

Noregs miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgåve 2020 60 stp

Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning

Utvandringshistorikk og innsjøbruk for aure (*Salmo trutta*) i Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget.

Migration history and lake utilization by brown trout
(*Salmo trutta*) in the Eidfjord and Granvin
watercourses.

Sigmund Skår

Master i Naturforvaltning

Føreord

Eg avsluttar med dette min 2-årige master ved Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet.

Mine to år ved NMBU har gått svært fort, vore lærerike og gjeve meg innsikt og kunnskap innanfor fleire fagområde innan naturforvaltning. Dei to åra har ført med seg gode minner og vennskap, både på sosialt og fagleg nivå.

Takk til min hovudvegleiar ved NMBU, Thrond Oddvar Haugen som har bidratt med tips, kunnskap, drøfting og vore spesielt hjelpsam med utarbeiding og analysing av datamaterialet i R. Utan di hjelp hadde eg ikkje klart å manøvrere meg gjennom labyrinthen av kodar, spøkelse-data og uforståelege feilkodar. Eg ynskjer også å takke min feltvegleiar Henning Urke ved INAQ. Takk for at eg fekk vera med på dette prosjektet, og takk for kunnskapen du har delt og formidla gjennom feltarbeidet.

Eg vil og rette ein stor takk til personar som har delteke under feltarbeid i april og oktober 2019.

Aksel Fiske, Sigurd Domaas, Aksel Røste, Torstein Kristensen, Eskil Bendiksen,

Marte Lise Lægreid, John Birger Ulvund og Kristin Bøe. Takk for at dykk bidrog med god arbeidsinnsats og godt humør. Grunna dykk vart feltarbeidet svært lærerikt og kjekt. Eg ynskjer også å sende ein takk til Jon Olav Folkedal og Ivar Ulgenes for hjelp under tapperunda og kontroll av mottakarar i juni 2019.

Takk også til syskena mine Bjørnar Skår og Hjørdis Skår, samt veninna mi

Hanne Marie Richenberg for gjennomlesing, retting og faglege tilbakemeldingar på oppgåva gjennom skriveprosessen.

Oppgåva mi er ein del av Salmontracking 2020 prosjektet, der studiane ved bruk av fisketelemetri vart gjennomført i regi av NMBU, NTNU, Nord universitet og INAQ AS. Prosjektet er finansiert av PO3 kunnskapsinkubator AS og Kunnskapsdepartementet (KD).

Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet.

Ås, 01. juni 2020

Sigmund Skår

«Å reise vil si å nå et mål. Å vandre vil si å være underveis»

—Theodor Heuss

Samandrag

Aure (*Salmo trutta*) er ein potensielt anadrom art som kan smoltifisere og vandre til nye habitat som innsjøar eller fjordar. Denne oppgåva fokuserer på to studieområde, Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget, der aurebestandane sidan 1980-talet har vist ein tydeleg tilbakegang. Målet for studiet var å nytte akustisk telemetri til å finne auren si *utvandringstid* og undersøke kva faktorar som påverka *utvandring*, *heimebruksområde* og *djupnebruk* i Eidfjord og Granvinsvatnet, samt avdekke moglege skilnadar mellom dei to studievassdraga.

Det totale datagrunnlaget for 2019 utgjorde 91 fanga og merka aure fordelt mellom dei to vassdraga (60 i Eidfjord, 31 i Granvin, lengdefordeling 30 ± 13 cm). Merka aure vart fanga og sett ut i elvestrekningane oppstraums og nedstraums innsjøane, og i Granvin vart det i tillegg sett ut aure i innsjøen. Sendarane nytta i studiet leverte djupnedata for aurane, og mottakarane vart plassert på ein måte som gjorde det mogleg å gjennomføra triangulering. Gjennom innsamlingsperioden lukkast det å detektere 84% av aurane i Eidfjordvassdraget, og 93% i Granvinsvassdraget. Av aure som nytta Eidfjordvatnet over ein lengre periode døydde fire av 32 (12,5%), og i Granvinvatnet døydde to av 26 aurar (7,5%), noko som indikerer låg dødelegheit og predasjonsrisiko i systemet. Utvandringsandelen frå Eidfjordvassdraget (65 %) var noko høgare enn den frå Granvinsvassdraget (55 %). Ein større del av aurane frå elvar nedstraums innsjøane vandra ut i fjorden samanlikna med aurane oppstraums innsjøane. 9 % av Eio-aure og 33 % Granvinselva-aure (nedstraums) vart verande att i ferskvatn, frå Bjoreio og Storelvi (oppstraums) vart respektivt 32 % og 50 % av aurane verande i ferskvatn. Studiet synte variasjonar i djupnebruk i innsjøane. Prediksjonsdata for djupnebruk synte at aure i Eidfjordvatnet nytta djupare delar av vassøyla i innsjøane om dagen (4 - 6 meter) og natta (2-6 meter) enn det aure i Granvinsvatnet gjorde, (3,5-4 meter om dagen, 1 meter om natta).

Innsamla data vart testa opp mot faktorar som tidlegare er viste å påverke utvandring, i utvalde kandidatmodellar. Faktorane med størst påverknad på aureutvandringa i studieassdraga viste seg å variere. For Eidfjordvassdraget predikerte den utvalde kandidatmodellen at når vassstemperaturen auka parallelt med endringar i vassføring frå dag til dag vart det estimerte sannsynet for utvandring større. Den utvalde modellen for Granvinsvassdraget predikerte at ved auke i vassnivå, samstundes som det vart seinare på året, vart det estimerte sannsynet for vandring større.

Faktorane *vassstemperatur*, *dag på året* og *staden auren vart sett ut* vart estimert til å påverka heimebruksområde sterkast i Eidfjordvatnet. Det estimerte arealet (hektar) nytta, synte at

bruksområdet var størst i april og mai (ni hektar for Eio-aure og seks hektar for Bjoreio-aure), men ved temperaturendringar og at det vart seinare på året vart bruksområdet mindre for aure i Eidfjordvatnet og var på det minste i september (ein hektar for Eio-aure og tre hektar for Bjoreio-aure). For bruksområdet i Granvinsvatnet vart *auren si lengd, staden auren vart satt ut og dag på året i andre potens* estimert til å vera dei mest utslagsgjevande faktorane. Bruksområdet for aure sett ut i innsjø og i Granvinselva var størst i april og mai (åtte hektar), minst i juli-august (ein hektar) og aukande i september (fire og fem hektar).

Funna i dette studiet indikerer at både utvandring og innsjøbruk i dei to vassdraga vart påverka av til dels ulike miljøfaktorar. Det er viktig å merke seg at resultatet presentert er samansett av data samla inn i 2019 og frå aure mindre enn 31 centimeter. Dei sterkast påverkande faktorane i 2019 er nødvendigvis ikkje dei same i komande år.

Ut frå funna i denne studien bør undersøkingar kring røye (*Salvelinus alpinus*) og røyetettleik gjennomførast og i Eidfjordvatnet, for å finne ut om det er konkurranse mellom røye og aure, noko som kanskje kan påverka mellom anna djupnebruken. I framtida bør det og samlast meir informasjon om miljøtilhøve og næringstilgang i innsjøane. Dette for å sjå kva effekt desse faktorane har på utvandringsdel, djupnebruk og størrelse på heimebruksområde.

Utvandringstidpunkta for aure kan nyttast av oppdrettsnæringa som ein indikator for når lusebehandling bør gjennomførast i oppdrettsanlegga. Dersom dette vert gjort kan ein truleg få ned smittepresset i periodane rundt utvandring, då fyrstegongs vandrane aure er mest sårbar.

Abstract

Brown trout (*Salmo trutta*) is a potentially anadromous species that can smoltify and migrate to new habitats such as lakes or fjords. In the two areas studied here, the Eidfjord watercourse and the Granvin watercourse, the trout populations have had a marked decline since the 1980s. In this study, data have been collected through acoustic telemetry technology. The aim of this study was to find the brown trout *migration time* and describe the factors that influence *migration, home area and depth use* in the Eidfjord lake and Granvin lake. It was also of interest to find out if there were potential differences between the two watercourses.

A total of 91 brown trout (30 ± 13 cm) were captured and tagged in the two watercourses, 60 in Eidfjord and 31 in Granvin. The fish were released in the rivers upstream and downstream of the two lakes. Some were also released in the Granvin lake. The tags delivered depth data for the brown trout and the receivers in the lakes were placed in an order that allowed triangulation. 84 % of the Eidfjord individuals were detected on the receivers in the freshwater system, 93% of the Granvin individuals were detected. For individuals that stayed in their respective lakes over summer, only four out of 32 (12,5%), and two out of 26 (7.5 %) died in the Eidfjord and Granvin lakes, respectively, which indicate low risk of predation. The migrating share of brown trout from the Eidfjord watercourse (65 %) was slightly higher than that from the Granvin watercourse (55 %). It was also found that a greater proportion of the tagged brown trout upstream the lakes in Bjoreio and Storelvi (32 % and 50%) stayed in freshwater compared to the brown trout tagged in the rivers Eio and Granvinselva (9 % and 33 %). The tagged brown trout also utilized different depths in the lakes. Estimated depth use showed that tagged brown trout from the Eidfjord watercourse generally used deeper layers in the lake during both day (4-6 meter) and night time (2-6 meter), than those in the Granvin watercourse (day 3,5-4 meter, night 1 meter).

Collected data were tested against factors known to influence migration in candidate models. The factors affecting the brown trout migration in 2019 varied between the studied watercourses. The selected candidate model predicted that increasing water temperature combined with change in water flow from day to day increased the probability of brown trout migration from the Eidfjord watercourse. The selected candidate model for the Granvin watercourse predicted that an increase in water level and later dates in the year increased the probability of brown trout migration.

The factors affecting home range also varied between the study systems. In the Eidfjord watercourse *water-temperature, release place and day of year* affected home range the most.

The estimates showed that the home range was at its largest in April and May (nine hectares for Eio tagged brown trout, and six hectares for Bjoreio tagged) but declined as the temperature became higher and day of year increased, and were at its smallest in September (one hectare for Eio brown trout, and three hectares for Bjoreio brown trout). In the Granvin watercourse the candidate model including *brown trout length*, *release place* and *day of year squared* had the most support. The home range for trout released in the Granvin lake and the Granvin river was estimated to be at its largest in April and May (eight hectares). Utility size declined through the summer (one hectare in July and August) and increased in the fall (five hectares in September).

The findings in this study indicate that both migration and lake use of the tagged brown trout were influenced by partly different environmental factors in the two study systems. It is important to note that the results presented in this thesis are compiled of data collected for 2019 and from brown trout smaller than 31 centimeters. The most influential factors in 2019 are not necessarily the same for coming years.

Based on the findings in this study, surveys of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) density should also be carried out in the Eidfjord lake, to find out if there is competition between brown trout and Arctic charr, and to see if this can influence e.g. depth use. In the future there should also be gathered more information and knowledge about environmental and nutritional conditions in the lakes. This is to see what effect these factors have on migration, depth use and size of the brown trout's home range in the lakes. The migration timing of brown trout can also be used by the aquaculture industry as an indicator for when lice treatment should be carried out, if this is done right, it is possible to reduce the contagion pressure during the periods of migration, when the brown trout is most vulnerable.

Innholdsliste

Føreord	i
Samandrag	iii
Abstract	vi
1 Innleiing	1
1.1 Mål og studiespørsmål	2
2 Material og Metodar	4
2.1 Materiale	4
2.1.1 Studie-art	4
2.1.2 Studieområda	5
2.1.3 Fiskesamfunn	8
2.1.4 Bestandsutvikling i aurebestandane	9
2.2 Metodar	10
2.2.1 Akustisk telemetri	10
2.2.2 Merking av aure	11
2.2.3 Mottakarar i Granvin- og Eidfjordvassdraget	13
2.2.4 Ekkolodd	14
2.2.5 Vassføring, vassstemperatur og utvalde mottakarar	15
2.2.6 Datahandsaming	15
2.3 Statistiske og kvantitative analyser	17
2.3.1 Utvandringssamling	17
2.3.2 Omtale av djupnebruk	17
2.3.3 Trianguleringsanalysar og detaljert habitatbruk	18
3 Resultat	19
3.1 Innvandring til Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet	20
3.2 Utvandring frå Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget 2019	21
3.2.1 Retur til ferskvatn	23
3.2.2 Effekt av vassføring og vassstemperatur på utvandringssannsyn	24
3.2.3 Utvandringssamling og AICc	26
3.3 Djupnebruk i innsjøane	29
3.3.1 Djupnebruk dag og natt	33
3.4 Arealbruk i innsjøane	37
3.4.1 Heimeområde og påverkande faktorar	39
3.5 Ekkodata og biomasse i innsjøane	44
4 Diskusjon	46
4.1 Utvandring og styrande faktorar	46
4.2 Djupnebruk i innsjøane	48

4.3 Heimebruksområde i innsjøane	50
4.4 Feltarbeid, studiedesign og feilkjelder.....	52
4.5 Forvaltningsnytte av resultata.....	54
4.6 Framtidige studiar.....	54
5 Konklusjon	55
6 Litteratur.....	56
Vedlegg	64
Vedlegg 1 GLM- kandidatmodellar for aureutvandring frå studievassdraga 2019	64
Vedlegg 2 – LME-kandidatmodellar for djupnebruk i innsjøane 2019.....	66
Vedlegg 3 – LME-kandidatmodellar for bruksområde i innsjøane 2019	67
Vedlegg 4 – Kart over ekkoløype i innsjøar.....	69
4.1 Eidfjordvatnet	69
4.2 Granvinsvatnet.....	70

1 Innleiing

Auren (*Salmo trutta*) er utbreidd over heile verda (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993; Klemetsen et al., 2003). I Noreg finn me auren i ferskvatn, elvar og fjordar, så langt sør som Lindesnes og så langt nord som Nordkapp (Jonsson & Jonsson, 2011). Auren er opprinneleg ein ferskvassart, men av ulike årsaker vel ein større del av aurebestandane å leve delar av livet i saltvatn. Aure som art er ein viktig ressurs for mange, både rekreasjonsmessig og økonomisk (Jepsen et al., 2018). Sjølv om arten er viktig, ser ein at bestandane av anadrom aure har hatt ein sterk tilbakegang i enkelte delar av landet dei siste tiåra (Anon., 2019). Kvifor dette skjer og kva som har utløyst denne tilbakegangen kan forklarast av fleire faktorar, inkludert matmangel, klimatiske endringar, fiskesjukdommar, habitatendringar, vasskraftreguleringar, rømd oppdrettslaks og lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) (Ellingsen et al., 2019; Finstad et al., 2011).

Det er endå ikkje fullt ut forstått kva som avgjer om auren vert verande i ferskvatn eller vandrar ut til saltvatn, men det er kjent at både genetiske faktorar og miljøfaktorar spelar ei viktig rolle i denne prosessen. Føremålet med smoltifisering er fyrst og fremst å vera best mogleg tilpassa eit liv i eit nytt habitat med nye tilhøve (Jonsson & Finstad, 1995). Ved å vandre utset auren seg for større predasjonsrisiko til fordel for betre mattilgang i sjøen (Ugedal et al., 2014). Anadrome artar sine endringar ved smoltifisering korrelerer med faktorane matsøk og betra mattilgang i det nye habitatet (Gross et al., 1988).

For å observere og kartlegge aurane sin bruk av ulike system er teknologien *Akustisk telemetri* (AT) svært nyttig (Lennox et al., 2017). AT er mykje nytta for fiskeøkologiske undersøkingar, spesielt undersøkingar som omhandlar fisk si vandring frå ferskvatn til fjord, og deira spesifikke bruk av dei ulike systema (Haugen et al., 2017; Hussey et al., 2015). For å gjennomføre eit AT-studie er ein avhengig av å implantere sendarar på innsida eller utsida av fiskane. Oftast vert sendarane operert inn i buken på fisk, som vert sett ut at der han er fanga. Det må på førehand etablerast eit nettverk av mottakarar i det utvalde systemet, slik at signala frå sendarane vert fanga opp og lagra. Oppsetta varierer ofte etter kva ein ynskjer å studere, om det er utvandringshastigheit (transektoppsett) eller ein meir detaljert bruk i til dømes ein innsjø (trianguleringsoppsett). Fiskane skal uansett verta detektert og identifisert, og ved hjelp av denne informasjonen kan fisken plasserast i tid og rom (Bendiksen, 2018; Urke & Bendiksen, 2019)

I denne oppgåva skal vandringsmønster og habitatbruk hjå aure i Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget undersøkast nærare. For å finne dei mekanismane som påverkar bestandane av aure og som kan hjelpe oss å forklare svingningar i bestandstorleik i desse vassdraga, er ein avhengig av å samle informasjon om auren og bruken av dei tilgjengelege leveområda. Dette kan betre beslutningsgrunnlaget for eventuelle tiltak som kan gjennomførast for å betre tilstanden til bestandane.

Studievassdraga er nokså like og har mange av dei same påverknadane, er knytt til same fjordsystem, har same artar og innsjø i nærleik av fjord. Men det er og nokre ulikheitar, som at Eidfjordvassdraget ligg lenger inne i fjorden og det er då lenger ut til oppdrettsanlegg og påverknad av lakselus. Eidfjordvassdraget er regulert, og har derfor eit temperaturregime der ein kan ha kaldare vatn i sumarhalvåret og varmare vatn om vinteren. Reguleringa gjev også endringar i vassføring som kan påverka utvandringstidspunkt og produksjon (Pulg et al., 2018).

Vidare har tidlegare studiar synt at vassdrag med innsjøar, i tillegg til elvar, ofte har ein høgare del stasjonæraure, noko som gjer at talet på aure som vert verande i ferskvatn kan auke (Jonsson, 1985).

Data som vart samla inn i perioden april 2019 til oktober 2019 kan truleg bidra til å kaste lys over eventuelle skilnadar mellom studievassdraga. Desse skilnadane kan vere ulikheiter i tidspunkt for utvandring frå ferskvatn til saltvatn, og skilnadar i utvandringsskilnadar frå studievassdraga.

Kan eventuelle skilnadar i anadromi mellom studiestadane knytast til ressurstilgang eller andre miljøtilhøve i innsjøane? Det er og av interesse å sjå på skilnadar i korleis innsjøane vert nytta, og kva miljøfaktorar som påverkar både aurane si utvandring og bruk av innsjøane.

1.1 Mål og studiespørsmål

I denne studien vil det undersøkast nærare om det er skilnadar i utvandringstidspunkt for aure frå elvestrekningar oppstraums og nedstraums innsjøane, samt mellom vassdraga. Det vil og verta studert nærare kring auren si bruk av innsjøar gjennom sesongen, med fylgjande mål og studiespørsmål:

Mål 1: Finne utvandringstidspunkta til aurane i Granvinsvassdraget og Eidfjordvassdraget i 2019.

Mål 2: Presentere modellar som kan beskrive kva faktorar som påverkar auren si vandring.

Mål 3: Skildre aurane sin bruk av innsjøane, djupnebruk og heimebruksområde og eventuelle skilnadar mellom studievassdraga.

- **Studiespørsmål I:** Vil det vera skilnadar i aurane sitt utvandringstidspunkt mellom studievassdrag og utsettplass?
- **Studiespørsmål II:** Vil det vera skilnadar i kva faktorar som styrer og påverkar auren si utvandring ?
- **Studiespørsmål III:** Vil det vera skilnadar i aurane sin djupnebruk mellom vassdraga?
- **Studiespørsmål IV:** Vil det vera skilnadar i innsjøbruk for aurane i dei to studievassdraga?

Det vil avslutningsvis drøftast kva forvaltningsnytte ein har frå resultat presentert i dette studiet, kva prosessar ein bør sjå nærare på i framtidige studiar og kva svar som vart funne til studiespørsmåla.

2 Material og Metodar

2.1 Materiale

2.1.1 Studie-art

Aure tilhøyrer laksefamilien, *Salmonider*, i lag med andre artar som til dømes laks (*Salmo salar*), harr (*Thymallus thymallus*) og røye (*Salvelinus alpinus*). Auren finst i fleire økotypar, der nokre lever heile livet i ferskvatn medan andre smoltifiserer og vandrar ut i saltvatn (anadromi), og dermed får tilnamnet sjøaure (Del Villar-Guerra et al., 2012). I denne oppgåva vert «aure» nytta både for stasjonær og anadrom form av aure

For å kunne overleva i saltvatn må auren gå gjennom ein prosess kalla smoltifisering. Denne prosessen førekjem som oftast når auren er mellom eit til sju år, med variasjon knytt til lokalitet og fysiske tilhøve i habitatet. Tida auren lever i ferskvatn avheng av breiddegrada og lengdegrada til lokaliteten der den lever. Til dømes er aure som vel å vandre i dei nordlege delane av Noreg ofte lengre og eldre enn aurane som fyrstegongs-vandrar lengre sør i landet (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993; Jonsson & Jonsson, 2011; Klemetsen et al., 2003).

Ved smoltifisering skjer det store endringar hos auren som vert påverka av endogene (innvendige) prosessar som til dømes matstress eller å streve for å formeire seg, og eksogene (utvendige) prosessar som vassstemperatur, lystilgang og vassføring (Haraldstad et al., 2017; Jonsson & Jonsson, 2006). Det kan vera vanskeleg å skilja presmolt frå stasjonær aure då utsjånaden ofte er svært lik. Utsjånaden til auren vil endrast under smoltifiseringa og auren vert slankare og blankare enn ungfisken (parren). Åtferda vil og endre seg frå at aurane er einstøingar og territorielle til at dei oftare vil opptre i smoltstimar saman med fleire aure. Auren vil i tillegg byrje å vandre nedover med straumen i staden for å gå mot den (negativt rheotaksiske) (Jonsson & Finstad, 1995).

At auren endrar habitat og levestil er ofte grunna matkonkurranse i oppveksthabitatet ved høg fisketettleik minkar næringstilgangen og vekstgrunnlaget kan då verta redusert. Auren vel difor ofte å verta anadrom i områder der det er moglegheit for dette, sjølv om sannsynleheita for å verta predatert ofte er høgare i saltvatn enn i ferskvatn (Gross et al., 1988; Haraldstad et al., 2017). Auren kan opphalda seg i fjorden i alt frå eit par månadar til fleire år før dei vert kjønnsmodne og returnerer til ferskvatn for å gyta. Den gyt ofte fleire gonger i løpet av livet, og alltid i rennande vatn. Dei går ofte tilbake til same bekk, elv eller høl som dei sjølv vaks opp i (Jonsson & Jonsson, 2011). Smoltifisering kan og inntreffe hos aure som vandrar frå bekkar

til større elvar eller innsjøar, og ikkje nødvendigvis kun ved utvandring til saltvatn. (Ferguson et al., 2019). Individua går då ofte over til ein rein fiskediett og vert kalla storaure. Auren vil då få ei rask og kontinuerleg vekstkurve. Slike bestandar finn ein stort sett i dei største innsjøvassdraga i Noreg, som til dømes Mjøsa eller Storsjøen. Vassdragsystema i Granvin og Eidfjord, som har innsjøar i systemet kan og ha sporadisk fiskeetande aureindivida stasjonære til innsjøane (Museth et al., 2019). Det er ikkje dokumentert ferskvasslevande storaurebestandar i studieavassdraga.

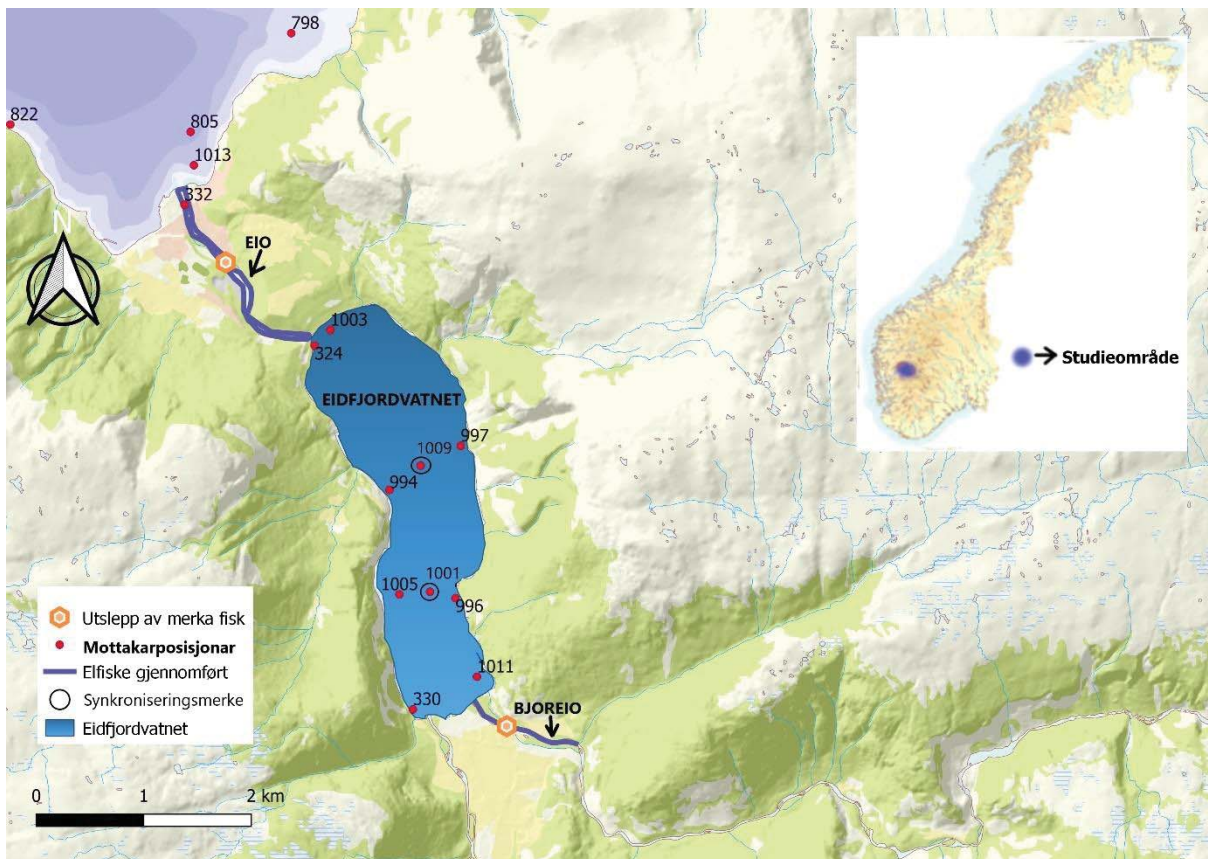
2.1.2 Studieområda

Innsamling av data gjekk føre seg i Voss herad og Eidfjord kommune. Sjølv studieområda består av Eidfjordvassdraget (**Figur 1**) og Granvinsvassdraget (**Figur 3**) inst i Hardangerfjorden. To større innsjøar samt dei tilhøyrande anadrome elvepartia er inkluderte, med unntak av elva Veig i Eidfjord.

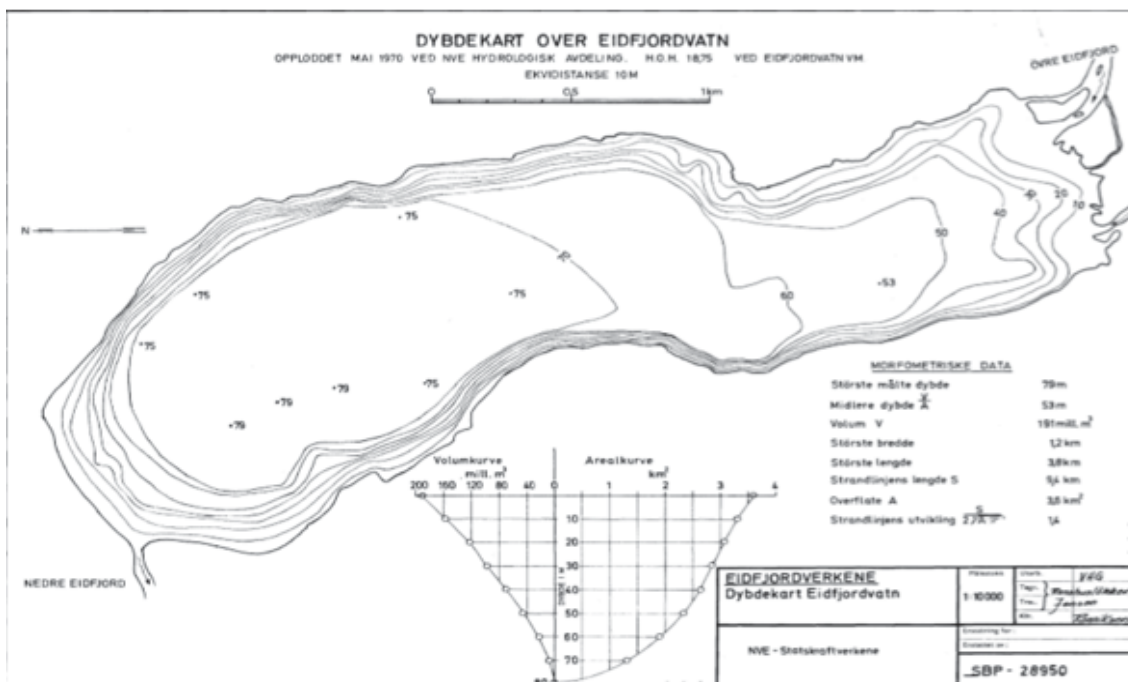
Eidfjordvassdraget

Eidfjordvassdraget er lokalisert i Eidfjord kommune i Vestland fylke (60°26'42"N, 7°06'48"Ø). Eidfjordvatnet har eit overflateareal på 3,665 km², ei maksdjupne på 79 meter (**Figur 2**), ei gjennomsnittsdjupne på 53 meter og er lokalisert 19 moh (Vann-nett, 2020a). Innsjøen har tre tilhøyrande større hovudelvar, Bjoreio kjem frå Sysendalen og Bjoreidalen, og renn inn i øvre del av innsjøen langs riksveg 7. Elva har ein anadrom strekning på om lag 5 km (Berger et al., 2002). Veig kjem frå Hjølmadal som er ein sidedal til Bjoreidalen, Veig har ein anadrom strekning på om lag 2,5 km (Skoglund et al., 2019a). Eio er utløpselva ned til fjorden og har ei lengde på 2,1 km (Vann-nett, 2020b).

Eidfjordvassdraget er regulert som ein del av Eidfjord Nord reguleringa, som vart vedteken gjennom kongeleg resolusjon i 1973. Etter utbygginga forsvann om lag 74 % av Bjoreio sitt opphavlege nedbørsfelt, då mykje av nedbørsfeltet vart overført til kraftverket i Simadal. Også dela av Veig sitt nedbørsfelt er fråført. Samla er nedbørsfeltet til Eio redusert frå 1015,1 km² til 640 km² etter reguleringar i Bjoreio og Veig (Skoglund et al., 2019a).



Figur 1. Eidfjordvassdraget. Kartet inneheld posisjonar for mottakarar, synkroniseringsmerker og områda der den merka auren vart sett ut, samt tilhøyrande anadrome elvar, indre delar av Eidfjorden og markert strekning for kvar elfiske vart gjennomført.

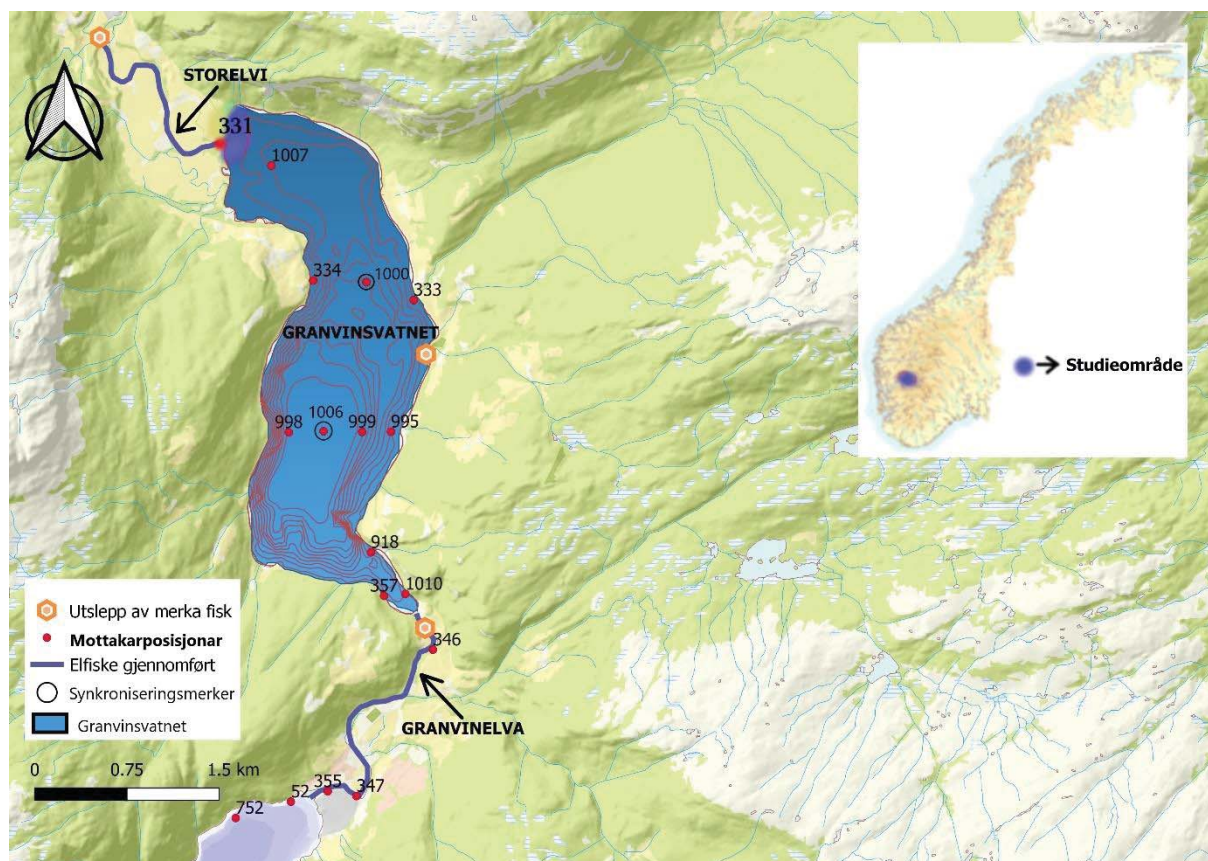


Figur 2. Djupnekart over Eidfjordvatnet, henta frå (NVE-atlas.no).

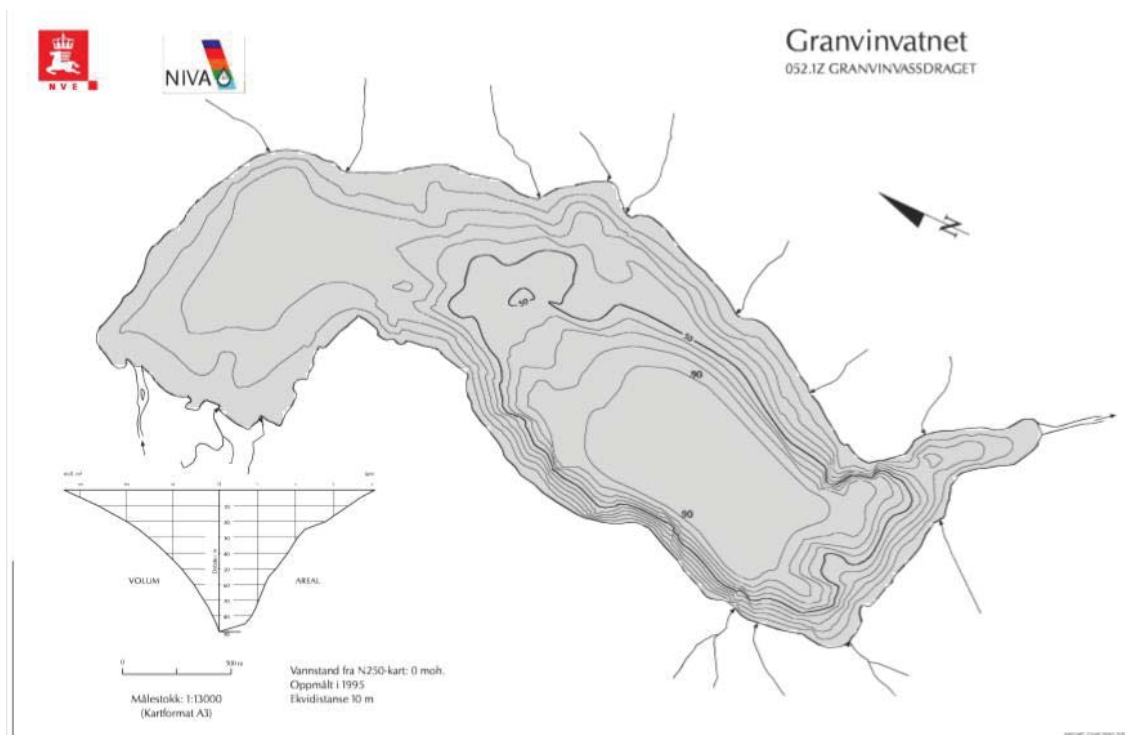
Granvinsvassdraget

Granvinsvassdraget er lokalisert i Voss herad i Vestland fylke (60°33'23"N, 6 °43'11'Ø).

Granvinsvatnet har eit overflateareal på 4,104 km², ei maksdjupne på 90 meter (**Figur 4**), ei gjennomsnittsdjupne på 40 meter og er lokalisert 40 moh (Vann-nett, 2020d). Innsjøen har to tilhøyrande større elvar, Storelvi som dekker det øvre nedbørsfeltet med ein anadrom strekning på 5 km (Vann-nett, 2020e), og Granvinselva (2,5 km lang) som renn frå Granvinsvatnet og ned til Granvinsfjorden. (Vann-nett, 2020c). Granvinsvassdraget er ikkje påverka av kraftutbygging og er verna for regulering gjennom verneplan III (Skår, 2010), men det har og i Granvin vorte gjort menneskelege endringar i vassdraget, spesielt i Granvinelva. Her har Norges vassdrag og energidirektorat (NVE) gjort større endringar i elva for å hindre flaum. Til dømes sikring av elvebreidda og senking av elva (Bergheim et al., 2017).



Figur 3. Granvinsvassdraget. Kartet inneheld posisjonar for mottakarar, synkroniseringsmerker og område for utsetting av den merka fisken, samt tilhøyrande anadrome elvar, indre delar av Granvinsfjorden og markert strekning for kvar elfiske vart gjennomført.



Figur 4. Dypnekart over Granvinvatnet, henta frå (NVE-atlas.no)

Eidfjordvassdraget renn ut i Eidfjorden, medan Granvinsvassdraget renn ut i Granvinfjorden. Begge desse fjordane er fjordarmar tilhøyrande Hardangerfjordsystemet. Av den grunn er både Granvinsvassdraget og Eidfjordvassdraget ideelle lokalitetar for å gjennomføra eit studie der ein nyttar akustisk telemetri for å undersøke auren sitt utvandringstidspunkt og bruk av ulike habitat. I følge lakseregisteret er tilstanden til auren både i Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget vurdert til «hensynskrevjande» (Miljødirektoratet, 2020a; Miljødirektoratet, 2020b). Lakselus vert sett på som ein avgjerande faktor for aurebestanden i Granvinsvassdraget medan rømt oppdrettslaks ikkje er avgjerande (Miljødirektoratet, 2020b). I Eidfjordvassdraget er verken lakselus eller rømt oppdrettslaks faktorar som er sett på som avgjerande for aurebestanden (Miljødirektoratet, 2020a)

2.1.3 Fiskesamfunn

Fiskesamfunna i studievassdraga er nokså like. Av fiskeartar kan ein finne laks, røye, aure, trepigga stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og i Granvin ferskvassål (*Anguilla anguilla*) (Skår, 2010). Det er laks og røye i begge vassdraga, og dei er i likheit med aure potensielt anadrome fiskeartar (Olsen, 2020; Thorstad et al., 2012). Laksen vandrar ut frå ferskvatn som smolt, og som regel direkte ut til norske-kysten og havet. Her oppheld laksen seg til dei er gytemodne (ein til

fire år) før dei returnerer til oppvekstelva for å gyta (Thorstad et al., 2012). Røya kan og verta anadrom, data frå videoovervakingsprosjektet i Granvinselva synte at nokre røyer vandra frå Granvinsvassdraget og ut i Granvinsfjorden (Lamberg, 2018). I hovudsak er røyebestandane i dei to studievassdraga stasjonær til ferskvatn, og i størst grad til innsjøane (Sægrov, 2020). Røya er ikkje ein opprinneleg art i vatna, men den vart registrert i Granvinsvatnet i 1960-70 (Kålås & Sægrov, 2007), og noko seinare i Eidfjordvatnet (Nøst et al., 2000). Røya sitt inntog i dei to vassdraga er mest sannsynleg eit resultat av menneskeleg utsetting. Arten trepigga stingsild er vanleg å finna over heila landet, den kan leva i ei rekkje habitat som til dømes vegetasjonsrike bekkar, ferskvatn, brakkvatn og i sjø (Ahnelt, 2018).

2.1.4 Bestandsutvikling i aurebestandane

I Granvin- og Eidfjordvassdraget i Hardanger er det over lengre tid observert nedgang i aurebestandane. Granvinsvassdraget var på 1960-70 talet kjent for å vere eit av Sør-Noregs beste sjøaurevassdrag. Årlege fangstar på 2000 aure var ikkje uvanleg, med snittvekt på 1,3 kg. Vassdraget hadde på eit tidspunkt over 60 % av dei totale årlege elvefangstane av sjølevande aure i Hardanger, og om lag 1/3 av elvefangstane i Hordaland (Sægrov et al., 2017). Dette endra seg etter 1975, då fangstane gjekk ned, samstundes auka bestanden av røye i Granvinsvatnet (Kålås & Sægrov, 2007). Med høgare del røye i vatnet, vart det også høgare konkurranse om næringa. Dermed vart rekrutteringa av aure truleg mindre (Sægrov et al., 2017). Utover 1990-talet auka produksjonen av oppdrettslaks i Hardangerfjorden, noko som førte til større smittepress frå lakselus som og kan ha hatt ein negativ effekt for auren i vassdraget. Dei dårlegaste rekrutteringsåra for aure i Granvinsvassdraget vart dokumentert i 1999 og 2000, då det var svært låg tettleik av aureungar på elvestrekningane, som igjen indikerte låge tettleikar av gytefisk (Kålås & Sægrov, 2007). Låg tettleik i 1999 og 2000 kan og ha vore eit resultat av høg dødelegheit mellom befruktning, og til aureungane vert moglege å fange ved elfiske (Haugen, 2020). I Granvinsvassdraget vart dei i ein lenger tidsperiode drive kultivering med utsett av aureungar frå lokalt klekkjeri. Det er ikkje kjend frå tidlegare studiar om utsett av aure hadde effekt på aurebestanden i vassdraget. Det vart slutt på denne utsettinga i 1990 då klekkjeriet vart stengd grunna fare for spreiding av fiskesjukdommen furunkulose (Sægrov et al., 1996).

I Eidfjordvassdraget har også bestanden av aure minka, med nedgåande fangstar frå 80-talet. Eidfjordvassdraget har hatt mykje av dei same påverknadane som Granvinsvassdraget, og det har vore tett bestand av røye sidan 80-talet (Nøst et al., 2000) og eit tilsvarande smittepress av lakselus i

Hardangerfjorden. Eidfjordvassdraget er i tillegg sterkt regulert og i 1980 vart kraftutbygginga Eidfjord-Nord fullført. Statkraft fekk då pålegg om årlege utsettingar av 10 000 eit-årig auresmolt i innsjøen for å kompensera for tapt gytehabitat og fiskeproduksjon (Jensen et al., 2004).

Fiskebiologiske undersøkingar frå 1999 konkluderte med at kraftverkutbygginga ikkje hadde hatt negativ innverknad på rekrutteringa av aure, men at utsetting av eit-årig auresmolt og tett bestand av røye var negativt for rekrutteringa (Nøst et al., 2000). Pålegget om utsetting vart endra i år 2000, og aure har difor ikkje vore sett ut frå og med 2001 (Jensen et al., 2004). Det har i seinare tid vorte gjort tiltak kring slepp av vatn vinterstid og slepp av varmare vatn sommarstid i Eidfjordvassdraget. Ein effekt av dette er til dømes mindre stranding av rogn vinterstid grunna slepp av vatn (Skoglund et al., 2019a). Dette kan ha bidrege til at aurebestanden har teke seg opp.

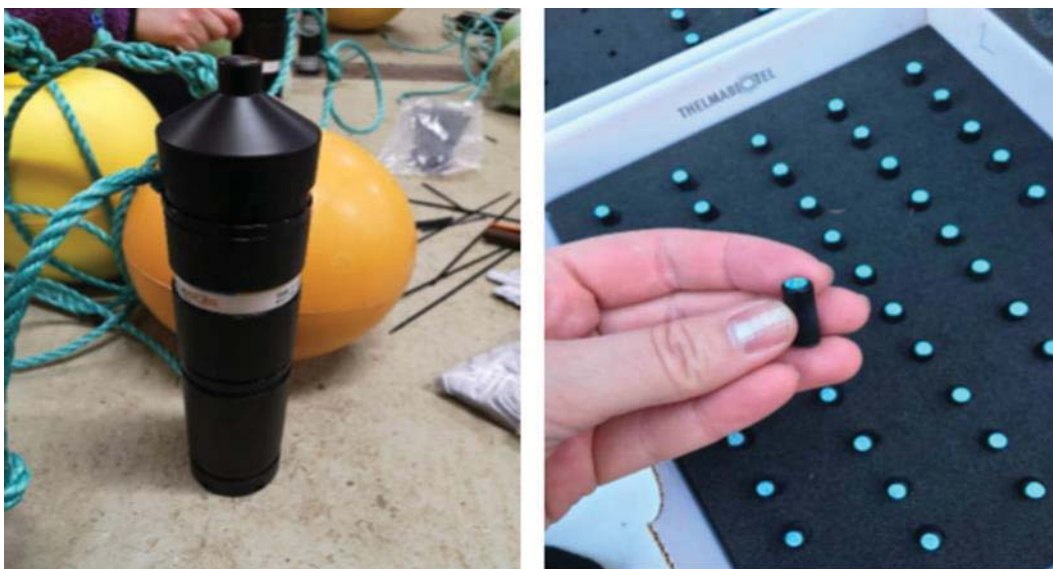
I perioden 2010–2018 viser gytefiskteljingar gjennomført av NORCE LFI at gytebestanden av aure har auka i Eidfjordvassdraget. I 2018 vart det registrert eit innsig på 980 aure ved gytefiskteljing basert på tal frå gytefiskteljing og fangsstatistikk. I Granvinsvassdraget vart det registrert ein større gytebestand av aure i perioden 2012–2014 enn i dei andre åra teljing har vorte gjennomført. I etterkant av åra 2012–2014 har innsiget igjen vorte lågare, og i 2018 vart det ved gytefiskteljing og fangst registrert eit innsig på om lag 750 aure (Skoglund et al., 2019b). I perioden 24. mai til- 19. september 2017 vart det gjennomført video-overvaking i Granvinelva, der det vart registrert eit innsig på 4150 aure. Det er viktig å påpeike at ikkje alle desse individa var gytefisk (Lamberg et al., 2018). Ein tilsvarande rapport frå 2018 tar for seg utvandringa frå Granvinsvatnet, og det vart våren 2018 registrert eit lågare tal utvandrande aure (1463) enn det som vart registrert oppvandra (4150) sumar og haust 2017. Teljingane våren 2018 bestod av blenkjer og vinterstøingar (Lamberg, 2018).

2.2 Metodar

2.2.1 Akustisk telemetri

Akustisk telemetri (AT) er ein forskingsmetode som baserer seg på lyd og korleis lyd bevegar seg gjennom opne vassmassar i eit vassystem. AT-studiar fungerer godt både i ferskvatn og saltvatn, (Haugen et al., 2017; Urke et al., 2013). Sendarane vert plasserte enten på utsida eller innsida av aurane. I denne studien vart sendarane kirurgisk plassert i bukhola til aurane. Kvar sendar gjev frå seg unike kodar ved hjelp av tidsinnstilte intervalar som sender signal etter ein innstilt intervall, til dømes kvart 30–90 sekund (Bendiksen, 2018; Eldøy et al., 2015; Haugen, 2020). Alle typar sendarar nytta i 2019 leverte informasjon om identitet (ID) og djupnemål (Thelmabiotel, 2019b).

Desse signalkodane vert fanga opp av dei passive akustiske mottakarane, frå no referert til som «mottakar», som på førehand er plassert ut i studieområda. Mottakarane har ein innebygd hydrofon som gjer dei kapable til å fanga opp signala som vert sendt frå sendarane. Dersom auren sym innanfor mottakarene sitt deteksjonsområde og sendaren gjev frå seg signal, vert identitetsdata og tidspunkt lagra på det interne minnet, saman med eventuelle djupnedata. Dekningsgrada til mottakarane vert påverka av ei rekke faktorar, til dømes naturlege topografiske hinder og strøymingar frå blant anna bølger, vind, fossar eller stryk (Urke et al., 2018). Som utgangspunkt kan signala frå sendarane verta fanga opp innanfor ein radius på omlag 200–400 meter frå mottakarane, gitt at forholda er gunstige (Urke & Bendiksen, 2019). Men dette kan verta påverka av tidelegare nemnte faktorar, samt styrken på signalet. Større sendarar kan sende ut sterkare signal då dei har større batterikapasitet. Eit sterkt signal dreg meir batteri enn svakare signalstyrke. Storleiken på fisken avgjer kor stort merke som kan implanterast (Bendiksen, 2018; Urke et al., 2018). **Figur 5** syner korleis mottakar (venstre) og sendar (høgre) ser ut.



Figur 5. Mottakar (TBR700L) og sendarar (ID-LP9L). Foto: Sigmund Skår & Marte Lise Lægreid.

2.2.2 Merking av aure

Auremerkinga vart gjennomført i Granvin og Eidfjord mellom 8. og 11.april 2019. Dei nødvendige løyva for å få lov til å fange og merke aure vart henta jf. Forskrift om forsøk med dyr 18.06.2015, § 6 & 12 (FOTS ID 15471) i lag med tillating til prøvafiske frå Fylkesmannen i det tidlegare Hordaland fylke, no Vestland fylke. Dei merka aurane i Eidfjordvassdraget vart fanga i hovudelvane innanfor studieområdet (**Figur 1**). I Granvinsvassdraget vart dei merka aurane fanga i

hovudelvane og i innsjøen (**Figur 3**). Aure vart fanga gjennom elfiske der det vart nytta ryggmontert elapparat av typen TERIK FA-4 som var innstilt på lav pulsfrekvens. Då auren var slått ut vart hâv nytta til fange den inn. Fleire faktorar vart tatt i betraktning før elfisket byrja, mellom anna straumhastigheit i vatnet, vassstemperatur, sikt og mengde sediment i vatnet (Bohlin et al., 1989; Forseth & Forsgren, 2008). Etter fangst vart aurane transportert vidare og levert til eit ferdig rigga oppbevaringsanlegg. Auren vart her oppbevart i fleire kar med god sirkulasjon, dette for optimal oksygentilføring. Aurane vart verande i kara i omlag ein dag med regelmessig tilsyn før merkinga tok til (**Figur 6**).



Figur 6. Oppbevaring av aure mellom elfiske og merking. Foto: Sigmund Skår.

Før det kirurgiske inngrepet vart auren lagt i eit bedøvingskar der middelet Finquel vet (Erdal, 2019) vart tilført vatnet. Auren vart liggande til den ikkje viste respons ved berøring. Handteringa av auren ved sjølve inngrepet vart gjennomført av sertifisert fagpersonell som etterfylte prosessen beskrive i Urke et al (2013). All aure vart lagt på ryggen under inngrepet med aktiv ventilasjon av gjeller. Snittet for å opne auren vart lagt framfor buk-finnane og skalpell vart nytta til å legge snittet (Bendiksen, 2018; Urke et al., 2013). I individa som var store nok vart det plassert ein sendar av typen ID-LP9L med måla 9x24 mm, som hadde ei eigenvekt på 2,5 g i vatn. Denne typen sendar har vesentleg betre levetid i tillegg til at den leverer identitetsdata og djupnemål til dei stasjonære mottakarane. Sendaren kan ha ei levetid på inntil 27 månadar, men dette varierer etter kva sendingsintervall sendaren vert stilt inn på (**Tabell 1**). I dette studiet vart sendingsintervallet sett til 30-90 sekund for merketypane ID-LP7 og 90-150 sekund for merketypane ID-2LP7 og ID-LP9L (Thelmabiotel, 2019b). Etter inngrepet vart snittet på aurane sydd igjen med tre sting, monofilamenttråd vart nytta (Resolon, 4/0 usp (www.resorba.com), snittet vart og forseгла med vev-lim (Histoacryl, Braun (www.tissueglue.com)) (Bendiksen, 2018). Etter det kirurgiske inngrepet vart aurane lagt i eit nytt kar, der det vart observert at aurane vakna opp og ikkje hadde teke skade

av operasjonen. Ein mottakar var i tillegg montert i karet for å sjekka at alle taggane var aktiverte og sendte signal. Etter at aurane vakna vart dei transportert tilbake til staden dei vart fanga og sett ut. Det vart kontrollert at aurane hadde normal fluktnespons. Til saman vart det i Eidfjord og Granvin merka 91 aure våren 2019. 60 vart merka i Eidfjordvassdraget og 31 vart merka i Granvinsvassdraget, lengdefordelinga var 30 ± 13 centimeter. Gjennomsnittleg lengde (cm) og vekt (g) var i Eidfjordvassdraget ($18,7 \pm 3,6$ cm) og ($60,5 \pm 39,1$ g). Medan det i Granvinsvassdraget var ($19 \pm 3,1$ cm) og ($56,1 \pm 25,3$ g). Alle aurane overlevde inngrepet, og viste normal fluktnespons ved utsetjing.

Tabell 1. Spesifikasjonar for sendarar brukt i studiet (thelmabiotel.com). mm = millimeter, og g = gram.

Spesifikasjonar	ID-2LP7	ID-LP9L	ID-LP7
Diameter (mm)	7.3	9	7.3
Lengde (mm)	23.2	24	17
Signalstyrke (dB re 1 uPa på 1 m)	139	144	139
Vekt i vatn (g)	1.8	2.5	1.1
Vekt i luft (g)	2.7	4	1.8
Levetid (månadar)	14 -16	23 -27	3 -8
Sendingfrekvens (sekund)	90-150	90-150	30-90
Lokalitet	Tal merka aure	Tal merka aure	Tal merka aure
Storelvi (Granvinsvassdraget)	4	0	0
Granvinsvatnet	10	8	0
Granvinelva	2	0	7
Bjoreio (Eidfjordvassdraget)	10	9	9
Eio (Eidfjordvassdraget)	10	6	16

2.2.3 Mottakarar i Granvin- og Eidfjordvassdraget

Plasseringa av mottakarar hadde om lag same utforming i begge innsjøane, med to hovudlinjer som kryssa innsjøane på tvers. Det vart og plassert mottakarar i inn- og ut-osen av innsjøane, og i utløpselvane ned til Hardangerfjorden. I Granvin vart det utplassert totalt 15 mottakarar i ferskvasssystemet, medan det i Eidfjord vart sett ut eleve mottakarar. I tillegg vart mottakarar i fjordestuara nytta, både i Granvin og Eidfjord. Dette for å fastslå auren sitt utvandringstidspunkt frå ferskvatn til saltvatn. **Figur 1** og **Figur 3** syner mottakaranes plassering i studievassdraga. Oppsettet vart utforma med hensikt at det skulle gjennomførast triangulerings analyser av dei merka aurane, for å betre kartlegge bevegelsar og forstå auren sitt bruk av vasslokalitetane (Urke & Bendiksen,

2019). Alle mottakarar i fjord og innsjø er plassert på om lag tre meters djupne. Mottakarar nytta i dette studiet er produsert og levert av Thelma biotel og to variantar vart tatt i bruk. Typen TBR700 Long er den mest nytta modellen i dette studiet. Denne har god batterikapasitet (16–18 månadar) og detekterer merka aure innanfor eit område på om lag 300–400 -meter. Deteksjonsgraden kan variera etter påverknadsfaktorane forklart tidlegare i oppgåva (Urke & Bendiksen, 2019). Den andre typen mottakar er i utsjånad noko mindre og identifiserast som TBR700. Batteritida til TBR700 er mellom åtte og ni månadar og deteksjonsområdet er det same som for TBR700 Long (Thelmabiotel, 2019a). Meir spesifikk informasjon om mottakarane er gjeve i **Tabell 2**.

Tabell 2. Spesifikasjonar for mottakar nytta i prosjektet. TBR700L står for TBR700 Long. (thelmabiotel.com).

Spesifikasjonar	TBR700L	TBR700
Batteri og levetid (månadar)	16-18	8-9
Diameter (mm)	75	75
Lengde (mm)	374	230
Vekt (g)	2000	1140

2.2.4 Ekkolodd

Hydroakustikk er eit verktøy som kan nyttast til å kartlegge biomassetettleiken av fisk i ulike vasslokalitetar og for å finne størrelse-fordelinga av fisk i innsjøar. Når ein brukar ekkolodd festast ein svingar til båten, svingaren går ned i vatnet og sender lydsignal nedover i vassøyla. Når signalet treff noko, til dømes ein fisk, vert signalet reflektert opp til ein hydrofon som er lokalisert i svingaren. På denne måten finn ein talet på fiskar i innsjøen. Ekkoloddet kan og registrera kor djupt og kvar fisken står (XYZ-koordinatar) og gjennom styrken til ekkosignalet kan storleiken på fisken estimerast. Kartlegging av fiskestorleik baserer seg på undersøkingane av ekkosignala og deira styrke, som igjen fortel fiskens målestyrke, target strength (TS), i desibel (dB). Samla sett kan desse verdiane skildrast som ein funksjon av fiskens størrelse, og kan nyttast til å finne fiskane si lengd i centimeter (Brabrand, 2012; Lunde, 2014). Gjennom å summera opp alle deteksjonar over heile arealet som vert dekkja av ekkoloddkøyninga kan biomassen av fisk per hektar estimerast.

Det vart nytta ekkolodd av typen Simrad EK60 og svingar av typen Simrad ES70-11 (70 kHz) i Granvinsvatnet og Eidfjordvatnet den 16. og 17. oktober 2019. På dagtid vart ekkoloddet kalibrert og kontrollert. Sendaren vart sett til å sende signal to gonger i sekundet. Alle innstillingane på ekkoloddet vart stilt inn etter krava sett i den Europeiske standaren for ekkolodd CEN- EN 15910

(2014). All behandling av innsamla hydroakustisk data frå ekkoloddkøyringane vart analysert i dataprogrammet Sonar5 (Balk & Lindem, 2000; Lunde, 2014)

2.2.5 Vassføring, vassstemperatur og utvalde mottakarar

Data for vassføring og vassstemperatur gjennom forsøksperioden vart samla inn på to måtar.

Vassføringsdata for Eidfjordvassdraget kjem frå Norges vassdrag og energidepartement (NVE) sin målestasjon (NVE 50.3.0) som er lokalisert i Eio. Vassføringsdata vart motteke frå Trine Fjelstad ved NVE. Temperaturdata frå Eidfjordvassdraget er henta frå TBR nummer 324, som ligg i ut-osen av Eidfjordvatnet.

I Granvin var det ikkje tilgjengeleg vassføringsdata, så vassnivådata vart henta frå trykceller (HOB0) som vart utplassert i vassdraget under feltarbeidet i April 2019. Temperaturdata frå Granvinsvassdraget vart henta frå TBR nummer 1010, som ligg i ut-osen av Granvinsvatnet. Mottakarane vart stilte inn til å registrere vassstemperatur kvart tiande minutt.

For å kartlegge innvandringstidspunkt og utvandringstidspunkt for merka aure i dei to studievassdraga måtte det veljast ut mottakarar som var riktig plassert, og som gav rett data i forhold til spørsmåla som vart stilt. Utvalet av mottakarar for å kartlegge innvandring og utvandring har som føresetnad å vere likast mogleg for begge vassdraga. For å kartlegge innvandring frå Storelvi til Granvinsvatnet vart mottakarane TBR nummer 331 og 1007 nytta. Mottakarane TBR nummer 752 og 52 plassert i estuaret i Granvinsfjorden, vart nytta for å kartlegge utvandringa frå Granvinsvassdraget til fjorden. Dei same kriteria vart fylgde då mottakarar i Eidsfjordvassdraget vart bestemt. For å kartlegge innvandringa frå Bjoreio til Eidfjordvatnet vart mottakarane TBR nummer 330 og 1011 nytta. TBR nummer 1013 og 822 plassert i estuaret i Eidfjorden vart nytta for å kartlegge utvandringa frå Eidfjordvassdraget til fjorden (**Figur 1** og **Figur 3**).

2.2.6 Datahandsaming

Datavask i ComPort

Siste innhenting av data frå mottakarane vart gjort i oktober 2019. Då vart det laga eit samla datasett for 2019, som inneheldt både innsjø, elv og fjorddata for heile året. Denne fila vart så lasta opp i programmet ComPort v3.0.0, der den fyrste datavasken vart gjort. Datamaterialet vart avgrensa til

identitetar nytta i prosjektet 2019. Ved start bestod datasettet av 17 178 075 observasjonar. Etter at alle uvesentlege identitetar var fjerna, bestod datasettet av 8 236 022 observasjonar.

Videre vart alle frekvensar og kodetypar som ikkje skulle vera i datasettet fjerna, sjå **Tabell 3** for gjenståande frekvensar. Datasettet bestod til slutt av 7 858 278 observasjonar.

Tabell 3. Aktuelle frekvensar nytta i studiet.

Frekvensar	Kilohertz (KHZ)
R64K	71
R64K	73
S256	73
S64K	71
S64K	73

Programvarer nytta i arbeid med databehandling og kart

For handsaming av datamateriale vart fylgjande program nytta; Microsoft Excel 2015, R versjon R x64 3.6.1 (R Development Core Team 2019), RStudio versjon 1.2.5001 -©RStudio (Team, 2019). R-programmet gjer den tunge jobben ved arbeid med analyser, figurar og tabellar, RStudio er eit hjelpeprogram for R. Kart presentert i oppgåva er utarbeida i kartprogrammet QGIS–64 bit versjon 3.8.3 med GRASS 7.6.1. (Team, 2020).

Fyrst vart merkedatafila frå Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget 2019, samt posisjonar og identifikasjon av merka aure frå mottakarar lasta opp i R. Ein del spøkelse-deteksjonar vart tatt vekk. Spøkelse-deteksjonar kan oppstå når mange merka aure passerer mottakarane på det same tidspunktet, noko som til dømes kan skje ved ei utvandring (Haugen, 2020). Ved sjekk av alle merkenummer, vart det køyrd ein kode som viste kvar den aktuelle auren var observert, samt tidspunktet den var detektert på dei ulike mottakarane. I kartet finn ein fort dei observasjonane som ikkje er reelle då dei ofte stikk seg ut som enkeltobservasjonar i mengda av observasjonar. Slike enkeltobservasjonar langt frå merkeplass kan ofte vera spøkelse-data. Rad-nummeret til desse observasjonane vart derfor notert i Excel slik at ein seinare kunne slette dei frå datasettet i R. Totalt 238 rad-nummer vart sletta. Då data var ferdig handsama og klart for analyser bestod datasettet av 1 611 223 observasjonar for dei to studievassdraga.

2.3 Statistiske og kvantitative analyser

2.3.1 Utvandringssmodellar

Logistisk regresjon vart nytta for å estimere kva faktorar som korrelerte med utvandringstidspunkt til fjord. For å finne faktorane som hadde mest påverknad på utvandringa til smolten vart R nytta til å lage ei rekke generaliserte lineære kandidatmodellar (GLM) med miljøfaktorar som tidlegare studiar har vist har vore viktige prediktorar. Responsen var forholdet mellom tal individ som vandra ut ein gitt dag, delt på tal tilgjengelege individ (altså individ som framleis ikkje hadde vandra ut). Faktorar som var med i kandidatmodellane for dei to vassdraga var vassstemperatur, vassføring/vassnivå, dag på året (DoY), relativ Δ vassføring/vassnivå og relativ Δ vassstemperatur som er endringar i vassføring/vassnivå og vassstemperatur frå dag til dag delt på vassføring/vassnivå og vassstemperatur frå dagen før. Og Δ vassføring/vassnivå og Δ vassstemperatur som er endringar i vassføring/vassnivå og vassstemperatur frå dag til dag. Symbolet Δ er forkorting for delta. Det vart deretter laga ein modellseleksjonstabell der Akaike Information Criterion (AICc) vart nytta som seleksjonskriterium (Akaike, 1975). AICc-verdien vil gje ein indikasjon på kva faktorkombinasjonar som påverka utvandringa sterkast i dei to vassdraga. I tilfelle der tre eller fleire faktorar i same modell gav den lågaste AICc-verdien, vart resultatet presentert i eit konturplott, då desse data var tredimensjonale. For å tilpassa dei ulike kandidatmodellane vart AICcmodavg pakken og GLM-prosedyren i R nytta (Mazerolle, 2019). I alt vart det laga 59 ulike GLM-kandidatmodellar, desse vart nytta for begge studieavassdraga.

2.3.2 Omtale av djupnebruk

For å predikera auren sitt djupnebruk i dei to vassdraga, vart det sett opp fleire aktuelle kandidatmodellar. Lmer-funksjonen som ein finn i lme4 pakken i programmet R, vart nytta for å setja opp Linear mixed modellar (LME) for å gjere det mogleg å tilpassa og analysera dei ulike kandidatmodellane (Bates et al., 2014). Faktorar nytta i modelleringa var data for dag og natt djupnebruk, auren sin lengde, vassdrag og auren si lengde i andre potens (som vart tilpassa for og teste om det var ein ikkje lineær effekt på djupnebruken). For å finne den sterkaste kandidatmodellen for djupnebruk vart det laga ein modellseleksjonstabell der AICc vart nytta som seleksjonskriterium, kandidatmodellen med lågast AICc-verdi vart betrakta som den med mest støtte i data (Akaike, 1975). Kandidatmodellen som påverkar mest vart nytta til å lage

prediksjonsdata. Prediksjonsdata vart deretter nytta for å lage figuren som syner prediksjonen av djupnebruken dag og natt.

2.3.3 Trianguleringsanalysar og detaljert habitatbruk.

Ei trianguleringsanalyse baserer seg på bruken av fleire stasjonære mottakarar for å estimere posisjonen til dei merka aurane. Dersom fleire mottakarar fangar opp dei same signala frå sendaren i ein aure, kan ein estimere posisjon til auren ved å sjå på talet av signal i kvar mottakar i eit gjeve tidsrom (t.d. 10 minutt), der mottakaren med flest mottekne signal innan ei gitt tid har hatt fisken nærast. Denne metoden for å gjennomføre ei trianguleringsanalyse er kalla gjennomsnittleg posisjoneringsmetode (PAV) og som baserer seg på akustiske signal er beskrive i Simpfendorfer et al (2002).

Utrekning av daglege bruksområde (Utility distribution) ved hjelp av adehabitathR-library. AdehabitathR-library vart brukt for å rekne ut det 50% daglege bruksområdet til dei merka aurane i dei to innsjøane i studievassdraga. Det vart fyrst nytta trianguleringsdata for å finne dei merka aurane sin posisjon. Utvalet bestod av dagar der det var meir enn ti observasjonar per aure. Vidare vart det estimert dagleg 50% bruksområde for aurane (50% av tida aurane oppheld seg i eit gitt område). Funksjonen kernelUD vart nytta for å lage estimata for 50% tidsbruk og daglege heimeområdedata for aurane, denne funksjonen er ein del av pakken adehabitathR (Calenge, 2006; Åsan, 2017). Ved å gjennomføre denne prosedyren får ein svar på kvar auren oppheld seg 50% av tida i vatna. Det er og mogleg å finne 95% bruksområde for aurane på same måte, men dette vart ikkje prioritert i dette studiet.

For å finne faktorane som hadde sterkest påverknad på heimebruksområde i dei to innsjøane, vart det konstruert eit utval LME-kandidatmodellar. Faktorane nytta i modellane var aurane si lengd, dag på året, utsettplass, dag på året i andre potens, aurane sin vekt, vassstemperatur og k-faktor (forholdet mellom lengde og vekt). Dag på året i andre potens vart tilpassa for og sjå om det var periodar med høgare eller lågare aktivitet gjennom sommaren. Vidare vart det laga ein modellseleksjonstabell der AICc verdiane vart nytta som seleksjonskriterium (Akaike, 1975), kandidatmodellen med lågast AICc vart nytta for å lage figuren som beskriv 50% heimebruksområdet for aurane i innsjøane.

3 Resultat

Deteksjonen og overlevinga til aurane etter tilbakeføring var svært høg i begge vassdraga, men ein del lågare på aure sett ut i elva Eio (78 %) i Eidfjordvassdraget (**Tabell 4**).

I begge vassdraga vandra over 50 % av aurane frå alle tilbakeføring-stadar og ut i fjorden.

Den samla utvandingsprosenten frå Eidfjordvassdraget (65 %) var noko

høgare enn den frå Granvinsvassdraget (55 %). Dette tilseier at 35 % av merka aure

vart verande i ferskvatn i Eidfjordvassdraget, medan 46 % vart verande i ferskvatn i

Granvinsvassdraget. Del aure som vart verande i ferskvatn var høgare for aure sett ut i øvre del av vassdraga (Bjoreio-aure (32 %), Eio-aure (9 %), Storelvi-aure (50 %), og Granvinselva-aure (33 %).

Merka aure vert frå no omtalt som «aure» i teksten.

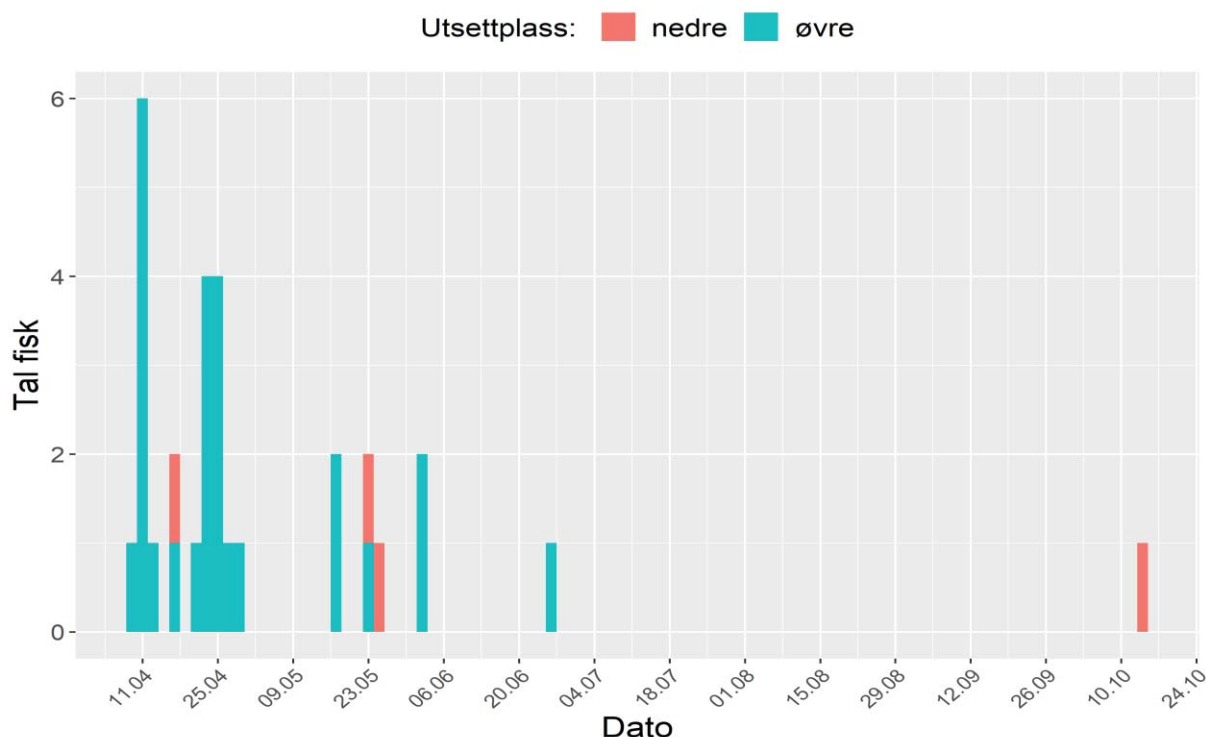
Tabell 4. Oversikt over aurar frå Granvin og Eidfjordvassdraget, samt kvar dei oppheldt seg i tidsperioden april –oktober. N er tal merka aurar 2019. Prosentfordelinga i parentes indikerer fjordbruk og innsjøbruk i prosent.

Vassdrag:	Elvestrekke:	Tal merka Aurar N:	Etter utsett N:		Fjorden N:		Ferskvatn N:	
Granvinsvassdraget:	Storelvi (øvre)	4	4	100 %	2	50 %	2	50 %
	Granvinsvatnet	18	17	94 %	10	56 %	7	39 %
	Granvinselva (nedre)	9	8	89 %	5	56 %	3	33 %
Eidfjordvassdraget:	Bjoreio (øvre)	28	26	93 %	17	61 %	9	32 %
	Eio (nedre)	32	25	78 %	22	69 %	3	9 %

3.1 Innvandring til Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet

Innvandring til Eidfjordvatnet

Hovudvekta av aure frå Bjoreio vandra ned i Eidfjordvatnet i perioden frå 11. april til 25 april (**Figur 7**). Dei raude søylene i figuren er fyrstegongs deteksjonar av aure satt ut i elva Eio, altså aure som har vandra oppover til dei øvre mottakarane i innsjøen, ein avstand på om lag fem kilometer, sjå **Figur 1** for utsettplassar.



Figur 7. Fyrstegongsdeteksjonar på mottakarar i øvre del av Eidfjordvatnet (330 og 1011). Innvandring frå Bjoreio til Eidfjordvatnet og oppvandring frå Eio. Blå søyler er aure sett ut i Bjoreio, oransje søyler er aure sett ut i Eio. Tal aure detektert (Y-aksen), dato detektert (x-aksen).

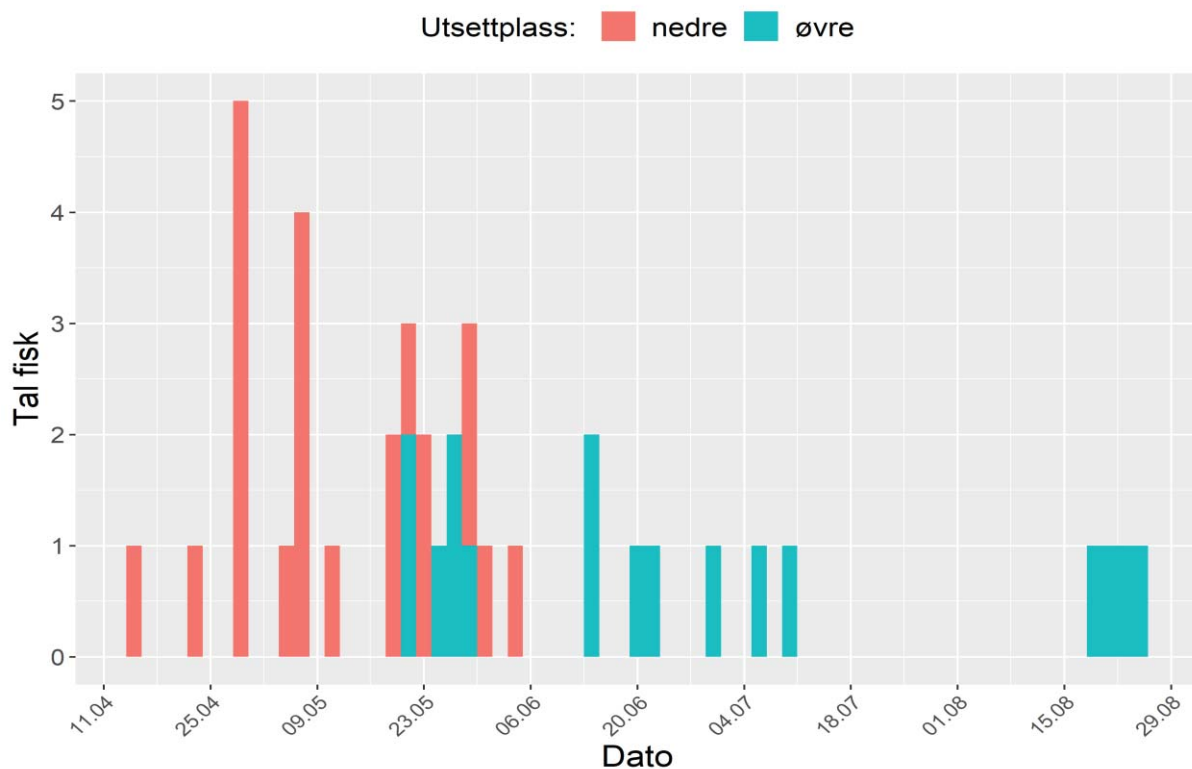
Innvandring til Granvinsvatnet.

I løpet av perioden 11. april til 1.mai hadde dei fire aurane som vart merka i Storelvi vandra frå elva og inn i Granvinsvatnet. Det er ikkje tilhøyrande figur til dette avsnittet grunna lågt tal merka aure frå Storelvi 2019.

3.2 Utvandring frå Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget 2019

Utvandring frå Eidfjordvassdraget

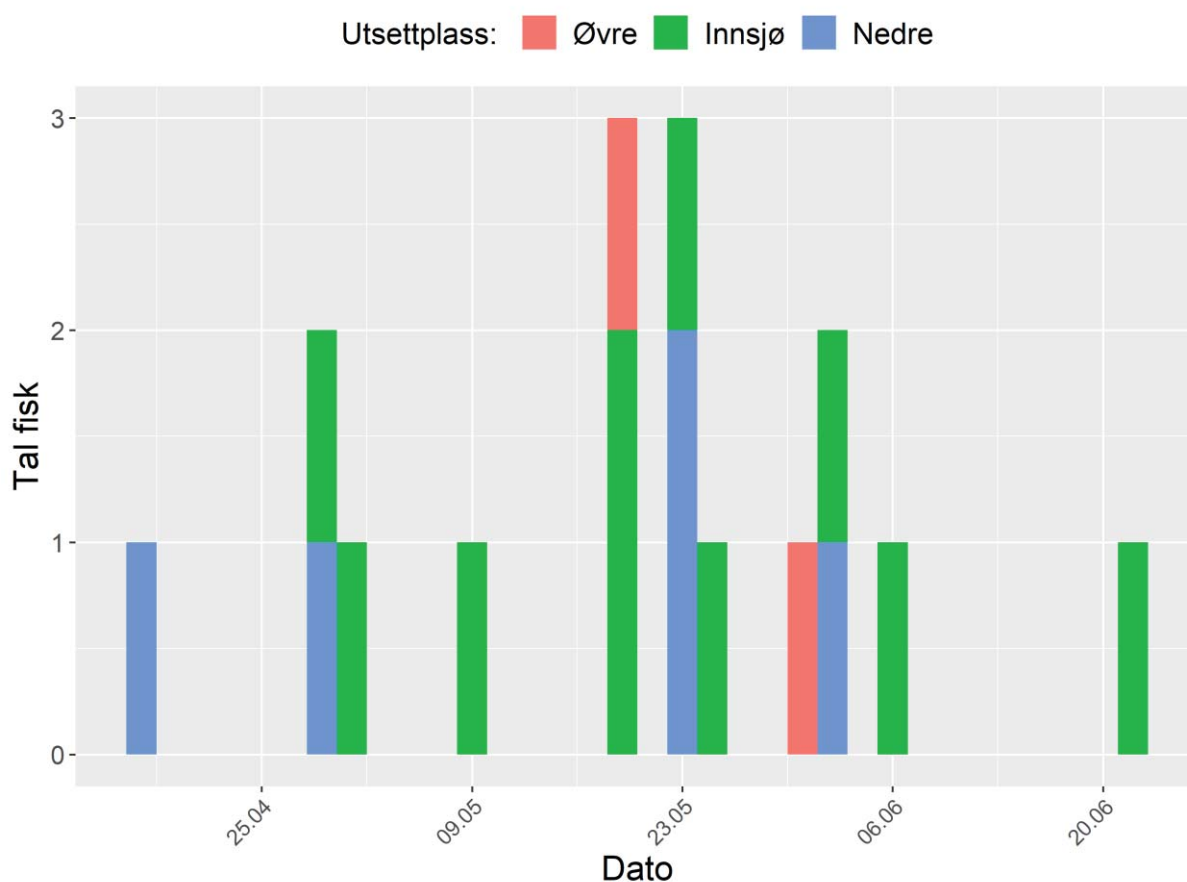
Aure frå begge merkelokalitetane i Eidfjordvassdraget hadde hovudtyngda av utvandring i perioden kring 23.–25. mai. Aure satt ut i Eio vandra ut i fjorden i perioden 13. april til 5. juni med hovudtyngde kring 23. mai. 22 av dei 32 (69%) aurane frå Eio vandra ut i fjorden. Aure sett ut i Bjoreio vart detektert på mottakarane i fjordestuaret frå 21. mai til 28. august, ei gruppe på seks aurar vandra ut i perioden 23.–25. mai. Av 28 aurar i Bjoreio har 17 (61%) vandra ut i fjorden. Totalt vandra 39 av 60 (65%) aurar frå Eidfjordvassdraget frå ferskvatn til fjord i 2019 (**Figur 8** og **Tabell 4**). Gjennomsnittleg lengd (i cm) for utvandrande aure frå Eidfjordvassdraget var i 2019 ($19,4 \pm 4,4$). Aure frå Eio hadde ei gjennomsnittleg lengd ved utvandring ($18 \pm 3,4$), aure frå Bjoreio hadde ei gjennomsnittleg lengd ved utvandring ($21,2 \pm 4,1$).



Figur 8. Utvandringstidspunkt frå ferskvatn til fjord i Eidfjordvassdraget. Aure sleppt i Bjoreio er illustrert med blå søyler, aure sleppt i Eio illustrert med raude søyler. Tal aurar detektert (Y-aksen), dato detektert (x-aksen).

Utvandring frå Granvinsvassdraget

I Granvinsvassdraget har aure frå alle tre merkelokalitetar hovudtyngda av utvandring i perioden 18.–23. mai, men ein aure merka og sett ut i Granvinselva vandra ut i fjorden allereie 16. april (**Figur 9**). Nokre aurar vandra ut tidleg i juni og nokre seint. To av fire aurar (50 %) frå Storelvi, fem av ni aurar (55%) frå Granvinselva og 10 av 18 (55%) aurar frå Granvinsvatnet vandra ut til fjorden. Totalt vandra 17 av 31 (55%) aurar frå Granvinsvassdraget frå ferskvatn til fjord i 2019 (**Tabell 4**). Gjennomsnittleg lengd (i cm) for utvandrande aure frå Granvinsvassdraget var i 2019 ($19,3 \pm 3,1$). Aure frå elvane hadde ei gjennomsnittleg lengd ved utvandring på ($17,3 \pm 2,2$), aure frå innsjø hadde ei gjennomsnittleg lengd ved utvandring på ($19,4 \pm 3,1$).



Figur 9. Utvandringstidspunkt frå ferskvatn til fjord, Granvinsvassdraget. Aure satt ut i Granvinselva er illustrert med blå søyler, Aure satt ut i Granvinsvatnet illustrert med grøne søyler og aure satt ut i Storelvi er illustrert med oransje. Tal aure detektert (Y-aksen), dato detektert (x-aksen).

3.2.1 Retur til ferskvatn

Av aurane som nytta Eidfjordvatnet over ein lengre periode, vandra totalt seks ut og vart detektert i fjordestuaret og har ved eit seinare tidspunkt returnert til innsjøen. To aurar frå Eio vart og detektert i estuaret før dei vandra opp til innsjøen. I Granvinsvassdraget vandra to aurar frå innsjøen til fjordestuaret og returnerte ved eit seinare tidspunkt til innsjøen. To aurar var og borte frå deteksjonsområdet i innsjøen i ein periode, men dei vart ikkje detektert i estuaret. Tal dagar aurane var borte frå innsjøane varierte, men gjennomsnittleg var aurane borte i 83 ± 19 dagar frå Eidfjordvatnet og 69 ± 31 dagar frå Granvinsvatnet (**Tabell 5**). Totalt har seks av 39 aurar (15 %) frå Eidfjordvatnet og to av 17 aurar (12 %) frå Granvinsvatnet vandra frå, og returnert til innsjøane i løpet av innsamlingsperioden.

Tabell 5. Aure som har vore borte frå innsjøane i ein periode før dei igjen har returnert.

Vassdrag = Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget, ID = auren sitt identitetsnummer,

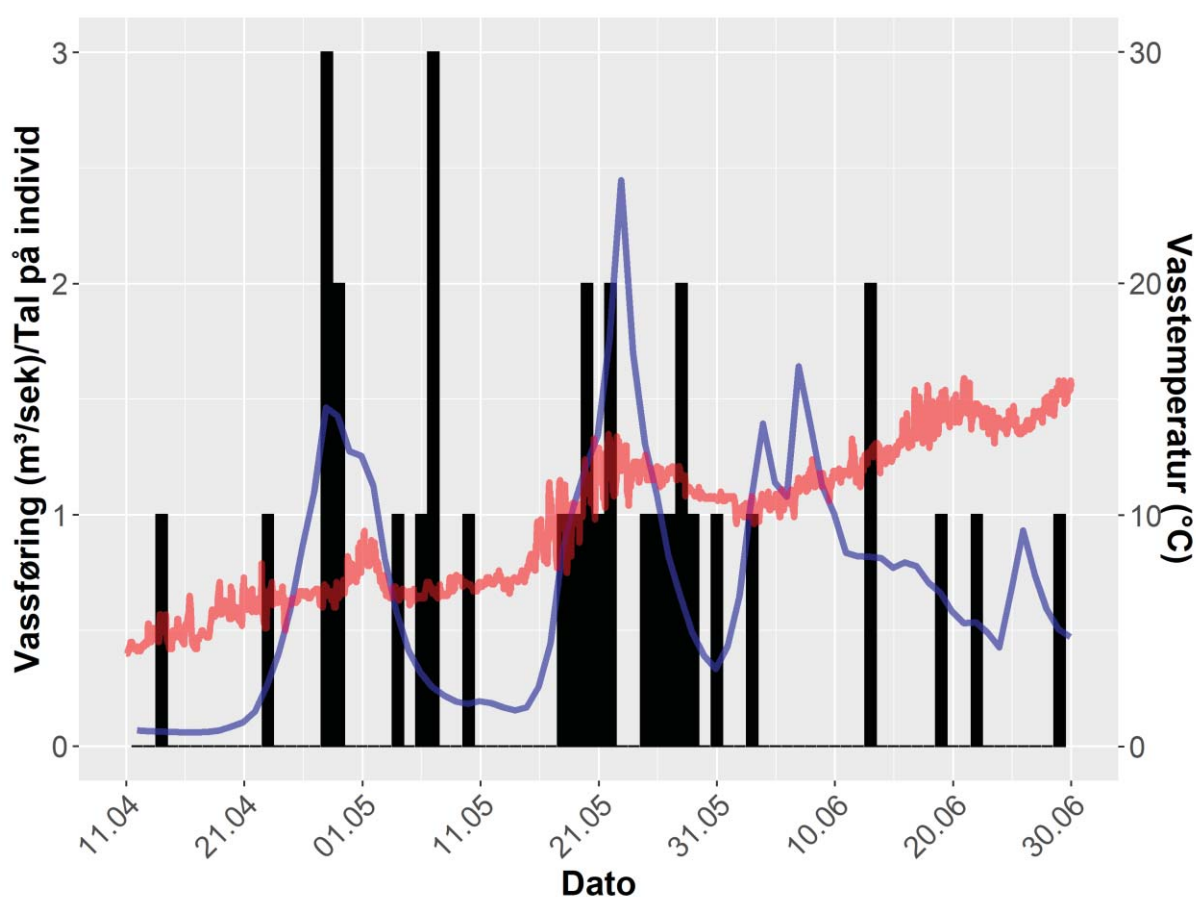
Dagar borte = tal dagar borte frå innsjø.

Vassdrag	ID	Dagar borte	Gjennomsnitt dagar borte
Eidfjord	142	83	
Eidfjord	143	62	
Eidfjord	196	98	
Eidfjord	1058	53	
Eidfjord	197	114	
Eidfjord	1072	92	
			83 ± 19
Granvin	1085	45	
Granvin	1086	120	
Granvin	1092	30	
Granvin	1093	81	
			69 ± 31

3.2.2 Effekt av vassføring og vassstemperatur på utvandringssannsyn

Eidfjordvassdraget

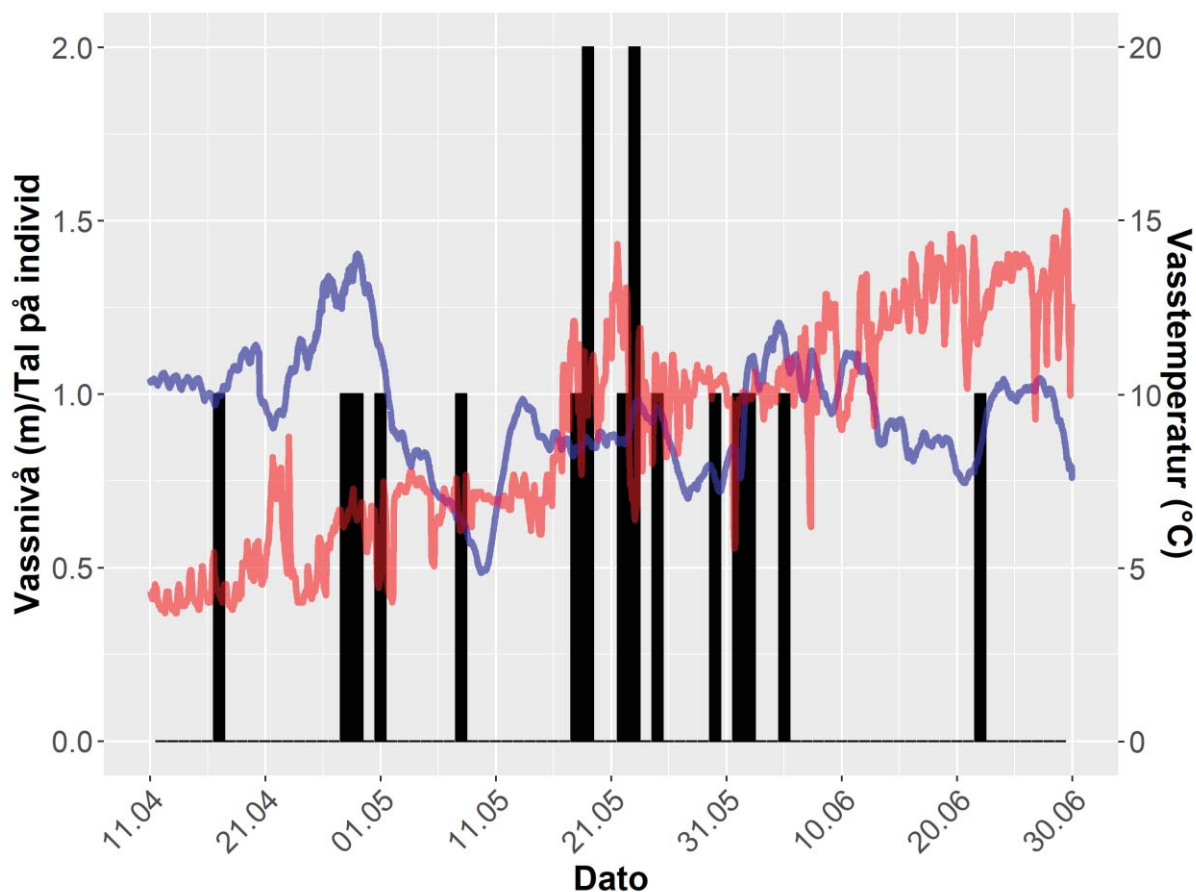
Det ser ut til at flest aure vandra då vassføringa auka i Eidfjordvassdraget. Den fyrste betydelege vassføringsauken kom i slutten av april, fylgt av ein ny topp kring 21. mai. Ved topp nummer to auka og vassstemperaturen. Det er viktig å nemne at noko av auren frå Eidfjordvassdraget og vandra på tidspunkt der vassføringa var relativt låg, eller fallande som i perioden kring 5. mai. Totalt vandra 14 av 39 aurar ved låg eller fallande vassføring (**Figur 10**).



Figur 10. Utvandringstidspunkt frå ferskvatn til saltvatn i Eidfjordvassdraget. Utvandring av aurar presentert som svarte søyler, med overliggende vassstemperatur og vassføring for perioden 11. april –30. juni 2019. Blå linje syner vassføring, raud linje syner vassstemperatur.

Granvinsvassdraget

Aurane i Granvinsvassdraget vandra både i periodar med aukande og fallande vassnivå, men figuren syner ikkje eit spesifikt vandringsregime. Det var ein tydleg auke i tal utvandrande aure ved ein temperaturtopp kring 21. mai (**Figur 11**). Det ser ut som auren frå Granvinsvassdraget også vandrar i periodar der det ikkje er tydelege endringar i vassstemperatur eller vassnivå.



Figur 11. Utvandringstidspunkt frå ferskvatn til fjord, Granvinsvassdraget. Utvandring av aurar presentert som svarte søyler, med overliggande vassstemperatur og vassnivå for perioden 11. april – 30. juni 2019. Blå linje syner vassnivå, raud linje syner vassstemperatur.

3.2.3 Utvandringsmodellar og AICc

Eidfjordvassdraget

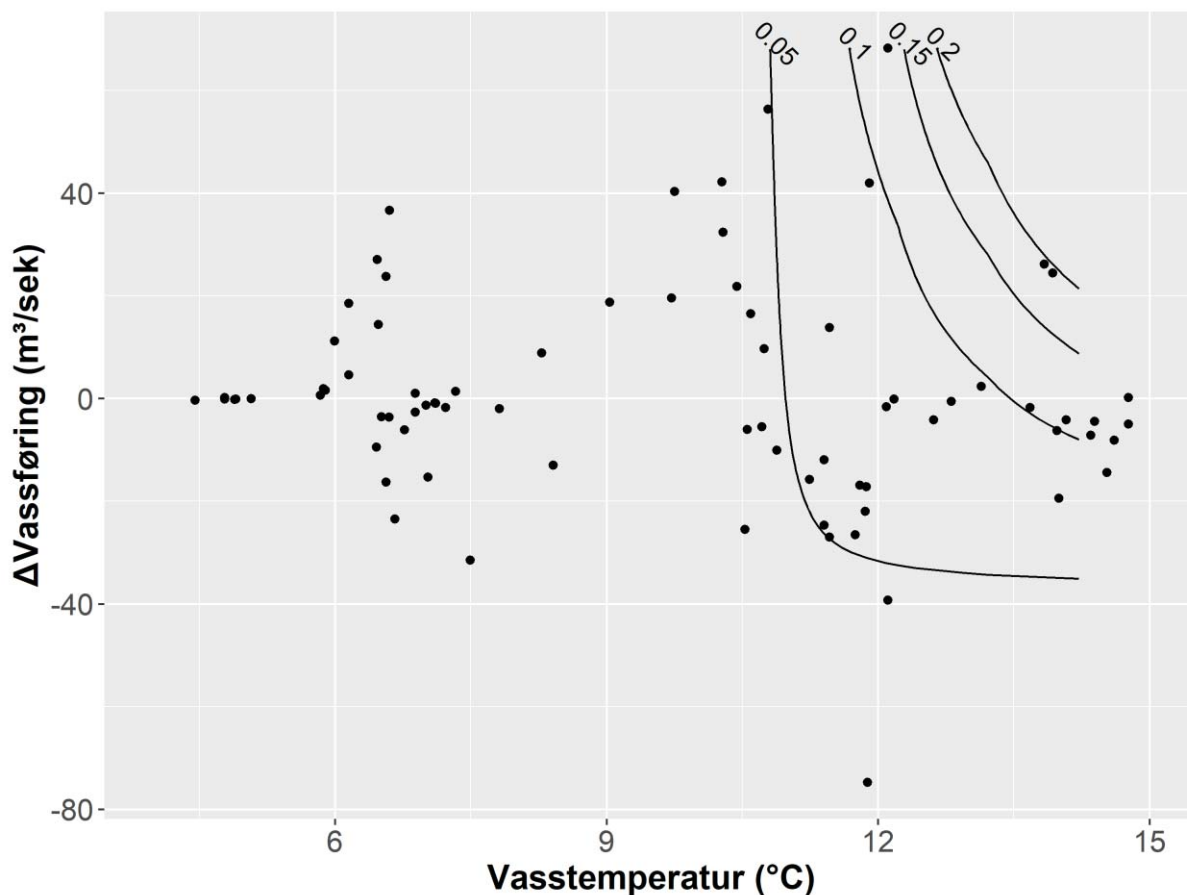
Seks av dei sju kandidatmodellane med Δ AICc verdiar < 2 innehaldt faktoren vassstemperatur (**Tabell 6**). Dette indikerer at vassstemperatur potensielt har større påverknad på utvandringa frå Eidfjordvassdraget enn dei andre tilpassa faktorane, basert på datamaterialet frå 2019. GLM-kandidatmodellen med lågast AICc verdi og mest støtte i data innehaldt faktorane vassstemperatur og Δ vassføring. Modellen predikerer at når vassstemperaturen aukar parallelt med endringar i vassføring frå dag til dag aukar det estimerte sannsynet for at auren vandrar (**Tabell 7** og **Figur 12**).

Tabell 6. Dei sju sterkaste GLM-kandidatmodellane for å beskrive aureutvandring frå Eidfjordvassdraget 2019. K = tal faktorar i modellen, AICc = korrigert AIC verdi, Δ AICc = differansen mellom ein modells AICc verdi og lågaste AICc verdi, ModelLik = Model Likelihood, AICcWt = relativ AICc støtte til modellane, LL = Log Likelihood. Temp = vassstemperatur. DoY = Dag på året, Vassføring = vassføringsdata for enkeltdagar, Δ Vassføring = endringar i vassføring frå dag til dag, Rel Δ vassføring = endringar i vassføring dag til dag delt på vassføring frå dagen før. AICc-tabell for dei 15 sterkaste kandidatmodellane, Vedlegg 1.

Modellnummer/faktorar	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(46) Temp*delta.Vassføring	4	123.90	0.00	1	0.12	-57.68
(3) Temp	2	124.12	0.22	0.8970	0.10	-59.98
(50) Temp*rel.delta.Vassføring	4	124.14	0.24	0.8878	0.10	-57.80
(49) Temp+rel.delta.Vassføring	3	124.91	1.01	0.6023	0.07	-59.30
(45) Temp+delta.Vassføring	3	125.67	1.77	0.4125	0.05	-59.68
(8) DoY+Vassføring	3	125.75	1.85	0.3963	0.05	-59.72
(9) Temp+Vassføring	3	125.78	1.88	0.3897	0.04	-59.73

Tabell 7. Faktorestimattabell med faktorestimat og Anova av: Vass temperatur * Δ vassføring (m^3/sek), kandidatmodellen med mest støtte i data for aureutvandringa frå Eidfjordvassdraget 2019 (**Tabell 6**). Temp = vass temperatur, Δ Vassføring = endringar i vassføring frå dag til dag.

Faktorestimat.	Estimat	Standardfeil	z verdi	P-verdi	
Skjeringspunkt	-6.255747	0.650939	-9.610	2e-16	
Temp	0.300972	0.064157	4.691	2.72e-06	
delta.Vassføring	-0.088552	0.046717	-1.895	0.0580	
Temp*delta.Vassføring	0.008170	0.004117	1.985	0.0472	
Anova (effekttest)	Df	Devianse	Resid. Df	Resid. Dev	P-verdi
NULL			78	91.795	
Temp	1	22.0923	77	69.703	2.599e-06
delta.Vassføring	1	0.1501	76	69.553	0.69842
Temp*delta.Vassføring	1	3.9914	75	65.562	0.04573



Figur 12. Predikert døgnsannsyn for aureutvandring frå Eidfjordvassdraget, forklart gjennom Δ vassføring (Y-aksen) og vass temperatur (X-aksen). Sannsyna er framstilt som konturlinjer der dei respektive sannsynsverdiane er gjeve som tal øvst på linjene. Estimata kjem frå den utvalde modellen som er rapportert i **Tabell 7**.

Granvinsvassdraget

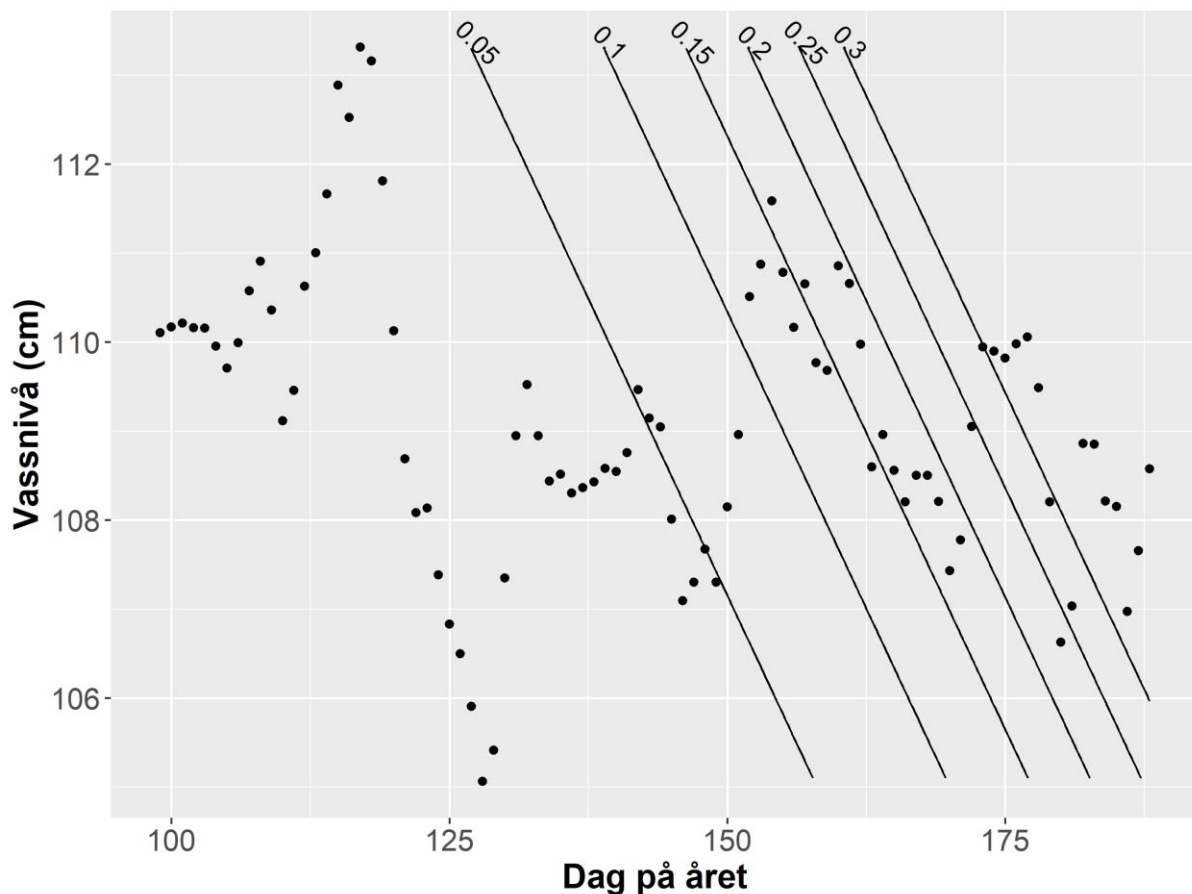
GLM-kandidatmodellen med lågast AICc og Δ AICc-verdiar, og med mest støtte i data, inneheldt faktorane dag på året (DoY) og vassnivå (Tabell 8 og Tabell 9). Dei to faktorane i kandidatmodellen gjev det sterkaste estimerte sannsynet for aureutvandring frå ferskvatn til fjord. Når vassnivået auka, samstundes som det vart seinare på året, vart det estimerte sannsynet for vandring større (Figur 13). Tre kandidatmodellar hadde Δ AICc verdiar < 2 (Tabell 8). Den gjentakande faktoren i dei tre modellane er dag på året. Dette indikerer at faktoren dag på året potensielt har større påverknad på utvandringa frå Granvinsvassdraget enn dei andre tilpassa faktorane, basert på datamaterialet frå 2019.

Tabell 8. Dei tre sterkaste modellane for aureutvandring frå Granvinsvassdraget 2019. K = tal faktorar i modellen, AICc = korrigert AIC verdi, Δ AICc = differansen mellom ein modells AICc verdi og lågaste AICc verdi, ModelLik = Model Likelihood, AICcWt = relativ AICc støtte til modellane, LL = Log likelihood. DoY = Dag på året, Vassnivå = vassnivådata for enkeltdagar, Rel Δ temp = endringar i vassstemperatur frå dag til dag delt på vassstemperatur frå dagen før. AICc -tabell for dei 15 sterkaste kandidatmodellane, Vedlegg 1.

Modellnummer/faktorar:	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(8) DoY+Vassnivå	3	77.48	0.00	1	0.15	-35.60
(1) DoY	2	77.61	0.13	0.9369	0.14	-36.73
(19) DoY+rel.delta.temp	3	79.41	1.93	0.3807	0.06	-36.56

Tabell 9. Faktorestimattabell med faktorestimat og Anova av: DoY + vassnivå (m), den mest beskrivande kandidatmodellen for aureutvandringa frå Granvinsvassdraget 2019. DoY = dag på året.

Faktorestimat:	Estimat	Standardfeil	z verdi	P-verdi	
Skjeringspunkt	-37.43986	17.80935	-2.102	0.0355	
DoY	0.06252	0.01448	4.317	1.58e-05	
Vassnivå	0.23440	0.15534	1.509	0.1313	
Anova (effekttest):	Df	Devianse	Resid. Df	Resid. Dev	P-verdi
NULL			79	93.483	
DoY	1	21.0394	78	72.443	4.499e-06
Vassnivå	1	2.8059	77	69.637	0.09392



Figur 13. Prediktert døgnet sannsyn for aureutvandring frå Granvinsvassdraget, forklart gjennom Vassnivå (cm) (Y-aksen) og Dag på året (x-aksen). Sannsyna er framstilt som konturlinjer der dei respektive sannsynsverdiene er gjeve som tal øvst på linjene. Dag på året 150 = 29. mai 2019. Estimata kjem frå den utvalde modellen som er rapportert i **Tabell 9**.

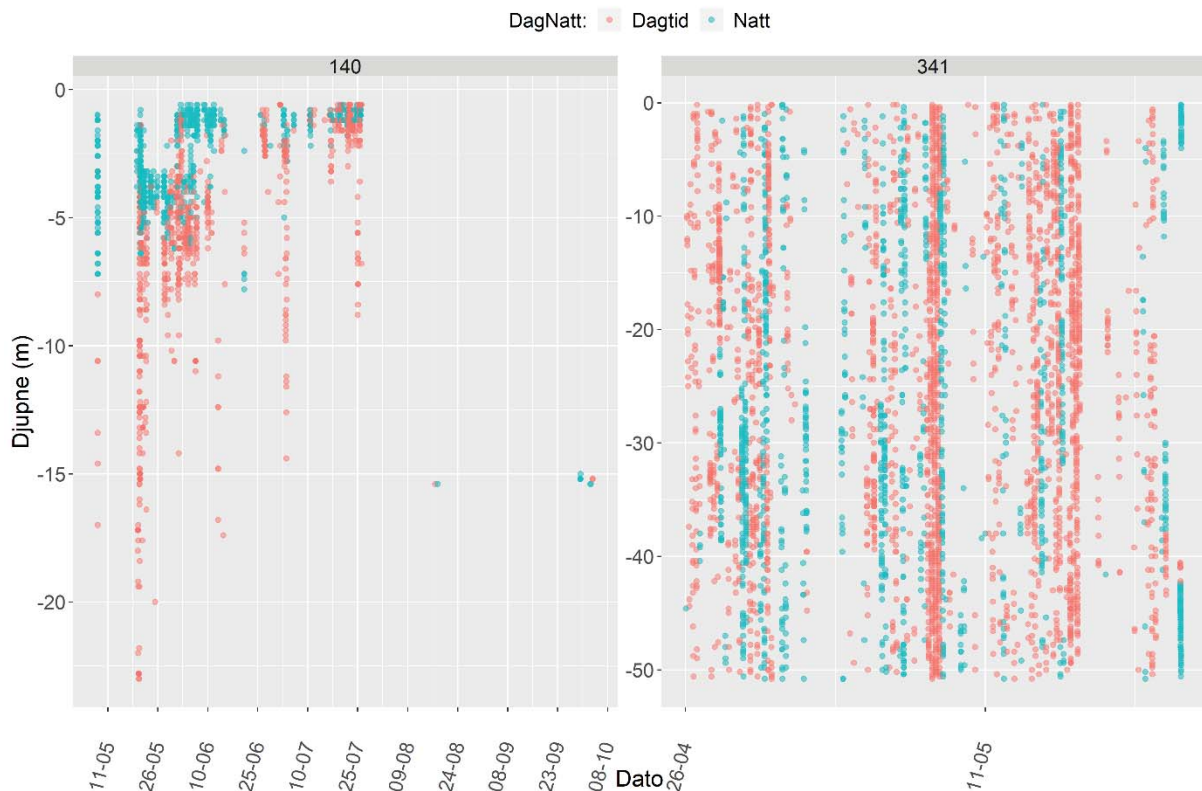
3.3 Djupnebruk i innsjøane

Eidfjordvatnet

Fleirtalet av aurane som vart detektert i innsjøen nyttar i periodar av opphaldet svært djupe delar av vassøyla (40-50 m). Aurane som var borte frå innsjøen og returnerte seinare på året (t.d. ID 1072 og 196) gjekk grunnare i vatnet etter tilbakevending (0-15 m) (**Figur 14**). Eit meir detaljert djupneplott er presentert for to aurar med ID 140 og 341 frå Eidfjordvatnet. Desse vart sett ut i Eio og Bjoreio (**Figur 15**). Individua er presentert som individuelle plott for å tydelegare synleggjera det spesifikke djupnebruket for enkeltindivid i innsjøane. ID 140 vandra ikkje ut i fjorden og mangel på deteksjonar frå 25. juli, kan vera grunna at han har oppheldt seg i område der han ikkje var i kontakt med mottakarar. ID 341 vandra til fjorden den 18. mai.



Figur 14. Djupnebruk til akustisk merka aure i Eidfjordvatnet. Aurane er delt i to grupper, blå plott symboliserer aure sett ut i Bjoreio (innlaupselv) og oransje plott symboliserer aurar sett ut i Eio (Utlaukselv) (ID i figurpanela).

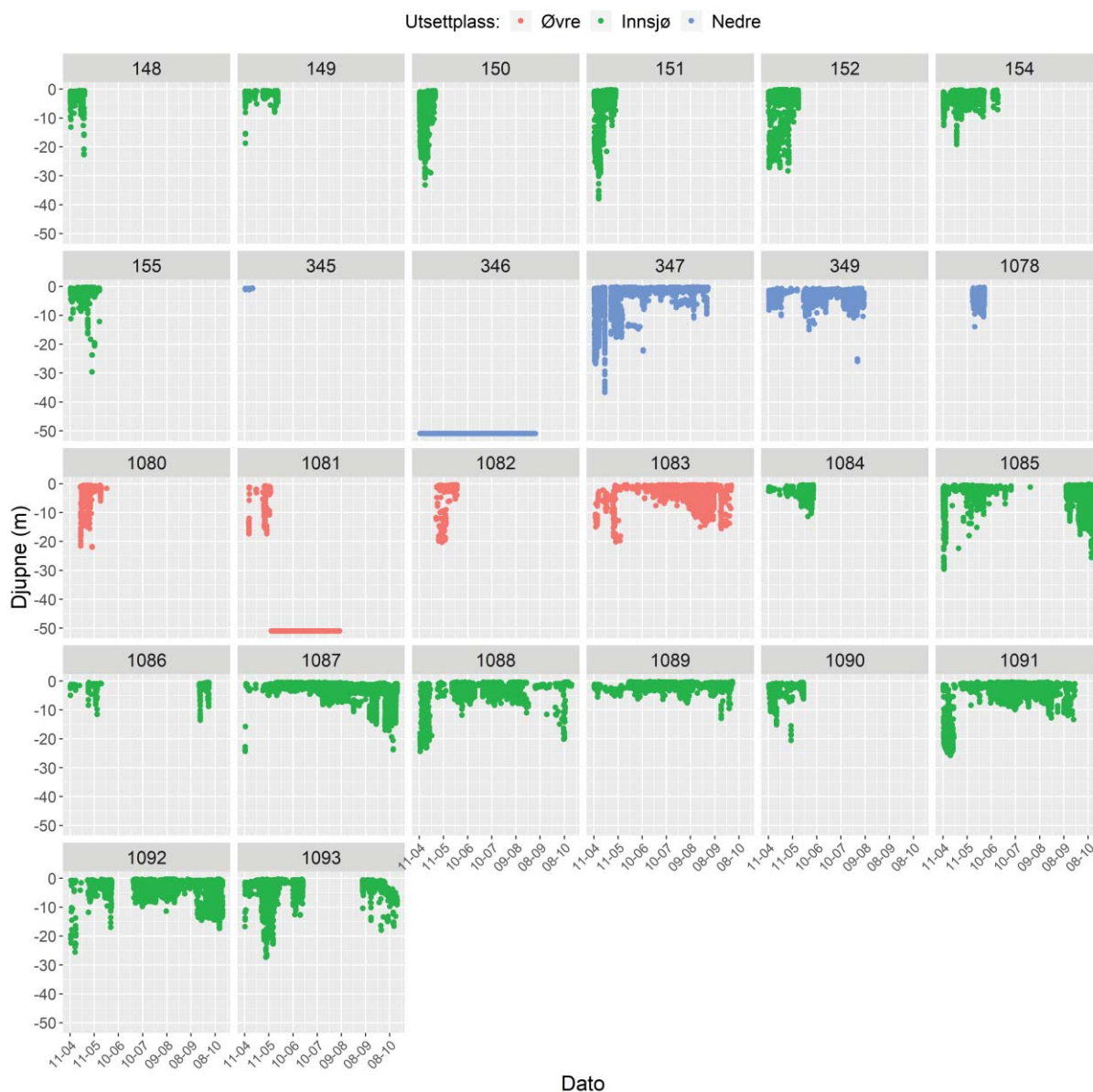


Figur 15. Djupnebruk for aure med ID 140 og 341 i Eidfjordvatnet for tidsperioden 26. april –08. oktober 2019. Blå punkt er observasjonar på natta, medan raude punkt er observasjonar på dagtid.

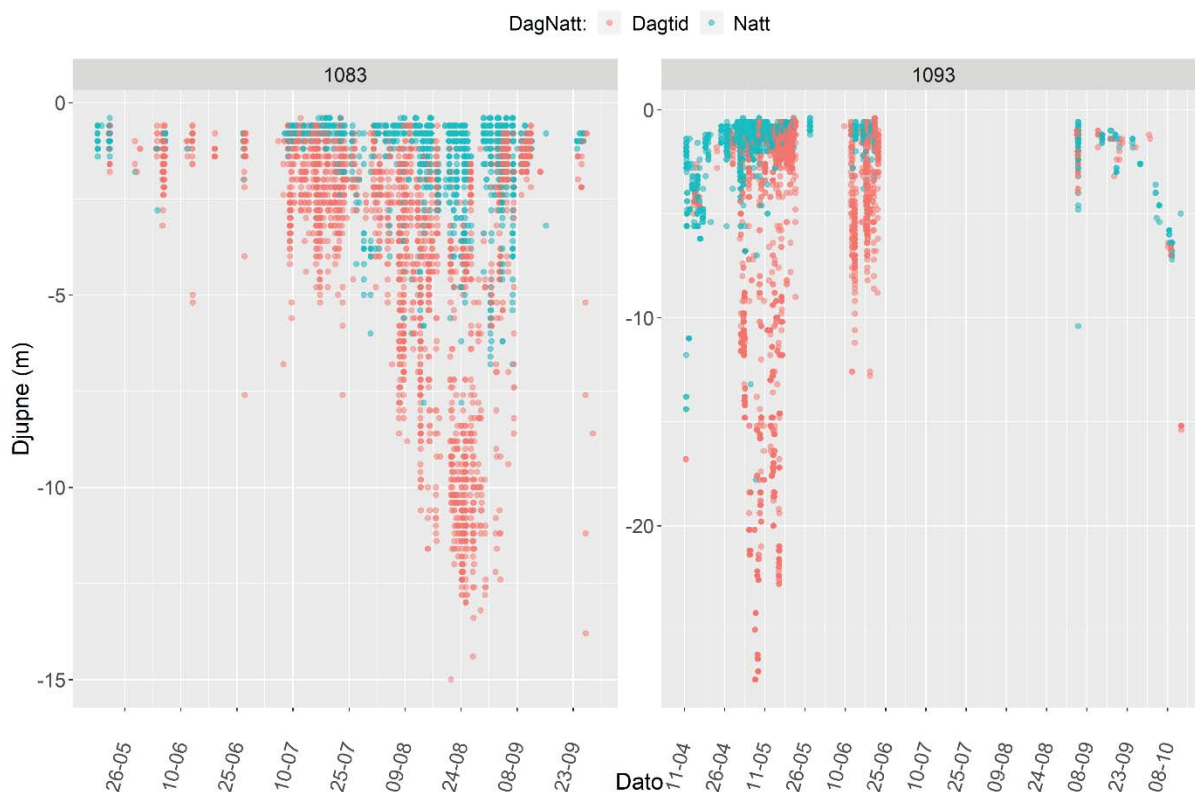
Granvinsvatnet

Djupnebruken er ulik for utvandrande aure og dei aurane som vart verande i innsjøen.

Dei utvandrande aurane (til dømes ID 150 og 151) nyttar djupare vasslag av innsjøen før utvandring (0-40 m) enn dei attverande (0-10 m) gjer i same periode. Djupnebruken blant attverande aure var nokså lik mellom aure frå alle merkelokalitetar. Ein ser dette godt ved å studere djupneplotta til ID 1083 og 1087, som vart sett ut i Storelvi og Granvinsvatnet (**Figur 16**). Ein meir detaljert djupnebruk er presentert for to aurar med ID 1083 og 1093 frå Granvinsvatnet (**Figur 17**), som og vart sett ut i Storelvi og Granvinsvatnet. Individua vert presentert som individuelle plott for å tydelegare synleggjera det spesifikke djupnebruket for enkeltindivid i innsjøane. ID 1093 vandra ut i fjorden den 20. juni og returnerte til innsjøen kring 8. september, medan ID 1083 vart verande i innsjøen gjennom heile innsamlingsperioden.



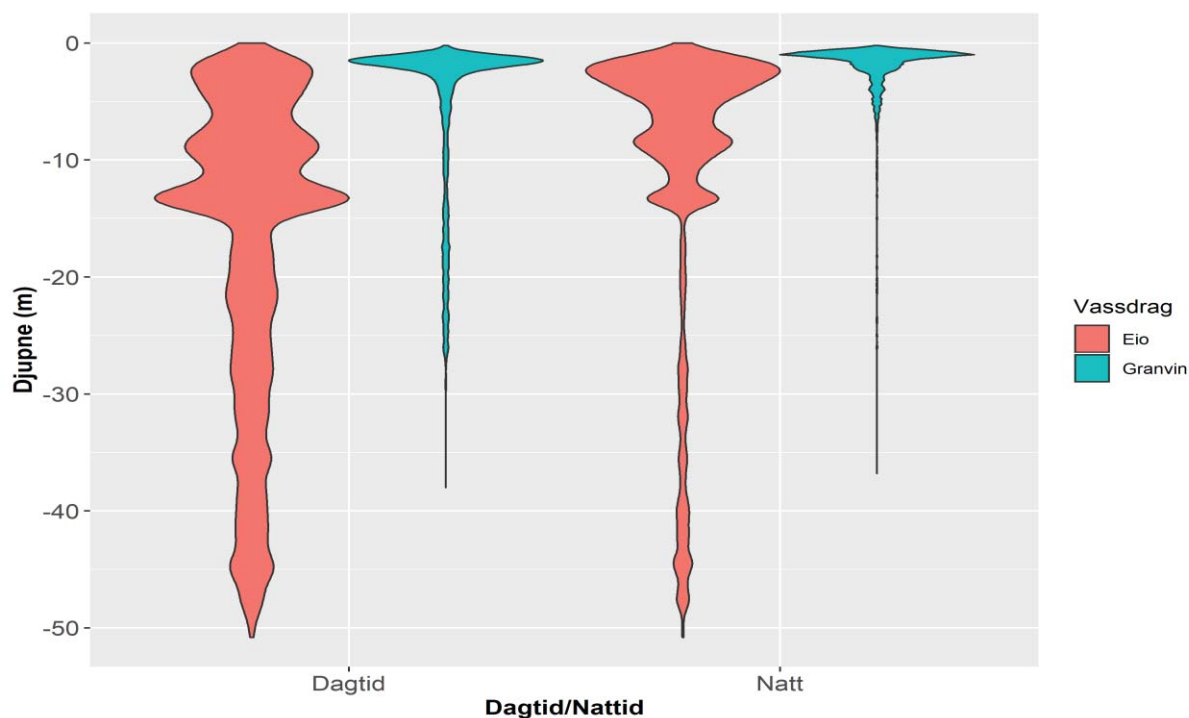
Figur 16. Djupnebruk til akustisk merka aure i Granvinsvatnet. Blå plott symboliserer aure sett ut i Granvinselva (utlaupselv), oransje plott symboliserer aure sett ut i Storelvi (innlaupselv) og grøne plott symboliserer aure sett ut i innsjøen (ID i figurpanela).



Figur 17. Djupnebruk for aure med ID 1083 og 1093 i Granvinsvatnet for tidsperioden 11. april –08. oktober 2019. Blå punkt er observasjonar på natta, medan raude punkt er observasjonar på dagtid.

3.3.1 Djupnebruk dag og natt

I Eidfjordvatnet nytta aurane eit gjennomsnittleg djup på 13 til 14 meter om natta, på dagen er djupnebruken på om lag fire til fem meter. Aurane i Granvinsvatnet har om natta eit gjennomsnittleg djupnebruk på om lag fire til fem meter, medan dei om dagen nyttar ei gjennomsnittleg djupne på tre til fire meter. I Eidfjordvatnet var det aurar som nytta maksdjupna på djupnesendarane, og gjekk så djupt som 51 meter eller djupare, natt og dag. I Granvinsvatnet har aurane gått ned til nesten 40 meters djup (**Figur 18**).



Figur 18. Dag og natt djupnebruk i innsjøane for aurane merka i Granvinsvassdraget og Eidfjordvassdraget 2019 synleggjort i eit fiolinplott. Jo breiare «Fiolinane» er, jo fleire observasjonar ligg bak. Raude fiolinar symboliserer gjennomsnittleg djupnebruk i Eidfjordvatnet, blå fiolinar symboliserer gjennomsnittleg djupnebruk i Granvinsvassdraget. Figuren er utarbeida frå gjennomsnittet av alle tilgjengelege deteksjonar i innsjøane, og er ikkje 100 % representativ for det faktiske djupnebruket i dei to innsjøane.

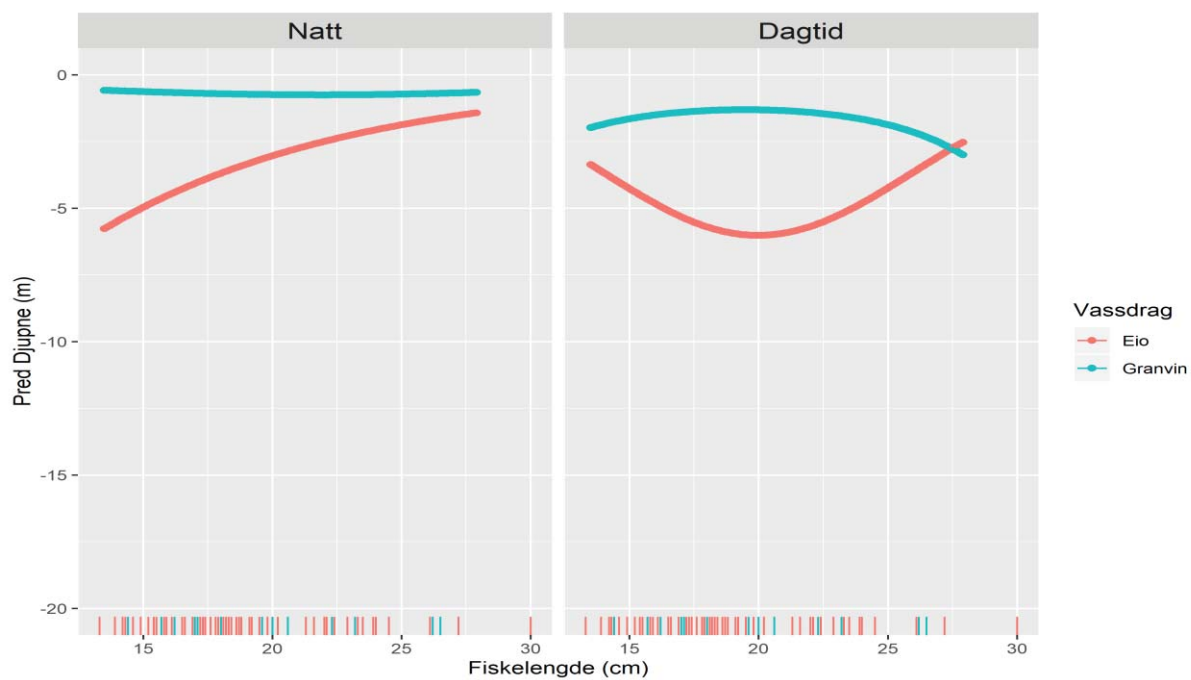
LME-kandidatmodellen som gav lågast AICc og Δ AICc -verdiar og hadde mest støtte i data for å predikere aurane si djupnebruk, inneheldt faktorane dag og natt, vassdrag og aurane si lengde i andre potens (**Tabell 10** og **Tabell 11**). Den utvalde modellen predikerer at dei minste aurane i Eidfjordvatnet nytta ei djupne på om lag seks meter om natta medan dei største aurane nytta ei djupne på om lag to meter (**Figur 19**). Dette var ikkje tilfelle i Granvinsvatnet der aurane nytta same djupne om natta (ein meter) uavhengig av størrelse. Om dagen vart det predikert at dei minste og dei største aurane i Eidfjordvatnet nytta om lag den same djupna (fire meter) medan dei mellomstore aurane nytta ei djupne på om lag seks meter. Dei største aurane i Granvinsvatnet nytta ei djupne på fire meter om dagen, dei minste aurane nytta ei djupne på 3,5 meter.

Tabell 10. Dei tre sterkaste LME-kandidatmodellane for djupnebruk i innsjøane sortert etter AICc. (1|ID2) vart sett som tilfeldig effekt. K = tal faktorar i modellen, AICc = korrigert AIC verdi, Δ AICc = differansen mellom ein modells AICc verdi og lågaste AICc verdi, ModelLik = Model Likelihood, AICcWt = relativ AICc støtte til modellane, LL = Log likelihood. DagNatt = observasjonar dag og natt, Vassdrag = Granvinsvatnet og Eidfjordvatnet, length = aurane si lengde, length² = aurane si lengde i andre potens. Fullstendig AICc- tabell, Vedlegg 2.

Modellnummer/faktorar:	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(7) DagNatt*Vassdrag*length ²	14	1353808	0.00	1	1	-676890.1
(4) DagNatt*Vassdrag*length	10	1361236	7427.83	0	0	-680608.0
(1)DagNatt*Vassdrag	6	1368541	14733.16	0	0	-684264.6

Tabell 11. Faktorestimat og Anova for modell sju (DagNatt*Vassdrag*length²). DagNatt = observasjonar dag og natt, Vassdrag = Granvinsvatnet og Eidfjordvatnet, length = aurane si lengde, length² = aurane si lengde i andre potens. Mellom individa var den tilfeldige effekten = 0.6018. Innan individa var den tilfeldige effekten = 0.7636.

Faktorestimat	Estimat	Standardfeil	
Skjeringspunkt	-3.018e+00	2.672e+00	
DagNatt	6.871e+00	8.769e-02	
Vassdrag	8.420e+00	5.334e+00	
length	5.531e-01	2.591e-01	
length2	-1.384e-02	6.112e-03	
DagNatt*Vassdrag	-1.361e+01	1.648e-01	
DagNatt*length	-6.584e-01	8.400e-03	
DagNatt*length2	1.404e-02	1.940e-04	
Vassdrag*length	-1.007e+00	5.240e-01	
Vassdrag*length2	2.549e-02	1.261e-02	
DagNatt*Vassdrag*length	1 1.273e+00	1.602e-02	
DagNatt*Vassdrag*length2	2 -2.936e-02	3.771e-04	
Effekttest (Anova)	Chisq	Df	P-verdi
DagNatt	77943.3750	1	2e-16
Vassdrag	68.3591	1	2e-16
length2	3.2544	2	0.1965
DagNatt*Vassdrag	6218.3593	1	2e-16
DagNatt*length2	8259.6703	2	2e-16
Vassdrag*length2	3.3706	2	0.1854
DagNatt*Vassdrag*length2	6669.6734	2	2e-16

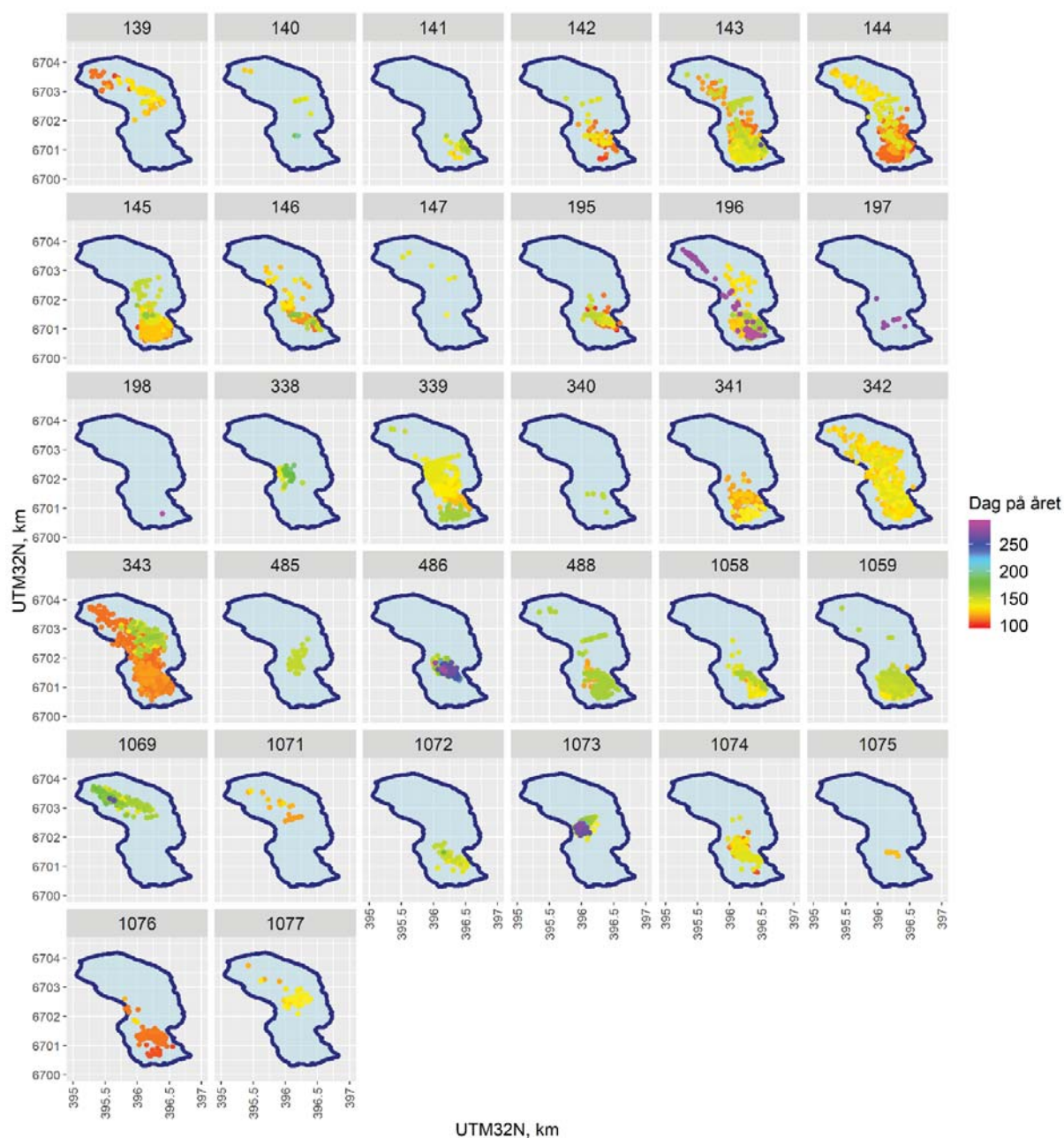


Figur 19. Predikert djupnebruk utarbeida etter den sterkaste LME-kandidatmodellen (Tabell 11). Pred djupne (m) på y-aksen er predikert djupnebruk i meter. Raud linje symboliserer predikert djupnebruk dag og natt i Eidfjordvatnet, blå linje symboliserer predikert djupnebruk dag og natt i Granvinsvatnet.

3.4 Arealbruk i innsjøane

Eidfjordvatnet

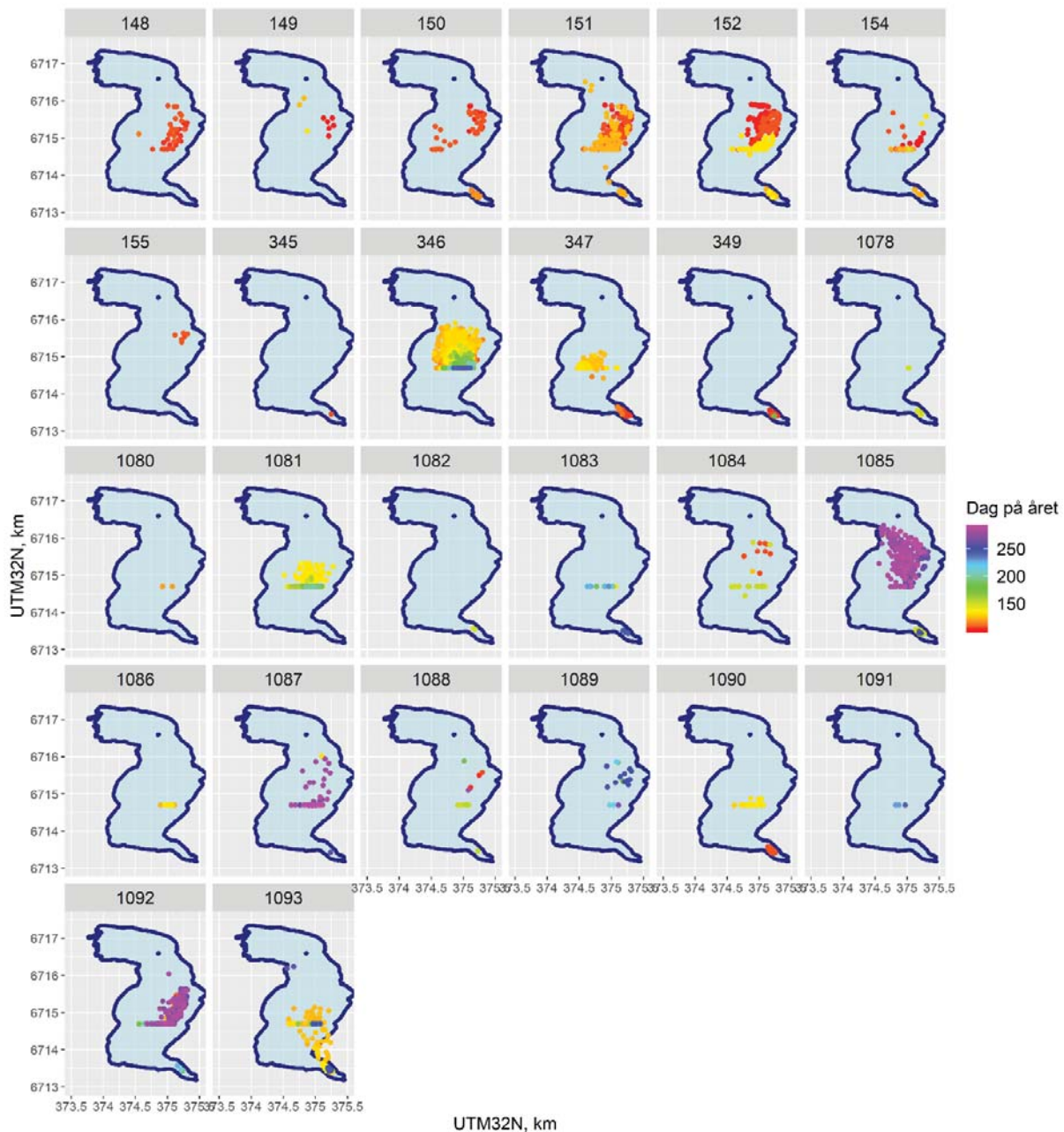
Aurane detekterte på mottakarane i Eidfjordvatnet nytta store delar av vatnet, men bruken og områdestørrelsen varierte mykje mellom individa. Ein del av aurane vandra ned i Eio eller ut i Eidfjorden som ID 144 og 342. Andre individ haldt seg stasjonære til innsjøen i lengre periodar og vandra ikkje ut i saltvatn, som ID 145. Totalt har fire av dei 32 aurane som nytta Eidfjordvatnet døydd i innsjøen, ID 1073, 486, 339 og 338 (**Figur 20**).



Figur 20. Gjennomsnittsposisjonar kvart 20 minutt for aurane (ID i figurpanela) detektert i Eidfjordvatnet, basert på deteksjonar frå Eidfjordvatnet 2019. Fargane er kopla til dag på året.

Granvinsvatnet

Aurane detekterte på mottakarane i Granvinsvatnet nytta i liten grad øvre delar av vatnet, midtre del er mykje nytta, medan nedre del er sporadisk brukt. Ein del av aurane har vandra ned i Granvinselva eller ut i Granvinsfjorden, som ID 1084 og 1080. Nokon heldt seg i innsjøen gjennom sesongen, som ID 1087. Totalt har to av dei 26 aurane som har nytta Granvinsvatnet døydd i innsjøen, ID 346 og 1081 (Figur 21).



Figur 21. Gjennomsnittsposisjonar kvart 20 minutt for aurane (ID i figurpanela) detektert i Granvinsvatnet, basert på deteksjonar frå Granvinsvatnet 2019. Fargane er kopla til dag på året.

3.4.1 Heimeområde og påverkande faktorar

Eidfjordvatnet

Det predikerte gjennomsnittlege heimebruksområdet for aurane i Eidfjordvatnet var $3,3 \pm 1,3$ hektar for heile innsamlingsperioden.

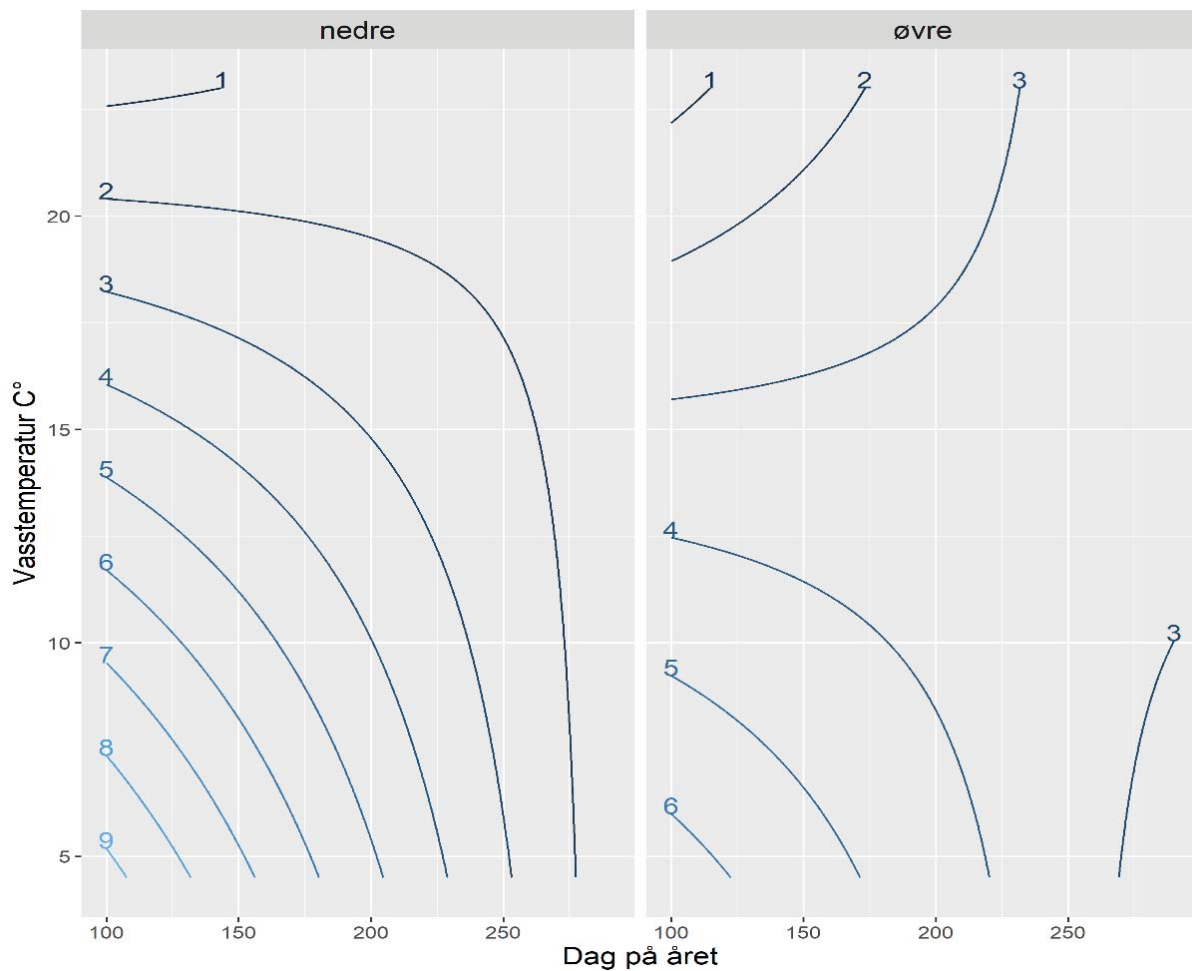
Totalt fire kandidatmodellar hadde $\Delta AICc$ verdiar < 2 (**Tabell 12**). Vassstemperatur, dag på året og dag på året i andre potens opptredde i lag eller kvar for seg i dei fire sterkaste kandidatmodellane som indikerte at desse faktorane hadde mest støtte i data. LME-kandidatmodellen med sterkast estimert påverknad på aurane sitt 50 % heimebruksområde bestod av faktorane vassstemperatur, dag på året og staden auren vart sett ut (**Tabell 13**). For Eidfjordvatnet tilseier estimatet at låge vassstemperaturar og tidlegare på året tilsvarar større heimebruksområder. Bruksområdet var størst i april og mai (ni hektar for Eio-aure, og seks hektar for Bjoreio-aure), utover sommaren auka temperaturen og heimeområda vart mindre og var på det minste kring september (ein hektar for Eio-aure og tre hektar for Bjoreio-aure) (**Figur 22**).

