

# Flensjøen i kommunene Os og Røros 2012. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005



# RAPPORT

**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**NIVA Region Sør**

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**NIVA Region Innlandet**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**NIVA Region Vest**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

**NIVA Region Midt-Norge**

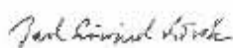
Høgskoleringen 9  
7034 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Flensjøen i kommunene Os og Røros 2012. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005	Løpenr. (for bestilling) 6543-2013	Dato 21.6.2013
	Prosjektnr. Undernr. O-12276	Sider Pris 31
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Stein I. Johnsen (NINA), Tor Erik Eriksen, Jon Museth (NINA) og Atle Rustadbakken (UMB)	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Trøndelag og Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen	Oppdragsreferanse Tore Qvenild
---	-----------------------------------

<p><b>Sammendrag</b></p> <p>Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold inklusive fisk i Flensjøen etter kalking. Innsjøens vannkvalitet viste bedring fra 1970- og 1980-tallet og fram til 2005, før kalking. Kalkingen har bidratt til en ytterligere bedring av vannkvaliteten i form av økt pH og ANC. Flensjøens vannkjemi er trolig i seg selv ikke begrensende for fiskebestandene, og vil muligens heller ikke være det uten kalking. Hvorvidt gytebekker for ørreten har tilfredsstillende vannkvalitet, er ikke undersøkt. Lave konsentrasjoner av total-fosfor og total-nitrogen samt lav biomasse av krepsdyrplankton i 2005-2012 indikerte næringsfattige forhold. Krepsdyrplanktonet og samfunnet av litorale småkreps har vært dominert av forsuringstolerante arter, men et mindre antall forsuringfølsomme arter har også blitt registrert både før og etter kalking. Undersøkelsene av bunndyr i utløpselva i 2005-2012 indikerte en økning i biologisk mangfold uttrykt ved EPT etter kalking. Økologisk tilstand mht. effekter av forsuring på bunndyrssamfunnene viste en bedring fra moderat tilstand i 2005 til svært god tilstand i 2006-2012. Sammenlignet med undersøkelsene i 2006/2007 synes det som at ørretbestanden er noe tettere. Veksten er imidlertid relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren er moderat for større fisk. Røyebestanden besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006/07, og veksten syntes også å ha bedret seg siden de forrige undersøkelsene. Selv om flere faktorer kan spille inn, er det sannsynlig at kalkingen har hatt en positiv effekt på fiskebestandene.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Flensjøen</li> <li>2. Vannkvalitet</li> <li>3. Biologiske forhold</li> <li>4. Kalking</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Lake Flensjøen</li> <li>2. Water quality</li> <li>3. Freshwater biota</li> <li>4. Liming</li> </ol>
---	--



Jarl Eivind Løvik  
Prosjektleder



Karl Jan Aanes  
Forskningsleder



Thorjorn Larssen  
Forskningsdirektør

## **Flensjøen i kommunene Os og Røros 2012**

Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter  
kalking siden 2005

## Forord

Rapporten presenterer resultatene fra undersøkelser av vannkvalitet, dyreplankton, litorale småkreps, bunndyr og fisk i Flensjøen i 2012. Innsjøen ligger på grensa mellom Sør-Trøndelag og Hedmark, i et fjellområde vest for Femunden. Flensjøen ble kalket første gang i 2005, og videre ble den kalket årlig i perioden 2009-2012. Utviklingen i vannkvalitet og biologiske forhold fra før kalking og fram til og med 2012 beskrives og diskuteres. Oppdragsgiver for prosjektene har vært Fylkesmannen i Hedmark med Tore Qvenild som kontaktperson.

Undersøkelsene av fiskebestander i 2012 er utført av NINA ved Stein I. Johnsen og Jon Museth, med bidrag fra Atle Rustadbakken (NIVA, nå UMB).

Torkil B. Dokk takkes for hjelp under feltarbeid med fiskeundersøkelsene. NIVA har stått for undersøkelsene av vannkjemi, dyreplankton, litorale småkreps og bunndyr. Feltarbeid for denne delen ble utført av Jarl Eivind Løvik ved NIVA Innlandet med assistanse fra Tone Svendsen i Tuna (Tufsingdalen og Narbuvollen jakt og fiske).

De kjemiske analysene ble utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Analysene og vurderingene av bunndyrmaterialet er gjennomført av Tor Erik Eriksen, mens Jarl Eivind Løvik har analysert dyreplankton og litorale småkreps, samt skrevet kapitlene om vannkjemi og de sistnevnte dyregruppene.

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad/Lillehammer, 21. juni 2012

*Jarl Eivind Løvik og Stein I. Johnsen*

---

# Innhold

	<b>1</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>8</b>
2.1 Vannkjemi	8
2.2 Dyreplankton og litorale småkreps	8
2.3 Bunndyr	9
2.4 Fisk	9
<b>3. Resultater og vurderinger</b>	<b>11</b>
3.1 Vannkjemi	11
3.2 Krepsdyrplankton	13
3.3 Litorale småkreps	15
3.4 Bunndyr	16
3.5 Fisk	19
<b>4. Litteratur</b>	<b>26</b>
<b>5. Vedlegg</b>	<b>28</b>

---

## Sammendrag

Flensjøen ble kalket for første gang i 2005. Innsjøen ble ikke kalket i årene 2006-2008, men så ble den kalket årlig i perioden 2009-2012. Målsettingen med undersøkelsene i 2012 har vært å vurdere status med hensyn til vannkvalitet og biologiske forhold inklusive fiskebestander etter at kalking har pågått siden 2005.

Flensjøen har i utgangspunktet en ionefattig, kalkfattig og næringsfattig vannkvalitet. På 1970- og 1980-tallet ble det målt lave pH-verdier i området 5,4-5,6, og innsjøen ble karakterisert som følsom for forsurening (Qvenild 1995). Utover på 1990- og 2000-tallet økte pH med ca. 0,5 enheter som følge av reduksjonen i sur nedbør. Kalkingen har bidratt til en ytterligere bedring av vannkvaliteten; pH har økt fra 5,9 i 2005 til 6,8-7,1 i 2009-2012 og den syrenøytraliserende kapasiteten (ANC) har økt fra 24  $\mu\text{ekv/l}$  til 107-170  $\mu\text{ekv/l}$  i den samme perioden. Konsentrasjonen av labilt (biologisk skadelig) aluminium var lav før kalking i 2005 (6,5  $\mu\text{g Al/l}$ ) og har endret seg lite i perioden etter at kalkingen startet. Nivåene av total-fosfor og total-nitrogen har vært lave og typiske for næringsfattige vannmasser både før og etter kalking. Konsentrasjonen av nitrogen økte imidlertid i perioden 2005-2012. Flensjøens vannkjemi i seg selv er sannsynligvis ingen begrensning for bestandene av røye og ørret i innsjøen, og vil muligens heller ikke være det uten kalking. Hvorvidt vannkvaliteten i gytebekker for ørret kan være for dårlig i perioder, har ikke vært en del av undersøkelsene i dette prosjektet.

Krepsdyrplanktonet i Flensjøen har vært dominert av forsureningstolerante eller moderat forsuringfølsomme arter både før og etter at kalkingen startet, og det ser ikke ut til å ha skjedd vesentlige endringer i artssammensetningen. Prøver fra august-september i perioden 2005-2012 viser meget lave biomasser av krepsdyrplankton. Dette er et uttrykk for innsjøens næringsfattige karakter. Kalkingen ser ikke ut til å ha ført til noen økning i bestandene av storvokste vannlopper slik som *Daphnia cf. lacustris* og *Bythotrephes longimanus*, som i mange innsjøer er viktig næring for planktonspisende fisk. Predasjon på disse artene fra røye i Flensjøen kan være en mulig årsak til at bestandene ikke har tatt seg opp. Faunaen av små krepsdyr i strandsonen (litorale småkreps) har i hovedsak vært sammensatt av forsureningstolerante arter både før og etter kalking. Antallet av forsureningstolerante arter økte i de første årene etter at kalkingen startet, men bare et fåtall arter innen denne kategorien ble påvist i 2011 og 2012.

Det biologiske mangfoldet av bunndyr i utløpselva fra Flensjøen er uttrykt ved antall taksa av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT). Antall EPT-taksa var 16 i 2012 og 13-14 i 2006-2011. Dette kan betegnes som middels høye antall. I 2005, før kalking, ble det registrert kun 10 EPT-taksa. For å vurdere effekter av forsurening på bunnfauna i utløpselva har vi benyttet Forsuringsindeks 2 (også kalt Raddum 2). Indeksen indikerte svært god tilstand i årene 2006-2012. Derimot viste den moderat tilstand i 2005, før kalkingen startet, og det var bare dette året at det ble registrert dominans av forsureningstolerante arter. Undersøkelsene av bunnfaunaens sammensetning tyder på at kalkingen har hatt en positiv effekt.

Ørretbestanden i Flensjøen er knyttet til strandsonen og kan karakteriseres som middels tett. Bestandstettheten syntes å være større i 2012 enn i 2006 og 2007. Veksten var relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren var moderat for større fisk. Røye ble funnet i pelagialen og profundalen, men bestanden var tettest i strandsonen. Røyebestanden besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006 og 2007. Veksten syntes også å ha bedret seg siden de forrige undersøkelsene. Om årsaken til at ørretbestanden har blitt tettere og at røya synes å vokse bedre skyldes kalkingen er usikkert. Faktorer som temperatur og beskatningstrykk kan også påvirke fiskesamfunn og næringsdyr. De vannkjemiske forholdene har imidlertid utviklet seg positivt etter 2005, og det er sannsynlig at kalkingen har hatt og har en positiv effekt.

## Summary

Title: Lake Flensjøen in S Norway 2012. Status of water quality, zooplankton, benthic invertebrates and fish after liming since 2005.

Year: 2013

Authors: Jarl Eivind Løvik, Stein I. Johnsen (NINA), Tor Erik Eriksen, John Museth (NINA) and Atle Rustadbakken.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6278-0

Lake Flensjøen is an oligotrophic lake with very low ionic strength. pH and acid neutralizing capacity (ANC) were low before liming, which started in the autumn of 2005. However, the water chemistry had improved markedly compared to the situation in the 1970ies and the 1980ies. Comparison of water chemical data from 1992 with data from 2005 also showed a significant effect of decline in acid rain. Liming, which was also performed yearly in 2009-2012, has resulted in further improvement of the water quality. In later years pH has varied in the range 6.8-7.1, and ANC has varied in the range 107-170  $\mu\text{ekv/l}$ . Concentrations of potential toxic Al-forms (LAl) have been very low (4-7  $\mu\text{g Al/l}$ ), even in 2005, before liming.

The water chemistry in later years should not cause any negative effects on the populations of brown trout and arctic char in Lake Flensjøen. If liming is stopped, ANC and pH will drop to significant lower levels over some years, especially during spring and autumn floods. Whether the water chemistry in spawning streams for the brown trout population is satisfactory has not been investigated in this project.

The communities of crustacean zooplankton and littoral crustaceans of Lake Flensjøen have been dominated by species known to tolerate rather acidic conditions, both before and after liming started. No major changes in the species composition seem to have occurred after liming. The crustacean zooplankton biomass has been low, probably mainly because of the oligotrophic state of the lake.

