



2019




**Bunnpåvirkning fra marine matfiskanlegg:
Modellberegninger av geografisk omfang
og biologiske konsekvenser/
Benchmarking of deposition models**

FHF901322

Aqua Kompetanse AS
Storlavika 7
7770 Flatanger



Mobil: 905 16 947
E-post: post@aqua-kompetanse.no
Internett: www.aqua-kompetanse.no
Bankgiro: 4400.07.25541
Org. Nr.: 982 226 163

Rapportens tittel: Bunnpåvirkning fra marine matfiskanlegg: Modellberegninger av geografisk omfang og biologiske konsekvenser/Benchmarking of deposition models		
Prosjektnummer: 901322 Sluttdato: 12.12.2019	Rapportdato: 12.12.2019 Rapportnummer: 339-12-19	Antall sider uten vedlegg: 55 Antall sider totalt: 61
Oppdragsgiver: Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering		
Ansvarlig i FHF: Kjell Maroni		
Sammendrag <i>Sammendrag på side 3.</i> <i>English summary on page 4.</i>		
Emneord: Spredningsmodellering; miljøovervåkning; sedimentering; organisk avfall; NewDepomod; FVCOM; FABM; SINMOD; DREAM; vannstrøm; batymetri		ID 466-10 Tilgjengelighet: Åpen
Rapportansvarlig:  Maria Christina Sandberg	Kvalitetssikrer:  Karen Fosse Sivertsen	Prosjektleder:  Linda Hagen

© 2019 Aqua Kompetanse AS. Kopiering av rapporten kan kun skje i sin helhet. Dersom deler av rapporten (konklusjoner, figurer, tabeller, bilder eller annen gjengivelse) er ønskelig, er dette kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Aqua Kompetanse AS.

Forord

Dette prosjektet er utført på oppfordring fra den norske havbruksnæringen, med intensjon å forbedre kunnskapen om bruk av modellberegninger som metode for kartlegging av miljømessig fotavtrykk fra matfiskanlegg.

Prosjektet er hovedsakelig finansiert av Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering (FHF), med betydelige egenandeler fra Mowi ASA, Marin Seniorrådgiver i Trøndelag, Salmar Farming AS, Akvaplan-niva AS, SINTEF Ocean AS og Aqua Kompetanse AS.

Aqua Kompetanse har vært ansvarlig for organisering og gjennomføring av prosjektet. En stor takk rettes til Anja Iselin Pedersen som har ytet stor innsats i planlegging og design av prosjektet samt utførelse av innledende modelleringsarbeid som prosjektleder frem til august 2019. Representanter fra Akvaplan-niva og SINTEF Ocean har vært viktige bidragsytere og støttespillere gjennom hele prosjektperioden, og bidratt til prosjektets design og utførelse og så vel som bearbeiding og tolkning av resultater og sluttrapport. En spesiell takk går til Hans Kristian Djuve fra Akvaplan-niva og Ole Jacob Broch fra SINTEF Ocean som har bidratt med teknisk kompetanse samt faglige innspill og veiledning fra start til slutt. Vi ønsker å takke alle som har vært involvert i utforming av prosjektidé, prøvetaking og -analyse, modelleringsarbeid, dataanalyse, og alle som har bidratt med faglige innspill til sluttrapporten og ellers underveis i prosjektarbeidet.

Ta kontakt med Linda Hagen (linda@aquakompetanse.no) eller Maria Christina Sandberg (maria@aquakompetanse.no) ved eventuelle spørsmål tilknyttet rapporten. Rapporten publiseres på FHF sine nettsider.



Prosjektleder,
Linda Hagen
12.12.2019



Ansvarlig for dataanalyse og rapport,
Maria Christina Sandberg
12.12.2019

1. Sammendrag

Havbruksnæringen i Norge er i vekst, og med dette følger et økt behov for fokus på miljøaspekter tilknyttet matfiskproduksjon. Kunnskap om spredning av organisk avfall fra matfisklokaliteter anses som avgjørende for å sikre bærekraftig havbruk i fremtiden. Dette prosjektet er gjennomført med intensjon om å vurdere numerisk spredningsmodellering som verktøy for å oppnå økt forståelse for spredning av organisk avfall fra matfisklokaliteter. I dette prosjektet modelleres avfallsspredning fra tre matfisklokaliteter med tre ulike modeller: NewDepomod, FVCOM/FABM, SINMOD/DREAM. Modellene er kjørt med lokalitetsspesifikke innstillinger, og på bakgrunn av lokalitetenes produksjon, bunn- og strømforhold estimeres den geografiske utstrekningen av organisk materiale sedimentert på havbunnen. Karakteristikk ved estimerte spredningsmønstre er sammenlignet kvalitativt mellom modellene, og modellestimatene sammenlignes med sedimentprøver fra prosjektlokalitetene.

Resultatene fra de tre modellene estimerer spredningsmønstre som gjenspeiler lokalitetenes batymetri og strømforhold. Det observeres ulikheter mellom modellene som i store trekk kan forklares av forskjellene i de respektive strømfeltene anvendt av modellene. Selv om modellene i flere tilfeller estimerer ulik geografisk utstrekning av akkumulert avfall, observeres flere fellestrekk. Modellresultatene har fellestrekk både når det gjelder spredningsretninger og områder særlig utsatt for akkumulering. Ved sammenligning med sedimentprøver kommer det frem at områder med store romlige forskjeller i karbonkonsentrasjoner, som oftest i overgangssonen, er mer utfordrende å gjenskape enn konsentrasjoner nært og i større avstand fra anleggene. Videre observeres varierende overenstemmelse mellom miljøindeksene til modellestimatene og sedimentprøvene. Forskjellene kan være en konsekvens av usikkerhet tilknyttet sedimentprøvene, men kan også komme av at flerårig drift ved lokalitetene potensielt har ført til større påvirkning i sedimentprøvene enn hva som kommer frem av den ettårige simuleringsperioden. På grunn av slike usikkerheter i sammenligningsgrunnlaget, vektlegges kvalitative sammenligninger fremfor kvantitative vurderinger av modellenes presisjon.

Prosjektet viser hvordan spredningsmodeller kan gi økt forståelse for avfallsspredning fra matfiskanlegg ved å antyde generelle tendenser i geografisk spredningsutstrekning av organisk avfall, samt å identifisere områder særlig utsatt for påvirkning. På tross av ulikheter mellom modellresultatene, estimerer alle modellene spredningsmønstre som har en klar sammenheng med de respektive bunn- og strømforholdene på prosjektlokalitetene. Med dette demonstreres det at numerisk modellering er et nyttig verktøy som blant annet kan anvendes som støtteverktøy til å planlegge miljøovervåkningsprogrammer, indikere områder med behov for særlig overvåkning, og ellers bidra til en helhetlig forståelse av omfanget til matfiskanleggenes miljøpåvirkning.

English summary

In Norway, aquaculture is a rapidly growing industry. With this follows an increasing demand for a focus towards environmental aspects related to fish production. Knowledge on dispersal of organic waste from finfish production is recognized as an important factor in order to ensure sustainable exploitation of marine resources in the future. This project aims to investigate numerical models as a tool for an improved understanding of waste dispersal from Norwegian fish farms. Three individual models are used to estimate dispersal of organic wastes from three farm sites along the Norwegian coast: NewDepomod, FVCOM/FABM and SINDMOD/DREAM. Based on farm specific production, bathymetry and currents at each of the farm sites, the geographical distribution of accumulation and sedimentation of organic waste is modelled. Characteristics from the estimated patterns of dispersal is compared qualitatively between the three models and compared to sediment samples from the project sites.

The results from all models estimate dispersal patterns which reflect the bathymetry and flow fields at the farm sites. The observed differences in geographic extent and patterns of waste concentrations can be explained by the different water transport regimes used in each model. Although the models partly present contrasting dispersal patterns, the estimated dispersal also have several common features. The models all estimate similar directions of dispersal as well as similar regions prone to accumulation. In comparison with sediment samples, the models demonstrate greater difficulties with estimating concentrations in regions with steep concentration gradients, mainly in the transitional zone surrounding the farm site. Areas close to and further away from the fish farms generally show matching values from sediment samples and model predictions. The variable coherence between sediment samples and model values is presumably because of uncertainties regarding the sediment samples. The sediments at the farm sites may have been influenced by multiple production cycles prior to the sampling. The sediment samples therefore present longer periods of accumulation than described by the models. Because of such uncertainties, the project emphasis is on a qualitative comparison rather than quantitative assessment of the precision of the models.

This report demonstrates that dispersal models provide an improved understanding of dispersal of organic waste from fish farms by indicating general tendencies in the geographic distribution of waste dispersal, as well as identifying areas vulnerable to accumulation. Despite dissimilarities between model results, all models estimate dispersal patterns reflecting the bathymetry and water transport in the farm areas. By this, the project illustrates that numerical modelling is a tool which can be used to improve the understanding of the fate of organic waste from fish production and in this way support the environmental monitoring of marine aquaculture sites along the Norwegian coast.

Ordliste

Akkumulering	Midlertidig eller permanent oppsamling av partikulært materiale på havbunnen, her brukt om organisk avfall fra matfiskproduksjon.
ASC	Aquaculture Stewardship Council Uavhengig sertifiseringsorgan for ansvarlig havbruk.
ASC-undersøkelse	Miljøundersøkelse for å vurdere om regional påvirkning fra en oppdrettslokalitet innfrir krav for ASC-godkjenning.
AZE	Allowable Zone of Effect Sone for tillatt påvirkning brukt i ASC-sertifisering.
Biomasse	Vekt, her brukt om mengde fisk (kg).
C-undersøkelse	Miljøundersøkelse for å vurdere regional påvirkning fra en oppdrettslokalitet etter NS:9410.
Forundersøkelse	Miljøundersøkelse for å vurdere miljøforhold ved en oppdrettslokalitet før etablering av et anlegg etter NS:9410.
Indeks	En størrelse som har som mål å beskrive en økologisk tilstand, for eksempel artsmangfold (diversitet).
MTB	Maksimal tillatt biomasse (tonn).
SFR	Specific Feeding Rate (Stock to Feed Ratio). Foringsrate – mengden fôr (kg) som kreves for å opprettholde 1 kg biomasse.
Resuspensjon	Fysiske krefter på havbunnen som løsner partikulært organisk materiale og fører det tilbake i vannmassene.
Sedimentering	Oppsamling av partikulært materiale på havbunnen som over tid blir en del av havbunnen.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	2
1. Sammendrag	3
English summary	4
Ordliste.....	5
2. Innledning	8
3. Problemstilling og formål.....	10
4. Materiale og metode	11
4.1 Modeller.....	11
4.1.1 NewDepomod	11
4.1.2 Strømmålinger til NewDepomod	11
4.1.3 FVCOM/FABM	12
4.1.4 SINMOD/DREAM	12
4.2 Lokalteter	13
4.2.1 Austvika.....	14
4.2.2 Indre Skjervøy	14
4.2.3 Kjerneset.....	16
4.3 Modelloppsett.....	16
4.4 Strømmålinger og modellerte strømfelt.....	18
4.5 Sedimentprøver	23
4.5.1 Uttak av sedimentprøver	23
4.5.2 Analyse av sedimentprøver	25
4.6 Vurdering av modellenes presisjon	25
4.6.1 Vurdering av spredningsmønstre.....	25
4.6.2 Sammenligning av sedimentprøver og modellverdier.....	25
4.6.3 Miljøtilstand i tidligere miljøundersøkelser.....	26
5. Resultater	27
5.1 Austvika	27
5.1.1 Modellerte spredningsmønstre	27
5.1.2 Modellert miljøtilstand	28
5.2 Indre Skjervøy	32
5.2.1 Modellerte spredningsmønstre	32
5.2.2 Modellert miljøtilstand	33
5.3 Kjerneset.....	37
5.3.1 Modellerte spredningsmønstre	37
5.3.2 Modellert miljøtilstand	38

6. Diskusjon	41
6.1 Austvika	41
6.1.1 Spredningsmønster	41
6.1.2 Tilstandsklasser	42
6.2 Indre Skjervøy	42
6.2.1 Spredningsmønster	42
6.2.2 Tilstandsklasser	43
6.3 Kjerneset.....	44
6.3.1 Spredningsmønster	44
6.3.2 Tilstandsklasser	44
6.4 Ulikheter mellom modellene	45
6.5 Usikkerheter.....	49
6.6 Anvendelse.....	51
6.7 Videre arbeid.....	51
7. Konklusjon.....	52
8. Hovedfunn.....	53
Referanser	54
Vedlegg A: Grunnlag for stasjonsplassering	56
Vedlegg B: Sammenligning med historiske miljøundersøkelser.....	58
B.1 Sammenligning med miljøindeks	58
B.2 Sammenligning med TOC og emamectin.....	59
B.3 Posisjoner for historiske stasjoner.....	60

2. Innledning

2.1 Faglig bakgrunn

Siden 1970-tallet har produksjon av matfisk langs norskekysten vært en industri i vekst og utvikling. På verdensbasis er akvakultur en viktig kilde til protein, og akvakulturnæringen vokser raskere enn andre sektorer innenfor matproduksjon (FAO, 2018). I 2016 var 1,7 % av matfiskproduksjonen i verden produsert ved norske oppdrettsanlegg (FAO, 2018). Fremtidig verdiskapning innenfor norsk havbruk har potensiale til å øke til en omsetning på 550 milliarder i 2050, hvilket tilsvarer en seksdobling fra produksjonen i 2010 (DKNVS og NTVA, 2012).

Et viktig mål i videreutviklingen av havbruksnæringen i Norge er å sikre en bærekraftig utnyttelse av våre ressurser. Matfiskproduksjon medfører utslipp av blant annet overflødig fiskefôr, fekalier, medisiner og lusemidler. Blant disse kan økt tilførsel av næringssalter fra fôr og fekalier forandre biologisk aktivitet, og slik lede til dårlige miljøforhold (Hansen et al., 1991; Valdemarsen et al., 2014). Organisk avfall som fôr og fekalier løses enten opp i vannmassene, eller forblir partikulært organisk materiale (POM) som flyter med vannstrømmene frem til det sedimenterer på havbunnen (Wang et al., 2012), hvor det brytes ned biologisk. Mens moderat næringstilførsel kan føre til økt biologisk aktivitet og økt arts mangfold (Kutti et al., 2007b; Bannister et al., 2014), vil en stor økning i næringstilførsel føre til en så betydelig respirasjon fra de bunnlevende organismene at det kan oppstå anoksiske forhold, hvor få arter vil kunne overleve (Valdemarsen et al., 2012).

I norsk matfiskproduksjon har det lenge vært fokus på å kontrollere den miljømessige påvirkningen fra oppdrettslokaliteter, både hos myndigheter, matfiskprodusenter og i samfunnet generelt (Miljødirektoratet, 2019). Bevissthet rundt temaet har ført til utvikling av overvåkningsprogrammer for miljøforhold ved norske oppdrettslokaliteter (Hansen et al., 2001), og norske oppdrettere er pålagt å gjennomføre jevnlig miljøundersøkelser for å sikre at påvirkningen på bentiske miljøer ikke er større enn hva de påvirkede områdene kan tåle. Med utgangspunkt i norsk standard for miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg (NS9410) blir det jevnlig utført B- og C-undersøkelser som gir innblikk i lokal og regional miljøtilstand i områder med oppdrettsaktivitet (Hansen et al., 2001). Overvåkningsmetoden er i stor grad basert på uttak av sedimentprøver som analyseres for sensoriske karakteristikk, elektrokjemiske parametere, sammensetning av fauna, og innhold av organisk karbon. Det skal også foretas vannstrømmålinger for å beskrive vandynamikken ved anleggene. Stor variasjon i strømforhold, bunnforhold og dyp ved norske anlegg gjør at retning og distansen for spredning av sedimentet er unik for hver lokalitet (f. eks. Olsen et al., 2012; Husa et al., 2013). Vannstrømmålingene, i ett horisontalt punkt og et begrenset utvalg vertikale punkter, gjengir ikke nødvendigvis avfallsspredningen i og rundt anleggsområdet tilstrekkelig ved alle lokaliteter. Som følge av miljøovervåkning ved norske matfiskanlegg, anses miljørisikoen ved utslipp av næringsstoffer som mindre enn andre miljømessige risikoer som rømming av oppdrettsfisk og sykdomsspredning (Taranger et al., 2014). Selv om den norske oppdrettsnæringen er kommet langt i arbeidet med å redusere negative miljøeffekter på bentiske økosystemer, vil den forventede utvidelsen av oppdrettsnæringen i kommende år føre med seg et økende behov for å forstå miljøeffektene fra utslippene fra matfiskproduksjonen.

Blant metodene som kan brukes til å beregne transportruter for partikler, er kombinasjonen av numerisk hydrodynamisk modellering og partikkelsporing et anvendelig verktøy. Basert på strømforhold, bunnforhold og produksjonsregime ved lokalitetene, kan spredningsmodeller gi lokalitetsspesifikke prognoser om

spredning og oppsamling av partikulært organisk materiale (POM), samt estimere forventet miljøpåvirkning i nærhet til anlegget. Sammen med eksisterende overvåkningsmetoder vil partikkelsporing kunne gi et tydeligere bilde av spredningsmønstre fra norske oppdrettsanlegg, og dermed bidra til å optimere produksjon av matfisk innenfor miljømessig bæreevne. Det finnes flere matematiske modeller som kan brukes til å forstå spredningsmønstre av partikler i akvatiske miljøer, men det er inntil videre få spredningsmodeller som er blitt validert for forholdene ved norske oppdrettsanlegg. Vi vil med dette prosjektet teste treffsikkerheten til tre av modellene på det norske markedet ved å sammenligne resultatene fra disse, og samtidig sammenligne modellresultatene med sedimentprøver fra tre lokaliteter i Trøndelag.

2.2 Omfang

Prosjektet innebærer en sammenligning av tre numeriske modeller sin evne til å estimere avfallsspredning ved tre eksisterende matfisklokaliteter i drift. De aktuelle modellene er NewDepomod, FVCOM/FABM og SINMOD/DREAM, som brukes for å estimere spredning og sedimentering av partikulært organisk materiale (POM). Modellene brukes henholdsvis av Aqua Kompetanse, Akvaplan-niva og SINTEF Ocean. Modellene er designet uavhengig av hverandre, og det forventes at modellene har ulike styrker og svakheter. Modellpresisjon vil bli analysert ved å sammenligne modellresultater med sedimentprøver, og de modellerte spredningsmønstrene vil også bli sammenlignet. Prosjektlokalitetene som benyttes er tre av Mowi Norway (både Midt og Nord) sine lokaliteter i Trøndelag: Austvika (lokalitetsnummer 26795, region Nord), Indre Skjervøy (lok.nr. 12599, region Midt) og Kjerneset (lok.nr. 10409, region Nord). Blant utslippene forbundet med lakseoppdrett, vil vi fokusere på transport og sedimentering av POM, og tar dermed ikke for oss spredningen av oppløste organiske komponenter eller uorganiske komponenter. Formålet med prosjektet er å identifisere styrker, svakheter og presisjonsnivå ved de tre spredningsmodellene med tanke på anvendelse i miljøovervåkning ved norske oppdrettslokaliteter.

2.3 Prosjektorganisering

Prosjektet har bestått av en prosjektgruppe og en referansegruppe, samt to observatører. Aqua Kompetanse AS har i prosjektgruppen hatt ansvaret for prosjektgjennomføringen, både faglig og administrativt, hvor prosjektlederansvaret ble overført fra Anja Iselin Pedersen til Linda Hagen juni 2019. Aqua Kompetanse har også gjennomført feltarbeidet (både sedimentprøver og strømmåling) og hatt ansvaret for modellkjøringene med NewDepomod. Aqua Kompetanse ved Maria Christina Sandberg har koordinert modellørene, kjørt NewDepomod, analysert resultatene og sammenfattet sluttrapport. Akvaplan-niva AS ved Hans Kristian Djuve og Ole Anders Nøst, og Sintef Ocean AS ved Ole Jacob Broch har vært viktige bidragsytere og rådgivere i prosjektgruppen, samt hatt ansvaret for modellkjøringene med henholdsvis FVCOM/FABM og SINMOD/DREAM. Flere representanter hos Akvaplan-niva (Magnus Drivdal, Gyda Wuttudal Lorås) og Sintef (Ragnhild Lundmark Daae, Øyvind Knutsen) har bidratt til modelleringsarbeidet, og representanter fra Aqua Kompetanse (Marthe Austad, Vidar Strøm, Kari-Elise Fredriksen, Karen Fosse Sivertsen og Kai Staven) har vært involvert i forarbeid og resultatanalyser. I tillegg, har The Scottish Association for Marine Science (SAMS) ved Rebecca Weeks og Trevor Carpenter bistått prosjektgruppen med rådgivning i forbindelse med modellkjøringene med NewDepomod.

Prosjektets referansegruppe har bestått av Marin Seniorrådgiver i Trøndelag, Per Anders Andersen, og Alf Håkon Skjærvik fra Salmar Farming AS, som begge har bistått med rådgivning gjennom prosjektløpet. Mowi Norway Midt ved Knut Staven har vært aktiv som rådgiver i referansegruppen, samt stilt både strømmålere og bakgrunnsdata til disposisjon. Mowi ASA ved Caterina Martins har også vært representert i prosjektets referansegruppe. Prosjektets observatører har vært Pia Kupka Hansen hos Havforskningsinstituttet og Didrik

Vartdal hos Fiskeridirektoratet. ID-gene, via Flatlab ved Anja Hervik, har analysert prosjektets eDNA-prøver fra sedimentuttak etter «barcode»-metoden.

3. Problemstilling og formål

Målsetting

Formålet med prosjektet er å undersøke treffsikkerheten til de tre modellene når det gjelder geografisk omfang av næringsfluks fra oppdrettsvirksomhet, og påfølgende påvirkning på bunnfauna. Ettersom sammensetning og mengde bunnfauna er utslagsgivende for om en lokalitet blir ASC-godkjent eller ikke, vil det bli lagt vekt på sammenligning med tilstand i bunnfauna. Økt forståelse for modellenes eventuelle svakheter er også nødvendig for i sikre forsvarlig bruk i fremtiden.

Utbytte

Ettersom lokal topografi og vannstrøm er avgjørende for oppdrettsvirksomhetens påvirkning, og disse kan variere mye fra lokalitet til lokalitet, vil det være nødvendig å modellere hver enkelt lokalitets miljøpåvirkning. Dette vil blant annet bidra til mer hensiktsmessig plassering av undersøkelsesstasjoner. Dagens stasjonsplassering i C- og ASC- undersøkelser er ikke i tilstrekkelig grad tilpasset de forskjellige fysiske forutsetningene hver enkelt oppdrettslokalitet innehar. Batymetrien og strømforholdene i hele vannsøylen er avgjørende for hvor partiklene fra et oppdrettsanlegg sedimenterer. I dag blir stasjonsplasseringen delvis satt ut fra strømmålinger i ett dyp, samt i gitte avstander fra merdkanten. Bunnprøvene beskriver tilstanden i de undersøkte punktene, men vil ikke nødvendigvis gi et helhetlig bilde av den totale tilstanden. Ideelt sett bør hver oppdrettslokalitet ha en tilpasset modellplattform som gjør det mulig å estimere miljøpåvirkning ved dagens biomasse, men også å beregne den optimale produksjonen som ikke påvirker bunnforholdene ved lokaliteten mer enn hva som er akseptabelt (lokalitetens bæreevne).

4. Materiale og metode

Det er utført modellberegninger av spredning og sedimentering av organisk materiale og foretatt sedimentundersøkelser ved matfisklokalitetene Austvika, Indre Skjervøy og Kjerneset. Det er brukt tre modellsystemer: NewDepomod, FVCOM/FABM og SINMOD/DREAM, som alle er modeller som estimerer spredning i tid og rom (3D). I kommende avsnitt beskrives de tre modellene, nøkkelparametere for modellkjøringene og karakteristikker for de tre lokalitetene. Videre beskrives sedimentuttakene som utgjør en vesentlig del av sammenligningsgrunnlaget for vurdering av modellenes treffsikkerhet, og fremgangsmåten for sammenligning mellom modellerte karbonverdier og miljøparametere forklares.

4.1 Modeller

4.1.1 NewDepomod

NewDepomod er en sedimenteringsmodell som estimerer akkumulering av organisk materiale ved oppdrettsanlegg, utviklet av SAMS (Scottish Association for Marine Science). Modellen bruker vannstrømmålinger, batymetri, lokalitetsspesifikk fôringsdata og fysiske prosesser på havbunnen, deriblant resuspensjon og erosjon av sedimentert organisk materiale, til å estimere spredning og sedimentering. ASC-standarden (Aquaculture Stewardship Council) foreslår bruk av NewDepomod eller tilsvarende modell for å beregne lokalitetsspesifikt område for tillatt påvirkning AZE (Allowable Zone of Effect; ASC, 2019). For å bli ASC-sertifisert settes det blant annet krav til en gitt biodiversitet innenfor og utenfor AZE, noe som kan estimeres ved hjelp av karbonverdier modellert med NewDepomod. Modellen har tilleggfunksjoner relatert til lakseoppdrett og beregning av distribusjon av lusemidler på havbunnen. Modellen er mye brukt i spredningsmodellering ved skotske matfiskanlegg. Etter oppdatering av programvaren har det blitt utført tester for å validere modellen (Black, 2016), ettersom tidligere versjoner av programvaren (DEPOMOD) ikke viste tilstrekkelig treffsikkerhet (Black, 2016). Det anses som nødvendig å teste nyeste modellutgave, NewDepomod, opp mot norske forhold for å vurdere hvorvidt modellens estimerer er representative for avfallsspredning fra norske oppdrettslokaliteter, med tanke på de bratte skråningene og sterke strømforholdene som kan forekomme ved norske oppdrettslokaliteter.

NewDepomod beregner et strømfelt for modelleringsområdet ut fra vannstrømmålinger i ett eller flere målepunkter. Dette innebærer at strømfeltets kvalitet og presisjon avhenger av de aktuelle vannstrømmålingene, både antall vertikale målepunkter (dyp) og kvaliteten på målingene. Ettersom at Fiskeridirektoratet stiller krav om slike strømmålinger før etablering av oppdrettslokaliteter, kan NewDepomod ofte baseres på allerede eksisterende data. Grunnet modellens forholdsvis enkle oppsett er NewDepomod effektiv med tanke på tidsforbruk og krav om datakraft. Måten å beregne strømfeltet på kan samtidig begrense modellens evne til å estimere spredning i eventuelle områder med komplekse strømforhold, noe som vil bli undersøkt i dette prosjektet.

4.1.2 Strømmålinger til NewDepomod

Ettersom matfisklokaliteter kun er pålagt en månedsserie med strømmåling i forbindelse med forundersøkelse, og den aktuelle dataserien i verste tilfelle kan være lite representativ for lokaliteten gjennom hele undersøkelsesperioden, er det ved samtlige prosjektlokaliteter utført supplerende vannstrømmålinger til bruk i modelleringene med NewDepomod. Valgt posisjon for ny vannstrømmåling er et kompromiss mellom optimal posisjon (mest representativ for lokaliteten) og hva som fysisk er mulig i kraft av anleggets tilstedeværelse (som potensielt utgjør obstruksjoner/skaper forstyrrelser ved akustisk vannstrømmåling). Ved Austvika ble det satt ut to profilerende instrumenter (64°25.274 N, 10°41.882 Ø og 64°25.201 N, 10°41.721 Ø), hvor det for perioden 29.05.–26.07.2018 er hentet ut strøm på 5 meters dyp og for perioden

29.05.–04.09.2018 er hentet ut strøm på 77, 92 og 107 meters dyp. Ved Indre Skjervøy ble det satt ut ett profilerende instrument og ett propellinstrument (64°17.060 N, 10°18.744 Ø), hvor det for perioden 06.06.–12.09.2018 er hentet ut strøm på 55 og 75 meters dyp og for perioden 06.06.–18.07.2018 er hentet ut strøm på 152 meters dyp. Matfiskanlegget ved Indre Skjervøy er til vanlig utrustet med en strømbøye påmontert et profilerende instrument (64°17.095 N, 10°18.336 Ø), som det i prosjektsammenheng er benyttet vannstrømmåling på 5 og 15 meters dyp fra perioden 06.06.–12.09.2018. Ved Kjerneset ble det satt ut ett profilerende instrument (64°38.623 N, 11°23.024 Ø), hvor det for perioden 29.05.–24.07.2018 er hentet ut strøm på 8, 25 og 39 meters dyp. Vannstrømmålingene er beskrevet nærmere i de respektive strømrapportene (Sivertsen 2018a, 2018b og 2018c).

4.1.3 FVCOM/FABM

Skrevet av Akvaplan-niva.

