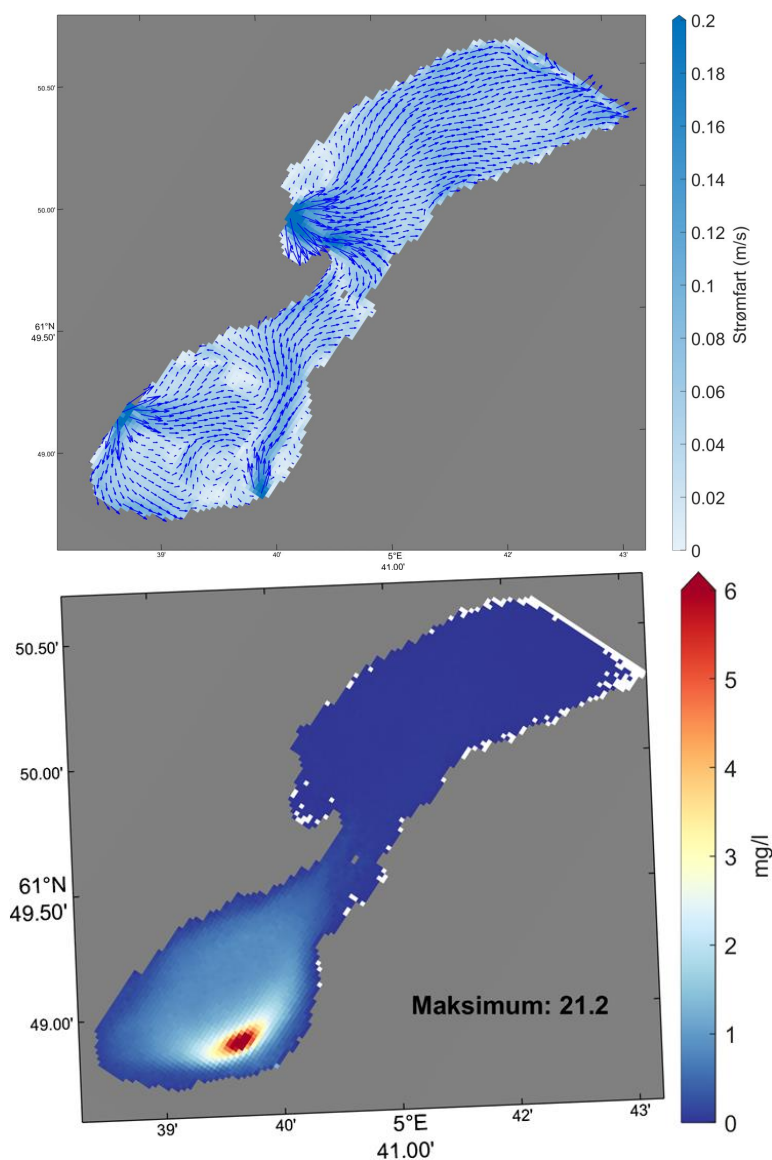


SFE AS

Partikkelspredning og effekter på marint miljø i resipienten Ålfoten

Bremanger kommune

Oppdragsnr.: 52506249 Dokumentnr.: F3.00.RPS.02.R.002 Revisjon: J02 Dato: 2026-03-20



Oppdragsgiver: SFE AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Øyvind Huus
Rådgiver: Norconsult Norge AS
Oppdragsleder: Hans Martin Skjefstad
Fagansvarlig: Stig Dalsøren
Andre nøkkelpersoner: Arun Kamath

Revisjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent
J02	2026-03-20	For bruk	STIDAL	ARUKAM	HAMSK
A01	2026-03-13	Utkast oversendt kunde	STIDAL		

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Sogn og Fjordane Energi (SFE) AS har fått tillatelse til å regulere Øvre Bredvatn og bygge Bredvatn kraftverk i Bremanger kommune. SFE jobber nå med prosjektering av kraftverket og bygging må settes i gang innen 13.10.2027. For å realisere prosjektet vil SFE søke tillatelse etter forurensningsloven til deponering av sprengstein i sjø og til midlertidige utslipp i anleggsperioden.

Til sammen vil driving av tunneler, kraftverkshall og portalområde produsere rundt 400 000 m³ faste masser som må avhendes. Ifølge konsesjonen til Bredvatn kraftverk skal massene deponeres i sjø utenfor eksisterende sjøfyllinger ved Åskåra innerst i fjorden Ålfoten. Til borerigger for tunellbygging må det tilføres vann som skal fjerne borkaks fra borehullene og redusere mengden støv. Etter sprenging i tunellen brukes vann til å spyle steinmassene ved lasting for å redusere støvmengder i tunell og finstoff i de deponerte massene. Alt vann må igjennom et renseanlegg før det renner ut i resipienten Ålfoten.

Sedimenteringsanlegget der skal oppfylle en grense på 200 mg/l suspendert stoff (SS) i utløpsvannet.

Dette studiet omfatter modellering av strømforhold og spredning av mineral partikler i fjorden og vurderinger av partiklenes påvirkning på vannmiljø og naturmangfold i sjø. Det er etablert konservative øvre anslag for andel fine mineralpartikler i utfyllingsmassene og andelen som frigjøres og spres i vannmassene. Øvre estimater er også benyttet for utløpsvann fra tunneldriving. Basert på dette er det gjort simuleringer med spredningsmodell for å anslå resulterende partikkel konsentrasjoner i vannmassene og tykkelse av lag som sedimenterer på sjøbunnen.

Modellresultatene viser at partiklene spres over et stort område, men at mye sedimenterer i eller nær tiltaksområdet. Gjennomsnitts-konsentrasjoner av suspenderte partikler i vannsøylen overskrider konservativ grenseverdi for påvirkning på fisk på 3 mg/l kun i, eller like ved deponeringsområdet. Dette er trolig et område voksen fisk uansett vil unngå mens tiltaket foregår, men fiskeegg vil i noe grad kunne drive inn i området. Det kan heller ikke utelukkes at nivå over tid eller episoder med høye partikkelkonsentrasjoner påvirker fisk i låssettingsområde som omslutter deponiområdet. I øvrige deler av fjorden blir modellerte gjennomsnitts-konsentrasjoner av suspenderte partikler lavere enn 3 mg/l. Dette gjelder både i og utenfor gyteperioder. Tykkelsen på lag som sedimenterer avtar også raskt med økende distanse fra tiltaksområdet. Vurdert opp mot forekomst av naturverdier og funksjonsområder tilsier resultatene at det samlet sett er liten risiko for omfattende uønskede effekter på flora og fauna i fjorden.

Detaljene rundt tiltaket og utslippsfrekvens ved deponering m.m. er ikke endelig avklart. Inngangsparametere brukt i modellsimuleringene bygger på sannsynlige egenskaper til utfyllingsmassene og erfaringer og målinger fra tidligere operasjoner og tiltak. Ved realisering av prosjektet kan styrende faktorer bli annerledes enn det som ligger til grunn i studiene gjort her. I utslippsestimatene og spredningsmodelleringen for finpartikler er det ikke lagt til grunn spesielle avbøtende tiltak (bruk av partikkelsperrer (silt-/boblegardin), nedføringsrør etc.). Gitt usikkerhetsfaktorer og ut fra et føre var prinsipp bør det vurderes etablering av et overvåkningsprogram med opsjoner for iverksettelse av avbøtende tiltak (overnevnte, midlertidig stans i deponering, reduserte utfyllingsrater, osv.) hvis det viser seg nødvendig.

Innhold

1	Bakgrunn	4
2	Resipient	7
2.1	Vannforekomst	7
2.2	Naturverdier	7
2.2.1	Sårbare habitat	10
2.2.2	Viktige naturtyper	10
2.2.3	Gytefelt	11
2.2.4	Villaks og sjøørret	12
2.2.5	Rødlistede sjøfugler	12
2.3	Forurensning i sedimenter	12
2.4	Fiskeridata	14
3	Tiltakets potensielle påvirkning og tålegrenser	15
4	Strømforhold	17
4.1	Strømmodell	17
4.2	Resultater	18
5	Påvirkning fra partikkelspredning	22
5.1	Utslipp av partikler med spredningspotensiale	22
5.2	Spredningsmodell	23
5.3	Modelloppsett	23
5.4	Resultater	25
5.4.1	Suspenderte partikler	25
5.4.2	Sedimenterte partikler	27
5.4.3	Usikkerheter	28
6	Diskusjon	30
7	Referanser	31

1 Bakgrunn

Sogn og Fjordane Energi (SFE) AS har i henhold til vassdragsreguleringsloven § 2 og vannressurslova § 8, fått tillatelse til å regulere Øvre Bredvatn og bygge Bredvatn kraftverk i Bremanger kommune (Kgl. Res. 13.10.2017). SFE jobber nå med prosjektering av kraftverket og bygging må settes i gang innen 13.10.2027.

For å realisere prosjektet vil SFE søke tillatelse etter forurensningsloven §11 til deponering av sprengstein i sjø og til midlertidige utslipp i anleggsperioden.

Bredvatn kraftverk vil ligge i Bremanger kommune, ca. 1 km sør for bygdesenteret Ålfoten (Figur 1). Kraftverket skal utnytte fallet mellom magasin i Øvre Bredvatn og fjorden, en høydeforskjell på 838 m. Selve kraftverket blir lokalisert ca. 1350 m inne i fjellet øst for eksisterende Åskåra 1 og 2 kraftstasjoner (Figur 2). Tilkomst- og avløpstunell vil gå i parallell fra et felles portalområde ca. 200 m øst for eksisterende portal/dagbygg i Åskåra. Tilkomsttunnelen blir dimensjonert for transport av store komponenter til bygging av kraftverket og får et tverrsnitt på ca. 55 m² og lengde på 1350 m. Avløpstunnelen får et tverrsnitt på ca. 26 m² og samla lengde på 1400 m. Lengden på vannveien fra Øvre Bredvatn til utløp innerst i fjorden Ålfoten blir ca. 5200 m. Til sammen vil driving av tunneler, kraftverkshall og portalområde produsere rundt 400 000 m³ faste masser som må avhendes.

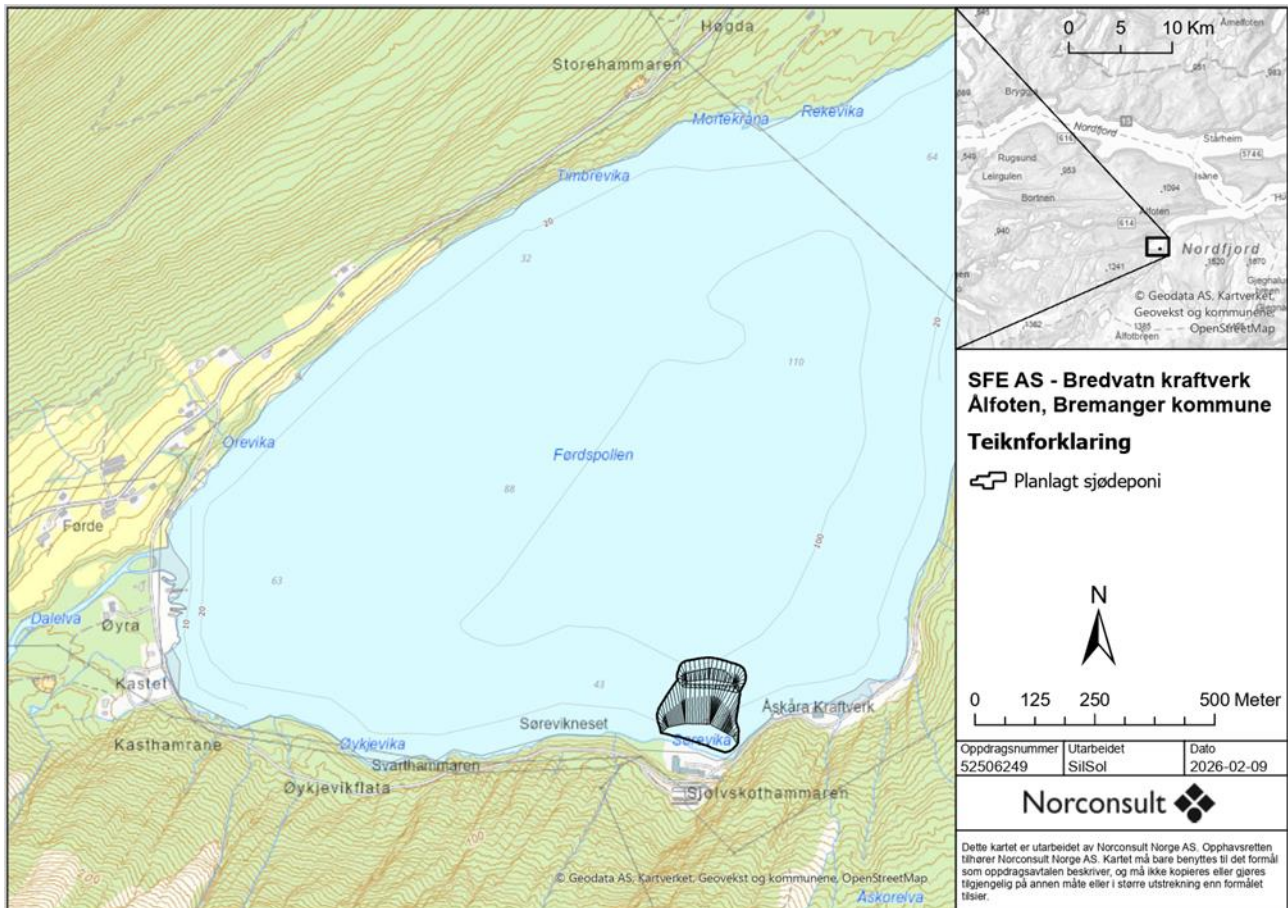
Ifølge konsesjonen til Bredvatn kraftverk skal massene deponeres i sjø utenfor eksisterende sjøfyllinger i Åskåra (fra bygging av Åskåra 1 og 2). I prosessen fram mot konsesjon ble flere alternative løsninger vurdert, men viste seg vanskelig å realisere. SFE har i lang tid annonsert at det vil bli tilgang på steinmasser i forbindelse med prosjektet, og arbeider fremdeles aktivt opp mot potensielle mottakere. Likevel er det store utfordringer knyttet til avhending av så store mengder stein lokalt-regionalt og begrenset veikapasitet i området i forhold til mottakere der transport sjøveien ikke er mulig. Nåværende vurderinger tilsier at noe av massene uansett må deponeres i sjø, og SFE vil søke om mulighet til å deponere all masse i sjø i tilfelle andre løsninger ikke materialiserer seg.

Til borerigger for tunnelbygging må det tilføres vann som skal fjerne borkaks fra borehullene og redusere mengden støv. Produksjonsvann hentes fra avløpet til eksisterende kraftverk i Åskåra. Etter sprenging i tunnelen brukes vann til å spyle steinmassene ved lasting for å redusere støvmengder i tunnel og finstoff i de deponerte massene. Gjennom anleggsperioden forventes flere kilder til forurensning av avløpsvannet:

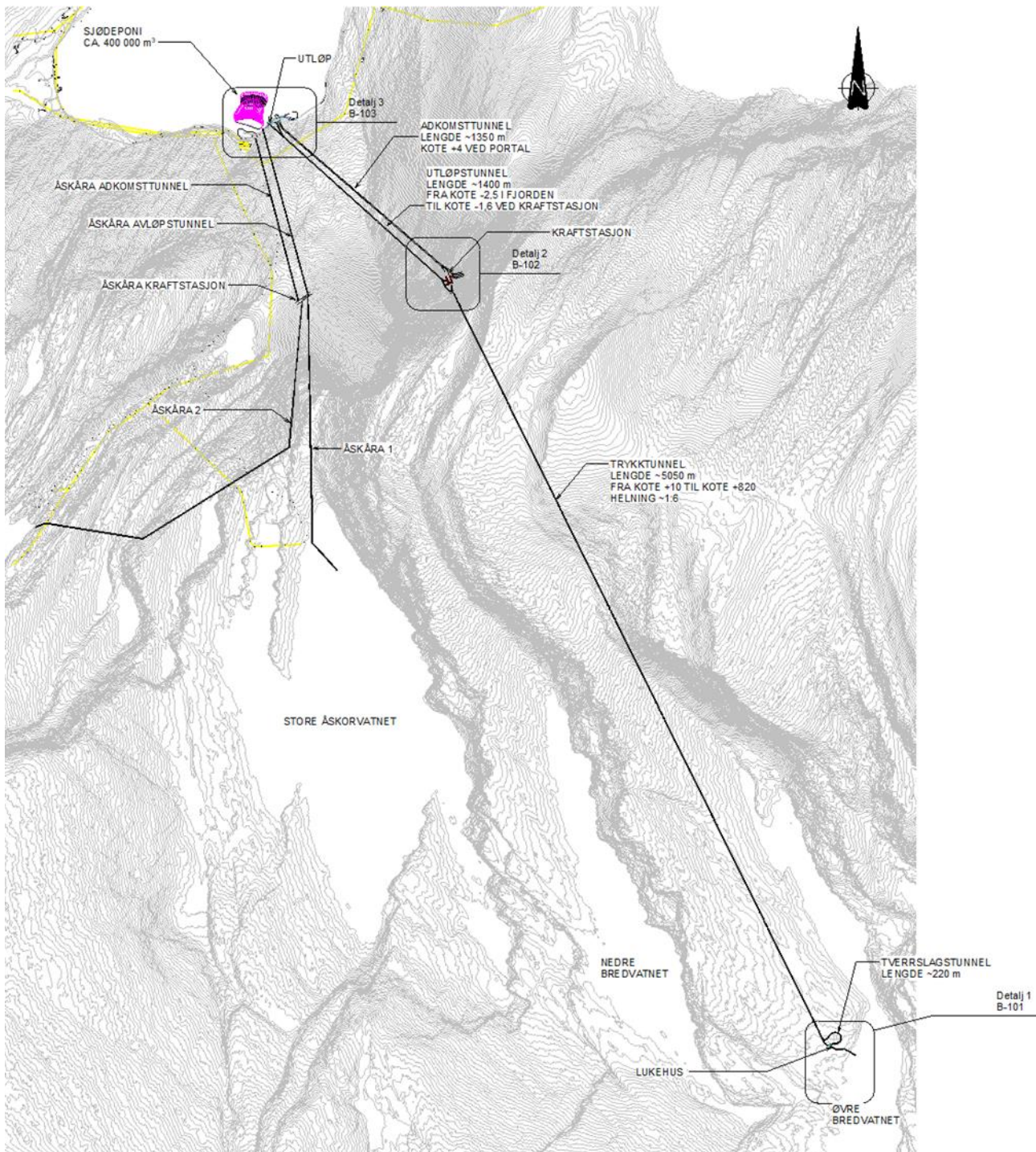
- Suspendert stoff (partikkelforurensning)
- Nitrogenholdige sambindinger fra sprengstoff
- Olje- og kjemikalieutslipp fra maskiner og utstyr

Gjennom anleggsprosessen vil vannkvaliteten på drifts- og dreinsvannet variere. I tidsrom det foregår boring og sprenging utvikles mye steinstøv, slampartikler og diverse grunnstoff i partikulær eller oppløst form som følger avløpsvannet i suspensjon.

Alt vann må igjennom et renseanlegg før det renner ut i resipienten. Renseanlegg dimensjoneres for maksimal vannbelastning i tunnelen. Det blir satt som krav at sedimenteringsanlegget skal oppfylle en grense på 200 mg/l suspendert stoff (SS) i utløpsvannet.



Figur 1: Lokalisering planlagt sjødeponi i indre del av Ålfoten, Bremanger kommune.



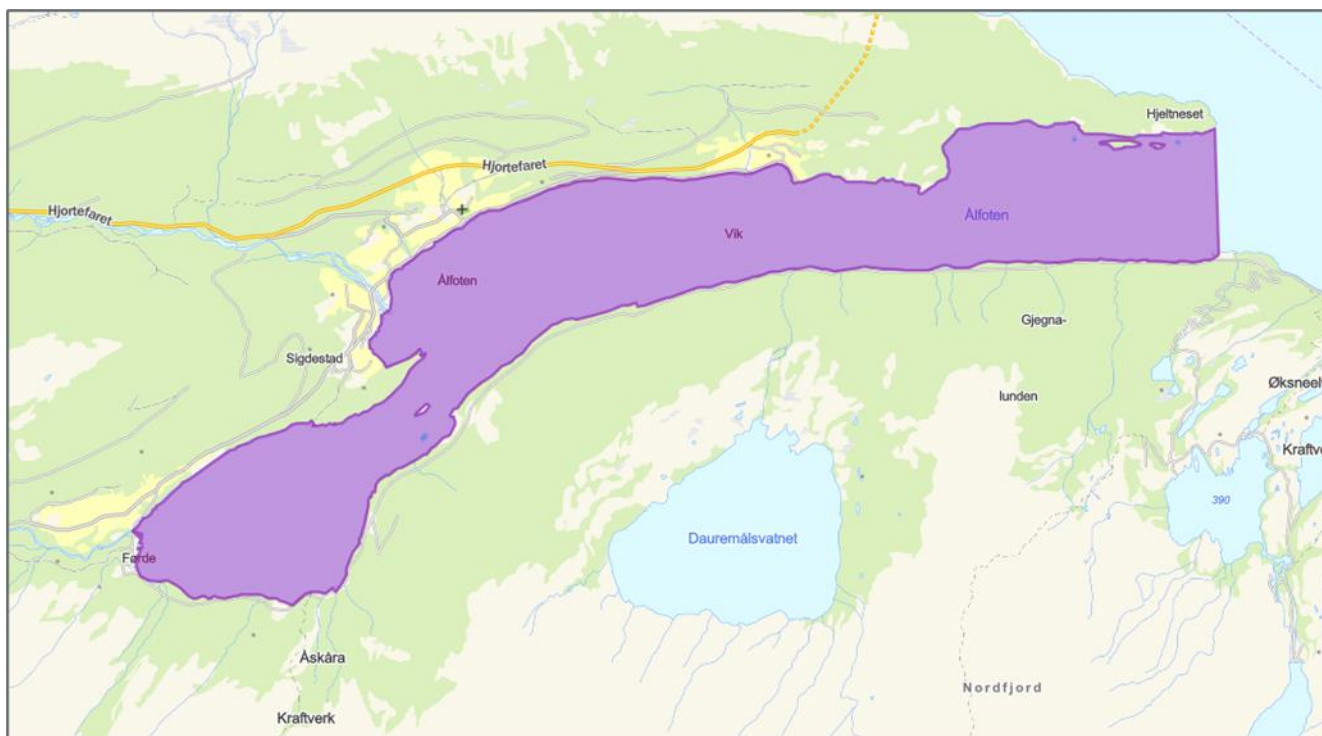
Figur 2: Planlagt plassering av tunneler og kraftstasjon.

2 Resipient

Nåværende tilstand i resipienten og kunnskapsgrunnlaget det bygger på er beskrevet i Søknad om etablering av sjøbunnsdeponi for sprengstein i Ålfoten (Norconsult, 2026b) og rapporter på kartlegging av marint naturmangfold (Norconsult, 2025d) og miljøteknisk sedimentanalyse (Norconsult, 2025a). Dette delkapitlet oppsummerer hovedtrekkene. For detaljer og kilde-referanser henvises det til refererte rapporter.

2.1 Vannforekomst

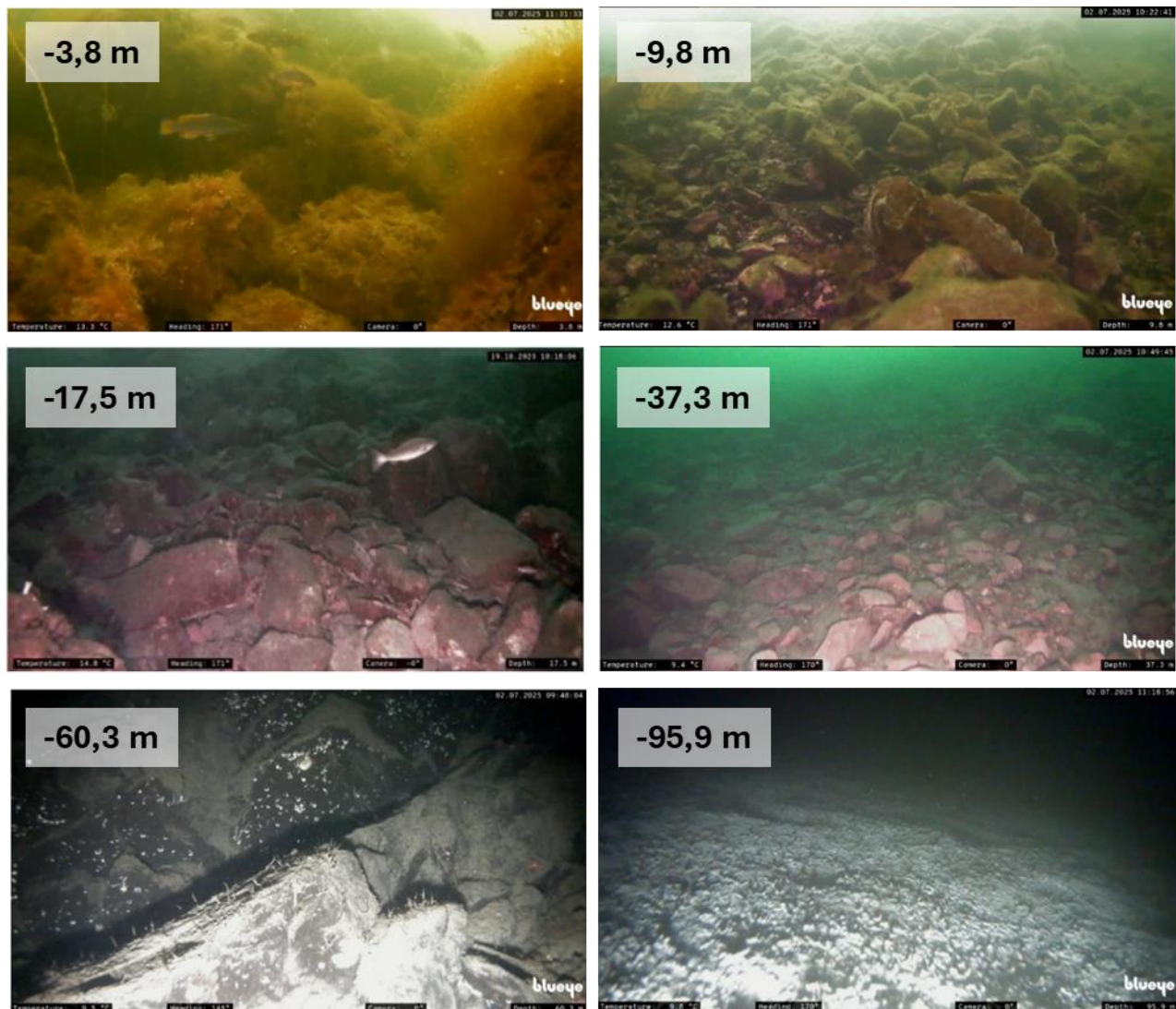
Planlagt sjødeponi er plassert i vannforekomsten Ålfoten (ID: 0282011600-C) vist i Figur 3. Ålfoten er i Vann-nett oppgitt å være en ferskvannspåvirket beskyttet fjord med middels tidevann (1–5 m), moderat oppholdstid for bunnvann (uker) og moderat strømhastighet (1–3 knop). Ålfoten er klassifisert med god økologisk tilstand, men tilstanden er vurdert uten datagrunnlag. I Vann-nett er det per 23.07.2024 lagt inn merknad om at vannforekomsten er antatt å ha lite/ingen påvirkninger, og det er stilt spørsmål om dette innebærer antatt god miljøtilstand. Kjemisk miljøtilstand er uten datagrunnlag og er ikke klassifisert.



Figur 3: Vannforekomsten Ålfoten (ID: 0282011600-C) i Bremanger kommune..

2.2 Naturverdier

Planlagt deponiområde ligger på en tidligere steinfylling fra 1970-tallet som ble fylt ut i forbindelse med utbygging av kraftverket i Askåra. Sjøbunnen er dominert av hardbunn, i form av steinrøys og berg. På større dyp (>80 m) dominerer berg og steinblokker med et tynt lag sediment. Sjøbunnen ved fyllingsfoten til den gamle fyllingen består av mudder eller tykt sedimentlag. Bilder fra sjøbunnen er vist i Figur 4.



Figur 4: Bilder av sjøbunnen i tiltaksområdet fra ROV-inspeksjon 2023 og 2025. Tallene i øvre venstre hjørne viser dybdene bildene er hentet fra.

For å innhente kunnskap om naturverdier i planlagt deponi- og influensområde er det utført søk etter data i kartdatabasene Naturbase og Artskart. I tillegg har SFE utført ROV-inspeksjon i juli 2025 i og nær planlagt tiltaksområde, og Norconsult har gått gjennom videomaterialet og utarbeidet datarapport for kartlagt marint naturmangfold (Norconsult, 2025d). Kartlagte transekter for marint naturmangfold med ROV ved planlagt sjødeponi i 2025 er vist i Figur 5.

Lysforholdene på større dyp enn 40 meter var begrenset, noe som gjorde det utfordrende å identifisere fauna. Kartleggingen viste generelt en tydelig gradient fra mørke og sedimenterte forhold på større dyp, til mer lys, vegetasjon og artsmangfold i grunnere områder. Oppsummerte funn fra kartleggingen:

Grunnere områder (<40 m)

Innenfor tiltaksområdet (T1 og T2): Enkelte sukkertareblad ved 10 m dyp.

