

1517

NINA Rapport

## Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune

Effekter av fem år med tynningsfiske etter sik

Stein I. Johnsen, Odd Terje Sandlund, Antti Eloranta, Karl Øystein Gjelland, Kim Magnus Bærum, John Gunnar Dokk & Knut Andreas E. Bækkelie





## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

### **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. 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.



# Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune

Effekter av fem år med tynningsfiske etter sik

Stein I. Johnsen  
Odd Terje Sandlund  
Antti Eloranta  
Karl Øystein Gjelland  
Kim Magnus Bærum  
John Gunnar Dokk  
Knut Andreas E. Bækkelie

Johnsen, S.I., Sandlund, O.T., Eloranta, A., Gjelland, K.Ø., Bærum, K.M., Dokk, J.G. & Bækkelie, K.A.E. 2019. Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune - Effekter av fem år med tynningsfiske etter sik. NINA Rapport 1517. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, januar 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3254-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kjetil Olstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jon Museth (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Eidsiva vannkraft AS

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Trond Taugbøl

FORSIDEBILDE

Sikfiske © Odd Terje Sandlund, NINA

NØKKEWORD

- Norge, Sør-Trøndelag, Røros
- Sik, ørret, røye, harr, abbor, lake, ørekyte
- Fiskebiologisk undersøkelse
- Tynningsfiske
- Næringsfiske

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

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

## Sammendrag

Johnsen, S.I., Sandlund, O.T., Eloranta, A., Gjelland, K.Ø., Bærum, K.M., Dokk, J.G. & Bækkelie, K.A.E. 2019. Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune - Effekter av fem år med tynningsfiske etter sik. NINA Rapport 1517. Norsk institutt for naturforskning.

I 2011 ble det gjennomført en større fiskebiologisk undersøkelse i Aursunden (Røros kommune). Dette ble gjort for å få en oppdatert kunnskapsstatus for fiskesamfunnet i innsjøen, og for å gi anbefalinger for et planlagt næringsfiske etter sik. Ett av de viktigste tiltakene beskrevet i undersøkelsen fra 2011 var å gjennomføre et kultiveringsfiske (tynningsfiske) etter sik for å bedre kvaliteten på siken.

Formålet med undersøkelsen i 2017 var å gi en grundig statusbeskrivelse av fiskesamfunnet i Aursunden etter fem år med hardt fiske etter sik. Sik, røye og ørret er viet størst oppmerksomhet, og vi har sett nærmere på betydningen av både næringskonkurranse, habitatbruk og predasjon.

Det ble gjennomført prøvefiske med bunngarn og flytegarn på ulike dyp i august 2017. I tillegg til prøvefiske ble det kjørt ekkolodd og fisket med trål for å få et bedre bilde av mengde og sammensetting av fisk i de frie vannmassene (pelagialen). Det ble også tatt prøver av stabile isotoper fra fisk og næringsdyr for å se på næringsnett i innsjøen og de enkelte fiskeartenes plassering i næringskjeden. Data fra disse undersøkelsene ble sammenlignet med tilsvarende undersøkelser i 2011.

I perioden 2013-2017 ble det totalt tatt ut over 150 tonn med sik. Tatt i betraktning dette betydelige uttaket, er hovedkonklusjonen at endringene i fiskesamfunnet var mindre enn ventet. I hovedtrekk kan vi si at fem år med hardt fiske på sikbestanden i Aursunden har ført til:

- en kraftig redusert tetthet av sik (om lag 50 %). Dette baseres på data fra ekkolodd-kjøring og underbygges av fiskernes egne erfaringer.
- at kvaliteten på siken er kraftig forbedret siden undersøkelsene i 2011. Lengde ved kjønnsmodning viser derimot foreløpig kun små endringer.
- at andelen gammel sik har gått ned i de frie vannmassene (pelagialen), men at det fortsatt er en stor andel eldre sik (> 15 år) i strandsonen.
- små endringer i fiskesamfunnet for øvrig, selv om fangster av andre arter i det lokale fisket kan tyde på at disse har økt noe i antall. Undersøkelser av de ulike artenes plassering i næringskjeden og i næringsnett (stabile isotoper) viste kun marginale endringer fra undersøkelsen i 2011.

Sikbestanden har øyensynlig tålt den harde beskatningen godt, og det ser ut til at den vil tåle en beskatning på 25 % eller minst 15 tonn årlig. Det anbefales at dette nivået opprettholdes i årene som kommer. Ut fra erfaringene gjort til nå er det tegn til at de vitenskapelige undersøkelsene underestimerer fiskemengden eller rekruttering noe, og et uttak på 20 tonn årlig vurderes også som forsvarlig inntil videre. Konsekvensen av om fisketrykket etter sik skulle bli for høyt vil først og fremst være en kraftig økning i nødvendig innsats for å opprettholde fangstene, mens det ikke vurderes til å ha en kritisk virkning på innsjøsamfunnet. Et fortsatt høyt fisketrykk ansees også å være et godt tiltak for å øke tettheten av røye. For det ordinære garnfisket i Aursunden, som foregår i strandsona, bør det vurderes å innføre en minste tillatte maskevidde på 39 mm, for å utnytte ørretens vekstpotensiale.

Stein Ivar Johnsen, Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer, [stein.ivar.johnsen@nina.no](mailto:stein.ivar.johnsen@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>8</b>
2.1 Reguleringen og fiskesamfunnet.....	8
2.2 Fiskeundersøkelser og fiskeutsettinger.....	8
<b>3 Materiale og metode</b> .....	<b>9</b>
3.1 Datainnsamling.....	9
3.1.1 Prøvefiske med garn.....	9
3.1.2 Ekkoloddregistreringer og analyse av ekkolodddata.....	10
3.1.3 Trålfiske.....	12
3.1.4 Innsamling av større ørret, røye og abbor fra lokale fiskere.....	12
3.2 Prøvetaking og analyser.....	12
3.2.1 Lengde og vekt.....	13
3.2.2 Alder og vekst.....	13
3.2.3 Vekstmodell og kjønnsmodning hos sik.....	13
3.2.4 Diett.....	13
3.2.5 Stabile isotoper.....	13
<b>4 Resultater</b> .....	<b>15</b>
4.1 Fiskeartenes fordeling og relative tetthet i innsjøen.....	15
4.1.1 Utvidet Jensen serie - strandsone.....	15
4.1.2 Nordiske oversiktsgarn.....	16
4.1.2.1 Strandsone (0-5 m langs bunn).....	16
4.1.2.2 Semiprofundal sone (10-20 m langs bunn).....	16
4.1.2.3 Profundalsonen (> 25 meter langs bunn).....	16
4.1.3 De frie vannmasser (pelagialen).....	17
4.1.3.1 De øvre vannlag (0-6 m).....	17
4.1.3.2 Dypere vannlag (15-21 m).....	17
4.2 De enkelte fiskeartene.....	17
4.2.1 Sik.....	17
4.2.1.1 Lengdefordeling i ulike habitat.....	17
4.2.1.2 Vekst, alder, kjønnsmodning og kondisjon.....	19
4.2.2 Ørret.....	20
4.2.2.1 Lengde- og aldersfordeling.....	20
4.2.2.2 Vekst, kjønnsmodning og kondisjon.....	22
4.3 Andre arter.....	23
4.3.1 Røye.....	23
4.3.2 Harr.....	24
4.3.3 Lake.....	25
4.4 Ekkolodd-undersøkelser.....	26
4.5 Diett og energistrøm.....	29
4.5.1 Mageprøver.....	29
4.5.1.1 Sik.....	29
4.5.1.2 Ørret.....	30
4.5.1.3 Harr.....	30
4.5.2 Stabile isotoper.....	33
4.5.2.1 Næringsnett.....	33



---

4.5.2.2	Endring i fiskens diett.....	34
<b>5</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>38</b>
5.1	Avkastning av sik.....	38
5.2	Effekter av tynningsfiske på sikbestanden.....	38
5.3	Effekter av tynningsfiske på det øvrige fiskesamfunnet.....	40
5.4	Ekkoloddregistreringer – biomasseberegning av sik.....	41
5.5	Tiltak for å bedre kvaliteten til sik, ørret og røyebestandene i Aursunden.....	43
5.6	Oppsummering.....	43
<b>6</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>45</b>
<b>7</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>48</b>

## Forord

Introduksjon av sik i 1913 og reguleringen i 1923 førte til store endringer i fiskesamfunnet i Aursunden. Det har blitt gjennomført flere undersøkelser etter reguleringen, og forrige store undersøkelse ble gjennomført i 2011. Den undersøkelsen gav et oppdatert kunnskapsgrunnlag, og gav anbefalinger for et planlagt næringsfiske etter sik. Den viktigste anbefalingen var hardt fiske (tynningsfiske) etter sik over en femårs periode for å bedre kvaliteten på fisken. Denne undersøkelsen, som ble gjennomført i 2017, har hatt fokus på å evaluere effekten av nevnte tynningsfiske, samt å komme med anbefalinger for videre forvaltning av fiskesamfunnet i Aursunden.

Vi vil rette en stor takk til Aursundsjøens Fiskeforening ved Bjørn Sandnes for stort engasjement, uvurderlig feltinnsats og god kommunikasjon gjennom hele prosjektperioden. Til slutt rettes en takk til GLB (ved Trond Taugbøl, Eidsiva Vannkraft AS) for finansiering og god dialog underveis i prosjektet. Alle forfatterne av rapporten har bidratt til enten feltarbeid, bearbeiding og analyse av data og/eller rapportering.

Lillehammer, januar 2019

Stein Ivar Johnsen  
(prosjektleder)

# 1 Innledning

Mange av de store og dype innsjøene på Østlandet har et karakteristisk fiskesamfunn dominert av laksefiskarter, slik som sik, røye og ørret (Sandlund & Næsje 2000). Tilstedeværelsen av disse artene er i stor grad et resultat av hvordan de ulike fiskeartene koloniserte Norge etter siste istid (Huitfeldt-Kaas 1918), men enkelte arter har også blitt satt ut av mennesker i mange vann. Når sik, røye og ørret forekommer sammen er siken den dominerende arten ute i vannmassene, og den livnærer seg i stor grad av dyreplankton. Sammen med sik får røya en mer beskjeden posisjon, noe som skyldes at den er underlegen siken i konkurransen om planktonføden. I innsjøer hvor sik er introdusert går ofte avkastningen av røye kraftig tilbake (Museth mfl. 2007, Sandlund mfl. 2013). Ørreten konkurrerer i mindre grad med sik og røye i slike innsjøer, men ørretbestandene er ofte karakterisert ved at større eller mindre deler av bestanden slår over på fiskediett og blir storvokste. Andelen ørret som blir fiskespisere, og hvilken størrelse de oppnår ved gyting, varierer mye fra innsjø til innsjø (Jonsson mfl. 1999, Museth mfl. 2018), noe som blant annet skyldes variasjon i artssammensetning og størrelsesstruktur hos potensielle byttefiskbestander.

Flere av de større innsjøene er også regulert, og vannstandsendingene som følge av reguleringen påvirker fiskeartene ulikt. Høstgytende arter som vanligvis gyter i selve innsjøen, f.eks. røye og sik, blir ofte mer skadelidende enn vårgytere (f.eks. harr, abbor og gjedde) og elvegytende arter som ørret. Dette gjelder særlig hvis tidligere gyteområder i innsjøen blir liggende over laveste regulerte vannstand, slik at gyteområdene blir tørrlagt når innsjøen blir tappet ned (se f.eks. Johnsen mfl. 2011). I tillegg til effekter på gyteområdene vil også reguleringssonen bli negativt påvirket ved at produksjonen av næringsdyr blir redusert (Grimås 1962). Dette går særlig ut over fiskearter som er avhengig av å finne næring i strandsona, f.eks. små ørret.

Aursunden er en av de større innsjøene på Østlandet. Fra å være en røyedominert innsjø endret fiskesamfunnet seg betydelig etter introduksjonen av sik i 1913 og reguleringen i 1924 (Sandlund mfl. 2013, Sandlund & Borgos 2016). Det har blitt gjennomført flere undersøkelser av fiskebestanden etter reguleringen, og den siste større undersøkelsen ble gjort i 2011 (Johnsen mfl. 2012), i forkant av et utfiskingsprosjekt med sikte på å forbedre kvaliteten på sik i innsjøen.

Formålet med denne undersøkelsen har vært å gi en grundig statusbeskrivelse av fiskesamfunnet i Aursunden etter fem år med hardt fiske etter sik. Sik, røye og ørret er viet størst oppmerksomhet, og vi har sett nærmere på betydningen av både næringskonkurranse, habitatbruk og predasjon. Habitatbruk og diett hos andre arter har også blitt undersøkt. Resultatene fra Aursunden sammenlignes med flere lignende sjøer på Østlandet, f.eks. Femunden (Sandlund & Næsje 1989, Næsje mfl. 1992, 1998, Sandlund mfl. 2004, 2012), Sølensjøen (Museth mfl. 2007), Storsjøen (Museth mfl. 2008), Osensjøen (Linløkken & Sandlund 2003, 2013, Linløkken mfl. 2011), Mjøsa (Kjellberg & Sandlund 1983, Sandlund mfl. 1985, Taugbøl 1995) og Tyrifjorden (Qvenild mfl. 1983). En slik sammenlikning bidrar til en bedre forståelse av innsjøenes økosystem og et bedre grunnlag for forvaltning av fiskebestandene.

Hensikten med denne undersøkelsen var å:

- Gi en generell beskrivelse av fiskesamfunnet etter fem år med tynningsfiske etter sik.
- Gi en oversikt over mulige tiltak for en bedre forvaltning av fiskebestandene i Aursunden, da særlig tiltak som kan øke avkastningen og bedre kvaliteten til sik, røye og ørret

## 2 Områdebeskrivelse

### 2.1 Reguleringen og fiskesamfunnet

Aursunden ble første gang regulert i 1923 med konsesjon gitt i kgl. res. av 13. mai 1921. Aursunden har en total reguleringshøyde på 5,9 meter, fordelt på 1,4 meter heving og 4,5 meter senkning. Ved HRV ligger Aursunden 691,1 moh. og har et overflateareal på 44 km<sup>2</sup>. Ved LRV blir 13 km<sup>2</sup> tørrlagt, og innsjøarealet er ca. 31 km<sup>2</sup>. Aursunden har et middeldyp på 13 meter, og det største registrerte dypet er 60 m.

Glommen og Laagens Brukseierforening (GLB) overtok Aursundenreguleringen fra staten og fikk ny konsesjon ved kgl. res. av 18. juli 1997.

Fiskesamfunnet i Aursunden består av sik, røye, ørret, harr, abbor, lake og ørekyt.

### 2.2 Fiskeundersøkelser og fiskeutsetninger

Før 1913 var Aursunden en innsjø dominert av røye og ørret. Sik ble etter sigende spredd til Aursunden under vårfloppen i 1913 etter å ha blitt satt ut i et nærliggende tjern noen år tidligere (Stensaas 1941, Sandlund & Borgos 2016). Det hevdes at røyebestanden opprettholdt en rimelig tetthet inntil reguleringen av innsjøen i 1923. De første årene etter 1923 gikk både sik- og røye-fangstene kraftig tilbake. Etter hvert tok sikbestanden seg imidlertid opp igjen, mens røyebestanden hadde fått sin endelige knekk. Sannsynligvis førte vannstandsvariasjonene og erosjon i reguleringssona på seks meter til at de viktigste gyteplassene for røya ble ødelagt, i tillegg til at røye alltid får vanskelige leveforhold i relativt grunne innsjøer der det også finnes sik (Svårdson 1976, Sandlund mfl. 2010, 2012).

I perioden 1924-1931 ble det satt ut 32 000 ørretyngel og 45 000 røye yngel hvert år (Koksvik 1999). Fra 1944 og frem til 1951 ble det satt ut yngel av både sik, røye og ørret, mens det i perioden 1952-1958 kun ble satt ut ørret og røye. Etter dette ble det satt ut røye og ørret (i snitt 11 000 ensomrige i året) frem til 1975. Fra 1976 og frem til 1994 ble det satt ut totalt 225 000 tosomrig ørret. I 1991 ble det også satt ut 10 000 tosomrig røye. En oversikt over utsetninger i Aursunden etter regulering er gitt i **tabell 2.1**. Vurderinger gjort i forbindelse med fiskeutsettingene har konkludert med at utsettingene (både av røye og ørret) i liten grad har bidratt til et bedre fiske (Koksvik 1999).

Tabell 2.1. Fiskeutsetninger i Aursunden over perioden 1924 – 1994. Data er hentet fra Koksvik (1999) og fra brev av 29.06.2005 fra GLB.

Utsetningsperiode	Sik	Røye	Ørret
1924-1931	0	32 000 yngel/år	45 000 yngel/år
1944-1951	Antall ukjent	Antall ukjent	Antall ukjent
1952-1958	0	Antall ukjent	Antall ukjent
1961-1975	0	Antall ukjent	11 000 ensomrig/år
1976-1994	0	10 000 tosomrig*	225 000 tosomrige (tot)

\* satt ut i 1991

Det er gjennomført flere fiskeundersøkelser i Aursunden opp gjennom historien. De viktigste er: i 1975 (Borgstrøm 1976), i 1988 og 1991 (Linløkken 1992), i 1992 (Langeland & Nøst 1993), og i 1995-1997 (Westberg 1999, 2011), en mindre undersøkelse i 2004 (Borgstrøm 2005) og en større undersøkelse i 2011 (Johnsen mfl. 2012).

## 3 Materiale og metode

### 3.1 Datainnsamling

#### 3.1.1 Prøvefiske med garn

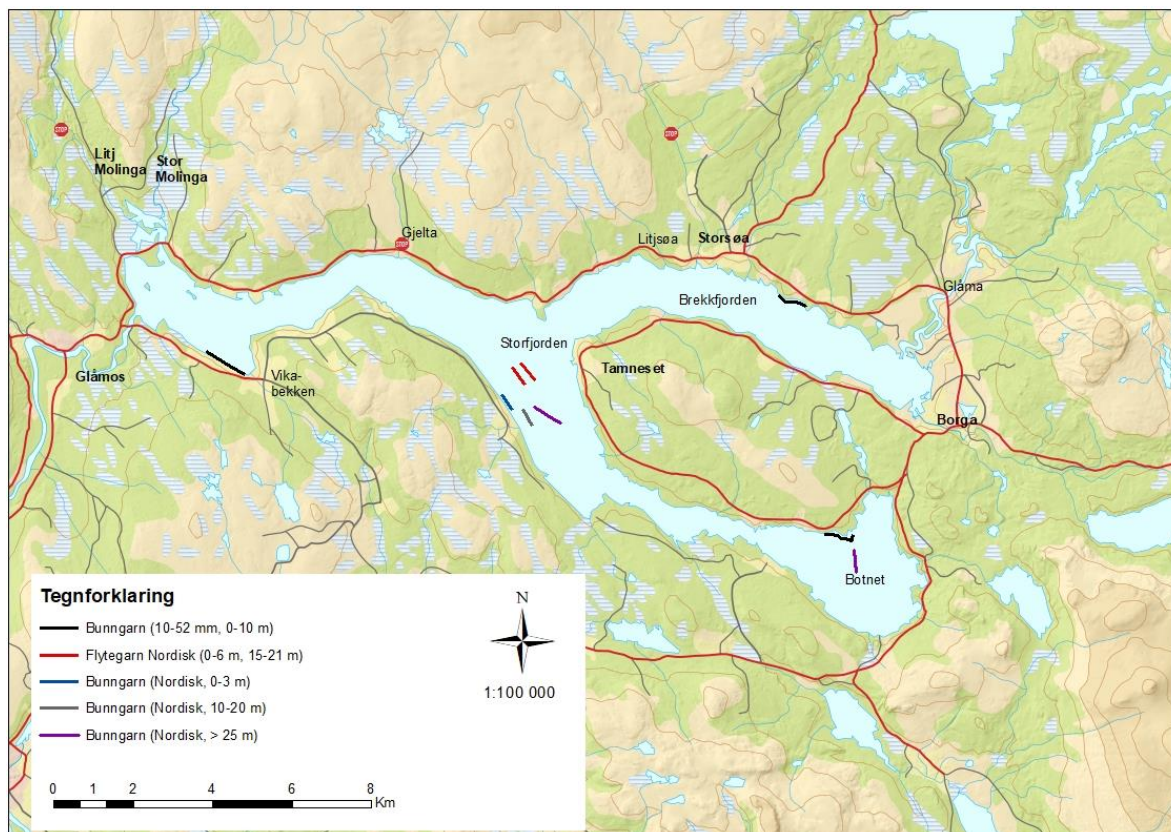
Prøvefisket ble gjennomført over tre netter fra 28. til 31. august 2017.