Tabell 12. Dei fire sterkaste kandidatmodellane for å estimera aurane sitt heimeområde i Eidfjordvatnet. (1|ID) vart sett som tilfeldig effekt. K = tal faktorar i modellen, AICc = korrigert AIC verdi, $\Delta AICc$ = differansen mellom ein modells AICc verdi og lågaste AICc verdi, ModelLik = Model Likelihood, AICcWt = relativ AICc støtte til modellane, LL = Log likelihood. Temp = vassstemperatur, DoY = Dag på året, Ovre.nedre = utsettplass, lengde = aurane si lengde, DoY² = Dag på året i andre potens. Fullstendig AICc-tabell, Vedlegg 3.

Modellnummer/faktorar:	K	AICc	$\Delta AICc$	ModelLik	AICcWt	LL
(11) Temp*DoY*Ovre.nedre	10	5654.77	0	1	0.23	-2817.29
(20) Temp* (DoY ²)* Ovre.nedre	14	5655.39	0.61	0.7359	0.17	-2813.51
(6) Ovre.nedre+ (DoY ²) * lengde	9	5656.45	1.67	0.4323	0.10	-2819.14
(17) lengde*(DoY ²) +Ovre.nedre	9	5656.45	1.67	0.4323	0.10	-2819.14

Tabell 13. Faktorestimat og Anova for den sterkaste kandidatmodellen for 50% heimebruksområde i Eidfjordvatnet (Temp*DoY*Ovre.nedre). Temp = vassstemperatur, DoY = Dag på året, Ovre.nedre = utsettplass. Mellom individa var den tilfeldige effekten = 2.197, innan individa var den tilfeldige effekten = 2.775.

Faktorestimat.	Estimat	Standardfeil		
Skjeringspunkt:	16.6236872	4.8592441		
Temp	-0.7073664	0.4206437		
DoY	-0.0523784	0.0230888		
Ovre.nedre	-5.8127222	5.0015903		
Temp*DoY	0.0024729	0.0020665		
Temp*Ovre.nedre	0.1954244	0.4356557		
DoY*Ovre.nedre	0.0227748	0.0240307		
Temp*DoY*Ovre.nedre	-0.0004419	0.0021531		
Effekttest (Anova)	F	Df	Df.res	P-verdi
Temp	30.8876	1	1130.72	3.409e-08
DoY	17.4135	1	1127.41	3.238e-05
Ovre.nedre	0.0152	1	33.08	0.9025090
Temp*DoY	12.6538	1	1123.41	0.0003904
Temp*Ovre.nedre	1.6215	1	900.56	0.2032045
DoY*Ovre.nedre	3.8818	1	280.68	0.0497957
Temp*DoY*Ovre.nedre	0.0419	1	1105.41	0.8379161



Figur 22. 50 % heimebruksområde (hektar) for aure i Eidfjordvatnet. Forklart av faktorane vasstemperatur (y-aksen) dag på året (x-aksen) og staden auren vart sett ut. Linjene symboliserer storleiksverdiar for 50 % bruksområde. Dag på året 150 = 29.mai 2019. Låge verdiar over linja = små heimebruksområde, til dømes tyder verdien 1 på linja ein hektar. Estimata kjem frå den utvalde modellen som er rapportert i **Tabell 13**.

Granvinsvatnet

Det predikerte gjennomsnittlege heimebruksområdet for aurane i Granvinsvatnet var $2,1 \pm 5,5$ hektar for heile innsamlingsperioden.

Dei fire kandidatmodellane med sterkast AIC -støtte hadde alle dag på året i andre potens som prediktor (**Tabell 14**). LME-kandidatmodellen med sterkast estimert påverknad på aurane sitt 50 % heimebruksområde bestod av faktorane aurane si lengde, dag på året i andre potens og staden aurane vart sett ut (**Tabell 15**). For Granvinsvatnet seier estimatet at aurane si lengde, dag på året i andre potens og utsettplass er potensielt styrande for størrelsen på heimeområde. Aurane sett ut i innsjøen og i Granvinselva (nedre) hadde størst heimeområde i innsjøen i april og mai (åtte hektar), minst frå juni til august (ein hektar) og aukande i september (fire-fem hektar). Datagrunnlaget var lite for aurane sett ut i Storelvi, men heimeområdet var også her størst i april og mai (åtte hektar), minst frå juni til august (ein hektar) og aukande i september (sju hektar) (**Figur 23**).

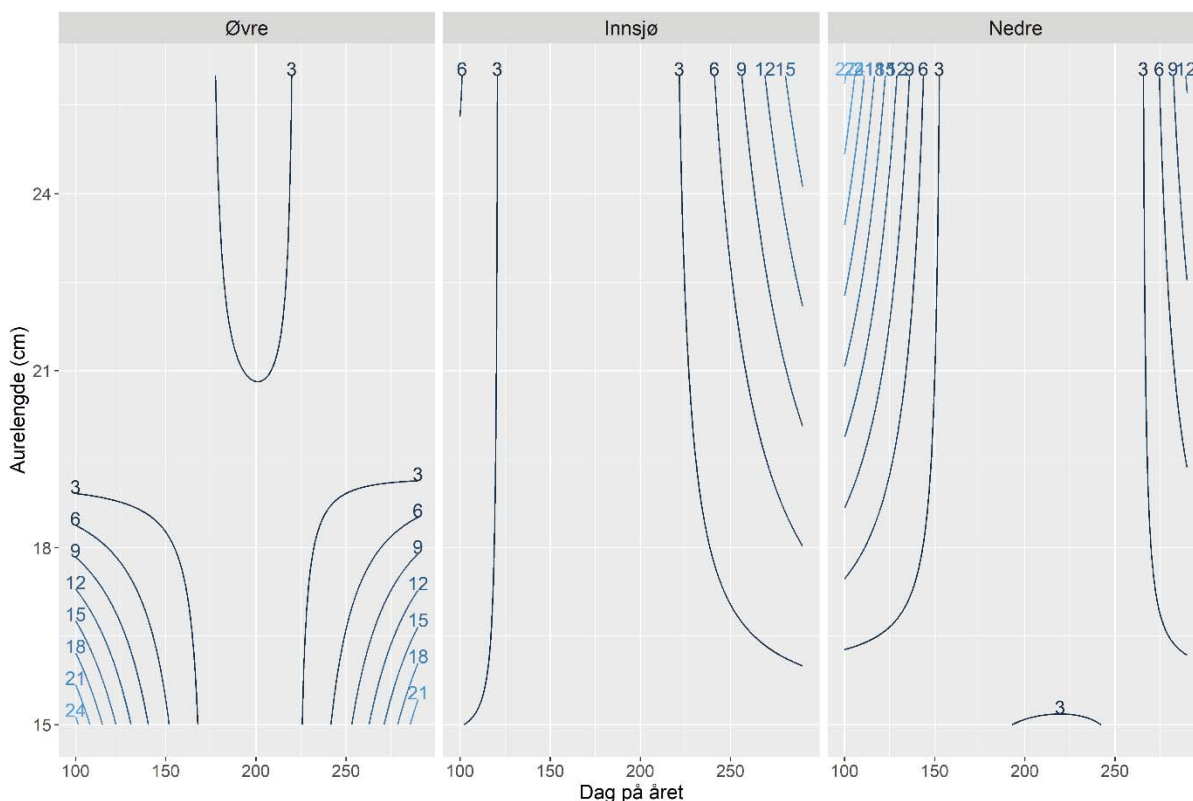
Tabell 14. Dei fire sterkaste LME-kandidatmodellane for aurane sitt heimeområde i Granvinsvatnet 2019. (1|ID) vart sett som tilfeldig effekt. K = tal faktorar i modellen. AICc = korrigert AIC verdi, $\Delta AICc$ = differansen mellom ein modells AICc verdi og lågaste AICc verdi, ModelLik = Model Likelihood, AICcWt = relativ AICc støtte til modellane, LL = Log likelihood. temp = vassstemperatur, Ovre.nedre = utsettplass, Lengde = aurane si lengde, DoY² = Dag på året i andre potens. Fullstendig AICc- tabell, Vedlegg 3.

Modellnummer/faktorar:	K	AICc	$\Delta AICc$	ModelLik	AICcWt	LL
(19) lengde*(DoY ²)* Ovre.nedre	20	2625.62	0.00	1	1	-1292.09
(20) temp*(DoY ²)* Ovre.nedre	20	2667.95	42.33	6.442e-10	0	-1313.26
(10) Ovre.nedre+(DoY ²)* vekt	10	2682.83	57.20	3.789e-13	0	-1331.23
(17) lengde*(DoY ²)+Ovre.nedre	10	2685.31	59.69	1.092e-13	0	-1332.47

Tabell 15. Faktorestimat og Anova for den sterkaste kandidatmodellen for å estimere 50 %

heimebruksområde i Granvinsvatnet (lengde* (DoY²)* Ovre.nedre). lengde = aurane si lengde. DoY = dag på året. DoY² = Dag på året i andre potens. Ovre.nedre = utsettplass. Mellom individa var den tilfeldige effekten = 0.9668, innan individa var den tilfeldige effekten = 2.0173.

Faktorestimat	Estimat	Standardfeil		
Skjeringspunkt:	4.566e+02	3.851e+02		
lengde	-2.380e+01	2.007e+01		
(DoY)	-4.666e+00	4.132e+00		
(DoY ²)	1.180e-02	1.108e-02		
Ovre.nedre(I)	-4.993e+02	3.853e+02		
Ovre.nedre(N)	-6.347e+02	3.893e+02		
Lengde*(DoY)	2.441e-01	2.142e-01		
Lengde*(DoY ²)	-6.165e-04	5.708e-04		
Lengde*Ovre.nedre(N)	2.686e+01	2.008e+01		
Lengde*Ovre.nedre(N)	3.511e+01	2.033e+01		
(DoY)*Ovre.nedre(I)	5.257e+00	4.134e+00		
(DoY ²)*Ovre.nedre(I)	-1.358e-02	1.109e-02		
(DoY)*Ovre.nedre(N)	6.508e+00	4.205e+00		
(DoY ²)*Ovre.nedre(N)	-1.618e-02	1.139e-02		
Lengde*(DoY)*Ovre.nedre(I)	-2.836e-01	2.143e-01		
Lengde*(DoY ²)*Ovre.nedre(I)	7.338e-04	5.711e-04		
Lengde*(DoY)*Ovre.nedre(N)	-3.599e-01	2.186e-01		
Lengde*(DoY ²)*Ovre.nedre(N)	8.923e-04	5.891e-04		
Effekttest (Anova)	F	Df	Df.res	P-verdi
Lengde	5.3937	3	41.63	0.00315
(DoY ²)	54.1814	4	508.34	2.2e-16
Ovre.nedre	7.5091	6	57.18	5.839e-06
Lengde*(DoY ²)	31.0738	2	365.00	3.451e-13
Lengde*Ovre.nedre	3.4853	2	20.36	0.04992
(DoY ²)Ovre.nedre	11.3204	4	512.44	8.244e-09
Lengde*(DoY ²)*Ovre.nedre	7.0597	4	510.19	1.547e-05



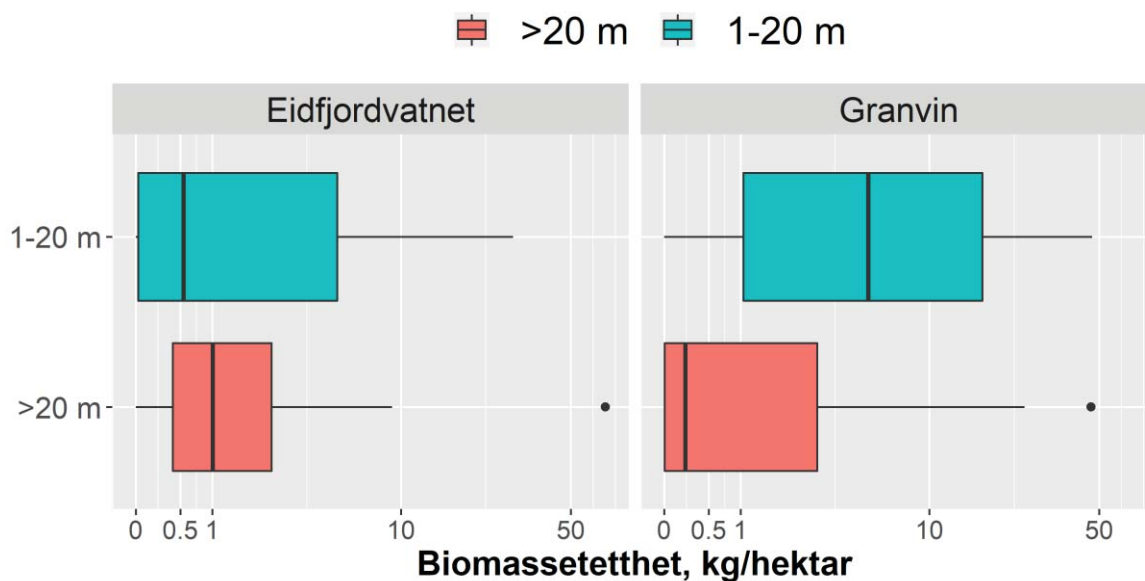
Figur 23. 50 % heimebruksområde (ha) for aure i Granvinsvatnet. Forklart av faktorane aurelengde (y-aksen) dag på året² (x-aksen) og staden auren vart sett ut. Linjene representera verdiar for 50% bruksområde for aurane. Dag på året 150 = 29.mai 2019. Låge verdiar over linja = små heimebruksområde, til dømes tyder verdien tre ein hektar. Estimata kjem frå den utvalde modellen som er rapportert i **Tabell 15**.

3.5 Ekkodata og biomasse i innsjøane

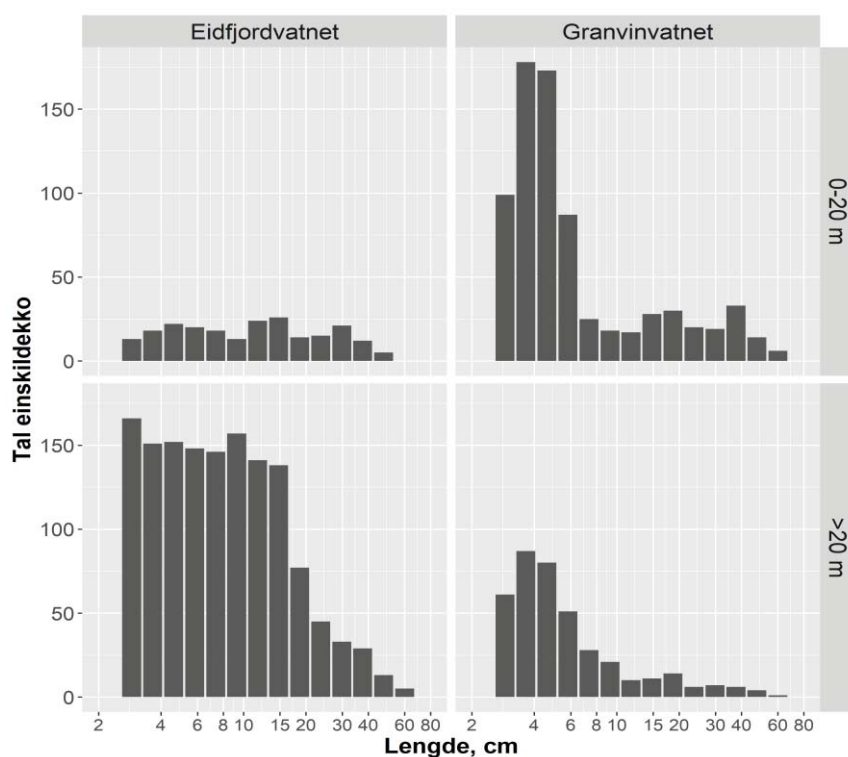
Den gjennomsnittlege biomassetettleiken i dei øvste 20 meterane av vassøyla var $4,1 \pm 7,5$ kilogram per hektar i Eidfjordvatnet, for vassdjup større enn 20 meter var den gjennomsnittlege tettleiken $3,6 \pm 11,1$ kilogram per hektar. For heile vassøyla var tettleiken $7,8 \pm 9,6$ kilogram per hektar.

I Granvinsvatnet var den gjennomsnittlege tettleiken i dei fyrste 20 meterane $10,6 \pm 12,2$ kilogram per hektar, for vassdjup større enn 20 meter $4,1 \pm 9,4$ kilogram per hektar. Og for heile vassøyla var den gjennomsnittlege tettleiken $14,6 \pm 10,2$ kilogram per hektar (**Figur 24** og **Figur 25**). Ifrå 0-20 meters djupne var det høg tettleik av små fisk (2-6 cm) i Granvinsvatnet, i Eidfjordvatnet var det fleire einskildekkko i vassdjup større enn 20 meter, enn det var i Granvinsvatnet (**Figur 25**).

Sjå Vedlegg 4 for kartplott og køyreruta.



Figur 24. Biomassetettleik i Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet estimert frå ekkodata samla inn oktober 2019. Blå boksar indikerer biomassetettleiken i kg/ha i djupna 1-20 meter. Raude boksar indikerer biomassetettleiken i kg/ha for djup under 20 meter.



Figur 25. Tal einskildekko (y-aksen) og lengdefordeling (x-aksen) for Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet. Estimert frå ekkodata samla inn oktober 2019.

4 Diskusjon

4.1 Utvandring og styrande faktorar

Hovudutvandringa frå Eidfjordvassdraget gjekk i 2019 føre seg i perioden 23.–25. mai, medan den i Granvinsvassdraget gjekk føre seg i perioden 18.–23. mai. I Eidfjordvassdraget byrja og slutta utvandringa for Bjoreio-aure seinare (21. mai –28. august) enn det som var tilfelle for Eio-aure (13. april –5. juni). Av dei merka aurane i Eidfjordvassdraget vandra 65 % ut i fjorden, i Granvinsvassdraget vandra 55 % ut. Det vart estimert at faktorane som påverka utvandring sterkast frå Eidfjordvassdraget, var *vasstemperatur* og *endringar i vassføring frå dag til dag*.

I Granvinsvassdraget vart det estimert at faktorane *dag på året* og *vassnivå* påverka utvandringa sterkast.

Skilnaden i del utvandrande aure var i 2019 liten mellom vassdraga, men sidan utvalet av merka aure var ulik mellom vassdraga er det relevant å sjå på faktorar som kan påverke del utvandrande individ frå bestandane. Næringsgrunnlag og genetikk er faktorar som frå tidlegare studiar har hatt ei kjend påverknad på tal utvandrande aure (Ferguson et al., 2019; Jonsson & Jonsson, 2011).

Begge innsjøane har, eller har hatt, tette bestandar av røye (Nøst et al., 2000; Sægrov et al., 2017), men utfisking i Granvinsvatnet gjennom dei siste tre åra kan ha ført til høgare næringsgrunnlag og mindre konkurranse i innsjøen, som igjen kan ha påverka tal anadrom aure i 2019. Det vart ikkje gjennomført undersøkingar kring næringsgrunnlag i innsjøane i denne oppgåva, så det kan ikkje avgjerast om dette hadde ein effekt på tal utvandrande individ frå vassdraga. Vidare er det i tidlegare studiar funne at genetisk variasjon innan bestandar kan påverka tal utvandrande aurar (Ferguson et al., 2017; Ferguson et al., 2019). Dette studiet inkluderer ikkje undersøkingar kring genetikk og genetisk variasjon innan aurebestandane i studieavassdraga, men det kan ikkje avkreftast at genetisk variasjon påverkar tal utvandrande individ frå bestandane. Det er mogleg at genetikken kan endra seg i bestandane om det er dårleg sjøoverleving grunna til dømes lakselus over ein lenger periode, og at ein då får ein reduksjon i tal vandrande individ som ein direkte følgje av dette (Thorstad et al., 2015). Dersom overlevinga er høgare for ferskvasslevande aure enn for aure i fjord kan det tenkast at fjordauren vert selektert bort frå bestanden (Thorstad et al., 2015). Det er viktig å halde fram med merking for å sjå om skilnaden i utvandring held seg låg, eller om den endrar seg i framtida, og for å avdekka om sjøoverleving har ein effekt på anadromi og genetikk i bestandane.

Det vart funne at færre aurar frå Eio og Granvinselva (9 % og 33%) vart verande i ferskvatn enn det som var tilfelle for aure merka i Bjoreio og Storelvi (32 % og 50 %). Dette syner ein mogleg lokal skilnad i anadromi mellom merkelokalitetane i begge vassdrag. Det er mogleg at denne skilnaden kan forklarast av lokalitet og avstand til fjord. Aure merka i Eio og Granvinselva hadde vesentleg kortare vandringsavstand frå plassen dei vart sett ut til fjorden, enn det aure i Bjoreio og Storelvi hadde. Vandringsavstand er og truleg forklarande for seinare utvandringstidspunkt for Bjoreio-aure. Ein veit frå tidlegare studiar at plastisiteten i aurebestandane er svært stor, og at auren har mange variasjonar i livshistorie (Jonsson, 1985; Klemetsen et al., 2003). Sidan aure med opphav i Bjoreio og Storelvi har lengre veg til fjorden, kan dette i seg sjølv gjere at det er færre individ som vandrar. Dei finn kanskje nok næring og vert verande i innsjø, eventuelt for ein periode, før dei vandrar vidare. At dei ikkje vandra til fjorden i studieperioden treng ikkje bety at dei ikkje gjer det seinare i livshistoria. Utvalet av aurar frå Storelvi var lågt og eit større utval med same grad av attverande individ, hadde gitt meir tryggleik i resultatet.

Det vart estimert at dei sterkast påverkande faktorane for utvandring var vassstemperatur, vassføring/vassnivå og dag på året. Dette stemmer godt med funn gjort i andre studiar. Haraldstad et al (2017) fann at kontrollerande faktorar for utvandring ofte er vassstemperatur og vassføring, medan Heggberget et al (1992) fann at vassstemperatur og daglengde er avgjerande for utvandringa. Som nemnd tidlegare påverka dag på året utvandringa sterkast i Granvinsvassdraget, medan vassstemperatur hadde mest å seie for Eidfjordvassdraget. Vassføring og vassheving var og medverkande i den sterkaste estimerte kandidatmodellen både for Eidfjordvassdraget og Granvinsvassdraget. Dette syner at påverkande faktorar for utvandring varierer mellom bestandar. Det er må likevel påpeikast at datagrunnlaget for kandidatmodellar og resultat presentert i denne oppgåva baserer seg på data samla inn i eitt intervall på seks til sju månadar i 2019, og at årsvariasjonar er venta. Det er difor viktig at same type modellar og analysar vert gjennomført med data samla inn over eit lengre tidsintervall.

Seks aurar frå Eidfjordvassdraget og fire aurar frå Granvinsvassdraget var å finne i innsjøane i starten av innsamlingsperioden, for så å verte detekterte i fjordestuaret etter ei gjeven tid. Etter at dei hadde vore borte frå innsjøane, returnerte dei ved eit seinare tidspunkt i innsamlingsperioden. Den gjennomsnittlege opphaldstida borte frå innsjøane varierte mellom vassdraga (83 ± 19 dagar for Eidfjord og 69 ± 31 dagar for Granvin). I liknande studiar frå Stryneelva og Lærdalselva vart det funne at aurane hadde ei gjennomsnittleg opphaldstid i fjord på respektivt 107,7 og 98 dagar (Urke et al., 2018). Skilnaden i del aure som vandra ut og returnerte til innsjøane frå dei to studievassdraga før siste datainnsamling i oktober var liten (15% av dei utvandrande

aurane frå Eidfjordvatnet og 12 % frå Granvinsvatnet returnerte). Årsaker til at aurane vel å returnere til innsjøane kan vere knytt til ulike miljøtilhøve som til dømes temperatur, næringstilgong, lusepåslag og predatorar i fjordane (Davidsen et al., 2015; Urke et al., 2018). Det er kjent at aure i Noreg ofte overvintrar i ferskvatn, sjølv om det nødvendigvis ikkje er i oppvekstelva (Jensen et al., 2019). At aure frå Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet har vandra frå ferskvatn til saltvatn, og tilbake ved eit seinare tidspunkt kan derfor sjåast på som naturleg.

4.2 Djupnebruk i innsjøane

Den gjennomsnittlege djupnebruken syner at aurane i Eidfjordvatnet nytta djupare delar av vatnet enn det auren i Granvinsvatnet gjorde, både natt og dag i 2019. Tilsvarende resultat kom og fram frå djupnepredikasjonsdata. Det vart og estimert større skilnadar i djupnebruk basert på storleiksfordeling mellom aure i Eidfjordvatnet enn det som vart funne i Granvinsvatnet.

Moglege påverkande faktorar kan vere predasjon, næringstilgang og konkurranse (Hegge et al., 2006; Jonsson & Gravem, 1985; Langeland et al., 1991), men og miljøfaktorar som temperatur og siktedjup (Langeland et al., 1991).

Ut frå djupnedata og posisjonsplott som forklarar aurane sin bruk av innsjøane, kan det tolkast som at det i 2019 var låg dødelegheit blant dei aurane som nytta innsjøane over ein lenger periode. At aurane i Eidfjordvatnet gjekk djupare kan vera ein respons i forhold til predatorar, då små aurar ofte søker langs botnen for refugar (Hegge et al., 2006; Langeland et al., 1991). Det kan derfor argumenterast for at aurane i Eidfjordvatnet har nytta djupare vasslag grunna predatorrespons, men låg dødelegheit i begge innsjøar (12,5 % i Eidfjordvatnet og 7,5 % i Granvinsvatnet) og lite kunnskap om predatorsamansetjing i innsjøane gjer dette usikkert.

Vidare kan konkurranse ha påverka aurane si djupnebruk i innsjøane (Werner et al., 1983). Tidlegare studiar av auren sin djupnebruk fortel at dei pelagiske (dei frie vassmassar og øvre del av vassøyla) og littorale (botnsone frå land og utover mot frie vassmassar) sonene i innsjøane i størst grad vert føretrekt fordi mottilgangen ofte er betre (Langeland et al., 1991). Dette kan føre til høgare konkurranse då den pelagiske sona ofte vert okkupert av dei største individa i bestandane, medan mindre individ nyttar den littorale og den bentiske (djupt, langs botn) sona i innsjøane i større grad. (Jonsson & Gravem, 1985). Ingen av aurane i dette studiet kan klassifisert som store individ, men ein ser likevel enkelte små skilnadar i djupnebruk etter aurstørrelse. Ekkodata frå oktober 2019 syner at det var låge førekomstar av store individ (t.d. over 40 cm) i begge innsjøar, noko som kan

svekke teorien om konkurranse basert på individstorleik i innsjøane. Men det kan tenkjast at det låge talet av større individ i denne perioden kan vere ein effekt av gyting, og at dei største aureindivida har vandra opp i bekkar og elver. Det er i begge vassdraga rapportert om tette bestandar av røye (Nøst et al., 2000; Sægrov et al., 2017). Randi Saksgård og Trygve Hesthagen fant at det ved låge auretettleikar kunne oppstå eit nisjeskift der røya kan ta over områda i øvre sjikt av innsjøar (Saksgård & Hesthagen, 2004). Gjennom eitt utfiskingsprosjekt i Granvinsvatnet har det vorte fiska ut større mengder røye frå innsjøen (Sægrov et al., 2017), noko som kan ha ført til mindre interspesifikk konkurranse mellom aure og røye, og dermed betre mattilgang i den pelagiske sona i 2019. I Eidfjordvatnet er det ikkje utført ei slik utfisking av røye. Biomassetettleiksestimat frå ekkokøytinga syner at det i Granvinsvatnet var høgare biomasstettleik enn i Eidfjordvatnet i oktober 2019, men i størst grad for dei fyrste 20 metrane av vassøyla. På djup større enn 20 meter var det i Eidfjordvatnet eit høgare tal einskildekko enn det var i Granvinsvatnet. Det kan spekulerast i om dette er røye, då det frå tidlegare studiar er gjort funn som indikerer at røye føretrekk djupare areal i innsjøane enn aure, då røye trivst i kaldare vatn. Denne effekten er ofte spesielt synleg gjennom sommarhalvåret, det er og kjent at aure fortrengjer røye frå littoralsona frå vår til seinhaust (November) (Langeland & Jonsson, 1997; Langeland et al., 1991). Utover vinteren kan røye i større grad konkurrere mot aure, og nytte littoralsona i innsjøane då vasstemperaturen vert lågare (Langeland et al., 1991). Studiar av auren sin djupnebruk gjennom vinteren kan truleg avklare om den same effekten er gjeldande i studievassdraga.

At biomasstettleiken var høgare i Granvinsvatnet betyr nødvendigvis ikkje at det er lågare næringstilgang, då det her var høg tettleik av små fisk (2-6 cm), som kan kome av ein tett bestand av ein annan art som til dømes trepigga stingsild. Stingsild kan og truleg vera ein del av auren sin diett når aurane vert over 20 cm (Langeland & Jonsson, 1997). Biomassetettleik gjev eit innsyn i tettleik i innsjøane, men ikkje art-samansetjing. Ekkokøytinga gjev og ein tilstandsrapport for ein dag i oktober, og endringar i innsjøbruk kan ha gått føre seg gjennom sommaren, ei eventuell ekkokøyting i juni hadde truleg gjeve eit anna bilde. Granvinsvatnet er truleg ein meir næringsrik innsjø, då det er meir planter og mudder i littoralsona, og meir frodigheit langs breidda av innsjøen. Granvinsvatnet er og grunnare, og frå tidlegare studiar er det funne at grunne innsjøar ofte er meir produktive (Cooke et al., 2001). Så sjølv om biomasstettleiken var høgare i Granvinsvatnet, kan tøffare næringskonkurranse i Eidfjordvatnet ha medverka til den ulike djupnebruken i innsjøane. Det må presiserast at ingen undersøkingar kring næringstilgang i innsjøane vart gjennomført under feltarbeid i 2019, det føreligg og lite informasjon om dette frå andre studiar i vassdraga.

I dette studiet var det mangelfulle data for vassstemperatur i innsjøane, og dei data som har vorte nytta baserer seg på vassstemperatur frå berre ein mottakar i overgang mellom innsjø og elv i begge innsjøane. Tilgjengelege data seier difor lite om vassstemperatur nedover i innsjøane, og kva effekt dette har hatt på auren sin djupnebruk. John Birger Ulvund fant mellom anna at temperatur påverka dei større aureindivida meir enn dei små og at auren raskt endra preferert djupnebruk då vassstemperaturen falt, dei gjekk då djupare (Ulvund, 2011). Ei betre temperaturskildring av heile vassøyla i innsjøane hadde vore nyttig for å forstå djupnebruken betre også i dette studiet. Vidare er det og skilnadar i djupneforhold og utforming i dei to innsjøane. Eidfjordvatnet er ein langdjup innsjø, med bratte veggar og stabilt djupne. Granvinsvatnet består derimot av mykje grunne områder og eit djupt basseng i nedre del av innsjøen. Under feltarbeidet i april og oktober vart ikkje siktedjup undersøkt med sikteskive, men eigne syns-observasjonar tilsa at det var betre sikt i Eidfjordvatnet enn i Granvinsvatnet. Vassundersøkingar frå 1990-talet fann at siktedjupet i Eidfjordvatnet gjennomsnittleg var kring ni meter gjennom sommaren, i Granvinsvatnet var det gjennomsnittleg kring sju meter (Hobæk, 1994; Johnsen, 1992). Langeland et al (1991) fann at aure er siktavhengig for å lokalisere mat. Det kan derfor hende at auren frå Eidfjordvatnet kunne lokalisere mat djupare i vassøyla. Og dersom det i 2019 var tilsvarande siktedjup som ved undersøkingane frå 90-talet, kan dette ha vore ein innverkande faktor for skilnadar i djupnebruk mellom dei to aurebestandane og studievassdraga.

4.3 Heimebruksområde i innsjøane

Dei estimerte faktorane som påverka heimebruksområda til aurane i Eidfjordvatnet sterkast var *vassstemperatur, dag på året, og staden auren vart sett ut*. For Granvinsvatnet var det faktorane *auren si lengd, dag på året i andre potens og staden auren vart sett ut* som vart estimerte til å vere avgjerande.

Ut frå posisjonsplotta presentert i resultatdelen ser ein at aurane i Eidfjordvatnet har vorte detektert i heile innsjøen, medan aurane i Granvinsvatnet i størst grad er detektert i områda kring midtre delar av innsjøen. Det er viktig å peike på at datagrunnlaget frå Granvinsvatnet verka dårleg for trianguleringsføremål då det ikkje var optimal dekningsgrad frå mottakar i nedre del av innsjø, noko som kan ha medverka til det låge talet observasjonar i denne delen av innsjøen. Men det forklarar derimot ikkje det låge talet deteksjonar i øvre del av innsjøen som hadde god dekningsgrad. Moglege faktorar som kan ha påverka dette er predasjon, konkurranse og næringstilgang (Hegge et al., 2006; Langeland et al., 1991). Øvre områder av innsjøen er grunne, noko som kan gjere aurane

meir eksponerte og sårbare for predasjon, både i innsjøen (predatorfisk) og frå land (t.d. fuglar). Det kan tenkast at det og var høgare konkurranse frå større individ i denne delen av innsjøen. Sidan aurane i studiet i all hovudsak var mindre individ, kan dei nemnde faktorane truleg ha verka inn på aurane sin sparsame bruk av dei øvre delane av Granvinsvatnet. Ein annan teori kan vera at det var høgare næringstilgang i området som er mest nytta, då det i området renn fleire små bekkar og elvar inn innsjøen. At auren i Eidfjordvatnet nytta større delar av innsjøen kan gjerne forklarast gjennom matsøk, dersom det var lågare tilgang på mat her enn i Granvinsvatnet, kan det hende at auren nytta større områder grunna lågare næringstilgang. Sidan det ikkje vart gjort undersøkingar kring næringstilgong i verken Granvinsvatnet eller Eidfjordvatnet, kan dette verken bekreftast eller avkreftast av tilgjengelege data.

Funn i tidlegare studiar indikerer at auren søker meir aktivt etter mat om våren og hausten, noko som kan forklare at bruksområda vart større i begge studieinnsjøane i denne perioden (Knutsen et al., 2001). I etterkant av slike periodar (til dømes juli) har auren eit mindre aktivt matsøk som ein kan sjå i Granvinsvatnet (Knutsen et al., 2001; Ruud, 2015). Det kan og tenkast at bruksområda aukar i utvandnings- og oppvandningsperiodar (gyting), då forflyttinga til aurane er større (Jonsson, 1985; Klemetsen et al., 2003). Funn kring bruksområde i dette studiet samsvarar godt med tidlegare studiar, sjølv om desse var relatert til sjøfasen. I begge vassdraga var bruksområdet størst i april og mai, i Eidfjordvassdraget minst i september og i Granvinsvatnet minst frå juni til august.

I Granvinsvatnet auka og storleiken på bruksområdet om hausten. Ei mogleg forklaring er høgare aktivitet kring gytetid, men det er lite truleg for dette studiet, då utvalet var sett saman av aurar under 31 centimeter, som truleg ikkje var gyteklare hausten 2019. Det må uansett påpeikast at nokon av dei attverande aurane kan vera stasjonæraure som kan ha vorte gyteklare i løpet av 2019 (Jonsson & Finstad, 1995).

I kandidatmodellen for Granvinsvatnet vart det estimert at auren si lengde påverka bruksområde. Ei mogleg forklaring på dette er at lengre og større individ truleg nyttar større områder, som igjen kan vera grunna ulikt energibehov. Dei store aurane må truleg nytte eit større område grunna eit høgare energibehov. Ein annan forklaring kan vera at predatoråtferd er innverkande, og då spesielt på dei små aurane, og at dei kan ha begrensa heimebruksområde grunna predatorar. Dei små aurane er truleg mest aktive om natta som fører til eit mindre bruksområde. Det er og viktig å påpeika at dei små aurane har mindre symjekapasitet en dei store aurane, dette kan truleg påverka heimebruksområdet slik at det vert mindre. Liknande lengdeeffektar er tidlegare diskutert av Lunde (2014). Vidare påverka variabelen vassstemperatur heimebruksområdet i Eidfjordvatnet. Dette kan vere ein effekt av aurens temperaturpreferanse og at det om våren var ein optimaltemperatur for

auren som gjorde at aktiviteten auka og heimebruksområde var størst. Om hausten kan temperaturen falle og aktiviteten til auren kan då gå ned, Langeland et al (1991) gjorde liknande funn. Ved auke i vass temperatur aukar og metabolismen, som fører til eit auka matbehov hos aurane (Elliott, 1976). Staden auren vart sett ut var med i den sterkaste kandidatmodellen for både Granvin og Eidfjordvatnet, men effekten av faktoren var sterkast i Granvinsvatnet. Forklaringa på dette kan vere at utvalet av aurar varierte meir mellom merkelokalitetar i Granvinsvassdraget. Eit mindre utval frå ei gruppe kan truleg gi ulike heimebruksområder i høve til ei annan gruppe med høgare utvalstorleik. Det vart til dømes merka kun fire individ i Storelvi derav to nytta innsjøen og fekk estimert heimebruksområde. Det kan og vere eit større innsig av «anadrome» aurar frå nedstraums innsjøen enn oppstraums, då nokon aurar frå Storelvi kan nytte innsjøen som eit «fjord» ved fyrste utvandring. Det og truleg at aurane som skal vandre til fjorden har ein annan innsjøåtferd enn dei aurane som vert verande i innsjøen gjennom sommaren.

4.4 Feltarbeid, studiedesign og feilkjelder

Akustisk telemetri er teknologi som baserer seg på lydsignal (ultralyd) og som leverer like bra data i både salt- og ferskvatn (Lennox et al., 2017). Eit anna alternativ i studiar der ein undersøker utvandring er bruk av passive integrated transponder (PIT) som baserer seg på radiosignal. PIT er best egna for studiar der antennene er plassert i grunne områder i ferskvatn, til dømes i ei elv (Haugen et al., 2016; Haugen et al., 2017; Haugen et al., 2019; Steig et al., 2005). Tidlegare studiar viser at eit mindre tal fisk må merkast med AT enn ved PIT. Dette er grunngjeve med at sendarane frå eit AT studie leverer mykje meir data per merka fisk, enn det ein PIT merka fisk gjer, og det kan difor vera gunstig å nytta AT teknologi i område der produksjonen av auresmolt og laksesmolt er låg. Låg produksjon av smolt kan gjera det vanskeleg å fange eit tilstrekkeleg utval som ein er avhengig av ved eit PIT studie (Haugen et al., 2016; Steig et al., 2005). For dette studiet vart det vurdert som mest hensiktsmessig å nytte AT teknologi.

Under feltarbeidet i april 2019 fungerte planen for fangst og merking av aure godt, tilhøva var gode for elfiske og overlevelsen på dei merka aurane var bra. I ettertid kan det argumenterast for at eit større utval frå Storelvi i Granvin hadde vore gunstig. Dette hadde både auka utvalet for heile vassdraget og gitt eit betre bilete av denne gruppa sin bruk av Granvinsvatnet, utvandringstidspunkt til fjorden og kor mange individ som vandrar. Utvalstorleiken vart i hovudsak låg grunna låge fangstar av aure på det elfiska strekket av Storelvi, samt avgrensa tid grunna gjennomføring av andre granskingar i vassdraget. I ettertid er det greitt å påpeika at dei øvre delane av Storelvi burde

vore elfiska i større grad for å betre dekningsgrada av elva og truleg få eit større utval. Vidare var ein av grunnane til eit større utval i Eidfjordvassdraget eitt samarbeid med NORCE, då aure vart tildelt frå deira elfiske.

Utplassering av mottakarane gjekk greitt og mottakarane vart plassert etter planen. I ettertid viste det seg at data frå synkroniseringsmerka ikkje kunne nyttast fullt ut, då trianguleringsoppsettet var for grovt, spesielt i Granvinsvatnet der oppsettet av mottakarane vart for likt eit transektoppsett. Med for grovt oppsett hadde ikkje alle mottakarane i vatnet kontakt med dei to synkroniseringsmerka. Line-oppsettet av TBR i innsjøane var og suboptimalt for triangulering, sidan trianguleringsoppsettet ikkje var godt nok planlagt for eit detaljert trianguleringsstudie. Derfor tilrår ein at fleire mottakarar vert utplassert for framtidige studiar, spesielt i Granvinsvatnet for trianguleringsføremål. Det hadde og vore gunstig med betre dekningsgrad i elvestrekninga i begge vassdrag.

Eventuelle feilkjelder i dette studiet var i tillegg til dei tidlegare nemnde; vassstemperaturdata, vassføringsdata og merkeeffekt. Det var planlagt at vassstemperaturdata skulle samlast inn gjennom innsamlingsperioden med Hobo temperaturloggarar. Det viste seg i ettertid at desse var feilinnstilt og at loggarane registrerte temperaturdata for regelmessig, som igjen førte til at minnet vart fullt etter berre eit par veker. Av den grunn vart vassstemperaturdata nytta i analysane henta frå mottakarar i innsjøane. Data frå mottakarane er verken like nøyaktige eller skildrar vassstemperaturen like bra for heile innsjøane som dei data ein hadde fått frå temperaturloggarane. Det var og ulik oppløysning på vassdata. Vassføringsdata m^3/sek frå Eidfjordvassdraget vart tilsendt frå NVE, og deira målestasjon i Eio. I Granvinsvassdraget vart det nytta utplasserte HOB0 vassloggarar som gav data for vassnivå (m og cm) og ikkje vassføring målt som m^3/sek . Vassnivådata er det same som vassføringsdata, men gir dårligare detaljeringsgrad. Av den grunn var ikkje tilgjengeleg data likt for begge vassdrag. Om dette har påverka resultatet i denne studien er uvisst, men det kan nemnast at det våren 2020 vart oppretta målestasjon for vassføring også i Granvinsvassdraget, så for framtidige studiar vil vassføringsdata vere tilgjengeleg også her.

Merkeeffekt kan og ha vore ei mogleg feilkjelda, då åtferda til aure kan endrast etter at merke er implantert. Slike effektar kan føre til blant anna redusert symjehastigheit og dårligare evne til å unngå predatorar (Adams et al., 2011; Cooke et al., 2010). I dette studiet er det ikkje funne indikasjonar på at merke har auka dødelegheita i ferskvatn for aurane, då svært få individ ser ut til og ha døydd. Det er og vanskeleg å avgjere om merka har hatt ein effekt på auren sin arealbruk og djupnebruk i innsjøane, men det kan ikkje avkreftast då det ikkje vart nytta ei kontrollgruppe.

Til slutt er det viktig å påpeike at resultatet i denne studien er utarbeide frå data samla inn over ein periode i 2019, og at effektar og skilnadar i utvandring, djupnebruk og heimebruksområde nødvendigvis ikkje er like fram i tid, og ein kan vente årsvariasjonar.

4.5 Forvaltningsnytte av resultata

Estimerte skilnadar i djupnebruk og del aurar som vandrar ut frå studievassdraga kan tilseie at undersøkingar kring røyetettleik bør gjennomførast i Eidfjordvatnet, det bør og samlast meir informasjon om miljøtilhøve i innsjøane. Utvandringstidspunktet kan nyttast som indikator og gje viktig informasjon om når luse-behandling bør gjennomførast i oppdrettsanlegga. Ein kan dermed få ned smittepresset av lakselus i fjordane i perioden då auresmolt vandrar ut og er mest sårbare. Denne typen informasjon har i størst grad vorte nytta for å skåne laksen for luse-påslag ved utvandring, men det er og viktig å halde lusepresset nede gjennom beitesesongen i fjordane for aure.

4.6 Framtidige studiar

I framtidige studiar er det av interesse å sjå nærare på større aureindivid og deira bruk av innsjøane i dei to studievassdraga. I Granvinsvassdraget vart det hausten 2019 merka fleire store gyteklare aurar som truleg har levert data til mottakarane i innsjøen gjennom vinteren 2019/2020. Framtidige spørsmål kan mellom anna vera om dei store individa har større eller mindre heimebruksområde i innsjøane. Det er interessant å sjå om dei vert påverka av dei same faktorane ved utvandring som dei mindre individa. Merking av større individ også i Eidfjordvassdraget anbefalast for å samanlikne data mellom studievassdraga.

Det er og viktig å halde fram med merking og innsamling av data frå mindre aurar, slik at ein kan få eit større samanlikningsgrunnlag for kva som påverkar utvandringa, utvandrigsdel, djupnebruk og heimebruksområde i dei to vassdraga over fleire år. For å betre forklare djupnebruken og heimebruksområda i innsjøane bør det samlast både meir og betre informasjon om miljøtilhøve og vassstemperaturdata i innsjøane. Det bør og gjerast undersøkingar kring næringstilgang og røyetettleik i begge innsjøane for å finne ut om det er høg grad av interspesifikk konkurranse mellom aure og røye. Kanskje kan graden av konkurranse verke inn på skilnadar i utvandring, djupnebruk og heimebruksområde.

5 Konklusjon

Det vart funne skilnadar i utvandringstidspunktet, aurane frå Granvinsvassdraget hadde hovudutvandring til fjorden om lag ei veke tidlegare enn aurane frå Eidfjordvassdraget. Om lag ti prosent fleire aurar vandra frå Eidfjordvassdraget, og det vart diskutert om næringstilgang og genetikk påverka utvandringsdel frå vassdraga. Lokale skilnadar i del utvandrande aure vart funne, fleire aurar frå øvre merkelokalitetar (Bjoreio og Storelvi) vart verande i ferskvatn, det vart diskutert om plastisiteten i aurebestandane og avstand til fjord kan ha påverka del utvandrande individ. *Vasstemperatur* og *endringar i vassføring frå dag til dag* påverka utvandringa sterkast i Eidfjordvassdraget, medan *dag på året* og *vassnivå* påverka utvandring sterkast i Granvinsvassdraget. Desse funna stemmer godt med det som er beskrive frå tidlegare studiar. Det vart og funne skilnadar i djupnebruk i innsjøane. Prediksjonsdata synte at aurane i Eidfjordvatnet nytta djupare vasslag både om dagen og natta, enn aure i Granvinsvatnet. Predasjon, konkurranse, næringstilgang og miljøtilhøve er moglege faktorar som kan ha påverka djupnebruk. Heimebruksområdet til aurane varierte gjennom sesongen i begge vassdraga. Tidspunktet då heimebruksområdet var størst var nokså likt for begge innsjøane, april og mai. Storleiken på heimebruksområdet til auren arta seg ulikt utover sesongen i dei to innsjøane, og var på det minste tidlegare i Granvinsvatnet (juni-august) enn Eidfjordvatnet (september). *Staden auren vart sett ut* var med i den sterkaste kandidatmodellen for både Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet, men påverka sterkast heimebruksområdet i Granvin, i tillegg påverka *vasstemperatur* auren i Eidfjord og *aurelengde* auren i Granvinsvatnet. Det vart og funne lokale skilnadar i arealbruk, til dømes hadde Bjoreio-aure mindre heimebruksområde i innsjøane enn Eio-aure. Det er viktig og påpeika at resultatet presentert i denne studien er frå eit datagrunnlag med lågt utval merka aure, samla inn over ein intervall på seks til sju månadar i 2019. Ein må derfor rekne med årsvariasjonar.

6 Litteratur

- Adams, N., Rondorf, D., Evans, S., Kelly, J. & Perry, R. (2011). Effects of surgically and gastrically implanted radio transmitters on swimming performance and predator avoidance of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 781-787. doi: 10.1139/cjfas-55-4-781.
- Ahnelt, H. (2018). Imprecise naming: the anadromous and the sea spawning threespine stickleback should be discriminated by names. *Biologia*, 73 (4): 389-392. doi: 10.2478/s11756-018-0038-1.
- Akaike, H. (1975). A New Look At The Statistical Model Identification. *Automatic Control, IEEE Transactions on*, 19: 716-723. doi: 10.1109/TAC.1974.1100705.
- Anon. (2019). *Klassifisering av tilstanden til 430 norske sjøørretbestander*, Temarapport fra Vitenskaplig råd for lakseforvaltning nr 7, 150 s. .
- Balk, H. & Lindem, T. (2000). Improved fish detection in data from split-beam sonar. *Aquatic Living Resources - AQUAT LIVING RESOUR*, 13: 297-303.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2014). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *ArXiv e-prints*, arXiv:1406. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Bendiksen, E. (2018). *Atlantic salmon (Salmo salar L.) kelts and their fjord migration; an acoustic telemetry study from Lærdalselva and Sognefjorden*. Masteroppgåve. Bodø: NORD univeristet Tilgjengelig fra: <https://nordopen.nord.no/nord-xmlui/bitstream/handle/11250/2567290/bendikseneskil.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 16.04.2019).
- Berger, H. M., Johnsen, B. O., Jensen, A. J. & Lamberg, A. (2002). *Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjorsvassdraget, Hordaland fylke 2001-2002*. I: naturforskning, N. i. f. (red.). NINA oppdragsmelding 743, 743. NIKUs publikasjoner NINA.
- Bergheim, J., Bjordal, A., Edvardsen, S. M., Fivelstad, I., Granheim, T., Helgås, G., Hønsi, J. E., Haarset, O. A., Haarset, S. A., Johnsen, I., et al. (2017). *Årsrapport for utførte sikrings- og miljøtiltak 2017 - Beskrivelse av utførte anlegg*. I: Haugmum, A. (red.), Rapport nr. 65-2018.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T., Rasmussen, G. & Saltveit, S. (1989). Electrofishing—Theory and Practice with Special Emphasis on Salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43. doi: 10.1007/BF00008596.
- Brabrand, Å. (2012). *Fiskeribiologisk tilstandsvurdering av Sæbyvannet og Vestre Vansjø, Morsa, Østfold*. I: museum, U.-N. (red.), 16. UIO: UIO.

- Calenge, C. (2006). The package “adehabitat” for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 516-519. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.03.017.
- Cooke, G. D., Lombardo, P. & Brant, C. (2001). Shallow and deep lakes: determining successful management options. *LakeLine*, 21: 42-46.
- Cooke, S., Woodley, C., Eppard, M., Brown, R. & Nielsen, J. (2010). Advancing the surgical implantation of electronic tags in fish: A gap analysis and research agenda based on a review of trends in intracoelomic tagging effects studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21: 127-151. doi: 10.1007/s11160-010-9193-3.
- Davidson, J. G., Flaten, A. C., Thorstad, E. B., Sjørnsen, A. D., Rønning, L., Whoriskey, F., Rikardsen, A. H., Finstad, B. & Arnekleiv, J. V. (2015). *Marine vandringar og habitatbruk til postsmolt av sjørret i Hemnfjorden, Sør-Trøndelag*, naturhistorisk rapport 2015-9. 32 s. Trondheim
- Del Villar-Guerra, D., Aarestrup, K., Skov, C. & Koed, A. (2012). Marine migrations in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Fjord residency as a possible alternative in the continuum of migration to the open sea. *Ecology of Freshwater Fish*. doi: <https://doi.org/10.1111/eff.12110>.
- Eldøy, S., Davidson, J., Thorstad, E., Whoriskey, F., Aarestrup, K., Næsje, T., Rønning, L., Sjørnsen, A., Rikardsen, A. & Arnekleiv, J. (2015). Marine migration and habitat use of anadromous brown trout *Salmo trutta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 1366-1378. doi: 10.1139/cjfas-2014-0560.
- Ellingsen, I., Finstad, B., Helgesen, K. O., Karlsen, Ø., Qviller, L., Sandvik, A. D., Sægrov, H., Ugedal, O. & Vollset, K. W. (2019). *Vurdering av kunnskapsgrunnlaget for å implementere lakselus på sjørret som en bærekraftsindikator i «produksjonsområdeforskriften»*, Rapport fra ekspertgruppen for vurdering av lusepåslag. 23 s.
- Elliott, J. (1976). The Energetics of Feeding, Metabolism and Growth of Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in Relation to Body Weight, Water Temperature and Ration Size. *The Journal of Animal Ecology*, 45: 923. doi: 10.2307/3590.
- Erdal, J. I. (2019). *Finquel* vet. Scanvacc.com. Tilgjengelig fra: https://scanvacc.com/produkter/finquel-vet/?fbclid=IwAR21nndEiZp0s3SEIWvsS2YNolzOJ9yRW_U9_QPjwjYWfMtn79sjMUgzFKM (lest 13.11.2019).

- Ferguson, A., Reed, T., McGinnity, P. & Prodöhl, P. (2017). Anadromy in brown trout (*Salmo trutta*): A review of the relative roles of genes and environmental factors and the implications for management and conservation. I, s. 1-40.
- Ferguson, A., Reed, T., Cross, T., McGinnity, P. & Prodöhl, P. (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta* : the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*, 95: 692-718. doi: 10.1111/jfb.14005.
- Finstad, B., Ulvand, E. M., Jonsson, B., Ugedal, O., Thorstad, E. B., Hvidsten, N. A., Hindar, K., Karlsson, S., Uglem, I. & Økland, F. (2011). *Forslag til overvåkingssystem for sjørret*, NINA rapport 689.53 s.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (2008). *EL-fiskemetodikk - Gamle problemer og nye utfordringer* NINA Rapport 488. 74 s.
- Gross, M., Coleman, R. & McDowall, R. (1988). Aquatic Productivity and the Evolution of Diadromous Fish Migration. *Science (New York, N.Y.)*, 239: 1291-3. doi: 10.1126/science.239.4845.1291.
- Haraldstad, T., Kroglund, F., Kristensen, T., Jonsson, B. & Haugen, T. (2017). Diel migration pattern of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) smolts: an assessment of environmental cues. *Ecology of Freshwater Fish*, 26: 541–551. doi: 10.1111/eff.12298.
- Haugen, T. (2020). *Vegleiring, analyser og info om Akustisk telemetri* (08.01.2020).
- Haugen, T. O., Ulvund, J. B., Lunde, R., Kristensen, T., Barlaup, B. T. & Urke, H. A. (2016). *Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå bolstadelva og vosso*, -INA fagrapport 32. 54 s. Ås.
- Haugen, T. O., Kristensen, T., Nilsen, T. O. & Urke, H. A. (2017). *Vandringsmønsteret til laksesmolt i Vossovassdraget med vekt på detaljert kartlegging av åtferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve*, -MINA fagrapport 41. 85 s.
- Haugen, T. O., Urke, H. A., Kristensen, T., Ulvund, J. B., Lunde, R., Hawley, K. & Thaulow, J. (2019). *Områdebruk og vandringer i fjord og ferskvann hos sjøaure i indre Sognefjorden 2012-2015: konsekvenser for erfart lakseluseksponering (KUSTUS-rapporten)*, -MINA fagrapport 53. 125 s. Ås: MINA.
- Hegge, O. L. A., Dervo, B., Skurdal, J. & Hessen, D. (2006). Habitat utilization by sympatric arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Atnsjø, south-east Norway. *Freshwater Biology*, 22: 143-152. doi: 10.1111/j.1365-2427.1989.tb01089.x.
- Hobæk, A. (1994). *Enkel overvåking av vannkvalitet i Granvinsvassdraget i 1992 -93*, NIVA-rapport: O-92103. 23 s.

- Hussey, N., Kessel, S., Aarestrup, K., Cooke, S., Cowley, P., Fisk, A., Harcourt, R., Holland, K., Iverson, S., Kocik, J., et al. (2015). ECOLOGY. Aquatic animal telemetry: A panoramic window into the underwater world. *Science*, 348: 1221. doi: 10.1126/science.1255642.
- Jensen, A., Finstad, B. & Fiske, P. (2019). The cost of anadromy: marine and freshwater mortality rates in anadromous Arctic char and brown trout in the Arctic region of Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76. doi: 10.1139/cjfas-2018-0428.
- Jensen, A. J., Johnsen, B. O., Berger, H. M. & Lamberg, A. (2004). *Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 2003*, NINA Oppdragsmelding 810. 34 s. Trondheim.
- Jepsen, N., Aarestrup, K. & Thorstad, E. (2018). *Brown Trout on the Move – Migration Ecology and Methodology*.
- Johnsen, G. H. (1992). *Etterundersøkelse av Eidfjordvassdraget i Hordaland 1990-1991*, Rapport NR: 59. 59 s. Bergen.
- Jonsson, B. (1985). Life History Patterns of Freshwater Resident and Sea-Run Migrant Brown Trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114: 182-194. doi: 10.1577/1548-8659(1985)114<182:LHPOFR>2.0.CO;2.
- Jonsson, B. & Gravem, F. (1985). Use of space and food by resident and migrant brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes*, 14: 281-293. doi: 10.1007/BF00002633.
- Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J. (1993). Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. *Journal of Fish Biology*, 43: 1-16. doi: 10.1111/j.1095-8649.1993.tb01175.x.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2006). Life history effects of migratory costs in anadromous brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 69: 860-869. doi: 10.1111/j.1095-8649.2006.01160.x.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic salmon and Brown Trout: Habitat as A Template For Life Histories*, b. 33.
- Jonsson, N. & Finstad, B. (1995). *Sjørret: Økologi, fysiologi og atferd* NINA Fagrapport 06: 1-32. NINA.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *ECOLOGY OF FRESHWATER FISH*, 12: 18-23. doi: 10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x.
- Knutsen, J., Knutsen, H., Gjøsæter, J. & Jonsson, B. (2001). Food of anadromous brown trout at sea. *Journal of Fish Biology*, 59: 533-543. doi: 10.1111/j.1095-8649.2001.tb02359.x.

- Kålås, S. & Sægrov, H. (2007). *Ungfiskundersøking i Granvinelva og Storelva i Granvin hausten 2005* Rapport nr: 969. 25 s. Bergen
- Lamberg, A. (2018). *Bestandsobservasjon av laks og sjørøtt i Granvinsvassdraget 2018*, SNA-rapport 14/2019. 61 s.
- Lamberg, A., Strand, R. & Hanssen, Ø. (2018). *Videoobservasjon av laks og sjørøtt i Granvinsvassdraget i 2017*, SNA-rapport 05/2018. 62 s.
- Langeland, A. & Jonsson, B. (1997). *innsjøers produktivitet* NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95, MINA Temahefte 6. 48 s. Trondheim: NINA-NIKU.
- Langeland, A. L., L'Abée-Lund, J., Jonsson, B. & Jonsson, N. (1991). Resource Partitioning and Niche Shift in Arctic Charr *Salvelinus alpinus* and Brown Trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology*, 60: 895-912. doi: 10.2307/5420.
- Lennox, R., Aarestrup, K., Cooke, S., Cowley, P., Deng, Z., Fisk, A., Harcourt, R., Heupel, M., Hinch, S., Holland, K., et al. (2017). Envisioning the Future of Aquatic Animal Tracking: Technology, Science, and Application. *BioScience*, 67: 884–896. doi: 10.1093/biosci/bix098.
- Lunde, R. (2014). *Lake-habitat use of post-juvenile sea trout over time and space - An acoustic telemetry study in a regulated river* Masteroppgåve. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/277818> (lest 20.01.2020).
- Mazerolle, M. J. (2019). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(C)*: R package version 2.2-2. Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg> (lest 15.05.2020).
- Miljødirektoratet. (2020a). *Eidfjordvassdraget I*: Miljødirektoratet (red.). Lakseregisteret Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://lakseregisteret.fylkesmannen.no/visElv.aspx?vassdrag=Eidfjordvassdraget&id=050.Z> (lest 04.02.2020).
- Miljødirektoratet. (2020b). *Granvinsvassdraget. I*: Miljødirektoratet (red.). Lakseregisteret: Miljødirektoratet Tilgjengelig fra: <https://lakseregisteret.fylkesmannen.no/visElv.aspx?vassdrag=Granvinsvassdraget&id=052.1Z> (lest 04.02.2020).
- Museth, J., Dervo, B., Braband, Å., Heggenes, J., Karlsson, S. & Kraabøl, M. (2019). *Storøtt i Norge. Definisjon, status, påvirkningsfaktorer og kunnskapsbehov*, NINA-rapport 498. 102 s. Lillehammer

- Nøst, T., Sægrov, H., Hellen, B. A., Jensen, A. J. & Urdal, K. (2000). *Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 1999*, NINA Oppdragsmelding 645. 41 s. Trondheim
- Olsen, B. (2020). Sjørøya i fortellinger om levende landskap. *Norsk antropologisk tidsskrift*, 30: 220-233. doi: 10.18261/issn.1504-2898-2019-03-04-04.
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Espedal, E. O., Lehmann, G. B., Wiers, T., Skår, B., et al. (2018). *Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker*, LFI-rapport: 296. 195 s. Bergen NORCE.
- Ruud, T. (2015). *Space use and harvest selection of sea trout (Salmo trutta) living in a marine protected area* Masteroppgåve. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet
Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/293744?locale-attribute=en> (lest 08.05.2020).
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. (2004). A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. *Hydrobiologia*, 521: 187-199. doi: 10.1023/B:HYDR.0000026359.00934.52.
- Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.-E. & Barlaup, B. T. (2019a). *Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget - Statusrapport 2018*, LFI-rapport nr: 337. 64 s. Bergen
- Skoglund, H., Vollset, K. W., Barlaup, B. & Lennox, R. (2019b). *Gytefisktelling av laks og sjøaure på Vestlandet – status og utvikling i perioden 2004-2018*, LFI-rapport nr: 357. 44 s.
- Skår, B. (2010). *Sjøauren i Granvinsvassdraget; vekst i ferskvatn og sjø før og etter større miljøendringer* Masteroppgåve Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.
Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/186690/Masteroppg%C3%A5ve%20Bj%C3%B8rnar%20Sk%C3%A5r.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 05.05.2020).
- Steig, T., Skalski, J. & Ransom, B. H. (2005). Comparison of acoustic and PIT tagged juvenile Chinook, steelhead and sockeye salmon (*Oncorhynchus* spp.) passing dams on the Columbia River, USA. *Aquatic Telemetry: Advances and Applications*: 275-286.
- Sægrov, H., Johansen, G. H. & Urdal, K. (1996). *Fagleg grunnlag for "Driftsplan for Granvinsvassdraget"*, Rapport nr: 204. 37 s. . Bergen.
- Sægrov, H., Brekke, E. & Urdal, K. (2017). *Prøvefiske i Granvinsvatnet i 2016 og plan for utfisking av røye*, Rådgivende biologer AS-2504. 25 s. Bergen.
- Sægrov, H. (2020). *Samtale om røyebestandar i Eidfjordvatnet og Granvinsvatnet* (Telefonsamtale 13.04.2020).

- Team, Q. D. (2020). *QGIS Geographic Information System* Open Source Geospatial Foundation Project Tilgjengelig fra: <http://qgis.osgeo.org> (lest 15.05.2020).
- Team, R. C. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Tilgjengelig fra: <https://www.R-project.org/> (lest 15.05.2020).
- Thelmabiotel. (2019a). *Receivers*. thelmabiotel.com: Thelma Biotel. Tilgjengelig fra: <https://www.thelmabiotel.com/receivers/tbr-700-1/> (lest 14.11.2019).
- Thelmabiotel. (2019b). *Transmitters I*: thelmabiotel (red.). thelmabiotel.com: Thelma biotel Tilgjengelig fra: <https://www.thelmabiotel.com/transmitters/9mm/> (lest 14.11.2019).
- Thorstad, E., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. & Finstad, B. (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: Behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of fish biology*, 81: 500-42. doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03370.x.
- Thorstad, E., Todd, C., Uglem, I., Bjorn, P., Gargan, P., Vollset, K., Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M. & Finstad, B. (2015). Effects of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on wild sea trout *Salmo trutta* — a literature review. *Aquaculture Environment Interactions*, 7. doi: 10.3354/aei00142.
- Ugedal, O., Kroglund, F., Barlaup, B. & Lamberg, A. (2014). *Smolt- en kunnskapsoppsummering I*: Miljødirektoratet (red.), M136-2014: Miljødirektoratet
- Ulvund, J. B. (2011). *Size dependency of spatial and temporal patterns of marine migration of sea trout (Salmo trutta L.) and Arctic char (Salvelinus alpinus (L.)) in Repparfjord Northern Norway*. Masteroppgåve Trondheim: NTNU - Norwegian University of Science and Technology Tilgjengelig fra: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/244820> (lest 12.05.2020).
- Urke, H. & Bendiksen, E. (2019). *Læring i felt. Mottakarar, sendarar og fiskehandtering*. (10.04.2019).
- Urke, H. A., Kristensen, T., Ulvund, J. B. & Alfredsen, J. A. (2013). Riverine and fjord migration of wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolt. *Fisheries Management and Ecology*, 20 (6): 544-552. doi: <https://doi.org/10.1111/fme.12042>.
- Urke, H. A., Haugen, T. O., kjærstad, G., Alfredsen, J. A. & Kristensen, T. (2018). *Laks- og aurebestanden i Strynevassdraget; vandringsmønsteret hjå laksesmolt og aure, ungfishproduksjon og botndyr*, MINA fagrapport 48. 57 s. Ås.
- Vann-nett. (2020a). *Eidfjordvatnet 050-1905-L*. Vann-nett: Vannnett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/050-1905-L> (lest 13.01.2020).

- Vann-nett. (2020b). *Eio 050-95-R*. I: Vann-nett (red.). Vann-nett: Vann-nett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/050-95-R> (lest 13.01.2020).
- Vann-nett. (2020c). *Granvinselva 052-143-R*. I: Vann-nett (red.). Vann-nett: Vann-nett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/052-143-R> (lest 14.01.2020).
- Vann-nett. (2020d). *Granvinsvatnet 052-2010-L*. Vann-nett Vann-nett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/052-2010-L> (lest 13.01.2020).
- Vann-nett. (2020e). *Storelva i Granvin 052-142-R*. Vann-nett: Vann-nett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/052-142-R> (lest 13.01.2020).
- Werner, E., Gilliam, J., Hall, D. & Mittelbach, G. (1983). An Experimental Test of the Effects of Predation Risk on Habitat Use in Fish. *Ecology*, 64. doi: 10.2307/1937508.
- Åsan, E. (2017). *Vandringsatferd og dødelighet hos akustisk merket laksesmolt (Salmo salar) i Evangervatnet*. Masteroppgåve Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2468256/Master%20Espen%20%c3%85san%202017print.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 05.05.2020).

Vedlegg

Vedlegg 1 GLM- kandidatmodellar for aureutvandring frå studievassdraga 2019

Eidfjord

Oversikt over dei 15 sterkaste GLM- kandidatmodellane for utvandring frå Eidfjordvassdraget.

AICc er nytta som seleksjonskriteria. K = tal faktorar aktive i modellen, ModelLik = modell likelihood, AICcWt = vektinga av AICc verdien, LL= forkorting for Log likelihood,

Temp = vassstemperatur, Vassføring = vassføringsdata, delta.Vassføring = endringar i vassføring frå dag til dag, delta.temp = endring i vassstemperatur frå dag til dag, rel.delta.Vassføring = endringar i vassføring dag til dag, delt på vassføring frå dagen før, rel.delta.Temp = endringar i vassstemperatur dag til dag, delt på vassføring frå dagen før, og DoY = dag på året.

Modellnummer/faktorar	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(46) Temp*delta.Vassføring	4	123.90	0.00	1	0.12	-57.68
(3) Temp	2	124.12	0.22	0.8970	0.10	-59.98
(50) Temp*rel.delta.Vassføring	4	124.14	0.24	0.8878	0.10	-57.80
(49) Temp+rel.delta.Vassføring	3	124.91	1.01	0.6023	0.07	-59.30
(45) Temp+delta.Vassføring	3	125.67	1.77	0.4125	0.05	-59.68
(8) DoY+Vassføring	3	125.75	1.85	0.3963	0.05	-59.72
(9) Temp+Vassføring	3	125.78	1.88	0.3897	0.04	-59.73
(4) Temp*Vassføring	4	126.00	2.10	0.3498	0.04	-58.73
(38) DoY+Temp*delta.Vassføring	5	126.04	2.14	0.3422	0.04	-57.61
(43) DoY*Vassføring+rel.delta.Temp	5	126.16	2.26	0.3228	0.04	-57.67
(40) DoY+Vassføring*delta.Temp	5	126.22	2.33	0.3126	0.04	-57.70
(7) DoY+Temp	3	126.23	2.33	0.3124	0.04	-59.96
(39) DoY*Vassføring+delta.Temp	5	126.34	2.44	0.2952	0.03	-57.76
(1) DoY	2	126.40	2.50	0.2869	0.03	-61.12
(42) DoY+Temp*rel.delta.Vassføring	5	126.41	2.51	0.2854	0.03	-57.79

Granvin

Oversikt over dei 15 sterkaste GLM-kandidatmodellane for utvandring frå Granvinsvassdraget.

AICc er nytta som seleksjonskriteria. K = tal faktorar aktive i modellen, ModelLik = modell likelihood, AICcWt= vektinga av AICc verdien, LL= forkorting for Log likelihood, Temp = vasstemperatur, Vassnivå = vassnivådata, delta.Vassnivå = endringar i vassnivå frå dag til dag, delta.temp = endring i vasstemperatur frå dag til dag, rel.delta.Vassnivå = endringar i vassnivå frå dag til dag, delt på vassnivå frå dagen før, rel.delta.Temp = endringar i vasstemperatur dag til dag, delt på vassføring frå dagen før, og DoY = dag på året.

Modellnummer/ faktorar	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(8) DoY+Vassnivå	3	77.48	0.00	1	0.15	-35.60
(1) DoY	2	77.61	0.13	0.9369	0.14	-36.73
(19) DoY+rel.delta.temp	3	79.41	1.93	0.3807	0.06	-36.56
(6) DoY+temp+Vassnivå	4	79.59	2.11	0.3484	0.05	-35.56
(20) DoY+rel.delta.Vassnivå	3	79.71	2.23	0.3275	0.05	-36.72
(7) DoY+temp	3	79.74	2.27	0.3219	0.05	-36.73
(9) temp+Vassnivå	3	80.14	2.66	0.2643	0.04	-36.93
(12) DoY*temp+Vassnivå	5	80.31	2.84	0.2419	0.04	-34.80
(3) temp	2	80.32	2.84	0.2413	0.04	-38.09
(4) temp*Vassnivå	4	80.40	2.93	0.2314	0.03	-35.97
(17) DoY*rel.delta.Vassnivå	4	80.78	3.31	0.1915	0.03	-36.16
(16) DoY*delta.Vassnivå	4	80.80	3.33	0.1896	0.03	-36.17
(50) temp*rel.delta.Vassnivå	4	81.15	3.67	0.1597	0.02	-36.34
(46) temp*delta.Vassnivå	4	81.19	3.71	0.1565	0.02	-36.36
(11) DoY+temp*Vassnivå	5	81.24	3.77	0.1521	0.02	-35.26

Vedlegg 2 – LME-kandidatmodellar for djupnebruk i innsjøane 2019

Oversikt av dei sju testa kandidatmodellane for djupnebruk i Eidfjord og Granvinsvatnet. K = tal aktive faktorar i kandidatmodellane. ModelLik= Model likelihood, AICcWt= vektinga av AICc verdien, LL= forkorting for Log likelihood, DagNatt = dag natt observasjonar, Vassdrag = kva vassdrag, length = aurane si lengde, length² = aurane si lengde i andre potens.

Modellnummer/faktorar	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(7) DagNatt*Vassdrag*length ²	14	1353808	0.00	1	1	-676890.1
(4) DagNatt*Vassdrag*length	10	1361236	7427.83	0	0	-680608.0
(1)DagNatt*Vassdrag	6	1368541	14733.16	0	0	-684264.6
(5) DagNatt+Vassdrag+length	6	1373146	19338.24	0	0	-686567.2
(6) DagNatt+Vassdrag+length ²	7	1373147	19338.73	0	0	-686566.4
(2) DagNatt	4	1373183	19374.65	0	0	-686587.4
(3) Vassdrag	4	1444121	90312.82	0	0	-722056.5

Vedlegg 3 – LME-kandidatmodellar for bruksområde i innsjøane 2019

Eidfjord

Oversikt over dei 22 LME-kandidatmodellane nytta for å finne ut påverkande faktorar for aurane sitt heimeområde (bruksområde) og størrelse på desse i Eidfjordvatnet. AICc er nytta som seleksjonskriteria. K = tal aktive faktorar i kandidatmodellane, ModelLik= Model likelihood, AICcWt= vektinga av AICc verdien, LL= forkorting for Log likelihood, Temp = Vassstemperatur, DoY = dag på året, Ovre.nedre = staden auren vart sett ut, Lengde = aurane si lengde, Poly = Dag på året^{i 2}, Vekt = aurane si vekt, k-faktor = forholdet mellom lengde og vekt. Modellane er sortert etter AICc verdier.

Modellnummer/ faktorar	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(11) Temp*DoY*Ovre.nedre	10	5654.77	0	1	0.23	-2817.29
(20) Temp* (DoY ²)* Ovre.nedre	14	5655.39	0.61	0.7359	0.17	-2813.51
(6) Ovre.nedre+ (DoY ²) * lengde	9	5656.45	1.67	0.4323	0.10	-2819.14
(17) lengde*(DoY ²) +Ovre.nedre	9	5656.45	1.67	0.4323	0.10	-2819.14
(10) Ovre.nedre+poly(DoY,2,raw=T)*vekt	9	5656.82	2.04	0.3596	0.08	-2819.33
(19) lengde*poly(DoY,2,raw=T)* Ovre.nedre	14	5656.85	2.07	0.3538	0.08	-2814.24
(18) Temp*poly(DoY,2,raw=T)+ Ovre.nedre	9	5657.03	2.26	0.3225	0.07	-2819.44
(14) Ovre.nedre+poly(DoY,2,raw=T)*Temp	9	5657.03	2.26	0.3225	0.07	-2819.44
(16) Temp+poly(DoY,2,raw=T)* Ovre.nedre	9	5659.02	4.24	0.1194	0.03	-2820.43
(15) lengde+poly(DoY,2,raw=T)* Ovre.nedre	9	5660.62	5.84	0.0537	0.01	-2821.23
(4) lengde+poly(DoY,2,raw=T)	6	5660.82	6.04	0.0485	0.01	-2824.37
(22) Temp+DoY*Ovre.nedre + kfaktor	8	5661.10	6.32	0.0422	0.01	-2822.49
(13) Temp+poly(DoY,2,raw=T)+Ovre.nedre	7	5661.45	6.67	0.0355	0.01	-2823.67
(12) Temp+DoY*Ovre.nedre	7	5661.87	7.09	0.0287	0.01	-2823.88
(5) lengde+poly(DoY,2,raw=T)+ Ovre.nedre	7	5662.84	8.07	0.0176	0.00	-2824.37
(21)Temp+DoY*Ovre.nedre * kfaktor	11	5662.89	8.11	0.0173	0.00	-2820.33
(9) vekt+poly(DoY,2,raw=T)+Ovre.nedre	7	5663.32	8.54	0.0139	0.00	-2824.61
(2) lengde*DoY*Ovre.nedre	10	5690.58	35.8	1.6732e-08	0.00	-2835.19
(7)vekt*DoY*Ovre.nedre	10	5691.29	36.5	1.1738e-08	0.00	-2835.55
(8) vekt+DoY*Ovre.nedre	7	5692.06	37.2	7.9874e-09	0.00	-2838.98
(3) lengde+DoY*Ovre.nedre	7	5692.24	37.4	7.3075e-09	0.00	-2839.07
(1)1	3	5743.97	89.2	4.2651e-20	0.00	-2868.98

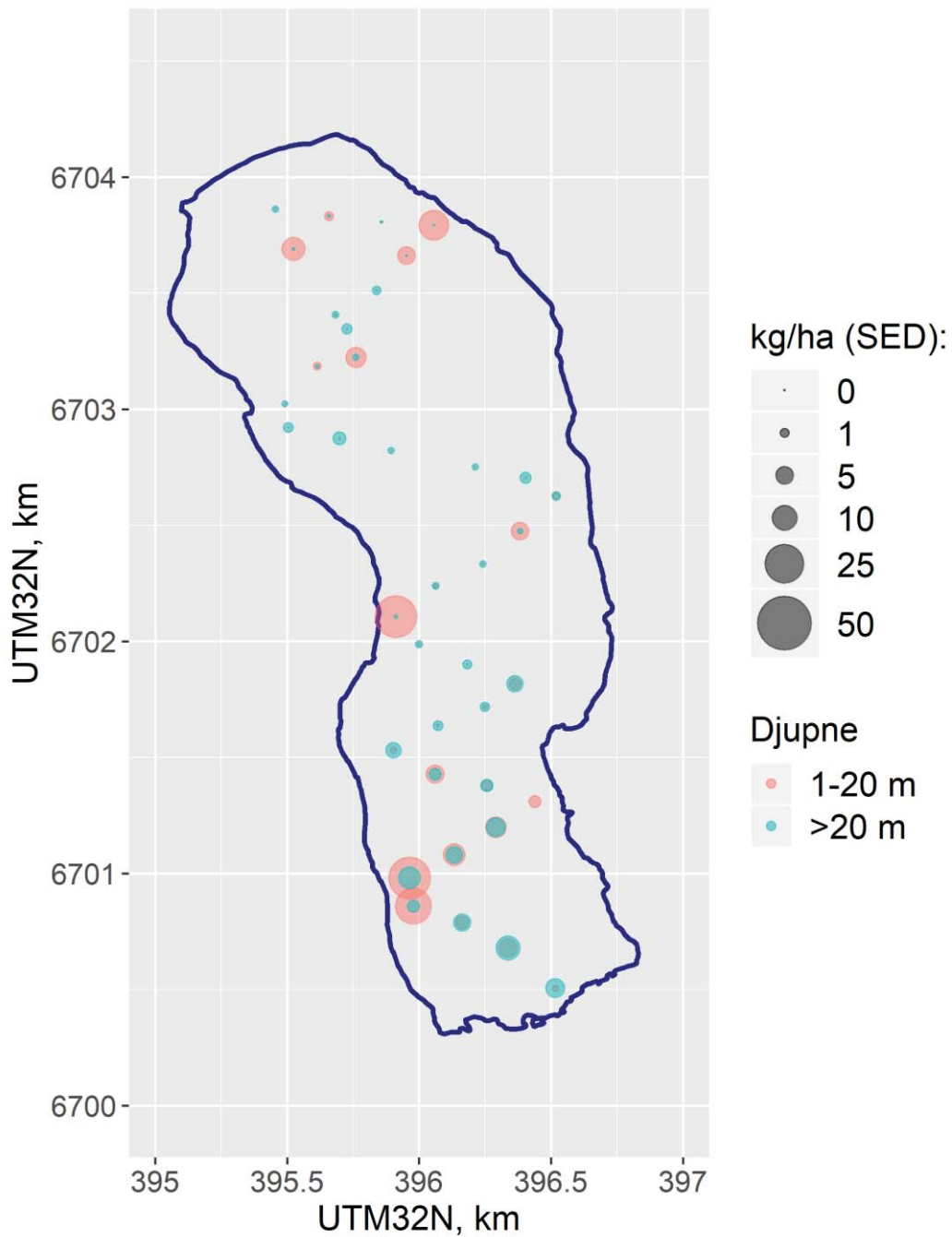
Granvin

Oversikt over dei 22 LME-kandidatmodellane nytta for å finne ut påverkande faktorar for aurane sitt heimeområde (bruksområde) og størrelse på desse i Granvinsvatnet. AICc er nytta som seleksjonskriteria. K = tal aktive faktorar i kandidatmodellane, ModelLik= Model likelihood, AICcWt= vektinga av AICc verdien, LL= forkorting for Log likelihood, Temp = Vassstemperatur, DoY = dag på året, Ovre.nedre = staden auren vart sett ut, Lengde = aurane si lengde, Poly = Dag på året i andre potens, Vekt = aurane si vekt, k-faktor = forholdet mellom lengde og vekt, Modellane er sortert etter AICc verdier.

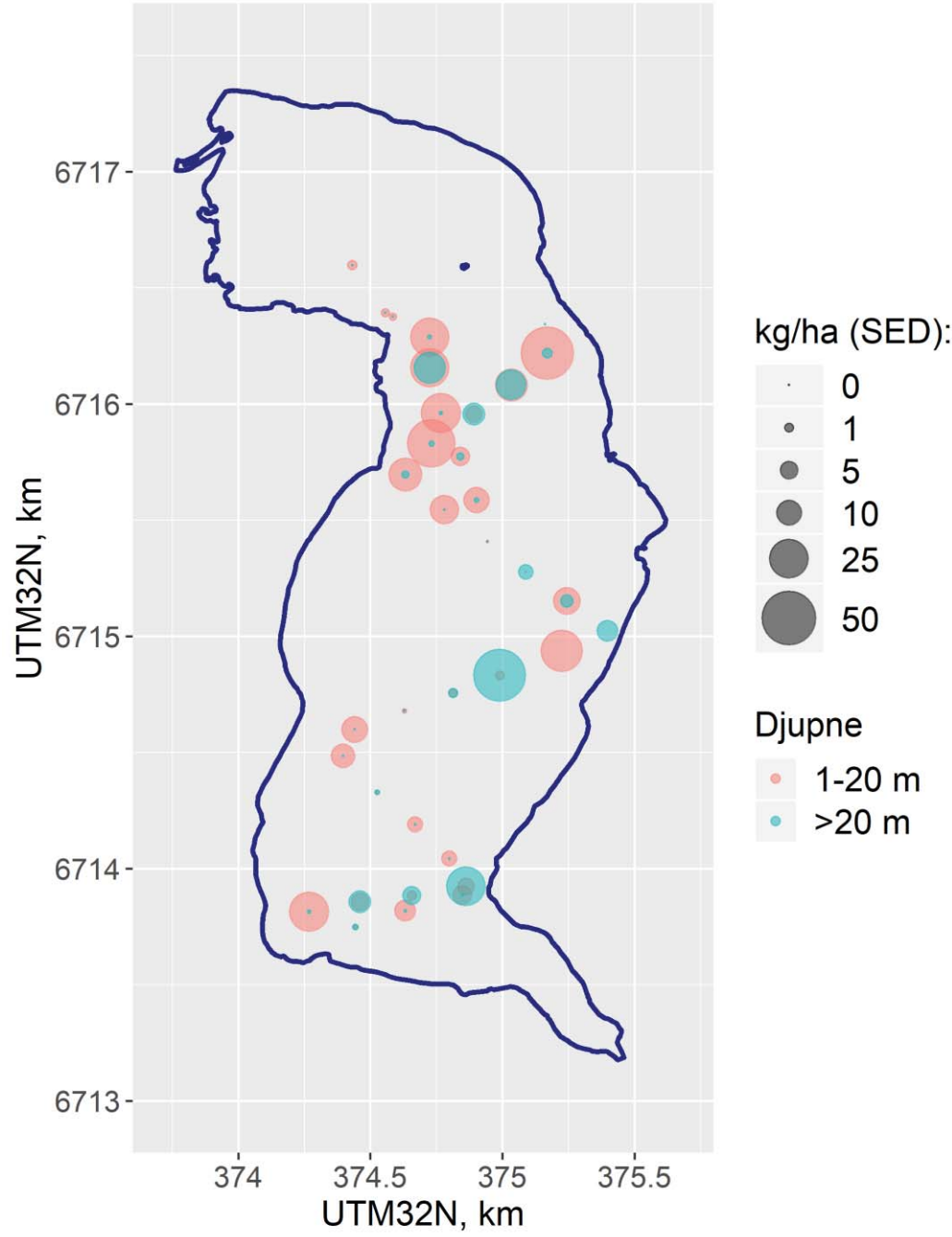
Modellnummer/faktorar	K	AICc	Δ AICc	ModelLik	AICcWt	LL
(19) lengde*(DoY ²)* Ovre.nedre	20	2625.62	0.00	1	1	-1292.09
(20) temp*(DoY ²)* Ovre.nedre	20	2667.95	42.33	6.442e-10	0	-1313.26
(10) Ovre.nedre+(DoY ²)* vekt	10	2682.83	57.20	3.789e-13	0	-1331.23
(17) lengde*(DoY ²)+Ovre.nedre	10	2685.31	59.69	1.092e-13	0	-1332.47
(6) Ovre.nedre+poly(DoY,2,raw=T)*lengde	10	2685.31	59.69	1.092e-13	0	-1332.47
(21) temp+DoY*Ovre.nedre * kfaktor	15	2699.05	73.43	1.136e-16	0	-1334.12
(11) temp*DoY*Ovre.nedre	14	2700.26	74.64	6.192e-17	0	-1335.78
(16) temp+poly(DoY,2,raw=T)* Ovre.nedre	12	2701.44	75.82	3.439e-17	0	-1338.46
(15) lengde+poly(DoY,2,raw=T)* Ovre.nedre	12	2701.85	76.23	2.800e-17	0	-1338.66
(18) temp*poly(DoY,2,raw=T)+ Ovre.nedre	10	2707.16	81.54	1.967e-18	0	-1343.40
(14) Ovre.nedre+poly(DoY,2,raw=T)*temp	10	2707.16	81.54	1.967e-18	0	-1343.40
(12) temp+DoY*Ovre.nedre	9	2711.50	85.88	2.248e-19	0	-1346.60
(13) temp+poly(DoY,2,raw=T)+Ovre.nedre	8	2712.76	87.14	1.197e-19	0	-1348.26
(22) temp+DoY*Ovre.nedre + kfaktor	10	2713.57	87.94	8.002e-20	0	-1346.60
(4) lengde+poly(DoY,2,raw=T)	6	2716.40	90.78	1.937e-20	0	-1352.13
(5) lengde+poly(DoY,2,raw=T)+ Ovre.nedre	8	2719.57	93.95	3.977e-21	0	-1351.66
(9) vekt+poly(DoY,2,raw=T)+Ovre.nedre	8	2719.58	93.96	3.960e-21	0	-1351.67
(2) lengde*DoY*Ovre.nedre	14	2746.26	120.64	6.373e-27	0	-1358.77
(7) vekt*DoY*Ovre.nedre	14	2747.87	122.25	2.843e-27	0	-1359.58
(3) lengde+DoY*Ovre.nedre	9	2752.48	126.86	2.837e-28	0	-1367.09
(8) vekt+DoY*Ovre.nedre	9	2753.75	128.13	1.502e-28	0	-1367.73
(1) 1	3	2849.91	224.29	1.979e-49	0	-1421.94

Vedlegg 4 – Kart over ekkoløype i innsjøar

4.1 Eidfjordvatnet



4.2 Granvinsvatnet





Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway