



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Har pågående klimaendringer påvirket fiskesamfunnet i Sølsjøen, Rendalen?

Have ongoing climate changes affected the fish community in lake Sølsjøen, Rendalen?

Solveig Marie Ryhaug

Master i Naturforvaltning

Forord

Denne oppgaven ble skrevet for fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), markerer slutten på min mastergradsutdanning innen naturforvaltning. Professor Thrond O. Haugen (NMBU) og Atle Rustandbakken (Norconsult) har vært mine veiledere. En stor takk rettes til Thrond og Atle for god veiledning gjennom prosessen med masterprosjektet, som innebar alt fra planlegging, hjelp og opplæring under feltarbeid, hjelp med analyser og tips og råd under skriveprosessen.

Jeg ønsker også å takke alle som hjalp meg under feltarbeidet, og for at jeg ble så godt tatt imot på Fiskevollen. En spesiell takk til Kjetil Undseth for lån av hytte, båt og fryser. Jeg vil også takke Prof. emeritus Reidar Borgstrøm for god opplæring i aldersbestemming av otolitter.

Ås, oktober, 2021

Solveig Marie Ryhaug

Innholdsfortegnelse

Forord	1
Sammendrag.....	3
Abstract	4
1. Innledning.....	5
2. Materiale og metode.....	8
2.1 Områdebeskrivelse	8
2.2 Beskrivelse av fiskesamfunnet	8
2.3 Historiske data.....	9
2.4 Prøvefiske med garn.....	11
2.5 Prøvetaking av fisk.....	13
2.6 Aldersbestemming og tilbakeberegning av vekst.....	15
2.7 Registreringer med ekkolodd	17
2.7 CTD-målinger	19
2.8 Statistikk.....	19
3. Resultater.....	20
3.1 Temperaturdata.....	20
3.2 Garnfangst	21
3.3 Fangst per innsats (CPUE)	25
3.4 Aldersstruktur og dødelighet.....	35
3.5 Ekkolodd-data	42
4.Diskusjon.....	44
Referanser.....	49

Sammendrag

Introduksjon av nye fiskearter til en vannforekomst kan ha store konsekvenser for det stedegne fiskesamfunnet. Den globale oppvarmingen kan også føre til strukturelle endringer i fiskesamfunn ved økt temperatur og avrenning fra nedbørsfeltet. Sik ble introdusert i Sølensjøen tidlig på 1900-tallet, noe som har vist seg å ha skadelige virkninger på røyebestanden i innsjøen. Det er nå også behov for å se etter tegn på effekter av klimaendringer i Sølensjøen. For å undersøke hvordan disse prosessene påvirker Sølensjøen, ble demografi, arts- og størrelsessammensetning samt arealtetthet av fiskesamfunnet undersøkt. Sik og abbor viste tydelig segregering i habitatbruk, og dominerer i hhv. pelagialen og littoralen. Røye var i stor grad fraværende i fangstene, og ble størst grad observert i dypere vannlag i pelagialen. Det kan observeres tegn til at Sølensjøens fiskesamfunn er påvirket av økt temperatur og avrenning, men det kan ikke gis noen entydige konklusjoner på dette. Denne undersøkelsen med data fra ett år er ikke nok til å oppdage utviklingstrender i fiskesamfunnet som forårsakes av klimaendringene. Det foreslås derfor videre overvåkning av Sølensjøen for å fange opp mulige effekter av økt temperatur og avrenning.

Abstract

The introduction of new fish species to a water body can have big consequences for the native fish community. Global warming may also result in structural changes in fish communities by an increase of temperature and discharge from the watershed. By the Whitefish was introduced to lake Sølensjøen at the start of 1900s, which had detrimental effect on the population of Artic charr in the lake. There is now a need to also investigate signs of effects from climate change in lake Sølensjøen. To investigate how these processes affects lake Sølensjøen, demographics, distribution of size and species and area density of the fish community was investigated. Whitefish and perch showed clear segregation in habitat use, and they dominate in the pelagic and littoral zone respectively. Artic charr were mainly absent from the catches and were mainly observed in deeper waters in the pelagic zone. There are signs that the fish community in lake Sølensjøen is affected by an increase in temperature and discharge, but no clear conclusions can be drawn. This survey with only one year of data is not enough to discover trends of development in the fish community that might be caused by a changing climate. Further surveillance of the lake is therefore suggested to detect possible effects of increased temperature and discharge.

1. Innledning

Mennesker har fraktet med seg og satt ut fisk i tusenvis av år (Hesthagen & Kleiven, 2016). I Norge har særlig ørret etablert bestander i fisketomme vann etter utsettinger. Fiskespredning og etablering i nye lokaliteter kan ha store konsekvenser for innsjøene de blir introduserte til, og for de stedegne artene. Utsetting av karper i Australia har ført til at denne arten nå utgjør nesten all biomasse sør-øst i Australia (Koehn, 2004). Innførselen av denne arten har ført til endring av habitater med sin fødeadferd. Akvatiske planter er blitt ødelagt, og turbiditeten har økt. Dette har igjen ført til redusert primærproduksjon og dårligere sikt for andre fiskearter som er visuelle jegere (Koehn, 2004).

Den menneskeskapte globale oppvarmingen fører til varmere vannforekomster, noe som kan ha konsekvenser for fiskesamfunn (Shukla et al., In press). Ulike fiskearter har klare grenser for temperaturer i ulike livsstadier og for ulike funksjoner, og har ulike spenn for hvilke temperaturer de kan tåle (Elliott & Elliott, 2010; Hayden et al., 2017; Lehtonen, 1996). Røye er kun i stand til å leve innenfor et smalt temperaturområde, med optimaltemperatur mellom 5-16°C (Lehtonen, 1996). I tillegg er det vist at eggene til den britiske populasjonen av røye har en kritisk øvre temperatur for overlevelse på 8°C (Elliott & Elliott, 2010). Sik har en noe høyere optimaltemperatur på 8-15°C, mens optimaltemperatur for abbor er 8-27°C (Lehtonen, 1996).

En annen viktig klimatisk faktor er økt avrenning av organisk materiale fra nedbørsfeltet til innsjøer, forårsaket av reduserte sulfat-avsetninger, økt rate av nedbrytning av karbon i jord og kraftigere nedbørsepisoder. Prosessen kalles «browning» på grunn av at økt mengde løst organisk materiale gir mer farge på vannet, og det blir mer brunt (Finstad et al., 2016). Dette kan medføre økt produksjon ved å tilføre en økt mengde karbon. Alloktont tilført karbon har nær sammenheng med tilførsel av næringsstoffer, i tillegg til å være en kilde for organisk karbon i seg selv. Skyggeeffekter fra farget organisk materiale beskytte mot skadelig stråling, og på den måten promotere produksjon. På den andre siden kan organisk materiale i større mengder ha negative effekter på produksjonen i innsjøer ved å begrense mengden lys til vannsøyla og dermed begrense primærproduksjon (Finstad et al., 2014).

Økt temperatur sammen med økt produktivitet i innsjøer kan føre til strukturelle endringer i fiskesamfunn. Kortere perioder med isdekke og lengre vekstperiode vil øke produktiviteten i littoralsonen ved økt vekst av bentiske alger og planter. Dette kan igjen føre til økt

produktivitet i pelagialen ved økt mengde og størrelse på zooplankton, og mer ressurser til profundalen fra økt primærproduksjon i littoralen og pelagialen (Hayden et al., 2017).

Hayden et al. (2017) fant i en studie gjort langs en gradient fra lav til høy temperatur, landbruk, og produktivitet i Nord-Europa, en strukturell endring i fiskesamfunn fra dominans av laksefisk, til abborfisk, og til slutt til karpefisk. I mer produktive innsjøer ble sik (*Coregonus lavaretus*) erstattet av abbor (*Perca fluviatilis*) og mort (*Rutilus rutilus*) i littoralsonen, hork (*Gymnocephalus cernus*) i den profundale sonen, og lagesild (*Coregonus albula*) og laue (*Alburnus alburnus*) i pelagialen. Fisketetthet hadde positiv sammenheng med temperatur og produktivitet, spesielt i littoral- og profundalsonen.

I Sølensjøen ble sik introdusert tidlig på 1900-tallet for å øke produksjonen av fisk i innsjøen. Over tid hadde dette stor innvirkning på røye-populasjonen i innsjøen (Museth et al., 2007). Populasjonen av røye holdt seg godt på starten av 1900-tallet, selv om sik-bestanden økte. På 1930-tallet hadde sik etablert seg som den dominerende arten i littoralen, og fortrent røya. Røya forsvant deretter fra fangstene sist på 80-tallet. På samme tid minsket individstørrelsen på siken, noe som indikerer overpopulasjon.

Museth et al. (2007) foreslår at høyt fisketrykk var grunnen til at det var høy avkastning på både sik og røye like etter introduksjonen av sik. De forklarer videre at den lavere individstørrelsen på sik og tap av røye i fangstene kan kobles til lavere fisketrykk. Etter at fisketrykket ble økt fra 1992 til 1994, ble fangstdødeligheten for sik høyere. Sik-populasjonen responderte med økt individstørrelse, og røya dukket opp igjen i fangstene. Denne utviklingen tyder på at røya var kraftig undertrykt av siken.

I 1985 utførte Linløkken og Qvenild (1987) en undersøkelse i Sølensjøen hvor det ble beregnet fisketetthet på bakgrunn av ekkoloddundersøkelser og prøvefiske med flytegarn. De fant en total tetthet på sik over 20 cm (antall individer/ha) på 75,5 individer/ha. Gjennom vannsøyla fordelte tettheten seg på 14 individer/ha på 0-2 meter, 57 individer/ha på 2-10 meter og 23 individer/ha dypere 10 meter. For røye i den samme undersøkelsen var total tetthet på 60 individer/ha. Disse fordelte seg gjennom vannsøyla ved 5 individer/ha på 0-2 meter, 19 individer/ha på 2-10 meter, 30 individer/ha på 10-20 meter og 6 individer per hektar på over 20 meter.

Undersøkelser gjort etter århundreskiftet har vist at abbor, ørret og harr nå dominerer i littoralsona (Sandlund et al., 2016; Sundet, 2010). Det er foreslått at dette er et resultat av lavt høstingstrykk i littoralsona, da fiske konsentreres i pelagialen og at littoralt fiske

forekommer mest om høsten på gytegrunnene til røya (Sundet, 2010). I Sølensjøen overlapper dietten til røye og sik, og de beiter for det meste på zooplankton i pelagialen. Abbor og ørret beiter i større grad på bunndyr i littoralen, og har bredere diett-nisje enn røye og sik. Videre innsmalning av røyas nisje ved endring av habitat eller konkurranse fra andre arter har blitt foreslått å få ødeleggende virkninger for røya (Sandlund et al., 2016).

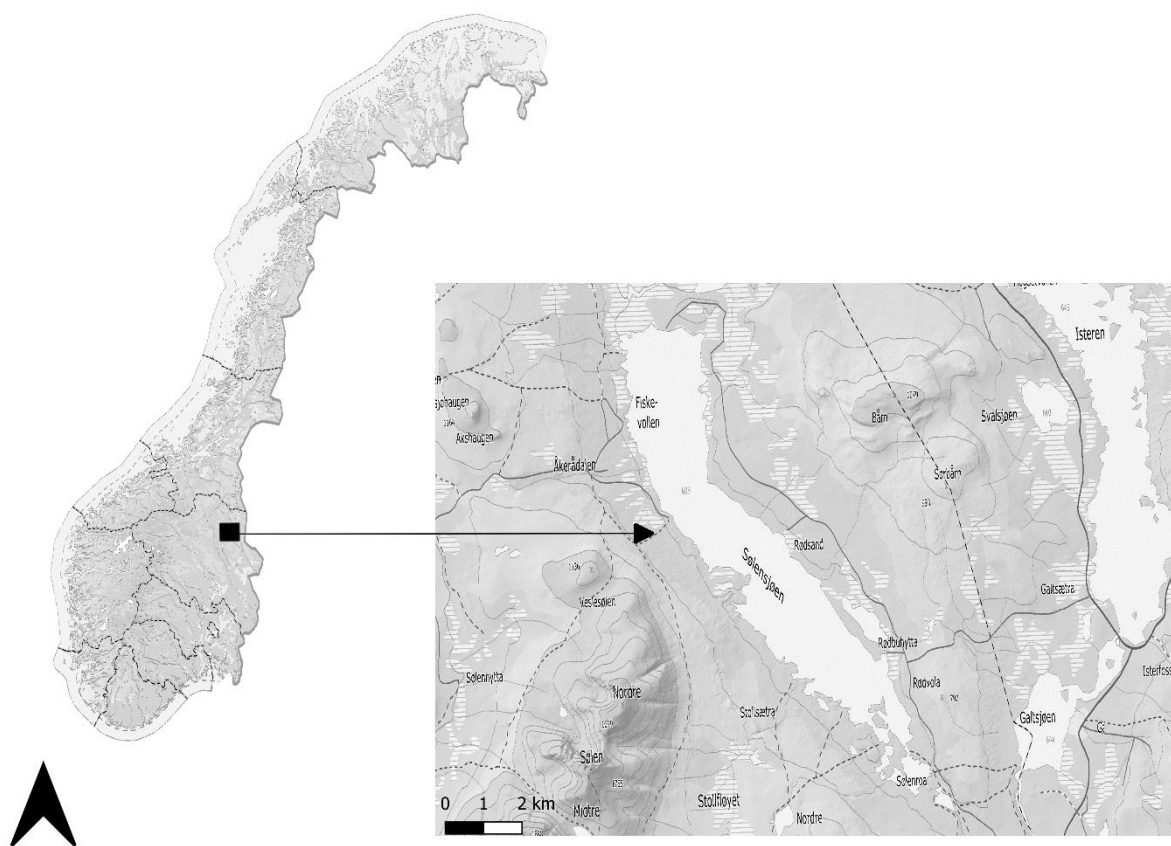
Det trengs nå oppdatert informasjon om tilstanden til Sølensjøens fiskesamfunn for å gi fiskerne den informasjonen de trenger for videre forvaltning. Særlig er det behov for å se etter tegn til effekter av klimaendringer og «browning» på fiskesamfunnet. I denne studien vil jeg derfor undersøke demografi, arts- og størrelsessammensetning samt arealtetthet av fiskesamfunnet i Sølensjøen, med spesielt fokus på interaksjoner mellom sik, abbor og røye.

Følgende hypoteser skal belyses: 1) Et endret temperatur- og avrenningsregime har økt bestanden av abbor i innsjøen. Jeg forventer at dette har påvirket interaksjonsdynamikken i fiskesamfunnet. 2) Et varmere temperatur- og økt avrenningsregime har ført til rekrutteringsproblemer hos røye. Jeg forventer at dette vil føre til forgubbing av røyebestanden i innsjøen. 3) Et varmere temperatur- og økt avrenningsregime har ført til økt fiskebiomassetetthet i innsjøen. Jeg forventer at dette har gitt økt produktivitet sammenlignet med målinger gjort før århundreskiftet.

2. Materiale og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Søljensjøen (VannforekomstID 311-354-L) ligger i Rendalen kommune sør-øst i Innlandet fylke (Figur 1). Innsjøen tilhører Femund/Trysilvassdraget-Klaraälv vannområde. Søljensjøen ligger 688 moh., har et areal på 22,4 km² og maksdyp på 58 meter. Elven Sølva har innløp til innsjøen i nordre del og innsjøens avløp er også gjennom Sølva i sør, som løper sammen med Femundselva (Museth et al., 2007; VannNett-Portal, u.å.).



Figur 1: Søljensjøens beliggenhet i Norge og dens nærområder.

2.2 Beskrivelse av fiskesamfunnet

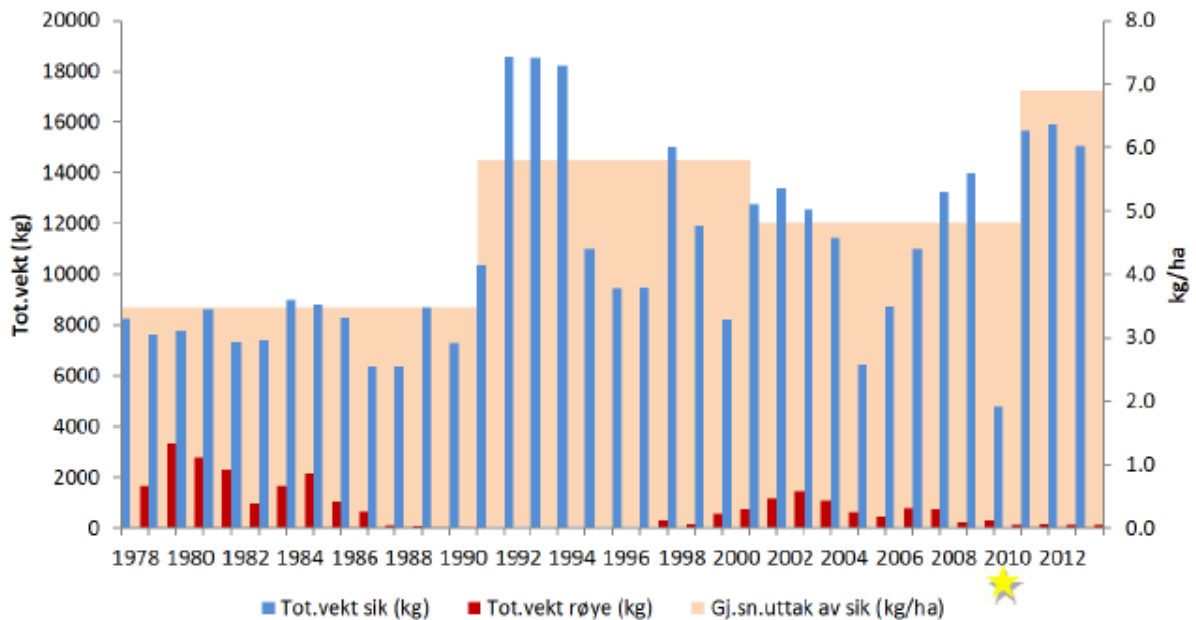
Fiskebestanden i Søljensjøen består av de åtte artene røye (*Salvelinus alpinus*), ørret (*Salmo trutta*), harr (*Thymallus thymallus*), sik (*Coregonus lavaretus*), abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*), lake (*Lota lota*), og ørekyte (*Phoxinus phoxinus*), og utgjør et relativt komplekst fiskesamfunn. Interspesifikk konkurranse og risikoen for predasjon styrer ofte habitatbruken til fisken i en innsjø. Typisk for innsjøer som Søljensjøen er at pelagialen domineres av zooplanktonspisere som sik og røye, men disse artene kan man også finne

littoralt og profundalt (Sandlund & Næsje, 2000). Sik ble introdusert i vassdraget tidlig på 1900-tallet, og hadde raskt en økning i populasjonen. Dette førte til en endring i habitatbruken til røye, da den først ble borte fra littoralsonen og mer og mer fraværende i den øvre delen av pelagialen (Museth et al., 2007). Sundet (2010) fant at siken opphold seg i alle habitater, mens røya befant seg pelagialt og profundalt. Ørret, harr, abbor, gjedde og ørekyt finnes typisk i den littorale sona, og lake i den profundale sona (Sandlund & Næsje, 2000).

