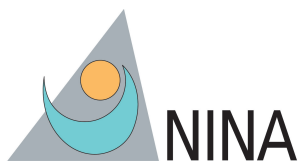


NIVA

RAPPORT L.NR. 6835-2015



Flensjøen i kommunene Røros og Os 2013. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005



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

Sandvikveien 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

Tittel Flensjøen i kommunene Røros og Os 2013. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005	Løpenr. (for bestilling) 6835-2015	Dato 8.4.2015
	Prosjektnr. Undernr. O-12346 B	Sider Pris 33
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Stein Ivar Johnsen (NINA), Tor Erik Eriksen, Espen Lydersen (Høgskolen i Telemark) og John Gunnar Dokk (NINA)	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Trøndelag og Hedmark	Trykket NIVA

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

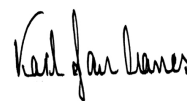
Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold inklusive fisk i Flensjøen etter kalking. Innsjøens vannkvalitet viste for kalking en bedring fra 1970- og 1980-tallet og fram til 2005. Kalkingen, som startet opp i 2005, 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 2005-2013 indikerer 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 2005-2013 indikerte en økning i biologisk mangfold uttrykt ved antall taksa fra dyregruppene døgnfluer, steinfluer og vårflyer (EPT) etter kalking. Økologisk tilstand mht. effekter av forsuring på bunndyrsamfunnene viste en bedring fra moderat tilstand i 2005 til svært god tilstand i 2006-2013. Sammenlignet med undersøkelsene i 2006/2007 synes det som om ørretbestanden var tettere i 2012/2013. Veksten var imidlertid relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren var normalt god. Det forsuringfølsomme krepsdyret marflo ble funnet i mageprøver av ørret for første gang i 2012, og ble også funnet i 2013. Røyebestanden besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006/2007, men i 2013 var alders- og størrelsessammensetningen relativt lik den som var i 2006/2007. Veksten syntes imidlertid 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.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Flensjøen	1. Lake Flensjøen
2. Vannkvalitet	2. Water quality
3. Biologiske forhold	3. Freshwater biota
4. Kalking	4. Liming



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

Flensjøen i kommunene Røros og Os 2013

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 2013. Innsjøen ligger på grensa mellom Sør-Trøndelag og Hedmark, i fjellområdet vest for Femunden. Flensjøen ble kalket første gang i 2005, og videre ble den kalket årlig i perioden 2009-2013. Utviklingen i vannkvalitet og biologiske forhold fra før kalking og fram til og med 2013 beskrives og diskuteres. Oppdragsgiver for prosjektene har vært Fylkesmannen i Hedmark med Tore Qvenild som kontaktperson.

Undersøkelsene av fiskebestander i 2013 er utført av NINA ved Stein I. Johnsen og John Gunnar Dokk. Edvin Grådal takkes for utlån av husvære og for føring samt oversendelse av fangstskjemaer.

NIVA har hatt ansvar for undersøkelsene av vannkjemi, dyreplankton, litorale småkreps og bunndyr. Feltarbeid for denne delen ble i 2013 utført av Jarl Eivind Løvik ved NIVA Region Innlandet med assistanse fra Olaug Nordli.

De kjemiske analysene ble utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Kapitlet om vannkjemi er skrevet av Jarl Eivind Løvik og Espen Lydersen (Høgskolen i Telemark). Analysene og vurderingene av bunndyrmaterialet er gjennomført av Tor Erik Eriksen, NIVA. Undersøkelsene av dyreplankton og litorale småkreps er utført av Jarl Eivind Løvik.

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad/Lillehammer, 8.4.2015

Jarl Eivind Løvik og Stein Ivar Johnsen

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Vannkjemi	8
2.2 Dyreplankton	8
2.3 Litorale småkreps	9
2.4 Bunndyr	9
2.5 Fisk	10
3. Resultater og vurderinger	11
3.1 Vannkjemi	11
3.2 Krepsdyrplankton	13
3.3 Litorale småkreps	15
3.4 Bunndyr	16
3.5 Fisk	19
4. Litteratur	27
5. Vedlegg	29

Sammendrag

Flensjøen i fjellområdet vest for Femunden ble kalket for første gang i 2005. Innsjøen ble ikke kalket i årene 2006-2008, men kalket årlig i perioden 2009-2013. Målsettingen med undersøkelsene i 2013 har vært å vurdere status med hensyn til vannkvalitet og biologiske forhold inklusive fiskebestander i denne perioden, 2005-2013.

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 forsuring (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 6,8-7,2 i 2009-2013, og vannets syrenøytraliseringskapasitet (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 totalfosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N) har vært lave og typiske for næringsfattige vannmasser både før og etter kalking. Konsentrasjonen av tot-N økte fra 110 $\mu\text{g N/l}$ i 2005 til 175 $\mu\text{g N/l}$ i 2012, men sank igjen til 137 $\mu\text{g N/l}$ i 2013. Flensjøens vannkjemi i seg selv er sannsynligvis ingen begrensning for bestandene av røye og ørret i innsjøen, og vil trolig heller ikke være det uten kalking. Nå når kalkingen er avsluttet, vil imidlertid ANC og pH synke til vesentlig lavere nivåer over en periode på noen år, spesielt i forbindelse med vår- og høstflommer. 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 forsuringstolerante eller moderat forsuringfølsomme arter både før og etter kalking, og det ser ikke ut til å ha skjedd vesentlige endringer i sammensetningen fra 1990-tallet og fram til 2013. Prøver fra august-september i perioden 2005-2013 viser 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 forsuringstolerante arter både før og etter kalking. Antallet av påviste forsuringfølsomme arter økte i de første årene etter at kalkingen startet, men bare et fåtall arter innen denne kategorien ble påvist i årene 2011-2013.

Det biologiske mangfoldet av bunndyr i utløpselva fra Flensjøen er uttrykt ved antall taksa av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT). I perioden 2006-2013 har antall registrerte EPT-taksa variert i intervallet 13-16. Dette kan betegnes som middels høye antall. I 2005, før kalking, ble det registrert kun 10 EPT-taksa. For å vurdere effekter av forsuring på bunnfaunaen i utløpselva har vi benyttet Forsuringsindeks 2 (også kalt Raddum 2). Indeksen indikerte svært god tilstand i årene 2006-2013. Derimot viste den moderat tilstand i 2005, før kalkingen startet, og det var bare dette året at det ble registrert dominans av forsuringstolerante arter. Undersøkelsene av bunnfaunaens sammensetning tyder på at kalkingen har hatt en positiv effekt.

Sammenlignet med undersøkelsene i 2006/2007 synes det som at ørretbestanden var noe tettere i 2012/2013. Veksten var imidlertid relativt lik den som var registrert tidligere, og kondisjonsfaktoren var normalt god. Det forsuringfølsomme krepsdyret marflo (*Gammarus lacustris*) ble funnet i ørretmager for første gang i 2012, og ble også funnet i 2013. Røyebestanden besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006/2007, men i 2013 var alders- og størrelsessammensetningen relativt lik som i 2006/2007. Veksten syntes imidlertid å ha bedret seg siden de forrige undersøkelsene. Selv om faktorer som temperatur og endringer i beskatningstrykket kan spille inn, er det sannsynlig at kalkingen har hatt en positiv effekt på fiskebestandene.

Summary

Title: Lake Flensjøen in S Norway 2013. Status of water quality, zooplankton, benthic invertebrates and fish after liming since 2005.

Year: 2015

Author: Jarl Eivind Løvik, Stein I. Johnsen (NINA), Tor Erik Eriksen, Espen Lydersen (Telemark University College), Johns Gunnar Dokk (NINA)

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6570-5

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 2009-2013, has resulted in further improvement of the water quality. In later years pH has varied in the range 6.8-7.2, and the acid neutralizing capacity (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. Now that 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.

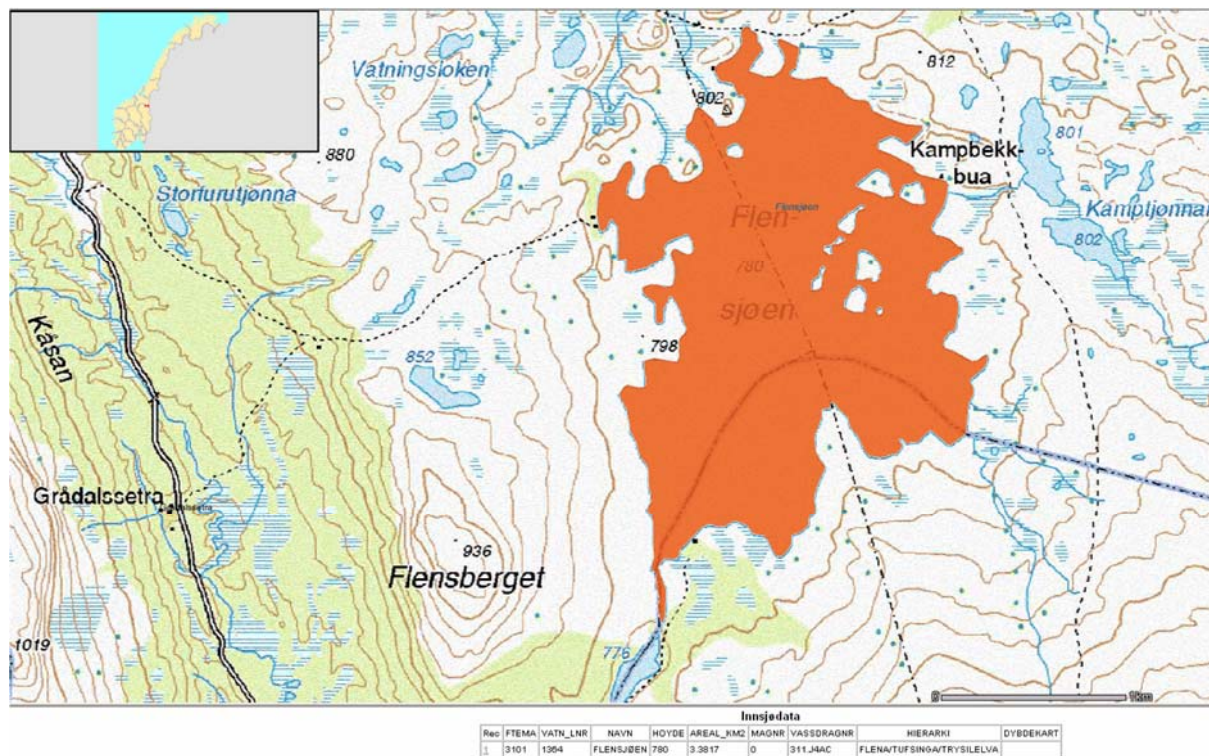
The diversity of the benthic invertebrate community in the outlet river of Lake Flensjøen was expressed as the number of EPT taxa (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera). In 2005, before liming, we recorded 10 EPT taxa, while in 2006-2013 the number has varied in the range 13-16. The Acidification index 2 ("Raddum 2") indicated a moderate ecological status in 2005 and an improvement to high status in years 2006-2013, after liming.

Compared to the fish surveys conducted in 2006/2007, the growth pattern and the annual length increment of brown trout caught in 2012/2013 were fairly at the same level. However, the relative density of the brown trout population seemed higher in 2012 and 2013. The acidification sensitive crustacean amphipod *Gammarus lacustris* was found in stomach content samples from brown trout for the first time in 2012. *G. lacustris* was also recorded in 2013.

The arctic char population comprised a larger fraction of older and larger individuals, and displayed improved growth patterns in 2012 compared to 2006/2007. However, the size distribution in 2013 was similar to the distributions in 2006 and 2007. 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 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 forvitningsresistente, kvartsrike og kalkfattige bergarter (granitt og sandstein) (Sigmond mfl. 1984). Dette fører til at vassdraget får lav bufferevne mot pH-endringer og høy følsomhet for forurening (Qvenild 1995, Kjellberg mfl. 2000).



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

Flensjøen ble kalket for første gang i 2005. Innsjøen ble tilført 100 tonn kalk med helikopter 15. september dette året. Videre ble det gjennomført kalking av Flensjøen 3.9.2009 (120 tonn kalk), 5.9.2010 (120 tonn kalk), i begynnelsen av september 2011 (120 tonn kalk), 10.9.2012 (120 tonn kalk) og 5.9.2013 (100 tonn kalk). Fylkesmannen har bestemt å avslutte kalkingen av Flensjøen etter 2013.

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 2006-2012, etter at kalkingen startet, er presentert av Løvik og Bækken (2008), Rustadbakken (2008), Løvik og Eriksen (2012) og Løvik mfl. (2010, 2011 og 2013). Overvåkingen er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark.

Undersøkelsene i 2005 viste at Flensjøen før kalking var moderat forurenet både av organiske syrer fra nedbørfeltet (TOC: 2,8 mg C/l) og fra sur nedbør (Løvik mfl. 2006). Ikke-marin sulfat på 15 µekv/l indikerte at påvirkningen av sur nedbør var liten. Innsjøens pH lå da mellom 5,9 og 6,0, og konsentrasjonen av giftige aluminiumforbindelser var lav (Labilt aluminium: 6-7 µg/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, Bækken og Rustadbakken 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. Resultatene av fiskeundersøkelsene i 2012 indikerte at ørretbestanden var noe tettere enn i 2006/2007 (Løvik mfl. 2013). Veksten var imidlertid relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren var moderat for større fisk. Røyebestanden besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006/2007, og veksten syntes også å ha bedret seg noe siden de forrige undersøkelsene. Selv om flere faktorer kan spille inn, ble det vurdert som sannsynlig at kalkingen hadde hatt en positiv effekt på fiskebestandene.

For å følge den videre utviklingen i ørret- og røyebestandene i Flensjøen ønsket Fylkesmannen i Hedmark at NINA skulle gjennomføre et enkelt prøvofiske også i 2013. 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, 2007 og 2012
- en sammenstilling av fangstrapportene til Edvin Grådal.

Foreliggende rapport presenterer resultater fra undersøkelser av vannkemi, dyreplankton, litorale småkrepser, bunndyr og fisk i 2013. Resultatene er sammenholdt med tidligere data.

2. Materiale og metoder

2.1 Vannkemi

Vannprøve for fysisk-kjemiske analyser ble innsamlet den 12. september 2013. Prøven ble tatt fra 0,5 m dyp sentralt i innsjøen. De vannkjemiske analysene ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo og omfattet pH, konduktivitet, hovedioner, total-nitrogen (tot-N), total-fosfor (tot-P), total organisk karbon (TOC) samt reaktivt og ikke-labilt aluminium.

2.2 Dyreplankton

Prøve av dyreplankton ble samlet inn den 12.9.2013 i form av et vertikalt håvtrekk fra sjiktet 0-12 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 12 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 på prøvetidspunktet.

Materialet ble i felt fiksert med Lugols løsning (fytofiks). Krepserdyrene i prøven ble identifisert, fortrinnsvis til art, og antall individer ble registrert i hele prøven, 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 m³) ble beregnet på grunnlag av prøvevolum, individantall og standard regresjoner for sammenhengen mellom lengder og vekter (jf. Hessen mfl. 1995a med ref.).

2.3 Litorale småkreps

Prøve av litorale småkreps ble også samlet inn den 12.9.2013. 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).

2.4 Bunndyr

Prøvene ble tatt den 12.9.2013 i utløpselva like oppstrøms Flensjøhåen, dvs. samme lokalitet som tidligere år (se foto, Figur 2). Vi benyttet en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Innsamlingsmetoden er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveileder for vannforskriften (Veileder 01:2009; Veileder 02:2013).



Figur 2. *Prøvestasjonen for bunndyr i utløpselva fra Flensjøen (1.9.2006). Foto: J.E. Løvik/NIVA.*

Metoden 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 etterprøvbart. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekunder pr. 1 m prøve. I alt tas det 3 slike pr. minutt. Dette gjentas 3 ganger, og i alt representerer materialet 9 én meters prøver. Dette tilsvarer 3x1 minuttets prøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange bunnfaunaundersøkelser tidligere, og representerer bunndyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet en standard elve-/sparkehåv med 250 µm maskevidde under prøvetakingen. 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 fra, og dyrene i prøven ble så identifisert til lavest mulige taksonomisk nivå.

Vi har benyttet indeksen Forsuringsindeks 2 (tidligere kalt Raddum 2) (Veileder 01:2009 og Veileder 02:2013) for å vurdere effekter av forsuring i utløpselva fra Flensjøen på bunnfaunaen. Indeksen er egnet for å måle effekter av forsuring i elver med klart vann og lite naturlig kalsium, og den har blitt brukt i forsuringsovervåking av denne vanntypen i over 20 år. Referanseverdien er for tiden satt til 1,5 (Veileder 02:2013). Det vil si at en observert indeksverdi må divideres med referanseverdien for å få en verdi som indikerer tilstanden (EQR-verdi). Indeksen baseres på tilstedeværelse av og forholdet mellom forsuringfølsomme og forsuringstolerante arter. For enkelt å sammenligne resultater på tvers av indekser og kvalitetselementer, gjøres en normalisering av indeksskalaene for EQR, slik at alle indekser opererer på en skala mellom 0 og 1. Verdien etter skalering kalles da kort for nEQR.

2.5 Fisk

For å få en oversikt over fiskesamfunnet i Flensjøen ble det gjennomført et prøvefiske i perioden 13.-15. august 2013. 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 flytegarnene var 6x27,5 m. En oversikt over innsats er gitt i Tabell 3, og plassering av stasjoner er gitt i Vedlegg, Figur 11. Fangstene ble standardisert som CPUE (catch per unit effort), gitt i antall fisk fanget pr. 100 kvadratmeter garn pr. natt (# fisk 100 m² natt⁻¹). 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 m² relevant garnflate per natt. I oversiktsgarn er relevant garnflate maskevidder $\geq 15,5$ mm (Ugedal mfl. 2005).

I tillegg ble det tatt prøver av fire røyer og en ørret fanget av lokale fiskere. Disse fiskene ble innlemmet i alders- og vekstanalyser.

3. Resultater og vurderinger

3.1 Vannkjemi

Resultatene av de vannkjemiske analysene fra tidsrommet 2005-2013 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 2005-2013).

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. Kalkingen medførte også at middelkonsentrasjonen av løste salter (gitt ved konduktivitet) økte med 35 %, hvor hovedårsaken var økningen i kalsium fra 0,38 til 0,96 mg Ca/l, og økningen i ANC fra 24 til 56 $\mu\text{ekv/l}$ (primært HCO_3^-). Det var ingen endring i ikke-marin sulfat eller totalt organisk karbon (TOC). Fra 2006 til 2008 ble vannkvaliteten noe surere og mer ionefattig som et resultat av at det ikke ble kalket i denne perioden. Vannkvaliteten i 2008 var likevel fortsatt bedre enn før kalking i 2005. Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat var noe lavere i 2008 sammenlignet med perioden 2005-2007.

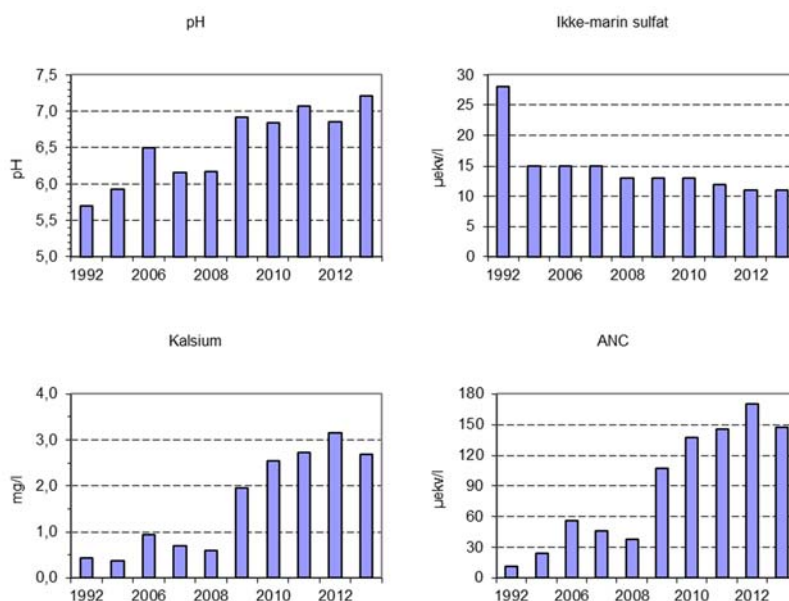
Tabell 1. *Analyseresultater av vannkjemiske prøver fra Flensjøen i 2005 (middel av 2 datoer) og i årene 2006-2013. Beregnede konsentrasjoner av ikke-marin sulfat og labilt aluminium samt syrenøytraliserende kapasitet (ANC og ANC_{OAA}) er også gitt.*

		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	12.9.13
pH		5,93	6,54	6,53	6,33	6,18	6,92	6,84	7,07	6,85	7,21
Konduktivitet	mS/m	0,71	0,97	0,94	0,81	0,86	1,34	1,60	1,59	1,67	1,70
Alkalitet	$\mu\text{ekv/l}$	12	40	39	53	52	116	144	149	144	152
Total-fosfor	$\mu\text{g/l}$	5,5	4	2	2	4	3	3	3	5	3
Total-nitrogen	$\mu\text{g/l}$	110	110	118	119	114	120	122	147	175	137
Nitrat	$\mu\text{g/l}$	<1	7	1	7	6	13	13	9	5	<1
Totalt organisk karbon	mg/l	2,8	2,8	2,7	2,8	2,7	3,0	3,0	3,5	3,0	3,1
Klorid	mg/l	0,54	0,55	0,52	0,45	0,46	0,41	0,40	0,41	0,42	0,42
Sulfat	mg/l	0,80	0,79	0,80	0,76	0,70	0,66	0,66	0,64	0,60	0,58
Ikkemarin sulfat	$\mu\text{ekv/l}$	15	15	15	15	13	13	13	12	11	11
Reaktivt aluminium	$\mu\text{g/l}$	37,5	35	29	30	26	31	24	22	22	20
Ikkelabilt aluminium	$\mu\text{g/l}$	31	31	25	24	25	27	20	17	17	13
Labilt aluminium	$\mu\text{g/l}$	6,5	4	4	6	1	4	4	5	5	7
Kalsium	mg/l	0,38	1,01	0,90	0,72	0,60	1,95	2,55	2,72	3,15	2,69
Kalium	mg/l	0,18	0,19	0,17	0,17	0,17	0,15	0,17	0,18	0,19	0,2
Magnesium	mg/l	0,09	0,11	0,12	0,11	0,10	0,11	0,10	0,1	0,11	0,1
Natrium	mg/l	0,59	0,57	0,61	0,59	0,55	0,53	0,54	0,53	0,54	0,54
ANC	$\mu\text{ekv/l}$	24	57	54	46	49	107	137	146	170	147
ANC_{OAA}	$\mu\text{ekv/l}$	15	47	45	36	29	97	127	134	160	137

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 viste i perioden 2009-2012 moderate variasjoner i intervallet fra 6,84 (2010) til 7,07 (2011).

Fra 2012 til 2013 ble det registrert moderate økninger i pH (fra 6,85 til 7,21), konduktivitet (fra 1,67 til 1,70 mS/m) og alkalitet (fra 144 til 152 $\mu\text{ekv/l}$). ANC og konsentrasjonen av kalsium viste moderat nedgang fra 2012 til 2013, henholdsvis fra 170 til 147 $\mu\text{ekv/l}$ og fra 3,15 til 2,69 mg Ca/l. Konsentrasjonen

av nitrat har vært lav i de årene vi har målinger fra (<1-13 µg N/l) og kan se ut til å ha gått noe ned i perioden 2010-2013. Dette kan imidlertid også være et uttrykk for naturlig variasjon.

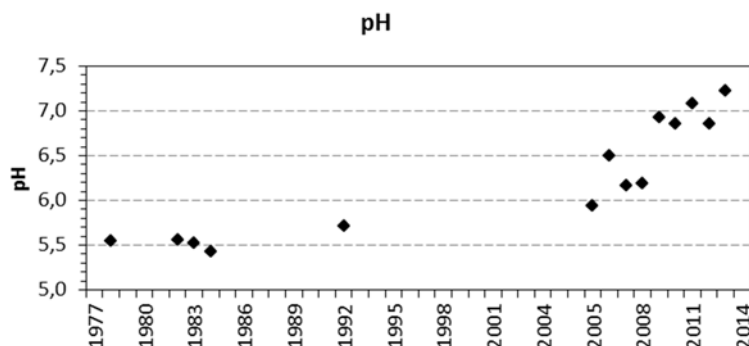


Figur 3. pH, ikke-marin sulfat, kalsium og ANC i Flensjøen i 1992 og i årene 2005-2013 (middelevrdier for årene 2005-2007, enkeltobservasjoner for de andre årene).

Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat har vært lav (11-13 µekv/l) og har endret seg lite i 2008-2013. Konsentrasjonen av labilt aluminium har i perioden 2005-2013 variert i området 1-7 µg/l. Dette kan betegnes som lavt og godt under de nivåene som anses som skadelige for fisk.

Vi registrerte litt høyere konsentrasjon av organisk stoff (TOC) i årene 2009-2013 (3,0-3,5 mg C/l) sammenlignet med i årene 2005-2008 (2,7-2,8 mg C/l).

I Figur 4 er utviklingen i pH i Flensjøen vist for perioden 1978-2013. 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 kalking). Forløpet mht. pH i de senere årene, etter at kalkingen startet, er omtalt ovenfor. Konsentrasjonene av kalsium var lave på 1970- og 1980-tallet, med målte verdier i området 0,4-0,8 mg Ca/l (SFT 1983 og 1984).



Figur 4. pH i Flensjøen i perioden 1978-2013.

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 alge mengdene 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 m³ (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, for så å gå ned til 137 µg N/l i 2013 (Tabell 1).

NIVA har relativt nylig på oppdrag fra DN (nå Miljødirektoratet) 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 (Veileder 01:2009). Flensjøen var en av de innsjøene hvor det ble konkludert 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. Denne anbefalingen førte til at Fylkesmannen har avsluttet kalkingen i Flensjøen etter 2013. I den reviderte klassifiseringsveilederen til Vannforskriften (<http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=43463&amid=3645351>) er det innført nye klassegrenser som har ført til at flere innsjøer havner i kategorien «sikker» (kalking kan stanses). I denne vurderingen har Flensjøen nå havnet i kategorien Sikker. Fylkesmannen har likevel Flensjøen med i programmet for 2015-2018 for overvåking av kalkingslokaliteter som er avsluttet (T. Qvenild pers. oppl.).

Basert på empiriske data på vannkjemie 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 må antas å være mindre i dag enn for ca. 8-9 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 den senere tid, spesielt i Sør-Norge (Garmo mfl. 2014).

Konklusjon

Flensjøens vannkvalitet vil muligens være god nok for fiskepopulasjonene også uten kalking. Hvorvidt vannkjemien i tilløpsbekker er tilfredsstillende til gyte- og oppvekstområde for ørret, er ikke undersøkt i dette prosjektet. Kalkingen av Flensjøen er avsluttet. Det vil da være viktig å følge utviklingen i vannkvalitet og biologiske forhold i innsjøen (og evt. i gytebekker) i etterkant.

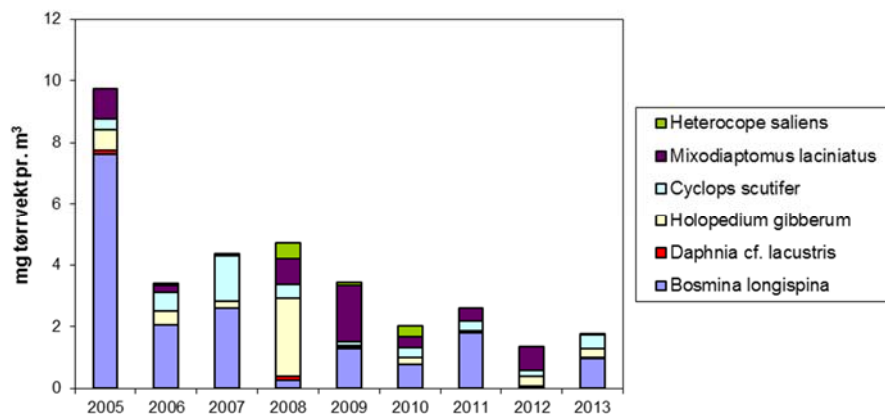
3.2 Krepserplankton

Primærdata fra dyreplanktonanalysene i perioden 2005-2013 er gitt i Vedlegg. Tidsutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepserplankton er vist i Figur 5.

Det har i all hovedsak vært de samme artene av dyreplankton som har blitt registrert i Flensjøen gjennom hele perioden 2005-2013. 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). Krepserplanktonet har vært dominert av forsuringstolerante arter som vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* og den relativt tolerante hoppekrepsen *Cyclops scutifer* (jf. Halvorsen mfl. 2002). Dette var også de dominerende artene i 2013.

Hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* har vært et fast innslag i dyreplanktonet i Flensjøen både på 1990-tallet og i perioden 2005-2013. Tettheten har imidlertid variert betydelig, og i 2007 og 2013 ble det funnet svært få individer av arten. *M. laciniatus* 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.). Den forsuringstolerante hoppekrepsen *Heterocope saliens* ble funnet i planktonprøver i årene 2006 og 2008-2010, men ikke i 2011-2013.



Figur 5. Biomasser av krepssdyrplankton i Flensjøen i august/september-prøver fra perioden 2005-2013, basert på vertikale håvtrekk.

Slekten *Daphnia* regnes generelt for å være forsuringfølsom. 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 kalsiumkonsentrasjonen. 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. 3.5 i foreliggende rapport). Den forsuringstolerante og storvokste hoppekrepsarten *Heterocope saliens* har blitt funnet i små antall enkelte år. I 2013 ble verken *B. longimanus* eller *H. saliens* funnet i planktonprøvene, mens *D. cf. lacustris* ble funnet i et lite antall. 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, er sannsynligvis en annen viktig årsak. Den lave biomassen (2-10 mg tørrvekt pr. m³) er et 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 krepssdyrplankton 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

Krepssdyrplanktonet i Flensjøen har vært dominert av forsuringstolerante eller moderat forsuringfølsomme 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 2013. Biomassen av krepsdyrplankton har vært lav i sensommer/høstprøver i hele perioden 2005-2013, 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 svært lav tetthet av røye i de frie vannmassene i august 2012 og 2013 (se kpt. 3.5).

3.3 Litorale småkreps

Antall observerte taksa av litorale småkreps har variert i intervallet fra 5 til 14 (Tabell 2, Figur 6). Endringene i antall taksa i perioden 2005-2013 kan til en viss grad forklares med endringer i vannkvaliteten, f.eks. at bedringen i vannkvaliteten etter første gangs kalking høsten 2005 muligens var årsak til økningen i antall taksa i 2006 (fra 8 til 14). Variasjonene i antall taksa over tid ser imidlertid ut til å være usystematisk og må til en viss grad tilskrives metodiske forhold. I 2009 og i 2011 ble det funnet svært få arter av typisk 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 bunnsstratum eller vegetasjonen.

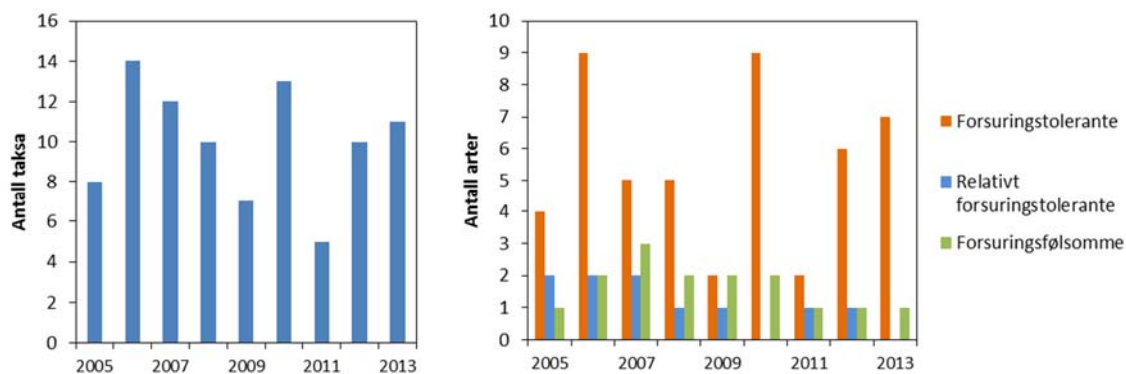
Tabell 2. Kvalitativ forekomst av litorale småkreps i Flensjøen i 2005-2012. Angitt forsuringstoleranse i henhold til Halvorsen, Schartau og Hobæk (2002). T = forsuringstolerant (oransje/rosa), RT = relativt forsuringstolerant (blå), F = forsuringfølsom (grønn). Mengdeforhold angitt ved: + = få, ++ = 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	12.9.13
Hoppekreps (Copepoda):										
Heterocope saliens	T	++	+		++	+	+++			
Mixodiaptomus laciniatus	F	++	+++	++	++	+++	++	++	++	
Eucyclops serrulatus	T		+				+		+	
Cyclops scutifer	RT		+	++				++	+	
Cyclopoida ubest. cop.			++	+	++	++	+++	++	++	+++
Cyclopoida ubest. naup.		+++	++	++		++	+	+++	++	+
Harpacticoida ubestemt									+	++
Vannlopper (Cladocera):										
Sida crystallina	T		+							+
Holopedium gibberum	T	++	+	++		+	+	++	++	+
Daphnia cf. lacustris	RT	+	+		+	+				
Eurycercus lamellatus	T									+
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	+								
Muslingkreps (Ostracoda):										
Ostracoda ubestemt										+
Antall taksa		8	14	12	10	7	13	5	10	11

Småkrepsfunnet 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 2). Den relativt forsuringstolerante hoppekrepsen *Cyclops scutifer* har vært vanlig enkelte år, og den relativt

forsuringstolerante 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, men ble ikke funnet i 2013. Den forsuringfølsomme vannloppen *Obryoxus gracilis* ble registrert første gang i 2006 og forekom i til dels betydelig antall i perioden til og med 2010. Den ble ikke funnet verken i 2011 eller i 2012, men var vanlig igjen i 2013.



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

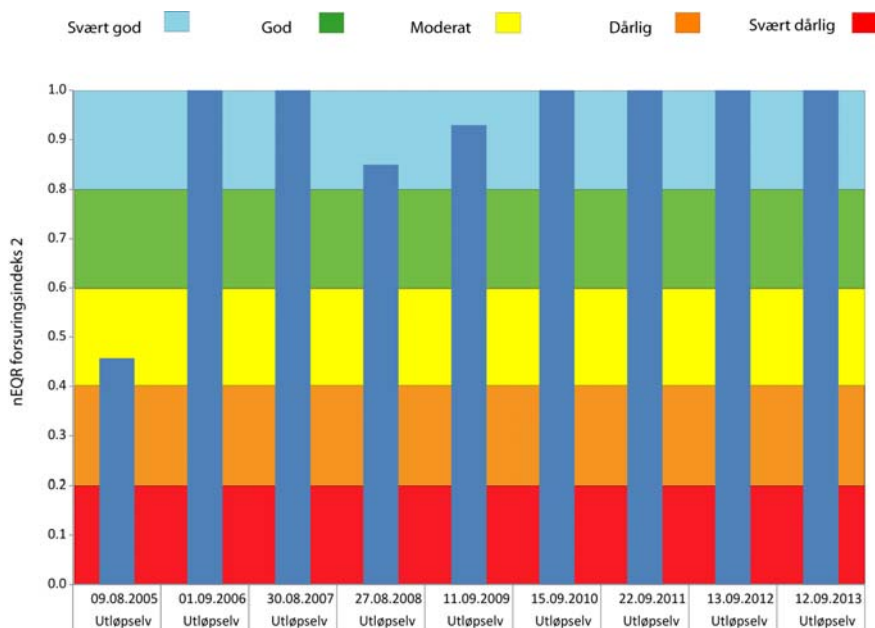
Konklusjon

Forsuringstolerante eller relativt forsuringstolerante arter ser ut til å ha vært dominerende i den litorale småkrepsfaunaen i Flensjøen både før og etter kalking, men det har også i hele perioden vært innslag av forsuringfølsomme arter. De første årene etter at kalkingen startet, registrerte vi en økning i antallet forsuringfølsomme arter, men antallet innen denne kategorien var lavt igjen i 2011, 2012 og 2013.

3.4 Bunndyr

Økologisk tilstand forsuring

Figur 7 viser hvordan verdier for nEQR av forsuringindeks 2 har utviklet seg i overvåkingsperioden fra 2005 til 2013. Primærdata og indeksverdier er gitt i Vedlegg (Tabell II-IV). Forsuringindeks 2 indikerte forsuring i 2005, mens økologisk tilstand ble vurdert som svært god for perioden 2006-2013.



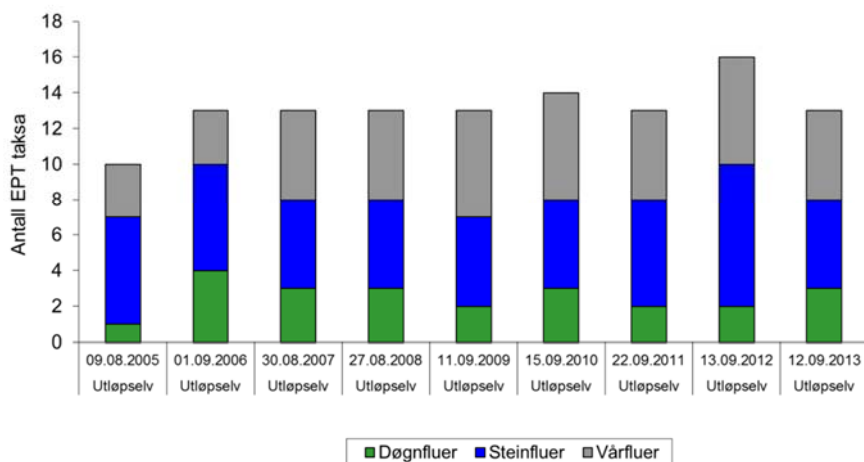
Figur 7. Vurdering av økologisk tilstand i utløpselva fra Flensjøen vha. bunndyr og bruk av forsurningsindeks 2. Prøvene er fra perioden 2005 til 2013. Verdier er oppgitt som normaliserte økologiske kvalitetsratios (nEQR).

Diversitet og gruppesammensetning

Det biologiske mangfoldet, uttrykt som antall EPT-taksa - **E**phemeroptera, **P**lecoptera, **T**richoptera- har variert i intervallet 10-16 i overvåkingsperioden 2005-2013 (Figur 8). Dette antallet EPT-taksa anses som bare middels høyt.

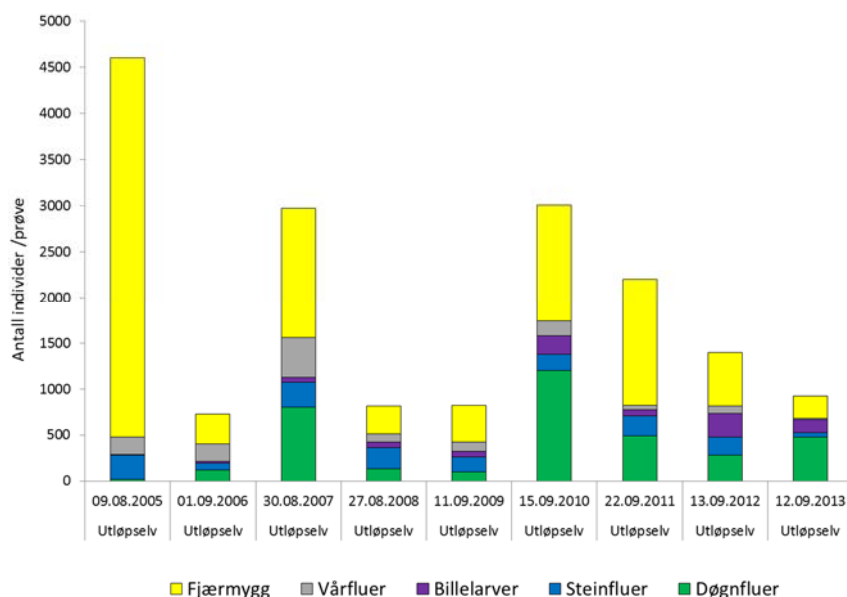
Det har vært små forskjeller mellom antall taksa innen hver gruppe fra ett år til neste. Det er registrert påfallende få døgnfluer (Ephemeroptera) sammenlignet med de to andre hovedgruppene. Døgnfluefaunaen besto i 2013 av tre taksa – ubestemte individer i familien Baetidae, slekten *Baetis* og *Baetis rhodani*. Arter fra slekten *Baetis* regnes for å være forsurningsfølsomme (Bækken og Aanes 1990). Noen arter tolererer imidlertid noe surt vann, særlig i lokaliteter med høyt humusinnhold. Denne lokaliteten har ikke høyt humusinnhold, og den har i de senere år hatt relativt høy ANC (syrenøytraliserende kapasitet). Det har blitt registrert flere arter av *Baetis* i prøveperioden, men alltid i lave antall. 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 forsurningsfølsomme 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. Det er ikke kjent om eggoverlevelse hos *Baetis* påvirkes av episodisk forsuring. *Baetis rhodani* er en art som kan ha flere kohorter (generasjoner) i løpet av et år (Sand og Brittain 2009). 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 8. Antall EPT taksa (art/slekt/familie) i utløpselv fra Flensjøen fra 2005 til 2012. Sparkeprøver 3×1 min.

