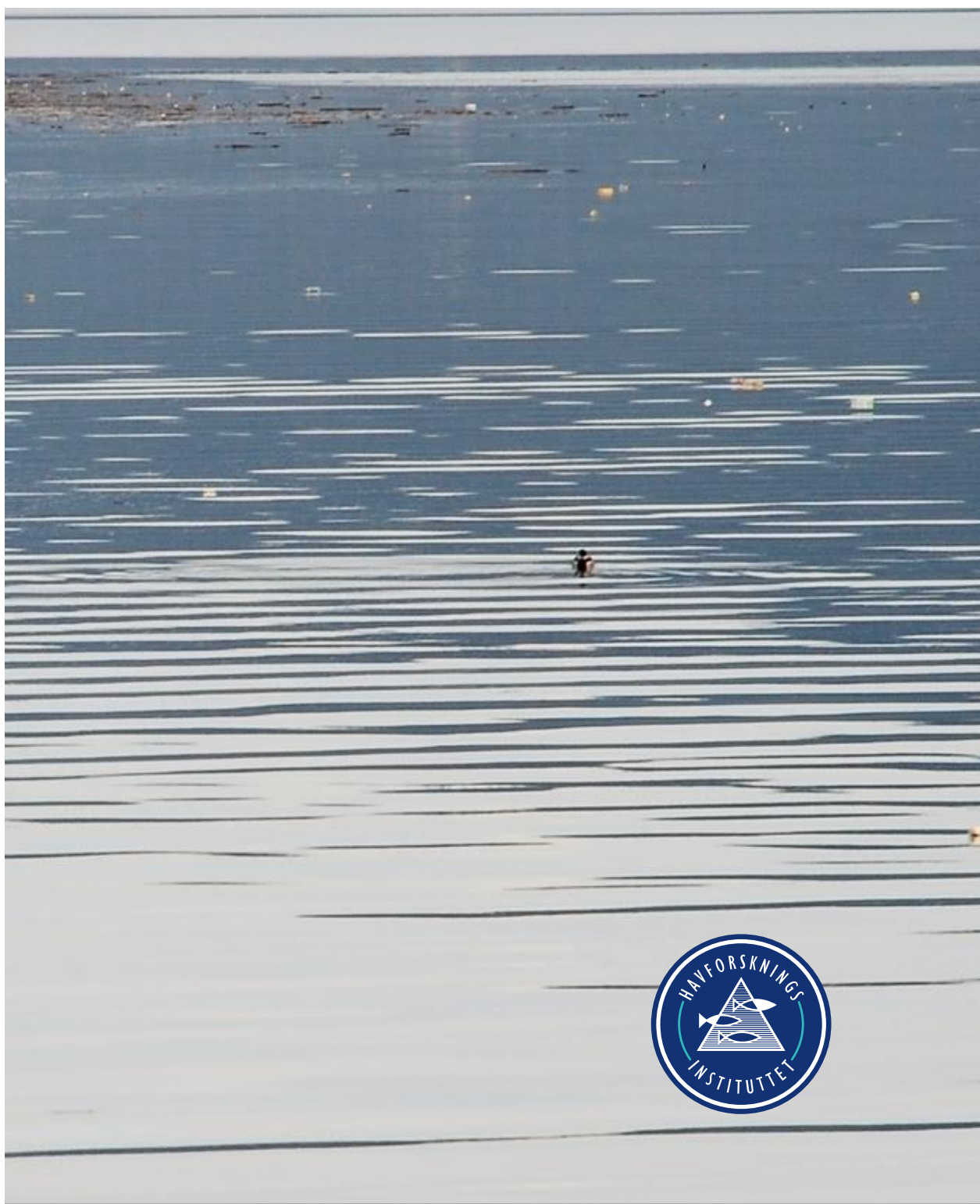


# Marin plast i Skagerrak

## – Kartlegging og spredningsmodellering

Jon Albretsen, Mats Huserbråten, Hege Lyngvær Mathisen og Lars-Johan Naustvoll



# Prosjektrapport

**Rapport:**

RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN

**Nr. – År:**

38-2018

**Dato:**

27.10.2018

**Distribusjon: Åpen****Havforskningsprosjektnr.:**

14833

**Oppdragsgiver(e):**

Interreg-ØKS

**Oppdragsgivers referanse:**

Ren Kystlinje

**Program:**

Kystøkosystemer

**Forskningsgruppe:**

Oseanografi og klima, Plankton

**Antall sider totalt:**

25

**Tittel (norsk og engelsk):**

Marin plast i Skagerrak

Marine plastic in the Skagerrak

**Forfattere:**

Jon Albretsen, Mats Huserbråten, Hege Lyngvær Mathisen og Lars-Johan Naustvoll

**Sammendrag (norsk):**

Havforskningsinstituttet har gjennom det nordiske Interreg-prosjektet Ren Kystlinje foretatt overvåkning av marin mikroplast i ytre Oslofjord, samt etablert modellerings-teknikker og -verktøy som kan avdekke transportbaner og de mest sannsynlige akkumuleringsområdene for marint avfall. Formålet med overvåkingen var å fremskaffe data for hvilke mengder fritt flytende partikler av mikroplast som finnes i indre Skagerrak, samt utvikle metoder for prøvetaking og analyse. Fokusområdene ble relatert til de to norske nasjonalparkene i ytre Oslofjord; Færder i Vestfold og Hvaler i Østfold. Opptelling av totalt 77000 mikroplastpartikler ( $> 180 \mu\text{m}$ ) viste at konsentrasjonen varierte enormt i både rom og tid. Sikker identifikasjon av mikroplast-partikler er vanskelig, og i den regulære overvåkingen ble det besluttet å dele partiklene inn etter farge, størrelse og morfologi. Så mye som 80% av partiklene viste seg å være svarte og stammer mest sannsynlig fra vei (asfalt/bildekk), mens 9% av partiklene var fiber-biter etter tau eller klær.

Formålet med den oseanografiske modelleringen av transport i indre deler av Skagerrak var både å se på spredning av marin plast i åpent hav samt akkumulering langs kysten, både fra lokale kilder og lang-transportert avfall. Ved å anta at dersom strømforholdene ledet plast nær nok land, så ville de potensielt kunne havne på land, så ble et enormt stort antall drivbaner satt sammen til å angi de mest utsatte områdene for stranding av marint avfall. På denne måten kunne vi lage akkumuleringskart for strandet plast for den norske Skagerrak-kysten, både for å relatere strandinger til potensielle kilder samt angi de mest sannsynlige akkumulasjonsområdene. Kartene viser at Østfold (og Bohuslänkysten) er mest utsatt for akkumulering av avfall som kommer langveis fra (gjennom Nordsjøen eller Østersjøen), mens lokale utslipp via elvene hovedsakelig er et lokalt problem for kyststrekningene rundt.

**Summary (English):**

Based on activities in the Nordic Interreg-project Ren Kystlinje, the Institute of Marine Research conducted monitoring of marine microplastics in the Outer Oslofjord. Additionally, modelling techniques and tools have been developed in this project, and we applied them to simulate transport pathways and accumulation hot spots for marine debris. The aim of the monitoring was to establish a procedure for sampling and counting of microplastic concentration in the Outer Oslofjord region focusing on surface waters near the National Parks of Færder in Vestfold and Hvaler in Østfold. Nearly 77000 particles ( $> 180 \mu\text{m}$ ) were registered, and the concentrations varied enormously in space and time. Precise identification of micro-plastic particles is difficult, and we determined to separate the particles based on color, size and morphology. As much as 80% of the particles were then identified as black and likely originating from roads (asphalt/car tires), while 9% of the particles were fibers from ropes and clothes.

The purpose of the oceanographic modelling was to apply existing current models to simulate transport pathways in the Skagerrak of both micro and macro plastic and both based on local and long-transported waste. By assuming that when currents transport plastic near land, the plastic may end on land, we were able to give an estimate of hot spots for accumulation of marine plastic based on a large number of simulated pathways. Using the Norwegian Skagerrak coast as our focus area and using modelled currents with 160m x 160m resolution as input, we have highlighted the most probable accumulation areas for marine plastic along the shore. The maps of hot spots for stranded marine plastic show that Østfold (and the coast of Bohuslän) is much more exposed for stranding of long-transported waste than the rest of the Norwegian coast in the Skagerrak, while local pollution is a problem mainly for the local shorelines.

Jon Albretsen

-----  
Prosjektleder

Karin Kroon Boxaspen

-----  
Forskningsdirektør

# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Materialer og metoder</b> .....	<b>5</b>
2.1	Innsamlingsmetodikk for mikroplast.....	6
2.2	Lab-protokoll for mikroplast.....	6
2.3	Oseanografisk modellering.....	9
2.3.1	Modellering av strøm.....	9
2.3.2	Vannføring fra elver.....	9
2.3.3	Modellering av plast-partikler.....	9
<b>3</b>	<b>Resultater</b> .....	<b>11</b>
3.1	Opptelling av mikroplast-partikler.....	11
3.2	Sirkulasjon og spredning av marin plast i Skagerrak.....	14
3.2.1	Generelt om strømforholdene.....	14
3.2.2	Spredning av plast fra lokale elver/kilder.....	15
3.2.3	Spredning av lang-transportert plast i Skagerrak.....	17
3.2.4	Modellering av tilførsel av plast-partikler til målestasjonene.....	19
<b>4</b>	<b>Oppsummering og forslag til videre arbeid</b> .....	<b>23</b>
<b>5</b>	<b>Referanser</b> .....	<b>24</b>

## 1 Innledning

Marin forsøpling, definert som menneskeskapt bestandig avfall i marint miljø, har fått stor oppmerksomhet de siste årene på grunn av økt bevissthet omkring temaet. Globalt er det store mengder menneskeskapt avfall som ender opp i havet fra både landbaserte og havbaserte kilder. Marint avfall av plastopprinnelse har fått spesiell oppmerksomhet da dette er partikler som er svært holdbare, lite nedbrytbare og en dominerende andel av marint avfall. Plast-avfall kan utgjøre en risiko for marint miljø ved at det inntas av marine organismer eller fester seg utenpå organismer, samt fordi disse partiklene kan være potensielt toksiske enten direkte eller på grunn av absorpsjon av andre stoffer (Rochman et al. 2013).

Marint avfall er definert som bestandig, bearbeidet eller prosessert solid materiale kastet, gjenlagt eller forlatt i marint eller kystnært miljø (UNEP 2005). Overvåkning har vist at marint avfall kan bestå av en rekke ulike materialer, som plast, glass, metaller, gummi, tekstiler osv. (Aniansson et al. 2007). Av alle disse ulike opprinnelsene viser de fleste studier at plastavfall er den dominerende gruppen (Aniansson et al. 2007). Det er estimert at omtrent 70% av alt avfallet som tilføres havet vil ende opp på bunnen, omtrent 15% vil ende opp langs strendene og 15% vil flyte fritt i vannmassene (UNEP 2005). På global skala er det estimert at 80% av marint avfall kommer fra land-kilder (Strand et al. 2015). Dette estimatet variere betydelig mellom ulike hav og kystområder. F.eks. i sørlige Nordsjøen er avfall fra skipstrafikk og fiskeri ansett som hovedkilde for marint strandsøppel i Tyskland og Nederland (se f.eks. JRC/Joint Research Centre Scientific and Technical reports 2011). Marint avfall spres med havstrømmene, og plast utgjør det største problemet ettersom det har veldig lang nedbrytningstid og vil kunne holde seg flytende lengre. I indre deler av Skagerrak vil det være lokale og langtransporterte bidrag til marint avfall. I tillegg fragmenteres den marine platen på sin reise og blir etterhvert til små partikler, kalt mikroplast dersom størrelsen er mindre enn 5 mm. Denne fragmenteringen vil også føre til at platen holder seg flytende lengre. Det er sannsynlig at marint avfall fra sørlige deler av Nordsjøen vil transporteres med havstrømmene inn i Skagerrak og akkumuleres på kysten der (Strand et al. 2015), og en studie har estimert at Skagerrak vil motta ca. 10% av alt marint avfall i Nordsjøen på grunn av de dominerende havstrømmer (UNEP 2005).