FVCOM er utviklet ved University of Massachusetts, Dartmouth, og Akvaplan-niva baserer sin modellvirksomhet på FVCOM. FVCOM benytter et ustrukturert modellgrid, som gjør det mulig å variere oppløsningen innenfor modellområdet (en viktig parameter da detaljene blir borte på samme måte som i et digitalt fotografi dersom oppløsningen er dårlig). I en sirkulasjonsmodell er ikke kravet til oppløsning det samme langs en forreven kyst, hvor for eksempel trange sund trenger finere oppløsning enn det åpne havet. Det ustrukturerte gridet i FVCOM gjør det mulig å benytte fin oppløsning der det trengs. I tillegg til at dette generelt er en stor fordel langs den norske kysten er det også en stor fordel ved modellering av sedimentering og andre utslipp fra oppdrettsnæringen, da området rundt et oppdrettsanlegg kan modelleres med spesielt fin oppløsning.

FVCOM er en hydrodynamisk modell som beregner strøm og hydrografiske forhold basert på drivkrefter som virker på vannmassene i havet. Grensebetingelsene benyttet i FVCOM er hentet fra havmodellen NorKyst-800, som er et modelloppsett utviklet av Havforskningsinstituttet i samarbeid med Meteorologisk institutt og NIVA. Videre inkluderes også meteorologisk informasjon om blant annet vind, nedbør, lufttemperatur og luftfuktighet, hentet fra værmodellen «The Weather and Forecasting (WRF) model», som drivkrefter i modellen. FABM (Framework for Aquatic Biochemical Models) er et rammeverk designet for å koble hydrodynamiske modeller med biokjemiske modeller. I Akvaplan-niva brukes FABM til å koble FVCOM opp mot biokjemiske modeller. Modellen for sedimentering av avfall fra oppdrettsanlegg som brukes i dette prosjektet, er utviklet ved Akvaplan-niva og koblet til FVCOM via FABM.

4.1.4 SINMOD/DREAM

Skrevet av Sintef Ocean.

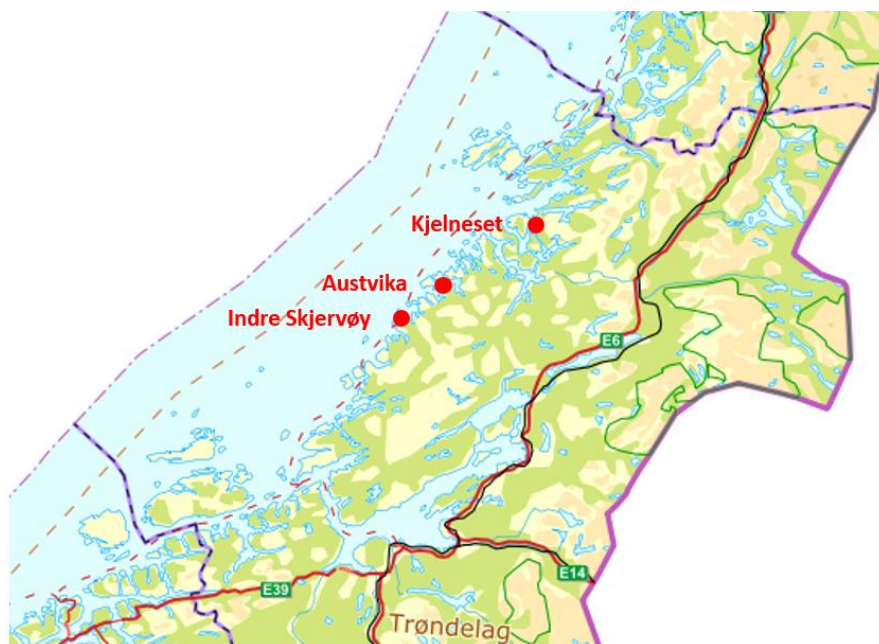
SINMOD er et koblet fysisk og biologisk havmodellsystem. Den hydrodynamiske modulen simulerer strøm og hydrografiske forhold (saltholdighet og temperatur). Biologiske modeller er koblet til den hydrodynamiske modulen for å simulere konsentrasjoner, spredning og opptak av næringssalt og videre vekst av plankton. SINMOD er et system som har vært i stadig utvikling siden 80-tallet, og er siden 2004 anvendt for en rekke problemstillinger innenfor havbruksnæringen, både med tanke på strømforhold, smittespredning, spredning av lus og potensiell påvirkning på utvandrende smolt. Modellen anvendes også til å undersøke hvordan næringssaltutslipp fra fiskeoppdrettsanlegg fører til økt vekst hos tare eller blir tatt opp i plankton (Broch et al. 2013; Fossberg et al., 2018).

DREAM er en partikkeltransport- og skjebnemodell, opprinnelig utviklet for å beregne miljørisiko forbundet med spredning av borekaks og –slam fra lete- og produksjonsboring på norsk sokkel. Modellen trenger blant annet havstrømmer (for eksempel fra SINMOD) og vind som inngangsdata. Modellen beregner spredning av partikulært materiale, samt nedsynking og sedimentering, og resuspensjon av sediment fra havbunnen. Modellen har blitt utvidet og brukt til å studere mudring- og dumpingoperasjoner, transport av gruveavgang, samt spredning og sedimentering av utslipp fra oppdrettsanlegg (Broch et al., 2017). I simuleringer av sedimentering fra laks brukes det modelloppsett av SINMOD med romlig oppløsning ned mot 30 meter. DREAM beregner posisjonene av partikler kontinuerlig, og kan benytte et grid med oppløsning ned mot 10 meter til å beregne konsentrasjonsfelt. SINTEF Ocean har brukt DREAM med inngangsdata fra SINMOD til å simulere spredning og deponering av utslippene fra oppdrettsanleggene til dette prosjektet.

SINMOD ble kjørt med spesifiserte grensebetingelser, inkludert tidevannspådrag. Modellområdene som er brukt til å beregne strømfelt til DREAM har 32 m horisontal oppløsning og har vertikaloppløsning som går fra 1 m mot overflaten til 10–25 m ned mot større dyp (500 m og dypere). For de finmaskede modellene benyttes atmosfærisk pådrag fra MEPS (www.met.no), mens de grovere modellene benytter ERA Interim-data fra ECMWF. Daglig ferskvannsbidrag fra elver og land er fra NVE. I simuleringene som er gjennomført her er det ikke tatt hensyn til hvordan selve oppdrettsanlegget påvirker det lokale strømbildet (men se Broch et al., innsendt). Tidligere sammenligninger av simulert og målt strøm er gjort i (se for eksempel Broch et al., 2017; Broch et. al., innsendt).

4.2 Lokalteter

Prosjektlokalitetene Austvika, Kjølneiset og Indre Skjervøy tilhører lakseprodusent Mowi ASA (**Figur 1**). Lokaltetene er valgt ut fra at de antas å ha homogen strøm i horisontal retning og at batymetrien i området er opploddet med tilfredsstillende oppløsning. I tillegg skal strømmålingene være av god kvalitet, og derfor ikke inneholde forstyrrelser eller usikkerheter av betydning. I følgende avsnitt blir prosjektlokalitetene og deres karakteristikk med tanke på batymetri og strømf forhold beskrevet. Teknisk informasjon om de tre anleggene er oppgitt i **Tabell 1**.



Figur 1: Oversiktskart med prosjektlokalitetene Austvika, Indre Skjervøy og Kjølneiset. Kartkilde: Fiskeridirektoratets karttjeneste, Yggdrasil.

Tabell 1: Anleggsinformasjon om lokalitetene Austvika, Indre Skjervøy og Kjerneset. Kilde: Mowi Region Midt og Region Nord; Bakgrunnsinformasjon fra miljøundersøkelser, levert av Aqua Kompetanse AS.

Lokalitet	Austvika	Indre Skjervøy	Kjerneset
Lokalitetsnummer	26795	12599	10409
Posisjon	64°25.112 N 10°41.762 Ø	64°17.148 N 10°18.543 Ø	64°38.638 N 11°23.328 Ø
MTB	5460	7020	5460
Antall merder	10	16	24
Utforming merder	Ringer	Ringer	Kvadratiske stålbur
Omkrets (m)	157	157	96
Etablering	2005	2002	2001
Belastning ved prøvetaking	Maks belastning	Maks belastning	Maks belastning
Vanntype*	Beskyttet kyst	Åpen, eksponert kyst	Beskyttet kyst

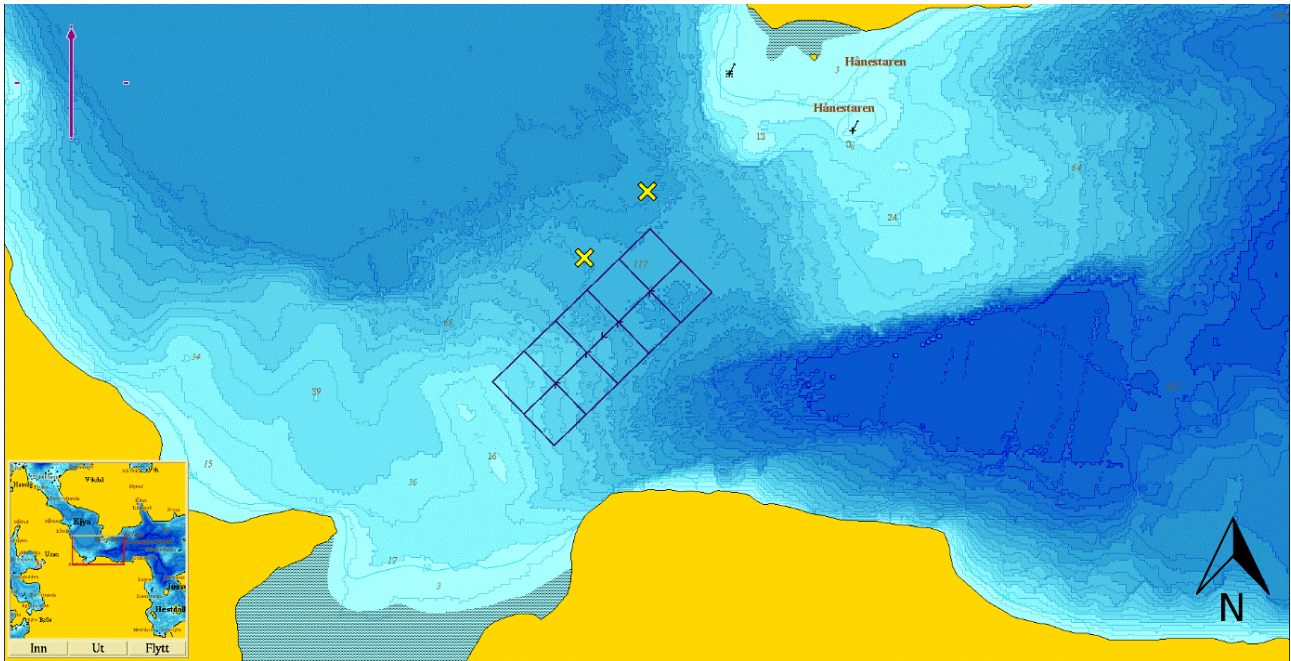
* i henhold til veileder 02:2018 – Klassifisering av miljøtilstand i vann.

4.2.1 Austvika

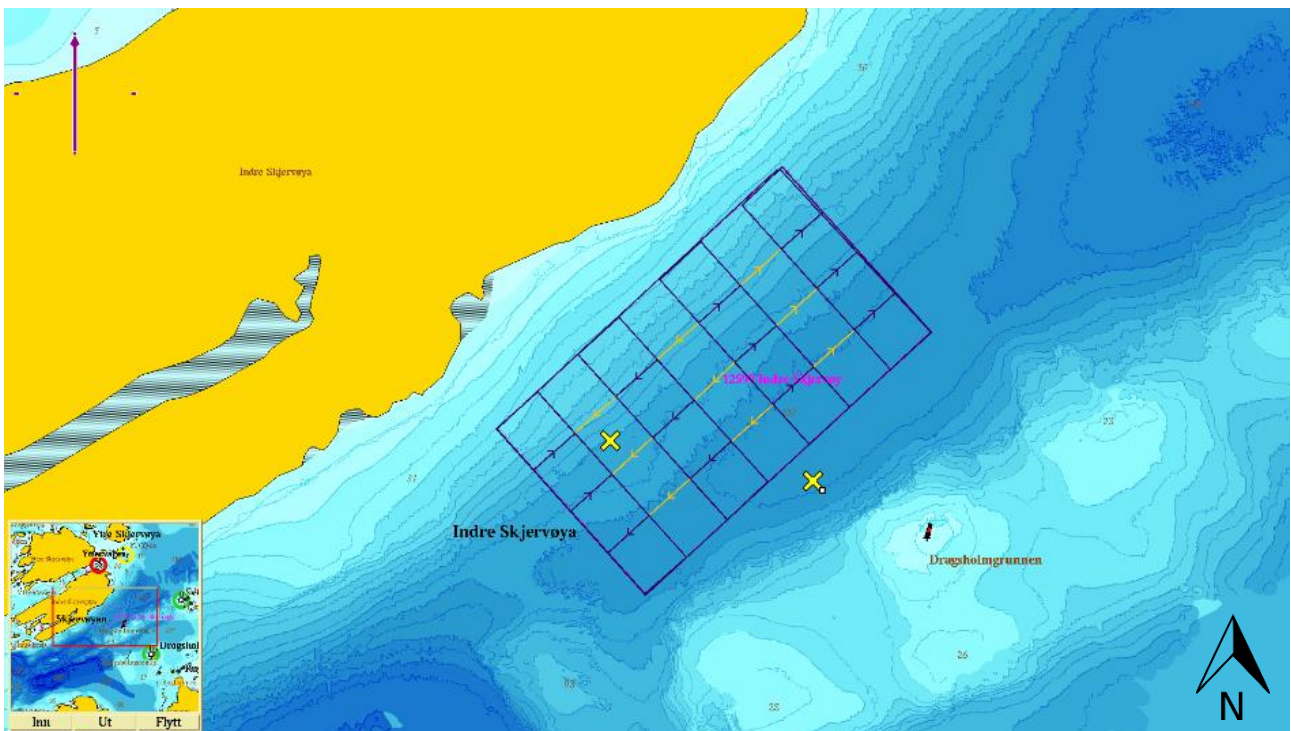
Matfiskanlegget Austvika (lokalitetsnummer 26795) ligger i Jøssundfjorden, sør i Flatanger kommune. Anlegget ligger sørvest-nordøst-orientert over en av fjordens terskler, som skrånner fra 40 til 130 meters dyp. Austvika består av 10 sirkulære merder med omkrets 157 m, og har MTB på 5460 tonn. Strømforholdene ved Austvika forventes å bidra til god vannutskiftning, og viser vanntransport primært i retning nord-nordvest og sør-sørøst (Sivertsen, 2018a). C-undersøkelsen fra 2018 viste samlet god økologisk tilstand (økologisk tilstand II iht. NS9410:2016) ved samtlige prøvepunkter (Strøm, 2018). Bunn- og strømforholdene ved Austvika tilsier at det kan forekomme stor grad av spredning fra Austvika, og trolig oppsamling i dypområder i øst og nordvest. Kart over området rundt Austvika er vist i **Figur 2**.

4.2.2 Indre Skjervøy

Matfiskanlegget Indre Skjervøy (lokalitetsnummer 12599) ligger sørøst for Indre Skjervøya i Osen kommune. Anlegget ligger over en undervannskanal med skrånende bunn (50 til 150 meter), som leder mot dypområder ned til 180 meter i nordøst og 190 meter i sørvest (**Figur 3**). Anlegget består av 16 sirkulære merder med omkrets 157 m, og har MTB på 7020 tonn. Strømmålinger ved Indre Skjervøy viser god vannutskiftning, og vanntransport fra anlegget mot nordøst og sørvest (Sivertsen, 2018b). Ved forrige C-undersøkelse viste Indre Skjervøy en samlet økologisk tilstand II, nest beste tilstand, hvor enkeltprøver nærmere anlegget viste påvirkningsgrad tilsvarende tilstand III (moderat) og IV (dårlig) (Strøm, 2017). På grunn av områdets bunn- og strømforhold forventes et spredningsmønster som følger vanntransporten mot nordøst og sørvest, og noe akkumulering i nærheten til anlegget.



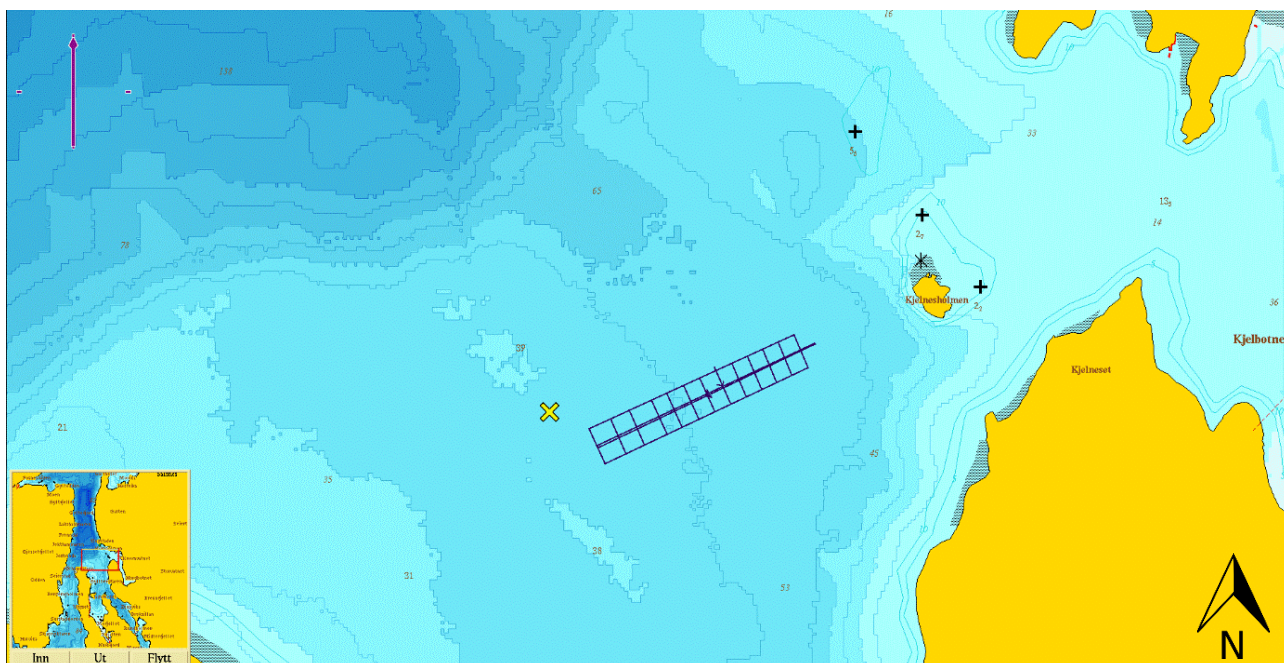
Figur 2: Kart over Austvika. Gule kryss viser posisjoner for vannstrømmmålinger ($64^{\circ}25.274$ N, $10^{\circ}41.882$ Ø og $64^{\circ}25.201$ N, $10^{\circ}41.721$ Ø). Batymetrien vises med dybdekoter for hver 10. meter. Kartkilde: Olex.



Figur 3: Kart over Indre Skjervøy. Gult kryss viser posisjoner for vannstrømmmålinger (fra 5 og 15 meters dyp i posisjon $64^{\circ}17.095$ N, $10^{\circ}18.336$ Ø og fra 55, 75 og 152 meters dyp i posisjon $64^{\circ}17.060$ N, $10^{\circ}18.744$ Ø). Batymetrien vises med dybdekoter for hver 10. meter. Kartkilde: Olex.

4.2.3 Kjelineset

Matfiskanlegget Kjelineset (lokalitetsnummer 10409) ligger ved utløpet av Nordsundet og Nufsfjorden, i overgangen til Gyltfjorden i Fosnes kommune. Lokaliteten strekker seg fra vest til øst på tvers av innløpsterskelen til fjordområdene sør for lokaliteten, men ligger over et forholdsvis flatt område med dybder på ca. 40 meter i sørvest og ca. 60 meter i nordøst. Anlegget består av 24 rektangulære stålbur og har MTB på 5460 tonn. Ved Kjelineset viser strømmålingene forhold som tilsier god utskiftning av vannmasser (**Figur 7**), med hovedretninger for vanntransport mot sørøst og nord-nordvest (Sivertsen, 2018c). C-undersøkelsen fra 2017 viste samlet moderat økologisk tilstand (økologisk tilstand III iht. NS9410:2016), og prøvepunktene nærmest anlegget fikk dårligste økologiske tilstand (økologisk tilstand V iht. NS9410:2016) (Strøm, 2017b) Videre er Kjelineset et stålanlegg hvor avstanden mellom burene er mindre enn standard avstand på anlegg med sirkulære merder. Den tette plasseringen av burene gjør at det kan forventes større akkumulering på bunnen like under anlegget. Ut fra strømmålinger og grunne bunnforhold forventes det derfor at spredningen fra Kjelineset er begrenset til et mindre område, men noe større spredning forventes mot sør og nordvest ved dypområdet. Kart over området rundt Kjelineset er vist i **Figur 4**.



Figur 4: Kart over Kjelineset. Gult kryss viser posisjon for vannstrømmåling ($64^{\circ}38.623$ N, $11^{\circ}23.024$ Ø). Batymetrien vises med dybdekoter for hver 10. meter. Kartkilde: Olex.

4.3 Modelloppsett

Modellene ble satt opp til å simulere en produksjonsperiode på 1 år, fra oktober 2017 til oktober 2018. For modelleringsperioden ble modellparameterene definert på basis av ukentlige produksjonsdata ved hver av lokalitetene, oppgitt av Mowi Region Midt og Region Nord. Produksjonsdataene omfatter biomasse, fôrforbruk og SFR (Specific Feeding Rate) ved hver enkelt merd i perioden uke 40 2017 – uke 40 2018. På grunn av forsinkelser i prøvetaking ved Indre Skjervøy, stemmer ikke periode for modellering med dato for prøvetaking (6 mnd. forsinkelse). Produksjonen ved Indre Skjervøy ble intensivert til maksimal belastning i perioden mellom modellkjøringenes slutt (oktober 2018) og prøvetakingen (mars 2019). Dette medfører en ekstra usikkerhet i simuleringene ved Indre Skjervøy. Utover produksjonsdataene, er modellparameterne definert uavhengig av hverandre for å tillate hver modell å tilpasse seg lokalitetene best mulig og dermed unngå unødvendig begrensning av modellenes ulike kapasiteter. På grunn av tidsbegrensning er dataene som

ligger til grunn for beregningene av strømfeltet i FVCOM fra 2014, mens dataene i SINMOD er fra 2018 (tilsvarende periode med fôringsdata), og måledataene brukt i NewDepomod er fra 2-3 måneder med målinger fra 2018 (beskrevet i **avsnitt 4.1.1**). Nøkkelparametere fra modelloppsettene vises i **Tabell 2**.

NewDepomod benytter seg av synkehastigheter på partiklene som beskrevet i Cromey et al. (2002). I simuleringene med FVCOM benyttes ulike synkehastigheter for ulike tracere, hentet fra Bannister et al. (2016). FVCOM/FABM er satt opp med 6 tracere for fekalier og 2 tracere for fôr. Videre benyttes fôrspill på 2 % av utfôring, andel karbon i fekalier er beregnet til 2,67 % av utfôring, og karboninnholdet i fôr er satt til 57 %, basert på Brooks (2000, 2003). I spredningssimuleringene med SINMOD/DREAM ble det benyttet en partikkelstørrelsesfordeling og -tetthet som angitt i Broch et al., 2017. Synkeratene blir beregnet av DREAM ut fra dette. Data om fôrforbruket ble omregnet til fekalieutslipp via faktoren 0,27. Dette inkluderer ca. 5 % fôrspill (Reid et al., 2009; Wang et al., 2012; 2013; Broch et al., 2017).

Tabell 2: Oversikt over relevante modellparametere i oppsettet for de tre modellene.

	NewDepomod	FVCOM/FABM	SINMOD/DREAM
Gittertype	Regulært	Triangulært	Regulært
Gitteroppløsning bunndata (m)	50	50	32
Gitteroppløsning resultatfil (m)	25	~10*	25
Endring i fôrdata over tid	Nei	Ja	Ja
Merd-spesifikk produksjon	Nei	Ja	Ja
Partikkel-sporing online/offline	Online	Online	Offline (i dette tilfellet)
Strømdata	Målt **	Modellert	Modellert
Tidsperiode for beregninger av strømfelt	Mai – juli 2018 **	Okt. 2013 – okt. 2014	Okt. 2017 – okt. 2018
Bunndata	Målt ***	Målt ***	Sjøkartverket 25 m romlig oppløsning
Konsentrasjonsfelt vs. partikler	Partikler	Konsentrasjonsfelt	Partikler

* Variabel oppløsning pga. ustrukturert gitter. Rundt 10 meter ved anlegget og gradvis økende med avstand fra lokalitetene.

** Måleserier ved 1-2 enkelte punkter utført ved lokalitetene. Måleperioder beskrevet i avsnitt 4.1.1.

*** Opploddet med multistråle ekkolodd av Aqua Kompetanse AS.

4.4 Strømmålinger og modellerte strømfelt

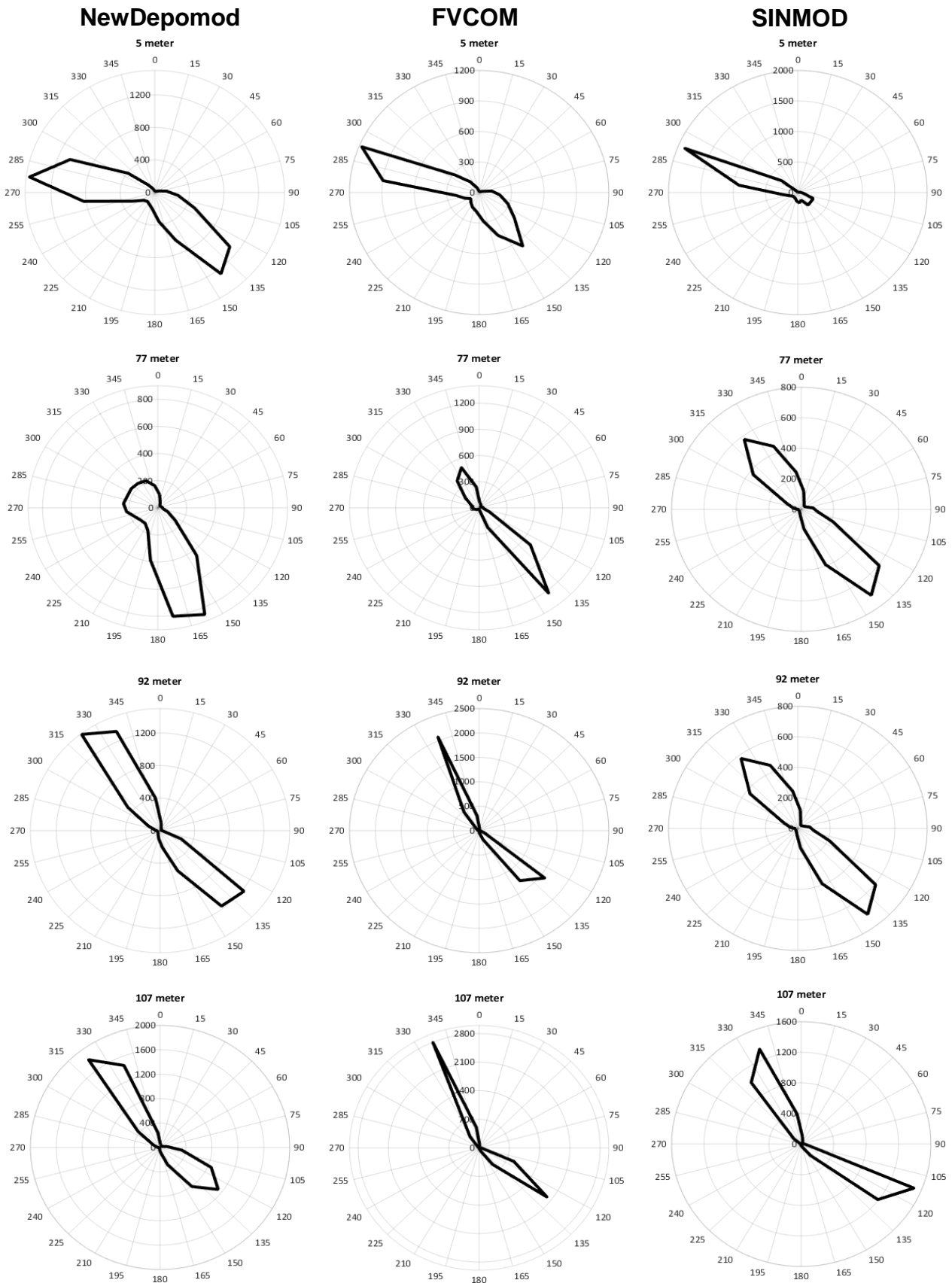
Med modellenes ulike data for strømfelt og modellenes ulike metoder for å behandle vannstrøm, vil retning og styrke på vannstrømmen variere mellom modellene. I dette prosjektet er NewDepomod satt opp med strømmålinger fra 3–5 vandedybder fra ett horisontalt punkt. Disse målingene er hentet fra perioder på ca. 3 måneder i 2018, nærmere beskrevet i **avsnitt 4.1.1**. På grunn av tidsmangel er vannstrømmen som ligger til grunn for modelleringen av FVCOM fra oktober 2013 – oktober 2014. Strømfeltet til FVCOM er altså fra et annet år enn hva prøvetakingen ble gjort for, men tidsperioden strekker seg fra oktober til oktober, hvilket korresponderer med tidspunkt for prøvetaking. Strømfeltet fra SINMOD er beregnet for oktober 2017 – oktober 2018, som tilsvarer ett år frem mot prøvetakingstidspunktet. Målt og modellert vannstrøm ved lokalitetene, presenteres i **Figur 5–7**. For å gjøre strømdataene brukt i hver modell sammenlignbare, er det hentet ut data fra modellerte strømfelt fra tilnærmet samme geografiske punkt som målepunktene. Ettersom at periodene for måling og modellering er forskjellige, kan ikke modellenes strømfelt sammenlignes direkte, men strømsammenligningen kan brukes til å forklare ulikheter i resultatene fra spredningssimuleringene.

Målte og modellerte strømdata ved Austvika viser forholdvis godt samsvar mellom transportretning og mengde vanntransport (**Figur 5**). Ved dypere målepunkter viser målepunkt og modelldata forholdvis like strømforhold, hvor dominante transportretninger er sørøst og nord-nordvest ved alle måledyp. I overflaten er det en tydelig vest-nordvestlig vanntransport både i målt strøm og modellert strøm for SINMOD, men transport rettet mot vest-nordvest i overflaten for FVCOM. Strømmålingene brukt i NewDepomod viser tilnærmet like stor fluks i vestlig og sørøstlig retning i overflaten (5 m). SINMOD har en ensrettet vanntransport i overflaten, på opp mot $2000 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Den største vanntransporten ses i modellert bunnstrøm fra FVCOM, på $2800 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ mot nord-nordvest. Målepunktene brukt i NewDepomod og modellert strøm fra SINMOD viser også betydelig vanntransport ved bunnen (107 m).

For Indre Skjervøy viser alle målepunkter vanntransport mot sørvest og nordøst ved samtlige måledyp (**Figur 6**). Dette kan forklares fra bunntopografien omkring målepunktet (**Figur 3**), som er formet som en nordøstlig/sørvestlig kanal. Det er $> 800 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ved alle måledyp for alle modeller. I overflaten (5 m) skiller SINMOD seg ut med særlig stor vanntransport (opp til $7600 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) rettet mot nordøst. Målepunktet brukt i NewDepomod viser også vanntransport kun i nordøstlig retning ved 5 m, mens data modellert av FVCOM viser primært transport i sørvestlig retning. Ved 15 m dyp viser FVCOM den største fluksen (opp til $3600 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) i retning sørvest, i kontrast til strømdata i NewDepomod og strømfeltet i SINMOD som er rettet mot nordøst, med maksimal fluks rundt $2000 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Ved 55 m er primær retning for vanntransport fremdeles rettet mot nordøst for SINMOD, og mot sørvest for FVCOM, mens NewDepomod skifter mot sørvest. Ved 55 m skiller FVCOM seg ut ved å vise en modellert vanntransport på opp til $8000 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 10 ganger større enn SINMOD og NewDepomod. Det samme ses ved 75 m, hvor FVCOM viser den sterkeste av fluksene vist i **Figur 6** (opp til $10400 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), også mot sørvest. Vanntransporten på 75 m fra FVCOM er omtrent 10 ganger større enn strømfeltet brukt i NewDepomod og SINMOD, selv om vanntransporten viser forholdvis god gjennomstrømning også for NewDepomod og SINMOD ved dette punktet. Ved 152 m, tilsvarende bunnstrøm ved Indre Skjervøy, viser NewDepomod igjen en tydelig fluks rettet mot nordøst, og FVCOM en tilsvarende fluks, men mot sørvest.

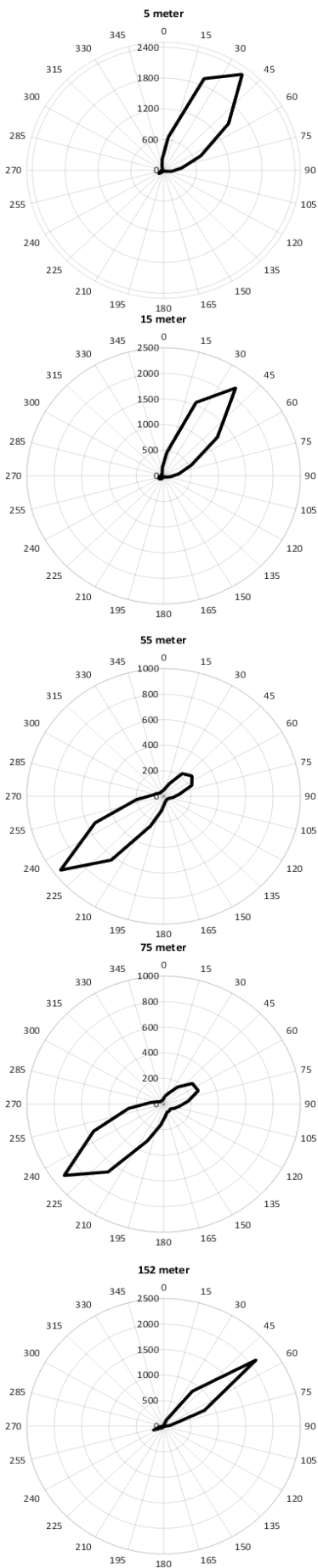
For Kjølneset viser presenterte strømdata variasjon i vanntransport mellom modellene (**Figur 7**), både for fluks og dominerende retning. I øvre del av vannsøylen, ved 8 m, viser målte strømdata en sterk, ensrettet vanntransport mot nord-nordvest, opp til $3200 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. For samme punkt viser modellerte data fra FVCOM vanntransport både mot sør og nord, henholdsvis 500 og $600 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, og data fra SINMOD viser en nordlig

vanntransport på opp til $400 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Ved 25 m er det også noe ulikhet i vannstrømretning, hvor NewDepomod viser transport hovedsakelig mot sørøst, FVCOM har modellert sørlig transport, mens SINMOD har modellert tilnærmet like stor transport mot sørøst som nordvest. Det er igjen store forskjeller i vannfluks, henholdsvis 1000, 2400 og $600 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for de tre modellene. På 39 m viser strømdata i NewDepomod transport mot sørøst og nordvest, strømfeltet i FVCOM mot sørøst og nord-nordøst, og strømfeltet i SINMOD primært mot nord-nordvest og noe mot sør-sørøst. Også her er det forskjeller i målt og modellert vannfluks, hvor dataene for NewDepomod, FVCOM og SINMOD viser respektive maksimum på 600, 1800 og $1500 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

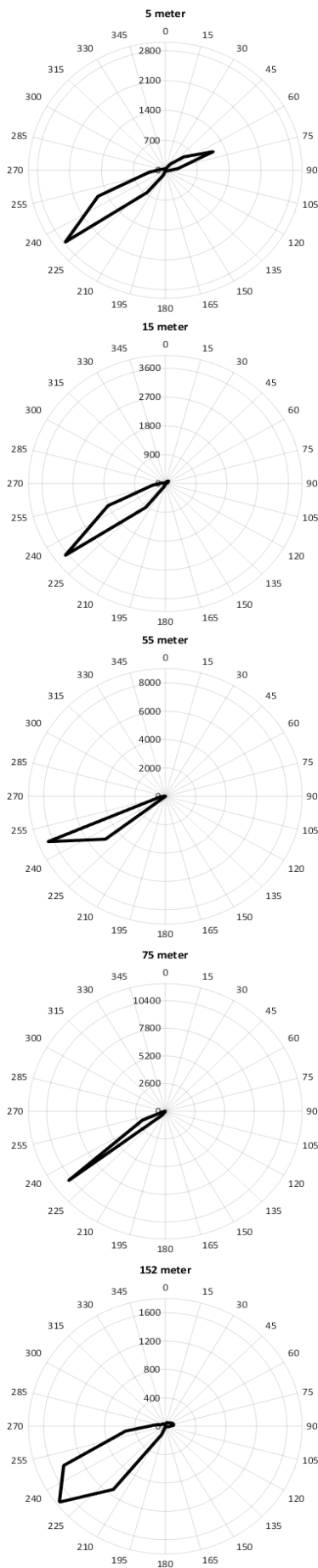


Figur 5: Vanntransport ($m^3 m^{-2} d^{-1}$) ved Austvika for hver 15° sektor på 5 meters dyp fra perioden 29.05.–26.07.2018 og på 77, 92 og 107 meters dyp fra perioden 29.05.–04.09.2018. Vanntransport benyttet i NewDepomod (venstre) er målte verdier fra 64°25.274 N, 10°41.882 Ø (5 meters dyp) og 64°25.201 N, 10°41.721 Ø (77, 92 og 107 meters dyp). Vanntransport for FVCOM (midt) og SINMOD (høyre) ved posisjon tilsvarende målepunktet er hentet fra respektive modellerte strømfelt, fra geografisk punkt tilsvarende målepunktet, og fra tilsvarende tid på året som måleperioden. FVCOM har simulert strøm fra 2014 og SINMOD har simulert strøm fra 2018.

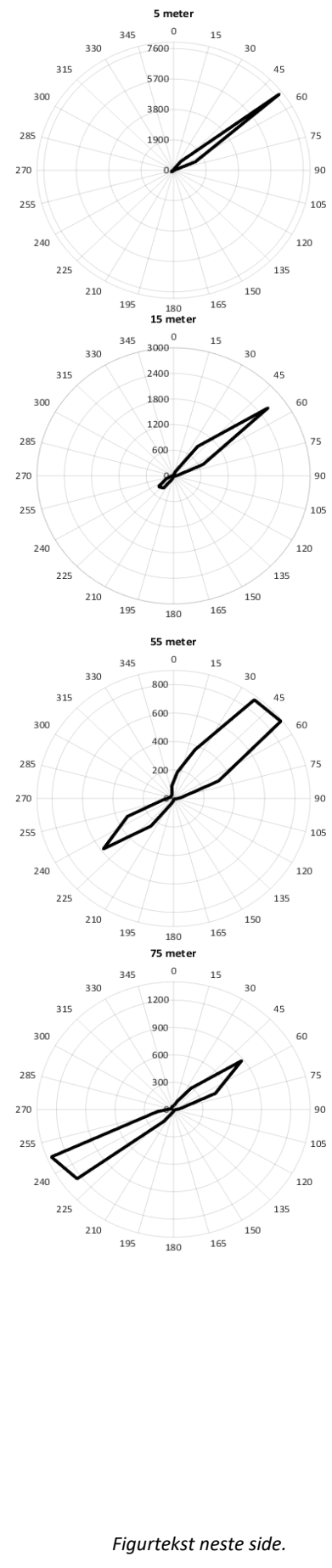
NewDepomod



FVCOM

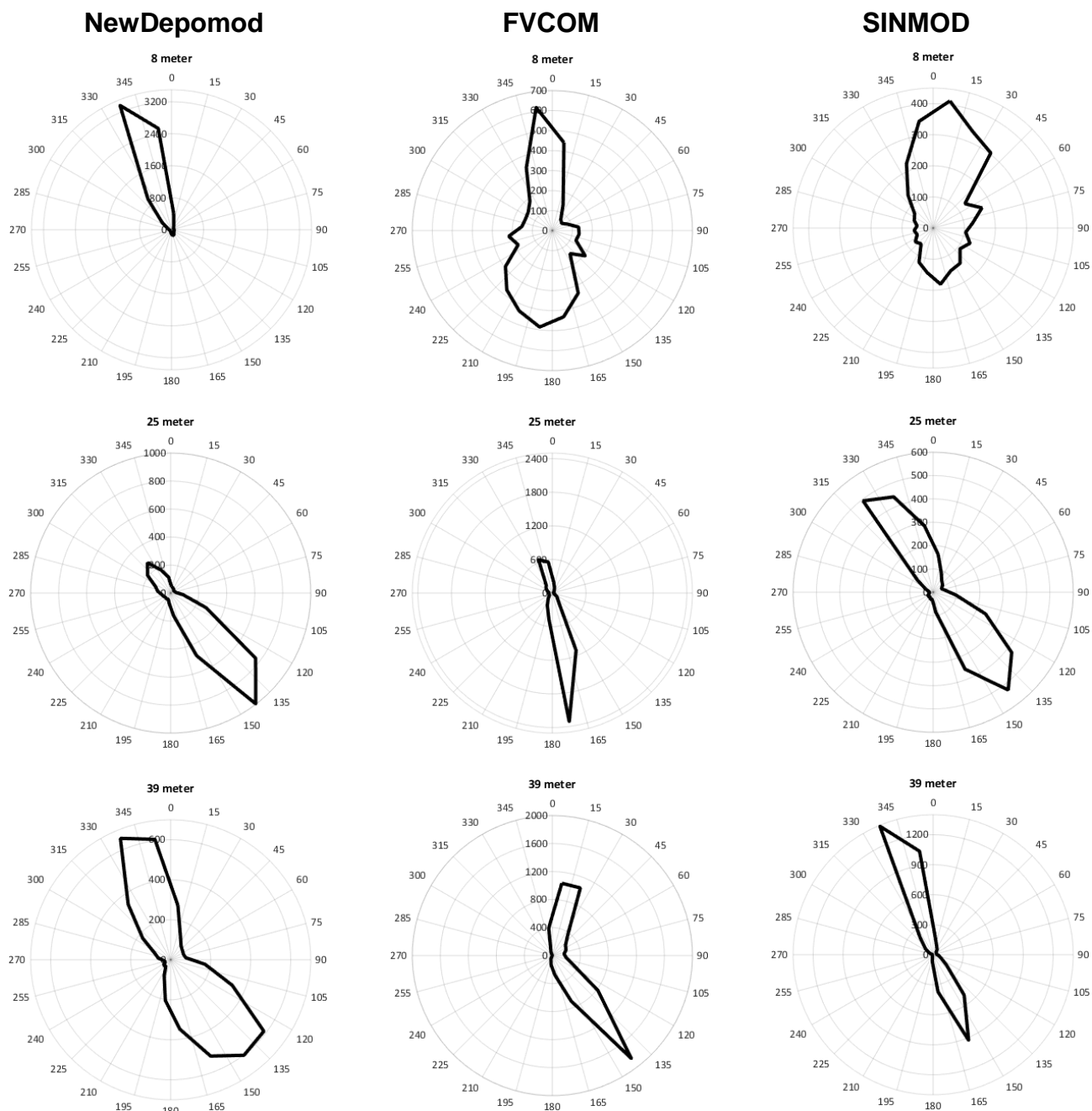


SINMO



Figurtekst neste side.

Figur 6: (Forrige side) Vanntransport ($m^3 m^{-2} d^{-1}$) ved Indre Skjervøy for hver 15° sektor på 5, 15, 55 og 75 meters dyp fra perioden 06.06.–12.09.2018 og på 152 meters dyp fra perioden 06.06.–18.07.2018. Vanntransport benyttet i NewDepomod (venstre) er målte verdier fra 64°17.095 N, 10°18.336 Ø (5, 15, 55 og 75 meters dyp) og 64°17.060 N, 10°18.744 Ø (152 meters dyp). Vanntransport for FVCOM (midt) og SINMOD (høyre) ved posisjon tilsvarende målepunktet er hentet fra respektive modellerte strømfelt, fra geografisk punkt tilsvarende målepunktet, og fra tilsvarende tid på året som måleperioden. FVCOM har simulert strøm fra 2014 og SINMOD har simulert strøm fra 2018.



Figur 7: Vanntransport ($m^3 m^{-2} d^{-1}$) ved Kjølneset for hver 15° sektor på 8, 25 og 39 meters dyp fra perioden 29.05.–24.07.2018. Vanntransport benyttet i NewDepomod (venstre) er målte verdier fra 64°38.623 N, 11°23.024 Ø. Vanntransport for FVCOM (midt) og SINMOD (høyre) ved posisjon tilsvarende målepunktet er hentet fra respektive modellerte strømfelt, fra geografisk punkt tilsvarende målepunktet, og fra tilsvarende tid på året som måleperioden. FVCOM har simulert strøm fra 2014 og SINMOD har simulert strøm fra 2018.

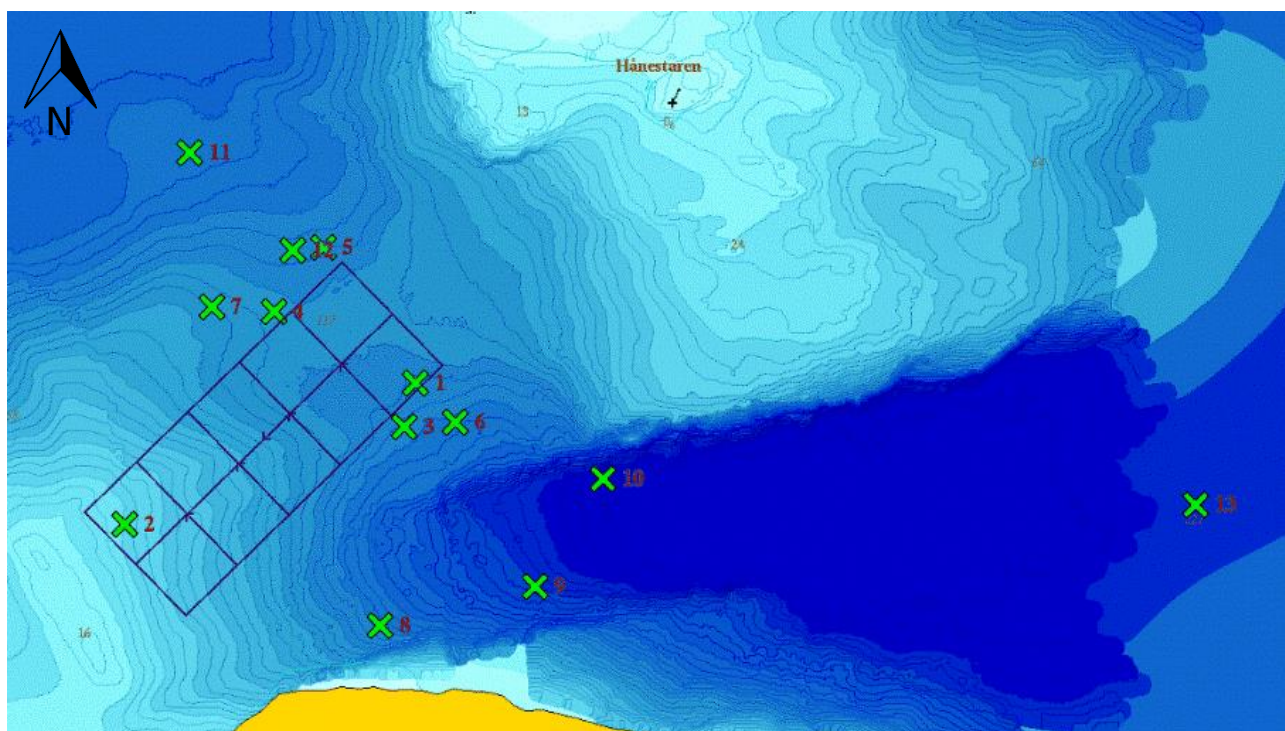
4.5 Sedimentprøver

4.5.1 Uttak av sedimentprøver

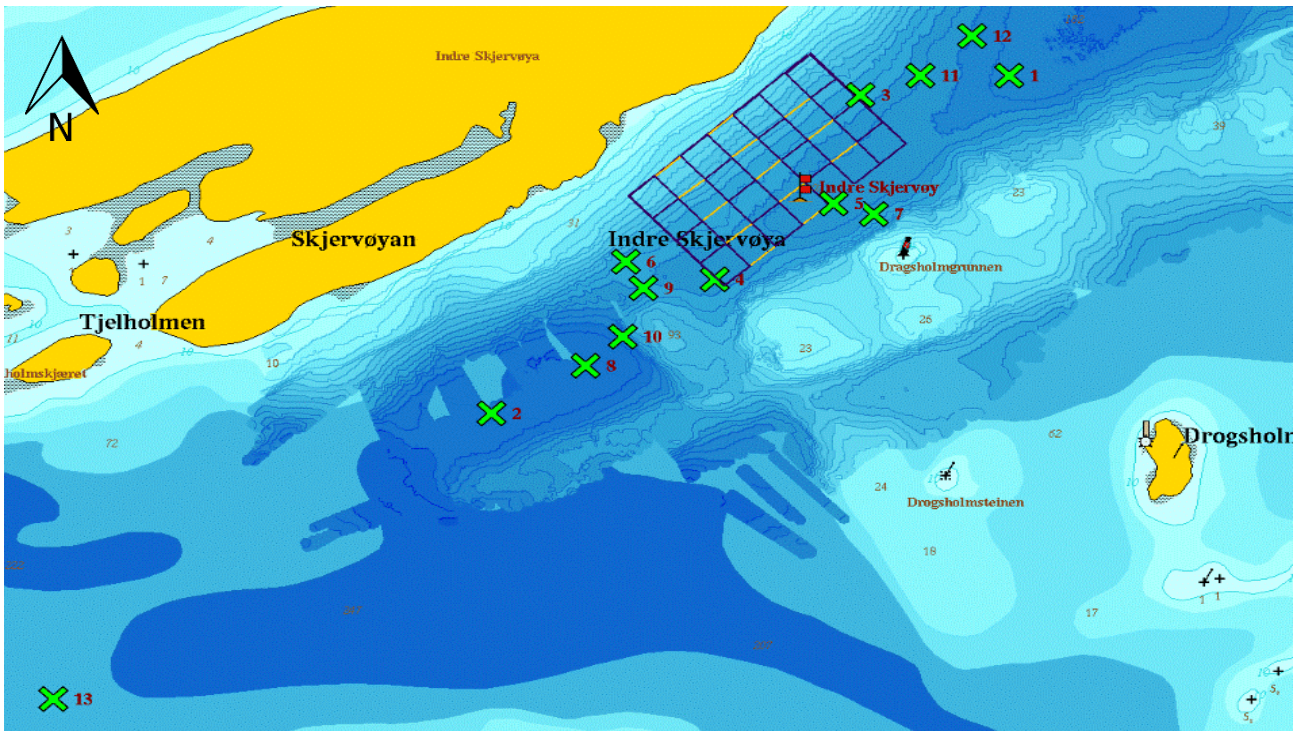
I dette prosjektet vil resultater fra sedimentundersøkelser utgjøre sammenligningsgrunnlaget for vurdering av presisjonen til de tre sedimenteringsmodellene. Det ble tatt ut sedimentprøver for å gi et bedre bilde på spredningen i simulert produksjonsperiode enn hva som fremkommer av tidligere utførte miljøundersøkelser. Sammenligningen mellom modellerte data og sedimentdata vil hovedsakelig baseres på disse uttakene (2018-2019), men det vil også gjøres sammenligninger med undersøkelser fra andre undersøkelser arkivert hos Aqua Kompetanse AS (2009-2019). All prøvetaking er foretatt av Aqua Kompetanse AS, og en oversikt over sedimentprøvene som er brukt i dataanalysen presenteres i **Tabell 3**. For eDNA-uttakene er stasjonsplasseringen basert på testsimuleringer med SINMOD/DREAM og NewDepomod (**Vedlegg A**). For å fange opp eventuelle gradienter i sedimentert karbon er stasjonene plassert med økende avstand fra anleggene. Det ble tatt eDNA-prøver i 13 punkter på hvert av anleggsområdene, med to grabbhugg per stasjon og to replikater per grabbhugg. Ved hver stasjon ble det foretatt elektrokjemiske målinger. Posisjoner for stasjonene for eDNA-uttak vises i **Figur 8–10**.

Tabell 3: Oversikt over innsamlede sedimentprøver ved Austvika, Indre Skjervøy og Kjølneset. Ytterligere informasjon om prøvetaking er lagret hos Aqua Kompetanse AS, og er tilgjengelig ved forespørsel.

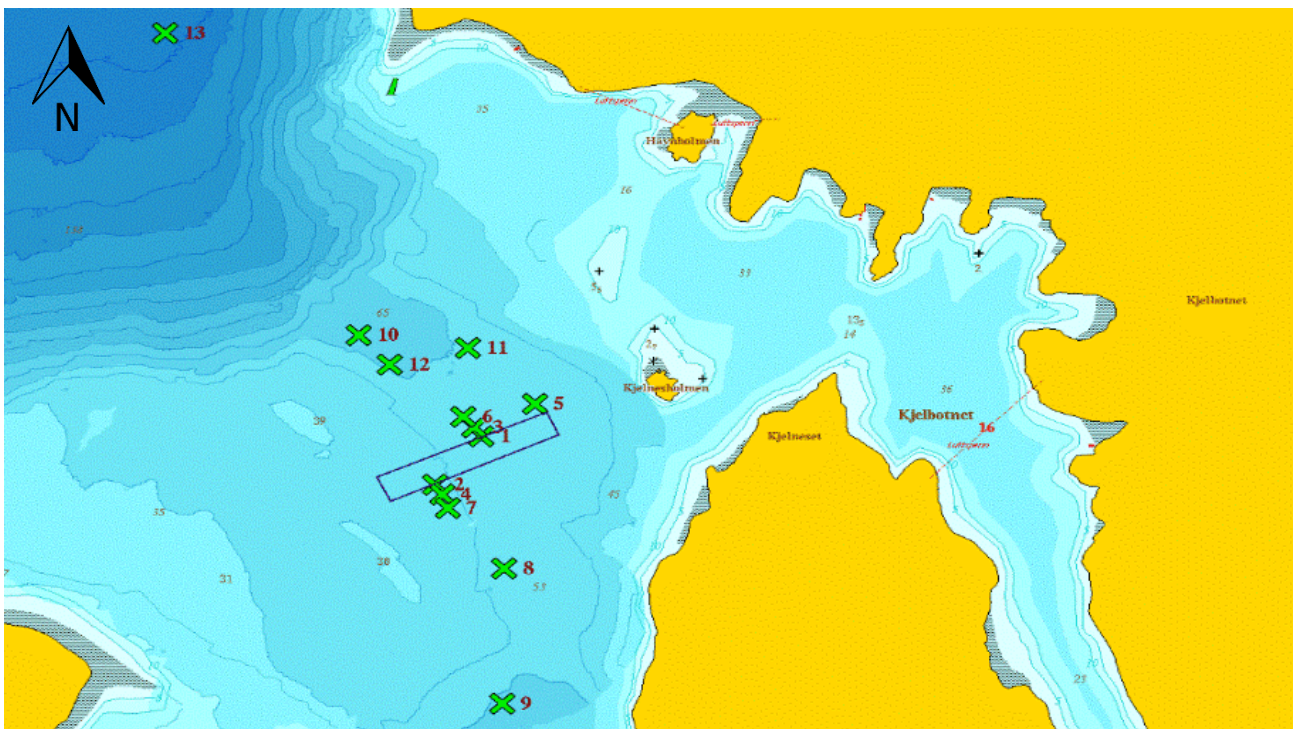
Lokalitet	Austvika	Indre Skjervøy	Kjølneset
Antall stasjoner for prøvetaking	13	13	13
Dato for prøvetaking	27.-28.09.2018	05.-06.03.2019	12.10.2018



Figur 8: Stasjoner for uttak av eDNA-prøver (grønne kryss) ved Austvika i forhold til anlegg og batymetri. Kartkilde: Olex.



Figur 9: Stasjoner for uttak av eDNA-prøver (grønne kryss) ved Indre Skjervøy i forhold til anlegg og batymetri. Kartkilde: Olex.



Figur 10: Stasjoner for uttak av eDNA-prøver (grønne kryss) ved Kjelneset i forhold til anlegg og batymetri. Kartkilde: Olex.