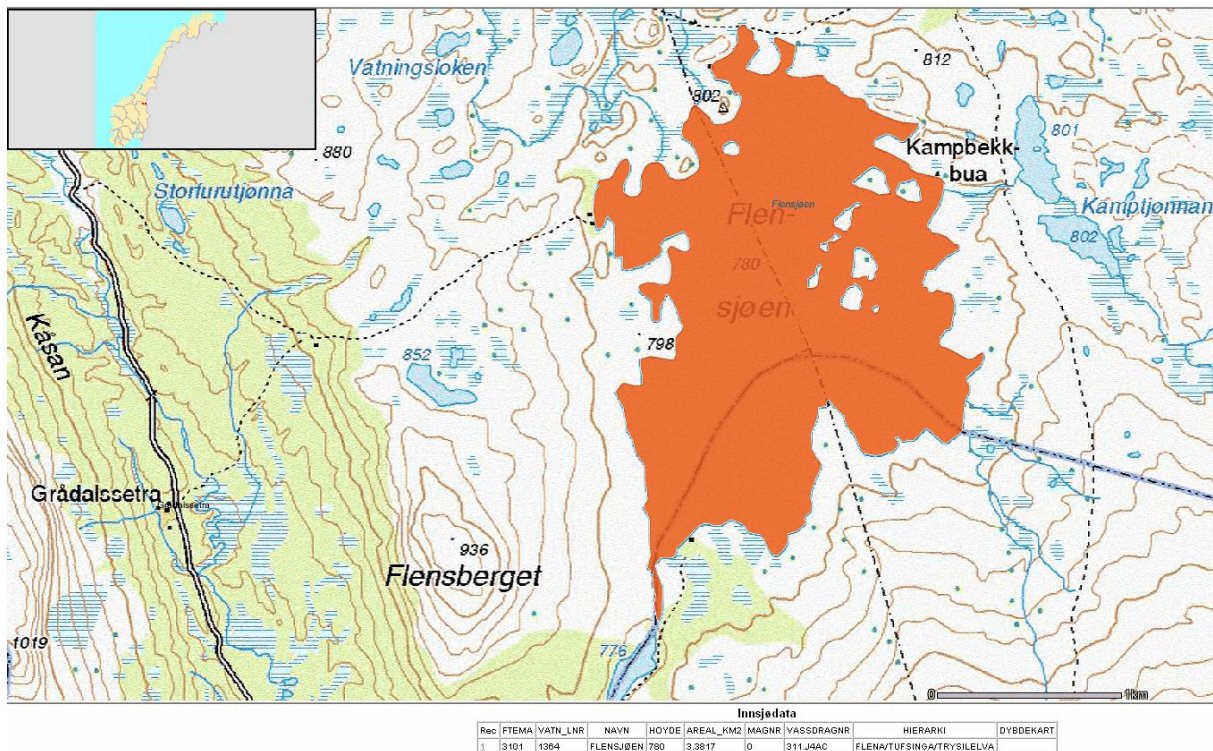
The diversity of the benthic invertebrate community in the outlet river of Lake Flensjøen was expressed as the number of EPT taxa (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera). In 2005, before liming, we recorded 10 EPT taxa, while in 2006-2012 the number has varied in the range 13-16. The Acidification index 2 ("Raddum 2") indicated a moderate ecological status in 2005 and an improvement to high status in years 2006-2012, after liming.

Compared to the fish surveys conducted in 2006/07, the growth pattern and the annual length increment of brown trout caught in 2012 were fairly at the same level. However, the relative density of the brown trout population seemed higher in 2012.

The arctic char population comprised a larger fraction of older and larger individuals, and displayed improved growth patterns in 2012 compared to 2006/07. Even though factors like temperature and changes in the harvest regime may have affected the fish populations, it is likely that liming has positively influenced the brown trout and arctic char populations.

# 1. Innledning

Flensjøen (vatn nr. 1364) ligger på grensa mellom Sør-Trøndelag og Hedmark i kommunene Røros og Os (Figur 1). Innsjøen ligger på 780 moh. i et fjellområde vest for Femunden. Flensjøen og dens nedbørfelt utgjør en del av Tufsinga-vassdraget, som har utløp til Femunden. Berggrunnen i nedbørfeltet består av forvittringsresistente kvartsrrike og kalkfattige bergarter (granitt og sandstein) (Sigmond mfl. 1984). Dette fører til at vassdraget får lav bufferevne mot pH-enderinger og høy følsomhet for forsurening (Qvenild 1995, Kjellberg mfl. 2000).



**Figur 1.** Flensjøen og deler av dens nedbørfelt (Kilde: NVE Atlas).

Flensjøen ble kalket for første gang i september 2005. Innsjøen ble tilført 100 tonn kalk med helikopter 15. september dette året. Videre ble det gjennomført kalking av Flensjøen 3. september 2009 (120 tonn kalk), ca. 5. september 2010 (120 tonn kalk), i begynnelsen av september 2011 (120 tonn kalk) og 10. september 2012 (120 tonn kalk).

Nærmere beskrivelser av innsjøen og nedbørfeltet, samt vannkjemiske og biologiske forhold før kalking er gitt av bl.a. SFT (1985), Kjellberg mfl. (2000), Nashoug (2002) og Løvik mfl. (2006). Resultater fra undersøkelsene i perioden 2006-2010, etter at kalkingen startet, er presentert av Løvik og Bækken (2008), Rustadbakken (2008) og Løvik mfl. (2010, 2011 og 2012). Overvåkingen er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark.

Undersøkelsene i 2005 viste at Flensjøen før kalking var moderat forsuret både av organiske syrer fra nedbørfeltet (TOC: 2,8 mg C/l) og fra sur nedbør (Løvik mfl. 2006). Ikke-marin sulfat på 15  $\mu\text{ekv/l}$  indikerte at påvirkningen av sur nedbør var liten. Innsjøens pH lå mellom 5,9 og 6,0, og konsentrasjonen av giftige aluminiumforbindelser var lav (Labilt aluminium: 6-7  $\mu\text{g/l}$ ). Flensjøen er en



meget ionefattig innsjø, og syrenøytraliseringskapasiteten (ANC) var lav i 2005 (22-25  $\mu\text{ekv/l}$ ). Det hadde imidlertid skjedd en forbedring av den vannkjemiske tilstanden siden begynnelsen av 1990-tallet. Så vel pH som ANC hadde økt noe, mens ikke-marin sulfat hadde avtatt med ca. 45 % i perioden. Ut fra de vannkjemiske forholdene i 2005 var det ikke forventet negative effekter på fiskepopulasjonene i Flensjøen. Siden ANC-nivået i innsjøen fortsatt var lavt, kunne en imidlertid ikke utelukke sporadisk fiskedød under vår- og høstflommer, spesielt i enkelte tilløpsbekker. Det ble ansett som lite trolig at dette hadde ført til negative effekter på ørretbestanden i innsjøen.

Fiskesamfunnet i Flensjøen består av ørret og røye. Fiskeundersøkelser i Flensjøen i 2006 og 2007 viste at både ørret- og røyebestandene besto av småvokste individer som i all hovedsak var mindre enn 25 cm med moderat kvalitet (Løvik mfl. 2010). Næringsbegrensing ble antatt å være hovedårsaken til bestandsforholdene. Det kunne imidlertid synes som at ørreten viste tegn på bedring i vekst og kvalitet fra 2006 til 2007, men det ble anbefalt at utviklingen ble fulgt opp videre.

For å følge den videre utviklingen i ørret- og røyebestandene i Flensjøen ønsket Fylkesmannen i Hedmark at NINA skulle gjennomføre et enkelt prøvefiske i 2012. Undersøkelsen skulle gjennomføres med oversiktsgarn og inneholde:

- en generell beskrivelse av fiskesamfunnet
- enkle diettanalyser fra røye og ørret
- vekst og aldersanalyser
- rapportering av undersøkelsene med en sammenligning av resultatene fra 2006 og 2007

Foreliggende rapport presenteres resultater fra undersøkelser av vannkjemi, dyreplankton, litorale småkreps, bunndyr og fisk i 2012. Resultatene er sammenholdt med tidligere data.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Vannkjemi

Prøve for vannkjemiske analyser ble innsamlet den 13. september 2012. Prøven ble tatt fra 0,5 m dyp sentralt i innsjøen. De vannkjemiske analysene ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo og omfattet såkalt «sur pakke», dvs. pH, konduktivitet, total-nitrogen (tot-N), hovedioner og total organisk karbon (TOC) samt reaktivt og ikke-labil aluminium. I tillegg ble prøven analysert for totalfosfor (tot-P).

### 2.2 Dyreplankton og litorale småkreps

Prøve av dyreplankton ble samlet inn den 13.9.2012 i form av et vertikalt håvtrekk fra sjiktet 0-10 m sentralt i søndre del av innsjøen. Det ble benyttet en håv med maskevidde 0,06 mm og åpningsdiameter 30 cm. Denne ble senket med åpningen ned til 10 m dyp og trukket opp igjen, dvs. slik at håven filtrerte både på nedtur og opptur. Metoden gir kun et grovt mål på tettheten og biomassen av dyreplankton, men den gir et godt bilde på den kvalitative sammensetningen av dyreplanktonet.

Materialet ble i felt fiksert med Lugols løsning (fytofiks). Krepsdyrene i prøven ble identifisert, fortrinnsvis til art, og antall individer ble telt i hele prøvene, med unntak av små utviklingsstadier (nauplier) av hoppekreps som ble telt i 1/5 av prøven. Et representativt utvalg av dyrene i prøven ble lengdemålt. Biomasser (tørrvekt per  $\text{m}^3$ ) ble beregnet på grunnlag av prøvolum, individantall og standard regresjoner for sammenhengen mellom lengder og vekt (jf. Hessen mfl. 1995 a med ref.).

Prøve av litorale småkreps ble også samlet inn den 13.9.2012. Vi benyttet da også en håv med maskevidde 0,06 mm og en åpningsdiameter på 30 cm. Denne ble trukket til sammen ca. 20 m langs bunnen i litoralsonen i den sørøstlige delen av innsjøen. Materialet ble konservert i felt med Lugols løsning. Krepsdyrene i prøven ble identifisert, fortrinnsvis til art, og den relative andelen av hvert takson i prøven ble anslått etter en tredelt skala (få individer, vanlig, rikelig/dominerende). Dyreplanktonets og den litorale småkrepsfaunaens sammensetning ble vurdert i forhold til forsurening på basis av de ulike artenes toleranse eller følsomhet overfor forsurening (jf. Halvorsen mfl. 2002).

## 2.3 Bunndyr

Prøver av bunndyr ble innsamlet den 13.9.2012 i utløpselva fra Flensjøen, like oppstrøms der den munner ut i Håen, dvs. ca. 300 m nedstrøms utløpet fra Flensjøen. Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Metodene, når det gjelder innsamling og klassifisering av miljøtilstanden, er i henhold til retningslinjer gitt i veileder for Vannforskriften (Direktoratgruppa Vanndirektivet, 2009). Innsamlingsmetoden består av flere enkeltprøver og er nå i sterkere grad bundet opp til et bestemt areal enn tidligere. Det gjør metoden mer stringent og lettere etterprøvable. Det ble benyttet en elve/sparkehåv med 250 µm maskevidde under prøvetakingen. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekund pr. 1 m prøve. I alt tas det 3 slike pr. minutt. Dette gjentas 3 ganger, og samlet representerer materialet prøver fra et areal på ca. 9 x 1 m x 0,25 m (tilsvarende 3x1 minuttprøver som var en vanlig prøvestørrelse ved mange bunnfaunaundersøkelser tidligere). Materialet representerer bunndyrsamfunnet på ca. 2,25 m<sup>2</sup> av elvebunnen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle delprøvene fra hver lokalitet samles til en blandprøve. Materialet ble i felt fiksert med etanol og tatt med til NIVAs laboratorier, for senere å bli sortert og dyrene i prøven identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå.

## 2.4 Fisk

### Innsamling av fisk

For å få en oversikt over fiskesamfunnet i Flensjøen ble det gjennomført et prøvofiske i perioden 8.-10. august 2012. Det ble fisket med oversiktsgarn med 12 integrerte maskevidder; 5, 6,25, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm i strandsonen og profundalen. I de øvre 6 meterne av de frie vannmassene ble det brukt oversiktsgarn med 11 integrerte maskevidder (5 mm er utelatt, ellers de samme som for bunnngarn). Bunnngarnene var 1,5x30 m, mens flytegarne var 6x27,5 m. En oversikt over innsats er gitt i Tabell 3, og plassering av stasjoner er gitt i Figur 2. Fangstene ble standardisert som CPUE (catch per unit effort), gitt i antall fisk fanget pr. 100 kvadratmeter garn pr. natt (# fisk 100 m<sup>-2</sup> natt<sup>-1</sup>). For å karakterisere ørretbestanden etter Ugedal mfl. (2005) er det også beregnet CPUE for fisk ≥ 15 cm, gitt i antall ørret ≥ 15 cm per 100 m<sup>2</sup> relevant garnflate per natt. I oversiktsgarn er relevant garnflate maskevidder ≥ 15,5 mm (Ugedal mfl. 2005).

I tillegg til fisk fanget på garn ble det fanget tre ørret (248-399 mm) og en røye (240 mm) på oter. Disse fiskene ble innlemmet i diett og aldersanalyser.



