

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

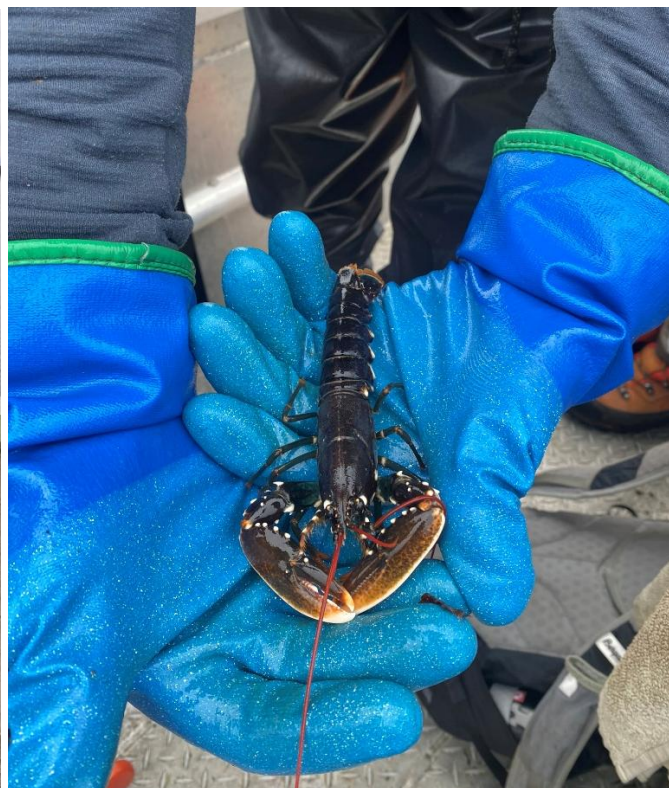
2026

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 111

Effekter av vernetiltak hos torsk og hummer i indre Oslofjord og hvordan er den fysiologiske og toksikologiske tilstanden hos torsken?

Thron O. Haugen, Jonathan E. Colman, Louise Chavarie, Knut Hove, Linda Eikaas, Hans-Christian Teien, Ane Mathilde Runge Christensen, Martine Maria Storvestre Granly, Jan L. Lyche (Veterinærhøgskolen), Stein R. Moe



Haugen, T. O., Colman, J.E., Chavarie, L., Hove, K., Eikaas, L., Teien, H.-C., Runge Christensen, A. M., Storvestre Granly, M. M., Lyche, J. L. & Moe, S.R. 2026. **Effekter av vernetiltak hos torsk og hummer i indre Oslofjord og hvordan er den fysiologiske og toksikologiske tilstanden hos torskene?** – MINA fagrapport 111. 87 s.

Ås, februar 2026

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAAGSGIVER

Egeninitiert

FORSIDEBILDE

Linda Eikaas holder en av få torsker som er større enn 30 cm (venstre). Liten hummer og store hansker. Foto: Jonathan E. Colman

NØKKELOD

Bestandstetthet, *Gadus morhua*, *Homarus gammarus*, Oslofjorden, rekruttering, verneområder, fangstforbud, fangst per innsatsenhet, merking-gjenfangst, PFAS, stressfysiologi, leverstørrelse

KEY WORDS

Atlantic Cod, *Gadus morhua*, *Homarus gammarus*, European lobster, Oslo Fjord, population density, marine protected areas, recruitment, catch-per-unit-effort, capture-mark-recapture, PFAS, stress physiology, liver size

Thron O. Haugen (thrond.haugen@nmbu.no), Jonathan E. Colman, Louise Chavarie, Knut Hove, Linda Eikaas, Hans-Christian Teien, Ane Mathilde Runge Christensen, Martine Maria Storvestre Granly, Jan L. Lyche (Veterinærhøgskolen), Stein R. Moe: Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.

Forord

Denne rapporten består av data satt sammen fra flere delprosjekter samt masterprosjekter. Formålet har vært å framstille en evaluering av innførte vernetiltak for både hummer (ved Drøbak) og torsk i Indre Oslofjord og følger opp tidligere rapporter (Haugen *m. fl.* 2023; Haugen *m. fl.* 2024). Årets rapport har lagt mer vekt på kvantifisering av effekter gjennom statistiske analyser, men vi har i tillegg bestrebet oss for å framstille resultatene gjennom bruk av grafer slik at funnene også skal være tilgjengelige for alle som har interesse for tilstanden til hummer- og torskebestanden i Indre Oslofjord. Oppdaterte data fra 2024 og tidlig vinter 2025 inngår i rapporten.

Forfatterne ønsker å rette en stor takk til Odd Sørensen (SOS Oslofjorden), og Hans Erik Karlsen og Grete Sørnes (UiO, Biologen forskningsstasjon). Erik Magnus Ræder og Daniela Dulgheriu (Veterinærhøgskolen) takkes for analyser av henholdsvis PFAS og stresshormoner samt gode innspill. Stor takk til Guttorm Christensen ved Akvaplan-niva for fangst av torsk i Tromsø-området for fysiologiske prøver. Vi vil også takke kolleger og studenter som har bidratt i felt (i tilfeldig rekkefølge): Nora Bae, Mikkel Bae, Kjetil Flydal, Håkon Rekstad, Odin Kirkemoen, Elina Lungrin, Mari Vold, Teyie Sharon, Kehinde Elizabeth Olanrewaju, Kate Hawley, Markus Stitz, David Craig, Fredrick Clausen, Emilie Nyenget Løvberg, Erik Røed, Brit Morken, Gjertrud E. Fostad, og Sturla Rørvik. Takk også til Jan Vermaat for kvalitetssikring og innspill til rapporten.

Undersøkelsene har mottatt tilskudd fra Fiskeridirektoratet gjennom «Tilskudd til fiskeriforskning» i både 2022, 2023 og 2024 (NMBU prosjektnummer: 3751000045, 3751000063 og 3751000072), samt tilskudd fra Akershus fylkeskommune sin Oslofjordsatsing (NMBU prosjektnummer: 5751000025). Sistnevnte tilskuddskilde har dekket 50 % av utgiftene som er rapportert i kapitlene 3.2.5 og 3.2.6. Øvrige resultater er 50 % dekket av tilskuddet fra Fiskeridirektoratet. Resten, dvs 50 % av totalen, er dekket i form av egeninnsats fra NMBU.

Vi håper rapporten vil komme til nytte i arbeidet med å bringe Oslofjorden tilbake til gamle høyder igjen!

Ås, 15.02.2026

Thrond O. Haugen Jonathan E. Colman Louise Chavarie Knut Hove

Linda Eikaas Hans-Christian Teien Ane Mathilde Runge Christensen

Martine Maria Storvestre Granly Jan L. Lyche (Veterinærhøgskolen) Stein R. Moe

Utvidet sammendrag

Hummeren har vært vernet i en egen vernesone ved Jetéen siden 2021 og torsken har vært vernet i form av fangstforbud i hele Oslofjorden siden 2019 og fiskeforbud i gyteområder under gyteperioden. I denne rapporten har vi studert i hvilken grad vernetiltakene har virket etter hensikten.

Hummerbestanden økte raskt etter vern av Jetéen i 2021. På Jetéen økte gjennomsnittlig antall hummer per teine per døgn (CPUE) med en faktor på 3.6 fra september 2020 (CPUE: 0,60) til desember 2024 (2,16). Den estimerte fangbare bestanden var høyest i september 2024. I desember samme år var imidlertid den estimerte fangbare bestand tilbake på et nivå tilsvarende like etter at Jetéen ble vernet. Det er mulig at bestanden har nådd et metningspunkt i verneområdet. De enkelte månedsestimatene av bestanden er assosiert med relativt stor usikkerhet og de statistiske modellene viste at bestanden i verneområdet er økende. Rekrutteringen per individ viser imidlertid en negativ trend på Jetéen, noe som i hvert fall på sikt vil føre til at bestandstettheten flater ut.

I områdene med hummerfangst (kontrollsonene) var det en gjennomgående negativ trend i desemberfangstene fra 2021-2024. For september derimot, var det en klar positiv bestandsutvikling fra 2021-2023 for både hunner og hanner i begge områdene med hummerfangst. Hverken skotteteiner eller andre kjente redskaper fanger små hummer særlig effektivt, til tross for at fluktåpningene er stengt. Økningen vi ser fra desember til september året etter er mest sannsynlig mindre hummer som vokser seg inn i fangbare størrelse i denne perioden. Forvaltningsmessig er dette interessant. Selv om den fangbare delen av bestanden fiskes ned til stadig lavere nivåer i desember er rekrutteringen inn i den fangbare delen av bestanden sterk nok til at bestanden øker i kontrollområdene fram til påfølgende september. Hummerrekruttenes opprinnelsessted er ikke kjent. Det faktum at larvene er pelagiske gjør det imidlertid svært lite sannsynlig at nylig bunnslåtte hummerlarver kommer fra nærområdet. Fredningsområdene med høye hummerbestander, slik det er dokumentert flere steder langs norskekysten, vil bidra til en sterk rekruttering i områder langt fra de områdene hvor eggene klekkes.

Hunner var mindre fangbare enn hanner og fangbarhet varierte også mellom sesong og sone. Dette er et viktig funn fra merking-gjenfangstanalysene hos hummer. Det spesielle er at sesongvariasjonen var betydelig mindre (hunner) eller ikke til stede (hanner) hos hummerne i vernesonen, mens i begge de fiskede sonene, for begge kjønn, var fangbarheten ofte under halvparten så lav i desember som i september. Forskjellene mellom sonene innen kjønn og måned kan trolig knyttes til ulik tetthet av teiner brukt i de tre sonene. Forskjellen som vi finner mellom måned innen kjønn og sone er vanskeligere å forklare, men kan antagelig knyttes opp mot biotiske faktorer. Uttaket av hummer i de fiskede sonene vil redusere tettheten av hummer i fangbare størrelser i fiskeperioden og det forventes at fjerning av disse vil åpne for innsig fra hummer i områder omkring. Hvis disse i all hovedsak er små individer vil disse være mindre fangbare, noe som delvis vil kunne forklare redusert fangbarhet i perioden etter fiskesesongen.

Våre estimater av månedlig tilsynelatende overlevelse hos den merkede hummeren var som forventet lav for individer med høstbar størrelse ved merking (25-32 cm) i kontrollområdene i fangstperioden (oktober og november). Dødeligheten som framkommer fra den fangstperioden kan i stor grad kobles til selve fangsten.

Et litt overraskende funn var at overlevelsen var lav for hummer rett i overkant av 20 cm i verneområdet. Dette kan være en funksjon av tetthetsavhengig dødelighet. Trolig søker hummer i

denne størrelsen seg en skjuleplass (hulrom). De kan da være utsatt for predasjon eller aggresjon fra andre etablerte hummer.

Vårt store gjenfangstmateriale (505 gjenfangster) viser at hummerne generelt beveger seg over små områder. Det var vesentlige forskjeller mellom sonene i hvor langt hummerne beveger seg. I modellene der innen-individ korrelasjoner var justert for hadde hummer på Jetéen gjennomsnittlige forflytningsavstander på 115 m, mot 189 m og 61 m for henholdsvis Askholmene og Biologen. Det er riktignok bare tre områder, men disse forskjellene kan skyldes forskjeller i bestandstetthet (CPUE i desember 2024 på 2,17, 0,18 og 0,44 for henholdsvis Jetéen, Askholmene og Biologen). Disse veldig grove forflytningstallene indikerer at det i liten grad ser ut til å være tetthetsavhengige forflytninger.

I løpet av fem år med merking og gjenfangst der hummeren beveger seg over små områder har det ikke overraskende vært få hummer som har beveget seg fra en sone til en annen. Lokal spredning av voksne individer ser dermed ikke ut til å være viktig for å øke bestanden i nærområdene generelt. Det nettverket av fredningsområder som er etablert langs norskekysten vil være langt viktigere for reetablering av hummerbestanden over større områder. Med stor sannsynlighet er fredningsområdene såkalte kildeområder for pelagisk spredning av larver over store områder.

Hannene i vernesonen har i snitt blitt nesten 3 cm større enn det de var før innføring av områdevernet. Dette kan tyde på at det er særlig de større hannene som har nytt godt av områdevernet. For kontrollområdene ser vi ingen positiv effekt på lengde. Det er underlig i og med at maksimumsstørrelsen på 32 cm ble innført i 2017. En forklaring kan være at regelen ikke blir fulgt av fiskerne eller at det fiskes såpass hardt at veldig få individer overlever gjennom fangstvinduet på 25-32 cm.

I og med at teinene i begrenset grad fanger små hummer er det mulig at den samlede effekten av tidligere tiltak (endringer i minstemål, fredning av hummer med utvendig rogn samt maksimumsstørrelse) først nå begynner å bli synlige i fangstene. Mer kunnskap om juvenil hummer vil være av stor forvaltningsmessig betydning, men det er avhengig at vi finner effektive fangstmetoder, noe som har vist seg svært vanskelig.

Selv om fredningsområdet i Drøbak er på kun 85 ha har det vist seg effektivt i å øke bestanden innenfor verneområdet. Hummer som holder til i reservatet kan bevege seg ut av reservatet og bli tilgjengelig for fangst. På den annen side så kan også hummer immigrere fra omkringliggende områder og dermed bli beskyttet mot fangst. Grensene på verneområdet på Jetéen er imidlertid i stor utstrekning satt ut til dypere områder eller inntil land, noe som reduserer problemer med at fiskere setter teiner på grensa til verneområdet.

Torsken har fortsatt sin negative trend i forekomst (fangst per innsatsenhet med ruser, CPUE) slik dokumentert de siste tre årene, og individene blir i snitt mindre samt at kondisjon fortsatt er lav. Dette gjelder både indre fjord og ved Drøbak – kondisjonen var lavere enn hos kysttorskene fra Tromsø-området som ble fanget inn som kontrollfisk i antatt mindre menneskepåvirket miljø enn Oslofjorden. Dette betyr at selv seks år etter at fangstforbudet for torsk tredde i kraft er det ingen tegn til forbedret tilstand hos torsken i indre Oslofjord – tendensen er heller negativ enn positiv.

Det var som tidligere år også i 2024/2025 tydelige gradienter internt i indre fjord blant torskene vi samlet inn og tok prøver av. Selv om CPUE har falt mye i Drøbaksonene siden 2021 var de i snitt (0,14 torsk per ruse per døgn) høyere enn i de tre indre sonene (0,08 torsk er ruse per døgn). Dette er de laveste CPUE som er målt siden vi startet i 2011. Torskene var gjennomgående små i alle sonene og totalt ble kun fire individer større enn 45 cm fanget i de to 2024-rundene.

Kondisjonsfaktoren var i snitt høyest for torsk ved Drøbak (0,88) og lavest i indre fjord (0,82) med Ostøyasonen (IF-2) som aller lavest (0,77). Etter tillatelse fra Fiskeridirektoratet avlivet vi 28 torsk fra indre Oslofjord for å ta fysiologiske og miljøgiftprøver av disse, samt 10 individer fra Tromsøområdet som kontrollfisk. Prøvene viste at det var en tydelig gradient i relativ leverstørrelse ($LSI = \text{levervekt} / \text{fiskens vekt}$) der LSI var i snitt høyest i indre fjord (snitt=2,5) og minst ved Drøbak og Tromsø (begge 1,8), som generelt er lave verdier. Det var spesielt stor individvariasjon i LSI blant torskene i Drøbak (0,8-3,7).

Det ble målt stress som kortisol og kortison i skjell (kronisk stress) og slim (semi-akutt stress) hos de samme 28+10 individene. Vi fant en gradient som økte fra indre fjord til Drøbak for begge hormonene og i begge typer vev, men at det var stor individvariasjon ved Drøbak. Kortisol- og kortisonverdiene var begge lavest i Tromsøprøvene for både slim og skjell. Målinger av miljøgiftene PFAS viste mye den samme gradienten, med høyeste verdier ved Drøbak (og størst individvariasjon), men det var ikke signifikant korrelasjon mellom noen av PFAS-stoffene og stresshormonene. Alle PFAS var imidlertid negativt korrelert med relativ leverstørrelse (LSI), unntatt PFOA. Flere av PFOS-verdiene fra torskelever fra Drøbakområdet var over EQS-verdien (grense for risiko for skadelig effekt på fisken) på 9,1 ng/kg. Dette viser at selv om flere av stoffene har vært forbudt i mange år er de fortsatt tilstede i potensielt skadelige konsentrasjoner for torsken i indre Oslofjords økosystem.

Flere av funnene i denne undersøkelsen viste at det var stor individvariasjon både innen og mellom sonene for mange av variablene som ble målt (PFAS, kondisjonsfaktor, leverstørrelse, stresshormoner med flere). Dette, sammen med usikre årsakssammenhenger bak at større individer forsvinner fra indre Oslofjord, har økt behovet for kunnskap om torskens romlige og sesongmessige område- og habitatbruk. Det ble derfor igangsatt en omfattende telemetristudie i løpet av vinteren 2024-2025 der 48 individer ble merket med sendere og to trianguleringsnettverk av lyttebøyer ble satt ut ved Drøbak og Bærumsbassenget-Ostøya. I tillegg ble det satt ut lyttebøyer på tvers av fjorden ved både Drøbak og 6 km sør for Drøbak (Rammebåen) for å monitorere ut- og innvandring av fjorden. Lyttebøyene tappes i løpet av våren 2026.

Våre undersøkelser viser på linje med svært mange andre studier på hummer at områdevern fungerer ved at det både blir mer og større hummer i de vernede områdene. Torskevernet som har vært praktisert i Oslofjorden siden 2019 har imidlertid ikke hatt ønsket effekt så langt. Til tross for manglende respons hos torsken på vernetiltakene støtter vi myndighetenes innføring av de tre nullfiskesonene i fjorden da disse vil bli langt lettere å håndheve og muliggjøre at flere predatorfisk, herunder torsk, vil leve lengre og bidra til at viktige topp-down-funksjoner styrkes i fjordens økosystem. Vi påpeker at det er viktig at fiskere som rammes av disse strenge reguleringsreguleringene kompenseres og inviteres til et samarbeid mellom forskningsmiljøene og fiskerne i dels dokumentasjon og arbeid med å bringe fjorden tilbake til gamle høyder. Vi påpeker også at det er svært viktig at myndighetene sørger for at følgeforskningen som skal dokumentere effekter av tiltakene framskaffer gode nok data til at effektene av tiltak kan skilles fra effekter fra andre pressfaktorer som miljøgifter og miljø- og klimaendringer – samt de sosiale konsekvensene av tiltakene. Det er grunn til å forvente at erfaringene fra disse nullfisketiltakene i Oslofjorden vil være nyttige i andre kystsystemer i Norge i framtida.

Extended summary

The lobster has been protected in a targeted conservation zone at Jetéen since 2021, whereas the cod has been protected through a fishing ban regulation throughout the Oslo Fjord since 2019, as well as a ban on fishing during the spawning period in spawning areas. In this report, we have studied the extent to which the protection measures have worked as intended.

The lobster population increased rapidly after the protection of Jetéen in 2021. At Jetéen, the average number of lobsters per pot per day (catch-per-unit-effort, CPUE) increased by a factor of 3.6 from September 2020 (CPUE: 0.60) to December 2024 (CPUE: 2.16). The estimated harvestable stock was highest in September 2024. However, by December of the same year, the estimated harvestable population had returned to a level comparable to that observed shortly after Jetéen was protected. It is possible that the population has reached a saturation point within the protected area. The monthly stock estimates are associated with relatively high uncertainty, and statistical models indicated an increasing population within the conservation zone. Recruitment per individual, however, shows a negative trend at Jetéen, which will eventually lead to population density levelling off.

In the areas open to lobster fishing (the control zones), there was a consistent negative trend in December catches from 2021 to 2024. In September, on the other hand, there was a clear positive population trend from 2021 to 2023 for both females and males in both fished areas. Neither Scottish creels nor other known gear catch small lobsters very effectively, despite escape openings being closed. The increase observed from December to the following September is most likely due to smaller lobsters growing into harvestable size during that period. From a management perspective, this is interesting. Even though the harvestable fraction of the population is fished down to increasingly lower levels in December, recruitment into the harvestable stock is strong enough for the population to increase in the control areas by the following September. The origin of these lobster recruits is unknown. Because the larvae are pelagic, it is very unlikely that newly settled lobster larvae originate from the immediate vicinity. Protected areas with high lobster densities—as documented in several locations along the Norwegian coast—can contribute to strong recruitment in areas far from where the eggs hatch.

Females were less catchable than males, and catchability also varied between season and zone. This is an important finding from the mark–recapture analyses for lobster. Notably, seasonal variation was significantly lower (for females) or absent (for males) in the conservation zone, whereas in both fished zones—and for both sexes—catchability was often less than half as high in December as in September. Differences between zones within each sex and month can likely be linked to differences in pot density among the three zones. The differences between months within each sex and zone are harder to explain but may be related to biotic factors. Removal of lobsters in the fished zones reduces the density of harvestable-sized individuals during the fishing season, and it is expected that this removal will allow for immigration from surrounding areas. If these immigrants are primarily small individuals, they would be less catchable, which could partially explain reduced catchability after the fishing season.

Our estimates of monthly apparent survival for tagged lobsters were, as expected, low for individuals of harvestable size at tagging (25–32 cm) in the control areas during the fishing season (October and November). The mortality observed during the fishing season can largely be attributed to the fishery itself.

Surprisingly, we found that survival was low for lobsters just over 20 cm in the protected area. This may reflect density-dependent mortality. Lobsters of this size likely seek shelter holes, where they may be exposed to predation or aggression from larger, established lobsters.

Our large recapture dataset (505 recaptures) shows that lobsters generally move over small areas. There were substantial differences among zones in how far lobsters moved. In models adjusting for within-individual correlations, lobsters at Jetéen moved an average of 115 m, compared to 189 m at Askholmene and 61 m at Biologen. Although there are only three areas involved, these differences may be due to differences in population density (CPUE in December 2024 was 2.17, 0.18, and 0.44 for Jetéen, Askholmene, and Biologen, respectively). These very rough movement estimates suggest that density-dependent movements are limited.

During five years of tagging and recapture, with lobsters moving only short distances, it is unsurprising that few individuals moved from one zone to another. Local dispersal of adult individuals therefore does not appear to significantly contribute to rebuilding populations in nearby areas. The network of protected areas established along the Norwegian coast is likely far more important for re-establishing lobster populations over larger areas. It is highly likely that protected areas function as “source” areas for the pelagic dispersal of larvae over wide regions.

Males in the protected zone have on average grown almost 3 cm larger than they were before the protection measures were introduced. This suggests that larger males may have particularly benefited from the area closure. In the control zones, no positive effect on size is observed. This is surprising given that the maximum size limit of 32 cm was introduced in 2017. One explanation may be poor compliance among fishers, or that fishing pressure is so high that very few individuals survive through the 25–32 cm harvest window.

Because pots capture small lobsters only to a limited degree, it is possible that the combined effects of earlier measures (changes in minimum size, protection of egg-bearing females, and maximum size limits) are only now beginning to become visible in catches. More knowledge about juvenile lobster would be of great management value, but this depends on developing effective capture methods—something that has proven very difficult.

Although the protected area in Drøbak is only 85 ha, it has been effective in increasing the population within the conservation zone. Lobsters living inside the reserve may move outside the protected area and become available for harvest. Conversely, lobsters may immigrate from surrounding areas and receive protection. Notably, the boundaries of the Jetéen protected area are largely drawn either into deeper waters or close to shore, reducing problems with fishers placing pots directly on the conservation boundary.

Cod continues its negative trend in abundance (number of cod per fyke net per day, CPUE), as documented over the past three years, and individuals are on average smaller, with condition remaining low. This applies to both the inner fjord and the Drøbak area—the condition is lower than in coastal cod from the Tromsø region. This means that even six years after the cod fishing ban was implemented, there are no signs of improved status for cod in the inner Oslo Fjord—the trend is negative rather than positive.

As in previous years, there were also clear cod CPUE gradients within the inner fjord in 2024/2025 among the cod we collected and sampled tissue from. Although CPUE has dropped significantly in the Drøbak zones since 2021, it was on average (0.14 cod per fyke net per day) higher than in the three inner zones (0.08 cod per fyke net per day). These are the lowest CPUE values since we began

sampling in 2011. Cod were generally small across all zones, and only four individuals larger than 45 cm were captured in the two 2024 sampling rounds. Condition factor (weight/length³*100, using kg and cm) was highest for cod in Drøbak (0.88) and lowest in the inner fjord (0.82), with individuals from Ostøya (IF-2) having the lowest values (0.77). With permission from the Directorate of Fisheries, we euthanized 28 cod from the inner Oslo Fjord for physiological and contaminant analyses, along with 10 individuals from the Tromsø area as control fish. The samples showed a clear gradient in relative liver size (LSI = liver weight/fish weight), with LSI being highest in the inner fjord (mean = 2.5) and lowest in Drøbak and Tromsø (both 1.8), which are low values overall. There was particularly large individual variation in LSI among cod in Drøbak (0.8–3.7).

Stress was measured as cortisol and cortisone in scales (chronic stress) and mucus (semi-acute stress) in the same 28 + 10 individuals. A gradient increasing from the inner fjord to Drøbak was found for both hormones and both tissue types, although individual variation was large at Drøbak. Cortisol and cortisone values were lowest in the Tromsø samples for both mucus and scales. Measurements of PFAS contaminants showed a similar gradient, with highest values at Drøbak (and greatest individual variation). However, no PFAS compounds were significantly correlated with stress hormones. All PFAS except PFOA were negatively correlated with relative liver size (LSI). Several PFOS values in cod liver from the Drøbak area were above the EQS value (the threshold for risk of harmful effects on fish) of 9.1 ng/kg, showing that even though several of these substances have been banned for many years, they are still present in concentrations potentially harmful to cod in the inner Oslo Fjord ecosystem.

Several findings in this study showed substantial individual variation both within and between zones for many of the variables measured (PFAS, condition factor, liver size, stress hormones). This, combined with uncertain causal relationships behind the disappearance of larger individuals from the inner Oslo Fjord, has increased the need for knowledge about the spatial and seasonal habitat use of cod. A comprehensive telemetry study was therefore initiated in winter 2024–2025, in which 48 individuals were tagged with transmitters and two triangulation networks of acoustic receivers were deployed at Drøbak and Bærumsbassenget–Ostøya. Additional receivers were placed across the fjord at Drøbak and 6 km south from Drøbak (Rammebåen) to monitor immigration and emigration. The receivers will be retrieved for data download and battery replacement in spring 2026.

Our investigations, consistent with many other studies on lobster, show that area protection works by increasing both the number and size of lobsters in protected areas. The cod protection implemented in the Oslo Fjord since 2019, however, has not yet had the desired effect. Despite the lack of response in cod to protection measures, we support the authorities' introduction of the three no-take fishing zones in the fjord, as these will be much easier to enforce and will allow more predator fish, including cod, to live longer and strengthen key top-down functions in the fjord ecosystem. We emphasize that it is important that fishers affected by these strict regulations receive compensation and that cooperation between research institutions and fishers is encouraged to support documentation and efforts to restore the fjord to former levels. We also highlight that it is crucial for authorities to ensure that follow-up research provides sufficiently robust data to distinguish the effects of management measures from those of other stressors such as pollutants, environmental changes, climate change, and the social impacts of the measures. The experience gained from these no-take measures in the Oslo Fjord is likely to be useful for other coastal systems in Norway in the future.

[Copilot was used to aid the translation]

Innhold

Forord.....	1
Utvidet sammendrag	2
Extended summary	5
1 Introduksjon.....	10
1.1 Bakgrunn.....	10
1.2 Målsetninger i prosjektet	12
2 Materialer og metoder	14
2.1 Studieområder.....	14
2.1.1 Hummer	14
2.1.2 Torsk.....	15
2.2 Hummerundersøkelsen	16
2.2.1 Fangstmetode og design	16
2.2.2 Analyse av CPUE, størrelse og kjønnsfordeling - modellutvelgelse	17
2.2.3 Robust-design-estimering av overlevelse, rekruttering og populasjonsstørrelse	18
2.3 Torsk	20
2.3.1 Innsamlingsrutiner ved rusefiske	20
2.3.2 Miljøgift og økofysiologiske prøver av torsk	21
2.3.3 Akustisk telemetri	21
2.3.4 Patogenanalyse	21
3 Resultater.....	22
3.1 Hummer.....	22
3.1.1 Merke-gjenfangstanalyse – Robust-Design Pradel (RDP)	22
3.1.2 Fangst per innsatsenhet (CPUE, antall hummer pr teine per døgn)	28
3.1.3 Forflytninger.....	33
3.1.4 Lengdefordeling	36
3.1.5 Kjønnsfordeling	40
3.1.6 Bruk av krepseteiner for fangst av småhummer.....	41
3.2 Torsk	43
3.2.1 Fangst per innsatsenhet (antall individer per ruse per døgn, CPUE)	43
3.2.2 Størrelsesstruktur.....	46
3.2.3 Kondisjonsfaktor (lengde-justert vekt)	47
3.2.4 Oppstart av telemetristudie.....	49
3.2.5 Fysiologisk og toksikologisk tilstand hos Oslofjordtorsken	51
3.2.6 Vann- og sedimentmiljø	60

4	Diskusjon	64
4.1	Hummer	64
4.2	Torsk	68
4.2.1	Har 2019-vernet hatt effekt?	68
4.2.2	Lever torsken i indre Oslofjord i et stressende, suboptimalt miljø?	72
4.3	Samlet vurdering	75
5	Referanser	78
6	Vedlegg	85

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Oslofjorden har vært under økende press over lang tid. Økt utnyttelse av biologiske ressurser fra fritidsfiskere, samt lite bærekraftige fangstmetoder som bunntråling fører til lave bestander av flere arter som torsk (*Gadus morhua*) og hummer (*Homarus gammarus*) (Aarflot *m. fl.* 2024). I tillegg kommer forurensning og intensivt arealutnyttelse fra en økende kystbefolkning, som nå teller 1,6 millioner (<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/november-2023/gjennomforing-av-helhetlig-tiltaksplan-for-oslofjorden-2022-2023/>).

Flere fiskearter har bestandsnedgang, hvor særlig torsken sliter med en tilnærmet kollaps i bestanden (<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2025/januar-2025/tilstandsrapport-for-oslofjorden/>.) Artsdatabankens rødliste for 2021 vurderer hummer som sårbar (VU) (<https://artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/14133>). Det er innført en rekke lokale og regionale fangstbegrensinger for hummer. Minstemålet for fangst av hummer er 25 cm kroppslengde og i Sør- og Øst-Norge er det i tillegg et maksimumsmål på 32 cm (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Artar/Hummarfiske/minstemal-og-maksmaal>). Hunner med utvendig rogn skal settes tilbake etter fangst. Fra 2002 har det blitt opprettet en rekke fredningsområder for hummer langs norskekysten. Det er nå over 60 slike fredningsområder i Norge. I 2021 ble det etablert et lite (85 ha) fredningsområde i Drøbaksundet ved undervannsmuren (Jetéen), på vestsiden av fjorden, (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Artar/Hummarfiske/Fredings-og-bevaringsomraade>). Vi vet lite om effekten av et såpass lite fredningsområde er i praksis, men det har vært vist at både hummer og torsk kan dra nytte av relativt små verneområder (Moland *m. fl.* 2013; Moland *m. fl.* 2021b; Knutsen *m. fl.* 2022a; Knutsen *m. fl.* 2022b).

Fangst av hummer kan føre til høy og stabil dødelighet i bestanden som er gjenstand for fangst (Fernández-Chacón *m. fl.* 2021). Bestanden kan imidlertid ta seg raskt opp i områder som blir vernet (Moland *m. fl.* 2021a; Haugen *m. fl.* 2023). Vern kan også bidra til et økt antall store individer, noe som er viktig for hummerens reproduksjonspotensial (Sjørdalen *m. fl.* 2022). Vern mot fangst i noen områder kan føre til at fiskepresset øker i de tilgrensende områder («Fishing the line» se for eksempel Kellner *m. fl.* (2007)). Dette kan være et spesielt stort problem for relative små verneområder, som i Drøbaksundet. Verneområdet kan bli mindre effektivt som følge av at hummer beveger seg ut av det hvor de utsettes for et betydelig fiskepress. Et tidligere studium har vist at intenst fiske rundt verneområder kan redusere hummerbestanden i et belte på 1,5 km utenfor verneområde sammenlignet med før verneområdet ble etablert (Nillos Kleiven *m. fl.* 2019). Hummer har imidlertid relativt små bruksområder mellom 0,6–4,0 ha (Moland *m. fl.* 2011b), noe som kan redusere problemet med mindre verneområder. Telemetristudier har vist at hummer beveger seg ut av verneområder, hvor de kan være sårbare for et høyere fiskepress (Moland *m. fl.* 2011a).

Torskebestanden har i løpet av det siste tiåret gått sterkt tilbake i Oslofjorden uten at man med sikkerhet vet årsaken eller hvor omfattende nedgangen har vært i særlig Indre Oslofjord. Det er i Indre Oslofjord vi også finner, i hvert fall inntil vernetiltakene ble iverksatt, den største konsentrasjonen av fritidsfiskere i landet (Vølstad *m. fl.* 2019) og det foregår også et småskala profesjonelt torskefiske som bifangst fra bunntråling etter dypvannsreke i dette området (Knutsen *m. fl.* 2022a). I en nylig rapport fra Havforskningsinstituttet pekes høsting ut som den viktigste økologiske risikoutfordringen for ytre Oslofjord (Aarflot *m. fl.* 2024). Siden sommeren 2019 har torsk vært totalfredet i hele Oslofjorden og alt fritidsfiske, med unntak av sjøørret, er forbudt i antatte

gyteområder for torsk i gytetiden (februar-april). I den omtalte risikorapporten pekes miljøgifter ut som den nest viktigste risikofaktoren for ytre Oslofjord (Aarflot *m. fl.* 2024), og her vises det til at flere miljøgifter (PFAS, kvikksølv og andre tungmetaller) utgjør en kronisk påvirkning for flere økosystemkomponenter og akutt for tidlige livsstadier hos flere fiskearter. I og med at denne risikovurderinga for samla belastning kun har blitt utført for ytre fjord vil det være viktig å følge opp disse risikofaktorene også for indre fjord all den tid det er grunn til å tro at både fiskepress og miljøgiftbelastning er større i indre fjord. Potensiell negativ effekt av miljøgifter på torsk i indre Oslofjord er tydelig fra overvåkingen av miljøgifter i kystområdene – MILKYST hvor torsk fra indre Oslofjord har høyest overskridelse av EQS verdiene for flere miljøgifter sammenlignet med andre fjorder (Schøyen *m. fl.* 2026)

Mange fritidsfiskere og en stasjonær og liten bestand gjør torsken i Indre Oslofjord meget sårbar for overbeskatning. Selv med fangstforbud, slik som situasjonen for torsk har vært siden 2019, er torskebestanden utsatt på grunn manglende kunnskap/vilje blant fritidsfiskere til å etterkomme vernetiltakene og dels på grunn av at torsk fanges som bifangst i annet fiske. For eksempel hadde Fiskeridirektoratet en aksjon i Oslofjorden i midten av april 2024 der 61 av 93 kontaktede personer fisket ulovlig i gyteområdet (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Nyheter/2024/mye-ulovlig-fiske-i-oslofjorden>). De aller fleste av disse var gjestearbeidere med utenlandsk opprinnelse og lite kunnskap om de rådende vernetiltakene. Det at Indre Oslofjord brukes som fiskeplass av folk med svært ulike nasjonaliteter gjør det ekstra utfordrende med informasjon og taler for at mye av informasjonen bør være lett tilgjengelig på de viktigste fiskeplassene og båthavnene i fjorden. En fjordtorsk i Indre Oslofjord kan typisk bevege seg innenfor 3-5 ha i løpet av et år. En telefonundersøkelse i 2014 (utført av Norstat på oppdrag fra NMBU) dokumenterte en meget høy tetthet av fritidsfiskere i Indre Oslofjord, hvor 130 000 folkeregister-registrerte personer fisket i sjøen minst én gang i året. Med en oppgitt gjennomsnittlig fangst på 0,25 fisk per time, tilsvarte det nesten 4 kg fisk per år per fisker når de 15 timene de i snitt brukte per år legges til grunn (Holter 2015). Gjennom feltintervjuer, der faktisk fangst ble observert, målt og notert, lå estimatet høyere (0,5 kg pr time). Fangst av makrell var størst, etterfulgt av torsk (Thimamontri 2015). På dette tidspunktet (2012-2014) tok fritidsfiskere med andre ord ut en betydelig mengde fisk fra Indre Oslofjord, i størrelsesorden 500-1000 tonn, der makrell utgjorde hoveddelen av fangsten og torsk var nest viktigst. Nyere estimer, basert på mer sofistikerte metoder for intervjuundersøkelser i felt (Vølstad *m. fl.* 2019), fant at fritidsfiskerne i indre Oslofjord i perioden 2018-2019 fanget nær 40 000 torskeindivider (37 % fra båt og resten fra land) og av disse ble litt over halvparten satt tilbake, slik at total ca 26,8 tonn med torsk ble avlivet. Tilsvarende tall for yrkesfisket i Oslofjorden i samme periode var 25,2 tonn med torsk (Kleiven *m. fl.* In prep). Til sammenligning, ble det fanget nær 200 000 makrell i indre fjord (56 % fra land) tilsvarende drøyt 120 tonn i indre fjord i samme periode. Makrellfangstene var langt høyere i ytre Oslofjord der flere enn 1.4 millioner individer ble fanget (633 tonn). Det kommersielle uttaket av makrell i denne delen av fjorden var langt lavere enn dette i samme periode, med drøyt 22 tonn. Det er derfor på det rene at fangst av torsk av både fritidsfiskere og i yrkesfisket har vært betydelig i både indre og ytre fjord tett opp mot innføring av fangstforbudet i 2019, og i årene før dette var trolig fangstene enda større, men fordi NMBUs felt- og telefonbaserte undersøkelser i perioden 2012-2014 var basert på mindre sofistikerte metoder enn de fra 2018-2019, er tallene fra denne perioden mer usikre.

I 2012 estimerte en merke-gjenfangst-studie ved NMBU at tettheten av torskebestanden i Indre Oslofjord var betydelig høyere enn estimer for fjordtorskbestander langs Sørlandskysten (Ski 2012). I løpet av perioden som har fulgt etter dette har det skjedd noe dramatisk med torskebestanden i Indre Oslofjord og NMBU bygger nå, blant annet gjennom tilskudd fra

Fiskeridirektoratet, opp datasett for å sammenligne den nåværende bestanden med situasjonen i 2011-2012. Dette blir viktige suppleringsdata til både Havforskningsinstituttets og NIVA/UiOs overvåkingsdata fra både indre og ytre fjord. Disse dataene utgjør et viktig kunnskapsgrunnlag for torskebestanden i Indre Oslofjord, og vil bli avgjørende for måling av effektene av de nye forvaltningstiltakene. Resultater fra perioden 2019-2023, altså etter fire år med vernetiltak for torsken, viste at i all hovedsak var det få tegn til bedring (Haugen *m. fl.* 2024).

Utover NMBUs datainnsamling har det ikke vært omfattende overvåkning av bestandsutvikling i vernede områder i Indre Oslofjord. Havforskningsinstituttet har basert sine evalueringer av tiltakseffekter på allerede pågående overvåkingsprogrammer som blant annet strandnotserien og vinterfiskeserien med trollgarn (Knutsen *m. fl.* 2022a). Denne evalueringsrapporten fra 2022 konkluderte med at det ikke er noe som tyder på at torskebestanden er i ferd med å bygge seg opp og at det er for tidlig å vurdere effekter av vernetiltak. Ut fra denne evalueringen konkluderte Havforskningsinstituttet med at tiltakene må videreføres og helst forsterkes. Videre understreker Havforskningsinstituttet at det er behov for mer målrettede studier og at effekt av fangst fra både bunntåling og dispensasjonsfiske må vurderes. Havforskningsinstituttet anbefaler også en evaluering av i hvilken grad fangstforbud respekteres av fritidsfiskere.

Som et svar på Oslofjordens utfordringer har det nylig blitt vedtatt innskrenkninger av fisket. Både yrkesfiskere og fritidsfiskere får fra 1. januar 2026 nye begrensninger i redskapsbruk. Med hjemmel i ny forskrift fra Nærings- og fiskeridepartementet av 19. desember 2025 nr. 2889 om regulering av fiske i Oslofjorden ([oslofjordforskriften](#)) har det blitt innført tre nullfiskeområder i Oslofjorden. I nullfiskeområdene blir alt fiske ulovlig fram til og med 31. desember 2035. I områdene utenfor nullfiskesonene blir det også strenge begrensninger der det blant annet til hummerfiske kun blir lov å bruke 5 hummertainer per person og fartøy fra 2025, i motsetning til 10 tidligere. Rekefiske med teiner blir forbudt.

For yrkesfiskere blir fiske med bunnsatte garn, line, snurrevad, ruser og annen redskap egnet til å fiske bunnfisk forbudt. Bruk av oppsamlingspose i fisket etter reker med reketrål og fiske etter kreps med krepsetrål blir forbudt. Det blir ingen dispensasjoner fra tidligere eller nye regler.

