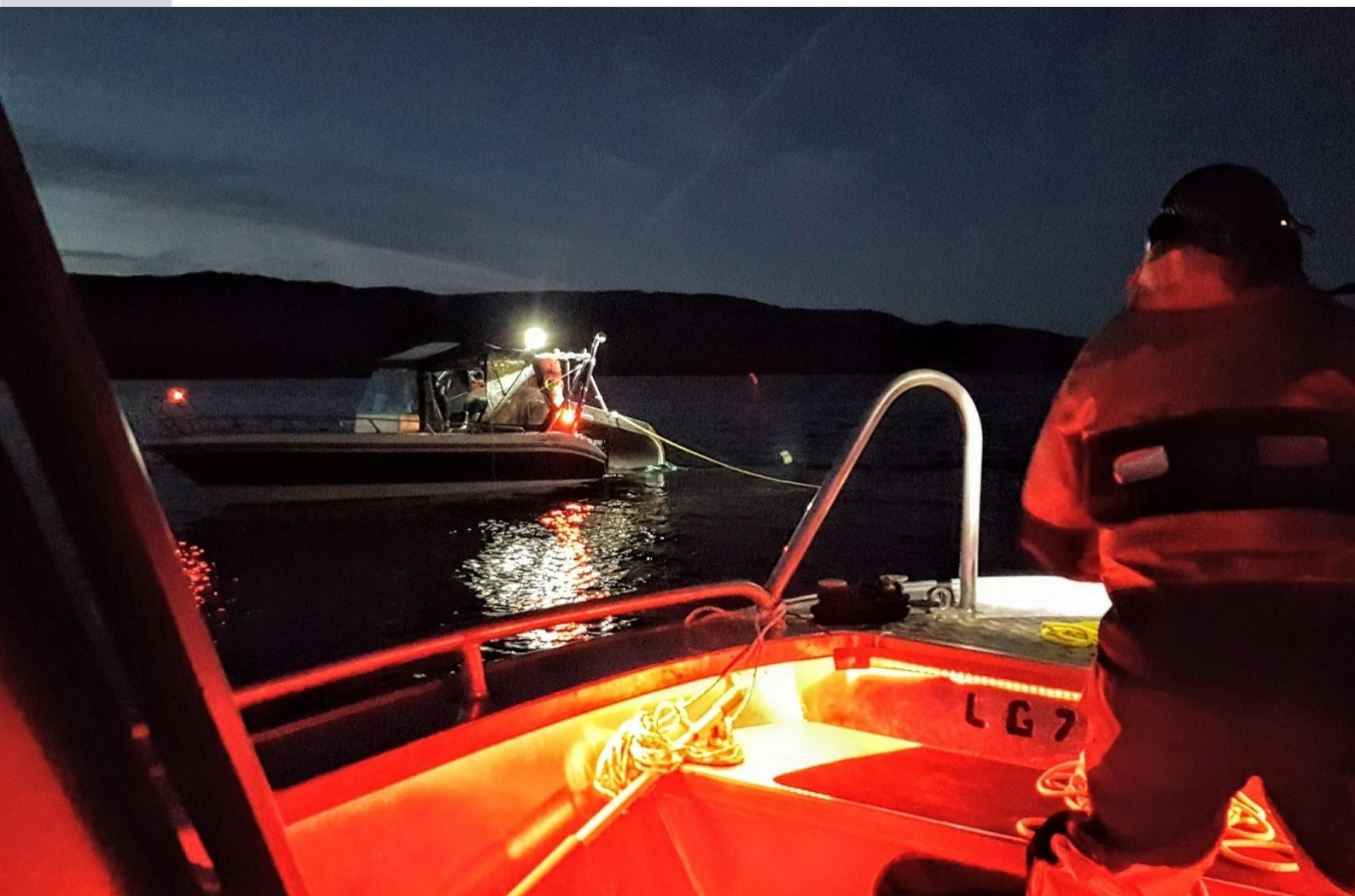


## Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016

Karl Øystein Gjelland, Odd Terje Sandlund, Oddgeir Andersen, Gunnbjørn Bremset, Knut Andreas E. Bækkeli, Jan Grimsrud Davidsen, Antti Eloranta, Oskar Pettersen, Lars Rønning, Atle Rustadbakken, Laila Saksgård, Randi Saksgård & Aslak Darre Sjursen



# NINAs publikasjoner

## **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

## **NINA Kortrapport**

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

## **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

## **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016

Karl Øystein Gjelland  
Odd Terje Sandlund  
Oddgeir Andersen  
Gunnbjørn Bremset  
Knut Andreas E. Bækkeli  
Jan Grimsrud Davidsen  
Antti Eloranta  
Oskar Pettersen  
Lars Rønning  
Atle Rustadbakken  
Laila Saksgård  
Randi Saksgård  
Aslak Darre Sjursen

NTNU



Norsk institutt for naturforskning

Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Andersen, O., Bremset, G., Bækkeli, 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

Tromsø, september 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3312-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Karl Øystein Gjelland, Odd Terje Sandlund

KVALITETSSIKRET AV

Trygve Hesthagen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Ingebrigt Uglem (sign.)

OPPDRAAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAAGSGIVERS REFERANSE

M-1234|2018

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Tråling på Snåsavatnet. Lars Rønning (med ryggen til) har henta det ene vingetauet og gjør klar til å feste det i parbåten. Foto: Knut Andreas E. Bækkeli

NØKKELOD

- Store innsjøer
- Femunden i Hedmark/Sør-Trøndelag
- Selbusjøen i Sør-Trøndelag
- Snåsavatnet i Nord-Trøndelag
- Salvatnet i Nord-Trøndelag
- Limingen i Nord-Trøndelag
- Røssvatnet i Nordland
- Fisk
- Overvåking
- Forskning og utvikling (FOU)
- Metodeutvikling
- Hydroakustikk
- Pelagisk trål
- Prøvegarnfiske

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Fakkelgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

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. & Sjurssen, A.D. 2017. Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016. NINA Rapport 1573. Norsk institutt for naturforskning

De seks innsjøene Femunden, Selbusjøen, Snåsavatnet, Salvatnet, Limingen og Røssvatnet ble prøvefisket i august-september 2016. Målsetningen var 1) å utvikle kostnadseffektive metoder for overvåking av fiskebestander i store innsjøer og 2) framskaffe grunnlag for klassifisering av økologisk tilstand i disse innsjøene med fisk som kvalitetselement. Metodene var en kombinasjon av bunngarnfiske med nordiske oversiktsgarn, pelagisk partrål og hydroakustisk registrering (ekkolodd) av pelagisk fisk. I Selbusjøen ble det i tillegg fisket med bunn- og flytegarnserier med standardgarn, og både i Selbusjøen og Limingen ble det også fisket med flytegarn av typen nordiske oversiktsgarn. Dette ga grunnlag for sammenligning mellom garnfiskemetoder.

Undersøkelsene i disse seks store innsjøene i 2016 viser at alle redskaper fanger liten fisk mindre effektivt enn større fisk. Med tanke på størrelses- og artssammensetning i bunnnære habitat er nordiske garn vesentlig bedre enn standardgarn i serier. Garnfiske med standardgarn i Jensen-serien gir relativt gode fangster per garn, men fanger for selektivt på bestemte størrelsesgrupper og er derfor uegnet til å gi innblikk i bestandssammensetning. Erfaringene fra 2016 viser at det er behov for en økning av innsatsen med nordiske bunngarn, og at det alltid bør fiskes ned til minimum 50 meters dybde i dype innsjøer.

I pelagialen ble pelagisk partrål brukt i alle de seks innsjøene i årets undersøkelse. Tråling gir en størrelsessammensetning som rimer bedre med størrelsessammensetningen observert på ekkolodd, og gir typisk større innslag av liten fisk enn det som blir fanget på garn. Som et eksempel var trål den eneste metoden som fanget årsyngel av røye. Tråling gav, i fire av seks innsjøer, tilfredsstillende fangster, og det skal svært stor innsats til med nordiske flytegarn for å nå tilsvarende fangster i antall fisk. I de næringsfattige innsjøene er nordisk flytegarn lite egnet dersom man ikke har ressurser til mangedoblet innsats i forhold til våre forsøk i 2016. Flytegarn i serie kan gi bra fangster, men fanger dårlig på individer under 20 cm, som trålfangster og ekkolodd viser at det kan være mye av i dette habitatet. Det er imidlertid krevende å operere partrål fra små båter, og det er nødvendig å forbedre nåværende prosedyrer for å sikre kvaliteten både av hensyn til HMS og av hensyn til trålens operasjon i vannet.

Ekkoloddregistreringene gir estimer på absolutte tettheter, og gir i tillegg verdifull informasjon om størrelsessammensetning i det pelagiske fiskesamfunnet. Det hersker imidlertid en del usikkerhet rundt forholdet mellom fiskens lengde og dens ekkostyrke (TS), og hvorvidt det er vesentlige artsforskjeller i dette forholdet. Erfaringene med ekkolodd fra de seks innsjøene undersøkt i årets prosjekt indikerte at det er nødvendig med en modifikasjon av eksisterende TS-lengde-regresjoner for sik og røye, og en modifisert versjon fra fjorårets rapport ble brukt i årets rapport. Det er imidlertid viktig å følge dette opp med nye studier, både med sammenligning av fangst og ekkostyrkefordeling, men også med TS-eksperimenter med enkeltfisk med kjent lengde.

Femunden er en uregulert innsjø (662 moh.) med en naturlig forekommende fiskefauna med åtte arter. Resultatene av prøvefisket med nordiske bunngarn og pelagisk partrål viste at artsfordelingen i fiskebestanden ikke har endret seg mye siden 1994, da det også ble gjennomført prøvefiske med nordiske oversiktsgarn. I 2016 var sik dominerende art i bunngarnfangstene, fulgt av aure og abbor (antall fisk per 100 m<sup>2</sup> garnareal per natt (CPUE) hhv. 3,9, 0,9 og 0,6). Det ble fanget få røye i bunngarna. I trålfangsten var også sik mest tallrik, fulgt av røye. Sik mindre enn 15 cm var mest tallrike i bunngarna, mens de fleste sikene i trålfangsten var større enn 25 cm. Økologisk tilstand for fisk i Femunden basert på indeksene %bestandsendring og NEFI er **svært god**. Eutrofi-indeksen WS-FBI gir tilstandsklasse **god** selv om man ikke kjenner til noen vesentlig næringsbelastning til denne innsjøen. Dette kan skyldes at denne indeksen ikke er ferdigutviklet

for innsjøer som ligger over 200 meter over havet. Estimert pelagisk biomasse av fisk i Femunden er 416 tonn, eller 19,6 kg sik og 0,9 kg røye per ha.

Selbusjøen (155–161,3 moh.) har 6,3 meters reguleringshøyde og flere introduserte arter: gjedde, ørekyt og krepsdyret *Mysis relicta*. I tillegg til fisket med partrål, nordiske bunngarn og ekkoloddregistreringene, ble det også gjennomført prøvefiske med nordiske flytegarn, og serier av bunngarn (12,5–45 mm) og flytegarn (15,5–45 mm). Fangstene av aure og røye i nordiske bunngarn (CPUE) var hhv. 0,6 og 0,1. Resultatene viste at nordisk bunngarn og bunngarn i serie fanger de samme artene i relativt likt antall, med unntak av den dominerende arten ørekyt som ikke fanges i garnserien. I de åpne vannmassene fanget garnserien røye fra 16 til 34 cm (størst antall: 24–30 cm), trålen fanget røye fra 8 til 30 cm (størst antall 12–20 cm), mens nordisk flytegarn bare fanget to røyer. Vi har ikke informasjon om fiskebestanden i Selbusjøen før reguleringen (1919). I forhold til eutrofi viser WS-FBI-indeksen svært god tilstand, men utviklingen for røye og aure siden 1970–80-tallet viser en tilbakegang på 75–80 %, 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. Selbusjøen er **SMVF med moderat økologisk potensial**. Estimert pelagisk biomasse av fisk er 24,6 tonn, eller 3,75 kg røye og 0,49 kg aure per ha.

Snåsavatnet (21–22,4 moh.) er en lavlandssjø med 1,4 meter reguleringshøyde, og introdusert art er *Mysis relicta*. Garnfisket ga relativt små fangster, med CPUE for aure 1,0, for røye 0,7 og for lake 0,8. I trålfangsten var det flest røye og noen aure og 3-pigget stingsild. Auren i bunngarna var mellom 10 og 65 cm, i trålfangsten mellom 18 og 34 cm. Røya i bunngarna var mellom 20 og 35 cm, mens trålen fanget røye mellom 4 og 28 cm. Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer at fiskebestanden i Snåsavatnet er i **svært god tilstand**, og dominansforholdene mellom fiskeartene (NEFI-indeksen) har heller ikke endret seg siden 1991. Med bare to prøvefiskerier (1991 og 2016) som til nød kan sammenlignes, har vi ikke noe godt grunnlag for å vurdere %bestandsendring. Det er likevel trolig at introduksjonen av *Mysis relicta* har påvirket fiskebestanden negativt. Tilstanden settes derfor til **god**. Estimert pelagisk biomasse av fisk er 7,5 tonn, eller 1,31 kg røye og 0,34 kg aure per ha.

Salvatnet (8 moh.) er en svært dyp og uregulert lavlandssjø med et naturlig fiskesamfunn uten introduserte arter. Det er aldri tidligere gjennomført noe prøvefiske i Salvatnet. Prøvefisket i 2016 ble gjennomført etter standard prosedyre med nordiske bunngarn, pelagisk partrål og ekkolodd. I bunngarnfangstene dominerte aure (CPUE 3,7) og røye (CPUE 1,4), dessuten fanget vi noen 3-pigget stingsild og én laks. Fangstene i trålen var svært små (ett individ av aure, røye og 3-pigget stingsild), trolig hovedsakelig på grunn av tekniske problemer med trålen. Auren i fangstene var mellom 5 og 45 cm og røya mellom 5 og 35 cm. 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. Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer at økologisk tilstand i Salvatnet er **svært god**. De øvrige indeksene kan ikke anvendes da det ikke finnes data fra tidligere undersøkelser. Lokale kilder mener at røyebestanden er større enn dette prøvefisket tyder på, men dette kan ha sammenheng med at den innsatsen ved prøvefisket i 2016 bør økes i slike næringsfattige innsjøer, både i antall garn og undersøkte habitat. Estimert pelagisk fiskebiomasse var 5,9 tonn, eller 0,30 kg røye og 0,18 kg aure per ha.

Limingen (409–417,7 moh.) har 8,7 meters reguleringshøyde. Introduserte arter er 3-pigget stingsild, ørekyt og *Mysis relicta*, og det forekommer tre økologiske former av røye: normal-, dverg- og grårøye. I tillegg til standard innsats ble det fisket med flere nordiske bunngarn samt nordiske flytegarn. Bortsett fra en stor fangst av ørekyt (n=186) dominerte røye (CPUE 3,8) og aure (CPUE 0,8) i bunngarnfangstene. I flytegarna ble det fanget ni røyer (CPUE 0,6). Ekstra innsats med nordiske bunngarn endret ikke bildet av artssammensetning og habitatbruk. Fiske ned til minimum 50 m dybde langs bunnen er imidlertid nødvendig for å fange alle de tre økologiske formene av røye. I trålen ble det fanget 63 røyer mellom 4 og 30 cm, mens flytegarna fanget ni røyer (CPUE 0,6) mellom 14 og 40 cm. Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer **svært god** tilstand i Limingen. Prøvefiske fra før reguleringen (1953) fram til i dag viser imidlertid at både aure og (normal-)røye har hatt en betydelig tilbakegang, trolig 70–80 %. I forhold til %bestandsendring

indikerer dette **dårlig tilstand**. Alle tre røyeformer forekommer imidlertid ennå i gode bestander. Limingen er SMVF, og det er ingen praktisk gjennomførbare tiltak som i vesentlig grad kan forbedre bestandssituasjonen for aure og røye, dvs. **moderat økologisk potensial**. Estimert pelagisk fiskebiomasse var 3,5 tonn, eller 0,38 kg røye per ha.

Røssvatnet (370,7-383,2 moh.) er et av landets største reguleringsmagasin med 12,45 m reguleringshøyde. Det er naturlige bestander av aure og røye, samt introdusert ørekyt. Standard fangsttinnings med bunngarn ga en dominans av røye (CPUE 5,9), og små fangster av aure og ørekyt (for begge CPUE 0,2). Røyefangstene var mellom 5 og 50 cm, med dominans av fisk mellom 10 og 20 cm. I trålen ble det fanget seks røyer mellom 20 og 24 cm. Alder, lengde og kjønnsmodning hos røya tyder på flere økologiske former, men dette krever nærmere undersøkelser. Eutrofi-indeksen WS-FBI indikerer **svært god** tilstand i Røssvatnet. Vi har ingen informasjon om tilstanden før reguleringen, men det er åpenbart at dette må ha hatt negativ effekt på fiskebestandene, spesielt for aure. Utviklingen i bunngarnfangster av røye over de siste 20-25 år tyder på en nedgang på ca. 60 %. Røssvatnet er SMVF, med **moderat økologisk potensial**. Estimert pelagisk fiskebiomasse var 12,8 tonn, eller 0,59 kg røye per ha.

Karl Øystein Gjelland, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Framsenteret, Postboks 6606  
Langnes, 9296 Tromsø [karl.gjelland@nina.no](mailto:karl.gjelland@nina.no)

Odd Terje Sandlund, Gunnbjørn Bremset, Antti Eloranta, Oskar Pettersen, Laila Saksgård,  
Randi Saksgård, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Oddgeir Andersen, NINA, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer

Knut Andreas E. Bækkeli, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Jan G. Davidsen, Lars Rønning, Aslak D. Sjursen, NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

Atle Rustadbakken, Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen, Statens Hus, Parkg. 36,  
2317 Hamar

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Materiale og metoder</b> .....	<b>11</b>
2.1 Område.....	11
2.2 Fiskefauna .....	12
2.3 Metoder.....	13
2.3.1 Partrål.....	13
2.3.2 Garnfiske.....	13
2.3.3 Temperatur-, lys- og oksygenforhold.....	14
2.3.4 Ekkolodd og hydroakustiske registreringer .....	15
2.3.5 Vannforskriften og økologisk tilstand.....	17
<b>3 Resultater</b> .....	<b>18</b>
3.1 Hydroakustikk og metodevalg .....	18
3.1.1 Forholdet mellom lengde og TS .....	18
3.2 Femunden.....	22
3.2.1 Feltarbeid .....	22
3.2.2 Resultater fra Femunden .....	22
3.2.3 Økologisk tilstand.....	26
3.3 Selbusjøen.....	28
3.3.1 Feltarbeid .....	28
3.3.2 Resultater.....	29
3.3.3 Økologisk tilstand.....	33
3.4 Snåsavatnet.....	36
3.4.1 Feltarbeid .....	36
3.4.2 Resultater.....	37
3.4.3 Økologisk tilstand.....	39
3.5 Salvatnet.....	42
3.5.1 Feltarbeid .....	42
3.5.2 Resultater.....	43
3.5.3 Økologisk tilstand.....	46
3.6 Limingen .....	48
3.6.1 Feltarbeid .....	48
3.6.2 Resultater.....	49
3.6.3 Økologisk tilstand.....	54
3.7 Røssvatnet.....	57
3.7.1 Feltarbeid .....	57
3.7.2 Resultater.....	58
3.7.3 Økologisk tilstand.....	62
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>64</b>
4.1 Metoder og innsats .....	64
4.1.1 Bunngarnfiske .....	64
4.1.2 Flytegarnfiske.....	65
4.1.3 Pelagisk trål .....	65
4.1.4 Hydroakustikk .....	66
4.2 Klassifisering.....	67
4.2.1 Referansetilstand og endringer .....	67



---

4.2.2	Økologisk tilstand og potensial .....	68
4.2.3	Vurdering av økologisk tilstand.....	69
4.2.4	Økologisk tilstand.....	69
4.3	Konklusjoner og veien videre .....	71
<b>5</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>72</b>
<b>6</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>74</b>
	Vedlegg 1. Tidligere publiserte undersøkelser.....	74
	Vedlegg 2. Dybdekart.....	78
	Vedlegg 3. Om WS-FBI-indeksen .....	84
	Vedlegg 4. Temperaturprofiler gjennom sesongen.....	85
	Vedlegg 5. Temperaturprofiler i august og september.....	86
	Vedlegg 6. Mannskap i feltarbeidet, FIST 2016.....	87

## Forord

Som en videreføring av undersøkelsene av fisk i store innsjøer i 2015 som gjaldt innsjøer på Østlandet fikk NINA i oppdrag i 2016 å ta for seg nye innsjøer i Midt-Norge, fra Femunden i sør til Røssvatnet i nord. Hensikten er å videreutvikle metodikk for rutinemessige undersøkelser i de åpne vannmassene ved hjelp av hydroakustikk (ekkolodd), partrål og pelagiske garn («flyte garn»). I 2016 ble det i alle innsjøene også gjennomført prøvefiske med bunnsatte nordiske oversiktsgarn for å vurdere hvilken innsats som er nødvendig for kunne fastsette økologisk tilstand for fisk i slike innsjøer. I to av innsjøene ble prøvefisket supplert med serier av enkeltgarn og med flytegarn av typen nordisk oversiktsgarn, finansiert av de aktuelle regulantene (Statkraft og NTE). Undersøkelsene er gjennomført i samarbeid med NTNU Vitenskapsmuseet, UiO Naturhistorisk museum og Fylkesmannen i Hedmark. Oversikt over mannskap og aktivitet i de forskjellige innsjøene er gitt i vedlegg 6.

Vi takker Miljødirektoratet for oppdraget og håper resultater og anbefalinger er til nytte for forvaltningens videre arbeid med overvåking under vannforskriften.

Karl Øystein Gjelland

November 2018

# 1 Innledning

Store innsjøer inngår i basisovervåkingen under vannforskriften, og de første undersøkelsene ble gjennomført i 2015. Fysisk-kjemiske forhold og kvalitetselementene planktonalger, vannplanter, bunndyr og dyreplankton inngår i overvåkingsprogrammet ØKOSTOR (Lyche Solheim mfl. 2016, 2017). Kvalitetselementet fisk blir undersøkt gjennom FoU-prosjektet «Fisk i store innsjøer» (FIST) (Sandlund mfl. 2016). I 2015 omfattet dette seks innsjøer, og det ble videreført i 2016 i seks nye innsjøer. Det ble gjennomført et mer standardisert opplegg med hydroakustisk registrering og tråling i de åpne vannmassene (pelagialsona), kombinert med bunnfiske for å dekke de bunnære habitatene (strandsona og profundalsona). Hensikten med prosjektet er både å skaffe data som grunnlag for en klassifisering av fiskebestandenes tilstand, og å vurdere hvilken feltinnsats som er nødvendig for å skaffe et tilstrekkelig datagrunnlag for denne klassifiseringen.

Under vannforskriften 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. En oversikt over hvilke arter som forekommer i en innsjø krever prøvfiske i alle de tre viktigste habitatene, både littoral-, profundal- og pelagialsona (Holmgren mfl. 2010). De fleste artene kan fanges i littoralsona, men det kreves også fiske på dypere vann langs bunnen, samt i de åpne vannmassene for å være rimelig sikker på at hele artsinventaret er registrert. I innsjøer med sik og røye må eventuell økologisk/genetisk polymorfisme registreres, noe som også krever fiske i alle tre habitater (Direktoratsgruppa 2018). En allsidig registrering bør i alle fall finne sted som en basisundersøkelse i lokaliteter der slike undersøkelser ikke er gjort tidligere. Dette skaffer nødvendig grunnlagskunnskap, og gjør det mulig å tilpasse feltinnsatsen i overvåkingen til fiskesamfunnet i den enkelte innsjø.

Generelt er forholdet mellom arealet av strandsona og arealet av de åpne vannmassene i innsjøer ulikt i små og store innsjøer. I store innsjøer vil de åpne vannmassene være dominerende, og fiskearter som er i stand til å utnytte produksjonen i dette habitatet vil spille en større rolle enn i små innsjøer. I vår fauna av ferskvannsfisk er det et fåtall arter som er spesialiserte til å leve av dyreplankton, mens det er mange såkalte generalister som kan finne sin næring både på bunnen og i de åpne vannmassene. Det er også noen fiskearter som er særlig knyttet til bunnen av innsjøen. Blant generalistene bestemmes gjerne habitatvalget av faktorer som f. eks. hvilke andre fiskearter som forekommer og næringstilstanden (eutrofigraden) i innsjøen. Både næringstilbudet i de åpne vannmassene og dominansforholdene mellom fiskeartene påvirkes i stor grad av eutrofigraden.

Selv om den pelagiske sona i en innsjø som oftest er mindre produktiv per arealenhet enn strandsona, fører pelagialens store areal i store innsjøer til at dette habitatet ofte er dominerende også målt i total fiskebiomasse og biologisk totalproduksjon (Vadeboncoeur mfl. 2002). Mange av våre store innsjøer har dessuten relativt bratte strender, noe som fører til at strandsona blir liten i utstrekning.

Det finnes en rekke metoder for innsamling av data om fiskebestandene i innsjøer. For fisk i pelagialsona vil hydroakustikk (ekkolodd) kombinert med fangst av fisk med pelagisk trål og/eller flytegarn (pelagiske garn) være aktuelle metoder. For å registrere artsmangfoldet og størrelsesstruktur i fiskesamfunnet i strandsona og langs bunnen i innsjøene er garn med mange maskevidder (helst nordisk oversiktsgarn) den metoden som er mest brukt (Olin mfl. 2014, Schartau mfl. 2015). Andre metoder kan også være aktuelle, som for eksempel elektrisk fiskebåt på grunt vann (Menezes mfl. 2013). Fullstendig klassifisering av økologisk tilstand på grunnlag av fiskebestanden krever data fra alle habitater (Tammi 2003, Sandlund mfl. 2013).

Hydroakustisk fisketelling i ferskvann er klart den mest effektive metoden for å registrere antall og biomasse av fisk i pelagialsona i relativt store og dype innsjøer. Denne metoden brukes nå rutinemessig i store deler av verden (jf. Emmrich mfl. 2012), inkludert Sverige (se bl.a. <http://www.slu.se/sv/institutioner/akvatiska-resurser/miljoanalys/datainsamling/provfiske-i-sjoar/hydroakustik/>). Metoden har bare vært sporadisk benyttet i norske innsjøer (bl.a. Lindem & Sandlund 1984; Sandlund mfl. 1992a, 2014, Linløkken 1995, Gjelland mfl. 2013, Linløkken &

Sandlund 2015). Sammen med hydroakustiske registreringer er det nødvendig å fange et mest mulig representativt utvalg av de artene og størrelsesgruppene av fisk som finnes i det pelagiske habitatet. Denne informasjonen brukes for å kunne omsette tettheter av fisk til biomasse av de enkelte artene. Avhengig av hvilke fiskearter det er tale om kan aktuelle metoder, enkeltvis eller i kombinasjon, være flytegarn i et utvalg maskevidder eller som oversiktsgarn, samt pelagisk trål. Basert på erfaringene i 2015 ble undersøkelsene i 2016 gjennomført på samme måte i alle de seks innsjøene: hydroakustikk og partrål i de åpne vannmassene og bunnsatte nordiske oversiktsgarn på ulike dyp langs bunnen. I to av innsjøene gjorde tilleggsprosjekter finansiert av regulanter (Statkraft i Selbusjøen, NTE i Limingen) det mulig å vurdere i hvilken grad tilleggsinnsats med nordiske oversiktsgarn eller tradisjonell garnserie gir et bedre grunnlag for å vurdere fiskebestandens tilstand (Arnekleiv mfl. 2017, Sandlund mfl. 2017).

I denne rapporten presenteres resultater fra undersøkelser i innsjøene Femunden, Selbusjøen, Snåsavatnet, Salvatnet, Limingen og Røssvatnet. Med unntak av Femunden, der sik er dominerende fiskeart, er dette innsjøer der aure og røye er de viktigste for fisket. De samme innsjøene inngikk i ØKOSTOR-programmet i 2016 (Lyche Solheim mfl. 2017).



Femunden. Foto: Odd Terje Sandlund.

## 2 Materiale og metoder

### 2.1 Område

De seks innsjøene som ble undersøkt i 2016 ligger i Hedmark, Trøndelag og Nordland (**figur 1**, **tabell 1**, vedlegg 2). Overflatearealet varierer mellom 45 km<sup>2</sup> og 218 km<sup>2</sup>, og største dyp mellom 121 m og 464 m. To av innsjøene er uregulert, de øvrige har reguleringshøyder mellom 1,4 m og 12,5 m (**tabell 1**).

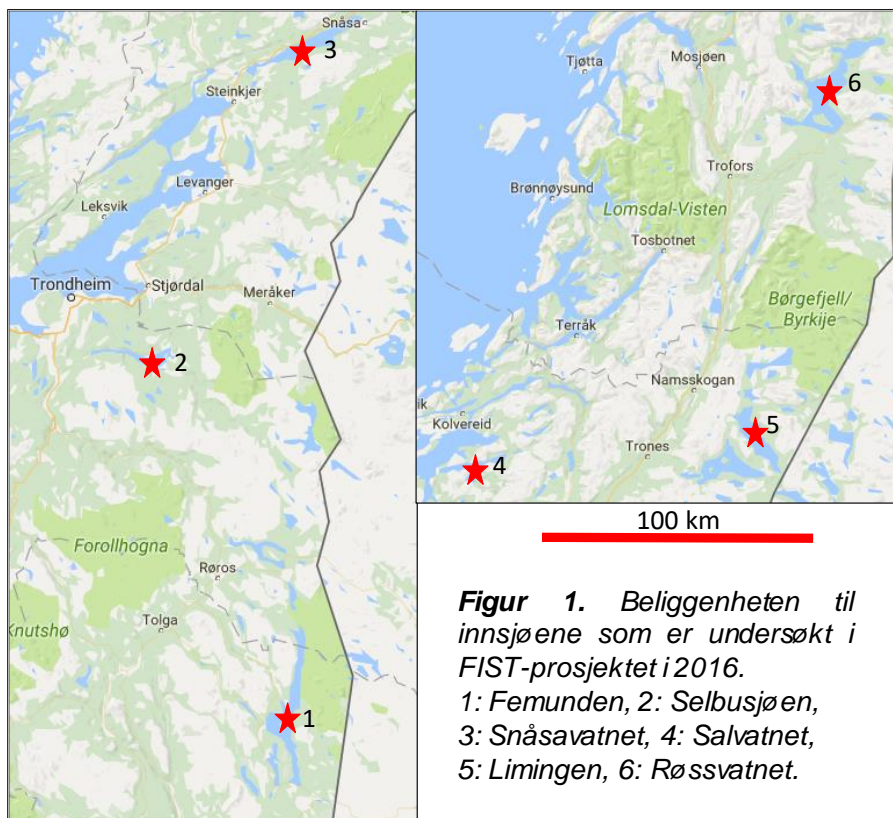
Det er stor variasjon i innsjøbassengenes form. Dersom vi for enkelhets skyld omtaler strandsona i alle innsjøene som 0-20 m dyp, varierer arealet som utgjøres av dette habitatet fra 7 til 50 % (**tabell 2**).

**Tabell 1.** Geografiske og hydromorfologiske data om store innsjøer undersøkt i 2016. Fylkene er Hed: Hedmark, STr: Sør-Trøndelag, NTr: Nord-Trøndelag, No: Nordland. Nummer 1 – 6 henviser til **figur 1**. Nr. er innsjønummer (jf. <http://www.vann-nett.no/portal/>). Data fra NVEs innsjøbase. Fra 1. januar 2018 er Sør- og Nord-Trøndelag ett fylke: Trøndelag.

Innsjø	Nr.	Fylke	Koordinater	Areal km <sup>2</sup>	H.o.h. m	Max dyp m	Mid. dyp m	Reg.-høyde m
1 Femunden	1348	Hed /STr	62,093°N 11,84°Ø	203	664	150	29,5	-
2 Selbusjøen	892	STr	63,24°N 10,90°Ø	58	159 (155,0 – 161,3)	206	70	6,3
3 Snåsavatnet	930	NTr	64,19°N 12,04°Ø	122	22 (21,0 – 22,4)	121	46	1,4
4 Salvatnet	723	NTr	64,71°N 11,65°Ø	45	9	464	155	-
5 Limingen	1131	NTr	64,77°N 13,61°Ø	93	418 (409 – 417,7)	192	87	8,7
5 Røssvatnet	501	No	65,77°N 14,02°Ø	218	383 (370,7 – 383,2)	231	60	12,5

**Tabell 2.** Andel av innsjøareal grunnere og dypere enn 20 m i de seks store innsjøene som ble undersøkt i 2016. Arealene er avlest visuelt fra hypsografiske kurver (<https://www.nve.no/karttjenester/>, dybdekart finnes i vedlegg 2).

Innsjø	Areal km <sup>2</sup>	Areal		Andel av totalareal, %	
		0-20 m	>20 m	0-20 m	>20 m
Femunden	203	102	101	50	50
Selbusjøen	58	17	41	29	71
Snåsavatnet	122	40	82	33	67
Salvatnet	45	3	42	7	93
Limmingen	93	15	78	16	84
Røssvatnet	218	70	148	32	68



## 2.2 Fiskefauna

Alle innsjøene har en fauna dominert av laksefisk (**tabell 3**). Aure og røye forekommer i alle lokalitetene, mens sik og harr kun forekommer i Femunden. Laks forekommer i dag bare i Salvatnet, men har i historisk tid også forekommet i Snåsavatnet, selv om dambygging i Byafossen (Steinkjer) førte til at dette tok slutt allerede før 1900 (Rikstad & Grindberg 2017). Gjedde og ørekyt er introdusert i Selbusjøen, og ørekyt er også introdusert i Limingen og Røssvatnet. Tre-pigget stingsild er introdusert i den høytliggende innsjøen Limingen. Her er det også rapportert fangst av kanadarøye, men det er usikkert om denne har etablert seg. Av stor betydning for fiskesamfunnet er det faktum at krepsdyret *Mysis relicta* («mysis») er introdusert i Selbusjøen, Snåsavatnet og Limingen.

**Tabell 3.** Forekomst av fiskearter i de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016. (x) betyr at arten forekommer, men ikke ble fanget ved vårt prøvefiske i 2016. XI og (xi) betyr at arten er introdusert, og henholdsvis fanget og ikke fanget i vårt prøvefiske.

Innsjø	Aure	Røye	Harr	Sik	Laks	Abbor	Gjedde	Ørekyt	3-pigget stingsild	Lake	Ål	Kanada-røye
Femunden	X	X	(x)	X		X	X	X		X		
Selbusjøen	X	X					<u>XI</u>	<u>XI</u>				
Salvatnet	X	X			X				X		(x)	
Snåsavatnet	X	X							X	X	(x)	
Liming	X	X						<u>XI</u>	<u>XI</u>			( <u>xi</u> )
Røssvatnet	X	X							( <u>xi</u> )			



## 2.3 Metoder

### 2.3.1 Partrål

Erfaringene fra 2015 tilsier at partrål er en godt egnet metode for å samle fisk i de aller fleste størrelsesgruppene som lever i det pelagiske habitatet (Sandlund mfl. 2016). Det ble derfor bestemt at pelagisk partrål skulle være standard metode for prøvefiske i de åpne vannmassene.

Ved forsøkene i 2016 ble derfor de samme to partrålene benyttet som beskrevet i Sandlund mfl. (2016). Den ene trålen er produsert i 2015 av Donsö Fiskeredskap & Skeppsfullnering AB, Sverige, med 5,5 mm maskevidde i fangstposen (her kalt «ny trål»). Denne trålen ble brukt i alle innsjøene unntatt Femunden, der den «gamle trålen» ble brukt. Den ble levert av AS Fiskeredskap, Bergen, i forbindelse med undersøkelsene i Mjøsa i 1978-1981 (Lindem & Sandlund 1984). Maskevidden i fangstposen er 7,5 mm. Prosedyren for fiske med partrål er beskrevet i Sandlund mfl. (2016). Nytt i 2016 var at det var anskaffet en dobbelt-tromla vinsj for å trekke inn trålen på en sikrere måte både for mannskap, og for å redusere risikoen for kryssing av tråltau under setting (**figur 2**)



**Figur 2.** Tråling med partrål på Limingen. Vinsjen var montert på hekken på en 19 fots Kaasbøll. Anti Eloranta er båtfører, Vitenskapsmuseets båt ses i bakgrunnen. Foto: Karl Øystein Gjelland.

### 2.3.2 Garnfiske

I 2016 ble det prøvefisket med bunnsatte nordiske oversiktsgarn i alle de seks innsjøene (1,5 x 30 m lange bunngarn med maskevidder 5-55 mm i 12 paneler á 2,5 m, maskeviddene er 5, 6, 25, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm i randomisert rekkefølge, se Appelberg mfl. 1995). Opplegget for prøvefisket ble designet med sikte på at dette skal være overvåkingsundersøkelser. Det betyr at arbeidsinnsatsen av økonomiske hensyn må være begrenset samtidig som materialet som samles inn må gi tilstrekkelig informasjon om artsforekomst og bestandsstruktur hos de viktigste artene i habitatene langs bunnen (litoral- og profundalssona).

Tidligere erfaring fra prøvefiske med bunnsatte nordisk prøvegarn tilsier at to personer kan operere 24 slike garn per døgn dersom garna er fordelt på to stasjoner. Dette inkluderer setting og trekking av garna, uttak av fisken og prøvetaking (evt. etikettering og pakking/frysing dersom fisken må bringes tilbake til laboratoriet). Det betyr at to dagsverk gir en fangstinnsetning på 24 garnnetter. På grunnlag av erfaringer gjort ved prøvefiske i Tunnsjøen i 2014, der det ble fisket på ni stasjoner fordelt rundt i strandsona i innsjøen (Sandlund mfl. 2015), ble det bestemt at man i 2016 skulle forsøke et standard opplegg med fire stasjoner i hver innsjø. På hver stasjon ble det satt 12 garn, fordelt med seks enkeltgarn spredt i strandsona og to lenker á tre garn fordelt i 30-50 m og >50 m dyp. Standard arbeidsinnsats med bunngarn i hver innsjø blir dermed fire dagsverk i felt (2 personer i 2 døgn). Dette opplegget ble evaluert da resultatene forelå fra feltarbeidet i 2016.

I Selbusjøen og Limingen ble det gjort en større garninnsats ved at de respektive regulantene (NTE i Limingen og Statkraft i Selbusjøen) finansierte mer omfattende undersøkelser som ble gjennomført samordnet med FIST-prosjektet. I Limingen ble innsatsen med nordisk bunngarn økt med ytterligere 47 garnnetter, og det ble fisket med to nordisk flytegarn (6 m dype med samme maskeviddeutvalg og panellengde som nordiske bunngarn i to dyp: 0-6 og 10-16 m (Sandlund mfl. 2017)). I Selbusjøen ble bunngarnfisket supplert med en modifisert Jensenserie (1,5 m x 25 m bunngarn med maskevidder henholdsvis 12,5, 15,5, 21 (2 stk.), 26, 29, 35, 39 og 45 mm) i tolv garnserie-netter. I pelagialen ble det også fisket med en flytegarnserie med 6 m dype x 25 m lange garn, med maskeviddene 15,5, 19,5, 26, 29 og 35 mm. Disse ble satt på 0-6 m dyp, i tillegg ble det fisket med nordisk flytegarn på 0-6 og 10-16 m dyp (Arnekleiv mfl. 2017).

