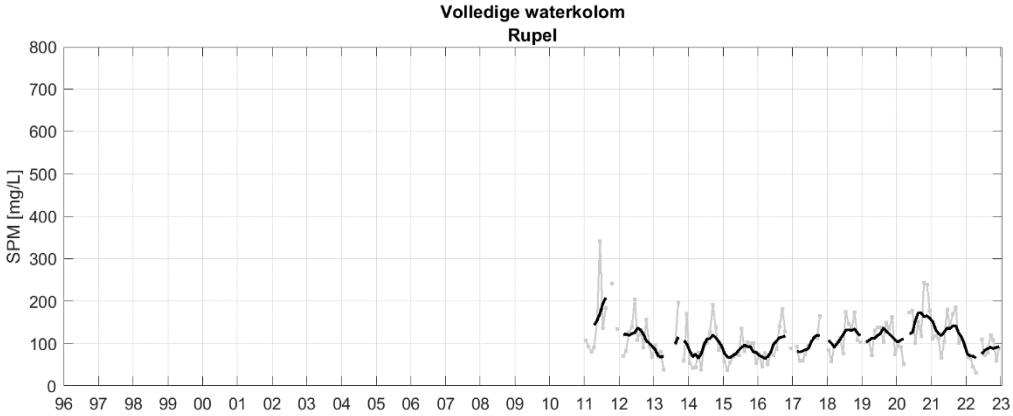
9.1.2 SPM op basis van ADCP metingen



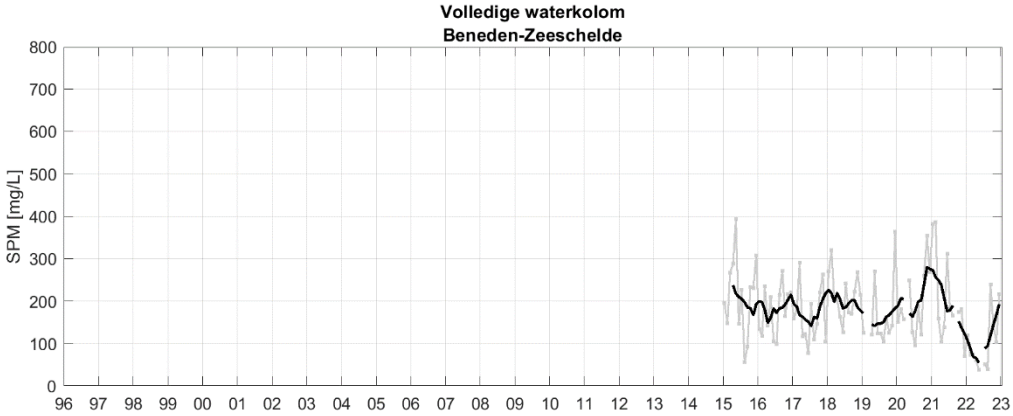


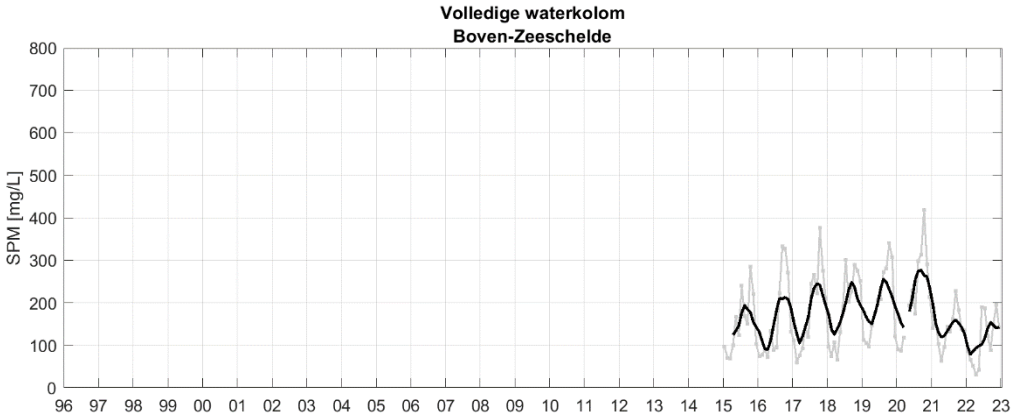

Volledige waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

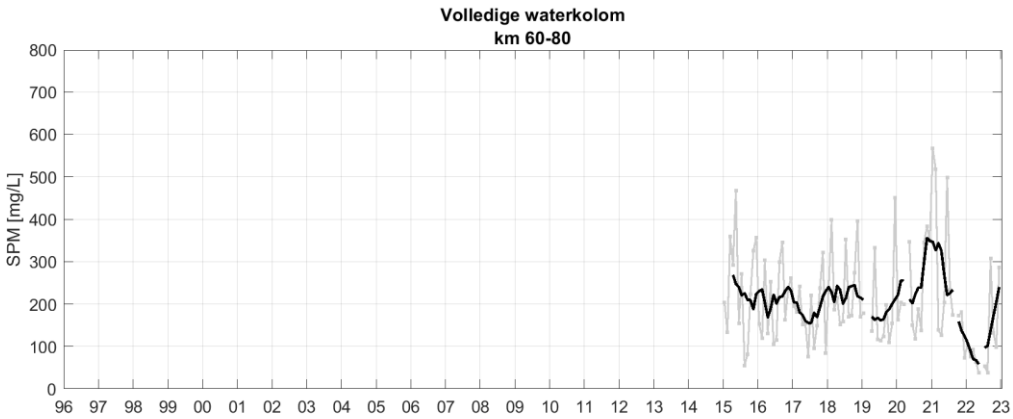

Volledige waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

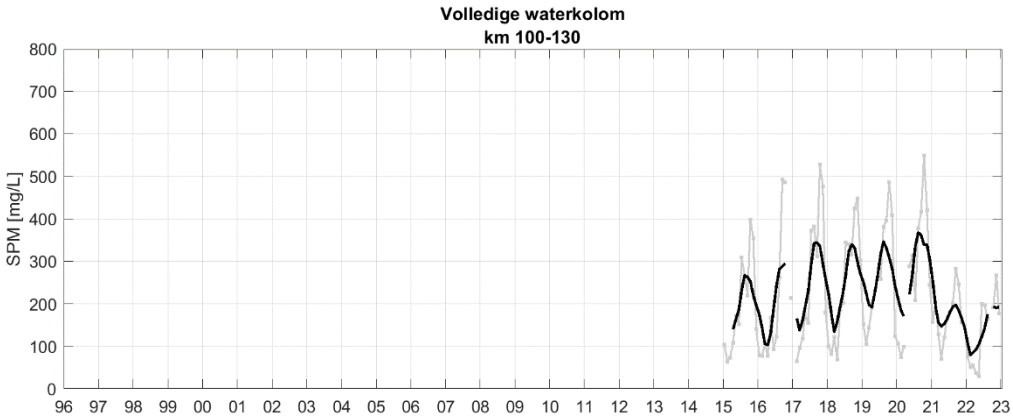

Volledige waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

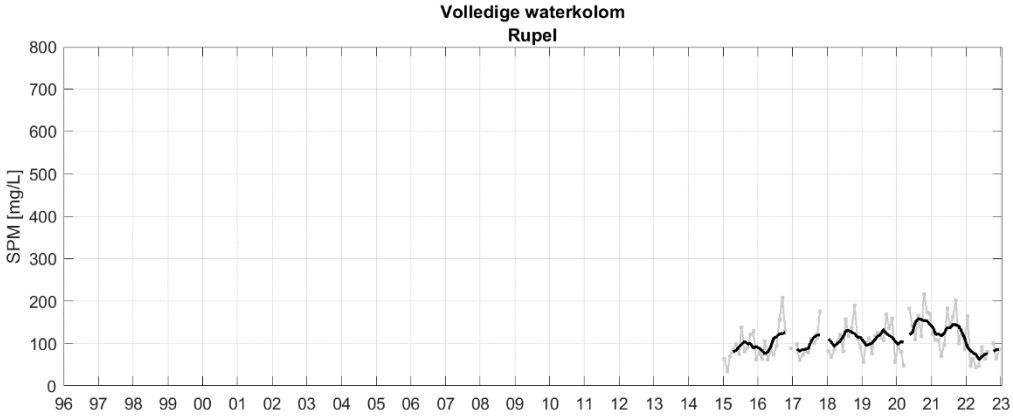
9.1.3 SPM op basis van OBS metingen





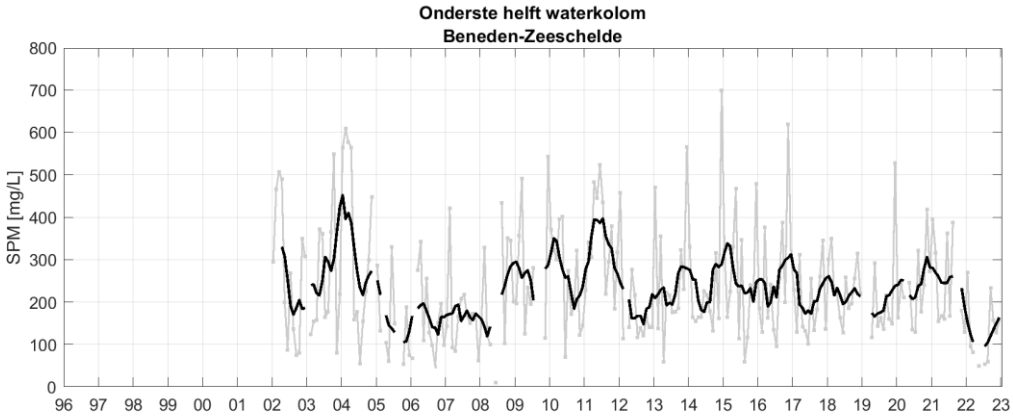

Volledige waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

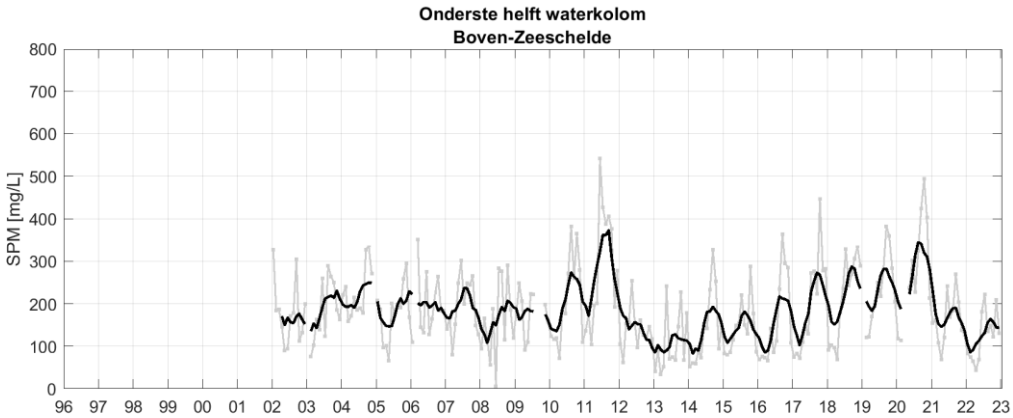

Volledige waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

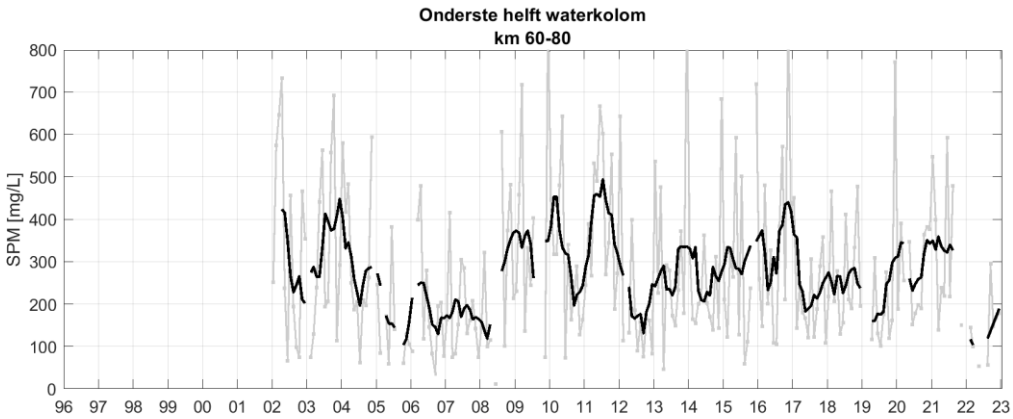

Volledige waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

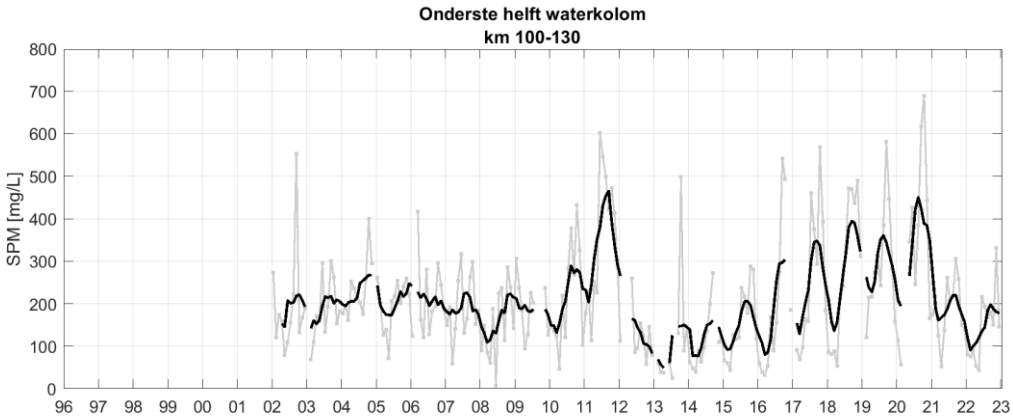
9.2 SPM in de onderste helft waterkolom

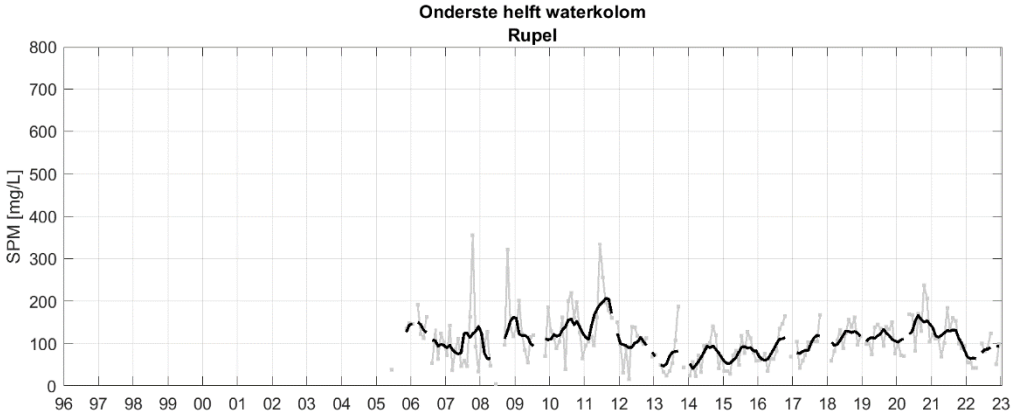
9.2.1 SPM op basis van dieptestalen



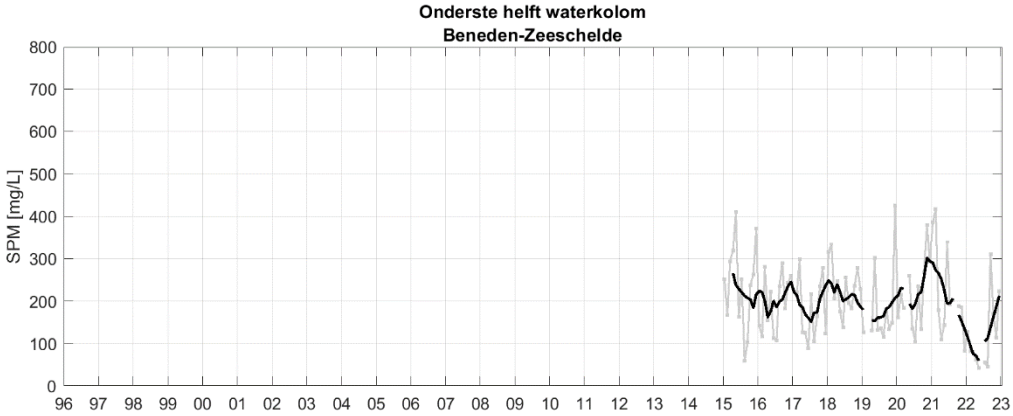


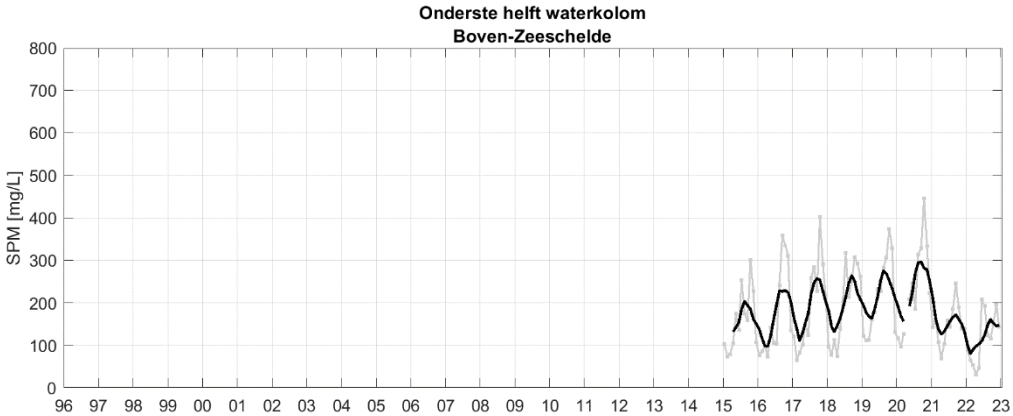

Onderste helft waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

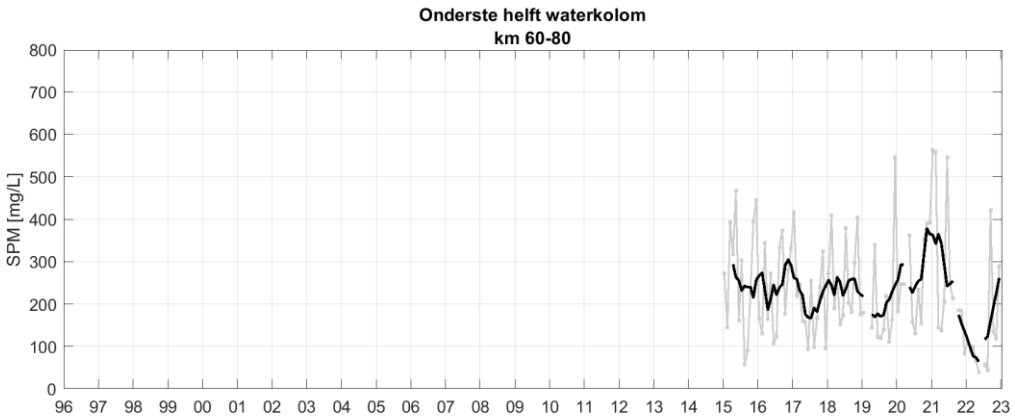

Onderste helft waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

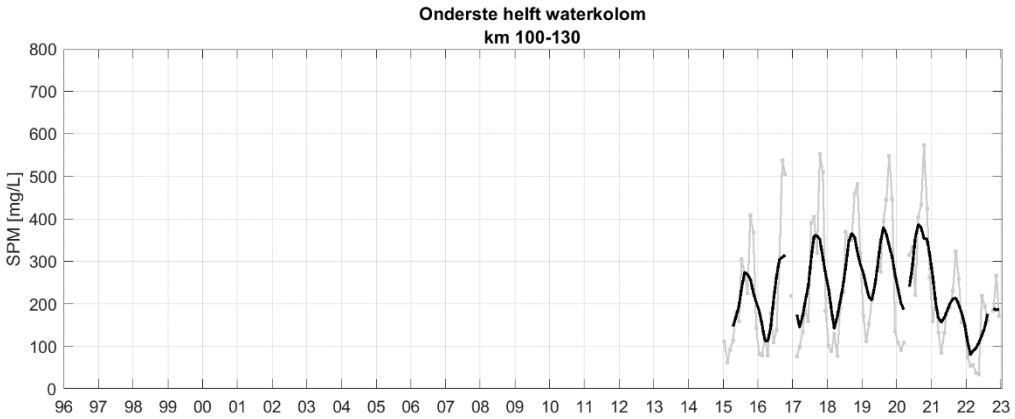

Onderste helft waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

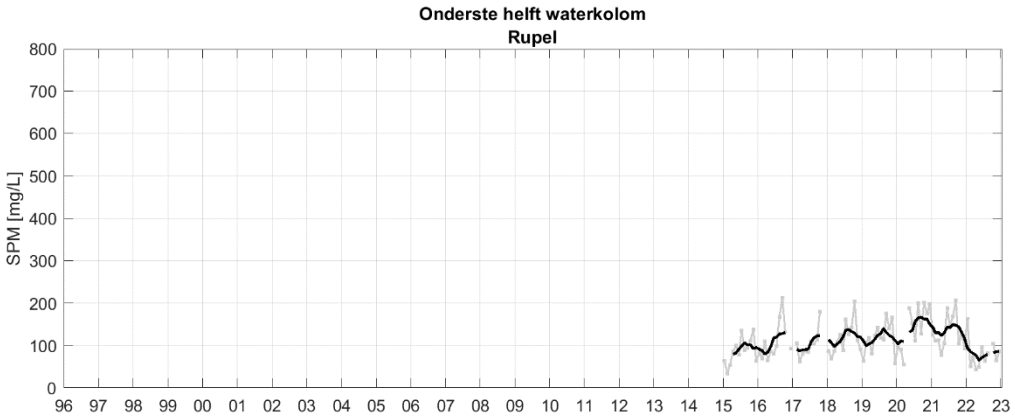
9.2.2 SPM op basis van OBS metingen





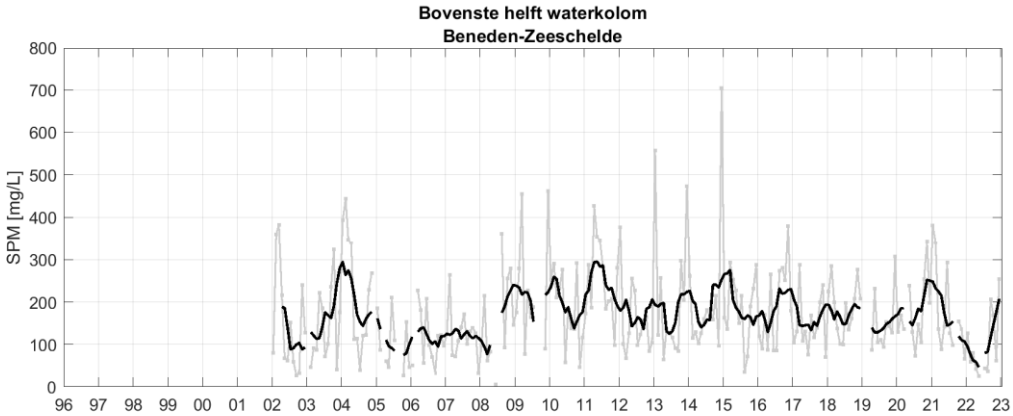

Onderste helft waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

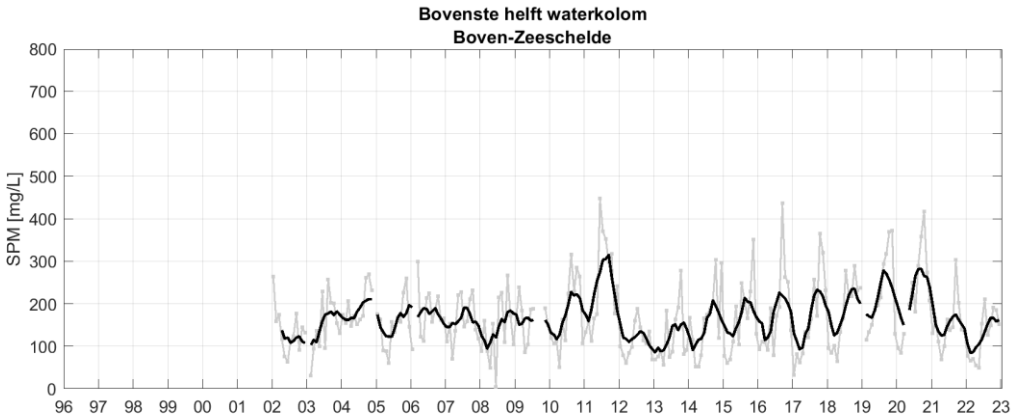

Onderste helft waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

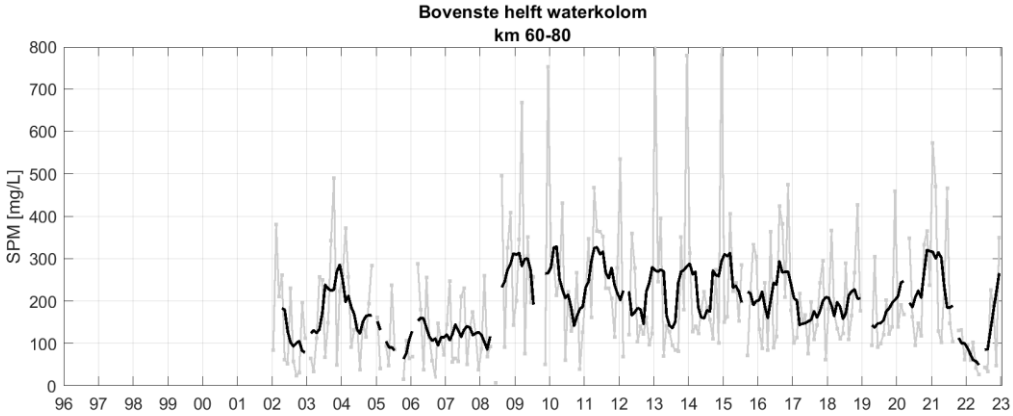

Onderste helft waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0 100 200 300 400 500 600 700 800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

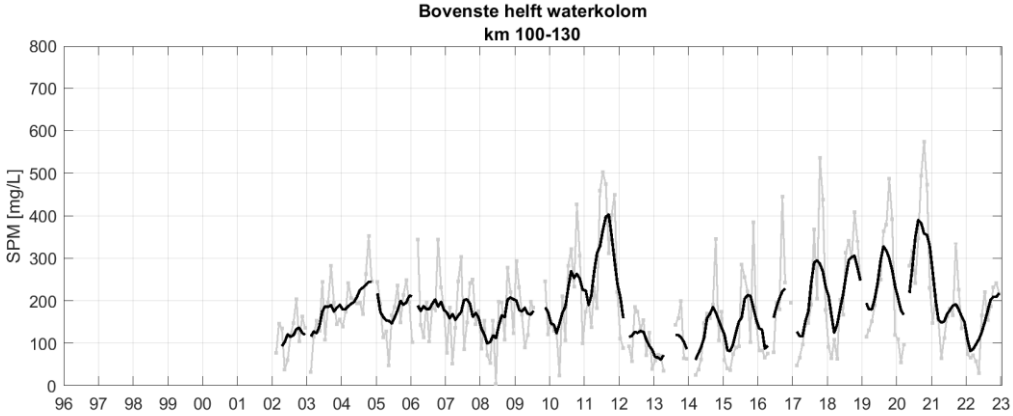
9.3 SPM in de bovenste helft waterkolom

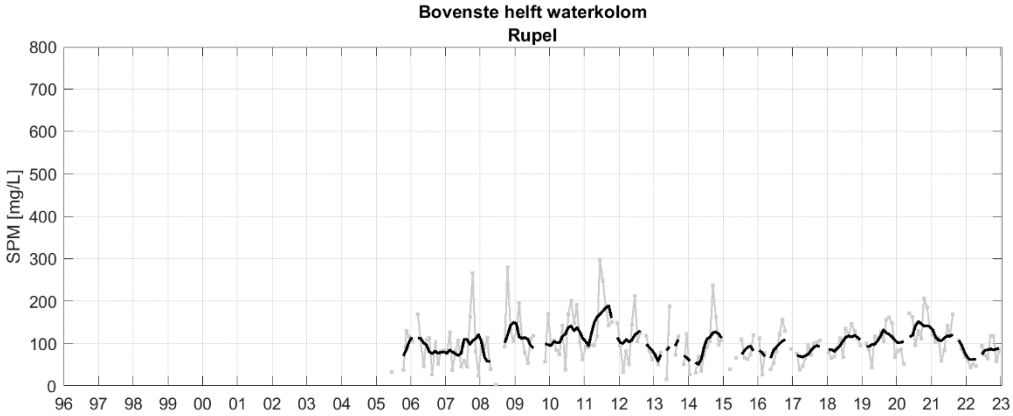
9.3.1 SPM op basis van dieptestalen



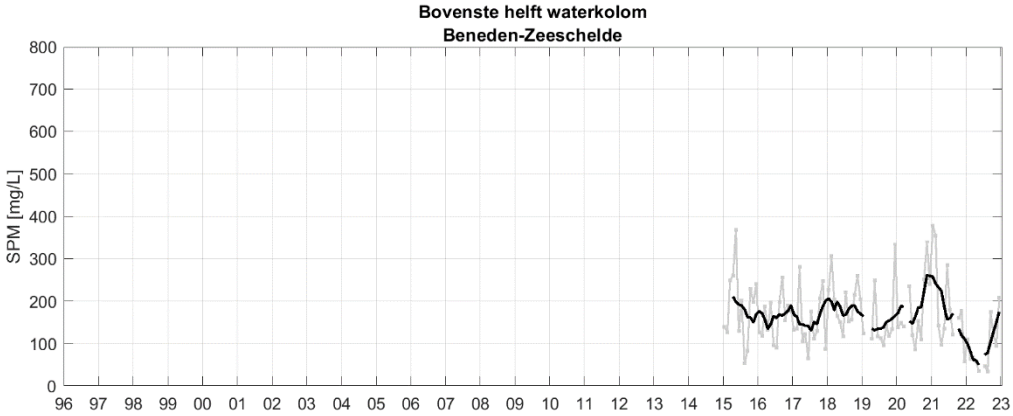


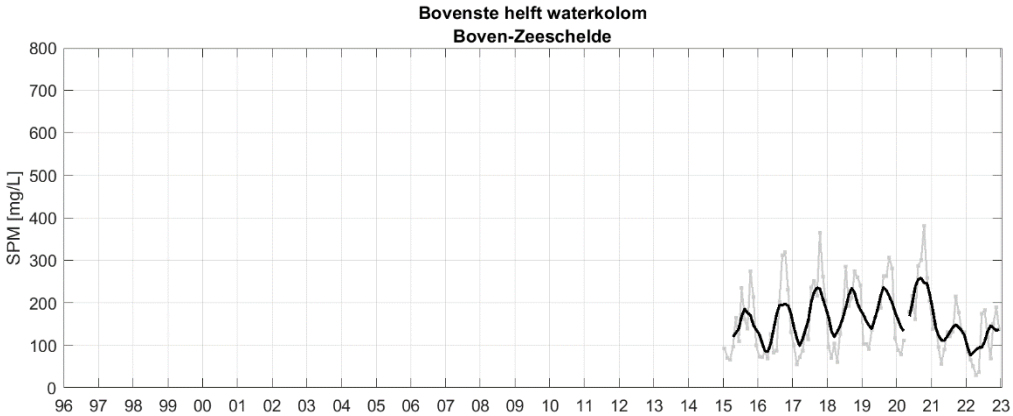

Bovenste helft waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

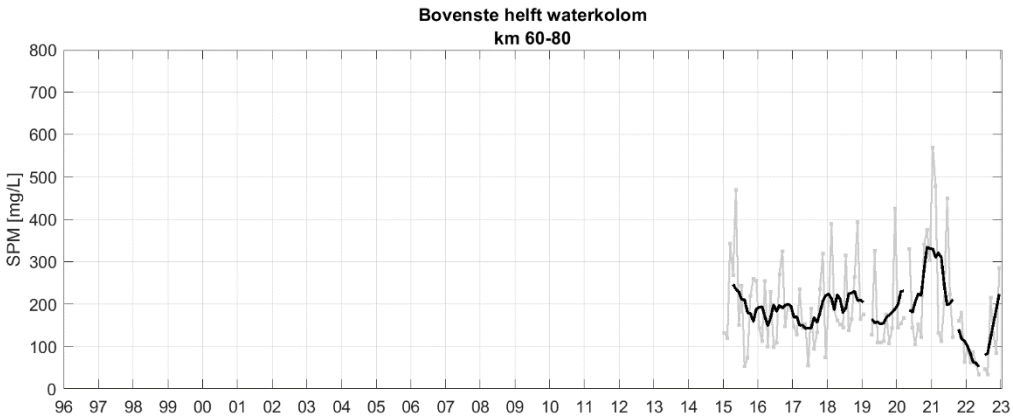

Bovenste helft waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

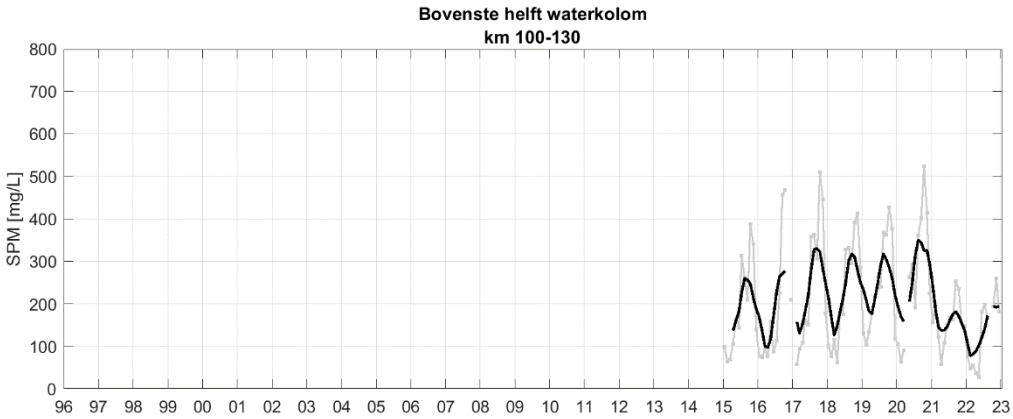

Bovenste helft waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

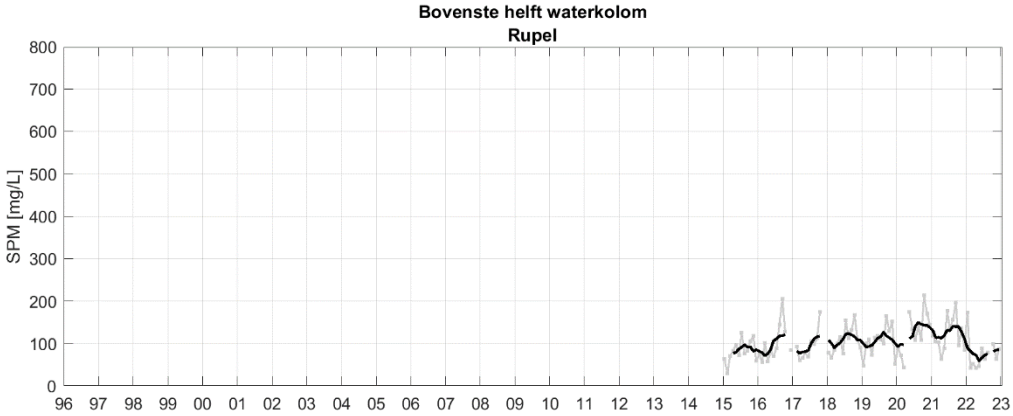
9.3.2 SPM op basis van OBS metingen





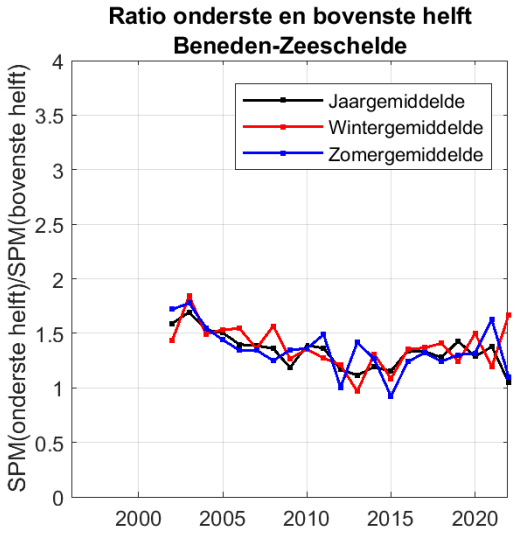

Bovenste helft waterkolom
km 60-80
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

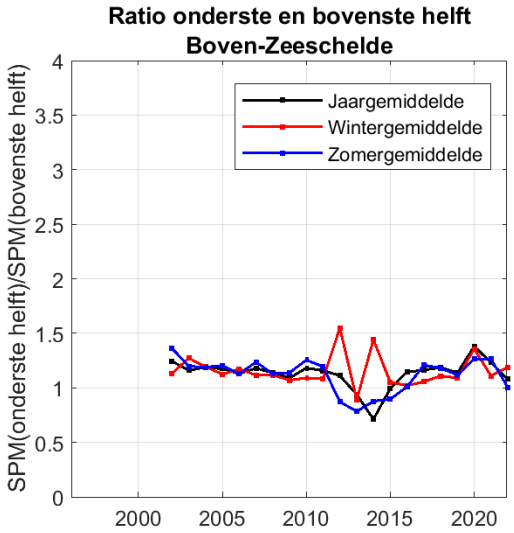

Bovenste helft waterkolom
km 100-130
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

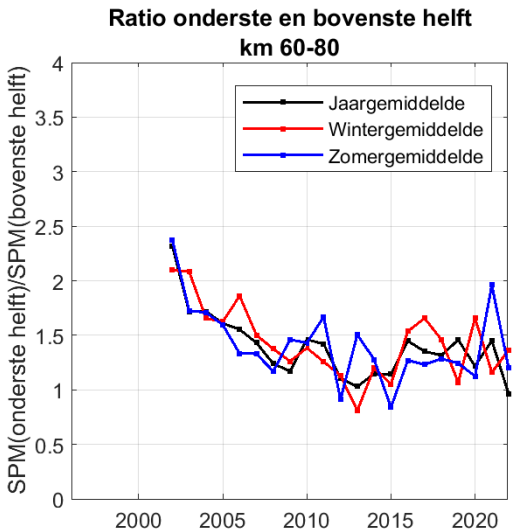

Bovenste helft waterkolom
Rupel
SPM [mg/L]
0
100
200
300
400
500
600
700
800
96 97 98 99 00 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23

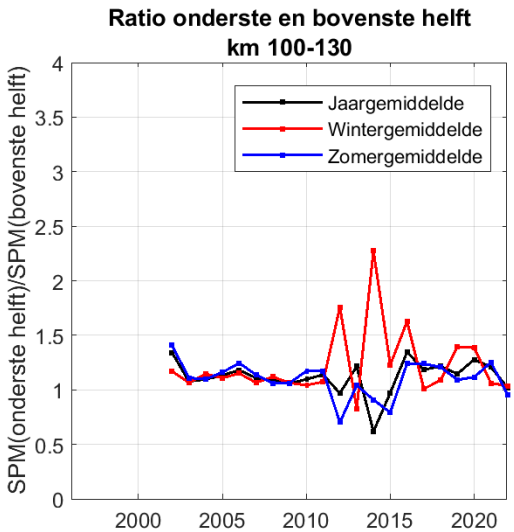
9.4 Dieptegradient SPM

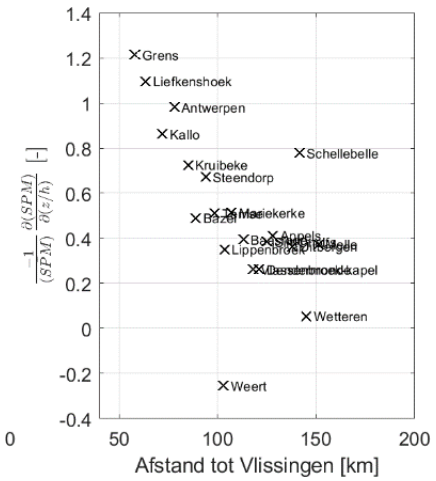
Dieptestalen

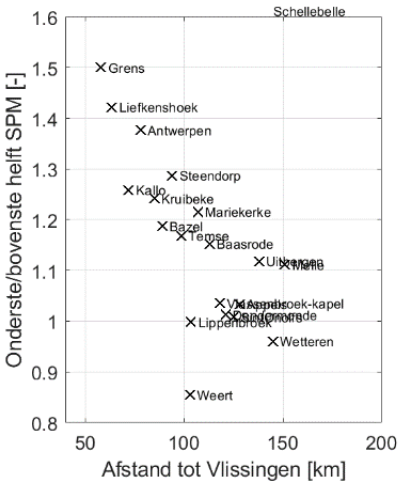


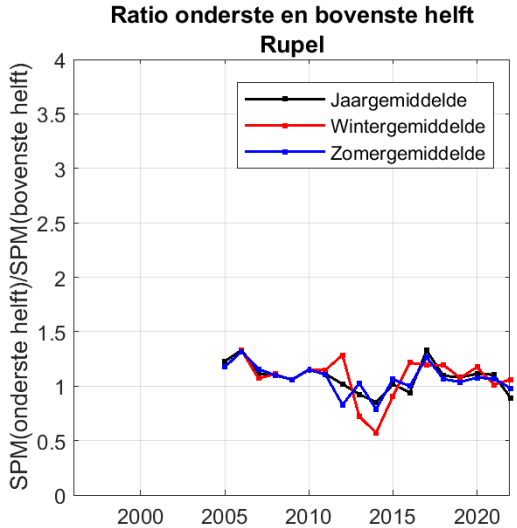


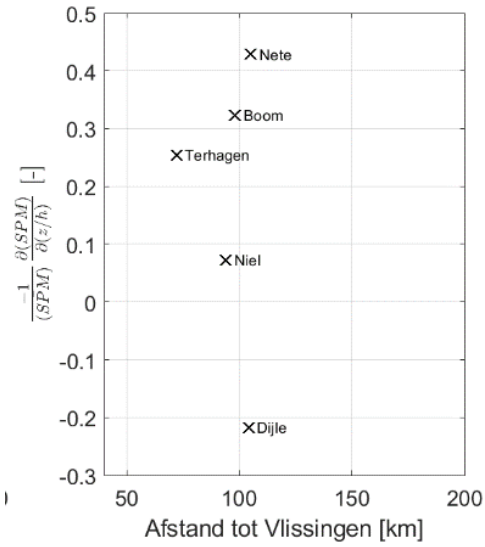


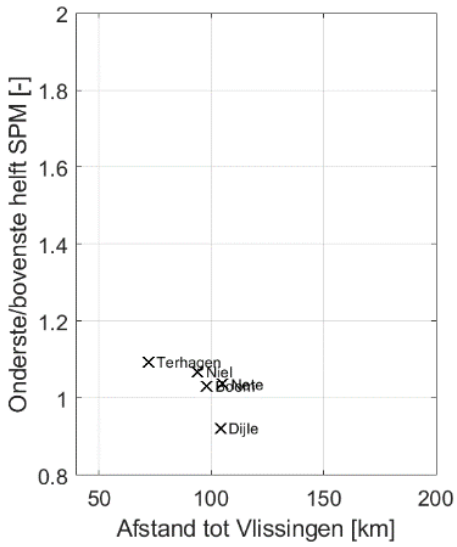




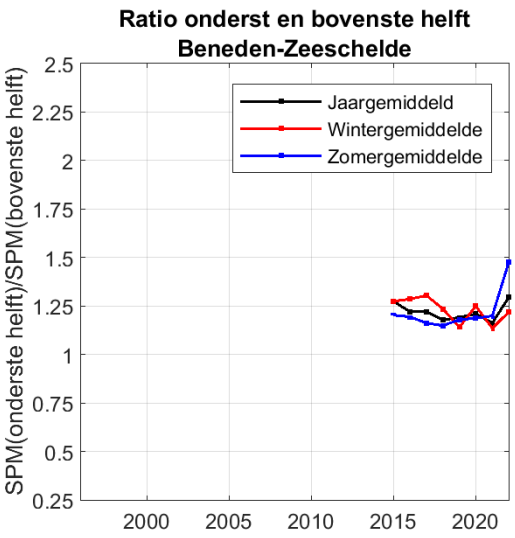


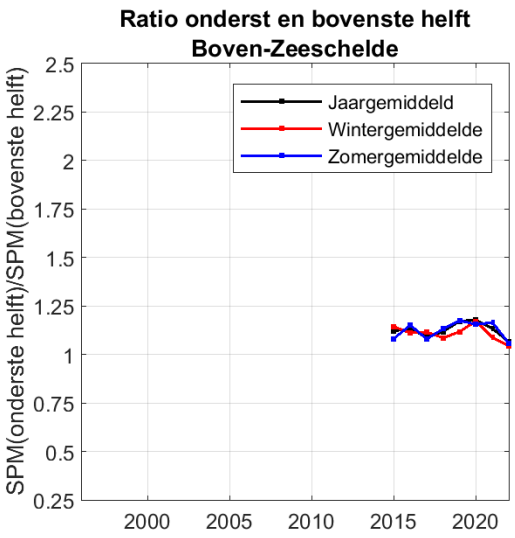

Ratio onderste en bovenste helft
Rupel
SPM(onderste helft)/SPM(bovenste helft)
Jaargemiddelde
Wintergemiddelde
Zomergemiddelde
0
0.5
1
1.5
2
2.5
3
3.5
4
2000
2005
2010
2015
2020

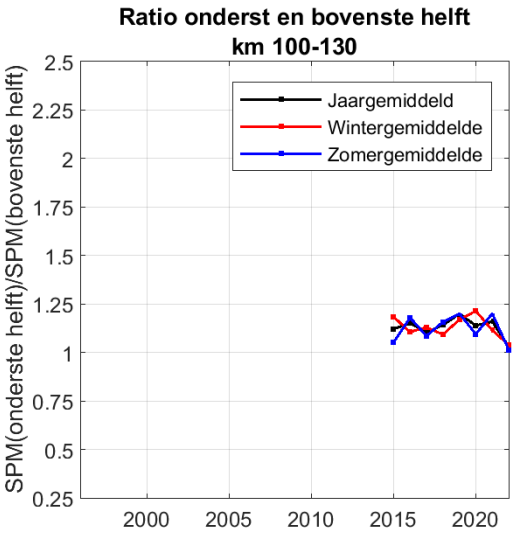

Nete
Boom
Terhagen
Niel
Dijle
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0
-0.1
-0.2
-0.3
50
100
150
200
Afstand tot Vlissingen [km]

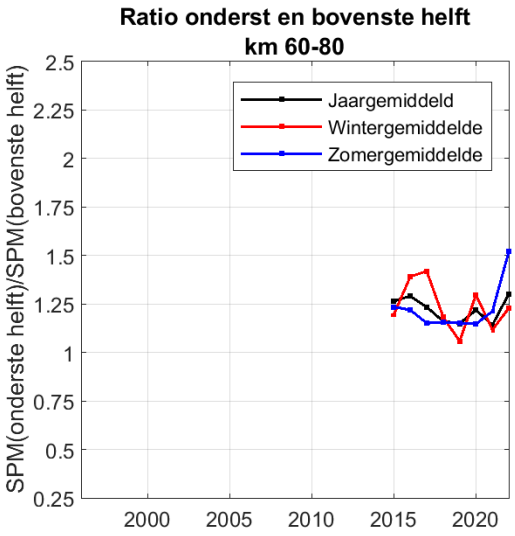

Onderste/bovenste helft SPM [-]
Terhagen
Niel
Boom
Nete
Dijle
2
1.8
1.6
1.4
1.2
1
0.8
50
100
150
200
Afstand tot Vlissingen [km]

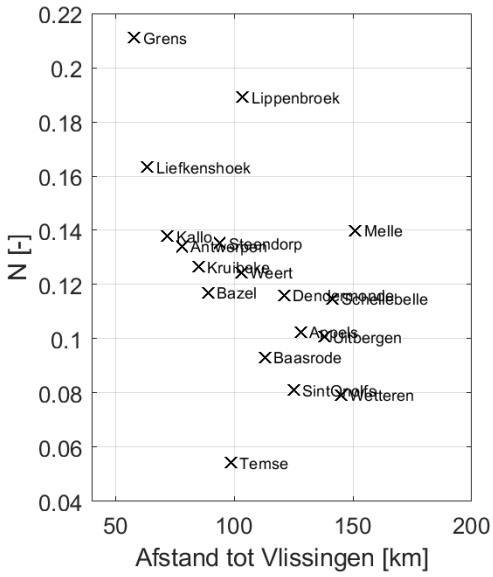
OBS

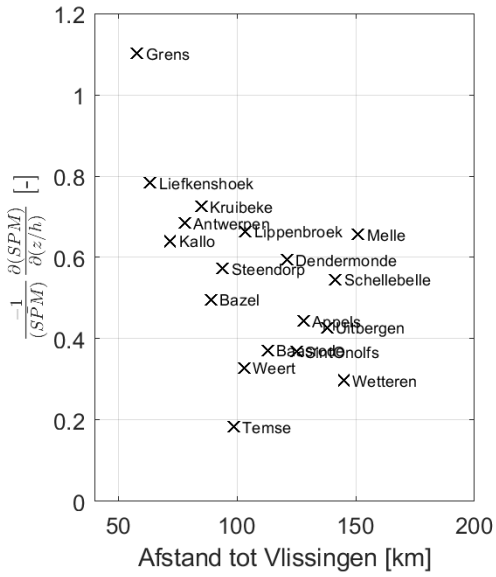

Ratio onderst en bovenste helft
Beneden-Zeeschelde
SPM(onderste helft)/SPM(bovenste helft)
Jaargemiddeld
Wintergemiddelde
Zomergemiddelde

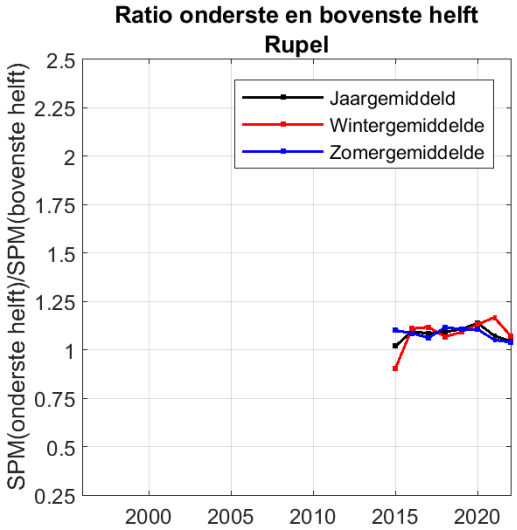

Ratio onderst en bovenste helft
Boven-Zeeschelde
SPM(onderste helft)/SPM(bovenste helft)
Jaargemiddeld
Wintergemiddelde
Zomergemiddelde

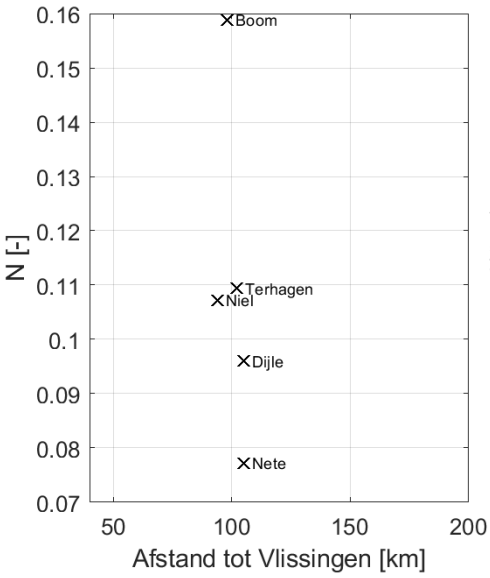

Ratio onderst en bovenste helft
km 100-130
SPM(onderste helft)/SPM(bovenste helft)
Jaargemiddeld
Wintergemiddelde
Zomergemiddelde

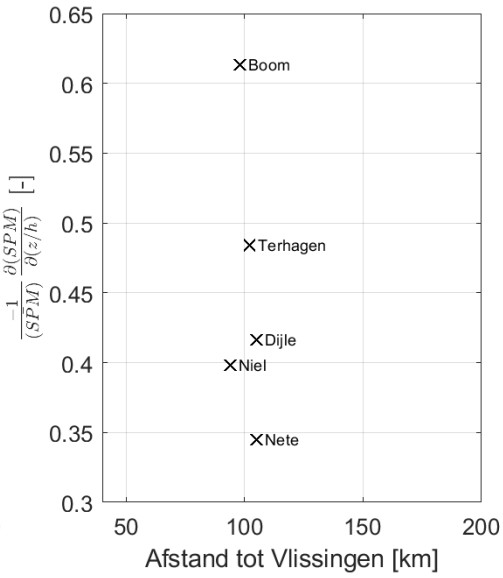

Ratio onderst en bovenste helft
km 60-80
SPM(onderste helft)/SPM(bovenste helft)
Jaargemiddeld
Wintergemiddelde
Zomergemiddelde


N [-]
Afstand tot Vlissingen [km]
Grens
Lippenbroek
Liefkenshoek
Kallo
Antwerpen
Steendorp
Kruibeke
Weert
Bazel
Dendermonde
Schellebelle
Melle
Appels
Uitbergen
Baasrode
Sint Gnolfs
Wetteren
Temse


Afstand tot Vlissingen [km]
Grens
Liefkenshoek
Kruibeke
Antwerpen
Kallo
Lippenbroek
Melle
Steendorp
Dendermonde
Schellebelle
Bazel
Appels
Uitbergen
Weert
Wetteren
Temse


Ratio onderste en bovenste helft
Rupel
SPM(onderste helft)/SPM(bovenste helft)
Jaargemiddeld
Wintergemiddelde
Zomergemiddelde
2.5
2.25
2
1.75
1.5
1.25
1
0.75
0.5
0.25
2000
2005
2010
2015
2020

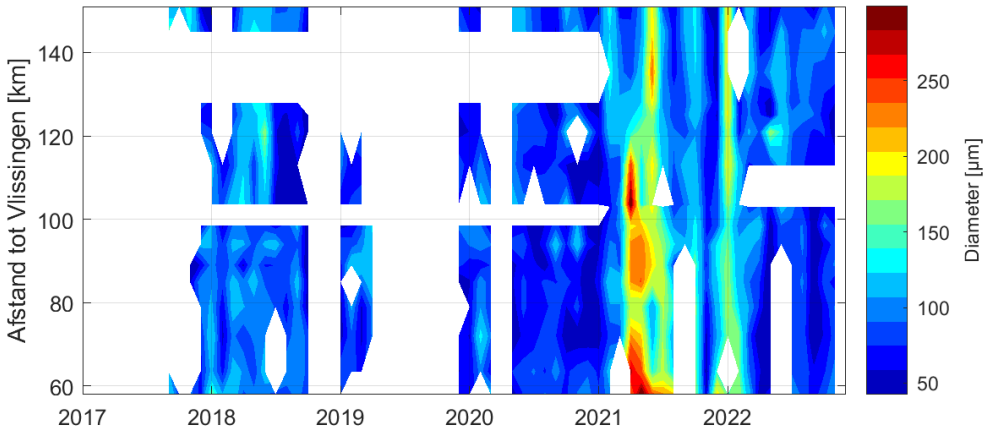

N [-]
Boom
Terhagen
Niel
Dijle
Nete
0.16
0.15
0.14
0.13
0.12
0.11
0.1
0.09
0.08
0.07
50
100
150
200
Afstand tot Vlissingen [km]


$\frac{-1}{(SPM)}\frac{\partial(SPM)}{\partial(z/h)}$ [-]
Boom
Terhagen
Dijle
Niel
Nete
0.65
0.6
0.55
0.5
0.45
0.4
0.35
0.3
50
100
150
200
Afstand tot Vlissingen [km]

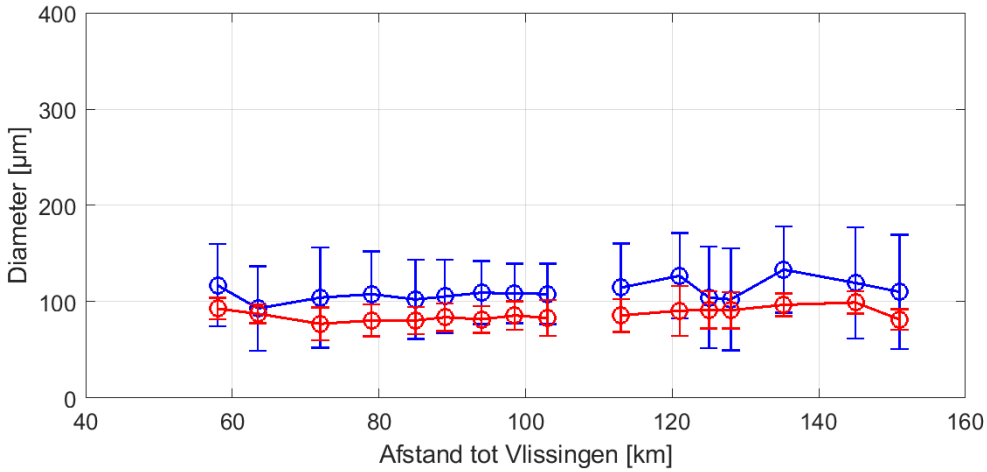
9.5 LISST

In situ korrelgrootte gemeten via LISST 200x Sequoia voor alle stations sinds eind 2017

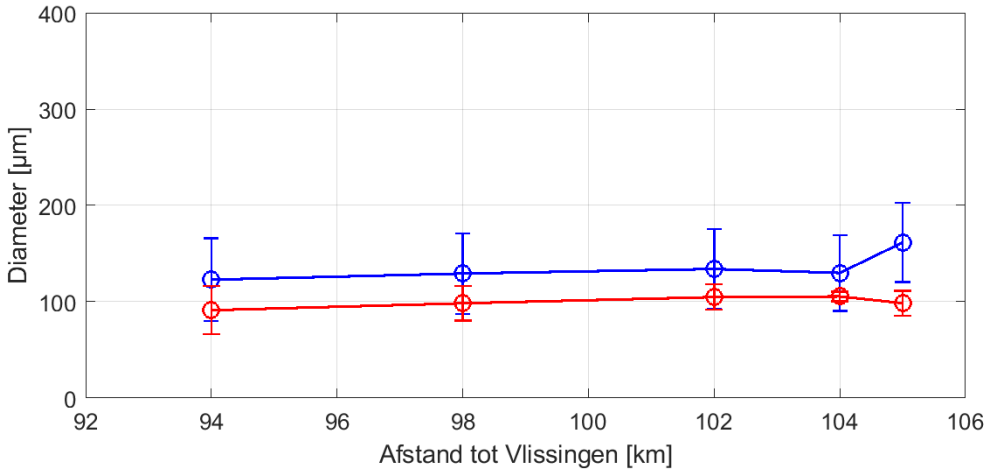
Dmean voor het meetjaar 2022



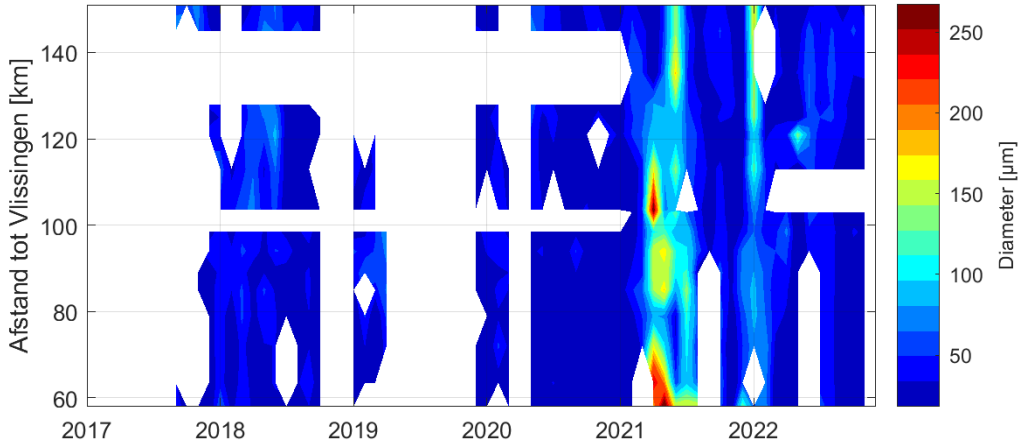
[Schelde]



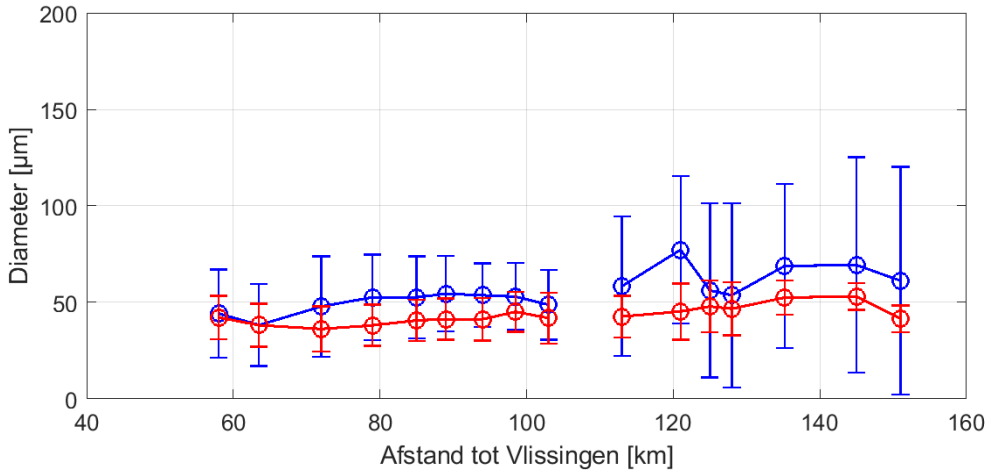
[Rupel]



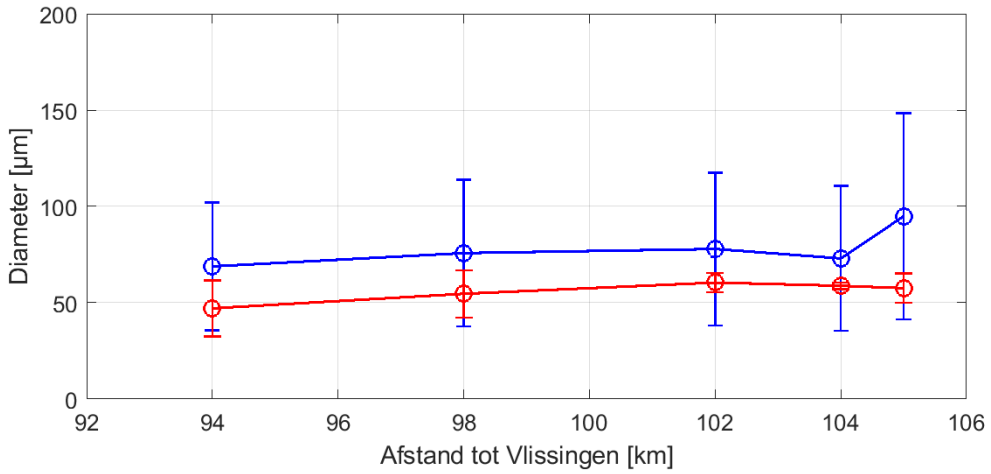
D20 voor het meetjaar 2022



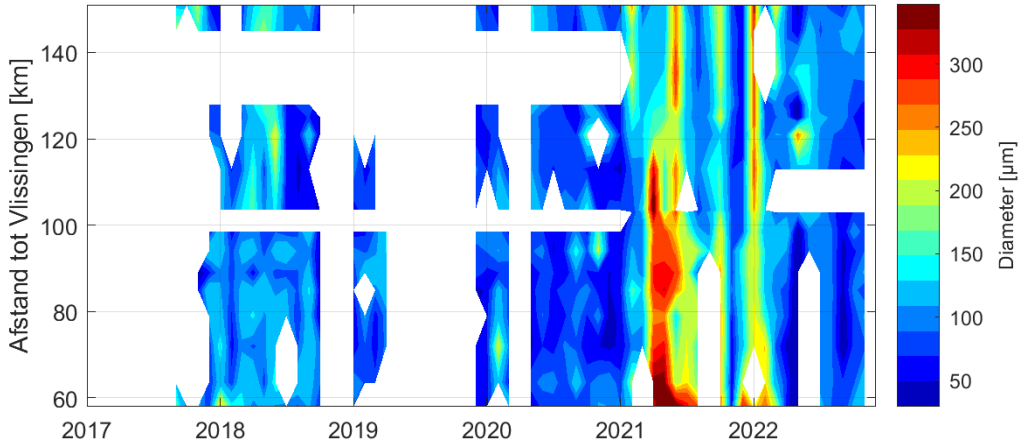
[Schelde]



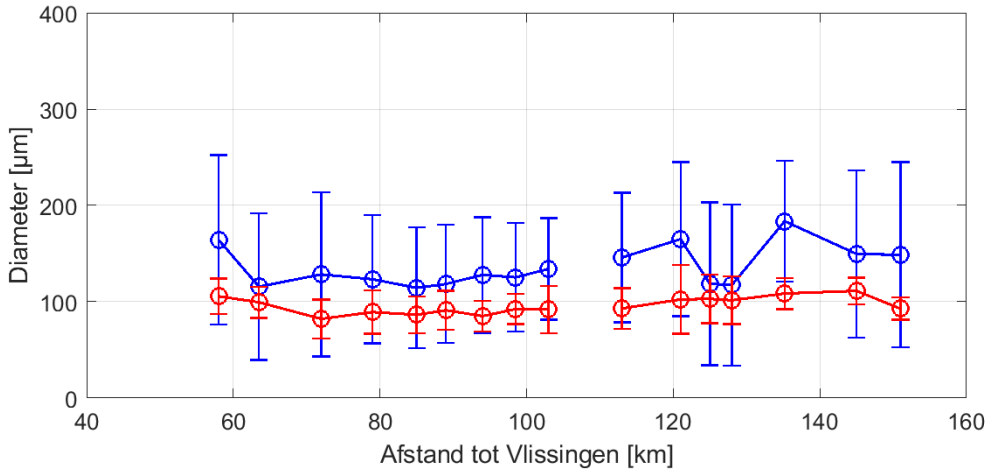
[Rupel]



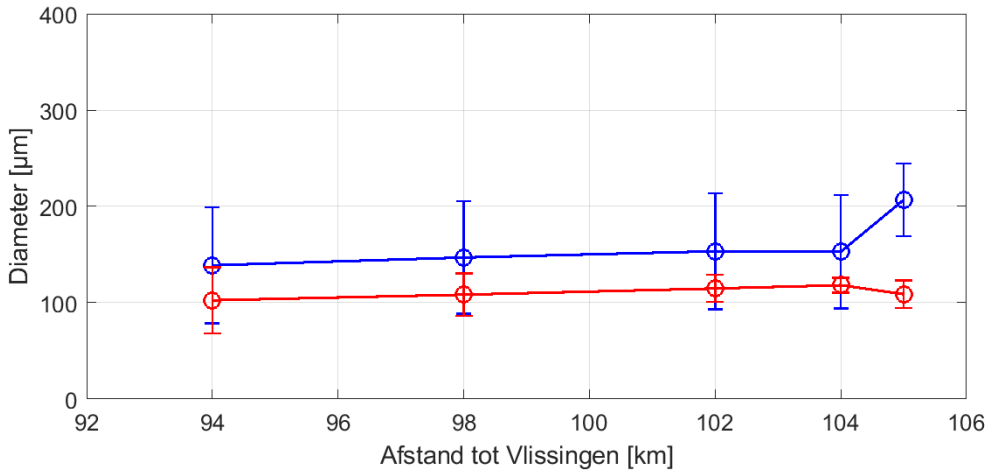
D50 voor het meetjaar 2022



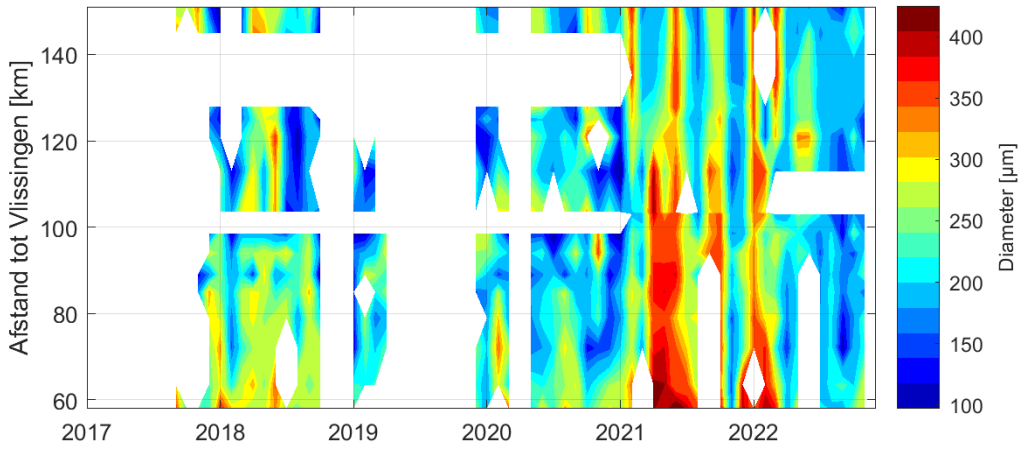
[Schelde]



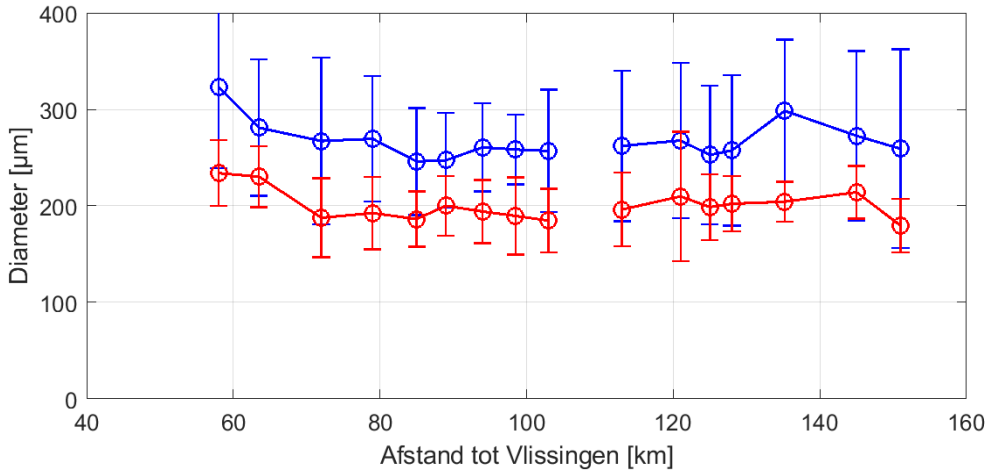
[Rupel]



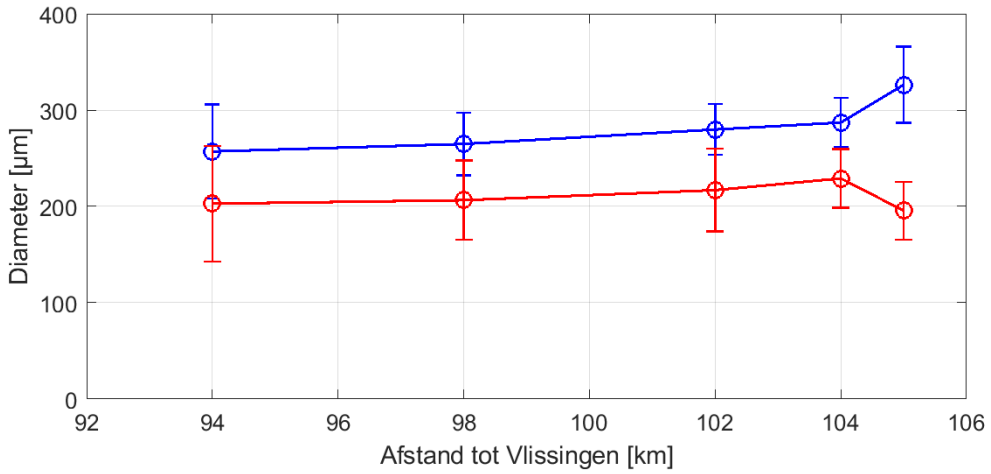
D80 voor het meetjaar 2022



[Schelde]



[Rupel]



9.6 Data benthische PP berekeningen

9.6.1 Coördinaten en hoogteligging OMES sampling points

Locatie	Locatie code	north	east	Elevation (TAW)
Groot Buitenschoor 3	GB3	227780.803	141708.149	4.559
Groot Buitenschoor 2	GB2	228079.679	141411.141	3.973
Groot Buitenschoor 1	GB1	228060.62	141314.29	1.555
Groot Buitenschoor 4	GB4	227535.546	141509.3	1.547
Groot Buitenschoor 5	GB5	227573.703	141626.492	3.627
Groot Buitenschoor 6	GB6	227606.446	141742.239	4.076
Boerenschans 1	BS1	215444.838	147962.801	1.074
Boerenschans 2	BS2	215471.417	147976.5	2.533
Boerenschans 3	BS3	215502.139	147990.764	4.323
Ballooi 1	BA1	200714.477	141524.347	0.704
Ballooi 2	BA2	200755.697	141531.639	1.647
Ballooi 3	BA3	200793.778	141530.656	3.678
Appels 1	AP1	193184.453	128999.396	3.414
Appels 2	AP2	193173.723	129000.046	4.306
Appels 3	AP3	193168.843	129000.96	4.461

9.6.2 Missende stalen biomassa (chla) en fotosynthetische parameters.

Chl a

Missing datapoint	Used datapoint
Jan2020 AP1	Jan2020-AP2
Feb2020-BA1	Feb2020-BA3
Feb2020-BA2	Feb2020-BA3
Feb 2020-GB4	Niet vervangen (want niet enige waarde voor sal.midden
Mar 2020 BS2	Niet vervangen
Mar2020 BS1	Mar 2020BS3
Mei2020-AP2	Mei2020-AP1
Mei2020-AP3	Niet vervangen
Mei2020-GB4	Niet vervangen
Jun2020-AP1	Jun2020 AP2
Jun2020-AP3	Niet vervangen
Jun2020-BA1	Jun2020-BS1

Jun2020-BA2	Jun2020-BS2
Jun2020-BA3	Jun2020-BS3
Sept2020-BS1	Sept2020-BA1
Sept2020-BS2	Sept2020-BA2
Sept2020-BS3	Sept2020-BA3
Sept2020-GB4	Niet vervangen
Heel april	Heel maart

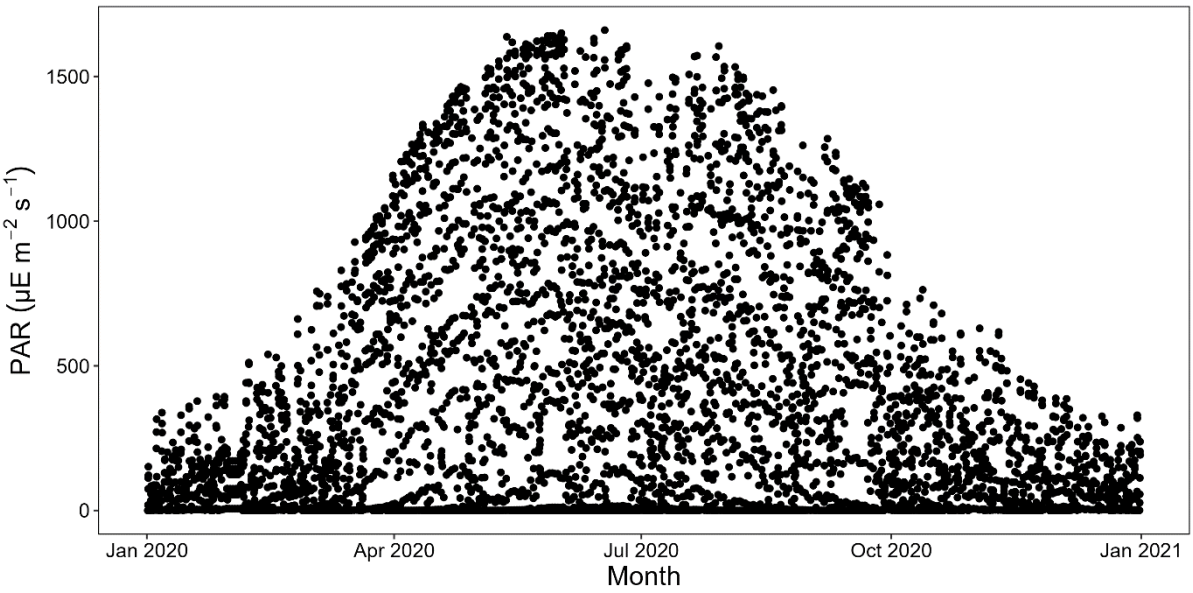
C14 parameters:

Missing datapoint	Used datapoint	Dataset = C14_2020_new_outlier		
Jan2020-AP3	Niet vervangen			
Jan2020-BA2	Jan2020-BA1			
Jan2020-BA3	Jan2020-BA1			
Jan2020-BS1	Feb 2020 BS2			
Jan2020-BS2	Feb 2020 BS2			
Jan2020-BS3	Feb 2020 BS2			
Jan2020-GB1	Niet vervangen			
Jan2020-GB3	Niet vervangen			
Jan2020-GB4	Niet vervangen			
Jan2020-GB6	Niet vervangen			
Feb2020-AP3	Niet vervangen			
Feb2020-BA1	Feb2020-BA2			
Feb2020-BS3	Feb2020-BS2			
Feb2020-BS1	Feb2020-BS2			
Feb2020-GB3	Niet vervangen			
Feb2020-GB6	Niet vervangen			
Mar2020-BA1	Mar2020-BA2			
Mar2020-BS2	Mar2020-BS1			
Mar2020-BS3	Mar2020-BS1			
Mar2020-GB1	Niet vervangen			
May2020-AP3	Niet vervangen			
May2020-BS1	May2020-GB1			
May2020-BS2 (uit dataset gehaald want Pmax bijna een grootte orde anders dan de rest (PMax 92.69696 , alpha 1.11)	Er uit geknipt			
May2020-BS3	Niet vervangen			
May2020-BA1	May2020-AP1			
May2020-BA2	May2020-AP2			
May2020-BA3	May2020-AP2			
Jun2020-AP2	Jun2020-AP1			

Jun2020-AP3	Jun2020-AP1			
Jun2020-BA1	Jun2020-BA2			
Jun2020-BA3	Jun2020-BA2			
Jun2020-BS1	Jun2020-BS3			
Jun2020-AP1	Gem mei -jun AP1			
Jun2020-AP2	Gem julAP3-meiAP2			
Jun2020-AP3	Niet vervangen			
Jun2020-BA1	Jul2020-BA3			
Jun2020-BA2	Jul2020-BA3			
Jun2020-BS2	Niet vervangen			
Jun2020-BS3	Niet vervangen			
Jun2020-GB1	Niet vervangen			
Jun2020-GB3	Niet vervangen			
Jun2020-GB5	Niet vervangen			
Jun2020-GB6	Niet vervangen			
Jul2020-AP2	Niet vervangen			
Jul2020-BA1	Jul2020-BA3			
Jul2020-BA2	Jul2020-BA3			
Jul2020-BS3	Niet vervangen			
Jul2020-GB5	Niet vervangen			
Jul2020-GB4	Niet vervangen			
Aug2020-AP3	Niet vervangen			
Aug2020-AP2	jul2020-AP2			
Aug2020-AP1	gem jul2020-AP1 & sep2020-AP1			
Aug2020-BA2	Aug2020-BA1			
Aug2020-BA3	Aug2020-BA1			
Aug2020-BS1	Aug2020-BS3			
Aug2020-BS2	Niet vervangen			
Aug2020-GB1	Niet vervangen			
Aug2020-GB4	Niet vervangen			
Aug2020-GB5	Aug2020-GB6			
Sep202-AP2	Sep202-AP1			
Sep202-AP3	Niet vervangen			
Sep202-BA1	Sep202-BA2			
Sep202-BA3	Sep202-BA2			
Sep202-BS1	Sep202-BS3			
Sep202-BS2	Niet vervangen			
Sep202-GB4	Niet vervangen			
Sep202-GB6	Niet vervangen			
Oct2020-AP2	Niet vervangen			
Oct2020-BA1	Oct2020-BA2			
Oct2020-BA3	Oct2020-BA2			
Oct2020-BS1	Oct2020-GB4			
Oct2020-BS2	Niet vervangen			
Oct2020-BS3	Niet vervangen			
Oct2020-GB1	Niet vervangen			

Oct2020-GB2	Niet vervangen			
Oct2020-GB6	Niet vervangen			
Nov2020-AP1	Nov2020-AP2			
Nov2020-AP3	Nov2020-AP2			
Nov2020-BA1	Gem dec-oct	Gemiddelde bevat al een gecopieerde waarde	DecBA1-octBA2	
Nov2020-BA2	Gem dec-oct	Gemiddelde bevat al een gecopieerde waarde	decBA1-octBA2	
Nov2020-BA3	Gem dec-oct	Gemiddelde bevat al een gecopieerde waarde	decBA3-octBA2	
Nov2020-BS1	Nov2020-BS3			
Nov2020-BS2	Nov2020-BS3			
Nov2020-GB1	Niet vervangen			
Nov2020-GB3	Niet vervangen			
Nov2020-GB4	Niet vervangen			
Nov2020-GB6	Niet vervangen			
Dec2020-AP1	Dec2020-AP2			
Dec2020-BA2	Dec2020-BA1			
Dec2020-BS1	Dec2020-BS3			
Dec2020-BS2	Dec2020-BS3			
Dec2020-GB1	Niet vervangen			
Dec2020-GB6	Niet vervangen			
Heel april	Heel maart			

9.6.3 PAR lichtcondities gedurende de meetperiode



9.6.4 Slib

zone	slik	slib percentage %
Oligohalien	laag	49.78472
Oligohalien	midden	49.09831
Oligohalien	hoog	62.5846
Saliniteitsgradient	laag	62.20595
Saliniteitsgradient	midden	57.2182
Saliniteitsgradient	hoog	59.68125
Lang	laag	58.43645
Lang	midden	71.77822
Lang	hoog	57.94314
kort	laag	49.28752
kort	midden	72.77786
kort	hoog	80.5605