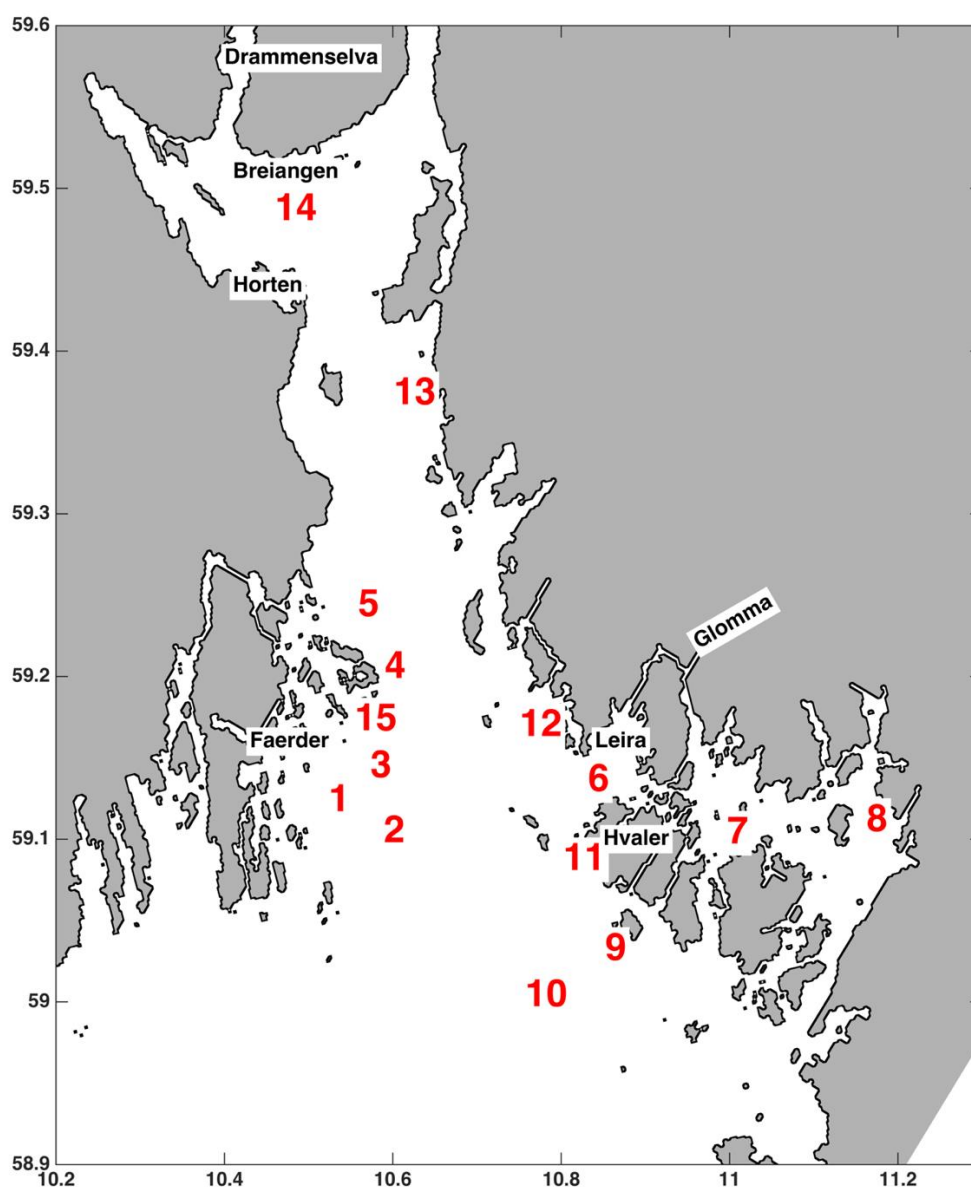
Ren Kystlinje (renkustlinje.se) er et Nordisk prosjekt med 34 partnere i Sverige, Danmark og Norge som inngår i Interreg-programmet Øresund-Kattegat-Skagerrak (ØKS) og hvor Prosjektstøtten kommer fra EU sitt regionale utviklingsfond. Ren Kystlinje arbeider mot Innovasjons-programmets spesifikke mål om økt anvendt forskning og innovasjonsrettet aktivitet i ØKS-området. Det overordnede prosjektmålet er å få redusert mengden avfall i havet og på strendene. Mer konkret så har prosjektet vært delt inn i fire arbeidspakker med hhv. temaene anvendt forskning og modellutvikling (WP3), redusere eksisterende avfall (WP4), avhending og behandling (WP5) og redusere tilførsel av nytt avfall (WP6).

Havforskningsinstituttet har hatt sitt engasjement hovedsakelig i arbeidspakke 3 der formålet bl.a. har vært å øke prosessforståelsen av hvordan mikroplast transporteres i havet, hvordan det fordeler seg i området både i vannet, på bunnen og på strendene. Hvordan plast fordeler seg på strendene har også en klar kobling til arbeidspakke 4 der målet har vært å sikre mest effektiv utnyttelse av de økonomiske ressursene som er avsatt til strandrydding. Denne rapporten tar først for seg metoden som Havforskningsinstituttet har utviklet i samråd med Göteborg Universitet for å samle inn og registrere mikroplast i ytre Oslofjord. Parallelt beskrives resultater som er opparbeidet basert på modellering av transport av fiktive plast-partikler i Skagerrak og tilhørende kystområder og fjorder. Til slutt angir vi noen analysemetoder som kan brukes til å kombinere observasjoner i sjøen og modellering av transport til å angi potensielle kilder og destinasjoner.

## 2 Materialer og metoder

I perioden fra juli 2016 til oktober 2017 ble det samlet inn mikroplast-prøver fra et stasjonsnett konsentrert rundt Hvaler Nasjonalpark, Færder Nasjonalpark og inn mot Drammenselvans utløp rundt Breiangen, nord og øst for Horten (Figur 1). Totalt 15 lokaliteter ble besøkt av FF GM Dannevig med ujevne mellomrom. På de mest besøkte stasjonene ble det målt mikroplast ni ganger totalt. I områdene rundt Hvaler (fordelt på 7 målestasjoner) og Færder (6 stasjoner) Nasjonalpark ble det opparbeidet hhv. 43 og 25 prøver, mens Breiangen-området ble besøkt 11 ganger fordelt på to stasjoner. Totalt ble det altså samlet inn 79 plast-prøver. Kart over prøvestasjonene er vist i Figur 1, mens oversikt over posisjon og dato for prøvetakning er angitt i

Tabell 1.



Figur 1 Stasjonsoversikt hvor prøver med mikroplast ble samlet inn med FF GM Dannevig i perioden juli 2016 til oktober 2017. Tallene angir stasjonsnummer og tidspunkter for prøvetakning er angitt i Tabell 1.

Tabell 1 Oversikt over posisjon (lengdegrad og breddegrad) og tidspunkt hvor mikroplast-prøver ble hentet inn. Dag er angitt i tabellen, mens overskriftsraden angir første bokstav av måned fom. juli 2016 tom. oktober 2017. Kolonnen helt til høyre angir antall prøvetakninger for hver stasjon, mens nederste rad angir antall prøvetakninger per måned.

St	Lengde	Bredde	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	#
1	10.5238	59.1235				1	14	8											3
2	10.5891	59.1045				1	14		25	5					3				5
3	10.5734	59.1444				1	14												2
4	10.5905	59.2054				4	14	8											3
5	10.5588	59.2436		14		3	14		25	5		28			3			3	8
6	10.8319	59.1361	6		25			9		6			9	17	4	14	28		9
7	10.9971	59.1036	6	23	24		13		24	6					4	14	28		9
8	11.1626	59.1114	6	23	24		13							17		14			6
9	10.8521	59.0322	6		24								9	17		14	27		6
10	10.7572	59.0036			25		14			7			9	17			27		6
11	10.8023	59.0873						9		7				17	4	12	28		6
12	10.7505	59.1697							23										1
13	10.6007	59.3736								6		28		16	3		29		5
14	10.4599	59.4867								5	14	28	9	16			29		6
15	10.5547	59.1733								5					3	12		5	4
			4	3	5	5	8	4	4	9	1	3	4	7	7	6	7	2	79

## 2.1 Innsamlingsmetodikk for mikroplast

I forbindelse med innsamlingen av vannprøver for analyser av mikroplast ble det benyttet Manta-trål. Manta-trål er en type nett som er designet for innsamling av prøver fra overflaten. Trålen har en åpning på 40cm x 40cm, og nettet har en maskevidde på 180 µm. På enden av nettet er der en oppsamlingsbeholder med 180 µm duk. Det er montert en manuell strømningsmåler (Mechanical Flow Meter fra Hydro-Bios, hydrobios.de) som er kalibrert av produsenten i åpningen av trålen. Dette brukes for å beregne hvor mye sjøvann som går gjennom trålen. Før nettet senkes, noteres startverdien på strømningsmåleren. Manta-trålen senkes langsomt til overflaten. Maksimum hastighet på nettet er satt til to knop. I utgangspunktet ble nettet kjørt i sjøen i ca. tre minutter. Dersom det var sterk strøm eller mange større partikler i sjøen (f.eks. tare) ble tiden redusert. Manta-trålen ble hevet langsomt og spylt fra utsiden mens den hang på utsiden av båten. Sluttverdien på strømningsmåleren ble notert, og alt materiale ble spylt ned i oppsamlingskoppen. Koppen ble tatt av håven, og materialet i koppen ble overført til en glassflaske. Prøvene ble fryst ned til -20°C om bord før transport tilbake til laboratoriet og ytterlige opparbeiding.

Merk at ved de prøvetakningene hvor verdi fra strømningsmåleren ikke var tilgjengelig, så antok vi en vanngjennomstrømning som var lik med middelveien fra alle målingene hvor denne verdien var tilgjengelig. Midlere vannvolum som trålen ble beregnet til å filtrere var 28,3 m<sup>3</sup>.