### 2.3.3 Temperatur-, lys- og oksygenforhold

Fysiske og kjemiske forhold ble målt i de undersøkte innsjøene forbindelse med ØKOSTOR-programmet (Lyche Solheim mfl. 2017). I dette programmet ble også planteplankton og vannplanter samt dyreplankton registrert. Disse undersøkelsene viser at alle de seks innsjøene er næringsfattige, men det er likevel ganske stor variasjon i siktedyp (**tabell 4**). I Snåsavatnet varierte siktedypet mellom 4,15 og 5,5 m, med gulbrun/brun vannfarge. Det klareste vannet hadde Røssvatnet, med siktedyp mellom 11,3 og 15,5 m og lysegrønn/grønn vannfarge. En tommelfingerregel sier at det er tilstrekkelig lys til en viss primærproduksjon ned til ca. 2 x siktedypet. Samtidig er forholdet mellom primærproduksjon og nedbrytning også sterkt påvirket av temperaturen, slik at nedbrytningen under termoklinen normalt er større enn eventuell primærproduksjon. En pragmatisk tilnærming vil da være å ta hensyn til både siktedyp og termoklin ved definisjon av strandsonas utstrekning. Vi har tatt utgangspunkt i at den strekker seg ned til et dyp som tilsvarer 2 x siktedypet, og så justert for termoklinens dybde i noen innsjøer. Temperatur og siktedyp har også sesongvariasjoner, mens vi ønsker å forholde oss til en dybdeverdi for strandsonas utstrekning. Tilnærmingen er grov, vi brukte den samme definisjonen på overgangen mellom epi- og hypolimnion, og av praktiske hensyn i analyser og sammenligninger valgte vi å sette grensen til nærmeste 5 m dybdeintervall (**vedlegg 5**). For de seks innsjøene i **tabell 4** blir dette 20 m i Femunden, Limingen og Røssvatnet, og 15 m i Selbusjøen, Snåsavatnet og Salvatnet.

Temperaturmålingene gjort i ØKOSTOR-prosjektet i 2016 viste at alle de seks innsjøene er relativt kalde, og at høyeste overflatetemperatur (10-14 °C) ble målt i august-september (se **vedlegg 4 og 5**). Det oppvarmede overflatelaget (varmere enn 10 °C) nådde ned til ca. 23 m i Femunden, 17-18 m i Limingen, Selbusjøen og Snåsavatnet, og 12-13 m i Røssvatnet og Salvatnet.

**Tabell 4.** Siktedyp (m) og vannfarge i de seks undersøkte innsjøene i 2016. Fra Lyche Solheim mfl. (2017).

Innsjø	Parameter	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
Femunden	Siktedyp	islagt	mangler	8,5	9,5	7,5	9
	Vannfarge		gulbrun	gulbrun	gulbrun	gulbrun	gulbrun
Selbusjøen	Siktedyp	8,5	7	5	7,7	5,2	6
	Vannfarge	gulbrun	gulbrun	gulbrun	gul	gul	gulbrun
Snåsavatnet	Siktedyp	5,5	4,7	4,8	5,1	4,15	4,5
	Vannfarge	gulbrun	gulbrun	brungul	brun	brun	brun
Salvatnet	Siktedyp	11,5	8,5	8	7	7,5	9,4
	Vannfarge	gulbrun	gul	gulbrun	gul	gul	gul
Limmingen	Siktedyp	12,7	13	9	10,5	12,6	10,6
	Vannfarge	lysegrønn	lysegrønn	gulbrun	lysegrønn	grønn	grønn
Røssvatnet	Siktedyp	15	12	15	15,5	11,25	11,25
	Vannfarge	lysegrønn	grønngul	lysegrønn	grønn	lysegrønn	lysegrønn



## 2.3.4 Ekkolodd og hydroakustiske registreringer

### 2.3.4.1 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene ble gjennomført etter mørkets frambrudd, med transekter i et sikksakk-mønster med en dekningsgrad  $D$  nær 6, som antas å gi et godt statistisk grunnlag for tetthetsberegningene (Aglen 1983) ( $D = \frac{L}{\sqrt{A}}$ , der  $L$  er seilt distanse i km og  $A$  er innsjøens areal i km<sup>2</sup>).

Ekkoloddet består av en sender/mottaker (transceiver), én eller flere svingere, en GPS og en PC for å visualisere og lagre rådata fra både transceiver og GPS. Svingeren var montert på en vinge som ble tauet på 1 m dyp på siden av båten under opptak (**figur 3**). I Femunden var svingeren montert på en brakett som ble senket fra overflatestilling under transport ned til ca. 0,5 m under vannoverflata under registrering. Det ble benyttet 19-22 fots båter med god stabilitet. I undersøkelsene i denne rapporten ble hydroakustiske registreringer gjennomført med et 70 kHz Simrad EY60 vitenskapelig ekkolodd med en ES70-11 splittstrålesvinger med sirkulær 11°<sub>-3dB</sub> åpningsvinkel.

Sendestyrken som ble brukt varierte mellom 300 og 640 W. Pingintervallet ble tilpasset innsjøens dyp, og var mellom 0.5 og 1.3 s med pulslengde 512 µs. Båtenes hastighet under ekkoregistrering lå mellom 1,38 og 2,58 m/s (2,7-5 knop). Rådata ble lagret underveis.

### 2.3.4.2 Programvare og analysestandarder

Til innsamling av hydroakustiske data har vi benyttet ekkoloddprodusentens egen programvare SIMRAD ER60. Til etterbehandling og analyser har vi benyttet programmet Sonar5 Pro (S5) fra Lindem Data Acquisition (Balk 2017), samt statistikkpakke R (R Core Team 2017). Vi har benyttet veiledningene gitt i standardprosedyre utarbeidet for De Store Sjøer (Parker-Stetter mfl. 2009), og den nye europeiske standarden for kartlegging av fiskebestander med hydroakustiske metoder (CEN 2014). Gjennom etterprosessering har vi utført bunndeteksjon, støyfjerning samt satt terskel mellom støy og biologi før vi beregnet volumtetthet (antall fisk per volumenhet vann), arealtetthet (antall fisk per ha overflateareal), biomasse (antall kg fisk per ha overflateareal) og størrelsesfordelinger av fisken (som ekkostyrkefordeling TS (dB), og som beregnede kroppslengder (cm)). Alle ekkolodddata er geolokaliserte.



**Figur 3.** Vingen med ekkoloddsvingeren ble tauet på siden av båten på 1 m dyp. Foto: Karl Øystein Gjelland.

### 2.3.4.3 Hydroakustisk registrering og analyser

I etterprosesseringen av ekkolodddataene ble kriterier for enkeltekkodeteksjon satt til 0.8 og 1.3 for henholdsvis minimum og maksimum ekkolengde, maksimum 3 dB en-veis stråletverrsnitt-kompensering (off-axis gain), maksimum 0.3° standardavvik i fasevinkel, og medium multiplertopp filter (Balk 2017). Terskel for aksept av enkeltekko ble satt til en målstyrke (TS, target strength) på -60 dB, basert på frekvensfordelingen av enkeltekko og forventet målstyrke for årssyngel. Terskel for volumtilbakespredningsstyrke ( $S_v$ ) ble satt til -66 dB (TS-terskel - 6 dB), vurdert ut fra TS-terskel samt Eckmann-terskling (Eckmann 1998, Balk 2017).

Den integrerte ekkomengden er en kombinasjon av antall og størrelse av fisk i det undersøkte fiskesamfunnet. For å kunne estimere fiskemengde eller tetthet (antall per volum- eller arealenhet) må en derfor dividere gjennomsnittlig integrert ekkoareal (MVBC, mean volume backscattering coefficient) med gjennomsnittlig tilbakespredningsareal for enkeltfisk ( $\sigma_{bs}$ ). Vi brukte her enkelttekkodeteksjoner som mål på ekkostyrke hos observert fisk. Denne metoden er uavhengig av funksjoner som beskriver forholdet mellom fiskens lengde og ekkostyrke, men krever et godt antall deteksjoner for å gi et best mulig resultat. Ekkoregistreringene ble analysert i 7 dybdeintervall (4-10 m, 10-15 m, 15-20 m, 20-25 m, 25-30 m, 30-50 m og 50-100 m). MVBC ble beregnet innenfor hvert dybdeintervall for hvert transekt separat. Fra overflaten ned til ca. 4 m dyp er det dels blindsoner, dels lite strålevolum, samt mer støy fra luftbobler nær overflaten. Vi antok at tetthet og fordeling fra 0 til 4 m dyp var omtrent som for 4-10 m dybdeintervallet, og ekstrapolerte derfor volumtettheten fra 4-10 m til å gjelde hele dybdeintervallet 0-10 m. Ekkointegreringen ble avsluttet 0,5 m over bunnen for å unngå bunnekk og fisk som stod svært nær bunnen i analysene.

På grunn av lav tetthet i mange av fiskebestandene ble det observert få enkelttekkodeteksjoner (ekko akseptert av programvaren som enkeltfisk) innenfor hvert transekt. Tetthetsestimering med bruk av observert størrelsesfordeling krever at vi har mange enkelttekkodeteksjoner for å få et pålitelig mål på gjennomsnittlig størrelse. Gjennomsnittlig tilbakespredningsareal for enkeltfisk ( $\sigma_{bs}$ ) ble derfor estimert samlet for hele innsjøen, men innenfor epilimnion og hypolimnion separat. Strålevolumet øker med dypet (avstanden fra ekkoloddet), og dermed er også sannsynligheten for å observere fisk større med økende dyp dersom tettheten er den samme. Fra fangstene så vi at fiskestørrelsen gjerne endret seg med dypet. For å unngå at fisk på større dyp dominerte størrelsesfordelingen, ble antallet enkelttekkodeteksjoner i hver decibelklasse dividert med produktet av strålevolumet og transektlengden i det aktuelle dybdeintervallet. Deretter ble gjennomsnittlig antall enkelttekkodeteksjoner per kubikkmeter i hver decibelklasse (klasser á 1 dB) i henholdsvis epi- og hypolimnion funnet ved å vekte med intervallenes dybdeutstrekning. Gjennomsnittlig tilbakespredningsareal for enkeltfisk ( $\sigma_{bs}$ ) ble så funnet ved å ta gjennomsnitt av desibelklassene, vektet med antallet enkelttekkodeteksjoner per kubikkmeter i klassen.

For hvert enkelttekkodeteksjon ble fiskelengde estimert fra ekkostyrken via forholdet mellom fiskelengde og ekkostyrke estimert i denne rapporten (se under). Forholdet mellom lengde og vekt for artene sik, aure og røye ble estimert ved lineær regresjon på log-log skala, og den resulterende funksjonen ble deretter brukt sammen med ekkostyrke-lengde-forholdet til å beregne fiskevekt i hver decibelklasse for den enkelte art. Disse vektberegningene ble så brukt til å estimere gjennomsnittsvekten for fisk observert som enkelttekkodeteksjoner, vektet for enkelttekkodeteksjoner per kubikkmeter i hver decibelklasse. Andelen av de ulike artene i antall og vekt ble estimert fra trålfangstene. Det ble skilt på ett år og eldre fisk (røye, aure og sik) som én gruppe, og årsyngel og stingsild som en gruppe. Stingsild og årsyngel av røye og sik har overlappende størrelsesfordelinger, og vi vet lite om ekkostyrkeresponsen hos disse til at vi kan skille dem i analysene. I fangstene ble skillet mellom stingsild/årsyngel og ettårig og eldre fisk satt ved 75 mm, i TS-fordelingen ved -50 dB. I årsyngel/stingsildgruppa var fangstene begrenset, og det ble ikke gjort videre artsanalyser siden denne gruppa uansett bidrar lite til biomasse-estimatet. I hypolimnion antok vi at fiskesamfunnet var helt dominert av røye der fangstene var for små til å gi et godt bilde av artsfordelingen. Dette var tilfelle i de innsjøene der fangstene var gode (med unntak av Femunden, der både sik og til dels aure også går profundt).

Volumtetthet i hvert dybdeintervall ble beregnet som # fisk m<sup>-3</sup>, omregnet til biomasse (se over) for den enkelte art og dennes vektandel i fangsten, for så å bli illustrert som vertikalprofil av biomasse per volum. Gjennomsnittlig tetthet og variansmål ble estimert med glm (Generalized Linear Model), med dybdelag som faktor og med en antakelse om quasi-poisson fordeling. Ved beregning av arealtettheter ble MVBC i det enkelte lag integrert i henholdsvis hypolimnion og epilimnion, deretter ble arealtetthet og variasjonsmål beregnet med glm som for lag-analysen beskrevet ovenfor. Tetthetene ble relatert til innsjøens areal; innsjøens morfometri ble tatt hensyn til ved å vekte andelen i det enkelte lag som var vann og ikke bunn. Denne prosedyren gjør det rett fram å oppskalere til totalbestand ved å multiplisere arealtettheter med innsjøens areal (jf. tabell 4).

Tettheten av artene ble til slutt integrert over alle dybdeintervall og representert som # fisk ha<sup>-1</sup> innenfor hvert transekt. Gjennomsnittlig arealtetthet med tilhørende konfidensintervall ble så beregnet, igjen med glm og en antakelse om quasipoisson fordeling. Gjennomsnittlig tetthet beregnet ved denne metoden er den samme som å legge sammen estimatene for epi- og hypolimnion, men konfidensintervallene blir smalere enn ved å legge sammen konfidensintervaller for epi- og hypolimnion. Estimering av biomasse for den enkelte arten ble gjort ved å multiplisere tetthet med biomasse-andelen av arten i trålfangsten og gjennomsnittlig vekt beregnet fra TS-fordelingen som beskrevet over. Denne framgangsmåten muliggjorde biomasse-estimering med samme metode i alle innsjøer, men gav ikke mulighet til å differensiere på artsstørrelse i de tilfeller der fangstene var små. Framgangsmåten vil også gi noe forskjellig biomasse-estimat i forhold til om vi hadde brukt gjennomsnittsvekter fra fangstene direkte der det var mulig. For å gi innblikk i forskjellene, blir gjennomsnittsvekt beregnet fra fangst og beregnet fra enkelttekkopresentert. For enkelte av innsjøene var de pelagiske fangstene for små til å gi et godt bilde av arts- og størrelsessammensetning. Dette gjaldt særlig Salvatnet, men også i enkelte av de andre innsjøene var fangstene i hypolimnion lavere.

#### 2.3.4.4 Forholdet mellom lengde og ekkostyrke

Generelt blir forholdet mellom ekkostyrke (dB) og fiskelengde (cm) estimert ved lineær regresjon, med fiskelengde på base<sub>10</sub>-logaritmisk skala (ekkostyrke er pr definisjon også på logaritmisk skala). I Norge har modellparametere ( $TS = 19.7 \log_{10}(L) - 68.1$ ) fra Lindem & Sandlund (1984) sine undersøkelser i stor grad vært brukt, selv om det ikke har vært gjennomført eksperimenter for å verifisere parameterne i denne modellen. I undersøkelsene fra 2015 fant vi at bruk av disse regresjonsparameterne til å estimere fiskelengde fra TS trolig overestimerer fiskens lengde, og dermed også biomasse (Sandlund mfl. 2016). De fleste innsjøene i årets rapport var røyjesjøer, der sammenhengen mellom TS og fiskelengde har vært lite undersøkt. I Femunden er fiskesamfunnet dominert av sik, og til forskjell fra flere av innsjøene i 2015-undersøkelsen finnes det ikke krøkle i noen av innsjøene undersøkt i 2016. Det var derfor naturlig å vurdere om lengde-TS forholdet funnet i 2015 kunne passe for undersøkelsene i 2016, basert på regresjonsanalyser av multiple gjennomsnitt fra miks-fordelinger av fiskelengder og miks-fordelinger av enkelttekkodeksjoner, modellert i R med pakken «mixtools» (Benaglia mfl. 2009) som i 2015. Dette resulterte i en ny regresjonsanalyse for forholdet mellom lengde og TS, som ble brukt ved biomasseberegningene i denne rapporten.

#### 2.3.5 Vannforskriften og økologisk tilstand

For klassifisering på grunnlag av fisk under vannforskriften skal det foreligge data om artssammensetning i fiskesamfunnet, mengden fisk, og bestandsstruktur for de viktigste fiskeartene. For registrering av artsinventar, er det nødvendig med fangst i strandsona og langs bunnen på dypere vann. Dette ble gjennomført i alle de seks innsjøene i 2016 etter et standard opplegg (jf. kapittel 2.3.3). I Limingen og Selbusjøen ble det, med finansiering fra de respektive regulantene, gjennomført et utvidet garnfiske.

De ekkolodd-registreringene som er gjort egner seg godt til klassifisering på grunnlag av WS-FBI-indeksen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, Sandlund mfl. 2016, **vedlegg 3**), som relaterer seg til eutrofiering av vannforekomsten. WS-FBI-indeksen er imidlertid basert på lavlandsinnsjøer (<200 moh.), og det er ukjent i hvilken grad den kan brukes til å klassifisere høyreliggende innsjøer som Femunden, Limingen og Røssvatnet. Nedgang i fiskebestandens størrelse/tetthet («%bestandsnedgang»), eventuelt norsk endringsindeks for fisk (NEFI-indeksen) kan anvendes dersom man har tilgang på informasjon fra tidligere prøvefiske. Eventuelt, hvis ingen annen informasjon finnes, kan intervjuer med lokalkjente personer bidra til å beskrive og sannsynliggjøre utviklingen i fiskesamfunnet over tid. Data fra sammenlignbart tidligere prøvefiske kan gi et godt grunnlag for klassifisering (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

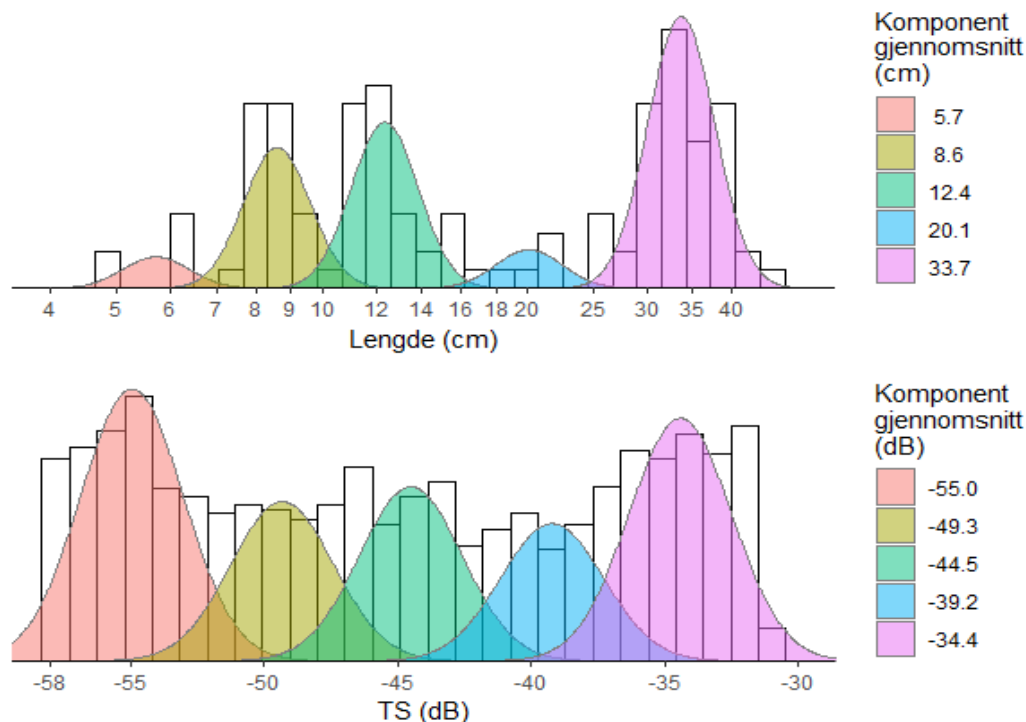
### 3 Resultater

#### 3.1 Hydroakustikk og metodevalg

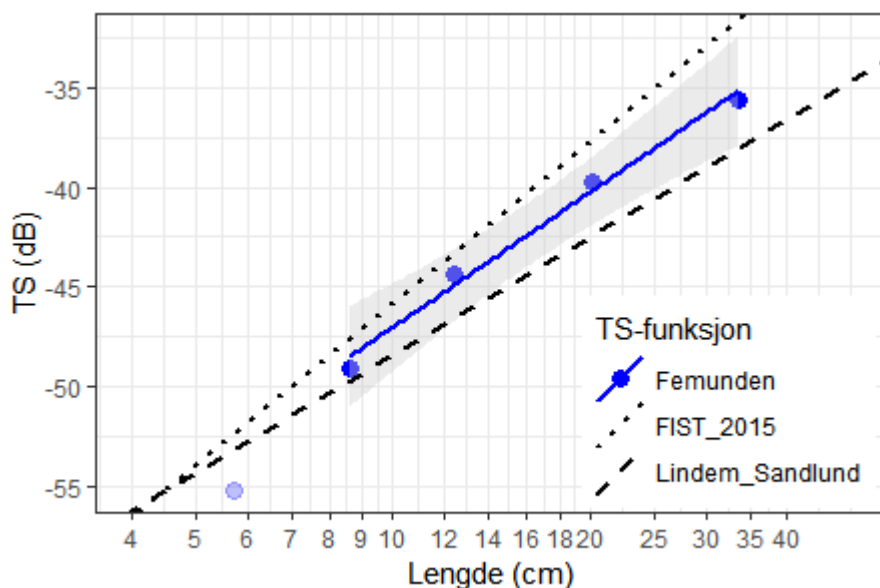
##### 3.1.1 Forholdet mellom lengde og TS

I de innledende analysene ble lengde-TS-forholdet utarbeidet i FIST 2015 brukt, men resultatene fra dette indikerte at vi underestimerte gjennomsnittsvekten i de pelagiske fiskesamfunnene når vi sammenlignet med gjennomsnittsvekten fra trålfangstene. Dette gjaldt både i Femunden der fiskesamfunnet er dominert av sik, som regresjonen i stor grad var basert på, og i de andre innsjøene dominert av røye. Det ble derfor gjennomført analyser med miks-modellering av lengde og TS-observasjoner på datagrunnlaget fra Femunden (**figur 4**). Når gjennomsnittsestimatene fra de enkelte størrelsesgrupper ble satt sammen i en lineær regresjonsanalyse, resulterte det i funksjonen  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$  ( $r^2=0,99$ ), der  $L$  tilsvarer fiskens totallengde. Tilsvarende regresjon for å estimere lengde fra TS gav  $L = 0,0439 \cdot TS + 1166$ , men forskjellen på å estimere lengden fra denne siste regresjonen i forhold til å snu om på den første er så små ( $< 1$  cm for  $TS = -30$  dB) at vi mener det er tilstrekkelig å holde seg til den første av disse regresjonene.

Regresjonskurven er mindre bratt enn i regresjonen fra FIST 2015 (**figur 5**), men gir en høyere TS enn forventet ut fra Lindem-Sandlund regresjonen. Den minste gruppen (5,7 cm, -55.2 dB) fra miks-modelleringen ble utelatt fra regresjonen. Dette punktet har stor påvirkningskraft på regresjonen, og stingsild og årsyngel av laksefisk ( $< 60$  mm) antas å være kraftig underestimert i trålfangsten. Gjennomsnittlig lengde for denne gruppen må derfor forventes å ligge vesentlig lavere enn 5,7 cm, og dermed også passe bedre inn med forventningene fra regresjonen (**figur 5**).

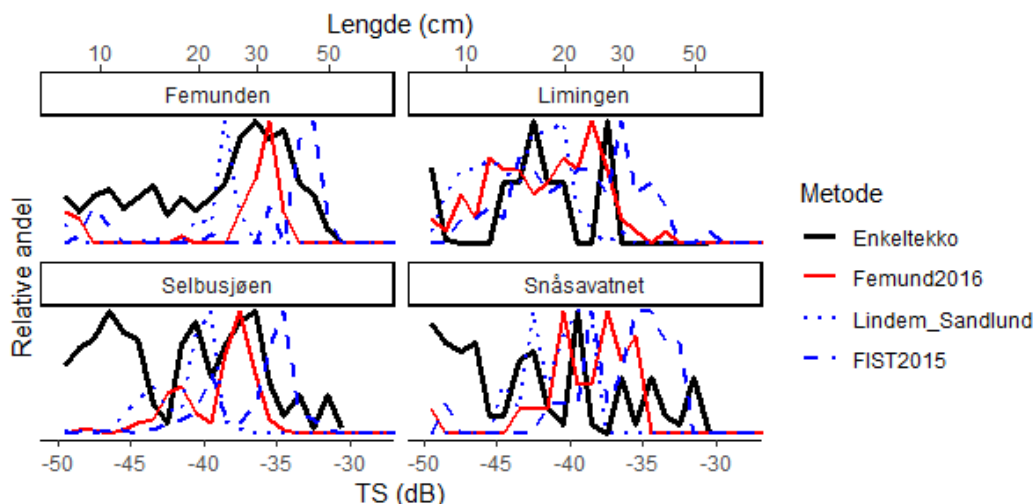


**Figur 4.** Øvre del: Lengdefordelingen i fangstene fra Femunden ble modellert på en  $\log_{10}$ -skala som en sammensetning av fem ulike størrelsesgrupper med samme standard-avvik. Nedre del: TS-fordelingen (basert på epilimnetiske observasjoner og korrigert for ekkostrålens observasjonsvolum i de ulike analyselag) ble også analysert som en sammensetning av fem ulike størrelsesgrupper med samme standardavvik.



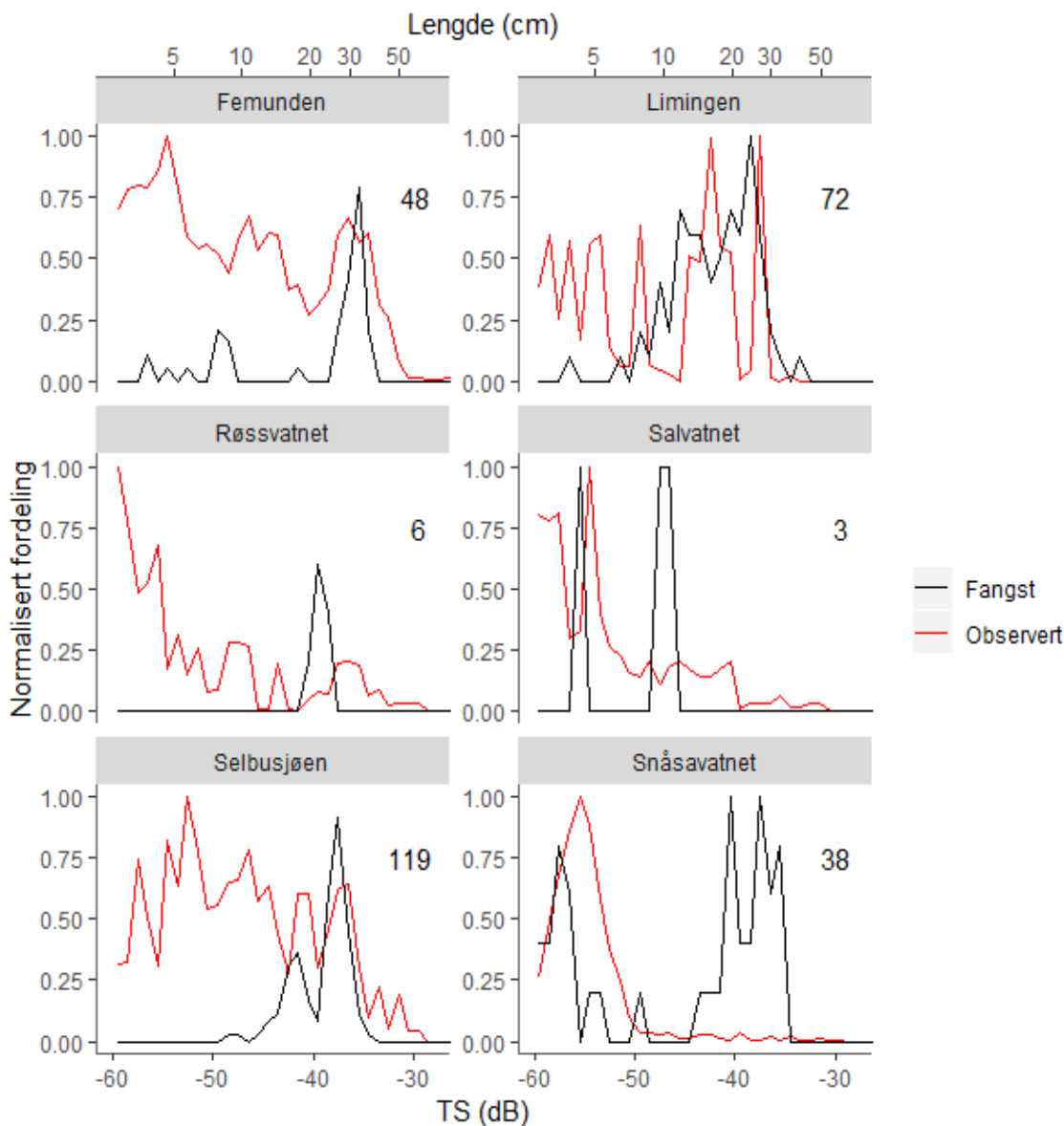
**Figur 5.** Punktene viser gjennomsnittstoppene i lengde og TS-fordelinger fra miks-distribusjonsanalysen vist i Figur 3.1. Punktet for den minste gruppen er indikert noe gjennomsliktig, for å vise at denne gruppen ble utelatt fra regresjonen på grunn av lav fangst og høy usikkerhet knyttet til fordelingen i denne lengdegruppen. Punktet har også stor potensiell påvirkningsgrad på regresjonen. Resultatet fra regresjonen var  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$  ( $r^2=0,99$ ).

Sammenlignes toppene i TS-fordelingen observert med ekkolodd med TS-fordeling forventet ut fra fangstbasert lengdefordeling i innsjøer uten sik, ser det ut til at årets regresjon basert på Femunden-data gir et bedre sammenfall mellom de største toppene i TS-fordeling og lengdefordeling enn det tidligere regresjoner gir (**figur 6**).



**Figur 6.** Sammenligning av TS-fordeling observert med ekkolodd (enkeltekkko) og beregnet fra fangst med ulike funksjoner. Femund 2016: Funksjon basert på Femunden-data i denne rapporten,  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ . Lindem-Sandlund:  $TS = 19,7\log_{10}(L) - 68,1$  (Lindem & Sandlund 1984). FIST2015:  $TS = 27,1\log_{10}(L) - 75,1$ . Salvatnet og Røssvatnet er utelatt fra denne sammenligningen på grunn av lave trålfangster. Det er her fokusert på  $TS > -52$  dB for å få frem toppene for ett år og eldre fisk.

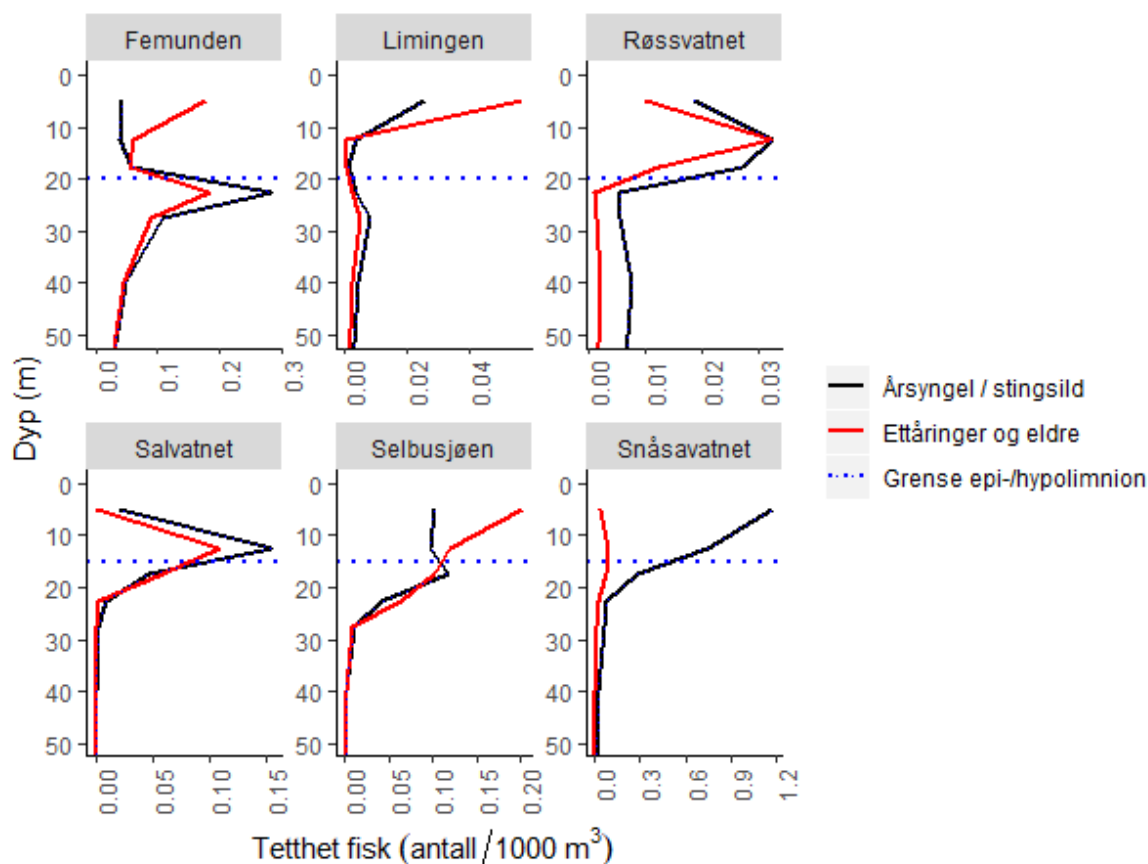
I regresjonsanalysen for Femunden presentert over var det også inkludert fisk fra garnfisket, for å få med flere fisk i størrelsesgruppene mellom stor og liten fisk, siden disse gruppene øyensynlig var representert i TS-fordelingen i ekkoregistreringene. I **figur 7** sammenlignes observert TS-fordeling (korrigert for strålevolumet i analyselaget) gjennom hele vannsøylen fra 0-50 m dyp med forventet TS-fordeling fra fangstene i trål og flytegarn, med bruk av TS-lengdeforholdet  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ . I Femunden, Limingen og Selbusjøen var det en relativt god overenstemmelse mellom toppene i fangstfordelingen og i TS-observasjoner, mens fangstene i Røssvatnet og i Salvatnet var små og gav dårlig sammenligningsgrunnlag.



**Figur 7.** Sammenligning av observert TS-fordeling (volumkompensert) fra 0-50 m dyp med TS-fordeling estimert fra trålfangst ved ligningen  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ , utarbeidet for sik i Femunden i denne rapporten. I Femunden, Limingen og Selbusjøen ser vi en relativt god overenstemmelse mellom toppene i fangstfordelingen og i TS-observasjoner. I Røssvatnet og i Salvatnet var fangstene små, og gir derfor dårlig sammenligningsgrunnlag. I Snåsavatnet forsvinner toppen i fordelingen for større fisk i denne figuren, på grunn av en stor og svært dominerende topp i enkelttekko-observasjoner mellom -60 og -50 dB. Denne toppen skyldes i noen grad årsyngel av røye, men trolig aller mest stingsild (23 % røye og 77 % stingsild blant fisk < 75 mm i trålfangsten).

I Snåsavatnet var det en stor og svært dominerende topp i enkelttekko-observasjoner mellom -60 og -50 dB. I trålfangstene i Snåsavatnet ble det tatt 10 stingsild (24-40 mm) og tre røyer (34-54 mm), slik at denne dominerende toppen blant fisk < 75 mm sannsynligvis skyldtes en kombinasjon av stingsild (77 %) og årsyngel av røye (23 %). I de andre innsjøene var denne gruppen med årsyngel/stingsild også viktig, men ikke i den grad så dominerende antallsmessig som i Snåsavatnet.

Volumtetthetene av fisk var generelt størst i epilimnion, med unntak av Femunden som også hadde høy tetthet mellom 20 og 25 m (**figur 8**). Innad i epilimnion varierte det om tettheten var størst nærmest overflaten eller dypere i epilimnion.



**Figur 8.** Vertikalprofil av volumtettheter av fisk i de undersøkte innsjøene, merk at plottene har ulik tetthetsskala.



## 3.2 Femunden

Femunden ligger 664 moh. og er en uregulert innsjø, med unntak av en heving av vannstanden med ca. 0,5-0,7 m på 1700-tallet (Dahle 1894). Femunden har et areal på 203 km<sup>2</sup>, største dyp er 150 m og middeldyp er 29,5 m. I følge Vann-nett er økologisk tilstand i innsjøen klassifisert som «svært god» (<http://www.vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=311-1348-L>).

### 3.2.1 Feltarbeid

Bunngarnfisket ble gjennomført etter standard opplegg (jf. kapittel 2.3.2) på fire lokaliteter i Femunden 16.-18. august 2016 (**figur Fe1**). Stasjonene ble delvis valgt ut fra tidligere prøvefiske i Femunden (Sandlund & Næsje 1986, Bjørdal & Odden 1995). Fisket ble gjennomført med standard innsats som beskrevet i avsnitt 2.3.2.

Hydroakustiske registreringer ble gjennomført i løpet av to netter: 15.-16. og 16.-17. august 2016, med en dekningsgrad på 5,4 (**figur Fe1**). Det ble gjennomført to tråltrekk, på ca. 10 og 20 m dyp, i løpet av natta 17. - 18. august 2016.

### 3.2.2 Resultater fra Femunden

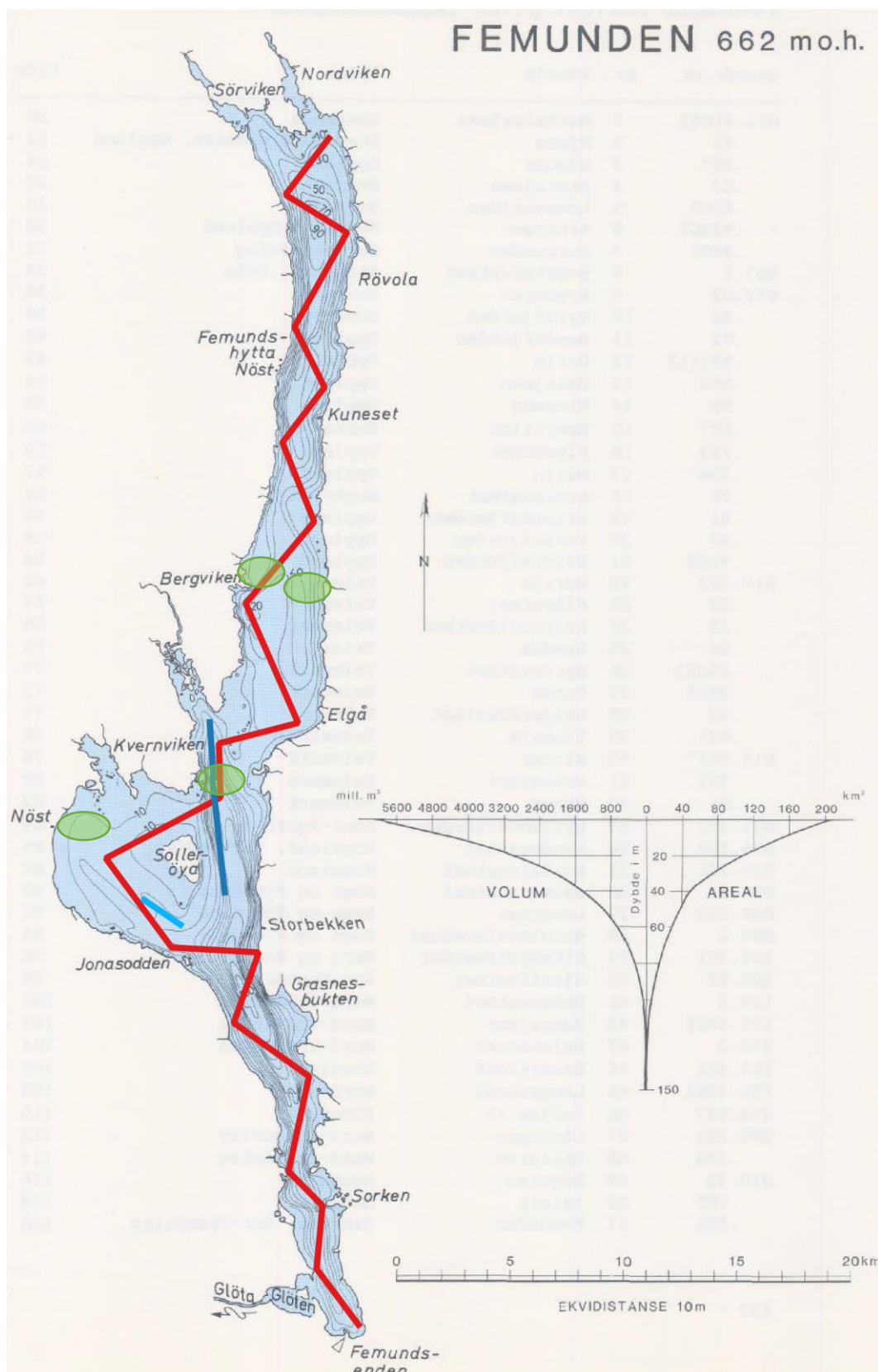
#### 3.2.2.1 Fangster og habitatbruk

Det ble fanget 136 fisk av sju arter ved prøvegarnfisket i Femunden (**tabell Fe1**). Fangsten var dominert av sik (62 %), og med et betydelig innslag av aure, abbor og ørekyt. Lake, gjedde og røye ble fanget i et lite antall, mens harr ikke ble registrert i fangstene i 2016. Dette skyldes at harr kan ha en atferd som fører til at den unngår bunnsatte garn, ved at den går nært overflaten i strandnære områder for å beite overflateinnspekt. Dette medfører at den ofte går over 1,5 m høye garn. Både sik og aure ble fanget på alle dyp ned til mer enn 50 m (**figur Fe2**). Sik fordelte seg i alle dyp der det ble fisket, men med et maksimum i 20-50 m, mens aure var mest tallrik i strandsona (0-10 m).