**Figur 2.** Kart over Flensjøen med stasjoner for garn. Med tillatelse fra Norge Digitalt.

#### Prøvetaking og analyse

All fisk ble lengdemålt og veid til nærmeste gram. Fiskelengde er målt til nærmeste millimeter som naturlig fiskelengde (Ricker 1979), dvs. fra snutespiss til ytterste haleflik i naturlig utstrakt stilling. Kjønn og modningsstadium er bestemt etter Dahl (1917). Det ble tatt ut mager til diettanalyser (blandprøver) fra 20 ørret og 20 røye. Mageinnholdet ble dissekert ut og oppbevart på sprit fram til analyse under binokularlupe på laboratoriet. Andelen av de ulike næringsdyrgruppene i mageinnholdet ble bestemt til volumprosent for ørret og etter en tredelt skala (få individer, vanlig, rikelig/dominerende) for røye.

Aldersbestemmelse av røye og ørret er gjort fra otolitter. For ørret er lengdeveksten tilbakeberegnet fra skjellradiene, basert på direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og skjellradius (Lea 1910). For røye er lengdeveksten framstilt empirisk ved å plote avlest alder mot lengde.

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

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

### 3. Resultater og vurderinger

#### 3.1 Vannkjemi

Resultatene av de vannkjemiske analysene fra tidsrommet 2005-2012 er gitt i Tabell 1. Tidsutviklingen for de sentrale parametrene pH, ikke-marin sulfat, kalsium og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er vist i Figur 3 (1992 og perioden 2005-2012).

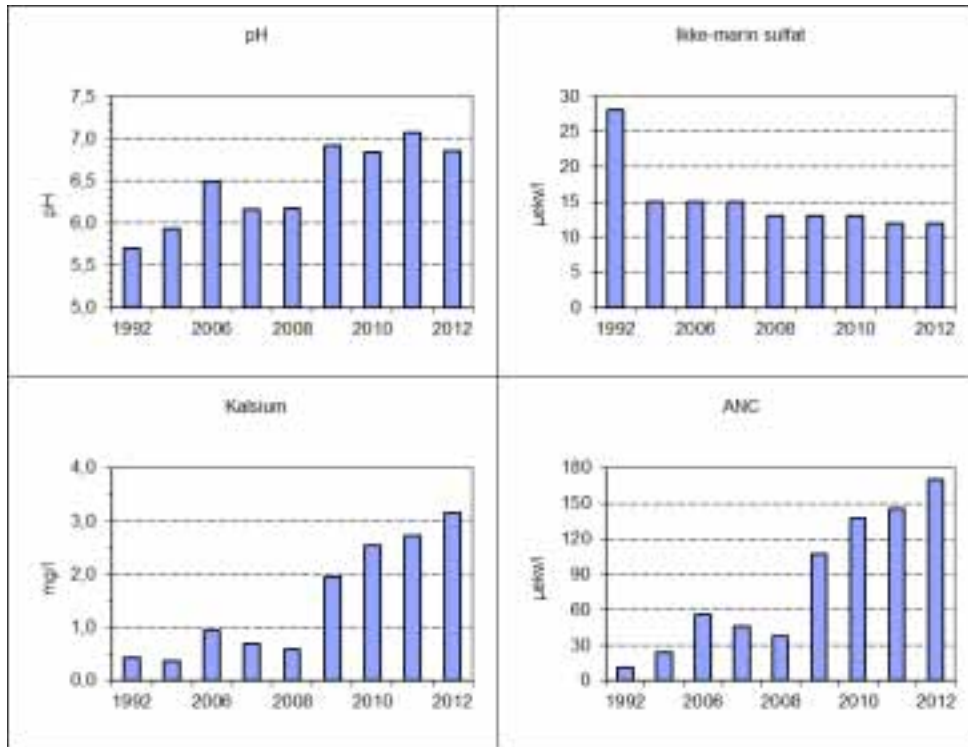
Kalkingen i september 2005 førte til en markert økning av pH i Flensjøen; middelverdien økte fra 5,9 i 2005 til 6,5 i 2006. Vurdert ut fra middelverdier økte konsentrasjonen av løste salter (gitt ved konduktivitet) med 35 %, konsentrasjonen av kalsium økte fra 0,38 til 0,96 mg Ca/l, og ANC økte fra 24 til 56  $\mu\text{ekv/l}$ . Det var ingen endring i ikke-marin sulfat eller totalt organisk karbon (TOC). Fra 2006 til 2008 skjedde det en moderat endring i vannkvaliteten i retning litt surere, mer ionefattig og mer kalkfattig vann, men vannkvaliteten var i 2008 fortsatt bedre enn før kalking i 2005. Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat var sunket litt i 2008 sammenlignet med i 2005-2007.

**Tabell 1.** Analyseresultater av vannkjemiske prøver fra Flensjøen i 2005 (middel av 2 datoer) og i årene 2006-2012. Beregnede konsentrasjoner av ikke-marin sulfat og labilt aluminium samt syrenøytraliserende kapasitet (ANC og  $\text{ANC}_{\text{OAA}}$ ) er også gitt.

		2005	21.6.06	1.9.06	30.8.07	27.8.08	11.9.09	15.9.10	22.9.11	13.9.12
pH		5,93	6,54	6,53	6,33	6,18	6,92	6,84	7,07	6,85
Konduktivitet	mS/m	0,71	0,97	0,94	0,81	0,86	1,34	1,60	1,59	1,67
Alkalitet	$\mu\text{ekv/l}$	12	40	39	53	52	116	144	149	144
Total-fosfor	$\mu\text{g/l}$	5,5	4	2	2	4	3	3	3	5
Total-nitrogen	$\mu\text{g/l}$	110	110	118	119	114	120	122	147	175
Nitrat	$\mu\text{g/l}$	<1	7	1	7	6	13	13	9	5
Totalt organisk karbon	mg/l	2,8	2,8	2,7	2,8	2,7	3,0	3,0	3,5	3,0
Klorid	mg/l	0,54	0,55	0,52	0,45	0,46	0,41	0,40	0,41	0,42
Sulfat	mg/l	0,80	0,79	0,80	0,76	0,70	0,66	0,66	0,64	0,60
Ikkemarin sulfat	$\mu\text{ekv/l}$	15	15	15	15	13	13	13	12	11
Reaktivt aluminium	$\mu\text{g/l}$	37,5	35	29	30	26	31	24	22	22
Ikkelabilt aluminium	$\mu\text{g/l}$	31	31	25	24	25	27	20	17	17
Labilt aluminium	$\mu\text{g/l}$	6,5	4	4	6	1	4	4	5	5
Kalsium	mg/l	0,38	1,01	0,90	0,72	0,60	1,95	2,55	2,72	3,15
Kalium	mg/l	0,18	0,19	0,17	0,17	0,17	0,15	0,17	0,18	0,19
Magnesium	mg/l	0,09	0,11	0,12	0,11	0,10	0,11	0,10	0,1	0,11
Natrium	mg/l	0,59	0,57	0,61	0,59	0,55	0,53	0,54	0,53	0,54
ANC	$\mu\text{ekv/l}$	24	57	54	46	49	107	137	146	170
$\text{ANC}_{\text{OAA}}$	$\mu\text{ekv/l}$	15	47	45	36	29	97	127	134	160

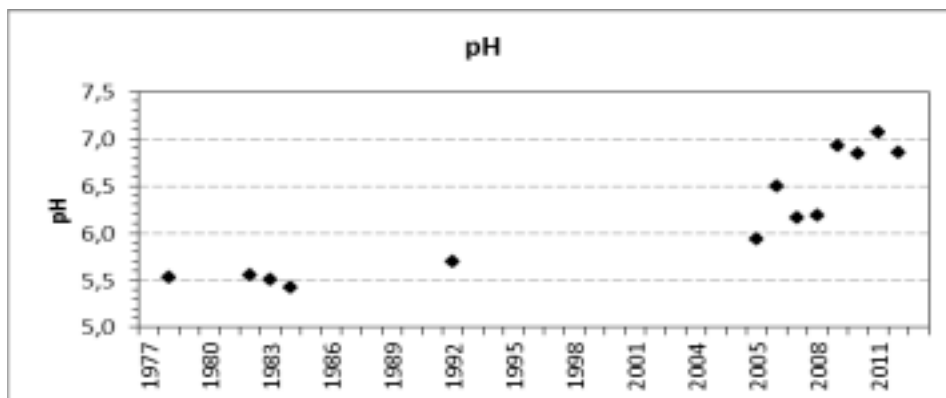
Fra 2008 til 2009 skjedde det en markert endring av vannkvaliteten: pH økte fra 6,18 til 6,92, konsentrasjonen av kalsium ble 3-doblet (fra 0,60 mg/l til 1,95 mg/l), og ANC økte fra 49  $\mu\text{ekv/l}$  til 107  $\mu\text{ekv/l}$ . I samme tidsrom økte også konduktiviteten fra 0,86 mS/m til 1,34 mS/m, og alkaliteten økte fra 52  $\mu\text{ekv/l}$  til 116  $\mu\text{ekv/l}$ . Fra 2009 til 2012 var det en ytterligere økning i konsentrasjonen av kalsium, fra 1,95 mg/l til 3,15 mg/l. ANC økte også, fra 107  $\mu\text{ekv/l}$  til 170  $\mu\text{ekv/l}$ . Videre økte konduktiviteten fra 1,34 mS/m til ca. 1,7 mS/m og alkaliteten økte fra 116  $\mu\text{ekv/l}$  til 144-149  $\mu\text{ekv/l}$ . Kalkingen like i forkant av prøvetakingene i 2009, 2010, 2011 og 2012 må anses som hovedårsaken til de observerte endringene. pH har i perioden 2009-2012 vist moderate variasjoner i intervallet fra 6,84 (2010) til 7,07 (2011).

Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat har vært lav (12-13  $\mu\text{ekv/l}$ ) og har endret seg lite i 2008-2012. Konsentrasjonen av labilt aluminium har i perioden 2005-2012 variert i området 1-7  $\mu\text{g/l}$ . Dette kan betegnes som lavt og godt under de nivåene som anses som skadelige for fisk.



**Figur 3.** pH, ikke-marin sulfat, kalsium og ANC i Flensjøen i 1992 og i årene 2005-2012 (middeler for årene 2005-2007, enkeltobservasjoner for de andre årene).

I Figur 4 er utviklingen i surhetsgrad i Flensjøen vist for perioden 1978-2012. Her har vi inkludert data fra SFT-prosjektet «Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør» (SFT 1983, 1984 og 1985). Figuren viser lave pH-verdier i området 5,4-5,6 på slutten av 1970-tallet og begynnelsen på 1980-tallet samt en økning i pH til 5,7 i 1992 og videre til 5,9 i 2005, før kalkingen startet. Konsentrasjonene av kalsium var lave på 1970- og 1980-tallet, med verdier i området 0,4-0,8 mg Ca/l (SFT 1983 og 1984).



**Figur 4.** pH i Flensjøen i perioden 1978-2012.

Konsentrasjonene av total-fosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N) har i de årene vi har data fra (1998 og 2005-2012) variert henholdsvis i intervallene 2-5,5 µg P/l og 110-175 µg N/l. Dette er lave verdier og betegnende for næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Den 15. september 1998 ble det samlet inn prøver for bestemmelse av algemengdene i de frie vannmasser, målt som klorofyll-*a* og som totalbiomasse av planteplankton basert på mikroskopering og algetellinger. Nivåene var meget lave, henholdsvis 1,09 µg/l og 65 mg våtvekt per m<sup>3</sup> (Kjellberg mfl. 2000). Dette indikerer også svært næringsfattige (ultraoligotrofe) vannmasser. Konsentrasjonen av tot-P viser ingen systematisk endring over tid, mens konsentrasjonen av tot-N økte fra 110 µg N/l i 2005 til 175 µg N/l i 2012 (Tabell 1).

NIVA har nylig på oppdrag fra DN vurdert hvilke av de kalkede innsjøene i Hedmark som det fortsatt er behov for å kalke (Garmo og Austnes 2012). Vurderingen av kalkingsbehov er basert på grenseverdier mellom god og moderat forsuringstilstand, som definert av ANC-grensene i klassifiseringsveilederen til vannforskriften (Direktoratgruppa Vanndirektivet, 2009). Flensjøen var en av de innsjøene der forfatterne konkluderte med at det var usikkert om «ukalket» ANC vil være over eller under grenseverdien for god tilstand, dvs. at det er usikkert om det fortsatt er behov for kalking.