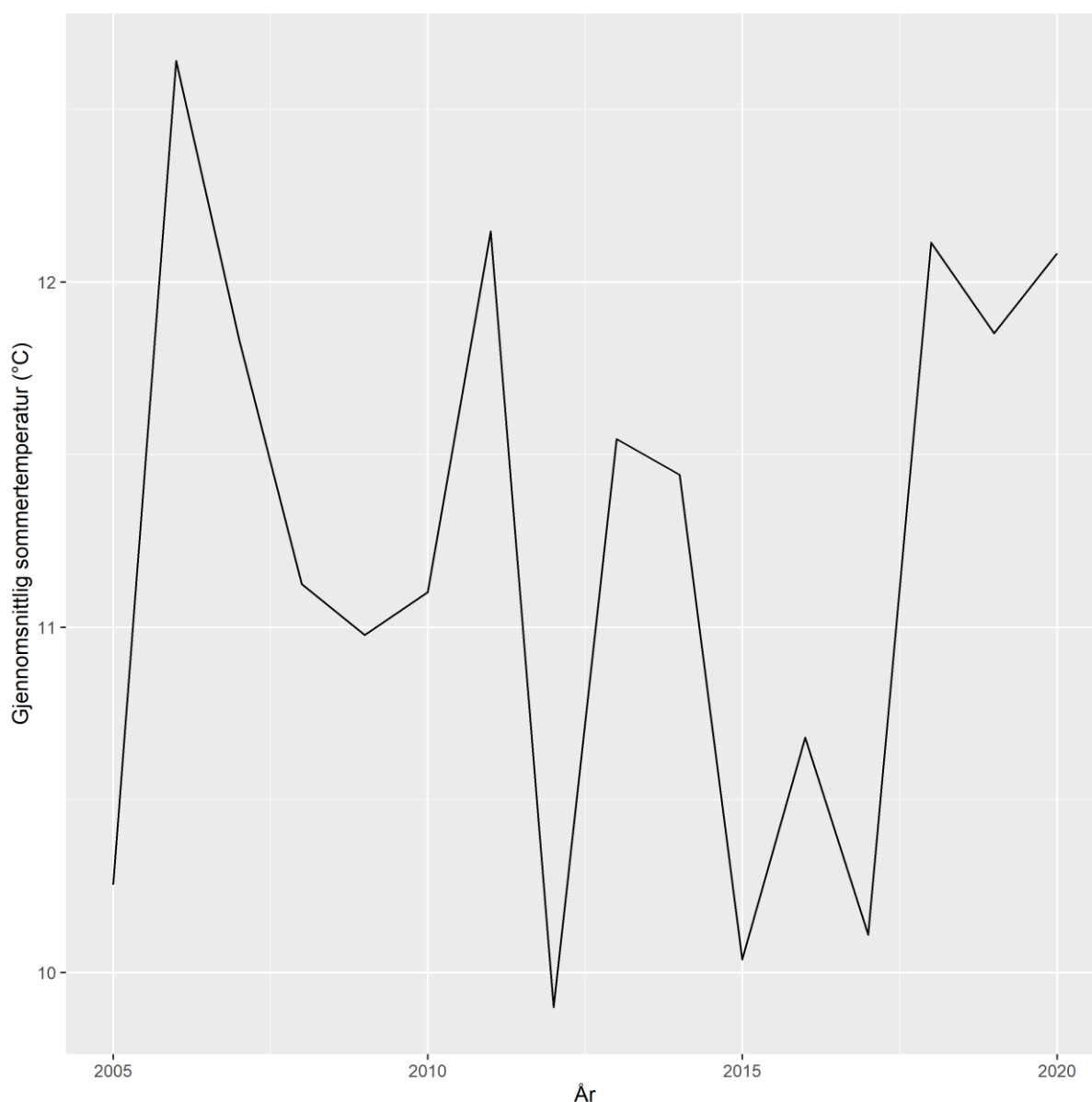
2.3 Historiske data

Det er lange tradisjoner for fiske i Sølensjøen, og funn viser at garnfiske ble drevet her for 1000 år siden. Tradisjonelt har garnfisket vært delt opp i sommerfiske og høstfiske, hvor røye var den viktigste næringsfisken. Sommerfisket etter røye varte i om lag tre uker fra slutten av juni og ble i hovedsak utført med landnot. Høstfisket var en kombinert garn- og notfiske som fra 1869 ble organisert og utført etter lottsystemet. Gjennom dette systemet ble høstfisket utført ved at fire lag med fem personer rullerte fire hovedgrunner mellom seg fra år til år. Fisket startet da røya gikk inn på gytegrunnene, som regel mellom 15. og 20. september, og varte i omtrent tre uker (Museth et al., 1996; Museth et al., 2007). Etter introduksjonen av sik ble fisket raskt dreid mot denne. Sommerfisket er i dag i hovedsak etter sik. I tillegg er det høstfiske etter gyteklare sik og et høstfiske etter røye (Rustadbakken & Bøe, 2014). Figur 2 viser fangsthistorikk fra 1978 til 2013, og viser omfanget av økningen i sikbestanden og hvordan røyebestanden har utviklet seg etter innføringen av sik.

Som nevnt i innledningen øker temperaturen i innsjøene globalt. Den gjennomsnittlige sommertemperaturen for området rundt Sølensjøen har økt med 0,05 grader per år i perioden 2005-2020 (figur 3). Den nærmeste værstasjon for Sølensjøen er Drevsjø. Disse temperaturene var ufullstendige for de siste 15 årene, og de gjennomsnittlige sommertemperaturene vist i tabellen er derfor hentet fra Røros lufthavn. De anses likevel å være representative for klimaet rundt innsjøen, da korrelasjonen mellom temperaturene fra de to værstasjonene var 0,97.



Figur 2: Fangststatistikk for røye (røde søyler) og sik (blå søyler) i Sølensjøen fra 1978 til 2013 (Rustadbakken & Bøe, 2014). Stjerne: Fiskemottaket på Elgå var midlertidig nedlagt i 2010, noe som medførte avsetningsproblemer. Nivået på den oransje skravuren i bakgrunnen angir gjennomsnittlig fangstuttak (kg/ha) av sik per år i fire tidsperioder.



Figur 3: Gjennomsnittlige sommertemperaturer (juni tom. august) i luft-temperaturer for området rundt Sølensjøen. Hentet fra værstasjon Røros lufthavn (SN10380) i Norsk Klimaservicesenter (Norsk Klimaservicesenter, u.å.).

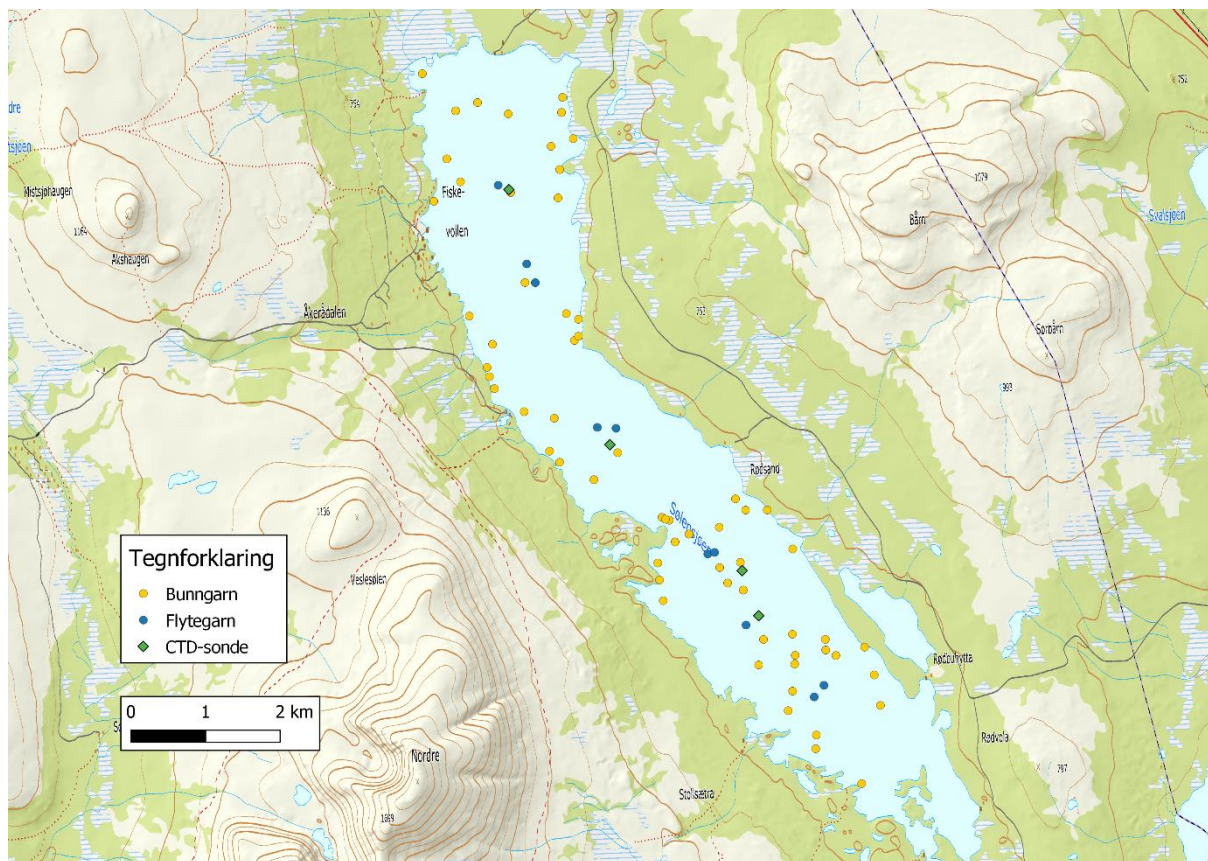
2.4 Prøvefiske med garn

For å få oversikt over fiskesamfunnet i Sølensjøen ble det fisket med garn i hele innsjøen og i alle vannlag (Figur 4). Prøvefiske med garn ble utført i henhold til CEN-standarden NS-EN14757 (CEN, 2005) i to omganger, 17. til 29. august og 26. september til 11. oktober 2020. I alt ble det benyttet 128 bunngarn (1,5x30 m) og 40 flytegarn (6x30 m) av typen Nordiske oversiktsgarn. Bunngarna ble satt enkeltvis, mens flytegarna ble satt lenket sammen to og to.

Bunngarna ble satt tilfeldig stratifisert og dekket dyp fra 1 til 50 m, mens flytegarna ble satt over de dypeste delene av innsjøen og dekket dyp fra 0 til 18 m. Tabell 2 oppsummerer antall garn satt i de ulike dybdelagene.

Tabell 1: Antall garnnetter med Nordiske oversiktsgarn satt i ulike dybdelag i Sølensjøen under prøvefisket i 2020.

Dybdelag	Garntype	Antall garn
< 3 m	Bunngarn	22
3-6 m	Bunngarn	22
6-12 m	Bunngarn	24
12-20 m	Bunngarn	20
20 – 35 m	Bunngarn	21
> 35 m	Bunngarn	19
0-6 m	Flytegarn	16
6-12 m	Flytegarn	16
12-18 m	Flytegarn	8



Figur 4: Kart over garnposisjoner og posisjoner for CTD-målinger ved prøvefisket i Sølensjøen, 2020.

I den første runden med prøvefiske ble garna satt mellom 19.00 og 22.00 og trukket mellom 08.00 og 10.00. I den andre runden ble garna satt mellom 17.00 og 19.30, og trukket mellom 08.00 og 10.00. Plassering av garna ble merket med en håndholdt GPS ved første omgang med prøvefiske, og disse plasseringene ble brukt ved den andre omgangen med prøvefiske.

Garna ble tømt rett etter de var tatt opp av vannet og frakta til land. Noe av fisken ble tatt prøver av på stedet, mens mesteparten ble fryst ned og tatt prøver av på laben på NMBU.

2.5 Prøvetaking av fisk

All fisk ble artsbestemt, målt til nærmeste mm fra snute til halespiss i naturlig utstrekning (full lengde) og målt i gram. Ulike strukturer ble samlet inn fra fiskene, avhengig av art. Otolitter ble tatt for sik, ørret, røye og lake, mens gjellelokk ble tatt for all abbor i tillegg til otolitter fra abbor over 15 cm. Vingebein ble samlet inn fra gjeddene. Fiskenes kjønn ble bestemt ut ifra fiskens gonader, og kjønnsstadium ble bestemt ut ifra gonadenes utvikling på en skala fra 1-7. Stadium 1 og 2 er umoden fisk. Stadium 3-5 er stigende modningsgrad hos

gonadene for fisk som skal gyte førstkommande gyteperiode, hvor 5 er gyteklar. Stadium 6 er gytende, dvs. melk eller rogn er rennende. Stadium 7 er utgytt, mens stadium 7-2 ble gitt til fisk som hviler dvs. fisk som har gytt tidligere år, men som ikke skal gyte førstkommande gyteperiode.

All sik ble sjekket for parasitten grovhaket gjeddemark (*Triaenophorus crassus*) ved å skjære tre tverrsnitt i fiskens ryggmuskel, i nakken, og foran og bak ryggfinnen (Figur 5). Ved å klemme hardt på muskelen på siden av disse tverrsnittene kom gjeddemarken komme til syne som en gulhvit masse (Figur 6)



Figur 5: Sikens ryggmuskel ble snittet tre steder for å undersøke tilstedeværelsen av grovhaket gjeddemark (*Triaenophorus crassus*).



Figur 6: Ved å klemme hardt på sidene av tverrsnittene i ryggmuskelen til siken, vil parasitten grovhaket gjeddemark (Triaenophorus crassus) komme til syne som en gulhvitt masse.

2.6 Aldersbestemming og tilbakeberegning av vekst

Otolittene ble brent og delt på tvers for å få frem vintersone (Figur 7). Otolittene ble så plassert i kitt, med bruddflaten opp, i ei skål med propandiol, og avlest under Leica MS5 stereolupe.

Den samme lupen ble brukt til å ta bilder av gjellelokk for abbor. Bildene ble importert til programmet Image Pro Express, hvor gjellelokkets radius ble målt. Hver vintersone ble også markert, og avstanden mellom disse målt for å få radius for hver vintersone (Figur 8). Veksten ble beregnet ved bruk av Lea-Dahls metode (Dahl, 1910; Lea, 1910) med formelen

$$L_n = \left(\frac{S_n}{S}\right) * L$$

hvor L er fiskens fulle lengde, S er strukturradius, S_n er strukturradius for en gitt vintersone, og L_n er fiskens lengde for en gitt vinter. I dette tilfellet er strukturen gjellelokk.



*Figur 7: Otolitt fra sik på fire vintre fanget under prøvefisket i Sølensjøen, 2020.
Vintersonene kan ses som mørke "årringer" på beinstrukturen som er brent og knekt.*



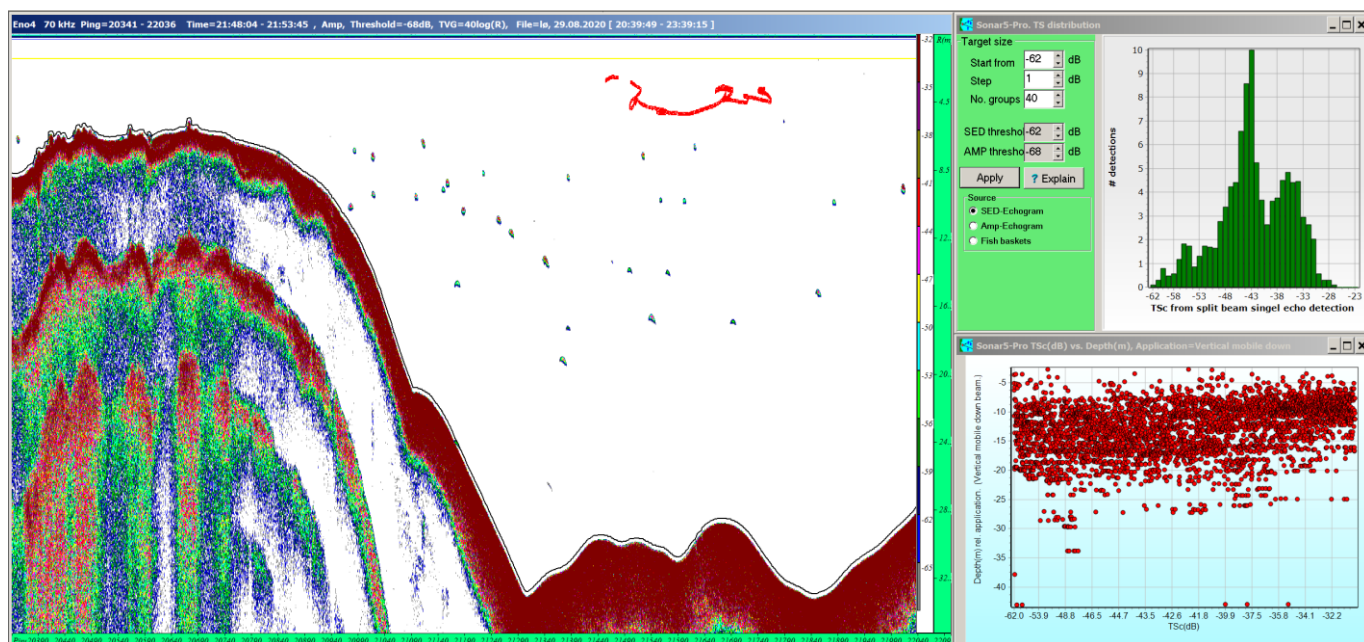
Figur 8: Gjellelokk fra abbor på sju vintre fanget under prøvefisket i Sølensjøen, 2020. Bildet er behandlet i Image Pro Express, hvor gjellelokkets radius vises med gul strek og hver vintersone er markert med en rød horisontal strek på radiusen.

2.7 Registreringer med ekkolodd

Det ble gjennomført registrering med ekkolodd natten mellom 29. august og 30. august 2020. Transektdesignet (Lengde=22,85 km) var sikksakk med en dekningsgrad ($Lengde / \sqrt{Innsjøareal}$) på 4,83. Ved registreringen ble det brukt et 70 kHz SIMRAD EK60 ekkolodd med en splittstrålesvinger med 11 graders åpningsvinkel (SIMRAD ES70-11). Lydstrålen var rettet vertikalt nedover. Pingintervallet under kjøringen var satt på 0,2 sekunder, pulslengden var på 26 mikrosekunder og effekten på 240 W. Det ble ikke utført kalibrering før eller etter ekkoloddkjøring på grunn av manglende tid.

Programmet Sonar5-Pro ble brukt ved etterbehandling og analyse av ekkolodd-dataene. Det ble kjørt bunndeteksjon som også ble gjennomgått manuelt. Denne ble løftet med en margin på 0,3 meter. Topplinjen ble satt på 2 meter dyp. Objekter som lå nærmere bunnen enn 0,3

meter og nærmere overflata enn 2 meter ble dermed ekskludert fra analysedataene. Støy i ekkogrammet kan forekomme fra ulike kilder. Det som ikke ble ekskludert ved topp- og bunnlinje ble manuelt visket ut slik at ekkoen som ble analysert bare var fisk. Basert på stratifisering observert i ekkodataene (Figur 9) ble analysene utført i lagene 0-5 meter, 5-25 meter og over 25 meter, og med 500 meters segmenter av transektet.



Figur 9: Et eksempel på ekkogram. Bunnlinjen vises som en sort strek hevet 0,3 meter over bunnen. Topplinjen vises som en gul strek senket 2 meter under overflata. Fisk vises som buer. Støy som er fjernet manuelt vises med rød farge øverst i ekkogrammet. Øverst til høyre vises ekkostyrkefordeling av godkjente enkelttekko som vises i dette ekkogrammet. Nederst til høyre vises hvordan disse enkelttekkene fordelte seg i dybden.

Sammenhengen mellom ekkostyrke i dB (TS) og fiskelengde (full lengde) kan avhenge av art (CEN, 2014). Vekt-lengde-sammenhenger som brukes for å beregne biomasse fra lengdestrukturdataene kan også være artsspesifikke. Tetthets- og biomasseberegningene er dermed avhengig av hvilke funksjoner som brukes i analysene, og usikkerheten dette medfører bør vurderes.

I disse analysene ble følgende generelle sammenheng mellom ekkostyrke og fiskelengde brukt (Lindem, 1982):

$$TS = 20 \times \log(Lengde) - 68$$

Etter vurdering av ekkostyrkefordelingen ble terskelen for enkeltfisk satt på -62dB (Figur 9). Ifølge TS-ligningen tilsvarer dette en fiskelengde på 2 cm. På den måten vil rekruttene fra 2020 i størst mulig grad være inkludert i beregningene av tetthet og biomasse.

For beregning av biomasse ble det brukt en kombinert vekt-lengde-sammenheng beregnet for en bestand av abbor, sik, ørret og gjedde fra Krøderen:

$$Vekt(Lengde) = 1 \times 0,009 \times Lengde^{3,006}$$

Denne funksjonen ble valgt da den hadde best dekning i lengdeintervallet som ble beregnet for fisken i ekkodataene fra registreringene i Sølensjøen 2020.

2.7 CTD-målinger

For å fastslå om det var temperatursjiktning i innsjøen under feltarbeidet, og å anslå hvor termoklinen lå om sjiktning forekom, ble det temperaturen målt gjennom hele vannsøyla. Temperaturprofil ble målt med en CTD-sonde (multisonde), som måler konduktivitet, temperatur og dyp. Målingene ble utført til sammen fire ganger i de dypeste delene av det nordre og søndre bassenget i Sølensjøen, den 19. og 30 august, og 2. og 11. oktober, for å undersøke om innsjøen var stratifisert, og hvordan temperaturprofilen utviklet seg gjennom de to rundene med prøvefiske (Figur 2). Målingene ble utført ved å senke sonden ned til bunnen av innsjøen etter å ha akklimatisert sonden i vannoverflaten i omtrent fem minutter.

2.8 Statistikk

Alle statistiske analyser ble gjort i programmet R, versjon 4.0.4 (The R Foundation, u.å.).

Utrekning av CPUE (fangst per innsatsenhet) ble regnet ut for NPUE (antall per innsatsenhet) og WPUE (vekt per innsatsenhet). Disse ble standardisert på fangst per 100m² garn per 12 timer.

Test for CPUE-dataene ble gjennomført med miksede lineære modeller (lme). Dato var inkludert i som tilfeldig effekt for å kunne ta høyde for dag-til-dag variasjon i dataene. Analysene ble gjennomført ved lmer-prosedyren i lme4-biblioteket (Bates et al., 2015). Siden sik og abbor utgjorde hovedandelen av fangsten, ble kun disse brukt for effekten art. Da det ikke ble fanget abbor av betydning i flytegarna, ble flytegarna ekskludert fra testen for å kunne sammenligne de to artene bedre. Modellseleksjon ble gjort med Akaikes informasjonskriterium med biblioteket AICcmodavg (Mazerolle, 2020). For å finne hvor mye

av variasjonen i dataene den utvalgte modellen forklarer, ble det estimert R^2 -verdier ved hjelp av r.squaredGLMM-funksjonen i biblioteket MuMIn (Nakagawa & Schielzeth, 2013). Det ble estimert marginal R^2 som gir variasjonen som er forklart av de fikserte effektene, og betinget R^2 som gir variasjonen forklart av både fikserte og tilfeldige effekter.

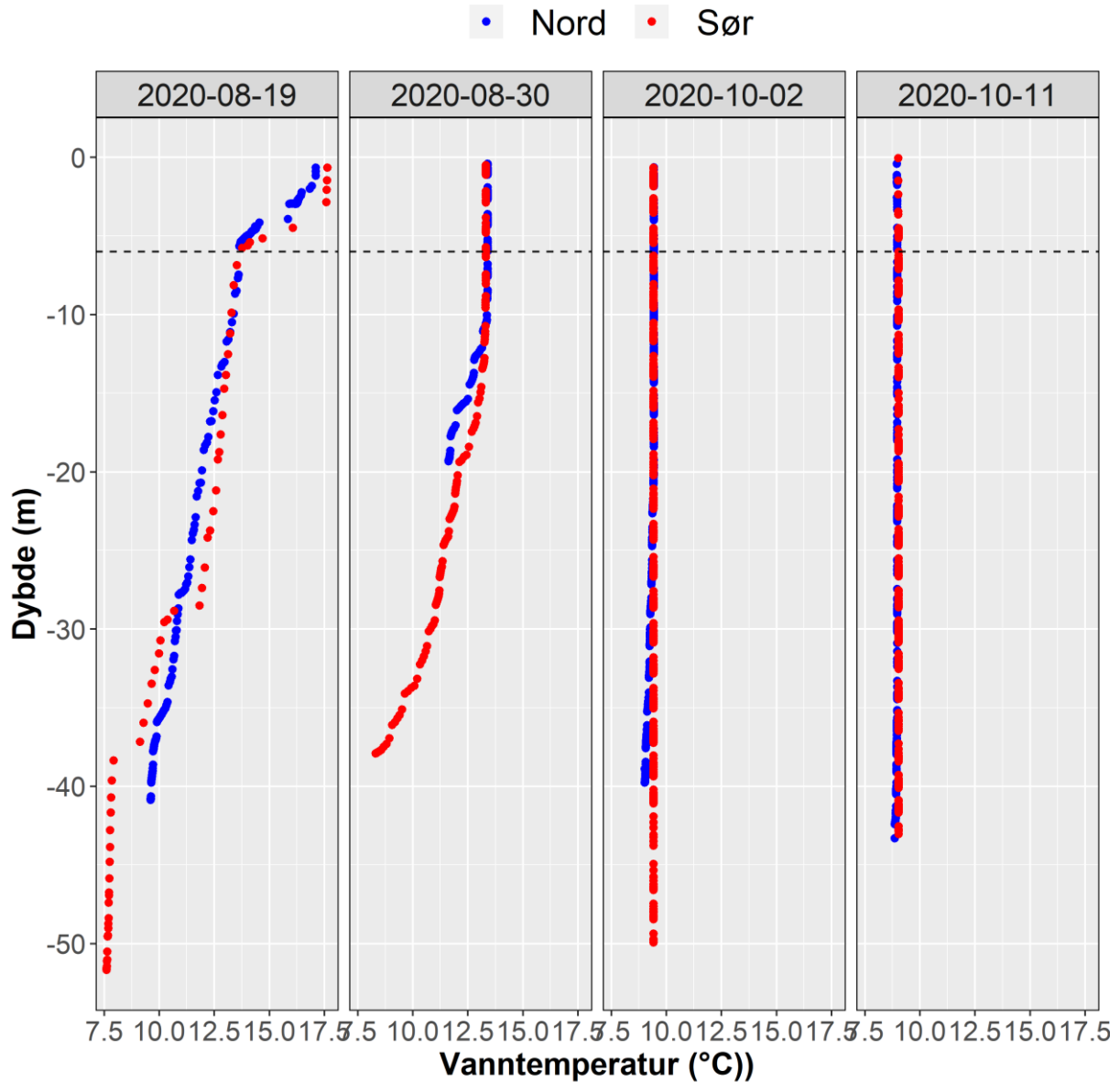
Estimater for momentan dødsrate (Z) og årlig dødsrate (A) ble estimert ved bruk av catchCurve-funksjonen i biblioteket FSA (Ogle et al., 2021). Siden metoden forutsetter stabil aldersstruktur (konstant årlig rekruttering og dødelighet), ble individer med alder 0 og 1 vintre og svake årsklasser utelatt fra analysen. 0+ og 1+ blir ofte underrepresentert ved prøvefiske fordi individene i disse aldersgruppene ofte lever i andre habitater enn der man kommer til med garna og/eller disse individene har mindre arealbruk sammenlignet med sine større artsfrender (Hamley, 1975; Prchalová et al., 2009).

Der analysene sammenligner bassengene nord og sør i innsjøen, er innsjøen delt ved breddegrad 61,933° N. Data fra garn plassert over denne breddegraden ble delt inn i basseng «Nord», og de under i basseng «Sør».

3. Resultater

3.1 Temperaturdata

CTD-målingene viste tydelig temperatursjiktning med termoklin på 6 meter i starten av prøvefiskeperioden (Figur 10). Temperaturen i epilimnion lå på omtrent 17°C, og sank til omtrent 7,5°C i hypolimnion. I starten av oktober hadde sirkulasjon inntruffet, og vannsøylen hadde en temperatur på 8°C. Temperaturene målt sør og nord i innsjøen avvek ikke mye fra hverandre.



Figur 10: Vertikalprofiler for vanntemperatur fra målinger med CTD-sonde nord og sør i Sølsjøen. Målingene ble foretatt under feltarbeidet i Sølsjøen, 2020. Stiplet linje illustrerer termoklinen ved 6 meters dyp.

3.2 Garnfangst

Totalt ble det fanget 920 fisk og åtte arter, hvor sik og abbor utgjorde hovedfangsten med henholdsvis 415 (NPUE=278,95) og 382 individer (NPUE=761,51). Abbor dominerte klart i littoralsonen (0-6 m.), mens sik dominerte i pelagialen (de frie vannmassene). Begge disse artene ble fanget i alle dybdelag i innsjøen. Det ble fanget få røyer (N=14, NPUE=9,91), og alle ble fanget mellom 6 og 20 meters dybde (Tabell 3 og 4).

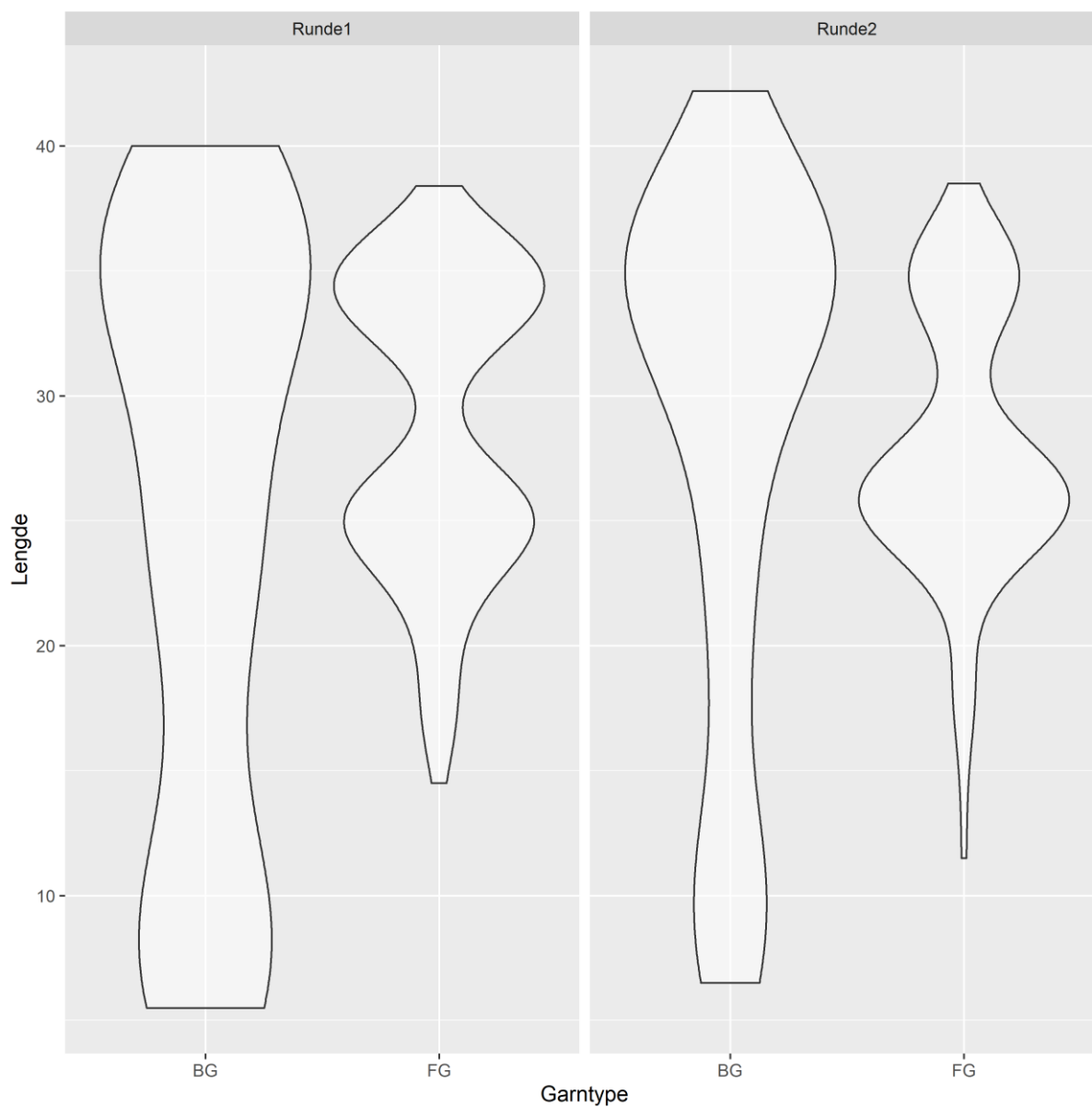
Lengdefordelingen hos sik var relativt lik i begge prøvfiskerundene, og viste tilvekst gjennom sesongen (Figur 11). Spesielt i flytegarna var det to tydelige topper i lengdefordelinga, én på omtrent 25 cm, og den andre på omtrent 35 cm. I bunngarna var også to topper på omtrent 10 og 35 cm. Aldersfordelingen hos sik (Figur 12) hadde også to topper, på hhv 2 og 6 vintre. Det var lav fangst av rekrutter (0+ og 1+), særlig i flytegarna (Figur 11 og 12).

Tabell 2: Samlet fangst fra bunngarn (BG) fra prøvfisket i Sølensjøen, 2020, fordelt på dybdelag. N=antall, NPUE=antall fangst per innsatsenhet (100m²/12 timer), WPUE=vekt per innsatsenhet (100m²/12 timer).

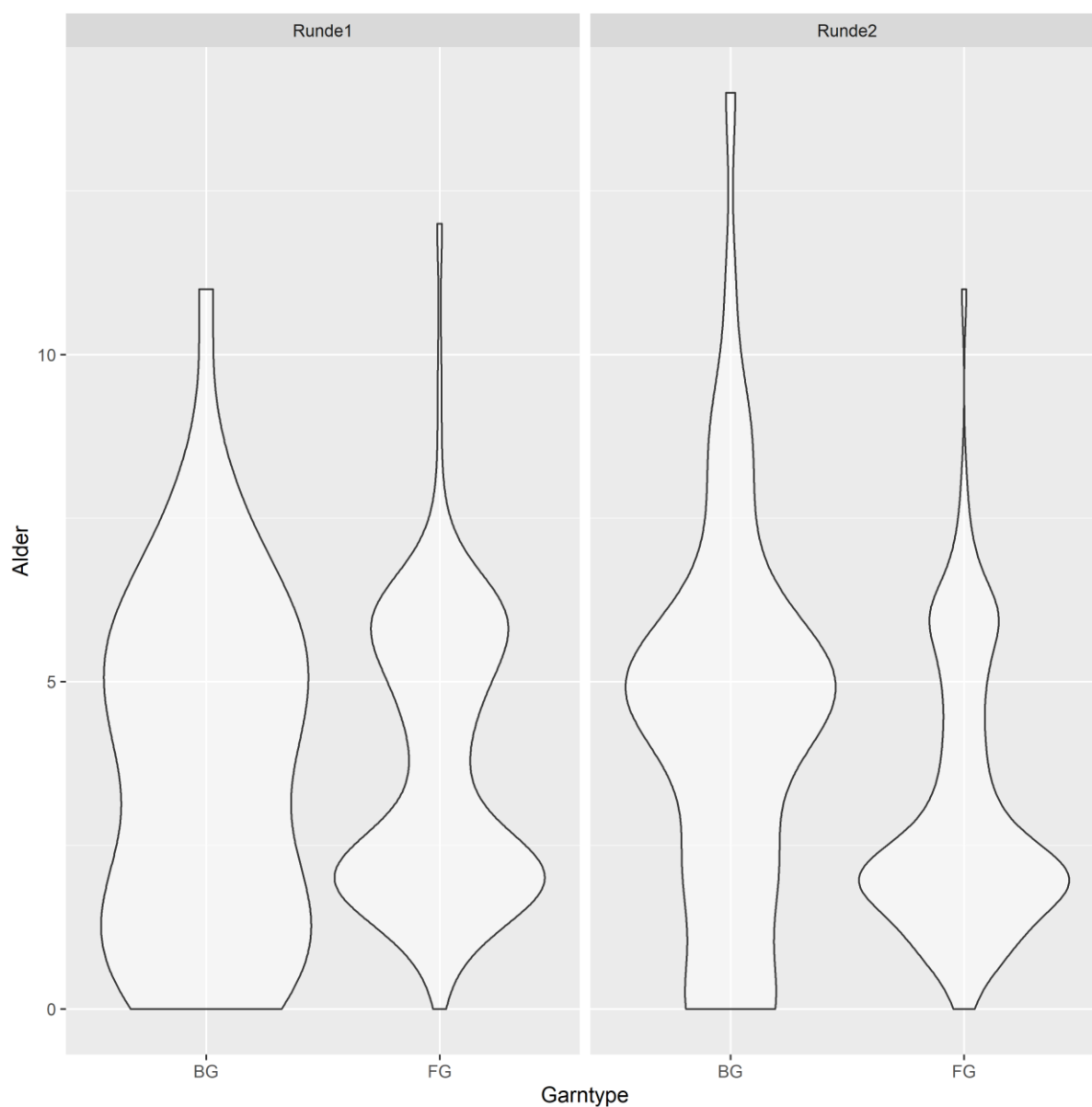
Garntype	Dybdelag		Art								SUM
			Sik	Abbor	Røye	Ørret	Harr	Gjedde	Lake	Ørekyte	
BG	0-3m	N	19	156	0	7	4	4	2	68	260
		NPUE	35,21	322,69	0	12,05	7,57	8,40	3,40	134,27	523,59
		WPUE	11329,52	13520,42	0	737,78	1440,30	5857,52	240,42	235,65	33361,61
	3-6m	N	21	102	0	4	2	0	2	5	136
		NPUE	39,66	207,32	0	7,28	3,72	0	3,55	10,45	271,98
		WPUE	13241,44	5607,83	0	3617,32	959,62	0	262,86	18,57	23707,64
	6-12m	N	35	88	1	2	0	0	2	0	128
		NPUE	66,59	168,57	1,77	4,08	0	0	4,38	0	245,39
		WPUE	15216,65	6117,71	113,17	561,73	0	0	3398,52	0	25407,78
	12-20m	N	22	28	3	0	0	0	1	0	54
		NPUE	41,31	56,13	5,84	0	0	0	1,77	0	105,05
		WPUE	9581,97	997,00	354,37	0	0	0	77,81	0	11011,15
	20-35m	N	11	2	0	1	0	0	4	0	18
		NPUE	19,84	3,44	0	2,19	0	0	7,44	0	32,91
		WPUE	5949,68	66,10	0	39,44	0	0	284,81	0	6340,03
	>35m	N	1	1	0	0	0	0	1	0	3
		NPUE	2,12	2,12	0	0	0	0	1,67	0	5,91
		WPUE	400,64	25,44	0	0	0	0	48,33	0	474,41
SUM		N	109	377	4	14	6	4	12	73	599
		NPUE	204,74	760,27	7,61	25,61	11,29	8,40	22,19	144,72	1184,83
		WPUE	55719,90	26334,48	467,55	4956,28	2399,91	5857,52	4312,75	254,22	100302,61

Tabell 3: Samlet fangst fra flytegarn (FG) fra prøvfisket i Sølensjøen, 2020, fordelt på dybdelag. N=antall, NPUE=antall fangst per innsatsenhet (antall/100m²/12 timer), WPUE=vekt per innsatsenhet (g/100m²/12 timer).

Garntype	Dybdelag		Art								SUM
			Sik	Abbor	Røye	Ørret	Harr	Gjedde	Lake	Ørekyte	
FG	0-6m	N	100	0	0	0	0	0	0	0	100
		NPUE	24,00	0	0	0	0	0	0	0	240
		WPUE	6823,95	0	0	0	0	0	0	0	6823,95
	6-12m	N	179	1	6	1	0	0	0	0	187
		NPUE	43,51	0,22	1,38	0,21	0	0	0	0	45,32
		WPUE	10807,03	3,70	117,15	86,54	0	0	0	0	11014,42
	12-18m	N	27	4	4	0	0	0	0	0	35
		NPUE	6,70	1,02	0,92	0	0	0	0	0	8,64
		WPUE	1512,30	154,98	47,22	0	0	0	0	0	1714,5
SUM		N	306	5	10	1	0	0	0	0	321
		NPUE	74,21	1,24	2,3	0,21	0	0	0	0	77,75
		WPUE	19143,28	158,68	164,37	86,54	0	0	0	0	19466,33



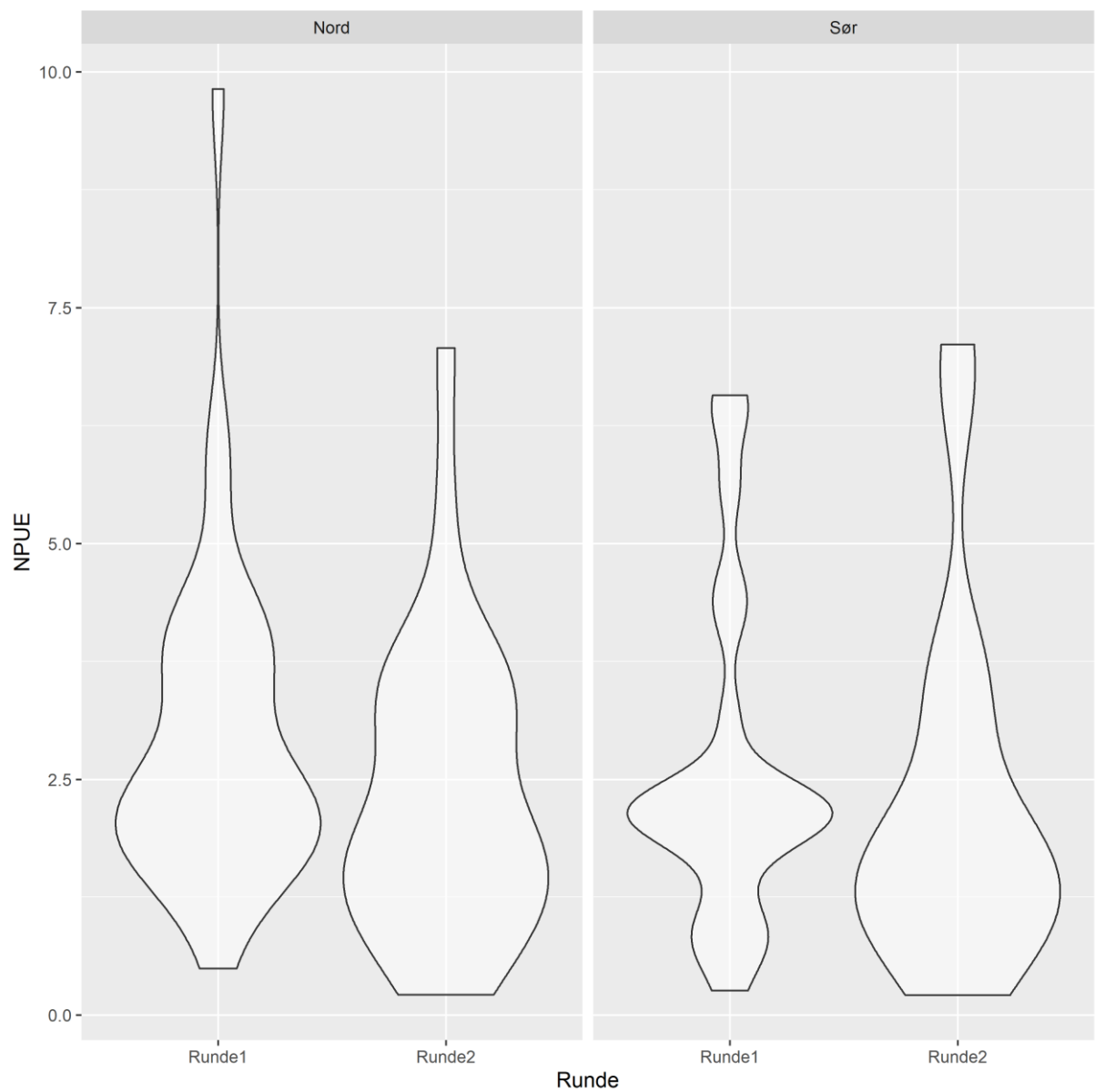
Figur 11: Fiolinplott av lengdefordeling av sik fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) under prøvefisket i Sølensjøen 2020. Lengdefordelingene er vist for runde 1 (prøvefiskerunde i august) og runde 2 (prøvefiskerunde i september og oktober). Bredden på «fiolinene» angir relativ forekomst innen gruppen der lengden med størst relativ forekomst innen gruppen er satt til maks bredde, og denne bredden er satt likt mellom alle gruppene.



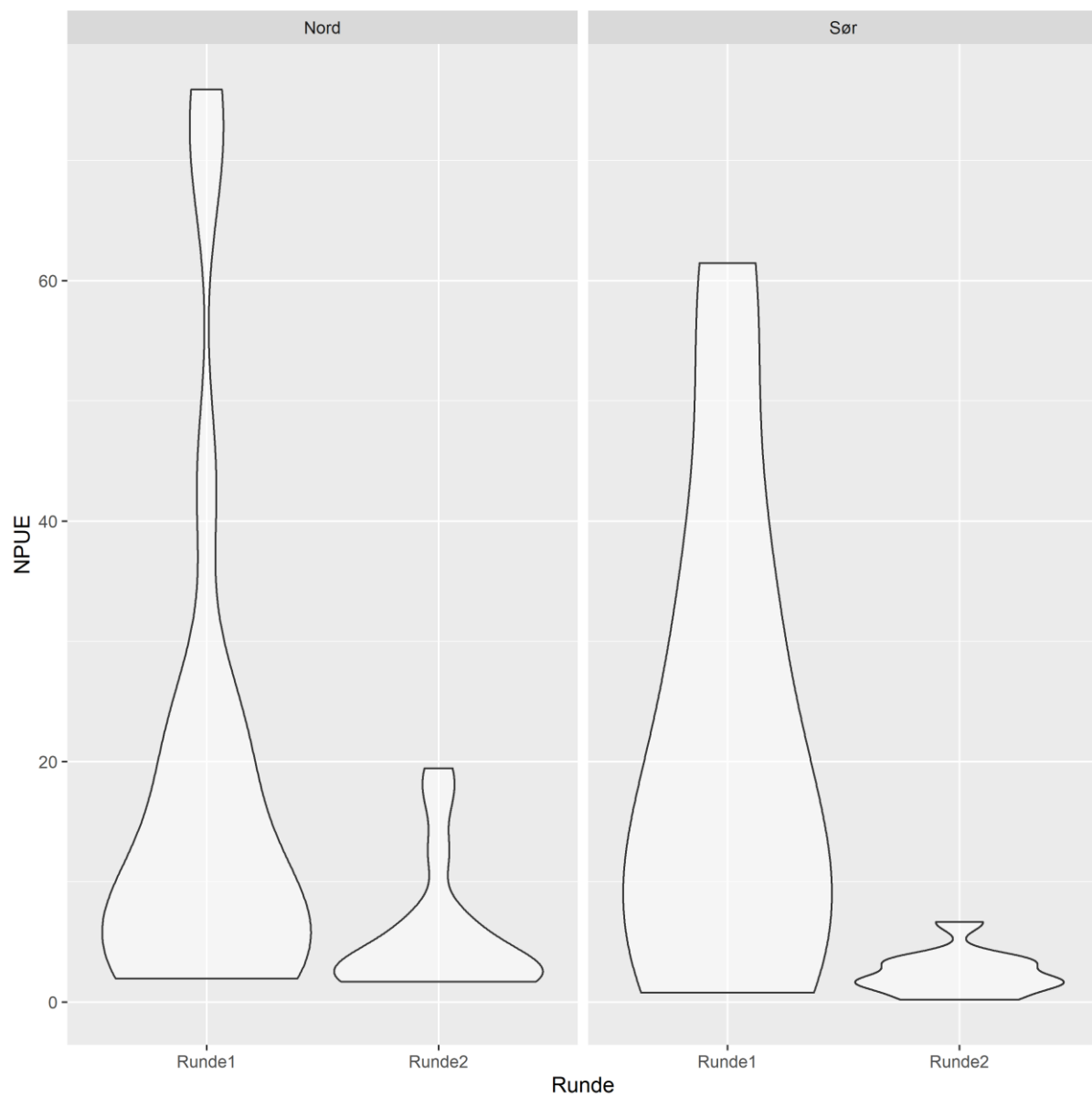
Figur 12: Fiolinplott av aldersfordeling av sik fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) under prøvefisket i Sølensjøen 2020. Lengdefordelingene er vist for runde 1 (prøvefiskerunde i august) og runde 2 (prøvefiskerunde i september og oktober). Bredden på «fiolinene» angir relativ forekomst innen gruppen der alderen med størst relativ forekomst innen gruppen er satt til maks bredde, og denne bredden er satt likt mellom alle gruppene.

3.3 Fangst per innsats (CPUE)

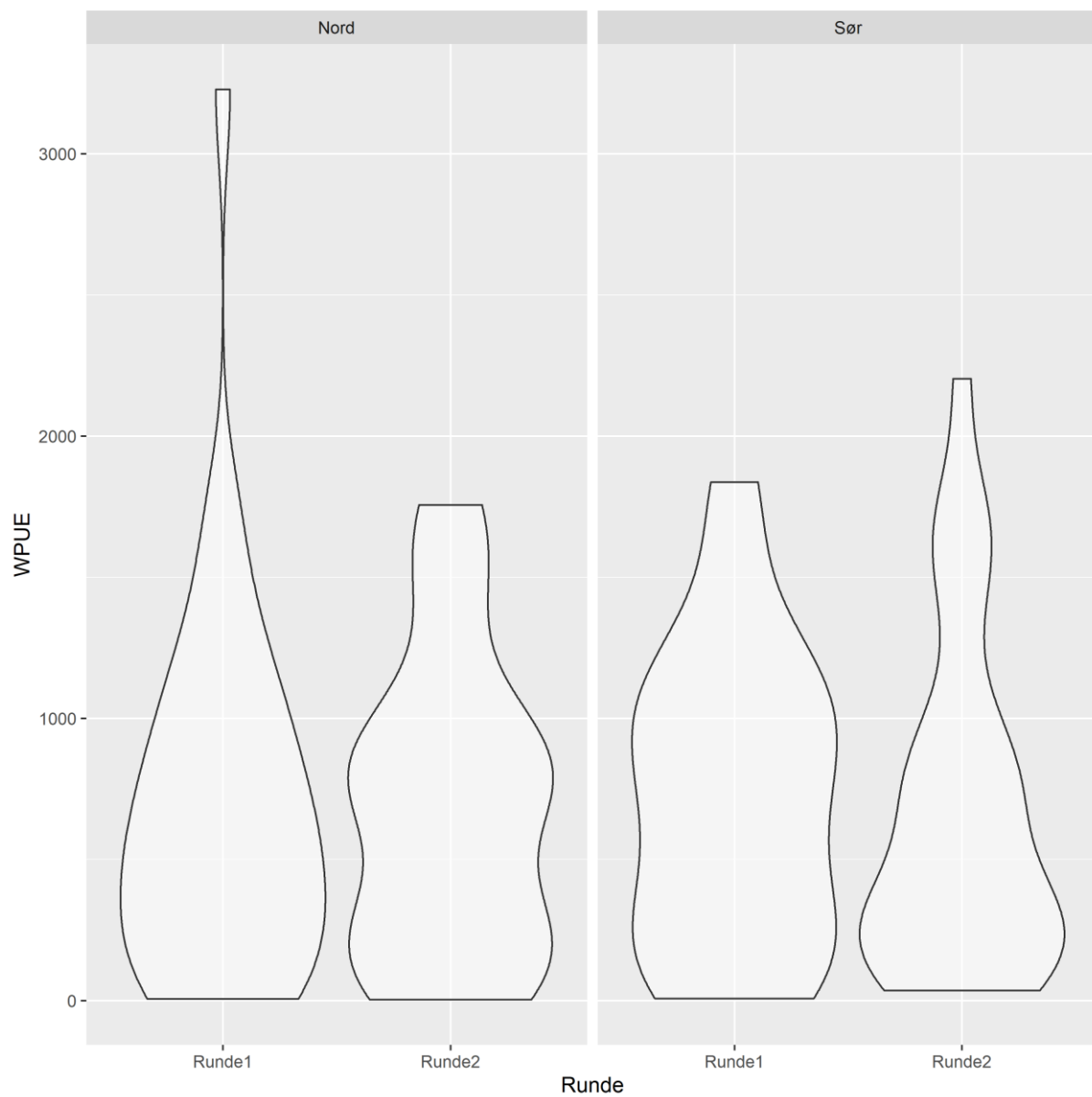
Antall individer fangst per innsats (NPUE) for sik varierte mellom 0,21 og 9,82 (Figur 13) med gjennomsnitt på 2,56 og standardavvik på 1,75, og for abbor varierte NPUE mellom 0,22 og 75,90 (Figur 14) med gjennomsnitt på 12,69 og standardavvik på 17,46. Antall gram fangst per innsats (WPUE) for sik varierte mellom 3,39 og 3228, 27 (Figur 15) med gjennomsnitt på 686,82 og standardavvik på 583,17, og for abbor varierte WPUE mellom 3,24 og 5725,13 (Figur 16) med gjennomsnitt på 441,55 og standardavvik på 825,11 for abbor.



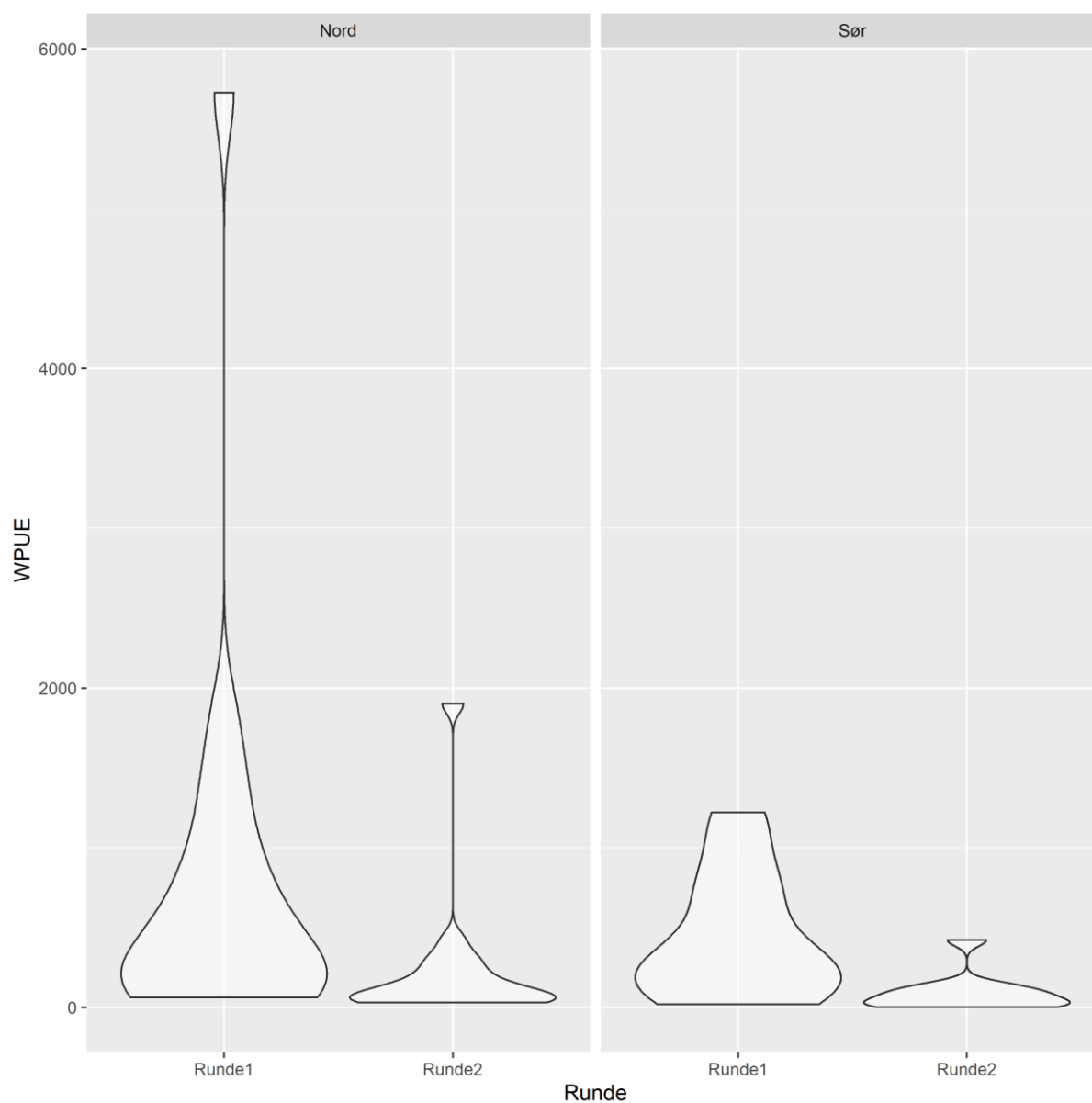
Figur 13: Antall individer fangst per innsats (NPUE) for sik fordelt på prøvefiskerunde 1 (august) og 2 (september og oktober) og basseng, fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) under prøvefisket i Sølensjøen 2020.



Figur 14: Antall individer fangst per innsats (NPUE) for abbor fordelt på prøvefiskerunde 1 (august) og 2 (september og oktober) og basseng, fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) under prøvefisket i Sølensjøen 2020.

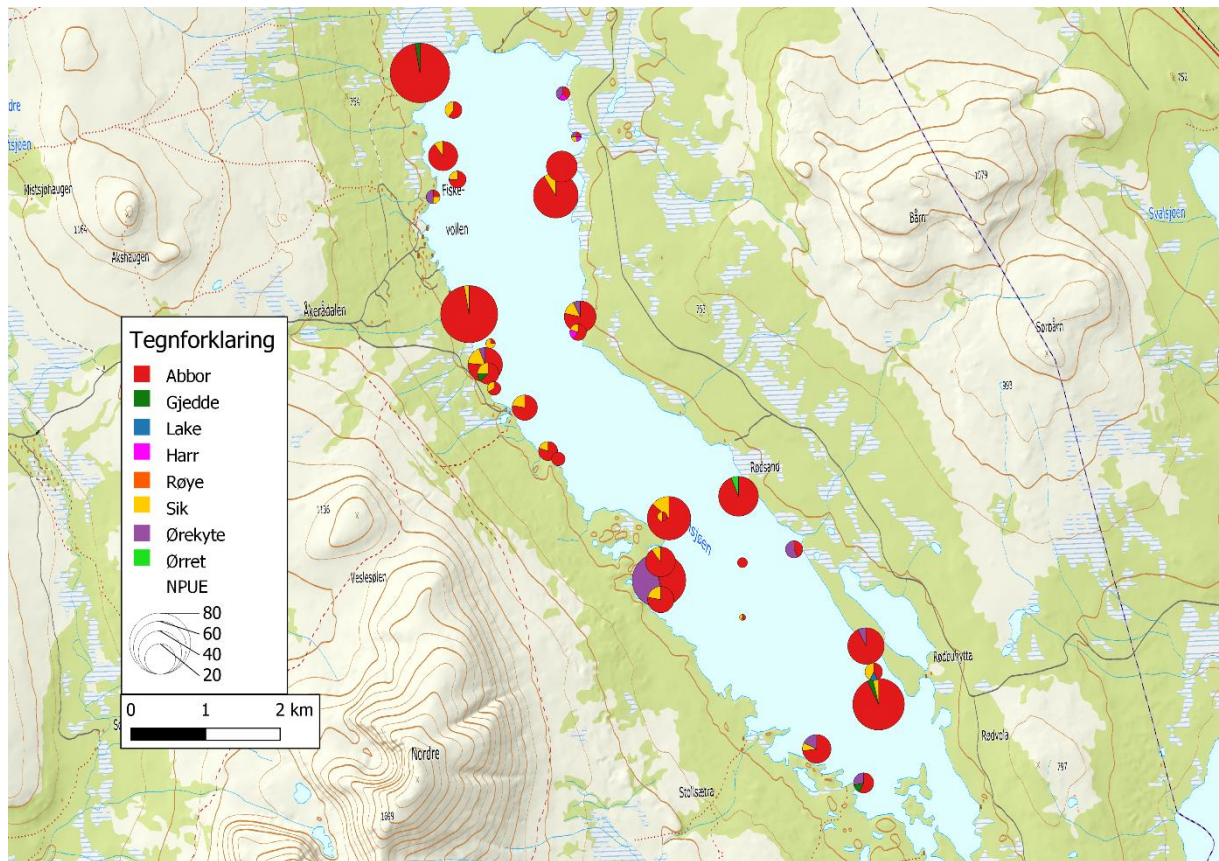


Figur 15: Antall gram fangst per innsats (WPUE) for sik fordelt på prøvefiskerunde 1 (august) og 2 (september og oktober) og basseng, fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) under prøvefisket i Sølensjøen 2020.

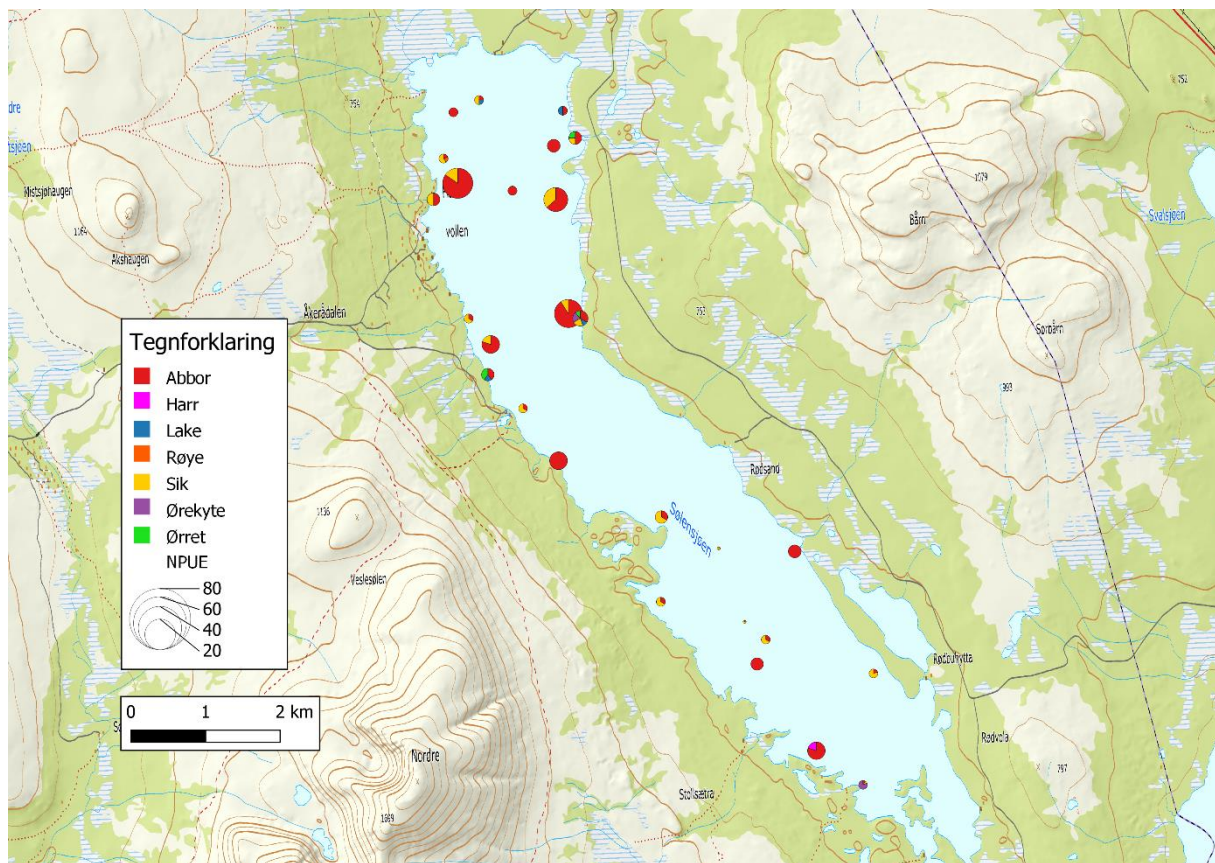


Figur 16: Antall gram fangst per innsats (WPUE) for abbor fordelt på prøvefiskerunde 1 (august) og 2 (september og oktober) og basseng, fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) under prøvefisket i Sølensjøen 2020.

Fangst per innsats var høyere nærmere land, og høyere i første prøvefiskerunde (Figur 17 og 18). Abbor og sik var jevnt representert over hele innsjøen, men med tendenser til høyere fangst per innsats av sik i pelagialen og av abbor i littoralen.



Figur 17: Romlig fordeling av artssammensetning og antall individer fangst per innsats (NPUE) for hvert enkelt garn i runde 1 (august) ved prøvefisket i Sølensjøen, 2020. Størrelsen på kakediagrammene angir fangst per innsats (antall individer per 100 m² garn per 12 timer).



Figur 18: Romlig fordeling av artssammensetning og antall individer fangst per innsats (NPUE) for hvert enkelt garn i runde 2 (september og oktober) ved prøvefisket i Sølensjøen, 2020. Størrelsen på kakediagrammene angir fangst per innsats (antall individer per 100 m² garn per 12 timer).

Den utvalgte modellen for antall individer fangst per innsats (NPUE) var en enkel lineær regresjonsmodell med art og temperatur som effekter og dato som tilfeldig effekt (Tabell 5). Denne modellen oppnådde 98 % støtte i dataene sammenlignet med de andre modellene.

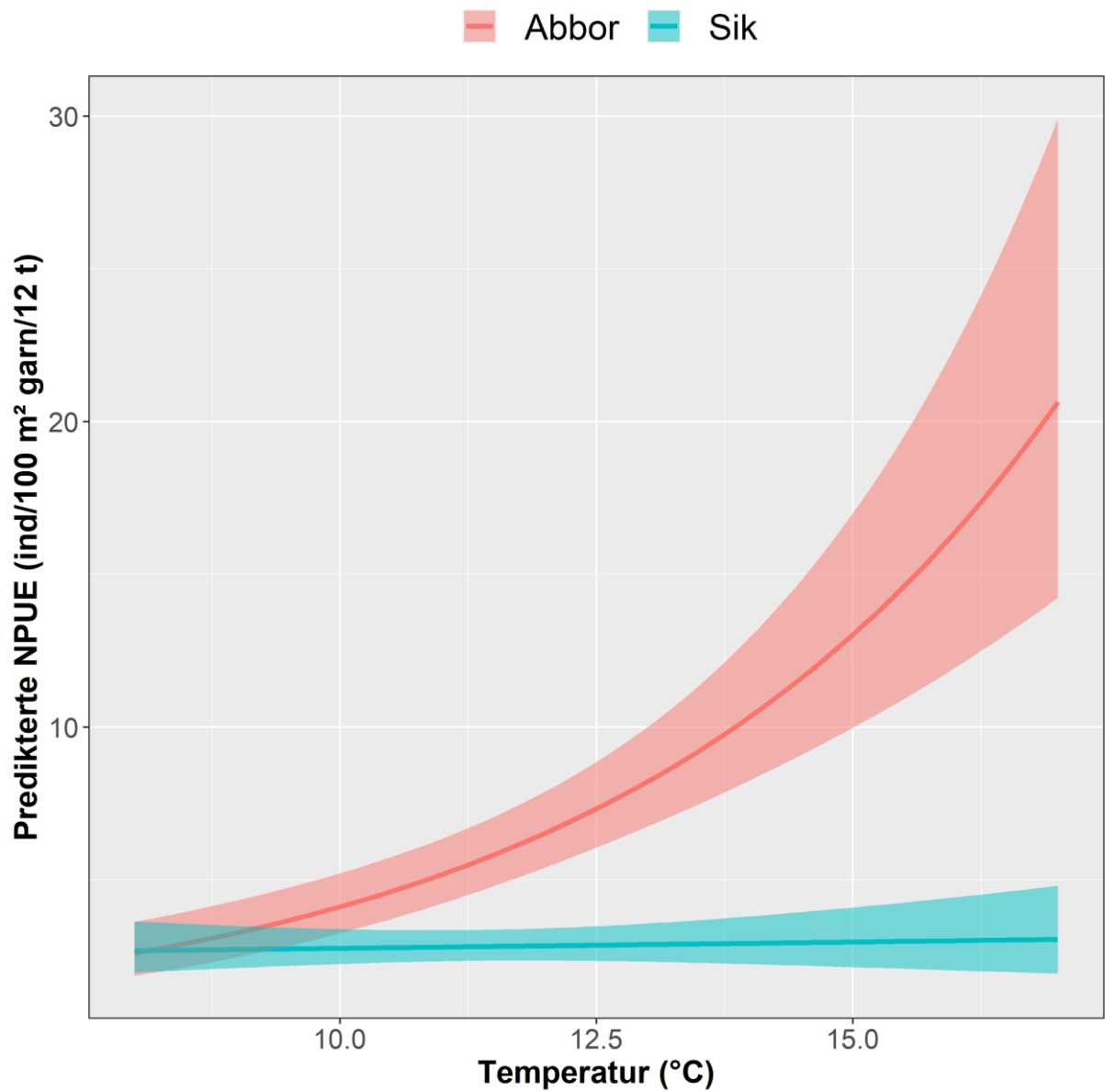
Predikerte NPUE for sik og abbor viser at abbor hadde en økt estimert fangst per innsats med økende temperatur, mens estimert fangst per innsats for sik ikke viser noe temperaturrepons (Figur 19). Fangst per innsats var lik for sik og abbor under 10,5 °C. Over 10,5 °C var det signifikant forskjell på NPUE for de to artene.

Tabell 4: Rangert miksede lineære modeller (lme-modeller) modellseleksjonstabell for antall individer fangst per innsats (NPUE), beregnet fra prøvefiskedata og temperaturdata fra Sølensjøen i 2020. Tabellen viser topp 10 av 27 tilpassede modeller. Kun de fikserte effektene er beskrevet i tabellen, da alle modellene bruker dato som tilfeldig effekt. Dyp^2 beskriver effekten av maksimal eller minimumsdyp, og EpiHypo beskriver effekten av fangst over eller under 6 meter. K =antall parametere, ModelLik=Modell likelihood, LL=Log likelihood. $\Delta AICc$ er de respektive modellenes differanse i AICc sammenlignet med modellen med lavest AICc. AICc-vekt er den relative AICc-støtten i dataene til modellen sammenlignet med alle de andre kandidatmodellene (f eks AICc-vekt=0,98 betyr 98 % støtte i dataene).

Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	ModelLik	AICc-vekt	LL
Art*Temperatur	6	122,38	0	1	0,98	-54,28
Art*Runde+Temperatur	7	130,35	7,97	0,02	0,02	-56,93
Art*Dyp	6	172,07	49,69	0	0	-79,35
Art+Dyp	5	177,51	55,13	0	0	-83,27
Art*Runde+Art*Dyp ²	10	178,79	56,41	0	0	-77,47
Art*Runde*Dyp	10	179,72	57,34	0	0	-77,93
Art+EpiHypo	5	180,21	57,83	0	0	-84,62
Art+Basseng	5	180,25	57,87	0	0	-84,64
Art+Breddegrad	5	180,45	58,07	0	0	-84,74
Art*Runde+ Dyp ²	8	180,97	58,59	0	0	-81,27

Tabell 5: Parameterestimer med tilhørende effekttest ved ANOVA for den utvalgte lme modellen i Tabell 2. Estimer er vist for de fikserte effektene i modellen. Tilfeldige effekter (variasjon): $\text{dato}=0,007$ ($SD=0,085$), $\text{residualer}=0,486$ ($SD=0,697$). $R^2_{\text{marginal}}=0,51$, $R^2_{\text{betinget}}=0,52$.

Parameterestimat				
Parameter	Estimat		SE	t-verdi
Skjæringspunkt	-1,378		0,819	-1,681
Art[Sik]	2,378		1,067	2,228
Temperatur	0,265		0,059	4,526
Art[Sik]*Temperatur	-0,254		0,080	-3,181
Effekttest (ANOVA)				
Prediktor	F	Df	Df-res	p-verdi
Art	20,8925	1	48,412	<0.0001
Temperatur	9,7185	1	21,327	0,005
Art*Temperatur	9,5134	1	48,897	0,003



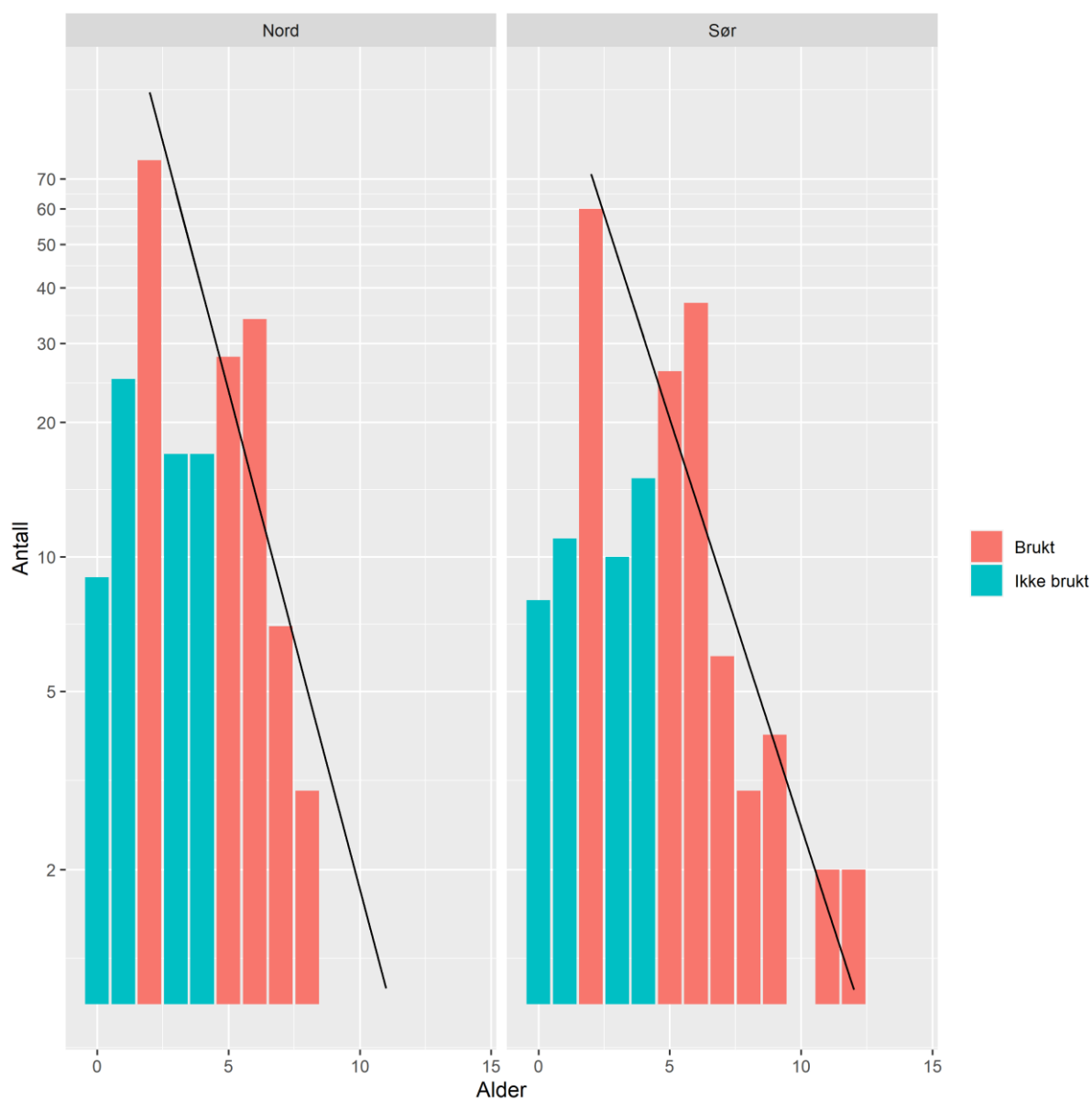
Figur 19: Predikerte antall individer fangst per innsats (NPUE) for sik og abbor som funksjon av vanntemperatur i vannlaget bunngarna sto under prøvefisket i Sølensjøen 2020. Båndene viser 95 % konfidensintervall. De brukte temperaturene ble målt med CTD under prøvefisket. Prediksjonene er fra den utvalgte modellen i Tabellene 5 og 6.

3.4 Aldersstruktur og dødelighet

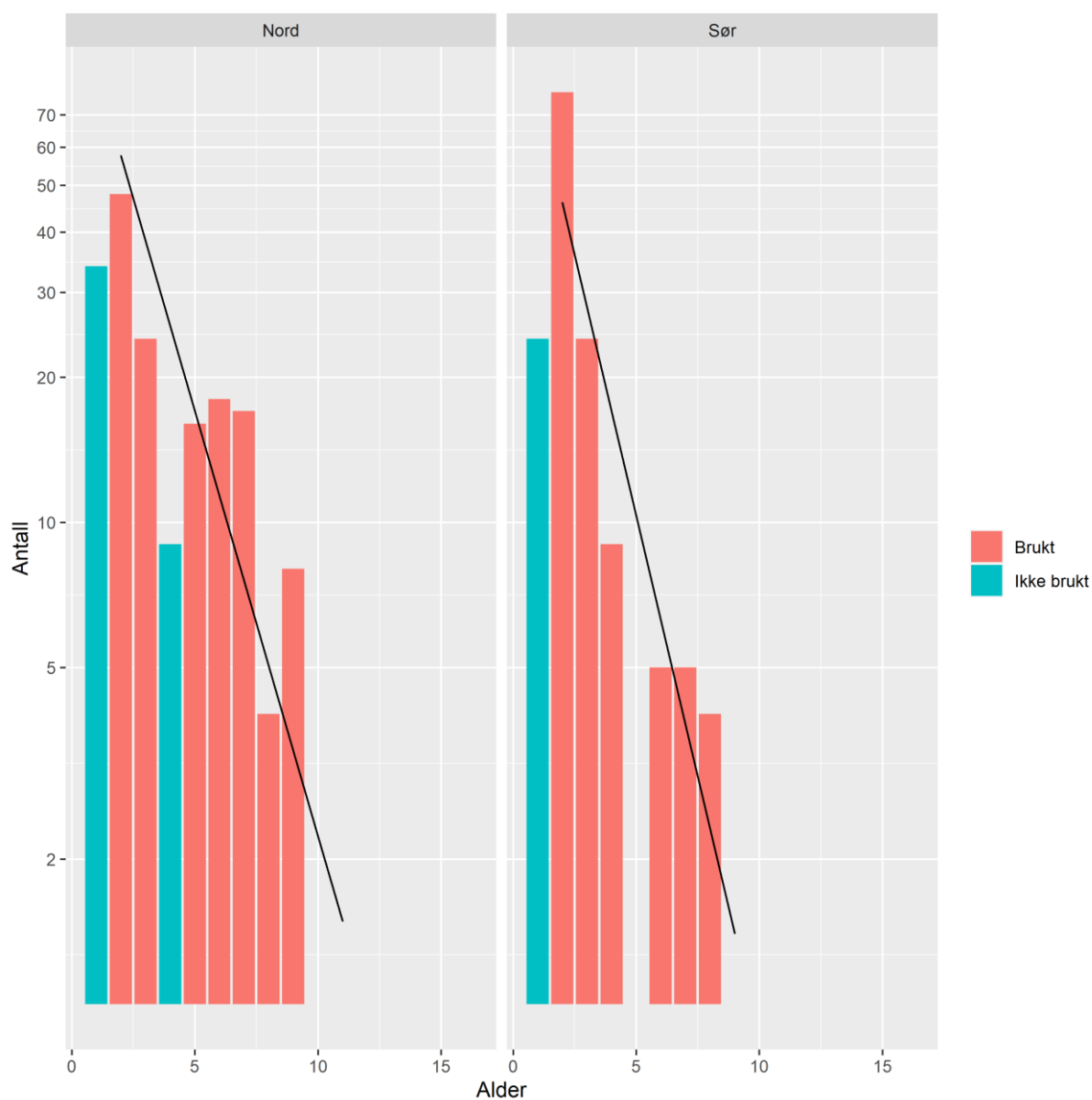
Ved prøvefisket ble det fanget sik i årsklasser fra 2007 (12+) til 2020 (0+), med få individer over 8 vintre. Styrken på aldersklassene for sik var ganske like i det nordre og søndre bassenget, hvor 4. og 5. vinter pekte seg ut som svake (Figur 20). Estimert momentan dødelighet (Z) for sik nord i innsjøen var 0,22, mens estimert årlig dødsrate (A) var 20,10. For sik sør i innsjøen var $Z = 0,42$ og $A = 34,55$.

Det ble fanget abbor i årsklasser fra 2011 (9+) til 2019 (1+). For abbor prekte 2016 seg ut som en svak årsklasse nord i innsjøen, mens fisk som var 5 vintre (2015 årsklassen) var helt fraværende sør i innsjøen (Figur 21). Estimert Z for abbor nord i innsjøen var 0,29, mens estimert A var 25,21. For abbor sør i innsjøen var $Z = 0,42$ og $A = 34,55$.

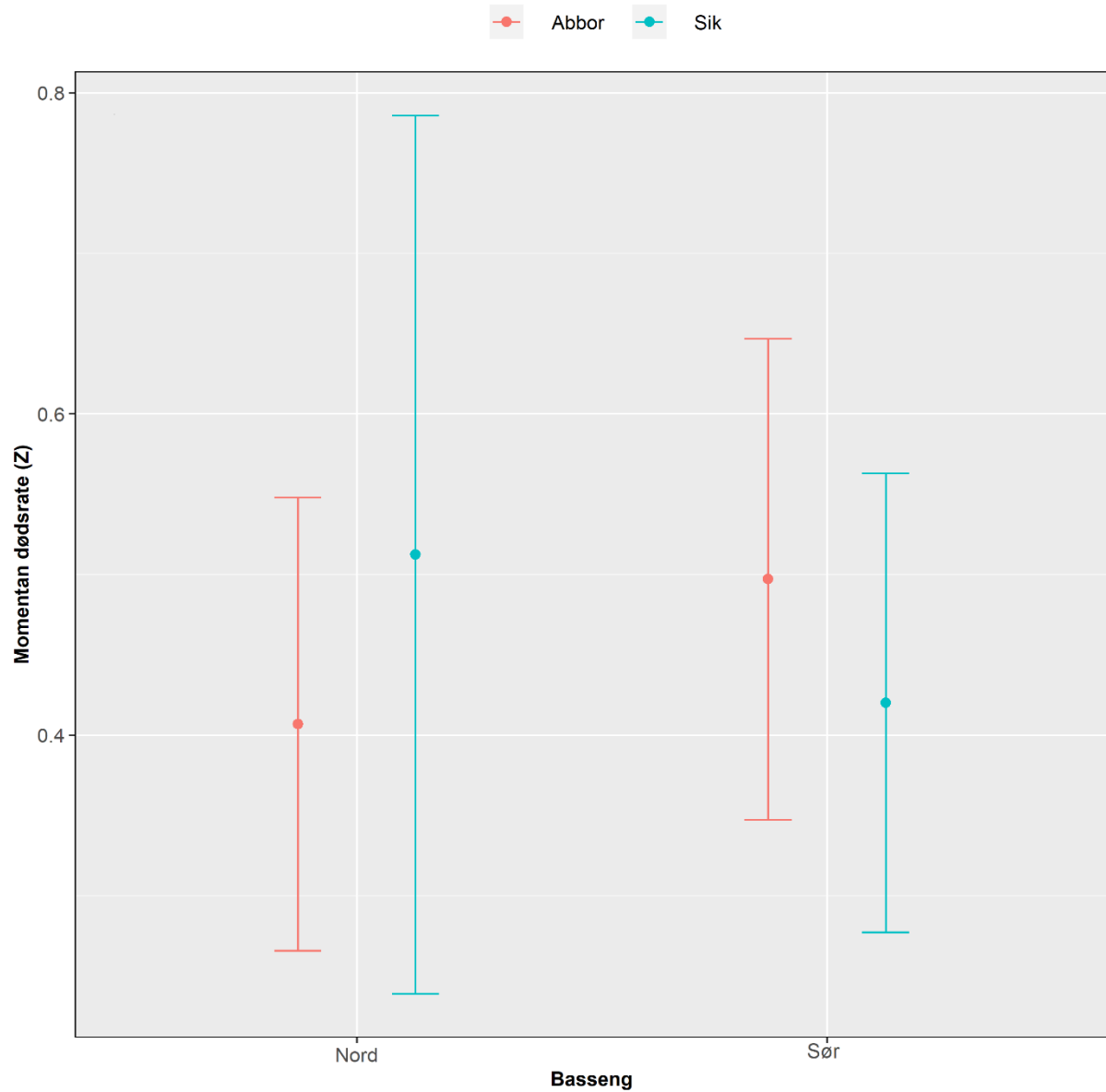
Det var en tendens til bedre overlevelse for sik sør i innsjøen enn i nord, og at abbor hadde bedre overlevelse nord i innsjøen (Figur 22). Det var ikke signifikante forskjeller i overlevelsen mellom sik og abbor, eller mellom de to bassengene.



Figur 20: Aldersstruktur og fangstkurve (svart linje) for sik fra flytegarn (FG) og bunngarn (BG) i nordre og søndre basseng i Sølsjøen 2020. $Z_{\text{nord}} = 0,22$ og $Z_{\text{sør}} = 0,42$. Fargekoden «Brukt» og «Ikke brukt» viser til hvilke aldersgrupper som ble/ikke ble brukt til estimer av momentan dødsrate (Z) og årlig dødsrate (A).

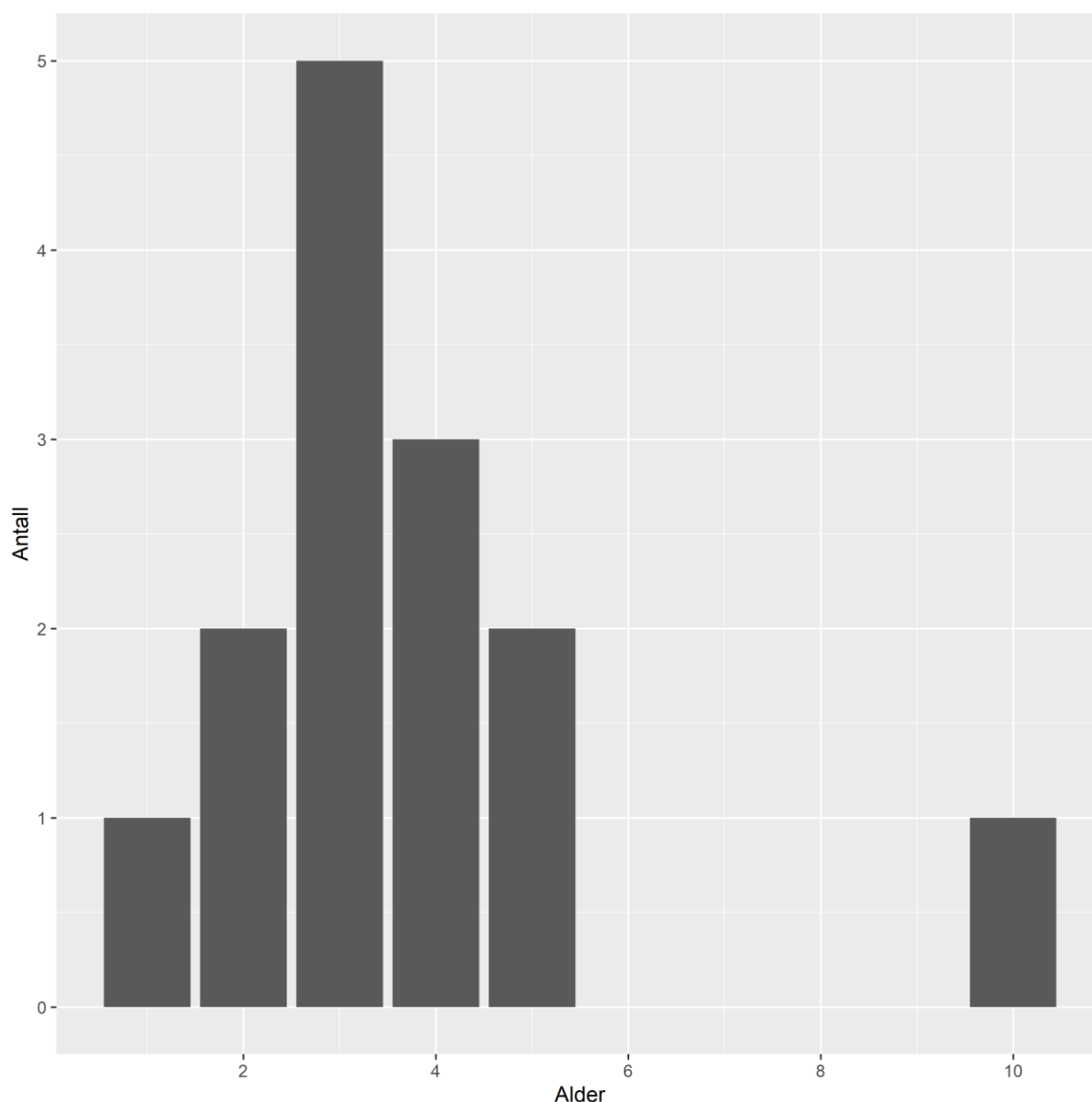


Figur 21: Aldersstruktur og fangstkurve (svart linje) for abbor fra bunngarn (BG) i nordre og søndre basseng i Sølsjøen 2020. Fisk ved 5 vintre var fraværende i fangsten sør i innsjøen, og ble ikke brukt i beregning av Z . Z nord = 0,29 og Z sør = 0,42. Fargekoden «Brukt» og «Ikke brukt» viser til hvilke aldersgrupper som ble/ikke ble brukt til estimer av momentan dødsrate (Z) og årlig dødsrate (A).



Figur 22: Estimert momentan dødsrate med 95 % konfidensintervall for abbor og sik fanget i hhv. bunngarn (BG) og bunngarn og flytegarn (FG) ved prøvefisket i Sølensjøen, 2020.

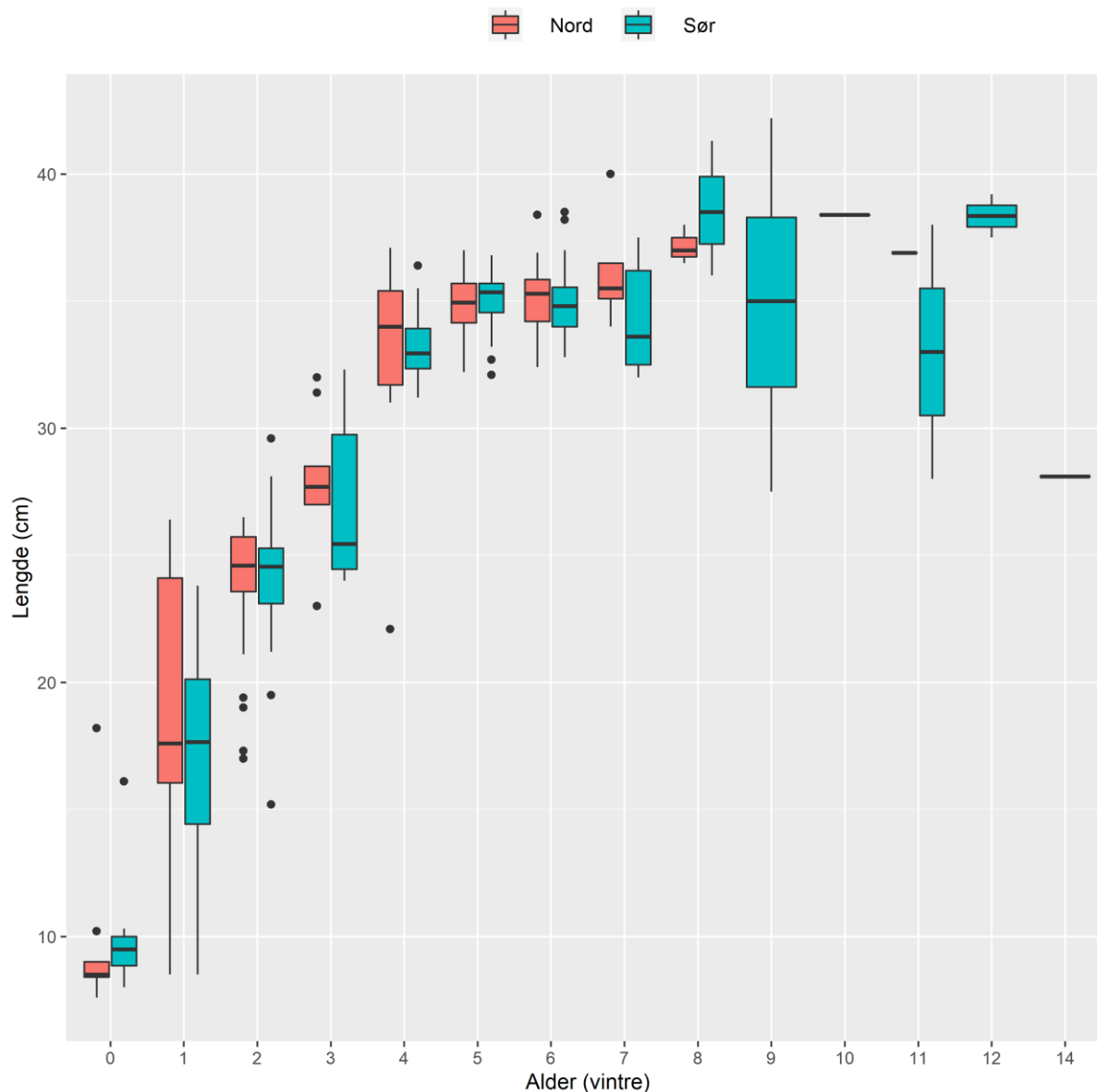
Det ble fanget røye i årsklasser fra 2010 til 2019 med tilsynelatende jevn representasjon fra 1+ til 5+. På grunn av få individer (N=14), er det vanskelig å si noe om røyas demografi, men det ble fanget flest individer som var 3 og 4 vintre (Figur 23).



