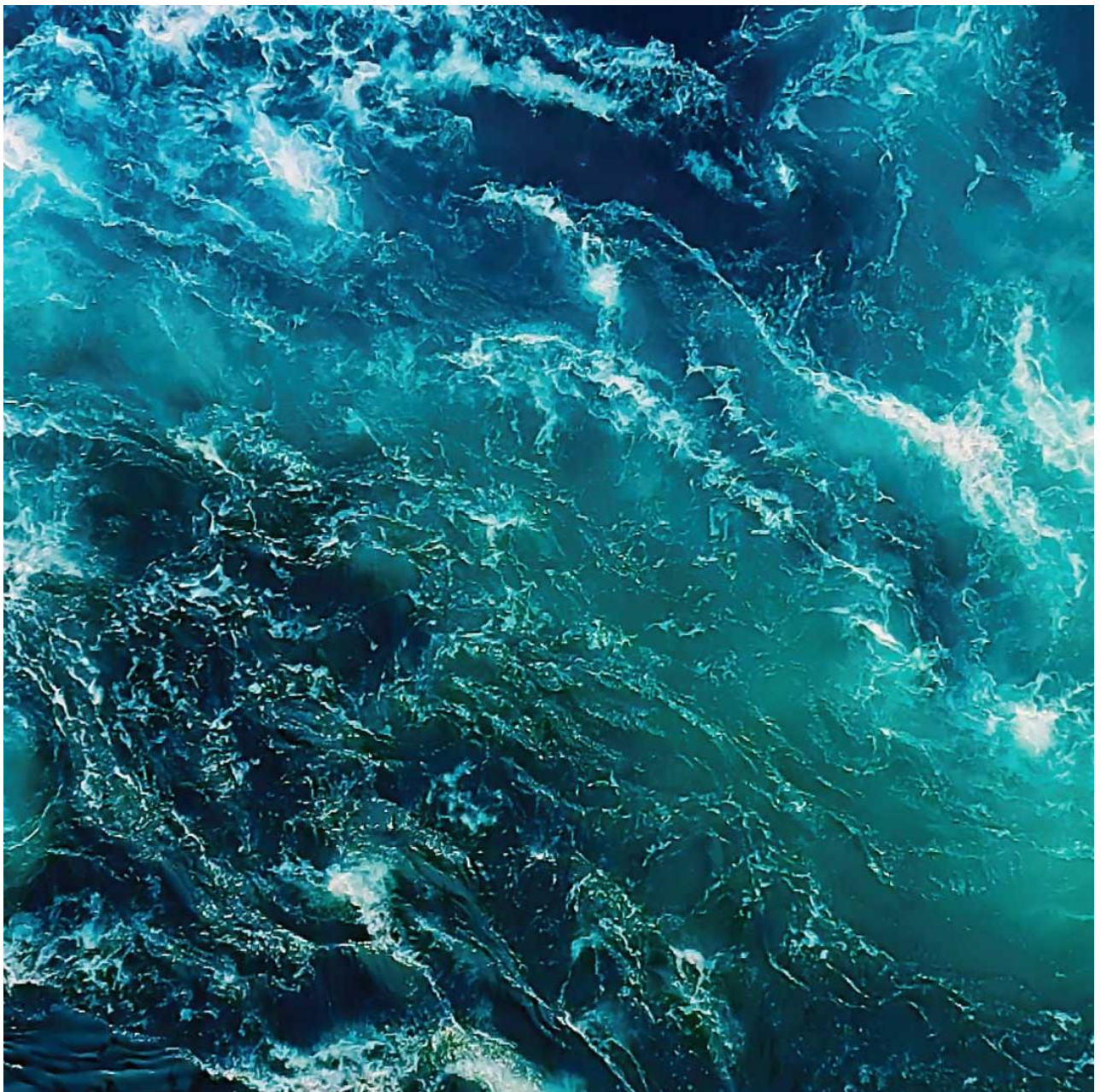


10518 Horsvågen – Sedimenteringsmodellering med slamoppsamling

Akvaplan-niva AS Rapport: 2023 65219.01



10518 Horsvågen – Sedimenteringsmodellering med slamoppsamling

Forfatter(e) Michael Bedington, Magnus Drivdal
Dato 20.10.2023
Rapport nr. 2023 65219.01
Antall sider 17
Distribusjon Gjennom kunde
Kunde Cermaq Norway AS
Kontaktperson Magnus Drivdal

Sammendrag

Det er gjennomført sedimenteringsmodellering for lokalitet 10518 Horsvågen i Økssundet, Hamarøy kommune, der effekten av slamoppsamling er vurdert. Resultatene viser at slamoppsamlingen med de gitte antagelsene vil endre sedimenteringen betydelig.

Godkjenninger

Prosjektleder
Michael Bedington



Kvalitetskontroll rapport
Per-Arne Emaus

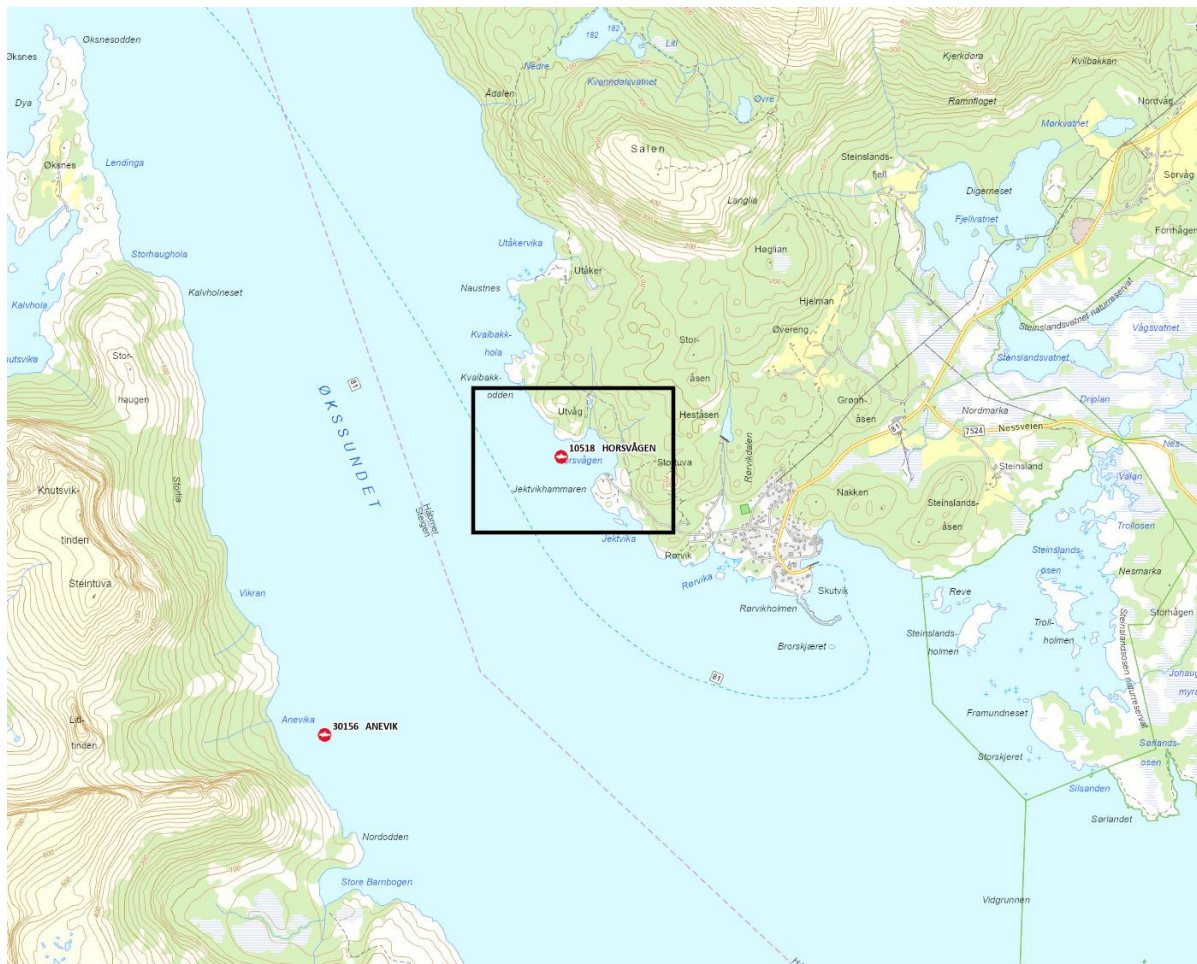


Innholdsfortegnelse

1	OMRÅDEBESKRIVELSE	4
2	METODE.....	5
2.1	Strømmodell.....	5
2.2	Sedimenteringsmodellering	6
2.2.1	Inngangsdata for produksjon av laks.....	7
2.3	Effekt av slamoppsamling	7
2.3.1	Eksperimenter	8
3	RESULTATER.....	9
3.1	Simulering 1: Sedimentering uten oppsamling (baseline)	9
3.2	Simulering 2: Sedimentering med slamoppsamling og utslippsrør sør for anlegg	10
3.3	Simulering 3: Sedimentering med slamoppsamling og utslippsrør vest for anlegg	11
3.4	Simulering 4: Sedimentering med slamoppsamling og utslippsrør vest for anlegg der nordligste bur ikke er i bruk	12
4	SAMMENLIGNING AV RESULTAT	13
5	OPPSUMMERING	16
	REFERANSELISTE	17

1 Områdebeskrivelse

Lokaliteten 10518 Horsvågen ligger på østsiden av Økssundet, nord for Skutvik i Hamarøy kommune, Nordland fylke. Økssundet er dypt (med dyp på over 600m ca. 700m vest for anlegget), og anlegget ligger delvis over en relativt bratt skrånende bunn.



Figur 1: Oversikt over området der lokaliteten 10518 er plassert. Lokaliteten er markert med sort ramme.

2 Metode

2.1 Strømodell

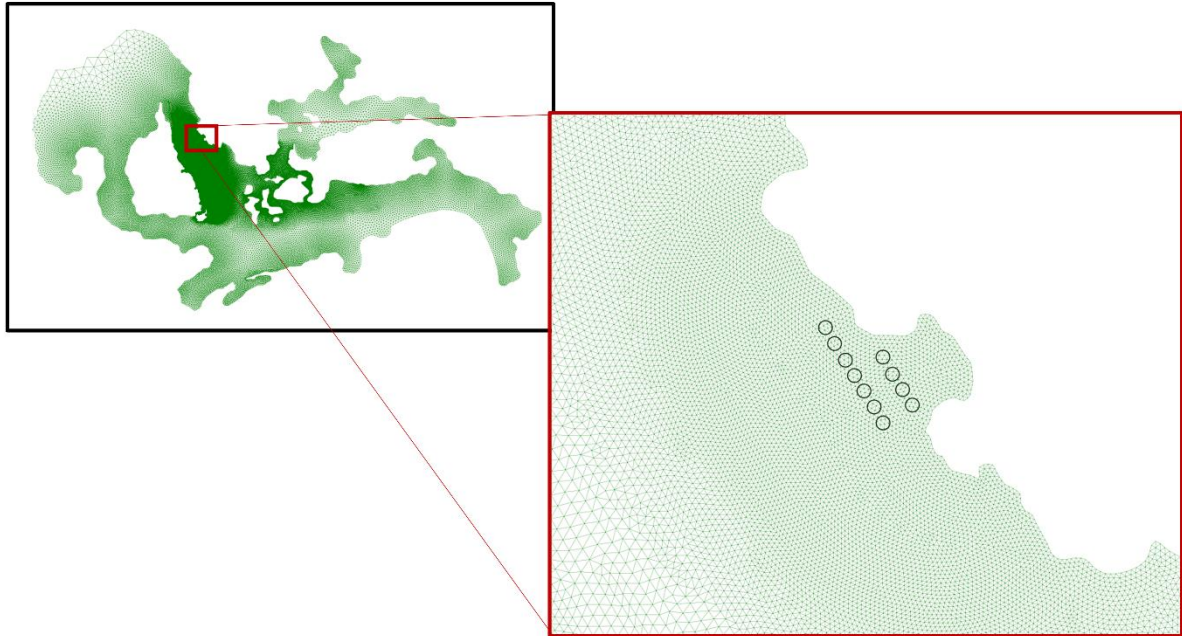
Vi har benyttet The Finite Volume Community Ocean Model (FVCOM), utviklet ved Scripps Institution of Oceanography og University of Massachusetts-Dartmouth (Chen m. fl., 2003). Modellen løser Newtons bevegelsesligninger på et ustrukturert gitter, som betyr at detaljgraden i simuleringen kan økes der det er behov for det. I våre anvendelser av modellen øker vi gjerne detaljgraden i nærfeltet til oppdrettsanlegg og i områder med kompleks topografi. Detaljgraden kommer som følge av gitterets oppløsning. En oppløsning på 100 m betyr at vi får informasjon om temperatur, saltholdighet og spredning hver 100 m horisontalt. Muligheten til å variere gitterets oppløsning gjør at modellen kan settes opp slik at detaljgraden er høyest der det trengs, slik som nær en komplisert kystlinje, i trange fjorder og mellom holmer og skjær. Publiserte eksempler på bruk av FVCOM i Norge kan finnes i Nøst og Børve (2021) og Børve m. fl. (2021).

I dette oppdraget har vi brukt ca. 15 m oppløsning i de delene av modellområdet som er aktuelle for plassering av oppdrettsanlegg. Oppløsningen er ca. 50-200 m ellers i domenet. I hvert punkt har vi beregnet verdiene til variablene i 34 lag vertikalt. Modellgitter og plassering av bur er vist i Figur 2. Simuleringene som er gjort i dette prosjektet er for 2018.