## 2.2 Lab-protokoll for mikroplast

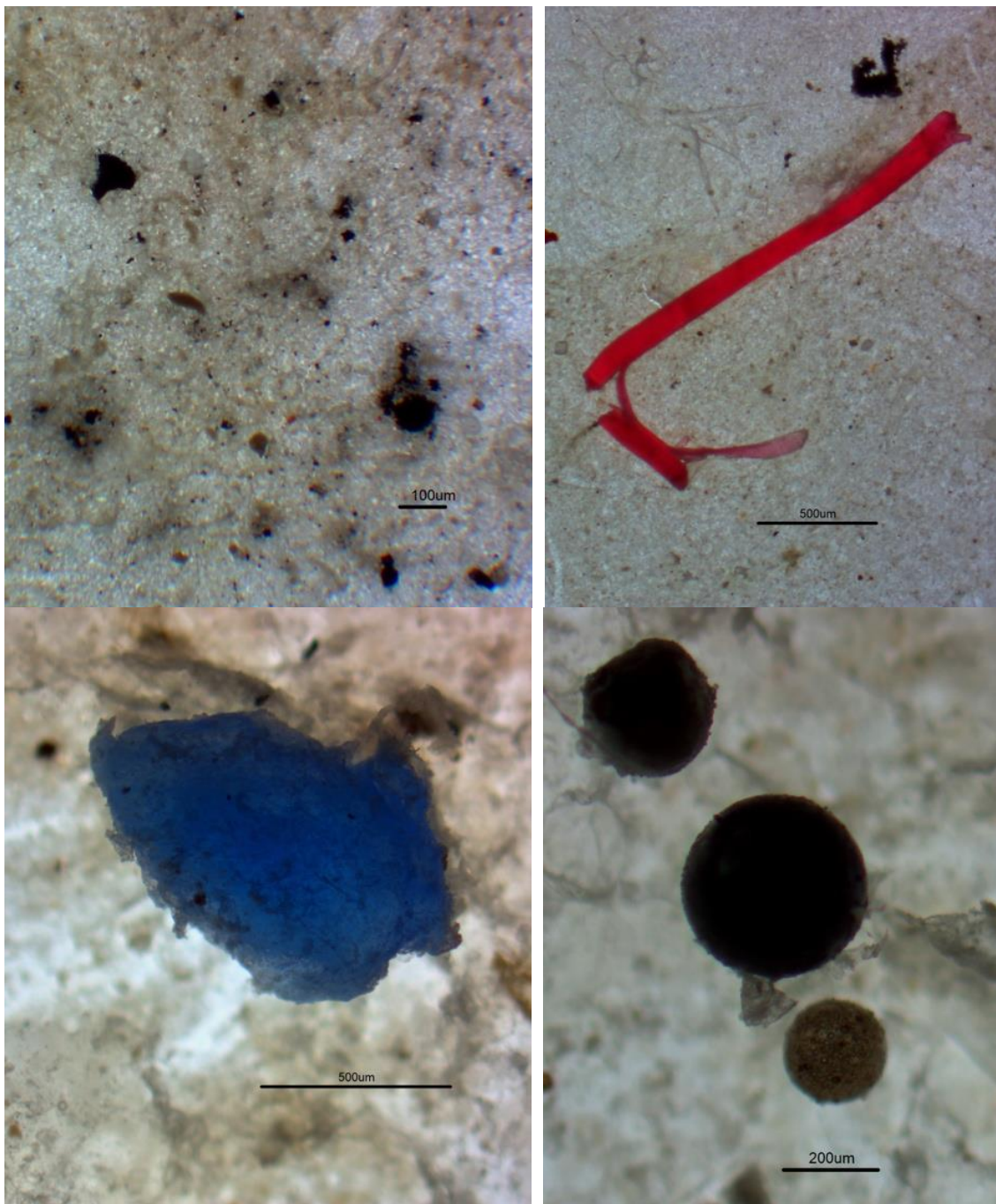
Hydrogenperoksid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 33%) ble blandet sammen med prøven i en 1l glassflaske slik at den endelige løsningen hadde en konsentrasjon på omtrent 15% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Prøven ble varmet opp til 70°C i et tørkeskap i omtrent 1-5 dager avhengig av mengden dyreplankton og annet organisk materiale i prøven. Oppvarmingsprosessen fremskyndet dekomposisjonsraten. Prøvene ble så avkjølt før de ble filtrert på et 5µm-filter (Whatman cellulose acetate filter). Prøvene ble analysert under et lysmikroskop med 10X forstørrelse. Plast-partikler ble delt inn i seks hovedkategorier som skilte på utseende og farge (Tabell 2). Noen av partiklene ble fotografert, og et utvalg av disse er vist i Figur 2.

Antall partikler ble registrert innen hver kategori fra hver prøvetakning, og tilslutt ble antallene skalert med volumet vann som gikk gjennom trålen slik at alle verdier er angitt i antall partikler per m<sup>3</sup>.

Tabell 2 Beskrivelse av de kategoriene som alle plast-partiklene ble fordelt i angitt sammen med mest sannsynlige opprinnelse.

Kategori	Beskrivelse	Antatt opprinnelse
Vei	Sorte partikler	Rester fra asfalt, dekk, veistøv
Fiber/tau	Fibre/trådformete partikler	Fibre fra klær, taurester
Fragmenter	Ujevn omkrets/irregulære partikler	Nedbrutt fra større plastgjenstander
Pellets	Jevn (sirkulær) omkrets	Råmateriale for større plastprodukter
Film	Tynnere, mykere plastflak	Plastposer mm.
Båt/skip	Partikler	Rester av bunnstoff, rustpartikler, malingrester

En klar fordel med den anvendte metoden er at den er relativt billig, rask og tilgjengelig for alle. En ulempe er at dette bare er en visuell analyse slik at fargerike plastpartikler er mer fremtredende enn transparente og gjennomskinnelige partikler. Mao. så er der sannsynligvis et systematisk avvik mot fargerike og store plast-partikler. Den benyttede metoden vil heller ikke kunne gi en klar identifikasjon av partiklenes opprinnelse. Ikke alt organisk materiale ble brutt ned, spesielt i prøvene tatt om våren og sommeren, og dette etterlot en rest av uklar masse på filteret slik at de videre analysene ble noe hemmet. For noen prøver ble filteret også farget gulgrønt pga. substanser i vannet, og dette hemmet også videre analyse. I tillegg kan det være vanskelig å skille mellom plast og andre partikler i den nedre del av den relevante skalaen (<50µm). Legg merke til at selv om maskevidden ved innsamling var 180 µm, så ble det samlet inn og registrert partikler ned mot 10-15 µm. Referanser til metodene som ble brukt for opparbeiding av plastprøvene er Hidalgo-Ruz et al. (2012) og Lusher et al. (2017).



*Figur 2 Fotografi av oppsamlet mikroplast tatt gjennom mikroskop. Øverst til venstre vises eksempel på svarte vei-partikler, øverste til høyre er rødt fiber, nederst til venstre er blått fragment og nederst til høyre er svart pellets. Lengdeskala er angitt på hvert fotografi. Fotograf er Hege Lyngvær Mathisen.*



## 2.3 Oseanografisk modellering

### 2.3.1 Modellering av strøm

For å gjenskape drivbaner og oppsamlingsområder for plast i havet, så er det helt nødvendig å basere dette på realistiske og detaljerte simuleringer av strømforholdene. Vi har derfor brukt den hydrodynamiske modellen ROMS (Regional Ocean Modeling System, <http://myroms.org>, se f.eks. Shchepetkin & McWilliams 2005 og Haidvogel et al. 2008) med horisontal oppløsning på 160m x 160m og med 35 vertikal beregningsnivåer. Denne oppløsningen gjør at kystlinjen og bunnforholdene blir relativt godt representert. Selve modellsystemet er svært likt med NorKyst800-systemet, en modell som dekker hele norskekysten med 800m x 800m oppløsning (se f.eks. Albretsen et al. 2011 samt at daglige varsler fra Meteorologisk institutt legges på yr.no og på <http://thredds.met.no>). ROMS er en moderne, tre-dimensjonal, fri-overflate, numerisk modell som løser de primitive likningene og som bruker terrengfølgende vertikalkoordinat.

Strømmodellen med 160m oppløsning er kjørt for perioden februar-april både 2011 og 2012 og regnes som en lang nok periode til å representere mange ulike strøm- og vær-situasjoner. Langs de åpne rendene er modellen drevet med 3D-felter av strøm, saltholdighet, temperatur og vannstand fra NorKyst800, som også inkluderer tidevann, mens den på overflaten er drevet av den høyoppløste atmosfæremodellen WRF (Weather Research and Forecasting model, utviklet av NCAR/National Center of Atmospheric Research, se f.eks. Skamarock et al. 2008) som er satt opp med 3km x 3km oppløsning.

### 2.3.2 Vannføring fra elver

I tillegg til at vannføring fra elver er viktig drivkraft som inngår i strømmodellen, så er dette også en vesentlig faktor i forhold til utslipp av forurensing fra lokale kilder. Både i forbindelse med vannføringsdata brukt i modellen samt i analysen av mikroplast-mengder så har vi brukt verdier fra NVE (Norges Vassdrags- og Energidirektorat). Vannføringene er estimert ved hjelp av den hydrologiske HBV-modellen (Hydrologiska Byråns Vattenbalanssektions modell, se f.eks. Beldring et al. 2003) der hvert vassdrag sitt ferskvannsutslipp er beregnet ut fra naturlige variasjoner i vær. Magasinering i forbindelse med demninger er ikke inkludert slik at estimert vannføring om vinteren typisk kan være noe for høy samt at flomepisoder om våren og høsten er noe dempet. Avrenning til hver enkelt elv innen vassdragene er fordelt ut fra hvor stort oppstrøms areal nedbørsfeltene har.

### 2.3.3 Modellering av plast-partikler

Partikkelspredning i det horisontale plan ble modellert ved Runge-Kutta 4. ordens metode, som implementert i Havforskningsinstituttets standard verktøy for spredningsmodellering, LADIM (Lagrangian Advection and Diffusion Model, Ådlandsvik og Sundby 1994 samt ny versjon er tilgjengelig fra <https://ladim.readthedocs.io/en/master>). For alle simuleringene ble hver partikkel holdt i et fast dybdenivå, dvs. at de ikke hadde noen form for vertikal bevegelse gjennom hele perioden. For å representere flere dybder nær overflaten, så ble partikler fordelt i alle dyp mellom 0 og 5 m. For beregningen av spredning fra elver ble partiklene sluppet i det grid-punktet som representerer elvene i strømmodellen (ROMS-160m). Antall partikler sluppet i hver elv ble satt til å være proporsjonalt med vannføringen til elvene, og vi har tatt for oss alle hovedelvene fra Østfold i øst til Skiensvassdraget i vest.

For simulering av drift av lang-transporterte partikler ble disse sluppet langs de åpne rendene til 160m-modellen, nærmere bestemt ved grensen mellom Skagerrak og Nordsjøen og på tvers i nordlige deler av Kattgat, hhv. for å gjenskape innsig av marin plast fra Nordsjøen og fra Østersjøen/Kattgat. I begge tilfeller så ble utslipp av partikler gjennomført kontinuerlig over hele simuleringsperiode.