4.5.2 Analyse av sedimentprøver

For å vurdere økologisk tilstandsklasse ved hver stasjon er sedimentprøvene analysert for artssammensetning og arts mangfold. Sedimentprøver til C-undersøkelsene ble artsidentifisert av Stim AS. eDNA-prøvene ble analysert av ID-gene ecodiagnosics Ltd. med en analysemetode som bygger på eDNA-metabarcoding, hvor eDNA-analyse kombineres med «Supervised machine learning» (SML). ID-gene ecodiagnosics benytter seg av en algoritme som har blitt opplært i å gjenkjenne en rekke faunaindeksers ved hjelp av resultater fra konvensjonelle taksonomiske undersøkelser. Dataene som er brukt for å kalibrere algoritmen er fra sedimentprøver hentet fra norske matfisklokaliteter, og metoden har vist tilfredsstillende grad av overensstemmelse med taksonomiske undersøkelser i tester gjort med sedimentprøver fra kysten av Trøndelag (Cordier et al., 2018), og fra Skottland (Lejzerowicz et al., 2015).

4.6 Vurdering av modellenes presisjon

4.6.1 Vurdering av spredningsmønstre

Den geografiske utstrekningen av modellert sedimentering av karbon sammenlignes kvalitativt ut fra karakteristikk i spredningens utstrekning. Det legges vekt på hovedretning for spredning, områder for stor akkumulering av sedimentert materiale, og størrelse og form på AZE-grense fra modellerte data.

4.6.2 Sammenligning av sedimentprøver og modellverdier

Modellerte data for sedimentert karbon ekstraheres fra modellresultatene, fra tilsvarende geografiske punkter som for sedimentuttakene. Ved å benytte empiriske forhold mellom konsentrasjoner av organisk karbon og miljøparametere (presentert av Hargrave, 2010) estimeres faunaindeksen *Shannon-Wiener diversitetsindeks*, H' . H' beskriver forholdet mellom antall arter og antall individer i sammensetningen av arter i sedimentet, og er en mye brukt indikator for økologisk tilstand i bentske miljø både i Norge og internasjonalt. H' beregnes ved

$$H' = - \sum_i^S \left[\left(\frac{N_i}{N} \right) * \log_2 \left(\frac{N_i}{N} \right) \right]$$

hvor N_i er antall individer av arten i , N er totalt antall individer og S er totalt antall arter (Pedersen et al., 2016). Grenseverdiene som bestemmer økologisk tilstand fra H' -verdier er spesifikke for vanntype, og beskrevet i Veileder 02:2018 *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Utover H' estimeres også pH, en elektrokjemisk miljøindikator, fra modellerte karbonverdier.

Ved å estimere miljøparametere fra modelldataene gjøres modellerte karbonverdier sammenlignbare med miljøtilstand i sedimentprøvene. Forholdene som ligger til grunn for konverteringen fra modellert karbon til H' og pH er oppgitt i **Tabell 4**, og grenseverdiene som bestemmer klassifisering av miljøtilstand ved H' ut fra vanntype er oppgitt i **Tabell 5**.

Tabell 4: Empiriske forhold mellom karbon, C ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$), Shannon-Wiener diversitetsindeks (H'), og pH (Hargrave, 2010). Forholdene er brukt i konvertering av modellerte karbonverdier til H' og pH.

	Empiriske forhold mellom sedimentert karbon (C), H' og pH																	
C	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1	1,3	2	2,5	3	4	5	7	8,5	10	11,5	13	15
H'	3,6	3,55	3,5	3,45	3,4	3,35	3,3	3,1	3	2,8	2,4	2,1	1,6	1,3	1	0,8	0,6	0,4
pH	8,00	7,97	7,95	7,92	7,90	7,87	7,85	7,80	7,75	7,70	7,58	7,50	7,35	7,15	7,00	6,85	6,70	6,55

Tabell 5: Grenseverdier for økologisk tilstandsklassifisering av Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') for vanntype H1-3 (Norskehavet Sør; Åpen kyst – Beskyttet kyst). Kilde: Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
H'	3,7 – 5,5	2,9 – 3,7	1,8 – 2,9	0,9 – 1,8	0 – 0,9

I sammenligningen mellom modelldata og sedimentprøver legges det stor vekt på H' . Dette er fordi denne indeksen er én av få parametere som er mulig å konvertere fra modellerte karbonverdier, og også fremkommer av analysen av sedimentprøvene. Empiriske forhold som beskriver konvertering av karbonkonsentrasjon til andre miljøparametere egnet for sammenligning har ikke vært kjent for prosjektgruppen. Det understrekes at konverteringen fra modellert sedimentering til H' innebærer usikkerheter, og H' skal ikke alene betraktes som en fullstendig beskrivelse av økologisk tilstand. Til tross for usikkerhetene (beskrevet i avsnitt 6.5) muliggjør bruken av H' en sammenligning mellom sediment og modellert sedimentering.

I et forsøk på å videre utvide sammenligningsgrunnlaget mellom sedimentprøver og modellverdier, er det blitt gjort sammenligninger mellom modellerte karbonverdier, TOC (totalt organisk karbon) og emamectin benzoat fra miljøundersøkelser i perioden 2009–2019.

4.6.3 Miljøtilstand i tidligere miljøundersøkelser

Modelldata og resultater fra sedimentundersøkelser ble sammenlignet med prøveresultater fra perioden 2009–2019. Det ble utført sammenligninger både mot H' , TOC, og emamectin benzoat (fôrbehandling mot lakselus). Ved disse sammenligningene kommer det frem at det kan være problematisk å sammenligne sedimentprøver fra andre produksjonsregimer enn hva modellene er satt opp til å simulere. Prøveresultatene av H' , TOC og emamectin benzoat viste seg å gi et svakt grunnlag for sammenligning, og mangel på å bidra til forståelse av modellenes treffsikkerhet. Disse sammenligningene blir derfor ikke beskrevet ytterligere i rapporten, men figurer fra sammenligningen kan ses i **Vedlegg B**.

5. Resultater

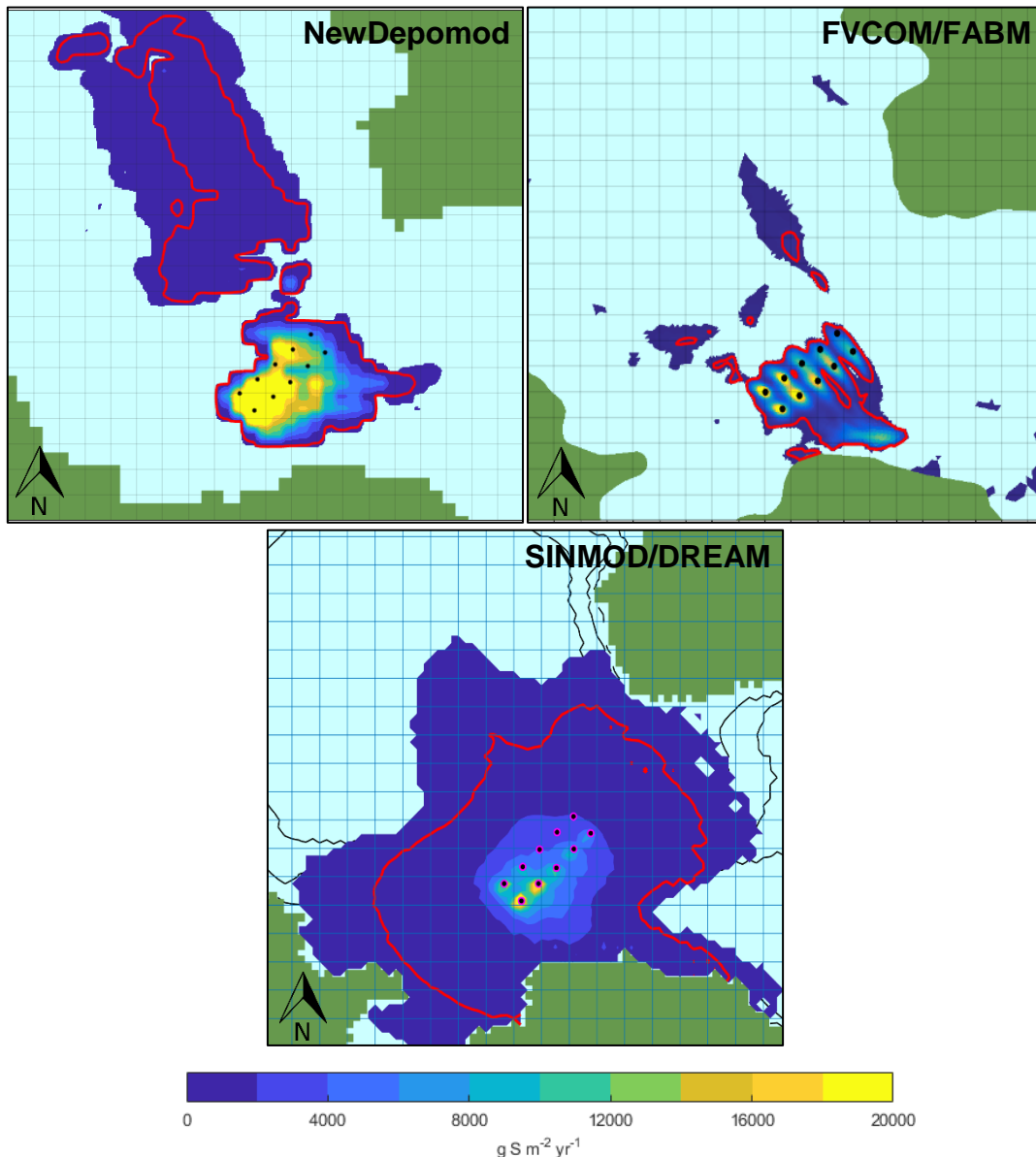
I følgende avsnitt beskrives spredningsmønstre og karbonkonsentrasjoner modellert ved hjelp av NewDepomod, FVCOM/FAMB og SINMOD/DREAM ved lokalitetene Austvika, Indre Skjervøy og Kjerneset. Modellert sedimentering av organisk karbon sammenlignes med miljøparametere fra sedimentprøver fra de tre lokalitetene, og resultater fra de tre modellene sammenlignes med hverandre.

5.1 Austvika

5.1.1 Modellerte spredningsmønstre

Figur 11 viser modellresultater for totalt sedimentert organisk materiale fra anlegget ved Austvika. I alle tre modeller forekommer størst sedimentering av organisk materiale under den sørvestlige delen av anlegget, og lavere konsentrasjoner under den nordøstlige delen. Av de tre modellene viser NewDepomod et større område med svært høye konsentrasjoner enn hva som vises i resultatene fra FVCOM og SINMOD. Samtlige modeller viser utstrekning mot øst og nordvest, men i varierende omfang. Både FVCOM og SINMOD viser tegn til påvirkning i østlig retning fra anleggets sydlige spiss. NewDepomod viser tilsvarende østlig utstrekning, men forskjøvet mot nord. Spredningen mot øst er mer utpreget i resultatene fra NewDepomod enn hva som ses i resultatene fra SINMOD. FVCOM viser en betydelig lokal oppsamling sørøst for anlegget, muligens på grunn av en forsenkning eller lignende (batymetri, **Figur 2**) som kan føre akkumulering som følge av svakere strøm. Videre viser FVCOM en akkumulering som begrenses geografisk til like under hver enkelt merd, noe som delvis gjenspeiles i resultatene fra SINMOD. NewDepomod viser betydelig større akkumulering av avfall under anlegget som helhet, og viser påvirkning over et større område enn hva som er estimert av FVCOM. SINMOD strekkes seg over et sammenhengende område rundt anlegget som er betydelig større enn hva som ses i estimatene fra de to andre modellene, og spredningen estimert av SINMOD strekker seg både mot øst og nordvest hvor batymetrien leder mot dypområder. Spredning mot dypområdene vises også i estimatene fra NewDepomod, mens konsentrasjonene modellert av FVCOM blir lave ($< 100 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) før avfallet nærmer seg disse områdene.

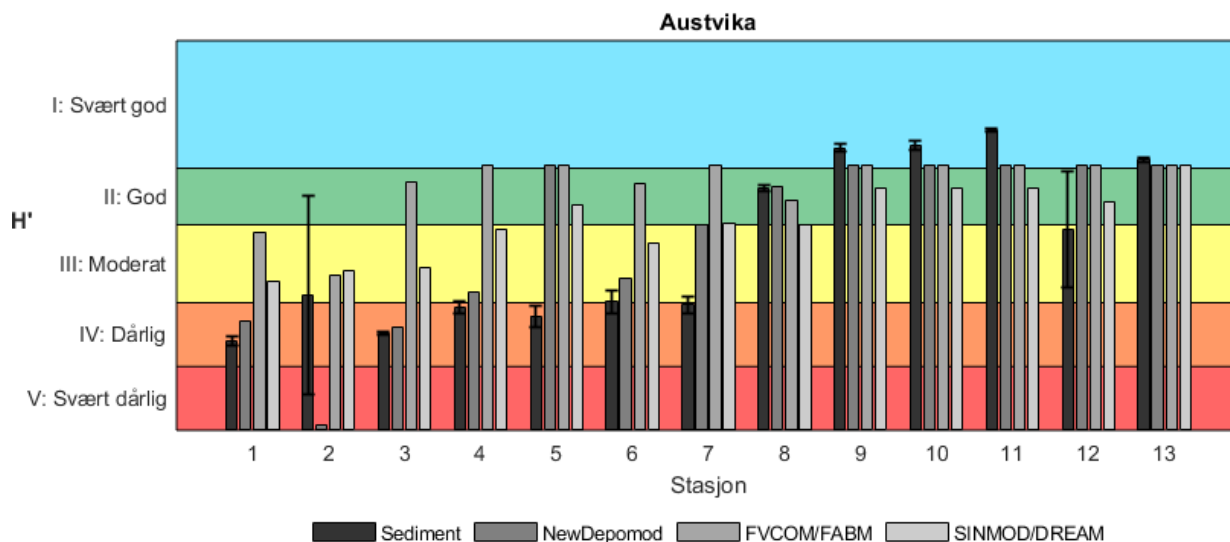
De røde konturene i **Figur 11** viser estimert grense for AZE, *Allowable Zone of Effect*, som er definert som akseptabel konsentrasjon av sedimentert karbon i henhold til ASC-standarden (ASC, 2019). NewDepomod viser en AZE omkring anlegget med utstrekning mot øst, men også en utstrekning til dypområdet i nordvest for anlegget, med konsentrasjoner i tilstrekkelig store mengder til at området ifølge modellestimatene regnes som «innenfor» AZE. I estimatene fra FVCOM strekker AZE seg primært mot sørøst, og grensen ligger tett på anlegget i nordvestlig del av anleggsområdet. Verken FVCOM eller SINMOD viser tegn til nevneverdig akkumulering i dypområdet i nordvest. Resultatene fra SINMOD gir et AZE-estimat som strekker seg over et større areal omkring anlegget i en sammenhengende kontur. AZE estimert av SINMOD gjengir til en viss grad den nordvestlige utstrekningen sett hos NewDepomod og den sørøstlige utstrekningen fra FVCOM, men strekker seg mot nordøst og sørvest i mye større grad enn de andre to modellene.



Figur 11: Modellert sedimentering av organisk materiale ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$) ved Austvika. NewDepomod (øverst, venstre), FVCOM (øverst, høyre) og SINMOD (nederst). Konsentrasjonene av organisk materiale går fra lav (blå) til høy (gul). Lyseblå arealer i omgivelsene indikerer lave konsentrasjoner ($< 100 \text{ g m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Rød kontur viser grensen for sedimentering som tilsvarer AZE i ASC-standarden ($330 \text{ g m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Koordinataksler er satt til hver 100 m.

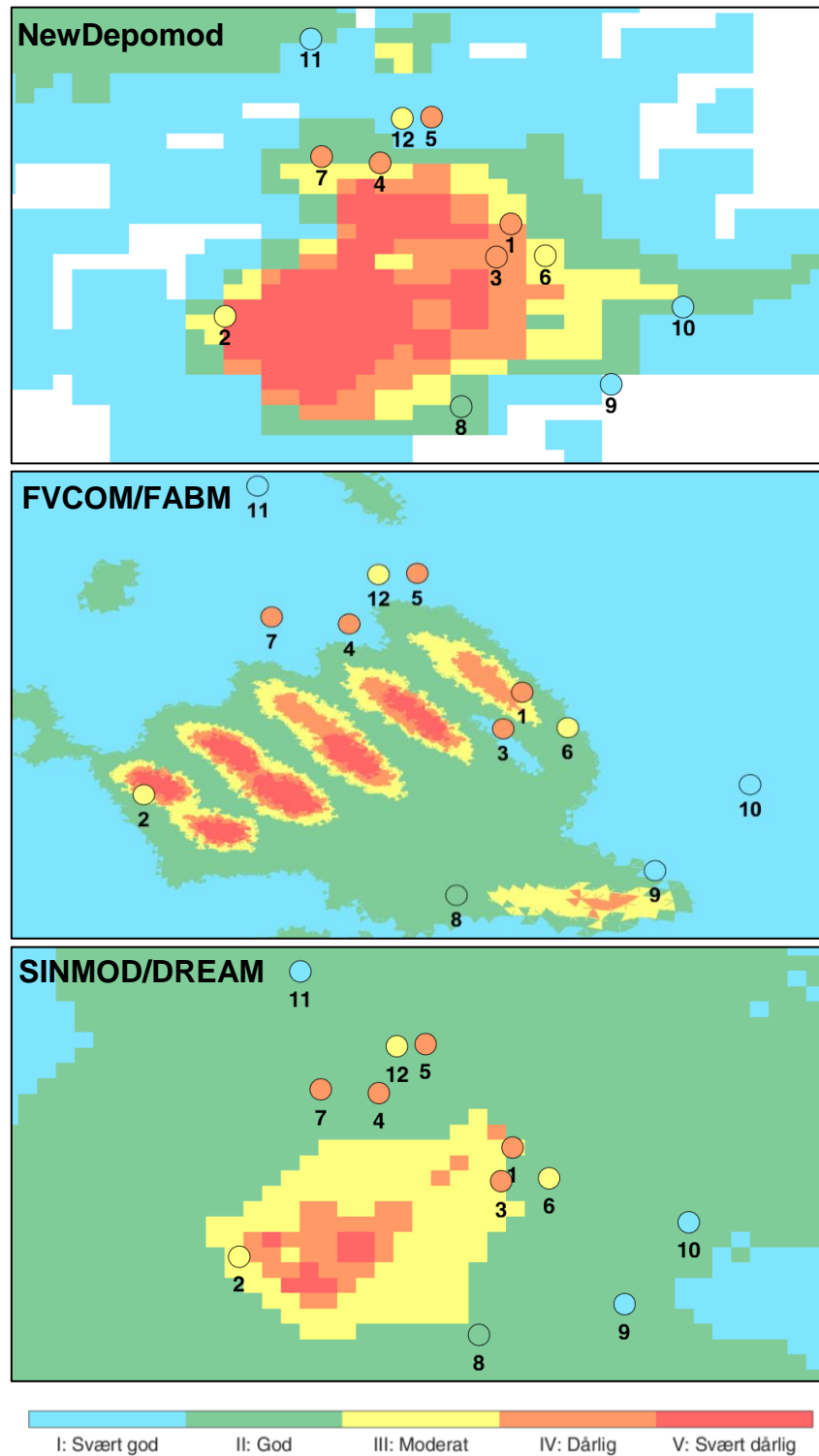
5.1.2 Modellert miljøtilstand

Figur 12 viser analyseresultater for sedimentprøver og modellerte karbonverdier konvertert til Shannon-Wiener diversitetsindeks, H' . Sammenlignet med resultater fra sedimentprøvene ved Austvika, viser alle tre modeller generelt bedre miljøtilstand enn hva som er funnet i sedimentprøvene ved stasjoner nært anlegget (stasjon 1-7 og 12). Ved stasjoner i større avstand til anlegget (stasjon 8-11 og 13) viser alle modellene en noe dårligere miljøtilstand enn hva som ses i sedimentprøvene. Det er varierende usikkerhet tilknyttet H' -verdier fra sedimentprøvene, hvilket i noen tilfeller resulterer i et spenn over tilstandsklasser. For eksempel ved stasjon 12 resulterer modellerte data i tilstand II (god) for alle tre modeller, sedimentprøven tilsier tilstand III (moderat), men med en usikkerhet som strekker seg til tilstand II (god). På samme måte strekker usikkerheten ved stasjon 6 og 7 seg mot tilstandsklasser som i større grad tilsvarer modellresultatene. Ved stasjon 2 er usikkerheten svært stor på grunn av at det ikke var mulig å replikere prøven som ved de andre stasjonene, grunnet hardbunn.



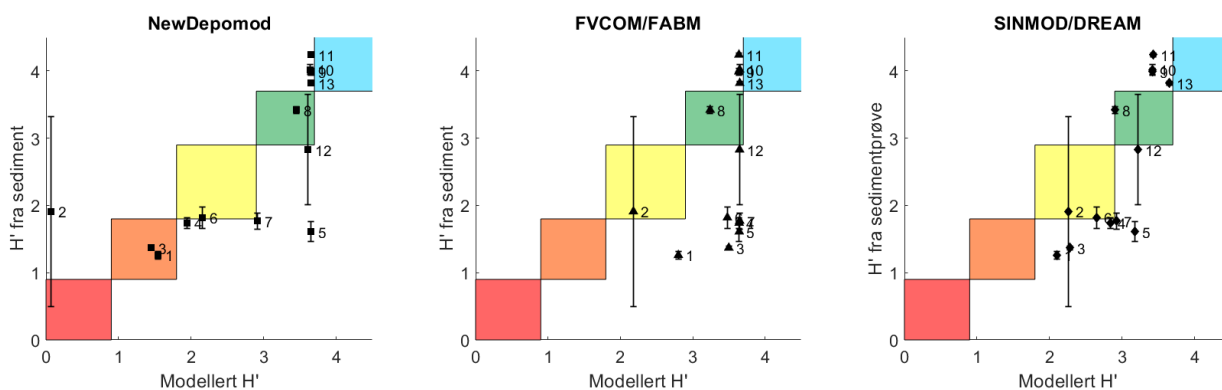
Figur 12: Sammenligning av Shannon indeks (H') i sedimentprøver (sort) og modellestimer (grå) ved Austvika. Verdier fra sedimentprøvene er estimert ved eDNA-analyse, og modellestimatene er konvertert fra modellert karbonsedimentering. Miljøtilstand gitt ved H' går fra tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).

For å få en bedre forståelse for geografisk variasjon i modellert miljøtilstand, er hver enkelt celle i modellresultatene fra Austvika representert i **Figur 13**, gitt ved H' . Utstrekning av karbonsedimentering resulterer i betydelig dårligere modellert miljøtilstand i nærheten av anlegget i resultatene fra NewDepomod enn fra FVCOM og SINMOD, hvilket gjenspeiler de høye konsentrasjonene av modellert sedimentert materiale i resultatene fra NewDepomod (**Figur 11**). De dårligere tilstandene modellert av NewDepomod tilsvarer sedimentverdier for H' i sørlig og østlig del av området for sedimentering (stasjon 1, 3 og 6), men viser ikke samsvar mellom stasjoner i nord (stasjon 2, 4, 5, 7 og 12). FVCOM viser overenstemmelse med sedimentprøver i punkter både svært nært og i stor avstand til utslippskilden (stasjon 1, 2, 8, 9, 10 og 11), men viser også dårlig samsvar med sedimentverdier i nordlige punkter (stasjon 3, 4, 5, 6, 7 og 12). Samtidig viser FVCOM's modellerte miljøtilstand dårlige forhold like under hver enkelt merd, men skarpe gradienter mot god miljøtilstand tett på anleggsområdet sammenlignet med NewDepomod og SINMOD. SINMOD viser stort sett miljøtilstand III (moderat) i området under anlegget (**Figur R3**), med områder med miljøtilstand ned mot tilstand V (svært dårlig) i sør, et mønster som også gjenspeiles i resultatene fra NewDepomod og FVCOM. Like utenfor utslippsområdet estimerer SINMOD miljøtilstand II (god) for et utstrakt geografisk område. Alle modeller viser en bedre miljøtilstand ved samlingen av stasjoner i nord (stasjon 4, 5, 7, 12) enn hva som fremkommer i sedimentanalysen.



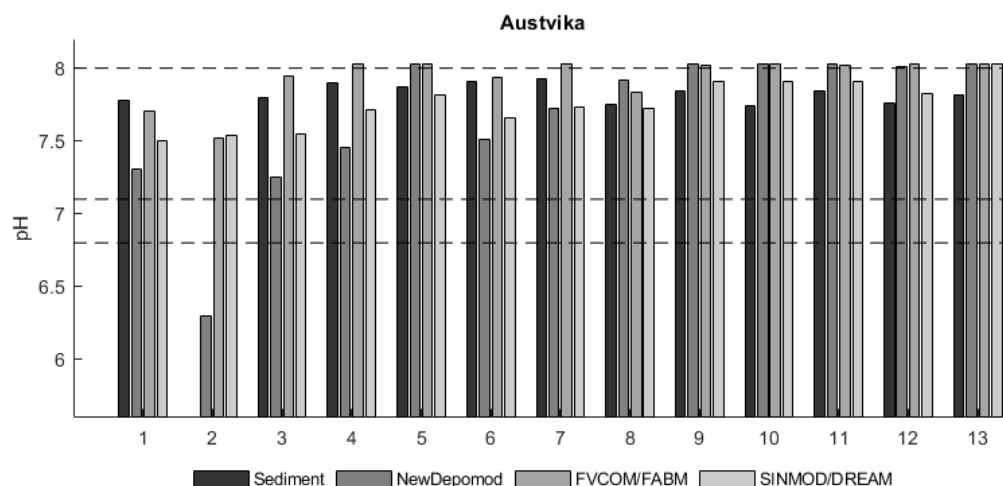
Figur 13: Kart over modellert miljøtilstand (Shannon-Wiener diversitetsindeks, H') ved Austvika. NewDepomod (øverst), FVCOM (midt) og SINMOD (nederst). Miljøtilstanden estimert fra sedimentprøver vises ved fargede sirkler på hver stasjon, merket med stasjonsnummer. Miljøtilstanden fra modellene er konvertert fra modellert karbonkonsentrasjon til H' , og går fra «svært god» (blå) til «svært dårlig» (rød).

Figur 14 oppsummerer graden av samsvar i miljøtilstand mellom Shannon indeks, H' , i sedimentprøver og modellresultater. For alle tre modeller er det flere tilfeller hvor modellestimatene er på grensen for overensstemmelse med H' i sedimentprøvene. For SINMOD kan det ses en gruppe punkter som grenser til tilstand III, moderat, både i sedimentprøver og modellestimater. Disse punktene (stasjon 4, 5, 7) indikerer at SINMOD underestimerer effekten for påvirkning i overgangen mellom høye og lave konsentrasjoner, men graden av underestimering er imidlertid liten. FVCOM viser en tydeligere underestimering av påvirkningen fra produksjonen ved punkter i noe avstand til utslippskilden (stasjon 3-7). Utover denne gruppen er det forholdsvis god overensstemmelse mellom modellestimat og resultat fra sedimentprøver. I resultatene fra NewDepomod vises tilsvarende spenn i modellestimater, hvor samsvaret overordnet er godt, med enkeltprøver hvor modellen fraviker i stor grad fra tilstandsklasse i sedimentprøvene (stasjon 2, 5).



Figur 14: Miljøtilstand gitt ved Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') i sedimentprøver (vertikal akse) og modellestimater (horisontale akser) ved Austvika. NewDepomod (venstre), FVCOM (midt) og SINMOD (høyre). Samsvar mellom sedimentprøver og modellverdier vises når datapunktene er innenfor fargede bokser for tilstandsklasser, og går fra tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).

pH-målinger i sedimentprøvene er sammenlignet med pH-verdier estimert fra modellert karbon. **Figur 15** viser at alle modellestimater (med unntak av stasjon 2) resulterte i $\text{pH} > 7.1$, hvilket tilsvarer akseptable pH-nivå i sedimentet (NS 9410:2016). Ved stasjon 2 estimerer NewDepomod svært dårlig pH ($\text{pH} < 6.8$). Det var imidlertid ikke mulig å måle pH ved stasjon 2 grunnet lite sediment i prøven (hardbunn), så det finnes ikke sammenligningsgrunnlag ved denne stasjonen. Det kan sees noe variasjon i pH-nivåer mellom sediment og modeller ved stasjoner nær anlegget, og variasjonen i pH-nivåene reduseres når avstanden til anlegget er større (stasjon 8-13).

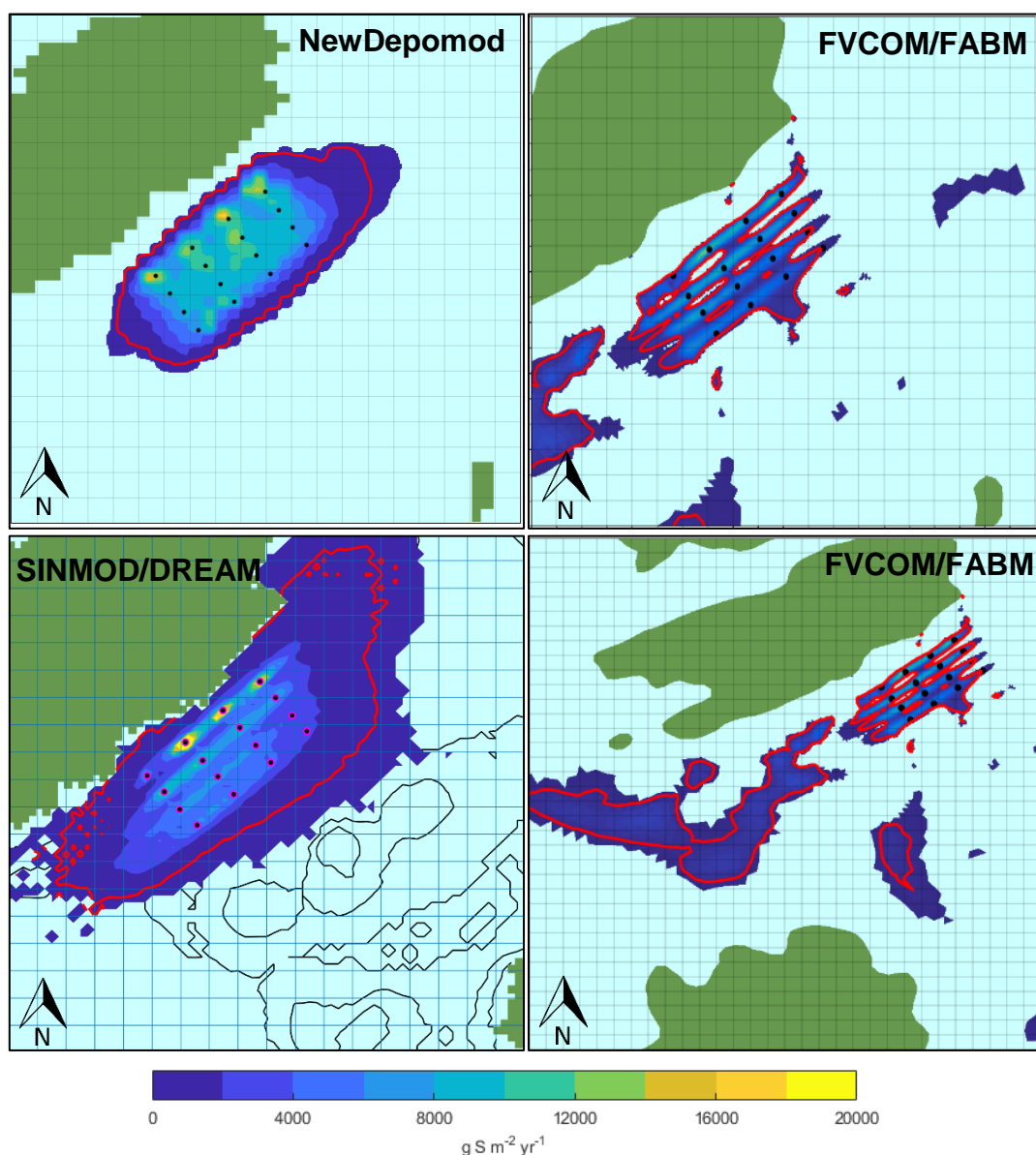


Figur 15: Sammenligning av pH i sedimentprøver og pH-estimat fra modellerte data. pH i sedimentet (sort) er målt direkte ved prøveuttak, mens modellverdier (gråtoner) er konvertert fra modellerte karbonverdier. Stiplede linjer viser grenseverdi for akseptabel elektrokjemisk tilstand ($pH > 7.1$), dårlig tilstand ($6.8 < pH < 7.1$), svært dårlig tilstand ($pH < 6.8$), samt svært høy pH ($pH > 8.0$; pH i sjøvann).

5.2 Indre Skjervøy

5.2.1 Modellerte spredningsmønstre

Modellert sedimentering av totalt organisk materiale ved Indre Skjervøy vises i **Figur 16**. Modellene viser størst påvirkning i den nordvestlige delen av anlegget over de grunnere områdene nærmest land, og en spredning strukket mot sørvest og nordøst. Alle tre modellene viser tilnærmet like konsentrasjoner, med begrensede områder med betydelig sedimentering ($> 12\ 000\ g\ m^{-2}$). Til tross for flere fellestrekk i modellert sedimentering ved Indre Skjervøy, er det også flere ulikheter i spredningsmønstrene. FVCOM (**Figur 16**, nederst, høyre) estimerer en betydelig spredning til dypområder 1-2 km sørvest og 0,5 km sør for anlegget. Selv om akkumuleringen her er relativt lav ($< 2000\ g\ m^{-2}$), er akkumuleringen i disse områdene tilstrekkelig til at områdene inngår i anleggets AZE. For NewDepomod (øverst, venstre) er AZE-grensen begrenset til et område sentrert rundt anlegget, med noe større utstrekning mot nordøst, mens den største spredningen i resultatene fra FVCOM strekker seg mot sørvest. AZE estimert av SINMOD (nederst, venstre) gir også en AZE som ligger mer samlet rundt anlegget enn hva som ses hos FVCOM. Spredningen estimert av SINMOD strekker seg over et større område omkring anlegget, med utstrekning både mot nordøst og sørvest.

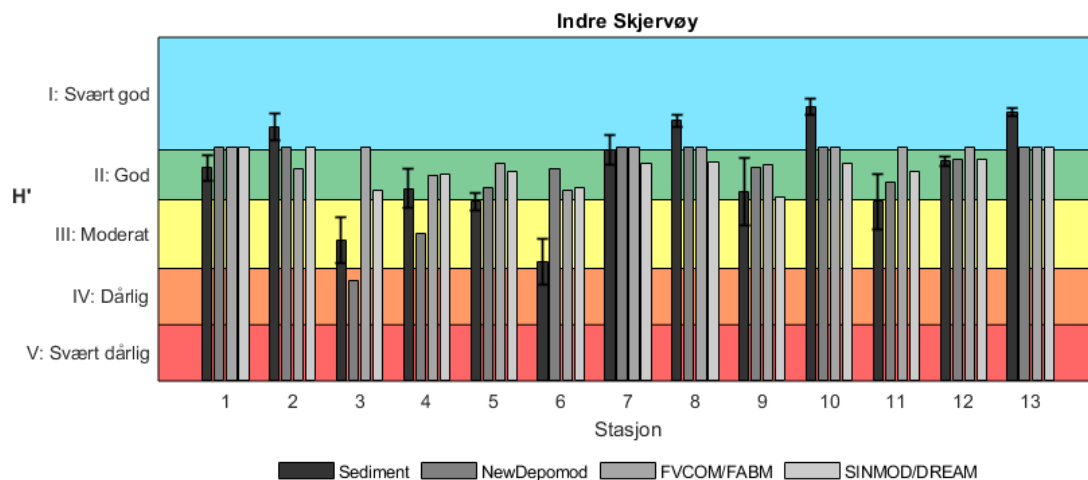


Figur 16: Modellert sedimentering av organisk materiale ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$) ved Indre Skjervøy. NewDepomod (øverst, venstre), FVCOM (øverst og nederst, høyre) og SINMOD (nederst). Konsentrasjonene av organisk materiale går fra lav (blå) til høy (gul). Lyseblå arealer i omgivelsene indikerer ingen eller lave konsentrasjoner ($< 100 \text{ g m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Rød kontur viser grensen for sedimentering som tilsvarer AZE i ASC-standarden ($330 \text{ g m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Koordinataksler er satt til hver 100 m. Det store arealet for spredning modellert av FVCOM ved Indre Skjervøy illustreres nederst til høyre.

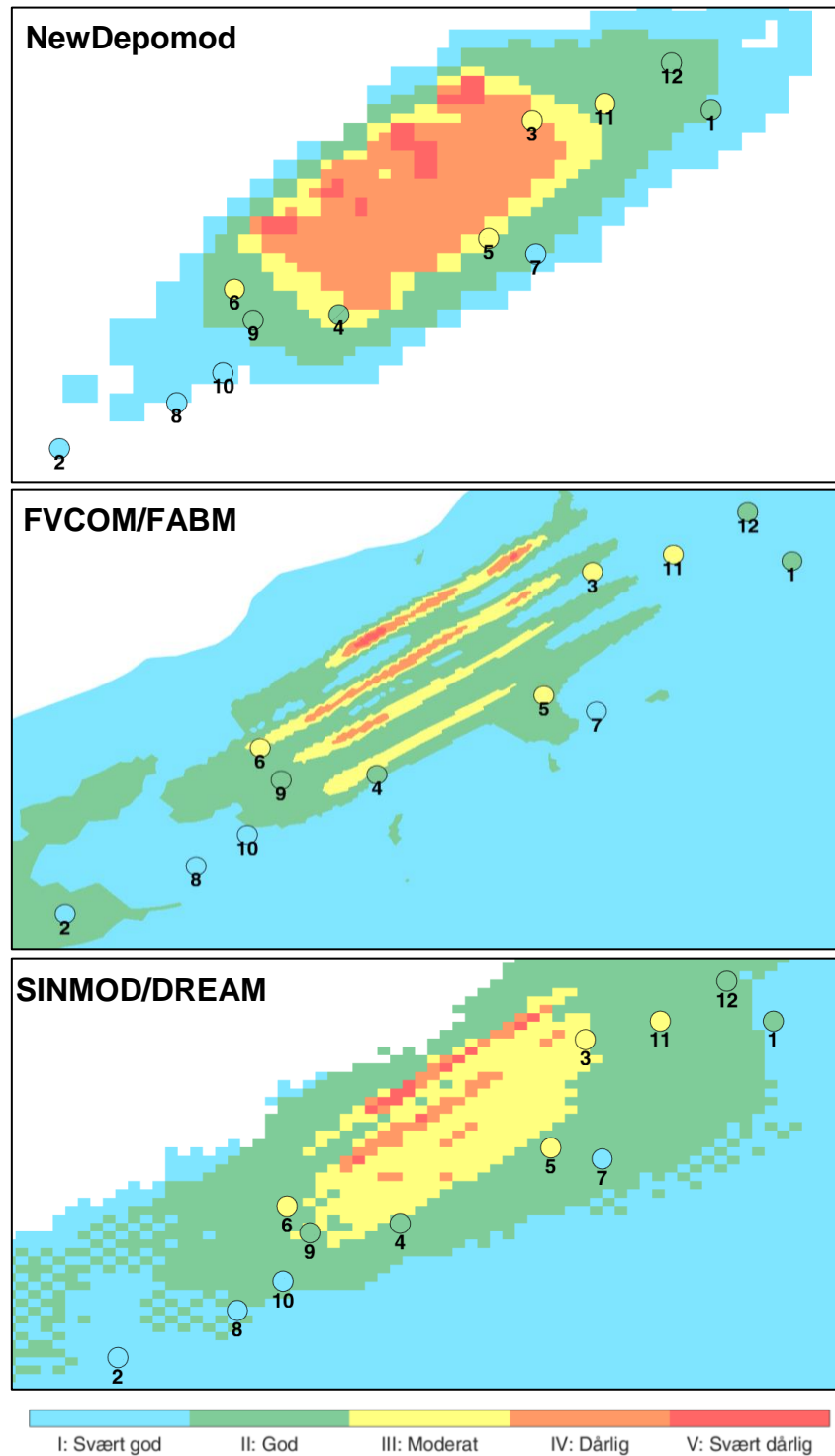
5.2.2 Modellert miljøtilstand

Estimert miljøtilstand ved H' for modellert spredning ved Indre Skjervøy sammenlignes med analyseverdier fra sedimentprøver i **Figur 17**, og et kart over H' i hver enkelt celle i modelleringen av Indre Skjervøy vises i **Figur 18**. Modellene estimerer gode miljøforhold i de fleste av punktene brukt i sammenligningen, med enkelte unntak. Ved stasjon 3 og 6, som ligger nært anlegget, estimerer ingen av modellene samme tilstandsklasse som sedimentanalysen. Ved stasjon 4, 5 og 9, også nært anlegget, er det samsvar med sedimentverdi for H' fra FVCOM og SINMOD ved stasjon 4, samsvar for alle modeller ved stasjon 5, og samsvar for alle modeller ved stasjon 9. Generelt er det mindre variasjon i modell- og sedimentverdi for H' ved stasjoner i større avstand til anlegget (stasjon 1, 2, 8, 12, 13). H' fra sedimentprøvene viser en tendens til spredning i nordøstlig fremfor sørvestlig retning, med tilstand I (svært god) ved stasjon 2, 8, 10 i sørvest og tilstand II og III (god og moderat) ved stasjon 1, 3, 11 og 12. Denne tendensen gjenspeiles i

modellestimatene fra NewDepomond og SINMOD/DREAM, men ikke i resultatene fra FVCOM/FABM, hvilket kommer av svært stor vanntransport mot sørvest (**Figur 6**).



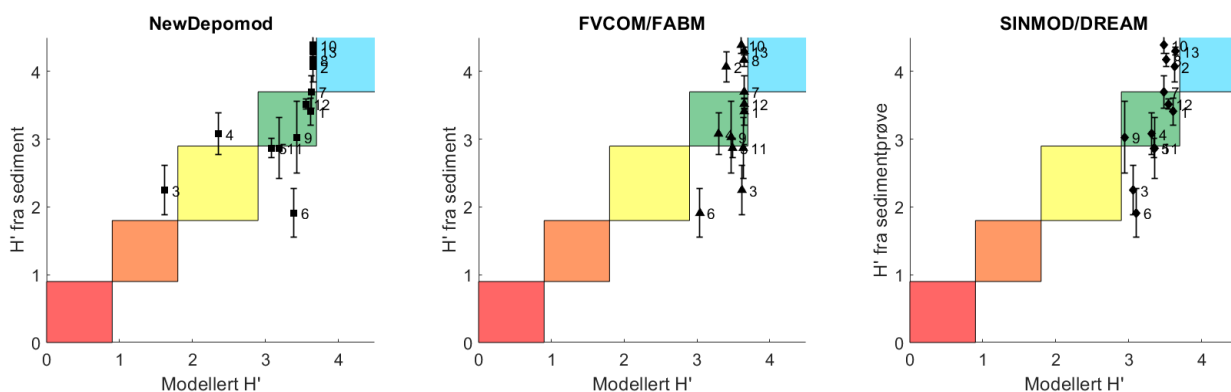
Figur 17: Sammenligning av Shannon indeks (H') i sedimentprøver (sort) og modellestimater (gråtoner) ved Indre Skjervøy. Verdier fra sedimentprøvene er estimert ved eDNA-analyse, og modellestimatene er konvertert fra modellert karbonsedimentering. Miljøtilstand gitt ved H' går fra tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).



Figur 18: Kart over modellert miljøtilstand (Shannon indeks, H') ved Indre Skjervøy. NewDepomod (øverst), FVCOM (midt) og SINMOD (nederst). Miljøtilstanden estimert fra sedimentprøver vises ved fargede sirkler på hver prøvetakings-stasjon, merket med stasjonsnummer. Miljøtilstanden fra modellene er konvertert fra modellert karbonkonsentrasjon til Shannon indeks (H'), og går fra «svært god» (blå) til «svært dårlig» (rød).

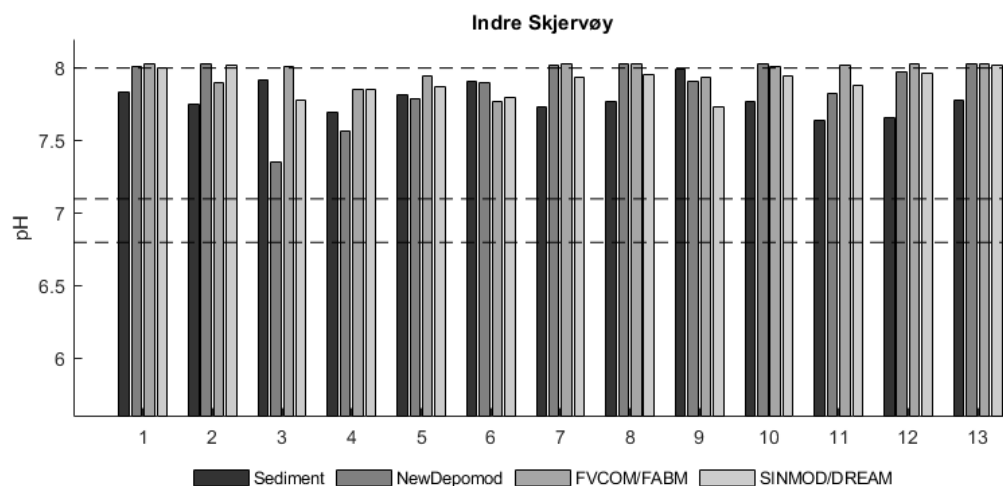
Graden av samsvar mellom sedimentprøver og modellestimater vises i **Figur 19**. Igjen er det tydelig at både sedimentprøver og modellestimater viser gode miljøforhold ved Indre Skjervøy. Enkelte punkter treffer ikke med tilstandsklasse funnet i sedimentprøven. Særlig stasjon 6 modellert av NewDepomod, og stasjon 3 i

resultater fra FVCOM viser dårlig samsvar. Alle tre modeller gjengir miljøtilstanden hvor sedimentanalysen viser tilstand II, god, men underestimerer miljøtilstanden der sedimentet viser tilstand I, svært god.



Figur 19: Miljøtilstand gitt ved Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') i sedimentprøver (vertikal akse) og modellestimer (horisontale akser) ved Indre Skjervøy. NewDepomod (venstre), FVCOM (midt) og SINMOD (høyre). Samsvar mellom sedimentprøver og modellverdier vises når datapunktene er innenfor fargede bokser for tilstandsklasser tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).

Sammenligning av pH-målinger i sedimentprøver og pH-verdier estimert fra modellert karbon ved Indre Skjervøy er presentert i **Figur 20**, og viser samsvar ved samtlige stasjoner. Igjen er det stor variabilitet i modellverdiene ved stasjon 3, men alle modeller treffer $pH > 7,1$ ved samtlige stasjoner.

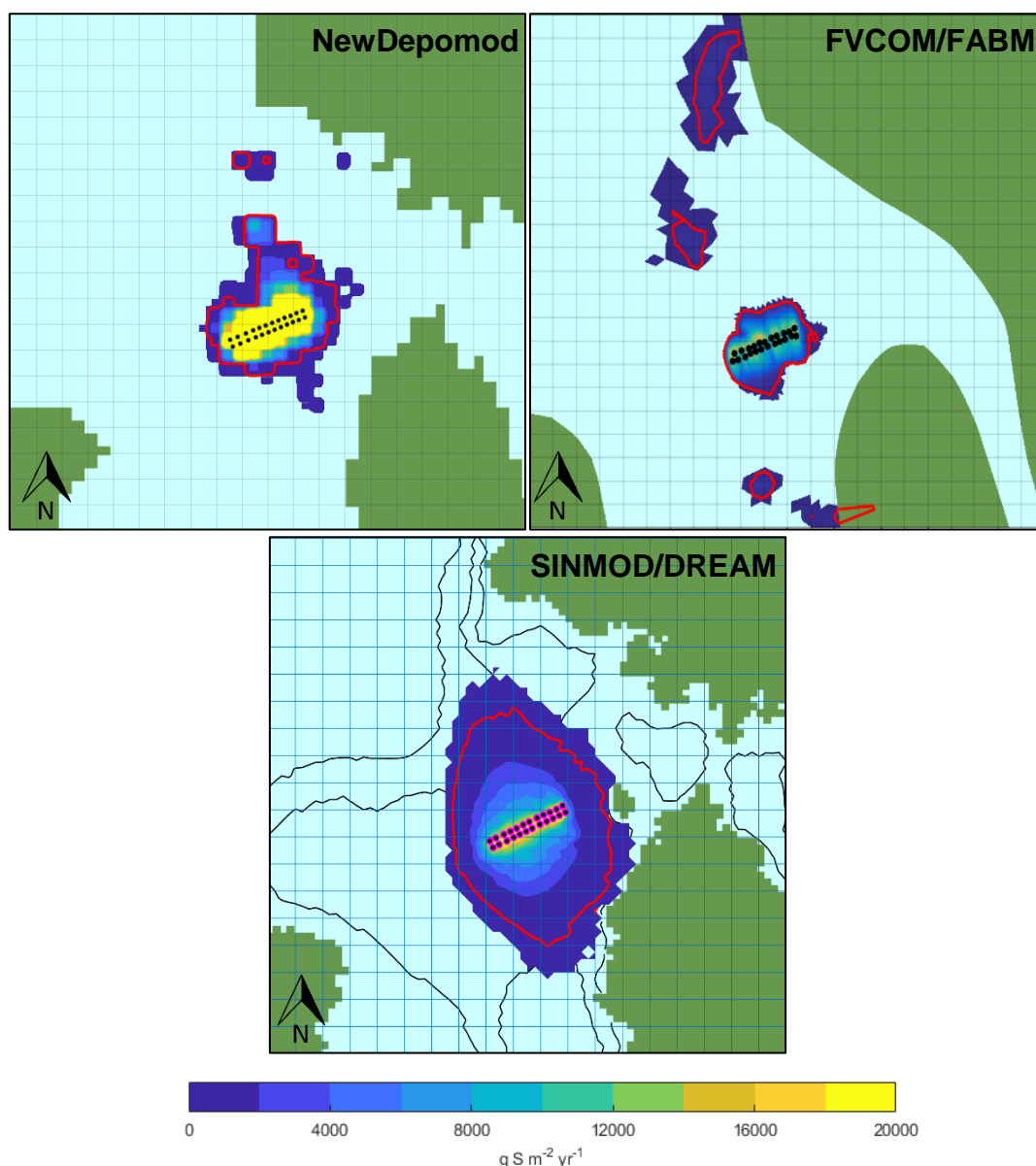


Figur 20: Sammenligning av pH i sedimentprøve og pH-estimat fra modellerte data for Indre Skjervøy. pH i sedimentet (sort) er målt direkte ved prøveuttak, mens modellverdier (gråtoner) er konvertert fra modellerte karbonverdier. Stiplede linjer viser grenseverdi for akseptabel elektrokjemisk tilstand ($pH > 7.1$), dårlig tilstand ($6.8 < pH < 7.1$), svært dårlig tilstand ($pH < 6.8$), samt svært høy pH ($pH > 8.0$; pH i sjøvann).

5.3 Kjølneset

5.3.1 Modellerte spredningsmønstre

Spredningen av organisk materiale ved Kjølneset vises i **Figur 21**. Alle tre modellene estimerer høy akkumulering under anlegget. NewDepomod viser høyere konsentrasjoner enn FVCOM og SINMOD i nærheten til anlegget. Alle modeller viser spredning primært i nordlig og sørlig retning, og begrenset utstrekning av spredning mot øst og vest. NewDepomod viser et spredningsmønster som strekker seg mot nord, og i noe grad mot sør, men i lave konsentrasjoner. Tilsvarende mønster ses i resultatene fra FVCOM som viser en akkumulering i områder i større avstand fra anlegget hovedsakelig i nord, men også i sør. SINMOD viser en svakt elliptisk spredning av avfall, også med høy akkumulering like under anlegget.

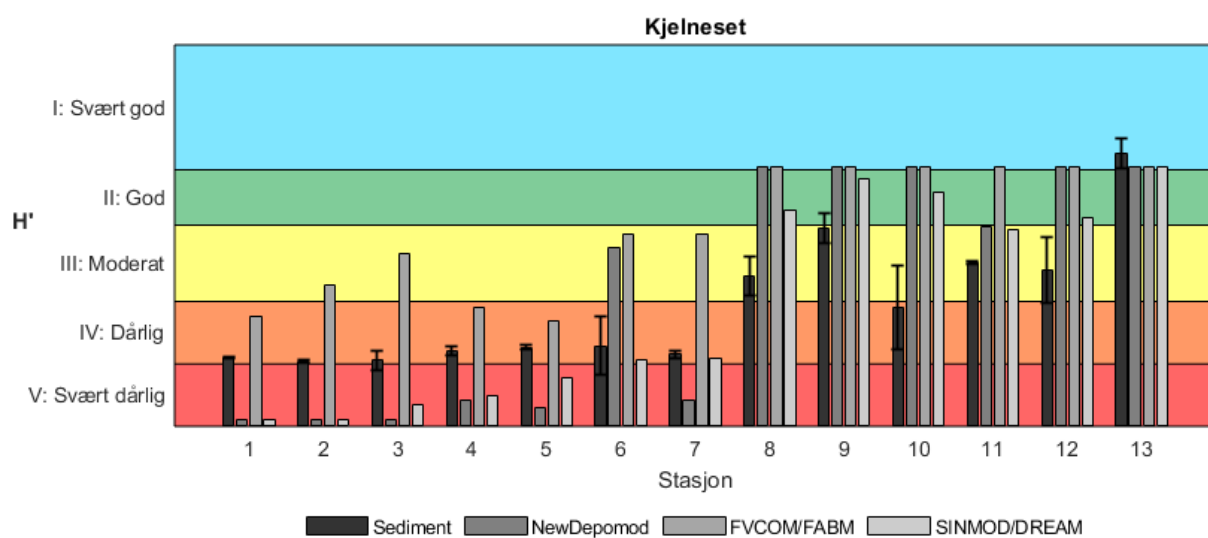


Figur 21: Modellert sedimentering av organisk materiale ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$) ved Kjølneset. NewDepomod (øverst, venstre), FVCOM (øverst, høyre) og SINMOD (nederst). Konsentrasjonene av organisk materiale går fra lav (blå) til høy (gul). Lyseblå arealer i omgivelsene indikerer ingen eller lave konsentrasjoner ($< 100 \text{ g m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Rød kontur viser grensen for sedimentering som tilsvarer AZE i ASC-standard (330 $\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Koordinataksler er satt til hver 100 m.

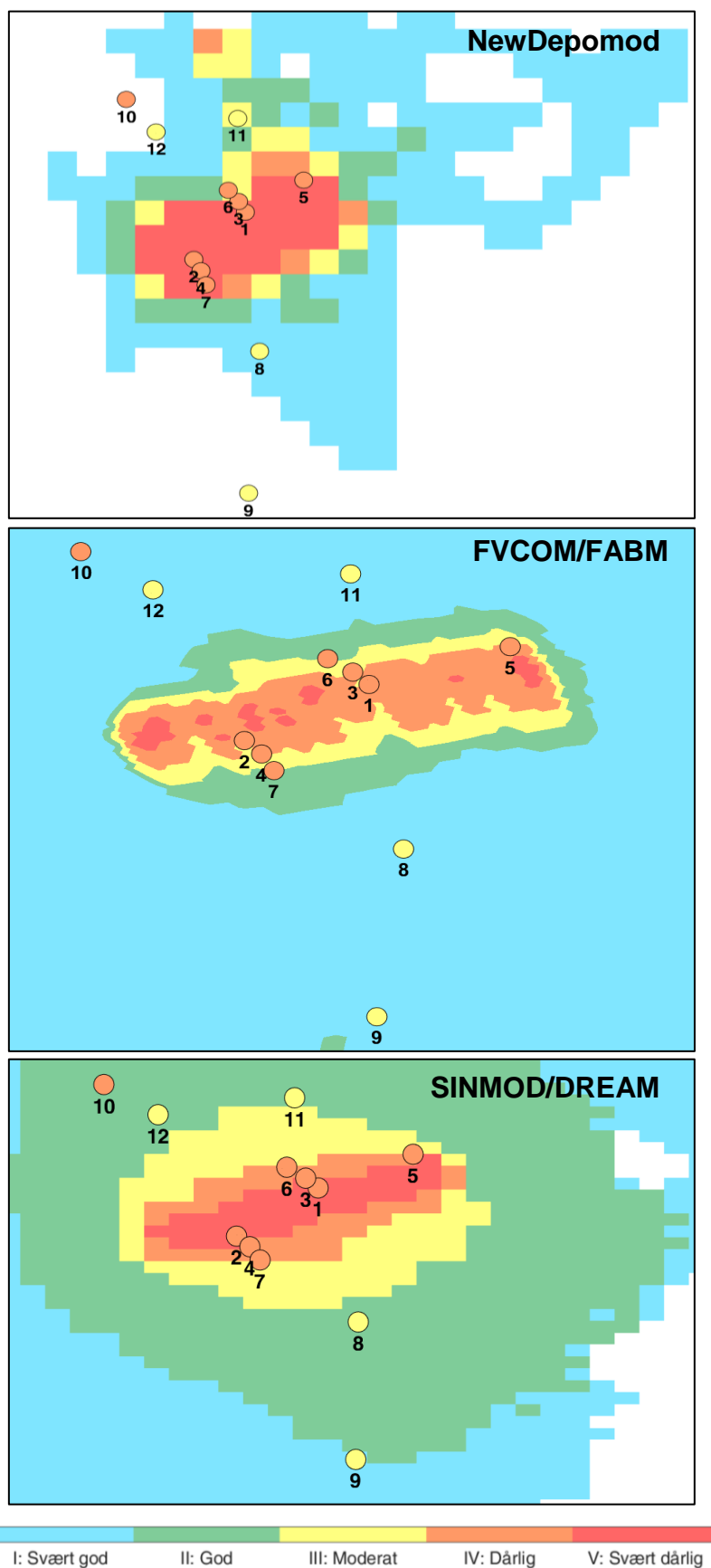
Modellert AZE varierer mellom de tre modellene, og modellene estimerer også lokal akkumulering i områdene nord og sør ulikt. FVCOM estimerer AZE-grensen nært anlegget til å strekke seg noe mer mot sør enn nord, motsatt av AZE modellert av NewDepomod som strekker seg primært i nordlig retning. Igjen viser SINMOD en AZE som strekker seg over et større område enn de to andre modellene, med tilnærmet like stor utstrekning i nordlig og sørlig retning. Resultatene fra SINMOD viser også en betydelig større utstrekning mot øst og vest enn hva som vises i modellestimatene fra NewDepomod og FVCOM.

5.3.2 Modellert miljøtilstand

I sammenligningen mellom resultater fra sedimentprøver og modellestimater av H' ved Kjerneset (**Figur 22**) vises større ulikheter mellom sedimentprøver og modellresultater enn for Austvika og Indre Skjervøy. Ved stasjoner i nærhet til anlegget (stasjon 1-5) viser NewDepomod og SINMOD generelt dårligere miljøtilstand enn hva analyseresultatene av sedimentet viser. FVCOM estimerer generelt en noe bedre tilstand for punktene nært anlegget, og viser samsvar med sedimentverdi ved stasjon 1, 4 og 5. For stasjoner i større avstand til anlegget (stasjon 8-12) har samtlige modeller beregnet bedre miljøtilstand enn hva sedimentprøvene viser. Når det kommer til kart over modellerte tilstandsklasser (**Figur 23**), viser FVCOM og SINMOD begge tilfredsstillende samsvar med H' -verdier fra sedimentanalysene nært anlegget (stasjon 1-7), mens NewDepomod estimerer dårligere miljøtilstand over et større område enn hva som vises i sedimentprøvene. Videre viser resultatene fra sedimentprøvene moderate og dårlige forhold i større områder enn hva som fanges opp av NewDepomod og FVCOM (stasjon 8-13), mens SINMOD viser bedre samsvar ved de samme stasjonene.

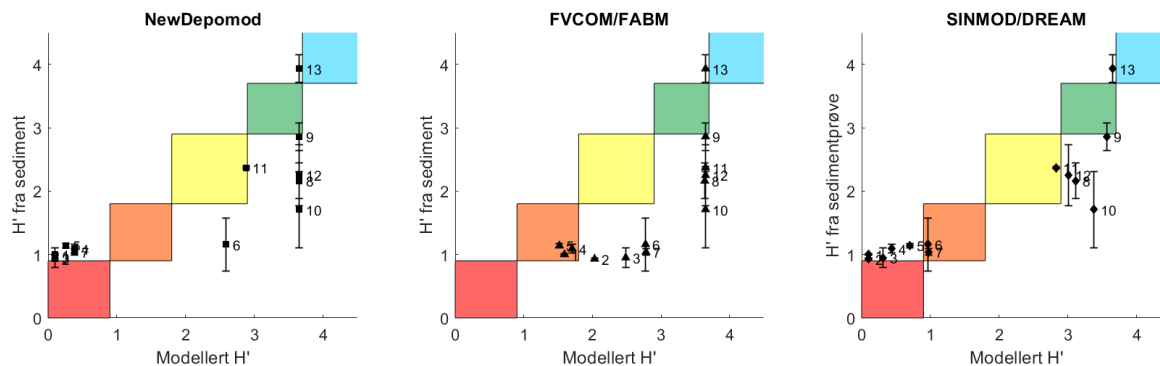


Figur 22: Sammenligning av Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') i sedimentprøver (sort) og modellestimater (gråtoner) ved Kjerneset. Verdier fra sedimentprøvene er estimert ved eDNA-analyse, og modellestimatene er konvertert fra modellert karbonsedimentering. Miljøtilstand gitt ved H' går fra tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).



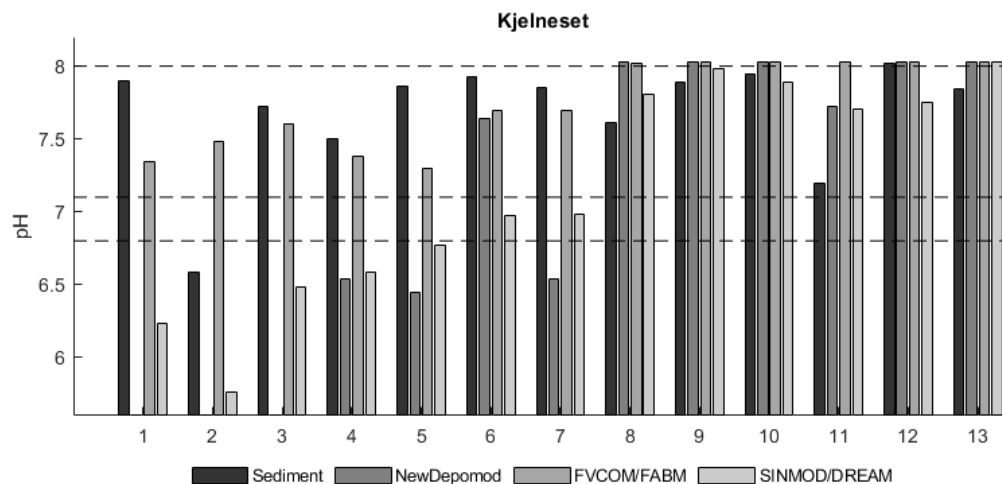
Figur 23: Kart over modellert miljøtilstand (Shannon indeks, H') ved Kjelneset. NewDepomod (øverst), FVCOM (midt) og SINMOD (nederst). Miljøtilstanden estimert fra sedimentprøver vises ved fargede sirkler på hver prøvetakingsstasjon, merket med stasjonsnummer. Miljøtilstanden fra modellene er konvertert fra modellert karbonkonsentrasjon til Shannon indeks (H'), og går fra «svært god» (blå) til «svært dårlig» (rød).

Graden av samsvar mellom H' i sedimentprøver og modellestimater vises i **Figur 24**. Flere stasjoner viser store ulikheter mellom sediment- og modellverdier for H' , og kun enkeltpunkter i modellestimatene treffer samme tilstandsklasse som i sedimentprøven.



Figur 24: Miljøtilstand gitt ved Shannon-Wiener diversitetsindeks (H'), i sedimentprøver (vertikal akse) og modellestimater (horisontale akser) ved Kjelneset. NewDepomod (venstre), FVCOM (midt) og SINMOD (høyre). Samsvar mellom sedimentprøver og modellverdier vises når datapunktene er innenfor fargede bokser for tilstandsklasser tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).

Sammenligning av pH-målinger i sedimentprøver og pH-verdier estimert fra modellert karbon ved Kjelneset er presentert i **Figur 25**, og viser varierende samsvar.



Figur 25: Sammenligning av pH i sedimentprøver og pH-estimat fra modellerte data for Kjelneset. pH i sedimentet (sort) er målt direkte under prøvetaking, mens modellverdier (gråtoner) er konvertert fra modellerte karbonverdier. Stiplede linjer viser grenseverdi for akseptabel elektrokjemisk tilstand ($pH > 7.1$), dårlig tilstand ($6.8 < pH < 7.1$), svært dårlig tilstand ($pH < 6.8$), samt svært høy pH ($pH > 8.0$; pH i sjøvann).

6. Diskusjon

Tre numeriske modeller for estimering av spredning av organisk avfall fra matfiskanlegg er brukt til å modellere den geografiske utstrekningen til det miljømessige fotavtrykket ved matfisklokalitetene Austvika, Indre Skjervøy og Kjølneset. Treffsikkerheten til modellene er vurdert kvalitativt ved sammenligning av estimerte karbonkonsentrasjoner og miljøparametere fra sedimentprøver. Modellene NewDepomod, FVCOM og SINMOD viser samlet sett flere fellestrekk i geografisk utstrekning av avfall fra hver av de tre lokalitetene. I store trekk strekker spredningen seg i samme retninger ved alle tre lokaliteter, noe som tyder på at modellene tilpasses samme karakteristikk i batymetri og strømfelt. Det ses også ulikheter i modellenes estimerte konsentrasjoner, utstrekning og utforming på akkumulasjonen av organisk materiale, men ikke mer enn hva som kan forventes fra ulikhetene i modellenes oppsett og inngangsdata (beskrevet i **avsnitt 4.3 og 4.4**).

6.1 Austvika

6.1.1 Spredningsmønster

Ved Austvika presenterer modellene spredningsmønstre som forventet ut fra batymetri, samt målt og modellert vanntransport i fjordsystemet ved Austvika (**Figur 11**). Det fremkommer ulikheter i modellenes strømfelt (**Figur 5**), noe som forventes å bidra til de betydelige ulikhetene i modellerte spredningsmønstre og utstrekning av avfall. Estimaten fra NewDepomod viser en spredning av betydelige konsentrasjoner både mot øst og nordvest, altså en spredning noe forskjøvet mot nord sammenlignet med spredningen modellert med FVCOM og SINMOD. Vannstrømmålingene ved Austvika, benyttet til modellkjøringen med NewDepomod, presenterer en betydelig andel vanntransport mot nordvest i den aktuelle måleperioden. Dette, og spesielt vanntransporten registrert like over terskelen (107 m dyp), forårsaker trolig akkumuleringen av organisk materiale på dypområdet nordvest for anlegget i estimaten fra NewDepomod. Tilsvarende omfang av akkumulering i nordvest ses ikke i resultatene fra SINMOD og FVCOM, selv om SINMOD antyder en nordvestlig rettet spredning. SINMOD estimerer størst vanntransport i overflaten, mot vest-nordvest. Til sammenligning har transporten i dypere vannlag primærretning mot sørøst og sekundærretning mot nordvest (**Figur 5**). Den nordvestlige overflatestrømmen resulterer i en utstrekning som gjenspeiles både i AZE og arealet for påvirkning generelt. Strømfeltene fra FVCOM viser delvis noe ulike karakteristikk, men likevel presenterer modellen en akkumulering i enkelte mindre områder adskilt fra spredningen rundt anleggsområdet, nord-nordvest og vest-nordvest for anlegget (**Figur 11**). Dette mønsteret gjengir FVCOM's modellerte strømfeltet (**Figur 5**) som viser at en stor del av vanntransporten er rettet mot nord-nordvest og vest-nordvest i overflaten. Ulikheter i strømfeltene mellom modellene (**Figur 5**) forklarer ulikheten i akkumuleringen av organisk materiale sørøst for anlegget i resultatene fra FVCOM og SINMOD. Det understrekes imidlertid at strømdataene presentert i **Figur 5-7** ikke er direkte sammenlignbare mellom modellene, både på grunn av at målt og modellert strøm gjelder for ulike perioder og fordi FVCOM og SINMOD benytter strømfelt som varierer over domenets 3 dimensjoner, mens NewDepomod anvender samme strømfelt over hele domenet ut fra hva som er målt i ett enkelt horisontalt punkt. Strømbildet for FVCOM og SINMOD vil dermed være mer sammensatt enn hva som fremkommer av strømsammenligningene ved alle tre lokaliteter.

Vannstrømmen modellert av FVCOM presenterer betydelig vanntransport mot sørøst. SINMOD presenterer omtrent samme strømretning, men med en mindre transport mot øst-sørøst på 107 m dyp, hvilket kanskje kan forklare hvorfor den østlige utstrekningen fra anlegget er mindre utpreget i SINMOD-resultatene.

NewDepomod antyder ikke tilsvarende akkumulering på det grunnere området ved land sørøst for anlegget. Forskjellene i modellert vanntransport kan potensielt forklares av variasjoner i vannstrøm og værforhold mellom år, da FVCOM og SINMOD i dette prosjektet benytter vannstrøm simulert for ulike år (hhv. 2014 og 2018). Vannstrømmålingene i den aktuelle måleperioden presenterer ikke noen utpreget transport mot øst, men heller vanntransport mot sørøst. NewDepomod estimerer imidlertid en østlig sedimentspredning. Det kan derfor se ut som at batymetrien forklarer akkumuleringen øst for Austvika i NewDepomod-resultatene. Resultatene fra Austvika viser overordnet at både retning og størrelse på vanntransporten i målt og modellert strøm har stor innvirkning på spredningsmønstrene generelt, og at ulikhetene i strømfeltene medfører forskjeller i utstrekning og form på modellerte spredningsmønstre.

6.1.2 Tilstandsklasser

Det presenteres et overordnet godt samsvar mellom miljøtilstand i sedimentprøver og modellverdier ved Austvika for alle modeller i **Figur 13**. Ingen av modellene fanger imidlertid opp miljøpåvirkningen påvist i sedimentprøvene like nord for anlegget, ved stasjon 4, 5, 7 og 12. En mulig forklaring på dette kan være akkumulering over flere år som ikke vises i modelleringene ettersom at simuleringene er gjort over ett år. Austvika har vært i drift siden 2005, og som en følge av over 10 år med utslipp, er det mulig at sedimenttilstanden gradvis er forverret med årene, uten mulighet for tilstrekkelig restitusjon. Austvika er et forholdsvis lite anlegg (10 ringer, omkrets 157 m), men har stor MTB (5460 tonn), noe som potensielt kan medføre betydelige utslipp. Økologisk tilstandsklassifisering ved Austvika i 2018 ga tilstand II (god tilstand), som indikerer tilfredsstillende miljøforhold uten overskridelse av bæreevne (Strøm, 2018). Videre kan det ses i **Figur 13** at stasjon 4, 5, 7 og 12 ligger på grensen til områder for større påvirkning. Både modellert og målt vannstrøm viser vanntransport i retning av denne gruppen stasjoner ved dypere vannlag (**Figur 5**), noe som i utgangspunktet gjør at man skulle kunne forvente en større påvirkning i modellestimatene ved disse punktene. Det kan ikke utelukkes at modellene mislykkes i å påvise akkumuleringen som ses ved de nevnte stasjonene, men dette kan heller ikke bekreftes, ettersom årsaken i ulikhetene kan ligge i flere år med utslipp ved Austvika. Det kan også nevnes at Austvika ligger i en terskelfjord, som fra naturens side kan ha mer begrenset vannutskiftning enn områder i mer åpne farvann, og dermed også naturlig mer reduserte miljøforhold i lengre tidsperspektiv.

6.2 Indre Skjervøy

6.2.1 Spredningsmønstre

Ved Indre Skjervøy presenterer modellene lignende karakteristikk, med størst akkumulering under anleggets nordvestlige rekke (**Figur 16**), med begrenset akkumulering i et mindre område med betydelig miljøpåvirkning (**Figur 18**). Modellene viser størst påvirkning i de grunnere områdene mot land (i nordvest). Dette kan ikke forklares av en intensivt produksjon i disse merdene, da både FVCOM og SINMOD som benytter merd-spesifikk produksjonsdata, og NewDepomod som bruker gjennomsnittsproduksjon i alle merdene, presenterer den samme karakteristikken. Modellert akkumulering i nordvest kan antyde at det potensielt kan forekomme oppsamling her, uavhengig av hvordan produksjonsbelastningen fordeles utover anleggets merder. Videre presenterer målt og modellert vannstrøm (**Figur 6**) ingen betydelig vanntransport mot vest-nordvest. Batymetrien kan være en mulig forklaring på modellert akkumulering i nordvest, da det i nordvest er grunnere bunnforhold og dermed kortere transportrute til en akkumuleringsflate enn ved større dyp. På grunn av hardbunn og skrånende terreng under Indre Skjervøy (**Figur 3**), var det ikke mulig å ta sedimentprøver fra anleggets nordvestlige del, så det har ikke vært mulig å sammenligne modellerte resultater i nordvestlig del av anlegget med sedimentprøver fra dette området.

Indre Skjervøy er en mer eksponert lokalitet enn Austvika og Kjølneset, og har svært god målt og modellert gjennomstrømming i alle undersøkte dyp (**Figur 6**). Dette er trolig hovedårsaken til lavere konsentrasjoner av akkumulert materiale i nærheten av anlegget sammenlignet med Austvika og Kjølneset, som begge er lokalisert i beskyttet kyst. Utover dette har Indre Skjervøy også stor avstand mellom merdene, noe som trolig reduserer muligheten for store konsentrasjoner like under anlegget. Ved forrige miljøundersøkelse, utført ved maksimal belastning (ASC-undersøkelse; Fredriksen, 2019), var det kun sedimentprøven hentet fra stasjoner innenfor anleggsrammen som viste tegn til nevneverdig påvirkning. Denne karakteristikken gjenspeiles i modellene, som alle viser moderat og god økologisk tilstand (II og III) i området rundt anlegget (**Figur 16 og 18**). Ved Indre Skjervøy estimerer FVCOM spredning mot dypområdene i sørvest (**Figur 16**), noe som trolig er en følge av svært stor vanntransport mot sørvestlig retning (**Figur 6**). Til sammenligning viser NewDepomod og SINMOD også at en betydelig andel vanntransport er rettet mot sørvest på 75 m i 2018, men begge med størrelser på en tiendedel av hva som er estimert av FVCOM for 2014. Det er mulig at den langstrakte spredningen i FVCOM-resultatene ved Indre Skjervøy kan være knyttet til modellparametere for resuspensjon av organisk materiale, eller typen modell (eulersk modell), men det ser ut til at akkumuleringen i sørvest i stor grad bør kunne forklares av modellert strømfelt, spesielt siden konsentrasjonene selv i dypområdene er store nok til å regnes som «innenfor AZE», altså en total akkumulering på $>330 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. NewDepomod og SINMOD estimerer begge en spredning som i større grad strekker seg mot nordøst enn sørvest, hvilket også trolig kan forklares av målt og modellert vannstrøm ved Indre Skjervøy. Spesielt strømfeltet i SINMOD presenterer stor vanntransport mot nordøst i de øvre vannmassene (5 og 15 m dyp). Det må også her tas høyde for at strømsammenligningen er gjort ut fra ett punkt, og at strømforholdene for FVCOM og SINMOD er mer komplekse enn hva som fremkommer av sammenligningene (**Figur 5-7**).

NewDepomod presenterer en mer sentrert akkumulering, mens SINMOD viser en akkumulering som fører til noe påvirkning over et større område. Dette kommer også tydelig frem av **Figur 18**, hvor NewDepomod viser dårlig tilstand under hele anleggsområdet og liten/ingen påvirkning like utenfor anlegget, mens SINMOD viser moderate forhold under anlegget og gode forhold i et større område, i en elliptisk form rundt anlegget strukket mot nordøst. FVCOM presenterer at moderat og dårlig miljøtilstand (tilstand III og IV) kun finner sted like under radene av merder, mens omkringliggende områder viser god og svært god økologisk tilstand (tilstand II og I).

6.2.2 Tilstandsklasser

Når det gjelder sammenligning mellom økologisk tilstand i sediment og modellestimer, understrekes det at prøvetakingen ved indre Skjervøy ble utført 6 måneder etter modelleringsperioden (mars 2019), noe som i denne sammenhengen anses som et langt tidsrom, og som potensielt har medført forskjeller mellom modellresultater og sedimentprøver. Til tross for denne usikkerheten vises overordnet god overensstemmelse mellom modellestimer og sedimentverdier for H' og estimerte tilstandsklasser. Nært og fjernt fra anlegget er overensstemmelsen god, men spesielt for stasjonene i overgangene med skarpe gradienter mellom tilstandsklasser er det vanskelig å estimere faktisk tilstand observert i sedimentet (**Figur 18**). Dette gjelder for eksempel stasjon 6 og 11, hvor modellene estimerer god og svært god økologisk tilstand (II og I) i områder hvor sedimentprøvene viser moderat økologisk tilstand (III), med unntak av FVCOM som treffer samme tilstand som sedimentet ved stasjon 6. Videre viser økologisk tilstand i sedimentet nordøst for anlegget noe tegn til påvirkning (stasjon 1 og 12), hvilket gjenspeiles i resultatene fra NewDepomod og SINMOD.

6.3 Kjerneset

6.3.1 Spredningsmønstre

Ved Kjerneset viser modellene forholdsvis stor akkumulering av organisk materiale like under anlegget (**Figur 21**). Spredningens utstrekning og areal varierer mellom de tre modellene, og viser igjen hvordan ulikheter i strømfelt potensielt kan resultere i store variasjoner i spredningsmønstre. For NewDepomod strekker spredningen seg lenger mot nord enn for FVCOM og SINMOD, også med betydelig akkumulering i et mindre område like nord for anlegget. Dette er trolig en følge av den betydelige vanntransporten registrert i overflatelaget ved Kjerneset i den aktuelle måleperioden, som er rettet mot nord-nordvest (**Figur 7**; 8 m). Målt vanntransport på 8 m dyp er fem og åtte ganger større enn modellert vanntransport for henholdsvis FVCOM og SINMOD. Selv om både målt og modellert vannstrøm presenterer nordlig transport, fører vannstrømmen i NewDepomod til betydelig større spredning mot nord enn de to andre modellene. Det kan ikke utelukkes at strømmålingene (over 3 måneder) kan ha fanget opp en spesielt stor vanntransport, som ikke nødvendigvis er representativ for hele domenet og perioden for simulering. Som vist i **Figur 7**, er det også ved Kjerneset ulikheter i modellerte strømfelt i simuleringene fra 2014 med FVCOM og 2018 med SINMOD.

På 25 m dyp er den største vanntransporten modellert av FVCOM, hvilket er en av de større vanntransportene i de undersøkte dypene (**Figur 7**). Dette forklarer spredningen i resultatene fra FVCOM som strekker seg noe lengre mot sør i vestlig del av anlegget. En mulig forklaring på modellert akkumulering nord i fjordsystemet i FVCOM (**Figur 21**) kan være at avfallet samles i områder med svake strømforhold, uten tilstrekkelige krefter til å resuspendere partikler som dermed blir liggende på havbunnen. En annen mulig forklaring kan være at strømfelt modellert av FVCOM viser større nordlig transport i andre områder av fjorden, hvilket ikke fremkommer av strømsammenligningen i det utvalgte punktet. SINMOD presenterer omtrent like mye modellert vanntransport mot nord-nordvest som sørøst på 25 og 39 m dyp. Dette forklarer trolig den jevne spredningen modellert ved Kjerneset av SINMOD, som viser en omtrent like stor spredning mot nord og sør, og med mindre utstrekning mot øst og vest.

Det bør nevnes at grunnet forføyningene til anlegget ved Kjerneset var det ikke mulig å foreta vannstrømmålinger dypere enn 39 m, selv om faktisk dyp er 50-60 m i de østlige delene av anlegget. Det kan ikke utelukkes at å inkludere bunnstrøm i simuleringen ville ha påvirket spredningsmønstrene modellert av NewDepomod. Svak eller manglende bunnstrøm vil trolig føre til mindre resuspensjon, noe som bidrar til lokal oppsamling i nærhet til anlegget fremfor større spredning av avfallet. Stålanlegget har muligvis også en bremsende effekt på vanntransporten, som i kombinasjon med grunne bunnforhold og svake bunnstrømmer kan føre til en økt akkumulering under anlegget. Ved tidligere arbeid med FVCOM og SINMOD på Kjerneset, er det observert komplekse strømforhold, i form av betydelig ferskvannspåvirkning, som kan bidra til økt vertikal transport og stor variasjon i strømstyrke og -retning i fjordsystemet. Strømforholdene kan dermed potensielt være mer komplekse enn hva som framkommer av sammenligningen av strømdata i **Figur 7**, ettersom punktmålingene kun fanger opp strømningene i det utvalgte geografiske punktet, og dermed ikke gir et helhetlig bilde av dynamikken i strømforholdene i andre deler av fjordsystemet. Ut fra ulikhetene i målt og modellert vannstrøm på Kjerneset, ser det ut til at strømningsfeltene trolig kan bidra med å forklare ulikheten mellom de tre modellenes spredningsmønstre. Alle tre modeller har estimert en spredning som i store trekk følger batymetrien i området (**Figur 4**).

6.3.2 Tilstandsklasser

Sedimentprøvene fra Kjelneset har resultert i H'-verdier tilsvarende tilstandsklassene III og IV (moderat og dårlig) ved 12 av 13 stasjoner, noe som kan komme av intens produksjon mellom korte brakkleggingsperioder. Ettersom at Kjelneset er et stålanlegg med liten avstand mellom burene, og hvor det i området har vært produksjon siden 2001, bidrar dette trolig til den store lokale oppsamling under anlegget som observeres både i sediment- og modell-verdier (**Figur 22**). Det kan tenkes at periodene for restitusjon (brakklegging) har vært for kort til at bunnmiljøet rekker å oppnå gode eller svært gode tilstander, noe som ikke vil hensyntas i modellestimatene. Modellene tar utgangspunkt i uberørte miljøforhold ved modelleringsoppstart, og vil dermed ikke ta høyde for tidligere år mer påvirkning på det bentiske miljøet. Dette kan trolig forklare deler av ulikheten mellom økologisk tilstand i sedimentprøver og modellverdier ved Kjelneset. **Figur 23** viser hvordan modellene estimerer dårlige og svært dårlige forhold (økologisk tilstand IV og V) like under anlegget ved Kjelneset. SINMOD og NewDepomod viser begge tegn til å følge spredningen mot moderat økologisk tilstand (III) ved stasjon 8 og 11. NewDepomod antyder også dårlig tilstandsklasse (IV) i en utstrakt arm fra anleggets nordlige del, noe som delvis gjenspeiles i sedimentprøvene, men forskjøvet mot sør. Kjelneset underbygger hvordan modellene viser seg å være representative for områder nært og langt vekk fra anlegget, men at overgangssonen med moderat (III) og god (II) økologisk tilstand er vanskelig å modellere. Det er skarpe gradienter fra dårlig til god/svært god økologisk tilstand i alle modellresultatene – dette gjør det vanskelig for å modellene å gjengi eksakt samme økologisk tilstand som observert i sedimentet. Overordnet vises samme mønstre i sedimentprøver og modell, med unntak av stasjon 9, 10 og 12, hvor alle tre modeller underestimerer påvirkningen. Ved stasjon 10 viser SINMOD best overenstemmelse med sedimentprøven (**Figur 23**), med tilstand II (god) mot tilstand IV (dårlig) i sedimentet. FVCOM viser tilstand I (svært god) ved samme punkt, mens NewDepomod viser ingen tegn til påvirkning overhodet. Dette vil si at NewDepomod indikerer at det ikke på noe tidspunkt vil forekomme sedimentering av avfall fra produksjonen på dette punktet, noe som tydelig avkreftes ved sedimentprøvene. Ved Kjelneset viser alle modeller en spredning som kan forventes fra deres tilhørende strømfelt og bunnforhold ved Kjelneset, og det er estimert høye konsentrasjoner like under anlegget av alle modeller.

6.4 Ulikheter mellom modellene

6.4.1 Modellparametre og metode

Forskjellene i modellresultatene kommer fra ulikheter i oppbygging og oppsett av NewDepomod, FVCOM/FABM og SINMOD/DREAM. Både modellenes struktur og modellenes parametre (**Tabell 2**) avgjør hvordan modellen behandler det organiske avfallet underveis i transportruten fra anlegg via vannmassene til havbunnen. Modellparameterne påvirker estimeringen av utstrekning, utforming og konsentrasjoner for akkumulering. Dette er spesielt tydelig når man ser på fellestrekkene mellom NewDepomod og SINMOD, og deres ulikheter til estimert spredning av FVCOM/FABM. Først og fremst benytter modellene seg av to ulike tilnærminger til spredningsmodellering. NewDepomod og SINMOD benytter begge lagrangiansk partikkelsporing, hvor posisjonen til partikler som spres fra anlegget blir sporet gjennom rom og tid som funksjon av strømningsfelt i omkringliggende gridceller. FVCOM benytter eulersk tilnærming til sporing av organisk materiale, hvor konsentrasjonene blir beregnet på bakgrunn av strømningsfelt inn og ut av hver enkelt modellrute i rom og tid. De to metodene for å beregne spredning forventes å medføre ulike resultater.