For andre grupper enn EPT, har det bare vært små forskjeller i gruppesammensetning fra ett år til neste (Figur 9). 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 9. Sammensetning av hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Flensjøen fra 2005 til 2013. Sparkeprøver 3×1 min.

Konklusjon

Antall taksa og relative bestandstettheter av forsuringfølsomme døgnfluer (slekten *Baetis*) har variert i prøvetaksperioden. 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 forsuringstolerante 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 mye tungmetaller. Det kan derfor tyde på at kalkingstiltakene har vært vellykkede. Om man ønsker en bedre kontroll (sikrere vurdering) av mulig forsuringpåvirkning, anbefales det å legge til en ekstra prøvetakingsrunde i tiden rundt/like etter snøsmelting for å se om vårpopulasjonene påvirkes.

3.5 Fisk

Resultater

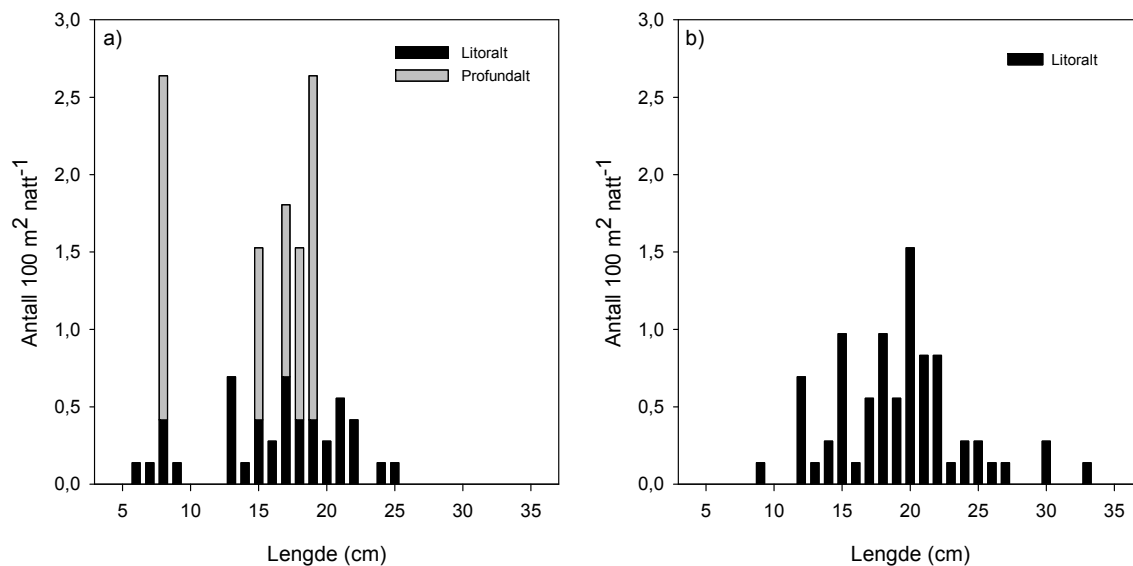
Under prøvofisket i 2013 ble det fanget totalt 65 ørret (5,3 kg) og 46 røye (1,9 kg). Ørret ble kun fanget i strandsonen, og det ble fanget 9,0 ørret per 100 m² natt⁻¹ (CPUE), eller 12,4 ørret > 15 cm per 100 m² relevant garnflate per natt (etter Ugedal mfl. 2005, se Tabell 3). Det ble fanget mer ørret per innsatsenhet (CPUE) i 2013 enn i 2012.

Røye ble fanget litoralt og profundalt, med en CPUE på henholdsvis 5,4 og 7,8. Det ble ikke fanget røye i pelagialen. Med unntak av i pelagialen var, som for ørret, CPUE av røye høyere i 2013 enn i 2012 (Tabell 3).

Tabell 3. *Oversikt over antall garnserier, garnareal og fangst (antall og CPUE=antall per 100 m² garnflate) under prøvofisket i Flensjøen i 2006, 2012 og 2013. CPUE_{ørret}* = Antall ørret ≥ 15 cm per 100 m² relevant garnflate (etter Ugedal mfl. 2005). Av tidligere undersøkelser er kun 2006 innlemmet, da det dette året ble brukt de samme garntypene (Nordisk bunn garn).*

År/Habitat	Ant. serier (areal m ²)	Antall ørret	CPUE _{ørret}	CPUE _{ørret} *	Antall røye	CPUE _{røye}
2006						
Bunn garn (strandsonen)	4 (180)	6	3,33		10	5,55
2012						
Bunn garn (strandsonen)	14 (630)	40	6,35	8,16	28	4,44
Bunn garn (profundalt)	2 (90)	0	-	-	2	2,22
Flyte garn (0-6 m)	4 (660)	0	-	-	2	0,30
2013						
Bunn garn (strandsonen)	16 (720)	65	9,03	12,38	39	5,42
Bunn garn (profundalt)	2 (90)	0	-	-	7	7,78
Flyte garn (0-6 m)	4 (660)	0	-	-	0	0,00

Røye fordelte seg i lengdeintervallet 6-25 cm (Figur 10a), mens ørreten fordelte seg i lengdeintervallet 9-33 cm (Figur 10b). Det ble fanget kun én røye og relativt lite ørret større enn 25 cm under prøvofisket.



Figur 10. Fangst av ulike lengdeklasser av a) røye ($n=46$) og b) ørret ($n=65$) per 100 m² garnflate natt⁻¹ i ulike habitat i Flensjøen i 2013.

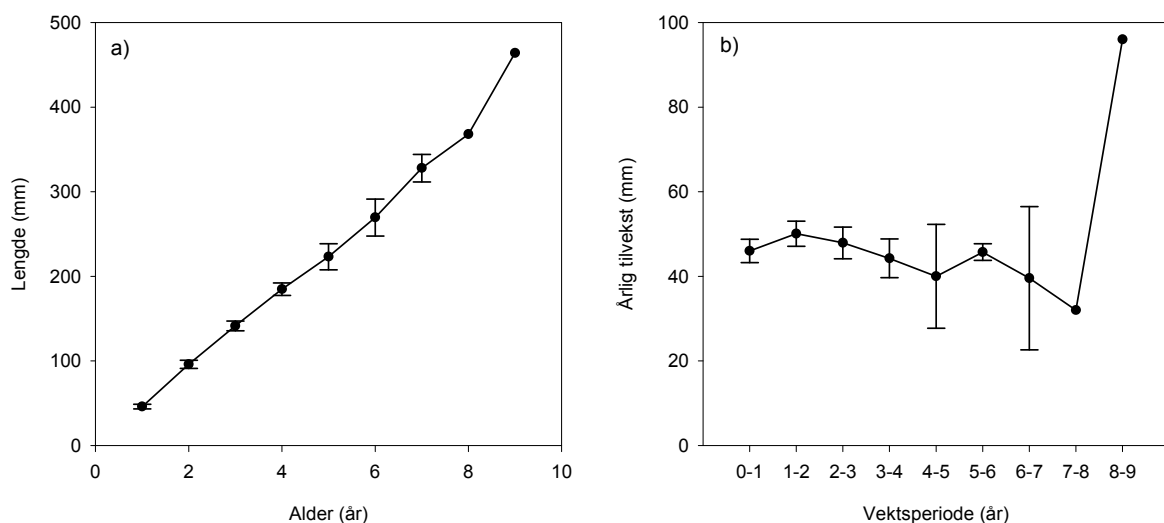
Yngste kjønnsmodne hannrøye og hunnrøye som ble fanget var henholdsvis to og fire år (Tabell 4). Tre- og fireårig røye dominerte i prøv fiskematerialet (Tabell 4).

Gjennomsnittstørrelsen på kjønnsmodne hunnrøret var 27 cm og minste kjønnsmodne hunn var 20 cm. Yngste kjønnsmodne individer av hann- og hunnrøret var henholdsvis to år og tre år (Tabell 4). Dominerende aldersklasser for ørret i prøv fiskematerialet var 3-4 år (Tabell 4).

Tabell 4. Aldersfordeling og andel kjønnsmodne ørret og røye i ulike aldersklasser fanget ved prøv fiske i Flensjøen i 2013. De tre eldste røyene (6-åringene) og den nårige ørreten ble samlet inn fra lokale fiskere.

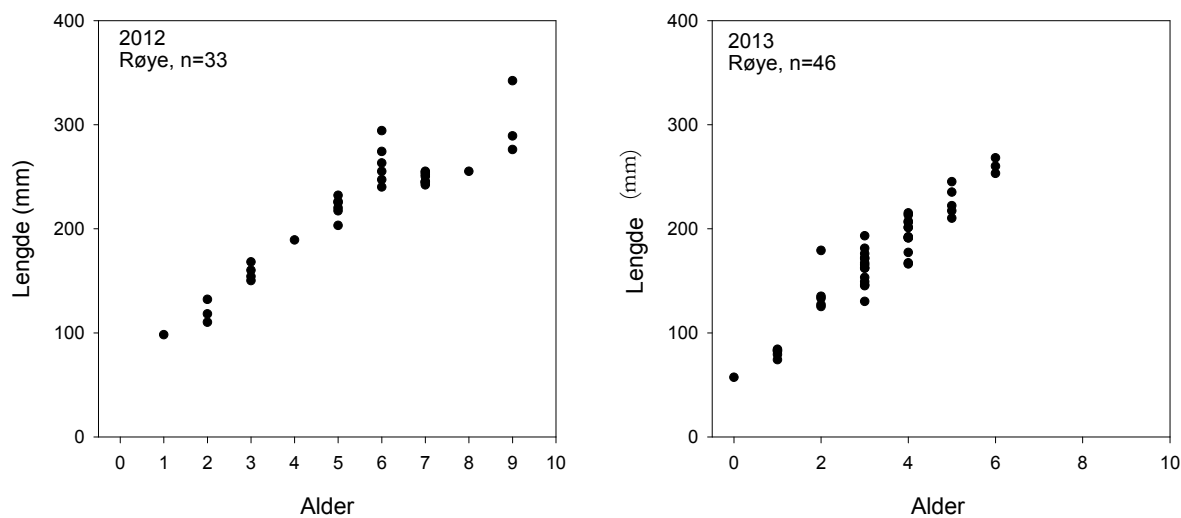
Alder	Ørret				Røye			
	Hann		Hunn		Hann		Hunn	
	n	% modne	n	% modne	n	% modne	n	% modne
1	1	0,0	-	-	3	0,0	1	0,0
2	2	50,0	7	0,0	2	50,0	3	0,0
3	8	50,0	9	11,1	7	42,9	7	0,0
4	4	50,0	7	14,3	10	90	3	33,3
5	1	100	1	0,0	5	80	-	-
6	1	0,0	1	100	1	100	2	100
7	-	-	1	100	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-
9	1	0,0	-	-	-	-	-	-

Veksten til ørreten i Flensjøen var moderat, og ved fem års alder var ørreten i gjennomsnitt 22,3 cm (Figur 11a). Årlig tilvekst de fem første vekstsesongene var relativt jevn, og lå mellom fire og fem cm (Figur 11). Vekst og tilvekstkurvene er relativt usikre etter seks års alder på grunn av få fisk. En sammenligning av vekstforløp mellom ulike år er gitt i Figur 16.



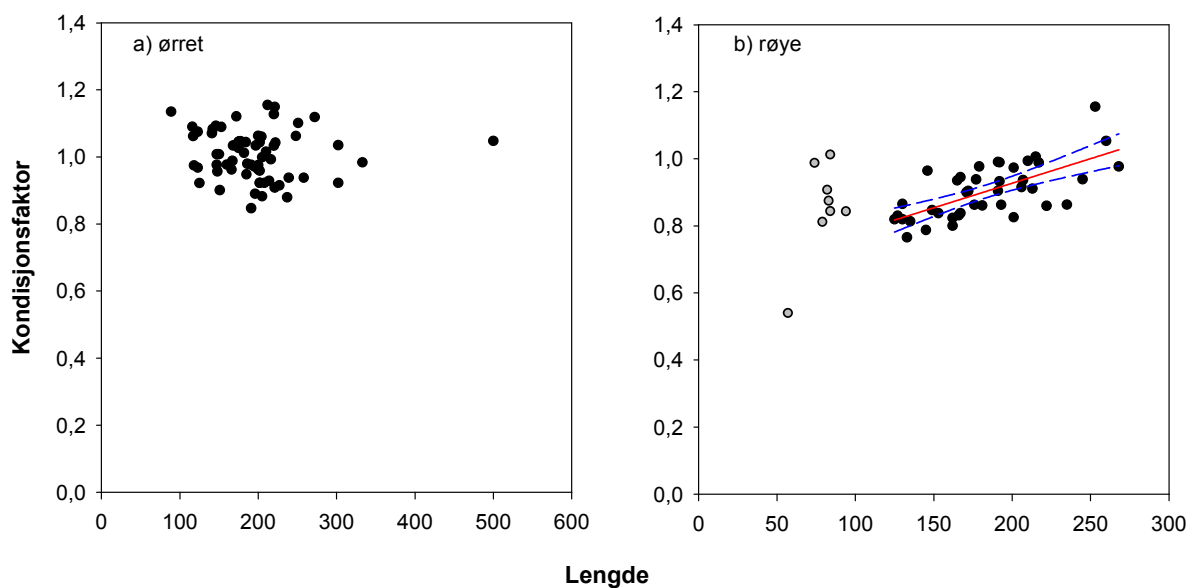
Figur 11. Tilbakeberegnet lengde ($\pm 2SE$) (a), og årlig tilvekstkurver (b) ($\pm 2SE$) for 44 ørret fanget i Flensjøen i 2013.

Røya i Flensjøen hadde relativt utholdende vekst, og seksåringene var rundt 26 cm (Figur 12). Vekstmønsteret er relativt likt mellom fisk samlet inn i 2012 og 2013.



Figur 12. Empirisk lengde mot alder for 33 røye fanget i 2012 (a) og 46 røye fanget i 2013 i Flensjøen.

Det var ingen signifikant endring i kvaliteten til ørret med økende lengde, og gjennomsnittlig k-faktor ($1,01 \pm 0,018$ 95 % KI) var normalt god. For røye var det stor variasjon i k-faktor for fisk under 10 cm, noe som kan skyldes unøyaktighet/følsomhet under veiing. For røye større enn 10 cm var det en signifikant økning i k-faktor med økende lengde ($F_{39,1}=32,9$; $r^2=0,46$; $p<0,001$). Ved en fiskelengde på 25 cm er estimert k-faktor ca. 1,0 (se Figur 13b).



Figur 13. Kondisjonsfaktor mot fiskelengde (mm) for a) 66 ørret og b) 49 røye fanget under prøvofisaket i Flensjøen i 2013.

Dietten til ørreten var i 2013 kraftig dominert av vårfluelarver (86,1 %), med et mindre innslag av marflo (2,6 %) og linsekreps (6,8 %, se Tabell 5). Det var store forskjeller i dietten til ørret mellom 2012 og 2013. Dette skyldes trolig at mageprøver gir et øyeblikksbilde, og mageinnholdet vil i stor grad reflektere det som er tilgjengelig i større mengder (klekkinger/sverminger etc.). Røye hadde i større grad spist småkreps, både litorale arter (linsekreps) og mer pelagisk forekommende vannloppearter som *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia cf. lacustris* og *Holopedium gibberum* (se Tabell 5). Det var mindre forskjell i dietten til røye mellom 2012 og 2013 enn hos ørret.

Tabell 5. Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos ørret og fordeling av ulike byttedyrgrupper (+=sjelden, += vanlig, += dominerende) for røye fanget under prøvefiske i Flensjøen i 2012 og 2013.

	Ørret		Røye	
	2012	2013	2012	2013
Antall (N)	22	29	20	23
Antall tomme mager	1	0	(batch)	(batch)
Krepsdyr				
Bunnlevende arter				
Marflo	1,4	2,6		
Skjoldkreps				
Linsekreps		6,8	+++	++
Pelagiske arter				
<i>Bythotrephes longimanus</i>			+	+++
<i>Daphnia cf. lacustris</i>		1,3	++	+++
<i>Holopedium gibberum</i>			+++	++
<i>Bosmina longispina</i>			+	+++
Hoppekreps				+
Vannlevende insekt				
Døgnflue nymfe	28,9		+	
Steinflue nymfe	9,1	0,7		
Fjærmygg (puppe/larve)	7,3		+++	+
Vårfluellarve	19,1	86,1		+
Vannkalv (imago)				
Vannkalv (larve)				
Overflateinsekter				
Snegl	3,4	1,2	+	
Muslinger				
	0,2			
Fisk				
Annet	0,2	1,2	++	+
Totalt	100	100		

Vurdering

Fiskesamfunnet

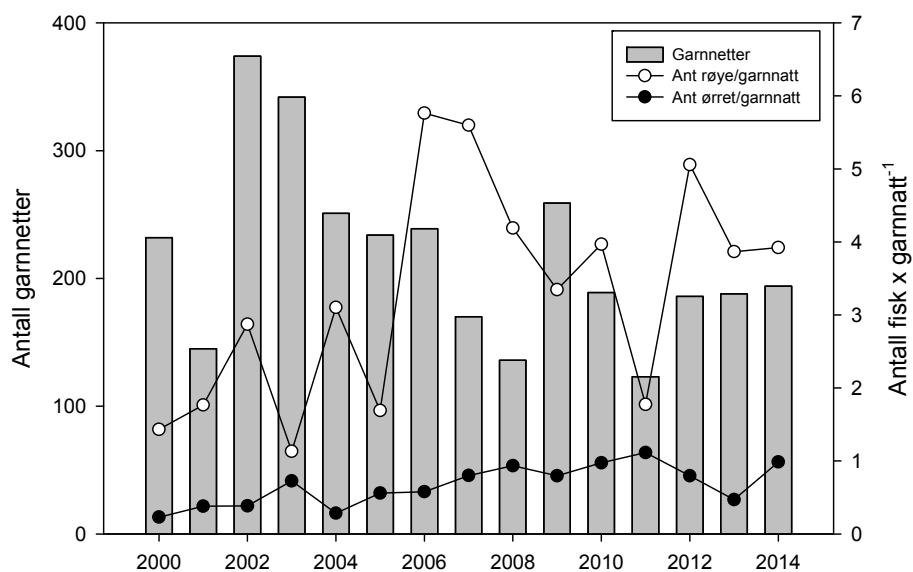
Den høyeste relative tettheten av både ørret og større røye ble funnet i strandsonen. Ørret ble kun funnet i strandsonen, mens røye i tillegg ble funnet langs bunnen på dypere vann. Det ble fanget røye i lave tettheter i de frie vannmassene i 2012, men ingen i 2013. Undersøkellesperiodene i både 2012 og 2013 foregikk i en periode hvor zooplanktonsamfunnet i de frie vannmassene skulle vært godt etablert, og det synes derfor som at røya i liten grad utnytter dette habitatet. 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 strandsonen 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. at ørreten i liten grad utøver et predasjonspress på røye. I henhold til Ugedal mfl. (2005) plasserer ørretbestanden (CPUE=12,38) i Flensjøen seg som middels tett. Det synes også som at ørretbestanden er tettere mot sørenden sammenlignet med den nordlige stasjonen (se Vedlegg, Figur 11) i Flensjøen, med henholdsvis 5,8 ørret og 2,5 ørret per garnnatt. Dette skyldes trolig at utløpselva er en viktig gytelokalitet, og at tettheten av ørret er størst nær denne. Røyebestanden er trolig langt tettere enn ørretbestanden, siden den finnes i flere habitater. En relativt utholdende vekst opp mot lengder på 25-30 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 25-33 % av fangstene i 2006/2007, utgjorde ørretbestanden over 50 % av fangstene i 2012 og 2013. For ørret var sammenlignbare fangster i 2012 og 2013 i snitt også (CPUE₂₀₁₂=6,4; CPUE₂₀₁₃=9,0) over dobbelt så store som i 2006 (CPUE=3,3, se Tabell 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 er tettere. Fangstregistreringer fra E. Grådal viser også at det har vært en signifikant økning i fangst per garnnatt for ørret i perioden 2000-2014 ($F_{1,13}=13,2$; $r^2=0,5$; $p=0,003$, se Figur 14). En annen forklaring på forskjellene i ørretfangstene kan være at prøvefisket ble gjennomført nærmere utløpselva enn i 2006/2007, og at tettheten av ørret er større i dette området (kan være gyting i utløpselva). Det bør også legges til at fangstene av røye var større enn fangstene av ørret på den nordlige stasjonen (se Vedlegg, Figur 17).

En sammenligning av antall røye fanget per 100 m² garnnatt med oversiktsgarn (se Tabell 3), viser at røyefangstene var noe høyere i 2006 (CPUE= 5,6) enn i 2012 (CPUE=4,4), men på samme nivå som i 2013 (CPUE=5,4). Ser vi på fangstregistreringene til E. Grådal, så peker også 2006 seg ut som et svært godt fangstår mht. røye. Fangstregistreringene til E. Grådal viser at fangst per garnnatt var over dobbelt så høy i 2014 som i år 2000. Røyefangstene synes også å ha en økende trend i perioden (se Figur 14), men forskjellene var ikke signifikante.

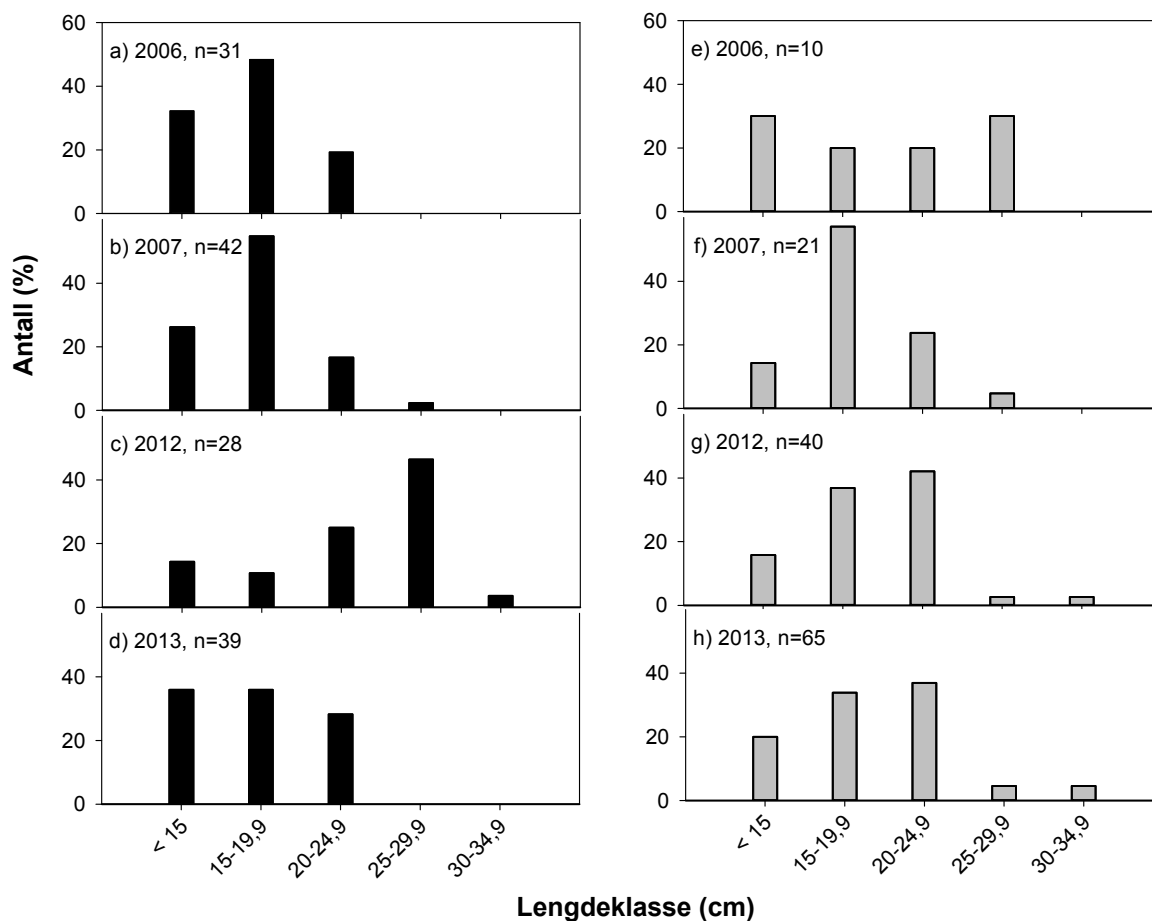


Figur 14. Utvikling i antall garnnetter, antall røye/garnnatt og antall ørret/garnnatt i perioden 2000-2014 i Flensjøen. Basert på fisket til E. Grådal.

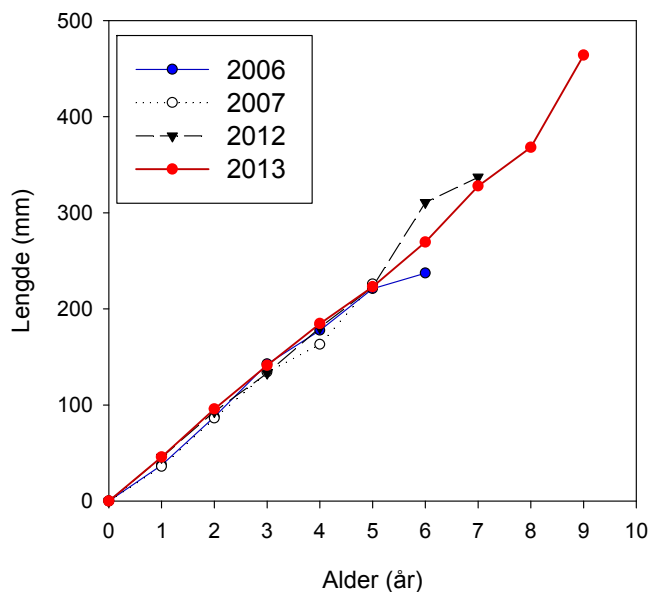
Sammenlignet med undersøkelsene i 2006/2007 var det langt mer røye større enn 25 cm i 2012, men i 2013 var fordelingen igjen som i tidligere år (Figur 15). Hovedårsaken til det økte innslaget av større røye i 2012 ligger i aldersfordelingen. Ingen fisk var eldre enn 6 år i fangstene fra 2006/2007 og i 2013, mens 37,5 % av røyene som ble fanget i 2012 var eldre enn 6 år. Hvorfor aldersfordelingen endret seg såpass mye fra 2012 til 2013 er uvisst, men det totale fangsttrykket kan ha vært lavere i årene før 2012.

En sammenligning av aldersspesifikk lengde til røye viser at røya vokste noe bedre i 2012 og 2013 sammenlignet med de tidligere undersøkelsene. Fem og seks år gammel røye fanget i 2007 var henholdsvis 19 og 22 cm lang, noe som tilsvarer lengdene til fire og fem år gammel røye i 2012/13.

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 i 2012 og 2013. Veksten til ørreten frem til fem år har heller ikke endret seg nevneverdig fra 2006/2007 til 2012/2013 (Figur 16). Selv om beregningene er basert på relativt få fisk, synes det imidlertid som at ørret vokste bedre etter fem års alder i 2012/2013 enn i 2006/2007 (Figur 16).



Figur 15. Lengdefordeling hos røye (svarte søyler) og ørret (grå søyler) fanget på bunngarn i strandsonen under prøvefiske i Flensjøen i årene 2006, 2007, 2012 og 2013.



Figur 16. Tilbakeberegnet vekst for ørret fanget i Flensjøen i 2006, 2007, 2012 og 2013.

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 2013 med de tidligere undersøkelsene. I 2013 var kondisjonsfaktoren for både ørret og røye moderat god, og endret seg med fiskelengde for røye. 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 2012/2013 enn i 2006 og 2007. Veksten er relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren er normalt god for større fisk.
- Røye bruker pelagialen i svært liten grad. Mindre røye ble fanget i profundalen og større røye finnes i størst tetthet i strandsonen. Veksten syntes også å ha bedret seg siden undersøkelsene i 2006 og 2007.
- 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.
- Bækken, T. og Aanes, K.J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Rapport 2: Forsuring. NIVA-rapport nr. 2491. 46 s.
- Garmo, Ø.A. og Austnes, K. 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport 6304-2012. 46 s.
- Garmo, Ø., Skancke, L.B. og Høgåsen, T. 2014. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2013. Miljødirektoratet. Rapport M-173/2014. NIVA-rapport 6674-2014. 55 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. 1995a. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995b. 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.
- Johansen, 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'Abbe'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.

- 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 for 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.
- Løvik, J.E., Johnsen, S.I., Eriksen, T.E., Museth, J. og Rustadbakken, A. 2013. Flensjøen i kommunene Os og Røros 2012. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005. NIVA-rapport 6543-2013. 31 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.
- Qvenild, T. 1995. Kalking i Hedmark. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. 71 s.
- 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.
- Sand, K. og Brittain, J.E. 2009. Life cycle shifts in *Baetis rhodani* (Ephemeroptera) in the Norwegian mountains. *Aquatic Insects*, 31 283-291. Doi: 10.1080/01650420902732362.
- 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.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1:1 million. Norges geologiske undersøkelse.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA rapport 73. 52 s.
- Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet. 181 s.
- Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet.

5. Vedlegg

Tabell I. Forekomst av krepsdyrplankton i Flensjøen, gitt som individantall og biomasse pr. m³. Forekomst av hjuldyr: + = få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende.

	Tetthet, antall individer pr. m ³									Biomasse, mg tørrvekt pr. m ³								
	9.8.05	1.9.06	30.8.07	27.8.08	11.9.09	15.9.10	22.9.11	13.9.12	12.9.13	9.8.05	1.9.06	30.8.07	27.8.08	11.9.09	15.9.10	22.9.11	13.9.12	12.9.13
Hoppekreps (Copepoda):																		
Heterocope saliens		1		11	2	9					0,07		0,50	0,10	0,35			
Mixodiaptomus laciniatus	80	13	4	58	115	21	27	71	1	0,96	0,23	0,08	0,85	1,84	0,35	0,43	0,77	0,01
Cyclops scutifer cop.-ad.	1	196	580	121	38	51	89	76	260	0,003	0,41	1,28	0,28	0,09	0,13	0,22	0,12	0,43
Cyclopoida ubest. cop.	1									0,002								
Cyclopoida ubest. naup.*	1443	773	736	717	121	778	380	258	53	0,36	0,19	0,18	0,18	0,03	0,19	0,10	0,06	0,01
Vannlopper (Cladocera):																		
Sida crystallina																		
Holopedium gibberum	94	41	52	189	10	25	27	62	64	0,67	0,45	0,24	2,53	0,04	0,22	0,08	0,32	0,28
Daphnia cf. lacustris	5	1	1	4	2	1			1	0,12	0,01	0,01	0,11	0,06	0,02			0,03
Bosmina longispina	1193	384	533	41	189	202	345	20	163	7,63	2,04	2,58	0,26	1,28	0,76	1,79	0,08	0,97
Bythotrephes longimanus	1									0,01								
Chydorus cf. sphaericus							1									0,001		
Chydoridae ubest.			1	1								0,000	0,001					
Krepsdyrplankton totalt	2818	1409	1907	1141	478	1087	868	488	228	9,76	3,40	4,37	4,71	3,44	2,01	2,62	1,35	1,74
Antall taksa krepsdyr	7	6	6	7	6	6	5	4	5									
Hjuldyr (Rotifera):																		
Kellicottia longispina	++	+++	++	++	+	++	+		++									
Keratella cochlearis																		+++
Conochilus spp.	+++		+++	++	++	++		+++	++									
Polyarthra sp.	++	++	+		+	+	+	++	+++									
Ploesoma hudsoni	+																	

* Hovedsakelig *Cyclops scutifer*

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

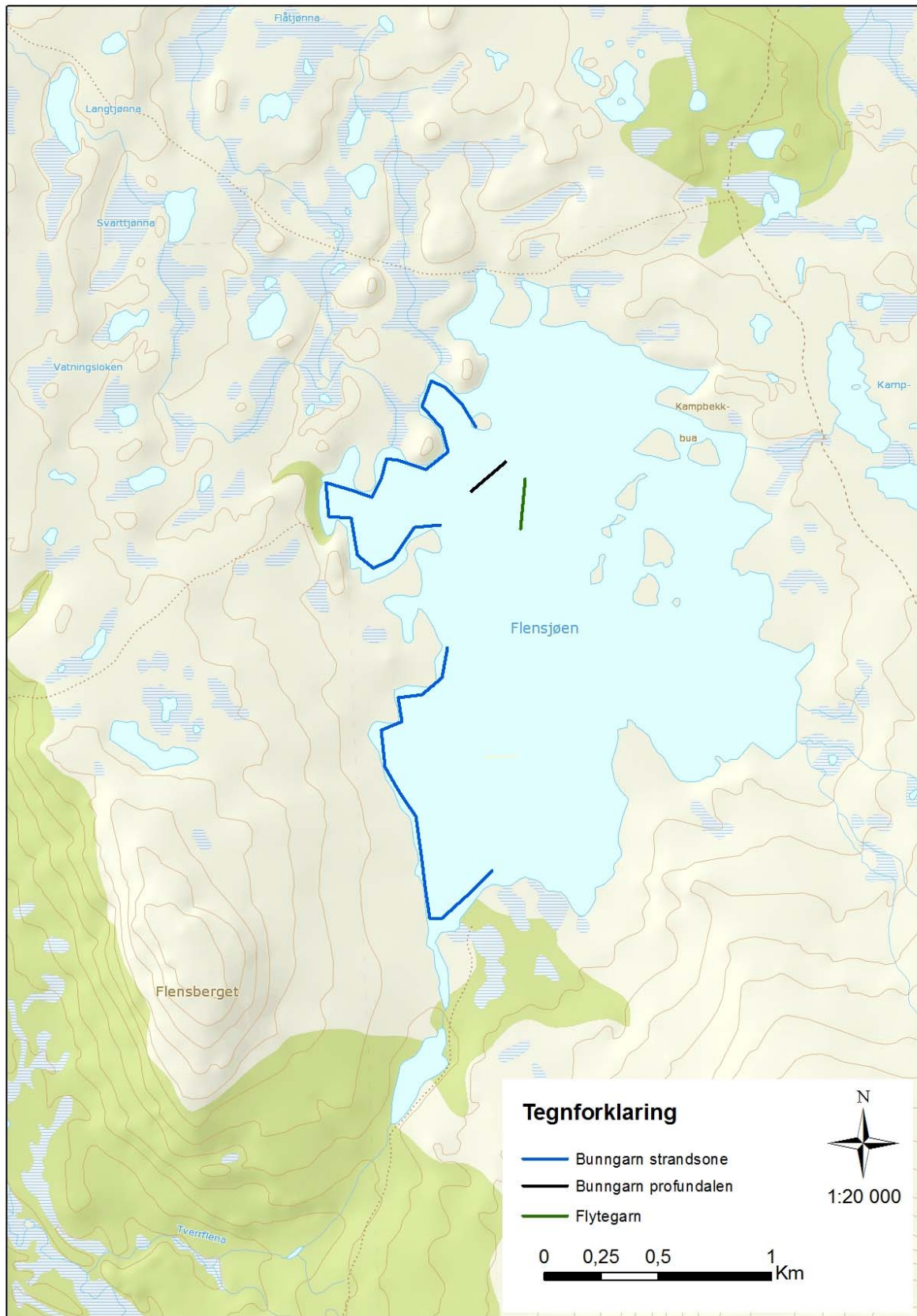
	Utløpselv 09.08.2005	Utløpselv 01.09.2006	Utløpselv 30.08.2007	Utløpselv 27.08.2008	Utløpselv 11.09.2009	Utløpselv 15.09.2010	Utløpselv 22.09.2011	Utløpselv 13.09.2012	Utløpselv 12.09.2013
DØGNFLUER									
Baetidae indet						8			24
<i>Baetis sp</i>		68	672	92	24	344	424	82	104
<i>Baetis subalpinus</i>	18								
<i>Baetis niger</i>		8							
<i>Baetis rhodani</i>		20	112	28	72	848	68	200	376
<i>Leptophlebia sp</i>		20	16	10					
STEINFLUER									
<i>Diura nanseni</i>	12	4	8	6	10	5	1	4	1
<i>Isoperla sp</i>	4	12	32	36	36	44	52	16	24
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	8	16	80	20	64	28	28	80	9
<i>Amphinemura sp</i>	228	32	72	44	12	48	16	24	1
<i>Amphinemura standfussi</i>								1	
Nemouridae								2	
<i>Nemoura sp</i>	4								
<i>Protonemura meyeri</i>		8	80	126	40	52	104	64	6
<i>Leuctra fusca</i>	4								
<i>Leuctra hippopus</i>		4							
<i>Leuctra sp</i>							12	3	
VÅRFLUER									
<i>Brachycentrus subnubilus</i>								2	1
<i>Rhyacophila nubila</i>			8					8	10
<i>Rhyacophila sp</i>						3	2		
Hydroptilidae								2	
<i>Agraylea sp</i>					2				
<i>Hydroptila sp</i>					4	3			3
<i>Oxyethira sp</i>		144	272	16	2		1		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	8			8	44	80	244	10	6
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			8						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	80	12	16	4	4				
<i>Ceraclaea nigrovervosa</i>				4					
<i>Oecetis sp</i>						2		2	
Polycetropodidae indet	96	48	128	56	44	72	20	56	
Limnephilidae indet						1	1		1
BILLER									
<i>Elmis aena</i>	12	20	56	60	64	200	70	261	136

Tabell III. Verdier for forsøringsindeks 1 (Raddum 1) og forsøringsindeks 2 (Raddum 2) - reelle verdier, EQR og nEQR, og EPT taksa

	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	Utløpselv 12.09.2013
Raddum 1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Raddum 2 (reell)	0.57	2.21	3.88	1.13	1.33	9.81	3.60	2.12	30.5
Raddum 2 EQR	0.38	1.48	2.59	0.75	0.89	6.54	2.40	1.41	1.5
Raddum 2 nEQR	0.46	1.00	1.00	0.85	0.93	1.00	1.00	1.00	1.00
Døgnfluer	1	4	3	3	2	3	2	2	3
Steinfluer	6	6	5	5	5	5	6	8	5
Vårfluer	3	3	5	5	6	6	5	6	5
EPT taksa	10	13	13	13	13	14	13	16	13

Tabell IV. Antall individer i utvalgte hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Flensjøen i perioden 2005 til 2013. Sparkeprøver 3×1 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	Utløpselv 12.09.2013
Fåbørstemark		8		2	2	2	1	24	1
Vannmidd	112	48	48	64	40	352	28	16	7
Døgnfluer	18	116	800	130	96	1200	492	282	480
Steinfluer	260	76	272	232	162	177	213	194	41
Billelarver	12	20	56	60	64	200	70	261	142
Vårfluer	184	192	432	88	100	161	48	80	17
Knott	80		16	12			4		
Fjærmygg	4128	320	1408	304	400	1264	1376	576	244
Stankelbein	16	8	8	2	4	8	1		



Figur 17. Kart over Flensjøen med plassering av garnstasjoner i 2013. Med tillatelse fra Norge Digitalt.