Modellen trenger informasjon om omgivelsene, denne informasjonen kaller vi for inngangsdata. Inngangsdataene gir informasjon om elveavrenning, atmosfære-hav interaksjon (nedbør, vind, stråling) og havsirkulasjon/temperatur/saltholdighet på randen av modellområdet.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har delt elveavrenningsdata med oss, mens atmosfære-inngangsdata henter vi fra Meteorologisk institutt sin modell MetCoOp. For randen av modellen hentes data fra vår egen FVCOM-kjøring som dekker hele Nordland.

Bunntopografien er hentet fra Norges Kartverks offentlige database, som er lagret med 50 m avstand. Vi har av tekniske grunner glattet batymetrien noe.



Figur 2: Modellgitter som dekker Sagfjorden/Økssundet (venstre) og forstørret utsnitt ved lokaliteten (høyre). Modellgitteret er tegnet inn med grønne linjer og burene er vist som sorte sirkler. Tettheten av gitterpunkter viser den horisontale modellopløsningen (ca. 15m nær anlegget).

2.2 Sedimenteringsmodellering

Sedimentering er bunnfallet som kommer som konsekvens av at faste partikler suspendert i en vannmasse har større tetthet enn væsken. Synkehastigheten til disse faste partiklene bestemmes av partikkelstørrelsen. En sedimentert partikkel – altså en partikkel som har falt til bunn – kan piskes opp i vannsøylen igjen om turbulensen nær bunnen er sterk nok (resuspensjon). Denne turbulensstyrken er avhengig av bunnstrømhastigheten.

I de senere år har det vært rettet et stort søkelys på å forstå bunnfallet- og resuspensjonen til avfall fra oppdrettsanlegg. For å simulere spredning og deponering av avføring fra fisk og fôrspill bruker vi FVCOM sammen med en sedimenteringsmodell som er formulert i FABM (Bruggeman & Bolding, 2014). Sedimenteringsmodellen tar utgangspunkt i et arbeid av Bannister m. fl. (2016). De fant synkehastigheter til avføring og forspill fra forsøk i en tank. Avfallet ble delt inn i 6-8 kategorier med forskjellig synkehastighet avhengig av størrelse på fisken i den aktuelle merden og type fôr. I sedimenteringsmodellen bruker vi et sporstoff for hver kategori, og sporstoffet blir gitt en synkehastighet i henhold til Bannister m. fl. (2016).

For resuspensjonsmodellen kan man i grove trekk si at organisk materiale resuspenderes fra bunn ved hastigheter over 9 cm/s (Law m.fl., 2016), men hvor mye masse som forflyttes avhenger også av andre faktorer som bunntype og variabilitet i strømstyrke.

Utslippet simuleres ved 8 sporstoffer som hver kan ha ulik synkehastighet, forskjellig mengde som slippes ut og ulikt karboninnhold. Partiklene simuleres som sporstoff som spres tredimensjonalt gjennom cellene i 34 dybdelag til de sedimenterer på bunnen, og resuspensjonen tar over muligheten for at partiklene flytter seg ytterligere.

To av sporstoffene representerer fiskefôr og de seks andre representerer fekalier (avføring) (se Tabell 1). Synkehastighetene er hentet fra forsøkene beskrevet i (Bannister m. fl., 2016).

I en produksjonssyklus vil fiskens størrelse og derved også utslippenes egenskaper endre seg. Fiskefôr som går direkte til bunnen under anlegget har et annet karboninnhold enn fekalier. Karboninnhold i fôr er beregnet til å være 57% (Brooks K, 2000; Brooks & Mahnken, 2003). Fôrspill er satt til 2% av utfôring. Andel karbon i fekaliene er beregnet til 2,67% av utfôring (Brooks K., 2000; Brooks & Mahnken, 2003).

Tabell 1: Synkehastighet og prosentvis fordeling av sporstoff i fekalier og fôr.

		fekalie	fekalie	fekalie	fekalie	fekalie	fekalie	fôr	fôr
Sporstoff nr.		1	2	3	4	5	6	7	8
Synkehastighet (cm/s)		0,25	0.75	1.25	2	3,75	7,5	8,8	12,0
fiskens vekt	1-600g	5%	3%	3%	4%	21%	64 %	100 %	0 %
	600-1500g	5%	3%	3%	2%	9 %	78 %	0 %	100 %
	>1500g	7%	2%	3%	2%	27 %	59 %	0 %	100 %

2.2.1 Inngangsdata for produksjon av laks

Produksjonsdata for en produksjonssyklus ble innhentet fra oppdragsgiver om utsett, utslakting, fiskebeholdningens antall, snittvekst og utfôring. Det er primært mengden biologisk tilgjengelig organisk karbon fra oppdrett som fører til økologiske endringer i bunnssubstrat under og ved anleggene (Hargrave m. fl., 2008). En tidligere studie (Keeley m. fl., 2013) viser at en modellering av sedimentenes økologiske respons på mengde utfôring i et oppdrettsanlegg kan vises i korte tidsserier fra driftsperioden på en til seks måneder. APN har valgt å modellere karbonavsetning under og rundt anlegget for måneden med størst utfôring. Dette gir et anslag for lokalitetens belastning med organisk tilgjengelig karbon ved maks produksjon. Modellresultatene kan da vurderes opp mot resultater fra B-undersøkelser (NS9410:2016) som også utføres rundt maksimal biomasse.

En matrise for karbonutslipp for hvert sporstoff for den måneden med størst utfôring blir regnet ut for lokaliteten. Akkumulert avsetning av alle sporstoffer i hver av bunncellene i modelldomenet for de aktuelle månedene med størst produksjon av laks blir modellert, og sedimentering av karbon blir beregnet ved å multiplisere mengde karbon i hvert sporstoff med prosentvis avsetning av sporstoff i hver bunncelle. Ved å midle disse verdiene over antall dager med utfôring blir karbonavsetning i gram karbon per dag funnet. Resultatene blir vist i fargekoder i geografiske kart med karbonavsetning per dag i hver bunncelle. Akvaplan-niva har også beregnet størrelsen av areal under og rundt oppdrettsanlegg som er påvirket, samt mengde daglig karbonutslipp til disse arealene. Dette uttrykkes med 10-grams isolinje i den grafiske framstillingen, der tilførselen er større enn 10 gram karbon innenfor denne linjen.