På vestsiden (T3 og T5): Relativt tette sukkertareforekomster ved 5–12 m dyp.

På østsiden (T4): Spredte sukkertareforekomster ved 3–17 m dyp.

Hele området: Ribbemaneter, leppe- og gyltefisk. Tangsamfunn med filamentøse alger ved 0–5 m dyp.

Sukkertaren i området var preget av nedslamming og filamentøse alger.

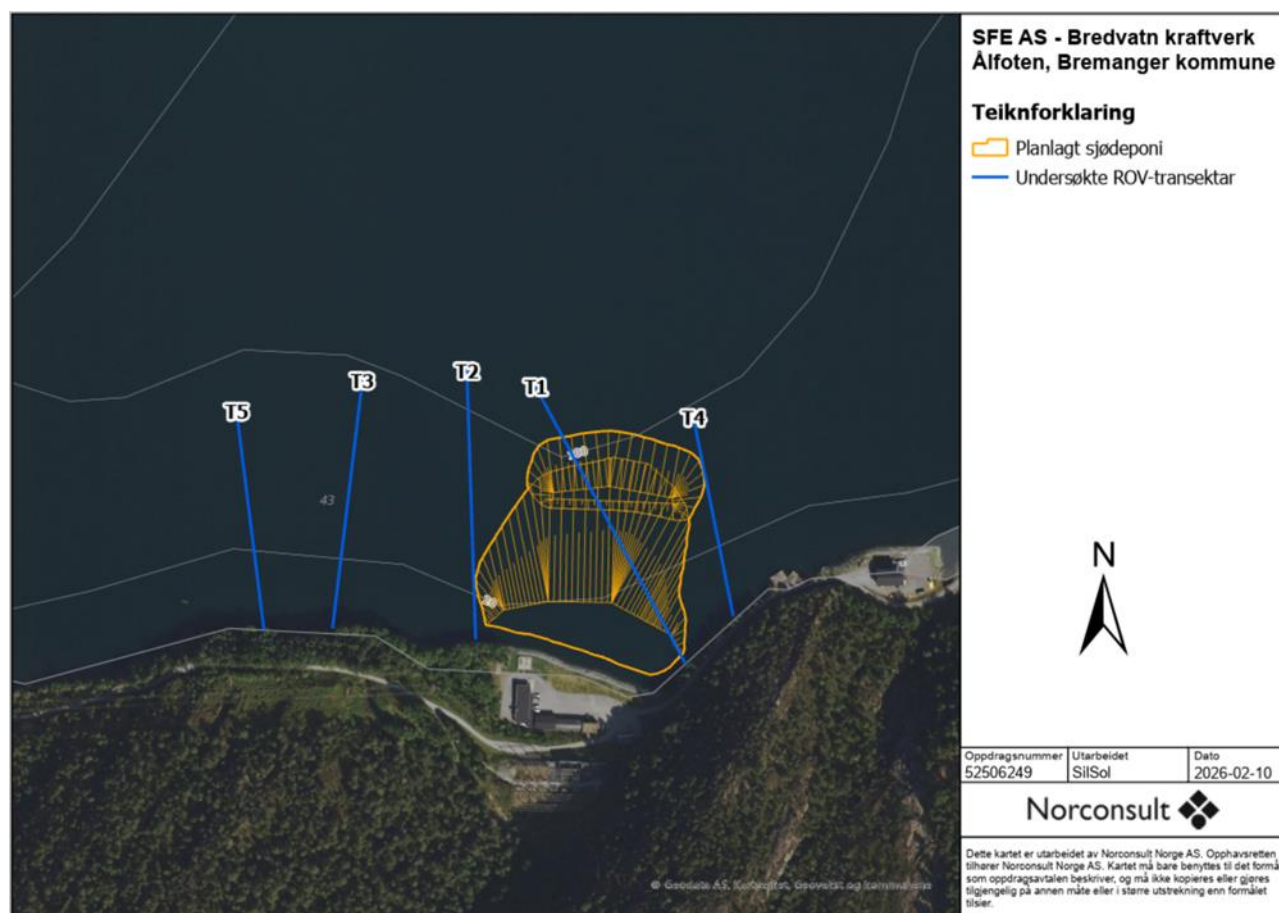
Mellomdyp (40–80 m)

Hele området: Sjøstjerner, kråkeboller, sjøpølser og små fisk. Epifauna på bergvegg enkelte steder.

Dypere områder (>80 m)

Hele området: Flyndrefisk, skjellpølse, kalkrørmark og uidentifiserbare smådyr.

På vestsiden (T5): Enkelte individ av sjøfjær.



Figur 5: Kartlagte transekter for marint naturmangfold med ROV ved planlagt sjødeponi. Kartleggingen ble utført av SFE i juli 2025. Kartet er utarbeidet med grunnlag i datarapport (Norconsult, 2025d)

2.2.1 Sårbare habitat

Sjøfjær er koralldyr på bløtbunn, vanligvis på sand- og mudderflater fra kystsonen og ned til de dypere delene av kontinentalsokkelen. Dersom de opptrer i tette bestander, kan de danne bløtbunnshabitatet «sjøfjærbunn» (sublitorale sjøfjærsamfunn). Sjøfjærskog er definert som livskraftig i Norsk rødliste for naturtyper 2025, og sårbart biotop/habitat i OSPAR-konvensjonen.

Kartleggingen i 2025 gjorde funn av noen få sjøfjær-individer i dyp >80 m på vestsiden av planlagt sjødeponi. Utbredelsen er imidlertid ikke tilstrekkelig dokumentert til å kunne klassifisere området som sjøfjærbunn.

2.2.2 Viktige naturtyper

Sukkertare er en nøkkelart i norske kystøkosystem og kan danne tette skoger som utgjør et tredimensjonalt habitat med stort artsmangfold av planter og dyr. Tareskoger er blant klodens mest produktive økosystem og yter viktige økosystemtjenester, blant annet som karbonlager. Naturtypen «Moderat eksponert sukkertareskog i Nordsjøen» er registrert som livskraftig uten risiko (LC) i Norsk rødliste for naturtyper 2025.

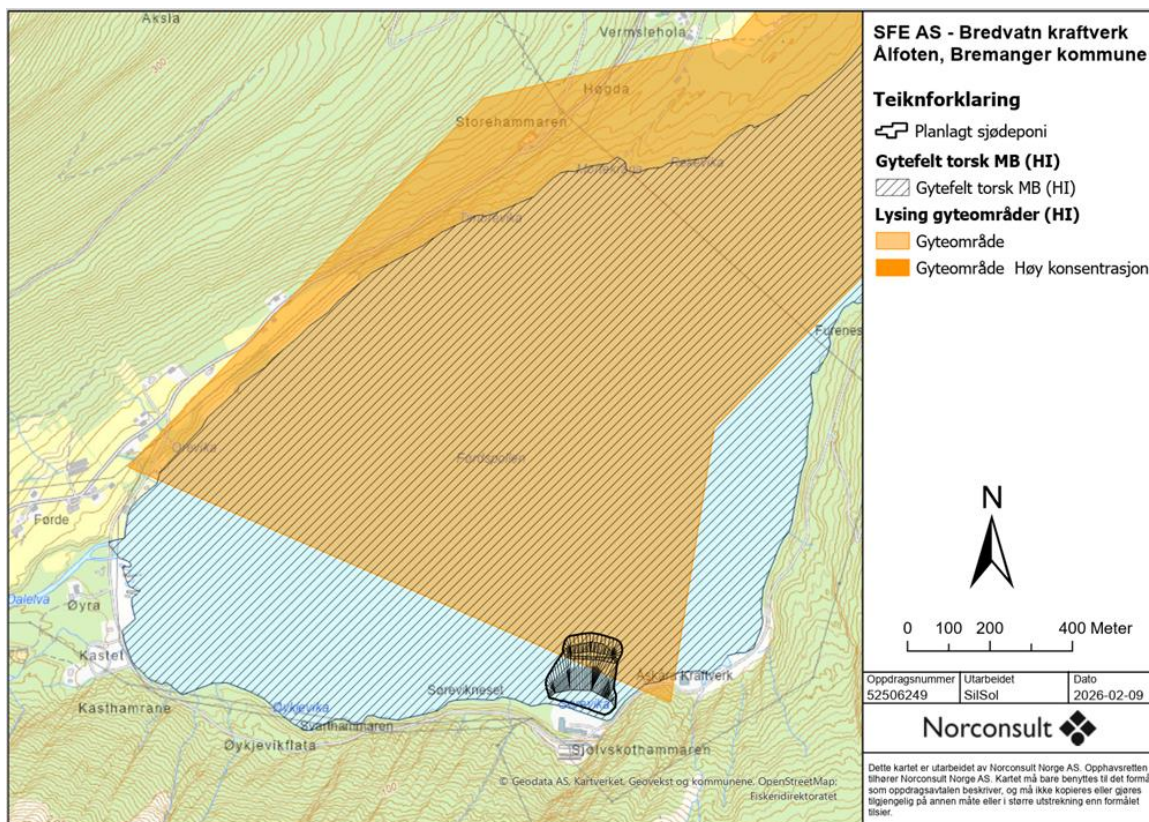
Kartleggingen i 2025 gjorde funn av enkeltstående sukkertareblad innenfor planlagt sjødeponi og relativt tette forekomster på vestsiden av tiltaksområdet. Tettheten og utbredelsen er ikke tilstrekkelig dokumentert til å kunne klassifisere området som sukkertareskog.

2.2.3 Gytefelt

Gytefelt har stor økologisk betydning for den enkelte art, da fisken samler seg der for reproduksjon. Gyting og påfølgende egg- og larvefase er sårbare livsstadier og avgjørende for å opprettholde en stabil årsproduksjon. For kysttorsk gjelder dette i særlig grad, da arten har stasjonære gyteplasser og lokale bestander som er avhengige av stabile gyteforhold. Bestanden av kysttorsk sør for Stad er kraftig redusert de siste tiårene, noe som har ført til fiskeforbud og særskilte vernetiltak i flere områder.

Registrerte gyteområder og gytefelt i indre del av Ålfoten er vist i Figur 6. Hele Ålfoten er i Naturbase registrert som et lokalt viktig gytefelt for kysttorsk (registreringsdato: 09.10.2015). Gyteperioden i Ålfoten forventes å strekke seg f.o.m. januar t.o.m. april, basert på Fiskeridirektoratet sine vernetiltak for kysttorsk i sør.

Hele Nordfjorden, inkludert alle sidefjorder som Ålfoten er registrert som gyteområde for lysing. Utover dette har lysing også svært store og utbredte gyteområder i Nordsjøen, Skagerak og fjorder langs hele Vestlandet, og bestanden er i god tilstand. Gyteperioden er sannsynligvis mellom juni og oktober.



Figur 6: Registrerte gyteområder og gytefelt ved planlagt deponiområde i indre del av Ålfoten.

2.2.4 Villaks og sjøørret

Omtrent 1,1 km vest for planlagt sjødeponi munner Førdealselva (vannforekomst ID: 086-159-R) ut i Ålfoten. Elva er registrert i Lakseregisteret med moderat bestandstilstand for sjøørret (2021) og ikke selvproduserende bestandstilstand for laks.

2.2.5 Rødlistede sjøfugler

Det er ikke registrert rødlistede sjøfugler i indre del av Ålfoten via søk i Artsdatabankens Artskart. Det kan likevel ikke utelukkes at rødlistede sjøfugler bruker området. Observasjonsdata gir ikke alltid et fullstendig bilde av artstilstanden. Sjøområder i Ålfoten kan fungere som funksjonsområder for sjøfugl, f.eks. beite- og hvileområder.

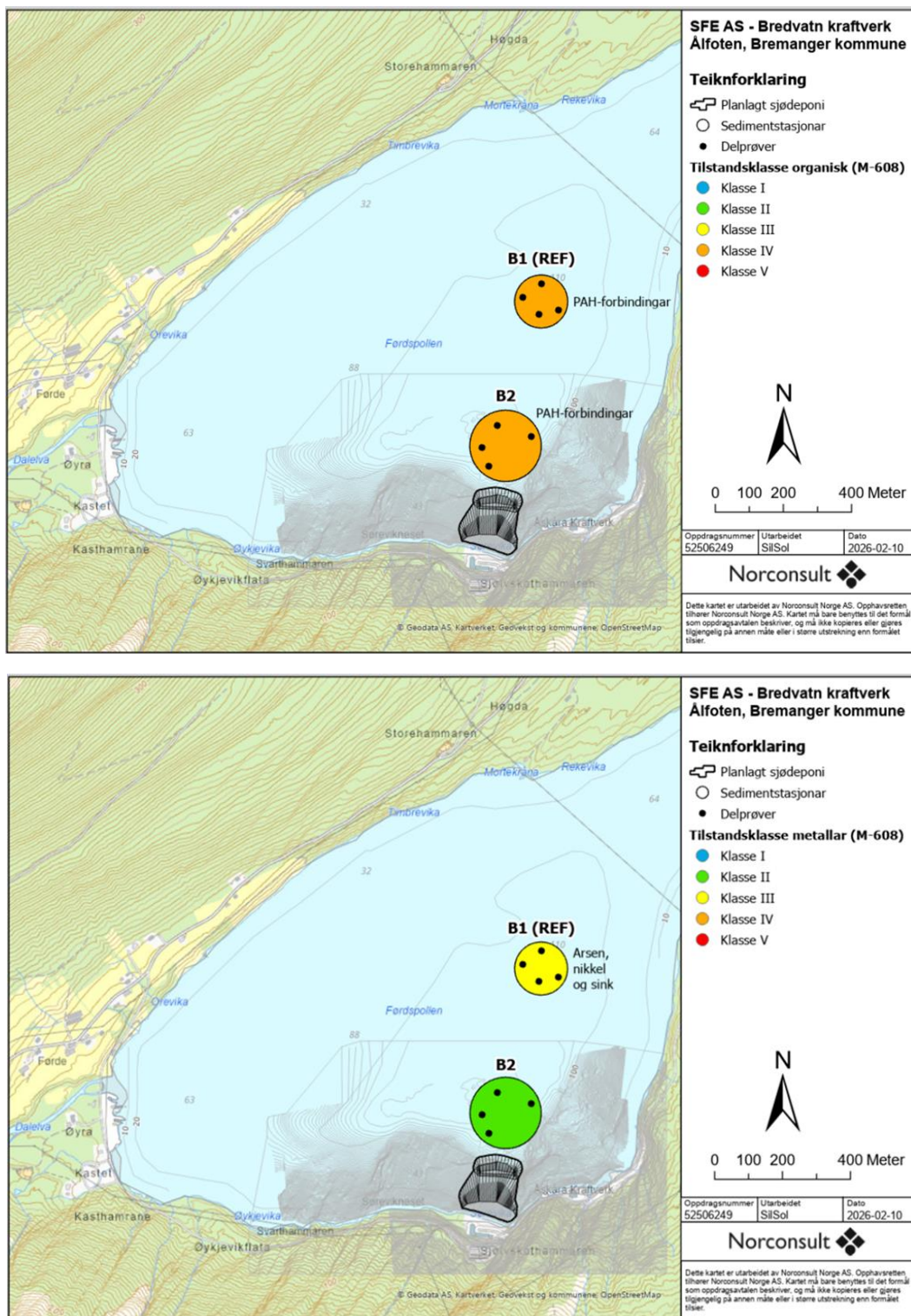
2.3 Forurensning i sedimenter

For å skaffe informasjon om forurensningssituasjonen i planlagt deponi- og influensområde ble det i november 2025 utført miljøteknisk sedimentundersøkelse (Norconsult, 2025a).

Det lyktes å ta opp sediment fra én prøvestasjon tett inntil fyllingsskråningen der sjødeponiet er planlagt plassert. Uttak av sediment i tiltaksområdet lot seg ikke gjennomføre, da sjøbunnen her er dominert av hardbunn (større stein fra tidligere utfylling, jf. kap. 2.2). I tillegg ble det tatt prøver lenger ute, ca. 500 meter nord for deponiområde. Plasseringen av prøvestasjoner og delprøver er vist i Figur 7, der stasjonene er fargelagt med høyeste påviste tilstandsklasse for henholdsvis organisk forurensning og metaller, jf. grenseverdier.

Sediment-undersøkelsen viste at sjøsedimentene ved tiltaksområdet er i tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) når det gjelder flere PAH-forbindelser. Dette gjelder både sedimentene som ligger tett på deponiområdet og sjøbunnen i prøveområde lenger ut. Sjøsedimentene som ligger nærmest tiltaksområdet, er i tilstandsklasse II (god) med hensyn til metaller, mens sedimentene lenger nord er i tilstandsklasse III (moderat). Arsen, nikkel og sink er styrende parametere for moderat tilstand (tilstandsklasse III).

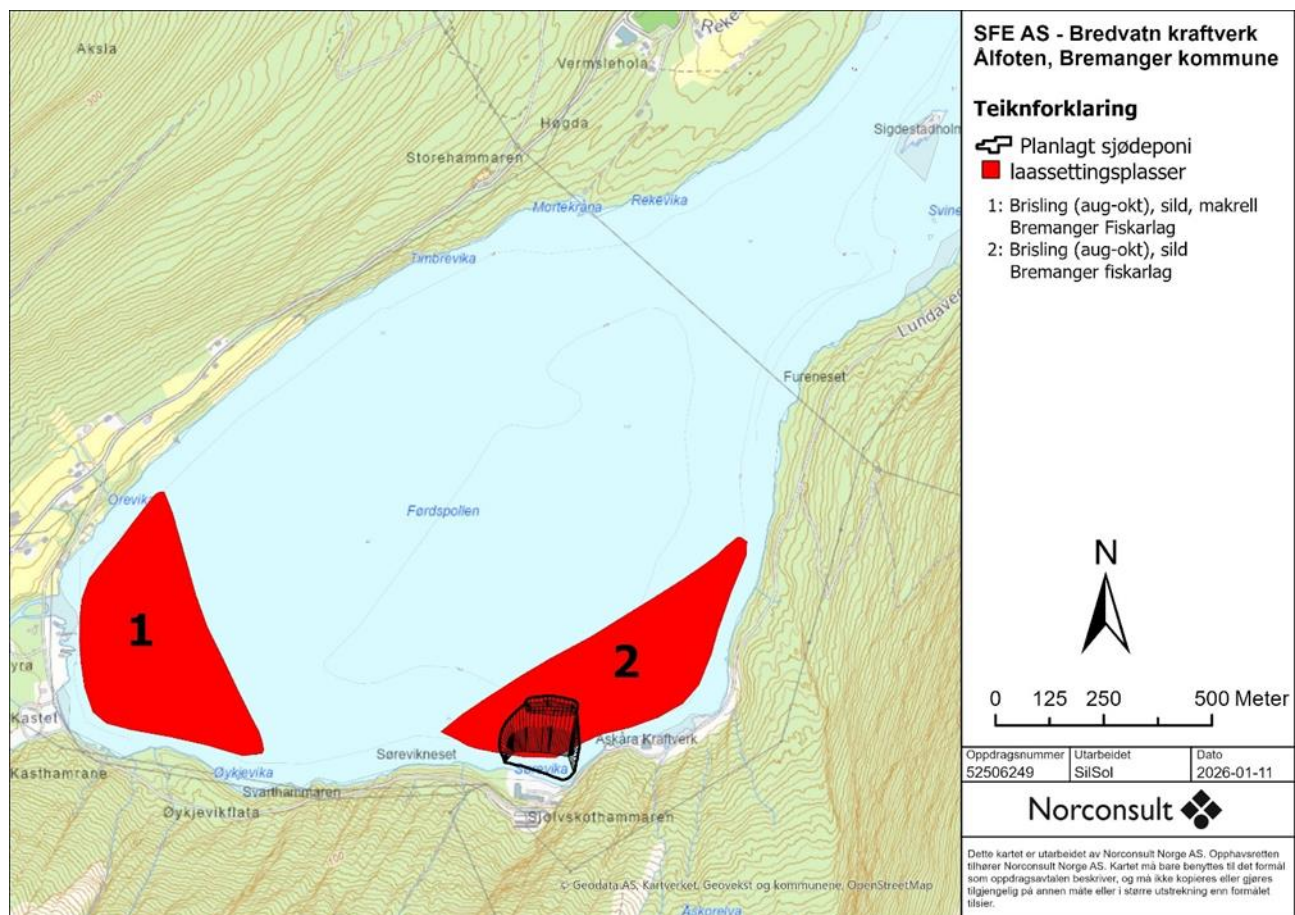
Sedimentene i indre del av Ålfoten er dominert av silt (ca. 63–93 %). Andelen sand er høyere nær planlagt deponiområde (ca. 63 %) enn lenger ute i fjorden (ca. 36 %). Leire-innholdet er lavt (maks 1 %).



Figur 7: Undersøkte sediment-stasjoner ved planlagt deponiområde i Ålfoten i november 2025. Stasjonene er fargelagt med høyeste påviste tilstandsklasse for organisk forurensning (øverst) og metaller (nederst) jf. tilstandsklasser for sediment i M-608 (Miljødirektoratet, 2020).

2.4 Fiskeridata

Fiskeridata i Ålfoten er hentet fra Fiskeridirektoratets og vist i Figur 8. Detaljerte opplysninger om registrerte data er innhentet gjennom Kystinfo.



Figur 8: Registrerte fiskeridata i indre del av Ålfoten i Bremanger kommune.

3 Tiltakets potensielle påvirkning og tålegrenser

Dette kapitlet diskuterer potensiell påvirkning fra spredning av finpartikler i forbindelse med massedeposering og utløp av tunnelvann i forhold til registrerte naturverdier og fiskeridata belyst i kap. 2.

I vannmassene kan partikkelspredning fra planlagte tiltak påvirke plankton og fisk ved fortykning av næring, redusert lysgjennomstrømning og direkte fysisk påvirkning. Utover direkte påvirkning, kan fisk vise en adferds-respons ved å unngå vann med høyt partikkelinnhold. Det vil være stor variasjon i hvilke konsentrasjoner som gir effekter i en resipient ut fra blant annet eksponeringstid, partikkelkarakteristikk, bakgrunns-konsentrasjoner og vannmassenes fysiske forhold.

- Studier har vist at konsentrasjon på 10 mg/l fører til at hyse- og torskeegg synker. Det er små partikler (0,5–10 µm) som fester seg lettest til eggene (Reinardy, H. C., Pedersen, K. B., Nahrgang, J., & Frantzen, M., 2019).
- Videre er det påvist at konsentrasjoner på 10 og 100 mg/l kan føre til synkende torskeegg, prematur klekking og redusert overlevelse, og at eksponering for sedimenter (<38 µm) i 10 mg/l i 3–6 dager økte dødeligheten hos torskplommeseckkyngel (Farkas, J., Nordtug, T., Svendheim, L. H., Amico, E. D., Davies, E. J., Ciesielski, T., Jenssen, B. M., Kristensen, T., Olsvik, P. A., & Hansen, B. H., 2021) (Westerberg, H., Rönnbäck, P., & Frimansson, H., 1996).
- En konsentrasjon på 3 mg/l suspenderte partikler kan medføre delvis unnvikende adferd, og total unnvikende adferd kan forekomme ved 6–8 mg/l (Cumming, H., & Herbert, N. A., 2016).
- Suspenderte partikler kan også medføre subletale effekter på tidlige livsstadier av torsk, og høy turbiditet kan skade gjellestrukturen hos juvenil fisk. Det er derimot indikasjoner på at eksponeringen må være langvarig (>30 dager) for å føre til skade på gjeller (Cumming, H., & Herbert, N. A., 2016).
- En studie har vist at eksponering for partikkelkonsentrasjoner på 3 mg/l over en periode på mer enn 21 dager kan medføre larvedødelighet på 8 % (Farkas, J., Nordtug, T., Svendheim, L. H., Amico, E. D., Davies, E. J., Ciesielski, T., Jenssen, B. M., Kristensen, T., Olsvik, P. A., & Hansen, B. H., 2021).

Westerberg et al. (1996) utførte en rekke studier av effekter på økt konsentrasjon av kalk/leire partikler på blant annet voksen torsk. Studien viser at voksen torsk generelt er lite påvirket av økte partikler i vannmassene. Noe påvirkning kunne dokumenteres knyttet til orientering grunnet lavere visibilitet som følge av økt turbiditet. Studien fant delvis unnvikende adferd ved 3 mg/l og total unnvikende adferd ved 6–8 mg/l.

Basert på ovennevnte studier for torsk og andre studier (DNV GL, 2021; NGI, 2022; Norconsult, 2019; Norconsult, 2023c) som også inkluderer noen andre fiskeslag vil typiske grenseverdier for partikkel-konsentrasjoner være:

- 3 mg/l: Nedre grense for påvirkning over lengre perioder for effekter på egg og larver, og atferdsmessig respons på fisk
- 5 mg/l: Subletale effekter på egg, larver og delvis unnvikelse voksen fisk (>48 timers påvirkning trolig nødvendig for egg og larver)
- 8 mg/l: Total unnvikelse voksen fisk. Irreversible effekter/påbegynnende letale effekter på egg og larver (>24 timers påvirkning trolig nødvendig for egg og larver)

Ut fra dette vil eksponering av partikkelkonsentrasjoner >3 mg/l over en lengre periode (over flere uker) anses å kunne gi negative effekter på egg og larver, og atferdsmessig respons på fisk. Dette anses som en konservativ nedre grenseverdi for påvirkning som følger føre-var-prinsippet. Studier på anadrom fisk som er vant til å oppholde seg i elv og ferskvann med betydelig innslag av suspenderte partikler indikerer høyere toleransenivå enn for saltvannsfisk (NGI, 2024).

Faunaen på hardbunn kan bli påvirket av nedslamming. Floraen på hardbunn, dvs. tang og tare, kan bli påvirket både gjennom nedslamming (direkte på eller av sedimenter som danner substrat) og ved redusert lysgjennomstrømning i vannet. Fordi makroalger ikke inngår som et kvalitetsselement for sedimentasjon, er det ikke så mye data på forholdet mellom mengden partikler og effekt. Generelt anses alger å være sensitive ovenfor nedslamming i eufotisk sone. Laboratorieundersøkelser viser at sukkertarelamina kan påvirkes negativt som følge av langvarig nedslamming (>7 dager) dersom partikkelstørrelsen er silt eller finere (<63 µm) (Roleda & Dethleff, 2011).

Bunnmiljøet på bløtbunn vil kunne påvirkes av sedimentasjon av partikler. Både nedslamming som sådan og fortykning av næring kan påvirke bunnfaunaen. Bløtbunnsfauna omfatter virvelløse dyr som lever i områder med leire, mudder og sandholdig bunn. Artene graver seg ned i bunnsubstratet eller lever på sedimentoverflaten. Sedimentering kan føre til at bunnfauna blir mer eller mindre begravd og kan ha negativ påvirkning på næringsopptaket hos filtrerende dyr. Rapportert terskelverdi for effekter i tidligere studie var på 6,5 mm sediment (Smit, et al., 2007). Verdien har ingen rate, men ble utarbeidet ut fra data på akutt nedgraving, og ble ansett å være et konservativt estimat. Filtrerende arter som skjell og østers vil også være følsomme for økte mengder suspenderte partikler (NIVA, 2022). Det samme gjelder skalldyr (NIVA, 2022), spesielt dersom nedslammingen er så stor at det tetter gjellene. Skalldyr har imidlertid som villfisk evnen til å forflytte seg ved høye partikkelmengder og redusert næringstilgang. Sjøfjær er også potensielt følsom for nedslamming. Det er en ny «fokus-art» med lite studier på toleransenivå. Sjøfjær lever på mudderbunn som typisk har tilsig av sedimenterende partikler og er trolig ganske robust mot denne type påvirkning.

4 Strømforhold

4.1 Strømmodell

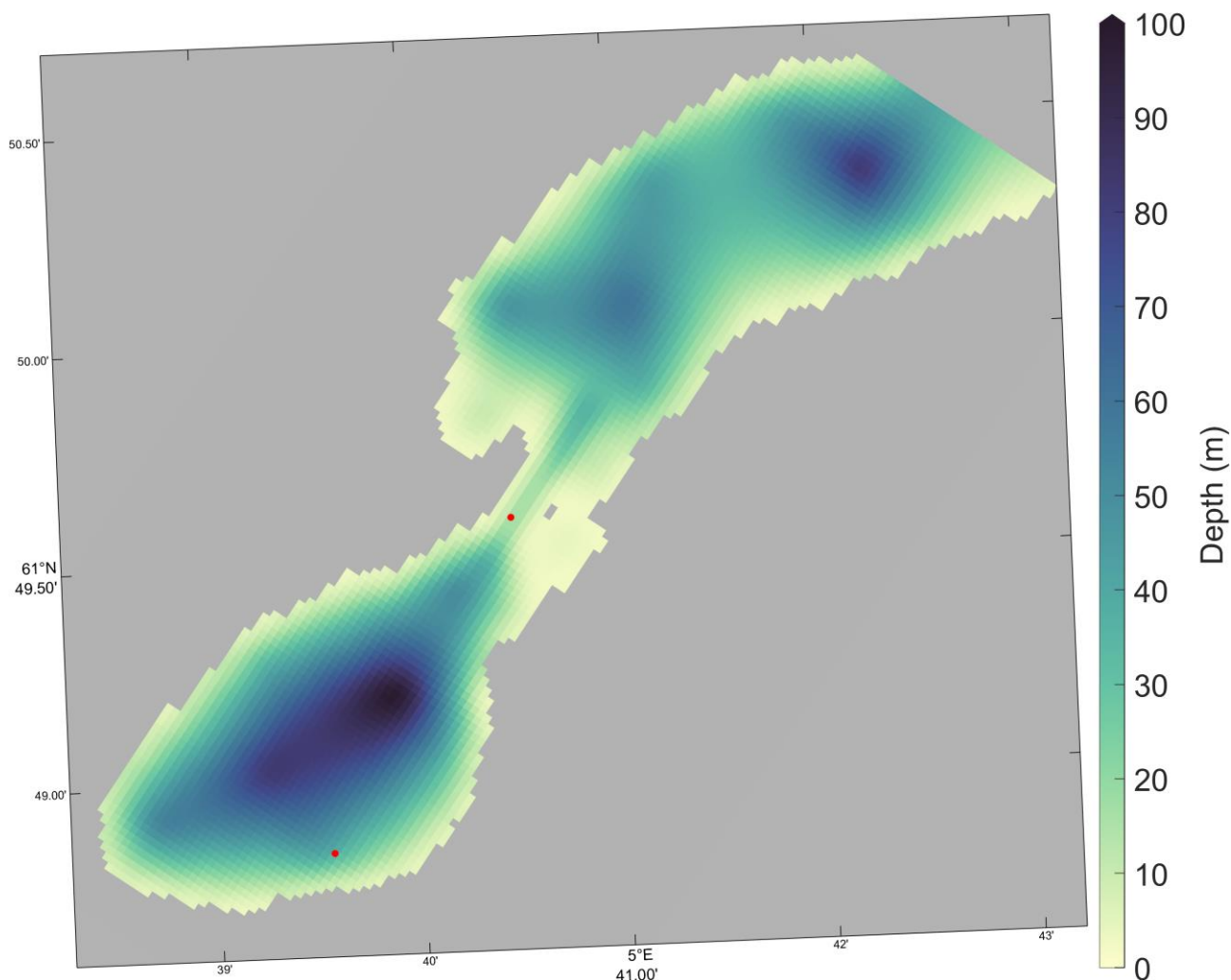
Strømmodellen Norfjords (Dalsøren, et al., 2020; Asplin, et al., 2020) fra Havforskningsinstituttet (HI) er brukt for å modellere hydrografi (temperatur og saltholdighet), strøm og sirkulasjon i utslippets influensområde. NorKyst/NorFjords modellsystemet er utviklet av HI i samarbeid med Meteorologisk institutt. Modellverktøyet er basert på modellsystemet ROMS (Regional Ocean Modeling System, (Haidvogel, et al., 2008; Shchepetkin & McWilliams, 2005), <http://myroms.org>, og videreutviklet for norske kyst- og fjordområder, samt nærliggende havområder. NorKyst og NorFjords er evaluert mot observasjoner ved en rekke lokaliteter langs norskekysten og i fjorder og har bra samsvar med målingene i tid og rom de fleste steder (Asplin, et al., 2020; Dalsøren, et al., 2020; HI, 2021).

I dette studiet er NorFjords satt opp for simulering med 32 m x 32 m horisontal oppløsning og 20 vertikale lag (NorFjords32). Simuleringene er kjørt for ett år fra 1. jan 2023- 31. des. 2023. Rand- og initialbetingelser er hentet fra HIs data-arkiv for NorFjords160 med en horisontal oppløsning på 160 m x 160 m som dekker kyst- og fjordområdene fra Stord til Stad.

Bunntopografi for simuleringene er hentet fra Kartverkets sjøkarts-database som har en oppløsning på 50 m mellom dybde-punktene. Data er bearbeidet og interpolert til modell-griddets oppløsning på 32 x 32 m. *Figur 9* viser modellområde med bunntopografi og landområder.

Daglige elveføringsrater er inkludert for de største elvene i modellområdet (Førdedalselva og Sagelva) og basert på data fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) gjennom deres oppdaterte dataserier fra alle nedbørfelt i Norge (<http://nve.no>). Disse dataseriene bruker målte vannføringer for å estimere den totale avrenningen langs kystlinjen innenfor hvert nedbørfelt. Ved Åskåra er vannføringen styrt av kraftproduksjonen og tilførselen til fjorden er basert på ukesdata for vannflukser fra SFE.

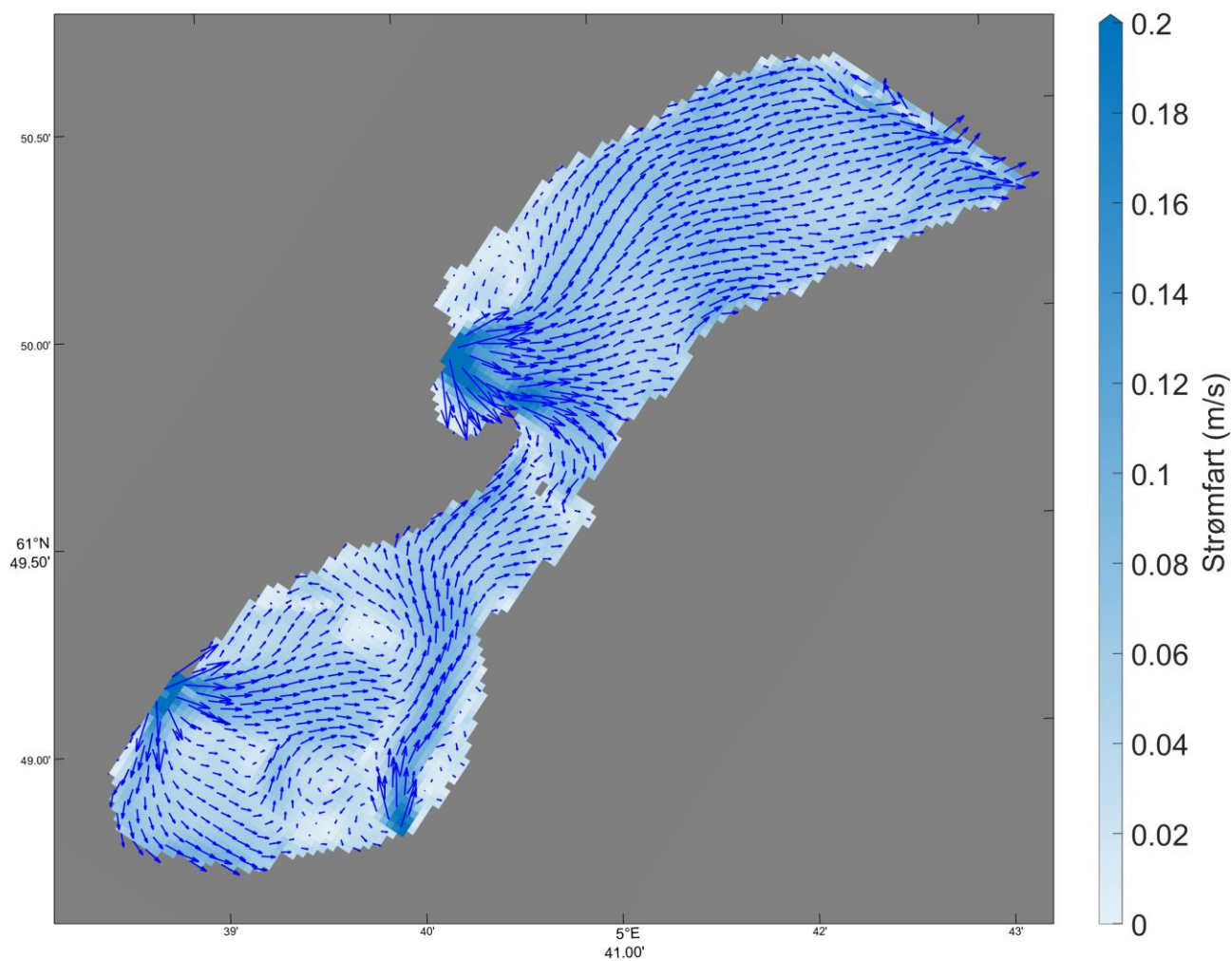
Minimumsdypet i modellen er satt til 2 m. Det er sparsomt med tilgjengelige dybdedata i stor deler av Ålfoten, i tillegg gjør minimumsdypet og oppløsningen at kystlinjen og bunntopografi glattes i noe grad. Simuleringene egner seg godt til å studere overordnet strømsirkulasjon i tiltaksområdet, men ikke detaljer i små vik og sund. Fokuset i denne rapporten er sirkulasjon, spredning og påvirkning i indre del av Ålfoten.



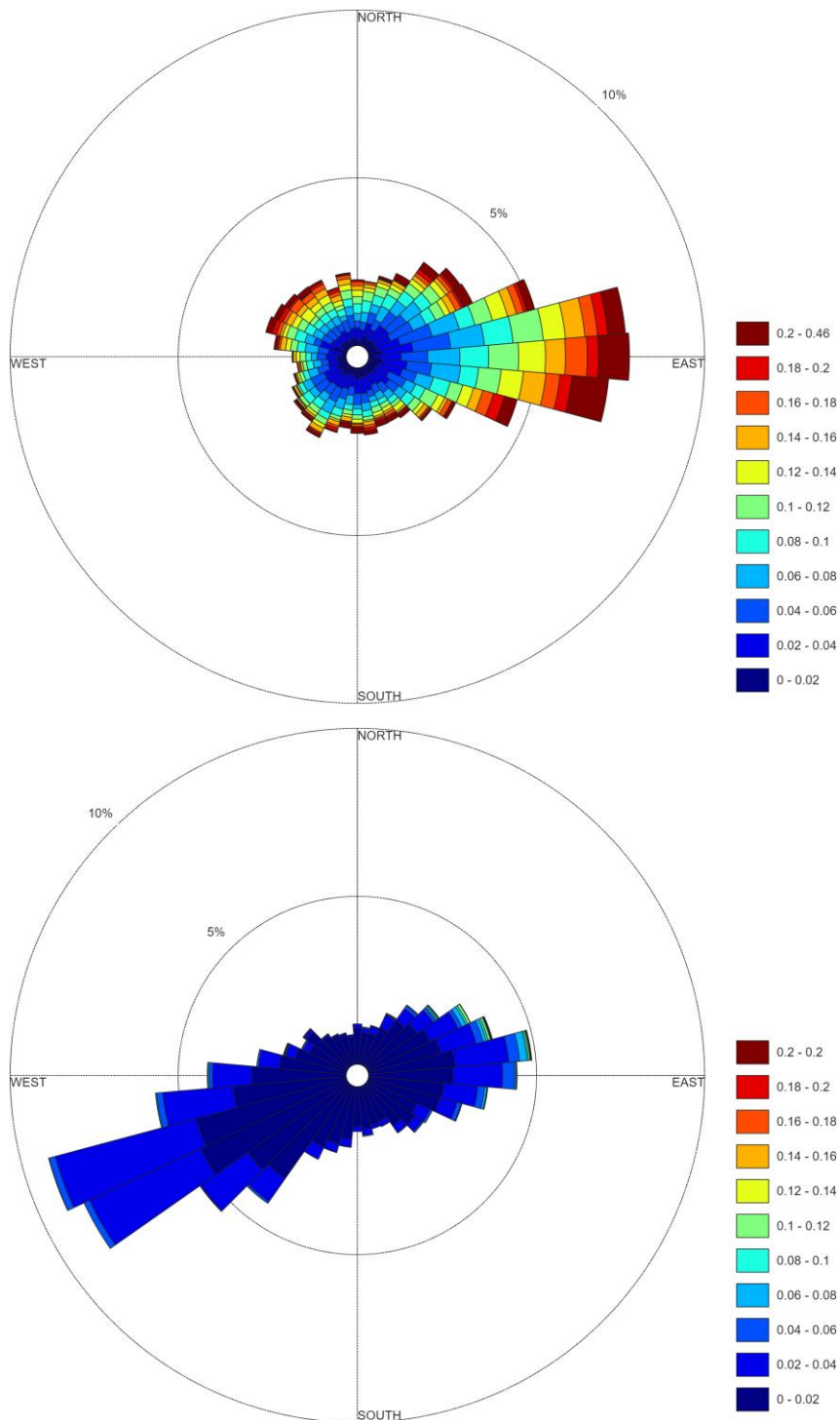
Figur 9: Modellområde og bunntopografi i NorFjords32 modell simuleringene for indre del av Ålfoten. Dybder angitt med fargeskala. Grå områder viser landområder. Røde prikker er punkter hvor modellerte strømforhold er diskutert i kap. 4.2.

4.2 Resultater

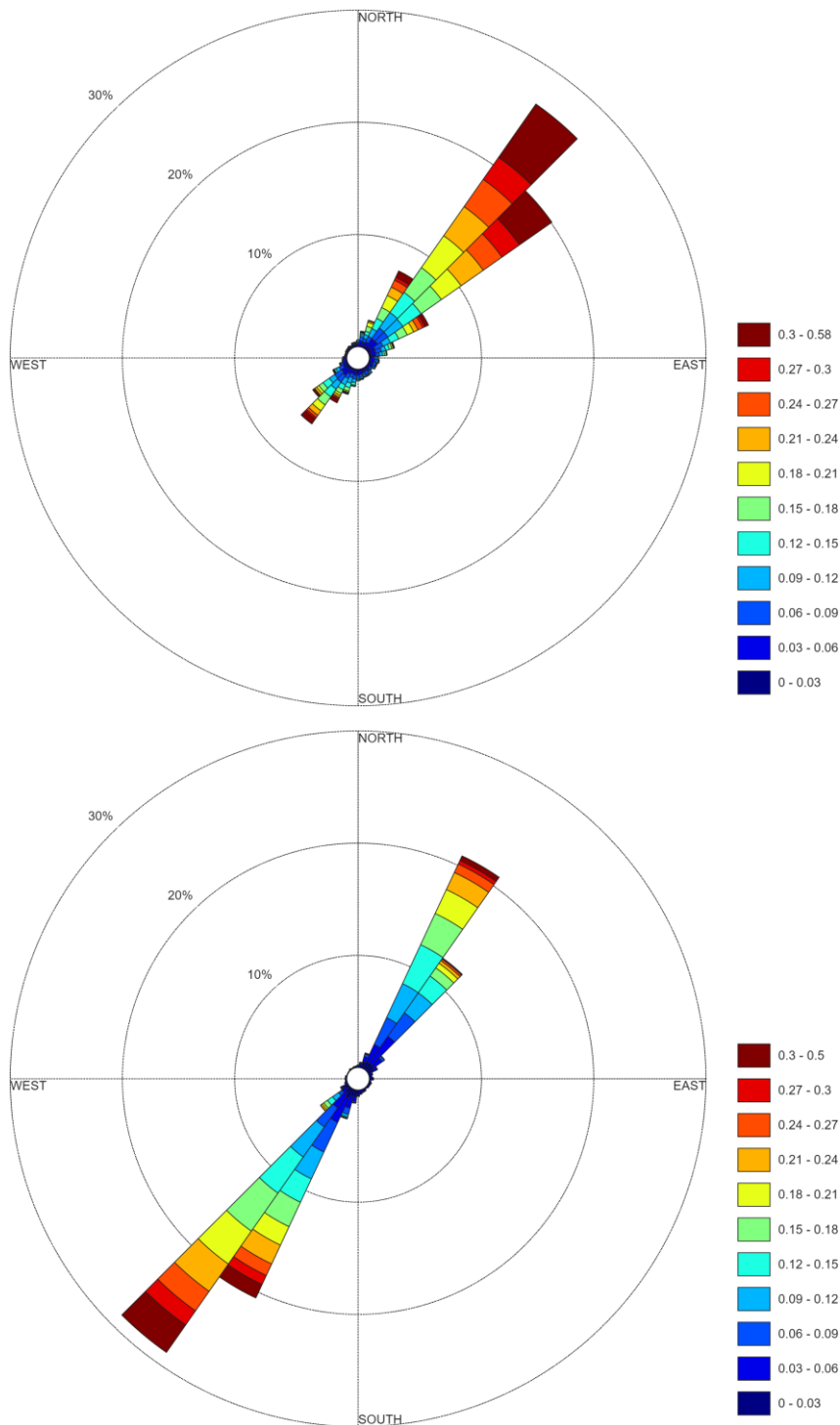
Figur 10 viser eksempel på et øyeblikksbilde av strøm i overflaten som er nokså betegnende for strømmønsteret der generelt. Nær elveoverflaten er påvirkningen fra elveavrenning (Førdealselva og Sagelva) og utløp ved Åskåra ganske styrende for sirkulasjonsmønsteret. Særlig i indre Ålfoten medfører dette og andre styrende pådriv som vind og trykkgradienter en del virvler og varierende strømmønster. Dette er belyst i strømmoser fra ytterkanten av deponiområdet (Figur 11) som indikerer mulige retninger for partikkelspredning fra utfyllingsmassene. Det er et varierende retningspekter i tid og rom og potensiale for spredning i mange retninger fra deponiområdet. Utvekslingen mellom indre Ålfoten og områdene utenfor er også sterkt påvirket av tilførselene av ferskvann til indre del. Nær overflaten har man netto utstrømming (Figur 12) som er større enn tilførselene siden tilførselene også medfører vannstandsøkning og trykkrefter ut fjorden samt medrivning av underliggende vannmasser. I de dypere delene har man en kompensierende netto innstrømming. Andre pådriv (særlig tidevann, men også bl.a. vind og trykkgradienter i forhold til fjord- og kystområdene utenfor) bidrar og gjør at strømretning og -styrke likevel varierer en del over tid.



Figur 10: Strøm i overflaten 15. mai 2023 kl. 12. Piler viser strømretning, og størrelse på piler og bakgrunnsfarger angir strømfart.



Figur 11: Strømroser (strømfart (m/s) angitt med farger, retning og prosentvis andel av tiden for 10° intervaller) basert på timesverdier i 2023 fra NorFjords32 i ytterkant av deponiområde. Sørlige rød prikk i Figur 9. Øverst: Overflaten. Nederst: 19 m dyp..



Figur 12: Strømroser (strømfart (m/s) angitt med farger, retning og prosentvis andel av tiden for 10° intervaller) basert på timesverdier i 2023 fra NorFjords32 i ytre del av indre Ålfoten. Nordlige rød prikk i Figur 9. Øverst: Overflaten. Nederst: 10 m dyp.

5 Påvirkning fra partikkelspredning

Det er de fine partiklene i leir- ($< 2 \mu\text{m}$) og siltfraksjonen ($2\text{--}63 \mu\text{m}$) i utfyllingsmassene som har potensiale til å spres i sjø bort fra tiltaksområdene. Dette kan medføre midlertidige økte partikkelmengder i vannmassene og nedslamming som påvirker fauna og bunnflora. I dette studiet er et velprøvd modell-system brukt til å simulere spredningen av finpartikulært materiale i sjø. Det er gjort konservative øvre anslag på andel finpartikler som spres (kap. 5.1).

5.1 Utslipp av partikler med spredningspotensiale

Felt- og laboratoriemålinger viser at mesteparten av de suspenderte partiklene i utfyllingsmasser sedimenterer raskt. Dette skyldes tetthetsstrømmer og flokkulering (samling av partiklene til større aggregater (fnokker)). Det er de fine partiklene i leir- ($< 2 \mu\text{m}$) og siltfraksjonen ($2\text{--}63 \mu\text{m}$) som har størst spredningspotensiale. Større partikler vil på grunn av sin form og høyere vekt, sedimentere forholdsvis raskt (tidligere studier (SINTEF, 2018) viser typisk innenfor en radius av 50 m) og har derfor lavt spredningspotensiale.

Bergmassen tunnelene skal drives gjennom består ifølge NGUs berggrunnskart av sandstein. Under ingeniørgeologisk synfaring i området den 21.10.25 ble dette bekreftet i felt. Det ble i tillegg observert linser av konglomerat. Sprengstein er sammensatt av store blokker, stein, grus, sand, silt og leire, og prosentvis andel av de ulike fraksjonene minker med minkende partikkelstørrelse – dvs. størst andel store blokker og minst finstoff i leirefraksjonen. Erfaring tilsier at sandstein inneholder rundt 5 % finstoff (silt og leire). Dette estimatet er brukt i spredningsmodelleringen og ansees å være konservativt.

Ved utfylling og deponering av masser i sjø er partikkelandelen som spres i åpent vann avhengig av utslippsdypet og utslippsraten. Mye av det deponerte materialet vil falle til sjøbunnen som en tetthetsstrøm. Partikler med lav tetthet kan skille seg fra det ytre laget av dumpemassene og blande seg i de øvre vannlagene under utslippspunktet. Noe av det finpartikulære materialet innad i massestrømmen vil holdes innlagret og synke ned til sjøbunnen over tid. Fallhastigheten til massene (øker mye med dybden) og den lokale strømhastigheten har stor innflytelse på partikkelspredningen. Når massene treffer sjøbunnen, vil det settes opp en bølge langs bunnen som gir en kilde til resuspensjon. Mengden kinetisk energi som massene har oppnådd bestemmer størrelsen på partikkelspredningen. Som et konservativt øvre anslag er det antatt at alt finstoff i utfyllingsmassene (100 % av partikler $< 63 \mu\text{m}$ (leire og silt)) spres i vannmassene (*Tabell 1*). I realiteten vil trolig en betydelig del fanges under utfyllingsmassene på sjøbunnen.

For utslipp av finpartikler via tunnelvann vil alt gå gjennom et renseanlegg før det renner ut i resipienten. Renseanlegg dimensjoneres for maksimal vannbelastning i tunnelen. Det blir satt som krav at sedimenteringsanlegget skal oppfylle en grense på 200 mg/l suspendert stoff (SS) i utløpsvannet.

Oppvirvling av finpartikler fra eksisterende sedimenter er ikke inkludert da det er lite datagrunnlag for å estimere dette, men ansees å utgjøre en liten andel av partiklene som spres fra utfylling. For å begrense spredning av forurensede partikler fra sjøbunnen under anleggsfasen bør det dessuten vurderes muligheter for å tildekke forurenset sjøbunn ved fyllingsfot med rene masser før oppstart av arbeidet med etablering av motfylling.

I utslippsestimatene og spredningsmodelleringen for finpartikler og tilhørende modellering er det ikke lagt til grunn spesielle avbøtende tiltak (bruk av partikkelsperrer (silt-/boblegardin), nedføringsrør etc.).

Tabell 1: Anslag for andel av finpartikler (leire og silt) som spres i frie vannmasser ved utfylling/deponering. Konservative verdier er valgt så angitte andeler er øvre anslag.

Tiltak	Andel finpartikler	Andel av finpartikler som spres i frie vannmasser	Kilder
Deponeringssmasser fra land	5 %	100 %	Tidligere kornfordelingsanalyser lignende masser. Absolutt øvre anslag spredningsandel finpartikler (ingenting fanges på sjøbunn)

5.2 Spredningsmodell

Modellering av partikkelspredning ble gjort med Havforskningsinstituttets standard verktøy for spredningsmodellering LADiM (Lagrangian Advection and Diffusion Model) (Ådlandsvik, 2019). LADiM er tidligere anvendt til vurderinger for en rekke problemstillinger knyttet til spredning av mineralpartikler (Norconsult, 2023b; Norconsult, 2024b; Norconsult, 2024b; Norconsult, 2022; Norconsult, 2024c; Norconsult, 2025c; Norconsult, 2026a; Norconsult, 2025b) og også kjemiske komponenter, plast og biologisk materiale. NorFjords32 simuleringene med timesverdier av strøm og turbulent blanding (kap. 4) ble brukt som input til LADiM. Simuleringene med LADiM har derfor i praksis samme oppløsning som strømmodellen NorFjords32.

5.3 Modelloppsett

For å simulere tiltakenes partikkelspredning i sjø med LADiM må man sette opp tentative tidsperioder tiltakene skjer i. Det er ikke mulighet til mellomlagring av masser og det antas tilnærmet kontinuerlig drift, og selv om masse-tilførselen for deponering antagelig vil variere noe, er den antatt å være jevnt over tunneldriftsperioden. I eksisterende plan strekker driftsperioden seg over to år (mars 2027-februar 2029).

Når det gjelder utslipp av tunnelvann vil dimensjonerende (maksimal) vannmengde variere. Største påvirkningsfaktor er lengden på tunnelen, som påvirker innlekkasje, men bruk av ulike borerigger påvirker også forbruket av borvann. Det forventes størst vannmengde i tunnelen mot slutten i forbindelse med driving opp mot inntak/magasin. Teoretisk maksimal vannmengde er 1190 l/min i opptil 9 timer per døgn. I praksis vil vannmengdene hovedsakelig være betydelig lavere enn dette. Maksimal vannmengde er likevel brukt som et konservativt øverste estimat i spredningsberegningene. I simuleringene er utslippet plassert i sjøoverflaten rett øst for planlagte tunneler fra nytt kraftverk (Figur 2).

Tabell 2 viser framdrift slik det er satt opp i modellsimuleringene. Utslippsfrekvenser er basert på lengden til tiltaksperioden, antatte arbeidstider, tilnærmet kontinuerlig tilførsel og typiske lastevolumer til splittlekter og dumpere. Reelt forløp og utslippsfrekvens vil sannsynligvis bli noe annerledes enn det lagt til grunn, men modellsimuleringene vurderes å gi et representativt estimat på mulig storskala spredningsmønster og gjennomsnittskonsentrasjoner av suspenderte partikler som er hovedfokus i analysene. Det er planlagt å først etablere en motfylling i den dypeste delen av deponiområdet med dumping av sprengsteinmasser fra splittlekter. Den indre delen av deponiet, i skråninga inn mot land, er planlagt etablert ved tipping av masser fra en dumper på landfast lekter.

Det er i spredningssimuleringene antatt korte opphold i aktivitet mellom hver tidsperiode i *Tabell 2*, etter etablering av motfylling og rundt nyttår. I virkeligheten vil det også antakelig kunne bli noen kortere perioder med opphold, evt. på andre tidspunkter, grunnet evt. ferieperioder el. diverse driftsrelaterte forhold. Siden hver modellsimulering i *Tabell 2* starter uten partikler i modellområdet, er resultatene fra den første uken av simuleringene ikke inkludert i analysene. Dette for at analysene ikke skal være for preget av startfasen og valgte modelleringsperioder, men være basert på en partikkelfordeling som vil forekomme etter at utslippene har pågått en stund.

Det er ikke praktisk og kostnadmessig mulig å modellere strømforholdene ettersom utfyllingene skriker fram. Strømforhold er hentet fra simuleringene før deponering (kap. 4). Det medfører noen tilnærminger i spredningsmønstre ved at partikler i modelleringen f.eks. spres til/over områder som allerede er utfyllt. Spredningssimuleringene er gjort med strømforholdene fra simulering for år 2023. Siden planlagt driftsperiode strekker seg over totalt to år, er strømmønsteret repetert for år to, men utslippslokalisering og rater er annerledes ettersom utfyllingsmetode (splittlekter kontra dumper), og hvor i deponiområdet det dumpes, endres.

Tabell 2: Framdrift, utfyllings- og utslippsmengder for finpartikler brukt i spredningsmodelleringen. Angitte perioder er tidsrom med partikkelutslipp i modellsimuleringene.

Utslippskilde	Mengde	Fyllingstype og metode	Tidsperiode	Frekvens utslipp	Strømforhold
Deponering	5 % av 400 000 pfm ³	Motfylling med splittlekter	År 1: mar.-okt.	Hver dag. Kl. 9,12,15 og 18	Tilsvarende tidsperioder år 2023
		Hovedfylling med dumper	År 1: nov.-des.	Hver dag. Hver halvtime ml. kl. 8-19	
			År 2: jan.-des.		
			År 3: jan.-feb.		
Tunnelvann	1200 l/min med konsentrasjon 200 mg/l		År 1: mar.-des. År 2: jan.-des. År 3: jan.-feb.	Kontinuerlig (i praksis hvert min i modellsimulering) kl. 8-17	

Tidligere studier (kap. 5.1) viser at det kan forventes spredning over hele vannsøylen fra utslippsdyp til bunnen så dette ble antatt. Studier med kvantitativ angivelse av vertikal spredningsfordeling er begrenset, og som en forenkling ble det brukt like mange utslupne partikler på alle dyp. Reelt sett kan det være noe annerledes, da det antagelig frigjøres noe mer finpartikler nær bunnen. En jevn vertikal fordeling gir et konservativt anslag for spredning, da partikler høyere i vannsøylen vil spres lenger før de sedimenterer.

Eksakt framgangsmåte for å oppnå fyllingsstabilitet mm. er per nå ikke kjent. For motfylling og hovedfylling ble det derfor antatt at man starter fra en kant og suksessivt fyller innover mot land. Totalt ble det modellert spredning av noen hundre tusen partikler for å oppnå korte avstander mellom utslippspunkter horisontalt og vertikalt i vannmassene og realistiske spredningsfordelinger. I analysene ble partiklene vektet basert på det totale utslippet og antall partikler. Dette gir fleksibilitet i analysene, man slipper nye simuleringer og trenger kun å skalere modell-resultatene dersom man ønsker å endre utslippsmengder eller dybdefordeling.

I tillegg til vertikal transport forårsaket av strømforholdene og turbulens, har partiklene i utslippet en synkehastighet. Det er antatt en synkehastighet for partikler 0,1 mm/s som er en typisk verdi brukt i tidligere

studier for mineralpartikler med gjennomsnitt-størrelse 30 μm (SINTEF, 2018; Norconsult, 2023b; Norconsult, 2023c). I tillegg er det gjort en sensitivitetsstudie på usikkerhet i synkehastighetene (kap. 5.4.3).

I områder med sterk strøm vil det kunne foregå resuspensjon av sedimenterte partikler. Tidligere studier (NIVA, 2005) har vist at det må betydelige bunnstrømmer til for å generere resuspensjon. I tillegg til strømforholdene har type substrat stor betydning for graden av resuspensjon (Carvajalino-Fernández, et al., 2020a). Det er også en opsjon i modellen å legge inn resuspensjon av partikler når skjærspenningen (τ_c) ved bunnen er over en valgt grenseverdi. Resuspensjon er sterkt avhengig av turbulens, og modellen med horisontal oppløsning på 32 x 32 m klarer ikke å fullt ut å gjenskape bunnprofil, ruhet, mm. for å beregne realistisk turbulens. Modellen som dekker et stort område, har ikke informasjon om substrattyper og det er derfor gjort simuleringer med en typisk midlet grenseverdi for resuspensjon ($\tau_c = 0.2 \text{ Pa}$, (NIVA, 2005)).

5.4 Resultater

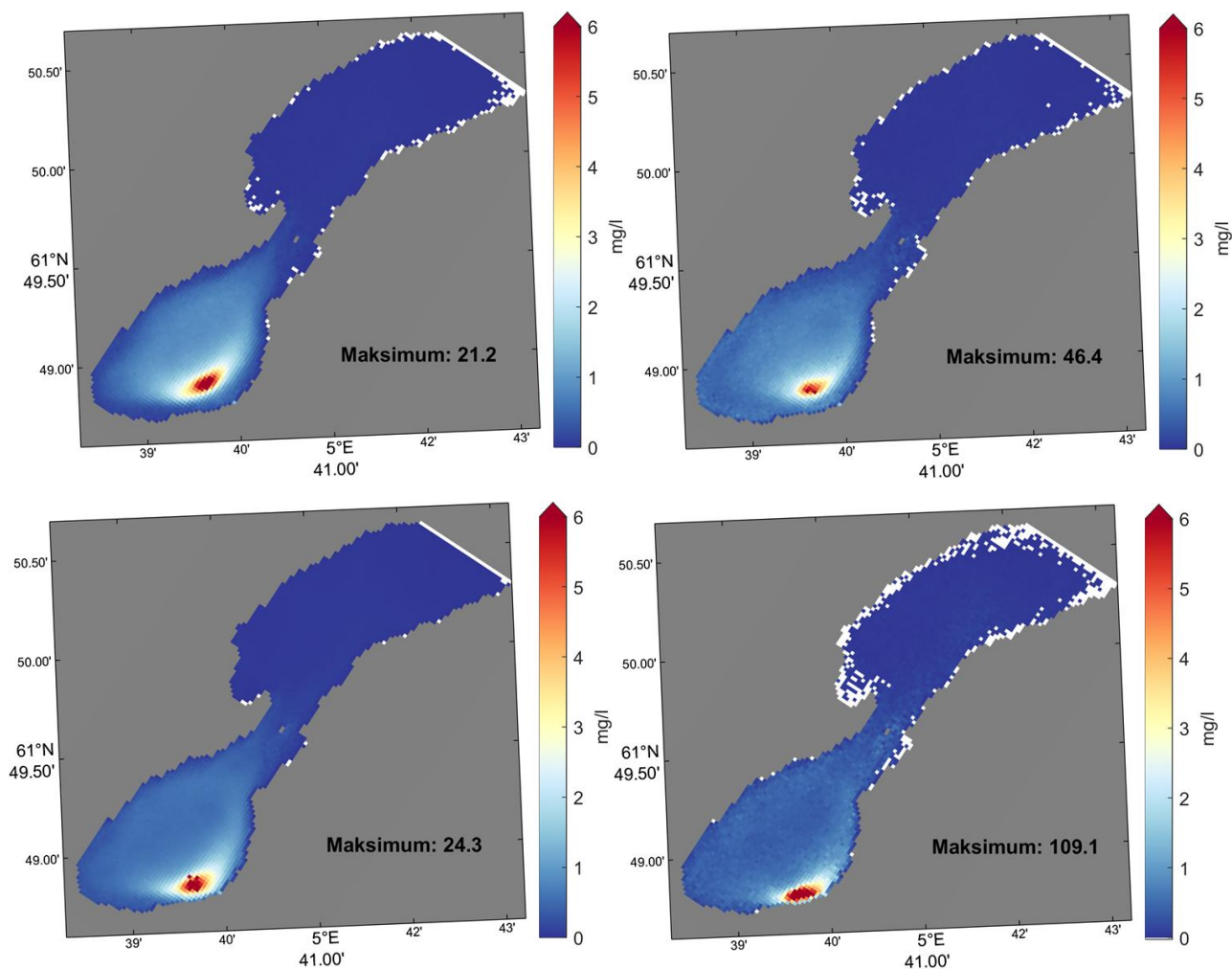
5.4.1 Suspenderte partikler

Mens mengden sedimentert materiale akkumulerer gradvis over tid og er størst på slutten av tiltaksperioden, vil konsentrasjonene av finpartikulært materiale i vannmassene variere. Dette kapitlet diskuterer og vurderer gjennomsnittskonsentrasjoner i vannsøylen i de ulike utfyllingsfasene. *Figur 13* viser middelkonsentrasjoner av suspenderte finpartikler i vannsøylen som følge av tiltakets utslipp. I område med gul-rød farge overskrides grenseverdi for påvirkning på fisk på 3 mg/l (kap. 3). Dette skjer vesentlig i eller like ved deponeringsområdet. Dette er trolig et område voksen fisk uansett vil unngå mens tiltaket foregår, men egg i noe grad vil kunne drive inn i området og påvirkes. Det kan heller ikke utelukkes at nivå over tid eller episoder med høye partikkelkonsentrasjoner påvirker fisk i låssettingsområde 2 (*Figur 8*) som omslutter deponiområdet. I mesteparten av fjorden blir konsentrasjonene av suspenderte partikler lavere enn 3 mg/l. Dette gjelder for alle simuleringsperiodene, både de som er isolert til deler av gyteperiode (jan.-apr. kysttorsk og jun.-okt. lysing) og de som dekker gyteperioder, men i tillegg andre deler av året. Det er noen forskjeller for ulike tidsperioder, men de er forholdsvis små. Det er også noen forskjeller i mengden partikler i ulike deler av vannsøylen, men siden deponerings-utslippene er jevnt fordelt vertikalt er de små, og middel over de øverste 50 m (*Figur 14*) viser veldig like resultater som de for hele vannsøylen (*Figur 13*). Det er deponeringen som har klart størst påvirkning. Påvirkningen fra utslippet av tunnelvann er lite da utslippet er mye mindre (renset til utslippskonsentrasjon 200 mg/l) og det fortynnes effektivt da utløpet skjer i overflaten i et område med god vannutskiftning/betydelig strømfart (kap. 4.2) i stor grad initiert av utløpet fra Åskåra.

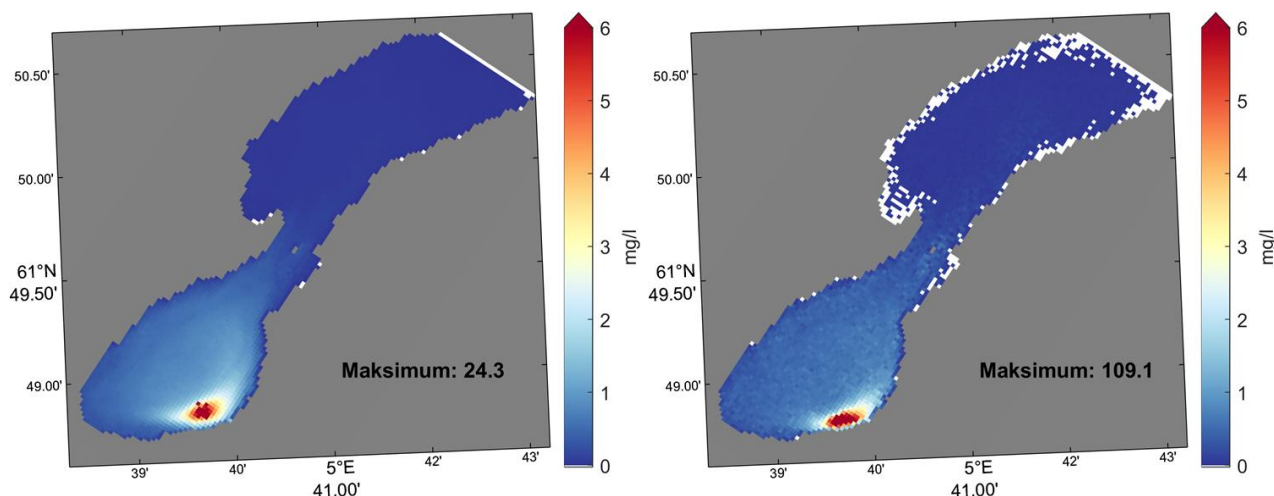
Påvirkningen fra utslippet vil komme i tillegg til bakgrunnsnivået i fjorden. Typiske bakgrunns konsentrasjoner for suspenderte partikler i relativt rent upåvirket kystvann er 0,5-1 mg/l. Det foreligger ikke målinger av bakgrunnsnivået i indre Ålfoten. Området er relativt påvirket av elveavrenning som trolig tidvis gir økte bakgrunns-konsentrasjoner i deler av vannmassene. Partiklene fra elver er ofte mer avrundede enn sprengsteinspartikler og har derfor ofte mindre direkte skadevirkninger på fisk, egg og larver.

Flora som sukkertare (observert i deponiets nærområde) vil kunne påvirkes ved redusert vekst dersom partikkelmengden i vannsøylen gir vesentlig reduksjon i lystilgang. Det eksisterer imidlertid lite litteratur på toleransenivåer i forhold til lystilgang. Basert på typiske bakgrunnsnivåer på 0,5-1 mg/l i upåvirket kystvann er det grunn til å anta at økningen i partikkel-tilførsel fra tiltaket, ikke har negativ påvirkning på tare og annen flora ut over tiltaksområdet og de nærmeste hundre meterne rundt. Påvirkning på sukkertare nær deponiområdet knyttet til lysforhold kan ikke utelukkes, men er usikker grunnet mangel på grenseverdier for

dette. I selve deponiområdet kan gjennomsnittskonsentrasjonene bli flere titalls mg/l og vesentlig høyere enn bakgrunns-konsentrasjoner, men her medfører tildekkingen uansett tap av naturverdier på sjøbunn.



Figur 13: Gjennomsnitt suspenderte finpartikler i vannsøylen i 32 x 32 m gridceller som følge av utslippene angitt i Tabell 2. Øverst venstre: År 1, mar.-okt. Øverst høyre: År 1, nov.-des. Nederst venstre: År 2, jan.-des. Nederst høyre: År 3, jan.-feb. Hvit rand med ingen partikler i nordøst skyldes at partiklene der fjernes fra simuleringene. Det er svært lite sannsynlig at disse returnerer tilbake over terskelen til indre del av Ålfoten som er fokusområde for vurderingene.



Figur 14: Gjennomsnitt suspenderte finpartikler i 0-50 m dyp i 32 x 32 m gridceller som følge av utslippene angitt i Tabell 2. Venstre: År 2, jan.-des. Høyre: År 3, jan.-feb. Hvit rand med ingen partikler i nordøst skyldes at partiklene der fjernes fra simuleringene. Det er svært lite sannsynlig at disse partiklene returnerer tilbake over terskelen til indre del av Ålfoten som er fokusområde for vurderingene.

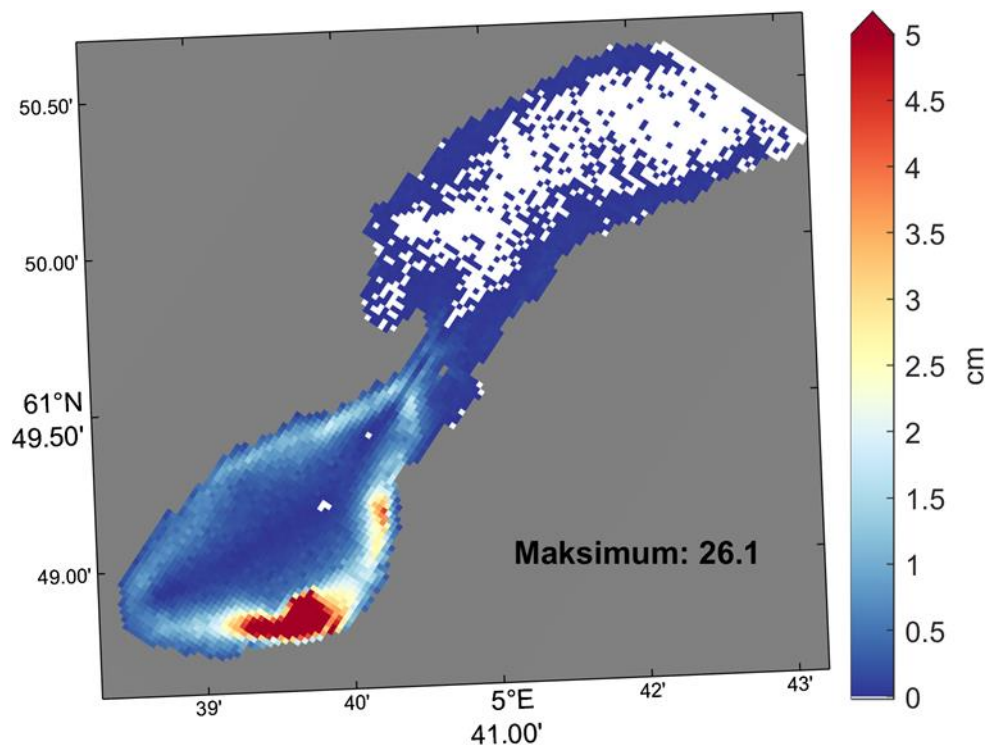
5.4.2 Sedimenterte partikler

Med tanke på sedimentasjon er det den totale akkumulerte effekten som er mest interessant. Denne er vist i Figur 15 i form av kart med tykkelsen på det sedimenterte partikkellaget. Partiklene sedimenterer over et stort område og tykkelsen på laget partiklene danner på bunnen er for det meste noen få cm med unntak av i og nær deponeringsområdet. Det er lite sedimentering i de dypeste områdene, partiklene passerer ofte disse for så å sedimentere når de når grunnere områder. Som for suspenderte partikler er det en markert gradient fra tiltaksområdet og dets nærområde til øvrige sjøområder. Sedimenteringslagets tykkelse i og nær tiltaksområdet kommer opp i noen titalls cm.

Grenseverdien for bløtbunnsfauna på 6,5 mm har ikke noen tids-rate, men gjelder for akutt påvirkning (kap. 3). Den totale sedimenteringen overgår kun 6,5 mm helt nær tiltakene i områder som blir tildekket av utfyllingen. Det er totalt sett lite sannsynlig at sedimenteringen, selv uten avbøtende tiltak, er på et nivå som medfører skader på bløtbunnsfauna på omfattende skala.

Området nord for deponeringsområdet, hvor modelleringen viser noe forhøyede partikkelverdier både i vannsøylen og på bunnen er allerede dokumentert som forurensset sjøbunn (kap. 2.3). Tykkelse på lag som sedimenterer over tilgrenset sukkertare nær deponiområdet er opptil flere cm. Som diskutert i kap. 3 er det lite data på forholdet mellom mengden partikler og effekt. Det ansees imidlertid som sannsynlig at bølge og strømforhold gjør at finpartikler i stor grad virvles av lamina, og at påvirkningen fra sedimentering derfor er liten.

Det er også registrert noe sjøfjær rundt deponiområdet (kap. 2.2.1) i område med forhøyet sedimentering. Sjøfjær er en ny «fokus-art» med lite studier på toleransenivå. Sjøfjær lever på mudderbunn som typisk har tilslag av sedimenterende partikler og er trolig ganske robust mot denne type påvirkning.

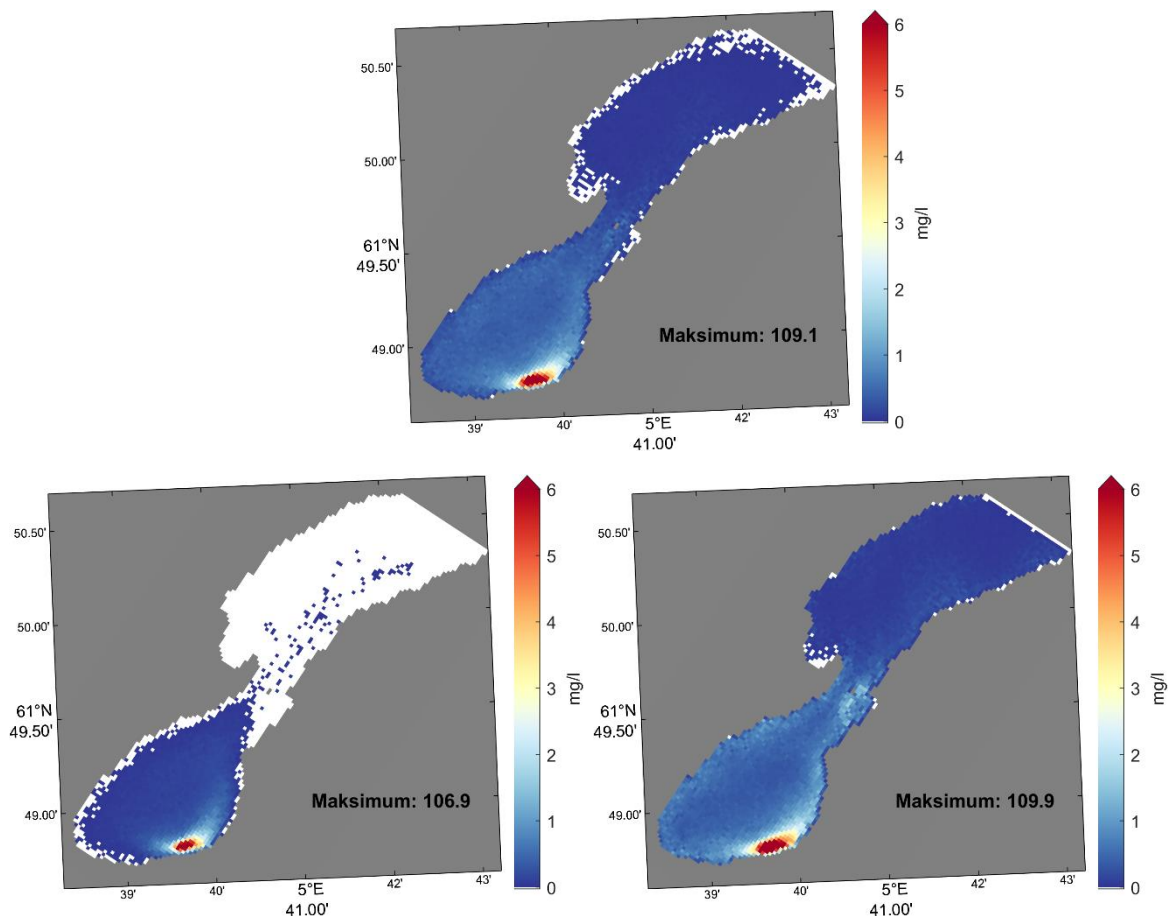


Figur 15: Total akkumulert tykkelse på partikkellag som sedimenterer på sjøbunnen.

5.4.3 Usikkerheter

Som diskutert i foregående kapitler er utført modellering konservativ med øvre estimer på mengder tunnelvann og andel finpartikler som spres ved deponering. Vertikalfordelingen av utslippene for deponering er også konservativ og vil også medføre at simuleringene gir øvre estimer for spredningsomfang.

Synkehastigheten er en av de mest usikre inngangsparametrene i modellberegningene. Det er derfor gjort sensitivtetsstudier med synkehastigheter som er faktorer 5 lavere og høyere (Figur 16). Med lavere synkehastighet spres partiklene over et større område og andelen suspenderte og sedimenterte partikler i og nær tiltaksområdet er noe mindre enn for basissimuleringen. Ved lav synkehastighet er det også flere partikler som passerer over de dype områdene uten å sedimentere. Med høy synkehastighet er det motsatt. Figur 16 viser nevnte forskjeller i spredningsomfang, men at det er beskjedne endringer i konsentrasjonsnivåene også i forhold til område hvor grenseverdi på 3 mg/l overskrides. Vurderingene basert på basis-simuleringene er derfor forholdsvis robuste med tanke på usikkerheter i synkehastigheter.



Figur 16: Gjennomsnitt suspenderte finpartikler i vannsøylen i 32 x 32 m gridceller som følge av utslippene for år 3, jan.-feb. Øverst: Basis simulering. Nederst venstre: Simulering med synkehastighet som er 5 ganger høyere. Nederst høyre: Simulering med synkehastighet som er 5 ganger lavere.

Som diskutert i kap. 5.2 er det usikkerhet i hvilken grenseverdi som bør benyttes for skjærspenning nær bunnen i forhold til resuspensjon. Modellert bunnstrøm i fjorden er imidlertid så lav, i hvert fall i de dypere delene som utgjør mesteparten av arealet, at resuspensjon forekommer i liten grad.

Det er sparsomt med tilgjengelige dybdedata i stor deler av Ålfoten (kap. 4.1) og bunntopografien glattes. Dette bidrar til usikkerheter, særlig i forhold til hvor mye partikler som transporteres fra indre deler av Ålfoten og over terskelen til ytre deler.

Spredningssimuleringene er utført med strømforhold for året 2023. Det vil være noe år til år variasjoner som gir variasjoner i strømmønstre, men disse ansees ikke å være store nok til å endre på hovedkonklusjonene.

6 Diskusjon

Samlet sett tilsier resultatene fra modelleringen liten risiko for omfattende uønskede effekter på flora og fauna. I etterkant av simuleringene er det etablert ny plan for driftsperioden på to år med oppstart august i stedet for mars. Det er også sannsynlig med døgkontinuerlig deponering til hovedfylling i stedet for 12 timers dager, men med samme utslippsfrekvens (*Tabell 2*). Siden det er små forskjeller i resultatene for ulike deler av året (kap. 5.4.1) og vurderinger er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner og akkumulert sedimentering vurderes det at slike justeringer ikke endrer hovedkonklusjonene. Detaljene rundt tiltaket og tidsrom og utslippsfrekvens m.m. er heller ikke endelig avklart da de vil avhenge av entreprenørens løsninger og utstyr m.m.. Inngangs-parametere brukt i modellsimuleringene bygger på sannsynlige egenskaper til utfyllingsmassene og erfaringer og målinger fra tidligere operasjoner og tiltak. Ved realisering av prosjektet kan styrende faktorer bli annerledes enn det som ligger til grunn i studiene gjort her.

Gitt mange usikkerhetsfaktorer og ut fra et føre var prinsipp bør det vurderes etablering av et overvåkningsprogram med opsjoner for iverksettelse av avbøtende tiltak hvis det viser seg nødvendig. Overvåkningsprogrammet kan typisk omfatte turbiditetsmålinger ved lokaliseringer hvor man ønsker konsentrasjoner av suspenderte partikler under grenseverdiene for fisk og nær viktige naturverdier som f.eks. sukkertare. Ved overskridelse av pre-definerte grenseverdier over tid bør avbøtende tiltak som stans i utfylling, reduserte utfyllingsrater eller massemengde per slipp og utplassering av silt- eller boblegardin i tiltaksområdet eller rundt naturverdier vurderes

7 Referanser

DNV GL, 2021. *Borg havn utbedring av farled: Dokumentasjon på påvirkning i gyteperiode på kystorsk, samt utredning av vannutskiftning*, Høvik: DNV GL.

Asplin, L., Albretsen, J., Johnsen, I. A. & Sandvik, A. D., 2020. The hydrodynamic foundation for salmon lice modeling along the Norwegian coast. *Ocean Dynamics*, 70(10.1007/s10236-020-01378-0).

Carvajalino-Fernández, M. A. et al., 2020a. Effect of substrate type and pellet age on the resuspension of Atlantic salmon faecal material. *Aquaculture Environment Interactions*, 12(<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111685>), pp. 117-129.

Cumming, H., & Herbert, N. A., 2016. *Gill structural change in response to turbidity has no effect on the oxygen uptake of a juvenile sparid fish*. *Conservation Physiology*, 4(1), cow033.
<https://doi.org/10.1093/conphys/cow033>, s.l.: s.n.

Dalsøren, S. B., Albretsen, J. & Asplin, L., 2020. New validation method for hydrodynamic fjord models applied in the Hardangerfjord, Norway. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 246(<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107028>).

Farkas, J., Nordtug, T., Svendheim, L. H., Amico, E. D., Davies, E. J., Ciesielski, T., Jenssen, B. M., Kristensen, T., Olsvik, P. A., & Hansen, B. H., 2021. *Effects of mine tailing exposure on early life stages of cod (Gadus morhua) and haddock (Melanogrammus aeglefinus)*. *Environmental Research*, 200, 111447.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111447>, s.l.: s.n.

Haidvogel, D. B. et al., 2008. Ocean forecasting in terrain-following coordinates: formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System. *J. Comput. Phys.*, 227 (2008), pp. 3595-3624, 10.1016/j.jcp.2007.06.016.

HI, 2021. *hi.no*. [Internett]
Available at: <https://www.hi.no/hi/nyheter/2021/januar/sette-trafikklys-fargar-pa-fjordmodell>
[Funnet 10 6 2022].

Miljødirektoratet, 2020. *M-608 | 2016 - Grenseverdier for klassifisering i vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020*. [Internett].

NGI, 2022. *Innseiling Borg havn. Naturmiljø risiko*, Oslo: NGI.

NGI, 2024. *Kunnskapsinnhenting - utfylling av sprengstein i sjø og vassdrag*, Dok. nr.: 20240332-01-R.

NIVA, 2005. *Beregning av muligheten for oppvirvling av deponerte sedimenter på dypt vann i Bekkelagsbassenget under en dypvannsfornyelse*, Oslo: NIVA.

NIVA, 2022. *Vurderinger vedrørende utslipp av suspendert stoff fra Rekefjord Stone*, Rapport: L.NR. 7791-2022.

Norconsult, 2019. *Rv. 13 Sande og Nesvik nye ferjekaier, Hjelmeland. Vurdering av spredning av finstoff fra utfyllingsmasser*, Sandvika: Norconsult.

Norconsult, 2022. *Vurdering av spredning av finpartikulært materiale ved mudring og deponering i Balsfjorden*, Trondheim og Kristiansand: Norconsult.

Norconsult, 2023b. *Spredning av finpartikler fra utfylling ved Krågøy*, doknr.: 5144240-NO-190-YM.

Norconsult, 2023c. *Vurdering av spredning av mineralpartikler i sjø ved mudring og utfylling i SHA4 og SHA5 i Havneavsnitt Nord*, doknr.: 52110063-RIM07.

Norconsult, 2024b. *Strømmodellering og partikkelspredning - Kjøllefjord fiskerihavn*, dok.nr.: 52406379.

Norconsult, 2025a. *Datarapport miljøteknisk sedimentundersøkelse - Bredvatn kraftverk*, dok.nr.: 52506249-F3.00.RPS.02.R.001.

Norconsult, 2025b. *Spredningsmodellering utslipp fra nytt renseanlegg*, dok.nr.: 52401202-RIM01.

Norconsult, 2025c. *Modellering av vannutskiftning og partikkelspredning*, dok.nr.: NOAS-G-502405041.

Norconsult, 2025d. *Åskåra kartlegging marint naturmangfold*, dok.nr.: 52504538-RIM01.

Norconsult, 2026a. *Områdereguleringsplan med konsekvensutredning for Storasundskjærene. Strøm- og partikkelspredningsmodellering*, dok.nr.: 52408227-RIM-RAP02.

Norconsult, 2026b. *Søknad om etablering av sjøbunnsdeponi for sprengstein i Ålfoten*, dok.nr.: under utarbeidelse.

Norconsult, 2024c. *Strømmodellering og partikkelspredning ved Vardø*, dok.nr.: 52404520-Kystteknikk-03.

Reinardy, H. C., Pedersen, K. B., Nahrgang, J., & Frantzen, M., 2019. *Effects of Mine Tailings Exposure on Early Life Stages of Atlantic Cod. Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(7), 1446–1454.
<https://doi.org/10.1002/etc.4415>, s.l.: s.n.

Roleda, M. Y. & Dethleff, D., 2011. Storm-generated sediment deposition on rocky shores: Simulating burial effects on the physiology and morphology of *Saccharina latissima* sporophytes. *Marine Biology Research*, Volum 7:3, pp. 213-223.

Shchepetkin, A. F. & McWilliams, J. C., 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Model.*, 9 (2005), pp. 347-404, 10.1016/j.ocemod.2004.08.002.

SINTEF, 2018. *Innseiling til Borg havn – modellering av mudrings- og deponeringsoperasjoner*, Trondheim: SINTEF.

Smit, M. et al., 2007. Species sensitivity distributions for suspended clays, burial. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, pp. 1006-1012.

Westerberg, H., Rönnbäck, P., & Frimansson, H., 1996. *Effects of suspended sediments on cod eeg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod*. 1–14.
https://www.researchgate.net/publication/348995455_Effects_of_suspended_sediments_on_cod_eeg_and_larvae_and_on_the_behaviour_of_adult_herring_and_cod, s.l.: s.n.

Ådlandsvik, B., 2019. *LADiM documentation*. [Internett]
Available at: <https://ladim.readthedocs.io>
[Funnet 25 juni 2022].