Basert på empiriske data på vannkjemi og fiskestatus fra norske innsjøer (Lydersen mfl. 2004) konkluderte NIVA bl.a. med at det var liten sannsynlighet for negative effekter på populasjonene av ørret og røye før kalking i 2005 (Løvik mfl. 2006). Ettersom ANC-nivået var lavt, kunne en imidlertid ikke utelukke sporadisk fiskedød under høst- og vårflommer, og da spesielt i enkelte tilløpsbekker. Etter flere år med kalking har vannkvaliteten bedret seg betraktelig i Flensjøen, og sannsynligheten for skadeeffekter på fiskepopulasjonene er mindre i dag enn for ca. 7-8 år siden. Vannkjemien i innsjøen er trolig ikke noen begrensning i seg selv. Videre har overvåkingen av langtransporterte forurensninger vist en jevn bedring av vannkvaliteten mht. forsuring i de fleste regionene i Norge også i den senere tid (Schartau mfl. 2012).

### **Konklusjon**

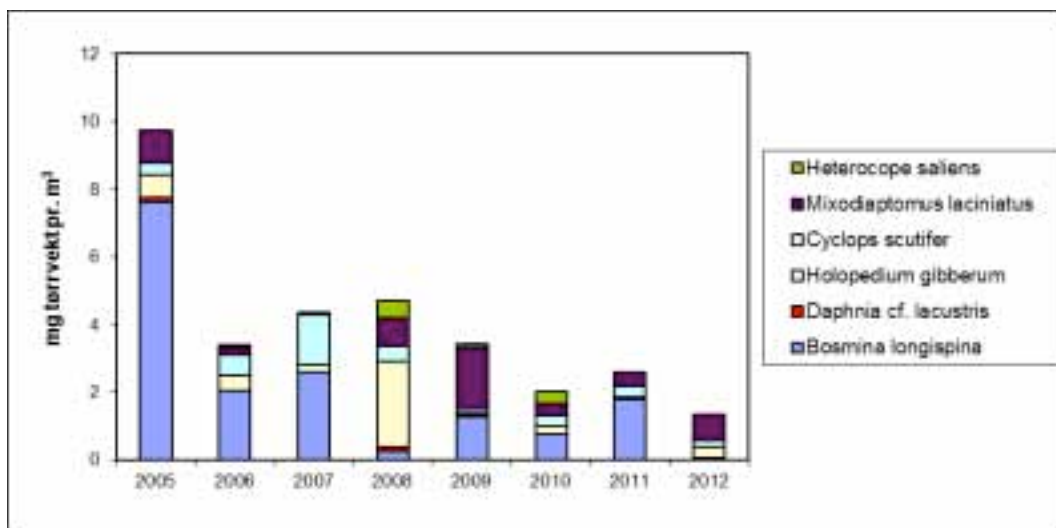
Flensjøens vannkvalitet vil muligens være god nok for fiskepopulasjonene også uten kalking. Hvor vidt vannkjemien i tilløpsbekker er tilfredsstillende til gyte- og oppvekstområde for ørret, er ikke undersøkt i dette prosjektet. Dersom kalkingen avsluttes, vil det være viktig å følge utviklingen i vannkvalitet og biologiske forhold i innsjøen (og evt. i gytebekker) i etterkant.

## **3.2 Krepssdyrplankton**

Primærdata fra dyreplanktonanalysene i perioden 2005-2012 er gitt i Vedlegg. Tidsutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepssdyrplankton er vist i Figur 5.

Det har ikke skjedd vesentlige endringer i artssammensetningen av dyreplankton i Flensjøen i perioden 2005-2012. Den prosentvise andelen de ulike artene representerte i prøvene, har imidlertid variert betydelig fra år til år. Sammensetningen var også i hovedsak den samme i 1992, 1998 og 1999 (Kjellberg mfl. 2000). Krepssdyrplanktonet har vært dominert av forsuringstolerante arter som vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* og den relativt tolerante hoppekrepssen *Cyclops scutifer* (jf. Halvorsen mfl. 2002).

Hoppekrepssen *Mixodiaptomus laciniatus* har vært vanlig i Flensjøen både på 1990-tallet og i perioden 2005-2012. Arten betegnes av Halvorsen mfl. (2002) som en forsuringfølsom art. Den synes likevel ikke å være uvanlig i innsjøer med pH i intervallet 5,0-7,0, og har blitt registrert ved pH ned mot 4,7 (Hobæk og Raddum 1980 med ref.). I 2012 var denne arten dominerende i Flensjøen sammen med vannloppen *Holopedium gibberum*. Den forsuringstolerante hoppekrepssen *Heterocope saliens* ble funnet i planktonprøver i årene 2006 og 2008-2010, men ikke i 2011-2012.



**Figur 5.** Biomasser av krepsdyrplankton i Flensjøen i august/september-prøver fra perioden 2005-2012, basert på vertikale håvtrekk.

Slekten *Daphnia* regnes generelt for å være forsuringstolerant. Her har den enkelte år vært representert med en art innen *Daphnia longispina*-gruppen (sannsynligvis *D. lacustris*) som trolig er den mest forsuringstolerante av de vanlige dafniene i Norge (kan finnes ved pH helt ned mot ca. 4,7) (Hendrey og Wright 1976, Hobæk og Raddum 1980). Tettheten av *Daphnia* sp. har vært meget lav både før og etter kalking. Kalkfattige vannmasser ser ut til å favorisere gelekrepsen *Holopedium gibberum* i forhold til *Daphnia* spp., som krever kalsium for oppbygging av skallet sitt (Hessen mfl. 1995b). Det ville derfor være rimelig å forvente en økning i tettheten av *Daphnia* sp. i Flensjøen som en følge av kalkingen og økningen i kalsium-konsentrasjonen. Dette ser imidlertid ikke ut til å ha skjedd.

Undersøkelser av mageinnhold hos røye fra Flensjøen indikerer at røya beiter meget selektivt på f.eks. *Daphnia cf. lacustris* og en annen storvokst og lett synlig vannloppeart, *Bythotrephes longimanus*, når disse finnes i vannmassene (se Løvik mfl. 2010 og kpt. 3.4 i foreliggende rapport). Den forsuringstolerante og storvokste hoppekrepsarten *Heterocope saliens* har blitt funnet i små antall enkelte år. I 2011 og 2012 ble verken *Daphnia*, *Bythotrephes* eller *Heterocope* funnet i prøvene. En årsak til dette kan være at disse artene hadde inntatt eller var i ferd med å innta hvilestadier. Sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk (først og fremst røye) i kombinasjon med næringsfattige vannmasser, kan være en annen sannsynlig årsak. Den lave biomassen (2-10 mg tørrvekt pr. m<sup>3</sup>) er et nokså klart uttrykk for innsjøens næringsfattige karakter.

Bestanden av den forsuringstolerante arten *Bosmina longispina* ser ut til å ha blitt redusert fra og med 2006. Dette behøver ikke være et resultat av mindre surt vann, men kan like gjerne skyldes naturlige årstidsvariasjoner, dvs. at en har truffet en topp i bestanden av *B. longispina* i 2005. Da ble prøven innsamlet tidlig i august, mens prøvene i senere år har blitt samlet inn noe seinere i august eller september (27.8-22.9). Det er vanlig at totalbiomassen av krepsdyrplankton reduseres utover høsten når det blir kaldere i vannet og tilgangen på næring i form av planteplankton går ned. De registrerte lavere totalbiomassene i årene 2006-2012 sammenlignet med i 2005 bør derfor ikke oppfattes som noen direkte indikasjon på nedgang i produktiviteten mht. dyreplankton etter kalking.

### Konklusjon

Krepsdyrplanktonet i Flensjøen har vært dominert av forsuringstolerante eller moderat forsuringstolerante arter både før og etter kalking, og det ser ikke ut til å ha skjedd vesentlige

endringer i artssammensetningen fra 1990-tallet og fram til 2012. Biomassen av krepsdyrplankton har vært lav i sensommer/høstprøver i hele perioden 2005-2012, noe som først og fremst skyldes de næringsfattige forholdene i innsjøen. Et betydelig predasjonspress fra planktonspisende røye i kombinasjon med næringsfattige vannmasser kan være en årsak til at bestandene av attraktive byttedyr som *Daphnia cf. lacustris* og *Bythotrephes longimanus* ikke ser ut til å ha økt etter at kalkingen startet. Det var imidlertid en veldig lav tetthet av røye i de frie vannmassene i august 2012 (se kpt. 3.5).

### 3.3 Litorale småkreps

Antall observerte taksa av litorale småkreps økte etter kalkinga, fra 8 i 2005 til 14 i 2006. Antallet gikk litt ned igjen til 12 taksa i 2007 og sank ytterligere til 10 og 7 taksa henholdsvis i 2008 og 2009 (Tabell 3, Figur 6). Videre ble det en økning i antallet taksa i 2010, nedgang i 2011 og økning igjen i 2012. Endringene i antall observerte taksa i perioden 2005-2012 kan til en viss grad forklares med endringer i vannkvaliteten, f.eks. at bedringen i vannkvaliteten etter første gangs kalking høsten 2005 var årsak til økningen i antall taksa i 2006. Variasjonene i antall taksa må imidlertid også til en viss grad tilskrives metodiske forhold. I 2009 og i 2011 ble det funnet svært få arter av litorale småkreps, dvs. at de artene som ble funnet er minst like vanlige i pelagialen (planktoniske former). Det lave antallet kan dermed trolig tilskrives at håven i liten grad har blitt ført helt ned mot bunnsstratet eller vegetasjonen.

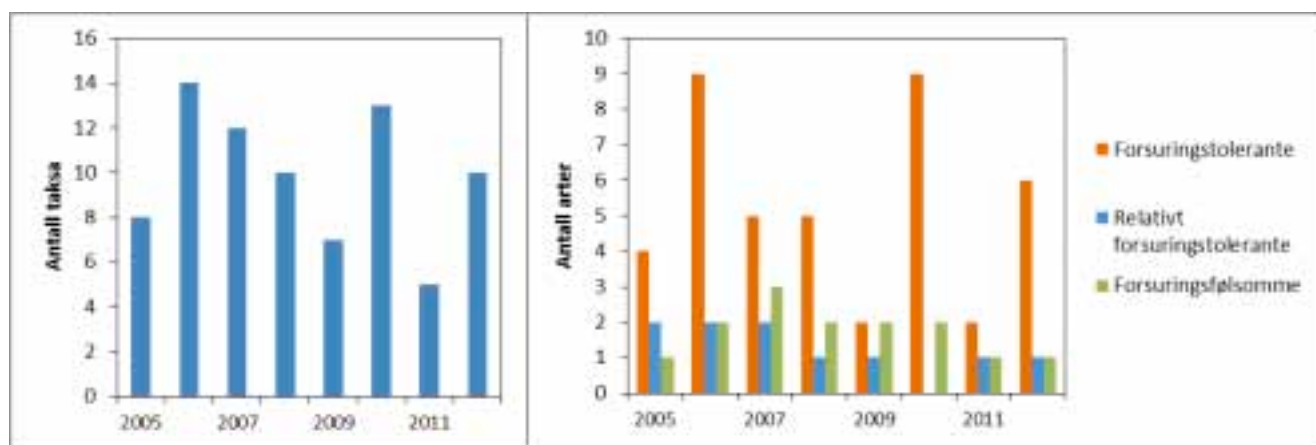
**Tabell 2.** Kvalitativ forekomst av litorale småkreps i Flensjøen i 2005-2012. Angitt forsuringstoleranse i henhold til Halvorsen, Schartau og Hobæk (2002). T = forsuringstolerant (oransje), RT = relativt forsuringstolerant (blå), F = forsuringfølsom (grønn). Mengdeforhold angitt ved: + = få, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

		9.8.05	1.9.06	30.8.07	27.8.08	11.9.09	15.9.10	22.9.11	13.9.12
<b>Hoppekreps (Copepoda):</b>									
Heterocope saliens	T	++	+		++	+	+++		
Mixodiaptomus laciniatus	F	++	+++	++	++	+++	++	++	++
Eucyclops serrulatus	T		+				+		+
Cyclops scutifer	RT		+	++				++	+
Cyclopoida ubest. cop.			++	+	++	++	+++	++	++
Cyclopoida ubest. naup.		+++	++	++		++	+	+++	++
Harpacticoida ubestemt									+
<b>Vannlopper (Cladocera):</b>									
Sida crystallina	T		+						
Holopedium gibberum	T	++	+	++		+	+	++	++
Daphnia cf. lacustris	RT	+	+		+	+			
Bosmina longispina	T	+++	+++	+++	+	+++	++	+++	++
Alonella nana	T		+		+		+		
Alonella sp. (cf. exigua)	RT			+					
Acroperus harpae	T		++	+	+		+++		++
Alonopsis elongata	T	+					++		++
Alona affinis	T			+	+				
Alona costata	F			+					
Alona sp.				+	+		+		+
Chydorus cf. sphaericus	T		+				+		+
Ophryoxus gracilis	F		+	+	++	+	++		
Rhynchotalona falcata	T		+	+			+		
Bythotrephes longimanus	RT	+							
<b>Antall taksa</b>		<b>8</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>10</b>



Småkrepsamfunnet har stort sett i hele perioden vært dominert av forsuringstolerante arter av vannlopper slik som *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*, *Acroperus harpae* og *Alonopsis elongata* (Tabell 3, Figur 6). Den relativt forsuringstolerante hoppekrepsen *Cyclops scutifer* har vært vanlig enkelte år, og den moderat forsuringfølsomme vannloppen *Daphnia cf. lacustris* ble påvist med et fåtall individer enkelte år både før og etter at kalkingen startet.

Den forsuringfølsomme hoppekrepsen, *Mixodiaptomus laciniatus* (se kommentar i kpt. 3.2) har vært vanlig og til dels dominerende antallsmessig både før og etter kalking. Den forsuringfølsomme vannloppen *Ophryoxus gracilis* ble registrert første gang i 2006 og forekom i til dels betydelig antall i perioden til og med 2010, men ble ikke funnet verken i 2011 eller i 2012.



**Figur 6.** Antall registrerte taksa i litorale håvtrekk (til venstre) og antall av forsuringstolerante, relativt forsuringstolerante og forsuringfølsomme arter av litorale småkreps.

### Konklusjon

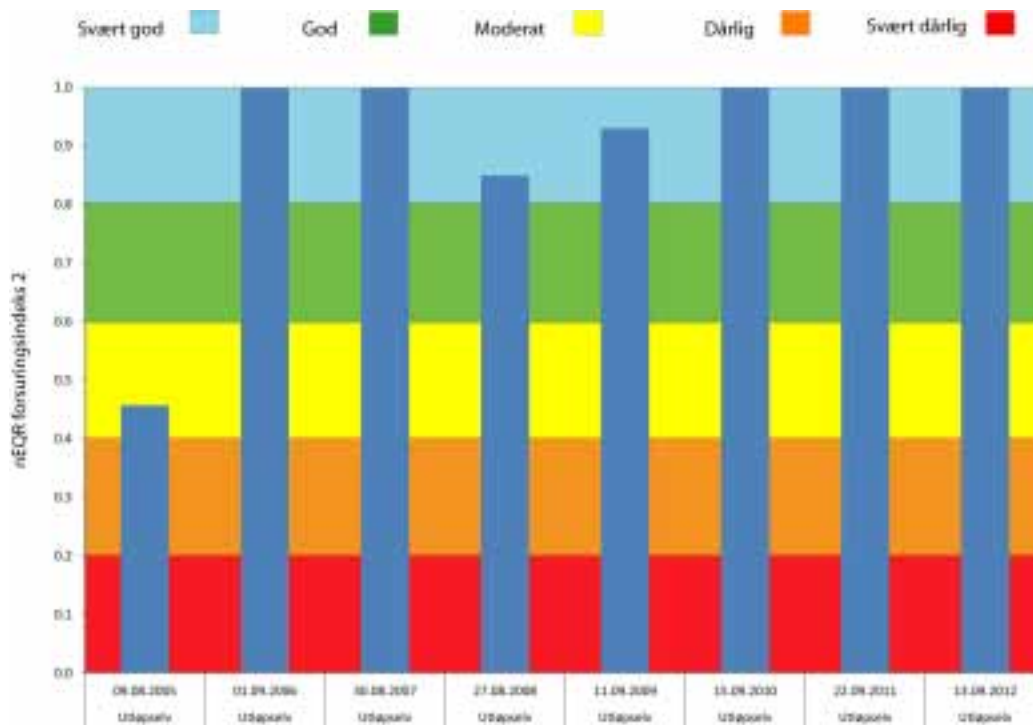
Forsuringstolerante eller moderat forsuringfølsomme arter ser ut til å ha dominert i den litorale småkrepsfaunaen i Flensjøen både før og etter kalking. De første årene etter at kalkingen startet registrerte vi en økning i antallet forsuringfølsomme arter, men antallet arter innen denne kategorien var lav igjen i 2011 og 2012.

## 3.4 Bunndyr

### Økologisk tilstand forsuring

Vi har benyttet *forsuringsindeks 2*, også kalt Raddum 2 (Raddum 1999), for å vurdere effekter av forsuring i utløpselva fra Flensjøen. Dette er en indeks som brukes til å måle effekter av forsuring på bunndyrsamfunn i elver ved å sammenligne forholdet mellom bestander av forsuringfølsomme døgnfluer og forsuringstolerante steinfluer. Referanseverdien for denne indeksen er for tiden satt til 1,5. Det vil si at en observert indeksverdi må divideres med referanseverdien for å få en verdi som indikerer tilstanden (EQR verdi). For enklere å kunne sammenligne indekser på tvers av biologiske kvalitetselementer, gjøres det gjerne en normalisering av indeksskalaene, slik at alle indekser opererer på en skala mellom verdiene 0 og 1. Verdien etter skalering kalles da kort for nEQR.

Figur 4 viser hvordan verdier for nEQR av forsuringsindeks 2 har utviklet seg i overvåkningsperioden fra 2005 til 2012. Primærdata og indeksverdier er gitt i Vedlegg (Tabell 7-9). Indeksen indikerte svært god tilstand, dvs. ingen effekt av forsuring, i 2012 (Figur 4). Indeksen viste svært god tilstand også i årene 2006-2011. Derimot viste den moderat tilstand i 2005, før kalkingen startet.

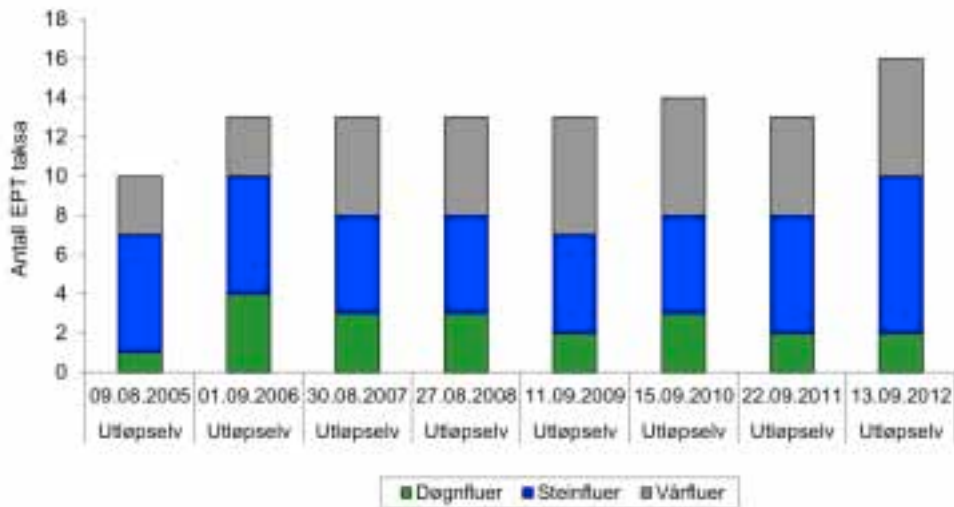


**Figur 4.** Vurdering av økologisk tilstand for bunndyr ved bruk av forsøringsindeks 2. Prøver er fra utløpselv av Flensjøen i perioden fra 2005 til 2012. Verdier er oppgitt som normaliserte ecological quality ratios (nEQR).

### Diversitet og gruppesammensetning

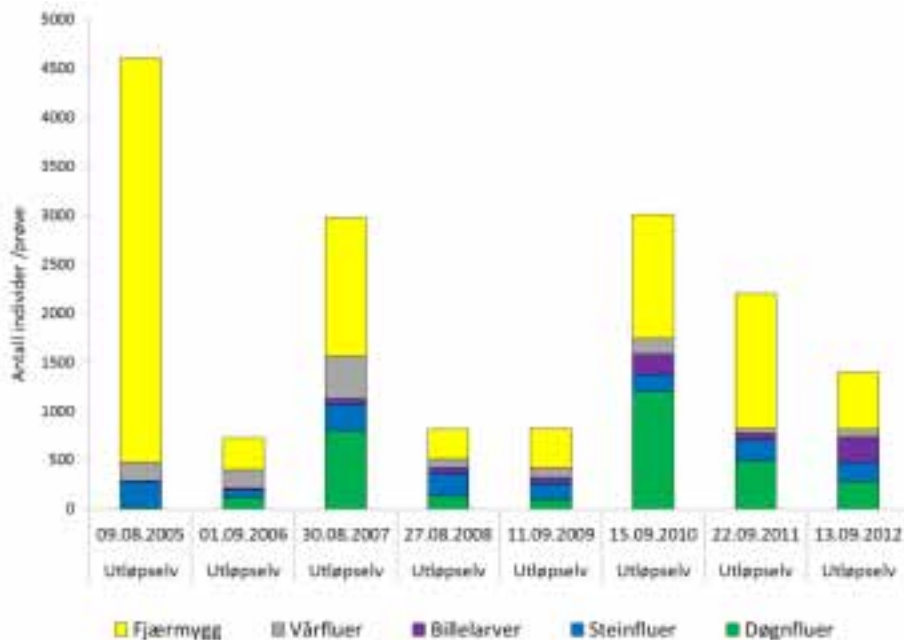
Det biologiske mangfoldet, uttrykt som antall EPT taksa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) var i 2012 16. Dette er om lag samme antall som i perioden 2006-2011 (Figur 5). Dette antallet EPT kan betegnes som bare middels høyt. I 2005 ble det registrert kun 10 EPT-taksa. Det har vært små forskjeller mellom antall taksa innen hver gruppe fra ett år til neste. Men det er registrert påfallende få døgnfluer (Ephemeroptera) sammenlignet med de to andre hovedgruppene. Døgnfluefaunaen besto i 2012 av to taksa – ubestemte individer i slekten *Baetis* og *Baetis rhodani*. Slekten *Baetis* regnes for å være forsøringsfølsom. Noen arter tolererer imidlertid noe surt vann, og da særlig i lokaliteter med høyt humusinnhold. Denne lokaliteten har ikke høyt humusinnhold, og den har relativt lav ANC (syrenøytraliserende kapasitet). Det har blitt registrert flere arter av *Baetis* i prøveperioden, men alltid i lave individantall. En hypotese kan være at artene finnes der fortsatt, men at bestandene er små og dermed blir vanskelig å fange opp med bare én prøvetaking på én stasjon årlig.

Det er vist at mye nedbør eller perioder med snøsmelting i områder med basefattig jordsmonn kan medføre episodiske pulser med forsuring (Henriksen m.fl., 1988) og at slike hendelser kan påvirke bestander av forsøringsfølsomme arter, som *Baetis* (Lepori m.fl., 2003). Den høye andelen av *Baetis* i forhold til den relativt lave andelen av forsuringstolerante steinfluer kan derfor tyde på at systemet har hatt evnen til å bufre eventuelle forsuringsepisoder, spesielt i tiden nær prøvetaking. *Baetis rhodani* er en art som kan ha flere generasjoner/kohorter i løpet av et år. I lavlandet er det målt opptil tre kohorter årlig, mens i høyfjellet er det vanlig med færre generasjoner, noen ganger bare én. Det vil si at man på en lavlandslokalitet kan ha utpregede vårpopulasjoner, sommerpopulasjoner og høstpopulasjoner. Ved midlere episodisk forsuring, som ved snøsmelting, kan det skje at vårpopulasjonen blir sterkere påvirket enn høstpopulasjonen. Det ville i så fall ikke blitt fanget opp i denne undersøkelsen.



**Figur 5.** Antall EPT taksa (art/slekt/familie) i utløpselva fra Flensjøen i perioden fra 2005 til 2012. Sparkeprøver 3x1 min.

For andre grupper enn EPT, har det bare vært små forskjeller i gruppesammensetning fra ett år til neste (Figur 6). De relative andelene av dominerende grupper i prøveperioden – fjærmygg (gule søyler) og døgnfluer (grønne søyler) – ser ut til å samsvare med ulik mengde dyr i prøvene mellom år. Med unntak av i 2005, ser derfor gruppesammensetningene normale ut.



**Figur 6.** Sammensetning av hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Flensjøen fra 2005 til 2012. Sparkeprøver 3x1 min.

## Konklusjon

Antall taksa og relative bestandstettheter av forsuringfølsomme døgnfluer (slekten *Baetis*) har variert i prøvetakingsperioden. Dette i seg selv trenger ikke å bety at vannkvaliteten har endret seg mye fra år til år da det kan være naturlige populasjonssvingninger, samtidig som metoden for innsamling medfører en del usikkerhet når det gjelder å estimere nøyaktige bestandstettheter. Forsuringsindeks 2 analyserer forholdet mellom forsuringfølsomme døgnfluer og forsuringstolerant steinfluer i prøven, med den antagelse at metodens usikkerhet vil påvirke disse gruppene likt. Det var bare i 2005 at det ble målt tydelig dominans av forsuringstolerante arter. Slike situasjoner forekommer gjerne ved forsuring eller forhold med høye konsentrasjoner av tungmetaller. Resultatene fra undersøkelsene av bunnsfaunaens sammensetning kan derfor tyde på at kalkingstiltakene har vært vellykkede. Om man ønsker en bedre kontroll av mulig forsuringpåvirkning, anbefales det å legge til en ekstra prøvetakingsrunde i tiden rundt snøsmelting/før vårflommen for å se om vårpopulasjonene påvirkes.

## 3.5 Fisk

### Resultater

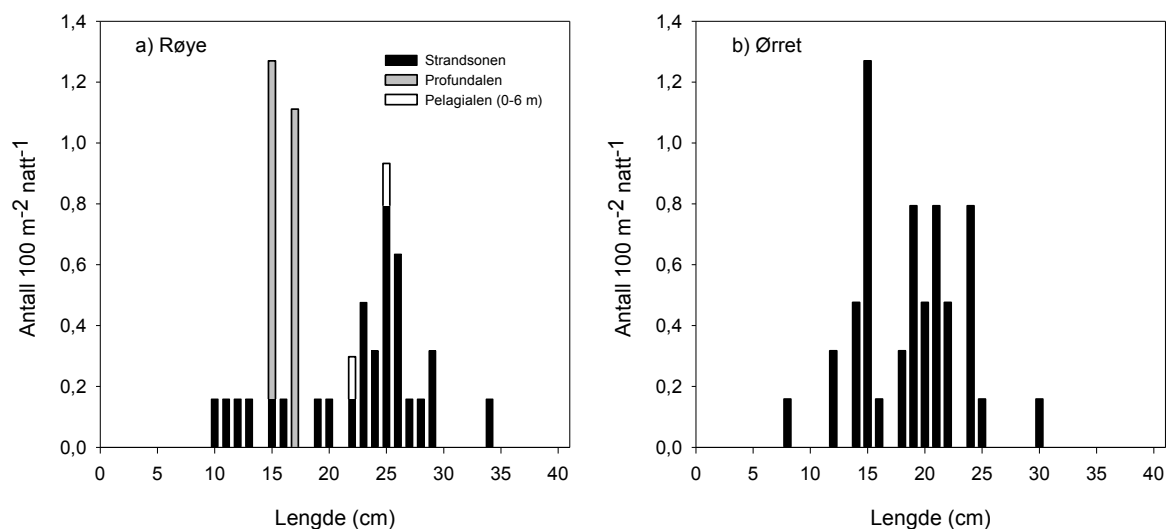
Under prøvefisket ble det fanget totalt 40 ørret (2,92 kg) og 32 røye (3,86 kg). Ørret ble kun fanget i strandsonen, og det ble fanget 6,35 ørret per 100 m<sup>2</sup> natt<sup>-1</sup> (CPUE), eller 8,16 ørret > 15 cm per 100 m<sup>2</sup> relevant garnflate per natt (etter Ugedal mfl. 2005, se Tabell 3).

Røye ble fanget i alle undersøkte habitater, men hadde størst relativ tetthet i strandsonen med en CPUE=4,44. Det ble kun fanget 2 røye (CPUE=0,30) med en relativt stor innsats i pelagialen (Tabell 3), mens det ble fanget 2 røye (CPUE=2,22) i profundalen.

**Tabell 3.** Oversikt over antall garnserier, garnareal og fangst (antall og CPUE=antall per 100 m<sup>2</sup> garnflate) under prøvefisket i Flensjøen i 2012.  $CPUE_{\text{ørret}^*} = \text{Antall ørret} \geq 15 \text{ cm per } 100 \text{ m}^2 \text{ relevant garnflate (etter Ugedal mfl. 2005)}$ .

Habitat	Ant. serier (areal m <sup>2</sup> )	Antall ørret	CPUE <sub>ørret</sub>	CPUE <sub>ørret*</sub>	Antall røye	CPUE <sub>røye</sub>
Bunngarn (strandsonen)	14 (630)	40	6,35	8,16	28	4,44
Bunngarn (profundalt)	2 (90)	0	-	-	2	2,22
Flytegarn (0-6 m)	4 (660)	0	-	-	2	0,30
Total	20 (1440)	40			32	

Røye fordelte seg i lengdeintervallet 10-34 cm (Figur 7 a), mens ørreten fordelte seg i lengdeintervallet 8-30 cm (Figur 7 b). Det ble fanget lite røye større enn 30 cm, og lite ørret større enn 25 cm under prøvefisket.



**Figur 7.** Fangst av ulike lengdeklasser av a) røye ( $n=32$ ) og b) ørret ( $n=40$ ) per 100 m<sup>2</sup> garnflate natt<sup>-1</sup> i ulike habitat i Flensjøen i 2012.

Gjennomsnittstørrelsen på kjønnsmodne hunnrøyer var 25 cm og det ble ikke fanget kjønnsmoden hunnrøye mindre enn 20 cm. Yngste kjønnsmodne hannrøye og hunnrøye som ble fanget var henholdsvis fire og fem år (Tabell 4). På grunn av manglende aldersklasser kan det ikke utelukkes at en andel av begge kjønn kjønnsmodnes et år tidligere. Dominerende aldersklasser for røye i prøvofiskematerialet var 5-7 år (Tabell 4).

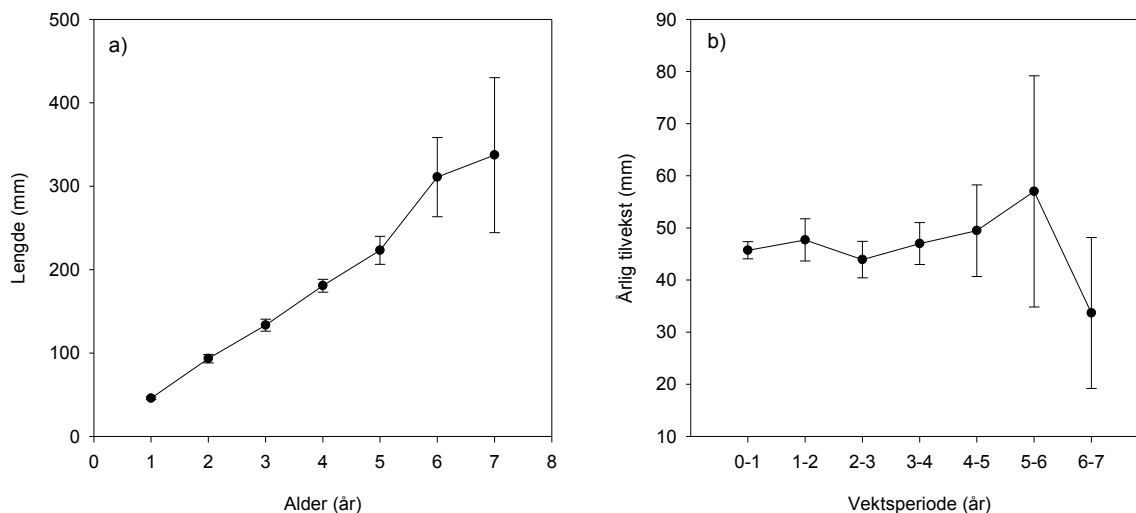
Gjennomsnittstørrelsen på kjønnsmodne hunnrørret var 22,8 cm og minste kjønnsmodne hunn var 19,5 cm. Yngste kjønnsmodne individer av begge kjønn var fire år (Tabell 4). Dominerende aldersklasser for ørret i prøvofiskematerialet var 2-5 år (Tabell 4).

**Tabell 4.** Aldersfordeling og andel kjønnsmodne ørret og røye i ulike aldersklasser fanget ved prøvofiske i Flensjøen i 2012.

Alder	Ørret				Røye			
	Hann		Hunn		Hann		Hunn	
	n	% modne	n	% modne	n	% modne	n	% modne
1	1	0	1	0	-	-	1	0
2	3	0	6	0	2	0	1	0
3	3	0	3	0	-	-	4	0
4	7	57,1	8	25	1	100	-	-
5	3	0	5	60	3	66,7	3	100
6	1	0	-	-	3	66,7	3	100
7	-	-	2	50	4	100	4	100
8	-	-	-	-	1	100	-	-
9	-	-	-	-	2	100	1	100

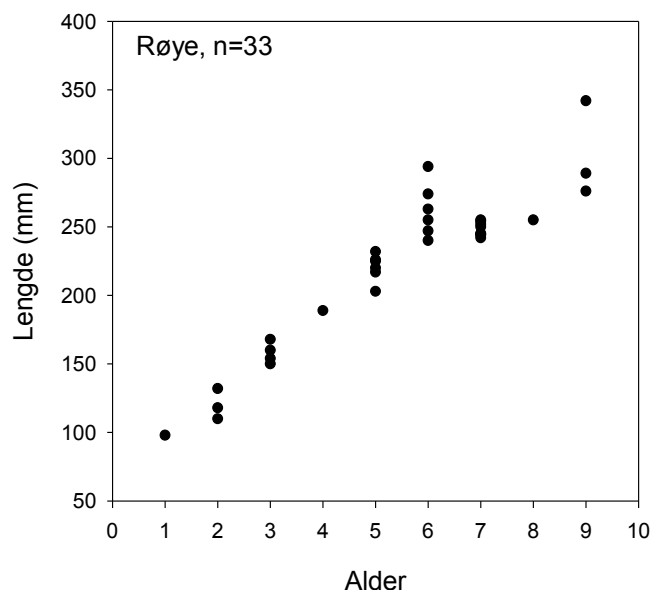
Veksten til ørreten i Flensjøen var moderat, og ved fem års alder var ørreten i gjennomsnitt 23 cm (Figur 8 a). Årlig tilvekst de fem første vekstsesongene var relativt jevn, og lå mellom fire og fem cm (Figur 8 b). Økningen i tilvekst fra fem til seks år kan skyldes tilfeldigheter da dette er basert på data fra kun tre fisk.

Det var en ikke-lineær sammenheng mellom fiskelengde og kondisjonsfaktor for ørret ( $F_{1,41}=12,7$ ,  $r^2=0,39$ ,  $p<0,001$ , 2. orden polynomial regresjon). I følge kurven avtar k-faktoren til ørret fra rundt 1,1 ved 10 cm lengde til rundt 0,94 ved lengder på rundt 30 cm (Figur 10 a).

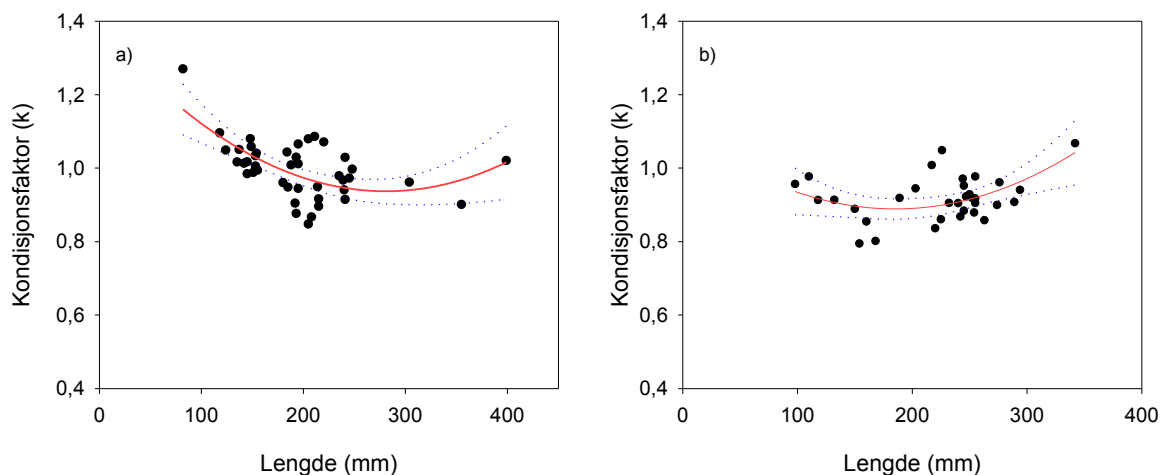


**Figur 8.** Tilbakeberegnet lengde ( $\pm 2SE$ ) (a), og årlig tilvekstkurver (b) ( $\pm 2SE$ ) for 42 ørret fanget under prøvefisket og oterfiske i Flensjøen i 2012.

Røya i Flensjøen hadde relativt utholdende vekst, selv om veksten syntes å avta noe etter 6-7 år (Figur 9). De første 5-6 årene vokste røya rundt fire cm i året. Som for ørret, var det en ikke-lineær sammenheng mellom fiskelengde og k-faktor ( $F_{1,31}=4,4$ ,  $r^2=0,23$ ,  $p=0,04$ , 2. orden polynomial regresjon). I følge kurven avtar k-faktoren til røye frem til den er rundt 18 cm ( $k=0,89$ ) før den øker med økende fiskelengde. Ved en fiskelengde på 30 cm er estimert k-faktor ca. 0,97 (se Figur 10 b).



**Figur 9.** Empirisk lengde mot alder for 33 røye fanget i Flensjøen i 2012.



**Figur 10.** Kondisjonsfaktor mot fiskelengde for a) 43 ørret og b) 33 røye fanget under prøvfisaket i Flensjøen i 2012.

Dietten til ørreten var dominert av overflateinsekter (30,5 %), døgnfluenymfer (28,9 %) og vårfluelarver (19,1 %, se Tabell 5). Med unntak av et mindre innslag av marflo (1,4 %) ble det ikke funnet litorale eller pelagiske krepsdyr i mageprøver fra ørret. Røye hadde i større grad spist zooplankton, både litorale arter (linsekreps) og mer pelagisk forekommende vannloppearter som *Holopedium gibberum* og *Daphnia cf. lacustris* (se Tabell 5). Fjærmyggpupper og overflateinsekter var også av de dominerende byttedyrgruppene i mageprøver fra røye.

**Tabell 5.** Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos 21 ørret og fordeling av ulike byttedyrgrupper (+=sjelden, += vanlig, +++= dominerende) for 20 røye fanget under prøvafiske i Flensjøen i 2012.

	Ørret	Røye
Antall (N)	22	20
Antall tomme mager	1	(batch)
<b>Krepsdyr</b>		
<b>Bunnlevende arter</b>		
Marflo	1,4	
Skjoldkreps		
Linsekreps		+++
<b>Pelagiske arter</b>		
<i>Bythotrephes longimanus</i>		+
<i>Daphnia cf. lacustris</i>		++
<i>Holopedium gibberum</i>		+++
<i>Bosmina longispina</i>		+
Hoppekreps		
<b>Vannlevende insekt</b>		
Døgnflue nymfe	28,9	+
Steinflue nymfe	9,1	
Fjærmygg (puppe/larve)	7,3	+++
Vårfluelarve	19,1	
Vannkalv (imago)		
Vannkalv (larve)		
<b>Overflateinsekter</b>	30,5	+++
<b>Snegl</b>	3,4	+
<b>Muslinger</b>	0,2	
<b>Fisk</b>		
<b>Annet</b>	0,2	++
Totalt	100	

## Diskusjon

### Fiskesamfunnet

Den høyeste relative tettheten av både ørret og røye ble funnet i strandsonen. Ørret ble kun funnet i strandsonen, mens røye i tillegg ble funnet langs bunnen på dypere vann og i lave tettheter i de frie vannmassene. Røye kan effektivt utnytte næringsdyr i alle innsjøhabitatene, men med ørret til stede vil røya i mindre grad utnytte strandsona (Amundsen 1995, Klemetsen m.fl. 2003). Årsaken er at ørreten kan utgjøre en predasjonsfare, er mer aggressiv og mer effektiv til å spise bunndyr enn røye (Klemetsen & Amundsen 2000). Røya er igjen langt bedre enn ørret til å utnytte zooplankton som føde, men hvis konkurransen og predasjonsfaren er liten i strandsona vil tilgangen på større næringsdyr i dette habitatet trekke fisk dit (Langeland m.fl. 1991). At strandsonen syntes å være det viktigste habitatet for røye i Flensjøen indikerer at røye i mindre grad påvirkes av predasjonsrisiko og eventuell aggresjon fra ørret. Størrelsesfordelingen til ørreten underbygger også dette, da det ble fanget lite ørret større enn 25 cm, dvs. ørret som i liten grad utøver et predasjonspress på røye. I henhold til Ugedal mfl. (2005) plasserer ørretbestanden (CPUE=8,16) i Flensjøen seg som en middels tett. Røyebestanden er trolig langt tettere enn ørretbestanden, siden den finnes i flere habitater. En relativt utholdende vekst opp mot lengder på 30 cm og relativt lave CPUE verdier tyder imidlertid

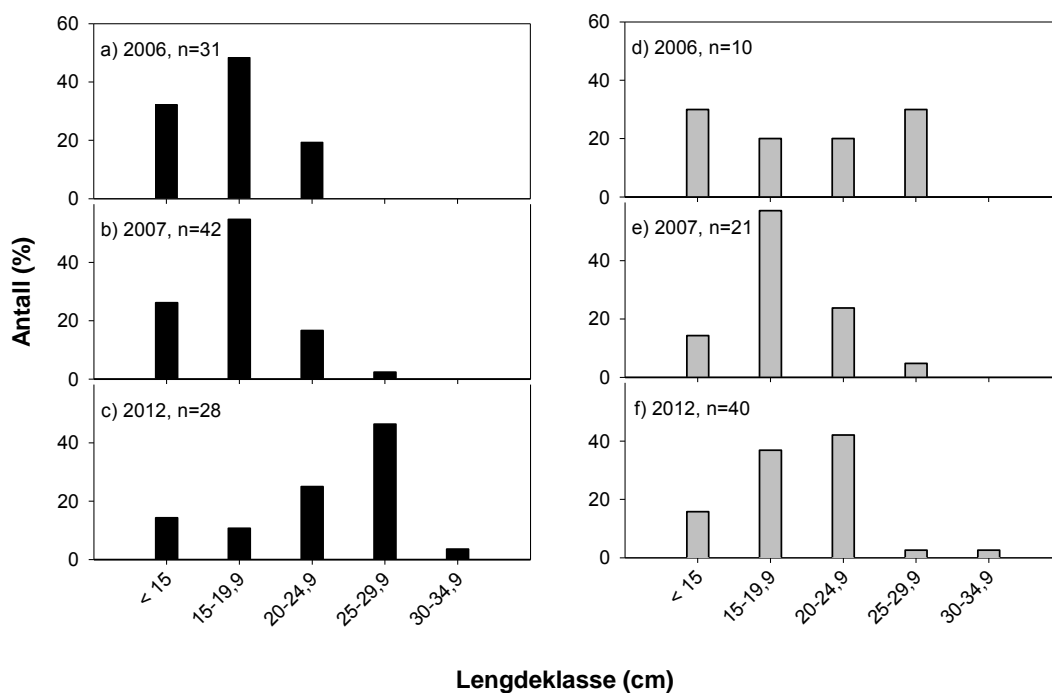


på at røyebestanden ikke er veldig tett sammenlignet med andre bestander (f.eks. Klemetsen mfl. 2002, Hegge mfl. 1989).

#### *Utvikling i ørret og røyebestandene*

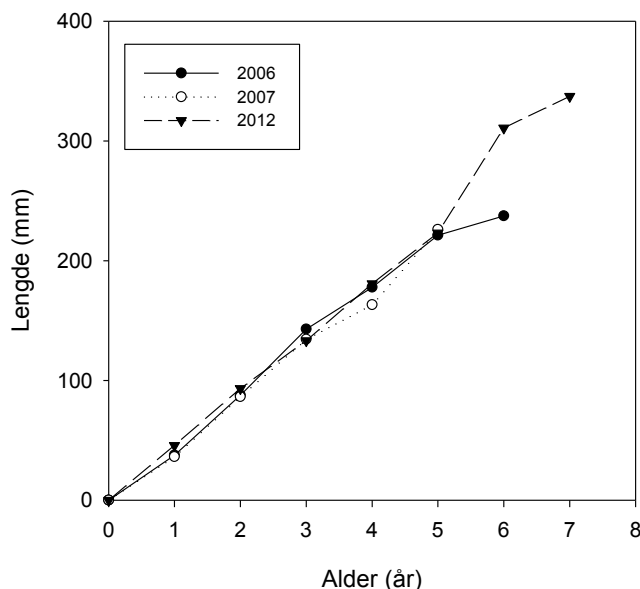
Undersøkelser i Flensjøen i 1978 og 1982-84, viste at ørretbestanden gradvis gikk tilbake og ble antatt å være liten mens røyebestanden var antatt å være relativt tett (referert i SFT 1985). Undersøkelsene i 2006 og 2007 gav et relativt likt bilde, med en klar dominans av røye. Den største forskjellen i Flensjøen sammenlignet med tidligere undersøkelser er at fra å utgjøre  $\frac{1}{4}$  til  $\frac{1}{3}$  av fangstene i 2006/2007 utgjorde ørretbestanden over 50 % av fangstene i 2012. En sammenligning av antall røye fanget per 100 m<sup>2</sup> garnnatt med oversiktsgarn i 2006, viser at røyefangstene var noe høyere i 2006 (CPUE= 5,5) enn i 2012 (CPUE=4,4). For ørret var imidlertid fangsten i 2012 (CPUE=6,4) nesten dobbelt så stor som i 2006 (CPUE=3,3). Man skal være forsiktig med å konkludere ut fra disse tallene da CPUE verdier kan variere en god del gjennom sesongen, men de indikerer at ørretbestanden kan være noe tettere, mens røyebestanden er på omtrent samme nivå som tidligere. En annen forklaring på forskjellene i ørretfangstene kan være at prøvefisken ble gjennomført nærmere utløpselva enn i 2006/2007, og at tettheten av ørret er større i dette området (det kan være gyting i utløpselva).

Sammenlignet med undersøkelsene i 2006/2007 var det langt mer røye større enn 25 cm i 2012 (Figur 11). Hovedårsaken til det økte innslaget av større røye ligger i aldersfordelingen. Ingen fisk var eldre enn 6 år i fangstene fra 2006/2007, mens 37,5 % av røyene som ble fanget i 2012 var eldre enn 6 år. En sammenligning av størrelsen til røye viser også at røya synes å vokse noe bedre i 2012 sammenlignet med de tidligere undersøkelsene. Fire og fem år gammel røye fanget i 2007 var henholdsvis 19 og 22 cm lang. Disse lengdene er sammenlignbare med lengdene på tre og fire år gammel røye fanget i 2012. Noe av forskjellene i vekst skyldes at røye i 2012 ble fanget senere i vekstsesongen. Man kan allikevel regne med en betydelig økning i lengdeveksten etter 10. august, så det er mye som tyder på at røya vokste noe bedre i 2012 enn i 2007.



**Figur 11.** Lengdefordeling til røye (svarte søyler) og ørret (grå søyler) fanget på bunn garn i strandsonen under prøvefiske i Flensjøen i årene 2006, 2007 og 2012.

Fordelingen av ørret i ulike lengdeklasser synes ikke å vise noen trend, og som i 2007 ble det fanget lite ørret større enn 25 cm. Veksten til ørreten frem til fem år har heller ikke endret seg nevneverdig fra 2006/2007 til 2012 (Figur 12). Selv om beregningene er basert på relativt få fisk, synes det imidlertid som at ørret vokste bedre etter fem års alder i 2012 enn i 2006/2007 (Figur 12).



**Figur 12.** Tilbakeberegnet vekst for ørret fanget i Flensjøen i 2006, 2007 og 2012.

Kvaliteten eller kondisjonsfaktoren til fisken er et ofte brukt mål på hvor god næringstilgangen er i forhold til bestandstettheten i innsjøen. Kondisjonsfaktoren til fisken kan imidlertid variere mye gjennom sesongen (Johnsen mfl. 2011), og det er derfor vanskelig å sammenligne mellom undersøkelsen i 2012 og de tidligere undersøkelsene. I 2012 var kondisjonsfaktoren for både ørret og røye moderat god, og endret seg med fiskelengde. Endringer i forhold til fiskens størrelse er trolig relatert til avveiningen mellom bruk av optimalt habitat for næringssøk og predasjonsfare.

### Konklusjoner

- Ørretbestanden i Flensjøen er knyttet til strandsonen og kan karakteriseres som middels tett. Bestandstettheten syntes å være større i 2012 enn i 2006 og 2007. Veksten er relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren er moderat for større fisk.
- Røye ble funnet i pelagialen og profundalen, men bestanden var tettest i strandsonen. Røyebestanden besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006 og 2007. Veksten syntes også å ha bedret seg siden de forrige undersøkelsene.
- Om årsaken til at ørretbestanden har blitt tettere og at røya synes å vokse bedre skyldes kalkingen er usikkert. Faktorer som temperatur og beskatningstrykk kan også påvirke fiskesamfunn og næringsdyr. De vannkjemiske forholdene har imidlertid utviklet seg positivt etter 2005, og det er sannsynlig at kalkingen har hatt og har en positiv effekt.

## 4. Litteratur

- Amundsen, P.-A. 1995. Feeding strategy of Arctic char (*Salvelinus alpinus*): general opportunist but individual specialist. *Nordic Journal of Freshwater Research* 71: 150–165.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvann. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.
- Fjellheim, A. and Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: biological monitoring of streams and lakes. *Sci. Tot. Environ.*, 96: 57-66.
- Garmo, Ø.A. og Austnes, K. 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport 6304-2012. 46 s.
- Halvorsen, G., Schartau, A.K. og Hobæk, A. 2002. Planktoniske og litorale krepsdyr. I: Aagaard, K., Bækken, T. og Jonsson, B. (red.). *Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA Inr. 4590-2002: 26-31.*
- Hegge, O., Dervo, B. K., Skurdal, J. & Hessen, D. O. 1989. Habitat utilization by sympatric char (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* (L.)) in Lake Atnsjø, south-east Norway. *Freshwater Biology* 22:143-152.
- Hendrey, G.R. og Wright, R.F. 1976. Acid precipitation in Norway: Effects of aquatic fauna. *J. Great Lakes Res.* 2 (Suppl 1): 192-207. (Også i SNSF-prosjektet IR 33/77).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S., Sevaldrud, I. S., & Brakke, D. F. 1988. Lake acidification in Norway – present and predicted chemical status. *Ambio*, 17(4), 259-266.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia*, 307: 253-261.
- Hobæk, A. and Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. Rapport IR 75/80, SNSF-prosjektet. 132 s.
- Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Sandlund, O.T., Rognerud, S., Linløkken, A., Wærvågen, S.B. & Dokk, J.G. 2011. Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner - Betydningen av reguleringsinngrep, beskatning og avbøtende tiltak - NINA Rapport 720. 47 s. + vedlegg.
- Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E.-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, plankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapport 4021-99. 52 s.
- Klemetsen, A. & Amundsen, P.-A. 2000. Fiskesamfunn i nord-norske innsjøer. S. 89-101 i: R. Borgstrøm & L.P. Hansen (red.) *Fisk i ferskvann*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 2003: 12: 1–59.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Grotnes, P.E., Knudsen, R., Kristoffersen, R. & Svenning, M.-A. 2002. Takvatn through 20 years: long term effects of an experimental mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, from a subarctic lake. *Environmental Biology of Fishes* 64:39-47.

- Langeland, A., L'Abe'e-Lund, J.H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 60: 895–912.
- Lea, E. 1910. On the methods used in herring investigations. *Publ. Circ. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, 53, 7-174.
- Lepori, F., Barbieri, A., & Ormerod, S. J. 2003. Causes of episodic acidification in Alpine streams. *Freshwater Biology*, 48(1), 175-189.
- Lydersen, E., Larssen, T. and Fjeld, E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian Lakes. *Sci. Tot. Environ.*, 326: 63-69.
- Løvik, J.E., Lydersen, E. og Bækken, T. 2006. Flensjøen 2005. Undersøkelse av vannkjemi, dyreplankton og bunndyr før kalking. NIVA-rapport 5187-2006. 17 s.
- Løvik, J.E. og Bækken, T. 2008. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2006 og 2007. NIVA-notat datert 2.7.2008. 8 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T. og Rustadbakken, A. 2010. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2008 og 2009. NIVA-notat datert 20.8.2010. 21 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Bækken, T. 2011. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2010. NIVA-notat datert 27.5.2011. 10 s.
- Løvik, J.E. og Eriksen, T.E. 2012. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2011. NIVA-notat datert 2.7.2012. 11 s.
- Nashoug, O. 2002. Søknad om økonomisk støtte til kalking av Flensjøen i Røros og Os kommune. Fremmet på vegne av : Røros Fjellstyre, Os Fjellstyre, Røros Jeger og Fiskeforening og Edvin Grådal. Brev til Fylkesmannen i Hedmark og Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Datert 28.10.2002. 8 s.
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates : Aims, possibilities and acidification indexes. In : Workshop on biological assessment and monitoring ; evaluation and models, October 13th 1998, Zakopane, Poland. NIVA report 4091-1999 : 7-16.
- Ricker, W. E. 1979. Growth rates and models. 1: W. S. Hoar, D. J. Randall & J. R. Brett (red.). *Fish Physiology* 8. Bioenergetics and growth. Academic Press, New York, 677-743.
- Rustadbakken, A. 2008. Fiskedata Flensjøen 2006-2007. Vedlegg til NIVA-notat av Jarl Eivind Løvik og Torleif Bækken, 2.7.2008. Datert 11.11.2008. 12 s.
- SFT 1983. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1982, rapport 108/83.
- SFT 1984. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1983, rapport 162/84.
- SFT 1985. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984, rapport 201/85.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA rapport 73. 52 s.

## **5. Vedlegg**

**Tabell 6.** Forekomst av krepsdyrplankton i Flensjøen, gitt som individtall og biomasse pr. m<sup>3</sup>. Forekomst av hjuldyr: + = få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende.

	Tetthet, antall individer pr. m <sup>3</sup>						Biomasse, mg tørrvekt pr. m <sup>3</sup>									
	9.8.05	1.9.06	30.8.07	27.8.08	11.9.09	15.9.10	22.9.11	13.9.12	9.8.05	1.9.06	30.8.07	27.8.08	11.9.09	15.9.10	22.9.11	13.9.12
<b>Hoppkreps (Copepoda):</b>																
Heterocope saliens	1	13	4	58	115	21	27	71	0,07	0,23	0,08	0,50	0,10	0,35		
Mixodiptomus laciniatus	80	196	580	121	38	51	89	76	0,96	0,41	1,28	0,85	1,84	0,35	0,43	0,77
Cyclops scutifer cop.-ad.	1								0,003			0,28	0,09	0,13	0,22	0,12
Cyclopoidea ubest. cop.	1								0,002							
Cyclopoidea ubest. naup.*	1443	773	736	717	121	778	380	258	0,36	0,19	0,18	0,18	0,03	0,19	0,10	0,06
<b>Vannlopper (Cladocera):</b>																
Sida crystallina																
Holopedium gibberum	94	41	52	189	10	25	27	62	0,67	0,45	0,24	2,53	0,04	0,22	0,08	0,32
Daphnia cf. lacustris	5	1	1	4	2	1			0,12	0,01	0,01	0,11	0,06	0,02		
Bosmina longispina	1193	384	533	41	189	202	345	20	7,63	2,04	2,58	0,26	1,28	0,76	1,79	0,08
Bythotrephes longimanus	1								0,01							
Chydorus cf. sphaericus																
Chydoridae ubest.																
<b>Krepsdyrplankton totalt</b>	2818	1409	1907	1141	478	1087	868	488	9,76	3,40	4,37	4,71	3,44	2,01	2,62	1,35
<b>Antall taksa krepsdyr</b>	7	6	6	7	6	6	5	4								
<b>Hjuldyr (Rotifera):</b>																
Kellicottia longispina	++	+++	++	++	+	++	+	+++								
Conochilus spp.	+++		+++	++	++	++		+++								
Polyarthra sp.	++	++	+	+	+	+	+	++								
Pleesoma hudsoni	+							+								

\* Hovedsakelig Cyclops scutifer

**Tabell 7.** Individantall av taksa (arter/slekter/familier) av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og biller i bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Flensjøen fra 2005 til 2012. Sparkeprøver 3x1 min.

	09.08.2005	01.09.2006	30.08.2007	27.08.2008	11.09.2009	15.09.2010	22.09.2011	13.09.2012
<b>DØGNFLUER</b>								
Baetidae indet						8		
<i>Baetis</i> sp		68	672	92	24	344	424	82
<i>Baetis subalpinus</i>	18							
<i>Baetis niger</i>		8						
<i>Baetis rhodani</i>		20	112	28	72	848	68	200
<i>Leptophlebia</i> sp		20	16	10				
<b>STEINFLUER</b>								
<i>Diura nanseni</i>	12	4	8	6	10	5	1	4
<i>Isoperla</i> sp	4	12	32	36	36	44	52	16
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	8	16	80	20	64	28	28	80
<i>Amphinemura</i> sp	228	32	72	44	12	48	16	24
<i>Amphinemura standfussi</i>								1
Nemouridae								2
<i>Nemoura</i> sp	4							
<i>Protonemura meyeri</i>		8	80	126	40	52	104	64
<i>Leuctra fusca</i>	4							
<i>Leuctra hippopus</i>		4						
<i>Leuctra</i> sp							12	3
<b>VÅRFLUER</b>								
<i>Brachycentrus subnubilus</i>								2
<i>Rhyacophila nubila</i>			8					8
<i>Rhyacophila</i> sp						3	2	
Hydroptilidae								2
<i>Agraylea</i> sp					2			
<i>Hydroptila</i> sp					4	3		
<i>Oxyethira</i> sp		144	272	16	2		1	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	8			8	44	80	244	10
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			8					
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	80	12	16	4	4			
<i>Ceraclea nigrovervosa</i>				4				
<i>Oecetis</i> sp						2		2
Polycetropodidae indet	96	48	128	56	44	72	20	56
Limnephilidae indet						1	1	
<b>ANDRE ARTER</b>								
<i>Elmis aena</i>	12	20	56	60	64	200	70	261

**Tabell 8.** Verdier for forsuringsindeks 1 (Raddum 1) og forsuringsindeks 2 (Raddum 2) - reelle verdier, EQR og nEQR.

	Utløpselv 09.08.2005	Utløpselv 01.09.2006	Utløpselv 30.08.2007	Utløpselv 27.08.2008	Utløpselv 11.09.2009	Utløpselv 15.09.2010	Utløpselv 22.09.2011	Utløpselv 13.09.2012
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2 (reell)	0.57	2.21	3.88	1.13	1.33	9.81	3.60	2.12
Forsuringsindeks 2 EQR	0.38	1.48	2.59	0.75	0.89	6.54	2.40	1.41
Forsuringsindeks 2 nEQR	0.46	1.00	1.00	0.85	0.93	1.00	1.00	1.00

**Tabell 9.** Antall individer i utvalgte hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Flensjøen i perioden 2005 til 2012. Sparkeprøver 3x1 min.

	Utløpselv 09.08.2005	Utløpselv 01.09.2006	Utløpselv 30.08.2007	Utløpselv 27.08.2008	Utløpselv 11.09.2009	Utløpselv 15.09.2010	Utløpselv 22.09.2011	Utløpselv 13.09.2012
Fåbørstemark		8		2	2	2	1	24
Vannmidd	112	48	48	64	40	352	28	16
Døgnfluer	18	116	800	130	96	1200	492	282
Steinfluer	260	76	272	232	162	177	213	194
Billelarver	12	20	56	60	64	200	70	261
Vårfluer	184	192	432	88	100	161	48	80
Knott	80		16	12			4	
Fjærmygg	4128	320	1408	304	400	1264	1376	576
Stankelbein	16	8	8	2	4	8	1	



NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)