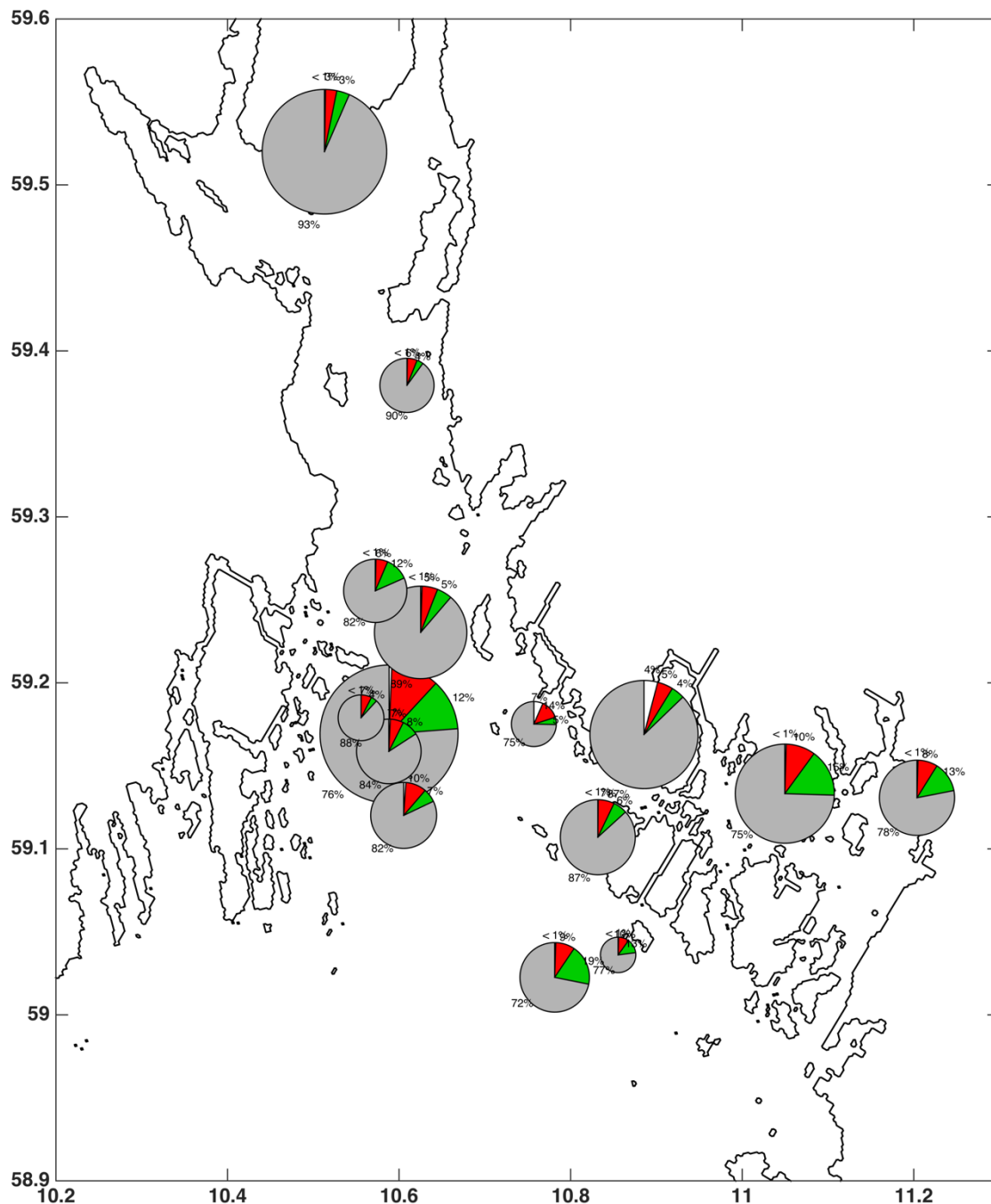
For beregningene av konnektivitet mellom elver og målestasjoner ble alle partikler som var innenfor en radius på 1600m (dvs. 10 gridpunkter i strømmodellen) ved et gitt tidspunkt anslått til potensielt å kunne være nær nok en prøvetakning ved den lokaliteten. Deretter ble antall treff på hver av målestasjonene summert opp over hele simuleringsperioden samtidig som vi holdt rede på hvilke elver som var kilde. Merk at hver partikkel potensielt kunne komme nær flere av målestasjonene, slik at andelen besøk en målestasjon har hatt fra en gitt elv ved slutten av simuleringene kan sees på som en sannsynlighet for at en plast-partikkel fra elv X vil ende ved målestasjon Y. En lignende tilnærming ble brukt for å estimere påslag på land av fiktive plast-partikler, enten fra lokale kilder eller lang-transporterte, der en partikkel som ble ført ett gridpunkt (160m) eller nærmere land ble ansett som en strandet partikkel. Antall strandinger per gridpunkt i krysningen mellom land og hav ble så summert opp ved slutten av simuleringen.

## 3 Resultater

### 3.1 Opptelling av mikroplast-partikler

Totalt ble det hentet inn og analysert 79 prøver med mikroplast, og det totale antallet plastpartikler over 180  $\mu\text{m}$  i diameter som ble identifisert, var 76959 partikler. Innsamlingen ble konsentrert rundt Færder og Hvaler Nasjonalpark samt nord og øst for Horten (Breianger) fordelt på 15 stasjoner (Figur 1). Etter opptelling og kategorisering av plast-partiklene på laboratorium, ble antallene skalert i forhold til den vanngjennomstrømningen/vannvolumet som det ble estimert at håven hadde vært utsatt for. Et standardmål for hver prøve ble så beregnet i antall partikler per  $\text{m}^3$ . Antall mikroplast-partikler per  $\text{m}^3$  sjøvann varierte mellom prøvene fra 9 til 217, og det viste seg at variasjon i konsentrasjonen over tid og mellom lokalitetene var av samme størrelsesorden som gjennomsnittsverdien. Dette viser at det er svært stor variasjon i antall plast-partikler per volumenhet i løpet av overvåkningsperioden på ca. 1,5 år.

Siden de tre kategoriene for svarte vei-partikler, fiber/tau og fragmenter dominerte antallet partikler fullstendig med hhv. 80,2%, 8,7% og 6,9%, så ble de andre kategoriene (4,1%) slått sammen. Fordelingen av antall partikler innen hver kategori sammen med det midlere antall partikler per lokalitet er vist i Figur 3. Det relative antallet vei-partikler viser seg å ligge relativt jevnt på 70-90% mellom alle stasjonene. På noen enkelt-stasjoner ble det målt høyere konsentrasjon av partikler enn andre. Spesielt på stasjon 14 i Breianger, stasjon 6 nord for Hvaler (Leira) og stasjon 1 øst for Tjøme ble det i gjennomsnitt funnet noe flere partikler enn på de andre.

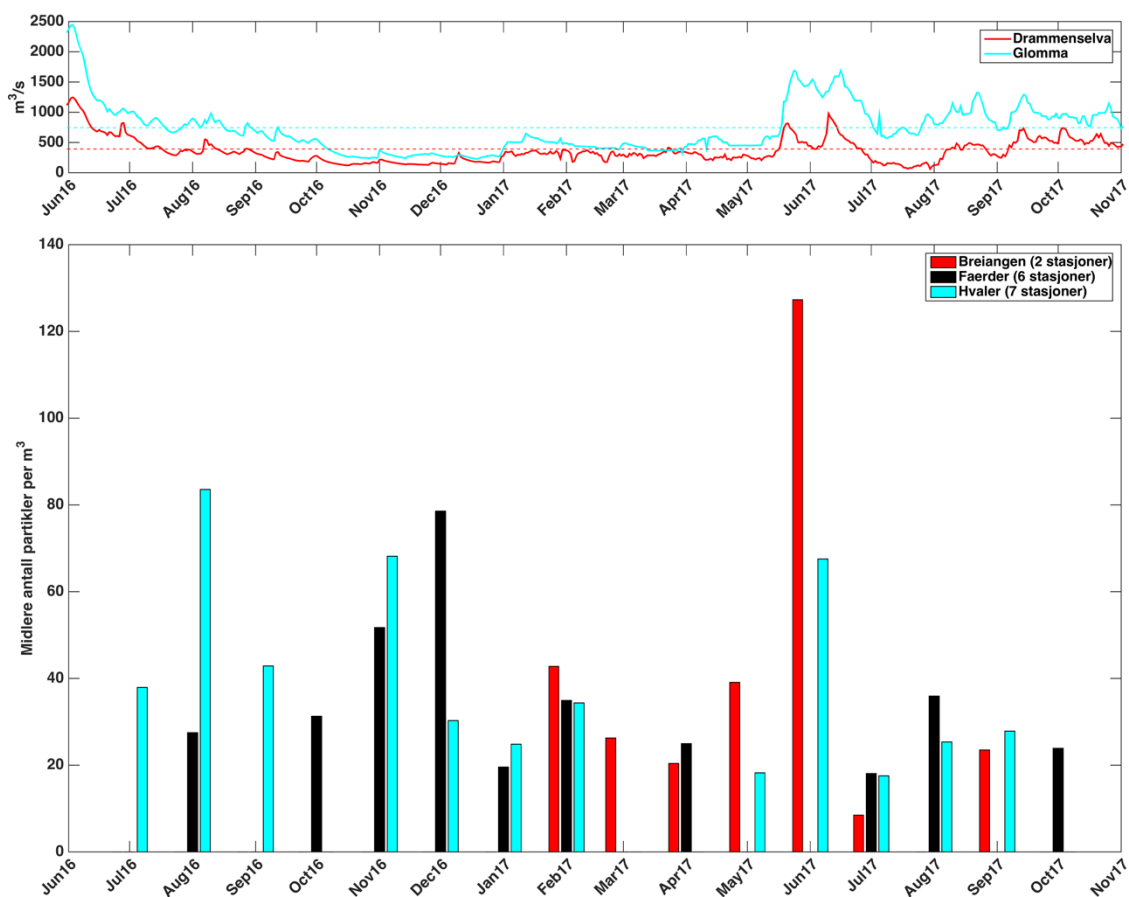


Figur 3 Kart som viser hvilken fordeling antall plast-partikler hadde innen kategoriene vei (grå), fiber/tau (grønn), fragmenter (rød) og resten (hvit). Størrelsen på sirklene er vektet mot partikkelkonsentrasjonen midlet over tid.

Ettersom to av de tre stasjonene med flest mikroplast-partikler så ut til å ha nær tilknytning til store elver, har vi sett på variasjonen i partikkelkonsentrasjon over tid i forhold til vannføring i de nærliggende elvene. Stasjon 14 i Breiangen ligger nær utløpet til Drammenselva, mens stasjon 6 i Leira ligger nær hoved-utløpet til Glomma. Stasjon 1 hadde også høy konsentrasjon av mikroplast, og selv om denne lokaliteten ikke ligger spesielt nærme elveutløp med høy vannføring, så er det god vannkontakt både med Drammenselva i nord og Glomma i øst.

Vi har derfor først delt stasjonene inn i områder som representerer Breiangen, Færder og Hvaler. Deretter har vi beregnet gjennomsnittlig konsentrasjon av mikroplast innen hver kalendermåned i

perioden juli 2016 til oktober 2017, og variasjonene over tid er vist i Figur 4 sammen med vannføring fra Drammenselva og Glomma. Selv om en stor andel av mikroplast-partiklene i de oppsamlete prøvene kan komme langveisfra, så gir sammenlikning av plast-konsentrasjon og vannføring i nærliggende elver en antydning om at der kan være en sammenheng. I juni 2017 var det spesiell høy vannføring i både Drammenselva og Glomma. Prøver for mikroplast innsamlet 16. og 17. juni 2017, både i Breiangen og Hvaler, viste en betydelig høyere konsentrasjon av mikroplast partikler sammenlignet med prøver fra mai og juli. I juli 2017 var vannføringen lavere, og det ble registret et lavere antall partikler ved stasjonene. Økningen i vannføring i september, gav økt konsentrasjon av mikroplast-partikler. Data fra perioden juni til oktober 2017 indikere en sammenheng mellom partikkelmengde og vannføring i de dominerende vassdragene. Data fra 2016 viser ikke en like tydelig sammenheng mellom vannføring i Glomma og mengde partikler i Hvaler. Det er en viss sammenheng i august 2016, mens det derimot er noe forskyvning i tid i oktober-november mellom høyere avrenning og partikkeltetthet i sjøen. Mengde partikler i Færder er ikke like knyttet til avrenningsperioder i Drammensvassdraget og Glomma. Dette er ikke overraskende da avstand mellom utløpspunkt for vassdragene og målestasjon er lengre, noe som vanskeliggjør direkte sammenheng siden det tar tid for partikler å flytte seg over et sjøområde. I tillegg vil stasjonene i Færder være noe mer utsatt for partikler som transporteres med det generelle strømmønsteret i Skagerrak og mest sannsynlig være mer påvirket av langtransporterte plast-partikler.

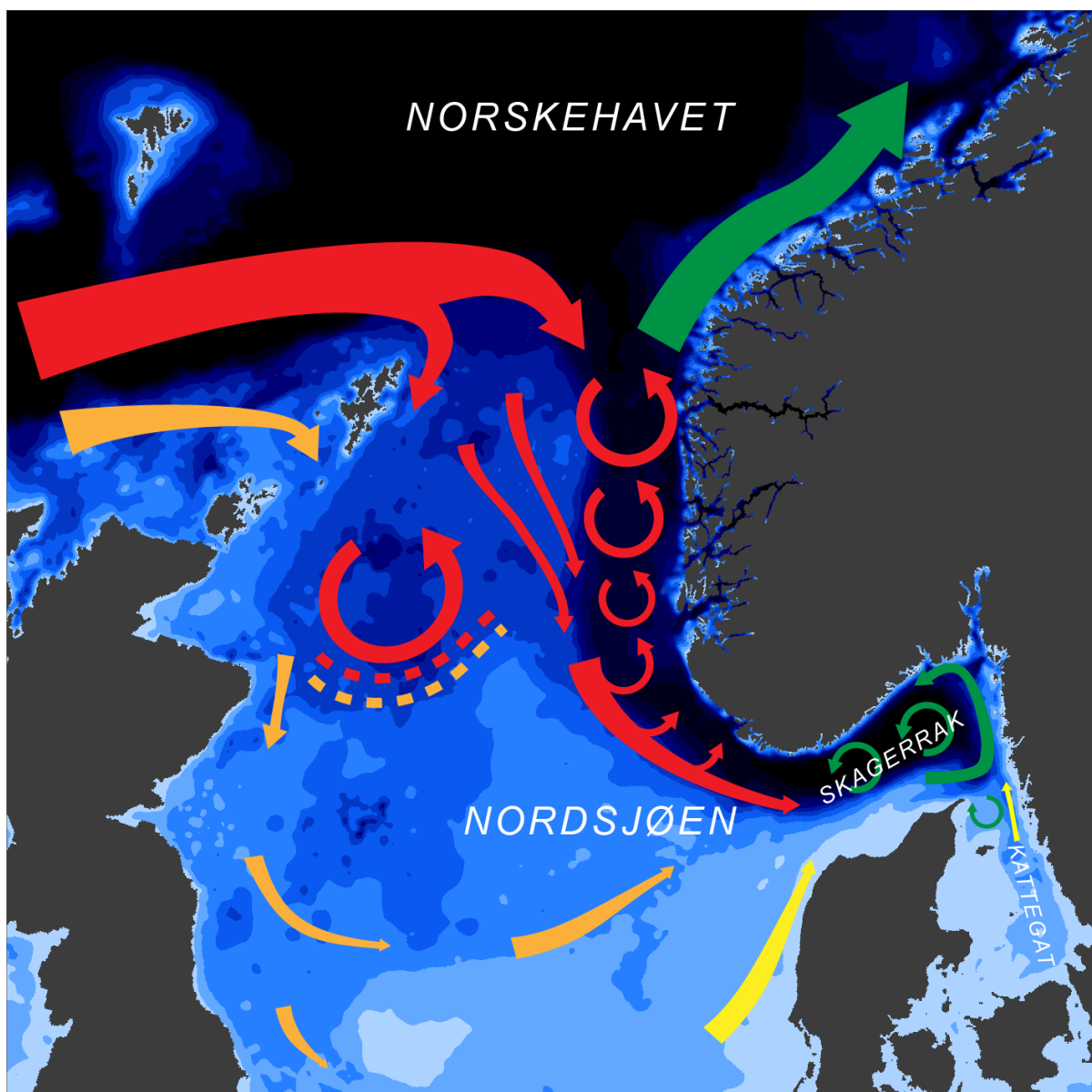


Figur 4 Nederste panel viser midlere antall partikler per m<sup>3</sup> for hver måned der stasjonene tilhørende en region er slått sammen. Del-områdene består av Breiangen (stasjon 13 og 14, røde kolonner), Færder Nasjonalpark (stasjon 1-5 og 15, svarte kolonner) og Hvaler Nasjonalpark (stasjon 6-12, lyseblå kolonner). Øverste panel viser vannføringen i Drammenselva (rød) og Glomma (lyseblå) angitt med verdi i m<sup>3</sup>/s. Stiplede linjer i øverste panel angir langtidsmidlet vannføring.

## 3.2 Sirkulasjon og spredning av marin plast i Skagerrak

### 3.2.1 Generelt om strømforholdene

De øvre lag av kyststrømmen i Skagerrak utenfor ytre Oslofjord består hovedsakelig av vann fra Kattegat og Nordsjøen. I Nordsjøen strømmet det vann fra Tyskebukta opp langs vestkysten av Danmark (Jyllandstrømmen) og inn i Skagerrak. Underveis blandes det med vann fra sørlige/sentrale deler av Nordsjøen og overflatevann fra Kattegat med opprinnelse fra Østersjøen. Atlantisk vann strømmer inn i Skagerrak fra Nordsjøen langs sørsiden av Norskerenna og finnes vanligvis under kystvannet på dyp større enn ca. 70-80 m langs Skagerrakkysten. Transporten av vann fra Tyskebukta og vestkysten av Jylland til Skagerrak er tildels vindavhengig og er størst i år med dominerende sørlige vinder (Figur 5).

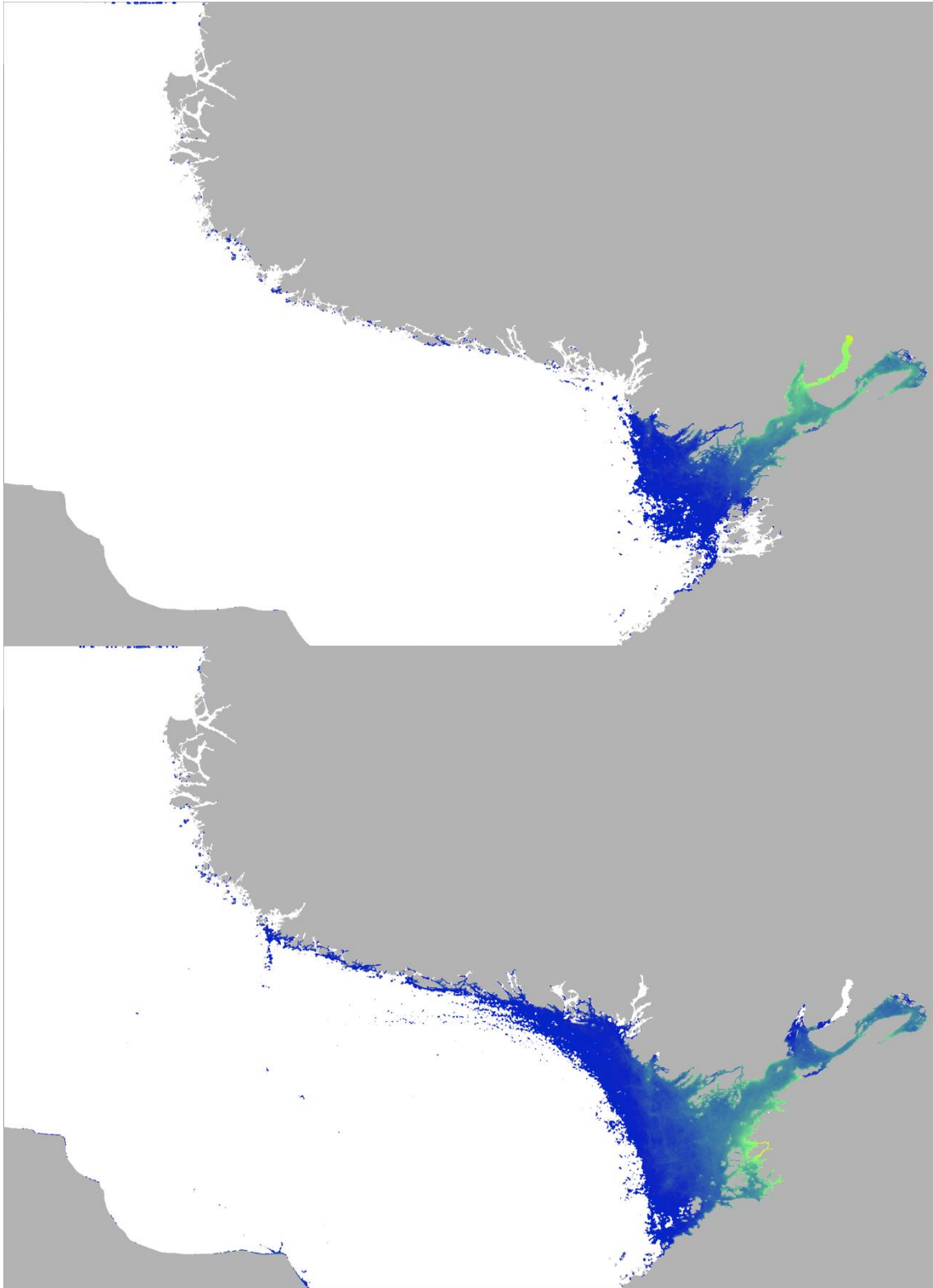


Figur 5 Storskala vanntransport fra Nordsjøen og inn i Skagerrak. Her representerer røde piler Atlanterhavsvann, oransje piler vann fra sentrale deler av Nordsjøen, gule piler ferskere vann fra henholdsvis Tyskebukta og sør i Nordsjøen og Østersjøen, og grønt det blandede vannet som danner overflatelaget langs kysten i Skagerrak som senere transporteres ut av Skagerrak med Den norske kyststrømmen. Pilene representerer også mulige kilder til lang-transportert plast.

Vannutskiftning over terskeldyp i ytre Oslofjord er i hovedsak bestemt av de hydrografiske forholdene i indre Skagerrak. I perioder med oppstuvning av kystvann mot kysten strømmer det vann inn i øvre lag og ut i nedre lag over terskeldyp. Oppstrømning av dypere liggende saltene vann langs kysten fører til motsatt sirkulasjon. Vannmassene i ytre Oslofjord er, som for resten av Skagerrakkysten, påvirket av langtransporterte tilførsler av næringssalter og organisk materiale fra Nordsjøen og Kattegat. På samme måte vil også plast-partikler finne veien langs de samme rutene. Lokale tilførsler av ferskvann og næringssalter fra de to største elvene i Norge (Glomma og Drammenselva) er også betydelige og da spesielt under vårfloppen og i nedbørrike perioder. Midlere total tilførsel av ferskvann til ytre Oslofjord vinter (desember-februar) og sommer (juni-august) er henholdsvis ca. 350 m<sup>3</sup>/s og 700 m<sup>3</sup>/s (Aure et al., 2010).

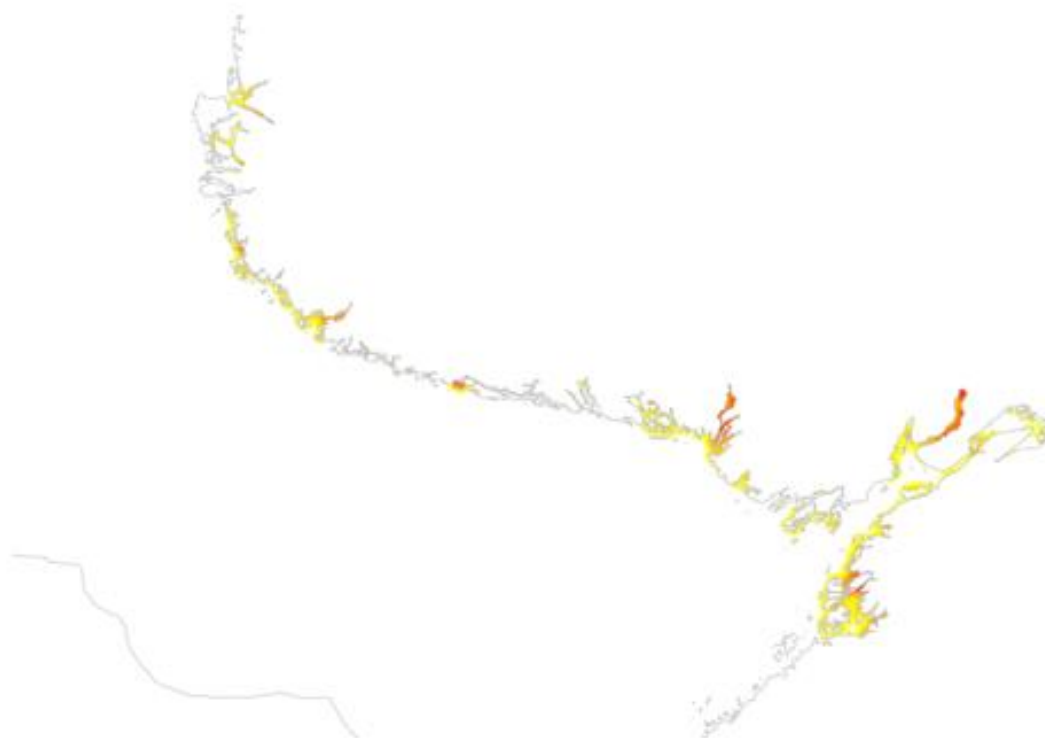
### **3.2.2 Spredning av plast fra lokale elver/kilder**

Ved å anta at det er strømforholdene som avgjør hvor plasten driver og ved å bruke lange, detaljerte arkiver med modellert strøm, har vi simulert drivbaner for at stort antall fiktive plast-partikler sluppet ut fra alle norske hovedelver mellom Agder og Østfold. Det er en stor utfordring å identifisere hvilke lokale kilder det finnes for marin plastforsøpling. Av mangel på data, så har vi antatt at de lokale kildene hovedsakelig er gjennom elvene og at mengden plast henger sammen med hvor høy vannføringen er. I Figur 6 er det vist eksempel på spredning av fiktive plast-partikler fra både Drammenselva og Glomma og i hvilke sjøområder partiklene mest sannsynlig vil oppholde seg. Ved å anta at plast (strandsøppel) kan strande langs kysten dersom den driver med strømmene nærmere enn én grid-lengde (160m) fra land, så har vi satt sammen et kart som angir hvor de fiktive plast-partiklene mest sannsynlig vil akkumuleres på land, dvs. strande (Figur 7). Både i forhold til spredningspotensial og i forhold til hvor den lokale plasten vil strande, så viser modelleringen at dette primært er et lokalt forurensingsproblem. De høyeste konsentrasjonene av fiktive plast-partikler havner mest sannsynlig nær elveutløpet. Hvis plast-avfallet driver ut i Skagerrak via Kyststrømmen, så vil de både kunne spres langt unna samt bli utsatt for en vesentlig fortynning, samtidig som de blander seg med lang-transportert plast.



*Figur 6 Modellert spredning av fiktive plast-partikler i overflatevannet som kommer ut fra Drammenselva (øverste panel) og Glomma (nederst). Fargene angir hvor partiklene mest sannsynlig vil oppholde seg etter å ha kommet ut i åpent farvann. Høyest tetthet er angitt med gul og grønn farge, mens de lavere konsentrasjonene estimeres der hvor det er mørkere blå farger. Merk at kartet er rotert i forhold til kompassretningene.*





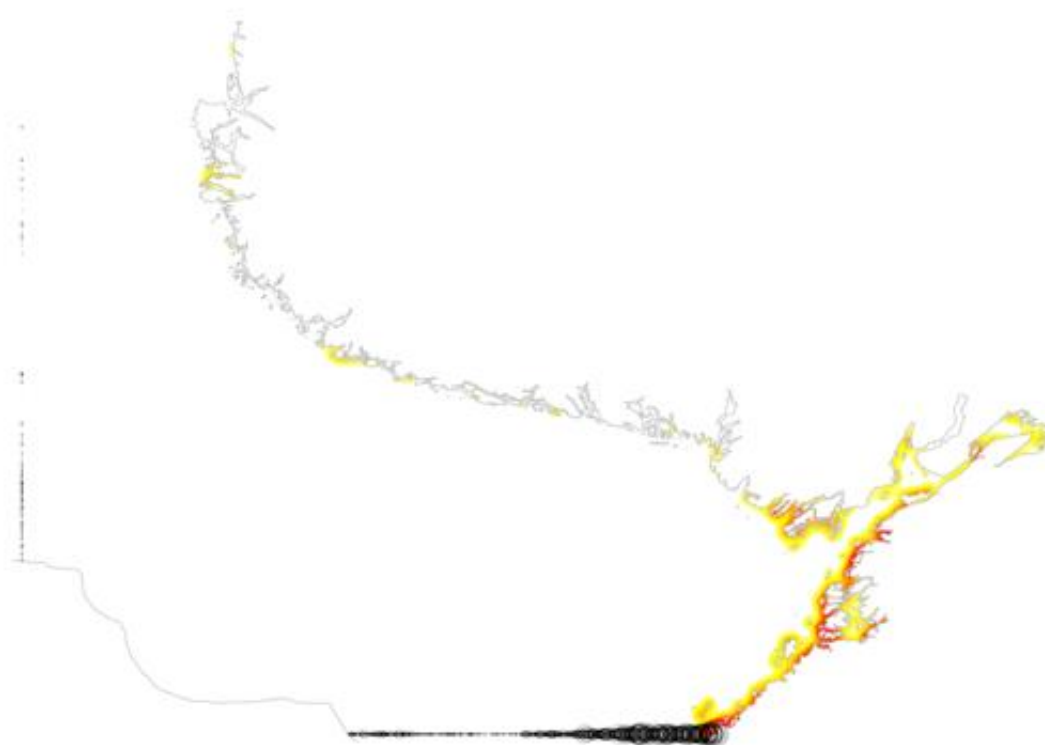
Figur 7 Kart over Skagerrak som angir de mest sannsynlige ("hot spots") akkumulerings-områdene langs kysten for lokal plast som driver i overflaten basert på informasjon om strøm. Alle de norske hovedelvene fra Agder til Østfold er representert, og partikkelantallet er skalert i forhold til vannføringen. De mest påvirkete kyststrekningene er angitt med rød farge, mens de gule områdene også har en forhøyet sannsynlighet for å motta marin plast. Merk at kartet er rotert i forhold til kompassretningene.

### 3.2.3 Spredning av lang-transportert plast i Skagerrak

Ved å anta at det er strømforholdene som avgjør hvor plasten driver, har vi simulert drivbaner for at stort antall fiktive plast-partikler basert på at de kommer langveisfra. Vi vet lite om hvilke kilder som er mest relevante, altså hvor plasten stammer fra, men ved å slippe ut partiklene langs de åpne rendene til den høyoppløste strømmodellen, så vil vi få realisert hvilke hovedstrømmer som sprer plast til hvilke deler av Skagerrakkysten. For Skagerrak-modellen er det to ulike hovedkilder som vi kan studere, enten om plast-partiklene kommer fra/via Nordsjøen (sørlige, sentrale og nordlige deler) eller fra Østersjøen gjennom Kattegat. Ved å anta at plast kan strande langs kysten dersom den driver med strømmene nærmere enn én grid-lengde (160m) fra land, så har vi satt dette sammen til et kart som angir hvor plast-partiklene mest sannsynlig vil akkumuleres på land, dvs. strande (Figur 8). Dette kartet antyder veldig tydelig at det er spesielt kysten av Bohuslän i Sverige og Østfold som er utsatt for stranding av lang-transportert plast. I tillegg viser modelleringen også at kysten av Vestfold er en del utsatt og da spesielt Færder-området. Mao. er begge nasjonalparkene i ytre Oslofjord utsatt for stranding av marin plast. En veldig liten del av den lang-transporterte plasten vil havne inn i fjordene ettersom drivbaner i den retningen kun skjer sporadisk ut fra vindforholdene. I tillegg til å spore opp de plast-partiklene som potensielt kan havne på land, så har vi også sett på hvor disse partiklene er sluppet ut i modellen (Figur 8). Hovedtyngden av partiklene som mest sannsynlig strander kommer fra Kattegat, muligens fra Østersjøen, og jo nærmere svenskekysten de driver nordover inn i Skagerrak, jo større sannsynlighet har de for å strande. Modelleringen viser også at plast-partikler som kommer opp langs Jylland fra sørlige Nordsjøen, også vil ha en viss sannsynlighet for å strande langs kysten av ytre Oslofjord. Plast fra sentrale og nordlige Nordsjøen har mindre sannsynlighet for å havne på land i dette området fordi de fleste av disse drivbanene resirkulerer i Skagerrak og følger Den norske kyststrømmen ut av området.

En potensiell svakhet med vår modellering av lang-transportert plast er at drivbanene som starter nord for den danske Jyllandkysten vil bli underestimert på grunn av strømmodellens utstrekning ned i

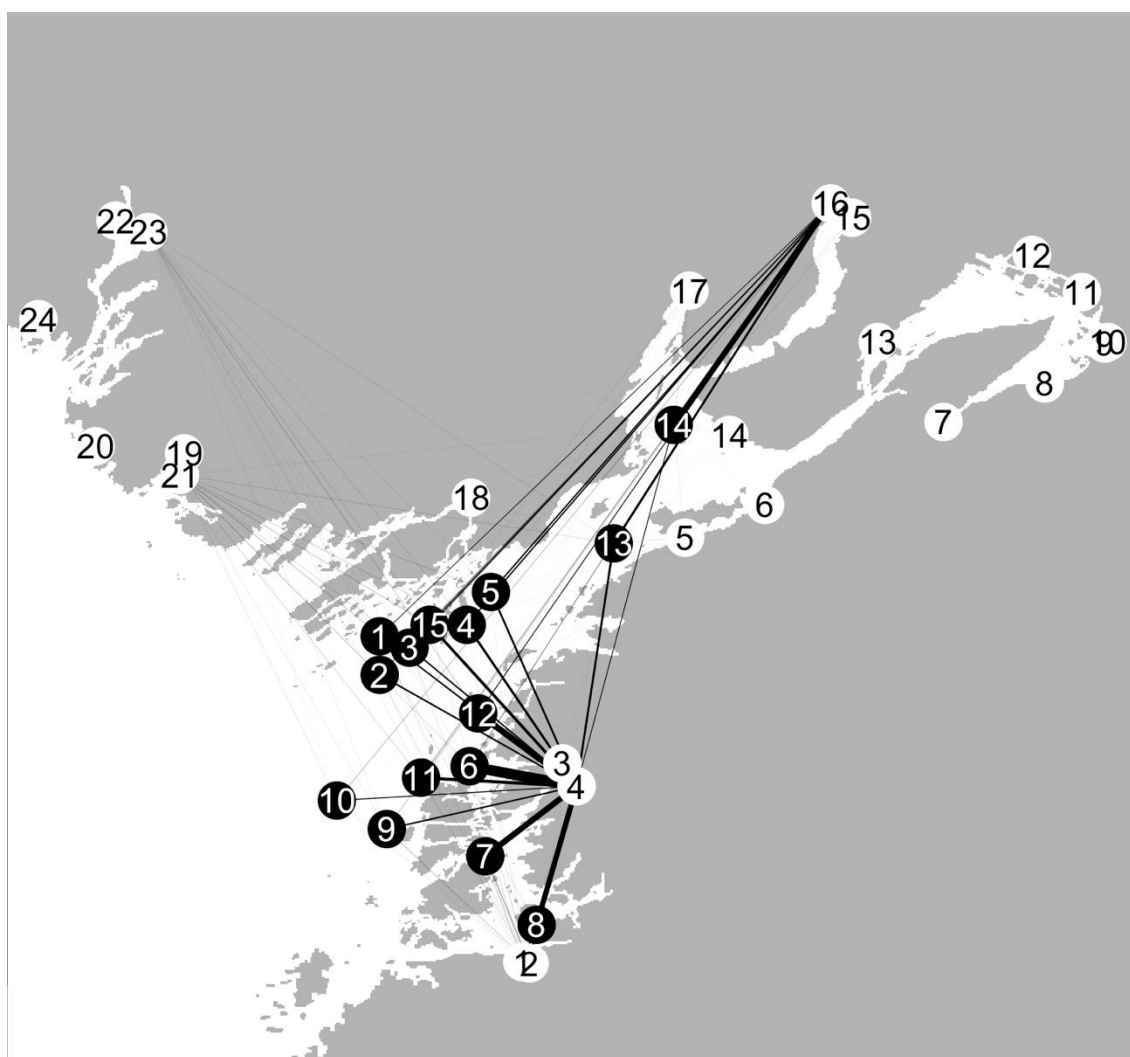
Kattegat. For eksempel vil mange av partiklene med mulig opprinnelse fra sør i Nordsjøen og Tyskebukta havne for nær kanten av modellen nord i Kattegat, og de vil dermed bli tatt ut av analysen. Dette vil føre til en underestimert av påslag av plast-partikler fra Nordsjøen i forhold til potensielle kilder i Østersjøen. Med andre ord er Nordsjøen en vesentlig kilde for marin forurensning langs Skagerrak-kysten. Merk også at den lang-transporterte plasten som kommer inn fra Nordsjøen også kan ha sin opprinnelse fra hvor som helst i verden ettersom verdenshavene er forbundet med mer eller mindre stabile strømsystemer.



*Figur 8 Kart over Skagerrak som angir de mest sannsynlige ("hot spots") akkumulerings-områdene langs kysten for lang-transportert plast som driver i overflaten basert på informasjon om strøm. De mest påvirkete kyststrekningene er angitt med rød farge, mens de gule områdene også har en forhøyet sannsynlighet for å motta marin plast. De svarte sirklene langs randa mot Kattegat og i vest mot Nordsjøen antyder hvor den strandete plasten kommer fra, og størrelsen på sirklene er skalert ut fra sannsynligheten for stranding. Merk at kartet er rotert i forhold til kompassretningene.*

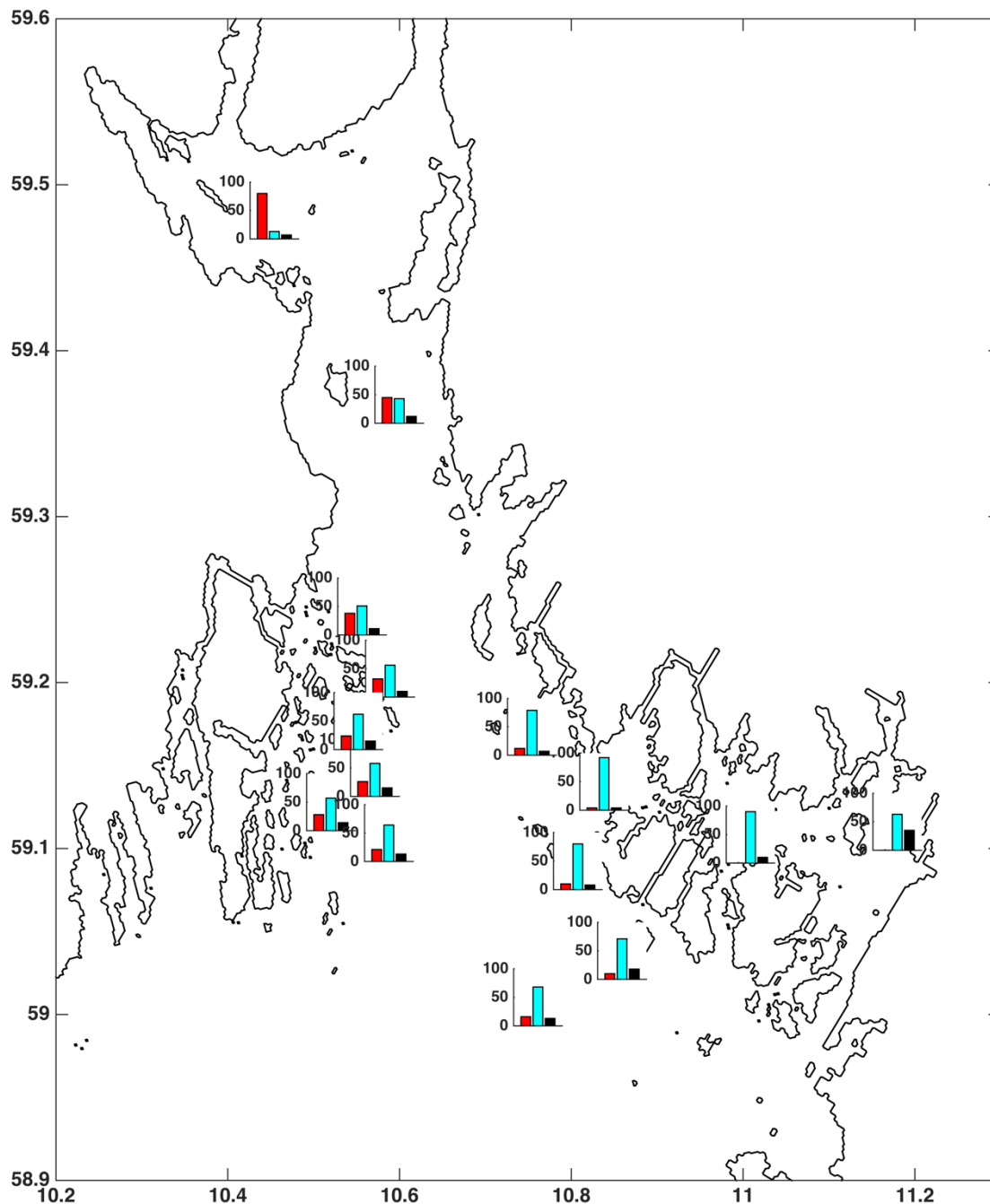
### 3.2.4 Modellering av tilførsel av plast-partikler til målestasjonene

Partiklene som har blitt funnet og kategorisert i ytre Oslofjord kan vi ikke være sikker på hvor kommer fra. De kan være både lokale og lang-transporterte, men mest sannsynlig en kombinasjon. For å prøve å kombinere målingene fra de 15 stasjonene med modelleringen av spredning fra lokale elver (fom. Iddefjorden tom. Skiensvassdraget), så har vi først sett på konnektiviteten mellom disse (Figur 9). Konnektivitet er her et begrep for hvor god vannkontakt det er mellom kilde og mottaker (målestasjon), og modelleringen viser at det er hovedsakelig Drammenselva og Glomma som influerer målestasjonene. Vi ser at Glomma har god vannkontakt med alle målestasjonene, men størst påvirkning på stasjon 6, 7 og 8 i Hvaler-området. Plast-partikler fra Glomma transporteres også tildels over mot Færder slik at alle målestasjonene der har god konnektivitet. Plast-partikler fra Drammenselva vil mest sannsynlig treffe målestasjonen i Breiangen (14), men der er også en viss sannsynlighet for at de havner i Færder-området. Derimot er det lite sannsynlig at plast fra Drammenselva havner i Hvaler-området. Dette resultatet passer godt med den dominerende vanntransport i ytre Oslofjord som innebærer at overflatevann hovedsakelig går inn (nordover) på østsiden av fjorden og ut (sørover) på vestsiden.



Figur 9 Konnektivitet/vannkontakt mellom de lokale elvene i indre og ytre Oslofjord (angitt med tall i hvite sirkler) og målestasjonene for mikroplast (angitt med tall i svarte sirkler). Vannkontakten er beregnet ut fra en lang serie av drivbaneberegninger ut fra modellerte strømforhold i området. Tykkelsen på streken mellom kilde og målestasjon er skalert i forhold til hvor god vannkontakten er. Merk at kartet er rotert i forhold til kompassretningene.

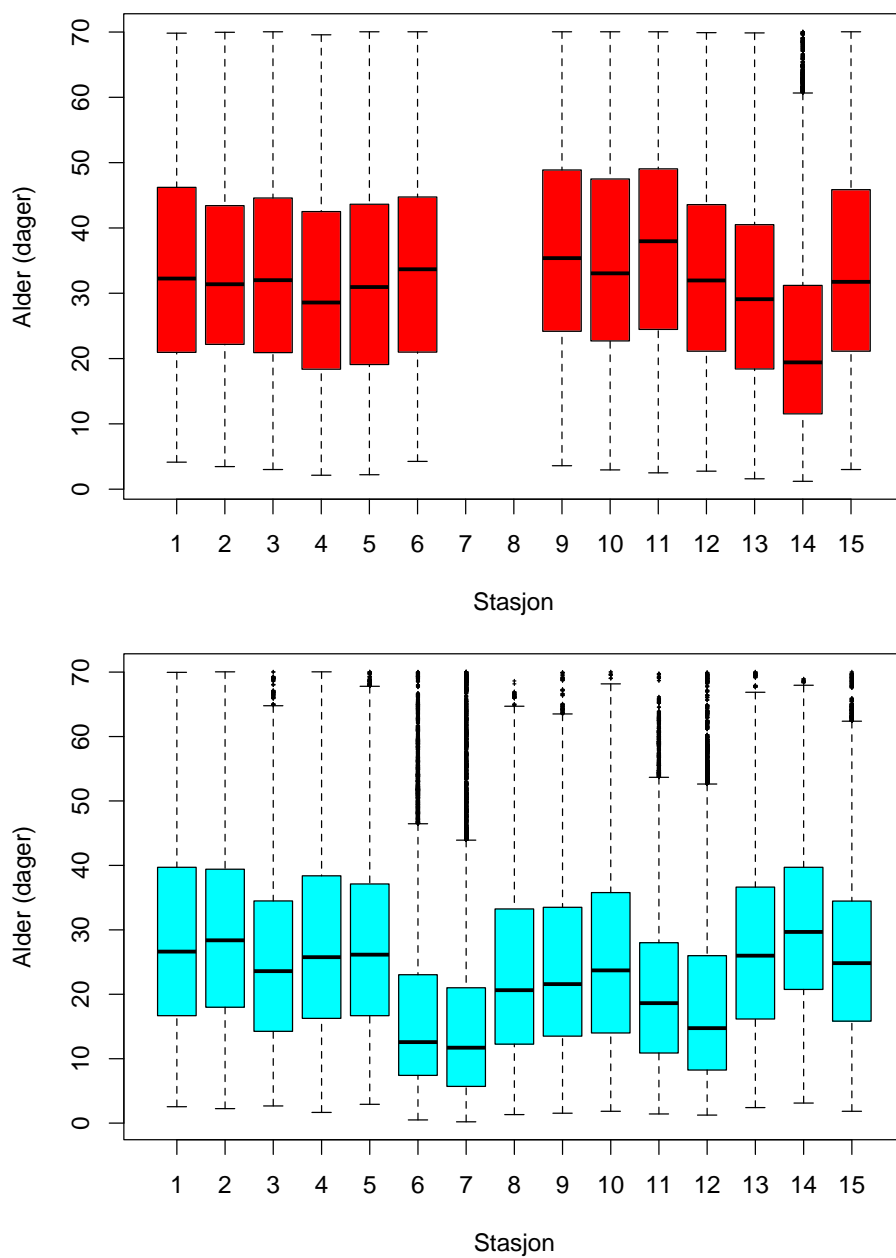
For å illustrere de relative forskjellene for hvilke kilder som målestasjonene mest sannsynlig blir truffet av, så har vi delt kildene, dvs. elvene, inn i tre med hhv. plast-partikler fra Drammenselva, Glomma og resten av elvene fra Østfold til Skiensvassdraget. Basert på modellert drift har vi så beregnet for hver målestasjon de relative sannsynlighetene for at partiklene er fra de tre kildene (Figur 10).



Figur 10 Kildene for de fiktive plast-partikler er delt inn i tre, hhv. Drammenselva (rød), Glomma (lyseblå) og andre elver (svart), og basert på den lange serien med drivbane-beregninger er det beregnet relativ sannsynlighet for at partikkel fra en av de tre kildene en eller annen gang driver innom målestasjonene. Merk at for hver stasjon blir summen av sannsynlighetene (summen av de tre søylene) 100%.

Vi ser at målestasjonene rundt Hvaler naturlig nok mest sannsynlig blir truffet av partikler fra Glomma, spesielt stasjonene vest for og rett innenfor Hvaler (stasjon 6, 7, 11 og 12). Målestasjonen i Breiangen (stasjon 14) er naturlig nok sterkt påvirket av partikkel-drift fra Drammenselva, mens målestasjonen øst for Horten (stasjon 13) har i følge modellen rundt 50% sannsynlighet både for å bli truffet av partikkel fra Drammenselva og fra Glomma. Målestasjonene rundt Færder har gjennomgående noe større sannsynlighet for å bli truffet av partikkel fra Glomma (50-65%) enn fra Drammenselva (20-40%), mens der også er en viss sannsynlighet for at partiklene stammer fra noen av de andre elvene (10-15%). Merk at disse sannsynlighetene tar utgangspunkt i at alle partiklene stammer fra en av de lokale elvene mellom Skiensvassdraget og Iddefjorden (dvs. én av elvene 1-24 i Figur 9). Mest sannsynlig så vil målt partikkelkonsentrasjon være en kombinasjon av lokale utslipp og lang-transporterte partikler, men vår studie har ikke tatt for seg lang-transportert mikroplast ettersom disse kildene er svært dårlig beskrevet i forhold til f.eks. hvor, når og hvor mye.

Den modellerte transporten av partikler fra elvene består av et stort antall drivbaner i sjøen. Noen drivbaner går rett mot en eller flere av målestasjonene, noen passerer lengre unna, mens noen går først vekk fra målestasjonen før de returnerer og går innom. Vi har også sett på hvor lang tid partiklene bruker fra de slippes ut i elvemunningen til hhv. Drammenselva og Glomma og frem til (første gangen) de driver innom målestasjonene (Figur 11). Legg merke til at selve utslippspunktet er definert der hvor strømodellen har elvemunningen, og dette er vist som hvite sirkler i Figur 9 (Drammenselva er elv nr. 16, mens Glomma er nr. 4). Spredningsmodelleringen viser at det er stor forskjell i hvor lang tid det kan ta fra en plast-partikkel kommer ut i sjøen fra et vassdrag og til den driver nær utvalgte lokaliteter, noe som indikerer kompliserte strøm-systemer med mye resirkulering og bevegelse i mange retninger. Fra Drammenselva så er det naturlig nok Breiangen-området som blir først berørt med midlere partikkelalder på rundt 20 dager, mens områdene rundt Færder og ytre Hvaler påvirkes i middel rundt 10 dager senere. Sagt på en annen måte så vil man kunne oppleve en økt mikroplast-konsentrasjon i Færder-området rundt én måned etter en ev. flomtopp på Østlandet. Fjordområdene innenfor Hvaler har så å si ingen sannsynlighet for å bli påvirket av plast-partikler fra Drammenselva. Når det gjelder partikler fra Glomma, så vil disse kunne spres til alle målestasjonene. Målestasjonen innenfor Hvaler og i Leira blir påvirket etter rundt 10 dager i middel, områdene utenfor Hvaler noe senere, mens områdene utenfor Færder og nord til Breiangen blir utsatt for partikler fra Glomma etter rundt 25-30 dager i gjennomsnitt.



Figur 11 Boks-plott som representerer alder på fiktive plast-partikler som har kommet nær målestasjonene. Målestasjonene er listet opp langs horisontalaksen, mens alder i dager er angitt på vertikalaksen. Øverste figur viser alder til partikler fra Drammenselva, mens nederste viser Glomma-partikler. Boks-plottene er bygd opp slik at det fargete feltet begrenser mellom 25- og 75-persentilene, den svarte streken inne i den fargede boksen angir medianverdien, de stiplede linjene angir den interkvartile spennet ( $\times 1,5$ ), mens de svarte prikkene utenfor dette spennet er uteliggere. Legg merke til at maksimum alder er her 70 dager ettersom dette indikerer den totale lengden på simuleringen, individuelt for de to årene 2011 og 2012.

## 4 Oppsummering og forslag til videre arbeid

Ren Kystlinje ga mulighet for å starte en kartlegging av konsentrasjoner av mikroplast i Skagerrak, og vi har etablert en metode som er relativt billig selv om det krever vesentlig manuell innsats i laboratorium. Det vil være ønskelig å kunne fortsette en tilsvarende type overvåkning av mikroplast, både i ytre Oslofjord og i andre regioner, og gjerne i tilknytning til potensielle utslippskilder for mikroplast til sjøen (elver, avløp mm.). Overvåkning vil være viktig for å fange opp mange ulike klimatiske scenarier, f.eks. med høy og lav vannføring i nærliggende vassdrag, selv om man må ta høyde for at de opptelte partiklene også kan stamme fra fjerne kilder. Det er viktig at denne overvåkingen kommer i gang så raskt som mulig, og at den basere seg på enkle og robuste metoder. Variasjon i partikkelmengde tilsier at systematiske tidsserier vil være nødvendig for å øke vår forståelse av mikroplast-dynamikken i kystnære farvann siden disse er kjennetegnet med høy grad av variabilitet både i forhold til fysikken/klimaet og belastningen.

Modelleringsarbeidet som ble utført for Skagerrak-kysten, ga øyeblikkelig en stor interesse for at tilsvarende akkumuleringskart skulle lages for andre deler av norskekysten. Modelleringen ble utført uten å ta hensyn til om platen var liten (mikro) eller stor (makro) ettersom det ble valgt å fokusere på transport av havstrømmer. Kartene er ikke verifisert utenom at vi har fått gode tilbakemeldinger fra ulike friluftsråd og initiativtakere for strandrydding basert på tilsvarende kart lagd for andre deler av kysten. Planene videre er å lage en nasjonal oversikt, og i tillegg vil det være naturlig å knytte stranding av plast også mot morfologiske egenskaper til kysten (helning, type o.l.) samt koble inn informasjon om vind og bølger som har en vesentlig rolle i forhold til selve strandingen og utvasking av søppel fra strender. Videre vil vi også undersøke dominerende transportveier for marin plast på større regional skala, men da med grovere strømodeller. Vi kan gå hele veien fra å se på global spredning av marin forsøpling inn i våre havområder til mer detaljerte studier for norskekysten, som beskrevet i denne rapporten.

## 5 Referanser

- Albretsen, J., Sperrevik, A.K., Staalstrøm, A., Sandvik, A.D., Vikebø, F. and Asplin, L. (2011) Norkyst-800 Report No. 1: User manual and technical descriptions. *Fisken og havet* 2/2011. [https://www.imr.no/filarkiv/2011/07/fh\\_2-2011\\_til\\_web.pdf/nb-no](https://www.imr.no/filarkiv/2011/07/fh_2-2011_til_web.pdf/nb-no).
- Aniansson B. et al. (2007) OSPAR Pilot Project on Monitoring Marine Beach Litter. Monitoring of marine litter in the OSPAR region. Biodiversity Series.
- Aure, J., Danielssen, D.S., Magnusson, J. (2010) Langtransporterte tilførsler av næringssalter til Ytre Oslofjord 1996-2006. *Fisken og Havet* 4/2010. [https://www.hi.no/filarkiv/2010/11/fh\\_4-2010\\_til\\_web\\_2.pdf/nb-no](https://www.hi.no/filarkiv/2010/11/fh_4-2010_til_web_2.pdf/nb-no).
- Beldring, S., Engeland, K., Roald, L. A., Sælthun, N. R., and Voksø, A. (2003) Estimation of parameters in a distributed precipitation-runoff model for Norway. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 7, pp. 304-316, doi:10.5194/hess-7-304-2003.
- Haidvogel, D.B., Arango, H., Budgell, W.P., Cornuelle, B.D., Curchitser, E., Di Lorenzo, E., Fennel, K., Geyer, W.R., Hermann, A.J., Lanerolle, L., Levin, J., McWilliams, J.C., Miller, A.J., Moore, A.M., Powell, T.M., Shchepetkin, A.F., Sherwood, C.R., Signell, R.P., Warner, J.C. and Wilkin, J. (2008) Ocean forecasting in terrain-following coordinates: Formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System. *J. of Comp. Phy.* 227, pp. 3595–3624.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. and Thiel, M. (2012) Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), pp. 3060-3075. doi:10.1021/es2031505.
- Lusher, A.L., Welden, N.A., Sobral, P. and Cole, M. (2017). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*, 9(9), pp. 1346–1360. doi:10.1039/c6ay02415g.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T. and Teh, S.J. (2013) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports* 3 (3263). doi: 10.1038/srep03263.
- Shchepetkin, A.F. and McWilliams, J.C. (2005) The Regional Ocean Modeling System: A split-explicit, free-surface, topography following coordinates ocean model, *Ocean Modelling*, 9, pp. 347-404.
- Skamarock, W., Klemp, J., Dudhia, J., Gill, D., Barker, D., Duda, M., Huang, X.Y and Wang, W. (2008) A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR Technical Note NCAR/TN-475+STR, p. 113.
- Strand, J., Tairova, Z., Danielsen, J., Hansen, J.W., Magnusson, K., Naustvoll, L-J and Sørensen, T.K. (2015) Marine Litter in Nordic waters. *TemaNord* 2015:521, doi:10.6027/TN2015-521, <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:824655/FULLTEXT01.pdf>.
- UNEP (2005) United Nations Environment Programme: Marine Litter, an analytical overview. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8348>.
- Ådlandsvik, B and Sundby, S (1994) Modelling the transport of cod larvae from the Lofoten area. *ICES Mar. Sci. Symp.* 198, p. 379–392.



Retur: Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO-5817 Bergen

**HAVFORSKNINGSINSTITUTTET**  
**Institute of Marine Research**

Nordnesgaten 50 – Postboks 1870 Nordnes  
NO-5817 Bergen  
Tlf.: +47 55 23 85 00  
E-post: [post@hi.no](mailto:post@hi.no)

**[www.hi.no](http://www.hi.no)**