For fritidsfiskere ble nye regler innført 1 oktober 2025, mens de nye reglene tredde i kraft 1 januar 2026 for yrkesfiskere. Fra 1 januar 2026 blir det også etablert nullfiske innenfor Horten-Moss samt Færder og Hvaler nasjonalpark.

De nye reglene er i stor grad i tråd med anbefalinger fra forskere, herunder NMBU (<https://www.khrono.no/okosystemet-i-oslofjorden-kollapser-vi-trenger-tiltak/858786>), og kan forventes å ha effekter som vil være positive for både økosystemet totalt sett, og særlig for torsken, men er helt klart et veldig inngripende alternativ for brukerne av fjorden. At Fiskeridirektoratet kommer med et såpass inngripende tiltak understreker alvoret i situasjonen, og legger ekstra press på sikring av god dokumentasjon av verneeffektene etter at de er innført og at den berørte befolkningen informeres godt og tydelig både før tiltakene innføres samt underveis etter hvert som effektene lar seg kvantifisere. Uten at det oppnås en felles forståelse/konsensus og aksept om nødvendigheten av disse inngripende tiltakene vil det bli vanskelig å gjennomføre dette i praksis uten svært omfattende oppsyn og håndheving.

1.2 Målsetninger i prosjektet

I dette prosjektet etablerer vi en langvarig kartlegging og overvåkning av hummerbestanden i Drøbaksområdet, samt torsk i Indre Oslofjord. Overvåking av bestanden er viktig for å vurdere

effekten av fredning og for å få kunnskap om fredningen også har effekt på omkringliggende områder over tid. Vi bruker også dataene til populasjonsøkologiske studier i form av gradsoppgaver samt i undervisningen av naturforvaltnings- og økologifagene ved NMBU. I all hovedsak følger vi samme datainnsamlingsregime som rapportert i Haugen *m. fl.* (2023), med fokus på både fangst per innsatsdata for både torsk og hummer, samt individmerking. I tillegg vil vi hvert år gjøre enkelte detaljstudier og metodeutviklinger for å få fram nye og forhåpentligvis viktige aspekter ved biologien til eller forvaltningen av disse to artene i Oslofjorden. I 2024 har vi tatt for oss hummergenetikk spesielt.

Bærekraftig forvaltning av hummer er avhengig av systematisk overvåking av bestandsdynamikken, som, ideelt sett, inkluderer aldersstrukturdata basert på pålitelig og validert aldersestimeringsteknikk (Kilada *m. fl.* 2015). Tradisjonelle måter å måle alderen på hummer er arbeidskrevende, men viktigst av alt, avhengig av å avlive dyrene (Sheehy *m. fl.* 1996; Uglem *m. fl.* 2005). I en situasjon med små/truede hummerbestander er praksisen med å avlive individer for å evaluere statusen til bestanden ikke et ideelt alternativ. Aldersstruktur er imidlertid et viktig aspekt ved populasjonsdynamikken, ikke minst for å vurdere om den høstes for hardt (Huntsberger *m. fl.* 2020). Følgelig brukes kroppsstørrelse nå som en tilnærming for alder. Men dette forholdet er både omstridt og påvirket av høsting. Derfor er det et sterkt behov for alternative metoder for å aldersbestemme hummer som er effektive, ikke-dødelige og nøyaktige i forhold til alle overvåkingsprogrammer. Hummer er kjent som en av de mest langlivede tifotkrepsartene. Selv innenfor høstede ville populasjoner når mange hummer en alder på 20 til 30 år, med noen spesielt motstandsdyktige individer som anslås å leve over 70 år.

Hovedformålet med prosjektet er å videreføre kvantifisering av effekt av innførte vernetiltak hos fjordtorsk og hummer i midtre og indre deler av Oslofjorden.

Spesielt vil vi:

1. Kvantifisere effekter av vernetiltakene på alders- kjønns- og størrelsesstruktur i torske- og hummerpopulasjonene i indre og midtre deler av Oslofjorden.
2. Kvantifisere dødelighet og populasjonstetthet hos hummer i verneområder og kontrollområder i Drøbaksområdet av Oslofjorden.
3. Gjennomføre genetiske analyser av genetisk integritet og til estimering av populasjonsgenetiske parametere som beskriver nåværende og historisk effektiv populasjonsstørrelse samt som kan brukes til vurdering risiko for innblanding av amerikansk hummer og teste ut et epigenetisk analyseverktøy for aldersbestemmelse av hummer uten at hummeren avlives.
4. Vurdere mulighetene for fangst av juvenile hummer ved bruk av teiner med mindre inngangsåpning enn ordinære skotteteiner
5. Igangsette telemetristudie som skal brukes til kartlegging av område- og dybdebruk samt habitatseleksjon hos fjordtorsk i midtre og indre Oslofjord med spesielt fokus på temperatur, salinitet og bunnhabitattype hos juvenile og eldre individer.
6. Foreta en kartlegging av den fysiologiske tilstanden hos torsk i indre- og midtre deler av Oslofjorden, med vekt på kondisjonsfaktor, leverstørrelse og stresshormoner – samt en kartlegging av konsentrasjon av miljøgiftene PFAS i torskens vev og miljø.

En tidlig versjon av resultater knyttet mål nummer 3 har blitt beskrevet i Haugen *m. fl.* (2024). Disse dataene har senere blitt oppdaterte og gjenstand for nye analyser og er pt tenkt publisert i fagfellevurdert tidsskrift. Resultatene vil derfor ikke bli rapportert før denne prosessen fullført for å unngå konflikt med dobbeltrapporteringskrav hos aktuelt tidsskrift.

2 Materialer og metoder

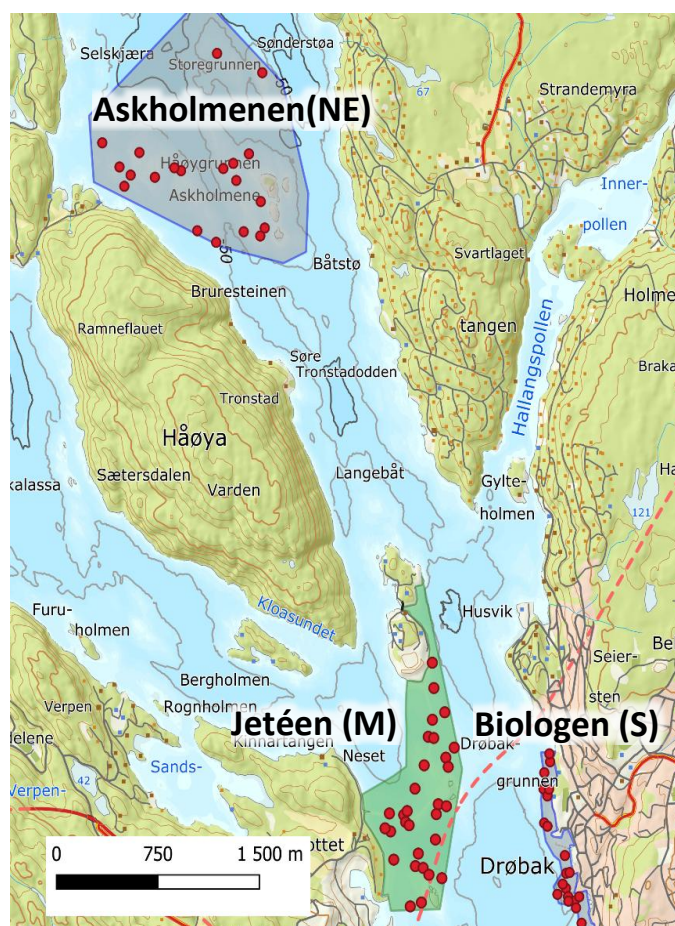
2.1 Studieområder

2.1.1 Hummer

Den pågående hummerstudien gjennomføres i tre soner i Drøbaksundet (Figur 1). Et verneområde, Jetéen (85 ha), og to kontrollområder, henholdsvis Askholmene (115 ha) og område utenfor Biologen forskningsstasjon i Drøbak (18,2 ha). Det fiskes kun grunnere enn 50 m.

Det har vært forbudt med hummerfangst på Jetéen siden september 2021 (hjemlet i forskrift <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-07-06-883>). Jetéen, som ble bygget i 1874-79, består av store steinblokker over en strekning på 1,5 km. Den ble etablert som en del av forsvarsverket for å hindre at store, fiendtlige båter kunne seile inn vest for Oscarsborg festning. Jetéen er på det høyeste 25 m og rundt 4 m bred (totalt ca 315 000 m³). Det er svært grunt over Jetéen (< 1 m ved lavvann). To smale åpninger gjør at småbåter kan passere. Det fredede området er altså i stor grad et menneskeskapt hummerhabitat.

Det ene kontrollområdet er et relativt smalt område fra Badeparken til sør på Lehmannsbrygga i Drøbak (kalt «Biologen» i denne rapporten). Det andre kontrollområdet ligger mellom Håøya og fastlandet, rundt Askholmene.



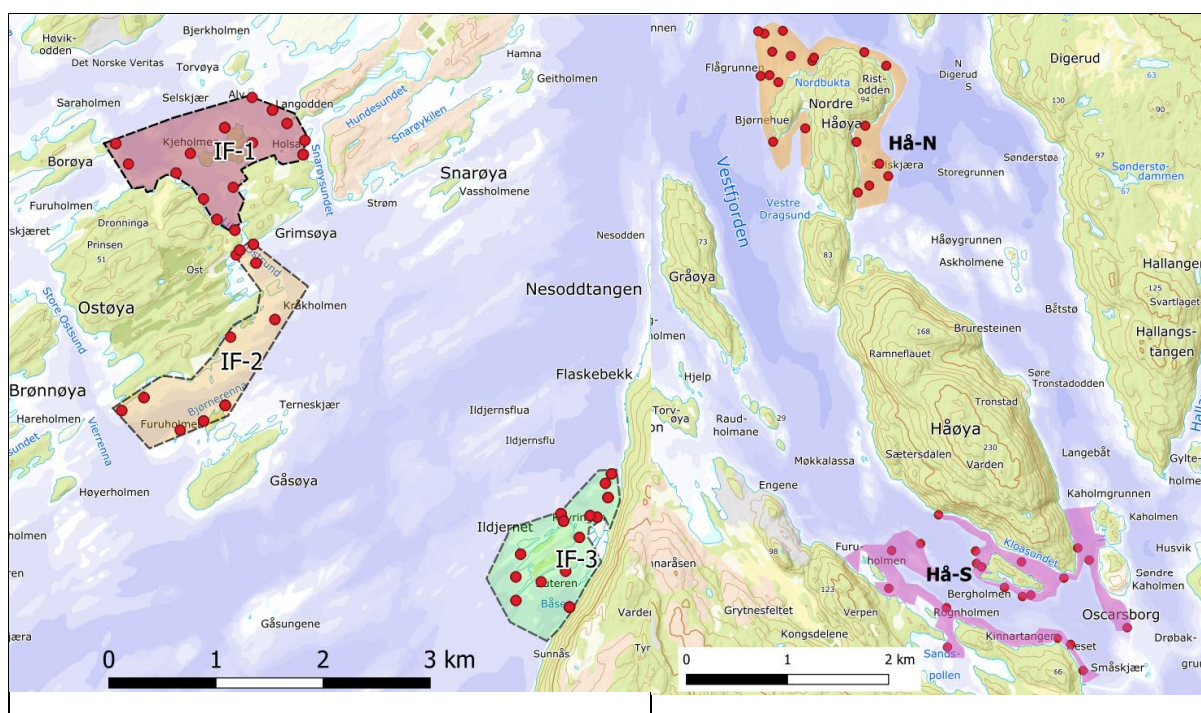
Figur 1. Kart over de tre innsamlingssonene (Askholmene, Jetéen og Biologen) og de tilhørende teineposisjonene som ble brukt under de ni innsamlingsrundene i 2020-2024-perioden. Det ble i desember 2024 i tillegg satt ut 7 sjøkrepsteiner i sonen ved Jetéen i forsøk på å fange hummer under 15 cm.

2.1.2 Torsk

I torskeundersøkelsen brukte vi torskeruser i to hovedområder: Indre fjord (tre soner, Figur 2) og ved to soner ved Håøya (Figur 2). Rusefisket i indre fjord gjennomføres to til tre ganger om året (vår og seinhøstes og noen ganger i desember) der samme soner og ruseposisjoner brukes fra gang til gang. Noen av disse ruseposisjonene er akkurat de samme som ble brukt i 2011-2012. Stasjonene rundt Håøya undersøkes kun i slutten av september/tidlig oktober, dvs ikke om våren. Alle sonene har minst tre tømminger per runde, med tømning hver andre dag. Med et slik opplegg sikrer vi oss gjenfangster som både er på kort (daglig) og lang (ett år eller 6 måneder) tidsskala. Grunnet den lave populasjonstørrelsen (Haugen *m. fl.* 2024) og dermed det lave antall torsk som merkes og gjenfanges er ikke antall observasjoner stort nok til å foreta slike analyser i denne omgang.

Vi har i løpet av vinteren 2024-2025 satt i gang en telemetristudie på torsken i studieområdet. Resultater fra denne studien vil rapporteres senere i 2026, men vi vil her i denne rapporten presentere hvor lyttebøyer er satt ut og litt om de merkede fiskene så langt.

Som oppfølging av forslag i Haugen *m. fl.* (2024) har vi i tillegg til disse ordinære rusefiskeinnsamlingene og telemetristudien i 2024 gjennomført undersøkelser av miljøgifter samt fysiologiske tilstandsvariabler hos torsken i studieområdet. Analysekostnadene samt deler av feltarbeidet ble her finansiert gjennom tilskudd fra Akershus fylkeskommunes Oslofjordsatsning. I stor grad ble de 30 torskene vi fikk dispensasjon fra Fiskeridirektoratet (referanse: 24/14167 av 12.11.24) til å avlive for formålet fanget inn i det ordinære rusefisket i oktober/november samt som bifangst ved hummerfisket i desember. Detaljene i disse studiene er å finne i to masteroppgaver (Christensen 2025; Granly 2025), men vi rapporterer hovedfunnene også her da noe mer data har tilkommet etter at oppgavene ble ferdige.



Figur 2. Kart over de to studieområdene for torsk: Indre fjord (IF, venstre) og Drøbak-Håøya (Hå, høyre). De fikserte ruseposisjonene (randomisert og stratifisert) er indikert som røde punkter, og sonenavn framkommer som tekst knyttet til de respektive polygonene. I forbindelse med innsamling av torsk til merking med akustiske merker ble det også benyttet 10 havteiner som ble plassert på strategisk gode fiskeplasser.

2.2 Hummerundersøkelsen

2.2.1 Fangstmetode og design

I og med at fredning av områder var foreslått av Frogn kommune i 2020, satt forskere ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved NMBU i gang en prøvefangst (i samarbeid med Biologisk feltstasjon i Drøbak ved Universitet i Oslo) i september 2020 for å følge bestandsutviklingen før og etter fredning. Området ved Jetéen ble fredet for hummerfangst i 2021 og vi har dermed to perioder med fangst før fredning (september 2020 og september 2021) samt seks fangstperioder etter etablering av fredningsområdet: desember 2021, september og desember 2022 og september og desember i 2023 og september og desember 2024.

Siden oppstart i 2020 har vi gjennomført en merke-gjenfangststudie med hummer med et såkalt BACI-design (before-after-control-impact). Vi har med andre ord et sterkt design på plass for å kvantifisere om og hvordan vernetiltakene virker, både på individ- og bestandsnivå.

Vi har hatt tre soner der to utgjorde kontrollområder med fiske (Askholmene og Biologen) og en sone var verneområdet (Jetéen). Hummeren ble fanget med skotteteiner agnet med en makrell per døgn. Makrellen har blitt byttet hver dag uavhengig av fangst av hummer eller ei. Teinene ble fordelt tilfeldig ved bruk av randomiseringsrutine i QGISs vektor-verktøy i to dybdelag (strata): 2-20 m og 20-50 m i de respektive sonene. Vi brukte i utgangspunktet totalt 60 teiner (20 teiner per sone) på faste posisjoner over 5 dager i hver periode (dvs totalt 300 teinedøgner per fangstperiode). Fra og med september 2022 utvidet vi med 10 teiner i vernesonen (Jetéen) da denne ble bestemt til å være en del større enn forslaget som lå på bordet da vi tok til med før-studien i 2020. Randomiserings- og stratifiseringsrutinene som ble brukt til plassering av teinene sikrer representativ plassering av teiner mellom 2 og 50 meters dyp og gjør at resultatene kan sammenlignes med andre studier gjennomført av blant annet Havforskningsinstituttet. Merkingprosedyrene og forsøksdesign var godkjent av Mattilsynet (FOTS id: 25029 og 30313).

All hummer ble merket med Floy T-bar merker på buksiden av første abdomsegment ved hjelp av en merkepistol (Figur 3). Denne plasseringen gjør at merket kan bli sittende også etter skallskifte. Vi hadde i 2021-2023 flere gjenfangster fra foregående år hvor merkene var bevart til tross for skallskifte. I tillegg til merking noterer vi kjønn, lengde og eventuell utvendig rogn på hummerne vi fanger. Fra og med 2024 har vi også målt carapax-lengde på all hummer i tråd med rutiner beskrevet i Kleiven *m. fl.* (2024). Til slutt klippet vi en liten bit av den ytre halefinnen (uropoden) for å senere kunne analysere deres DNA. Ved gjenfangst kan vi også bruke spor etter finneklippen på hummeren som mål på eventuelle tap av merker. Alle disse merke- og målerutinene er harmonisert med Havforskningsinstituttets rutiner for å sikre sammenlignbarhet med deres overvåkningsstudier i andre verne- og overvåkingsområder.

Fiskerne i området ble gjort oppmerksom på merkeprosjektene gjennom annonsering på Frogn kommunes hjemmeside samt lokalpressen. Opplysninger om merkenummer, størrelse, kjønn og fangststed sendes til epostadressen tag@nmbu.no.



Figur 3. Hummeren ble merket med floymerke i 1. abdomsegment (venstre, pil) med merkepistol (høyre)

2.2.2 Analyse av CPUE, størrelse og kjønnsfordeling - modellutvelgelse

Som tilnærmet mål på tetthet av hummer brukte vi fangst per innsatsenhet (CPUE, catch per unit effort). Dette ble målt som antall hummer per teine per døgn. Om teina, av en eller annen grunn, sto lenger enn ett døgn mellom tømning, ble CPUE utregnet som antall delt på antall døgn den sto mellom tømningene. Dette skjedde kun fem ganger.

For å analysere om vernetiltaket har hatt effekt på hummerbestanden med tanke på tetthet, størrelsessammensetning og kjønnsfordeling tilpasset vi statistiske modeller der type modell ble bestemt av type responsvariabel. For å modellere CPUE-dataene brukte vi en mikset generalisert lineær modelltype der vi antok en Poisson-fordeling (glmm). Fordi det var mange null-observasjoner (tomme teiner) i dataene gjorde vi noen modellverifiseringer der vi testet for såkalt zero-inflation og sammenlignet kandidatmodeller med blant annet negativ binominalfordeling og zero-inflation eksplisitt inkludert i modellene. Dette ble gjort gjennom pakkene glmmTBR (Brooks *m. fl.* 2017) og GLMMadaptive (Stringer og Bilodeau 2022) samt ved bruk av `check_zeroinflation`-funksjonen i `performance`-pakke (Lüdecke *m. fl.* 2021). Det viste seg at glmm-modellene med Poisson-fordeling var best egnet, men at det var kritisk viktig å ha med randomstruktur med teineID og fangstrunde. Glmm-modellene ble kjørt ved bruk av `glmer`-funksjonen i lme4-biblioteket (Bates *m. fl.* 2015). I analysene av kjønnsfordeling, som vi modellerte som sannsynlighet for å fange en hunnhummer (binomisk, der $hunn=1$; $hann=0$), brukte vi også `glmer`-funksjonen, men nå med logit-link. Individstørrelse ble modellert som ordinær lineær miksa modeller ved bruk av `lmer`-funksjonen. I hovedsak har alle responsvariablene blitt modellert med utgangspunkt i studiedesignet (BACI) og fordi vi ofte forventer ulik respons hos hunner og hanner på vernet (hunnene er noe bedre vernet enn hanner da alle egg bærende hunner, dvs med utrogn, er freda) har vi som oftest også med kjønnseffekt. I tillegg vil en del modeller ha lengde som kovariat der vi forventer at responsen

påvirkes av individets lengde (f.eks. kjønnsandelen og overlevelse (se under §2.2.3)). I kontroll-gruppa har vi data fra to soner (NE og S, Figur 1) og fordi mye er forskjellig mellom disse to sonene bytter vi av og til Kontroll-Vernet-effekten (Colm: control-impact) med sone for å få fram om denne heterogeniteten gir økt forklaring på variasjonen i responsen. Det ble tilpasset et utvalg kandidatmodeller for hver responsvariabel (Y) der vi tok utgangspunkt i følgende grunnmodell bestående av reint additive effekter:

$$Y = BA + Colm + kjønn + lengde + (1|teine/primærrunde) + error$$

Faktoren (1|teine/primærrunde) utgjør random-effekter som tar hånd om både tidsmessig og romlig avhengighet i dataene (repeterte målinger på samme punkt/teine innen samme primærrunde). De første komponentene i ligninga er da fikserte effekter og error er residualvariasjonen som, på analyseskalaen, antas normalfordelte og med snitt = 0 (Zuur *m. fl.* 2009). Utover denne grunnmodellen tilpasset vi noen interaksjonseffekter der vi hadde forventninger om at effekten av en prediktor vil avhenge av en annen prediktor. F.eks. forventet vi at den lengdespesifikke kjønnsfordelinga endrer seg ulikt mellom vernet sone og soner med fiske fordi hunnene er bedre vernet totalt sett. Det ble foretatt modellseleksjon ved bruk av Akaikes informasjonskriterium (AIC, Akaike (1974)) og modeller som fikk ΔAIC -verdier < 2 ble vurdert som å ha betydelig støtte i dataene (Burnham og Anderson 2002). Tilsvarende ble også gjennomført blant kandidatmodellene som analyserte merking-gjenfangstdataene (se §2.2.3).

2.2.3 Robust-design-estimering av overlevelse, rekruttering og populasjonsstørrelse

Som nevnt ble hummerstudien utført som en merking-gjenfangststudie etter en såkalt robust design Pradel modell (RDP, Huggins 1989; Pradel 1996). Et robust design innebærer at studien har en kombinasjon av data fra perioder hvor studiepopulasjonen kan antas å være demografisk lukket, dvs ingen dødelighet, rekruttering eller netto ut- eller innvandring, og andre perioder hvor populasjonen er demografisk åpen (Figur 4). De åpne periodene tilsvarer tidsrommet som går mellom de primære fangstrundene (f.eks. mellom september og desember i 2022). I disse mellomperiodene antas dødelighet og rekruttering å finne sted. Disse prosessene estimeres av hhv parameterne ϕ (*tilsynelatende* overlevelse) og f (rekruttering per individ). I rapporten fra 2024 (Haugen *m. fl.* 2024) ble dette parametrisert på en annen måte der vi ved bruk av Huggins' tilnærming til robust design estimerer parameterne γ' og γ'' , hhv som «sannsynlighet for å forbli utenfor fangbare soner fra en primærrunde til den neste» (dvs $(1-\gamma')$ er immigrasjonssannsynlighet) og «sannsynlighet for å gå fra å være i fangbare sone til utenfor fangbare soner fra en primærrunde til den neste» (dvs $(1-\gamma'')$ er emigrasjonssannsynlighet). Selv om vi vet at et foregår inn- og utvandring fra merkesonene mellom primærrunder har det vist seg vanskelig å estimere mange av primærrundenes rater (Haugen *m. fl.* 2024). Gjennom å bruke parametriseringen til Pradel oppnår vi å kunne estimere rekruttering mellom primærrundene og populasjonsstørrelsen ved hver primærrunde, samt populasjonens vekstrate (λ). I tillegg estimeres førstegangssannsynlighet for fangst (p) og gjenfangstsannsynlighet innen primærrunde (c). Det er en forskjell mellom Huggins og Pradels overlevelsesestimater der førstnevnte er overlevelse mens sistnevnte er *tilsynelatende* overlevelse. Forskjellen ligger i at gjennom Huggins' parametrisering av utvandring kan dødeligheten estimeres direkte mens i Pradels tilnærming vil *permanent* utvandring modelleres som dødelighet. Begge tilnærmingene vil imidlertid sørge for at de viktige primærrundenes fangstsannsynligheter (p^*) estimeres riktig. Overlevelsesestimaterne skiller ikke mellom fangstdødelighet og naturlig dødelighet. Vi har en del gjenfangster fra fritidsfiskerne, men fordi vi mistenker at gjenfangster fra disse er betydelig

underrapportert har vi valgt å ikke forsøke oss på estimering av fangstrate. Rapporterte gjenfangster som har blitt drept og rapportert (dvs som er lovlig fangbare) ble høyre-sensorerte i analysene (dvs tatt ut fra analysene fra dødstidspunktet, men brukes fram til dit).

Når det gjelder de sekundære fangstrundene, dvs de fem fangstdagene innen en primærrunde, så antas som nevnt disse å være demografisk lukket. Dette gjør at fangst av individer som er *effektivt innenfor de tre sonene* kun påvirkes av fangbarhet. Dette med «effektivt innenfor» inkluderer individer som har et bruksareal som overlapper med hummerteinene som brukes. Så, også individer som i betydelig grad oppholder seg utenfor de avgrensede sonepolygonene (Figur 1), men som også overlapper med områder der teinene er plassert vil inngå i denne fangbare gruppa. Ut fra de estimerte gjenfangstsannsynlighetene for hver sekundærrunde ($p_{k,j}$ - Figur 4b,c) kan den viktige parameteren p_k^* estimeres. Denne sannsynligheten utgjør sannsynlighet for å fange et individ minst én gang i løpet av en primærrunde k . Ut fra denne lar det seg gjøre å estimere antall fangbare individer i sona den aktuelle primærrunden k (Figur 4c).

For å estimere parameterne som inngår i RDP-modellen brukes enkeltindividenes fangsthistorikk som input-data. Dette er en streng med 0- og 1-tall der hvert tall representerer en sekundærrunde (dvs en teinetømmingsdag) og 0 betyr ikke fanget og 1 fanget og merket – eller gjenfanget. Våre fangsthistorier besto av 45 tall da vi hadde ni primærrunder (september 20, september 21, desember 21, september 22, desember 22, september 23, desember 23, september 24 og desember 24), med fem teinetømminger per runde (Figur 4a,c). Følgende eksempel tatt fra dataene som ble brukt i våre analyser viser hvordan disse fangsthistorikkene fungerer (her med sju primærrunder):

*/*C0114*/ 0010010001000101001000000000000000 0 0 1 0 0 0 1.36 1.38 ;*

Her er primærrundene farget med annenhver rød og svart skrift. Vi ser at individ C0114 ble merket på tredje dag i første primærrunde (19. september 2020) og at den ble gjenfanget første og siste dag i andre primærrunde (september 2021), nest siste dag i tredje primærrunde (desember 2021), samt første og nest siste dag i fjerde primærrunde (september 2022). Etter dette har den ikke blitt gjenfanget. Etter strengen med fangsthistorikker følger seks tall som består av 0 eller 1. Disse seks tallene holder styr på kjønn og sone slik at hvert individ har kun ett 1-tall som da tilsvarer kjønn og sonen det tilhører (ble merket i). De to siste talla på linja er lengde og lengde², der begge er standardisert ved å sette snitt for alle lengder og lengder² til 0 og dele på standardavviket – så talla blir da på standardavviksenheter.

Ved å sette sammen alle fangsthistorikkene i datasettet (i vårt tilfelle 1663 individer) estimeres de fire parametertypene (γ , φ , p og c) ved bruk av loglikelihood-metodikk i programmet Mark (Lebreton *m. fl.* 1992; White og Burnham 1999). Alle parameter typene kan tilpasses enten med full tidsoppløsning og romlig oppløsning (sone) og/eller med både individeffekter som kjønn og lengde eller miljøeffekter (f.eks. temperatur, salinitet, dybde mm). I denne studien har vi fokusert på først og fremst sone, kjønn og størrelseeffekter på særlig overlevelse. Spesielt har vi modellert overlevelse som funksjon av lengde² (dvs $\varphi = \beta_0 + \beta_1 * \text{lengde} + \beta_2 * \text{lengde}^2$) da vi forventet at individer mellom 25-32 cm har lavere overlevelse enn de som er større og mindre enn disse størrelsene. Dette fordi 25-32 cm utgjør individer som er lovlig å beholde i hummerfisket. Vi forventer også at denne kvadrateffekten først og fremst gjelder for september-desember-perioden (dvs hummerfiskeperioden) og i de to kontrollområdene (samt før-situasjonen for Jetéen) og tydeligst for hanner da alle hunner med egg er beskyttet fra fisket.

[illegible]

Figur 4. Prinsippene for estimering av parametere som inngår i robust-design Pradel (RDP) modeller. **a)** utdrag fra input-data-fila som ble brukt i programmet MARK. Hver linje representerer ett individ sine data der venstre kolonne er merke-id, neste er fangsthistorikken bestående av 45 tall der hvert tall viser om et individ ble fanget (1) eller ikke (0) for gitt sekundærrunde (j). Primærrundene (k) er indikert med samme fargesjattering. De neste seks kolonnene utgjør dummy-faktorer som holder styr på kjønn og sone (1 for riktig sone og kjønn). De to siste kolonnene er hhv individkovariater for lengde og lengde² som begge er standardiserte med snitt=0 og standardavvik=1. **b)** Formler som viser sammenhengen mellom de avledede parametere populasjonens vekstrate λ og rekruttering per individ (f) og de primært estimerte parameterne «sannsynlighet for at et individ ankommer populasjonen mellom to primærrunder», γ , og tilsynelatende overlevelse ϕ . **c)** HDP-parameterisering anvendt på hummerstudien i Drøbak der prinsippene for estimering av primærrundenes p^* (sannsynlighet for å fange et individ minst én gang i løpet av en primærrunde) framkommer og hvordan denne brukes til å estimere den sone- og kjønnsspesifikke populasjonsstørrelsen ($\hat{N}$) ut fra antall unike individer som fanges i løpet av primærrunden (n_k).

2.3 Torsk

2.3.1 Innsamlingsrutiner ved rusefiske

Torskene ble fanget ved hjelp av torskeruser som ble satt på 1-30 meters dyp innen de fem sonene (Figur 2). Alle innsamlingsrunder fant sted utenfor sommersesongen da det varme overflatevannet som er på denne tida av året medfører stress og økt dødelighet hos den kaldtvannstilpassede torken. Rusene dras sakte opp for å muliggjøre mest mulig effektiv trykkutligning i svømmeblæren for torskene i rusene (for å unngå barotrauma, se f.eks. Ferter *m. fl.* (2015)). Torken tas raskt ut av

rusa og overføres rett i et mørkt, tildekket kar med friskt sjøvann (temperatur 5-10 °C). Torsk som hadde problemer med trykkutligning eller viste tydelige sykdomstegn eller skader ble ikke brukt videre i undersøkelsen. Disse ble avlivet og tatt vare på til andre undersøkelser (bl. a. mageinnhold og aldersbestemmelse). Dette dreier seg om et lavt antall individer (14 individer). Fisken føres fra håndkleet og over i en våt nylonpose mens den holdes i vann i et kar. En digital vekt løfter posen med fisken ut av vannet i 2-3 sekunder for registrering av fiskens vekt før fisken føres tilbake til sjøen. Hele denne måleprosedyren tar ca. 20 sekunder. Ved merking tas også skjellprøver ved å nappe av med pinsett fra området like ovenfor sidelinjen mellom andre og tredje ryggfinne for å aldersbestemme, og et lite finneklipp av bakre gattfinne (ca 0,2 cm²) for genetiske analyser. Resultatene fra disse genetiske analysene vil komme i 2026-rapporten da analysene som gjøres ved Universitetet i Exeter ikke vil bli klare før litt ut i 2026.

For torsk større enn 30 cm (grunnet upålitelige vekter for mindre individer fram til høst 2023) ble det beregnet kondisjonsfaktor, k , ved bruk av Fultons kondisjonsfaktorformel (Bagenal og Tesch 1978):

$$k = 100 \times \frac{W}{L^3},$$

der W =vekt (kg) og L =total lengde (cm).

Mye av feltarbeidet utføres i et samarbeid mellom NMBU og UiO ved Biologen feltstasjon. Vi bruker åpne båter, 21-30 ft, med teinehalere for hummer mens torskerusene dras for hånd. I hver båt har vi et team på 3-4 personer: en båtfører, 1-2 teknikere/studenter som tar seg av teine /rusehaling samt en forsker som merker og tar prøver. Dataloggføring tas hånd om av båtfører eller en av halerne. I alt disponerer vi fem båter, men som regel er kun 2-3 i bruk per fiskerunde. Vi bruker også lokale hjelpere under hummerfisket. Dette er erfarne fiskere som har mye kunnskap om montering av utstyr og som har lært oss mye om praktisk arbeid på sjøen.

2.3.2 Miljøgift og økofysiologiske prøver av torsk

Som oppfølgingspunkt fra Haugen *m. fl.* (2024) ble det samlet inn 29 individer som ble avlivet for prøvetaking av en rekke økofysiologiske variabler samt miljøgiftprøver. Det var på forhånd hentet inn tillatelse fra Fiskeridirektoratet for formålet (referanse: 24/14167 av 12.11.2024). Detaljer rundt innsamlingsrutiner og prøvetaking kan hentes fra Christensen (2025); Granly (2025), men det meste av torsken som ble samlet inn for dette formålet kom fra det ordinære rusefisket som er beskrevet i 2.3.1 for indre fjord og som bifangst under desemberfisket etter hummer (2.2.1).

2.3.3 Akustisk telemetri

Etter innhenting av merketillatelse fra Mattilsynet (FOTSid: 31030) ble det i løpet av vinteren 2024-2025 igangsatt en større telemetristudie basert på lyttebøyer fra NMBU og lånte lyttebøyer fra Ocean Tracking Network (<https://oceantrackingnetwork.org/>). Vi beskriver her bare kort hvordan lyttebøyedesignet ble bestemt og utført samt litt om fiskene som ble merket med merkene fra ThelmaBiotel (<https://thelmabiotel.com/en/components/transmitters>). De første resultatene fra denne studien vil komme i 2026-rapporten da lyttebøyene vil bli tappet i løpet av mars 2026.

2.3.4 Patogenanalyse

Det ble tatt bomullspinneprøver (s.k. swabs) av slim på kroppen samt fra gjellene hos torsk som ble dissekert (2.3.2) og hos torsk som ble merket med akustiske merker. Disse prøvene ble tatt for analyse av patogener ved hjelp av DNA-teknikker. Prøvene ble lagt rett på prøveglass med RNA-later. Resultatene av analysene vil komme i 2026-rapporten da labanalysene ved Universitetet i Exeter, England, ikke er ferdige i skrivende stund.

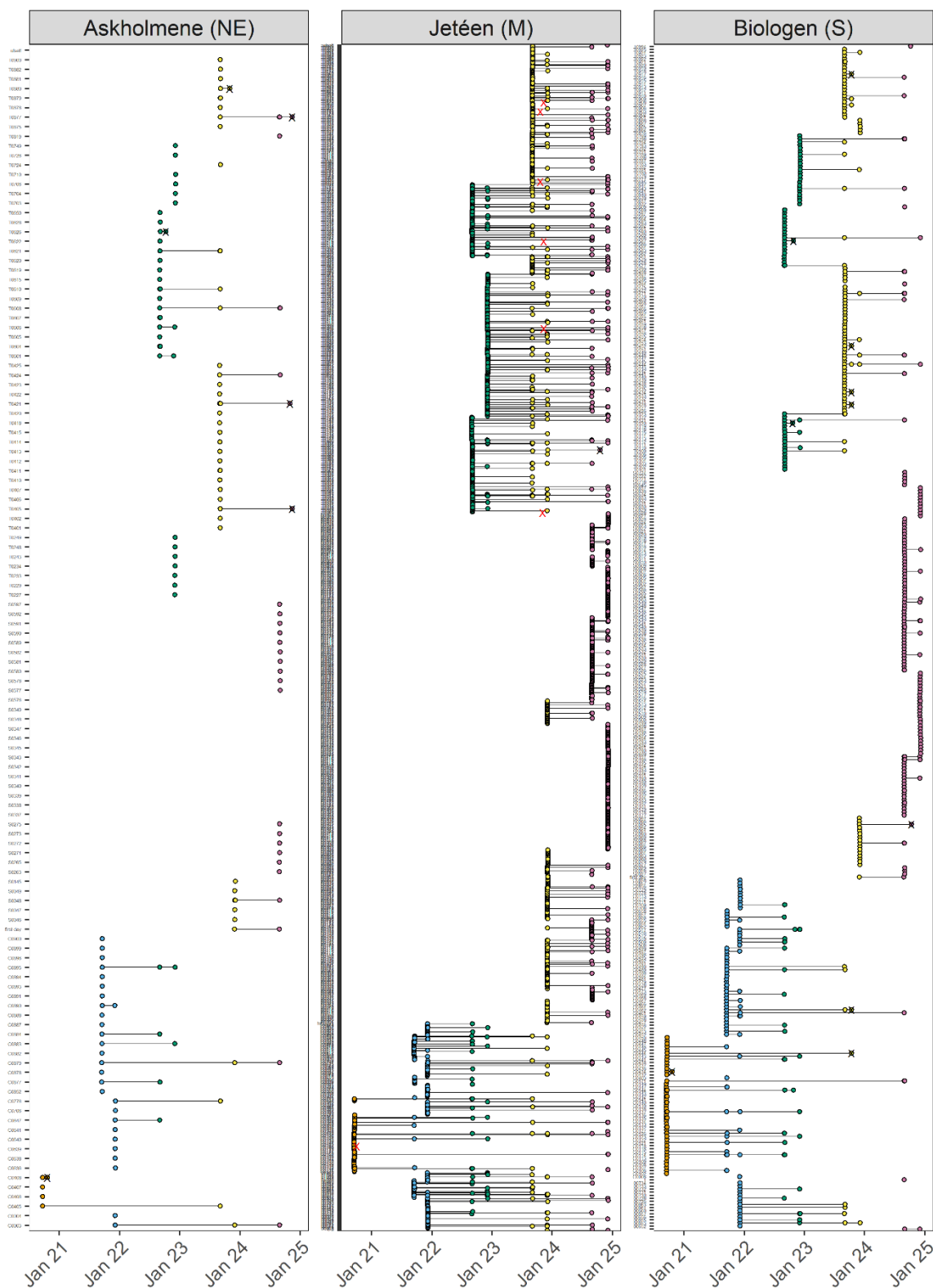
3 Resultater

3.1 Hummer

I alt ble 1679 hummer fanget, hvorav 1663 ble merket, gjennom hele 2020-2024-perioden og det ble registret 785 gjenfangster av 505 individer. Av disse gjenfangstene har 332 individer blitt gjenfanget én gang, 116 to ganger, 41 tre ganger, 16 fire ganger, 3 fem ganger, 2 seks ganger og ett individ hele 7 ganger. I alt 41 individer har blitt innrapportert fra andre fiskere og 26 av disse ble avlivet (markert som kryss i Figur 4). I alt 23 individer har blitt (gjen)fanget tre år etter merking og 99 individer har blitt (gjen)fanget etter to år. Seks individer som ble merket i 2020 ble også gjenfanget i 2024. De resterende 207 gjenfangede individene har blitt gjenfanget innen samme år.

3.1.1 Merke-gjenfangstanalyse – Robust-Design Pradel (RDP)

Modellutvelgelsen for RDP-analysene favoriserte en overlevelsmodell som var delt opp i en egen tilsynelatende overlevelsmodell for fiskeperiodene som inngikk i studien (fra september til desember) og en annen for periodene mellom desember og september hvert år og der (gjen)fangstsannsynlighet og rekruttering ble satt til å variere avhengig av sone, kjønn og primærrunde (dvs konstant for alle sekundærrunder innen primærrunde, $p=c = \text{kjønn} * \text{sone} * \text{runde}$, samt $f = \text{kjønn} * \text{sone} * \text{runde}$). Denne utvalgte modellen fikk 44 % av AIC-støtten blant de 12 kandidatmodellene som ble tilpasset (Tabell V1). Den tilsynelatende overlevelsen (φ) for fiskeperioden varierte som funksjon av kjønn, behandling (vern vs kontroll) og kvadratfunksjon av lengde (dvs: $\varphi_{\text{sep-des}} = \text{Kjønn} * \text{Behandling} * \text{lengde}^2$). Den andre delmodellen for tilsynelatende overlevelsen var også størrelsesavhengig samt en tilleggseffekt av behandling og kjønn ($\varphi_{\text{des-sept}} = \text{Kjønn} * \text{Behandling} * \text{lengde}$). Parameterestimatene til overlevelsmodellene er oppgitt i Tabell 1 og viser at samtlige koeffisienter som er koblet til lengde^2 -kovariatet positive, noe som betyr at kvadratligningen har et bunnpunkt. Ut fra prediksjonsplottet til φ -modellen kan vi se at både hunn og hann-overlevelsen er lavere hos hummer i kontrollsonene, men at forskjellen er størst hos hannene (Figur 5). Generelt var overlevelsen lavest for hannhummer i vernesonen i september-desember-perioden med lengder rundt 22 cm (bunnpunktene), men overlevelsen ble betydelig høyere enn hanner i kontrollområdene for individer større enn ca 25 cm. Hos hunnen var overlevelsen også lavere hos individer i verneområdet for individer under 25-26 cm, men høyere enn hunnindivider i kontrollområdene for individer større enn dette i september-desember-perioden. Overlevelsen i desember-til-september-perioden ble estimert til å avta svakt med lengde ved merking i alle gruppene med kontrollområdene med lavest tilsynelatende månedlig overlevelse (Figur 5).



Figur 4. Tidslinjer for merking og gjenfangst hos hummer som ble fanget i prøvefisket i Drøbakområdet i september 2020, samt i september og desember 2021–2024. Hver linje utgjør et unikt individ og evt. gjenfangster er bundet sammen med svart linje. Hvert år har unik farge. I alt 23 innrapporterte gjenfangster fra lokale fiskere er også tatt med der hummer som ble tatt vare på er indikert med X på fangsttidspunktet, der røde kryss er individer som ble fanget rett utenfor verneområdet.

Tabell 1. Logit-parameterestimater for tilsynelatende overlevelsesparameterne (φ) i den utvalgte RD-Pradel-modellen som ble tilpasset merke-gjenfangstdata av hummer fra Drøbakområdet gjennom 9 merkerunder i 2020-2024-perioden. (Gjen)fangstparameterne (p) fra samme modell er rapportert i Tabell V2 og de avledede populasjonsestimatene er framstilt i Figur 6.

Prediktor	Estimat	SE
Intercept[hann,lm,Des-Sep]	3.34	0.17
Colm[Co]	-0.56	0.19
Periode[Sep-Des]]	-0.13	0.41
Kjønn[hunn]	0.30	0.18
Lengde	-0.05	0.11
Kjønn[hunn]*Lengde	-0.12	0.08
Colm[Co]*Lengde	-0.04	0.14
Periode[Sep-Des]*Lengde	-3.56	1.52
Lengde ² Periode[Sep-Des]	3.37	1.41
Lengde ² Kjønn[hann] & Periode[Sep-Des]	1.21	0.54

Colm=Control-Impact (dvs kontrollsoner vs vernesone)

De avledede populasjonsestimatene, basert på p -estimatene (se Figur 4), viste at både hunner og hanner har mer enn tredoblet populasjonsstørrelsen i vernesonen fram til september 2024, mens de to kontrollsonene ikke har opplevd samme økning (Figur 6). Et litt overraskende mønster som tegner seg i disse populasjonsberegningene er at det bare unntaksvis skjer en populasjonsreduksjon fra september til desember innen samme år (dvs etter fiskeperioden i oktober og november). I vernesonen skjer det som regel en populasjonsøkning fra september til desember, unntatt i 2024.

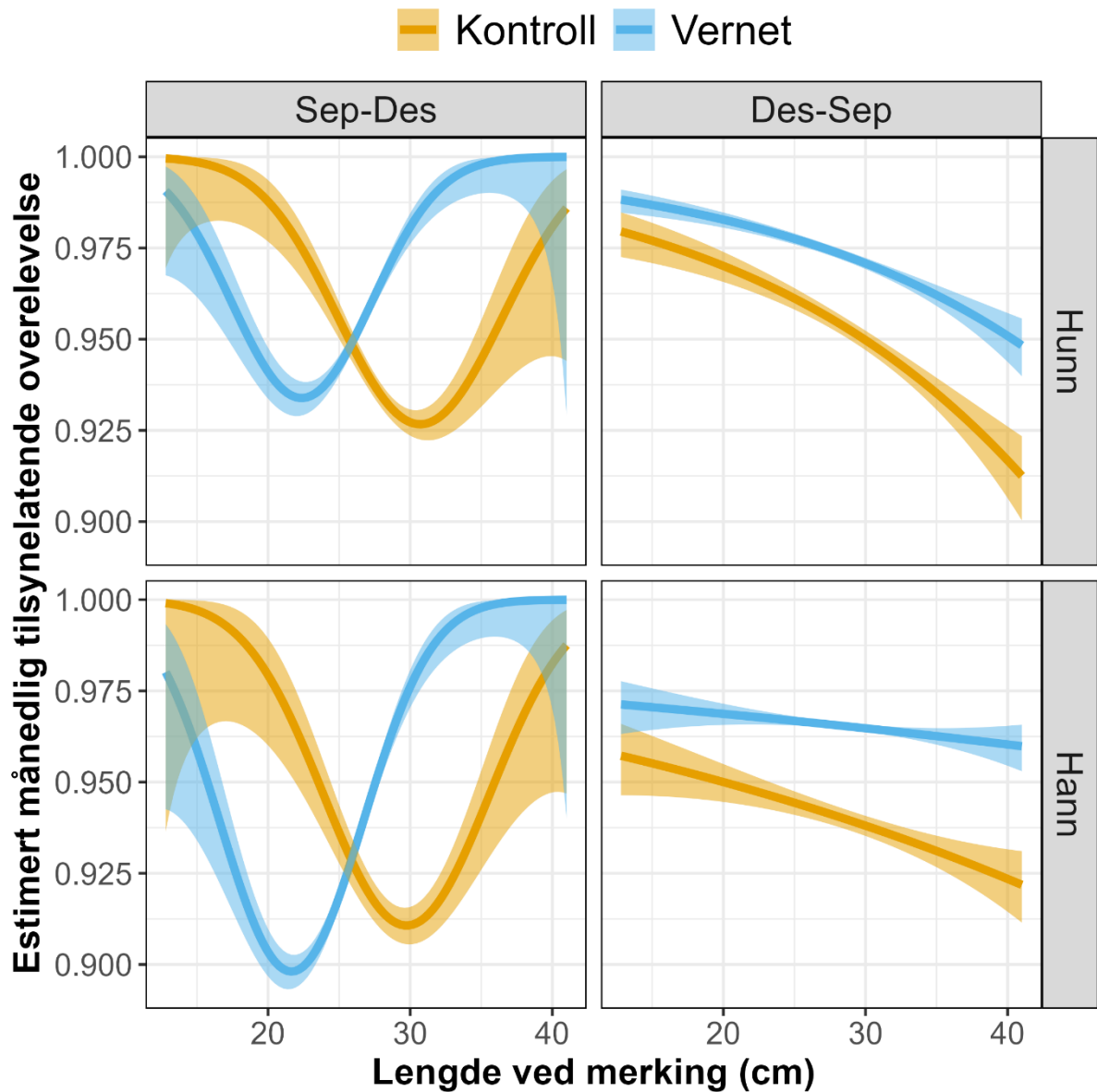
Et annet viktig funn fra den utvalgte RD-Pradel-modellen er den sesongmessige variasjonen i (gjen)fangstestimatene, slik de framkommer av Tabell V2. Ser man på snittet av estimatene var de gjennomgående høyere, som regel dobbelt så høye, i september enn i desember i de to kontrollsonene, for begge kjønn (Tabell 2). Dette var ikke tilfellet i vernesonen der estimatene var helt like for hannene og bare litt lavere i desember enn i september for hunnene (Tabell 2).

Tabell 2. Oppsummerende statistikk (snitt $\pm$ SD) på (gjen)fangstsannsynlighetene ($p=c$) per kjønn, sone og måned hos hummer i Drøbakområdet i perioden 2020-2024. Estimaterne stammer fra den utvalgte RD-Pradel-modellen (Tabell V2 og V3).

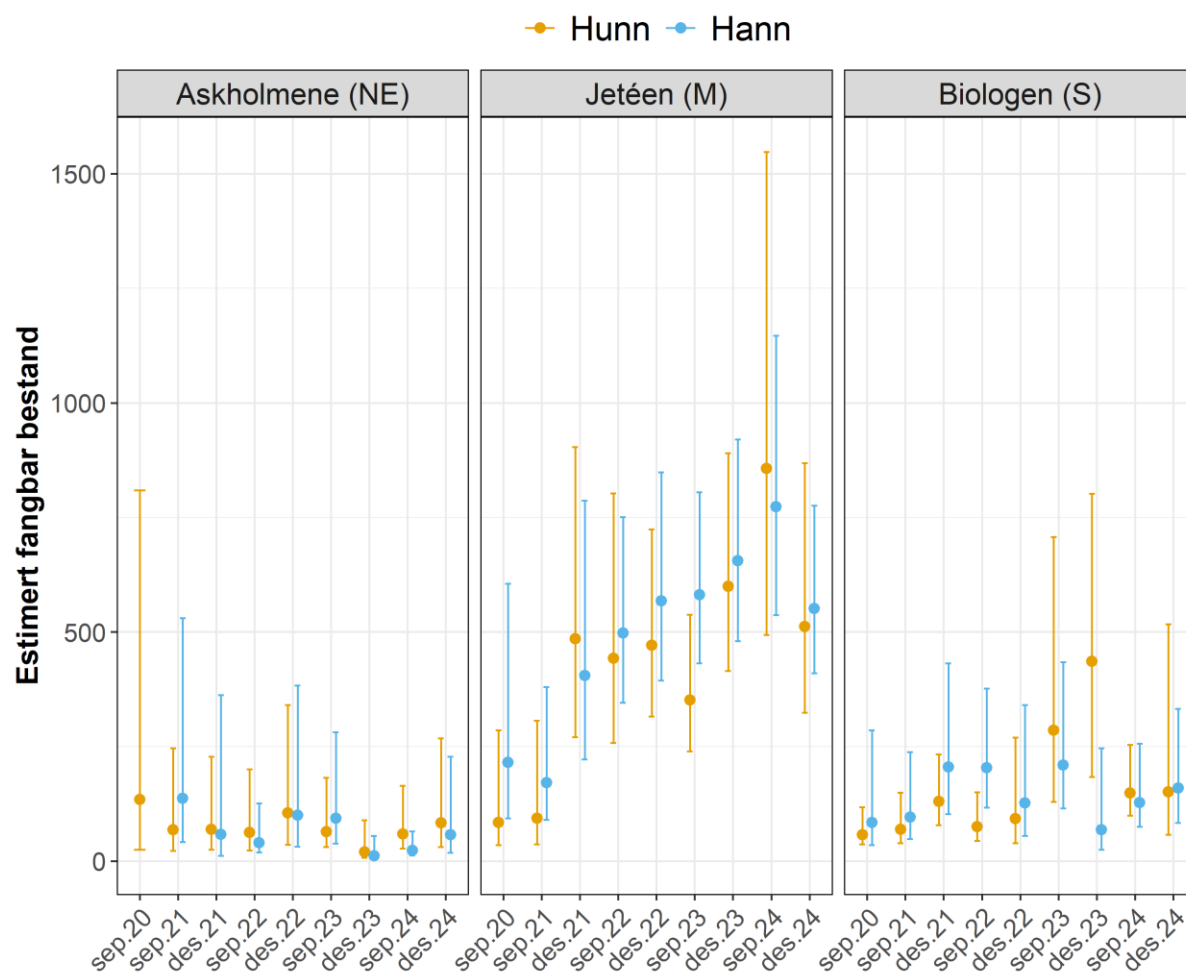
Kjønn	Måned	Sone		
		Askholmene (NE)	Jetéen (M)	Biologen (S)
Hunn	September	0,036 $\pm$ 0,029	0,037 $\pm$ 0,008	0,070 $\pm$ 0,028
Hunn	Desember	0,020 $\pm$ 0,004	0,029 $\pm$ 0,008	0,028 $\pm$ 0,022
Hann	September	0,046 $\pm$ 0,018	0,044 $\pm$ 0,007	0,050 $\pm$ 0,007
Hann	Desember	0,017 $\pm$ 0,008	0,044 $\pm$ 0,016	0,024 $\pm$ 0,009

Rekrutteringsestimatene fra den utvalgte RD-Pradel-modellen var gjennomgående lite presise og bør trolig raffineres noe i framtidige modelltilpasninger. Det som framkommer av estimatene, er at det er år- og rundespesifikke variasjoner både mellom kjønn og sone. Det ser ut til at det har vært god

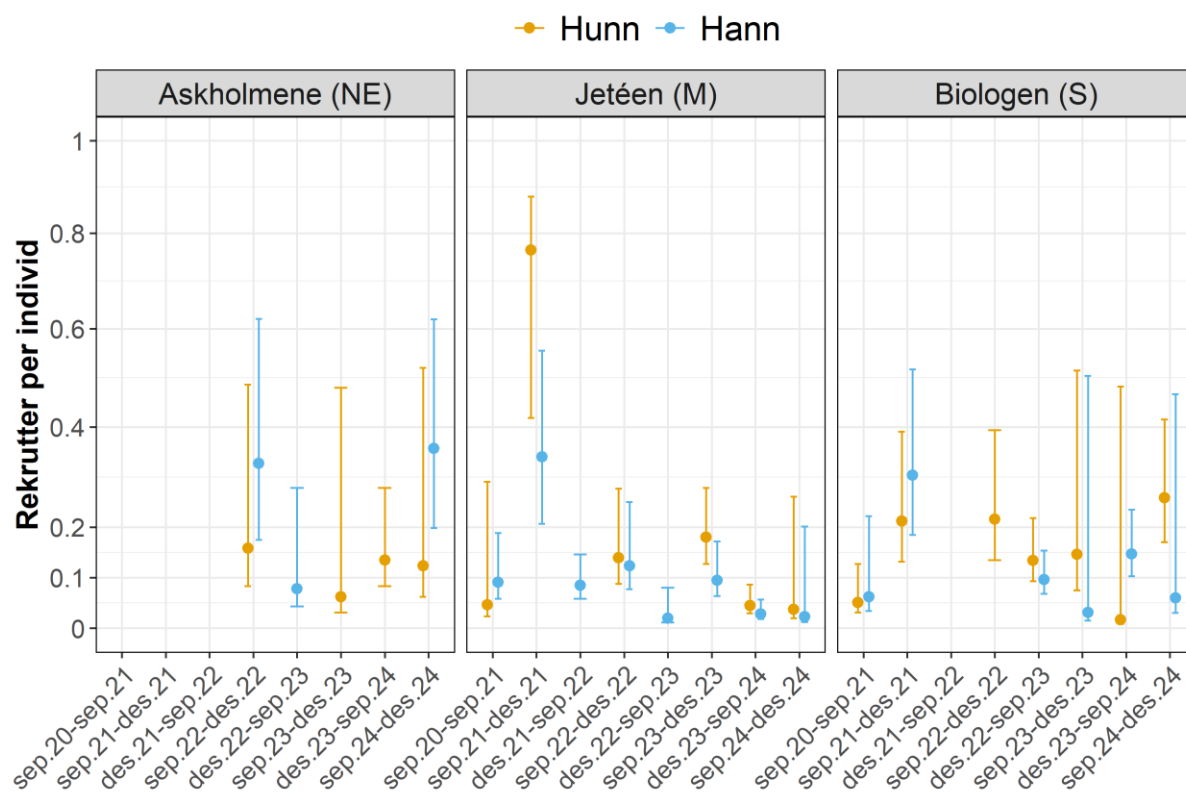
rekruttering i perioden september til desember i 2021 da estimatene er høye for begge kjønn i både Biologen-sonen og på Jetéen (Figur 7). Før og etter dette er det lavere estimater, men ikke noen tydelig trend over tid. Vi gjør oppmerksom på at estimatene utgjør estimater av den *fangbare delen av populasjonene* og disse estimatene bør også skaleres etter arealet, eller rettere sagt, det effektive arealet som fiskes. Med effektivt fisket areal menes areal som dekkes av bruksarealene til hummerne som er fiskbare i de respektive sonene. For eksempel er arealet til kontrollsonen ved Biologen betydelig mindre enn arealet til vernesonen ved Jetéen. Dette gjør at flere av teinene som fisker i Biologen-sonen vil potensielt fiske på noen av de samme individene – de som har bruksområder som overlapper med disse teinene. Randomiseringsrutinen som trakk utsettingskoordinatene til teinene ble begrenset til å ikke plassere teiner nærmere enn 30 m fra hverandre, men i og med at hummer bruker større områder enn som så, og at Biologensonen var betydelig mindre enn de to andre sonene, er det grunn til å tro at bestandsstørrelsen i denne sonen blir underestimert sammenlignet med de to andre. For å kunne korrigere for dette potensielt viktige avviket i effektivt areal vil det være nødvendig å skaffe til veie arealbruksdata for hummer fra området. Dette kan skaffes gjennom telemetristudier – noe som er planen framover der vi tar i bruk det nå etablerte trianguleringsnettverket på Jetéen (se §3.2.4.2). Se for øvrig en diskusjon av dette temaet i Vold (2022) – som brukte data fra de to første årene i dette prosjektet.



Figur 5. Estimert månedlig tilsynelatende overlevelse som funksjon av kroppslengde ved merking hos hummer fra Drøbakområdet merket i 2020-2024-perioden. Estimatenes er generert fra den utvalgte RD-Pradel-modellen der overlevelsesparameterne er oppgitt i Tabell 1. Predikerte overlevelser for periodene som har vært gjenstand for fiske (oktober og november) der modellen splitter på kjønn og kontroll (NE og S) og vernesone (M) og periodene som har vært utenfor fiskeperiodene (desember til og med september) der modellen gjelder for alle behandlingsgruppene i studien. De lyse områdene i rundt prediksjonslinjene utgjør 95 % konfidensintervall.



Figur 6. Estimerte antall fangbare individer fordelt på kjønn i de tre undersøkelsessessionene per år og måned. Estimatenes stammer fra RD-Pradel-analysene (Tabell V1 og V2) og feilmarginene knyttet til hvert punkt utgjør 95 % konfidensintervall. For Askholmene i 2020 (hanner) var fangstene for lave til å estimere fangbar bestand.



Figur 7. Estimerte antall fangbare rekrutter per individ (f) fordelt på kjønn i de tre undersøkelsessonene per år og rekrutteringsintervall. Estimatenes er hentet fra den utvalgte RD-Pradel-modellen (Tabell V1) og feilmarginene knyttet til hvert punkt utgjør 95 % konfidensintervall. For Askholmene i 2020 (hanner) var fangstene for lave til å estimere fangbar bestand. Perioder/kjønn som mangler verdier skyldes i all hovedsak at disse ikke har vært estimerbare.

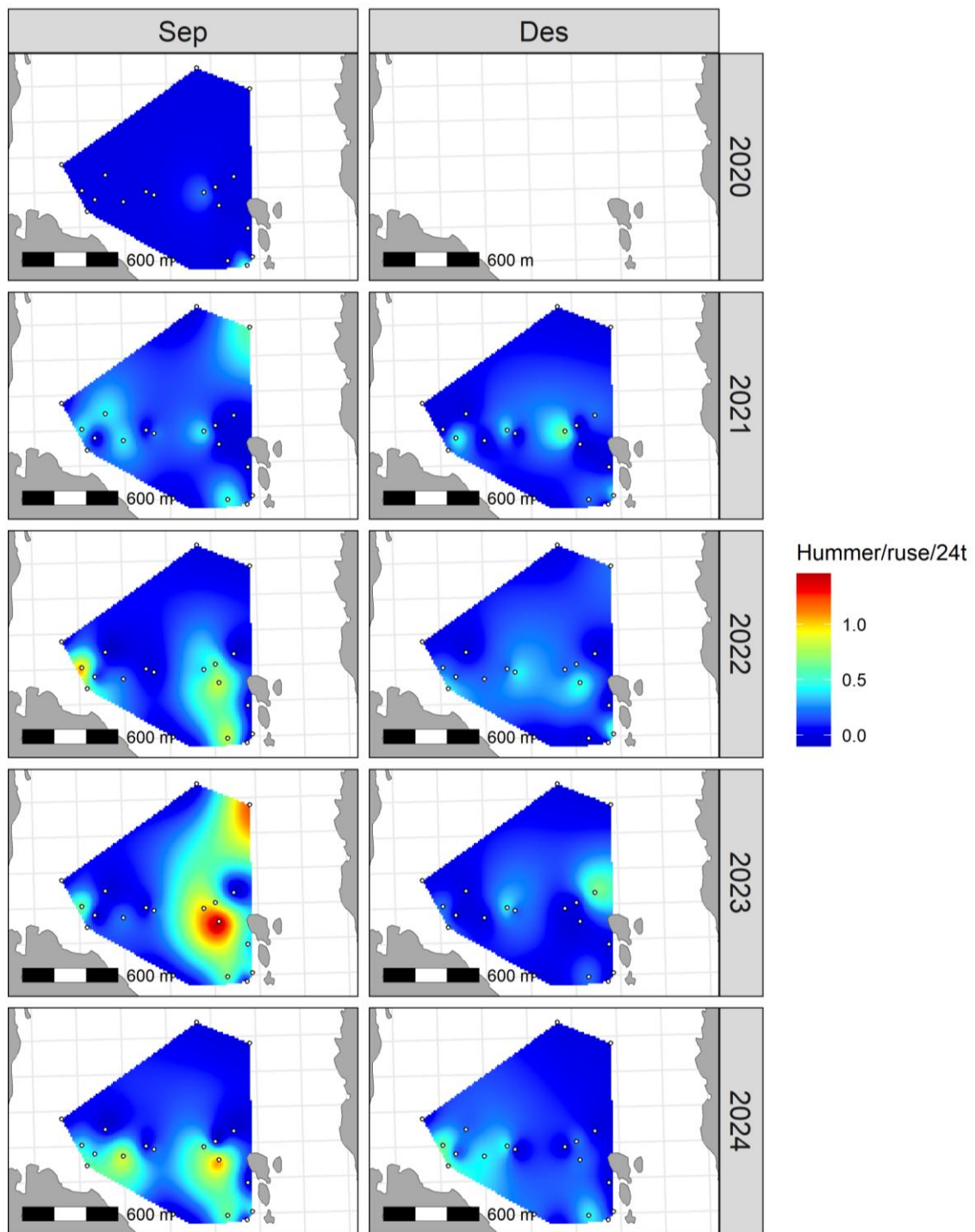
3.1.2 Fangst per innsatsenhet (CPUE, antall hummer pr teine per døgn)

En visualisering av endring i CPUE i hele studieområdet i tid og rom er framstilt i et såkalt heatmap-plott (Figur 8). Figurene viser at det er store romlige variasjoner innen primærrundene og at det er overordnede tendenser som kan indikere en generell økning i CPUE over tid i alle sonene, spesielt for septemberrundene.

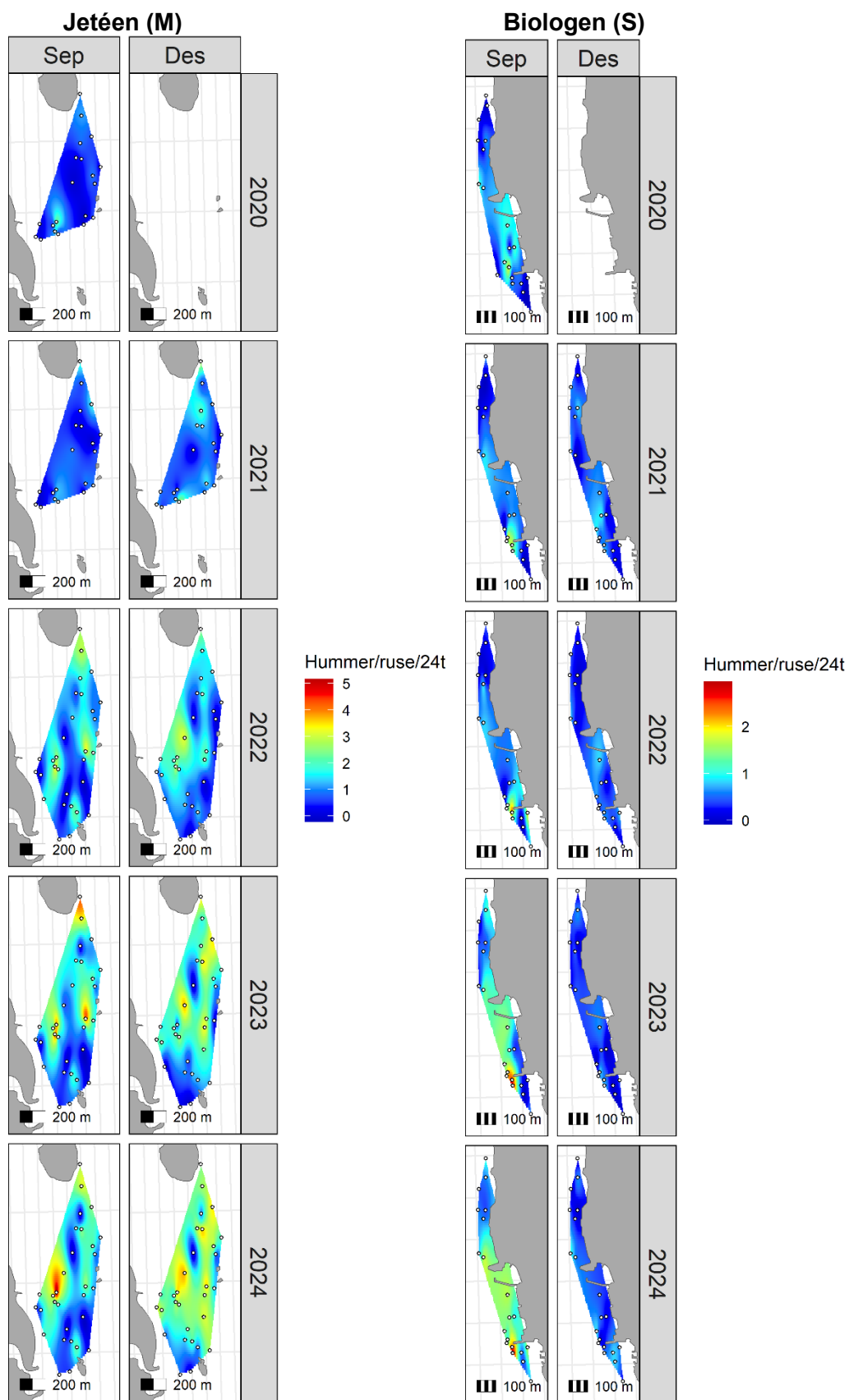
Den gjennomsnittlige totale fangst per innsats (CPUE) økte kraftig på Jetéen etter vern i september 2020 (fra 0,60 til 2,17 individer/teine/døgn i desember 2024, Figur 9 og Tabell V3). I perioden mellom september 2022 og september 2024 var imidlertid bestanden ganske stabil i verneområdet mens den økte på i desember 2024.

Vi fant en klar effekt av fangst gjennom fiskeperioden i oktober-november ved at CPUE var gjennomgående betydelig lavere i desember enn september samme år i kontrollsonene (NE og S) (Figur 9) og denne effekten var størst for hanner (Figur 10). Dette var som forventet da hannene har et større fangstpress enn hunnene da hunner med utvendig rogn er fredet. For vernesonen var det ingen endring, eller en *økning*, i CPUE fra september til desember samme år.

Askholmene (NE)

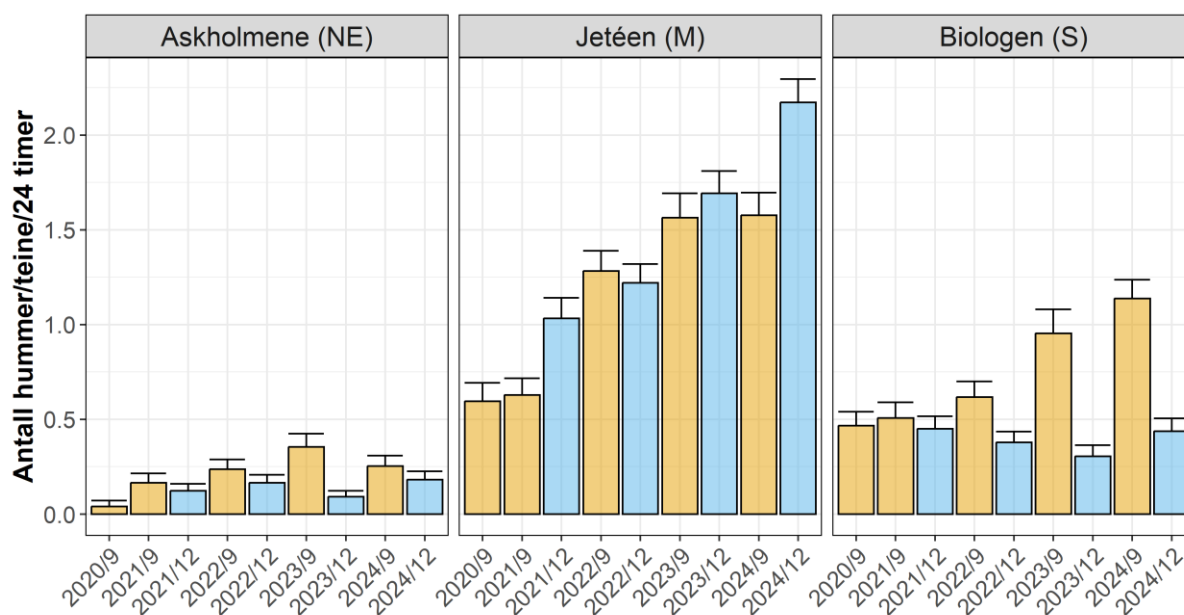


Figur 8. Tid- og romutviklinga i gjennomsnittlig fangst-per-innsats (CPUE) pr teine pr runde hos hummer i de tre undersøkelsesområdene (her Askholmene (NE), de to andre på neste side) for 2020-2024-perioden. Fargesjatteringene i kartet utgjør interpolasjoner av fangstene per fangstrunde (utført med mba.surf-rutinen i R) for å få fram romlige trender. Merk at fargekodene har ulike CPUE-verdier for hver sone. Teineposisjonene er vist som hvite punkter.

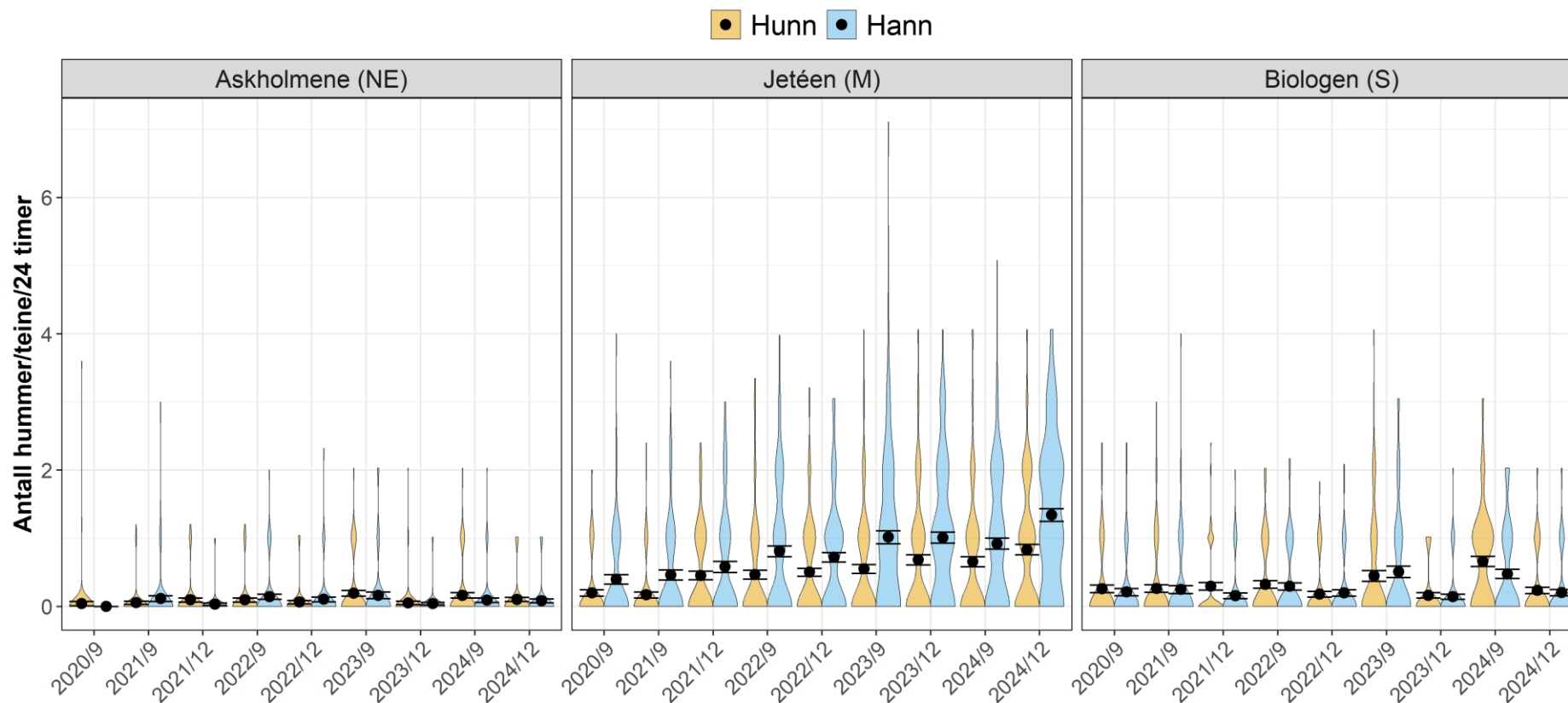


Figur 8 forts. Tid- og romutviklinga i gjennomsnittlig fangst-per-innsats (CPUE) pr teine pr runde hos hummer i de tre undersøkelsesområdene (her Jetéen (M) og Biologen (S)). Se øvrig figurtekst på forrige side.

Et annet overordnet mønster i CPUE-dataene var at CPUE i kontrollsonene hadde en gjennomgående *negativ trend* i desemberfangstene for 2021-2024 (Figur 9). For september derimot, var det en klar *positiv bestandsutvikling* fra 2021-2024 for både hunner og hanner i begge områdene som ble fisket (Figur 10). For verneområdet var det en økning for begge kjønn i begge månedene gjennom undersøkelsesperioden. Som nevnt i seksjon 3.1.1 bør CPUE-tallene i de to høstede sonene vurderes i lys av at fangbarheten er dobbelt så høy i september som i desember, slik at den faktiske forskjellen i hummertetthet mellom de to periodene innen samme år er noe mindre enn det som framkommer av tallene.



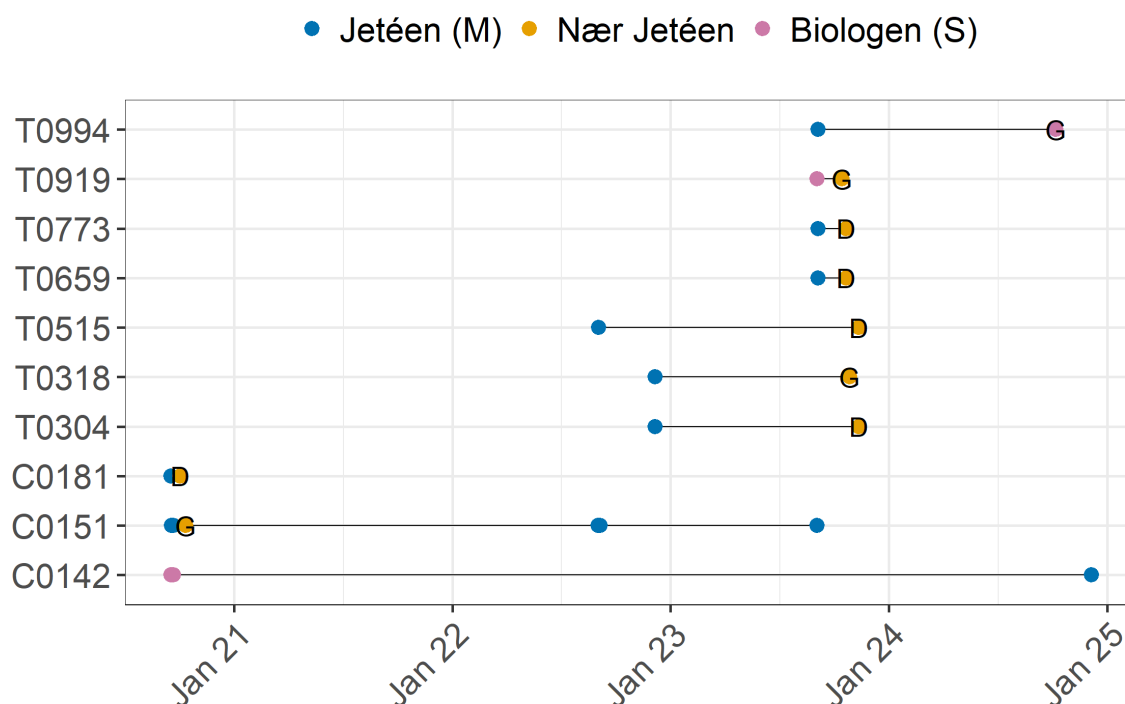
Figur 9. Gjennomsnittlig total CPUE (dvs begge kjønn) for sone og periode for 2021-2024. Feilmarginene er 1 standardfeil. Orange staver er for september, blå er for desemberfangstene.



Figur 10. Omgangsspesifikke (år/mnd) fiolinplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall hummer/teine/24 timer) med gjennomsnitt og tilhørende standardfeil ($\pm 1\text{SE}$) fordelt på kjønn og sone gjennom 2020-2024-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

3.1.3 Forflytninger

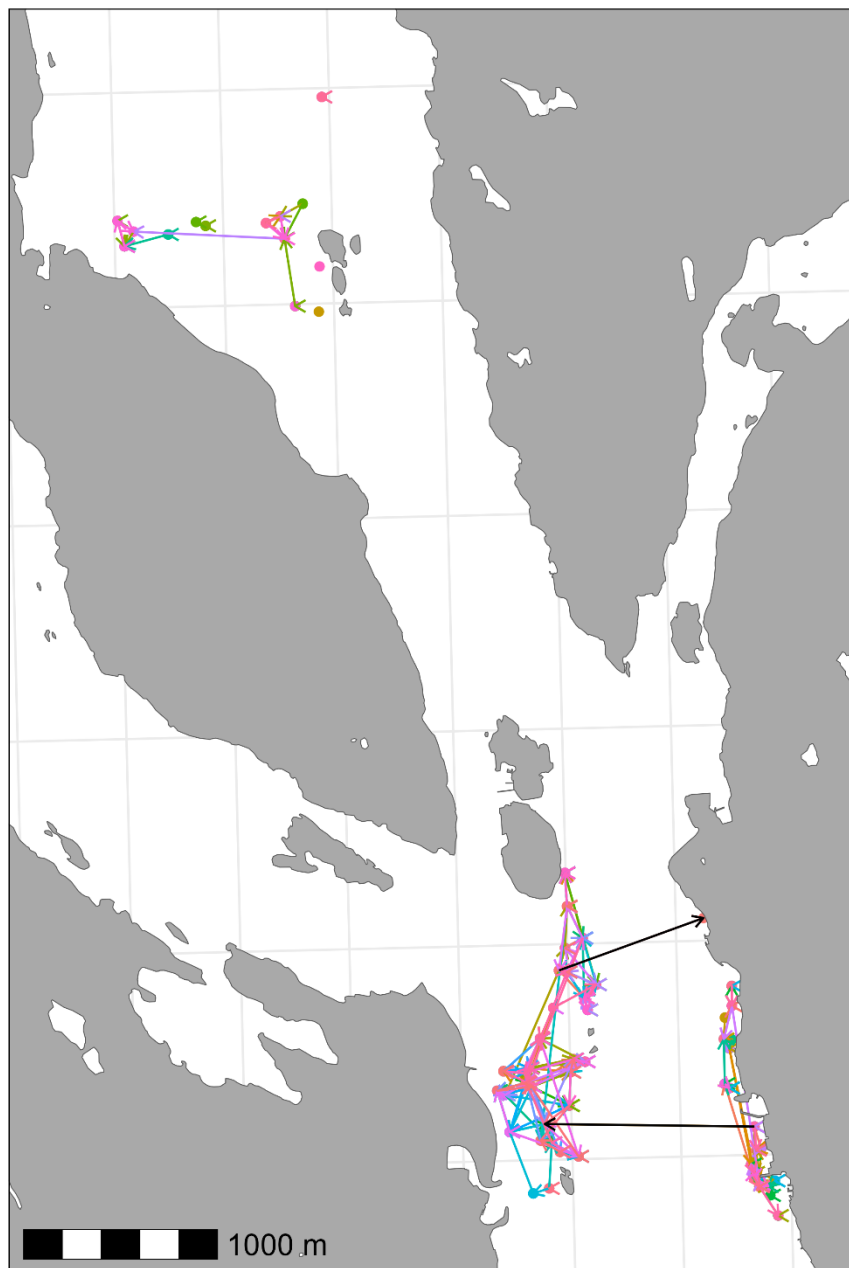
I alt ble 11 individer gjenfanget i andre soner/områder enn der de ble merket (Figur 11). Av disse ble 8 gjenfanget av andre fiskere rett utenfor vernesonen (3 av disse ble gjenutsatt), herunder en hummer (C0151) som har blitt gjenfanget hele 6 ganger inne i vernesonen. Ett av individene (T0919) som ble gjenfanget rett utenfor vernesonen ble merket i sonen ved Biologen, men gjenfangstlokaliteten er her litt usikker. Ett individ (C0142) hadde forflyttet seg fra sonen ved Biologen i september (ble også gjenfanget en gang september samme år) til vernesonen ved Jetéen i desember 2024.



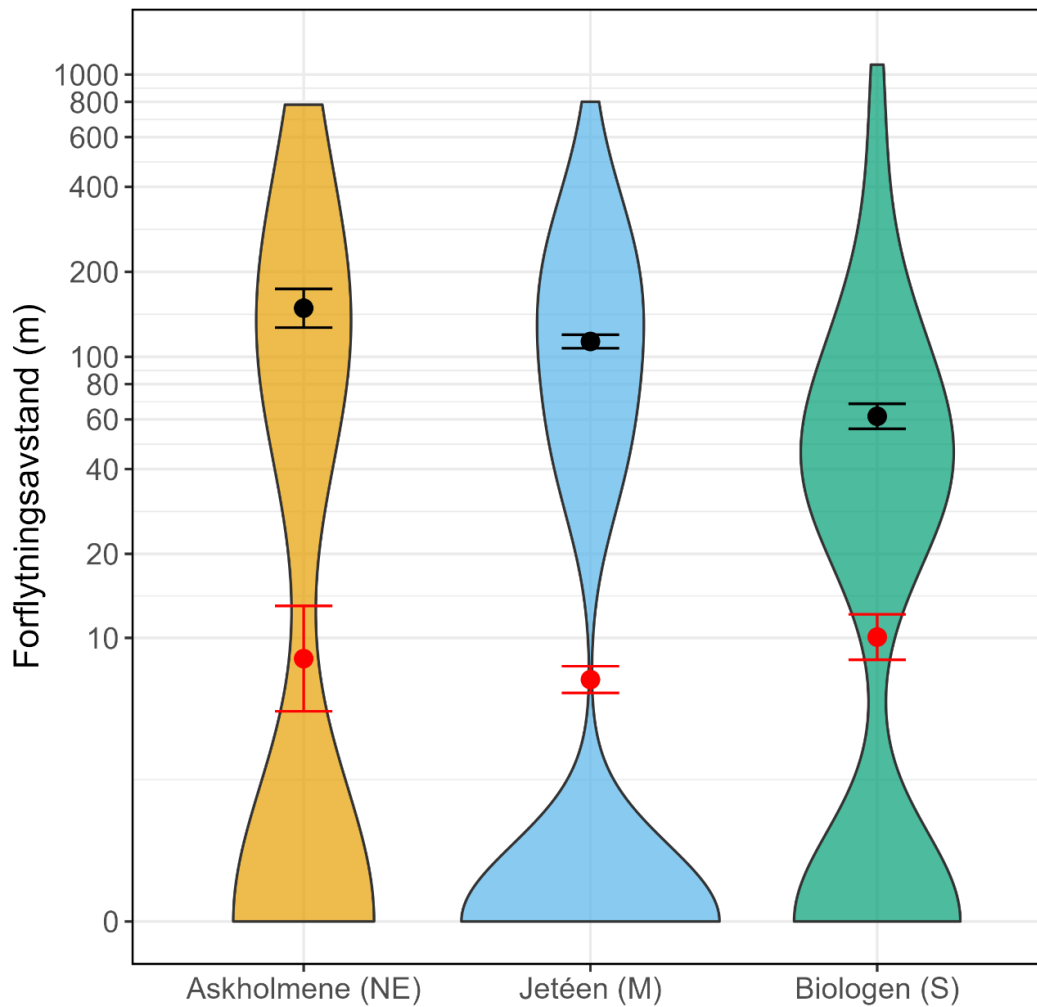
Figur 11. Gjenfangstforløp hos merkede individer av hummer som gjenfanges nær eller i annen sone enn sine respektive merkesoner. G og D angir individer som er fanget av andre fiskere og enten gjenutsatt (G) eller drept (D). Vanlige punkter er alltid gjenutsatt.

Ser vi på forflytninger mellom teiner hos de 505 individene med gjenfangstdata, der gjenfangster fra fiskerne er tatt ut (pga usikre posisjonsdata), kommer samme bilde av at nesten alle forflytninger skjer innen samme sone, med de to nevnte i forrige avsnitt som unntak (Figur 12). Ca 55 % av gjenfangstene var i samme teine som den hummerne opprinnelig ble fanget og merket. Tar man med disse samme-teine-gjenfangstene var det små forskjeller i gjennomsnittlig forflytningsavstand mellom sonene hummerne ble merket i (de røde punktene i Figur 13) – der snittene ligger på mellom 8 til 10 meter. Om man ser på forflytningsavstander der hummerne gjenfanges i andre teiner enn merketeina blir bildet et annet, der gjenfanget hummer ved Askholmene i snitt forflyttet seg $187,2 \pm 179,3$ m ($\pm$ SD), Jetéenhummeren $152,8 \pm 125,6$ m og de fra Biologensonen $108,7 \pm 186,1$ m. Disse snitt-tallene inneholder imidlertid repeterte målinger fra flere av individene. Når vi modellerer dette gjennom bruk av lineær mikset modell (

Tabell 3) med hummerID som tilfeldig effekt (og dermed korregerer for innen-individ-korrelasjon) blir de justerte snittestimatene ($\pm$ SE) i samme rekkefølge: $189,3 \pm 11,0$ m, $115,4 \pm 3,1$ m og $60,7 \pm 5,3$ m.



Figur 12. Forflytninger hos de 505 individer som har blitt gjenfanget en eller flere ganger i løpet av studieperioden. Ulike individer har ulike farger, men fordi det er så mange individer vil mange av fargene være svært like og det er store overlapp i linjer og punkter. De to fjordkrysserne, C0142 og T0994, er markert med svarte piler.



Figur 13. Fiolinplott av forflytningsavstander hos de 505 individene som ble gjenfanget én eller flere ganger i løpet av studien fordelt på hvilken sone hummeren ble merket i. Jo breiere fioliner jo flere observasjoner med tilsvarende forflytningsavstand. De røde gjennomsnittene (punkter) med standardfeil representerer gjennomsnitt som inkluderer alle data, mens de svarte representerer forflytninger der gjenfangster i samme teine er ekskludert.

Tabell 3. Parameterestimerer for lineær mikset effekt modell som estimerer effekt av merkesone på forflytningsavstand (ln-transformert) hos merket hummer som gjenfanges i andre teiner enn den de ble merket for perioden 2020-2024. Intercept er hummeren som er merket ved Askholmene.

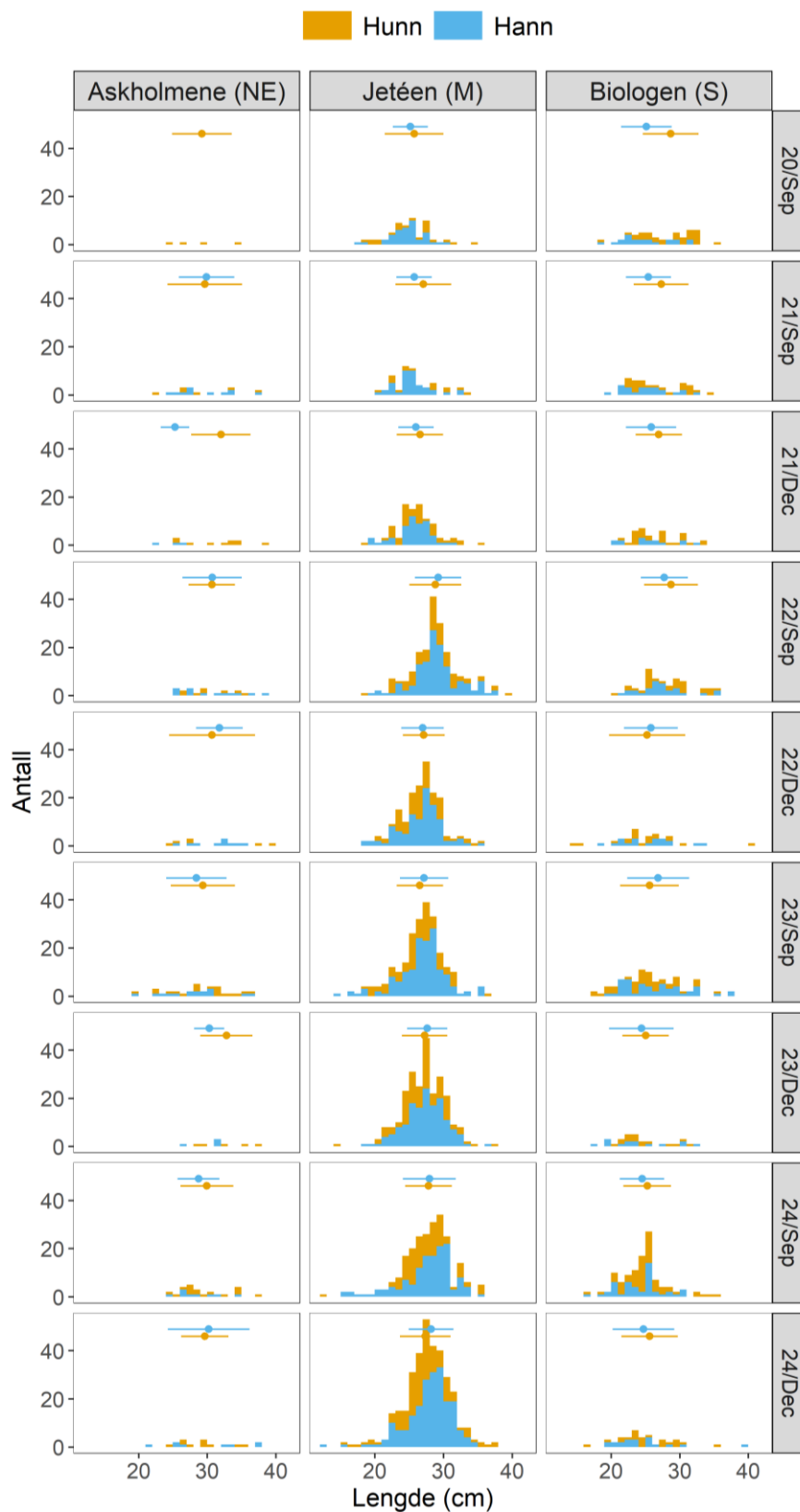
σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ LobsterID}}$ =mellom-individ varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. Marginal R^2 og Conditional R^2 representerer hhv forklart varians av fikserte effekter og av både fikserte og tilfeldige (random) effekter.

Predictors	log(avstand)		
	Estimates	CI	p
Intercept [Askholmene]	5.02	4.59 – 5.46	<0.001
TagZone [Jetéen]	-0.28	-0.72 – 0.17	0.228
TagZone [Biologen]	-0.92	-1.40 – -0.44	<0.001
Random Effects			
σ^2	0.31		
$\tau_{00 \text{ LobsterID}}$	0.34		
ICC	0.52		
$N_{\text{LobsterID}}$	234		
Observations	292		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.120 / 0.581		

3.1.4 Lengdefordeling

Det store bildet for lengdefordelinga i studieområdet var at hummeren gjennomgående var størst i Askholmene-sonen og forholdsvis like i de to andre sonene (Figur 14). Det ser også ut til at gjennomsnittsstørrelsen i vernesonen (Jetéen) har økt etter innføring av vern i 2021.

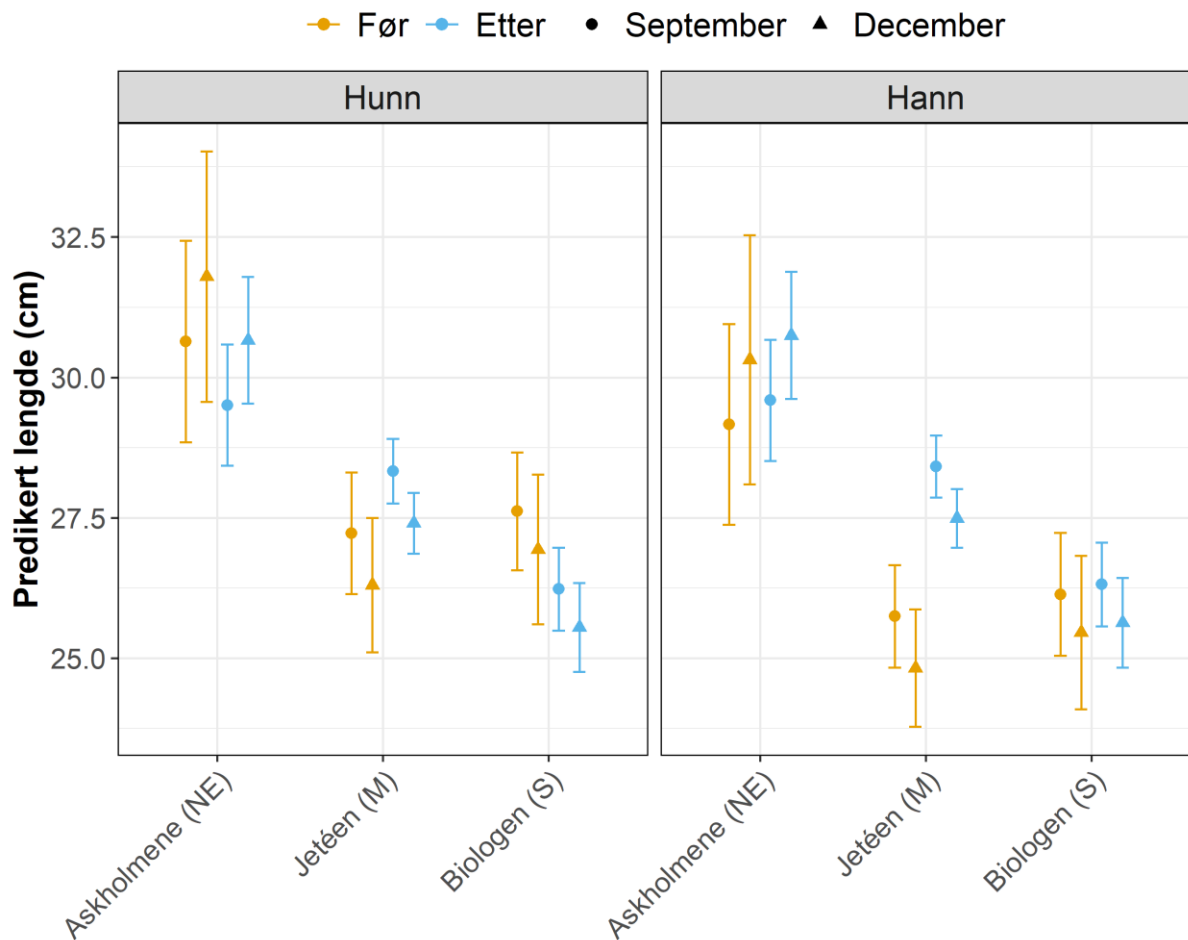
Analyser av lengdevariasjonen favoriserte en interaksjonsmodell med før/etter, sone, kjønn og måned (september vs desember) som hovedeffekter, men der ikke-signifikante treveis-interaksjoner ble tatt ut av modellen ved backwards-seleksjon (Tabell 4). Totalmodellen forklarte her 26 % av variasjonen. Av dette utgjorde drøyt 8 %-poeng randomeffektene der omtrent like mye av de modellerte randomeffektene kunne knyttes til innen-teine-variasjonen som mellom-runde-variasjonen. De drøyt 8 % som ble forklart av de fikserte effektene (som alle var statistisk signifikante) estimerte at hannene i vernesonen i snitt har blitt nesten 3 cm større enn det de var før innføring av områdevernet (Figur 15). For de andre gruppene i modellen ble det kun estimert små effekter, så det tyder på at det særlig er de større hannene som har god beskyttelse av områdevernet.



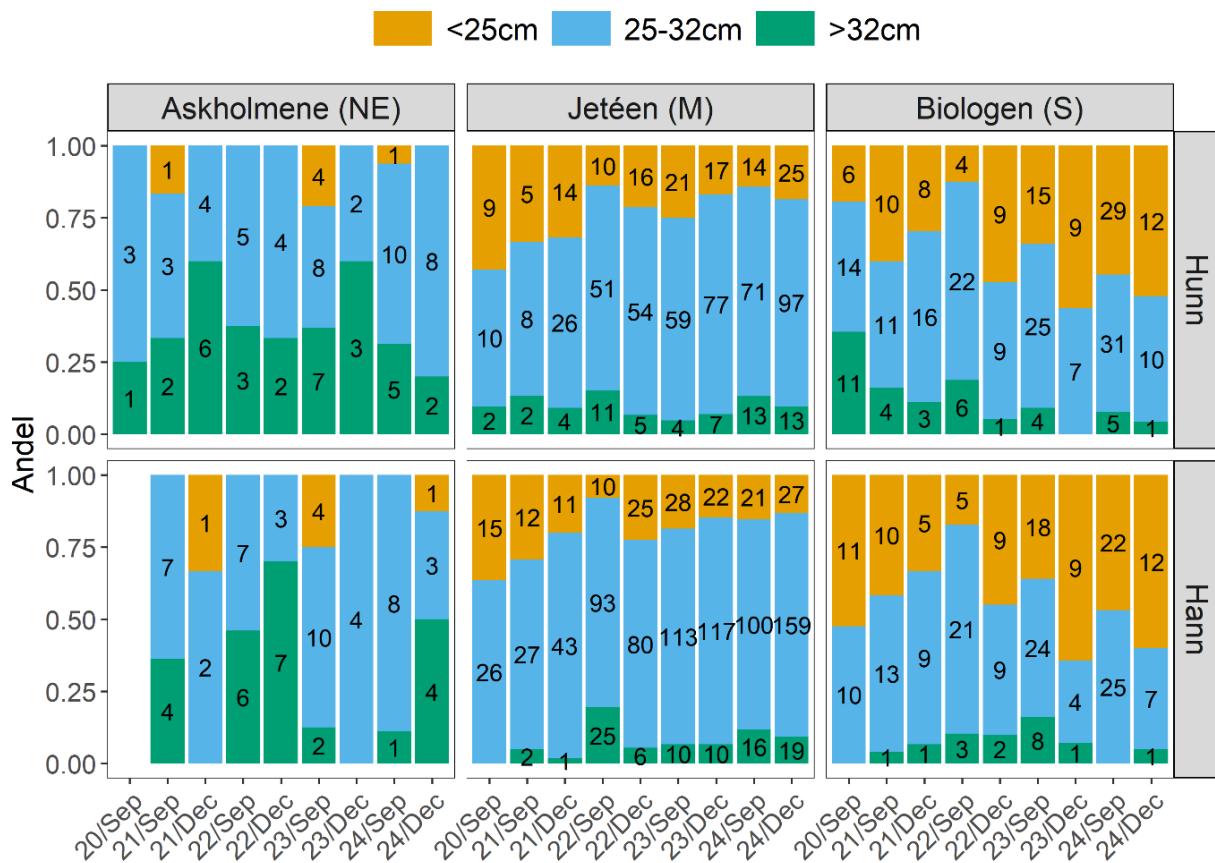
Figur 14. Omgangsspesifikk (år/mnd) av lengdefordeling hos hummer fordelt på kjønn og sone gjennom 2020-2024-prøvefisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Punktene i toppen av grafene angir gjennomsnittverdiene for kjønn samt standardavvik i samme farge. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

Tabell 4. Parameterestimer for fikserte og tilfeldige effekter for utvalgte lineære modell som estimerer effekt av vernetiltak (BA, før og etter 2021), sone og kjønn på hummerlengde. σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. Intercept er hunnhummer fra Askholmene, etter vern og i september.

Predictors	Length		
	Estimates	CI	p
(Intercept)	29.51	28.43 – 30.59	<0.001
BA [Before]	1.13	-0.82 – 3.09	0.256
Zone[M]	-1.18	-2.38 – 0.02	0.054
Zone [S]	-3.28	-4.57 – -1.99	<0.001
Month [December]	1.15	-0.20 – 2.50	0.094
Sex[Male]	0.09	-0.22 – 0.39	0.576
BA [Before] *Zone[M]	-2.24	-4.32 – -0.15	0.036
BA [Before] * Zone [S]	0.25	-1.89 – 2.39	0.816
Zone[M]* Month[December]	-2.08	-3.52 – -0.63	0.005
Zone [S] *Month [December]	-1.83	-3.42 – -0.25	0.023
BA [Before] * Sex[Male]	-1.57	-2.53 – -0.60	0.002
Random Effects			
σ^2	10.82		
$\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$	1.47		
$\tau_{00 \text{ TrapID}}$	1.14		
ICC	0.19		
N_{round}	9		
N_{TrapID}	70		
Observations	2320		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.084 / 0.262		



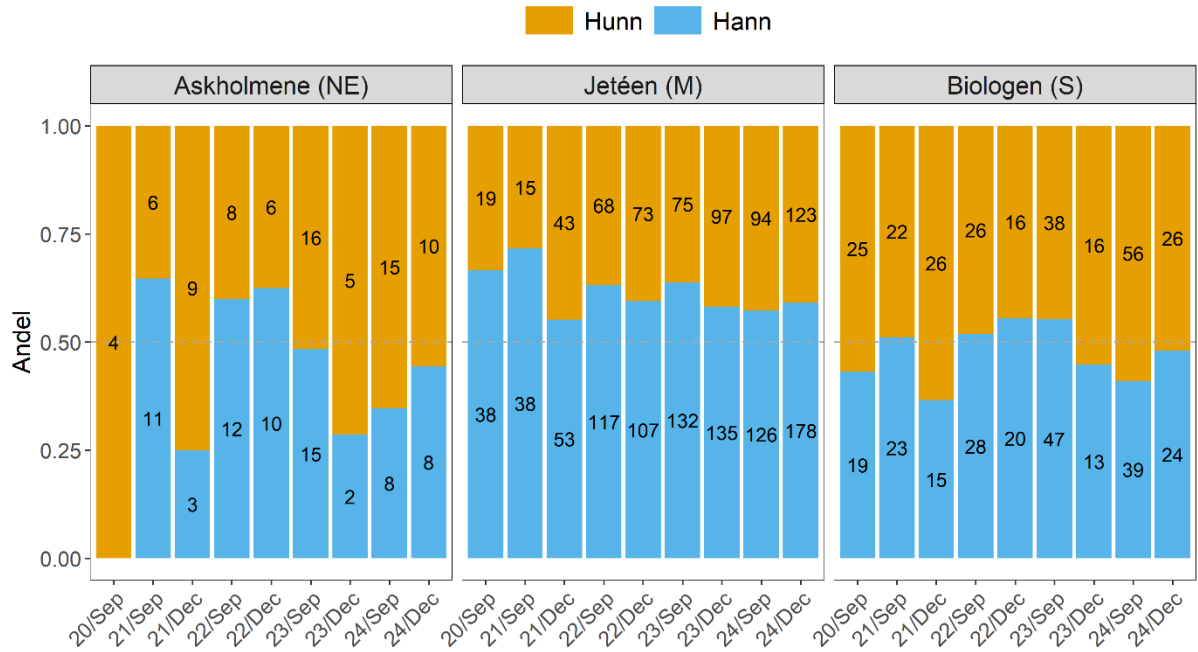
Figur 15. Predikerte lengder hos hummer der modellerer lengde som funksjon av før og etter innføring av verneområdet (Jetéen) i 2021, kjønn og måned. Prediksjonene er fra utvalg modell som er oppgitt i Tabell 4. Feilmarginene utgjør 95 % konfidensintervall.



Figur 16. Fordeling av størrelsesgrupper over de ni primærrundene i perioden september 2020 til desember 2024 fordelt på kjønn og sone. Tallene som framkommer i søylesegmentene er antall observasjoner per størrelseskategori.

3.1.5 Kjønnfordeling

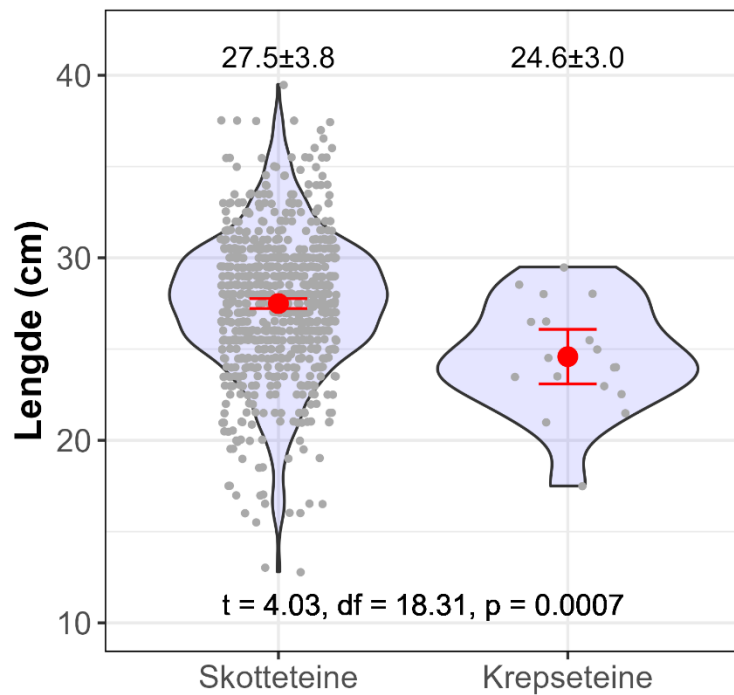
Det var ingen tydelige trender til endring i kjønnfordelinga over tid i noen av sonene, men andelen hanner var gjennomgående høyere i verneområdet enn i den fiskede sonen ved Biologen (Figur 17), mens de lave fangsttallene ved Askholmene gjorde kjønnfordelinga der usikker.



Figur 17. Omgangsspesifikke (år/mnd) kjønnsfordelinger av fangster (tall i søylene er total fangst) fordelt på sone gjennom 2020-2024-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021. Vær oppmerksom på at f.o.m. 2022 ble det benyttet 30 teiner i Jetéen-sonen.

3.1.6 Bruk av krepseteiner for fangst av småhummer

Bruk av sjøkrepsteiner ble testet ut for å finne ut av om dette vil bringe inn mer småhummer enn de ordinære skotteteinene. De fanget i snitt individer som var ca 3 cm kortere enn de som ble fanget i skotteteiner ellers i Jetéen-sonen, men samtidig ble de aller minste individene fanget i de vanlige skotteteinene (Figur 18).

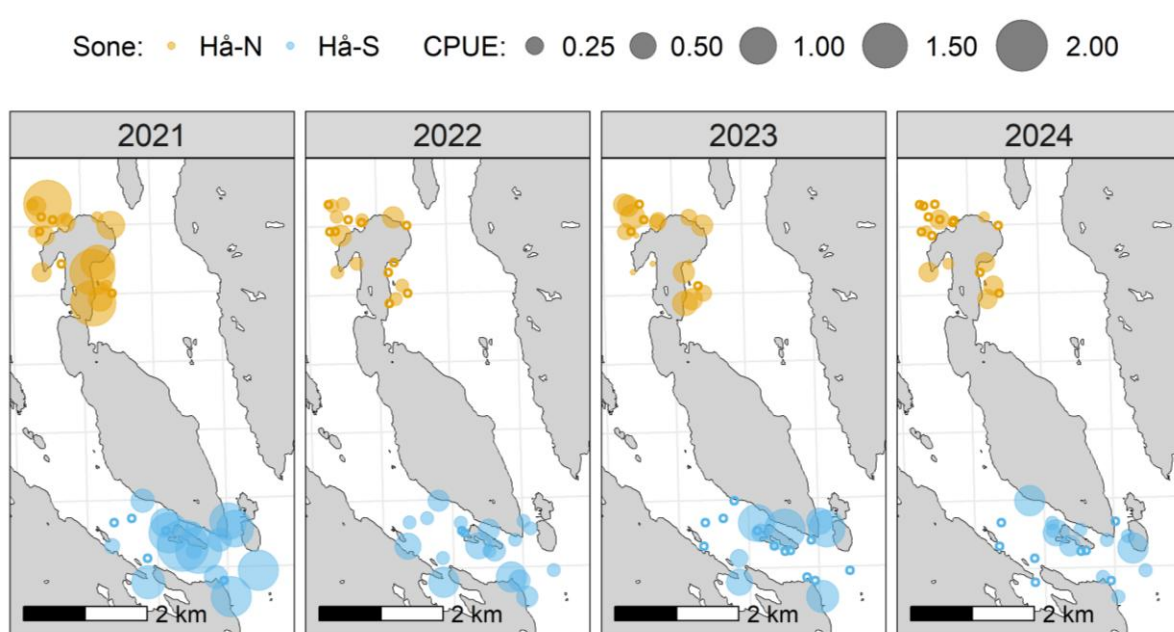


Figur 18. Fiolinplott av lengdefordelingen hos hummer fanget i skotteteiner og sjøkrepsteiner i Jetéen-sonen i desember 2024. Tall øverst i figuren utgjør gjennomsnitt±standardavvik og p-verdien stammer fra Welch Two Sample t-test med ulik varians i de to sammenligningsgruppene (derfor er frihetsgradene et desimaltall). Krepseteinene (n=7) ble kun benyttet i vernesonen (Jetéen (M)).

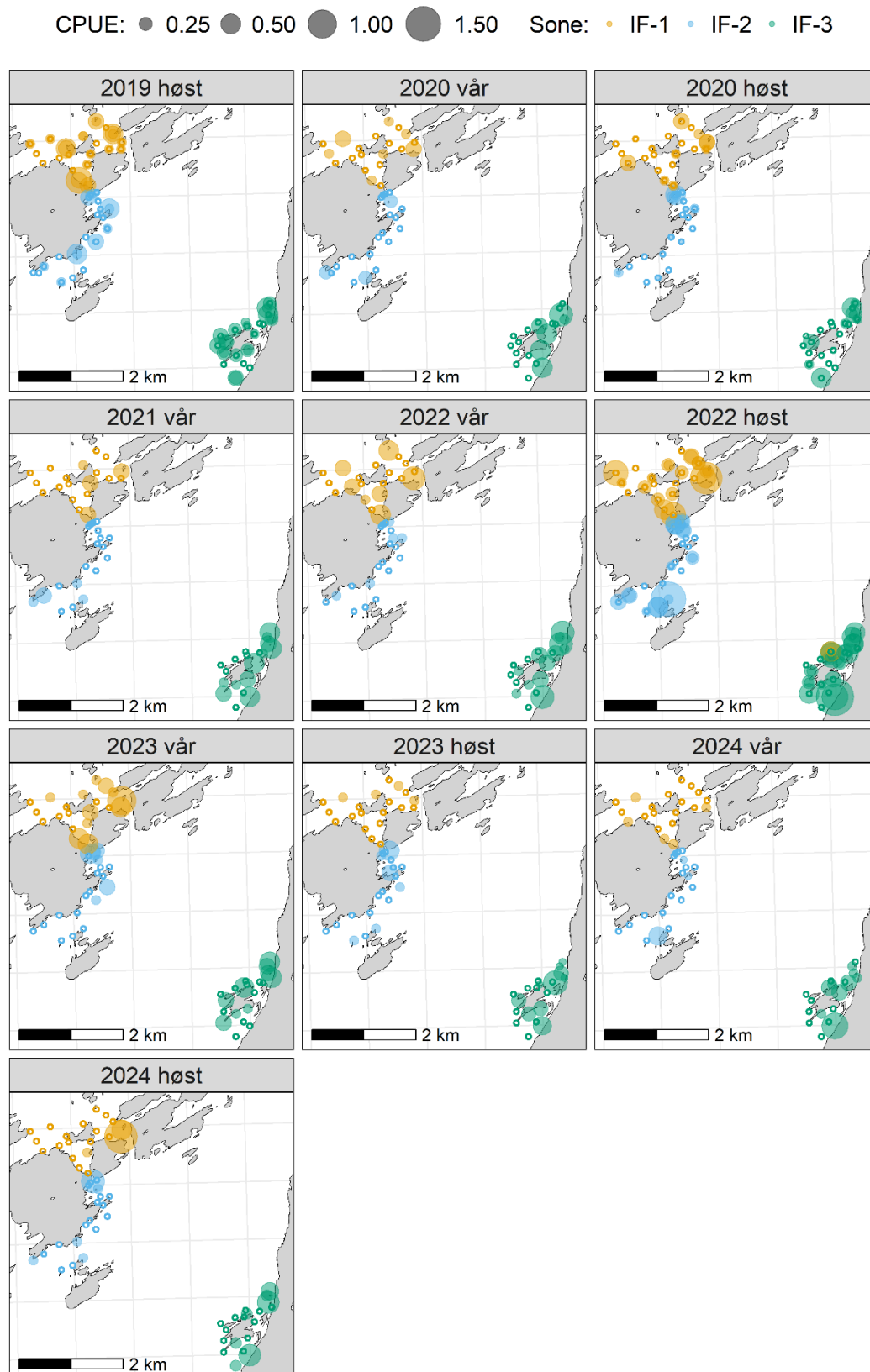
3.2 Torsk

3.2.1 Fangst per innsatsenhet (antall individer per ruse per døgn, CPUE)

Det var store romlige og årlige variasjoner i CPUE i både Drøbaksområdet og Indre fjord (Figur 19ab). Både bobleplottene i kart og en sammenstilling i fiolinplott og tabell (Figur 20 & Tabell 5) viser en tids- og sesongutvikling i CPUE i Drøbak der det var desidert høyest CPUE i 2021, mens fangstene var generelt høyest i 2022 i indre fjord. I indre fjord har det vært betydelig fall i CPUE etter 2022 og de tre siste årene er nå på nivå med de laveste CPUEene fra 2020, dvs ned mot 0,02 ind/ruse/døgn – og vi har hatt fangstdager der ingen torsk fanges i løpet av to døgnns fiske med 20 ruser (40 rusedøgn). Den desidert høyeste CPUE ble funnet for 2021 ved Drøbak ($0,52 \pm 0,58$). Denne var faktisk høyere enn høstdataene fra 2011-2012-undersøkelsen ($0,31 \pm 0,23$, beregnet fra data i Ski (2013), Figur 21). Dessverre falt CPUE ved Drøbak til samme nivå som i indre fjord i 2022 (ca 0,2 individer/ruse/døgn) med en svak økning i 2023 og den laveste CPUE på 0,14 i 2024 (Tabell 5).



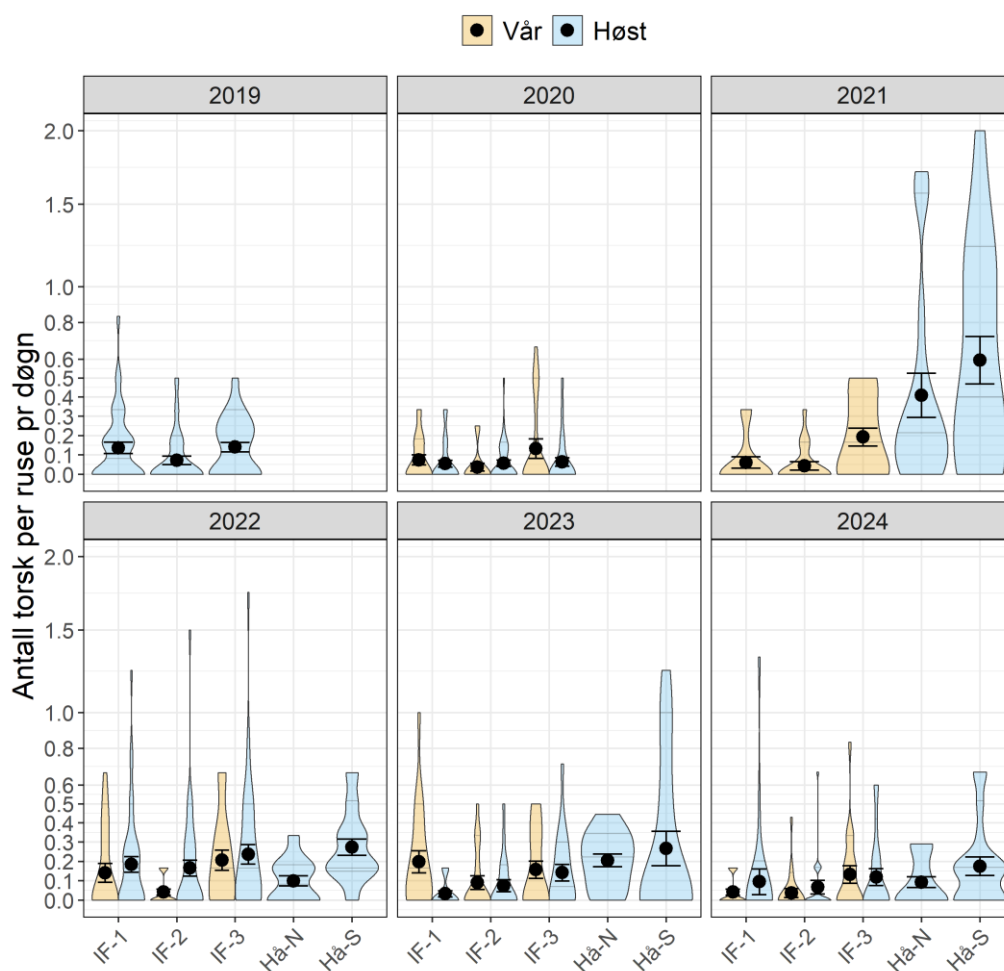
Figur 19a. Bobleplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall torsk/ruse/døgn) for september/oktober i 2021-2024 fordelt på de to sonene i Drøbakområdet. Ruser som ikke fanget noen torsk i løpet av perioden er vist som sirkler med litt tjuukkere linjer. Hå-N= nordre Håøya, Hå-S= søndre Håøya.



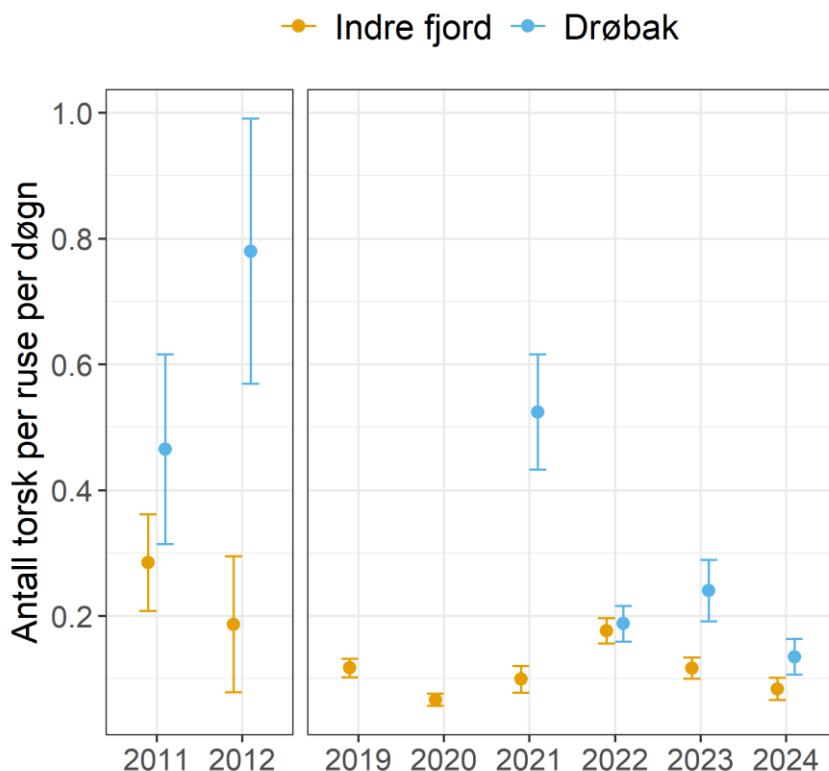
Figur 19b. Bobleplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall torsk/ruse/døgn) for de ni innsamlingsrundene som har vært i 2019-2024 fordelt på de tre sonene i indre fjord. Ruser som ikke fanget noen torsk i løpet av de respektive rundene er vist som sirkler med litt tjukkere linjer. IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

Tabell 5. Overordnet statistikk (gjennomsnitt $\pm$ standardavvik) for fangst per innsatsenhet (antall torsk per ruse per døgn) i Drøbak og indre fjord fordelt på sesong i 2019-2024-perioden.

År	Sesong	Indre fjord	Drøbak
2019	Høst	0,12 $\pm$ 0,16	
2020	Vår	0,08 $\pm$ 0,16	
2020	Høst	0,06 $\pm$ 0,12	
2021	Vår	0,10 $\pm$ 0,16	
2021	Høst		0,52 $\pm$ 0,58
2022	Vår	0,13 $\pm$ 0,20	
2022	Høst	0,20 $\pm$ 0,29	0,19 $\pm$ 0,18
2023	Vår	0,15 $\pm$ 0,21	
2023	Høst	0,08 $\pm$ 0,15	0,24 $\pm$ 0,31
2024	Vår	0,07 $\pm$ 0,15	
2024	Høst	0,10 $\pm$ 0,23	0,14 $\pm$ 0,18



Figur 20. Fordeling av fangst per innsatsenhet (CPUE) av torsk fanget i ruser i perioden 2019-2024 i de to undersøkelsesområdene i Indre Oslofjord. Tallene er fordelt på høst (som regel oktober og desember) og vår (mars-mai). Jo breiere fiolinene er jo større er datafrekvensen i dette området, de svarte punktene tilsvarer gjennomsnitt der de vertikale variasjonslinjene utgjør ± 1 standardfeilenhet. Hå-N: nordre Håøya, Hå-S: søndre Håøya, IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

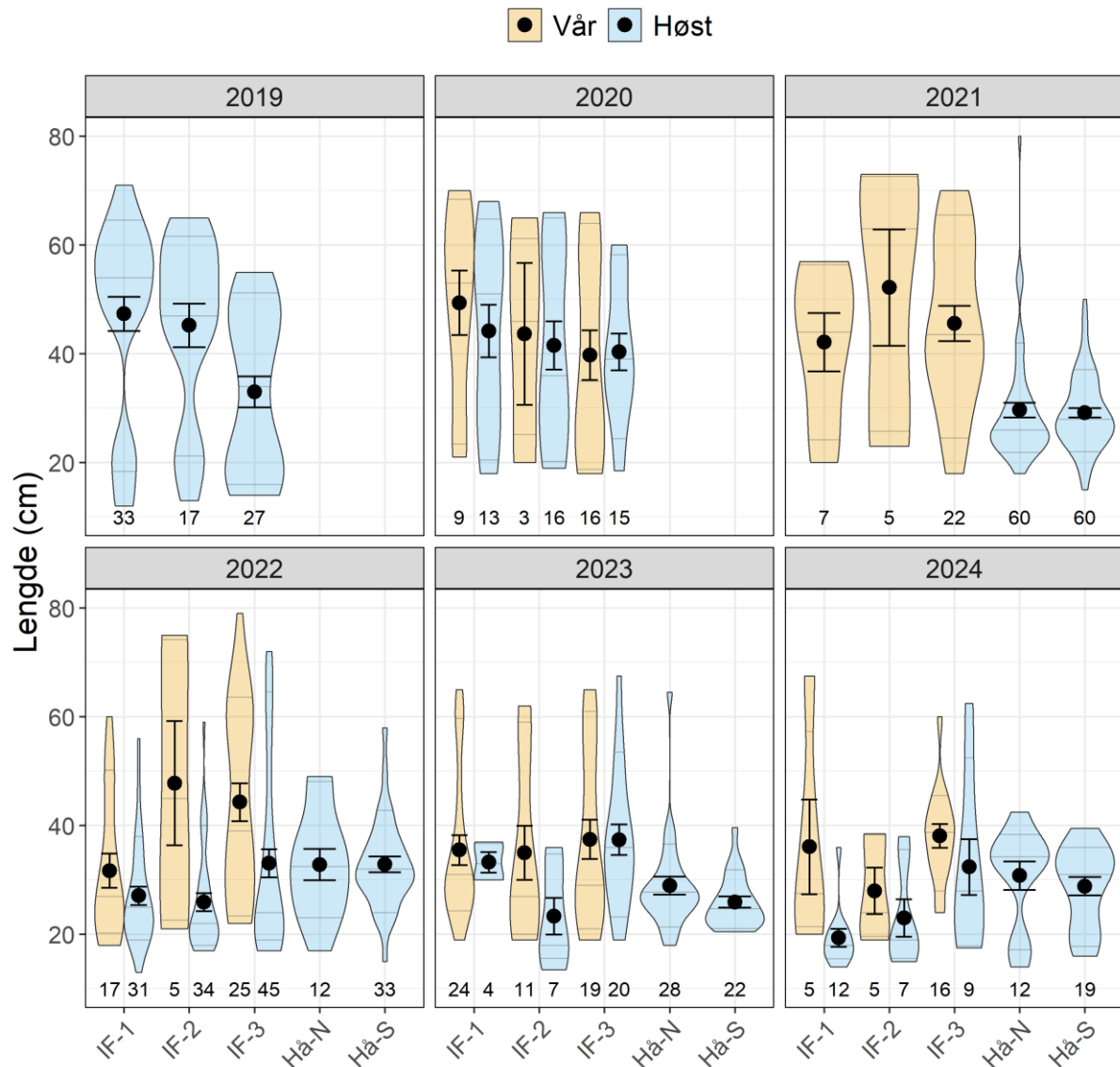


Figur 21. Gjennomsnittlige CPUE $\pm$ 1 SE for torsk fanget i ruser i perioden 2011-2012 samt 2019-2024 i områdene rundt Drøbak og i indre fjord. Vær obs på at 2011-2012 ble fisket på en litt annen måte uten skikkelig randomisering og stratifisering og med mindre innsats (derfor større standardfeil), men i samme dybdeintervall og med delvis overlapp i områder som for 2019-2024 (se Ski 2013).

3.2.2 Størrelsesstruktur

Lengdefordelingene var svært ulike mellom de to studieområdene i Indre Oslofjord der særlig de to Drøbaksonene hadde få individer >60 cm (Figur 22). Fra og med høsten 2023 forsvinner i stor grad også >60 cm individene fra de tre sonene i indre fjord, med noen unntak i IF-3 (Ildjernet). De tre indrefjord-sonene har en fordelingstopp på litt over 20 cm i 2022 (minst tydelig i sone 2, ved Ildjernet) som kan indikere en sterk 2022-årsklasse, men denne er ikke til stede i de to Drøbaksonene. De to Drøbaksonene har imidlertid en tilsvarende topp rundt 21-22 cm i 2021, som kan indikere sterk årsklasse i 2021 i dette området. Denne årsklassen er tydelig til stede også i 2022, men da med topp rundt 26-27 cm. Dessverre hadde vi ikke en høstrunde i de indre sonene i 2021, men i og med at vi ser lite tegn til topp rundt 26 cm i 2022 i disse sonene kan det tyde på at 2021-årgangen ikke var like sterk i denne delen av fjorden. Om vi vurderer lengdefordelingene før i forhold til etter vernetiltakene som ble innført i 2019, er det kun IF-3 (ildjernet) i indre fjord som indikerer økt andel av større torsk i 2022-dataene. For de to andre sonene i indre fjord har det snarere blitt færre større torsk etter vernet ble innført, og det ser ut til at større individer har blitt borte eller betydelig redusert fra og med høst 2023 i alle stasjonene. Ut fra fangster våren 2024 kan det også se ut som at det har vært svak rekruttering av ungfisk (0-gruppe og 1-gruppe) fra 2023 da lengdefordelingen av fangstene viser lite innslag av fisk under 25 cm. Høst 2024-dataene viser at alle fem sonene har innslag av 0-gruppetorsk og samtidig at innslaget av større individer fortsetter å falle

i alle sonene der kun IF-3 (Ildjernet) hadde individer (to) over 45 cm. Vår 2024 ble kun to individer >45 cm fanget: ett i IF-1, og ett i IF-3.

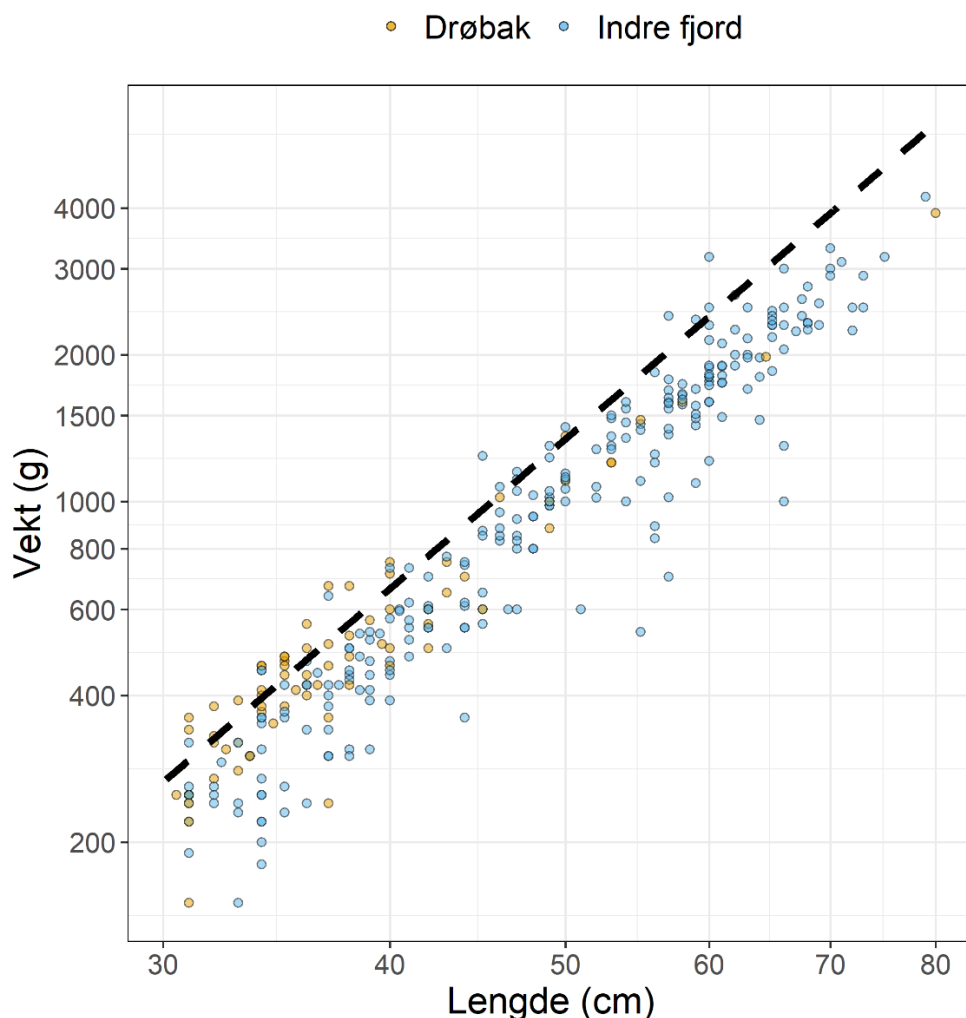


Figur 22. Fiolinplott av sesong- og sonevise lengdefordelinger hos torsk fanget i ruser i perioden 2019-2024 i de to undersøkelsesområdene i Indre Oslofjord i mars-april (vår) og september-oktober (høst). Tallene nederst er antall observasjoner. Svarte punkter med feilmarginer utgjør gjennomsnitt og standardfeil. Jo breiere fiolindelene er jo flere observasjoner er bak. De tynne horisontale linjene i fiolinene utgjør 10, 50 (median) og 90 prosentilene. Hå-N: nordre Håøya, Hå-S: søndre Håøya, IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

3.2.3 Kondisjonsfaktor (lengde-justert vekt)

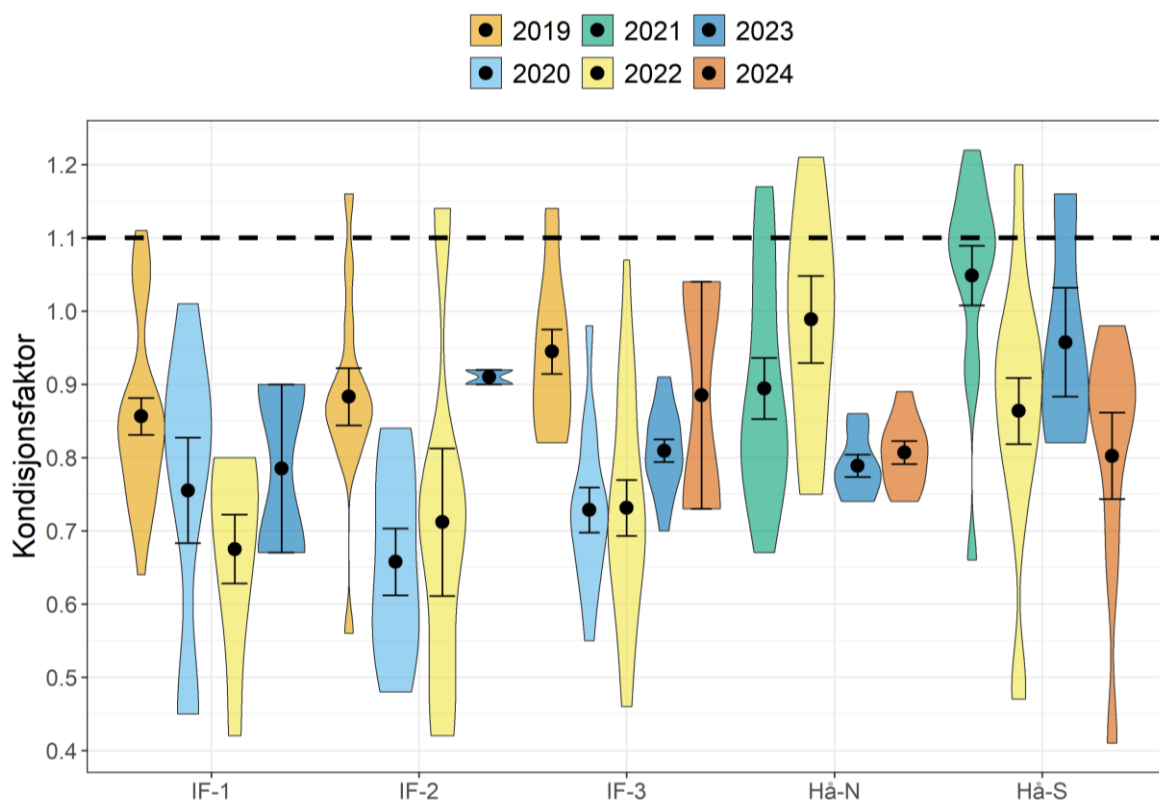
Gjennomgående var all torsk i det innsamlede materialet tynnere enn forventet (Figur 23). Torsken fra de tre indre sonene var spesielt tynne, men selv om også Drøbaksonene hadde enkelte tynne individer, var torsk fra disse sonene gjennomgående i bedre kondisjon. En lineær regresjonsanalyse

viste at det var en signifikant område*lengde interaksjonseffekt på vekt (vekt og lengde er ln-transformert) som estimerer at torsk fra indre sonene er lettere enn forventet som små individer, men at de blir tyngre for gitt lengde ved økende størrelse. I Drøbaksonene var dette forholdet motsatt. En mulig tolkning av dette kan være at småtorsken er mer næringsbegrensa i indre fjord enn ved Drøbak, og at Drøbaktorsken er mer næringsbegrensa som større individer og dermed får lik lengde-justert vekt når de blir større.



Figur 23. Lengde-vekt-forholdet for torsk >30 cm fanget i torskeruser i de to innsamlingsområdene i Indre Oslofjord i perioden 2019-2024. De ulike sonene er har fått ulike fargekode. Den stipla linja er forventet lengde-vekt-relasjon for Skagerraktorsk (henta fra <https://www.fishbase.org/au/v4>). Merk at aksene er på $\log_{10}$ -skala.

Kondisjonsfaktoren varierte mye fra år til år og sone til sone, men generelt hadde Drøbaktorsken høyere kondisjonsfaktor enn torsk fra indre fjord (Figur 24). I indre fjord ser 2020 ut å ha vært et dårlig år da torsken dette året hadde gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på under 0,8. Det har vært en svak forbedring i kondisjonsfaktoren for torsken i de tre IF-sonene i 2023 – og torsken fra vårfisket i 2024 (som ikke er vist her pga vårfangst) hadde relativt høye verdier, men det var som sagt svært få torsk. Ved Drøbak var 2023- og 2024-verdiene gjennomgående lave for torsken der.

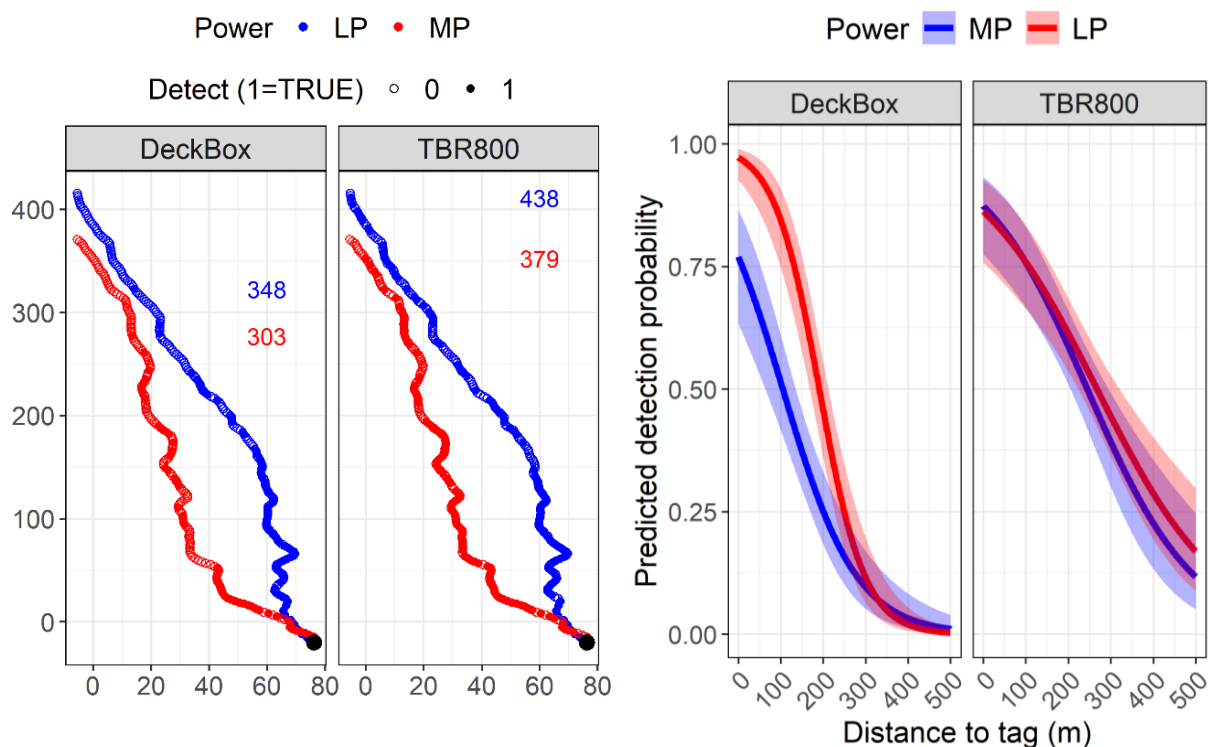


Figur 24. Fordeling av kondisjonsfaktorer for torsk (>30 cm) fanget i torskeruser i de to innsamlingsområdene i Indre Oslofjord i perioden 2019-2024. Dataene er kun fra høstrundene for å ha mest mulig sammenlignbare data (kondisjonsfaktoren vil variere naturlig mellom sesonger). De ulike sonene er har fått unik fargekode. Svarte punkter med variasjonslinjer utgjør gjennomsnitt og ± 1 standardfeilenheter. Hå-N: nordre Håøya, Hå-S: søndre Håøya, IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet. Stiplet linje utgjør forventet kondisjonsfaktor for Skagerraktorsk (estimert fra <https://www.fishbase.org/au/v4>). For IF-1 og IF-2 i 2024 var kun to individer > 30 cm. Disse er ikke med i figuren da fiolinplott krever mer data, men de av individene som ble brukt til miljøgiftmålinger fikk målt k-faktor og disse er framstilt seinere i Figur 29.

3.2.4 Oppstart av telemetristudie

3.2.4.1 Rekkeviddetest for fastsettelse av grid-oppløsning

Før lyttebøyer kunne plasseres ut 2024/2025 i de planlagte nettverkene var det viktig å få inn data på deteksjonsgrenser for merkene med lavest lydtrykkstyrke (dvs 6 mm merker). Dette ble testet med to lydtrykksyrker: lav (LP) og medium (MP). Ved å ha to mottakere, en såkalt Deckbox for manuell peiling og en vanlig TBR800-mottaker, om bord i en båt lot vi oss drifte med vinden og registrerte signaler i de to mottakerne med økende avstand fra merkene. Driftesporene framkommer av Figur 25. Vi driftet ca 500 m. Noe overraskende registrerte begge mottakerne merket med lavest lydtrykkstyrke på størst maksimumsavstand, deckboks 348 m og TBR800 438 m. Tilsvarende tall for MP-merket var 303 og 379 m. Dette kan skyldes at mottaksforholdene endret seg litt mellom de to driftene. En GLM-analyse av dataene viste at en TBR800, som er den mest brukte mottakeren av NMBU, vil fange opp 50 % av signalene på 260-270 m avstand under tilsvarende forhold som på uttestingstidspunktet. Det ble derfor bestemt at mottakergriddene vi skulle sette opp, både i Jetéen-området ved Drøbak samt ved Bærumsbassenget/Ostøya, skulle ha mottakere med 250-300 m oppløsning.



Figur 25. Deteksjonsdata med to typer mottakere (DeckBox og TBR800) fra båt under drift fra to fastposisjonerte 6 mm akustiske merker med hhv lav (LP) og mellom (MP) lydtrykkstyrke (stort svart punkt nede til høyre i figurene til venstre). Disse merkene sendte kontinuerlige signaler. Rådata er vist i venstre figur (åpne symboler er ikke-deteksjoner og fylte er deteksjoner). Tallene med ulik farge i figurene angir lengste deteksjonsavstand (meter). Figur til høyre viser modellert deteksjonssannsynlighet (glm) med tilhørende 95% konfidensintervall (lyse felter), som funksjon av avstand til merket, lydtrykkstyrke (merketype) og mottakertype. Testen ble gjennomført i Bærumsbassenget, mellom Borøya og Kalvøya, 20. august 2024.

3.2.4.2 Utplassering av lyttebøyer

I alt ble 106 lyttebøyer plassert ut i to trianguleringsnett i perioden 28. februar-4. april 2025 (Figur 26). Av disse ble 80 mottakere plassert ut med nedsenkede bøyer (trålekuler) til minimum 7 m under overflaten, mens 26 ble satt ut på dypere vann (>40 m) og disse var av type som kan løses ut med fjernutløser fra overflata (VR2AR og TBR800-R). For førstnevnte mottakere ble hydrofonen orientert nedover i vannsøyla, mens de på dypt vann hadde oppovervendte hydrofoner.

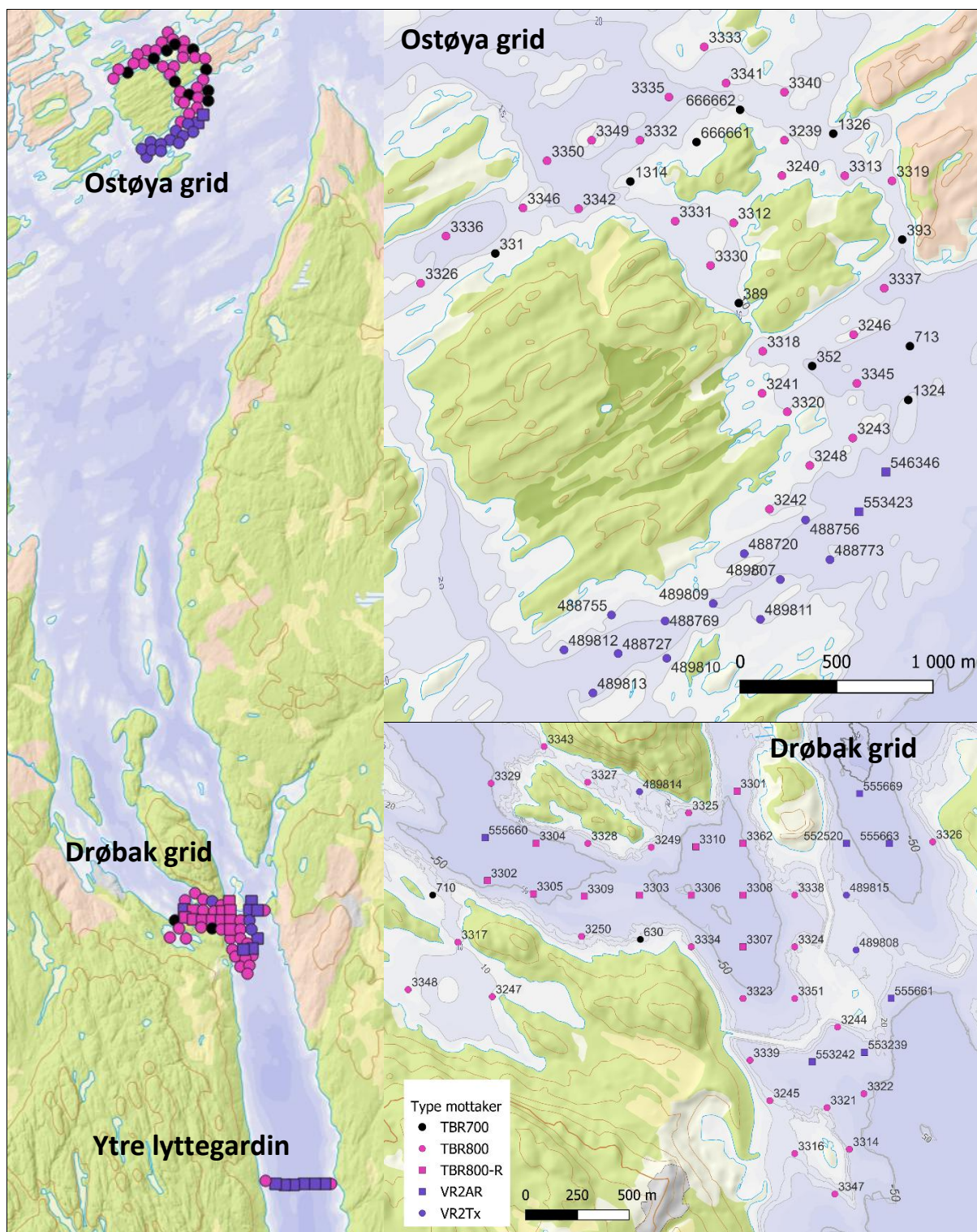
3.2.4.3 Den merkede fisken

Det var et stort arbeid å fange inn torsk til merking utover vinter og vår i 2025. I alt fikk vi tak i 48 individer som var store nok (>17 cm) til merking (Figur 27). Fra indre fjord ble kun rusefangede individer fra IF-1 og IF-2 brukt (ingen fangst i havteiner her) da disse sonene ligger innenfor griddet i Bærumsbassenget. Fra Drøbak ble fisk fanget ved Håøya-sør brukt sammen med annen torsk vi fanget med både havteiner og ruser. Vi ser at utvalget som ble merket ligner mye på fangstene i rusene for høst 2024 (Figur 22). De første resultatene fra denne telemetristudien vil komme i 2026 basert på den første fullskala tømningen av lyttebøyene i mars 2026.

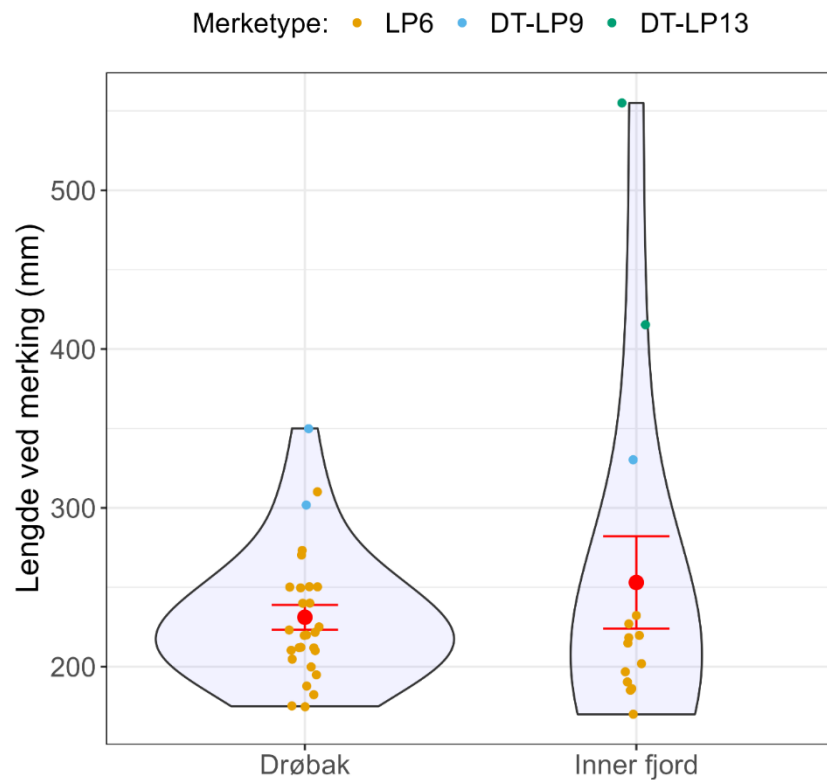
Innenfor begge grid-områdene ble det i hovedsak merket individer som var en eller to vintre gamle (fjorårets 0- og 1-grupper) og da med 6 mm merker (LP6) og kun fem individer fikk større merker (9 eller 13 mm, Figur 27). Nye individer ble merket høsten 2025, men disse rapporteres i seinere rapport, sammen med de første deteksjonsdataene.

3.2.5 Fysiologisk og toksikologisk tilstand hos Oslofjordtorsken

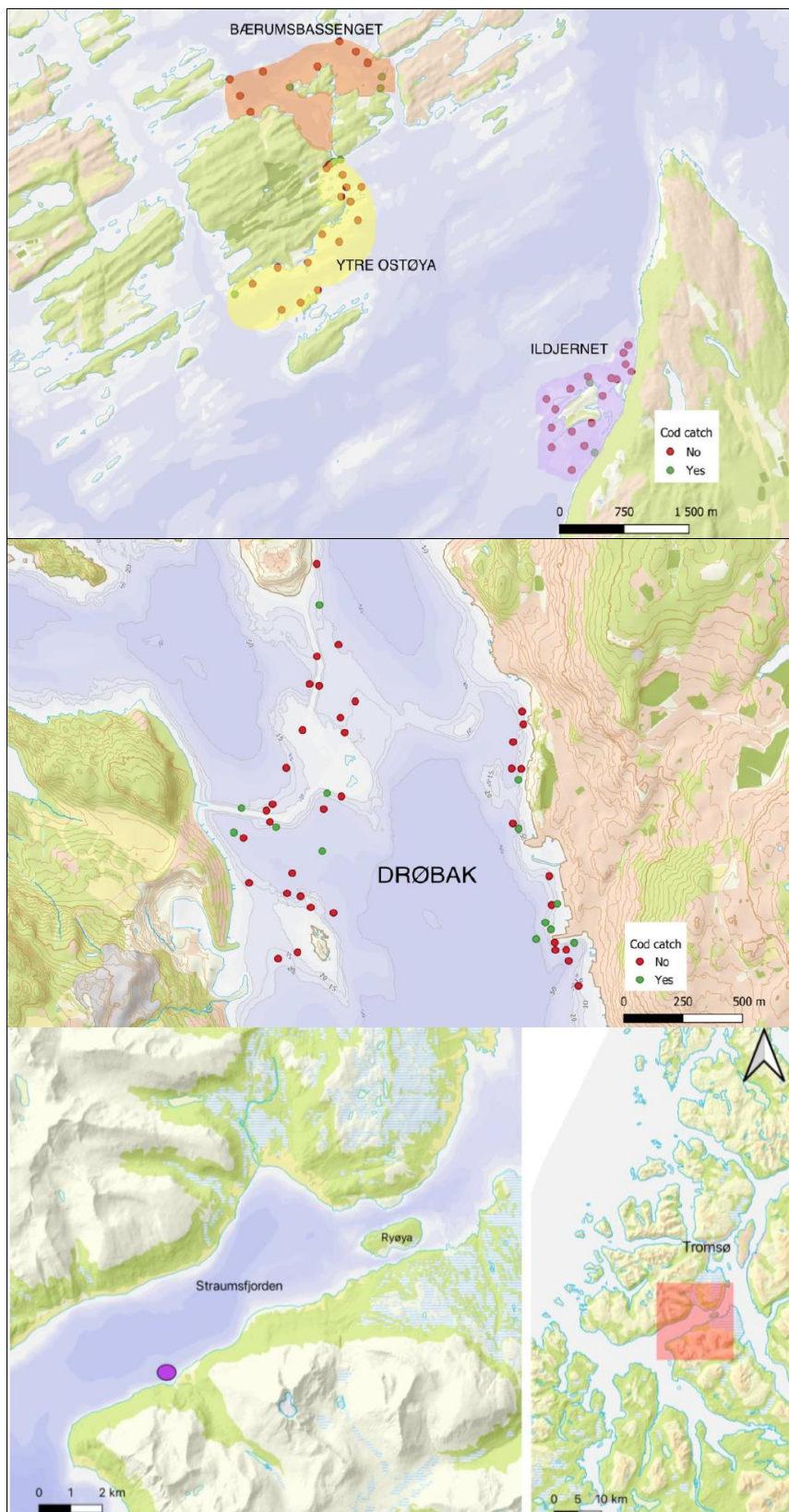
I tråd med tillatelsen fra Fiskeridirektoratet ble det fanget inn 30 torsk fra Oslofjorden samt 10 fra Tromsø-området (Figur 28) som alle ble avlivet og tatt svært mange prøver av. Selv om all torsk var små i utvalget vi samlet inn (kun to individer var større enn 40 cm) var det allikevel betydelig størrelsesvariasjon mellom lokalitetene. I stasjonen IF-2 (ved Ostøya) var ingen individer større enn 20 cm (Figur 29). Disse størrelsesforskjellene kan være med på å forklare noen av forskjellene vi fant i fysiologi og miljøgiftene.



Figur 26. Kart over lyttbøyeoppsettet som ble etablert gjennom vinteren 2024-2025 med oversikt over de to trianguleringsnettene (Ostøya grid og Drøbak grid) og ytre lyttegardin til venstre og detaljene i de to gridene til høyre. Nummer ved bøyepunktene representerer mottaker-ID og mottakertype er vist med ulike symboler og fargekoder. Lyttbøyenettverket og etter hvert data er registrert som del av det europeiske lyttbøyenettverket (European Tracking Network, <https://europeantrackingnetwork.org>).



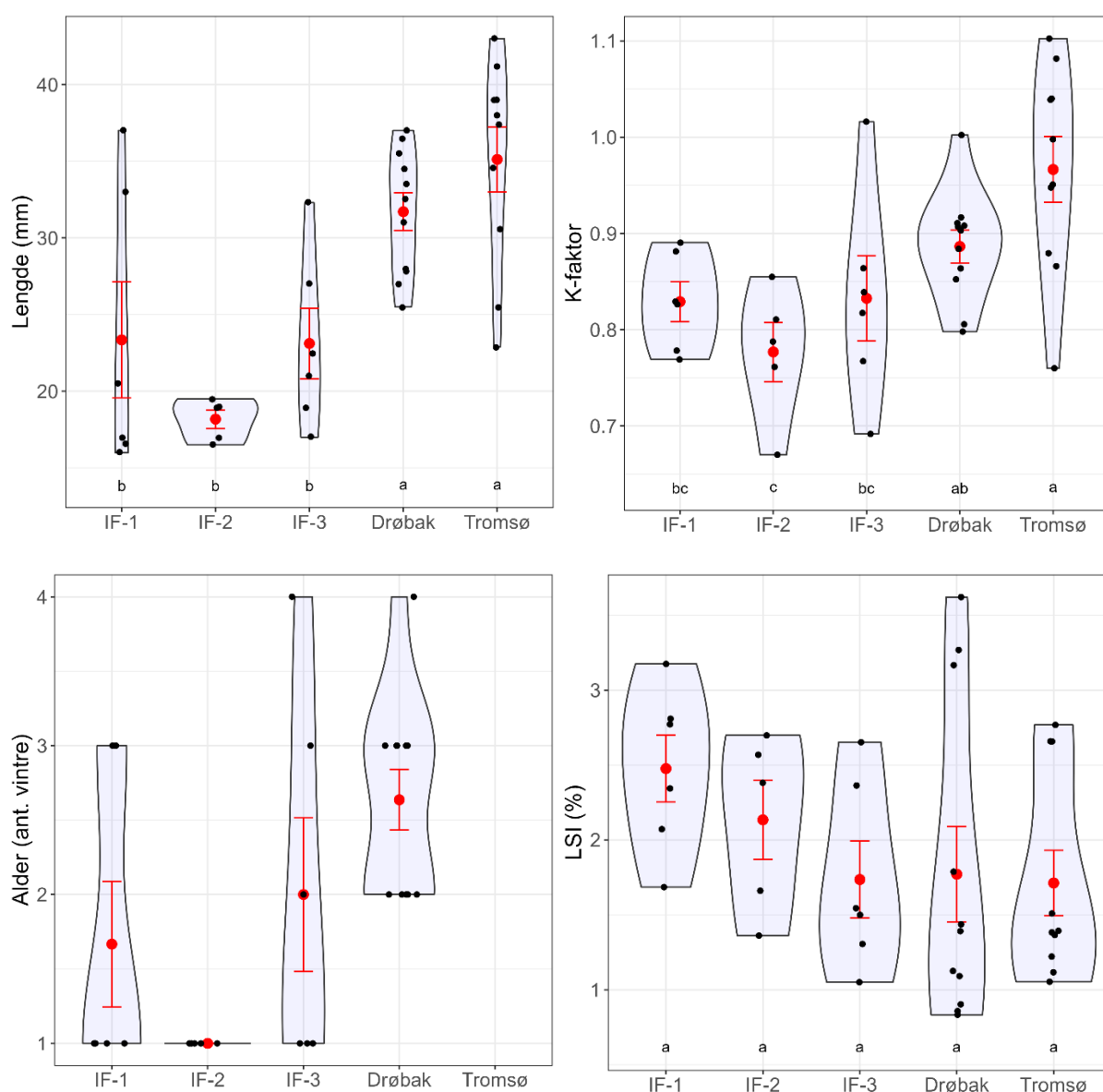
Figur 27. Fiolinplott av lengdefordeling hos torsk fanget og satt ut igjen i Drøbaksgridet og Ostøyagridet vinteren 2024-2025. Fargene på punktene angir type akustisk merke som ble brukt i enkeltfiskene og de røde punktene med feilmarginer utgjør gjennomsnitt og standardfeilen.



Figur 28. Innsamlingspunkter for torsk til analyse av miljøgifter og fysiologiske prøver. I indre fjord (øverst) ble torsken fanget med torskeruser og i Drøbakområdet ble torsken samlet inn som bifangst i hummerfisket. De grønne punktene angir redskap som fanget torsk som tatt livet av til disse analysene. Fisk fra Straumfjorden ved Tromsø ble i all hovedsak fanget inn ved i lilla område i nedre figur. Figurene er hentet fra Granly (2025).

3.2.5.1 Fiskedata til miljøgift og fysiologimålinger

Det ble forsøkt innfanget fisk av samme størrelsesgrupper i alle innsamlingsstasjonene, men dette viste seg vanskelig. Fra sone IF-2 fikk vi kun 1-vinter fisk, dvs individer <20 cm og i Drøbak og Tromsø var alle individene større enn 25 cm (Figur 29). Disse størrelsesforskjellene kan være med på å (del)forklare eventuelle forskjeller i andre trekk og miljøgiftmålinger i fiskene, herunder at k-faktor varierte mellom stasjonene (lavest i indre fjord og størst i Drøbak og Tromsø) – og naturligvis aldersforskjellene (Figur 29). Selv om det var en gradient i lever-somatisk indeks (LSI) fra høyest i IF-1 og lavest i Drøbak og Tromsø, var ikke denne trenden signifikant.

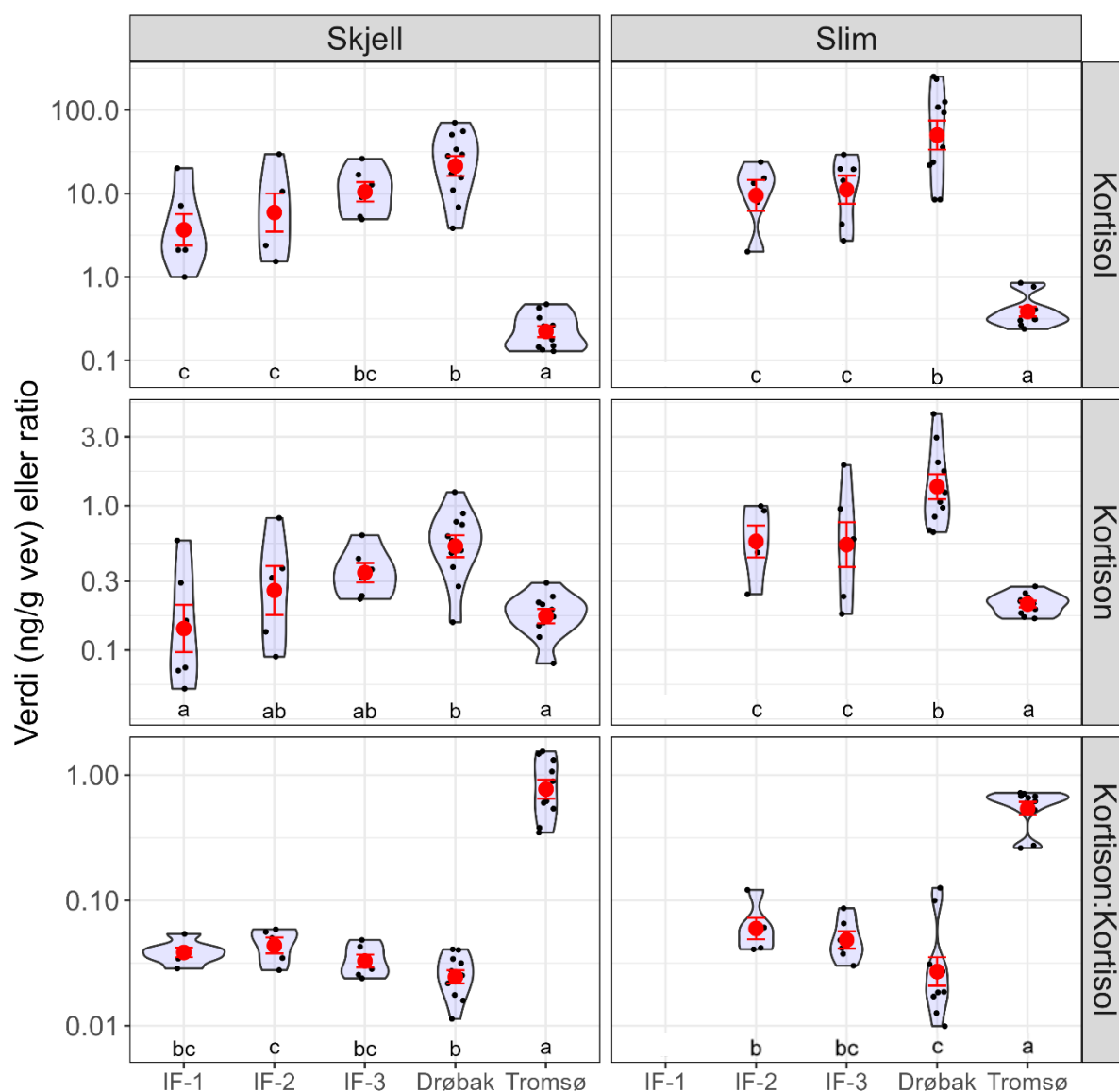


Figur 29. Fiolinplott av fire individtrekk hos torsk fanget ved de tre indre stasjonene i Oslofjorden (n=17), samt Drøbak (n=11) og Tromsøområdet (n=10) (Figur 28) vinteren 2024-2025. De røde punktene med feilmarginer utgjør gjennomsnitt og ± 1 standardfeil. K-faktor er kondisjonsfaktor og LSI er lever-somatisk-indeks i %. Bokstavene nederst i figurene viser hvilke grupper som er signifikant forskjellige fra hverandre der like bokstaver betyr at de *ikke* er signifikant forskjellige ($p > 0,05$; Welch anova). All fisk som inngår i disse figurene ble avlivet for målinger av leverstørrelse samt miljøgifter og stresshormoner mm og er, med unntak av Tromsø, et utvalg av fangstene høst-2024 i Figur 22.

3.2.5.2 Stressfysiologi

Metoden der vi testet ut måling av stressrelaterte hormoner (steroidene kortisol og kortison) i skjell og slim hos torsken i Oslofjorden og Tromsøområdet ga fornuftige resultater. Det ble testet hvor lite vev som skulle til for å oppnå målbare konsentrasjoner. Litt nedslående, fant vi at minimum antall/mengde fiskeskjell var 10 mg som tilsvarer 20-25 store skjell eller 40-50 små skjell, avhengig av størrelsen på fisken. Dette betyr at denne metoden er uegnet dersom fisken som det skal tas prøver av skal settes tilbake igjen i naturen, med mindre mer sensitive instrumenter lar seg skaffe. Kennedy og Janz (2023a) har imidlertid vist at for enkelte arter lar det seg gjøre å bruke skjell på en ikke-invasiv måte til måling av kortisol og kortison hos villfisk, men ikke nødvendigvis for alle. Uansett er metoden et viktig bidrag i overvåkning av stress under naturlige forhold da kortisol/kortisonmålingene fra skjell gir langt mer representative målinger av fiskens kroniske stress-symptomer. Tilsvarende vil slimanalysene gi gode tall på den mer akutte stressituasjonen på en måte som sannsynligvis er langt mindre påvirket av fangstindusert stress enn de mer vanlige blodprøvemålingene (Arumairasa 2022; Kennedy og Janz 2023b).

Det var tydelige gradienter i både kortisol- og kortisonkonsentrasjonene i Oslofjorden der Drøbakstorsken hadde høyere konsentrasjoner enn torsken fra indre fjord for begge stresshormonene i både skjell og slim (Figur 30; Granly (2025)). Kontrollprøvene for kortisol fra Tromsø var signifikant lavere enn alle prøvene fra Oslofjorden for både skjellprøvene og slimprøvene (Figur 30).



Figur 30. Fiolinplott av konsentrasjoner av kortisol og kortison samt deres ratio målt i både skjell og slim hos torsk fanget ved de tre indre stasjonene i Oslofjorden, samt Drøbak og Tromsøområdet (Figur 29). De røde punktene med feilmarginer utgjør gjennomsnitt og ± 1 standardfeil. Bokstavene nederst i figurene viser hvilke grupper som er signifikant forskjellige fra hverandre, der grupper med like bokstaver betyr at de *ikke* er signifikant forskjellige fra hverandre ($p > 0,05$; Welch anova). Data fra Granly (2025).

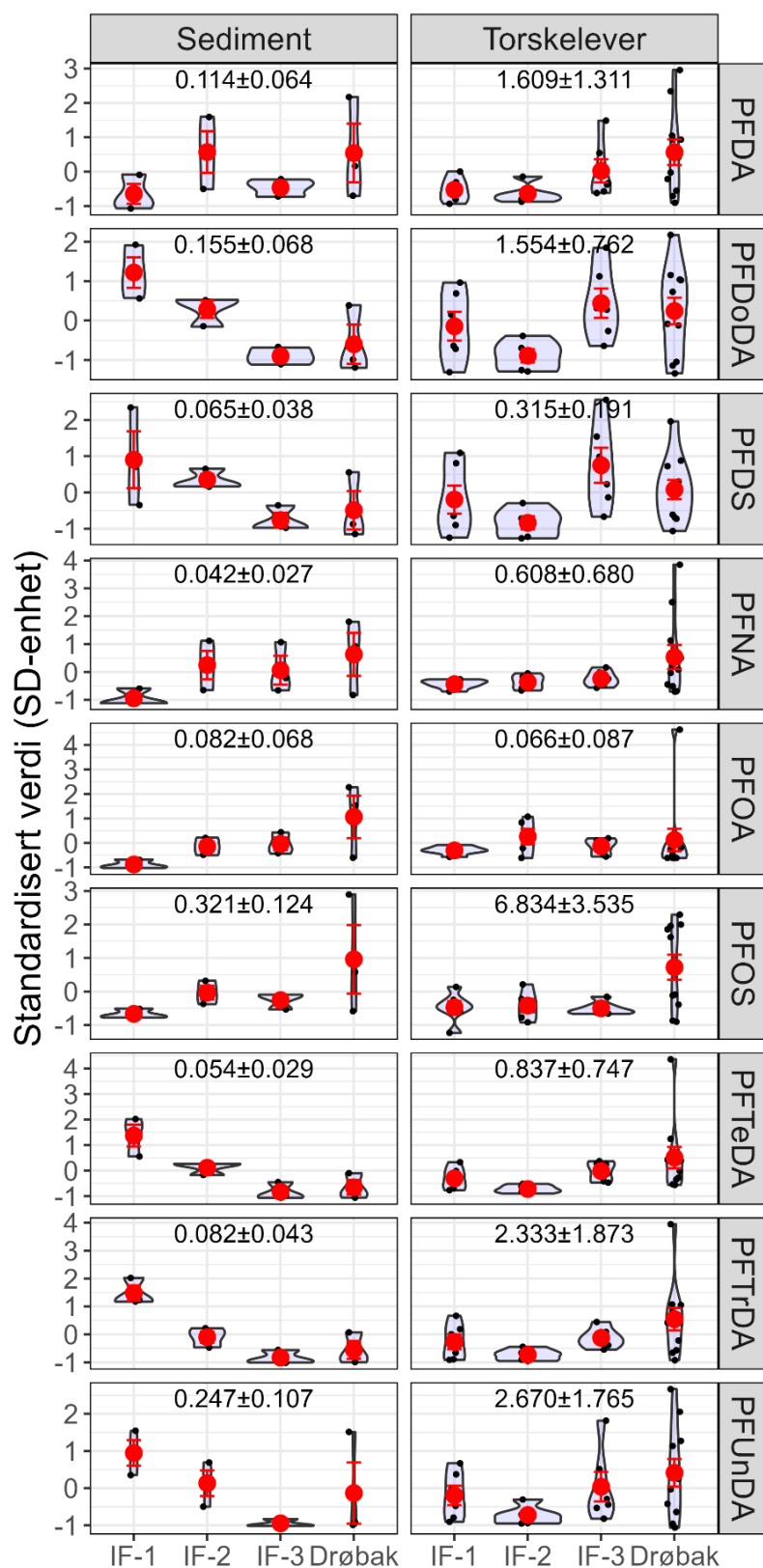
3.2.5.3 PFAS i vann, sedimenter og torskelever

Konsentrasjon av flere PFAS forbindelser ble målt i vann, sediment og torskelever (Christensen 2025). Av PFAS forbindelsene som har EQS verdier så var det PFOS forbindelsen som dominerte. PFOS ble målt over grenseverdien for kystvann på 0,13 ng/l i alle sonene for kroniske toksiske eksponeringseffekter ved langtidseksponering av kystvann, med høyest gjennomsnitt i Bærumsbassenget på 0,34 ng/l. I og med at Bærumsbassenget er resipient for vann fra Sandvikselva mistenker vi at det er høyere innhold av partikulært materiale i vann i Bærumsbassenget

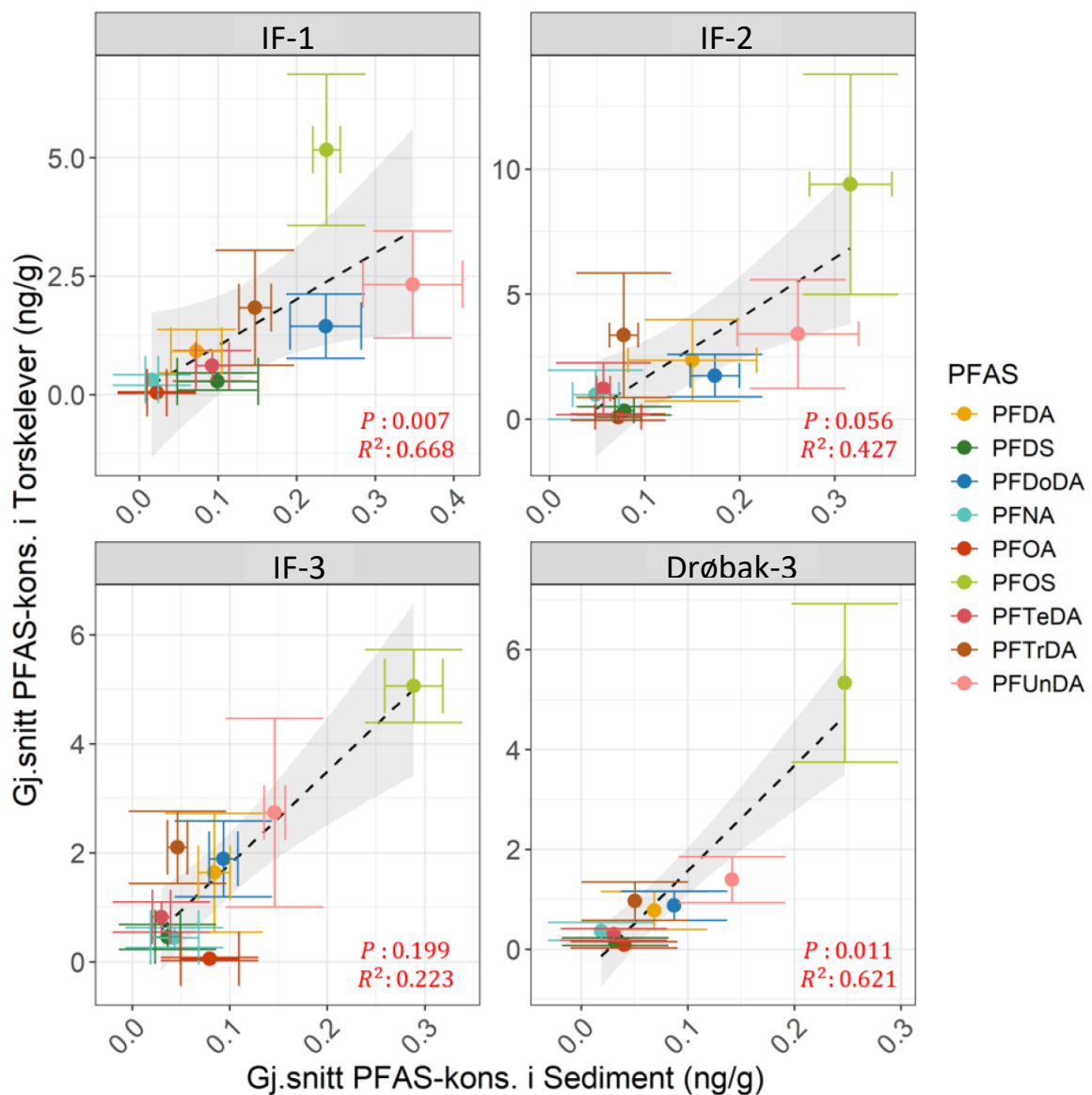
sammenlignet med Drøbak. Dette forklare den høyere konsentrasjon av PFAS her siden vannprøvene ikke ble filtrert før måling. Det er imidlertid usikker om det er forskjell i partikkelinnhold i vannet mellom de ulike stasjonene. Det var også høye PFOS-konsentrasjoner i sedimentene, hvor alle sonegjennomsnitt var over grenseverdien på 0,23 ng/g, men variasjonen mellom stasjonene viste en annen trend sammenlignet med PFAS i vann, med høyest konsentrasjon ved prøvepunktet nord for Håøya ved Drøbak på 0,68 ng/g våtvekt og lavest ved Bærumsbassenget på 0,24 ng/g. Litt overraskende var konsentrasjonen av PFAS generelt høyest i Drøbak. De laveste målingene i sediment var ved Ildjernet og Drøbak sør for Håøya.

PFOS var også dominerende PFAS-forbindelser i torskelever over alle sonene med gjennomsnitt $\geq 5,06$ ng/g våtvekt, og torsken fra Drøbak hadde i gjennomsnitt ($9,4 \pm 4,4$ ng/g, $\pm$ SD) høyere konsentrasjon enn EQS (miljøkvalitetsstandard) på 9,1 ng/g våtvekt som dermed gir risiko for toksisk effekt for torsken. Det var samtidig stor variasjon i målinger for torsk fanget i Drøbak. Det var en positiv korrelasjon mellom PFAS-konsentrasjon i torskelever og PFAS-konsentrasjon i sedimentene (Figur 32). For blant annet PFOS fant vi også en signifikant positiv korrelasjon mellom PFOS i torskelever og PFOS i sedimentene fra nærområdet de ble fanget i ($r_p=0,57$, $p=0,0017$). Dette indikerer at det er variasjon i områdebruk mellom individene som ble målt, og at vandring og habitatutnyttelse kan påvirke PFAS opptaket hos torsken i fjorden.

Til tross for at mange av PFAS-konsentrasjonene i torskelever økte fra indre fjord til Drøbak og at skjell-kortison og skjellkortisol gjorde det samme, fant vi ingen signifikant korrelasjon mellom PFAS og disse stresshormonene. Alle PFAS-konsentrasjoner (unntatt PFOA) i torskelever var imidlertid negativt korrelert med leversomatisk indeks (LSI=levervekt/kroppsvekt) (PFOS: $r_p=-0,51$, $p=0,0067$), noe som også er funnet tidligere i andre studier (se feks: Valdersnes *m. fl.* 2017; Dale *m. fl.* 2020; Schultes *m. fl.* 2020).



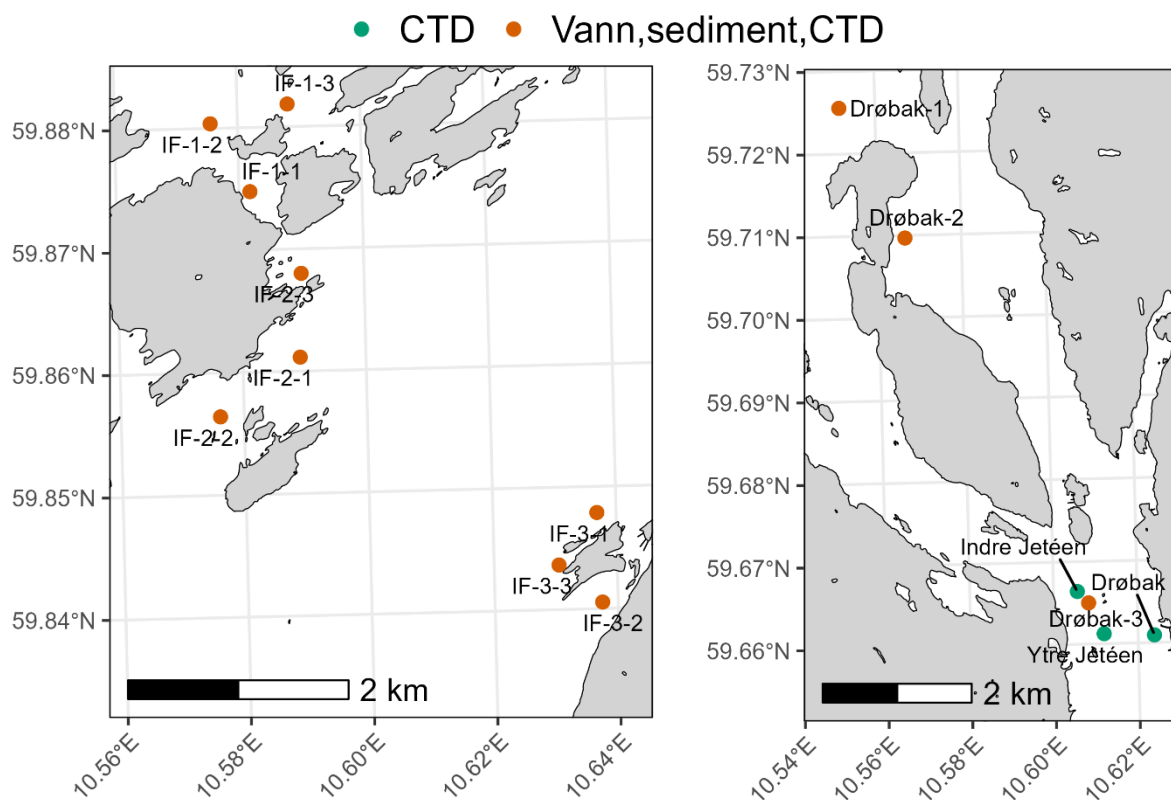
Figur 31. Standardiserte konsentrasjoner av de 9 viktigste PFAS-stoffene fra sedimenter og torskelever i de fire studieområdene i Oslofjorden vinteren 2024-2025. Tallverdiene i hvert panel viser gjennomsnittskonsentrasjoner av det aktuelle PFAS-stoffet på tvers av lokaliteter og prøvetype $\pm$ SD (ng/g tørrvekt). Standardisert verdi på 0 er det samme som snittet og verdiene ellers er i standardavviksenheter. Data fra Christensen (2025).



Figur 32. Sammenheng mellom PFAS-konsentrasjoner i sediment og torskelever. Punktene utgjør stasjonsgjennomsnitt for hver PFAS og feilmarginene er standardavvik. Linjene med feilmargin er gjennomsnittsregresjonslinja. Figuren er hentet fra Christensen (2025). Prøvepunktene for sedimentene framkommer fra kartet i Figur 33.

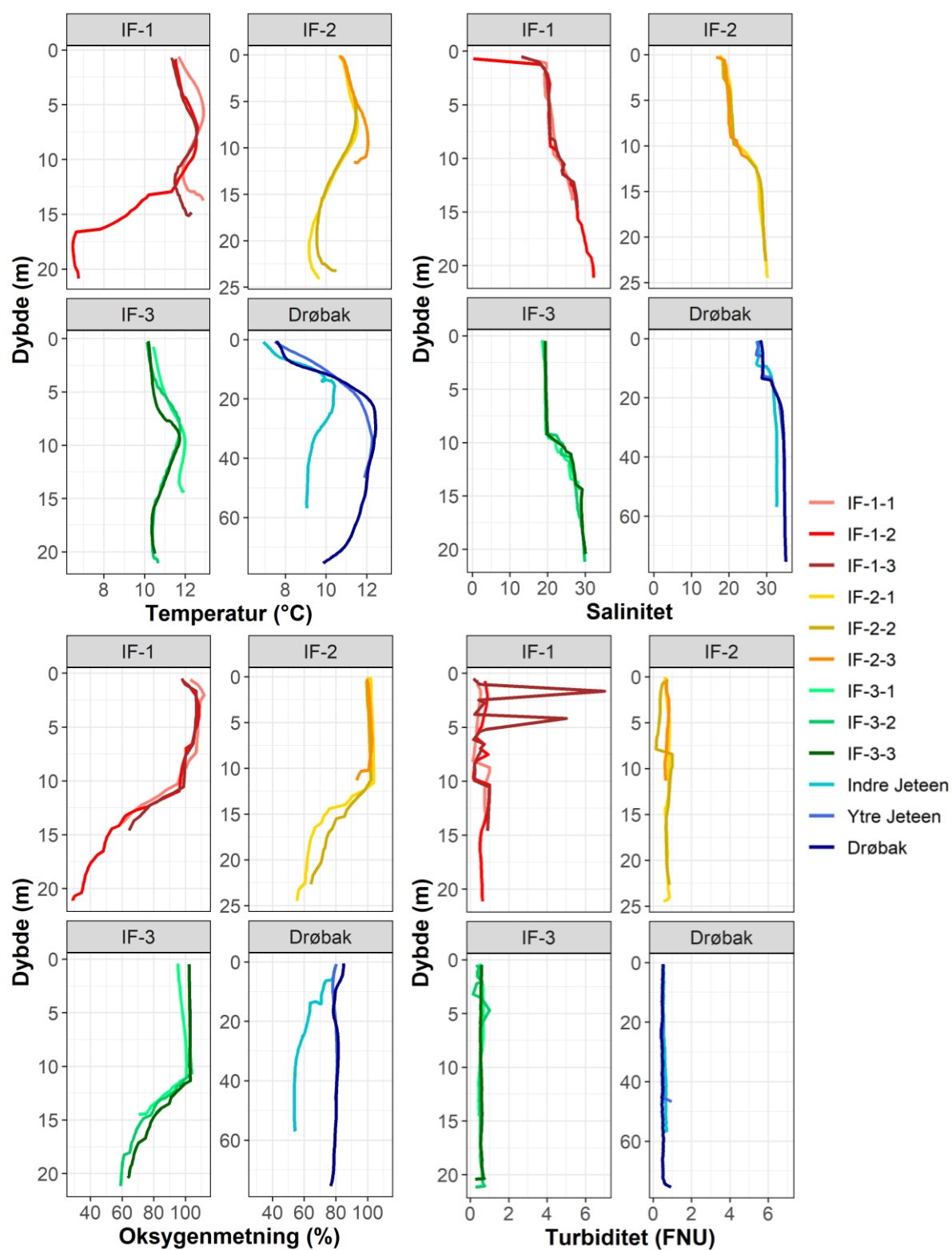
3.2.6 Vann- og sedimentmiljø

Det ble hentet inn vann- og sedimentprøver fra tre punkter innen hver av de fire hovedsonene i indre Oslofjord, totalt 12 prøver (Figur 33). På de samme punktene ble det også brukt en multivariabelsonde (EXO3), med unntak av i Drøbak der kun prøve Drøbak-3 ved Jetéen også fikk CTD-måling pga en misforståelse.

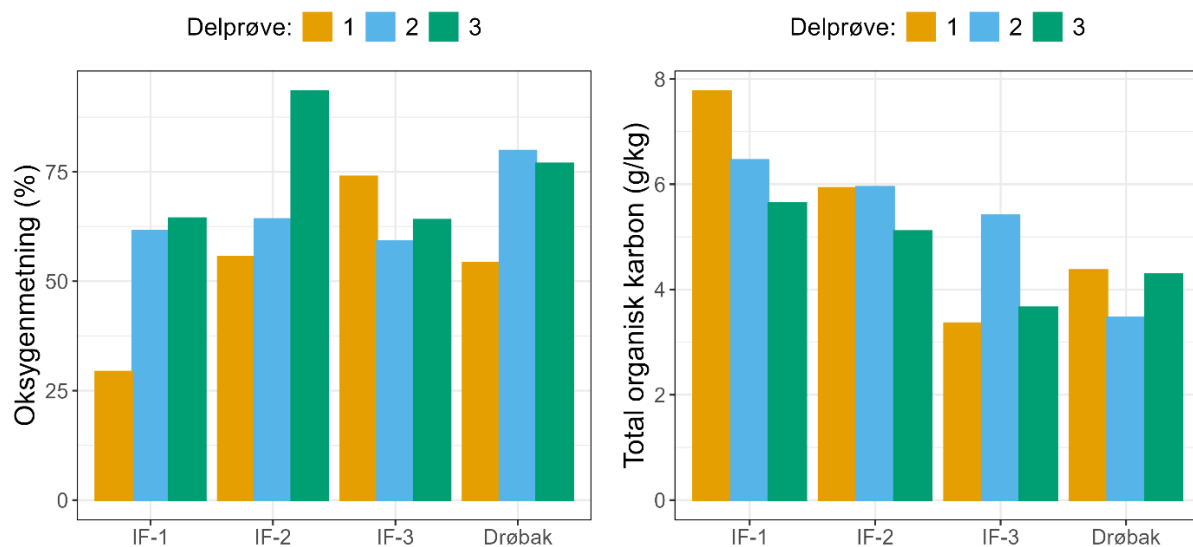


Figur 33. Prøvepunkter for innhenting av miljødata med vannprøvehenter, sedimentgrabb og multivariabelsonde (CTD, [EXO3](#)) høst 2024.

Vannet i de øvre 12 meterne var nesten isotermisk i indre fjord på måletidspunktet 28. oktober 2024 mens ved Drøbak var det tydelig termisk sjiktning med kaldt overflatevann (7-8 °C) på måletidspunktet 6. desember 2024. Bunnvannet var kaldere innenfor (9 °C) enn utenfor Jetéen (12 °C) og var desidert kaldest i IF-1-2 (7 °C) og varmest i IF-1-1 (13 °C). Det var markerte forskjeller i salinitetsprofilene mellom stasjonene med det tydeligste ferskvannspåvirkede overflatelaget i IF-1, som trulig kan kobles til nærhet til utløpet av Sandvikselva, men der alle stasjonene hadde lavest salinitet i øvre vannlag og saliniteter rundt 30 ved bunnen (Figur 34). Oksygenmetninga var nær 100 % i de øverste 10 meterne i indre fjord, mens Drøbakmålingene var noe lavere (ca 80 %) og særlig falt denne raskt innenfor Jetéen i dette vannlaget. Nærmere bunn var oksygenmetninga betydelig lavere i indre fjord (og særlig IF-1) enn ved Drøbak, og oksygenprofilene for de to Drøbaklokalitetene som var utenfor Jetéen var omtrent helt vertikale. I indre fjord var oksygenmetninga i bunnvannet (20 cm over bunn) i snitt lavest i IF-1 og høyest i IF-3 (Figur 35) og oksygenmetninga i bunnvannet var negativt korrelert med konsentrasjonen av organisk karbon (TOC) i sedimentene ($r_p = -0,64$; $p = 0,024$).



Figur 34. Multivariabelsondemålinger ([EXO3](#)) fra indre fjord (IF1-IF-3) 28.10.2024 og 06.12.2024 ved Drøbak. Prøvepunktene framkommer fra kart i Figur 33.



Figur 35. Målinger av oksygenmetning i bunnvann (snitt av målinger 0,2 m over bunn med CTD-sonde EXO3 (Figur 34)) samt totalt organisk karbon (TOC) i bunnsedimenter på samme lokaliteter i november (IF1-3) og desember (Drøbak) 2024. Lokalitetene framkommer av Figur 33.

4 Diskusjon

4.1 Hummer

Hummerbestanden økte raskt etter vern av Jetéen i 2021. På Jetéen økte gjennomsnittlig antall hummer per teine per døgn (CPUE) fra 0,60 i september 2020 til 2,17 i desember 2024, dvs 3,6 ganger. Den estimerte fangbare bestanden var høyest i september 2024. I desember samme år var imidlertid den estimerte fangbare bestand tilbake på et nivå tilsvarende som etter Jetéen ble vernet. Det er mulig at bestanden har nådd et metningspunkt i verneområdet, men vi trenger en lengre tidsserie for å si noe sikkert om det. Det er viktig å merke seg at de enkelte månedsestimatene er assosiert med relativt stor usikkerhet og de statistiske modellene viste at bestanden i verneområdet er økende. Rekrutteringen per individ viser imidlertid en negativ trend på Jetéen, noe som i hvert fall på sikt vil føre til at bestandstettheten flater ut.

CPUE i kontrollsonene hadde en gjennomgående *negativ trend* i desemberfangstene for 2021-2024. For september derimot, var det en klar *positiv bestandsutvikling* fra 2021-2023 for både hunner og hanner i begge områdene som ble fisket (Figur 10). Dette må forstås i lys av utfordringene med forsøksfangst av hummer med standard skotteteiner. Hverken skotteteiner eller andre kjente redskaper fanger små hummer særlig effektivt, til tross for at fluktåpningene er stengt. Andelen hummer som fanges synker raskt fra 25 cm og mindre og vi fanger veldig få hummer under 20 cm (Figur 14). Dette er tilsvarende i andre studier med samme metodikk (se f. eks. Kleiven *m. fl.* (2017)). Det har stor betydning for hvordan dataene bør tolkes. Økningen vi ser fra desember til september året etter er mest sannsynlig mindre hummer som vokser seg inn i fangbare størrelse i denne perioden. Forvaltningsmessig er dette interessant. Selv om den fangbare delen av bestanden fiskes ned til stadig lavere nivåer i desember er rekrutteringen inn i den fangbare delen av bestanden sterk nok til at bestanden øker i kontrollområdene i september. For verneområdet var det en økning for begge kjønn i begge månedene gjennom undersøkelsesperioden. Som nevnt innledningsvis er det nå mer enn 60 fredningsområder langs norskekysten. Første sommeren går hummeren gjennom fire pelagiske stadier før de bunnslår (Rötzer og Haug 2015). Hummerrekruttenes opprinnelsessted er ikke kjent. Det faktum at larvene er pelagiske gjør det imidlertid svært lite sannsynlig at nylig bunnslåtte hummerlarver kommer fra nærområdet. Hummerlarver fra ytre fjord kan potensielt drive med kyststrømmen over hele Oslofjorden. Ser en for eksempel på partikkeldriftstudier som er gjennomført med FjordOs-modellen for Oslofjorden (Hjelmervik og Kristensen 2019) kan partikler drifte fra Slagentangen, der Karlsvikodden fredningsområde er etablert, til Drøbak (ca 40 km) i løpet av et par dager (se Figur 41 i Hjelmervik *m. fl.* (2016)). Fredningsområdene med høye hummerbestander, slik det er dokumentert flere steder langs norskekysten, vil bidra til en sterk rekruttering i områder langt fra de områdene hvor eggene klekkes. Blant Oslofjorden mange fredningsområder er Bolærne fredningsområde (etablert i 2006 og utvidet i 2016) en av kandidatene som kan ha bidratt med larver som har utviklet seg til fangststørrelse i teiner i Drøbakområdet i løpet av vår studie (minimum ca 20 cm total lengde). Bolærne ligger rett sør for Slagentangen, så her kan vi se for oss mulighet for drift av hummerlarver innen få dager. Det er mulig at verneområdene Nesoddtangen (fredet i 2017) og Sandø i Færder kommune (fredet 2016) også kan ha produsert noe hummer på over 20 cm i Drøbakområdet, men alle de øvrige verneområdene i fjorden ble vernet i 2019 eller senere.

Bolærne og Kværnskjær er to verneområder hvor det er dokumentert stor effekt av vern (Moland *m. fl.* 2013). Etter fire år med vern hadde begge disse områdene mer enn 2,5 hummer per teine per 24 t. Området ved Bolærne er ikke helt representativt for fiskede områder i og med at dette kun var åpnet for fiske fra 2004 til fredning fra og med 2007. Området var tidligere militært og stengt for alt

fiske. Verneområdet på Jetéen hadde CPUE på 2,17 i snitt etter tre år med vern, noe som er tett oppunder fangstene fra Bolærne.

Den meste brukte indeksen for hummerbestanden er antall hummer per teine per 24 timer (CPUE) slik som vist på i Figur 9 og Figur 10. Disse resultatene tyder på at det er langt flere hanner på Jetéen enn hunner og at kjønnsfordelingen er lik i kontrollområdene. Ser vi imidlertid på den estimerte bestanden i Figur 6 så er kjønnsfordelingen relativt lik. Tidligere studier har vist at hunner er vanskeligere å fange i teiner enn hanner (Skerritt *m. fl.* 2023). Det kan derfor bli feil å bruke CPUE for å se på kjønnsfordelingen i bestanden uten å korrigere for ulik fangbarhet.

Fangbarheten hos hummer ble ikke bare funnet å variere mellom kjønnene, men også mellom sesong og sone (jfr Tabell 2). Dette er et viktig funn fra merking-gjenfangstanalysene hos hummer. Det spesielle er at sesongvariasjonen var betydelig mindre (hunner) eller ikke til stede (hanner) hos hummerne i vernesonen, mens i begge de fiskede sonene, for begge kjønn, var fangbarheten ofte under halvparten i desember sammenlignet med september. Forskjellene mellom sonene innen kjønn og måned kan trolig knyttes til ulik tetthet av teiner brukt i de tre sonene (se diskusjon under), men forskjellen som vi finner mellom måned innen kjønn og sone er vanskeligere å forklare. I og med at vi må anta at de abiotiske forholdene (salinitet, temperatur osv.) er relativt like mellom sonene innen måned (Figur 34), er det nærliggende å knytte soneforskjellene i fangbarhet til biotiske faktorer. Uttaket av hummer i de fiskede sonene vil redusere tettheten av hummer i fangbare størrelser i fiskeperioden og det forventes at fjerning av fangbar hummer vil åpne for innsig fra hummer i områder omkring. Hvis det i all hovedsak er små individer vil disse være mindre fangbare, noe som delvis vil kunne forklare redusert fangbarhet i perioden etter fiskesesongen. Våre fangbarhetsfunn er tråd med resultater fra studier av amerikansk hummer. Watson og Jury (2013) fant for eksempel at CPUE, beregnet fra fangst med kommersielle teiner, var relativt svakt positivt korrelert med hummertettheten ($r^2=0,47$), og desidert mest korrelert for individer under minstemålet. De hadde også interessante videoobservasjoner av teinene der de viste at små individer ankom teinene først. Store individer kom senere og brukte lenger tid før de ble observert i teinene og tiden økte med økende tetthet av hummer, mens tettheten påvirket ikke tiden små individer brukte til teina. Dermed ble CPUE positivt korrelert med hummertetthet for små individer og ikke korrelert for de store, fangbare individene. Den samme studien dokumenterte også at dersom store individer ble satt inn i teinene, før utsett, påvirket dette CPUE og tid til første observasjon i teinene negativt for de mindre individene, men ikke den totale CPUE når det store implanterte individet ble tatt med i CPUE-estimatet. Watson og Jury (2013) konkluderte med at en bedre forståelse av atferdskomponentene knyttet til fangbarhet vil være nødvendig for å øke forståelsen om begrensningene som ligger i bruk av CPUE som tetthetsindikator hos (amerikansk) hummer. Om tilsvarende atferd også gjelder for våre europeiske hummer i Oslofjorden er usikkert, og det vil kreve en detaljert studie som gjerne kombinerer telemetri med videodokumentasjon av fangstforløpet til teinene for å kunne belyse dette. I og med at fangbarhet varierte mellom soner innen et relativt lite område som denne studien omfatter (< 7 km fra sør-til-nord og 1,5 km bredde av fjorden) skal man derfor også være varsom med å direkte sammenligne mellom studieområder – selv med samme type teiner og randomiserte og stratifiserte innsamlingsoppsett.

Våre estimater av månedlig tilsynelatende overlevelse hos den merkede hummeren var som forventet lav for individer med høstbar størrelse ved merking (25-32 cm) i kontrollområdene i fiskeperioden (oktober og november). Dødeligheten som framkommer fra den fiskede perioden vil i stor grad kunne kobles til fiskedødelighet. I en telemetristudie fra Strømkilen i Agder ble det estimert en overlevelseshastighet på 17 % gjennom fiskesesongen (Wiig *m. fl.* 2013). Tilsvarende

overlevelseshastighet fra vår studie lå langt høyere enn dette, der i snitt overlevelsen på en 30 cm hannhummer gjennom september og oktober i de to fiskede sonene lå på 83 % (tilsvarende for hunn: 86 %). Det kan imidlertid være at disse estimatene er litt for høye da noe av dødeligheten fra fisket har blitt modellert i perioden etter fiskesesongens slutt. Over hele året var overlevelsen for de to samme 30 cm gruppene henholdsvis 0,44 og 0,52, men samme tall for hummer i vernesonen var 0,65 og 0,68. Det vil si at den årlige overlevelsen var 2/3 hos hummer i de fiskede sonene sammenlignet med de i vernesonen. Studien til Marcussen *m. fl.* (2025) viser at etter at hummerfisket fikk innført obligatorisk registrering i hummerfiskeregisteret og der faste utvalg rapporterer inn all fangst og innsats har man fått en helt ny forståelse av, og langt mer pålitelige estimater av, bidraget fra fritidsfiske til hummerdødelighet der 71–90 % kan knyttes til fritidsfisket.

Et litt overraskende funn var at overlevelsen var lav for hummer rett i overkant av 20 cm i verneområdet. Dette kan være en funksjon av tetthetsavhengig dødelighet. Trolig søker hummer i denne størrelsen seg en skjuleplass (hulrom). De kan da være utsatt for predasjon eller aggresjon fra andre etablerte hummer. Hanner hadde generelt lavere overlevelse enn hunner noe som kan henge sammen med at de lettere går i teiner og at de generelt er mer aggressive mot hverandre (Lees *m. fl.* 2020). Overlevelseshastigheten fra desember et år til september året etter er annerledes enn i fiskeperioden. Vi finner ingen tilsvarende tetthetsavhengig dødelighet på vernede områder i denne perioden. Fra desember til september er overlevelsen lavere i kontrollområdene selv om det ikke fiskes i den perioden. Dette er overaskende. En mulig forklaring er at den forutgående fiskeperioden har resultert i mange ledige skjulplasser (hulrom) og at det er mange mindre hummer som prøver å etablere seg i området, noe som kan øke risikoen for intraspesifikke antagonistiske interaksjoner – herunder predasjon (kannibalisme). Slike interaksjonseffekter er kjent fra alle bunnslåtte livsstadier hos den europeiske hummeren. En kontrollert studie viste at i kar med liten tilgang på skjulplasser fikk hummerjuveniler i stadiene IV-VI (dvs ca 2,5-5 cm lange) redusert vekst og aktivitet/områdebruk sammenlignet med hummer som var i kar med 10 % lavere tetthet av hummerjuveniler (Latini *m. fl.* 2023). Vi er ikke kjent med tilsvarende kontrollerte studier for større hummer, men en telemetristudie av Lees *m. fl.* (2018) viste at det ikke fant sted noen atferdsendring hos hummer etter endt fiskeperiode i et område utenfor nordøst-kysten av England, men studien var primært designet for å studere effekt av agnet redskap (teine) på atferd og rapporterte ikke om det var en betydelig reduksjon i tetthet i løpet av fiskeperioden.

Vårt store gjenfangstmateriale (505 gjenfangster) viste at hummerne generelt beveger seg over små områder. Det var vesentlige forskjeller mellom sonene i hvor langt hummerne beveger seg. I modellene der innen-individ korrelasjoner var justert for hadde hummer på Jetéen gjennomsnittlige forflytningsavstander på 115 m, mot 189 m og 61 m for henholdsvis Askholmene og Biologen. Det er riktignok bare tre områder, men disse forskjellene kan skyldes forskjeller i bestandstetthet (CPUE i desember 2024 på 2,17, 0,18 og 0,44 for henholdsvis Jetéen, Askholmene og Biologen). Disse veldig grove forflytningstallene indikerer at det i liten grad ser ut til å være tetthetsavhengige forflytninger. Forskjeller i forflytningsavstander mellom de tre sonene kan imidlertid også skyldes substrat- og andre habitatforskjeller. Til sammenligning viser andre studier av europeisk hummer vesentlig større forflytningsavstander enn hva vi har fanget opp i vår studie. Ved bruk av telemetrimetoder fanges forflytninger og habitatbruk mer relevant opp og slike studier viser at både norske og utenlandske hummer ellers i Europa kan tilbakelegge lange avstander i løpet av en dag, typisk 200 til 5000 m, innenfor bruksområdet (home range) som for norsk hummer har blitt estimert til å variere mellom 1,2 og 66 ha i løpet av 0,5-1,2 år (Moland *m. fl.* 2011b; Wiig *m. fl.* 2013; Moland *m. fl.* 2019). En nyere studie fra nordøst England, som tok i bruk mer oppdaterte posisjonsberegninger enn de omtalt norske studiene, fant at daglige bruksområder var relativt små, 20-700 m², og i løpet av 30-40 dager

varierte bruksområdene mellom 0,1 og 3 ha, der hannene hadde 2-3 ganger større bruksarealer enn hunnene (Lees *m. fl.* 2020).

I løpet av fem år med merking og gjenfangst var det ut fra ovenforstående ikke overraskende at få hummer beveget seg fra en sone til en annen. At voksen hummer generelt er svært stasjonær, er også kjent fra andre studier (Moland *m. fl.* 2011b; Wiig *m. fl.* 2013). Enkelte individer har imidlertid beveget seg over våre forsøksområder. En hunn merket ved Biologen i september 2021 ble fanget i desember 2024 på Jetéen. Den har dermed vandret fra østsiden av fjordløpet til vest. Det er viktig å merke seg at det er mulig for hummerne å bevege seg over Drøbakgrunnen som forbinder Biologen og Jetéen. De trenger dermed ikke å krysse fjordløpet på dypt vann. Ytterligere en hummer har beveget seg fra Biologen til nær Jetéen og en hummer ble merket første gang på Jetéen for så å bli fanget igjen på Biologen. Vi ser altså at voksen hummer i svært liten grad bidrar til å utvandre til andre områder, selv om de ligger relativt nært (ca 600-700 m skiller Biologen og Jetéen). Lokal spredning av voksne individer ser dermed ut til ikke å være viktig for å øke bestanden i nærområdene generelt. Det nettverket av fredningsområder som er etablert langs norskekysten vil være langt viktigere for reetablering av hummerbestanden over større områder. Med stor sannsynlighet er fredningsområdene såkalte «source» områder for pelagisk spredning av larver over store områder (jfr. diskusjon over).

Ser vi bakover i tid så var det et minstemål på 22 cm fram til 2008. Innføringen av dette minstemålet hadde noe effekt (Kleiven *m.fl.* 2017), men begrenset i og med at det uansett fanges lite hummer mindre enn 22 cm i teinene. Økningen av minstemål til 25 cm i 2008 har antagelig hatt langt mer å si for uttaket. Fredningen av hunner med utvendig rogn fra 2008 har antagelig også vært viktig. Med maksimumsstørrelsen på 32 cm fra 2017 vil vi over tid forvente en sterkere rekruttering i og med at de store hunnhummerne kan produsere flere titusener flere larver enn yngre hummer (Agnalt 2007). Store hanner er også viktige for reproduksjonen (Sørdalen *m. fl.* 2018). I og med at teinene i begrenset grad fanger små hummer er det mulig at den samlede effekten av tiltakene fra 2008 og 2017 først nå begynner å bli synlige i fangstene. Mer kunnskap om juvenil hummer vil være av stor forvaltningsmessig betydning, men det er avhengig at vi finner effektive fangstmetoder, noe som har vist seg svært vanskelig..

Fredningsområdet i Drøbak er på kun 85 ha, noe som kan være problematisk i og med at hummer som holder til i reservatet kan bevege seg ut av reservatet og bli tilgjengelig for fangst. På den annen side så kan også hummer immigrere fra omkringliggende områder og dermed bli beskyttet mot fangst. Grensene på verneområdet på Jetéen er imidlertid i stor utstrekning satt ut til dypere områder eller inntil land, noe som reduserer problemer med at fiskere setter teiner på grensa til verneområdet.

Sammenligner vi våre fangster med fangster i andre områder så ligger Jetéen (før fredning) og Biologen på nivå med kontrollområdet på Klippeskjær ved Lindesnes (0,5-0,6 hummer per teine per 24 t) (Espeland *m. fl.* 2019). Bestandsøkningen i verneområdet ved Jetéen var langt raskere enn det som var tilfellet på Klippeskjær, hvor det tok fire år før bestanden var oppe på samme nivå vi ser på Jetéen, bare ett år etter fredning. Et annet verneområdet ved Flødevigen hadde et tilsvarende lavt utgangspunkt som vårt område ved Askeholmen og etter to år med vern så hadde dette området omtrent én hummer per teine per 24 t (Moland *m. fl.* 2013).

Hannene i vernesonen har i snitt blitt nesten 3 cm større enn det de var før innføring av områdevernet. Dette kan tyde på at det er særlig de større hannene som har nytt godt av områdevernet. For kontrollområdene ser vi ingen positiv effekt på lengde. Det er underlig fordi

maksimumsstørrelsen på 32 cm ble innført i 2017. En forklaring kan være at regelen ikke blir fulgt av fiskerne eller at det fiskes såpass hardt at veldig få individer overlever gjennom fangstvinduet på 25-32 cm. Sørдалen *m. fl.* (2022) viste at hummer vokser raskere i verneområder enn utenfor. Intuitivt så skulle man forvente at økte tettheter ville føre til redusert vekst. Sørдалen *m. fl.* (2022) forklarer vekstforskjellene med at fangst selekterer for, dvs favoriserer, saktevoksende individer, og argumenterer med at rask vekst kan være et ytterligere argument for etablering av verneområder. Vi har ikke gjennomført en analyse av hvorvidt saktevoksende individer har høyere overlevelse enn rasktvoksende. Dette vil kreve gjentatte målinger av vekst hos mange individer der dødelighet gjennom fangstsesongen så kobles til tidligere vekstmønster hos disse.

4.2 Torsk

4.2.1 Har 2019-vernet hatt effekt?

Totalt sett, var den gjennomsnittlige CPUE for torsk i 2024 for hele studieområdet (indre fjord og Drøbak) den laveste vi har målt i hele studieperioden. Den svake økningen i CPUE som vi observerte hos torsk i indre fjord i perioden mellom innføring av vernetiltak i 2019 og fram til og med 2022 (Haugen *m. fl.* 2023), falt tilbake i 2023 og 2024 til samme bunnivået som i 2020. Videre har de store og litt eldre individene som vi fant i dette området i 2022 blitt nesten borte fra fangstene i 2023-2025. For Drøbakområdet var fangstene i 2024 lavere enn i 2022 og 2023 og langt unna de høyere fangsttallene fra 2021. I dette området ble det fortsatt, som i 2021 og 2022, fanget svært få store individer >40 cm. I 2024 var kondisjonsfaktoren hos torsken i fangstene våre gjennomgående litt høyere enn i tidligere år, men den var fortsatt lav i alle soner, og torsk nord for Håøya (Hå-N) hadde i 2024 de laveste målte k-faktor som vi noen gang har blitt registrert i denne sonen. I sum viser disse resultatene at mye har gått i feil retning for fjordtorsken i Indre Oslofjord de siste åra, og konklusjonen blir som i 2023 (Haugen *m. fl.* 2024): de blir færre og færre og de som er tilstede er små og i hovedsak tynne. De samme trendene har Havforskningsinstituttet dokumentert i sin oppdaterte statusrapport for kysttorsk for Skagerrak – der særlig øst-Skagerrakdataene viser samme trender som vi finner i indre fjord (Stock *m. fl.* 2025). Deres overvåkningsdataserie med trollgarn viste også at dødeligheten har økt betydelig hos torsk de seinere tiåra. Tilstanden med lavere og lavere tettheter av torsk har funnet sted til tross for at vi i 2024 var på femte år med fangstvern for torsken. Resultatene viser også at tilstanden hos torsken i indre fjord er svært variert i tid og rom der tilsynelatende gode tendenser ett år (f.eks. 2022) er borte året etter og relativt høye tettheter i ett område av fjorden et år (f.eks. Drøbak 2021) ikke gjenspeiles i annet område samme år. Hele torskebestanden framstår dermed fortsatt som lite robust og med en labil dynamikk.

Det at 5 år med vern mot fangst ikke ser ut til å ha noen positiv effekt på torskebestanden i fjorden kan være foruroligende, men kan dels forklares med at det vil ta lenger tid å bygge opp en bestand enn fem år selv om fangstdødeligheten elimineres. Særlig dersom bestanden har vært fisket ned til et gytebestandsnivå som kalles Allee-effekt-terskelen. Under dette gytebestandsnivået vil antall rekrutter per gytefisk minke med minkende antall gytefisk, noe som gir en negativ spiral der bestanden er dømt til å utryddes med mindre gytefiskbestanden kan bringes over dette terskelnivået. Torskekollapsen utenfor Newfoundland i Kanada på 1990-tallet har ikke latt seg snu til tross for mer enn 30 år med fiskestopp (Pedersen *m. fl.* 2017). En nylig gjennomgang av utviklingen av rekrutterings- og gytebestandsestimatene for de åtte Newfoundlandpopulasjonene av torsk som har vært vernet viser at de gjennomgående har vært under Allee-effekt-terskelen og at dette kan forklare den manglende restitueringen av disse bestandene (Perälä *m. fl.* 2022).

Det kan også være at fangstforbudet ikke har vært godt nok formidlet eller håndhevet og torsk har vært fisket i stort nok omfang at bestanden holdes nede, jfr erfaringer fra kontrollrunder på fjorden der de fleste som ble tatt for ulovlig torskefiske/fangst ikke var klar over fangstforbudet (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Nyheter/2024/mye-ulovlig-fiske-i-oslofjorden>). Den nå vedtatte etableringen av nullfiskesoner i fjorden er riktig veg å gå i denne situasjonen. Uavhengig hva som står bak torskens nedgang i Indre Oslofjord og Drøbak vil et totalt fiskeforbud bidra positivt til alle de andre utfordringer torsken står ovenfor og nullfiskesoner vil være langt enklere å håndheve enn dagens vernetiltak. Vi mener at ethvert fiske etter torsk (målrettet eller som bifangst) vil være svært uheldig i Oslofjorden med dagens kritisk lave bestand av individer i dårlig forfatning og med svært lite innslag av store individer. Innføring av nullfiskesoner er et svært inngripende tiltak og NMBU tar til orde for at fiskerne som har dette som levebrød kompenseres tilstrekkelig og stimuleres til å bidra under både opprydningsaksjoner mot spøkelsesredskaper og annen forsøpling av fjorden (båtvrak mm) samt i arbeidet med å kartlegge og dokumentere effekter av tiltaket på økosystemet i fjorden. Vi mener også at det i verneperioden bør stimuleres til, i form av forskningsprogrammer (FHF, NFR, mm), uttesting av skånsomme fiskeredskaper og metoder som kan brukes når verneperioden er over samt i områder som ikke er vernet slik at ikke flere områder kommer ut i samme uføre som Oslofjorden nå er i. Tilsvarende bør det stimuleres til forskning som fokuserer på framtidige bærekraftige høstingsregimer som baserer seg på fjordens etter hvert nye fiske- og krepsdyrsamfunn og deres bestandsstrukturer, der kvoteordninger kanskje ikke bare skal gjelde for yrkesfiskere. NMBU åpner for slik samarbeid mellom forskere og yrkesaktører der vi sammen kan finne gode løsninger for både mer bærekraftig fiske og også overvåkningsmetoder.

Den vedvarende situasjonen med lav og reduserende populasjonstetthet (CPUE) gjør Oslofjordtorsken sårbar for tap av genetisk variasjon knyttet til lokale tilpasninger til fjordmiljøet gjennom genetisk drift (dvs genetiske endringer ved tilfeldigheter). Små populasjoner er også langt mer sårbare for utryddelse gjennom tilfeldige hendelser som for eksempel ugunstige miljøforhold og fordi populasjonen har både lav motstandskraft og liten evne til å gjenoppbygge seg igjen etter en katastrofe (lav resilience). Som del av innsamlingsrutinene våre samler vi alltid inn vev fra torsk for genetiske analyser. I løpet av 2024 og 2025 har UiO inkludert noen av disse vevsprøvene, sammen med prøver fra NIVA og UiO fra bunntåling i Oslofjorden, i helgenomanalyser. Resultatene fra disse analysene er ikke publisert enda, men Sissel Jentoft ved UiO har formidlet at analysene viser at torsken fra indre Oslofjord består av inntil tre økotyper av torsk. To av disse er kjent fra tidligere analyser som fjordtorsk og Nordsjøtorsk (Knutsen *m. fl.* 2018), mens den tredje typen ser ut til å være en fjordtorsk som i hovedsak blir fanget i dypere, bløtbunnsområder av fjorden. Denne siste økotypen er nesten fraværende i de nyere prøvene, men var langt mer vanlig i fangstene for 10-15 år siden. En mer detaljert analyse av de to andre økotypene viser at begge er i full kollaps når man analyserer for historiske og nyere estimater av effektiv populasjonsstørrelse, N_e (Frigstad *m. fl.* 2024). Analysene viser også at det ser ut som at grad av hybridisering mellom de tre økotypene har økt i det siste, noe som kjennetegner reproduksjon i små bestander. I rusefangstene våre fra indre fjord er individer fra alle tre økotypene representert, men det er størst andel av den lokale fjordtorsken og Nordsjøtorsk – der enkelte år har 50:50 av de to siste typene (f.eks. 2022) eller hybrider mellom disse. Den gode nyheten er at fjordtorsken fortsatt er i rusefangstene våre, men både basert på de lave og nedadgående CPUE-tallene, de sterkt fallende N_e -estimatene i nyere tid og hybridisering mellom økotypene peker fortsatt alt i retning av en torskebestand i kollaps.

Det er ikke blitt foretatt aldersbestemmelse av skjell som er samlet fra torsk i 2023 og 2024, men dette vil gjennomføres i 2026. I og med at det ble fanget svært få større individer høst 2023 og vår 2024 kan det tyde på at eldre fisk som vi rapporterte for 2022 (Haugen *m. fl.* 2023) enten er døde

eller vandret ut av systemet. Som rapportert for 2022 var det mye som tydet på at de eldre individene vi fanget da hadde dårlig individvekst (Clausen 2023). Den lave vekstraten hos torsken fra de indre sonene i Oslofjorden harmonerer med de lave kondisjonsfaktorene finner hos torsken i denne delen av fjorden. Gjennomgående veide torsk fra denne delen av fjorden mindre enn hva som forventes for torsk fra Skagerrak og nord-øst-Atlanteren ved samme størrelse (Rätz og Lloret 2003). Den dårlige tilstanden til torsken i indre fjord kan kanskje være forklaringa på hvorfor en enkelthendelse som «Hans» får uforholdsmessig stor effekt på en fiskebestand som normalt antas å ville ha tålt en slik episode. Det at torsken vokser dårlig og/eller ikke blir gammel er dårlig nytt da viktige økologiske funksjoner hos eldre torsk i stor grad er knyttet til deres størrelse, både i form av deres regulerende mekanisme som topp-predatorer og viktige tilleggseffekter fra store hunner (større egg (dvs bedre kvalitet) og relativt flere egg) i mindre grad slår inn som mekanisme i populasjonsveksten (Barneche *m. fl.* 2018). Infantes *m. fl.* (2016) viser i en svensk studie at torsk som topp-predator blant annet er med på regulere strandkrabbebestanden slik at disse i mindre grad beiter ned både isopoder og amfipoder som beiter på påvekststalger og trådformede epifyttalger (som blant annet danner «lurv» Rinde *m. fl.* (2024) – se også Hootsmans og Vermaat (1985) for betydning av epifyttbeiting). Den samme studien viser også at strandkrabbene er de viktigste konsumentene av ålegrasfrø. Konsekvensen dersom torsk blir færre er redusert forekomst av viktige ålegrasenger, som utgjør oppveksthabitat for bl.a. torskeyngel, gjennom at lurv vokser over ålegraset samt at færre ålegrasfrø får spire på grunn av en økende bestand av strandkrabber. En tidligere studie, også fra Sverige, viste tilsvarende kaskadeeffekter. Dersom amfipodebeitende fisk (her ulkefisker) ble tatt ut av eksperimentet mangedoblet amfipodetettheten seg og påvekstalgene (herunder trådformede epifyttalger) ble svært redusert (Moksnes *m. fl.* 2008). I samme forsøk fant de at tilstedeværelse av (ganske få) ulkefisk effektivt beitet ned amfipodene og det ble en sterk økning i påvekstalgene. Kun en midlertidig økning i påvekstalgene ble funnet når kun næringsstoffer ble tilsatt i eksperimentet. Forfatterne konkluderte med at økt forekomst av påvekstalger og reduksjon av ålegras, i betydelig grad kan kobles til lave forekomster av topp-predatorer som torsk. Disse eksperimentene viser at torsk har nøkkelfunksjoner i våre kystøkosystemer og at overbeskatning ikke bare har effekter på torskebestanden i seg selv, men også kan få økosystemeffekter.

I og med at lurv er med på å ødelegge eller forringe oppveksthabitatene for særlig juvenil torsk, og at lite torsk kan være en sentral mekanisme bak den økte mengden lurv, er det godt mulig at denne prosessen er selvforsterkende. Ut fra størrelsen er særlig 0-gruppe-torskene utsatt dersom tilgang til godt skjulhabitat reduseres og det er vist at disse er langt mer selektive i sin habitatbruk enn sine eldre artsfrender (Dunlop *m. fl.* 2022). Manglende, eller sterkt redusert forekomst av oppveksthabitater med skjul for torsk(efisk) vil gjøre 0-gruppe-individene mer utsatt for predasjon (Gorman *m. fl.* 2009), både fra egne artsfrender (Blom og Folkvord 1997), andre fiskearter (Pedersen *m. fl.* 2020; Strand *m. fl.* 2020), men også endoterme predatorer (fugl og pattedyr). Det er derfor god grunn til å følge med på utviklingen hos torskens predatorbestander i en fase med restaurering av bestanden der fangstdødelighet fra mennesker tas ut som dødelighetsfaktor. Beregninger fra østkysten av Kanada har vist at predasjon fra sel kan være en viktig grunn til at torskestammene der ikke har klart å gjenoppbygge seg til tross for stopp i fisket (Chassot *m. fl.* 2009; Vajas *m. fl.* 2025). Erfaringer fra Sverige er blandet der Østersjøtorsken har hatt store bestander i perioder med mye sel (Bryhn *m. fl.* 2020), men selv om mye tyder på at salinitetsforhold og fisketrykk er viktigste pressfaktorer for Østersjøtorsken og betydningen av torsk i seldiett varierer fra få prosent til over 30 % mener flere at predasjon fra sel og skarv kan være begrensende faktorer i en oppbyggingsfase fra lave bestandsnivåer (MacKenzie *m. fl.* 2011). Naturlig dødelighet grunnet predasjon, konkurranse med andre fiskearter, og variasjon i matfatet har torsken levd med i all tid. NMBU (den gang UMB)

gjennomførte i 2011-2012 en merke-gjenfangststudie på torskebestanden i Indre Oslofjord (Ski 2012). Torsken i Indre Oslofjord viste seg å være svært stedegen (se også Bøe (2013)), men enkelte individer foretok lengre forflytninger. En fjordtorsk i Indre Oslofjord beveget seg typisk den gang innenfor 3-5 ha i løpet av et år. Denne stasjonæriteten gjør nødvendigvis disse fjordtorskene sårbare for hardt fiskepress, endringer i predasjonsregime og endringer i miljøforhold. I og med at predasjon fra skarv har vært vist å ha effekt lokalt i områder som i Hvaler (Moland *m. fl.* 2021b), er det mulig at skarv også kan ha bidratt til torskekollapsen i Indre Oslofjord, men kanskje vel så viktig er det i dagens situasjon å følge med på utvikling i disse skarvebestandene under restitusjonen av den lokale torskebestanden i Oslofjorden.

Oslofjordens problemfaktorer er godt kjente og dokumenterte (Moland *m. fl.* 2021b; Aarflot *m. fl.* 2024) og innarbeidet som mål i regjeringens [tiltaksplan for Oslofjorden](#). Selv om Oslofjorden fortsatt mottar for store mengder næringssalter, om enn med negativ trend de seinere åra (Sample *m. fl.* 2024), har dette noe overraskende ikke slått ut i store endringer i det pelagiske algesamfunnet da forholdene har holdt seg stabile for disse siden starten av 2000-tallet. NIVA konkluderer med at forholdene ikke er tilfredsstillende når det gjelder planktonsamfunnene, men man er heller ikke langt unna målsetningen om god vannkvalitet (Staalstrøm *m. fl.* 2022). Situasjonen er imidlertid en helt annen når det gjelder de litorale bentiske habitatene med tang og ålegras. Her har det vært en klar negativ utvikling (Rinde *m. fl.* 2021). En tredjedel av ålegrasengene i Indre Oslofjord har fått en forverret helsetilstand muligens pga. nedgroing med lurv de siste 10 årene (Staalstrøm *m. fl.* 2022).

I den nye risikovurderingsrapporten fra Havforskningsinstituttet gjennomgås de ulike pressfaktorene på en systematisk måte. Her pekes fiskerier ut som den viktigste økologiske risikoutfordringen for ytre Oslofjord (Aarflot *m. fl.* 2024). Rapporten finner at høsting, miljøgifter, mikroplast, fysisk påvirkning og næringssalter er de fem påvirkningene som gir størst bidrag til risiko ut fra en samlet påvirkning. I sum bidrar disse til over 70 % av den totale risikoscoren for området. Av enkeltfaktorene er det høsting som bidrar mest. En tilsvarende risikovurdering er ikke gjennomført for Indre Oslofjord. Vi vet fra studier i utlandet og på Sørlandet at spesielt fritidsfiske kan ha stor betydning (Kleiven *m. fl.* 2016). En telefonundersøkelse i 2014 (utført av Norstat på oppdrag fra NMBU) dokumenterte en meget høy tetthet av fritidsfiskere i Indre Oslofjord, hvor 130 000 folkeregister-registrerte personer fisket i sjøen minst én gang i året. Med en oppgitt gjennomsnittlig fangst på 0,25 fisk per time, tilsvarte det nesten 4 kg fisk per år per fisker når de 15 timene de i snitt brukte per år legges til grunn (Holter 2015). Gjennom feltintervjuer, der faktisk fangst ble observert, målt og notert, lå estimatet høyere (0,5 kg pr time). Fangst av makrell var størst, etterfulgt av torsk (Thimamontri 2015). På dette tidspunktet (2012-2014) tok fritidsfiskere med andre ord ut en betydelig mengde fisk fra Indre Oslofjord, i størrelsesorden 500–1 000 tonn, der makrell utgjorde hoveddelen av fangsten og torsk var nest viktigst. Nyere estimer basert på mer sofistikerte metoder for intervjuundersøkelser i felt (Vølstad *m. fl.* 2019) fant at fritidsfiskerne i indre Oslofjord i perioden 2018-2019 fanget nær 40 000 torskeindivider (37 % fra båt og resten fra land) og av disse ble litt over halvparten satt tilbake, slik at total ca 26,8 tonn med torsk ble avlivet. Tilsvarende tall for yrkesfisket i Oslofjorden i samme periode var 25,2 tonn med torsk (Kleiven *m fl under utarbeidelse*). Til sammenligning, ble det fanget nær 200 000 makrell i indre fjord (56 % fra land) tilsvarende drøyt 120 tonn i indre fjord i samme periode. Makrellfangstene var langt høyere i ytre Oslofjord der flere enn 1,4 millioner individer ble fanget (633 tonn). Det kommersielle uttaket av makrell var langt lavere enn dette i samme periode, med drøyt 22 tonn. Det er derfor på det rene at fangst av torsk av både fritidsfiskere og i yrkesfisket har vært betydelig i både indre og ytre fjord tett opp mot innføring av fangstforbudet i 2019, og i årene før dette var trolig fangstratene enda større, men fordi NMBUs felt- og telefonbaserte undersøkelser i perioden 2012-2014 var basert på mindre sofistikerte

metoder enn de fra 2018-2019, er tallene fra denne førstnevnte perioden mer usikre. Uansett viser disse undersøkelsene at fiskeuttaket har vært betydelig i forkant av innførte fangstforbud i 2019, men det hjelper ikke med forvaltningstiltak/restriksjoner dersom informasjonen ikke når ut til fiskerne og dersom brudd på fangstforbudet ikke får konsekvenser. Vi vet dessverre lite om disse samfunnsmessige aspektene ved vernetiltakene, men i studien sammen med HI i 2018-2019 var det kun 20 % av fritidsfiskere som kunne svare riktig om minstemål på torsk.

4.2.2 Lever torsken i indre Oslofjord i et stressende, suboptimalt miljø?

Selv om fiske utvilsomt har vært en hovedårsak til kollapsen i torskebestanden i indre Oslofjord må vi være oppmerksomme på at også andre påvirkningsfaktorer kan være virksomme og dermed påvirke gjenoppbyggingen av torskebestanden. Klimaendring, overgjødning, forurensing og fysiske habitatødeleggelser er alle faktorer som sammen med fiske vil påvirke mulighetene for gjenoppbygging. Som både Espeland og Knutsen (2023) og Knutsen *m. fl.* (2022a) skriver, kan fravær av torskerekrutter i deres strandnotdata trolig knyttes til dels temperaturutviklingen (varmere overflatevann) og tap av viktige habitater som bl.a. ålegras (*Zostera marina*) pga både nedbygging av strandsone, økt eutrofiering og tilførsel av finpartikler samt bunntråling i dypere områder. De endrede miljøforholdene har favorisert kortlevde og hurtigvoksende, trådformede algearter («lurv») på bekostning av ålegras, og tang- og tarearter, noe som også har gitt habitattap for torskerekruttene. I tillegg er det lave oksygeninnhold i de dypere vannlagene flere steder innerst i Oslofjorden og høye konsentrasjoner av flere miljøgifter (Frigstad *m. fl.* 2024).

Det ble funnet en negativ korrelasjon mellom flere leverkonsentrasjoner av PFAS, deriblant PFOS, og relativleverstørrelse (LSI), som kan indikere at PFAS bidrar som en stressfaktor på torsken i indre Oslofjord. Det at PFAS forbindelser som PFOS er observert til høyere konsentrasjoner enn EQS (9,1 µg/kg våtvekt) understreker at PFOS bidrar til risiko for negative effekter på fisk i Oslofjorden. Samtidig kreves det videre undersøkelser for å forklare årsakssammenhenger mellom LSI, PFOS og eventuelt andre stressorer, i tillegg til videre forståelse av torskens område- og habitatbruk. Torsken i indre Oslofjord er den torskebestanden med høyest risikokoeffisient (sum RQ) av miljøgifter fra kystovervåkingen (MILKYST 2024: Schøyen *m. fl.* 2026). Fra MILKYST-overvåkingen trekkes spesielt kvikksølv (Hg), polyklorete bifenyler (sumPCB7) og polybromerte difenyletere (sumBDE6) som betydelig overskridelse av EQS verdiene, mens PFOS for torsk og blåskjell i indre Oslofjord ikke hadde verdier over EQS i deres undersøkelse og ei heller i undersøkelsen til Valdersnes *m. fl.* (2017). MILKYST-programmet samler data kun fra én lokalitet i indre Oslofjord (ved Midtmeie utenfor Steilene) og dette kan være forklaringen på at ingen av deres PFOS-målinger i torskelerver overskred EQS-verdien (i likhet med torskene vi samlet inn i IF-1-3). Det som er viktig er at konsentrasjonen av flere miljøgifter er så høye i torsken i indre Oslofjord at de kan påvirke disse negativt og være en medvirkende årsak til redusert kondisjon. Det er viktig å redusere kildene til disse miljøgiftene i Oslofjorden for å øke sannsynligheten for økt torskebestand i Oslofjorden under nullfiske.

Leverindeksene som ble målt var gjennomgående relativt lave i 2024/2025 og det var overraskende at de laveste verdiene var fra Drøbak og kontrollområdet i Tromsø da kondisjonsfaktoren var gjennomgående høyere for torsken i disse områdene. Liten leverstørrelse er assosiert med lave energireserver hos torsk da energioverskudd lagres som fett i lever hos denne arten (Black og Love 1986). Fordi torsken fra både Drøbak og Tromsø dessverre ble samla inn seinere enn i indre fjord kan

deler av forklaringen til denne trenden i leverstørrelse ligge her. Det er godt dokumentert at leververdiene faller utover høsten og vinteren hos torsk (Langnes *m. fl.* 2023) – så her kan vi bli lurt av en sesongeffekt. På en annen side er det god grunn til å følge opp om den negative korrelasjonen mellom flere PFAS (herunder PFOS) og leverstørrelse da dette er også funnet i andre studier (Valdersnes *m. fl.* 2017; Dale *m. fl.* 2020; Schultes *m. fl.* 2020). Faktisk har immunsystemfunksjoner i lever samt levercelleskader blitt observert ved relativt lave eksponeringer av PFOS hos andre fiskearter (Guo *m. fl.* 2019). Samtidig kan lave LSI-verdier også være forårsaket av andre miljøforhold, som andre miljøgifter eller lavt føreinntak (Haugen *m. fl.* 2009; Schultes *m. fl.* 2020). For å studere sammenhengen mellom LSI og PFAS-konsentrasjon kan det være nyttig å undersøke biomarkører som lipid-katalyserende enzymer og fettprosent i lever. I MILKYST-rapporten er fettprosenten i torsk fra indre Oslofjord undersøkt og funnet til å generelt være lavere enn i andre torskefisk i fjorden.

Selv om det ble funnet en økende gradient fra indre Oslofjord til Drøbak for både stresshormonene i torskens skjell og slim og for de fleste PFAS-stoffene i torskens lever var det ikke signifikante korrelasjoner mellom hormonnivåene og PFASene. Mye av den manglende korrelasjonen skyldes store individvariasjoner i PFAS-konsentrasjoner for torskene i Drøbaksområdet. Enkelte individer med høye PFAS-konsentrasjoner hadde relativt lave stresshormonkonsentrasjoner. Det kan tyde på at det er større individvariasjon i områdebruk mellom individene i Drøbak enn det som er tilfelle mellom individene innen samme sone i indre fjord. Det er ikke klart hva som ligger bak denne individvariasjonen, men en hypotese kan være at det kan kobles til ulike økotypesammensetning i dette området sammenlignet med indre fjord og/eller at det er større individvariasjon i habitat- og områdebruk blant Drøbak-torskene. En tidligere telemetristudie av torsk fra indre Oslofjord har vist at det finnes ulike atferdstypologier («personligheter») blant torskene, der en type er mer aktiv i 3D-rommet enn en annen mer stasjonær type (Bøe 2013). En annen forklaring kan være at PFAS kun utgjør en del av stressbildet for torskene og at romlig variasjon i andre stressfaktorer er med på å maskere stresseffektene fra PFAS. Slike andre stressfaktorer kan naturligvis være andre miljøgifter og miljøforhold (f.eks. temperatur og oksygen), men det kan også skyldes mer biotiske faktorer som variasjon i predasjonspress. Ut fra egne registreringer virker det som det er mer sel (steinkobbe) i Drøbaksområdet enn innover i fjorden. Studier av andre villfisk har vist at predasjonsrisiko kan ha stor effekt på kortisol- og kortisonkonsentrasjonen i fisken (Lawrence *m. fl.* 2018), men om dette er tilfelle for Oslofjordtorken er usikkert. Ulempen med å måle stress med de mer generiske stresshormonene vi har brukt i denne studien er at de ikke kan peke på hva som er årsaken(e) til stresset. For å sjekke i mer detalj om PFAS-konsentrasjonene er viktig stressfaktor for torskene i fjorden må trulig eksponeringsforsøk gjøres og den fysiologiske responsen kan følges opp gjennom spesifikke målinger av biomarkører som er involvert i f.eks. lipidmetabolisme (f.eks. PPARA), oksidativt stress, som antioksidanter eller andre indikatorer på endring i homeostase i lever relatert til fysiologiske effekter av PFAS (Dale *m. fl.* 2020).

I Oslofjorden lever torken i et utfordrende miljø med store variasjoner i oksygenkonsentrasjon i vannet (Thorarensen *m. fl.* 2017) og somre med høy vanntemperatur (Frigstad *m. fl.* 2024). Stor variasjon i bunnvannets oksygenkonsentrasjon ble også funnet i våre målinger høst/vinter 2024-2025 (Figur 35), med klar negativ korrelasjon med sedimentenes organiske belastning (TOC). Metabolsk kapasitet og individvekst hos torsk henger sammen og er sterkt begrensa av både høy temperatur og oksygenmetningen i vannet (Claireaux *m. fl.* 2000). Flere studier fra både kontrollerte

laboratorieforsøk og i felt viser at torskens områdebruk begrenses av oksygenforholdene og at de unngår oksygenforhold som ligger under det som ville gitt aerob metabolsk kapasitet på under 40–50 % av maksimum for en gitt temperatur (D'Amours 1993; Claireaux *m. fl.* 1995; Claireaux *m. fl.* 2000). Fisken unngår områder med høy temperatur om sommeren og derfor overflatevann i Oslofjorden (Ilestad *m. fl.* 2012), samtidig er det innenfor terskelen i Drøbak flere dypvannsområder som har lavt oksygeninnhold og derfor ikke er egnet når den skal gå til dypere vann (Frigstad *m. fl.* 2024). Igjen kommer vi tilbake til at det vil være viktig å skaffe data på torskens område- og habitatbruk gjennom sesongene fra juvenile til adulte livstadier for å bedre forstå hva slags miljø den eksponeres for og eventuelt begrenses av.

Partikkelinnholdet i vannet påvirker lysforholdene og vannkvaliteten, og mikroorganismene i vannet som igjen kan ha innvirkning på fisk. De reduserte fangstene fra 2022 til 2023 (og også vår 2024 i indre fjord) i spesielt sone 1 og 2 i indre fjord var ikke gjeldende for våren 2023 og sone 3 (ved Ildjernet) var langt mindre påvirket (Tabell 5). I og med at torsken i sone 1 og 2 ligger nærmest denne delen av fjordens viktigste tilførselskilde av ferskvann kan det tenkes at storflommen i 2023 som fulgte med ekstremværet «Hans» (7–9 august) har hatt mest effekt på livet i disse sonene. NIVA målte stor økning i tilførsel av næringssalter (både nitrogen og fosfor), partikler og løst organisk karbon i forbindelse med denne episoden (Eikrem *m. fl.* 2024) og fjorden ble mer brunfarget enn vanlig til langt utover høsten og hadde uvanlige algeoppblomstringer på høsten. Det er uklart i hvilken grad Hans påvirket torsken i Indre Oslofjord. Men i og med at torsken allerede før Hans var i gjennomgående dårlig tilstand (lav kondisjonsfaktor) kan det tenkes at lave energireserver har gjort Oslofjordtorsken sårbar for en slik hendelse. Denne mulige Hans-effekten kom på toppen av en generell økologisk tilstandsgradient som strekker seg på tvers av fjorden fra Bærumsbassenget (hvor IF-1-sonen er lokalisert) til vestsida av Nesodden (hvor IF-3 er lokalisert). Aleksander Andersen viste en slik tilstandsgradient der sedimentene i IF-1 hadde en langt dårligere tilstand enn både IF-2 og særlig IF-3 (Andersen 2024). Særlig var den organiske belastningen i sedimentene (målt som TOC) og redoks-målingene dårlige i IF-1. Andersen (2024) fant også en klar kobling mellom de målte miljøvariablene i sedimentene og sammensetningen av mikrobiologisamfunnet i de tre sonene. Spesielt archen *Nitrosopumilus*, som oksiderer ammonium i fiksering av karbon og er en viktig produsent av en rekke vitaminer, blant annet vitaminet B12 (Qin *m. fl.* 2017), var lite forekommende i IF-1, men betydelig mer forekommende i både IF-2, og særlig IF-3. Tilsvarende var archen *Sulfurovum* langt mer forekommende i IF-1 og lite forekommende i IF-3. Denne archen er ikke vitaminproduserende og trives godt i anoksiske forhold der den respirerer gjennom å oksidere svovelforbindelser. Andersen fant imidlertid kun svake korrelasjoner mellom torskens kondisjonsfaktor og de målte miljøvariablene og det mikrobiologiske samfunnet. Det skal imidlertid sies at Andersens studie i utgangspunktet ikke var designet for dette formålet og han foreslo at det bør gjennomføres mer detaljerte studier med et målrettet design. Kanskje er også kondisjonsfaktor (eller lengde-justert vekt) en inadekvat responsvariabel for å måle effekter av miljøstress. Gjennom prøver som ble tatt i 2024 og 2025 vil vi kunne sjekke om det er korrelasjoner mellom målte stresshormoner (Figur 30) og vitaminer i vev som blod og hjerne. Det ble søkt om midler til slike undersøkelser i 2025, men dessverre ble ikke dette innvilget. Vi vurderer å prøve på nytt i 2026.

Flere av miljøgiftene som måles i fjorden, dels av oss og dels av blant annet NIVA, er nær eller over EQS-grensene, samt at dette varierer internt i fjorden (Schøyen *m. fl.* 2026). Cocktail-effekter samt gjennomgående ugunstige miljøforhold med lave oksygenkonsentrasjoner i dypområdene i flere av fjordbassengene og ugunstige habitatforhold i gruntvannsområdene (lurveproblemer, habitatdestruksjon, høyere vanntemperaturer, ferskere vann, forbruning mm) gjør at torsken er

presset mellom ugunstige miljøforhold både ovenfra og nedenfra i vannsøylen. Disse miljørelaterte begrensningene og problemene og den målte romlige variasjonen i miljøgifter (her PFAS, men dette gjelder også andre miljøgifter) gjør det viktig å skaffe tilveie data på torskens habitat- og områdebruk i ulike livsfaser. Vi har noe data på dette fra tilbake i tid fra indre Oslofjord (Ilestad *m. fl.* 2012; Bøe 2013), men det nylig igangsatte telemetriprosjektet (Figur 26) vil kunne kaste nytt lys på torskeatferden under dagens miljøforhold.

Det er viktig å få bedre oversikt over den samlede totale effekten av flere miljøfaktorer som hver for seg kan ha effekt på torsken i indre Oslofjord. Dette er utfordrende. Det kan antas at effekten av flere av disse stressfaktorene er betydelig mindre i de ytre områdene av Oslofjorden og i nullfiskeområdene ved Færder og Hvaler. Forskjellen i restituering av torskepopulasjonen i nullfiskeområder i ytre og indre Oslofjord kan være med på å gi svar på hvilken betydning miljøet i indre Oslofjord har på torskepopulasjonen.

4.3 Samlet vurdering

Vi mener at våre studier av torsk og hummer i indre Oslofjord har framskaffet verdifull informasjon til å belyse effektene av vernetiltakene for de to artene og tilstrekkelig til å svare ut de seks problemstillingene som ble utformet som formål for studien (oppsummert i

Tabell 6). Om vi sammenligner resultatene av vern mellom hummerdataene og torskedataene er det slående hvor suksessfulle tiltakene har vært for hummer, med mer enn tredobling i tetthet innen verneområdet, og hvor nedslående effektene har vært for torsken der tettheten har gått nedover i perioden etter den ble vernet i 2019. Med de innførte nullfiskesonene fra januar 2026 blir det spennende å følge utviklingen for disse viktige artene. Vi har med undersøkelsen som er gjort så langt lagt et godt grunnlag for robuste sammenligninger med utvikling i de neste ti årene med strengere vernetiltak.

Erfaringer med nullfiskesone-reguleringer fra ellers i verden er gjennomgående oppmuntrende med tanke på å få tilbake funksjonell biodiversitet, biomasse av fisk og topp-down-mekanismer som ofte blir svekkede eller bort under for sterkt fiskepress over tid (Bergström *m. fl.* 2022; Kleiven *m. fl.* 2025; Cardoso-Andrade *m. fl.* 2026; Xiong *m. fl.* 2026). Disse erfaringene er en viktig grunn til at NMBU har anbefalt det nylig vedtatte nullfiskevedtaket for Oslofjorden. Vi tror imidlertid ikke at nullfiske i seg sjøl vil bringe fjorden tilbake til gamle høyder, men at dette sammen med helt nødvendige tiltak mot avrenning fra land og kloakk samt organisk belastning vil sikre en raskere restituering av fjorden gjennom trofiske kaskadeeffekter. Erfaring fra Sverige viser at 12 år med nullfiskesoner ikke er en mirakelkur som garanterer torskens restituering (Sköld *m. fl.* 2022). Det som imidlertid vil være viktig er at fjorden får tilbake en topp-predator som er med på å regulere bestander av mesopredatorer som leppefisk, kutlinger og strandkrabbe – og her har torsken spilt en sentral funksjonell rolle inntil nylig som under endra miljø- og klimaforhold kan fylles av andre predator i tida framover. Det er derfor viktig at forholdene legges til rette for at slike predatorer kan etablere seg og bygge robuste bestander før et fiske, og da et mer regulert fiske, kan etableres etter en verneperiode. Aktuelle predator-kandidater, i tillegg til torsken, kan være sjøørret, lyr og havabbor, for å ta utgangspunkt i arter som allerede er i fjorden, men som i dag har en ukjent status med tanke på forekomst.

Vernetiltaket for hummer i Drøbak har vist seg effektivt i og med at tettheten av hummer har fortsatt å øke i verneområdet og er i 2024 mer enn tredoblet siden innføring av områdevernet i 2020. Vi ser

at det blir flere store hannhummere i vernesonen enn utenfor, men fortsatt liten effekt på hunner. Våre septemberfangster ser imidlertid ut til å øke for alle sonene, til tross for betydelig beskatning (reduerte desemberfangster). Økningen i septemberfangstene skyldes i hovedsak at vi får flere små hummer (<25 cm) både i kontrollområdene og i vernesona. En mulig forklaring er at tidligere vernetiltak andre steder i fjorden nå begynner å vise seg i våre fangster i Drøbak. Vi mener derfor at det nå er viktig å heve blikket utover vernesonene inne i Oslofjorden for å se utviklingen i disse i lys av hva som har vært gjort «nedstrøms» av vernetiltak. Her vil genetiske verktøy være svært viktige og vi vil fra NMBUs side ta kontakt med prosjekter ved både HI og i Sverige for å bidra med materiale fra våre Oslofjordhummere til deres prosjekter for å finne ut av spredningseffekter mellom de ulike verne- og kontrollsoner.

En rekke forhold ved resultatene fra våre undersøkelser avdekker betydelige romlige variasjoner hos torsken i indre Oslofjord. Dette gjelder alt fra år-til-år og romlig variasjon i årsklassestyrke, CPUE, kondisjonsfaktor til romlig variasjon i leverstørrelse, PFAS-konsentrasjoner og stressfysiologi (Tabell 6). For å bedre forstå Oslofjordtorskens habitatbruk og eksponering til miljøgradientene som er i fjorden har vi i løpet av vinteren og våren 2024-2025 satt i gang en telemetristudie av juvenile og eldre torsk. Ved å bruke akustiske sendere av samme type som vi tidligere har gjort i indre Oslofjord (Ilestad *m. fl.* 2012; Bøe 2013) undersøkes torskens bevegelser, habitatbruk og overlevelse under de rådende miljøforhold, og nå ved bruk av bedre posisjoneringsrutiner i, blant annet, to trianguleringsnett av lyttebøyer og et større størrelsesspekter av merker slik at individer helt ned 17 cm størrelse (0-1-gruppe) kan studeres (Figur 26). De første resultatene fra dette arbeidet vil komme i løpet av 2026, der første datatapping av alle mottakere skjer i løpet av mars 2026. Med det nye nullfiskeregimet vil det være svært viktig at dette telemetriprosjektet videreføres og utvides til også å integrere ytre deler av fjorden for å få fram både konnektivitetsaspekter knyttet til Oslofjordtorskens bruk av hele fjorden og tilstøtende områder i Skagerrak. Gjennom genotyping av torsken som merkes vil vi kunne få fram forskjeller i område- og habitatbruk mellom disse og ikke minst sårbarhet for fiskerier og miljø mellom disse. På denne måten vil eventuelle forskjeller i respons til tiltakene mellom de tre nullfiskesonene fanges opp. Et slikt oppsett vil kunne være med på å kaste lys over torskens respons til nullfiske sett i lys av de eksisterende miljøforskjellene som er mellom sonene. Videre vil sammenligning mellom nullfiskesonene og de fiskede områdene (kontrollområder) være med på å kaste lys over dette. NMBU er her i kontakt med HI for dels å starte en slik utvidelse allerede i 2026 og for planlegging av et større oppsett i årene framover.

Utviklinga i torskefangstene har vært nedslående etter de svakt positive signalene vi rapporterte for 2022 (Tabell 6). Det er derfor lite som tyder på at de rådende vernetiltakene fra 2019 til 2025 har vært tilstrekkelige for gjenoppbygging av bestanden. Vår forskergruppe ferdes mye på Oslofjorden og vi har sett stadig eksempler på fiske og fangst av torsk i 2019-2025-perioden og i områder og perioder hvor det ikke har vært lov til å fiske. Det er på det rene at det ikke har vært tilstrekkelig informasjon og håndheving av de innførte vernetiltakene fra 2019. I løpet av 2025 har modige Stortingspolitikere, etter vårt syn, gjort det eneste rette å vedta omfattende nullfiskesoner i Oslofjorden – herunder for hele indre Oslofjord. Dette er en type forvaltning som både er lettere å håndheve og som har overveldende vitenskapelig dokumentasjon med tanke på forventet effekt på både økt mengde fisk og økt forekomst av større individer. Når dette er sagt, vil vi peke på at Oslofjordens økosystem, i tillegg til fiske, er under påvirkning fra fire sterke eksterne stressfaktorer: klimaendringer, overgjødning, miljøgifter og fysiske forstyrrelser (strandsoneutbygging, mudring mm). Det at torsken har respondert såpass lite etter seks år med vern, om enn kanskje ikke så kraftig vern som intendert, viser at videre arbeid med disse fire andre stressfaktorene er muligens like viktig som fiskerestriksjonene. Gjenoppbygging av torskebestanden i fjorden vil ta mange år, kanskje mer

enn 10 år, selv med fravær av fiske, men gjenoppbyggingsprosessen vil sannsynligvis gå raskere dersom miljøforholdene er gode. Det bør også poengteres at 10 år med nullfiske vil favorisere større individer gjennom at fravær av fangstdødelighet vil legge til rette for overlevelse til høyre aldre. I og med at miljøforholdene er under endring og ikke optimale, vil det foreligge en usikkerhet i hvilken art eller hvilke arter som griper denne muligheten til å bli fjordens topp-predator(er). Mest sannsynlig vil torsken fortsatt gripe denne rollen, men i en varmere, mørkere og ferskere fjord kan andre arter få et konkurransefortrinn. Kanskje vil vi se at arter som har hovedutbredelse i sydligere farvann tar denne rollen? Det blir svært viktig at myndighetene legger opp til gode overvåknings- og følgeforskningsprogram i tida framover slik at god dokumentasjon sikres og formidles til alle parter som nå blir skadelidende av et svært inngripende forvaltningsregime. NMBU ønsker å spille en rolle i dette arbeidet og vi vil legge stor vekt på publikumsdeltagelse og skoleverk i datainnhentinga og gi god informasjon til alle interesserte. Målet må være å etablere en dugnadsånd der alle berørte parter får et eierskap i å være med på å restaurere fjordens økosystem. Her blir det også like viktig å legge til rette for alle gode krefter og initiativ som arbeider for å fjerne kilder til miljøgifter og vann- og avløps og vassdragstiltak som reduserer tilførsel av næringssalter, organisk materiale og finpartikler framover.

Tabell 6. Tabell med konklusjoner knyttet opp mot målsetningene i rapporten

Nr	Målsetning	Resultater/konklusjoner
1	Kvantifisere effekter av vernetiltakene på alders- kjønns- og størrelsesstruktur i torske- og hummerpopulasjonene i indre og midtre deler av Oslofjorden	Ingen effekt på torsk Stor effekt av vern på hummer: Tredoblet tetthet og økt størrelse og trolig også økt alder i verneområdet
2	Kvantifisere dødelighet og populasjonstetthet hos hummer i verneområder og kontrollområder	Høyere dødelighet og lavere populasjonstetthet i kontrollområdene enn i verneområdet etter 4 år med vern
3	Bruk av epigenetikk til aldersbestemmelse hos hummer	Lovende resultater (Haugen <i>m. fl.</i> 2024) som trenger noen modifiseringer/modellering – egen artikkel er sendt inn til fagfelleevaluering
4	Fangst av juvenile hummer ved bruk av teiner med mindre inngangsåpning enn vanlige skotteteiner	Leppefisketeiner fanget i snitt kortere hummer, men fanget ikke mer effektivt på hummer <20 cm enn vanlige skotteteiner
5	Igangsette telemetristudie hos torsk	Igangsatt vinter 2024/2025: 106 lyttebøyer er i bruk og 48 torsk merket med akustiske sendere
6	Kartlegging av den fysiologiske tilstanden hos torsk (kondisjonsfaktor, leverstørrelse og stresshormoner) – samt kartlegge konsentrasjon av PFAS i torskens vev og miljø	Liten lever og lav kondisjonsfaktor og høyere stresshormon-konsentrasjoner i slim og skjell enn kontrollene ved Tromsø. Relativt høye PFAS-konsentrasjoner i både sediment og torskelever: høyest og mest variert ved Drøbak. Høyere PFOS-verdier enn EQS for mange torsk ved Drøbak

5 Referanser

- Agnalt, A.-L. 2007. Fecundity of the European lobster (*Homarus gammarus*) off southwestern Norway after stock enhancement: do cultured females produce as many eggs as wild females? ICES Journal of Marine Science 65:164-170.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control 19:716-723.
- Andersen, A. 2024. Gradient i torskens (*Gadus morhua*) kondsjonsfaktor, miljøvariable og mikrobiota (med fokus på slektene *Nitrosopomilus* og *Sulfurovum*) i indre Oslofjord samt effekt av miljøvariable og mikrobiota på torskens lengde-justerte vekt, Norwegian University for Life Sciences. 100 sider.
- Arumairasa, I. M. 2022. Kvantitativ analyse av kortisol og kortison ved LC-HRMS i Atlantisk laks (*Salmo salar*), og sammenlikning av analysedata mellom LC-HRMS og ELISA. MSc, Norwegian University of Life Sciences (NMBU). 121 sider.
- Bagenal, T. B., og F. W. Tesch. 1978. Age and growth, Side: 101-136 i T. B. Bagenal (red.) Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters. Oxford, Blackwell Scientific Publications Ltd.
- Barneche, D. R., D. R. Robertson, C. R. White, og D. J. Marshall. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. Science 360:642-645.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, og S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. Journal of Statistical Software 67:1-48.
- Bergström, U., C. Berkström, M. Sköld, P. Börjesson, M. Eggertsen, L. Fetterplace, A.-B. Florin et al. 2022. Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. Nr: 2022: 20, Department of Aquatic Resources Swedish University of Agricultural Sciences. 290 sider
(<https://doi.org/10.54612/a.10da2mgf51>)
- Black, D., og R. M. Love. 1986. The sequential mobilisation and restoration of energy reserves in tissues of Atlantic cod during starvation and refeeding. Journal of Comparative Physiology B 156:469-479.
- Blom, G., og A. Folkvord. 1997. A snapshot of cannibalism in 0-group Atlantic cod (*Gadus morhua*) in a marine pond. Journal of Applied Ichthyology 13:177-181.
- Brooks, M. E., K. Kristensen, K. J. van Benthem, A. Magnusson, C. W. Berg, A. Nielsen, H. J. Skaug et al. 2017. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. bioRxiv:132753.
- Bryhn, A., F. Vitale, S. Königson, M. Ovegård, K. Lundström, U. Bergström, D. Valentinsson et al. 2020. Kunskapsunderlag om möjlige icke-torskfiskerelaterade åtgärder för att torskbestånd ska bevaras och återhämta sig i svenska vatten. Nr. Öregrund, SLU. 112 sider
- Burnham, K. P., og D. R. Anderson. 2002, Model Selection and Multimodel Inference: A practical information-theoretic approach. New York, Springer Verlag.
- Bøe, K. 2013. You are what you get caught with : inter-individual variation in coastal Atlantic cod behaviour. MSc thesis, Norwegian University of Life Sciences. 50 sider.
- Cardoso-Andrade, M., B. Horta e Costa, A. Hall, J. M. S. Gonçalves, og H. Queiroga. 2026. Trophic group responses to marine reserve protection in temperate and tropical reefs: a systematic review and meta-analysis. npj Ocean Sustainability 5:5.
- Chassot, E., D. Duplisea, M. Hammill, A. Caskenette, N. Bousquet, Y. Lambert, og G. Stenson. 2009. Role of predation by harp seals *Pagophilus groenlandicus* in the collapse and non-recovery of northern Gulf of St. Lawrence cod *Gadus morhua*. Marine Ecology Progress Series 379:279-297.
- Christensen, A. M. R. 2025. PFAS belastning på torskepopulasjonen i indre Oslofjord: Romlige variasjon, sett i sammenheng med miljøeksponering, og fysiologiske stressresponser. MSc thesis, Norwegian University of Life Sciences. 110 sider.
- Claireaux, G., D. M. Webber, S. R. Kerr, og R. G. Boutilier. 1995. Physiology and Behaviour of Free-Swimming Atlantic COD (*Gadus Morhua*) Facing Fluctuating Salinity and Oxygenation Conditions. Journal of Experimental Biology 198:61-69.

- Claireaux, G., D. M. Webber, J. P. Lagardère, og S. R. Kerr. 2000. Influence of water temperature and oxygenation on the aerobic metabolic scope of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Journal of Sea Research* 44:257-265.
- Clausen, F. N. 2023. Catch per unit effort and population structure of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the Inner Oslofjord during a catch ban period, Norwegian University for Life Sciences. 51 sider.
- D'Amours, D. 1993. The distribution of cod (*Gadus morhua*) in relation to temperature and oxygen level in the Gulf of St. Lawrence. *Fisheries Oceanography* 2:24-29.
- Dale, K., F. Yadetie, M. B. Müller, D. M. Pampanin, A. Gilabert, X. Zhang, Z. Tairova et al. 2020. Proteomics and lipidomics analyses reveal modulation of lipid metabolism by perfluoroalkyl substances in liver of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquatic Toxicology* 227:105590.
- Dunlop, K., A. Staby, T. van der Meeren, N. Keeley, E. M. Olsen, R. Bannister, og J. E. Skjæraasen. 2022. Habitat associations of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) and sympatric demersal fish communities within shallow inshore nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 279:108111.
- Eikrem, W., L. Valestrand, M. Norli, E. T. Harvey, og P. Saesin. 2024. Årsovervåkning med FerryBox og satellittdata- Indre Oslofjord 2023 - Datarapport. NIVA-rapport Nr: 7972-2024. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. 23 sider (<https://hdl.handle.net/11250/3128068>)
- Espeland, S. H., A. R. Kleiven, H. Sannæs, og P. J. N. Kleiven. 2019. Aktiv forvaltning av marine ressurser – lokalt tilpasset forvaltning: LINDESNES. Rapport fra havforskningen Nr: 2019-12. IMR, Havforskningsinstituttet. 33 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=17552&09508885>)
- Espeland, S. H., og H. Knutsen. 2023. Rapport fra høstundersøkelsene med strandnot i indre og ytre oslofjord 2022. Rapport fra havforskningen Nr. IMR, Havforskningsinstituttet. 23 sider (<http://www.indre-oslofjord.no/uploads/HstunderskelsenemedstrandnotiOslofjorden2022.pdf>)
- Fernández-Chacón, A., L. Buttay, E. Moland, H. Knutsen, og E. M. Olsen. 2021. Demographic responses to protection from harvesting in a long-lived marine species. *Biological Conservation* 257:109094.
- Ferter, K., M. S. Weltersbach, O.-B. Humborstad, P. G. Fjellidal, F. Sambraus, H. V. Strehlow, og J. H. Vølstad. 2015. Dive to survive: effects of capture depth on barotrauma and post-release survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in recreational fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 72:2467-2481.
- Frigstad, H., P. Ramon, G. Borgersen, A. Engesmo, A. Staalstrøm, L. J. Naustvoll, S. J. Lerch et al. 2024. Tilstandsrapport for Oslofjorden. Nr, Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. 40 sider (<https://hdl.handle.net/11250/3173514>)
- Gorman, A. M., R. S. Gregory, og D. C. Schneider. 2009. Eelgrass patch size and proximity to the patch edge affect predation risk of recently settled age 0 cod (*Gadus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 371:1-9.
- Granly, M. M. S. 2025. Vurdering av fysiologisk tilstand hos Atlantisk torsk (*Gadus morhua*) i Oslofjorden. MSc thesis, Norwegian University of Life Sciences. 93 sider.
- Guo, J., P. Wu, J. Cao, Y. Luo, J. Chen, G. Wang, W. Guo et al. 2019. The PFOS disturbed immunomodulatory functions via nuclear Factor- κ B signaling in liver of zebrafish (*Danio rerio*). *Fish & Shellfish Immunology* 91:87-98.
- Haugen, T. O., J. E. Colman, L. Chavarie, K. Hove, L. Lemmens, og S. R. Moe. 2024. Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak per 2023. MINA Fagrapport Nr: 99. Ås, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 72 sider (https://static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/pdf/mif99.pdf)
- Haugen, T. O., J. E. Colman, og S. R. Moe. 2023. Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak. MINA Fagrapport Nr: 83. Ås, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 36 sider (https://static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/pdf/mif83.pdf)

- Haugen, T. O., C. Knight, T. Rosten, A. Karlsson, og T. Kristensen. 2009. Velferdsmessige aspekter av forrestriksjon for villfanget torsk. NIVA-report Nr: 5780-2009. Oslo, NIVA. 86 sider
- Hjelmervik, K., N. M. Kristensen, L. P. Røed, og A. Staalstrøm. 2016. Evaluation of the FjordOs-model. MET-report Nr: No. 11/2017. Oslo, Norwegian Meteorological Institute. 76 sider (https://www.met.no/publikasjoner/met-report/met-report-2017/_attachment/download/5182c25a-35e9-429b-9ba3-299e0499f1c6:0558d4e7b1a3bde7420a826f326d7ac562c3872c/Valideringsrapport_v1.pdf)
- Hjelmervik, K. B., og N. M. Kristensen. 2019, The Oslo fjord ocean model: communication and applications OCEANS 2019 - Marseille:1-5.
- Hootsmans, M. J. M., og J. E. Vermaat. 1985. The effect of periphyton-grazing by three epifaunal species on the growth of *Zostera marina* L. under experimental conditions. Aquatic Botany 22:83-88.
- Huggins, R. M. 1989. On the statistical analysis of capture-recapture experiments. Biometrika 76:133-140.
- Huntsberger, C. J., R. Kilada, W. G. Ambrose, og R. A. Wahle. 2020. Age-at-size relationships of the American lobster (*Homarus americanus*) from three contrasting thermal regimes using gastric mill band counts as a direct aging technique. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 77:1733-1740.
- Ilestad, A.-M., T. O. Haugen, og J. E. Colman. 2012. Differential habitat use between adult European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and North Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the inner Oslo fjord: Influence of abiotic environmental variables, Side: 265–288 i J. McKenzie, B. Parsons, A. Seitz, R. K. Kopf, M. Mesa, og Q. Phelps (red.) Advances in Fish Tagging and Marking Techniques, American Fisheries Society.
- Infantes, E., C. Crouzy, og P.-O. Moksnes. 2016. Seed Predation by the Shore Crab *Carcinus maenas*: A Positive Feedback Preventing Eelgrass Recovery? PLOS ONE 11:e0168128.
- Kellner, J. B., I. Tetreault, S. D. Gaines, og R. M. Nisbet. 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. Ecological Applications 17:1039-1054.
- Kennedy, E. K. C., og D. M. Janz. 2023a. Can scale cortisol concentration be quantified non-lethally in wild fish species? Conservation Physiology 11.
- Kennedy, E. K. C., og D. M. Janz. 2023b. Chronic stress causes cortisol, cortisone and DHEA elevations in scales but not serum in rainbow trout. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 276:111352.
- Kilada, R., A.-L. Agnalt, N. Hammeken Arboe, S. Bjarnason, A. Burmeister, E. Farestveit, Ó. S. Gíslason et al. 2015. Feasibility of using Growth Band Counts in Age Determination of Four Crustacean Species in the Northern Atlantic. Journal of Crustacean Biology 35:499-503.
- Kleiven, A. R., A. Fernandez-Chacon, J.-H. Nordahl, E. Moland, S. H. Espeland, H. Knutsen, og E. M. Olsen. 2016. Harvest Pressure on Coastal Atlantic Cod (*Gadus morhua*) from Recreational Fishing Relative to Commercial Fishing Assessed from Tag-Recovery Data. PLOS ONE 11:e0149595.
- Kleiven, A. R., J. B. Marcussen, T. K. Sjørdalen, T. van der Meeren, A.-L. Agnalt, og G. I. van der Meeren. 2024. Ny målemetode for hummar. Rapport fra havforskningen Nr: 2024-22, Havforskningsinstituttet. 24 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=89963&00265083>)
- Kleiven, A. R., E. Moland, T. K. Sjørdalen, S. H. Espeland, og G. I. van der Meeren. 2017. Evaluering av effekten av forvaltningstiltak på hummer og forslag til tiltak. Rapport fra havforskningen Nr: Nr. 15 - 2017. Havforskningsinstituttet, Havforskningsinstituttetsider
- Kleiven, A. R., H. Otterå, K. Ferter, S. Gundersen, J. H. Vølstad, J. E. Colman, T. O. Haugen et al. In prep. Contrasting recreational fishing from land and boat in Norway's most densely populated area: The Oslo fjord.
- Kleiven, A. R., H. S. Thorstensen, K. M. Norderhaug, G. van der Meeren, K. M. Dunlop, S. H. Thorbjørnsen, A. Fernández Chacón et al. 2025. Hvor godt fungerer marine

- bevaringsområder? En litteraturstudie. SALT Rapport Nr: 1090, SALT. 75 sider
(<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2025/mars-2025/hvor-godt-fungerer-marine-bevaringsomrader-en-litteraturstudie/>)
- Knutsen, H., S. H. Espeland, og E. Molan. 2022a. Evaluering av tiltak for vern av kysttorsk i sør innført juni 2019. Rapport fra havforskningen Nr: 2022-48. IMR, Havforskningsinstituttet. 20 sider
(<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=66438&76268652>)
- Knutsen, H., P. E. Jorde, J. A. Hutchings, J. Hemmer-Hansen, P. Grønkjær, K.-E. M. Jørgensen, C. André et al. 2018. Stable coexistence of genetically divergent Atlantic cod ecotypes at multiple spatial scales. *Evolutionary Applications* 11:1527-1539.
- Knutsen, J. A., A. R. Kleiven, E. M. Olsen, H. Knutsen, S. H. Espeland, T. K. Sørдалen, S. H. Thorbjørnsen et al. 2022b. Lobster reserves as a management tool in coastal waters: Two decades of experience in Norway. *Marine Policy* 136:104908.
- Langnes, Ø., E. Eriksen, og A. Folkvord. 2023. Liver condition of 0 and 1-group cod (*Gadus morhua*) in the Barents Sea. *Marine Biology* 171:41.
- Latini, L., G. Nascetti, G. Grignani, E. Bello, G. Polverino, D. Canestrelli, og C. Carere. 2023. Limited holding space reduces growth and behavioural performance in juvenile European lobsters. *Applied Animal Behaviour Science* 266:106013.
- Lawrence, M. J., E. J. Eliason, J. W. Brownscombe, K. M. Gilmour, J. W. Mandelman, L. F. G. Gutowsky, og S. J. Cooke. 2018. Influence of supraphysiological cortisol manipulation on predator avoidance behaviors and physiological responses to a predation threat in a wild marine teleost fish. *Integrative Zoology* 13:206-218.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, og D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals - a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs* 62:67-118.
- Lees, K. J., A. C. Mill, D. J. Skerrett, P. A. Robertson, og C. Fitzsimmons. 2018. Movement patterns of a commercially important, free-ranging marine invertebrate in the vicinity of a bait source. *Animal Biotelemetry* 6:8.
- Lees, K. J., A. C. Mill, D. J. Skerrett, P. A. Robertson, og C. Fitzsimmons. 2020. Spatial overlap, proximity, and interaction between lobsters revealed using acoustic telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 645:109-124.
- Lüdecke, D., M. S. Ben-Shachar, I. Patil, P. Waggoner, og D. Makowski. 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software* 6:3139.
- MacKenzie, B. R., M. Eero, og H. Ojaveer. 2011. Could Seals Prevent Cod Recovery in the Baltic Sea? *PLOS ONE* 6:e18998.
- Marcussen, J. B., F. Zimmermann, J. M. Lyle, og A. R. Kleiven. 2025. Recreational survey data indicates decades of overfishing of European lobster (*Homarus gammarus*). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 35:2025-2040.
- Moksnes, P.-O., M. Gullström, K. Tryman, og S. Baden. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Moland, E., S. M. Carlson, D. Villegas-Ríos, J. Ree Wiig, og E. Moland Olsen. 2019. Harvest selection on multiple traits in the wild revealed by aquatic animal telemetry. *Ecology and Evolution* 9:6480-6491.
- Moland, E., A. Fernández-Chacón, T. K. Sørдалen, D. Villegas-Ríos, S. H. Thorbjørnsen, K. T. Halvorsen, M. Huserbråten et al. 2021a. Restoration of Abundance and Dynamics of Coastal Fish and Lobster Within Northern Marine Protected Areas Across Two Decades. *Frontiers in Marine Science* 8.
- Moland, E., E. Moland Olsen, H. Knutsen, J. A. Knutsen, S. E. Enersen, C. André, og N. C. Stenseth. 2011a. Activity patterns of wild European lobster *Homarus gammarus* in coastal marine reserves: implications for future reserve design. *Marine Ecology Progress Series* 429:197-207.

- Moland, E., E. M. Olsen, K. Andvord, J. A. Knutsen, og N. C. Stenseth. 2011b. Home range of European lobster (*Homarus gammarus*) in a marine reserve: implications for future reserve design. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:1197-1210.
- Moland, E., E. M. Olsen, H. Knutsen, P. Garrigou, S. H. Espeland, A. R. Kleiven, C. André et al. 2013. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20122679.
- Moland, E., A.-E. Synnes, L.-J. Naustvoll, C. B. Freitas, K. M. Norderhaug, J. Thormar, M. Biuw et al. 2021b. Krafttak for kysttorsken - Kunnskap for stedstilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen Nr: 2021-2. Havforskningsinstituttet, Havforskningsinstituttet. 51 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=40644&77606564>)
- Nillos Kleiven, P. J., S. H. Espeland, E. M. Olsen, R. A. Abesamis, E. Moland, og A. R. Kleiven. 2019. Fishing pressure impacts the abundance gradient of European lobsters across the borders of a newly established marine protected area. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286:20182455.
- Pedersen, E. J., P. L. Thompson, R. A. Ball, M.-J. Fortin, T. C. Gouhier, H. Link, C. Moritz et al. 2017. Signatures of the collapse and incipient recovery of an overexploited marine ecosystem. *Royal Society Open Science* 4.
- Pedersen, T., H. K. Strand, H. Christie, og F. Moy. 2020. Predation mortality from ambush and cruising predators on newly-settled 0-group gadoids. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 529:151396.
- Perälä, T., J. A. Hutchings, og A. Kuparinen. 2022. Allee effects and the Allee-effect zone in northwest Atlantic cod. *Biology Letters* 18.
- Pradel, R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52:703-709.
- Qin, W., K. R. Heal, R. Ramdasi, J. N. Kobelt, W. Martens-Habbena, A. D. Bertagnolli, S. A. Amin et al. 2017. *Nitrosopumilus maritimus* gen. nov., sp. nov., *Nitrosopumilus cobalaminigenes* sp. nov., *Nitrosopumilus oxycinae* sp. nov., and *Nitrosopumilus ureiphilus* sp. nov., four marine ammonia-oxidizing archaea of the phylum Thaumarchaeota. *Int J Syst Evol Microbiol* 67:5067-5079.
- Rinde, E., T. Bekkby, K. Ø. Kvile, G. S. Andersen, M. S. Brkljacic, M. Anglès d'Auriac, H. C. Christie et al. 2021. Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport Nr: 7605-2021. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. 74 sider
- Rinde, E., J. K. Gitmark, M. R. Kile, S. R. Moy, C. W. Fagerli, og T. Bekkby. 2024. Hva er lurv? Er all lurv indikator for dårlig økologisk tilstand? NIVA-rapport Nr: 7968-2024. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. 24 sider (<https://hdl.handle.net/11250/3145793>)
- Rätz, H.-J., og J. Lloret. 2003. Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks, the effect on their productivity and management implications. *Fisheries Research* 60:369-380.
- Rötzer, M. A. I. N., og J. T. Haug. 2015. Larval Development of the European Lobster and How Small Heterochronic Shifts Lead to a More Pronounced Metamorphosis. *International Journal of Zoology* 2015:345172.
- Sample, J. E., L. Jackson-Blake, C. Vogelsang, og Ø. Kaste. 2024. TEOTIL3: En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direkte tilførsler til kyst. NIVA-rapport Nr: 7996-2024. Oslo, NIVA. 71 sider (<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2024/juli-2024/teotil3-en-modell-for-beregning-av-kildebaserte-tilforsler-via-elver-og-direktetilforsler-til-kyst/>)
- Schultes, L., O. Sandblom, K. Broeg, A. Bignert, og J. P. Benskin. 2020. Temporal Trends (1981–2013) of Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Total Fluorine in Baltic cod (*Gadus morhua*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 39:300-309.

- Schøyen, M., M. Grung, E. Lund, D. Ø. Hjermann, A. Ruus, S. Øxnevad, G. Christensen et al. 2026. Contaminants in coastal waters 2024: Miljøgifter i kystområdene 2024. NIVA-rapport Nr: 8158-2025. 100 sider (<https://hdl.handle.net/11250/5368885>)
- Sheehy, M. R. J., P. M. J. Shelton, J. F. Wickins, M. Belchier, og E. Gaten. 1996. Ageing the European lobster *Homarus gammarus* by the lipofuscin in its eyestalk ganglia. *Marine Ecology Progress Series* 143:99-111.
- Skerritt, D. J., M. C. Bell, K. J. Lees, A. C. Mill, N. V. C. Polunin, og C. Fitzsimmons. 2023. Estimating catchability and density of the European lobster *Homarus gammarus* from continuous, short-term mark-recapture data. *Marine Ecology Progress Series* 715:79-89.
- Ski, S. A. 2013. Demografi, populasjonsstørrelse og vandringer hos atlantisk torsk (*Gadus morhua*) i indre Oslofjord : en merke-gjenfangststudie, UMB. 45 sider.
- Sköld, M., P. Börjesson, H. Wennhage, J. Hjelm, J. Lövgren, og K. Ringdahl. 2022. A no-take zone and partially protected areas are not enough to save the Kattegat cod, but enhance biomass and abundance of the local fish assemblage. *ICES Journal of Marine Science* 79:2231-2246.
- Stock, B., H. Knutsen, K. Nedreaas, H. Otterå, J. Fall, C. Denechaud, E. Moland et al. 2025. Oppdatert status om torsk langs vestlandet og skagerrakkysten: potensial for bestandsvurdering. Rapport fra havforskningen Nr: 2025-42, IMR. 64 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=105499&5252269565c>)
- Strand, H. K., T. Pedersen, H. Christie, og F. Moy. 2020. Synergism between cruising cod and ambush sculpin predators on 0-group gadoids is modified by daylight cycle and presence of aggressive wolffish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 526:151356.
- Stringer, A., og B. Bilodeau. 2022. Fitting generalized linear mixed models using adaptive quadrature. arXiv preprint arXiv:2202.07864.
- Staalstrøm, A., G. S. Andersen, M. Walday, A. Engesmo, S. Gran, og T. Harvey. 2022. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord - Årsrapport 2021. NIVA-rapport Nr: 7771-2022, NIVA. 144 sider (<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/3025802>)
- Sørdalen, T. K., K. T. Halvorsen, H. B. Harrison, C. D. Ellis, L. A. Vøllestad, H. Knutsen, E. Moland et al. 2018. Harvesting changes mating behaviour in European lobster. *Evolutionary Applications* 11:963-977.
- Sørdalen, T. K., K. T. Halvorsen, og E. M. Olsen. 2022. Protection from fishing improves body growth of an exploited species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 289:20221718.
- Thimamontri, J. 2015. Fritidsfisket i indre Oslofjord : økonomisk verdsetting av fritidsfisket, segmentering av fritidsfiskerne etter motivasjon og holdninger til forvaltningstiltak. MSc, NMBU. 91 sider.
- Thorarensen, H., A. Gústavsson, S. Gunnarsson, J. Árnason, A. Steinarsson, R. Björnsdóttir, og A. K. D. Imsland. 2017. The effect of oxygen saturation on the growth and feed conversion of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Aquaculture* 475:24-28.
- Uglen, I., M. Belchier, og T. Svåsand. 2005. Age Determination of European Lobsters (*Homarus Gammarus* L.) by Histological Quantification of Lipofuscin. *Journal of Crustacean Biology* 25:95-99.
- Vajas, P., A. Wudrick, H. West, og T. D. Eddy. 2025. Increase in Harp Seal Ecosystem Role After the Cod Collapse in Newfoundland & Labrador. *Fish and Fisheries* 26:878-894.
- Valdersnes, S., B. M. Nilsen, J. F. Breivik, A. Borge, og A. Maage. 2017. Geographical trends of PFAS in cod livers along the Norwegian coast. *PLOS ONE* 12:e0177947.
- Vold, M. 2022. Short-term effects of a marine sanctuary on the local lobster population in the Oslo fjord, Norway, Norwegian University for Life Sciences. 27 sider.
- Vøllestad, J. H., M. Christman, K. Ferter, A. R. Kleiven, H. Otterå, Ø. Aas, R. Arlinghaus et al. 2019. Field surveying of marine recreational fisheries in Norway using a novel spatial sampling frame reveals striking under-coverage of alternative sampling frames. *ICES Journal of Marine Science* 77:2192-2205.

- Watson, W., og S. H. Jury. 2013. The relationship between American lobster catch, entry rate into traps and density. *Marine Biology Research* 9:59-68.
- White, G. C., og K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120-139.
- Wiig, J. R., E. Moland, T. O. Haugen, E. M. Olsen, og J. M. Jech. 2013. Spatially structured interactions between lobsters and lobster fishers in a coastal habitat: fine-scale behaviour and survival estimated from acoustic telemetry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70:1468-1476.
- Xiong, F., Z. Li, S. Brosse, J. D. Olden, S. J. Cooke, B. Yang, Y. Lu et al. 2026. Fishing ban halts seven decades of biodiversity decline in the Yangtze River. *Science* 391:719-723.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, og G. M. Smith. 2009, *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York, Springer.
- Aarflot, J. M., L.-J. Naustvoll, F. Moy, K. M. Norderhaug, F. Berg, C. Kvamme, G. Søvik et al. 2024. Pilotprosjekt for vurdering av samlet påvirkning i Oslofjorden – ytre del. Rapport fra havforskningen Nr: 2024-15, Havforskningsinstituttet. 83 sider
(<https://hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2024-15>)

6 Vedlegg

Tabell V1. Modellsleksjonstabell for Pradel RD-modeller tilpasset merking-gjenfangstdata for perioden september 2021 til og med desember 2024. Se §2.2.3 for parameterdetaljer.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Num. Par	Deviance
$\phi(CI*Sex*season*L+CI*L^2);f(sex*zone*t);p=c(sex*zone*t)$	18656.08	0	0.44	97	18453.59
$\phi(CI*Sex*season*L+Sex*CI*L^2)f(sex*zone*t);p=c(sex*zone*t)$	18656.87	0.79	0.30	98	18452.19
$\phi(female(CI+L),male(Contr(season*L),Imp(season*L*L2));f(sex*zone*t);p=c(sex*zone*t)$	18657.25	1.169	0.25	100	18448.21
$\phi(CI*Sex*season*L);f(sex*zone*t);p=c(sex*zone*t)$	18664.72	8.639	0.01	95	18466.57
$\phi(CI*Sex*season*L+Contr(L2));f(sex*zone*t);p=c(sex*zone*t)$	18666.64	10.56	0.00	96	18466.32
$\phi(female(Contr(L),Imp(season*L*L2)),male(Contr(season*L),Imp(season*L*L2))f(sex*zone*t)p=c(sex*zone*t)$	18700.18	44.10	0	94	18504.21
$\phi(female(Contr(L),Imp(season*L*L2)),male(Contr(season*L),Imp(season*L*L2))f(sex*zone*t)p=c(sex*zone*t)$	18702.36	46.27	0	95	18504.21
$\phi(sex*zone)f(sex*zone)p(sex*zone*t)$	18703.87	47.79	0	118	18455.2
$\phi(female(CI+L),male(CI*L*L2))f(sex*zone*t)p=c(sex*zone*t)$	18705.93	49.84	0	118	18457.25
$\phi(CI*Sex*L*L2)f(sex*zone*t)p=c(sex*zone*t)$	18711.26	55.17	0	122	18453.69
$\phi(sex*zone*t)f(sex*zone*t)p=c(sex*zone*t)$	18716.82	60.73	0	134	18432.37
$\phi(sex*zone*t)f(sex*zone*t)p(sex*zone*t)c(sex*zone*t)$	18770.96	114.88	0	188	18361.85

Tabell V2. Estimerte fangstsannsynligheter fra utvalgt RD-Pradel-modell. Tallene er på reell skala: daglig sannsynlighet for å fange en hummer for første gang i løpet av primærrunde. IE=ikke estimérbar.

Sone	Kjønn	Periode	Estimat	SE
Askholmene (NE)	Hunn	sep.20	0.005	0.003
Jetéen (M)	Hunn	sep.20	0.050	0.034
Biologen (S)	Hunn	sep.20	0.107	0.039
Askholmene (NE)	Hann	sep.20	IE	
Jetéen (M)	Hann	sep.20	0.036	0.021
Biologen (S)	Hann	sep.20	0.055	0.035
Askholmene (NE)	Hunn	sep.21	0.015	0.009
Jetéen (M)	Hunn	sep.21	0.034	0.020
Biologen (S)	Hunn	sep.21	0.077	0.027
Askholmene (NE)	Hann	sep.21	0.021	0.012
Jetéen (M)	Hann	sep.21	0.038	0.016
Biologen (S)	Hann	sep.21	0.056	0.025
Askholmene (NE)	Hunn	des.21	0.023	0.013
Jetéen (M)	Hunn	des.21	0.018	0.005
Biologen (S)	Hunn	des.21	0.059	0.019
Askholmene (NE)	Hann	des.21	0.007	0.005
Jetéen (M)	Hann	des.21	0.031	0.010
Biologen (S)	Hann	des.21	0.019	0.011
Askholmene (NE)	Hunn	sep.22	0.042	0.023
Jetéen (M)	Hunn	sep.22	0.036	0.009
Biologen (S)	Hunn	sep.22	0.076	0.021
Askholmene (NE)	Hann	sep.22	0.061	0.032
Jetéen (M)	Hann	sep.22	0.047	0.009
Biologen (S)	Hann	sep.22	0.043	0.012
Askholmene (NE)	Hunn	des.22	0.015	0.007
Jetéen (M)	Hunn	des.22	0.028	0.005
Biologen (S)	Hunn	des.22	0.028	0.012
Askholmene (NE)	Hann	des.22	0.024	0.017
Jetéen (M)	Hann	des.22	0.034	0.006
Biologen (S)	Hann	des.22	0.033	0.011
Askholmene (NE)	Hunn	sep.23	0.079	0.029
Jetéen (M)	Hunn	sep.23	0.040	0.007
Biologen (S)	Hunn	sep.23	0.030	0.012
Askholmene (NE)	Hann	sep.23	0.042	0.016
Jetéen (M)	Hann	sep.23	0.054	0.007
Biologen (S)	Hann	sep.23	0.057	0.017
Askholmene (NE)	Hunn	des.23	0.018	0.013
Jetéen (M)	Hunn	des.23	0.036	0.006
Biologen (S)	Hunn	des.23	0.011	0.003
Askholmene (NE)	Hann	des.23	0.013	0.008
Jetéen (M)	Hann	des.23	0.044	0.006
Biologen (S)	Hann	des.23	0.014	0.007

Askholmene (NE)	Hunn	sep.24	0.041	0.021
Jetéen (M)	Hunn	sep.24	0.027	0.005
Biologen (S)	Hunn	sep.24	0.059	0.015
Askholmene (NE)	Hann	sep.24	0.058	0.027
Jetéen (M)	Hann	sep.24	0.043	0.006
Biologen (S)	Hann	sep.24	0.042	0.011
Askholmene (NE)	Hunn	des.24	0.023	0.014
Jetéen (M)	Hunn	des.24	0.036	0.006
Biologen (S)	Hunn	des.24	0.016	0.006
Askholmene (NE)	Hann	des.24	0.025	0.018
Jetéen (M)	Hann	des.24	0.066	0.007
Biologen (S)	Hann	des.24	0.028	0.009

Tabell V3. Gjennomsnittlig ($\pm$ standardavvik) fangst per innsats (CPUE) (antall hummer/teine/24 timer) fordelt på sonene og fiskerundene gjennom 2020-2024-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

År	Måned	Askholmene	Jetéen	Biologen
2020	September	0,04 $\pm$ 0,35	0,60 $\pm$ 0,98	0,47 $\pm$ 0,74
2021	September	0,17 $\pm$ 0,49	0,63 $\pm$ 0,88	0,51 $\pm$ 0,82
2021	Desember	0,12 $\pm$ 0,37	1,03 $\pm$ 1,08	0,45 $\pm$ 0,67
2022	September	0,24 $\pm$ 0,52	1,28 $\pm$ 1,29	0,62 $\pm$ 0,83
2022	Desember	0,16 $\pm$ 0,44	1,22 $\pm$ 1,20	0,38 $\pm$ 0,57
2023	September	0,36 $\pm$ 0,70	1,56 $\pm$ 1,57	0,95 $\pm$ 1,26
2023	Desember	0,09 $\pm$ 0,33	1,69 $\pm$ 1,43	0,30 $\pm$ 0,59
2024	September	0,25 $\pm$ 0,55	1,58 $\pm$ 1,47	1,14 $\pm$ 1,00
2024	Desember	0,18 $\pm$ 0,44	2,17 $\pm$ 1,50	0,44 $\pm$ 0,68