2.3 Effekt av slamoppsamling

Det antas at det samles opp 36% av total masse som slippes ut i burene, men 6% av massen som tas til renseanlegg slippes ut igjen gjennom utslippsrør. Totalt vil altså 30% av massen aldri ende opp i sjøen. Denne mengden fjernes ved at 100% av fôrspill (her sporstoff 7) samles opp pluss at den resterende massen som samles opp tas fra større feces-sporstoffene (sporstoff 5 og 6). Her er det også lagt inn en vektning av feces partiklene slik at en større andel av de tyngre partiklene er tilgjengelig for oppsamling. Det er antatt at vi tar fra sporstoff 6:5 i forholdet 4:1. Den totale massen av hvert sporstoff og massen som er sluppet

ut fra burene er vist i Tabell 2 under. 6% av massen slippes ut gjennom utslippsrør. Siden den partikulære massen som kommer ut av utslippsrøret er filtrert er det antatt at all denne vil slippes som letteste sporstoff (sporstoff 1 i Tabell 1), med synkehastighet på 0.25 cm/s.

Tabell 2: Fordeling av total masse over de ulike sporstoffene i øverste linje og masse sluppet ut av hvert sporstoff fra burene i nederste linjene. Totalt er det 36% mindre masse som slippes ut fra burene, men 6% slippes ut av utslippsrøret slik at total reduksjon i utslipp er 30%.

Sporstoff	1	2	3	4	5	6	7	8	Total
Masse utgangspunkt	1608	963	963	1285	6755	20587	5186	0	37347
Masse sluppet ut fra bur	1608	963	963	1285	6129	12954	0	0	23902

2.3.1 Eksperimenter

I tillegg til vanlig sedimenteringsmodellering (uten slamoppsamling), er det her gjennomført simuleringer med slamoppsamling med to ulike plasseringer av utslippsrør (vest og sør for anlegget). Alle simuleringer er gjort for Januar måned som var maks produksjons måned, og med samme produksjon slik at det alltid er tatt utgangspunkt i samme hydrodynamiske forhold og grunnlag for utslipp. En oversikt over de 4 ulike oppsettene er gitt under:

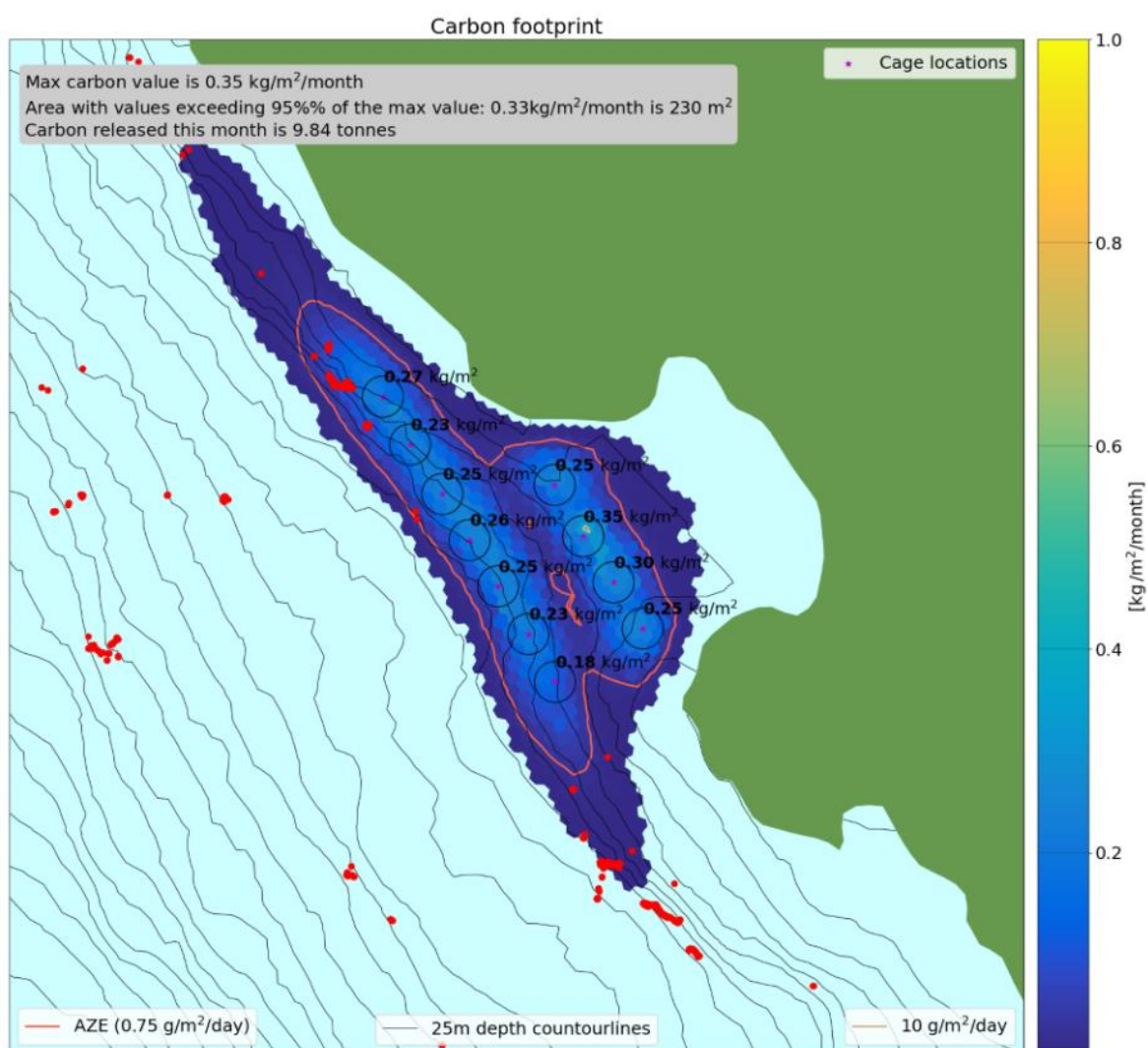
1. **Simulering 1: Sedimentering ny plassering.** Vanlig sedimenteringsmodellering uten oppsamling ved ny plassering av bur (plassering vist i Figur 2). Dette er baseline simulering som brukes til sammenligning av de andre resultatene.
2. **Simulering 2: Sedimentering ny plassering med slamoppsamling og utslippsrør sør for anlegg.**
3. **Simulering 3: Sedimentering ny plassering med slamoppsamling og utslippsrør vest for anlegg.**
4. **Simulering 4: Sedimentering ny plassering med slamoppsamling og utslippsrør vest for anlegg der nordligste bur ikke er i bruk.**

3 Resultater

Som nevnt i delkapittel 2.2.1 er det måneden med størst utforing som vi modellerer. For Horsvågen er det januar som er måneden som er modellert i alle scenarioene.

3.1 Simulering 1: Sedimentering uten oppsamling (baseline)

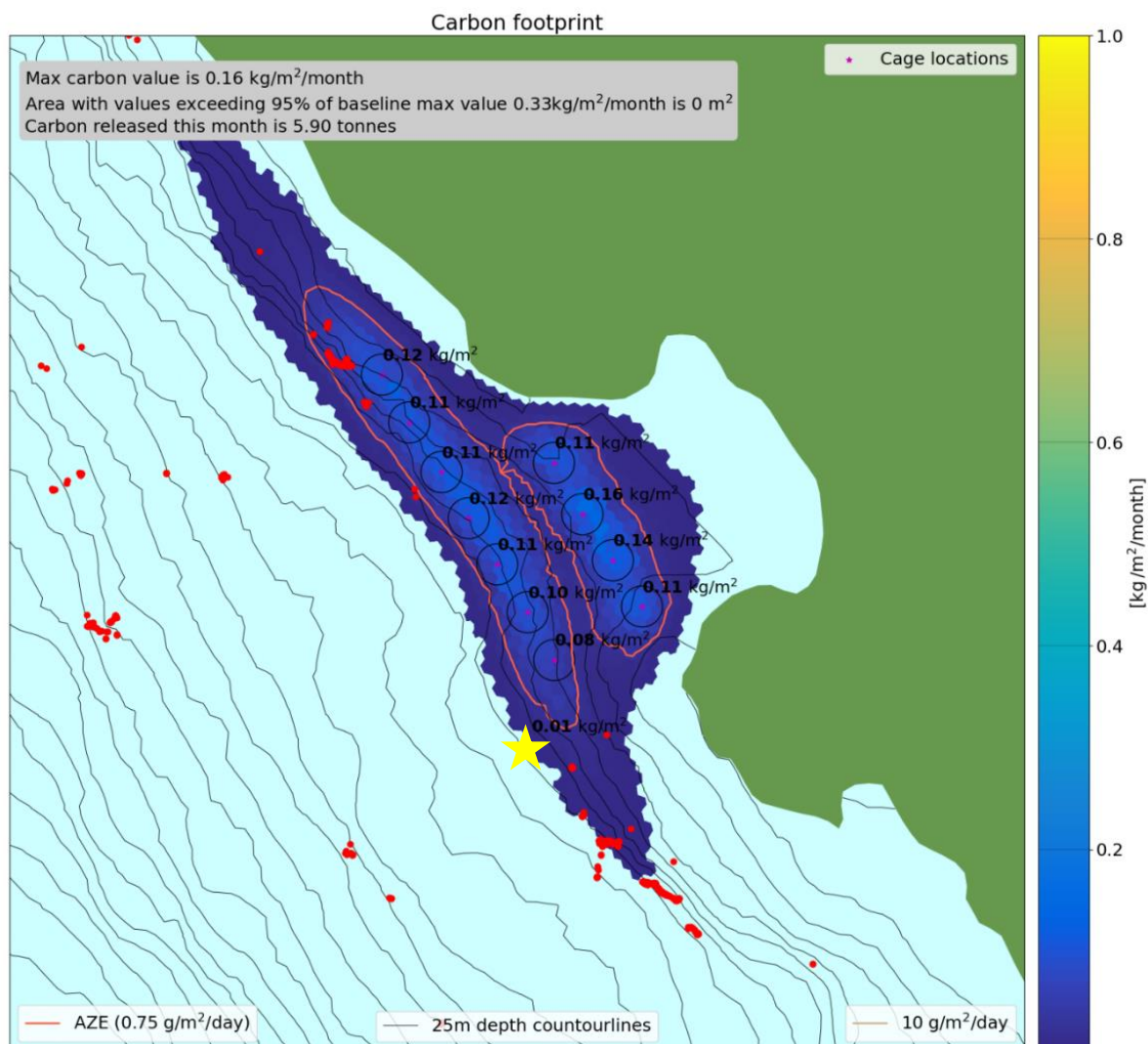
Resultatet for simuleringen er vist i Figur 3. Med dagens plassering av bur er det lav avsetningsrate av karbon under anlegget, med maksimal avsetningsrate på 35 kg/m²/måned. Det er kun et svært lite område som opplever avsetningsrate på over 10 g/m²/dag (grå linje i figuren). Areal på området som overstiger en avsetningsrate på over 95% av maksimalverdien er 230 m². Under normale forhold (biologi) på bunnen vil slike lave sedimenteringsrater være assosiert med svært gode miljøundersøkelser.



Figur 3: Oversikt av sedimentering, simulering 1, med karbonverdier oppgitt per merde. Grå linje nær merdene angir 10-grams isolinjen, og rød linje rundt anlegget angir AZE-sonen i henhold til ASC-sertifisering. Røde punkter i kartet indikerer korallobservasjoner.

3.2 Simulering 2: Sedimentering med slamoppsamling og utslippsrør sør for anlegg

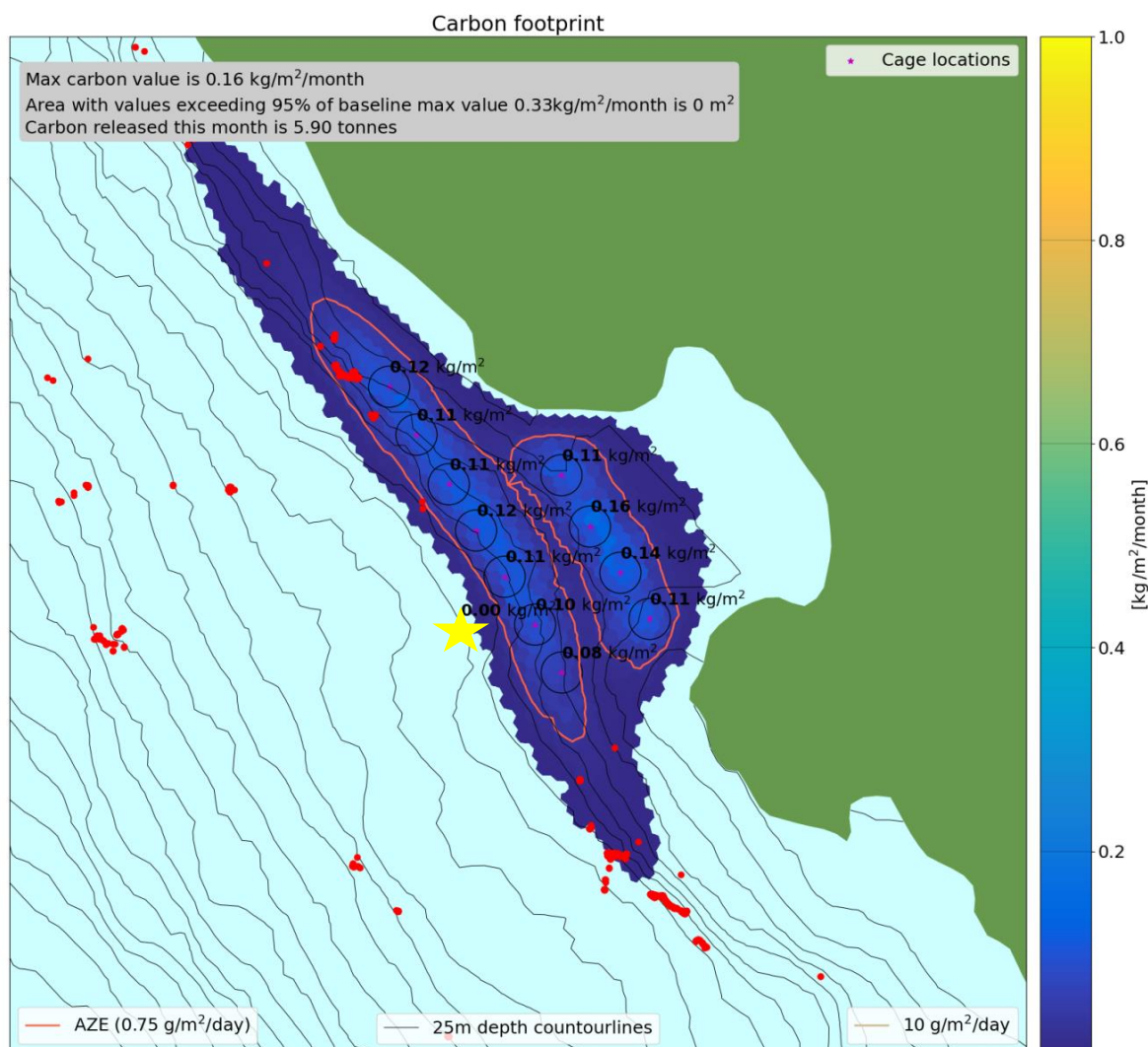
Resultatene med simulert slamoppsamling (simulering 2) er vist i Figur 4. Sammenlignet med simulering uten slamoppsamling (Figur 3) er karbontrykket under burene betydelig redusert. Maksimal karbonavsetningsrate er redusert fra $0.35 \text{ kg/m}^2/\text{måned}$ til $0.16 \text{ kg/m}^2/\text{måned}$. Selv om det fjernes 30% masse er altså maksimal deposisjonsrate av karbon redusert betydelig mer (ca. 54%), som henger sammen med at 1) massen som er samlet opp stammer fra de tyngre sporstoffene 2) alt forspill er fjernet, som har et høyere karboninnhold og 3) 6% av massens utslipp er flyttet til utslippsrør og slippes ut som letteste sporstoff. Deposisjonsraten rundt selve utslippsrøret er svært liten både siden utslippet er relativt lite og siden det slippes ut som letteste sporstoff og dermed spres over et stort område. I forhold til resultatet uten slamoppsamling strekker sedimentavtrykket seg litt lenger mot sør (ved sammenligning av Figur 3 og Figur 4), men med svært lave verdier.



Figur 4: Oversikt av sedimentering, simulering 2, med karbonverdier oppgitt per merde. Grå linje nær merdene angir 10-grams isolinjen, og rød linje rundt anlegget angir AZE-sonen i henhold til ASC-sertifisering. 36% av massen sluppet fra burene er samlet opp, hvorav 6% slippes ut igjen ved utslippsrør (gul stjerne sør for anlegget). Røde punkter indikerer korallobservasjoner.

3.3 Simulering 3: Sedimentering med slamoppsamling og utslippsrør vest for anlegg

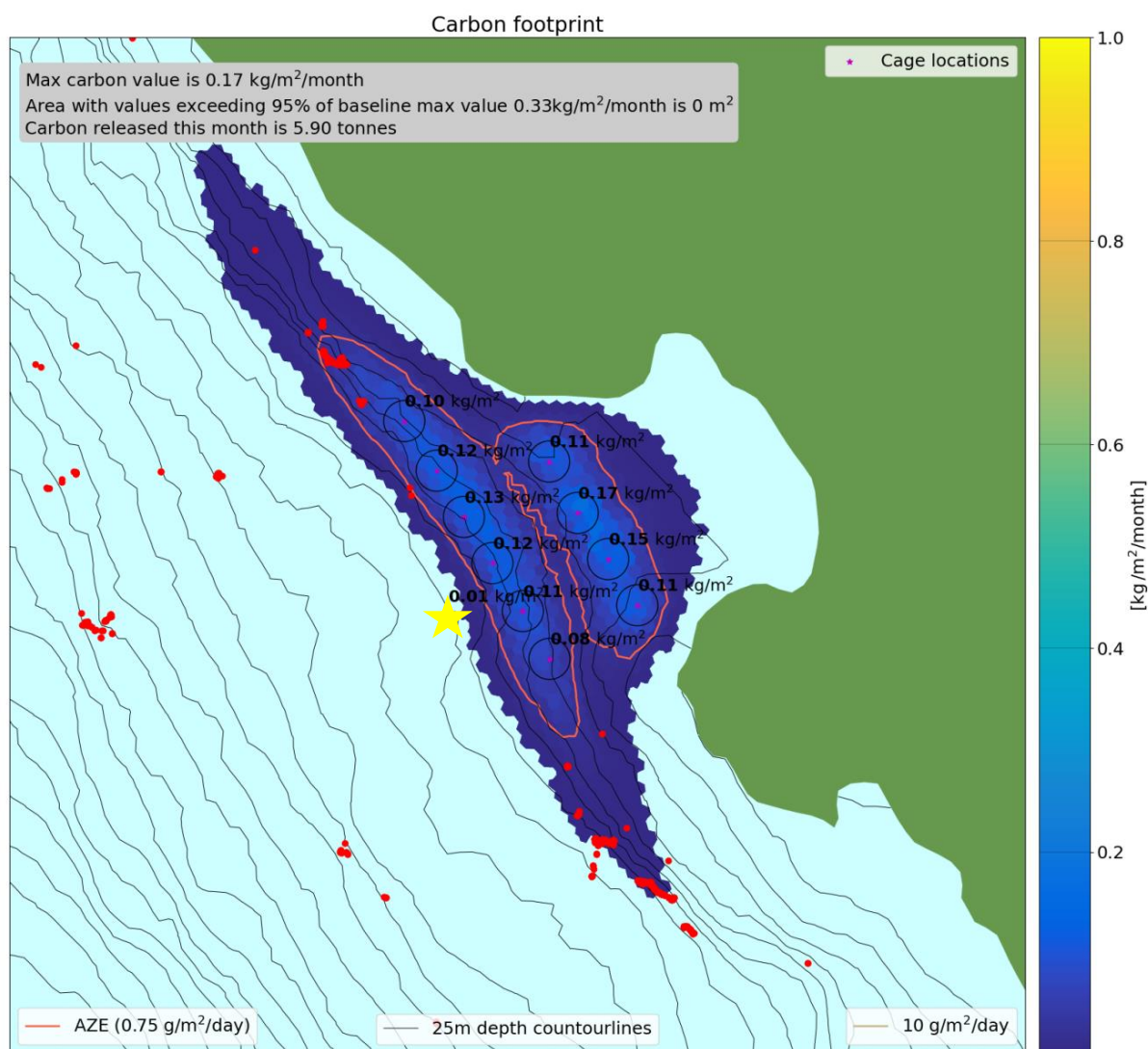
For denne simuleringen er oppsettet det samme som i Simulering 2, men utslippsrøret er flyttet til vest for anlegget. Resultater er vist i Figur 5. Ved å legge utslippsrøret vest for anlegget strekker sedimentavtrykket seg litt mindre mot sør, men ellers ser resultatet omtrent identisk ut med utslippsrør sør for anlegget (Simulering 2).