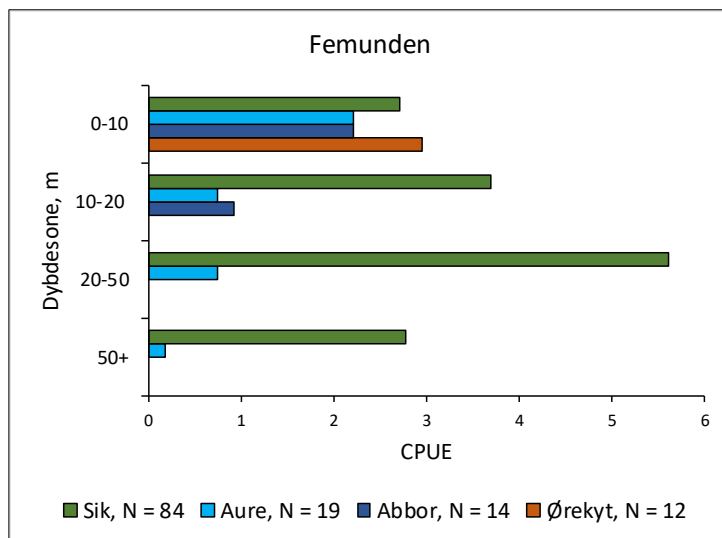
**Tabell Fe1.** Oversikt over totalfangsten i bunnsatte nordisk oversiktsgarn i Femunden i august 2016. N er antall fisk, CPUE er fangst per 100 m<sup>2</sup> garnareal per natt.

Dyp, m	Abbor		Lake		Sik		Aure		Gjedde		Ørekyt		Røye	
	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE
0-10	9	2,2	4	1,0	11	2,7	9	2,2	1	0,2	12	3,0	0	
10-20	5	0,9	0		20	3,7	4	0,7	0		0		1	0,2
20-50	0		0		38	5,6	5	0,7	0		0		1	0,1
50+	0		0		15	2,8	1	0,2	0		0		0	
Sum	14		4		84		19		1		12		2	





**Figur Fe1.** Kart over Femunden med ekkolodd-transekter (røde linjer) og tråltrekk (lyseblå ett kort trekk på 0-10 m dyp, mørkeblå to lengre trekk på 15-25 m dyp). Grønne ovaler indikerer områdene der bunngarnfisket ble gjennomført.

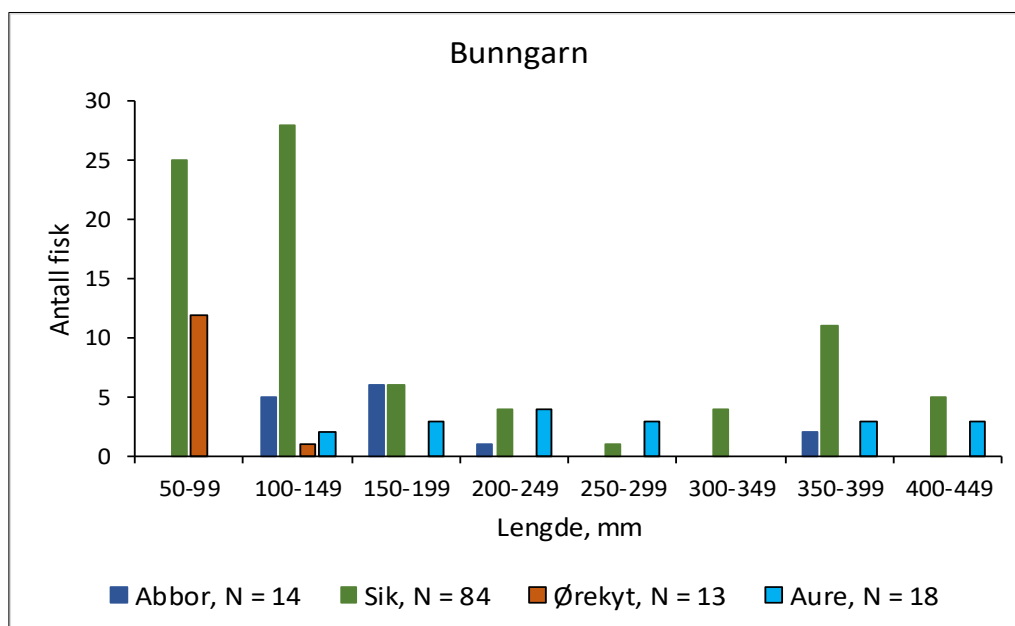


**Figur Fe2.** Fangst per garninnsats (antall fisk per 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt) av de fire mest tallrike fiskeartene i bunngarnfangstene i ulike dybdesoner i Femunden september 2016. All garninnsats samlet (48 garnnetter nordisk bunngarn).

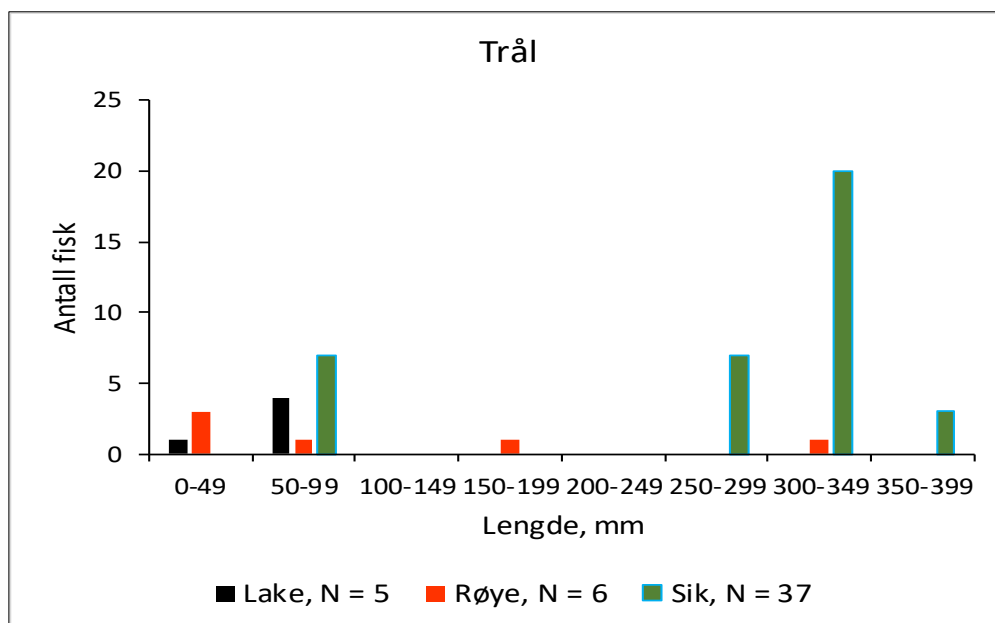
Siken i bunngarnfangstene var mellom 50 og 440 mm, og det var en dominans av fisk mindre enn 15 cm (**figur Fe3**). Auren var mellom 108 og 425 mm, og relativt jevnt fordelt på ulike lengdegrupper. Abboren var mellom 108 og 370 mm, men med en klar dominans av fisk mellom 100 og 200 mm.

Bare tre arter, sik, røye og lake, var representert i trålfangstene (**figur Fe4**). Her utgjorde siken 77 %, og selv om røya var fåtallig også i trålen, utgjorde den 12,5 % av antall fisk, mot 1,5 % i bunngarna. Ettersom trålen kom borti bunnen under trekkene er det usikkert om resultatet gir et pålitelig bilde av fiskesamfunnet i de åpne vannmassene. Det er f. eks. påfallende at vi fanget tre små laker (< 100 mm) i trålen.

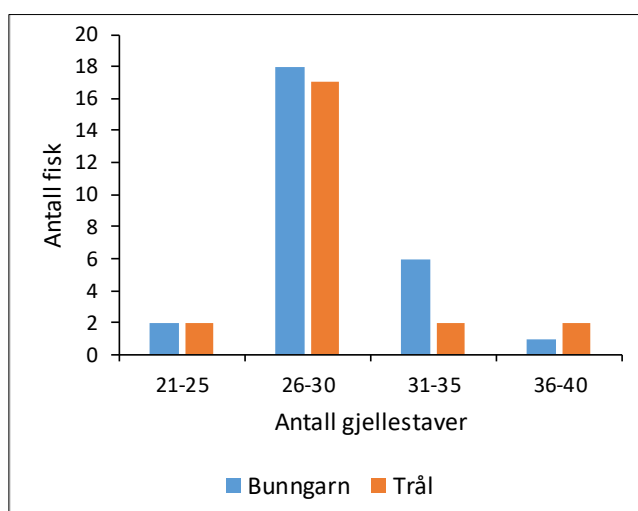
Fordelingen av antall gjellestaver hos siken i fangstene, fra 21 til 40 gjellestaver, tyder på at alle de kjente sikformene er til stede (**figur Fe5**). Det var større dominans av djupsik (mellom 26 og 30 gjellestaver) i trålfangstene enn i bunngarnfangstene. Dette bekrefter det som tidligere er vist med prøvafiske med garn (Sandlund & Næsje 1986).



**Figur Fe3.** Lengdefordeling av de fire mest tallrike fiskeartene i bunngarnfangstene i Femunden i august 2016.



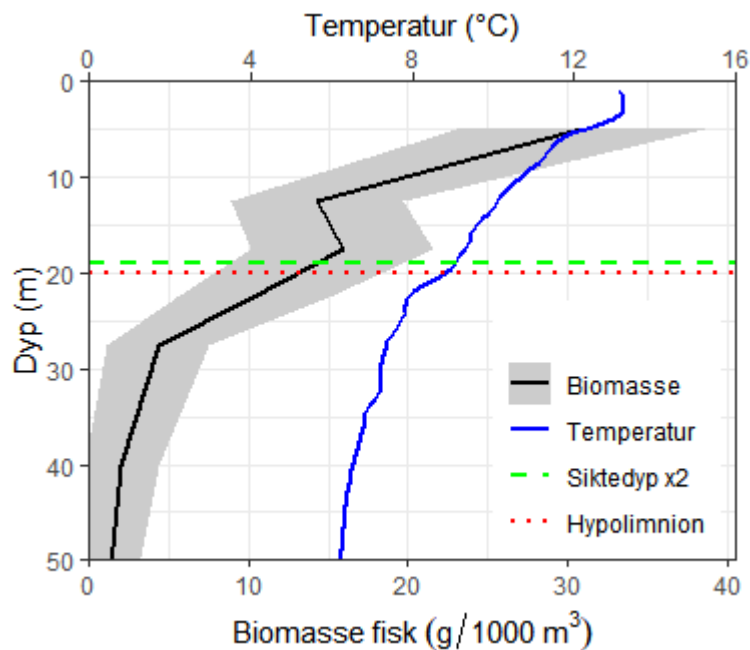
**Figur Fe4.** Lengdefordeling i fangstene med partrål i Femunden i august 2016.



**Figur Fe5.** Fordeling av antall gjellestaver hos sik fra Femunden fanget i nordisk bunngarn (N = 84) og trål (N = 37) i august 2016.

### 3.2.2.2 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene i Femunden ble gjennomført over to netter fra 15.-17. august. De høyeste tetthetene i antall fisk ble observert nær overflaten og mellom 20 og 25 m dyp (**figur 8**), slik også CPUE i garnfangster var størst dypere enn 20 m. Spesielt for Femunden var også at de største tetthetene av årsyngel så ut til å være dypt, ved om lag 8 °C rundt 20-25 m dyp. Men ser en på biomasse-profilen, var biomassen jevnt avtakende med større dyp, og med liknende form som temperaturprofilen (**figur Fe6**). Ettersom trålen var nedom bunnen ved hvert trekk, var det noe usikkert å fordele trålfangsten i epilimnetisk og hypolimnetisk fangst. I analysene har vi derfor behandlet trålfangsten samlet, siden gjennomsnittsvekten var ganske lik for overflatetrekk og dypttrekk (**tabell Fe2**). Lake er derimot utelatt som art fra akustikkanalysene, da vi antar at denne ble fanget når trålen var nær bunnen. Tetthetene av ett år og eldre fisk var moderate i Femunden, med en gjennomsnittlig tetthet av ettårig og eldre fisk på 127 fisk per ha, eller 20,5 kg per ha (**tabell Fe2**).



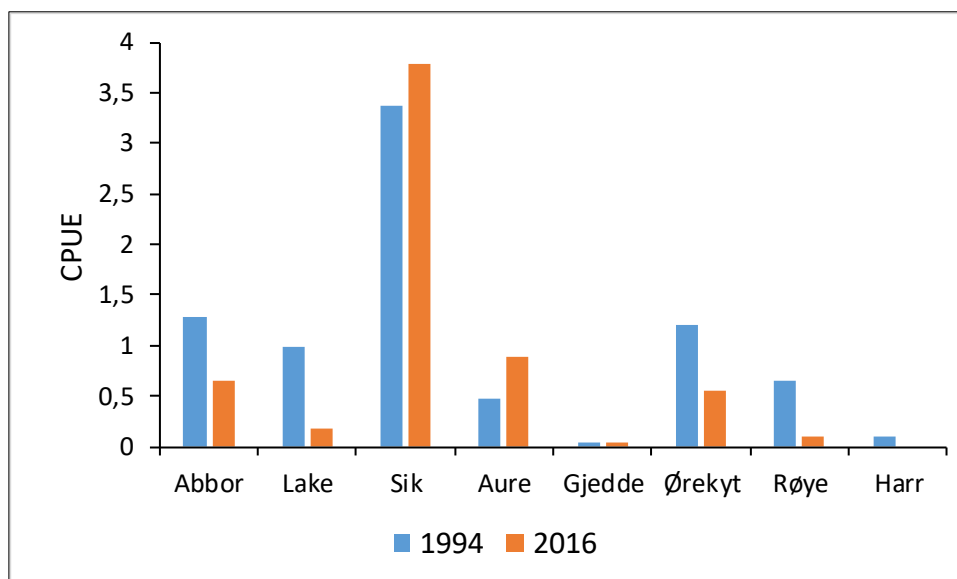
**Figur Fe6.** Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Femunden. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

**Tabell Fe2.** Oppsummering av tetthet i antall og biomasse i Femunden, samt gjennomsnittsvekt for ett år og eldre fisk i fangst og estimert ut fra enkelttekko ved funksjonen  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ . Estimatenes for biomasse og snittvekt er for fisk ett år og eldre ( $\geq 75$  mm).

	Tetthet (antall fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Årsyngel	Ett år og eldre	95 % konfidens-intervall eldre	Totalt	Sik	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	46,4	84,8	61,2-114	18,37	17,6	0,8	242	216
Hypolimnion	56,0	42,1	12,4-119	2,13	2,0	0,1	250	49
Totalt	102,4	126,9	84,6-181	20,5	19,6	0,9		162

### 3.2.3 Økologisk tilstand

Vurdert ut fra WS-FBI-indeksen kan den økologiske tilstanden i Femunden karakteriseres som «god» (**tabell Fe3**). Dette var noe metodeavhengig, da den basert på samme grunnlaget men med litt forskjell i metoder ble klassifisert som «svært god» i ØKOSTOR-rapporten (Lyche Solheim 2017). Fiskebestandene i Femunden har vært gjenstand for undersøkelser siden 1982 (Sandlund & Næsje 1986, Sandlund mfl. 2012). I 1994 ble det gjennomført et omfattende prøvefiske med garn, inkludert fiske med både nordiske oversiktsgarn og tradisjonelle garnserier (6,25-55 mm maskevidder) (Bjørndal & Odden 1995, Grue & Livden 1995, Saksgård mfl. 2002, Ugedal mfl. 2002). Her anvender vi resultatene av prøvefisket med bunnsatte nordiske oversiktsgarn i 1994 som referansetilstand for beregning av NEFI-indeksen. Fangstene i 2016 skilte seg relativt lite fra fangstene i 1994 (**figur Fe7**). I klassifiseringen av dominansforhold for NEFI-indeksen var det ingen arter som endret dominansklasse fra vanlig til sjelden (vi ser bort fra harr som finnes i innsjøen, men som ikke ble fanget i 2016) (**tabell Fe4**).



**Figur Fe7.** Total fangst per innsats (CPUE) i bunnsatte nordisk oversiktsgarn i 1994 (Bjørndal & Odden 1995) og i 2016. Total garninnsats og antall fisk var i 1994: 186 garnnetter og 231 fisk, og i 2016: 48 garnnetter og 134 fisk.

Verdien for referansetilstand (RT) basert på åtte fiskearter i fangsten i 1994 var 5,75. Det var ingen endringer i dominansforholdene i bunngarnfangstene, noe som innebærer at verdien for NEFI blir 1, som tilsvarer **svært god tilstand** (jf. tabell 6-14 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). Det er heller ingen store endringer i bestandsstørrelse vurdert ut fra garnfangstene. Fangstene av aure og sik økte, mens noen av de mindre tallrike artene ble redusert (**figur Fe7**). Endringene er imidlertid innenfor det man må forvente i garnfangster utført på ulike tidspunkt og på noe forskjellig måte. Derfor er tilstanden til fiskebestanden i Femunden i **svært god tilstand** også basert på indikatoren %bestandsendring (jf. tabell 6-10 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018).

**Tabell Fe3.** Estimert biomasse av pelagisk sik og røye i Femunden. WS-FBI og normalisert EQR indikerer at innsjøen skal klassifiseres med tilstand som **god**.

Innsjø- areal (km <sup>2</sup> )	Transekt- lengde (km)	Deknings- grad	Biomasse (kg/ha)		Total bio- masse (t)	WS- FBI	Norm, EQR		Tilstand
			Sik	Røye					
203	72,4	5,1	19,6	0,9	416	1,78	0,75		God

**Tabell Fe4.** Andel av fangsten (jf. **figur Fe5**) og dominansklasse i fiskefangstene i nordiske oversiktsgarn i Femunden i 1994 og i 2016. Total innsats og fangst var: i 1994 186 garnnetter og 231 fisk og i 2016 48 garnnetter og 134 fisk. Harr tas ikke med i beregningen av NEFI.

		Abbor	Lake	Sik	Aure	Gjedde	Ørekyt	Røye	(Harr)
1994	Andel fangst (%)	15,8	12,2	41,7	5,8	0,5	14,9	8,0	1,2
	Dominansklasse	V	V	D	V	S	V	V	V
2016	Andel fangst (%)	10,4	3,0	61,2	14,2	0,7	9,0	1,5	0,0
	Dominansklasse	V	V	D	V	S	V	V	S



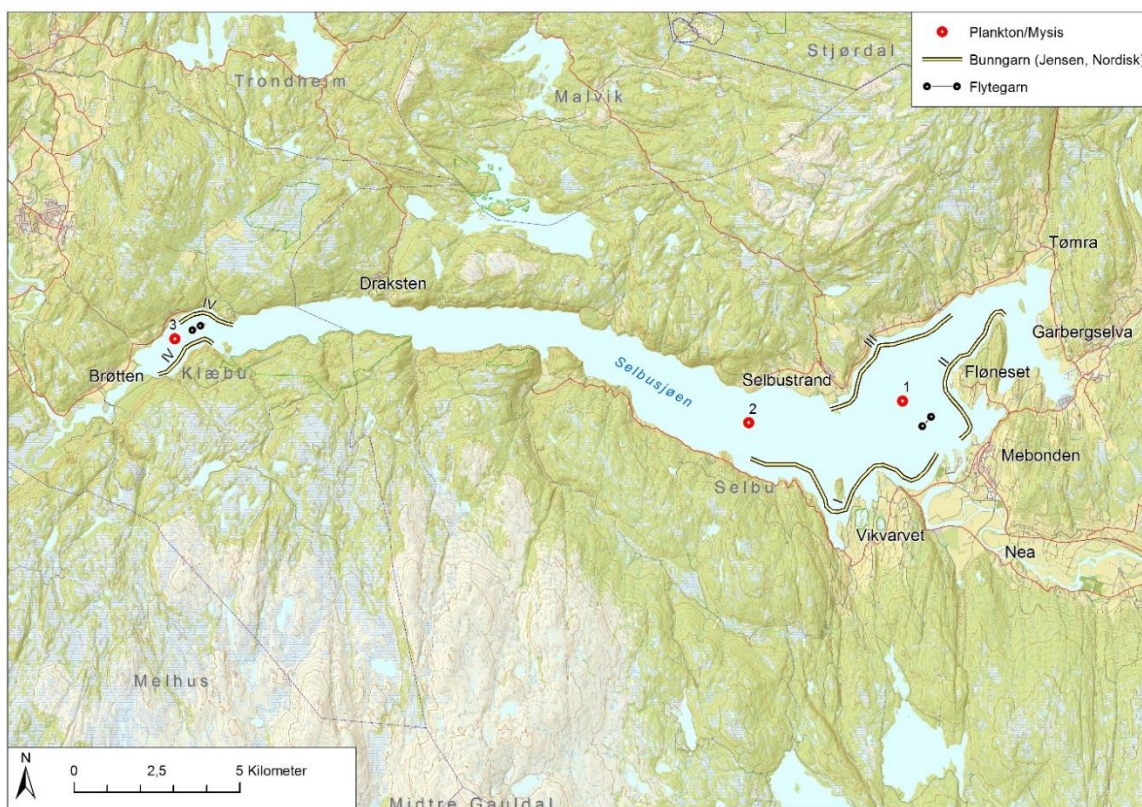
### 3.3 Selbusjøen

Selbusjøen er en regulert innsjø som ligger 155-161,3 moh. og har et areal på 57,9 km<sup>2</sup>. Største dyp er 206 m og middeldyp er 70 m. I følge Vann-nett er Selbusjøen en sterkt modifisert vannforekomst (<http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=123-892-1-L>) med godt økologisk potensial (GØP).

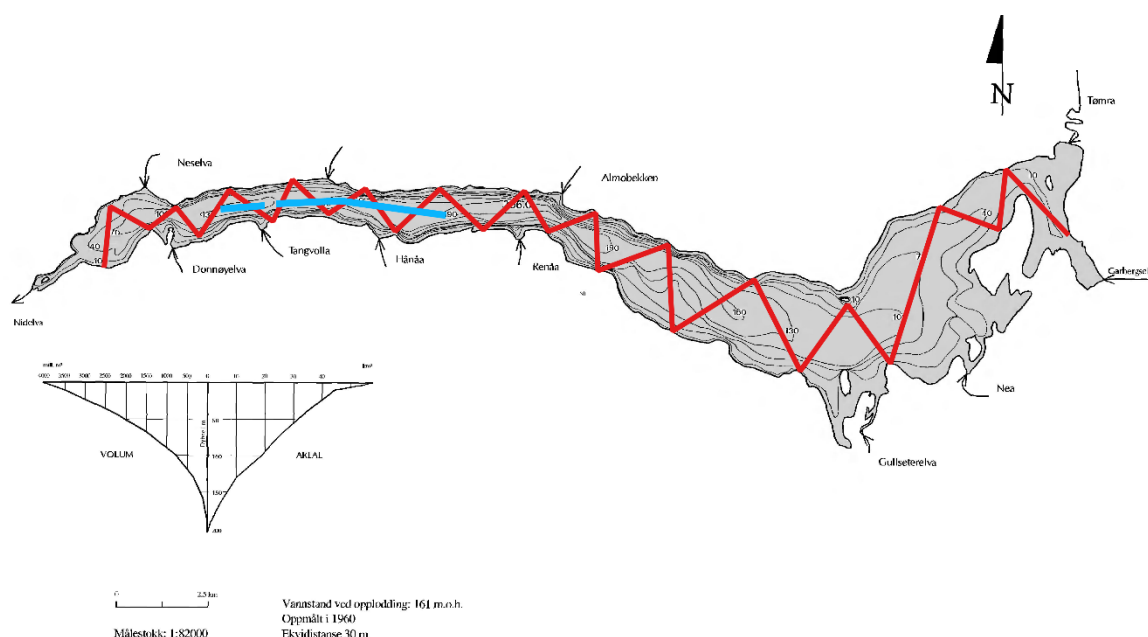
#### 3.3.1 Feltarbeid

I Selbusjøen ble prøvegarnfisket utvidet i forhold til den definerte standarden for FIST-prosjektet (se kapittel 2.3.2). Garnfisket ble gjennomført på fire lokaliteter 6.-9. september 2016 (**figur Se1**, Arnekleiv mfl. 2017). Stasjonene ble valgt ut fra tidligere prøvefiske i Selbusjøen (Arnekleiv mfl. 2006). Fisket ble gjennomført med både standard innsats med nordisk oversiktsgarn og med samme serie av enkeltgarn (utvida Jensen-serie) som er brukt tidligere. I hvert område ble det satt to slike serier med garn satt enkeltvis i strandsona, og en serie satt i to garnlenker á fem og fire garn i profundalen. I tillegg ble det fisket med to nordisk flytegarn på 0-6 og 10-16 m dyp i samme netter og områder som de andre flytegarne. Total garninnsats med bunngarnserie var 4050 m<sup>2</sup>, med nordisk bunngarn 2160 m<sup>2</sup>, med flytegarserie 4500 m<sup>2</sup> og med nordisk flytegar 1440 m<sup>2</sup>.

Hydroakustiske registreringer ble gjennomført natta mellom 8.-9. september 2016, med en dekningsgrad på 6,1 (**figur Se2**). Det ble gjennomført to tråltrekk i løpet av natta mellom 7.-8. september 2016. I trålen ble det bare fanget røye.



**Figur Se1.** Kart over Selbusjøen med stasjoner fisket med bunngarn og flytegarn. Fra Arnekleiv mfl. 2017.



**Figur Se2.** Dybdekart over Selbusjøen med ekkoloddkurser (røde linjer, dekningsgrad 6,1) og to tråltrekk (blå linjer). Tråling i østre del ble avbrutt under trålsetting på grunn av tekniske problemer med ene trekkbåten.

### 3.3.2 Resultater

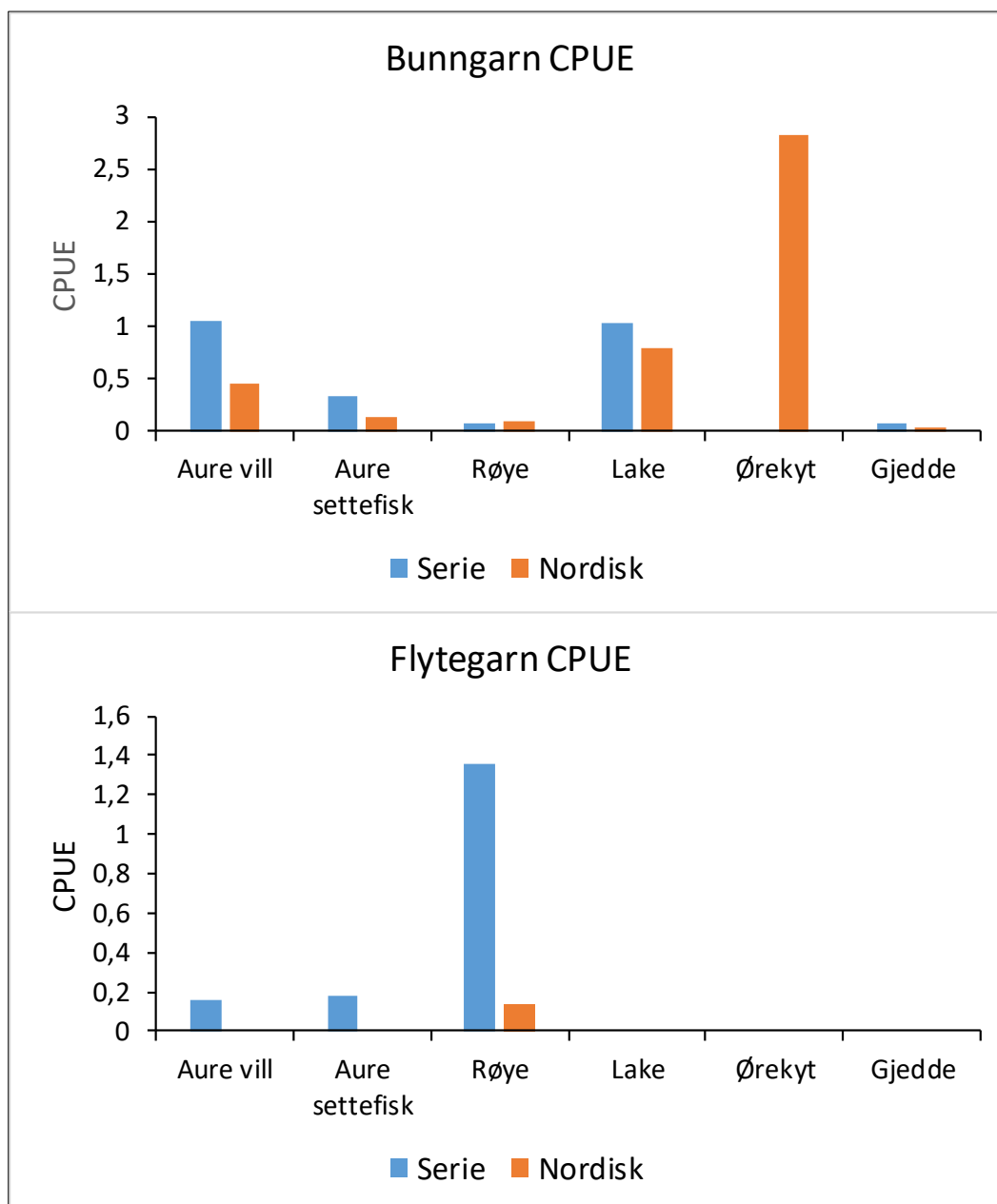
#### 3.3.2.1 Fiskesamfunn og habitatbruk

I fangstene med nordiske bunngarn dominerte ørekyt i antall (**tabell Se1, figur Se3**), fulgt av lake og aure. Det ble bare fanget enkeltteksemplarer av røye og gjedde. I fangstene med serien av bunngarn var derimot aure den mest tallrike arten, fulgt av lake. Det ble også fanget noen få individer av røye og gjedde. Disse garna, med minste maskevidde 12,5 mm, fanger ikke ørekyt. I Selbusjøen består en stor del av aurefangstene av klekkeriproduisert settefisk (som kjennes igjen på at fettfinna er fjernet). Vi kan legge merke til at denne utsatte fisken utgjør praktisk talt samme andel av aurefangsten i bunngarnserien og i de bunnsatte nordiske oversiktsgarna, henholdsvis 25 og 23 %.

Serien med flytegarn (maskevidder 15,5 – 45 mm) fanget mest røye, men også en del aure (**tabell Se1**). De nordiske oversikts flytegarne fanget påfallende få fisk, bare to røye (**figur Se3**).

**Tabell Se1.** Fangster i antall fisk (N) og CPUE ved prøvefisket i Selbusjøen 6.-9. september 2016.

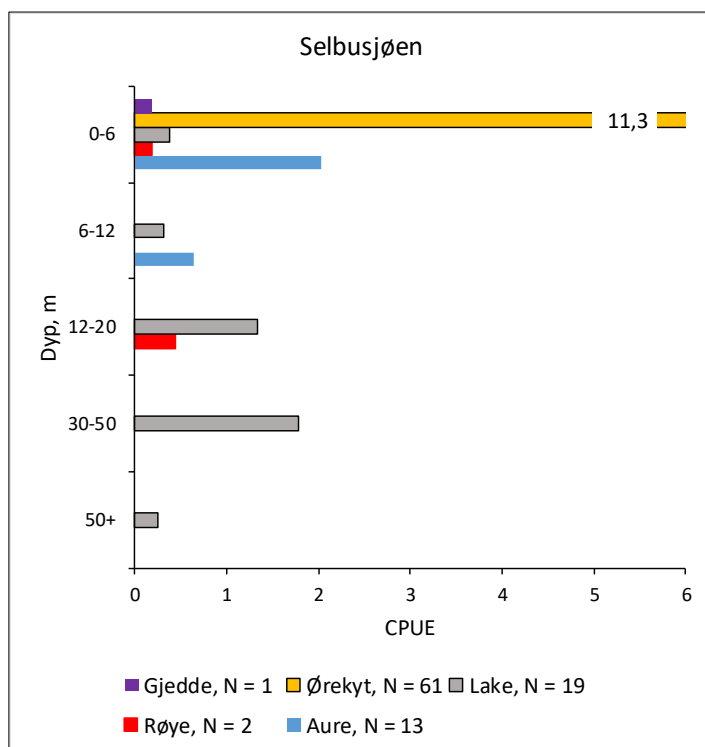
	Aure				Røye		Lake		Gjedde		Ørekyt	
	Vill	Settefisk	Sum (N)	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE	N	CPUE
Bunngarn (12,5-45 mm)	43	14	57	1,4	3	0,1	42	1,0	3	0,1	0	0
Flytegarn (15,5-45 mm)	7	8	15	0,3	61	1,4	0	0	0	0	0	0
Nordisk bunngarn	10	3	13	0,6	2	0,09	19	0,9	1	0,05	61	2,8
Nordisk flytegarn	0	0	0	0	2	0,1	0	0	0	0	0	0



**Figur Se3.** Fangst per innsatsenhet (CPUE) i nordiske oversiktsgarn og i garnserie med enkeltgarn i Selbusjøen 2016.

Fordelingen av fiskeartene langs bunnen viste at ørekyt og gjedde var begrenset til de strandnære områdene (0-6 m), og at auren også var begrenset til strandsona (0-12 m) (**figur Se4**). Lake ble fanget i alle dybdesoner, men med størst tetthet i 12-50 m. Røyefangstene var for små til å vurdere fordelingen langs bunnen.

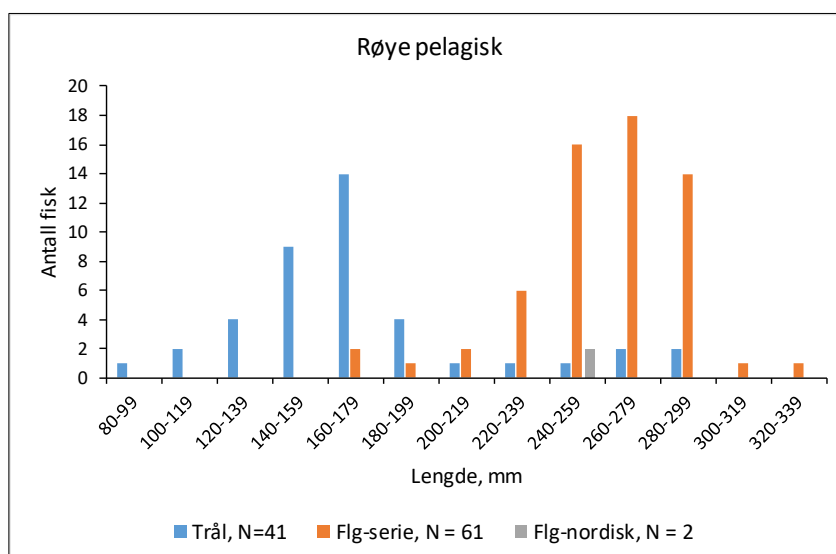




**Figur Se4.** Fordeling av fiskearter i fangstene med nordisk bunnngarn i ulike dybdesoner i Selbusjøen, september 2016.

### 3.3.2.2 Redskapstyper og fangst

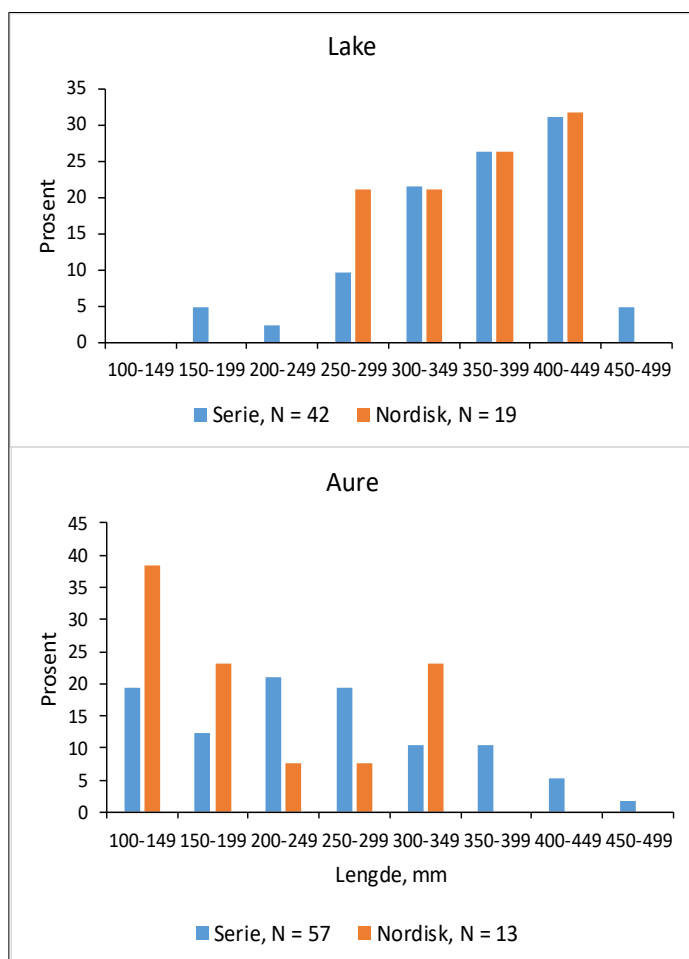
Ved prøvefisket Selbusjøen ble det anvendt tre ulike redskapstyper i de åpne vannmassene (pelagialen). Dette var garnserie med maskevidder 15,5 - 45 mm, nordisk oversikts flytegarn (5 - 55 mm) og pelagisk trål. I garnserien ble det fanget både røye (80 %) og aure (20 %) (jf. **tabell Se1**). I pelagisk trål og nordisk oversiktsgarn ble det bare fanget røye. Størrelsesfordelingen til røya i disse fangstene var svært ulik (**figur Se5**). Trålen fanget røye mellom 89 og 287 mm, og fisk i lengdegruppa mellom 140 og 180 mm var mest tallrike. I garnseriefangsten varierte lengdene mellom 172 og 373 mm, med flest fisk mellom 240 og 300 mm. Det var også noen få fisk mellom 240 og 230 mm i trålfangstene. I de nordiske oversikts flytegarne ble det bare fanget to røyer på henholdsvis 240 og 259 mm.



**Figur Se5.** Lengdefordeling av røye fanget i de åpne vannmassene i partrål, flytegarserie (15,5-45 mm) og nordisk flytegar (5-55 mm) i Selbusjøen i september 2016. N er antall fisk.

