



Direktoratet for mineralforvaltning,
Postboks 3021 Lade
7441 Trondheim
post@dirmin.no

Deres ref:

Vår ref: 19/01917

Bergen, 04.10.2019

Arkivnr.

Løpenr:

Høringsuttalelse fra Havforskningsinstituttet vedr søknad om driftstillatelse for utvinning av rutil i Engbøfjellet – Nordic Rutile AS.

Viser til høringsbrev fra Direktoratet for mineralforvaltning.

Vedlagt følger rapport fra Havforskningsinstituttet.

Vennlig hilsen

Geir Huse
Forskningsdirektør

Jan Atle Knutsen
Programleder

Brevet er godkjent elektronisk og sendes uten underskrift. Innholdet er godkjent faglig gjennom prosess for rådgivning



HØRINGSUTTAELSE FRA HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
VEDRØRENDE SØKNAD OM DRIFTSTILLATELSE FOR UTVINNING AV
RUTIL I ENGEBØFJELLET – NORDIC RUTILE AS.

Terje van der Meeren

**Havforskningsinstituttet
2019**



HØRINGSUTTALELSE FRA HAVFORSKNINGSINSTITUTTET VEDRØRENDE SØKNAD OM DRIFTSTILLATELSE FOR UTVINNING AV RUTIL I ENGEBØFJELLET – NORDIC RUTILE AS

Det vises til høringsbrev fra Direktoratet for mineralforvaltning (DMF) om søknad fra Nordic Rutile AS om driftskonsesjon for Engebøprosjektet gbnr. 29/5,6,9,11 og 31/1,2,3 og 14 i Naustdal kommune (<https://www.dirmin.no/hoering/engeboprojektet-i-naustdal-kommune-driftskonsesjon>). DMF ber om at offentlige etater ut fra eget ansvarsområde kommer med begrunnede synspunkter på om det er forhold som tilsier at driftskonsesjon bør gis eller ikke, eventuelt om det skal stilles vilkår om avbøtende tiltak. I samsvar med dette ønsker Havforskningsinstituttet (HI) å komme med synspunkter på effekter av det foreslåtte tiltaket på marint miljø, med hensyn til ny kunnskap og avbøtende tiltak.

HI har i forbindelse med konsekvensutredningen til arealplanen (KU) og søknad om utslippstillatelse uttalt seg i to høringer om Engebøprosjektet. Etter gjennomføring av KU ble det stilt krav fra Miljødepartementet om tilleggsundersøkelser, og HI utarbeidet også et faglig notat til Fiskeridirektoratet om resultatene fra disse. Våre uttalelser er tilgjengelig på HI sin temaside om gruveavfall (<https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/gruveavfall>).

Vår høringsuttalelse nedenfor tar utgangspunkt i ny kunnskap siden godkjennelse av gjeldende arealplan og utslippstillatelse. Vi kommenterer også driftstekniske forhold og avbøtende tiltak knyttet til påvirkninger i det marine økosystemet. Vi er imidlertid kritisk til at grunnlagsdataene for strømmålingene ikke blir utlevert av Nordic Mining ASA og derved ikke er tilgjengelige for supplerende undersøkelser.

Samlet vurdering

HI vurderer at kunnskapsgrunnlaget som er lagt ved driftstillatelsen for utvinning har klare faglige mangler. Nyere undersøkelser av gruvedeponeringer fra andre fjorder har vist at det tar mange tiår før fjordøkosystemet returnerer til en normal tilstand. Deponeringen av gruveavgang i Førdefjorden slik den foreslås vil føre til svært langvarig og betydelig økosystemforringelse og representerer etter vår vurdering ikke en bærekraftig bruk av fjorden. Vårt syn bygger på en samlet vurdering av mulige effekter på økosystemet i fjorden, samt at tiltaket vil påvirke et betydelig areal av de dype delene av vannforekomsten Ytre Førdefjorden. Vår vurdering er gjort ut fra usikkerhet knyttet til spredning av finpartikulært materiale og nanopartikler, effekter av utslipp og utvinning på gyte- og oppvekstområde for kysttorsk, tap av leveområde for sårbare rødlistede arter, effekter på bunndyr og plankton, utslipp av kjemikalier, og tid for gjenetablering av et artsmangfold som tilsvarer det som forventes uten deponiet. Nye undersøkelser fra Jøssingfjorden sør i Rogaland viser at det tar



svært lang tid før naturen klarer å ta tilbake fjorden. Selv om det nå er mer enn 30 år siden utslippene fra Titania opphørte i deler av fjorden fremstår økosystemet der fremdeles som sterkt påvirket av gruveutslippene. Hav og kyst er under økende press med hensyn til klimaendringer og forurensing, samtidig som disse områdene blir viktig for fremtidig sjømatproduksjon og verdiskapning basert på fornybare ressurser. I denne sammenheng er det da viktig at produktive fjord- og kystøkosystemer brukes på en bærekraftig måte. HI er også av den klare oppfatning at det bør foreligge et overvåkningsprogram før DMF behandler søknaden om driftstillatelse. Nedenfor diskuterer vi nærmere de forskjellige elementene i driftssøknaden.

Spredning av gruveavgang fra sjødeponiet

Spredning av gruveavgang via strøm

HI mener det er viktig å få frem at spredning av finpartikulært materiale er en mulig trussel mot det marine økosystemet i Førdefjorden også utenfor deponiområdet. Strømmen i Førdefjorden er grundig dokumentert gjennom en rekke strømmålinger og numeriske strømmodellsimuleringer (Endresen m.fl. 2014), og vi har ingen grunn til å tvile på den tekniske kvaliteten på det arbeidet som er her utført.

Både HI og NIVA har dokumentert omfattende utskiftninger av vannmassene i Førdefjorden (van der Meeren & Jørstad 2010b; Sundfjord & Bjerkeng 2008), og i tilleggsundersøkelsene påviste DNV-GL regelmessig vannutskifting basert på strømmålinger (Endresen m.fl. 2014). Arbeidet utført av NIVA på målinger av strøm i KU framstår som grundig. *Imidlertid har HI innvendinger mot analysene og tolkningene av strømmålingene som er presentert i ulike rapporter fra SINTEF og DNV-GL i tilleggsundersøkelsene. Her er det i alt for liten grad fokus på episoder med økt strømhastighet av timers til dagers varighet, noe som vil være styrende for vannutskifting i fjorden. Konklusjonen om at det er lite strøm eller liten vannutveksling i deponiområdet kan derfor ikke rettferdiggjøres slik det er fremstilt i disse rapportene. Vi er dessuten kritisk til at grunnlagsdataene tilbakeholdes av Nordic Mining ASA og derved ikke er tilgjengelige for supplerende undersøkelser f. eks. ved Universitetet i Bergen eller Havforskningsinstituttet. Dette er ikke i tråd med god vitenskapelig praksis. Typiske strøm- og vannutskiftingsepisoder i fjorder forekommer vanligvis bare med noen få dagers varighet, slik at modellering av partikkelspredning basert på gjennomsnittsverdier for en hel måned effektivt vil maskere prosessene som er av vesentlig betydning for spredning av finpartikulært materiale.*

Det er i senere tid foretatt nye undersøkelser av strømforholdene som peker på muligheten for kortvarige fysisk oseanografiske prosesser som kan ha betydning for strømforholdene i deponiområdet (Hiorth 2018). Dette innebærer forekomst av hydrauliske sprang ved terskelen i Ålasundet og interne bølger, knyttet til tidevann og lokale og regionale meteorologiske forhold. Det er også sannsynlig at hyppighet og styrke av stormer vil øke i et framtidig klima.



Hverken ekstremvær eller noen av de nevnte fenomenene ovenfor er vurdert med hensyn til strømforhold og spredning av finpartikulært materiale i KU eller tilleggsundersøkelsene.

I modellering av partikkelspredning i tilleggsundersøkelsene argumenteres det for at partikler med størrelse under 15 μm vil flokkulere og danne større partikler med høyere synkehastighet (vedlegg 4 til Endresen m.fl. 2014). Flokkulering i sjø vil være avhengig av både fysiske og biologiske forhold, f. eks. turbulens i vannmassene hvor utslipp av avgang foregår og forekomst av små planktonorganismer som alger. Overføring av eksperimentelle data i flokkuleringsforsøk og forsøk på å kalibrere dette mot observasjoner i sjøen ved aktive deponier er derfor beheftet med stor usikkerhet i modellering av partikkelspredning. Det er opplagt at små mineralpartikler med lav synkehastighet vil gi et større potensiale for transport bort fra deponiområdet. Det antydes i KU og tilleggsundersøkelsene at denne finfraksjonen som ikke inkluderes i modelleringen, kan utgjøre så mye som 10% av den totale utslippsmengden, noe som vil være betydelig over en periode på mange titalls år. At spredningssimuleringene i tilleggsundersøkelsene ikke vurderer en slik finfraksjon, finner HI kritikkverdig. Vi savner også en vurdering av effektene på partikkelspredning når deponiet fylles opp og utslippet skjer i vannmasser over terskeldyp hvor utskiftning av vannmasser med kysten pågår kontinuerlig.

Spredning av gruveavgang via ras

Spredning av gruveavgang med tilhørende finpartikulær fraksjon kan også skje ved ras fra deponikjeglene. NGU har innenfor NYKOS-prosjektet nylig kartlagt større sjødeponier med multistråleekkolodd (SWAT batymetri) i Bøkfjorden og Ranfjorden, men også mindre deponier i Stjernesundet og Frænfjorden. Disse undersøkelsene viser at gruveavgang transporteres i raskanaler fra utslippspunktet, og at dette skje nedover skrånende bunn som turbiditetsstrømmer (Figenschau m.fl. 2018). En slik turbiditetsstrøm danner en turbulent sky av gruveavgang som beveger seg nedover havbunnen. Avgangen blir så avsatt etter kornstørrelsen ved suspensjon, og denne type ras kan bevege seg over lange distanser på bunn med svak helling siden turbiditetsstrømmen ikke opplever noen friksjon mot underlaget. I Bøkfjorden og Ranfjorden er disse raskanalene over 5 km lange. I Bøkfjorden skjer rasene innenfor en bunnhelling på 2-5 %, mens i Ranfjorden er helningen innerst fra utslippet 125 m dyp ca. 9 % til 200 m dyp og ca. 3 % videre ut til 400 m dyp. Det er vist at resuspensjon av materiale i disse rasene fører til spredning av finstoff både utover fjorden, men også lateralt til sidene for raskanalen. Tillatelsen Rana Gruber AS fikk i 2012 til å utvide det årlige utslippet av gruveavgang til 3 mill. tonn/år innebar nesten ti ganger økning av mengden finstoff. Dette finstoffet kan nå spores langt ut i fjorden, og NIVA rapporterer om forverret økologisk tilstand på bunnen ca. 7 km ut fra utslippspunktet grunnet nedslamming svært finkornet sediment (Øxsenvad m.fl. 2018). Også i mindre deponier som ved Hustadmarmor AS i Frænfjorden, trer raskanalene i deponikjeglene tydelig frem (Baeten m.fl. 2018). Her er det i tillegg nylig observert «pockmarks» som tyder på at porevann unnslipper i randen av deponiområdet grunnet den økende vekten av de deponerte massene (Baeten m.fl. 2018).



Spredning ved ras og turbiditetsstrømmer er ikke omtalt eller vurdert, hverken i KU eller tilleggsundersøkelsene til Engebøprosjektet. I Nordic Rutile AS sin søknad til DMF om driftstillatelse er det på kart i vedlegg 3 og 4 angitt utstrekning og dybde til deponitopp ved 25 og 140 mill. m³ deponert avgang. I begge tilfeller er det avtegnet en kjegle med høyeste punkt utenfor prosessanlegget. Helningen på denne teoretiske kjeglen vil være vel 8 % som er i samme størrelsesorden som den bratteste delen av rasrennen i Ranfjorden. Det er derfor meget sannsynlig at avgangsmassene i Førdefjorden vil rase ut som turbiditetsstrømmer under deponeringen, med mulighet for transport av finstoff ut forbi det godkjente deponiarealet. Det er svakt skrånende bunn fra den angitte deponikjeglen, og bunnen flater ut før den ca. 15 m høye terskelen ved Hegreneset ca. 4 km vest for deponigrensen. *HI mener det er høy sannsynlighet for at turbiditetsstrømmer vil transportere store mengder avgangsmateriale vestover utover deponigrensen, særlig etter en del år med deponering når kjeglen med avgangsmassene har bygd deg opp. Resuspensjon av finpartikulært materiale ved slike ras vil kunne påvirke økosystemet i fjorden negativt i større grad enn vurderingene som ble gjort i forbindelse med godkjenning arealplan og utslippstillatelse.*

Spredning av mineralpartikler fra land

Mineralpartikler kan spres fra dagbrudd, veianlegg og gråbergdeponiet i Engebødalen. Vann fra Engebødalen vil ende opp i Grytelva som er tilholdssted for sjøørret og rødlistet ål. Grytelva renner ut i Redalsvika som sammen med den nærliggende Liavika er et av de viktigste gyte- og oppvekstområdene for kysttorsk i Førdefjorden med blant annet en større ålegresseng innenfor Grytaskjæret. Modellering av uhellsutslipp i forbindelse med KU viser at partikler fra utslipp ved prosessanlegget på Engebø også kan nå gyte- og oppvekstområdene på Redalsvika og Liavika (Staastrøm & Molvær 2008). Effekter av mineralpartikler på plankton, egg og fiskelarver er omtalt i avsnittene nedenfor. I vedlegg 3 og 6 til søknaden om driftstillatelse sies det at avrenning fra gråbergdeponi, dagbrudd og grøftene i veianlegget skal ledes til et sedimenteringsbasseng med tilstrekkelig kapasitet til at Grytelva ikke vil bli påvirket under «normal drift». Søknaden inneholder ikke noen beskrivelse eller beregninger for et slikt sedimenteringsbasseng. Med de endringer i klima som er på gang, vil nedbørmengder og hyppigheten av ekstremvær øke betydelig, noe som har forekommet allerede to ganger i Sogn- og Fjordane sommeren 2019. Utslippstillatelsen angir at Nordic Rutile AS skal gjennomføre en miljørisikoanalyse for alle deler av virksomheten, der også ekstremvær er inkludert. En slik analyse skal også omfatte deponering i Førdefjorden, og analysen ville være naturlig å legge ved søknaden om driftstillatelse. For å hindre utslipp av steinpartikler via Grytelva til gyte- og oppvekstområdene i Redalsvika og Liavika eller til overflatevannet utenfor prosessanlegget, må partikkelfjerning dimensjoneres og dokumenteres ut fra situasjoner med ekstremnedbør. I søknaden til DMF savner vi en beskrivelse av sedimenteringsanlegget med kvalitetssikring



gjennom beregninger og innhenting av erfaringsdata fra tilsvarende sedimenteringsanlegg. Vi savner også en miljørisikoanalyse for utslipp til sjø. Biologisk sett er det svært viktig at gyte- og oppvekstområdene, inkludert ålegressengen ved Grytaskjæret, sikres mot nedslamming av mineralpartikler fra gråbergsdeponi, dagbrudd og veisystem. En detaljert beskrivelse av rense- og kontrollanlegg for avrenning fra land bør derfor foreligge før søknaden om driftstillatelse behandles.

Fisk

Svært lite er kjent om effekt av gruveavgang på fisk da det nesten ikke eksisterer publikasjoner i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter hvor dette er undersøkt. Utslippstillatelsen peker særlig på viktigheten av gyteområdene for torsk som blant annet befinner seg på Redalsvika og Liavika nær gruveområdet. Torsk vandrer inn til gyteområdene i gytetiden, men det er ikke kjent i hvilket dyp denne vandringen foregår eller hvordan torsken finner veien til gyteområdene. Dette gir usikkerhet om gytetorsken vil eksponeres for høye partikkelkonsentrasjoner i selve deponiet under vandringen. Andre fiskearter som har leveområde på fjordbunnen, vil i stor grad kunne eksponeres for gruveavgang. Dette gjelder også under gytevandring til indre deler av Førdefjorden, hvor det innenfor Ålasundet er sannsynlig at det er et gyteområde for kveite. Utvinning av malm skal foregå nær fjorden, og lydtrykk fra sprengninger kan også påvirke fiskens atferd og gytevandring. Videre er Førdefjorden innenfor Ålasundet nasjonal laksefjord, og to viktige laksevasdrag (Jølstra og Naustra) renner ut i fjorden her.

Effekt av sprengninger

I tråd med utslippstillatelsen skal det gjennomføres avbøtende tiltak med hensyn til utvandring av laksesmolt fra 15. mai til 15. juni (vedlegg 3), noe som feilaktig er angitt som «spawning season in June» (gytesesong i juni) i vedlegg 6 til søknaden om driftstillatelse. De avbøtende tiltakene består i at det ikke skal sprenges i denne perioden.

Vi vil anføre at laks kan vandre ut av vassdraget gjennom en lengre periode enn den som er antydnet her. Smoltutvandring vil sannsynligvis starte lenge før 15. mai (i april), og vinterstøinger kan vandre ut av vassdraget gjennom hele perioden fra gyting i november-desember og fram mot sommeren. Videre antyder forsøk med akustisk merkede vinterstøinger i Etneelva i Hordaland at disse fiskene ikke nødvendigvis forlater fjorden rett etter at de har forlatt elva. Det er også mulig at tilbakevandrende laks til elva vil kunne påvirkes av sprengningene. Tilbakevandring kan skje gjennom hele perioden fra april til september, altså i et tidsrom hvor sprengninger potensielt kan påvirke adferden. Det bør også gjennomføres en kartlegging av vandringsadferd til sjøørret i fjorden, slik at det kan avdekkes hvordan sjøørreten bruker fjorden og eventuelt påvirkes av gruvevirksomheten.



Avbøtende tiltak for smoltutvandringen vil innebære økt uttak av malm i perioden før 15. mai. Dette kommer ikke frem av søknaden til DMF om driftstillatelse, men er slått fast i en rapport av Nordic Mining ASA i forbindelse med tilleggsundersøkelsene til KU (Nordic Mining 2014). Rapporten angir under avbøtende tiltak at: «Vandring av smolt skjer i perioden medio mai til medio juni, dvs. i en 3-4 ukers periode. Det må være tilgang på malm for prosessering også i denne perioden. I nevnte periode tilsvarende dette ca. 50-60.000 tonn malm. Dette kan gjennomføres ved at malmproduksjonen økes i perioden april-mai for lagring og bruk i perioden med vandring av smolt.» Dette vil innebære at det vil være betydelig økt sprengningsaktivitet under store deler av gyte- og larvesesongen for kysttorsken.

Kysttorsken sør for Stad er på et lavt nivå, og det er innført fredningsområder øst for Lindesnes. Tilsvarende fredning er foreslått også for Vestlandet opp til Stad (Aglen m.fl. 2016). Under den nasjonale kartleggingen av gyteområder var mengden torskeegg i det aktuelle området av Førdefjorden blant de høyeste i hele Sunnfjord (Aglen m.fl. 2016), og det er klassifisert med verdi som et regionalt viktig gyteområde (<https://kart.fiskeridir.no/>). I 2010 og 2011 hadde gytefeltet inne på Redalsvika også den høyeste forekomsten av egg av de undersøkte områdene i Førdefjorden og også rikelig med torskelarver og yngel (van der Meeren & Jørstad 2010a; 2010b; van der Meeren & Otterå 2011).

Med utgangspunkt i sprengningsmønsteret som har vært oppgitt under KU, har HI i tidligere høringer uttrykt bekymring for skremmeeffekten som lydtrykket kan ha på fisk i Førdefjorden rundt gruveområdet. I ett av grunnlagsdokumentene ble lydtrykk beregnet (Madshus 2008), med konklusjon at lydtrykket ville være over terskelverdier for å skremme torsk og laks (Dalen 2009). I forbindelse med tilleggsundersøkelsene til KU gjennomførte DNV-GL en ny vurdering av lydtrykkets effekter på fisk, deriblant skremmeeffekt (Hansen 2014). Det ble her konkludert med at «lydnivåene fra sprengningene var over terskelverdi for å utløse fluktresponser hos fisk (torsk, laks, ål), med en viss usikkerhet knyttet til forplantning av lyden fra berggrunn til fjordvannet. Det ble videre vist til Nordic Mining sin rapport i tilleggsundersøkelsene hvor salvestørrelsen var redusert i to alternative sprengningsplaner der diameter på borehullene var redusert til fra opprinnelig 254 mm til 102 og 89 mm, uten at det var gjort noen ny beregning av lydtrykk (Nordic Mining 2014).

I Nordic Rutile AS sin søknad til DMF er sprengningsmønsteret kort omtalt i vedlegg 3. Her er det imidlertid oppgitt en hulldiameter på 171 mm, som er betydelig større enn alternativene i rapporten fra Nordic Mining (2014), og som ligger til grunn for utslippstillatelsen. I vedlegg 3 er det heller ikke oppgitt sprengstoffmengde per borehull eller gjort noen vurderinger eller beregninger av lydtrykk med den nye og økte hulldiameteren. Slike beregninger vil være viktige for å vurdere skremmeeffekten av sprengninger på fisk. Utslippstillatelsen pålegger Nordic Rutile AS å holde lydtryknivået på et minimum, og i brevet av 5. juni fra KMD vises det til rapporten om betydelig reduksjon av sprengstoff fra tilleggsundersøkelsene (Nordic Mining 2014). Med økt borehullstørrelse og manglende informasjon om sprengstoffmengde og lydtrykk i søknaden til DMF er det ikke mulig å vurdere om dette representerer en fare for



fisk i den aktuelle delen av Førdefjorden. Torsk som vandrer inn og gyter på Redalsvika og Liavika kan være særlig utsatt da dette overlapper med en periode at Nordic Mining har signalisert økt sprengningsaktivitet (april-mai). I utslippstillatelsen henvises det særskilt til viktige gyteområder for torsk med hensyn til overvåkning. Hensynet til torsken kan etter HI sin mening best ivaretas ved avbøtende tiltak. HI vil sterkt anbefale at gytevandringen og gyte- og larveperioden for torsk (januar-april) også omfattes av de samme avbøtende tiltak med hensyn til sprengninger som er lagt til grunn i utvandningsperioden for smolt. Bore- og sprengningsmønsteret ved en eventuell driftstillatelse må heller ikke overstige forutsetningene i utslippstillatelsen som angitt i rapporten fra Nordic Mining (2014).

Gyteområdet på Redalsvika og Liavika har også viktige oppvekstområder for yngel og ungfisk av torsk og andre arter. *Det må etterstrebes at lydtrykk fra sprengninger hele året ikke overstiger terskel for effekter på fisk i dette oppvekstområdet, gjennom beregninger og faktiske målinger.*

Effekt av mineralpartikler på fiskeegg og -larver

Ny forskning ved SINTEF gjennomført i DITAIL-prosjektet har bekreftet tidligere funn at mineralpartikler i gruveavgang kan feste seg på overflaten til egg av torsk og hyse (Farkas 2019). Dette kan føre til at eggene synker og ikke klekker på optimalt dyp for overlevelse av fiskelarvene. Egg av torsk og hyse klekker normalt i de øvre vannlagene der de fiskelarvene vil finne plankton som er gunstig for vekst og overlevelse. Det ble også påvist at gruveavgang påvirker selve klekkingen negativt. I tillegg er det funnet deformiteter hos nyklekte hyselarver i hale, ryggstreng, hode og kjeve etter eksponering av gruveavgang som egg (Farkas 2019). HI mener derfor at tilførsel av mineralpartikler til gyte- og oppvekstområdene på Redalsvika og Liavika og de nærliggende farvann ut til prosessanlegget i størst mulig grad bør unngås. Dette vil først og fremst kunne unngås ved å begrense tilførsler fra landarealet for gråbergsdeponi, veianlegg og dagbrudd.

Rødlistede arter av dypvannsfisk

Det er beskrevet tre rødlistede arter fra kartleggingen av deponiområdet i KU i Førdefjorden: blålange, vanlig uer og pigghå. Pigghå på Norskekysten er funnet å vandre over større deler av Nordsjøen, mens lite er kjent om blålange og vanlig uer inne i fjordene. Pigghå ble ikke funnet i deponiområdet, og vanlig uer ble vurdert å ha leveområde mer knyttet til skråningene enn selve dypvannområdet i fjorden. Blålangen lever ute på det dype bløtbunnsområdet i deponiet. Funn av egg i dypet under tilleggsundersøkelsene ble først karakterisert som egg av lange, men egg av blålange kunne ikke utelukkes da disse ikke er vitenskapelig beskrevet. Gyteområder for blålange i fjordene er heller ikke dokumentert. Nyere studier av blålange viser at bestanden i Yrkefjorden øst for Haugesund er genetisk forskjellig fra blålange ute i havet ved Færøyane og Eggakanten utenfor Møre (Helle m.fl. 2018). Dette styrker antagelsen om at fjorder kan ha egne genetiske bestander av blålange, noe som også vil innebære lokale



gyteområder. HI er nå i gang med innsamling og genetiske analyser av blålange fra Førdefjorden.

Plankton

Ny forskning har bekreftet tidligere funn om at hoppekreps spiser mineralpartikler i gruveavfall (Farkas 2019). Planktonorganismene i Førdefjorden består av ulike organismer der planktoniske krepsdyr som krill og hoppekreps utgjør de vanligste gruppene. Disse foretar store vertikale døgnvandringar styrt av lyset, og de er i stor grad bindeledd mellom primærproduksjon (planteplankton) og fisk. I denne sammenheng er hoppekreps den viktigste gruppen. I fjorddypet beites hoppekreps på av mesopelagiske fiskearter, og i øvre vannlag beiter laksefisk, sild, sei og makrell på hoppekreps. Hoppekrepslarvene er hele grunnlaget for vekst og overlevelse hos fiskelarver og fiskeyngel, og derfor avgjørende for rekruttering hos fisk. *I løpet av larveperioden øker f. eks. en torskelarve sin vekt ca. 4000 ganger, noe som illustrerer biomassen av hoppekreps som torskelarven må spise.* Også krill, som er fôr for større fisk, kan spise mineralpartikler i gruveavfall (Anderson & Mackas 1986).

Inntak av mineralpartikler kan føre til redusert reproduksjon hos hoppekreps (Farkas 2019; Paffenhøfer 1973), men det kan også være en vektor for inntak av gruveavfall hos fisk i alle utviklingsstadier. Fiskelarver er helt avhengig av hoppekreps og spiser store mengder av disse. Jevnlige utslipp av mineralpartikler til Grytelve vil derfor kunne påvirke det viktige gyte- og oppvekstområdet for torsk i Redalsvika og Liavika negativt.

Bunndyr

Effekter på bløtbunns- og hardbunnsfauna

Omfanget av påvirkningen er stort arealmessig sett, og ifølge brevet fra KMD vil deponiet utgjøre 10 % av samlet bunnareal i vannforekomsten «Førdefjord Ytre», og ikke 5 % av fjordens totale areal som det står i søknadens vedlegg 6. Videre utgjør deponiet 25 og 40 % av bunnarealet dypere enn henholdsvis 200 og 300 m av denne vannforekomsten.

Påvirkninger utover deponiet i de dypere delene av vannforekomsten kan derfor få betydelige konsekvenser for økosystemet i hele vannforekomsten. I vedlegg 6 til søknaden om driftstillatelse sies det på side 22 at grunnlagsundersøkelsene (i KU) har vist at habitatet (leveområdene) i fjorden har en biodiversitet som er typisk for fjorder på Vestlandet. Dette er ikke korrekt. I grunnlagsundersøkelsene er det funnet at Førdefjorden har en rik bunnfauna sammenlignet med andre vestlandsfjorder (Rygg 2008). Dette gjelder både for antall arter (diversitet) og mengden individer av artene. Førdefjorden har derfor kvaliteter utover andre fjorder på Vestlandet med hensyn til biodiversitet.



Ny forskning siden godkjenningen av arealplan og utslippstillatelse viser at selv beskjeden eksponering av mineralpartikler kan ha betydelig negativ virkning på bunndyr, både de som lever på bløtbunn og hardbunn. Overdekning av naturlig bløtbunn med avgang fra en jerngruve er vist å redusere både oksygenforbruk og antall dyr i bunnsedimentet innen få uker, med nedgang i mineralisering av organisk materiale som resultat (Mevenkanp m.fl. 2017). Selv en overdekning på kun 1 mm med avgang førte til en signifikant reduksjon i funksjonen til bunnsedimentets økosystem. Når det gjelder hardbunnsfauna er det vist at eksponering av svamp for knuste steinpartikler (< 250 µm i diameter) i konsentrasjoner på 10 og 50 mg/l fører til tydelig redusert stoffskifte i svampen (Kutti m.fl. 2015). Svamper renses store mengder vann for bakterier og andre partikler, og har en viktig rolle i fjordøkosystemet ved å avgi næringssalter til de frie vannmassene. Med de usikkerheter som er knyttet til spredning av finpartikulært materiale, mener HI at de negative effektene på bunndyr i fjordøkosystemet derfor kan bli langt mer omfattende enn det som er lagt til grunn ved godkjenning av arealplan og utslippstillatelse.

Sårbare arter og habitat

I prosessen med godkjenning av arealplan og utslippstillatelse ble det hevdet at det finnes forekomster av korall i Førdefjorden og at de kan være sårbare for finfraksjonen i gruveavgangen. Blant annet er det tatt opp koraller ved linefiske mellom Russenesen og Gjøringebøfjellet, sydøst i det godkjente deponiområdet (Åge Sæther, Svortevik, pers.medd.) Videoundersøkelser som ble foretatt i selve deponiområdet i forbindelse med tilleggsundersøkelsene til KU, påviste imidlertid ikke koraller i fem transekter av deponiområdet. Nye data av miljø-DNA som HI og NORCE samlet inn i 2019, viser at det kan være forekomster av steinkorallen *Lophelia pertusa* i de indre bassengene av Førdefjorden (61°27.163N, 05°32.296E) og i kystområder nær Førdefjorden som kan ha blitt oversett i tidligere undersøkelser (T. Kutti, HI & T. Dahlgren, NORCE, pers. medd.). DNA som lekker ut fra koraller, kan fanges gjennom å filtrere vann fra det dyp hvor korallene lever gjennom et finmasket filter. Ved bruk av artsspesifikke genetiske markører kan vi måle hvor mye korall-DNA hvert filter har fanget opp. Metoden kalles ddPCR, og mengde korall-DNA på et filter fra et ukjent sted kan brukes til å estimere hvor mye korall det vokser i nærheten av det stedet vannprøven ble tatt. En sammenligning med prøver av miljø-DNA tatt med samme utstyr og metode viste at mengden korall-DNA i Førdefjorden var omtrent lik med det som er blitt registrert ved de store kjente korallrevene i Langenuen og Hardangerfjorden. I lys av dette vil en ny og mer detaljert kartlegging av sårbare habitater i Førdefjorden, ved hjelp av flerstråle-ekkolodd og videoundersøkelser med ROV, være av stor interesse, slik at tilstedeværelsen av *Lophelia pertusa* korallrev i Førdefjorden kan bekreftes eller avkreftes. *Lophelia pertusa* står på Norsk Rødliste for arter og naturtyper. Det finns ingen registreringer av *Lophelia pertusa* noen steder i Sogn og Fjordane fra før i Havforskningsinstituttets database for korallforekomster (Järnegren og Kutti 2014).

Etablering av naturlig bunndyrsamfunn etter endt deponering



Vedlegg 3 i søknaden til DMF om driftstillatelse slår fast at etter deponering vil rekolonisering av sjøbunnen starte og det vil etableres et nytt bunnsamfunn sannsynligvis innen 10 år. Vedlegg 6 hevder at gruveavfallet vil bli rekolonisert i løpet av få år etter deponeringen avsluttes, og at biodiversiteten vil returnere til like god tilstand som før deponeringen startet. Disse utsagnene gir inntrykk av at bunnøkosystemet innen en periode på 10 år vender tilbake til normaltstanden som eksisterte før deponeringen startet. Dette er etter vår mening unyansert. Det finnes svært få studier av de prosesser som styrer hvordan avgangsmasser rekoloniseres av bunndyr, og derfor er det meget vanskelig å forutsi hvor lang tid det vil ta etter endt deponering. Teoretisk sett vil en rask kolonisering av deponier kunne skje, men dette betyr ikke at miljøtilstanden i fjorden er re-etablert.

Gruveavgang er av en helt annen beskaffenhet enn naturlig bunnsediment, både med hensyn til kornstørrelse, type og egenskaper av partiklene. Avgangen vil også være forskjellig med hensyn til innhold av kjemikalier og organisk materiale. Mikrobiell nedbrytning av gruvekjemikalier kan i tillegg skape oksygenfritt miljø under overflaten av deponiet, med frigjøring av metaller grunnet biologisk aktivitet i overflatelaget (Schanning m.fl. 2019). Reetablering av arter vil i første omgang kun omfatte arter som takler de endrede biologiske, fysiske og kjemiske forholdene som gruveavgangen representerer (Trannum m.fl. 2018). Disse artene er ofte opportuniste som kan forekomme i høye antall, og de er vanligvis svært tolerante for forurensing. Slike arter omfatter gjerne ulike typer muslinger eller børstemark som kan leve av organisk materiale fra mikrobiell aktivitet knyttet til partiklene i gruveavfallet. I Jøssingfjorden er det i dag oksygenfritt fra 1-2 cm ned i sedimentet, og det lekker metan ut av sedimentene som et resultat av mikrobiell nedbrytning av de kjemikalier som ble tilsatt avgangsmassene for mer enn 35 år siden (Olsen m.fl. 2019). Slike forhold er det kun noen arter som kan leve med (f. eks. børstemarken *Amphiura filiformis*).

Rekolonisering vil være avhengig av hvilke kjemikalier som blir brukt ved utvinningen av metaller/mineraler og prosessering av avgangsmassene, den mineralogiske sammensetningen av steinmassene som blir malt ned, de naturlige sedimentasjonsprosessene, samt de naturlige prosessene i fjorden som styrer produksjon, transport og bunnslåing av larver fra ulike organismer. For å måle miljøtilstand i bunnsediment beregnes indekser hovedsakelig bestående av antall arter og antall individer av de ulike artene. En del indekser tar imidlertid hensyn til toleranse for forurensing (sensitivitetsindekser). Til tross for at sensitivitetsindeksene innbefatter spesifikt hvilke arter som forekommer, kan resultatene av beregningene bli misvisende. Noen arter kan finnes både i upåvirkede og sterkt forurensete sedimenter. Det er også mulig at en populasjon av en art lokalt kan tilpasse seg et «nytt» miljø via akklimatisering. Videre tas prøver for klassifisering av arts mangfold og økologisk tilstand i gamle deponier ofte med grabb, og da utelukkes prøver av større og mer bevegelige dyr på sedimentoverflaten. Dagens metoder for overvåking av miljøtilstand i fjorder vil ikke fange opp slike forhold, og økologisk tilstand i et avsluttet deponi kan derfor klassifiseres som «god» selv om den allikevel er svært forskjellig fra en forventet normaltstand.



Som oftest vil kun tildekking av deponiet med naturlig sediment i et tykt nok lag gi grunnlag for gjenopprettelse av en normaltilstand for bunndyrsamfunnet. Tiden dette tar vil være avhengig av mengdene med mineralpartikler og organisk materiale som naturlig tilføres fra land og biologisk produksjon i fjorden. Det har ikke vært mulig å finne data som viser direkte målinger av naturlig sedimentering i Førdefjorden. NIVA opererer med en typisk sedimenteringsrate for norske kyst- og fjordområder på 1-3 mm/år (Bakke 2009), mens karbondatering av en kjerneprøve tatt ved Hegreneset vest for deponiområdet i Førdefjorden viser en gjennomsnittlig avsetning av sediment på ca. 0,3 mm/år (Bøe m.fl. 2004). Med en sedimenteringsrate på 0,3-1 mm/år vil det ta i størrelsesorden 100-300 år å bygge opp et 10 cm tykt lag med naturlig sediment oppå den deponerte avgangen. I Repparfjorden ble deponering av gruveavgang stoppet for 43 år siden etter 6 års drift, og her spres fremdeles avfallet i indre del av fjorden fordi kjeglene med avgang ennå ikke har fått noen overdekking av naturlig sediment (Andersson m.fl. 2018). HI mener derfor at tiden det vil ta å etablere et bunndyrsamfunn med sammenlignbar artssammensetning som før deponering startet, er underestimert. Et modifisert artssamfunn vil etablere seg relativt raskt, med en gradvis endring mot forventet normaltilstand over lang tid etter avslutning av deponeringen. Hva et modifisert biomangfold over lang tid vil få å si for resten av fjordøkosystemet, er ukjent.

Prosesskjemikalier

Vedlegg 6 i søknaden om driftstillatelse beskriver i seksjon 11.6.5 «Tailings Evaluation» tre kjemikalier som skal brukes i prosessen, og som vil følge avgangen ut i fjorden: sodium isobutyl xanthate (SIBX), polypropylenglycol og Magnafloc 5250. Av disse stoffene er det først og fremst SIBX som kan gi grunn til bekymring for skadelige miljøeffekter. Xantat er et flotasjonskjemikalium som er utbredt brukt i gruveindustrien. Det benyttes særlig til å binde metallsulfider og danne hydrofobe komplekser som i en flotasjon prosess (gjennombløsing med luft) kan bringes til overflaten. Oftest så brukes xantater til å oppkonsentrere de metallholdige mineralene som skal hentes ut fra malmen, og mesteparten av kjemikallet følger da konsentratet. Utslippene til naturen vil derfor normalt kun bestå av den spormengden med xantater som binder seg så sterkt til avgangen at det ikke skilles fra i flotasjosprosessen. For eksempel så er det for NUSSIR sin kobbergruve i Repparfjorden beskrevet at kun 1/100 av benyttet xantat vil følge avgangen (Kvassnes 2012). For bruken i Engebøprosjektet er dette tilsynelatende ikke tilfellet siden det her beskrives at hele kjemikalieforbruket på 26 tonn SIBX skal følge avgangen.

Australske myndigheter utarbeidet i 2000 en vurdering av miljødokumentasjonen for sodium ethyl xanthane (SEX) som er litt mer giftig end SIBX (NICNAS 2000). Generelt regnes disse to kjemikalierne for å være veldig like med hensyn til giftighet. Konklusjonen fra denne rapporten er at xantat er meget giftige for vannlevende organismer, og Australian Water Association (2000) opererer med en grenseverdi på 0,05 mg/L i ferskvannssystemer. Dette



representere en grenseverdi som ikke forventes å kunne forårsake en betydelig skadelig effekt på økosystemet, og den er lavere enn den fortyndingen av som oppgis i Tabell 11-65 i vedlegg 6 av søknaden om driftstillatelse.

Universitetet i Århus gjennomførte i 2016 en grundig litteraturgjennomgang av miljødokumentasjonen på xantater for de Grønlandske myndigheter (Bach m.fl. 2016). Denne rapporten konkluderer med at det er viktig at xantater ikke tilføres vannmiljøer siden disse stoffene og deres nedbrytningsprodukter er giftige for vannlevende organismer, samtidig som de også øker giftighet og bioakkumulering av metaller.

Tilgjengelig kunnskap viser at SIBX er giftig for vannlevende organismer, især alger ($LC_{50} < 10$ mg/L) og evertebrater ($LC_{50} = 3.6$ mg/L), men i mindre grad for fisk ($LC_{50} = 10 - > 100$ mg/L). Nedbrytningstiden for xantat er i laboratorietester funnet å være mellom 3 og 20 dager. Et nedbrytningsprodukt er gassen karbondisulfid (CS_2) som også er giftig for vannlevende organismer. Det er vist at xantat kan bioakkumulere i vannplanter. Xantat er også kjent for å binde seg sterkt til tungmetaller og danne stabile lipofile komplekser. Det er vist at denne typen organiske tungmetallkomplekser kan øke det biologiske opptaket betydelig sammenlignet med frie metallkationer. I avgangen fra Engebøprosjektet er tungmetallnivåene generelt lave så denne problemstilling er sannsynligvis mindre aktuelt her.

HI mener på generelt grunnlag at det ikke bør gis utslippstillatelser for store mengder med kjemikalier som er regnet som giftige for vannlevende organismer. Et årlig utslipp i en norsk fjord på 26 tonn SIBX, som vi mener bør klassifiseres som et «Rødt kjemikalium», er ikke forenelig med en bærekraftig drift. Selv om dette kjemikalie er biologisk nedbrytbar så kan det ved kontinuerlige utslipp akkumulere giftige nivåer i sedimentene. Hvis dette kjemikalie skal brukes i en flotasjonsprosess, så stiller HI spørsmål om hvorfor ikke mesteparten av kjemikalieene kan samles opp fra flotasjonsprosessen og bli destruert på land fremfor å skulle følge avgangen ned i sjøen.

Hvis det gis utslippstillatelse for xantater så mener HI at det bør være en omfattende overvåkning som innbefatter nivåmålinger i vann, sediment og biota. Det er også viktig å peke på at alle de data som finnes på giftighet og biologisk nedbrytning av xantater stammer fra laboratorietester i ferskvann. Det er derfor et behov for data på giftighet med hensyn til marine arter og nedbrytning i sjøvann ved lave temperaturer.

Nanopartikler

Effekter av nanopartikler i miljøet har fått økende fokus de siste årene. Det foreligger ikke fordeling av partikkelstørrelser og beregninger av mengde nanopartikler ved de nye utvinningsprosessene i søknaden om driftstillatelse. Det er tidligere antydnet at ved en avgangsmengde på 6 millioner tonn/år vil ca. 3000 tonn/år kunne være nanopartikler (< 100 nm partikkeldiameter) hvor titanoksid (TiO_2) vil utgjøre ca. 100 tonn/år (Sverdrup 2014).



Med nye utvinningsprosesser og uttak av både rutil og granat savner vi en oversikt over innhold av mineraler og partikkelstørrelser i avgangen. Nanopartikler kan holdes lenge svevede i vannmassene og derved få økt konsentrasjon i de dypere deler av fjordvannet i og utenfor deponiet ved langvarig sammenhengende utslipp. Effekter av nanopartikler er lite undersøkt i det marine miljøet, men det er vist at nanopartikler av TiO_2 kan skade gjellevev hos marin fisk i korttidseksponeringer (2 og 4 timer) i konsentrasjoner ned til 20 ppb (da Silva 2017).

Overvåkningsprogram

I vedlegg 3 til søknaden om driftstillatelse henvises det til at utslippstillatelsen stiller strenge krav til overvåkning av sjødeponiet og naturmangfoldet. Ifølge utslippstillatelsen skal et overvåkningsprogram forelegges Miljødirektoratet for eventuelle merknader i god tid før oppstart av gruvedriften. HI er kjent med at DNV-GL i november 2018 utarbeidet en skisse til overvåkningsprogram og sendte denne til Miljødirektoratet. Denne skissen manglet en beskrivelse av hvordan overvåkingen skal gjennomføres, og redegjørelse for metodikk tenkt brukt i overvåkningsprogrammet var ikke tilfredsstillende beskrevet. Med hensyn til et detaljert program for overvåkning av Førdefjorden, utvandrende smolt og nærliggende elver/bekker, samt undersøkelser av mulige langtidsvirkninger og nedbrytning av prosesskemikalier, refererte skissen til Vedlegg B til E, men ingen av disse vedleggene var lagt ved dokumentet. Skissen angir imidlertid at det allerede før oppstart av utbyggingen vil være behov for å innhente bakgrunnsinformasjon. HI er enig i at for å måle effekter av tiltaket og deponering i Førdefjorden må det gjennomføres undersøkelser før anleggsaktivitet og gruvedrift kommer i gang og videre gjennom utbyggingen og inn i driftsfasen. I tillegg må dette også omfatte undersøkelser i et tilsvarende fjordsystem som Førdefjorden hvor det ikke forventes at gruvevirksomheten vil ha noen påvirkning (referansefjord). Forundersøkelsene bør ideelt sett vare minst 3 år. Et slikt oppsett (BACI-oppsett: Before, After, Control, Impact) er nødvendig for å utelukke andre faktorer som kan føre til endringer på f.eks. gyting hos torsk og smoltutvandring, og som ikke har sin årsak i gruvevirksomheten. En fullstendig beskrivelse av overvåknings- og måleprogrammet er derfor viktig for å vurdere om gruvevirksomheten kan klare å holde seg innenfor grenseverdier og andre begrensninger gitt i utslippstillatelsen. HI er av den klare oppfatning at det bør foreligge et overvåkningsprogram før DMF behandler søknaden om driftstillatelse.



Referanser

- Aglen, A., Nedreaas, K., Moland, E., Knutsen, H., Kleiven, A.R., Johannessen, T., Wehde, H., Jørgensen, T., Espeland, S.H., Olsen, E.M. & Knutsen, J.A. (2016). Oppdatert kunnskapsstatus om kystnær torsk i Sør Norge. *Fisken og havet* **4-2016**: 48 pp.
https://www.hi.no/resources/publikasjoner/fisken-og-havet/2016/fh_4-2015_kysttorsk_so_30.05_til_web.pdf
- Andersson, M., Finne, T.E., Jensen, L.K. & Eggen, O.A. (2018). Geochemistry of a copper mine tailings deposit in Repparfjorden, northern Norway. *Science of the Total Environment* **644**: 1219-1231.
- Anderson, E.P. & Mackas, D.L. (1986). Lethal and sublethal effects of a molybdenum mine tailing on marine zooplankton: mortality, respiration, feeding and swimming behavior in *Calanus marshallae*, *Metridia pacifica* and *Euphausia pacifica*. *Marine Environmental Research* **19**: 131-155.
- Australian Water Association. (2000). Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality: Volume 2 – Aquatic Ecosystems – Rational and background information. *National water quality management strategy* no. 4. (page8.3-225).
<https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/anzecc-armcanz-2000-guidelines-vol2.pdf>
- Bach, L., Nørregaard, R.D., Hansen, V. & Gustavson, K. (2016). Review on environmental risk assessment of mining chemicals used for mineral separation in the mineral resources industry and recommendations for Greenland. *Aarhus University, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy* No. 203. 34 pp. <https://dce2.au.dk/pub/SR203.pdf>
- Bakke, T. (2009). Effekter av sjødeponi av avgangsmasser fra gruvedrift i Engebøfjellet på Førdefjordens økosystem på kort og lang sikt. *NIVA NOTAT O-28466/3*. 24 pp.
- Baeten N., Bøe, R., Lepland, A., Longva, O., Sandøy, R., Amundsen, A., Chand, S., Bellec, V.K., Klug, M., Plassen, L. & Schønenberger, J. (2018). The distribution, sedimentary processes and depositional impacts of submarine mine tailings disposal in Stjernesundet and Frænfjorden. *Presentasjon på NYKOS informasjonsdag, 27. november 2018, Universitetet i Tromsø, Tromsø*.
https://www.sintef.no/globalassets/project/nykos/pdf/informasjonsdag/wp3_nykosinformasjonsdag_eroom.pdf
- Bøe, R., Longva, O., Lepland, A., Blikra, L.H., Sønstegaard, E., Haflidason, H., Bryn, P. & Lien, R. (2004). Postglacial mass movements and their causes in fjords and lakes in western Norway. *Norwegian Journal of Geology* **84**: 35-55.
- Dalen, J. (2009). Utvinning av rutil i Engebøfjellet, Naustdal kommune - vurdering av effekter på fisk i oppdrettsanlegg i Førdefjorden. *Havforskningsinstituttet, brev av 10.02.09 til NIVA*. (saksframlegg nr. 24 til KU Engebø, Naustdal kommune). https://www.naustdal.kommune.no/f/p1/icd4288a8-ed3d-48da-9f9b-ec7a3dfe9dad/24_vurdering_av_effekter_av_fjellsprengning_paa_fisk_i_oppdre.pdf
- da Silva, M.E. (2017). Addressing the effects of short-term exposure to TiO₂ nanoparticles in fish gills: An ex-vivo approach. *Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade Nova de Lisboa (FCT NOVA)*. https://run.unl.pt/bitstream/10362/36896/1/Silva_2017.pdf
- Farkas, J. (2019). Marine disposal of mine tailings: Impacts on pelagic ecosystem components in Norwegian fjords. *Presentasjon på NYKOS avslutningskonferanse, 13. mai 2019, Norges Forskningsråd, Oslo*. https://www.sintef.no/globalassets/project/nykos/avslutningskonferanse/nykos-meeting_julia_3.pdf



Figenschau, N., Haugen, A., & Klev, A. (2018). Interaction of submarine tailings with natural sediments in Ranfjorden and Bøkfjorden. *Presentasjon på NYKOS informasjonsdag, 27. november 2018, Universitetet i Tromsø, Tromsø.*

https://www.sintef.no/globalassets/project/nykos/pdf/informasjonsdag/nikolai_presentasjon-for-nykos-27.11-18.pdf

Endresen, Ø., Gløetten, T. & Volan, C. (2014). Strømforhold og partikkelspredning i Førdefjorden. *DNV-GL, Rapport nr.: 2014-1244*: 43 pp.

Hansen, R.R. (2014). Desktopstudie – Potensielle støyeffekter på fisk fra bergverksindustri. *DNV-GL, Rapport nr.: 2014-1136*: 15 pp.

Helle, K., Sanchez, M.Q. & Johansen, T. (2018). Blålangegenetikk - Genetiske undersøkelser av blålange langs Eggakanten og i utvalgte fjorder. *Rapport fra Havforskningen Nr. 20-2018*: 16 pp. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen/2018/20_2018_blaalangeegenetikk

Hiorth, K. (2018). Late winter response to atmospheric and tidal forcing in the Førdefjord, inferred from mooring observations. *Masteroppgave, Universitetet i Bergen*, 96 pp. <http://bora.uib.no/handle/1956/18242>

Järnegren, J. & Kutti, T. 2014. *Lophelia pertusa* in Norwegian waters. What have we learned since 2008? - *NINA Report 1028*. 40 pp. <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2014/1028.pdf>

Kutti, T., Bannister, R.J., Fosså, J.H., Krogness, C.M., Tjensvoll, I. & Søvik, G. (2015). Metabolic responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* to suspended bottom sediment, simulated mine tailings and drill cuttings. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **473**: 64-72.

Kvassnes, A. (2012). Sodium isopropyl xantat (SIPX) som brukt i oppredningsprosessen ved Nussir ASA - potensielle toksiske effekter for det marine miljøet. *NIVA NOTAT O-12007.NUSS1*. 5 pp. <http://www.nussir.no/environmental-pub/zoning/tilleggsnotater/NIVA%202012-02-24%20Notat%20Flotasjonskemikalier%20Nussir.pdf>

Madshus, C. (2008). Virkning på fisk - Estimerte vibrasjoner på sjøbunn fra sprengning i Engebøfjellet. *Teknisk notat, NGI, brev av 03.06.08, revidert 10-02-2009, til NIVA*. (saksframlegg nr. 30 til KU Engebø, Naustdal kommune). https://www.naustdal.kommune.no/f/p1/ib998bc55-2eeb-4d4d-9449-cc6e9d8ab067/30_virkning-paa-fisk-estimerte-vibrasjoner-paa-sjoebunn-fra-sp.pdf

Mevenkamp, L., Stratmann, T., Guilini, K., Moodley, L., van Oevelen, D., Vanreusel, A., Westerlund, S. & Sweetman, A.K. (2017). Impaired short-term functioning of a benthic community from a deep norwegian fjord following deposition of mine tailings and sediments. *Frontiers in Marine Science* **4**: 169. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00169>

Misund, O.A. & Søvik, G. (2010). Høringsuttalelse fra Havforskningsinstituttet vedrørende Reguleringsplan med konsekvensutredning for utvinninga av rutil i Engebøfjellet i Naustdal kommune - andre gangs høring. https://www.hi.no/radgivning/horingsuttalelser/2010/horingsuttalelse_havforskningsinstituttet_ku_gruvedrift_i_engebofjellet_sept_2010.pdf/nb-no

NICNAS (2000). *Sodium ethyl xanthate. Priority existing chemical, Secondary Notification Assessment Report no. 5S*. National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (Australia). 73 pp.

Nordic Mining (2014). Nordic Rutile AS. Rutilutvinning frå Engebøfjellet. Beskrivelse av bore- og sprengningsmønster. Oslo, september 2014. *Rapport fra tilleggsundersøkelsene til konsekvensutredningen for arealplanen*.



- Olsen, L.M.B., Kutti, T., Dahle, H., Haflidason, H. & Thorseth, I.H. (2019). Biogeochemical processes in submarine mine tailings and the impact on benthic fauna. *Abstract on the Goldschmidt2019 conference, Association of Geochemistry and the Geochemical Society, Barcelona, 18.-23. August 2019*. <https://goldschmidt.info/2019/abstracts/abstractView?id=2019004576>
- Paffenhöfer, G.-A. (1972). The effects of suspended 'red mud' on mortality, body weight, and growth of the marine planktonic copepod, *Calanus helgolandicus*. *Water, Air, and Soil Pollution* **1**: 314-321.
- Rygg, B. (2008). Dyrelivet på bunnen av Førdefjorden og bunnsedimentenes sammensetning. Undersøkelser i 2007. *NIVA Rapport L.nr. 5625-2008*. 25 pp. (saksframlegg nr. 9 til KU Engebø, Naustdal kommune). https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214133/5625-2008_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Schaanning, M.T., Trannum, H.C., Øxnevad, S. & Ndungu, K. (2019). Benthic community status and mobilization of Ni, Cu and Co at abandoned sea deposits for mine tailings in SW Norway. *Marine Pollution Bulletin* **141**: 318–331.
- Staalstrøm, A. & Molvær, J. (2008). Spredning av partikler i overflatelaget utenfor Engebøfjellet – Modelling av vannkvalitet som følge av utslipp fra gruveaktivitet. *NIVA Rapport L.nr. 5690-2008*. 56 pp. (saksframlegg nr. 20 til KU Engebø, Naustdal kommune). https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214270/5690-2008_200dpi.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Sundfjord, A. & Bjerkeng, B. (2008). Strøm, turbiditet og hydrografi i fjordbassenget utenfor Engebø, Førdefjorden. *NIVA Rapport L.nr. 5662-2008*. 30 pp. (saksframlegg nr. 3 til KU Engebø, Naustdal kommune). https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214208/5662-2008_200dpi.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Sverdrup, L.E. (2014). Kommentarer vedrørende miljørisiko ved deponering av fine mineralpartikler i Førdefjorden. *DNV-GL NOTAT nr. PP079572/LINSVE* 6 pp.
- Trannum, H.C. Gundersen, H., Escudero-Oñate, C., Johansen, J.T. & Schaanning, M.T. (2018). Effects of submarine mine tailings on macrobenthic community structure and ecosystem processes. *Science of the Total Environment* **630**: 189-202. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.207>
- van der Meeren, T. & Jørstad, K.E. (2010a). Vurderinger av data fra tokt samlet inn i Førdefjorden, 5.-6. mars 2010. *Toktrappport Havforskningsinstituttet/ISSN 1503-6294/ Nr.1-2010*. 8 pp.
- van der Meeren, T. & Jørstad, K.E. (2010b). Vurderinger av data fra tokt samlet inn i Førdefjorden, 1. juni 2010. *Toktrappport Havforskningsinstituttet/ISSN 1503-6294/ Nr.3-2010*. 9 pp.
- van der Meeren, T. & Otterå, H. (2011). Vurderinger av data fra tokt samlet inn i Førdefjorden, 3.-6. mars 2010. *Toktrappport Havforskningsinstituttet/ISSN 1503-6294/ Nr.1-2011*. 8 pp.
- Øxsenvad, S., Trannum, H.C., Næss, R., Borgersen, G., Moy, S., Hjermann, D. & Eftevåg, V.S. (2018). Tiltaksorientert overvåking av Ranfjorden i 2018. Overvåking for Mo Industripark AS, Celsa Armeringsstål AS, Elkem Rana AS, Ferrolobe Mangan Norge AS, Rana Gruber AS, Miljøteknikk Terrateam AS og Rana kommune. *NIVA Rapport L.nr. 7347-2019*. 101 pp. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2596059>