Figur 5: Oversikt av sedimentering, simulering 3, med karbonverdier oppgitt per merde. Grå linje nær merdene angir 10-grams isolinjen, og rød linje rundt anlegget angir AZE-sonen i henhold til ASC-sertifisering. 36% av massen sluppet fra burene er samlet opp, hvorav 6% slippes ut igjen ved utslippsrør (gul stjerne vest for anlegget). Røde punkter indikerer korallobservasjoner.

3.4 Simulering 4: Sedimentering med slamoppsamling og utslippsrør vest for anlegg der nordligste bur ikke er i bruk

Denne simuleringen er identisk med Simulering 3, bortsett fra at det nordligste buret ikke er tatt i bruk. Dette fører til et noe høyere utslipp fordelt over de resterende burene. Resultatet er vist i Figur 6. Sammenlignet med simulering 3 hvor nordligste bur er med (Figur 5) er det et marginalt høyere maksimalt karbontrykk på 0.17 kg/m²/måned. Hovedforskjellen mellom simuleringene er at karbonavtrykket ikke strekker seg like langt mot nord i simulering 4.

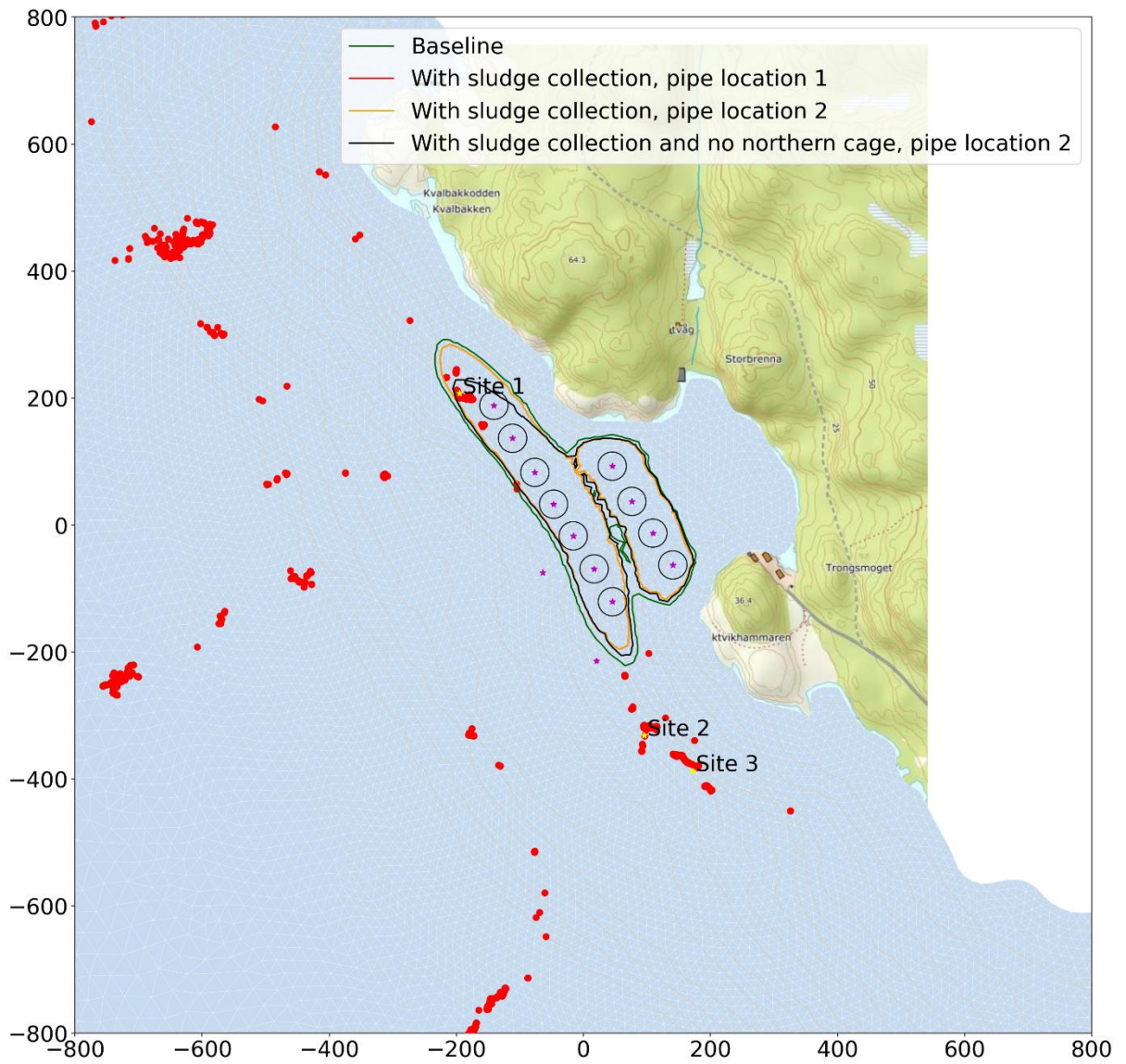


Figur 6: Oversikt av sedimentering, simulering 4, med karbonverdier oppgitt per merde. Grå linje nær merdene angir 10-grams isolinjen, og rød linje rundt anlegget angir AZE-sonen i henhold til ASC-sertifisering. 36% av massen sluppet fra burene er samlet opp, hvorav 6% slippes ut igjen ved utslippsrør (gul stjerne vest for anlegget). Røde punkter indikerer korallobservasjoner.

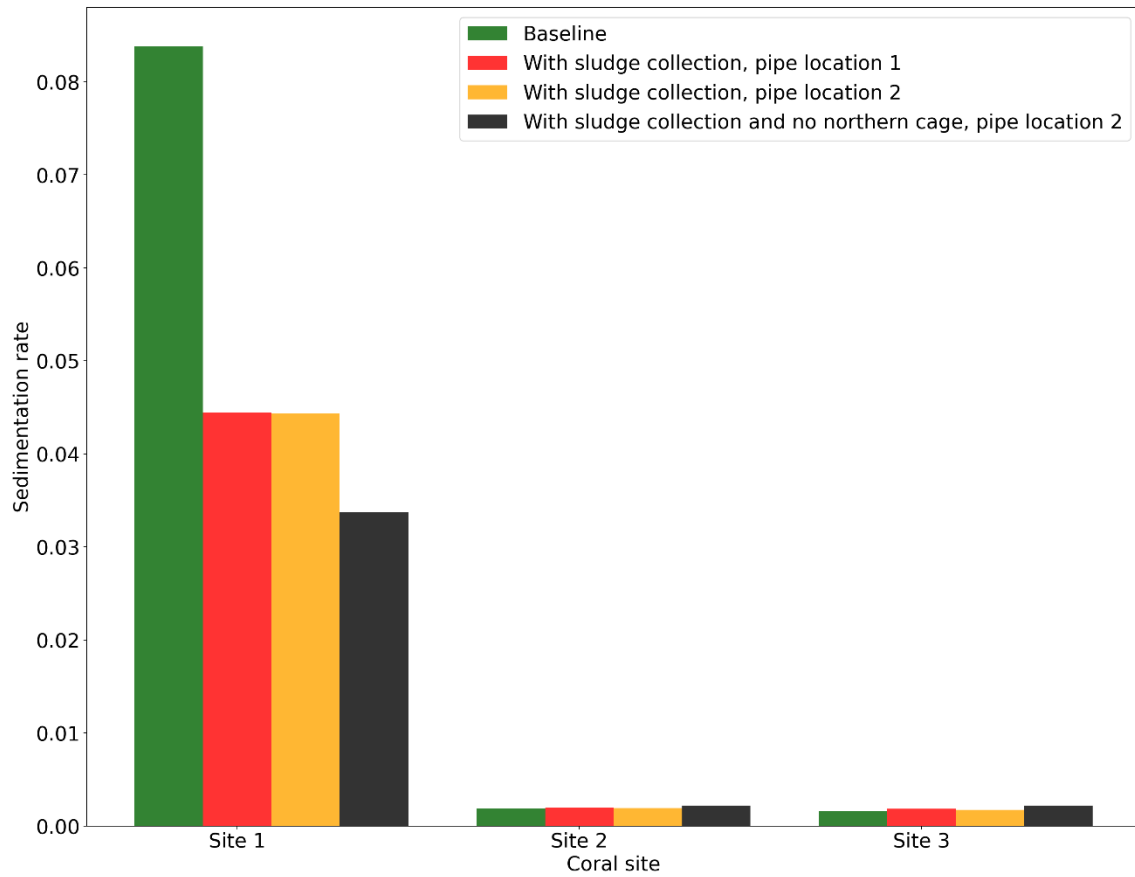
4 Sammenligning av resultat

For å sammenligne resultatene fra simuleringene i kap. 3, er AZE-grenselinjene (rate for karbonavsetning på $0.75 \text{ g/m}^2/\text{dag}$) fra alle simuleringene samlet i samme kart i Figur 7. AZE-sonen for simulering 2 og 3 (utløpsrør hhv. Sør og vest for anlegget) er omtrent identiske slik at gul og rød linje faller sammen i figuren (gul linje er plottet over rød). Resultatene viser altså at oppsamlingen har stor innvirkning på karbontrykket under burene (sammenligner man Figur 3, Figur 4 og Figur 5), med 54% reduksjon i maksimal karbonavsetning. AZE-sonen endres i mindre grad (se forskjell mellom grønn og gul linje i Figur 7), men blir noe mindre ved slamoppsamling. Ved å kutte ut det nordligste buret trekkes AZE-linjen en god del mot sør i den nordlige enden av anlegget, samtidig som økningen mot sør er svært begrenset (sort linje i Figur 7).

For å sammenligne hvordan de ulike konfigurasjonene påvirker bunnen nær korallforekomster er det plukket ut tre punkter (se Figur 7), og sedimentasjonsraten for karbon for alle simuleringer ved disse punktene er vist i Figur 8. Det er høyest sedimenteringsrate ved Site 1. Denne reduseres kraftig ved slamoppsamling (grønn til gul/rød stolpe i Figur 8). Ved både slamoppsamling og å kutte ut produksjon ved det nordligste buret, mer enn halveres karbontrykket ved Site 1 (grønn til sort stolpe, venstre side i Figur 8).



Figur 7: AZE-grense tegnet inn for alle simuleringene. Punkter for sammenligning (Site 1, Site 2 og Site 3) nær korallforekomster er også indikert.



Figur 8: Sedimenteringsrate av karbon ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{måned}$) for alle simuleringer ved de 3 punktene (Site 1-3) indikert i Figur 7.

5 Oppsummering

Det er gjennomført sedimenteringsmodellering for lokaliteten 10518 Horsvågen, Resultatene viser at sedimenteringsraten er lav ved nåværende plassering. Med de karbonavsetningene modellen predikerer bør det normalt forventes at B-undersøkelse ved denne lokaliteten viser lav påvirkning under merdene. Effekten av slamoppsamling er undersøkt, med ulike konfigurasjoner. Selve oppsamlingen reduserer maksimal karbonavsetning under burene med 54%. Oppsamlingen gir også betydelig lavere karbonavsetning i nærheten av korallforekomster nord for anlegget (det bør nevnes at disse verdiene også er lave fra før). Det er også vurdert to ulike plassering av avløpsrør fra renseanlegg, hvor 6% av massen slippes ut som minste sporstoff (synkehastighet på 0.25 cm/s). Plasseringen av avløpsrøret har liten betydning for karbonavtrykket på bunnen, men plassering vest for anlegget gir noe mindre spredning mot sør i retning korallforekomster. Til slutt er effekten av å kutte ut produksjon i det nordligste buret sammen med slamoppsamling simulert. I sistnevnte tilfelle blir det ytterligere lavere karbonavsetning mot nord nær korallforekomster.

Referanseliste

- Bannister, R. J., Johnsen, I. A., Hansen, P. K., Kutti, T., and Asplin, 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
- 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
- Bruggeman, J. & Bolding, K., (2014). A general framework for aquatic biogeochemical models. Environmental Modelling & Software, 61, 249-265.
- Børve E., Isachsen P.E., Nøst O.A., (2021). Rectified tidal transport in Lofoten–Vesterålen, northern Norway", Ocean Sci., 17, 1753–1773.
- Chen C., Liu H., Beardsley R.C., (2003). An unstructured grid, finite-volume, three-dimensional, primitive equation ocean model: Application to coastal ocean and estuaries. J. Atm. Oce. Tech. 20: 159-186.
- Hargrave, B.T., Holmer, M. & Newcombe, C.P., (2008). Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. Marine Pollution Bulletin 56:810-824.
- Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., (2013). Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquaculture Environmental Interactions, Vol. 3:275-291.
- Law B.A., Hill P.S., Milligan T.G., Zions V., (2016). Erodibility of aquaculture waste from different bottom substrates. Aquacult Environ Interact 8:575-584.
<https://doi.org/10.3354/aei00199>
- Nøst O. A. and Børve, E., (2021). Flow separation, dipole formation, and water exchange through tidal straits, Ocean Sci., 17, 1403–1420.