Det ble satt utvidede Jensen-bunngarnserier i strandsonen (dybdeintervall 0-10 meter) i Vikafjorden, Brekkfjorden og i Botnet (**figur 3.1**). Hver serie besto av 11 bunngarn (1,5x25 meter) med maskevidder 10, 12, 16, 2x21, 26, 29, 35, 39, 45 og 52 mm. I Storfjorden og i Botnet ble det totalt satt tre nordiske oversikts bunngarn i strandsonen (0-10 meter), seks nordiske bunngarn semi-profundalt (dybdeintervall 10-20 meter) og seks nordiske bunngarn profundalt (dypere enn 25 meter). Nordiske bunngarn er 1,5 meter dype og 30 meter lange, og består av 12 garnpaneler som er montert sammen. Garnpanelene har ulik maskevidde, og varierer mellom 5 og 55 mm.

Det ble også fisket med nordiske oversikts flytegarn (6x27,5 m) i dybdeintervallet 0-6 meter og 15-21 meter i Storfjorden. En oversikt over innsatsen i de ulike periodene er gitt i **tabell 3.1**, mens plassering av stasjoner er gitt i **figur 3.1**. Fangstene ble standardisert for innsats som CPUE (catch per unit of effort, eller fangst per innsatsenhet), gitt i antall fisk fanget per 100 kvadratmeter garn per natt (# fisk 100 m<sup>2</sup> natt<sup>-1</sup>).

**Tabell 3.1.** Oversikt over antall garnnetter og garnareal under prøvefisket i Aursunden i 2017. En oversikt over plassering av stasjoner for prøvefisket er gitt i **figur 3.1**.

Garntype	August	
	Antall garnnetter (serier)	Garnareal (m <sup>2</sup> )
Bunngarn (10-52 mm, 0-10 m)	33 (3)	1238
Bunngarn (nordisk, 0-3 m)	3	135
Bunngarn (nordisk, 10-20 m)	6	270
Bunngarn (nordisk, > 25 m)	6	270
Flytegarn (nordisk, 0-6 m)	3	540
Flytegarn (nordisk, 15-21 m)	3	540
Total	54	2993



Figur 3.1. Oversikt over prøvefiskestasjoner for garn i Aursunden i 2017. Vandringshindre for ørret er også markert i kartet.

### 3.1.2 Ekkoloddregistreringer og analyse av ekkolodddata

Parallelt med garnfisket i august ble fiskesamfunnet undersøkt med Simrad EY60 vitenskapelig ekkolodd. I 2011 opererte ekkoloddet med en 200 kHz kompositt-svinger med sirkulær  $7^{\circ}$ - $_{-3dB}$  åpningsvinkel montert på en brakett festet til båtripen, mens det i 2017 ble brukt en 70 kHz sirkulær keramisk svinger med  $11^{\circ}$ - $_{-3dB}$  åpningsvinkel. I 2011 ble ekkoloddet brukt med både vertikalt og horisontalt rettet lydstråle, mens det i 2017 ble operert kun med vertikalt rettet lydstråle. For å sammenligne resultater mellom 2011 og 2017 brukte vi i denne rapporten kun resultater fra de vertikale undersøkelsene, da undersøkelsene i 2011 viste lignende volumtettheter mellom 0-4 m dybdelag (horisontale analyser) og 4-10 m (vertikale analyser). Den vertikalt rettede lydstrålen gir god informasjon om tetthet, størrelses- og dybdefordeling, mens den horisontalt rettede lydstrålen gir god informasjon om fisketettheter i vannlagene nær overflaten, der den vertikale lydstrålen har en «blindsoner». Sendestyrken var 120 W og 300 W for henholdsvis 200 kHz i 2011 og 70 kHz i 2017, og pulslengden var henholdsvis 128  $\mu$ s og 512  $\mu$ s. Pingintervallet var 0,15 i 2011 og 1,2 i 2017. Ekkoloddet ble kalibrert i Aursunden samtidig med undersøkelsene. Alle ekkoloddtransektene ble kjørt om natten for å sikre mest mulig oppløste fiskeforekomster og lite unnvikelse. Totalt ble det seilt og analysert 39 km vertikale transekter i 2011 og 55 km i 2017. Dette gir en dekningsgrad på henholdsvis 5,9 og 8,3 (dekningsgrad er her definert som undersøkt distanse dividert med kvadratroten av innsjøens areal). Rådata ble lagret underveis, og analysert for fisketetthet og størrelsesdistribusjon i ettertid. Ved etterprosesseringen av dataene ble  $S_V$ -terskel satt til -66 dB, basert på Eckmann-tersteking (Eckmann 1998; Balk & Lindem 2006). Terskel for målstyrken (TS, target strength) ble satt til -60 dB.

Den integrerte ekkomengeten er en kombinasjon av antall og størrelse av fisk i det undersøkte fiskesamfunnet. For å kunne estimere fiskemengde eller tetthet (antall per volum- eller arealen-

het) 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 riktig resultat. Ekkoregistreringene ble analysert i syv 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 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 enkelttekko (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. Overgangen mellom epilimnion og hypolimnion ble satt ved 20 m dyp. 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. Fiskestørrelsen endrer seg ofte med dypet, og 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 enkelttekko 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 enkelttekko per kubikkmeter i klassen.

For hvert enkelttekko ble fiskelengde estimert fra ekkostyrken via forholdet mellom fiskelengde og ekkostyrke estimert i rapporten fra prosjektet «Fisk i store innsjøer» (Gjelland mfl. 2016):

$$TS = 22,5 \cdot \log_{10}(L_T) - 69,6$$

Forholdet mellom lengde og vekt for sik 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. Disse vektberegningene ble så brukt til å estimere gjennomsnittsvekten for fisk observert som enkelttekko, vektet for enkelttekko per kubikkmeter i hver decibelklasse. Det ble skilt på ettåringer og eldre fisk som ei gruppe, og årsyngel som ei gruppe. Skillet mellom disse to gruppene i TS-fordelingen ble satt ved -50 dB. I årsyngelgruppa var fangstene begrenset (1 på garn og 3 i trål i 2017, ingen i 2011), og det ble ikke gjort videre biomasseanalyser i denne gruppa både fordi en venstretung «hale» i TS-fordelingen vil bidra til underestimering av vekt i gruppa, og manglende fangst i 2011 ga manglende grunnlag for å beregne gjennomsnittsvekt i gruppa basert på fangst. Denne gruppa vil uansett bidra relativt lite til det totale biomasse-estimat på grunn av lav vekt sammenlignet med voksen sik.

Volumtetthet i hvert dybdeintervall ble beregnet som # fisk  $m^{-3}$ , og omregnet til biomassetetthet ved å multiplisere med gjennomsnittsvekt basert på TS-observasjoner i laget (se over). Gjennomsnittlig tetthet og variansmål for volumtetthetene ble estimert med glm (Generalized Linear Model), med dybdelag som faktor og med en antakelse om quasi-poisson fordeling (med støtte for antakelsen i modellresidualene). Volumtetthetene ble så integrert over alle dybdeintervall for å finne gjennomsnittlig arealtetthet for transektet. Ved beregningen av arealtetthet ble innsjøens morfometri tatt hensyn til ved å vekte volumtettheten i det enkelte dybdelag med andelen i dybdelaget som var vann og ikke bunn. Denne prosedyren gjør det rett fram å oppskalere fra arealtetthet til totalbestand ved å multiplisere arealtettheter med innsjøens areal. Gjennomsnittlig arealtetthet for innsjøen med tilhørende konfidensintervall ble så beregnet, igjen med glm og en antakelse om quasipoisson fordeling. Dette ble gjort både for tetthet, antall og biomasse. Estimering av total biomasse vil gi et noe forskjellig estimat i forhold til om vi bruker gjennomsnitts-

vekter fra fangstene, eller om vi bruker gjennomsnittsvекter estimert fra enkeltekko-observasjoner. For å gi innblikk i forskjellene, blir gjennomsnittsvекt beregnet fra fangst og beregnet fra enkeltekko presentert.

### 3.1.3 Trålfiske

Det ble gjort tre tråltrekk den 01.09.2017 i Aursunden. Det ble fanget totalt 149 sik, hvorav 115 sik ble lengdemålt (se figur 4.3.e). Åpningen på trålen er 8 x 8 meter. Geografisk plassering av tråltrekk er vist i vedlegg 4.

**Tabell 3.2.** Informasjon om fangst, fangsttinnssats, lengde på transekt og hastighet på båt fra tråltrekk utført i Aursunden i august 2017.

Trål	Dyp	Tid	Lengde (m)	Hastighet (m/s)	Ant. sik
1	0-8 m	00:50:13	3330	1.1	15
2	0-8 m	00:47:57	3042	1.1	119
3	10-18 m	00:52:05	2972	1.0	15

### 3.1.4 Innsamling av større ørret, røye og abbor fra lokale fiskere

I tillegg til prøvefisket, ble det samlet inn enkeltfisk av ørret, røye, sik, harr og abbor fra lokale fiskere (tabell 3.3). Dette ble gjort for å supplere isotop-, alder- og vekstanalysene med arter/størrelsesgrupper som det ble fanget lite av under prøvefisket (f.eks. røye, stor ørret og abbor).

**Tabell 3.3.** Oversikt over antall og lengdeintervall for ulike fiskearter som ble samlet inn i 2016 (7 røye, ellers all fisk samlet inn i 2017) og 2017 utenom det ordinære prøvefisket.

Art	Antall	Lengdeintervall (mm)
Ørret	8	227-775
Røye	15	203-445
Sik	32	287-460
Harr	1	426
Abbor	3	254-350

## 3.2 Prøvetaking og analyser

All fisk ble lengdemålt og veid til nærmeste gram, unntatt ørekyt som kun ble lengdemålt. Fiske-lengde er målt til nærmeste millimeter som naturlig fiskelengde (Ricker 1979), dvs. fra snutespiss til ytterste haleflik i naturlig utstrakt stilling. Kjønn og modningsstadium er bestemt etter Dahl (1917). Det ble tatt ut mager for diettanalyser fra sik, ørret, røye og harr.

Det ble tatt ut vevsprøver til analyse av stabile isotoper fra sik, ørret, røye, harr, lake, abbor og ørekyt. Det ble i tillegg samlet inn pelagisk partikulært organisk materiale (POM), litorale påvekstalger, zooplankton og litorale og profundale bunndyr (skivesnegl og vanninsekter) til analyse av stabile nitrogen- og karbonisotoper (se kap. 3.2.6).



### 3.2.1 Lengde og vekt

Forholdet mellom lengde og vekt (fiskens kondisjon;  $k$ ) er beskrevet ved:

$$k = V * \frac{100}{L^3}, \text{ der } V=\text{vekt i gram og } L=\text{lengde i mm.}$$

### 3.2.2 Alder og vekst

Aldersbestemmelse av sik, røye, ørret og harr er gjort fra otolitter. For ørret er lengdeveksten tilbakeberegnet fra skjellradiene, basert på direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og skjellradius (Lea 1910).

### 3.2.3 Vekstmodell og kjønnsmodning hos sik

For fisk som vokser relativt raskt fram til kjønnsmodning, men med sterkt avtakende vekst etter første gyting, er von Bertalanffys vekstmodell velegnet for å beskrive fiskens vekst (von Bertalanffy 1938). Denne modellen beregner asymptotisk lengde ( $L_{\infty}$ ), som er den lengden gjennomsnittsfisken vil nå hvis den lever lenge, og vekstkoeffesienten ( $K$ ) som viser hvor brått fiskens vekst avtar mot den asymptotiske lengda. Jo høyere  $K$ -verdi, jo mer markert er avflatingen i vekst. I beregningen av vekstmodellen er alder satt til avlest alder pluss 0,5 år (1,5, 2,5, 3,5 år osv.) da fisken er fanget i august, som er omtrent en halv vekstsesong etter siste vinter. Veksten ble modellert med bakgrunn i individer mellom 1 og 20 år, pga. snevert utvalg av sik over denne alderen og derfor lite egnet med tanke på å vurdere eventuelle års-effekter.

Sannsynlighet for kjønnsmodning, gitt alder og lengde, ble undersøkt ved hjelp av en generell lineær modell (glm). For å vurdere eventuell variasjon i sannsynligheten for modning mellom år, og kjønn sammenlignet vi også modeller med enten en additiv effekt av disse, eller i interaksjonseffekter med alder og lengde. For å ikke miste informasjon med tanke eventuelle trender til variasjon mellom år, så valgte vi å bruke AICc (Akaike information criterion) som grunnlag for å vurdere hvilken modell vi anså som mest beskrivende, heller enn  $p$ -verdier med en giljotin-verdi på 0.05. Altså er resultatene basert på prediksjoner fra den modellen som hadde lavest AICc-verdi.

### 3.2.4 Diett

Mageinnholdet ble dissekert ut og oppbevart dypfryst fram til analyse under binokularlupe på laboratoriet. Andelen av de ulike næringsdyrgruppene i mageinnholdet ble bestemt til volumprosent.

### 3.2.5 Stabile isotoper

Forholdet mellom stabile isotoper av karbon ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ;  $\delta^{13}\text{C}$ ) og nitrogen ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ;  $\delta^{15}\text{N}$ ) i fisk viser fiskens plass i næringsnettet i innsjøen; hvilket innsjøhabitat den har hentet sin næring i, og hvor høyt i næringskjeden den lever. En viktig egenskap ved denne metoden, som skiller den fra analyse av mageinnhold, er at  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  reflekterer fiskens næringsinntak over en periode på 3–6 måneder. Prøver som samles om høsten viser derfor viktige sider ved fiskens økologiske nisje gjennom hele vekstsesongen (Post 2002; Layman mfl. 2012).  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  uttrykkes som «deltaverdier» i promille ‰ (isotopverdi) basert på forholdet mellom isotopene i prøven målt i forhold til en standard (Layman mfl. 2012).

$\delta^{13}\text{C}$ -verdiene endrer seg lite mellom de trofiske nivåene i næringskjeden. Fordi fotosyntesen hos pelagisk planktonalger og littorale påvekstalger gir ulikt forhold mellom karbon-isotopene, viser  $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene som måles i fiskekjøttet hvor primærproduksjonen som danner grunnlaget for fiskens næring har foregått. Påvekstalger og moser, som er viktige primærprodusenter i innsjøens grunne områder har de høyeste  $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene (-22 til -18 ‰), mens planktonalgene har lave  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier (-36 til -30 ‰).

I motsetning til karbonsignaturen, øker  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i gjennomsnitt med 3–4 ‰ for hvert trinn opp i næringskjeden (Post 2002), f.eks. fra algespisende dyreplankton til planktonspisende fisk.  $\delta^{15}\text{N}$  benyttes derfor som et mål på organismenes trofiske posisjon i en innsjø. Kombinasjonen av  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier, som viser hvor energiopptaket stammer fra, og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier, som viser hvor i næringskjeden fisken befinner seg, kaller vi fiskens isotopiske eller trofiske nisje.

Det ble tatt prøver av muskelvev av fisk fanget ved prøvefisket i august 2017. Den 3. oktober 2017 ble det samlet prøver av partikulært organisk materiale og dyreplankton i de åpne vannmassene ved hjelp av flere håvtrekk med planktonhåv med 80  $\mu\text{m}$  maskevidde fra 15 m og opp til overflaten. Bunndyr i den grunneste delen av strandsona (0–1 m) ble samlet med en sparkehåv og med håndplukking. På dypere vann (2–6 og 29–34 m) ble det brukt en bunngrabb med 243  $\mu\text{m}$  masker. Prøver av påvekstalger på stein på grunt vann ble samlet ved hjelp av børste og 50, 100 og 200  $\mu\text{m}$  masker (grovt materiale ble fjernet). Denne prøvetakingen skjedde i den sentrale (mellom Ryggen og Bekkosen) og vestlige (mellom Sandneset og Ysterodden) delen av Aursunden.

All dyreplankton og bunndyr ble rensset for detritus e.l., og lagret ved  $-20\text{ }^\circ\text{C}$  inntil klargjøring for analyse. På snegler og husbyggende vårfluer ble uorganisk materiale fjernet. Alle prøver ble frysetørret i 48 timer og homogenisert med en stålmorter. Analysene av stabile isotoper (SIA-analyser) ble utført ved Environmental Isotope Laboratory, University of Waterloo, Canada, på en Delta Plus Continuous Flow Stable Isotope Ratio Mass Spectrometer (Thermo Finnigan, Bremen, Tyskland) koblet til en 4010 Elemental Analyzer (Costech International S. p. A., Milano, Italia). Analytisk presisjon var  $\pm 0.1\text{‰}$  og  $\pm 0.2\text{‰}$  for henholdsvis  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ , og ble bestemt ved repetert analyse av duplikatprøver.

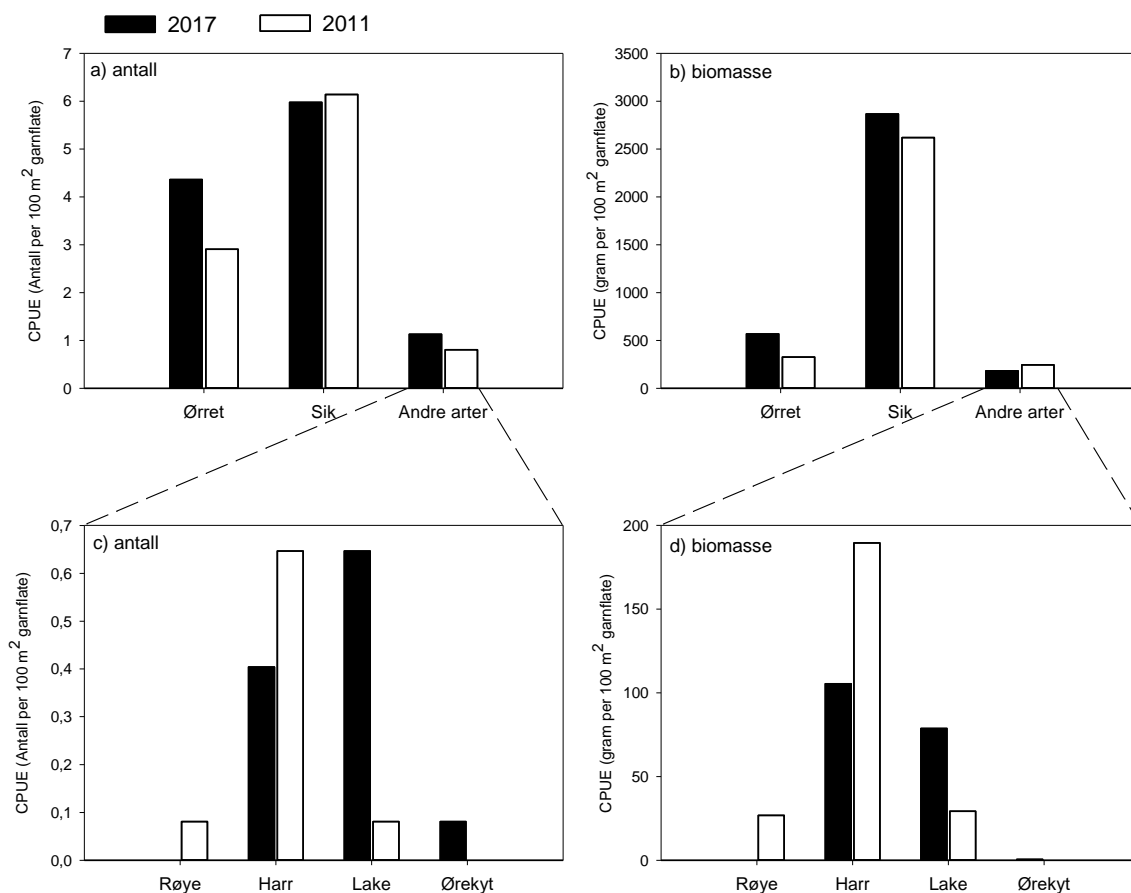
## 4 Resultater

### 4.1 Fiskeartenes fordeling og relative tetthet i innsjøen

Totalt ble det fanget 217 fisk i prøvefisaket med garn. Figurene er fremstilt som fangst (i antall eller gram) per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (CPUE). En oversikt over innsats og fangst i de ulike habitatene er gitt i **vedlegg 1**.

#### 4.1.1 Utvidet Jensen serie - strandsoner

Med unntak av abbor og røye (**vedlegg 1**) ble de andre kjente artene for Aursunden fanget ved prøvefiske i strandsona i 2017 (**figur 4.1 vedlegg 1**). Totalt ble det fanget 142 fisk med disse garnseriene. I antall dominerte sik (CPUE<sub>antall</sub>=5,98) og ørret (CPUE<sub>antall</sub>=4,36) med henholdsvis 52,1 og 38,0 % av fangsten (**vedlegg 1**). Av de andre artene ble det fanget mest lake (CPUE<sub>antall</sub>=0,65) og harr (CPUE<sub>antall</sub>=0,40). At det kun ble fanget én ørekyt skyldes at minste maskevidde i denne serien var 12 mm. **Figur 4.1** viser at hovedmønsteret i artssammensetning og dominansforhold i strandsonen er relativt likt mellom 2011 og 2017. Ørretfangstene var imidlertid en del høyere i 2017, mens fangstene av sik var på samme nivå mellom år.



**Figur 4.1.** Antall (a og c) og biomasse (b og d) av ulike fiskearter per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt i strandsonen i Aursunden i august 2011 og i august 2017.

## 4.1.2 Nordiske oversiktsgarn

### 4.1.2.1 Strandsone (0-5 m langs bunn)

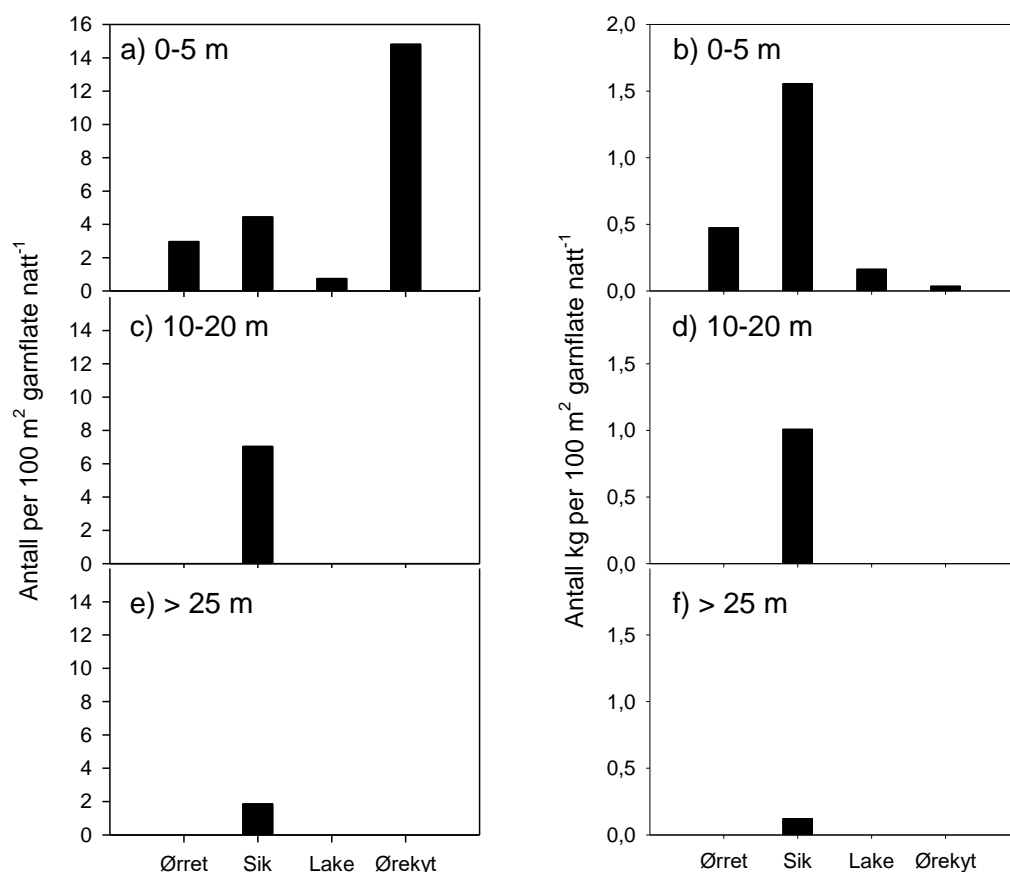
I de nordiske oversiktsgarnene dominerte ørekyt i antall med 14,8 ørekyt per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (**figur 4.2 a og vedlegg 1**). På grunn av størrelsen utgjør imidlertid ørekyt lite med tanke på biomasse (**figur 4.2 b**). Etter ørekyt var det sik og ørret som var mest tallrike i fangstene i strandsonen, med henholdsvis 4,4 og 3,0 ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (**figur 4.2 a og vedlegg 1**). Sik og ørret dominerte fangstene i strandsona med tanke på biomasse, med henholdsvis 1557 og 476 gram per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (**figur 4.2 b, vedlegg 1**).

### 4.1.2.2 Semiprofundal sone (10-20 m langs bunn)

I dette habitatet ble det kun fanget sik (**figur 4.2 c og d, vedlegg 1**). CPUE<sub>antall</sub> (7,0) var høyere i den semiprofundale sonen enn i strandsonen, men på grunn av mindre fiskestørrelse var CPUE<sub>vekt</sub> mindre (se **figur 4.2 d og vedlegg 1**).

### 4.1.2.3 Profundalsonen (> 25 meter langs bunn)

I denne sonen ble det også kun fanget sik, men både CPUE<sub>antall</sub> (1,9) og CPUE<sub>vekt</sub> (122 gram) var lavere enn i de to andre bunnære habitatene (**figur 4.2 e og f, vedlegg 1**).



**Figur 4.2.** CPUE som antall og biomasse (gram) per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt i (a og b) strandsonen (0-5 meters dyp), (c og d) semiprofundalen (10-20 meters dyp) og i (e og f) profundalen (> 25 meters dyp) den 28.-31. august 2017.

### 4.1.3 De frie vannmasser (pelagialen)

#### 4.1.3.1 De øvre vannlag (0-6 m)

Det ble kun fanget sik i dette habitatet, og den relative tettheten var på 3,2 sik (854 gram) per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (**vedlegg 1**). Tilsvarende tall for fangst i dette habitatet i august 2011 var 3,7 sik (1384 gram) per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt.

#### 4.1.3.2 Dypere vannlag (15-21 m)

Her ble det også kun fanget sik, og den relative tettheten var på 0,8 sik (225 gram) per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (**vedlegg 1**). Det var også her en nedgang i antall og biomasse av fisk, sammenlignet med tilsvarende periode i 2011, hvor fangstene lå på 1,5 sik (320 gram) per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt.

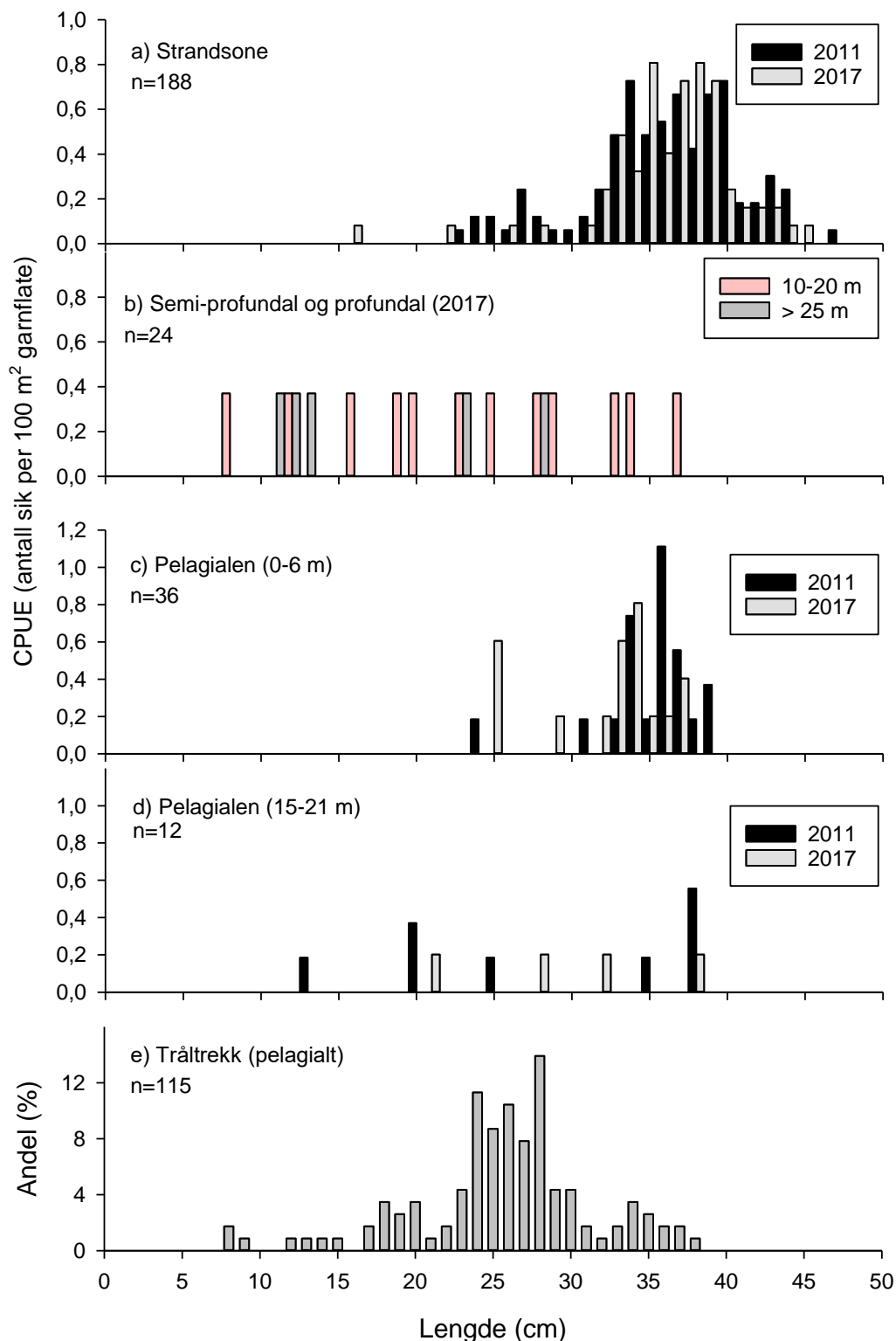
## 4.2 De enkelte fiskeartene

### 4.2.1 Sik

#### 4.2.1.1 Lengdefordeling i ulike habitat

Under prøvefisket i 2017 ble det fanget sik i lengdeintervallet 8-45 cm (**figur 4.3**). I strandsonen, og i de øvre deler av de frie vannmassene ble det i både 2011 og 2017 fanget svært få fisk under 25 cm. I begge disse habitatene var det i begge år også en klar dominans av sik større enn 30 cm (**figur 4.3 a og c**). Det er også verdt å legge merke til all sik større enn 40 cm ble fanget i strandsonen. Et noe overraskende funn var at sik fanget i trål (øvre deler av pelagialen) var dominert av individer mellom 25 og 30 cm, og at det ble fanget en god del sik fra 8-20 cm i lengde (**figur 4.2 e**). Dette var overraskende da garnfangster i samme habitat var dominert av sik større enn 30 cm (**figur 4.2 c**).

I de dypere delene av pelagialen, langs bunnen på 10-20 meters dyp (semi-profundalt) og profundalt (dypere enn 20 m) var det et betydelig innslag av mindre sik (**figur 4.3 b og d**).

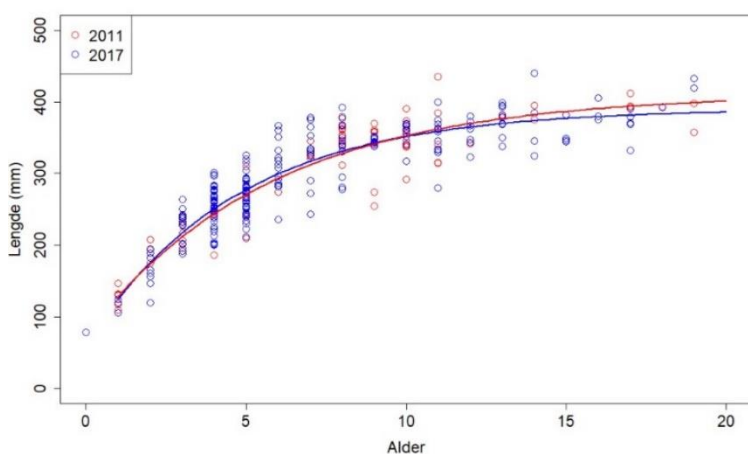


**Figur 4.3.** Fangst av ulike lengdeklasser av sik per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt i ulike habitat (a-d) og perioder i Aursunden i august 2011 og august 2017. Fangstberegningene fra strandsone (a) er basert på garnarealer fra 10-52 mm (utvidet Jensen) og er direkte sammenlignbare mellom 2011 og 2017. Fangstene i semi-profundalen og profundalen (b) er kun presentert for 2017, da det ble brukt andre garnserier i dette habitatet i 2011. Fangstberegningene i pelagialen (0-6 m og 15-21 m) er basert på garnarealer fra oversiktsgarn i begge år (c og d). Lengdefordeling til sik fanget i trål (pelagialt) er vist i figur e).

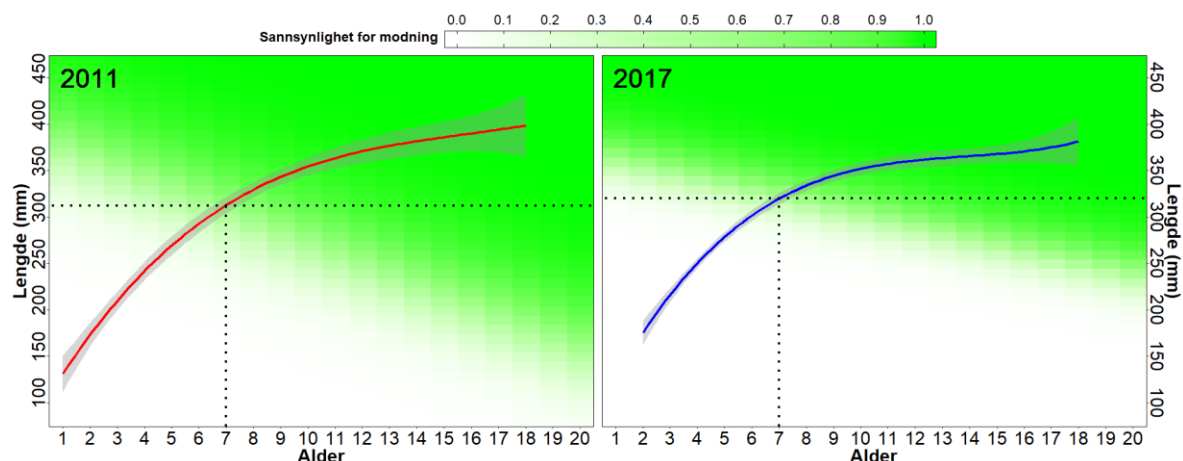
#### 4.2.1.2 Vekst, alder, kjønnsmodning og kondisjon

Veksten til siken synes å være relativt lik i 2011 og 2017 (**figur 4.4**). Det synes som at siken fanget i 2011 vokste noe bedre de første fire årene sammenlignet med sik fanget i 2017. Frem til 6-7 års alder vokste imidlertid sik fanget i 2017 bedre (**figur 4.4**). Etter seks-syv år synes veksten å avta kraftig, noe som henger sammen med at siken begynner å kjønnsmodne ved denne alderen (**figur 4.5**). Data fra de to prøvefiskerundene indikerer at sik når kjønnsmodning ved litt større størrelse i 2017 (50% sannsynlighet for modning ved ca. 7 år og ca. 320 mm) sammenlignet med 2011 (50% ved ca. 7 år og ca. 310 mm). Det bør i midlertidig påpekes at dette er mer en trend i data, heller enn en strengt signifikant effekt ( $p$ -verdi = 0.06 for interaksjonen mellom år og lengde i modellen for modning).

Som i 2011, ble det totalt fanget sik fra 23 årganger i 2017. Sik i aldersgruppene 4-13 år domierte i fangstene (**vedlegg 2**).

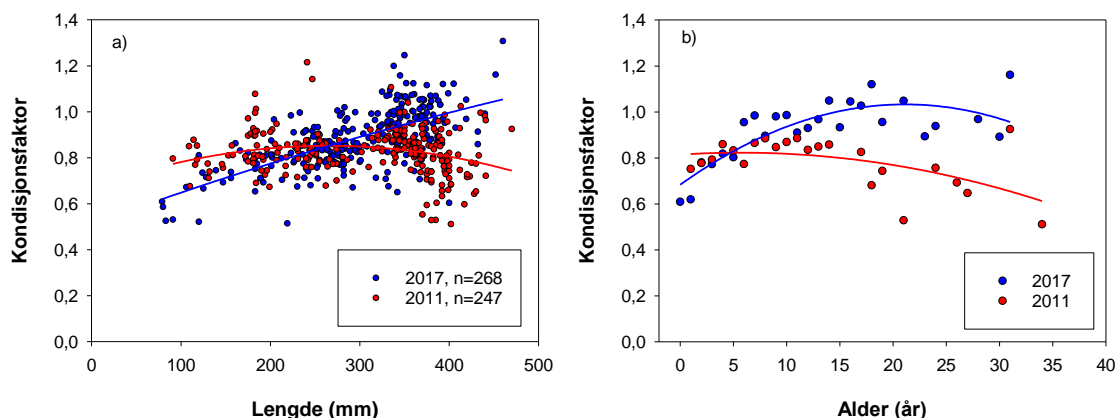


**Figur 4.4.** Lengde ved alder for sik fanget i Aursunden i 2011 og 2017. Fargede punkter indikerer individer fra 2011 (rød) og fra 2017 (blå). Linjer representerer tilhørende vekstkurver beregnet basert på von Bertalanffys vekstmodell med en Francis-parameterisering, basert på alle sik mellom 1 og 20 år i bestanden.



**Figur 4.5.** Sannsynlighet for kjønnsmodning gitt alder og lengde for sik i Aursunden i 2011 og 2017, hvor hvit betyr umoden fisk og grønn betyr gytemoden fisk. Linjene viser vekstkurven til sik i de to årene (jf. **figur 4.4**). Stiplede linjer viser skjæringspunkt for alder og lengde ved 50% sannsynlighet for modning.

Kondisjonsfaktoren til sik har endret seg markant siden undersøkelsen i 2011. For sik mindre enn 25 cm var kondisjonsfaktoren dårligere i 2017 enn i 2011 (**figur 4.6 a**). For sik større enn 25 cm var imidlertid kondisjonsfaktoren langt bedre i 2017, og forskjellen øker med økende lengde (**figur 4.6 a**). Dette innebærer at sik på 35 og 40 cm veide henholdsvis 50 og 110 gram mer i 2017 enn i 2011. I 2011 ble kondisjonsfaktoren dårligere med økende alder. I 2017 var ikke dette like påfallende, og sik eldre enn 20 år hadde langt bedre kondisjonsfaktor en sik på tilsvarende alder fanget i 2011 (**figur 4.6 b**).



**Figur 4.6.** a) Kondisjonsfaktor mot lengde for sik fanget under prøvefisket i august 2011 ( $k_{2011} = 0,670 + (0,00137 \times \text{Lengde} - 2011) - (0,00000259 \times \text{Lengde} - 2011^2)$ ,  $r^2 = 0,04$ ,  $p = 0,02$ ) og 2017 ( $k_{2017} = 0,548 + (0,00113 \times \text{Lengde} - 2017)$ ,  $r^2 = 0,43$ ;  $p < 0,001$ ). b) Kondisjonsfaktor mot alder for sik fanget under prøvefisket i 2011 ( $k_{2011} = 0,815 + (0,00300 \times \text{Alder}) - (0,000263 \times \text{Alder}^2)$ ,  $r^2 = 0,29$ ,  $p = 0,05$ ) og 2017 ( $k_{2017} = 0,683 + (0,0331 \times \text{Alder}) - (0,000783 \times \text{Alder}^2)$ ,  $r^2 = 0,66$ ,  $p < 0,001$ ).

## 4.2.2 Ørret

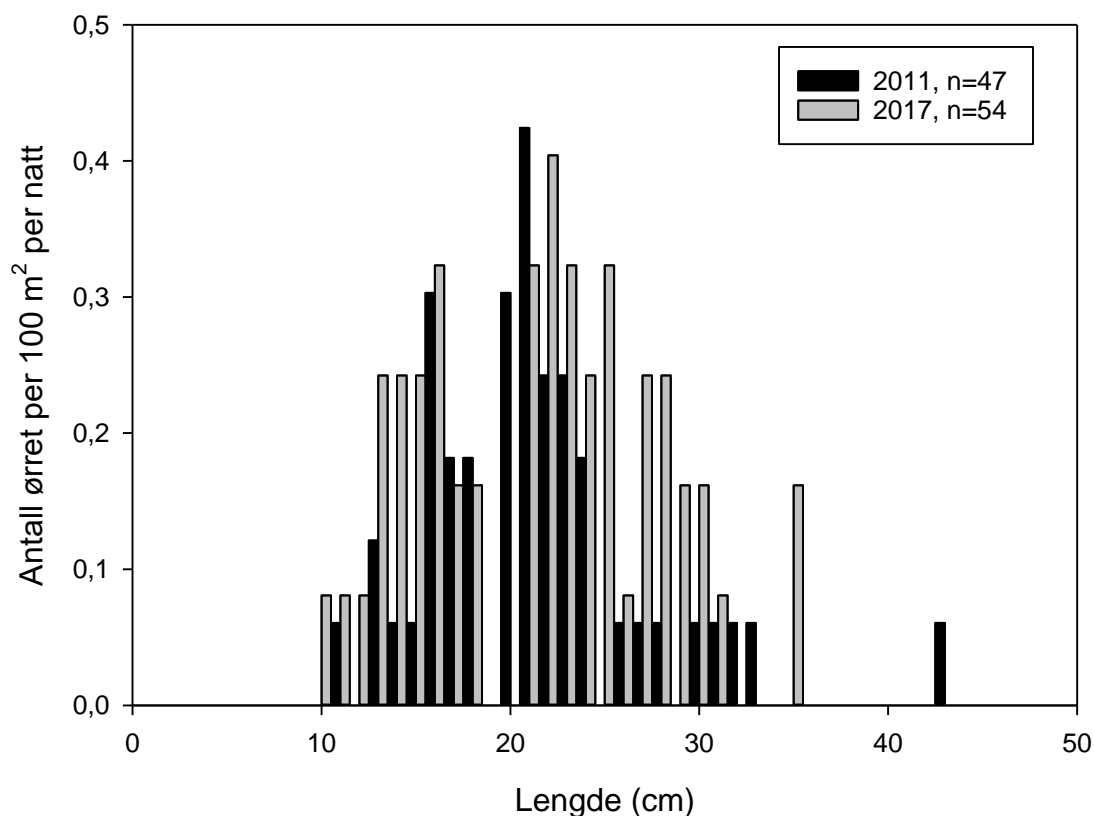
Under prøvefisket ble det fanget 54 ørret. I relevante maskevidder (Jensen + 16 mm, etter Ugedal mfl. 2005) tilsvarer dette 4,05 ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt. Med en gjennomsnittsstørrelse på kjønnsmodne hunner på ca. 30 cm, vil ørretbestanden i Aursunden kunne karakteriseres som tynn, og med fisk av middels størrelse (Ugedal mfl. 2005).

### 4.2.2.1 Lengde- og aldersfordeling

Lengdefordelingen til ørret fanget under prøvefiske i 2011 og 2017 var påfallende like, og besto i hovedsak av fisk mellom 10 og 35 cm (**figur 4.7**). I begge årene var det liten fangst av ørret over 30 cm.

Under prøvefisket i 2017 ble det fanget ørret i aldersgruppene 1-7 år (tabell 4.1). Aldersgruppene 2-5 år dominerte i fangstene, og det ble tatt lite fisk over fem år (tabell 4.1). I likhet med resultatene fra 2011 var de yngste kjønnsmodne hann- og hunnfiskene av ørret henholdsvis fire og fem år (**tabell 4.1**).





**Figur 4.7.** Fangst av ulike lengdeklasser av ørret per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt i utvidet Jensen serie i 2011 og i 2017. Fangstene er fra strandsonen.

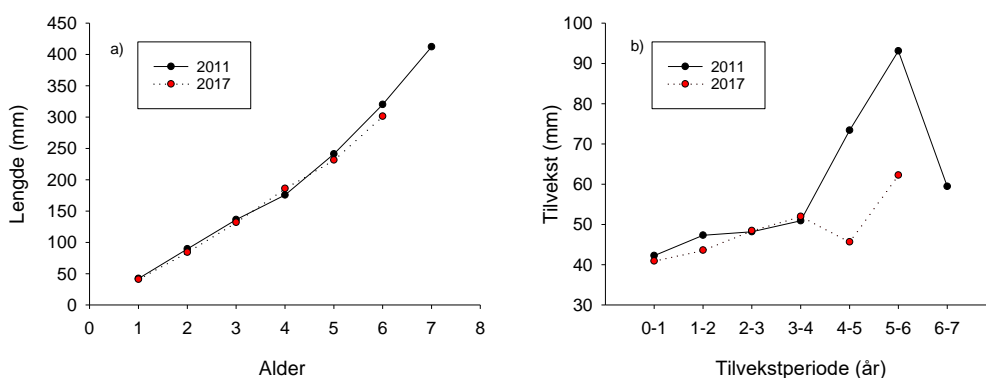
**Tabell 4.1.** Aldersfordeling og andel kjønnsmodne hanner og hunner av ørret fanget i august 2017 i Aursunden. Antall i parentes er fisk som ikke ble kjønnsbestemt.

Alder	Hann		Hunn		Antall totalt
	Antall	Andel Kjønnsmodne	Antall	Andel kjønnsmodne	
1		-		-	1 (1)
2	6	0	4	0	14 (4)
3	3	0	7	0	10
4	9	22,2	6	0	15
5	3	33,3	8	37,5	11
6		-	2	50	2
7		-	1	100	1
Totalt	21		28		54

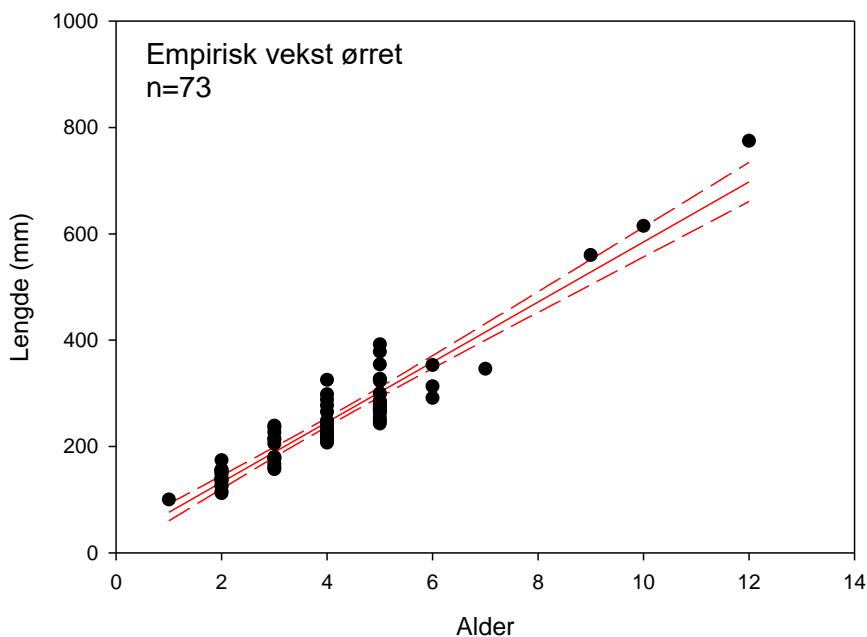
#### 4.2.2.2 Vekst, kjønnsmodning og kondisjon

Ørret fra prøvefiskefangstene i Aursunden i 2017 vokste relativt moderat de første fem årene, med en årlig tilvekst mellom 40 og 50 mm (**figur 4.8a og b**). Etter dette økte den årlige tilveksten til rundt 60 mm det sjette leveåret. Veksten kan synes å ha vært bedre fra det femte leveåret for ørret fanget i 2011, men dette kan skyldes at det er relativt få eldre fisk, og store utslag for enkeltfisk. Generelt synes veksten å være relativt lik mellom 2011 og 2017. Empirisk vekstkurve for ørret fanget i Aursunden i 2017, inkludert tre individer over 50 cm, viser at veksten er utholdende hvis den slår over på fiskediett. (**figur 4.9**).

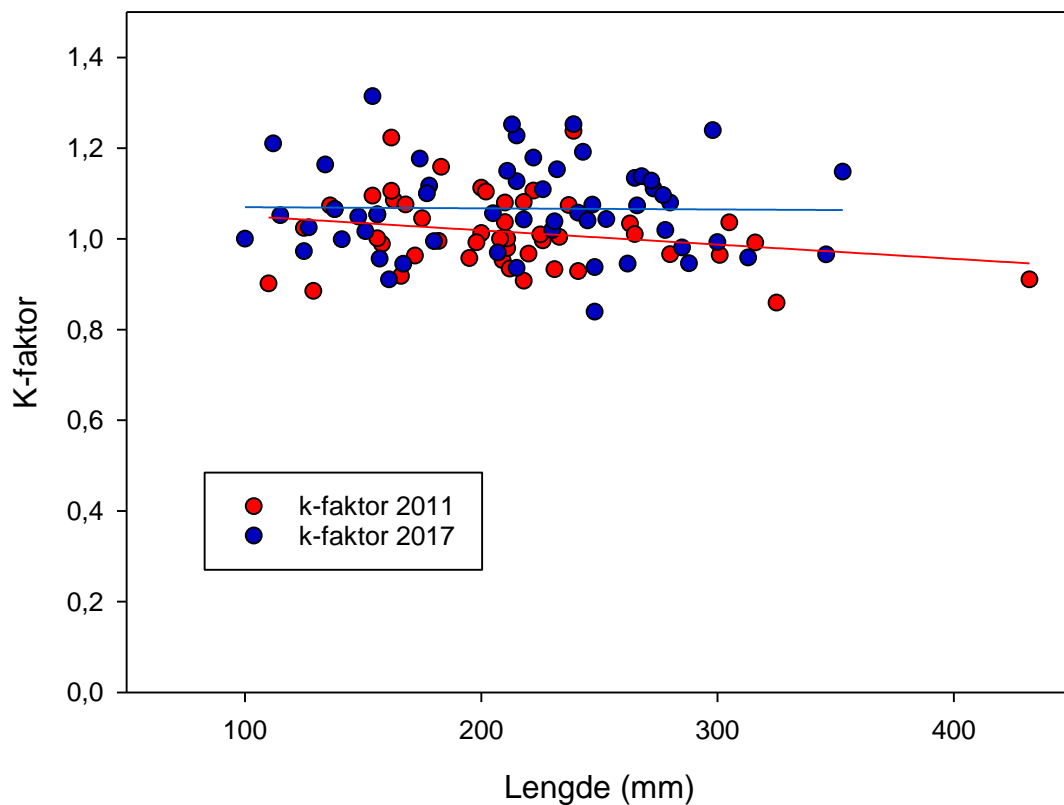
Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor for ørret i Aursunden kan betegnes som normalt god, og det var ingen endringer i kondisjonsfaktor med økende lengde hverken i 2011 (gjennomsnitt  $\pm$  SE:  $1,02 \pm 0,012$ ), eller i 2017 (gjennomsnitt  $\pm$  SE:  $1,07 \pm 0,013$ ) (**figur 4.10**). Kondisjonsfaktoren til ørreten var signifikant høyere i 2017 sammenlignet med 2011 ( $F_{1,103}=8.4$ ,  $p<0,01$ ), men forskjellene var likevel relativt små.



**Figur 4.8.** a) tilbakeberegnet lengde, og b) årlig tilvekstkurver for ørret fanget under prøvefiske i Aursunden i 2011 ( $n=47$ ) og 2017 ( $n=43$ ).



**Figur 4.9.** Lengde mot alder for 73 ørret fanget under prøvefiske og av Rørosfisk AS i Aursunden i 2017. Regresjonslinjen er gitt med 95 % konfidensintervall.

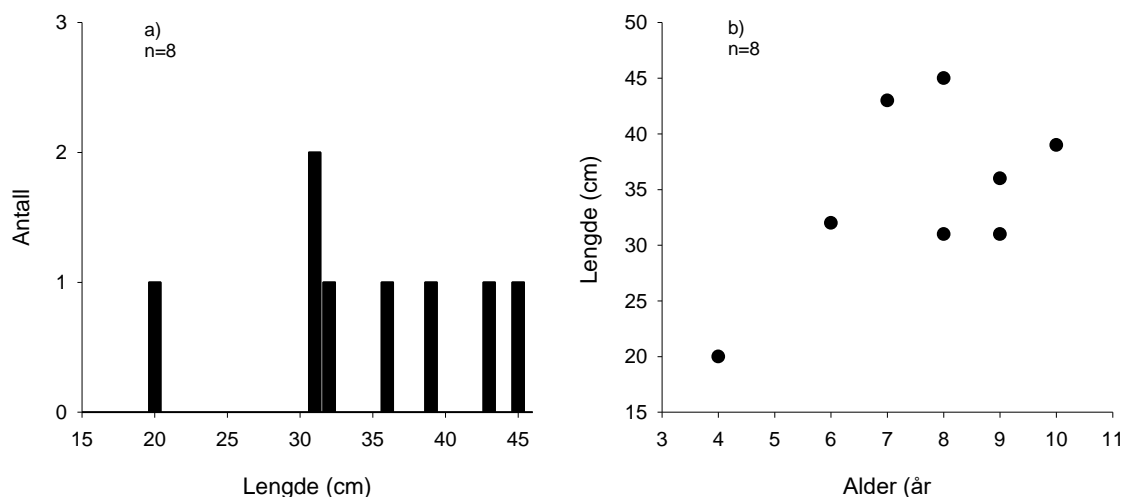


**Figur 4.10.** Kondisjonsfaktor plottet mot lengde for ørret fanget i august/september i årene 2011 ( $n=47$ ) og 2017 ( $n=58$ ).

## 4.3 Andre arter

### 4.3.1 Røye

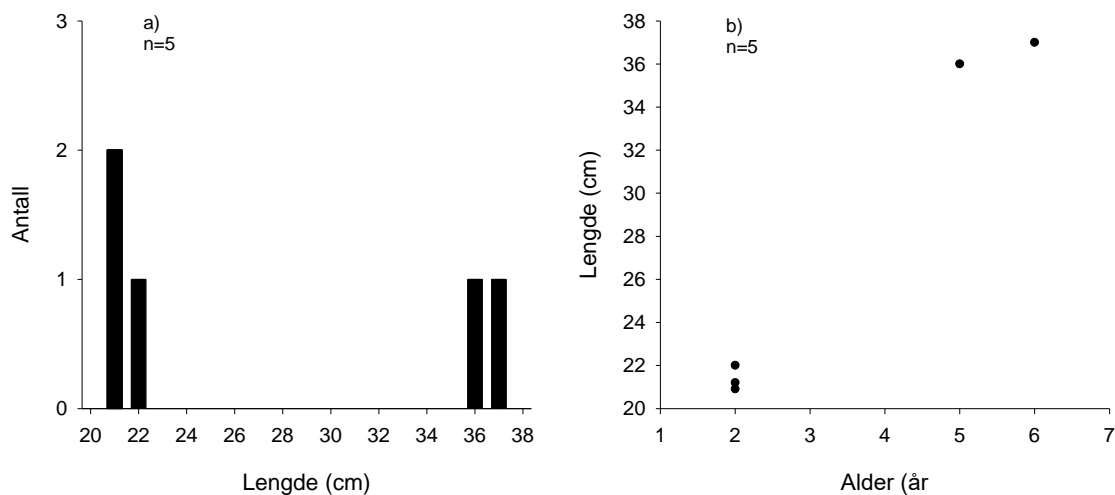
De åtte røyene som ble fanget ved Rørøsfisk AS sitt fiske, fordelte seg i lengdeintervallet 20-45 cm (**figur 4.11a**), og var i alderen to til seks år (**figur 4.11b**). Verdiene for lengde mot alder tyder på at det er stor individuell variasjon i veksthastighet for røye i Aursunden.



**Figur 4.11.** Lengdefordeling (a) og lengde ved alder (b) for 8 røye fanget av Rørosfisk AS i 2017 i Aursunden.

#### 4.3.2 Harr

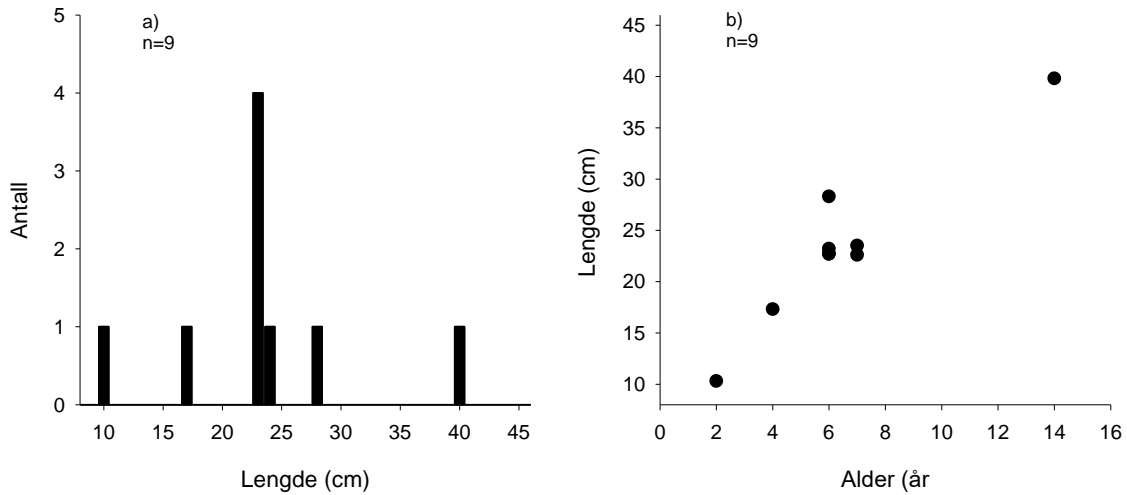
De fem harrene som ble fanget fordelte seg i lengdeintervallet 21-37 cm (**figur 4.12a**), og var i alderen to til seks år (**figur 4.12b**). Verdiene for lengde mot alder tyder på at harren hadde jevn vekst innenfor det alders- og lengdeintervallet som er representert i materialet.



**Figur 4.12.** Lengdefordeling (a) og lengde ved alder (b) for 5 harr fanget under prøvefiske i 2017 i Aursunden.

### 4.3.3 Lake

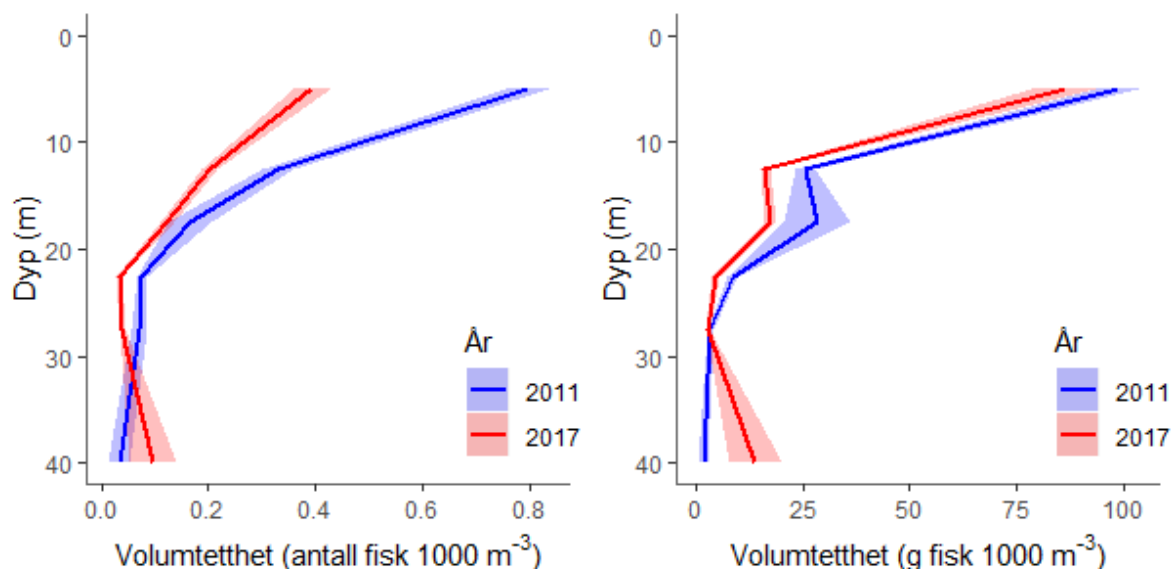
De ni lakene som ble fanget fordelte seg i lengdeintervallet 10-40 cm (**figur 4.13a**), og var i alderen 2-14 år (**figur 4.13b**). Verdiene for lengde mot alder tyder på at lake hadde jevn og utholdende vekst innenfor det alders- og lengdeintervallet som er representert i materialet.



**Figur 4.13.** Lengdefordeling (a) og lengde ved alder (b) for 9 lake fanget under prøvefiske i 2017 i Aursunden.

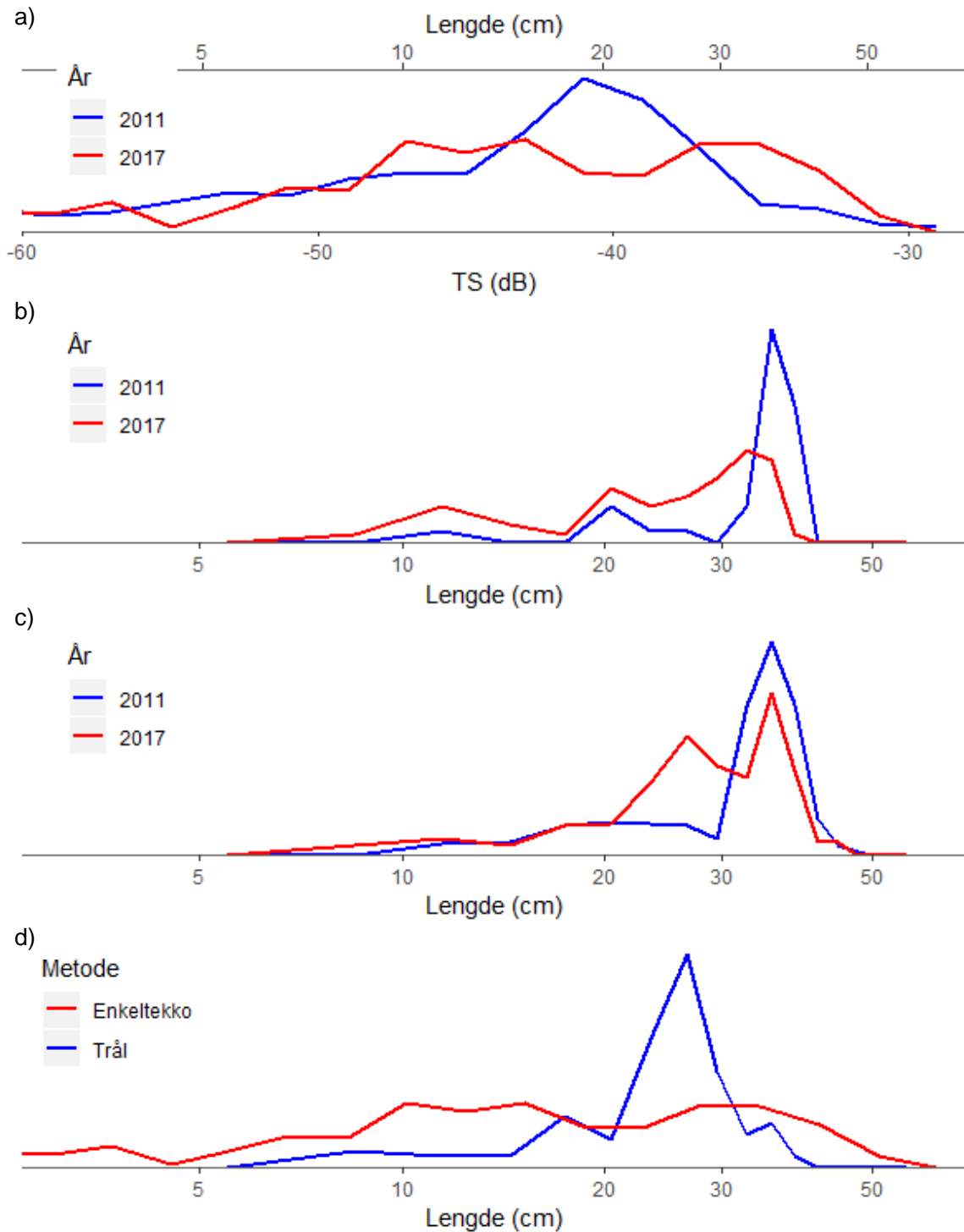
## 4.4 Ekkolodd-undersøkelser

Ekkoloddundersøkelsene viste høyest tetthet i de øvre vannlag både i 2011 og 2017, og tettheten var lavere i 2017 enn i 2011 på alle dyp grunnere enn 30 m (**figur 4.14**).



**Figur 4.14.** Tetthetsfordeling av fisk med  $TS > -50$  dB som funksjon av dypet, i antall til venstre og biomasse til høyre. Skyggelagt område viser  $\pm 2$  standardfeil. Usikkerheten i tetthetsmål relaterer seg til variasjon i integrert ekkostyrke, mens usikkerhet i ekkostyrke til biomasse ikke er tatt med i analysen da grunnlaget for denne variasjonen er for dårlig kjent. Biomasse er her basert på vekt estimert fra TS.

Mens ekkostyrkefordelingen i 2011 var dominert av en kraftig topp rundt -40 dB eller ca. 17-25 cm, var det større spredning i ekkostyrke i 2017 med en topp rundt 10-17 cm og en rundt 25-45 cm (**figur 4.15a**). Tilsvarende fant vi høyere innslag av mindre fisk i fangstene i 2017 sammenlignet med 2011 (**figur 4.15b og c**). Trålen fanget fisk av mindre størrelse enn de andre metodene (< 10 cm), men trålfangstene var likevel dominert av større fisk sammenlignet med ekkoloddregistreringene (**figur 4.15d**).



**Figur 4.15.** Lengdefordeling i fiskesamfunnet sammenlignet mellom ulike metoder. a) TS-fordeling observert med ekkolodd, og konvertert til lengde på øvre akse. b) Lengdefordeling i nordiske garn, samla for alle habitat. c) Lengdefordeling for alle garntyper og trål samla, og d) sammenligning mellom lengdefordeling i trålfangst og enkeltekkko-observasjoner i 2017.

Sammenligner vi arealtettheten av fisk fra 2011 til 2017 ser vi at tettheten er godt og vel halvert i perioden (**tabell 4.2**). Når vi vurderer tettheten i form av biomasse er imidlertid bildet mer komplisert og avhengig av hvilken kilde vi bruker for å beregne gjennomsnittsvekt av fisken (**tabell 4.3**). Gjennomsnittsvekt for sik fanget i trål i 2017 var nær gjennomsnittsvekta estimert fra ekkostyrkefordeling ( $TS > -50$  dB), noe som tyder på en god overenstemmelse i pelagiske områder (**tabell 4.4**). På den andre siden viser garnfangstene en vesentlig større gjennomsnittsvekt i littoralområder enn i pelagialen, og gjennomsnittsvekta i pelagiske garn var også større enn i trålen. Noe av forskjellen kan skyldes garnseleksjon, det vil si at gjennomsnittsstørrelsen for fisk fanget i garn generelt er større enn i bestanden. Men samtidig gir bruk av gjennomsnittsstørrelse fra ekkolodd urealistisk lave estimat, især for 2011 der vi vet at det har blitt fisket ut langt mer enn de 48 t estimert for 2011 basert på ekkostyrke. Baserer vi estimatene på gjennomsnittsvekt fra garnfangster i pelagialen (nordiske garn), blir biomasse-estimatene langt høyere (**tabell 4.3**). Vi fant også at CPUE for sik i nordiske bunn garn var omtrent dobbelt så høy som CPUE i pelagiske, nordiske flytegarn. Videre vet vi at mye av volumet nær bunnen er i en skygge for ekkoloddet, slik at det vanskelig fanger opp en høyere tetthet nær bunnen. Vi valgte derfor også å gjøre en kompensasjon for høyere tetthet i bunnære områder, det vil si at vi antok at tettheten fra bunnen og opp til to meter over bunnen var dobbelt så høy som for de pelagiske områdene, og at gjennomsnittsvekten i disse områdene var lik gjennomsnittsvekten i nordiske bunn garn. Dette gav ytterligere økning i biomasse-estimatet opp til 157 tonn i 2011 og 57 tonn i 2017 (**tabell 4.2 og 4.3**).

**Tabell 4.2.** Tetthet av sik i Aursunden, estimert med ekkolodd. Årsyngel er skilt fra, «Eldre» referer til ettårig og eldre sik. Kolonnen for bunnhabitat-kompensering viser tetthetsestimat kompensert for høyere tetthet i bunnære områder der ekkoloddet har en blindsoner, basert på at CPUE i nordiske bunn garn var dobbelt så høy som i nordiske flytegarn. Årsyngel er utelatt fra konfidensintervall og kompensert tetthet.

År	Årsyngel	Eldre	Tetthet (antall fisk/ha)	
			Konfidensintervall (95%)	Bunnhabitat-kompensert
2011	18.2	92.0	71.6-116	106.1
2017	7.2	43.7	25.5-74.1	50.4

**Tabell 4.3.** Biomassetetthet og total biomasse for sik i Aursunden, basert på tettheter fra ekkolodd og gjennomsnittsvekter basert på ekkostyrke (TS) eller gjennomsnittsvekt i nordiske flytegarn (garn). Kolonnen «kompensert» viser til estimat kompensert for høyere tetthet i ekkoloddets blindsoner nær bunnen.

År	Biomassetetthet sik >0 år (kg/ha)		Biomasse totalt (tonn)		
	TS	Garn	TS	Garn	Kompensert
2011	10.9	30.2	48.0	133.0	157.2
2017	8.1	11.7	35.8	51.3	57.1



Disse betraktningene er helt klart påvirket av at vi kjenner til det store masseuttaket som har vært gjennomført i Aursunden, og uten slik info ville vi nok lent oss tyngre på de mer konservative (nedre deler) av estimatene. På den andre siden er det velkjent at tettheten i bunnære områder som regel er vesentlig større enn i de frie vannmasser, men hvor mye det utgjør i reelle tettheter og biomasse har vi i dag ikke metoder for å vurdere godt. I tillegg er som regel tetthet og biomasse høyest i de øvre vannlag, slik de også var i Aursunden i 2011 og 2017 basert på ekkoloddundersøkelsene (**Figur 4.14**). Dette er også de områdene der fiskens unnvikelsesadferd overfor båt er sterkest. Det er rimelig å anta at unnvikelse fører til underestimering av tetthet ved at fisk svømmer unna båten og unngår ekkostrålen, og underestimering av størrelse ved at fisk dykker og får svakere TS. Alt i alt er det grunn til å tro at reell gjennomsnittsvekt i fiskebestanden blir noe overestimert i garnfangster, men at vi samtidig i noen grad underestimerer tetthet i øvre vannlag med ekkoloddet. Disse to feilkildene motvirker hverandre mer eller mindre. Sammen med det faktum at det store biomasseuttaket som har vært gjennomført de siste fem årene tyder på at totalbiomasse for 2011 basert på TS-fordeling er alt for lavt, vurderer vi det til at det er de kompenserte biomasse-estimatene i **tabell 4.3** som gir det riktige bildet av biomassen av sik i Aursunden.

**Tabell 4.4.** Gjennomsnittsvecter for sik, basert på ulike metoder. TS refererer til vekt estimert fra ekkostyrke via TS-lengde-regresjon og lengde-vekt-regresjon. Garn pelagisk viser til gjennomsnittsvekt for sik fanget i nordiske flytegarn, trål viser til gjennomsnittsvekt for sik i tre tråltrekk, og garn litoralt viser til gjennomsnittsvekt for sik fanget i nordiske bunngarn.

År	TS	Garn pelagisk	Trål	Garn litoralt
2011	118.8	328.6		394.2
2017	186.2	266.9	167.3	193.1

## 4.5 Diett og energistrøm

### 4.5.1 Mageprøver

#### 4.5.1.1 Sik

Dietten til sik fanget i de åpne vannmassene (pelagialen) var, som i 2011, veldig dominert av pelagiske arter av dyreplankton (zooplankton). Inkluderer man gruppen av uidentifiserte vannlopper (cladocerer), som etter all sannsynlighet er pelagiske arter, utgjør pelagisk zooplankton 95 % av dietten (**tabell 4.5**).

Sik tatt i strandsonen hadde i langt større grad ernært seg av bunnlevende næringsdyr (**tabell 4.5**). Snegler, ertermusling, vannlevende insekter (husbyggende vårfluer, døgnfluer og fjærmygg) og litorale krepsdyr (chydorider) utgjorde totalt 65,3 % av dietten. Det var imidlertid også et betydelig innslag av pelagisk zooplankton i dietten, og disse gruppene utgjorde til sammen over 25 %.

For sik fanget i profundalsonen (dypere enn 10 meter) utgjorde ertermusling og små krepsdyr (chydorider) en dominerende andel av dietten, med henholdsvis 32,5 og 37,1 %.

**Tabell 4.5.** Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos 91 sik fanget i Aursunden i 2017. Byttedyrgrupper som utgjorde mer enn 10 % er uthevet.

Garn	August 2017		
	Pelagisk	Littoralt	Profundalt
Antall (N)	13	56	22
Antall tomme mager	0	0	0
<b>Krepsdyr</b>			
<b>Bunnlevende arter/grupper</b>			
Marflo			
Skjoldkreps			
Chydorider	2,3	<b>43,3</b>	<b>37,1</b>
<b>Pelagiske arter/grupper</b>			
Cladocerer (vannlopper)	<b>39,6</b>	<b>12,8</b>	<b>13,8</b>
Copepoder (hoppekreps)	<b>28,1</b>	<b>14,7</b>	5,0
<b>Ubestemte zooplankton*</b>	<b>27,3</b>		
<b>Vannlevende insekt</b>			
Døgnflue/steinflue		1,7	
Fjærmygglarver/pupper		0,2	2,3
Vårfluelarve (husbyggende)		0,9	0,2
Vannkalv (imago)			
<b>Overflateinsekter</b>	0,4	6,2	2,3
<b>Bløtdyr</b>			
Skivesnegl/damsnegl		<b>15,7</b>	2,7
Ertemuslinger	0,8	3,5	<b>32,5</b>
<b>Fisk</b>			
<b>Annet</b>			
	1,5	0,9	
Totalt	100	100	100

#### 4.5.1.2 Ørret

Dietten til ørret ble dominert av overflateinsekter og husbyggende vårfluelarver, som utgjorde henholdsvis 71,7 og 19,6 % (**tabell 4.6**). Det ble ikke funnet fiskerester i noen av ørretene fanget ved prøvfisket.

#### 4.5.1.3 Harr

Dietten til harren var dominert av husbyggende vårfluelarver og overflateinsekter med henholdsvis 50,0 % og 38,3 % (**tabell 4.7**).

**Tabell 4.6.** Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos 36 ørret fanget i Aursunden i 2017. Byttedyrgrupper > 10 % er uthevet.

<b>Garn</b>	
	Litoralt
Antall (N)	36
Antall tomme mager	0
<b>Krepsdyr</b>	
<b>Bunnlevende arter/grupper</b>	
Marflo	
Skjoldkreps	
Chydorider	
<b>Pelagiske arter/grupper</b>	
Cladocerer (vannlopper)	1,1
Copepoder (hoppekreps)	
<b>Vannlevende insekt</b>	
Døgnflue/steinflue	
Fjærmygglarver/pupper	0,6
Vårfluelarve (husbyggende)	<b>19,6</b>
Vannkalv (imago)	0,3
<b>Overflateinsekter</b>	<b>71,7</b>
<b>Bløtdyr</b>	
Skivesnegl/damsnegl	2,1
Ertemuslinger	
Fåbørstemark	1,9
<b>Fisk</b>	
<b>Annet</b>	2,8
<b>Totalt</b>	<b>100</b>

**Tabell 4.7.** Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos 6 harr fanget i Aursunden i 2017. Byttedyrgrupper > 10 % er uthevet.

<b>Garn</b>	<b>Harr August</b>
Antall (N)	Litoralt 6
Antall tomme mager	0

**Krepsdyr**

**Bunnlevende arter/grupper**

Marflo

Skjoldkreps

Chydorider

**Pelagiske arter/grupper**

Cladocerer (vannlopper)

Copepoder (hoppekreps)

Døgnflue/steinflue

Fjærmygglarver/pupper

Vårfluelarve (husbyggende) **50**

Vannkalv (imago) **11,7**

**Overflateinsekter 38,3**

**Bløtdyr**

Skivesnegl

Damsnegl

Ertemuslinger

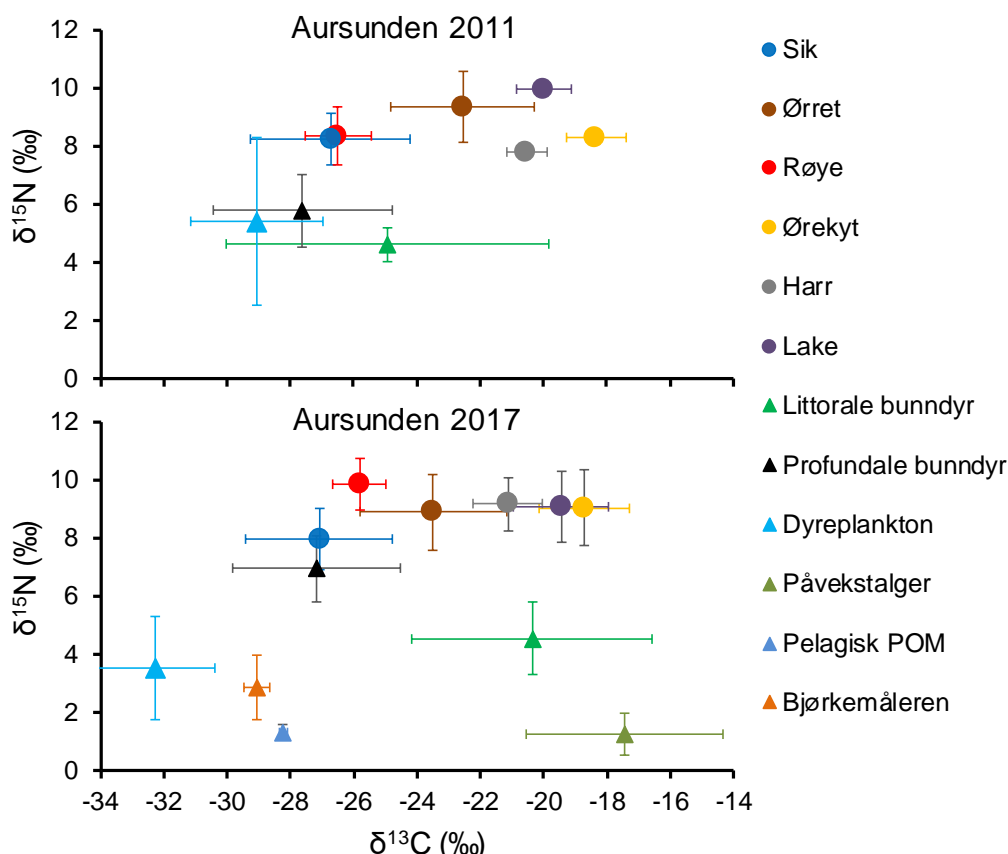
**Annet**

Totalt	100
--------	-----

## 4.5.2 Stabile isotoper

### 4.5.2.1 Næringsnett

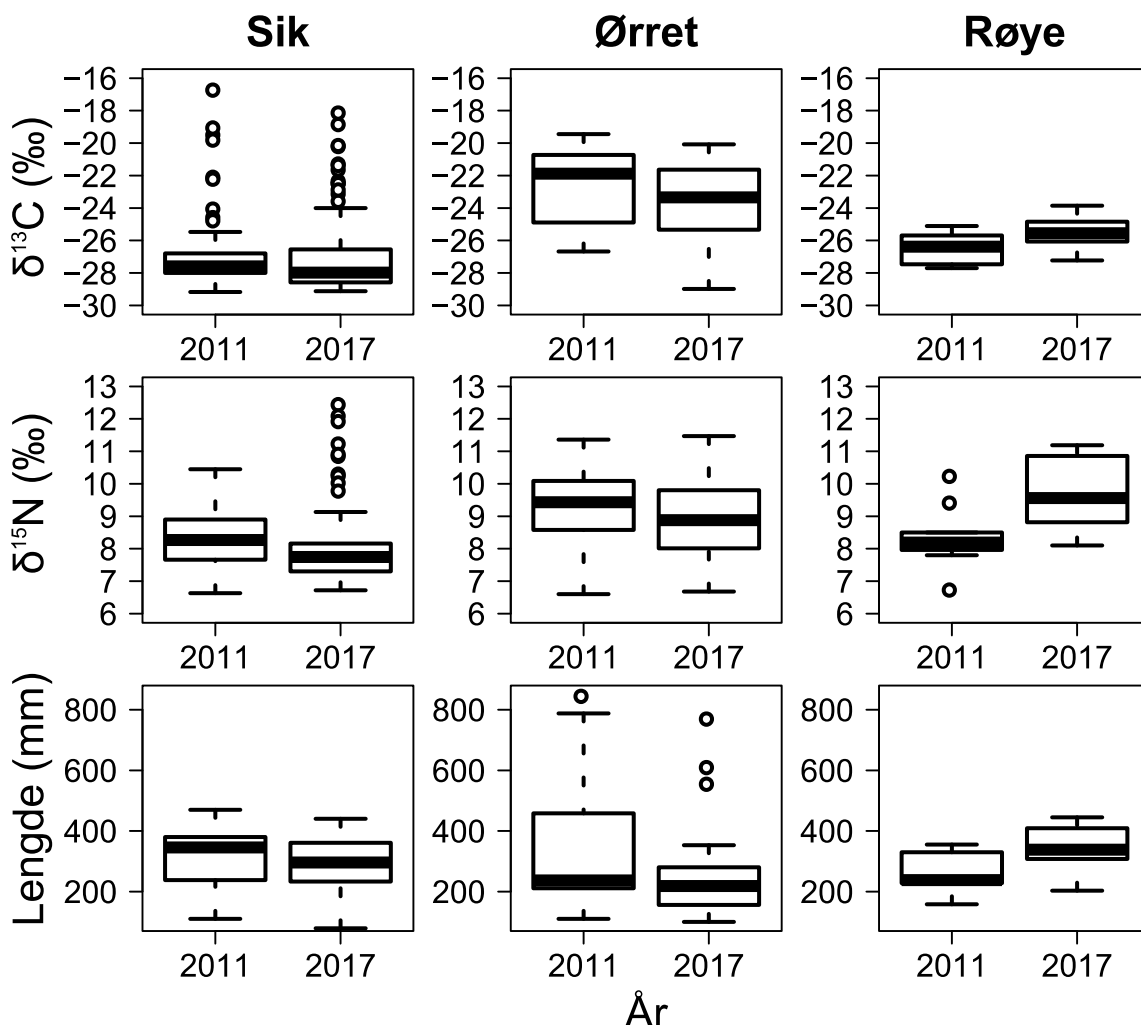
Prøvene fra strandsona og de åpne vannmassene hadde klart forskjellige  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier. Partikulært organisk materiale (POM) og dyreplankton fra de åpne vannmassene hadde i gjennomsnitt 11–12 ‰ lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier enn påvekstalgler og bunndyr fra strandsona (**figur 4.16**). Fjærmygglarver (Chironomidae) fra bunnen på dypt vann hadde  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier mellom dyreplankton og litorale bunndyr, men hadde betydelig høyere trofisk nivå, slik de forhøyede  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene indikerer (**figur 4.16**). Tilsvarende viste de forskjellige fiskeartene markerte ulikheter i sine isotopiske nisjer (**figur 4.16**). Harr, ørekyt og lake hadde høye verdier av  $\delta^{13}\text{C}$ , noe som viser en diett som hovedsakelig bestod av bunndyr fra strandsona. På den annen side hadde sik og røye mye lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier. Dette betyr en nisje som er mer knyttet til de åpne vannmassene og/eller dype områder og en diett dominert av algespisende dyreplankton. Røye analysert i 2017 var relativt store (lengde 203–445 mm) og hadde de høyeste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene av alle fiskeartene. Dette betyr at de hovedsakelig spiser rovdyrarter blant planktonartene, bunndyr på dypt vann og små sik. De relativt høye  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene kan også skyldes at klekkende fjærmygg fra dypt vann ofte i perioder er svært viktig fiskeføde i pelagialen. Ørret hadde  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom de andre pelagiske og litorale fiskeartene, noe som trolig skyldes en diett med mange ulike næringsdyr (såkalt generalist). Både sik og ørret viste stor individuell variasjon i  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier, noe som viser at bestandene består av individer med ulik atferd; noen er generalister (dvs. de har middels  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ), noen er svært spesialiserte til en diett dominert av bunndyr fra dypt vann eller fisk (høy  $\delta^{15}\text{N}$ ), mens andre har spesialisert seg på bunndyr i strandsona (høy  $\delta^{13}\text{C}$  og lav  $\delta^{15}\text{N}$ ).



**Figur 4.16.** Gjennomsnittlige ( $\pm$  SD) verdier for  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  hos næringsressurser i de åpne vannmassene (partikulært organisk materiale (POM) og dyreplankton) og langs bunnen (bunndyr fra strandsona og dypområder), og hos ulike fiskearter i totalmaterialet fra Aursunden samlet i 2011 og 2017.

#### 4.5.2.2 Endring i fiskens diett

Ettersom vi har data for stabile isotoper fra før (2011) og etter (2017) utfisking av sik i Aursunden, kan vi analysere hvordan næringsnettet og forholdet mellom fiskeartene eventuelt har endret seg. Sammenligningene av isotopdata fra 2011 og 2017 viser ingen store endringer i dietten hos sik, ørret og røye (**figur 4.17, tabell 4.5**). Sik og ørret har noe lavere  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier i 2017 sammenlignet med 2011, men dette kan skyldes den mindre størrelsen på fisken som ble analysert i 2017. Tilsvarende forklarer de store potensielt fiskespisende røyene trolig de vesentlig høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i 2017. Ingen av fiskeartene viste signifikante forskjeller i individuell variasjon i  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier eller kroppslengde mellom årene.

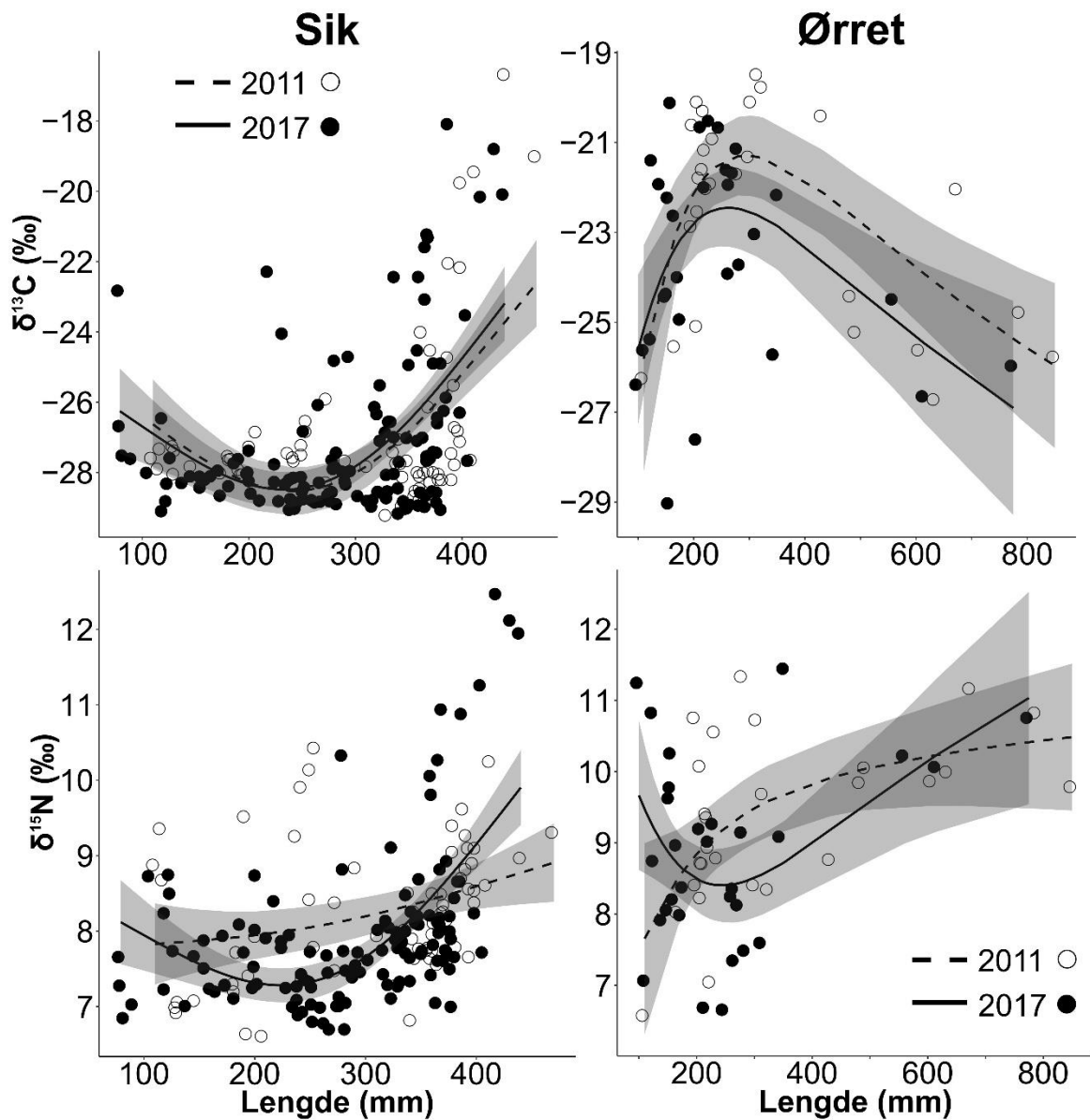


**Figur 4.17.** Endringer i dietten hos sik, ørret og røye fra 2011 (før utfisking) til 2017 (etter utfisking), basert på  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier. Høy  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi viser en diett som hovedsakelig består av bunndyr eller fisk fra strandsona, mens lav  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi viser en diett dominert av pelagisk dyreplankton, bunndyr fra dypt vann (profundale) og/eller små planktonspisende fisk.  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi viser hvor i næringskjeden fisken befinner seg. De nederste figurene viser lengden av fisk som ble samlet for analyser av stabile isotoper. **Tabell 4.5** viser resultater fra statistiske sammenligninger.

**Tabell 4.5.** Endringer i  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier samt i lengden av sik, ørret og røye samlet for analyser av stabile isotoper før (2011) og etter (2017) utfisking av sik i Aursunden. «Endring» viser forskjellen i årlig gjennomsnitt av parameterverdi. Avhengig av datafordelingen, ble enten ikke-parametriske Wilcoxon-test eller parametriske t-test brukt. Levene-test sammenligner årlige forskjeller i individuell variasjon av parameterverdier. Statistisk signifikante P-verdier ( $P < 0.05$ ) vises i fet skrift.

Art	Parameter	Endring	Statistikk	Levene-test
Sik (n = 192)	$\delta^{13}\text{C}$	-0.33 ‰	W = 5046, P = <b>0.015</b>	F = 0.25, P = 0.616
	$\delta^{15}\text{N}$	-0.31 ‰	W = 5346, P = <b>0.001</b>	F = 0.33, P = 0.564
	Lengde	-20 mm	W = 4865, P = 0.053	F = 0.48, P = 0.489
Ørret (n = 57)	$\delta^{13}\text{C}$	-0.94 ‰	W = 504, P = 0.117	F = 0.10, P = 0.749
	$\delta^{15}\text{N}$	-0.49 ‰	t = 1.47, P = 0.147	F = 0.24, P = 0.627
	Lengde	-93 mm	W = 537, P = <b>0.036</b>	F = 1.12, P = 0.278
Røye (n = 24)	$\delta^{13}\text{C}$	+0.67 ‰	t = -1.63, P = 0.125	F = 0.40, P = 0.535
	$\delta^{15}\text{N}$	+1.47 ‰	t = -3.65, P = <b>0.002</b>	F = 0.75, P = 0.401
	Lengde	+83 mm	t = -3.01, P = <b>0.009</b>	F = 0.03, P = 0.870

Resultatene fra GAM-modellene (Generalized additive models) viste ingen signifikante effekter av fangstår eller interaksjonen mellom år og fiskelengde på  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene hos sik og ørret (**figur 4.18, tabell 4.6**). Både i 2011 og 2017 utnyttet små sik (<300 mm) hovedsakelig plankton i de åpne vannmassene, mens store individer (>350 mm) for det meste utnyttet bunndyr fra strandsona med høye  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier. I begge årene endret siken også sitt næringsinntak til et høyere trofisk nivå ettersom den ble større. I 2011 hadde utviklingen av trofisk nivå et lineært forhold til fiskelengde, mens forholdet var mer eksponensielt i 2017. GAM-modellene for ørret viser et skifte med økende fiskestørrelse til en diett basert på næringsdyr i de åpne vannmassene (lavere  $\delta^{13}\text{C}$ ) og et høyere trofisk nivå (høyere  $\delta^{15}\text{N}$ ). Dette betyr at det er en tendens til at stor ørret har endret diett fra mest bunndyr i strandsona til små byttfisk, trolig for det meste små sik.



**Figur 4.18** Forholdet mellom sikens (venstre) og ørretens (høyre) kroppslengde og  $\delta^{13}\text{C}$ - (øverst) og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier (nederst) i prøver av muskel samlet i Aursunden i 2011 og 2017. Grå skygge viser 95% troverdighetsintervaller for GAM-modellene vist i **tabell 4.6**.



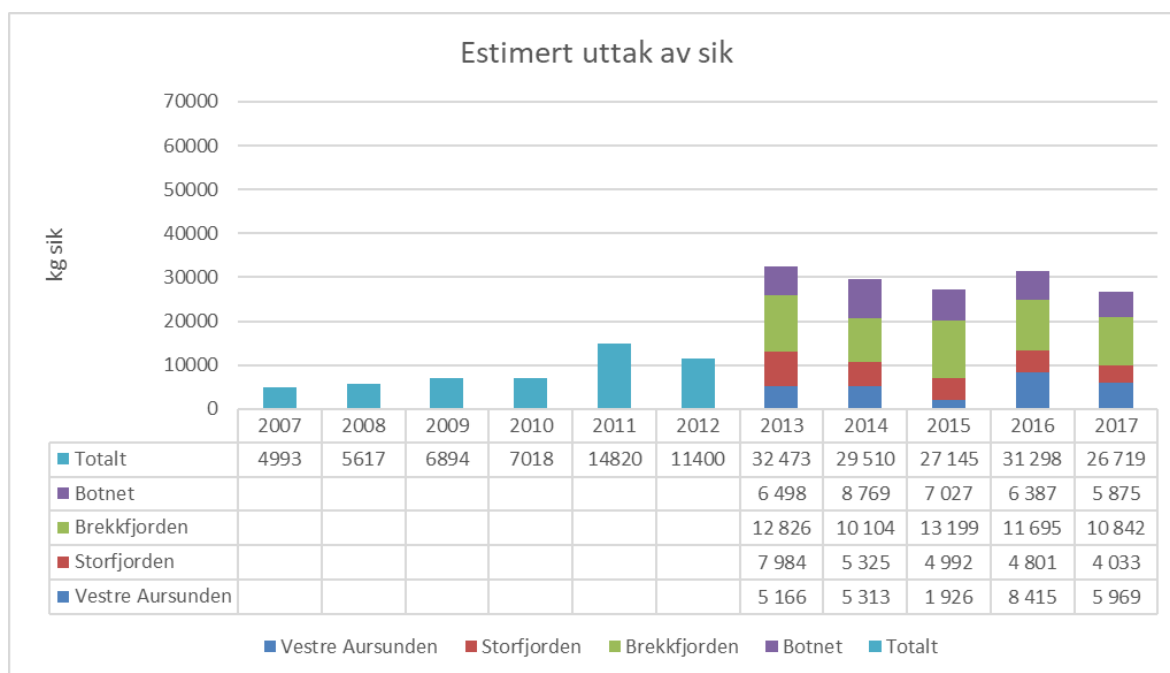
**Tabell 4.6.** Oppsummering av GAM-modellene plottet i **figur 4.18**. Modellene tester for ontogenetisk skift (med økende fiskestørrelse) i dietten hos sik og ørret, basert på forholdet mellom kroppslengde og  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier i prøver av muskel samlet i Aursunden i 2011 og 2017. Statistisk signifikante P-verdier ( $P < 0.05$ ) vises i fet skrift.

Respons	Parameter	Estimat	SE	t	P
Sik $\delta^{13}\text{C}$	Intercept	-29.75	0.92	-32.22	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.01	0.003	3.38	<b>&lt;0.001</b>
	År	0.18	1.15	0.16	0.877
	Lengde*År	-0.001	0.004	-0.30	0.765
Sik $\delta^{15}\text{N}$	Intercept	7.39	0.39	18.99	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.003	0.001	2.40	<b>0.018</b>
	År	-0.85	0.49	-1.76	0.080
	Lengde*År	0.002	0.002	1.35	0.179
Ørret $\delta^{13}\text{C}$	Intercept	-20.89	0.86	-24.35	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	-0.005	0.002	-2.23	<b>0.030</b>
	År	-1.93	1.17	-1.65	0.104
	Lengde*År	0.002	0.003	0.63	0.543
Ørret $\delta^{15}\text{N}$	Intercept	8.37	0.46	18.26	<b>&lt;0.001</b>
	Lengde	0.003	0.001	2.53	<b>0.014</b>
	År	-0.13	0.62	-0.20	0.841
	Lengde*År	<0.001	0.002	-0.20	0.840

## 5 Diskusjon

### 5.1 Avkastning av sik

Beregnet avkastning av sikfisket i Aursunden fra 2007 til 2012 varierte mellom 5 og 15 tonn (**figur 5.1**). Dette tilsvarer en avkastning mellom 1,1 og 3,4 kg per ha og år. I løpet av prosjektperioden med uttynningsfiske fra 2013 til 2017 har det blitt høstet i alt litt over 147 tonn sik. Årlig fangst i denne perioden har variert mellom 26,7 og 32,5 tonn. Dette tilsvarer en avkastning på mellom 6,1 og 7,4 kg per ha og år, og et samlet avkastning over fem år på 33,4 kg per ha. Dette er svært høy avkastning, og det er rimelig å vente at dette skulle ha en målbar effekt på egenskaper som alderssammensetning, vekst og kondisjonsfaktor hos siken i innsjøen. Forholdet mellom siken og de andre fiskeartene i innsjøen kan også bli påvirket av en så kraftig beskatning. En sammenligning av resultatene ved prøvefisket i 2017 med prøvefisket i 2011 belyser dette.



**Figur 5.1.** Avkastning i sikfisket i Aursunden. Beregnet uttak mellom 2007 til 2012 og registrert kvantum ved Rørosfisk AS sitt mottak fra 2013 til 2017.

### 5.2 Effekter av tynningsfiske på sikbestanden

Det korte svaret på spørsmålet om beskatningen av sikbestanden har ført til store endringer er at endringene både i sikbestanden og i fiskesamfunnet generelt er langt mindre enn vi kunne forvente. Siken har fått en liten økning i lengde ved kjønnsmodning, og voksen sik har en høyere kondisjonsfaktor enn tidligere, men ellers har endringene svært små. Derimot viser beregningene av sikbestandens størrelse basert på ekkoloddregistreringer en kraftig nedgang i bestanden. Dette er i samsvar med inntrykket fra fiskerne, som hevder det trengs større innsats for å oppnå tilsvarende fangster (i antall fisk) som i perioden før og i starten av utfiskingen.

Prøvegarnfangstene i 2017 viser fiskeartenes habitatbruk på det tidspunktet fisket foregikk. Som i 2011 ble den dominerende arten, sik, fanget i alle habitater, dvs. både i strandsona (0-10 m), på middels og stort dyp (10-20 m og >20 m) langs bunnen, og nær overflata og på dypere vann ute i vannmassene. Størrelsesfordelingen av sik i fangstene i de ulike habitatene i 2017 viste

den samme tendensen som tidligere. Den store siken (>30 cm) dominerte på grunt vann, både inne ved land og ute i de frie vannmassene, mens små fisk (10-30 cm) dominerte i profundalsona, dvs. på dypt vann langs bunnen. På middels dyp langs bunnen (10-20 m) var det mest små sik, men også en del større fisk. På dypere vann (15-21 m) i de frie vannmasser var fangstene små, men både små og store sik var representert. Fangstene med trål i de åpne vannmassene i 2017 endrer imidlertid bildet av hvilke størrelsesgrupper som oppholder seg i dette habitatet. I trålen dominerte sik mellom 20 og 30 cm, mens det også var ganske mange fisk mindre enn 20 cm (helt ned til ca. 8 cm). Fisk over 30 cm, som dominerte i garnfangstene, utgjorde en mindre andel av trålfangsten. Dette tyder på at flytegarn med små maskevidder er svært lite effektive til fangst av sik. Derimot synes bunngarn med små maskevidder å fange bedre, slik det også er påvist i Femunden (Saksgård mfl. 2002). Fraværet av små sik på grunt vann langs bunnen skyldes trolig at den små siken unngår de habitatene der den vil være mest utsatt for rovfisk. Våre fangster av ørret i Aursunden viser tydelig at denne arten kun oppholder seg i strandsona eller nær vannflata ute i vannmassene, og at det altså er i de habitatene småsiken risikerer å bli bytte for ørret. Likeledes er fiskepisende fugl avhengig av å se byttefisken, og småsiken er derfor også mest utsatt for predasjon fra fugl nær overflata.

Ser man på totalfordelingen av sik på lengde og alder er også lite endret fra 2011 til 2017. Her hadde vi ventet at andelen gammel fisk, dvs. fisk som har gytt flere ganger, skulle ha blitt mindre (**tabell 5.1**). Splitter vi materialet på fangster i strandsona og i pelagiske fangster ser vi imidlertid at andelen sik eldre enn 15 år har gått ned i pelagiske fangster fra 2011 til 2017 (**tabell 5.1**). Dette er logisk, da det meste av fangsten i de fem årene med utfisking har skjedd på pelagisk fisk (B. Sandnes pers. med.).

Det har imidlertid skjedd en tydelig endring i sikens kondisjonsfaktor (forhold mellom lengde og vekt). Mens kondisjonsfaktoren hos sik større enn ca. 25 cm og eldre enn ca. fem år viser en tydelig økning, er kondisjonsfaktoren hos mindre og yngre sik lavere i 2017 enn i 2011. Dette kan tolkes dithen at færre voksen sik har ført til bedre tilgang på næring for denne gruppa. Færre voksen sik kan føre til større rekruttering, dvs. større tetthet av ung sik. Det er vist i andre sikbestander at redusert tetthet av voksen fisk fører til økt overlevelse hos yngel og ungfisk (se f.eks. Amundsen 1988, Amundsen mfl. 2002), men det skal ofte svært stor økning i beskatning til for å se effekter (Ugedal mfl. 2002). I Aursunden er det sannsynlig at større tetthet av disse gruppene fører til større konkurranse om næringen og dermed noe dårligere vekst og lavere kondisjonsfaktor. For øvrig tyder ikke hverken mageinnhold eller verdiene for stabile nitrogen- og karbonisotoper på store endringer i sikens næringsopptak eller plass i næringsnett i innsjøen. Heller ikke for de andre fiskeartene er det store endringer i disse forholdene.

**Tabell 5.1.** Andel sik i ulike aldersgrupper fanget i sammenlignbare garnserier og habitat i Aursunden i 2011 og 2017.

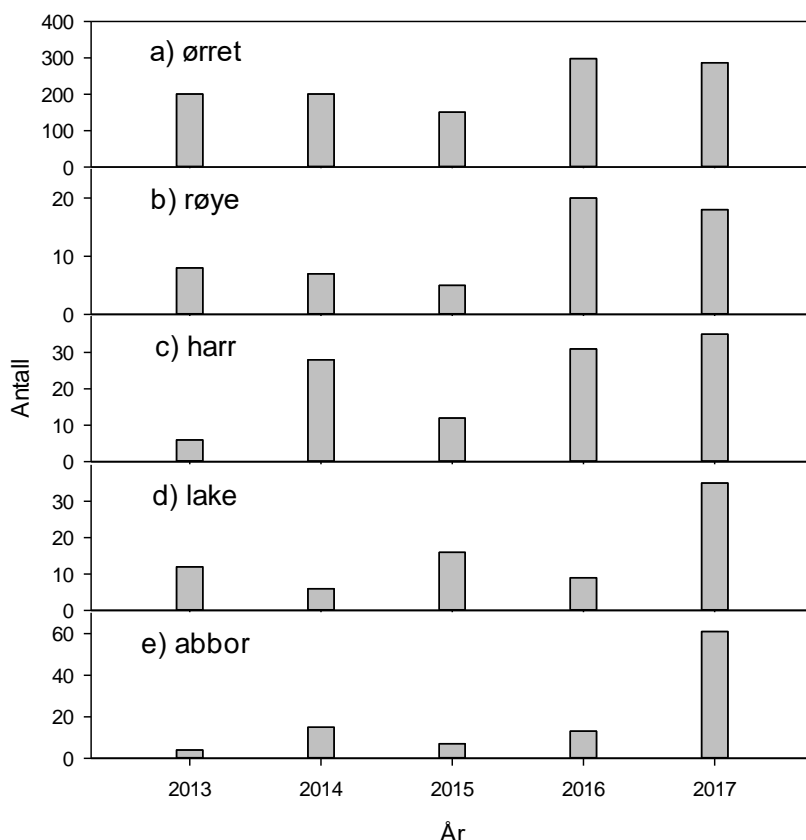
Fangstår	Habitat	Andel (%)			Antall fisk i fangsten (n)
		0-5 år	6-15	> 15 år	
2011	Strandsone	24	62	14	37
2017	Strandsone	11	64	26	74
2011	Pelagisk	19	59	22	27
2017	Pelagisk	26	74	0	23

### 5.3 Effekter av tynningsfiske på det øvrige fiskesamfunnet

Det ser ikke ut til at det harde fisket på sik har ført til store endringer i mengdeforholdet mellom fiskeartene. Artssammensetningen i prøvefisket i 2017 var i store trekk lik det vi så i 2011. For sikens del var samlet fangst i antall fisk per garninnsats marginalt mindre i 2017, men tilsvarende litt høyere regnet i vekt. Ørretfangstene var noe større i 2017 enn i 2011, men det var ingen endringer i vekstforholdene hos denne arten. Den forventete økte veksten hos større (fiskespisende) ørret har altså uteblitt, selv om vekstkurven for ørret fremdeles tyder på et vekstomslag med bedret tilvekst fra 4-5 års alder og 20-25 cm lengde. Det må tas forbehold om at antall ørret over 30 cm i vårt materiale er svært lite. Det lave antallet større ørret kan tyde på at det i Aursunden fanges relativt mye ørret med garn i maskevidde 35 mm. Vi ser en svak økning i kondisjonsfaktoren til ørret i 2017 sammenlignet med 2011, noe som kan indikere bedret næringstilgang.

Vi fanget ingen røye i prøvegarnfisket i 2017, og det ble kun fanget én røye under prøvefisket i 2011. Prøvefisket i 2017 alene tyder derfor ikke på at det harde fisket etter sik har ført til noen økning i røyebestanden, slik man så i Sølensjøen (Museth mfl. 2007). Sikfisket i Aursunden betydde en beskatning på mellom 6,1 og 7,4 kg/ha over en femårs periode. I Sølensjøen ble det fisket 8,6 kg/ha per år i tre år (1992-1994), og deretter 5,2 kg/ha (1995-2004). I løpet av denne perioden økte avkastningen av røye fra null i 1989 til 0,7 kg/ha i 2002 (Museth mfl. 2007). Sølensjøen skiller seg fra Aursunden spesielt ved at den ikke er regulert. Man skulle forvente at avkastningen av fisket skulle være vesentlig lavere i Aursunden, som er regulert 5,9 m, og der reguleringen fører til at nesten 30 % av innsjøarealet blir tørrlagt hver vinter. Ser man derimot på innslaget av røye i fisket etter sik gjennomført av Rørosfisk AS, kan det virke som at det har vært en økning i antall røye de siste to årene (**figur 5.2 b**). Vi må også forvente en latensperiode, det vil si at det vil gå noe tid fra forbedret rekruttering gir utslag i økt fangst, og økningen i røyefangst hos Rørosfisk AS kan derfor være en indikasjon på at røyebestanden er i en bedringsfase.

Harr og lake ble fanget i et lite antall i 2017 i likhet med 2011. Fangst per innsats i våre garn økte noe for lake, ørret og ørekyte, men gikk noe tilbake for harr. Antall fisk av disse artene er imidlertid så begrenset at disse endringene kan skyldes tilfeldigheter. Basert på fangstene fra Rørosfisk AS kan det synes som at ørret, harr, lake og abbor har økt i perioden for utfisking av sik (**figur 5.2**). Dette må man imidlertid være forsiktig med å overtolke, da økningen til enkelte arter kan skyldes generell økning i fiskeinnsats, eller endret fiskeinnsats i enkelte habitater og i ulike deler av innsjøen.



**Figur 5.2.** Antall a) ørret, b) røye, c) harr, d) lake og e) abbor som inngikk i fangsten til Rørosfisk AS i perioden 2013 til 2017.

## 5.4 Ekkoloddregistreringer – biomasseberegning av sik

Med de metodene vi har brukt for biomasseberegning av sik i denne rapporten, beregnet vi gjennomsnittlig tetthet uavhengig av fangst, mens biomassen ble beregnet både basert på fangst og på TS (ekkkostyrke). Biomasse blir generelt estimert basert på gjennomsnittlig tetthet og gjennomsnittlig biomasse, og det er tre store kilder til usikkerhet vi har valgt å belyse. Dersom gjennomsnittsvekt blir oppnådd ved estimering fra TS, ligger den ene usikkerheten i hvor riktig sammenhengen mellom lengde og TS er. Her hersker det fortsatt en del usikkerhet, som kan gi store utslag i gjennomsnittlig fiskevekt. Ikke minst gjør dette seg gjeldende for 2011-undersøkelsen, da vi har en mistanke om at gjennomsnittsvekten på kun 119 g basert på TS er en kraftig underestimert av reell gjennomsnittsvekt. Dette kan ha sammenheng med både ulik frekvens (120 kHz i 2011, 70 kHz i 2017) og ulik innfestingsmetode for ekkoloddsvingeren (stativ i 2011, tauet vinge i 2017).

Vi har ikke hatt ressurser til å gjøre grundigere analyser av enkeltteko-observasjonene for å lete etter feilkilder der. Men siden høyere frekvens sammenlignet med lavere frekvens gir større spredning i TS-verdier dersom fisken vender hodet noe nedover eller oppover, vil innslaget av lavere ekkostyrker være større med høyere frekvens, og det kan være at dette er sterkt medvirkende til den lave TS-baserte gjennomsnittsvekten i 2011. Sammenhengen vi har brukt mellom fiskelengde og TS er basert på 70 kHz ekkolodd (Gjelland mfl. 2018). Den andre usikkerheten gjelder dersom vi velger å bruke gjennomsnittsvekt fra fangst. Vi vet at større fisk har større fangbarhet i garn, selv om det brukes nordiske oversiktsgarn. Dette skyldes i hovedsak tre forhold; stor fisk fanges av flere maskevidder, stor fisk svømmer over større områder og har dermed

større sannsynlighet for å treffe på et garn, og på grunn av større vekt og hastighet har stor fisk større moment inn i garnet og dermed større sjanse for å gå seg fast. Bruk av gjennomsnittsvekt fra garnfangster vil derfor i noen grad overestimere gjennomsnittsvekt, men graden vil variere både med størrelsessammensetning og trolig også temperatur.

Trålfangster er forventet å gi et mye mer representativt bilde av sammensetningen i fiskesamfunnet, men stor fisk kan ha noe større mulighet for å unnslipe trålen på grunn av bedre svømmekapasitet. Trål ble ikke brukt i Aursunden i 2011, og vi må derfor basere oss på garnfangster i nordiske garn for å ha sammenlignbare fangstbaserte gjennomsnittsvokter i 2011 og 2018. Den tredje store usikkerhetsfaktoren er blindsoner for ekkoloddet langs bunn og overflate. Siden lyden brer seg med en sfærisk front mot bunnen, vil fronten i siden på strålen være godt over bunnen i det strålen i senter treffer bunnen ved flat bunn. Dersom bunnen i tillegg er skrånet, som den er over store deler av innsjøen, vil lydfronten først treffe bunnen med den ene kanten på strålen. I dette øyeblikk er det et stort volum i resten av stråletverrsnittet som er over bunnen, der det potensielt er høyere tetthet av fisk. Når en del av strålen treffer bunnen, gir dette så sterkt ekko at det overskygger all fisk som eventuelt befinner seg nært bunnen og også blir truffet av lydstrålen. Fisketettheten er ofte høyere langs bunnen enn i de frie vannmasser, slik vi også fant indikasjoner på i garnfangstene i dette studiet. Strandsona (littoralsona) er også et område med normalt høyere fisketetthet, selv om dette gjerne blir noe redusert i regulerte innsjøer med utvasking av strandsona. I strandsona er ekkoloddet ikke effektivt, fordi de grunne forholdene gjør navigering utrygt, og strålevolumet uansett blir veldig lite på grunn av kort avstand til bunnen. Når målet er å estimere total fiskebiomasse i en innsjø, vil det derfor være ønskelig å kompensere for høyere tetthet i strandsona og bunnære habitat.

Vi fant relativt liten forskjell i gjennomsnittlig sikvekt basert på enkelttekkoobservasjoner, og basert på trålfangst i 2017. På den andre siden fester vi ikke lit til gjennomsnittsvekt basert på TS i 2011, den synes alt for lav med tanke på at sikbestanden var sterkere dominert av stor og gammel fisk. Sammen med vurderingene av blindsoner og tettheter i strandsona versus pelagialsona, samt det store uttaket av fisk som har funnet sted i perioden 2012-2017, finner vi å sette mest lit til biomasse-estimatene basert på tetthet fra ekkolodd kompensert for høyere tetthet i bunnære områder og gjennomsnittsvekt basert på nordiske garn. Resultatene indikerer at total sikbiomasse i Aursunden har blitt redusert med ca. 100 tonn i perioden 2011-2017, mens fiskeuttaket har vært rundt 150 tonn. Med noe naturlig dødelighet, betyr det at rekrutteringen av sik har vært minimum 50-60 tonn samlet for perioden, eller rundt 10 tonn årlig som et gjennomsnitt. Ser vi bort fra naturlig dødelighet, betyr det en årlig rekruttering på om lag 8 %. Antar vi derimot en naturlig dødelighet på beskjedne 5 % for sik i fangststørrelse, tilsvarer det en årlig rekruttering på 30 % i biomasse. Det vil si at med en bestand på rundt 60 tonn sik, antatt 30 % årlig rekruttering (biomasse) og 5 % naturlig dødelighet (biomasse), vil det årlige fiskeuttaket kunne være 25 % (biomasse) eller 15 tonn. Ser vi på perioden 2013-2017 med disse forutsetningene, så har årlig fiskeuttak vært økende fra 18 % til 32 %. Et anslag på 25 % eller 15 tonn vil, basert på de tilgjengelige data vi har, være bærekraftig i Aursunden. Kanskje vil det også kunne være noe høyere dersom vi får sterkere respons på veksten som følge av den reduserte bestandstettheten i de kommende år. Ettersom det kan virke som at de vitenskapelige undersøkelsene heller underestimerer sikbestanden noe, enn overestimerer, kan det være at sikbestanden også tåler et uttak på 20 tonn årlig. Vi vurderer det slik at et uttak på 20 tonn årlig også trolig kan være bærekraftig, og dersom det ikke er det, vil det gi kraftige utslag på nødvendig innsats for å oppnå ønsket fangst. Innsjøsamfunnet og sikbestanden vil derimot ikke bli kritisk rammet av dette, da sikbestanden raskt vil øke straks fisketrykket reduseres.

I 2011 gjennomførte vi en mortalitetsanalyse for å vurdere dødeligheten. Den analysen var imidlertid basert på et statisk fiskesamfunn, der en antar at dødelighet har vært konstant for aldersklassene som inngikk i analysene. I perioden mellom 2011 og 2017 vet vi derimot at dødeligheten som følge av fiske har økt kraftig, og en tilsvarende analyse lar seg derfor ikke gjøre for 2017 på grunn av brudd med forutsetningene. Det vil være svært nyttig og viktig å følge opp 2011 og 2017-undersøkelsene på et senere tidspunkt for å evaluere endringene i fiskesamfunnet som følge av det intensive fisket, og for å for å få vurdert hvor riktige rådene om biomasseuttak var.

## 5.5 Tiltak for å bedre kvaliteten til sik, ørret og røyebestandene i Aursunden

Selv om det er en tendens til at siken er noe større ved kjønnsmodning, er det særlig kvaliteten (kondisjonen) til den voksne siken som har vist en kraftig forbedring som følge av det store uttaket. Basert på ekkoloddregistreringene har vi beregnet at et uttak på ca. 15 tonn i året vil være bærekraftig over tid. Dette er selvfølgelig vanskelig å beregne eksakt, da svingninger i naturlig rekruttering og endringer i ytre forhold kan påvirke overlevelsen av sik og dermed bestandsstørrelsen. Erfaringene fra tynningsfisket i 2013-2017, med et uttak på mellom 27 og 32 tonn per år og likevel begrenset effekt på sikbestanden viser også at denne bestanden tåler svært hard beskatning. Det er dermed viktig at sikbestanden følges opp årlig med kondisjons-, vekst- og aldersanalyser. Dårligere kondisjon eller vekst vil tyde på at bestanden blir tettere, slik at uttaket bør økes for å opprettholde eller forbedre kvaliteten på siken. Dersom beskatningen skulle bli for høy vil det også gi seg utslag i dårligere fangster, og fangsttinningsatsen kan justeres. Da vil sikbestanden raskt ta seg opp igjen. En løpende overvåking av bestanden vil bli mye sikrere dersom det også er mulig å få samlet inn data på fangstkvantum og garninnsats for å følge med på utvikling i relativ bestandstetthet.

For røye er trolig det beste tiltaket at det fortsatt er et betydelig uttak av sik (jmf. Museth mfl. 2007). Utviklingen i bestanden vil til en viss grad kunne følges ved å se på innslaget av røye i sikfisket fra år til år.

Basert på aldersfordelingen til ørretbestanden i Aursunden, ser det ut til at beskatningen er veldig høy. Det harde sikfisket tar ut ca. 200-300 ørret som «bifangst» årlig (**figur 5.2**), noe som ikke er på langt nær nok til å forklare hvorfor det knapt fanges ørret eldre enn fem år. I gjennomsnitt er femårig ørret (seks vekstsesonger på høsten) rundt 30 cm, men vekstkurvene tyder på at den da fortsatt er i god vekst. For å redusere dødeligheten på ørret rundt 30 cm, foreslår vi å sette minste tillatte maskevidde til 39 mm for det ordinære garnfisket. Dette vil over tid trolig føre til at fangstene i antall fisk vil være omtrent på dagens nivå, men at størrelsen på fisken vil øke da den får vokse ett til to år lengre. Dette kan også medføre at flere ørret oppnår nødvendig størrelse for å slå over på fiskediett. For de som driver næringsfiske etter sik bør man imidlertid gi dispensasjon for bruk av flere maskevidder (f.eks. 35 mm) da uttak av sik er et viktig tiltak også for ørretbestanden. Innsamling av skjellprøver fra ørreten som fanges i sikfisket er en billig og god metode for overvåking av ørretbestanden.

## 5.6 Oppsummering

I hovedtrekk kan vi si at fem år med hardt fiske på sikbestanden i Aursunden har ført til:

- en kraftig redusert tetthet av sik (om lag 50 %). Dette baseres på data fra ekkoloddkjøring og underbygges av fiskernes egne erfaringer.
- at kvaliteten på siken er kraftig forbedret siden undersøkelsene i 2011. Lengde ved kjønnsmodning viser derimot foreløpig kun små endringer.
- at andelen gammel sik har gått ned i de frie vannmassene (pelagialen), men at det fortsatt er en stor andel eldre sik (> 15 år) i strandsonen.
- små endringer i fiskesamfunnet for øvrig, selv om fangster av andre arter i det lokale fisket kan tyde på at disse har noe økt i antall. Undersøkelser av de ulike artenes plassering i næringskjeden og i næringsnett (stabile isotoper) viste kun marginale endringer fra undersøkelsen i 2011.

Sikbestanden har øyensynlig tålt den harde beskatningen godt, og det ser ut til at den vil tåle en beskatning på 25 % eller minst 15 tonn årlig. Det anbefales at dette nivået opprettholdes i årene som kommer. Ut fra erfaringene gjort til nå er det tegn til at de vitenskapelige undersøkelsene underestimerer fiskemengden eller rekruttering noe, og et uttak på 20 tonn årlig vurderes også

som forsvarlig inntil videre. Konsekvensen av om fisketrykket etter sik skulle bli for høyt vil først og fremst være en kraftig økning i nødvendig innsats for å opprettholde fangstene, mens det ikke vurderes til å ha en kritisk virkning på innsjøsamfunnet. Et fortsatt høyt fisketrykk ansees også å være et godt tiltak for å øke tettheten av røye. For det ordinære garnfisket i Aursunden, som foregår i strandsona, bør det vurderes å innføre en minste tillatte maskevidde på 39 mm, for å utnytte ørretens vekstpotensiale.

For å følge utviklingen av sikbestanden i Aursunden anbefales det:

- at det gjennomføres et nytt prøvefiske i 2022.
- at det samles inn og analyseres 100 sik årlig (50 sik fanget 39 mm maskevidde og 50 sik fanget med 45 mm maskevidde).
- at det føres statistikk over uttak (antall og vekt) av sik også i årene fremover.
- at garninnsats og fangst noteres.

Innsamling av skjellprøver (pluss lengde og vekt) av ørret som fanges i sikfisket vil gjøre det mulig å følge utviklingen i ørretens vekstforhold.



## 6 Referanser

- Amundsen, P.-A. 1988. Effects of an intensive fishing programme on age structure, growth and parasite infection of stunted whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) in Stuarajavri, northern Norway. *Finnish Fisheries Research* 9: 425–434.
- Amundsen, P.-A., Kristoffersen, R., Knudsen, R. & Klemetsen, A. 2002. Long-term effects of a stock depletion programme: the rise and fall of a rehabilitated whitefish population. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 57: 577–588.
- Balk, H. & Lindem, T. (2006) Sonar4, Sonar5 and Sonar6 post processing systems. Operator manual version 5.9.6. Lindem Data Acquisition, Oslo, Norway.
- Bodholt, H. 1990. Fish density derived from echo-integration and in situ target strength measurements. In, *CM 1990/B:11*, 10 pp (mineo).
- Borgstrøm, R. 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift. – LFI Rapport (Univ. i Oslo). 29.
- Borgstrøm, R. 2005. Kan røyebestanden i Aursunden økes? Institutt for naturforvaltning, UMB, Notat, 7 s.
- Brabrand, Å. 2010. Virkning av reguleringshøyde og ulik manøvrering på næringsdyr i reguleringsmagasiner. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) Naturhistorisk museum. Rapport nr. 281 – 2010, 40 s.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling techniques*, 3 edn. Wiley, New York.
- Dahl, K. 1917. *Studier og forsøk over ørret og ørretvann*. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Eckmann, R. (1998) Allocation of echo integrator output to small larval insect (*Chaoborus* sp.) and medium-sized (juvenile fish) targets. *Fisheries Research*, 35, 107-113.
- 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. & Sjursen, A.D. 2017. Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016. NINA Rapport 1573. Norsk institutt for naturforskning.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuations upon the bottom fauna in Lake Blåsjøen, Northern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 44, 14-41.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. *Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om kræbsen*. Centraltrykkeriet, Kristiania, 108 s.
- Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Sandlund, O.T., Rognerud, S., Linløkken, A., Wærvågen, S.B. & Dokk, J.G. 2011. Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner. Betydningen av reguleringsinngrep, beskatning og avbøtende tiltak. NINA Report 720. Norsk institutt for naturforskning.
- Johnsen, S.I., Sandlund, O.T., Dokk, J.G., Museth, J., Rognerud, S., Gjelland, K.Ø., Helland, I.P. & Westberg, T.S. 2012. Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune. NINA Rapport 864.
- Jolly, G.M. & Hampton, I. (1990) A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 1282-1291.
- Jonsson, N., T.F. Næsje, B. Jonsson, R. Saksgård & O.T. Sandlund 1999. The influence of piscivory on life history traits of brown trout. *J. Fish Biol.* 55: 1129-1141.
- Kjellberg, G. & O.T. Sandlund 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. DVF Mjøsundersøkelsen. Rapport 6: 61 pp.
- Koksvik, J. I. 1999. Aursundreguleringens betydning for fisket. Fiskerisakkyndig uttalelse til Gauldal herredsrett, Sak 361/97 B, 41 s.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1993. Siken i Aursunden – bestandsstruktur og ernæring. NINA Oppdragsmelding 184. Norsk institutt for naturforskning.

- Layman CA, Araujo MS, Boucek R, Hammerschlag-Peyer CM, Harrison E, Jud ZR, Matich P, Rosenblatt AE, Vaudo JJ, Yeager LA, Post DM, Bearhop S. 2012. Applying stable isotope to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews* 87: 545–532.
- Lindem, T. & O.T. Sandlund 1984. New methods in assessment of pelagic freshwater fish stocks coordinated use of echo sounder, pelagic trawl and pelagic nets. *Fauna* 37: 105–111.
- Linløkken, A. 1992. Fiskeundersøkelser i Aursunden, Røros kommune i 1988 og 1991. Glommaprosjektet. Rapport nr. 10: 1-17. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen / Hedmark Energi AS, Hamar, Norway.
- Linløkken, A. N., Rognerud, S. & Sandlund, O. T. 2011. Fiskeundersøkelser i Osensjøen 2010 – 2011. Med tidstrender for sik og lagesild. (Fisheries investigations in Lake Osensjøen 2010 – 2011.) NINA Rapport 737. Norsk institutt for naturforskning.
- Linløkken, A. & O.T. Sandlund 2003. Fisk og fiskerier i Osensjøen – et sammendrag av 25 års undersøkelser. NINA Oppdragsmelding 794. Norsk institutt for naturforskning.
- 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*.
- Museth, J., O.T. Sandlund & R. Borgstrøm 2007. Coexistence between introduced whitefish (*Coregonus lavaretus*) and native Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) depends on heavy whitefish exploitation. – In: Jankun, M., Brzuzan, P., Hliwa, P., Luczynski, M. (Eds.) *Biology and Management of Coregonid Fishes 2005*. *Advances in Limnology* 60: 343-350.
- Museth, J., Sandlund, O. T., Johnsen, S. I., Rognerud, S. & Saksgård, R. 2008. Fiskesamfunnet i Storsjøen i Åmot og Rendalen kommuner. Betydningen av reguleringsinngrep, endret beskatning og avbøtende tiltak. NINA Rapport 388. Norsk institutt for naturforskning.
- Næsje, T.F., O.T. Sandlund & R. Saksgård 1992. Siken i Femund: effekter og anbefalinger etter ti års næringsfiske. NINA-Oppdragsmelding 145 Norsk institutt for naturforskning.
- Næsje, T.F., O.T. Sandlund & R. Saksgård 1998. Selective predation of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) on polymorphic whitefish (*Coregonus lavaretus*). - *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 50: 283-294.
- Post DM. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83: 703–718.
- Qvenild, T., Skurdal, J. & Kildal, T. 1983. Populasjonsbiologi for ørretbestanden i Tyrifjorden. – Tyrifjordundersøkelsen. Rapport nr. 22. 81 s.
- Ricker, W. E. 1979. Growth rates and models. 1: W. S. Hoar, D. J. Randall & J. R. Brett (red.). *Fish Physiology* 8. Bioenergetics and growth. Academic Press, New York, 677-743.
- Saksgård, R., T.F. Næsje, O.T. Sandlund & O. Ugedal 2002. The effect of potential predators on whitefish (*Coregonus lavaretus*) habitat use in Lake Femund, a deep Norwegian Lake. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advanced Limnology* 57: 537-552.
- Sandlund, O.T. & Borgos, G. 2015. Siken i Aursunden – Velsignelse eller forbannelse? *Fjell-Folk* 40: 7-15.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje, L. Klyve & T. Lindem 1985. The vertical distribution of fish species in Lake Mjøsa, Norway, as shown by gill net catches and echo sounder. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 62: 136–149.
- Sandlund, O.T., Næsje, T.F., Forseth, T., Breistein J. & Saksgård R. 1997. Ørret som predator. S. 14-20 i: A. Langeland & B. Jonsson (red.) *NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95. Innsjøers produktivitet. Sluttrapport*. NINA Temahefte 6. Norsk institutt for naturforskning.
- 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* 650: 27-41.

- 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. (Piscivorous brown trout in the lakes Femund and Isteren. Population structure trends over a 30 yr period.) NINA Rapport 853.
- 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., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2013. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. *Advances in Limnology* 64: 341-358.
- Sandlund, O.T. & T.F. Næsje 1989. Impact of a pelagic gill net fishery on the polymorphic whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) population in Lake Femund, Norway. *Fish. Res.* 7: 85-97.
- Sandlund, O.T. & T.F. Næsje 2000. Komplekse, laksefiskdominerte fiskesamfunn på Østlandet. s. 109-129 i: R. Borgstrøm & L.P. Hansen (red.) *Fisk i ferskvann*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Sandlund, O.T. & Borgos, G. 2015. Siken i Aursunden – Velsignelse eller forbannelse? *Fjell-Folk* 40: 7-15.
- Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2013. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. *Advances in Limnology* 64: 341-358.
- Shotton, R. & Bazigos, G.P. (1984) Techniques and considerations in the design of acoustic surveys. *Rapp.P.v.Réun.Cons.Int.Explor.Mer*, 184, 34-57.
- Stensaas, J., 1941: Aursundsjøens fiskerihistorie. – Avisartikkel, Adresseavisen, Trondheim, 25. Januar 1941.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Report. Institute of Freshwater Research, Drottningholm 55: 144–171.
- Taugbøl, T. 1995. Operasjon Mjøsørret. Sluttrapport, Fylkesmannen i Oppland, miljøver-navdelingen, 17 s.
- 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? *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advanced Limnology* 57: 563-576.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA rapport 73. Norsk institutt for naturforskning.
- Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10: 181-213.
- Westberg, T.S. 1999. Småfiskbestander av sik (*Coregonus lavaretus*) og røye (*Salvelinus alpinus*) i profundale habitater i Aursunden. Rapport, 14 s + vedlegg.
- Westberg, T.S. 2012. Ernæring og habitatbruk hos sik (*Coregonus lavaretus*) og røye (*Salvelinus alpinus*) i Aursunden. Masteroppgave, NTNU, 61 s. + vedlegg.

## 7 Vedlegg

**Vedlegg 1.** Garnareal, antall fisk fanget og antall fisk fanget per 100 m<sup>2</sup> garnflate per natt (CPUE) i Aursunden i 2017. \* CPUE beregnet for ørret  $\geq 15$  cm i maskevidder 16 mm – 52 mm for å kunne karakterisere ørretbestanden etter Ugedal mfl. 2005.

Periode/habitat	Art	Garnareal	Antall fisk	Vekt (g)	CPUE <sub>antall</sub>	CPUE <sub>vekt</sub>
<b>Utvidet Jensen (0-10 m)</b>		<b>1238 (1013*)</b>				
	Ørret		54 (41*)	7043	4,36 (4,05*)	569
	Sik		74	35491	5,98	2868
	Røye		0	-	-	-
	Harr		5	1305	0,40	105
	Lake		8	974	0,65	79
	Ørekyt		1	7	0,08	0,6
<b>Nordisk (0-5 m)</b>	Ørret	135	4	643	3,0	476
	Sik		6	2102	4,4	1557
	Lake		1	222	0,7	164
	Ørekyt		20	50	14,8	37
<b>Nordisk (10-20 m)</b>	Sik	<b>270</b>	19	2725	7,0	1009
<b>Nordisk (&gt; 25 m)</b>	Sik	<b>270</b>	5	330	1,9	122
<b>Flytegarn (0-6 m)</b>	Sik	<b>495</b>	16	4226	3,2	854
<b>Flytegarn (15-21 m)</b>	Sik	<b>495</b>	4	1112	0,8	225
<b>Totalt</b>		<b>2903</b>	<b>217</b>	<b>56230</b>		

**Vedlegg 2.** Andel kjønnsmodne individer i aldersklassene 1 til 34 år for sik fanget ved prøvefiske i Aursunden i august 2017.

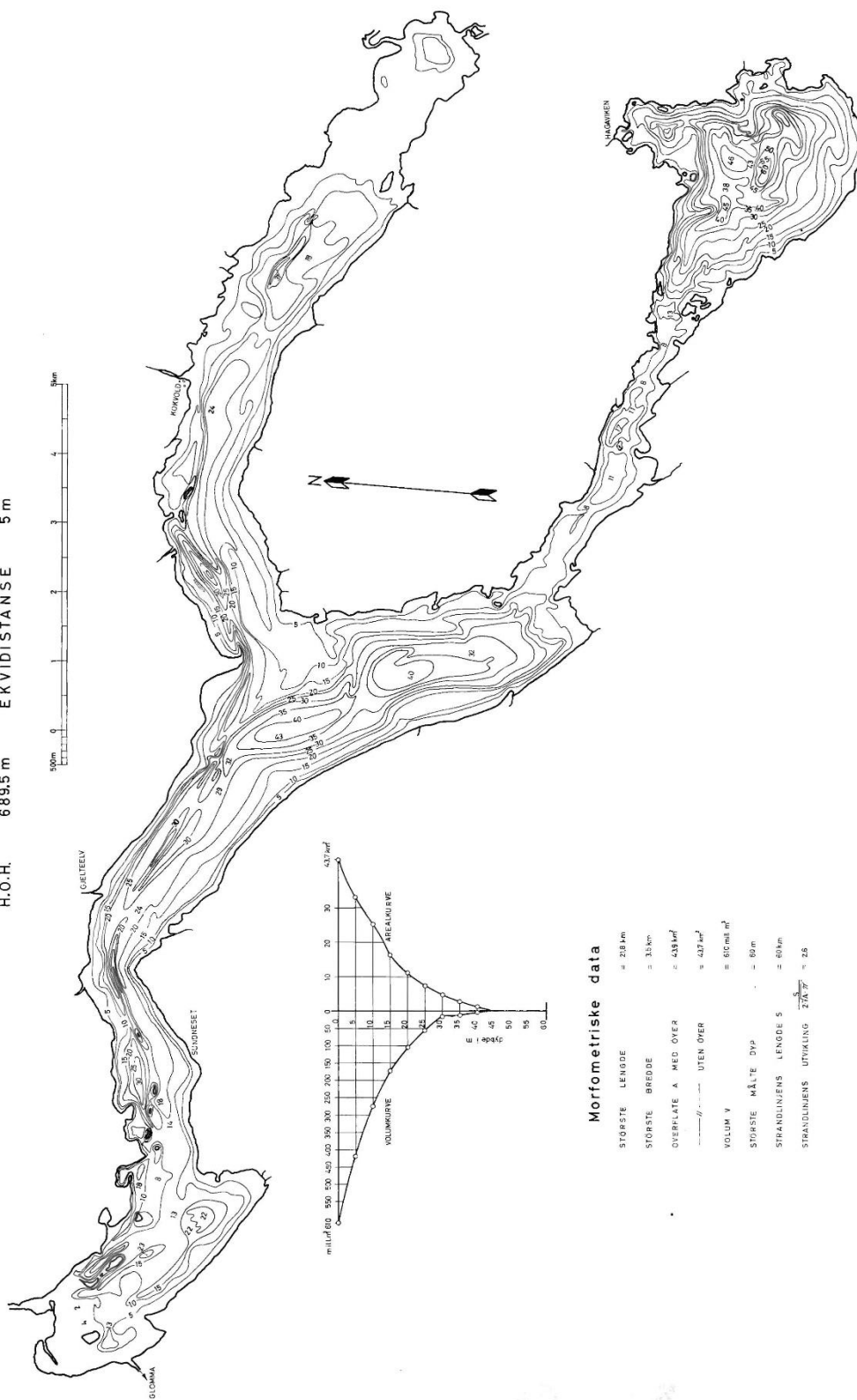
Alder	Kjønnsmodning				Aldersfordeling totalt
	Hann		Hunn		
	n	% modne	n	% modne	
1	0	-	0	0	0
2	2	0	0	-	2
3	0	-	3	0	3
4	3	0	5	0	8
5	8	0	6	0	14
6	6	33,3	2	50	8
7	5	60	4	100	9
8	4	75	8	75	12
9	4	75	2	100	6
10	2	100	5	100	7
11	6	83,3	4	100	10
12	2	100	5	100	7
13	4	100	4	100	8
14	0	100	3	100	3
15	0	-	2	100	2
16	0	-	4	100	4
17	3	100	1	100	4
18	1	100	0	-	1
19	2	100	0	-	2
20	0	-	0	-	0
21	0	-	1	100	1
22	0	-	0	-	0
23	1	100	1	100	2
24	1	100	1	100	2
25	0	-	0	-	0
26	0	-	0	-	0
27	0	-	0	-	0
28	1	100	0	-	1
29	0	-	0	-	0
30	0	-	1	100	1
31	0	-	1	100	1
<b>Totalt</b>	<b>55</b>		<b>63</b>		<b>118</b>

**Vedlegg 3. Dybdekart over Aursunden (Kilde: NVE Atlas)**

**DYBDEKART over AURSUNDEN**

OPPLODDET OKT. 1962. NVE HYDROLOGISK AVD.

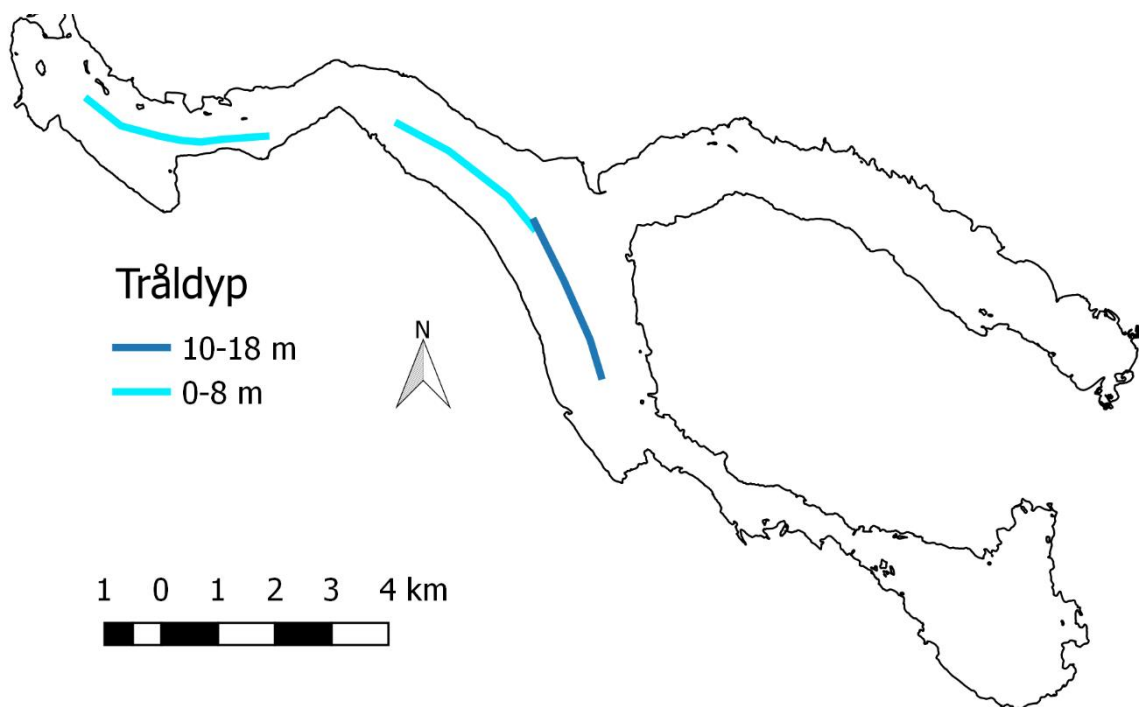
H.O.H. 689,5 m EKVIDISTANSE 5 m



**Morfometriske data**

STORSTE LENGDE	= 28 Km
STORSTE BREDDDE	= 25 Km
OVERFLATE A. MED OVER	= 438 km <sup>2</sup>
UTEN OVER	= 427 km <sup>2</sup>
VOLUM V	= 600 km <sup>3</sup>
STORSTE MÅLTE DYP	= 60 m
STRANDLINJENS LENGDE S	= 60 km
STRANDLINJENS UTVIKLING	$\frac{S}{L} = 2,14$

**Vedlegg 4.** Oversikt over områder for tråltrekk i Aursunden i 2017.









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

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

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

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-3254-8

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger