

Fiskeundersøkelser i Namsvatnet
i Røyrvik i 2013



R
A
P
P
O
R
T

Rådgivende Biologer AS

1885



Rådgivende Biologer AS

RAPPORT TITTEL:

Fiskeundersøkelser i Namsvatnet i Røyrvik i 2013

FORFATTERE:

Harald Sægrov, Bjart Are Hellen og Marius Kambestad

OPPDRAKSGIVER:

NTE-Energi AS

OPPDRAGET GITT:

Juli 2013

ARBEIDET UTFØRT:

Aug. 2013 – april 2014

RAPPORT DATO:

30. april 2014

RAPPORT NR:

1885

ANTALL SIDER:

52

ISBN NR:

ISBN 978-82-8308-071-1

EMNEORD:

Prøvefiske
Gytebekker
Aure - Røye - Ørekyt
Storaure
Mysis relicta
Dyreplankton
Tiltak - forvaltning

RÅDGIVENDE BIOLOGER AS
Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen
Foretaksnummer 843667082-mva
www.radgivende-biologer.no

Telefon: 55 31 02 78 Telefax: 55 31 62 75 post@radgivende-biologer.no

Forsidefoto: Namsvatnet sett fra vest 31. august 2013.

FORORD

På oppdrag fra NTE Energi AS gjennomførte Rådgivende Biologer AS fiskebiologiske undersøkelser i Namsvatnet i Røyrvik kommune fra 26. til 31. august 2013. Formålet med undersøkelsene var å:

- beskrive status for fiskebestandene
- kartlegge tilgjengelige gytebekker for ørret rundt vatnet
- utarbeide forslag til tiltak for drift og forvaltning av vatnet

Namsvatnet har vært regulert 14 meter siden 1952, og et av målene med undersøkelsene var å vurdere eventuelle regulerings effekter på fiskebestandene. I senere tid har det blitt introdusert ørekyt og *Mysis relicta* i magasinet, og begge disse artene har stort potensiale til å forandre økosystemet.

Undersøkelsene omfattet prøvafiske med fleromfars bunngarn og flytegarn i de ulike delene av reguleringsmagasinet, og det ble målt siktedyp og tatt prøver av pelagisk dyreplankton. Potensielle gytebekker for aure ble undersøkt ved elektrofiske.

Feltarbeidet ble utført av cand. scient Bjart Are Hellen og M. Sc. Marius Kambestad. Planktonprøvene og mageprøvene er analysert av cand. scient Erling Brekke og Marius Kambestad, alle Rådgivende Biologer AS.

Rådgivende Biologer AS takker NTE Energi AS for oppdraget.

Bergen, 30. april 2014.

INNHold

FORORD.....	2
INNHold.....	3
SAMMENDRAG.....	4
1 INNLEDNING.....	6
2 NAMSVATNET.....	8
3 METODER.....	11
3.1. Garnfiske.....	11
3.2. Fiskeoppjøring og aldersbestemmelse.....	12
3.3. Fisketetthet.....	12
3.4. Elektrofiske.....	12
3.5. Dyreplankton.....	12
3.6. Vannkvalitet.....	12
3.7. Siktedyp.....	13
3.8. Begrep.....	13
4 RESULTATER.....	14
4.1. Prøvefiske - fangst og dybdefordeling.....	14
4.2. Størrelse, alder, vekst og kjønnsmodning.....	16
4.3. Totalt antall og tetthet av fisk i Namsvatnet.....	20
4.4. Mageinnhold.....	22
4.5. Parasitter.....	23
4.6. Elektrofiske.....	24
4.7. Dyreplankton.....	40
4.8. Vannkvalitet.....	40
5 DISKUSJON.....	41
5.1. Bestandsestimat, rekruttering og romlig fordeling.....	41
5.2. Storaure.....	41
5.3. Effekter av regulering.....	42
5.4. Røye og <i>Mysis relicta</i>	44
5.5. Effekter av ørekyt.....	44
5.6. Forandringer i fiskens diett.....	45
5.7. Tiltak – forvaltning.....	46
5.8. Status i henhold til vannforskriften.....	46
5.9. Konklusjoner.....	50
6 REFERANSER.....	51

SAMMENDRAG

Sægrov, H., B.A. Hellen & M. Kambestad 2014. Fiskeundersøkelser i Namsvatnet i Røyrvik i 2013. Rådgivende Biologer AS, rapport 1885, 52 sider.

På oppdrag fra NTE-Energi AS utførte Rådgivende Biologer AS fiskebiologiske undersøkelser i Namsvatnet fra 26. til 31. august i 2013. Namsvatnet har blitt regulert 14 meter mellom LRV:440 moh. og HRV:454 moh. siden 1952. Ved 13 m oppdemming og 1 m senkning ble Østvatnet, Midtvatnet og Sørvatnet ett magasin med overflateareal på 40,5 km² ved HRV.

Undersøkelsen omfattet fiske med 72 fleromfars bunngarn fordelt på de tre delene av magasinet, og på ulike dyp ned til 50 m. Garna ble satt både som lenker og enkeltvis i litoralsonen, der fangsttinningsraten var høyest (0-10 m dyp). I hvert basseng var det én stasjon med fleromfars flytegarn fordelt på dybdeintervallene 0-5 m, 8-13 m og 16-21 m. Samlet ble det satt 2160 m bunngarn med et samlet areal på 3240 m², og 765 m flytegarn med areal på 3825 m², fordelt på 17 flytegarntetter. Potensielle gytebekker ble undersøkt ved elektrofiske, og det ble målt siktedyp og tatt prøver av pelagisk dyreplankton i hvert av de tre magasindelene.

Det ble fanget 239 aure, 353 røye og 301 ørekyt under prøvofisket. Basert på fangst pr. garnnatt av fisk i fangbar størrelse i ulike soner og dybdeintervall, og en grov modell for fangbarhet (Sægrov 2000), ble det beregnet at det totalt var 55 000 aure (14/hektar), og en årlig rekruttering på 15 000. Bestanden av røye ble beregnet til 241 000 (59/hektar) med årlig rekruttering på 50 000. I tillegg kommer 50 000 ørekyt (12/hektar), hvis en antar samme fangbarhet som for aure og røye over 15 cm, men denne antakelsen er svært usikker. Samlet fiskebiomasse ble beregnet til 26 000 kg (6,4 kg/hektar), fordelt på 7 500 kg aure (1,9 kg/hektar), 18 800 kg røye (4,6 kg/hektar) og 150 kg ørekyt. I tillegg kommer fisk av de yngste årsklassene som har redusert eller ingen fangbarhet på garn, eller oppholdt seg i elver/bekker.

Det var relativt liten forskjell i fisketetthet i de tre bassengene, men en tendens til noe høyere tetthet av aure i Østvatnet og røye i Midtvatnet. Auren og ørekyten var jevnt fordelt i litoralsonen grunnere enn 10 meter i hele magasinet. Av røye var det lav tetthet i dette dybdeintervallet, men jevnt høy tetthet i dybdeintervallet 10-30 meter. I henhold til generelle kriterier basert på fangst pr. garnnatt var aurebestanden på grensen til tett med opp mot 15 aure pr. 100 m² garnareal i litoralsonen, og en tett røyebestand med 22-25 røye pr. 100 m² i dybdeintervallet 10-30 meter (30-200 meter fra land). Av pelagisk aure og røye var snittfangsten henholdsvis 0,2 og 0,7 i dybdeintervallet med høyest tetthet.

Av de 175 aurene som ble åpnet og aldersbestemt hadde 26 spist fisk, og de aller fleste av disse spiste ørekyt i litoralsonen. De to største aurene på 2,2 kg ble fanget på 15 m dyp og hadde spist røye. Den minste fiskespisende auren var 17,5 cm, og andelen fiskespisere økte med økende lengde på auren. Av aurene over 27 cm var over 40 % fiskespisere, og selv de største opprettholdt god vekst. Den høye andelen fiskespisere, mangelen på tydelig vekststagnasjon og aures størrelse ved kjønnsmodning (> 35 cm), tilsier at auren i Namsvatnet må karakteriseres som storvokst, og at det er en eller flere storaurebestander i innsjøen.

I alt ble 24 potensielle gytebekker for auren i Namsvatnet elektrofisket; 13 i Østvatnet, 7 i Midtvatnet og 4 i Sørvatnet. Det ble funnet aureunger og konkludert med lokal rekruttering av aure i 21 av bekkene, og det ble fanget ørekyt i 15 av dem. I Østvatnet er Orvasselva og Norddalsbekken de klart viktigste gyteelvene, og potensielle gyteelver for stor aure. Disse er også de med størst rekrutteringspotensiale i hele innsjøen. I Midtvatnet foregår rekrutteringen i flere bekker på nordsiden av innsjøen. I Sørvatnet ligger de viktigste bekkene i Litlvatnet helt i sør. Merkesbekken ved Sandåmomyra og Storsteinbekken er de med størst potensiale, mens det ikke er en eneste gytebekk av betydning i resten av Sørvatnet. Rekrutteringen har vært stabil for både aure og røye i de siste 5-6 årene som vi har data for. Gyte- og oppvekstområder synes dermed ikke å være begrensende for auren i Namsvatnet.

Før regulering var forholdet aure:røye ca. 50:50 i garnfangstene i Namsvatnet. De første 15 årene etter regulering sank andelen aure til under 10 %, men hadde økt til 41 % i 2013. Forskjellene er litt usikre fordi fangstmetodene ikke var helt sammenlignbare i de tre periodene.

Erling Sivertsen (1962, 1967) gjennomførte fiskeundersøkelser i Namsvatnet i 1945, på 1950-tallet og på 1960-tallet. Aurens tilvekst var den samme i 1945, i 1952-1966 og i 2013. I 2013 sluttet de fleste røyene å vokse ved en lengde på under 25 cm, som korresponderer med gjennomsnittlig alder ved kjønnsmodning; henholdsvis 5 og 4 år for hunn- og hannrøye. Veksten var dårligere og røyen noe mindre i 2013 sammenlignet med tidligere. Utsettingen av *Mysis relicta* medførte næringskonkurranse for røyen, og er trolig årsaken til at den pelagiske komponenten av røyebestanden nå er meget lav. Auren spiser en del *Mysis*, og røyen mindre.

Utover 1950-tallet var det en kortvarig demningseffekt etter reguleringen som medførte noe bedre vekst og størrelse på røyen og auren. Marfloen forsvant kort tid etter reguleringen, og skjoldkreps og linsekreps ble da viktigere mat for fisken, noe som holdt seg utover 1960-tallet. Etter utsettingen av ørekyt har denne nå spredd seg i litoralsonen i hele Namsvatnet, og forekommer i de fleste av sidebakkene. Ørekyten har sannsynligvis beitet ned både skjoldkreps og linsekreps, for disse artene ble ikke påvist i 2013. Ørekyt er viktigste byttfisk for et betydelig antall fisespisende aure i Namsvatnet, og trolig viktig som «startfor» for storauren.

Basert på resultatene ved prøvafisken og vurderinger rundt naturtilstanden i innsjøen, er det gjort en vurdering av fiskebestandenes økologiske status i henhold til vannforskriften (**tabell 1**). I Namsvatnet er kun aure og røye regnet som naturlig forekommende, og økologisk tilstand for disse er “god”, på tross av betydelige påvirkningsfaktorer som regulering og innførsel av fremmede arter. Økologisk tilstand for virvelløse dyr er imidlertid “dårlig”, som følge av tap eller betydelig bestandsreduksjon av “terskelartene” marflo og skjoldkreps. Dette medfører at Namsvatnet bør vurderes som en sterkt modifisert vannforekomst.

Forklaringsnøkkel til fargekoder i **tabell 1**

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

Tabell 1. Økologisk tilstand for fisk i Namsvatnet basert på estimert bestandsnedgang for aure og røye. Støtteparametrene fangst per garninnsats (CPUE), reguleringshøyde, forholdet mellom reguleringshøyde (RH) og siktedyp (SD) og estimert barriereeffekt (for aure) som følge av regulering er også vist. Det er i tillegg vurdert om innsjøen bør karakteriseres som SMVF.

	Hovedparameter	Støtteparametre				
Økologisk tilstand fisk	Bestandsnedgang (%)	CPUE	Reg.-høyde (m)	RH/(2xSD)	Barriereeffekt	SMVF?
God	0-30	14	> 12	> 0,8	0,2-0,4	JA

Om man ønsker å bedre røyens størrelse og kvalitet bør den tallrike bestanden reduseres. Det bør trolig fiskes 150 000 røye i Namsvatnet over 2-3 år for å oppnå ønsket effekt, og dette vil da kreve 1500 timesverk, eller nær et årsverk hvis dette blir gjort ved å fiske med småmaskede bunngarn. Et slikt fiske bør fortrinnsvis skje dypere enn 10 meter (minst 30 m fra land) der det meste av røyen finnes, og for å unngå bifangst av aure. Det kan også være meget effektivt å fiske etter røyen på gyteplassene om høsten. Fra andre utfiskingsprosjekt av røye har det vist seg at forekomsten av storaure øket under og etter utfisking, og røyebestanden har opprettholdt fin kvalitet selv uten vedlikeholdsfiske. Slike effekter er usikre, men ikke usannsynlige for Namsvatnet.

Oppdemming av innsjøer til vannkraftsformål har foregått i Norge i flere hundre år. Storskala vannkraftutbygginger for elektrisitetsproduksjon foregikk i hovedsak i perioden 1950 til 1985, og innebar oppdemming av innsjøer og overføring av vann mellom nedbørfelt, i hovedsak i høyfjellet. Norge er i dag den største vannkraftprodusenten i Europa (www.regjeringen.no), og mer enn 900 norske innsjøer > 50 ha (av totalt 4 491) er regulert (Marttunen mfl. 2006).

Regulering kan ha store økologiske konsekvenser i en innsjø. På grunn av unaturlig store svingninger i vannstand vil litoralsonen utsettes for stadig tørrlegging, oftest om vinteren, hvilket medfører frostskafer og erosjon av sedimenter. I sum gir dette en redusert produksjon av bentisk flora og fauna, spesielt i innsjøer med stor regulerings høyde, høy turbiditet og bratt littoralsoner (Palomäki 1994; Hellsten 1997). Mange invertebratgrupper tåler ikke de nevnte endringene i habitat, og forsvinner fra regulerte innsjøer (Schnell mfl 1997; Marttunen mfl. 2006). Videre vil varmebudsjettet forskyves mot mer arktiske forhold etter regulering, hvilket også ekskluderer en del invertebratgrupper (Schnell mfl. 1997). Fjærmygg, skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*), linsekreps (*Eurycercus lamellatus*) og pelagiske krepsdyr klarer seg imidlertid godt i regulerte innsjøer (Brabrand 2010).

For ørret fører den reduserte biomassen og/eller diversiteten av bunndyr i reguleringsmagasiner generelt til en høyere andel plankton og/eller fjærmygg i dietten. I tillegg kan endringer i magasinets vannstand føre til at gyteområder går tapt. Dette kan skje ved at gytebekker blir utilgjengelig, for eksempel ved at utløpet blir stengt med demning, at det oppstår nye vandringshindre i innløpsbekker, eller at gyteområder blir neddemt. Rekrutteringen kan dermed bli redusert ved en reduksjon i tilgjengelig gyte- og oppvekstareal.

Mange regulerte innsjøer er mye brukt til fritidsfiske, og det utføres derfor ofte avbøtende tiltak for å opprettholde en ørretbestand som er attraktiv for fiske. Fiskeutsettinger fra klekkeri eller flytting av fisk mellom nærliggende innsjøer har vært det vanligste kultiveringstiltaket i høyfjellsmagasiner i Norge, mens kultiveringsarbeid i bekkene har vært mindre utbredt. Det er også mulig å manipulere ørretbestandene ved tilpassing av magasinets vannstand i oppvandringsperioden for gytefisk, ettersom noen eller alle gytebekkene kun er tilgjengelige for oppvandring ved visse vannstander.

Prøvefiske med garn har de siste 50 år i økende grad blitt brukt som metode for å undersøke bestandsstatus for fisk i regulerte innsjøer i Norge. Tidligere ble ulike garnserier benyttet, men i dag er seksjonerte fleromfarsgarn (Nordisk standard) brukt til det meste av prøvefiske her til lands. Et prøvefiske gir en oversikt over en fiskebestands tetthet, rekruttering og alderssammensetning, samt fiskens diett, alder ved kjønnsmodning og gjennomsnittlige størrelse og kondisjon. Garnfisket suppleres ofte med ungfiskundersøkelser (elektrofiske) i innløps- og utløpsbekker for å kartlegge potensielle gyte- og oppvekstområder, samt planktontrekk og bunndyrundersøkelser for å få en oversikt over fiskens næringstilgang. Invertebratfaunaen og invertebratfaunaens tilgjengelighet i en innsjø forandrer seg imidlertid i løpet av året. Blant annet vil klekkeaktivitet hos bunndyr og sesongvariasjon i dyreplanktontetthet være avgjørende for fiskens næringsvalg. I tette fiskebestander kan nedbeiting av enkelte attraktive byttedyrgrupper begrense tilgangen. Tidspunktet for prøvefiske kan derfor ha betydning for forekomsten av invertebrater, men også fisk, i mageprøvene.

Hovedformålet med prøvefiske i reguleringsmagasiner er ofte å gi råd om hvordan fremtidig kultivering og regulering bør utføres for å opprettholde en ørretbestand som er attraktiv som fritidsfiskeressurs. Mange innsjøer hadde tette bestander av småfållen ørret før regulering, og lokale interessegrupper ønsker i slike tilfeller ofte ikke en gjenoppretting av naturtilstanden. EUs vanddirektiv forholder seg imidlertid til naturtilstanden som referansepunkt, og enhver endring fra naturtilstanden kan resultere i en forringelse av en innsjøes økologiske status (Veileder 02:2013, vannforskriften). Det oppstår dermed i en del tilfeller en motsetning mellom målet om å oppnå "god" eller bedre økologisk tilstand i henhold til vanddirektivet, og ønsket om å tilby en attraktiv bestand til

fritidsfiskere. Det er viktig å være bevisst på dette dilemmaet ved vurderinger rundt tiltak i reguleringsmagasiner.

Namsvatnet er et reguleringsmagasin med 14 meter regulering etter 1 meter senking og 13 meter oppdemming. Opprinnelig var det aure og røye i vatnet. Regulering kan påvirke rekruttering og næringstilgang for begge fiskeartene. For røye som gyter i innsjøen kan egg tørke ut eller fryse når magasinet normalt blir nedtappet utover ettervinteren/våren, men i henhold til Sivertsen (1962) økte rekrutteringen av røye i Namsvatnet etter reguleringen. Det ble antatt at de viktigste gyteområdene for auren, inkludert storauren, forsvant ved reguleringen, for eksempel i sundet mellom Midtivatnet og Sørvatnet, og i utløpsosen og utløpselven (Sivertsen 1962).

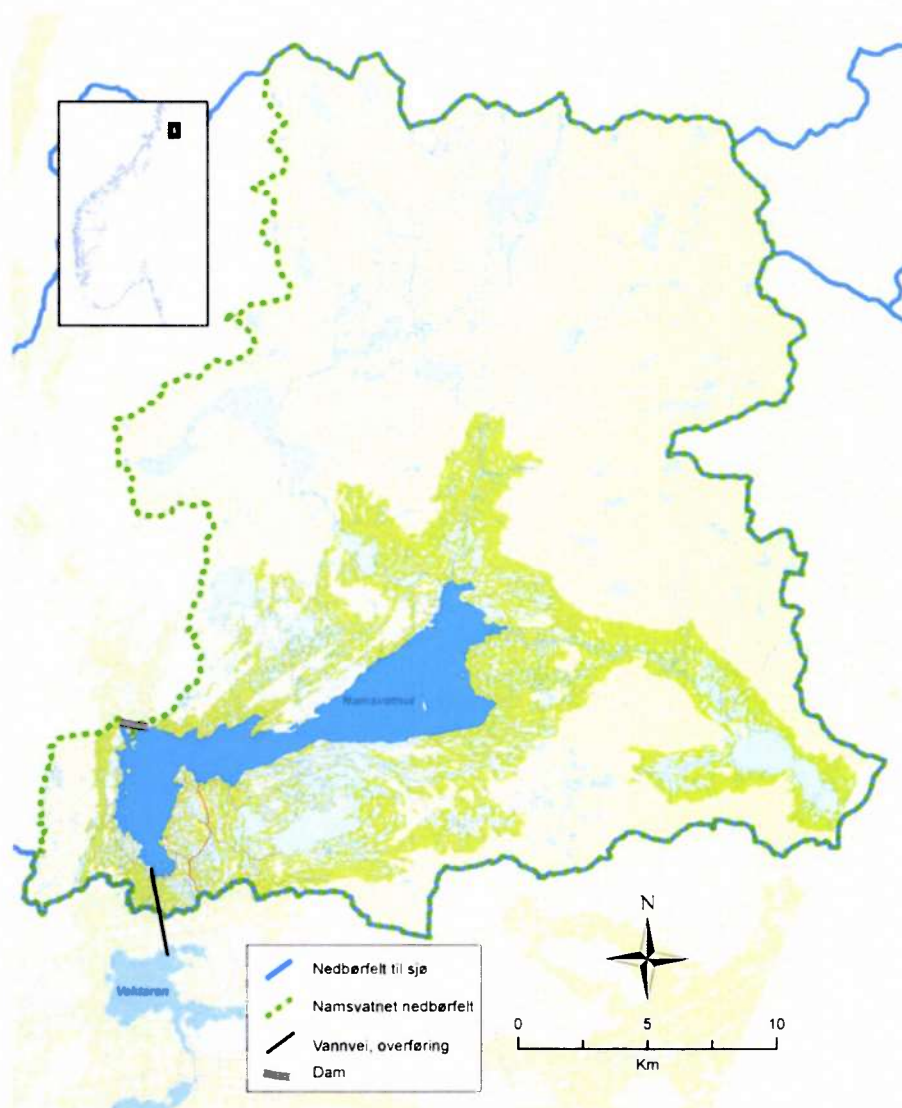
Etter neddemming av landområder kan en i en periode etter regulering få økt mengde fosfor og nedbryting av organisk materiale som gir økt tilgang på næring for fisken. Etter at reguleringssonen er ferdig utvasket opphører denne effekten, og næringstilgangen kan bli redusert sammenlignet med før regulering. Disse forholdene vil variere fra magasin til magasin, avhengig av topografiske forhold og regulerings høyde, og må derfor vurderes i hvert enkelt tilfelle. I Namsvatnet ble det registrert økt størrelse på røyen i de første årene etter reguleringen, men deretter avtok størrelsen, antakelig som resultat av redusert mattilgang, men også økt rekruttering. Før regulering var marflo (*Gammarus lacustris*) vanlig i fiskemagene, men denne forsvant umiddelbart etter reguleringen, mens skjoldkreps og linsekreps fikk økt betydning som mat, spesielt for auren. Røyenes diett var i august dominert av dyreplankton og skjoldkreps (Sivertsen 1962).

I nyere tid har ørekyten etablert seg i Namsvatnet. Nøyaktig når den dukket opp er usikkert, men ble med sikkerhet påvist i 1997 (Anton Rikstad, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, pers. medd.). Denne fiskearten har noen steder ført til redusert næringstilgang for auren, blant annet i grunne innsjøer på og ved Hardangervidda. Andre steder har det ikke blitt noen påviselig reduksjon i rekruttering eller næringstilgang for auren, som for eksempel i Jølstravatnet (Sægrov 2009), så påvirkningen vil variere med lokale forhold. Noen steder er ørekyt blitt en viktig byttefisk for fiskespisende aure, som i den regulerte Tunhovdfjorden (L'Abée-Lund mfl. 2002). Andre steder er storaurens beiting på ørekyt moderat og skjer fortrinnsvis i gyteperioden til ørekyten, som i Jølstravatnet (Sægrov 2009).

Mysis relicta er en annen art som er innført i Namsvatnet, men nøyaktig årstall for utsettingen er ikke kjent. *Mysis relicta* ble satt ut i ni av de største reguleringsmagasinene i Trøndelag i perioden 1964 - 1974, og hensikten var å økt mattilbudet for røyen (Langeland 1981). Det er sannsynlig at *M. relicta* ble satt ut i Namsvatnet i denne perioden, eller noe senere. I innsjøene der *Mysis* ble innført ble resultatet en kraftig reduksjon i forekomsten av spesielt pelagisk røye (Langeland 1981). Årsaken var at *M. relicta* og røye er næringskonkurrenter om dyreplanktonet, og røyen er oftest den tapende parten. *M. relicta* foretar døgnvandring i de åpne vannmassene og kan holde seg utilgjengelig for beiting fra fisk (Koksvik mfl. 1995, Langeland og Moen 1995).

Det er altså flere menneskeskapt faktorer utenom regulering som påvirker det opprinnelige fiskesamfunnet i Namsvatnet, og undersøkelsene i 2013 hadde som målsetting å vurdere effektene av disse påvirkningene, hver for seg og samlet.

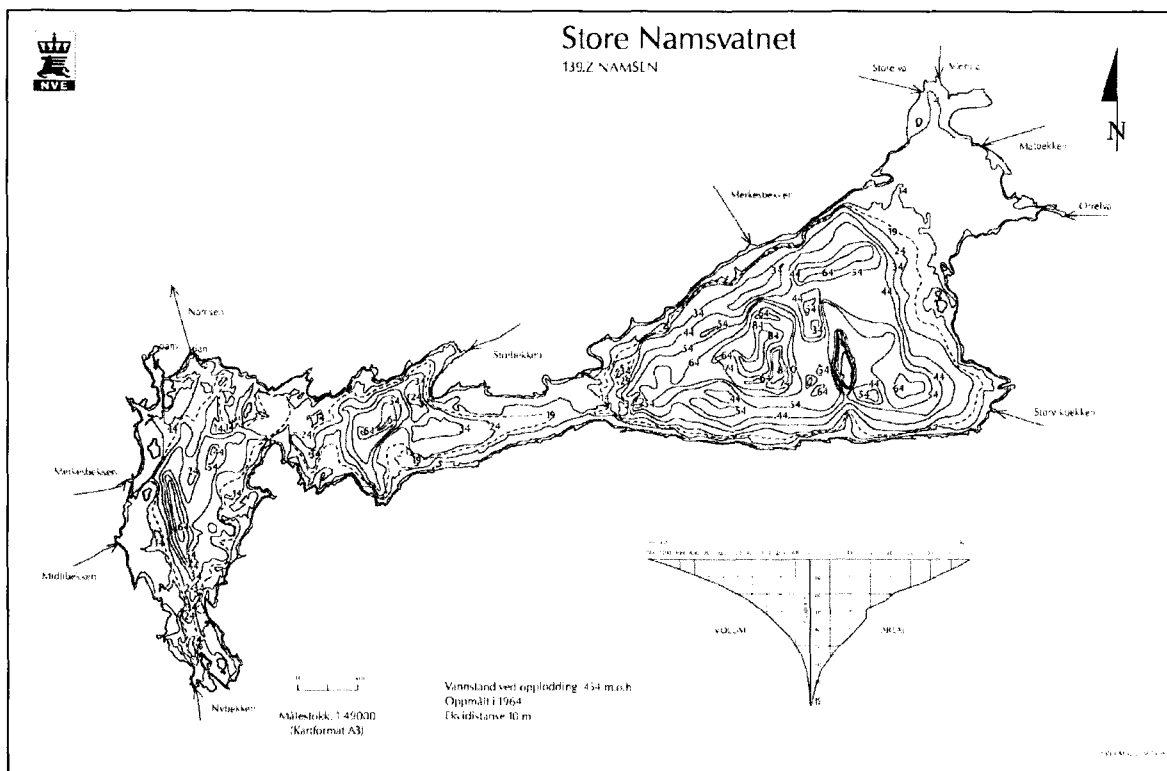
Namsvatnet (Sørvatnet, Midtivatnet og Østvatnet) ligger i Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag. Magasinet har vært regulert siden 1952 med 1 meter senkning og 13 meter heving. Vannstanden reguleres 14 meter mellom kote 454 moh. og kote 440 moh.. Ved HRV har innsjøen et areal på 39,4 km², og en strandlinje på ca. 56,2 km, og tappes gjennom tunnel til Vekteren i sør (**figur 2.1**). Nedbørfeltet er på 701 km², og er ikke endret ved reguleringen. Gjennomsnittlig avrenning i nedbørfeltet er på 45,7 l/s, noe som gir en samlet årlig tilrenning på rundt 1010 mill. m³/år. Samlet magasinkapasitet er på 458 mill. m³.



Figur 2.1. Namsvatnet med nedbørfelt, dam i utlopet og overføring til Vekteren markert.

De tre innsjøene hadde før regulering et samlet overflateareal på 26,8 km² (Sivertsen 1962). De lå på samme høyde, men med relativt grunne sund mellom. Sundet mellom Midtivatnet og Sørvatnet hadde såpass kraftig strøm at det var en viktig gyteplass for auren (Sivertsen 1962). Dybdekartet gir indikasjoner på hvor sundene var lokalisert hvis en tenker seg vannstanden 13 meter lavere enn

strandlinjen. Kartet illustrerer også at mesteparten av bukten i den nordvestre delen av Østvatnet ble neddemt ved reguleringen (figur 2.2).



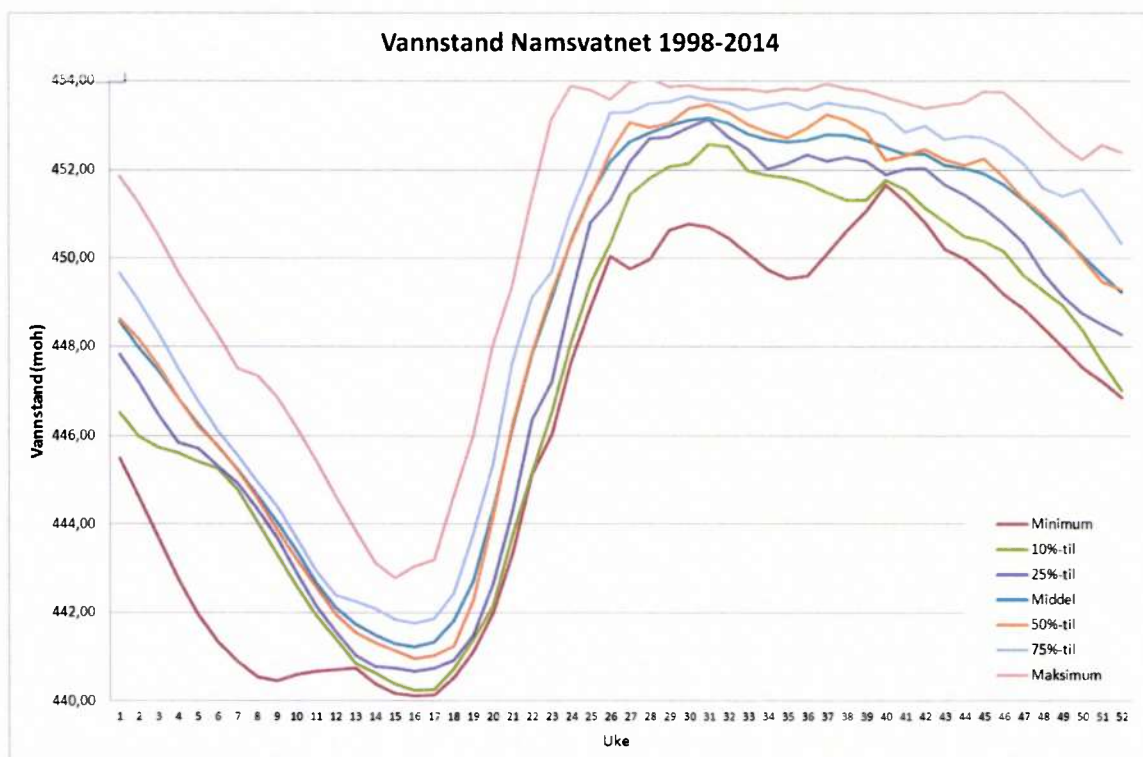
Figur 2.2. Dybdekart for Namsvatnet etter regulering.



Figur 2.3. Namsvatnet (innsjø nr. 698) i Røyrvik kommune sett fra vest 31. august 2013. Vannstanden var ca. 1 meter under HRV da bildet ble tatt.

Om sommeren ligger vannstanden vanligvis på kote 453 som er 1 meter under HRV. Ved tapping senkes magasinet fra sent i oktober og utover vinteren ned mot LRV midt i april. Sent i april starter

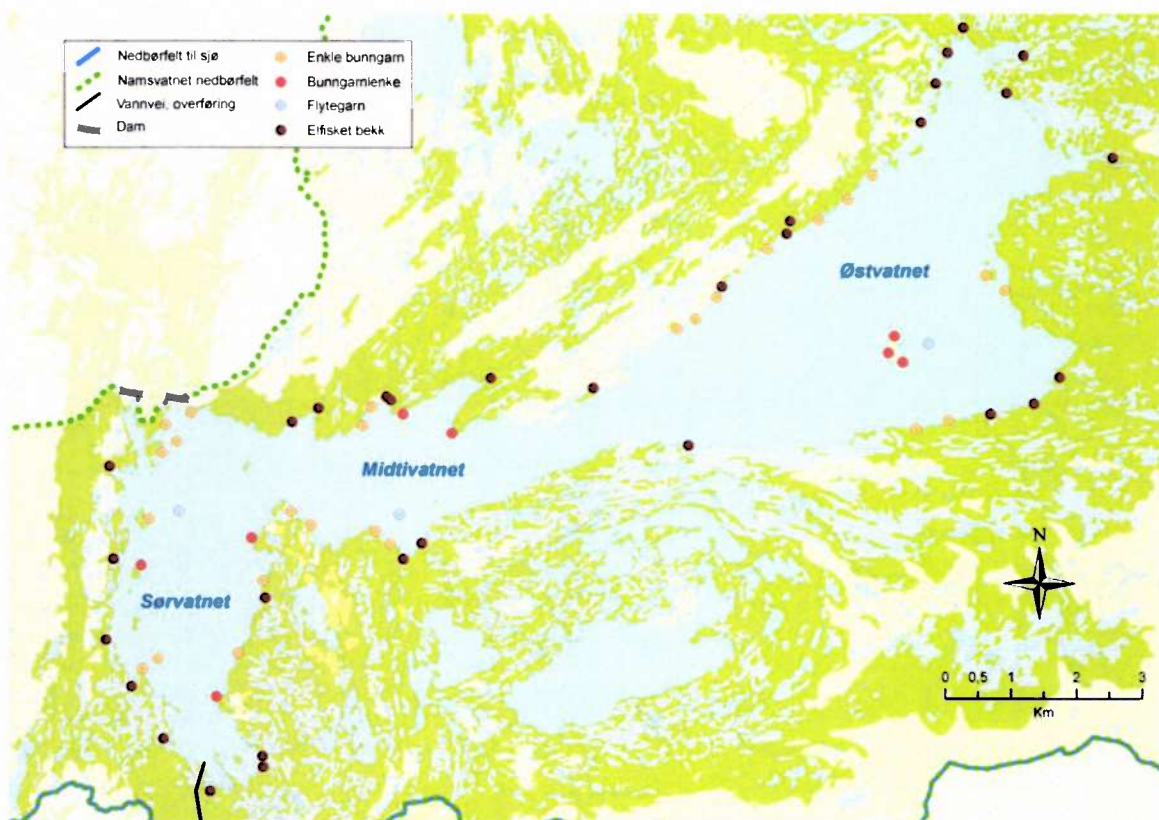
snøsmeltingen og magasinet fylles frem mot slutten av mai. Tappe- og fyllemonster varierer noe fra år til år (figur 2.4).



Figur 2.4. Vannstand i Namsvatnet i perioden 1. januar 1998 til mars 2014.

3.1. Garnfiske

Prøvefisket ble gjennomført fra 26. til 31. august i 2013. I hvert basseng, Østvatnet, Midtivatnet og Sørvatnet, stod det fleromfars bunn garn i lenker fra litoralsonen og ned til 40-50 meters dyp. I tillegg stod det enkle garn spredt i litoralsonen. Til sammen ble det fisket 72 bunn garnnetter. I den pelagiske sonen stod det i hvert basseng et sett med fleromfars flyte garn mellom 0 og 5 meters dyp, mellom 8 og 13 meter, og mellom 16 og 21 meter (**figur 3.1.1**). I utgangspunktet stod det to garn på hvert dyp i hvert basseng, men det ene garnet i Midtivatnet ble overkjørt med motorbåt slik at korklinen ble slitt av. Dette garnet fisket dermed ikke normalt, og fangsten i dette garnet er ikke tatt med i den videre behandlingen av materiale og resultater. Det ble bare benyttet Nordisk fleromfars bunn garn og flyte garn, som er dokumentert å gi robuste data ved innsamling av ferskvannsfisk (Kurkulathi 1999).



Figur 3.1.1. Oversikt over steder det ble fisket med enkle bunn garn, bunn garnslenker, flyte garn og hvor det ble utført elektrofiske.

Hvert bunn garn (30 x 1,5 m) har 12 maskevidder; 5-6,5-8-10-12,5-16-19,5-24-29-35-43-55 mm. Hver maskevidde er representert med 2,5 meters garnlengde, og med et areal per maskevidde på 3,75 m². Samlet areal er 45 m² pr. garn. Hvert flyte garn er 45 meter langt og 5 meter dypt og har de 9 maskeviddene (mm): 8-10-12,5-16-19,5-24-29-35 og 43. Hver maskevidde er representert med fem meters lengde på garnet og et areal på 25 m². Samlet areal er 225 m² pr. garn. Totalt areal på flyte garnene var 3825 m². Samlet fangstsinnsats var 72 bunn garnnetter (2160 meter med et areal på 3240 m²) og 17 flyte garnnetter (765 meter og 3825 m²).

3.2. Fiskeoppgjøring og aldersbestemmelse

All fisk ble lengdemålt til nærmeste mm fra snutespissen til ytterst på halefinnen når fisken ligger naturlig utstrakt. Vekten ble målt til nærmeste gram på elektronisk vekt. Kondisjonsfaktoren (K) er regnet ut etter formelen $K = (\text{vekt i gram}) \cdot 100 / (\text{lengde i cm})^3$. Av et utvalg av fisker ble kjønn og kjønnsmodning bestemt. Kjøttfargen er inndelt i kategoriene hvit, lyserød og rød. Av det samme utvalget ble det tatt otolitt- og skjellprøver av aurene for fastsettelse av alder og tilbakeberegning av tilvekst. Av røyen ble det bare tatt otolitter. Magefylling ble notert på en skala fra 0 til 5, der 0 er tom mage og 5 er utspilt magesekk. Mageinnholdet ble grovbestemt under oppgjøring av fisken, og det ble tatt samleprøver fra fisk fanget på ulike dyp av hver art som senere ble analysert under lupe.

3.3. Fisketetthet

Det er vanlig å oppgi fangst og sammenlikne tetthet av fisk pr. 100 m² garnflate pr. natt. Vi foretrekker å framstille fangsten pr garnnatt, og dette enkelt omregnes ved at fangsten på et bunngarn ganges med 2,22 (100:45), og fangsten på flytegarn deles med 2,25 (225:100) for å få fangsten pr. 100 m².

Det fins informasjon fra prøvofiske i innsjøer der antallet fisk er kjent ved at mesteparten av fisken senere er blitt oppfisket (Sægrov 2000), eller tettheten av pelagisk fisk er bestemt ved bruk av ekkolodd (Knudsen og Sægrov 2002). Disse resultatene indikerer at et flytegarn under prøvofiske avfisker 1 hektar (10 000 m²) overflate i det sjiktet garnet står. Dette tilsier grovt sett at fisk som holder seg innen en avstand på 100 meter fra garnet blir fanget. Ved utregning av total pelagisk bestand i sjiktet mellom 0 og 21 meter er det korrigert for at det ikke stod flytegarn mellom 5 og 8 meters dyp, og mellom 13 og 16 meter.

For bunngarn er det beregnet at all fisk som holder seg innen en avstand på fem meter på hver side av garnet, totalt 10 meters bredde, blir fanget (Sægrov 2000). Det må også nevnes at aure og røye som er mindre enn 12-15 cm har lavere fangbarhet enn større fisk, og at en del aure som er mindre enn ca. 15 cm fremdeles kan oppholde seg i bekker/elver.

3.4. Elektrofiske

Potensielle gytebekker ble undersøkt ved én gangs overfiske med elektrisk fiskeapparat, og gyteforholdene ble vurdert. Fisken ble artsbestemt og lengdemålt, og deretter sluppet ut igjen. Det var lav til middels vannføring i samtlige bekker og elver på undersøkelsestidspunktet.

3.5. Dyreplankton

Det ble tatt to vertikale håvtrekk med planktonhåv i hvert basseng. Dypet prøvene ble tatt fra er beskrevet for hvert basseng. Planktonhåven hadde håvdiameter på 30 cm og maskevidde på 60 µm. Prøvene ble fiksert og konserverert med etanol. Innholdet i prøvene ble artsbestemt og talt opp i tellesleide under binokular lupe. Det ble tatt delprøver dersom prøven inneholdt svært mange individer, og hele prøven ble skannet for arter med få individer. Tettheten er beregnet og oppgitt som dyr/m² og dyr/m³. Arter som ikke sikkert kunne artsbestemmes under lupe ble preparert med melkesyre på objektglass og bestemt under mikroskop.

3.6. Vannkvalitet

Det ble gjort analyser av vannkvaliteten ved innsamling av vannprøver nær utløpet av Namsvatnet. Prøven ble analysert for parameterne surhet (pH), kalsiuminnhold og farge. Vannkvalitetsanalysene er utført av Eurofins, avdeling Bergen.

3.7. Siktedyp

Siktedypet ble målt med secchi-skive fra båt sentralt i hvert basseng.

3.8. Begrep

I rapporten er det brukt noen begrep som ikke er vanlig i daglig tale. Ordet *pelagisk* blir benyttet om de åpne vassmassene og *bentisk* er ved bunnen. Litoralsonen er øverste del av den bentiske sonen og går så langt ned det vokser makrovegetasjon, eller det skjer en netto primærproduksjonen. Dette er avhengig lysmengden, og en regner at det er en netto produksjon ned til et dyp tilsvarende 2 ganger siktedypet, dvs. 16 meter i Namsvatnet (2 x 8 meter). Profundalsonen starter der litoralsonen slutter og fortsetter nedover til det dypeste punktet i innsjøen.

Uttrykket *fangst pr. garnnatt* er ofte brukt, og er antall fisk som blir fanget på ett enkelt garn som har stått ute i én natt, enten flytegarn eller bunngarn. *Fangst pr. garnnatt* kan enkelt regnes om til alternativ *CPUE* (fangst pr. 100 m² garnflate pr. natt) ved å gange fangsten pr. bunngarn med 2,22 (100:45), og gange fangsten pr. flytegarn med 0,44 (100:225).

4.1. Prøvefiske - fangst og dybdefordeling

Totalt ble det fanget 238 aure, 337 røye og 301 ørekyt på 72 bunn garn, og 1 aure og 16 røye på de 17 flyte garn (tabell 4.1.1). Siktedypet var 8 meter og overflatetemperaturen 14 °C.

Tabell 4.1.1. Antall garn og antall aure, røye og ørekyt som ble fanget i ulike dybdesjikt i de tre bassengene i Namsvatnet og samlet 26.-31. august 2013.

Område	Dybdesjikt, m	Bunn garn				Flyte garn			
		0-10	10-30	>30	Sum	0-5	8-13	16-21	Sum
Øst- vatnet	Antall garn	13	9	5	27	2	2	2	6
	Aure, antall	102	16		118	1			1
	Røye, antall	9	99	15	123	2	2		4
	Ørekyt, antall	120			120				
Midti- vatnet	Antall garn	8	9	3	20	2	2	2	6
	Aure, antall	47	9		56				
	Røye, antall	6	90	20	116	3		2	5
	Ørekyt, antall	84			84				
Sør- vatnet	Antall garn	13	9	3	25	1	2	2	5
	Aure, antall	62	2		64				
	Røye, antall	5	84	9	98		7		7
	Ørekyt, antall	97			97				
Samlet	Antall garn	34	27	11	72	5	6	6	17
	Aure, antall	211	27		238	1			1
	Røye, antall	20	273	44	337	5	9	2	16
	Ørekyt, antall	301			301				

Auren ble hovedsaklig fanget i litoralsonen ned til ca. 10 meters dyp, og det var en tendens til økende fangst pr. garnnatt østover i vatnet (tabell 4.1.2). Samlet fangst av aure var 9,6 pr. bunn garnnatt i Østvatnet, og dermed 90 % høyere enn i Sørvatnet der samlet fangst var 5,0 aure pr. bunn garnnatt. Det ble kun fanget én aure på flyte garn.



Figur 4.1.1. Typisk fangst i bunn garn mellom 0 og 10 meters dyp. Fra venstre; 12 ørekyt, 7 aure og 1 røye.

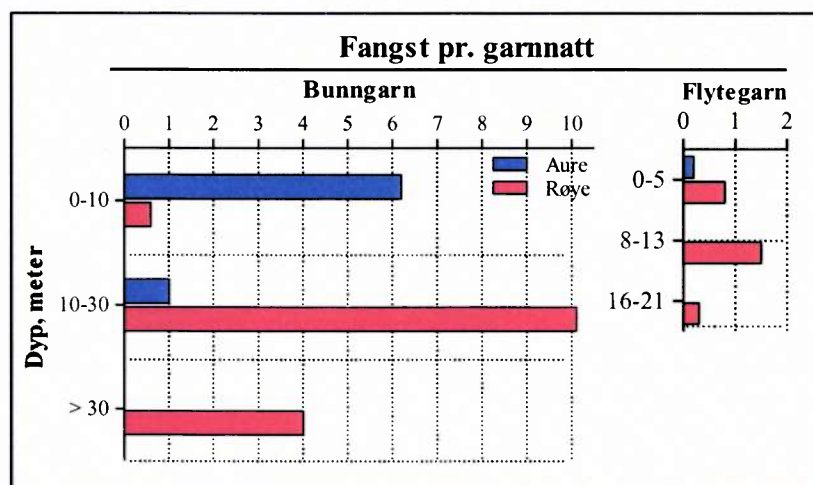
Av røye var det høyest fangst pr. bunngarnnatt i dypdesjiktet 10-30 meter, og lavest i litoralsonen fra 0 til 10 meters dyp. Av denne arten var det også en betydelig fangst dypere enn 30 meter. For røyen var det liten forskjell i fangst pr. bunngarnnatt i de tre bassengene i de ulike dypdeintervallene, men samlet fangst pr. bunngarnnatt var høyest i Midtivatnet (**tabell 4.1.2**). Det ble fanget røye på flytegarn i alle dypdesjiktene, men fangstene var lave i alle de tre bassengene, med et snitt på 0,9 røye per flytegarnnatt for innsjøen som helhet. Aure og røye forholder seg til hverandre. Tettheten av den ene arten i påvirker tettheten av den andre innen et avgrenset område, og samlet tetthet er derfor en relevant størrelse. Når en slår sammen fangsten av aure og røye var det en svak økning i fangst pr. garnnatt fra vest til øst i magasinet.

Ørekyt ble kun fanget nær land i litoralsonen, og med omtrent samme gjennomsnittlige fangst pr. garnnatt i de tre delene av magasinet, samlet 9 pr. garnnatt.

Tabell 4.1.2. Fangst pr. garnnatt av aure, røye og ørekyt under prøvefiske i de tre bassengene i Namsvatnet 26.-31. august 2013.

Art	Dypdesjikt, m	Bunngarn			Flytegarn		
		0-10	10-30	>30	0-5	8-13	14-21
Aure	Østvatnet	7,8	1,8		0,5		
	Midtivatnet	5,9	1,0		0,0		
	Sørvatnet	4,8	0,2		0,0		
	Samlet	6,2	1,0	0,0	0,2	0,0	0,0
Røye	Østvatnet	0,7	11,0	3,0	1,0	1,0	0,0
	Midtivatnet	0,8	10,0	6,7	1,5	0,0	1,0
	Sørvatnet	0,4	9,3	3,0	0,0	3,5	0,0
	Samlet	0,6	10,1	4,0	0,8	1,5	0,3
Ørekyt	Østvatnet	9,2					
	Midtivatnet	10,5					
	Sørvatnet	7,5					
	Samlet	8,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Det var liten forskjell i hvordan fisken var fordelt i forhold til dybde i de tre bassengene (**tabell 4.1.2**). Vi har derfor beregnet en gjennomsnittsfangst pr. garnnatt for røye og aure i hvert dypdeintervall for hele magasinet (**figur 4.1.2**).



Figur 4.1.2. Gjennomsnittlig fangst pr. garnnatt (antall) av aure og røye på bunngarn og flytegarn i ulike dypdeintervall under prøvefiske i Namsvatnet 26.-31. august 2013.

4.2. Størrelse, alder, vekst og kjønnsmodning

I alt ble 175 aure og 156 røye aldersbestemt. Det var liten forskjell i aldersfordelingen mellom de tre bassengene, både for aure og røye (**tabell 4.2.1**).

Tabell 4.2.1. Aldersfordeling i aldersbestemt materiale av aure og røye som ble fanget under prøvefiske i de tre delene av Namsvatnet 26.-31. august 2013.

Alder	AURE				RØYE			
	Østvatnet	Midtvatnet	Sørvatnet	Sum	Østvatnet	Midtvatnet	Sørvatnet	Sum
1			1	1				
2	7	4	3	14	4		2	6
3	15	13	17	45	6	6	19	31
4	25	19	18	62	14	11	24	49
5	11	7	4	22	15	4	14	33
6	8	8	6	22	12	6	10	28
7		1	3	4	2		4	6
8	1	1		2		1		1
9						1		1
11			3	3	1			1
Sum	67	53	55	175	54	29	73	156

De 175 aurene i det aldersbestemte materialet hadde gjennomsnittlig lengde, vekt og kondisjonsfaktor på henholdsvis 21,5 cm, 132 gram og 0,90 (**tabell 4.2.2**). Den største auren som ble fanget var 61,8 cm og 2218 gram. Det ble fanget tre aure med vekt mellom 1,6 og 2,2 kg, alle var 11 år gamle, og alle var fiskespisere. Det ble ikke fanget aure i vektintervallet 0,6 til 1,6 kg.

Av de 175 aurene hadde 40 (23 %) rød kjøttfarge, 49 (28 %) var lyserøde og de resterende 86 (49 %) var hvite i kjøttet. Andelen med lyserød og rød kjøttfarge økte med fiskens størrelse.

Tabell 4.2.2. Aure. Antall, gjennomsnittslengde, snittvekt og snitt K-faktor med standardavvik, og antall og prosent umodne og kjønnsmodne hunner og hanner i aldersbestemt materiale av hver aldersgruppe av aure som ble fanget under prøvefiske i Namsvatnet 26.-31. august 2013.

Alder	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	11+	Sum
Årsklasse	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2002	
Antall	1	14	45	62	22	22	4	2		3	175
Lengde (cm)	8,0	14,3	18,0	20,2	23,7	27,0	31,6	34,8		56,8	21,5
Std. avvik	0,0	1,5	1,7	3,0	4,3	5,9	3,8	6,6		4,9	7,1
Vekt (gram)	4	27	54	78	131	207	300	383		2007	132
Std. avvik		9	16	38	77	142	81	228		321	268
K-faktor	0,78	0,90	0,90	0,89	0,89	0,91	0,94	0,85		1,10	0,90
Std. avvik		0,08	0,08	0,08	0,05	0,07	0,10	0,05		0,14	0,08
Hunner, totalt		5	23	25	9	14	2				78
umodne		5	23	25	9	12	2				76
modne						2					2
% modne						14,3					2,6
Hanner, tot.	1	9	22	37	13	8	2	2		3	97
umodne	1	9	21	36	10	7	2	2			88
modne			1	1	3	1				3	9
% modne			4,5	2,7	23,1	12,5					9,3

Det var 78 hunner og 97 hanner blant aurene. Av hunnene var kun 2 kjønnsmodne (3 %), og av hannene var totalt 9 modne (9 %). Alder ved kjønnsmodning er den alderen da 50 % av fiskene av hvert kjønn er modne, men for hunn- og hannauren i Namsvatnet kunne ikke alderen fastsettes siden

det ikke var 50 % modne i noen aldersgruppe (**tabell 4.2.2**). Den minste kjønnsmodne aurehunnen var 26,7 cm og 201 gram, og alderen var 6+. Minste kjønnsmodne hann var 19,3 cm, 74 gram og 3+.



Figur 4.2.1. Fiskespisende aure og røye i potensiell byttedyrstørrelse fanget i Namsvatnet 30. august 2013.

De 156 røyene i det aldersbestemte materialet hadde gjennomsnittlig lengde, vekt og kondisjonsfaktor på henholdsvis 20,1 cm, 78 gram og 0,79 (**tabell 4.2.3**). Den største røyen som ble fanget var 37,3 cm og 530 gram.

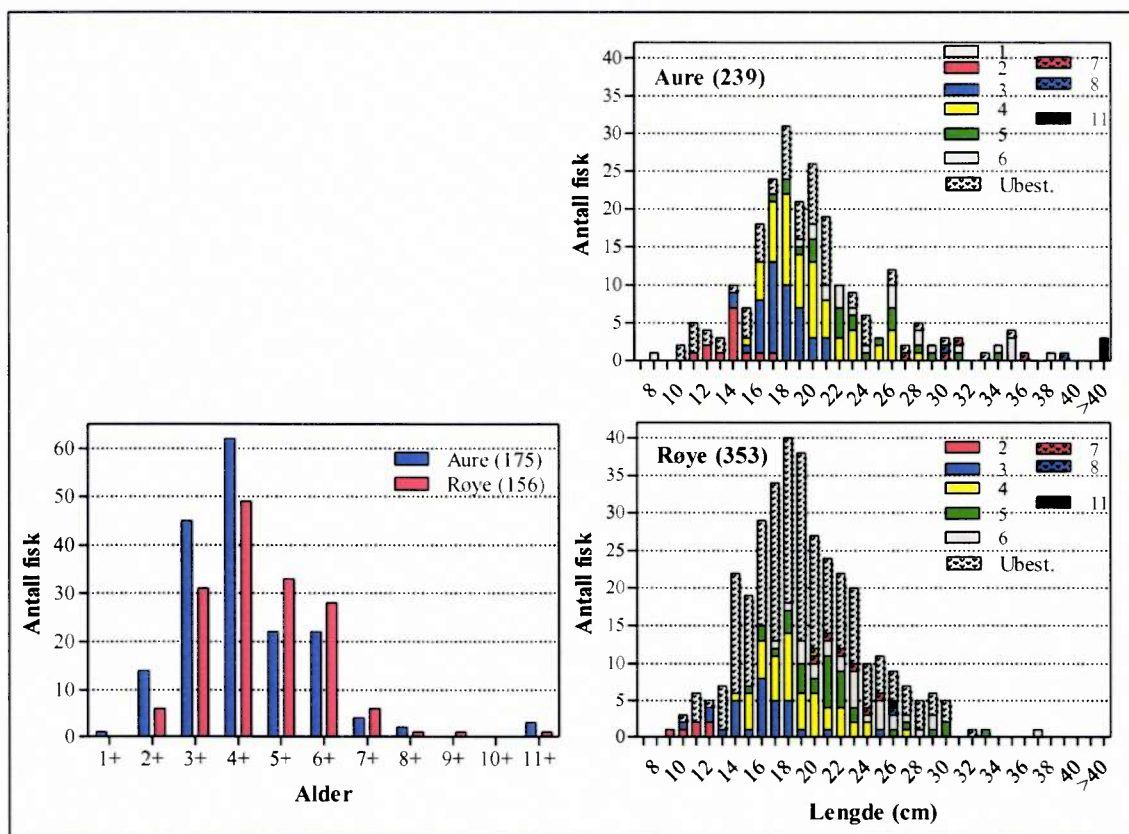
Av de 156 røyene hadde 21 (14 %) rød kjøttfarge, 52 (33 %) var lyserøde og de resterende 83 (53 %) var hvite i kjøttet. Andelen med lyserød og rød kjøttfarge økte med fiskens størrelse.

Tabell 4.2.3. Røye. Antall, gjennomsnittslengde, snittvekt og snitt K-faktor med standard avvik, og antall og prosent umodne og kjønnsmodne hunner og hanner i aldersbestemt materiale av hver aldersgruppe av røye som ble fanget under prøvefisket i Namsvatnet 26.-31. august 2013.

Alder	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	11+	Sum
Årsklasse	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2002	
Antall		6	31	49	33	28	6	1	1	1	156
Lengde (cm)		11,3	16,6	19,2	21,9	24,0	22,8	26,2	20,1	26,0	20,1
Std. avvik		1,1	2,8	2,7	4,2	4,1	1,7				4,5
Vekt (gram)		11	36	59	102	134	102	142	58	180	78
Std. avvik		2,8	21,5	31,5	80,5	96,5	34,0				69,7
K-faktor		0,71	0,73	0,76	0,82	0,86	0,83	0,79	0,71	1,02	0,79
Std. avvik		0,04	0,06	0,07	0,10	0,12	0,11				0,10
Hunner, totalt		1	15	22	16	13	3			1	71
umodne		1	14	17	5	2	3				42
modne			1	5	11	11				1	29
% modne		0,0	6,7	22,7	68,8	84,6				100,0	40,8
Hannar, tot.		5	16	26	17	15	3	1	1		84
umodne		5	12	10	6						33
modne			4	16	11	15	3	1	1		51
% modne			25,0	61,5	64,7	100,0	100,0	100,0	100,0		60,7

Det var 71 hunner og 84 hanner blant de 155 kjønnsbestemte røyene. Av hunnene var 29 kjønnsmodne (41 %), og av hannene var totalt 51 modne (61 %). Alder ved kjønnsmodning var 5 år for røyehunnene og 4 år for røyehannene i Namsvatnet (**tabell 4.2.3**). Den minste kjønnsmodne røyehunnen var 14,6 cm og 21 gram, og den yngste av de kjønnsmodne hunnene var 3+. Minste kjønnsmodne hann var 14,0 cm, 21 gram og 3+.

Aurene var fordelt i lengdeintervallet 8 til 62 cm, og røya fra 9 til 37 cm (**figur 4.2.2**). Det er ikke vanlig å få mange fisk under 12 cm av disse artene ved prøvefiske. Dette skyldes trolig lav aktivitet på den minste fisken, som gjør den lite fangbar.

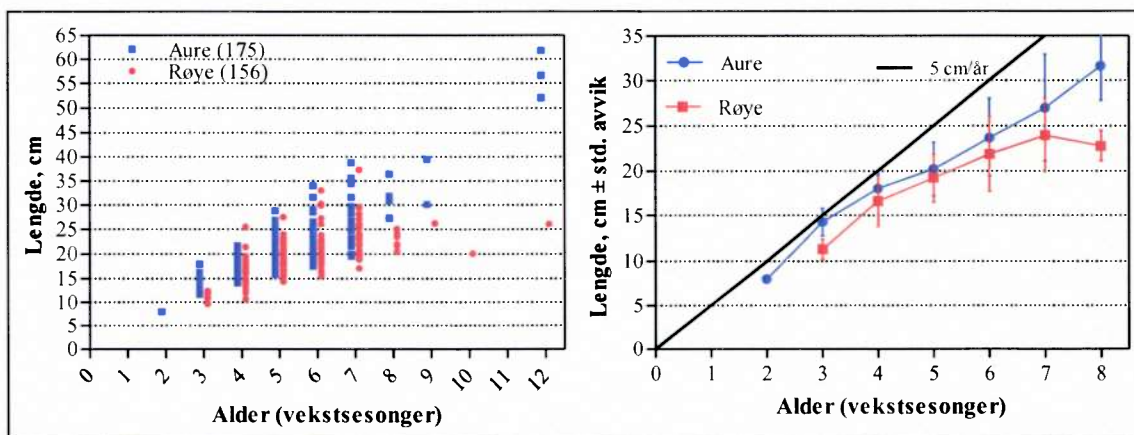


Figur 4.2.2. Aldersfordeling (venstre) og lengdefordeling (høyre) av aure og røye som ble fanget under prøvefiske i Namsvatnet 26.-31. august 2013.

Det fleste av aurene og røyene var yngre enn 7 år, henholdsvis 95 % og 94 % (**figur 4.2.2**). Aldersfordelingen var ikke signifikant forskjellig for de to artene (t-test, $p=0,6$), selv om auren med en gjennomsnittsalder på 4,18 år ($\pm 1,57$) var noe yngre enn røyen (4,51 år $\pm 1,40$).

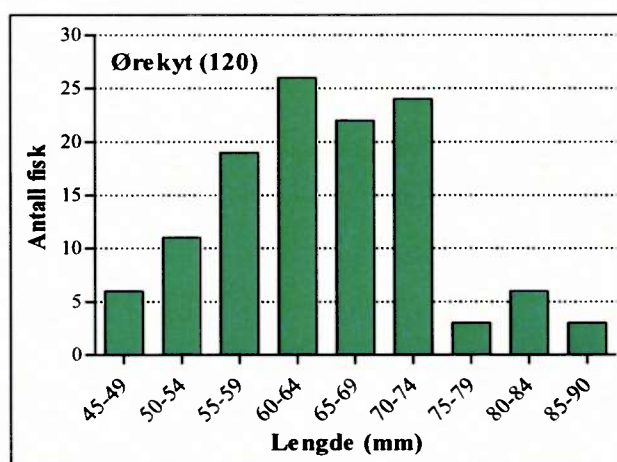
Auren hadde vokst litt under middels raskt, og var i gjennomsnitt 20 cm etter 5 år. Dette tilsvarer en årlig tilvekst på 4 cm, men det var stor individuell variasjon i tilveksten (**figur 4.2.3, tabell 4.2.2**). Alderen ble bestemt ved analyse av otolitter og skjell, og fra skjellene ble veksten tilbakeregnet for hver fisk. Vekstkurven basert på tilbakeregning var nær identisk med kurven for gjennomsnittslengde og er derfor ikke tatt med i figuren. I gjennomsnitt var det ingen tydelige tegn til vekststagnasjon for aurene, selv om dette var tilfelle for enkeltfisk. Dette skyldes at mange gikk over på fiskediett (fortrinnsvis ørekyt) ved en lengde på rundt 20 cm, og da økte eller opprettholdt de veksten.

Røyen hadde vokst noe senere enn auren de første årene, men vokste noe bedre enn auren i fjerde og femte vekstsesong og var omtrent like stor som auren etter 5 vekstsesonger (**figur 4.2.4, tabell 4.2.3**). Fra og med den 5. vekstsesongen avtok tilveksten til røyen og etter 7 vekstsesonger var den ennå ikke blitt 25 cm lang i gjennomsnitt.



Figur 4.2.3. Individuelle lengder i forhold til alder (vekstsasjoner) for aure og røye (venstre) og vekstkurver basert på gjennomsnittlig lengde for de respektive aldersgruppene (høyre) i aldersbestemt materiale som ble fanget under prøvefiske i Namsvatnet 26.-31. august 2013. For gjennomsnittslengde er det bare tatt med aldersgrupper med 4 fisk eller flere av hver art.

Av de 301 ørekytene som ble fanget ble 120 lengdemålt og veid. Gjennomsnittslengden var 64 mm og snittvekten var 3 gram. Den minste ørekyten som ble fanget var 46 mm, og den største var 87 mm (figur 4.2.4).

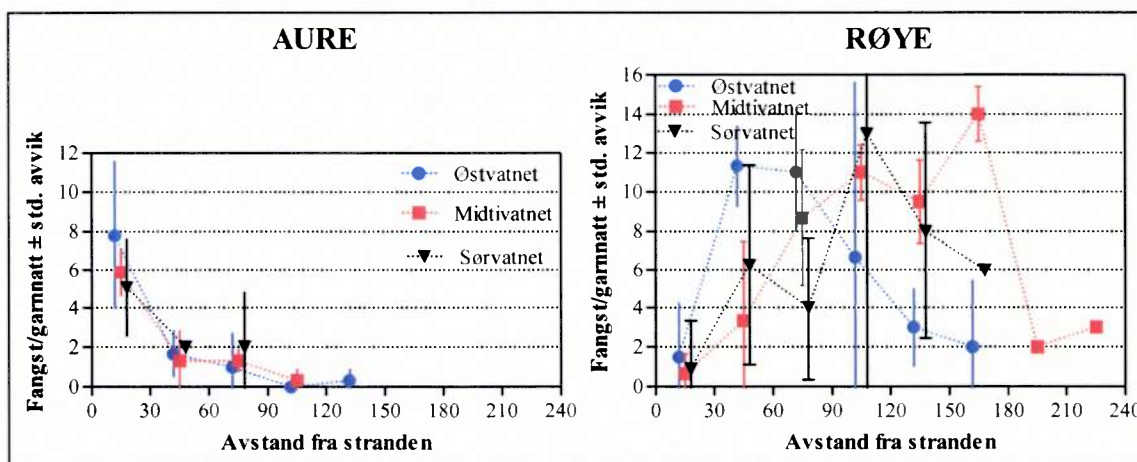


Figur 4.2.4. Lengdefordeling (5 mm lengdegrupper) av 120 ørekyt som ble fanget under prøvefiske i Namsvatnet 26.-31. august i 2013.

4.3. Totalt antall og tetthet av fisk i Namsvatnet

Det ble fanget 8 aure pr. garnnatt på garna som stod fra strandlinjen og 30 meter utover i Østvatnet. I Midtvatnet og Sørvatnet var fangsten noe lavere med henholdsvis 6 og 5 aure. I områdene 30-60 meter og 60-90 fra land (garn nr. 2 og 3 i lenkene) var gjennomsnittsfangsten langt lavere med 1-2 aure pr. garnnatt og det var liten forskjell mellom bassengene. I garna som stod mer enn 100 meter fra land og utover, ble det bare fanget et fåtall aure (**figur 4.3.1**).

I litoralsonen (0-30 meter fra land) var den gjennomsnittlige fangsten av røye bare 1 pr. garnnatt (**figur 4.3.1**). Videre utover økte fangsten i alle bassengene med maks på 11 røye pr. garnnatt i området 30-90 meter fra land i Østvatnet, men avtok lenger ute. I Midtvatnet lå fangsten mellom 9 og 14 røye pr. garnnatt i området fra 60 til 180 meter fra land, men falt brått lenger ute. I Sørvatnet var fangsten høyest med 13 røye pr. garnnatt i området 90-120 meter fra land. Forskjellen i fangst i de tre bassengene i forhold til avstanden fra land gjenspeiler i stor grad forskjellen i dybdeprofilen der garnlenken ble satt. Det er forholdsvis store standardavvik for de fleste av punktene.



Figur 4.3.1. Fangst pr. bunngarnnatt av aure (venstre) og røye (høyre) i garnlenker som stod fra stranden og utover i bassengene i Namsvatnet i perioden 26.- 31. august 2013. Hvert garn er 30 meter langt og har 12 maskevidder representert.

Beregningen av antall totalt og tetthet av fisk er basert på fangst pr. garnnatt og strandlinjens utstrekning (56 200 meter), og en forventning om at et garn avfisker et definert areal (se metode, kap. 3.1). Samlet antall aure og røye ble grovt beregnet til 296 000 fisk i Namsvatnet i august 2013 (ørekyt ikke medregnet), tilsvarende en tetthet på 73 pr. hektar (**tabell 4.3.1**). I dette regnestykket er antall fisk med alder 0+ ikke tatt med, og 1+, 2+ og 3+ er i avtakende grad underrepresentert i fangsten på grunn av lav fangbarhet. Fisken var fordelt på 55 000 aure (14/hektar) og 241 000 røye (59/hektar). Årlig rekruttering anslås å være 15 000 aure (4/hektar) og 50 000 røye (12/hektar).

Med utgangspunkt i beregnet antall og gjennomsnittsvekten for hver aldersgruppe, ble samlet fiskebiomasse i vekt beregnet til 26 000 kg (6,6 kg/hektar), fordelt på 7 500 kg aure (1,9 kg/hektar), og 18 800 kg røye (4,7 kg/hektar) (**tabell 4.3.1**). I vekt utgjorde røyen 72 % av samlet fiskebiomasse, og i antall 81 %.

I beregningen ovenfor er antall og fiskebiomasse i den pelagiske sonen inkludert. Av pelagisk røye ble det beregnet et antall på 12 500 med en samlet vekt på 1 350 kg. Dette utgjør 5 % av det totale antallet røye og 7 % av vekten siden den pelagisk røyen i gjennomsnitt var noe større enn den bentiske. Det ble bare fanget 1 aure i flytegarna, men denne var med en vekt på 0,57 kg stor i forhold til snittvekten for bentisk aure. I henhold til beregningsmåten avfisket de 5 flytegarna i overflaten

bare 0,1 % av den pelagiske sonen. Fangsten av én aure gir ikke grunnlag for å beregne tetthet av pelagisk aure. En kan likevel konkludere med at det forekommer stor aure pelagisk, noe som sportsfiskefangster også illustrerer.

Standardavvikene på gjennomsnittlig fangst pr. garnnatt for aure og røye i de ulike habitatene lå i størrelsesorden 20-50 % av snittet. Dette tilsier at estimatene er grove, og vi anslår feilgrenser på ± 30 %.

Tabell 4.3.1. Beregnet antall og biomasse totalt og pr. aldersgruppe av aure, røye og samlet i Namsvatnet 26.-31. august 2013. Det er også beregnet tetthet i biomasse (kg) pr. hektar. Merk at de yngste aldersgruppene er lite fangbare på garn, og antall og biomasse er derfor beregnet for lavt.

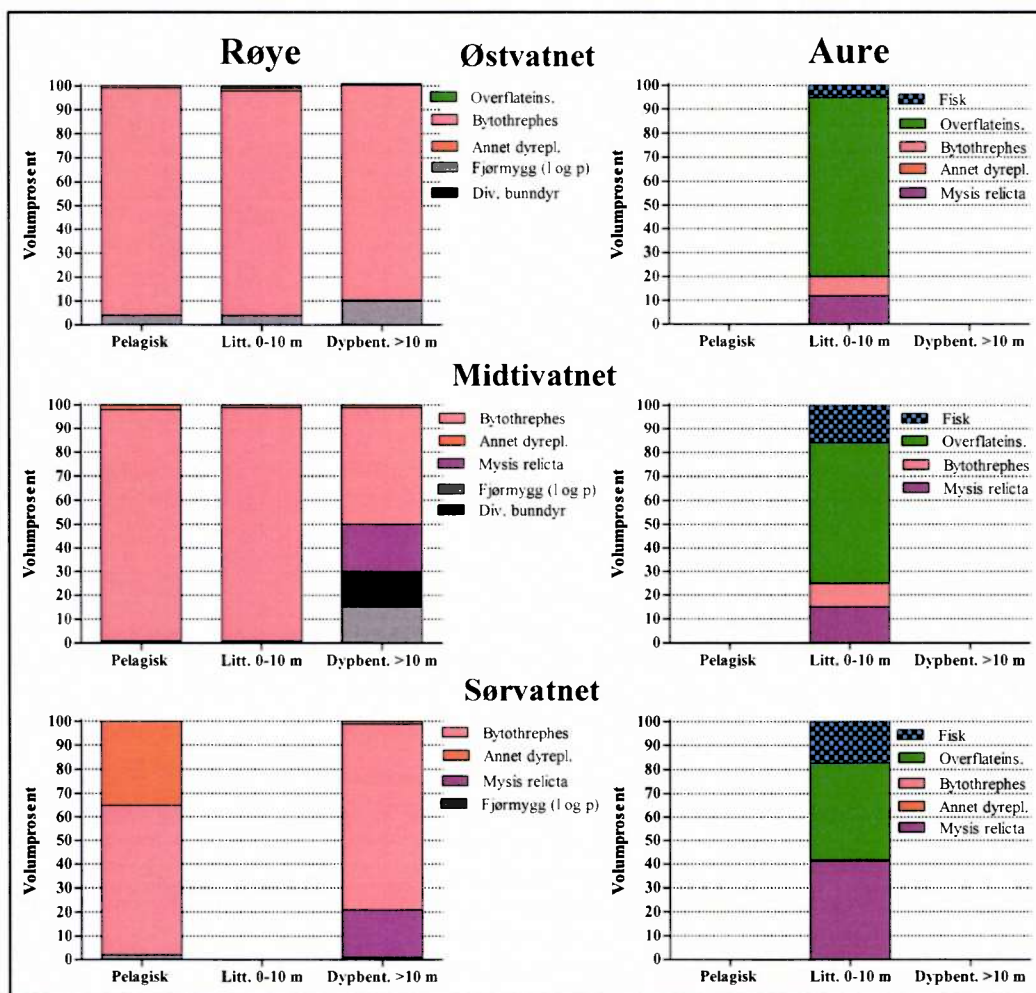
Alder	Års-klasse	Aure			Røye			Sum		
		Antall	Snitt-vekt, g.	Biomasse, kg	Antall	Snitt-vekt, g.	Biomasse, kg	Antall	Samlet	Biomasse, kg pr/ha
1+	2012	300	4	-				300	-	-
2+	2011	4400	28	120	9300	11	100	13700	220	0,1
3+	2010	14300	53	760	47800	36	1730	62100	2490	0,6
4+	2009	19700	80	1570	75600	58	4380	95300	5950	1,5
5+	2008	7000	138	960	50900	102	5210	57900	6170	1,6
6+	2007	7000	204	1420	43200	130	5630	50200	7050	1,8
7+	2006	1300	300	380	9300	102	940	10600	1320	0,3
8+	2005	600	222	140	1500	142	220	2100	360	0,1
9+	2004				1500	165	260	1500	260	0,1
10+	2003									
11+	2002	900	2007	1900	1500	180	280	2400	2180	0,6
Totalt		55000	136	7500	241000	76	18800	296000	26000	6,6

Gjennomsnittsfangsten av ørekyt var 8,9 pr. garnnatt i litoralsonen (0-30 meter), og denne arten ble kun fanget i litoralsonen. Gjennomsnittlig lengde og vekt var 6,4 cm, og 3,0 gram. Hvis en antar samme fangbarhet som for aure og røye større enn 12 cm kan bestanden av ørekyt i fangbar størrelse anslås til ca. 50 000, og en biomasse på bare 150 kg på grunn av den beskjedne størrelsen. Til sammenligning ble biomassen av aure i denne sonen beregnet til ca. 4 500 kg. Forutsetningen om lik fangbarhet er høyst usikker, trolig er tettheten av ørekyt langt høyere enn anslaget.

Litoralsonen mellom 0 og 10 meters dyp og en bredde på ca. 30 meter, har en utstrekning på ca. 169 hektar. Samlet biomasse i denne sonen var ca. 5 000 kg (30 kg/hektar). Videre utover langs bunnen fra 30-120 meter var tettheten den samme med rundt 30 kg/hektar, og avtok til vel 25 kg/hektar i sonen fra 120-180 meter. Lenger ute ble det dypere (over 40 meter), og tettheten avtok til under 5 kg/hektar.

4.4. Mageinnhold

Den store vannloppen *Bytothrephes longimanus* dominerte mageinnholdet hos både pelagisk og bentisk røye (figur 4.4.1). *Bytothrephes longimanus* ble ikke påvist i noen av planktonprøvene, men var likevel det viktigste byttedyret for røyen. Denne vannloppen er en rovform som lever av unge stadier av andre vannlopper og hoppekreps. Av annet dyreplankton forekom vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum*, og hoppekrepsen *Heterocope saliens*. Samlet sett utgjorde annet dyreplankton en liten andel av dyreplanktonet som ble spist, med unntak av den pelagiske røyen i Sørvatnet. Røyen hadde også spist en del bunndyr, mest fjørmygglarver og fjørmyggpupper, og i Sørvatnet var det ertemusling i magen til noen røyer som ble fanget dypere enn 30 meter. I Midtivatnet og Sørvatnet utgjorde *Mysis relicta* ca. 20 % av mageinnholdet til røye som ble fanget mellom 10 og 30 meters dyp (figur 4.4.1).

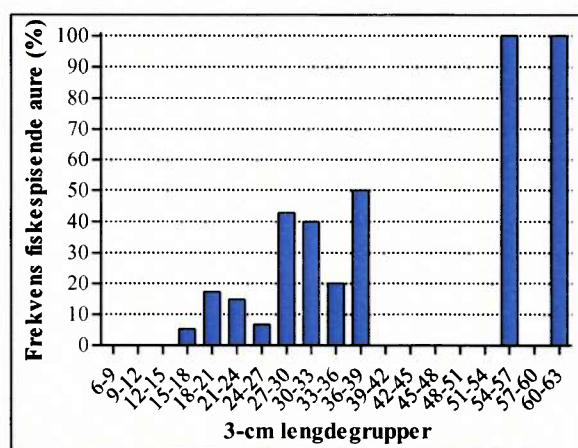


Figur 4.4.1. Mageinnhold (volumprosent) til pelagisk og bentisk røye (venstre) og bentisk aure (høyre) som ble fanget i de tre bassengene i Namsvatnet under prøvofiske 26.-31. august 2013. Det ble bare fanget én aure pelagisk, og få dypere enn 10 meter bentisk.

Aurene hadde spist mest insekter fra vannoverflaten. I Sørvatnet utgjorde *Mysis relicta* over 40 % av mageinnholdet, i Midtivatnet 15 % og i Østvatnet 12 % (figur 4.4.1). Fisk, og da mest ørekyt, utgjorde rundt 15 % av mageinnholdet til auren i Sørvatnet og Midtivatnet, men bare ca. 5 % i

Østvatnet. Utenom disse næringsdyrgruppene hadde auren spist en del (ca. 10 %) *Bytothrephes longimanus* i Midtvatnet og Østvatnet.

Av de 176 aurene som ble aldersbestemt og fikk magesekken åpnet var det 22 som hadde fisk i magen, og 4 som tydelig var fiskespisere fordi magesekken var muskuløs og med tykke langsgående innbuktninger. I ni av magene kunne byttfiskeren med sikkerhet identifiseres til art. To aurer hadde røye i magen. Disse aurene ble fanget på 15 meters dyp i Sørvatnet og var 57 cm og 62 cm lange. De var de største aurene som ble fanget under prøvefisket, og den ene hadde en røye på 21 cm i magen. Utenom disse to ble det på 20 meters dyp fanget 1 fiskespisende aure, og den ene fiskespisende røyen (30,2 cm). Byttfiskarten kunne ikke bestemmes, men var mest sannsynlig røye. De resterende fiskespisende aurene ble fanget grunnere enn 10 meter, og de fleste grunnere enn 6 meter, dvs. i litoralsonen. Syv av aurene hadde spist ørekyt, og det er sannsynlig at de fleste av de resterende fiskespiserne også hadde spist denne byttfiskeren. Materialet er forholdsvis lite, men indikerer at fiskespisende aure som holder seg i litoralsonen beiter på ørekyt, mens de større aurene som beiter på røye går dypere der også tettheten av røye er langt høyere enn i litoralsonen.



Figur 4.4.1. Frekvens (%) av fiskespisende aure i 3-cm lengdegrupper fanget under prøvefiske i Namsvatnet 26.-31. august 2013.

Den minste auren med fisk i magen var 17,5 cm. Frekvensen av fiskespisende aure økte signifikant med fiskelengden ($r^2=0,49$, $p=0,004$), og i lengdegruppen 27-30 cm var over 40 % av aurene fiskespisere (**figur 4.4.1**). Andelen fiskespisere var lavest i Østvatnet med 9 % og høyest i Sørvatnet med 21 %. I Midtvatnet var andelen 16 %. Det var en svak, men ikke signifikant tendens til økt andel fiskespisere fra øst til vest i magasinet.

4.5. Parasitter

Røyen og auren var lite eller ikke parasitert av synlige parasitter. En stor del av ørekyten var infisert med bendelmakk (**figur 4.5.1**).



Figur 4.5.1. Ørekyt med bendelmakk fanget i Namsvatnet 29. august 2013.

4.6. Elektrofiske

Alle bekker/elver i Namsvatnet ble vurdert med hensyn på oppvandringsmuligheter og produksjonspotensiale. I bekker/elver som hadde oppvandringsmuligheter og tilstrekkelig stort nedbørfelt til å være egnet som gytebekker ble det elektrofisket.

Tabell 4.6.1. Oversikt over bekkene som ble elektrofisket, fangst av aure, ørekyt, areal som ble elektrofisket og hvor langt opp fisken kan vandre og tilgjengelig oppvekstareal.

Basseng	Innløp	Aure (antall)	Ørekyt (antall)	Overfisket areal (m ²)	Lengde (m)	Tilgjengelig areal (ca. m ²)
Østvatnet	Rekarvasselva	0	0	20	150	600
	Merkesbekken i Elgvika	9	0	20	20	20
	Bustadbekken	12	1	50	100-150	200
	Bekk nordøst for Reirtangen	6	0	15	100-200	100
	Bekk fra Kristi Krybbe	5	5	15	100-200	150
	Virmaelva	7	0	20	ca. 150	600
	Norrdalsbekken	20	16	60	500-1500	3 000
	Matbekken	12	1	50	ca. 150	300
	Orvasselva	15	0	50	400	19 000
	Storvikbekken	1	1	15	20	40
	Austre Storbekken	0	2	20	20	20
	Sørbekken	6	0	15	100-150	200
	Bekk fra Sundtjønna	0	1	10	> 50	100
Midtvatnet	Vester Hopbekken	8	1	25	25	50
	Hopbekken	8	0	35	ca. 100	250
	Storbekken i Jonasmovika	12	0	40	100-200	400
	Doretbekken	4	2	15	100-500?	400
	Storbekken i Sandvika	10	2	25	150-250	600
	Bekk øst i Tømmervika	1	1	15	ca. 50	100
Sørvatnet	Tømmervikbekken	2	0	30	Kort	50
	Litttjønnbekken	3	5	50	25	80
	Storsteinbekken	3	4	30	3-600?	400
	Nybekken	3	1	20	40	60
	Merkesbekken fra Sandåmomyra	10	2	20	2-300	500

I alt ble 31 potensielle gytebekker/elver for auren i Namsvatnet vurdert. På undersøkelsestidspunktet var vannstanden i magasinet ca. 1 m under HRV, og oppvandring var da mulig i 24 av disse (tabell 4.6.1). Det ble funnet aureunger og konkludert med lokal rekruttering i 21 av de fiskede bekkene. De tre bekkene uten fangst av aure ved elektrofiske rant inn i Østvatnet. Det ble fanget ørekyt i 15 av de 24 elektrofiskede bekkene.

I Østvatnet er Orvasselva og Norrdalsbekken de klart viktigste gyteelvene, og potensielle gyteelver for stor aure. Disse er også de med størst rekrutteringspotensiale i hele innsjøen. I Midtvatnet foregår rekrutteringen i flere bekker på nordsiden av innsjøen. I Sørvatnet ligger de viktigste bekkene i Littvatnet helt i sør. Merkesbekken ved Sandåmomyra og Storsteinbekken er de med størst potensiale, mens det ikke er en eneste gytebekk av betydning i resten av Sørvatnet. Se figur 4.6.3 og 4.6.10 for plasseringen av de ulike bekkene.

4.6.1. Bekker i Østvatnet

Rekarvasselva er 3-5 m bred og inntil 60 cm dyp, og fisk kan vandre ca. 150 m opp til en foss. Elven er stri og renner delvis over sva, med kulper her og der. Substratet domineres av berg og litt stein uten begroing, og det ble ikke observert egnede gyteforhold (figur 4.6.1.).

Det var 12 °C i elven ved elektrofisket, og et område på totalt 15-20 m² i noen av kulpene ble overfisket. Det ble ikke fanget eller observert fisk.

Merkesbekken i Elgvika er 1-2 m bred og inntil 20 cm dyp, og fisk kan vandre omtrent 20 m opp til en foss. Bekken renner stort sett over berg og grov stein, og er preget av små kulper og fall. Det er små mengder grus i de roligste partiene, og gyteforholdene er generelt dårlige.

Det var 9 °C i bekken ved elektrofisket, og hele bekken nedstrøms den nevnte fossen ble overfisket. Ni ørret mellom 7,9 og 9,2 cm ble fanget (**figur 4.6.2.**). Det ble ikke fanget ørekyt.

Bustadbekken renner i nedre del før det meste i flate stryk, og er 1-2 m bred og 0-20 cm dyp. Substratet består av stein og grus med lite begroing, og det er små gytegrusflekker her og der. En demning i tre ca. 20 m oppstrøms utløpet er et mulig vandringshinder, men fangst av ørret også ovenfor demningen tyder på at enkelte gytefisk tar seg forbi på gunstig vannføring. Fisk kan dermed trolig vandre 100-150 m oppover bekken før terrenget blir brattere.

Det var 9 °C i bekken ved elektrofisket, og hele elvens nederste 35 m (~50 m²) ble overfisket. Tolv ørret mellom 6,6 og 11,2 cm ble fanget (**figur 4.6.2.**), i tillegg til én ørekyt på 7,3 cm.

Bekken nordøst for Reirtangen er preget av små stryk og kulper. Substratet består av stein og litt grus uten begroing, og det er brukbare gyteforhold enkelte steder. Det ble fanget fisk både ovenfor og nedenfor den lille fossen helt nederst, og fisk kan trolig vandre minst 100 m oppover. Bekken er 1-2 m bred og stort sett maks 20 cm dyp.

Det var 9 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på 15-20 m² i litoralsonen og de nederste 12 meterne av bekken ble overfisket. Det ble fanget seks ørret, men ingen årsyngel (**figur 4.6.2.**). Det ble ikke fanget ørekyt.

Bekken ved Kristi Krybbe er relativt bratt, og preget av små stryk og kulper. Substratet består av stein og litt grus uten begroing, og det er relativt dårlige gyteforhold. Fisk kan trolig vandre minst 100 m oppover bekken, som er 1-2 m bred og 0-30 cm dyp.

Det var 10 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 15 m² ble overfisket. Det ble fanget fem ørret, hvorav én var en årsyngel (**figur 4.6.2.**). I tillegg ble det fanget fem ørekyt mellom 4,6 og 9,2 cm nederst i bekken.

A) Rekarvasselva



B) Merkesbekken i Elgvika



C) Bustadbekken



D) Bekk nordøst for Reirtangen



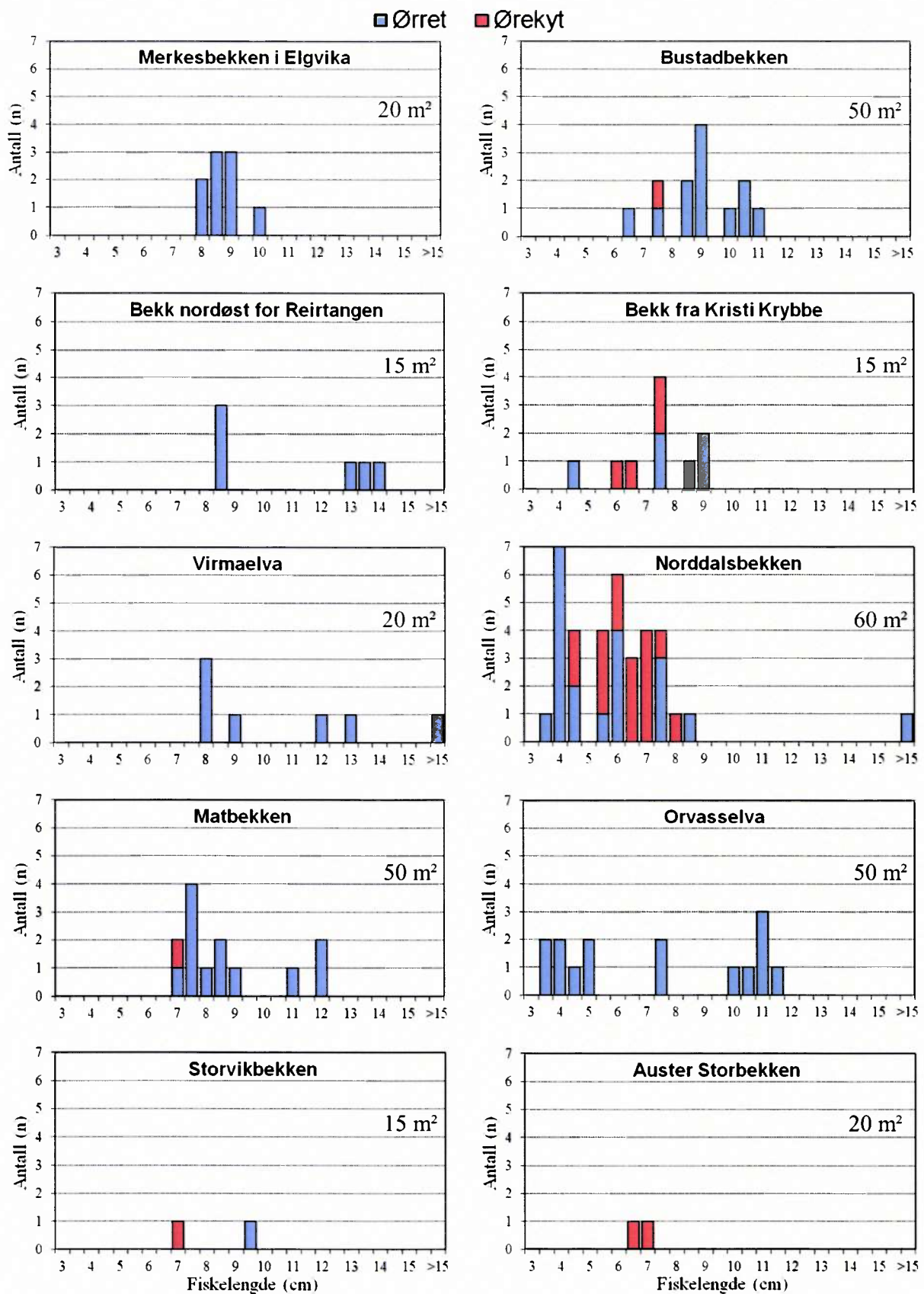
E) Bekk fra Kristi Krybbe



F) Storelva



Figur 4.6.1. Undersøkte innløpselver til Østvatnet. Se teksten for beskrivelse av gyteforhold og fangst ved elektrofisket. Storelva ble ikke elektrofisket, fordi elven er for bratt for oppvandring av fisk.



Figur 4.6.2. Lengdefordeling for fisk fanget i innløpsbekker til Østvatnet, august 2013.



Figur 4.6.3. Oversiktskart over Østvatnet. Potensielle gytebekker er markert.

Storelva er stor og stri, og renner i bratte fossestryk helt ned mot innsjøen. Det er derfor ikke mulig for fisk å vandre opp i elven. I strømmen nær elveosen består substratet av berg og grov stein, uten gytemuligheter. Det kan ikke utelukkes at gyting er mulig enkelte steder lenger ute i elveosen, men på undersøkelsestidspunktet var det ikke mulig å se om det finnes egnet gytesubstrat her. Det ble ikke elektrofisket i Storelva.

Virmaelva er relativt stor og stri, og fisk kan kun vandre ca. 150 m opp fra innsjøen. Elven deler seg i to rundt en øy ca. 60 m ovenfor utløpet, og i det vestre løpet (2-8 m bredt og < 50 cm dypt) er det en del egnet gytegrus uten begroing. Bortsett fra dette renner elven over blankskurt berg.

Det var 10 °C i elven ved elektrofisket, og et område på ca. 20 m² i det vestre sideløpet ble overfisket. Totalt ble det fanget syv ørret mellom 8,2 og 23,6 cm (figur 4.6.2.), men en del fisk slapp også unna, trolig på grunn av lav ledningsevne. Det ble ikke fanget ørekyt.

Norddalsbekken er stort sett 2-3 m bred, og renner i rolige meandersvinger. De nederste ~500 meterne av elven ble undersøkt, og det er ikke usannsynlig at fisk kan vandre mer enn en kilometer oppover denne bekken. Hele den undersøkte delen av elven har store områder med gode gyteforhold, og ved vannstand under HRV er det også gode gyteforhold lenger nede.

Det var 10 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på 50-70 m² i utløpsosen og nederst i bekken ble overfisket. Det ble fanget 20 ørret, hvorav minst 11 årsyngel (figur 4.6.2.). I tillegg ble det fanget 16 ørekyt mellom 4,7 og 8,0 cm.

Matbekken er 2-3 m bred og inntil 40 cm dyp, og er preget av småstryk og kulper. Substratet består av stein og litt grus med lite begroing, og det er brukbare gyteforhold enkelte steder. Omtrent 150 m

oppstrøms utløpet ligger et bratt stryk som delvis renner over sva, og kun stor fisk vil klare å passere dette vandringshinderet.

Det var 10 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på 50-60 m² ble overfisket. Det ble fanget 12 ørret mellom 7,1 og 11,8 cm (**figur 4.6.2.**). En del flere ørret slapp unna, men ingen årsyngel ble fanget eller observert. Det ble i tillegg fanget én ørekyt på 7,0 cm nederst i bekken.

Orvasselva renner i relativt flate stryk nederst, men blir smalere og striere ca. 250 m oppstrøms utløpet. Bredden varierer fra ca. 20 til 50 m, og det er stort sett mindre enn 1 m dypt. Substratet består for det meste av stein, men det er sannsynligvis brukbare til gode gyteforhold innimellom. Fisk kan vandre 430 m oppover til en foss.

Det var 11 °C i elven ved elektrofisket, og et område på ca. 50 m² langs elvekanten nær utløpet ble overfisket. Totalt 15 ørret (hvorav syv årsyngel) ble fanget (**figur 4.6.2.**), men mange flere ble observert. Det ble ikke fanget ørekyt.

Storvikbekken er 1-4 m bred og 0-40 cm dyp, og fisk kan vandre ca. 20 m opp til en foss. Bekken renner over sva nederst, men har to kulper med stein og litt grus øverst. Det er lite begroing, men dårlige gyteforhold.

Det var 12 °C i bekken ved elektrofisket, og et samlet område på ca. 15 m² i kulpene ble overfisket. Det ble fanget én ørret på 9,4 cm, og én ørekyt på 6,8 cm (**figur 4.6.2.**). I tillegg ble det observert en ørret på ca. 20 cm.

Austre Storbekken er 1-2 m bred og stort sett 0-20 cm dyp, og fisk kan vandre ca. 20 m opp til en foss. Bekken renner i småstryk mellom grov stein, og det er kun små grusflekker der gyting kan være mulig. Det er lite begroing i bekken.

Det var 11 °C i bekken ved elektrofisket, og hele bekken opp til fossen ble overfisket. Ingen ørret ble fanget, men det ble observert en ørret på drøyt 10 cm (**figur 4.6.2.**). I tillegg ble det fanget to ørekyt på 6,3 og 6,9 cm.

A) Virmaelva



C) Matbekken

B) Norddalsbekken



D) Orvasselva



E) Storbekken



F) Austre Storbekken



Figur 4.6.4. Undersøkte innløpselver til Østavnet. Se teksten for beskrivelse av gyteforhold og fangst ved elektrofisket.

Sørbekken renner i nedre del for det meste over sva, med enkelte dypere kulper her og der. I kulpene er det substrat av stein og sva med lite begroing, og det er dårlige gyteforhold. Bekken er stort sett 0-40 cm dyp og 0,5-3 m bred, og fisk kan trolig vandre 100-150 m oppover før terrenget blir brattere.

Det var 11 °C i bekken ved elektrofisket, og et samlet område på ca. 15 m² i kulper i bekkens nederste 40 m ble overfisket. Totalt ble det fanget seks ørret, men ingen årsyngel (**figur 4.6.6.**). Det ble ikke fanget ørekyt.

A) Sørbekken



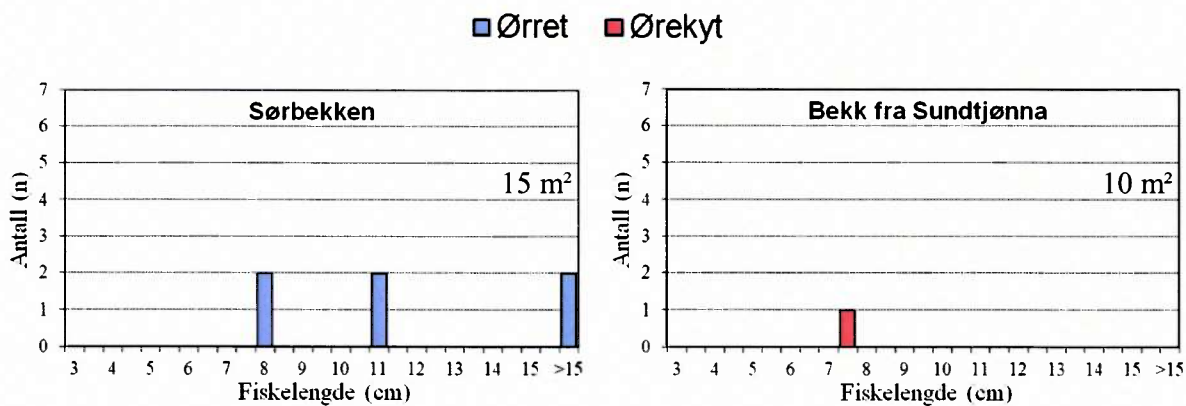
B) Bekk fra Sundtjønna



Figur 4.6.5. Sørbekken og bekk fra Sundtjønna til Østvatnet.

Bekken fra Sundtjønna er svært liten, og stort sett mindre enn 0,5 m bred og 20 cm dyp. Nederst mot utløpet sildrer den over berg, stein og grus, men videre oppover renner den som en smal kanal gjennom myr og gress. Fisk kan trolig vandre minst 50 m oppover bekken. Det er mulig å gyte her, men bekkens størrelse tilsier at bidraget til ørretbestanden i Namsvatnet vil være ubetydelig.

Det var 11 °C ved elektrofisket, og et område på 5-10 m² ble overfisket. Det ble kun fanget én ørekyt (7,4 cm), og ingen ørret (**figur 4.6.6.**).



Figur 4.6.6. Lengdefordeling for fisk fanget i Sørbekken og bekk fra Sundtjønna, innløpsbekker til Østvatnet, august 2013. Omtrentlig overfisket areal er oppgitt for hver bekk.

4.6.2. Bekker i Midtivatnet

Vester Hopbekken er 1-3 m bred og inntil 20 cm dyp, og fisk kan vandre 25 m opp til en foss. Bekken er preget av stryk og små kulper, og substratet består av stein og små grusflekker uten begroing. Det er stedvis brukbare gyteforhold.

Det var 11 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 25 m² ble overfisket. Det ble fanget åtte ørret, og alle var sannsynligvis årsyngel (**figur 4.6.8**). I tillegg ble det fanget én ørekyt på 8,2 cm.

Hopbekken er 2-3 m bred og stort sett mindre enn 30 cm dyp. Bekken renner i små stryk og kulper, og substratet består av stein og en del grus uten begroing. Det ser ut til å være relativt gode gyteforhold, men gytegrusen er noe flatere og mer tettpakket enn optimalt. Fisk kan trolig vandre ca. 100 m oppover denne bekken.

Det var 11 °C i bekken ved elektrofisket, og et 30-40 m² stort område ble overfisket. Åtte ørret ble fanget, hvorav seks årsyngel (**figur 4.6.8**). Det ble ikke fanget ørekyt.

Storbekken i Jonasmovika er 2-3 m bred og inntil 20 cm dyp. Bekken renner i flate, rolige stryk med små, grunne kulper. Substratet består av noe tettpakket småstein og grus uten begroing, og gyteforholdene er brukbare til gode i flere av kulpene. Fisk kan sannsynligvis vandre 100-200 m oppover bekken før terrenget blir brattere.

Det var 9 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 40 m² ble overfisket. Tolv ørret ble fanget, og minst ti av disse var årsyngel (**figur 4.6.8**). Det ble ikke fanget ørekyt.

Doretbekken er 0,5-1 m bred og inntil 30 cm dyp. Bekken renner i stryk og småkulper nederst, og roligere gjennom myr lenger oppe. Substratet består av stein og grus uten begroing, og det er en del fine gyteforhold. Det er mulig at fisk kan vandre mange hundre meter oppover denne bekken.

Det var 10 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på 10-15 m² ble overfisket. Fire ørret ble fanget, hvorav én årsyngel (**figur 4.6.8**). I tillegg ble det fanget to ørekyt på 8,6 og 8,7 cm.

Storbekken i Sandvika er 2-3 m bred, og renner rolig i flate stryk og lange kulper med inntil 40 cm vanddyb. Substratet består av noe tettpakket grus og småstein uten begroing, og det er generelt gode gyteforhold. Fisk kan sannsynligvis vandre 150 til 250 m oppover bekken inntil terrenget blir brattere.

Det var 10 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 25 m² ble overfisket. Det ble fanget ti ørret, hvorav ni årsyngel (**figur 4.6.8**). Det ble i tillegg fanget to ørekyt på 5,7 og 6,7 cm.

A) Vester Hopbekken



B) Hopbekken



C) Storbekken i Jonasmovika



D) Doretbekken



E) Storbekken i Sandvika

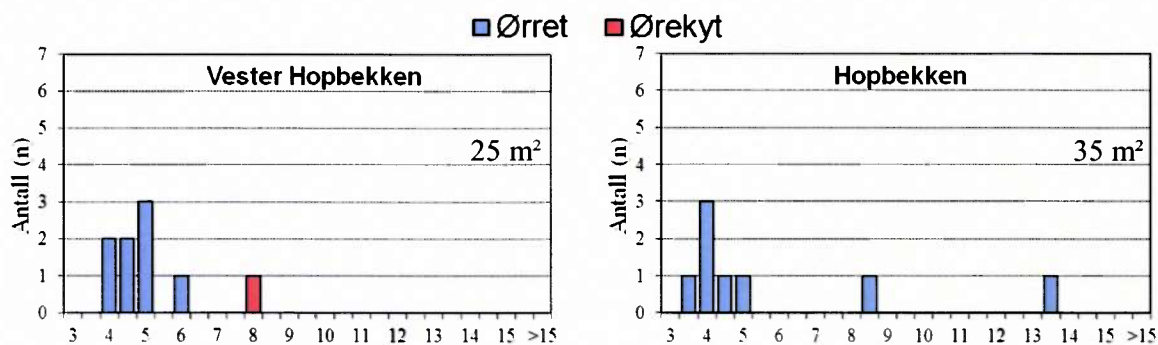


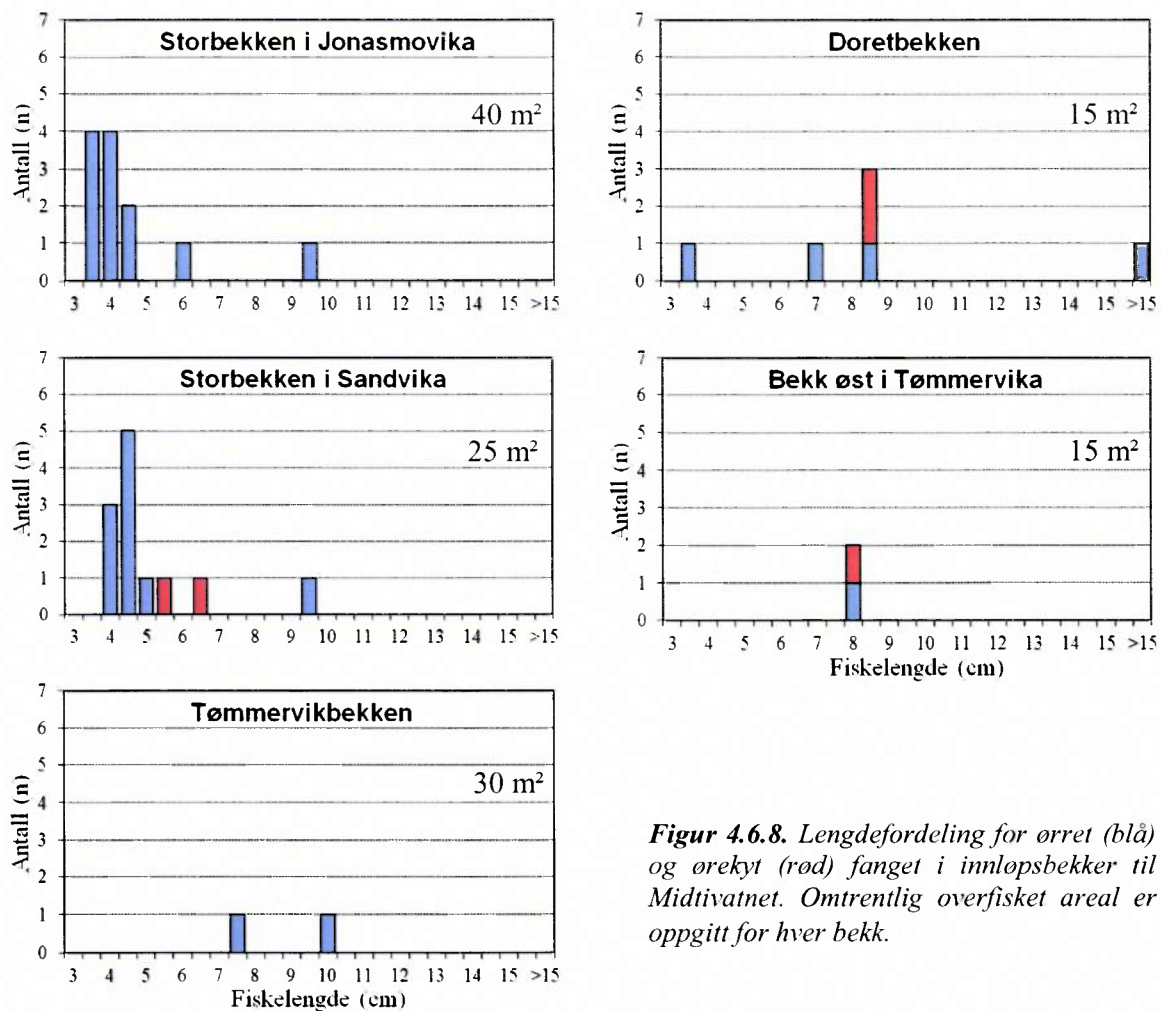
F) Gollomselva



Figur 4.6.7. Undersøkte innløpselver til Midtivismet. Se teksten for beskrivelse av gyteforhold og fangst ved elektrofisket. Gollomselva ble ikke elektrofisket, fordi elven er for bratt for oppvandring av fisk.

Gollomselva renner i et 3-4 m høyt fossestryk ned i innsjøen, og fisk kan ikke vandre opp i elven. Det ble derfor ikke elektrofisket i Gollomselva.





Figur 4.6.8. Lengdefordeling for ørret (blå) og ørekyt (rød) fanget i innløpsbekker til Midtivatnet. Omtrentlig overfisket areal er oppgitt for hver bekk.

Bekken øst i Tømmervika er 1-2 m bred og inntil 20 cm dyp. Bekken renner i bratte stryk med småkulper, og fisk kan trolig vandre maksimalt 50 m oppover. Substratet består av stein, grus og sand uten begroing. Det er mulig å gyte enkelte steder, men som gyteområde er denne bekken av liten betydning for ørretbestanden i Namsvatnet.

Det var 11 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på 15-20 m² ble overfisket. Det fanget én ørret på 8,0 cm og én ørekyt på 8,1 cm (**figur 4.6.8**).

Tømmervikbekken er 0,5-2 m bred og inntil 20 cm dyp, og renner i stryk og små kulper. Substratet består av berg, stein og sand med litt mose. Det er mulig å gyte enkelte steder, men som gyteområde er Tømmervikbekken av liten betydning for ørretbestanden i Namsvatnet.

Det var 12 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 30 m² ble overfisket. To ørret på 7,3 og 10,0 cm ble fanget (**figur 4.6.8**), og det ble ikke fanget ørekyt.

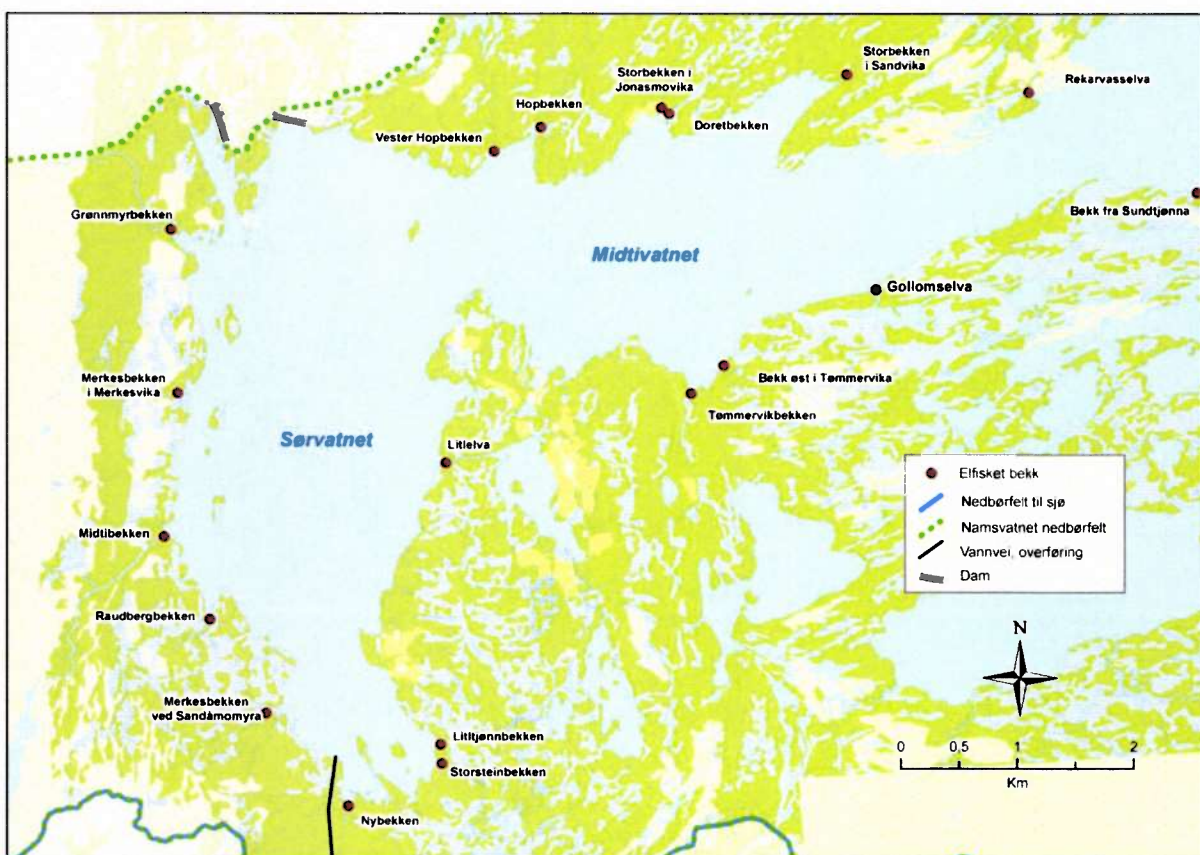
A) Bekk øst i Tømmervika



B) Tømmervikbekken



Figur 4.6.9. Bekk i Tømmervika og Tømmervikbekken til Midtivatnet.



Figur 4.6.10. Oversiktskart over Midt- og Sørvatnet. Potensielle gytebekker for aure er markert.

4.6.3. Bekker i Sørvatnet

Litlelva er 1-2 m bred, og fisk kan kun vandre ca. 15 m opp til en foss. Elven renner over berg og grov stein med store mengder mose- og algebegroing. Det er ikke egnede gyteforhold, og bekken ble ikke elektrofisket.

Littjønnbekken er 3-4 m bred og inntil 50 cm dyp, og fisk kan vandre ca. 25 m oppover. Bekken renner i flere relativt store, naturlige terskelkulper. Substratet i kulpene består av stein og grus, og det er brukbare gyteforhold.

Det var 13 °C i bekken ved elektrofisket, og mesteparten av bekken nedstrøms vandringshinderet ble overfisket. Det ble fanget tre ørret mellom 6,8 og 9,1 cm (**figur 4.6.13.**), samt fem ørekyt mellom 6,3 og 7,2 cm.

Storsteinbekken er 1-2 m bred og inntil 50 cm dyp. Bekken renner i et kort, passerbart rør under veien ca. 40 m oppstrøms utløpet, og nedenfor røret renner den over berg, stein og litt grus. Ovenfor røret renner elven i rolige meandersvinger gjennom myr, og fisk kan sannsynligvis vandre mange hundre meter oppover. Gyteforholdene er brukbare enkelte steder.

Det var 13 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 30 m² nedenfor røret ble overfisket. Det ble fanget tre ørret mellom 7,8 og 9,3 cm (**figur 4.6.13.**), i tillegg til fire ørekyt mellom 5,5 og 8,3 cm.

Nybekken er 1-2 m bred og inntil 30 cm dyp, og renner i små stryk og kulper. Substratet består av stein og litt flat grus, og gyteforholdene er dårlige til brukbare. Fisk kan vandre ca. 40 m oppover, før de stanses av steinfundamentet til grusveien som går langs innsjøen i dette området. Opprinnelig ble fiskens vandring trolig hindret av fossestryk ca. 50 m lenger oppe.

Det var 12 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 20 m² ble overfisket. Det ble fanget tre ørret, hvorav én årsyngel (**figur 4.6.13.**). I tillegg ble det fanget en ørekyt på 6,6 cm.

Merkesbekken ved Sandåmomyra er 1-2 m bred og inntil 20 cm dyp, og renner stort sett rolig gjennom terrenget. Substratet består av stein og grus uten begroing, og det er brukbare til gode gyteforhold i mesteparten av bekken. Fisk kan sannsynligvis vandre 2-300 m oppover inntil terrenget blir brattere.

Det var 12 °C i bekken ved elektrofisket, og et område på ca. 20 m² ble overfisket. Det ble totalt fanget ti ørret, hvorav åtte var årsyngel (**figur 4.6.13.**). I tillegg ble det fanget to ørekyt på 5,9 og 6,7 cm.

Raudbergbekken ender i et stritt fossestryk like over HRV, og fisk kan ikke vandre opp i bekken. Det ble derfor ikke elektrofisket.

Midtibecken ender i en foss som faller rett ned i innsjøen, og fisk kan ikke vandre opp i bekken. Bekken ble derfor ikke elektrofisket.

Merkesbekken i Merkesvika ender også i en foss som faller rett ned i innsjøen, og fisk kan ikke vandre opp i bekken. Bekken ble derfor ikke elektrofisket.

Grønnmyrbekken ender i en foss som faller rett ned i innsjøen, og fisk kan ikke vandre opp i bekken. I utløpsosen er det kun grov stein, og tilsynelatende ingen gytemuligheter. Grønnmyrbekken ble ikke elektrofisket.

A) Litlelva



B) Littjønnbekken



C) Storsteinbekken



D) Nybekken



Figur 4.6.11. Undersøkte innløpselver til Sørvatnet. Se teksten for beskrivelse av gyteforhold og fangst ved elektrofisket.

A) Merkesbekken fra Sandåmomyra



B) Raudbergbekken



C) Midtibecken



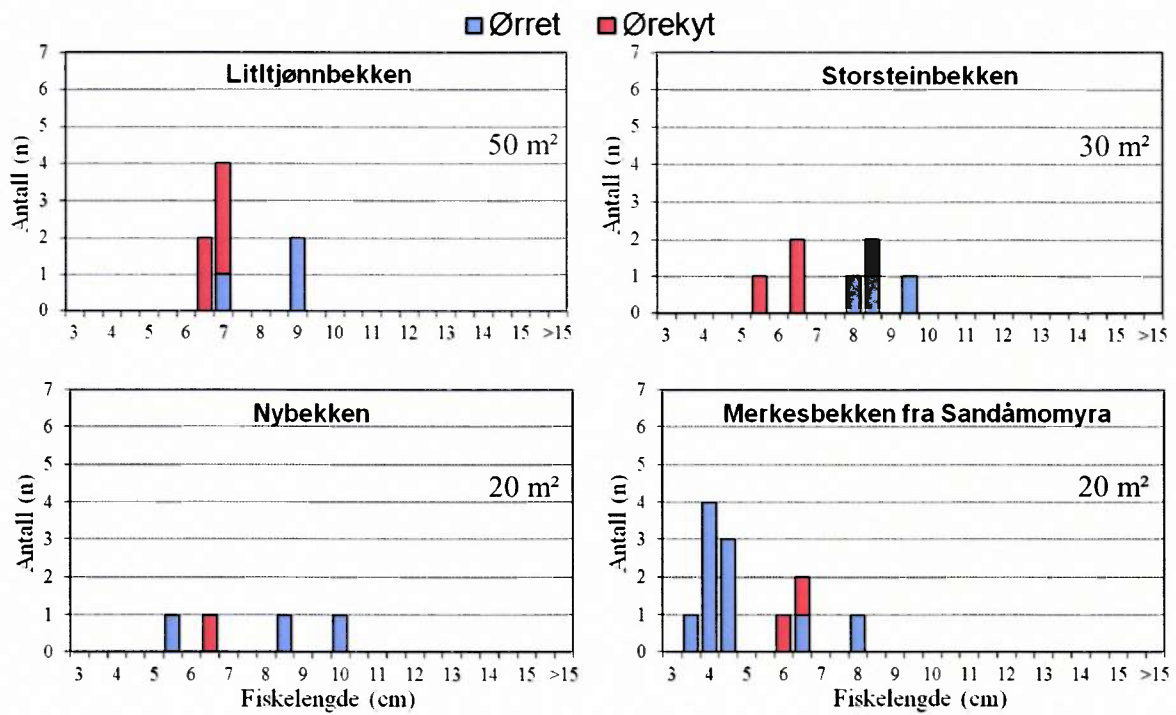
D) Merkesbekken i Merkesvika



E) Grønmyrbekken



Figur 4.6.12. Undersøkte innløpselver til Sorvatnet. Utenom Merkesbekken fra Sandåmomyra, ble disse bekkene ikke elektrofisket, fordi de er for bratte for oppvandring av fisk.



Figur 4.6.13. Lengdefordeling for ørret (blå) og ørekyt (rød) fanget i innløpsbekker til Sorvatnet. Omtrentlig overfisket areal er oppgitt for hver bekk.

4.7. Dyreplankton

Det var lav tetthet av plankton i de pelagiske hovtrekkene, men de vanlige artene forekom (**tabell 4.7.1**). Av vannlopper ble det funnet *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum*, men i relativt lave tettheter. Det var noe høyere tettheter av hoppekreps av artene *Cyclops scutifer*, *Arctodiaptomus laticeps* og *Heterocope saliens*, men samlet sett var det lav forekomst av spisbart dyreplankton i hovtrekkene.

Den store vannloppen *Bythotrephes longimanus* ble ikke fanget i håvtrekkene, men dette attraktive byttedyret dominerte likevel mageinnholdet til røyen (**figur 4.4.1**). Det er ikke uvanlig at arten er fraværende i håvtrekkene som siler et begrenset vannvolum, men forekommer i fiskemagene fordi fisken ved selektiv beiting kan gjennomsoke et mye større vannvolum enn et håvtrekk i løpet av en beiteperiode. Vi er usikre på om tilstedeværelse av *Mysis relicta* kan påvirke fordeling og tetthet av *Bythotrephes longimanus*.

Tabell 4.7.1. Tetthet (antal/m² og antal/m³) av ulike arter dyreplankton i pelagisk håvtrekk på tre lokaliteter i Namsvatnet 26.-31. august 2013. Prøvene ble hentet fra 0-35 meters dyp i Sørvatnet, og fra 0-45 meters dyp i Midtivatnet og Østvatnet.

Gruppe	Art	Øst	Midti	Sør	Øst	Midti	Sør
		dyr/m ²	dyr/m ²	dyr/m ²	dyr/m ³	dyr/m ³	dyr/m ³
Vannlopper	<i>Bosmina longispina</i>	170	340	425	4	8	12
	<i>Daphnia galeata</i>				2		
	<i>Holopedium gibberum</i>	1 189	425	255	26	9	7
Hoppekreps	<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	885	265	510	20	6	15
	<i>Cyclops scutifer</i>	1 150	619	170	26	14	5
	<i>Heterocope saliens</i>	21	7	21	0	0	1
	Calanoide nauplier	973	2 123	425	22	47	12
	Cyclopoide nauplier	1 681	13 270	11058	37	295	316
	Calanoide copepoditter	88	708	1104	2	16	32
	Cyclopoide copepoditter	3 096	3 362	5520	69	75	158
	Hjuldyr (Rotatoria)	<i>Ascomorpha ovalis</i>	531	442	1769	12	10
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	88		442	2		13
	<i>Collotheca</i> sp.	27 645	18 799	19904	614	418	569
	<i>Conochilus</i> sp.	19 904	3 317	2212	442	74	63
	<i>Gastropus stylifer</i>	177		265	4		8
	<i>Kellicottia longispina</i>	32 068	75 195	57502	713	1671	1643
	<i>Keratella cochlearis</i>	56 396	32 068	126062	1253	713	3602
	<i>Keratella hiemalis</i>	9 952	8 846	5529	221	197	158
	<i>Lecane</i> cf. <i>mira</i>		88			2	
	<i>Lecane lunaris</i>		88			2	
	<i>Polyarthra major</i>	30 962	15 481	21010	688	344	600
	<i>Polyarthra</i> cf. <i>remata</i>	11 058	9 952	24328	246	221	695
	<i>Synchaeta grandis</i>		265	354		6	10
	<i>Synchaeta</i> sp.	88		265	2		8
	<i>Synchaeta</i> spp.		354			8	
	Bdelloidea	88		88	3		3
Totalt		198 298	186 016	279 218	4 407	4 134	7 978

4.8. Vannkvalitet

Det ble tatt en vannprøve i Namsvatnet 30. august 2013. Kalsiumkonsentrasjonen var 1,4 mg/l, surheten var pH 6,6 og fargetallet var 8 mg Pt/l. Dette viser at innsjøen på prøvetakingstidspunktet hadde en vannkvalitet som var god for aure og røye.

5.1. Bestandsestimat, rekruttering og romlig fordeling

Under prøvofisken i Namsvatnet i 2013 ble det aller meste av fisken fanget på bunngarn, på flytegarna ble det bare fanget et fåtall røye. Auren og ørekyten var knyttet til litoralsonen, et fåtall aure ble fanget dypere. Av røye var det lav tetthet i litoralsonen, men tettheten var jevnt høy i et belte som strakk seg fra ca. 30 til 200 meter fra land, og ned til et dyp på rundt 40 meter. Fisketettheten avtok svakt vestover i magasinet, men forskjellene var relativt små.

Namsvatnet må regnes som næringsfattig og fosfor er trolig en begrensende faktor for produksjon. Vatnet er dessuten regulert 14 meter og det ligger 455 moh. ved HRV. Fisketettheten uttrykt som biomasse ble beregnet til 6,4 kg pr. hektar, noe som kan regnes som middels. Det må understrekes at metoden for å beregne antall fisk og er en grov metode, og usikkerheten er størst for bunngarn. Metoden for å registrere tetthet av pelagisk fisk med ekkolodd som er omtalt i Knudsen og Sægrov (2002), ble benyttet i fem store innsjøer på Vestlandet i 2001, og en i 1999. Det ble i samme tidsperiode gjennomført prøvofiske med flytegarn i ulike sjikt. Det ble da funnet en nær sammenheng mellom tetthet basert på at et flytegarn avfisker 1 hektar i det sjiktet garnet står, og tetthet av pelagisk fisk (røye og aure, eller aure alene) basert på ekkoloddregistreringer (lineær regresjon, $r^2=0,95$, $p=0,001$, $n=6$) (Knudsen og Sægrov, upublisert, Sægrov mfl. 2003).

Basert på fangstdata fra mange innsjøer er det gjort en skjønnsmessig tredeling av auretetthet basert på garnfangster i litoralsonen (Ugedal mfl. 2005). I denne inndelingen er bestanden tynn hvis fangsten er < 5 aure, middels tett med fangst på 5-15 aure, og tett hvis fangsten er >15 aure pr. 100 m² garnflate. I Namsvatnet var gjennomsnittfangsten av aure i litoralsonen 7,8 pr. garnnatt i Østvatnet, 5,9 i Midtivatnet og 4,8 i Sørvatnet, totalt 6,2 pr. garnnatt (**tabell 4.1.2**). Disse tallene tilsvarende henholdsvis 17, 13, 11 og 14 aure pr 100 m². Utfra dette kan aurebestanden i Namsvatnet karakteriseres som middels tett til tett. Hvis en bruker samme tilnærming for bentisk røye, og bruker fangsten i det mest relevante habitatet som i dette tilfellet er dybdesjiktet 10-30 meter, lå fangsten mellom 22 og 25 røye pr. 100 m² i alle tre bassengene, tilsvarende en tett bestand. Uttrykt som gjennomsnittlig fangst pr. 100 m² garnflate ble det fanget bare 0,2 pelagisk aure og 0,7 pelagisk røye i de dypene der det var størst fangst av hver art, henholdsvis 0-5 meter for aure og 8-13 meters dyp for røyen (**figur 4.1.1**). Tettheten av pelagisk aure og røye må karakteriseres som svært lav.

5.2. Storaure

Ugedal m.fl. (2005) har brukt størrelsen på kjønnsmodne aurehunner for å karakterisere aurebestander. I bestander med middels størrelse er gjennomsnittslengden på gytehunnene mellom 25 og 35 cm, i bestander med storvokst aure er gjennomsnittslengden på de kjønnsmodne hunnene over 35 cm. I Namsvatnet ble det bare fanget 2 kjønnsmodne hunner. Disse var i gjennomsnitt 32,8 cm, men det ble også fanget 3 umodne hunner som var større enn 35 cm, og vi vurderer derfor aurebestanden i Namsvatnet som storvokst.

Det var en høy andel fiskespisende aure i Namsvatnet. Ørekyt synes å være den viktigste byttfisk og ble spist av aure med lengde ned til 17,5 cm i litoralsonen. De største aurene hadde spist røye på dypere vann der tettheten av røye var langt høyere enn i litoralsonen. De fiskespisende aurene opprettholdt veksten selv ved en størrelse på over 40 cm, og hadde stor størrelse ved kjønnsmodning. Samlet tilsier disse resultatene at det er en eller flere storaurebestander i Namsvatnet, noe som er beskrevet tidligere (Sivertsen 1962). Det finnes store elver i Østvatnet som tilfredsstillere storaurenes krav til gyte- og oppvekstområder. Høy tetthet av ørekyt i litoralsonen kan ha gitt fiskespisende aure tilgang på byttfisk selv ved liten størrelse, for ofte er auren over 25 cm før den blir fiskespiser. Det er altså mulig at ørekyten fungerer som «startfor» for fiskespisende aure, på samme måte som stingsild i

andre innsjøer (L'Abée-Lund mfl. 1992). Beiting på ørekyt kan ha bidratt til å øke forekomsten av storeure i Tunhovdfjorden der ørekyt ble utsatt før 1920, og innsjøen har vært regulert 25 meter siden den tid (L'Abée-Lund mfl. 2002).

5.3. Effekter av regulering

Regulering av innsjøer kan påvirke næringsgrunnlaget for fisken og dermed fiskeproduksjonen, og den kan påvirke rekrutteringen av fisk. I Namsvatnet er det aure, røye og ørekyt, og siden disse artene har forskjellig økologi vil de kunne bli påvirket ulikt. Auren gyter vanligvis i innløps- og/eller utløpselver. Når en innsjø blir regulert kan tilgangen til gyteområder om høsten bli hindret hvis magasinet er nedtappet og det blir dannet nye oppvandringshinder, eller gyteområder kan bli neddemt. Før auren i Namsvatnet ble utløpselven (Namsen) utilgjengelig som gyteområde da demningen ble bygget. Innløpselvene har samme vannføring som før regulering og Namsvatnet er vanligvis fullt i gyteperioden, slik at tilkomsten til gytelokalitetene i innløpsbakkene er ikke endret. Gyteområder kan bli neddemt ved regulering. Namsvatnet ble oppdemt 13 meter, noe som førte til at gyteområder på de nederste strekningene av innløpselvene forsvant. I innløpselvene i Østvatnet var det relativt lange, flate elevstrekninger som ble neddemt. I tillegg nevner (Sivertsen 1962) at det var omfattende gyting av aure i sundet mellom Midtivatnet og Sørvatnet, men at disse gyteområdene forsvant ved reguleringen.



Figur 5.3.1. Orvasselva, viktigste gytelokalitet for aure i Namsvatnet.

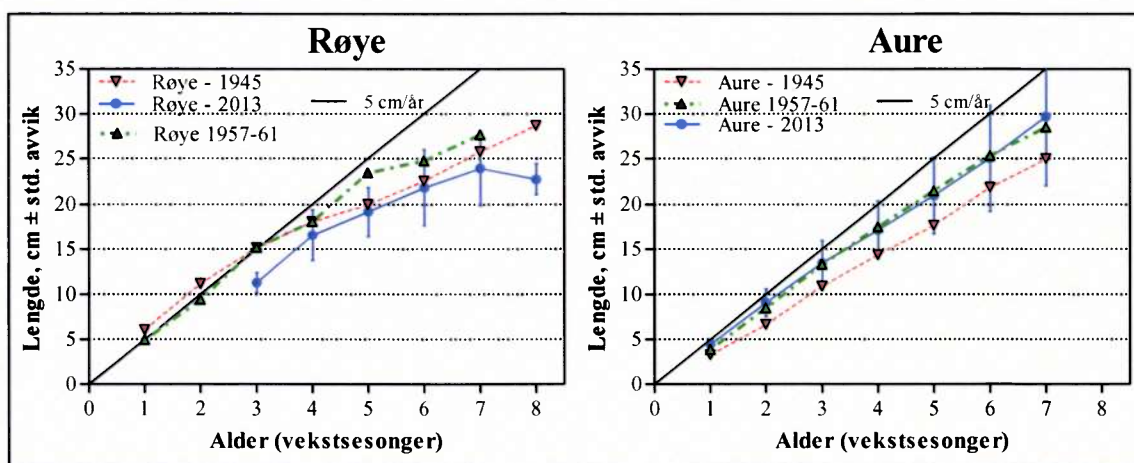
Elvene med det største rekrutteringspotensialet for aure ligger i Østvatnet og dette gjenspeiles i noe høyere tetthet av aure i dette bassenget. Det er derfor en netto migrasjon av aure fra Østvatnet og vestover til de to andre bassengene. Selv om totalt tilgjengelig gyteareal for aure sannsynligvis har blitt redusert som følge av reguleringen, synes gyte- og oppvekstområder likevel ikke å være begrensende for auren i Namsvatnet. Rekrutteringen synes å ha vært stabil de siste 7 årene. Det kan gytes mange egg på små arealer, og årsunger av aure kan vandre ned i innsjøen i løpet av den første sommeren der den fordeler seg i strandsonen. Der dette skjer kan små gytearealer gi grunnlag for tallrike aurebestander (Sægrov 2000).

Røya gyter vanligvis i litoralsonen i innsjøer, og denne artens rekruttering blir i liten grad påvirket hvis det bare er en liten regulering (mindre enn 5 meter), men ved større reguleringer kan rekrutteringen bli redusert eller svikte hvis magasinet er fullt i gytetiden, og blir nedtappet utover

vinteren. I forhold til næringstilgangen er det i dag for tett med røye i Namsvatnet, og rekrutteringen av røye synes å ha vært stabil de siste årene, selv om magasinet normalt tappes ned om vinteren (**figur 2.5**). Det ser dermed ikke ut til at reguleringen har medført redusert rekruttering av røye, og ifølge Sivertsen (1962) økte rekrutteringen av røye etter reguleringen.

I august 1945 var innslaget av aure i garnfangstene ca. 50 %, men i perioden fra 1951 til 1961 (etter regulering) avtok innslaget fra 62 % til 6 % (Sivertsen 1962). I det meste av denne perioden ble det brukt relativt grovmaskede garn, men i 1958 ble det tatt i bruk 32 omfar (19,5 mm) som den minste maskevidden. Erling Sivertsen videreførte sine fiskeundersøkelser i Namsvatnet med årlig garnfiske i august fra 1962-1966, 10-15 år etter at reguleringen startet (Sivertsen 1967). I de fem årene utgjorde auren i gjennomsnitt 9 % av fangsten i antall, men varierte fra 11 % i 1962 til 2 % i 1965. Gjennomsnittlig fangst pr. garnnatt var 0,3 aure og 20 røye, tilsvarende 0,8 aure og 53 røye pr 100 m² garnflate. Før regulering og inntil *Mysis* ble introdusert, var det sannsynligvis tallrikt med pelagisk fisk, spesielt røye, i Namsvatnet. E. Sivertsen fisket imidlertid ikke med flytegarn, så dette kan ikke bekreftes.

Fangstene pr. garnareal fra 2013 kan ikke sammenlignes direkte med de fra 1960-tallet, fordi garn typer og plasseringen av garn var forskjellig. Sammenligningen indikerer likevel at tettheten av røye var omtrent den samme i 2013, mens tettheten av aure var mange ganger høyere sammenlignet med 1960-tallet. Fangst pr. garnareal er ikke direkte sammenlignbart mellom enomfarsgarn og Nordiske fleromfarsgarn siden fisk kan vandre langs garnet, og da vil de uaktuelle maskeviddene i fleromfarsgarn kunne fungere som ledegarn og gi høyere fangster pr. maskevidde for fisk i den aktuelle størrelsen sammenlignet med enomfarsgarn. Det er ikke korrigert for at røyen bruker en mye større del av bunnarealet enn auren, slik at forholdet mellom de to artene er langt mer forskjøvet i favor av røye enn det gjennomsnittsfangsten indikerer. Totalbestanden av aure ble beregnet til å utgjøre 19 % av samlet antall aure og røye i 2013, men andel aure i fangsten var langt høyere med 41 % (**tabell 4.3.1**). Det er dermed usikkert om andelen aure faktisk er lavere enn før regulering (se Sivertsen 1962).



Figur 5.3.1. Vekstkurver fra røye (venstre) og aure (høyre) i Namsvatnet for regulering i 1945, og etter regulering i perioden 1957-1961 og i 2013. Vekstkurvene fra 1945 og 1957-1961 er hentet fra figurer i Sivertsen (1962).

Produksjonen av næringsdyr for fisk blir i liten grad påvirket ved mindre reguleringer (< 5 meter), men dette varierer med innsjøens utforming, høyde over havet og næringsdyrgruppe. I innsjøer med store grunne områder blir produksjonen mer redusert enn i brådype innsjøer der arealreduksjonen blir liten selv når innsjøen er nedtappet. Linsekreps, fjørmygglarver/pupper og *Mysis* er eller har vært viktig næring for aure og røye i Namsvatnet, og disse gruppene blir lite påvirket av mindre reguleringer siden de forflytter seg aktivt i forhold til forandringene i vannstand. Det samme er tilfelle for dyreplankton, som vanligvis har større betydning som næring for røye enn for aure (Brabrand

2010). Det viktige næringsdyret marflo er svært fåtallig eller muligens utryddet i Namsvatnet som følge av reguleringen (se kapittel 5.6).

Auren hadde ingen tydelig vekststagnasjon i 2013, og tilbakeregnet vekst var den samme som i perioden 1957-1961 (Sivertsen 1962). Aurens tilvekst var betydelig dårligere i 1945 sammenlignet med etter regulering (figur 5.3.1). På 1950-tallet vokste auren bedre på grunn av demningseffekten. E. Sivertsen opplyste at det var spredte fangster av stor aure i vatnet, som nå. I forhold til størrelse og vekstmønster er det bare små forandringer for aure i 2013 sammenlignet med tidlig på 1960-tallet, men auren vokser altså raskere enn i 1945 (før regulering).

I 2013 stagnerte røyens vekst ved en lengde på ca. 24 cm, men det ble fanget en del individer opp mot 30 cm. Før regulering, i 1945, og i perioden 1957-1961, vokste røyen bedre enn i 2013, og den ble også større før veksten stagnerte (figur 5.3.1). Størrelse og kvalitet på røyen ble bedre utover 1950-tallet som følge av bedre næringstilgang på grunn av oppdemningseffekten, men situasjonen var stabilisert på 1960-tallet, og størrelsen på røyen avtok (Sivertsen 1967).

I henhold til E. Sivertsen (1962) ble det satt ut til sammen 132 000 1-årig settefisk av aure i perioden 1953 til 1961, i gjennomsnitt 15 000 hvert år fra 1955-1961. Det var i denne perioden at innslaget av aure avtok mest. Vi er ikke kjent med at det er satt ut fisk etter 1961.

5.4. Røye og *Mysis relicta*

Røyen stagnerte i vekst ved en lengde på 20-25 cm. Dette var sammenfallende med lengde og alder ved kjønnsmodning som var 5 år for hunnrøyen og 4 år for hannrøyen. Det er i dag tett med røye og for lite næring til at røyen kan fortsette å vokse etter kjønnsmodning. Tilbudet av pelagisk dyreplankton er begrenset, trolig som effekt av utsettingen av *Mysis relicta*, og dette gjør at røyen i liten grad beiter pelagisk, noe som er det vanlige i sommerhalvåret i innsjøer uten *M. relicta*. I andre innsjøer der *M. relicta* er blitt innført har det skjedd store reduksjoner i forekomsten av dyreplankton som ellers ville vært næring for røye, og medfølgende sammenbrudd av pelagisk røye som den tapende parten i konkurransen med *M. relicta* (Langeland og Moen 1995). I eksperiment er det vist at *M. relicta* beiter effektivt på *Daphnia galeata*, *Bosmina longispina* og *Cyclops scutifer*, og i noe mindre grad på *Holopedium gibberum*, alle arter som røyen normalt ville spist (Koksvik mfl. 1995). *Mysis relicta* vandrer normalt oppover i vannmassene når det mørkner, og holder seg på dypere og mørkere områder når det er lyst. Hvor den holder seg er avhengig av siktedypet, og den holder seg stort sett dypere enn 1 siktedyp, som var 8-8,5 meter i Namsvatnet sent i august 2013. Bentisk røye beitet i noen grad på *Mysis*, fortrinnsvis dypere enn 10 meter. Redusert vekst og størrelse på røyen i 2013 sammenlignet med tidligere skyldes trolig næringskonkurranse med *Mysis*. Det er også mulig at den samlede produksjonen av røye og aure er blitt redusert på grunn av bortfall av den pelagiske bestandskomponenten. Dette er usikkert siden vi ikke har informasjon om pelagisk bestand tidligere.

5.5. Effekter av ørekyt

I andre innsjøer med skjoldkreps og der ørekyt er blitt innført, har ørekyten medført reduksjon av skjoldkrepsbestanden (Borgstrøm mfl. 1985). Ørekyten og skjoldkrepsen er sterkt knyttet til litoralsonen, og ørekyten beiter på unge stadier av skjoldkreps. Bortfall av skjoldkreps som næring for auren har likevel ikke medført reduksjon i antall eller størrelse av aure. Auren beiter på ørekyt og *Mysis*, og dette kan i noen grad kompensere for bortfall av skjoldkreps, men burde medføre redusert produksjon siden skjoldkrepsen er på et lavere trinn i næringskjeden. Det er mulig at ørekyten er mer tilgjengelig som byttedefisk for auren i regulerte innsjøer (jfr. Tunhovdfjorden) sammenlignet med i uregulerte innsjøer der ørekyten fortrinnsvis blir spist i dens gyteperiode (Sægvog 2009).

5.6. Forandringer i fiskens diett

Fiskeundersøkelsene før regulering og i perioden etter regulering forgikk med bunngarn i litoralsonen i august, som i 2013, og undersøkelsene av næringsvalget i 2013 er dermed sammenlignbart med de tidligere undersøkelsene. Det er avdekket store forandringer i tilgang på næringsdyr for aure og røye i Namsvatnet, både som følge av reguleringen og utsettinger av fremmed arter.

Tabell 5.6.1. Mageinnhold til røye og aure i Namsvatnet før reguleringen som startet i 1951, de 15 første årene etter regulering og i 2013. xxx: dominerende, xx: forekommer hyppig, x: forekommer.

Mageinnhold	Før reg. (før 1951)		1951-1966		2013	
	Røye	Aure	Røye	Aure	Røye	Aure
Marflo	xx	xx				
Skjoldkreps	x	xx	x	xx		
Linsekreps	xx	xx	xxx	xx		
Overflateinsekter	x	xx	xx	xxx		xxx
Fjørmygg	x	x	x	x	x	x
Andre bunndyr	x	x	x	x	x	x
Fisk		x		x		xx
Annet dyreplankton	x?	x?	xx	xx	x	x
<i>Bytothrephes longimanus</i>					xxx	xx
<i>Mysis relicta</i>					x	xx

Før regulering var marfloen en viktig del av dietten til auren i Namsvatnet, men denne forsvant fra mageinnholdet umiddelbart etter reguleringen (Sivertsen 1962). Skjoldkreps og linsekreps var også viktige byttedyr før reguleringen, og fikk større betydning for auren i de første 15 årene etter regulering. I perioden fra 1952 til 1966 utgjorde skjoldkrepsen 20-30 % av aurens mageinnhold, og hele 80 % i 1962 (Sivertsen 1967).

I den første perioden etter reguleringen spiste auren mye linsekreps (*Eurycercus lammellatus*), overflateinsekter, larver og pupper av fjørmygg og fisk (røye). Røyen hadde spist de samme byttedyrene som auren, men de utgjorde en mindre andel av mageinnholdet, for dyreplankton var den viktigste næringen for røyene med dominans av vannloppene *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina* og *Daphnia* sp. (trolig *galeatha*) (Sivertsen 1962). *Bytothrephes longimanus* ble ikke nevnt, noe den ville blitt hvis den hadde blitt spist i betydelig antall (tabell 5.6.1).

Mageinnholdet hadde forandret seg mye fra 1960-tallet til 2013. *Bytothrephes longimanus* var blitt den totalt dominerende næringen for bentisk røye. Den høye dominansen av *Bytothrephes* i røyemagene tilsier at det må være en betydelig forekomst av denne arten, og det er derfor litt merkelig at røyen ikke vokser raskere og når en større lengde før veksten stagnerer. Vi regner det som sannsynlig at det var en tallrik bestand av planktonspisende pelagisk røye i perioden før og rett etter regulering og frem til *Mysis* ble satt ut. I Eikesdalsvatnet på Nordmøre var *Bytothrephes* det viktigste næringsdyret for pelagisk røye og aure høsten 2009, og ble også spist av bentisk røye og aure (Hesthagen mfl. 2010). Tilsvarende er *Bytothrephes* den viktigste næringen for pelagisk aure i Jølstravatnet (Sægrov 2000). Ved større forekomster gir dette byttedyret grunnlag for rask vekst opp til en størrelse på minst 300 gram, og er meget ettertraktet som byttedyr både av røye og aure.

Overflateinsekter var den dominerende næringen for auren i 2013, men *Mysis relicta* var også blitt en viktig matkilde. Auren hadde spist mer fisk enn tidligere, og nå var ørekyt den viktigste byttefisk, spesielt for de minste fiskespiserne (tabell 5.5.1). Skjoldkreps og linsekreps, som var viktige byttedyr frem til 1966, forekom ikke i mageprøvene i 2013. Disse artene blir i liten grad påvirket av reguleringen (Brabrand 2010), så det er mest sannsynlig utsettingene av ørekyt og *Mysis* som har medført at det nå er svært lite eller ingen skjoldkreps og linsekreps i innsjøen ved at ørekyt beiter på

den, og ved at *Mysis* presser fisk fra den pelagiske til den bentiske sonen. Både skjoldkreps og linsekreps er meget attraktive som byttedyr og ville blitt spist av aure og røye dersom de fantes.

5.7. Tiltak – forvaltning

Det er i dag en tett bestand av relativt småfallen røye i Namsvatnet. Det er sannsynlig at næringsgrunnlaget for røyen ble redusert som følge av at *Mysis relicta* ble satt ut. Dette er nå mest sannsynlig en permanent og stabil tilstand. For å øke størrelsen på røya kan tettheten reduseres. Dette er mulig å oppnå med garnfiske, men det kreves en stor innsats. Hvis en velger garnfiske som metode for utfisking bør en bruke maskevidder på 16, 19 og 24 mm, gjerne i samme garn. Ved å starte med bunn garnlenker 30 meter fra land kan en sette disse 200 m utover der det i hvert fall i august 2013 var jevnt høy tetthet av røye. Ved å sette det først garnet i lenken et stykke fra land (dypere enn 10 meter) vil en begrense uttaket av aure. Det kan også være meget effektivt å fiske etter røyen på gyteplassene om høsten.

Utfisking i andre vann har vist at en erfaren fisker kan ta opp minst 100 fisk pr. arbeidstime ved garnfiske. Den estimerte tettheten av røye i Namsvatnet tilsier at en bør fiske opp minst 150 000 røyer i løpet av to-tre år. Med garnfiske vil dette kreve en innsats på 1500 timeverk, altså nærmere et årsverk. Eksempler fra andre innsjøer kan indikere at det kan bli flere store aurer i Namsvatnet etter utfisking av røyen, og at dette kan bli en stabil tilstand uten vedlikeholdsfiske. Dette er likevel svært usikkert, spesielt i et økosystem med flere fremmede arter med stor innvirkning på næringskjedens struktur.

Økning i forekomsten av stor aure etter utfisking av røye er registrert i flere innsjøer, blant annet i Takvatnet (Persson mfl. 2007), i Vangsvatnet (Sægrov 2007a) og i Suldalsvatnet (Sægrov 2007b). Felles for disse innsjøene var forekomst av storaure, og antallet storaure økte under og rett etter utfiskingen. En mulig forklaring på denne forandringen er knyttet til dominansforhold mellom eldre røye og ungrøye. Når det er tett med eldre røye blir den unge røya fortrent til de dypere områdene der det er kaldt og lite mat. Det er disse små røyene som er potensiell mat for auren, men fordi auren ser relativt dårligere enn røya får den ikke tak i smårøya. Når mesteparten av den eldre røya blir oppfisket, blir fortrenningseffekten mindre og ungrøya trekker opp i strandsona der det er mer mat, men der kan auren se den og beite på den. En slik forandring i fordeling ble registrert under og etter utfiskingen i Takvatnet, der dette har blitt en stabil situasjon, og er blitt forklart med at storauren beiter såpass hardt på røya at bestanden av eldre røye holder seg relativt fåtallig (Persson mfl. 2007). I forbindelse med utfiskingen var det også fokus på å «spare» på storauren for å opprettholde nedbeitingseffekten.

Den lave forekomsten av kjønnsmoden aure i Namsvatnet kan indikere at den store auren er utsatt for noe hard beskatning, men dette er usikkert. De store aurene er en viktig faktor for å holde nede røyebestanden ved effektiv beiting på smårøye. Det bør unngås å fiske med grovmaskede garn etter storauren i litoralsonen der den er meget fangbar.

5.8. Status i henhold til vannforskriften

Namsvatnet er vurdert med utgangspunkt i Forskrift om rammer for vannforvaltningen (VF 2006), samt Veileder 01:2011a - "Karakterisering og analyse", Veileder 02:2013 - "Klassifisering av miljøtilstand i vann" og Veileder 01:2014 - "Sterkt modifiserte vannforekomster", alle veiledere som klargjør og utdyper krav stilt i vannforskriften. I tillegg er enkelte støtteparametre nevnt i "Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem" (Sandlund mfl. 2013) vurdert.

Det er foretatt en vurdering av økologisk tilstand for fiskesamfunnene i Namsvatnet i forhold til forventet naturtilstand, samt en enkel vurdering av økologisk tilstand for virvelløse dyr. Det presiseres at dette er to av flere kvalitetselementer som sammen må vurderes for å få et bilde av en innsjø samlede økologiske tilstand (for eksempel er økologisk tilstand for planteplankton og vannplanter

ikke vurdert i denne undersøkelsen). Det er også gjort en vurdering av om Namsvatnet bør vurderes som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF).

Gjeldende kategorisering

Namsvatnet har tidligere vært vurdert med hensyn på økologisk tilstand (www.vann-nett.nve.no, sjekket 27. mars 2014). Namsvatnet er i Vann-nett oppført med “moderat” økologisk status, på grunn av regulering (tabell 5.8.1). Det er vurdert som urealistisk at innsjøen vil nå miljømålet om “god” økologisk tilstand innen 2021, og innsjøen er derfor vurdert som kandidat til sterkt modifisert vannforekomst (SMVF).

Tabell 5.8.1. Status for Namsvatnet i Vann-nett per 27. mars 2014 (www.vann-nett.nve.no). Se teksten over for detaljer.

Typologi	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand	Hydromorf. endringer	Risikovurdering ang. miljømål
Stor, kalkfattig, klar	Moderat	Udefinert	Moderat	Risiko

Referansetilstand fisk

I naturlig fisketomme innsjøer er fisk ikke et kvalitetselement som vurderes i henhold til vannforskriften (Veileder 02:2013). I tilfeller der arter ble introdusert til en vannforekomst før 1900 behandles disse som en “naturlig forekomst”, mens det er foreslått at fisk introdusert etter 1900 behandles som en påvirkningsfaktor (Veileder 02:2013). I Namsvatnet vurderes det som svært sannsynlig at både aure og røye er vandret inn naturlig eller ble introdusert til Namsvatnet før 1900, og disse artene regnes derfor her som naturlig forekommende. Ørekyt ble introdusert etter 1900, og er derfor ikke et biologisk kvalitetselement, men en påvirkningsfaktor.

Namsvatnet er godt undersøkt gjennom prøvofiske en rekke år i perioden 1945 til 1966 (Sivertsen 1962, 1967). Undersøkelsen fra 1945 ble utført før regulering, og data fra denne representerer dermed referansetilstanden (tilnærmet upåvirket) for fiskebestandene i vannforekomsten. Også data fra årene kort tid etter regulering vurderes å gi verdifull informasjon om bestandsstatus, vekst, lengdefordeling, aldersfordeling og fødevalg hos aure og røye i Namsvatnet, spesielt fordi ørekyt og *Mysis relicta* er innført etter dette. Før-data blir her brukt som sammenligningsgrunnlag for våre data fra 2013.

Endringer i økosystemet

Namsvatnet har gjennomgått tre store endringer det siste århundret, i form av regulering fra 1950, og innføring av ørekyt og *M. relicta* i nyere tid. Hver for seg og samlet har disse endringene stort potensial til å påvirke innsjøens økologiske tilstand.

Innføring av fremmede arter medfører i seg selv ingen endring i økologisk tilstand, men den introduserte artens virkning på de øvrige fiskeartene kan få betydning for klassifiseringen. Ørekyt er en næringskonkurrent for auren, og har i Namsvatnet hatt stor innvirkning på tilgjengeligheten av enkelte byttedyr (se under). Samtidig er ørekyten et egnet byttedyr for fiskespisende aure, herunder storaure. *Mysis relicta* er en næringskonkurrent for planktonspisende fisk, og da spesielt pelagisk røye. Innføring av *M. relicta* har tvunget røyen i Namsvatnet fra den pelagiske til den bentiske sonen, men er samtidig selv et attraktivt byttedyr for både aure og røye.

Reguleringen fra 1952 har redusert det totale arealet av rekrutteringsområder for aure, mens røyen har uendrede eller bedre gyteforhold sammenlignet med referansetilstanden (Sivertsen 1962). Støtteparameteren barriereeffekt (andelen av potensielt tilgjengelig gyteelv som er blitt utilgjengelig ved menneskeskapte inngrep) for aure ligger sannsynligvis i intervallet 20-40 %, som tilsvarer tilstandsklasse “god”. Støtteparametrene reguleringshøyde (RH, her 14 m) og RH / 2 siktedyp (her ca. 0,85) tilsier begge “svært dårlig” tilstand, men støtteparametre er indikative, og skal ikke legges til grunn når gode biologiske data foreligger (Veileder 02:2013).

Bestandsutvikling og økologisk tilstand fisk

I tilfeller der referansetilstanden for alle arter og livshistorieformer av fisk i en innsjø er godt kjent, kan økologisk tilstand for fisk vurderes ut fra en tre-trinns prosedyre presentert i Veileder 02:2013. I trinn 1 bestemmes hvilke fiskearter som er biologiske kvalitetselementer i vannforekomsten, og i Namsvatnet er dette aure og røye.

I trinn 2 settes økologisk tilstand basert på prosentvis tilbakegang for hver enkelt fiskebestand. Sivertsen (1962, 1967) rapporterte en økning i tetthet av røye i Namsvatnet etter regulering, og den bentiske komponenten av bestanden virker fortsatt i dag å være like tett som eller tettere enn før regulering. Introduksjon av *Mysis relicta* har sannsynligvis medført en betydelig reduksjon i antall røye i pelagialsonen, men total bestandsstørrelse er muligens ikke redusert. Det ble påvist en nedgang i antall aure i Namsvatnet etter regulering (Sivertsen 1962, 1967), men tettheten av denne arten virker å være noe høyere i dag enn ved undersøkelsene på 50- og 60-tallet. På grunn av enkelte metodiske forskjeller mellom de ulike studiene er det ikke mulig å beregne bestandsnedgangen nøyaktig, men de tilgjengelige datasettene tyder på en nedgang i tetthet av aure på 0-30 % i Namsvatnet. Vi vurderer at de tilgjengelige dataene har middels til høy pålitelighetsgrad, og videre at bestandene av aure og røye er robuste og stabile (med årvisst rekruttering), hvilket tilsier "god" økologisk tilstand for begge artene (Veileder 02:2013).

I trinn 3 vurderes det om økologisk tilstand satt i trinn 2 skal justeres som følge av endringer i bestandenes lengde- og aldersfordeling, samt endringer for eventuelle økologiske former av de vurderte artene. For auren i Namsvatnet er både lengde- og aldersfordelingen som forventet, og ikke merkbart endret siden tidligere undersøkelser. I røyebestanden virker snittalderen og snittstørrelsen å ha blitt noe mindre enn i referansetilstanden, og endringen ble påvist kort tid etter regulering (Sivertsen 1962). Alle livsstadier av røye er imidlertid til stede i bestanden, og endringene gir dermed ikke grunnlag for en reduksjon i økologisk tilstand.

Det er sannsynligvis minst én storaurebestand i Namsvatnet, og dette ble også påpekt av Sivertsen (1962). Andelen fiskespisende aure i bestanden er i dag høy, og tettheten av storaure i innsjøen er sannsynligvis ikke redusert sammenlignet med referansetilstanden. I sum er det derfor ikke grunnlag for justering av tilstandsvurderingen gitt i trinn 2, og økologisk tilstand for fiskebestandene i Namsvatnet er dermed "god".

Forklaringsnøkkel til fargekoder i tabell 5.8.2

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

Tabell 5.8.2. Økologisk tilstand for fisk i Namsvatnet basert på estimert bestandsnedgang for aure og røye. Støtteparametrene fangst per garninnsats (CPUE), reguleringshøyde, forholdet mellom reguleringshøyde (RH) og siktedyp (SD) og estimert barriereeffekt (for aure) som følge av regulering er også vist. Det er i tillegg vurdert om innsjøen bør karakteriseres som SMVF. Se teksten for detaljer.

	Hovedparameter	Støtteparametre				
Økologisk tilstand fisk	Bestandsnedgang (%)	CPUE	Reg-høyde (m)	RH/(2xSD)	Barriereeffekt	SMVF?
God	0-30	14	> 12	> 0,8	0,2-0,4	JA

CPUE

Fangst per garninnsats (CPUE = antall fisk pr. 100 m² garnflate pr. natt) er en parameter som brukes til å vurdere økologisk tilstand i innsjøer med aure som eneste fiskeart (Veileder 2:2013). Dette er ikke tilfelle i Namsvatnet, men vi oppgir likevel CPUE her for å underbygge vurderingen av økologisk tilstand for fiskebestandene gitt over.

En del ørretbestander er naturlig tynne på grunn av lite gyte- og/eller oppvekstareal i elver/bekker. CPUE må derfor sees i sammenheng med oppvekstratio (OR), som er forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal i rennende vann (målt i m²) og innsjøareal (målt i hektar). Det skiller mellom innsjøer med OR over 50, mellom 25 og 50, og under 25. Namsvatnet har en OR på rundt 6, og det er sannsynlig at den også var under 25 før regulering.

Ved undersøkelsen i 2013 ble det beregnet en CPUE på 7,3 aure for total fangst på samtlige bunn garn. Med OR < 25 tilsier dette "god" økologisk tilstand, og det poengteres videre at tettheten av aure sannsynligvis ville vært høyere uten konkurranse med røyen. For røye var CPUE for bunn garn 9,9.

Økologisk tilstand virvelløse dyr

En rekke indekser er utviklet for å bestemme økologisk tilstand for virvelløse dyr i innsjøer (Veileder 02:2013), men disse krever et overvåkingsopplegg som ikke var inkludert i den foreliggende undersøkelsen. Det er imidlertid også mulig å sette økologisk tilstand basert på tilstedeværelse av enkelte "terskelarter", som er følsomme for ulike påvirkninger. Dette gjelder blant annet marflo og skjoldkreps, som begge var vanlige i Namsvatnet i referansetilstanden (Sivertsen 1962). Marflo forsvant kort tid etter regulering, og dette skyldes lav toleranse for vannstandsendringer (Brabrand 2010). Skjoldkreps var fortsatt vanlig etter regulering, men er i dag utryddet eller svært fåtallig, sannsynligvis på grunn av beitetrykk fra ørekyt. Tap eller betydelig reduksjon av disse to artene tilsier "dårlig" økologisk tilstand for kvalitetselementet virvelløse dyr i Namsvatnet.

SMVF

Det er gjort en vurdering av om Namsvatnet bør vurderes som SMVF. Dette innebærer at det er fare for at miljømålet om "god" økologisk tilstand (for vannforekomsten som helhet, der fisk og virvelløse dyr er to av flere kvalitetselementer) ikke kan oppnås uten vesentlige negative innvirkninger på samfunnsnyttene ved regulering (Veileder 01:2014). For regulerte innsjøer er det i hovedsak reduksjon i fiskebestand og/eller diversitet av bunnlevende virvelløse dyr og planter i strand- og gruntvannssonen som følge av unaturlige vannstandsvariasjoner som gir vannforekomstene dårligere enn "god" tilstand. Dette gjelder grovt sett alle innsjøer med aktiv regulering og årlig vannstandsvariasjon på mer enn 3 m, med mindre overvåking av fisk, flora og bunndyr tilsier at disse kvalitetselementene likevel har "god" økologisk tilstand (Veileder 01:2011a).

Namsvatnet har en reguleringshøyde mer enn 4 ganger større enn den veiledende grenseverdien på 3 m. De foreliggende undersøkelsene av virvelløse dyr i gruntvannssonen (se over) viser at flere terskelarter er borte eller sterkt redusert, og det er ikke realistisk å gjeninnføre disse så lenge innsjøen fortsatt er regulert, og ørekyt er til stede. Dette tilsier at Namsvatnet bør utpekes som en sterkt modifisert vannforekomst.

Vannkvalitet

Namsvatnet er i Vann-nett klassifisert som kalkfattig og klar (www.vann-nett.nve.no), hvilket stemmer overens med målinger av kalsiuminnhold og fargetall høsten 2013 (se kapittel 4.8.). Innsjøen ligger i klimaregionen "skog", og hører dermed til innsjøtype 16 (Veileder 01:2014). Den målte surheten på pH 6,6 ligger på grensen mellom "god" og "svært god" tilstand for denne innsjøtypen i henhold til vannforskriften (Veileder 01:2014).

5.9. Konklusjoner

- Etter prøvofisket i 2013 ble det beregnet bestander på 55 000 aure og 241 000 røye av relevante aldersgrupper i Namsvatnet med en samlet biomasse tilsvarende 6,6 kg/hektar. Aurebestanden blir karakterisert som middels tett til tett, og røyebestanden som tett.
- Før regulering var forholdet aure:røye ca. 50:50 i garnfangstene i Namsvatnet. De første 15 årene etter regulering sank andelen aure til under 10 %, men hadde økt til 41 % i 2013. Forskjellene er litt usikre fordi fangstmetodene ikke var helt sammenlignbare i de tre periodene.
- Aurens tilvekst var den samme i 2013 som i 1952-1966, og bedre enn i 1945, før regulering. Røyens tilvekst var lavere i 2013 enn tidligere, og den stagnerte ved mindre størrelse.
- Reguleringen av Namsvatnet medførte at gyteområder for aure gikk tapt. Dette kan ha medført en noe redusert aurebestand, men det er likevel usikkert om tilgang på gyteområder i dag er begrensende for rekrutteringen. Orvasselva er nå viktigste gytelokalitet, inkludert for storauren. Rekrutteringen av røye økte trolig etter reguleringen.
- Marfloen forsvant kort tid etter reguleringen.
- Utsettingen av *Mysis relicta* medførte næringskonkurranse for røyen, og er trolig årsaken til at den pelagiske komponenten av røye nå er meget lav. Auren spiser en del *Mysis*, røyen mindre.
- Etter utsettingen av ørekyt har denne nå spredd seg i litoralsonen i hele Namsvatnet, og forekommer i de fleste av gytebakkene. Ørekyten har sannsynligvis beitet ned både skjoldkreps og linsekreps, som var viktige næringsdyr på 1960-tallet, men som ikke ble påvist i 2013. Ørekyt er viktigste byttefisk for et betydelig antall fiskespisende aure i Namsvatnet, og trolig viktig som «startfor» for storauren.
- For å bedre røyens størrelse og kvalitet bør den tallrike bestanden reduseres. Dette kan gjøres ved å fiske med småmaskede bunn garn, fortrinnsvis dypere enn 10 meter der det meste av røyen finnes, og for å unngå bifangst av aure. Røyen kan altså beskattes mer, men en bør unngå fiske etter storaure med garn i litoralsonen.
- I henhold til kriteriene i Vannforskriften er det «god» økologisk tilstand for både aure og røye i Namsvatnet. Namsvatnet bør likevel utpekes som SMVF (sterkt modifisert vannforekomst) på grunn av 14 meter regulering, og fordi flere terskelarter av virvelløse dyr er borte eller sterkt redusert i antall. Det er ikke realistisk å gjeninnføre eller gjenoppbygge disse artene så lenge innsjøen er regulert og ørekyt er til stede.

- APPELBERG, M., H.M. BERGER, T. HESTHAGEN, E. KLEIVEN, M. KURKULAHTI, J. RAITANIEMI & M. RASK 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 401-406.
- BRABRAND, Å. 2010. Virkning av reguleringshøyde og ulik manøvrering på næringsdyr i reguleringsmagasiner. Rapp. Lab. Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI). Universitetets naturhistoriske museer, Oslo, 281, 40 sider.
- BORGSTRØM, R., GARNÅS, E. & SALTVEIT, S.J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). *Verhandlungen Intern. Verein. für Theoretische und Anaewandte Limnologiae* 22: 2548-2552.
- BORGSTRØM, R. & L.P. HANSEN 2000. *Fiskeforsterknings tiltak og beskatning. Kapittel 10 i: Borgstrøm, R. & L.P. Hansen (red.) 2000. Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, 376 sider.*
- HELLAND, I.P., O. UGEDAL, A.G. FINSTAD & O.T. SANDLUND 2010. Standardiserte ørretfangster som hjelpemiddel for å vurdere økologiske effekter av vannstandsreguleringer i innsjøer – NINA Rapport 560, 23 sider.
- HESTHAGEN, T., R. SAKSGÅRD, O.T. SANDLUND & A. ELORANTA 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Eikesdalsvatnet høsten 2009. NINA Rapport 5758, 39 sider.
- KNUDSEN, F.R. & H. SÆGROV 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research* 56: 205-211.
- KOKSVIK, J.I., T.F. NÆSJE & N.E. GROSSNICKLE 1995. *Mysis relicta* kan endre innsjøens økosystem, s 174-183 i: *Borgstrøm, R., B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund (red.). Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, 1995.*
- KURKILATHI, M. 1999. Nordic multimesh gillnets – robust gear for sampling fish populations. PhD-avhandling, Universitetet i Turku, Turku.
- L'ABÉE-LUND, J.H., A. LANGELAND and H. SÆGROV 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *J. Fish. Biol.* 41: 91-101.
- L'ABÉE-LUND, J.H., P. AASS & H. SÆGROV 2002. Long-term variation in piscivory in a brown trout population: effect of changes in available prey items. - *Ecology of Freshwater Fish* 11: 260-269.
- LANGELAND, A. 1981. Decreased zooplankton density in two Norwegian lakes caused by predation of recently introduced *Mysis relicta*. -*Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 926-937.
- LANGELAND, A., J.H. L'ABÉE-LUND, B. JONSSON & N. JONSSON. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *J. Anim. Ecol.* 60: 895-912.
- LANGELAND, A., J.H. L'ABÉE-LUND & B. JONSSON. 1995. *Ørret og røyresamfunn - habitatbruk og konkurranse, s 35 - 43 i: Borgstrøm, R., B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund (red.). Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, 1995.*
- LANGELAND, A. & V. MOEN 1995. *Mysis relicta* gir næringsvikt hos røye, s 184-189 i: *Borgstrøm, R., B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund (red.). Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, 1995.*

- PERSSON, L., P.-A. AMUNDSEN, A.M. De ROOS, A. KLEMTSEN, R. KNUTSEN & R. PRIMICERIO 2007. Culling prey promotes predator recovery – alternative states in a whole-lake experiment. *Science* 316: 1743 - 1745.
- SANDLUND, O.T. (Red.), M.A. BERGAN, Å. BRABRAND, O.H. DISERUD, H.-P. FJELDSTAD, D. GAUSEN, J.H. HALLERAKER, T. HAUGEN, O. HEGGE, I.P. HELLAND, T. HESTHAGEN, T. NØST, U. PULG, A. RUSTADBAKKEN & S. SANDØY 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratet, rapport M22-2013, 60 sider.
- SIVERTSEN, E. 1962. Namsvatn - Fiskeribiologiske undersøkelser etter at vannet var regulert. Særtrykk av Årbok for Det Kgl. Norske Videnskapers Selskab, Museet, s 36-66.
- SIVERTSEN, E. 1967. Fiskeribiologiske undersøkelser i Namsvatn i årene 1962-1966. Notat til skjønnsretten, datert Trondheim, 31. mars 1967, 12 sider.
- SÆGROV, H., red. 2000. Konsekvensutgreiing Kjøsnesfjorden Kraftverk - Fiskebiologiske undersøkingar. Rådgivende Biologer AS, rapport 421: 1-105.
- SÆGROV, H. 2007a. Fiskeundersøkingar i Vangsvatnet i 2007. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 1037, 16 sider.
- SÆGROV, H. 2007b. Fiskeundersøkingar i Suldalsvatnet i 2006. Rådgivende Biologer AS, rapport 1026, 19 sider.
- SÆGROV, H. 2009. Fiskeundersøkingar i Kjøsnesfjorden og Jølstravatnet 2001-2008. Rådgivende Biologer AS, rapport 1223, 45 sider.
- UGEDAL, O., T. FORSETH & T. HESTHAGEN. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. – NINA Rapport 73. 52 sider.
- VF 2006: Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra <http://www.lovdata.no>.
- Veileder 01:2011a - Karakterisering og analyse. Metodikk for karakterisering og risikovurdering av vannforekomster etter vannforskriftens § 15. Veileder fra Direktorsgruppa Vanndirektivet, 86 sider, ISBN 978-82-7072-811-4. Tilgjengelig fra <http://www.vannportalen.no>.
- Veileder 02:2013 - Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder, 263 sider. Tilgjengelig fra <http://www.vannportalen.no>.
- Veileder 01:2014 - Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. Veileder, 26 sider. Tilgjengelig fra <http://www.vannportalen.no>.