6.4.2 Strømfelt

Ulikheter i beregning av strømfelt er en annen viktig forskjell mellom modellene. NewDepomod, som baseres på strømmålinger fra ett enkelt geografisk punkt, kan forvente å gi mer begrenset presisjon i posisjoneringen av spredningsmønstrene, ettersom ett horisontalt punkt ikke kan forventes å gjengi et like detaljert bilde av

strømforholdene som de modellerte strømfeltene over hele domenet. Likheten i retningen på spredningen mellom de tre modellene viser likevel at strømmålingene har fanget opp de generelle strømforholdene i de modellerte strømfeltene. Det bør videre undersøkes om NewDepomod estimerer spredning i representativ retning ved lokaliteter med mer komplekse strømforhold ved bruk av ett enkelt horisontalt målepunkt, og undersøke mulighetene for å inkludere strømmålinger fra flere punkter. Som nevnt er FVCOM og SINMOD koblet til større havmodeller, og estimerer tredimensjonale strømfelt hvor FVCOM-resultatene er basert på strømmodelleringer for 2014, mens resultatene fra SINMOD er basert på modelleringer for 2018 (tilsvarende ett år før tidspunkt for sedimentprøveuttak). Det kan forventes variasjon i strømforholdene mellom år, noe som også fremkommer av strømforholdene (**Figur 5-7**) og gjenspeiles i spredningsmønstrene (**Figur 11, 16 og 21**). På en generell basis benyttes som oftest allerede eksisterende data for å vurdere spredning fra oppdrettslokaliteter, og simuleringene vil dermed ofte baseres på modellerte eller målte data hvor det ikke kan utelukkes at dataene er hentet fra strømregimer utenfor normalen. Resultatene presentert i dette prosjektet demonstrerer hvordan simulering ved ulike tidsperioder fører til ulikheter i spredningsmønstre, og det understrekes at spredningsmønstrenes utstrekning og utforming vil avhenge av variasjon i strømforhold over tid. Spesielt ved utsatte lokaliteter, som for eksempel Indre Skjervøy, forventes det stor variasjon i vanntransportens mengde og retning i ulike sesonger og ulike år, noe som fremkommer av de presenterte resultatene (**Figur 16**).

Tidligere studier fastslår at den biologiske responsen på organisk påvirkning fra oppdrettsvirksomhet varierer med ulike strømforhold (Keeley et al., 2013; Valdermarsen et al., 2015). Med tanke på de varierende strømforholdene mellom modellene for Indre Skjervøy, støtter observasjonene gjort i tidligere studier at alle tre modellens resultater kan være representative for lokalitetens avfallsutslipp, men på ulike tidspunkt. Kartlegging av en mer generell spredning som dekker over lengre tidsperioder bør bekreftes ved supplerende prøvetaking, og vil kreve vurdering over lengre tidsperioder (flere år). De dynamiske spredningsmønstrene ved individuelle lokaliteter er med andre ord vanskelige å fastslå, men spredningssimuleringene kan likevel brukes til å indikere hva som kan forventes av retning og utstrekning på spredningen fra en gitt lokalitet.

6.4.3 Resuspensjon

Videre spiller modellparametere relatert til resuspensjon av partikler en viktig rolle for spredningens utstrekning, ettersom disse parameterne avgjør hvilke krefter som kreves for å løfte bunnfelt materiale tilbake i vannmassene. Modellene er konstruert med parametere relatert til resuspensjon som brukeren av modellen har mulighet til å justere etter forholdene for hver lokalitet. I forbindelse med dette prosjektet er parameter for bunnfriksjon i NewDepomod justert for å gjenskape en grovhet på bunnen som resulterer i en resuspensjon hvor sluttresultatene gjenspeiler resultater fra tidligere miljøundersøkelser. Den reduserte muligheten for partiklene for å resuspendes og spres kan delvis forklare hvorfor resultatene fra NewDepomod generelt viser høye konsentrasjoner av organisk avfall over mindre områder, sammenlignet med resultatene fra FVCOM og SINMOD. For FVCOM og SINMOD som krever betydelig lengre regnetid for å fullføre en simulering har det ikke vært mulig å justere resuspensjonsparametere på grunn av tidsbegrensning, men begge modellene kan justeres med tanke på bunnforhold og resuspensjon.

Konsentrasjonene estimert av NewDepomod når de høyeste nivåene ved alle tre lokaliteter. Disse konsentrasjonene kan i de mest ekstreme områdene regnes som urealistiske, ettersom at estimerte nivåer over utstrakte geografiske områder er flere ganger høyere enn hva som tidligere er blitt målt ved norske oppdrettsanlegg (Kutti et al., 2007a; Bannister et al., 2014). Dette kan bety at resuspensjonen er definert på en måte som ikke gjenspeiler forholdene ved anleggene, eller at NewDepomod overestimerer påvirkningen fra produksjonen. Selv om områdene for slike høye konsentrasjoner er mindre i resultatene fra FVCOM og

SINMOD, viser estimatene fra disse modellene også konsentrasjoner som er betydelig høyere enn hva som tidligere er blitt målt. At alle modellene estimerer høyere konsentrasjoner enn tidligere målinger tyder på at prosesser som ikke tas høyde for i modellene (f. eks. biologisk nedbrytning, **avsnitt 6.5.2**) spiller en viktig rolle for næringsfluks omkring oppdrettsanlegg, og bidrar derfor til økte forskjeller mellom modellestimater og sedimentprøver.

Ulike typer bunnsstrukturer kan medføre svært ulike forhold for resuspensjon. For eksempel ved bunntyper som består av leire eller tettpakket silt, vil vannstrømmene ved bunnen lettere kunne resuspendere bunnfelt materiale enn ved en bunn med sand hvor materialet vil fanges i hullene mellom sandkornene (Garcia et al., 2015). Slike forhold kan variere mellom lokaliteter, og kan trolig også vise stor variasjon ved en og samme lokalitet. Å gjengi slike aspekter i en numerisk modell krever tilstrekkelig lokalitetsspesifikk kunnskap om bunnforhold, noe som ikke har vært tilgjengelig i forbindelse med dette prosjektet. Variasjon mellom harde og bløte bunntyper kan også ha bidratt til ulikheter mellom modellestimater og sedimentprøver.

6.4.4 Sedimentuttak og modellopløsning

Modellenes oppløsning har innvirkning på resultatene, spesielt med tanke på overensstemmelse mellom modellestimater for karbon og økologisk tilstand i sedimentprøver. Stasjonene for sedimentprøvene er hentet fra et svært lite geografisk punkt. Modellopløsningene på 25 m (NewDepomod og SINMOD) og ned mot 10 m (FVCOM), vil estimere spredningen for hver stasjon basert på gjennomsnittsverdier i hver gridcelle. Ved sterke gradienter i modellerte karbonkonsentrasjoner har de aktuelle oppløsningene i modellene vist seg å føre til at enkelte overganger mellom gridceller som tar store sprang i økologisk tilstand (se for eksempel NewDepomod ved Kjelneset, **Figur 23**). Modellenes oppløsning kan dermed føre til at estimatene ikke viser de gradvise overgangene mellom ulike klasser av økologisk tilstand som observeres i virkeligheten. Det fremkommer av **Figur 13, 18 og 23** at FVCOM som har finere oppløsning i resultatene og viser jevnere overganger mellom estimater av økologisk tilstand. Likevel er overgangene preget av skarpe gradienter også for FVCOM.

6.4.5 Romlig variasjon i modellresultatene

Skrevet av Sintef Ocean.

Både i sedimentprøver og modellestimater er det observert stor *romlig variasjon* i karbonkonsentrasjoner og H' . Selv om det er naturlig å sammenligne simulerte verdier som tykkelsen til laget med akkumulert materiale, eller gram karbon per flateenhet i modellruten som tilsvarer målepunktet, kan det også være nyttig å se på hvordan modellresultatene i omkringliggende modellruter varierer rundt det eksakte punktet for sammenligning. Eksempelvis ser vi av **Figur 23** at konsentrasjonen for akkumulering endrer seg mer over korte avstander rundt stasjon 2 ved Austvika enn andre steder. For å vurdere hvor sensitive modellresultatene er til valg av posisjon for sedimentprøve, kan man se på naborutene til punktet (som illustrert i **Figur 26**). Dette eksempelet er fra et regulært rutenett som hos NewDepomod og SINMOD, men tankegangen kan brukes til alle andre typer modeller også, deriblant FVCOM. Det er relevant å ta i betraktning verdiene i naborutene, for eksempel fordi selve målepunktet noen ganger kan treffe nær kanten på ruten.

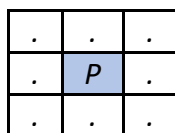

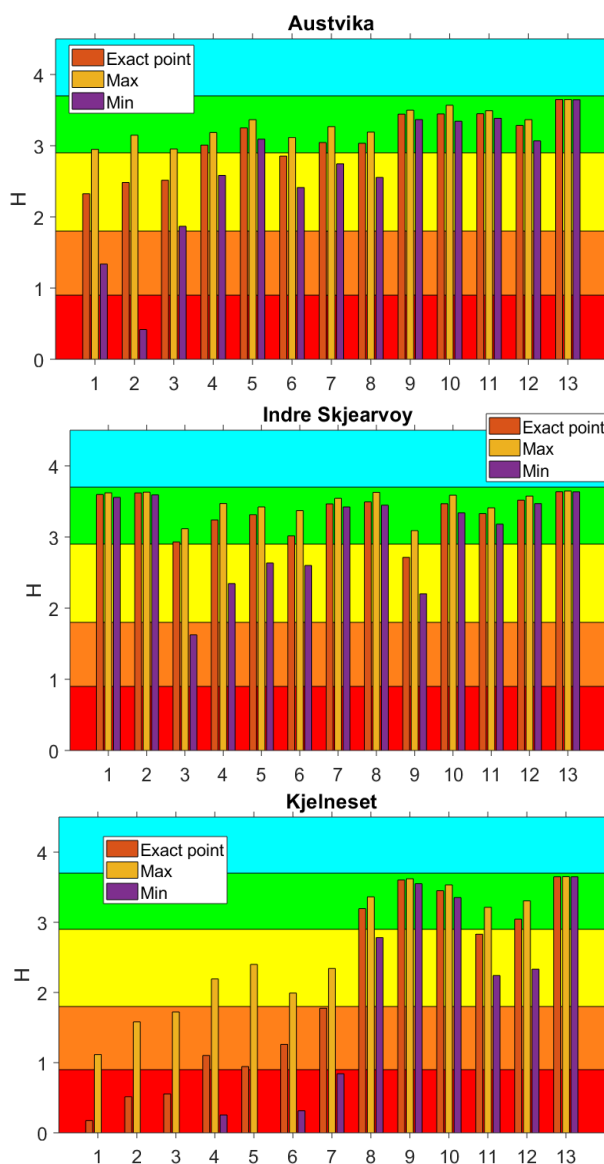


Fig 26: Eksempel på utsnitt av modellruter hvor P angir modellruten som inneholder punkt brukt til sammenligning av sedimentprøve

og modellverdi, og  illustrerer omkringliggende modellruter. I modellen vil hver rute inneholde en konsentrasjon av organisk materiale som gjenspeiler gjennomsnittet for rutens areal.

I **Figur 26** illustreres maksimal og minimum estimert H' i rutene rundt hvert av målepunktene for sedimentprøvene. Resultatene i figuren er fra SINMOD-simuleringene. I tillegg til å se på minimal og maksimal sedimenttykkelse i de 9 rutene rundt selve målepunktet, vises også korresponderende minimal og maksimal karbonkonverteringsfaktor (spenn fra 0,312 til 0,44) for resultatene. På denne måten ser vi at resultatene er mer sensitive til valg av målepunkt for eksempel i stasjon 1-3 ved Austvika, enn i stasjon 4-12 ved samme anlegg. Sensitiviteten er ofte stor i ruter relativt nær selve anlegget, mens vi lenger unna har mindre romlig variasjon. Det er viktig å ha dette i bakhodet når man sammenligner modellresultater med resultater fra sedimentanalysen.



Figur 27: Demonstrering av hvordan den romlige variasjonen i karbonkonsentrasjoner og dermed Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') er større ved stasjoner nært anlegget, og mindre mellom modellruter i større avstand til anlegget. Dataene som ligger til grunn er hentet fra modellresultatene fra SINMOD. Røde barer viser modellert estimat av H' i punktet for sedimentprøve. Gule barer viser maksimal verdi og lilla barer viser minimal verdi av stasjonens modellrute og omkringliggende ruter.

6.5 Usikkerheter

Det er mange ulike biogeokjemiske prosesser som ingen av modellene tar hensyn til. Parametere som er essensielle for spredning og akkumulering av avfall fra oppdrettsanlegg, som for eksempel biologisk nedbrytning av organisk avfall og bunnhardhet, kan ha stor betydning for økologisk tilstand omkring et matfiskanlegg. Det er svært utfordrende å konstruere modeller som evner å representere de komplekse prosessene som forekommer avfallspartiklene, deres skjebne, og hvilke effekter dette har på de rammede bentiske miljøene, spesielt ettersom at disse parameterne også kan variere dramatisk mellom lokaliteter.

6.5.1 Partiklenes egenskaper

Det kan være utfordrende å velge partikkelegenskapene til avfall som skal modelleres. I virkeligheten vil avfallets tetthet, synkehastighet, flyteeenskaper (form), o.l. variere. For eksempel vil større pellets (i diameter og lengde) synke fortere enn mindre pellets, og pellets vil synke raskere enn flokkulerte partikler (Shutterland, 2005; Vassallo 2006). Å finne en realistisk fordeling for slike parametere som samtidig er generell, er utfordrende, og samtidig er avfallssedimenteringsmodeller sensitive til synkehastighet (Reid et al. 2009).

6.5.2 Biologisk nedbrytning

Biogeokjemiske prosesser som ikke er tatt høyde for i modellene kan være med på å øke forskjellen mellom sedimentresultater og modellresultater. Biologisk nedbrytning av organisk materiale bidrar til at organisk karbon blir fjernet fra både fra vannmasser og bunnsediment (**Caroll et al. 2003 - dobbeltsjekk**), noe som ikke blir tatt høyde for i noen av de tre respektive modellene grunnet kompleksiteten og variabiliteten i slike prosesser. På bakgrunn av dette kan det forventes at modellene overestimerer den virkelige sedimenteringen av organisk materiale omkring matfiskanlegg. Å inkludere biologisk nedbrytning i modellene ville trolig endret konsentrasjonene for akkumulering, spesielt for FVCOM som viser tegn til langstrakt spredning som følge av sterke strømmer. Dersom det modellerte organisk materiale ble nedbrutt på veien, ville dette trolig begrense spredningen til en mindre radius fra anlegget, og samtidig redusere konsentrasjonene like under anlegget. På grunn av at det ikke tas høyde for biologisk nedbrytning, kan det antas at alle modellene overestimerer reelle konsentrasjoner av oppsamlet avfall.

6.5.3 Sammenligning av sedimentprøver og modelldata

Det har ikke vært mulig å sammenligne modellerte karbonkonsentrasjoner med verdier fra sedimentprøver direkte. Forholdene som er benyttet for estimeringen av H' fra modellerte karbonkonsentrasjoner er basert på miljødata fra Skottland (Cromey et al. 2002) og Britisk Colombia (Chamberlain and Stucchi, 2007). Det antas at forholdet mellom sedimentert karbon og H' oppgitt i Hargrave et al. (2010) er representativt for miljøforholdene ved Norges kyst. Dette kan potensielt være en grov antagelse, hvilket betyr at alle resultatsammenligninger mellom sedimentprøver og modeller må leses og brukes med forsiktighet. Estimaten for pH i Hargrave et al. (2010) er basert på data hentet fra norske bunnsedimenter (Hansen et al., 2001; Schaanning & Hansen, 2005). Undersøkelser som eventuelt kan bekrefte gyldigheten til de beskrevne forholdene i Hargrave et al. (2010) ved norske marine bentiske miljø ville potensielt underbygge troverdigheten til datasammenligningen i dette prosjektet.

Det understrekes at Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') kun er en av flere miljøindekser som kan brukes til å beskrive bentiske miljøforhold. På grunn av manglende data på forhold mellom karbonsedimentering og andre miljøindekser var det kun mulig å estimere H' fra modellert karbon. H' alene er ikke tilstrekkelig til å beskrive den helhetlige miljøtilstanden i et bentisk miljø. H' utregnes som forholdet mellom antall arter og antall individer i en sedimentprøve. Antallet arter og antallet individer kan også variere innenfor ulike

miljøtilstander, og dyrelivet beskrevet ved H' kan potensielt være misvisende ved enkelte tilfeller. H' fra sedimentprøvene skal derfor helst tolkes sammen med andre miljøparametere som kan underbygge indikasjonen fra denne indeksen.

Videre er usikkerheten tilknyttet eDNA-resultatene i enkelte tilfeller så store at usikkerheten strekker seg til andre økologiske tilstandsklasser enn estimert verdi (for eksempel stasjon 11 ved Indre Skjervøy, **Figur 17**). I flere tilfeller vises det også at sedimentverdien for H' ligger tett på hva som er estimert av modellene, men at de to verdiene fører til ulike tilstandsklasser, noe som kan føre til feiltolkning av resultatene. Sammenligningene hvor H' inngår bør derfor leses med forsiktighet. Grunnet variabilitet og usikkerhet tilknyttet resultater fra både sedimentprøver og modellverdier har det ikke vært mulig å kvantifisere treffsikkerheten til modellene.

Konsentrasjon av organisk karbon er ikke nødvendigvis bestandig en god indikator på biologiske forhold, spesielt i strømssterke områder hvor resipienten kan bli tilført store mengder materiale, som raskt vil bli skylt vekk eller nedbrutt, og karbonkonsentrasjonene dermed vil variere dramatisk i tid og rom. Videre understrekes viktigheten av å ha i tankene at alle lokalitetene i dette prosjektet har vært i drift i over 10 år, og det kan være flere tilfeller hvor stasjonene brukt i sammenligningene har vært påvirket over lengre tid, noe som ikke kan fanges opp av modellene.

Til sist bør det nevnes at modeller er og blir modeller, og vil aldri bli eksakte gjengivelser av naturen. Til tross for disse usikkerhetene, kan spredningsmodellene likevel være anvendelige verktøy for å forstå miljøpåvirkning fra matfiskanlegg. Til tross for flere usikkerheter, viser resultatene fra dette prosjektet likheter i mønstre mellom modellert avfallsspredning og miljøtilstand i sedimentprøver, og viser i grove trekk spredningsmønstre som kan forventes ut fra bunn- og strømforhold ved prosjektlokalitetene.

6.6 Anvendelse

Resultatene fra de tre modellene presentert og diskutert i denne rapporten viser mange sammenfallende tendenser. Hver av modellene viser spredningsmønstre i samme himmelretninger og viser i flere tilfeller at samme områder er særlig utsatt for påvirkning. De presenterte resultatene danner et grunnlag for videre arbeid med numerisk modellering av avfallsspredning fra matfiskproduksjon. Resultatene indikerer at hver av de tre undersøkte modellene kan betraktes som anvendelige verktøy for estimering av avfallsspredning fra matfisklokaliteter. Selv om det er behov for videre validering av modellenes evne til å estimere påvirkning i ulike scenarier (f. eks. ekstreme strøm- og bunnforhold), viser modellene en generell overenstemmelse med sedimentprøver og hverandre, tatt i betraktning beskrevne ulikheter og usikkerheter. De presenterte resultatene øker på denne måten kredibiliteten til hver av modellene med tanke på fremtidig anvendelse i modellering av avfallsspredning fra matfiskanlegg. Utover å estimere avfallsspredning fra eksisterende produksjon vil modellene kunne brukes til estimering av forventet påvirkning før etablering av en lokalitet. Modellene vil også kunne estimere lokalitetsspesifikk anbefalt biomasse, slik at produksjonen kan optimeres innenfor rammene av det omkringliggende områdets miljømessige bæreevne. På denne måten kan spredningsmodellering bidra til å sikre at havbruksnæringen utvikles i en lønnsom så vel som bærekraftig retning.

6.7 Videre arbeid

Videre arbeid er nødvendig for å validere spredningsmodellenes treffsikkerhet i forhold til estimering av spredning av organisk avfall fra matfiskanlegg. Gitt modellenes forutsetninger viser denne rapporten lovende resultater med tanke på fremtidig bruk og representerer et godt utgangspunkt for videre utvikling. De beskrevne usikkerhetene peker samtidig på aspekter ved modellene som krever videre arbeid. Først og fremst vil det være nødvendig med en mer dybdegående validering av modellene i et bredere spekter av lokalitetstyper. Selv om undersøkelsene som ligger til grunn for denne rapporten omfatter varierte lokaliteter og mange prøvepunkter, vil videre validering av modellen ved lokaliteter med mer ekstreme strøm- og bunnforhold være nødvendig for å undersøke om modellene er gyldige ved det brede spekteret av matfisklokaliteter. Videre utvikling av modellene med tanke på å inkludere flere biogeokjemiske prosesser vil også være hensiktsmessig. Biologisk nedbrytning og resuspensjon er prosesser som har stor betydning for næringsflukser til bentiske miljø omkring matfiskanlegg, og bør undersøkes videre. Slike prosesser er krevende å modellere på grunn av stor variasjon fra lokalitet til lokalitet, og trolig også innenfor lokaliteter. Å inkludere biologisk nedbrytning og optimalisere resuspensjon i modellene vil potensielt kunne forbedre treffsikkerheten til modellene. Videre kan overvåking av miljøforhold over tid brukes til å vurdere modellerte spredningsmønstre. Det er behov for å ytterligere undersøke hvordan modellene kan brukes til å estimere generelle spredningsforhold, fremfor tidsspesifikke forhold som presentert i dette prosjektet.

7. Konklusjon

Det er utført spredningsmodellering med de numeriske modellene NewDepomod, FVCOM/FABM og SINMOD/DREAM, for matfisklokalitetene Austvika, Indre Skjervøy og Kjerneset (Mowi Region Midt og Nord). Basert på produksjonsinformasjon fra lokalitetene har modellene simulert en produksjonssyklus på ett år. Resultatene fra alle tre modeller presenterer spredningsmønstre som underbygges av batymetri og vanntransport anvendt i simuleringene. Målt og modellert vannstrøm har, som forventet, vist seg å ha stor betydning for avfallsspredningens karakteristikk. Modellene presenterer derfor spredningsmønstre med stedvis betydelige forskjeller. Til tross for disse ulikhetene, presenterer de tre modellene samsvar i spredningsretninger, og ved flere tilfeller også samsvar i identifisering av lokale områder særlig utsatt for akkumulering.

Estimerte karbonkonsentrasjoner har blitt sammenlignet med sedimentprøver fra lokalitetene. Modellenes evne til å gjengi økologisk tilstand varierer, men et gjennomgående fellestrekk er at modellestimatene gjengir observerte miljøforhold både tett på og i større avstand fra utslippskilden. Resultatene antyder også at modellene har større vanskeligheter med å gjengi observerte miljøforhold i overgangssonen, noe som delvis kan forklares av skarpe konsentrasjonsgradienter av akkumulert organisk materiale og dermed stor romlig variasjon som er utfordrende å gjengi med en numerisk modell. Videre kan forskjellene trolig også forklares av at flerårig drift ved lokalitetene potensielt kan ha satt spor, mens modellene tar utgangspunkt i uberørte forhold ved oppstart av den ettårige simuleringsperioden. På grunn av usikkerhet knyttet sedimentanalysene og konverteringen fra modellerte karbonkonsentrasjoner til Shannon-Wiener diversitetsindeks, H' , må sammenligningene av modellestimater og sedimentprøver tolkes med forsiktighet.

Prosjektet demonstrer hvordan spredningsmodeller kan gi økt forståelse av utstrekning og omfang av avfallsspredning fra matfiskanlegg, hvilket er et nyttig verktøy til å både forstå, tilpasse og overvåke miljøpåvirkning ved norske oppdrettsanlegg på en helhetlig måte.

8. Hovedfunn

- Samtlige av de tre anvendte spredningsmodellene presenterer karakteristikk som gjenspeiler bunn- og strømforhold ved lokalitetene, og prosjektresultatene indikerer dermed at hver av modellene estimerer spredningsmønstre som er representative for de tre lokalitetene.
- Det observeres variabilitet i overenstemmelsen mellom økologisk tilstand estimert av modellene og økologisk tilstand i sedimentprøvene, noe som potensielt er en konsekvens av usikkerheter tilknyttet sedimentprøvene. Modellene tar utgangspunkt i uberørte bunnforhold, mens det i realiteten har vært flerårig drift på lokaliteten, som potensielt kan ha hatt påvirkning på miljøforholdene. I tillegg er det stedvis moderat eller stor usikkerhet i sedimentanalysene, hvor resultatene ved enkeltstasjoner overlapper flere enn kun én økologisk tilstandsklasse. Sammenligningene mellom sediment og modeller må derfor tolkes med forsiktighet.
- Prosjektet demonstrerer at numerisk modellering av avfallsspredning fra matfiskanlegg er et nyttig støtteverktøy til å forstå spredningsomfang og avdekke potensielle områder særlig utsatt for påvirkning, noe som gjør modellene egnet til anvendelse i forbindelse med blant annet forundersøkelser, biomassejusteringer og design av miljøundersøkelser.

Referanser

ASC Salmon Standard (2019). Versjon 1.2 – Mars 2019.

Bannister, R. J., Valdemarsen, T., Hansen, P. K., Holmer, M., & Ervik, A. (2014). Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well-flushed coastal site. *Aquaculture Environment Interactions*, 5(1), 29–47. doi: 10.3354/aei00092

Bannister, R. J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T. & Aspelin, L. (2016). Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsw027.

Broch O. J., Daae R. L., Ellingsen I. H., Nepstad R., Bendiksen E. Å., Reed J. L., Senneset G. (2017). Spatiotemporal dispersal and deposition of fish farm wastes: a model study from Central Norway, *Front. Mar. Sci.* 4:199; doi:10.3389/fmars.2017.00199

Brooks, K.M. (2000). Salmon farm benthic and shellfish effects study 1996-1997. *Aquatic Environmental Sciences*, Port Townsend, WA.

Brooks, K.M. & Mahnken, C.V.W. (2003). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment. II Organic wastes. *Fisheries Research* 62:255-293.

Chamberlain, J. & Stucchi, D. (2007). Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. *Aquaculture* 272:296–311.

Cordier, T., Forster, D., Dufresne, Y., Martins, C. I. M., Stoeck, T., & Pawlowski, J. (2018). Supervised machine learning outperforms taxonomy-based environmental DNA metabarcoding applied to biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 18(6), 1381–1391. doi: 10.1111/1755-0998.12926

Cromey, C. J., Nickell, T. D., Black, K. D., Provost, P. G., & Griffiths, C. R. (2002). Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. *Estuaries*, 25(5), 916–929. doi: 10.1007/bf02691340

Direktoratgruppen vanndirektivet (2018). Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

DKNVS og NTVA (2012). Value created from productive oceans in 2050. *A report prepared by a working group appointed by the Royal Norwegian Society of Sciences and Letters (DKNVS) and the Norwegian Academy of Technological Sciences (NTVA)*.

FAO (2018). The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Fossberg, J., Forbord, S., Broch, O. J., Malzahn, A., Jansen, H., Handå, A., Førde, H., Bergvik, M., Fleddum, A. L., Skjermo, J., Olsen, Y. (2018) The potential for upscaling of kelp (*Saccharina latissima*) cultivation in salmon-driven integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) *Front. Mar. Sci.* 5:418; doi:10.3389/fmars.2018.00418

Fredriksen, K. E. (2019) ASC-undersøkelse ved Indre Skjervøy i Osen kommune, mars 2019. Rapportnummer 59-3-19ASC, levert av Aqua Kompetanse AS.

Hansen, P. K., Pittman, K., Ervik, A. 1991. Organic waste from marine fish farms - effects on the seabed. In: T. Makinen (ed.): *Marine aquaculture and environment*, Nord 1991:22. pp.105-119

Hansen, P. K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T., & Stigebrandt, A. (2001) Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming. II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 194: 75–92

Hargrave, B. (2010). Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 1(1), 33–46. doi: 10.3354/aei00005

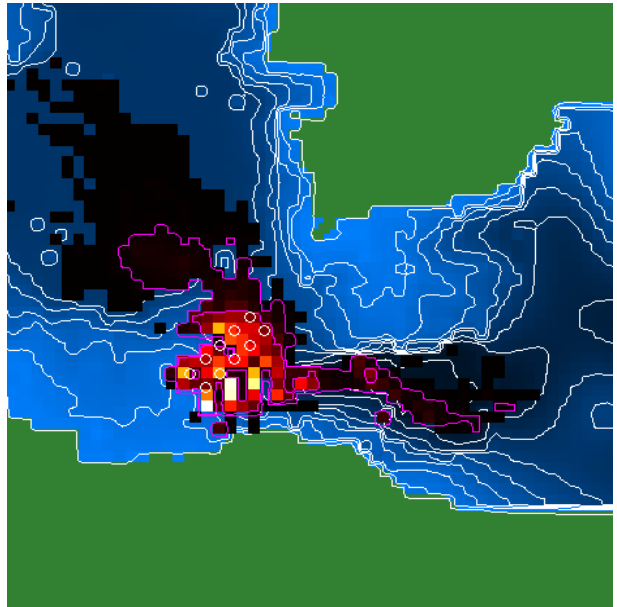
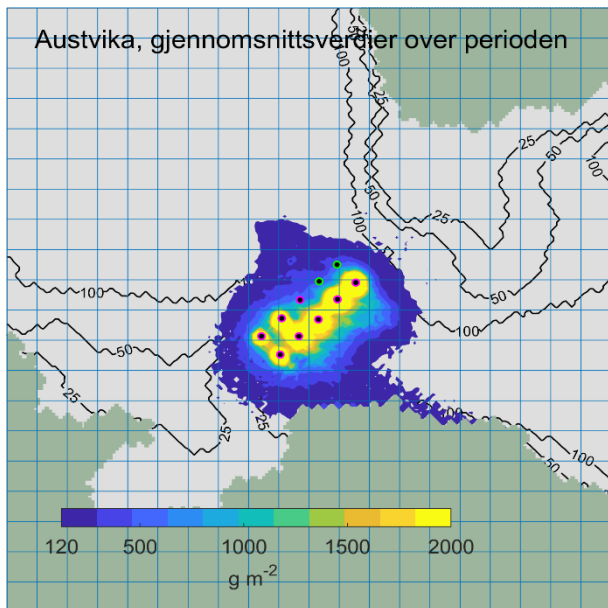
Keeley, N. B., Forrest, B. M., & Macleod, C. K. (2013). Novel observations of benthic enrichment in contrasting flow regimes with implications for marine farm monitoring and management. *Marine Pollution Bulletin*, 66(1-2), 105–116. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.10.024

Kutti, T., Ervik, A., & Hansen, P. K. (2007a). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture*, 262(2-4), 367–381. doi: 10.1016/j.aquaculture.2006.10.010

- Kutti, T., Hansen, P. K., Ervik, A., Høisæter, T., & Johannessen, P. (2007b). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture*, 262(2-4), 355–366. doi: 10.1016/j.aquaculture.2006.10.008
- Lejzerowicz, F., Esling, P., Pillet, L., Wilding, T. A., Black, K. D., & Pawlowski, J. (2015). High-throughput sequencing and morphology perform equally well for benthic monitoring of marine ecosystems. *Scientific Reports*, 5(1). doi: 10.1038/srep13932
- Garcia, E. M., Carlsson, M. S., Sanchez-Jerez, P., Sánchez-Lizaso, J. L., Sanz-Lázaro, C., & Holmer, M. (2015). Effect of sediment grain size and bioturbation on decomposition of organic matter from aquaculture. *Biogeochemistry*, 125(1), 133-148. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0119-y>
- Miljødirektoratet (2019). Fiskeoppdrett. Hentet fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyyst/fiskeoppdrett/> (20.10.2019).
- Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J. K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., & Vedal, J. (2016). Bløtbnunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Ekspertvurderinger og forslag til nye klassegrenser og metodikk. Utgitt av miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet.
- Reid, G. K., Liutkus, M., Robinson, S. M. C., Chopin, T. R., Blair, T., Lander, T., ... Moccia, R. D. (2009). A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Research*, 40(3), 257–273. doi: 10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x
- Schaanning, M. & Hansen, P. (2005). The Suitability of Electrode Measurements for Assessment of Benthic Organic impact and Their use in a Management System for Marine Fish Farms. In: Hargrave BT (ed) Environmental effects of marine finfish aquaculture. 10.1007/b136019.
- Sutherland, T. F., Amos, C. L., Ridley, C., Droppo, I. G., & Petersen, S. A. (2006). The settling behavior and benthic transport of fish feed pellets under steady flows. *Estuaries and Coasts*, 29(5), 810–819. doi: 10.1007/bf02786532
- Sivertsen, K. F. (2018a) Vannstrømmåling ved Austvika, Flatanger, mai – september 2018. Rapportnummer 251-10-18S levert av Aqua Kompetanse AS.
- Sivertsen, K. F. (2018b) Vannstrømmåling ved Indre Skjervøy, Osen, juni – september 2018. Rapportnummer 261-10-18S levert av Aqua Kompetanse AS.
- Sivertsen, K. F. (2018c) Vannstrømmålinger ved Kjølneiset, Fosnes, mai – juli 2018. Rapportnummer 252-9-18S levert av Aqua Kompetanse.
- Strøm, V. (2018) C-undersøkelse ved Austvika i Flatanger kommune, september 2018. Rapportnummer 254-9-18C.
- Strøm, V. (2017a) C-undersøkelse ved Indre Skjervøy i Osen kommune, april 2017. Rapportnummer 75-4-17C levert av Aqua Kompetanse.
- Strøm, V. (2017b) ASC/C-undersøkelse ved Kjølneiset, Fosnes kommune, mars 2017. Rapportnummer 44-3-17C levert av Aqua Kompetanse.
- Taranger, G. L., Karlsen, Ø., Bannister, R. J., Glover, K. A., Husa, V., Karlsbakk, E., ... Svåsand, T. (2014). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 997–1021. doi: 10.1093/icesjms/fsu132
- Valdemarsen, T., Bannister, R. J., Hansen, P. K., Holmer, M., & Ervik, A. (2012). Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a deep-water fish farm. *Environmental Pollution*, 170, 15–25. doi: 10.1016/j.envpol.2012.06.007
- Valdemarsen, T., Hansen, P. K., Ervik, A., & Bannister, R. J. (2015). Impact of deep-water fish farms on benthic macrofauna communities under different hydrodynamic conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2), 776–783. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.036
- Vassallo, P., Doglioli, A. M., Rinaldi, F., & Beiso, I. (2006). Determination of physical behaviour of feed pellets in Mediterranean water. *Aquaculture Research*, 37(2), 119–126. doi: 10.1111/j.1365-2109.2005.01403.x
- Wang, X., Olsen, L., Reitan, K., & Olsen, Y. (2012). Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 2(3), 267–283. doi: 10.3354/aei00044

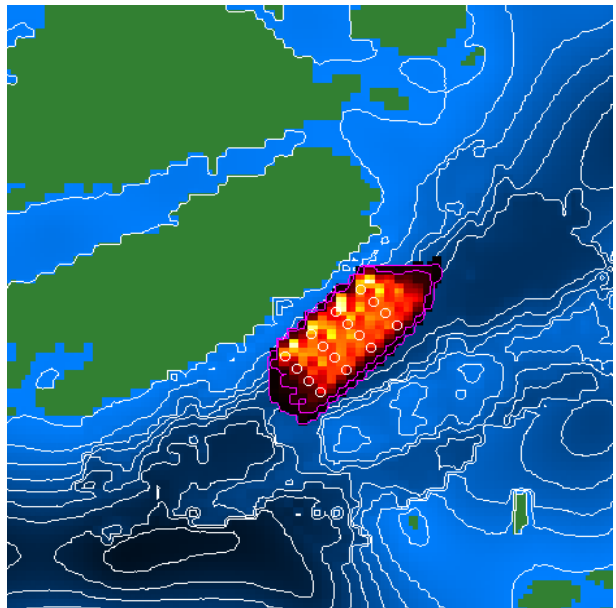
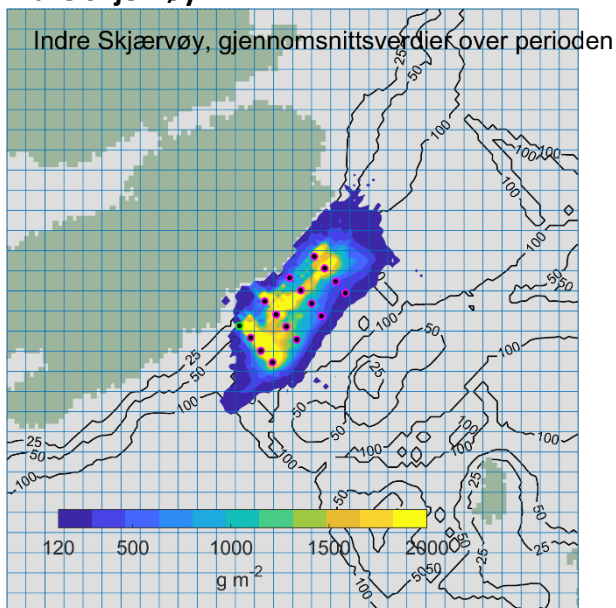
Vedlegg A: Grunnlag for stasjonsplassering

Austvika



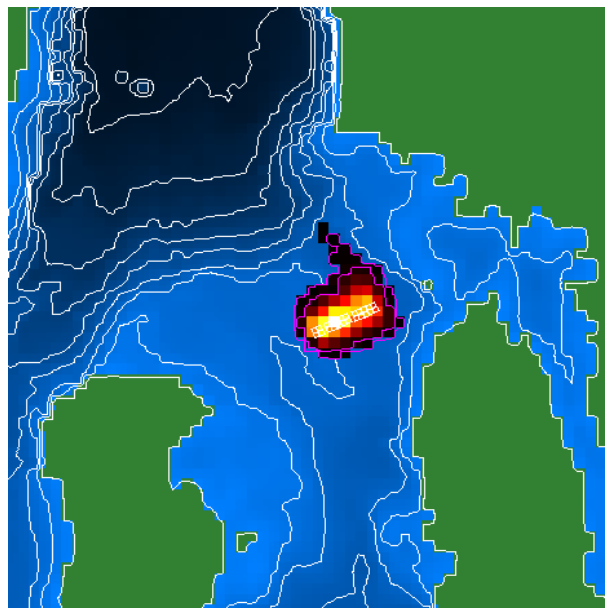
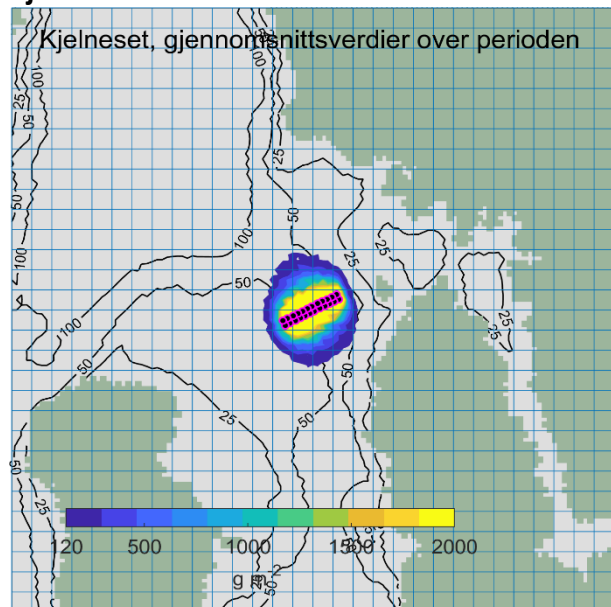
Figur A1: Testsimulering ved Austvika (2018), av SINMOD/DREAM (venstre) og NewDepomod (høyre).

Indre Skjervøy



Figur A2: Testsimulering ved Indre Skjervøy (2018), av SINMOD/DREAM (venstre) og NewDepomod (høyre).

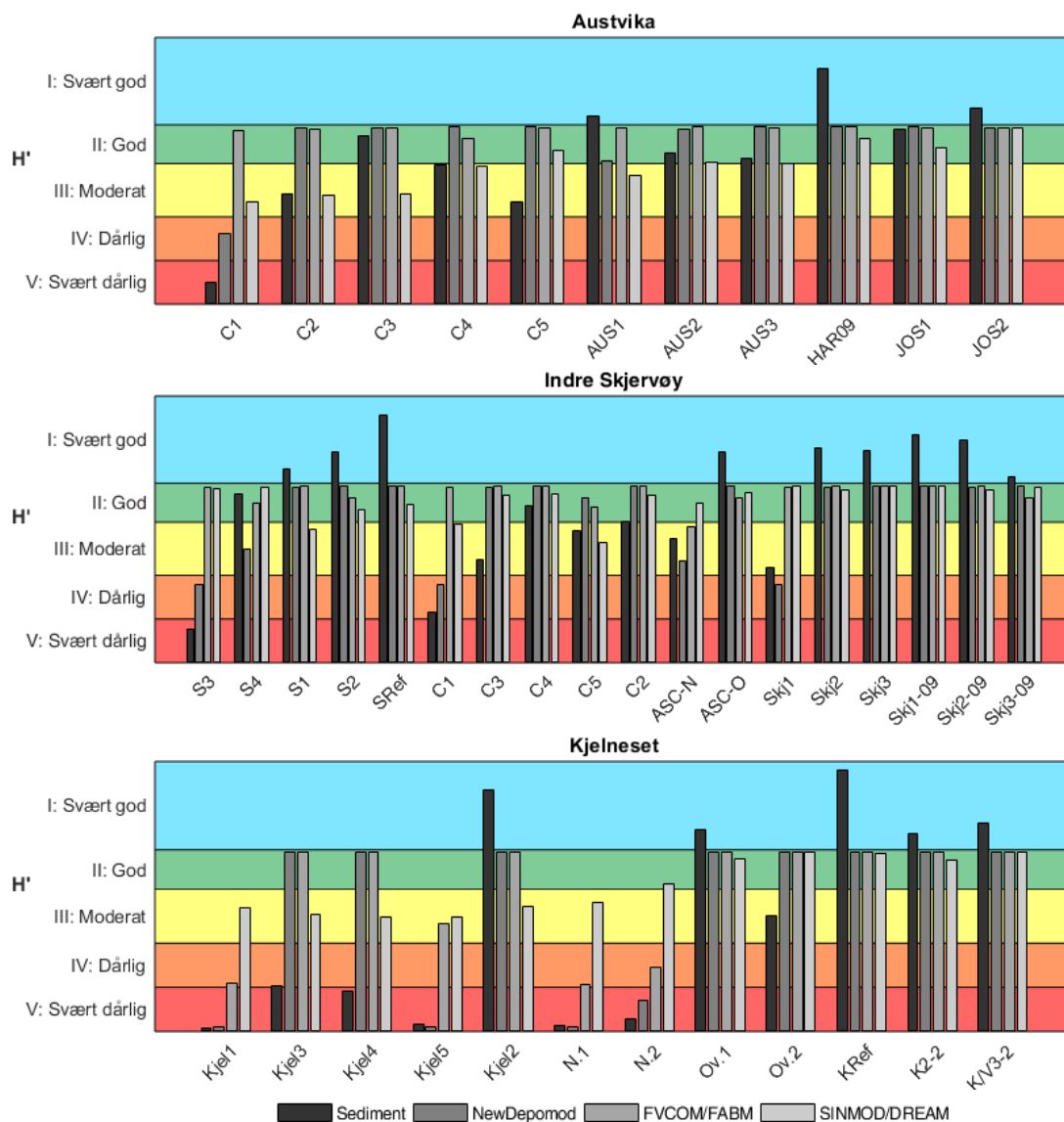
Kjelneset



Figur A3: Testsimulering ved Kjelneset (2018), av SINMOD/DREAM (venstre) og NewDepomod (høyre).

Vedlegg B: Sammenligning med historiske miljøundersøkelser

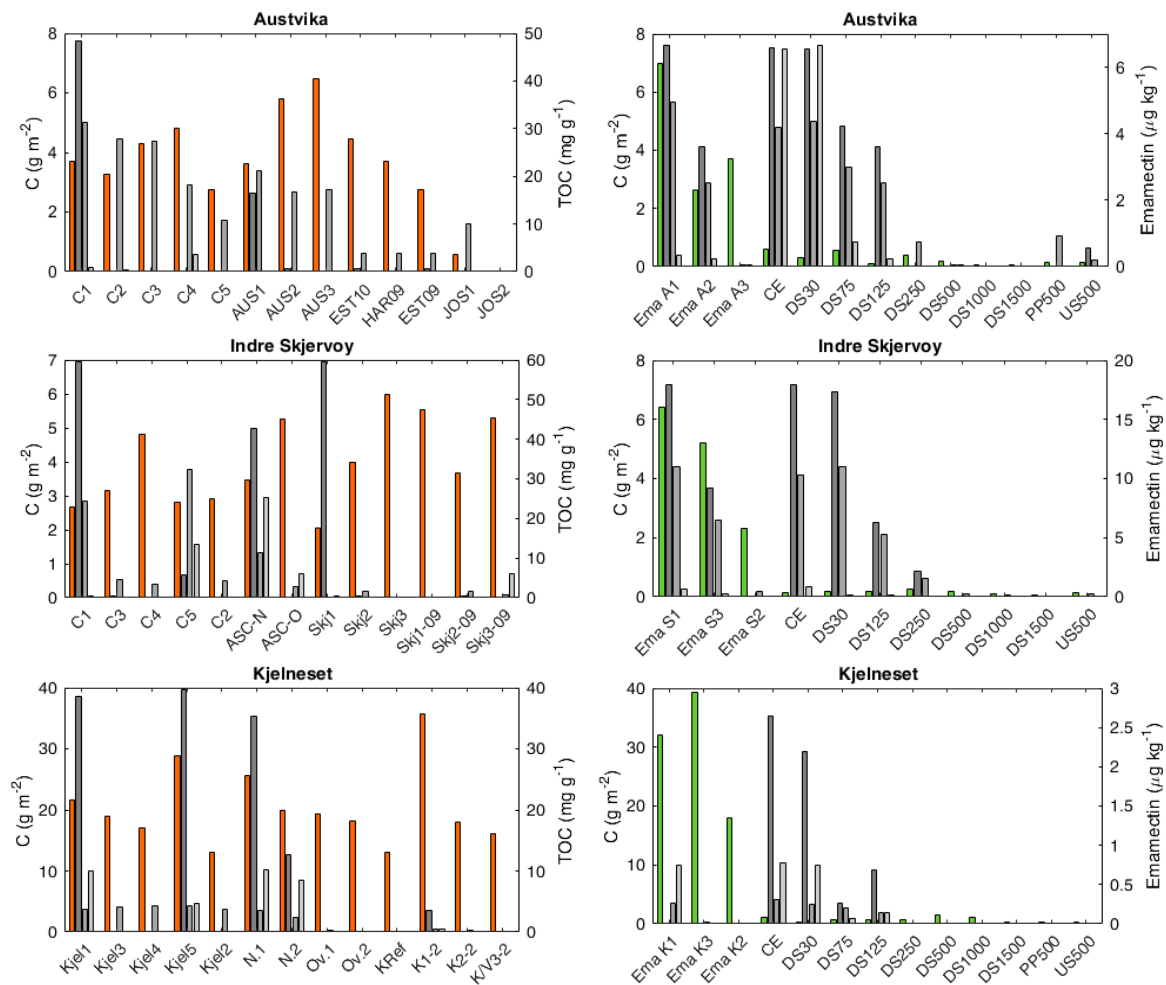
B.1 Sammenligning med miljøindeks



Figur B1: Sammenligning av Shannon indeks (H') i sedimentprøver fra tidligere C- og ASC-undersøkelser og modellestimater ved Austvika, Indre Skjervøy og Kjølneiset. Verdier fra sedimentprøvene (sort) er estimert ved taksonomisk analyse, og alle data er hentet fra tidligere miljøundersøkelser utført av Aqua Kompetanse AS. Modellestimatene (gråtoner) er konvertert fra modellert karbonsedimentering. Miljøtilstand gitt ved H' går fra tilstand V: «Svært dårlig» (rød) til tilstand I: «Svært god» (blå).

Samtlige historiske miljøundersøkelser er rapportert av Aqua Kompetanse.

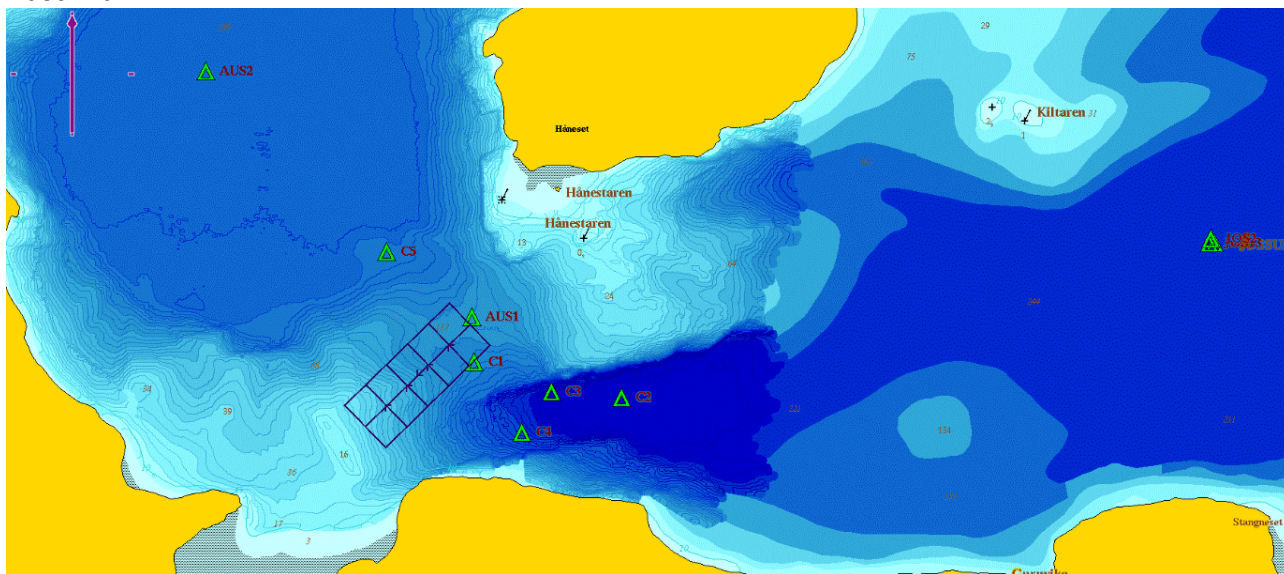
B.2 Sammenligning med TOC og emamectin



Figur B2: Sammenligning av modellert sedimentering av karbon (venstre y-akse) med målte konsentrasjoner av henholdsvis TOC (Totalt organisk karbon; høyre y-akse, figurer til venstre) og emamectin benzoat (høyre y-akse, figurer til høyre). TOC- og emamectin benzoat-verdiene er hentet fra miljøundersøkelser i perioden 2009–2019. På grunn av at det tilsynelatende ikke er noe mønster i modellert sedimentering og målte konsentrasjoner av TOC og emamectin benzoat, anses dette datagrunnlaget som et svakt grunnlag for vurdering av spredningsmodellene. Koordinater for prøvepunkter er lagret hos Aqua Kompetanse.

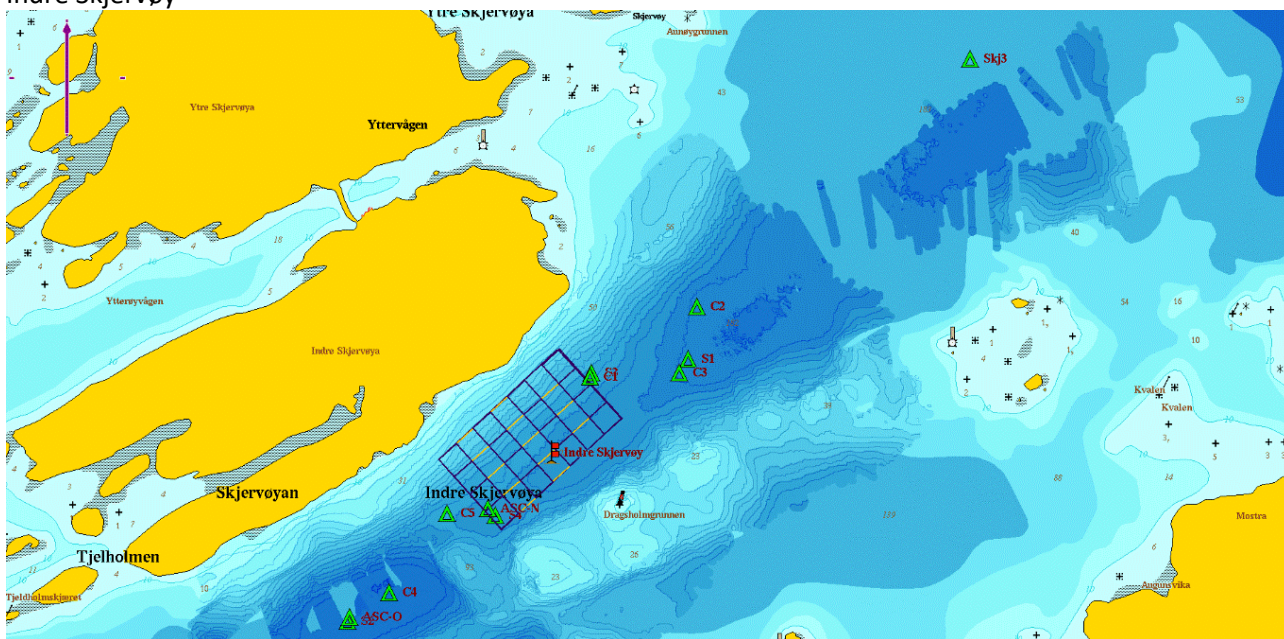
B.3 Posisjoner for historiske stasjoner

Austvika



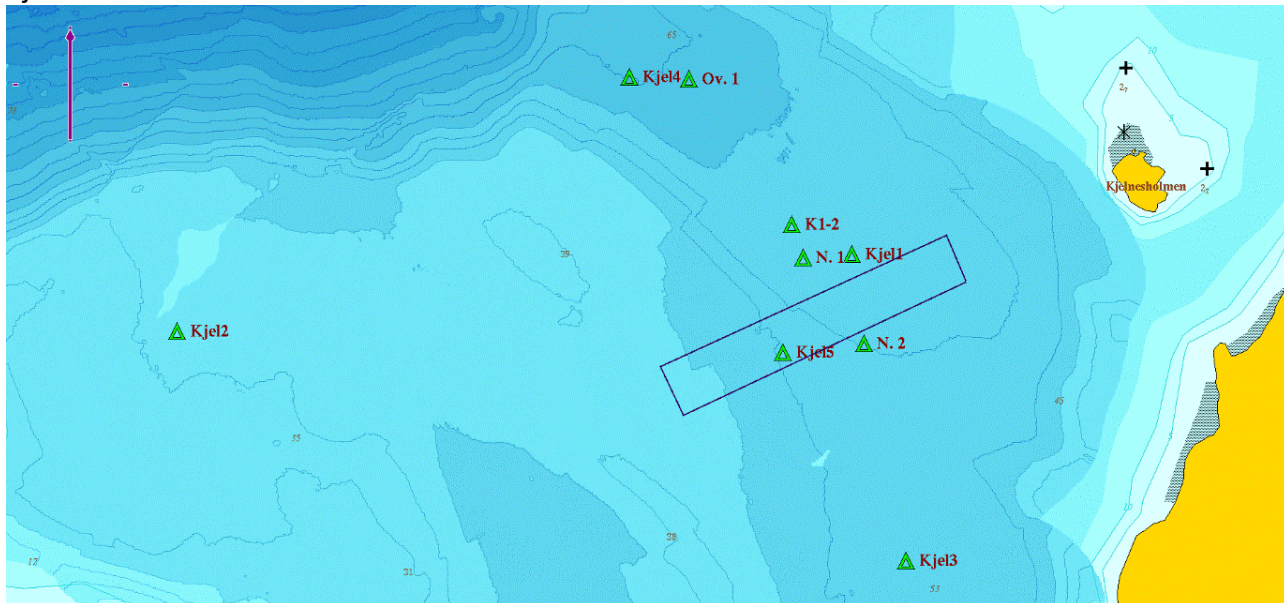
Figur B4: Stasjonsplassering for tidligere miljøundersøkelser ved Austvika. Koordinater er arkivert hos Aqua Kompetanse, og er tilgjengelig ved forespørsel.

Indre Skjervøy



Figur B5: Stasjonsplassering for tidligere miljøundersøkelser ved Indre Skjervøy. Koordinater er arkivert hos Aqua Kompetanse, og er tilgjengelig ved forespørsel.

Kjelneset



Figur B6: Stasjonsplassering for tidligere miljøundersøkelser ved Kjelneset. Koordinater er arkivert hos Aqua Kompetanse, og er tilgjengelig ved forespørsel.

Koordinater for stasjoner for uttak av TOC og emamectin benzoat er lagret hos Aqua Kompetanse og er tilgjengelig ved forespørsel.