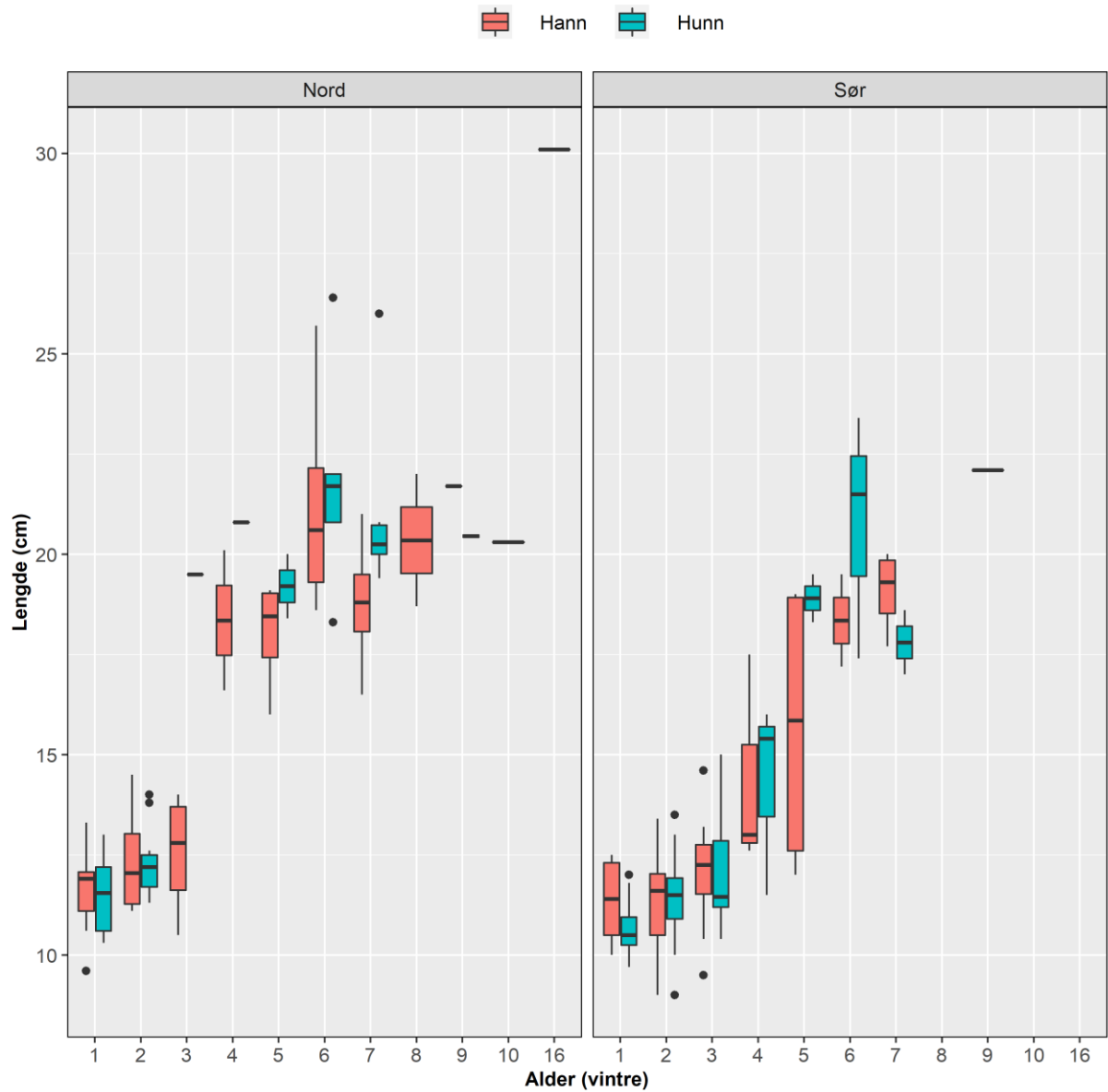
Figur 23: Aldersfordeling hos røyer fanget i bunngarn (BG) og flytegarn (FG) ved prøvefisket i Sølenstjøen, 2020.

Siken hadde god vekst fram til fire vintre (4+), hvor den flatet ut ved omtrent 35 cm (Figur 24). Veksten var svært lik i nordre og søndre del av innsjøen, men det var tendenser til flere eldre individer sør i innsjøen. Abboren hadde god vekst første år, med dårlig vekstrate etter 2-3 vintre (Figur 25). Deretter økte veksten jevnt igjen til den flatet ut ved 6 vintre. Denne tendensen var tydeligere sør i innsjøen. Veksten for hanner og hunner var nokså lik i begge bassengene. Få individer ble over 22 cm, og kun to individer fra prøvefisket var over 25 cm. Det tilbakeberegnete vekstforløpet for abbor (Figur 26) var også svært likt for hunner og

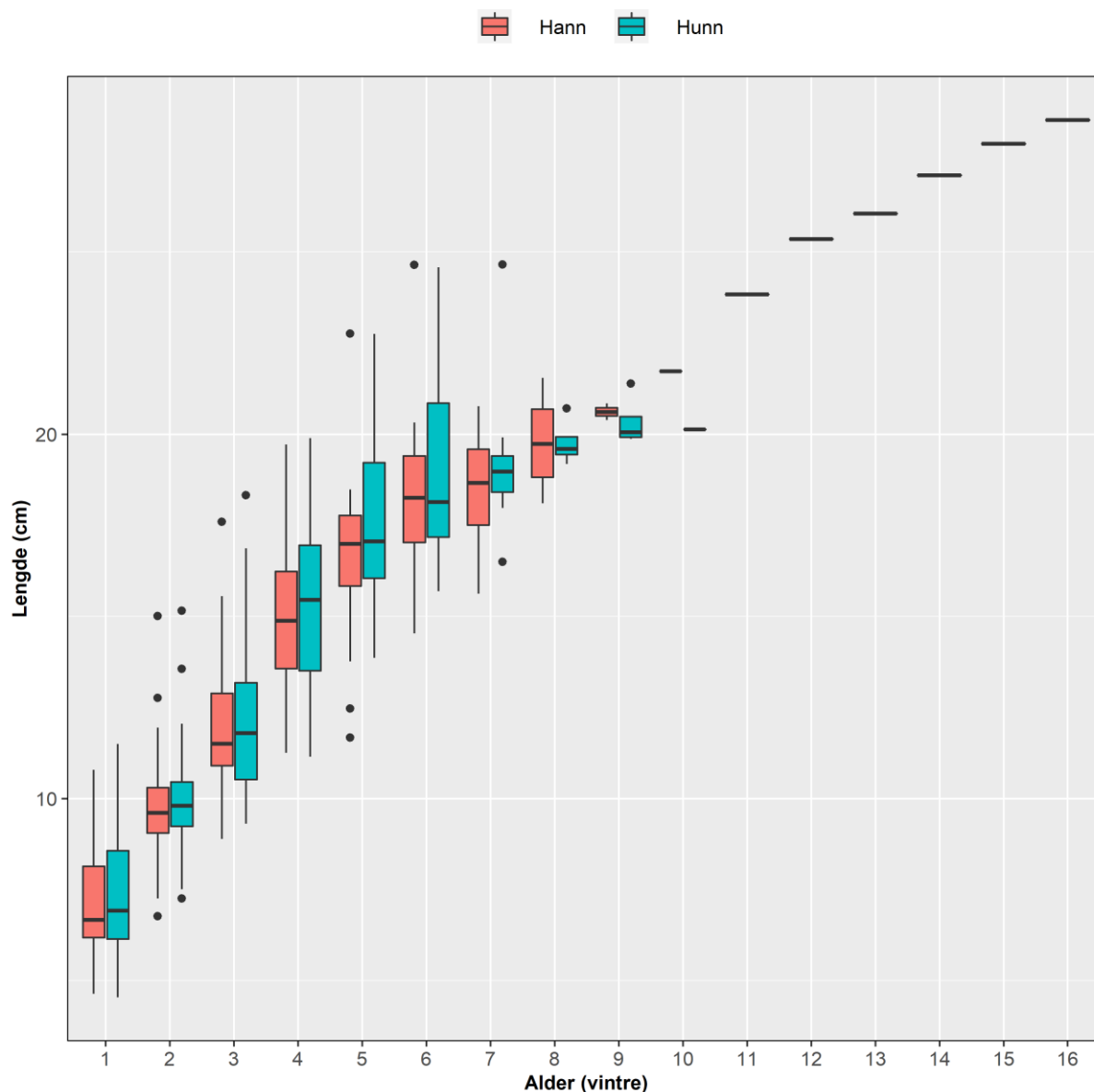
hanner, med avtagende vekst fra 6 vintre og 18 cm. Ett individ viste fortsatt god vekst etter dette, som er typisk for omslag til fiskespiser.



Figur 24: Boksplott av lengde-ved-alder-fordelinger for sik fanget under prøvefisket i Sølensjøen, 2020. Medianen er vist som en svart horisontal linje inne i boksene. De nedre og øvre kantene av boksene er den første og tredje kvartil. De vertikale linjene representerer de minste og største observasjonene som ikke er uteliggere. En fjerdedel av observasjonsevnene ligger under første kvartil, og en fjerdedel over tredje kvartil. Uteliggere er vist som punkter.



Figur 25: Boksplott av lengde-ved-alder-fordelinger for abbor fanget under prøvefisket i Sølensjøen, 2020. Medianen er vist som en svart horisontal linje inne i boksene. De nedre og øvre kantene av boksene er den første og tredje kvartil. De vertikale linjene representerer de minste og største observasjonene som ikke er uteliggere. En fjerdedel av observasjonsevnene ligger under første kvartil, og en fjerdedel over tredje kvartil. Uteliggere er vist som punkter.

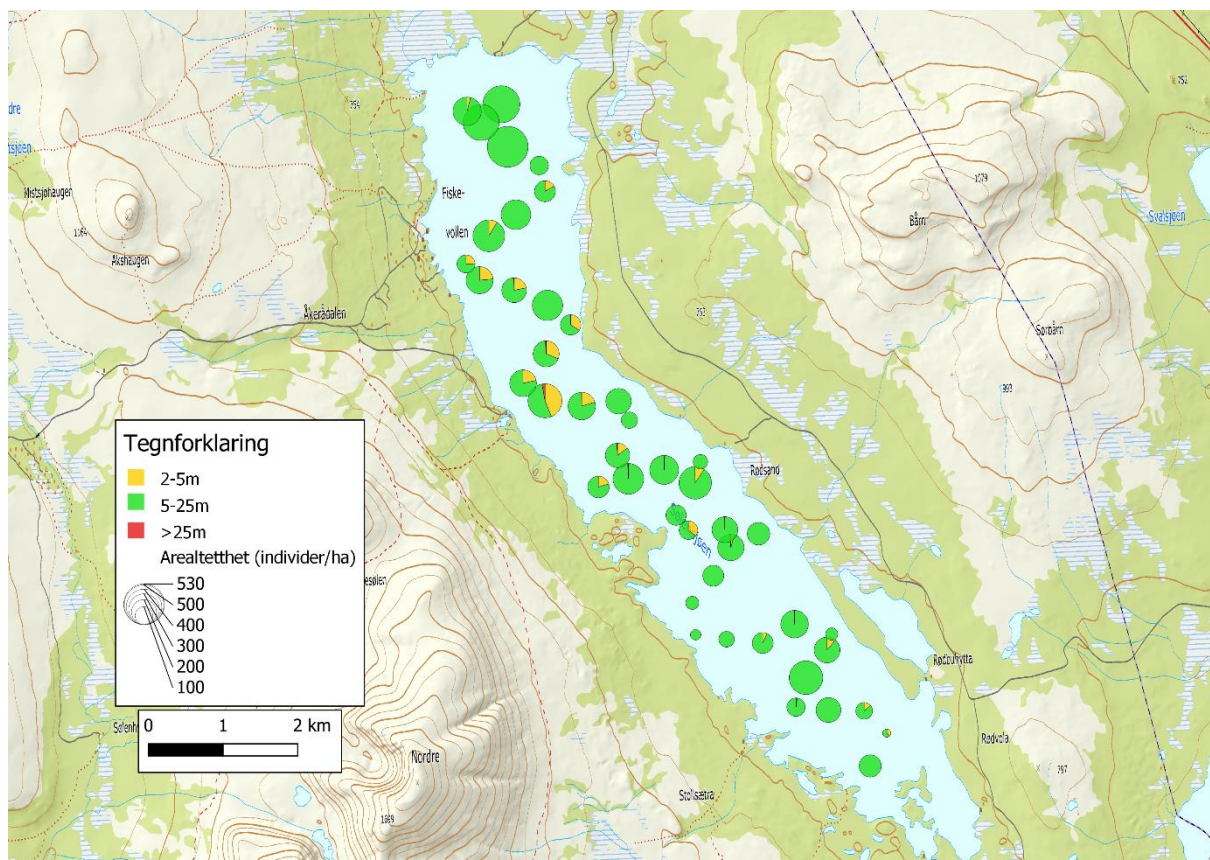


Figur 26: Boksplott av lengde-ved-alder-fordelinger med tilbakeberegnete lengder for abbor fanget ved prøvefisket i Sølensjøen, 2020. Medianen er vist som en svart horisontal linje inne i boksene. De nedre og øvre kantene av boksene er den første og tredje kvartil. De vertikale linjene representerer de minste og største observasjonene som ikke er uteliggere. En fjerdedel av observasjonsevnene ligger under første kvartil, og en fjerdedel over tredje kvartil. Uteliggere er vist som punkter.

3.5 Ekkolodd-data

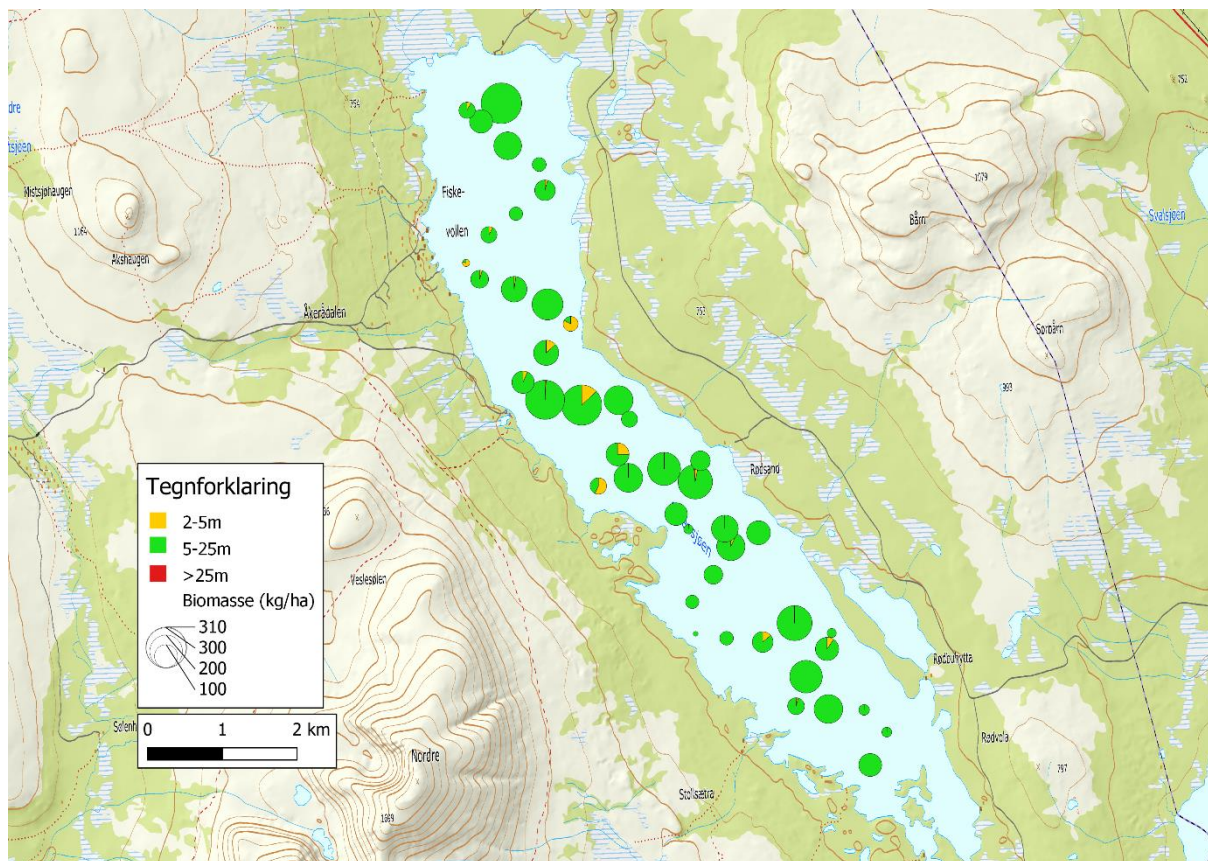
Gjennomsnittlig arealtetthet av fisk i Sølensjøen var 221,6 individer/ha. Arealitetthet i de ulike vannlagene varierte mellom segmentene i ekkoloddtransektet (Figur 27). Det var høyest

arealtetthet i det øverste vannlaget omtrent midt i innsjøen, mens arealtettheten var høyest i det midtre vannlaget i nord- og sørenden. Gjennomsnittlig ($\pm$ SD) arealtetthet i det øverste vannlaget var $23,89 \pm 2,93$ individer/ha, $196,96 \pm 116,46$ individer/ha i det midtre vannlaget og $0,75 \pm 2,93$ i det dypeste vannlaget. Gjennomsnittlig arealtetthet i det nordre bassenget var $94,55 \pm 131,40$ individer/ha, og $48 \pm 81,41$ individer/ha i det søndre bassenget.



Figur 27: Romlig fordeling av estimert total arealtetthet (individer/ha), estimert fra 500 meters segmenter av ekkoloddtransektet kjørt under feltarbeidet i Sølensjøen, 2020. Areal tetthet er fordelt på dybdelag.

Gjennomsnittlig biomasse i Sølensjøen var $112,9$ kg/ha. Gjennomsnittlig ($\pm$ SD) fiskebiomassetetthet mellom vannlagene og bassengene i Sølensjøen varierte mye (Figur 28). Høyest biomasse ble observert i det midtre vannlaget (5-25 m: $102,20 \pm 79,16$ kg/ha) etterfulgt av det øverste vannlaget (2-5 m: $10,62 \pm 32,16$ kg/ha). Biomassen dypere enn 25 meter var lav ($0,10 \pm 0,50$ kg/ha). Biomassen nord i innsjøen ($45,96 \pm 75,92$ kg/ha) var høyere enn sør i innsjøen ($27,24 \pm 53,18$ kg/ha).



Figur 28: Romlig fordeling av estimert total biomasse (kg/ha), estimert fra 500 meters segmenter av ekkoloddtransektet kjørt under feltarbeidet i Sølensjøen, 2020. Biomassen er fordelt på dybdelag.

4.Diskusjon

Denne undersøkelsen viser tydelige segregering i habitatbruk mellom sik og abbor, som var de mest fremtredende artene i fangstene. Sik dominerer i pelagialen og abbor i littoralen, og det forventes økt fangst av abbor med høyere temperaturer. Røye er i stor grad fraværende i fangstene, og ble i størst grad observert i dypere vannlag i pelagialen.

Jeg fant at bestanden av abbor var høyere i littoralen forhold til de andre artene i Sølensjøen sammenlignet med tidligere studier, og at abbor har tydeligere etablert seg som dominant i littoralen i innsjøen. Det er vanskelig å si om bestanden av abbor har økt, da det er brukt ulike metoder for prøvefiske og utregning av CPUE i de ulike studiene. En undersøkelse av blant annet Sølensjøen fra 2016 viste at NPUE for abbor var lavere enn for røye, som igjen var lavere enn for sik (Sandlund et al., 2016). Denne undersøkelsen viser derimot at NPUE for abbor var høyere enn for sik. Man kan se en trend hvor sik først dominerte i littoralen etter

den ble introdusert, etterfulgt av ørret og harr, og til slutt abbor (Museth et al., 2007; Sandlund et al., 2016; Sundet, 2010). Dette viser at fiskesamfunnet i Sølensjøen følger en utviklingstrend hvor dominans i littoralen har bevegde seg fra kaldvannstilpassede arter (sik, harr), til en mer temperert art (abbor). Denne utviklingstrenden i fiskesamfunn har sterk sammenheng med økt temperatur og avrenning (Hayden et al., 2017).

Skiftet i dominans mellom fiskeartene er ikke nødvendigvis et direkte resultat av temperatur, men heller et resultat av konkurranse hvor kaldvannstilpassede arter taper for mer varme-tilpassede arter (Lehtonen, 1996). Med varmere temperaturer forventer man at abbor gyter tidligere på våren, og at klekking dermed også skjer tidligere. Rekruttene vil dermed få lenger vekstsesong og oppnå lengre kroppslengder første året, og får dermed en konkurransefordel. Dette har støtte i mine data, da abbor i Sølensjøen viser god vekst første året. Veksten er derimot svært dårlig andre og tredje år. Det kan være flere grunner til dette. Veksten til abbor har sterk sammenheng med temperatur (Le Cren, 1958), men det er ikke sannsynlig at dette er grunnen til den dårlige veksten på bakgrunn av de temperaturdataene som er tilgjengelige. Den lave veksten andre og tredje leveår kan også ha sammenheng med næringskonkurranse (Brabrand, 2000), kanskje før et diettskifte fra zooplankton til bunndyr som er typisk for abbor (Amundsen et al., 2003).

Jeg fant at sik og abbor ser ut til å ha ulike foretrukne habitater, og dermed er det sannsynlig at disse artene ikke interagerer mye med hverandre i den grad at sikbestanden opplever nedgang på grunn av konkurranse. Røye er også vist å være en mer pelagisk art i sørlige Skandinaviske innsjøer (Sandlund et al., 2016). En undersøkelse gjort nordvest i Fennoskandia viste at tetthet og vekst av sik ikke hadde sammenheng med tilstedeværelse av invasiv abbor (Hayden et al., 2013).

Om bestanden av abbor har økt i Sølensjøen, og om det eventuelt er et resultat av økt temperatur og produksjon, kan ikke belyses skikkelig med mine data. Dette er allikevel den første undersøkelsen i Sølensjøen med så stort innslag av abbor i fangstene, og hvor abbor er den klart dominerende arten i littoralen. Videre overvåkning av fiskesamfunnet, vanntemperatur og avrenning i Sølensjøen vil være nyttig for å forstå hvordan komplekse fiskesamfunn vil reagere på videre klimaendringer. For å bedre kunne forstå interaksjonsdynamikken mellom artene bør det gjøres diettanalyser og/eller analyser av stabile isotoper. Disse kan gi et klarere bilde på fordelingen av ressurser i innsjøen, og dermed også konkurranseforholdene mellom artene.

Det ble fanget svært få røyer i løpet av prøvefisket, og aldersanalysene av disse gir ikke noe godt grunnlag for å si noe om aldersstrukturen til røya i Sølensjøen. I materialet som er tilgjengelig er det ikke tegn til forgubbing av bestanden. Det er fanget individer ved 1 og 2 vintre viser tegn på at det er rekruttering i innsjøen, men ikke hvor stabil denne rekrutteringen er. Temperaturene målt i oktober, som er gytetida til røye, lå på rundt 8°C gjennom hele vannsøyla i Sølensjøen. Denne temperaturen er funnet å være en kritisk øvre grense for overlevelsen til røye-egg (Elliott & Elliott, 2010). Hvis høye temperaturen i gytetiden for røye er et gjentakende fenomen, vil dette føre til rekrutteringsproblemer for bestanden. Et varmere temperaturregime og økt avrenning kan påvirke røya på andre måter. I den arktiske innsjøen Hazen i Canada, fant Lehnher et al. (2018) at røyepopulasjonen hadde fått dårligere kondisjon som følge av økt temperatur og avrenning. De foreslo at økt turbiditet skapte problemer for denne visuelle predatoren.

Bestanden av røye ser ut til å være liten, og fangstene har vært lave over tid til tross for høy uttak av sik (Rustadbakken & Bøe, 2014). Dette tyder på at røya fortsatt er svært undertrykt av siken. Sandlund et al. (2010) fant at røye ofte befant seg dypere i innsjøer hvor sik dominerte i fangstene. Av de fem innsjøene som ble undersøkt var Sølensjøen den grunneste, og også den eneste innsjøen hvor populasjonen av røye ble omtalt som «på randen av utrydning». Dette tyder på at sameksistens mellom sik og røye krever en stor profundalsone som kan gi et refugium for røya, og at Sølensjøens morfologi ikke bidrar med dette (Sandlund et al., 2010). Viktigheten av en stor profundalsone støttes av undersøkelsen gjort i innsjøen Skasen, hvor populasjonen av røye var lav og hadde lav individuell vekstrate (Sandlund et al., 2013). Sandlund et al. (2013) fant indikasjoner på segregering i habitatbruk mellom røye (profundalt) og abbor og mort (littoralt). De foreslår også at denne adferden hos røye er tegn på unnvikelse av predatorer i tillegg til konkurranse.

Mine resultater er mer i tråd med resultatene til Sandlund et al. (2010) i Sølensjøen og i Skasen (Sandlund et al., 2013) hvor det er tegn til at røya presses mellom konkurranse i littoralen og pelagialen, og at Sølensjøen ikke kan bidra med et viktig refugium. Det er dermed grunn til å tenke at min hypotese må revurderes. Det er mulig at økt temperatur ikke direkte fører til utfordringer for rekruttering, men at røya i større grad taper i konkurranse med andre arter under et endret temperaturregime.

Sammenligning av arealtetthet fra tidligere undersøkelser må gjøres med forsiktighet, da utstyret har utviklet seg over tid. Ekkoloddregistreringene gjort i 1887 (Linløkken & Qvenild) ser ut til å kun ha registrert fisk over 20 cm, mens denne undersøkelsen har registrert fisk ned

til 2 cm. Det er derfor vanskelig å si om det forventede økningen i arealtetthet av fisk skyldes økt produksjon i innsjøen eller bedre metoder for registrering. Ut ifra fangstdataene i pelagialen kan det antas at de fleste av individene detektert i ekkoloddundersøkelsen er sik. Det hadde allikevel vært nyttig å sammenligne lengdefordelingene basert på ekkostyrkefordelingen med lengdefordelingene basert på fangstene, og fått en oversikt over hvilke arter som tilhører hvilke lengdegrupper. På denne måten kunne man fått et bedre bilde på hvordan biomassen i innsjøen er fordelt, og er blitt gjort f.eks. i Hurdalssjøen (Brabrand et al., 2017).

Tallene for estimert total biomasse (kg/ha) er svært høye. Til sammenligning var gjennomsnittlig biomasse i Østensjøvann, et vann med høy tetthet av mort, 198,7 kg/ha (Haugen et al., 2012). Funksjonen som ble brukt for sammenheng mellom lengde og vekt kan være en driver for høye biomassetall. Ligningen overestimerer vekt på stor fisk fordi den har få datapunkter (individer) av større lengder, og særlig størrelsesgrupper over 60 cm. 7 % av enkeltindividene registrert i Sølensjøen er større enn 60 cm, og disse bidrar særlig til overestimering av biomasse.

En svakhet ved denne studien er metoden for prøvefiske. Siden garn er et passivt fiskeredskap, er man avhengig av at fisken aktivt svømmer inn i garnet for at den skal bli fanget (Degerman et al., 1988; Standard Norge, 2005). Dermed kan det være vanskelig å få en god representasjon av fiskesamfunnet i alle vannlag. Om røya for eksempel befinner seg i et dypvannsrefugium er det mulig at den ikke har vært aktiv nok til å bli fanget under prøvefisket (Sandlund et al., 2013). Abbor blir ofte overrepresentert i fangst under prøvefiske, og overestimering er høyest i vannforekomster med lave proporsjoner av abborfisk (Prchalová et al., 2008). Dette skyldes sannsynligvis abborens høyere aktivitet sent på kvelden og tidlig på morgenen, som gjør at de går i garna i større grad enn de andre artene i fiskesamfunnet. Dette kan ha ført til for høye estimater av CPUE for abbor i denne studien.

Det kunne vært nyttig å kombinere garnfiske med aktive fiskeredskap som trål (Olin et al., 2009) og/eller el-fiske (Sutela et al., 2008) for å få et bedre bilde av sammensetningen av fiskesamfunnet i hhv. pelagialen og littoralen. Trålfiske vil være spesielt nyttig sammen med ekkolodd-undersøkelser, da det gir et bedre bilde på mengden av artene og lengdefordelingen av disse i pelagialen (Olin et al., 2009). På denne måten kan man også få bedre data for å utvikle innsjø-spesifikke ligninger for vekt-lengde-sammenhenger for å estimere biomassen i innsjøene.

Resultatene i denne undersøkelsen kan bidra til forvaltningen av fisken i Sølensjøen, ved å vise viktige trender som fiskesamfunnet påvirkes av. På bakgrunn av dataene på demografi, kan det utvikles en driftsplan for forvaltning av Sølensjøen. Siken har i dag en god bestand og vokser godt opp til 35 cm og 4 vintre. Den høye intensiteten av uttak av sik bør opprettholdes. Uttak av fisk ved og over denne lengden vil sørge for en stor gytebestand av sik, men kan også størrelsesselektiv beskatning av stor fisk (Rustadbakken & Bøe, 2014). Røya viser ikke tegn til å øke i bestand, noe som kan ha bakgrunn i kombinerte effekter av konkurranse og tidvis høy temperatur. Bestanden bør overvåkes videre, og det bør vurderes om det er fornuftig å høste av gytebestanden av denne arten. Det bør også vurderes om fangstinnnsatsen i strandsona bør økes for å begrense konkurranse fra spesielt abbor.

Sølensjøen har et komplekst fiskesamfunn, og det er ikke mulig å gi noen entydige konklusjoner på hvordan dette fiskesamfunnet påvirkes av økende temperatur og avrenning basert på en undersøkelse fra ett år. Bestanden av abbor er tydelig dominerende i littoralen, men jeg kan ikke si om bestanden har økt på bakgrunn av denne undersøkelsen.

Røyematerialet tilgjengelig i denne undersøkelsen er svært lite, og gir et usikkert grunnlag for analyse av røyebestanden. Det er derfor vanskelig å si noe om røyebestanden står ovenfor rekrutteringsproblemer. Jeg kan heller ikke si noe om produktiviteten i pelagialen har økt med bakgrunn i tallene for biomassetetthet. Denne undersøkelsen viser et bilde av fiskesamfunnet i Sølensjøen fra ett år, og man kan se tegn til påvirkning av økt temperatur og avrenning. Det kreves allikevel undersøkelser over lengre tid for å se de faktiske effektene global oppvarming har. Videre overvåkning innsjøen er viktig for å oppdage mulige endringer i strukturen av og interaksjonsdynamikken i fiskesamfunnet, i tillegg til å oppdage og reagere på potensielle effekter av økt temperatur og avrenning.

Referanser

- Amundsen, P. A., Bøhn, T., Popova, O. A., Staldvik, F. J., Reshetnikov, Y. S., Kashulin, N. A. & Lukin, A. A. (2003). Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia*, 497 (1): 109-119. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1025465705717>.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1-48. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Brabrand, Å. (2000). Komplekse fiskesamfunn med dominans av karpefisk, abborfisk og gjedde. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) *Fisk i ferskvann*, s. 130-144. Oslo: Landbruksforlaget.
- Brabrand, Å., Museth, J., Dokk, J. G., Rustadbakken, A., Pavels, H. & Saltveit, S. J. (2017). *Klassifisering av økologisk tilstand av Hurdalssjøen med fisk som kvalitetselement* Åge Brabrand, Jon Museth, Jon Gunnar Dokk, Atle Rustadbakken, Henning Pavels og Svein Jakob Saltveit. Tilgjengelig fra: <https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/NHM-rapp-65-2017-Hurdalssjoen-fisk.pdf> (lest 30.09.2020).
- CEN. (2005). *Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets*. Brussels: European Committee for Standardization.
- CEN. (2014). *Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods*. Brussels: European Committee for Standardization.
- Dahl, K. (1910). *Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl*. Kristiania: Landbruksdepartementet.
- Degerman, E., Nyberg, P. & Appelberg, M. (1988). Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 64 (1): 91-100.
- Elliott, J. M. & Elliott, J. A. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77: 1793–1817. doi: doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x.
- Finstad, A. G., Helland, I. P., Ugedal, O., Hesthagen, T. & Hessen, D. O. (2014). Unimodal response of fish yield to dissolved organic carbon. *Ecology letters*, 17 (1): 36-43. doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12201>.

- Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., De Wit, H. A., Tømmervik, H. & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports*, 6 (1): 1-8. doi: 10.1038/srep31944.
- Hamley, J. M. (1975). Review of Gillnet Selectivity. *Journal of the Fisheries, Research Board of Canada*, 32 (11): 1943-1969. doi: <https://doi.org/10.1139/f75-233>.
- Haugen, T. O., Rustadbakken, A., Steen, R., Rognes, A. E., Holter, T., Kagge, E. & Thorsen, N. (2012). *Prøvefiske i Østensjøvann 2012: kartlegging av status for fiskesamfunnet*. Tilgjengelig fra: https://pura.no/wp-content/uploads/2017/04/Microsoft-Word-Rapport-pr%C3%B8vefiske-%C3%98stensj%C3%B8vann-med-tilf%C3%B8rselsbekker_endelig_20121211.pdf (lest 30.09.2020).
- Hayden, B., Holopainen, T., Amundsen, P. A., Eloranta, A. P., Knudsen, R., Præbel, K. & Kahilainen, K. K. (2013). Interactions between invading benthivorous fish and native whitefish in subarctic lakes. *Freshwater Biology*, 58 (6): 1234-1250. doi: <https://doi.org/10.1111/fwb.12123>.
- Hayden, B., Myllykangas, J. P., Rolls, R. J. & Kahilainen, K. K. (2017). Climate and productivity shape fish and invertebrate community structure in subarctic lakes. *Freshwater Biology*, 62: 990-1003. doi: 0.1111/fwb.12919.
- Hesthagen, T. & Kleiven, E. (2016). Auren i Jotunheimen - når vart han innført, og kor kom han frå? I: Mjærum, A. & Utvik, W. E. (red.) *Fjellfiske i fortiden: Årtusener med svømmende rikdom*, s. 37-53. Kristiansand: Portal forlag og Kulturhistorisk museum.
- Koehn, J. D. (2004). Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshwater biology*, 49 (7): 882-894. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01232.x>.
- Le Cren, E. D. (1958). Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density. *The Journal of Animal Ecology*: 287-334. doi: <https://doi.org/10.2307/2242>.
- Lea, E. (1910). On the methods used in the herring investigations until January 1910. *Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 53: 1-175.
- Lehnherr, I., Louis, V. L. S., Sharp, M., Gardner, A. S., Smol, J. P., Schiff, S. L., Muir, D. C., Mortimer, C. A., Michelutti, N. & Tarnocai, C. (2018). The world's largest High

- Arctic lake responds rapidly to climate warming. *Nature communications*, 9 (1): 1-9. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03685-z>.
- Lehtonen, H. (1996). Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 3 (1): 59-71. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.1996.tb00130.x>.
- Lindem, T. (1982). Success with conventional in situ determinations of fish target strength. *Symposium on Fisheries Acoustics*, 53: 104-111.
- Linløkken, A. & Qvenild, T. (1987). Beskatning av sik og røye i Sølensjøen.
- Mazerolle, M. J. (2020). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg> (lest 11.09.2020).
- Museth, J., Borgstrøm, R. & Høye, J. K. (1996). Sølensjøfisket - kulturhistorie, næring og fiskebestander i endring. *Fagnytt naturforvaltning*, 3 (3): 1-4.
- Museth, J., Sandlund, O. T. & Borgstrøm, R. (2007). Coexistence between introduced whitefish (*Coregonus lavaretus*) and native Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) depends on heavy whitefish exploitation. *Advances in Limnology*, 60: 343-350. doi: 1612-166X/0710060-0.
- Nakagawa, S. & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in ecology and evolution*, 4 (2): 133-142. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>.
- Norsk Klimaservicesenter. (u.å.). *Observasjoner og værstatistikk*. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/> (lest 08.09.2021).
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, P. & Dinno, A. (2021). *FSA: Fisheries Stock Analysis*. Tilgjengelig fra: <https://github.com/droglenc/FSA> (lest 11.09.2021).
- Olin, M., Malinen, T. & Ruuhijärvi, J. (2009). Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community—comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fisheries Research*, 96 (1): 88-94. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.007>.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Litvín, R., Čech, M., Frouzová, J., Hladík, M., Housková, E., Peterka, J. & Vašek, M. (2008). Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling. *Fisheries Research*, 91 (1): 79-87. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.11.009>.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Draštík, V. & Křížek, J. (2009). Size selectivity of standardized multimesh

- gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research*, 96 (1): 51-57. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.017>.
- Rustadbakken, A. & Bøe, K. (2014). *Tilstandsvurdering av siken i Sølensjøen, Rendalen kommune*. NIVA Rapport L.NR. 6657-2014. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/195473> (lest 24.04.2020).
- Sandlund, O. T. & Næsje, T. F. (2000). Komplekse, laksefiskdominerte fiskesamfunn på Østlandet. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) *Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning.*, s. 109-129. Valdres: Landbruksforlaget.
- Sandlund, O. T., Museth, J., Næsje, T. F., Rognerud, S., Saksgård, R., Hesthagen, T. & Borgstrøm, R. (2010). Habitat use and diet of sympatric Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) in five lakes in southern Norway: not only interspecific population dominance? *Hydrobiologia*, 650: 27-41. doi: 10.1007/s10750-009-0075-4.
- Sandlund, O. T., Haugerud, E., Rognerud, S. & Borgstrøm, R. (2013). Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) squeezed in a complex fish community dominated by perch (*Perca fluviatilis*). *Fauna norvegica*, 33: 1-11. doi: <https://doi.org/10.5324/fn.v33i0.1579>.
- Sandlund, O. T., Eloranta, A. P., Borgstrøm, R., Hesthagen, T., Johnsen, S. I., Museth, J. & Rognerud, S. (2016). The trophic niche of Arctic charr in large southern Scandinavian lakes is determined by fish community and lake morphometry. *Hydrobiologia*, 783: 117-130. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2646-5>.
- Shukla, P. R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H. O., Roberts, D. C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., Van Diemen, R., et al. (In press). IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.
- Standard Norge. (2005). *NS-EN 1457:2005 Vannundersøkelse - Prøvetaking av fisk med garn*. Lysaker: Pronorm AS.
- Sundet, H. B. (2010). *Habitat use, diet and individual growth rates of Arctic charr (Salvelinus alpinus) and european whitefish (Coregonus lavaretus) in lake Sølensjøen strongly influenced by exploitation*. Master thesis. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/186694> (lest 25.04.2020).

Sutela, T., Rask, M., Vehanen, T. & Westermarck, A. (2008). Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 13 (3): 215-220. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2008.00372.x>.

The R Foundation. (u.å.). The R project for statistical computing.

VannNett-Portal. (u.å.). *Sølensjøen*. Tilgjengelig fra: <https://vannnett.no/portal/#/waterbody/311-1354-L> (lest 11.01.2021).



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway