

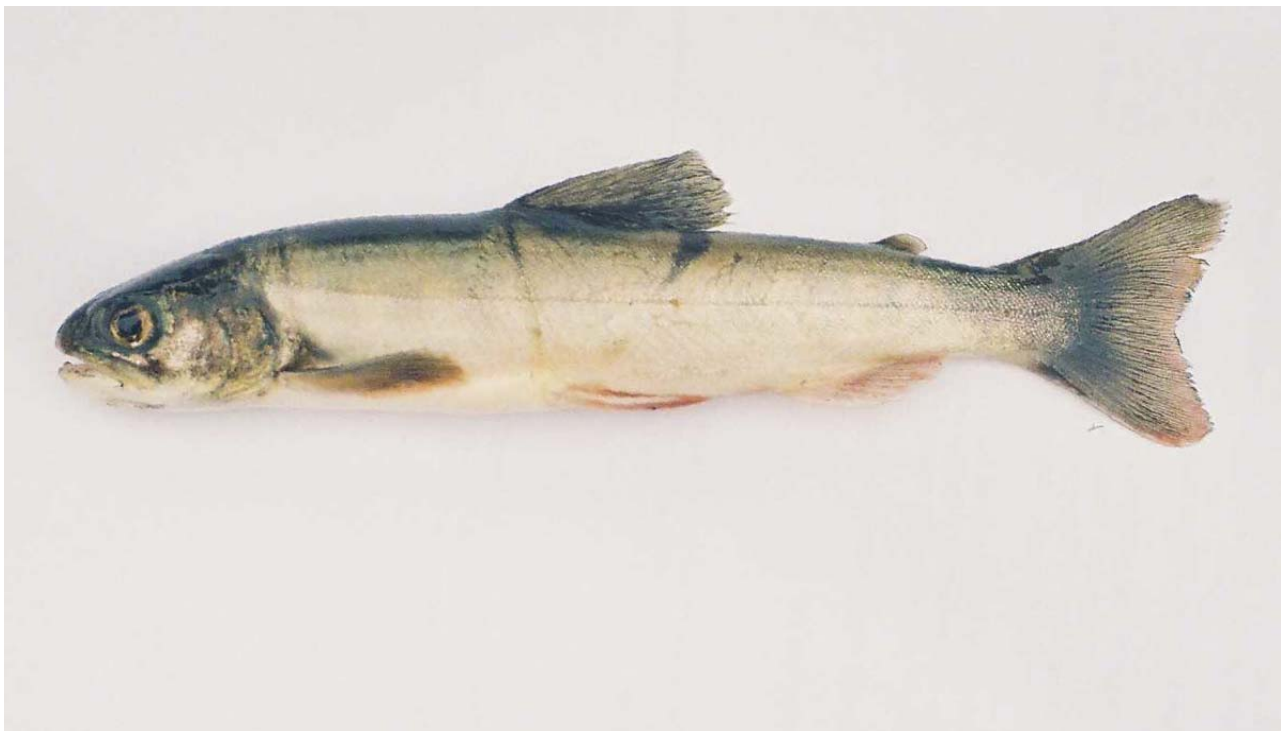
LFI Uni Miljø

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske

Rapport nr. 190

Nygard pumpekraftverk Fiskeribiologiske undersøkelser i reguleringsmagasiner med spesiell vekt på spredning av røye

**Arne Fjellheim
Gunnar G. Raddum**



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE

UNI MILJØ

THORMØHLENSGATE 49b

5006 BERGEN

TELEFON: 55 582228

E-POST: lfi@uni.no

TITTEL:

Fiskeribiologiske undersøkelser i reguleringsmagasiner med spesiell vekt på spredning av røye

DATO: 15.11. 2011

FORFATTERE:

Arne Fjellheim og Gunnar G. Raddum

GEOGRAFISK OMRÅDE:

Modalen og Vaksdal kommune, Hordaland

OPPDRAGSGIVER: Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap

LFI-RAPPORT NR. 190

ISSN-1892-889

Antall sider: 54

Sammendrag:

Rapporten gir resultater, oppsummering og konklusjoner etter overvåking av fire vatn: Stølsvatnet og Steinslandsvatnet i Modalen og Skjerjevatnet og Askjeldalsvatnet i Eksingedalen. Bakgrunnen var at overføring av Skjerjevatnet til Nygard pumpekraftverk i Modalen kunne medføre uønsket spredning av røye. Under prøvafiske i 2005, noen måneder etter at pumpekraftverket startet, ble det tatt en røye i Stølsvatnet. Videre overvåking av de to vatna i Modalen viser at spredningen gjennom kraftverket går relativt sakte. I 2008 ble det fanget en røye i Steinslandsvatnet. Vi forventer at bestandsutviklingen av røye i Stølsvatnet vil skje relativt sakte på grunn av stor reguleringshøyde. I Steinslandsvatnet vil røya, når den først begynner å gyte, utvikle seg raskere. Røyebestanden i Skjerjevatnet er blitt svært småfallen og dette vatnet må i dag karakteriseres overbefolket. I Askjeldalsvatnet har det gjennom de siste ti-årene skjedd en gradvis utvikling av røyebestanden fra lav tetthet til full dominans. Den fremtidige utviklingen av fiskebestandene i de fire vatna blir diskutert.

Referanse:

Fjellheim, A. og Raddum, G. G. 2011. Fiskeribiologiske undersøkelser i reguleringsmagasiner med spesiell vekt på spredning av røye. LFI-Uni Miljø rapport nr. 190 54 s

Emneord: Aure, Røye, Prøvefiske, Pumpekraftverk, Spredning av fisk

Forsidefoto: Røye tatt på 40 – 50 m dyp i Stølsvatnet 19. august 2005. Denne røya, som var 19,4 cm og veide 56 g, passerte Nygard pumpekraftverk sommeren 2005. Den er sannsynligvis den første røya som er fisket i dette området. Foto: A. Fjellheim

Innholdsfortegnelse

1. Forord	4
2. Sammendrag	5
3. Innledning	6
4. Lokalitetsbeskrivelser	6
4.1 Stølsvatnet	6
4.2 Steinslandsvatnet	8
4.3 Skjerjevatnet	8
4.4 Askjeldalsvatnet	11
5 Vannkvaliteten i Moelvi etter oppstart av Nygard pumpekraftverk	13
6. Metoder	15
7. Resultater og diskusjon	15
7.1 Stølsvatnet	15
7.1.1 Prøvefiske 2010	15
7.1.2 Bestandsdata	16
7.1.3 Næringsvalg	18
7.1.4 Dyreplankton	19
7.1.5 Spredning av røye fra Skjerjevatnet til Stølsvatnet	20
7.2. Steinslandsvatnet	21
7.2.1 Prøvefiske 2010	21
7.2.2 Bestandsdata	21
7.2.3 Næringsvalg	21
7.2.4 Dyreplankton	24
7.2.5 Spredning av røye til Steinslandsvatnet	24
7.3 Skjerjevatnet	25
7.3.1 Prøvefiske 2010	25
7.3.2 Bestandsdata	25
7.3.3 Næringsvalg	27
7.3.4 Utviklingen av røyebestanden i Skjerjevatnet	27
7.4 Askjeldalsvatnet	30
7.4.1 Prøvefiske 2010	30
7.4.2 Bestandsdata	31
7.4.3 Næringsvalg	34
7.4.4 Utviklingen av fiskebestandene i Askjeldalsvatnet	35
8. Hvordan utvikler røyebestandene seg videre?	38
8.1 Litt om røya	38
8.2 Stølsvatnet	39
8.3 Steinslandsvatnet	39
8.4 Skjerjevatnet	40
8.5 Askjeldalsvatnet	40
8.6 Kan røya spre seg til andre lokaliteter i Eksingedalsvassdraget?	40
9. Forvaltning av fiskebestandene i Steinslandsvatnet	40
9.1 Utfisking	40
9.2 Steinslandsvatnet etter at røya har etablert seg	41
10. Takk	42
11. Referanser	42
12. Vedlegg	47

1. Forord

Nygaard pumpekraftverk er et av de siste tilskuddene til kraftutbyggingen i Modalen, Eksingedalen og Stølsheimen. Utbyggingen av Evanger kraftverk startet i 1963 og strakte seg over en 20-årsperiode. Det omfatter magasiner liggende i Modalsvassdraget, Eksingedalsvassdraget og Teigdalsvassdraget. På slutten av 1960-tallet ble det gjort forundersøkelser i deler av reguleringsområdet i regi av Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Bergen (LFI). En grundig oppsummering av hovedutbyggingen fram til slutten på 1980-tallet er gitt av Christensen (1989). De mange ulike inngrepene i disse delvassdragene førte til en stor satsning på forskning omkring ulike problemstillinger vedrørende vannkraftutbygging (Fjellheim, 1999). Blant annet ble hovedlokaliteten i "Terskelprosjektet" lagt til et terskelområde ved Ekse, øverst i Eksingedalen. Etter at dette prosjektet var ferdig ble det videreført gjennom "Biotopjusteringsprosjektet". Dette prosjektet skulle i tillegg prøve ut ulike tiltak i elver, innsjøer og på land som skulle bedre forholdene etter tekniske inngrep (Eie 1990). Forskningsområdet ble dermed utvidet. En av de innsjøene der det ble utført forskning var Askjeldalsvatnet. Her ble det blant annet gjort forsøk vedrørende fiskeforsterkningstiltak, der settefisk ble flyttet fra fiskerike områder i Eksingedalen til dette magasinet, som hadde fått sterkt reduserte gytemuligheter etter reguleringen (Raddum m. fl. 1988, Fjellheim & Raddum 1994) Vårt engasjement i området førte til at vi fikk en forespørsel fra BKK om å utrede konsekvensen av det planlagte Nygaard pumpekraftverk. En vesentlig konklusjon vedrørende disse planene var at reguleringen kunne medføre spredning av røye fra Skjerjevatnet til Modalsvassdraget med eventuell etablering i Steinslandsvatnet og Stølsvatnet (Fjellheim m. fl. 1990a, 1991). De eksisterende røyebestandene i Askjeldalsvatnet og Skjerjevatnet ville også berøres av reguleringen. Et forslag til overvåkingsplan for fiskebestandene i de vatna som kunne bli berørt av pumpekraftverket ble lagt fram av Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Bergen, på et møte i Modalen i juni 2004. Overvåkingsplanen omfattet prøvefiske av aktuelle vatn over en fem års periode. Overvåkingen ble startet i 2005, like etter at kraftverket var igangsatt og avsluttet med et prøvegarnsfiske i de fire innsjøene som direkte eller indirekte er mest berørt av reguleringen. Den foreliggende rapport presenterer resultater fra undersøkelsene i 2010 og gir samtidig et sammendrag av de undersøkelsene som er gjort i disse fire magasinene.

Arne Fjellheim
Gunnar G. Raddum

2. Sammendrag

Etableringen av Nygard pumpekraftverk har medført spredning av røye fra Skjerjevatnet i Eksingedalsvassdraget til Modalsvassdraget. Den foreliggende rapport gir resultater fra prøvefiske i 2010 og oppsummerer tidligere studier av fire magasiner som er direkte eller indirekte berørt av reguleringen: Stølsvarnet og Steinslandsvatnet i Modalen og Skjerjevatnet og Askjelldalsvatnet i Eksingedalen. Videre gir rapporten en sammenfatning av utviklingen av fiskebestandene i de fire vatna. I Stølsvatnet ble den første røya tatt på garn i 2005, noen måneder etter at Nygard pumpekraftverk ble startet. Utviklingen av røyebestanden har vært sein i dette magasinet, sannsynligvis grunnet den store reguleringsamplituden. Rogn som blir gytt om høsten har stor sjanse for å bli tørrlagt gjennom vinteren. Et omfattende garnfiske i Steinslandsvatnet i perioden 2006 – 2010 har vært negativt med hensyn på røye, men vi publiserer et funn som ble gjort av en garnfisker i 2008. Etter at de første røyene ble satt ut i Skjerjevatnet midt på 1950-tallet har røyebestanden i dette vatnet gjennomgått en bestandsendring fra stor og fin fisk til en overtallig bestand uten verdi. Det er en liten bestand av aure i vatnet. Disse har et godt potensial for vekst, ettersom de beiter på røye. Røyebestanden i Askjelldalsvatnet er rekruttert fra Skjerjevatnet via elva Skjerjo. I den første tiden etter at røya kom ned i Askjelldalsvatnet ble det ikke påvist reproduksjon. Den store regulerings høyden var sannsynligvis begrensende i den første perioden. Senere begynte røya å formere seg her. Prøvefiske av Askjelldalsvatnet gjennom de siste 30 år viser at dette magasinet har gjennomgått en forandring fra et reint aurevatn til et vatn med en dominerende røyebestand. Rapporten diskuterer fremtidige scenarier i utviklingen av fiskebestandene i Modalen, der etablering av røye i Steinslandsvatnet vil føre til en omfattende endring av vatnets biomasse og produksjon av fisk. Vatnet bør kultiveres slik at forholdene blir lagt til rette for utvikling av større fisk. Dette bør gjøres ved et aktivt utfiskingsprogram, samtidig som en legger forholdene til rette for en økt bestand av fiskespisende fisk.

3. Innledning

Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap (BKK) sendte 15 juni 1988 inn en søknad til NVE-Vassdragsdirektoratet om konsesjon for videre utbygging i Modals- og Eksingedalsvassdraget. I disse planene inngikk bygging av Nygard pumpekraftverk, som omfatter en overføring av Skjerjevatnet (HRV 964, LRV 944) via et pumpekraftverk til Stølsvatnet (HRV 583,5, LRV 547). Stølsvatnet er inntaksmagasin til Steinsland Kraftverk. En skisse over kraftverket med tilløpstunnel er vist i **Figur 1**. Konsesjon for utbyggingen ble gitt i brev av 17. Juli 1992. Kraftverket ble satt i drift våren 2005.

Skjerjevatnet har en stor bestand av røye (*Salvelinus alpinus* L.) etter en utsetting midt på 1950-tallet. Det var allerede klart før konsesjonssøknaden ble avgjort at den planlagte reguleringen kunne medføre spredning av røya til Modalsvassdraget, med eventuell etablering i Steinslandsvatnet og Stølsvatnet (Fjellheim m. fl. 1990a, 1991). Et forslag til overvåkingsplan for fiskebestandene i de vatna som kunne bli berørt av pumpekraftverket ble lagt fram av Laboratorium for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske, Bergen (LFI), på et møte i Modalen i juni 2004. Overvåkingsplanen omfattet prøvafiske av aktuelle vatn med jevne mellomrom. I tillegg skulle fiskebestanden i Steinslandsvatnet overvåkes i forbindelse med et utfiskingsprogram i regi av grunneigarlaget.

Undertegnede ble i brev av 25. oktober 2005 anmodet om å komme med en fiskeriskkyndig betenkning angående fiske i de aktuelle lokalitetene som berøres av pumpekraftverket. Bakgrunnen for dette var at grunneierne krever kompensasjon for tap av fiske som følge av at røye kan komme inn i ovennevnte vatn og kan fortrenge aure. Usikkerhet rundt spredningshastighet og påfølgende rekruttering av røye medførte at det fiskeribiologiske skjønnet ble bestemt utsatt i fem år. I denne perioden (2006 – 2010) skulle de aktuelle vatna overvåkes for å få et bedre bilde av bestandenes utvikling. Overvåkingsprogrammet 2006 – 2010 ble avsluttet i 2010 med prøvafiske av Stølsvatnet, Steinslandsvatnet, Skjerjevatnet og Askjeldalsvatnet.

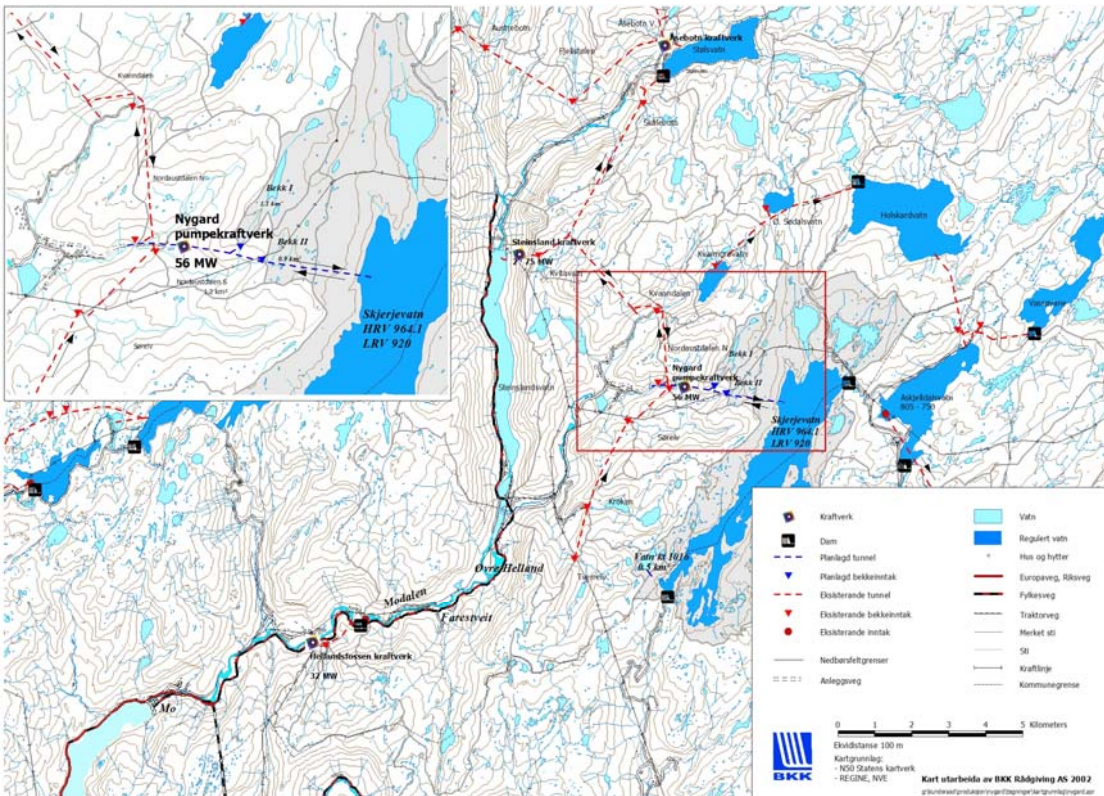
Hensikten med den foreliggende rapport er todelt. For det første skal den presentere resultatene fra undersøkelsene i 2010. Dernest skal den oppsummere resultater og konklusjoner fra prosjektperioden. Rapporten vil således være et sentralt dokument i den videre behandlingen av det fiskeribiologiske skjønnet.

4. Lokalitetsbeskrivelser

4.1 Stølsvatnet

I 1981 ble Stølsvatnet med deler av Nordalselva, Stølselva og Blådalselva regulert gjennom Steinsland kraftverk. Stølsvatnet (HRV 583,5 LRV 547) er inntaksmagasin til dette kraftverket. Stølsvatnet ligger i et område preget av harde granitter og gneiss. Vatnet er demmet opp 35,5 m og senket 1 m. Den store oppdemmingen medførte at vatnet fikk en stor volumøkning. Steinfyllingsdammen (**Figur 2**) er 52 meter høy. Aure var eneste fiskeart i vatnet før Nygard pumpekraftverk ble startet.

Nygard pumpekraftverk er etablert mellom Skjerjevatnet og Stølsvatnet (**Figur 1**). Dette kraftverket utnytter et midlere fall på 383 m. De nye reguleringsplanene medførte at avløpet mot Askjeldalsvatnet ble stengt, men Skjerjevatnet kan i ekstraordinære situasjoner tilbakeføres til Evanger kraftverk. Skjerjevatnet har inntak mot Nygard pumpekraftverk via en tunnel på kote 920. Nygard pumpekraftverk har en Francis-turbin som kan gå begge veier. Generatoren kan også virke som motor. Rotasjonen blir i dette tilfellet snudd og turbinen virker som en pumpe. I perioder der elektrisk kraft er billig kan vann pumpes fra Stølsvatn til Skjerjevatn, der det blir lagra for senere produksjon (**Figur 3, Vedlegg1**).

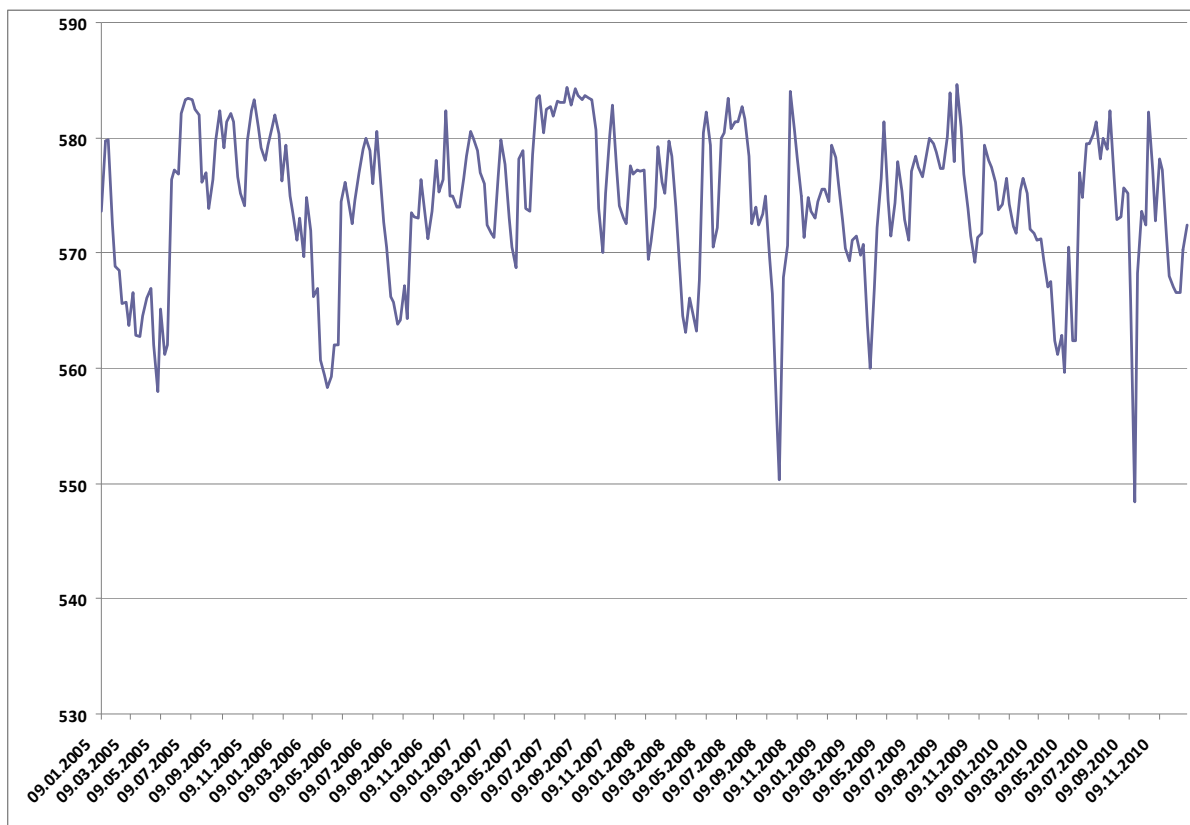


Figur 1. Nygard pumpekraftverk. Oversikt over reguleringsområdet.



Figur 2. Steinfyllingsdammen i Stølsvatnet.

Fyllingskurver for Stølsvatnet i perioden 2005-2010 (**Figur 3**) viser at vatnet fluktuerer betydelig. Dette er et resultat av kjøremønsteret for Nygard pumpekraftverk og Steinsland kraftverk. Vatnet tappes enkelte år ned mot LRV 547, eksempelvis høsten 2008 og høsten 2010.



Figur 3. Vannstandsvariasjoner i Stølsvatnet i perioden 2005 – 2010. Vatnet reguleres mellom HRV 583,5 og LRV 547. Etter data levert av BKK.

4.2 Steinslandsvatnet

Steinslandsvatnet (Storvatnet) ligger 117 m o.h., sentralt i Modalen (**Figur 1**). Det 6 km lange vatnet er senket 1 m og forbundet med Åbotnsvatnet (Midtvatnet) via et smalt sund. Like nedstrøms Åbotnsvatnet ligger et tredje basseng, Herlangen. Steinslandsvatnet har et overflateareal på ca, 2,4 km², største dyp 75 m og gjennomsnittsdyp 31 m (Wiers 1998). Årsnormal for nedbør er høy: 2751 mm (Mjelde & Rørslett 1987).

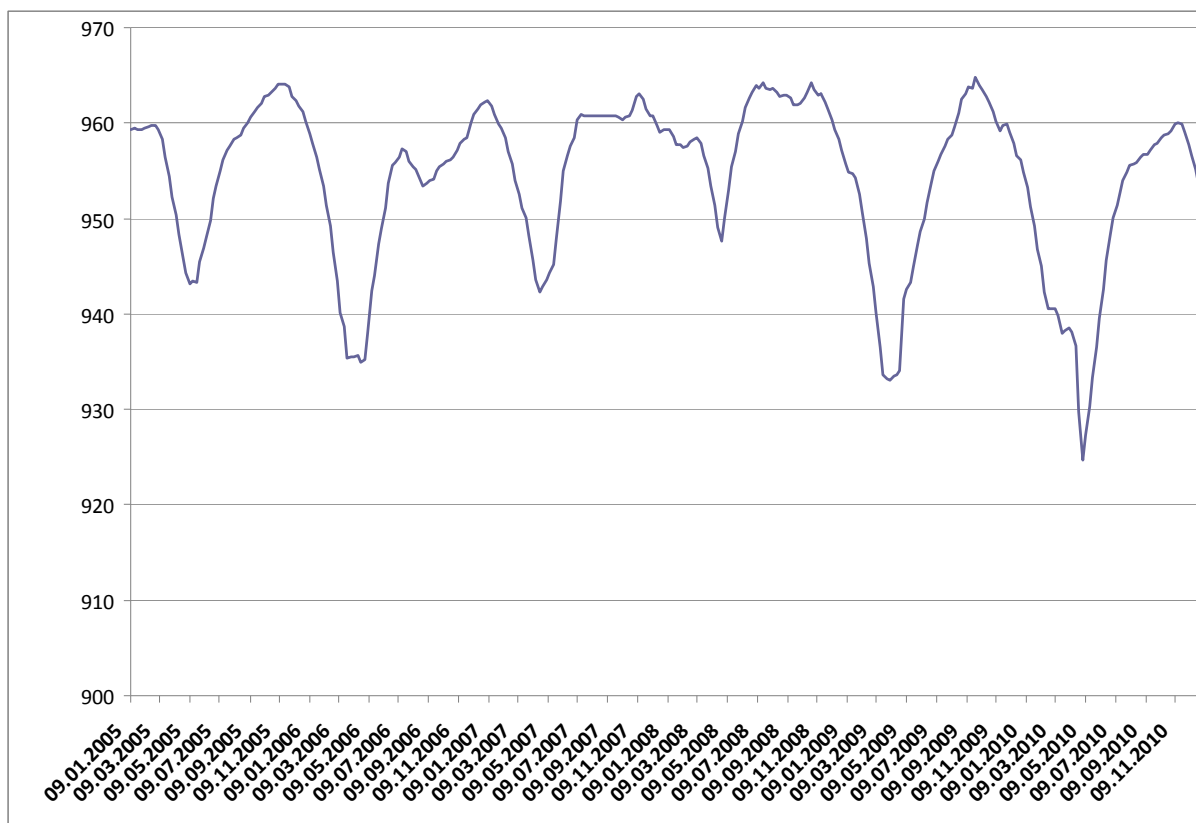
Nedbørfeltet ligger innenfor "Det vestlige grunnfjellsområdet", og er preget av harde gneisbergarter. Det forekommer også kvartitt i nedslagsfeltet. Løsmassene i Modalen er dominert av breelavsetninger (grus). Deler av disse avsetningene utnyttes til grusdrift. Marin grense går ved Nedre Helland i Modalen, ca. 52 m o.h. Steinslandsvatnet har således ikke vært tilgjengelig for røye som vandret inn fra kysten etter avsmeltingen fra siste istid og etablerte bestander i flere lavereliggende vatn på vestlandet.

Med bakgrunn i en driftsplan for Steinslandsvatnet Wiers (1998) ble det i 2002 satt i gang et utfiskingsprosjekt med storruse for å bedre kvaliteten av auren i vatnet.

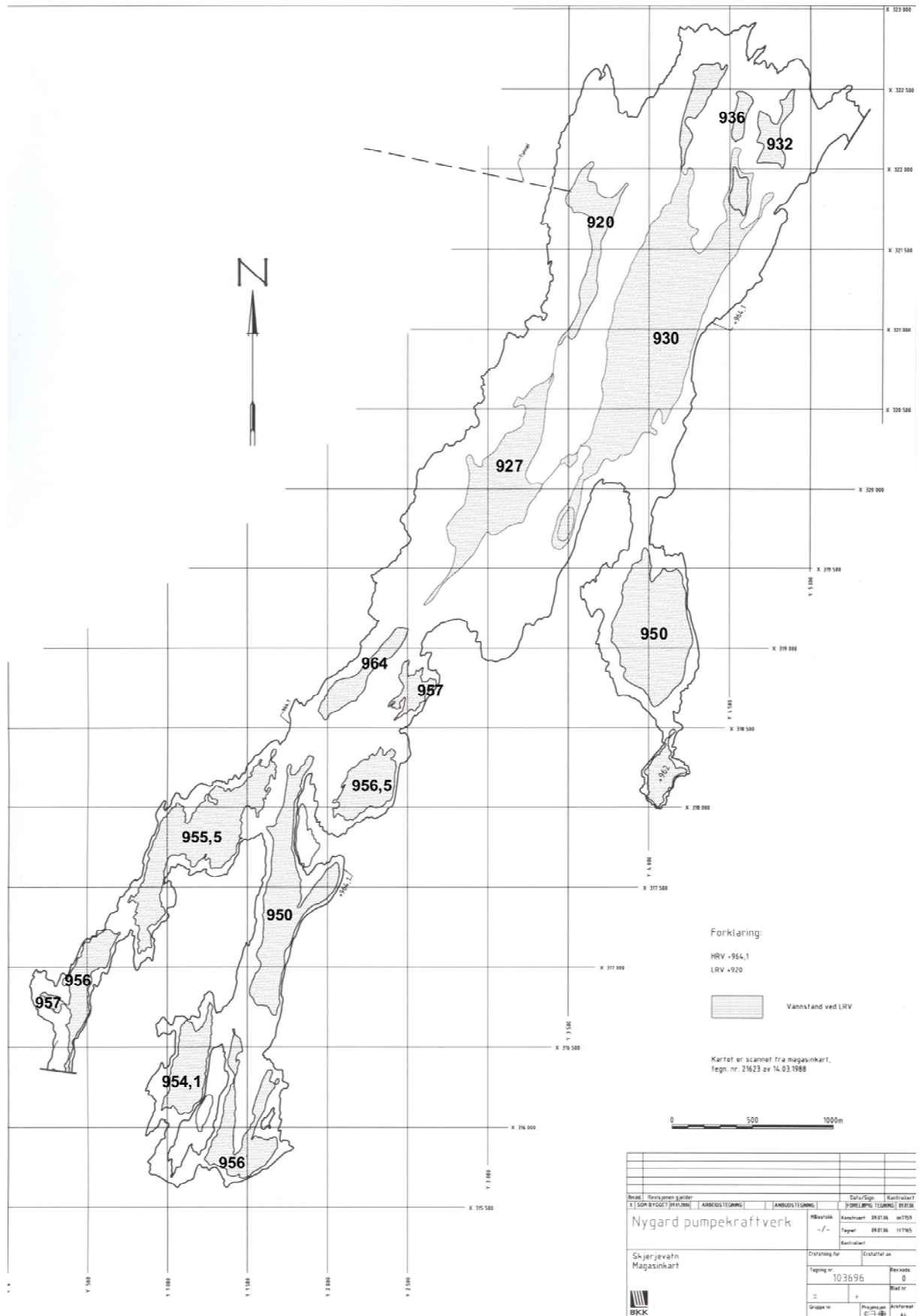
4.3 Skjerjevatnet

Skjerjevatnet ligger i Modalen og Vaksdal kommuner (**Figur 1**). Nedbørfeltet er preget av harde gneisbergarter. Langs østsiden av vatnet forekommer det fyllitt av kambrosilurisk opprinnelse. Denne bergarten er gunstig med tanke på mineraltilførsel og bufring av sur

nedbør. Omgivelsene rundt Skjerjevatnet er preget av lavproduktiv hei, bart fjell og stein. Vatnet er karakterisert som svært næringsfattig (Schnell & Willassen 1991). Skjerjevatnet drenerer naturlig til Eksingedalsvassdraget (401,3 km²). Vatnet ble oppdemt i 1973 og utgjorde ett av magasinene i Evanger kraftstasjon, som har utløp i Evangervatnet i Vossovassdraget. I 1984 ble det utført en tilleggsregulering i vatnet, ved at utløpet til Skjerjo, som renner mot Askjelldalsvatnet, ble senket. Skjerjevatnet ble 13.03.2005 overført til Modalen som magasin for Nygard pumpekraftverk. Magasinet, som er 496 ha ved HRV, reguleres mellom kotene 964,1 og 920,0. Frem til 2005 har Skjerjevatnet blitt regulert mellom kotene 964 og 944. Den nye reguleringen innebærer således ytterligere nedtapping. I midlere fyllingsår vil vatnet tappes ned til kote 933, mens det blir tappet helt ned i dårlige vannfyllingsår (**Figur 4**). Bunnmorfologien i Skjerjevatnet er svært kupert. Ved full nedtapping vil det dannes flere større bassenger over LRV 920 (**Figur 5**).



Figur 4. Vannstandsvariasjoner i Skjerjevatnet i perioden 2005 – 2010. Vatnet reguleres mellom HRV 964 og LRV 920. Etter data levert av BKK.



Figur 5. Skjerjevatnet maksimalt nedtappet til kote 920. Konturen viser HRV 964,1.

Røyebestanden i Skjerjevatnet er svært ung. Vatnet var uten røye til midt på 1950-tallet, da det ble satt ut ca. 40 røyer i vatnet (Ø. Nygard pers. medd.). Disse røyene ble fanget i et lite vatn ved Tyssebotn på Osterøy. Røya i vatnet utviklet seg til en relativt fin størrelse fram mot 2000 (**Figur 6**).

Omtrent samtidig med utsettingen av røye i vatnet ble det satt ut aure. Auren ble båret opp fra forskjellige lokaliteter. Det er kjent at det ble satt ut fisk fra Eksingedalen, Beinhelleren og Modalen. Ved prøvefisken i 1967/68 ble det fanget 28 aurer med gjennomsnitt vekt 180 g og K-faktor 0,90. Gytemulighetene var dårlige, men Reidar Fjellanger (pers.medd.) mener at auren kan gyte i området ved Kvammavatna i nordenden av vatnet. Det ble ikke fanget aure under prøvefiske i 1989 (Fjellheim m. fl. 1990a) og i 1995 – 1996 (Wiers 1997). I 2001 ble det fanget tre aure (Lehmann og Wiers 2001). To av disse var 5 år gamle, mens en var 9 år. En aurefangst fra 2003 viser stor fisk med god kondisjon (**Figur 7**). Det er i senere tid rapportert fangst av storaure i vatnet. Reidar Fjellanger (pers. medd.) tok en aure på 3,3 kg i 2008. De store aurene i Skjerjevatnet er fiskespisere og livnærer seg hovedsakelig av røye.

4.4 Askjeldalsvatnet

Askjeldalsvatnet ligger i Vaksdal kommune (**Figur 1**). Nedbørfeltet ligger innenfor "Det vestlige grunnfjellsområdet". Det finnes harde gneisbergarter i nordvest. I det nordøstre nedbørfeltet forekommer det fyllitt av kambrosilurisk opprinnelse. Omgivelsene rundt Askjeldalsvatnet er preget av lyngmark og myrlendt terreng. Vatnet er karakterisert som svært næringsfattig med et siktedyp på 10 – 15 m (Schnell & Willassen 1991).

Askjeldalsvatnet drenerer naturlig til Eksingedalsvassdraget (401,3 km²). Magasinet, som er 284 ha ved HRV, reguleres mellom kotene 805 og 750. Vatnet ble oppdemt i 1973 og er inntaksmagasin til Evanger kraftstasjon, som har utløp i Vossovassdraget. Flere større magasiner, Holskardvatnet (HRV 845, LRV 796), Vassøyane (HRV 867) og Skjerjevatnet (til 2005) tappes ned i Askjeldalsvatnet.

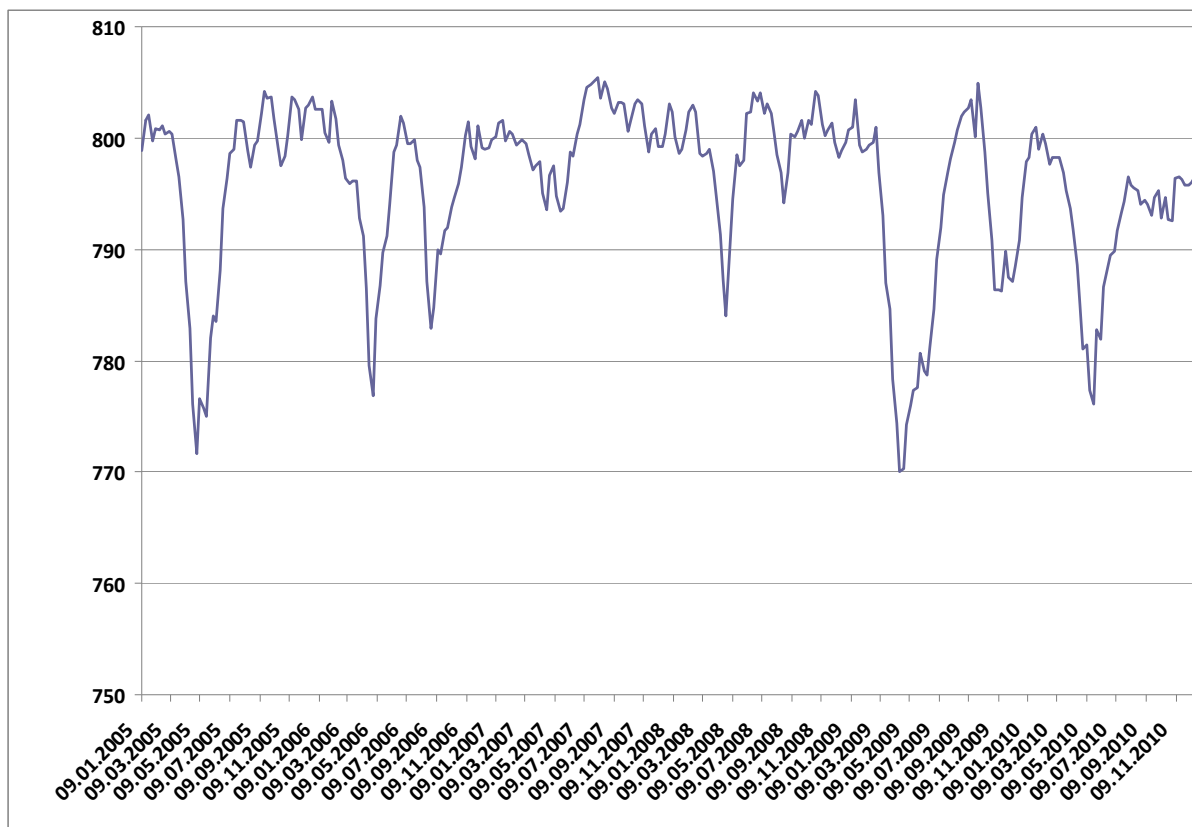
Før utbyggingen hadde Askjeldalsvatnet en naturlig bestand av aure. Røya spredde seg senere fra Skjerjevatnet. Nordland (1981) registrerte ingen røyer ved sitt prøvefiske. Han opplyser imidlertid (pers. medd.) at det allerede i 1981 var rapportert fangst av et fåtall røyer i vatnet. I 1985 ble det fanget tre røyer under et kontrollfiske i regi av LFI, Universitetet i Bergen (UiB). Etter at Skjerjevatnet ble overført til Modalen i 2005 ble avrenningen mot Askjeldalsvatnet stengt. Hovedinnløpet i Askjeldalsvatnet er nå elva fra Vettle Askjeldalsvatn, som renner inn fra nordøst. I tillegg renner det inn en del andre bekker i vatnet. Noen av disse kan fungere som gytebekker for aure, men oppgang av fisk er avhengig av vannstanden i gyteperioden og det potensielle produksjonsarealet er begrenset. For å forsterke rekrutteringen ble det gitt pålegg om årlig å sette ut 1000 fisk i vatnet. I stedet for å bruke settefisk fra klekkerier inngikk regulanten i 1984 et samarbeid med LFI, UiB og grunneiere i Eksingedalen, som gikk ut på å bruke villfisk fra samme vassdrag (Fjellheim & Raddum 1994). Fisken ble fanget i de øvre delene av Eksingedalsvassdraget, mellom Gullbrå og Fosse. Aurebestandene i denne delen av vassdraget var overtallige og prosjektet hadde også formål å bedre kvaliteten av aure i elva (Fjellheim m. fl. 1990b). I de første tre årene ble det satt ut ca. 1000 fisk pr. år, tilsvarende utsettingspålegget. Kontrollfiske i vatnet tydet på at pålegget var for stort. Fra 1987 er det satt ut ca. 500 villfisk pr. år. De første årene var fangst og utsetting administrert av LFI, UiB, i de senere år lokalt. Fyllingskurver for Askjeldalsvatnet (**Figur 8**) viser at manøvreringen av vatnet varierer mellom årene. Vatnet har ikke vært nedtappet til LRV i perioden 1997 – 2006. I to av årene, 2001 og 2003 var laveste vannstand om vinteren rundt k. 760. De øvrige årene var vatnet høyere om vinteren.



Figur 6. Røyefangst fra Skjerjevatnet i 1996. Foto: Sveinung Klyve



Figur 7. Aure tatt i Skjerjevatnet i 2003. Foto: Reidar Fjellanger



Figur 8. Vannstandsvariasjoner i Askjeldalsvatnet i perioden 2005 – 2010. Vatnet reguleres mellom HRV 805 og LRV 750. Etter data levert av BKK.

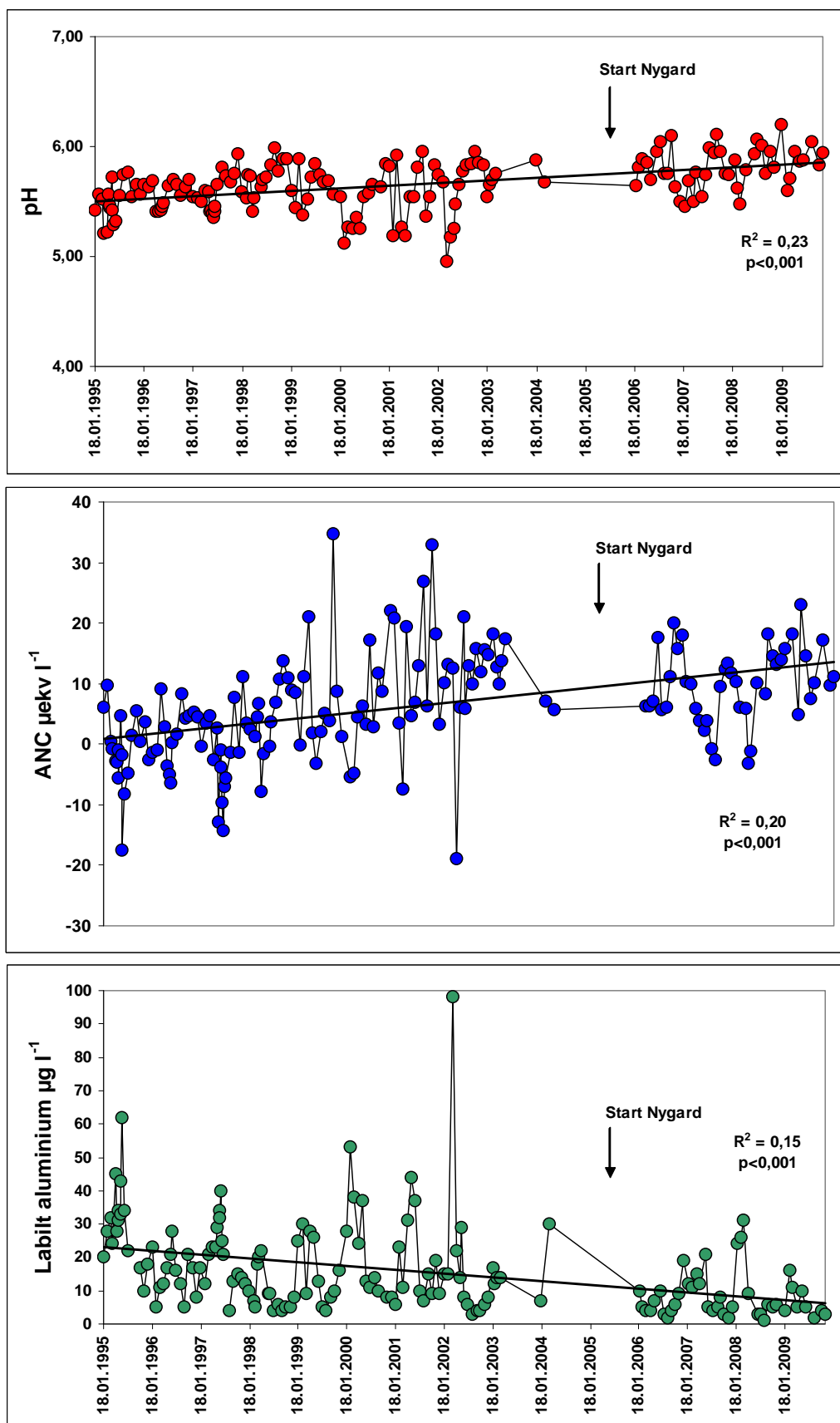
5 Vannkvaliteten i Moelvi etter oppstart av Nygard pumpekraftverk

Moelvi har i en årrekke vært en hovedlokalitet i "Statlig program for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør" (SFT 1982, 2002). Det foreligger en vannkjemisk måleserie fra vassdraget fra 1980 til dags dato, med unntak av perioden mars 2003 – januar 2006, da det bare ble analysert to vannprøver.

Moelvi er en typisk vestlandselv med en ionefattig og forsuringfølsom vannkvalitet. Laksestatistikken for Moelvi viser at innrapporterte fangster av laks og sjøaure toppet seg i perioden 1962 til 1973. I 1963 ble det innrapportert ett tonn laks og sjøaure. Senere avtok fangstene, og innpå 1990-tallet viste vannkjemiske målinger at den kritiske tålegrensen for laks var overskredet og at laksestammen i elva var utdødd (Lien m. fl. 1996).

Overføringen av Skjerjevatnet ville utgjøre et betydelig tilskudd til vannføringen i Moelvi. Dersom det var store kjemiske forskjeller mellom det overførte vannet og det naturlige vannet i Modalsvassdraget vil vannkvaliteten endres. I forbindelse med skjønns-saken fikk forfatterne av denne rapporten spørsmål om å utrede om overføringen ville skade vannkvaliteten i Moelvi. Det ble i den forbindelsen tatt vannkjemiske prøver fra følgende prøvepunkter: utløp Steinsland kraftverk, Moelvi v/Farestveit og Skjerjevatnet (Fjellheim & Raddum, 2003). Konklusjonen i denne rapporten var at den planlagte overføringen av Skjerjevatnet ikke ville medføre nevneverdig endring av vannkjemien i Moelvi.

Nygaard pumpekraftverk ble startet opp i 2005. De vannkjemiske målingene fra Moelva etter dette tidspunkt vil således representere "fasiten" for denne konklusjonen. **Figur 9** viser utviklingen av tre vannkjemiske parametre som alle er sentrale i forhold til overlevelse av



Figur 9. Utviklingen av pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og labilt aluminium i Moelvi i perioden 1980 – 2009. Prøvetakingsprogrammet var innstilt i perioden mars 2003 til januar 2006. Data etter Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

laks: pH, syrenøytraliserende kapasitet og labilt aluminium. Sistnevnte kan, ved høye konsentrasjoner, legge seg på gjellene og "kvele" fisken. Moelvi har den samme gode utviklingen som vi observerer i mange av de andre vassdragene som overvåkes m.h.t. forsurening i Norge. pH, som hadde verdier mellom 5. og 5.5 på 80-tallet, nærmer seg pH 6. Vi ser av figuren at pH fremdeles er episodisk og kan forekomme med verdier ned mot 5,0. Frekvensen av slike episoder har imidlertid avtatt. ANC er et sentralt begrep for å beregne tålegrenser for forsurening av overflatevann. Høy ANC gir høy tålegrense. For laks er ANC høyere enn 20 akseptabelt (Lien m. fl. 1996). Av **Figur 9** framgår at ANC var negativ i Moelvi fram til slutten av 1990-tallet. Laksebestanden ble i denne perioden betegnet utdødd. I de senere år har det skjedd en positiv utvikling, men elva har ennå ikke god nok vannkvalitet til å sikre et stabilt godt oppvekstmiljø for laks.

Figur 9 viser at vannkvaliteten i Moelva har hatt en utvikling som er positiv for fisken: pH og ANC viser en økende tendens og labilt aluminium viser en minkende tendens. De tre trendene er alle statistisk signifikante. Den vannkjemiske overvåkingen på landsbasis har hatt en lignende utvikling i samme tidsperiode. Årsaken til dette er mindre utslipp av skadelige stoffer til luft (Vestreng m. fl. 2007).

6. Metoder

Prøvefiske ble gjennomført i henhold til retningslinjer gitt for fiskeundersøkelser (Nyberg og Degerman 1988, Hindar m. fl.1996). Det ble brukt såkalte "Nordiske oversiktsgarn". Bunnarna er 1,5 m x 30 m og har 12 ulike maskevidder fra 5 til 55 mm (Appelberg 2000). Garna ble satt i dybdeintervaller: 0-3 m, 3-6 m, 6-12 m, 12 – 20 m, 20 – 35 m, 35 – 50 m og dypere enn 50 m. Dybdene ble målt med en Hondex PS7 elektronisk dybdemåler. Alt prøvefiske er foretatt i august. Fisken ble lengdemålt og veid i felt. Det ble foretatt nærmere analyser fra et utvalg av fangsten. Det ble registrert kjønn, modningsstadium, eventuell parasittering, kjøttfarge og magefyllingsgrad vurdert med en skala fra 0 (tom) til 5 (utspilt). Videre ble det tatt otolittprøver (ørestein), skjellprøver og mageprøver som senere ble analysert på laboratoriet. Veksten er beregnet etter Lea (1910) og Dahl (1910). Mageinnholdet ble sortert og bestemt ved bruk av binokular. Volumprosenten er beregnet etter metodikk gitt av Hynes (1950). Kondisjonsfaktoren er regnet ut etter Fultons Formel (Ricker 1971): $K = V \cdot 100 / L^3$, der V er vekt i gram og L er lengden i cm.

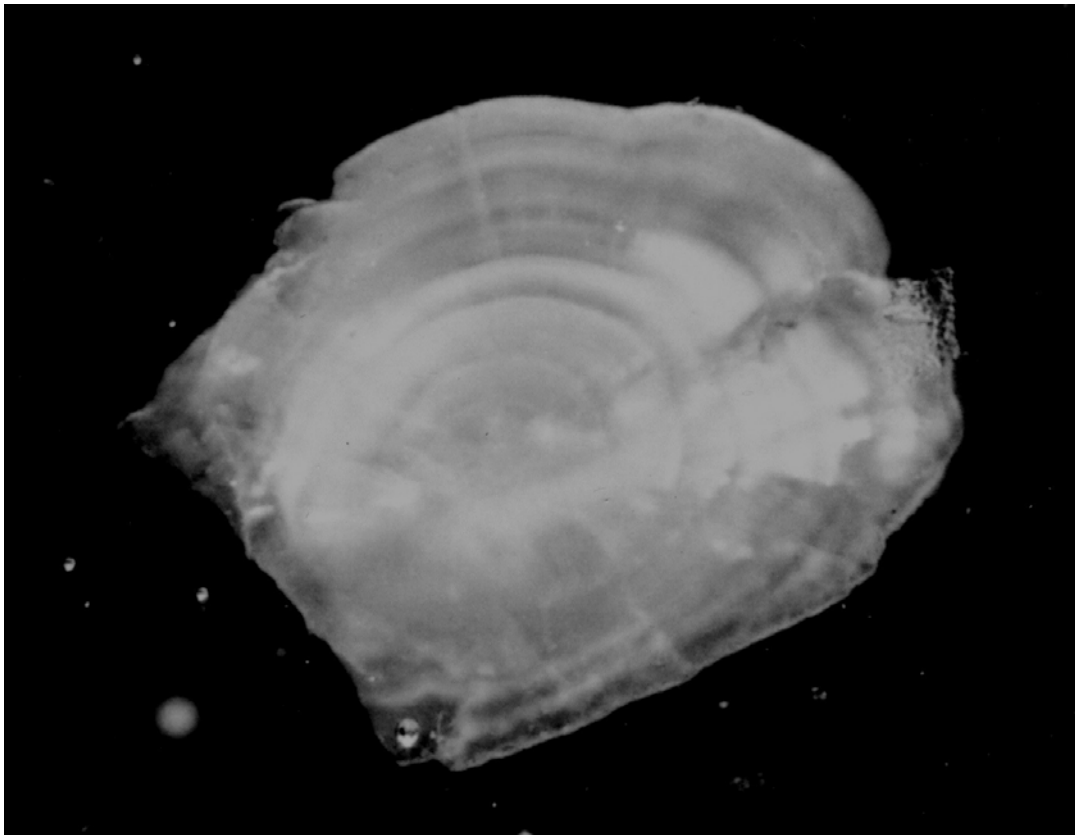
Otolittene ble slipt og vekstringene målt med måleokular. Et eksempel på en slipt ørestein er vist i **Figur 10**. Veksten er beregnet etter Lea (1910) og Dahl (1910).

7 Resultater og diskusjon

7.1 Stølsvatnet

7.1.1 Prøvefiske 2010

Under prøvefisket 23-24 august ble det fanget til sammen 81 aure med en samlet vekt på 7,7 kg. Totalt ble det fisket med 1125 m² garnareal. Dette gir et gjennomsnitt på 7,2 fisk pr. 100 m², eller 684 g fisk pr. 100 m² garnareal (**Tabell 1**). Vekten pr. enhet betegnes i henhold til vurderinger av Jensen (1979) og Forseth m. fl. (1997) å være normal.



Figur 10. Slipt øresteinn fra en 20,3 cm lang røye fanget i Skjerjevatnet 6. september 2005. (Foto A. Fjellheim). Vi kan telle seks mørkere vintersoner. Fisken er derfor 6 år pluss en sommersesong gammel. Ved vekstanalysene antas isometrisk vekst. Det vil si at øresteinen vokser proporsjonalt med fisken. Ved å måle avstanden fra sentrum til ytre kant av hver vintersone kan vi tilbakeregne veksten etter følgende formel: $L_n = L \cdot O_n / O$, der L_n er lengden av fisken ved alder n , L er lengden av fisken da den ble fanget, O_n er avstanden fra otolittens sentrum til ytterste kant av vintersonen ved alder n og O er avstanden fra sentrum til ytre kant av øresteinen langs samme transekt.

Tabell 1. Oppsummering av fangstdata av aure fra prøvegarnsfiske i Stølsvatnet i 2010, (denne undersøkelse) og de to foregående prøvefiske (Fjellheim & Raddum, 2005 og 2008)

År	Antall fisk pr. 100 m ² garnareal	Vekt (g) pr. 100 m ² garnareal	Fangst (g) pr. garnnatt aure	Gjennomsnitt vekt aure (g)
2005	7,7	1327	597	121
2007	5,8	687	310	119
2010	7,2	683	307	96

7.1.2 Bestandsdata

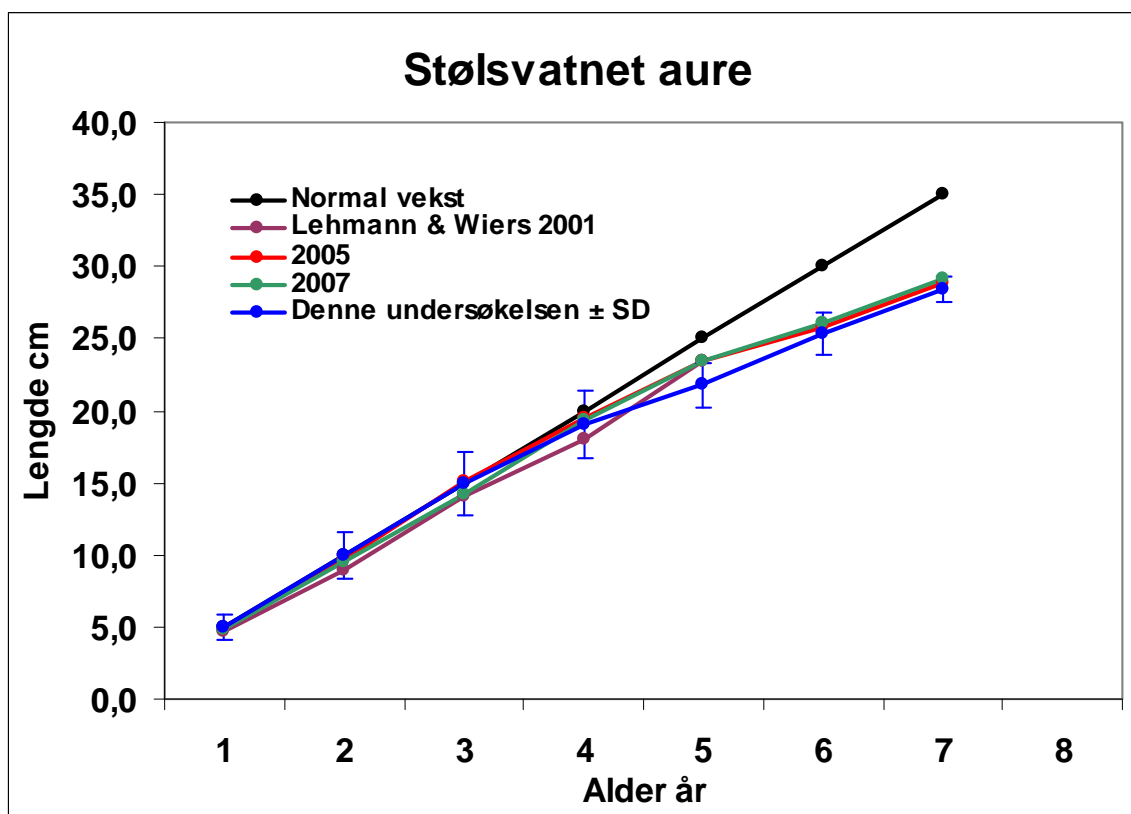
Auren i Stølsvatnet viste et svakt negativt avvik fra normalt vekstmønster de første fire leveårene (**Figur 11**). Prøvefisket i 2010 viser at auren ved fire års alder hadde oppnådd en lengde på $19,0 \pm 2,4$ cm. Fra fem års alder viste auren i Stølsvatnet tydelige tegn på vekststagnasjon. Tilbakeregnet vekst av aure viser at auren hadde stagnert noe i vekst sammenlignet med tidligere prøvefiske i vatnet

Lengdefordelingen (**Figur 12**) viste at aurebestanden i Stølsvatnet I 2010 var dominert av fisk rundt 18 cm, d.v.s 4 år gammel fisk. Det ble også fanget mye fisk i størrelsesgruppen 22 – 27 cm. Ved undersøkelsen i 2005 dominerte aure i størrelsesgruppen 27-31 cm. I 2007 var det et sterkere innslag av ungfisk i fangsten. Fisk rundt 30 cm synes å representere maksimalstørrelsen i Stølsvatnet, se også k-faktoren (**Figur 13**). Årsaken til dette er sannsynligvis næringsbegrensning.

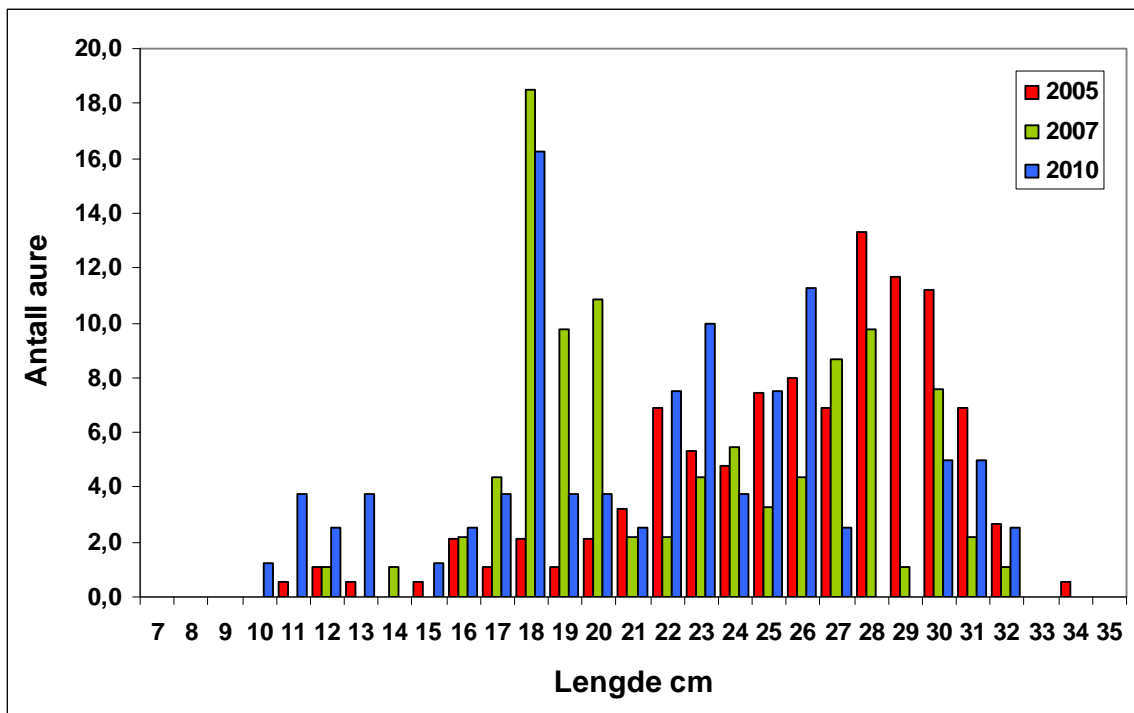
Det var i 2010 en svak overvekt av hanner i fangsten (57 %). 40% av fiskene var kjønnsmodne. Det ble registrert cyster av bendelorm i 50% av fangsten.

En sammenligning mellom lengde og kondisjon (**Figur 13**) bekrefter at kvaliteten av fisken i Stølsvatnet er blitt dårligere i de senere år. Gjennomsnitt kondisjonsfaktor var 0,91. Tidligere undersøkelser i 2005 og 2007 viste henholdsvis 0,97 og 0,99. Forskjellen mellom 2005 og 2007 var ikke statistisk signifikant, mens kondisjonsfaktoren i 2010 var statistisk signifikant lavere enn begge foregående prøvafiske ($p < 0,01$, Wilcoxon signed rank test).

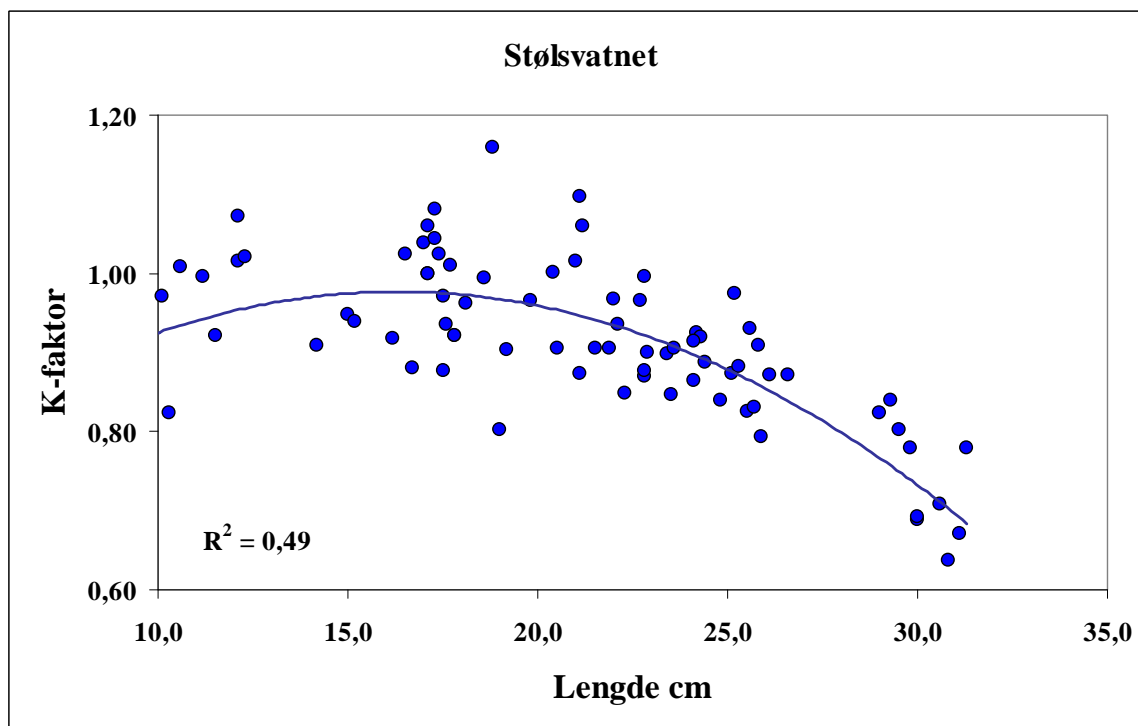
Dette tyder på at fisken i Stølsvatnet har fått betydelig dårligere kvalitet i de siste årene. Det var en sterk tendens mot avtakende kondisjon hos den største fisken. Det er sannsynligvis næringsmangel som forårsaker dette. De fleste fiskene hadde lys rød eller rød kjøttfarge (77%). Dette er noe mer enn det som ble registrert i 2005 og 2007.



Figur 11. Vekst av auren i Stølsvatnet (\pm standardavvik). Figuren viser i tillegg en kurve basert på en årlig vekst på 5 cm ("normal" vekst) og resultater fra tidligere undersøkelser. 2001: (Lehmann & Wiers 2001), 2005: (Fjellheim & Raddum 2005), 2007: (Fjellheim & Raddum 2008).



Figur 12. Lengdefordeling av auren i Stølsvatnet i 2005 og 2007 (Fjellheim & Raddum, 2005, 2008) og 2010 (denne undersøkelsen).



Figur 13. Sammenheng mellom lengde og kondisjonsfaktor hos aure fra Stølsvatnet i august 2010.

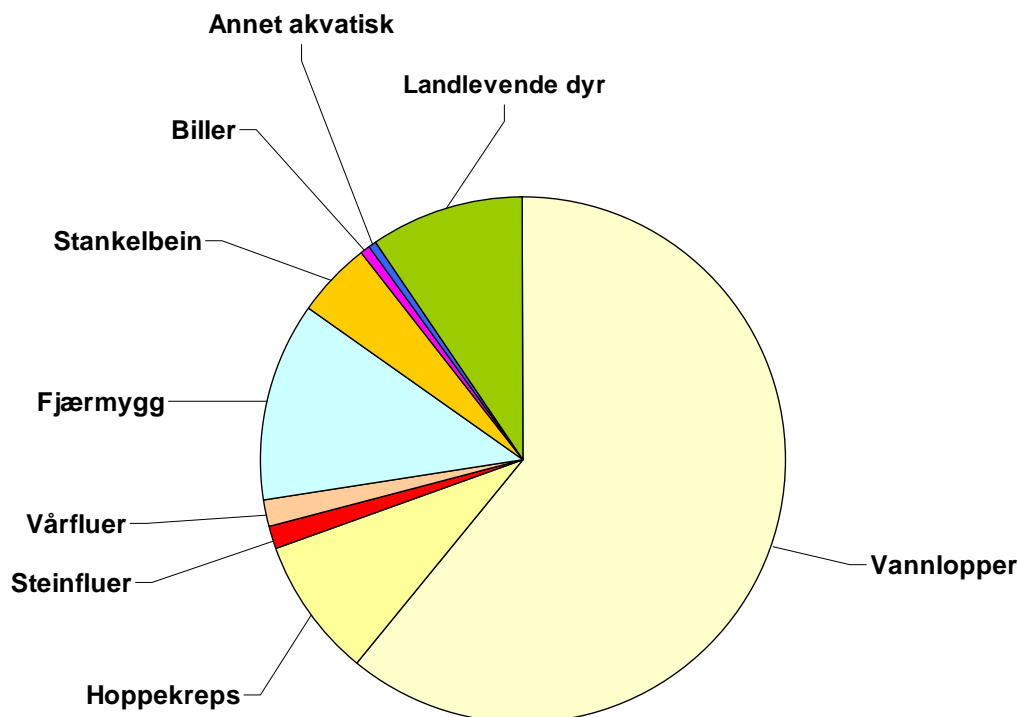
7.1.3 Næringsvalg

Auren i Stølsvatnet hadde spist relativt lite i tidsrommet for prøvefisket i 2010. Gjennomsnitt magefyllingsgrad var 1,4. Mageinnholdet ved prøvefisket var dominert av krepsdyr (**Figur 14, Vedlegg 2**). Vannloppene *Bythotrephes longimanus* (41 %) og linsekreps (*Eurycercus lamellatus*, 12 %) var vanligst. Fjærmygglarver- og pupper forekom hyppigst av de vannlevende insektgruppene. Det understrekes at en analyse av mageinnholdet gir et øyeblikksbilde av fiskens næring. Auren er opportunist, og søker til en hver tid å ta næringsemner som gir stort inntak med lav energibruk. Et godt eksempel på dette er den sterke seleksjonen av *Bythotrephes* sammenlignet med *Holopedium*, der sistnevnte dominerte i planktonprøvene (**Vedlegg 7**). Linsekrepsen lever på og nær bunnen. Den er et svært viktig næringsobjekt for aure både i lavlandet og på høyfjellet.

Mageinnholdet var noenlunde likt det som ble registrert i 2005 og 2007 (Fjellheim & Raddum, 2005, 2008). Det var også da dominert av krepsdyr. Dersom røye etablerer større bestander i Stølsvatnet vil auren få konkurranse om næringen ettersom røye er en mer effektiv beiter på dyreplankton enn aure.

7.1.4 Dyreplankton

Planktonprøver ble innsamlet i Stølsvatnet i 2007 (**Vedlegg 7**). Planktonsamfunnet var på innsamlingstidspunktet dominert av gelékreps, *Holopedium gibberum*. Denne krepsdyrarten er vanlig i næringsfattige innsjøer. Individene er, som navnet tilsier, omgitt av et geléhylster. Den beites av fisk, men regnes ikke å være blant de mest attraktive vannloppene. To andre vannlopper, *Bosmina* sp. og *Bythotrephes longimanus* forekom i prøvene. I tillegg ble det registrert hoppekreps. En bør merke seg at vannlopper av slekten *Daphnia* ikke ble påvist. Der disse finnes, er de viktige planktoniske næringsdyr. De er imidlertid følsomme for nedbeiting (Langeland m.fl. 1977) og har lav tålegrense for forsurening (Havens m. fl. 1993, Keller m. fl. 2002).



Figur 14. Fordeling av ulike byttedyr i auremager fra Stølsvatnet i august 2007. For detaljert beskrivelse av sammensetningen henvises til **Vedlegg 2**.

7.1.5 Spredning av røye fra Skjerjevatnet til Stølsvatnet

Den første røya som ble fisket i Stølsvatnet ble tatt på garn på 40 – 50 m dyp i Stølsvatnet 19. august 2005, noen måneder etter at Nygard pumpekraftverk ble igangsatt (Fjellheim & Raddum, 2005, se foto rapportforsiden). Denne røya, som var 19,4 cm og veide 56 g, er sannsynligvis den første som er fisket ovenfor anadrom (laks/sjøaureførende) strekning i Modalen. Ett år senere ble det tatt to røyer, henholdsvis 14,7 og 23,2 cm, ved et kontrollfiske i vatnet (**Figur 15**). Den største av disse røyene var en gytemoden hann. Innsatsen under dette fisket var ti garn satt mellom 8 og 31 m dyp (Fjellheim & Raddum, 2007). Vi har senere fisket med garn årlig i vatnet. I 2008 ble det tatt ytterligere en røye i vatnet (Fjellheim & Raddum, 2009). De to seneste garnfiske i vatnet har vært negative med hensyn på røye. Vi har ikke observert tegn på at røya reproducerer i Stølsvatnet.

Spredningen av røye fra Skjerjevatnet må, på bakgrunn av disse observasjoner, sies å ta tid. Denne tiden er likevel kort sett fra en geologisk tidsregning. Faktorer som bremser etableringen av røye i Stølsvatnet er lav frekvens av fisk som vandrer gjennom turbinen og at gytingen sannsynligvis foregår mellom HRV og LRV. Hyppig manøvrering til LRV vil tørrelegge rognen før den klekker.

Vi hadde en lignende situasjon i Askjeldalsvatnet for ca. 20 år siden. Også her slapp enkelte røyer seg ned i fra den tette bestanden i Skjerjo til magasinet, men forekom i lav frekvens sammenlignet med auren (Fjellheim, m,fl 1990a, Fjellheim & Raddum, 1994). I de senere år viser imidlertid prøvofiske (se kapittel om Askjeldalsvatnet) at røya har tilpasset seg reguleringen og gyter i vatnet.



Figur 15. To røyer tatt på garn i Stølsvatnet 22.08.2006.

7.2 Steinslandsvatnet

7.2.1 Prøvefiske 2010

Ved prøvefisket 24-25 august 2010 ble det fanget til sammen 271 aure med en samlet vekt på 13,1 kg. Totalt ble det fisket med 1125 m² garnareal. Dette gir et gjennomsnitt på 24.1 fisk pr. 100 m², eller 1166 g fisk pr. 100 m² garnareal (**Tabell 2**. Vekten pr. enhet betegnes i henhold til vurderinger av Jensen (1979) og Forseth m. fl. (1997) å være normal. Det ble ikke fanget røye.

Tabell 2. Oppsummering av fangstdata av aure fra prøvegarnsfiske i Steinslandsvatnet (denne undersøkelse, Fjellheim & Raddum, 2004, 2008)

År	Antall fisk pr. 100 m ² garnareal	Vekt (g) pr. 100 m ² garnareal	Fangst (g) pr. garnnatt aure	Gjennomsnitt vekt aure (g)
2004	13,7	720	414	53
2007	28,1	1250	583	44
2010	24,1	1166	525	48

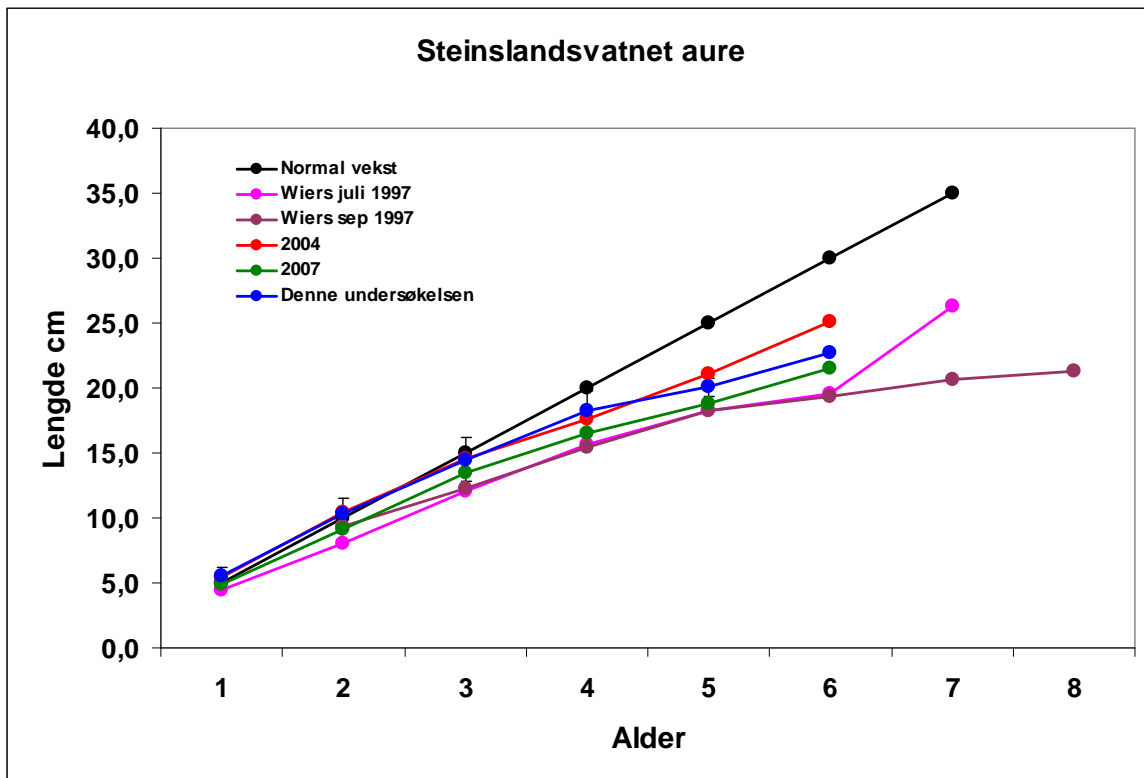
Samlet ga Steinslandsvatnet 525 g fisk pr. garnnatt. Etter Jensens (1979) vurderinger tilsvarer dette et vanlig fiske, mens fangsten etter vurderingen til (Forseth m. fl. 1997) viser at fangsten var over middels. Fisken hadde en svært lav gjennomsnittsvekt (48.4 g) og var lite attraktiv som matfisk.

7.2.2 Bestandsdata

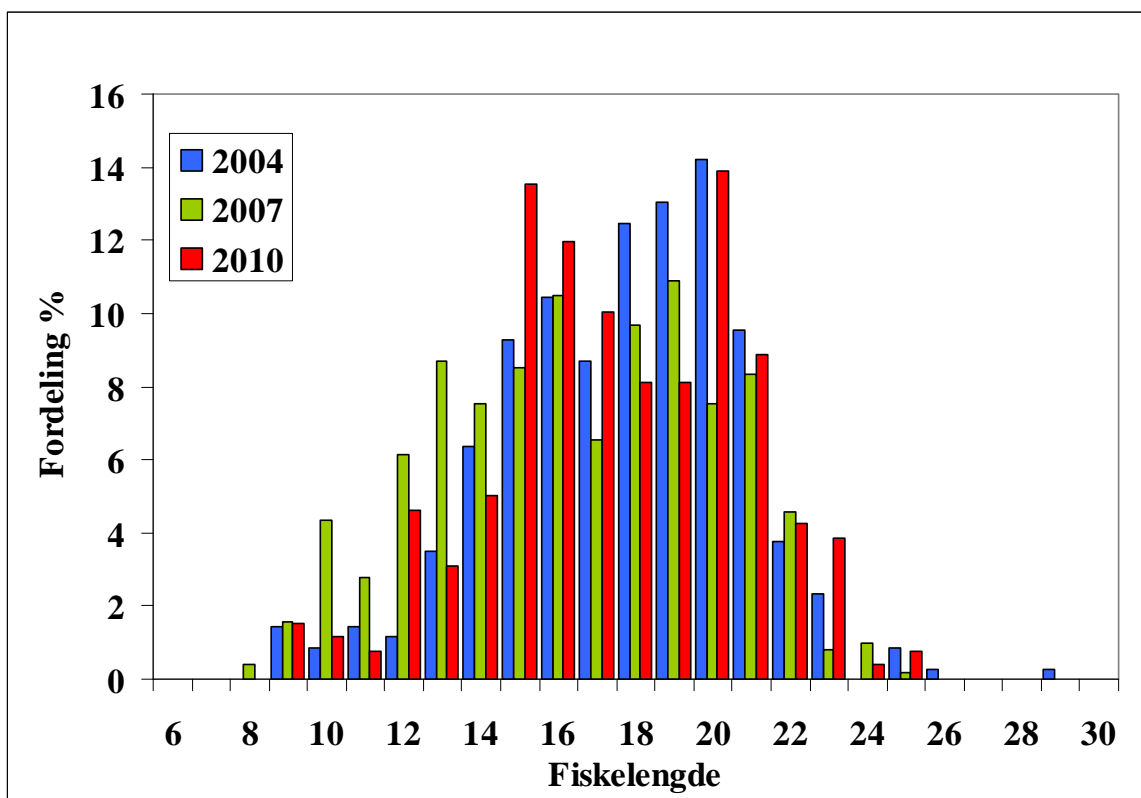
Veksten av auren i Steinslandsvatnet var lavere enn det som betegnes normalt for aure (**Figur 16**). Ved 5 års alder hadde fisken i gjennomsnitt oppnådd en lengde på 21,1 ± 1,7 cm. Veksten ser ut til å stagnere allerede fra tre års alder. Aurebestanden i Steinslandsvatnet var småvokst. I det totale materialet på 271 fisk (**Figur 17**) ble det bare registrert tre fisk som var lengre enn 23 cm (1,1%). Tilstanden ved forrige undersøkelse i 2007 var omlag den samme (1,2%). Lengdefordelingen i 2010 var bimodal, med en dominans av fisk i lengdegruppene 15 - 17 cm og 20 – 21 cm. En statistisk analyse viser at langdefordelingen i 2010 var signifikant forskjellig fra 2004 (p<0,05, Wilcoxon's signed rank) og 2007 (p<0,01). Det var i 2010 en overvekt av hanner i fangsten (63 %). 23% av fiskene var kjønnsmodne. Fisken i Steinslandsvatnet var relativt lite parasittert. Det ble registrert cyster av bendelorm i 10% av fangsten. En sammenligning mellom lengde og kondisjon (**Figur 18**) viser at kondisjonen avtar med alderen, noe som er typisk for overbefolkete vann. Denne tendensen er statistisk signifikant (p<0,05). Gjennomsnitt kondisjonsfaktor var 0,96, dvs. litt under normalt god kvalitet. Kondisjonen hos de største fiskene i fangsten blir enda lavere. Fisk over 21 cm hadde en k-faktor lik 0,92. Tretti prosent av auren hadde lys rød kjøttfarge, resten hadde hvitt kjøtt.

7.2.3 Næringsvalg

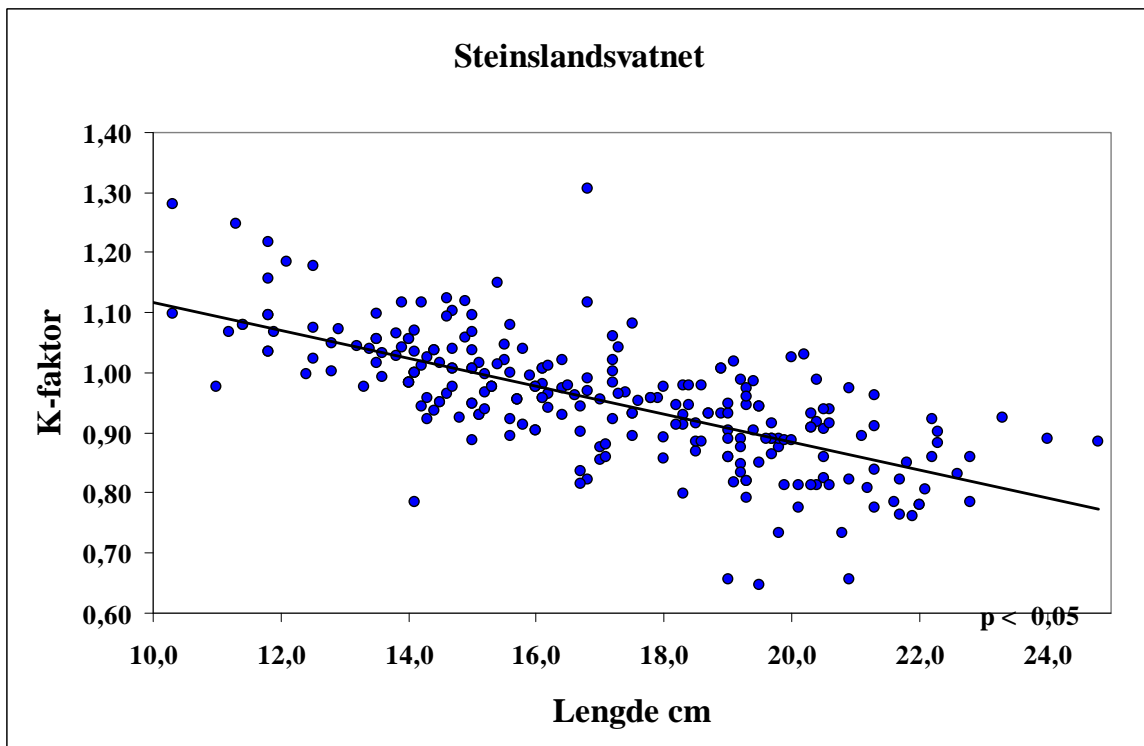
Mageinnholdet i auren som ble fanget under prøvefisket i august 2010 var dominert av fjærmygg (**Figur 19, Vedlegg 3**). Andre viktige næringsdyr var landlevende dyr (fra overflaten), småmuslinger, stankelbeinlarver, vårfluer og vannlopper. I sistnevnte gruppe var linsekreps dominerende art. Mageinnholdet fra de tre tidligere prøvefiske i vatnet (Wiers, 1998, Fjellheim & Raddum, 2004 og 2008) viste et sterkere innslag av krepsdyr. For Steinslandsvatnet gjelder samme konklusjon som for Stølsvatnet: Dersom røye etablerer seg vil auren få større konkurranse om næringen i de frie vannmasser.



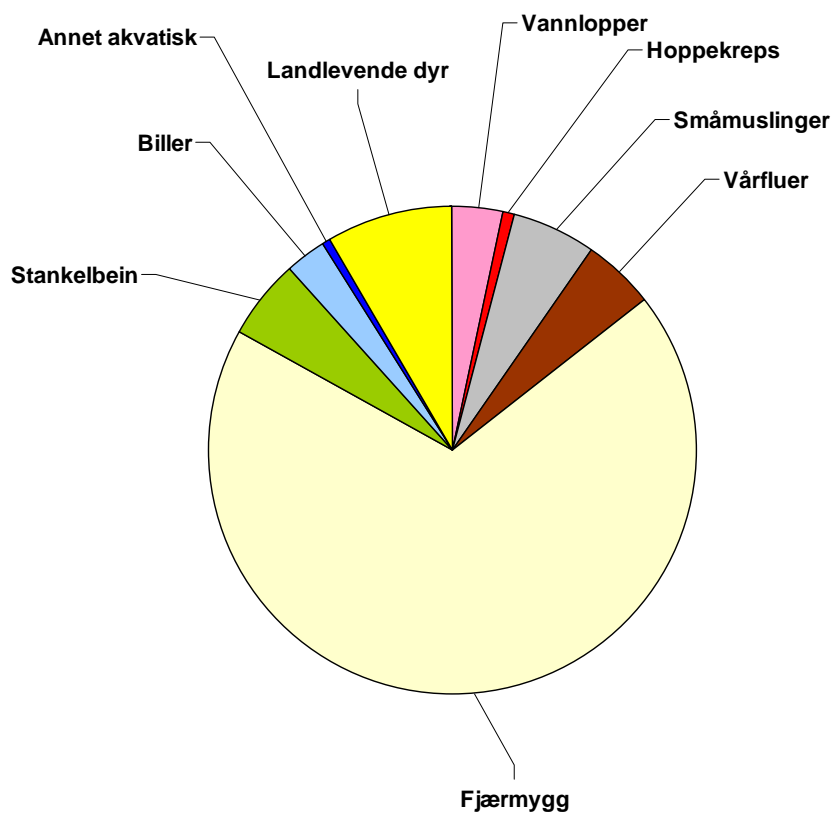
Figur 16. Vekst av auren i Steinslandsvatnet (\pm standardavvik) basert på data fra prøvfisaket i 2010. Figuren viser i tillegg vekst av aure basert på materiale fra juli og september 1997 (Wiers 1998), 2004 (Fjellheim & Raddum 2004), 2007 (Fjellheim & Raddum 2008) og en kurve basert på en årlig tilvekst på 5 cm ("normal vekst").



Figur 17. Lengdefordeling av aure fra prøvfiske i Steinslandsvatnet i 2004, 2007 og 2010.



Figur 18. Sammenheng mellom lengde og kondisjonsfaktor hos aure fra Steinslandsvatnet i august 2010.



Figur 19. Fordeling av ulike byttedyr i auremager fra Steinslandsvatnet i august 2010. For nærmere detaljert beskrivelse av sammensetningen henvises til **Vedlegg 3**.

7.2.4 Dyreplankton

Planktonprøver fra Steinslandsvatnet tatt 17.08.2004 (**Vedlegg 7**) viser at planktonet på innsamlingstidspunktet var dominert av vannloppen *Bosmina* sp. Gelékreps, *Holopedium gibberum* var også vanlig forekommende. I tillegg ble det registrert hoppekreps. Planktonsamfunnet viser at Steinslandsvatnet, i likhet med Stølsvatnet, er et næringsfattig vatn som blant annet mangler vannlopper av slekten *Daphnia*.

7.2.5 Spredning av røye til Steinslandsvatnet

I løpet av prosjektperioden etter oppstart av Nygard pumpekraftverk har vi til sammen fisket 1159 aure på 159 garn-netter i Steinslandsvatnet. Vi har ikke registrert røye i vatnet. I 2010 ble vi gjort oppmerksom på at det var tatt en røye på garn i vatnet (H.Steinsland, pers.medd.).

Ved kontakt med fiskeren, Magne Stana, fikk vi opplyst at røya var tatt på garn på 4 - 5 m dyp i nordenden av Steinslandsvatnet (mellom elveosen og kraftstasjonen), første helga i september 2008. Denne røya var sløyet og befant seg fremdeles i en fryseboks i Odda. Både tilsendt foto (**Figur 20**) og en nærmere inspeksjon av fisken bekreftet at det er en røye. Størrelsen av røya viser at den må ha passert to turbiner før den kom ned i Steinslandsvatnet.



Figur 20. Røye fisket i nordenden av Steinslandsvatnet i september 2008. Foto: Magne Stana.

Dette funnet antyder at det bare er et tidsspørsmål før Steinslandsvatnet blir befolket av røye. Utviklingen av røyebestanden vil sannsynligvis være langsom de første årene. I denne perioden vil røya være stor og attraktiv, slik den var like etter introduksjonene til Skjerjevatnet og Askjelldalsvatnet. Steinslandsvatnet er stort, dypt og bør ha gode gyte- og

oppvekstforhold for røya. Det er derfor en stor sannsynlighet for at bestanden vil bli så tallrik at den blir småvokst, slik tilfellet er i de fleste lavereliggende vatn på Vestlandet.

7. 3 Skjerjevatnet

7.3.1 Prøvefiske 2010

Under prøvefisket 03.08.2010 ble det fanget til sammen 277 røyer med en samlet vekt på 6,6 kg. Totalt ble det fisket med 945 m² garnareal. Dette gir et gjennomsnitt på 29,3 fisk pr. 100 m², eller 699 g fisk pr. 100 m² garnareal (**Tabell 3**). Vekten pr. enhet betegnes i henhold til vurderinger av Forseth m. fl. (1997) å være middels, mens antall fisk pr. 100m² var høyt. Røya hadde en gjennomsnittsvikt på 23,8 g, hadde en gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på 0,80 og var lite attraktiv som matfisk. Vi fikk i tillegg en aure. Den var 24,2 cm og hadde spist smårøye. Kondisjonsfaktoren var 1,22. Gjennomsnittsvikten av røya i fangstene var redusert til en tredjedel av det som ble registrert i 2005 (**Tabell 3**).

Tabell 3. Oppsummering av fangstdata av røye fra prøvegarnsfiske i Skjerjevatnet i 2005 (Fjellheim & Raddum, 2006) og 2010 (denne undersøkelse).

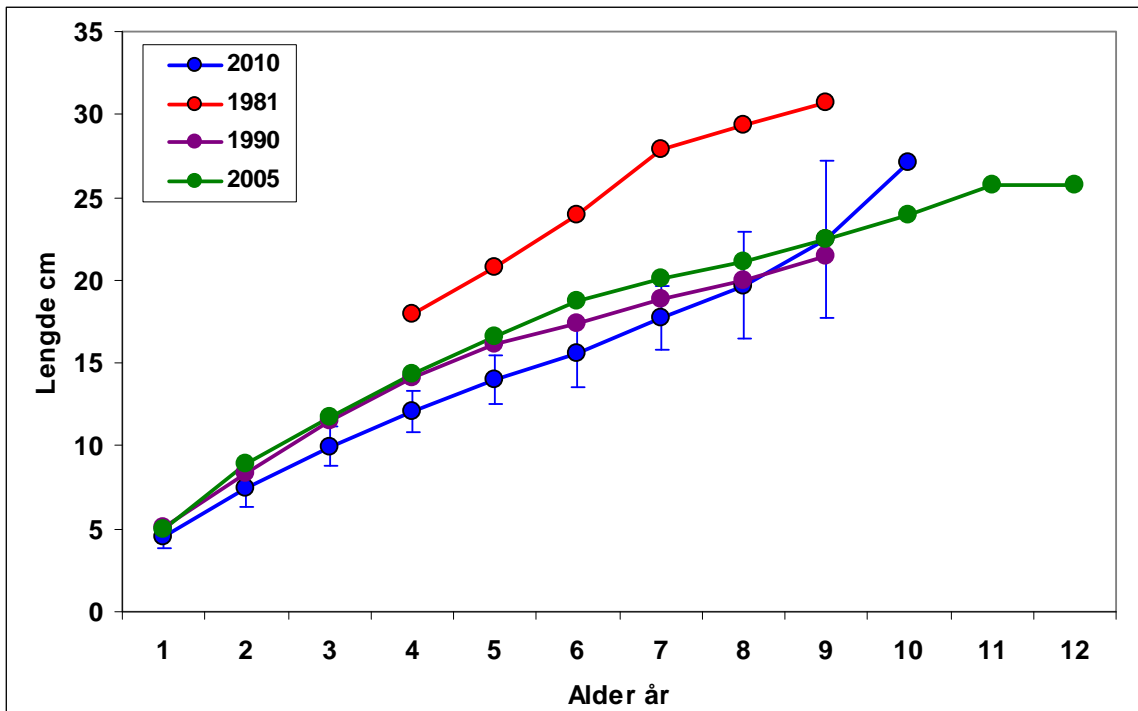
År	Antall røye pr. 100 m ² garnareal	Vekt (g) pr. 100 m ² garnareal	Fangst (g) pr. garnnatt røye	Gjennomsnitt vekt røye (g)
2005	27,0	1751	788	64,9
2010	29,3	699,3	315	23,8

7.3.2 Bestandsdata

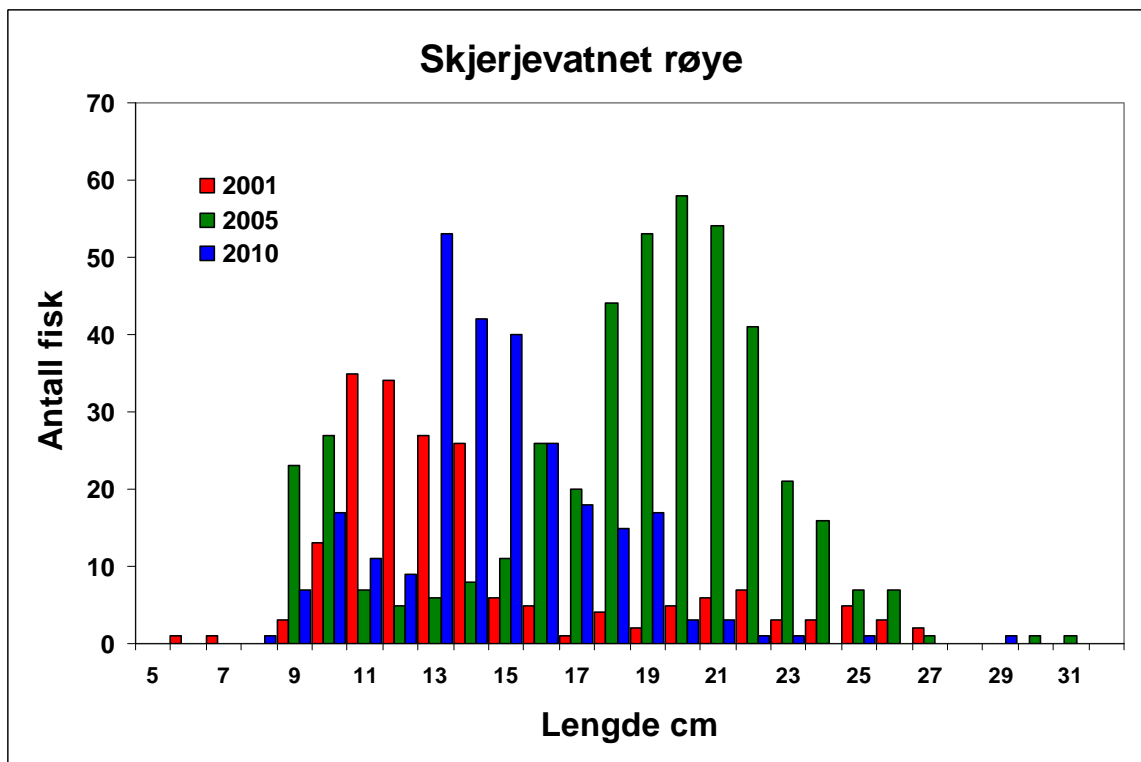
Røya i Skjerjevatnet vokser seint (**Figur 21**). Vekstanalyser i 2010 viser at fisken i gjennomsnitt hadde oppnådd en lengde på 14,0 ± 1,5 cm ved fem års alder. Dette er den dårligste veksten som er registrert i Skjerjevatnet. En sammenligning med data fra 1981 (etter Nordland, 1981) viser at røya i 2010 trengte mer enn tre års ekstra vekst for å oppnå en lengde på 17 cm.

Vekstkurven fra 2010 kan gi inntrykk av bedret vekst hos stor fisk. Det var imidlertid bare en fisk i aldersgruppen 10 år. Denne var blitt kannibal. Slike har en tendens til å vokse godt. Dette er også observert av andre (Svenning & Borgstrøm 1995, Hammar, 1998, Bystrøm 2006): I en undersøkelse i Arresjøen på Svalbard viste Svenning (1993) at røya vokste seint til den var rundt 12 år gammel. På dette tidspunktet utviklet den kannibalisme og vekstraten økte.

En sammenligning av resultatene fra prøvefisket i 2001, 2005 og 2010 viser at røya i Skjerjevatnet har vært småvokst i de senere år. I 2001 ble det observert en svært sterk årsklasse av tresomrig røye (2+) i lengdeintervallet 11-13 cm (**Figur 22**). Denne årsklassen dominerte også i 2005, nå i lengdeintervallet 18–22 cm. I de senere år har antallet av større fisk blitt dramatisk redusert. Dette har også vært en medvirkende faktor til at gjennomsnittsvikten av røye i fangstene i 2010 var den laveste som er observert. Lengdefordelingen (**Figur 22**) viser at mesteparten av røya i fangsten i 2010 var 13-15 cm (se også **Figur 24**).



Figur 21. Vekst av røye i Skjerjevatnet (\pm standardavvik). Figuren viser i tillegg vekstkurver basert på data fra 1981 (Nordland 1981), 1989 (Fjellheim m. fl. 1990a) og 2005 (Fjellheim & Raddum, 2006).

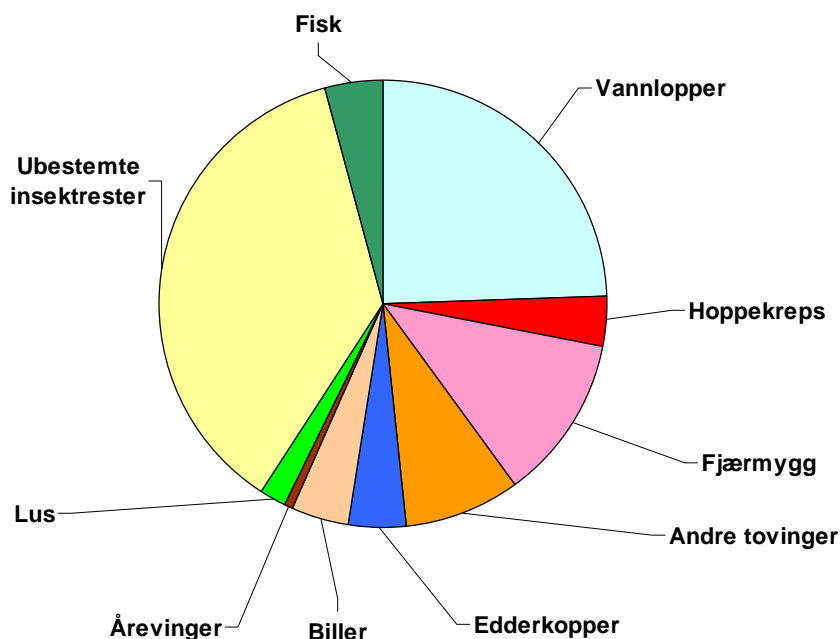


Figur 22. Lengdefordeling av røye i 2001 (Etter Lehmann, pers.medd.), 2005 (etter Fjellheim & Raddum, 2006) og 2010 (denne undersøkelsen).

7.3.3 Næringsvalg

Mageanalyser viste at røya i Skjerjevatnet på fangst-tidspunktet livnærte seg av krepsdyr, fjærmygg og overflateinsekt (**Figur 23, Vedlegg 4**). Den største delen av næringen besto av landinsekter. Vannlopper utgjorde ca. $\frac{1}{4}$ av næringen, fjærmygg (larver og pupper) ca 12 %. Magefyllingsgraden var lav, gjennomsnittlig 1,04 vurdert på en skala fra 0 (tom) til 5 (utspilt).

94 prosent av fiskene hadde hvit kjøttfarge. Bare 6% var lyserøde. Det ble registrert 31 % hunner og 69 % hanner. Røya i Skjerjevatnet blir kjønnsmoden tidlig. Den minste hunnen med rogn var 12,1 cm, den minste kjønnsmodne hannen 11,7 cm. 44 % av fisken hadde cyster av måkemark i innvollene. Infeksjonsgraden hadde steget betydelig sammenlignet med 2005. Måkemark er en bendelorm som forekommer i de fleste bestander av innlandsfisk. Den har en livssyklus som omfatter flere dyr. Startverten er en hoppekreps (dyreplankton). Denne blir så spist av en fisk (mellomvert) og parasitten ender til slutt i en måke eller et pattedyr (sluttvert).



Figur 23. Mageanalyser fra Skjerjevatnet i august 2010. Mengdene er oppgitt i volumprosent. For detaljert beskrivelse av sammensetningen henvises til **Vedlegg 4**.

7.3.4 Utviklingen av røyebestanden i Skjerjevatnet

I de første årene etter utsetningen på 1950-tallet vokste røya svært raskt. Rundt 1960 kunne en få stor røye av særdeles fin kvalitet i vatnet. Det var imidlertid langt mellom hver fisk (Øystein Nygard og Reidar Fjellanger pers. medd.). Framover 1960-tallet økte fisketettheten. Dette ble blant annet vist under prøvefisken i forbindelse med utbyggingen av Evanger Kraftverk i 1967/68. Røya var nå blitt mindre. Den var imidlertid fremdeles av svært fin kvalitet (gjennomsnittsvekt 280 g og kondisjonsfaktor 1,55, Larsen 1973). Et prøvefiske utført av Fiskerikonsulentene i Vestnorge i 1981 gav fisk med gjennomsnittsvekt 158 g og k-faktor 1,24. (Nordland 1981). Dette må også karakteriseres som røye av fin kvalitet, spesielt med tanke på at prøvefissegarn også inneholder små maskevidder. Selektivt fiske med garn tilpasset stor fisk ville gitt langt større gjennomsnittsvekt.



Figur 24. Venstre: røye tatt i Skjerjvatnet 4. august 2010 (Foto: A. Fjellheim). Høyre: røye tatt på garn i 1998 (utsnitt fra større bilde – Foto: Sveinung Klyve).

I 1988 ble det gjennomført et prøvafiske i vatnet av Larsen (1988). Han satte 40 bunngarn med maskevidder 53 – 23 mm. Gjennomsnittsvekten var 238,9 g. Hans resultater kan ikke brukes til sammenligning med øvrige fangster ettersom de garnseriene som ble benyttet ikke inneholdt de minste maskeviddene som kreves i en standard garnserie. I tillegg gir han ingen opplysninger om fordelingen av garn innen de forskjellige maskeviddene. Han registrerte en meget høy kondisjonsfaktor. Sytti av røyene var større enn 30 cm. Disse hadde en gjennomsnittlig k-faktor på $1,5 \pm 0,3$. Larsen uttaler i notatet:

Det har vært hevdet at røyebestanden i Skjerjvatnet viser tegn på overbefolkning og stagnasjon i veksten. Kvaliteten og kondisjonen sammen med det faktum at røya blir seint kjønnsmoden i Skjerjvatnet, forteller jo tydelig at det ikke er tilfelle. En røye med kondisjon på 1,2 til 1,5 må sies å være helt utrullig. En del virket nest vanskapt, så feite var de.

Et prøvafiske i 1989 viste at Skjerjvatnet fremdeles hadde røye av fin kvalitet (Fjellheim m. fl. 1990). Gjennomsnittsvekt og kondisjon var da henholdsvis 140 g og 1,19 i september og 110 g og 1,25 i oktober. Wiers (1997) prøvafisket Skjerjvatnet i 1995 og 1996. Gjennomsnittsvekten de to årene var henholdsvis 118 g og 141 g. Kondisjonen var svært god, 1,32 i 1995 og 1,40 i 1996. Wiers prøvafiske i 1996 var utført med fleromfarsgarn og hans data er derfor direkte sammenlignbare med data fra senere prøvafiske i vatnet. Aldersfordelingen av røya i 1996 viste at bestanden var dominert av gammel fisk, med en dominans av 7, 8 og 9-åringer.

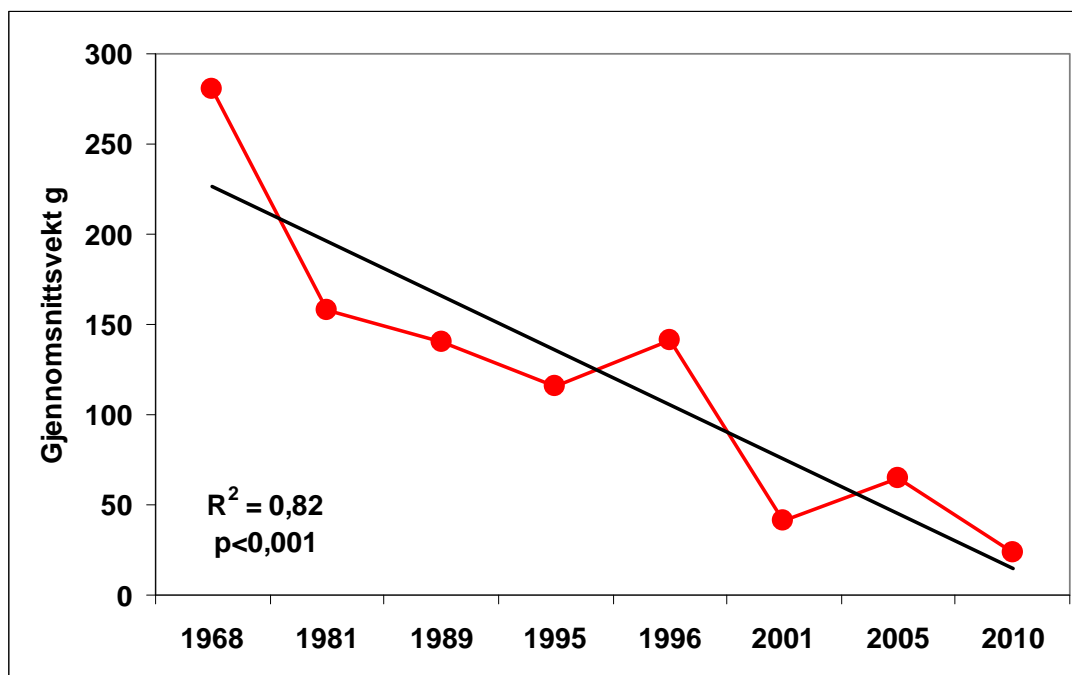
Resultatene fra prøvafiskene på 1980- og 1990-tallet stemmer bra overens med opplysninger gitt av lokale fiskere (Fjellheim m. fl. 1990). Ifølge Ø. Nygaard (pers. medd.) har fangstene variert mellom 70 og 50 fisk pr. bøtte (ca. 8 kg). Dette gir omtrentlige gjennomsnittvekter på 115-160 g. Mesteparten av disse fangstene ble tatt på garn med maskevidde 20-24 omfar (31-26 mm). Et prøvafiske i 2001 viste at bestandsstrukturen hadde endret seg dramatisk. Da var gjennomsnittsvekten 40,7 g (Lehmann pers. medd.). Mer enn 70 % av fangsten besto av ungfisk i lengdegruppene 9 – 15 cm. Vatnet ble prøvafisket i 2005 (Fjellheim & Raddum, 2006). Lengdefordelingen var nå dominert av fisk mellom 17 og 21 cm.

Gjennomsnitt vekt og kondisjon hos fisk fanget på bunngarna var nå henholdsvis 65 g og 0,97.

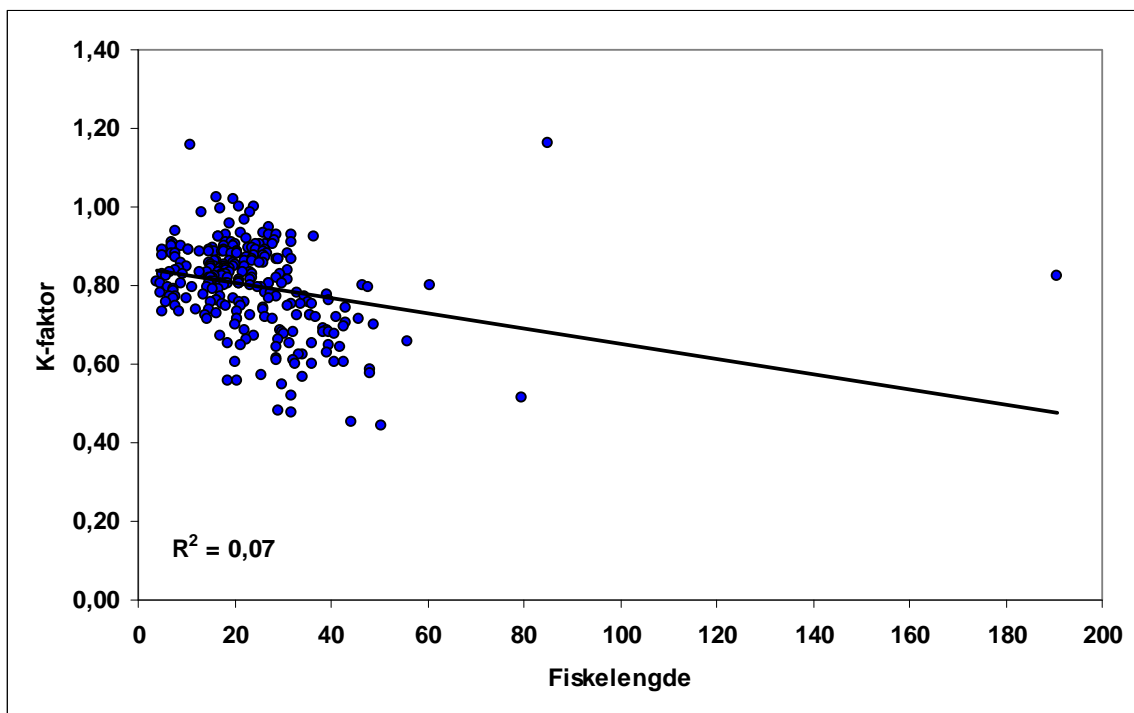
I årene mellom 1996 og 2001 skjedde det sannsynligvis et sammenbrudd i de eldre årsgruppene av røye i Skjerjevatnet. Samtidig har det vært svært vellykket rekruttering med stor fremvekst av ungfisk. Lengdefordelingen i 2001 viste en dominans av fisk i aldersgruppene 2, 3 og 4 år, altså årsklassene 1997, 1998 og 1999. I 2005 dominerte fremdeles de samme årsklassene (Fjellheim & Raddum 2006). Fangsten på flytegarna viste dominans av de samme årsklassene i de frie vannmassene.

Utviklingen av røya i Skjerjevatnet er oppsummert i **Figur 25**. Det understrekes at figuren viser data fra garn brukt for prøvefiske, som inkluderer småmaskete garn. Selektivt fiske med større maskevidder ville gitt større gjennomsnittsvecter. I de siste femten år har det vært en merkbar nedgang i gjennomsnittlig kondisjonsfaktor, fra 1,4 1996 til 0,80 i 2010. Så store endringer i kvalitet medfører at røya endrer kroppsfasong. En sammenligning mellom kondisjonsfaktor og lengde (**Figur 26**) viser at det var stor spredning i k-faktoren sammenholdt med lengden. De magreste fiskene hadde k-faktorer under 0,6. Så dårlig kvalitet påvirker basalstoffskifte og har ikke bare innvirkning på veksten, men også forplantningsevnen.

En sammenligning med andre røyebestander på Vestlandet viser at røya i Skjerjevatnet nå har dårligere kvalitet enn i lavlandssjøene. Tidligere var det motsatte tilfelle. Mange lavlandsvatn har røyebestander der gjennomsnittlig k-faktor ligger mellom 0,8 og 0,9 (Steine 1972, Fjellheim m. fl. 1988, Sægrov 1997, 2000a). Røya i Vangsvatnet på Voss hadde f. eks. gjennomsnitt k-faktor på 0,84 i september 1998. Etter utfisking var verdien steget til 1,03 ett år etter (Sægrov 2000b).



Figur 25. Gjennomsnittsvekt av røye basert på prøvegarnsfiske i Skjerjevatnet. 1968: Larsen (1973). 1981: Nordland (1981), 1989: Fjellheim m. fl. (1990a), 1995 og 1996: Wiers (1997) 2001: Lehmann (pers. komm.), 2005: Fjellheim & Raddum, 2006, 2010: (denne undersøkelse).



Figur 26. Sammenheng mellom lengde og kondisjonsfaktor hos røye fra Skjerjevatnet i august 2010.

7.4 Askjeldalsvatnet

7.4.1 Prøvefiske 2010

Under prøvefisket 3 - 4. august 2010 ble det fanget til sammen 125 røyer og 47 aure i Askjeldalsvatnet (**Tabell 4**). Vatnet var da nedtappet til k. 785. Bunngarna gav en samlet vekt på 5,5 kg røye og 8,7 kg aure på 21 garnnetter. Gjennomsnitt fangst (begge arter samlet) var 18,2 fisk pr. 100 m², eller 672 g fisk pr. 100 m² garnareal (Tabell 4). Vekten pr. enhet betegnes i henhold til vurderinger av Jensen (1979) og Forseth m. fl. (1997) å være normal.

Tabell 4. Oversikt over garninnsats og fangst ved prøvefisket i Askjeldalsvatnet i 2010 (denne undersøkelsen), og 2006 (etter Fjellheim & Raddum, 2007)

År	Antall aure pr.100 m ² garnareal	Vekt (g) aure pr. 100 m ² garnareal	Fangst (g) pr. garnnatt aure	Gjennomsnitt vekt aure (g)
2006	2,6	449	202	171
2010	5,0	916	412	184

År	Antall røye pr.100 m ² garnareal	Vekt (g) røye pr. 100 m ² garnareal	Fangst (g) pr. garnnatt røye	Gjennomsnitt vekt røye (g)
2006	2,9	720	324	246
2010	13,2	578	260	43,7

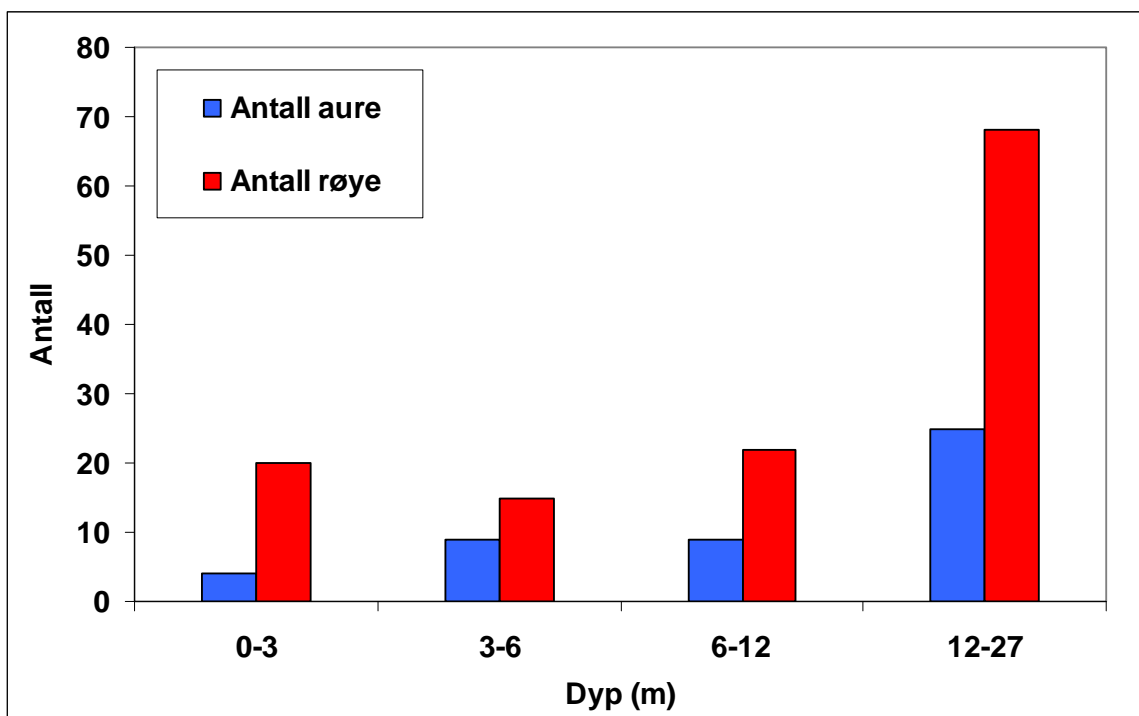
Det var en tendens til at fangsten av begge arter økte mot dypet. Dette bildet er sannsynligvis forårsaket av nærings- og temperaturforhold. Mer enn halvparten av røyene

ble tatt dypere enn 12 m (**Figur 27**). Ved prøvegarnfiske i 2006 var forskjellen mellom de to artene mye mer markert. Auren var totalt dominerende i strandsonen og røya i dypet (Fjellheim & Raddum, 2007).

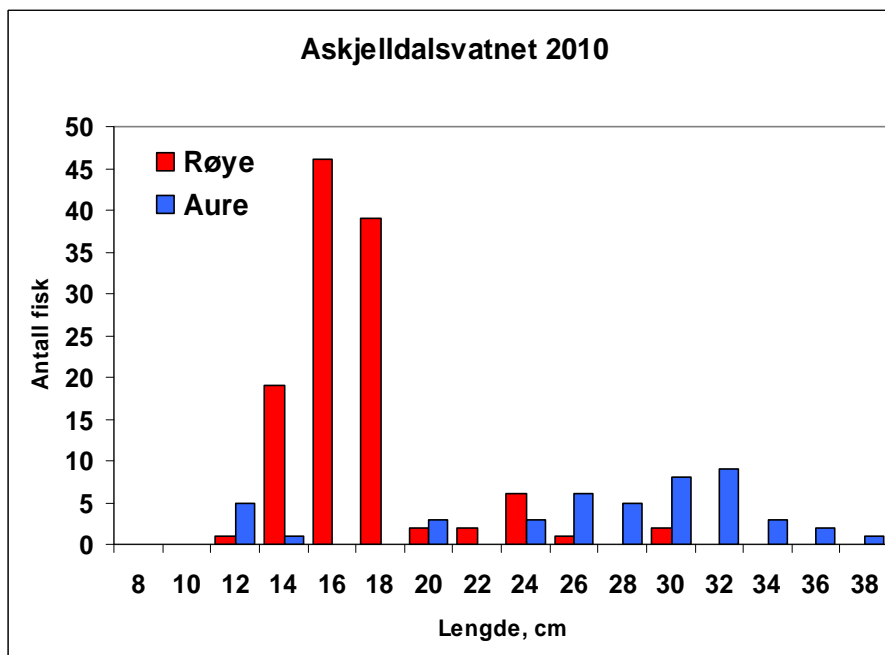
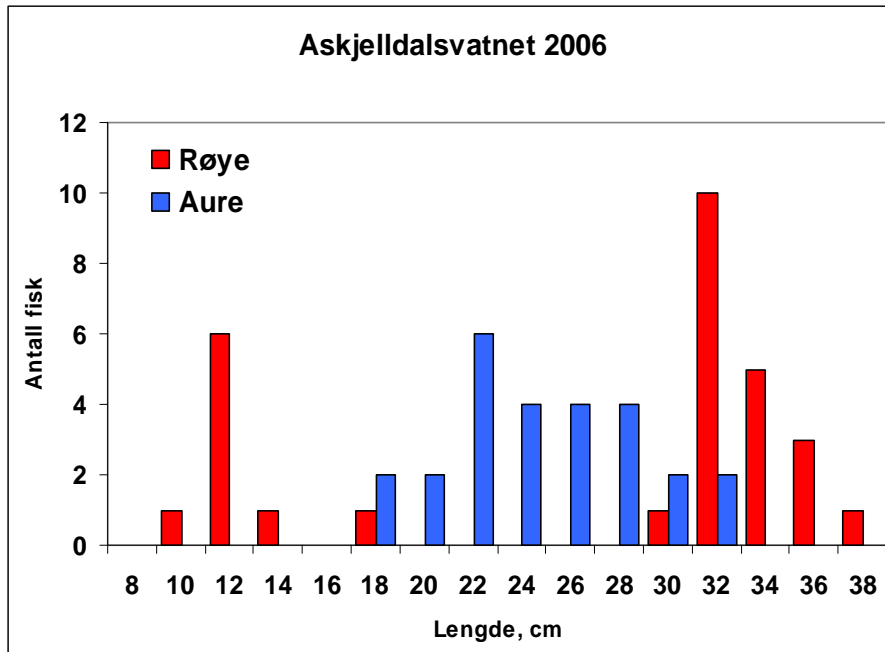
7.4.2 Bestandsdata

De fleste aurene som ble fanget i Askjeldalsvatnet var mellom 24 og 34 cm. Største og minste fisk var henholdsvis 11 og 38 cm (**Figur 28**). I 2010 var røyebestanden i vatnet dominert av ungfisk i lengdegruppen 13 – 18 cm. Den minste røya var 11,8 cm. I motsetning til 2006 ble det registrert få større røyer. Veksten av auren i Askjeldalsvatnet var relativt jevn de første fem årene, ca 4,9 cm pr. år (**Figur 29**). Eldre fisk viste en svak vekststagnasjon. Røya viste tendenser til stagnasjon i veksten ved 4 års alder. Materialet av røye eldre en 4 år var lite. Dermed var det vanskelig å få noe konkret bilde av veksten hos den eldre fisken

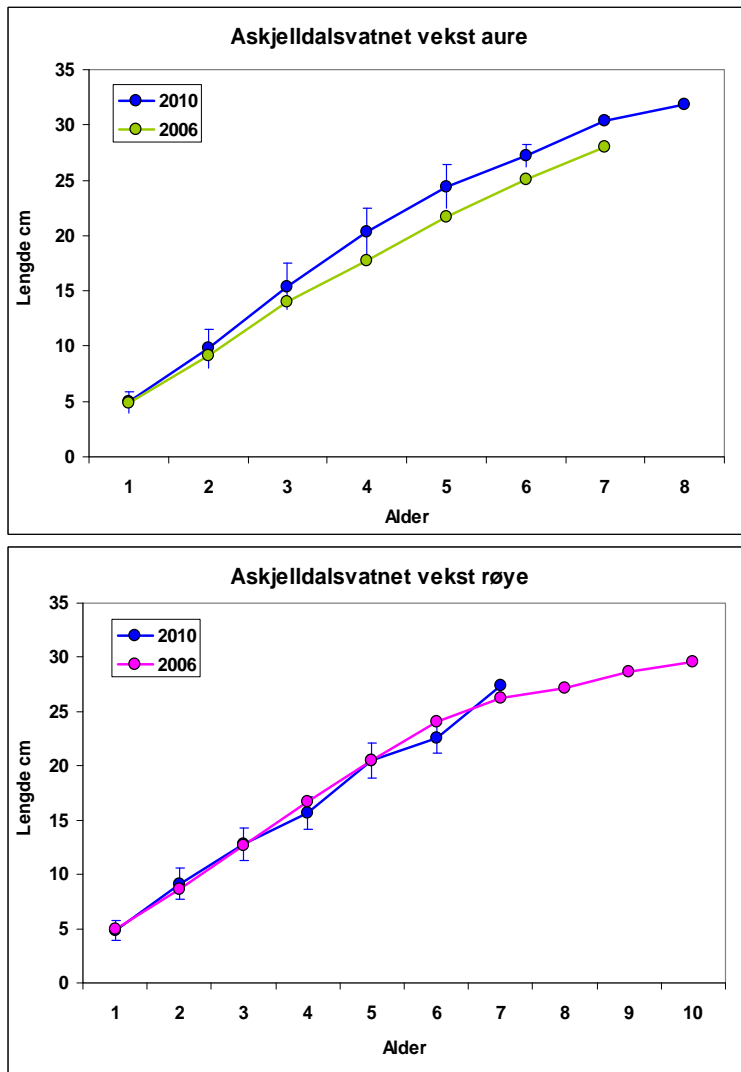
Auren viste en tendens mot avtakende kondisjon med økende fiskelengde (**Figur 30**). Denne trenden var imidlertid ikke statistisk signifikant. Kondisjonen hos røya, derimot var positivt korrelert med lengden ($p < 0,001$). Dette viser at de eldre røyene fremdeles har relativt gode næringsforhold i magasinet. Gjennomsnitt k-faktor for røye større enn 23 cm var 1,08.



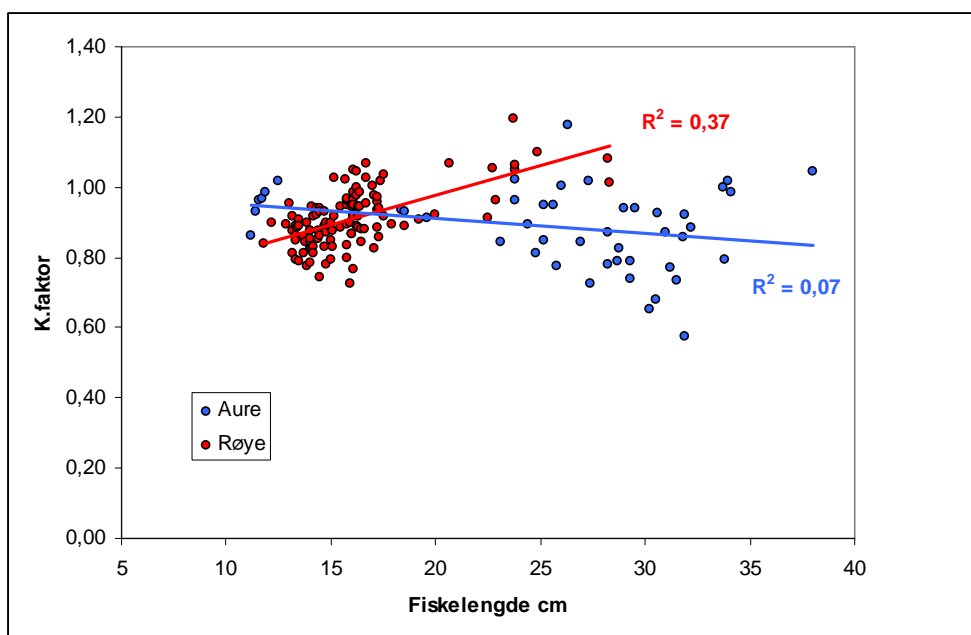
Figur 27. Fordeling av aure og røye i ulike dybdesegmenter ved prøvegarnfiske i Askjeldalsvatnet 2010.



Figur 28. Lengdefordeling av aure og røye i fangstene fra Askjelldalsvatnet i 2006 og 2010.



Figur 29. Vekst av aune og røye i Askjeldalsvatnet basert på materiale fra 2010 (denne undersøkelse) og 2006 (etter Fjellheim & Raddum, 2007).



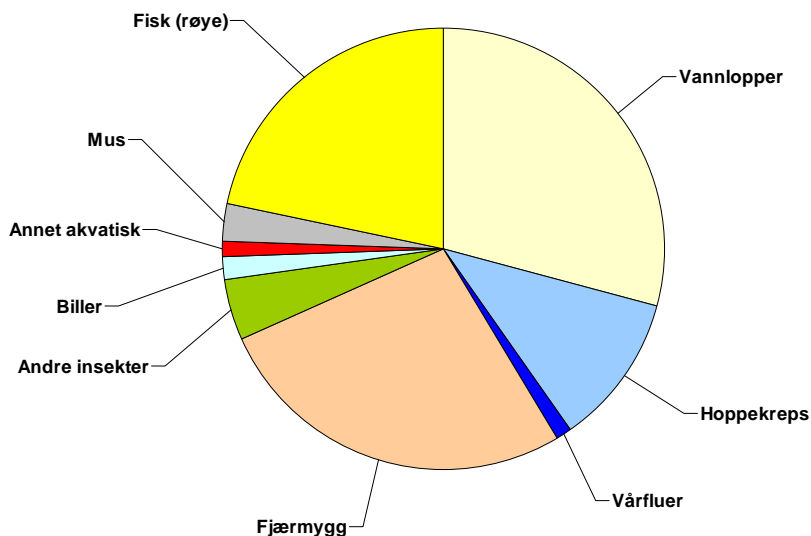
Figur 30. Forholdet mellom fiskelengde og kondisjonsfaktor for aune og røye i Askjeldalsvatnet i 2010.

7.4.3 Næringsvalg

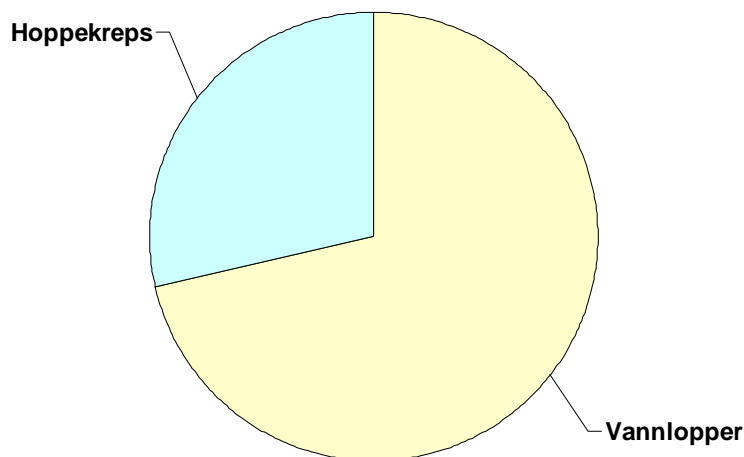
Mageanalyser viste at auren hovedsakelig livnærte seg på vannlopper (37 %), fjærmygg i ulike livssyklus-stadier (34%) og røye (21,6%) på det tidspunktet prøvefisket ble foretatt (**Figur 31, Vedlegg 5**). Av vannloppene utgjorde linsekreps, som er bunnlevende, 26,7 %. Resten av mageinnholdet bestod hovedsakelig av hoppekreps, vannlevende insekter og overflateinsekter. En av aurene som ble fanget i Askjeldalsvatnet hadde en mus i magen. Det er ikke uvanlig at aure fortærer smågnagere og spissmus. Magefyllingsgraden hos auren var gjennomsnittlig 2,0 vurdert på en skala fra 0 (tom) til 5 (utspilt). 39 prosent av auren hadde hvit kjøttfarge, 39 % var lyserøde i kjøttet og 10% hadde rød kjøttfarge. Det ble registrert 46 % hunner og 54 % hanner av aure. Av disse var 20 % kjønnsmodne. 67% av fisken hadde cyster av måkemark i innvollene. Infeksjonsgraden i 2010 var betydelig sterkere enn i 2006. Dette kan ha sammenheng med at en større prosent av auren var blitt fiskespisere. Måkemark er en bendelorm som forekommer i de fleste bestander av innlandsfisk. Den har en livssyklus som omfatter flere dyr. Startverten er en hoppekreps (dyreplankton). Denne blir så spist av en fisk (mellomvert). Parasitten kan føres videre til andre fisker og ender til slutt i en måke eller et pattedyr (sluttvert).

Røya hadde hovedsakelig beitet på små krepsdyr (**Figur 32, Vedlegg 6**). Vannlopper utgjorde til sammen 72 %, Resten av mageinnholdet besto av hoppekreps (28 %). I 2006 dominerte også vannloppene i mageinnholdet, men røya hadde da også spist fjærmygg (**Vedlegg 6**).

Røya hadde en gjennomsnittlige magefylling på 1,5. Tolv prosent av fiskene hadde hvit kjøttfarge, 70 % var lyserøde i kjøttet og 18 % hadde rød kjøttfarge. Kjønnsfordelingen var 30 % hunner og 70 % hanner. Av disse var 18 % kjønnsmodne. Røya var mer parasittert i 2010 (52%) enn det som ble registrert i 2006 (4%).



Figur 31. Mageanalyser av aure fra Askjeldalsvatnet i august 2010. Sammensetningen er angitt i volumprosent. For nærmere detaljert beskrivelse av sammensetningen henvises til **Vedlegg 5**.



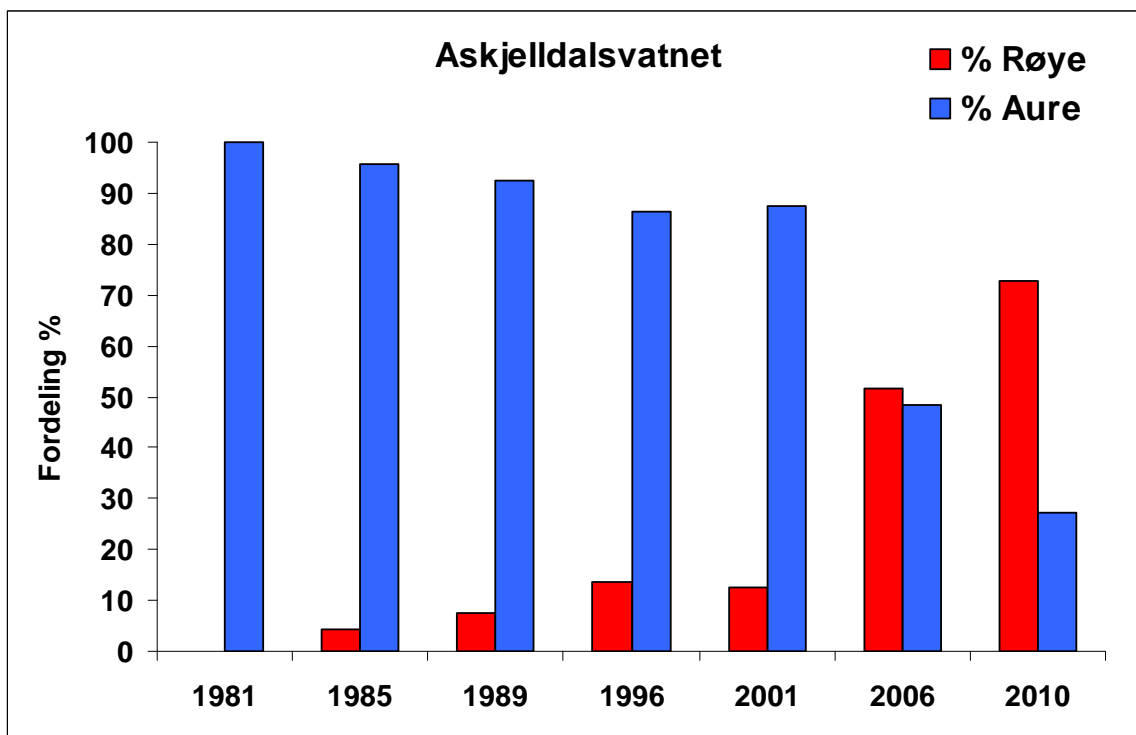
Figur 32. Mageanalyser av røye fra Askjeldalsvatnet i august 2010. Sammensetningen er angitt i volumprosent. For nærmere detaljert beskrivelse av sammensetningen henvises til **Vedlegg 6**.

7.4.4 Utviklingen av fiskebestandene i Askjeldalsvatnet

Utviklingen av røyebestanden i Askjeldalsvatnet viser en kraftig økning i tetthet de siste årene (**Figur 33**). På 1980-tallet var det få røyer i vatnet, og en kunne da også finne mye aure i dypområdene. På denne tiden var det ikke tegn til reproduksjon hos røya i vatnet. De få individene som ble fanget hadde sluppet seg ned fra Skjerjo (Fjellheim m. fl. 1990a). Røya er en mye mer effektiv planktonbeiter enn auren, og de gode næringsforholdene i forhold til den tynne bestanden, gjorde at veksten økte og at fisken fikk en svært god kondisjon, **Figur 34**.

Det framgår av **Figur 33** at andelen av røye i Askjeldalsvatnet har vist en stigende trend de siste 25 år. I 2006 ble det for første gang tatt flere røyer enn aure på prøvefiske i vatnet (52%). Ved prøvefisket i 2010 var prosentandelen av røye steget til 73. Det er ikke bare den positive utviklingen av røyebestanden som kan være årsak til dette. Manglende utsettinger av aure de siste årene kan også være en medvirkende årsak. Det ble tidligere satt ut 500 - 1000 villfisk i Askjeldalsvatnet årlig. Disse ble fanget i Eksingedalsvassdraget, først i regi av Biotopjusteringsprogrammet (Raddum m. fl. 1988). Da dette prosjektet ble avsluttet fortsatte utsettingene i lokal regi til de ble avsluttet ca. 2002 (L.C.S. Halvorsen pers. medd). Vi kjenner ikke til at det har vært satt ut fisk i vatnet etter dette.

Askjeldalsvatnet har et svært begrenset gytepotensial for aure (Fjellheim & Raddum 1994). De småfiskene som ble fanget i 2010 er sannsynligvis et resultat av vellykket gyting. I Askjeldalsvatnet vil auren store deler av året okkuperer strandnære områder og røya de dypere områdene. Dette er et klassisk fordelingsmønster mellom de to artene (Jonsson & Matzow 1979), som også reflekteres i artenes fødevalg. Røya beiter hovedsakelig på dyreplankton, mens auren tar mesteparten av sin næring på bunnen og i overflaten av innsjøen. Dette vises tydelig i de to artenes mageinnhold under prøvefisket. Linsekreps og fjærmygg hadde stor betydning for auren. Linsekrepsen favoriseres ved oppdemninger (Dahl 1932, Qvenild 2004). Den er semiplanktonisk, dvs. at den i perioder i døgnet går opp i vannmassene for å beite. I tillegg kan den legge hvileegg som tåler frost og inntørking. Begge egenskaper er verdifulle i reguleringsmagasiner som tappes mye. Fjærmyggene dominerer i bunnsedimentene under LRV. Flere av de fjærmyggartene som lever i Askjeldalsvatnet er også semiplanktoniske. *Pseudodiamesa arctica* er vist å ha stor betydning. Schnell & Willassen (1991) viste at denne fjærmyggarten tidvis kan utgjøre 90 % av føden hos auren i Askjeldalsvatnet og at den også har stor næringsmessig betydning for røya.

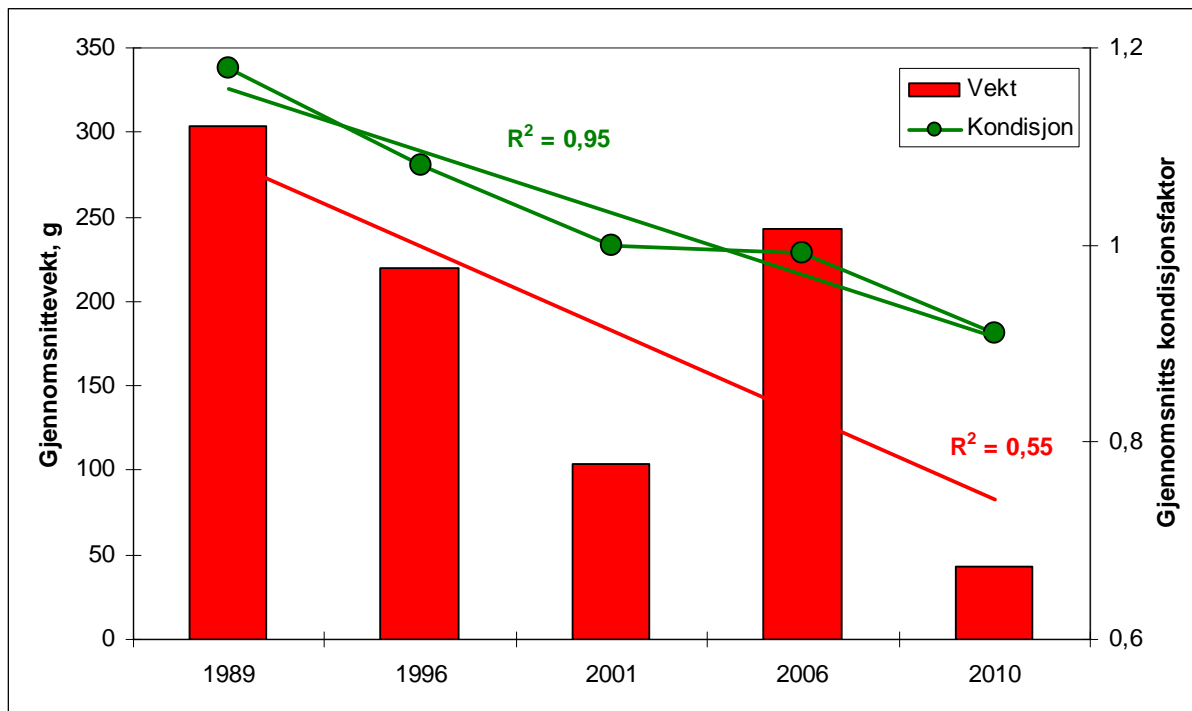


Figur 33. Utviklingen av røyebestanden i Askjeldalsvatnet. Datagrunnlag: 1981: Nordland (1981), 1985: egne upubliserte data, 1989: Fjellheim m. fl. (1990a) og egne upubliserte data, 1996: Wiers (1997), 2001: Lehmann & Wiers (2001), 2006: Fjellheim & Raddum, (2007), 2010: denne undersøkelsen.



Figur 34. Hannrøye på ca 500 g fisket i Askjeldalsvatnet i 1996. Foto: Sveinung Klyve.

Den store bestandsøkningen av røye i Askjeldalsvatnet har ført til en nedgang i gjennomsnittsstørrelsen i fangstene og en forringelse av røyas kondisjonsfaktor (**Figur 35**). I løpet av de 22 årene vi har data fra røye i vatnet har gjennomsnitt kondisjonsfaktor sunket fra 1,18 til 0,91. Trenden er lik den som er observert i Skjerjevatnet (**Figur 25**). Vi forventer at kondisjonsfaktoren vil bli mindre etter hvert som røya finner sikre gyteplasser i magasinet. En økt bestand av fiskespisende aure kan imidlertid motvirke denne trenden (se avsnitt nedenfor).



Figur 35. Utvikling av gjennomsnittsvekt og kondisjonsfaktor av røye i fangster med "Nordiske oversiktsgarn" fra Askjeldalsvatnet. 1989: Etter LFI, Universitetet i Bergen (upublisert), 1996: Etter Wiers (1997), 2001: Etter Gunnar Lehmann (pers. medd.), 2006: Etter Fjellheim & Raddum (2007), 2010: Denne undersøkelsen.

En ganske stor del av auren (22%) hadde spist røye. Slike fiskespisende aurer kan være en viktig bestandsregulerende faktor. Samtidig vet vi at aure som begynner å beite på røye får en økt vekst og blir dermed mer attraktiv å fiske etter. Utsettingene av aure bør gjenopptas i Askjeldalsvatnet, både med tanke på regulering av røyebestanden og med formål å legge forholdene til rette for en attraktiv høsting av aure. Det ble ikke registrert skjoldkrepss i 2010. I 2006 ble denne arten (**Figur 36**) registrert i tre auremager (**Vedlegg 5**). Dette er den vestligste registreringen som er gjort i Norge. Skjoldkrepss er tidligere registrert i en rekke andre lokaliteter i Stølsheimen: Kvilesteinsvatnet, Selhamarvatnet, Vassøyane og Raudbergvatnet (Raddum & Fjellheim 1994) og Vetle Askjeldalsvatnet (Økland & Økland 2002). Skjoldkrepss har sannsynligvis spredd seg ned til Askjeldalsvatnet via elva fra Vetle Askjeldalsvatnet. Bestanden er ennå sannsynligvis liten, men funn i 10 % av auremagene i 2006 viser at arten har fått fotfeste i vatnet. Det er forøvrig ganske typisk at de første funn av store og attraktive næringsdyr blir gjort i fiskemager (Fjellheim m. fl. 2007).

Skjoldkrepss er knyttet til høyfjellet og arktiske områder. Den legger egg fra høsten og utover vinteren og klekkes om sommeren. Den er stor og attraktiv og kan derfor være av energimessig betydning for fisken. I tillegg bidrar skjoldkrepss, sammen med andre krepsdyr, til å gi fisken rød kjøttfarge. Arten er spesielt adaptert til å kunne overleve i lokaliteter som periodevis tørker ut. Eggene tåler frost og tørke, og kan overleve i årevis uten kontakt med vann. Dette gjør at man kan finne skjoldkrepss i små pytter som tørker ut

eller bunnfryser om vinteren. Egenskapen til å tåle uttørring gjør at skjoldkrepsen klarer seg meget godt i reguleringsmagasiner. I så måte burde skjoldkrepsen være et svært verdifullt tilskudd til faunaen av næringsdyr i Askjeldalsvatnet.



Figur 36. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus*, ble registrert i auremager i Askjeldalsvatnet i 2006. Dette er nå den vestligste registrering av arten i Norge. Foto: A. Fjellheim

8. Hvordan utvikler røyebestandene seg videre?

8.1 Litt om røya

Røya er en laksefisk som hovedsakelig lever i innsjøer. I de nordlige deler av landet finnes det også bestander som vandrer ut i havet som voksne (anadrome bestander). Disse vandrer, i likhet med laks og sjøaure, tilbake til ferskvann for å gyte. Røya finnes kun på den nordlige halvkule og er utbredt rundt hele kloden (sirkumpolar). Den trives best i kaldt, oksygenrikt og klart vann og finnes av den grunn oftest i dype innsjøer. De fleste røyebestandene i Sør-norge tilbringer hele sitt liv i innsjøen. Leveviset er mye likt innlandsauren, med unntak av at auren hovedsakelig gyter i rennende vann og tilbringer de første leveårene i samme habitat. Røya gyter på seinhøsten, litt senere enn auren. Den krever normalt grovt gytesubstrat bestående av stein og grov grus. Dødeligheten av rogn er større på stillestående vann og røya kompensere for dette med å produsere flere rogn pr. vektighet enn auren. Ungrøyene lever nær bunnen hvor de lever av bunndyr og små krepsdyr. Senere vandrer de ut i innsjøen, der dyreplankton er den viktigste føden. Den store reproduksjonsevnen fører ofte til tette bestander som beiter ned den tilgjengelige næringen (Klemetsen m. fl.1995). Uten kultivering vil slike bestander normalt bli overbefolkete og fisken vil ha liten verdi. Vi har mange slike bestander i Sørnorge. Røya i Skjerjevatnet har nå utviklet seg til å bli en av disse.

Røya er normalt en stimfisk. Den beiter i stim om natta og trekker nærmere bunnen om dagen. I vatn der det er både aure og røye deler normalt disse to artene vatnet mellom seg. Auren er knyttet til strandsonen, mens røya lever i de frie vannmassene (pelagialen) og i

innsjøens dypområder. Ettersom røya utnytter et annet habitat enn auren, vil den samlede fiskeproduksjonen generelt være større i et aure/røye vann enn i et rent aurevann.

8.2 Stølsvatnet

Spredningen av røye fra Skjerjevatnet til Stølsvatnet har gått saktere enn forventet. Det er sannsynligvis en relativt liten bestand av røye i Stølsvatnet i dag. Utviklingen av denne bestanden vil sannsynligvis gå noe seinere enn den utviklingen som ble observert i Askjelldalsvatnet i de første ti-år. Årsaken til dette er at Stølsvatnet som inntaksmagasin til Steinsland kraftverk har sterkere vannfluktasjoner (**Figur 3**) og blir tappet mer ned enn Askjelldalsvatnet. Det er dermed større sjanser for at eventuell gytt rogn vil tørrlegges ved nedtapping av magasinet. Over tid er det en sjanse for at røya finner sikrere steder å gyte, slik vi har sett det i Askjelldalsvatnet. Enkelte av de røyene som slipper seg ned fra Skjerjevatnet mot Modalen forventes å få en god vekst. Årsaken til dette er at røya, som nevnt ovenfor, er mer spesialisert på å ta dyreplankton enn aure. Vi forventer av den grunn at det vil tas enkelte store røyer med god kondisjon, slik tilfellet var i Askjelldalsvatnet.

8.3 Steinslandsvatnet

Et enkelt funn av røye i Steinslandsvatnet viser at røya kan vandre gjennom Steinsland kraftverk. Den er nå sannsynligvis i ferd med å etablere seg i vatnet. Etter at den først har hatt vellykket gyting vil bestanden av røye øke raskt. Steinslandsvatnet er et stort og dypt vatn som bør ha ideelle gyte- og oppvekstplasser for arten. I de første årene etter etablering vil røya ha gode næringsforhold og svært god vekst. I denne perioden vil en kunne fange særdeles fin fisk, slik tilfellet var i Skjerjevatnet i årene etter at røya hadde etablert seg. Bestanden forventes imidlertid å vokse seg tett, med småfallen fisk som resultat. Dersom røya etablerer seg i Steinslandsvatnet, må en regne med en betydelig innsats for å holde bestanden nede. Resultatet av en slik innsats kan bli en røyebestand som er attraktiv å høste. Dersom røya etablerer seg i Steinslandsvatnet vil sjansene for utvikling av bestander av fiskespisende aure bli bedre. Mange aurer vil, når den har nådd en viss størrelse, begynne å beite på fisk. Undersøkelser viser at aure kan bli fiskespiser ved 20 – 25 cm lengde (Campbell, 1979, Aass 1984). Den endrer da vekstmønster og vokser raskt. Ved siden av fiske vil slike storaurer være den mest effektive bestandsregulerende faktoren for røya (Sægvog, 2007). Vi har allerede et eksempel på dette fra Skjerjevatnet (jfr. **Figur 7**).

8.4 Skjerjevatnet

Den økte reguleringen av Skjerjevatnet vil være negativ for røyebestanden i dette magasinet. Næringsanalysene i 2010 viste at innholdet av bunndyr hadde minnet sammenlignet med tilsvarende studie i 2005 (Fjellheim & Raddum, 2006). Selv om en næringsstudie bare gir et øyeblikksbilde av fødevalget, kan dette gjenspeile det endrete reguleringsmønsteret, der vatnet i mai 2010 ble tappet ned til kote 925, altså rundt 20 m lavere enn tidligere LRV. Skjerjevatnet er i dag et lite attraktivt fiskevatn med en tett bestand av særdeles lite attraktiv røye. Vi forventer at denne bestanden vil holde seg småvokst. Det vil likevel være svingninger i bestanden, slik de tre seneste studiene i vatnet har vist (**Figur 22**). En mulig måte å regulere fisketørrelsen er å sette ut aure som kan beite på smårøya. De få aurene som er fanget i vatnet viser at auren har et stort vekstpotensial (se **Figur 7**).

8.5 Askjelldalsvatnet

De seneste undersøkelsene av fiskebestandene i Askjelldalsvatnet viser at røya nå har etablert seg i vatnet. Prøvefisket i 2010 dokumenterte for første gang en markert dominans av røye (**Figur 33**). Vi forventer at denne situasjonen vil forsterkes. Som nevnt tidligere gir to fiskearter som utnytter ulikt habitat til sammen en økt produksjon. Avkastningen av fisk vil derfor trolig øke i Askjelldalsvatnet. Smårøya i Askjelldalsvatnet utgjør en næringsressurs for auren. Åtte av de aurene som ble tatt under prøvefisket i 2010 hadde spist røye. Vi forventer at denne situasjonen skal vedvare. De aurene som beiter på røya i vatnet vil få akselerert vekst og sjansen til å få stor aure i vatnet vil dermed øke.

8.6 Kan røya spre seg til andre lokaliteter i Eksingedalsvassdraget?

Det er allerede fanget enkeltindivider av røye i Trefallvatnet, som ligger nedstrøms elva fra Askjelldalsvatnet (S. Klyve, pers. medd.). Det er også mulig for fisk å ta seg gjennom

takrennesystemet mot Evanger Kraftverk. Vi har et eksempel i en individmerket aure som ble satt ut i Askjelldalsvatnet og senere ble gjenfanget i Torvedalen, sør for Grøndalsvatnet. Denne hadde svømt gjennom mer enn 10 km tunnel før den svømte opp i et bekkeinntak ved Torvedalstjørni. Selv om det ennå ikke er påvist vellykket reproduksjon av røye i andre lokaliteter i Eksingedalen, er sjansen for fremtidig etablering av arten stor. Dette gjelder spesielt dype magasiner i fjellet og i Bergovatnet, lenger nede i Eksingedalen. Røya vil også kunne spre seg mot Holskardvatnet i tilfelle dette blir bygd ut med pumpekraftverk mot Askjelldalsvatnet (Lehmann & Wiers 2009).

Vi tror ikke at røya kan spre seg gjennom Evanger kraftstasjon. Denne har tre pelton-turbiner. Det er sannsynlig at denne turbintypen gir totalskade på all passerende fisk (Montén 1985). Evangervatnet ligger lavere enn marin grense og har en naturlig bestand av røye.

9. Forvaltning av fiskebestandene i Steinslandsvatnet

9.1 Utfisking

Systematisk utfisking av Steinslandsvatnet ble startet i 2002. Det ble da installert en storruse i vatnet. Fisken som ble tatt ut ble i stor grad merket og satt ut i Mofjorden. I 2002 ble det til sammen fanget ca 8400 fisk. Året etter var fangsten dårligere på grunn av problemer med oter. Resultatet dette året var 1055 fisk (Torbjørn Trohaug pers. medd.). I 2004 ble det tatt ut ca. 5800 fisk fordelt på 14 tømninger. Til sammen ble det i perioden 2002 – 2004 fanget noe over 15000 aure.

Prosjektet for utfisking av aure i Steinslandsvatnet strandet etter tre år, og den innkjøpte flyterusen har ikke vært i drift i de seneste årene. Det er dessverre et vanlig forekommende problem at utfiskingsprosjekter mislykkes (Ugedal m. fl. 2007). Et moment som kan velte slike prosjekter er mangel på umiddelbare resultater. Etter vår oppfatning må et utfiskingsprosjekt i et så stort og fisketett vatn som Steinslandsvatnet utføres med en større innsats enn det en begynte med, både når det gjelder antall storruser og når det gjelder arbeidsinnsats.

Avkastning er det utbytte et fiske gir i et visst område i løpet av en bestemt tid. Avkastningen utgjør bare en del av den samlede produksjonen av fisk. Resten av fiskeproduksjonen går med til å dekke naturlig dødelighet blant fiskene og stofftap som skyldes energiforbrukende livsprosesser (eks. rogn og melke). Wiers (1998) antyder en avkastning i Steinslandsvatnet mellom 5 og 12 kg pr. hektar. Vi vurderer dette anslaget å være for høyt. Produksjonsevnen i norske vatn med aure som eneste art er varierende og avhenger av mange faktorer (Qvenild 1987). Gjennomsnitts avkastning i 18 vatn på Hardangervidda ble av Dahl (1913) beregnet til 1,9 kg pr. ha. Grunne vatn gir større avkastning pr. overflateareal enn dype vatn. I Norge regnes en avkastning på 5-6 kg pr. ha å være svært god (Qvenild 1987). Slike forhold finner en først og fremst i grunne vatn med gunstige næringsforhold; for eksempel i innsjøer med marflo og skjoldkreps. Lavere avkastning er mer vanlig. I følge Sømme (1941) gir rike norske aurevann i alminnelighet en avkastning på mellom 1 og 2 kilo pr. hektar, mens Jensen (1984) skriver at norske aurevann vanligvis gir en avkastning på 1 – 5 kg pr ha. På kort sikt kan en innledningsvis få et stort utbytte ved å fiske på akkumulerte bestander. Vi har eksempler fra Oppheimsvatnet på Voss og fra Jølstervatn i Sogn og Fjordane der det i korte perioder har vært tatt ut ca. 10 kg pr ha. (H. Sægrov pers. medd.). I sistnevnte innsjø, som regnes for å være det beste fiskevatnet på Vestlandet, var avkastningen i perioden 1991 – 1999 4,38 kg pr ha. En sammenligning med tilstanden før ørekyta ble introdusert i Jølstervatnet viser at denne fiskearten ikke har hatt noen negativ innvirkning på aurebestanden (Sægrov 2000c, Taugbøl m. fl. 2002).

Generelt vil avkastningen avta dersom det ikke fiskes aktivt i et fiskevann. Vatn som ikke har vært rasjonelt drevet kan på den annen side gi høyere avkastning ved fornuftig fiske. I Steinslandsvatnet er bestanden fortsatt så tett at vatnet ikke tar skade av å bli fisket hardt.

I Steinslandsvatnet vil fjerning ca. 8000 fisk pr år med dagens gjennomsnittvekt tilsvare et uttak litt i underkant av 2 kg pr. ha. Med tanke på den tette bestanden av småfallen aure som er i vatnet er dette for lite. Vatnet bør fiskes hardere, men mer selektivt på de yngste/ minste fiskene. Den småfalle bestanden skyldes både lav vekst, men også få individ i aldersklassene 5 – 10 år.

Overbefolkning er generelt "normaltilstanden" i vestnorske innsjøer. Årsaker til dette er gode gytemuligheter og liten innhøsting. I overtallige aurebestander bør antallet av småfisk reduseres for å dempe næringskonkurransen. Dette vil gi de enkelte individer bedre mulighet til å øke kroppsvekten. Utfisking av småfisk er den vanligst benyttede metoden. Svært ofte har fiskebestandene en så sterk formeringsevne at et slikt fiske har redusert effekt. En supplerende metode til å bekjempe utvikling av småfallen fisk er å legge forholdene til rette for oppbygging av stor fiskespisende aure. Disse spiser både mindre individer av egen art (kannibalisme) og kan også i bestander bestående av flere fiskearter ta annen fisk (for eksempel mindre individer av røye, slik vi ser eksempler på i Skjerjevatnet og Askjelldalsvatnet). En fiskespisende aure på 1 kg fordøyer normalt ca. 2-2,5 kg fisk pr år (Borgstrøm 1995). Det tilsvarer 75 – 90 fisk av lengde 14 cm. En bestand på 100 slike aurer vil med dette eksempelet konsumere 7500 – 9000 fisk pr. år. Dette er en svært kostnadseffektiv måte å regulere bestander på.

Når auren skifter over til kannibalisme øker normalt veksthastigheten betydelig, og fisken kan bli svært stor. Flere innsjøer på vestlandet har bestander av fiskespisende aure. Slik aure kan oppnå vekter på over 10 kg. I Jølstervatnet viste en undersøkelse at samtlige aurer større enn 35 cm lengde var kannibaler (L'Abée-Lund m. fl.1992).

Studier viser at aure må bli godt over 20 cm før den begynner å beite på småfisk (Campbell 1979, L'Abée-Lund m. fl.1992). En bestand av fiskespisende aure i Steinslandsvatnet vil ikke bare være et nyttig middel til å regulere aurebestanden. Som nevnt over kan den også utøve en bestandsregulerende effekt på en fremtidig røyebestand. Vatnet vil i tillegg bli mer attraktivt for sportsfiskere. Et problem ved utfiskingsprosjekt med garn og storruse er at de største fiskene, som er potensielle kandidater til å bli kannibaler, også blir fjernet. Vi har tidligere påpekt at en under fiske med storruse bør sette tilbake de største fiskene (Fjellheim & Raddum 2004). På denne måten vil en kunne oppnå en "polarisering" av aldersstrukturen. Et jevnt uttak av de største fiskene er skadelig. I så måte er det bedre at vatnet får utvikle seg naturlig.

I tillegg til bruk av storruse anbefaler vi bruk av finmaskete garn som selektivt tar fisk rundt gjennomsnittsstørrelsen og mindre, det vil si maskevidde 21 mm og mindre. Bruk av småmaskete garn i overtallige bestander for å heve gjennomsnittsstørrelsen av fisk er tidligere utført av Langeland (1986) og Langeland & Jonsson (1990). I ett eksperiment med utfisking i et røyevatn reduserte de biomassen til under en tredel. Dette resulterte i et betydelig forsterket innslag av større og mer attraktiv fisk. Samtidig økte k-faktor fra 0,78 til 0,97 over en 6 års periode. Motsatt viste de i et aure/røyevatn at systematisk bruk av garn med store maskevidder gav sterkt redusert gjennomsnittsvikt hos begge arter.

9.2 Steinslandsvatnet etter at røya har etablert seg

Som nevnt tidligere vil den totale fiskeproduksjonen i Steinslandsvatnet øke med to fiskearter etablert i vatnet. Man kan tenke seg flere scenarier i utviklingen av fiskebestandene. Det mest sannsynlige er at røya, i likhet med auren i dag, blir overtallig og lite attraktiv. De store mengdene med småfallen fisk vil, som tidligere nevnt, utgjøre et betydelig næringspotensial. Aure som begynner å spise fisk vil få en betydelig høyere vekstrate. Det er viktig å ikke fjerne store aurer systematisk, men tillate en del av bestanden å vokse seg stor. En annen, men litt mindre sannsynlig mulighet, er fremvekst av fiskespisende røye. Den framtidige utviklingen av vatnet bør kunne styres ved en aktiv kultivering av vatnet, slik tilfellet har vært i flere andre aure/røyevatn i Vest-norge.

10. Takk

Vi takker BKK for lån av båt i Stølsvatnet og Jarle Heimdal for lån av båt i Steinslandsvatnet. Reidar Fjellanger, Magne Stana og Sveinung Klyve har bidratt til rapporten med verdifulle opplysninger og lån av fotos. Vi takker også Harald Steinsland, Lars C. S. Halvorsen og Bjarne Lavik for opplysninger om fisk og fiske. Vår tekniske stab, Torunn Landås og Arne Johannessen, takkes for sortering og bestemmelse av mageprøver.

11. Referanser

Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. - Fiskeriverket Inform. 2000-1. 28 s.

Borgstrøm, R. 1995. Fiskeetende fisk. I: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J. H., (Red.), Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges forskningsråd 1995, s. 67 – 70.

Bystrøm, P. 2006. Recruitment pulses induce cannibalistic giants in Arctic char. *Journal of Animal Ecology*, 75: 434–444.

Christensen, B. 1989. Kraftutbyggingen i Eksingedalen. . I Eie, J. A. & Brittain, J. E. (Red.) Eksingedalen. Seminar Voss 29 - 31 mai 1989. Biotopjusteringsprosjektet - Terskelprosjektet Informasjon nr. 31. 21 - 30. NVE-Vassdragsdirektoratet, Oslo.

Campbell, R. N. 1979. Ferrox trout, *Salmo trutta* L. and charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in Scottish lochs. *J. Fish Biol.* 14: 1-29.

Dahl, K. 1910. The age and growth of salmon and trout in Norway, as shown by their scales. Salmon and trout association, London.

Dahl, K. 1913. Laks og ørret. Fiske og kultur. – Gyldendal, Kristiania.

Dahl, K. 1932. Influence of water storage on food conditions of trout in Lake Paalsbufjord. *Det Norske Vitensk. Akad. Skr. – Mat. Nat, KL.* 1931 (4) 1-53.

Eie, J. A. 1990. Biotopjusteringsprogrammet - Utvikling av biotopjusterende tiltak i regulerte vassdrag. Vassdragsregulantenenes Forening - Fiskesymposiet 1990: 11-15.

Fjellheim, A. 1999. Eksingedalsvassdraget. Oversikt over FoU med hovedvekt på den laks- og sjøaureførende delen av vassdraget. - Lab. for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske, Bergen, Rapport nr. 102.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1994. Stocking experiments with wild brown trout (*Salmo trutta*) from a regulated river in two mountain reservoirs. - In: Rehabilitation of inland fisheries (I. G. Cowx, ed.). Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 268 - 279.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2003. Nygard Pumpekraftverk. Virkninger på fiskeribiologiske og hydrologiske forhold i Modalsvassdraget. – Lab. For ferskvannsekologi og innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 125.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2004. Nygard Pumpekraftverk. Prøvefiske i Steinslandsvatnet 2004. – Lab. For ferskvannsekologi og innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 129, 18 s.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2005. Nygard Pumpekraftverk. Prøvefiske i Stølsvatnet 2005. – Lab. For ferskvannsekologi og innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 132, 16s. 279.

- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2006. Nygard Pumpekraftverk. Prøvefiske i Skjerjevatnet 2005. – Lab. For ferskvannøkologi og innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 133, 23s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2007. Nygard Pumpekraftverk. Prøvefiske i Askjeldalsvatnet 2006. Tillegg: Kontrollfiske i Steinslandsvatnet og Stølsvatnet. – Lab. For ferskvannøkologi og innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 139, 26 s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2008. Nygard Pumpekraftverk. Prøvefiske i Stølsvatnet og Steinslandsvatnet 2007. – Lab. For ferskvannøkologi og innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 148, 25 s.
- Fjellheim, A., Johnsen, T. M., Lømsland, E. R. & Raddum, G. G. 1988. Konesjonsavgjørende undersøkelser i Gjengedalsvassdraget. Innlandsfiske, ferskvannsbibliologi og resipientforhold. Lab. for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 63.
- Fjellheim, A., Raddum, G. G. & Sægrov, H. 1990a. En fiskeribiologisk undersøkelse av Skjerjevatnet, Modalen og Vaksdal kommuner. - Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Universitetet i Bergen, Rapport nr 67, 29 s.
- Fjellheim, A., Raddum, G. G. & Sægrov, H. 1990b. Tetthetsavhengige faktorer - Effekt på rekruttering av aure i terskelbassenger. Vassdragsregulantenenes Forening - Fiskesymposiet 1990: 114-125.
- Fjellheim, A., Barlaup, B. T. & Raddum, G. G. 1991. Kan røye overleve trykkforandringene ved passasje gjennom det planlagte Nygard pumpekraftverk? - Lab. for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Bergen. Rapport nr 73.
- Fjellheim, A., Tysse, Å. and Bjerknes, V. 2007. Fish stomachs as a biomonitoring tool in studies of invertebrate recovery. – In: Brimblecombe, P, Hara, H., Houle, M. and Novak, M. (Eds.) Acid Rain – Deposition to Recovery. Water Air & Soil Pollution Focus 7: 293-300.
- Forseth, T., Halvorsen, G. A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T. Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooj, W. & Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. NINA Oppdragsmelding nr. 508: 1-52.
- Hammar, J. 1998. Evolutionary ecology of Arctic char (*Salvelinus alpinus* L.). Intra- and interspecific interactions in circumpolar populations. PhD Thesis, University of Uppsala, Sweden.
- Havens, K. E. Yan, N. D. & Keller, W. 1993. Lake acidification: effects on crustacean zooplankton populations. Environ. Sci. Technol. 27: 1621–1624
- Hindar, A., T. Hesthagen og G.G. Raddum 1996. Undersøkelser i kalkede vann og vassdrag - innhold og omfang. Utredning for DN, nr. 1996 - 5. 25 s.
- Hynes, H. B. N. 1950. The food of freshwater sticlebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in the studies of the food of fishes. Journal of animal ecology, 19: 36 - 58.
- Jensen, J.W. 1979. Utbytte av prøvefiske med standarsserier av bunngarn i Norske Ørret- og røyevatn. – Gunneria 31, 1 - 36.
- Jensen, K.W. 1984, (Red.) Sportsfiskerens leksikon. Kunnskapsforlaget, Oslo.
- Jonsson, B. & Matzow, D. 1979 (Red.). Fisk I vann og vassdrag. Om økologien til aure, røyr og laks. H. Aschehoug AS, 160 s.

- Keller, W., Yan, N. D., Somers, K. M. & Heneberry, J. H. 2002. Crustacean zooplankton communities in lakes recovering from acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 726–735
- Klemetsen, A., Grotnes, P., Amundsen, P-A & Svenning, M. 1995. Tette røyebestander kan forbedres. I: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J. H. Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd 1995, s. 190 – 197.
- L'Abée-Lund, J. H., Langeland, A. & Sægrov, H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. – *J. Fish Biol.* 41: 91-101.
- Langeland, A. 1986. Heavy exploitation of a dense resident population of arctic charr in a mountain lake in central Norway. – *N. Am. J. Fish. Mngmt.* 6: 519-525.
- Langeland, A. & Jonsson, B. 1990. Management of stunted populations of arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*). I: Densen, W. L. T. van, Steinmetz, B. & Hughes, R. H. (Eds.) Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organised by the European Inland Fisheries Advisory Commission, Pudoc, Wageningen, p. 396 – 405.
- Langeland, A., Jensen, A. J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. 1977. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III Undersøkelser sommeren 1976. Kgl. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport 1977-9: 1-83.
- Larsen, R. 1973. Evanger Kraftverk Sak nr. B.5/1967. Skjønn III. Fiskerisakkyndig uttalelse. 19 s.
- Larsen, R. 1988. Røya i Skjerjevatnet. Notat, 22. oktober 1988, 3s.
- Lea, E. 1910. On the methods used in herring investigations. *Publs. Circonst. Cons. perm. int. Explor. Mer* No 53.
- Lehmann, G. & Wiers, T. 2001. Fiskeressursprosjektet i Hordaland. Fiskeundersøkelser i regulerte innsjøer og vassdrag i Hordaland, sommeren 2001. Fylkesmannen i Hordaland, s.62 – 63.
- Lehmann, G. B. & Wiers, T. 2009. Fiskebiologiske vurderinger i forbindelse med Hovedstudien Askjellsdalen kraftverk. LFI - Uni Miljø, Rapport nr. 171, 22 s.
- Lien, L., Raddum, G. G. Fjellheim, A. and Henriksen, A. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analysis of fish and invertebrate responses. *The science of the total environment* 177: 173 - 193.
- Mjelde, M. & Rørslett, B. 1987. Modalsvassdraget, Hordaland fylke. Konsekvenser for vannkjemiske og biologiske forhold ved utvidet regulering i Modalsvassdraget. NIVA Rapport 2087, 28 s.
- Montén, E. 1985. Fisk och turbiner. Vattenfall, Stockholm.
- Nordland, J. 1981. Prøvefiske i Skjerjevatn og Askjellalsvatn, Vaksdal kommune, 1981. Rapport. Fiskerikonsulentene i Vestnorge. 6pp.
- Nyberg og Degerman. 1988. Standard provfiske med översiktsnät. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, rapport 7.
- Qvenild, T. 1987. Bestandsstørrelse, produksjon og avkastning. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (Red.) Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo, s. 202-221.

- Qvenild, T. 2004. Hardangervidda : fiske og fjelliv. Naturforlaget, Oslo, 407 s
- Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Vassøyane - Raudbergvatn. - Lab. for Ferskvannøkologi og Inn-landfiske, Bergen, Rapport nr. 83.
- Raddum, G. G., Fjellheim, A. & Sægrov, H. 1988. Flytting av villfisk fra at terskelbasseng til reguleringsmagasiner, et alternativ til tradisjonell bruk av settefisk. Vassdragsregulantenenes Forening - Fiskesymposiet 1988: 129 - 145.
- Ricker, W.E. 1971. Methods for assessment of fish production in fresh waters. - IBP Handbook no. 3. Blackwell Sci. Publ.
- Schnell, Ø. A og Willassen, E. 1991. Fjærmyggarten *Pseudodiamesa arctica* (Malloch) i to høyfjellsreservoarer. – Lab. For ferskvannøkologi og innlandfiske, Bergen. Rapport nr. 76, 38 s..
- SFT 1982. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensingsovervåking. Årsrapport 1981. SFT Rapport 64/82.
- SFT 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensingsovervåking. Årsrapport – Effekter 2001. SFT Rapport 854/2002.
- Steine, I. 1972. Faunistisk-økologiske undersøkelser i Strondavassdraget, Voss 1969-70-71. Lab. For ferskvannøkologi og innlandfiske, Bergen. Rapport nr. 5, 163 s.
- Svenning, M.-A 1993. Life History variations and polymorphism in arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), on Svalbard and in Northern Norway. PhD thesis, University of Tromsø, Norway, 122 pp.
- Svenning, M.-A. & Borgstrøm, R. 1995 Population structure in landlocked Spitsbergen arctic char. Sustained by cannibalism? Nordic Journal of Freshwater Research, 71, 424–431.
- Sægrov, H. 1997. Fisk og fiske i Breimsvatnet i 1996. Rådgivende biologer, Rapport nr. 277, 15 s.
- Sægrov, H. 2000a. Fiskeundersøkingar i Strynevatnet 1999. Rådgivende Biologer AS, rapport nr 449, 17 s.
- Sægrov, H. 2000b. Utfisking og fiskeundersøkingar i Vangsvatnet i 1998-99. Rådgivende Biologer AS, rapport nr 448, 17 s.
- Sægrov, H. 2000c. Kjøsnestfjorden kraftverk - Konsekvensutgreiing. Fiskebiologiske undersøkingar. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 421, 121s.
- Sægrov, H. 2007. Fiskeundersøkingar i Suldalsvatnet i 2006. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 1029, 19 sider.
- Sømme, I. D. 1941. Ørretboka. Jacob Dybwads Forlag. 591s.
- Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J. Dervo. B. & Andersen, O. 2002. Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. – NINA Oppdragsmelding 753: 1-31.
- Ugedal, O., Dervo, B.K. & Museth, J. 2007. Erfaringer med tynningsfiske i innsjøbestander i Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Rapport 282: 64 pp.

Vestreng, V., Myhre, G., Fagerli, H., Reis, S. and Tarrasón, L. 2007. Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos. Chem. Physics* 7: 3663-3681.

Wiers, T. 1997. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skjerjevatnet og Askjeldalsvatnet, Modalen og Vaksdal Kommuner 1995-1996. Vaksdal Kommune Rapport 5/97.

Wiers, T. 1998. Prøvefiske og driftsplan for Storvatnet 1997. Modalen Kommune. Rapport 1/98.

Økland, J & Økland K. A. 2002. Funn av skjoldkreps og tusenbeinkreps i Norge – sluttrapport. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo.

Aass, P. 1984. Management and utilisation of arctic charr in Norwegian hydroelectric reservoirs. In: Johnson, L. and Burns, B. L. (eds.) *Biology of the arctic charr*. Univ. Manitoba press, Winnepeg, 277 – 291.

12. Vedlegg

Vedlegg 1. Oversikt over produksjon og pumping i Nygard pumpekraftverk i perioden 2005 til og med 2010. Oppgitte verdier er MWh/uke:

Uke:	2005		2006		2007		2008		2009		2010	
	Prod Nygard: MWh:	Pump Nygard MWh:	Prod Nygard: MWh:	Pump Nygard MWh:	Prod Nygard: MWh:	Pump Nygard MWh:	Prod Nygard: MWh:	Pump Nygard MWh:	Prod Nygard: MWh:	Pump Nygard MWh:	Prod Nygard: MWh:	Pump Nygard MWh:
1			7927	0	1541	0	7927	0	7843	0	7479	0
2			7538	0	5699	0	7538	0	5094	0	7386	0
3			7739	21	7192	0	7739	21	3015	0	7316	0
4			7598	0	6791	0	7598	0	2251	0	7104	0
5			7894	0	3596	173	7894	0	7322	0	5177	0
6			8127	0	7408	0	8127	0	7621	0	6669	0
7			7524	67	7795	0	7524	67	7931	0	4336	0
8			7848	0	7801	0	7848	0	7897	0	0	0
9			7889	0	7580	0	7889	0	6453	0	0	0
10	2707	0	7906	0	7332	0	7906	0	7196	0	6880	0
11	7024	0	7965	0	6409	0	7965	0	7407	0	859	0
12	6429	0	6862	0	3859	0	6862	0	5810	0	0	0
13	7261	0	0	0	5689	0	0	0	802	0	0	0
14	7311	0	0	0	7388	0	0	0	328	0	2455	0
15	7311	0	0	0	6336	0	0	0	0	0	4238	0
16	7255	0	1232	0	6231	0	1232	0	0	1	2478	0
17	5061	0	0	0	818	0	0	0	0	0	2212	0
18	4872	0	0	3295	0	0	0	3295	0	4378	0	0
19	584	0	0	7669	3	196	0	7669	0	7378	0	283
20	1612	0	0	8446	190	209	0	8446	0	556	0	3582
21	0	0	0	8460	0	3062	0	8460	0	543	0	3130
22	0	0	0	2172	0	7023	0	2172	0	2780	0	3143
23	0	0	0	4201	0	8401	0	4201	0	1549	0	2997
24	0	0	0	4407	0	4694	0	4407	0	660	0	2595
25	0	0	0	4352	0	364	0	4352	0	2376	0	851
26	0	0	0	188	0	1340	0	188	0	2722	0	1285
27	0	0	0	0	0	6773	0	0	0	0	0	2467
28	0	0	0	2702	0	2641	0	2702	0	600	0	2544
29	0	0	2508	0	1992	144	2508	0	0	173	0	3657
30	0	0	5744	0	414	0	5744	0	0	2572	0	2643
31	0	0	2810	0	242	0	2810	0	0	2016	0	1363
32	0	0	2039	0	0	0	2039	0	0	1480	0	228
33	0	0	5244	0	4886	0	5244	0	0	3880	0	299
34	0	0	4386	0	2449	0	4386	0	0	8600	0	550
35	0	0	0	0	1007	0	0	0	0	7907	0	0
36	0	0	0	0	998	0	0	0	0	638	0	0
37	0	0	0	0	411	0	0	0	0	0	0	0
38	0	0	0	0	0	0	0	0	2842	0	0	0
39	0	0	0	0	584	0	0	0	1050	3262	0	0
40	0	0	0	0	2758	0	0	0	5136	379	0	419
41	0	0	0	0	65	0	0	0	4436	0	0	0
42	0	0	0	0	1513	0	0	0	6474	0	0	0
43	0	0	0	0	0	201	0	0	4524	0	0	0
44	0	0	0	0	0	6493	0	0	6712	0	0	0
45	0	0	6	864	0	1004	6	864	7095	0	2	1
46	3587	306	0	0	5165	0	0	0	7213	0	3599	0
47	4324	35	0	0	7091	0	0	0	1520	307	7406	0
48	7047	13	0	5265	6678	0	0	5265	0	0	7216	0
49	5939	0	0	4112	2283	0	0	4112	5927	0	7433	0
50	4908	0	0	645	6884	0	0	645	7463	0	7304	0
51	4870	0	0	537	4733	0	0	537	7461	0	7270	0
52	6532	0	0	602	0	0	0	602	3163	0	7327	0
53									5716	0		

Vedlegg 2. Næringsvalg hos aure (gjennomsnitt og standardavvik) ved prøvegarnfiske i Stølsvatnet i 2005, 2007, og 2010.

	2005		2007		2010	
	Gj.snitt	Sd	Gj.snitt	Sd	Gj.snitt	Sd
Krepsdyr (Crustacea)						
<i>Eurycerus lamellatus</i>	15,0	31,3	46,7	39,6	11,9	28,1
<i>Bythotrephes longimanus</i>	23,7	39,8	34,0	37,7	40,9	38,8
<i>Sida crystallina</i>	1,45	8,9			1,7	8,3
<i>Holopedium gibberum</i>			2,7	8,9	2,2	9,3
Chydoridae	37,6	41,3				
Cladocera indet					4,1	19,8
Copepoda	3,3	16,1			3,3	14,6
<i>Heterocope saliens</i>	0,1	0,5			5,2	19,2
Fåbørstebark (Oligochaeta)					0,3	1,2
Muslinger (Bivalvia)						
<i>Pisidium</i> sp.	<0,1	<0,1				
Døgnfluer (Ephemeroptera)						
<i>Siphonurus</i> sp.	0,5	3,0				
<i>Leptophlebia</i> sp.			0,3	1,4		
Døgnfluer ubestemt			0,4	1,3		
Steinfluer (Plecoptera)						
<i>Nemurella pictetii</i>	0,1	0,8				
Nemouridae indet.	0,1	0,6				
<i>Leuctra</i> sp.	<0,1	0,1			1,3	6,3
Steinfluer ubestemt	<0,1	0,3				
Vårfluer (Trichoptera)						
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0,8	5,1	2,0	9,0	1,7	7,8
Vårfluepupper. ubestemt			2,5	11,0		
Voksne vårfluer ubestemt			<0,1	0,2		
Fjærmygg (Chironomidae)						
Fjærmygg larver	5,3	21,2	5,2	12,6	5,0	20,5
Fjærmygg pupper	10,4	30,1	2,6	6,7	6,7	18,1
Fjærmygg voksne	22,9	36,3	0,9	2,3	0,6	1,6
Knott (Simuliidae)	0,3	1,8			0,3	0,7
Lus (Aphididae)	0,2	1,2			0,4	1,2
Teger (Heteroptera)	11,7	29,1				
Plantesusgere (Hemiptera)					3,0	8,5
Stankelbein (Tipulidae)	0,8	2,7			4,7	11,0
Andre tovinger (Diptera)	2,7	7,8	0,4	1,0	0,6	1,7
Nettvinger (Neuroptera)	0,2	0,7				
Buksvømmere (Corixidae)			0,1	0,2		
Biller (Coleoptera)						
Vannlevende biller					0,1	0,4
Landlevende biller	<0,1	0,2	0,1	0,6	0,6	3,0
Årevinger (Hymenoptera)	0,2	1,1				
Edderkopper (Araneae)	<0,1	0,2			2,0	9,5
Landlevende dyr, ubestemt			0,3	0,8	3,5	10,1

Vedlegg 3. Næringsvalg hos aure (gjennomsnitt og standardavvik) ved prøvegarnfiske i Steinslandsvatnet i 2004, 2007, og 2010. 2004 og 2007; etter egne data.

	2004		2007		2010	
	Gj.snitt	Sd	Gj.snitt	Sd	Gj.snitt	Sd
Krepsdyr (Crustacea)						
<i>Eurycercus lamellatus</i>	37,2	75,1	26,8	35,9	2,7	11,9
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,0	0,2	0,1	0,7	0,3	1,0
<i>Holopedium gibberum</i>	3,3	14,7	1,5	7,0		
Cladocera indet.					0,2	1,1
Copepoda ubest.	0,1	0,2	0,8	3,5	0,8	3,6
Muslinger (Bivalvia)						
<i>Pisidium</i> sp.					5,6	20,5
Døgnfluer (Ephemeroptera)						
<i>Leptophlebia</i> sp.			0,6	2,9		
Døgnfluer ubestemt	0,2	1,0				
Steinfluer (Plecoptera)						
<i>Leuctra fusca</i>			1,1	5,5		
<i>Nemoura</i> sp.			0,0	0,1		
Vårfluer (Trichoptera)						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>					0,6	2,2
Vårfluer ubestemt	0,0	0,2			4,3	18,8
Vårfluepupper ubestemt			5,1	15,4		
Fjærmygg (Chironomidae)						
Fjærmygg larver	8,5	27,2	4,1	12,4	4,7	8,8
Fjærmygg pupper			32,0	32,3	59,3	35,7
Fjærmygg voksne			24,8	34,6	4,7	16,6
Knott (Simuliidae)					0,5	2,3
Stankelbein (Tipulidae) ubest.			0,9	4,3	5,2	18,7
Tovinger (Diptera) pupper	7,6	15,3				
Tovinger (Diptera) voksne			1,4	6,6	1,5	5,0
Buksvømmere (Corixidae)			0,6	2,9		
Maur (Formicidae)					3,7	10,5
Lus (Apidae)	0,4	2,4			0,2	1,1
Ubestemte insekter					2,8	14,2
Sikader Homoptera	0,2	0,8				
Veps Hymenoptera	0,2	0,6				
Nebbmunn Hemiptera					0,1	0,4
Biller Coleoptera	0,1	0,3			2,9	13,3
Midd Acari	0,1	0,2				
Edderkopper Aranea	0,0	0,2				
Andre landlevende dyr			0,2	1,1		

Vedlegg 4. Næringsvalg hos aure (gjennomsnitt og standardavvik) ved prøvegarnfiske i Skjerjevatnet i 2005, og 2010.

	2005		2010	
	Gj.snitt	Sd	Gj.snitt	Sd
Krepsdyr (Crustacea)				
Bosmina sp.	37,6	41,3	1,7	4,6
<i>Holopedium gibberum</i>			0,3	1,5
Chydorus sp.	0,2	0,7	21,9	33,9
Cladocera indet	1,5	9,4	0,5	2,4
Copepoda	0,5	3,2	3,7	18,1
Flimmermark (Turbellaria)	0,0	0,1		
Vannmidd (Acari)			0,0	0,0
Steinfluer (Plecoptera)				
<i>Nemurella pictetii</i>	2,0	12,5		
Vårfluer (Trichoptera)				
<i>Apatania</i> sp.	1,0	6,5		
Vårfluelarver ubestemt	2,5	15,6		
Fjærmygg (Chironomidae)				
Fjærmygg larver	5,9	15,8	6,1	14,8
Fjærmygg pupper	22,2	36,8	5,9	19,7
Fjærmygg voksne	24,1	34,4		
Svevemygg (<i>Chaoborus</i> sp.)	1,5	9,5		
Knott (Simuliidae)	0,0	0,1		
Lus (Aphididae)	0,0	0,1	1,8	6,8
Stankelbein (Tipulidae)	0,4	2,3		
Andre tovinger (Diptera)	0,3	1,4	8,4	27,7
Årevinger (Hymenoptera)			0,5	2,1
Biller (Coleoptera)				
Vannlevende biller	0,1	0,5		
Landlevende biller	0,1	0,5	4,2	20,4
Edderkopper (Araneae)	0,1	0,3	4,2	20,4
Landlevende dyr, ubestemt			36,7	41,5
Fisk (røye)			4,2	20,4

Vedlegg 5. Næringsvalg hos aure (gjennomsnitt og standardavvik) ved prøvegarnfiske i Askjelldalsvatnet i 2006 (etter Fjellheim & Raddum, 2007) og 2010 (denne undersøkelsen).

	2006		2010	
	Gj.snitt	Std	Gj.snitt	Std
Krepsdyr (Crustacea)				
<i>Holopedium gibberum</i>			1,9	9,9
<i>Eurycercus lamellatus</i>	57,7	40,5	26,7	39,3
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,2	0,8	0,6	2,3
<i>Daphnia</i> sp.			0,0	0,1
Calanoide copepoda ubest.	0,6	1,0	11,1	26,7
<i>Heterocope saliens</i>	0,1	0,2		
Skjoldkreps (<i>Lepidurus arcticus</i>)	0,6	1,3		
Muslinger (Bivalvia)				
<i>Pisidium</i> sp.	0,1	0,2		
Fåbørstemark (Oligochaeta)			0,1	0,4
Vårfluer (Trichoptera)				
<i>Apatania</i> sp.	0,2	0,8		
Limnephilidae ubestemt			0,2	0,9
<i>Apatania</i> sp.			0,7	4,1
Vårfluer ubestemt	1,4	5,0	0,1	0,5
Fjærmygg (Chironomidae)				
Fjærmygg larver	24,7	30,2	24,1	38,0
Fjærmygg pupper	8,6	16,4	2,4	7,1
Fjærmygg voksne			0,4	1,8
Sviknott (Ceratopogonidae)	0,1	0,2		
Stankelbein (Tipulidae)			0,0	0,2
Ubestemte insekter			4,4	16,0
Plantesugere (Hemiptera)			0,2	1,1
Dytiscidae indet			1,8	10,3
Biller (Coleoptera)			0,1	0,6
Landlevende dyr	1,7	3,4		
Ubestemte rester	4,1	8,9	0,8	5,1
Mus (mammalia)			2,7	16,4
Fisk (røye)			21,6	41,7

Vedlegg 6. Næringsvalg hos røye (gjennomsnitt og standardavvik) ved prøvegarnfiske i Askjelldalsvatnet i 2006 (etter Fjellheim & Raddum, 2007) og 2010 (denne undersøkelsen).

	2006		2010	
	Gj.snitt	Std	Gj.snitt	Std
Krepsdyr (Crustacea)				
<i>Holopedium gibberum</i>	63,9	37,3	53,9	44,8
<i>Eurycerus lamellatus</i>	25,3	38,2	9,1	27,2
<i>Bosmina</i> sp.			8,5	17,4
<i>Daphnia</i> sp.			0,0	0,2
Calanoide copepoda ubest.	1,0	1,0	23,7	37,9
Cyclopoide copepoda ubest.			4,7	21,3
Fjærmygg (Chironomidae)				
Fjærmygg larver	8,0	12,4	0,1	0,4
Fjærmygg pupper	1,8	2,3		

Vedlegg 7. Prosentvis forekomst av krepsdyr i planktonprøver fra Stølsvatnet og Steinslandsvatnet 2007. For hjuldyr markerer + tilstedeværelse i prøven.

	Stølsvatnet	Steinslandsvatnet
	28.08.2007	29.08.2007
Vannlopper (Cladocera)		
<i>Holopedium gibberum</i>	88,7	11,6
<i>Bosmina</i> sp.	0,7	50,7
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,6	0,0
Chydoridae indet.	0,6	0,0
Hoppekreps (Copepoda)		
<i>Heterocope</i> sp.	4,6	0,0
Cyclopida indet.	2,5	14,8
Copepoda nauplier	2,3	22,9
Hjuldyr (Rotatoria)		
<i>Conochilus</i> sp.	+	
<i>Kellicottia longispina</i>		+

På gården Li i Østre Gausdal har det stått en bautastein med runeinskripsjon. Denne steinen stod der da Gerhard Schøning, historiker og en av grunnleggerne av "Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab" besøkte stedet i 1775. Innskriften ble avtegnet av M. F. Arendt i 1805 og av student Chr. C. A. Lange, senere riksantikvar, i 1833.

I 1839 er stenen blitt borte idet den "er bleven anvendt som Bygningssteen i et muret Fæhuus" (Kraft, 1840). I ettertid har mange prøvd å finne steinen uten resultat.

Inskripsjonen på steinen var:

AINFR: AINFR x BIR x
PIFYI x I x RMMH II x

Eller "Eilfr Elgr bar fiska í Rauðusjó".
Oversatt til norsk blir det "Eilfr Elg bar fisk
(satte ut, slapp fisk) i Rausjøen" (Olsen, 1941).

Denne runesteinen vitner om at fiskeutsettinger også var vanlig i eldre tider. Uten at mennesker bar fisk ville store deler av innlandet være fisketomme.

I følge "Forskrift om utsetting av fisk og andre ferskvannsorganismer" § 1 er det i dag:
"forbudt å sette ut anadrome laksefisk og innlandsfisk, herunder levende rogn eller unger av disse arter, i vassdrag, fjorder og havområder, samt andre levende organismer i vassdrag."
(LOV 1992-05-15 nr 47:
Lov om laksefisk og innlandsfisk m.v.)

I dag lever etterkommerne etter fisk som ble satt ut både i Rausjøen, Skjerjevatnet og i mange andre innsjøer og elver i Norge.





FERSKVANNSØKOLOGI - LAKSEFISK - BUNNDYR

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en avdeling ved Uni Miljø/Uni Research som er Universitetet i Bergen sitt forskningselskap. LFI tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre forskningsinstitusjoner (herunder NIVA, NINA, HI, og VESO) og FoU miljø hos oppdragsgivere.

Våre internettsider finnes på <http://www.miljo.uni.no/>