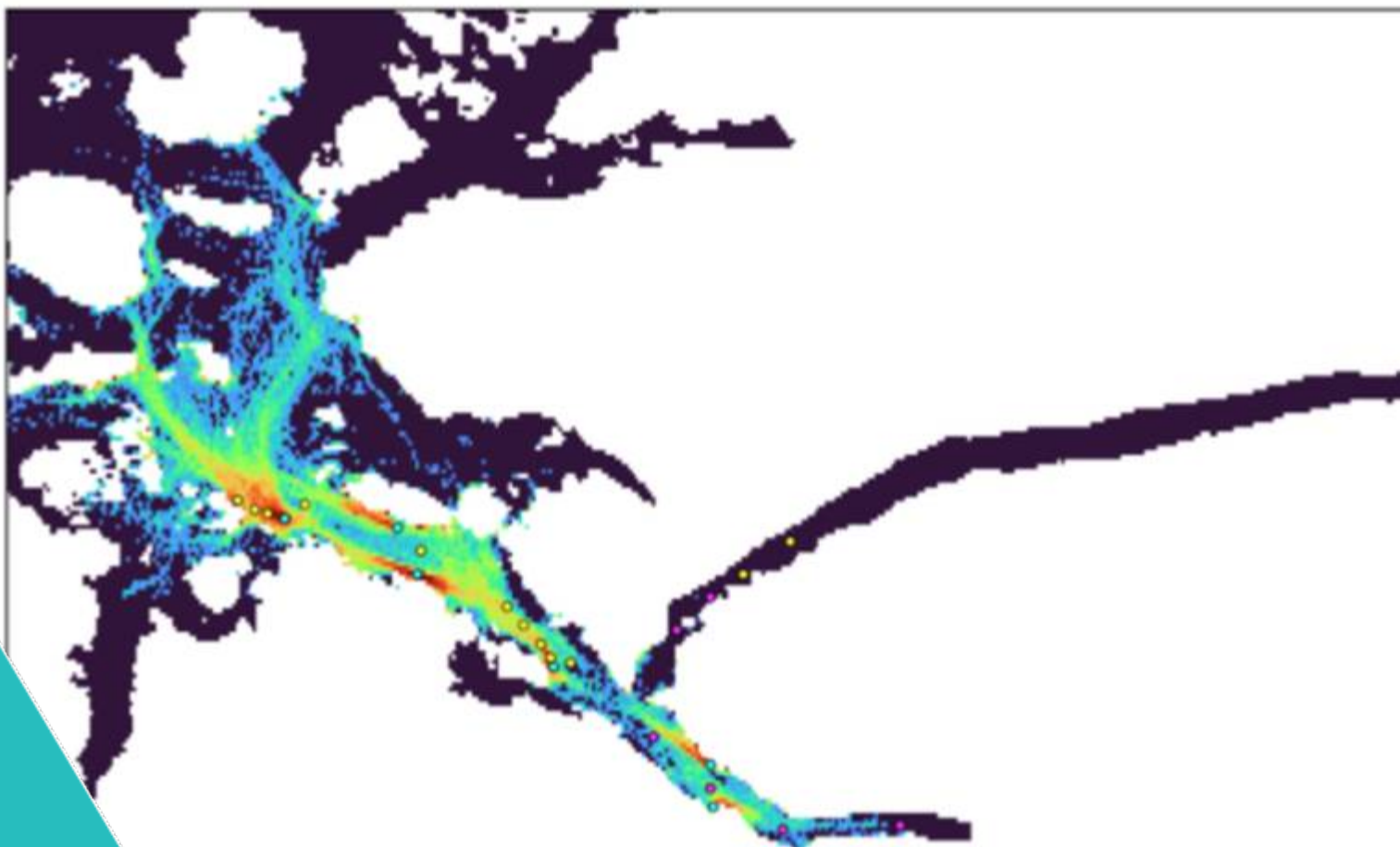




KUNNSKAPSBESTILLING - NYE IMPREGNERINGSMIDLER

Bjørn Einar Grøsvik, Manuel Aghito, Aasim Ali, Ylva Taule Storås,
Guldborg Søvik og Monica Sanden (HI)



Tittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsbestilling - Nye impregneringsmidler

Rapportserie:

Rapport fra havforskningen
ISSN:1893-4536

År - Nr.:

2026-40

Dato:

17.08.2026

Forfatter(e):

Bjørn Einar Grøsvik, Manuel Aghito, Aasim Ali, Ylva Taule Storås,
Guldborg Søvik og Monica Sanden (HI)

Forskningsgruppeleder(e): Ingrid Askeland Johnsen (Kystoseanografi) og
Monica Sanden (Fremmed- og smittestoff (FRES))
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger
Programleder(e): Mari Skuggedal Myksvoll

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

16324

Oppdragsgiver(e):

Fiskeridirektoratet

Oppdragsgivers referanse:

24/13991

Program:

Miljøeffekter av akvakultur

Forskningsgruppe(r):

Fremmed- og smittestoff (FRES)
Kystoseanografi

Antall sider:

53

Forord:

Denne rapporten er svar på Kunnskapsbestilling fra Fiskeridirektoratet om nye impregneringsmidler. Vi takker Fiskeridirektoratet for bestillingen.

Vi vil også takke mastergradsstudentene Dina Emilie Kristiansen og Gry Hunvik ved Havforskningsinstituttet og Universitetet i Bergen for verdifulle bidrag gjennom mastergradsarbeidet deres på dette temaet.

Sammendrag (norsk):

Denne rapporten vurderer miljøeffekter av det nye antiofoulingmiddelet tralopyril, som i økende grad har erstattet kobberbaserte impregneringsmidler i norsk havbruk. Bakgrunnen er dokumenterte miljøproblemer knyttet til kobber, og behovet for mer kunnskap om spredning, giftighet og økosystemeffekter av alternative midler.

Bruken av tralopyril har økt raskt siden 2017. Tralopyril virker ved å hemme energiproduksjonen i cellene, noe som kan føre til død hos organismer. Stoffet har kort halveringstid i vann (9-16 timer), men kan være mer persistent i sedimenter og som bundet til partikler, og flere transformasjonsprodukter er identifisert.

Toksikologiske data viser at tralopyril er svært giftig for marine organismer, særlig i tidlige livsstadier. Terskelverdien for ingen effekt (PNEC) er svært lav (i området 1,7-8 ng/L), og mange arter viser dødelighet ved konsentrasjoner i mikrogram per liter. Sammenlignet med kobber er tralopyril giftig ved lavere konsentrasjoner.

Modellering av spredning fra oppdrettsanlegg viser at tralopyril lekker ut kontinuerlig fra impregnerte nøter. Ved passiv utlekking oppstår lave, relativt stabile bakgrunnsnivåer, hovedsakelig under terskelverdiene. Derimot gir spyling av nøter eller førstegangsutsetting korte, men tydelige utslipp (pulser) som kan føre til konsentrasjoner over terskelverdiene. Slike pulser kan vare fra timer til flere døgn og spres over større områder, avhengig av strømforhold.

Modellresultater viser at maksimale konsentrasjoner ved spyling kan nå titalls til flere hundre ng/L nær anleggene, betydelig høyere enn ved passiv utlekking. Selv om gjennomsnittsnivåene kan være like i de to scenarioene, medfører pulser større risiko for akutte effekter på følsomme organismer. Overskridelser av terskelverdier kan forekomme fra flere timer til flere dager i berørte områder.

Observasjoner og overvåkingsdata bekrefter at tralopyril forekommer i miljøet rundt oppdrettsanlegg. Stoffet er påvist i sedimenter opptil 1000 m fra anlegg. Det er også påvist i bunndyr, fisk, reker og blåskjell, noe som viser at stoffet tas opp i næringskjeden. Laboratorieforsøk viser lave, men målbare opptak i laks og blåskjell, samt skadelige effekter ved eksponering.

Det er også registrert tilfeller av døde krill der tralopyril er påvist i organismene, men det mangler tilstrekkelig kunnskap til å fastslå årsakssammenheng. Generelt er kunnskapsgrunnlaget fortsatt begrenset, særlig når det gjelder langtidseffekter, transformasjonsprodukter og effekter på økosystemnivå.

Andre nye impregneringsmidler, som sink- og kobberpyrithion, vurderes også som miljøfarlige. Disse kan forsterke effektene når de brukes sammen med tralopyril, men er per i dag ikke fullstendig risikovurdert.

Bruk av tralopyril gir kontinuerlige utslipp til miljøet, og spyling av impregnerte nøter kan føre til kortvarige, høye konsentrasjoner som kan være skadelige for marine organismer. Vi anbefaler næringen å prøve å finne biocidfrie løsninger for å bekjempe groe. Dersom biocid blir brukt som impregneringsmiddel anbefaler vi at spyling ikke blir brukt. Vi trenger mer kunnskap om hvordan pulser av den størrelsen som vist i modelleringene kan påvirke sårbare organismer over tid.

Sammendrag (engelsk):

This report assesses the environmental effects of the new antifouling agent tralopyril, which has increasingly replaced copper-based impregnation agents in Norwegian aquaculture. The background for the report is environmental problems associated with copper, and the need for more knowledge about the dispersion, toxicity, and ecosystem effects of alternative agents.

The use of tralopyril has increased rapidly since 2017, and the substance is known to be significantly more toxic than its precursor chlorfenapyr. Tralopyril acts by inhibiting energy production in cells, which can lead to death in organisms. The substance has a short half-life in water (9–16 hours) but may be more persistent in sediments and when bound to particles, and several transformation products have been identified.

Toxicological data show that tralopyril is highly toxic to marine organisms, particularly in early life stages. The threshold value for no effect (PNEC) is very low (in the range of 1.7–8 ng/L), and many species show effects at concentrations in the microgram per liter range. Compared with copper, tralopyril is toxic at lower concentrations.

Modelling of dispersion from fish farming facilities shows that tralopyril leaks continuously from impregnated nets. Under passive leaching, low, relatively stable background levels occur, mainly below the threshold values. In contrast, net cleaning by high-pressure washing or first deployment of nets results in short but distinct releases (pulses) that can lead to concentrations above the threshold values. Such pulses can last from hours to several days and spread over larger areas, depending on current conditions.

Model results show that maximum concentrations during washing can reach tens to several hundred ng/L near the facilities, significantly higher than during passive leaching. Although average levels may be similar in the two scenarios, pulses entail a greater risk of acute effects on sensitive organisms. Exceedances of threshold values may occur from several hours to several days in affected areas.

Observations and monitoring data confirm that tralopyril occurs in the environment around aquaculture facilities. The

substance has been detected in sediments up to 1000 m from the sites. It has also been detected in benthic invertebrates, fish, shrimp, and blue mussels, demonstrating that it is taken up into the food web. Laboratory experiments show low but measurable uptake in salmon and blue mussels, as well as harmful effects upon exposure.

There have also been recorded incidents of dead krill in which tralopyril has been detected in the organisms, but there is insufficient knowledge to establish a causal relationship. Overall, the knowledge base remains limited, particularly regarding long-term effects, transformation products, and effects at the ecosystem level.

Other new impregnation agents, such as zinc- and copper-pyrithione, are also considered environmentally hazardous. These may give enhanced effects when used together with tralopyril but have not yet been fully risk assessed.

The use of tralopyril results in continuous releases to the environment, and that washing of impregnated nets can lead to short-term, high concentrations that may be harmful to marine organisms. We recommend that the aquaculture industry seek to develop biocide-free solutions to prevent fouling. If biocides are used as impregnation agents, we recommend that washing or net cleaning is not used. We need more knowledge about how pulses of the magnitude shown in the modelling may affect vulnerable organisms over time.

Innhold

1	Innledning	7
2	Fysikalsk-kjemiske egenskaper til tralopyril	9
3	Ulike arters sårbarhet for tralopyril og tilhørende forbindelser	10
3.1	Terskelverdier for giftighet i sjøvann og sediment	10
4	Potensialet for spredning av tralopyril fra akvakulturlokaliteter	13
4.1	Datagrunnlag og usikkerheter	14
4.2	Modellering i Høgsfjordområdet	15
4.2.1	<i>Scenario med konstant utlekking</i>	15
4.2.2	<i>Scenario med varierende utlekking pga spyling</i>	22
4.2.3	<i>Modellering i Jøsenfjorden med varierende utlekking pga spyling</i>	29
4.2.4	<i>Diskusjon av modellsimuleringene</i>	34
5	Akkumulering av tralopyril i sediment over tid	37
6	Akkumulering av tralopyril i næringskjeden.	38
6.1	Akkumulering av tralopyril i næringskjeden ved eksperimentelle forsøk	38
7	Påvirkning av ulike nivå av tralopyril på økosystemet	41
8	Vurderinger av andre nye impregneringsmidler som sink-pyrithion og kobber-pyrithion	44
9	Konklusjoner og anbefalinger	46
10	Referanser	47
11	Vedlegg A. Rapporterte data for anleggene i Jøsenfjorden	50

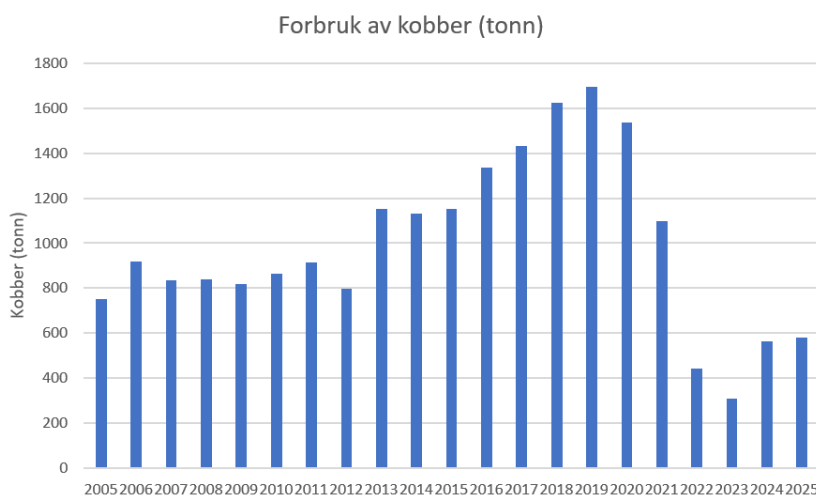
1 - Innledning

Akvakultur i åpne merder krever løsninger for å begrense groe på merdene slik at dette ikke reduserer vannutskifting og tilgang på oksygenrikt sjøvann til fisken. Den vanligste løsningen er impregnering med et antigroemiddel eller biocid. Alternative løsninger til antigroemiddel er å bruke hyppigere spyling eller mekanisk børsting. Tidligere ble det også nyttet lufttørking av nøtene. Det antigroemiddelet som er blitt brukt mest de siste 20 årene er kobberoksid og forbruket av kobber brukt i norsk oppdrettsnæring økte fra 750 tonn i 2005 til 1700 tonn i 2019 og ble deretter redusert til 579 tonn i 2025 (figur 1). På grunn av at denne bruken har resultert i svært høye nivå av kobber under enkelte oppdrettsanlegg i tillegg til dårlig miljøtilstand i en gradient utfra anleggene (f.eks. Grøsvik mfl. 2022; Husa mfl. 2025), har næringen søkt etter alternativ. I 2014 ble det organiske antigromiddelet tralopyril markedsført som ECONEA®, produsert av Janssen PMP, Belgia godkjent for bruk i EU sitt biocidregulativ (European Commission, 2014). Bruken av tralopyril som antigromiddel i norsk akvakultur har gradvis økt fra 6 tonn i 2017 til 158 tonn i 2025 (figur 2).

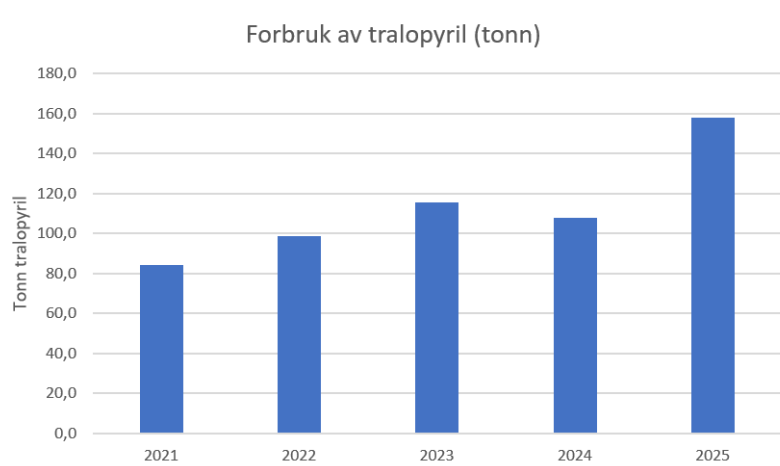
I landbruk har tralopyril vært brukt som insektmiddel over lengre tid. Her er klorfenapyr blitt brukt som sprøytemiddel og cytokrom P450 aktivitet hos insektene fører til at klorfenapyr blir metabolisert til tralopyril. Tralopyril er oppgitt å være ca 10 ganger mer giftig enn klorfenapyr (EFSA, 2023).

Den økte bruken av tralopyril som antigroemiddel etter 2017 har gjort at mer kunnskap om spredning av tralopyril og transformasjonsprodukt fra tralopyril og mulige konsekvenser for miljøet i og rundt merdene er blitt etterspurt.

Samtidig med at næringen delvis har erstattet bruk av Cu_2O med tralopyril som antigroemiddel ønsker vi å få mer kunnskap om hvordan bruken av tralopyril og andre erstatningsmidler som sink- og kobberpyrithion påvirker miljøet i nærheten av oppdrettslokalteter. Nye analyseinstrument med høyoppløselig væskechromatografi og massespektrometri har også gitt oss målemetoder med bedre følsomhet som gjør av vi kan detektere tralopyril og dets transformasjonsprodukter med langt bedre følsomhet enn det som var mulig tidligere.



Figur 1. Årlig forbruk av kobber brukt som Cu_2O i norsk akvakultur i perioden 2005-2024. Kilde: Miljødirektoratet.



Figur 2. Årlig forbruk av tralopyril i norsk akvakultur i perioden 2021-2025. Kilde: Miljødirektoratet.

Et laboratorieforsøk med tralopyrilimpregnerte notbiter i forsøkskarene sammen med laks viste at tralopyril lekker ut til sjøvannet og kan blitt tatt opp av laksen og ble funnet i lave, men kvantifiserbare nivå både i laksemuskel, lever og i fekalier (Grøsvik mfl. 2024). Laboratorieforsøk med blåskjell eksponert for både kobber og tralopyril viste at eksponering gav skadelige effekter ved korttidseksponering med høye konsentrasjoner for begge forbindelsene (Kristensen, 2023). I en overvåkingsstudie utført av Niva ble målbare konsentrasjoner av tralopyril målt i sediment opptil 1000 m avstand fra oppdrettsanlegg og i bunnlevende organismer i opptil 170 m avstand fra et notvaskeri (Gundersen mfl. 2025).

Med bakgrunn i den økte bruken og tilførsel av nye impregneringsmidler i det marine miljø med sedimentering både i nærhet til akvakulturlokaliteter og potensial for spredning i resipienter, har Fiskeridirektoratet bedt Havforskningsinstituttet (HI) om økt kunnskap om effektene ved bruk av nye impregneringsmidler ved akvakulturproduksjon. HI er bedt om å vurdere typer og grad av miljørisiko som bruken av tralopyril, samt eventuelle nedbrytningsprodukter brukt i akvakulturnæringen, kan medføre. I denne rapporten ser vi nærmere på:

- Potensialet for spredning av tralopyril fra akvakulturlokaliteter, herunder modellering av slike utslipp sett i lys av ulike metoder for rengjøring av nøter, samt ved passiv utlekking og ved førstegangsutsett av impregnerte nøter.
- Akkumulering av tralopyril i sediment over tid.
- Akkumulering av tralopyril i næringskjeden.
- Ulike arters sårbarhet for tralopyril og tilhørende forbindelser, herunder bunnlevende og pelagiske arter. Sårbarhet må også sees i forhold ulike former for utslipp av impregneringsmidler (f.eks. passiv utlekking, førstegangsutsetting av impregnerte nøter, rengjøring av nøter).
- Påvirkning av ulike nivå av tralopyril på økosystemet; herunder lokalitetsnivå samt resipient og regionalt nivå.
- Vurdering av andre nye impregneringsmiddel som sink- og kobberpyrithion.

2 - Fysikalsk-kjemiske egenskaper til tralopyril

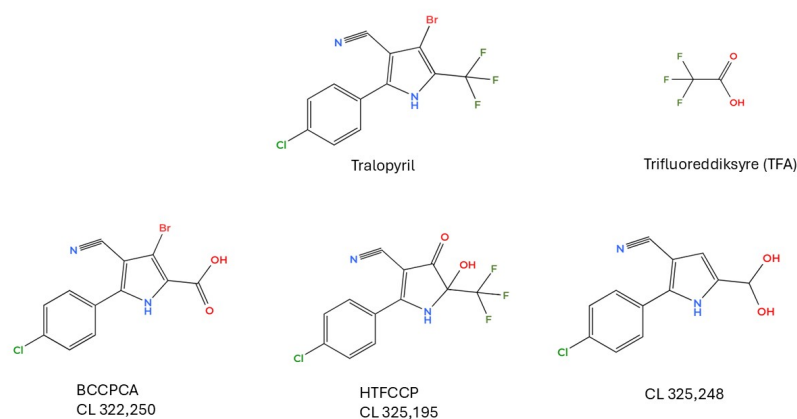
Tralopyril er en halogenert organisk forbindelse med kjemisk formel $C_{12}H_5BrClF_3N_2$, karakterisert som en substituert pyrrol med molekylvekt 349,53 g/mol. Kjemisk navn er 4-brom-2-(4-chlorophenyl)-5-(trifluoromethyl)-1H-pyrrol-3-carbonitril (figur 3).

Halveringstiden til tralopyril i sjøvann er kort og er avhengig av lys, temperatur og biotiske forhold. For eksempel varierer halveringstiden fra 6 timer ved 18°C til 16 timer ved 9°C (Oliveira mfl. 2016, Janssen PMP, 2024).

Studier av abiotisk nedbryting i naturlig syntetisk sjøvann (NSSW) viser at Ecomea® (tralopyril) har relativt langsom nedbrytning. Den estimerte halveringstiden (DT50) for Ecomea® var omtrent 60 dager ved romtemperatur i nærvær av lys, mens DT50 oversteg 60 dager under øvrige testede forhold (lavere temperaturer og/eller fravær av lys) (Vilas-Boas mfl. 2021). I henhold til kriteriene i EUs biocidregelverk (BPR) innebærer dette at Ecomea® ligger på grensen til å bli klassifisert som persistent, eller kan anses som persistent i marine miljøer avhengig av miljøforholdene (Vilas-Boas mfl. 2021). Dette viser at bakteriell nedbryting er en viktig faktor for den korte halveringstiden av tralopyril og at det er behov for mer kunnskap for å forstå hvilke transformasjonsprodukter som blir dannet ved slik nedbryting.

Evne til fettløselighet er avhengig av logKow (fordeling i oktanol-vann løsning). LogKow til tralopyril er avhengig av pH, og er rapportert til å variere mellom 4,4, 3,5 og 2,4 ved pH på 4, 7 og 9, respektivt (ECHA, 2014). Kystvann langs norskekysten har pH på 8,0-8,2. Ved pH 8,1 er logKow for tralopyril beregnet til 3,54. Beregningene er basert på pH, pKa og lipidinnhold i blåskjell (Oliveira mfl. 2016).

Tralopyril kan gjennomgå omdanning i sjøvann, noe som kan føre til danning av flere transformasjonsprodukter, opptil 11 kjente og mulige forbindelser er rapportert (Gundersen mfl., 2025). Fire av disse transformasjonsprodukta er vist i figur 3. Når det gjelder endeproduktet trifluoreddiksyre (TFA) viser produsenten til at fluormolekylene blir spaltet til hydrogenfluorid (HF) ved hydrolyse istedenfor til TFA (Janssen PMP, 2024), men resultat fra Gundersen mfl. (2025) viser lave nivå av TFA i sedimentprøver der en også finner tralopyril, vist med høy korrelasjon (se kapittel 4). Det er vist at flere pesticid med trifluor gruppe kan gi TFA som et sluttprodukt (Johnsen mfl. 2024), men siden dette ikke er vist gjennom kontrollerte laboratorieforsøk for tralopyril, trenger vi slik informasjon før vi kan konkludere. Det bør også undersøkes om bruk av oksiderende agens kan påvirke danning av TFA.



Figur 3. Kjemisk struktur av tralopyril og av transformasjonsprodukta CL 322,250, CL325,195, CL 322,248 og trifluoreddiksyre (TFA). Kjemiske strukturer er laget ved hjelp av <https://app.molview.com/>.

3 - Ulike arters sårbarhet for tralopyril og tilhørende forbindelser

Tralopyril virker giftig ved at den ødelegger protongradienten over den indre membranen i mitokondriene slik at cellene ikke klarer å utføre oksidativ fosforylering (ECHA, 2014; Comstock mfl. 2024). Dette hindrer dannning av ATP og fører til rask mangel på energi i cellene som gjør at organismen kan dø på grunn av energimangel. Som de fleste forbindelser som virker på denne måten er tralopyril en svak lipofil syre som transporterer protona tilbake til den indre mitokondrie matriksen og på den måten gjør at protongradienten som er nødvendig for dannning av ATP i cellene ikke klarer å bygge seg opp (ECHA, 2014).

3.1 - Terskelverdier for giftighet i sjøvann og sediment

Terskelverdier for giftighet blir gjerne oppgitt som miljøkvalitetsstandard (Environmental Quality Standard (EQS)) eller som grense for ingen effekt (Predicted No Effect Concentration (PNEC)). EQS er en juridisk bindende grenseverdi fastsatt for å sikre god miljøtilstand (f. eks. kystvann eller marint sediment) i EU/EØS-sammenheng, for eksempel i Vanndirektivet. PNEC er en risikovurderingsverdi utledet fra toksikologiske data (med sikkerhetsfaktor) som estimerer en konsentrasjon som ikke er forventet å ha negativ effekt for organismer. PNEC blir brukt i risikovurderinger, men er ikke juridisk bindende.

Når det bare foreligger data på korttids giftighetsforsøk eller at det er manglende data fra flere trofiske nivåer eller at data som vi har stammer fra relativt få arter blir sikkerhetsfaktorer brukt for å ta høyde for usikkerhet. Slike sikkerhetsfaktorer kan variere fra 2 til 10000 avhengig av usikkerhet i kunnskap. For eksempel er miljøkvalitetsstandard for kobber i sjøvann satt til 2,6 ug/l der man har brukt en sikkerhetsfaktor på 2 på grunn av at en har god kunnskap om giftighetsdata for dette stoffet (Miljødirektoratet, 2016). Ny kunnskap har i ettertid vist at en i dette tilfellet kanskje skulle brukt en høyere sikkerhetsfaktor fordi nyere studier har vist terskelverdier for effekt for kobber på følsomme stadier på lavere nivå (1,9 ug/l) (Duran og Beiras, 2013).

Når det gjelder tralopyril, transformasjonsprodukter av tralopyril, sink- eller kobberpyrithion har vi ikke EQS verdier, men PNEC verdier (Tabell 1). Her er det også vist hvilke sikkerhetsfaktorer som er brukt for fastsettingen. PNEC verdiene for tralopyril viser at for de transformasjonsproduktene vi har giftighetsverdier for er betydelig mindre giftige enn morforbindelsen tralopyril (tabell 1).

Tabell 1. Terskelverdi (PNEC) for tralopyril, utvalgte metabolitter av tralopyril, Zn- og Cu pyrithion. Sikkerhetsfaktor (SF) er oppgitt som faktor 100 eller 1000 på grunn av at terskelverdien er satt på et begrenset datagrunnlag. Våt vekt (v.v.), tørrvekt (t.v.)

Forbindelse	Cas nr.	Terskelverdi sjøvann og sikkerhetsfaktor (SF)	Terskelverdi for marine sediment
Tralopyril	122454-29-9	1,7 ng/l (SF 100) ¹⁾ 8,1 ng/l (SF 10) ²⁾	0,17 ng/g v.v. (SF 1000) 0,79 ng/g t.v. (SF 1000)
BCCPCA (CL 322,250)	890044-32-3	690 ng/l, SF 1000 ¹⁾	32 ng/g v.v. (SF 1000)
CCPCA (CL 322,248)	-	460 ng/l, SF 10000 ¹⁾	32 ng/g v.v. ^{*)}
HTFCCP, (CHFPCN), (CL 325,195)	-	91,1 ng/l, SF 1000 ¹⁾	32 ng/g v.v. ^{*)}
TFA	76-05-1	56000 ng/l, SF 100 ³⁾	236 ng/g (t.v.) ⁴⁾
Zn pyrithion		14 ng/l ⁵⁾	

Cu pyrithion	19 ng/l ⁵⁾
--------------	-----------------------

¹⁾ ECHA, 2014; ²⁾ Foreslått av Janssen PMP basert på EC₁₀ fra *Psammechinus millaris* embryo. ³⁾ Arp mfl. 2024; ⁴⁾ Gundersen mfl. 2025; ⁵⁾ Martins mfl. 2018.

^{*)} Ikke målt, men vurdert til å ha same grenseverdi som CL233,250.

Tidlige utviklingsstadier av pelagiske marine evertebrater som blåskjell eller kråkeboller eller vertebrater som fisk er ofte mest følsomme for eksponering for miljøgifter. Akutte giftighetsstester for tralopyril (48 t) viste at konsentrasjon som gav feilutvikling på 50 % av individene (EC50) på larvestadiet av *M. galloprovincialis* var 3,1 (2,35-4,8) ug/l, for steinpinnsvin (*Paracentrotus lividus*) var 48 t EC50 verdien 3,0 (2,75-3,29) ug/l og for hoppekrepsen (*Tisbe battagliai*) var LC50 (48t) 0,9 (0,8-1,1) ug/l (Oliveira mfl. 2014).

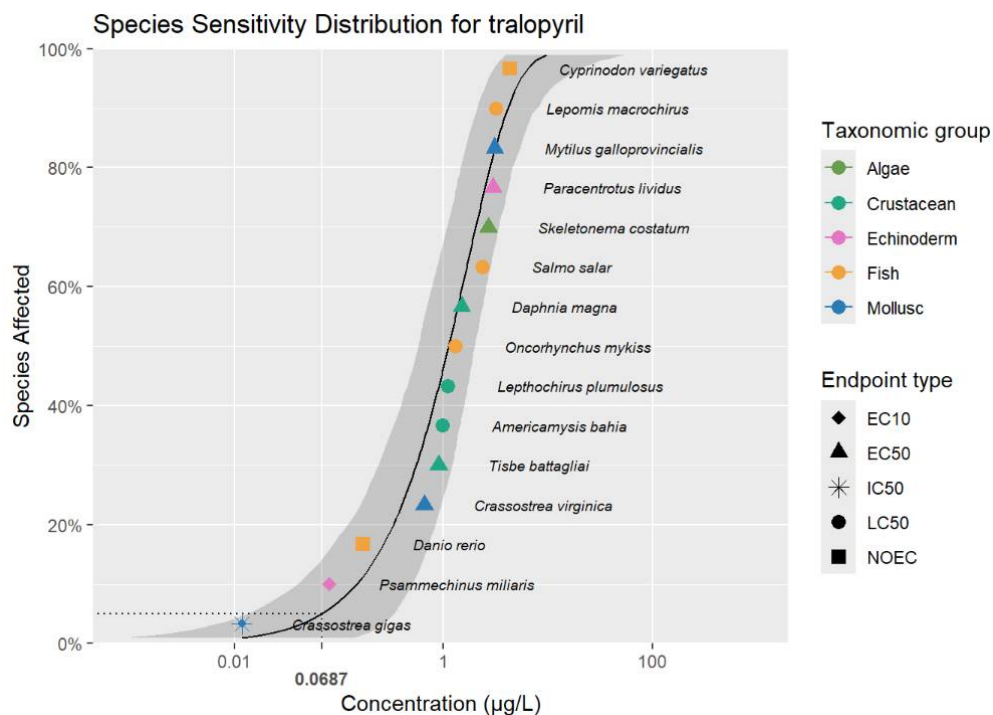
Når det gjelder giftighet er en av de mest følsomme organismene for tralopyril Virginia østersen (*Crassostrea virginica*) med EC50 verdi etter 96 t eksponering på 0,66 ug/l (Janssen PMP). Nye studier på effekter på befruktning og embryoutvikling hos *C. gigas* har gitt NOEC verdier på 0,519 µg/l og 0,1030 µg/liter for befruktningsuksess, respektivt. Tilsvarende verdier for kråkebollen *Psammechinus miliaris* gav NOEC verdier på 1,01 µg/l og 0,0663 µg/l, respektivt (Janssen PMP).

Kronisk eksponering av østers (*C. gigas*) kan også påvirke skjellavsetning med en IC50 etter 10 dagers eksponering på 11,8 ng/l (Janssen PMP). Wang mfl. (2022) har vist at tralopyril kan hemme uttrykk av gen som bidrar til skjelldanning, men ved høyere konsentrasjoner.

Tralopyril er vist å være giftig for tidlige utviklingsstadier til fisk ved å påvirke epigenetisk regulering (GC-metylering) og til å forårsake oksidativt stress og ødelegge mitokondriefunksjon og blant annet føre til ferroptose. Det ble påvist effekter på hjerteutvikling, skjelettdanning og bevegelse (Liu mfl. 2025).

Kunnskap om relativ giftighet for et stoff for ulike organismer blir gjerne framstilt i en arts-følsomhetsfordelingskurve (Species Sensitivity Distribution (SSD) kurve). Slike kurver sammenligner hvilke konsentrasjoner som gir 50 % dødelighet (LC50) eller 50 % effekt (EC50) etter en gitt eksponeringstid, gjerne korttids eksponeringsforsøk på opptil 96 timers varighet eller langtidseksponering (mer enn 4 dager) på ulike arter, helst fra forskjellige trofiske nivåer. En statistisk analyse gir en HC5 «hazardous concentration for 5% av artene» — dvs den konsentrasjonen av et stoff som skal beskytte 95% av artene.

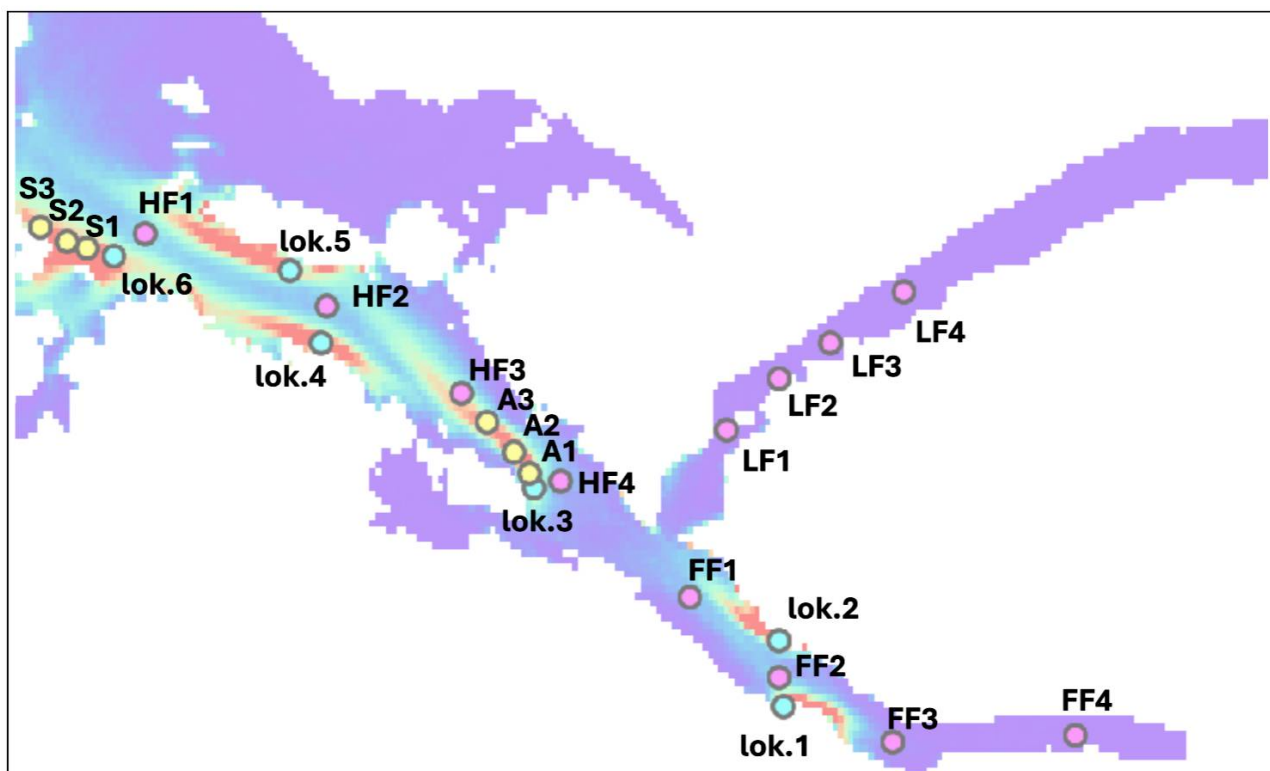
SSD analyser av tralopyril som viser konsentrasjoner som gir 50 % dødelighet (LC50) etter korttids eksponeringsforsøk (96 timers varighet) på krepsdyr, mollusker og fisk viser en terskelverdi der 95 % av artene ikke blir påvirket (HC5 verdi) på 69 ng/l (Figur 4). Dette er 38 ganger lavere enn EQS verdien for kobber i sjøvann som er satt til 2,6 µg/l (Miljødirektoratet, 2016).



Figur 4. Species Sensitivity Distribution (SSD) kurve for tralopyril basert på giftighetsdata basert på data fra ECHA, 2014, Janssen PMP og Oliveira mfl. 2014.

4 - Potensialet for spredning av tralopyril fra akvakulturlokaliteter

For å forstå potensialet for spredning av tralopyril fra akvakulturlokaliteter har vi laget et idealisert oppsett der vi har brukt en numerisk modell for å simulere ulike scenarier. Som et første eksempel er 6 lokaliteter i Høgsfjorden i Rogaland brukt (figur 5). Posisjonene til lokalitetene samsvarer med faktiske, og representerer en typisk situasjon i en fjord med mindre anlegg innerst i fjorden og større anlegg ytterst.



Figur 5. Området modellert med ChemicalDrift med posisjonene av akvakultur lokaliteter (lok.1 til lok.6), virtuelle monitoringsstasjoner i Høgsfjorden (HF1-HF4), Frafjord (FF1-FF4), Lysefjorden (LF1-LF4), og nedstrøms for lokalitet 3 (A1, A2, A3) og lokalitet 6 (S1, S2, S3).

Et lukket anlegg i Lysefjorden er ikke inkludert i studiet siden vi ikke har informasjon om forbruk av antagroemiddel i slike anlegg. Siden vi ikke har tilgang til informasjon om antagroemiddel brukt på den enkelte lokalitet, og heller ikke praksis når det gjelder spyling, er utlekkingsrater ikke basert på faktisk bruk, men estimert fra total rapportert årlig bruk av tralopyril fra alle produksjonsområder. Vi har gått utifra et totalt årlig forbruk i Norge på 120 tonn tralopyril. Forbruket av tralopyril var på 1158 tonn i 2025. Når det gjelder kobber har Miljødirektoratet estimert at 85 % av påført impregnering lekker ut til miljøet i løpet av et år (Skarbøvik mfl. 2017). Vi mangler tilsvarende utlekkingsgrad for tralopyril etter ett år, men sammenligninger i paneltester har vist at tralopyrilimpregnerte notbiter kan miste virkningen litt tidligere enn kobberimpregnerte notbiter, ca etter 7,5 mnd (pers. komm. Remi Mathisen, Nordlaks). Vi har derfor antatt at også tralopyrilimpregnerte nøter kan miste 85 % av impregneringen i løpet av ett år i modelleringene. I modelleringsoppsettet er derfor totalt årlig forbruk multiplisert med 0,85 og fordelt mellom alle anlegg i produksjon (omtrent 900), der rapportert antall fisk er brukt for å skalere data, det vil si en lokalitet som rapporterer 200000 fisk i anlegget vil lekke ut dobbelt så mye tralopyril som en lokalitet som rapporterer 100000 fisk. Det er også antatt at tralopyril lekker ut i lik mengde som oppløst stoff og i form av partikler.

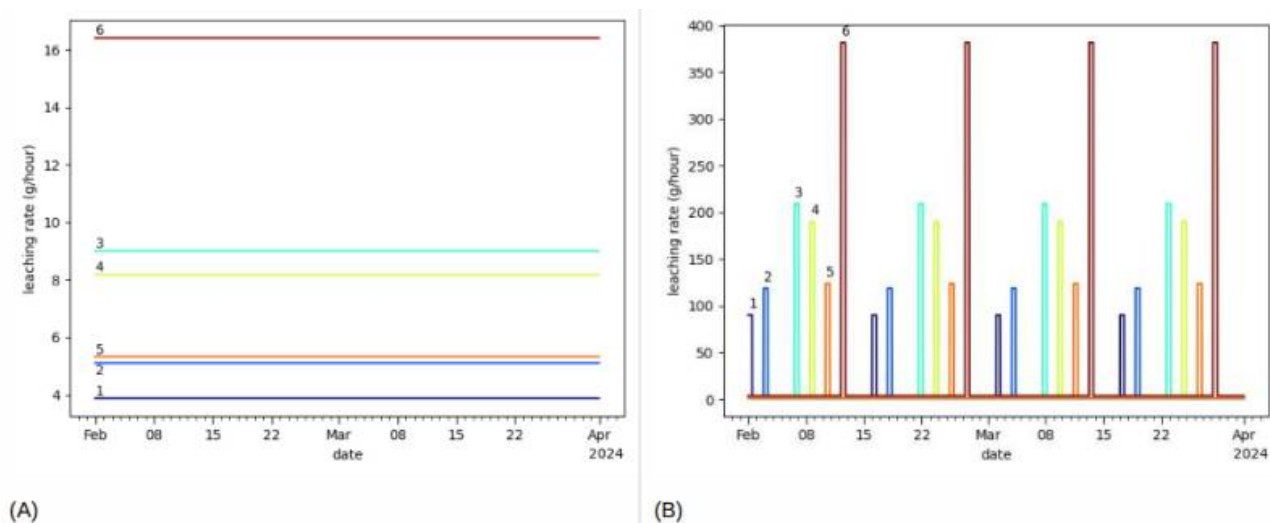
Vi har gjort spredningssimulering for to måneder for Høgsfjorden i perioden fra 1. februar 2024 til 30. mars 2024, i to ulike scenarioer. I det første scenarioet har vi antatt at utlekkingsraten er konstant. Dette scenarioet kan representere passiv utlekking. I det andre scenarioet har vi simulert periodisk spyling eller førstegangutsetting av nøter. I dette scenarioet har vi simulert de samme mengdene tralopyril for hver enkelt lokalitet, med lavere konstante grunnnivåer, og fire 12 timer lange pulser, med intervaller på 15 dager, og intensitet 100 ganger høyere enn grunnnivåene.

Simulasjoner er beregnet med spredningsmodellen ChemicalDrift (Aghito mfl., 2023), basert på hydrodynamiske data fra Norkyst med 160 m romlig oppløsning (Dalsøren mfl. 2020; Asplin mfl. 2020). ChemicalDrift er tidligere blitt brukt for å modellere spredning av tungmetaller samt organiske miljøgifter fra skip og fra offshore olje og gass plattformer (Aghito mfl., 2024; 2025), validert med data fra miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs (Brooks mfl., 2023). Modellen beregner både fysiske prosesser, som horisontal og vertikal spredning drevet av havstrømmer og turbulens, og kjemiske prosesser, som nedbrytning, volatilisering og fordeling av stoffene mellom ulike faser, inkludert oppløst fraksjon og partikkelbundet materiale.

4.1 - Datagrunnlag og usikkerheter

ChemicalDrift modellen er satt opp med tidsteg 30 minutter, utslippsratene er representert med 20 Lagranske elementer eller "partikler" fra hver lokalitet og for hvert tidsteg. Horisontal diffusivitet er satt til $0,1 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, vertikal diffusivitet profilene er gitt fra Norkyst input data. Spesifikke kjemiske egenskaper for tralopyril er parameterisert med oktanol-vann-fordelingkoeffisient 3,5 (logKow), halveringstid i vann 16 timer og halveringstid i sedimenter 20 dager (antatt 30 ganger større enn verdien i vann). Volatilisering er også beregnet, men gir neglisjerbar effekt gitt damptrykk $4,60 \cdot 10^{-8} \text{ Pa}$ og solubilitet $0,16 \text{ g m}^{-3}$ (ved 25°C).

Hvis vi antar at 85 % av det årlige forbruket av tralopyril fordeles jevnt mellom 880 produksjonsanlegg, og at hvert anlegg består av 8 nøter med diameter 50 m, dybde 30 m med kjegleformet bunn, kan vi estimere en utlekkingsrate på ca. $0,85 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$, omtrent som i forsøkene presentert i Umar mfl. (2022). Dette tilsvarer omtrent 13 g/time for et anlegg av gjennomsnittlig størrelse. I modellsimuleringene er ikke utlekkingsratene fordelt likt, men skalert basert på produksjonsdata for de ulike lokalitetene. I det passive utlekkingsscenarioet er ratene beregnet til mellom 4 g/time og 16 g/time , som vist i figur 6A.



Figur 6. Utlekkingsrater benyttet for 6 anlegg i modellerings-oppsetter for det konstante utlekkingsscenarioet (A) og for scenarioet med varierende utlekking pga spyling (B)

Verdier på utlekking på opptil $1,5 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$ har blitt rapportert i en forsøksstudie (Umar mfl. 2022), basert på notbiter impregnert med ulike produkter basert på tralopyril, plassert på en roterende sylinder i en holdingtank med syntetisk sjøvann i 14 dager. For et produkt ble konstant utlekkingsrate målt til $0,9 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$ for de første 6 dagene.

Etter en hendelse med 25 % dødelighet hos laks satt ut i en ny tralopyril - impregnert not på Havforskningsinstituttets stasjon på Matre, ble det gjennomført et oppfølgingsforsøk. Målingene viste tralopyrilkonsentrasjoner på $1,48 - 1,74 \mu\text{g}/\text{l}$ i de øverste én meter av nota. Nota hadde luseskjørt og målingene ble tatt 3 dager etter utsetting i sjøen, etter samme tid som døde laks ble observert en uke tidligere. I en enkel beregning der vi antar at alt utlekket tralopyril ble værende i nota (på grunn av luseskjørtet) og halveringstid 9,3 timer i sjø, gav også dette en estimert utlekkingsrate på $0,9 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$.

Det er imidlertid viktig å merke seg at forsøksresultater som viser $0,9 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$ gjelder kun i de første 3–6 dagene etter notutsetting, og at lavere verdier forventes etter den første uken. Dette tyder på at simuleringene i det passive utlekkingsscenarioet kan være noe urealistiske, og at ratene vist i Fig. 6B for scenarioet med periodisk spyling og pulser på ca. 100–400 g/time (med lavere bunnverdier mellom 1–4 g/time) sannsynligvis gir et bedre bilde av virkeligheten.

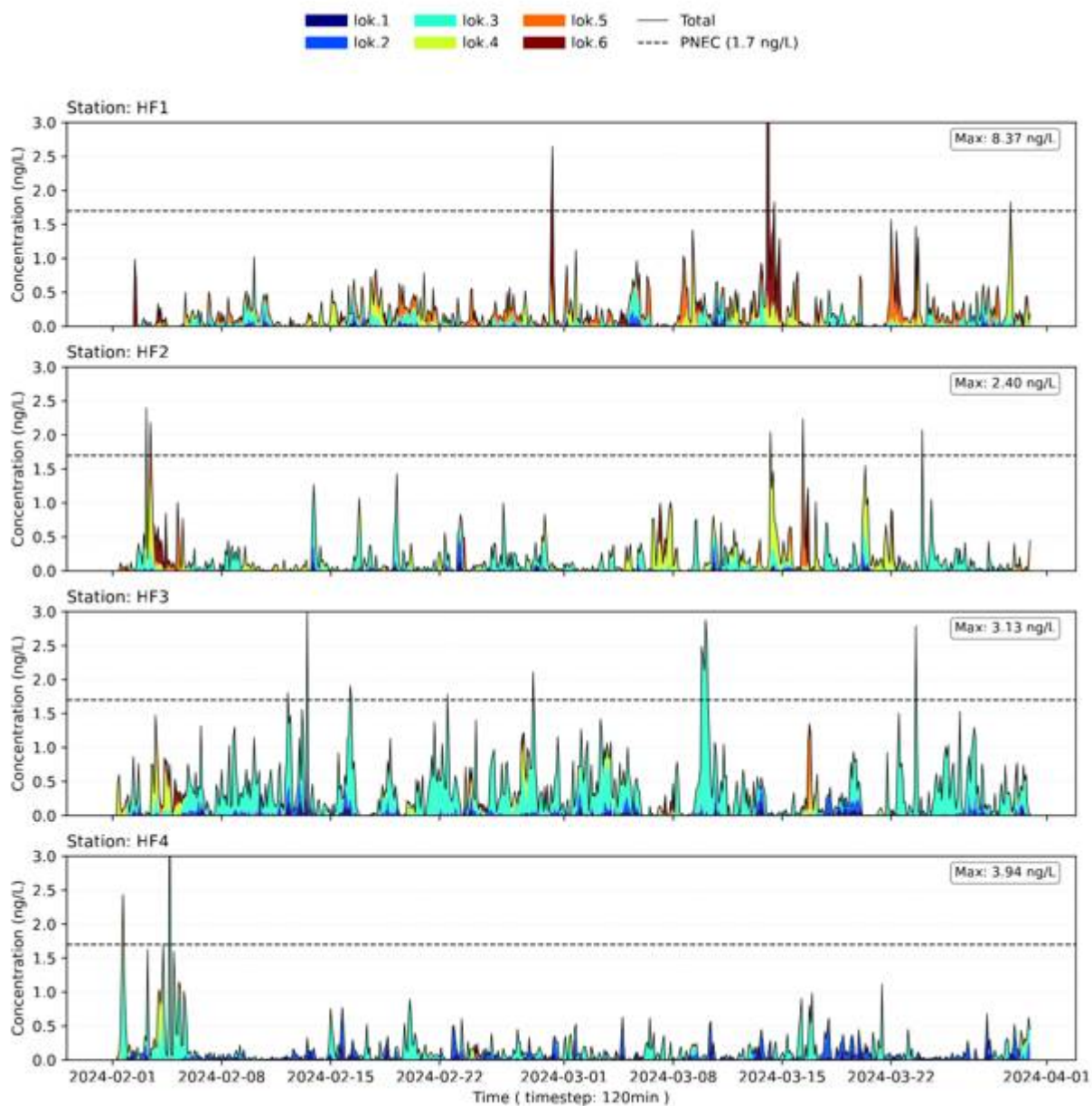
Det er også mulig at førstegangsspyling kan gi utlekkingsrater som er betydelig høyere enn de som vises i figur 6B og som er benyttet i det andre scenarioet. Slitasje på coatingen som følge av abrasjon ved høytrykksspyling er tidligere rapportert, med et gjennomsnittlig tap på henholdsvis 21 % og 31 %, og opptil 53 % av de vaskede overflatene (Bloecher mfl. 2019).

Når bedre datagrunnlag blir tilgjengelig, vil resultatene i denne rapporten kunne skaleres. Det er for eksempel ikke forventet at alle produksjonsanlegg benytter tralopyril, men dette er foreløpig antatt på grunn av manglende data. Dersom det antas at de modellerte lokalitetene bruker tralopyril, men kun én av ti av anleggene i produksjon faktisk gjør det, vil de modellerte konsentrasjonene som presenteres i rapporten kunne justeres med en faktor på 10.

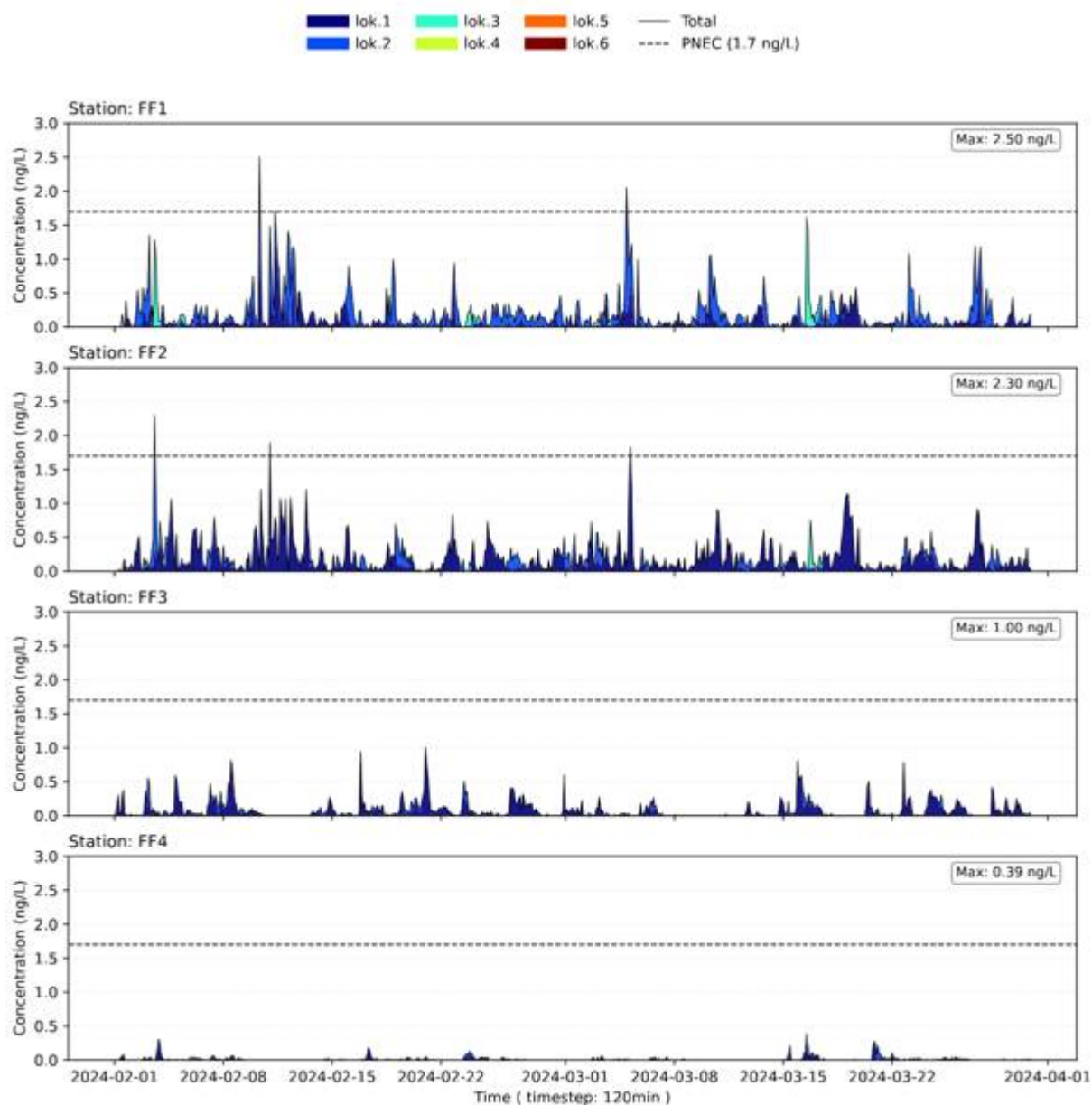
4.2 - Modellering i Høgsfjordområdet

4.2.1 - Scenario med konstant utlekking

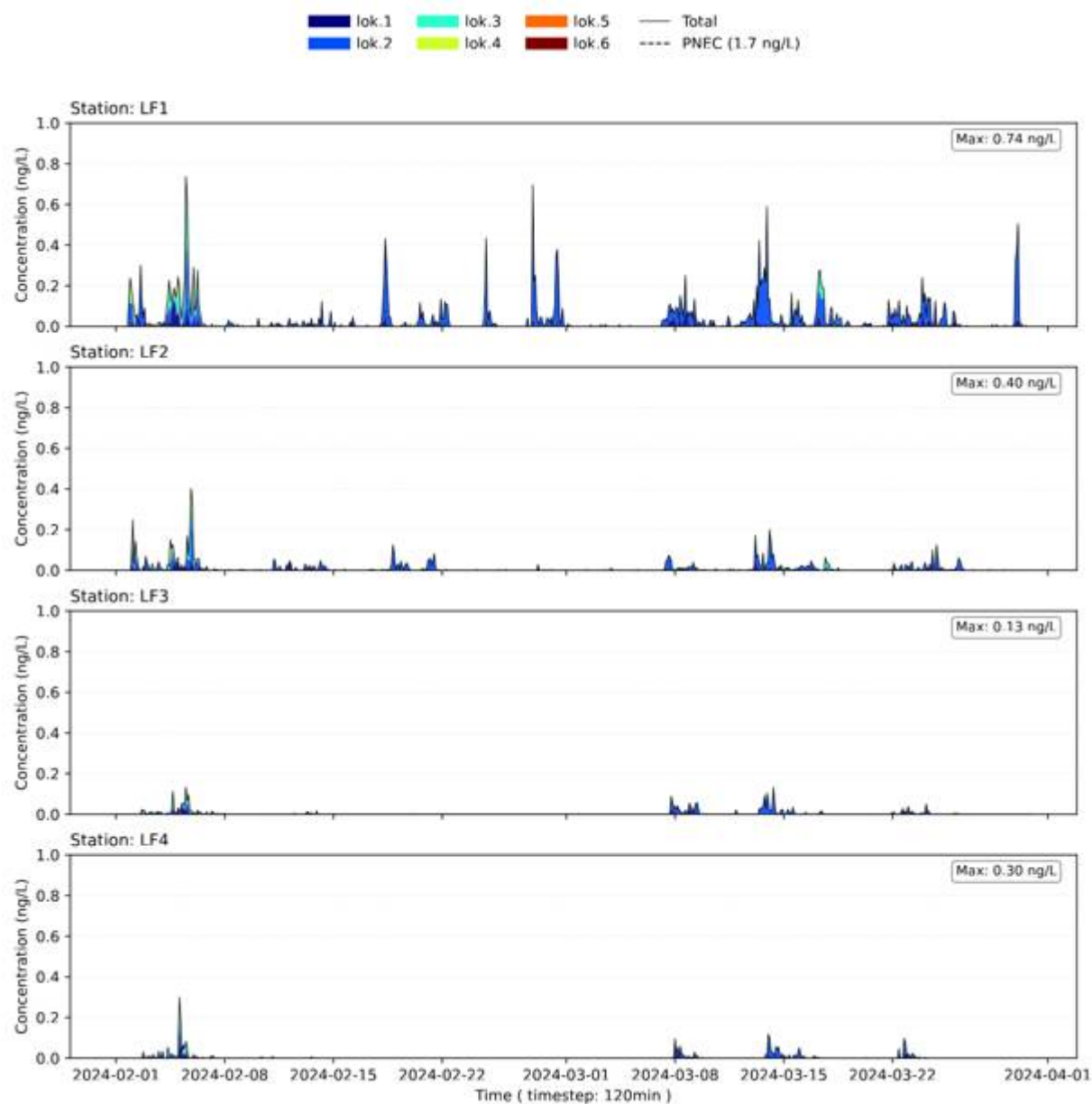
Resultater for simuleringene for scenarioet med konstant utlekking er vist i figurene 7–15. Scenarioet kan representere passiv utlekking under «normale» driftsforhold, altså uten spyling og ikke rett etter førstegangsutsetting av impregnert not. Tidsserier med modellerte konsentrasjoner av tralopyril i øverste del av vannsøylen (0–20 m) i de virtuelle stasjonene er vist i figurene 7–14. Modellerte gjennomsnittlige verdier av konsentrasjoner i vann er vist i figur 12. Overskridelse av terskelverdier er vist i figurene 13–14. Skalert akkumulering i sedimenter er vist i figur 15. Resultatene viser at de høyeste konsentrasjonene blir modellert langs hovedstrømmen fra anleggene (figur 12–14).



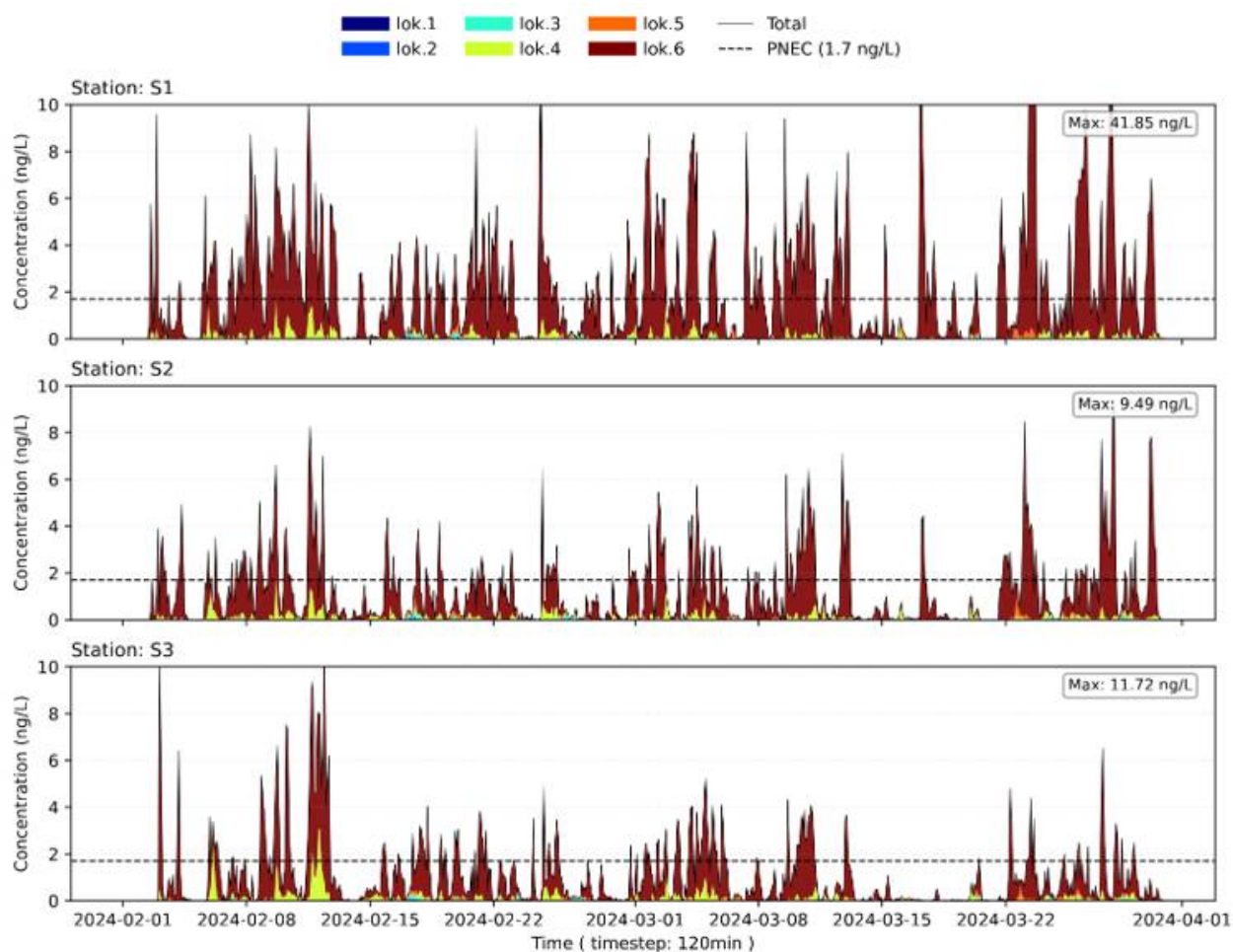
Figur 7. Konstant utlekking på stasjonene i ytre Høgsfjord. Stiplet linje indikerer PNEC på 1,7 ng/l.



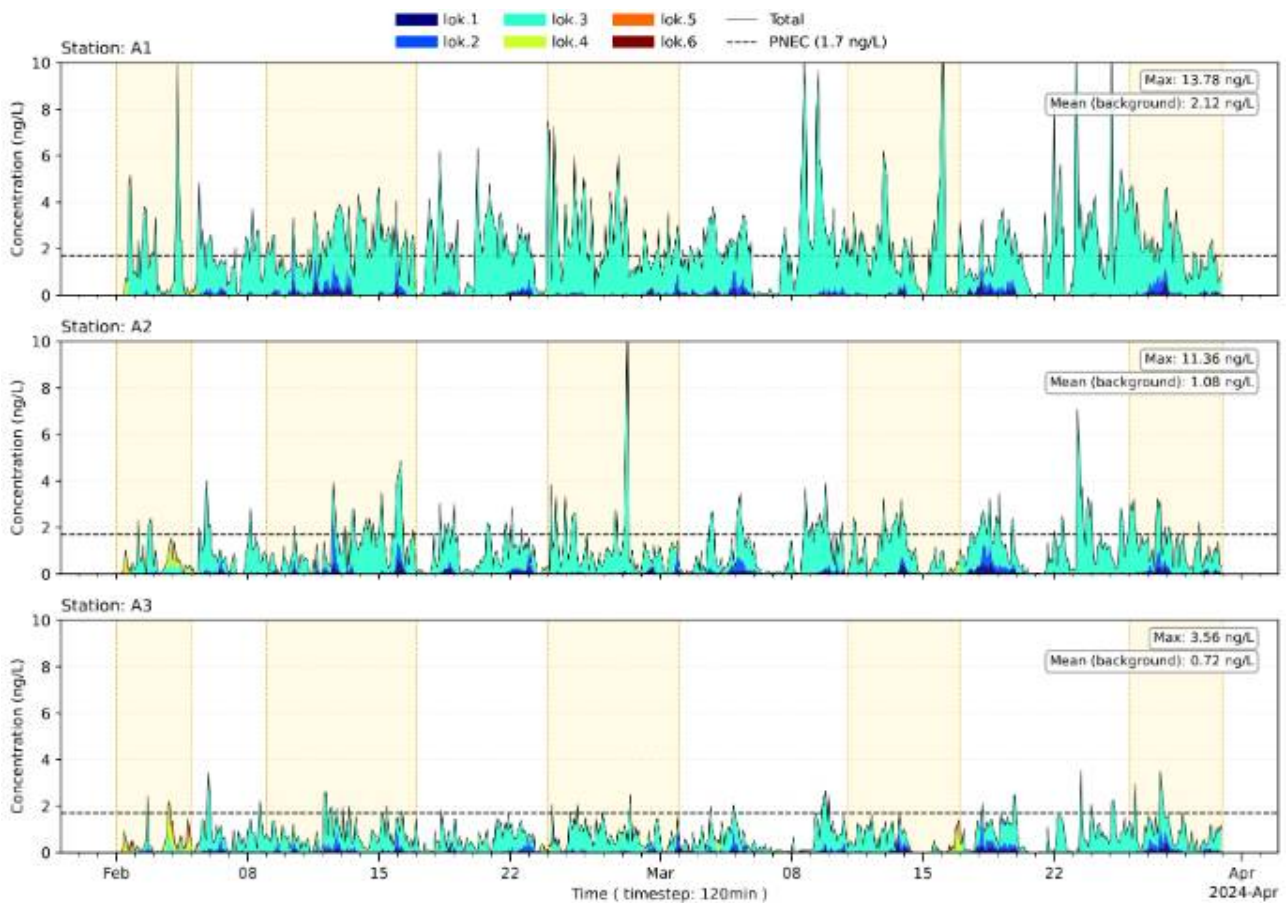
Figur 8. Konstant utlekking simulert ved stasjonene i Frafjord.



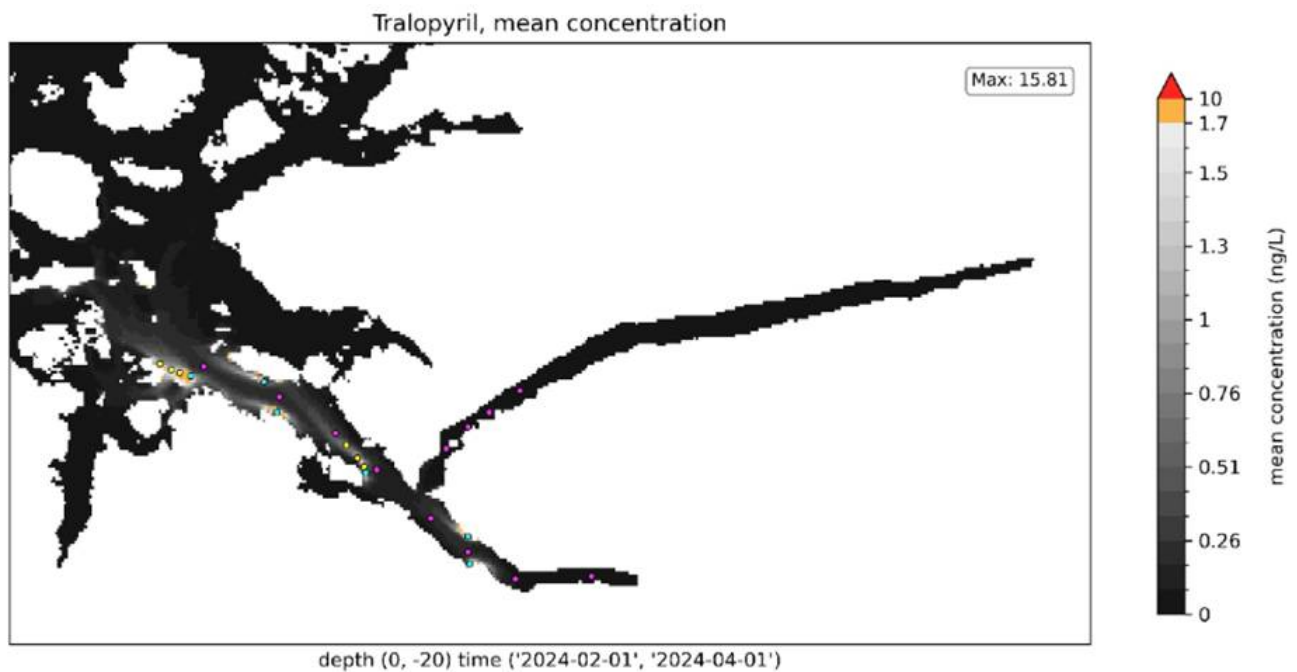
Figur 9. Konstant utlekking simulert for stasjonene i ytre Lysefjorden.



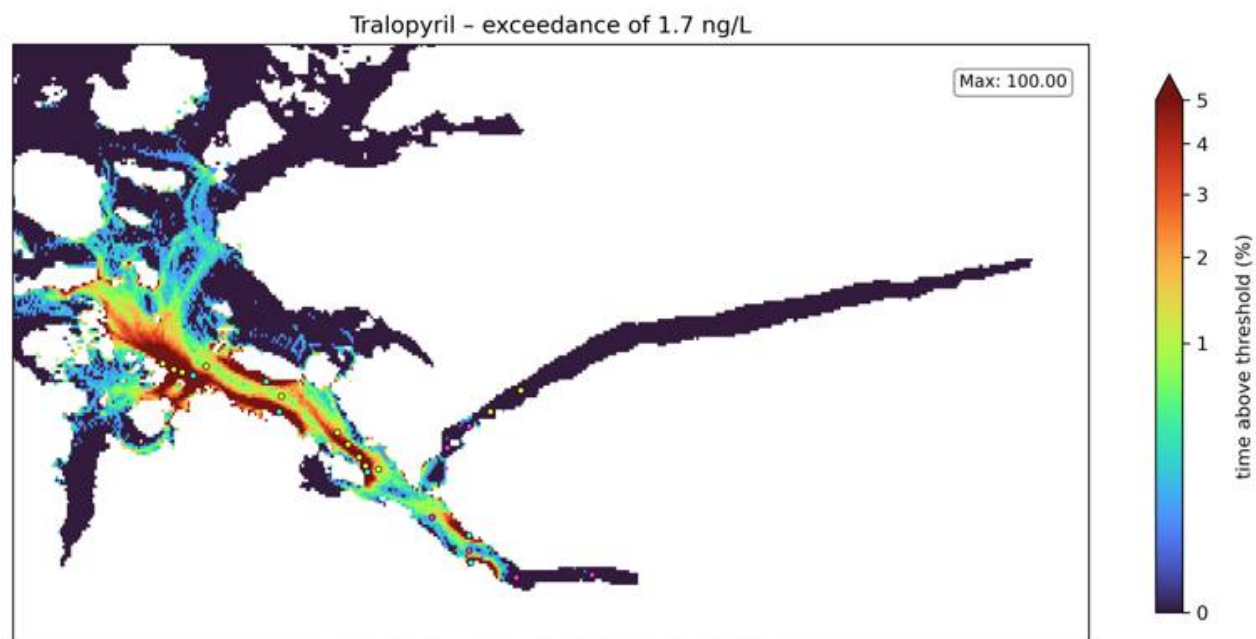
Figur 10. Konstant utlekking simulert for stasjonene nedstrøms til lokasjon 6 (med avstand omtrent 500m, 1000 m, 1500m).



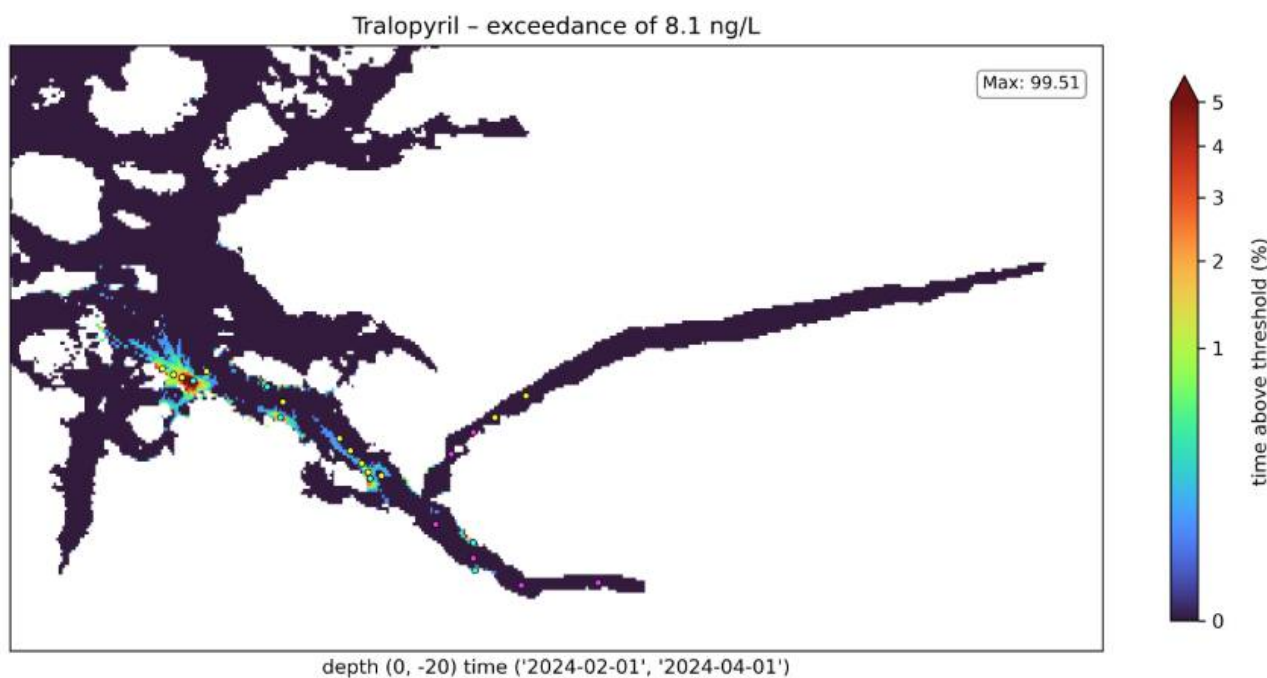
Figur 11. Konstant utlekking simulert for stasjonene nedstrøms til lokasjon 3 (med avstand omtrent 500m, 1000 m, 1500m). Stiplet linje på 1,7 ng/l er grenseverdi (PNEC) for tralopyril. Gjennomsnittlige grunnivåer er beregnet i de fargede tidsintervallene for å sammenligne med tidsserien for det varierende utlekking scenario i Fig. 20.



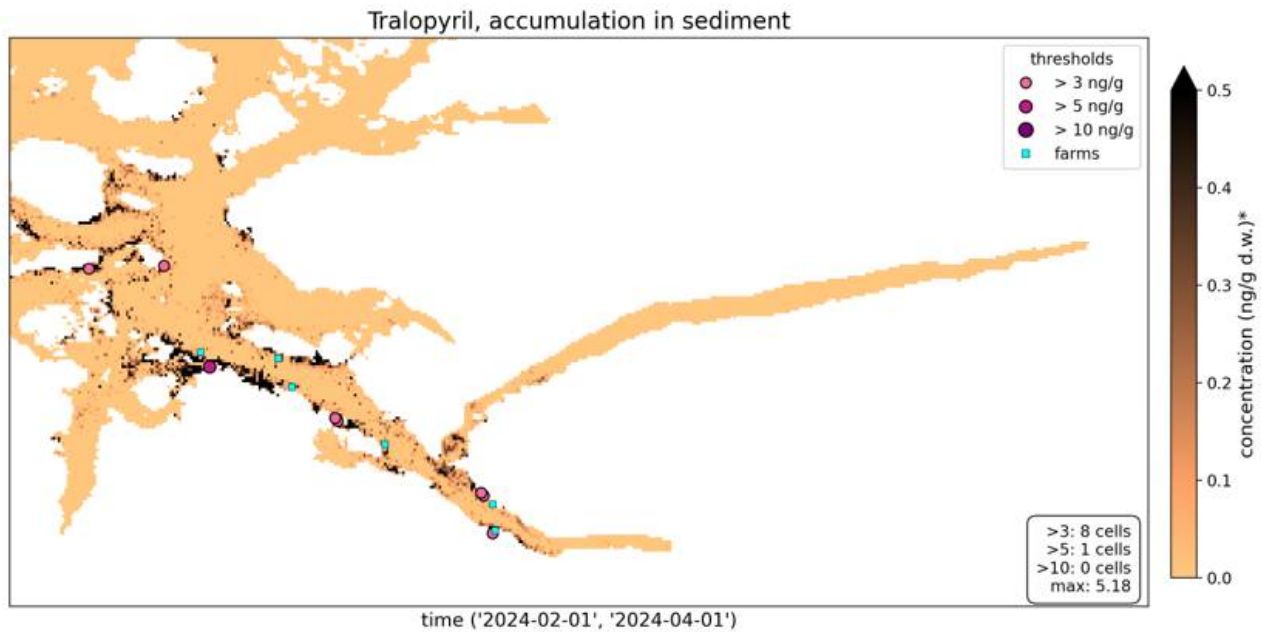
Figur 12. Gjennomsnittlige konsentrasjoner gitt scenarioet for konstant utlekking for øvre del av vannsøylen (0–20 m).



Figur 13. Modellert overskridelse av PNEC = 1,7 ng/L fra scenarioet med konstant utlekking. Enhet i % indikerer prosent av tid i modellert periode (5 % = 6 dager, 1 % = 15 timer).



Figur 14. Modellert overskridelse av en høyere terskel 8,1 ng/L fra scenarioet med konstant utlekking. Enhet i % indikerer prosent av tid i modellert periode (5 % = 6 dager, 1 % = 15 timer).

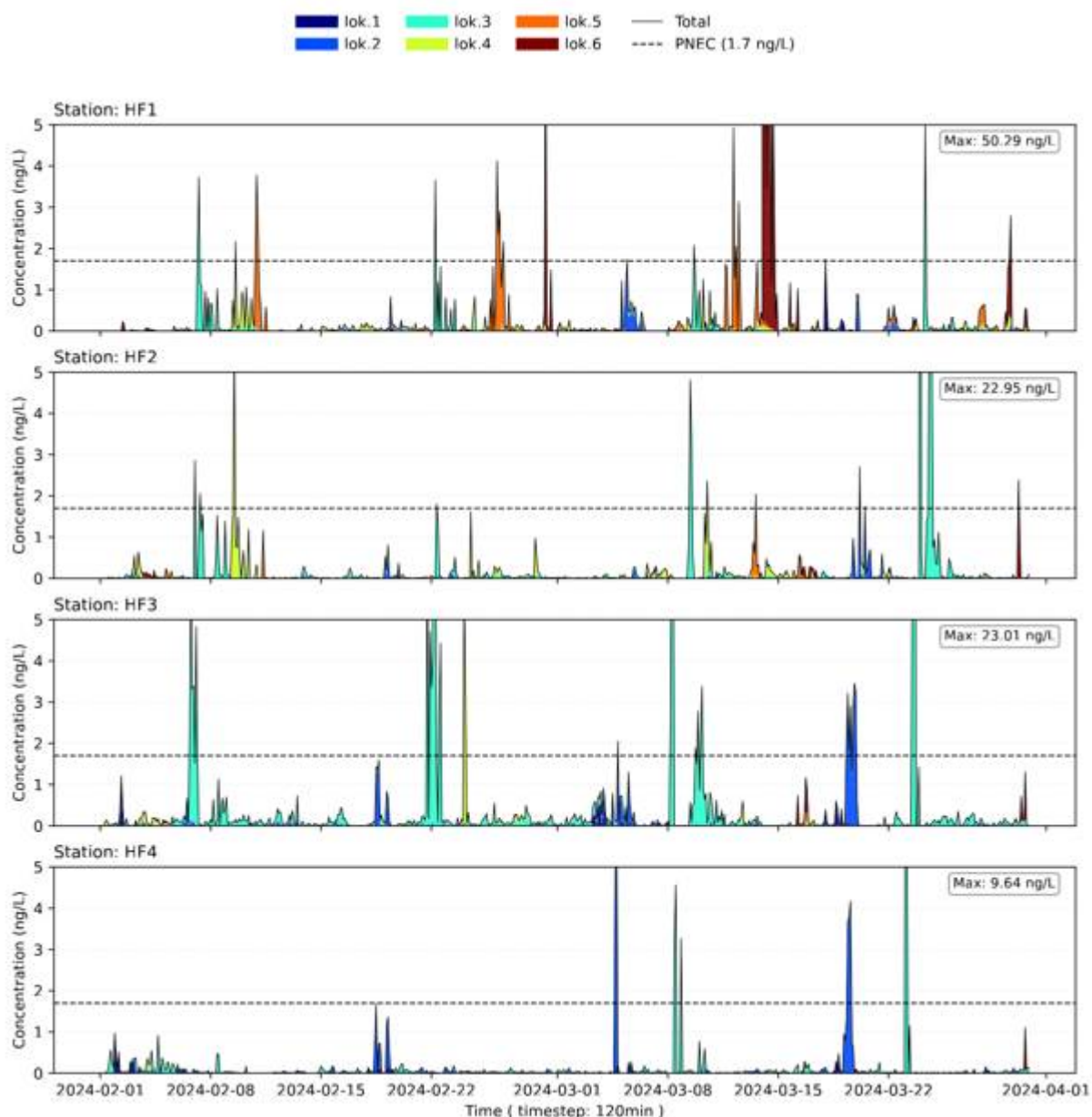


Figur 15. Normalisert akkumulering av tralopyril i sedimenter for det konstante utlekkingsscenarioet.

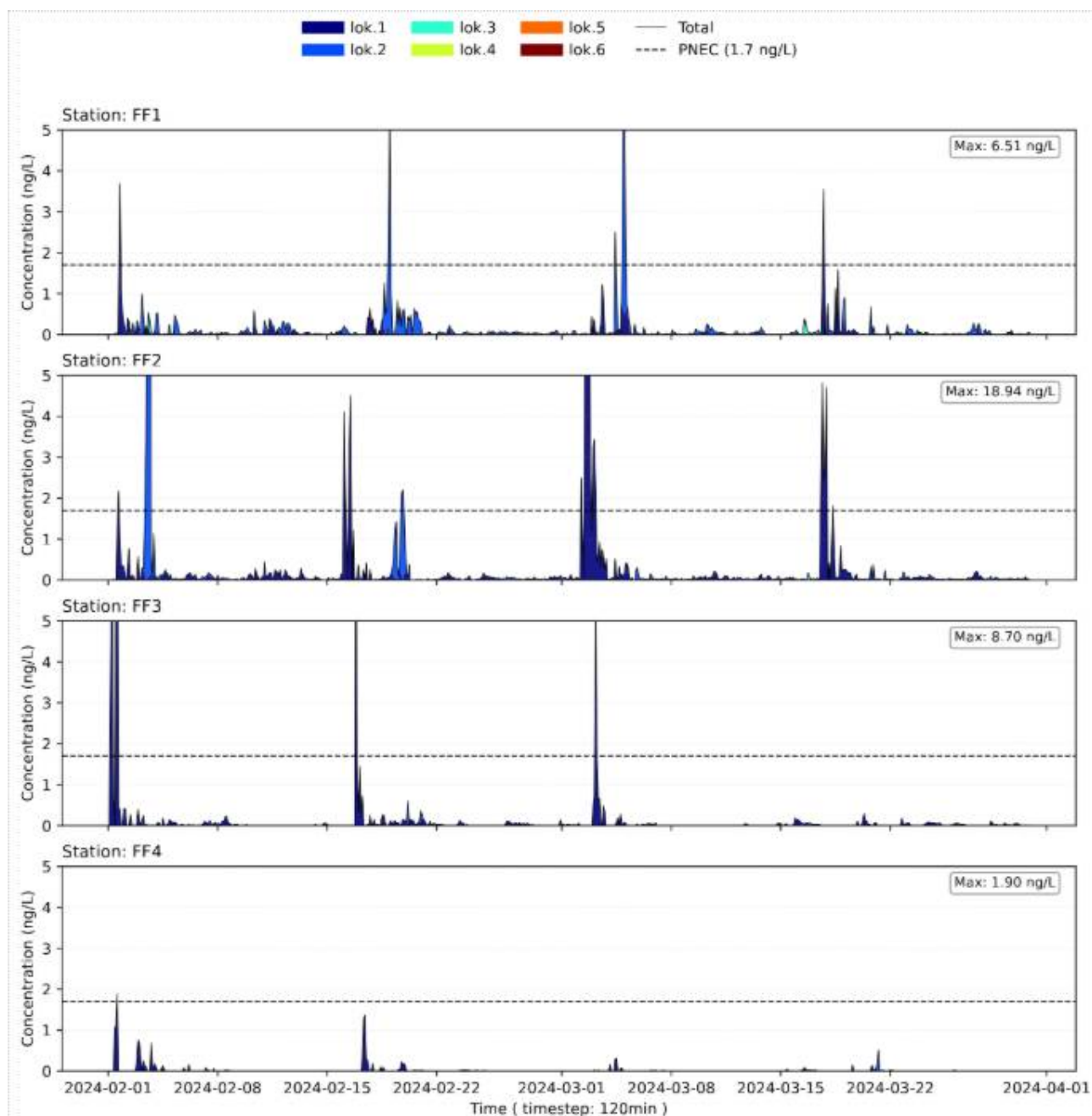
* Verdiene er skalert og kan ikke brukes direkte til å vurdere miljøpåvirkning. Lengre tidsperioder og mer detaljerte partikkelegenskaper kan gi et mer representativt bilde.

4.2.2 - Scenario med varierende utlekking pga spyling

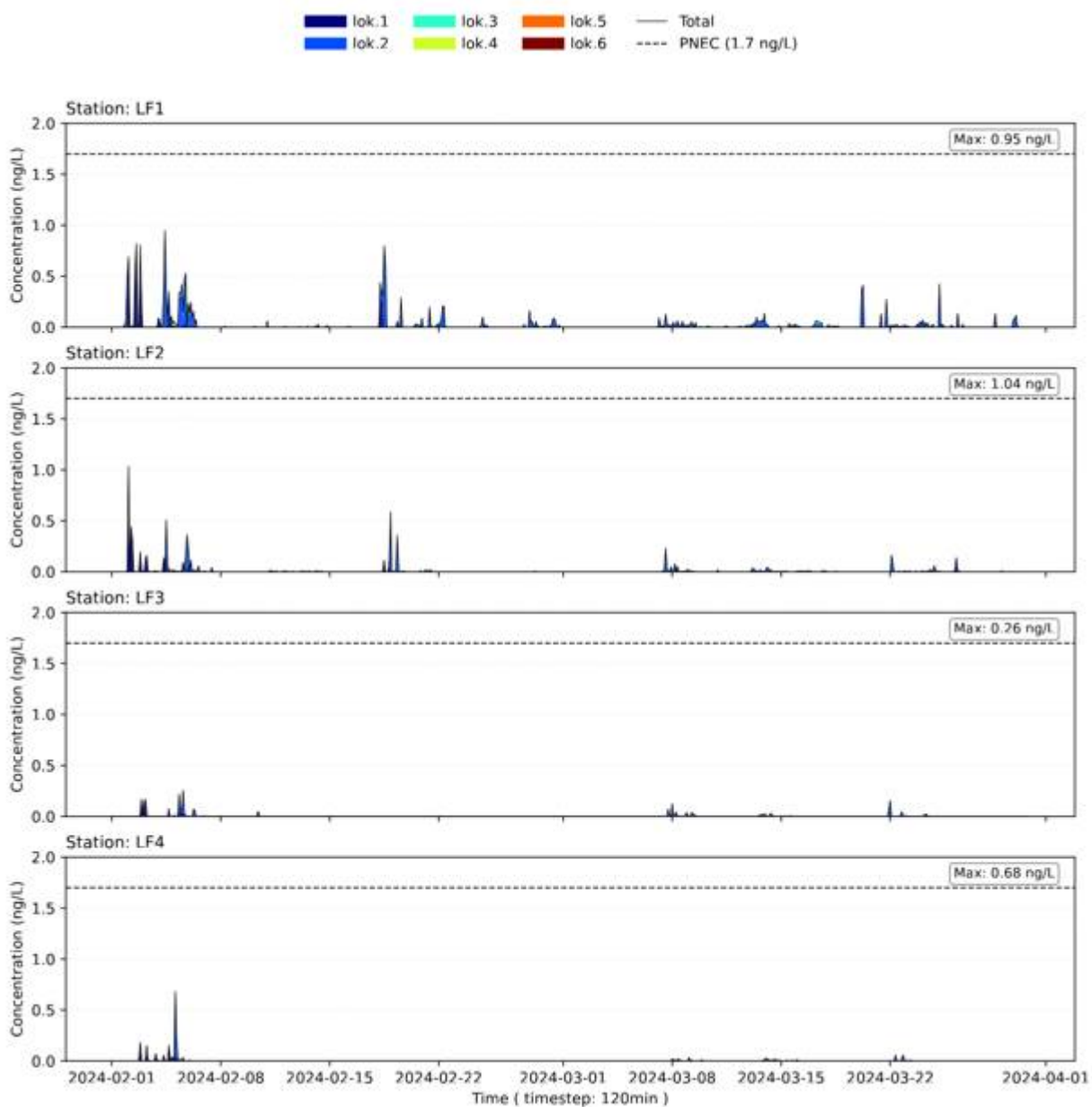
Resultater fra simuleringen av scenarioet for varierende utlekking er vist i figurene 16–24. Scenarioet representerer periodiske hendelser med forhøyet utlekkingsrate, slik som spyling eller førstegangsutsetting av impregnert not. Tidsserier med modellerte konsentrasjoner av tralopyril i øverste del av vannkolonnen (0–20 m) i de virtuelle stasjonene er vist i figurene 16-20. Modellerte gjennomsnittlige verdier av konsentrasjoner i vann er vist i Figur 21. Overskridelse av terskelverdier er vist i figurene 22-23. Skalert akkumulering i sedimenter er vist i figur 24.



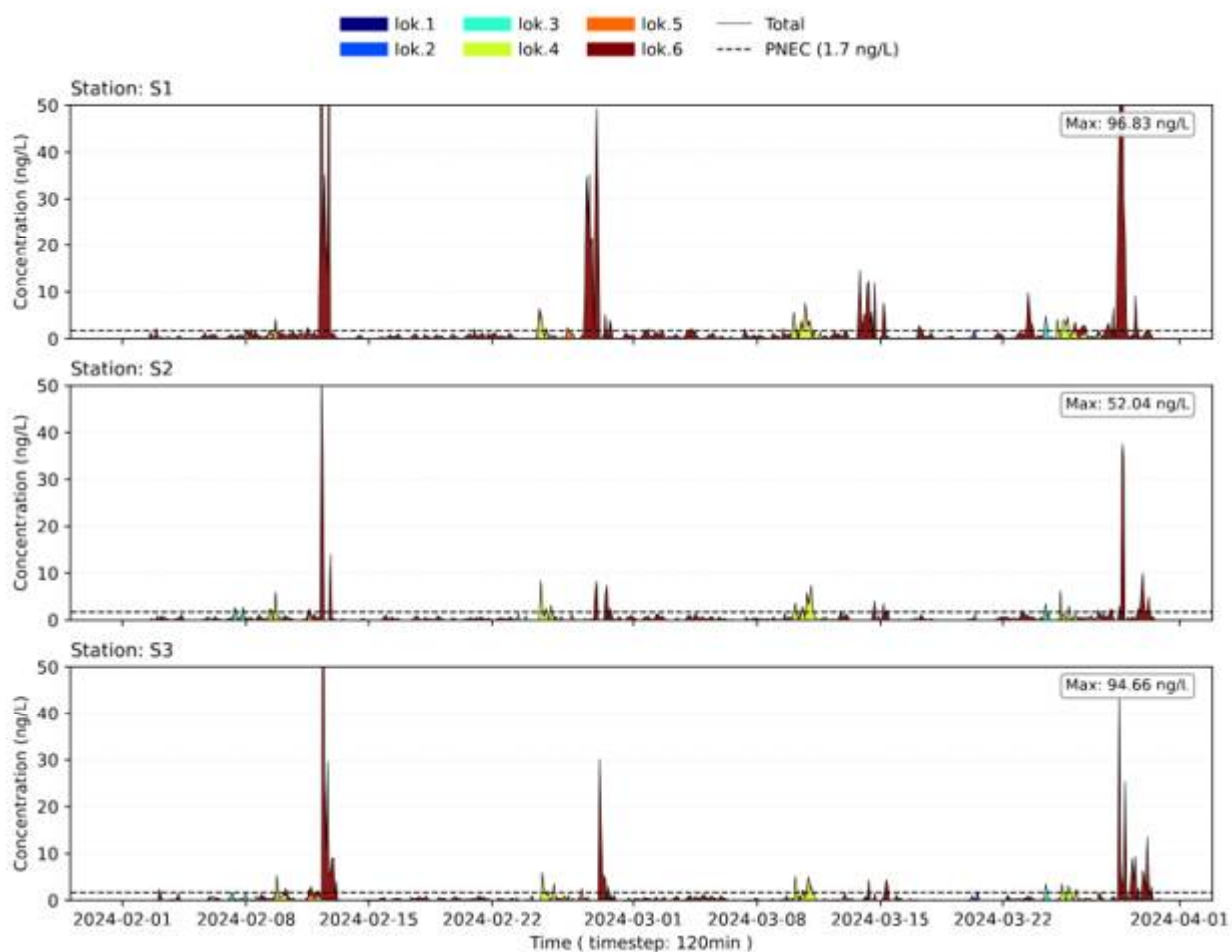
Figur 16. Modellert nivå i scenario med varierende utlekking på stasjonene i ytre Høgsfjord.



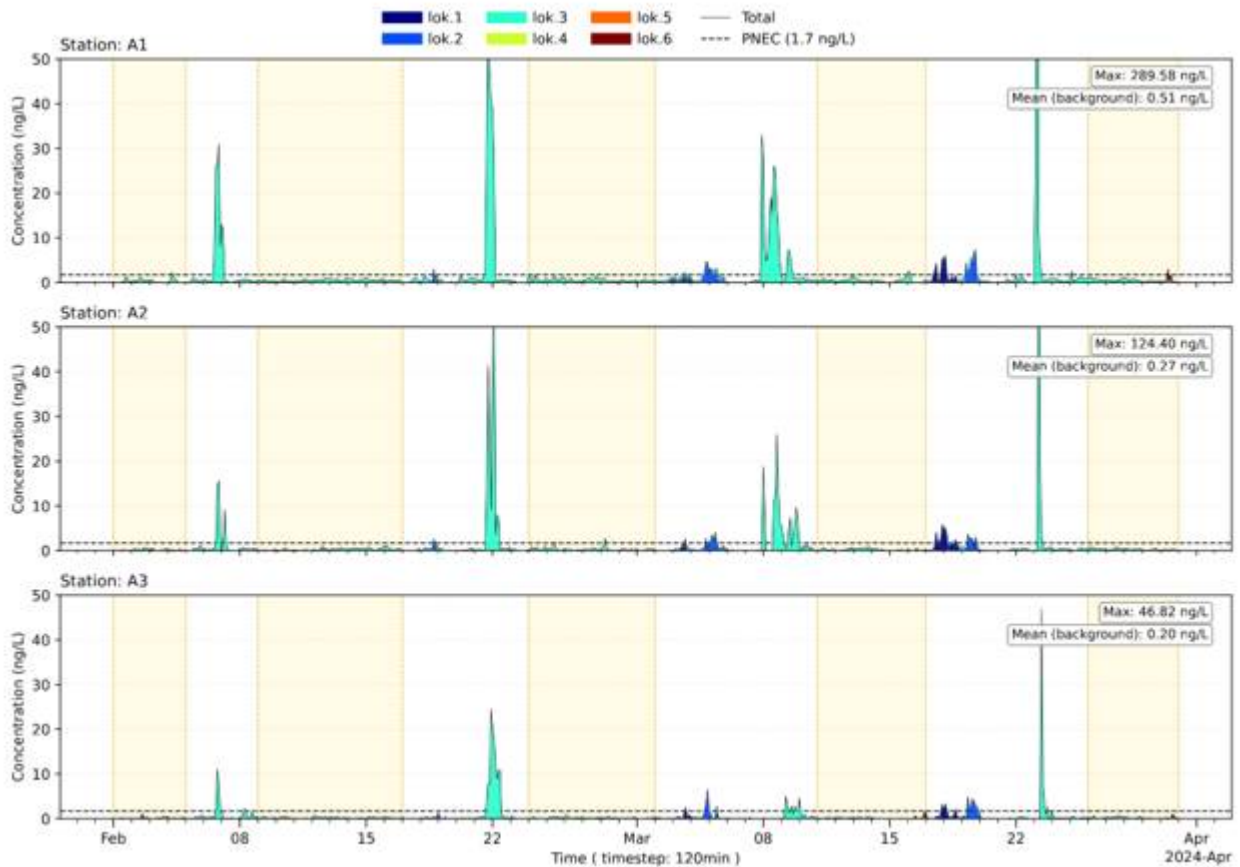
Figur 17. Modellert nivå i scenario med varierende utlekking på stasjonene i Frafjord.



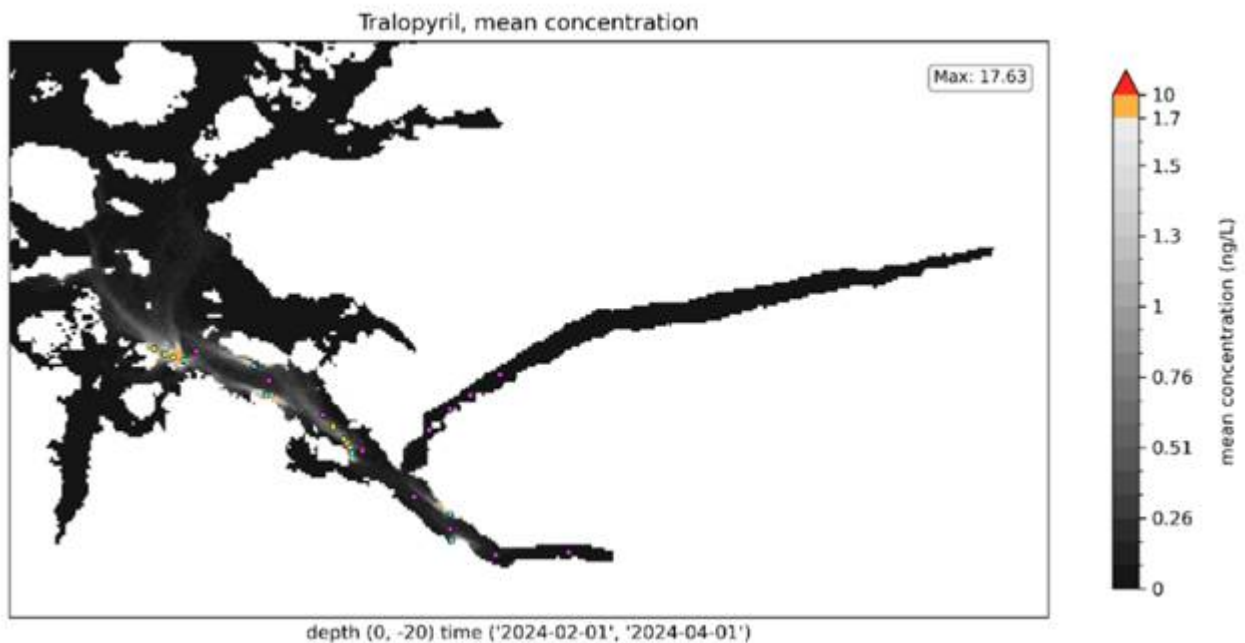
Figur 18. Modellert nivå i scenario med varierende utlekking på stasjonene i ytre Lysefjord.



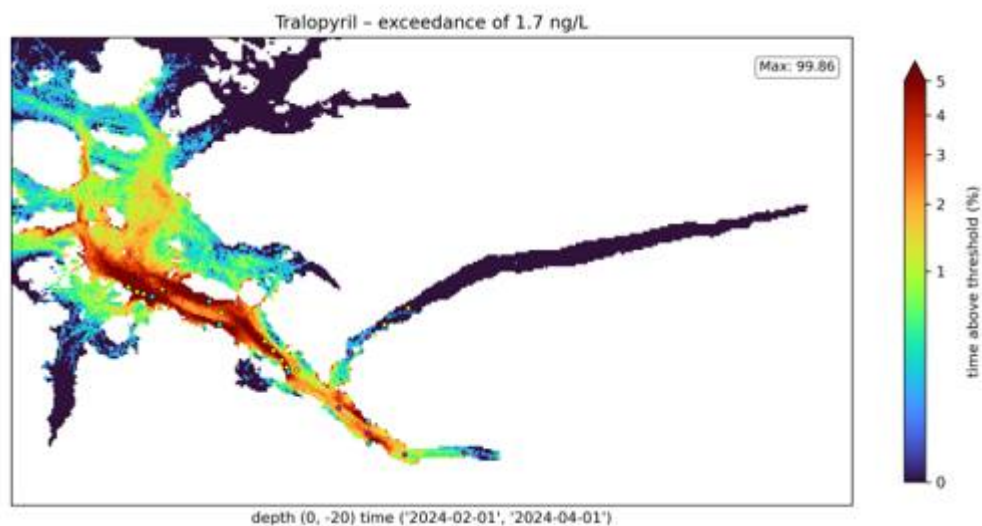
Figur 19. Modellert nivå i scenario med varierende utlekking simulert for stasjonene nedstrøms til lokasjon 6.



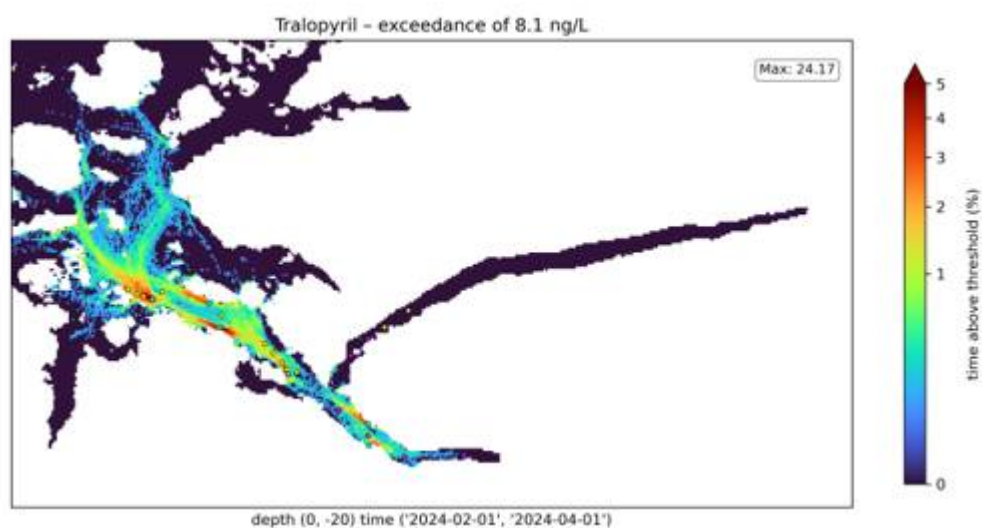
Figur 20 Modellert nivå i scenario med varierende utlekking for stasjonene i plumen til lokasjon 3. Gjennomsnittlige grunnnivåer er beregnet i de fargede tidsintervallene som er lite påvirket av pulsene.



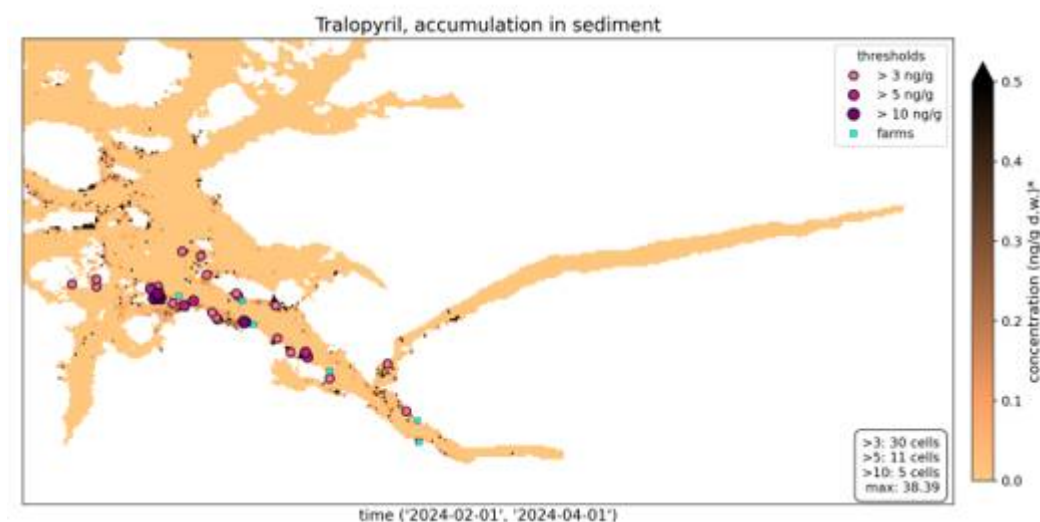
Figur 21. Modellert nivå i scenario med varierende utlekking. Gjennomsnittlige konsentrasjoner i øvre del av vannsøylen (0–20 m).



Figur 22. Modellert overskridelse av PNEC = 1,7 ng/ fra scenarioet med varierende utlekking. Enhet i % indikerer prosent av tid i modellert periode (5 % = 6 dager, 1 % = 15 timer).



Figur 23. Modellert overskridelse av en høyere terskel 8,1 ng/L fra scenarioet med varierende utlekking. Enhet i % indikerer prosent av tid i modellert periode (5 % = 6 dager, 1 % = 15 timer).

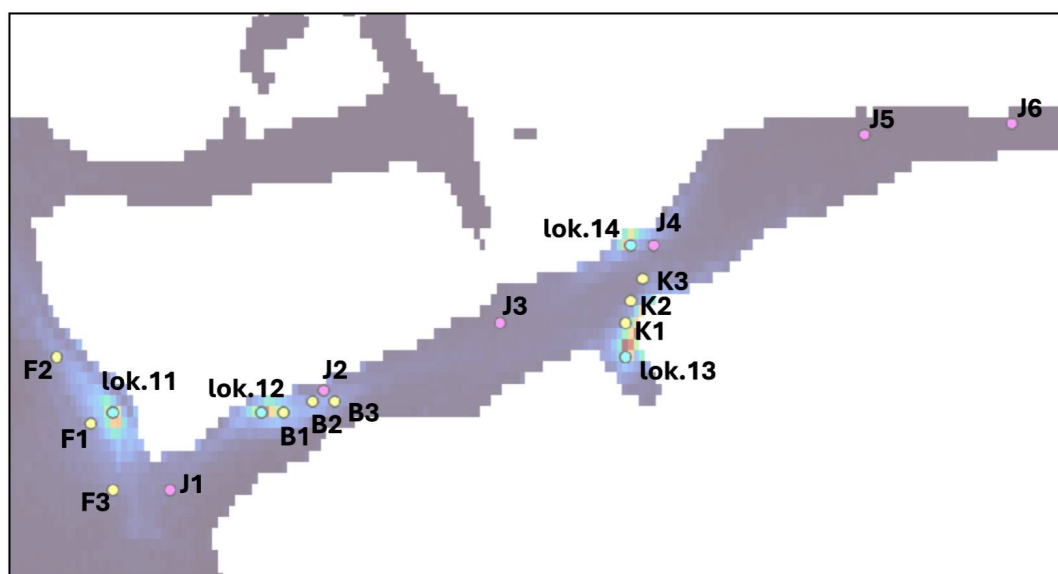


Figur 24. Modellert nivå i scenario med varierende utlekking. Normalisert akkumulering av tralopyril i sedimenter.
* Verdiene er skalert og kan ikke brukes direkte til å vurdere miljøpåvirkning. Lengre tidsperioder og mer detaljerte partikkelegenskaper kan gi et mer representativt bilde.

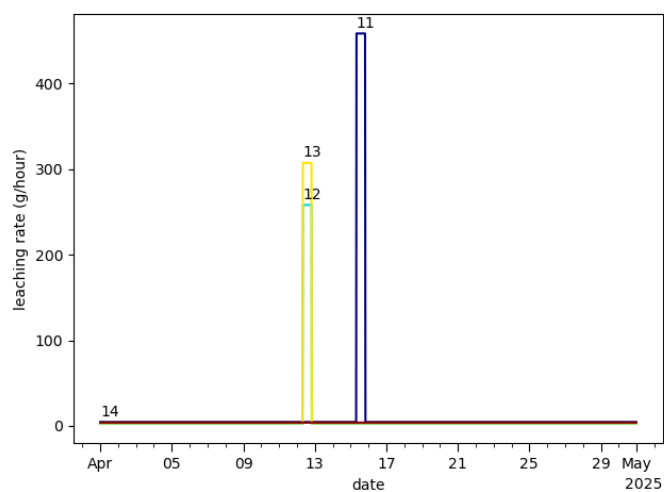
4.2.3 - Modellering i Jøsenfjorden med varierende utlekking pga spyling

Modelloppsettet er videre brukt for å simulere spredning av tralopyrilutslipp fra fire oppdrettsanlegg i Jøsenfjorden i april 2025. Det modellerte området og anlegg inkludert i simulering er vist i figur 25. Opplysningene fra oppdrettsselskapene om bruk av tralopyril som impregneringsmiddel i 2025 og om tidspunktene brukt i modellen for å simulere spyling, er mottatt via innsynskrav fra Norges Miljøvernforbund (se Vedlegg A). Simuleringene fokuserer på spyling som foregikk mellom 12. og 15. april. Utlekkingsrater er beregnet med metodikk beskrevet tidligere, med 15 dager mellom hver spyling for anlegg 11, 12, 13, og konstant utlekking uten spyling i anlegg 14 (figur 26).

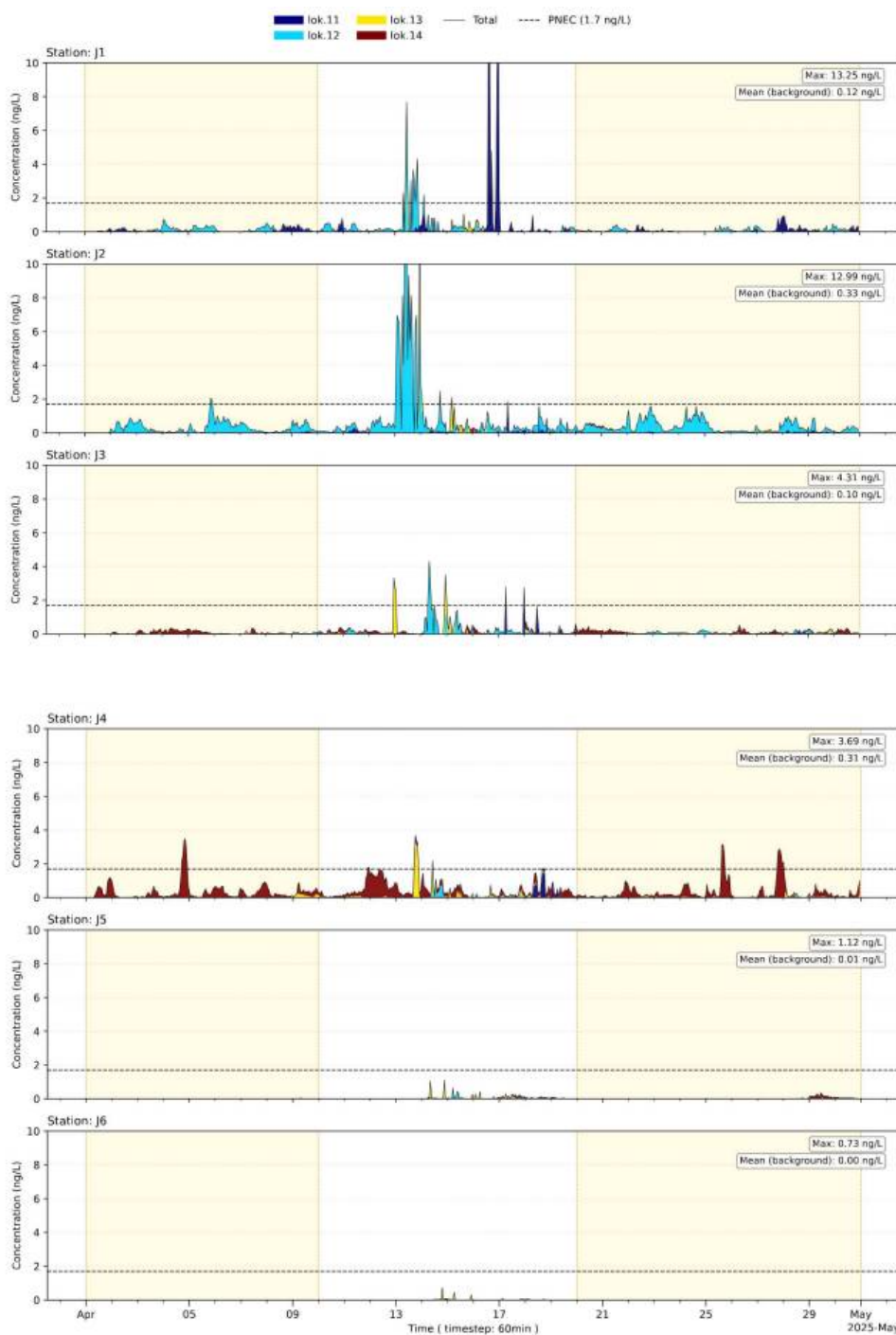
Tidsserier med modellerte konsentrasjoner av tralopyril i øverste del av vannsøylen (0–20 m) i de virtuelle stasjonene er vist i figurene 27–30. Tidspunkt der maksimale nivåer forekommer, og overskridelse av terskelverdier er vist i figurene 31 og 32.



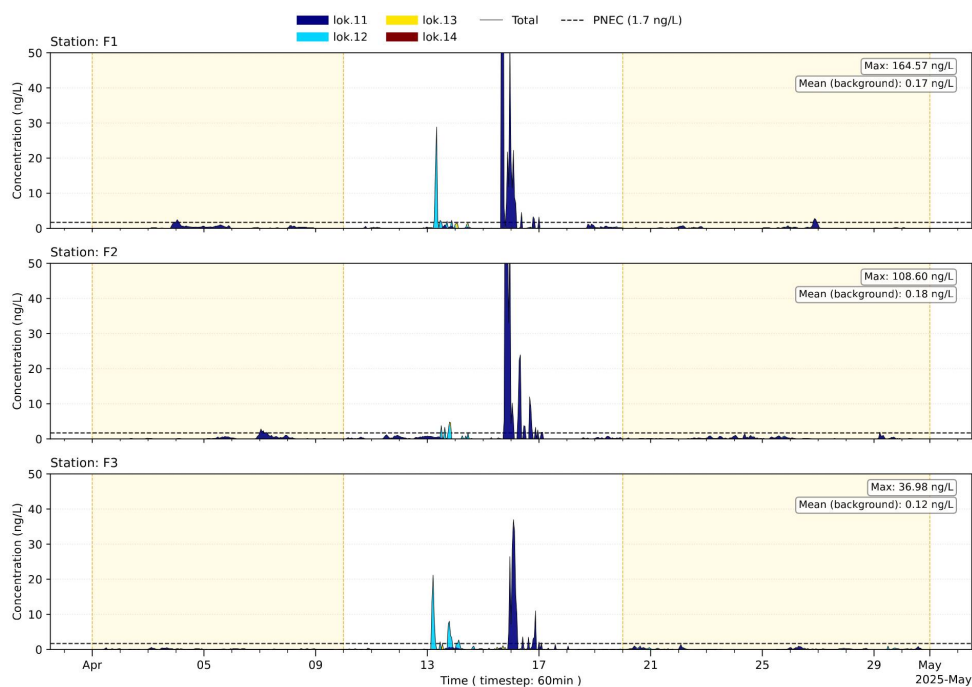
Figur 25. Området modellert i Jøsenfjorden med ChemicalDrift med posisjonene av akvakulturlokaliteter (lok.11 til lok.14), virtuelle monitoreringsstasjoner langs fjorden (J1– J6), og nedstrøms for lok.11 (F1, F2, F3), lok.12 (B1, B2, B3), og lok.13 (K1, K2, K3).



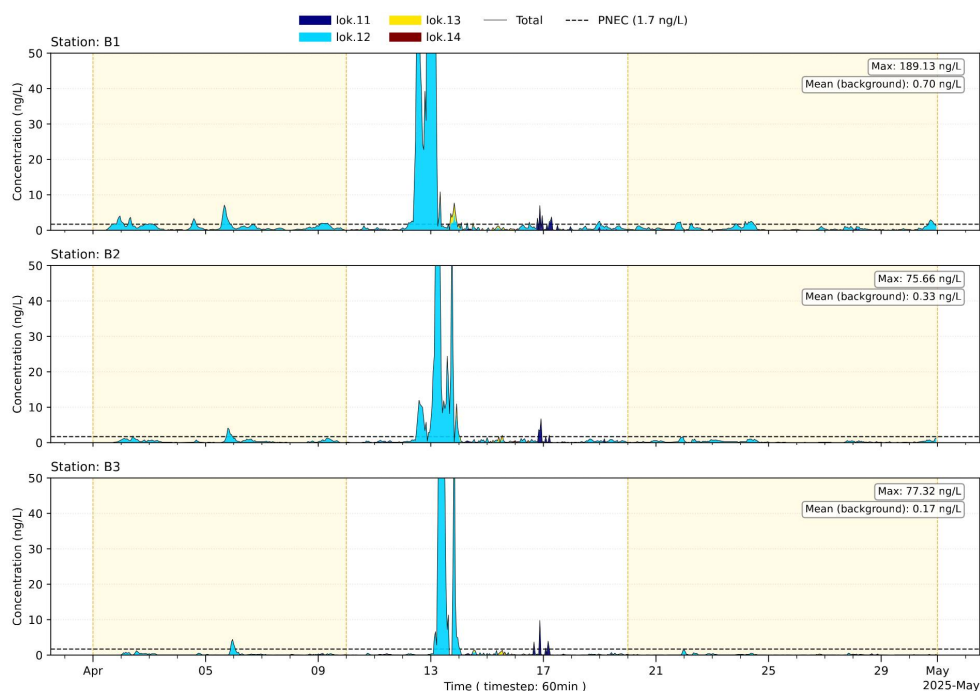
Figur 26. Utlekkingsrater brukt i modelloppsett for hvert anlegg i Jøsenfjorden, basert på rapporterte tidspunktene for spyling av nøter.



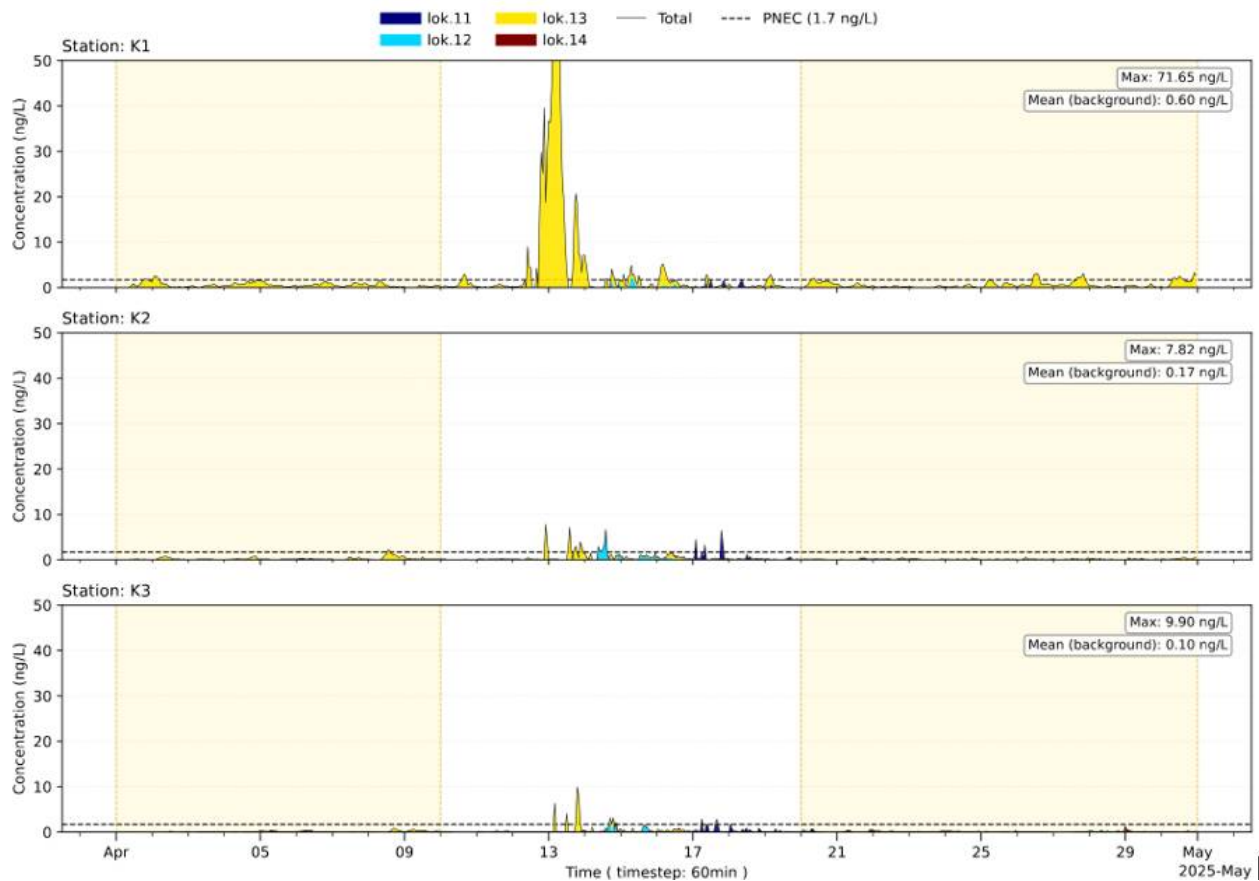
Figur 27. Modellert nivå i Jøsenfjorden i april 2025. Gjennomsnittlige grunnnivåer er beregnet i de fargede tidsintervallene som er lite påvirket av spyling.



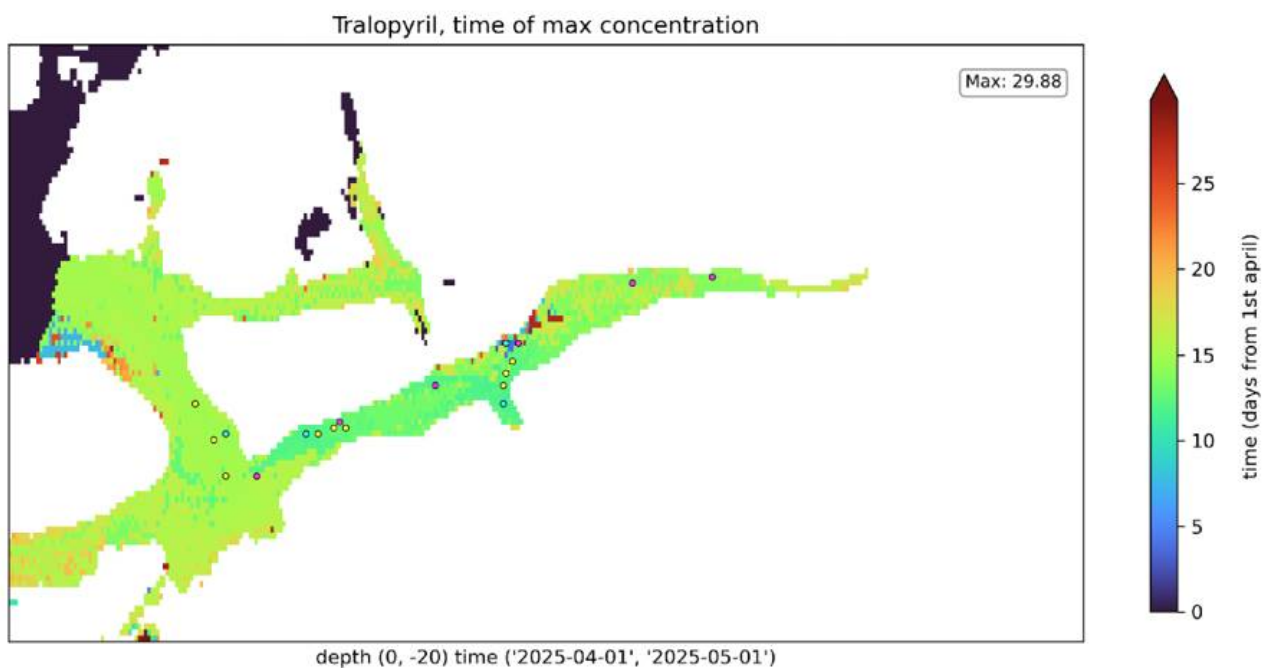
Figur 28. Modellert nivå i stasjonene rundt lok.1 i april 2025. Gjennomsnittlige grunnivåer er beregnet i de fargede tidsintervallene som er lite påvirket av spyling.



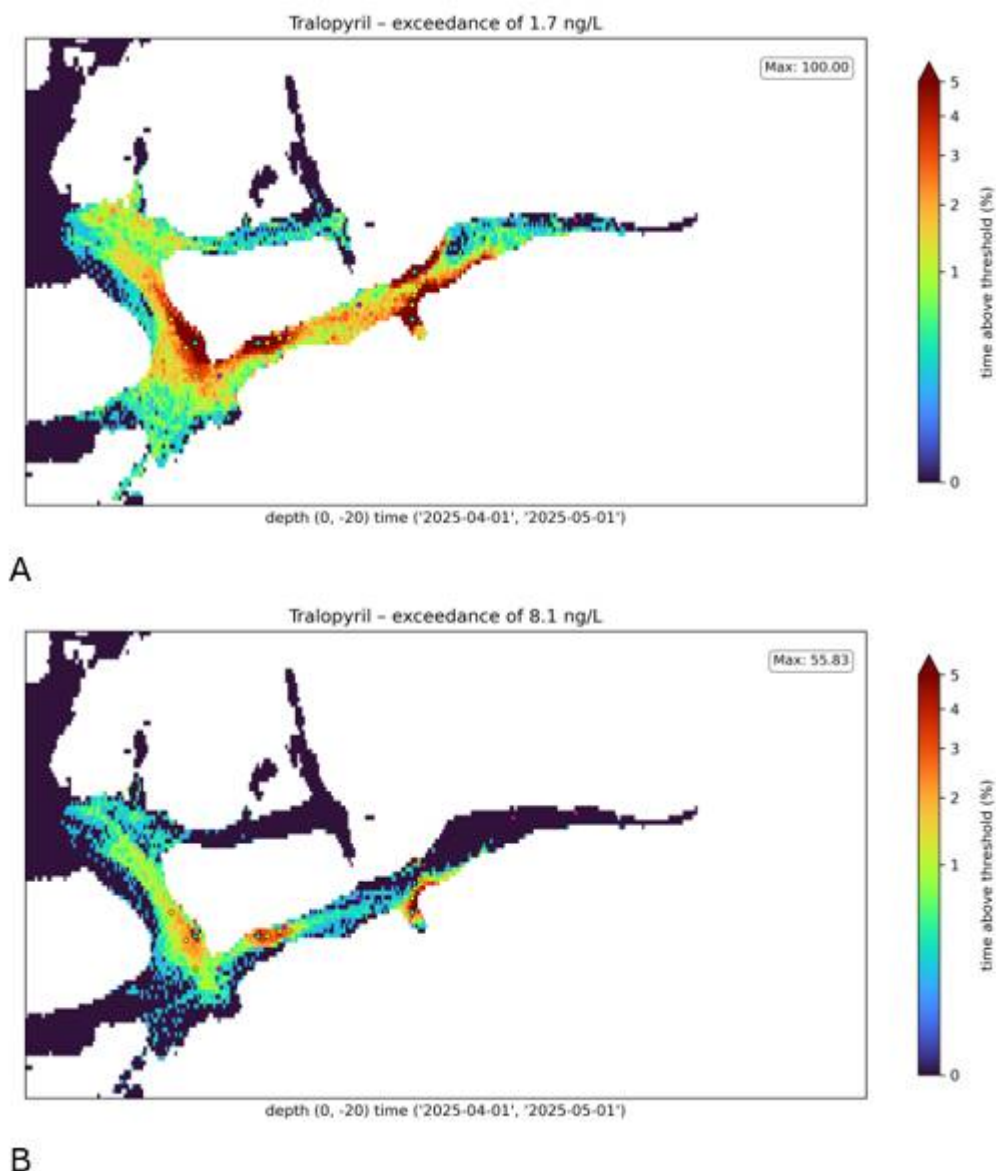
Figur 29. Modellert nivå nedstrøm for lok.12 i april 2025. Gjennomsnittlige grunnivåer er beregnet i de fargede tidsintervallene som er lite påvirket av spyling.



Figur 30. Modellert nivå nedstrøm for lok.13 i april 2025. Gjennomsnittlige grunnnivåer er beregnet i de fargede tidsintervallene som er lite påvirket av spyling.



Figur 31. Modellert spredning av tralopyril i Jøsenfjorden i april 2025 som viser tidspunkt der maksimale nivåer forekommer.



Figur 32. Modellert overskridelse av PNEC = 1,7 ng/L (A) og av en høyere terskel 8,1 ng/L (B) i Jønsenfjorden i april 2025. Enhet i % indikerer prosent av tid i modellert periode (5 % = 3 dager, 1 % = 7 timer).

4.2.4 - Diskusjon av modellsimuleringene

Scenario med konstant utlekking

Det modellerte scenarioet for konstant utlekking viser relativt jevne og lave konsentrasjoner ved målepunktene HF1–HF4, FF1–FF4 og LF1–LF4. Blant disse virtuelle stasjonene viser HF3 de høyeste grunnnivåene, mellom 0,5 og 1 ng/L, med enkelte kortvarige pulser over PNEC (1,7 ng/L) og en maksimal verdi på 3,13 ng/L. Tidsserien for HF3 indikerer også at tralopyril-konsentrasjonene på denne stasjonen i stor grad stammer fra lokalitet 3 (figur 7).

Det er viktig å merke seg at HF4 generelt viser betydelig lavere verdier, under 0,3 ng/L, selv om stasjonen ligger nærmere lokalitet 3 enn HF3. Årsaken til dette er at vannmassene i den modellerte perioden (1. februar – 1. april 2024) i hovedsak strømmer ut fra fjorden, med kun enkelte kortvarige innstrømningshendelser. Én slik innstrømning forekommer i starten av simuleringen (1.–5. februar), noe som tydelig reflekteres som utslipp fra

lokalitet 3 i HF4s tidsserie. At vannstrømmen hovedsakelig går ut av fjorden i februar og mars kan henge sammen med økt tilførsel av ferskvann i denne perioden, for eksempel som følge av snøsmelting og nedbør, noe som ofte påvirker overflatelagene.

Stasjonen med høyest modellert verdi er HF1, med en kortvarig puls på 8,37 ng/L beregnet 14. mars 2024, forårsaket av utslipp fra lokasjon 6. Grunnivåene ved HF1 er imidlertid lavere, under 0,5 ng/L.

For stasjonene i Frafjord (Figur 8) er de modellerte verdiene generelt lavere. Her er lokalitetene 1 og 2 de største kildene. Tidsseriene i Frafjord viser også enkelte pulser, som kan knyttes til kortvarige innstrømningshendelser. Et eksempel er 16.–17. mars 2024, da en liten puls observeres ved FF4 innerst i fjorden. Denne pulsen kan også spores i FF1 og FF2, som reflekterer utslipp fra lokalitet 3, omtrent 3–5 km lenger ute i fjorden.

Stasjonene i Lysefjorden viser enda lavere verdier (figur 9). De to nevnte eksempler av innstrømningshendelsene er også synlige i disse tidsseriene, med lav intensitet som avtar fra LF1 til LF4.

Høyere verdier er modellert for stasjonene A1–A3 og S1–S3, som ligger nedstrøms for lokalitetene 3 og 6, med avstander på omtrent 500 m, 1000 m og 1500 m i nordvestlig retning (figurene 10 og 11). De høyeste konsentrasjonene forekommer i S1 og A1, med verdier som ofte ligger mellom 2 og 6 ng/L. Maksimale konsentrasjoner er 41,85 ng/L i S1 og 13,78 ng/L i A1.

Tydelige plumer med forhøyete konsentrasjoner fra akvakulturlokalitetene mot nordvest vises også i Figurene 12 til 14, med unntak av lokalitet 1, hvor modellen beregner plumen mot sør langs kystlinjen. Et lignende mønster observeres for akkumulering av tralopyril i sedimenter. Denne akkumuleringen påvirkes også i stor grad av batymetrien, med høyere konsentrasjoner i grunne områder i denne relativt korte simuleringen (figur 15).

Scenario med varierende utlekking

Resultater for scenarioet med varierende utlekking pga spyling viser tydelige endringer i modellerte miljøkonsentrasjoner. Generelt kan man konkludere at de varierende konsentrasjonstoppene som følge av spyling er mye høyere enn for det konstante utlekkingsscenarioet for alle stasjonene, med maksimale verdier i området 9–50 ng/L i ytre Høgsfjord, 1,9–19 ng/L i Frafjord og 0,26–1,04 ng/L i Lysefjorden (figurene 14–16). I stasjonene nedstrøms for lokalitet 3 er modellerte konsentrasjonstopper mellom 52 og 97 ng/L, og nedstrøm for lokalitet 6 mellom 46 og 290 ng/L (figurene 17–18). Det er tydelig at pulsene er sterk korrelert med simulerte spylehendelser med 15 dager intervaller i hver lokalitet (figur 6).

Tidsintervaller som er lite påvirket av simulerte spyle hendelser er indikert i Figur 20 og 11 (gul farge), for å sammenligne grunnivåene i de to scenarioene. Maksimale konsentrasjoner av tralopyril er én størrelsesorden høyere i scenarioet med spyling, mens bakgrunnsnivåene er tre til fire ganger høyere i scenarioet med passiv utlekking (uten spyling). Siden pulsene er kortvarige og bakgrunnsnivåene er lavere med varierende utlekking, er gjennomsnittlige konsentrasjonene i de to scenarioer sammenlignbare (figurene 12 og 21).

Figurene 13-14 og 22-23 viser andelen av tiden der konsentrasjonene overstiger PNEC, samt en høyere terskel på 8,1 ng/L (foreslått av Janssen PMP). Simuleringene viser at konsentrasjonene kan overstige terskelverdiene i 15 timer til 6 dager (tilsvarende 1–5 % av den modellerte perioden) over større områder i scenarioet med variabel utlekking (figur 20), sammenlignet med scenarioet med konstant utlekking (figurene 13-14).

Modelleringer med spyling i Jøsenfjorden i april 2025 viser et lignende mønster, med maksimale konsentrasjoner opp til 164 ng/L, 189 ng/L og 71 ng/L beregnet i stasjonene på ca 500 m avstand nedstrøm for

anleggene etter spyling (figurene 25–26), og lavere med større avstand, for eksempel fra 0,73 ng/L opp til 13,25 ng/L for stasjonene plassert langs fjorden (figur 27). Bakgrunnsnivåer er under 0,7 ng/L.

Som diskutert i Kapittel 4.1 er det knyttet betydelig usikkerhet til antakelsene som ligger til grunn for simuleringsoppsettet. Modelleringsresultatene er derfor også i stor grad preget av usikkerhet og kan ikke uten videre benyttes til kvantitativ vurdering av miljøpåvirkning.

Studiet bør utvides over større områder og lengre tidsperioder. En effekt som ikke er tilstrekkelig analysert i de tidsbegrensede scenarioene, er opphopning i sedimenter over tid, samt potensiell sekundær utlekking av oppløste stoffer fra sedimentene. Dette kan inkluderes i fremtidige studier, sammen med bedre karakterisering av størrelse og tetthet for partiklene. Beregning av konsentrasjoner av ulike nedbrytningsprodukter i forhold til pH kan også vurderes.

Hendelser med død krill har blitt rapportert innerst i Frafjord og Jøsenfjorden i tidsperiodene vurdert i dette studiet (kapittel 7). Modelleringen viser lave konsentrasjoner av tralopyril i områdene der død krill ble observert, samt at kortvarige innstrømningspulser fant sted i de aktuelle periodene. Dette kan indikere at dersom høye konsentrasjoner av tralopyril er årsaken til krilldøden, har eksponeringen sannsynligvis skjedd lenger ute i fjorden, der modelleringen viser de høyeste verdiene.

Områdene som blir berørt er knyttet til de typiske strømdynamikkene i hvert område. Generelt indikerer modelleringene at passiv, konstant utlekking gir høyere bakgrunnsverdier, mens spyling gir pulser som har større sannsynlighet til å gi konsentrasjoner som overstiger terskelverdier for ingen effekt (dvs over PNEC). Førstegangsutsetting av nøter kan til en viss grad også gi samme effekt som spyling. De berørte områdene på grunn av spyling er større enn dersom en ikke har spyling, ettersom konsentrerte plumer kan spre seg i ulike retninger fra akvakulturanleggene, avhengig av strømdynamikken på tidspunktet spylingen foregår.

5 - Akkumulering av tralopyril i sediment over tid

En ny rapport fra Niva viste høye konsentrasjoner av tralopyril og metabolitter som avtar med avstand til oppdrettsanlegg eller notvaskeri. Forhøya nivå ble funnet i sediment i opptil 1000 meter avstand fra anlegget. I bunndyr ble tralopyril påvist i avstand opp til 400 m fra anlegget eller notvaskeriet (Gundersen mfl. 2025). Rapporten påviste tralopyril i alle sedimentprøvene i konsentrasjoner som overskred terskel for antatt ingen effekt (PNEC) (Se tabell 1). Ved avstander mellom 170-300 m var nivåene fremdeles 20 ganger over PNEC. Sedimenta i nærheten av notvaskeriet hadde svært høye nivå av tralopyril. Noen av nedbrytingsprodukta til tralopyril ble også påvist. I Niva rapporten ble det også observert en høy korrelasjon mellom observasjoner av tralopyril og trifluor eddiksyre (TFA) (Gundersen mfl. 2025). Ifølge Janssen PMP skal TFA ikke være et nedbrytingsprodukt av tralopyril (Janssen PMP, 2024), slik at denne korrelasjonen enten kan skyldes at nøter impregnert med tralopyril var forurensset med TFA, eller at en andel av transformasjonsprosessen ikke bidrar til danning av HF, men til danning av TFA som vist for andre pesticider (Johnsen mfl. 2024). For tralopyril trenger dette verifisering gjennom kontrollerte laboratorieforsøk.

Vi har modellert avsetning til sedimenter både for scenarioet med konstant utlekking og varierende utlekking fra kapittel 4. Resultatene viser relativ lik sedimentering for de to scenarioene (figurene 15 og 24). Modelleringen er imidlertid kun gjennomført over en periode på to måneder, noe som er en relativt kort tidsramme for å kunne sammenligne eventuelle forskjeller i sedimentering. I dette modelloppsettet har vi inkludert partikler i størrelsesorden 10–30 µm. Partikler som slites av ved spyling eller høytrykkspyling vil trolig være større, og vil dermed synke raskere og bli avsatt nærmere anlegget. Det er også sannsynlig at spyling fører til en større andel partikkelbundne kjemikalier, noe som kan gi høyere konsentrasjoner i nærområdene rundt anleggene. Samtidig gir dette modelloppsettet kun en forenklet beskrivelse av sedimentering. For en mer robust og representativ beskrivelse av sedimenteringsprosessene vil det være behov for modellering over lengre tidsperioder, samt bedre karakterisering av partikkelegenskapene.

6 - Akkumulering av tralopyril i næringskjeden.

Akkumulering av tralopyril i næringskjeden er først og fremst avhengig av persistens og fettløselighet.

Persistens eller levetid i miljøet er avhengig av stabilitet og halveringstiden til stoffet. Dersom logKow er større enn eller lik 3 har stoffet potensiale for å bli bioakkumulert og trenger nærmere vurdering (Schafer mfl. 2015).

Et stoff blir kategorisert som persistent dersom en av de følgende kriteriene er oppfylt (EU, 2011):

- Halveringstid i sjøvann er lenger enn 60 dager
- Halveringstid i fersk- eller brakkvann er lenger enn 40 dager
- Halveringstid i marine sediment er lengre enn 180 dager
- Halveringstid i ferskvanns- eller brakkvannssediment er lengre enn 120 dager
- Halveringstid i jord er lengre enn 120 dager

Tralopyril blir brutt ned både under aerobe og anaerobe sediment-vann forhold. Nedbrytingen skjer raskere i marine enn i ferskvannssystem (ECHA, 2014). Siden halveringstiden i sjøvann er mellom 9-16 timer er tralopyril ikke persistent i denne matrisen, men vi mangler kunnskap om halveringstid til transformasjonsproduktene av tralopyril i sjøvann. Når det gjelder halveringstid for tralopyril som binder til sedimenter er det på grunn av manglende data oppgitt en standard halveringstid på 1000 dager (ECHA, 2014). Vi vil anta at samme lengde på foreløpig halveringstid også gjelder for transformasjonssproduktene når de er bundet til sedimentpartikler. Siden vi ikke kjenner til halveringstid til tralopyril som er bundet til biota eller organiske partikler i vannsøylen er dette et tema der vi trenger mer kunnskap.

Korttids giftighet til tralopyril ligger ofte i det lave µg/l nivå og er derfor under grense for giftighet på 10 mg/l (se kapittel 3.1).

Hvis vi legger til grunn regelverket for utslipp av kjemikalier i norsk petroleumsindustri, regulert ved Aktivitetsforskriften, ville tralopyril falle inn under rød fargekategori, dvs stoff som må bli gitt prioritet for substitusjon på grunn av at tralopyril er et organisk stoff som har LogKow større enn eller lik 3, har molekylvekt < 700 g/mol og har akutt giftighet, LC50 eller EC50 mindre enn eller lik 10 mg/l (https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2010-04-29-613/KAPITTEL_11#KAPITTEL_11).

6.1 - Akkumulering av tralopyril i næringskjeden ved eksperimentelle forsøk

Havforskningsinstituttet har utviklet en følsom metode for måling av tralopyril ved hjelp av væskechromatografi koblet til trippel quadrupol masse spektrometri (LC-QqQ) som gir en kvantifiseringsgrense (LOQ) for tralopyril på 0,061 ng/g i biota eller 0,061 µg/l i sjøvann (Grøsvik mfl. 2024).

Forsøk med laks

For å simulere utlekking av tralopyril fra en impregnert merd og dokumentere i hvilken grad tralopyril og potensielle transformasjonsprodukt blir bioakkumulert i laks ble det utført et laboratorieforsøk med laks holdt i kar med tralopyril-impregnerte notbiter som skulle simulere realistiske forhold i en oppdrettsmerd. Laks av ca 200 g ble holdt i 1000 L tanker med tralopyril impregnerte sylinderformete notbiter med gjennomstrømmende vann i 30 dager. I forsøket brukte vi notbiter med overflate på 71x71 cm impregnerte med coating med 3.0 eller 4.5% tralopyril for å simulere realistiske forhold.

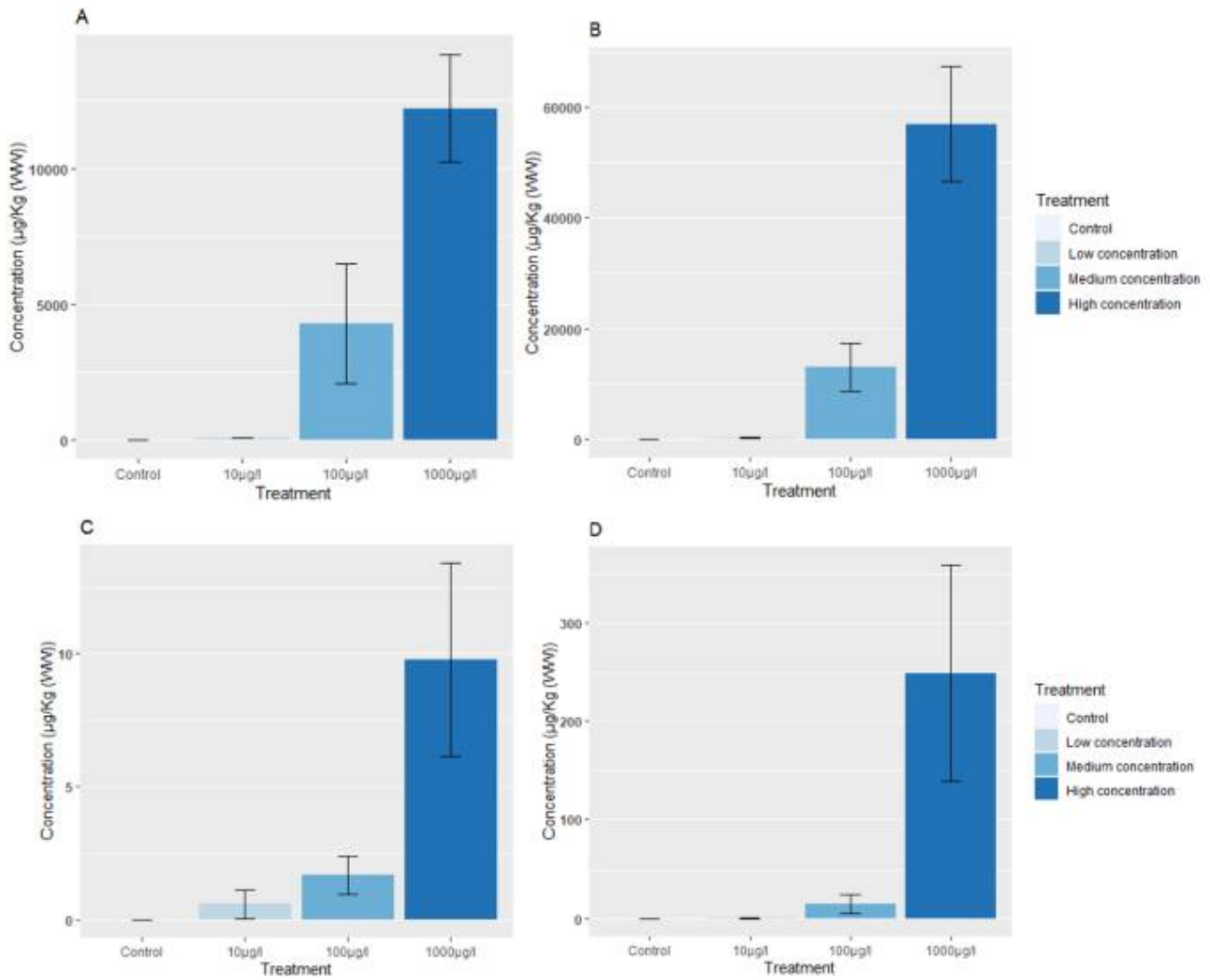
Vi målte lave konsentrasjoner av tralopyril > LOQ i sjøvannet fra kar med coating på 4,5 % tralopyril. I kar med både 3 % og 4,5 % coating kunne vi måle bioakkumulering av tralopyril i laksemuskel > LOQ i 40 til 100 % av fisken i tankene ved ulike tidsuttak. Den høyeste konsentrasjonen av tralopyril i laksemuskel ble målt til 0,34 ng/g (våt vekt) fra en tank med not impregnert med 3% tralopyril etter 24 timers eksponering. Fekalier og lever ble prøvetatt etter 30 dagers eksponering. De høyeste nivå av tralopyril ble funnet i fekalier, der vi målte konsentrasjoner på 5,5 ng/g våt vekt, og tralopyril ble påvist >LOQ i fekalier fra alle individene fra tankene med både 3,0 % and 4,5 % coating. I leverprøver fant vi at 10-20 prosent av individene hadde nivå av tralopyril > LOQ i alle gruppene.

Ved bruk av væskechromatografi koblet til høyoppløselig massespektrometri (LC-HRMS), søkte vi etter flere transformasjonsprodukt av tralopyril, men fant bare det de-brominerte produktet av tralopyril, 2-(4-chlorophenyl)-5- hydroxy-4-oxo-5-(trifluoromethyl)-4,5-dihydro-1H-pyrrole-3-carbonitrile (HTFCCP). Målingene av HTFCCP er semikvantitative ved at vi brukte responsfaktor til tralopyril i analysen. Det høyeste estimerte nivået av HTFCCP i både lever og fekalier ble funnet i individ eksponert for 4.5 % tralopyril. Vi fant ingen statistisk evidens for forskjell mellom de to coatingkonsentrasjonene på grunn av lavt antall individ analysert per gruppe, selv om der synest å være en trend av økende konsentrasjon i fekalier i gruppen med 4,5 % coating (Grøsvik mfl. 2024) .

Forsøk med blåskjell

I en laboratoriestudie ble blåskjell eksponert for økende konsentrasjoner av kobber og tralopyril i «pulser» på 1 time og 24 timer etterfulgt av 3 dager med recovery. Ved forsøksslutt ble dødelighet registrert, og subletale effekter ble vurdert ved å undersøke biakkumulering i blåskjellvev, histologiske analyser av fordøyelsestubuli og gjeller, samt oksygenmetabolisme. I tillegg til dette oppdaget og kvantifiserte vi et transformasjonsprodukt av tralopyril (HTFCCP) i blåskjella, og undersøkte stabilitet av tralopyril og biakkumulering i blåskjell.

Resultatene viste at tralopyril er et mer potent antigroemiddel for voksne blåskjell enn kobber. Dette bygger på observasjoner av tilsvarende subletale effekter og dødelighet ved lavere konsentrasjoner av tralopyril. Forsøkene ble kjørt ved 12°C og gav en halveringstid av tralopyril i sjøvann til 9,3 timer. Samtidig kunne vi se en økning av de debrominerte transformasjonsproduktet HTFCCP med en fordoblingstid på 17,5 timer ved samme temperatur (Kristensen, 2024). Resultatene viste tids- og doseavhengig økt opptak av tralopyril i blåskjellene etter eksponering for 2,5 ug/l, 25 ug/l og 250 ug/l tralopyril i 1 eller 24 timer og 3 døgns recovery (Figur 33) (Kristensen, 2024).



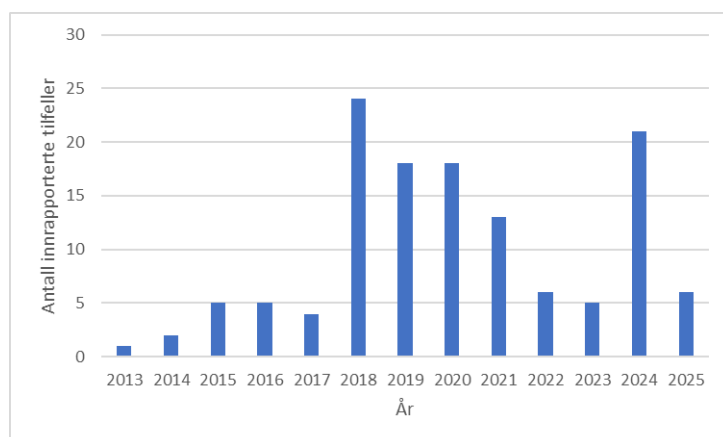
Figur 33. Akkumulering av tralopyril (A og B) og HTFCCP (C og D) i blåskjell etter eksponering for tre ulike doser tralopyril (2,5 µg/l (lav), 25 µg/l (medium) og 250 µg/l (høy) i 1 time og 3 døgns recovery (A og C) eller 24 timer og 3 døgns recovery (B og D).

7 - Påvirkning av ulike nivå av tralopyril på økosystemet

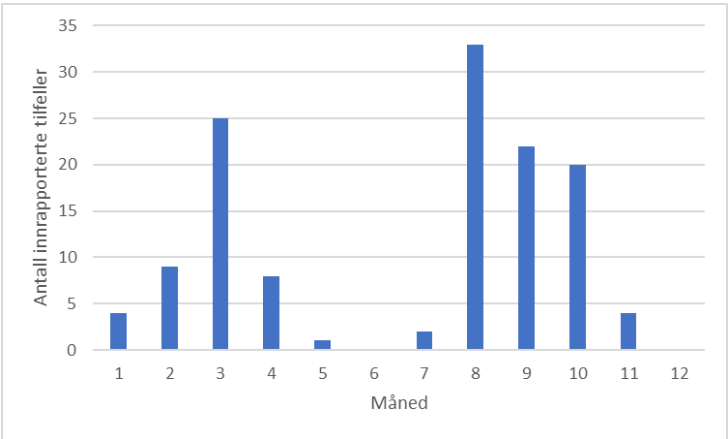
Modellsimuleringene fra kapittel 4 viser at tralopyril brukt som antigroemiddel lekker ut og kan føre til et bakgrunnsnivå og til pulser i fjordsystemet og at størrelse på pulser og bakgrunnsnivå er avhengig av om nøtene blir spylt eller ikke. Simuleringene viser at pulsene i perioder kan gå over PNEC nivå, men at dette er avhengig av strømmønsteret og av avstand til oppdrettsanlegg som bruker tralopyril.

For å vurdere i hvilken grad denne utlekkingen kan ha negativ effekt på organismer i næringskjeden trenger vi bedre kunnskap om tålegrenser til følsomme arter utover de som er listet opp i kapittel 3.

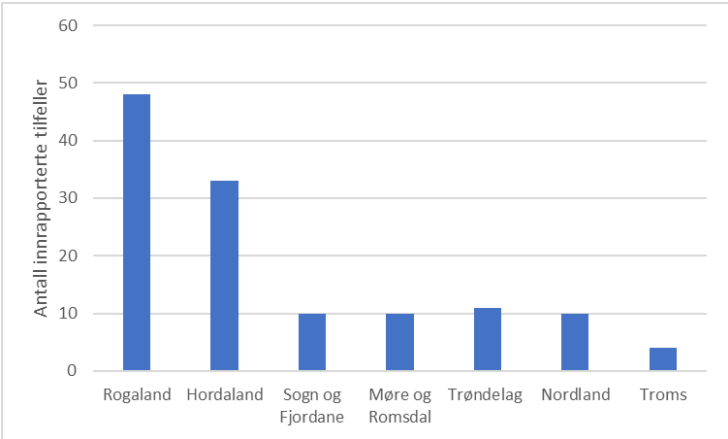
Havforskningsinstituttet gjør systematisk registrering av stranda krepsdyr og har rapportert funn av stranda krill i perioden 2014 til 2020. Rapporten diskuterer 79 observasjoner av døde krill i denne perioden (Søvik mfl. 2021). Oppdaterte tall på registreringer av stranda krill er vist per år frem til 2025 i figur 34. Figuren viser en tilsynelatende økning i årene 2018-2021 og i 2024. Observasjoner av døde krill fordelt på månedlige registreringer og per region er vist i figur 35 og 36. Det kan være vanskelig å vite om økte antall observasjoner av døde krill de siste årene skyldes at krill har drevet i land oftere eller om flere melder fra om funn. Det kan være mange årsaker at krill driver opp på strendene og rapporter om slik stranding langt tilbake i tid viser at stranding av krill er naturlig fenomen (Søvik mfl. 2021), men krill er som andre krepsdyr også følsomme for lakselusmiddel og biocider fra antigroemiddel. For eksempel er storkrill (*Meganyctiphanes norvegica*) følsom for lakselusmiddelet hydrogenperoksid, der det også ble rapportert om forsinket dødelighet i recoveryperioden 48 timer etter eksponering (Escobar-Lux og Samuelson 2021). Rapporten fra Søvik mfl. (2021) og oppdaterte tall i figur 36 viser til at de fleste observasjonene av stranda krill er blitt gjort i fjordområdene i Rogaland og gamle Hordaland fylke som er områder med stor oppdrettsaktivitet og lenger oppholdstid av vannet enn i andre fjordområder med mye oppdrett. Det er ikke blitt rapportert funn av døde krill på Finnmarkskysten og ved Skagerrakkysten. Rapporten konkluderer med at behandling med lakselusmiddel bare kan forklare en mindre del av observasjonene av stranda krill (Søvik mfl. 2021). Når det gjelder tralopyril er forekomst av tralopyril blitt målt i 9 ulike funn av stranda krill og vi har målt kvantifiserbare mengder av tralopyril i 5 av disse observasjonene (tabell 2). Observasjonene bekrefter at tralopyril blir spredd til miljøet, men vi mangler tall på tålegrensene til krill og opptaksevne for å konkludere om hvilke konsentrasjoner i vann eller organismer som kan forklare om tralopyril er årsaken til at krillen har dødd.



Figur 34. Innrapporterte tilfeller av stranda krill per år.



Figur 35. Innrapporterte tilfeller av strand krill per måned.



Figur 36. Innrapporterte tilfeller av stranda krill per region.

Tabell 2. Konsentrasjoner av tralopyril i funn av døde krill.

Dato	Lokalitet	Tralopyril (ng/g våtvekt)
04.10.2018	Haraldseidsvågen, Ålfjorden	0
04.08.2019	Ilsvåg Sandeidfjorden	0,26
17.03.2024	Frafjord	5,7
12.08.2024	Frafjord	0
03.09.2024	Frafjord	0
14.08.2024	Rosenli, Stavanger	0
06.09.2024	Viervågen, Høgsfjorden	0,73
22.04.2025	Jøsenfjorden	0,13
27.09.2025	Askelandsvågen, Hindenesfjorden	12,5

Kommentarer til noen av funnene på tralopyril i krill:

Frafjord, Rogaland mars 2024

Det ble observert døde krill (*Thuysanoessa sp.*) og døde svarthå (*Etmopterus spinax*) innerst i Frافjord 17. mars 2024. Døde krill ble observert som et ca 1 m x 100 bredt belte innerst i Frافjord sammen med ca 200 døde svarthå. Konsentrasjoner av tralopyril i samleprøve av krill ble målt til 5,7 ng/g våt vekt. Fem svarthå ble sendt til analyse av tralopyril ved Havforskningsinstituttet. Det ble målt tralopyril i alle mageprøvene gjennomsnittsnivå var 22 ± 23 ng/g våtvekt. Det ble målt tralopyril i en av fem leverprøver (0,09 ng/g våt vekt), mens det ikke ble målt tralopyril i muskelprøver fra de prøvetatte svarthåene. Enden av Frافjord ligger mer enn 6 km fra nærmeste oppdrettsanlegg. Hendelsen sammenfaller med mulig bruk av tralopyril og spyling i perioden før (kapittel 4).

Jøsenfjorden, Rogaland april 2025

Det ble observert døde krill, blåskjell og børstemark i Haugavika i Jøsenfjorden 22. april 2025. Prøver ble sendt til Havforskningsinstituttet og det ble målt tralopyril i samleprøve av krill (0,13 ng/g våt vekt), i prøve av børstemark (0,06 ng/g våt vekt) og i blåskjell (0,27 ng/g våtvekt. Haugavika ligger mer enn 8 km fra nærmeste oppdrettsanlegg. Denne hendelsen sammenfaller med bruk av tralopyril på nøter og spyling like før observasjoner av døde dyr (se kapittel 4).

Hindenesfjorden, Vestland september 2025

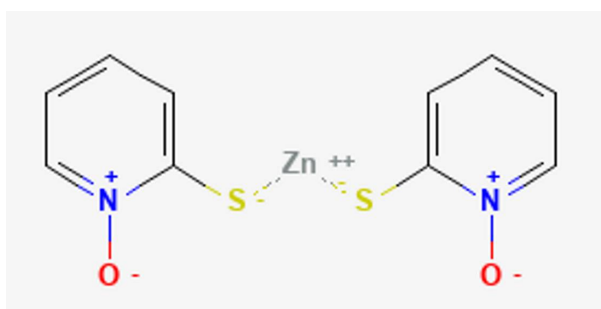
Det ble funnet stranda krill i Askelandsvågen i Hindenesfjorden 27. september 2025. Målte konsentrasjoner av tralopyril i krill var $12,54 \pm 0,16$ ng/g våt vekt som gjennomsnitt av to parallelle prøver. Avstand til nærmeste oppdrettsanlegg er 1,2 km. I dette tilfellet var det også avlusing med brønnbåt. Brønnbåt ble observert samme dag som den døde krillen ble observert i avstand på 550 m fra funn av stranda krill. Det kan derfor være flere årsaker til funn av død krill i dette tilfellet.

Funn av tralopyril i levende reker, mars 2025

Vi har også registrert konsentrasjoner av tralopyril i levende reker fra Hjeltefjorden, mars 2025. Tralopyril ble målt i tre samleprøver av levende reker fanget med trål i Hjeltefjorden i april 2025. Konsentrasjon av tralopyril i samleprøve av djupvassreke *Pandalus borealis* var 4,93 ng/g våtvekt, i samleprøve av *Pandalus spp.* 1,11 ng/g og i prøve av *Crangon spp.* 0,88 ng/g våtvekt. Rekene ble tatt i mer enn 1,5 km avstand til nærmeste oppdrettsanlegg.

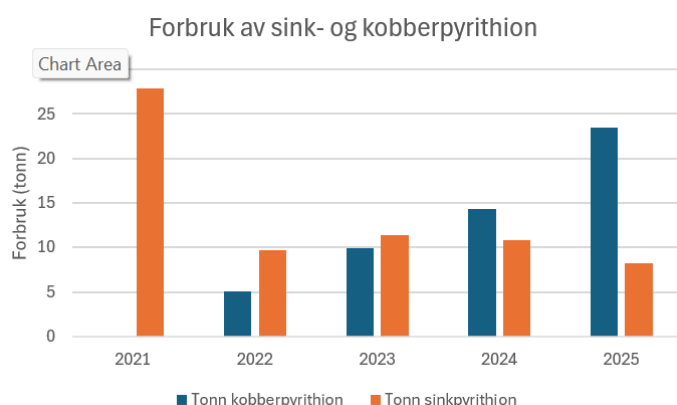
8 - Vurderinger av andre nye impregneringsmidler som sink-pyrithion og kobber-pyrithion

Sink- og kobberpyrithion er organometallkompleks som blir brukt både som antiseptisk og antibakterielt middel (Grunnet og Dahllof, 2005; Tang mfl. 2024). Struktur av sinkpyrithion er vist i figur 37. Sink- og kobberpyrithion er giftige for en organisme fordi de fører til danning av reaktive oksygen forbindelser (ROS) som gir oksidativt stress. ROS kan ødelegge metallhomeostasen, membrantransport og mitokondriefunksjon. Ødelagt mitokondriefunksjon kan føre til for lav produksjon av ATP og summen av dette kan føre til celledød (apoptose eller nekrose).



Figur 37. Sink pyrithion. Bildet er tatt fra <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Pyrithione-Zinc>.

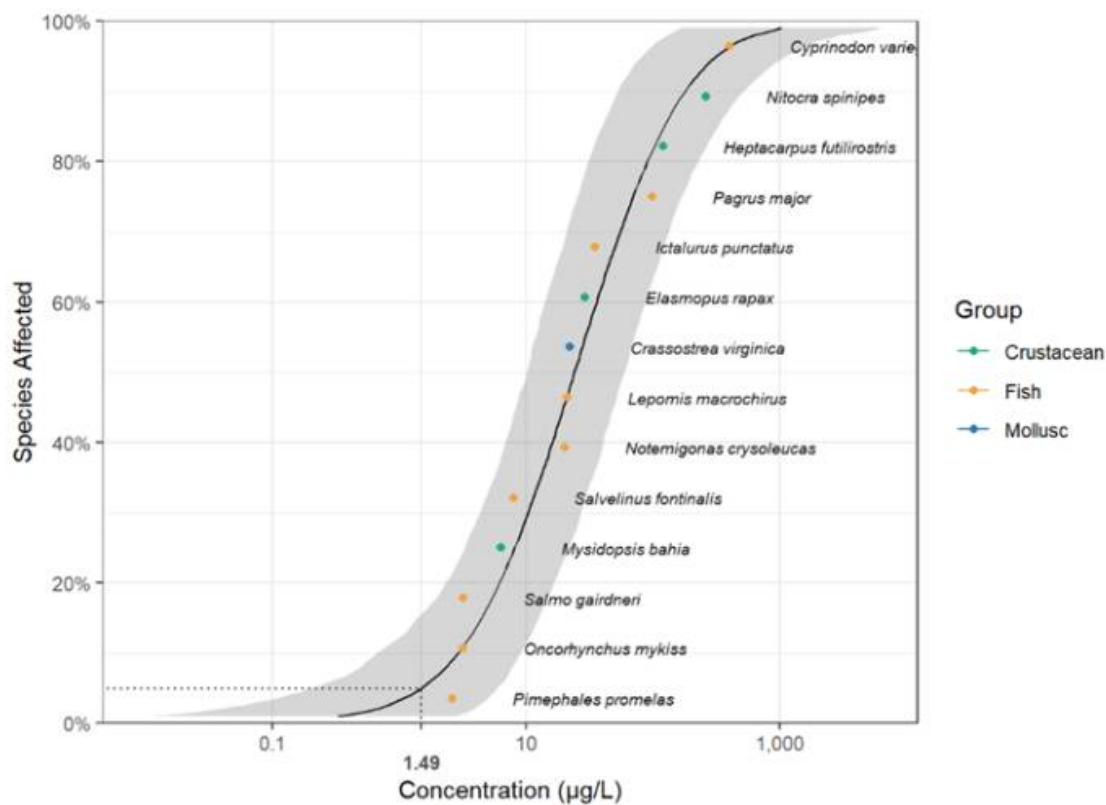
Sink- og kobberpyrithion blir som regel brukt sammen med tralopyril, men de kan også ha blitt brukt sammen med Cu_2O . Årsaken til at de blir brukt sammen med tralopyril er at blandingen kan være giftig for et bredere spekter av organismer. Forbruket av sinkpyrithion har vært rundt 10 tonn de siste årene mens forbruket av kobberpyrithion har økt fra 5 til 23 tonn fra 2022 til 2025 (Figur 38). I sjøvann kan sink i sinkpyrithion bli byttet ut med kobber til kobberpyrithion slik at påvirkningen fra disse stoffene må vurderes sammen (Grunnet og Dahllof, 2005). Disse antigromidlene er ikke ferdig risikovurdert, men på grunn av at de er på en liste av stoff som venter på å bli vurdert har det vært lov å bruke de i henhold til biocidregulativet. Miljødirektoratet har for øvrig anbefalt at bare godkjente stoff skal bli brukt som antigromiddel i oppdrettsnæringen. Studier av kombinasjon av tralopyril og sinkpyrithion på djupvassreke (*Pandalus borealis*) indikerer at de kan virke synergistisk (Storås, 2026).



Figur 38. Forbruk av sink- og kobberpyrithion som antigromiddel i norsk akvakultur i perioden 2021/2022 til 2025. Kilde: Miljødirektoratet.

En SSD kurve for sinkpyrithion av tilgjengelige korttids giftighetsdata fra mollusker, krepsdyr og fisk gir en HC5 verdi på 1,49 (95 % konfidensintervall: 0,21-5,90 $\mu\text{g/l}$) (figur 39).

Laboratorieforsøk med korall (*Lophelia pertusa*) eksponert for antagroemidlene tralopyril og sink pyrithion viste at tralopyril blir bioakkumulert i korallene og at høye konsentrasjoner av tralopyril og sink pyrithion kan hemme oksygenoptaket. Eksponering for sinkpyrithion kunne også føre til at korallen slipper polypper (Hunvik, 2025). Vi trenger mer kunnskap om konsekvenser på sårbare arter av disse stoffene, både fra enkeltkjemikalier og om samvirkende effekter.



Figur 39. SSD kurve for sink pyrithion basert på korttids giftighetsstudier (96 t).

9 - Konklusjoner og anbefalinger

Resultater for scenarioet med varierende utlekking pga spyling viser tydelige endringer i modellerte miljøkonsentrasjoner. Generelt kan man konkludere at de varierende konsentrasjonstoppene som følge av spyling er mye høyere enn for det konstante utlekkingsscenarioet for alle stasjonene, med maksimale verdier i området 9–50 ng/L i ytre Høgsfjord, 1,9–19 ng/L i Frafjord og 0,26–1,04 ng/L i Lysefjorden. I stasjonene nedstrøms for lokalitet 3 er modellerte konsentrasjonstopper mellom 52 og 97 ng/L, og nedstrøm for lokalitet 6 mellom 46 og 290 ng/L. Det er tydelig at pulsene er sterk korrelert med simulerte spylehendelser med 15 dagers intervaller i hver lokalitet.

Maksimale konsentrasjoner av tralopyril er én størrelsesorden høyere i scenarioet med spyling, mens bakgrunnsnivåene er tre til fire ganger høyere i scenarioet med passiv utlekking (uten spyling). Siden pulsene er kortvarige og bakgrunnsnivåene er lavere med varierende utlekking, er gjennomsnittlige konsentrasjonene i de to scenarioer sammenlignbare.

Områdene som blir berørt er knyttet til de typiske strømdynamikkene i hvert område. Generelt indikerer modelleringene at passiv, konstant utlekking gir høyere bakgrunnsverdier, mens spyling gir pulser som har større sannsynlighet til å gi konsentrasjoner som overstiger terskelverdier for ingen effekt (dvs over PNEC). Førstegangsutsetting av nøter kan til en viss grad også gi samme effekt som spyling. De berørte områdene på grunn av spyling er større enn dersom en ikke har spyling, ettersom konsentrerte plumer kan spre seg i ulike retninger fra akvakulturanleggene, avhengig av strømdynamikken på tidspunktet spylingen foregår.

Tralopyril blir brutt ned under aerobe og anaerobe sediment-vann forhold. Siden halveringstiden i sjøvann er mellom 9-16 timer er tralopyril ikke persistent i denne matrisen, men vi mangler kunnskap om halveringstid til transformasjonsproduktene av tralopyril i sjøvann. Siden vi ikke kjenner til halveringstid til tralopyril som er bundet til biota eller organiske partikler i vannsøylen er dette et tema der vi trenger mer kunnskap.

Det at vi mangler enkel tilgang til informasjon om hvilke antigroemiddel som er i bruk ved de ulike anleggene sammen med dato for spyling av merdene gjør at vi må gjøre antagelser som ikke alltid stemmer med faktisk bruk noe som fører til modellsimuleringene ikke blir så gode som de kunne ha vært. Dette kan resultere i lokal over- eller underestimering av konsentrasjoner og påvirkningsområder.

Slike modelleringsstudier er avhengige av at betingelsene og valg av inngangsdata er realistiske og valideringsstudier vil være med på å støtte konklusjonene.

Utifra de betingelser vi har brukt i denne studien viser simuleringene at oppdrettsmerder impregnert med tralopyril gir en konstant utlekking av lave nivå til fjordmiljøet. Nivåene er i hovedsak lave dvs under PNEC på 1,7 ng/l, men kan i enkelte områder komme opp i pulser på 40 ng/l (Ytre Høgsfjord). Dersom anleggene blir spylt er det større sannsynlighet for at det vil komme pulser med høyere konsentrasjoner enn dersom anlegget ikke ble spylt, dette kan føre til at en kommer opp i konsentrasjoner som kan være skadelige for følsomme organismer og følsomme stadier.

På grunn av at slike forhøyete pulser som kan ha varighet fra flere timer til flere døgn og kan gi økt risiko for skadelige nivå for følsomme organismer og stadier i fjordområder rundt oppdrettsanlegg vil vi fraråde spyling av biocidimpregnerte merder. Vi anbefaler at næringen utvikler teknologi og løsninger som gjør at de kan erstatte bruk av biocid som antigroemiddel med mer framtidsretta og bærekraftige løsninger.

10 - Referanser

- Aghito M, Calgaro L, Dagestad KF, Ferrarin C, Marcomini A, Breivik Ø, Hole LR. 2023. ChemicalDrift 1.0: an open-source Lagrangian chemical-fate and transport model for organic aquatic pollutants. *Geoscientific Model Development*. 16/9. 2477-2494 <https://10.5194/gmd-16-2477-2023>
- Aghito M. et al. 2025. Projected changes of the emission and transport of organic pollutants and metals from shipping in European seas 2018–2050. *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117351-117351. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117351>
- Aghito M, Pampanin DM, Nepstad R, Hole LR, Breivik Ø, Modelling and Validation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Emissions from Offshore Oil Production Facilities. 2024. *Science of The Total Environment*. 933, 173043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173043>
- Arp HP, Gredelj A, Glüge J, Scheringer M, and Cousins IT. 2024. The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA). *Environ. Sci. Technol.* 2024, 58, 19925–19935. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189>
- Asplin L, Albretsen J, Johnsen IA et al. 2020. The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion modeling along the Norwegian coast. *Ocean Dynamics* 70, 1151–1167. <https://doi.org/10.1007/s10236-020-01378-0>
- Bloecher N, Frank K, Bondø M, Ribicic D, Endresen PC, Su B, Floerl O, 2019. Testing of novel net cleaning technologies for finfish aquaculture, *Biofouling*, 35:7, 805-817. <https://doi.org/10.1080/08927014.2019.1663413>
- Brooks S, Bamber S, Grøsvik BE, Pampanin DM, Gomiero A, Martins SE, Vitale M. 2023. The Norwegian Water Column Monitoring programme 2021: Assessing the impacts of Ekofisk and Eldfisk offshore oil and gas installations on the marine environment. 2023. ISBN 978-82-577-7614-5. NIVA-report. <https://hdl.handle.net/11250/3081618>
- Comstock GT, Nguyen HV, Bronstein A & Yip L. (2024) Chlorfenapyr poisoning: a systematic review, *Clinical Toxicology*, 62:7, 412-424, <https://doi.org/10.1080/15563650.2024.2367658>
- Dahllof I, Grunnet K, Haller R, Hjorth M, Maraldo K, Petersen DM. 2005. Analysis, Fate and Toxicity of Zinc- and Copper Pyrithione in the Marine Environment. *TemaNord* 2005:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2005. ISBN 92-893-1183-5. Pp 33.
- Dalsøren SB, Albretsen J, Asplin L, 2020. New validation method for hydrodynamic fjord models applied in the Hardangerfjord, Norway. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 246, 107028. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107028>
- Duran I and Beiras R. 2013. Ecotoxicologically based marine acute water quality criteria for metals intended for protection of coastal areas. *Science of The Total Environment*. Vol. 463–464, p 446-453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.077>
- ECHA. 2014. Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tralopyril. Product-type 21 (Antifouling products). 14 April 2014. Pp 88.
- ECHA 2022. Product assessment report of a biocidal family for national authorization applications. Aquanet Northsea Product Family. Product type(s) 21 Dicopper oxide. <https://echa.europa.eu/information-on->

chemicals/biocidal-products/- /disbp/factsheet/NO-0029608-0001/authorisationid.

EFSA (European Food Safety Authority), Bellisai, G., Bernasconi, G., Binaglia, M., Carrasco Cabrera, L., Castellan, I., Castoldi, A. F., Chiusolo, A., Chukwubike, K., Crivellente, F., Del Aguila, M., Ferreira, L., Giner Santonja, G., Greco, L., Istace, F., Jarrah, S., Lanzoni, A., Leuschner, R., Mangas, I., ... Verani, A. (2023). Targeted review of maximum residue levels (MRLs) for chlorfenapyr. EFSA Journal , 21 (12), e8444. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.8444>

European Commission 2014. Commission implementing Regulation (EU) No 1091/2014. Official Journal of the European Union L299/15-18. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32014R1091>

EU. 2002. Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed - Council statement. <https://eurlex.europa.eu/eli/dir/2002/32/oj/eng>

EU. 2014. Biocid-pt21. Kommisjonens gjennomføringsforordning (EU) nr. 1091/2014 av 16. oktober 2014 om godkjenning av tralopyril som et nytt aktivt stoff til bruk i biocidprodukter i produkttype 21. <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2014/des/biocid-pt212/id2434665/>

EU. 2011. Commission Regulation (EU) No 253/2011 of 15 March 2011 amending Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council on the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards Annex XIII. Brussels: European Commission. 2011.

Grøsvik BE, Ghebretsaie DB, Mortensen S, Sævik PN. 2022. Kunnskapsstøtte om miljøeffekter av kobber. Delrapport I. Rapport fra Havforskningen 2022-50. Pp 46. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-50>

Grøsvik BE, Kristiansen DE, Ali AM. 2024. Analysis of uptake of tralopyril and transformation products in salmon exposed to tralopyril coated net pen. Rapport fra Havforskningen 2024-43. Pp 24. [Analysis of uptake of tralopyril and transformation products in salmon exposed to tralopyril coated net pen | Havforskningsinstituttet](#)

Gundersen CB, Reid M, Rundberget T, Bæk K, Dale T, Svendsen FS, Åsnes HØ, Ndungu K. 2025. Screening program 2025. Niva report 8133-2025. M-3033. Pp 43. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2025/oktober-2025/screening-programme-2024/>

Grunnet KS & Dahlløf I. 2005. Environmental fate of the antifouling compound zinc pyrithione in seawater. Environmental Toxicology and Chemistry, 24 (12), 3001–3006. <https://doi.org/10.1897/04-627R.1>

Hunvik G. 2025. Impacts of new aquaculture antifouling agents tralopyril and zinc pyrithione on the deep water coral *Lophelia pertusa* (Linnaeus, 1758). Mastergradsoppgave Universitetet i Bergen. Pp 88.

Johnsen AR, Henriksen T og Albers CN. 2024. TriFluPest Trifluoreddiksyre (TFA) fra pesticider. Miljø og Likestillingsministeriet. Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 230. ISBN: 978-87-7038-688-3. Pp 61. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2024/12/978-87-7038-688-3.pdf>

Janssen PMP. 2024. How to reconcile clean aquaculture nets and fish welfare with a clean environment. Need for holistic approach. The biofouling problem in mariculture of finfish and possible approaches. White paper. Tony Kempen and Don McKenzie, February 2024. Pp 23. Janssen PMP, 2024

Liu B, Wang C-L, Li T-Z, Feng J-X, Ma Y-Q, Liu L, Li P, Li Z-H. 2025. Developmental toxicity and mechanistic insights of tralopyril in marine medaka: Epigenetic disruptions and ferroptosis. Environmental Chemistry and Ecotoxicology 7: 1046-1058. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2025.05.014>

- Martins SE, Fillmann G, Lillicrap A & Thomas KV. 2018. Review: ecotoxicity of organic and organo-metallic antifouling co-biocides and implications for environmental hazard and risk assessments in aquatic ecosystems, *Biofouling*, 34:1, 34-52, DOI: 10.1080/08927014.2017.1404036
- Miljødirektoratet 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. M-241. 197 s.
- Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M-608. 24 s.
- Oliveira IB, Beiras R, Thomas KV, Suter MJ, Barroso CM. 2014. Acute toxicity of tralopyril, capsaicin and triphenyl pyridine to marine invertebrates. *Ecotoxicology* 23:1336-1344.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10646-014-1276-9>
- Oliveira IB, Groh KJ, Stadnicka-Michalak J, Schönenberger R, Ricardo Beiras R, Barroso CM, Langford KH, Thomas KV, Suter M J-F. 2016. Tralopyril bioconcentration and effects on the gill proteome of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology* 177 (2016) 198–210.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.05.026>
- Skarbøvik E, Allan I, Sample JE, Greipsland I, Selvik JR, Schanke LB, Beldring S, Stålnacke P, Kaste Ø. 2017. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters–2016. NIVA report M - 862–2017. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.
- Storås YT. 2026. Ecotoxicological effects of tralopyril and zinc pyriithione on *Pandalus borealis*: Implications for their use as antifouling agents in Norwegian aquaculture. Mastergradsoppgave Universitetet i Bergen. Pp 95.
- Søvik G, Dalpadado P, Falkenhaus T, Sævik PN, Jenssen M, Larsen M, Hannisdal R, Rønning R, Olsen SA, Samuelsen O, Agnalt A-L, Thangstad TH, Danielsen HEH, Grøsvik BE, Hatland S, Bruvik A, Tjensvoll T, Couillard FD, Korneliussen P-A. 2021. "Døde og strandete krepsdyr - Nitti tilfeller rapportert til Havforskningsinstituttet i perioden 2014-2020" *Rapport fra Havforskningen* 2021-3. ISSN 1893-4536. pp312.
[Døde og strandete krepsdyr | Havforskningsinstituttet \(hi.no\)](https://www.havforskningen.no/dokumenter/2021-3)
- Tang C, Qin X, Huang W, Debi S, Zhang Z, Guo J, Liu W, Mo J. 2024. Environmental sources, fate, toxicological effects, and health risks of copper pyriithione: an overview. *Front. Environ. Sci. Eng.* 2024, 18(11): 132
<https://doi.org/10.1007/s11783-024-1892-4>
- Wang X, Li P, He S, Xing S, Cao Z, Cao X, Liu B, Li Z-H. 2022. Effects of tralopyril on histological, biochemical and molecular impacts in Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Chemosphere* 289, 133157.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133157>

11 - Vedlegg A. Rapporterte data for anleggene i Jøsenfjorden

Vi har mottatt data som viser type notimpregnering og tidspunkt for spyling ved fire anlegg i Jøsenfjorden i 2025, innhentet fra oppdrettsselskapene i henhold til miljøinformasjonsloven etter innsynskrav fra Norges Miljøvernforbund.

Tabell A1. Rapportert oversikt over typer notimpregnering for lokalitet 11.

Lokalitet 11	
Antall nøter fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	8
Type notimpregnering fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	B45
Anslag over mengde notimpregnering fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	15 135 liter i mai 2024 og 4 940 liter i august 2024
Brakklegging/opptak av nøter i 2025 antall og dato.	Siste fisk slaktet ut 01.09.2025. nøter tatt opp fra 27.08-15.09.2025. 8 nøter opp.
Datoer for notrens/notsypling og omfang fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	Egen excel fil hentet fra Aquacom (Tabell A2)

Tabell A2. Rapportert oversikt av spyling for lokalitet 11.

Lokalitet 11		
Beskrivelse	Faktisk utført	Dager siden forrige spyling
Spyling av 2 nøter	1/9/2025	
Spyling av 6 nøter	1/14/2025	5
Spyling av 7 nøter	2/12/2025	29
Spyling av 8 nøter	3/5/2025	21
Spyling av 8 nøter	3/27/2025	21
Spyling av 8 nøter	4/15/2025	19
Spyling av 8 nøter	5/5/2025	20
Spyling av 8 nøter	5/13/2025	7
Spyling av 6 nøter	5/20/2025	7
Spyling av 2 nøter	5/30/2025	9
Spyling av 8 nøter	6/5/2025	6
Spyling av 8 nøter	6/19/2025	13
Spyling av 8 nøter	7/4/2025	15
Spyling av 8 nøter	7/14/2025	10
Spyling av 8 nøter	7/30/2025	16
Spyling av 8 nøter	8/15/2025	16

Tabell A3. Rapportert oversikt over typer notimpregnering for lokalitet 12.

Lokalitet 12	
Antall nøter fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	5
Type notimpregnering fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	B45 på alle utenom 1 med netcoating plus
Anslag over mengde notimpregnering fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	2700 liter i oktober 2024(B45), 7400 liter i november 2024(B45) og 1800 liter i mars 2025 (netcoating plus)
Brakklegging/opptak av nøter i 2025 antall og dato.	Siste fisk slaktet ut 06.08.2025. nøter tatt opp 14.08-15.08.2025. 5 nøter opp.
Datoer for notrens/notsypling og omfang fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	Egen excel fil hentet fra aquacom (Tabell A4)

Tabell A4. Rapportert oversikt av spyling for lokalitet 12.

Lokalitet 12		
Beskrivelse	Faktisk utført	Dager siden forrige spyling
Spyling av 4 nøter	1/15/2025	
Spyling av 4 nøter	3/4/2025	48
Spyling av 5 nøter	4/12/2025	39
Spyling av 5 nøter	4/28/2025	16
Spyling av 5 nøter	5/13/2025	15
Spyling av 5 nøter	5/21/2025	8
Spyling av 5 nøter	6/14/2025	24
Spyling av 5 nøter	6/30/2025	16
Spyling av 5 nøter	7/14/2025	14
Spyling av 5 nøter	7/24/2025	10
Spyling av 4 nøter	8/11/2025	17

Tabell A5. Rapportert oversikt over type impregnering og spyling for lokalitet 13.

Lokalitet	13
Oversikt over antall/mengde oppdrettsnøter, samt type/stoff/mengde notimpregnering i anlegget i perioden 1.1.2025 til d.d (7.5.2025).	Totalt antall merder i sjø 15 stk. Av type impregnering bruker vi Aquanet B30.
Ved eventuell brakklegging/opptak av not/nøter i 2025, antall og dato	Nøter som skal tas opp i 2025 9 stk
Dato(er) for notrens/notspyling (og Eventuelt omfang/antall nøter) gjennomført i anlegget i perioden 1.1.2025 til d.d. (7.5.2025).	Dato for spyling nr 1. 28.02-2025. Antall nøter spylt 15.
	Dato for spyling nr 2. 12.04-2025. Antall nøter spylt 15

Tabell A6. Rapportert oversikt over type impregnering og spyling for lokalitet 14.

Lokalitet	14
Antall nøter fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	3
Type notimpregnering fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	B30
Anslag over mengde notimpregnering fra 01.01.2025 til 13.01.2026.	1890 liter i august 2024(B30), 1890 liter i april 2025(B30), 1890 liter august 2025(B30)
Brakklegging/opptak av nøter i 2025 antall og dato.	Tatt opp 1 not 10.04.2025. Brakk 06.04.2025-27.04.2025. Tatt opp 1 not 14.08.2025. Brakk 14.08.2025-09.09.2025.
Datoer for notrens/notsyling og omfang fra 01.01.2025 til dags dato.	Spylt øverste 5 meterne 1 gang; 27.05.2025. (nøtene blir levert inn i brakk for vask)



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: post@hi.no

www.hi.no