

MONITORING EN MODELLEERING VAN HET COHESIEVE SEDIMENTTRANSPORT EN EVALUATIE VAN DE EFFECTEN OP HET MARIENE ECOSYSTEEM TEN GEVOLGE VAN BAGGER- EN STORTOPERATIE (MOMO)



Activiteitsrapport (1 januari - 30 juni 2021)

Michael Fettweis, Matthias Baeye, Dries Van den Eynde

MOMO/9/MF/202109/NL/AR/5

Inhoudstafel

1.	Inleiding	3
1.1.	Voorwerp van deze opdracht	3
1.2.	Algemene doelstellingen	3
1.3.	Algemeen Onderzoek 2017-2021	4
1.4.	Onderzoek Januari 2019 – December 2021	4
1.5.	Gerapporteerde en uitgevoerde taken	7
1.6.	Publicaties (januari 2019 – juni 2020)	9
2.	Uitbreiding van de monitoring met een autonome meetboei	11
2.1.	Locatie van de meetboei	11
2.2.	Technische specificaties	11
3.	Flocculatie van heterogeen suspensiemateriaal: Een overzicht	14
3.1.	Factors affecting flocculation potential	15
3.2.	The heterogeneous composition of flocs	16
3.2.1.	Inorganic Matter	16
3.2.1.1.	Minerals	16
3.2.1.2.	Natural occurring metals	19
3.2.2.	Organic Matter	19
3.2.2.1.	Particulate organic matter (POM)	20
3.2.2.2.	Extracellular exopolymeric substances	20
3.2.2.3.	Transparent exopolymeric particles	22
3.2.2.4.	Coomassie stainable particles	23
3.2.3.	Water and pore structure	23
3.2.3.1.	Water in flocs	23
3.2.3.2.	Pore structure in flocs	24
3.2.4.	Artificial particulate matter	25
3.2.4.1.	Microplastic	25
3.2.4.2.	Engineered nanoparticles	25
3.2.4.3.	Oil droplets	26
3.3.	Insight into floc composition and structure	27
3.4.	Human activities affecting floc composition	29
3.4.1.	Pollutant discharge and eutrophication	29
3.4.2.	Construction activities, dredging and dumping, mining	29
3.5.	Conclusions	30
4.	Referenties	32

Appendix 1: Technische specificatie van meetboei

Fotos titelpagina tonen de meetboei, links het bovenstel met de elektronische apparatuur en rechts de onderkant.

1. Inleiding

1.1. Voorwerp van deze opdracht

Het MOMO-project (monitoring en modellering van het cohesieve sedimenttransport en de evaluatie van de effecten op het mariene ecosysteem ten gevolge van bagger- en stortoperatie) maakt deel uit van de algemene en permanente verplichtingen van monitoring en evaluatie van de effecten van alle menselijke activiteiten op het mariene ecosysteem waaraan België gebonden is overeenkomstig het verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu van de noordoostelijke Atlantische Oceaan (1992, OSPAR-Verdrag). De OSPAR Commissie heeft de objectieven van haar Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) gedefinieerd tot 2021 met de publicatie van een holistisch “quality status report” van de Noordzee en waarvoor de federale overheid en de gewesten technische en wetenschappelijke bijdragen moeten afleveren ten laste van hun eigen middelen.

De menselijke activiteit die hier in het bijzonder wordt beoogd, is het storten in zee van baggerspecie waarvoor OSPAR een uitzondering heeft gemaakt op de algemene regel “alle stortingen in zee zijn verboden” (zie OSPAR-Verdrag, Bijlage II over de voorkoming en uitschakeling van verontreiniging door storting of verbranding). Het algemene doel van de opdracht is het bestuderen van de cohesieve sedimenten op het Belgisch Continentaal Plat (BCP) en dit met behulp van zowel numerieke modellen als het uitvoeren van metingen. De combinatie van monitoring en modellering zal gegevens kunnen aanleveren over de transportprocessen van deze fijne fractie en is daarom fundamenteel bij het beantwoorden van vragen over de samenstelling, de oorsprong en het verblijf ervan op het BCP, de veranderingen in de karakteristieken van dit sediment ten gevolge van de bagger- en stortoperaties, de effecten van de natuurlijke variabiliteit, de impact op het mariene ecosysteem in het bijzonder door de wijziging van habitats, de schatting van de netto input van gevaarlijke stoffen op het mariene milieu en de mogelijkheden om deze laatste twee te beperken.

Een samenvatting van de resultaten uit de vergunningsperioden 2017-2021 kan gevonden worden in het “Vooruitgangsrapport (juni 2019) over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciéstortingen” (Lauwaert et al. 2019) dat gepubliceerd werd conform art. 10 van het K.B. van 12 maart 2000 ter definiëring van de procedure voor machtiging van het storten in de Noordzee van bepaalde stoffen en materialen. Een tussentijdsrapport voor de vergunningsperiode

1.2. Algemene doelstellingen

Het onderzoek kadert in de algemene doelstellingen om de baggerwerken op het BCP en in de kusthavens te verminderen en om een gedetailleerd inzicht te verwerven van de fysische processen die plaatsvinden in het mariene kader waarbinnen deze baggerwerken worden uitgevoerd. Dit impliceert enerzijds beleidsondersteunend onderzoek naar de vermindering van de sedimentatie op de baggerplaatsen en het evalueren van alternatieve stortmethoden. Anderzijds is onderzoek naar knelpunten voor het plannen en schatten van de effecten van de baggerwerken vereist. Dit is specifiek gericht op het dynamische gedrag van silb in de waterkolom en op de bodem en zal uitgevoerd worden met behulp van modellen en in situ metingen. De specifieke acties die binnen dit onderzoek uitgevoerd worden om de algemene doelstellingen in te vullen zijn:

- 1. Streven naar een efficiënter stortbeleid** door een optimalisatie van de stortlocaties.
- 2. Continue monitoring van het fysisch-sedimentologische milieu** waarbinnen de baggerwerken worden uitgevoerd (Taak 1) en aanpassing van de monitoring aan de nog op te stellen targets voor het bereiken van de goede milieutoestand (GES), zoals gedefinieerd zal worden binnen MSFD;
- 3. Uitbouw en optimalisatie van het numerieke modelinstrumentarium**, ter ondersteuning van het onderzoek (Taak 2.1).

1.3. Algemeen Onderzoek 2017-2021

Voor de vergunningsperiode 2017-2021 werden volgende taken voorzien:

1) In situ en remote sensing metingen en data-analyse

De monitoring van effecten van baggerspeciéstortingen gebeurt met behulp van een vast meetstation in de nabijheid van MOW1, en met meetcampagnes met de RV Belgica (een 4-tal meetcampagnes voor het verzamelen van traject informatie, profielen en de calibratie van sensoren; en een 10-tal campagnes voor het onderhoud van het meetstation te MOW1). De geplande monitoring is gericht op het begrijpen van processen, zodoende dat de waargenomen variabiliteit en de effecten van baggerspeciéstortingen in een correct kader geplaatst kunnen worden. Een belangrijk deel is daarom gericht op zowel het uitvoeren van de in situ metingen, het garanderen van kwalitatief hoogwaardige data en het archiveren, rapporteren en interpreteren ervan. Remote sensing data afkomstig van onder andere satellieten worden gebruikt om een ruimtelijk beeld te bekomen.

2) Uitbouw en optimalisatie van het modelinstrumentarium

Het tijdens de voorbije jaren verbeterde en aangepaste slibtransportmodel zal verder worden ontwikkeld. Dit zal parallel gebeuren met de nieuwe inzichten die voorvloeien uit de metingen en de procesgerichte interpretatie van de metingen.

3) Ondersteunend wetenschappelijke onderzoek

Monitoring gebaseerd op wetenschappelijke kennis is essentieel om de effecten van menselijke activiteiten (hier het storten van baggerspecie) te kunnen inschatten en beheren. Om te kunnen voldoen aan de door OSPAR opgelegde verplichtingen van monitoring en evaluatie van de effecten van menselijke activiteiten is het ontwikkelen van nieuwe monitorings- en modelleractiviteiten nodig. Dit houdt in dat onderzoek dat de actuele stand van de wetenschappelijke kennis weerspiegelt wordt uitgevoerd en dat de hieruit voortvloeiende nieuwe ontwikkelingen geïntegreerd zullen worden in zowel de verbetering van het modelinstrumentarium als voor het beter begrijpen van het fysisch milieu.

1.4. Onderzoek Januari 2019 – December 2021

Het onderzoek uitgevoerd tijdens de periode 2017-2018 werd gerapporteerd in Fettweis et al. (2017, 2018a, 2018b, 2019). Voor de periode 2019-2021 werd in overleg met de ambtelijke werkgroep baggeren een nieuw takenpakket opgesteld waarbij rekening gehouden werd met de aanbevelingen voor de minister ter ondersteuning van de ontwikkeling van een versterkt milieubeleid zoals geformuleerd in het “Syntheserapport over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciéstortingen (2016)” dat uitgevoerd werd conform art. 10 van het K.B. van 12 maart 2000 ter definiëring van de procedure voor machtiging van het storten in de Noordzee van bepaalde stoffen en materialen.

Taak 1: In situ en remote sensing metingen en data-analyse

Taak 1.1 Langdurige metingen

Sinds eind 2009 worden er continue metingen uitgevoerd te MOW1 met behulp van een meetframe (tripode). Met dit frame worden stromingen, slibconcentratie, korrelgrootteverdeling van het suspensiemateriaal, saliniteit, temperatuur, waterdiepte en zeebodem altimetrie gemeten. Om een continue tijdreeks te hebben, wordt gebruik gemaakt van 2 tripodes. Na ongeveer 1 maand wordt de verankerde tripode voor onderhoud aan wal gebracht en wordt de tweede op de meetlocatie verankerd. Op de meetdata wordt een kwaliteitsanalyse uitgevoerd, zodat de goede data onderscheiden kunnen worden van slechte of niet betrouwbare data.

Taak 1.2 Calibratie van sensoren tijdens in situ metingen

Tijdens 11 meetcampagnes per jaar met de R/V Belgica zullen een 13-uursmetingen uitgevoerd worden met doel het calibreren van optische of akoestische sensoren en het verzamelen van verticale profielen. De metingen zullen plaatsvinden in een drietal punten gelegen op het BCP (zie Taak 3.1). De optische metingen (Optical Backscatter Sensor) zullen gecalibreerd worden met de opgemeten hoeveelheid materie in suspensie (gravimetrische bepalingen na filtratie) om te komen tot massa concentraties. Naast de totale hoeveelheid

aan suspensiemateriaal (SPM) wordt ook de concentratie aan POC/PON, chlorophyl (Chl-a, Chl-b), phaeofytine (a, b) en Transparante Exoploimerische Partikels (TEP) bepaald. Stalen van suspensiemateriaal zullen genomen worden met de centrifuge om de samenstelling ervan te bepalen.

Taak 1.3: Data archivering en rapportage

De meetdata worden gearchiveerd en er wordt een kwaliteitsanalyse uitgevoerd, zodat de goede data onderscheiden kunnen worden van slechte of niet betrouwbare data. Slechte data kunnen bv optreden doordat het instrument slecht heeft gewerkt en verkeerd werd ingesteld. Niet betrouwbare data zijn typisch geassocieerd met bv biofouling. De data en metadata worden gearchiveerd.

Taak 1.4: Verwerking en interpretatie van metingen

De metingen vergaard tijdens de 13-uursmetingen aan boord van de Belgica en met de tripod worden verwerkt en geïnterpreteerd. Hiervoor werden in het verleden reeds heel wat procedures (software) toegepast of ontwikkeld, zoals de berekening van de bodemschuifspanning uit turbulentiemetingen, entropieanalyse op partikelgrootteverdelingen, de splitsing van multimodale partikelgrootteverdeling in een som van lognormale verdelingen, het groeperen van de data volgens getij, meteorologie, klimatologie en seizoenen. Deze methodes (zullen opgenomen worden) zijn opgenomen in de standaardverwerking van de data. De aldus verwerkte data dienen als basis voor het verder gebruik binnenin wetenschappelijke vragen (zie taak 2.2, 2.3 en 4.2, 4.4).

Taak 2: Uitbouw en optimalisatie van het modelinstrumentarium

Taak 2.1: Opstellen van een slibtransportmodel voor het BCP met Coherens V2

Ondertussen is de nieuwe implementatie van het Noordzeemodel (inclusief een submodel van de Belgische kustzone) gerealiseerd voor de hydrodynamica. In een volgende fase zal op basis van dit model het slibtransportmodel worden geïmplementeerd en gevalideerd. Verdere ontwikkelingen aan het model parallel met nieuwe inzichten die voortvloeien uit de metingen en de process gerichte interpretatie van de metingen zullen worden geïmplementeerd in het model.

Taak 2.2: Validatie van het slibtransportmodel voor het jaar 2013 (stortproef)

Een eerste toepassing van het model kan het jaar 2013 zijn, waarin de terreinproef voor alternatieve stortplaats alsook een intensieve monitoring plaatsvond. Deze laatste zal gebruikt worden voor de validatie van het model.

Taak 3: Ondersteunend wetenschappelijk onderzoek

Monitoring gebaseerd op wetenschappelijke kennis is essentieel om de effecten van menselijke activiteiten (hier het storten van baggerspecie) te kunnen inschatten en beheren. Om te kunnen voldoen aan de door OSPAR opgelegde verplichtingen van monitoring en evaluatie van de effecten van menselijke activiteiten is een verdere implementatie van huidige en het ontwikkelen van nieuwe monitoringsactiviteiten nodig. Meer specifiek gericht op de activiteit 'storten van baggerspecie' worden hier – wat het fysische milieu betreft – turbiditeit, samenstelling van de zeebodem, bathymetrie en hydrografische condities beoogt. Deze taak speelt hierop in door de ontwikkeling en de implementatie van nieuwe tools die de actuele stand van de wetenschappelijke kennis weerspiegelen teneinde de mathematische modellen te optimaliseren en verfijnen.

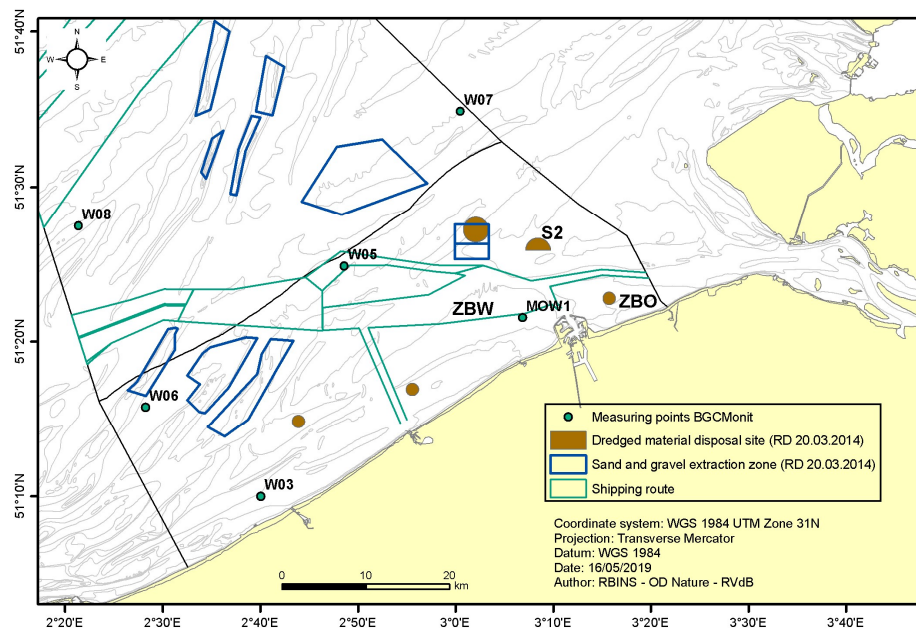
Taak 3.1: Intensieve bio-geo-chemische monitoring van het SPM in de overgangszone kust – offshore in 2019

Een sleutelement in het functioneren van kust nabije ecosystemen is de aanwezigheid van biotische en abiotische partikels. Verticale en dus ook horizontale fluxen van particulier suspensiemateriaal (verder afgekort als SPM) worden bepaald door hun valsnelheid, die afhangt van de capaciteit van de deeltjes om te flocculeren. Flocculatie beïnvloedt de grootte van de gesuspendeerde deeltjes en bepaald daardoor ook de depositie van het slib in onder andere havens en vaargeulen. Op zijn beurt wordt flocculatie gestuurd door turbulentie,

SPM concentratie en de oppervlakte eigenschappen van de deeltjes, die van electrochemische of biologische oorsprong kunnen zijn.

SPM bestaat uit minerale deeltjes van fysicochemische (b.v. kleimineralen, kwarts, veldspaat) en biogene oorsprong (b.v. calciet, aragoniet, opaal), levend (bacteriën, fyto- en zooplankton) en niet-levend organisch materiaal (b.v. fecale pellets, detritus, exopolymeren), en partikels van menselijke oorsprong (microplastiek). Het SPM kan door hydrofobe organische polluenten of metalen gecontamineerd zijn. De samenstelling en concentratie van het SPM inclusief de hydrofobe polluenten en de metalen verandert in functie van de tijd en de locatie. Deze variaties worden beïnvloed door de interacties tussen de fysische processen (getij, meteo, klimaat), biologische cycli (algenbloei), chemische processen (koolstofcyclus) en menselijke activiteiten (aanvoer van nutriënten en polluenten, bagger- en stortactiviteiten, offshore constructies). Het doel van deze taak is om een integrale monitoring uit te voeren in 2019 van de belangrijkste parameters die betrokken zijn bij de SPM-dynamica.

Een nieuw geïntegreerd monitoringsprogramma zal worden opgezet in vier stations (MOW1, W03, W05, W08), zie Figuur 1.1. Deze stations worden aanzien als zijnde representatief voor de belangrijkste gradiënten vanaf de kustzone (invloed van de Schelde) naar offshore (invloed van het Engels Kanaal) en zullen maandelijks bemonsterd worden. Gedurende 13 uur zullen om het uur waterstalen genomen worden aan de oppervlakte en bodem in stations MOW1, W05 en W08. De monitoring bevat alle parameters die nu reeds worden bepaald (maar niet noodzakelijk samen) op waterstalen (SPM, POC/PON, DOC/DON, Chl, TEP, nutriënten, pH) en met behulp van sensoren (CTD, OBS, ABS, LISST), en zullen aangevuld worden met Chl in sedimenten, de hydrofobe chemische polluenten (b.v. PAHs, PCBs) Verder wordt een monitoring voorzien van fysische parameters (ADCP/tripode) in de stations W05 en W08.



Figuur 1.1: BGC monitorings stations MOW1, W03, W05 en W08.

Door de verschillende monitoringsactiviteiten van OD Natuur/BMM (MOMO, WFD, MSFD, OSPAR en satellietvalidatie) te combineren en de monitoringsfrequentie en stations aan te passen worden de inspanningen geoptimaliseerd, blijven de legale verplichtingen en validatieprotocollen verzekerd, komen state-of-the-art wetenschappelijke vragen aan bod en wordt een bevattelijk dataset bekomen die alle gemeten parameters met elkaar verbindt. Na een eerste jaar van intensieve monitoring in 2019 zal het staalname schema geëvalueerd worden voor alle parameters om aldus tot een kwalitatieve sprong in monitoringsstrategie te komen die tijdsgebonden veranderingen, invariante eigenschappen en ruimtelijke gradiënten kan identificeren. De belangrijkste wetenschappelijke vragen die aan

de grondslag liggen van deze monitoring zijn:

1. Hoe variëren de fysische, biologisch en chemische parameters in de waterkolom tijdens een getijcyclus en tijdens de seizoenen.
2. Waarom is het kustgebied troebel en wat is hierbij de link met de cross-shore gradiënten in fysische, biologische en chemische parameters.
3. Hoe beïnvloedt de SPM-concentratie de algenbloei (lichtreductie) en vice versa (TEP-productie)? Hoe moet het modelinstrumentarium (flocculatiemodule) worden aangepast om deze seizoensaliteit te kunnen modelleren.
4. Wat is de variabiliteit van de concentratie aan chemische polluenten in het SPM? Hoe beïnvloedt de variabiliteit in SPM-concentratie en samenstelling de variabiliteit van de chemische polluenten?
5. Verbetering van remote sensing producten (SPM, Chl) door in situ validatie.

Taak 3.2: Monitoring stortplaats ZBW

De concentratie en samenstelling van het suspensie- en bodemmateriaal zal gemonitord worden in de nabijheid van de nieuwe stortplaats ZBW. Afhankelijk van de keuze van de stortplaats kan de langdurige meetlocatie MOW1 hiervoor in aanmerking komen of kan een andere locatie gekozen worden als de veiligheid van de meetapparatuur kan gegarandeerd worden. Details hiervan zullen op een vergadering van de technische werkgroep besproken worden.

Taak 3.3: Ondersteuning kader rond Passende Beoordeling van stortactiviteiten

Ondersteuning zal gegeven worden voor het opstellen van de passende beoordeling voor de vergunningsplichtige stortactiviteiten. Dit houdt in het meewerken aan een schriftelijk verslag waarin aan de hand van gemotiveerde argumenten uitgelegd wordt of de Europese natuurwaarden in het vogelrichtlijngebied nabij Zeebrugge al dan niet betekenisvol worden aangetast door het storten van baggerspecie in zee. Meer specifiek zal onderzoek worden uitgevoerd over de verstoring van het eetgedrag van zeevogels door de verhoging van de turbiditeit die gepaard gaat met de baggerspeciéstortingen.

Taak 3.4: Trends in SPM concentratie

Om significante statistische trends te kunnen documenteren in SPM concentratie over de laatste decades, zijn kwalitatief hoogstaande metingen nodig die een lange tijdspanne omvatten en over een groot gebied verdeeld zijn. Deze data zijn helaas niet beschikbaar. Wat er wel beschikbaar is zijn de tripode metingen te MOW1 (vanaf 2005) en op andere locaties, de puntmetingen verzamelt met onderzoeksschepen in het Belgisch Deel van de Noordzee sinds ongeveer 1970 (cf. Belspo 4DEMON project) en satellietbeelden (vanaf 1997). De tripode data geven de temporele variabiliteit weer, maar zijn heel beperkt wat ruimtelijke spreiding betreft. De 4DEMON en satellietbeelden zijn beschikbaar over een lange periode en over een groot gebied, maar kunnen de temporele schaal niet oplossen. Om deze heterogene datasets samen te kunnen gebruiken, zal gekeken worden naar de statistische verschillen tussen de datasets en naar een manier om deze te combineren. Doel is om mogelijke trends in de SPM concentratie te identificeren en deze te linken aan natuurlijke veranderingen of aan menselijke activiteiten.

Taak 4: Rapportage en outreach

Om de zes maanden zal er een activiteitenrapport worden opgesteld dat de onderzoeksresultaten beschrijft. Jaarlijks wordt er een 'factual data' rapport opgesteld van de verzamelde meetgegevens. De resultaten uit het onderzoek zullen tevens worden voorgesteld op workshops, conferenties en in de wetenschappelijke literatuur.

1.5. Gerapporteerde en uitgevoerde taken

Periode Januari 2019 – Juni 2019

Taak 1.1: De meetreeks te MOW1 werd verdergezet.

Taak 1.2: Calibratie van OBS sensoren werd uitgevoerd tijdens RV Begica campagnes 2019/01, 2019/03, 2019/07, 2019/11, 2019/14 en 2019/17.

Taak 2.1: Het 2 klassen population balance model van Lee et al. (2011) werd geïmplementeerd in Coherens V2 en gevalideerd met testcases.

Taak 3.1: Intensieve bio-geochemische monitoring werd uitgevoerd te MOW1 (RV Belgica campagnes 2019/01, 2019/03, 2019/07, 2019/11, 2019/14, 2019/17), W03 (RV Belgica campagnes 2019/03, 2019/11, 2019/14, 2019/17), W05 (2019/01, 2019/03, 2019/11, 2019/14, 2019/17) en W08 (2019/01, 2019/03, 2019/14, 2019/17).
De methode voor de TEP-analyse werd opgesteld en gevalideerd.

Periode Juli 2019 – December 2019

Taak 1.1: De meetreeks te MOW1 werd verdergezet.
Taak 1.2: Calibratie van OBS sensoren werd uitgevoerd tijdens RV Belgica campagnes 2019/18, 2019/22, 2019/25, 2019/29 en 2019/32.
Taak 1.3: Data archivering en rapportage werd uitgevoerd.
Taak 1.4: Verwerking en interpretatie van de tripode meetdata 2016-2018.
Taak 2.1: Een op Baeyesiaanse statistiek gebaseerde methode werd toegepast op de MOW1 data om de parameters van het 2 klassen populatiemodel te bepalen en voorgesteld op de INTERCOH conferentie.
Taak 3.1: Intensieve bio-geochemische monitoring werd uitgevoerd te MOW1 (RV Belgica campagnes 2019/20, 2019/22, 2019/25, 2019/29, 2019/32), W03 RV Belgica campagnes 2019/20, 2019/22, 2019/25, 2019/29, 2019/32), W05 (2019/20, 2019/22, 2019/25, 2019/29, 2019/32) en W08 (2019/20, 2019/22, 2019/25, 2019/29, 2019/32).
Een eerste interpretatie van de bio-geochemische meetresultaten werd voorgesteld op de INTERCOH conferentie.

Periode Januari 2020 – Juni 2020

Taak 1.1: De meetreeks te MOW1 werd verdergezet, zover dit mogelijk was onder Covid maatregelen. Metingen met de tripode zijn beschikbaar van januari t.e.m. ongeveer maart en van 12 juni t.e.m. 8 juli.
Taak 1.2: Calibratie van OBS sensoren werd uitgevoerd tijdens RV Belgica campagnes 2020/01 (21-24/01), 2020/04 (18-20/02) en 2020/19a. Wegens Covid maatregelen konden de campagnes 2020/08 (16-20/03), 2020/12 (27-30/04), 2020/14 (25-29/05) niet worden uitgevoerd. Campagne 2020/19a (22-24/06) is de eerste campagne na de lockdown. Staalnames werden beperkt tot 3 ½ getijcycli.
Taak 2.1: Ondanks de grote hoeveelheid aan data en modellerstudies, zijn de mechanismen die het turbiditeitstmaximum in de Belgisch-Nederlandse kustzone ter hoogte van Zeebrugge instand houden nog onvoldoende gekend. Om de dynamica ervan beter te begrijpen werd de rol van barocline (saliniteit en sediment geïnduceerde) processen en lokale sedimentbronnen onderzocht met een numeriek model, zie van Maren et al. (2020).
Taak 3.1: Intensieve bio-geochemische monitoring werd uitgevoerd te MOW1 (RV Belgica campagnes 2020/01, 2020/04, 2020/19a), W03 (RV Belgica campagnes 2020/01), W05 (2020/01, 2020/19a) en W08 (2020/01, 2020/19a), zie ook taak 1.2.

Periode Juli 2020 – December 2020

Taak 1.1: De meetreeks te MOW1 werd verdergezet, zover dit mogelijk was onder Covid maatregelen. Metingen met de tripode zijn beschikbaar 12 juni t.e.m. 8 juli en vanaf 19 augustus 2020.
Taak 1.2: Calibratie van OBS sensoren werd uitgevoerd tijdens RV Belgica campagnes 2020/19c (7-8/07), 2020/20 (19-21/08), 2020/22 (7-11/09), 2020/26 (20-22/10), 2020/30 (23-26/11/2020) en 2020/33 (14-18/12/2020).
Taak 3.1: Intensieve bio-geochemische monitoring werd uitgevoerd te MOW1 (RV Belgica campagnes 2020/20, 2020/22, 2020/26, 2020/30, 2020/33), W03 (RV Belgica campagnes 2020/20, 2020/22, 2020/30, 2020/33), W05 (2020/19c, 2020/20, 2020/22, 2020/26, 2020/30, 2020/33) en W08 (2020/19c, 2020/20, 2020/22, 2020/30, 2020/33), zie ook taak 1.2.
Een interpretatie van de biogeochemische monitoring met betrekking tot de wetenschappelijke vragen opgesomd in Taak 3.1 werd uitgevoerd.

Periode Januari 2021 – Juni 2021

- Taak 1.1: De meetreeks te MOW1 werd verdergezet. De monitoring wordt uitgebreid met een meetboei die in locatie W05 vanaf 2022 zal meten. De uitleg over de keuze van de locatie en de technische specificaties van de boei worden in hoofdstuk 2 voorgesteld.
- Taak 1.2: Calibratie van OBS sensoren werd uitgevoerd tijdens RV Belgica campagnes 2021/01 (25-29/01), 2021/03 (22-26/02) en 2021/07 (22-26/03). Wegens het niet beschikbaar hebben van een onderzoeksschip konden geen calibraties uitgevoerd worden tijdens de maanden april tot juni.
- Taak 3.1: Intensieve bio-geochemische monitoring werd uitgevoerd te MOW1 (RV Belgica campagnes 2021/01, 2021/03, 2021/07), W03 (RV Belgica campagnes 2021/01, 2021/03), W05 (2021/01, 2021/03, 2021/07) en W08 (2021/01, 2021/03, 2021/07), zie ook taak 1.2.
- Taak 3: Een literatuurstudie werd uitgevoerd betreffende de samenstelling van het suspensiemateriaal, zie hoofdstuk 3.

1.6. Publicaties (januari 2019 – juni 2020)

Hieronder wordt een overzicht gegeven van publicaties met directe betrokkenheid van het KBIN waar resultaten en data uit het MOMO project in werden gebruikt.

Activiteits-, Meet- en Syntheserapporten

- Fettweis M, Baeye M, van den Eynde D. 2021 MOMO activiteitsrapport (1 januari - 30 juni 2021). BMM-rapport MOMO/9/MF/202109/NL/AR/5, 41pp + app.
- Fettweis M, Desmit X, Terseleer N. 2021 MOMO activiteitsrapport (1 juli - 31 december 2020). BMM-rapport MOMO/9/MF/202103/NL/AR/4, 45pp + app.
- Fettweis M, Adamapoulou A, Baeye M, Parmentier K, van den Eynde D. 2020. MOMO activiteitsrapport (1 januari – 30 juni 2020). BMM-rapport MOMO/9/MF/202010/NL/AR/3, 42pp + app.
- Fettweis M, De Ville de Goyet N, Francken F, Van den Eynde D. 2020. MOMO activiteitsrapport (1 juli – 31 december 2019). BMM-rapport MOMO/9/MF/202005/NL/AR/2, 59pp + app.
- Fettweis M, Baeye M, Francken F, Jespers N, Knockaert M, Montereale-Gavazzi G, Parmentier K, Van den Eynde D. 2019. MOMO activiteitsrapport (1 januari – 30 juni 2019). BMM-rapport MOMO/9/MF/201911/NL/AR/1, 21pp + app.
- Lauwaert B, Fettweis M, De Witte B, Van Hoei G, Timmermans S, Hermans L. 2019. Vooruitgangrapport (juni 2019) over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciestortingen (Vergunningsperiode 01/01/2017 – 31/12/2021). RBINS-ILVO-AMT-CD rapport. BL/2019/01, 28pp.
- Backers J, Hindryckx K, Vanhaverbeke W. 2019. Rapport van de RV Belgica Meetcampagnes en Verankering van Meetsystemen MOMO – 2018. BMM-rapport BMM-MDO/2019-05/MOMO/2018, 169pp.

Conferenties/Workshops

- Roche M, Degrendele K, Urban P, Baeye M, Van Lancker V, Fettweis M, Greinert J, Depestele J, Mertens K, Augustin J-M. 2021. Quantifying sediment plumes induced by human activities by using MBES and SBES water column data combined with in situ measurement and water sampling: Feasible? GeoHab, 5 May (online).
- Fettweis M, Schartau M, Desmit X, Terseleer N, Lee BJ, Van der Zande D, Riethmüller R. 2021. Organic Matter Composition of Biomineral Flocs and its Influence on Suspended Particulate Matter Dynamics along a Nearshore to Offshore Transect. Ecodam Seminar, 3 May, RBINS (Brussels).
- de Ville de Goyet N, Fettweis M, Vandenberghe T. 2021. On using a Sensor Observation Service as an INSPIRE-compliant download service. IMDIS, 11-14 April, Amsterdam (The Netherlands).
- Fettweis M, Schartau M, Desmit X, Terseleer N, Lee BJ, Van der Zande D, Riethmüller R. 2021. Organic Matter Composition of Biomineral Flocs and its Influence on Suspended Particulate Matter Dynamics along a Nearshore to Offshore Transect. KDG Seminar, 24 March, 24 March, Helmholtz Centre hereon, Geesthaacht (Germany)

- Fettweis M, Riethmüller R, Schartau M, Verney R, Lee BJ. 2019. The composition of suspended particulate matter in coastal areas. JJ Mehta Award lecture at IntercoH, 13-17 October, Istanbul (Turkey).
- Lee BJ, Bi Q, Toorman E, Fettweis M, Lee BK, 2019. Application of a Bayesian method for investigating the probability and uncertainty of a two-class flocculation kinetic model. IntercoH, 13-17 October, Istanbul (Turkey).
- Shen X, Toorman E, Fettweis M, Lee BJ. 2019. A population balance model for multi-class floc size distributions of cohesive sediments in Belgian coastal zones. EGU, 7-12 April, Vienna (Austria).
- Fettweis M. 2019. Schwebstoff in Küstenmeeren – Flockige Fracht in ständigem Wandel: Gut zu sehen und doch schwer genau zu messen. Invited lecture at HZG Institute for Coastal Research, 31 January, Geesthacht (Germany).

Peer reviewed artikels

- van Maren DS, Vroom J, Fettweis M, Vanlede J. 2020. Formation of the Zeebrugge coastal turbidity maximum: The role of uncertainty in near-bed exchange processes. *Marine Geology* 425, 106186. doi:10.1016/j.margeo.2020.1061
- Fettweis M, Riethmüller R, Verney R, Becker M, Backers J, Baeye M, Chapalain M, Claeys S, Claus J, Cox T, Deloffre J, Depreiter D, Druine F, Flöser G, Grünler S, Jourdin F, Lafite R, Nauw J, Nechad B, Röttgers R, Sotollichio A, Vanhaverbeke W, Vereecken H. 2019. Uncertainties associated with in situ long-term observations of suspended particulate matter concentration using optical and acoustic sensors. *Progress in Oceanography*, 178, 102162. doi:10.1016/j.pocean.2019.102162
- Monteale-Gavazzi G, Roche M, Degrendele K, Lurton X, Terseleer N, Baeye M, Francken F, Van Lancker V. 2019. Insight into short term tidal variability of multibeam backscatter from field experiments on different seafloor types. *Geosciences* 2019, 9, 34; doi:10.3390/geosciences9010034
- Shen X, Toorman EA, Lee BJ, Fettweis M. 2019. Effects of aquatic biofilms on flocculation processes of cohesive sediments: A modeling approach. *Journal of Geophysical Research*, 124, 4098-4116. doi:10.1029/2018JC014493
- Vanlede J, Dujardin A, Fettweis M, Van Hoestenbergh T, Martens C. 2019. Mud dynamics in the port of Zeebrugge. *Ocean Dynamics*, 69, 1085-1099. doi:10.1007/s10236-019-01273-3

Thesis, eindwerk

- Demilde C. 2019. Analyse van transparante exopolymeerpartikels (TEP) optimaliseren en valideren. Bachelorproef, Bachelor in de agro- en biotechnologie, Afstudeerrichting biotechnologie, VIVES Hogeschool, 66pp + bijlagen

2. Uitbreiding van de monitoring met een autonome meetboei

Veranderingen in kust nabije ecosystemen zijn dikwijls gecorreleerd met veranderingen van de helderheid van het water of de SPM concentratie en dus ook met het gehalte aan partikulair organisch materiaal (POM), zie b.v. May et al. (2003) en Capuzzo et al. (2015). In het vorige activiteitenrapport hebben we een semi-empirisch model voorgesteld dat toelaat het gehalte van het POM (meer specifiek POC, PON en TEP) in het SPM te berekenen en dit voor een labiele of verse fractie van het POM en een stabiele of mineraal gebonden fractie (Fettweis et al. 2021a; 2021b). De verse POM fractie is vooral aanwezig in de lente en in de zomer en is gekoppeld aan de primaire productie, terwijl de mineraal gebonden fractie constant is over een jaar en enkel afhangt van resuspensie en bezinking. De samenstelling en de concentratie van het SPM wordt bepaald door natuurlijke processen alsook door menselijke activiteiten. Tijdens de laatste decaden was de Noordzee onderwerp van veranderingen in SPM concentratie en biologische activiteit, waaronder een afname van de phytoplanktonproductiviteit en een verandering in soortensamenstelling (Capuzzo et al. 2018; Nohe et al. 2020); een shift in chlorophyll a phenologie (Desmit et al. 2020); een onevenwicht in de biogeochemische cycli van de nutriënten (Rousseau et al. 2006; Desmit et al. 2018) en de toename van de SPM concentratie tengevolge van waterbouwkundige werken (Van Maren et al. 2015; Hendriks et al. 2020).

2.1. Lokatie van de meetboei

Het gebied waar de concentratie aan vers en mineral gebonden POM gelijk is, is van bijzonder belang. Het is een zone waar de invloed van het minerale en kust nabij suspensiemateriaal overgaat in een zone met dominantie van organisch suspensiemateriaal van mariene origine. In de Duitse Bocht ligt deze transitiezone bij ongeveer 15-20m en wordt gekenmerkt door een maximum van de valsnelheid (Maerz et al. 2016). Ook in het Belgisch deel van de Noordzee ligt deze transitiezone op ongeveer dezelfde diepte, zie Figuur 2.1. We zien in de figuur dat de ligging ervan seizoensafhankelijk is en dat er in de winter geen vers POC aanwezig is. Menselijke activiteiten, zoals het storten van baggerspecie of offshore windenergieparken (Baeye & Fettweis 2015; Fettweis et al. 2016) kunnen de ligging van deze transitiezone veranderen. Daardoor zou deze zone een sleutelement moeten zijn in monitoringsprogramma's zoals het EU Marine Strategy Framework Directive. Immers kleine veranderingen in SPM concentratie en samenstelling zullen hier beter zichtbaar zijn dan in de troebele kustzone, omdat hier de minerale fractie van het SPM minder dominant is.

Daarom hebben we de monitoring uitgebreid met langdurige metingen en werd er door het KBIN een meetboei aangekocht die verankerd zal worden in locatie W05 (51°N 24.96', 2°E 48.7'). W05 is één van de drie monitoringspunten waar waterstalen en sensormetingen maandelijks worden uitgevoerd. Uit Figuur 2.1 blijkt dat W05 gelegen is in de transitiezone meer bepaald aan de rand van het turbiditeitsmaximum. In de winter is het aan het offshore einde ervan gelegen, terwijl in de lente en de zomer het zich gelijkaardig gedraagt wat SPM concentratie en samenstelling betreft als het offshore station W08. Door de kust nabijheid, de helderheid van het water en de voldoende aanwezigheid van nutriënten is dit ook een cruciaal station voor Chlorophyll metingen.

2.2. Technische specificaties

Voor de technische beschrijving van de boei verwijzen we naar Figuur 2.2 en appendix 1, fotos ervan kunnen worden gevonden op de titelpagina. De boei zal worden uitgerust met een CTD (temperatuur, saliniteit), een OBS (SPM concentratie) en een fluorimeter (Chl concentratie).

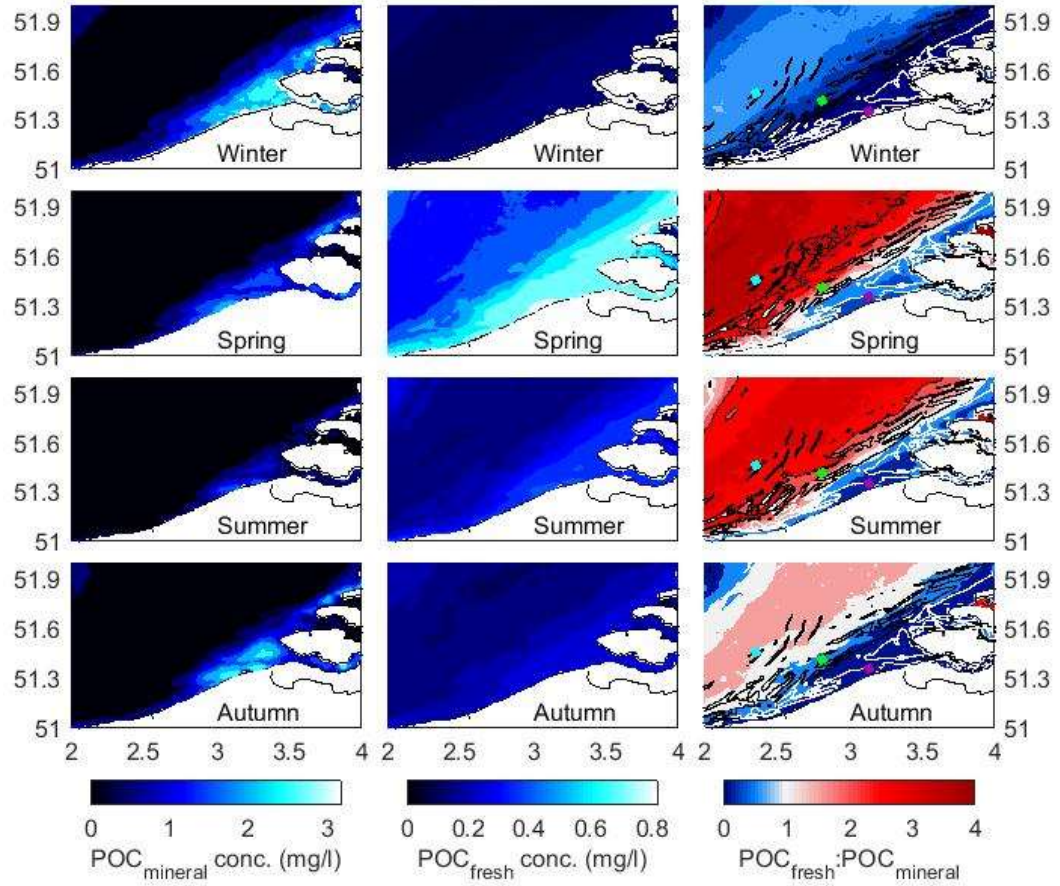


Figure 2.1: Surface mineral attached (left) and fresh POC (middle) calculated from the surface SPM concentration of OLCI satellite for the year 2019. The right column shows the ratio $POC_{fresh} : POC_{mineral}$. The three dots indicate the BGCMonit stations MOW1 (magenta), W05 (green) and W08 (cyan). The white and black lines are the depth contours of 10 m and 20 m respectively.

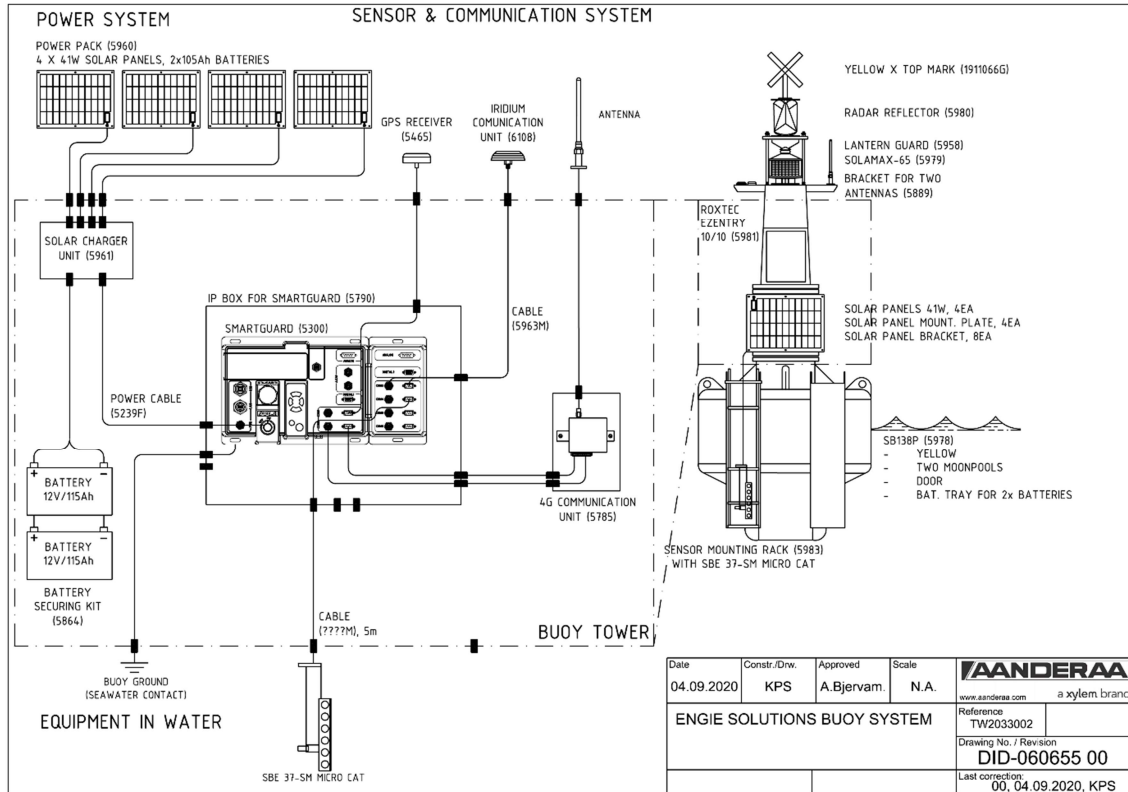


Figure 2.2: Technical drawing and specification of the measuring buoy.

3. Flocculatie van heterogeen suspensiemateriaal: Een overzicht¹

Flocculation involves a combined process of the aggregation and breakage of suspended particulate matter (SPM) in the water environment, as shown in Figure 3.1. Here, aggregation induces particles to attach to each other to form larger flocs, while breakage disaggregates large flocs into smaller flocs or into primary particles (Lee et al. 2012; Maggi 2005). Flocculation determines the structure, density, and settling velocity of flocs and thus the overall governing fate and transport of SPM. Alongside the recent changes in climate conditions and land use, flocculation, sedimentation, and transportation can alter the SPM dynamics and budget in water environments.

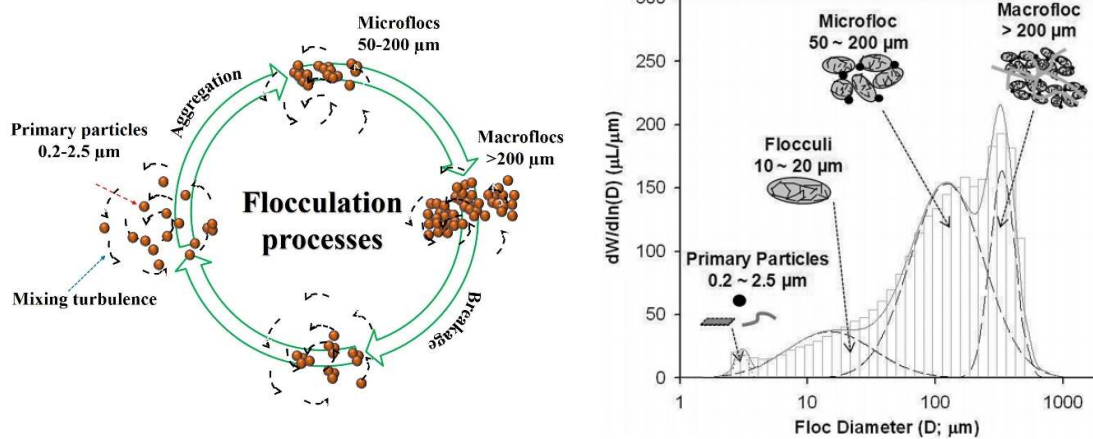


Figure 3.1: Left: schematic of the flocculation processes of aggregation and breakage, right: hierarchical floc structures composing floc size distribution (Kuprenas et al. 2018; Lee et al. 2012).

The water environment is full of dissolved substances and living and non-living particles that are suspended in the water column. In the continuum from river, estuary, and coast to ocean, flocs largely consist of minerals in estuarine and nearshore turbidity maximum zones, while they contain more organic matter and low-density aggregates (e.g., marine snow) in offshore zones. The size, density, and settling velocity of these flocs determine their fate and transport under tidal currents, while their concentration affects the water clarity. Clearly then, the mineralogical and biological components of flocs are important parameters for understanding the SPM dynamics in water environments.

Various physical and biochemical processes result in some variation in floc structure and SPM dynamics. In terms of a short timescale, tides, waves, and winds come into play, while in terms of a long timescale, seasonal, climatological, and interannual dynamics are significant. Seasonal dynamics are primarily caused by the seasonality of solar forcing that drives the physical (e.g., weather conditions, thermal stratification, and light) and biochemical (e.g., primary production) processes. The result of human activities related to both land and water resources, such as agriculture, construction, pollutant discharge, eutrophication, sediment deposition, and dredging, can also affect floc structure and SPM dynamics.

The flocs in aquatic systems are highly heterogeneous in terms of composition (Droppo et al. 1997; Droppo 2001; Maggi 2013), as shown in Table 3.1. In fact, flocs can be regarded

¹ Que NH, Fettweis M, Lee BJ. Flocculation with heterogenous composition in the aquatic environments: A review. (submitted to Water Research)

as individual microecosystems with autonomous and interactive chemical, physical, and biological reactions and processes activating within the floc matrices (Droppo et al. 1997). They contain three major groups of heterogeneous components, including inorganic components that contain cohesive (e.g., clay) and noncohesive minerals (e.g., sand, quartz, carbonates), biological components that include living (e.g., phytoplankton, bacterial) and nonliving components (e.g., extracellular polymeric substances (EPS), transparent extracellular particles (TEP)), and chemical components that include ions (e.g., metals) and organic compounds (e.g., glucose, humic substances) (Tang 2016). As noted above, flocs can vary in their heterogeneous composition, both temporally and spatially (Fettweis & Lee 2017).

The heterogeneous composition of flocs affects their structure, porosity, density, and size, and, as such, ultimately the SPM dynamics in water environments. This paper provides a review of the current understanding of the heterogeneous composition of flocs and its effect on floc structure and the SPM dynamics in water environments, with the physical and biochemical factors affecting the composition discussed in the process. A better understanding of the heterogeneous composition of flocs will ultimately enhance our knowledge regarding their compositional and structure properties as well as the SPM dynamics in water environments.

3.1. Factors affecting flocculation potential

Suspended particulate matter is both abundant and essential in water environments and comprises a wide variety of particles, which are ultimately subject to flocculation. This form of matter is categorized into mineral (i.e., inorganic) and organic fractions (Ongley et al. 1981; Droppo & Ongley 1992; Maggi 2005). Here, mineral SPM substances can attach to each other and aggregate via electrochemical attraction (Maggi 2005), while living microorganisms, as a part of organic SPM, can make up biological or biomineral flocs, largely via the action of EPSs or TEPs as biological glues. Meanwhile, a high SPM concentration enhances the flocculation potential in terms of increasing the collision frequency between particles and flocs.

Organic matter is a crucial biochemical factor affecting flocculation. This form of matter includes both living and nonliving substances, with the nonliving substances (e.g., EPSs, TEPs) the product of living organisms (e.g., phytoplankton, bacteria). Among the various organic substances, EPSs or TEPs are unique in terms of the binding of particles in large settleable flocs. A high EPS or TEP concentration, largely promoted by algae blooms, has been reported to enhance the flocculation in fresh, estuarine, and marine environments (Lee et al. 2019).

Turbulence is a major physical factor controlling flocculation. Turbulence brings particles together and enhances the collision and aggregation or breaks the flocs down into smaller flocs or particles (McCave 1984; Rau et al. 2018). Generally, turbulence promotes aggregation to the point where shear-induced breakage becomes dominant. When large flocs appear in a highly turbulent flow field, they tend to be subject to breakage. For example, under tidal flow conditions, flocs grow up to their maximum size at a low turbulence and decrease in size with an increase in turbulence. Turbulence is therefore a key process for controlling the flocculation in an aquatic system (Braithwaite et al. 2012).

In addition to the aforementioned factors, physicochemical factors also play an important role in flocculation. The zeta potential (ζ) of particles determines the electrostatic attraction between particles/flocs, thus changing the flocculation potential (Chassagne et al. 2009). A high ionic strength generally reduces the zeta potential and increases the flocculation to reduce the electrostatic repulsion between particles/flocs (Rogan 1995; Wilkinson et al. 2017). Meanwhile, the temperature, pH, and salinity also change the physicochemical properties of liquid mediums and solid surfaces and further affect the flocculation

potential (Mietta et al. 2009a, 2009b).

3.2. The heterogeneous composition of flocs

3.2.1. *Inorganic Matter*

The inorganic matter in flocs can be categorized into minerals and naturally occurring metals. Inorganic matter mediates not only the physical process, such as floc density, settling, and transportation (Droppo 2001) but also the chemical process such as adsorption and transportation of pollutants and nutrients (Horowitz 1991), while this form of matter, especially minerals, can also provide habitats and reactive sites for bacterial colonization and chemical and biological reactions (Droppo & Ongley 1994; Liss et al. 1996).

3.2.1.1. *Minerals*

Minerals are a major component of flocs. Mineral particles aggregate with each other and incorporate other dissolved and suspended substances into flocs, ultimately determining floc composition and structure. For example, as building materials, mineral particles combine with POM to assemble large, settleable biomineral flocs (Chen et al. 1994). Here, the mineral particles and the POM are arranged in an irregular and complex manner, with the pore space in the floc occupied by water (Droppo et al. 1997). Moreover, the mineral particles also provide habitats and sites for bacterial colonization and biochemical reaction (Droppo & Ongley 1994, Liss et al. 1996).

The suspended and deposited sediment in water environments is categorized according to size in terms of clay (<2 μm), silt (2–63 μm), and sand (63–2,000 μm), as well as larger particles with a variety of mineral compositions (McCave & Hall 2006; Walsh & Nittrouer 2009). A large number of clay-sized particles consist of clay minerals (e.g., kaolinite, montmorillonite, illite) as well as other minerals, such as quartz, carbonates, or feldspars. Meanwhile, quartz, carbonates, and other silicates typically appear in the silt- and sand-sized particles. Clay minerals are cohesive due to certain physicochemical attractive forces (e.g., van der Waals and electrostatic forces), while silt- and sand-sized particles are less cohesive or even noncohesive. Clay and silt particles are the most abundant in a floc, with sand particles seldomly found in this form of matter due to their heaviness and noncohesiveness. Clay minerals are tightly bound in the flocculi via electrostatic attraction, with the flocculi subsequently aggregating further to form flocs through the gluing action of EPSs, as shown in Figure 3.2 (Yin 2013). This stepwise growth from primary particle to flocculi and floc tends to accelerate in aggregation-favorable conditions with a high clay concentration and moderate turbulence.

Silt can present a heterogeneous composition in a clay-dominant floc, while it is less cohesive (Tran & Strom 2017). Tran et al. reported that when silt and clay minerals are in suspension, clay-dominant flocs can incorporate silt particles within the floc structure, thereby increasing the floc density and settling velocity and changing the floc structure (Tran & Strom 2017). As such, silt-sized particles can contribute to the heterogeneous composition of flocs; however, silt-dominant flocs with less clay composition are highly porous and are readily broken down by turbulence (Li et al. 1993).

Table 3.1: Heterogenous composition of flocs in the aquatic environment

Compositions	Sources	Functions/Contributions	References
Minerals	Nature (e.g., erosion, weathering) Human activities (e.g., agriculture, dredging, construction)	Mineral particles aggregate to flocs and incorporate other dissolved and suspended substances into floc matrices Minerals provide reactive sites for bacterial colonization and biochemical reactions	Chen et al. (1994), Droppo & Ongley (1994); Liss et al. (1996)
Nature occurring metals	Nature (e.g., weathering, volcanic and magmatic)	Chemical precipitation aids to transform metal ions to crystals or composites, which are also important heterogenous ingredients in flocs	Palanques et al. (1995); Jonas & Millward (2010)
Particulate organic matter (POM): Microorganism Non-living OM	Nature (e.g., phytoplankton and bacteria in aquatic systems) Human activities (e.g., mangrove planting, aquaculture)	Phytoplankton and bacteria form flocs and bio-mineral flocs Phytoplankton and bacteria produce biopolymers, as sticky binder between bio-mineral particles Detrital POM, produced by decaying of terrestrial and aquatic organisms, can contribute to heterogenous composition of flocs Faecal pellets, secreted by filter feeders, can also contribute to heterogenous composition of flocs	Kranck & Milligan (1980); Alidredge & Gotschalk (1989); Winterwerp & Van Kesteren (2004); Tran et al. (2020)
Extracellular Polymeric Substances (EPS)	Nature (e.g., production by algae or bacteria)	EPS acts as polymeric bridges between particles and build large, settleable flocs EPS and binding cations mitigate the overall negative surface charge of particles, thereby increasing flocculation potential of particles	Shen et al. (1993); Schmidt & Ahring (1994); Nouha et al. (2018)
Transparent Extracellular Polymer (TEP)	Nature (e.g., production by algae or bacteria)	Highly viscose and sticky TEP can facilitate flocculation for combining various particles of solid, non-sticky particles, cells, debris and dissolved substances	Passow (2002b)
Coomassie Stainable Particles (CSPs)	Nature (e.g., production by algae or bacterial)	CSP is considered as a component of flocs since its copiousness in aquatic environments	Long & Azam (1996); Cisternas-Novoa et al. (2015); Thornton (2018)
Water in/around flocs	Nature (e.g., river, lake, ocean) Human activities (e.g., factories)	Water runs around/in flocs can deliver inorganic and organic matter into floc matrices	Droppo et al. (1997); Droppo (2001)
Pore structure	Nature (space in a floc)	Pore space, occupied by water, necessarily affects floc structure and density Pore water mediates physical and biochemical and thereby modify floc composition and structure.	Sherman (1953); Logan & Hunt (1987); Li & Ganczarczyk (1988); Droppo (2001)
Microplastic (MPs)	Human activities (e.g., food packaging, household waste, agriculture)	MPs are important composition of flocs, considering their abundance in the aquatic environment.	Lobelle & Cunliffe (2011); Van Cauwenberghe et al. (2013);

			Oberbeckmann et al. (2014); Taylor et al. (2016)
Engineered nanoparticle (ENP)	Human activities (e.g., cosmetics, painting and coating compounds, catalysts & lubricants)	ENPs are easily trapped in pore space of flocs in association with EPS ENPs interact with EPS in floc matrices and can be heterogenous composition of flocs	Grasso et al. (2002); Ivanov et al. (2004); Westerhoff et al. (2013)
Oil droplet	Artificial and human activities (e.g, refueling a ship, pipelines break, drilling operation failure)	Hydrophobic oil droplets can easily attach to the surface of SPM, thereby being a part of flocs with heterogenous composition. Oil droplets and EPS can attach to each other to form flocs	Lee (2002); Quigg et al. (2016)

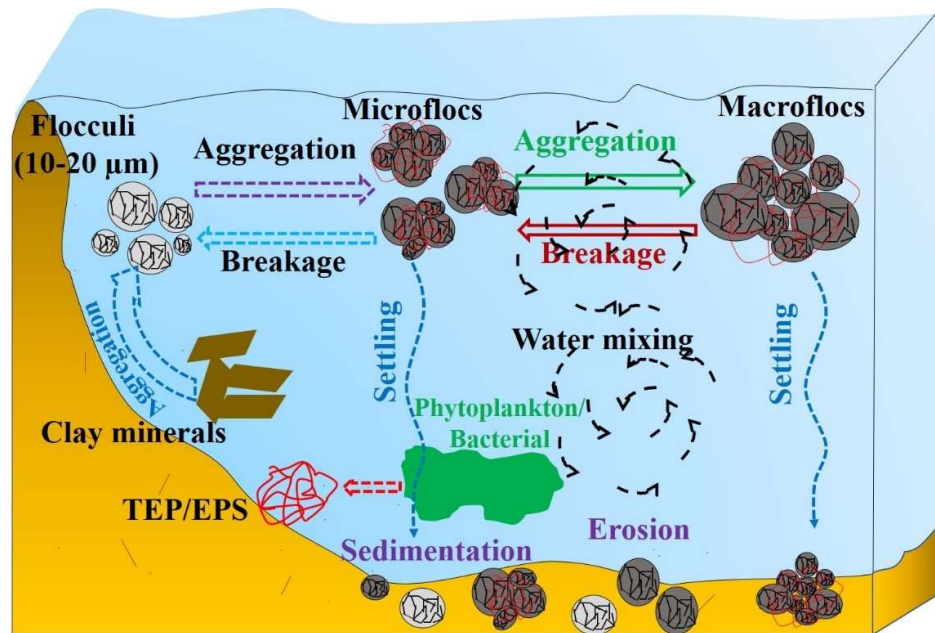


Figure 3.2: Schematic of SPM dynamics in a water environment (Yin 2013).

3.2.1.2. Natural occurring metals

The metals that appear in nature can be incorporated into floc matrices. Metals undergo biogeochemical cycles and ultimately surface in aquatic environments, having been released from rocks and top soil via erosion and weathering (Garrett 2000), at which point they are transported to waterbodies as dissolved ions or chemically precipitated particles. Here, the chemical precipitation aids in transforming metal ions into crystals or composites, which are often found in flocs with a heterogeneous composition (Palanques et al. 1995; Jonas & Millward 2010). For example, the red-colored precipitants of iron oxide easily attach to clay particles in soil and water, while EPSs can also contribute to binding metals on flocs and to increasing the heterogeneity of the floc composition (Decho & Gutierrez 2017).

3.2.2. Organic Matter

The organic matter in flocs can be grouped into POM and dissolved organic matter (DOM). While the latter is able to pass through a filter (0.2–0.7 μm), the former is generally retained on the filter, with its composition including living microorganisms (e.g., bacteria, phytoplankton) and nonliving compounds (e.g., TEPs, CSPs, plant or animal debris), and xenobiotic particles from human activities, such as microplastics (Lee et al. 2019). Bacteria and phytoplankton can be quantified using conventional counting methods. For example, bacterial cells are generally counted via light or epifluorescence microscopy, while phytoplankton cells tend to be enumerated using an electronic particle counter (Willén 1976; Picazo et al. 2013; Muthukrishnan et al. 2017). Meanwhile, TEPs and CSPs are generally quantified through staining with Alcian Blue (AB) and Coomassie Brilliant Blue (CBB), respectively (Passow & Alldredge 1995; Cisternas- Novoa et al. 2014). The DOM in aquatic systems consists of numerous allochthonous and autochthonous organic compounds with a wide-ranging molecular weight from micro- (e.g., organic acids) to macromolecule (e.g., fulvic and humic acids) (Rashid & King 1969; Amy et al. 1987; Leenheer & Croué 2003). Submicron-sized EPSS are also an important part of DOM, significantly contributing to the heterogeneous composition of flocs, with EPS concentration generally quantified using total carbohydrates and protein analysis (Smith et al. 1985; Hung & Santschi 2001; Panagiotopoulos & Sempéré 2005;).

3.2.2.1. *Particulate organic matter (POM)*

(1) Living POM

Some microorganisms, especially phytoplankton, form biological flocs in aquatic systems, often adhering to mineral particles and building large biomineral flocs. Many phytoplankton species have extruding spines or hairs that enhance flocculation via the mechanical adhesion or entanglement of the particles (Kiørboe et al. 1990). Microorganisms are thus an important heterogeneous component in flocs and can be used to determine their morphological aspects, including size, porosity, and density (Kranck & Milligan 1980; Alldredge & Gotschalk 1989). The stickiness and flocculation potential of phytoplankton cells is based on the frequency and efficiency of cell collision and attachment, which depends on the cells' physicochemical and biological properties (Kiørboe et al. 1990; Kiørboe & Hansen 1993). In fact, the stickiness and flocculation potential become particularly high in nutrient-depleted conditions (Smetacek 1985). It is also important to note that the stickiness and flocculation potential depends on the generic species of phytoplankton. For example, in lake environments, colonial phytoplankton species (e.g., *Aphanotece*) have been found to attach better to mineral particles and form larger flocs than filamentous species (e.g., *Aphanizomenon*) (Verspagen et al. 2006; de Lucas Pardo et al. 2015).

Marine snow is a special type of organic-rich floc that appears in open oceans with a floc size of over 500 µm and a composition of detritus, living organisms, and inorganic matter (Alldredge & Silver 1988; Turner 2015). Marine snow has a fluffy structure with high porosity and a heterogeneous composition (Maerz et al. 2020), with phytoplankton and phytodetritus the main components (Turner 2015). A high population of phytoplankton in aquatic environments increases the occurrence of marine snow. As such, the presence of marine snow indicates the high productivity of the aquatic ecosystem.

The interaction between heterotrophic bacteria and phytoplankton also promotes a bacteria-mediated aggregation of microbial cells. The stickiness and the flocculation potential of bacteria tend to differ depending on the bacterial taxa or their exopolymers (Tran et al. 2020). Certain species of bacteria influence phytoplanktonic physiology and enhance the stickiness and flocculation of phytoplankton cells (Decho 1990; Heissenberger & Herndl 1994). Other species of bacteria have also been found to attach directly to phytoplankton and enhance flocculation (Grossart et al. 2006; Gärdes et al. 2010).

(2) Nonliving POM

Detrital POM is produced via the decaying of various aquatic and terrestrial organisms (e.g., plant litter, cyanobacterial, fungi, algae) and becomes suspended in the water column and ultimately contributes to floc formation as a heterogeneous ingredient. The main sources of detrital POM include zooplankton, phytoplankton, terrestrial plants, and animals, with the matter diversified in terms of properties depending on the source. Various detrital POM species can thus act as heterogeneous ingredients in floc formation.

Fecal pellets, generally secreted by filter feeders (e.g., mussels, oysters) can also contribute to flocs with a heterogeneous composition. For example, mussels enhance biological fouling and result in the conversion of slowly sinking organic and inorganic SPM into large and fast-sinking fecal pellets, which can be regarded as large biomineral flocs. Mussels can thus enhance the stability of SPM deposits on the sea floor, making them resistant to tidal currents. Furthermore, when fecal pellets are decomposed via biological and tidal actions, they are subject to resuspension and flocculation in the water column (Winterwerp & Van Kesteren 2004).

3.2.2.2. *Extracellular exopolymeric substances*

The production of EPSs is a general feature of microorganisms in water environments, one

that occurs in eukaryotic and prokaryotic microorganisms (Wingender et al. 1999). In simple terms, EPSs are polymeric substances that are biosynthesized by several strains of microorganism (Flemming & Wingender 2010). The EPS formation from microbial cells has many origins, including cell surface material shedding, active secretion from microorganisms, cell lysis, and sorption from the environment (Liu & Fang 2003, Wingender et al. 1999), while, when microorganisms exist within nitrogen-limiting conditions, they tend to produce more EPSs (Bhaskar & Bhosle 2005). In fact, the nitrogen concentration is often used as an indicator of EPS production in water/sediment environments.

The EPSs act as polymeric bridges between particles to build large, settleable flocs. Here, multivalent cations can further enhance the formation of polymeric bridges through connecting between the functional sites of EPSs and the negatively charged sites of bacterial and mineral particles (Zhang et al. 2015). The EPSs and binding cations mitigate the overall negative surface charge of particles, thereby increasing the flocculation potential of particles (Shen et al. 1993; Schmidt & Ahring 1994; Nouha et al. 2018). Clearly, EPSs play an important role in flocculation and are a key component in the heterogeneous composition of flocs.

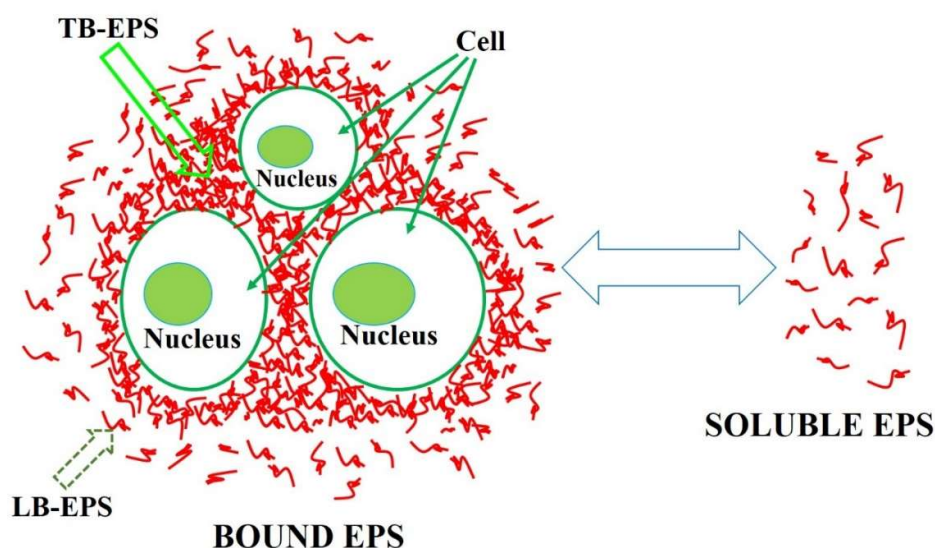


Figure 3.3: Schematic of EPS structure around microbial cells. Here TB-EPS and LB-EPS indicate tightly and loosely bound EPS, respectively (Shi et al. 2017).

In general, EPSs are classified into soluble and bound substances, as shown in Figure 3.3. Soluble EPSs include macromolecules, slimes, and colloids, while bound EPSs include capsular polymers, loosely bound polymers, condensed gels, sheaths, and attached organic compounds (Nielsen & Jahn 1999; Lapidou & Rittmann 2002; Comte et al. 2006; Yu et al. 2008). Soluble EPSs are also termed soluble microbial products (SMP) and can move freely among the microbial flocs and the surrounding liquid. Meanwhile, bound EPSs exhibit a dynamic double-layer-like structure and can be roughly grouped into loosely bound EPS and tightly bound EPS (Ramesh et al. 2006; Liang et al. 2010). These substances also differ in terms of chemical composition under different environmental conditions of microbial communities, with the most abundant chemical compounds of EPS being polysaccharides and proteins (Leppard 1997; Santschi et al. 1998; Subramanian et al. 2010; More et al. 2012; Nouha et al. 2016), while more minor compounds include humic substances, nucleic acids, uronic acids, humic acids, and lipids (Wingender et al. 1999; Sutherland 2001b; d'Abzac et

al. 2010a, 2010b; Nguyen et al. 2016).

3.2.2.3. *Transparent exopolymeric particles*

As a special particulate species of EPS, TEPs are ubiquitous in water environments, while this has only been known since the development of quantification methods from 1993 onward (Alldredge et al. 1993). The average size of TEPs has been determined to be larger than $0.4\ \mu\text{m}$, while they tend to present various forms, including clouds, amorphous blobs, sheets, filaments, or clumps (Alldredge et al. 1993; Berman & Passow 2007). This form of particle can be regarded as a “sticky” building material in flocs, since it exists in particle form rather than as a cell coating or dissolved slime, as shown in Figure 3.4 (Alldredge et al. 1993).

The quantity of TEPs varies spatially in the continuum from river, estuary, and coast to ocean. In low turbid environments, the quantity of TEPs in marine and fresh waters is similar to that of phytoplankton, with the highest occurrence appearing in phytoplankton blooms. In contrast, in turbid environments (e.g., a turbidity maximum zone), a large quantity of minerals can adsorb TEPs on their surface, and hence TEP-coated (or TEP-associated) minerals are deposited on the bed layer. Therefore, the quantity of TEPs tends to decrease in the water column during the summer bloom season. The clay minerals in turbid environments can thus facilitate the stabilization and burial of organic matter (i.e., TEP), depending on their abundance (Keil et al. 1994; Mayer 1994; Blattmann et al. 2019).

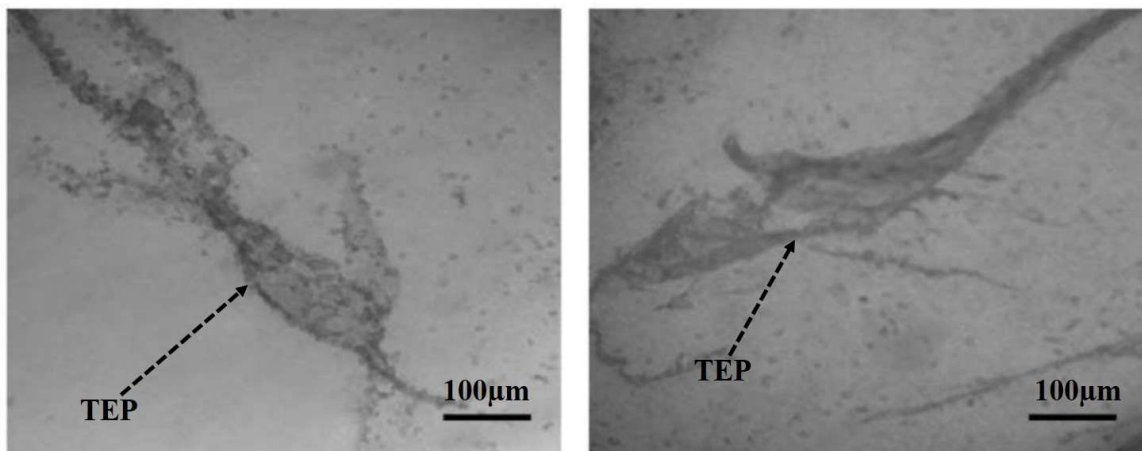


Figure 3.4: Photographic images of TEP stained with Alcian Blue polysaccharide-specific dye (Einsporn et al. 2013).

The TEPs enhance flocculation and are an important heterogeneous component of flocs due to their adhering capacity as polymeric binders or glue. Highly viscose and sticky TEPs can enhance flocculation as they combine numerous solids, nonsticky particles, cells, debris, and dissolved substances (Passow 2002b). An abundance of TEPs will also enhance the probability of particle collision in the water environment (Passow et al. 1994; Jackson 1995), thereby increasing the particle aggregation rate. However, it is important to note that not all the TEP species have the same adhesive quality, with TEPs from nondiatom microorganisms not as sticky as those from diatom species (Kjørboe & Hansen 1993; Passow & Alldredge 1994; Logan et al. 1995).

While TEPs and EPSs have been categorized into the same biopolymer group in scientific communities, in the authors’ opinion, TEPs should be classified into a subgroup of EPSs (Passow 2002b; Li et al. 2016; Morelle et al. 2017). In fact, while both TEPs and EPSs contain a large proportion of acidic polysaccharides (Passow 2002a, 2002b), they do not include exactly the same substances, while not all EPSs are a TEP precursor nor do they develop into

TEPs (Passow 2002b). Furthermore, TEPs and EPSs should ideally be measured using different analytical methods since they present different physicochemical properties (Xu et al. 2018). In short, TEPs and EPSs should be regarded as independent indices and should be investigated as such to ensure a better understanding of the heterogeneous composition of flocs.

3.2.2.4. Coomassie stainable particles

Coomassie stainable particles are transparent gel-like particles and can be characterized as protein-including particles, as shown in Figure 3.5. They are present everywhere from sea surface microlayers to deep oceans and are abundant in cultures of cyanobacteria, diatoms, and heterotrophic bacteria, indicating that microorganisms are a significant source (Long and Azam 1996; Cisternas-Novoa et al. 2015; Thornton 2018). In a study on phytoplankton mesocosm, the quantity of CSPs was found to be similar to that of TEPs (Prieto et al. 2002). However, CSPs are generally more labile and less sticky than TEPs (Thornton 2018). In seawater, CSPs are 3–13 times more numerous and have a surface area of up to two orders of magnitude greater than TEPs. Thus, while a fraction of CSPs may overlap TEPs, the remaining fraction of the former will tend to differ from the latter (Long & Azam 1996). However, there is a lack of information on CSPs compared with TEPs (Engel et al. 2020).

In fact, CSPs can be an important heterogeneous component in flocs given their abundance in aquatic systems. However, the flocculation and sedimentation of CSPs in ocean environments have not been comprehensively investigated (Cisternas-Novoa et al. 2015), while the limited number of studies have found that CSPs have less effect on flocculation than TEPs. In short, the role of TEPs in flocculation and sedimentation has been better identified than that of CSPs (Prieto et al. 2002).

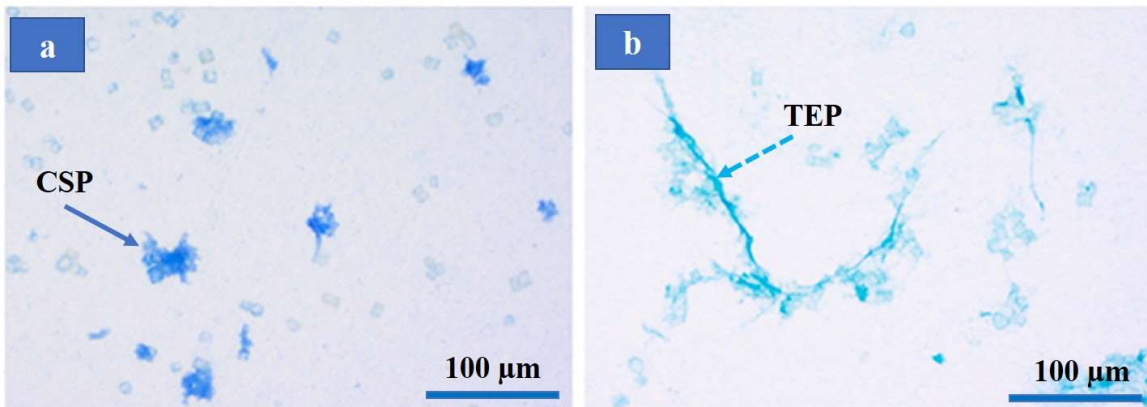


Figure 3.5: Photographic images of representative exopolymer particles: (a) CSPs and (b) TEPs (Thornton 2018).

3.2.3. Water and pore structure

3.2.3.1. Water in flocs

The water in and around flocs consists of bound, surface, interstitial, and free waters, which reside in or flow around the flocs (Vesilind & Martel 1990). Such waters affect floc formation and biota (Droppo 2001), with the water running through the flocs potentially incorporating inorganic and organic particles into the floc matrices (Droppo et al. 1997). Furthermore, when water flows through the flocs, it acts as a food stream supplying nutrients and trace elements to the existing biota.

Bound water is chemically bound to solid particles (Kopper 2017). Bound water and surface water are barely detached via fluid shear force (Vesilind 1994) since they are tightly

bound via chemical bonding, physical adsorption, and the mechanical capture in both micro- and macrocapillaries of porous media (Wu et al. 2018). Surface water, occasionally referred to as vicinal water, includes water attached to the surface of solid particles via adsorption and adhesion forces (Vaxelaire & Cézac 2004). Meanwhile, free water is bound by capillary forces acting between the flocs and the surrounding water, meaning it does not reach the inner particles and pore space directly. Free water can also be washed away by fluid shear force (Kopp & Dichtl 2001). Finally, interstitial water occupies the pore space of the flocs. It is retained inside the floc by capillary forces but turns into free water when the flocs are broken up (Vesilind & Martel 1990).

3.2.3.2. Pore structure in flocs

The pore space plays an important role in determining floc structure and density. When particles aggregate to form large flocs, they create a pore space in the floc matrices (Droppo 2001). The pore space, generally occupied by water (i.e., pore water), necessarily affects floc structure and density (Sherman 1953; Logan & Hunt 1987; Li & Ganczarczyk 1988). Flocs are assembled in a hierarchical manner in terms of the arrangement of particles and pore space. For example, a tight assemblage of particles can result in dense flocculi with a small pore, with the assemblage of flocculi subsequently developing microflocs with a moderate pore. Meanwhile, a loose assemblage of microflocs results in macroflocs with a large pore, as shown in Figure 3.6. The hierarchical assemblage of flocculi, microflocs, and macroflocs determines the porosity, density, settling velocity, and transportation of the flocs within the water environment (Gorczyca 2000).

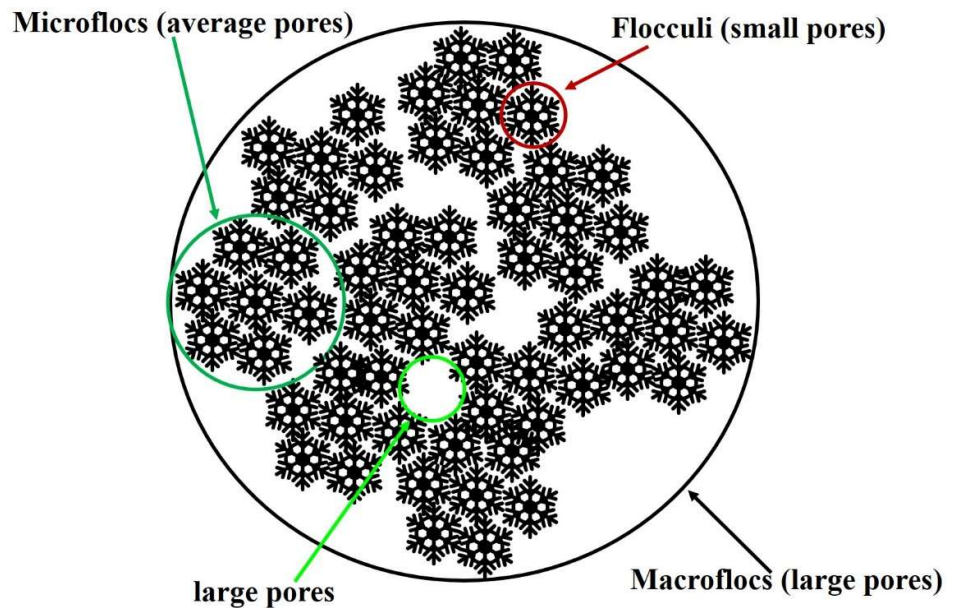


Figure 3.6: Schematic of the hierarchical structure of flocculi, microflocs, and macroflocs (Li & Logan 1997).

Pore space also serves as active media hosting physical and biochemical reactions of the various chemicals and nutrients present in flocs. These reactions within the floc, especially those in the pore space, can cause a modification of floc structure and density and can affect floc hydrodynamics and transportation in aquatic environments (Droppo 2001). For example, if flocs consist of a large number of EPSs due to microbial growth in the pore space, they will contain numerous fibrils and will thus develop a fluffy, less dense floc structure.

Liss et al. (1996) reported that EPS fibrils could enlarge the pore space and change the flocs' morphology and settling velocity.

3.2.4. Artificial particulate matter

3.2.4.1. Microplastic

Microplastics are small plastic particles (<5 mm) that are ubiquitous in aquatic environments (Van Cauwenberghe et al. 2013; Taylor et al. 2016). They have been found everywhere from the poles to the tropics and from surface waters to seafloors (Van Sebille et al. 2015). In fact, MPs originate from human activities in watersheds. They are released into various water bodies and are ultimately transported into the oceans (Andrady 2011; Woodall et al. 2014; Lebreton et al. 2017). As a result, the sediment deposits on the seafloor are often recognized as a major sink of MPs (Chen et al. 2020). The population density of MPs in coastal sediments was found to range from 259 to 1,743 items/L of sediment (Bashir et al. 2021), while they have also been found in the guts of over 300 different marine species (Kühn et al. 2015). Thus, MPs are regarded as emerging and threatening pollutants for both aquatic ecosystems and humans.

Meanwhile, MPs can form a part of flocs with a heterogeneous composition due to their heterogeneity and their abundance in water environments. While limited data are available to elucidate the incorporation of MPs into flocs, the findings to date are presented below. Stickiness is a key characteristic of flocs that facilitates the scavenging of MPs in the water column and results in an accumulation of MPs on river or sea floors and the benthic food web (Cunha et al. 2019; de Haan et al. 2019; Sakhon et al. 2019). While MPs transport, deposit, and resuspend, they can become attached to SPM and become incorporated into floc matrices. It is also important to note that the stickiness between MPs and SPM has been found to depend on the size and shape of the MPs, which are governed by weathering, including abiotic (physicochemical) and biotic processes, as well as mechanical degradation and fragmentation (Arp et al. 2021).

However, MPs are not only building materials of flocs but also a controlling factor in flocculation and sedimentation. For example, if MPs adhere to flocs via the action of sticky EPSs or TEPs, they change the floc morphology and density. Furthermore, large MPs with a size of over several hundred microns can provide a habitat for microorganisms and exude substrates or become precursors for biofilm formation (Lobelle & Cunliffe 2011; Zettler et al. 2013; Oberbeckmann et al. 2014; Eich et al. 2015; Oberbeckmann et al. 2016). Since biofilm is essentially a sticky EPS matrix on MPs, it is likely to increase the stickiness of the MPs and MP-associated flocs and, consequently, the scavenging capacity in terms of other suspended particles (Sutherland 2001a; Petrova & Sauer 2012).

3.2.4.2. Engineered nanoparticles

Engineered nanoparticles are now often found in water environments following the development of nanotechnology industries in recent years. The ENPs are released into these environments from various industrial sources, including paints, coatings, cosmetics, catalysts, lubricants, food, packaging, water and wastewater treatments, plant protection products, and human and veterinary medicines. For example, the use of personal care and cosmetic products in the city of Macao was estimated to release over 37 billion ENPs per year into water environments via wastewater treatment plants (Bashir et al. 2021). The fate and transport of ENPs in water environments are driven by physical and biochemical processes, such as advection and dispersion, partitioning to sediment, and biotic and abiotic degradation (Boxall et al. 2007), with the ENPs ultimately increasing the toxicity to organisms through the food webs (Maurer-Jones et al. 2013). However, the knowledge on ENPs remains largely lacking in terms of their fate and transport in water environments due to the

diversity of ENP species and the complexity of the ENP-associated physical and biochemical processes (Oberdörster et al. 2005; Dunphy Guzmán et al. 2006; Fabrega et al. 2011). Furthermore, little consideration of ENPs has been adopted in studies on the heterogeneous composition of flocs.

In fact, ENPs interact with the EPSs in floc matrices and contribute to flocs with a heterogeneous composition. The electrostatic interaction between ENPs and EPSs causes the adsorption of the former on floc matrices and the formation of flocs with a heterogeneous composition (Grasso et al. 2002). For example, metal or metal oxide ENPs with a positive surface charge, such as Al_2O_3 , ZnO , Fe_3O_4 and CeO_2 , easily attach to the negatively charged functional groups of EPSs and enhance flocculation via charge neutralization (Zhang et al. 2017). In contrast, ENPs with a negative surface charge, such as SiO_2 , CuO and carbon composites, are unfavorable for interaction with EPSs and the formation of flocs (Miao et al. 2015; Zhang et al. 2017). While, as noted, the knowledge on ENPs is lacking, they are known to contribute to flocs with a heterogeneous composition, depending on their surface charge.

Indeed, ENPs are easily trapped in the pore space of heterogeneous flocs. Previous studies have reported that ENPs can reside in the pore space via attachment to EPSs (Ivanov et al. 2004; Westerhoff et al. 2013). Flocs with a heterogeneous composition, which consist of a substantial pore space and EPS fibers, can retain these ENPs in their pore space. In this case, the heterogeneous composition and the complex structure of flocs assist in incorporating ENPs as an additional heterogeneous component into their pore space.

3.2.4.3. Oil droplets

Oil spills occur at various sources in the oil industries, often due to small incidents, such as spills from ship refueling or large accidents, such as pipeline breakage, oil tanker stranding, drilling operation failure, or transportation-related accidents. Oil droplets can easily adhere to SPM due to their hydrophobicity, and are thus incorporated into flocs with a heterogeneous composition.

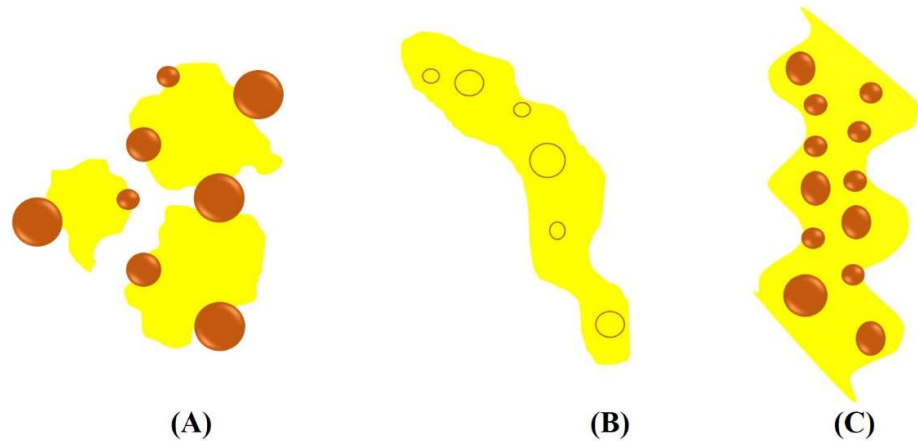


Figure 3.7: Different types of oil-incorporated floc: (A) aggregate of multiple oil droplets; (B) solid aggregate of large, generally elongated mass of oil with interior particles (open circles); (C) flake aggregate of thin membranes of clay aggregates that incorporate oil and fold up. The brown is particles and the yellow = oil (Lee & Stoffyn-Egli 2001; Fitzpatrick et al. 2016).

The collision and attachment between oil droplets and SPM can enhance flocculation, which ultimately facilitates the scavenging and deposition of oil droplets from the water column to the river or sea floor (Lee 2002). An earlier study demonstrated that 87%–98% of spilled oil is transformed into either oil globules or oil–SPM aggregates (Gordon et al. 1973),

while Boehm also reported that a high SPM concentration could enhance the formation and deposition of oil droplet–SPM flocs due to the increase in the collision and attachment between the droplets and the SPM (Boehm 1987). The size and shape of both the droplets and the SPM are also critical for oil–SPM floc formation, as shown in Figure 3.7.

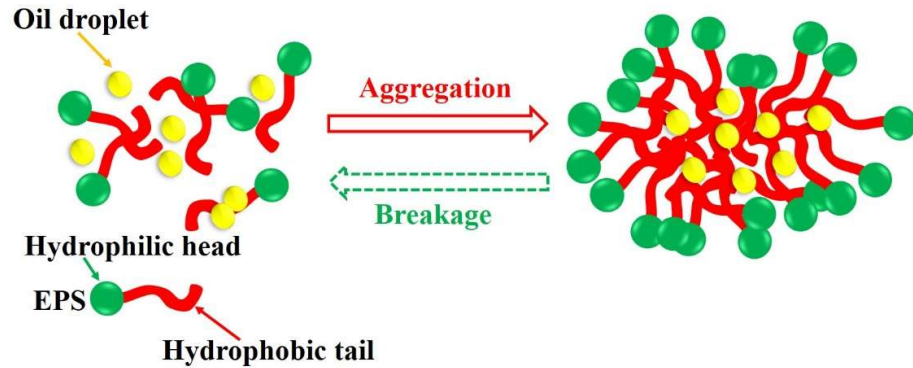


Figure 3.8: Interaction between EPSs and oil droplets. As surfactants, EPSs consist of a hydrophilic head and a hydrophobic tail (Quigg et al. 2016).

Oil droplets can also interact with EPSs, with the two substances potentially attaching to each other to form flocs with a heterogeneous composition, much like EPS-enriched marine snow, as shown in Figure 3.8 (Quigg et al. 2016). Gutierrez et al. reported that the EPS-producing bacteria that are abundant in oil-spill sites could enhance floc formation, which will ultimately lead to the degradation of hydrocarbons (Gutierrez et al. 2013). In the current authors' opinion, since oil droplets, SPM, and EPSs are highly mutually interactive, they undoubtedly contribute to flocs with a heterogeneous composition.

3.3. Insight into floc composition and structure

The examination of floc structures in terms of, for example, size and shape, is generally performed using photographic or video-graphic methods (Wheatland 2017). These methods allow for observing flocs as two-dimensional (2D) projections, which can be conducted in situ while preserving the floc structure during the sampling and measurement (Manning & Dyer 2002). In terms of image analysis, specific image processing techniques are required to improve the quality and resolution of floc images (Chakraborti et al. 2000). Meanwhile, videographic methods allow for not only observing the structure but also the settling velocity or effective density, which tend to vary among a given floc population (Manning & Dyer 2002). Light and electron microscopes with high magnification can be used to take high quality and resolution floc images, but they may cause floc breakage when sampling and handling the floc samples (Droppo & Ongley 1992; Droppo et al. 1996). In addition to the photographic and video-graphic methods, light scattering, transmitted light, and individual particle-tracking sensors can also be applied to measure floc size and structure, depending on the research purpose (Jarvis et al. 2005).

However, these graphic methods can provide 2D floc images only and do not offer clear insight into floc composition and structure. Wheatland et al. (2020) thus developed a new technical combination of 3D X-ray micro-computed tomography, 3D focused ion beam nanotomography, 2D scanning electron microscopy, and scanning transmission electron microscopy, which allowed them to quantify the heterogeneous composition and multi-scale structure of flocs. This novel method allows for the quantification of 3D floc geometries and arrangements, the connections among individual floc components, and the influence of each component on floc structure, as shown in Figure 3.9.

Based on their 3D analysis, Wheatland et al. (2020) revealed that the geometries of individual components are far more complex than suggested by traditional 2D imaging techniques. Here, the authors analyzed a 3D dataset and could recognize five basic elements of flocs: pore space, clay minerals, nonclay minerals, microbial cells, and organic detritus. Here, irregularly shaped objects with high grey-level values were deemed to be organic detritus, while the nonclay minerals were differentiated based on their distinct blocky/irregular morphology and uniform grey-scale value. Within the 3D dataset, the volumes of each component and pore space in a given floc could be successfully quantified, while the authors could also identify EPSs linking multi-platelet clay particles within the primary structure of flocculi and could discern the micrometer-sized pore space between the substructures of a floc (Wheatland et al. 2017; Wheatland 2017).

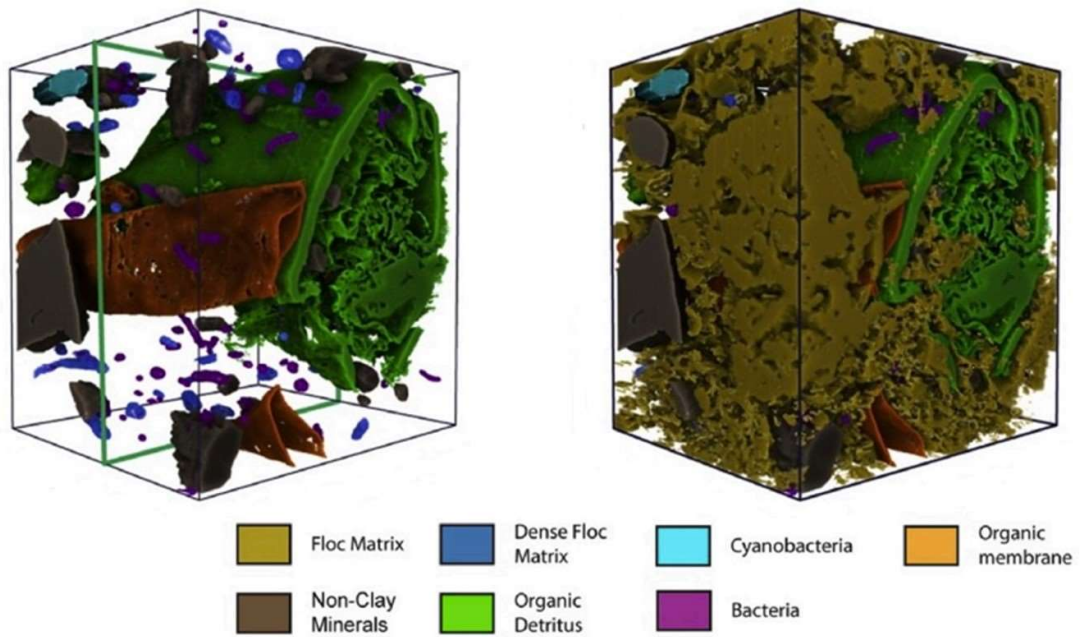


Figure 3.9: Three-dimensional tomographic image of a floc consisting of different mineral and organic components (Wheatland et al. 2020)

Floc structure has also been estimated using the fractal dimension as an empirical index. The fractal dimension of a floc describes its space-filling capacity for primary particles, and ranges from 1 to 3. The higher the value, the more compact and uniform the floc will be (Wheatland 2017). A dense floc has a relatively high fractal dimension of around 2.3–2.5 or higher, while a fluffy floc has a low fractal dimension of around 1.7–1.8 (Lee et al. 2005). The fractal dimension was found to increase with a higher suspended sediment concentration in intertidal mudflats, implying that the floc structure becomes denser and more compact with abundant suspended sediments (Dyer & Manning 1999). In contrast, the fractal dimension tends to decrease with higher organic matter content, indicating that the floc structure becomes less dense and fluffier in biologically enriched conditions, much like the marine snow in an offshore zone (Chen & Eisma 1995; Dyer & Manning 1999). For example, Larsen et al. found that flocs with high organic matter content are more porous, less dense, and less settleable, and are thus more mobile in water environments than flocs with low organic matter content (Larsen et al. 2009a).

3.4. Human activities affecting floc composition

3.4.1. *Pollutant discharge and eutrophication*

Certain components of the flocs in aquatic systems emanate from the runoff or discharge from landcover and the associated land use, as shown in Figure 3.10. Here, the level of impact depends on the intensity of the activities, which include agriculture, timber harvesting, housing, industry, and road construction. These activities will provide various components of flocs, including minerals, organic matter, metals, MPs, ENPs, and oil droplets. In addition, the discharge of excessive nutrients via human activities (e.g., sewage, animal waste, atmospheric deposition, and fertilizer application) enhances phytoplankton blooms and changes the SPM dynamics (i.e., flocculation, sedimentation, deposition, and resuspension) in the water environment.

Phytoplankton bloom can deteriorate due to climate changes, population increases, industrialization, and agribusiness development (Anderson et al. 2002; Rabalais et al. 2009). Specifically, the phosphorus and nitrogen load from watersheds are known to be the main drivers of phytoplankton production and bloom (Anderson et al. 2002). Phytoplankton bloom increases the EPS/TEP concentration since certain phytoplankton species produce a large quantity of EPS/TEP precursors, typically in the decaying phase of algal bloom (Lee et al. 2012; Decho & Gutierrez 2017; Lee et al. 2019). Increasing the quantity of phytoplankton and EPS/TEP in the eutrophic condition can ultimately enhance the formation of large and highly-settleable biomineral flocs and sedimentation and deposition on river, lake, estuarine, coastal, and sea floors (Droppo 2001; Larsen et al. 2009b).

3.4.2. *Construction activities, dredging and dumping, mining*

Alongside marine construction and navigation, dredging can result in the resuspension of various mineral and organic particles/flocs from river or sea floors into water columns and can thus affect floc composition and structure. Such resuspended particles from a dredging site are subject to transportation (i.e., dispersion and advection), flocculation, sedimentation, and deposition, and they may ultimately cause harmful siltation in nearby benthic ecological systems (Dankers 2002). Dredging may also cause the resuspension of particulate heavy metals and other organic and inorganic pollutants (Sin et al. 1991; Tang et al. 1997).

The recent development of new technologies has attracted industrial interest in the deep-sea mining of metals, such as sulfide deposits or manganese nodules (Boschen et al. 2013). Much like dredging, deep-sea mining can also cause the resuspension of various particles/flocs and can facilitate flocculation and siltation in nearby benthic ecosystems. Indeed, it was found that deep-sea mining resuspend particles/flocs and pollutants from the sea floor and may cause undesirable siltation and pollution in this type of ecosystem (Gupta 2000; Ramirez-Llodra et al. 2011; Purkiani et al. 2021).

River dam construction can also affect flocculation and the heterogeneous composition of flocs. Such dams can alter the ecological, hydrological, and biogeochemical conditions, which subsequently alter the organic matter and SPM composition in the river water. For example, a river with a constructed dam can become more lacustrine than riverine, with this lacustrine condition facilitating algae bloom and EPS/TEP production and ultimately enhancing flocculation with a heterogeneous composition (Lee et al. 2019).

Meanwhile, offshore wind farms (OWFs) can also affect flocculation with a heterogeneous composition and the SPM dynamics in water environments. In short, the construction, operation, and decommission activities of OWFs can enhance phytoplankton growth and organic matter (i.e., EPS and TEP) production while also changing the flow and turbulence near the sea floor (van Berkel et al. 2020). For example, Ivanov et al. demonstrated that the total organic carbon (TOC) concentration increased up to 50% in an area of 5 km around the

monopiles of the OWFs (Ivanov et al. 2021). A high TOC concentration around OWFs indicates an abundance of organic matter, which could affect floc composition and structure. Moreover, the OWF structures act as artificial reefs, providing new habitats for filter feeders (e.g., clams, snails, oysters, mussels), with the fecal pellets secreted by the filter feeders potentially contributing to floc composition and structure, as was noted in section 3.2.2.

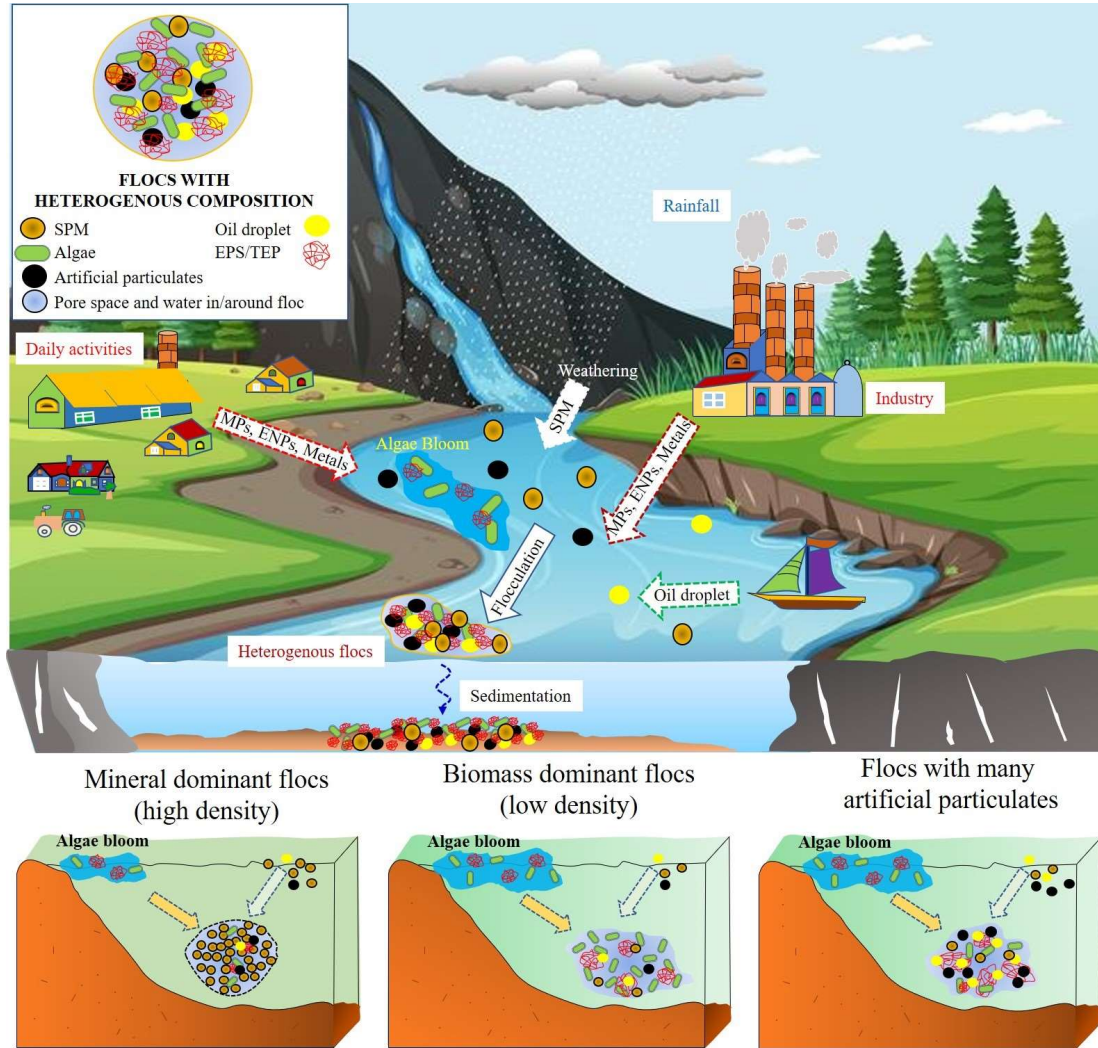


Figure 3.10: Schematic of the fate and transport of flocs with a heterogeneous composition in aquatic systems. The upper panel presents the main sources of the floc components, while the lower panel presents different types of floc in terms of bio-mineral composition.

3.5. Conclusions

It is well-known that SPM is indispensable in water environments, with its fate and transport involved in various current environmental issues, including water pollution, ecosystem destruction, and natural disasters (i.e., siltation and erosion). Understanding flocculation with a heterogeneous composition, which is the core process in the fate and transport of SPM, must be the first step in protecting or reducing these environmental issues. The heterogeneous composition of flocs includes inorganic matter (e.g., inorganic particulate matter, heavy metals), organic matter (e.g., EPS, TEP, POM), pore water, and artificial particulate

matter (e.g., MPs, ENPs, oil droplets). Among all the components in flocs with a heterogeneous composition, organic matter is the most important for controlling the floc composition and structure as well as the SPM dynamics in water environments since it occupies a large portion of the floc and connects and organizes the particles or flocculi in floc matrices. Human activities, such as pollutant discharge, eutrophication, construction, and deep-sea mining, can be additional drivers for facilitating flocculation with a heterogeneous composition. However, in the current authors' opinion, flocculation with a heterogeneous composition is, at present, not fully understood within the scientific communities. In short, more efforts should be made to investigate flocs with a heterogeneous composition, specifically in terms of their effects on the current environmental issues.

4. Referenties

- Allredge AL, Silver MW. 1988. Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progress in Oceanography* 20(1), 41-82.
- Allredge A., Gotschalk C. 1989. Direct observations of the mass flocculation of diatom blooms: characteristics, settling velocities and formation of diatom aggregates. *Deep-Sea Research I* 36(2), 159-171.
- Allredge AL, Passow U, Logan BE. 1993. The abundance and significance of a class of large, transparent organic particles in the ocean. *Deep Sea Research I* 40(6), 1131-1140.
- Amy GL, Collins MR, Kuo CJ, King PH. 1987. Comparing gel permeation chromatography and ultrafiltration for the molecular weight characterization of aquatic organic matter. *Journal American Water Works Association* 79(1), 43-49.
- Anderson DM, Glibert PM, Burkholder JM. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25(4), 704-726.
- Andrady AL. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62(8), 1596-1605.
- Arp HPH, Kühnel D, Rummel C, MacLeod M, Potthoff A, Reichelt S, Rojo-Nieto E, Schmitt-Jansen M, Sonnenberg J, Toorman E. 2021. Weathering Plastics as a Planetary Boundary Threat: Exposure, Fate, and Hazards. *Environmental Science & Technology* 55(11), 7246-7255.
- Baeye M, Fettweis M. 2015. In situ observations of suspended particulate matter plumes at an offshore wind farm. *Geo-Marine Letters* 35, 247-255.
- Bashir SM, Kimiko S, Mak C-W, Fang JK-H, Goncalves D. 2021. Personal care and cosmetic products as a potential source of environmental contamination by microplastics in a densely populated Asian city. *Frontiers in Marine Science* 8, 604.
- Berman T, Passow U. 2007. Transparent Exopolymer Particles (TEP): an overlooked factor in the process of biofilm formation in aquatic environments. *Nature Precedings*.
- Bhaskar P, Bhosle NB. 2005. Microbial extracellular polymeric substances in marine biogeochemical processes. *Current Science*, 45-53.
- Blattmann TM, Liu Z, Zhang Y, Zhao Y, Haghypour N, Montluçon DB, Plötze M, Eglinton TI. 2019. Mineralogical control on the fate of continentally derived organic matter in the ocean. *Science* 366, 742-745.
- Boehm PD. 1987. Transport and transformation processes regarding hydrocarbon and metal pollutants in offshore sedimentary environments In: Boesch DF, Rabalais NN (eds.) *Long Term Environmental Effects of Offshore Oil and Gas Development*, 233-286. Elsevier Applied Science, NY.
- Boschen RE, Rowden AA, Clark MR, Gardner JP. 2013. Mining of deep-sea seafloor massive sulfides: a review of the deposits, their benthic communities, impacts from mining, regulatory frameworks and management strategies. *Ocean & Coastal Management* 84, 54-67.
- Boxall AB, Chaudhry Q, Sinclair C, Jones A, Aitken R, Jefferson B, Watts C. 2007. Current and future predicted environmental exposure to engineered nanoparticles. Technical Report, Central Science Laboratory, London, 89pp.
- Braithwaite K, Bowers D, Nimmo Smith W, Graham G. 2012. Controls on floc growth in an energetic tidal channel. *Journal of Geophysical Research Oceans* 117(C2).
- Capuzzo E, Stephens D, Silva T, Barry J, Forster RM. 2015. Decrease in water clarity of the southern and central North Sea during the 20th century. *Global Change Biology* 21, 2206–2214.
- Capuzzo E, Lynam CP, Barry J, Stephens D, Forster RM, Greenwood N, McQuatters-Gollop A, Silva T, van Leeuwen SM, Engelhard GH. 2018. A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. *Global Change Biology* 24, e352–e364.
- Chakraborti RK, Atkinson JF, Van Benschoten JE. 2000. Characterization of alum floc by image analysis. *Environmental Science & Technology* 34(18), 3969-3976.
- Chassagne C, Mietta F, Winterwerp J. 2009. Electrokinetic study of kaolinite suspensions. *Journal of Colloid and Interface Science* 336(1), 352-359.

- Chen S, Eisma D, Kalf J. 1994. In situ distribution of suspended matter during the tidal cycle in the Elbe estuary. *Netherlands Journal of Sea Research* 32(1), 37-48.
- Chen S, Eisma D. 1995. Fractal geometry of in situ flocs in the estuarine and coastal environments. *Netherlands Journal of Sea Research* 33(2), 173-182.
- Chen M, Du M, Jin A, Chen S, Dasgupta S, Li J, Xu H, Ta K, Peng, X. 2020. Forty-year pollution history of microplastics in the largest marginal sea of the western Pacific. *Geochemical Perspectives Letters* 13, 42-47.
- Cisternas- Novoa C, Lee C, Engel A. 2014. A semi- quantitative spectrophotometric, dye-binding assay for determination of Coomassie Blue stainable particles. *Limnology and Oceanography: Methods* 12(8), 604-616.
- Cisternas-Novoa C, Lee C, Engel A. 2015. Transparent exopolymer particles (TEP) and Coomassie stainable particles (CSP): Differences between their origin and vertical distributions in the ocean. *Marine Chemistry* 175, 56-71.
- Comte S, Guibaud G, Baudu M. 2006. Biosorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) resulting from activated sludge according to their type: soluble or bound. *Process Biochemistry* 41(4), 815-823.
- Cunha C, Faria M, Nogueira N, Ferreira A, Cordeiro N. 2019. Marine vs freshwater microalgae exopolymers as biosolutions to microplastics pollution. *Environmental Pollution* 249, 372-380.
- d'Abzac P, Bordas F, Joussein E, Hullebusch E, Lens PN, Guibaud G. 2010a. Characterization of the mineral fraction associated to extracellular polymeric substances (EPS) in anaerobic granular sludges. *Environmental Science & Technology* 44(1), 412-418.
- D'Abzac P, Bordas F, Van Hullebusch E, Lens PN, Guibaud G. 2010b. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from anaerobic granular sludges: Comparison of chemical and physical extraction protocols. *Applied Microbiology and Biotechnology* 85(5), 1589-1599.
- Dankers PJT. 2002. The behaviour of fines released due to dredging: A literature review. TUDelft Report, 59pp.
- Decho AW. 1990. Microbial exopolymer secretions in ocean environments: their role (s) in food webs and marine processes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 28(7), 73-153.
- Decho AW, Gutierrez T. 2017. Microbial extracellular polymeric substances (EPSs) in ocean systems. *Frontiers in Microbiology* 8, 922.
- de Haan WP, Sanchez-Vidal A, Canals M, Party NSS. 2019. Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 140, 523-535.
- de Lucas Pardo MA, Sarpe D, Winterwerp JC. 2015. Effect of algae on flocculation of suspended bed sediments in a large shallow lake. Consequences for ecology and sediment transport processes. *Ocean Dynamics* 65(6), 889-903.
- Desmit X, Thieu V, Billen G, Campuzano F, Dulière V, Garnier J, Lassalette L, Ménesguen A, Neves R, Pinto L, Silvestre M, Sobrinho JL, Lacroix G. 2018. Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Science of the Total Environment* 635, 444-1466.
- Desmit X, Nohe A, Borges AV, Prins T, De Cauwer K, Lagring R, Van der Zande D, Sabbe K. 2020. Changes in chlorophyll concentration and phenology in the North Sea in relation to de-eutrophication and sea surface warming. *Limnology and Oceanography* 65, 828-847.
- Droppo I, Ongley E. 1992. The state of suspended sediment in the freshwater fluvial environment: A method of analysis. *Water Research* 26(1), 65-72.
- Droppo I, Ongley E. 1994. Flocculation of suspended sediment in rivers of southeastern Canada. *Water Research* 28(8), 1799-1809.
- Droppo IG, Flannigan DT, Leppard GG, Jaskot C, Liss SN. 1996. Floc stabilization for multiple microscopic techniques. *Applied and Environmental Microbiology* 62(9), 3508-3515.
- Droppo I, Leppard G, Flannigan D, Liss S. 1997. The freshwater floc: A functional relationship of water and organic and inorganic floc constituents affecting suspended sediment properties. *Water, Air and Soil Pollution* 99, 43-45.

- Droppo IG. 2001. Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrological Processes* 15(9), 1551-1564.
- Dunphy Guzmán KA, Taylor MR, Banfield JF. 2006. Environmental risks of nanotechnology: National nanotechnology initiative funding, 2000– 2004. *Environmental Science & Technology* 40, 1401-1407.
- Dyer K, Manning A. 1999. Observation of the size, settling velocity and effective density of flocs, and their fractal dimensions. *Journal of Sea Research* 41(1-2), 87-95.
- Eich A, Mildenerberger T, Laforsch C, Weber M. 2015. Biofilm and diatom succession on polyethylene (PE) and biodegradable plastic bags in two marine habitats: early signs of degradation in the pelagic and benthic zone? *PLoS One* 10(9), e0137201.
- Einsporn MH, Wiedling J, Schöttner S. 2013. Recent impulses to marine science and engineering-From coast to deep sea: Multiscale approaches to marine sciences. *YOUARES*, 4 . German Society for Marine Research (DGM), Institute for Chemistry and Biology of the Marine Environment (ICBM), Bremen, 207 pp
- Engel A, Endres S, Galgani L, Schartau M. 2020. Marvelous Marine Microgels: On the Distribution and Impact of Gel-Like Particles in the Oceanic Water-Column. *Frontiers in Marine Science* 7, 405.
- Fabrega J, Luoma SN, Tyler CR, Galloway TS, Lead JR. 2011. Silver nanoparticles: Behaviour and effects in the aquatic environment. *Environment International* 37(2), 517-531.
- Fettweis M, Baeye M, Cardoso C, Dujardin A, Lauwaert B, Van den Eynde D, Van Hoestenbergh T, Vanlede J, Van Poucke L, Velez C, Martens C. 2016. The impact of disposal of fine-grained sediments from maintenance dredging works on SPM concentration and fluid mud in and outside the harbor of Zeebrugge. *Ocean Dynamics*, 66, 1497-1516.
- Fettweis M, Lee BJ. 2017. Spatial and seasonal variation of biomineral suspended particulate matter properties in high-turbid nearshore and low-turbid offshore zones. *Water* 9(9), 694.
- Fettweis M, Desmit X, Terseleer N. 2021a. MOMO activiteitsrapport (1 juli - 31 december 2020). BMM-rapport MOMO/9/MF/202103/NL/AR/4, 45pp + app.
- Fettweis M, Schartau M, Desmit X, Lee BJ, Terseleer N, Van der Zande D, Parmentier K, Riethmüller R. 2021b. Organic matter composition of biomineral flocs and its influence on suspended particulate matter dynamics along a nearshore to offshore transect. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences* (in press).
- Fitzpatrick FA, Johnson R, Zhu Z, Waterman D, McCulloch RD, Hayter E, Garcia MH, Boufadel MC, Dekker T, Hassan JS. 2016. Integrated modeling approach for fate and transport of submerged oil and oil-particle aggregates in a freshwater riverine environment. In: *Proceedings of the Joint Federal Interagency Conference 2015*, 1783-1794.
- Flemming H-C, Wingender J. 2010. The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology* 8(9), 623-633.
- Gärdes A, Kaoppel E, Shehzad A, Seebah S, Teeling H, Yarza P, Glöckner FO, Grossart H-P, Ullrich MS. 2010. Complete genome sequence of *Marinobacter adhaerens* type strain (HP15), a diatom-interacting marine microorganism. *Standards in Genomic Sciences* 3(2), 97-107.
- Garrett RG. 2000. Natural sources of metals to the environment. *Human and Ecological Risk Assessment* 6(6), 945-963.
- Gorczyca B. 2000. Porosity and structure of alum coagulation and activated sludge flocs, Ph.D. thesis, Chemical Engineering and Applied Chemistry, University of Toronto.
- Gordon Jr DC, Keizer PD, Prouse NJ. 1973. Laboratory studies of the accommodation of some crude and residual fuel oils in sea water. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 30(11), 1611-1618.
- Grasso D, Subramaniam K, Butkus M, Strevett K, Bergendahl J. 2002. A review of non-DLVO interactions in environmental colloidal systems. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 1(1), 17-38.
- Grossart H, Kiørboe T, Tang K, Allgaier M, Yam E, Ploug H. 2006. Interactions between marine snow and heterotrophic bacteria: aggregate formation and microbial dynamics. *Aquatic Microbial Ecology* 42(1), 19-26.

- Gupta SM. 2000. Biostratigraphic analysis of the top layer of sediment cores from the reference and test sites of the INDEX area. *Marine Georesources & Geotechnology* 18(3), 259-262.
- Gutierrez T, Berry D, Yang T, Mishamandani S, McKay L, Teske A, Aitken MD. 2013. Role of bacterial exopolysaccharides (EPS) in the fate of the oil released during the Deepwater Horizon oil spill. *PLoS One* 8(6), e67717.
- Hendriks HCM, van Prooijen BC, Aarninkhof SGJ, Winterwerp JC. 2020. How human activities affect the fine sediment distribution in the Dutch Coastal Zone seabed. *Geomorphology* 367, 107314.
- Heissenberger A, Herndl GJ. 1994. Formation of high molecular weight material by free-living marine bacteria. *Marine Ecology Progress Series*. 111(1), 129-135.
- Horowitz AJ. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. USGS Report, 136pp.
- Hung C-C, Santschi PH. 2001. Spectrophotometric determination of total uronic acids in seawater using cation-exchange separation and pre-concentration by lyophilization. *Analytica Chimica Acta* 427(1), 111-117.
- Ivanov E, Capet A, De Borger E, Degraer S, Delhez EJ, Soetaert K, Vanaverbeke J, Grégoire M. 2021. Offshore wind farm footprint on organic and mineral particle flux to the bottom. *Frontiers in Marine Science* 8, 614.
- Ivanov V, Tay J-H, Tay S-L, Jiang H-L. 2004. Removal of micro-particles by microbial granules used for aerobic wastewater treatment. *Water Science & Technology* 50(12), 147-154.
- Jackson GA. 1995. TEP and coagulation during a mesocosm experiment. *Deep Sea Research II* 42(1), 215-222.
- Jarvis P, Jefferson B, Parsons SA. 2005. Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 4(1-2), 1-18.
- Jonas P, Millward G. 2010. Metals and nutrients in the Severn Estuary and Bristol Channel: contemporary inputs and distributions. *Marine Pollution Bulletin* 61(1-3), 52-67.
- Keil RG, Montluçon DB, Prahl FG, Hedges JL. 1994. Sorptive preservation of labile organic matter in marine sediments. *Nature* 370, 549-552.
- Kjørboe T, Andersen K, Dam H. 1990. Coagulation efficiency and aggregate formation in marine phytoplankton. *Marine Biology* 107(2), 235-245.
- Kjørboe T, Hansen JL. 1993. Phytoplankton aggregate formation: observations of patterns and mechanisms of cell sticking and the significance of exopolymeric material. *Journal of Plankton Research* 15(9), 993-1018.
- Kopp J, Dichtl N. 2001. Influence of the free water content on the dewaterability of sewage sludges. *Water Science & Technology* 44(10), 177-183.
- Kopper T. 2017. Method development for the quantification of free, interstitial, surface, and bound water content in granular sludge as a predictor for dewaterability. MSc thesis, University of Kansas, 86pp.
- Kranck K, Milligan T. 1980. Macroflocs: production of marine snow in the laboratory. *Marine Ecology Progress Series* 3, 19-24.
- Kühn S, Rebolledo ELB, van Franeker JA. 2015. Deleterious effects of litter on marine life. In: Bergmann M, Gutow L, Klages M (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham, 75-116.
- Kuprenas R, Tran D, Strom K. 2018. A shear-limited flocculation model for dynamically predicting average floc size. *Journal of Geophysical Research Oceans* 123(9), 6736-6752.
- Larsen LG, Harvey JW, Crimaldi JP. 2009a. Morphologic and transport properties of natural organic floc. *Water Resources Research* 45(1), W01410.
- Larsen LG, Harvey JW, Noe GB, Crimaldi JP. 2009b. Predicting organic floc transport dynamics in shallow aquatic ecosystems: Insights from the field, the laboratory, and numerical modeling. *Water Resources Research* 45(1), W01411.
- Laspidou CS, Rittmann BE. 2002. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research* 36(11), 2711-2720.
- Lauwaert B, Fettweis M, De Witte B, Van Hoei G, Timmermans S, Hermans L. 2019. Vooruitgangrapport (juni 2019) over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciestorringen (Vergunningsperiode 01/01/2017 – 31/12/2021). RBINS-ILVO-AMT-CD rapport. BL/2019/01, 28pp.

- Lebreton LC, Van Der Zwet J, Damsteeg J-W, Slat B, Andrady A, Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* 8, 15611.
- Lee BJ, Fettweis M, Toorman E, Molz FJ. 2012. Multimodality of a particle size distribution of cohesive suspended particulate matters in a coastal zone. *Journal of Geophysical Research Oceans* 117(C3).
- Lee B, Kim J, Hur J, Choi I, Toorman E, Fettweis M, Choi J. 2019. Seasonal dynamics of organic matter composition and its effects on suspended sediment flocculation in river water. *Water Resources Research* 55(8), 6968-6985.
- Lee K, Stoffyn-Egli P. 2001. Characterization of oil-mineral aggregates. *Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, Tampa Florida*, 991-996.
- Lee K. 2002. Oil-particle interactions in aquatic environments: influence on the transport, fate, effect and remediation of oil spills. *Spill Science & Technology Bulletin* 8, 3-8.
- Lee SA, Fane AG, Waite T.D. 2005. Impact of natural organic matter on floc size and structure effects in membrane filtration. *Environmental science & technology* 39(17), 6477-6486.
- Leenheer JA, Croué J-P. 2003. Characterizing aquatic dissolved organic matter, *Environmental Science and Technology* 37, 18A-26A.
- Leppard GG. 1997. Colloidal organic fibrils of acid polysaccharides in surface waters: electron-optical characteristics, activities and chemical estimates of abundance. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 120(1-3), 1-15.
- Li D-h, Ganczarczyk J. 1988. Flow through activated sludge flocs. *Water Research* 22(6), 789-792.
- Li S, Winters H, Jeong S, Emwas A-H, Vigneswaran S, Amy GL. 2016. Marine bacterial transparent exopolymer particles (TEP) and TEP precursors: Characterization and RO fouling potential. *Desalination* 379, 68-74.
- Li X, Logan BE. 1997. Collision frequencies of fractal aggregates with small particles by differential sedimentation. *Environmental Science & Technology* 31(4), 1229-1236.
- Li Y, Wolanski E, Xie Q. 1993. Coagulation and settling of suspended sediment in the Jiaojiang river estuary, China. *Journal of Coastal Research*, 390-402.
- Liang Z, Li W, Yang S, Du P. 2010. Extraction and structural characteristics of extracellular polymeric substances (EPS), pellets in autotrophic nitrifying biofilm and activated sludge. *Chemosphere* 81(5), 626-632.
- Liss SN, Droppo IG, Flannigan DT, Leppard GG. 1996. Floc architecture in wastewater and natural riverine systems. *Environmental Science & Technology* 30(2), 680-686.
- Liu Y, Fang HH. 2003. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 33, 237-273.
- Lobelle D, Cunliffe M. 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin* 62(1), 197-200.
- Logan BE, Hunt JR. 1987. Advantages to microbes of growth in permeable aggregates in marine systems. *Limnology and Oceanography* 32(5), 1034-1048.
- Logan BE, Passow U, Alldredge AL, Grossart H-P, Simont M. 1995. Rapid formation and sedimentation of large aggregates is predictable from coagulation rates (half-lives) of transparent exopolymer particles (TEP). *Deep Sea Research II* 42(1), 203-214.
- Long RA, Azam F. 1996. Abundant protein-containing particles in the sea. *Aquatic Microbial Ecology* 10(3), 213-221.
- Maerz J, Hofmeister R, van der Lee EM, Gräwe U, Riethmüller R, Wirtz KW. 2016. Maximum sinking velocities of suspended particulate matter in a coastal transition zone. *Biogeosciences* 13, 4863-4876.
- Maerz J, Six KD, Stemmler I, Ahmerkamp S, Ilyina T. 2020. Microstructure and composition of marine aggregates as co-determinants for vertical particulate organic carbon transfer in the global ocean. *Biogeosciences* 17(7), 1765-1803.
- Maggi F. 2005. Flocculation dynamics of cohesive sediment. PhD thesis, TUDelft, 136pp.
- Maggi F. 2013. The settling velocity of mineral, biomineral, and biological particles and aggregates in water. *Journal of Geophysical Research Oceans* 118(4), 2118-2132.
- Manning AJ, Dyer KR. 2002. The use of optics for the in situ determination of flocculated mud characteristics. *Journal of Optics A* 4(4), S71.

- Maurer-Jones MA, Gunsolus IL, Murphy CJ, Haynes CL. 2013. Toxicity of engineered nanoparticles in the environment. *Analytical Chemistry* 85(6), 3036-3049.
- May CL, Koseff JR, Lucas LV, Cloern JE, Schoellhamer DH. 2003. Effects of spatial and temporal variability of turbidity on phytoplankton blooms. *Marine Ecology Progress Series*, 254, 111-128.
- Mayer LM. 1994. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology* 114(3-4), 347-363.
- McCave I. 1984. Size spectra and aggregation of suspended particles in the deep ocean. *Deep Sea Research I* 31(4), 329-352.
- McCave I, Hall IR. 2006. Size sorting in marine muds: Processes, pitfalls, and prospects for paleoflow- speed proxies. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* 7(10).
- Miao L, Wang C, Hou J, Wang P, Ao Y, Li Y, Lv B, Yang Y, You G, Xu Y. 2015. Enhanced stability and dissolution of CuO nanoparticles by extracellular polymeric substances in aqueous environment. *Journal of Nanoparticle Research* 17(10), 1-12.
- Mietta F, Chassagne C, Manning AJ, Winterwerp JC. 2009a. Influence of shear rate, organic matter content, pH and salinity on mud flocculation. *Ocean Dynamics* 59(5), 751-763.
- Mietta F, Chassagne C, Winterwerp J. 2009b. Shear-induced flocculation of a suspension of kaolinite as function of pH and salt concentration. *Journal of Colloid and Interface Science* 336(1), 134-141.
- More T, Yan S, John R, Tyagi R, Surampalli R. 2012. Biochemical diversity of the bacterial strains and their biopolymer producing capabilities in wastewater sludge. *Bioresource Technology* 121, 304-311.
- Morelle J, Schapira M, Claquin P. 2017. Dynamics of phytoplankton productivity and exopolysaccharides (EPS and TEP) pools in the Seine Estuary (France, Normandy) over tidal cycles and over two contrasting seasons. *Marine Environmental Research* 131, 162-176.
- Muthukrishnan T, Govender A, Dobretsov S, Abed RM. 2017. Evaluating the reliability of counting bacteria using epifluorescence microscopy. *Journal of Marine Science and Engineering* 5(1), 4.
- Nguyen VH, Klai N, Nguyen TD, Tyagi RD. 2016. Impact of extraction methods on bio-flocculants recovered from backwashed sludge of bio-filtration unit. *Journal of Environmental Management* 180, 344-350.
- Nielsen PH, Jahn A. 1999. Extraction of EPS. In: Wingender J, Neu TR, Flemming HC (eds.) *Microbial Extracellular Polymeric Substances*, Springer, 49-72.
- Nohe A, Goffin A, Tyberghein L, Lagring R, De Cauwer K, Vyverman W, Sabbe K. 2020. Marked changes in diatom and dinoflagellate biomass, composition and seasonality in the Belgian Part of the North Sea between the 1970s and 2000s. *Science of the Total Environment*, 716, 136316.
- Nouha K, Hoang N, Song Y, Tyagi R, Surampalli R. 2016. Characterization of extracellular polymeric substances (EPS) produced by *Cloacibacterium normanense* isolated from wastewater sludge for sludge settling and dewatering. *Journal of Civil & Environmental Engineering* 5, 1000191.
- Nouha K, Kumar RS, Balasubramanian S, Tyagi RD. 2018. Critical review of EPS production, synthesis and composition for sludge flocculation. *Journal of Environmental Sciences* 66, 225-245.
- Oberbeckmann S, Loeder MG, Gerdt G, Osborn AM. 2014. Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS Microbiology Ecology* 90(2), 478-492.
- Oberbeckmann S, Osborn AM, Duhaime MB. 2016. Microbes on a bottle: substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris. *PLoS One* 11(8), e0159289.
- Oberdörster G, Oberdörster E, Oberdörster J. 2005. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 113(7), 823-839.
- Ongley E, Bynoe M, Percival J. 1981. Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek, Ontario. *Canadian Journal of Earth Sciences* 18(8), 1365-1379.

- Palanques A, Diaz J, Farran M. 1995. Contamination of heavy metals in the suspended and surface sediment of the Gulf of Cadiz (Spain): The role of sources, currents, pathways and sinks. *Oceanologica Acta* 18(4), 469-477.
- Panagiotopoulos C, Sempéré R. 2005. Analytical methods for the determination of sugars in marine samples: A historical perspective and future directions. *Limnology and Oceanography: Methods* 3(10), 419-454.
- Passow U, Alldredge A. 1994. Distribution, size and bacterial colonization of transparent exopolymer particles (TEP) in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 185-198.
- Passow U, Alldredge AL, Logan BE. 1994. The role of particulate carbohydrate exudates in the flocculation of diatom blooms. *Deep Sea Research I* 41(2), 335-357.
- Passow U, Alldredge A. 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnology and Oceanography* 40(7), 1326-1335.
- Passow U. 2002a. Production of transparent exopolymer particles (TEP) by phyto-and bacterioplankton. *Marine Ecology Progress Series* 236, 1-12.
- Passow U. 2002b. Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Progress in Oceanography* 55(3-4), 287-333.
- Petrova OE, Sauer, K. 2012. Sticky situations: key components that control bacterial surface attachment. *Journal of Bacteriology* 194(10), 2413-2425.
- Picazo A, Rocheda C, Vicente E, Miracle MR, Camacho A. 2013. Spectrophotometric methods for the determination of photosynthetic pigments in stratified lakes: a critical analysis based on comparisons with HPLC determinations in a model lake. *Limnetica* 32(1), 139-158.
- Prieto L, Ruiz J, Echevarria F, Garcia C, Bartual A, Galvez J, Corzo A, Macias D. 2002. Scales and processes in the aggregation of diatom blooms: high time resolution and wide size range records in a mesocosm study. *Deep Sea Research I* 49(7), 1233-1253.
- Purkiani K, Gillard B, Paul A, Haeckel M, Haalboom S, Greinert J, de Stigter H, Hollstein M, Baeye M, Vink A, Thomsen L, Schulz M. 2021. Numerical simulation of deep-sea sediment transport induced by a dredge experiment in the Northeastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* 8, 719463.
- Quigg A, Passow U, Chin WC, Xu C, Doyle S, Bretherton L, Kamalanathan M, Williams AK, Sylvan JB, Finkel ZV. 2016. The role of microbial exopolymers in determining the fate of oil and chemical dispersants in the ocean. *Limnology and Oceanography Letters* 1(1), 3-26.
- Rabalais NN, Turner RE, Díaz RJ, Justić D. 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science* 66(7), 1528-1537.
- Ramesh A, Lee D-J, Hong S. 2006. Soluble microbial products (SMP) and soluble extracellular polymeric substances (EPS) from wastewater sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology* 73(1), 219-225.
- Ramirez-Llodra E, Tyler PA, Baker MC, Bergstad OA, Clark MR, Escobar E, Levin A, Menot L, Rowden AA, Smith CR. 2011. Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS One* 6(8), e22588.
- Rashid M, King L. 1969. Molecular weight distribution measurements on humic and fulvic acid fractions from marine clays on the Scotian Shelf. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 33(1), 147-151.
- Rau MJ, Ackleson SG, Smith GB. 2018. Effects of turbulent aggregation on clay floc breakup and implications for the oceanic environment. *PLoS One* 13(12), e0207809.
- Rogan K. 1995. The variations of the configurational and solvency properties of low molecular weight sodium polyacrylate with ionic strength. *Colloid and Polymer Science* 273(4), 364-369.
- Sakhon EG, Mukhanov VS, Khanaychenko AN. 2019. Phytoplankton exopolymers enhance adhesion of microplastic particles to submersed surfaces. *Ecologica Montenegrina* 23, 60-69.
- Santschi PH, Balnois E, Wilkinson KJ, Zhang J, Buffle J, Guo L. 1998. Fibrillar polysaccharides in marine macromolecular organic matter as imaged by atomic force microscopy and transmission electron microscopy. *Limnology and Oceanography* 43(5), 896-908.

- Schmidt J, Ahring BK. 1994. Extracellular polymers in granular sludge from different upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology* 42(2-3), 457-462.
- Shen C, Kosaric N, Blaszczyk R. 1993. The effect of selected heavy metals (Ni, Co and Fe) on anaerobic granules and their extracellular polymeric substance (EPS). *Water Research* 27(1), 25-33.
- Sherman I. 1953. Flocculent structure of sediment suspended in Lake Mead. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 34(3), 394-406.
- Shi Y, Huang J, Zeng G, Gu Y, Chen Y, Hu Y, Tang B, Zhou J, Yang Y, Shi L. 2017. Exploiting extracellular polymeric substances (EPS) controlling strategies for performance enhancement of biological wastewater treatments: an overview. *Chemosphere* 180, 396-411.
- Sin Y, Wong M, Chou L, Alias NB. 1991. A study of the heavy metal concentrations of the Singapore River. In: Lee H.K. (ed.) *Fourth Symposium on our Environment*, 481-494, Springer.
- Smetacek V. 1985. Role of sinking in diatom life-history cycles: ecological, evolutionary and geological significance. *Marine Biology* 84(3), 239-251.
- Smith PE, Krohn RI, Hermanson GT, Mallia AK, Gartner FH, Provenzano M, Fujimoto EK, Goeke NM, Olson BJ, Klenk D. 1985. Measurement of protein using bicinchoninic acid. *Analytical Biochemistry* 150(1), 76-85.
- Subramanian SB, Yan S, Tyagi RD, Surampalli R. 2010. Extracellular polymeric substances (EPS) producing bacterial strains of municipal wastewater sludge: Isolation, molecular identification, EPS characterization and performance for sludge settling and dewatering. *Water Research* 44(7), 2253-2266.
- Sutherland IW. 2001a. Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. *Microbiology* 147(1), 3-9.
- Sutherland IW. 2001b. Microbial polysaccharides from Gram-negative bacteria. *International Dairy Journal* 11(9), 663-674.
- Tang FHM. 2016. Microbiological modulation of suspended particulate matter dynamics: A study of biological flocculation in nutrient-enriched waters. PhD thesis, University of Sydney, 136pp.
- Tang S, Orlic I, Tang S, Makjanic J, Wu X, Ng T. 1997. A survey of levels of metallic and organic pollutants in Singapore coastal waters and marine sediments. *Proceedings of the ASEAN-Canada Cooperative Programme on Marine Science, End of Project Conference, 24-28 June 1996, Penang, Malaysia*.
- Taylor M, Gwinnett C, Robinson L, Woodall L. 2016. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific reports* 6(1), 1-9.
- Thornton DC. 2018. Coomassie stainable particles (CSP): protein containing exopolymer particles in the ocean. *Frontiers in Marine Science* 5, 206.
- Tran D, Strom K. 2017. Suspended clays and silts: Are they independent or dependent fractions when it comes to settling in a turbulent suspension? *Continental Shelf Research* 138, 81-94.
- Tran N-AT, Tamburic B, Evenhuis CR, Seymour JR. 2020. Bacteria-mediated aggregation of the marine phytoplankton *Thalassiosira weissflogii* and *Nannochloropsis oceanica*. *Journal of Applied Phycology* 32(6), 3735-3748.
- Turner JT. 2015. Zooplankton fecal pellets, marine snow, phytodetritus and the ocean's biological pump. *Progress in Oceanography* 130, 205-248.
- van Berkel J, Burchard H, Christensen A, Mortensen LO, Petersen OS, Thomsen F. 2020. The effects of offshore wind farms on hydrodynamics and implications for fishes. *Oceanography* 33(4), 108-117.
- Van Cauwenberghe L, Vanreusel A, Mees J, Janssen CR. 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182, 495-499.
- Van Maren DS, van Kessel T, Cronin K, Sittoni L. 2015. The impact of channel deepening and dredging on estuarine sediment concentration. *Continental Shelf Research*, 95, 1-14.
- Van Sebille E, Wilcox C, Lebreton L, Maximenko N, Hardesty BD, Van Franeker JA, Eriksen M, Siegel D, Galgani F, Law KL. 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters* 10(12), 124006.

- Vaxelaire J, Cézac P. 2004. Moisture distribution in activated sludges: a review. *Water Research* 38(9), 2215-2230.
- Verspagen JM, Visser PM, Huisman J. 2006. Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacteria *Microcystis* spp. *Aquatic Microbial Ecology* 44(2), 165-174.
- Vesilind PA, Martel CJ. 1990. Freezing of water and wastewater sludges. *Journal of Environmental Engineering* 116(5), 854-862.
- Vesilind PA. 1994. The role of water in sludge dewatering. *Water Environment Research* 66(1), 4-11.
- Walsh J, Nittrouer C. 2009. Understanding fine-grained river-sediment dispersal on continental margins. *Marine Geology* 263(1-4), 34-45.
- Westerhoff PK, Kiser MA, Hristovski K. 2013. Nanomaterial removal and transformation during biological wastewater treatment. *Environmental Engineering Science* 30(3), 109-117.
- Wheatland JAT. 2017. Characterising the multi-scale properties of flocculated sediment by X-ray and focused ion beam nano-tomography. PhD thesis Queen Mary University of London.
- Wheatland JA, Bushby AJ, Spencer KL. 2017. Quantifying the structure and composition of flocculated suspended particulate matter using focused ion beam nanotomography. *Environmental Science & Technology* 51(16), 8917-8925.
- Wheatland JA, Spencer KL, Droppo IG, Carr SJ, Bushby AJ. 2020. Development of novel 2D and 3D correlative microscopy to characterise the composition and multiscale structure of suspended sediment aggregates. *Continental Shelf Research* 200, 104112.
- Wilkinson N, Metaxas A, Brichetto E, Wickramaratne S, Reineke TM, Dutcher CS. 2017. Ionic strength dependence of aggregate size and morphology on polymer-clay flocculation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 529, 1037-1046.
- Willén E. 1976. A simplified method of phytoplankton counting. *British Phycological Journal* 11(3), 265-278.
- Wingender J, Neu TR, Flemming H-C. 1999. What are bacterial extracellular polymeric substances. In: Wingender J, Neu TR, Flemming HC (eds.) *Microbial Extracellular Polymeric Substances*, Springer, 1-19.
- Winterwerp JC, Van Kesteren WG. 2004. Introduction to the physics of cohesive sediment dynamics in the marine environment. *Developments in Sedimentology* 56, 576pp.
- Woodall LC, Sanchez-Vidal A, Canals M, Paterson GL, Coppock R, Sleight V, Calafat A, Rogers AD, Narayanaswamy BE, Thompson RC. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science* 1(4), 140317.
- Wu B, Zhou M, Dai X, Chai X. 2018. Mechanism insights into bio-floc bound water transformation based on synchrotron X-ray computed microtomography and viscoelastic acoustic response analysis. *Water Research* 142, 480-489.
- Xu C, Zhang S, Beaver M, Wozniak A, Obeid W, Lin Y, Wade TL, Schwehr KA, Lin P, Sun L. 2018. Decreased sedimentation efficiency of petro- and non-petro-carbon caused by a dispersant for Macondo surrogate oil in a mesocosm simulating a coastal microbial community. *Marine Chemistry* 206, 34-43.
- Yin H. 2013. Size kinetics and mechanics of clay-biopolymer flocs. PhD thesis, Louisiana State University, 144pp.
- Yu G-H, He P-J, Shao L-M, He P-P. 2008. Stratification structure of sludge flocs with implications to dewaterability. *Environmental Science & Technology* 42(21), 7944-7949.
- Zettler ER, Mincer TJ, Amaral-Zettler LA. 2013. Life in the "plastisphere": microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology* 47(13), 7137-7146.
- Zhang P, Shen Y, Guo J-S, Li C, Wang H, Chen Y-P, Yan P, Yang J-X, Fang F. 2015. Extracellular protein analysis of activated sludge and their functions in wastewater treatment plant by shotgun proteomics. *Scientific Reports* 5, 12041.
- Zhang Z-Z, Xu J-J, Shi Z-J, Cheng Y-F, Ji Z-Q, Deng R, Jin R-C. 2017. Short-term impacts of Cu, CuO, ZnO and Ag nanoparticles (NPs) on anammox sludge: CuNPs make a difference. *Bioresource Technology* 235, 281-291.

COLOPHON

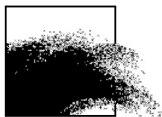
Dit rapport werd voorbereid door de BMM in september 2021
Zijn referentiecode is .MOMO/9/MF/202009/NL/AR/5

De scheepstijd met de RV Belgica werd voorzien door BELSPO en KBIN-OD Natuur

Indien u vragen hebt of bijkomende copies van dit document wenst te verkrijgen, gelieve een e-mail te zenden naar mfettweis@naturalsciences.be, met vermelding van de referentie, of te schrijven naar:

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen
OD Natuur – BMM
t.a.v. Michael Fettweis
Vautierstraat 10
B-1000 Brussel
België
Tel: +32 2 627 41 83

BEHEERSEENHEID VAN HET
MATHEMATISCH MODEL VAN DE NOORDZEE



APPENDIX 1: Technische specificatie van meetboei

Technische specificaties

**Koninklijk Belgisch Instituut
voor Natuurwetenschappen
Bestek RBINS-DataBuoy-2020
Levering van een meetboei met
oceanografische sensoren**



RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

INHOUDSTABEL

- 1. VOORGESTELD TYPE BOEI INCLUSIEF TECHNISCHE TEKENING**
- 2. SCHEMATISCHE TEKENING VAN DE VERANKERING + ANKERTYPE EN GEWICHT**
- 3. TYPE VERANKERINGSLIJNEN, LENGTE, TOTAAL GEWICHT EN OPSTELLING VAN HET ANKER**
- 4. LICHTEN VOLGENS DE SPECIFICATIES VAN DE INTERNATIONAL ASSOCIATION OF LIGHTHOUSE AUTHORITIES (IALA) VOOR HET MONITOREN VAN BOEIEN (POSITIE, KLEUR, INTENSITEIT, FLITSFREQUENTIE)**
- 5. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN DE OCEANOGRAFISCHE SENSOREN**
- 6. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN DE OPSLAGUNIT**
- 7. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN HET STROOMOPSLAG- EN GENERATIEUNITS**
- 8. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN DE DATATRANSFER**
 - 8.1 Aanderaa Smartguard datalogger
 - 8.2 Robustel Smart Industrial Iot Gateway
 - 8.3 Aanderaa Iridium Communication Unit 5969
 - 8.4 Aanderaa Real-Time collector
 - 8.5 Aanderaa GeoView web based display
- 9. BESCHRIJVING VAN DE CONDITIES VAN DE GARANTIE EN DE BIJHORENDE ONDERSTEUNING**
 - 9.1 Projectbeheerder
 - 9.2 Garantie
 - 9.3 Ondersteuning

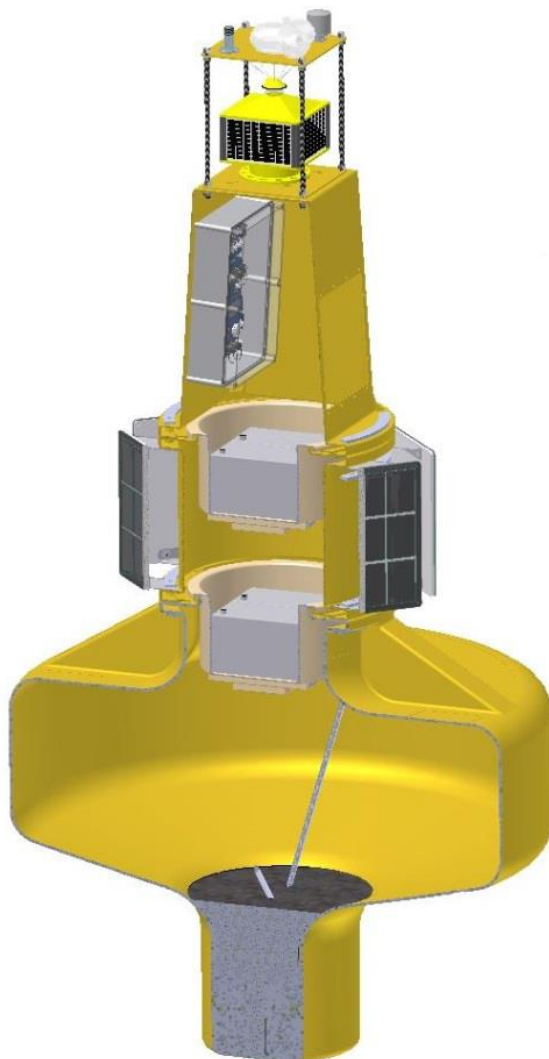
RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

1. VOORGESTELD TYPE BOEI INCLUSIEF TECHNISCHE TEKENING

De boei die wordt voorgesteld is de Aanderaa Motus boei.



Het systeem is gebaseerd op de Tideland SB 138P boei met een rompmaat van 1,75 meter en een zonne-energiepakket met zonnepanelen en batterijen. De boei is op maat gemaakt om een geschikt platform te zijn voor om het even welk MetOcean-systeem en wordt geleverd met een lantaarn en radarreflector. De romp van de boei is gemaakt van UV-gestabiliseerd polyethyleen. Op de boei zijn twee "moon pools" aangebracht om de onderwatersensoren te huisvesten.

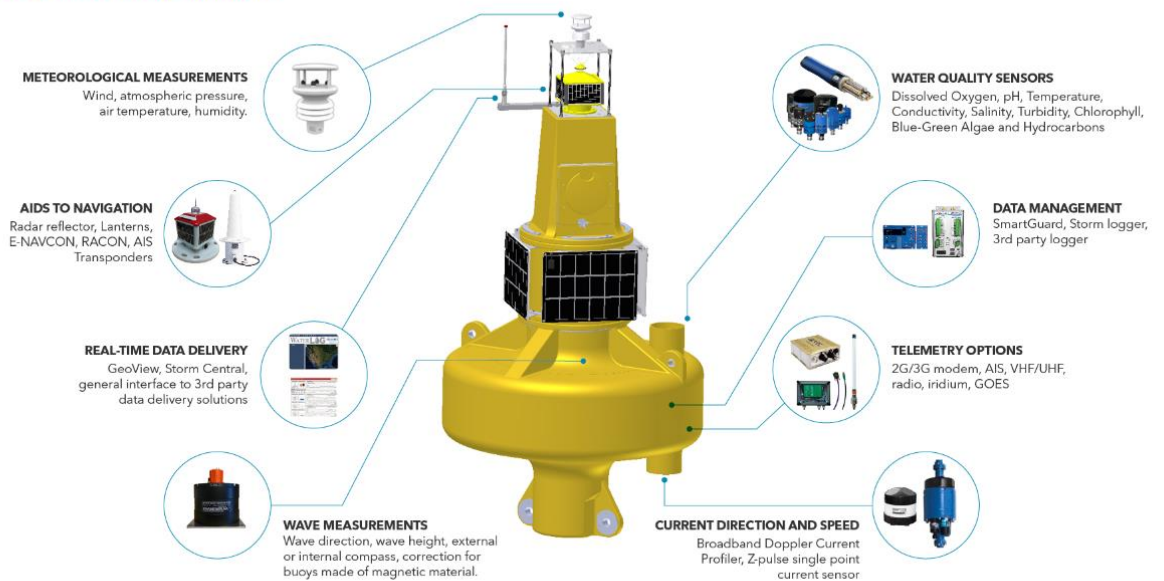
RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

De algemene technische opbouw inclusief alle technische mogelijkheden van de boei zijn aangegeven in de volgende figuur:

MOTUS Wave Buoy Solutions



Het voorgestelde boeiplatform is de robuuste, lichtgewicht Tideland SB 138P, aangepast voor het vervoeren van MetOcean-apparatuur.

Deze boei heeft een lange staat van dienst als navigatieboei en als boei met geavanceerde instrumenten.

Specificaties:

- Robuuste, lichtgewicht boei volgens IALA richtlijnen;
- Toegang tot alle apparatuur is via een servicedeur, gelegen aan de zijkant van de boei;
- Afmeting: Diameter: 1750 mm;
- Afmeting: Diameter: 1750 mm;
- Hoogte brandpuntsvlak: 2900 mm;
- Diepgang: 751 mm;
- Vrijboord: 305 mm;
- Gewicht onderdompeling 24,7 kg / cm, maximale 'mooring load' 636 kg;
- Luchtgewicht: 454 kg inclusief twee beugels van 38 mm;
- Radarbereik 3-4 NM;

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

- Oppervlaktekleur zoals gespecificeerd door de klant

De voorgestelde boeioplossing bestaat uit de volgende elementen:

- SB138P boei met 2 moonpools, geel, datalogger deur & batterij compartiment voor 2 x 12 VDC/115 Ah batterijen;
- Sabik M860-200BC marine lantaarn ;
- Power pack met 4 x 41 W zonnepanelen & 2 x 115 Ah batterijen;
- Power converter unit voor omvorming van de zonenergie naar de batterijen;
- SR 6-250 passieve radar reflector (zie technische fiche in bijlage);
- GPS ontvanger;
- Aanderaa Smartguard datalogger;
- IP box;
- Toren met geel liggend kruis als topteken;
- Sea Bird Scientific SBE 37-SI MicroCat CT sensor;
- 4G communicatie unit voor Smartguard;
- Iridium Edge communicatie unit voor Smartguard ;

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische
sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

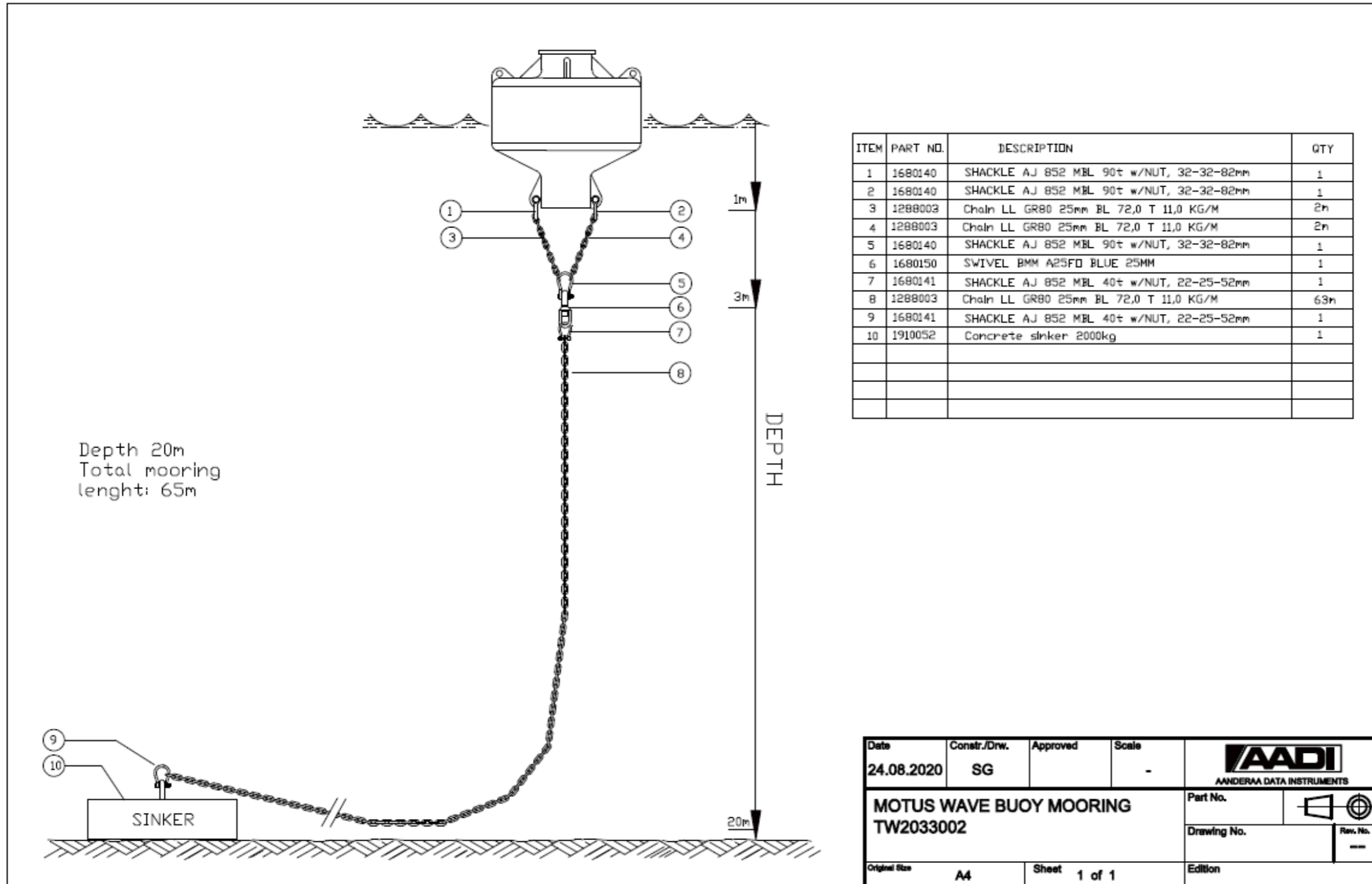


RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren
Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

2. SCHEMATISCHE TEKENING VAN DE VERANKERING + ANKERTYPE EN GEWICHT

In bijgevoegde figuur wordt de verankering, ankertype en gewicht geïllustreerd. De verankering is gebaseerd op een één-punts verankering. De verankering is gebaseerd op een betonnen zinkelement met een gewicht van 2 ton. Eventueel kan gekozen worden voor een kluts van 2 ton ballastketting om opdraaien door getij van de ankerketting te vermijden.



RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische
sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

3. TYPE VERANKERINGSLIJNEN, LENGTE, TOTAAL GEWICHT EN OPSTELLING VAN HET ANKER

Als verankering voor de boei wordt gekozen voor een twee-punts verankering aan de boei met een connectiepunt aan een 'swivel' op 3 meter onder de boei. Van daaruit wordt een 25 mm ketting gebruikt met een lengte van 63 meter. Het totaal gewicht van de ketting bedraagt 693 kg (drooggewicht) en een totaal natgewicht van de verankering van 222 kg. De ketting wordt op z'n beurt één-punts verankert met het anker.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

4. LICHTEN VOLGENS DE SPECIFICATIES VAN DE INTERNATIONAL ASSOCIATION OF LIGHTHOUSE AUTHORITIES (IALA) VOOR HET MONITOREN VAN BOEIEN (POSITIE, KLEUR, INTENSITEIT, FLITSFREQUENTIE)

Het licht die wordt gebruikt op de boei is de Sabik M860-200BC. Het kleur van het licht is geel met een intensiteit van 320 cd en een flits sequentie van 5 flitsen iedere 20 seconden zoals door IALA gespecificeerd voor een 'ODAS' (Ocean Data Acquisition System).



RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

De Sabik M860-200BC autonome LED-lantaarn met een bereik van 4 tot 7+ nautische mijl. Met duurzame en grootte zonnepanelen is de M860 ontworpen voor consistente en betrouwbare prestaties in de meest uitdagende omstandigheden.

De lantaarn beschikt over de volgende functionaliteiten:

- optie voor standaard of brede divergentie;
- meerdere kostenbesparende accu-opties geschikt voor een breed scala aan installatielocaties;
- ingebouwde kalenderfunctie voor automatische de-activering over een bepaalde periode;
- hoogwaardige, UV- bestendige lens van polycarbonaat;
- milieu vriendelijk gepoederlakt aluminium chassis;
- instelbare intensiteit en bereik;
- IP 68.

Verdere technische specificaties van de M860-200BC lantaarn kunnen worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

5. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN DE OCEANOGRAPHISCHE SENSOREN

De aangeboden CT sensor is de Seabird Scientific SBE 37 SI Microcat CT(D). De SBE 37-SI MicroCAT is een zeer nauwkeurige conductiviteit- en temperatuursensor (druk optioneel) met een seriële RS-232-interface en geheugen.



Extern gevoed zoals in ons geval, kan de sensor worden gebruikt voor Metocean boei toepassingen waarbij snelle bemonstering vereist is. De MicroCAT is handig als een stand-alone sensor en kan eenvoudig worden geïntegreerd op om het even welk instrumentatieplatform.

De gegevens worden in realtime beschikbaar gesteld of kunnen in het geheugen worden opgeslagen, de geheugencapaciteit overschrijdt 530.000 samples. Gemeten gegevens en afgeleide variabelen (zoutgehalte, geluidssnelheid, diepte, dichtheid) worden ter beschikking gesteld in technische eenheden.

De sensor beschikt over volgende functionaliteit:

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

- Zeer nauwkeurige geleidbaarheid, temperatuur en druk (optioneel) metingen, met door de gebruiker programmeerbare bemonstering - intervallen van 6 seconden tot 6 uur, of continu.
- RS-232 interface;
- Intern geheugen, externe voeding;
- 350 m kunststof behuizing;

De Microcat sensorfamilie heeft z'n deugdelijkheid bewezen met meer dan 10000 ingezette instrumenten.

De specificaties van de sensor zijn binnen de specificaties van het bestek en zijn de volgende:

Bereik:

Conductiviteit : 0 tot 7 S/m (0 tot 70 mS/cm).
Temperatuur : - 5 tot 45 °C.

Nauwkeurigheid:

Conductiviteit : +/- 0,0003 mS/cm.
Temperatuur : +/- 0,0002 °C.

Stabiliteit:

Conductiviteit : 0,0003 S/m per maand.
Temperatuur : 0,002 °C per maand.

Verdere technische specificaties van de Sea Bird Scientific SBE 37-SI MicroCAT CT sensor kunnen worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

6. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN DE OPSLAGUNIT

Als opslagunit wordt gebruik gemaakt van de Aanderaa SmartGuard datalogger als hoofdmodule voor de sensor acquisitie en de communicatieapparatuur op de boei. Deze unit slaat ook de gegevens op voor back-updoeleinden.



Omschrijving:

- de datalogger zit in een robuuste aluminium doos met IP 65 bescherming;
- de bedrijfstemperatuur is -40 ° C tot + 60 ° C;
- afmetingen: L x B x H 320 x 217 x 70 (mm);
- voeding 12 – 30 VDC;
- Slaapmode stroomgebruik: <1mA @ 12V;
- Actieve mode stroomgebruik: <20mA @ 12V; afhankelijk van lay-out en configuratie;
- Gegevensopslag op SD-kaart 4GB, de data autonomie van de datalogger met een 4 GB SD kaart bedraagt 4 jaar met een maximale bezetting van de in het bestek opgegeven sensoren en de toekomstige bijkomende sensoren;
- OLED scherm;
- In/uitganginterface:
 - USB poort;
 - ethernet poort;
 - 6 x seriële poorten: 3 x RS-232 + 3 x RS-232/422;
 - 6 analoge poorten (0-5V-ingang);

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

- 4 digitale ingangspoorten.
 - Resetten, programmeren en downloaden van metingen via laptop / computer;
 - Mogelijkheid tot aansluiting AIS transceiver;
 - Mogelijkheid tot connectie van alle Aanderaa sensoren en sensoren van derde partijen.

Verdere technische specificaties van de Aanderaa Smartguard datalogger kunnen worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

7. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN HET STROOMOPSLAG- EN GENERATIEUNITS

De generatie van energie in de boei wordt verzorgd door 4 zonnepanelen van 4 x 41 Watt van de fabrikant Solora. Deze zonnepanelen zijn zeer robuust en ontworpen voor maritiem gebruik. Per paneel is er een output van 41 Watt en produceren een dag rendement van 170 Wh/dag (zomer rendement).

De afmetingen van de zonnepanelen bedragen L X B X H 654 x 481 x 3 mm met een gewicht van 2,2 kg.

Verdere technische specificaties van de Solora zonnepanelen kunnen worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

Als energie controller wordt gebruik gemaakt van de Morningstar Sunsaver. Deze controller verzorgt het opladen van de batterijen met een zo hoog mogelijk rendement. Deze controller is ontworpen om te werken in ondermeer marine omstandigheden.

Verdere technische specificaties van de Morningstar energie controller kan worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

De batterijen zijn 2 VARTA professionele 12 VDC droge batterijen met een vermogen van 115 Ah. De afmetingen van de batterijen bedragen L x B x H 330 x 172 x 238 mm met een gewicht van 23,7 kg.

Verdere technische specificaties van de Varta batterijen kan worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

8. TECHNISCHE EN FUNCTIONELE OMSCHRIJVING VAN DE DATATRANSFER

De overdracht van de data van de boei gebeurt door middel van 5 basis elementen in het systeem namelijk de Aanderaa Smartguard datalogger, de Robustel 4G modem of de Aanderaa Iridium communicatie unit, de Aanderaa real-time collector software en de Geoview 'web based' visualisatie software. De combinatie van deze elementen is op elkaar afgestemd en wordt in tal van remote systeem oplossingen van Aanderaa gebruikt.

8.1 Aanderaa Smartguard datalogger

De Aanderaa Smartguard datalogger is de lokale acquisitie eenheid in de boei die enerzijds de interactie met de diverse sensoren verzorgt en de data lokaal beheert en stockeert en anderzijds de data ter beschikking stelt via de verschillende mogelijke datakanalen. De datalogger is dus de intelligente eenheid in de boei die alle dataverwerking & communicatie verzorgt.

De datalogger is in dit geval geconnecteerd met enerzijds de Robustel 4G modem en de Aanderaa Iridium communicatie unit. Via één van beide communicatie kanalen wordt de data van de Smartguard datalogger getransfereerd.



RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

8.2 Robustel Smart Industrial Iot Gateway

De Robustel Smart Industrial IoT Gateway M1200, verbonden met de Aanderaa Smartguard datalogger, is een compacte mobiele gateway op basis van GSM / GPRS /EDGE / UMTS / WCDMA / HSDPA / HSUPA / HSPA + / FDD LTE /TDD LTE / Cat.M1 / Cat.NB1-netwerken. Deze dual-SIM-gateway maakt datatransmissie op afstand van lokale seriële poorten en I / O mogelijk en ondersteunt interfaces zoals RS-232, RS-485 en mini-USB. M1200 biedt gebruikers stabiele netwerkconnectiviteit en gegevensoverdracht. Deze unit is beschikbaar om te voldoen aan de eisen van industriële toepassingen voor industriële ontwerpen die aan de normen voldoen. Het is de bedoeling om dit primaire communicatie kanaal te gebruiken bij aanwezigheid/dekking van/door de standaard publieke netwerken.

De belangrijkste eigenschappen van de Robustel Gateway zijn de volgende:

- Automatische selectie GSM / GPRS / EDGE / UMTS / WCDMA / HSDPA /HSUPA / HSPA + / FDD LTE / TDD LTE / Cat.M1 / Cat.NB1-verbindingen (geen AT-commando vereist);
- Dual-sim back-up;
- IPsec / OpenVPN / GRE / L2TP / PPTP;
- Transparante TCP- en UDP-protocolverbindingen;
- ICMP, DDNS, SNTP en Telnet;
- Modbus RTU to TCP;
- Automatisch opnieuw opstarten via sms en timer;
- Configuratie en firmware-upgrade via USB en RobustLink;
- Robuust industrieel ontwerp (9 tot 36V DC, -40 tot +75 ° C verhoogde bedrijfstemperatuur, desktop- of wandmontage of DIN-railmontage);
- Ondersteuning voor bridge-modus (alleen modem), via seriële poort of USB-poort.

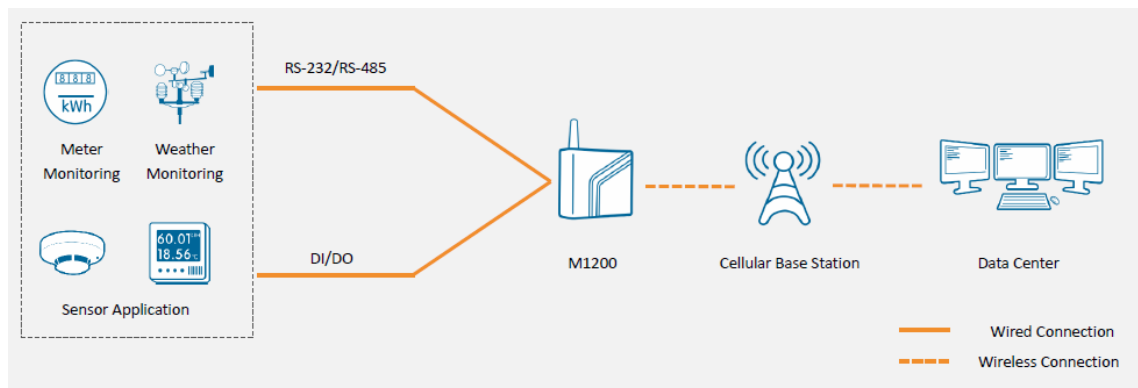
RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen



De connectie van de datalogger met de Gateway via het publieke netwerk naar de lokale acquisitie kan als volgt worden gevisualiseerd:



Verdere technische specificaties van de Robustel Gateway kan worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

8.3 Aanderaa Iridium Communication Unit 5969

De Aanderaa Iridium Communication Unit 5969, verbonden met de Aanderaa datalogger, is een compacte Iridium modem voor het gebruik van Iridium Short Burst Data-service die realtime gegevens levert van systemen in gebieden zonder dekking van een traditioneel mobiel netwerk. De Iridium communicatie modem 5969 is een volledig waterdichte geïntegreerde compacte unit volledig afgestemd voor gebruik binnen het Aanderaa remote station concept. De belangrijkste toepassingen zijn weerstation en metocean boeien gebaseerd op SmartGuard datalogger. Het is de bedoeling om dit secundaire communicatie kanaal te gebruiken bij afwezigheid en/ of geen dekking van/door de reguliere publieke netwerken.

De belangrijkste eigenschappen van de Aanderaa Communication Unit 5969 zijn de volgende:

- Compacte "All In One" -oplossing;
- Ingebouwde hoog presterende antenne gekoppeld met de Iridium 9602 modem;
- Globale dekking mogelijk;
- Verbinding met de SmartGuard met één enkele stroom en seriële kabel;
- Maakt configuratie van SmartGuard systemen op afstand mogelijk.

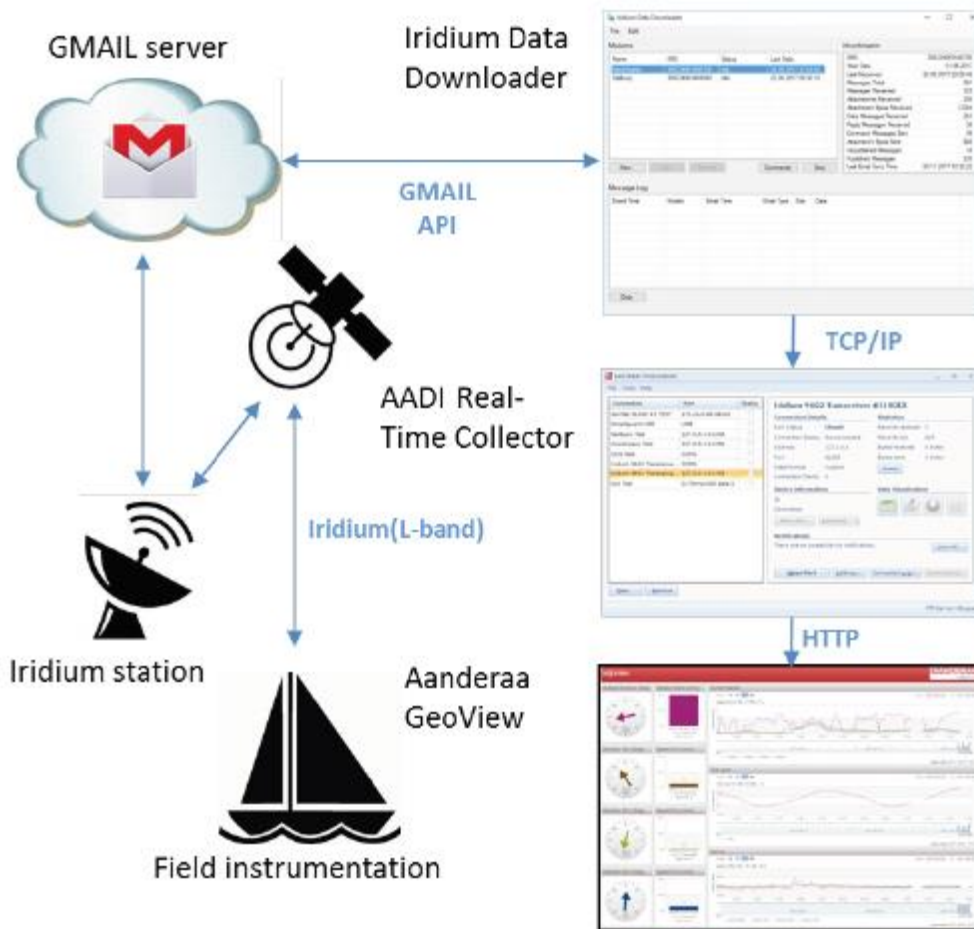


RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

De connectie van de datalogger met de Aanderaa Communication Unit via het Iridium netwerk naar de lokale acquisitie kan als volgt worden gevisualiseerd:



Verdere technische specificaties van de Aanderaa Iridium Communication Unit 5969 kan worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

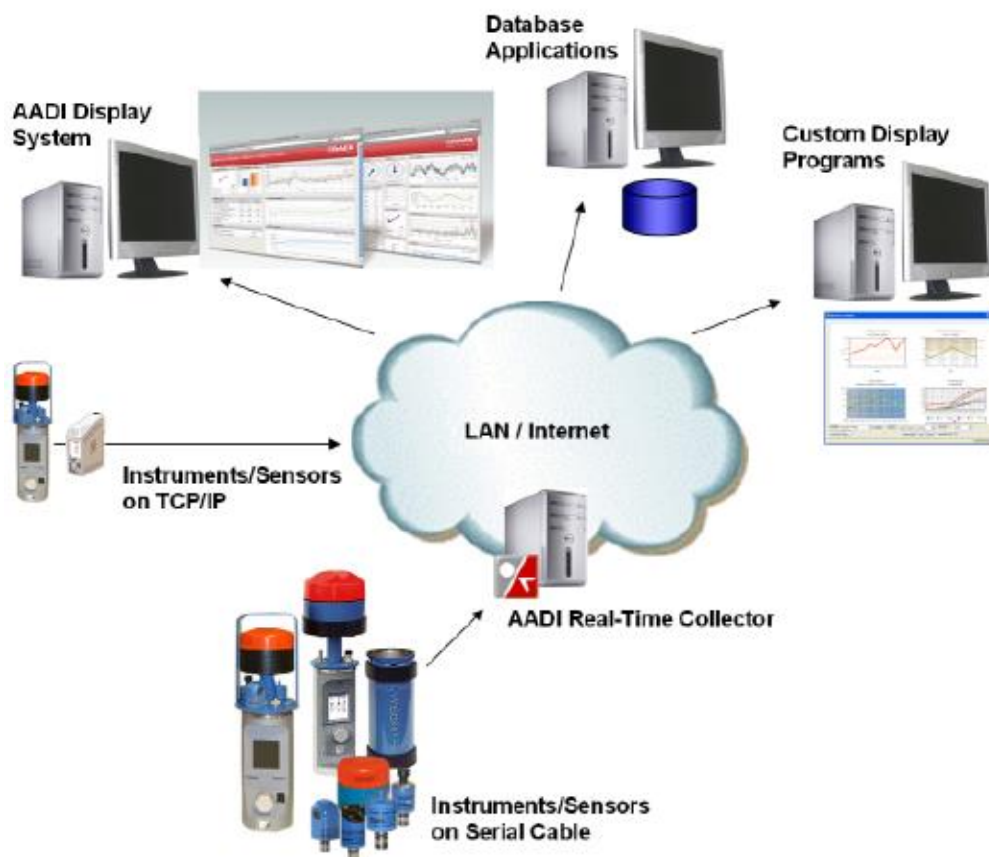
Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

8.4 Aanderaa Real-Time collector

Het AADI real-time communicatiesysteem is ontworpen om met behulp van krachtige en efficiënte tools voor data verzameling en controle van onze oceanografische instrumenten te zorgen.

De AADI Real-Time-apparaten zoals het SMARTGUARD en SEAGUARD platform en de AADI Smart sensoren vormen de basis van dit systeem. Deze apparaten kunnen worden geconfigureerd om gegevens te verzenden autonoom (niet-pollled-modus). Ze kunnen ook reageren op besturingsopdrachten voor bediening en configuratie.

De Aanderaa Real-Time Collector is een applicatie die moet worden geïnstalleerd op een pc waarmee verbinding moet worden gemaakt via het internet door Aanderaa real-time apparaten. De AADI Real-Time Collector zorgt voor het nodige tools om verbinding te maken met een of meer systemen en hun beschikbare gegevens te ontvangen en door krachtige interfaces en methoden een gemakkelijke en efficiënte toegang tot deze gegevens te bieden vanuit toepassingen op een hoger niveau zoals de Aanderaa GeoView Web toepassing.



RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

De protocollen die worden gebruikt voor communicatie en gegevensoverdracht van en naar de Aanderaa SmartGuard zijn:

- het Aanderaa Real-Time Output Protocol, dat alle berichten dekt die vanaf het apparaat worden verzonden. Dit omvat data, antwoorden op berichten en meldingen.
- Het Aanderaa Real-Time Control Protocol, dat alle berichten dekt die naar het apparaat worden verzonden voor afstandsbediening en configuratie.

De Aanderaa Real-Time Collector is een achtergrondtoepassing die op een computer wordt uitgevoerd.

Zijn belangrijkste taak is:

- Gegevens ontvangen van apparaten die het AADI Real-Time Output Protocol gebruiken zoals de SmartGuard in de boei;
- Gegevens ontvangen en converteren van apparaten die bepaalde aangepaste gegevensindelingen gebruiken;
- Zorgen voor een interface voor clienttoepassingen die de gegevens gebruiken, bijv. een weergaveprogramma zoals de Aanderaa GeoView web gebaseerde toepassing.

De applicatie heeft dialoogvensters voor:

- Een verbinding tot stand brengen tussen de SmartGuard en de computer. Ondermeer kan hier het communicatie worden gedefinieerd;
- Statusinformatie weergeven voor alle gedefinieerde verbindingen;
- De SmartGuard bedienen en configureren.

De AADI Real-Time Collector kan:

- Gegevens ontvangen van meerdere apparaten;
- Bedien meerdere clienttoepassingen via de meegeleverde .NET-programmeerinterface;
- Gegevens opslaan in bestanden.

Het doel van de AADI Real-Time Collector is niet om gegevens weer te geven doch wel om data ter beschikking te stellen aan visualisatie programma's.

Verdere technische specificaties van de Aanderaa Real-Time collector kan worden teruggevonden in de technische fiche in bijlage.



RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische
sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

8.5 Aanderaa GeoView web based display

Aanderaa GeoView is onderdeel van de Aanderaa Real-Time oplossing. Deze toepassing geeft de gebruiker enorme mogelijkheden voor interfacing van meteorologische of oceanografische systemen in een netwerk met toegang tot realtime gegevens.

Voorbeeld van een display:



Aanderaa GeoView wordt geleverd met een eigen ingebouwde webpagina tool. GeoView is een tool voor het maken van informatieve webpagina's. Zodra een webpagina is samengesteld, kan deze worden gebruikt om realtime gegevens te delen met eigen of andere gebruikers zowel lokaal als wereldwijd. Visualisatie kan gebeuren met de standaard webbrowsers.

GeoView maakt gebruik van een onderliggende SQL-database die de verzamelde omgevingsgegevens bevat. De database kan zich bevinden op de computer waarop het weergaveprogramma wordt uitgevoerd, of het kan draaien op een andere computer of een server

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

op het lokale netwerk. Zoals getoond aangegeven, de Real-Time collector ontvangt doorgaans gegevens van verschillende instrumenten, hetzij via een directe kabelverbinding, door radiomodem, GPRS, Iridium of andere. De gegevens worden vervolgens naar de SQL-database gevoerd en direct weergegeven in het Aanderaa GeoView-weergaveprogramma.

De Geoview software beschikt over de volgende functionaliteit:

- Webgebaseerde applicatie met real-time gegevens in een standaardbrowser;
- De gegevens worden dynamisch bijgewerkt zodra ze worden ontvangen;
- HTML5 / JavaScript-afbeeldingen met lijngrafieken, staafdiagrammen, etc... en gegevenstabellen die zijn geconfigureerd om gegevens van de ontvangen gegevens weer te geven;
- Weergave van zowel real-time als historische gegevens in grafieken;
- Online zoomfunctionaliteit op tijdschaal om een subset van de gegevens voor een parameter weer te geven;
- Statistische analyse van gegevens: gemiddelde, maximum, minimum, som, standaarddeviatie en gemiddelde over selecteerbare intervallen;
- Mogelijk om gegevens van meerdere stations op dezelfde webpagina weer te geven;
- Met een wachtwoord beveiligd gegevensexportprogramma voor het exporteren van gegevens uit de database naar tekstbestanden;
- Webpagina's kunnen met een wachtwoord worden beveiligd.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

9. BESCHRIJVING VAN DE CONDITIES VAN DE GARANTIE EN DE BIJHORENDE ONDERSTEUNING

9.1 Projectbeheerder

De projectbeheerder van dit project zal de project manager Willem Dendooven zijn. Zijn contactgegevens zijn:

Willem DENDOOVEN
Project Manager
Mobility – Water – Marine
Cities & Communities

willem.dendooven@engie.com

M +32 498 06 21 11

Deze projectmanager zal gedurende het volledige project fungeren als eerste aanspreekpunt voor de opdrachtgever.

9.2 Garantie

De garantie op de boei bedraagt 1 jaar na de voorlopige oplevering van de boei.

9.3 Ondersteuning

De ondersteuning omvat verschillende aspecten namelijk:

- de FAT van de boei zal plaatsvinden in Bergen – Noorwegen in aanwezigheid van de opdrachtgever, Engie Solutions en Aanderaa. Tijdens deze FAT zal de opbouw van de boei worden gedemonstreerd inclusief de noodzakelijke dataverbindingen en software applicaties. Na de FAT worden tevens de onderhouds aspecten van de boei toegelicht.
- na de FAT wordt de boei overgebracht naar de kantoren van de opdrachtgever te Oostende waar de boei wordt opgebouwd door de mensen van Engie Solutions. Naast de opbouw van de boei wordt alle noodzakelijke software geïnstalleerd op de IT infrastructuur van de opdrachtgever. Na de installatie wordt een toelichting gegeven over de werking van de software.
- Optioneel kan Engie Solutions tevens de nodige ondersteuning on-site bieden bij de eerste uitleg van de boei, de Sectie Marine van Engie Solution heeft jaren ervaring hierin bij de uitleg van golfmeetboeien, metocean boeien, markeerboeien en GPS boeien voor Vlaamse Overheid Afdeling Kust – de kostprijs hiervoor bedraagt 480 €/excl BTW.

RBINS-DataBuoy-2020

Levering van een meetboei met oceanografische sensoren

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

- na de levering zal Engie Solutions in samenwerking met Aanderaa tijdens de 2 maanden testfase ondersteuning bieden bij het instellen van het instrument en het verwerken en uitlezen van de data;
- na deze 2 maanden testfase zal Engie solutions gedurende de periode van 10 maanden alle noodzakelijke ondersteuning bieden bij enerzijds het aanvragen van de noodzakelijk abonnementen voor de mobiele netwerken en het Iridium netwerk en anderzijds het begeleiden van de datacollectie;
- na de 10 maanden periode blijft Engie Solutions Sectie Marine beschikbaar voor alle noodzakelijke hard- en software ondersteuning tijdens het gebruik van de boei.