

2149

NINA Rapport

Overvåking av fisk i store innsjøer 2020

Knut Andreas Eikland, Karl Øystein Gjelland, Ingrid Solberg, Erik Friele Lie, John Gunnar Dokk & Tobias Holter



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Overvåking av fisk i store innsjøer 2020

Knut Andreas Eikland

Karl Øystein Gjelland

Ingrid Solberg

Erik Friele Lie

John Gunnar Dokk

Tobias Holter

Eikland, K. A., Gjelland, K. Ø., Solberg, I., Lie, E. F., Dokk, J. G. & Holter, T. 2023. Overvåking av fisk i store innsjøer 2020. NINA Rapport 2149. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, mai 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4941-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jon Museth

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef

Kristin E. Mathiesen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2586|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Ekkoloddundersøkelser i Femunden © Knut Andreas Eikland, NINA

NØKKEWORD

- Basisovervåking
- Store innsjøer
- Vannforskriften
- Fiskeundersøkelser
- Ekkolodd
- Prøvefiske
- Pelagisk trål
- FIST
- ØKOSTOR

KEY WORDS

- Surveillance monitoring
- Large lakes
- EU Water Framework Directive
- Hydroacoustic monitoring
- Pelagic trawl

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Eikland, K. A., Gjelland, K. Ø., Solberg, I., Lie, E. F., Dokk, J. G. & Holter, T. 2023. Overvåking av fisk i store innsjøer 2020. NINA Rapport 2149. Norsk institutt for naturforskning.

Denne rapporten presenterer resultatene fra fiskeundersøkelsene i syv innsjøer som inngikk i Miljødirektoratets Økosystemovervåking av store innsjøer (ØKOSTOR) -program i 2020. Undersøkelsene ble gjennomført i et eget FoU-prosjekt «Fisk i store innsjøer».

De syv innsjøene Røssvatnet, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet, Selbusjøen, Femunden og Mjøsa ble undersøkt høsten 2020. Samtlige innsjøer ble undersøkt med ekkolodd. Snåsavatnet, Femunden og Mjøsa var de eneste innsjøene som ble prøvefiska med pelagisk partrål. Snåsavatnet og Femunden ble prøvefiska med bunn garn.

Snåsavatnet ble i 2021 klassifisert til *moderat* tilstand som følge av den store tilbakegang i røyebestanden siden 1980-tallet. Dersom det vært gjennomført undersøkelser i litoralsonen i Limingen i 2020, og det hadde gitt samme resultat som ved undersøkelsene i 2016 ville fiskesamfunnet i Limingen vært klassifisert til dårlig tilstand på grunn av en sterk tilbakegang fra før reguleringen. Limingen ble likevel klassifisert til *god* tilstand, ettersom det i ØKOSTOR-programmet frem til 2020 kun beregnes tilstand basert på undersøkelser i det enkelte undersøkelsesår. Røssvatnet, Snåsavatnet og Limingen har bestander av fremmede fiskearter og er derfor nedklassifisert til maksimalt god tilstand. Femunden, Mjøsa og Salvatnet ble klassifisert til *svært god* tilstand som ved tidligere undersøkelser, til tross for endringer i tetthet av fisk og biomasse i flere innsjøer. Noen endringer kan tilskrives en justering av formelen for ekkostyrke og lengde på fisk, mens store endringer i forholdet mellom krøkle og sik i Mjøsa tyder på dynamiske fiskesamfunn som bør undersøkes nærmere for å øke kunnskapsnivået om bestandene og bidra til en sikrere tilstandsklassifisering.

Knut Andreas Eikland, NINA, Vormstuguveien 40, 2624 Lillehammer, knut.eikland@nina.no

Karl Øystein Gjelland, NINA, Framsenteret, Pb. 6606 Langnes, 9296 Tromsø, karl.gjelland@nina.no

Erik Friele Lie, NINA, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim, erik.lie@nina.no

Ingrid Solberg, NINA, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim, ingrid.solberg@nina.no

John Gunnar Dokk, NINA, Vormstuguveien 40, 2624 Lillehammer. john.gunnar.dokk@nina.no

Tobias Holter, NINA, Vormstuguveien 40, 2624 Lillehammer. tobias.holter@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
Innledning	6
1 Fiskeundersøkelsene i 2020	7
1.1 Fiskesamfunnet i de undersøkte innsjøene.....	9
1.2 Aktiviteter i 2020.....	10
1.3 Fastsettelse av grensen mellom epilimnion og hypolimnion.....	14
1.4 Om tilstandsklassifisering av BKE fisk i 2020	15
1.5 Dybdekurver og kartdata.....	15
2 Tilstandsklassifisering BKE fisk	16
2.1 Fremmede arter	17
2.2 Diskusjon.....	17
3 Innsjøvise resultater fra fiskeundersøkelsene i 2020	19
3.1 Femunden	19
3.2 Mjøsa	29
3.3 Limingen	35
3.4 Røssvatnet.....	38
3.5 Salvatnet	41
3.6 Selbusjøen.....	44
3.7 Snåsavatnet.....	47
4 Referanser	56
Vedlegg	61

Forord

Fisk i store innsjøer (FIST) -prosjektet ble i 2020 gjennomført av NINA på vegne av Miljødirektoratet. Mye av planleggingen, innhenting av nødvendige tillatelser og innsamling av kjemiske og fysiske data er likevel gjort i et tett samarbeid med ØKOSTOR-programmet som NIVA leder i samarbeid med NINA.

Vi vil takke Miljødirektoratet ved Steinar Sandøy for oppdraget og regulantene som bidrar med finansiering og praktisk bistand. Videre vil vi takke Statens naturoppsyn (SNO) ved Arnstein Johnsen og hans mannskap for bistand i forbindelse med pelagisk partråling i Snåsavatnet, Femunden og Mjøsa.

2020 var siste året som fiskeundersøkelsene i ØKOSTOR-innsjøene var organisert gjennom et eget separat FoU-prosjekt. Selv om de overordnede prinsippene i overvåkingen av fisk i stor grad var de samme i 2020 som da FIST-prosjektet tok til i 2015 og 2016 er metodene blitt mer modne og erfaringene mange. Det bør i tiden fremover legges ned et arbeid for å sammenstille og analysere innsamlede data på tvers av alle innsjøer i ØKOSTOR-programmet, samt presentere resultatene og erfaringene av metodeutviklingen i perioden 2015-2020 slik at det kan brukes i det videre arbeidet med videreutvikling av overvåkingsmetodikken og klassifiseringssystemet for økologisk tilstand av fisk i store innsjøer.

*Knut Andreas Eikland og Karl Øystein Gjelland
Prosjektledere for Fisk i store innsjøer (FIST) 2020
Mai 2023*



Femunden sett fra Elgå, og sik og ei røye fra tråltrekk i Femunden i 2020. Foto: K.A. Eikland, NINA

Innledning

Norske miljømyndigheter er gjennom vannforskrifta forpliktet til å overvåke, klassifisere og rapportere økologisk tilstand i norske vannforekomster. Overvåkinga skal omfatte økologisk og kjemisk tilstand og økologisk potensial. Den nasjonale overvåkinga av store innsjøer inngår i denne basisovervåkinga, og har i perioden 2015-2020 vært organisert i to parallelle prosjekter. I ØKOSTOR-programmet (Lyche Solheim mfl. 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021) undersøkes fysisk-kjemiske forhold og kvalitetselementa planteplankton, dyreplankton, vannplanter og invertebrater. Kvalitetselementet fisk har vært undersøkt gjennom forsknings- og utviklingsprosjektet «Fisk i store innsjøer» (FIST) (Sandlund mfl. 2016, Gjelland mfl. 2017, 2018, 2020, 2022).

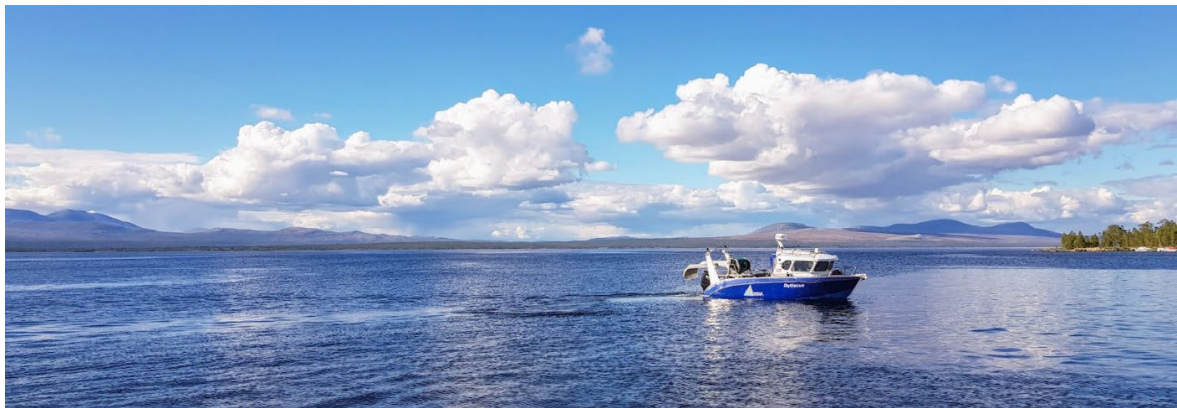
Bakgrunnen for at fisk har vært skilt ut i et eget prosjekt skyldes et større behov for utprøving og utvikling av metodikk for undersøkelser og tilstandsklassifisering av fisk i store innsjøer. Hensikten med prosjektet har vært å fremskaffe data som grunnlag for en klassifisering av fiskebestandenes tilstand gjennom ØKOSTOR-programmet, og å vurdere hvilken feltinnsats som er nødvendig for å skaffe et tilstrekkelig datagrunnlag for denne klassifiseringa.

Formålet med basisovervåkinga er å vurdere økologisk tilstand. Under vannforskrifta er følgende tre hovedparametere aktuelle som grunnlag for klassifisering etter kvalitetselementet fisk: artssammensetning i fiskesamfunnet, bestandsstørrelse eller mengde av fiskeartene, og bestandsstruktur hos de viktigste artene. Dette gjelder for alle innsjøtyper og fiskesamfunn.

En oversikt over hvilke arter som forekommer i en innsjø krever prøvefiske i alle de tre viktigste habitatene; litoral-, profundal- og pelagialsona (Holmgren mfl. 2007). Basert på erfaringene i perioden 2015-2017 ble det utarbeidet en standard prosedyre for feltinnsats i fiskeundersøkelser i de store innsjøene i 2018. Metoden inkluderer et standardisert fiske med bunnsatte nordiske oversiktsgarn, tråling med pelagisk partrål, og registrering av pelagisk fiskebestand ved hjelp av hydroakustikk (ekkolodd) (Gjelland mfl. 2018). Metoden har siden blitt testa, justert og et standard opplegg er nærmere beskrevet i rapporten for 2019 (Gjelland mfl. 2022).

I denne rapporten presenteres resultatene fra fiskeundersøkelsene i 2020 i Røssvatnet, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet, Selbusjøen, Femunden og Mjøsa. Av de syv innsjøene ble de seks førstnevnte undersøkt gjennom FIST-prosjektet i 2016, mens Mjøsa ble undersøkt i 2018. Alle innsjøene inngikk i ØKOSTOR-programmet i 2020 (Lyche Solheim mfl. 2021). Sammenligna med 2016 var omfanget av fiskeundersøkelsene i 2020 redusert til ekkoloddundersøkelser, med unntak av Snåsavatnet og Femunden hvor det ble gjennomført tråling og undersøkelser med bunnngarn. I Mjøsa ble det tråla i 2020, men ikke gjort undersøkelser med bunnngarn.

1 Fiskeundersøkelsene i 2020



Figur 1.1. Femunden, sett fra Elgå. NINAs båt «Dytiscus» i forgrunnen. Foto: K.A. Eikland, NINA.

2020 var det siste året med FoU-prosjektet Fisk i store innsjøer (FIST), og siste år i programperioden for ØKOSTOR 2016-2020. Fisk som kvalitetselement ble i 2020 undersøkt i syv innsjøer: Røssvatnet (Nordland), Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet, Selbusjøen (Trøndelag), Femunden (Innlandet, Trøndelag, **figur 1.1**) og Mjøsa (Innlandet, Viken) (**tabell 1.1**, **figur 1.2**). Alle innsjøene har vært undersøkt tidligere. Røssvatnet, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet, Selbusjøen og Femunden ble undersøkt i 2016 (Gjelland mfl. 2017), mens Mjøsa ble undersøkt i 2018 (Gjelland mfl. 2020).

Tabell 1.1. Innsjøer undersøkt i 2020. Meter over havet (m.o.h.) angir øvre regulerte nivå (HRV rundet av til nærmeste meter). Reg.høyde: Reguleringshøyde i regulerte innsjøer.

Innsjø	VannforekomstID	Fylke	H.o.h. (m)	Innsjøareal (km ²)	Innsjø middeldyp (m)	Innsjø maksdyp (m)	Reg.-høyde (m)
Røssvatnet	155-501-L	Nordland	384	219	66	231	12,5
Limmingen	307-1131-L	Trøndelag	418	93	87	192	8,7
Salvatnet	140-723-L	Trøndelag	8	45	154	443	-
Snåsavatnet	128-930-L	Trøndelag	21	122	46	121	1,4
Selbusjøen	123-892-1-L	Trøndelag	158	57	70	206	6,3
Femunden	311-1348-L	Innlandet, Trøndelag	664	203.5	47	140	-
Mjøsa	002-118-1-L	Innlandet	123	366	155	453	3,61



Figur 1.2. Kart over de syv undersøkte innsjøene i «Fisk i store innsjøer» (FIST) i 2020 vist i mørkt blått. Nedbørfeltet til de undersøkte innsjøene, inkludert innløpselver og innsjøer er vist med en lysere blåfarge, mens utløpselva har samme farge som innsjøene. Merk at Limingen etter regulering drenerer til Tunnsjøen og Namsen. Andre navngitte innsjøer inngår i FIST- og ØKOSTOR-programmet, men ble ikke undersøkt i 2020. Kilder: Innsjøer, elvenettverk og nedbørfelt er data fra NVE. Bakgrunnskartet med arealdekke er data fra NIBIO. Alle kartlag er henta via Geo-norge.no.

1.1 Fiskesamfunnet i de undersøkte innsjøene

De fleste innsjøene som ble undersøkt i 2020 har en relativt artsfattig fiskefauna; Røssvatnet med fire arter, Limingen, Salvatnet, Snåsavatnet og Selbusjøen med fem arter og Femunden med åtte arter. Fiskefaunaene i Mjøsa er artsrik (20 arter) der arter fra abbor- (Percidae), karpe- (Cyprinidae) og loddefamilien (Osmeridae) også har stor betydning (**tabell 1.2**). Fiskesamfunnet i den enkelte innsjø er også omtalt i innsjøvise kapitler (kapittel 3).

Tabell 1.2. Forekomst av fiskearter i de syv innsjøene som ble undersøkt i 2020. X og Xi betyr at arten er registrert i innsjøen og at den er hhv. stedefødt og introdusert. Arter som er fanga i prøvafiske i 2020 (kun utført i Snåsavatnet og Femunden, samt tråling i Mjøsa) er grønnmarkert.

Fiskeart	Vitenskapelig navn	Røssvatnet	Liming	Salvatnet	Snåsavatnet	Selbusjøen	Femunden	Mjøsa
Elveniøye	<i>Lampetra fluviatilis</i>							X
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>			X	X			
Mort	<i>Rutilus rutilus</i>							X
Gullbust	<i>Leuciscus leuciscus</i>							X
Vederbuk	<i>Leuciscus idus</i>							X
Ørekyt	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Xi	Xi			Xi	X	X
Laue	<i>Alburnus alburnus</i>							X
Brasme	<i>Abramis brama</i>							X
Karuss	<i>Carassius carassius</i>							X
Gjedde	<i>Esox lucius</i>					Xi	X	X
Krøkle	<i>Osmerus eperlanus</i>							X
Laks	<i>Salmo salar</i>			X				
Aure	<i>Salmo trutta</i>	X	X	X	X	X	X	X
Røye	<i>Salvelinus alpinus</i>	X	X	X	X	X	X	
Kanadarøye	<i>Salvelinus namaycush</i>		Xi					
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>						X	X
Sik	<i>Coregonus lavaretus</i>						X	X
Lagesild	<i>Coregonus albula</i>							X
Lake	<i>Lota lota</i>				X	X	X	X
Trepigget stingsild	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Xi	Xi	X	X			
Nipigget stingsild	<i>Pungitius pungitius</i>							X
Hornulke	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>							X
Steinsmett	<i>Cottus poecilopus</i>							X
Abbor	<i>Perca fluviatilis</i>						X	X
Hork	<i>Gymnocephalus cernua</i>							X
Sum antall arter		4	5	5	5	5	8	20

1.2 Aktiviteter i 2020

1.2.1 Feltmetodikk

Fiskeundersøkelsene i ØKOSTOR følger metoder testet og utviklet gjennom Fisk i store innsjøer (FIST)-prosjektet (Gjelland mfl. 2022). Utgangspunktet for undersøkelsesstrategien i FIST-prosjektet er undersøkelser av fiskesamfunnet i litorale, bunn-nære og pelagiske habitater. Fiskeundersøkelsene i 2020 omfattet hydroakustisk registrering av pelagisk fisk (med ekkolodd) i samtlige av innsjøene. Fiske med pelagisk partrål ble gjennomført i Mjøsa (**figur 1.3**), Femunden og Snåsavatnet, og i de to sistnevnte ble det også fiska med bunn garn. Flere av innsjøene undersøkt i 2020 er regulerte for vannkraftproduksjon. Det gjelder bl.a. Røssvatnet, Limingen, Selbusjøen, som alle er kategorisert som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Også Snåsavatnet og Mjøsa er regulert, men er ikke kategorisert som SMVF.



Figur 1.3. Metodegjennomgang før partråling på Mjøsa i dagslys. Statens naturoppsyn (babord båt) har koblet seg på trålens babord vinge. Selve trålen ligger drøyt hundre meter bak båtene. Når babord båt øker avstanden til trålbåten trekkes de to sidevingene ut og trålposen åpnes. Når avstanden mellom båtene er rundt 50 meter er trålposen helt åpen, og trålingen kan begynne. Foto: Kjetil Rolseth.

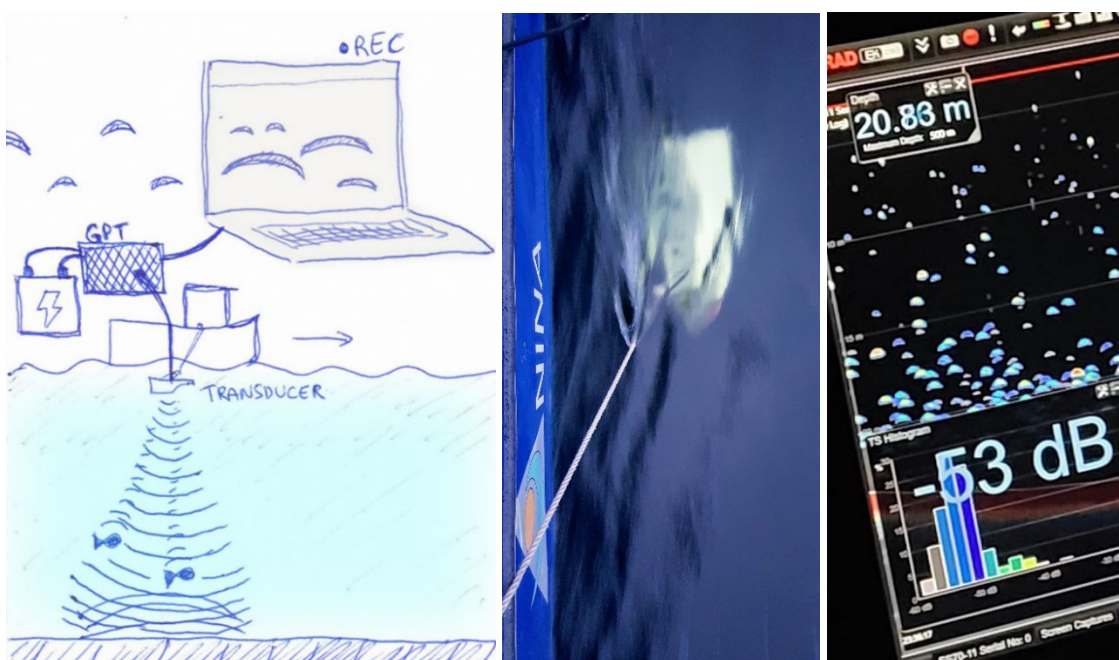
Tabell 1.3. Undersøkelser i innsjøer i FIST 2020, samt tidligere undersøkelser gjennom FIST-prosjektet. For hver metode er det oppgitt årstall for undersøkelse(n). Se vedlegg 8 for mannskapsplan for undersøkelsene. SMVF = Sterkt modifisert vannforekomst.

Habitat	Litoralt og bunn-nært		Pelagisk	
	Bunn garn	Flytegarn	Trål	Ekkolodd
Innsjø				
Røssvatnet	2016		2016	2016, 2020
Limingen	2016		2016	2016, 2020
Salvatnet	2016		2016	2016, 2020
Snåsavatnet	2016, 2020		2016, 2020	2016, 2020
Selbusjøen	2016	2016	2016	2016, 2020
Femunden	2016, 2020		2016, 2020	2016, 2020
Mjøsa	2018		2018, 2020	2018, 2020

1.2.2 Undersøkelser i det pelagiske habitat

1.2.2.1 Ekkolodd

Mengde (biomasse) og tetthet av fisk i det pelagiske habitatet ble undersøkt med et vitenskapelig ekkolodd. Ekkoloddregistreringene ble utført i henhold til metodene oppsummert i årsrapporten for 2019-undersøkelsene (Gjelland mfl. 2022). Oppsummert går metoden ut på å bruke et vitenskapelig ekkolodd (SIMRAD EK80 portable) koblet til en 70 kHz splitt-strålesvinger montert på en aluminiumsvinge som taues langs båten skuteside på én meters dyp (**figur 1.4**). Nedre grense for TS-registreringer (enkeltekko fra fisk) ble satt til -60 dB, og grensen mellom årsyngel og eldre fisk ble satt til -50 dB (tilsvarende fiskelengde 67 mm). For krøkle i Mjøsa ble grensa mellom årsyngel og eldre krøkle satt til -51 dB (tilsvarende 61 mm), og øvre grense for krøkle satt til -44 dB. Registreringer mellom -44 dB og -40 dB ble antatt å være lagesild. Registreringer sterkere enn -40 dB i Mjøsa ble antatt å være sik.



Figur 1.4. Ekkoloddundersøkelser gjennomføres med en svinger montert på en vinge som taues langs skutesiden. Svingeren er koblet til et vitenskapelig ekkolodd om bord i båten. Datafangst styres og lagres på en datamaskin i felt. Illustrasjon og foto: K.A. Eikland, NINA.

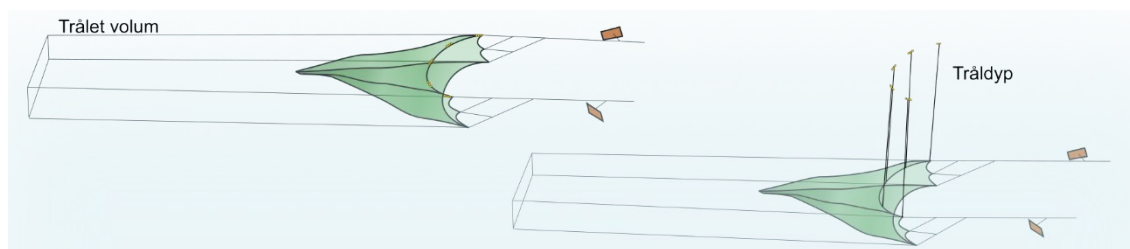
Total seilingslengde varierte mellom 44,8 og 148 km i de ulike innsjøene, noe som gir en dekningsgrad (seilt lengde / innsjøareal^{0,5}) på 5,3-7,7. NINAs trålbåt «Dytiscus» ble benyttet til undersøkelsene. I Røssvatnet ble det gjort forsøk med en alternativ svinger med større åpningsvinkel (18°, mot normalt 11° eller 7°) på 38 kHz og 200 kHz. Halvparten av transektene (22,4 km) ble undersøkt med 70 kHz 11°, mens resten ble undersøkt med den alternative svingeren.

1.2.2.2 Tråling

Innsamling av fisk i det pelagiske habitat gjennomføres med tråling eller flytegarn (Gjelland mfl. 2022). I 2020 ble det gjennomført en slik innsamling i Snåsavatnet, Femunden og Mjøsa. Innsamlingen ble gjort ved pelagisk forskningstrål (**figur 1.5**). Tråling gjennomføres ved at to båter tauer en trål etter seg. Trålen har en bredde på åtte meter. Høyden er seks meter, men siden den kan påvirkes av hastigheten logges den med dybdesensorer på trålens topp- og bunnline. Fra båtene og ned til trålens spredningstau er det normalt 100 meter. Trålen er satt sammen med minkende maskevidde bakover (400 - 5,5 mm), slik at fisken som befinner seg i trålens vei ledes mot en trålpose hvor den samles opp. Distansen, hastigheten og tiden noteres for å regne ut volumet det enkelte tråltrekk har dekket, for så å kunne beregne volumtettheten av fisk. Trålingen gjøres i overflaten (0-6 meter) og senket ned på dyp inntil 35 meter, avhengig av innsjøens dyp og fiskens fordeling i vannsøylen (**figur 1.6**). Det tråles kun i åpne vannmasser, ikke på bunnen. Arbeidet foregår om natten bla. for å unngå at fisk skremmes, og for at fangster fra ulike dyp skal vær lik fordelingen av fisk slik den registreres med ekkolodd. Se ytterligere beskrivelse av metoden i Gjelland mfl. (2022).



Figur 1.5 Pelagisk par-trål i overflaten på Mjøsa i 2020. Bildet viser et forsøkestrekk på dagtid. Foto: K. Rolseth.

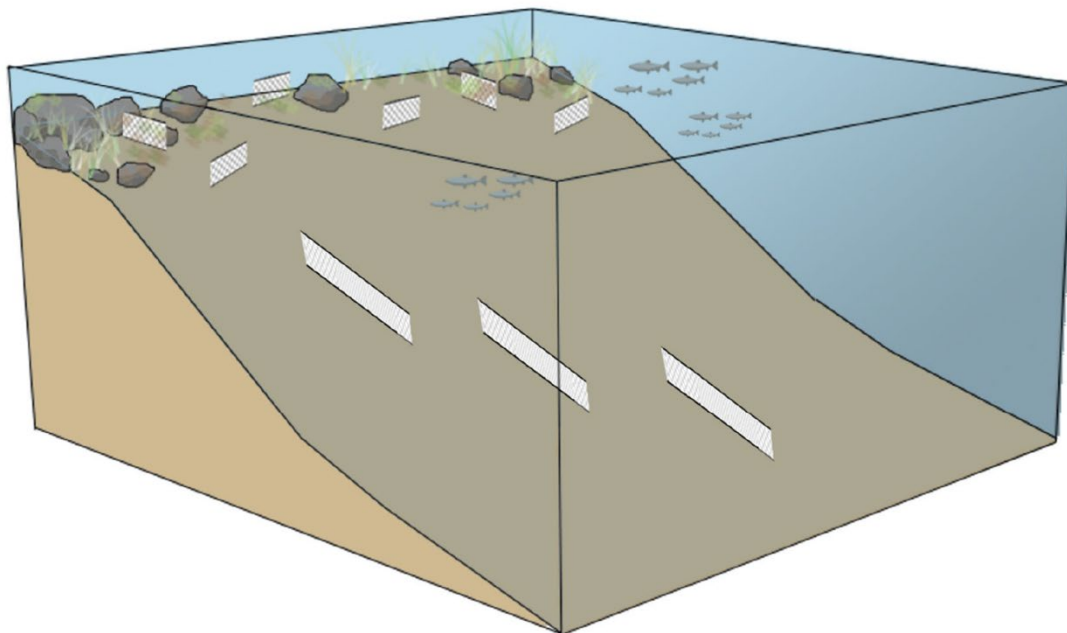


Figur 1.6 Forskningstrål trekkes etter to båter, i overflaten og nedsenket inntil 35 meter. Dybden justeres med avstandstau fra toppline til flottører, med avstand fra trekkbåtene og hastigheten. Tråldører bidrar til å holde sidevingene fra hverandre ved utsett. Distansen, hastigheten og tiden benyttes for å beregne trålet vannvolum. Illustrasjon: K.A. Eikland, NINA.

1.1.1 Undersøkelser av bunn-nære og litorale habitater

Fiskesamfunnet i strandsonen og langs bunnen i Snåsavatnet og Femunden ble i 2020, som i 2016, undersøkt med bunnngarn av typen nordisk oversiktsgarn (Appelberg mfl. 1995, NS-EN 14757, maskevidder 5, 6.3, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm målt fra knute til knute). Standard garninnsats i hvert garnområde er seks enkeltgarn spredt i strandsona (2 garn

på 0-5 m, 2 på 5-10 m, og 2 på 10-15 m) og tre lenker á tre garn fordelt dypere enn dette (15-25 m, 25-35 m, og 35-50 m dyp) (**figur 1.7**), som gir en garninnsats i hvert garnområde på 15 garnnetter. I Byglandsfjorden ble det gjennomført et bunngarnfiske ned til 35 meter, med en total garninnsats på 12 garnnetter i hvert garnområde.



Figur 1.7. Skjematisk oppsett for bunngarnfiske med nordiske oversiktsgarn i hvert garnområde iht. FIST-standarden som benyttes i ØKOSTOR-programmet (Eikland mfl. 2022). Standard for fiske ved bunnen er seks enkeltgarn i strandsona og tre lenker á tre garn på dypere vann. Illustrasjon: S. Skoglund, NINA.

1.2.3 Metodeutvikling

Det ble i 2020 samlet inn data med en ny type svinger med bredere åpningsvinkel. Inntil videre har det ikke blitt satt av midler til å analysere disse dataene.

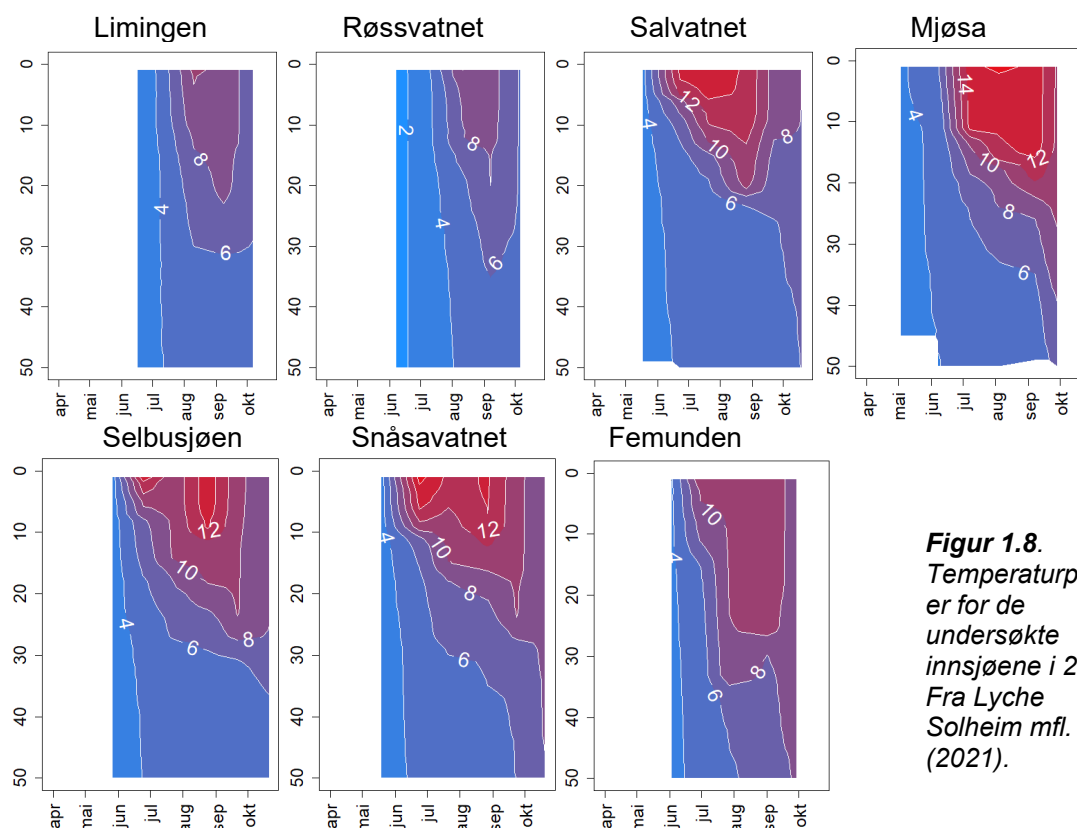
Gjennom tråltrekk på ulike dyp og med varierende hastighet ble det gjort ytterligere erfaring med å treffe ønsket dyp. Det ble i tillegg gjort et mislykket forsøk på parallell prøvetaking med miljø-DNA underveis i tråling på Snåsavatnet.

1.3 Fastsettelse av grensen mellom epilimnion og hypolimnion

Grensen mellom epilimnion og hypolimnion er viktig for beregning av WS-FBI-indeksen. Fastsettelsen av denne tar utgangspunkt i en kombinasjon av to tilnærminger; 1) to ganger siktedyp (basert på tilnærming av produksjonsdyp) (**tabell 1.4**), og 2) endringer i vanntemperatur med dyp (**figur 1.8**).

Tabell 1.4. Siktedyp (m) og vannfarge målt ved hjelp av Secchi-skive i de seks undersøkte innsjøene i 2020. Fargene er subjektivt beskrevet av feltpersonell. Fra Lyche Solheim mfl. (2021).

Innsjø	Parameter	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
Røssvatnet	Siktedyp		11,5	14,5	11,5	10,5	12
	Vannfarge		svak grønn	grønn	grønn	grønn	blågrønn
Limingen	Siktedyp		12	9,1	8,5	10	9,5
	Vannfarge		grønn gul	grønn gul	gul grønn	lys grønn	lys grønn
Salvatnet	Siktedyp	7,2	9,5	8	7,8	6,5	8
	Vannfarge	gul	gul	grønn gul	gul brun	brungul	brungul
Snåsavatnet	Siktedyp	4,5	4,25	4,5	4	4	4
	Vannfarge	brungul	brungul	gul brun	gul brun	gul brun	gul brun
Selbusjøen	Siktedyp	4	5,5	6	4,7	5,8	6,5
	Vannfarge	gul	lys gul	gul	brungul	brungul	brungul
Femunden	Siktedyp		10	9,5	11,5	10	10,5
	Vannfarge		gulaktig	gulaktig	grønn	gul grønn	gulaktig
Mjøsa	Siktedyp	12,5	8	7,5	6,5	7,5	7,9
	Vannfarge	gul	gul	gul	lys gul	lys gul	lys gul



Figur 1.8. Temperaturprofil er for de undersøkte innsjøene i 2020. Fra Lyche Solheim mfl. (2021).

1.4 Om tilstandsklassifisering av BKE fisk i 2020

Tre indekser er tilgjengelige for klassifisering av de store innsjøene på grunnlag av kvalitetselement fisk. Dette er prosent bestandsnedgang (tabell 6-5 i klassifiseringsveilederen; Direktoratgruppen vanndirektivet 2018), NEFI-indeksen ('Norsk endringsindeks for fisk'; avsnitt 6.3.2 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018) og WS-FBI-indeksen (avsnitt 6.3.3 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). De to første er indekser for generell påvirkning, mens WS-FBI er en eutrofieringsindeks. For å kunne benytte de to første kreves kunnskap om historisk tilstand til fiskesamfunnet, aller helst referansetilstanden. Slike historiske data eksisterer i varierende grad for innsjøene. Fremfor alt er det to usikkerhetsmomenter ved fiskeundersøkelser av eldre karakter; de ble gjennomført med standardgarn med middels til store maskevidder, og plasseringa av garna var ofte gjort med noe andre hensikter enn slik det gjøres i FIST. Det ble i mindre grad fiska i profundalen, og det var ofte en hensikt å finne ut hvilke garnmasker som gav best fangst og dermed ble det gjerne fiska på kjente, gode fiskeplasser. I tillegg er eldre data ofte presentert på et annet format, som kan gjøre sammenligninger vanskelig. Vi har imidlertid valgt å bruke eldre rapporter for å bruke det sammenligningsgrunnlaget de tross alt gir. Blant innsjøene som ble undersøkt i 2020 er det først og fremst de som ble prøvfiska med garn som er aktuelle med tanke på beregning av bestandsnedgang og/eller NEFI-indeksen. Disse indeksene er derfor beregnet bare for Femunden og Snåsavatnet. For samtlige innsjøer har vi beregnet trofiindeksen WS-FBI.

NEFI-indeksen baserer seg på dominansforholdene mellom fiskeartene i innsjøen, og kan anvendes for fiskesamfunn med flere enn tre arter dersom det foreligger sammenlignbare prøvfiskedata fra tidligere. Dominansforholdene beskrives slik: dominerende art >25 % av fangsten, vanlig art 1-25 % av fangsten, og sjelden art <1 % av fangsten (Direktoratgruppen vanndirektivet 2018).

WS-FBI-indeksen baserer seg på fordelingen av pelagisk fiskebiomasse i epi- og hypolimnion (dvs. over og under sprangsjiktet). Kvaliteten på de hydroakustiske registreringene i 2020 er god når det gjelder tetthet i form av antall fisk per areal. Biomassebetraktningene er imidlertid svært avhengige av formelen mellom ekkostyrke (TS) og lengde (L) i cm, dette gjelder særlig de innsjøene der det ikke ble gjennomført pelagisk prøvfiske (Mjøsa, Limingen, Røssvatnet og Salvatnet). I denne rapporten ble det brukt den samme formelen som i 2019 (Gjelland mfl. 2022); $TS = 22,5(\log(L) - 68,6)$. Videre brukte vi artsspesifikke funksjoner for å regne lengde om til vekt, basert på data fra fangstene i prosjektet. Avvik mellom reell lengde og lengde predikert fra TS kan gi store utslag i biomassebetraktningene. Vi antar at dette hovedsakelig vil være et skalerings spørsmål, slik at ratioen mellom epilimnetisk og hypolimnetisk biomasse vil være et sikrere mål enn biomasse per se. Denne ratioen er avgjørende for verdien til WS-FBI-indeksen. Sannsynligvis har verdiene av WS-FBI i disse innsjøene god pålitelighet, men verdien er også avhengig av en subjektiv vurdering av hvor overgangen mellom epi- og hypolimnion er.

1.5 Dybdekurver og kartdata

Kartmateriale benyttet i rapporten er, foruten egne data, henta fra Kartverkets WMS-tjeneste (Topografisk Norgeskart 4). Dybdekurver er henta fra NVE sin karttjeneste (<https://kartkatalog.nve.no>).

2 Tilstandsklassifisering BKE fisk

På grunnlag av det eksisterende datagrunnlaget er WS-FBI-indeksen benyttet i tilstandsklassifiseringa av fiskebestandene i samtlige av de syv innsjøene som ble undersøkt i 2020 (**tabell 2.1**, **tabell 2.2**). I tillegg er endringsindeksen (NEFI) og % bestandsnedgang benyttet for Femunden og Snåsavatnet som ble prøvofiska i 2020. For Mjøsa, som også ble tråla i 2020, har vi ikke benyttet disse indeksene fordi det ikke har vært mulig å fastsette noen referansetilstand.

Tabell 2.1. Fangster ved prøvofisket og beregnet total biomasse av fisk i de åpne vannmassene i syv innsjøer undersøkt i 2020. Total biomasse (tonn) i de åpne vannmasser (epilimnion + hypolimnion) og biomasse (kg/ha) i hhv. epilimnion og hypolimnion er beregnet fra hydroakustiske registreringer (grå rader). Tabellen viser også antall fisk av ulike arter fanga i bunngarn og pelagisk partrål.

Innsjø/ Fangstmetode	Total biomasse, tonn	Biomasse, kg/ha		Antall fisk											
		Epilimnion	Hypolimnion	Eiveniøyve	Ørekjøtt	Gjædde	Krøkle	Aure	Røye	Sik	Lagesild	Lake	3p. stingsild	Abbor	
Røssvatnet	4,08	0,18	0,02												
Limingen	1,51	0,03	0,13												
Salvatnet	2,67	0,59	0,02												
Snåsavatnet	18,77	1,20	0,39												
Bunngarn								38	4			22	10		
Trål								10	18				3		
Selbusjøen	10,92	1,23	0,65												
Femunden	118,29	5,32	0,48												
Bunngarn								61	48	149		12			36
Trål									7	49		5			
Mjøsa	530,66	6,65	7,72												
Trål						6		1859	1		39	117			

Tolkningen av ekkoloddregistreringene er gjort på grunnlag av tilgjengelige prøvofiskedata, enten fra nye undersøkelser i 2020, eller fra 2016 der det ikke ble gjennomført prøvofiske i 2020. Limingen, og dels Selbusjøen og Femunden er blant de innsjøene i ØKOSTOR-programmet der det eksisterer prøvofiskedata fra mange år, og indeksen % bestandsnedgang ble vurdert til å være godt egnet for å fange opp endringer i fiskesamfunnet i disse tre innsjøene da krava til datagrunnlag er tilfredsstillt (se tabell 6.3 i Klassifiseringsveilederen).

Tabell 2.2. Økologisk tilstand for fisk i store innsjøer undersøkt i 2020. Klassifiseringa er gjort på grunnlag av WS-FBI (modifisert formel for å unngå negative verdier ved lav tetthet; se Gjelland mfl. (2022), NEFI og %bestandsnedgang. Utover dette er det ikke datagrunnlag for å beregne noen av de øvrige fiske-indeksene. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul).

Innsjø	Grense epi-/hypolimnion. (m)	WS-FBI			NEFI			%bestandsnedgang			Samlet tilstand fisk
		Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse
Femunden	20	2,54	0,88	0,92	1,00	1,00	1,00	0	1,00	1,00	SG
Mjøsa	20	2,09	0,72	0,83							SG
Limingen	20	6,61	2,00	1,00 ¹							G ²
Røssvatnet	20	6,39	1,93	1,00 ¹							G ²
Salvatnet	20	13,88	4,21	1,00							SG
Selbusjøen	15	4,35	1,32	1,00							G ²
Snåsavatnet	15	4,82	1,46	1,00	0,85	0,85	0,70	50	0,53	0,46	M

¹ Basert på modifisert WS-FBI formel for å unngå negativ, ikke tolkbar verdi (se Gjelland mfl. (2022)).

² Nedgradert én tilstandsklasse pga. forekomst av vannlevende høyrisikoarter (se Gjelland mfl. (2022)).

2.1 Fremmede arter

Tre av de undersøkte innsjøene i 2020 har bestander av fremmede fiskearter. Dette gjelder Røssvatnet, Limingen og Selbusjøen, som alle har forekomster av én eller flere regionalt fremmede fiskearter. I Limingen er det også registrert forekomst av én nasjonalt fremmed art (kanadarøye). I tilstandsklassifiseringa har vi fulgt prosedyren beskrevet i kap. 3.5.9 i klassifiseringsveilederen. Blant artene i Artsdatabankens Fremmedartsliste 2018 (Artsdatabanken 2020), som er benyttet som grunnlag i vår klassifisering av vannforekomster med regionalt fremmede fiskearter, er ørekyt og gjedde vurdert med *svært høy risiko*. Disse artene bør derfor påvirke tilstandsklassifiseringa. Det er imidlertid flere av de regionalt fremmede artene som trolig kan ha betydelig økologisk risiko.

2.2 Diskusjon

Felles for flere av innsjøene som ble undersøkt i 2020 er at tetthetene og total biomasse målt i 2020 var betydelig lavere enn i 2016 (2018 i Mjøsa). Mjøsa skiller seg ut med å ha en stor bestand av krøkle, som er en obligat planktonspiser. Den registrerte nedgangen antas å skyldes en reell nedgang i krøklebestanden i Mjøsa (se kapittel 3.2). I de andre innsjøene er det sik (Femunden), aure og røye som er de viktigste artene i pelagialen. Disse artene kan veksle mellom å beite pelagisk og bunn-nært, og vi har liten kunnskap om sesongdynamikken i eventuell forflytning mellom disse habitata for den enkelte art i den enkelte innsjø. Noe, eller kanskje hele, forskjellen i bestandsestimater mellom 2016 og 2020 kan tenkes å skyldes slike forflytninger mellom habitat. Selv om tidspunkt for gjennomføringen av ekkoundersøkelsene er forsøkt lagt til samme tidsrom i sesongen, kan det også være forskjeller mellom år i dyreplanktonsuksesjonen, og dermed også for når fisken velger å trekke fra pelagialen til bunn-nære områder. I noen innsjøer var det også inntil to ukers forskjell i tidspunkt for gjennomføringen av undersøkelsene mellom 2016 og 2020. Dette gjaldt imidlertid ikke for fiskeundersøkelsene i Mjøsa som ble foretatt omtrent samtidig i 2018 og 2020.

Undersøkelsene i FIST-prosjektet og ØKOSTOR-programmet bidrar til økt kunnskap om tetthetsvariasjonen mellom år, men det ville også være gunstig å foreta hyppigere registreringer

av denne variasjonen gjennom en sesong i et par innsjøer for å øke kunnskapen om sesongvariasjoner.

WS-FBI viser tilstand i forhold til eutrofiering som påvirkningstype, og alle de store innsjøene som ble undersøkt i 2020 ble klassifisert til *svært god* tilstand for fisk mht. WS-FBI. Kun Femunden har endra tilstandsklasse basert på WS-FBI, fra *god* i 2016 til *svært god* tilstand i 2020.

Flere av innsjøene endrer samlet tilstand for fisk fra 2016 til 2020 fordi klassifiseringa i 2020 er begrensa til WS-FBI for flertallet av innsjøene, mens det i 2016 ble benyttet flere indekser (alle innsjøene ble da prøvefiska i tillegg til at ekkolodd-undersøkelser ble utført). Dette gjelder Limingen og Selbusjøen som går fra *dårlig* til *god* tilstand. Røssvatnet er i 2020 nedgradert én tilstandsklasse sammenligna med 2016 fra *svært god* til *god* på grunn av forekomst av høyrisikoarten ørekyt, mens regionalt fremmede høyrisikoarter ikke ble tillagt vekt i vurderinga i 2016. Snåsavatnet går fra *god* til *moderat* tilstand for fisk, hovedsakelig på grunn av nedgangen i røybebestanden som er endra fra dominerende til vanlig. Femunden og Salvatnet endrer ikke tilstandsklasse.

3 Innsjøvise resultater fra fiskeundersøkelsene i 2020

3.1 Femunden

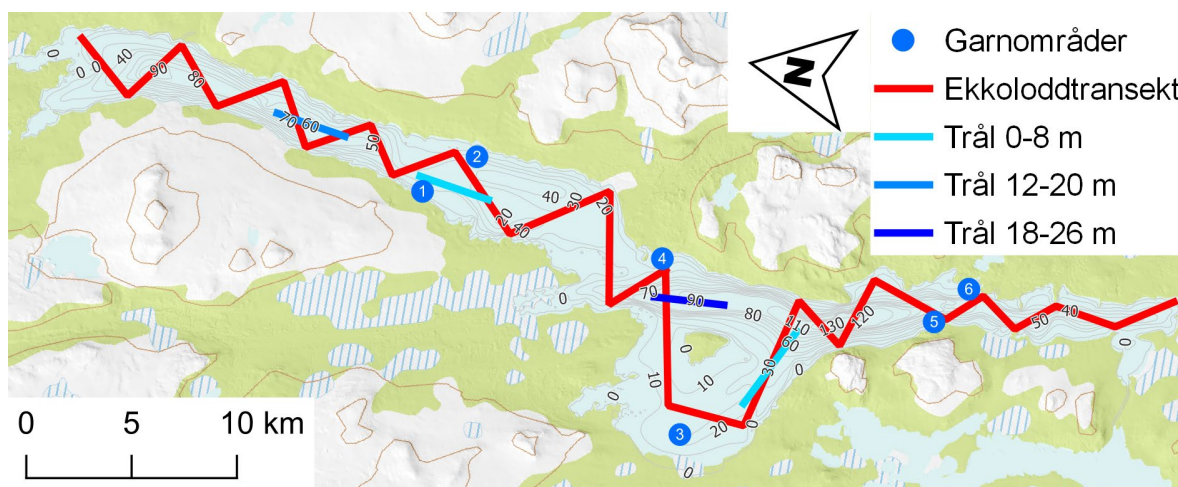
3.1.1 Om innsjøen

Femunden er den største innsjøen i Norge som ikke er regulert. Den er også den største av innsjøene i Skandinavia som ligger mer enn 600 moh. Innsjøen har utløp til Trysil-elva (og Klarälven i Sverige) i sør. Femunden er en kalkfattig, klar og dyp skogssjø, men omtrent halvparten av det vanddekte arealet er grunnere enn 20 meter. Innsjøen har åtte fiskearter som alle betraktes som naturlig forekommende (**tabell 1.2**). De viktigste fiskeslagene er aure, sik, abbor og røye. Femundsmarka nasjonalpark ble opprettet i 1971, og vassdraget er varig vernet mot kraftutbygging (Verneplan I for vassdrag). Våtmarksområdet Tjønnan ved utløpet til elva Tufsinga i Femunden er naturreservat og Ramsar-område.

Femunden ble undersøkt for andre gang i 2020. Innsjøen ble forrige gang undersøkt i ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl. 2017) og FIST i 2016 (Gjelland mfl. 2017), den gangen med ekkolodd, partrål og bunngarn.

3.1.2 Aktivitet i 2020

Fiskesamfunnet i Femunden ble i 2020 undersøkt med bunngarn, pelagisk trål og ekkolodd (**figur 3.1.1**). Ekkoloddregistreringene i Femunden ble gjennomført fra 29. - 31. august, mens tråling ble gjennomført natten 31. august - 1. september. Bunngarnfisket pågikk mellom 30. august - 2. september.



Figur 3.1.1 Femunden med plassering av ekkoloddtransekt, tråltrekk og seks bunngarnstasjoner. Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver med tall.

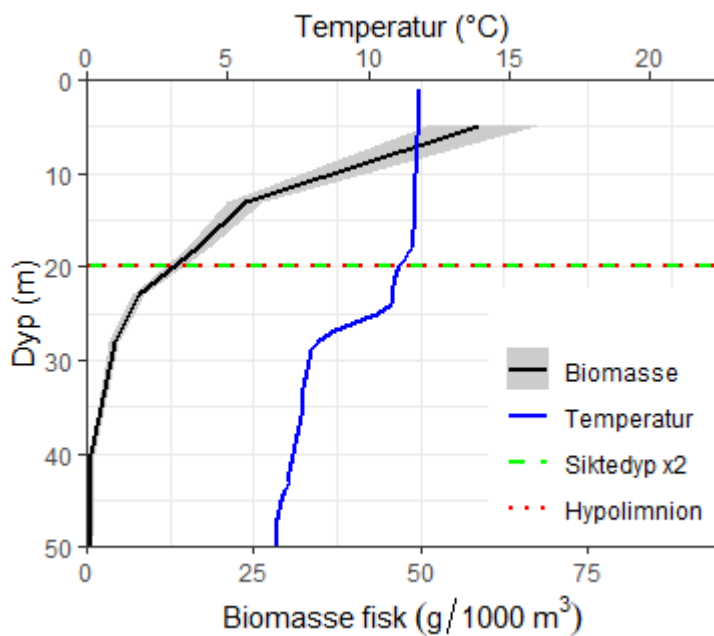
3.1.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Femunden ble fordelt over to netter. Første natt ble det gjennomført registreringer fra Femundsenden nord til Elgå, mens andre natt ble registrert fra nordenden og ned til Elgå (**figur 3.1.2**). Samlet ble det kjørt 24 transekt, med en lengde på 83 km, som gir en dekningsgrad på 5,8 (**tabell 3.1.2**). Registreringene ble gjort med et SIMRAD EK60 ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde og svinger montert på en vinge tauet langs siden av båten. Det ble gjort registreringer med en 70 kHz-svinger med 11° åpningsvinkel.



Figur 3.1.2 Ekkoloddregistrering i nordenden av Femunden i 2020. Foto: K.A. Eikland, NINA.

Beregnete tettheter og biomasse av fisk ut fra ekkoloddregistreringene i Femunden viser at fisken sto høyt i vannsøylen og avtok uten flere toppler (**figur 3.1.3**). Tettheten av fisk, både liten fisk (årsyngel), og større fisk (ettåringer og eldre sik og røye) var høyest i epilimnion (**tabell 3.1.1**). Estimatenes stemmer godt overens med trålfangstene hvor sik dominerte alle dybdelag.



Figur 3.1.3. Vertikalprofil for fiskebiomasse og temperatur i Femunden i 2020. Gråskravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

Tabell 3.1.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Femunden beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Ett år		95 % konfidens- intervall eldre	Totalt	Røye	Sik	Fangst	TS
	Årsyngel	og eldre						
Epilimnion	36.2	47.4	38.6-57.5	5.32	0.49	4.83	344	112
Hypolimnion	21.5	17.1	9.7-29.4	0.48	0.07	0.41	185	28

Vurdert ut fra WS-FBI-indeksen kan den økologiske tilstanden i Femunden karakteriseres som svært god (**tabell 3.1.2**), som er én tilstandsklasse høyere enn ved forrige undersøkelse i 2016.

Tabell 3.1.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Femunden. Biomasse-estimaterne er basert på gjennomsnittsvikter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekt (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimaterne.

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye	Sik				
204	83	5,8	0,55	5,25	118,29	2,54	0,92	SG

3.1.4 Tråling

Trålingen i Femunden ble gjennomført som standard partrål med fire tråltrekk på rundt en time, noe som tilsvarer tre-fire km (**tabell 3.1.3**). Tråltrekkene ble gjennomført på to ulike dyp. Tråltrekkene ble gjort 1) øst for Store Sollerøy, 2) fra Buvika og sørover, og 3) og 4) i nordre innsjøbasseng nær Femundshytta (**figur 3.1.1**).

Tabell 3.1.3. Tråltrekk i Femunden 2020. Dybdeintervall viser til intervallet som var målet å undersøke, mens målt øvre og nedre dyp viser faktisk dyp for henholdsvis øvre og nedre del av trålen. Måling av trållåpningens øvre- og nedre dyp er gjort med HOBODYBDELØGGER under tråling. Hastigheten er beregnet etter tråla tid og lengde, og trålvolumet fra trålens åpning.

Trål-trekk	Tid tråling (min)	Dybde-intervall	Målt øvre dyp (m)	Målt nedre dyp (m)	Målt høyde trållåpning (m)	Lengde (m)	Hastighet (m/s)	Trålvolum (1000 m ³)
1	70	18-26 m	13	22	7,5	3315	0,79	198,9
2	60	0-8 m	0,5	9	8,5	4248	1,18	288,9
3	60	12-20 m	12	18,5	6,5	3396	0,94	176,6
4	47	0-10 m	0	7	7	3427	1,22	191,9

Ved trålingen deltok SNO med båten «Krikkand», med Finn Bjormyr som båtfører. NINA benyttet sin trålbåt «Dytiscus» med Karl Øystein Gjelland, Tobias Holter og Knut Andreas Eikland som mannskap.



Figur 3.1.4. Fangst av sik og røye fra tråltrekk i overflata på Femunden i 2020 (tråltrekk 4). Foto: Knut A. Eikland, NINA.

Tabell 3.1.4. Fangst i tråltrekk på Femunden i 2020. For info om hvert tråltrekk, se **tabell 3.1.3**.

Tråltrekk	Røye	Sik	Lake	Totalfangst	Volum-tetthet (fisk/1000 m ³)	Kommentarer til fangst
1	1	7		8	0,04	
2	1	10	1	11	0,04	Røye og lake var 0+
3	4	8	4	12	0,07	3 av 4 røye var 0+. All lake var 0+
4	1	24		25	0,13	

I likhet med 2016 var tre arter representert i trålfangstene; sik, røye og lake. Siken utgjorde 80 % av fangsten, mens røye utgjorde 11,5 %. Fordelingen i fangsten er dermed tilnærmet uendra fra 2016 da sik og røye utgjorde henholdsvis 77 og 12,5 % av trålfangstene.

Som i 2016 ble det bare fanga små lake (<100 mm, årsyngel) i trålen. Utelukker vi fisk < 67mm, var artsfordelingen i trålfangstene 92,3 % og 7,7 % for henholdsvis sik og røye i 2016, mot 93,9 % og 6,1 % i 2020. Den pelagiske artsfordelingen i trålfangstene i Femunden var dermed tilnærmet identisk mellom 2016 og 2020.

3.1.5 Garnfiske

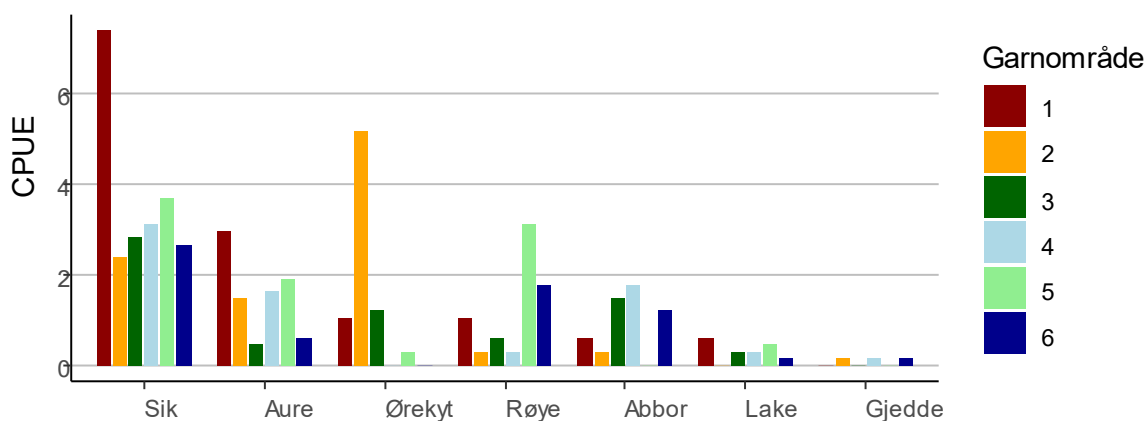
Garnfiske i Femunden ble gjennomført etter standard metodikk med seks stasjoner, totalt 90 garnnetter (**figur 3.1.1**).

Tabell 3.1.5. Fangsttall fra prøvofiske med bunn garn i Femunden 2020. CPUE er antall fisk per 100 m² garnareal per natt. Plasseringa til fiskeområdene er vist i **figur 3.3.1**.

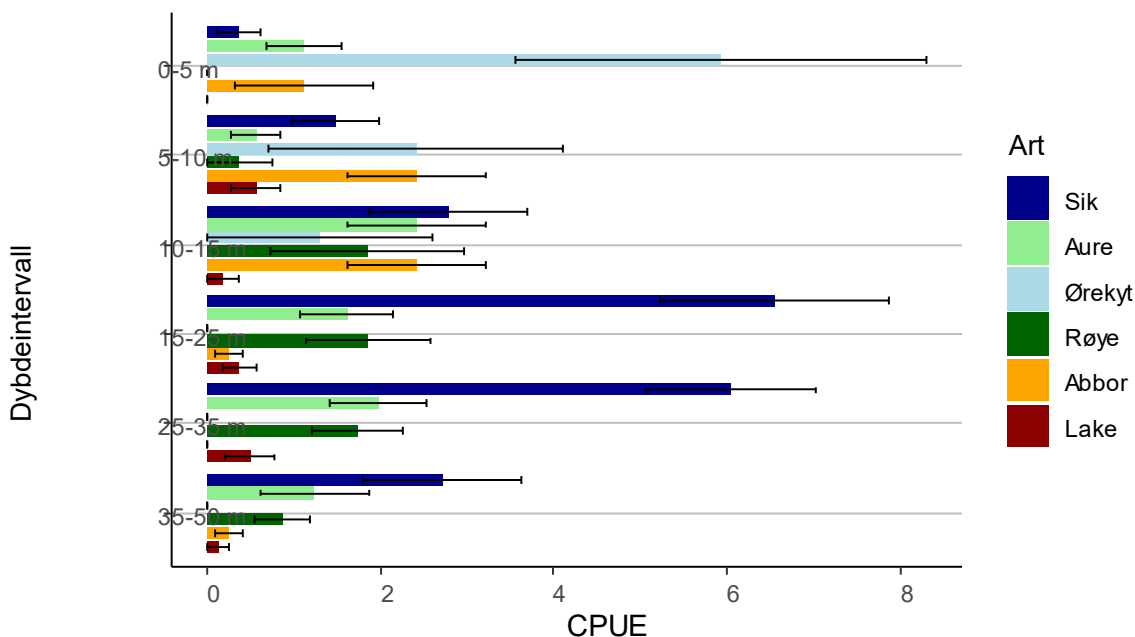
Art	Bunn garnområde						Sum	CPUE	Andel av fangst
	1	2	3	4	5	6			
Aure	20	10	3	11	13	4	61	1,5	16,9 %
Røye	7	2	4	2	21	12	48	1,2	13,3 %
Sik	50	16	19	21	25	18	149	3,7	41,2 %
Lake	4	0	2	2	3	1	12	0,3	3,3 %
Abbor	4	2	10	12	0	8	36	0,9	9,9 %
Gjedde	0	1	0	1	0	1	3	0,1	0,8 %
Ørekyt	7	35	8	1	2	0	53	1,3	14,6 %
Sum	92	66	46	50	64	44	362		
CPUE	13,6	9,8	6,8	7,4	9,5	6,5	8,9		

Sik var den mest tallrike arten i bunngarnfangstene, med størst tetthet ved Jonasvollen (garnområde 1), og jevnt over høyest tetthet også på de andre garnstasjonene (**figur 3.1.5**). Unntaket var garnområde 2, der ørekyt var mest tallrik. For ørekyt var imidlertid variasjonen i CPUE mellom garnområda mye større enn for sik. Også de andre artene hadde en vesentlig variasjon i tetthet mellom garnområda, der de kunne være mer eller mindre fraværende i noen områder, men mer tallrike i andre.

Det var også klare artsforskjeller i dybdefordeling mellom artene. Sik ble funnet på alle dyp, med høyest tetthet mellom 15 og 35 m dyp (**figur 3.1.6**). Ørekyt hadde høyest tetthet på 0-5 m dyp, og var fraværende i fangstene fra dypere enn 15 m. Røye og lake var også fraværende i fangster fra 0-5 m dyp, men til stede på alle andre dyp og med røye i større tettheter enn lake. Aure ble funnet på alle dyp, uten en klar dybdefordeling, mens abbor kun brukte dybder fra 0 til 15 m i særlig grad (**figur 3.1.6**).

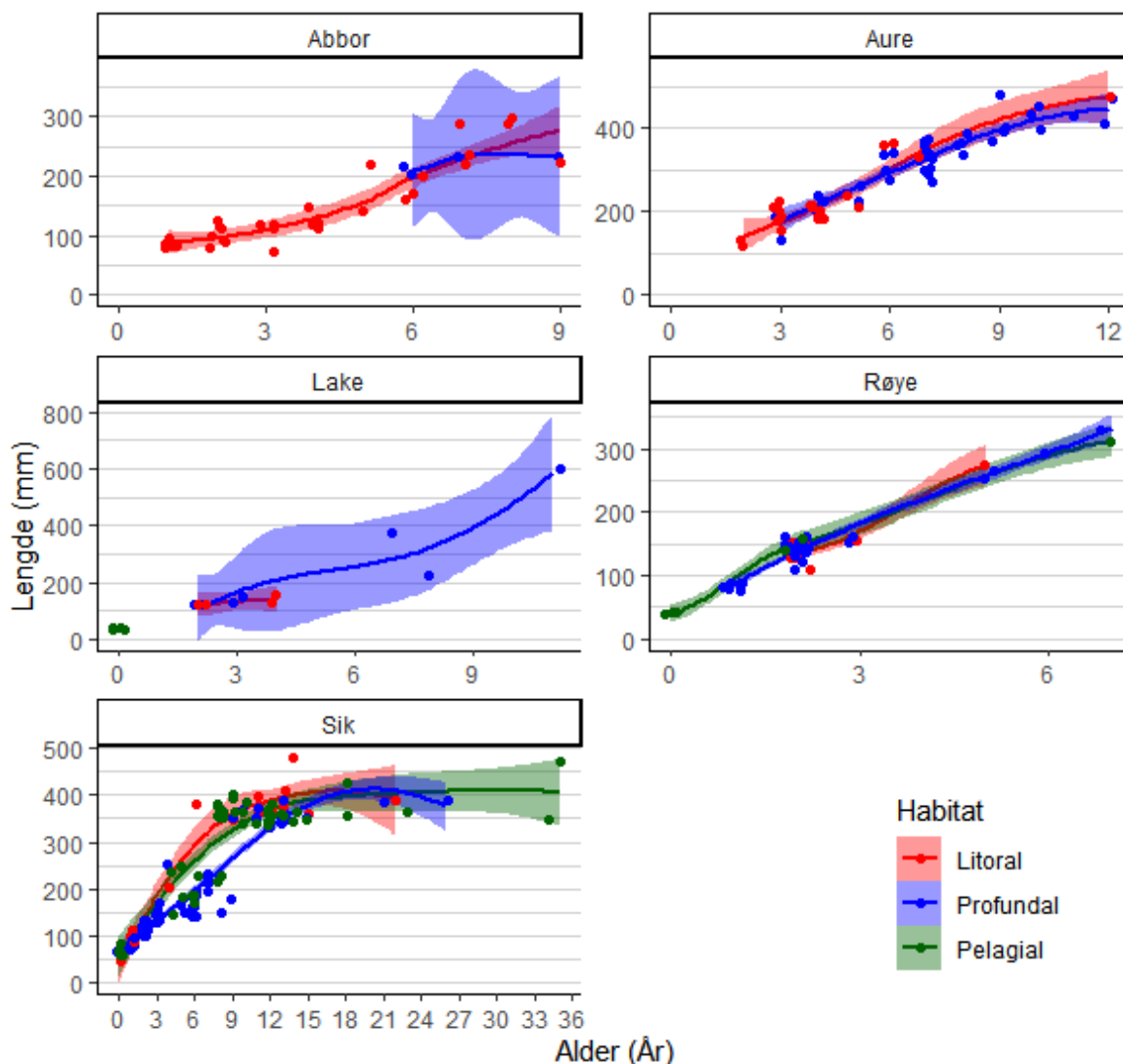


Figur 3.1.5. Gjennomsnittlig relativ tetthet (CPUE, fisk per 100 m² garn per garn natt) i de seks fangstområdene for garnfisket i Femunden i 2020, med art ordnet etter total fangstmengde.



Figur 3.1.6. Gjennomsnittlig CPUE i hvert dybdeintervall for sik, aure, ørekyt, røye, abbor, og lake i bunngarnfangster i Femunden i 2020. CPUE er antall fisk per 100 m² garnareal per natt. 1 standardfeil er indikert med svarte streker.

Av de seks artene som ble fanga i prøvefisket i 2020 ble det lest alder av et utvalg abbor, aure, lake, røye og sik fra hvert habitat (**figur 3.1.7**). Hver art vil bli presentert for seg.



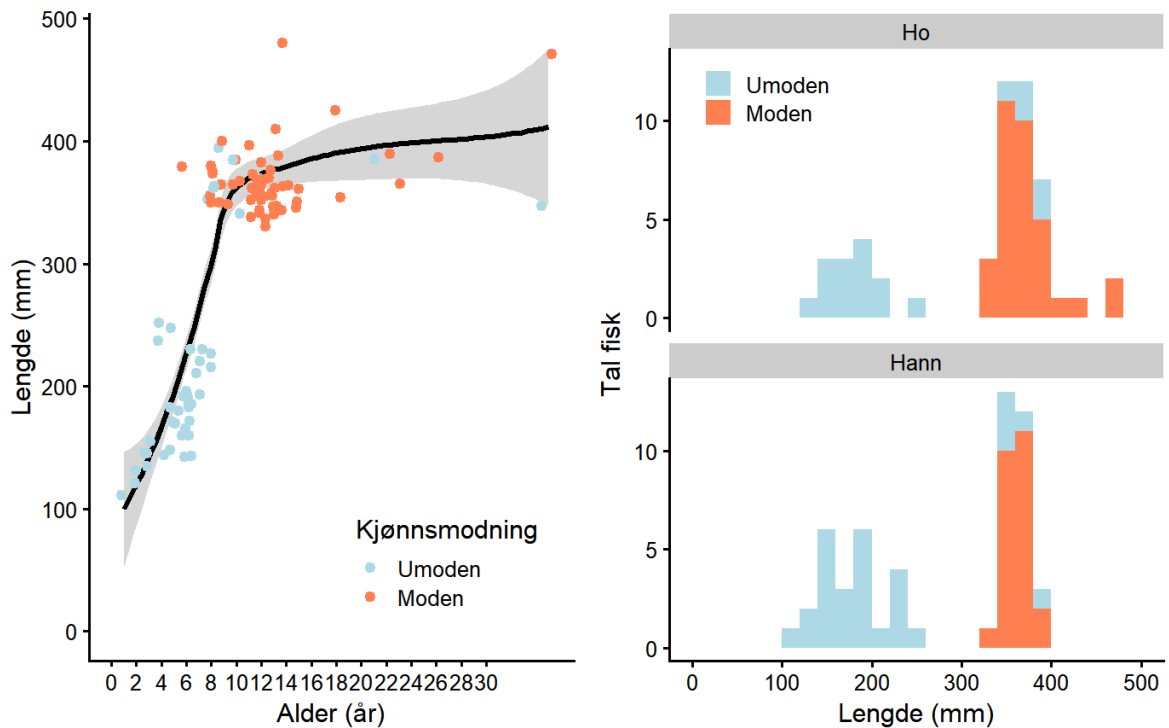
Figur 3.1.7. Individuell lengde ved alder hos abbor, aure, lake, røye og sik i Femunden i august 2020. Punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Kurver indikerer gjennomsnittlig vekstkurve estimert med loess-regresjon for fisk fanga i de respektive habitatene, fargeskravering gir 95 % konfidensintervall for kurvene.

Sik

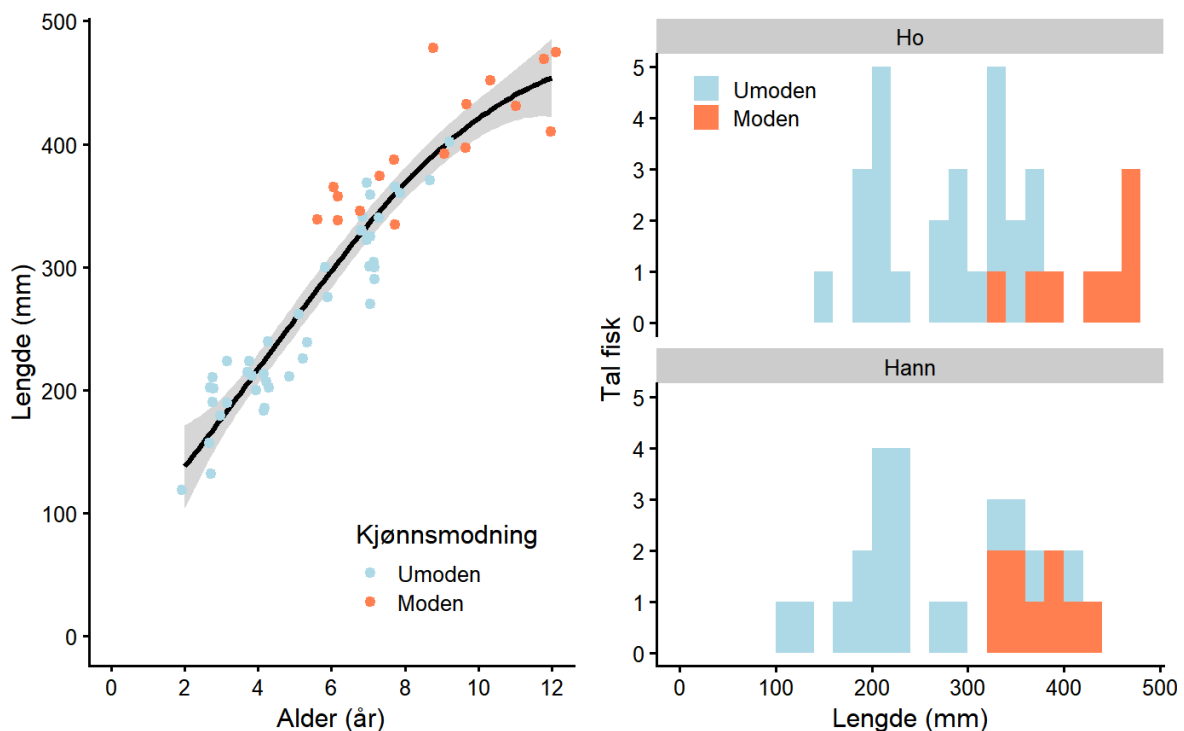
Det ble fanga sik i alle tre habitater. Fisken var 46 til 480 mm lang og inntil 35 år (**figur 3.1.7**). Halvparten av siken var kjønnsmoden ved en lengde på 314 mm (L50, 301, 330). Veksten var jevn frem til kjønnsmodning, før den avtok kraftig (**figur 3.1.8**). Sik fanga i profundalen vokste tregere og kjønnsmodnet senere enn sik fanga i litoralen og pelagialen.

Aure

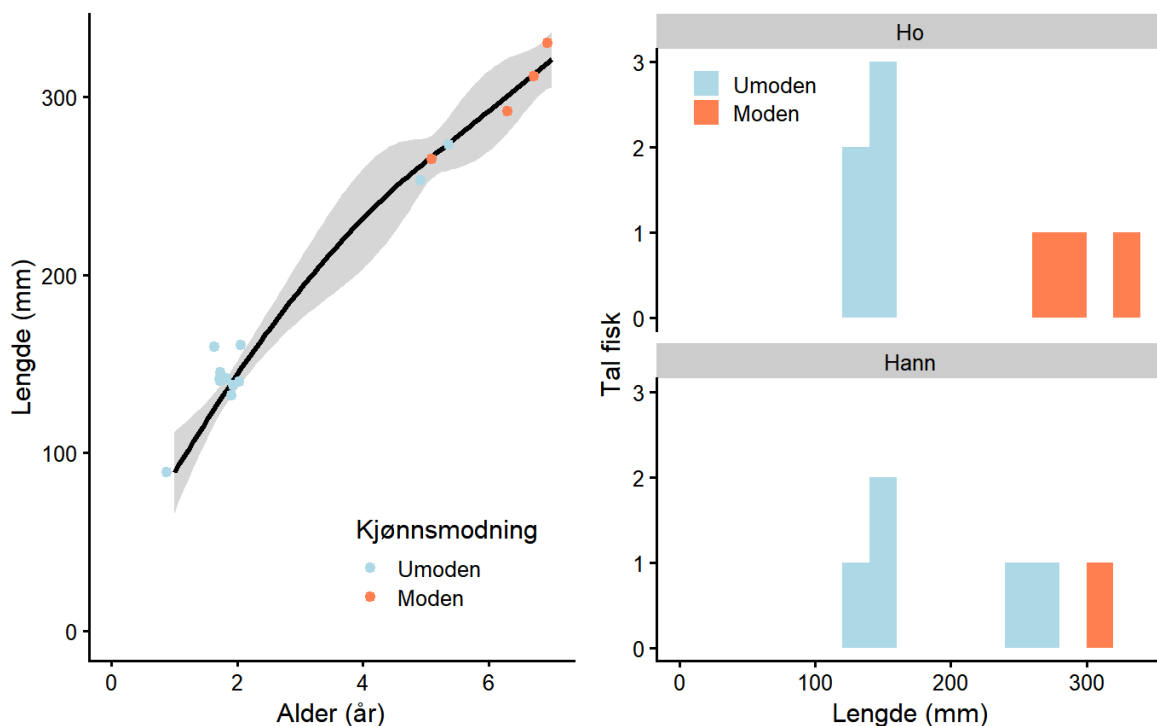
Det ble ikke fanga aure pelagisk. Auren i bunngarnfangstene var mellom 132 og 478 mm, inntil 12 år (**figur 3.1.7**), og relativt jevnt fordelt på ulike lengdegrupper. Halvparten av auren var kjønnsmoden ved en lengde på 362 mm (L50, 342, 384). Veksten var jevn frem til 6-8 års alder, før den avtok noe (**figur 3.1.9**).



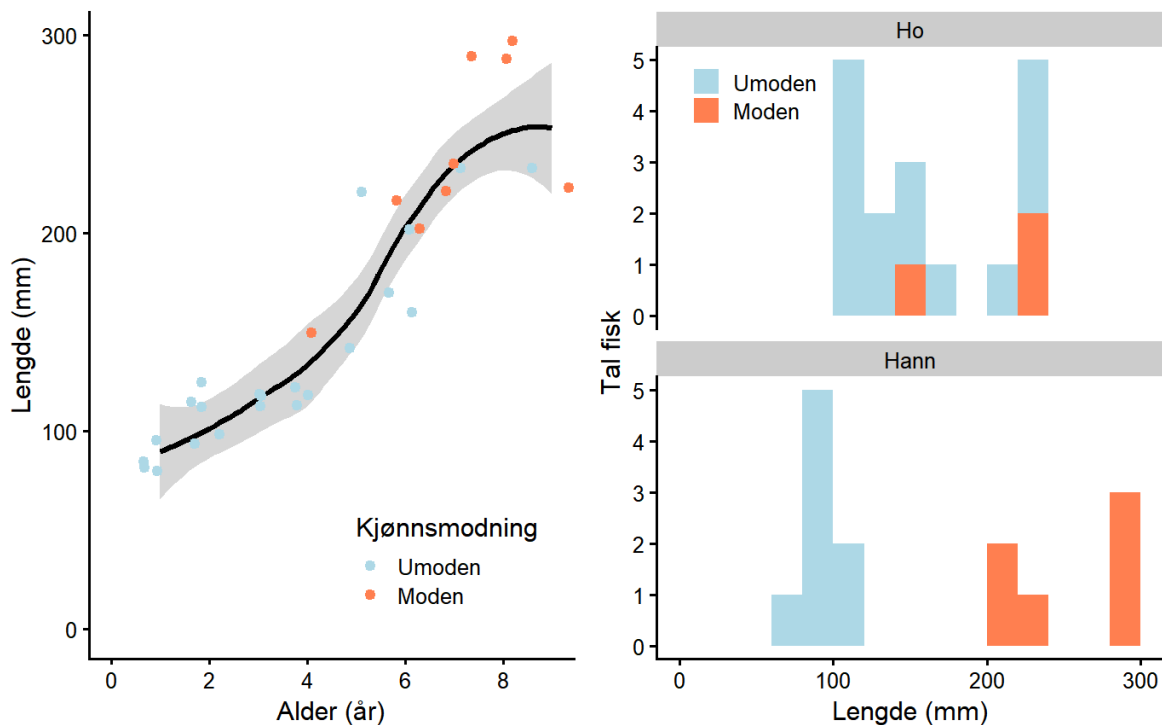
Figur 3.1.8. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden sik fanga ved prøvafisket i Femunden, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.



Figur 3.1.9. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden aure fanga ved prøvafisket i Femunden, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.



Figur 3.1.10. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden røye fanga ved prøvofisaket i Femunden, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.



Figur 3.1.11. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden abbor fanga ved prøvofisaket i Femunden, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.

Røye

Røye ble fanga i alle tre habitater og var mellom 40 og 330 mm, inntil 7 år (**figur 3.1.7**). Halvparten av røya var kjønnsmoden ved en lengde på 270 mm (L50, 211, 301). En stor andel av fangsten av røye var toåring (**figur 3.1.10**).

Abbor

De største fangstene av abbor var i litoralen, men enkelte større individer ble også fanga profundalt (**figur 3.1.7**). Lengden varierte mellom 73 og 297 mm. Halvparten av abboren var kjønnsmoden ved en lengde på 211 mm (L50, 180, 247).

Lake

Lake ble fanga i alle tre habitater med en lengde mellom 32 og 600 mm. Størst fangster var det i profundalen, men årsyngel ble utelukkende fanget pelagisk (tråltrekk på 12-20 meters dyp) (**figur 3.1.7**). Pelagiske fangster av lakeyngel er tidligere observert fra blant annet Snåsavatnet.

Etter prøvefisket i 2016 ble NEFI beregnet på bakgrunn av bunngarnfangsten (Gjelland mfl. 2017). Som referanse ble det brukt data fra et prøvefiske i 1994 (Bjørndal & Odden 1995, Grue & Livden 1995, Saksgård mfl. 2002, Ugedal mfl. 2002). Den gangen ble det også benyttet bunngarn av typen nordiske oversiktsgarn, og garnas fordeling på ulike dyp var relativt lik som i 2016/2020. Artsfordelingen i bunngarnfangsten fra 2020 gir for alle artene samme dominansklasse som i 1994 og 2016 (**tabell 3.1.6**). Sik er en dominerende art, mens gjedde og harr er sjeldne i garnfangstene. De øvrige artene karakteriseres som vanlige. Ingen endringer i dominansforholdene innebærer at verdien for NEFI blir 1, som tilsvarer *svært god* tilstand.

Tabell 3.1.6. De ulike fiskeartenes andel av fangsten i bunnsatte nordiske oversiktsgarn, og tilsvarende dominansklasse, i Femunden i august 1994 (Bjørndal & Odden 1995), august 2016 (Gjelland mfl. 2017) og august 2020.

		Aure	Røye	Sik	Lake	Abbor	Gjedde	Ørekyt	Harr
1994	Andel av fangst (%)	6,6	9,1	44,2	9,1	20,7	0,0	9,5	0,8
	Dominansklasse	V	V	D	V	V	S	V	S
2016	Andel av fangst (%)	14,0	1,5	61,8	2,9	10,3	0,7	8,8	0,0
	Dominansklasse	V	V	D	V	V	S	V	S
2020	Andel av fangst (%)	16,9	13,3	41,2	3,3	9,9	0,8	14,6	0,0
	Dominansklasse	V	V	D	V	V	S	V	S

3.1.6 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

Det ble samlet inn fisk til analyser av miljøgifter i ferskvannsfisk gjennom Miljødirektoratets MILFERSK II-program i Femunden i 2020. Vi kjenner ikke til annen gjennomført aktivitet utover overvåkinga gjennom ØKOSTOR/FIST.

3.1.7 Klassifisering og tilstandsvurdering

I forhold til prøvefisket med bunngarn i 2016 (Gjelland mfl. 2017) var total fangst (målt i CPUE) større i 2020. Fangsten av sik var omtrent som i 2016, mens harr ikke ble fanga verken i 2016 eller 2020. Harr kan ha en atferd som fører til at den unngår bunn-satte garn, ved at den går nært overflata i strandnære områder for å beite overflateinsekt. Dette medfører at den ofte går

over 1,5 m høye garn. For alle de andre artene var det en økning i fangsten. Størst økning hadde røye. Denne arten var nesten fraværende i 2016, men utgjorde 13 % av fangsten i 2020.

Tilstandsklasse svært god virker rimelig for Femunden, som har få og små påvirkningsfaktorer på fiskesamfunnet. Den er ikke regulert, er ikke preget av forsurening, har ingen fremmede fiskearter og nedbørfeltet er lite berørt av menneskelig aktivitet. Det foregår noe næringsfiske etter sik, og rekreasjonsfiske etter storaure er populært. Begge disse fiskeriene anses som bærekraftige. Innsjøen har de siste 40 åra vært gjenstand for flere fiskebiologiske undersøkelser (se referanser i Gjelland mfl. 2017). Selv om vi ser til dels stor variasjon i andelen røye i bunngarnfangstene, er det ingen klare tegn på at det har skjedd store endringer i det bunn-nære fiskesamfunnet i denne perioden. Vi sitter heller ikke på kilder som tilsier store endringer før den tid. Basert på garnfangster er det mulig å finne endringer i bestandsstørrelser, men endringene er innenfor det man må forvente fra garnfiske utført på ulike tider av året og på ulike måter, og innenfor naturlige bestandssvingninger. Derfor er tilstanden for fisk i Femunden i svært god tilstand også basert på parameteren prosent bestandsnedgang.

Som vist i **tabell 3.1.1** var både tetthet og biomasse vesentlig høyere i epilimnion enn i hypolimnion. På den andre siden var både tetthet og biomasse-estimat vesentlig lavere i 2020 enn i 2016. Metodikken (type ekkolodd, terskelverdier) for innsamling var den samme i 2020 som i 2016, og transektkursene var også veldig like. Trålfangstene målt i fangst per tråla volum var også lavere 2020 enn i 2016, som også indikerer lavere pelagisk fisketetthet. Nedgangen i tetthet (64,5 fisk/ha i 2020 mot 126,9 fisk/ha i 2016 for fisk større enn årsyngel) vurderes derfor som reell for innsamlingstidspunktet, som var to uker seinere enn i 2016 (15.-17. august). En del av nedgangen i pelagisk tetthet kan kanskje forklares med at noe av sikbestanden hadde skifta fra å beite pelagisk til å beite langs bunnen, men dette støttes ikke av CPUE i bunngarnfangstene.

Nedgangen i biomasseestimatet fra 2016 til 2020 var enda kraftigere, fra 20,5 kg/ha i 2016 til 5,8 kg/ha i 2020. Det er tre komponenter som bidrar til dette, i ordnet rekkefølge; i) omtrent halvering i pelagisk tetthet som diskutert over, ii) en dreining mot mindre fisk i størrelsesfordelingen i det pelagiske fiskesamfunnet, og iii) formelen for sammenhengen mellom fiskelengde har ble noe justert fra FIST2016 ($TS=22,5\log_{10}(L)-69,6$) til den som har vært brukt fra FIST2017 og framover ($TS=22,5\log_{10}(L)-68,6$), som fører til noe mindre gjennomsnittsvekt når lengde (og dermed vekt) estimeres fra TS-observasjoner.

Kvaliteten på datagrunnlaget regnes som god, og tatt i betraktning av at Femunden er en innsjø som anses som relativt lite påvirket, særlig med hensyn på eutrofiering, vurderer vi klassifiseringa i 2020 til å ha lav til moderat usikkerhet. Den store forskjellen i estimat fra 2016 til 2020 bidrar til å trekke usikkerheten mot moderat.



Figur 3.1.12. Prøvefiske på Femunden med bunn-satte nordiske oversiktsgarn i 2020. Foto: K.A. Eikland, NINA

3.2 Mjøsa

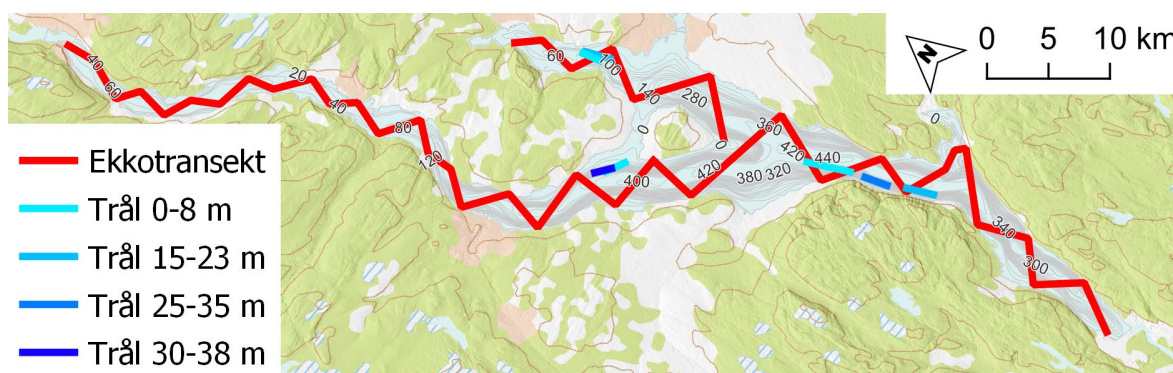
3.2.1 Om innsjøen

Mjøsa er Norges største innsjø og er et eget vannområde i vannregion Glomma. Den er regulert 3,61 meter. I det store nedbørfeltet utgjør skog (36 %) og snaufjell (39 %) de største arealene, men det er mye dyrket mark og urbane områder i nærområdet. Det foregår et omfattende rekreasjonsfiske, særlig etter storaure, og noe nærings- og husbehovsfiske etter lagesild og andre arter.

Fiskebestandene i Mjøsa har vært undersøkt en gang tidligere gjennom ØKOSTOR/FIST-prosjektet i 2018 da det ble gjennomført prøvofiske med bunngarn på seks stasjoner, forsøk med elfiskebåt i strandsona, i tillegg til ekkolodd og tråling. Fiskesamfunnet er tidligere undersøkt i forbindelse med Mjøsaksjonen midt på 70-tallet og en gang på begynnelsen av 90-tallet. En vurdering av endringene som har skjedd i Mjøsa de siste tiåra er viet betydelig plass i FIST 2018-rapporten. Fysisk-kjemiske støtteparametere og plankton undersøkes årlig gjennom tiltaksrettet overvåking finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver.

3.2.2 Aktivitet i 2020

Mjøsa ble i 2020 undersøkt pelagisk med ekkolodd og tråling. Ekkoloddregistreringene ble gjennomført over tre netter fra 1.-3. september og 4.-5. september, avbrutt av en natt med tråling natten 3.-4. september.



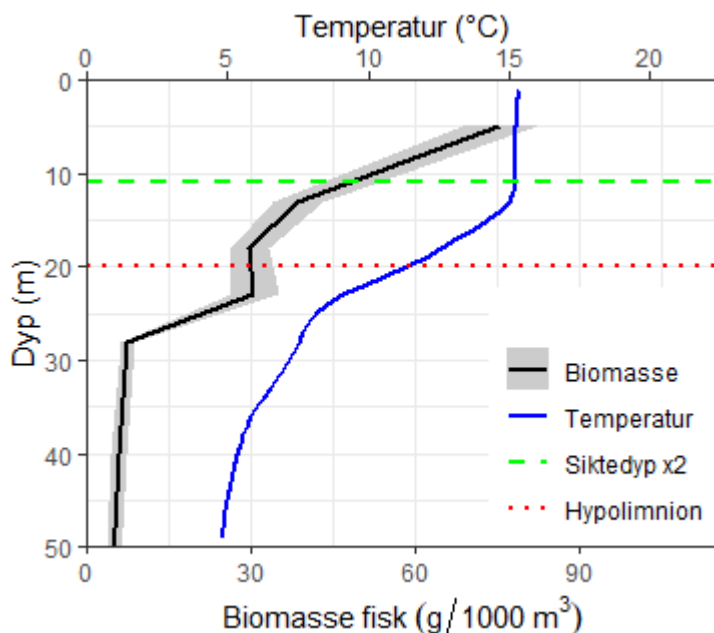
Figur 3.2.1. Mjøsa med plassering av ekkolodd og tråltrekk. Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver med tall.

3.2.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Mjøsa ble fordelt over tre netter. Første natt ble det gjennomført registreringer fra Minnesund til Helgøya, andre natt i Ringsakerfjorden fra Lillehammer til Helgøya, og tredje natt i Furnesfjorden. Samlet ble det kjørt 38 transekter, med en lengde på 143 km, som gir en dekningsgrad på 7,4 (tabell 3.2.2).

Registreringene ble gjort med et SIMRAD EK60 ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde og en 70 kHz svinger med 11° åpningsvinkel montert på en vinge som ble tauet langs siden av båten.

Beregnet biomasse av fisk ut fra ekkoloddregistreringene i Mjøsa viser en dybdefordeling med høy biomasse nær overflata som avtar med økende dyp, og en svak ny topp i biomasse i nedre del av sprangsjiktet, det vil si overgangen mellom overflatelaget (epilimnion) og dyplaget (hypolimnion) definert ut fra vertikalprofilen for vanntemperatur (figur 3.2.2).



Figur 3.2.2. Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Mjøsa. Gråkravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

Tabell 3.2.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Mjøsa beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)		
	Årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidensintervall eldre	Totalt	Sik	Krøkle	Lagesild	Fangst	TS
Epilimnion	1143	532	439-637	6,65	5,40	1,14	1,41	39	12
Hypolimnion	302	591	354-965	7,72	5,85	1,75	1,42	12	13

Estimert pelagisk fiskebiomasse i 2020 var 530,7 tonn, beregnet med biomasse basert på TS fra ekkoloddundersøkelsene (**tabell 3.2.1**). Dette er noe lavere enn ved undersøkelsene i 2018 (570 tonn), men tatt i betraktning den store tilbakegangen av krøkle er det interessant å se at den pelagiske biomassen i stor grad ble kompensert med økning i biomasse av sik og lagesild.

Tabell 3.2.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Mjøsa. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvikter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene.

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)			TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Sik	Krøkle	Lagesild				
369,5	143	7,4	11,25	2,90	2,83	530,66	2,09	0,83	SG

Klassifisering etter WS-FBI-indeksen gir *svært god* tilstand, med en nEQR på 0,83 som er nær klassegrensa mot *god*. Verdien er ganske lik som i 2018 (0,86).

3.2.4 Tråling

Trålingen i Mjøsa ble gjennomført som standard partrål med syv tråltrekk, alle kortere enn én time (**tabell 3.2.3**). Tråltrekkene ble gjennomført på tre ulike dyp. De to første tråltrekkene ble gjennomført på dagtid nordvest for Nessundet, de siste fem om natten. Tråltrekkene på natta ble gjort 3) utenfor Skreikampen, 4) nordover fra Skreikampen langs vestsiden, 5) midt på Mjøsa sør for Helgøya, og 6) og 7) i Furnesfjorden (**figur 3.2.1**).

Tabell 3.2.3. Tråltrekk i Mjøsa i 2020. Dybdeintervall viser til intervallet som var målet å undersøke, mens målt øvre og nedre dyp viser faktisk dyp for henholdsvis øvre og nedre del av trålen. Måling av trållåpningens øvre- og nedre dyp er gjort med HOBO dybdelogger under tråling. Hastigheten er beregnet etter tråla tid og lengde, og trålvolumet fra trålens åpning.

Trål-trekk	Tid tråling (min)	Dybde-intervall	Målt øvredyp (m)	Målt nedre dyp (m)	Målt høyde trållåpning (m)	Lengde (m)	Hastighet (m/s)	Trålvolum (1000 m ³)
1	24	0-8 m	0	9,5	9,5	1698	1,18	129
2	34	30-38 m	25	37,5	12,5	1391	0,68	139,1
3	45	15-23 m	14	22	8	2239	0,83	143,3
4	51	25-35 m	25	37	12	1889	0,62	181,3
5	48	0-8 m	2	10	8	3591	1,25	229,8
6	45	15-23 m	15	24	9	2056	0,76	148
7	20	0-8 m	1	7	6	1448	1,21	69,5

Ved trålingen deltok SNO med båten «Krikkand», med Finn Bjormyr som båtfører. NINA benyttet sin trålbåt «Dytiscus» med Karl Øystein Gjelland, Tobias Holter og Knut Andreas Eikland som mannskap.

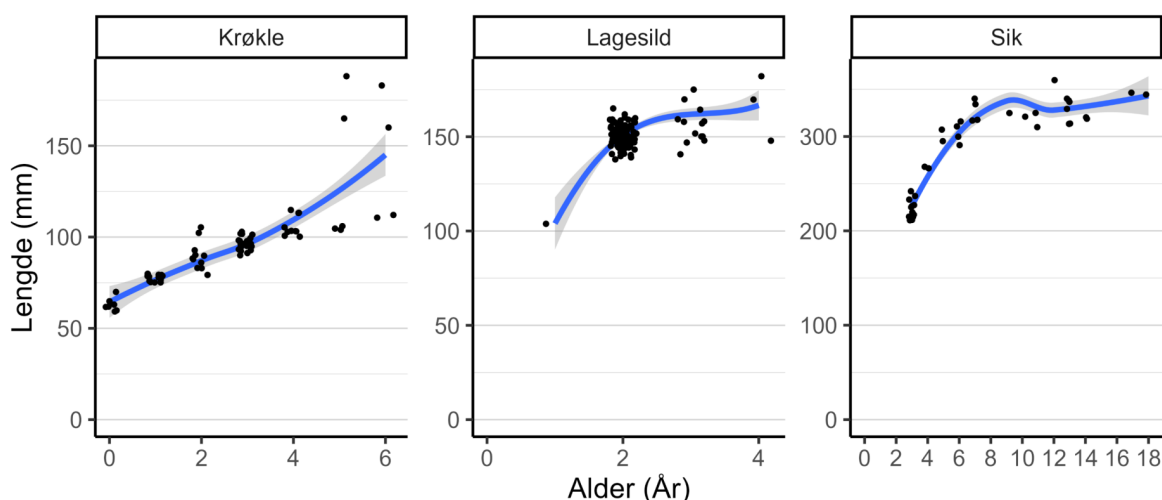


Figur 3.2.3. Pelagisk partrål på Mjøsa på dagtid. De to båtene samarbeider om å trekke trålen etter seg. Åpningen på trålen er i nedre bildekant, drøyt hundre meter bak båtene. Foto: Kjetil Rolseth.

Tabell 3.2.4. Fangst i tråltrekk på Mjøsa i 2020.

Tråltrekk	Aure	Krøkle	Lagesild	Sik	Niøye	Totalfangst	Volum-tetthet (fisk/1000 m ³)	Kommentarer til fangst
1				12		12	0,09	Dagtrekk, stimer med sik observert i overflata langs båtene
2			2			2	0,01	Dagtrekk
3		300	108	6	2	414	2,89	
4		49				49	0,27	
5		207				100	0,44	Flottør ble sittende fast og reduserte åpningen på trålen noe.
6	1	400	6	19	4	426	2,88	
7		61	1	2		64	0,92	Det lysnet underveis

Av de fem artene som ble fanga ved trålingen i 2020 ble det lest alder av et utvalg krøkle, lagesild og sik (**figur 3.2.4**). Lagesild og sik blir presentert for seg.



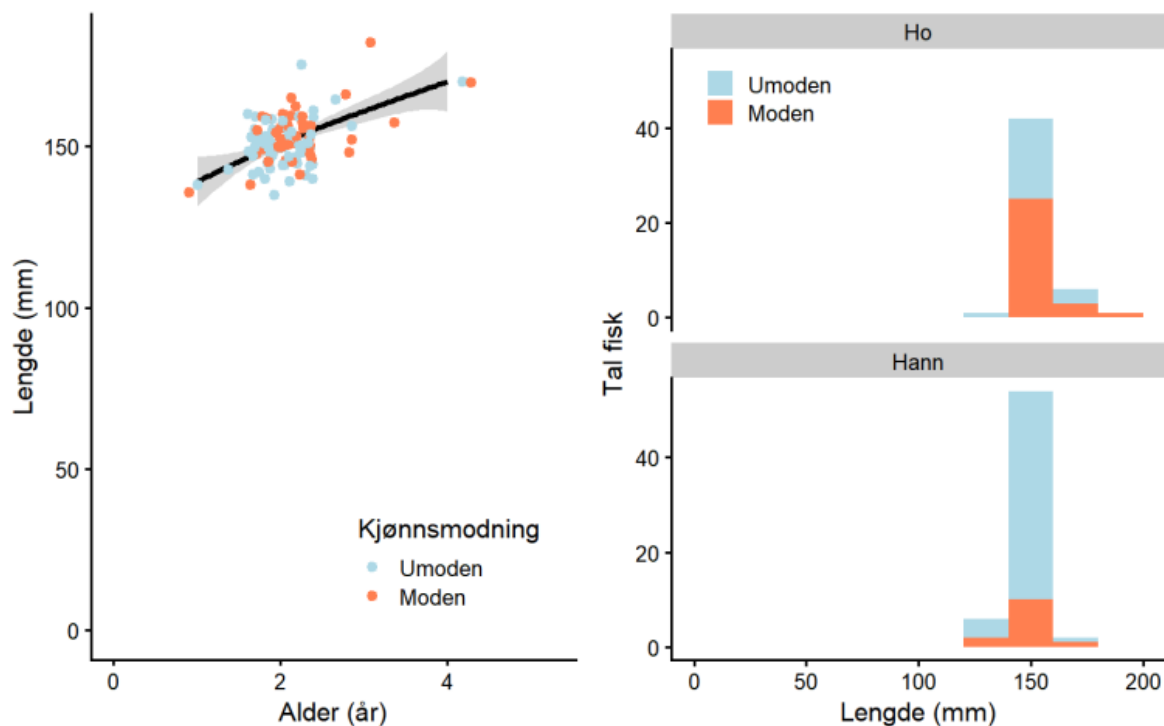
Figur 3.2.4 Individuell lengde ved alder hos krøkle, lagesild og sik i tråltrekk i Mjøsa i september 2020. Punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Kurver indikerer gjennomsnittlig vekstkurve estimert med loess-regresjon, fargeskravering gir 95 % konfidensintervall for kurvene.

Lagesild

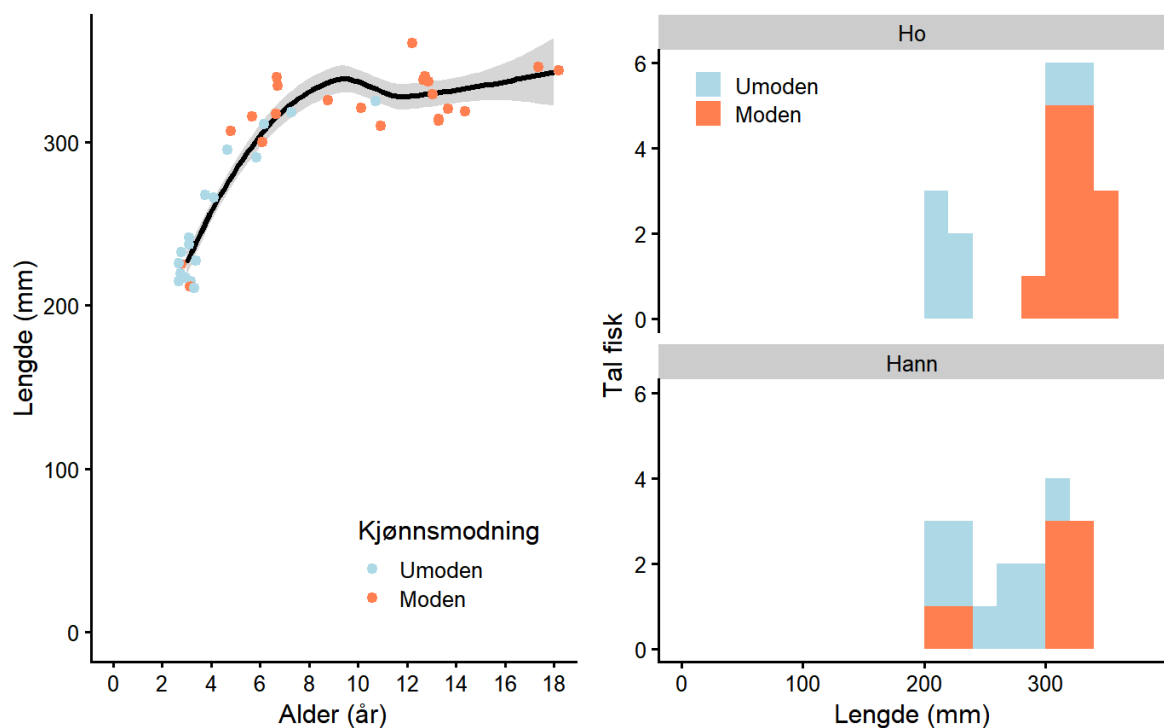
Trålingen ga fangster av lagesild mellom 104 og 182 mm i lengde, med toåringene som den desidert sterkeste årsklassen (**figur 3.2.4**). Halvparten av lagesilda var kjønnsmoden ved en lengde på 160 mm (L50, 153, 195) (**figur 3.2.5**).

Sik

Fangstene av sik i trålen varierte mellom 211 og 360 mm i lengde (**figur 3.2.4**). Halvparten av siken var kjønnsmoden ved en lengde på 282 mm (L50, 249, 308) (**figur 3.2.6**).



Figur 3.2.5. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden lagesild fanga ved tråling i Mjøsa, september 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.



Figur 3.2.6. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden sik fanga ved tråling i Mjøsa, september 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.

3.2.5 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

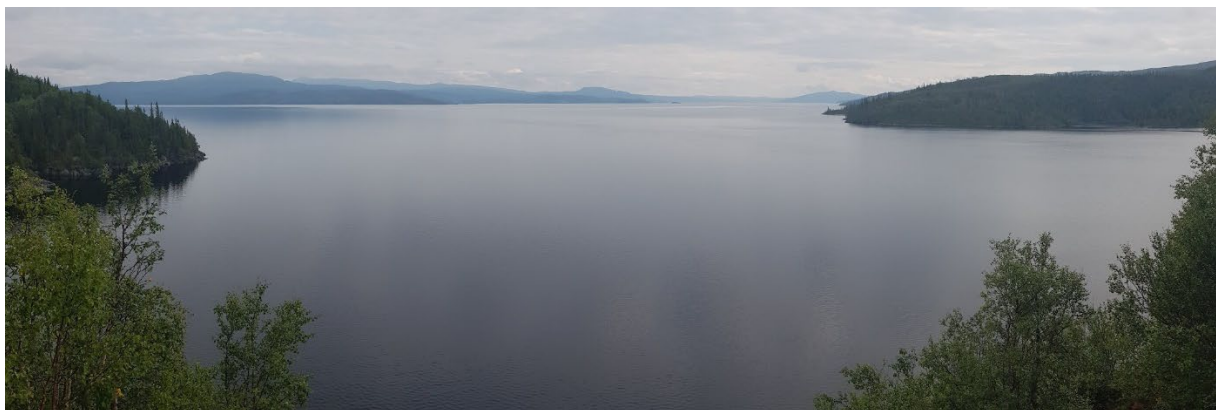
Mjøsa overvåkes årlig på et utvalg stasjoner og med plante- og dyreplankton og et utvalg vannkjemiske og fysiske støtteparametere. Overvåkinga organiseres av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver (Mjøsforbundet).

3.2.6 Klassifisering og tilstandsvurdering

Det er vanskelig å vurdere tilstanden til fiskesamfunnet i Mjøsa etter krava i vannforskrifta, da en definisjon av en referansetilstand blir nær umulig. For eksempel ga Huitfeldt-Kaas (1917) en inngående beskrivelse av fiskesamfunnet i Mjøsa, men han påpeker tydelig at heller ikke den gangen var innsjøen upåvirket av menneskelig aktivitet. Det har skjedd store endringer i fiskesamfunnet i løpet av disse 100 åra (Dervo mfl. 2017). Før prøvefisket i 2018 gjennom FIST-prosjektet var forrige sammenlignbare prøvefiske gjennomført i 1979, mens innsjøen var i en tidlig prosess med gjenhenting etter den kraftige overgjødslingen (eutrofieringen) den var utsatt for fra 1950-tallet og framover. Mjøsa ble prøvefisket i 2018 med bunn garn, tråling og elfiskebåt i tillegg til ekkoloddregistreringer, og rapportert i Gjelland mfl. (2019). Det er ikke store endringer i fiskesamfunnet langs bunnen i Mjøsa sammenligna med prøvefiske gjennomført i forbindelse med Mjøsaksjonen i 1979, men i de åpne vannmassene er det store endringer. Den totale biomassen er minst like stor som tidligere, men det har vært en sterk forskyvning bort fra sik og lagesild mot krøkle, dvs. mot en økt dominans av mindre fisk.

Det var en kraftig nedgang i pelagisk fisketetthet fra 2018 til 2020, fra 2855 fisk/ha i 2018 til 1123 fisk/ha for fisk >67 mm (-50 dB) (**tabell 3.2.1**). Ekkoloddkursene og metodene for tetthetsestimering og biomasseberegning var de samme i 2018 og 2020, og undersøkelsene ble gjennomført i omtrent samme tidsrommet på tidlig høst (9.-12. september i 2018, 1.-5. september i 2020). Forskjellene i total tetthet anses å være reelle, likeså at den sterke tilbakegangen skyldes en nedgang i krøklebestanden fra 2834 krøkle/ha i 2018 til 929 krøkle/ha i 2020. Krøklebiomassen har gått enda mer tilbake, fra 12,5 kg/ha i 2018 til 2,9 kg/ha som følge av en nedgang i krøklas størrelse i tillegg til nedgangen i tetthet. En sterk økning i tetthet- og biomasseestimat for sik (8,7 og 69,3 sik/ha for hhv 2018 og 2020) kan i noen grad skyldes usikker differensiering mot lagesild og til dels krøkle, det vil være noe overlapp i størrelse og TS-fordeling mellom arter som gjør det vanskelig å finne presis artsfordeling, og totalt dominerende krøkle gjør det helt umulig å fange opp rekruttering av ung sik basert på ekkolodddata. Men vi antar også at den sterke tilbakegangen i krøklebestanden har redusert konkurransen om mat i pelagialsona, som kan ha gjort det attraktivt for flere sik å beite i pelagialsona i stedet for i bunn-nære områder. Dette vil i så fall reflektere et habitatskift heller enn økt rekruttering av sik, men vi har ikke grunnlag for å vurdere hvor mye den enkelte komponent bidrar her. Økt biomasse av lagesild fra 0,53 kg/ha i 2018 til 2,83 kg/ha i 2020 anses som reell rekruttering, vi fikk i 2018 indikasjoner på god lagesilderekruttering i form av årsyngel i trålfangstene, den samme årsklassen dominerte lagesildfangstene i 2020.

3.3 Limingen



Figur 3.3.1. Limingen sett fra Gjersvika. Foto: K.A. Eikland, NINA.

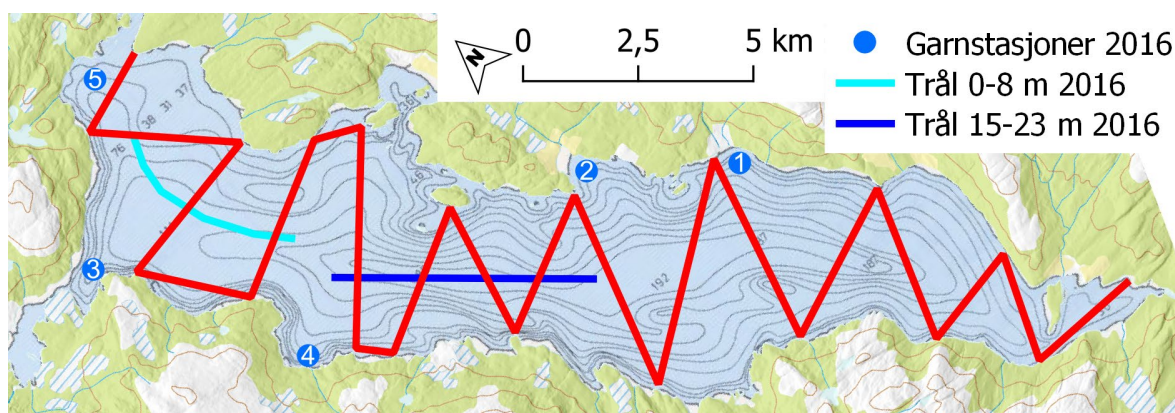
3.3.1 Om innsjøen

Limingen ligger på 418 moh. og er regulert ved senkning i to omganger: 6 m i 1953 og ytterligere 2,7 m i 1963. Det betyr at total forskjell mellom høyeste regulerte vannstand (HRV) og laveste regulerte vannstand (LRV) er 8,7 m. Største dyp er 192 m, og middeldypet 87 m. Limingen er en svært klar og kalkfattig innsjø omgitt av skog, og som følge av reguleringen er strandsona sterkt utvasket (Aass 1986). Fiskesamfunnet i Limingen består av røye og aure, i tillegg til de introduserte artene 3-pigget stingsild og ørekyt. Det forekommer tre økologiske former av røye: normal-, dverg- og grårøye.

Det er gjennomført prøvefiske i Limingen i mange omganger, helt siden før den første reguleringen skjedde i 1953. Det er brukt garnserier som er forskjellige fra de nordiske oversiktsgarna som brukes i dag, men en samlet vurdering tilsier at fangsten av aure gikk ned med 70-80 % fram til 2006, men siden har holdt seg nokså stabil. Fangstene av normalrøye gikk også kraftig ned fram til 1995. Innsjøen ble forrige gang undersøkt i ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl. 2017) og FIST i 2016 (Gjelland mfl. 2017), den gangen med ekkolodd, partrål og bunngarn.

3.3.2 Aktivitet i 2020

Fiskesamfunnet i Limingen ble i 2020 kun undersøkt med ekkolodd (**figur 3.3.2**). Registreringene ble gjennomført natten 20.-21. august.

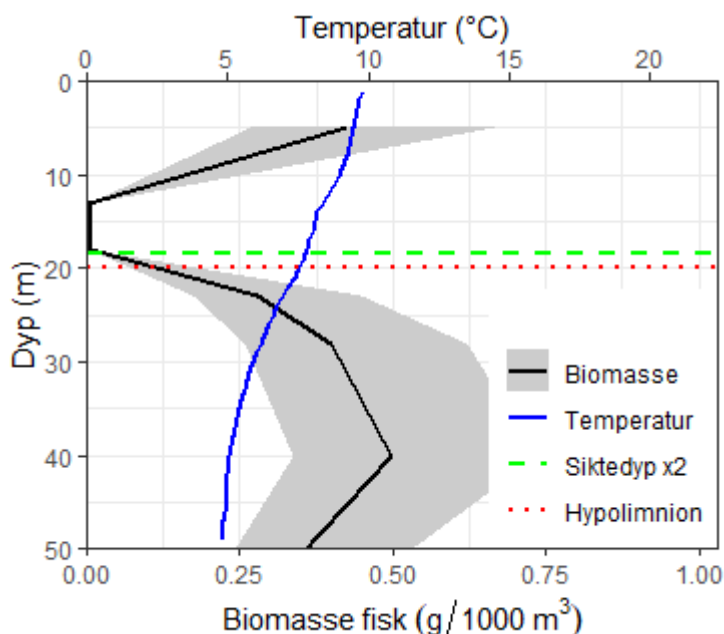


Figur 3.3.2. Limingen med ekkoloddtransekt brukt i 2016 og 2020, samt plassering av fem bunngarnstasjoner i 2016 (stasjon 5 var ekstrainnsats) og tråltrekk i 2016. Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver.

3.3.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Limingen ble gjennomført i løpet av én natt fordelt på 17 transekter, med en samlet seilingslengde på 52 km, som gir en dekningsgrad på 5,3 (**tabell 3.3.2**). Registreringene ble gjort med et SIMRAD EK80 portable ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde og en 70 kHz svinger med 11° åpningsvinkel montert på en vinge som ble tauet langs siden av båten.

Den pelagiske fisketettheten og -biomassen var svært lav i Limingen i 2020 (**figur 3.3.3, tabell 3.3.1**), totalt omtrent halvparten av i 2016. Sammenligna med undersøkelsene i 2016 var fordeling i hypolimnion relativt lik i de to undersøkelsesåra, med noe høyere tetthet og biomasse i 2020. Biomassen nært overflata i øverste del av epilimnion var derimot mye lavere lavere i 2020 enn i 2016 (**figur 3.3.3**), både som følge av lavere tetthet og lavere individstørrelse (**tabell 3.3.1**). Temperaturprofilen var så godt som identisk i de to åra.



Figur 3.3.3. Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Limingen. Gråskravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

Tabell 3.3.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Limingen beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)	Snittvekt (g)	
	Årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidens-intervall eldre		Røye	Fangst
Epilimnion	2,1	0,7	0,3-1,4	0,03		34
Hypolimnion	3,1	2,2	0,4-10,1	0,13		61

Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer *svært god* tilstand i Limingen (**tabell 3.3.2**), som i 2016. Som følge av at opprinnelig WS-FBI-formel gav negativ verdi, måtte vi bruke modifisert WS-FBI-formel (se Gjelland mfl. 2020). Dette hadde ingen videre innvirkning på tilstandsvurderinga.

Tabell 3.3.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Limingen. Biomasse-estimataene er basert på gjennomsnittsvæker med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI ($nEQR$), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimata. For Limingen brukte vi modifisert WS-FBI-formel, da opprinnelig WS-FBI gave negativ verdi og dermed ikke kunne brukes ($WS-FBI = -7,94$, se Gjelland mfl. 2019, 2020).

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye					
93	52	5,3	0,16		1,51	6,61	1	SG

Limingen er ifølge Vann-nett en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), og det er ingen praktisk gjennomførbare tiltak som i vesentlig grad kan forbedre bestandssituasjonen for aure og røye, dvs. at innsjøen vurderes å ha *moderat økologisk potensial* (MØP) mht. fisk.

3.3.4 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

Det ble samlet inn fisk til analyser av miljøgifter i ferskvannsfisk gjennom Miljødirektoratets MILFERSK II-program i Limingen i 2020.

3.3.5 Klassifisering og tilstandsvurdering

Limingen ble verken prøvofiska med garn eller pelagisk trål i 2020, men utviklinga i fiskebestanden over tid, fra før reguleringen, og frem til slutten av 1990-tallet, er godt dokumentert og sammenfattet i Aass mfl. (2004). En vurdering av tidligere data mot prøvofisket som ble utført i 2016 gjennom FIST-prosjektet er dokumentert i Gjelland mfl. (2017). Kort oppsummert blir det vurdert at spesielt bestanden av aure har gått kraftig tilbake, trolig i størrelsesorden 70-80 % siden før reguleringen. Tilsvarende har fangsten av stor (dvs. normal) røye gått ned i omtrent samme omfang fram til 1995. Det er mulig at bestanden av røye har tatt seg litt opp siden 1995, men det kompenseres på langt nær for den tidligere nedgangen. Alle tre røyeformer forekommer imidlertid ennå i gode bestander. Basert på kriteriene i klassifiseringsveilederen indikerer indeksen % bestandsnedgang at fiskebestanden i Limingen er i *dårlig* tilstand (jf. tabell 6-10). Indeksen inngår likevel ikke ved klassifisering i 2020.

Trålingen i Limingen i 2016 gav kun røye i fangstene, vi antok derfor at den pelagiske fisken observert med ekkolodd i 2020 også var kun røye. Tettheten på 5,2 årsyngel/ha i 2020 (**tabell 3.3.1**) var større enn i 2016 (4,2 årsyngel/ha), men for fisk større enn årsyngel var tettheten halvert. Estimert pelagisk fiskebiomasse, beregnet basert på størrelse fra TS fra ekkoloddundersøkelsene i 2020 var 1,5 tonn, eller 0,16 kg røye per ha. Reduksjonen i biomasse sammenligna med 2016 skyldes hovedsakelig nedgang i tetthet; en mindre del av reduksjonen i biomasse kan tilskrives endringen i TS-lengde-formel som beskrevet i Femunden-kapittelet. Hvorvidt det er en tilsvarende nedgang i den totale røyebestanden, eller om en større del av røyebestanden var i bunnære habitat, har vi ikke grunnlag for å vurdere uten fangstdata.

3.4 Røssvatnet

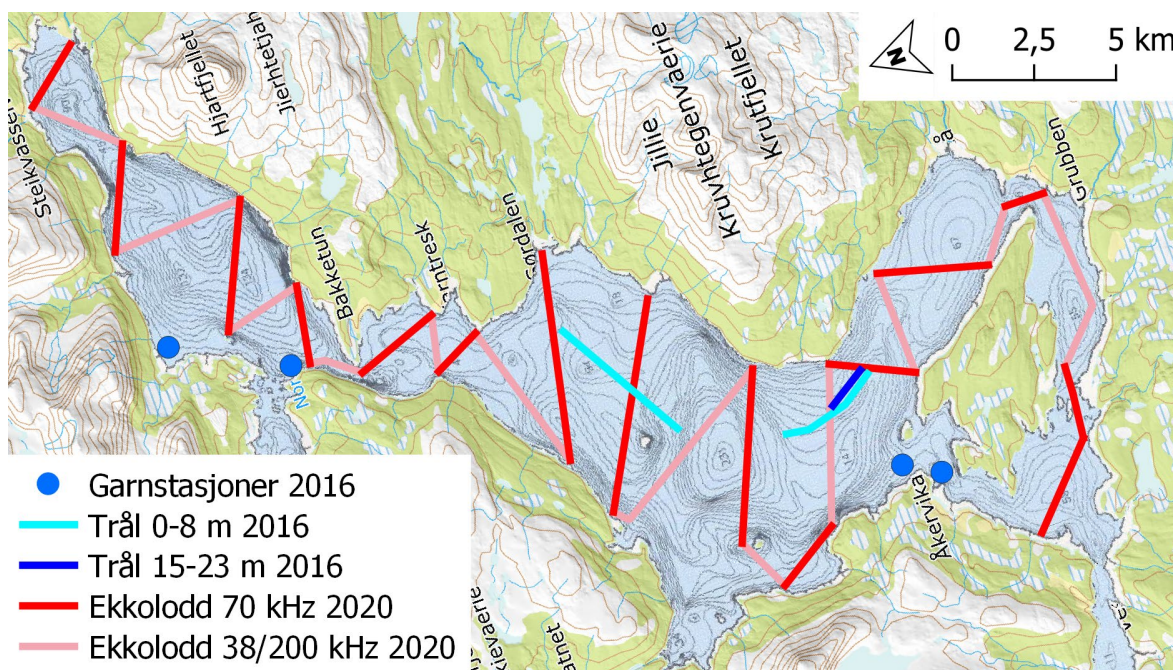
3.4.1 Om innsjøen

Røssvatnet ligger på 383 moh. Overflatearealet er 218 km² og med det et av landets største reguleringsmagasin med 12,45 m reguleringshøyde. Største dyp er 231 m og middeldyp er 66 m. Reguleringen skjedde i 1956. Etter reguleringen er Røssvatnet Norges nest største innsjø, litt større enn den uregulerte Femunden. Røssvatnet er moderat kalkrik med svært klart vann. Innsjøen er dyp og er omgitt av bjørkeskog.

Røssvatnet ble forrige gang undersøkt i ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl. 2017) og FIST i 2016 (Gjelland mfl. 2017), den gangen med ekkolodd, partrål og bunngarn.

3.4.2 Aktivitet i 2020

Fiskesamfunnet i Røssvatnet ble i 2020 kun undersøkt med ekkolodd (**figur 3.4.1**). Registreringene ble gjennomført natten 22.-23. august.

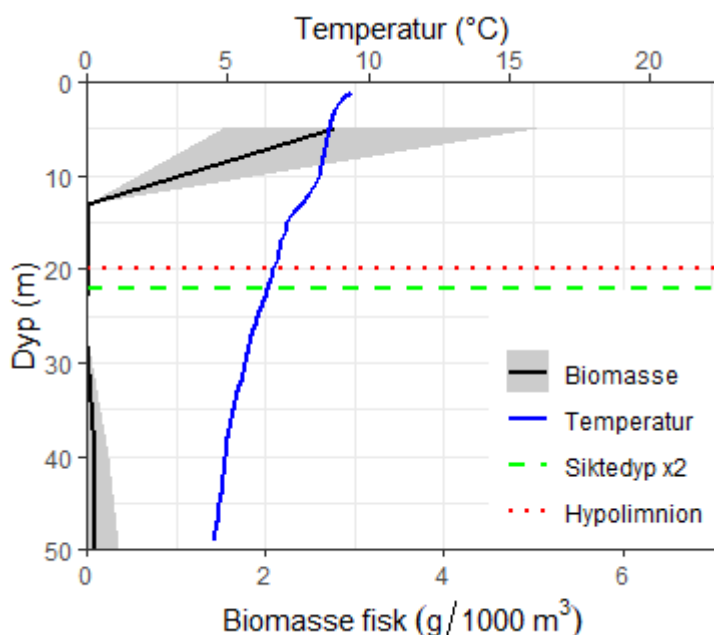


Figur 3.4.1. Røssvatnet med ekkoloddtransekt i 2016 og 2020, og plassering av tråltrekk og fire bunngarnstasjoner i 2016. Det ble brukt to ulike ekkolodd i 2020; annethvert transekt ble det registrert med 70 kHz, og annethvert transekt ble det registrert med en svinger med kombinert 38 kHz splittstråle og 200 kHz enkeltstråle. Kun registreringene på 70 kHz er analysert i denne rapporten (samme frekvens som i 2016). Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver med tall.

3.4.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Røssvatnet ble gjennomført i løpet av én natt, fordelt på 15 transekter, og med en samlet seilingslengde på 45 km, som gir en dekningsgrad på 3,1 (**tabell 3.3.2**). Antall transekter og dekningsgraden var lavere enn i 2016, og skyldes at det i 2020 ble gjort forsøk med en kombinert 38/200 kHz svinger med 18° åpningsvinkel på halvparten av transektene, mens resten av innsjøen ble undersøkt med en 70 kHz svinger med 11° åpningsvinkel. Svingerne var montert på samme vinge som ble tauet langs siden av båten. Alle registreringene ble gjort med et SIMRAD EK80 portabelt ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde. Kun data fra 70 kHz-svingeren ble brukt i analysene og beregningene.

Beregnet biomasse av fisk ut fra ekkoloddregistreringene i Røssvatnet viser en vertikalfordeling med høy biomasse nær overflata som avtar med økende dyp, og en svak økning i biomasse i dyplaget (hypolimnion) (**figur 3.4.2**).



Figur 3.4.2. Vertikalprofil for fiskebiomasse og temperatur i Røssvatnet. Gråskravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

Trålingen i 2016 gav kun røye i fangstene, vi antok derfor at den pelagiske fisken observert med ekkolodd i 2020 også var totalt dominert av røye. Som i Limingen fant vi også i Røssvatnet en svak økning i mengden av årsyngel, med 8,0 årsyngel/ha i 2020 (**tabell 3.4.1**) mot 6,8 årsyngel/ha i 2016. Og også i Røssvatnet var pelagisk tetthet av røye større enn årsyngel omtrent halvert i forhold til i 2016, fra 3,4 røye/ha i 2016 til 1,6 røye/ha i 2020.

Tabell 3.4.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Røssvatnet beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)	Snittvekt (g)	
	Årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidens-intervall eldre		Røye	Fangst
Epilimnion	5,2	0,6	0,28-0,99	0,18		315
Hypolimnion	2,8	1,0	0,16-4,53	0,02		18

I 2016 ble pelagisk fiskebiomasse estimert til 12,8 tonn, eller 0,59 kg røye per ha, mens tilsvarende tall for 2020 var 4,1 tonn og 0,2 røye/ha. Røye observert i epilimnion var vesentlig større enn i hypolimnion, dette kan indikere at småvokst dvergrøye og/eller ettåring dominere fiskesamfunnet i hypolimnion.

Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer, som i 2016, *svært god* tilstand i Røssvatnet (**tabell 3.4.2**). Vi har ingen informasjon om tilstanden før reguleringen, men det er åpenbart at dette må ha hatt negativ effekt på fiskebestandene, spesielt for aure. Utviklinga i bunngarnfangster av røye over de siste 20-25 år tyder på en nedgang på ca. 60 %. Forsøket med utsetting av stor, potensielt

fiskespisende, aure i Røssvatnet ser ikke ut til å ha gitt gode resultater i form av et bedre aurefiske (Svenning mfl. 2013). Konklusjonen er at Røssvatnet har *moderat økologisk potensial* (MØP) mht. fisk.

Tabell 3.4.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Røssvatnet. Biomasse-estimaterne er basert på gjennomsnittsverdier med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekt (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimata. For Røssvatnet brukte vi modifisert WS-FBI-formel, da opprinnelig WS-FBI ga negativ verdi og dermed ikke kunne brukes (WS-FBI = -10,6, se Gjelland mfl. 2019, 2020).

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye					
218	45	3,1	0,19		4,08	6,39	1	SG

3.4.4 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

Det ble samlet inn fisk til analyser av miljøgifter i ferskvannsfisk gjennom Miljødirektoratets MILFERSK II-program i Røssvatnet i 2020. Vi kjenner ikke til annen gjennomført aktivitet utover overvåkinga gjennom ØKOSTOR/FIST.

3.4.5 Klassifisering og tilstandsvurdering

Det er naturlige bestander av aure og røye, samt introdusert ørekyt i Røssvatnet. I følge Gulseth (1983) og Svenning & Kanstad-Hanssen (1998) forekommer det tre økologiske former av røye i Røssvatnet: normalrøye, planktonrøye og dvergrøye. Ved prøvfisket i FIST-prosjektet i 2016 (Gjelland mfl. 2017) var det i garnfangstene stor dominans av røye i alle undersøkte dyp, men med størst fangst på 20-30 m, og små fangster av aure og ørekyt som var konsentrert til relativt grunt vann (0-20 m). Ved tråling ble det fanga flest røye nært overflata (0-8 m). Prøvfisket i 2016 tydet på at artssammensetningen i bestanden er omtrent som før. Andelen aure har riktignok økt fra mellom 1 og 2 % til vel 3 %, men det var tale om kun fire fisk i 2016. Bunnfangstene av røye var derimot mye lavere i 2016 enn i de tidligere prøvfiskerundene. Det er usikkert om dette er et utslag av at vi har brukt andre garn typer på andre prøvfiskestasjoner eller om det er uttrykk for at bestanden faktisk har gått tilbake, trolig er det et resultat av begge faktorer.

3.5 Salvatnet

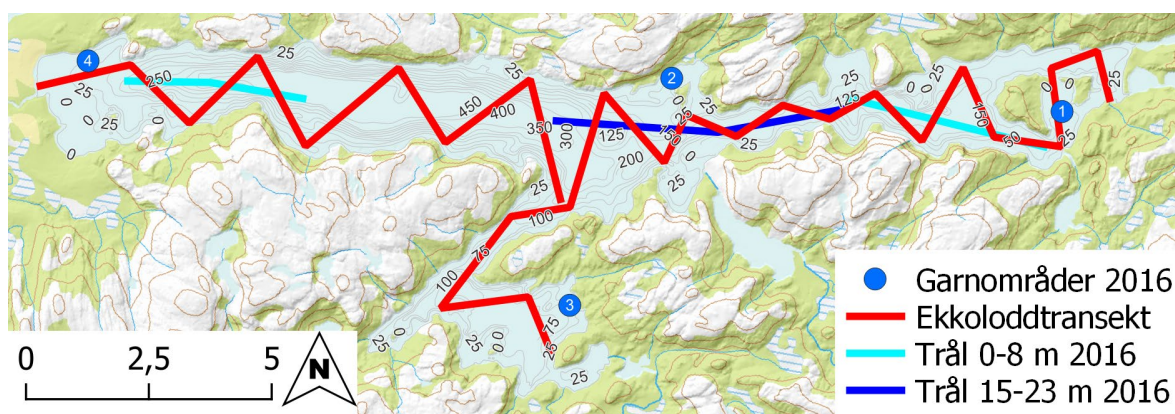
3.5.1 Om innsjøen

Salvatnet er en svært dyp, kalkfattig, klar og uregulert lavlandssjø. Med sine 464 meter er den Europas nest dypeste innsjø (etter Hornindalsvatnet). Siktedypet er stort, 7-12 meter, noe som skyldes lite humus, lav turbiditet og lite planteplankton i vannet. Innsjøen har et lag av gammelt sjøvann på bunnen, omtrent ved 400 meters dyp. Dette laget med sjøvann har trolig liten betydning for fisken, selv om vi ikke har undersøkt om det finnes fisk som lever ned mot disse dydene. Innsjøen har et naturlig fiskesamfunn uten introduserte arter.

Salvatnet ble forrige gang undersøkt i ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl., 2017) og FIST i 2016 (Gjelland mfl. 2017), den gangen med ekkolodd, partrål og bunngarn. Før innsjøen ble prøvofisken som del av Fisk i store innsjøer-prosjektet i 2016 (Gjelland mfl. 2017) er det, så vidt vi kjenner til aldri gjennomført noe standardisert prøvofiske i Salvatnet, slik at kjennskapet til fiskesamfunnet i stor grad er begrensa til ren erfaringsbasert kunnskap.

3.5.2 Aktivitet i 2020

Fiskesamfunnet i Salvatnet ble i 2020 kun undersøkt med ekkolodd (**figur 3.5.1**). Registreringene ble gjennomført natten 18.-19. august.

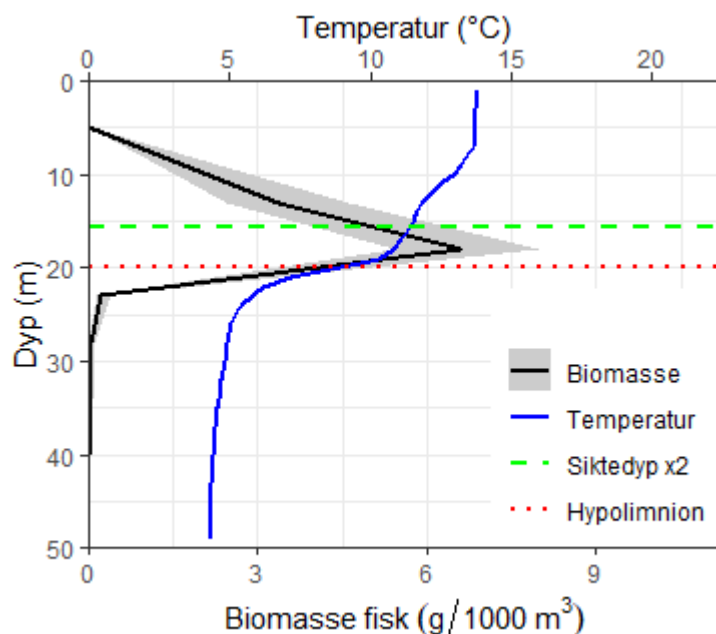


Figur 3.5.1. Salvatnet med ekkoloddtransekt i 2016 og 2020, og med plassering av tråltrekk og fire bunngarnstasjoner i 2016. Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver med tall.

3.5.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Salvatnet ble gjennomført i løpet av én natt, fordelt på 27 transekter, og med en samlet seilingslengde på 46 km, som gir en dekningsgrad på 7 (**tabell 3.5.2**). Registreringene ble gjort med et SIMRAD EK60 ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde og en 70 kHz svinger med 11° åpningsvinkel montert på en vinge som ble tauet langs siden av båten.

Vertikalprofilen for estimert biomasse fra ekkoloddundersøkelsene viser lav biomasse i overflatelaget, og med en topp i fordelingen like over og rundt sprangskiktet, det vil si overgangen mellom overflatelaget (epilimnion) og dyplaget (hypolimnion) definert ut fra vertikalprofilen for vanntemperatur (**figur 3.5.2**). Dette mønsteret var svært likt som i 2016. I 2016 var sprangskiktet mellom 10 og 15 m, og biomassetettheten var også den gangen høyest i og like over sprangskiktet (Gjelland mfl 2017). Siktedypet var imidlertid noe dypere i 2016 enn i 2020, dette kan indikere at temperaturprofilen har en sterkere påvirkning på biomassen enn siktedypet i Salvatnet.



Figur 3.5.2. Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Salvatnet. Gråskravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

I Salvatnet fant vi en svak økning i tetthet for størrelsesklassen årsyngel/stingsild, med 19,2 fisk/ha i 2020 (**tabell 3.5.1**) mot 15,2 fisk/ha i 2016. For fisk større enn stingsild og årsyngel fant vi også en økning i tetthet, fra 6,0 fisk/ha i 2016 til 8,8 fisk/ha i 2020. Dette til tross for at vi ikke observerte fisk større enn årsyngel (-50 dB) mellom 0 og 10 m dyp. Pelagisk aure oppholder seg normalt i dette dybdeintervallet, vi antok derfor at våre ekkoloddregistreringer fra fisk >-50 dB stammet utelukkende fra røye. Det totale biomasseestimatet for pelagisk fisk i Salvatnet i 2020 (**tabell 3.5.1**) var lavt som i 2016, men noe høyere enn i 2016 (hhv 2,7 og 2,2 tonn i 2020 og 2016).

Tabell 3.5.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Salvatnet beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)	Snittvekt (g)	
	Årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidens-intervall eldre		Røye	Fangst
Epilimnion	17,1	7,6	5,0-10,9	0,59		77
Hypolimnion	2,1	1,2	0,2-4,6	0,02		16

Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer, som i 2016, at økologisk tilstand i Salvatnet er **svært god** (**tabell 3.5.2**).

Tabell 3.5.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Salvatnet. Biomasse-estimaterne er basert på gjennomsnittsvekter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), $WS-FBI$ -indeks, normalisert $WS-FBI$ ($nEQR$), og økologisk status basert på $WS-FBI$. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimaterne.

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Røye					
44	46	7,0	0,61		2,67	13,88	1	SG

3.5.4 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

Det ble samlet inn fisk til analyser av miljøgifter i ferskvannsfisk gjennom Miljødirektoratets MILFERSK II-program i Salvatnet i 2020. Vi kjenner ikke til annen gjennomført aktivitet utover overvåkinga gjennom ØKOSTOR/FIST.

3.5.5 Klassifisering og tilstandsvurdering

I bunngarnfangstene ved prøvefisket i 2016 dominerte aure (CPUE 3,7) og røye (CPUE 1,4), dessuten ble det fanga noen 3-pigget stingsild og én laks. Aurebestanden i Salvatnet består av både stasjonær og anadrom fisk. Av 78 aure ble 15 på basis av ytre karakterer klassifisert som sjøaure. Hos røya indikerte alder, lengde og kjønnsmodning at det forekommer minst to ulike økologiske former.

Det er ikke mulig å tilstandsklassifisere fisk i Salvatnet utover eutrofiindeksen $WS-FBI$, da det ikke finnes data fra tidligere undersøkelser. Lokale kilder mener at røyebestanden er større enn prøvefisket i 2016 tydet på. Det er mulig at innsatsen ved fremtidig prøvefiske bør økes i slike næringsfattige innsjøer, både mht. antall garn og undersøkte habitat. På bakgrunn av tilgjengelig kunnskap er det likevel ingen grunn til å tro at fiskebestanden i Salvatnet ikke er i god eller *svært god* tilstand.

3.6 Selbusjøen

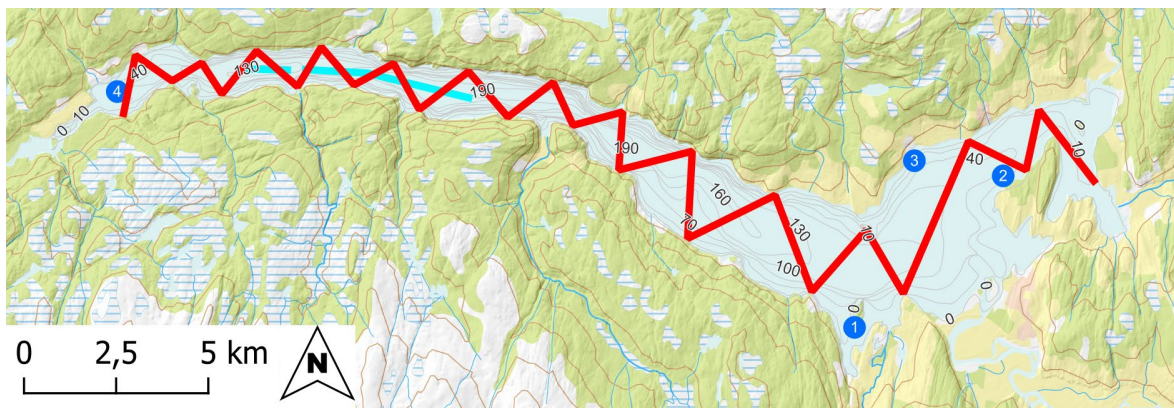
3.6.1 Om innsjøen

Selbusjøen er en dyp lavlandssjø med kalkfattig og klart vann, og den er regulert 6,3 meter. Innsjøen har et lavt innhold av næringssalter og stort siktedyp (6,6 meter). Innsjøen er heller ikke påvirket av forsuring. Største dyp er 206 m og middeldypet er 70 m. Det er flere introduserte arter i Selbusjøen, både krepsdyr (*Mysis* og *Pallasea*) og fisk (ørekyt og gjedde).

Selbusjøen ble første gang undersøkt i ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl. 2017) og FIST i 2016 (Gjelland mfl. 2017). Den gangen ble fiskesamfunnet undersøkt med ekkolodd, partrål og bunngarn. Innsjøen har siden vært undersøkt årlig i ØKOSTOR med et redusert prøveprogram. Det er tidligere gjennomført flere reguleringsundersøkelser i innsjøen.

3.6.2 Aktivitet i 2020

Fiskesamfunnet i Selbusjøen ble i 2020 kun undersøkt med ekkolodd (**figur 3.6.1**). Registreringene ble gjennomført natten 17.-18. august.

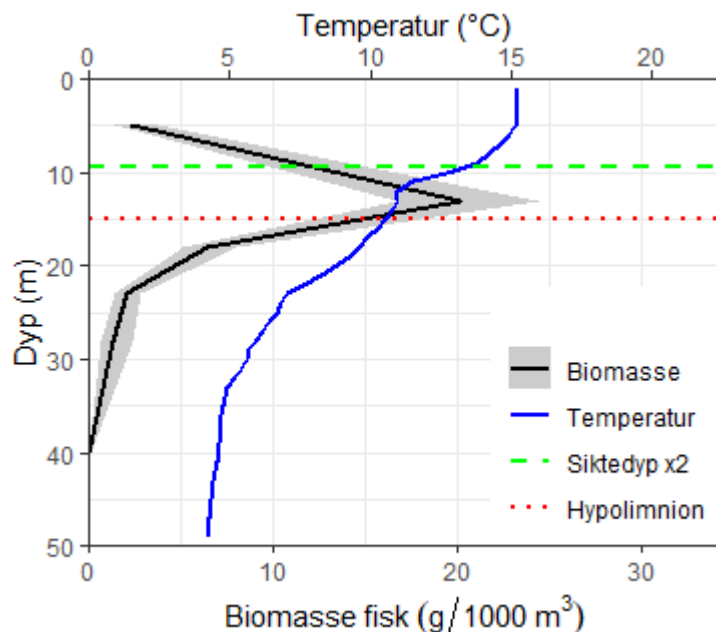


Figur 3.6.1. Selbusjøen med ekkoloddtransekt i 2016 og 2020, og plassering av tråltrekk (0-8 m) og fire garnstasjoner i 2016. Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver med tall.

3.6.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Selbusjøen ble gjennomført i løpet av én natt, fordelt på 25 transekt, og med en samlet seilingslengde på 45 km, som gir en dekningsgrad på 5,9 (**tabell 3.6.2**). Registreringene ble gjort med et SIMRAD EK60 ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde og en 70 kHz svinger med 11° åpningsvinkel montert på en vinge som ble tauet langs siden av båten.

Beregnet biomasse av fisk ut fra ekkoloddregistreringene i Selbusjøen viser en vertikalfordeling med lav biomasse nær overflata, og en tydelig topp i nedre del av sprangsjiktet, dvs. overgangen mellom overflatelaget (epilimnion) og dyplaget (hypolimnion) definert ut fra vertikalprofilen for vanntemperatur (**figur 3.6.2**).



Figur 3.6.2. Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Selbusjøen. Gråskravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

Ekkoloddundersøkelsene viste relativt lave tettheter i Selbusjøen (**tabell 3.6.1**). Det var en nedgang i pelagisk fisketetthet fra 2016 til 2020 både for stingsild/årsyngel og for større fisk, med en endring fra 22,9 til 15,9 årsyngel/ha fra 2016 til 2020, og fra 33,5 til 14,6 fisk/ha for større fisk. Denne halvingen av pelagisk fisketetthet for fisk større enn -50 dB reflekteres i biomasseestimatene, som også ble mer enn halvert fra 4,3 kg/ha i 2016 til 1,9 kg/ha i 2020. Eutrofiindeksen WS-FBI indikerer, som i 2016, *svært god* tilstand (**tabell 3.6.2**).

Tabell 3.6.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Selbusjøen beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Stingsild & årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidens-intervall eldre	Totalt	Aure	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	4,8	7,9	4,9-12,0	1,23	0,02	1,217		156
Hypolimnion	11,1	6,7	2,3-18,5	0,65	0	0,65		97

Tabell 3.6.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Selbusjøen. Biomasse-estimatene er basert på gjennomsnittsvekter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransekter (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene.

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Aure	Røye				
58	45	5,9	0,02	1,87	10,92	4,35	1	SG

3.6.4 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

Det ble samlet inn fisk til analyser av miljøgifter i ferskvannsfisk gjennom Miljødirektoratets MILFERSK II-program i Selbusjøen i 2020. Vi kjenner ikke til annen gjennomført aktivitet utover overvåkinga gjennom ØKOSTOR/FIST.

3.6.5 Klassifisering og tilstandsvurdering

Fiskesamfunnet i Selbusjøen består røye, aure og lake, i tillegg til de introduserte artene gjedde og ørekyt. Vi har ikke informasjon om fiskebestanden i Selbusjøen før reguleringen (1919). En syntese av tidligere prøvegarnfangster i Selbusjøen viser at både røye og aure har gått tilbake siden 1970-80-åra, mens lakebestanden har vært stabil. Dette tilsier dårlig økologisk tilstand ut fra prosentvis bestandsendring. Forholdet mellom aure og røye i fangstene har holdt seg stabil; røye utgjør 80–93 % av fangsten. (Gjelland mfl. 2017).

Siden Selbusjøen er en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), vurderes innsjøen å ha *moderat økologisk potensial* (MØP) mht. fisk. Estimert pelagisk fiskebiomasse var 10,9 tonn i 2020, eller 1,87 kg røye og 0,02 kg aure per ha (**tabell 3.6.1**). Siden indeksen prosentvis bestandsendring ikke inngår i klassifiseringa i 2020 blir samlet tilstand for fisk *god*, trukket en tilstandsklasse for tilstedeværelse av fremmede arter (se Gjelland mfl. 2017).

3.7 Snåsavatnet

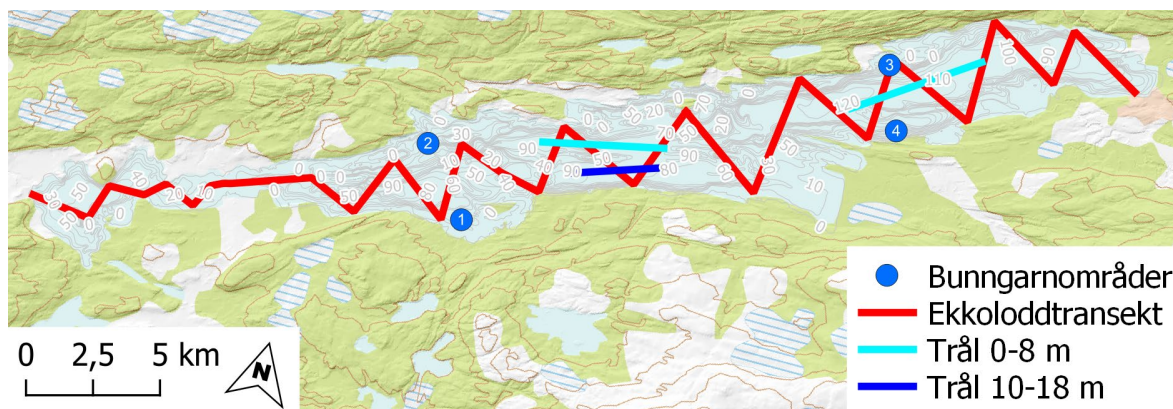
3.7.1 Om innsjøen

Snåsavatnet er en kalkfattig, klar og dyp lavlandssjø som er regulert 1,4 meter. Mye skog i innsjøens nedbørfelt bidrar til et høyt humusinnhold i vannet og et relativt lavt siktedyp gjennom den isfrie sesongen. Ca. 33 % av innsjøarealet er mindre enn 20 meter dypt. Innsjøen har fem fiskearter: aure, røye, lake, trepigget stingsild og ål. Alle betraktes som naturlig hjemmehørende i innsjøen. Pungreka *Mysis relicta* kom inn i Snåsavatnet tidlig på 1970-tallet og forekommer nå i relativt høye tettheter.

Snåsavatnet ble undersøkt for andre gang i 2020. Innsjøen ble forrige gang undersøkt i ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl. 2017) og FIST i 2016 (Gjelland mfl. 2017), den gangen med ekkolodd, partrål og bunn garn.

3.7.2 Aktivitet i 2020

Fiskesamfunnet i Snåsavatnet ble i 2020 undersøkt med bunn garn, pelagisk trål og ekkolodd (**figur 3.7.1**). Ekkoloddregistreringene ble gjennomført natten 25.-26. august, mens tråling ble gjennomført natten 27.-28. august. Bunn garnfisket pågikk mellom 25.-27. august.



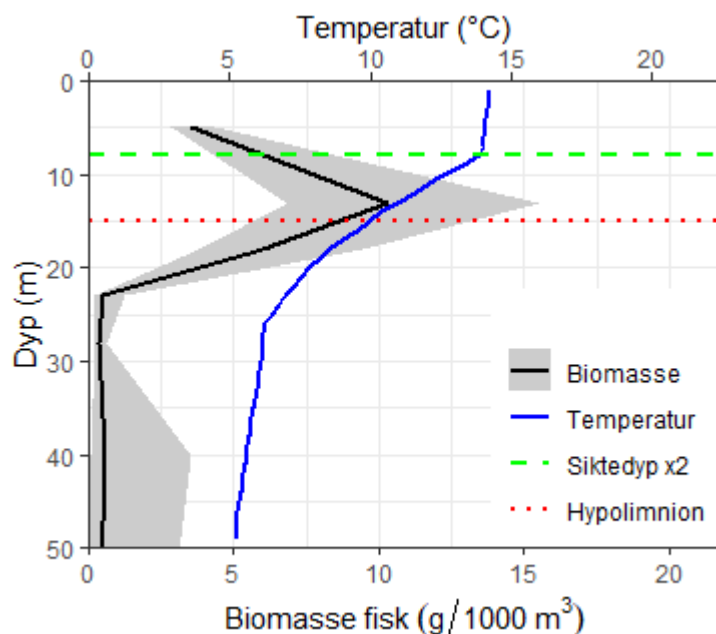
Figur 3.7.1. Snåsavatnet med plassering av fire bunn garnstasjoner. Innsjøens dybdeutvikling er indikert med grå kurver med tall. Trål-stasjoner og ekkoloddtransekt er markert med henholdsvis blå og røde linjer.

3.7.3 Biomasse og tetthet av fisk

Ekkoloddregistreringene i Snåsavatnet ble gjennomført på en natt, over 21 transekter. Samlet seilingskurs var på 62 km, som gir en dekningsgrad på 5,7 (**tabell 3.7.2**).

Registreringene ble gjort med et SIMRAD EK80 portable ekkolodd koblet til en ekstern strømkilde og svinger montert på en vinge tauet langs siden av båten. Det ble gjort registreringer med to svingere, en 70 kHz-svinger med 11° åpningsvinkel og en kombinert 38/200 kHz -svinger med 18° åpningsvinkel. I denne rapporten rapporteres kun estimater basert på 70 kHz, som også ble brukt ved undersøkelsene i 2016.

Beregnet biomasse av fisk ut fra ekkoloddregistreringene i Snåsavatnet viser en vertikalfordeling med en tydelig topp rundt sprangsjiktet, dvs. overgangen mellom overflatelaget (epilimnion) og dyplaget (hypolimnion) definert ut fra vertikalprofilen for vanntemperatur (**figur 3.7.2**). Samlet står det høyest biomasse i overflatelaget.



Figur 3.7.2. Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Snåsavatnet. Gråskravert område viser gjennomsnittlig biomasse ± 1 standardfeil. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

Tabell 3.7.1. Tetthet og biomasse av fisk i pelagialsona i Snåsavatnet beregna ut fra ekkoloddregistreringer. Gjennomsnittsvekt for individer fanga i trål (Fangst) og estimert fra ekkostyrke (TS) er basert på fisk større enn om lag 67 mm (TS > 50 dB).

	Tetthet (# fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Stingsild & årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidens-intervall eldre	Totalt	Aure	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	128,7	10,6	5,8-17,6	1,20	0,14	1,064	143	113
Hypolimnion	25,7	6,3	0,8-33,3	0,39	0	0,39	66	61

WS-FBI-indeksen indikerte «svært god» økologisk tilstand i 2020 (**tabell 3.7.2**), som i 2016. Det totale biomasseestimatet var noe lavere i 2020 enn i 2016 (hhv 18,8 t og 20,3 t), på tross av høyere tettheter. Dette kan trolig langt på veg forklares med endra formel for sammenhengen mellom lengde og TS (se forklaring i Femunden-kapittelet).

Tabell 3.7.2. Resultater fra ekkoloddundersøkelsene i Snåsavatnet. Biomasse-estimaten er basert på gjennomsnittsvokter med grunnlag i lengdefordeling kalkulert fra TS-registreringer med formelen $TS = 22.5 \log_{10}(L) - 68,6$, der L er fiskelengde. Tabellen viser innsjøareal (A), total lengde ekkoloddtransektorer (L), dekningsgrad (D), estimert pelagisk fiskebiomasse per hektar, total pelagisk fiskebiomasse i tonn (TBM), WS-FBI-indeks, normalisert WS-FBI (nEQR), og økologisk status basert på WS-FBI. Merk at årsyngel ikke er med i biomasseestimatene.

A (km ²)	L (km)	D	Biomasse (kg/ha)		TBM (t)	WS-FBI	nEQR	Status
			Aure	Røye				
122	62	5,7	0,14	1,45	18,77	4,82	1	SG

3.7.4 Tråling

Trålingen i Snåsavatnet ble gjennomført som standard partrål med tre tråltrekk på rundt én time (**tabell 3.7.3**). Tråltrekkene ble gjennomført på to ulike dyp. Tråltrekkene ble gjort over de dypeste områdene av innsjøen (**figur 3.7.1**).

Tabell 3.7.3. Tråltrekk i Snåsavatnet 2020. Dybdeintervall viser til intervallet som var målet å undersøke, mens målt øvre og nedre dyp viser faktisk dyp for henholdsvis øvre og nedre del av trålen. Måling av trålapningens øvre- og nedre dyp er gjort med HOBO dybdelgger under tråling. Hastigheten er beregnet etter tråla tid og lengde, og trålvolumet fra trålens åpning.

Trål-trekk	Tid tråling (min)	Dybde intervall	Målt øvre dyp (m)	Målt nedre dyp (m)	Målt høyde trålapning (m)	Lengde (m)	Hastighet (m/s)	Trålvolum (1000 m ³)
1	60	0-8 m	0	7,5	7,5	4515	1,25	270,9
2	57	10-18 m	11,5	18	6,5	3449	1,01	179,3
3	70	0-8 m	0	8	8	5170	1,23	330,9

Ved trålingen deltok SNO med båten «Siland», med Odd Magne Kvålshagen og Stig Lasse Rosendal som båtførere. NINA benyttet sin trålbåt «Dytiscus» med Karl Øystein Gjelland, Erik Friele Lie og Knut Andreas Eikland som mannskap (**vedlegg 8**).

Tabell 3.7.4. Fangst i tråltrekk på Snåsavatnet i 2020.

Tråltrekk	Aure	Røye	3-pigget stingsild	Mysis (ja/nei)	Totalfangst	Volum-tetthet (fisk/1000 m ³)	Kommentarer til fangst
1	8	4	2	ja	14	0,05	Hull i trålposen bøtt etter tråltrekket. Noe fangst kan ha unnskluppet.
2		6			6	0,03	
3	2	8	1		11	0,03	Utfordringer med en flottør langs topplina kan ha påvirket fangsten

Ekkoloddundersøkelsene viste at stingsild og årsyngel totalt dominerte det pelagiske fiskesamfunnet (**tabell 3.7.2**), slik de også gjorde i 2016. Tettheten av denne gruppen var imidlertid nesten uendra, fra 162 fisk/ha i 2016 til 154 fisk/ha i 2020. For større fisk var det en økning i tetthet, fra 11,6 fisk/ha i 2016 til 16,9 fisk/ha i 2020. Aure utgjorde en lignende andel i trålfangstene på 0-8 m i 2020 som i 2016, men utgjorde en mindre andel i totalestimatet for 2020 sammenligna med 2016.

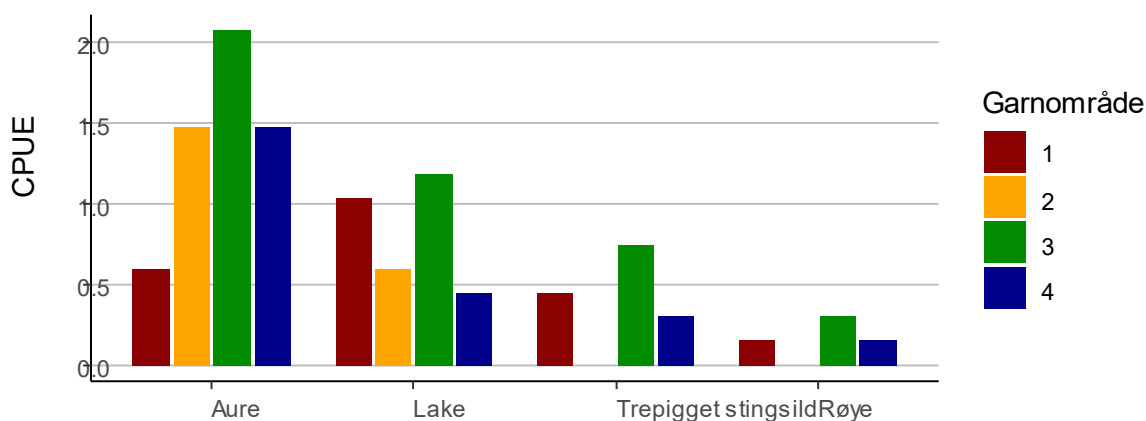
3.7.5 Garnfiske

Garnfiske i Snåsavatnet ble gjennomført etter standard metodikk med fire garnområder, totalt 60 garnnetter (**figur 3.7.1**). Som i 2016 (Gjelland mfl. 2017) ble alle artene unntatt ål fanga ved bunngarnfisket i 2020. Målt i fangst per innsats (CPUE) var den totale bunngarnfangsten liten og nesten identisk de to åra, med CPUE lik henholdsvis 2,8 og 2,7 (**tabell 3.7.5**). Minst var fangsten av røye, og med bare fire individer på 60 garnnetter var arten tilnærmet fraværende i bunngarnfangsten i 2020. Trålfisket fanga både i 2016 og 2020 aure, røye og stingsild (**tabell 3.7.4**).

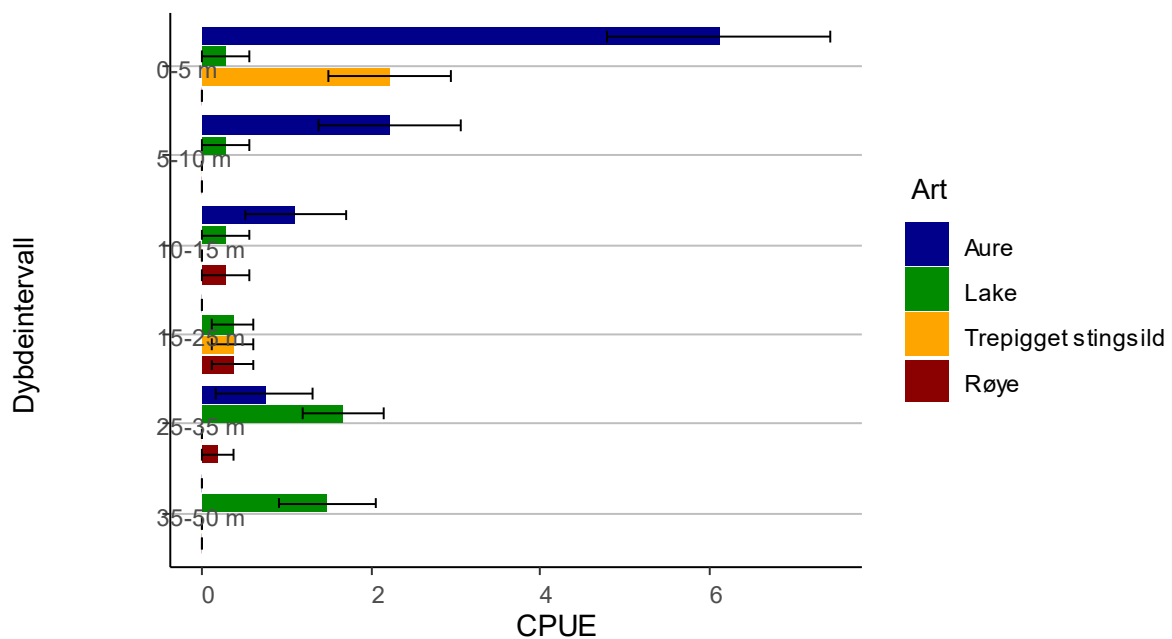
Aure og lake ble fanga i alle fire garnområder, mens trepigget stingsild og røye manglet i område 2 (**figur 3.7.3**). Høyest fangster, målt som fangst pr innsats, var det i garnområde 3, mens de tre andre områdene var relativt like (**tabell 3.7.5**). Auren dominerte strandsona og ned til 10-15 meter (**figur 3.7.4**). Lake var den eneste arten som ble funnet i alle dybdeintervallene, og dominerte fangstene dypere enn 25 meter.

Tabell 3.7.5. Fangsttall fra prøvefiske med bunngarn i Snåsavatnet i 2020. CPUE er antall fisk per 100 m² garnareal per natt. Plasseringa til fiskeområdene er vist i figur 3.3.1.

Art	Bunngarnområde						Andel av fangst
	1	2	3	4	Sum	CPUE	
Aure	4	10	14	10	38	1,4	51,4 %
Røye	1	0	2	1	4	0,1	5,4 %
Lake	7	4	8	3	22	0,8	29,7 %
3-pigget stingsild	3	0	5	2	10	0,4	13,5 %
Sum	15	14	29	16	74		
CPUE	2,2	2,1	4,3	2,4	2,7		

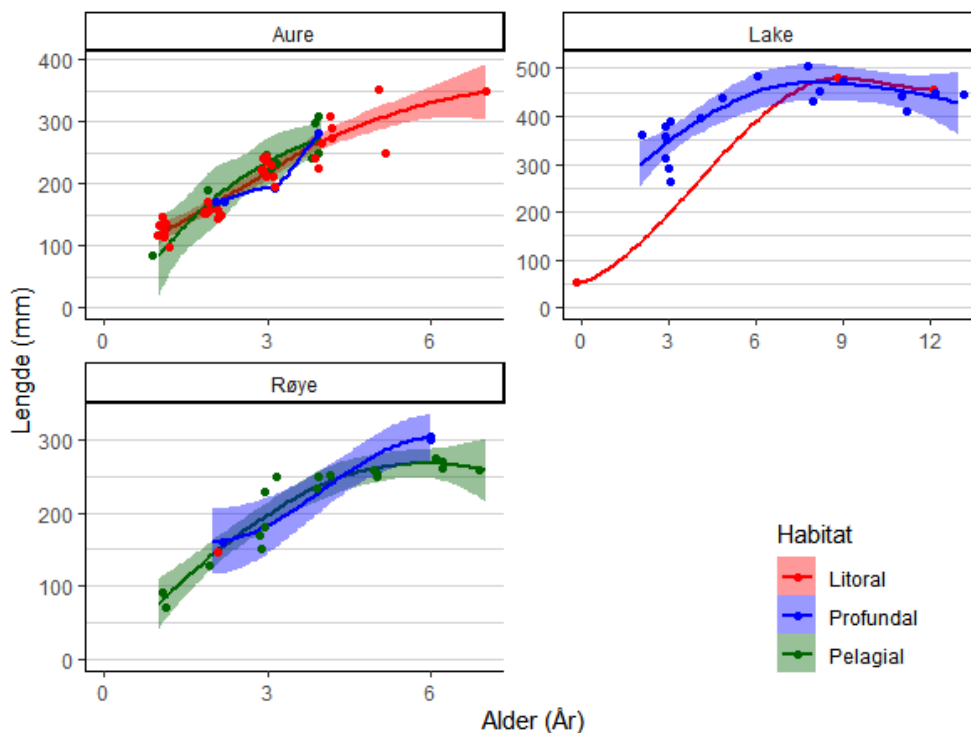


Figur 3.7.3. Gjennomsnittlig relativ tetthet (CPUE, fisk per 100 m² garn per garnatt) i de fire fangstområdene for garnfisket i Snåsavatnet i 2020.



Figur 3.7.4. Gjennomsnittlig CPUE i hvert dybdeintervall for aure, lake, trepigget stingsild og røye i bunngarnfangster i Snåsavatnet i 2020. CPUE er antall fisk per 100 m² garnareal per natt. 1 standardfeil er indikert med svarte streker.

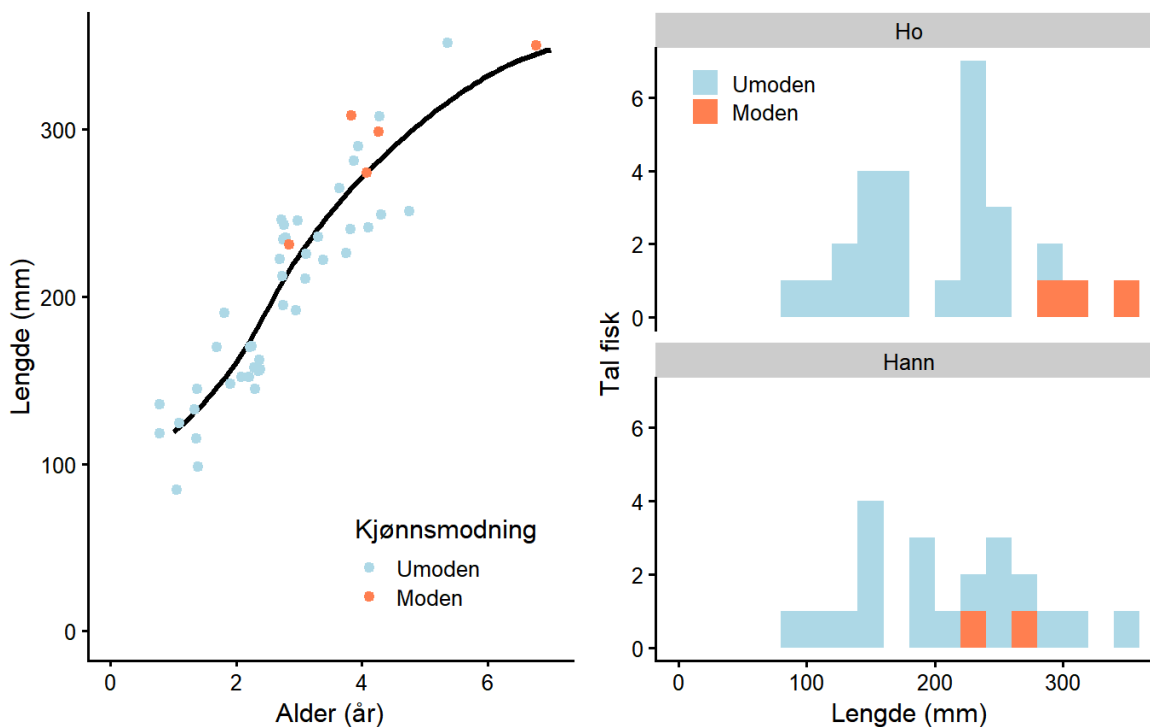
Av de fire artene som ble fanga i prøvefisket i 2020 ble det lest alder av et utvalg aure, lake og røye fra hvert habitat (**figur 3.7.7**). Hver art vil bli presentert for seg.



Figur 3.7.5. Lengde ved alder av aure, lake og røye i de tre undersøkte habitatene i Snåsavatnet i 2021. Punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Kurver indikerer gjennomsnittlig vekstkurve estimert med loess-regresjon for fisk fanga i de respektive habitatene, fargeskravering gir 95 % konfidensintervall for kurvene.

Aure

Aure ble fanga i alle habitater, og varierte mellom 85 og 352 mm (**figur 3.7.5**). Halvparten av auren var kjønnsmoden ved en lengde på 318 mm (L50, 275, 421). Veksten avtok fra 4 års alder (**figur 3.7.6**).



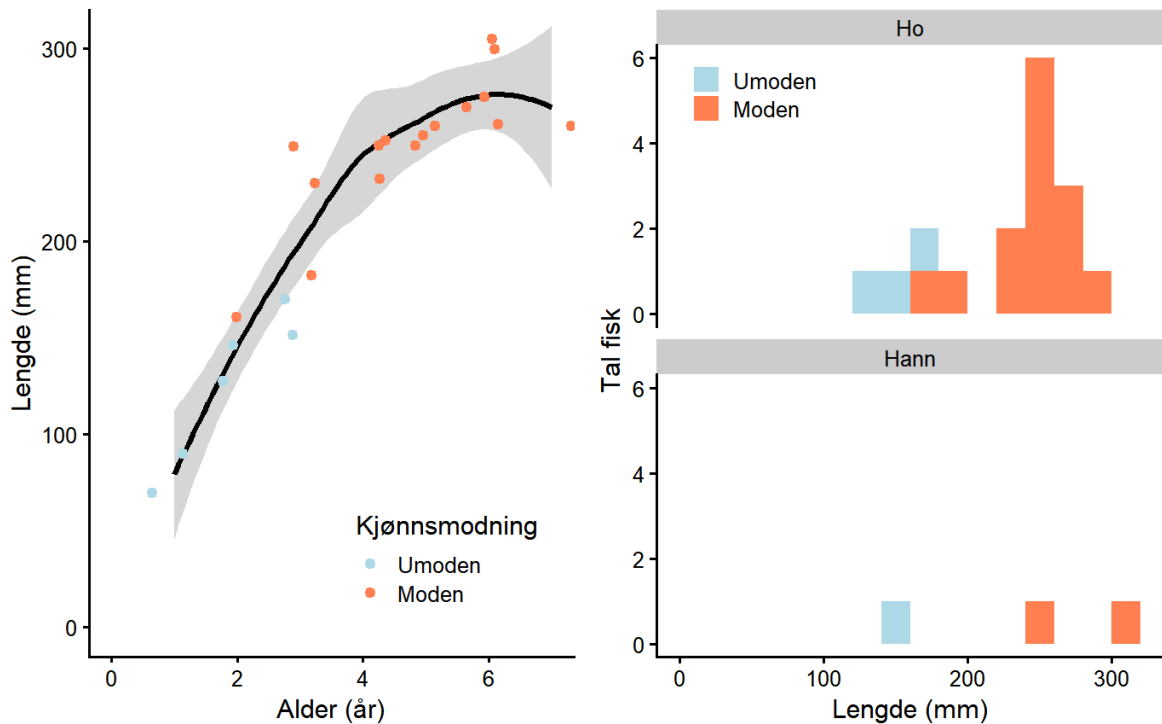
Figur 3.7.6. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden aure fanga ved prøvefisket i Snåsavatnet, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.

Røye

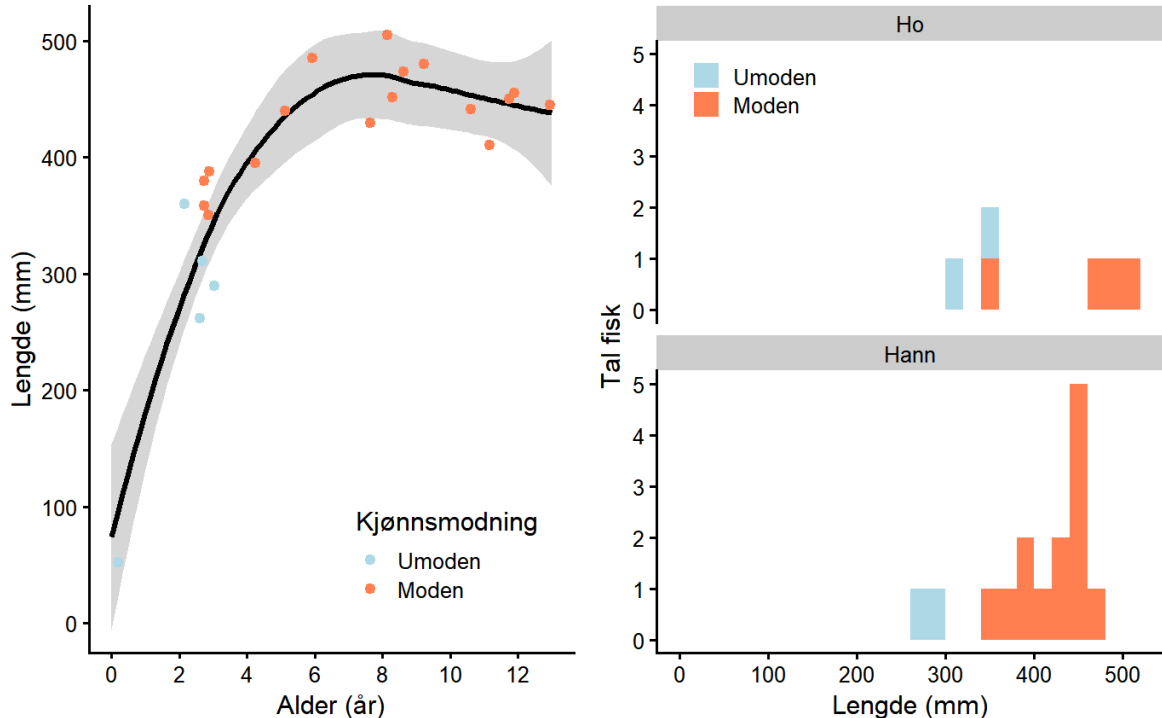
Røye ble fanga i alle habitater, men hovedsakelig i profundalen og pelagialen, og varierte mellom 70 og 305 mm (**figur 3.7.5**). Halvparten av røya var kjønnsmoden ved en lengde på 167 mm (L50, 145, 201). Veksten var jevn til 4 års alder før den avtok (**figur 3.7.7**).

Lake

Lake ble i hovedsak fanga i profundalen, og i tillegg i litoralen, og varierte mellom 262 og 505 mm (**figur 3.7.5**). Halvparten av laken var kjønnsmoden ved en lengde på 347 mm (L50, 308, 374). Veksten avtok etter 3 års alder i forbindelse med kjønnsmodning (**figur 3.7.8**).



Figur 3.7.7. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden røye fanga ved prøvefisket i Snåsavatnet, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.



Figur 3.7.8. Lengde ved alder og lengdefordeling av gytemoden og umoden lake fanga ved prøvefisket i Snåsavatnet, august 2020. Venstre: lengde ved alder, punktene er forskjøvet litt i alder for å vise alle punktene. Svart kurve viser gjennomsnittlig lengde ved alder, med 95 % konfidensintervall i grått. Høyre: histogram over lengdefordeling. Farge indikerer modning.

I beregningene av NEFI har vi inkludert aure, røye og lake, mens stingsild og ål er utelatt. Med grunnlag i undersøkelsene på 1980-tallet (Koksvik & Arnekleiv 1988) og andre historiske opplysninger om fiskebestandene har vi definert en referansetilstand der aure og røye er 'dominerende', mens lake er 'vanlig'. Basert på prøvefiske med bunngarn i 2016 og 2020 kan aure og lake betraktes som 'dominerende' og røye som 'vanlig'. Dette medfører at én art – røye – har fått redusert dominansklasse fra 'dominerende' til 'vanlig'. Det gir en NEFI-verdi på 0,85 som tilsvarer *god* tilstand.

Snåsavatnet har en begrensa regulering (0,9 m) som neppe har påvirket fiskebestandene i særlig stor grad. Den enkeltfaktoren som høyst sannsynlig har hatt størst påvirkning på fiskebestandene i Snåsavatnet er introduksjonen av krepsdyret mysis (*Mysis relicta*). Arten ble registrert i innsjøen første gang i 1983 (Rikstad mfl. 1988), men det er sannsynlig at den var der allerede på 1970-tallet. Mysis er en effektiv predator på dyreplankton og kan være en sterk næringskonkurrent for pelagiske, planktonpisende fiskearter. I Snåsavatnet ble det i løpet av 1980-tallet rapportert om store endringer i fiskebestandene. Det var tidligere et betydelig fiske etter aure og røye. Det er anslått at det rundt 1980 ble fiska mellom 30 og 70 tonn årlig, alt vesentlig røye. I 1984-87 var fangsten sunket til 9,5-14 tonn, jevnt fordelt på aure og røye (Rikstad mfl. 1988).

Dessverre finnes det ikke gode prøvefiskedata fra før utsettingen av mysis. Det nærmeste vi kommer er et relativt omfattende prøvefiske med både bunn- og flytegarn i perioden 1983-87 (Koksvik & Arnekleiv 1988). Sannsynligvis var fiskesamfunnet i denne perioden allerede preget av mysis-introduksjonen, men det er mulig at den fulle effekten ennå ikke hadde gjort seg gjeldende. Det er derfor interessant å sammenlikne den undersøkelsen med vårt prøvefiske. Sammenlikner vi bunngarnfangstene fra 1980-tallet med fangstene i 2016 og 2020 er det en nedgang for både aure, røye og lake (samlet nedgang 68 %). Noe av dette kan skyldes ulike metodikk (ulike garnserier, maskevidder, garndyp, tid på året). Når vi forsøker å ta høyde for dette registrerer vi fortsatt en fangstnedgang, men ikke like stor (samlet nedgang 37 %). En sammenlikning av fangster i litoralsona gir imidlertid et ufullstendig bilde av utviklinga, da det er ventet at de største endringene har skjedd i pelagialsona, med en sterk nedgang i røyebestanden her. For et fullstendig bilde av lakebestanden er man avhengig av undersøkelser i profundalsona, som er det foretrukne habitatet for lake. Profundalsona er også viktig for mysis, da den har vertikalvandring og går ned i dypet på dagtid, for så å nærme seg overflata på natta. I 2020 ble 86 % av lakene fanga på dyp større enn 15 m. Selv om sammenlikningen av fangster i litoralsona viser en nedgang, ser vi det som sannsynlig at lakebestanden i Snåsavatnet har økt som følge av introduksjonen av mysis. Lake er kjent som en effektiv mysis-predator, og god tilgang på mysis i profundalen har trolig bidratt til betraktelig bedret lake-rekruttering og vekst for ung lake. Mysis kan derfor ha virket som en «stepping stone» for lake, som gjorde lake om til en nøkkelart i systemet. Når lake vokser større, blir den også en farlig predator for aure og røye, og med mye lake kan den bidra til å holde disse bestandene nede. Lake har videre en form og adferd som gjør at den er underrepresentert i garnfangster, og den er derfor også antallsmessig mer viktig i fiskesamfunnet enn det som kommer fram gjennom CPUE-sammenlikning.

Flytegarnfangstene i 1984-87 var generelt lave (Koksvik & Arnekleiv 1988). I 1984 og 1985 ble det nesten ikke fanga røye, mens fangstene var noe større i 1986 og 1987. Samlet for hele perioden var CPUE for røye i flytegarn lik 0,7. Ved seinere prøvefiske med flytegarn har fangstene av røye vært på nivå med 1984/85, CPUE har aldri vært høyere enn 0,2 (Langeland & Moen 1992, Arnekleiv mfl. 2004). Det ble ikke fiska med flytegarn i 2016 og 2020, men trålfangst og ekkoloddregistreringer viser lav tetthet av fisk i pelagialen. En annen faktor som skiller Snåsavatnet fra mange andre innsjøer, er et stort innslag av stingsild i pelagialsona. Dette er ikke dokumentert i tidlige undersøkelser, som en følge av manglende fangbarhet i garna som ble brukt. Men det ble observert med trål og ekkolodd ved undersøkelsene i 2016, og gjentatt i 2020.

3.7.6 Evt. annen aktivitet og undersøkelser

Det ble samlet inn fisk til analyser av miljøgifter i ferskvannsfisk gjennom Miljødirektoratets MILFERSK II-program i Snåsavatnet i 2020. Vi kjenner ikke til annen gjennomført aktivitet utover overvåkinga gjennom ØKOSTOR/FIST.

3.7.7 Klassifisering og tilstandsvurdering

WS-FBI-indeksen indikerte *svært god* økologisk tilstand i 2020 (**tabell 3.7.2**), som i 2016.

Det er liten tvil om at introduksjonen av mysis har hatt en stor påvirkning på fiskesamfunnet i Snåsavatnet. Størst har effekten vært på den pelagiske røyebestanden, som taper i konkurranse med mysis om dyreplanktonet. Samtidig har det trolig vært en økning i lakebestanden, som også kan virke negativt på røyebestanden ved økt predasjon på egg og ungfisk. Det er vanskelig med vårt datagrunnlag å gi et godt estimat på nedgangen i røyebestanden, men det virker rimelig å anta at den er mer enn halvert. Dette tilsier at fisk som kvalitetselement i Snåsavatnet ikke kan oppnå bedre enn *moderat* tilstand basert på indeksen prosent bestandsnedgang (kapittel 2, **tabell 6**).

4 Referanser

- Aass, P. 1986. Utvidet senkning i regulerte innsjøer – effekt på fisket. *Fauna* 39: 85-91.
- Aass, P., Jensen, C.S., L'Abée-Lund, J.H. & Vøllestad, L.A. 2004. Long-term variation in the population structure of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Fisheries Management and Ecology* 11: 125–134.
- Aglen, A. (1983). Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fish. Rep.*, 300, 293-298.
- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, M., Kurkilathi, M., Raitaniemi, J. & Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water Air Soil Pollution* 85: 401-406.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J. & Koksvik, J.I. 2004. Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000 med vekt på plankton, mysis og fisk. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2004-1: 1-49.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Koksvik, J., Kjærstad, G. & Rønning, L. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Limingen 2006. NTNU Vitenskapsmuseet. Zoologisk notat 2007-3. 26 s.
- Artsdatabanken. 2020. Fremmede arter i Norge – med økologisk risiko 2018. Trondheim: Artsdatabanken.
- Balk et al. 2021. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems, Operator manual version 606.23, 489p. CageEye A/S
- Bjørndal, T.K. & Odden, S. 1995. Sammenligninger og vurderinger av garntypene Nordic (oversiktsgarn) og N30 (standardgarn) til bruk i fiskeribiologiske undersøkelser i en stor næringsfattig innsjø med flere arter. – Prosjektoppgave i utmarksforvaltning, Høgskolen i Hedmark, Evenstad.
- Boon, P. J., Clarke, S. A., & Copp, G. H. 2020. Alien species and the EU Water Framework Directive: A comparative assessment of European approaches. *Biological Invasions*, 22(4), 1497-1512.
- Dauwalter, D.C., Duchi, A., Epifanio, J., Gandolfi, A., Gresswell, R., Juanes, F., Kershner, J., Lobón-Cerviá, J., McGinnity, P., Meraner, A. & Mikheev, P. 2020. A call for global action to conserve native trout in the 21st century and beyond. *Ecol. Freshw. Fish*, 29, pp.429-432.
- CEN. 2014. Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. European Committee for Standardization: No. EN 15910:2014 E. 43 p.
- COLDWEBS. How will multiple stressors impact cold-water lake food webs and their salmonid fishes? Department of Biological and Environmental Science. Research post as Academy Research Fellow, AoF (Academy of Finland). 34090. https://converis.jyu.fi/converis/portal/detail/Project/68198970?lang=en_GB
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Dervo, B.K., Skurdal, J., Sandlund, O.T. & Museth, J. 2017. Mjøsens fisker og fiskerier gjennom 100 år. *Tidsskriftet Utmark* nr 2-2017, 13 s. <http://hdl.handle.net/11250/246974>
- Direktoratsgruppen vanddirektivet. 2014. Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking , fastsetting av miljømål og bruk av unntak. Veileder 01:2014.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet. 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføring av vannforskriften. Veileder 02:2018.
- Eloranta, A.P., Finstad, A.G., Sandlund, O.T., Knudsen, R., Kuparinen, A. & Amundsen, P.-A. 2022a. Species interactions, environmental gradients and body size shape population niche width. *Journal of Animal Ecology*, 91: 154-169. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13611>
- Eloranta, A.P., Johnsen, S.I., Power, M., Bærum, K.M., Sandlund, O.T., Finstad, A.G., Rognerud, S. & Museth, J. 2019. Introduced European smelt (*Osmerus eperlanus*) affects food web and fish

- community in a large Norwegian lake. *Biol Invasions* 21, 85–98. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1806-0>
- Eloranta, A.P., Kahilainen, K.K., Amundsen, P.-A., Knudsen, R., Harrod, C. & Jones, R.I. 2015. Lake size and fish diversity determine resource use and trophic position of a top predator in high-latitude lakes. *Ecology and Evolution*, 5: 1664–1675. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.1464>
- Eloranta, A.P., Kjærstad, G., Power, M., Lakka, H.-K., Arnekleiv, J.V. & Finstad, A.G. 2022b. Impacts of piscicide-induced fish removal on resource use and trophic diversity of lake invertebrates. *Science of the Total Environment*, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155364>
- Eloranta, A.P., Sánchez-Hernández, J., Amundsen, P.-A., Skoglund, S., Brush, J.M., Henriksen, E.H. & Power, M. 2016. Water level regulation affects niche use of a lake top predator, Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Ecohydrology*, 10: e1766. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/eco.1766>
- Emmrich, M., Winfield, I.J., Guillard, J., Rustadbakken, A., Vergés, C., Volta, P., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Brucet, S., Holmgren, K., Argillier, C. & Mehner, T. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology* 57 (12): 2436-2448.
- FreshRestore. Holistic evaluation and restoration measures of human impacts on freshwater ecosystems across biogeographical gradients. BiodivRestore Transnational Cofund Call 2020-2021. Reference Number: BiodivRestore-543. ERA-LEARN. <https://www.era-learn.eu/network-information/networks/biodivrestore/biodivrestore-transnational-cofund-call-2021/holistic-evaluation-and-restoration-measures-of-human-impacts-on-freshwater-ecosystems-across-biogeographical-gradients>
- Gjelland, K.Ø., Bækkelie, K.A., Brabrand, Å., Kristoffersen, R., Svenning, M., Eloranta, A., Pettersen, O., Saksgård, R. Solberg, I. & Sandlund, O.T. 2020. Overvåking av fisk i store innsjøer – FIST 2018. NINA Rapport 1749. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjelland, K.Ø., Bøhn, T., Horne, J.K., Jensvoll, I., Knudsen, F.R., & Amundsen, P-A 2009. Planktivore vertical migration and shoaling under a subarctic light regime. *Can J Fish Aquat Sci* 66: 525–39. doi: 10.1139/F09-014.
- Gjelland, K.Ø., Eikland, K.A., Solberg, I., Lie, E.F., Holter, T. & Sandlund, O.T. 2022. Fisk i store innsjøer – FIST 2019. NINA Rapport 1852. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjelland, K.Ø., Rustadbakken, A., Haugen, T.O. & Sandlund, O.T. 2013. Forsøk med trål og ekkolodd i Mjøsa, 2012 – NINA Rapport 927. 27 s. + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Andersen, O., Bremset, G., Bækkelie, K.A.E., Davidsen, J.G., Eloranta, A., Pettersen, O., Rønning, L., Rustadbakken, A., Saksgård, L., Saksgård, R. & Sjørnsen, A.D. 2017. Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016. NINA Rapport 1573. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Postler, C., Bækkelie, K.A., Eloranta, A., Pettersen, O., Solberg, I. & Saksgård, R. 2018. Overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2017. NINA Rapport 1644. Norsk institutt for naturforskning.
- Grue, S. & Livden, T. 1995. Fiskesamfunnet på to ulike habitat i Femund, belyst gjennom prøvafiske med bunngarn og flytegarn. – Prosjektoppgave i utmarksforvaltning, Høgskolen i Hedmark, Evenstad. 34 s.
- Gulseth, O. A. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Røsvatn 1981. Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen. Bodø.
- Hayden B., Thomas S.M., Kahilainen K.K., Harrod C., Amundsen P.-A., Knudsen R., Siwertsson A., Eloranta A.P., Præbel K. & Myllykangas J.-P. 2019. From clear lakes to murky waters - tracing the functional response of high-latitude lake communities to concurrent 'greening' and 'browning'. *Ecology Letters*, 22: 807–816. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ele.13238>

- Hesthagen, T., Saksgård, R., Sandlund, O.T. & Eloranta, A. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Eikesdalsvatnet høsten 2009. NINA Rapport 578. 39 s.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar. Utveckling och tillämpning av EQR8. FINFO 2007:3. 52 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsas fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916 nr. 2.
- Johnsen, S.I., Museth, J. & Dokk, J.G. 2014. Vurdering av Åkersvika som funksjonsområde for fisk - Effekter av vegbygging og foreslåtte miljøtiltak. NINA Rapport 1074. Norsk institutt for naturforskning.
- Kahilainen K.K., Thomas S.M., Keva O., Hayden B., Knudsen R., Eloranta A.P., Tuohiluoto K., Amundsen P.-A., Malinen T. & Järvinen A. 2016. Seasonal dietary shift to zooplankton influences stable isotope ratios and total mercury concentrations in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). *Hydrobiologia*, 783: 47–63. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-016-2685-y>
- Knudsen, R., Eloranta, A.P., Siwertsson, A., Paterson, R.A., Power, M., & Sandlund, O.T. 2019. Introduction of *Mysis relicta* (Mysida) reduces niche segregation between deep-water Arctic charr morphs. *Hydrobiologia* 840: 245–60. doi: 10.1007/s10750-019-3953-4.
- Knudsen, F.R. & Sægrov, H. 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research* 56: 205–11.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-1987. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1988-3: 1-50.
- Lakka H.-K., Eloranta A.P., Hesthagen T., Saksgård R. & Power M. 2020. Impacts of reduced *Lepidurus arcticus* availability on brown trout life history traits in a mountain reservoir. *Aquatic Sciences*, 82: 78.
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. NINA Forskningsrapport 22. Norsk institutt for naturforskning.
- Layman, C.A., Araujo, M.S., Boucek, R., Hammerschlag-Peyer, C.M., Harrison, E., Jud, Z.R., Matich, P., Rosenblatt, A.E., Vaudo, J.J., Yeager, L.A., Post, D.M. & Bearhop, S. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews*, 87: 545-562. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00208.x>
- Lindem, T. & Sandlund, O.T. 1984. New methods in assessment of pelagic freshwater fish stocks - coordinated use of echosounder, pelagic trawl and pelagic nets. *Fauna* 37: 105-111.
- Linløkken, A. 1995. Monitoring pelagic whitefish (*Coregonus lavaretus*) and vendace (*Coregonus albula*) in a hydroelectric reservoir using hydroacoustics. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 315–328. DOI: 10.1002/rrr.3450100224.
- Linløkken, A.N. & Sandlund, O.T. 2016, Recruitment of sympatric vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*C. lavaretus*) is affected by different environmental factors. *Ecol Freshw Fish*, 25: 652-663. <https://doi.org/10.1111/eff.12243>.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Edvardsen H., Eikland Bækkelie, K.A., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Rustadbakken, A., Sandlund, O.T. & Skjelbred, B. 2016. ØKOSTOR: Basisovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-587 | 2016, 151 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2017. ØKOSTOR: Basisovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-815 | 2017, 197 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av

- store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1086 | 2018, 193 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T. & Walseng, B. 2019. ØKOSTOR 2018: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1464 | 2019, 176 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Havn, T.B, Jensen, T.C., Lie, E.F., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T. & Walseng, B. 2020. ØKOSTOR 2019: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1777 | 2020, 202 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Persson, J., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Havn, T.B, Jensen, T.C., Lie, E.F., Mjelde, M., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T. & Walseng, B. 2021. ØKOSTOR 2020: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-2092 | 2021, 184 s.
- Menezes, R., Borchsenius, F., Svenning, J.-C., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Landkildehus, F. & Jeppesen, E. 2013. Variation in fish community structure, richness, and diversity in 56 Danish lakes with contrasting depth, size, and trophic state: does the method matter? *Hydrobiologia* 710: 47-59. DOI 10.1007/s10750-012-1025-0
- Muhlfeld, C.C., Dauwalter, D.C., Kovach, R.P., Kershner, J.L., Williams, J.E. & Epifanio, J. 2018. Trout in hot water: a call for global action. *Science*, 360(6391), pp.866-867.
- Næsje, T.F., Jonsson, B., Sandlund, O.T. & Kjellberg, G. 1991. Habitat switch and niche overlap in coregonid fishes: effects of zooplankton abundance. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 2307-2315.
- Ogle, D.H. 2018. *Introductory Fisheries Analyses with R* (1. utg.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315371986>.
- Olin, M., Holmgren, K., Rak, M., Allen, M., Connor, L., Duguid, A., Duncan, W., Harrison, A., Hesthagen, T., Kelly, M., Kinnerbäck, A., Rosell, R. & Saksgård, R. 2014. Northern lake fish fauna ecological assessment methods. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. JRC Technical Reports. 55 pp. Edited by S. Poikane. doi: 10.2788/76197.
- Parker-Stetter, S.L., Rudstam, L.G., Sullivan, P.J. & Warner, D.M. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. Great Lakes Fishery Commission Special Publication.
- Peter, J. A. & Lodge, D. M. 2009. Littoral Zone. Lake Ecosystems. Elsevier Inc. University of Notre Dame, in, USA. <https://www.climate-policy-watcher.org/lake-ecosystems/littoral-zone.html>
- Rikstad, A., Paulsen, L.I. & Kinderås, K. 1988. Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, miljøvern avdelingen. Rapport nr. 5-1988.
- Saksgård, R., Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2002. The effect of fish predators on whitefish (*Coregonus lavaretus*) habitat use in Lake Femund, a deep Norwegian Lake. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 57: 537-552.
- Sánchez-Hernández, J., Eloranta, A.P., Finstad, A.G. & Amundsen, P.-A. 2017. Community structure affects trophic ontogeny in a predatory fish. *Ecology and Evolution*, 7: 358–367. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.2600>
- Sandlund, O.T. (red.), Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratet, Rapport M22- 2013, 60 s.

- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Davidsen, J.G., Gjelland, K.Ø., Heggberget, T.G., Knudsen, R., Pettersen, O., Saksgård, L., Sjursen, A.D. & Aass, P. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Limingen, Nord-Trøndelag, 2016. NINA Rapport 1334. 37 s.
- Sandlund, O.T. (red.), Brabrand, Å., Gjelland, K.Ø., Høitomt, L.E., Linløkken, A.N., Olstad, K., Pettersen, O. & Rustadbakken, A. 2016. Overvåking av fiskebestander i store innsjøer. Metodeutprøving og anbefalinger. NINA Rapport 1274. Norsk institutt for naturforskning.
- Sandlund, O.T., Gjelland, K.Ø., Museth, J., Bækkelie, K.A.E., & Lie, E.F. 2021. Fiskesamfunnet i Mjøsa; de lange linjer. *Vann* 56: 117–29.
- Sandlund, O.T., Heggberget, T.G., Saksgård, R. & Staldvik, F. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Tunnsjøen og Tunnsjøflyan, 2014. - NINA Rapport 1156, 43 s. + vedlegg.
- Sandlund, O.T., Linløkken, A.N., Gjelland, K.Ø., Johnsen, S.I., Rognerud, S., Museth, J., Dokk, J.G., Garmo, Ø. & Walseng, B. 2014. Fiskesamfunnet i Osensjøen, Trysil og Åmot kommuner, Hedmark. Status i 2013 og endringer siden 1970-åra. NINA Rapport 1046. Norsk institutt for naturforskning.
- Sandlund, O. T., Næsje, T. F., Klyve, L. & Lindem, T. 1985. The vertical distribution of fish species in Lake Mjøsa, Norway, as shown by gill-net catches and echo sounder. - *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 62: 137-149.
- Sandlund, O.T., Næsje, T.F. & Lindem, T. 1992. Ekkoloddregistrering av pelagisk fiskebestand i Mjøsa 1990-91. NINA Oppdragsmelding 138. Norsk institutt for naturforskning.
- Sandvik, H., Taugbøl, A., Bærum, K.M., Hesthagen, T., Jensen, T.C., Johnsen, S.I., Schartau, A.K. & Walseng, B. 2020. Fremmede arter og vannforskriften. Metoder for å vurdere påverknad fra fremmede organismer på økologisk tilstand i ferskvann. NINA Rapport 1845. Norsk institutt for naturforskning.
- Schartau, A.K., Lyche Solheim, A., Berg, M., Bongard, T., Edvardsen, H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Saksgård, R., Sandlund, O.T. & Skjelbred, B. 2015. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2014. Miljødirektoratet M-364/2015, 129 s.
- Svenning, M.-A. & Kanstad-Hanssen, Ø. 1998. Fiskebiologiske undersøkelser i Røsvatn 1997. Oppdragsmelding 548. NINA Norsk Institutt for naturforskning.
- Svenning, M.-A., Kanstad-Hanssen, Ø. & Godiksen, J.A. 2013. Røsvatn; 1997-2012. Hva skjedde etter utsettingen av 12000 store ørret i perioden 2006 til 2009? NINA Rapport 687. Norsk institutt for naturforskning.
- Sveriges landbruksuniversitet (SLU). 2021. Provfiske i sjöar - resultat och publikationer. <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/miljoanalys/datainsamling/provfisken/provfiske-i-sjoar/provfiske-i-sjoar-resultat-och-publikationer/>
- Tammi, J. 2003. Gillnet-based fish monitoring in large lakes – test fishing in key habitats. *Karjalan tutkimuslaitoksen raportteja* 2003:3, s. 92-95.
- Ugedal, O., Næsje, T.F., Saksgård, R., Sandlund, O.T. & Østbye, K. 2002. Do commercial gill-net fisheries impact polymorphic European whitefish in Lake Femund, Norway? – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 57: 563-576.
- Vadeboncoeur, Y., Vander Zanden, M.J. & Lodge, D.M. 2002. Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience* 52: 44–54. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0044:PTLBTR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0044:PTLBTR]2.0.CO;2)
- Vann-Nett. 15.03.2022. <https://vann-nett.no/portal/#!/area/1/all>.
- Østbye, K., Hassve, M.H., Tamayo, A.-M.P., Hagenlund, M., Vogler, T. & Præbel, K. 2019. “And if you gaze long into an abyss, the abyss gazes also into thee”: four morphs of Arctic charr adapting to a depth-gradient in Lake Tinnsjøen. *Evol Appl.* Vol 13: 1240– 1261. <https://doi.org/10.1111/eva.12983>

Vedlegg

Oversikt over vedlegg

Vedlegg 1 – Dybdekart Røssvatnet.

Vedlegg 2 – Dybdekart Limingen.

Vedlegg 3 – Dybdekart Salvatnet.

Vedlegg 4 – Dybdekart Snåsavatnet.

Vedlegg 5 – Dybdekart Selbusjøen.

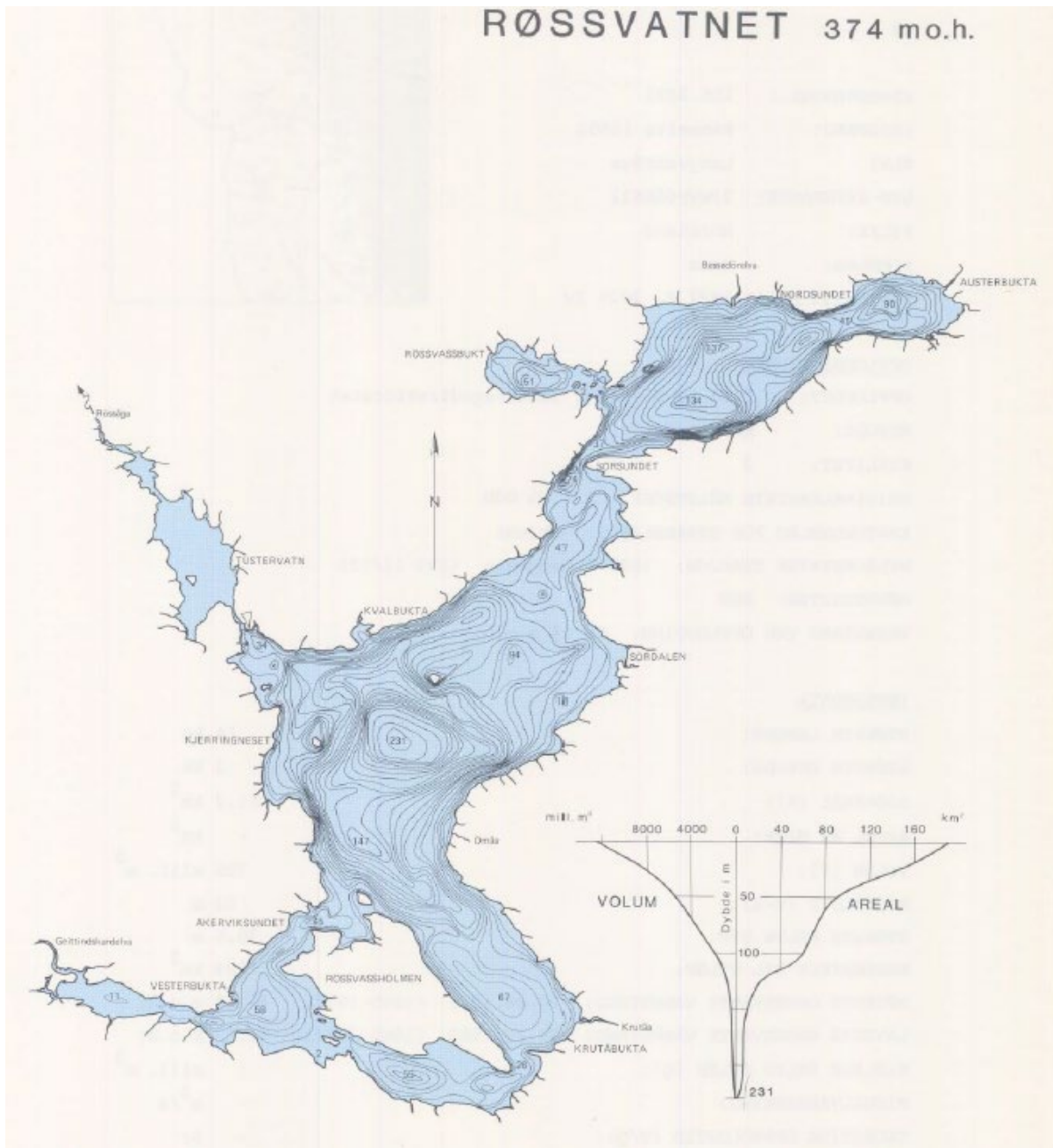
Vedlegg 6 – Dybdekart Femunden.

Vedlegg 7 – Dybdekart Mjøsa.

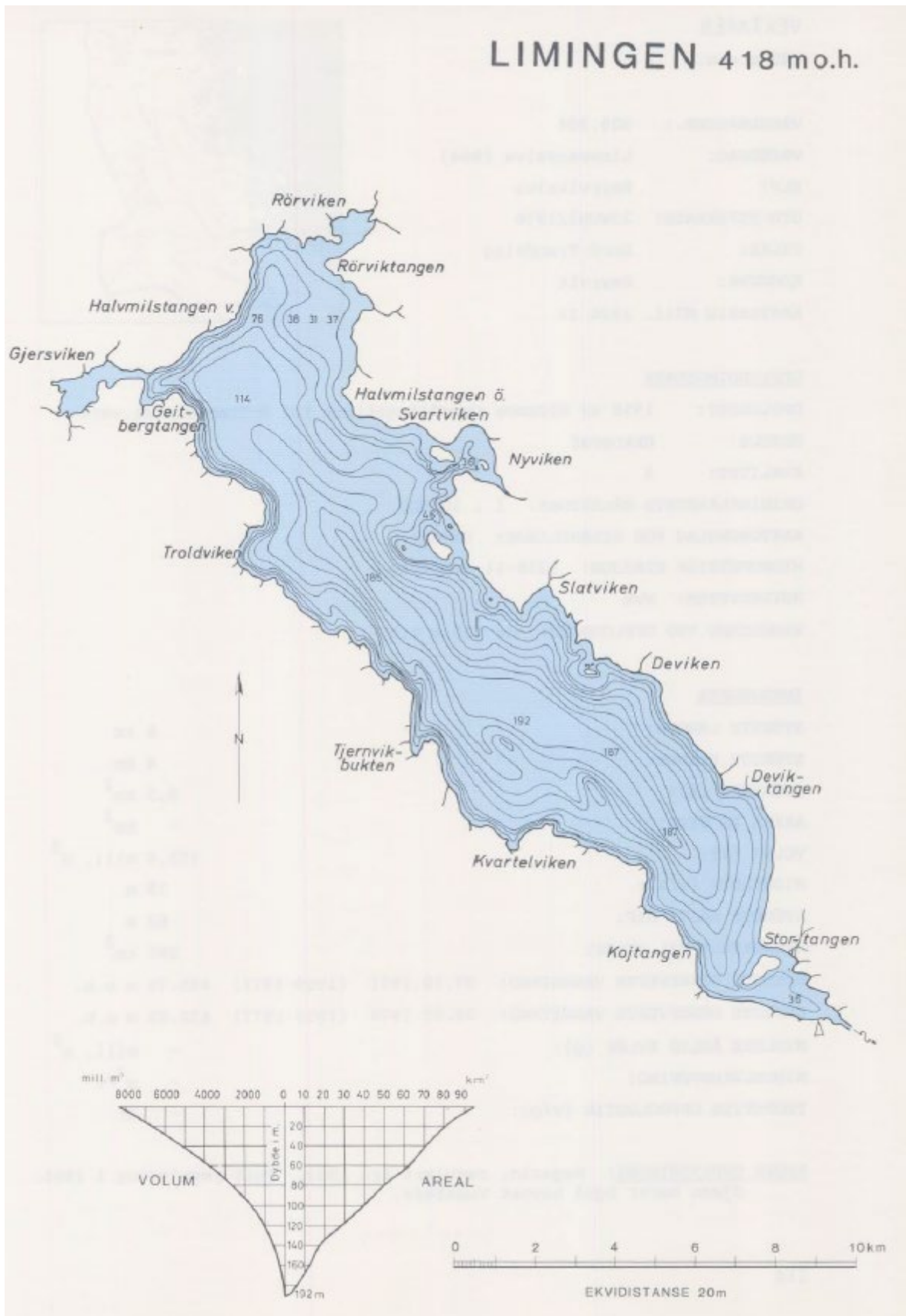
Vedlegg 8 – Bemanningsoversikt fiskeundersøkelsene i 2020.

Vedlegg 9 – Kalibrering av ekkolodd.

Vedlegg 1 – Dybdekart Røssvatnet

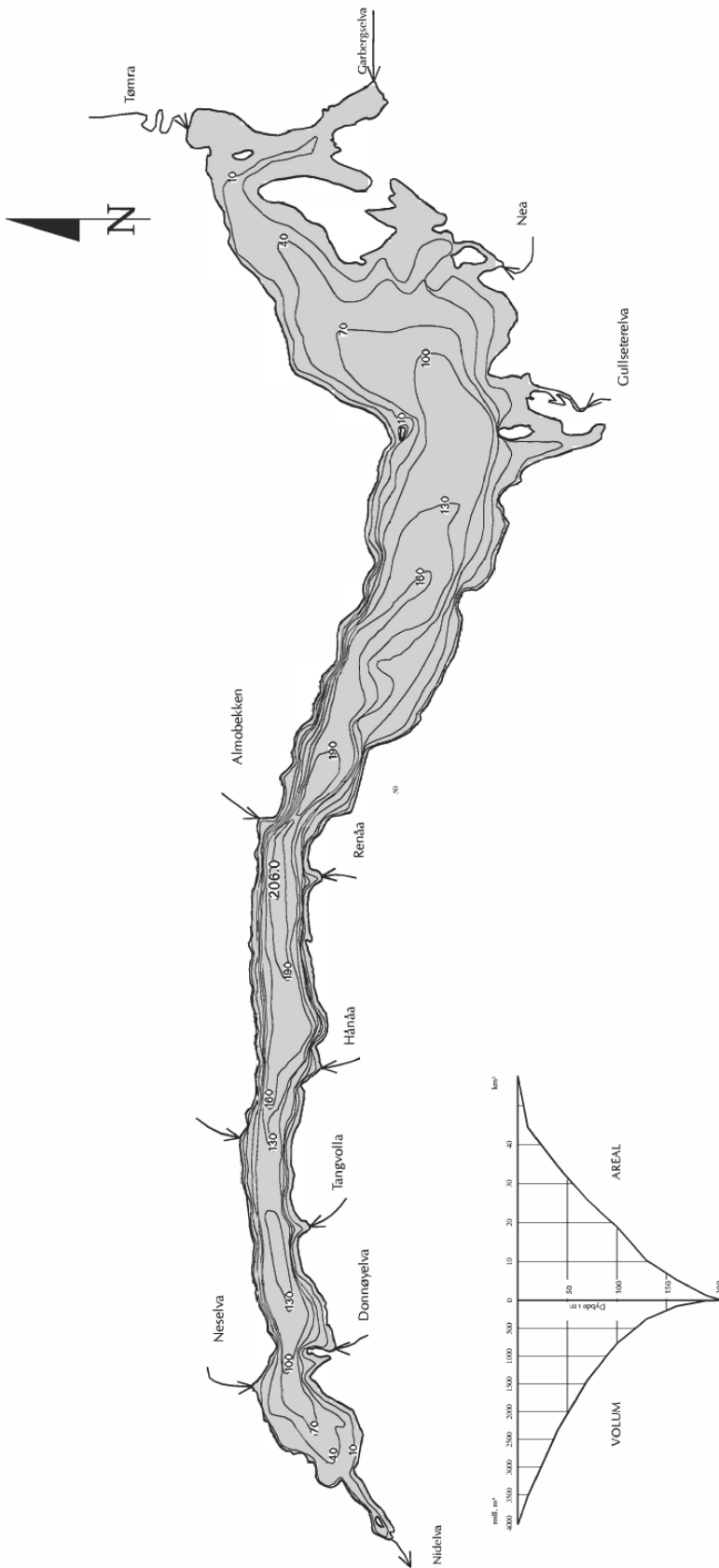


Vedlegg 2 – Dybdekart Limingen



Vedlegg 5 – Dybdekart Selbusjøen

Selbusjøen
123.Z NIDELVVASSDRAGET

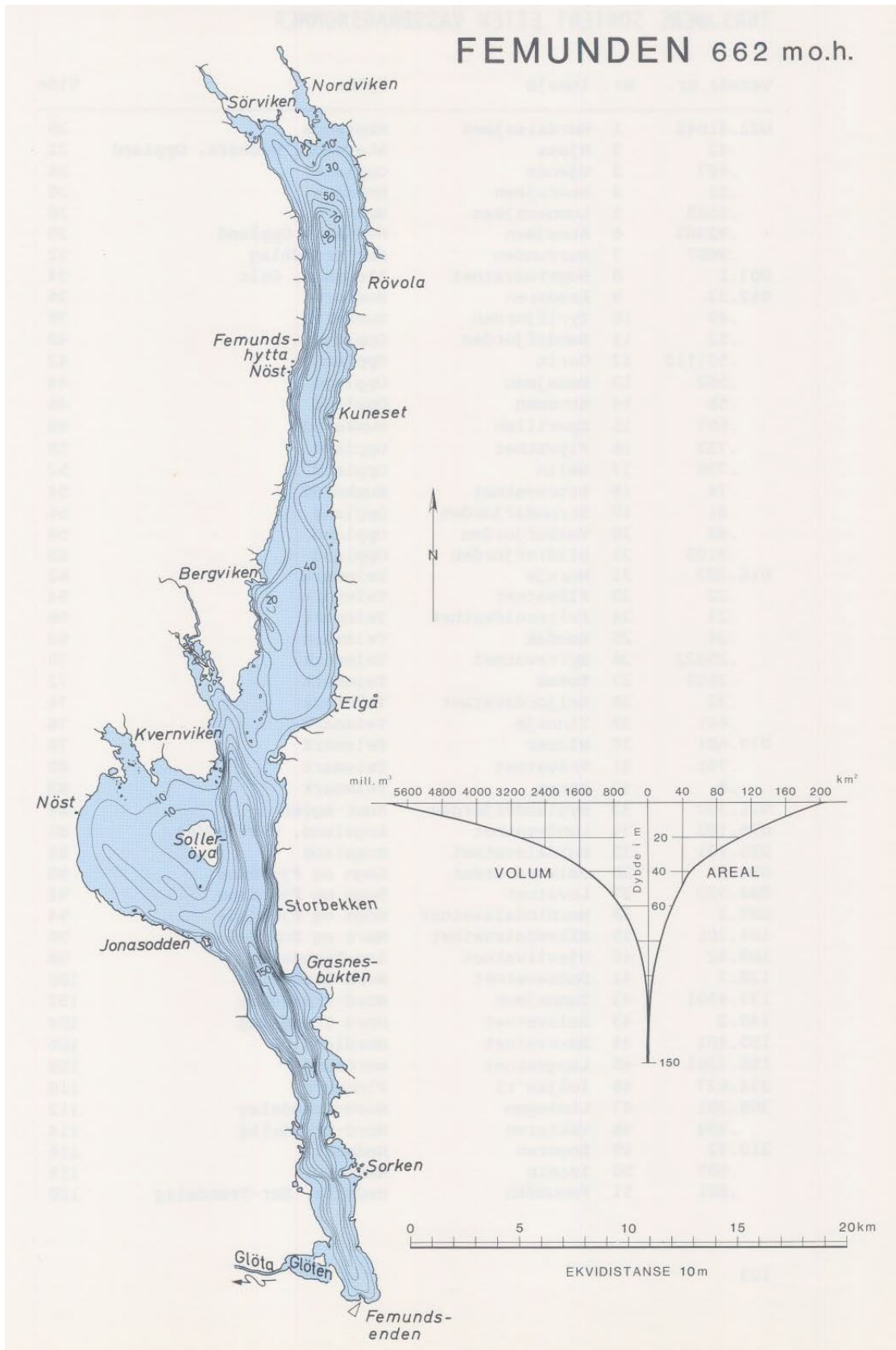


Vannstand ved opplødding: 161 m.o.h.
Oppmålt i 1960
Ekvidistanse 30 m

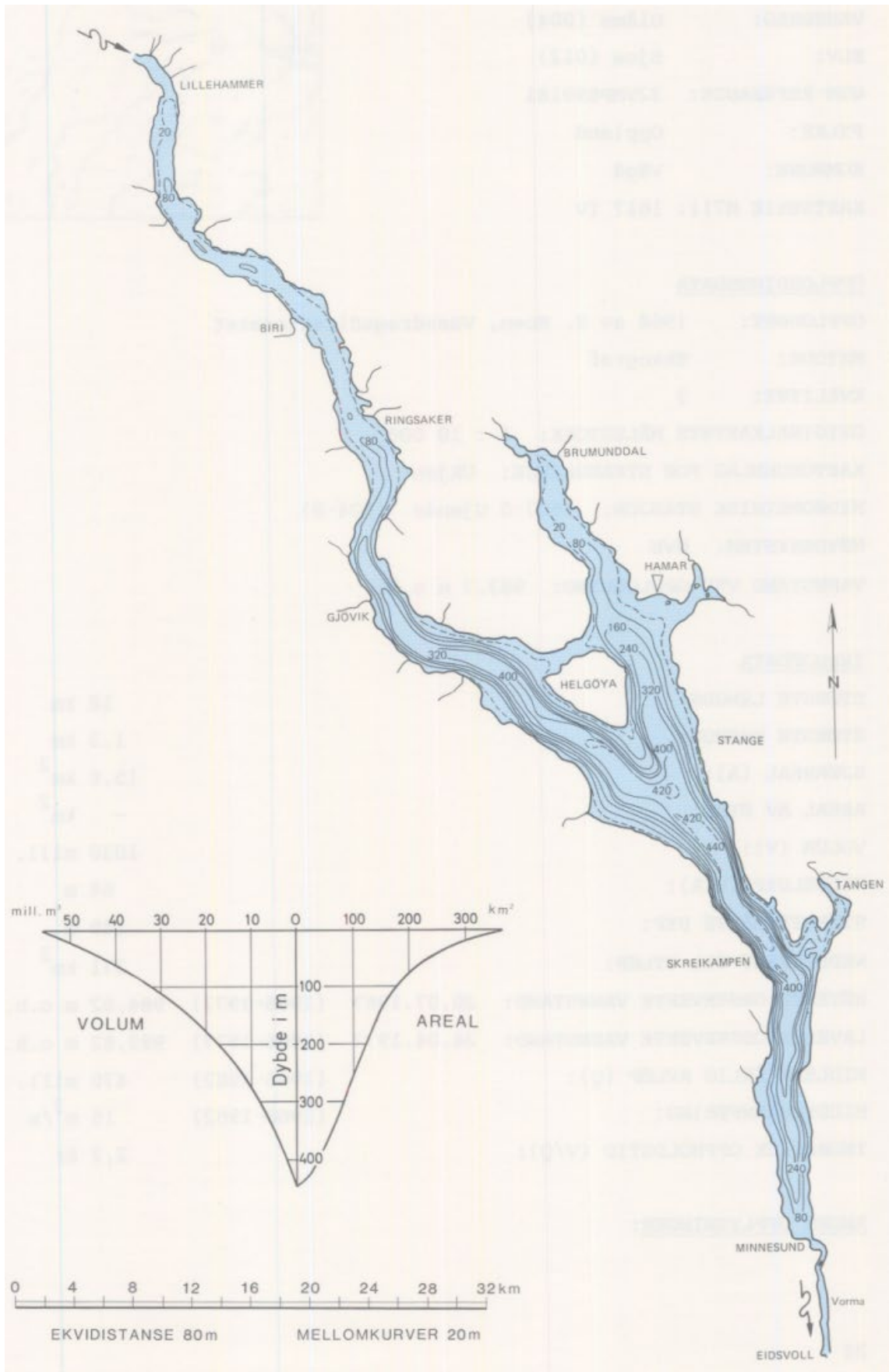
0 2.5 km

Målestokk: 1:82000
(Kartformat A3)

Vedlegg 6 – Dybdekart Femunden



Vedlegg 7 – Dybdekart Mjøsa



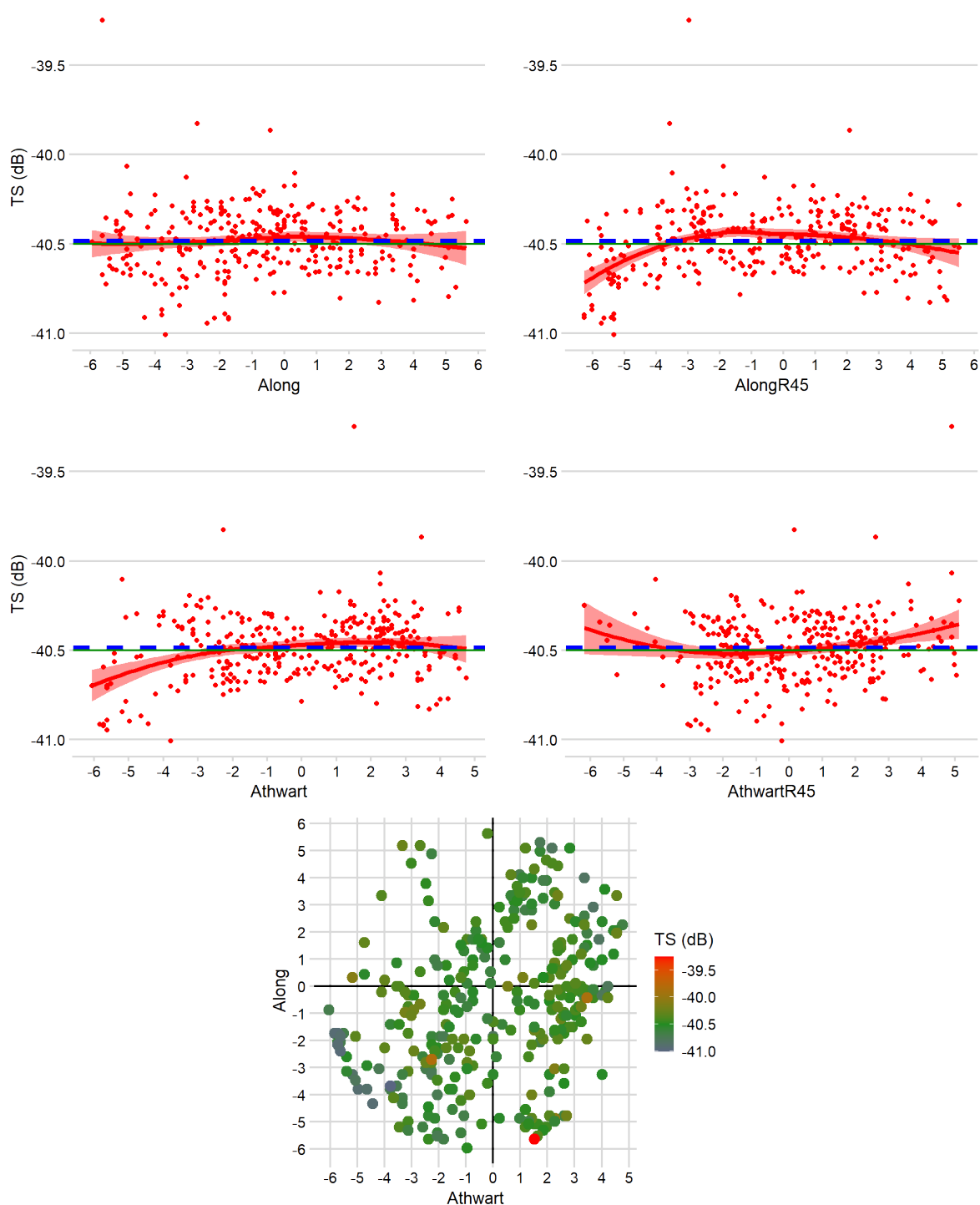
Vedlegg 8 – Bemanningsoversikt for fiskeundersøkelsene i 2020.

Innsjø	Bunngarnfiske	Tråling	Ekkolodd
Røssvatnet			Knut Andreas Eikland Erik Friele Lie
Limingen			Knut Andreas Eikland Erik Friele Lie
Salvatnet			Knut Andreas Eikland Erik Friele Lie
Snåsavatnet	John Gunnar Dokk Kim Magnus Bærum Tobias Holter	Karl Øystein Gjelland Erik Friele Lie Knut Andreas Eikland	Karl Øystein Gjelland Erik Friele Lie
		SNO: Odd Magne Kvålshagen SNO: Stig Lasse Rosendal	
Selbusjøen			Knut Andreas Eikland Erik Friele Lie
Femunden	John Gunnar Dokk Tobias Holter	Karl Øystein Gjelland Tobias Holter Knut Andreas Eikland	Karl Øystein Gjelland Knut Andreas Eikland
		SNO: Finn Bjormyr SNO: Simen Bredvold	
Mjøsa		Karl Øystein Gjelland Tobias Holter Knut Andreas Eikland	Karl Øystein Gjelland Tobias Holter Knut Andreas Eikland
		SNO: Finn Bjormyr SNO: Simen Bredvold Kjetil Rolseth (dag, dronefoto)	

Vedlegg 9 – Kalibrering av ekkolodd.

Figuren viser kalibreringsdata fra kalibrering i Limingen, august 2020. Along betyr langs båten, Athwart betyr på tvers av båten, mens Along- og AthwartR45 er roterte akser slik at vi ser langs diagonalene mellom along og athwart. Mål-TS viser teoretisk TS for kalibreringskula. RMS for kalibreringa var 0,078.

Symbolforklaring • TSdata — Snitt TSdata — Mål-TS



Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4941-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger