

7904-2023

Var forurensning fra utfyllingsarbeid ved Northern Lights landanlegg årsaken til at mye laks døde etter avlusning i oppdrettsanlegget Ljøsøy N?



Hovedkontor
Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør
Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet
Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest
Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark
Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Var forurensning fra utfyllingsarbeid ved Northern Lights landanlegg årsaken til at mye laks døde etter avlusning i oppdrettsanlegget Ljøsøy N?	Løpenummer 7904-2023	Dato 07.11. 2023
Forfatter(e) Jonny Beyer ¹ , Sondre Meland ¹ , Ole-Kristian Hess-Erga ¹ , Rolf David Vogt ¹ , Magnus Drivdal ² , Even Thoen ³ , Åse Åtland ¹ ¹ Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), ² Akvaplan-niva, ³ PatoGen AS	Fagområde Miljøgifter - marin	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vestland	Sider 35

Oppdragsgiver(e) Northern Lights landanlegg og Equinor ASA	Kontaktperson hos oppdragsgiver Laurence Pinturier
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 230121

<p>Sammendrag</p> <p>NIVA har på oppdrag fra Northern Lights' landanlegg (NLL) utført en faglig vurdering av hendelsen der unormalt mye oppdrettslaks døde hos Blom Fiskeoppdrett (BF) etter en ferskvannsbehandling i brønnbåt i juni 2021. Bakgrunnen for oppdraget var en påstand fra BF om årsakssammenheng mellom et utfyllingstiltak av steinmasser i Ljøsøysundet (ved NLL) og den aktuelle fiskedøden, fokusert særlig på skadelig aluminium. Basert på gjennomgang av saken og med støtte i relevant faglig litteratur finner NIVA flere svakheter ved påstanden om årsakssammenheng for fiskedøden. For det første viste <i>in-situ</i> målinger av turbiditet at nivåene av partikler verken var over den tillatte tiltaksgrensen eller nær de nivåene som kan forårsake skade på fisk. Målingene av gjellealuminium var heller ikke så høye at de kan forklare akutt dødelighet, og slike effekter av aluminium er heller ikke tidligere vist på fisk eksponert for aluminium i fullt sjøvann. Tidligere studier både fra Sør- og Vestlandet har vist at risiko for aluminiumspåslag og fysiologisk skade på laks i sjøvann er minimal når saliniteten overstiger 10-15 promille. På grunn av høy pH og salinitet i sjøvann er konsentrasjonene til giftige, labile aluminiumsforbindelser meget lave. Det er derfor minimalt med giftig aluminium i sjøvann. De forelagte histologiske dataene viste videre at overlevende fisk fra lokaliteten hadde gjeller med minimale patologiske forandringer, som ikke viste noen tegn verken til aluminiums- eller partikkelrelatert skade. Totalt sett vurderer NIVA det som lite sannsynlig at gjelleskadelig aluminium eller skadelige partikler fra NLLs utfyllingstiltak var årsaken til den høye fiskedødeligheten hos BF i juni 2021.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Oppdrettslaks Dødelighet ved ferskvannsbasert avlusning Utfyllingstiltak i sjø Gjellealuminium 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Salmon aquaculture Lethality in delousing with freshwater Landfilling into sea Gill aluminium
---	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Jonny Beyer
Prosjektleder/Hovedforfatter

Mari Moren
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-7640-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Faglig vurdering

Var forurensning fra utfyllingsarbeid ved Northern Lights landanlegg årsaken til at mye laks døde etter avlusning i oppdrettsanlegget Ljosøy N?

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	6
2	Metode	8
2.1	Gjennomgang av relevant litteratur	8
2.2	Gjennomgang av foreliggende data i saken.....	8
2.3	Befaring, prøvetaking og analyser	8
2.4	Utlekkingsforsøk	9
3	Resultater	10
3.1	Gjennomgang av relevant litteratur	10
3.1.1	Miljøeffekter av sprengsteinutfyllinger	10
3.1.2	Aluminium – giftighet for fisk	15
3.1.3	Risiko ved avlusning av fisk i brønnbåt.....	19
3.2	Gjennomgang av hendelsesforløp og foreliggende data	19
3.2.1	Hendelsesforløp – tidsforløp for anleggsarbeid og fiskedød	19
3.2.2	Sprengsteinutfylling og mudring ved NLL og risiko for aluminiumsutlekking, partikkelpåvirkning og giftig nitrogenholdig avrenning.....	20
3.2.3	Andre miljørisikofaktorer ved NLL.....	24
3.2.4	Prøvetaking og dokumentasjon av fisken etter dødeligheten i juni 2021	24
3.3	Befaring på området	26
3.4	Utlekkingsforsøk med steinmasser fra fyllingen ved NLL	28
4	Sammenfattende diskusjon/konklusjon	29
4.1	Kan det ha oppstått giftig aluminium i sjøen ved Blom fiskeoppdrett pga. utfyllingen i Ljøsøysundet?	29
4.2	Tyder fiskedataene på at Ljøsøy N laksen døde av aluminiumsforgiftning?	30
5	Referanser	33

Sammendrag

NIVA har på oppdrag fra Northern Lights' landanlegg (NLL) utført en faglig vurdering av hendelsen der unormalt mye oppdrettslaks døde hos Blom Fiskeoppdrett (BF) etter en ferskvannsbehandling i brønnbåt i juni 2021. Bakgrunnen for oppdraget var en påstand fra BF om årsakssammenheng mellom et utfyllingstiltak av steinmasser i Ljøsysundet (ved NLL) og den aktuelle fiskedøden, fokusert særlig på skadelig aluminium. Basert på gjennomgang av saken og med støtte i relevant faglig litteratur finner NIVA flere svakheter ved påstanden om årsakssammenheng for fiskedøden. For det første viste *in-situ* målinger av turbiditet at nivåene av partikler verken var over den tillatte tiltaksgrensen eller nær de nivåene som kan forårsake skade på fisk. Målingene av gjellealuminium var heller ikke så høye at de kan forklare akutt dødelighet, og slike effekter av aluminium er heller ikke tidligere vist på fisk eksponert for aluminium i fullt sjøvann. Tidligere studier både fra Sør- og Vestlandet har vist at risiko for aluminiumspåslag og fysiologisk skade på laks i sjøvann er minimal når saliniteten overstiger 10-15 promille. På grunn av høy pH og salinitet i sjøvann er konsentrasjonene til giftige, labile aluminiumsforbindelser meget lave. Det er derfor minimalt med giftig aluminium i sjøvann. De forelagte histologiske dataene viste videre at overlevende fisk fra lokaliteten hadde gjeller med minimale patologiske forandringer, som ikke viste noen tegn verken til aluminiums- eller partikkelrelatert skade. Totalt sett vurderer NIVA det som lite sannsynlig at gjelleskadelig aluminium eller skadelige partikler fra NLLs utfyllingstiltak var årsaken til den høye fiskedødeligheten hos BF i juni 2021.

1 Introduksjon

Denne saken omhandler en uenighet mellom Northern Lights' landanlegg (NLL) og Blom Fiskeoppdrett AS (BF) om en høy laksedødelighet i BFs anlegg Ljøsøy N i juni 2021, som BF hevder ble forårsaket av forurensning fra et masseutfyllingstiltak ved NLL.

NLL, som skal bli et storskala-anlegg for permanent CO₂-lagring i havbunn og som er eid av Equinor, Shell og TotalEnergies, utvidet i perioden 2021-22 sin industritomt på i Øygarden kommune (Equinor 2023). Utfyllingstiltaket medførte sprenging og planering på land og mudring og utfylling av sprengsteinmasser i sjøen i Ljøsøysundet og Ljøsøybukta (Figur 1).

NLL bestrider at deres anleggsarbeid kan ha forårsaket fiskedødeligheten i BFs oppdrettsanlegg, og ga NIVA i oppdrag å gjøre en uavhengig faglig vurdering av saken.

NIVA gjorde først en gjennomgang av sakens datagrunnlag og leverte sine innledende vurderinger den 02.07. 2023 (Notat 1), der NIVA i sum konkluderte med støtte til NLLs syn i saken. Målsetningen med den utdypende vurderingen i denne rapporten er å belyse saken ved en grundig gjennomgang av både relevant faglitteratur og selve hendelsesforløpet. I tillegg har NIVA utført egne miljøundersøkelser i forbindelse med en befaring på NLL området samt innhentet en ny, uavhengig ekspertvurdering av de histologiske analysene som ble gjort av Pharmaq Analytiq på overlevende laks fra Ljøsøy N anlegget. NIVA avslutter sin vurdering med en sammenfattende diskusjon av saken generelt og BFs årsaksteori spesielt.



Figur 1. Oversiktsbilder over Northern Lights' landanlegg (NLL) i Øygarden kommune og utfyllingstiltaket i tidlig fase (A) og etter at arbeidet var gjennomført (B). Tiltaket medførte at Ljøsøysundet, som opprinnelig var nesten 1 km langt, nå er for en stor del utfylt. Oppdrettsmerdene til Blom Fiskeoppdrett (Ljøsøy N) ses her lokalisert rett nord av Ljøsøy. På nabetomten til NLL ser man steinknuseverket på Oksneset. (Foto B: Richard Wilson/Equinor ASA).

2 Metode

2.1 Gjennomgang av relevant litteratur

NIVA har gjort en gjennomgang av faglitteraturen, både vitenskapelige artikler (peer-review) og rapporter som omhandler miljøeffekter av sprengsteinutfyllinger, effekter av aluminium på fisk i brakk- og sjøvann samt risiko ved behandling av fisk i brønnbåt.

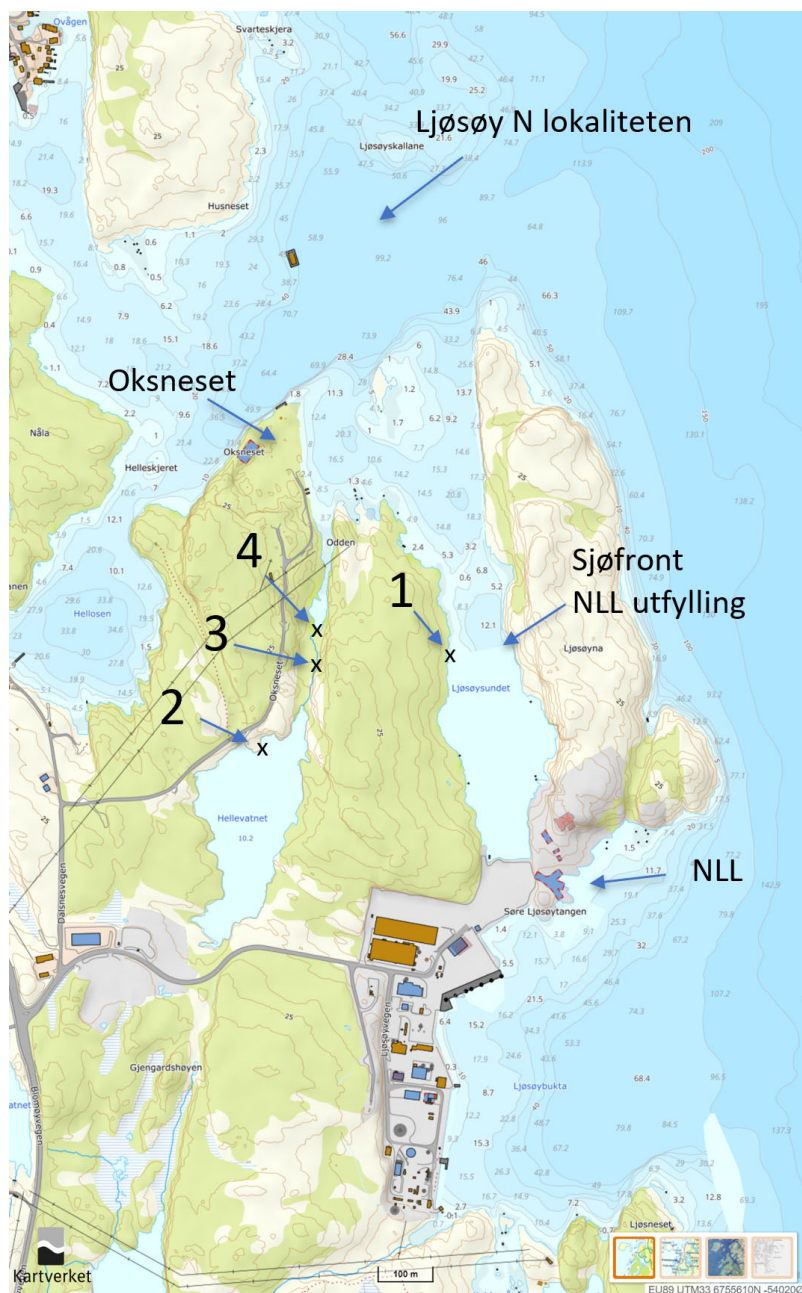
2.2 Gjennomgang av foreliggende data i saken

Med utgangspunkt i det som ble levert i Notat 1 er det gjort en grundigere gjennomgang av hendelsesforløp og data som er framlagt, både knyttet til risikovurderingen i forkant av utfyllingen samt den informasjonen vi har fått forelagt om hendelsesforløpet.

2.3 Befaring, prøvetaking og analyser

NIVA gjennomførte den 7. september 2023 en befaring i området ved NLL, både på utfyllingsområdet ved Ljøsøysundet og ved steinknuseverket ved siden av (Oksneset). I forbindelse med denne befaringen ble det tatt ut vannprøver på 4 stasjoner: 1) Vestre del av steinfyllingen i Ljøsøysundet (sjøvannsprøve), 2) i Hellevatnet, 3) og 4) i utløpsbekken fra Hellevatnet ved steinknuseverket. Lokaliseringen av prøvestasjonene er vist i kartbildet i Figur 2.

Vannprøvene ble analysert hos Eurofins etter akkrediterte metoder for følgende parametere: pH, salinitet, turbiditet, total organisk karbon (TOC) samt total aluminium. I ferskvannsprøvene (2, 3 og 4) ble det i tillegg gjort fraksjonering av aluminium.



Figur 2. Kart over området ved NLL med avmerking (x) av de fire prøvetakingsposisjonene (1-4) der NIVA innhentet vannprøver under befaringen 7. september 2023.

2.4 Utlekkingsforsøk

Ved befaringen den 7. september 2023 ble det tatt en prøve av steinmassen som brukt i utfyllingen i Ljøsefjord. Ved NIVAs laboratorium ble det deretter gjort et forenklet utlekkingsforsøk med denne prøven for å vurdere om denne sprengteinmassen har potensiale for syredannelse og for utlekking av bl.a. aluminium. Den forenklete testen er ikke gjennomført som en standardisert

utlekkingsstest. Hensikten var med dette mer å avklare på en enkel måte om videre behov for mer omfattende standardiserte utlekkingsstester.

Utlekkingsstesten ble utført ved å veie ut lik mengde steinmasse (60 gram) i 3 begerglass som deretter ble fylt med RO (revers osmose) vann (600 ml) slik at steinmasse til vann forholdet tilsvarte 1:10. Begerglassene ble dekket med parafilm og satt på et ristebord i romtemperatur for å imitere naturlige vannbevegelser over steinmassene.

Etter testens start ble det målt pH manuelt med en bærbar WTW pH sensor samtidig med prøvetaking i beerglassene som var hhv. 6 timer, 24 timer og 7 dager etter start. Prøvene til metallanalyse ble innsamlet ved å suge opp homogenisert vann i en 60-ml sprøyte, som deretter ble påført et sprøytefilter med 0,45µm porestørrelse. Sprøytefilteret ble først primet med 10 ml prøve som ble brukt som skyllevann i en syrevasket Nalgene-flaske og deretter kastet. De resterende 50 ml ble filtrert og overført i Nalgene-flaskene. Prøvene ble så sendt til videre analyse. Det ble også samlet opp 100 ml ufiltrert vann i plastflasker som ble analysert for pH.

3 Resultater

3.1 Gjennomgang av relevant litteratur

3.1.1 Miljøeffekter av sprengsteinutfyllinger

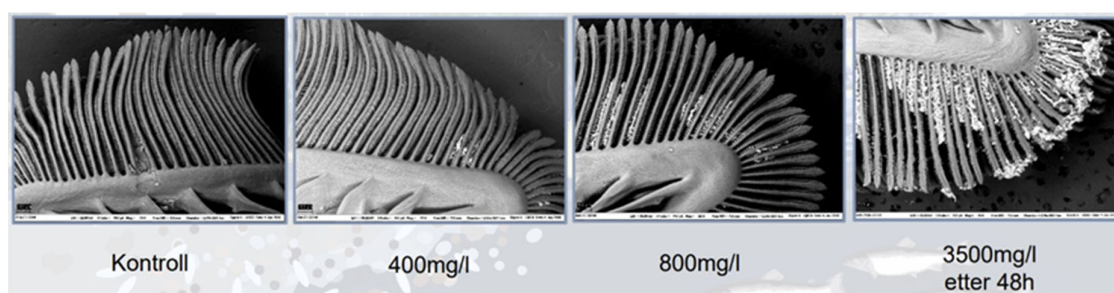
Akvatiske miljøeffekter av sprengsteinutfyllinger, og da særlig i forhold til aluminiumsrelatert forurensning, var tidligere lite påaktet, men bevisstheten rundt temaet har vært økende, og en oversikt over relevant litteratur er synliggjort i Tabell 1. Miljøproblemstillinger av sprengsteinutfyllinger lovreguleres blant annet av forurensningsforskriftens del 6, kap. 22. og gjelder spesielt masser med høyt syredannende potensial, som for eksempel svartkifer, alunskifer og sur (og sulfidholdig) gneis. Sur utlekking/avrenning fra slike syredannende masser kan gi betydelige miljøskader i tilstøtende vannforekomster. Slik kunnskap om effekter gjelder hovedsakelig for ferskvann (og til dels brakkvann), mens svært lite av undersøkelser er gjort for fullt sjøvann. Det siste har sammenheng med at marine resipientssystemer antas å være mindre sårbare for slike tilførsler, pga. sjøvannets høye salinitet, basiske pH-betingelser, bedre kjemiske bufferkapasitet og god fortynningseffekt sammenlignet med ferskvannssystemer. Som beskrevet av Sørensen (1998), og mer nylig oppdatert av Pabst et al. (2015), kan utlekking fra sprengstein forårsake:

- Sur metallholdig avrenning pga. blottlegging og økt reaksjon av sulfidholdige mineraler
- Høy tilførsel av små, miljøskadelige sprengsteinpartikler
- Nitrogenholdig avrenning pga. sprengstoffrester
- Frigjøring av miljøgifter ved oppvirvling av forurenset sediment i utfyllingsområdet

Arealutfyllingen ved NLL besto av grove samfengte sprengsteinmasser av lokalt utspregnt granittisk gneis med lavt (minimalt) sulfidinnhold (Erik Bjertness, Multiconsult, pers. medl.). Et lavt eller minimalt sulfidinnhold betyr vanligvis at massen ikke er syredannende, men muligheten for en sprengsteinmasse til å danne slik avrenning kan likevel ikke utelukkes før spørsmålet er spesifikt undersøkt. Dette er nærmere undersøkt og omtalt i resultatkapitlet (se 3.4).

I syredannende masser vil kontakt med luft og vann gi kjemiske overflatereaksjoner der sulfider i massen omdannes til sulfater og svovelsyre, som gjennom videre overflate-relaterte reaksjoner gir

oppHAV til en sur, metallholdig avrenning. Slik avrenning er giftig for fisk og andre akvatiske organismer primært fordi den inneholder løste, reaktive former av metaller (aluminium, jern) som er gjelleskadelige. Sprengsteinmasser kan også gi utlekking av gjelleskadelige partikler som er små og gjerne skarpkantet, noen ganger til og med nåle-lignende. Gjelleskadelige partikler er ofte i søkelyset i søknader til og tillatelser fra Statsforvalter, og det fins derfor grenseverdier for totalt suspendert stoff (TSS) i avrenning fra sprengstein. Akvatiske miljørisiko av sprengsteinpartikler er imidlertid en kompleks tematikk, og mer kunnskap trengs. Foreløpige resultater fra et igangværende forsøksarbeid ved NIVA der laks eksponeres kontrollert for ulike typer sprengstein (Skogsberg 2022) er vist i Figur 3 og Figur 4. Resultatene tyder på at det skal relativt høye eksponeringsdoser til før laksen (under ferskvannsbetingelser) får betydelig akkumulering av sprengsteinpartikler på gjellene (Figur 3) og før fisken viser økt dødelighet (Figur 4). Denne forskningen er likevel i en tidlig fase og det forventes at slike effekter vil kunne variere betydelig avhengig av både typen partikler og andre miljø- og eksponeringsrelaterte betingelser.



Figur 3. Skanning elektronmikroskop bilde som viser akkumulering av sprengsteinpartikler i gjeller fra laks (i ferskvann) som er eksponert for ulike konsentrasjoner av partikler i 2 døgn. Kilde: (Skogsberg 2022), med tillatelse.

Verket						
0 mg/L	100 mg/L	400 mg/L	800 mg/L	2000 mg/L	3500 mg/L	5000 mg/L
100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% dødlighet <48h	100% dødlighet <24h
Rafoss						
0 mg/L	100 mg/L	400 mg/L	800 mg/L	1400 mg/L	2000 mg/L	2600 mg/L
100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h	100% overlevelse 192h

Figur 4. Overlevelse over lang tid av laks (i ferskvann) ved eksponering for sprengsteinpartikler (<400 µm) fra to forskjellige lokaliteter og i ulike konsentrasjoner. Kilde: (Skogsberg 2022).

I forbindelse med utfylling av sprengsteinmasser i vann er det et krav at mulig oppvirvling og spredning av lokalt forurensede bunnsedimentene blir vurdert, og i norsk sammenheng gjelder dette særlig ved utfyllingstiltak i sjøvann ettersom lokale bunnsedimenter mange steder, særlig nær industriaktiviteter, kan inneholde høye konsentrasjoner av ulike miljøgifter. Ved utfyllingstiltak i sjø kan det noen ganger observeres en kraftig misfarging av sjøvannet i eller nær området der masser blir deponert, dette er gjerne forårsaket av mikroskopiske, kolloidale rustpartikler (kolloidale partikler = partikler mindre enn 1 µm) i sjøvannet, som blir dannet fra oksidasjon av fritt toverdige jern når dette blir mobilisert ved oppvirvling av anoksiske bunnsedimenter.

Tabell 1. Kronologisk oversikt over norske studier som omhandler ulike miljøproblemstillinger og akvatiske miljøeffekter av avrenning fra sprengsteinutfyllinger eller miljøproblematikk for aluminiumholdige tilførsler til ferskvann, brakkvann eller sjøvann. De fleste av disse studiene omtales mer utførlig i rapportteksten.

Referanse	Tittel & Kort om faglig innhold
(Fyllingen, Søiland and Martinussen 1995, Bjercknes et al. 2003)	<i>Algeovervåking i Norge 1994, Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (Salmo salar L.) in Norwegian fjords:</i> Rapport og påfølgende publikasjon som beskriver Al-relatert dødelighet av oppdrettslaks i sterkt ferskvannspåvirkede fjordlokalteter på Vestlandet på nittitallet i forbindelse med spesielt store episodiske tilførsler av surt aluminiumsholdig flomvann.
(Sørensen 1998)	<i>Massedeposering av sprengstein i vann – forurensningsvirkninger:</i> Sammenfatning av tilgjengelig kunnskap om ulike miljøvirkninger av sprengstein i vann og aktuelle avbøtende tiltak.
(Kroglund 2007)	<i>Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder?:</i> Skjebne og effekt av aluminiumsholdige tilførsler til ferskvannspåvirket fjordvann.
(Hindar, Iversen and Håvardstun 2009)	<i>Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-trasé: forsøk med metallutlekkning og karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden:</i> Rapporten omhandler metallutlekkning fra sulfidholdig sprengstein til sjøvann (feltforsøk og laboratorieforsøk) og faren for frigjøring av miljøgifter til fjordvannet ved deponering i sjø. Et sjødeponi vil gi utlekkning av tungmetaller og en sannsynlig økning av metallkonsentrasjonene i fjorden.
(Bækken, Dale and Iversen 2011)	<i>Miljørisikovurdering ved dumping av sprengstein fra vegtunnel i Vangsvatnet ved Voss:</i> Miljørisikovurdering av hvordan dumping av fyllittholdig tunnelmasse kan påvirke den økologiske tilstanden i Vangsvatnet og Vosso og laksestammen i vassdraget.
(Pabst et al. 2015)	<i>Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet:</i> Litteraturstudie av NGI og NIVA om mulige negative effekter på vannmiljø ved bryting av fjell, inkl.: tilførsel av partikler, syre, metaller og radionuklider. Beskriver metodikk og utføring av effektundersøkelser samt mulige avbøtende tiltak.
(Todt, Brekke and Tveranger 2015)	<i>Resipientundersøkelse av Kaldvellfjorden Lillesand kommune, august 2015:</i> Tilførsler og effekter av sur aluminiumsholdig avrenning til Kaldvellfjorden etter etablering av avbøtende tiltak.

(Teien 2016)	<i>Hva skjer med aluminium fra sulfidsteindeponi når avrenningen slippes ut i fjorden:</i> Faglig foredrag om tilstandsformer, akkumulering, giftighet og grenseverdier av aluminium i ferskvann. Beskriver også (det mer begrensede) erfaringsgrunnlaget for brakkvann og sjøvann. Gir en oversikt over undersøkelsene av akkumulering og gift-effekt fra sur metallholdig (svært høye aluminium-konsentrasjoner) avrenning fra sulfidholdige utfyllinger ved Lillesand, og fortynningen som skjer ved innblanding i sjøvann.
(Teien et al. 2017)	<i>Aluminium og spormetaller i Kaldvellfjorden - tilstandsformer og opptak i fisk:</i> Deponering av svovelholdige steinmasser under bygging av ny E18 ved Lillesand medførte tilførsel av sur avrenning med høye nivåer av aluminium og andre spormetaller til Kaldvellfjorden, og bekymring for mulige negative effekter på akvatiske organismer i fjorden. Studien undersøker aluminium og andre spormetaller i Kaldvellfjorden ved saltholdighet ved 15 promille og høyere. Det eksisterer imidlertid episoder med betydelig bidrag av ferskvann og med saltholdighet ned mot 5 promille. Studien konkluderer med at det trengs ytterligere data for å avgjøre om disse tilførslene (særlig i episoder med lav saltholdighet) bidrar til akutte effekter utover området der Stordalsbekken renner ut i Kaldvellfjorden.
(Nye veier and Cowi AS 2021)	<i>Fagrapport potensielle sulfidførende bergarter: E18 Tvedestrand – Bamble. Detaljreguleringsplan:</i> Rapport som omhandler syredannelsespotensial og akvatisk miljørisiko for deponerte sprengstein ut fra innhold av sulfidminerale, forvitningsgrad, mineralsammensetning, tekstur, kornstørrelse, bufferkapasitet og anvendt utsprenningsmetode
(Lillesandveilederen 2021)	<i>Retningslinjer for tiltak i områder med syredannende gneis:</i> Retningslinjene laget med formål om å: Hindre skade og ulemper som følge av forurensning fra utsprenning eller annen håndtering av syredannende gneis. Skape samordning mellom myndigheter og gjøre planprosesser i områder med syredannende gneis mer effektive og forutsigbare. Bidra til at vannforekomster i områder med syredannende gneis oppnår og opprettholder god kjemisk og økologisk tilstand.
(Roseth et al. 2022)	<i>Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing: Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder:</i> Kunnskapsoversikt og vurdering av avrenning, økologiske effekter og avbøtende tiltak for nitrogenholdig forurensning (nitrat og ammonium) fra rester av sprengstoff i deponert sprengstein til vassdrag.

3.1.1.1 Miljøeffekter av sur aluminiumholdig avrenning fra sulfidholdig gneis – erfaringer fra Kaldvellfjorden, Agder

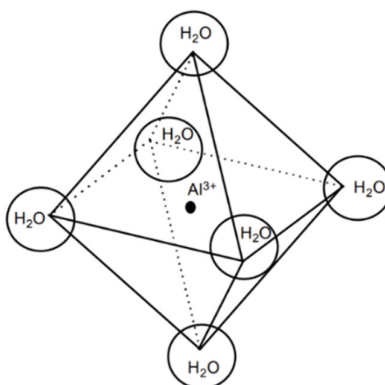
Sur, aluminiumsholdig avrenning fra deponerte sprengsteinmasser av sulfidgneis i områder ved Lillesand og Grimstad har lenge vært kjent som et miljøproblem (Nye veier and Cowi AS). Spesielt etter byggingen av ny E18 trasé ved Lillesand (ferdigstilt i 2009) har det blitt dokumentert alvorlige miljøeffekter av sur metallholdig avrenning i ulike tilstøtende vannforekomster (ferskvann og til dels også i ferskvannspåvirkede sjøvannsføremster) (Hindar 2011, Johnsen, Eilertsen and Haugsøen 2013, Hindar and Nordstrom 2015, Todt, Brekke and Tveranger 2015, Teien 2016, Teien et al. 2017). Sjøvannsdelen av disse undersøkelsene er særlig gjort i Kaldvellfjorden, som er en liten ferskvannspåvirket fjordvannsføremst rett utenfor Lillesand. Her har skjebne og effekt av sur avrenning fra sulfidholdig syredannende gneis blitt studert under forskjellige salinitetsforhold. Kaldvellfjorden mottar ferskvann fra Stordalsbekken og andre lokale tilførsler noe som gjør at overflatevannet ofte får en saltholdighet ned mot 15 ‰, og i sterke i flomperioder helt ned i 5 ‰. Til sammenligning er sjøvannsføremsten ved NLL ifølge Vann-nett databasen en euhalin (> 30 ‰) sjøvannsføremst som er svært lite påvirket av ferskvannstilførsler. Av andre forskjeller mellom NLL sjøresipienten og Kaldvellfjorden bør det nevnes at sistnevnte har bunnvann med lavt oksygeninnhold. Undersøkelsene i Kaldvellfjorden viser at det forekommer skadeeffekter på fisk, men at disse avtar med økende saltholdighet. Spesielt i flom-perioder i Kaldvellfjorden kan tilførslene gi lav pH og saltholdighet og høye konsentrasjoner av bioreaktive, gjellegiftige metallforbindelser (inkludert labilt aluminium) i overflatevannet. Til sammenligning har normalt sjøvann/kystvann et saltinnhold i underkant av 35 ‰ og pH 8,1-8,2 som typiske verdier, og dessuten er normalt saltholdig sjøvann meget godt bufret. Under slike full-salinitets-betingelser er konsentrasjonen av løst (og partikulært) aluminium generelt lav, likeså som andre spormetaller. Typisk konsentrasjon for total aluminium i full-salinitets-kystvann er 1,3–7,5 µg/L, mens oseanisk overflatevann ligger enda lavere, typisk 0,5 µg/L (Hydes 1977). Total aluminium-konsentrasjonen i ferskvannsføremster er betydelig høyere. Miljødirektoratet har nylig rapportert total aluminium-konsentrasjoner fra 78 norske innsjøer¹, der høyeste gjennomsnittsnivå er på sørlige Østlandet (155 µg/L), og nivået på Sørlandet ligger på 91 µg/L i de østlige deler og 67 µg/L i de vestlige deler, mens gjennomsnittet for hele landet er 67 µg/L. Studier fra ferskvannspåvirkede fjorder viser at konsentrasjonen av aluminium (og andre metaller) avtar med økende saltholdighet både som resultatet av fortykning, men også som følge av at økende sjøvannsbetingelser gir en økende polymerisering av lavmolekylære aluminium-tilstandsformer til større polymere/kolloidale former som har liten evne til å reagere med fiskegjeller. Videre aggregering av slike tilstandsformer danner større aluminiumholdige partikler som får økt tendens til å synke ut av vannsøylen (Teien et al. 2017). Forsøk med utplassert fisk i den sterkt ferskvannspåvirkede Kaldvellfjorden viste at aluminiumskonsentrasjonen i vannet ved munningen av Stordalsbekken var akutt giftig for fisk, også kort tid etter fortykning (<30 minutter) med sjøvann til 25 promille saltholdighet, men at konsentrasjonen raskt avtok ned mot bakgrunnsnivået lengre ute i fjorden der saltholdigheten var høyere (Teien et al. 2017).

¹ [Årsrapport vannkjemiske effekter 2021 - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://www.miljodirektoratet.no/rapporter/arsrapport-vannkjemiske-effekter-2021)

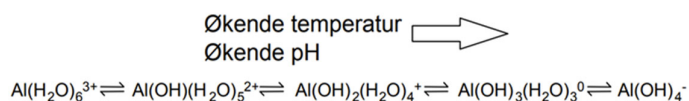
3.1.2 Aluminium – giftighet for fisk

3.1.2.1 Generelt om aluminium, tilstandsformer og giftighet

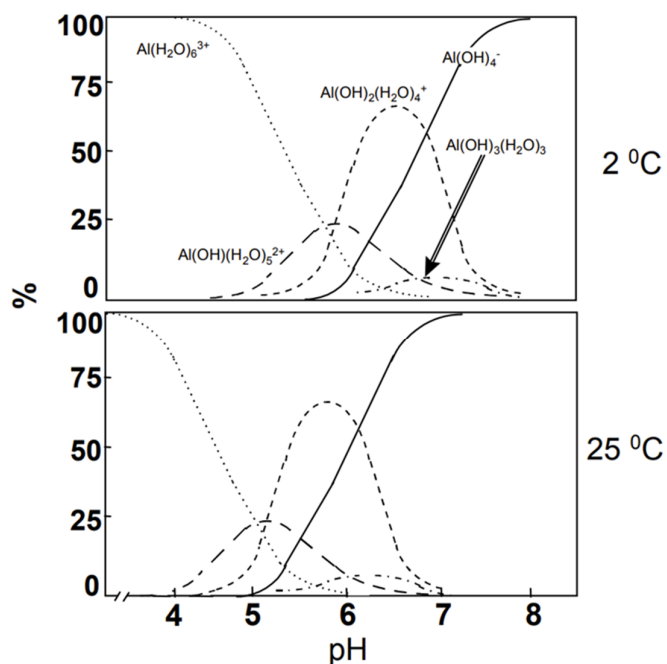
Aluminium (Al) er det tredje vanligste elementet i jordskorpen (8,2%), etter oksygen og silisium, og forekommer som aluminiumoksid (Al_2O_3), aluminiumhydroksid $\text{Al}(\text{OH})_3$, og aluminiumsilikat (Al_2SiO_5) og mange andre forbindelser. Aluminium er en sentral bestanddel i feltspat-mineraler, aluminiumsilikate bergarter (som for eksempel gneis) og i leirmineraler. Til tross for sin vanlige forekomst i naturen er aluminium uten noen kjent biologisk funksjon. Aluminium er altså et ikke-essensielt metall. Konsentrasjonen av løst uorganisk aluminium i ferskvann er vanligvis lav, men den øker med økende surhet. Forvitring (i form av sprenging av berggrunn), sur nedbør, forsuring av jordsmonn og avrenning fra sulfidholdige bergmasser er prosesser som kan gi høy konsentrasjon av uorganisk aluminium i ferskvann. Aluminium har en kompleks løselighetskjemi i vann og opptrer i mange ioniske tilstandsformer (Al specier), som organisk bundet til løst organisk humus materiale, og også i kolloide/lavmolekylære partikulære tilstandsformer, se Hytterød et al. (2003) for en oversiktlig beskrivelse. Visse tilstandsformer av aluminiumhydroksider er akutt giftige for fisk primært ved at de kan polymerisere og danne utfelling på fiskens gjeller (såkalt labilt monomert/lavmolekylært gjelleaktivt aluminium). pH-betingelsene i vannet bestemmer hvilke Al-hydroksidform som dominerer (Figur 5, 6 og 7). De gjellereaktive tilstandsformene av aluminium, særlig monomere en- og to-verdige aluminiumhydroksid kationer med lav molekylmasse (LMM), kan føre til utfelling av et (polymerisert) aluminiumhydroksid $\text{Al}(\text{OH})_3$ belegg på fiskens gjelleoverflate, noe som svekker og i verste fall ødelegger gjellenes funksjon. Total aluminium-konsentrasjonen i ferskvann, og den relative mengdefordelingen av ulike Al-former som er til stede/dominerende, bestemmes på en kompleks måte av vannets surhet (pH), temperatur, salinitet, og organisk (humus) innhold. Ved svært sure betingelser, eksempelvis under pH 4,0, vil løst aluminium foreligge som treverdige hydratiserte kationer av Al^{3+} , dvs. $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ (oktahedrisk heksahydrat) (Figur 5) som er gjelleskadelig, selv om den ikke polymeriserer og feller ut så lett. Økt pH og/eller temperatur gjør at vannmolekylene som omgir aluminiumionet deprotoneres slik at det dannes ulike aluminiumhydroksider (Hem and Roberson 1967, Lydersen 1990) (Figur 6, Figur 7). Ved medium surhet (pH 5-6) dominerer de mest bio-reaktive/toksiske enverdige og toverdige aluminium-hydroksid ionene $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ og $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ (da typisk som hydratiserte former $[\text{Al}(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})_4]^+$ og $[\text{Al}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5]^{2+}$). Det er disse formene som har størst tendens til å felle ut som $\text{Al}(\text{OH})_3$ på fiskegjeller. I sjøvann, der pH betingelsene er mildt basiske, typisk pH 8-8,2, vil løst aluminium i dominerende grad foreligge som enverdige negative aluminathydroksid ioner $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (Figur 7) (i hydratisert form $[\text{Al}(\text{OH})_4(\text{H}_2\text{O})_2]^-$), som antas å ha lav giftighet for fisk (Poléo and Hytterød 2003). Ulike typer aluminiumholdige partikler (små mineralogiske partikler, Al-polymerer og Al-holdig organisk materiale) er i utgangspunktet lite eller ikke gjellereaktive, men forskning indikerer at slike aluminiumformer kan fungere som reservoarer for mobilisering av giftige tilstandsformer under gitte betingelser, eksempelvis i estuarier/brakkvann som er sterkt påvirket av sur avrenning (Teien, Standing and Salbu 2006). Undersøkelser viser at mobilisering av gjellereaktivt aluminium i brakkvann er størst i salinitetsvinduet 3-10 ‰, og avtar deretter både med tid og økende saltholdighet (Kroglund 2007). I sjøvann med normal salinitet vil kolloidale og finpartikulære aluminiumholdige materialer ha tendens til å klumpe seg sammen (fnokking, aggregering) og danne større partikler som synker ut av vannsøylen som følge av økt masse.



Figur 5. Skjematisk fremstilling av hydratisert Al^{3+} -ion, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, oktahedrisk heksahydrat, etter Hem og Roberson (1967).



Figur 6. Aluminiumhydrolyse i rent vann. Den kjemiske likevekten forskyves til høyre ved økende vanntemperatur og pH. Kilder: Lydersen (1990), Poléo (1995), og Hytterød et al. (2003).



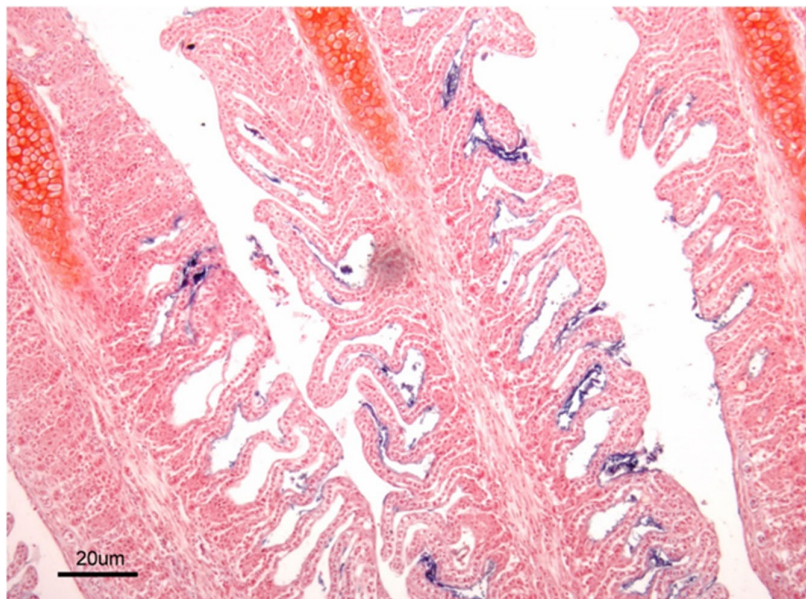
Figur 7. Relativ fordeling av løste hydrolyserte monomere aluminium-specier i rent vann i pH-området 4,0 til 8,0, ved 2°C (øverst) og 25°C (nederst). Kilder: Lydersen (1990), Poléo (1995), og Hytterød et al. (2003).

3.1.2.2 Gjellepåslag av aluminium

Aluminiumsrelatert effekt på fiskegjeller diagnostiseres vanligvis ved hjelp av kjemiske analyser av total aluminiumskonsentrasjon og mikroskopi-basert histopatologisk analyse av gjellene (Figur 8) (som oftest måles begge deler). Laks regnes generelt som en svært sensitiv fiskeart for bioreaktiv/gjelleaktivt aluminium i forsurede vannforekomster, og omfattende fiskedød kan forekomme i ferskvannsforekomster (og brakkvannsforekomster) som mottar tilførsler av sur metallholdig avrenning (Poléo 1995, Poléo et al. 1997, Poléo and Bjerkely 2000). Utfellingen av aluminium på laksegjeller er en kompleks prosess som beskrives på en oversiktlig måte av Hytterød et al. (2003). Utfellingen starter ved at positivt ladede Al-hydroksid ioner (monomere, dimere og enkle polymere former) binder seg til mildt negativt ladde posisjoner på gjelleoverflaten. Disse tilbindingene fungerer deretter som startpunkter for en videre rask polymeriserings-reaksjon som fører til aluminium utfellingen som deretter fører til en økt slimsekresjon i gjellene, fysisk tilstopping av mellomrommene mellom gjellelamellene, reduksjon av effektiv respiratoriske overflate og etter hvert til en akutt hypoksi, som dreper fisken (Poléo 1995, Hytterød, Schjolden and Poléo 2003).

Det foreligger mye kunnskap om utfellinger og effektene av aluminium på laks i ferskvann og på prosessen der lakseyngel (parr) tilpasser seg livet i saltvann (smoltifisering), men det finnes langt mindre kunnskap om effektene av aluminium på ferdig smoltifisert laks (postsmolt) og på eldre livsstadier av laks i fullt sjøvann. Med tanke på hvordan en tolker målte nivåer av gjellealuminium skriver Rosseland i sitt notat at dødelighet i ferskvann kan oppstå fra ca. 300 µg/g gjelle Al, mens nivåer av gjelle aluminium fra 30 µg/g gjellealuminium kan forårsake dødelighet i sjøvann. Det er imidlertid viktig å ha klart for seg at studiene det refereres til mhp. dødelighet i sjøvann så er de ikke knyttet til at selve eksponeringen for aluminium skjedde i sjøvann. De eksperimentelle forsøkene dette baserer seg på er knyttet til at eksponeringen skjedde i fersk- eller brakkvann, og der fisken deretter ble satt i fullt sjøvann (f.eks. i en sjøvannstest).

Imidlertid, vil det forventes at subletale effekter på ioneregulering og Na-K-ATPase (NKA) enzymesystemet i gjellene oppstår ved betydelig lavere gjellealuminiumkonsentrasjoner enn det som gir økt tendens til dødelighet. Også andre samvirkende faktorer (særlig eksponeringstid, samvirke med andre stressorer og hvorvidt fisken etterpå kommer i god vannkvalitet) kan ha betydning for graden av økt dødelighet.



Figur 8. Prøve av laks med tydelig utfelling av aluminium på gjellene. Aluminiumsutfellingen er i denne prøven blitt blå-farget ved hjelp av Solochrome azurine farging (kilde: Even Thoen, PatoGen AS).

3.1.2.3 Dødelighet av oppdrettslaks i brakkvann pga. aluminium i sure tilførsler – erfaringer fra Vestlandet 1994-98

På 1980-tallet ble det rapportert om en uforklarlig laksedød fra fjordene omkring Osterøy (Bjerknes 1985). En særlig stor akutt dødelighet av oppdrettslaks i Osterfjorden og Masfjorden i Hordaland, og Dalsfjorden i Sogn og Fjordane oppstod under vårfloppen i 1994, da det bare i Osterfjorden døde ca. 140 tonn oppdrettsfisk (Fyllingen, Søiland and Martinussen 1995). Oppblomstring av giftalger ble først mistenkt å være årsaken, men nærmere undersøkelser skulle vise at laksen mest sannsynlig døde av kraftig aluminiumsutfelling på gjellene, noe som ble knyttet til spesielt store tilførsler av surt aluminiumholdig elvevann til de sterkt ferskvannspåvirkede fjordlokalitetene (Fyllingen, Søiland and Martinussen 1995). For å bedre forstå sammenhengen mellom tilførsler av aluminium i surt elvevann og risikoen for dødelighet av oppdrettslaks ved denne typen brakkvanns-fjordlokaliteter ble det i 1997-98 utført oppfølgende feltundersøkelser i det samme området (Bjerknes et al. 2003). Disse studiene dokumenterte at spesielt sterke flomepisoder (i mars -april 1997) resulterte i en kraftig økning av både gjellealuminium og dødelighet hos laksen, og da særlig for de individene som overveiende oppholdt seg i overflatevannet (0-3 m, saltholdighet < 10 ‰), mens laksen som overveiende holdt seg dypere i sjøen (>3 m, der saltholdigheten var >20 ‰) viste relativt lave gjellealuminiumkonsentrasjoner og ingen økt dødelighet. Analyser av overlevende individer av «overflate-laks» kategorien i mars 1997 viste svært høye gjellealuminiumnivåer, nærmere bestemt på nesten 600 µg Al/g gjelle tørrvekt i gjennomsnitt, samtidig som individer som hadde oppholdt seg dypere i vannet viste gjellealuminium på 16 µg Al/g gjelle tørrvekt i gjennomsnitt. I perioder med relativt lav ferskvannstilførsel lå gjellealuminiumkonsentrasjonen for laksen i dette anlegget på 4-5 µg Al/g gjelle tørrvekt (i gjennomsnitt) (Bjerknes et al. 2003). Studien viste dessuten at under særlig sterke (og sure) flomepisoder hadde overflatevannet total aluminium-konsentrasjoner over 70 µg

Al/L (i gjennomsnitt), mens vannprøver tatt samtidig fra 3 og 6 meters dyp lå på henholdsvis 45 og 25 µg Al/L (i gjennomsnitt). Studien inneholder også viktige data om hvordan konsentrasjonen av ulike aluminium-former (total Al, gjellereaktivt Al, kolloidalt/partikulært Al) varierer med varierende saltholdighet og pH betingelser, fra det sure elvevannet via overflatevannet og nedover i vannsøylen.

3.1.3 Risiko ved avlusning av fisk i brønnbåt

Alle typer avlusning av oppdrettslaks innebærer en fysisk belastning for fisken. Fisken skal derfor ha normalt god helsetilstand før den gjennomgår slik behandling. Ferskvannsbad av oppdrettslaks utgjør en type ikke-medikamentell avlusningsbehandling som innebærer at laksen flyttes over til ferskvann (vanligvis ved at fisken pumpes over i en brønnbåt parkert tett inn mot laksemerden) for et visst antall timer (vanligvis 4-8 timer), før den tilbakeføres til sjøvann (Holan et al. 2017). Ifølge næringens egne erfaringer gir metoden en markert reduksjon (86 % i gjennomsnitt) av alle stadier av lakselus (både vanlig lakselus *Lepeophtheirus salmonis* og skottelus *Caligus elongatus*), da som et resultat av kombinert mekanisk håndtering og eksponering til ferskvann (info: FHF – Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering). En rekke forhold/faktorer knyttet til fiskens helsetilstand og metodens tekniske gjennomføring (f.eks. grad av håndteringsstress, vannkvalitet på ferskvannet, etc.) kan medføre uønsket høy dødelighet under og etter behandlingen. Generelt tåles slikt stress dårligst av svekket fisk, og for eksempel har det vært erfart høy dødelighet hos fisk som er syk eller har underliggende sykdommer før avlusning (Holan et al. 2017).

De fleste lusebehandlinger foregår relativt problemfritt, men hos NIVA har vi fulgt opp en rekke hendelser med forøket dødelighet etter denne typen behandling. Basert på dette, samt erfaringer fra en rekke næringsaktører har FHF startet opp to store prosjekter for å bidra til å løse disse utfordringene. I NIVAs søknad som dannet grunnlaget for et av disse prosjektene som nå pågår («Ny brønnbåtkunnskap») er det pekt på flere mulige årsaker til dødelighet og dårlig fiskevelferd etter behandling; kvalitet på vannet som tas om bord (bl.a. organisk materiale, metaller, H₂S, lagringslengde), transport/behandling av svekket fisk (helseattest, fiske-CV, fiskestørrelse/-stadium), høy fiskebiomasse/tetthet, utstyr i brønnbåten som lekker metaller (sink og kobber) eller påvirker vannet i ugunstig retning (total gasstrykk TGP o.l.), lav eller ingen vannutskifting og gjenbruk av behandlingsvann (akkumulering av metaller, organisk materiale, nitrogenforbindelser og mikrober), transport- og behandlinglengde, mangelfulle rutiner/kontroll/overvåking (bl.a. rester av desinfisering/vask, forhøyede CO₂ nivå/lav pH, høy oksygenmetning) eller en kombinasjon av disse.

3.2 Gjennomgang av hendelsesforløp og foreliggende data

3.2.1 Hendelsesforløp – tidsforløp for anleggsarbeid og fiskedød

Utfylling i Ljøsysundet pågikk periodevis i ett år fra 1. feb. 2021 til 31. jan 2022. Innenfor tiltaksperioden var det stor ukentlig variasjon i hvor mye masse som ble fylt ut. De to siste ukene forut for avlusningen som ga høy dødelighet av BF laks (denne avlusningen ble utført 5.-6. juni) var det ingen utfyllingsaktivitet i Ljøsysundet. Utfyllingsarbeidet ved NLL ble utført i henhold til godkjent konsekvensvurdering og tiltakssøknad. Avbøtende tiltak mot spredning av partikler (siltgardin) var i bruk under utfyllingsarbeidet. Visse avvik for denne siltgardinen er beskrevet i sluttrapporten fra Equinor (2023). Det ble gjort spredningsvurdering før anleggsperioden og overvåking av partikler i sjøen under utfyllingsarbeidet (Multiconsult 2020a, Multiconsult 2020b, Multiconsult 2021).

I nærområdet ved NLL er det lokalisert to akvakulturanlegg. Lakseoppdrettsanlegget Ljøsys N (eid av BF), består av syv laksemerder som er lokalisert rett nord for Ljøsys, om lag 1 km i luftlinje fra NLL (Figur 1), mens det andre er MOWIs landbaserte anlegg for leppefisk på Ljøsysnes, som har vanninntak

fra Ljøsøybukta. Innenfor perioden 5.-9. juni 2021 ble Ljøsøy N laksen avlusert med ferskvann i brønnbåt (STIM 2021). Relativt umiddelbart etter behandlingen, da laksen var blitt tilbakeført til merdene, oppstod det en høy dødelighet. Tilstanden for laksen i Ljøsøy N anlegget var blitt kontrollert den 21.05.21 (rapport-ID: 7844) og ble da funnet å være normal, utover at lakselus-verdiene var høyere enn den rådende tiltaksgrensen. Laksen hadde nylig gjennomgått behandling med Slice (emamectin benzoat) for å hindre lusepåslag (STIM 2021), men resultatet var ikke vellykket. Mattilsynet krevde derfor avlusning (Mattilsynet 2021). Den ble besluttet utført i form av ferskvannsbad (i brønnbåten Hordagut) og behandlingen ble igangsatt 5. juni (STIM 2021). Etter at den ferdigbehandlede laksen ble tilbakeført til merdene ble det ved kontroll påvist en unormalt høy dødelighet (første gang notert 7. juni), som deretter økte ytterligere de påfølgende dagene. BF har beregnet at hendelsen totalt medførte et tap på ca. 200 tonn laks. Det ble tatt prøver av laks (som fortsatt var i live) og analyser av prøvene ble utført av fiskehelseeksperter og PHARMAQ Analytiq (2021), mens NIVA gjorde kvantitative analyser av gjellemetall (NIVA 2021). Analysene ga ingen sikker avklaring på årsaken til dødeligheten. Men BF hevder imidlertid at analysene indikerte at laksen var skadelig påvirket av aluminium, og at dette måtte skyldes forurensning som stammet fra utfyllingsarbeidet ved NLL.

Utfyllingsarbeidet i Ljøsøysundet fortsatte i normalt tempo resten av 2021. I henhold til informasjon fra Equinor, gjennomgikk laks i Ljøsøy N anlegget flere avlusinger med samme ferskvannsbad-metode som ble brukt 5.-6. juni, men uten at noen unormalt høy dødelighet er blitt rapportert.

3.2.2 Sprengsteinutfylling og mudring ved NLL og risiko for aluminiumsutlekking, partikkelpåvirkning og giftig nitrogenholdig avrenning

Sprengsteinen i utfyllingen ved NLL ble opplyst å være en granittisk/monzonittisk gneis med innhold av feltspat, glimmer, amfibol og kvarts og stedvis med epidot og zoisitt, og der innholdet av sulfider er minimalt (Erik Bjertness, Multiconsult, pers. medl.). Dette passer med informasjonen fra Norsk berggrunnskart (NGU) som opplyser at hovedbergarten i Øygardskomplekset er migmatittisk gneis (tonalittisk til granodiorittisk). I henhold til klassifisering og aktsomhet-tabellene i Pabst et al. (2015) vil denne bergartens mineralsammensetning tilsi at *skarpe partikler fra sprengt materiale* er faktoren som skal vises «høy aktsomhet», da spesielt ut fra innholdet av amfibol og kvarts, mens syredannelse, metallutlekking og radionukleider er angitt å utgjøre «veldig lav eller ingen fare». At miljørisikovurderingen ved NLL satte søkelyset primært på utlekking av partikler som den komponenten som kunne ha betydning for sjømiljøet i området, mens andre komponenter (metaller, sprengstoffrester, etc.) ble vurdert som mindre relevante eller ubetydelige i forhold til miljørisiko (Multiconsult 2020b) fremstår derfor som en adekvat beslutning etter NIVAs skjønn. Den konkrete massens egenskaper med tanke på utlekking vil kunne dokumenteres ved hjelp av utlekkingstester, og NIVA tok initiativ til å utføre noen innledende tester med masse som ble tatt fra NLLs utfylling under befaringen i området (se senere kapittel). Tilførsler av mye finpartikulært materiale til en sjøvannsføremst vil typisk kunne ses ved vannet blir uklart/blakket, noe som skyldes høy partikkeltetthet i vannet. Slik blakking ses tydelig på innsiden av siltgardinen under utfyllingsarbeidet ved NLL (Figur 1 A), og er også blitt dokumentert av BFs dronefilming i området. Mest sannsynlig ble denne blakkingen forårsaket av en kombinasjon av partikler fra massen og partikler fra sedimentoppvirvling i Ljøsøysundet under aktiv utfylling av steinmassene i sundet. NIVA har ikke faktagrunnlag til å avgjøre hvilke av disse to årsakene som bidro mest til den observerte blakkingen i Ljøsøysundet, men rent generelt vil NIVA anta at oppvirvling av bunnsediment bidro mest, dette blant annet fordi den tilførte sprengsteinmassen var relativt grovkornet. En viss utlekking til sjøen fra de ferdig deponerte massene kan tenkes å skje også etter at det aktive arbeidet var fullført, dette

som følge av at tidevannsforskjellen på 0,5 – 1 m (ifølge Vann-nett databasen) vil føre sjøvann inn og ut av de massene som ligger deponert nærmest sjøen, og slik bidra til en utvaskende effekt fra disse. Dessuten vil også lokal ferskvannsavrenning fra nedbør som faller over deponiområdet også kunne bidra til det samme. Hvorvidt dette kan tenkes å ha miljømessig betydning for vannkvaliteten i sjøen i området ved NLL utfyllingen diskuteres mer under.

3.2.2.1 Aluminiumsutlekking

Som nevnt over, ble utlekking av aluminium (eller andre metaller) fra sprengsteinmassen ved NLL i forkant *ikke* vurdert å utgjøre noen vesentlig risiko, og derfor ble ikke denne problemstillingen fulgt opp i forbindelse med modellering og overvåkings-studiene som ble gjennomført for utfyllingstiltaket (Multiconsult, 2020 #19214; Multiconsult, 2020 #19216; Multiconsult, 2021 #19217). Diskusjonen mellom partene om mulig aluminiumskonsentrasjon i sjøen under utfyllingen bygger på et svært lite og usystematisk sett av vannprøver fra Mowi's anlegg for rensefisk (prøver av ferskvann prosessert fra et grunt sjøvannsinntak og enkeltprøver av sjøvann fra to dype sjøvannsinntak, fra 83 og 128 meter dyp, begge fra Ljøsybukta). Dataene fra disse prøvene tolkes av Equinor (2023) til at aluminiumskonsentrasjonen var innenfor normalverdier, mens det i motsvar fra BF og STIM vises til de samme data som bevis for at aluminiumskonsentrasjon var forhøyet i anleggsperioden. Gitt at det ikke foreligger andre data enn de som NIVA hittil har sett, så er det vår vurdering er dette datagrunnlaget er for utilstrekkelig til at man kan dra sikre slutninger enten den ene eller andre veien. I motsatt fall, dersom det skulle foreligge relevant informasjon som NIVA ikke har fått forelagt, så vil det kreves en mer detaljert gjennomgang av disse resultatene, også sett i forhold til tidspunktene for mudring og utfylling i Ljøsybukta der Mowi har sine vanninntak. For å bedre vurderingen av aluminiums-relaterte problemstillinger i denne saken har NIVA foreslått at det blir foretatt utlekkingsforsøk med prøver av massen fra NLL utfyllingen, ettersom slik dokumentasjon vil kunne være oppklarende for spørsmålet om mulig aluminiumsutlekking (se beskrivelse av slike utlekkingsforsøk senere i rapporten).

Andre tidligere undersøkelser der gneis-sprengstein har fungert som kilde til sur, aluminiumholdig og miljøskadelig avrenning gjelder i første rekke sur sulfidholdig gneis, som for eksempel de sulfidholdige gneismassene som ble utsprengt og deponert i forbindelse med de tidligere omtalte veianleggene på Sørlandet (Hindar, Iversen and Håvardstun 2009, Johnsen, Eilertsen and Haugsøen 2013, Todt, Brekke and Tveranger 2015, Teien et al. 2017). Men det at en konkret gneistype har lavt sulfidinnhold er imidlertid, ut fra beskrivelsene i Lillesandveilederen (2021), ingen garanti for fravær av syredannende potensial. NIVA er ikke kjent med om utfyllingsmassen ved NLL ble grundig undersøkt for mulig syredannende potensial før utfyllingsarbeidet ble igangsatt, men slik informasjon ville åpenbart vært relevant for denne faglige vurderingen. NIVA foreslo derfor til oppdragsgiver at det ble gjort avgrensede undersøkelser ved NLL-utfyllingen med sikte på å frembringe kunnskap om massens utlekkingssegenskaper (se kapittel 3.43.4).

3.2.2.2 Spredning av partikler

I forkant av sprengning og mudringsarbeidet ble det utført en modellstudie av Multiconsult (2020a). Ved bruk av den hydrodynamiske modellen Mike3-FM som er utviklet av DHI, ble det kartlagt hvorvidt partikler fra aktivitetene kunne spres til det sjøbaserte oppdrettsanlegget nord for Ljøsyundet og/eller til MOWI's inntaksrør i Ljøsybukta. Modellen som er brukt i denne studien bruker et såkalt ustrukturert modellgitter slik at den kan oppløse den komplekse kystlinjen i området ved å øke modelloppløsningen lokalt i området. Mike3-FM er et mye brukt og anerkjent verktøy til denne typen oppgaver. For modellstudien er Mike3 koblet til Havforskningsinstituttets Nordfjords160-modell, slik at Mike3 drives av Nordfjords160 på modellrendene. Partikkelspredning

gjøres med Mud Transport (MT) modulen til MIKE som kjøres frakoblet fra den hydrodynamiske modellen (offline). Det er vist i rapporten at både MIKE3 og Nordfjords160 representerer strømmen i området på en tilfredsstillende måte gjennom sammenligning med strømmålinger. Det er noen ulikheter i retningsfordeling av strømmen mellom modell og måling, særlig ved målepunktet ved Oksneset, men siden modellperiode og måleperiode ikke overlapper ved dette punktet er det vanskelig å si om dette skyldes feil i modellen. Hastighetsfordelingen i modellen samsvarer relativt godt med målingene ved Naturgassparken, der modell- og måleperiode overlapper. Utfra rapporten og resultatene er det god grunn til å tro at modellsimuleringene gir en representativ kartlegging av partikkelspredningen. Modellsimuleringene er imidlertid utført for en kortere periode (2 uker), noe som kan påvirke modellusikkerheten. Ideelt sett burde simuleringene blitt utført over en lengre periode, men det er vanskelig å si om dette ville gitt betydelige endringer i resultatene. Under utfyllingsarbeidet var siltgardin installert for å begrense partikkelspredningen, noe som er hensyntatt i modellstudiet, og den spredningsbegrensende funksjonen til gardinen er også tydelig på bilde A i Figur 1. Underveis i utfyllingsarbeidet ble imidlertid funksjonen til gardinen tidvis påvirket av ulike uønskede hendelser (Equinor 2023, kap. 6). Planlagte åpningstidspunkter av siltgardin er hensyntatt i modelleringen, men uønskede hendelser kunne ikke hensyntas i modellen. Det kan her anmerkes at slike avvik øker usikkerheten om hvor representative modellresultatene er for de faktiske forholdene som oppsto. Resultatene fra modellstudien viste en gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon på $3,0 \times 10^{-4} \text{ kg/m}^3$ og en maksimal partikkelkonsentrasjon på $2,7 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ ved anlegget Ljøsøy N. Perioder med konsentrasjoner over $1,0 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ varierte mellom 15 minutter og 1,5 timer. I modellen var det så å si utelukkende partikler med diameter $< 0,063 \text{ mm}$ som var i stand til å nå frem til oppdrettsanlegget. Konklusjonen i modellarbeidet er at konsentrasjonene ville ligge under grenseverdier funnet i litteraturen ($8 \times 10^{-3} - 25 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$).

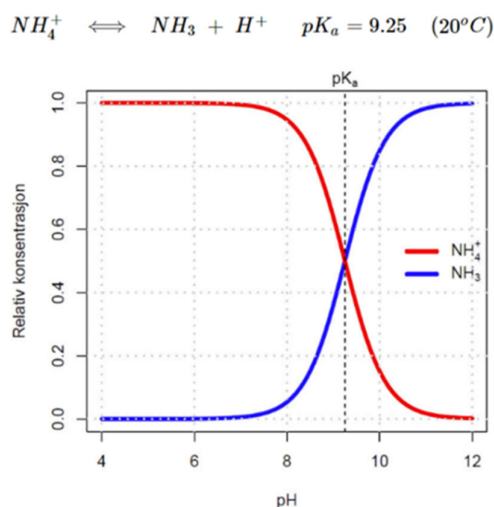
Hovedfunnet fra partikkelspredningsovervåkingen, basert på målinger av Formazin Nephelometric Unit (FNU) turbiditet, var at partikkelverdiene utenfor siltgardinene gjennom hele anleggsperioden lå under tiltaksgrensene. Tiltaksgrensene var satt til bakgrunnsnivå + 5 FNU ved MOWI sine inntaksledninger i Ljøsøybukta og til bakgrunnsnivå + 8 FNU ved Blom Fiskeoppdrett sine fiskemerder nord for Ljøsøysundet, mens bakgrunnsnivået begge steder ble satt til 0 FNU (Equinor 2023).

Partikkelforurensning fra sprengstein er generelt ansett som en risiko av betydning, da små, skarpkantede partikler fra utspregningen er skadelige for vannlevende, gjellepustende organismer, mens naturlig eroderte partikler har typisk avrundede kanter (Forsman et al. 2023). Spesielt skadelige nålformede partikler kan oppstå ved utspregning av relativt myke bergarter, mens harde bergarter kan forventes å gi mer kubiske, skarpkantete former. Den granittiske gneisen som ble brukt i utfyllingen ved NLL kan regnes som en relativt hard bergart, og spesielt innslaget av amfibol og kvarts kan bidra til at skarpe partikler oppstår. Sprengsteinmasser inneholder partikler av alle størrelsesfraksjoner, også svært små partikler (silt og leire fraksjonene) og mengdefordelingen vil avhenge av bergtypen, utspregningsmetoden, og en rekke andre faktorer. Siltgarden, som var spent tvers over Ljøsøysundet under utfyllingsarbeidet som avbøtende, partikkelspredningshindrende tiltak, er en vevd duk med mikroskopiske porer hvor hensikten er at vannet skal passere gjennom mens partikler over en viss størrelse forhindres fra å passere. Siltgarden (type TeleEnviro 70/70) har en porestørrelse på $80 \text{ }\mu\text{m}$ og kan derfor forventes til en viss grad å slippe gjennom de minste partiklene, dvs. i størrelsesfraksjonene silt (diameter $2 - 62 \text{ }\mu\text{m}$) og leire ($< 2 \text{ }\mu\text{m}$). Under aktivt utfyllingsarbeid i Ljøsøysundet forventes det at sjøvannet på innsiden av siltgarden ble blakket, noe kan sees på bilde A i Figur 1. Sluttrapporten (Equinor 2023) lister opp flere avvik som oppstod under bruken av siltgarden over Ljøsøysundet, men NIVA mangler grunnlag for å anslå om noen av disse avvikene kan ha hatt noen miljømessig betydning. Som tidligere nevnt vil slike svært små partikler i sjøvann har tendens til å klumpe seg sammen (aggregere) og danne større partikler, som har økt tendens til å synke. Overvåking av partikkelspredningen utenfor siltgarden og nær oppdrettsmerkene til BF viste ingen unormalt høye verdier. Det tilsier at det

under utfyllingsarbeidet ikke oppstod målbart forhøyede verdier av partikler av de størrelsesfraksjoner som turbidimeteret kunne fange opp. Det har dessuten fra BF siden vært reist spørsmål om turbiditetssensorene var egnet for formålet, og da særlig for å gjøre målinger av små kolloidale partikler. NIVA kan, basert på mottatt informasjon, ikke se at metodikken som ble brukt ikke var egnet for den aktuelle overvåkingen.

3.2.2.3 Nitrogenholdig avrenning

På grunn av rester av sprengstoff i utsprengte bergmasser kan det oppstå betydelig nitrogenholdig avrenning fra deponert sprengstein. Det er kjent at mengden av slike sprengstoffrester varierer avhengig av hvor vellykket sprengningen er. De nitrogenholdige forbindelsene består gjerne av ca. 50 % ammonium-forbindelser og 50 % nitratforbindelser. Den nitratholdig avrenning kan være betydelig, gjerne i størrelsesorden 10-70 gram nitrogen per anbrakt kubikkmeter steinmasse. Slik nitratholdig avrenning kan bidra til en lokal eutrofieringseffekt (overgjødning) i tilstøtende sjøvannsforkomster. Ammoniumforbindelsene som har størst miljømessig betydning, er løst ammoniakk (NH₃) (som er svært giftig for fisk) og ammonium-ionet (NH₄⁺) (som også er giftig, men som har klart lavere giftighet enn NH₃). I vann vil NH₃ og NH₄⁺ inngå en pH-avhengig likevekt med hverandre der NH₄⁺ vil være den dominerende tilstandsform ved sure betingelser (som typisk i ferskvann) og der likevekten forskyves i retning av NH₃ i saltvann (der betingelsene typisk er mildt basiske, pH 8,0-8,2) (Figur 9). Ettersom NH₃ er en flyktig gass vil den diffundere ut av vannfasen. Slik avgassing og den normalt raske fortyningen som skjer sjøvann vil normalt begrense skadepotensialet for ammonium-forurensning i sjøvannsresipienter. NIVA kan, basert på foreliggende informasjon, ikke se at nitrogenholdig avrenning fra utfyllingsarbeidet er blitt feilaktig lite påaktet i sammenheng med miljørisikovurdering av utfyllingstiltaket ved NLL.



Figur 9. Bjerrumdiagram som viser den pH-avhengige likevekten mellom ammonium (NH₄⁺) og ammoniakk (NH₃). Fra figuren ser vi at ved økende pH, for eksempel når surt ferskvann innblandes med basiske sjøvann, så ser man økende andelen med flyktig ammoniakk. pH ved pK_a-verdi= 9.25 så er det like mengder med ammonium og ammoniakk. Kilde: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/b/bjerrumdiagram.html>

3.2.3 Andre miljørisikofaktorer ved NLL

Andre eventuelle miljømessige risikofaktorer og forurensningsutlekkinger fra utfyllingsarbeidet ved NLL, som for eksempel plastpartikler (fra sprengledninger), støy fra pæleboring, og forurensning fra mudringen av lokale bunnsedimenter, ble i Multiconsults konsekvensvurdering og tiltakssøknad (Multiconsult 2020b, Multiconsult 2020a) ikke funnet til å være av vesentlig miljømessig betydning. Og NIVA har ikke funnet grunnlag for å ettergå disse vurderingene nærmere.

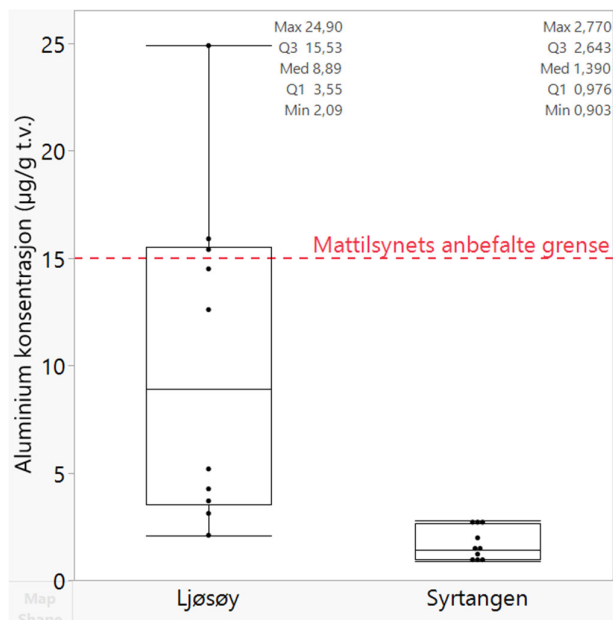
3.2.4 Prøvetaking og dokumentasjon av fisken etter dødeligheten i juni 2021

BFs årsaksforklaring i denne saken går hovedsakelig i retning av at gjelleskadelig aluminium i sjøen var en medvirkende årsak til at så mange laks døde av avlusningen. Analysene av metaller i gjeller ble utført på prøver fra 10 laks fra Ljøsoy N, og for sammenligning ble det gjort tilsvarende analyser av 10 laks fra BFs anlegg på Syrtangen (Tabell 2). Resultatene viser at aluminiumskonsentrasjon lå noe høyere i Ljøsoy N laksen (10,2 µg Al/g tørrvekt i gjennomsnitt, medianverdi 8,9 µg Al/g tørrvekt) sammenlignet med prøvene fra Syrtangen (1,7 µg Al/g tørrvekt i gjennomsnitt, medianverdi 1,4 µg Al/g tørrvekt), mens konsentrasjonene av jern og kobber i gjellene ikke viste noen betydelige forskjeller mellom lokalitetene. Som det kan ses av resultatene hadde to av prøvene fra Ljøsoy N total-aluminium konsentrasjoner omtrent på Mattilsynets anbefalte grenseverdi for gjellealuminium i smolt (15 µg/g t.v.), mens en enkelt prøve lå ganske mye høyere enn grenseverdien (med 24,9 µg/g t.v.), og den laveste målte enkelt-verdien i Ljøsoy N laksen var 2,09 µg/g t.v. (Tabell 2, Figur 10).

Tabell 2. Konsentrasjon (µg Al/g tørrvekt) av total aluminium, jern og kobber i gjelleprøver fra 10 individer av laks fra BFs oppdrettsanlegg Ljøsoy N og Syrtangen. Prøvene fra Ljøsoy N ble tatt 9. juni 2021, som var dagen etter at ferskvannsbad-avlusingsbehandlingen var avsluttet.

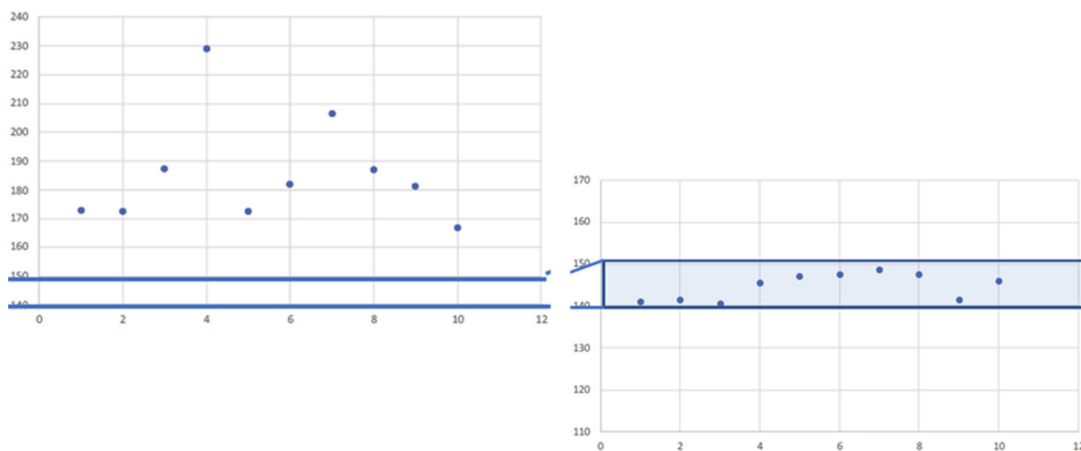
Sample details	Sample ID	Al	Fe	Cu
Ljøsoy	1	3.11	203	3.80
	2	2.09	167	2.13
	3	4.25	142	1.65
	4	5.18	152	2.36
	5	15.4	179	2.51
	6	24.9	185	2.31
	7	3.69	94.8	1.79
	8	14.5	170	2.66
	9	15.9	222	2.94
	10	12.6	205	2.24

Sample details	Sample ID	Al	Fe	Cu
Blom fiskeoppdrett	1	2.71	261	2.29
	2	1.40	187	2.57
Syrtangen	3	2.77	194	2.60
	4	1.97	243	3.04
Sampled: June 18 th , 2021.	5	0.980	229	2.70
	6	1.38	137	2.89
	7	2.62	170	1.67
	8	0.963	129	1.42
	9	1.16	121	1.45
	10	0.903	131	1.86



Figur 10. Grafisk framstilling av gjelle-aluminium resultatene fra prøvene tatt den 9. juni 2021. Mattilsynets anbefalte grense (tidligere «Driftsforskriften») for smolt før utsett til sjø er angitt.

Rosseland viser i sitt foredrag om saken (Rosseland 2023b) til målinger av kloridnivåer i blodplasma prøver fra 10 overlevende Ljøsøy N laks sammenlignet mot 10 Syrtangen laks (Rosseland 2022, Rosseland 2023b, Rosseland 2023a) (Figur 11). De økte nivåene av plasmaklorid benyttes langt på vei som en støtte til konklusjonen om at giftig aluminium i sjøvannet var medvirkende årsak til at fisken døde. Resultatene viser relativt tydelig at Ljøsøy N laksen hadde plasmakloridnivåer som var høyere enn Syrtangen laksen, etter at begge gruppene hadde gjennomgått avlusing med ferskvannsbehandling. Verdiene for Syrtangen gruppen lå alle mellom 140-150 mmol/l, som kan vurderes som normalt. Hos laks i sjøvann (og all annen saltvannsfisk) vil et signifikant forhøyet plasmakloridnivå over normal-nivå være en uspesifikk indikasjon på at fisken er fysiologisk stresset, se for eksempel (Iversen and Eliassen 2009). Etter NIVAs syn er det derfor en overforenkling å bruke plasmaklorid-forøkning i Ljøsøy N gruppen som en indikasjon på at fisken var blitt utsatt for en helseskadelig aluminiumspåvirkning. Økt plasmakloridkonsentrasjon er en uspesifikk indikator for at laksen har svekket ionereguleringssevne, men i dette tilfellet er det ikke overraskende ettersom denne gruppen av laks tross alt opplevd en hendelse som har ført til kraftig overdødelighet. Mange ulike typer stressorer kan forårsake denne typen respons hos oppdrettslaks, se også sammenfattende diskusjon (Kap. 4).



Figur 11. Analyser av kloridkonsentrasjon i blodplasma (mmol/l) i prøver fra 10 laks fra Ljøsøy N (venstre) sammenlignet mot analyseresultatene fra 10 laks fra Syrtangen (høyre). Kilde: (Rosseland 2023b).

3.3 Befaring på området

Ved befaringen i området den 7. september ble hele området besiktiget, både NLL, ved utfyllingen i Ljøsøysundet og ved det nærliggende steinknuseverket. Resultatene av analysene av de fire vannprøvene er vist i Tabell 3. Grunnen til at vi tok vannprøver i området nær steinknuseverket er at det har pågått og fortsatt pågår knusing av stein som etter all sannsynlighet er av samme geologi som massene som er brukt i NLL sin utfylling i Ljøsøysundet. Vi anså at det ville kunne fungere som et grunnlag for å kunne vurdere om disse steinmassene har potensial for utlekking av aluminium. Steinknuseverket ligger nedstrøms og vest for Hellevatnet, og massene tas bl.a. ut i en skråning ned mot utløpsbekken fra Hellevatnet før denne renner ut i sjøen.

Resultatene viste at saliniteten i prøven tatt i sjøkanten rett ved fyllingen i Ljøsøysundet var på 23,8 promille (PSU), pH var 7,7 og det var lav konsentrasjon av total aluminium (18 µg/l; Tabell 3). I det nærliggende Hellevatnet (ferskvann) var pH og salinitet naturlig nok betydelig lavere, det var middels innhold av humus (TOC) og totalkonsentrasjonen av aluminium var 62 µg/l. I utløpsbekken fra Hellevatnet, som går i skråningen under steinknuseverket (Figur 12) var konsentrasjonen av total aluminium henholdsvis 69 og 70 µg/l (Tabell 3). Det betyr at det var minimal differanse i total aluminium i Hellevatnet oppstrøms steinknuseverket og i bekken nedstrøms. Dette er vesentlig fordi det tyder på at en større utlekking av aluminium fra den typen masser som ble brukt i Ljøsøysundet (samme type fjell/geologi som på Oksneset) ikke er sannsynlig. De dels finkornete sprengesteinmassene vi observerte ved steinknuseverket på Oksneset blir eksponert for ferskvann, og risikoen for utlekking fra disse skulle dermed i teorien være mer sannsynlig enn i Ljøsøysundet der massene hovedsakelig ble eksponert for sjøvann.

Tabell 3. Resultater av vannanalyser i prøver tatt i forbindelse med befaringen den 7. september 2023. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 2.

Stasjon	pH	Salinitet (PSU)	TOC	Turbiditet	Al	Labilt Al
		PSU	mg/l	TOC	µg/l	µg/l
1. Ljøssøysundet ved steinfylling	7,7	23,8	2,3	0,31	18	
2. Hellevatnet oppstrøms steinknuseverk	7,0	0,2	4,7	0,59	62	26
3. Hellevatnet INN bekk	7,4	1,0	5,5	0,78	69	30
4. Hellevatnet UT bekk	7,5	2,4	5,4	0,83	70	30
* Labilt Al = Reaktivt - illabilt						
Illabilt var <5µg/l - har brukt 2 i beregningen						



A

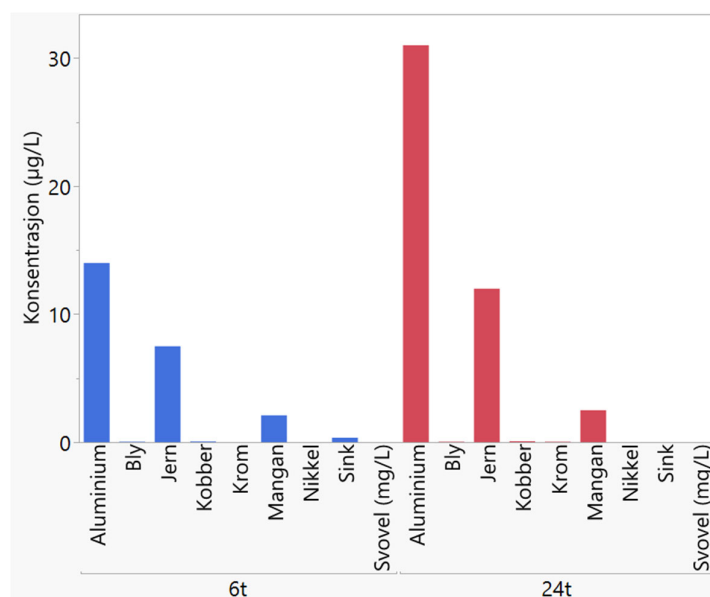


B

Figur 12. Foto fra området med det nærliggende steinknuseverket. A: Foto tatt fra veien med merdene til BF i bakgrunnen i sjøen. Skråningen til høyre i bildet viser hvor det sprenges ut stein i området ned mot utløpsbekken fra Hellevatnet. B: detaljfoto som viser finknuste masser i skråningen ned mot bekken der prøve 3 og 4. ble tatt. Foto: Åse Åtland, NIVA

3.4 Utlekkingsforsøk med steinmasser fra fyllingen ved NLL

Resultatet av det forenklete utlekkingsforsøket med masser fra fyllingen i Ljøsysundet er vist i Figur 13 og Tabell 4. Vi har av kvalitetssikringsgrunner valgt å ikke ta med resultater fra dag 7, ettersom den aktuelle prøven på grunn av en feil under testen ble utsatt for betydelig kraftigere risting og dermed ikke var sammenlignbar med de to tidligere prøveuttakene. Resultatene fra 6 og 24 timer viste at steinmassene i løpet av denne tiden ikke var syredannende (pH rundt nøytral), og videre at det lekket ut lave konsentrasjoner av metaller. Det var imidlertid en dobling i konsentrasjonen av aluminium og jern fra 6 timer til 24 timer som kan tyde på at det forekom en utlekkelse selv om steinen ikke er syreproduserende. Det er viktig å presisere at dette er en forenklet test for å raskt få svar på om steinmassene er syreproduserende, dvs. har evne til å frigi svovel og svovelsyre i kontakt med vann og luft. Under reelle forhold vil også sjøvann med høy salinitet ha høy bufferkapasitet (dvs. motstå endringer i pH som følge av syre), og ikke minst stor fortynningseffekt.



Figur 13. Resultater fra forenklet utlekkingsstest av steinmasser og rent RO-vann. Konsentrasjonsdataene er basert på filtrerte prøver (0,45 µm) og vil inneholde løste og kolloidale forbindelser, og ikke større partikler.

Tabell 4. Resultater fra forenklet utlekkingsstest av steinmasser og rent RO-vann. Konsentrasjonsdataene er basert på filtrerte prøver (0,45 µm) og vil inneholde løste og kolloidale forbindelser, og ikke større partikler.

ANALYSE	ENHETER	6 timer	24 timer
Aluminium	µg/l	14	31
Bly	µg/l	0,027	0,039
Jern	µg/l	7,5	12
Kobber	µg/l	0,065	0,076
Krom	µg/l	<0,050	0,051
Mangan	µg/l	2,1	2,5
Nikkel	µg/l	<0,050	<0,050
Sink	µg/l	0,36	<0,020
Svovel	mg/l	<0,010	<0,010
pH	pH	6,8	7,1

4 Sammenfattende diskusjon/konklusjon

4.1 Kan det ha oppstått giftig aluminium i sjøen ved Blom fiskeoppdrett pga. utfyllingen i Ljøsøysundet?

For å vurdere om det kan ha vært giftige nivåer av aluminium på BF sin lokalitet som følge av utfyllingen i Ljøsøysundet er vi henvist til teoretiske og eksperimentelle vurderinger i etterkant, da det ikke foreligger målinger av aluminium i sjøvannet på Ljøsøy N lokaliteten verken i forbindelse med oppstarten av anleggsarbeidet i første tertial 2021 eller i forbindelse med dødeligheten i juni 2021. I Rosselands rapport nevnes det imidlertid (sitat): «*Vannprøver tatt rundt sjøanleggene på Ljøsøy N og Syrtangen, uttrykker den totale mengden aluminium i vannet....*». NIVA har ikke fått slike analyseresultater forelagt, og kan følgelig ikke konkludere noe mhp. hvilke nivåer av aluminium det evt. har vært i sjøen ved BF sine merder på det aktuelle tidspunktet rundt dødelighetshendelsen.

En tilnærming fra vår side i etterkant var derfor å se på mulig utlekking/avrenning av aluminium fra tilsvarende steinmasser ved det nærliggende steinknuseverket (på Oksneset) samt måling av aluminium i sjøen ved steinfyllingen i Ljøsøysundet i ettertid. Sistnevnte viste lave nivåer av aluminium (18 µg/l) i prøven (Stasjon 1) tatt i september 2023. Saliniteten i prøven fra kanten av steinfyllingen var 23,8 promille (PSU). 23,8 i salinitet tilsvarer et blandingsforhold med ca. 28% ferskvann og 72% sjøvann. Nivået av aluminium i prøven fra steinfyllingen kan dermed, teoretisk sett, samsvare med om en hadde blandet ferskvann av samme kvalitet som den i det nærliggende Hellevatnet (Stasjon 2) med 62 µg/l total aluminium og fortynnet dette med 28% rent sjøvann (med total aluminium teoretisk satt til 0 µg/l). Dersom en antar at vannkvaliteten i Hellevatnet er representativ for ferskvannskvaliteten i området ved fyllingen kan dette indikere at det ikke har kommet noe tilleggsbidrag fra steinfyllingen, og at konsentrasjonen i brakkvannet her er som en

skulle vente uten noen ekstrapåvirkning fra utfyllingen. Dette er en indikasjon på at utlekkingen av aluminium er lav, men sier selvsagt ikke noe sikkert om hvordan nivåene kan ha vært mens anleggsarbeidet pågikk, og hvordan dette eventuelt påvirkes under ulike værforhold som nedbør.

I forbindelse med NIVAs befaring ved NLL utfyllingen og i området rundt ble det lagt merke til at virksomheten ved steinknuseverket på Oksneset på nabotomten til NLL produserer og håndterer store mengder sprengsteinmasser. Massene på området ved steinknuseverket bestod videre delvis av relativt finkornete masser, og disse var åpent lagret/eksponert på en måte som kan tilsi, i det minste hypotetisk, at det ville kunne skje utvasking av eventuelle utlekkbare komponenter (eks. aluminium) fra disse i utløpsbekken fra Hellevatnet som går i skråningen ned fra steinknuseverket. Resultatene av prøvene tatt i utløpsbekken fra Hellevatnet (Prøve 3 og 4) viste imidlertid at det var minimal forskjell i konsentrasjon av total aluminium ($< 10\mu\text{g/l}$ i differanse) mellom Hellevatnet oppstrøms steinknuseverket og de to stasjonene i bekken nedstrøms. Alt i alt kan det virke som at forholdene for utlekking av aluminium i teorien ligger bedre til rette for de finknuste massene som er deponert ved steinknuseverket da løseligheten av metallet er høyere i ferskvann enn i sjøvann. Den forenklete utlekkingstesten som ble utført ved NIVA viste at sprengsteinmassene som er blitt brukt i NLL utfyllingen mest trolig ikke er syreproduserende. Allikevel ble det observert en økning i utlekt aluminium mellom 6 timer og 24 timer. Det kan derfor være nyttig, slik NIVA vurderer det, å utføre en ytterligere, grundigere, og mer standardisert utlekkingstest for denne sprengsteinmassen, og da også involvere bruk av sjøvann som utlekkingsmedium.

4.2 Tyder fiskedataene på at Ljøsøy N laksen døde av aluminiumsforgiftning?

Det er et uomtvistelig faktum at Ljøsøy N laksen hadde en unormalt høy dødelighet umiddelbart etter avlusningsbehandlingen 5.-6. juni 2021, men den underliggende årsaken til denne dødeligheten mener NIVA fremdeles er uavklart.

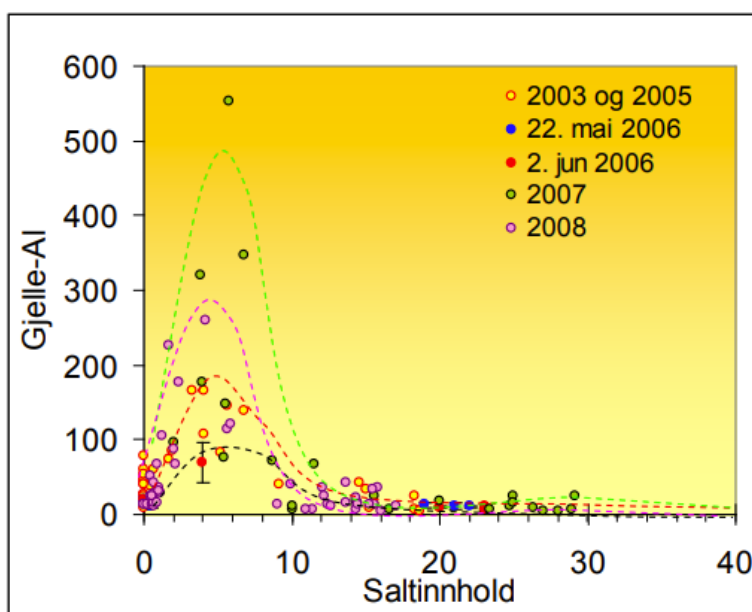
Dødelighet hos laks på grunn av aluminiumsforgiftning er kjent fra ferskvann og fra brakkvann, men så vidt vi kjenner fra litteraturen er det ikke beskrevet akutt dødelighet basert på eksponering for aluminium i fullt sjøvann (salinitet 32-35 ‰). I andre situasjoner der en ønsker å vurdere om en akutt dødelighet skyldes aluminium baseres dette vanligvis på følgende datagrunnlag:

1. Kjemiske analyser av vann fra fiskekar eller merd som minimum inkluderer analyse av total aluminium, men ofte også med andre vannkjemiske støtteparametere som er viktige for å forstå tilstandsform og giftighet av forekommende aluminiumskomponenter (eks. pH, salinitet, Ca, Mg, TOC)
2. Målinger av gjellealuminium som viser tydelig forhøyede nivåer
3. Histologiske analyser som samsvarer med kjente tilfeller og eksperimentelle erfaringsdata og publisert litteratur på giftighet av aluminium

Som nevnt over har NIVA ikke blitt forelagt noen analysedata for målinger av aluminium i sjøvannet verken ved utfyllingen eller ved oppdrettsanlegget under hendelsen.

Målingene av gjellealuminium viste at enkeltfisk hadde høyere nivåer av gjellealuminium enn det vi vanligvis observerer i sjøvann, og at nivåene var høyere enn hos laks fra BFs oppdrettslokaltet Syrtangen. Vi er imidlertid ikke enige i konklusjonen om at dette kan forklare dødeligheten etter avlusningen av Ljøsøy N laksen. Det finnes ikke eksperimentelle data der en har undersøkt hvordan laks påvirkes av aluminium i fullt sjøvann, og grenseverdien på $30\mu\text{g/g}$ gjellealuminium for dødelighet hos laks i sjøvann baseres seg på eksperimentelle studier der laks har vært eksponert for aluminium i fersk- eller brakkvann, men ikke i fullt sjøvann. I all NIVAs rådgivning om giftighet av

aluminium på grunnlag av ustabile, såkalte estuarine blandsoner der fisk dør på grunn av mobilisering av aluminium etter innblanding med sjøvann er det konkludert med at slik risiko er minimal når saliniteten overstiger 10-15 promille. Dette er vist i en rekke studier, og et eksempel på sammenhengen mellom salinitet og gjellealuminium hos laks eksponert i bur på fjordstasjoner med ulik salinitet er vist i Figur 14 (Kroglund et al. 2011). Det samme er vist ved eksponering av laksesmolt i Osterfjordsystemet gjennom en rekke år (Åtland et al. 2022).



Figur 14. Konsentrasjon av gjelle-aluminium hos laks plottet mot saliniteten i vannet fisken befinner seg i. Data fra Storelva/Sandnesfjord systemet. Kilde: (Kroglund et al. 2011).

Dersom dødeligheten skulle skyldes en kombinasjon av partikkel eksponering og gjellealuminium vil en i tillegg til vann- og gjellealuminiumsanalyser søke etter dokumentasjon på forhøyede partikkelnivåer i vannprøver fra hendelsen, gjerne supplert med karakterisering av disse partiklene (fokus på kantene/nåleformede partikler som kan skade fiskens gjeller). Dette vil også ofte vises som skader på histologiske snitt av fiskens gjeller.

Histologiske analyser av overlevende laks fra Ljøsøy N anlegget viste at fisken hadde en tilnærmet normal gjellehistologisk tilstand. I vurderingen som er gjort på grunnlag av den histologiske rapporten fra Pharmaq Analytiq har Even Thoen (Ph.D, seniorrådgiver i fiskehistopatologi ved PatoGen AS og en av landets fremste eksperter på helsediagnostikk av laks) konkludert med følgende: «Årsaken til påvirkning av respirasjonsevnen er i de fleste tilfeller at utfellingen av aluminium irriterer gjelleepitelet, og setter i gang en kraftig reaksjon i form av hyperplasi (flere celler) og hypertrofi (forstørrede celler) i epitelet på lamellene. Dette forlenger diffusjonsveien/barrieren mellom blodkarene i gjellelamellene og vannet. Utveksling av gasser mellom blod og vann (respirasjon) går dermed saktere. Disse vevsforandringene er vanligvis svært påfallende og synlige i histologiske snitt, samtidig som at aluminiumsutfellingene ofte kan sees som påleiringer i det skadete epitelet. Histologisk undersøkelse, særlig av gjeller, har derfor i svært mange år vært et viktig verktøy for å påvise skadelig aluminiumseksponering, både på vill fisk og oppdrettsfisk. **Epitelet på gjellene som er avbildet i rapporten viser ikke i noen grad de over nevnte typiske patologiske**

forandringene. Det kan heller ikke sees noen form for påleiring på eller i gjelleepitelet. Ut fra den histologiske undersøkelsen virker det dermed lite sannsynlig at gjellene har vært påvirket av toksiske nivåer av aluminium.»

I etterkant av dette har vi inkludert Thoen i vurderingsarbeidet av gjellehistologien, og om hvorvidt den tyder på akutt eller langvarig gjelleirritasjon på grunn av partikkeleksponering. Han har kommentert at ut fra de aktuelle bildene av histologiske gjellesnitt så ser gjellene meget fine ut, og at de ikke viser noen tegn til partikkelpåvirkning. Det er ikke forventet at laks kan skades av aluminium uten at det setter spor på gjellene. For å gå ytterligere detaljert inn i dette vil det kreve tilgang til selve de histologiske snittene slik at en i detalj kan se på hver enkelt fisk, og ikke bare rapporten med utvalget av bilder fra Pharmaq Analytiq.

Videre vises det i BF's argumentasjon til de økte nivåene av plasmaklorid og at disse støtter konklusjonen av at fisken døde av giftig aluminium. Generell fysisk håndtering av sjøvannstilpasset fisk (håndteringstress) kan gi kraftig utslag på generelle stressparametere i fisken, som for eksempel økt konsentrasjon av kortisol i blodplasma (Barton 2002), og samtidig påvirke fiskens osmoreguleringsevne og gi endringer av plasma-osmolaliteten og økt konsentrasjon av klorid og andre ioner i blodplasma (Iversen and Eliassen 2009, Gatica et al. 2010). Det blir derfor, slik NIVA ser det, en overforenkling å bare fokusere på gjellealuminium som forklaring til hvorfor Ljøsøy N laksen viste et økt kloridnivå. Hvilken rolle ferskvannsbehandlingen har hatt for dødeligheten i dette tilfelle vites ikke, men med bakgrunn i tidligere hendelser kan man med sikkerhet fastslå at behandling av levende laks i brønnbåt er risikofyllt.

Samlet sett vurderer NIVA det som lite sannsynlig at gjelleskadelig aluminium eller skadelige partikler fra NLLs utfyllingstiltak var årsaken til den høye fiskedødeligheten hos BF i juni 2021. *In-situ* målinger av turbiditet viste at nivåene av partikler i sjøen utenfor siltgardinen verken var over den tillatte tiltaksgrensen eller nær de nivåene som kan forårsake skade på fisk. Målingene av gjellealuminium i Ljøsøy N laksen var heller ikke så høye at de kan forklare akutt dødelighet. Slike effekter av aluminium er heller ikke tidligere vist for laks i fullt sjøvann. Snarere tvert om, tidligere erfaringer både fra Sør- og Vestlandet indikerer at risikoen for aluminiumspåslag og fysiologisk skade på laks i sjøvann er minimal når saltholdigheten overstiger 10-15 promille. De høye pH og salinitetsbetingelsene i sjøvann er dessuten årsaken til at konsentrasjonene av giftige, labile aluminiumsforbindelser i sjøvann er meget lave. Til sist viste de forelagte histologiske dataene at den overlevende laksen fra Ljøsøy N lokaliteten hadde fine gjeller som var uten tegn til aluminiums- eller partikkelrelatert skade. Til sist viste de forelagte histologiske dataene at den overlevende laksen fra Ljøsøy N lokaliteten hadde gjeller med kun minimale patologiske forandringer, og som var uten spesifikke tegn til aluminiums- eller partikkelrelatert skade.

5 Referanser

- Barton, B. A. (2002). "Stress in fishes: A diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids." Integrative and Comparative Biology **42**(3): 517-525.
- Bjerknes, V. (1985). "Mortality of reared salmon during winter in fjord areas." Norsk Fiskeoppdrett **10**: 40-41, 43.
- Bjerknes, V., I. Fyllingen, L. Holtet, H. C. Teien, B. O. Rosseland and F. Kroglund (2003). "Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords." Marine Chemistry **83**(3-4): 169-174.
- Bækken, T., T. Dale and E. Iversen (2011). Miljørisikovurdering ved dumping av sprengstein fra vegtunnel i Vangsvatnet ved Voss. NIVA-rapport. Oslo, Norsk institutt for vannforskning: 22.
- Equinor (2023). Sluttrapport etter avsluttet tiltaket i sjøen, Equinor: 14.
- Forsman, E., L. S. Heier, H. C. Teien, O. C. Lind, P. Hagelia and S. Meland (2023). "Geochemical and morphological characterization of particles originating from tunnel construction." Environmental Research **231**: 11.
- Fyllingen, I., H. Sjøland and I. Martinussen (1995). Algeovervåking i Norge 1994, Havforskningsinstituttet: 83.
- Gatica, M. C., G. E. Monti, T. G. Knowles, P. D. Warriss and C. B. Gallo (2010). "Effects of commercial live transportation and preslaughter handling of Atlantic salmon on blood constituents." Archivos De Medicina Veterinaria **42**(1): 73-78.
- Hem, J. D. and C. E. Roberson (1967). "Form and stability of aluminium hydroxide complexes in dilute solutions." Geol. Survey Water-Supply Paper(1827-A): 55 pp.
- Hindar, A. (2011). Highway E18 Grimstad-Kristiansand; effects and quantification of acid runoff from deposits of sulphide-bearing rock, NIVA.
- Hindar, A., E. R. Iversen and J. Håvardstun (2009). Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-trasé: forsøk med metallutlekkning og karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden. NIVA-rapport. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. **5769-2009**: 26 s.
- Hindar, A. and D. K. Nordstrom (2015). "Effects and quantification of acid runoff from sulfide-bearing rock deposited during construction of Highway E18, Norway." Applied Geochemistry **62**: 150-163.
- Holan, A. B., B. Roth, M. S. W. Breiland, J. Kolarevic, Ø. J. Hansen, A. Iversen, Ø. Hermansen, B. Gjerde, B. Hatlen, A. Mortensen, I. Lein, L.-H. Johansen, C. Noble, K. Gismervik and Å. M. Espmark (2017). Beste praksis for medikamentfrie metoder for lakseluskontroll (MEDFRI) - Faglig sluttrapport, NOFIMA: 116.
- Hydes, D. J. (1977). "Dissolved aluminium concentration in sea water." Nature **268**: 136-137.
- Hytterød, S., J. Schjolden and A. B. S. Poléo (2003). Restitueringsevne hos laks (*Salmo salar*) etter eksponering for aluminium – forsøk med parr og presmolt, gjort i Suldal 1999: 51.
- Iversen, M. and R. A. Eliassen (2009). "The Effect of AQUI-S-(R) Sedation on Primary, Secondary, and Tertiary Stress Responses during Salmon Smolt, *Salmo salar* L., Transport and Transfer to Sea." Journal of the World Aquaculture Society **40**(2): 216-225.

- Johnsen, G. H., M. Eilertsen and H. E. Haugsøen (2013). Resipientundersøkelse av Kaldvellfjorden Lillesand kommune. Virkning av avrenning fra deponier med sulfidholdig stein, Rådgivende Biologer AS: 58.
- Kroglund, F. (2007). Aluminium: et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? NIVA-rapport. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. **5366-2007**: 47 s.
- Kroglund, F., T. Haraldstad, H.-C. Teien, B. Salbu, B. O. Rosseland and J. Güttrup (2011). Påvirkning av laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2006, Norsk institutt for vannforskning (NIVA): 42 pp.
- Lillesandveilederen (2021). Retningslinjer for tiltak i områder med syredannende gneis, Prosjektgruppen for kontroll på svovelholdig avrenning i Agder: 65.
- Lydersen, E. (1990). "The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh waters at different temperatures." Nordic Hydrol. **21**: 195-204.
- Mattilsynet (2021). Vedtak om pålegg om å komme under grensen for lakselus og vedtak om tvangsmulkt, Mattilsynet: 10.
- Multiconsult (2020a). Designrapport - Partikkelspredning. Northern Lights - Site preparation and marine structures, Multiconsult: 38.
- Multiconsult (2020b). Søknad om tiltak i sjø. Northern Lights - Site preparation and marine structures, Multiconsult: 33.
- Multiconsult (2021). Kontroll- og overvåkningsprogram sjøarbeider. Northern Lights - Site preparation and marine structures, Multiconsult: 15.
- NIVA (2021). Aluminium, copper and iron concentration in fish gill samples, Norsk Institutt for Vannforskning.
- Nye veier and Cowi AS (2021). Fagrapport potensielle sulfidførende bergarter: 67.
- Pabst, T., A. Hindar, S. Hale, Ø. Garmo, E. Endre, K. Petersen, T. Bækken and G. Baardvik (2015). Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet, Statens Vegvesen, NGI, NIVA: 100.
- PHARMAQ Analytiq (2021). Rapport: Histopatologi. Bergen, Norway, PHARMAQ Analytiq: 3.
- Poléo, A. and F. Bjerkely (2000). "Effect of unstable aluminium chemistry on Arctic char (*Salvelinus alpinus*)." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **57**(7): 1423-1433.
- Poléo, A. B. S. (1995). "Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish." Aquatic Toxicology **31**(4): 347-356.
- Poléo, A. B. S. and S. Hytterød (2003). "The effect of aluminium in Atlantic salmon (*Salmo salar*) with special emphasis on alkaline water." Journal of Inorganic Biochemistry **97**(1): 89-96.
- Poléo, A. B. S., K. Ostbye, S. A. Øxnevad, R. A. Andersen, E. Heibo and L. A. Vollestad (1997). "Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study." Environmental Pollution **96**(2): 129-139.
- Roseth, R., Y. Rognan, J. Skrutvold and H. Fjermestad (2022). Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing: Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder. Ås, NIBIO: 70.
- Rosseland, B. O. (2022). NOTAT - Vurdering av årsaken til dødelighet etter ferskvannsbehandling mot lakselus og AGD ved Ljøsy N: 6.

Rosseland, B. O. (2023a). Tilsvarsbrev med tittel: Blom fiskeoppdrett AS' krav om erstatning som følge av økt fiskedødelighet. Vurdering av brev fra advokat Per Ole Svor: 5.

Rosseland, B. O. (2023b). Uten tittel (PowerPoint foredrag om ioneregulering i laks i ferskvann og sjøvann, aluminium kjemi i ulike vannkvaliteter og giftighet av Al på fisk): 31.

Skogsberg, E. (2022). Effekter av sprengstein på fisk. Miljøringen Temamøte: Risikovurdering og tiltaksbehov - På land og i sjø., Miljødirektoratet Oslo.

STIM (2021). Risiko- og forsvarlighetsvurdering - Bruk av ikke-medikamentell behandling mot lakselus - Blom Fiskeoppdrett AS, STIM (Arild Kollevåg): 3.

Sørensen, J. (1998). Massedeposering av sprengstein i vann - forurensningsvirkninger, Norges Vassdrags og Energidirektorat: 36 pp.

Teien, H.-C., M. Nandrup Pettersen, Y. Ayalew Kassaye, A. Hindar, Ole C. Lind and J. Håvardstun (2017). Aluminium og spormetaller i Kaldvellfjorden - tilstandsformer og opptak i fisk. Ås, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning 61 s.

Teien, H. C. (2016). Hva skjer med aluminium fra sulfidstein deponi når avrenningen slippes ut i fjorden, Norwegian University of Life Sciences: 32.

Teien, H. C., W. J. F. Standring and B. Salbu (2006). "Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills." Science of the Total Environment **364**(1-3): 149-164.

Todt, C., E. Brekke and B. Tveranger (2015). Resipientundersøkelse av Kaldvellfjorden Lillesand kommune, august 2015, Rådgivende Biologer AS.

Åtland, Å., S. K. Stenberg, S. E. Gabrielsen, E. S. Nordmann, G. Velle and B. T. Barlaup (2022). Kap. 11 - Forsuring og aluminium som trusselfaktor. Redningsaksjon for Vossolaksen 2010-2020 -status per 2021. Bergen, 1) NIVA 2) NORCE Klima og Miljø, LFI: 28 pp.



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.