I fangstene i det bunnære habitatet var lake og aure så tallrike at en sammenligning mellom garnserie (12,5 - 45 mm maskevidde) og nordisk oversiktsgarn kunne utføres (**figur Se6**). I lakefangstene var det størst utvalg i størrelser i garnserien, fra 182 til 462 mm, med flest individ mellom 300 og 450 mm. I fangstene på nordiske garn var tilsvarende lengder 292-434 mm, dvs. i stor grad de samme lengdene som de mest tallrike i garnserien. Fangstene på nordiske garn var imidlertid så små (bare 19 lake) at mangelen på fisk mindre enn 250 mm kan skyldes en tilfeldighet.

I aurefangstene var det også en tilsvarende forskjell i hvor mange lengdegrupper som var representert. Garnserien fanget aure mellom 117 og 482 mm, med flest fisk mellom 199 og 300 mm. Nordisk-garna fanget fisk mellom 111 og 323 mm, men her var det flest fisk mellom 100 og 200 mm og mellom 300 og 350 mm. I dette tilfelle er også antall aure fanget i nordiske garn så lite (n=13) at fraværet av aure større enn 350 mm kan være en tilfeldighet. Den høyere andelen av fisk mellom 200 og 450 mm i bunngarnserien kan imidlertid forklares med maskeviddesammenstilling. Fisk i denne størrelsesgruppen fanges stort sett av maskevidder fra 19,5 mm til 45 mm, og i Jensen-serien er det sju maskevidder i dette spennet, mens nordiske garn har fem maskevidder. Det vil si at en kan forvente 40 % høyere fangst i Jensen-serien fra 21-45 mm enn i nordisk-serien mellom 19,5 og 43 mm, dersom fiskesamfunnet er det samme.



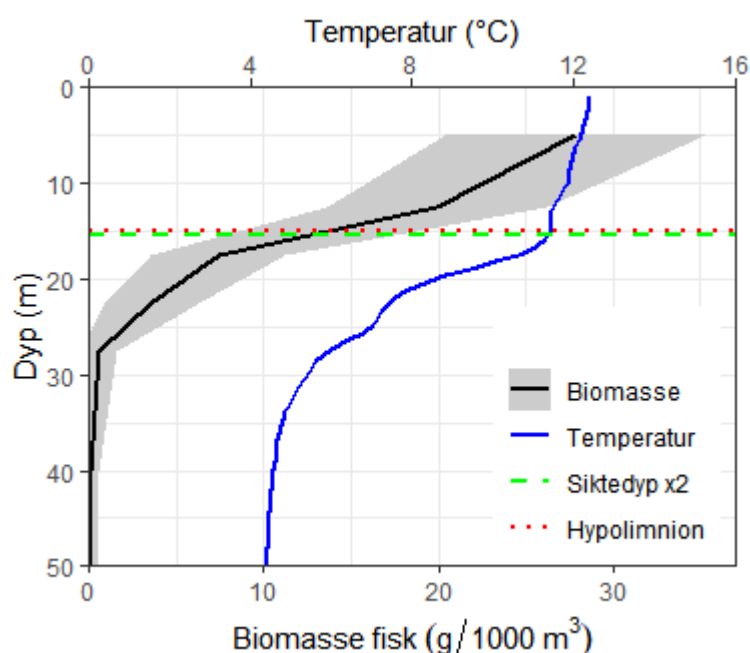
**Figur Se6.** Lengdefordeling hos lake og aure fanget med bunnsatte garn i Selbusjøen 2016. 'Serie' er enkeltgarn med maskevidder mellom 12,5 og 45 mm, og 'Nordisk' er nordiske oversiktsgarn med garnpaneler med maskevidder mellom 5 og 55 mm. N er antall fisk.

### 3.3.2.3 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene i Selbusjøen ble gjennomført natten mellom 8.-9. september. Både i antall og biomasse var tettheten av ettårig og eldre fisk jevnt avtakende med økende dyp, og med liknende form som temperaturprofilen (**figur 8, figur Se7**). For stingsild og årsyngel av laksefisk var imidlertid den største tettheten dypt, rundt 15-20 m (**figur Se7**). Trålfangstene og flytegarfangstene i Selbusjøen viste to klare toppe i størrelsesfordeling (**figur Se5**) som også gikk igjen i ekkoloddregistreringene. Ekkoloddet indikerte også at det var mye fisk i størrelser som tilsvarer null- og ettåringer. Disse var dårlig representert i fangstene (**figur 7, tabell Se2**). Tetthetene av ett år og eldre fisk var moderate i Selbusjøen, med en gjennomsnittlig tetthet av ettårig og eldre fisk på 33,5 fisk per ha, eller 4,3 kg per ha (**tabell Se2**).

**Tabell Se2.** Oppsummering av tetthet i antall og biomasse i Selbusjøen, samt gjennomsnittsvekt for ett år og eldre fisk ( $\geq 75$  mm) i fangst, og estimert fra enkelttekko ved funksjonen  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ .

	Tetthet (antall fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Årsyngel/ stingsild	Ett år og eldre	95 % konfidens- intervall eldre	Totalt	Aure	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	15,0	25,8	18,6-34,7	3,74	1,3	2,5	66	144
Hypolimnion	7,9	7,7	2,3-21,5	0,53		0,5		68
Totalt	22,9	33,5	23,6-45,9	4,3	1,3	3,0		127



**Figur Se7.** Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Selbusjøen. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

### 3.3.3 Økologisk tilstand

Selbusjøen har vært regulert siden 1919, da konsesjonen tillot regulering mellom kotene 150 og 161,3 m. Dette ble endret fra 1952, slik at konsesjonen i dag innebærer mulig regulering mellom kotene 155 og 161,3 m, dvs. en maksimal reguleringshøyde på 6,3 m. I perioden 2000-2016 har imidlertid dette ikke vært fullt utnyttet, og gjennomsnittlig magasinfylling har vært mellom ca. 156,1 m (midt i april) og ca. 160,2 m (omkring 1. juli) (jf. Arnekleiv mfl. 2017). I praksis var altså

reguleringshøyden i denne perioden vel 4 m. I forhold til regulering som påvirkningsfaktor burde Selbusjøens referansetilstand vært basert på situasjonen før 1919. Det foreligger imidlertid ingen informasjon som gjør dette mulig.

Vurdert ut fra WS-FBI-indeksen kan den økologiske tilstanden i Selbusjøen karakteriseres som «svært god» (**tabell Se3**). Denne indeksen tar imidlertid ikke hensyn til endringer i artssammensetningen eller andre endringer i fiskesamfunnet. Fiskesamfunnet i innsjøen er sterkt preget av fremmede arter. Krepsdyret *Mysis relicta* ble introdusert tidlig på 1970-tallet og fikk en umiddelbar effekt på røya (Langeland mfl. 1986). Ørekyt og gjedde har senere kommet til, og begge har stor effekt, spesielt på aurebestanden. Det er gjennomført undersøkelser i flere omganger siden 1970-årene (Langeland 1976, Langeland mfl. 1986, 2001, Arnekleiv mfl. 2006, 2017) som kan illustrere effektene av de introduserte artene. Endringene over tid kan også bidra til en vurdering av økologisk potensial.

I 2016 ble det fisket med både garnserier og nordisk oversiktsgarn langs bunnen og i de åpne vannmassene, og det ble fisket med pelagisk trål (**tabell Se1**).

**Tabell Se3.** Estimert biomasse av pelagisk aure og røye i Selbusjøen. I henhold WS-FBI og normalisert EQR kan innsjøen klassifiseres med tilstand som økologisk **svært god**.

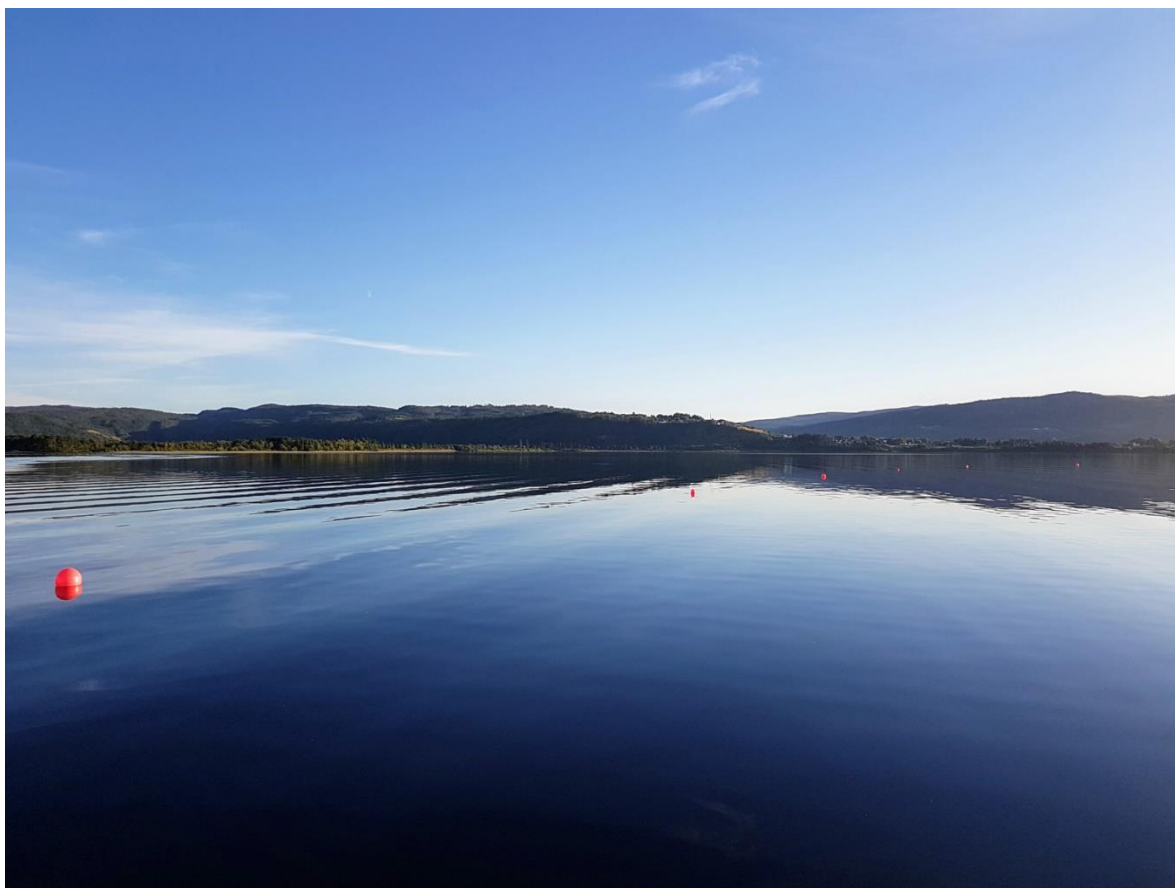
Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	Transektlengde (km)	Deknings- grad	Biomasse (kg/ha)		Total bio- masse (t)	WS- FBI	Norm. EQR	Tilstand
			Aure	Røye				
58	46,5	6,1	1,3	3,0	24,6	2,86	0,99	Svært god

En syntese av tidligere prøvegarnfangster i Selbusjøen viser at både røye og aure har gått tilbake siden 1970-80-åra (**tabell Se4**). Det var tilsynelatende lave fangster av røye i 1973-74, men ved det prøvefisket ble bunnarna kun satt enkeltvis fra land, og det ble ikke fisket på dypere vann. Dette vil vanligvis gi dårlige fangster av røye i regulerte innsjøer, mens auren for det meste vil bli fanget i dette habitatet. I 1973-74 er derfor trolig fangsten av røye for lav og fangsten av aure for høy sammenlignet med senere prøvefiske. Ved prøvefisket i perioden 1981 til 2016 ble det fisket i flere dyp, og selv om det ble brukt noe ulike garnserier reflekterer trolig disse resultatene utviklingen i fiskebestanden. Det innebærer at røya har gått tilbake med ca. 98 % i bunnære habitat. Aurebestanden har holdt seg mer stabil, selv om resultatet fra 2016 også kan tyde på en betydelig nedgang i løpet av de siste 12-13 åra. Lakefangstene har også holdt seg relativt stabile, og den store fangsten i 1989 var mest sannsynlig en tilfeldighet. Når det gjelder flytegarnfangstene kan de med rimelig sikkerhet sammenlignes over hele tidsperioden fra 1970-åra fram til i dag, da fisket ved alle anledningene har foregått på omtrent samme måte og i samme deler av innsjøen. I flytegarnfangstene viser både aure og røye en klar tilbakegang, med 75-80 %. Gjennom hele tidsserien med flytegarn er imidlertid dominansforholdet mellom aure og røye omtrent det samme, der røye utgjorde mellom 80 og 93 %. NEFI-indeksen er lite egnet i systemer med så få arter, men den nokså entydige nedgangen i fiskefangstene betyr at prosentvis bestandsnedgang (%bestandsnedgang) er godt egnet for klassifisering. Hvis vi anser tilstanden i 1980-åra som en referanse, betyr dette at fiskesamfunnet i Selbusjøen er i **dårlig tilstand**.

I den regulerte innsjøen er det ikke mulig, med praktisk gjennomførbare tiltak, å bringe fiskesamfunnet opp til god økologisk tilstand. Det innebærer at også i forhold til fisk som økologisk kvalitetselement må innsjøen klassifiseres som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF). For fisken gjelder imidlertid ikke godt økologisk potensial, da det med praktisk gjennomførbare tiltak vil være mulig å forbedre tilstanden til auren. Det betyr at tilstanden bør settes til **moderat økologisk potensial (MØP)**. Mulige tiltak er beskrevet i Arnekleiv mfl. (2017).

**Tabell Se4.** Fangst (CPUE) i bunngarn og flytegarn i Selbusjøen i 1974-75, 1989 og 2016. I 1974-75 er CPUE for bunngarn regnet på grunnlag av enkeltgarn i maskevidder mellom 13 og 45 mm, for flytegarn enkeltgarn i maskevidder mellom 19,5 og 45 mm (Langeland 1976). I 1981 er CPUE i bunngarn regnet på grunnlag av enkeltgarn i maskevidder mellom 21 og 45 mm og flytegarn i maskevidder mellom 19,5 og 31 mm (Langeland mfl. 1986). I 1989 er CPUE regnet på grunnlag av enkeltgarn i maskeviddene 12 - 35 mm (Langeland & Moen 1992). I 2003-04 er CPUE regnet på grunnlag av enkeltgarn i maskevidder mellom 12,5 og 45 mm og flytegarn i maskevidder mellom 10 og 35 mm (merket aure ikke regnet med; Arnekleiv mfl. 2006). Data for 2016 er fra serien av enkeltgarn og nordisk oversiktsgarn i **tabell se1** (Arnekleiv mfl. 2017). Tall i parentes er andelen fanget aure som var utsatt (finneklippet) fisk.

År	Bunngarn			Flytegarn	
	Røye	Aure	Lake	Røye	Aure
1974-75	0,8	6,0	1,2	8,7	1,5
1981	6,4	2,4	1,0	7,6	0,5
1989	3,7	2,4	10,3	0,9	0,1
2003-04	0,4	3,7	1,5	1,9	0,4
2016 serie	0,1	1,3 (0,3)	1,0	1,4	0,4 (0,2)
2016 nordisk	0,1	0,6 (0,1)	0,9	0,3	0



Flytegarnstasjonen på Selbusjøen i 2016. Foto: Knut Andreas E. Bækkeli.

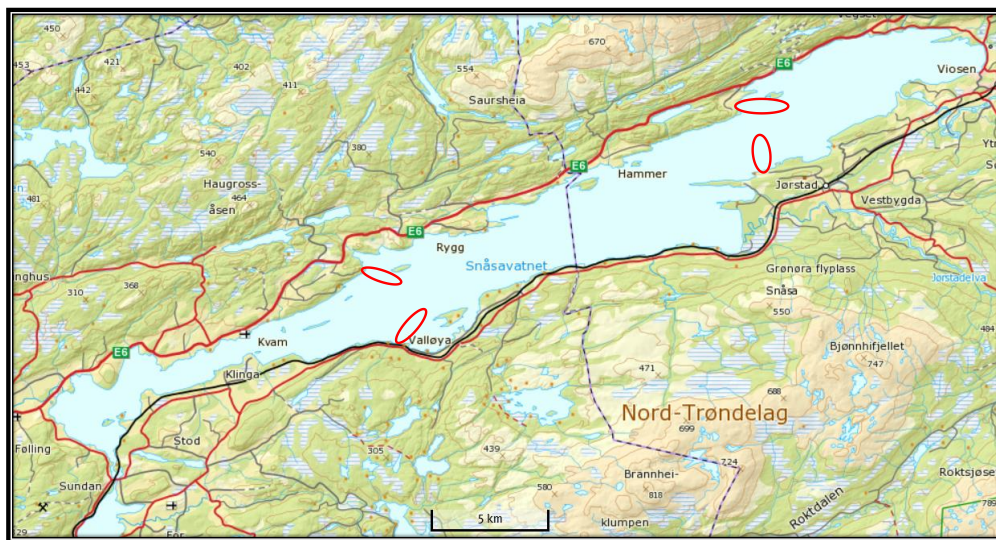


### 3.4 Snåsavatnet

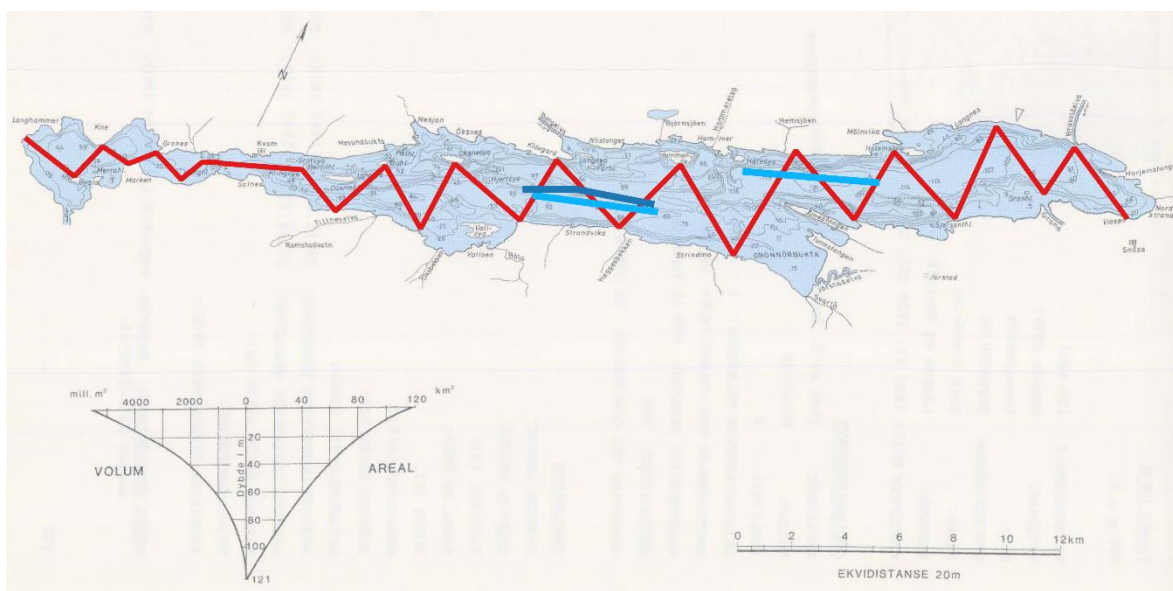
Snåsavatnet er en lavlandssjø (24 moh.) som er regulert 1,4 m. Overflateareal er 122 km<sup>2</sup>, største dyp 121 m, og middeldyp 46 m. I følge Vann-nett har Snåsavatnet god økologisk tilstand (<http://www.vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=128-930-L>).

#### 3.4.1 Feltarbeid

Prøvefisket i Snåsavatnet ble gjennomført 8.-10. september 2016 etter standard prosedyre for FIST-prosjektet, med en total innsats med 48 bunnsatte nordisk oversiktsgarn fordelt på fire stasjoner med fiske ned til >40 m dyp (**figur Sn1**). Det ble gjennomført to tråltrekk på ca. 0-8 m dyp og ett tråltrekk på ca. 17-25 m dyp i løpet av natta 15.-16. september 2016. Hydroakustiske registreringer ble gjennomført i løpet av natta 12.-13. september 2016, med en dekningsgrad på 5,7 (**figur Sn2**).



**Figur Sn1.** Snåsavatnet med fire stasjoner fisket med nordisk oversiktsgarn 2016.



**Figur Sn2.** Dybdekart over Snåsavatnet med ekkoloddkurser (røde linjer, dekningsgrad 5,7) og tre tråltrekk (lyseblå linjer = 0-6 m, mørkeblå linje = 17-25 m dyp). De to tråltrekkene som er ved siden av hverandre representerer ett på 0-8 m og ett på 17-25 m dyp, tråltrekket i nordøst ble gjennomført på 0-8 m dyp.

### 3.4.2 Resultater

#### 3.4.2.1 Fangster og habitatbruk

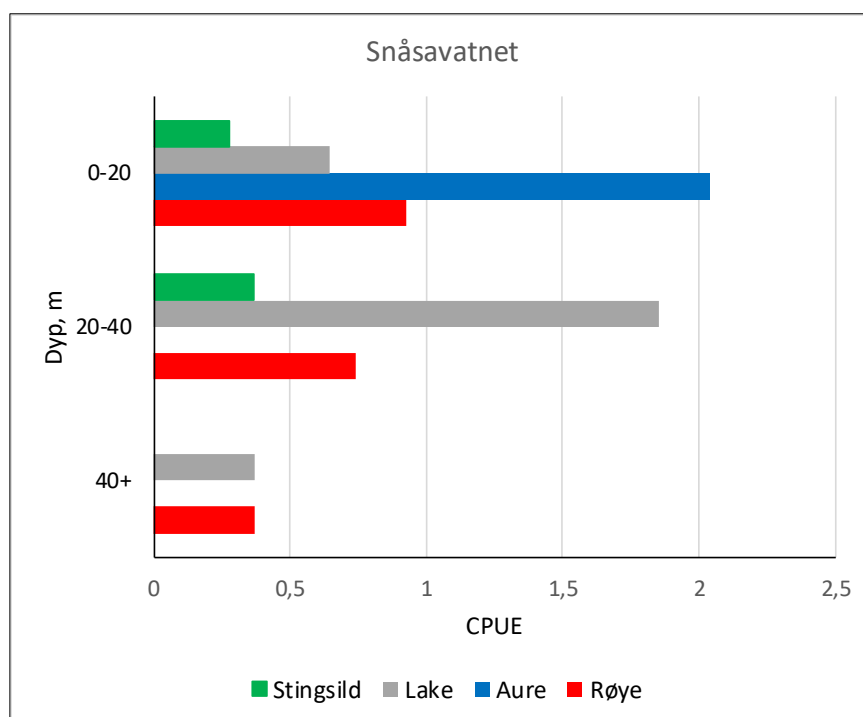
Totalfangsten i garnfisket var 61 fisk. Aure var dominerende art og utgjorde 36 % av fangsten (**tabell Sn1**). I trålfisket ble det fanget 38 fisk, og røye utgjorde 53 % av fangsten. En kan merke seg at trålen også fanget årsyngel av røye, samt en vesentlig andel stingsild.

I bunngarnfangstene ble auren bare fanget grunnere enn 20 m (**figur Sn3**), mens røya fordelte seg ned til dypere enn 40 m. Størst røyefangst var det likevel grunnere enn 20 m. Stingsild ble også fanget både i dybdesonene 0-20 m og 20-40 m. Lake ble fanget på alle dyp, men i størst antall på 20-40 m.

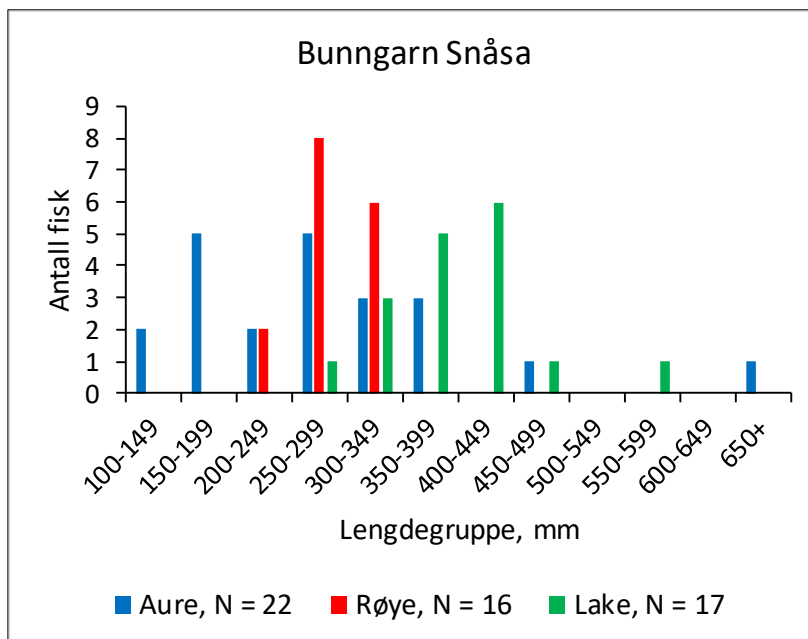
Lengdefordelingen i bunngarnfangstene viste svært stor variasjon i aurebestanden, fra 10 cm til over 65 cm (**figur Sn4**). Røya var derimot begrenset til mellom 20 og 35 cm, mens laken var mellom 25 og 60 cm. All stingsilda var mindre enn 10 cm (ikke i figuren). Fangstene i den pelagiske trålen viste et helt annet bilde (**figur Sn5**). Her var lengdene hos auren begrenset til mellom 18 og 34 cm, mens røya var mellom 3,4 og 28 cm. All stingsilda var mindre enn 6 cm, mens lake ikke ble fanget i trålen.

**Tabell Sn1.** Fangst (antall fisk, CPUE og lengdeintervall) i prøvefisket med nordisk oversikts-garn i Snåsavatnet 15.-17. august 2016.

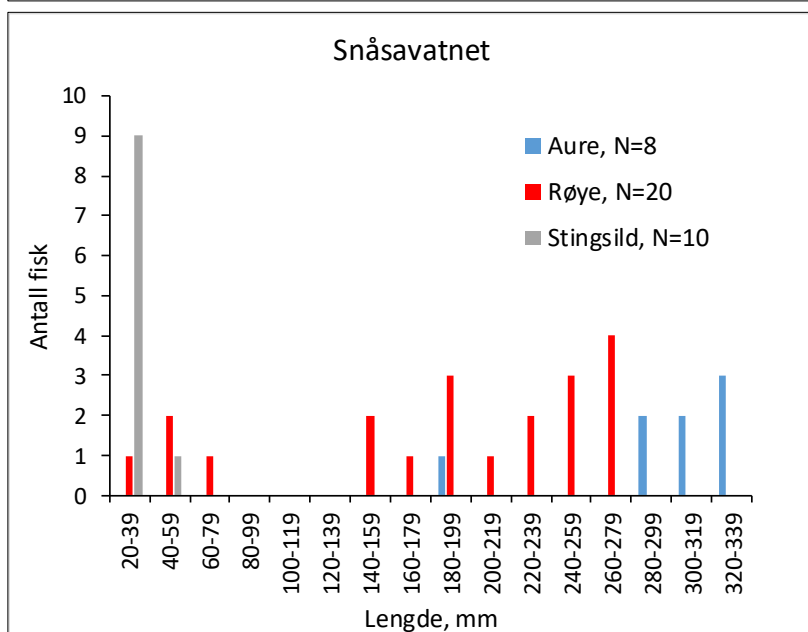
Art	Bunngarnfiske			Trålfiske	
	Antall fisk	CPUE	Lengde, mm	Antall fisk	Lengde, mm
Aure	22	1,0	143-650	8	195-334
Røye	16	0,7	237-325	20	34-278
Lake	17	0,8	283-555	0	-
Stingsild	6	0,3	40-55	10	29-40



**Figur Sn3.** Fangst per garninnsats (antall fisk / 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt) i Snåsavatnet september 2016. All garninnsats samlet (48 garnnetter bunngarn). For antall fisk se **tabell Sn1**.



**Figur Sn4.** Lengdefordeling av fisk fanget i bunn-garn i Snåsavatnet september 2016. N: antall fisk fanget.

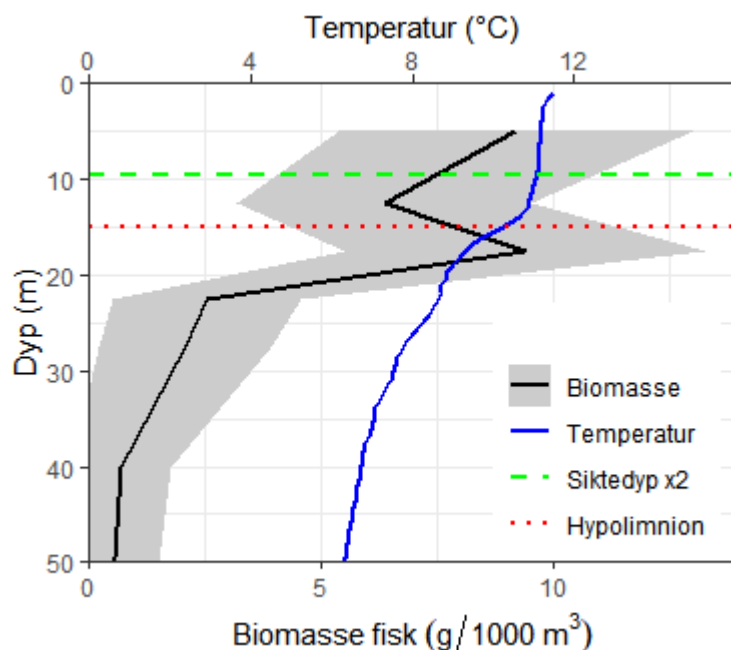


**Figur Sn5.** Lengdefordeling av fisk fanget i partrål i Snåsavatnet september 2016. N: antall fisk fanget.

### 3.4.2.2 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene i Snåsavatnet ble gjennomført natten 12.-13. september. Antallsmessig var tettheten av årsyngel og stingsild jevnt avtakende med økende dyp, mens biomassen var mer jevn ned til 20 m dyp for deretter å avta raskt (**figur 8, figur Sn6**). Det var en tendens til en topp i biomasse mellom 15-20 m, i termoklinen (**figur Sn6**). Denne toppen reflekterte at tettheten av ettåringer og eldre fisk var høyest rundt 15 m (**figur 8**). Trålfangstene i Snåsavatnet hadde mange størrelsesgrupper (**figur Sn5**), noe som også var tilfelle for ekkoregistreringene (**figur 3.2**). I ekkoregistreringene var imidlertid gruppen med stingsild og årsyngel av laksefisk totalt dominerende (**figur 7, tabell Sn2**). Dette er høvelig størrelse på byttefisk for aure som skal slå over på fiskediett, og den store mengden av denne småfisken kan være med på å forklare den overraskende store andelen av aure i pelagialen (**tabell Sn1, tabell Sn2, og tabell Sn3**). Tetthetene av ett år og eldre fisk var relativt lave i Snåsavatnet, med en gjennomsnittlig tetthet av ettårig og eldre fisk på 11,6 fisk/ha, eller 1,7 kg/ha (**tabell Sn2**).





**Figur Sn6.** Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Snåsavatnet. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

**Tabell Sn2.** Oppsummering av tetthet i antall og biomasse i Snåsavatnet, samt gjennomsnittsvekt for ett år og eldre fisk i fangst og estimert fra enkelttekko ved funksjonen  $TS = 22,5 \log_{10}(L) - 69,6$ .

	Tetthet (antall fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Årsyngel/ stingsild	Ett år og eldre	95 % konfidens- intervall eldre	Totalt	Aure	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	143,2	6,5	4,7-8,7	1,03	0,55	0,49	176	161
Hypolimnion	19,1	5,2	1,8-13,0	0,63		0,62	114	120
Totalt	162,3	11,6	8,4-15,6	1,66	0,55	1,11		152

### 3.4.3 Økologisk tilstand

Det er gjennomført flere runder med prøvefiske i Snåsavatnet, f.eks. i 1991 (Langeland & Moen 1992) og 2000 (Arnekleiv mfl. 2004). I 1991 omfattet bunngarnserien maskevidder mellom 6 og 45 mm og i 2000 fra 12,5 til 45 mm. Både maskeviddeutvalg og måten garna ble satt på vil påvirke artssammensetningen i fangstene. En sammenligning av fangstene må derfor gjøres med forsiktighet. Vi ser at fangsten (CPUE) av røye var mindre enn én fisk i alle tre tilfellene (**tabell Sn3**). Fangsten av lake var identisk i 1991 og 2000, men vesentlig lavere i 2016. Aurefangstene varierte derimot mye, med tre til seks ganger høyere fangst i 2000 enn i 1991 og 2016. Den høye fangsten i 2000 kan skyldes at det ble satt mange enkeltgarn nær land i strandsona (Arnekleiv mfl. 2004). Dette vil øke fangsten av aure. Disse metodiske ulikhetene fra 1991 via 2000 til 2016 gjør at forskjellene ikke kan tolkes som noen vesentlig endring av fiskesamfunnets tilstand fra 1991 til 2016. Vi fisket ikke med flytegarn i de åpne vannmassene i 2016. I 1991 ble det fisket med maskevidder mellom 12 og 29 mm, og i 2000 med maskevidder mellom 10 og 35 mm. Fangstene bestod i 1991 av 29 % røye og 71 % aure, og i 2000 av 7 % røye og 93 % aure. I trålfangstene i 2016 var tilsvarende fordeling i fangsten av fisk over 12 cm (som ville kunne

fanges i 12-29 mm garn) 67 % røye og 33 % aure. Garn har generelt positiv selektivitet for større fisk, slik at den høye andelen av pelagisk aure i garnfangsten delvis kan skyldes utvalget av garnmaskevidder. På den annen side er det vanlige bildet i innsjøer med både aure og røye at røya nærmest monopoliserer planktonressursene. Fangstene i 1991 og 2000 framstår derfor med et overraskende høyt innslag av aure i de åpne vannmassene. Dette gjelder også i noen grad fangstene i 2016.

**Tabell Sn3.** Fangst (CPUE) i bunngarn i Snåsavatnet i 1991, 2000 og 2016 og flytegarn i 1991 og 2000. I 1991 er CPUE både for bunn- og flytegarn regnet på grunnlag av enkeltgarn i maskeviddene 12, 16, 19,5, 24, 29 og 35 mm (Langeland & Moen 1992). I september 2000 ble det fisket med enkeltbunngarn med maskeviddene 12,5, 15,5, 2x21, 26, 29, 35, 39 og 45 mm og flytegarn med maskeviddene 10, 21, 26 og 35 mm (Arnekleiv mfl. 2004). I 2016 ble de fisket med nordiske oversikts bunngarn. CPUE er omregnet til antall fisk per 100 m<sup>2</sup> garnareal per natt for alle prøvefiskeriene (jf. **tabell Sn1**).

År	Bunngarn			Flytegarn	
	Røye	Aure	Lake	Røye	Aure
1991	0,2	1,8	2,7	0,2	0,5
2000	0,1	5,9	2,7	0,1	1,4
2016	0,7	1,0	0,8	-	-



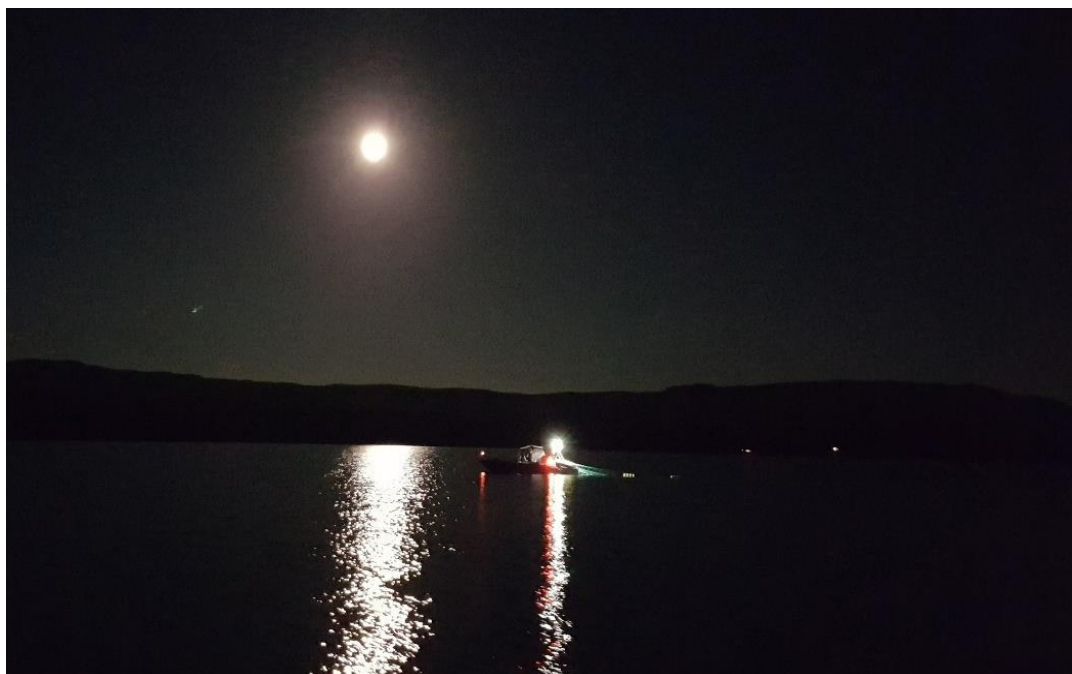
Den ene av to trålfangster på 0-8 m, Snåsavatnet, 15.-16. september 2016. Legg merke til årsyngel av røye. Foto: Karl Øystein Gjelland.

Vurdert ut fra WS-FBI-indeksen kan den økologiske tilstanden i Snåsavatnet karakteriseres som **svært god (tabell Sn4)**. Denne indeksen tar imidlertid ikke hensyn til endringer i artssammensetningen eller andre endringer i fiskesamfunnet. Dersom vi anvender NEFI-indeksen på bunn-garnfangstene er det ingen av artene som endrer dominansstatus; røye var vanlig og aure og lake var dominerende i bunn-garnfangstene både i 1991, 2000 og 2016. I de pelagiske fangstene var aure og røye dominerende arter (>25 % av fangsten) både i garna fra 1991 og 2000 og trålfangsten fra 2016.

**Tabell Sn4.** Estimert biomasse av pelagisk aure og røye i Snåsavatnet. I henhold WS-FBI og normalisert EQR kan innsjøen klassifiseres med tilstand som økologisk **svært god**.

Innsjø-areal	Transekt-lengde	Deknings-grad	Biomasse (kg/ha)		Total bio-masse (t)	WS-FBI	Norm. EQR		Tilstand
			Aure	Røye					
122	63,2	5,7	0,55	1,11	20,3	4,51	1,36		Svært god

Dersom vi definerer tilstanden for fiskebestanden i Snåsavatnet i 1991 som referanse tyder NEFI-indeksen i 2016 på at det ikke har skjedd noen endring, dvs. **svært god tilstand**. Dette er imidlertid usikkert basert på bare tre fiskearter. Bestandssituasjonen (%bestandsendring) vurdert ut fra CPUE tyder også på små endringer fra 1991 til 2016. Prøvefisket i 2000 ga riktignok en større fangst av aure, men dette skyldes trolig at mange garn ble satt på grunt vann. Uansett gir ikke tre enkle prøvefiskerier med ulik metodikk noe pålitelig grunnlag for en vurdering. Klassifisering til «svært god tilstand» må også ses i lys av at introduksjonen av mysis med stor sikkerhet har hatt en negativ effekt på røya, og muligens også på auren, mens det trolig har virket positivt for lake (Arnekleiv mfl. 2004). Situasjonen for auren påvirkes dessuten i svært stor grad av rekrutteringsforholdene. Disse ble undersøkt på 1980-tallet (Haukland & Rikstad 1987), men dagens tilstand er ikke kjent. På denne bakgrunnen av relativt begrenset kunnskap vurderes fiskebestanden i Snåsavatnet til å være i **god** tilstand.



Tråltrekking på Snåsavatnet. Foto: Knut Andreas E. Bækkeli



## 3.5 Salvatnet

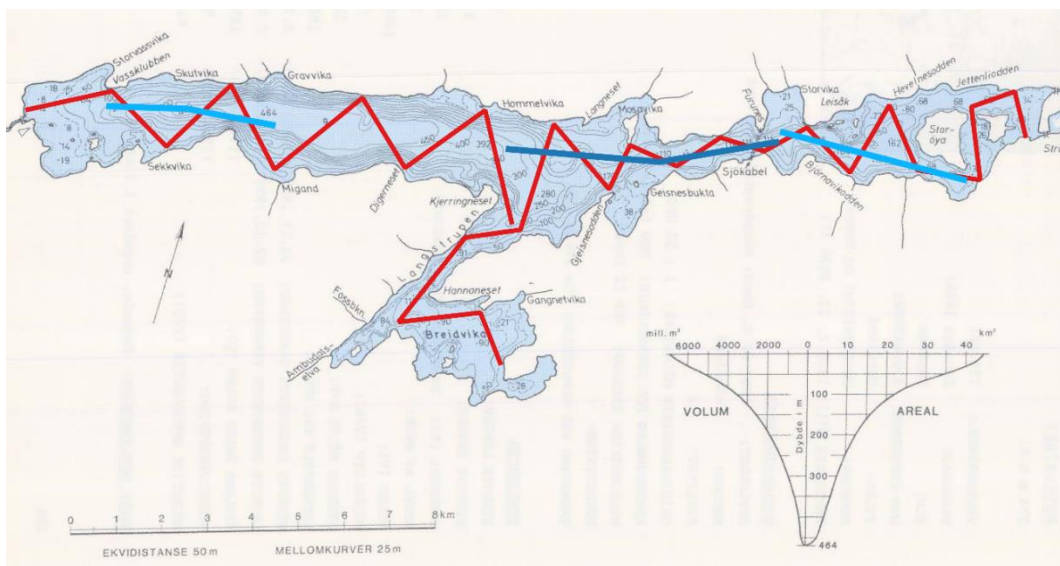
Salvatnet er uregulert lavlandssjø (9 moh.) med et areal på 45 km<sup>2</sup>. Største målte dyp er 464 m og beregnet middeldyp er 155 m. Ifølge Vann-nett har Salvatnet «god økologisk tilstand» (<http://www.vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=140-723-L>). Det er så vidt vi kjenner til aldri gjennomført noe standardisert prøvefiske i Salvatnet, slik at kjennskapen til fiskesamfunnet i stor grad er begrenset til ren erfaringsbasert kunnskap.

### 3.5.1 Feltarbeid

Fisket med bunngarn ble gjennomført på fire lokaliteter i Salvatnet 24.-26. august 2016 (**figur Sa1**). Stasjonene ble valgt ut fra tilgjengelighet og bunnforhold vurdert på grunnlag av dybdekart. Fisket ble gjennomført med standard innsats (12 x 4 = 48 garnnetter) med nordisk oversiktsgarn (se kapittel 2.3.2). Natta mellom 29. og 30. august ble det gjennomført forsøksfiske med pelagisk trål (**figur Sa2**). Det ble kun fanget ei røye, én aure og ei stingsild i trålen. Det var vanskelige vindforhold under fisket med trål, noe som bl.a. bidro til at i de to første tråltrekkene viklet loddene seg inn i vingetauene på trålen under setting, noe som ikke ble oppdaget før trålen var oppe. Det er uvisst hvordan dette påvirket fangsteffektiviteten.



**Figur Sa1.** Kart over Salvatnet med fire lokaliteter der det ble fisket med bunnsatte nordisk oversiktsgarn.



**Figur Sa2.** Dybdekart over Salvatnet med ekkoloddkurser (røde linjer, dekningsgrad 6,2) og tre tråltrekk (lyseblå linjer = 0-6 m, mørkeblå linje = 17-25 m dyp).

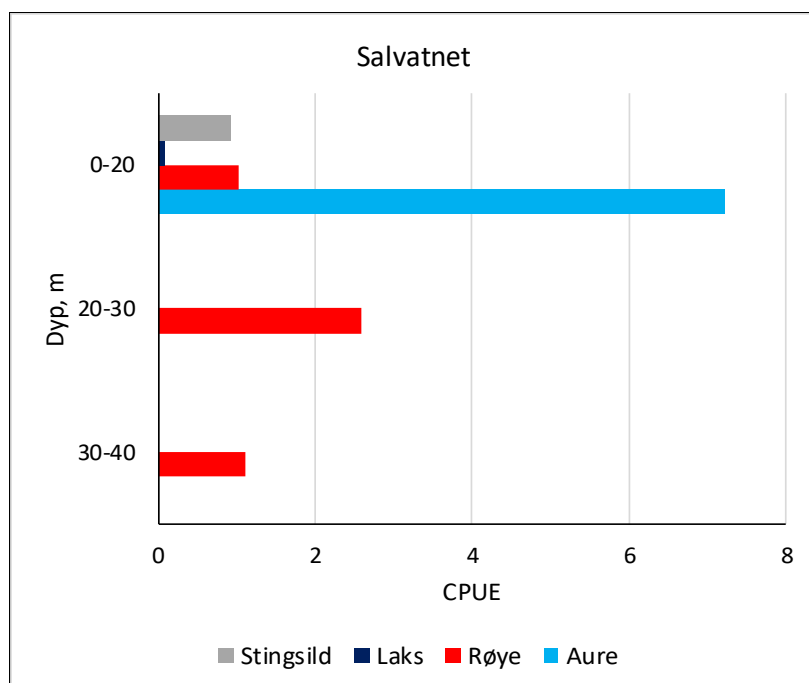
### 3.5.2 Resultater

#### 3.5.2.1 Fangster og habitatbruk

I Salvatnet ble det fanget i alt 120 fisk i bunngarna (**tabell Sa1**). Aure utgjorde 65 % og røye 26 % av fangsten. Stingsild og laks forekom også. Alle artene forekom grunnere enn 20 m, men bare røye ble fanget på dypere vann (**figur Sa3**). Auren i fangsten var mellom 8,3 og 69 cm og røya mellom 8,2 og 32,2 cm (**figur Sa4**). Stingsilda i garnfangstene var mellom 3,6 og 5,6 cm, mens den ene laksen var 12 cm lang.

**Tabell Sa1.** Fangst (antall fisk, CPUE og lengdeintervall) i prøvefisket med nordisk oversikts-garn i Salvatnet 24.-26. august 2016.

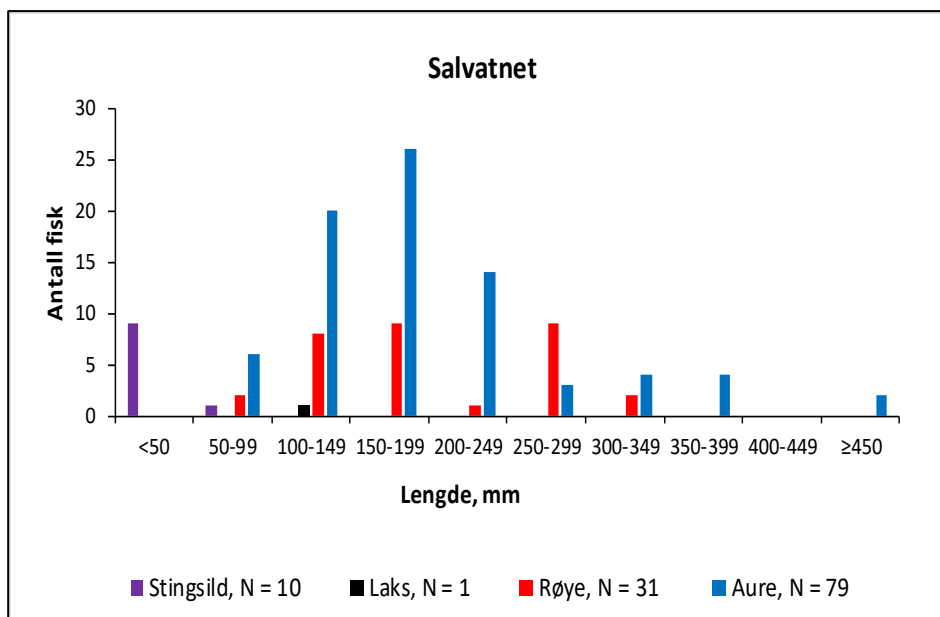
Art	Antall fisk	CPUE	Lengde, mm
Aure	78	3,7	83-530
Laks	1	0,05	120
Røye	31	1,4	82-322
Stingsild	10	0,5	36-56



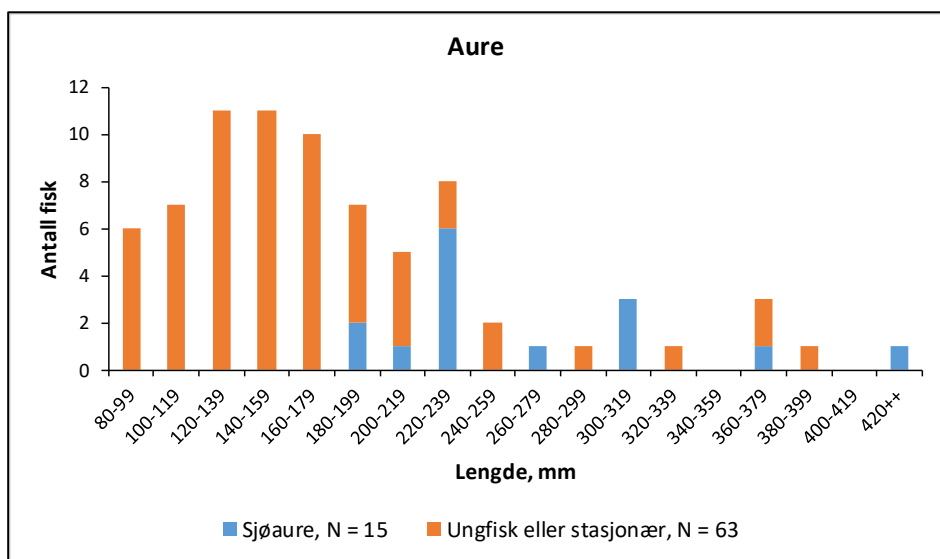
**Figur Sa3.** Fangst per garn-innsats (antall fisk / 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt) i Salvatnet 24.-26. august 2016. All garninnsats samlet (48 garnnetter bunngarn).

Aurebestanden i Salvatnet består av både ferskvannsstasjonær og anadrom fisk. Av de 78 aurene som ble fanget ved prøvegarnfisket ble 15 på grunnlag av ytre karakterer klassifisert som sjøaure. Sjøaurene var mellom 19,7 og 53 cm (**figur Sa5**), og mellom tre og ti år gamle (**figur Sa6**).

Lengdefordelingen av umoden og gytemoden røye i ulike aldersgrupper viser at røyebestanden i Salvatnet består av minst to ulike økologiske former (**figur Sa7**). Den gytemodne fisken fordeler seg i to grupper, 11,7-16,7 cm og 23,0 og 31,5 cm. Vårt materiale fra prøvefisket er imidlertid for begrenset til å foreta en nærmere analyse av bestandsstrukturen hos røya i Salvatnet.

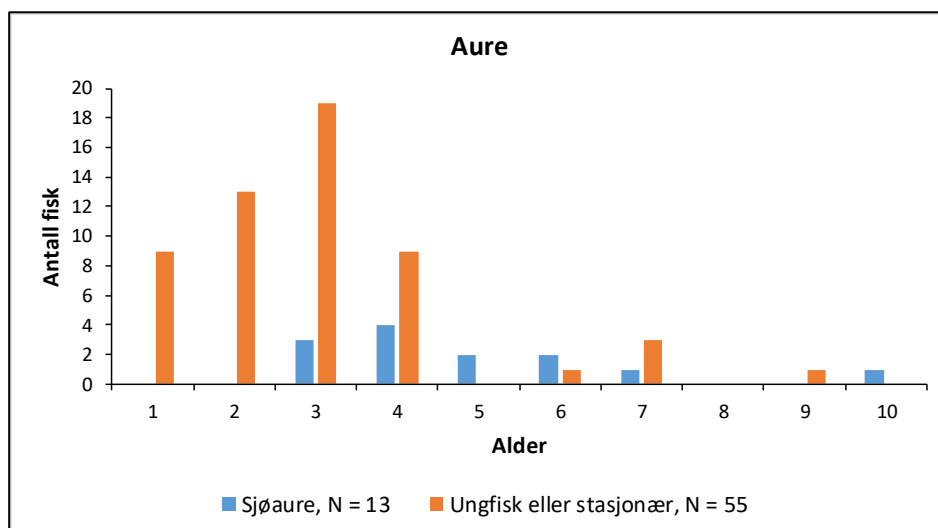


**Figur Sa4.** Lengdefordeling av fangster på bunngarn av de enkelte fiskeartene i Salvatnet, 24.-26. august 2016

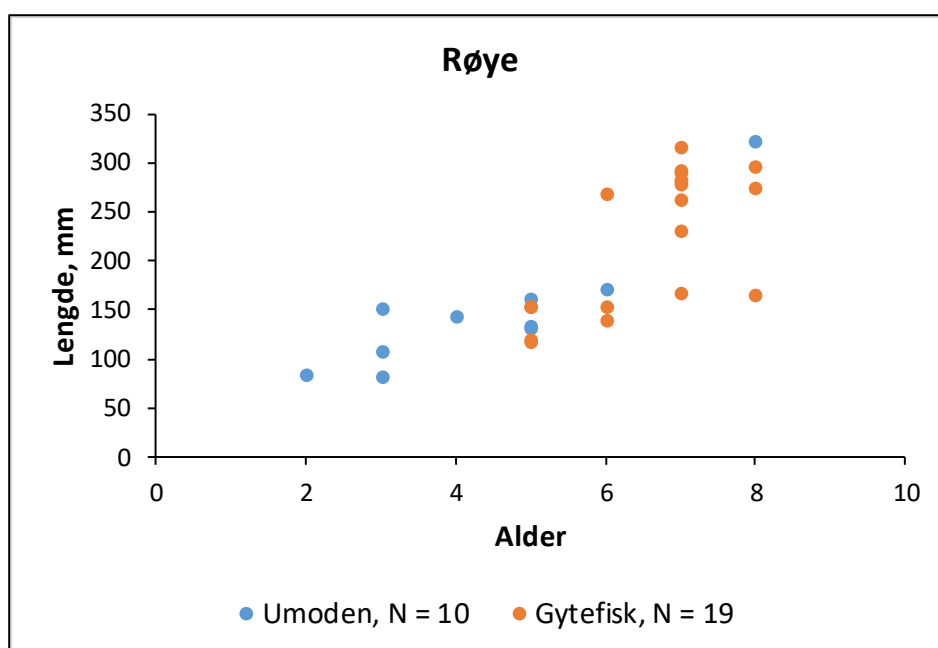


**Figur Sa5.** Lengdefordelingen av aure fanget med bunnsatte nordisk oversiktsgarn i Salvatnet, 24.-26. august 2016. Sjøaure er karakterisert på grunnlag av utseende. N er antall fisk.





**Figur Sa6.** Aldersfordelingen av auren fanget med bunnsatte nordisk oversiktsgarn i Salvatnet, 24.-26. august 2016. Sjøaure er karakterisert på grunnlag av utseende. N er antall fisk.

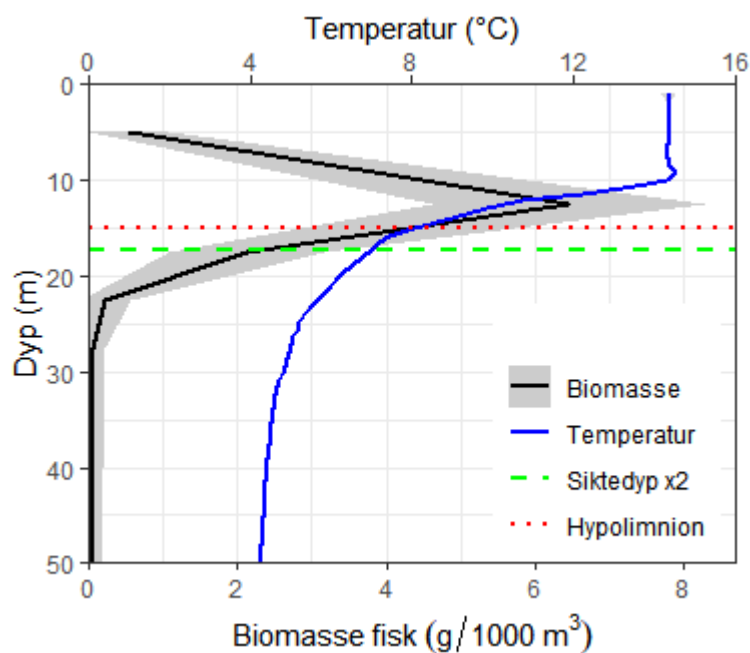


**Figur Sa7.** Lengde ved alder hos umoden og gytemoden røye fanget i Salvatnet, 24.-26. august 2016.

### 3.5.2.2 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene i Salvatnet ble gjennomført i løpet av to netter mellom 24. og 26. august. Tetthetene av fisk var svært lave både i overflatelaget og i hypolimnion i Salvatnet, både i antall og biomasse, men mellom 10 og 20 m dyp var tetthetene noe høyere for både årsyngel/stingsild og ett år og eldre fisk (**figur 8, figur Sa8**). Denne toppen sammenfalt med termoklinen (ved om lag 8-12 °C). De høyeste volumtetthetene i biomasse i Salvatnet var likevel langt under det som ble observert i Selbusjøen og Snåsavatnet. Enkeltekkofordelingen tydet på at det pelagiske fiskesamfunnet var dominert av stingsild og årsyngel av laksefisk (**figur 7, tabell Sa2**). Arealtetthetene av ett år og eldre fisk var lave i Salvatnet, med en gjennomsnittlig tetthet på 6,0 fisk per ha, eller 0,49 kg per ha (**tabell Sa2**). Totalt sett var altså biomassetettheten i Salvatnet kun om

lag en tiendedel av den i Selbusjøen, en tredel av den i Snåsavatnet, og i samme størrelsesorden som i Limingen og Røssvatnet.



**Figur Sa8.** Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Salvatnet. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

**Tabell Sa2.** Oppsummering av tetthet i antall og biomasse i Salvatnet, samt gjennomsnittsvekt for ett år og eldre fisk i fangst og estimert fra enkelttekko ved funksjonen  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ .

	Tetthet (antall fisk / ha)			Biomasse (kg / ha)			Snittvekt (g)	
	Årsyngel/ stingsild	Ett år og eldre	95 % konfidens- intervall eldre	Totalt	Aure	Røye	Fangst	TS
Epilimnion	12,1	3,1	2,0-4,7	0,37	0,18	0,18	8	116
Hypolimnion	3,1	2,9	0,8-9,2	0,12		0,12		40
Totalt	15,2	6,0	3,9-8,9	0,49	0,18	0,30		81

### 3.5.3 Økologisk tilstand

Det er ikke mulig å fastsette noen økologisk tilstand på grunnlag av et enkelt og begrenset prøvefiske når det heller ikke finnes noen tidligere undersøkelser. Informasjon fra lokalkjente fiskere tyder på at det ikke har skjedd endringer av betydning, selv om erfaringene til noen lokale fiskere tilsier at røye er den dominerende arten. Når vårt prøvefiske tyder på at aure er dominerende skyldes dette trolig at vår garninnsats er for liten til å gi et korrekt bilde. Det er et klart behov for en mer omfattende basisundersøkelse av fisk i Salvatnet slik at overvåkingen under vannforskriften også kan ta i bruk dette kvalitetselementet på en pålitelig måte. Med dagens kunnskap er det likevel ingen grunn til å tro at fiskebestanden i Salvatnet ikke er i «god» eller «svært god» tilstand. Også ifølge WS-FBI-indeksen kan den klassifiseres som **svært god**. Denne indeksen tar midlertid ikke hensyn til eventuelle endringer i fiskesamfunnet. Vi har ikke informasjon som kan belyse dette.

**Tabell Sa3.** Estimert biomasse av pelagisk aure og røye i Salvatnet. I henhold til WS-FBI og normalisert EQR kan innsjøen klassifiseres med tilstand som økologisk **svært god**.

Innsjø- areal	Transekt- lengde	Deknings- grad	Biomasse (fisk/ha)		Total bio- masse (t)	WS- FBI	Norm.	
			Aure	Røye			EQR	Tilstand
45	42,2	6,3	0,18	0,30	2,2	24,16	5,72	Svært god



Midtre del av Salvatnet i retning Salsneset i vest. Foto: Gunnbjørn Bremset..

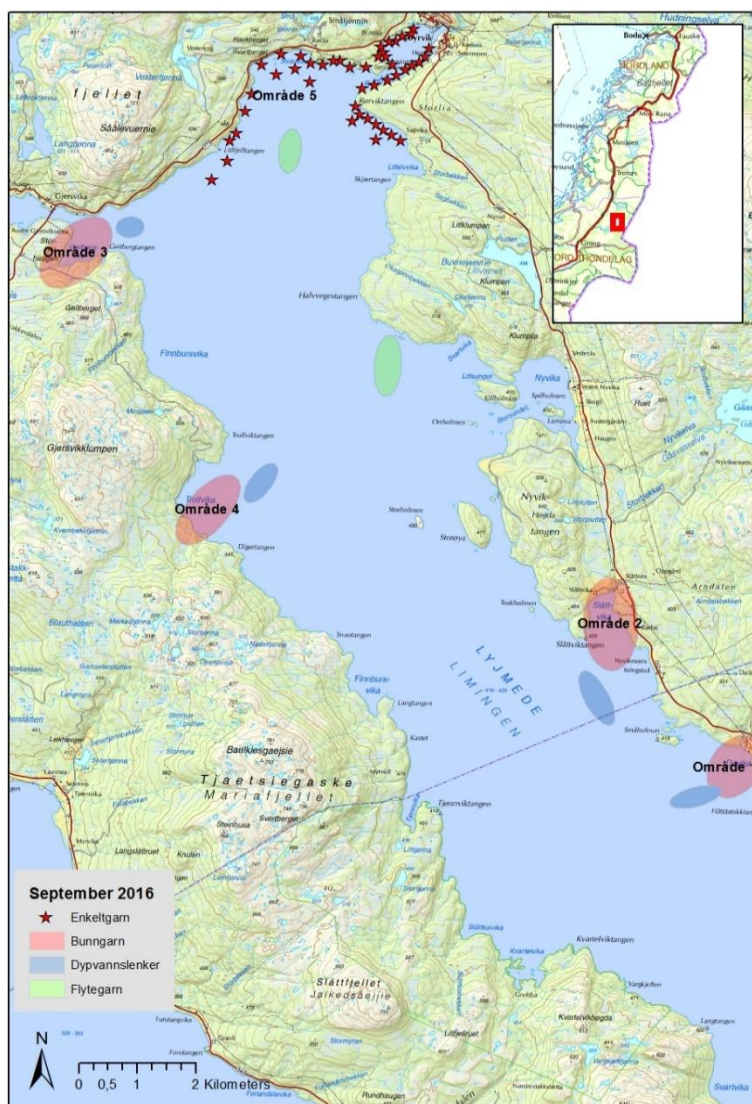
## 3.6 Limingen

Limmingen ligger 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 HRV og LRV er 8,7 m. Største dyp er 192 m og middeldyp 87 m. Som følge av reguleringen er strandsona sterkt utvasket (Aass 1986). Limingen er ifølge Vann-nett en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) (se <http://www.vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=307-1131-L>), med godt økologisk potensial.

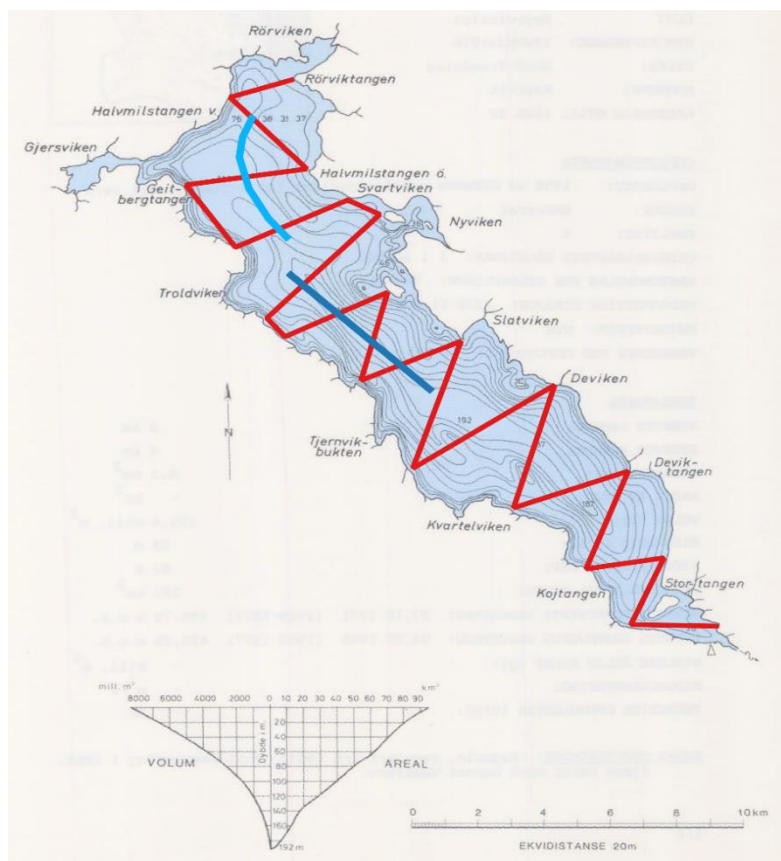
### 3.6.1 Feltarbeid

I forhold til standard opplegg for FIST-prosjektet (jf. kapittel 2.3.2), ble det i Limingen gjennomført et utvidet prøvefiske med nordisk oversiktsgarn. Det ble fisket med bunngarn på fem områder i perioden 30. august - 3. september, med en total innsats på 95 garnnetter. I tillegg ble det satt pelagiske oversiktsgarn i to områder av innsjøen (**figur Li1**).

Det også fisket med pelagisk partrål natta mellom 30.-31. august, og gjennomført registrering av fiskebestanden i de åpne vannmassene ved hjelp av ekkolodd natta mellom 29.-30. august (**figur Li2**).



**Figur Li1.** Kart over Limingen med lokaliteter fisket med standard innsats bunnsatte nordisk oversiktsgarn i strandsona (lys rød) og på dypere vann blå (område 1 til 4). Røde stjerner viser plassering av ekstra innsats med bunnsatte nordisk oversiktsgarn og grønne felter fiske med pelagiske nordisk oversiktsgarn.



**Figur Li2.** Dybdekart over Limingen med ekkoloddkurser (røde linjer, dekningsgrad 6,2) og to tråltrekk (lyseblå linjer = 0-6 m dyp, mørkeblå = 15-23 m dyp). Ett tredje tråltrekk ble avbrutt på grunn av tiltakende vind og problemer med å holde trål og trektau unna båtmotorene under utsett.

### 3.6.2 Resultater

#### 3.6.2.1 Fangster og habitatbruk

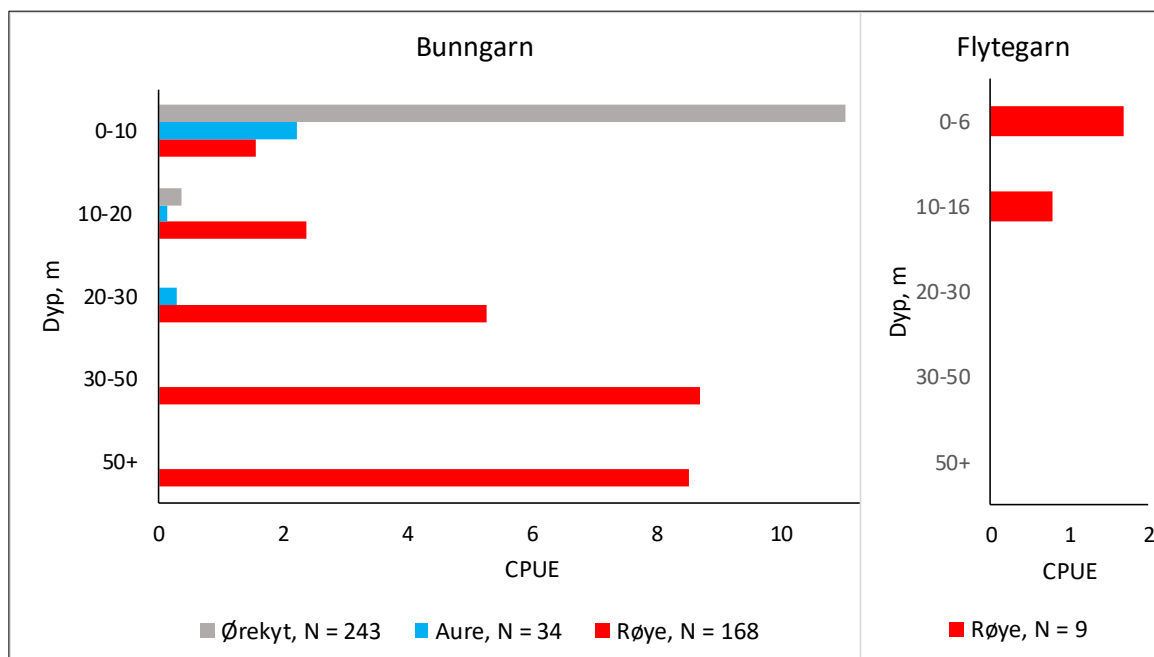
Ved prøvefisket med bunnsatte oversiktsgarn i august og september 2016 ble det fanget i alt 163 røye, 34 aure, 186 ørekyt og én 3-pigget stingsild (**tabell Li1**). I tillegg ble det fanget ni røye på flytegarn, flest nær overflata (0-6 m) (**figur Li3**). Med den pelagiske partrålen ble det fanget 63 røye. Røye, som forekommer i tre ulike økologiske former i Limingen, ble fanget i alle habitater.

Fangstene i bunnsatte garn fordelte seg slik at både ørekyt og aure for det meste ble fanget på grunt vann (grunnere enn 10 m), mens røya ble fanget i alle dybdesoner, men med flest fisk dypere enn 30 m (**figur Li3**). Det ene eksemplaret av tre-pigget stingsild ble fanget på grunt vann.

**Tabell Li1.** Samlete fangster ved prøvefisket i Limingen 31. august – 3. september 2016. N er antall fisk, CPUE er antall fisk fanget per 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt.

Metode	Røye		Aure		3-pigget stingsild	Ørekyt
	N	CPUE	N	CPUE		
Bunnegarn	163	3,8	34	0,8	1	186
Flytegarn	9	0,6	0	0	0	0
Trål 0-8 m	36	-	0	-	0	0
Trål 17-25 m	27	-	0	-	0	0
Sum	235		34		1	186



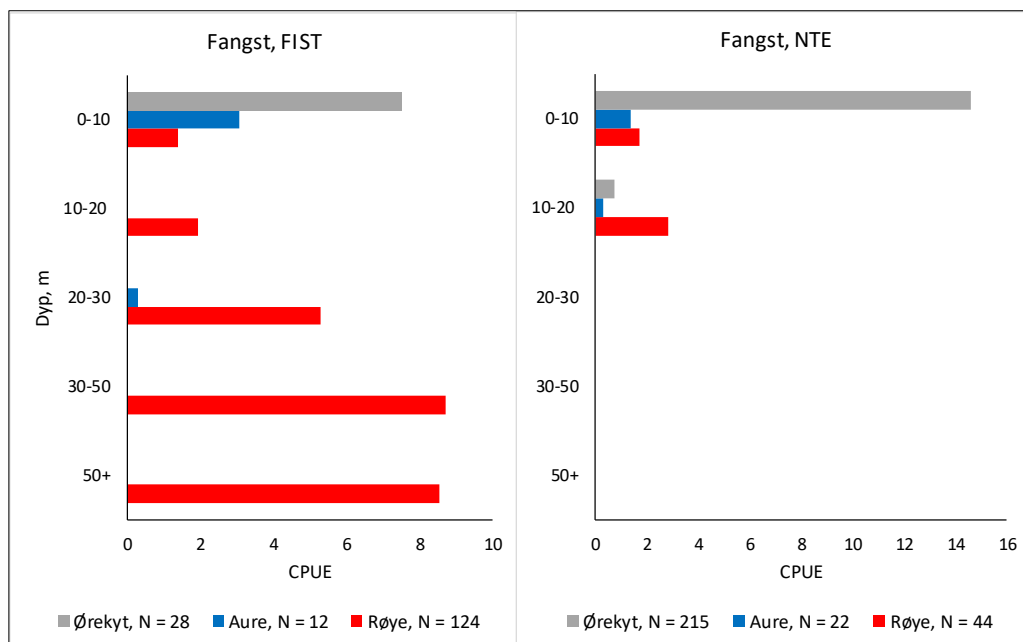


**Figur Li3.** Fangst per garninnsats (antall fisk / 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt) i Limingen september 2016. All garninnsats samlet (95 garnnetter bunngarn, åtte garnnetter flytegarn). Det ble også fanget én tre-pigget stingsild i bunngarn. Flytegarn ble ikke satt dypere enn 16 m.

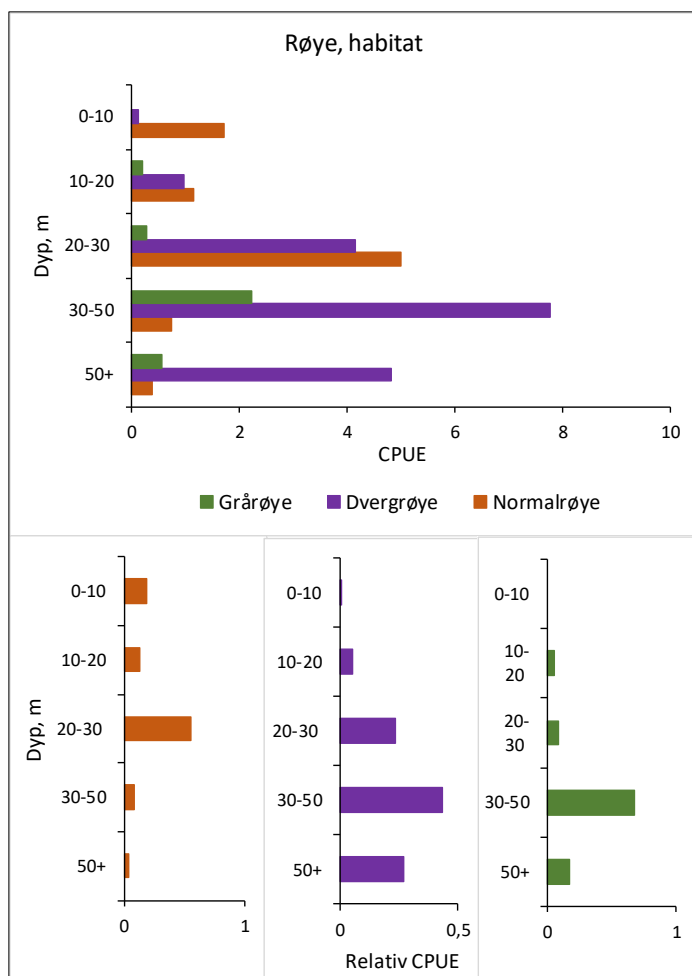
Fangstene i garna som var satt etter den standarden som var bestemt for FIST-prosjektet i 2016 og fangstene i de garna som ble satt i tillegg viste et lignende mønster (**figur Li4**), med mest aure og ørekyt på grunt vann, og en økning i røyefangstene fra 0-10 til 10-20 m. Dette tyder på at standardopplegget med en innsats på 48 garnnetter med nordisk bunngarn gir et tilfredsstillende resultat i Limingen.

Det er nødvendig å fiske på alle dyp for å fange alle tre røyeformer (**figur Li5**). Mens normalrøya ble fanget i størst antall på 20-30 m, ble både dvergørøye og grårøye fanget i størst antall på 30-50 m. Lengdefordelingen av de tre røyeformene viste at dvergørøya var mellom 5 og 25 cm, grårøya mellom 15 og 40 cm, og normalrøya mellom 5 og 50 cm (**figur Li6**).





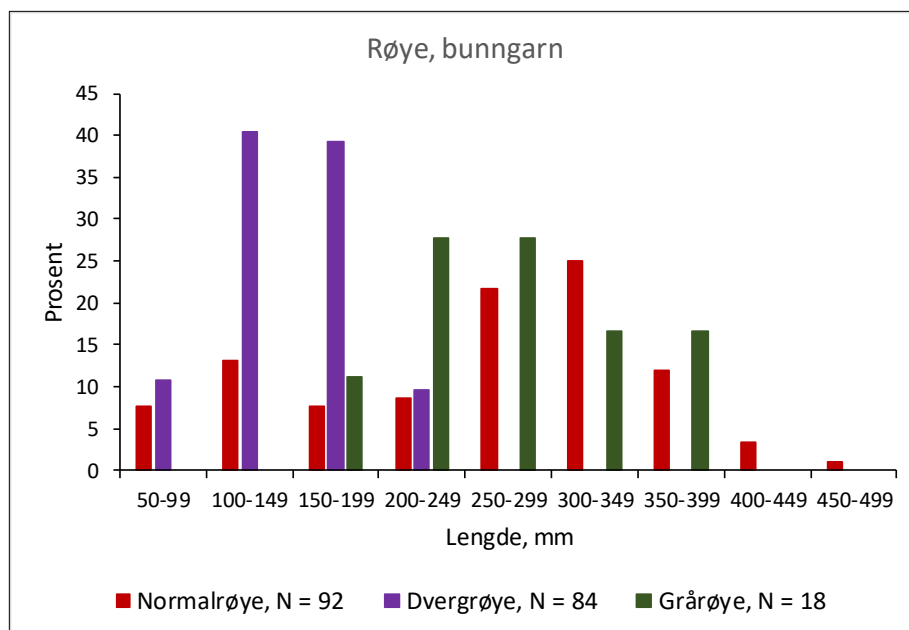
**Figur Li4.** Fangst per garninnsats (antall fisk / 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt) i strandsona (0-30 m dyp) Limingen i september 2016. NTE-prosjekt er resultatene fra den ekstra innsatsen med nordisk bunngarn (47 garnnetter), mens FIST er resultatene av den standardiserte innsatsen (48 garnnetter) i FIST-prosjektet.



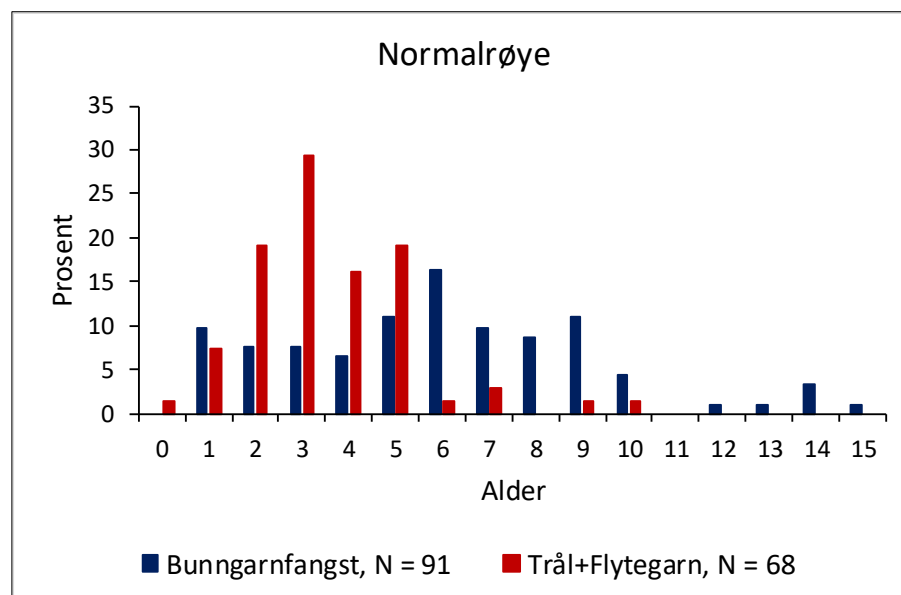
**Figur Li5.** Fordeling av normalrøye, dvergrøye og grårøye langs bunnen i Limingen, basert på garnfangster i nordisk oversiktsgarn. Øverst de tre formene sammen, nederst relativ fordeling av de tre formene. Antall fisk: 67 normalrøye, 81 dvergrøye, 19 grårøye. Fra Sandlund mfl. (2017).

Aldersfordelingen av normalrøye i fangstene langs bunnen og i de åpne vannmassene viser at pelagisk røye for det meste er yngre enn 6 år, men alle aldersgrupper fra ett år og opp til 15 år lever langs bunnen (**figur Li7**).

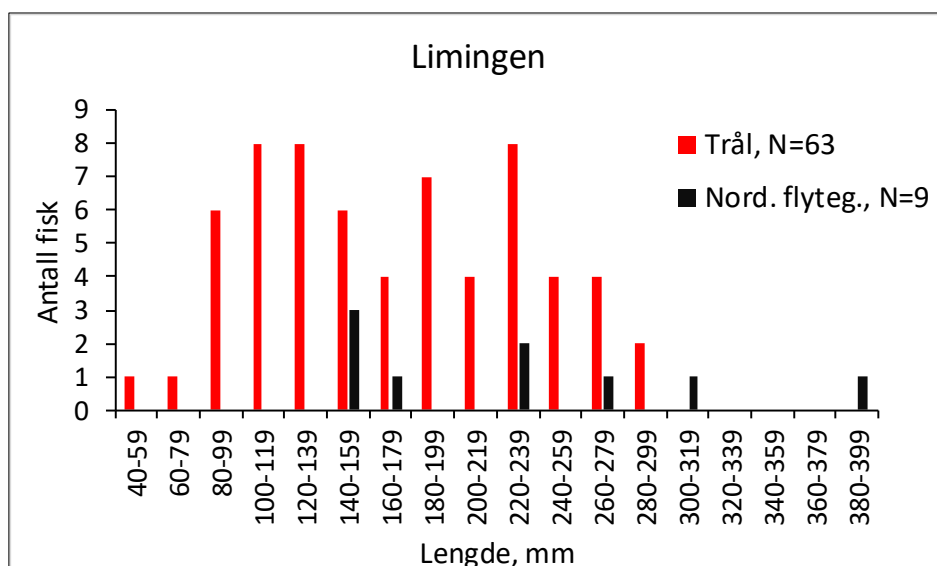
Selv om det ble fanget få røyer i flytegarna tyder en sammenligning med trålfangstene på at den fanger et mye større utvalg av fiskestørrelser (**figur Li8**). Trålfangsten gir trolig også et langt mer korrekt bilde av den pelagiske delen av røyebestanden.



**Figur Li6.** Lengdefordeling hos normalrøye, dvergrøye og grårøye fanget i bunnsatte nordisk oversiktsgarn i Limingen august og september 2016. N: antall fisk.



**Figur Li7.** Aldersfordeling av normalrøye fanget langs bunnen (med bunngarn) og i de åpne vannmassene (partrål, N = 59 og flytegarn, N = 9) i Limingen i august-september 2016.



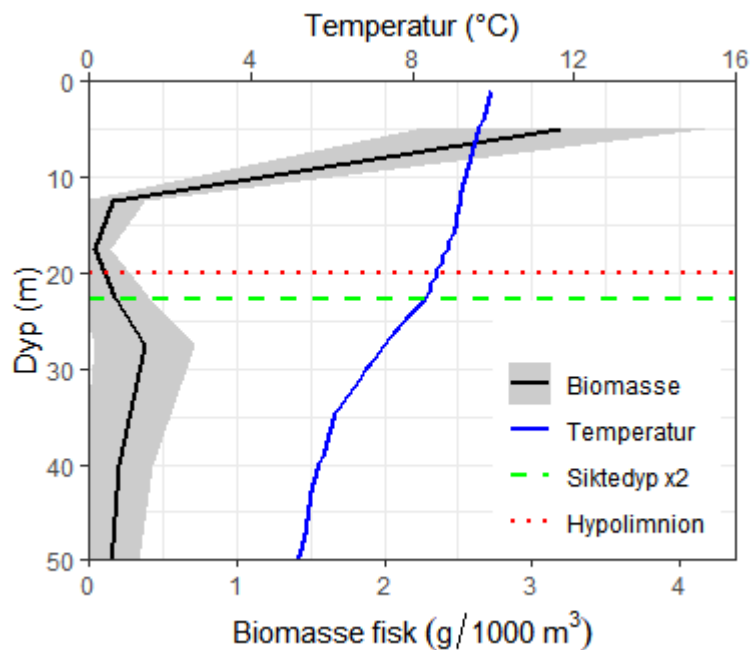
**Figur Li8.** Lengdefordeling av røye fanget i Limingen med partrål 31. august - 1. september 2016 og nordisk oversikts flytegarn 20.-31. august 2016. N: antall fisk fanget.

### 3.6.2.2 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene i Limingen ble gjennomført natten 19.-20. september. Både i antall og biomasse falt tettheten raskt fra 0-10 m intervallet til større dyp, med en ny men mye mindre topp i antall og biomasse mellom 25 og 30 m (**figur 8, figur Li9**). Denne økningen på dypere vann sammenfalt med nedre del av termoklinen, ved om lag 8 °C. Også i flytegarn og trål var fangstene størst nærmest overflata (**tabell Li1, figur Li3**). Enkeltekkofordelingen tydet på topper i fiskestørrelse mellom 25 og 30 cm, og mellom 10 og 20 cm (**figur 7**), mens trålfangstene gav en relativt jevn fordeling mellom 8 og 30 cm (**figur Li8**). Det ble fanget årsyngel av røye i trålen i Limingen, og selv om denne gruppen utgjorde enn vesentlig del av ekkoregistreringene, var den relativt mindre viktig enn i de andre undersøkte innsjøene (**tabell Li2, figur 7**). Tetthetene av ett år og eldre fisk var lave i Limingen, med en gjennomsnittlig tetthet på 5,9 fisk per ha, eller 0,38 kg per ha (**tabell Li2**). Dette er i samme størrelsesorden som estimatene for Salvatnet, likevel var trålfangstene mye høyere i Limingen. Trolig skyldes noe av forskjellen at trålen i Limingen traff de dypene der fisketettheten var høyest, mens den høyeste tettheten i Salvatnet kan ha vært mellom de to tråldypene.

**Tabell Li2.** Oppsummering av tetthet i antall og biomasse i Limingen, samt gjennomsnittsvekt for ett år og eldre fisk i fangst og estimert fra enkeltekko ved funksjonen  $TS = 22,5\log_{10}(L) - 69,6$ .

	Tetthet (antall fisk / ha)			Biomasse røye kg/ha	Snittvekt (g)	
	Årsyngel/ (stingsild)	Ett år og eldre	95 % konfidens- intervall eldre		Fangst	TS
Epilimnion	3,1	5,3	3,3-7,9	0,32	94	61
Hypolimnion	1,1	0,7	0,1-3,0	0,05	30	80
Totalt	4,2	5,9	3,4-9,5	0,38		64



**Figur Li8.** Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Limingen. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

### 3.6.3 Økologisk tilstand

Ut fra WS-FBI-indeksen, som baserer seg på forholdet mellom epilimnetisk og hypolimnetisk fiskebiomasse, kan tilstanden for fiskesamfunnet i Limingen karakteriseres som **svært god** (tabell Li3). Denne indeksen tar imidlertid ikke hensyn til endringer i innsjøen, og endringer i fiskesamfunnet.

**Tabell Li3.** Estimert biomasse av pelagisk røye i Limingen. I henhold WS-FBI og normalisert EQR kan innsjøen klassifiseres med tilstand som økologisk **svært god**.

Innsjø-areal	Transekt-lengde	Dekningsgrad	Biomasse (kg/ha) Røye	Total biomasse (t)	WS-FBI	Norm. EQR	Tilstand
93,3	59,5	6,2	0,38	3,5	331	74	Svært god

Det finnes data fra prøvefiske i Limingen helt tilbake til 1953, da den første reguleringen ble gjennomført (Aass 1986). På grunn av at det er brukt ulike garntyper og fisket i ulike habitater må sammenligning med tidligere resultater gjøres med forsiktighet. Ved de tidligste undersøkelsene ble det heller ikke skilt mellom de ulike formene av røye, selv om garna som ble brukt (fra 26 mm og oppover) sannsynligvis fanget mest normalrøye (og aure). Utviklingen over tid i fiskebestanden i Limingen er imidlertid godt dokumentert og ble av Aass mfl. (2004) sammenfattet som følger: Etter den første reguleringen (1953-54) gikk fangstene av aure kraftig ned, fra omkring én fisk per garnnatt i 1953 til ca. 0,2 fisk per garnnatt i 1967 og videre til nesten null på 1990-tallet. Hvert bunngarn i de eldre prøvegarneriene hadde et areal på 37,5 m<sup>2</sup> (1,5 x 25 m). Målt etter vår standard CPUE som er basert på 100 m<sup>2</sup> garnareal, ville fangsten i 1953 dermed ha tilsvart en CPUE på ca. 2,7 aure. Fordi oversiktsgarna har mange små maskevidder vil de fange mer småfisk, som alltid er mer tallrike enn større individ. CPUE i en garnserie med 26 mm som minste maskevidde kan derfor vanskelig sammenlignes med CPUE i oversiktsgarn, der minste maskevidde er 5 mm.

Etter 1953 holdt fangsten av stor røye seg nokså stabil på ca. 1 fisk per garnnatt fram til etter 1961. I 1972-89 og i 1995 falt imidlertid røyefangstene til 0,2-0,3 fisk per garnnatt (Aass mfl. 2004). Bunngarnfisket i 2006 med garnserie 12,5 – 45 mm (Arnekleiv mfl. 2007) resulterte i 1,2

røye og 0,3 aure per garnnatt. Den økte fangsten av røye (målt i antall) fra 1995 til 2006 skyldes trolig at de små maskeviddene (<26 mm) som inngikk i garnserien i 2006 fanget både dverggrøye og ungfisk av normalrøye. Omregnet til vår enhet CPUE tilsvarte fangstene i 2006 3,2 røye og 0,5 aure, mens tilsvarende CPUE i våre fangster i 2016 var 3,8 røye og 0,8 aure. Tatt i betraktning at det er forskjell også på garna som ble brukt i 2006 og i 2016 tyder dette på små endringer i tettheten i bestandene av aure og røye i Limingen siden 2006.

Den første reguleringen ga en umiddelbar negativ effekt på fangstene av aure, mens røyefangstene i noen år holdt seg oppe på grunn av sterke årsklasser som var klekt før reguleringen. Aurens viktigste gyteelver (innløps- og utløpselva) ble begge satt ut av funksjon ved reguleringen. Resultatet er de sterkt begrensede gyte- og oppvekstmulighetene for auren vi ser i dag (Sandlund mfl. 2017). Normalrøyas gyteplasser (i innløpselva og på 2-8 m i innsjøen) ble også sterkt påvirket av en regulering på 6 m i 1953, og enda mer av tilleggsreguleringen på 2,7 m i 1963 (Aass 1986). Over tid har imidlertid den innsjøgytende røya ganske stor evne til å tilpasse bruken av gyteområder til reguleringen i slike næringsfattige innsjøer. Dette er i motsetning til auren, som vanligvis er avhengig av rennende vann for gyting og tidlig oppvekst.

Etter reguleringene i 1953 og 1963 fikk både aure og normalrøye dårligere næringsforhold, noe som førte til dårligere vekst (Aass mfl. 2004, Gregersen mfl. 2006). Når bestandene av begge artene var sterkt redusert førte dette i noen grad til redusert konkurranse og en viss økning i veksten, en utvikling som ble styrket når mysis ble satt ut og etterhvert ble en viktig komponent i dietten, særlig hos røya (Gregersen 1998, Gregersen mfl. 2006, Arnekleiv mfl. 2007). Kjønnsmoden normalrøye i våre fangster var i gjennomsnitt ca. 30-35 cm, mens auren så ut til å stagnere i vekst mellom 20 og 25 cm (Sandlund mfl. 2017).

Klassifiseringen av Limingen til SMVF stemmer godt overens med fiskebestandens tilstand i dag sammenlignet med tilstanden før reguleringen i 1953. Dersom vi antar at garnfangstene reflekterer bestandstettheten, ser vi spesielt at bestanden av aure har gått kraftig tilbake, trolig i størrelsesorden 70-80 %. Tilsvarende har fangsten av stor (dvs. normal-) røye gått ned i omtrent samme omfang fram til 1995 (Aass mfl. 2004). Det er mulig at bestanden av røye har tatt seg litt opp siden 1995, men det kompenserer på langt nær for den tidligere nedgangen. I følge Klassifiseringsveilederen betyr dette at fiskebestanden i Limingen er i **dårlig** tilstand (jf. tabell 6-10 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018).

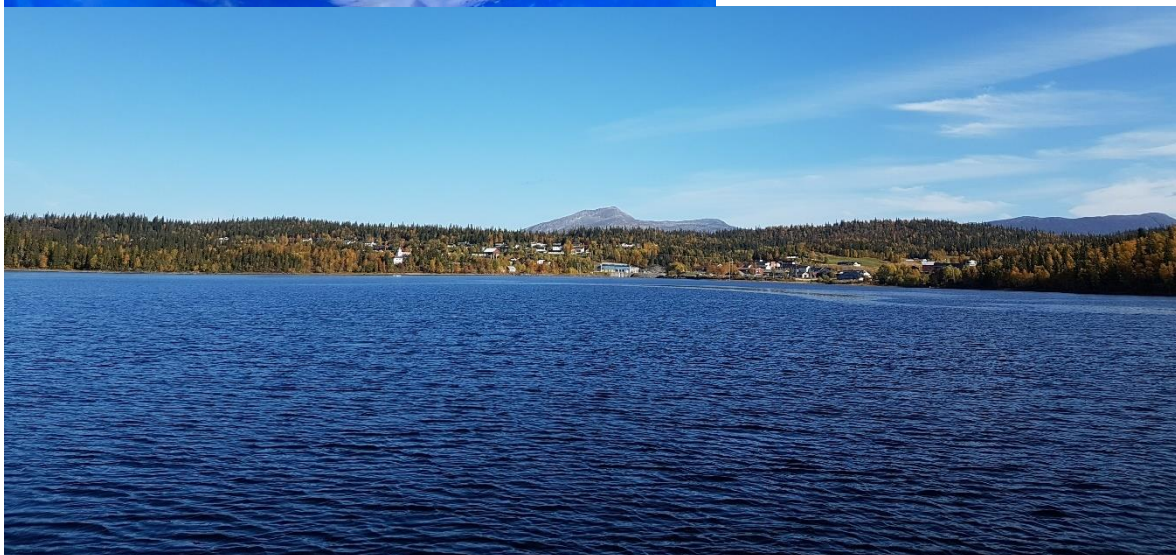
Dette skyldes at bestandstettheten av både aure og røye har gått kraftig tilbake. En vurdering av bestandsstrukturen (jf. tabell 6-4 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018) hos disse fiskeartene gir derimot et mer positivt bilde. For røyas vedkommende har alle de tre kjente økologiske formene normal-, dverg- og grårøye livskraftige bestander. Lengde- og aldersfordelingene tyder også på livskraftige bestander med god og stabil rekruttering. Vekstforholdene for normalrøya synes å være noe bedre enn for 20 år siden, mens dverggrøya trolig har relativt uendret vekst. For begge disse røyeformene har det introduserte næringsdyret mysis trolig betydd et positivt næringstilskudd. Uten mysis hadde sannsynligvis røyas vekst og kvalitet vært dårligere enn den er i dag.

Når fiskebestanden isolert sett må klassifiseres som «dårlig» må en vurdere om noen tiltak kan bringe den opp i «god» tilstand. Slike tiltak ville medføre at vannkraftreguleringen måtte opphøre, noe som ikke er aktuelt. Også på grunnlag av fiskebestanden må derfor Limingen klassifiseres som «sterkt modifisert vannforekomst». Spørsmålet er så om tilstanden kan klassifiseres som «godt økologisk potensial». Dersom det ikke finnes praktisk gjennomførbare tiltak som kan forbedre bestandstettheten til aure eller røye, vil konklusjonen være at tilstanden er moderat økologisk potensial (MØP). Mulige tiltak bør eventuelt rettes mot habitattiltak i aurens gytebekker, selv om bekkearealene i Limingen er svært begrenset (Sandlund mfl. 2017). Tiltak for å redusere bestanden av ørekyt vil også gagne auren, men må gjentas årlig og muligens i et omfang som gjør det lite realistisk. Ettersom det neppe finnes realistiske tiltak for å skape en betydelig bedre fiskebestand i Limingen, må den klassifiseres som SMVF med **moderat økologisk potensial (MØP)**.



**Til venstre:** Fangst fra tråltrekket på 17-25 m i Limingen; 27 røye. Foto: Antti Eloranta.

**Under:** Røyrvik sett fra Limingen. Foto: Knut Andreas Bækkeli







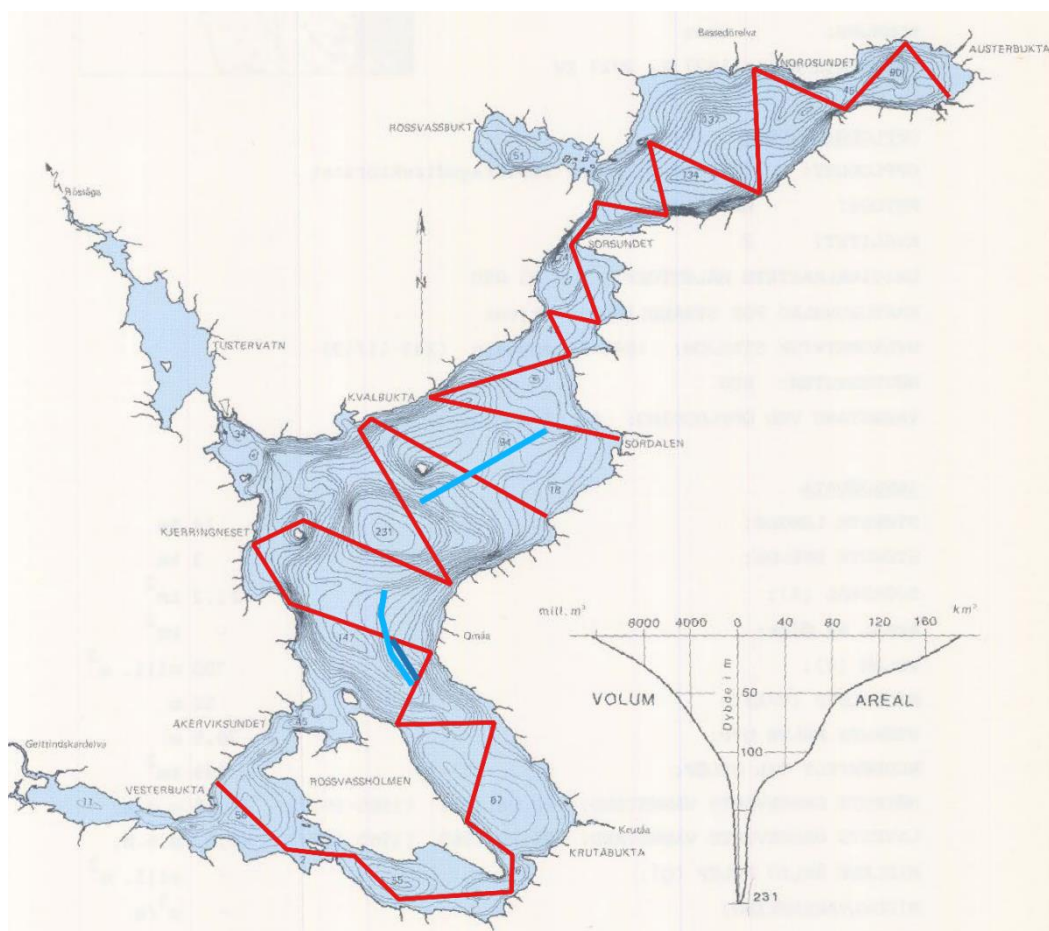
### 3.7.2 Resultater

#### 3.7.2.1 Fangster og habitatbruk

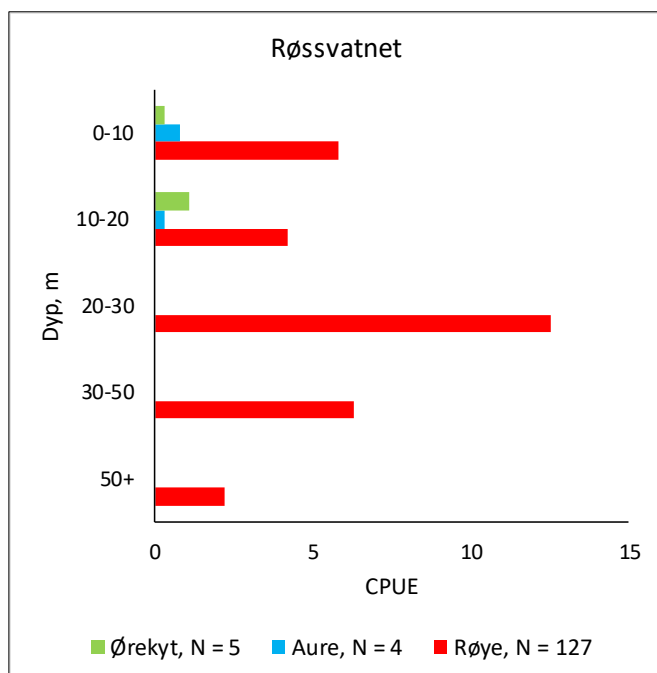
I bunngarna ble det fanget i alt 135 fisk (**tabell Rø1**), hvorav 94 % var røye. I to tråltrekk ble det fanget seks røye, fem nær overflata (0-8 m) og én på dypere vann (17-25 m). I bunngarnfangstene var ørekyt og aure konsentrert til relativt grunt vann (0-20 m) (**figur Rø3**), mens røya fordelte seg i alle undersøkte dyp, men med størst fangst på 20-30 m. Det var stor spredning i lengdene hos røya i bunngarnfangstene, fra 73 til 482 mm, men med flest fisk i lengdegruppa 100-149 mm (**figur Rø4**). I motsetning til dette var størrelsesutvalget i trålfangsten svært snevert, i det alle røyene i trålen var mellom 200 og 249 mm lange (**figur Rø4**).

**Tabell Rø1.** Fangster i prøvefisket i Røssvatnet i september 2016.

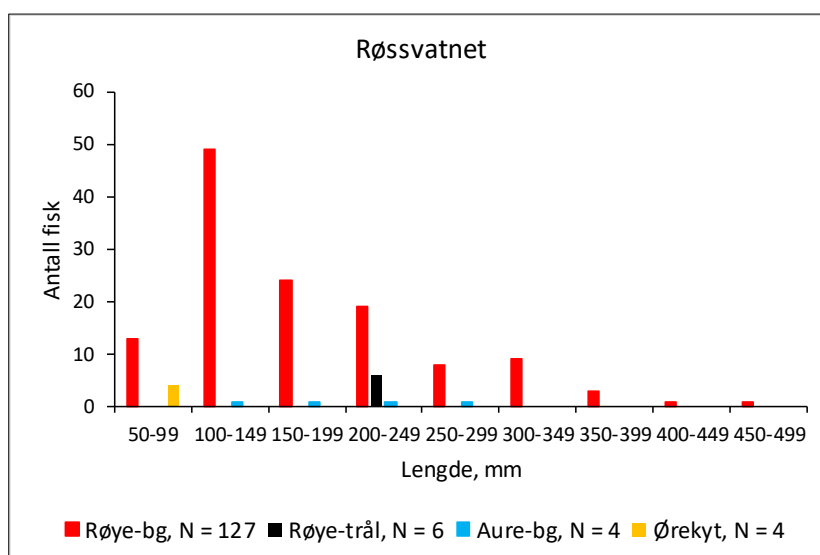
Metode	Art	Antall fisk	CPUE	Lengde, mm
Bunngarn	Røye	127	5,9	73-482
	Aure	4	0,2	144-269
	Ørekyt	4	0,2	51-61
Trål	Røye	6	-	205-235



**Figur Rø2.** Dybdekart over Røssvatnet med ekkoloddkurser (røde linjer, dekningsgrad 6,2) og tre tråltrekk (lyseblå linjer = 0-6 m dyp, mørkeblå = 17-25 m dyp).



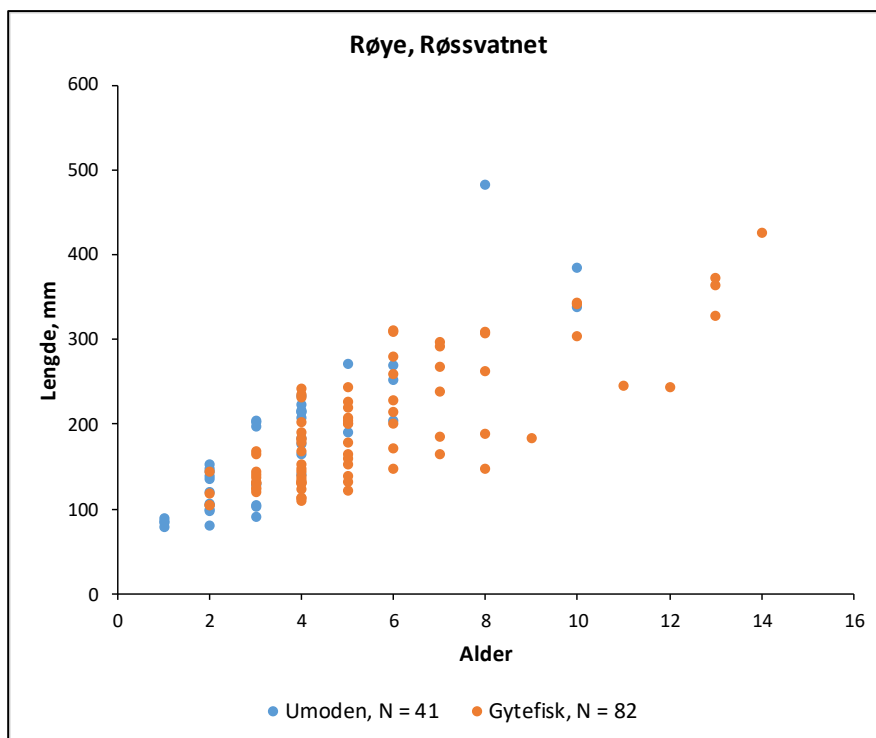
**Figur Rø3.** Fangst per garninnsats med nordisk bunn garn i ulike dyp (antall fisk per 100 m<sup>2</sup> garnareal og natt) i Røssvatnet september 2016.



**Figur Rø4.** Lengdefordeling av prøvefiskefangstene med nordisk bunn garn (bg) og trål i Røssvatnet september 2016. N: antall fisk.

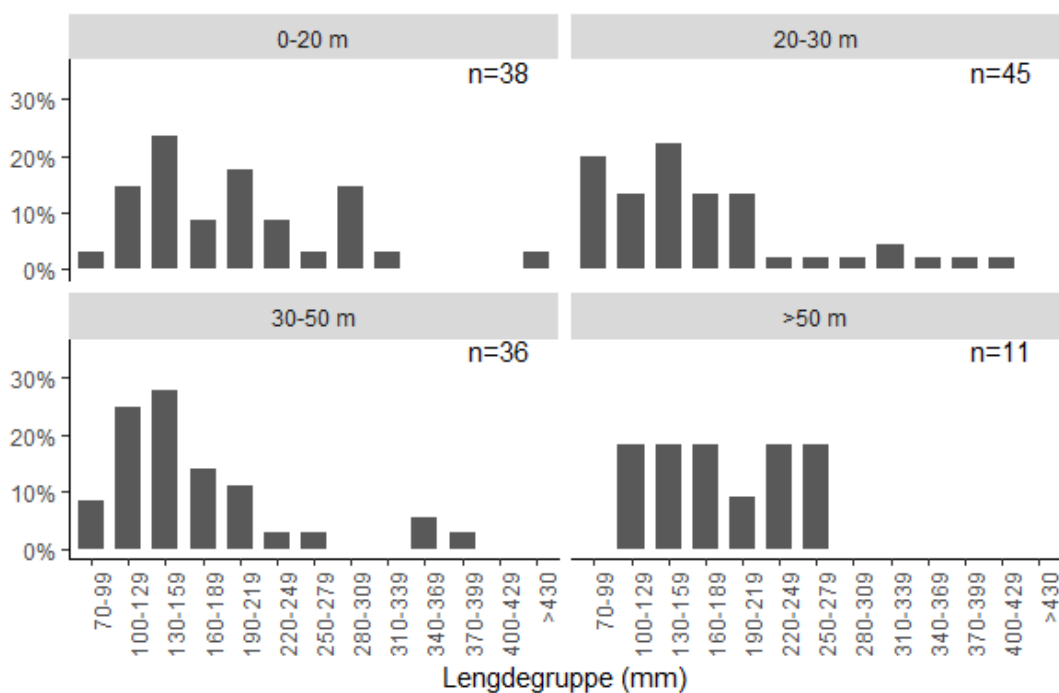
### 3.7.2.2 Økologiske former av røye

I følge Gulseth (1983) og Svenning & Kanstad-Hanssen (1998) forekommer det tre økologiske former av røye i Røssvatnet: normalrøye, planktonrøye og dvergrøye. Den beste metoden for å klarlegge slike forhold er at fisken i fangstene klassifiseres i felt til antatt økologisk form på grunnlag av utseende før de øvrige prøvene tas, eventuelt før fisken fryses for transport til laboratoriet. Dette er imidlertid mer tidkrevende, og på grunn av begrensede ressurser i prosjektet ble fisken transportert til laboratoriet for prøvetaking. Ofte er det mulig å skille normalrøye og dvergrøye på grunnlag av vekst (lengde ved alder) og størrelse/alder ved kjønnsmodning. Hos røya i Røssvatnet er det svært stor spredning i lengde innen alle aldersgrupper fra to år og oppover (**figur Rø5**). I aldersgruppene 2 og 3 år var både de største og de minste individene ikke gytemodne, noe som indikerer to ulike livshistorier og dermed to ulike økologiske former. Ellers er det ingen tydelig oppsplitting i lengdefordelingen innen hver aldersgruppe, noe som stemmer godt overens med observasjonene i 1981 (Gulseth 1983) og 1997 (Svenning & Kanstad-Hanssen 1998). I begge disse undersøkelsene var det stor spredning i fiskelengde innen hver aldersgruppe, og vanskelig å skille røyeformene på grunnlag av lengde ved alder.



**Figur Rø5.** Lengde ved alder hos røye fanget i Røssvatnet, september 2016.

Heller ikke lengdefordelingen av røye i fangstene på ulike dyp langs bunnen tyder på noen klar adskillelse av ulike røyeformer i ulike dyp (**figur Rø6**). Konklusjonen når det gjelder de økologiske formene hos røya i Røssvatnet er derfor at det kreves mer inngående undersøkelser, særlig med hensyn på ytre bygningstrekk og genetiske forhold, for å kontrollere forekomsten av de ulike formene.



**Figur Rø6.** Lengdefordeling hos røye fanget i nordisk oversiktsgarn i ulike dybdesoner i Røssvatnet i september 2016.

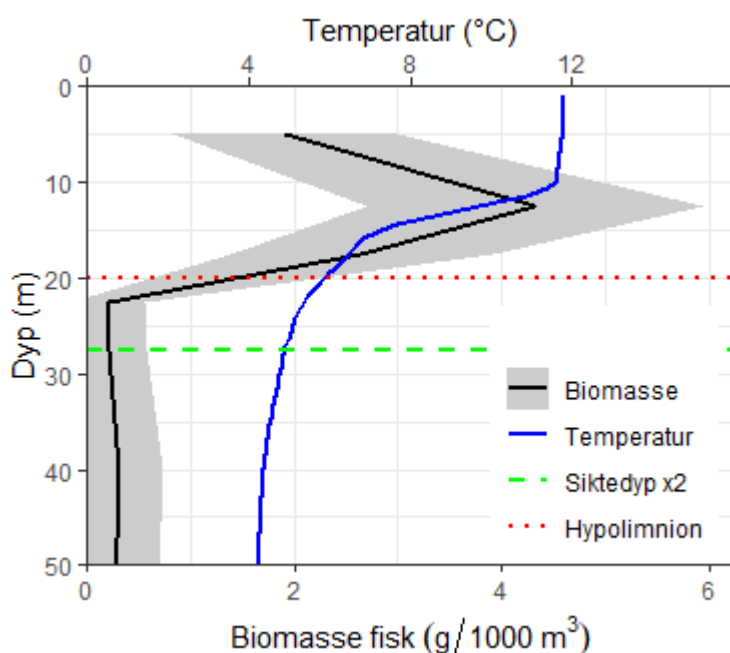


### 3.7.2.3 Ekkoloddregistreringer

Ekkoloddregistreringene i Røssvatnet ble gjennomført over to netter mellom 22. og 24. august. Både i antall og biomasse var tettheten både for liten og stor fisk høyere mellom 10 og 15 m dyp enn nærmere overflaten, for deretter å avta veldig i hypolimnion (**figur 8, figur Rø7**). Denne tetthetstoppen sammenfalt med termoklinen, ved om lag 8-12 °C. Mens lengdefordelingen i trålfangsten var svært snever (205-235 mm, seks røyer), tydet enkelttekkofordelingen på at fisk rundt 30 cm var en mer vanlig fiskestørrelse i de pelagiske områdene (**figur 7**). Videre indikerte enkelttekkofordelingen også at det var en viktig størrelsesgruppe mellom 10 og 15 cm, samt at årsyngel utgjorde større tettheter i antall (**figur 7, tabell Rø2**). Tetthetene av ett år og eldre fisk var lave i Røssvatnet, med en gjennomsnittlig tetthet av ettårig og eldre fisk på 3,4 fisk per ha, eller 0,59 kg per ha (**tabell Rø2**). Dette er de laveste tetthetene for ettåringer og større fisk i innsjøene i denne undersøkelsen, men total tetthet var veldig lik det vi beregnet for Limingen, og biomassetettheten var noe høyere enn både i Limingen og Salvatnet. Trålfangstene var lavere enn i Limingen, noe som reflekterer at det var høyere volumtettheter i epilimnion i Limingen.

**Tabell Rø2.** Oppsummering av tetthet i antall og biomasse av fisk i Røssvatnet, samt gjennomsnittsvekt for ett år og eldre fisk i fangst og estimert fra enkelttekk ved funksjonen  $TS = 22,5 \log_{10}(L) - 69,6$ .

	Tetthet (antall fisk / ha)			Biomasse røye kg/ha	Snittvekt (g)	
	Årsyngel/ stingsild	Ett år og eldre	95 % konfidens- intervall eldre		Fangst	TS
Epilimnion	5.0	2.9	2.1-3.8	0.52	100	179
Hypolimnion	1.8	0.5	0.1-1.4	0.07	110	145
Totalt	6.8	3.4	2.4-4.6	0.59		175



**Figur Rø7.** Vertikalprofil for fiske-biomasse og temperatur i Røssvatnet. Dypet for 2x siktedyp og for grensa definert som overgangen mellom epilimnion og hypolimnion i analysene er også indikert.

### 3.7.3 Økologisk tilstand

Med utgangspunkt i forholdet mellom fiskebiomasse i epilimnion og i hypolimnion, kan statusen i Røssvatnet ifølge WS-FBI-indeksen karakteriseres som **svært god (tabell Rø3)**. Denne indeksen tar imidlertid ikke hensyn til endringer (inngrep) i innsjøen og i fiskesamfunnet.

**Tabell Rø3.** Estimert biomasse av pelagisk røye i Røssvatnet. I henhold WS-FBI og normalisert EQR kan innsjøen klassifiseres med tilstand som økologisk **svært god**.

Innsjøareal (km <sup>2</sup> )	Transekt- lengde (km)	Deknings- grad	Biomasse (kg/ha) Røye	Total biomasse (t)	WS- FBI	Norm. EQR	Tilstand
218	91,6	6,2	0,59	12,8	14,5	3,58	Svært god

Det ble gjennomført prøvefiske i Røssvatnet i 1970 og 1981 (Gulseth 1983), i 1997 (Svenning & Kanstad-Hanssen 1998), samt i 2005, 2008 og 2012 (Svenning mfl. 2013) (**tabell Rø4**). Ved bunngarnfisket i 1971 ble det fisket med åtte maskevidder mellom 19 og 45 mm og i 1981 ble det brukt sju maskevidder mellom 15 og 45 mm. Flytegarnfisket i 1981 omfattet tre maskevidder: 21, 26 og 35 mm. I 1997 og senere ble det fisket med de såkalte ORN-garna som er 40 m lange med åtte seksjoner med maskevidder fra 10 til 45 mm (Svenning & Klemetsen 2001). Flytegarnfisket i 1997 skjedde også med ORN-garn. I 2008 og 2012 ble fisket supplert med noen nordisk oversiktsgarn. Ettersom de to minste maskeviddene i denne garntypen (5,0 og 6,25 mm) ikke fanget fisk, ble arealet regnet om til bare å omfatte maskene fra 8 til 55 mm. Svenning mfl. (2013) oppgir dermed CPUE-verdier for ORN-garn og nordisk oversiktsgarn uten 5,0 og 6,25 mm. For å sammenligne våre fangster med disse resultatene er CPUE fra 2016 i **tabell Rø4** korrigert for et redusert garnareal.

Sammenligning av fangster i prøvefiske gjennomført med ulike garntyper må gjøres med forsiktighet. Med de korrigeringer som er nevnt ovenfor kan likevel fangstene i årene mellom 1997 og 2016 sammenlignes med en viss sikkerhet. Det har skjedd en stor forandring i fangstene av både røye og aure i denne perioden. I 1997 og 2005 var CPUE av røye mellom 20 og 25 fisk, i 2008 hadde CPUE falt til under 15 fisk, og i 2012 og 2016 ser CPUE ut til å ha stabilisert seg på 7-8 fisk. Aurefangstene utviklet seg i denne perioden fra en CPUE på ca. én fisk i 1997 til over fem fisk i 2008, for så å falle tilbake til nivåene fra 1970-1990-tallet i 2016. I september 2001 ble det satt ut 514 store aure (0,5 – 1 kg) i Røssvatnet (Svenning 2005) og i årene 2006-2009 ble det hvert år i juni-juli satt ut 3000 aure med snittvekter mellom 321 og 557 g (Svenning mfl. 2013). Endringene i aurefangstene i 2005, 2008 og 2012 har trolig sammenheng med disse utsettingene. Dette støttes av at andelen aure i fangstene også var vesentlig høyere i 2005-2012 enn i årene før og etter. Når det gjelder artssammensetningen i fangstene er det stor likhet mellom perioden før 2000 og i 2016, da aure utgjorde henholdsvis 1-2 % og 3,1 %.

Røssvatnet er en **sterkt modifisert vannforekomst** også i forhold til kvalitetselement fisk. Selv om det ikke finnes data for tilstanden før regulering, har en regulering på 12,5 m helt sikkert ført til en kraftig nedgang i bestanden av aure. Trolig har også røye gått tilbake, i og med at man kan gå ut fra at produksjonen i strandsona er sterkt redusert (jf. Lorås 1994, referert i Svenning & Kanstad-Hanssen 1998). Vårt prøvefiske tyder på at artssammensetningen i bestanden er omtrent som før. Andelen aure har riktignok økt fra mellom 1 og 2 % til vel 3 %, men det er tale om kun fire fisk i 2016. Bunngarnfangstene av røye var derimot mye lavere i 2016 enn i de tidligere prøvefiskerundene. Det er usikkert om dette er et utslag av at vi har brukt andre garntyper på andre prøvefiskestasjoner eller om det er uttrykk for at bestanden faktisk har gått tilbake, trolig er det et resultat av begge faktorer. Det ble ikke fisket med pelagiske garn i Røssvatnet i 2016, men dersom vi sammenligner pelagisk CPUE fra prøvefisket i 1981 og 1997 (0,2 og 0,5 CPUE, **tabell Rø4**), utgjør det mindre enn 25 % av pelagisk CPUE-tetthet på flytegarn i Limingen i 2016 (1,1 – 2,2 maske-justert). Den pelagiske tettheten av ett år og eldre røye i Røssvatnet i 2016 var



57 % av tettheten i Limingen, dermed har vi ingen holdepunkt for å tro at den pelagiske tettheten av fisk i Røssvatnet var lavere i 2016 enn i 1981 og 1987, snarere tvert imot. Røya i fangstene i 2016 viste omtrent samme spredning i lengde ved alder som ved prøvefisket i 1981 og 1997 (Gulseth 1983, Svenning & Kanstad-Hanssen 1998). Dette tyder på at røyas bestandsstruktur er omtrent som før. 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 er en sterkt modifisert vannforekomst med **moderat økologisk potensial (MØP)**.

**Tabell Rø4.** Fangster av røye og aure i Røssvatnet ved prøvefiske i perioden 1970 til 2016. Data for 1970 og 1981 fra Gulseth (1983), for 1997 fra Svenning & Kanstad Hanssen (1998) og fra 2005-2012 fra Svenning mfl. (2013)

År	Bunngarn					Flytegarn	
	Røye		Aure		% aure	Røye	
	# fisk	CPUE	# fisk	CPUE		# fisk	CPUE
1970	204	8,5	2	0,03	1,0	-	
1981	229	13,9	3	0,07	1,3	12	0,2
1997	997	24,9	20	0,9	2,0	14	0,5
2005	838	22,4	59	2,7	7,0	-	
2008	485	14,6	115	5,5	23,7	-	
2012	367	8,3	120	4,6	32,7	-	
2016	127	7,1 (5,9)	4	0,24 (0,2)	3,1	-	



Fire røyer fra Røssvatnet. Foto: Randi Saksgård.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Metoder og innsats

#### 4.1.1 Bunn garnfiske

Den standardiserte innsatsen med bunnsatte nordisk oversiktsgarn i 2016 var 48 garnnetter, fordelt på fire stasjoner i innsjøen. På hver stasjon ble det satt seks enkeltgarn i strandsona (0-20 m), tre garn i lenke på 30-50 m dyp og tre garn i lenke dypere enn 50 m. Gjennom samkjøring med regulatfinansierte prosjekter i Limingen og Selbusjøen ble innsatsen større i disse to innsjøene. Totalfangst på 48 garnnetter varierte mellom 61 og 165 fisk (alle arter) (**tabell 5**). I Selbusjøen, der det også ble fisket med bunn garnserier, var fangsten i de to bunn garnrtypene tilsynelatende ganske lik. De nordiske garna fanget 96 fisk mens garnseriene fanget 105 fisk. Det er imidlertid stor forskjell i artssammensetningen. Garnserien fanget ikke ørekyt, mens fangsten i de nordiske garna bestod av over 63 % ørekyt. Andelen ørekyt i fangsten med standard innsats med nordiskgarn varierte imidlertid mye fra innsjø til innsjø, fra 3 % i Røssvatnet til 63 % i Selbusjøen. Det er usikkert i hvilken grad dette reflekterer tettheten av ørekyt i innsjøene, da de minste maskeviddene er svært selektive mht. fiskestørrelse. Små variasjoner i ørekytas størrelse kan derfor i stor grad påvirke antall fisk som fanges. Dessuten er ikke ørekyta jevnt fordelt på grunt vann langs land. Hvis en stim av ørekyt tilfeldigvis treffer på de minste maskeviddene i de nordiske garna (5 og 6,25 mm) vil det resultere i store fangster. Ulike fangster kan også reflektere ulike bestandsstørrelser. Ørekyt er nylig innført i Røssvatnet, mens arten har forekommet i Selbusjøen i 40-50 år (Hesthagen & Sandlund 2016).

**Tabell 5.** Antall fisk (total og laksefisk) i fangstene med standard innsats (48 garnnetter) med nordisk bunn garn i seks store innsjøer i 2016. Ekstra innsats med nordisk bunn garn: 47 garnnetter i Limingen (jf. Sandlund mfl. 2017), Trål: totalt og antall laksefisk fisk fanget i tråltrekk, Nordisk flg.: antall fisk i fire garnnetter nordisk flytegarn (hvert garn 30 x 6 m) i Limingen og Selbusjøen, Serie bg.: antall fisk fanget i garnserier, totalt og antall laksefisk og Serie flg. i Selbusjøen, jf. Arnekleiv mfl. 2017).

		Femunden	Selbusjøen	Snåsavatnet	Salvatnet	Limmingen	Røssvatnet
Standard nordisk bg.	Total	136	96	61	121	165	135
	Laksefisk	105	15	38	111	136	131
Ekstra nord. bg.	Total					281	
	Laksefisk					66	
Trål	Total	48	41	38	3	63	6
	Laksefisk	43	41	28	2	63	6
Nordisk flytegarn			2			9	
Serie bg.	Total		105				
	Laksefisk		60				
Serie flg. (kun laksefisk)			76				

I alle de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016 har de tre laksefiskartene aure, røye og sik størst interesse for nærmere undersøkelser med hensyn på bestandsstruktur, vekst osv. Da kreves det at et visst antall fisk kan prøvetas, dvs. at fangsten bør inneholde et tilstrekkelig antall

fisk av disse artene. Den garninnsatsen som er nødvendig avhenger av fangst per garninnsats (CPUE), som varierte med en størrelsesorden i de seks innsjøene i 2016, fra 0,7 fisk i Selbusjøen til 6,3 fisk i Limingen (**tabell 6**). Det er åpenbart at fangstene med 48 garnnetter nordiskgarn i Selbusjøen (n=15 fisk) og Snåsavatnet (n=38 fisk) ikke var store nok til slike analyser. Fraværet av harr i fangstene i Femunden tyder også på at garninnsatsen var litt for liten. Garninnsatsen bør også økes for å sikre en bedre dekning av hele dybdeprofilen ned til mer enn 50 m dyp. I et overvåkingsprogram er det viktig å finne den rette balansen mellom arbeidsinnsats og utbytte (i antall fisk). Erfaringene fra 2016 tyder på at prøvafiske med nordisk bunngarn i det minste kan utvides med 12 garn (til totalt 60 garnnetter) innenfor en feltinnsats på to personer i to netter. Det er viktig at dette gjelder oligotrofe innsjøer dominert av laksefisk, og økningen bør skje dypere i strandsona eller i profundalen for å unngå for arbeidskrevende fangster med store mengder av stingsild og/eller ørekyte.

**Tabell 6.** Totalfangst og fangst per innsats (CPUE, antall fisk per 100m<sup>2</sup> garnareal per natt) i standard opplegg med 48 garnnetter med bunnsatte nordiske oversiktsgarn (som tilsvarer 2160 m<sup>2</sup> garnareal).

	Femunden	Selbusjøen	Snåsavatnet	Salvatnet	Limmingen	Røssvatnet
<b>Total antall fisk</b>	136	96	61	121	165	135
<b>CPUE</b>	6,3	4,4	2,8	5,6	7,6	6,3
<b>Antall laksefisk</b>	105	15	38	111	136	131
<b>CPUE</b>	4,8	0,7	1,8	5,1	6,3	6,1

#### 4.1.2 Flytegarfniske

Det ble fisket med nordisk flytegarfniske i Limingen og Selbusjøen. Innsatsen var begrenset (fire garnnetter fordelt på to dyp), og fangsten var svært begrenset, med henholdsvis ni og to fisk. I serien med enkelt flytegarfniske som ble brukt i Selbusjøen ble det derimot fanget 63 fisk, alle røye. Forskjellen i CPUE mellom nordisk flytegarfniske og flytegarfniske i Selbusjøen skyldes i noen grad ulike garnareal. Flytegarfniske serien omfattet maskevidder mellom 15,5 og 45 mm og total garninnsats var 4500 m<sup>2</sup>. I de nordiske flytegarfniske er det bare seks maskevidder (15,5 – 43 mm) som tilsvarer spennet i garnserien. Det betyr at fire garnnetter med nordisk flytegarfniske på 0-6 m tilsvarer bare 360 m<sup>2</sup>, det vil si 8 % av garnarealet i flytegarfniske serien. Dersom nordiske flytegarfniske fanger som flytegarfniske serien på samme maskevidder, skulle en forvente seks røyer i de nordiske flytegarfniske på 0-6 m, mens det ble fanget ett individ. Innsatsen med de nordiske garfniske i hver ende av innsjøen var imidlertid begrenset til ei natt, mot tre for flytegarfniske serien. Forventet fangst i forhold til innsats er for liten til å konkludere med om det er forskjeller i fangsteffektiviteten mellom de to garntypene på relevante maskevidder. Dette forholdet bør undersøkes nærmere gjennom parallelt fiske med nordisk flytegarfniske og flytegarfniske serier. Uansett kan vi konkludere med at innsatsen med nordisk flytegarfniske må være veldig mye større enn den som ble brukt i Selbusjøen, dersom en skal få en fangst som er stor nok til å vurdere bestandsstruktur og mengde i pelagialen.

#### 4.1.3 Pelagisk trål

Bruken av partrål var fortsatt på utviklingsstadiet i disse undersøkelsene, særlig med tanke på å få til sette metoder som var både trygge for menneskap og som unngikk at loddene gikk inn i maskene på trålen og dermed reduserte eller stengte trålen. Flere tråltrekk måtte avbrytes under setting, eller det ble oppdaget at det hadde vært taukryssing når trålen kom inn. Vi hadde utstyrt trålen med akustiske merker med dybdesensor, men dette utstyret fungerte ikke og vi har derfor ikke data på trållåpningen under tråling. Det ble imidlertid brukt avstandstau fra trålen og opp til blåser i overflata, noe som gir en viss kontroll på dypet for overkant av trål. Dette er imidlertid et

aspekt ved denne metoden som bør utvikles videre. I grove trekk fulgte mengden fisk fanget i trålen tetthetene i innsjøen, men store endringer i tetthet vertikalt påvirket også om trålfangsten var mindre eller større enn forventet fra integrerte arealtettheter. Dette forklarte i alle fall noe av de store forskjellene i trålfangstene mellom Salvatnet, Limingen og Røssvatnet, som alle har arealtettheter i samme størrelsesorden. Noe variasjon må også forventes i trålfangster utfra tilfeldigheter, horisontal variasjon i tettheter og også sub-optimal trållåpning. Sammenlignet med flytegarn gir tråling et helt annet bilde av sammensetningen i fiskesamfunnet. Bredden i størrelsessammensetningen er større i trålfangsten enn i flytegarnserier, og liten og/eller slank fisk går i liten grad i flytegarn i forhold til større fisk. Trålfangsten gir også en størrelsessammensetning som sammenfaller bedre med størrelsessammensetning observert med ekkolodd, selv om de minste størrelsesgruppene også later til å bli kraftig underrepresentert i trålfangstene. Liten fisk har relativt liten svømmekapasitet, og har sannsynligvis lett for å falle ut mellom de store maskene tidlig i trålen. Større fisk kan også teoretisk falle ut gjennom disse maskene (120 mm masker), men disse vil i stedet la seg lede innover mot senter og etter hvert bakover i trålen. Det er imidlertid essensielt at trålinga skjer i mørket, da unnvikelsesadferden er mye sterkere ved tråling i dagslys (Rakowitz mfl. 2012).

Selv om små fisker også var underrepresentert i trålfangsten, dokumenterte trålinga tilstedeværelsen av både stingsild og årsyngel av røye i pelagialen i de fleste av de undersøkte innsjøene. Dersom vi skulle basert oss på garnfangster, hadde disse gruppene trolig vært fraværende fra fangstene. Vi ville derfor hatt store problemer med å vite kildene til den viktige gruppen med ekko mellom -60 og -50 dB. Økologisk sett er dette også viktig; stingsild kan være både en viktig konkurrent og et viktig bytte i pelagialen i mange innsjøer (slik det f.eks. er vist i Takvatnet i Troms; Amundsen mfl. 2015). Konkurransen er viktigst for årsyngel av røye, sterk konkurranse om føde i denne fasen kan representere en sterk flaskehals i rekrutteringa. På den andre siden kan pelagisk stingsild representere et gunstig bytte for aure som slår over til å bli fiskespiser. Vi så også i FIST 2015 at flytegarn gav et dårlig og svært skeivt bilde av arts- og bestandsstrukturen i de åpne vannmassene (Sandlund mfl. 2016). Pelagisk trål vil være essensielt for å få kjennskap til de biologiske komponentene i de ulike størrelsesgruppene i fiskesamfunnet i ulike innsjøer. Dette kan, sammen med ekkoloddregistreringer og -analyser bidra til bedre kvantifisering av mengden fisk i de enkelte størrelsesgruppene. Av praktisk art vil det være viktig å bruke dybde-sensorer på topp- og bunnline i trålen for å ha kontroll med trållåpningen, og å forbedre trål og trålsetteprosedyrene for å gi sikrere operasjon både med tanke på HMS og effektiv tråletid.

#### 4.1.4 Hydroakustikk

Hydroakustikk eller ekkoloddregistreringer med vitenskapelig ekkolodd er den eneste praktisk gjennomførbare metoden for kvantifisering av absolutt mengde fisk i større innsjøer. Metoden har likevel sine begrensninger; fisk som mer eller mindre «ligger på bunn» vil framstå som å gå i ett med bunn på ekkoloddet, og kommer ikke med i tetthetsanalysen. De er i en «dødsoner» for ekkoloddet, i likhet med de øverste to-tre meterne av vannsøyla. Begge disse sonene kan representere utfordringer; tetthetene av fisk er ofte høyere langs bunnen enn i den pelagiske sona fordi mattilgangen kan være bedre. For de øverste meterne er vanlig prosedyre i behandlingen av ekkolodddata å anta samme tetthet som noe dypere, men dette kan medføre feil i begge retninger. På netter med stille vær og måneskinn kan tetthetene nær overflata bli svært høye, fordi fisken søker det vannlaget der den kan se planktonet best, slik at beiteforholdene er bedre. På den andre siden kan tetthetene noen ganger være svært lave i dette området, fordi matressurene er nedbeitet eller er bedre på noe dypere vann. Et tredje problem er at det ikke er effektivt å kjøre ekkolodd i strandnære områder. Her er det grunt og risikofyllt å seile, dessuten er volumet i ekkoloddstrålen svært lite på kort hold. Men litoralområdene er ofte de mest produktive områdene i en innsjø, i alle fall når den ikke er regulert. Fisketetthetene er derfor ofte høyere i disse områdene enn i de pelagiale områdene som er egnet for ekkoloddundersøkelser. I sum gir dette en tendens til at arealtetthetene i en innsjø blir underestimert på grunn av blindsona mot bunn og på grunn av utilgjengeligheten i strandnære områder, mens blindsona mot overflata trolig normalt er en liten feilkilde dersom en antar samme tetthet i de øverste meterne som noe dypere lag.

Undersøkelsene i 2016 har også vist at det kan være utfordrende å få et stort og godt materiale av enkeltekko av fisk. Ekko akseptert av programvaren til å stamme fra enkeltfisk, er svært sentralt for at analysene skal gi et riktig bilde, så lenge vi baserer oss på størrelsesfordeling fra styrkefordeling i ekkolodd-observasjonene. Fordi den vertikale tettheten endrer seg så raskt med dypet, er det viktig å ha relativt smale analyselag. I innsjøsamfunn med tynne fiskebestander som typiske røyesjøer, blir det derfor viktig å samle opp observasjoner av enkeltekko fra mange transekt og flere dybdelag, og deretter å bruke gjennomsnittlig fordeling fra disse til å estimere fisketettheten. Denne fremgangsmåten vil først og fremst gi færre tomme analyseceller i analysen av ekkolodddata, dernest vil den bidra til å redusere variasjonen og å gi et mer presist estimat. I prosedyren med dette er det viktig å kompensere for stråle-volum når man regner gjennomsnitt fra ulike lag (dersom tettheten er uniform ville ekkoloddet telle langt flere ekko på 20 m dyp enn på 10 m dyp). I og med at størrelsessammensetningen ofte varierer med dyp, blir dette ekstra viktig for å få en enkeltekkofordeling som i størst mulig grad reflekterer den faktiske størrelsessammensetningen hos fisk i pelagialen.

En dekningsgrad på rundt seks prosent anses for å være høyt og gi en god dekning med tanke på estimering av gjennomsnittlig tilbakespredningskoeffisient. Den gir likevel en begrenset mengde med enkeltekko i innsjøer med lave fisketettheter slik som det ofte er i røyesjøer. En mulig løsning kan være å kjøre saktere for å få flere ekko, men dette er som regel en trade-off mellom tilgjengelige ressurser og antall dager til rådighet for undersøkelsen. En annen utfordring er at i dype innsjøer må ping-intervallet være stort for å unngå puls-kollisjoner, dette bidrar til å senke mengde informasjon som kan samles i løpet av en tidsenhet.

## 4.2 Klassifisering

### 4.2.1 Referansetilstand og endringer

Fastsettelse av fiskebestandens referansetilstand i de store innsjøene er fremdeles den største utfordringen mht. å benytte fisk som økologisk kvalitetselement. Blant de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016 er det fire som er regulert og/eller har fått tilført fremmede arter, mens bare to kan forventes å være lite påvirket.

For innsjøer som er påvirket av til dels kraftig regulering og introduserte fremmede arter er det vanligvis svært vanskelig å fastsette en referansetilstand for fiskebestanden, fordi gode data fra før reguleringen vanligvis mangler. Limingen er et unntak, da det der foreligger prøvefiskeresultater helt fra det tidspunktet da innsjøen ble regulert. I Selbusjøen ble de tidligste undersøkelsene gjort lenge etter at den første reguleringen var gjennomført (1919), men samtidig med at de første fremmede artene dukket opp (*Mysis relicta* og ørekyt, 1973-74). Det er derfor mulig å vurdere utviklingen siden disse to artene kom inn i systemet, og også utviklingen siden 2004, da gjedde dukket opp. En referansetilstand før reguleringen ble gjennomført må derimot basere seg på generelle kunnskaper og antagelser. Det samme gjelder Røssvatnet hvor det ikke foreligger data fra før reguleringen (1956) og bare mer sporadiske undersøkelser siden 1970-tallet. Vi er derfor bare i stand til å vurdere utviklingen i det veletablerte reguleringsmagasinet, og effekten av den introduserte ørekyta er vanskelig å vurdere ut fra de data som finnes. Snåsavatnet er lite regulert, men mysis ble introdusert på 1970-tallet og har trolig hatt stor negativ effekt på både aure og røye. Derimot har trolig lakebestanden nytt godt av det nye næringsdyret. Dette blir imidlertid spekulasjoner, da tidligere data fra denne innsjøen begrenser seg til et prøvefiske i 1991.

De to innsjøene som er lite påvirket er Femunden og Salvatnet. Disse er ikke regulert og de har heller ikke noen fremmede arter. I Femunden er det også gjort omfattende undersøkelser fra 1980-tallet og framover, slik at utviklingen over de siste 30-40 år kan bedømmes. Vi har brukt resultatene fra et prøvefiske med nordisk oversikts bunngarn i 1994 som referanse for sammenligning med 2016. Salvatnet er på samme måte som Femunden, svært lite påvirket av menneskelig aktivitet. Imidlertid er prøvefiske og ekkoloddregistreringene i 2016 de første undersøkelsene som er gjort i innsjøen, slik at grunnlaget for å bedømme utviklingen i økologisk tilstand

over tid blir svært usikkert. I tillegg er trolig fiskebestanden i Salvatnet så fåtallig at den standard-innsatsen med bunngarn som ble brukt i 2016, er for liten til å gi et tilfredsstillende bilde.

WS-FBI-indeksen, som viser om fiskebestanden i de åpne vannmassene er påvirket av eutrofi-ering, baserer seg på en dose-respons-modell som gjør det mulig å vurdere tilstanden nokså uavhengig av om vi kjenner referansetilstanden. Som ventet viser WS-FBI at alle de seks innsjøene er næringsfattige (oligotrofe). Dette er i samsvar med hva andre kvalitetsselementer viser (Lyche Solheim mfl. 2017). Femunden kommer imidlertid ut i nest beste kategori til tross for at vi anser den som lite påvirket, og det kan være grunn til å vurdere robusthet og sensitivitetsanalyser for denne indeksen. Dette ikke minst fordi vi i denne rapporten har gjort noen endringer i ekkoloddanalysene for å øke robustheten i disse analysene, og vi har forbedret lengde-TS-regresjonen som i sin tur har gitt TS-baserte biomasse-estimat nærmere de som er basert på fangst. Disse endringene førte til at klassifiseringa av Femunden i henhold til WS-FBI falt fra «svært god» til «god». Dette kan være en indikasjon på at indeksen er følsom i et område den ikke burde være følsom. Det er behov for en videreutvikling av WS-FBI-indeksen både ved å inkludere ekkodata fra store sjøer som FIST-prosjektet nå dekker, men også andre innsjøer i mer høyreliggende områder (>200 moh.).

#### 4.2.2 Økologisk tilstand og potensial

Ut fra reguleringshøydene må man forvente at fiskebestandene i både Røssvatnet (12,5 m), Limingen (8,7 m) og Selbusjøen (6,3 m) er sterkt påvirket av reguleringene. I slike store reguleringsmagasiner vil fiskebestandene hovedsakelig bli påvirket av to faktorer: 1) strandsona blir utarmet gjennom tørrlegging og erosjon, og 2) elvestrekninger som tjente som gyteareal for elvegytende fisk (spesielt aure) blir ikke lenger tilgjengelige.

En tommelfingerregel sier at dagslyset trenger ned i en innsjø til ca. to ganger siktedypet. Det betyr at primærproduksjonen i noen grad opprettholdes ned til dette dypet, og for enkelhets skyld kan vi si at strandsona strekker seg så langt ned. Effekten av en viss reguleringssone i en regulert innsjø vil derfor i noen grad avhenge av hvor dypt reguleringa går i forhold til strandsonas utstrekning (**tabell 7**). Ut fra en slik teoretisk betraktning er ca. 40-50 % av strandsona tørrlagt og erodert i Selbusjøen, Limingen og Røssvatnet. På grunn av at reguleringa fører til større erosjon vil imidlertid den delen av strandsona som ikke blir tørrlagt bli utsatt for større sedimentasjon enn i en uregulert innsjø.

En utarmet strandsona betyr kraftig redusert næringstilgang spesielt for auren, som finner nesten all sin føde i dette habitatet inntil den eventuelt blir stor nok til å spise fisk (fra ca. 25 cm). Reguleringa fører dermed til dårligere vekst hos auren. Ofte vil manglende tilgang på gyteområder i innløps- og utløpselver bidra til redusert rekruttering. Resultatet kan bli tynnere aurebestander med dårligere vekst.

Man har antatt at røya tåler innsjøregulering bedre enn auren fordi den er mindre avhengig av å finne føde i strandsona. Røya utnytter strandsona i vinterhalvåret, og er i stand til både å ta til seg næring og å utnytte næringsopptaket til vekst også i kaldt vann (Amundsen & Knudsen 2009, Helland mfl. 2011). En regulering kan imidlertid også ødelegge røyas gyteplasser. I mange uregulerte innsjøer gyter røya på grunt vann, der lokale forhold sikrer tilførsel av oksygenrikt vann til eggene i inkubasjonstida. Disse gyteplassene blir ødelagt ved tørrlegging av strandsona. I mange næringsfattige reguleringsmagasiner vil røya likevel finne egnede gyteplasser på dypere vann når de grunne gyteplassene blir tørrlagt. På den måten kan rekrutteringa hos røyebestander i reguleerte innsjøer ta seg opp igjen.



**Tabell 7.** Reguleringshøyde, siktedyp og estimert strandsone (m), og reguleringsprosentvis påvirkning på strandsone (definert som 2 x siktedyp) i seks undersøkte innsjøer i 2016.

	Femunden	Selbusjøen	Snåsavatnet	Salvatnet	Limingen	Røssvatnet
Regulering	0	6,3	0,9	0	8,7	12,5
Siktedyp	8,5	6,2	4,7	7,8	11,3	13,4
Strandsone	17	12,4	9,4	15,6	22,6	26,4
% påvirkning	0	51	10	0	38	47

#### 4.2.3 Vurdering av økologisk tilstand

Alle de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016 må karakteriseres som oligotrofe (næringsfattige). Dette bekreftes av beregningen av WS-FBI-indeksen (jf. **tabell 9**). Fiskesamfunnet i fem av de seks karakteriseres som «aure/røye-sjøer», mens Femunden er en «sik-sjø».

Vi fant liten sammenheng mellom CPUE i bunnsatte garn og beregnet biomassetetthet (kg/ha) i pelagialsona. Den laveste garnfangsten fikk vi i Selbusjøen, som imidlertid hadde den nest høyeste biomassen i pelagialsona (**tabell 8**). Et motsatt forhold var det i Limingen, der fangsten på bunn garn var den høyeste av alle innsjøene mens biomassen i pelagialsona var svært lav. Både Salvatnet og Røssvatnet hadde svært lave tettheter i pelagialen, men gode fangster i bunn garn. Dette synes noe paradoksalt. Til en viss grad kan det tenkes at byttedyrsamfunnet i pelagialen var i ulike faser i de ulike sjøene. Når vi registrerte gode tettheter ute i de åpne vannmassene, men lave tettheter langs bunnen, kunne dette skyldes at vi undersøkte innsjøen i en periode med god tilgang på dyreplankton. Dette ville føre til at en del bunn nær fisk hadde begynt å beite i pelagialen (f.eks. Næsje mfl. 1991). Dette blir imidlertid rene spekulasjoner, da det ikke var ressurser i prosjektet til å gjøre diett- og stabile isotop-analyser som kunne kaste mer lys over dette. Femunden hadde den høyeste biomassen i de åpne vannmassene, og likevel også relativt store fangster i bunn garn. Det kan synes som om dette er vanlig i innsjøer der sik er dominerende fiskeart.

**Tabell 8.** Oppsummering av biomasse av fisk i de åpne vannmassene i de seks store innsjøene som ble undersøkt i 2016 beregnet på grunnlag av registreringer med hydroakustikk (ekkolodd).

Innsjø	Areal (ha)	Biomassetetthet (kg/ha)			Total biomasse (t)	Snittvekt fangst (g)	Snittvekt Enkeltekk (g)
		Epi- limnion	Hypo- limnion	Hele vannsøylen			
Femunden	20300	18,37	2,13	20,50	415	248,8	216,2
Selbusjøen	5790	3,74	0,53	4,27	24,6	66,1	144,2
Snåsavatnet	12200	1,13	0,63	1,77	20,2	176,3	160,7
Salvatnet	4500	0,37	0,12	0,49	2,2	7,5	116,2
Limingen	9300	0,32	0,05	0,38	3,5	93,9	61,3
Røssvatnet	21800	0,52	0,07	0,59	12,8	100,2	179,4

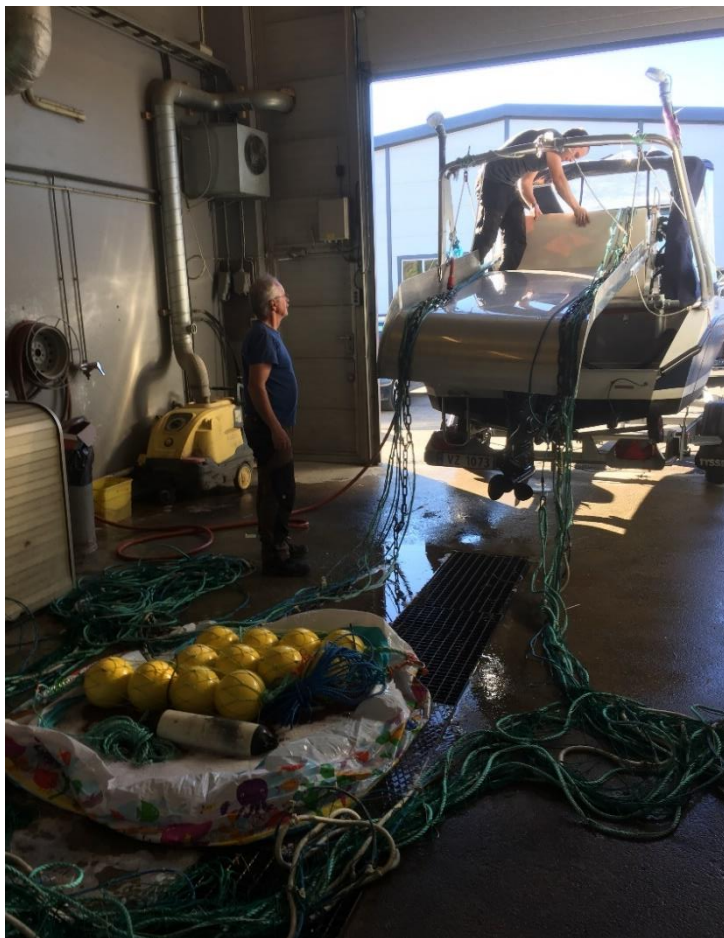
#### 4.2.4 Økologisk tilstand

**Tabell 9** oppsummerer klassifiseringen av økologisk tilstand på grunnlag av fisk i de seks innsjøene som ble undersøkt i 2016. NEFI-indeksen og %bestandsnedgang viser generell påvirkning, mens WS-FBI viser eventuell påvirkning fra eutrofiering. NEFI-indeksen er beregnet for alle de innsjøene som har fire arter eller flere. %bestandsnedgang er beregnet for de innsjøene der det foreligger tidligere prøvefiskedata. For de tre innsjøene som er relativt kraftig regulert (Limingen, Røssvatnet og Selbusjøen) er det viktig å legge merke til at det bare er for Limingen at

det foreligger data fra før reguleringen trådte i kraft. Både for Røssvatnet og Selbusjøen har tidligere prøvefiske skjedd lenge etter at de ble regulert. Vi mangler derfor informasjon om referansetilstanden, og her reflekterer %bestandsnedgang kun utviklingen i den regulerte fasen i den enkelte vannforekomsten.

**Tabell 9.** Oppsummering av klassifisering på grunnlag av fisk i store innsjøer undersøkt i 2016 angitt som normalisert EQR (nEQR). SG = svært god (blå), G = god (grønn), M = moderat (gul), D = dårlig (oransje), SD = svært dårlig (rød). Etter Lyche Solheim mfl. (2017).

Indeks	NEFI			WS-FBI			%bestandsnedgang			Samlet tilstand fisk
	Verd i	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse
Femunden	1	1,00	1,00	1.72	0.59	0.74	0	1,05	1,00	SG
Limingen	NA			2.65	0.91	0.94	80	0,21	0,27	D
Røssvatnet	NA			3.55	1.23	1.15	0	1,05	1,00	SG
Salvatnet	1	1,00	1,00	5.08	1.75	1.48	NA			SG
Selbusjøen	NA			5.37	1.85	1.55	80	0,21	0,27	D
Snåsavatnet	1	1,00	1,00	4.83	1.67	1.43	15	0,89	0,77	G



Lars Rønning og Oskar Pettersen i gang med desinfisering av trål, september 2016. Foto: Karl Øystein

### 4.3 Konklusjoner og veien videre

Erfaringene i FIST-prosjektet i 2016 indikerer følgende tiltak og retning for det videre arbeid med fisk i store innsjøer:

- Bunngarnfiske med nordiske oversiktsgarn gir gode resultater, men innsatsen bør økes med flere garn i profundalsona.
- I spesielt store og komplekse innsjøer bør antall bunngarnstasjoner økes fra fire til seks.
- I innsjøer der det ikke foreligger tidligere undersøkelser som kan danne et grunnlag for dagens vurderinger bør det gjennomføres en mer omfattende basisundersøkelse.
- Pelagisk trål fungerer bra, men det må investeres i en noe større og mer tilpasset båt av hensyn til sikkerhet og for å sikre en god arbeidsplattform. Med en bedre egnet båt må også rutinene for setting av trål vurderes og forbedres, både for å kunne gjennomføre standard rutinemessige trålinger på en effektiv måte og av hensyn til mannskapets sikkerhet.
- Ekkoloddregistreringer og tråling må gjennomføres i mørket. Tidsplanene for feltarbeidet må legges opp med tilstrekkelig hviletid mellom lokalitetene, og slik at desinfisering av utstyr og transport kan gjennomføres på en forsvarlig måte.
- For å kunne estimere biomasse fra ekkoloddregistreringer må forholdet mellom ekkostyrke og fiskestørrelse være kjent. Arbeidet i denne rapporten viser at det fortsatt er mye usikkerhet rundt dette, og at analyser av dette forholdet basert på felldata har gitt sprikende resultater. Det er derfor viktig å gjøre undersøkelser der slike analyser blir kombinert med eksperimentelle forsøk med fisk av kjent størrelse.
- Indeksene for vurdering av økologisk tilstand i innsjøen på grunnlag av fisk bør videreutvikles. Dette gjelder spesielt eutrofiindeksen WS-FBI, som er utviklet på grunnlag av for det meste data fra mindre innsjøer i lavlandet.
- Feltarbeidet i de store innsjøene må planlegges nøye, og baseres på grundig risikoanalyse («Sikker-jobb-analyse»).
- Av etiske grunner er det viktig at det i størst mulig grad blir lagt opp til å bruke det innsamlede fiskematerialet til å belyse flere problemstillinger enn hovedfokuset i «Fisk i store innsjøer»-prosjektet. Prøvefiske er også dyrt å gjennomføre, og det vil derfor være kostnadseffektivt å få mest mulig ut av det prøvefisket som blir gjort. Et eksempel er at det i prosjektet har blitt samlet inn fisk til miljøgiftanalyser. Andre eksempler kunne være trofiske analyser gjennom stabile isotop-prøver, eller undersøkelser av «miljøarkiv» som kan gjøres ved kjemiske otolittanalyser på den innsamlede fisken.

## 5 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.
- Amundsen, P.-A. & Knudsen, R. 2009. Winter ecology of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a subarctic lake, Norway. *Aquatic Ecology* 43: 765-775. DOI: 10.1007/s10452-009-9261-8
- Amundsen, P.-A., Smalås, A., Knudsen, R., Kristoffersen, R., Siwertsson, A. & Klemetsen, A. 2015. Takvatnprosjektet. Forskning og kultivering av en overbefolkta røyebestand. *Septentrio Reports* 2015:5. Norges arktiske universitet, Tromsø.
- Arnekleiv, J.V., Hesthagen, T., Sjursen, A.D., Sandlund, O.T., Rønning, L., Berger, H.M & Museth, J. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Selbusjøen og Nea med sideelver i 2016. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-2: 1-86.
- Arnekleiv, J. V., Koksvik, J. & Koksvik, J. I. 2004. Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000, med vekt på plankton, mysis og fisk. NTNU Vitenskapsmuseet. Zoologisk Rapport 2004-1. 49 s.
- 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.
- Balk, H. 2017. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems. Operator manual version 6.0.4, 489p. Lindem Data Acquisition A/S, Oslo.
- Benaglia, T., Chauveau, D., Hunter, D.R., Young, D. 2009. mixtools: An R Package for Analyzing Finite Mixture Models. *Journal of Statistical Software*, 32(6): 1-29. <http://www.jstatsoft.org/v32/i06/>.
- 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. 48 s.
- CEN 2014. Water quality – Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. Comité Européen de Normalisation (European Committee for Standardization), EN 15910.
- Dahle, H. 1894. Røros kobberverk 1644-1894. Grøndahl & Søn Bogtrykkeri, Kristiania.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering. [http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/klassifiseringsveileder\\_print\\_02.2018.pdf](http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/klassifiseringsveileder_print_02.2018.pdf)
- Gregersen, F. 1998. Langtidsvariasjon i dietten til røye (*Salvelinus alpinus*) i reguleringsmagasinet Limingen, Nord-Trøndelag: effekter av regulering og utsetting av *Mysis relicta*. Cand.scient. oppgave i zoologi. Biologisk institutt, Univ. i Oslo. 43 s.
- Gregersen, F., Aass, P., Vøllestad, L.A. & L'Abée-Lund, J.H. 2006. Long-term variation in diet of Arctic char, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*: effects of changes in fish density and food availability. *Fisheries Management and Ecology* 13: 243–250.
- Gulseth, O.A. 1983. Fiskeribiologisk etterundersøkelse i Røssvatn 1981. Fylkesmannen i Nordland, Miljøvern avdelingen. 58 s. + vedlegg.
- Haukland, J.-H. & Rikstad, A. 1987. Aurens gytebekker i Snåsavatnet. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 3-1986. 13 s.
- Helland, I.P., Finstad, A.G., Forseth, T., Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2011. Ice-cover effects on competitive interactions between two fish species. *Journal of Animal Ecology* 80: 539-547. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2010.01793.x
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016. Spredning av ferskvannsfisk i Norge. En fylkesvis oversikt og nye registreringer i 2015. NINA Rapport 1205. Norsk institutt for naturforskning.
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. NINA Forskningsrapport 22. Norsk institutt for naturforskning.
- Langeland, A. 1976. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. Det kgl. Norske vidensk. Selsk. Rapp. Zool. Ser. 1976, 5: 1-74
- Langeland, A., Jørgensen, F., Kjøsnes, A.J., Kvam, J. & Aasen, O.M. 2001. Fiskebestanden i Selbusjøen i år 2000 27 år etter Mysisutsettingen. NTNU Zoologisk institutt. Rapport. 30 s.

- Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. 1986. Reguleringer og utsetninger av *Mysis relicta* i Selbusjøen – virkninger på zooplankton og fisk. K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986, 2: 1-72.
- Linløkken, A.N. & Sandlund, O.T. 2015. Recruitment of sympatric vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*C. lavaretus*) is affected by different environmental factors. Ecology of Freshwater Fish <http://dx.doi.org/10.1111/eff.12243>
- Lorås, J. 1994. Reguleringa av Røsvatnet. Noregs verste naturinngrep. Mosjøen. 120 sider.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Edvardsen H., Bækkeli, K.A.E., Edvardsen H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Rustadbakken, A., Sandlund, O.T. & Skjelbred, B. 2016. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet Rapport M-587 (NIVA-rapport 7070-2016), 151 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2017. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet Rapport M-815 (NIVA-rapport 7182-2017), 197 s.
- Næsje, T.F., Jonsson, B., Sandlund, O.T. & Kjellberg, G. 1991. Habitat switch and niche overlap in coregonid fishes: effects of zooplankton abundance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 48: 2307-2315.
- 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 Fish. Comm. Spec. Pub. 09-01, Ann Arbor, Michigan. 165 s.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rakowitz, G., Tuser, M., Riha, M., Juza, T., Balk, H. & Kubecka, J. 2012. Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. Fisheries Research 123: 37-48.
- Rikstad, A. & Grindberg, E. 2017. Laksen og dammene på Byafossen. Årbok for Egge historielag 2017. Egge Museum.
- Saksgård, R., T.F. Næsje, O.T. Sandlund & O. Ugedal 2002. The effect of fish predators on whitefish (*Coregonus lavaretus*) habitat use in Lake Femund, a deep Norwegian Lake. – Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology 57: 537-552.
- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Davidsen, J.G., Gjelland, K.Ø., Heggberget, T.G., Knudsen, R., Pettersen, O., Saksgård, L., Sjørnsen, A.D. & Aass, P. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Limingen, Nord-Trøndelag, 2016. NINA Rapport 1334. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. & T.F. Næsje 1986. Sikbestanden i Femund. Undersøkelser i 1982-84. Rapport fra DN-Fiskeforskningen nr. 2: 51 s.
- Svenning, M-A. 2005. Utsetting av potensielt fiskeetende ørret i Tustervatn (Røsvatnmagasinet). NINA Rapport 38a. Norsk institutt for naturforskning.
- Svenning, M-A. & Kanstad-Hanssen, Ø. 1998. Fiskebiologisk etterundersøkelse i Røsvatn 1997. NINA Oppdragsmelding 548. 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.
- 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? Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology 57: 563-576.



## 6 Vedlegg

### Vedlegg 1. Tidligere publiserte undersøkelser

Oversikt over publiserte undersøkelser i de seks innsjøene som ble undersøkt i FIST-prosjektet i 2016 (neppe fullstendig).

#### Femunden

- Bjørddal, 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. 48 s.
- Forseth, T., Ugedal, O., Næsje, T.F., Jonsson, N., Hårsaker, K., Saksgård, R., Jonsson, B. & Sandlund, O.T. 2002. Storørreten – vår mest attraktive innlandsfisk. S. 32-34 i: H.Chr. Pedersen & B. Jonsson (red.) NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1996 – 2000. Bærekraftig høsting av bestander Sluttrapport. NINA Temahefte 18.
- Forseth, T., Næsje, T.F., Jonsson, B. & Hårsaker, K. 1999. Juvenile migration in brown trout: a consequence of energetic state. *Journal of Animal Ecology* 68: 783–793.
- 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.
- Jonsson, N., Næsje, T.F., Jonsson, B., Saksgård, R. & Sandlund, O.T. 1999. The influence of piscivory on life history traits of brown trout. *Journal of Fish Biology* 55: 1129-1141.
- Lindem, T. & Sandlund, O.T. 1986. Ekkoloddregistreringer i Femund 1982-84. Rapport fra DN-Fiskeforskningen nr. 3: 14 s.
- Næsje, T.F., Vuorinen, J. & Sandlund, O.T. 2004. Genetic and morphometric differentiation among sympatric spawning stocks of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Lake Femund, Norway. *Journal of Limnology* 63: 233-243.
- Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Saksgård, R. 1992. Auren i Femund - vekst og ernæring. NINA-Oppdragsmelding 153: 1-15.
- Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Saksgård, R. 1992. Siken i Femund: effekter og anbefalinger etter ti års næringsfiske. NINA-Oppdragsmelding 145: 1-24.
- Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Saksgård, R. 1998. Selective predation of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) on polymorphic whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 50: 283-294.
- Næsje, T.F., Forseth, T., Saksgård, R., Hårsaker, K. & Sandlund, O.T. 1996. Produksjon og forvaltning av ørret i Femund. Årsrapport 1995. NINA Oppdragsmelding 436: 1-37.
- 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.
- Sandlund, O.T. & Woldsnes, M.L. 1986. Femund fiskerlag - småskala samvirke i moderne utgave. Rapport fra Innlandsfiskeprosjektet. Det Kgl. Selskap for Norges Vel, 11 s.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1986. Sikbestanden i Femund. Undersøkelser i 1982-84. Rapport fra DN-Fiskeforskningen nr. 2: 51 s.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1989. Impact of a pelagic gill-net fishery on the polymorphic whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) population in Lake Femund, Norway. *Fisheries Research* 7: 85-97.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1992. Storørretens betydning i økosystemet. S. 6-17 i: T. Taugbøl, J. Skurdal & P. Nyberg (red.) Nordisk seminar om forvaltning av storørret. DN-Rapport 4:195 pp.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1996. A successful small-scale fishery cooperative in a high-cost country - a case study. S. 49-57 i: R.A. Neal (ed.) International Development. Proceedings of the World Fisheries Congress. Theme 4. Oxford & IBH Publishing Co, New Dehli.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 2000. Komplekse, laksefiskdominerte fiskesamfunn på Østlandet. I: R. Borgstrøm & L.P. Hansen (red.) Fisk i ferskvann. Landbruksforlaget, Oslo.



- Sandlund, O.T. 1986. Sikfisket i Tufsinga. Norsk Skogbruksmuseums Årbok nr. 11: 284-296.
- Sandlund, O.T. 1991. The dynamics of habitat use in the salmonid genera *Salvelinus* and *Coregonus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism. Dr. philos. avhandling, Univ. i Trondheim (NTNU). 20 s. + 9 artikler.
- Sandlund, O.T., Diserud, O.H. & Næsje, T.F. 2012. Lessons to learn from 123 years of catch data from a small scale whitefish fishery. *Advances in Limnology* 63: 371–382.
- Sandlund, O.T., Berge, E., Flø, B.E., Næsje, T.F., Saksgård, R. & Ugedal, O. 2004. Whitefish fisheries: Abundant resources, but scarce fishermen. *Mountain Research and Development* 24: 67-74.
- Sandlund, O.T., Berge, E., Flø, B.E., Næsje, T.F., Saksgård, R. & Ugedal, O. 2001. Utnytting av innlandsfiskeressurser: Mye fisk, men få fiskere? S. 13 – 24 i: R. Borgstrøm (red) Vilt og ferskvannsfisk. Delrapport 1 fra forskningsprogrammet Bruk og forvaltning av utmark. Norges Forskningsråd.
- Sandlund, O.T., J. Museth, T.F. Næsje, S. Rognerud, R. Saksgård, T. Hesthagen & R. Borgstrøm 2010. Habitat use and diet of sympatric Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) in five lakes in southern Norway: not only interspecific population dominance? – *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-009-0075-4
- Sandlund, O.T., Museth, J., Næsje, T.F., Qvenild, T., Saksgård, R. & Ugedal, O. 2012. Storauren i Femund og Isteren. Utvikling i bestandene over de siste 30 år. – NINA Rapport 853. 54 s. + vedlegg.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje & R. Saksgård 1995. Ecological diversity in whitefish *Coregonus lavaretus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism. - In: M. Luczynski et al. (eds.), *Biology and Management of Coregonid Fishes*. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: 49-59.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje, R. Saksgård & K. Østbye 2002. Gillraker development in juvenile polymorphic whitefish in Lake Femund, Norway. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 57: 553-562.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje, T. Forseth, J. Breistein & R. Saksgård 1997. Aure som predator. - S. 14-20 i: A. Langeland & B. Jonsson (red.) NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95. Innsjøers produktivitet, NINA Temahefte 6.
- Ugedal, O., T.F. Næsje, R. Saksgård, O.T. Sandlund & K. Østbye 2002. Do commercial gill-net fisheries impact polymorphic European whitefish in Lake Femund, Norway? – Arch. Hydrobiol. Suppl. 57: 563-576.
- Østbye, K., T.F. Næsje, L. Bernatchez, O.T. Sandlund & K. Hindar 2004. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Lake Femund, Norway. – *Journal of Evolutionary Biology* 18: 683-702.

## Selbusjøen

- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2006. Tiltaksrettet fiskebiologisk undersøkelse i Selbusjøen og Nea 2001-2005. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2006, 2: 1- 83.
- Bergan, M.A. & Berger, H.M. 2014. Vannøkologiske undersøkelser i vannområde Nea i 2012. NIVA Rapport 6650-2014, 106 s.
- Eggan, G. 1990. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1990, 1: 1-21.
- Garnås, E., Hesthagen, T. & Gunnerød, T.B. 1980. Fiseribiologiske undersøkelser fra 1973-1979 i tre innsjøer med utsatt *Mysis relicta* i Sør-Trøndelag. DVF Reguleringsundersøkelsene. Rapport 1-1977. 21 s.
- Gunnerød, T.B. 1977. Utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen og Stugusjøen i Neavassdraget og i Gjevilvatnet (Driva) i Oppdal. DVF Reguleringsundersøkelsene. Rapport 11-1980. 31 s.
- Kjøsnes, A.J. 2003. Energiinnhold hos ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) gjennom ett år i Selbusjøen. Hovedfagsoppgave. Institutt for biologi, NTNU. 39 s.
- Kjøsnes, A.J. & Rustadbakken, A. 2010. Gjedde som nyintrodusert art i Selbusjøen – utbredelse og bestandsutvikling. NIVA Rapport 6060-2010. 29 s.
- Kvam, J.S. 2002. Innvirkningen *Mysis relicta* og regulering har på røye (*Salvelinus alpinus*), ørret (*Salmo trutta*) og lake (*Lota lota*) i Selbusjøen. Cand. scient. oppgave. Institutt for biologi, NTNU. 41 s.

- Langeland, A. 1976. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. – Det kgl. Norske vidensk. Selsk. Rapp. Zool. Ser. 1976, 5: 1-74
- Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. 1986. Regulerings og utsettinger av *Mysis relicta* i Selbusjøen – virkninger på zooplankton og fisk. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986, 2: 1-72.
- Langeland, A., Jørgensen, F., Kjøsnes, A.J., Kvam, J. & Aasen, O.M. 2001. Fiskebestanden i Selbusjøen i år 2000 27 år etter Mysisutsettingen. – NTNU Zoologisk institutt. Rapport. 30 s.
- Aasen, O.M. 2005. Habitatbruk og ernæring hos aure (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) i Selbusjøen gjennom året. Cand. scient. oppgave. Institutt for biologi, NTNU. 41 s.

### Snåsavatnet

- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J. & Koksvik, J.I. 2004. Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000, med vekt på plankton, mysis og fisk. – NTNU Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser. 2004, 1: 1-49.
- Haukland, J.-H. & Rikstad, A. 1986. Fisket i Snåsavatnet 1985. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3-1986. 20 s. + vedlegg.
- Haukland, J.-H. & Rikstad, A. 1987. Aurens gytebekker i Snåsavatnet. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3-1986. 13 s.
- Haukland, J.-H., Rikstad, A. & Bergin, J. 1985. Fisket i Snåsavatnet 1984. En spørreundersøkelse blant grunneiere og fiskekortkjøpere. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 6-1985. 29 s. + vedlegg.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. – Kgl. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1988, 3: 1-50.
- Lien, L., Arnekleiv, J.V., Brettum, P. Koksvik, J.I. 1988. Toltaksorientert overvåking av Snåsavatn 1984-1987. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 322/88, 109 s.
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. NINA Forskningsrapport 22: 1-21.
- Nøst, T. & Koksvik, J.I. 1981. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. Kongelige norske selskap, museet. Rapport zoologisk serie 1981-19, 54 s.
- Rikstad, A., Paulsen, L.I. & Kinderås, K. 1988. Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5-1988. 19 s.

### Limingen

- 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.
- Gregersen, F. 1998. Langtidsvariasjon i dietten til røye (*Salvelinus alpinus*) i reguleringsmagasinet Limingen, Nord-Trøndelag: effekter av regulering og utsetting av *Mysis relicta*. Cand.scient. oppgave i zoologi. Biologisk institutt, Univ. i Oslo. 43 s.
- Gregersen, F., Aass, P., Vøllestad, L.A. & L'Abée-Lund, J.H. 2006. Long-term variation in diet of Arctic char, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*: effects of changes in fish density and food availability. Fisheries Management and Ecology 13: 243–250.
- Heggberget, T.G., Staldevik, F., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Kjellberg, G. 2015. Kartlegging av fiskearter i og nær Tunnsjøen, med spesiell vekt på forekomst av hvitfinnet steinulke, *Cottus gobio* L. - NINA Rapport 1118. 17 s. + 2 vedlegg.
- Jensen, C. S. 1997. Effekter av reguleringsinngrep og næringsdyrutsetting på bentisk røye (*Salvelinus alpinus*) i innsjøen Limingen i Nord-Trøndelag. Cand.scient. oppgave i zoologi. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. 61 s.
- Jensen, C., Gregersen, F., Brabrand, Å., Aass, P. & L'Abée-Lund, J.H. 1997. Habitatbruk hos røye i Limingen. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfisk. Zoologisk museum, Universitetet i Oslo. Rapport 169. 25 s.
- Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvold, J.-O. Raddum, G. 1980. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. Det Kgl. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1980-7. 47 s.

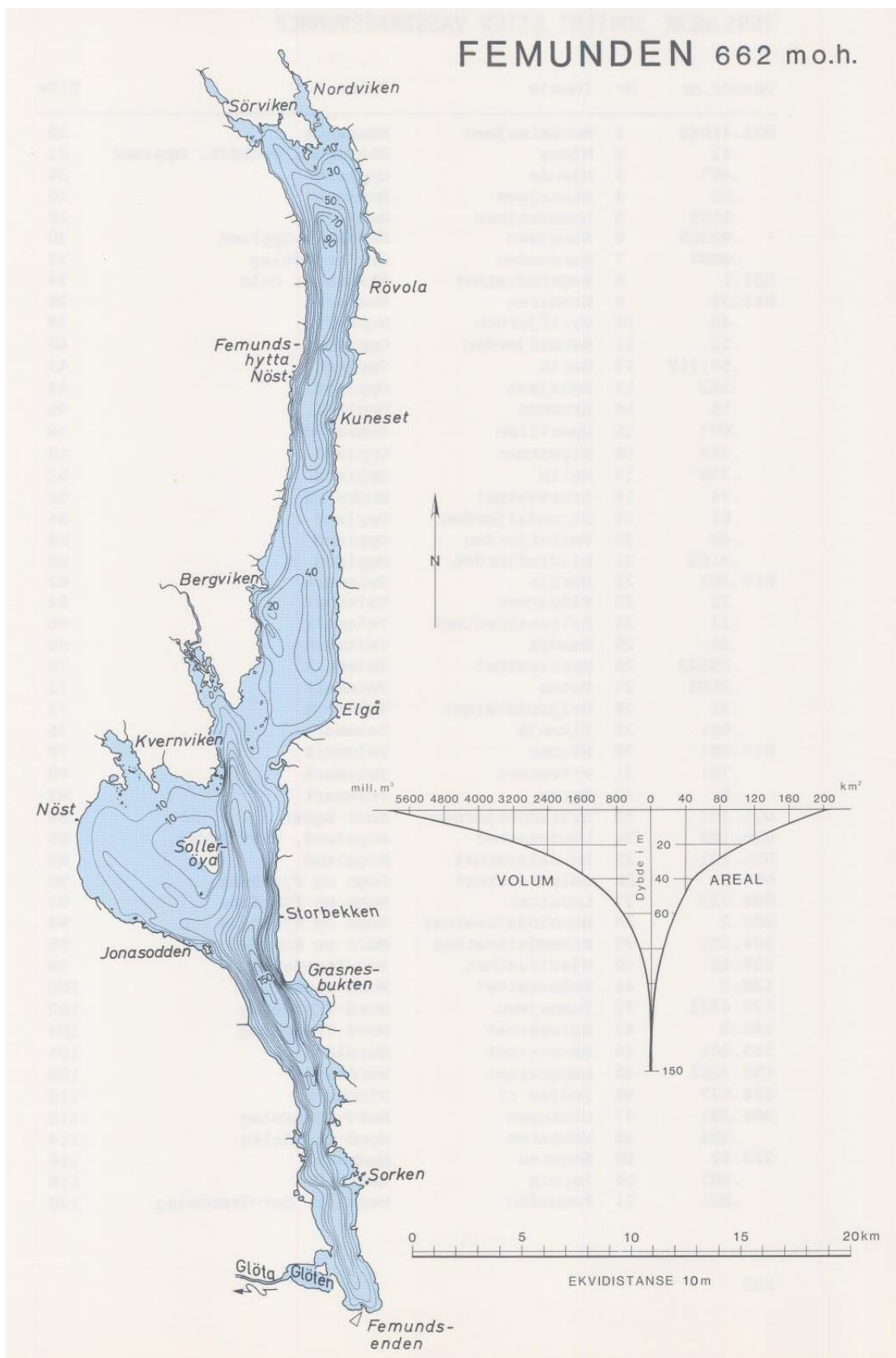
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. NINA Forskningsrapport 22: 1-21.
- Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. 1982. Undersøkelser av vannkjemi, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. Det Kgl. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-4. 25 s. + vedlegg.
- Rikstad, A. 2016. Fremmede, skadelige arter i ferskvatn i Nord-Trøndelag. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport 6-2016. 33 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.
- Thorstad, E. B., Sandlund, O. T., Heggberget, T. G., Finstad, A., Museth, J., Berger, H. M., Hesthagen, T., Berg, O. K. 2006. Ørekyt i Namsenvassdraget – Utbredelse, spredningsrisiko og tiltak. NINA Rapport 155, 69 s.
- Aass, P. 1973. Årsmelding 1972. Inspektøren for ferskvannsfisket, Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Aass, P. 1985. Langvarige fiskeribiologiske forskningsprogrammer i ferskvann. Fauna 39: 10-17.
- 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.

### Røssvatnet

- Gulseth, O.A. 1983. Fiskeribiologisk undersøkelse i Røssvatn 1981. Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen. Rapport, 57 s.
- Svenning, M.-A. 2005. Utsetting av potensielt fiskeetende ørret i Tustervatn (Røssvatnmagasinet). NINA rapport 38, 32 s.
- Svenning, M.-A. & Kanstad-Hanssen, Ø. 1998. Fiskebiologiske etterundersøkelser i Røssvatn 1997. NINA Oppdragsmelding 548. 24 s.
- Svenning, M.-A., Kanstad-Hanssen, Ø. & Godiksen, J. 2013. Røssvatn 1997-2012. Hva skjedde etter utsettingen av 12000 store ørret i perioden 2006-2009? NINA Rapport 687, 43 s.

## Vedlegg 2. Dybdekart

### Dybdekart Femunden



## Dybdekart Selbusjøen



# Selbusjøen

123.Z NIDELVAVASSDRAGET

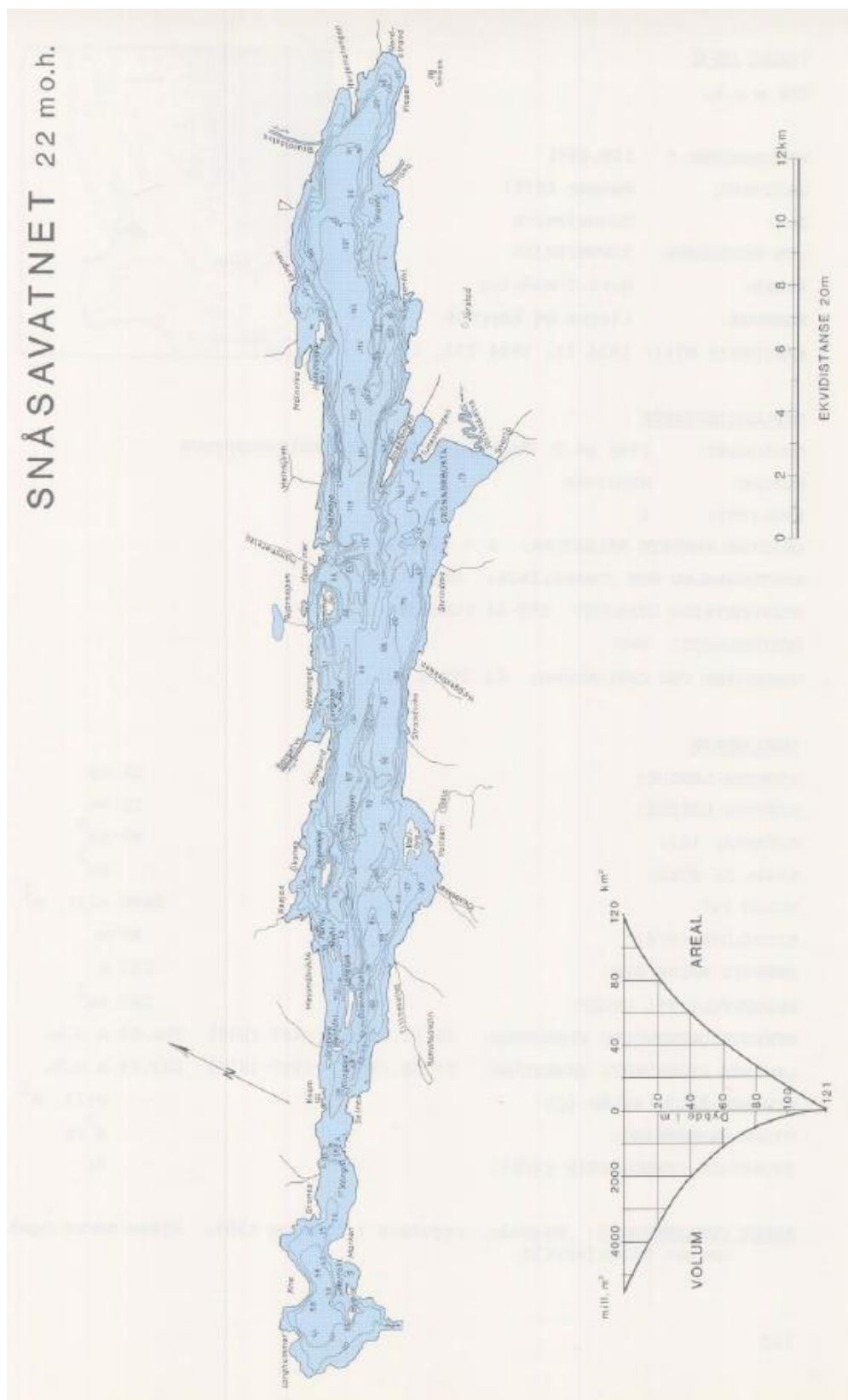


Vannstand ved opplødding: 161 m.o.h.  
 Oppmålt i 1960  
 Ekvivalens 30 m

0 2.5 km

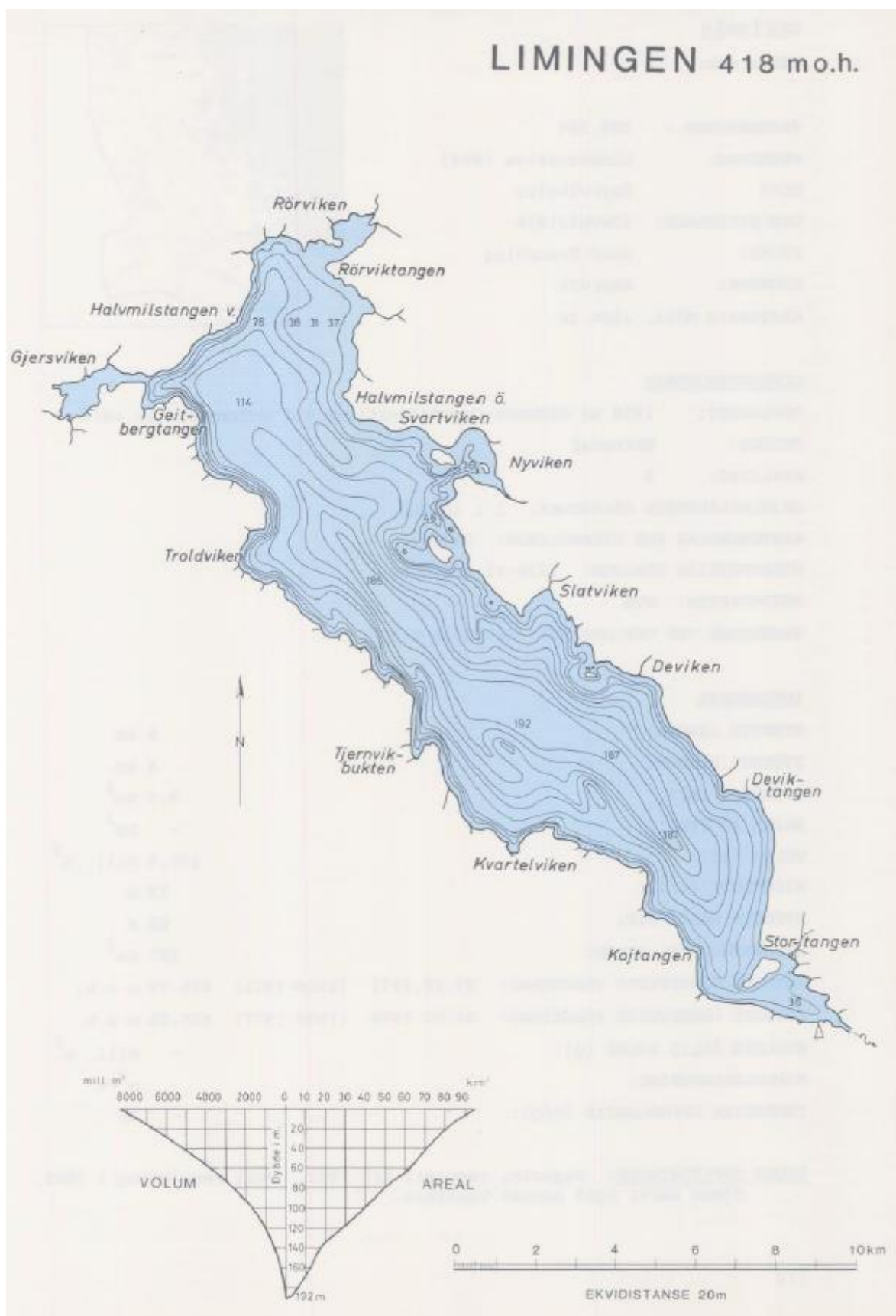
Målestokk: 1:82000  
 (Kartformat A3)

## Dybdekart Snåsavatnet.

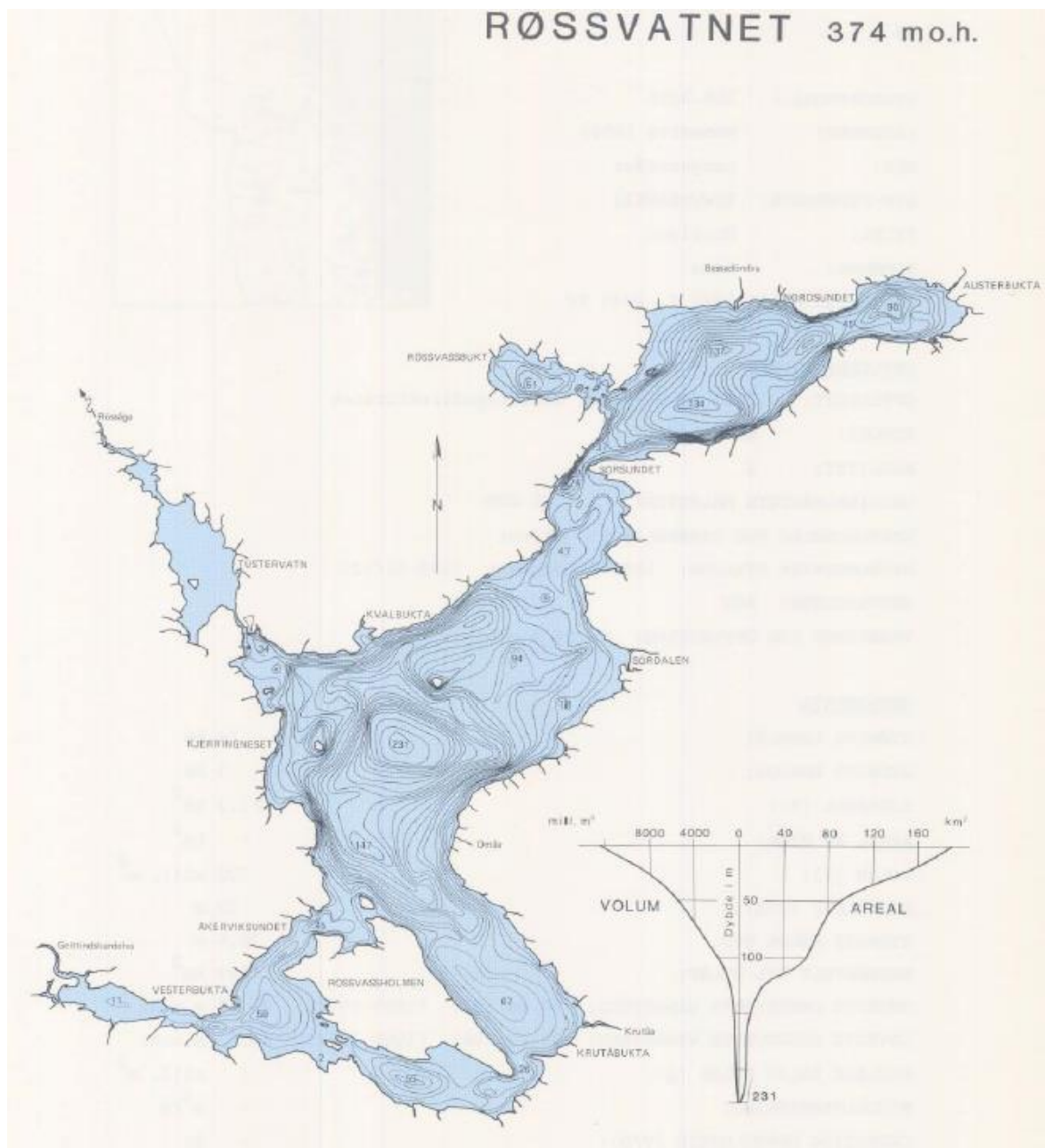






**Dybdekart Limingen**

## Dybdekart Røssvatnet



### Vedlegg 3. Om WS-FBI-indeksen

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet har i sin nyeste veileder «Klassifisering av miljøtilstand i vann» (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018), beskrevet den nyutviklede indeksen WS-FBI (Weighted Stratified Fish Biomass Index) som er utviklet for å beskrive eutrofiering i innsjøer basert på ekkoloddata. To variabler inngår i denne indeksen: *total biomassetetthet i epilimnion* ( $BM_{Epi}$ ) og *total biomassetetthet i hypolimnion* ( $BM_{Hypo}$ ), der begge måles i kilogram per hektar innsjøareal. Ut fra disse kan total biomassetetthet regnes ut som  $BM_{Epi} + BM_{Hypo}$ . WS-FBI regnes ut som:

$$WS_{FBI} = 7\widehat{BM}_{Tot} + \frac{R_{hypo}}{\max(R_{Hypo})}$$

der

$$\widehat{BM}_{Tot} = \frac{\min[\log(BM_{Tot}) + 1]}{\log(BM_{Tot}) + 1}$$

og

$$R_{Hypo} = \frac{\log(BM_{Hypo} + 1)}{\log(BM_{Epi} + 1)}$$

der verdiene for konstantene  $\min(\log(BM_{Tot}))$  og  $\max(R_{Hypo})$  er satt som angitt i Sandlund mfl. (2013) ( $\min(\log(BM_{Tot})) = -0,015$  og  $\max(R_{Hypo}) = 5,53$ ).

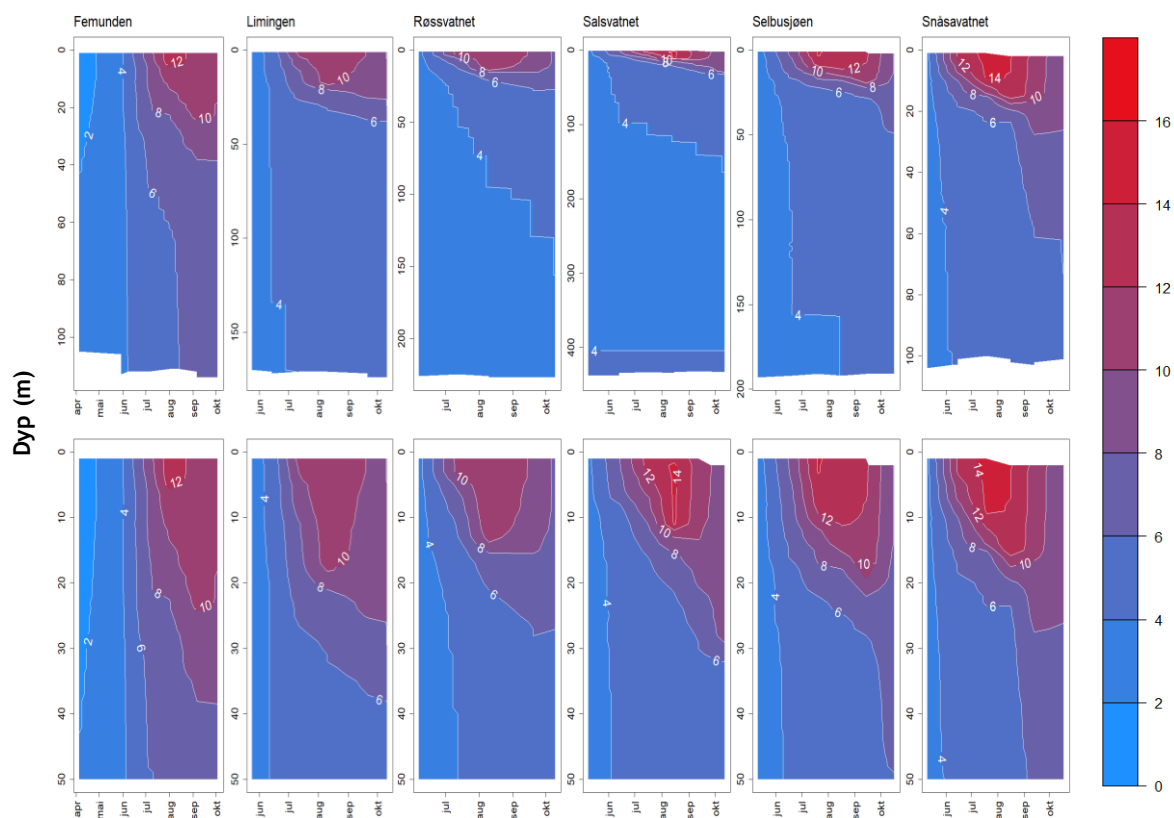
Ved å dividere innsjøens estimerte WS-FBI-verdi på referanseverdien 2,9, får man innsjøens EQR-verdi (Ecological Quality Ratio) og ved å sammenligne denne med klassegrenseverdiene i **tabell V7** finner man innsjøens økologiske tilstandsklasse. Det er viktig å merke seg at WS-FBI-indeksen primært er utviklet for lavlandsinnsjøer (innsjøer under 200 m over havet), og det er ikke kjent for godt den passer i bruk på høyereliggende innsjøer.

**Tabell.** Klassifiseringsgrenser for økologisk tilstand ved bruk av WS-FBI-indeksen og korresponderende EQR-verdier (utransformert og normalisert).

Klasse	Klassegrenser	WS-FBI-verdi	EQR (utransf.)	EQR (norm)
Svært god	SG/G	2,00	0,69	0,80
God				
Moderat	G/M	1,50	0,52	0,60
Dårlig	M/D	1,25	0,43	0,40
Svært dårlig	D/SD	1,10	0,38	0,20

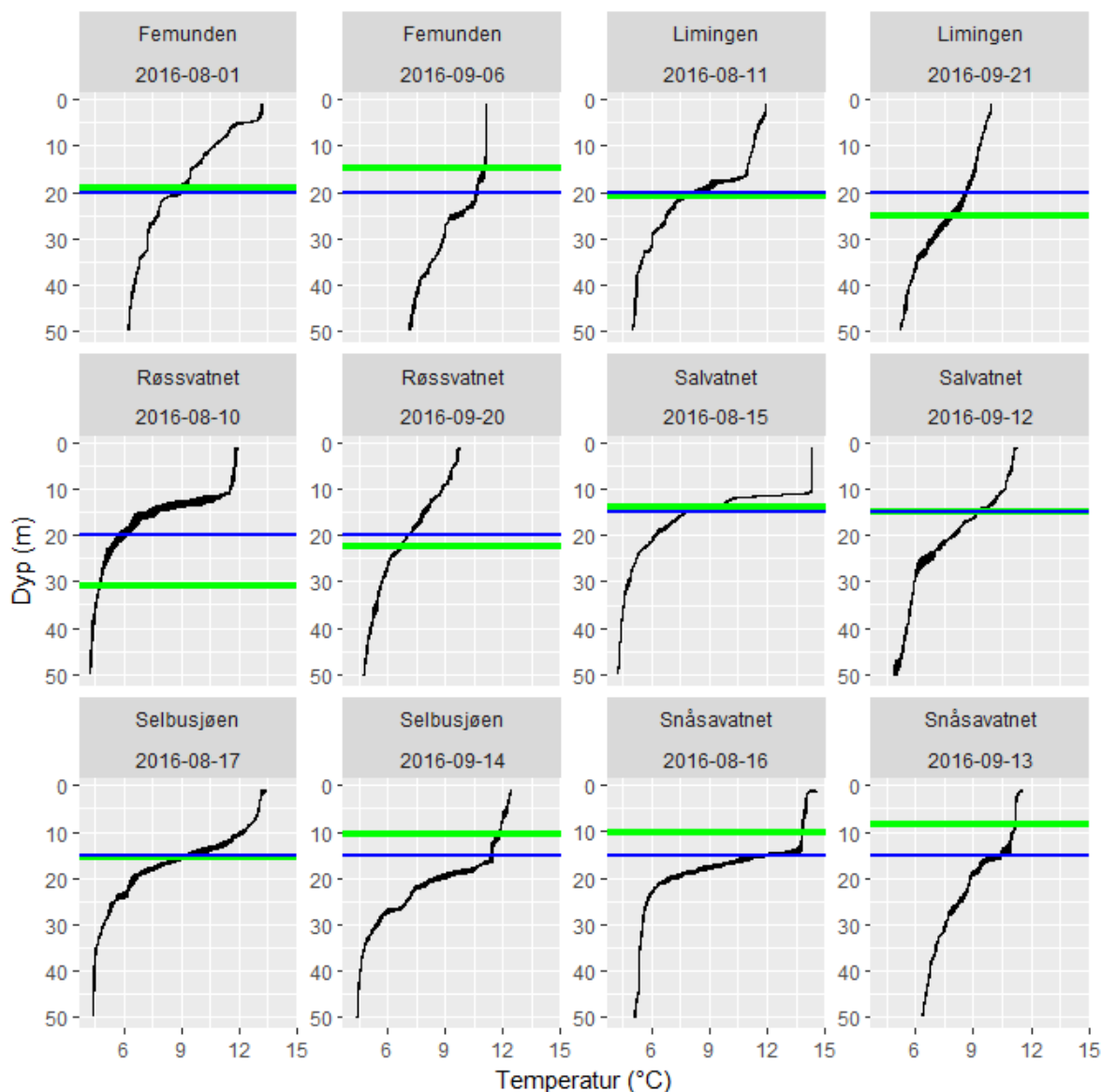
## Vedlegg 4. Temperaturprofiler gjennom sesongen

Fra overflate til største dyp (øverst), og fra 0-50 m dyp (nederst) for de seks innsjøene undersøkt i 2016, Fra (Lyche Solheim mfl. 2017).



## Vedlegg 5. Temperaturprofiler i august og september

I ØKOSTOR-prosjektet (svarte kurver, målinger med sonde senka og trukket opp gjennom vannsøyla). Horisontale grønne linjer viser to ganger siktedyp, horisontal blå linje viser subjektivt bestemt skille mellom epilimnion og hypolimnion for tidspunktet da ekkoloddregistreringer og trålfangster ble gjennomført.





## Vedlegg 6. Mannskap i feltarbeidet, FIST 2016

Innsjø	Ekkolodd	Trål	Bunngarn	Flytegarn
Femunden	Atle Rustadbakken Johan H. Elgåen Arne Magnus Hekne	Atle Rustadbakken Oddgeir Andersen Johan H. Elgåen Odd Gisle Heggeriset Arne Magnus Hekne Arne Elgåen Bjørn Arvid Foss	Oddgeir Andersen Arne Elgåen	Ikke flytegarn
Selbusjøen	Oskar Pettersen Knut Andreas Bækkeli Antti Eloranta	Oskar Pettersen Knut Andreas Bækkeli Antti Eloranta Jan G. Davidsen Lars Rønning	Trygve Hesthagen Aslak D. Sjursen Gaute Kjærstad	Trygve Hesthagen Aslak D. Sjursen Gaute Kjærstad
Snåsavatnet	Oskar Pettersen Karl Øystein Gjelland	Oskar Pettersen Karl Øystein Gjelland Jan G. Davidsen Lars Rønning	Randi Saksgård Laila Saksgård	Ikke flytegarn
Salvatnet	Oskar Pettersen Karl Øystein Gjelland	Antti Eloranta Gunnbjørn Bremset Karl Øystein Gjelland Jan G. Davidsen Lars Rønning	Gunnbjørn Bremset Hans Mack Berger	Ikke flytegarn
Limingen	Antti Eloranta Oskar Pettersen	Antti Eloranta Oskar Pettersen Jan G. Davidsen Lars Rønning	Oskar Pettersen Aslak D. Sjursen Laila Saksgård	Oskar Pettersen Aslak D. Sjursen Laila Saksgård
Røssvatnet	Oskar Pettersen Karl Øystein Gjelland	Oskar Pettersen Karl Øystein Gjelland Jan G. Davidsen Lars Rønning	Randi Saksgård Laila Saksgård	Ikke flytegarn







*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3312-5

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger