

# Mastergradsoppgave

## Sven-Kato Ege & Grunde Åsveen

### Kartlegging av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) i Telemark

- En vannkjemisk og fiskebiologisk undersøkelse

#### På jakt etter bekkerøya

Ble det noen gang satt ut kanadisk bekkerøye i Tinn? Forskere ved Høgskolen i Telemark er i ferd med å kartlegge fiskens utbredelse.



FAKSEN. En sjeld kanadisk bekkerøye som viltmottaker i Tinn og resten av Telemark kartlegges. (Foto: Dag Østved Ingebrigtsen)



Inter artem fortært finnes, men også om kvaliteter hvor den ble satt ut, men ikke synes å ha etablert seg, sier han.

Etter han er det blant annet en bekkerøye som lever ikke om noe med tulle i vann i Sævi.

«Det er det er satt ut i enkelte vann eller vassdrag. Arakken kan være at bekkerøye er satt ut i en sønn, eller den fikk for å økningen under seg i Tinn. Hvor den ble satt ut, sier han.

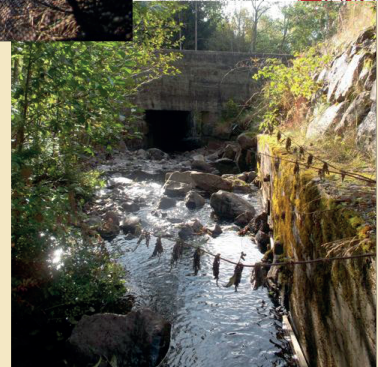
«Er det Tinn?

Tinn har ingen opplysninger om at slik fisk er satt ut i Tinn.

erriere ble det engang satt ut bekkerøye i Duggstun like langt unna Høddersfjell på Tinn kommune.

«Vi vil også gjennomføre undersøkelser i et fjellmark vassdrag hvor bruket er kanadisk bekkerøye. Hvor samme vassdrag for om vanlig finne arakken til hverfor de to artene holder til på noe ulike steder i vassdraget. Videre ønsker vi også å følge en del bekkerøye. Ser å se på genetikk, samt undersøke hvilke parasitter de eventuelt kan være bærere av, forteller Sigmond Helle i Åtra har god oversikt over fiskefeltet i Tinn.

«Det er rimlig sikker på at det ikke er satt ut kanadisk bekkerøye i Tinn. Helt sikker kan på ikke være, men jeg kan ikke helt noe om det. Veldig røyv det kan bli satt ut i en rekke deler i Tinn, særlig på 1920-30-tallet. Mange somps på den som mistet, sier han.



## På jakt etter bekkerøya

Ble det noen gang satt ut kanadisk bekkerøye i Tinn? Forskere ved Høgskolen i Telemark er i ferd med å kartlegge fiskens utbredelse.



**FANGST:** Nå skal kanadisk bekkerøye sin utbredelse i Tinn og resten av Telemark kartlegges. (foto: Dag Øivind Ingier)



ut  
kke  
ken  
for  
nør  
etter  
ble  
take  
noe  
vil  
og  
nde  
bale  
jobb  
rik.  
Tinn  
sake  
hnet  
ette  
rik.  
stid  
litt  
rett  
det  
ov.  
g er  
ner  
atur,  
som  
er  
dag  
ass

teter arten fortsatt finnes, men også om lokaliteter hvor den ble satt ut, men ikke synes å ha etablert seg, sier han.

Etter han er det blant annet bekkerøye som lever side om side med tryte i vann i Sautvedet herad.

«Vi vet at den er satt ut i enkelte vann eller vassdrag, men så har den blitt løst. Årsaken kan være at bekkerøye draget tørket ut en sommer, eller den fikk for lite oksygen under isen i tjernet hvor den ble satt ut, sier han.

**Tinn?**  
Han har ingen opplysninger om at slik fisk er satt ut i Tinn.

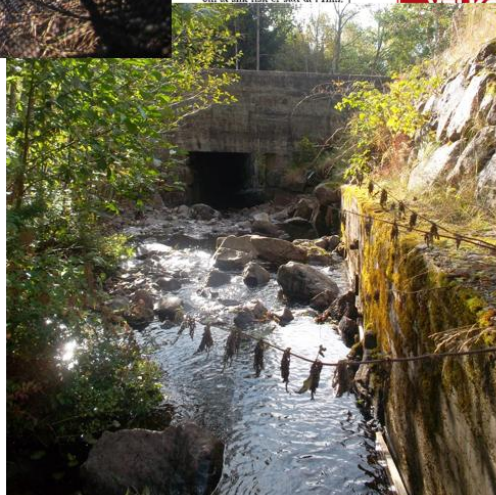
eriarer ble det engang satt ut bekkerøye i Djupptjenn like langt unna Hedderstoll på grensa mellom Hjartdal og Tinn kommune.

«Vi vil også gjennomføre undersøkelser i et Telemarkvassdrag hvor brunørret og kanadisk bekkerøye lever i samme vassdrag, for om mulig finne årsaker til hvorfor de to artene holder til på noe ulike steder i vassdraget. Videre ønsker vi også å fange en del bekkerøye for å se på genetik, samt undersøke hvilke parasitter de eventuelt kan

være bærere av, forteller Lydersen.

**Holte om røye**  
Sigmund Holte i Atrå har god overblikk over fiskeutøttinger i Tinn.

«Jeg er rimelig sikker på at det ikke er satt ut kanadisk bekkerøye i Tinn. Helt sikkert kan jeg ikke være, men jeg har ikke hørt noe om det. Vanlig røye derimot ble satt ut i en rekke fjellvann i Tinn, særlig på 1920-30 tallet. Mange satte pos på den som matfisk, sier han.



Sven-Kato Ege & Grunde Åsveen

Kartlegging av bekkerøye

(*Salvelinus fontinalis*) i Telemark

- En vannkjemisk og fiskebiologisk undersøkelse

Høgskolen i Telemark  
Avdeling for allmennvitenskapelige fag  
Institutt for natur-, helse- og miljøfag  
Hallvard Eikas plass  
3800 Bø i Telemark

<http://www.hit.no>

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng

© Rettigheter etter åndsverkloven: Sven-Kato Ege og Grunde Åsveen

© 2014 Sven-Kato Ege og Grunde Åsveen

Trykket ved høgskolens kopisenter i Bø

Omslagsfoto/-illustrasjon: Sven-Kato Ege, Grunde Åsveen og Dag Øivind Ingierd

# Forord

Oppgaven baserer seg på et initiativ fra professor Espen Lydersen om å kartlegge og undersøke bekkerøye i Telemark, på grunnlag av ufullstendig og lite oppdatert informasjon om denne arten.

Det ble gitt tillatelse til el-fiske av Fylkesmannen i Telemark. I Hovinbekken prøvefisket vi sammen med veterinærinstituttet som hadde tillatelse fra Fylkesmannen i Oslo. Spesialrådgiver Morten Eken i Modum kommune, var vår kontaktperson i forbindelse med el-fiske i Overnbekken. Analyser av stabile isotoper ( $^{13}\text{C}$  IFE, Kjeller) og ICP-MS ( $^{15}\text{N}$  NTNU) ble finansiert med internmidler ved Espen Lydersen (HiT avd. Bø).

Analyser av vannkjemi og kvikksølv ble utført ved laboratoriet på HiT avd. Bø med hjelp og assistanse av overingeniør Bjørn Steen og laboratorieingeniør Karin Brekke Li. En stor takk til dere begge! Det rettes også en takk til veterinærinstituttet for assistanse i forbindelse med parasittdeteksjon. Personer som har korrekturlest og gitt andre konstruktive innspill takkes også.

Vi vil også rette en stor takk til Dorthe Huitfeldt, Arild Weholt, Håvard Haukvik og Morten Eken for stort engasjement og hjelpelighet i forbindelse med vårt feltarbeid. I tillegg satte vi veldig stor pris på gjestfriheten og den gode middagen vi ble servert på Dyrdal gård, og kaffepraten med Morten Eken langs Overnbekkens bredd.

Asle Økelsrud fortjener en stor takk for alle faglige innspill og eksistensielle diskusjoner omkring livets små og store gleder. Til slutt rettes det en stor takk til vår veileder Espen «maskinen» Lydersen for uvurderlig hjelp og rettelser i forbindelse med vår oppgave. Du har gitt oss mange innspill som vi tar med oss videre.

Bø i Telemark, 30.05.2014

Sven-Kato Ege & Grunde Åsveen



# Sammendrag

Sommeren/høsten 2012 ble det utført registrering av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) i ulike lokaliteter i Telemark basert på tips fra privatpersoner og fiskeforeninger, samt artsdatabankens registreringer. Lokalitetsvariasjoner med hensyn til fysiske og kjemiske habitatforhold, diett og mageinnhold, vekst og aldersstruktur, parasittforhold, kvikksølv (THg) i fiskekjøtt samt trofisk plassering i næringskjeden (indikert ved  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ) ble undersøkt. Til sammen 207 bekkerøyer ble samlet inn fra 13 lokaliteter i ti kommuner i Telemark samt én lokalitet i Buskerud (Overnbekken i Modum kommune) og én i Oslo (Hovinbekken). Disse to bekkene ble primært inkludert fordi bestandene var antatt å være fra de tidligste utsettingene i Norge, og derfor sannsynlig kunne være representative for bærekraftige, sympatriske bekkerøyebestander. Flere av bestandene virket å være relativt tynne, noe som kan tyde på at arten kan være på tilbakegang i flere av lokalitetene eller del-lokalitetene som ble undersøkt.

Basert på vannkjemiske analyser ble bekkerøye påvist i eutrofe, dystrofe og oligotrofe vannforekomster. Påvirkning fra antropogene nitrogenkilder bidro til relativt store variasjoner i  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene i bekkerøyene fra ulike lokaliteter, noe som ikke hadde sammenheng med bekkerøyenes trofiske posisjon. Derfor ble  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen til alle bekkerøyer i en lokalitet justert ned i forhold til  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen til den bekkerøya i hver lokalitet med laveste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi. Etter en slik justering var det i større grad mulig å sammenligne lokalitetenes  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene og trofiske nivå. I lite antropogent påvirkede lokaliteter, var det en signifikant positiv sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi og lengde. At ikke flere lokaliteter oppviser en slik sammenheng, skyldes trolig relativt små variasjoner i trofisk nivå hos bekkerøye (middelvariasjon i trofisk nivå:  $0,31 \pm 0,23$ ) uavhengig av størrelse/alder, noe som indikerer stor konkurranse om mat i slike systemer. Det ble kun funnet enkeltindivider som befant seg på ett trofisk nivå høyere enn bekkerøya med laveste  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur.

Vi fant signifikant høyere alder ( $5,5 \pm 1,1$  år) i bestander lite påvirket av menneskelig aktivitet (rurale, lite tilgjengelige områder) i forhold til mer mennesketilgjengelig lokaliteter ( $3,3 \pm 0,8$  år).

Bekkerøyenes THg-konsentrasjoner var relativt lave, og varierte mellom 0,02 - 1,33 ppm tørrvekt (tv), tilsvarende (0,004 - 0,28 ppm våtvekt (vv). Verdiene overstiger ikke anbefalt kostholdsrad i Norge på 0,5 ppm THg/kg (vv). Høyeste konsentrasjon, 1,33 ppm tv, ble målt i et individ på 20 cm og 74 g (8 vintre).

THg-konsentrasjonene varierte mye mellom de ulike lokalitetene avhengig av fysisk/kjemiske forhold i nedbørsfeltet, hvor skog og myrpåvirkete lokaliteter, med høy konsentrasjon av TOC og relativt lave pH verdier synes å ha de høyeste THg-konsentrasjonene.

Alder, lengde og vekt viste signifikant, positiv sammenheng med THg, hvor alder gjennomgående var mest signifikant. De lave THg-konsentrasjonene skyldes trolig et kort livsløp og diett på lavt trofisk nivå (nivå 2 og 3). Av de fem lokalitetene hvor det ble funnet signifikant positiv sammenheng mellom  $\log_{10}$ THg og  $\delta^{15}\text{N}$  i fisk, ble oppkonsentreringsfaktoren (TMF) for THg funnet å variere mellom 2,1 og 11,9 per trofiske nivå. Høyeste verdi ble registrert i Rekatjønnbekken (N=4), hvor også bekkerøya med høyeste målte THg-konsentrasjon ble funnet.

I Overnbekken ble det funnet signifikant høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer og THg-konsentrasjoner oppstrøms vandringshinder sammenliknet med nedstrøms vandringshinder. Fordi bestanden oppstrøms synes å være en allopatrisk bekkerøyebestand, i motsetning til sympatrisk bestand nedstrøms, tyder det på at bekkerøya næringsmessig er konkurransesvak i sameksistens med andre arter som blant annet ørret (*Salmo trutta*)

I parasittundersøkelsene ble det primært påvist *Gyrodactylus derjavinoides*, en ektoparasitt som kun ble funnet i Hovinbekken, og her var prevalensen relativt høy (74 %) og intensiteten moderat (1-100 stk. per individ). Ingen andre ektoparasitter eller endoparasitter ble registrert.

# Abstract

During the summer and fall of 2012, a major survey on the geographic distribution of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) was conducted in Telemark County. The initial localization of possible brook trout populations were mainly based on information from local persons, fishing associations and the Norwegian species databank. A total of 13 sites (12 streams and 1 small lake) inhabited by brook trout were registered. These sites were located in ten different municipalities in Telemark County. In addition, two sites in the counties of Buskerud and Oslo were included in this study, since these would represent old, native, sympatric and sustainable populations of brook trout from the earliest introductions in Norway. Physio-chemical data from the surveyed streams, as well as morphometric data, stomach content, fish filet tissue samples and identification of parasites from a total of 207 brook trout were used to assess mercury biomagnification, trophic position, variation in growth and age structure, as well as parasite speciation and load.

Results from the analysis of water chemistry indicate that brook trout inhabit eutrophic, dystrophic and oligotrophic waters. The influence of anthropogenic sources of nitrogen contributed to considerable variations in  $\delta^{15}\text{N}$ -signatures at different sites, which appears not to be associated with trophic position. Consequently,  $\delta^{15}\text{N}$ -signatures from each individual brook trout were adjusted according to the individual with the lowest signature at each site. Following this adjustment, we were able to compare trophic levels and  $\delta^{15}\text{N}$ -signatures between all sites. We found significant positive correlations between  $\delta^{15}\text{N}$  and fish length, in particular from sites less affected by anthropogenic sources of contamination. This association was only found in a few instances, probably due to small variations in trophic levels in brook trout (mean variation in trophic levels;  $0,31 \pm 0,23$ ) independent of size and age. This indicates considerable food competition in the streams. We found only a few individuals that spanned more than one trophic level when the lowest  $\delta^{15}\text{N}$ -signature was subtracted.

We found significantly higher ( $5,5 \pm 1,1$  year) variation in age in populations less affected by human activity, such as public roads, compared to in populations that were more accessible ( $3,3 \pm 0,8$  year).

THg-concentrations in brook trout varied from 0,02 to 1,33 ppm dry weight (dw), (equivalent 0,004 – 0,28 ppm wet weight (ww)), which is below recommended Norwegian limit of 0,5 ppm THg/Kg (ww) for consumption. The highest THg-concentration was recorded for an individual measuring 20 cm and weighing 74 g (8+). THg-concentrations varied considerably between sites, and were related to variations in physical and chemical characteristics of the

catchment areas. Fish from sites adjacent to forest- and wetland areas, with high concentrations of organic carbon (TOC) and low pH, appeared to have the highest THg-concentrations.

There was a significant increase in THg with age, length and weight, with age as the best predictor. Low concentrations of THg in brook trout are most likely connected to a short lifespan and a diet based on prey from low trophic levels (level 2 and 3). In 5 of the 13 sites we found significantly positive correlations between logTHg and  $\delta^{15}\text{N}$ . The trophic magnification factor (TMF) varied between 2,1 and 11,9 per trophic level, with the highest value registered in Rekatjønnbekken (N=4).

In Overnbekken we found significantly higher  $\delta^{15}\text{N}$ -signatures and THg-concentrations upstream a migration barrier compared to downstream. Assuming the population upstream to be an allopatric brook trout population, unlike the sympatric population downstream, it appears to be an interaction between the two species (brook trout and brown trout (*Salmo trutta*)) related to prey.

The examination of brook trout for endo and ectoparasites, resulted in the finding of only one species of ectoparasite (*Gyrodactylus derjavinoides*). Only fish from Hovinbekken had this parasite, with a prevalence of 74 % of the fish and with a variation of 1 to 100 per fish.

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Områdebeskrivelse</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Metoder</b>	<b>17</b>
3.1	Kartlegging av bekkerøye i Telemark	17
3.2	Innsamling av fisk og prøvetaking	18
3.3	Vannprøvetaking	21
3.4	Parasittundersøkelser	21
3.5	Aldersbestemmelse	22
3.6	Kvikksølv (Lumex-915 og ICP-MS)	22
3.7	Stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ ) og analyser av mageinnhold	25
3.8	Trofisk magnifiseringsfaktor (TMF)	29
3.9	Statistikk	29
<b>4</b>	<b>Resultater</b>	<b>30</b>
4.1	Om bekkerøya	30
4.2	Geografisk kartlegging av bekkerøye i Telemark	33
4.3	Bekkerøye og vannkjemi	33
4.4	Bestandsestimering	39
4.5	Andre påviste fiskearter (konkurrenter)	39
4.6	Mageinnhold og diett	41
4.7	Lengde-, vekt- og aldersfordeling hos undersøkt bekkerøye	44
4.8	Vekst	47
4.9	Parasitter	49
4.10	Kvikksølvkonsentrasjoner i bekkerøye	50
4.11	Kvikksølvkonsentrasjon og diett	53
4.12	$\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ hos bekkerøye	54
4.13	Trofisk posisjon og kvikksølv	58
<b>5</b>	<b>Diskusjon</b>	<b>61</b>
<b>6</b>	<b>Konklusjon</b>	<b>75</b>
<b>7</b>	<b>Referanseliste</b>	<b>76</b>
<b>8</b>	<b>Vedlegg</b>	<b>86</b>
8.1	Vedlegg 1. Biologiske parametre	86
8.2	Vedlegg 2. Generell statistikk	91
8.3	Vedlegg 3. Vannkjemiske parametre	93



# 1 Innledning

Bekkerøya (*Salvelinus fontinalis*) tilhører laksefamilien (*Salmonidae*) og røyselekten *Salvelinus* (Eddy & Surber 1947, Grande, 1960). Bekkerøya er opprinnelig en nordøstamerikansk art som i dag finnes på alle verdens kontinenter (MacCrimmon & Campbell 1969, Power 1980).

Bekkerøya ble innført til Norge som et alternativ til vår stedeagne brunørret (*Salmo trutta*), da den viste seg å ha en større toleranse for surt vann (Grande 1976, Muniz & Grande et al. 1974, Grande et al. 1980, Ousdal 1985). Dette, sammen med bekkerøyas gode vekst og popularitet som sportsfisk i Nord-Amerika, gjorde den enda mer attraktiv som utsettingsfisk i Norge (Eddy & Surber 1947, Hesthagen & Kleiven 2013). Det er dokumentert innføring av bekkerøye til Norge tilbake til 1876-1877 (Collett 1905), og i Telemark (Øyfjell) tilbake til 1918 (Huitfeldt-Kaas 1924,1947). Populasjonen i Øyfjell var fram til 1960 den eneste kjente i Norge hvor bekkerøya reproduserte og levde (Grande, 1982). Det fantes også en etablert bestand i Overnbekken i Modum i Buskerud, som mest sannsynlig ble innført av arbeidere ved blåfargeverket mot slutten av 1800-tallet (Eken 1988). På slutten av 1970-tallet ble det registrert store tap av fiskebestander i Sør-Norge, spesielt i de mest forsurningsfølsomme områdene i Rogaland, Vest-Agder, Aust-Agder og Telemark (Sevalrud & Muniz 1980). I denne perioden og fram til rundt 1990, var det derfor vanlig å sette ut bekkerøye i disse områdene. Det var enkelt å få tillatelse til dette, siden man mente at arten ikke ville reprodusere, og derfor i liten grad kunne påvirke stedeagne arter (Kleven & Matzow 1993). Utsettingene foregikk helt fram til 31. 03.2011, da Fylkesmannen i Vest-Agder opphevet reguleringspålegget i forbindelse med Sira-Kvina-reguleringen, om utsetting av bekkerøye fra Vanntun settefiskanlegg i Flekkefjord. Dette baserte seg på Direktoratet for naturforvaltnings beslutning om at all utsetting av arter som ikke naturlig hører hjemme i norsk fauna skulle stanses, i tråd med den nye naturmangfoldloven (1) som trådte i kraft fra 01.07 2009.

I dag har bekkerøya etablert seg i flere små og store vassdrag, og reproduserer i mange ulike lokaliteter i Norge. I hovedsak dreier dette seg om de fire omtalte fylkene Rogaland, Vest-Agder, Aust-Agder og Telemark, da 148 av 171 lokaliteter, hvor det fortsatt ble registrert bekkerøye i 2013, ligger i disse områdene (Hesthagen & Kleiven 2013). Fram til 2013 fantes det lite eller ingen oppdatert informasjon på reproduserende bestander av bekkerøye. I den sammenheng gjennomførte vi en kartlegging av bekkerøystatus i Telemark i 2012. Denne undersøkelsen baserte seg på artikler i lokale og regionale aviser i fylket, hvor vi oppfordret leserne til å rapportere inn opplysninger om bekkerøye til oss. Samtidig kontaktet vi flere

lokale fiskeforeninger direkte. Sammen med den dokumentasjon som allerede fantes i Miljødirektoratets artsdatabank (2), valgte vi ut 21 lokaliteter i Telemark hvor vi ønsket å verifisere bekkerøystatus. I tillegg ble én lokalitet i Buskerud og én i Oslo tatt inn i undersøkelsene, da disse bestandene trolig stammer fra svært tidlige utsettinger, og derfor kunne være genetisk interessante (uten at genetikk inngikk som del av vår oppgave).

I tillegg til å kartlegge utbredelsen av bekkerøye ble det samlet inn et betydelig fiskemateriale (N = 207) fra de 15 lokalitetene hvor bekkerøye ble påvist for å studere lokalitetsvariasjoner med hensyn til:

- Fysiske og kjemiske habitatforhold
- Diett og mageinnhold
- Vekst og aldersstruktur
- Parasitter
- Konsentrasjon av totalkvikksølv (THg) i fiskekjøtt
- Trofisk plassering i næringskjeden

## 2 Områdebeskrivelse

### **Tandrebekk**

Tandrebekk ligger i Bø kommune ca. én km vest for Høgskolen i Bø mot Lunde (Lundevegen). Bekken kommer i fra myrsig og grunnvann fra Tandredalen og skogsområdene ovenfor travbanen i Bø. Nedbørsfeltet preges av barskog, hogstflater og noe myr. Vannet i bekken holder trolig en stabil temperatur året rundt som følger av grunnvannspåvirkning (allment kjent). Tandrebekk renner delvis gjennom jordbrukspåvirket område og slår seg sammen med Borgjaevju nedstrøms Lundevegen. Det var generelt tett vegetasjon langs denne bekken med løvtrær som dominerende tresorter. Bekken var liten og tverrsnittet oversteg knapt én meter. Middeldybden var  $< 0,5$  m. Den største kulpen lå under en bru hvor Kyrkjevegen krysser bekken. Her stod det en god del fisk og dybden var i underkant av én meter. Bunnssubstratet var ganske variert med grov grus og småstein. Bekken var forholdsvis rasktrensende, og det lå lite alloktont materiale på bunnen.

### **Borgjaevju**

Borgjaevju ligger i Bø kommune i samme område som Tandrebekk og renner langs Lundevegen og jernbanen. De to bekkene slår seg sammen og renner inn i Bø sentrum ved høgskolen, og senere ut i Bøelva ved Beverøya camping. Borgjaevju renner mellom dyrket mark og er sterkt jordbrukspåvirket. Det var tett vegetasjon langs store deler av bekken. På det fiskede strekket var bekken stilleflytende med en del «sigebunn» bestående av mudder, sand og leire. Det var lite grus og stein med tanke på gyteområder. Det ble bare funnet én bekkerøye i denne bekken, og mest sannsynlig kommer den fra Tandrebekk.

### **Dyrdalsåi og Storebekk**

Dyrdalsåi kommer fra Fossetjønn og renner ut i Dyrdalsvatnet i Øyfjell. Bekken ligger i subalpin sone, ca. 850 m.o.h. Nedre del av Dyrdalsåi preges av sakteflytende partier hvor vanddybden ofte overstiger én meter. Bunnssubstratet var fint i kulpene med en del sand. Mellom kulpene var det i større grad innslag av grus og småstein. Det gjennomsnittlige tverrsnittet av bekken i den nedre delen lå mellom 2-4 m. Lengre oppe i bekken økte vannhastigheten med større fallgradient. Her var bekken smalere og bestod av grovere bunnssubstrat ( $>5$  cm i diameter). Tverrsnittet av bekken i de øvre delene var ca. 2-3 m. Vegetasjonen langs bekken bestod stort sett av bjørk, gran og einer i ulike størrelser, men i de nederste delene av bekken dominerte torvvegetasjon med mindre tretetthet. Dette fører til at

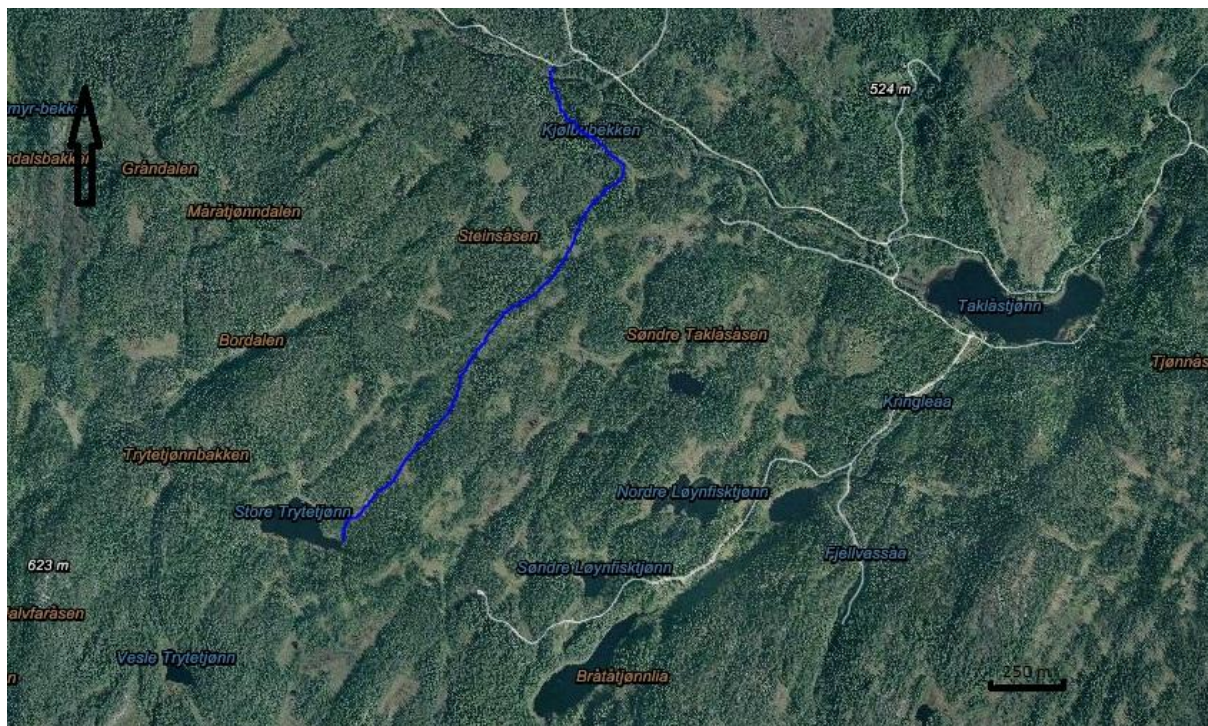
solinnstrålingen blir kraftigere der i motsetning til de øvre delene hvor trærne står tettere og bekken er mindre.

Storebekken, som er utløpsbekk fra Kvanntjønn, er en liten bekk som renner inn i Dyrdalslåi ca. 300 meter oppstrøms Dyrdalsvatnet. Bekken var tett omkranset av vegetasjon, slik at lite sollys trengte igjennom. Den nedre delen av bekken var relativt sakteflytende. Tverrsnittet av bekken var ca én meter.

Det ligger noen gårder og jordbruksområder i bekkenes nedbørsfelt som kan påvirke vannkjemien i perioder. Beboere på Dyrdal nevnte en gjødselkjeller som ikke lå langt i fra Storebekk.

### **Store Trytetjønn og Trytetjønnbekken**

Store trytetjønn ligger i Sauherad kommune, og er 0,03 km<sup>2</sup> stort. Vannet omkranses av torvmyr og furuskog. Tjernets og bekkens nedbørsfelt er preget av store myrområder. På tjernets nordre side var det en bratt fjellvegg som antagelig skaper dype forhold. Trytetjønn har ingen innløpsbekk, men antakelig mye sig fra nedbørsfeltet rundt. Utløpsbekken til Store Trytetjønn renner ut i vannets søndre del. I nærheten av utløpet er bekken kun et sig hvor det vokser vannplanter og torv midt i bekken. Bekken var i øverste del svært liten, og det rant knapt vann mellom vegetasjonen. Prøvefisket ble foretatt på sommerstid, og det var nok ganske tørt i terrenget og lav vannstand. Det kunne se ut som det var et visst tilsig av vann fra drenerende myrområder til bekken. Tverrsnittet av bekken var ikke på mer enn 0,5 m i de fleste partiene. Lengst nede i bekken hvor det ble fisket åpnet bekken seg opp nedenfor et lite fossefall. Her økte tverrsnittet til opp imot én meter. Bunnen var stort sett dekket av alloktont materiale med innslag av grus og småstein. Dette var den klart minste bekken som ble prøvefisket. Bekkens totale lengde er på ca. 2 km, og den renner til slutt inn i Taklåselva som er adskillig større.



**Figur 1.** Kart over Store Trytetjønn og Trytetjønnbekken (Kjølubekken) i Sauherad kommune. Hjuksevelta ligger 4 km vest for Store Trytetjønn. (Kartgrunnlag: Gulesider.no)

## Sembekken

Sembekken ligger i Skien kommune og er innløpsbekken til Børsesjø i Gjerpendalen. Bekken dannes av flere små bekker som Holmseterbekken og andre småbekker langs Fjelldalsvegen. Sembekken er svært eutrof og renner gjennom jordbruksland hvor den drenerer deler av dalen. Det ligger dyrket mark på begge sider av bekken og en del bebyggelse. Nedbørsfeltet består av noen skogsområder, mens mesteparten drenerer fra Gjerpendalen. Bekken var relativt sakteflytende i det midtre og nederste partiet. De øverste partiene ble ikke undersøkt. 300 m ovenfor Siljanvegen ligger det en foss som er et vandringshinder for fisk fra Børsesjø. Her var det rester etter et gammelt kvernhus eller lignende. Nedenfor dannet fossen en stor kulp. Dybden var på 1-1,5 m. I kulpen var det et ganske grovt bunns substrat (stein på 5-30 cm i diameter). Kulpen var en fin standplass for fisk. På grunn av lav vannhastighet og mye vegetasjon langs enkelte deler av bekken la det seg mye organisk materiale på bunnen, som i kombinasjon med sand og leire førte til synkebunn. Bekken var forholdsvis dyp i de rolige områdene. Tverrsnittet av bekken varierte fra 1-5 m, og kantsoner skog langs bekken hindret solinnstråling. Vannføringen var høy da bekken ble undersøkt.





**Figur 2.** Midtre deler av Sembekken tatt fra Fjelldalvegen ved lav vannføring. Legg merke til den tette kantvegetasjonen som gir godt skjul for fisk. Foto: Grunde Åsveen.

### **Veumbekken**

Denne bekken ligger ved Veum, nord i Fyresdal kommune. Bekken kommer i fra Skredvatn og renner ut i Songedalsåi, litt sør for Øyane, seks km lengre ned. Det er en raskt rennende bekk, med innslag av noen få rolige partier, og med et relativt grovt bunnsubstrat (grus og stein). Tverrsnittet av bekken ligger mellom 1,5-4 m, og er stort sett ikke dypere enn 0,5 m, sett bort i fra enkelte kulper. En del overhengende kantvegetasjon langs bekken samt en del trær som hadde veltet over bekken, gav godt skjul for fisken. Bekken rant flere steder nær veien, og her var det lite overhengende vegetasjon og mye solinnstråling. Ellers ligger det en del dyrket mark inntil bekken, spesielt i Øyane, hvor det også er noe bebyggelse. Det skal ikke være anlagt offentlig kloakk i dette området.



**Figur 3.** Veumbekken ved utløpet til Songedalsåi. Her er bekken delt i to og det andre løpet kan sees oppe til venstre i bildet. Foto: Espen Lydersen.

### **Lystjerbekken**

Denne bekken ligger i underkant av én kilometer øst for Siljan sentrum. Bekken kommer ifra Lystjønn, krysser fylkesvei 32 (Lardalsvegen) og renner deretter inn i Øverbøtjønn på nedsiden av veien. Nedbørsfeltet består i stor grad av skog, små skogsvann, hogstflater og noen myrområder. Det er nesten ingen bebyggelse langs bekken (kun ved fylkesveien). I den fiskede strekningen var fallgradienten svært høy, og større steiner i og langs bekken dannet små kulper (1 m diameter) og avsatser. Disse kunne fungere som vandringshindre for fisk, og skape lukkede habitater. Bunnssubstratet var dominert av stein og småstein (diameter >5cm). Bekken var relativt liten med et tverrsnitt på mellom 1-2 m. Det var mye vegetasjon langs bekken med dominerende løvtrær som gav lite solinnstråling.





**Figur 4.** Lystjerbekken oppstrøms Lardalsvegen. Bekkeløpet var svært bratt og preget av mye stein og overhengende vegetasjon, primært løvtrær. Foto: Sven-Kato Ege.

### **Øvre Rautjønnbekken**

Bekken ligger i Nissedal kommune og er i overkant av én km lang. Bekken kommer hovedsakelig fra Øytjønnane sammen med en mindre bekk/myrsig fra Halvfarmyra og renner inn i Øvre Rautjønn. Nedbørsfeltet er preget av barskog og myrområder. Det er ingen bebyggelse området. Bekken var liten, med et tverrsnitt på mellom 1-1,5 m. Bekkens substrat bestod hovedsakelig av stein og småstein (diameter >5 cm). Bekken rant igjennom et variert landskap som vekslet mellom furuskog og myr. På den fiskede strekningen var bekken relativt raskt rennende, med enkelte rolige og grunne partier med finere bunns substrat. Dybden oversteg ikke 0,5 m på fisket strekning. Enkelte einerbusker vokste nær bekkens bredde, og fungerte som skjulesteder for fisk.

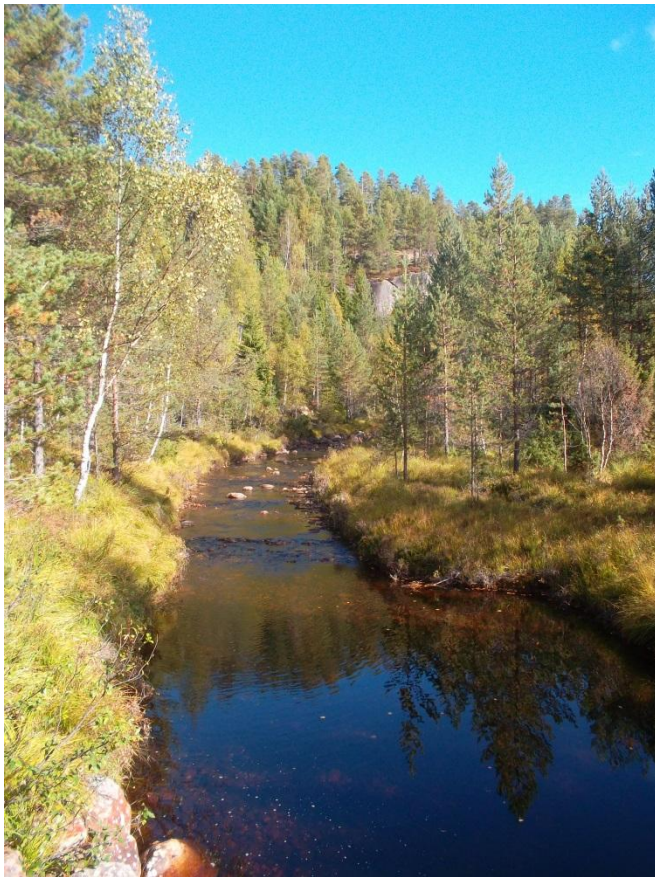




**Figur 5.** Øvre Rautjønnbekken. Mye overhengende vegetasjon dannet fint skjul for fisken og fører til en berikning av insektlivet langs bekken. Foto: Sven-Kato Ege.

## **Rossåna**

Rossåna ligger i Nissedal kommune og er seks km lang. Bekken starter i Ormvatn og munner ut i Kjørull som er et ganske stort vann sør for Treungen. Rossåna ligger i samme område som Øvre Rautjønnbekken, og nedbørsfeltet er også her preget av furuskog og myr. Bekken var relativt stor med et tverrsnitt mellom 1,5-4 m. På det fiskede strekket varierte bekkens morfologi en god del. I det øverst fiskede strekket var bekken 3-4 m bred, 0,5-0,7 m dyp, og rasktrenoende med grovt bunnsstrat. Her skapte større steiner i bekken en del turbulens. I den midtre delen av strekket var bekken betydelig mer sakteflytende og dypere med et finere bunnsstrat (sand og småstein). Her var det kulper som var ca én meter dype, og i tillegg hadde vegetasjon som fungerte som skjul. Grusveien krysset elva på det midtre strekket og der var det en relativt dyp kulp oppstrøms og under brua hvor det ble fanget en del fisk. I den nedre delen av det fiskede strekket snørte bekken seg sammen og ble kanalpreget. Her var bekken 1,5-2 m i tverrsnitt og 0,7-0,8 m dyp.



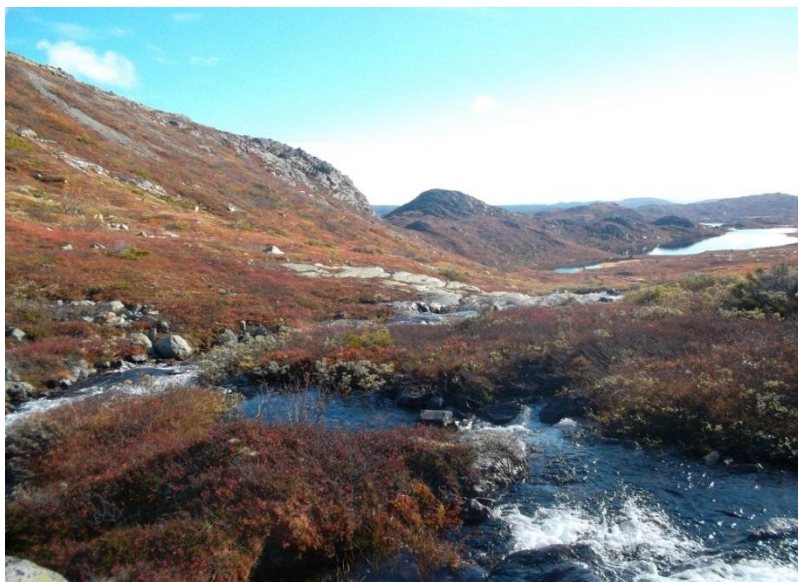
**Figur 6.** Rossåna. Bildet er tatt fra brua hvor grusveien krysser bekken. Foto: Grunde Åsveen.

### **Djupetjønnbekken**

Denne bekken ligger på grensa mellom Hjartdal og Tinn kommune nord for Tuddal og er ca én km lang. Djupetjønnbekken ligger på ca. 1100 meters høyde og er antakeligvis den mest uberørte lokaliteten i denne undersøkelsen. Nedbørsfeltet består for det meste av hardt, kalkfattig fjell med innslag av småtjern og myrer med vierkratt som eneste høyere vegetasjon. Bekken er utløpsbekk fra vannet Djupetjønn som er et typisk oligotroft og klart fjellvann. Djupetjønn ligger i et forsursingsområde og ble kalket fram til slutten av 1990-tallet (Hesthagen 2013). På den øverste strekningen var fallgradienten svært stor, og substratet bestod kun av større steiner. Her dannet det seg små kulper mellom strykene, men det var neppe gode standplasser for fisken. Vannet nedover i bekken var klart og oksygenrikt. Tverrsnittet av bekken i øvre deler var ca. 1-2 m. Det var naturlig nok lite vegetasjon ved lokaliteten, men noen vierbusker langs bekken kunne fungere som skjul. I den midtre og nedre delen av bekken hvor det i hovedsak ble fisket var fallgradienten liten, og det dannet seg varierte og fine kulper med gode standplasser for fisk. Bunnssubstratet i dette området var



dominert av sand, grus og småstein. På det nederste strekket munnet bekken ut i et lite tjern som var tilknyttet et litt større vann (Svarttjønn) lenger ned. Bekken var relativt grunn, med middeldybde på rundt 0,5 m. Det fantes noen kulper i bekken hvor dybden kunne nærme seg én meter. Bekkens nedre del hadde et tverrsnitt på mellom 3-5 m. Det finnes ingen hytter eller bebyggelse i nærheten av bekken.



**Figur 7.** Djupetjønnbekken med Svarttjønn nederst i bilde. Foto: Sven-Kato Ege.



**Figur 8.** Djupetjønnbekken sett oppstrøms mot Djupetjønn. Foto: Grunde Åsveen.

## Rekatjønnbekken

Denne bekken ligger i Landsmarka i Nome kommune og kalles også for Meheibekken. Den renner ut ifra Rekatjønn og senere inn i Heimdalsvatnet. Bekken har en totallengde på ca. 2,5 km. Terrenget langs bekken var dominert av mye gran og løvskog, i tillegg til myrområder. Nedbørsfeltet generelt er et typisk skogsområde med vann, myrer, fjelltopper og blandet skog med størst innslag av gran og furu. Bekken var i noen områder oppdemt av bever, hvor flere av beverdemningen fortsatt var intakte. Dette bar bekken preg av i form av mye kvist og greiner i vannet. Oppdemmingen førte også til at bekkens tverrsnitt kunne variere med ti meter enkelte steder. I beverdammene kan det ha stått en del fisk, men dybden gjorde vading og el-fiske umulig. Beverdemningene fungerte som vandringshindre for fisk som ville oppover elva. Bekkens substrat bestod i stor grad av delvis nedbrutt alloktont materiale. Kun i de delene av bekken hvor vannhastigheten var høy nok, bestod bunnssubstratet av sand og grus. I den øverste delen av bekken, opp mot Rekatjønn, var strømhastigheten mye høyere enn i det midtre partiet, og her hadde bekken et tverrsnitt på 1,5-2 m. Løvskog hindret mye av solinnstrålingen. Bekken var generelt grunn (<50 cm), bortsett fra de partiene hvor beveren hadde anlagt beverdammer. Den nederste delen mot Heimdalsvatnet var svært bratt og dominert av stryk og det er svært usannsynlig at fisk fra Rekatjønn kunne komme seg ned til Heimdalsvatnet i live. Fisk fra Heimdalsvatnet kan vandre noen hundre meter oppover bekken før de treffer en hindring.



**Figur 9.** Øvre delen av Rekatjønnbekken. Foto: Grunde Åsveen.

## Overnbekken

Overnbekken ligger i Modum kommune i Buskerud fylke og renner ut ifra Overntjern og inn i Simoa ved Blåfargeverket, som igjen er tilknyttet Drammensvassdraget. Bekken er drøyt fire km lang og nedbørfeltet har innslag av både skog og dyrket mark. Bekken ble hovedsakelig fisket i tre forskjellige partier grunnet stor høydeforskjell (vandringshinder) fra nedre til øvre del. På den nedre strekningen ved utløpet til Simoa var bekken kanalpreget og relativt dyp (0,7-0,8 m). Her var bunnen dominert av fint bunnsstrat som sand, leire og fin grus. Langs bekken var det også tett bevokst løv- og krattskog. Lenger opp mot vandringshinderet rant bekken igjennom et hogstfelt, hvor alt av vegetasjon var fjernet. Her ble bekken mer raskt rennende med grovere bunnsstrat. Den ble også grunnere og noe bredere. Her var det ingen kantvegetasjon eller gode gjemmesteder for fisken. En stor kulp skilte seg ut øverst på dette strekket. Denne kulp var ca 9 m<sup>2</sup> og rundt én meter dyp. Her stod det en del fisk. Herifra og oppover rant bekken i et smalt, ufremkommelig gjel, og endret fullstendig karakter. Ovenfor gjelet rant bekken som en kanal, sakte gjennom et kulturlandskap med dyrket mark på hver side, og med kantsoner bestående av en smal stripe løvskog. Substratet var delvis nedbrutt alloktont materiale, noe som dannet «sigebunn». Dybden lå mellom 0,5-1 m. I bekkens øvre del fantes nok et vandringshinder ved Overnveien, hvor det var anlagt et dreneringsrør. Her oppstod et fall som var for høyt til at fisk kunne forsere. Ovenfor Overnveien vekslet bekkens bunnsstrat mellom sand, grus og småstein og kulper av ulike størrelser. Her var bekken mye grunnere enn i de nedre delene (0,2-0,6 m), og svingte (meandrete) noe mer. Bekken rant gjennom granskog med lite solinnstråling. Et par hundre meter ovenfor Overnveien kommer Kolbergbekken inn i Overnbekken. Dette er en liten, grunnvannspåvirket bekk hvor det også er en del bekkerøye.



**Figur 10.** De to vandringshindrene i Overnbekken (gjelet nederst og rør med fall øverst). Øvre del regnes som ovenfor øverste vandringshinder (Overnveien). Fisk ble fanget nedenfor og ovenfor Overnveien. (Kartgrunnlag: Gulesider.no).





**Figur 11.** Overnbekken (nedenfor gjelet) etter første snøfall i november 2012.  
*Foto: Sven-Kato Ege.*

### **Hovinbekken**

Hovinbekken ligger ved Årvoll i Oslo kommune. Det ble fisket nedstrøms dammen ved Disen idrettsplass og nedover mot Trondheimsveien ved Brobekk. Den fiskede delen av bekken rant igjennom en liten dal som var tilknyttet et grøntområde, og som lokalt kalles "Bekkedalen". Bekken var forholdsvis raskt rennende i dette partiet, og småstein og større stein dominerte som substrattype. Større steiner skapte også ekstra turbulens i bekken. Bekken var grunn (0,2-0,5 m) og det fantes ikke noen særlige kulper med roligere vann. Tverrsnittet varierte fra 1-2 m. Dalen var preget av løvskog med flere varmekjære tresorter. I begynnelsen av november, da det ble prøvofisket, lå det mye blader og annet alloktont materiale i og rundt bekken. Hovinbekken er en urban bekk som ligger «midt» i byen, og blir påvirket av dette på mange måter, særlig vannkjemisk.



**Figur 12.** *Hovinbekken i Bekkedalen hvor det ble prøvefisket. Foto: Hovinbekken.com.*

### **Sulukolltjønn og Kvennebekken**

Sulukolltjønn ligger i Sauherad kommune (260 m.o.h) og har et overflateareal på 0,02 km<sup>2</sup>. Dette var et typisk dystroft vann. Vannet hadde to innløpsbekker og én av dem tilløp fra myr. Ellers dominerte bartrær omgivelsene rundt vannet, mens kantlinjen var dominert av torv. En god del vannvegetasjon. Utløpsbekken kalles Kvennebekken og hadde en høy fallgradient.

### **Stulstjønn**

Stulstjønn er et lite vann som ligger i Sauherad kommune, og har et overflateareal på 0,01 km<sup>2</sup>. Vannet hadde ingen innløps- eller utløpsbekk, og det totale vannbidraget kom fra myr og sig fra det omkringliggende nedbørsfelt. Barskog dominerte rundt vannet, og vannets kantlinje bestod av torvmose, samt noe vannvegetasjon. Vannet hadde klare dystrofe kjennetegn.



## **Åstjønn**

Åstjønn ligger i Sauherad kommune (ca. 400 m.o.h). Tjernet har et overflateareal på ca. 7700 m<sup>2</sup>. Vannet hadde ingen innløps eller utløpsbekk, så vannsaget kom fra omkringliggende områder. Området rundt tjernet var dominert av barskog, og er et typisk norsk skogstjern.

## **Lensmann-Svarttjønn**

Lensmann-Svarttjønn ligger i Sauherad kommune (ca. 430 m.o.h). Vannet har et overflateareal på 0,01 km<sup>2</sup>. Vannet hadde både innløps- og utløpsbekk. Hvor utløpsbekken rant ut hadde det dannet seg myr langs bekken. Lensmann-Svarttjønn er et dystroft vann som med stor begroing av torvmyr som var på grensen til å gro igjen. Noen steder skar fjellkanter rett ned i vannet og skapte lokalt dype forhold. Området er preget av barskog.

## 3 Metoder

### 3.1 Kartlegging av bekkerøye i Telemark

I Miljødirektoratets artdatabank (2) finnes en ufullstendig oversikt over bekkerøyelokaliteter i Norge, både med hensyn til hvor den har blitt satt ut, og hvor den fortsatt finnes i dag.

For å få en best mulig oversikt over dagens status gikk vi i mars 2012 ut i en rekke lokale og regional aviser i Telemark med informasjon om vår masteroppgave i håp om å nå fram til enkeltpersoner som kunne sitte med oppdatert lokalkunnskap om bekkerøyelokaliteter i fylket. I tillegg ble mange lokallag av Norges Jeger og Fiskeforening (NJFF) i fylket kontaktet, samtidig som enkeltmedlemmer av NJFF gikk ut på ulike sosiale medier og oppfordret andre til å innrapportere relevant informasjon om bekkerøye. Hovedinformasjonen vi ba om var:

- Navn på lokaliteten, kommune og GPS-posisjon,
- Navn, adresse og telefon/e-mail til rapportør.

Dette resulterte i et tjuetalls e-poster samt flere telefonhenvendelser. Alle interessante tips ble sjekket opp og rapportør ble kontaktet for videre samarbeid. Tips som var basert på gammel, ikke oppdatert dokumentasjon om tilstedeværelse, usikre observasjoner, eller upresise lokalitetsbeskrivelser, ble nedprioritert. Dette ville være for tids- og ressurskrevende å følge opp, selv om dette klart hadde bidratt til en mer fullstendig oversikt over dagens utbredelse av bekkerøye i fylket. Vi satte derfor følgende krav til lokaliteter som inngikk i vår undersøkelse:

- Tilnærmet sikker dokumentasjon av bekkerøye i dag
- Relativt enkelt å komme fram til
- Stor geografisk spredning

De to første kriteriene baserte seg på økonomiske og tidsmessige aspekter i henhold til vår masteroppgaves rammebetingelser, mens stor geografisk variasjon var faglig viktig for bedre å kunne besvare ulike problemstillinger i masteroppgaven, utover selve kartleggingen av bekkerøye i Telemark. Vi ønsket blant annet å studere ulikheter i fødevalg, trofisk posisjon ved bruk av stabile isotoper og kvikksølvkonsentrasjoner i bekkerøye innen samme lokalitet og mellom lokalitetene. I tillegg ble det gjort en fullstendig vannkjemisk kartlegging av hver undersøkt lokalitet (både med og uten bekkerøye), for å få en oversikt over de vannkjemiske forhold i bekkerøyelokalitetene.

### 3.2 Innsamling av fisk og prøvetaking

Det ble innhentet tillatelse fra Fylkesmannen i Telemarks miljøvernnavdeling for innsamling av bekkerøye i Telemark, mens det i Overnbekken ble gitt tillatelse fra Fylkesmannen i Buskerud. I Hovinbekken var vi sammen med Veterinærinstituttet som hadde godkjennelse fra Fylkesmannen i Oslo.

I perioden 5. juni - 8. november 2012 ble 23 lokaliteter prøvefisket, og i 15 av disse ble det fanget bekkerøye. To av disse lokalitetene lå ikke i Telemark, Overnbekken i Buskerud og Hovinbekken i Oslo. Disse ble inkludert fordi disse bekkerøyeutsettingene trolig er svært gamle (trolig før 1930) og derfor var et materiale HiT også ønsket seg med hensyn til senere kartlegging av genetikk hos norsk bekkerøye.

14 av lokalitetene med bekkerøye var små bekker hvor innsamlingen ble utført med elektrofiske (Geomega1400 V), mens én lokalitet var et lite tjern (Store Trytetjønn i Sauherad), hvor innsamlingen ble gjennomført med fiskegarn. Også i Norsjø ble det satt ut garn, og fanget kun fire individer av arktisk røye (*Salvelinus alpinus*). De ble undersøkt for parasitter, THg-konsentrasjoner og stabile isotoper ( $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ), men utelukket fra resultatene.

For å få et representativt materiale med fisk var målet å samle inn ca. 20 bekkerøyer fra hver lokalitet. Det viste seg å være vanskelig i flere av lokalitetene på grunn av lave tettheter. Antall innsamlet fisk fra de ulike lokalitetene varierer derfor fra 2 til 23 individer. I bekker med god bekkerøyebestand, ble de minste fiskene (< 10 cm) sluppet ut igjen da disse ikke hadde tilstrekkelig med materiale (fiskekjøtt) til analyse av både kvikksølv og stabile isotoper. De steder hvor bestandene var små, ble samtlige fangede fisk, uavhengig av størrelse, brukt for analyser. I tillegg til innfangning av fisk og vannprøvetaking, ble følgende lokalitetsinformasjon registrert:

- Vannstand/vannføring
- Bekkens morfologi
- Bunnsubstrat
- Vandringshindre
- Vannvegetasjon og kantvegetasjon
- Fordelingsestimater mellom bekkerøye og brunørret



**Figur 13.** Elektrofiske etter bekkerøye i Veumbekken i Fyresdal. Foto: Espen Lydersen.

Totalt ble det satt ut garn i 6 lokaliteter. Fargen på garnmonofilamentet som ble brukt var enten blåfarget eller grått. Garnene var 1,5 meter høye og 25 meter lange, og de ble satt ut enkeltvis fra land, bortsett fra i Norsjø hvor garnene ble lenket sammen og satt ut på ca 30 m dyp på en kjent røyelokalitet nord i innsjøen. Garnlenken bestod av 7 garn à 25 meter (2 x 26 mm, 3 x 29 mm og 2 x 35 mm). I Store Trytetjønn ble det satt ut 5 garn (1 x 21 mm, 2 x 26 mm og 2 x 29 mm), i Åstjønn 3 garn (2 x 21 mm og 1 x 26 mm, og i Lensmann-Svarttjønn 3 garn (3 x 21 mm). I disse lokalitetene ble garna trukket etter ett døgn. I Stulstjønn ble det satt ut 4 garn (3 x 21 mm x 1 x 26 mm) som ble tatt opp etter fem timer (kl: 10.00-15.00). I Store Sulukolltjønn ble det satt ut 7 garn (2 x 21 mm, 3 x 26 mm og 2 x 29 mm) som sto ute i to garnnetter.

Det ble konsekvent fisket nedenfra og oppover med el-apparatet. Strømstanga ble ført over hele bekkens tverrsnitt slik at fisket ble mest mulig effektivt. Når fisken var svimeslått ble den enten tatt opp ved hjelp av et nett som var spent over anoderingen eller av en person som gikk bak og håvet fisken. Fisken ble puttet i en bønne og umiddelbart avlivet med et slag til hodet. Unntaket var fisken i Hovinbekken, og noen individer fra Overnbekken, som ble avlivet med strøm. Fisken ligger da levende i en bønne med vann, og el-apparatet holdes i bønna til fisken er

død. Disse fiskene ble også fiksert direkte på sprit i 1 L plastflasker med skrukork. Dette var sprit som vi fikk fra veterinærinstituttet i Oslo og det var kun i disse to lokalitetene at denne type avlivning og konservering ble brukt. Fisken ble håndtert svært forsiktig for å unngå at eventuelle ektoparasitter ikke skulle falle av. Fisken ble transportert i bøtte eller plastboks fra lokaliteter hvor disseksjon, pakking eller konservering ikke ble gjort på stedet. Disseksjon av fisk ble i all hovedsak foretatt ved Høgskolen i Telemark, avd. Bø, med unntak av fisk fra Tandrebek, Veumbek og Dyralsåi/Storebek, hvor dette ble utført i felt. Fisken ble veid (Phillips digitalvekt: usikkerhet  $\pm 1$ g) og lengdemålt (målebrett med mm mål). Finnene ble deretter kuttet av og lagt på små glass eller plastflasker med 90 % sprit, og deretter lagret på kjølerom. Spiserør, magesekk, innvoller/tarm og gonader ble tatt ut og lagt på sprit (<sup>m</sup>/løpenummer), mens resten av fiskekroppen ble lagt i separate plastposer (merket med et unikt løpenummer og dypfrost (-18<sup>0</sup>C)).

**Tabell 1.** Oversikt over antall bekkerøye fanget i de ulike lokalitetene, sommer/høst 2012. Røyene fra Norsjø (4) er arktisk røye.

Lokalitet	Kommune	GPS-posisjon	Fangstdato	Antall
Tandrebek	Bø	N 59° 24,078', E 9° 2,947'	05.06.2012	20
Borgjaevju	Bø	N 59° 23,890', E 9° 2,947'	12.06.2012	1
Dyralsåi	Vinje	N 59 37,369, E 8 11,103	12.08.2012	14
Storebek	Vinje	N 59 37,277, E 8 11,156	12.08.2012	7
Store Trytetjønn	Sauherad	N 59 30,504, E 9° 24,182	15.08.2012	2
Trytetjønnbekken	Sauherad	N 59° 31,145', E 9°25,363	15.08.2012	9
Sembekken	Skien	N 59° 14,444', E 9° 36,794'	29.08.2012	8
Veumbekken	Fyresdal	N 59° 16,326', E 8° 4,623'	06.09.2012	21
Lystjerkbekken	Siljan	N 59 17,236, E 9 44, 554	20.09.2012	21
Bekk Øvre Rautjønn	Nissedal	N 58 58, 893, E 8 39,841	21.09.2012	21
Rossåna	Nissedal	N 58 57, 210, E 8 39, 936	21.09.2012	11
Djupetjønnbekken	Hjartdal/Tinn	N 59 50, 721, E 8 46, 639	05.10.2012	22
Rekatjønnbekken	Nome	N 59 15, 431, E 9 5, 138	07.10.2012	4
Overnbekken	Åmot/Buskerud	N 59 56, 031, E 9 53, 369	31.10/8.11.2012	23
Hovinbekken	Oslo	N 59 56, 743, E 10 49, 284	08.11.2012	23
Norsjø	Sauherad	N 59 21, 644, E 9 12, 128	30.10.2012	4
<b>Totalt</b>				<b>211</b>

### 3.3 Vannprøvetaking

Det ble tatt vannprøver i alle de 23 undersøkte lokalitetene (én vannprøve per lokalitet), samtidig med fiskeinnsamlingen. Vannprøver ble samlet inn på vasket 1 L plastflasker, og satt på kjølerom umiddelbart etter tilbakekomst fra felt. Prøveflasken ble skyllet tre ganger med prøvevann før vannprøven ble tatt.

### 3.4 Parasittundersøkelser

Bekkerøya er en innført art fra Nord-Amerika og det var derfor interessant å undersøke den for eventuelle endo- og ektoparasitter den kunne være bærer og spredder av. Dette knyttet seg spesielt til lokaliteter hvor bekkerøye levde sympatrisk med ørret, eller hvor vassdraget var tilknyttet anadrom strekning. Samtidig er det gjort få og geografisk begrensede undersøkelser omkring bekkerøyas endo- og ektoparasittforhold i Norge. Fra Nord-Amerika foreligger det flere studier (Muzzall 2007) knyttet til bekkerøyas parasittforhold. Av den grunn var det interessant å se hvordan status var i en større geografisk skala. Endo- og ektoparasitter finnes tilnærmet på alle ville bestander av laksefisk (Willers 1981). Ektoparasitter har generelt en direkte livssyklus med én vert, mens endoparasitter har en indirekte livssyklus som krever to eller flere verter (Esch & Fernández 1993). Det er stor variasjon blant endo- og ektoparasitter knyttet til grad av vertsspesifitet (Willers 1981). Endoparasitter lever i celler, vev, organer eller i blodet hos verten. Ektoparasitter lever på overflaten av verten, gjerne på finner, gjeller, munn eller selve skinnoverflaten (Lawrence 2005).

Opplæring i deteksjon av parasitter ble gitt av seniorforsker Tor Atle Mo på Veterinærinstituttet i Oslo. Her ble det vist hvordan man skulle behandle fisk og parasitter, og hvordan de ulike parasittene så ut. Ektoparasitter som *Gyrodactylus spp.* vil i utgangspunktet kunne sitte på hele fiskekroppen, men i hovedsak på finner og steder hvor de ikke lett faller av. Robertsen et al. (2006) har blant annet vist at det ikke er nødvendig å sjekke hele fiskekroppen for parasitter hvis fisken er infisert. Derfor ble det lagt vekt på å studere finnene og områdene rundt disse. Metodene som ble vist på Veterinærinstituttet ble senere brukt ved tilsvarende laboratorieundersøkelser i Bø. Alle finnene ble lagt i en petriskål med vann og studert nøye på begge sider under stereolupe (Gundersen & Løken instrumenter A/S. 0,5-5x) sammen med en ekstra lyskilde. Vannet bidrar til at lyset brytes bedre, og det blir lettere å se finnenes overflate.

Urmakerpinsetter ble brukt for å optimalisere prøvetaking av parasitter på finner. For mest effektiv og skånsom behandling av parasitter ble det brukt pipette for å overføre parasittene til eppendorfrør (1,5 ml.). Rørene ble grundig merket på side og topp med fiskens unike

løpenummer og et tilnærmet antall parasitter i røret. Eppendorfrørene ble deretter lagret på kjølerom inntil de ble sendt til Veterinærinstituttet for endelig identifisering.

Fiskene ble visuelt undersøkt for mulige endoparasitter i forbindelse med at magesekk, organer og gonader ble tatt ut.

### 3.5 Aldersbestemmelse

Otolittene (øresteinene) ble tatt ut av fisk som var halvtint. I en slik tilstand er all væske og bløte organer (hjerne) i relativt fast form, noe som bidrar til mindre søl og lettere lokalisering av otolittene.

Otolittene ble dissekert ut ved at hodet ble delt på langs (vertikalsnitt) med en skarp kniv eller skalpell, avhengig av fiskens størrelse. Det er viktig at snittet blir satt nøyaktig og midt mellom øynene på fisken. Kniven trykkes hardt og loddrett ned til knivspissen treffer svelget bak i underkjeven og skallen deles forsiktig nedover mot snuten. Er snittet satt skjevt vil knivbladet i mange tilfeller treffe otolitten som lett ødelegges eller blir vanskelig å finne. Med et optimalt snitt skal otolittene kunne plukkes ut fra hver sin hodehalvdel med pinsett. Selve otolitten hviler i et lite hulrom som ses når skallen er delt. Det er en stor fordel å ha begge otolittene tilgjengelige, da den ene otolitten ofte er mer lesbar enn den andre samt at det finnes én ekstra otolitt som kontroll. Otolittene ble lagt i skjellprøvekonvolutter merket med løpenummer og lagret fram til aldersbestemmelse.

Før selve aldersbestemmelsen ble otolitten brent over en propanbrenner, lagt mellom et papir og delt i to med skalpell. Metoden er beskrevet av Christensen (1964). I de hyaline sonene (mørke soner) er innholdet av karbon større enn i de opake (lyse områder). Ved brenning av otolitten blir de hyaline sonene mørkere slik at de lettere skiller seg fra de opake ”sommersonene” (Borgstrøm & Hansen 2000). De delte otolittene ble deretter plassert i et egnet kitt i en glasskål med 1,2 propandiol (forbedrer visibiliteten) og undersøkt med lupe. 207 fisk ble aldersbestemt, ut ifra én eller to otolitter.

### 3.6 Kvikksølv (Lumex-915 og ICP-MS)

Det er en klar sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon (THg), trofisk posisjon ( $\delta^{15}\text{N}$ ), diett ( $\delta^{13}\text{C}$ ), alder, lengde og vekst hos rovfisk (Bjerregaard 2005, Moseby 2011, Svae 2011). EU's mattrygghetsorgan (EFSA(3)) har senket grensene for ukentlig inntak av metylkvikksølv (MeHg) fra 1,6 ppm THg/Kg til 1,3 ppm THg/Kg våtvekt (vv). Mattilsynet

har satt grenseverdien for MeHg i fisk til 0,5 ppm THg/Kg (vv). Ut i fra disse anbefalingene og bekkerøyas potensial som matfisk ble THg-konsentrasjon målt.

Kvikksølv (Hg) blir omsatt i naturen som elementært kvikksølv ( $\text{Hg}^0$ ), divalent kvikksølv ( $\text{Hg}^{2+}$ ) og MeHg (Ullrich et al. 2001, Bjerregaard 2005). Dannelsen av MeHg skjer ved hjelp av bakterielle prosesser i vann og jordsmonn (WHO 1990, Clarkson 1992). I mange akvatiske systemer er det svovelreducerende bakterier som står for metyleringen av uorganisk kvikksølv under anaerobe forhold (Compeu & Bartha 1985). Bekker er mer mottakelige for sesongvariasjoner og lokale fysiske forstyrrelser enn innsjøer (Chasar et al. 2009). Lav pH og hyppige fluktuasjoner i vannstand (regulering, flom), og tilgangen på nitrogen (N) påvirker også metyleringen positivt (Clarkson 1992, Brigham et al. 2009, Braaten 2014). Hg-konsentrasjoner i invertebrater, byttefisk og rovfisk i bekker, korrelerer sterkt med andelen våtmark i nedbørsfeltet. Dette skyldes at våtmark (myr) er en viktig kilde til MeHg og DOC (løst organisk karbon) (Chasar et al. 2009, Grigal 2002). Braaten et al (2014) fant at DOM (løst organisk materiale) spiller en viktig rolle for transport av MeHg, i tillegg til at det er et vesentlig substrat for metyleringsprosessen. MeHg kommer inn i næringskjeden ved diffusjon, og bindes deretter sterkt til svovelholdige aminosyrer i protein (WHO 1990).

Ved kvikksølvanalyser er det vanlig å analysere for THg (Moseby 2011). MeHg biomagnifiseres oppover i næringskjedene og i fiskespisende fisk utgjør MeHg 90-95 % av THg i fisken (Bjerregaard 2005). 209 av 211 innsamlede fisk (inkl. arktisk røye) ble analysert for THg. Analysene ble gjort med oppmalt, frysetørket fiskepulver. Våtvekt (vv) ble tilbakeregnet ved å veie opp fiskekjøtt (vv) fra ti vilkårlige bekkerøyer som deretter ble frysetørket og veid opp på ny. Gjennomsnittet av differansene for vekttapet mellom våtvekt og tørrvekt ble til slutt utregnet, og vi fant en forskjell på faktor 4,7. Verdier for THg (vv) er oppgitt i vedlegg 8.1.

Den interne THg-analysen ble utført ved Høgskolen i Telemark (HiT) på en Lumex Hg-analysator type Pyro-915. I dette analyseapparatet blir fiskekjøttet forbrent ved ca. 700 °C, slik at alle kvikksølvkomponenter blir frigjort og målt med atomabsorpsjonsspektrofotometri ved 254 nm. Spektrofotometeret har en Zeeman-korrektor som eliminerer bakgrunns absorpsjon og sørger for målinger uten påvirkning av urenheter. Før analysering ble det veid inn to standardprøver (ca. 1 mg pulver) av tunfisk med kjent konsentrasjon (ERM-CE 464) for å kalibrere analysatoren. Et avvik på maksimalt 5 % fra standardprøven ble akseptert som feilmargin.

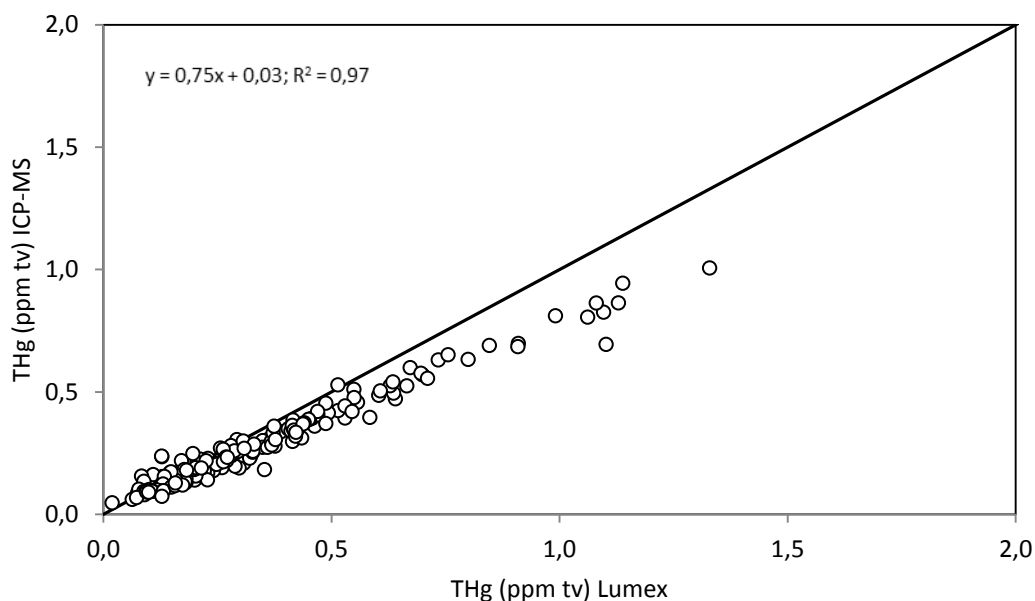


Til analyse av THg i fiskemuskel ble det tatt ut ca 1 g prøve som ble nøyaktig innveid (nøyaktighet 0,1 g) før analyse. På grunn av problemer med THg-analysatoren, og reanalyse av ikke tørket materiale, ble det store variasjoner i THg-konsentrasjonene basert på våtvekstanalysene. Vi valgte derfor å frysetørke fiskekjøtt før analyse av THg. Til tørrvektsanalysene ble det veid inn ca 1 mg (nøyaktighet 0.01 mg). Kwartsholderne med tørket fiskekjøtt ble deretter satt inn i Lumex-analysatoren. To parallelle prøver fra hver fisk ble analysert, og gjennomsnittet for disse to analysene ble brukt som analyseverdi. På denne måten reduseres risikoen for avlesningsfeil på utstyret og nøyaktigheten økes. Nøyaktigheten og verdiene forbedret seg betraktelig ved bruk av pulverisert/tørket fiskemuskel.

Det foreligger også THg fra ekstern ICP-MS-analyse utført <sup>v</sup>/ NTNU i Trondheim. Her er også 208 av 211 fisk (inkl. arktisk røye) representert i prøvematerialet. For ICP-MS ble det veid inn ca. 1,5g fiskemuskel fra hver enkelt fisk for frysetørring, og prøvene ble lagt på nummererte glass og sendt til NTNU.

ICP-MS står for induktivt koblet plasma massespektrometri. Metoden er en instrumentell kjemisk analysemetode for bestemmelse av grunnstoffer og dets isotoper. Et spekter av ca. 75 grunnstoffer og ca. 300 isotoper (4-238 u) kan bestemmes samtidig. Deteksjonsgrensene for ICP-MS ligger rundt pg/ml ( $10^{-12}$  g/ml) for vandige løsninger av grunnstoffer (4). En prøve av løsningen blir pumpet inn i plasmaet via en forstøver som danner en fin aerosol av løsningen. Løsningen blir transportert gjennom plasmaet, og prøvekomponentene blir atomisert og ionisert ved høy temperatur. En liten del av atomene/ionene eksiteres og faller tilbake til grunntilstanden, og gir opphav til karakteristisk elektromagnetisk stråling. En smal stripe av den ioniserte gassen fra plasmaet (holdes ved én atmosfæres trykk) føres via en liten åpning inn i massespektrometeret (som opereres under et høyt vakuum) (4). Massespektrometeret ioniserer prøven, og molekyler fra prøven brytes opp i ladete fragmenter. Disse separeres med hensyn til deres masse-per-ladning(m/z) ratio ved hjelp av et elektrisk eller magnetisk felt. Ioner med liten masse avbøyes mer enn tyngre ioner (Grønneberg et al. 2002) En detektor mottar ionesignaler proporsjonale med konsentrasjonen (5).

Resultatene fra ICP-MS samsvarer med den interne THg-analysen (Lumex 915-analysatoren) <sup>v</sup>/HIT avd. Bø. (figur 14). THg-målingene fra Lumex-analysatoren vil derfor bli brukt videre i denne oppgaven, og nivåene er oppgitt i tørrvekt (tv).



**Figur 14.** Sammenhengen mellom konsentrasjon av THg i fiskemuskel (ppm tv) målt på Lumex 915 (HiT) og ICP-MS (NTNU i Trondheim).  $N = 205$ .  $p < 0,05$ .

### 3.7 Stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ ) og analyser av mageinnhold

Stabile isotoper av  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$  er et godt verktøy for å fremskaffe en oversikt over arters trofiske plassering i et næringsnett og hvilke karbonkilder som benyttes i lotiske og lentiske systemer (Peterson & Fry 1987, Vander Zanden & Rasmussen 2001, Post 2002). Rybczynski et al. (2007) peker på styrken ved bruk av mageprøveprøveanalyser i kombinasjon med  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ , hvor mageprøvene gir et øyeblikksbilde av fiskens diett, mens nitrogen- og karbonisotopene integrerer variasjoner over et lengre tidsrom.

Ved fotosyntese skjer det en karbonfraksjonering. Plantene tar inn  $\text{CO}_2$  fra luften, og omdanner den til sukker. Enzymet i denne prosessen har en større affinitet for  $^{12}\text{CO}_2$  enn  $^{13}\text{CO}_2$ . (Gannes et al. 1998) Dette gjør at plantene blir anrikt på den lettere isotopen. I akvatiske systemer er det i hovedsak tre primære kilder til organisk karbon. Det er planteplankton, påvekstalgler og terrestrisk materiale. Denne oppgaven omfatter i særlig grad lotiske systemer, hvor påvekstalgler og terrestrisk materiale dominerer. Våre terrestriske planter ( $\text{C}_3$ -planter) har åpne systemer hvor  $\text{CO}_2$  slippes ut igjen. Plantematerialet blir derfor anrikt på den lette isotopen, og man får relativt lave  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier (-29 - -26 ‰). I motsetning til terrestriske planter har påvekstalgler stor motstand for diffusjon av  $\text{CO}_2$  i vann. Selv med en effektiv tilførsel av  $\text{CO}_2$  er dette under grensen for optimal vekst (Turner et al. 1994). Ved

nødvendig gjenbruk av fraksjonert  $\delta^{13}\text{C}$  får påvekstalgene det nødvendige  $\text{CO}_2$ . Det betyr at isotopofraksjoneringen i forbindelse med påvekstalgens fotosyntese blir redusert, noe som medfører at  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen i dette organiske karbonet blir høyere (-22 - -18 ‰) enn for terrestriske planter (France 1997). Konsumenter har et variert empirisk spenn i sin  $\delta^{13}\text{C}$ -fraksjonering. Generelt øker  $\delta^{13}\text{C}$  lite med trofisk posisjon (ca 0,4 ‰), men skiller tydelig på karbonkilder (Vander Zanden & Rasmussen 2001, Post 2002). Slik kan man bruke karbonkilder som indikasjon på hvilke type vegetasjon som er viktigst i fiskens næringsnett (France 1997).

Planter fraksjonerer ikke nitrogen ved opptak av nitrat fra jorda. Det betyr at nitrats nitrogenSignatur overføres til planten. Variasjon i nitrogenkilder vil kunne gi distinkte isotopfraksjoner. Det betyr at nitrogenfikserende og ikke-fikserende planter ved samme lokalitet, og forskjellige jordarter har ulike  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen.  $\delta^{15}\text{N}$  blir også brukt i undersøkelser av antropogene forhold i akvatiske systemer (Cabana & Rasmussen 1996). Det er fordi  $\delta^{15}\text{N}$  i nitrat fra menneskeskapt kilder er høyere enn nitrat dannet fra luftas nitrogen. Nitrogenfraksjonering fremstår også ulikt mellom konsumenter.  $\delta^{15}\text{N}$  i akvatiske næringskjeder øker gjennomsnittlig med 3,4 ‰ for hvert trofiske nivå (Vander Zanden & Rasmussen 2001, Post 2002). Ulike signaturen mellom de trofiske nivåene forårsakes av fraksjonering under deaminering og transaminering. Deaminering og transaminering av aminosyrer favoriserer til en viss grad aminogrupper med den lette  $\delta^{14}\text{N}$ , slik at ekstrahert nitrogen anrikes på  $\delta^{14}\text{N}$  i forhold til  $\delta^{15}\text{N}$ . Tilbake i organismene vil da andelen  $^{15}\text{N}$  øke noe i forhold til  $^{14}\text{N}$ , slik at proteinene i organismene derfor får en høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen. Denne anrikningen er empirisk kvantifisert til å være ca 3,4 ‰ per trofiske nivå (Post 2002).

Bekkens morfologi påvirker i stor grad hvilke sammensetning invertebratsamfunnet har (Vannote et al. 1980). Insektfaunaen i lotiske systemer er dominert av yngre stadier av døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*), vårfluer (*Trichoptera*), mudderfluer (*Megaloptera*), biller (*Coleoptera*) og noen former av tovinger (*Diptera*) (Wetzel & Likens 1979). Deres ulike forusjeringsstrategier og karbonkilder gir distinkte  $\delta^{15}\text{N}/\delta^{13}\text{C}$ -signaturen mellom hver enkelt bekk. Primærkonsumenter påvirket av antropogene forhold vil i samme grad ha ulike  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen knyttet til det miljøet de lever under, og kan brukes som indikatorer. Det skyldes at  $\delta^{15}\text{N}$  i nitrat fra antropogene kilder er høyere enn nitrat dannet fra luftas nitrogen (Cabana & Rasmussen 1996, Vander Zanden et al. 2005). Av den grunn er det hensiktsmessig å bruke primærkonsumenters  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen for å beskrive lokalitetens ulike trofiske posisjoner og næringsnett.

Fordi det ikke ble foretatt baselinjekorrigerings av  $\delta^{15}\text{N}$  i bekkerøye ved bruk av analyserte  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier i akvatiske primærkonsumenter fra de ulike lokalitetene, er det ikke mulig å si eksakt noe om hvilket trofisk nivå bekkerøyene befinner seg på. Ut ifra mageprøvene er det sikkert at bekkerøya ikke er en plantespiser (primærkonsument). Byttedyrene må derfor være akvatiske og terrestriske primær- og sekundærkonsumenter, eller befinne seg på enda høyere trofisk nivå enn sekundærkonsumentene. Fordi vi ikke har samlet inn bunndyr og analysert på stabile isotoper av disse, har vi antatt at den bekkerøya som har lavest  $\delta^{15}\text{N}$  i hver bekkerøyelokalitet også er den bekkerøye som befinner seg på laveste trofiske nivå i lokaliteten. I stedet for å baselinjekorrigere  $\delta^{15}\text{N}$  i fisk ved bruk av  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen i potensielle akvatiske og terrestriske byttedyr som vanligvis gjøres, har vi baselinjustert bekkerøyene i hver enkelt bekk, ved å subtrahere  $\delta^{15}\text{N}$  verdien i den lavest målte bekkerøya i hver lokalitet, fra målt  $\delta^{15}\text{N}$  verdi i hver av de andre bekkerøyene fra samme lokalitet. På den måten vil vi kunne få et godt bilde av variasjonene i trofisk nivå mellom bekkerøyene innen hver lokalitet og mellom de ulike bekkerøyelokalitetene. Dette er nødvendig da det vil kunne være store forskjeller i uorganisk  $\delta^{15}\text{N}$  i de ulike bekkene som følge av ulike nitrogenkilder som ammonium og nitrat. Det vil kunne medføre store forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i bunnen av næringskjeden, som videre vil manifestere seg oppover i næringskjeden (Vander Zanden & Rasmussen 1999). Metoden kan være et alternativ for lokaliteter hvor man ikke har fanget inn primærkonsumenter. Bestandstettheten varierer i mange lokaliteter, men sjansen for å finne individer som er på tilnærmet primærkonsumenters  $\delta^{15}\text{N}$ -nivå vil øke med varierende alderssammensetning og samplestørrelse fra hver lokalitet.

209 individer (inkl. arktisk røye) ble analysert for stabile isotoper ( $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ). Fra hver fisk ble det skåret ut en 0,5 g beinfri, dorsal fiskemuskel, som ble lagt på nummererte plastglass. Prøvene ble frysetørket (Heto Lyolab 3000) ved  $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$  i 1 døgn og homogenisert. For bestemmelse av  $^{15}\text{N}$  og  $^{13}\text{C}$  ble ca. 1 mg prøvemateriale veid inn (Sartorius AX 124 120g +/- 1 mg) og overført til en 5 x 9 mm tinnkapsel. Kapselen lukkes og presses sammen til en klump. Kapslene plasseres i en Carlo Erba NCS 2500 elementanalysator. Prøvene forbrennes med  $\text{O}_2$  og  $\text{Cr}_2\text{O}_3$  ved 1700 grader, og  $\text{NO}_x$  reduseres til  $\text{N}_2$  med Cu ved  $650\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Forbrenningsproduktene separeres i en poraplot Q kolonne og overføres direkte til et Micromass Optima isotopmassespektrometer for bestemmelse av  $^{15}\text{N}$  og  $^{13}\text{C}$ . Duplikater analyseres rutinemessig for hver tiende prøve. Forholdet mellom stabile isotoper av karbon og nitrogen ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) rapporteres i promille og det benyttes betegnelsen  $\delta$  i henhold til

følgende likning:  $\delta^{13}\text{C}$  eller  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) =  $[(R_{\text{prøve}}/R_{\text{standard}})-1] \times 1000$ , der R representerer forholdet mellom tung og lett isotop ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ). Positiv  $\delta X$ -verdi betyr at prøven inneholder mer av den tunge isotopen enn av standarden (Gannes et al. 1998) Alle isotopverdiene refererer til primære standarder. For karbon er dette et marint karbonat, Pee Dee Belemitt (Craig 1953), og for nitrogen atmosfærisk luft (Mariotti 1983). Internasjonale standarder analyseres samtidig med prøvene for hver tiende prøve.  $\delta^{15}\text{N}$ -resultatene kontrolleres med analyser av IAEA-N-1 og IAEA-N-2 standarder.  $\delta^{13}\text{C}$ -resultatene kontrolleres med analyser av USGS-24 grafittstandard. IFEs verdier kontrolleres også mot en husstandard av ørretfilet (norsk brunørret).

Mageprøveanalyser kan gi nyttig informasjon om variasjoner i diett hos bekkerøye i enkeltvassdrag og mellom vassdrag. For mageanalyser ble både magesekk og spiserør skåret opp og tømt for innhold. Dette ble lagt i en petriskål fylt med vann, for å vaske ut og skille ulikt bytte fra hverandre. Magesekken og innvoller ble lagt tilbake på sprit etter at innholdet var tatt ut. Mageinnholdet fra hver fisk ble analysert på fyllingsgraden (NINA-skala: 0-5), hvor 0 var tom og 5 var utspilt/full. Alt som ble funnet av byttedyr (insekter, fisk osv.) ble forsøkt bestemt til nærmeste orden eller klasse, mens det i enkelte tilfeller (øyenstikkere (*Odanata*), vannkalver (*Dystiscidae*) etc.) var mulig å artsbestemme byttedyr. I noen bekkerøyer bestod mageinnholdet av en uidentifiserbar masse av ulike insekter. Andre hadde 2-3 store, og lett identifiserbare byttedyr i magen. Det som var halvfordøyd og vanskelig å bestemme ble karakterisert som «uidentifisert». Det ble også lagt vekt på å skille mellom primær- og sekundærkonsumenter innen kategoriene akvatiske og terrestriske byttedyr. Stabile isotopanalyser av karbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) i fiskekjøtt vil kunne påvise slike forskjeller hvis slike fødevanepreferanser foregår over en viss tid. Samtidig vil stabile isotopanalyser av nitrogen ( $\delta^{15}\text{N}$ ) kunne påvise om ulike individer befinner seg på ulike trofiske nivåer i næringskjeden samt skille antropogent påvirkede lokaliteter mot uberørte. Fordeling av ulike byttedyr ble angitt i prosent, basert på hvilket volum de ulike fødekategoriene var representert med i magesekk. For eksempel ville mange maur (høyt antall byttedyr) utgjøre samme volum som en mellomstor sommerfugllarve. Volumprosenten av det som var uidentifiserbart eller vanskelig å identifisere ble også anslått. Presisjonsnivået for volumberegningene av byttedyr var på ca. 10 %. Bidrag under dette ble ikke notert. Antallet bekkerøyer med mageinnhold som var tilknyttet én eller flere av kategoriene (terrestrisk, akvatisk eller uidentifiserbart) ble notert uavhengig av prosentandel. Deretter ble antallet fisk med terrestrisk eller akvatisk volumprosent anslått. Antallet fisk med varierende volumprosentandel (10-90 %) terrestriske

og akvatiske matkilder som var uidentifiserbart ble også notert. 207 bekkerøyer ble undersøkt for mageinnhold.

### 3.8 Trofisk magnifiseringsfaktor (TMF)

Stigningskoeffisienten for en lineær regresjon mellom  $\log_{10}$  transformert konsentrasjon av Hg (Log [Hg]) i biologisk materiale (som fisk), og konsentrasjonen av  $\delta^{15}\text{N}$  i fisk benyttes ofte til å vurdere Hg-akkumulering oppover i næringskjeden (Lavoie et al. 2013). Stigningstallet vil i utgangspunktet bli det samme om en bruker frysetørket (tv) eller ferskt materiale (vv), så lenge alle analyser som sammenliknes er på enten tørrvekt eller våtvektbasis. Stigningstallet for den lineære regresjonen kan deretter benyttes til å beregne oppkonsentrering av Hg per trofisk nivå (TMF= trofisk magnifiseringsfaktor) etter følgende likning:

$$\text{TMS} = 10^{(b*3,4\% )}$$

Basert på en verdensomspennende sammenlikning av 69 undersøkte lokaliteter, fant Lavoie et al. (2013) at stigningskoeffisienten for Log [THg] i forhold til  $\delta^{15}\text{N}$  var 0,12 i lotiske systemer.

For beregning av TMF bør arter eller individuelle organismer strekke seg over tre trofiske nivåer slik at biomagnifiseringspotensialet for THg bedre kan kvantifiseres (Borgå et al. 2012).

### 3.9 Statistikk

Statistiske analyser ble i hovedsak utført med Minitab 16, JMP og Microsoft Excel 2010. For enkelte data ble det utført logtransformasjoner for å bedre materialets normalfordeling. Korrelasjons- og regresjonsanalyser ble brukt for å teste variablers forhold, og anta sammenhenger mellom disse. Det ble i stor grad benyttet generell lineær regresjon, men i grafer knyttet til vekst ble eksponentialfunksjon anvendt. For å validere regresjonsanalysene ble nøkkeltall som p-verdi (signifikans) og  $R^2$  (regresjonskoeffisient) brukt. One-way ANOVA og Student's t-test ble brukt ved sammenlikninger av signifikant normalfordelte parametere vurdert på grunnlag av Anderson-Darlings normalitetstest. For ikke normalfordelte parametre ble Kruskal-Wallis benyttet for å teste om ulike variabler var signifikant forskjellig eller ikke. Signifikansnivået har blitt satt til  $p < 0,05$ .

Av hensyn til vesentlige forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  og THg i Overnbekkens øvre og nedre del grunnet fysiske barrierer (vandringshindre), ble bekken behandlet som to statistisk forskjellige lokaliteter.

## 4 Resultater

### 4.1 Om bekkerøya

Etter forslag fra fiskerinspektøren bevilget Stortinget i 1882 kr 300,- til innførsel av kanadisk bekkerøye i Norge. Et parti på 21000 rogn ankom i mars måned 1883. Av dette partiet med rogn lyktes det å klekke ut 7430 yngel av bekkerøye, som på vårparten ble fordelt ut i tre anlagte dammer på Kjekstad i Røken, i Fron og i Dalbo i Bærum (Landmark 1886). Fiskeriinspektøren forklarer videre i sin innberetning at utsettingene i disse dammene måtte ansees som vellykkede da fisken ble kjønnsmoden og reproduserte. Etter tre somrer ble det fanget fisk som målte 275mm, noe som tyder på god vekst. Det ble deretter hentet ytterligere 30000 rogn fra den gytemodne fisken i dammen på Røken som igjen ble sendt rundt til ulike deler av landet. Til sammen ble det klekket i overkant av 120000 rogn fra denne dammen i perioden 1885-1890 (Landmark 1894).

Bekkerøye er opprinnelig en Nordamerikansk fiskeart som er innført i Norge, og som nå finnes på samtlige kontinent (McCrimmon & Campbell 1969, Qvenild 1986). Den tilhører laksefamilien (Salmonidae), og har de kjennetegn som karakteriserer denne familie (Vladykov 1954, Grande 1960). Den tilhører røyselekten *Salvelinus*, og skiller seg dermed fra slekten *Salmo* ved å ha mer enn 200 skjell i sidelinjen (Eddy & Surber 1947, Vladykov 1954). Artsnavnet *fontinalis*, som på latin betyr kilde (fontikulus), har den fått fordi den prefererer kaldt og klart oppkommevann (Grande et al. 1980). Den er som andre laksefisker også kaldstenoterm. Det vil si at den trives best eller tolererer godt temperaturer innenfor et relativt lite temperaturintervall. Overstiger temperaturen 20 °C i lengre perioder er den avhengig av tilfluktssteder med kaldere vann (Kleven & Matzow 1993). Øverste tålegrense for yngel av bekkerøye (0+) er funnet til å være 25,3°C (Fry et al. 1946).

Morfologisk er bekkerøye ganske lik ørret og røye (*Salvelinus alpinus*). Hodet er noe større enn på vanlig røye og halefinnen er rettere avskåret. Det er primært fargene på kroppen og marmoreringene på ryggen som skiller den fra sine slektninger. Den har både gule, lysegrønne og røde prikker på sidene, hvor de røde prikkene er omgitt av en blå ring. Fargen på siden kan variere litt ut i fra leveområde, men er som regel lysegrønn eller mørk. Nedover mot buken er den gul, rød eller rosa avhengig av modenhet, leveområde og kjønn. Fargen på undersiden av buken er hvit, grå, svart eller har en kombinasjon av disse. Finnene har den karakteristiske hvite kanten som røyene har og et tydelig svart bånd på innsiden. Som yngel har den mørke «fingermerker» langs sidene, noe som er typisk for lakseslekten.



**Figur 15.** Kanadisk bekkerøye. Foto: Grunde Åsveen.

Bekkerøya har kortest levetid av samtlige røyearter og blir sjeldent eldre enn 4 år i naturen (Power 1980, Qvenild 1986). Grunnen til dette kan være at den er relativt enkel å få på sportsfiskerutstyr og fordi den i små bekker ofte er utsatt for predasjon av mink og fugl (Grande 1976, Power 1980, Eken 1988). Unntaket er småvokste bestander i høyereliggende og næringsfattige områder hvor fisken kan bli eldre (Qvenild 1986). Rossåna i Nissedal kommune er et eksempel på en slik bestand. Disse bestandene er noe mer isolerte og sportsfiske foregår nok sjeldnere der enn i mer sentrale strøk. Det er registrert bekkerøye som har blitt 15 år gammel. Dette var utsatt fisk i en høytliggende, alpin innsjø i California (MCafee 1966).

Bekkerøye vokser forholdsvis raskt hvis næringstilgangen er god og tettheten av fisk ikke er for stor (Qvenild 1986). I tillegg vil stabile temperaturforhold favorisere fiskens vekst i motsetning til steder hvor vanntemperaturen fluktuerer (Chadwick Jr. 2012). Det er allikevel stor forskjell på fisk som blir satt ut i et fisketomt vann eller tjern, og fisk som lever i små bekker eller elver. I et fisketomt tjern er det som regel et næringsoverskudd og ingen konkurranse, og hvis det ikke blir satt ut for mange fisk vil ofte vekstforholdene være gode (Qvenild 1986). Settefisk på ca. 5 cm (0+) kan allerede etter andre vekstsesong (2+) ha nådd lengder mellom 15-28 cm (Qvenild 1986). Et prøvefiske i Slordammen i Fet gav en fangst på 17 fire vintre gamle (4+) bekkerøyer som hadde nådd en gjennomsnittslengde på 39 cm og snittvekt på 855g (Qvenild 1986). Grande (1976) registrerte vekter opp mot 900 g etter tredje vekstsesong. I bekkene er veksten vesentlig dårligere, og småvokste bestander er gjennomgående. Det kan være flere grunner til dette. Blant annet har bekkerøye ulike livsstrategier som gjør at de utvikler seg på forskjellige måter (Power 1980). Noen er stasjonære, mens andre er mer mobile med regulære vandringer mellom føde-, overvintrings- og gyteområder (Power 1980, Qvenild 1986, Riley et al. 1992). Oftest skjer utvandringen fra bekk til vann eller innsjø, noe som resulterer i større leveområder med bedre vekst, lavere



dødelighet og større fisk (Power 1980). Stasjonære bekkerøyer har ikke denne muligheten for utvidelse av leveområde. Disse vandrer derimot en del i den bekken de lever i, og særlig er dette fremtredende fram mot gytetida om høsten (Eken 1988). En slik stasjonær levemåte resulterer ofte i næringsmangel i små bekker med stor tetthet av fisk, noe som er beskrevet av Grande (1960) som dokumenterte en stagnasjon i vekst for bekkerøye over fire år. En annen mulig forklaring er at bekkerøya er konkurransesvak og har sammenfallende diett med ørret, og de vil være næringskonkurrenter i bekker hvor ørret er tilstede (Fausch & White 1981, Qvenild 1986, Fausch 1989). Ørret har en mer aggressiv atferd, og bekkerøya holder seg da i de øvre delene av bekken hvor konkurransen er mindre (Qvenild 1986). Der hvor de to artene lever sammen (sympatrisk) vil også ørreten ta de beste hvileplassene fra bekkerøya, noe som fører til et økt energiforbruk og et større behov for mat (Fausch & White 1981, DeWald & Wilzbach 1992).

Det ble i årene 1966-1975 gjort sammenlignende forsøk med utsetting av bekkerøye, ørret og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i flere sure, humusholdige innsjøer i Flå og Ringerike kommuner (Grande 1970, Grande et al. 1976, 1978). I tillegg ble det utført eksperimenter ved SNFS-prosjektets feltstasjon i Tovdal i Aust-Agder, og i laboratorieforsøk med plommeseekkyngel som ble utsatt for surt smeltevann i akvarier (Muniz & Grande 1974, Grande et al. 1978, Muniz & Leivestad 1979). I Sirdal kommune i Vest-Agder ble bekkerøye og ørret satt ut i høytliggende og oligotrofe vann med en pH på 4,6. Hensikten var å studere hvilken art som gav den beste gjenfangsten etter to og tre år. Her var forholdene ulevelige for ørret, mens noe av bekkerøya overlevde (Ousdal 1985). I samtlige forsøk viste det seg at bekkerøya klarte seg best, og tolererte surt vann bedre enn annen laksefisk. Bekkerøyas egg viser også evne til akklimatisering ved høye konsentrasjoner av H<sup>+</sup>-ioner (Trojnar 1977). Rosseland et al. (1986) gjorde et forsøk hvor fysiologisk stress hos ulike årsklasser av laks, ørret og bekkerøye ble vurdert ut ifra forandringer i plasmaklorid og dødelighet. Det viste seg at bekkerøya fikk en økt konsentrasjon av plasmaklorid som stabiliserte seg på et høyere nivå, mens plasmaklorid konsentrasjonen i laks ble raskt redusert etter eksponering for surt vann. På grunnlag av denne type undersøkelser ble det foretatt flere utsettingsforsøk i sure innsjøer, spesielt på Sørlandet. Dette var for å skaffe seg erfaringer om denne fiskeartens muligheter som et alternativ til ørret, som stort sett gav dårlige gjenfangster (Grande et al. 1980). Det bør nevnes at andre faktorer som genetiske variasjoner, alder på settefisk, fysiske forhold og vannkvalitet kan ha en påvirkning på hvor godt tilslaget blir (Grande et al. 1978). Det er vist at veksten hos bekkerøye blir redusert når den utsettes for surt vann (Rosseland 1980). Dette kan skyldes at fisken må bruke mer energi på fysiologiske funksjoner som f.eks.

opprettholdelse av vann og ionebalanse (Rosseland 1980). Johnson og Webster (1977) observerte bekkerøye som unngikk oppkommevann med pH 4,0 og 4,5, mens en lokalitet med pH 5,0 ble akseptert som gyteplass. Det er derfor rimelig å anta at pH 5,0 vil være nedre grense for vellykket reproduksjon. Bekkerøya har tilsynelatende en nedre grense for overlevelse ved pH 4,5-4,8 (Grande et al. 1978).

#### 4.2 Geografisk kartlegging av bekkerøye i Telemark

I Telemark ble det fanget bekkerøye i 13 ulike lokaliteter fordelt på de ti kommunene Bø, Sauherad, Nome, Fyresdal, Vinje, Siljan, Nissedal, Hjartdal/Tinn og Skien (Tabell 1, Figur 16). Arten viser derfor en stor geografiske spredningen i fylket.



**Figur 16.** Oversiktskart over 13 lokaliteter med bekkerøye i Telemark per 2012. Overnbekken i Buskerud og Hovinbekken i Oslo er også merket på kartet. (Kartgrunnlag: gulesider.no).

#### 4.3 Bekkerøye og vannkjemi

Bekkerøye ble påvist innenfor et stort vannkjemisk og geografisk spenn. Det omfatter kystnære lokaliteter (Sembekken og Hovinbekken) nær havoverflaten, til lokaliteter grensende til Hardangervidda (Djupetjønnbekken) og områder av Øyfjell (Dyrdalsåi og Storebekk) beliggende mellom 700-1100 moh. Basert på artdatabankens registreringer av

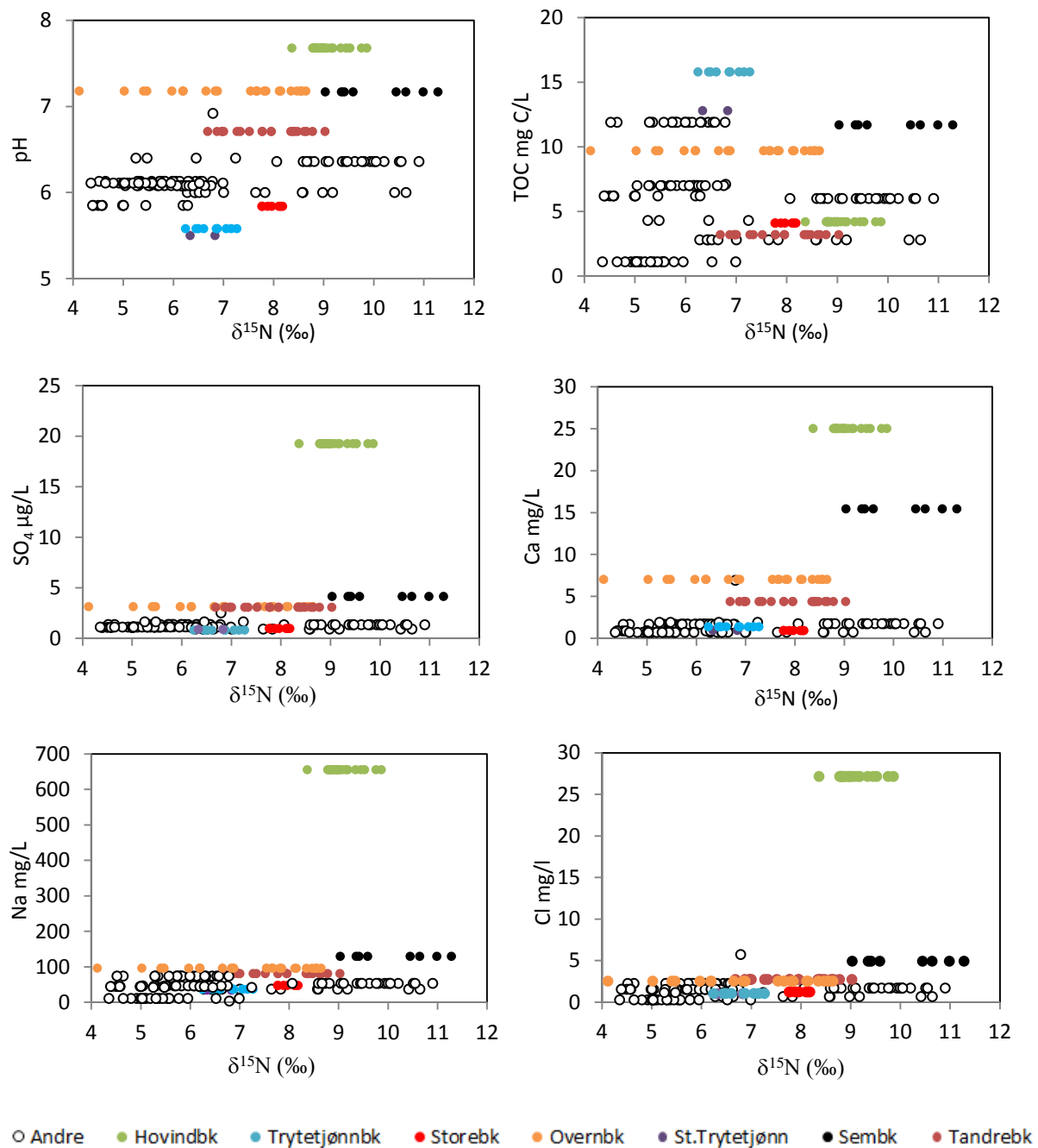
bekkerøye var det kun i Sulukolltjønnna vi ikke fant bekkerøye i 2012. I artsdatabanken var det rapportert bekkerøye i Sæterdalsvatnet, men bare utløpsbekken ble undersøkt med el-apparat, uten resultat. Det kan derfor ikke utelukkes at bekkerøya eksisterte i selve vannet. I artsdatabanken var det også registrert bekkerøye i Fyresvatn og Store Trytetjønn, men ikke i tilløpsbekkene (Veumbekken og Trytetjønnbekken). De resterende lokalitetene med påvist bekkerøye i Telemark per 2012, var ikke registrert i artsdatabankens register.

Ledningsevnen i lokalitetene varierte fra 6,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i Djupetjønnbekken til 239  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i Hovinbekken, mens pH varierte fra 5,5 i Trytetjønn til 7,68 i Hovinbekken (Figur 17,18). I Lensmann-Svartjønn (pH = 4,9) hvor det ble påstått å være bekkerøye tidligere, ble den ikke påvist i 2012. Derimot ble det fanget én stor abbor og én ørret i vannet, som kan tyde på utkonkurrering av bekkerøye i denne lokaliteten. Humuskonsentrasjonen (TOC: total organisk karbon) i bekkerøyelokalitetene variert fra 1,1 mg C/L i Djupetjønnbekken, til 15,8 mg/L i Trytetjønnbekken (Figur 17).

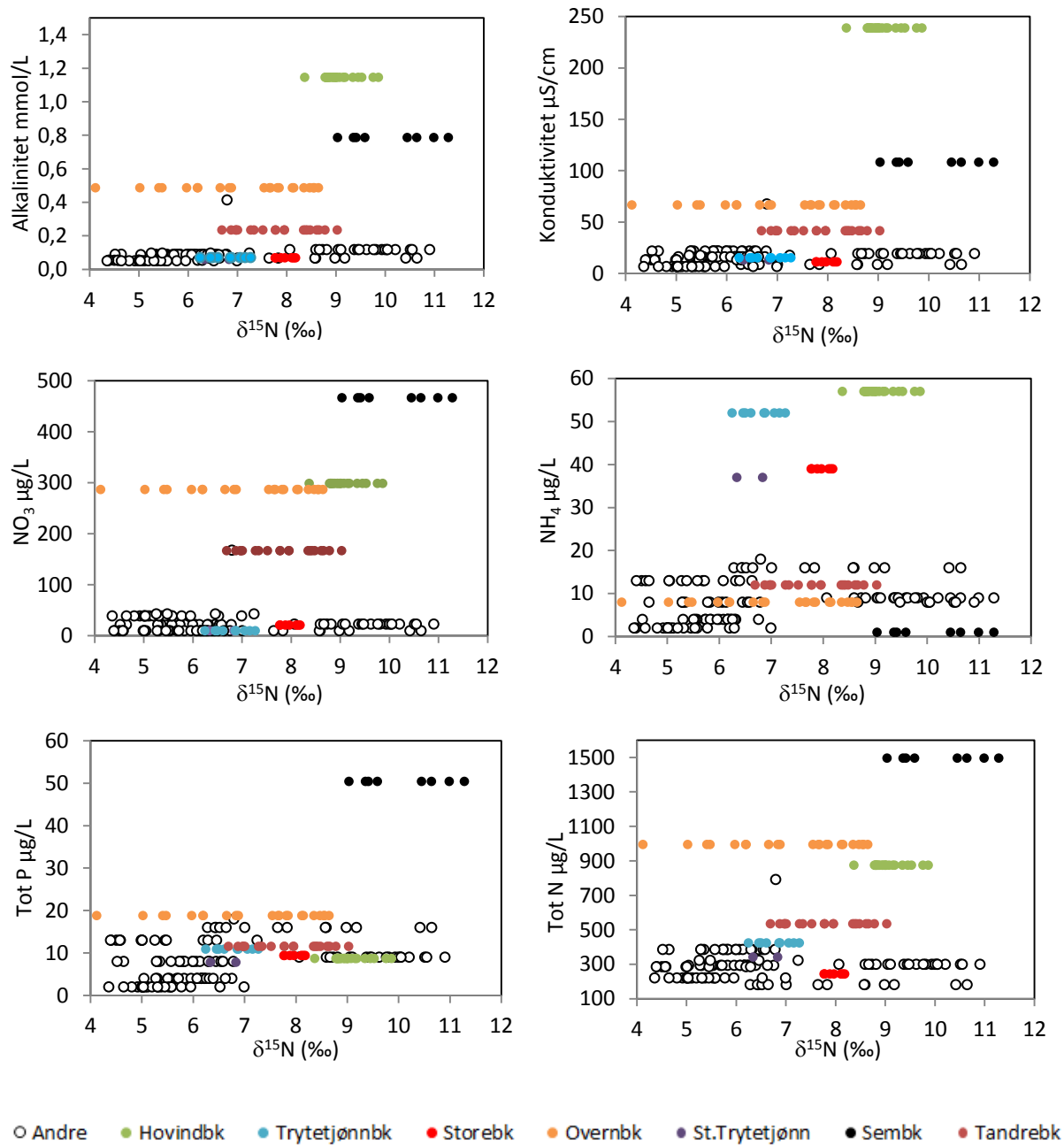
I tillegg til høyeste målte pH og ledningsevneverdi i Hovinbekken, hadde denne lokaliteten også høyeste alkalinitetsverdi (1,15 mmol/L) og høyeste konsentrasjoner av natrium (15,8 mg/L), klorid (27,15 mg/L), sulfat (19,27 mg/L) og ammonium (57 mg/L) (Figur 17,18). Djupetjønnbekken, som var lokaliteten med lavest ledningsevne og TOC-verdi, hadde også den laveste alkaliniteten (0,052 mmol/L), samt lavest konsentrasjon av natrium (0,25 mg/L), klorid (0,27 mg/L) og Tot-P (3,3  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) (Figur 17,18), og blant de laveste ammoniumkonsentrasjonene (2 mg/L). Høyeste konsentrasjoner av nitrat (467  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), Tot-N (1496  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og Tot-P (50,4  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) ble påvist i Sembekken (Figur 18). Den laveste sulfatkonsentrasjonen (0,83 mg/L), og nest høyeste ammoniumkonsentrasjon (52  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) ble målt i den mest TOC-rike Trytetjønnbekken, mens lavest Tot-N konsentrasjon (182  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) ble målt i den relativt TOC-fattige Dyrdalsåi (TOC = 2,3 mg C/L). I Storebekk var det kun ammoniumkonsentrasjonen som var høy (39 mg/L) (Figur 18). I Store Trytetjønn, Trytetjønnbekken, Rossåna og Øvre Rautjønnbekken var nitratkonsentrasjonen under deteksjonsgrensen (< 10  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) ved prøvetakingstidspunkt (Figur 18). (Se vedlegg 3 for full oversikt).

Det var signifikant positiv sammenheng mellom pH og Ca-konsentrasjon ( $R^2 = 0,56$ ,  $p < 0,05$ ) og signifikant negativ sammenheng mellom pH og TOC ( $R^2 = 0,27$ ,  $p < 0,05$ ) i de undersøkte lokalitetene (hhv. Figur 19 og 20)

NO<sub>3</sub>, (R<sup>2</sup> = 0,21) NH<sub>4</sub>, (R<sup>2</sup> = 0,11) og Tot-N (R<sup>2</sup> = 0,18) viste en statistisk signifikant positiv (p < 0,05) korrelasjon med δ<sup>15</sup>N i fiskekjøtt (figur 21).

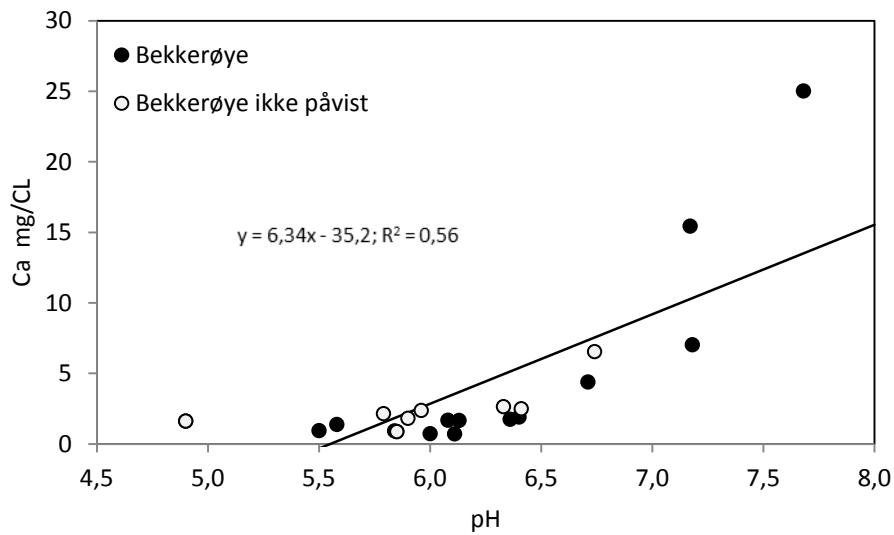


**Figur 17.** pH, [Na], [Cl], [Ca], [SO<sub>4</sub>] og [TOC] i forhold til δ<sup>15</sup>N i fiskekjøtt fra de ulike bekkerøyelokalitetene.

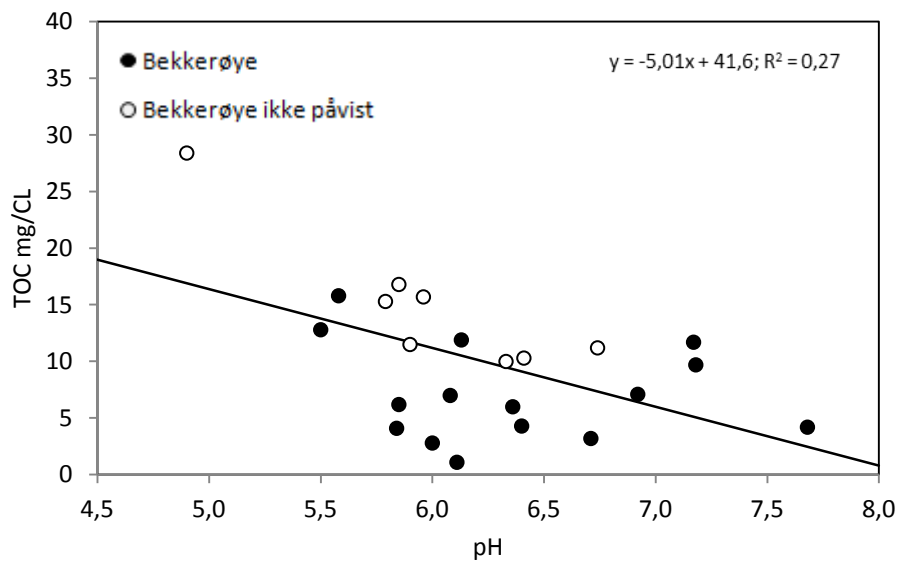


**Figur 18.** Alkalinitet, konduktivitet,  $[NO_3]$ ,  $[NH_4]$ ,  $[Tot-P]$  og  $[Tot-N]$  i forhold til  $\delta^{15}N$  i fiskekjøtt fra de ulike bekkerøyelokalitetene.

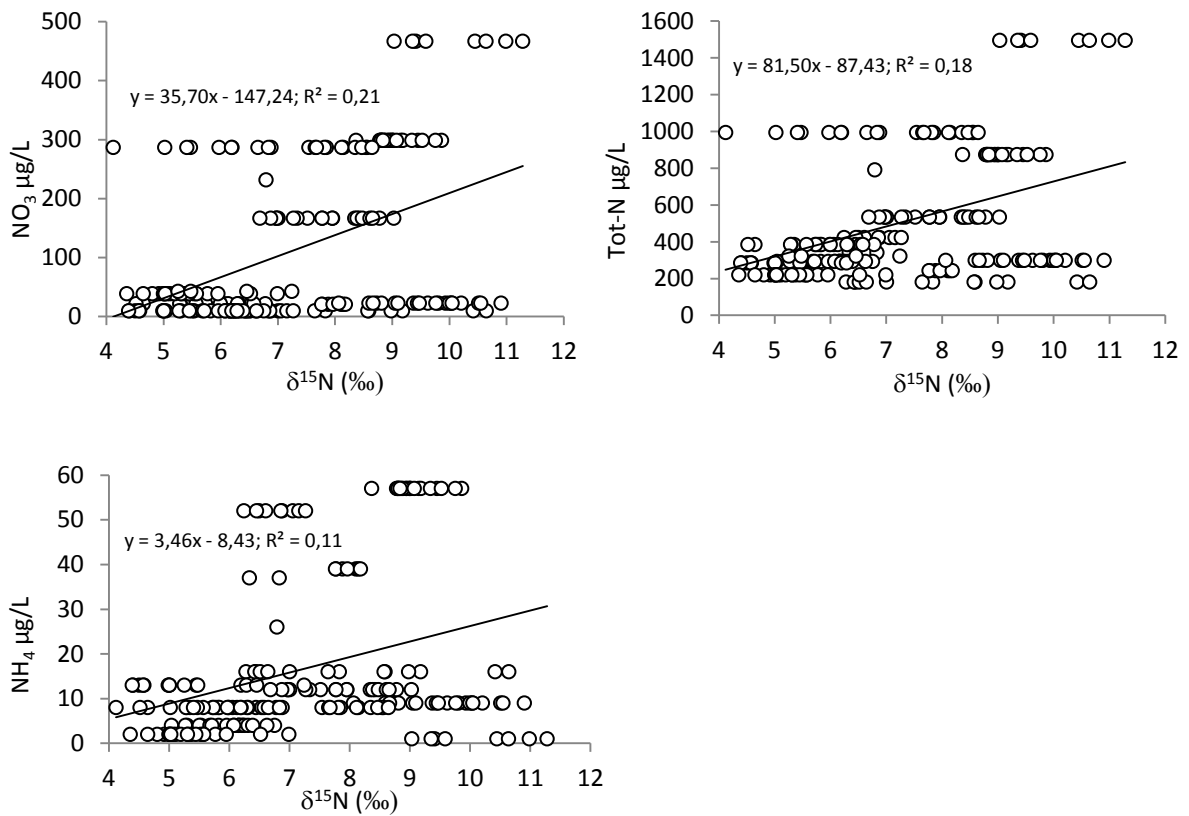




**Figur 19.** Sammenheng mellom pH og  $Ca^{2+}$  i alle undersøkte lokaliteter med og uten påvist bekkerøye.  $N=23$ .  $p < 0,05$ .



**Figur 20.** Sammenheng mellom pH og TOC i alle undersøkte lokaliteter med og uten påvist bekkerøye.  $N=23$ .  $p < 0,05$ .



**Figur 21.** Sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$  i bekkerøye, Tot-N, nitrat og ammonium. Nitrat korrelerte best, fulgt av Tot-N og ammonium.  $N=205$ . Samtlige var signifikante ( $p < 0.05$ ).

#### 4.4 Bestandsestimering

Bestandsestimering ble ikke utført, kun en subjektiv vurdering ut i fra observasjoner i felt. I fem av lokalitetene i Telemark (Tandrebekk, Veumbekken, Lystjerbekken, Øvre Rautjønnbekken og Djupetjønnbekken) ble det samlet inn 20 bekkerøyer eller mer. Her antas det å være en god reproduksjon, da fisk i alle forventete størrelser og aldersgrupper var tilstede i disse bekkene, og fisketettheten stor. I Borgjævju (Bø kommune) ble det kun fanget én bekkerøye, og av den grunn ble ikke lokaliteten vurdert å ha noen bærekraftig bestand. Det samme gjaldt Rekatjønnbekken i Nome hvor det kun ble fanget 4 individer. I Sembekken, Trytetjønnbekken, og Storebekk ble det fanget < 10 individer i hver lokalitet, og følgelig er det mer usikkert hvor bærekraftige disse bestandene er. Bestanden i Sembekken syntes ikke å være stor, men fisk av ulik størrelse og alder antyder enn viss reproduksjon. Også Trytetjønnbekken tenkes å ha en viss reproduksjon, men fiskestørrelse og alder i de to bekkene varierte en del (se vedlegg 8.1). Storebekk i Øyfjell hadde en tilsynelatende god bestand av bekkerøye, selv om kun syv individer ble fanget. Dette baseres på at fiskene ble fanget på en kort strekning av bekken i forhold til total lengden av bekken som potensielt kan være bekkerøye habitat. Dyrdalsåi syntes å ha en moderat tetthet av fisk, men det kan tenkes at bestanden er tettere lengre opp i vassdraget ettersom bekkerøya ofte preferer de øvre delene av et bekkesystem. Rossåna i Nissedal kommune hadde en moderat til god tetthet av voksen bekkerøye, men det var få observasjoner av yngel og småfisk. I Store Trytetjønn, som var den eneste lokaliteten i vårt materiale hvor DN hadde registrert forekomst av bekkerøye i sin Artsdatabank pr. 2012, ble det kun fanget to individer. Hvilken grad av utveksling det er mellom bestanden i innsjøen og Trytetjønnbekken er usikkert. Det er derfor vanskelig å si noe om hvor bærekraftig bekkerøyebestanden er i selve tjønna hvor den sameksisterer med småfallen abbor.

De to lokalitetene som ble undersøkt utenfor Telemark (Overnbekken i Buskerud og Hovinbekken i Oslo), synes å ha bærekraftige bestander.

#### 4.5 Andre påviste fiskearter (konkurrenter)

I 11 av de 13 undersøkte lokalitetene i Telemark samt Overnbekken i Buskerud, ble andre fiskearter observert sympatrisk med bekkerøye. Lystjerbekken i Siljan, Trytetjønnbekken i Sauherad og Hovinbekken i Oslo var de eneste bekkene hvor kun bekkerøye ble observert som eneste fiskeart.

I Tandrebekk og Borgjævju i Bø kommune var det ørret. I Borgjævju som er den største av disse to, ble det observert mer og større ørret, mens det var markant mer bekkerøye enn ørret i Tandrebekk.

I Dyrdalsåi ble både ørret og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) påvist under prøvefisket. Ørekyte ble kun funnet i de nederste delene mot Dyrdalsvatnet, mens ørreten var spredd oppover bekken. Det var lite ørret i Dyrdalsåi, og ingen var større enn de største bekkerøyene som ble fanget. I Storebekk var det noe ørret, men ingen ørekyte ble observert. Ørreten var småvokst.

I Store Trytetjønn var det også småfallen abbor (*Perca fluviatilis*) i garnfangsten, i tillegg til bekkerøya. Abbor ble også funnet i de øverste delene av Trytetjønnbekken ved el-fiske, men nedover i Trytetjønnbekken var bekkerøya tilsynelatende eneste art.

I Sembekken ble to gjedder (*Esox lucius*) registrert nedenfor vandringshindret. Gjeddene befant seg i et område hvor det også ble fanget to bekkerøyer. Ovenfor vandringshindret ble ingen andre fiskearter enn bekkerøye observert.

Veumbekken hadde en ganske stor tetthet av ørret på tidspunktet hvor bekken ble undersøkt. Størrelsen på noen av ørretene antyder at deler av bestanden som var til stede i bekken ved prøvetakingstidspunktet (6. september), kan ha vært gytefisk som hadde vandret opp fra Songedalsåi.

I Øvre Rautjønnbekken ble noen få ørret registrert. Disse var hovedsakelig småvokste med liten variasjon i størrelse. Bekkerøya var jevnt over større og med større individuell variasjon. Basert på Fultons kondisjonsfaktor ( $K_f = 100 \cdot V/L^3$ ) var bekkerøya (k-faktor;  $0,9 \pm 0,1$ ), subjektivt sett, også i bedre kondisjon enn ørreten.

For Rossåna var situasjonen tilnærmet lik som i Øvre Rautjønnbekken. Det var ørret i bekken, men bekkerøya var dominerende på de undersøkte strekningene. Ørreten var også her liten og slank, og ingen enkeltindivider var betydelig større. Bekkerøya (k-faktor;  $1,0 \pm 0,1$ ) var generelt større enn ørreten og hadde bedre kondisjon.

På grunn av årstiden (oktober) var det et stort innslag av ørret i de nedre delene av Djupetjønnbekken. Dette var gytefisk fra Svarttjønn, og enkelte individer ble anslått til å veie opp mot 1,5 kg. Det stod stor ørret og mindre bekkerøyer i samme kulp. I de midtre delene av bekken fantes det en del stasjonær ørret som var betydelig mindre. Bekkerøya dominerte de øvre delene av bekken selv om den fantes i hele systemet.



I Rekatjønnbekken var det mye småvokst ørret i de midtre delene av bekken. I de øvre delene hvor de få bekkerøyene ble funnet var innslaget av ørret mindre. Nederst i bekken ved Heimdalsvatnet stod det mye gytefisk av ørret. Her fantes det heller ikke bekkerøye.

I Overnbekken ble også ørret observert, og Eken (1988) har også dokumentert ørekyt, bekkeniøye (*Lampetra planeri*) og europeisk ål (*Anguilla anguilla*) i denne bekken. I nedre del (nedenfor gjelet) var tettheten av ørret størst. Mye av ørreten var gytefisk fra Simoa. Her var det lite bekkerøye. Ovenfor gjelet og oppstrøms Overnveien var situasjonen annerledes, med bekkerøye som dominerende art.

#### 4.6 Mageinnhold og diett

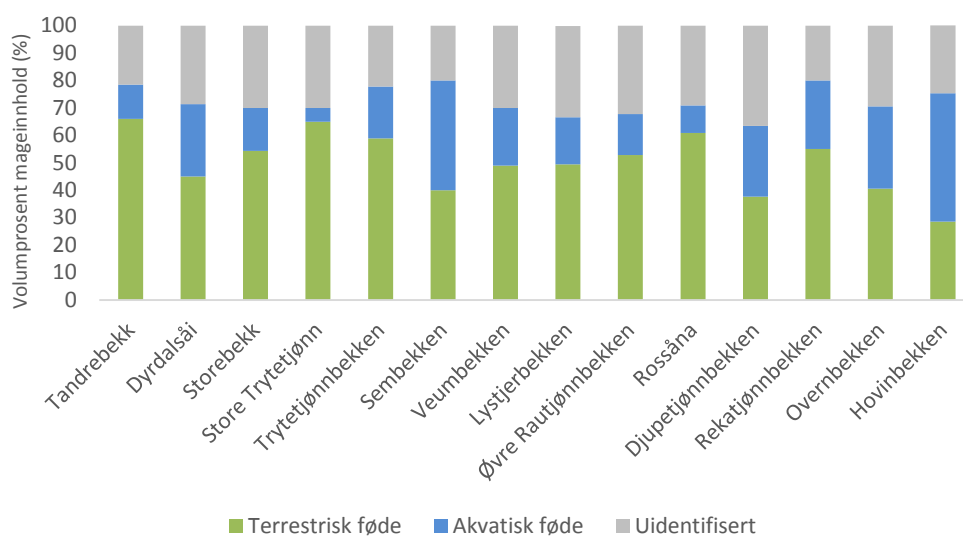
Invertebrater som ble funnet i mageinnholdet, ble delt inn i terrestriske og akvatiske kilder. I tillegg ble alle registrerte invertebrater (både terrestriske og akvatiske), etter faglig skjønn, delt inn i primære konsumenter (plantespisere, herbivore) og sekundære konsumenter (kjøttspisere, karnivore). Det ble derfor ikke skilt mellom terrestriske og akvatiske primær- og sekundærkonsumenter.

Samtlige 207 bekkerøyer ble undersøkt for mageinnhold, og 91 % av bekkerøyene hadde føde i magesekken. Terrestrisk og akvatisk føde var representert i hhv. 169 og 115 individer. I 159 individer fantes også føde som ikke lot seg identifisere. Gjennomsnittlig fyllingsgrad for hele materialet var 2,7, men varierte selvsagt både i tid og rom. 89 % av bekkerøyene hadde terrestriske kilder i magesekken, mens 60 % av bekkerøyene hadde akvatiske kilder i magesekken. I gjennomsnitt besto mageinnholdet av 60 % primærkonsumenter, og 40 % sekundærkonsumenter. 84 % av bekkerøyene som hadde terrestriske og akvatiske kilder i magesekken, hadde i større eller mindre grad (10-90 %) også ikke-identifiserbart mageinnhold. Det kunne virke som om dietten forandret seg noe utover høsten, siden andelen akvatiske invertebrater da var noe større (Figur 22).

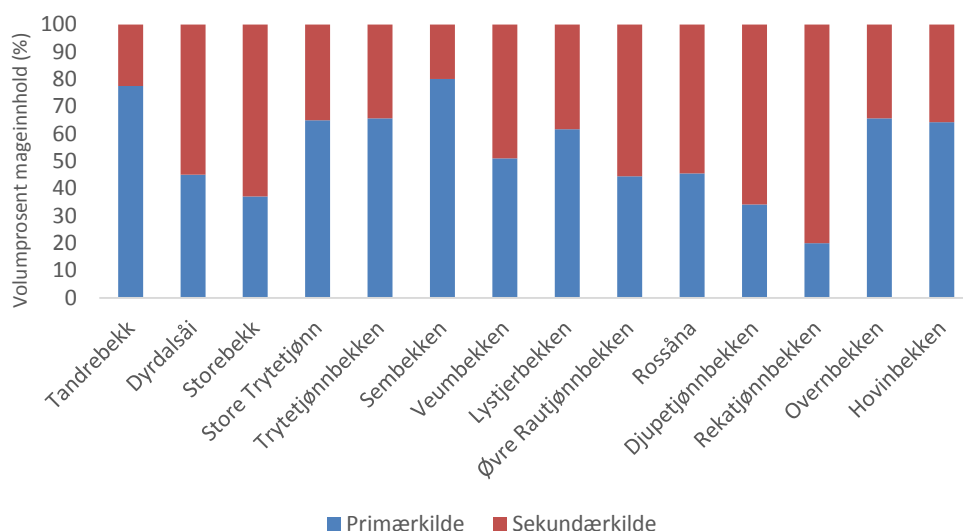
Hovinbekken var eneste lokaliteten hvor andelen akvatisk byttedyr i magen til bekkerøye var høyere enn den terrestriske andelen. Her dominerte byttedyr som steinfluelarver/nymfer (*Plecoptera*), fjærmygg (*Chironomidae*), vårfluelarver (*Trichoptera*) og meitemark (*Lumbricidae*). Hovinbekken hadde også størst innslag av fiskespisende (piscivore) bekkerøyer. I Sembekken, og til dels Overnbekken, ble det tilnærmet funnet like andeler av terrestrisk og akvatisk byttedyr i bekkerøyemagene, mens i Tandrebekk, Store Trytetjønn og Rossåna var andelen terrestriske byttedyr svært dominerende (Figur 22).

I Tandrebekk og Sembekken dominerte primærkonsumenter (terrestriske og akvatiske) i bekkerøymagene, men også i Store Trytetjønn, Trytetjønnbekken, Overnbekken og Hovinbekken utgjorde primærkonsumentene i gjennomsnitt > 50% av mageinnholdet. I Djupetjønnbekken og Rekatjønnbekken var mageinnholdet dominert av sekundærkonsumenter, men også i Øvre Rautjønnbekken, Storebekk, Rossåna og Dyrdalsåi utgjorde sekundærkonsumenter > 50% av mageinnholdet (Figur 23).

7 individer (3,5%) av bekkerøyene hadde én eller flere fisk (4-9 cm lange) i magesekken. I tre av tilfellene var det mulig å artsbestemme byttedyr til å være bekkerøye. Ett individ fra Rossåna hadde spist en 15-20 cm lang huggorm. To individer hadde pelsrester i magesekken, samt noen strukturer som minnet om brusk eller bein. Disse restene kan tenkes å stamme fra små pattedyr som mus eller lemen. Åtte av de ti fiskene som hadde konsumert større byttedyr (fisk, orm, mus/lemen) var hannfisk, mens to var vanskelige å kjønnsbestemme (Tabell 2).



**Figur 22.** Volumprosentfordeling mellom terrestrisk, akvatisk og uidentifiserte byttedyr i bekkerøymagene i de ulike lokalitetene. 189 bekkerøyer hadde målbart mageinnhold. Lokalitetene står i den rekkefølgen som de ble fisket i, og representerer derfor til en viss grad også en tidsakse. Tandrebekk (lengst til venstre) ble undersøkt i juni, og Hovinbekken (lengst til høyre) i november.



**Figur 23.** Volumprosentfordelingen av primære og sekundære kilder i bekkerøyemagene fra de ulike lokalitetene. Det ble påvist primære eller sekundære konsumenter i 188 av de 207 undersøkte bekkerøyene. Lokalitetene står i den rekkefølgen som de ble fisket i, og representerer derfor til en viss grad også en tidsakse. Tandrebekk (lengst til venstre) ble undersøkt i juni, og Hovinbekken (lengst til høyre) i november.

**Tabell 2.** Bekkerøyer som hadde spist fisk eller andre større byttedyr. N= 10.

Lokalitet	Fangstdato	Alder (vintre)	Lengde (cm)	Vekt (g)	Kjønn	Mageinnhold
Dyrdalsåi	12.08.2012	7+	21	95	M	4 fisk (4-7 cm)
Veumbekken	06.09.2012	3+	17,5	48	M	2-3 fisk (fordøyd)
Lystjerbekken	20.09.2012	4+	17	56	M	Fisk
Øvre Rautjønnbekken	21.09.2012	4+	17	45	U	Bekkerøyeengel
Rossåna	21.09.2012	9+	23,5	122	U	Huggorm (15-20 cm)
Rossåna	21.09.2012	6+	22,5	107	M	Hårrester
Djupetjønnbekken	05.10.2012	6+	17	44	M	Rester av pattedyr
Hovinbekken	07.11.2012	3+	19,5	71	M	Fisk
Hovinbekken	07.11.2012	3+	21	82	M	Bekkerøyeengel (6-7 cm)
Hovinbekken	07.11.2012	3+	19	69	M	Bekkerøyeengel (6-9 cm)

Majoriteten av bekkerøyene (91 %) var svært allsidige i sitt valg av byttedyr. Sammensetningen bestod i hovedsak av ulike insektsordner-, underordner og familier som; tovinger (*diptera*), årevinger (*hymenoptera*), terrestriske biller (*Coleoptera*), sommerfugler (*Lepidoptera*), sikader (*Auchenorrhyncha*), bladlus (*Aphidoidea*), vannkalver (*Dytiscidae*), steinfluer, vårfluer, og fjærmygg, i tillegg til andre invertebrater; edderkopper (*Araneae*),

vevkjerringer (*Opiliones*), skolopendere (*Chilopoda*), og tusenbein (*Diplopoda*). Enkelte individer hadde også barnåler og småkvist i magen. Undersøkt diett indikerer en preferanse for små til middels store byttedyr.

Det ble påvist klare variasjoner i diett i de ulike bekkerøyelokalitetene. Mens bladlus og en type larve (sannsynligvis en sommerfuglart) levde på den tette, overhengende vegetasjonen langs Tandrebekk (dominerte i bekkerøymager fra Tandrebekk), dominerte terrestriske insekter som tovinger, årevinger (primært veps), bladlus, maur, sikader og biller i bekkerøymagene fra Dyrdalsåi. Av akvatiske byttedyr dominerte vårfluelarver, steinfluelarver og fjærmygg. Nesten alle bekkerøyene hadde beitet på de samme akvatiske byttedyrene, som alle var små.

For de to bekkerøyene som var de eneste som ble fanget i et tjern (Store Trytetjønn) var dietten svært lik den man fant i rennende vann. Årevinger (hovedsakelig maur), tovinger og biller dominerte mageinnholdet i disse to individene.

#### **4.7 Lengde-, vekt- og aldersfordeling hos undersøkt bekkerøye**

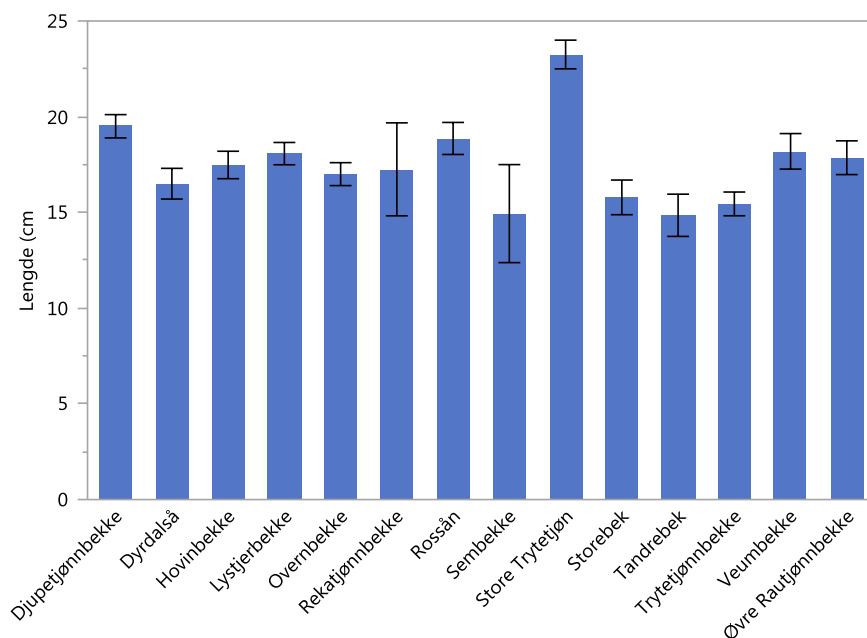
Alderen på bekkerøye varierte fra ett år gamle (1+) individer til én ni år (9+) gammel bekkerøye fra Rossåna. Gjennomsnittlig alder for bekkerøye var 4,0 år  $\pm$  1,7 år. 44 % av fisken var tre- og fireåringer, og nesten 80 % av individene var mellom to og fem år gamle. Det var store forskjeller i alderssammensetning mellom lokalitetene. Gjennomsnittsalderen varierte fra 2,0  $\pm$  1,9 år i Sembekken til 6,3  $\pm$  1,1 år i Rossåna. I Sembekken var kun to årsklasser (1+ og 5+) representert. Av de lokalitetene som var representert med over 20 individer, hadde Hovinbekken den laveste gjennomsnittsalderen på 2,6  $\pm$  0,9 år, og Djupetjønnbekken den høyeste på 6,0  $\pm$  1,3 år (Figur 26). I både Rekatjønnbekken og Overnbekken var aldersforskjellen fra yngste til eldste fisk seks år.

Det var signifikant forskjell (ANOVA,  $F_{13,1} = 55$ ,  $p < 0,05$ ) i gjennomsnittsalder mellom bekkerøye i avsidesliggende lokaliteter (5,5  $\pm$  1,1 år) og lett fremkommelige lokaliteter (3,3  $\pm$  0,8). Lokalitetene som regnes som uberørte er; Rossåna, Store Trytetjønn, Trytetjønnbekken, Øvre Rautjønnbekken, Rekatjønnbekken og Djupetjønnbekken, og defineres på grunnlag av lang distanse fra offentlig vei eller lang gåavstand.

Lengden på bekkerøye varierte fra 8,0 cm (2+ gammelt individ fra Tandrebekk) til 28,0 cm (5+ gammelt individ fra Sembekken). Gjennomsnittlig lengde for bekkerøye var 17,4  $\pm$  3,9 cm. Laveste gjennomsnittslengder ble funnet i Tandrebekk (14,9  $\pm$  4,9 cm) og Sembekken

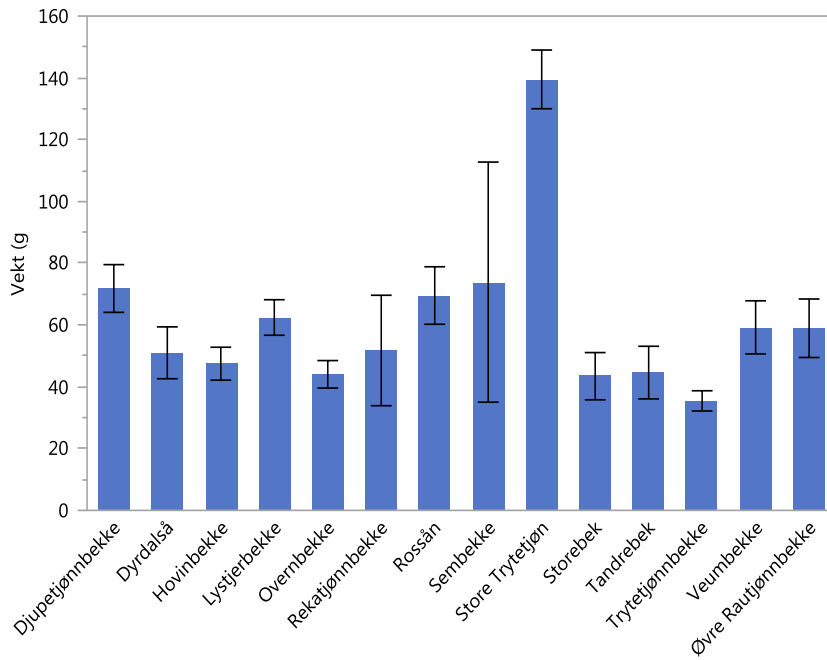
( $14,9 \pm 7,2$  cm), mens høyeste gjennomsnittslengde for bekkerøye i bekkelokaliteter ble påvist i Djupetjønnbekken ( $19,5 \pm 2,9$  cm) (Figur 24). Lengden for de to individene i Store Trytetjønn var 22,5 cm og 24,0 cm.

Den letteste bekkerøya ble fanget i Tandrebekke og var 4 g (2+), mens den tyngste i Sembekken var 270 g (5+). Gjennomsnittlig vekt for det totale materialet av bekkerøye var 56,5 g ( $\pm 39,1$  g). Bekkerøyene fra Djupetjønnbekken ( $71,8 \pm 36,2$  g), Lystjerbekken ( $62,4 \pm 26,4$  g), Rossåna ( $69,5 \pm 29,4$  g) og Sembekken ( $73,9 \pm 109,9$  g) hadde høyest gjennomsnittsvekt. Trytetjønnbekken hadde lavest gjennomsnittsvekt med 35,4 g ( $\pm 9,8$  g) (Figur 25). De to individene fra Store Trytetjønn veide 130 g og 149 g.

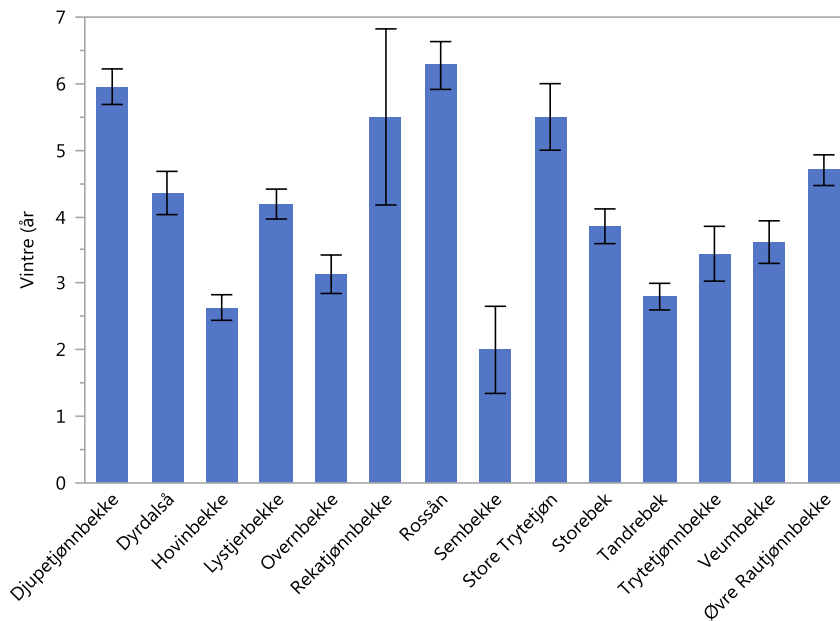


**Figur 24.** Gjennomsnittslengde for bekkerøyer fra de ulike lokaliteter.  $N=207$ . NB! Standardfeil (SE) er angitt.





**Figur 25.** Gjennomsnittsvikt for fangede bekkerøyer fra de ulike lokaliteter.  $N=207$ . NB! Standardfeil (SE) er angitt.



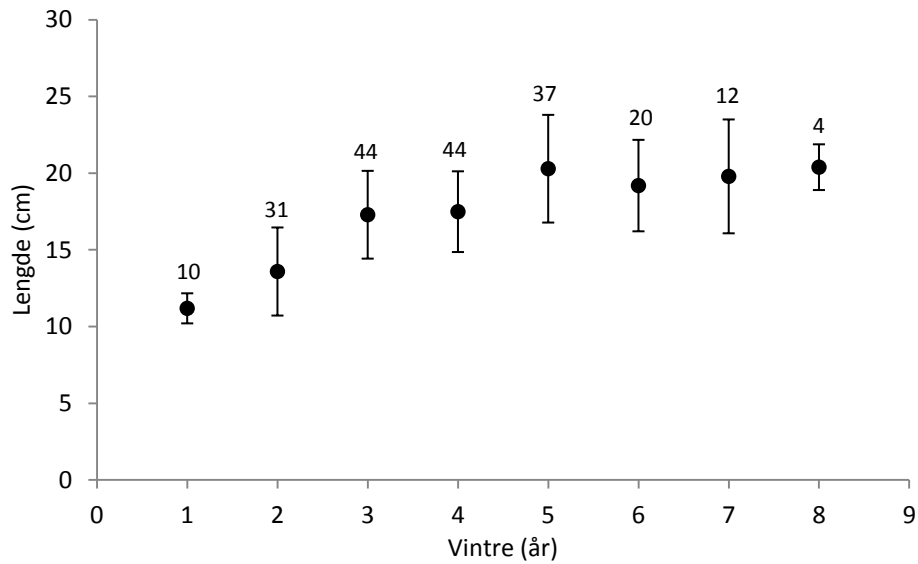
**Figur 26.** Gjennomsnittsalder for bekkerøye i de ulike lokaliteter.  $N = 207$ . NB! Standardfeil (SE) er angitt.

#### 4.8 Vekst

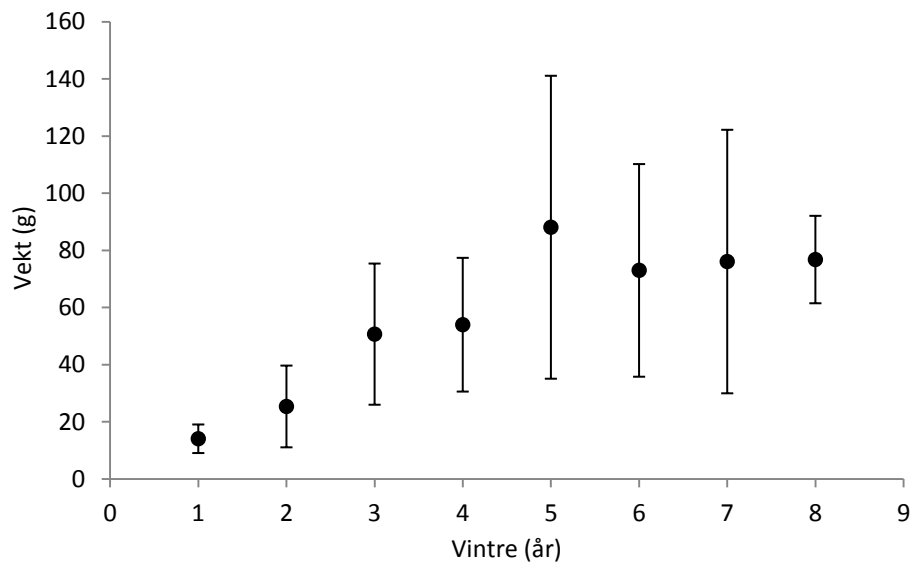
I det første leveåret oppnådde bekkerøyene en gjennomsnittlig lengde på 11,2 cm ( $\pm 0,9$  cm). Fisk fra 1+ til 5+ hadde en relativ jevn vekstrate. Etter fem vintre oppnådde bekkerøya en maksimal lengde på 20,3 cm ( $\pm 3,5$  cm). Det oppstod en stagnasjon i lengdevæksten i årsklasser eldre enn fem vintre. Fisk som var åtte vintre, så ut til å ha tilnærmet samme lengde ( $20,4 \pm 1,4$  cm) som femåringene (Figur 27).

I løpet av det første leveåret oppnådde bekkerøyene en gjennomsnittlig vekt på ca. 14 g ( $\pm 4,9$  g) (Figur 28). Vekten økte som forventet de tre første leveårene, men stagnerte nesten helt i den fjerde vekstsesongen. Fra fjerde til femte leveår var veksten igjen god og bekkerøyene hadde nådd en snittvekt på ca. 88 g ( $\pm 53,0$  g). Etter fem vintre stabiliserte eller tapte vekta seg noe, men det var store variasjoner i vekt hos fem ( $\pm 53,0$  g) -, seks ( $\pm 37,2$  g) - og sjuåringene ( $\pm 46,1$  g). Likefullt var det en signifikant positiv sammenheng ( $R^2 = 0,95$ ,  $p < 0,05$ ) mellom lengde og vekt (Figur 29), selv om sammenhengen ble dårligere etterhvert som fiskene ble eldre (Figur 27, 28).

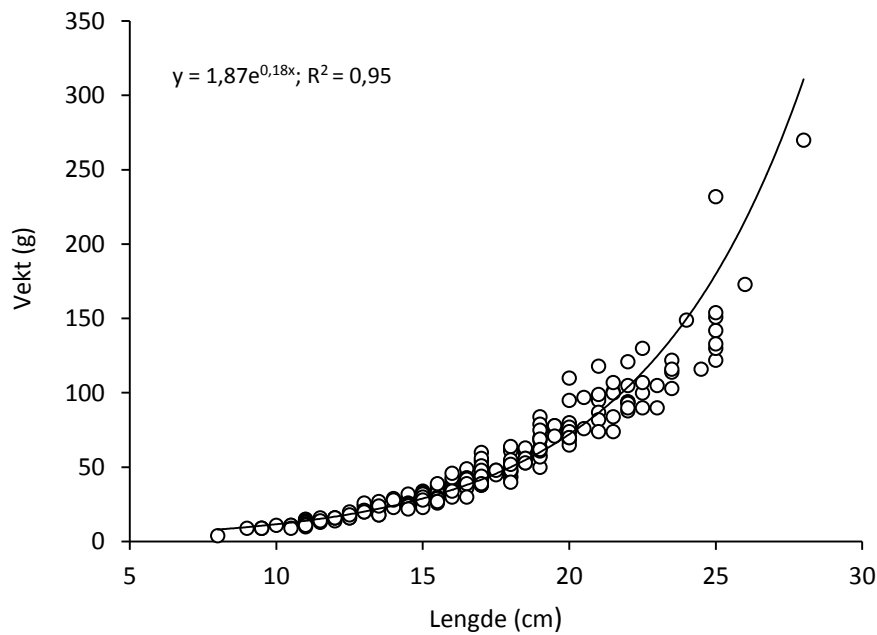
C:N-forholdet i fiskekjøtt, kan gi en viss indikasjon på fettinnhold i fisk. Lave C:N-verdier betyr mindre fett, siden det er høyere C:N-forhold i fett sammenliknet med protein. Laveste gjennomsnittlige C:N-forhold ble registrert i bekkerøye fra Overnbekken, nedstrøms vandringshinderet ( $2,7 \pm 0,1$ ), mens høyest C:N-forhold ble registrert i Tandrebekk ( $3,1 \pm 0,2$ ), men også Dyrdalsåi, Storebekk, Sembekken og Hovinbekken hadde gjennomsnittlige C:N- verdier  $> 3$ . Høyeste C:N-forhold i en bekkerøye (4.0) ble registrert i en 19 cm lang, treårig hannfisk i Djupetjønnbekken. Et C:N-forhold i akvatiske organismer  $< 3,5$  antyder et fettinnhold  $< 5\%$  (Post et al. 2006). Kun fem bekkerøyeindivider hadde et høyere C:N-forhold en 3,5. Samtidig var det en signifikant negativ korrelasjon ( $R^2 = 0,045$ ,  $p < 0,05$ ) mellom C:N-forholdet i fiskekjøtt og alder hos bekkerøye (Figur 30).



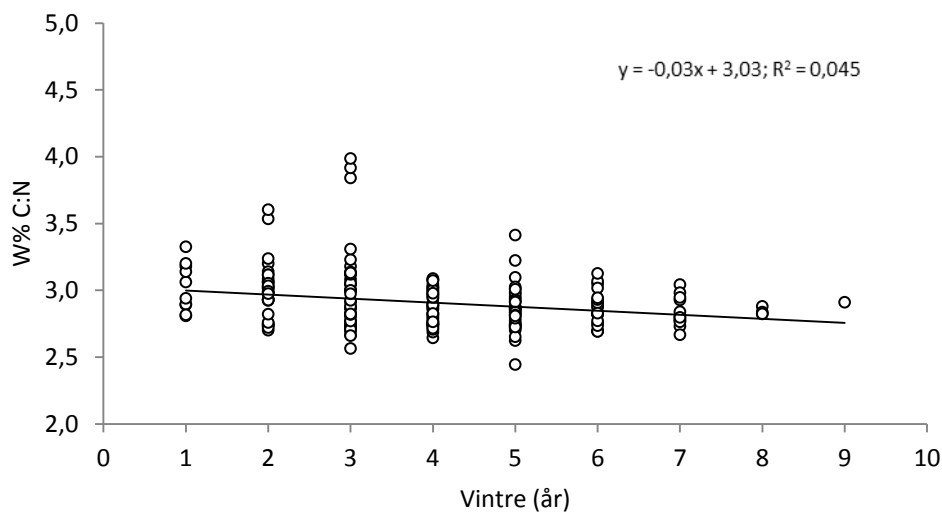
**Figur 27.** Gjennomsnittlig lengdefordeling for ulike aldersklasser av bekkerøye fra undersøkelsens 15 bekkerøyelokaliteter ( $N = 202$ ). Standardavvik (SD) og antall fisk i hver årsklasse er angitt.



**Figur 28.** Gjennomsnittlig vektfordeling for ulike årsklasser av bekkerøye fra undersøkelsens 15 bekkerøyelokaliteter ( $N=202$ ). Standardavvik (SD) er angitt.



**Figur 29.** Forhold mellom lengde og vekt hos bekkerøye.  $N=202$ .  $p < 0,05$ .



**Figur 30.** Sammenheng mellom fettinnhold og alder for bekkerøye.  $N= 201$ .  $p < 0,05$ .

#### 4.9 Parasitter

Det ble funnet ektoparasitter på 21 bekkerøyer, som ble nærmere undersøkt ved veterinærinstituttet i Oslo. I Hovinbekken i Oslo ble det påvist *Gyrodactylus derjavinooides* på 17 av 23 individer. På fisk fra Hovinbekken varierte intensiteten av *G. derjavinooides* fra 100 parasitter på ett individ (nr. 185), til én parasitt på et annet (nr. 192). På fisk fra Sembekken (nr. 54 og 56) ble det funnet noe som trolig var en ikke. Det samme på fisk fra Øvre

Rautjønnbekken og Djupetjønnbekken (nr. 110 og 154). Ellers var både finner og kropp fri for parasitter på de resterende fiskene og ingen andre arter av *Gyrodactylus* ble funnet. På grunn av gytetid var det en del slim på noe av fisken (nr. 125-135) fra Rossåna. Det gjorde parasittundersøkelsen vanskelig.

Det ble ikke påvist innvollparasitter eller andre endoparasitter i bekkerøya. Ingen av de undersøkte fiskene hadde morfologiske deformiteter eller var synlig syke på noen måte.

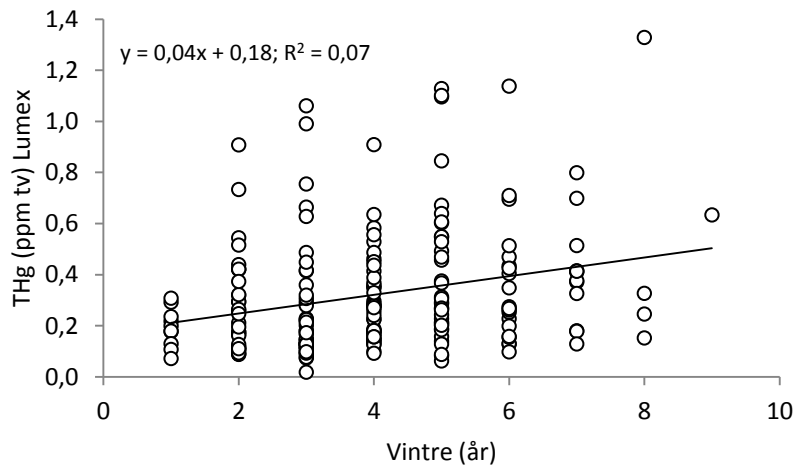
#### 4.10 Kvikksølvkonsentrasjoner i bekkerøye

THg-konsentrasjonen i bekkerøyene varierte mellom 0,02 – 1,33 ppm tv. 82 % av individene hadde THg-konsentrasjoner < 0,5 ppm tv. Kun syv individer (ca 3,5%) hadde THg-konsentrasjon > 1,0 ppm tv. (figur 34). De gjennomsnittlige THg-konsentrasjonene varierte fra  $0,11 \pm 0,04$  ppm tv. i Hovinbekken til  $0,82 \pm 0,24$  ppm tv. i Trytetjønnbekken (figur 35). Gjennomsnittlig THg-konsentrasjon for alle lokalitetene var  $0,32 \pm 0,24$  ppm tv.

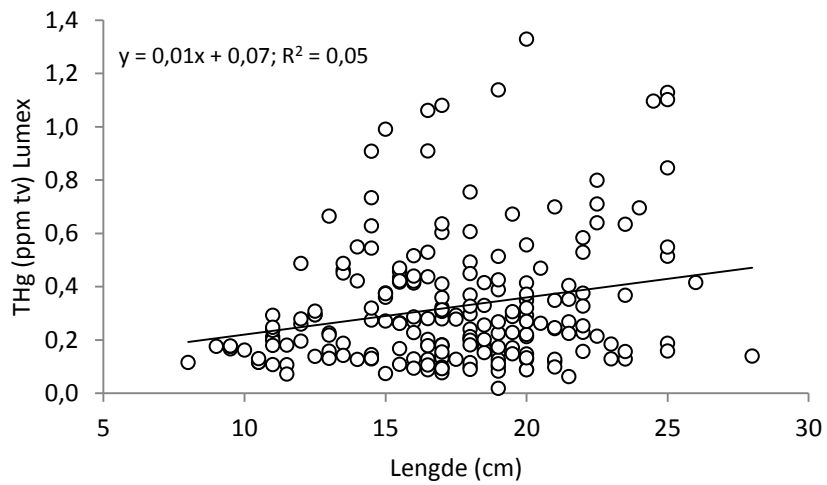
Variasjonen mellom laveste og høyeste målte THg-konsentrasjon innen en lokalitet var størst i Rekatjønnbekken (0,25 - 1,33 ppm tv), mens de interne variasjonene var minst i Store Trytetjønn og Storebekk ( $\leq 0,1$  ppm tv). Her var antall undersøkte individer lavt (to i Trytetjønn og syv i Storebekk). Laveste konsentrasjonen ble målt i en bekkerøye på 19 cm lang og 3 år gammel hannfisk fra Djupetjønnbekken, som også hadde den høyeste C:N-verdien i fiskekjøttet. Den høyeste THg-konsentrasjonen ble målt i en 20 cm lang og 8 år gammel hunnfisk fra Rekatjønnbekken. Denne fisken hadde den klart høyeste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdien (7,24 ‰) i denne bekken. THg-konsentrasjonen til materialets eldste bekkerøye (23,5 cm lang og 9 år gammel) fra Rossåna var 0,63 ppm tv.

Innad i lokalitetene ble det gjort en regresjonsanalyse for å se om det var en signifikant positiv korrelasjon mellom THg og målt  $\delta^{15}\text{N}$ . I Dyrdalsåi ( $R^2 = 0,32$ ), Trytetjønnbekken ( $R^2 = 0,55$ ), Rossåna ( $R^2 = 0,80$ ), Djupetjønnbekken ( $R^2 = 0,23$ ), Overnbekken ( $R^2 = 0,38$ ) og Hovinbekken ( $R^2 = 0,21$ ) var denne sammenhengen signifikant.

THg-konsentrasjonen i fiskekjøtt viste også svakt signifikant positive sammenhenger med alder ( $R^2 = 0,07$ ,  $p < 0,05$ ), lengde ( $R^2 = 0,05$ ,  $p < 0,05$ ) og vekt ( $R^2 = 0,03$ ,  $p < 0,05$ ) (Figur 31,32,33). Det var ingen sammenheng mellom THg eller logTHg og  $\delta^{15}\text{N}$  når hele materialet ble behandlet samlet. Trolig skyldes dette for små variasjoner i  $\delta^{15}\text{N}$  i materialet (gjennomsnittlig  $\delta^{15}\text{N}$ -variasjon:  $1,1 \pm 0,8$  ‰;  $N = 205$ ), og variasjoner i både  $\delta^{15}\text{N}$  og THg-nivåer i bunnen av næringskjeden i de ulike lokaliteter.

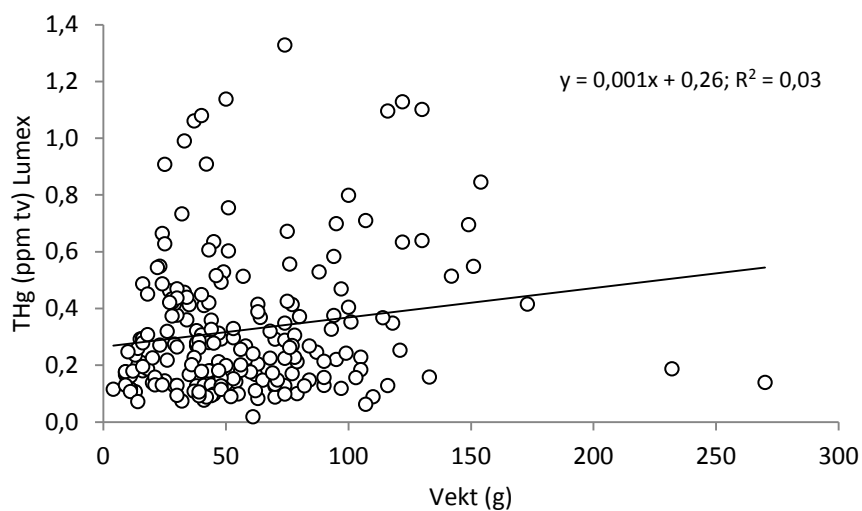


**Figur 31.** Sammenheng mellom alder og THg i bekkerøye.  $N=202$ .  $p < 0,05$ .

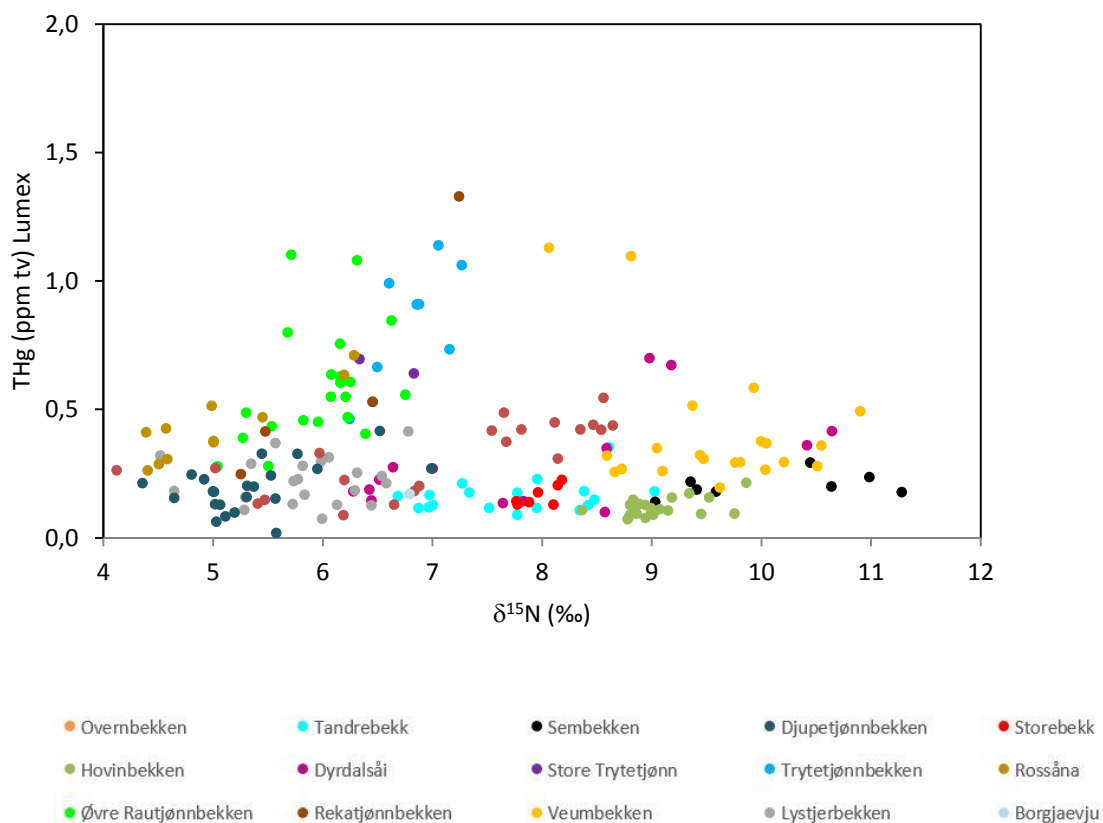


**Figur 32.** Sammenheng mellom lengde og THg i bekkerøye.  $N=202$ .  $p < 0,05$ .

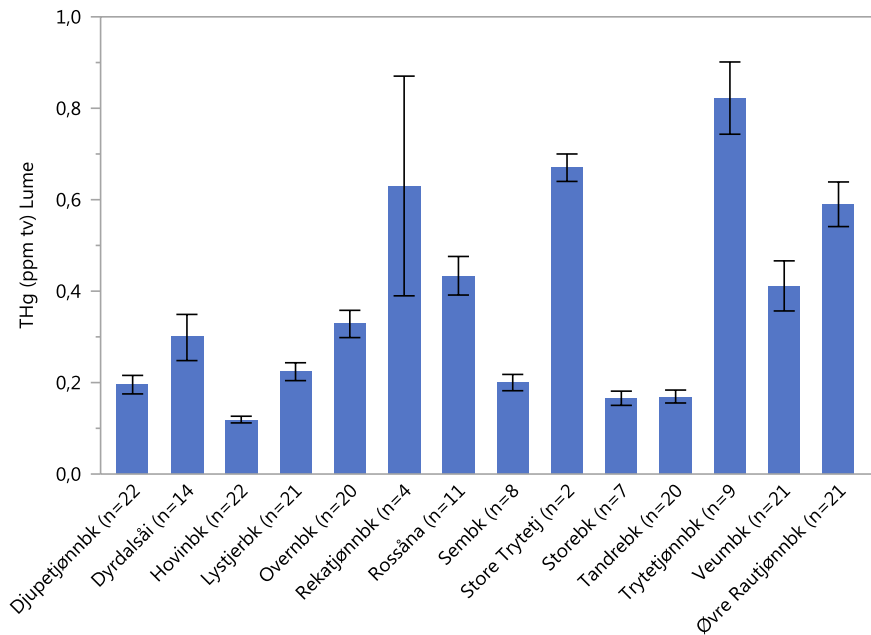




**Figur 33.** Sammenheng mellom vekt og THg i bekkerøye.  $N=202$ .  $p < 0,05$ .



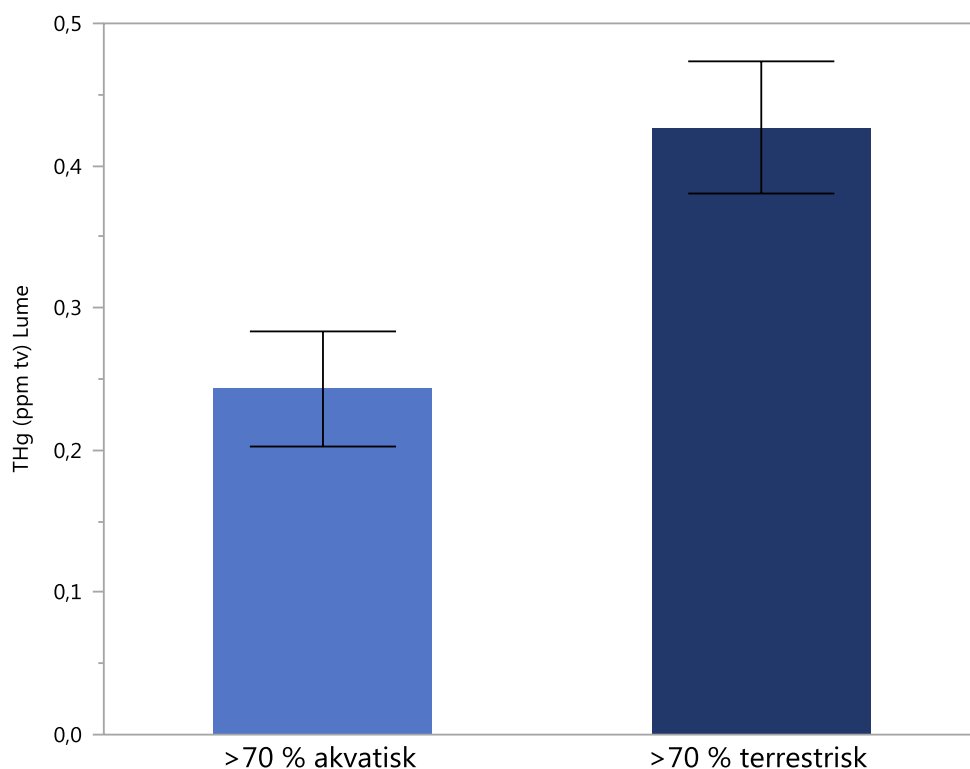
**Figur 34.** Forhold mellom THg og  $\delta^{15}N$  i bekkerøye.  $N=205$ .



**Figur 35.** Bekkerøyas gjennomsnittlige THg-innhold (ppm tv) for alle lokaliteter.  $N=202$ . NB! Standardfeil (SE) er angitt.

#### 4.11 Kvikksølvkonsentrasjon og diett

Det var signifikant forskjell ( $n = 71$ ;  $t = 1,99$ ,  $p < 0,05$ ) mellom valg av næring og THg-innhold i bekkerøye. THg-konsentrasjoner i individer med overvekt av terrestrisk næring (>70 %) i magesekk var  $0,43 \pm 0,33$  ppm tv. mot  $0,24 \pm 0,18$  ppm tv. i individer med overvekt av akvatisk næring (>70 %) (Figur 36). Det var ingen signifikant forskjell mellom fisk med overvekt av primærkonsumenter (>70 %, THg =  $0,25 \pm 0,18$  ppm tv.) og fisk med overvekt av sekundærkonsumenter i mageprøvene (>70 %, THg  $0,33 \pm 0,23$  ppm tv.).



**Figur 36.** THg-innhold i bekkerøye basert på overvekt av akvatisk ( $N=20$ ) eller terrestrisk ( $N=51$ ) næring. NB! Standardfeil (SE) er angitt.

#### 4.12 $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ hos bekkerøye

Gjennomsnittlig  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur for samtlige lokaliteter var  $-25,7 \pm 1,6$  ‰. Laveste middelværdi av  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur ble funnet i bekkerøyer fra Rekatjønnbekken ( $-28,5 \pm 0,7$  ‰) mens høyeste gjennomsnittsverdi ble funnet i Lystjerkbekken ( $-23,4 \pm 0,6$  ‰). Rundt 65 % av det innsamlede fiskematerialet hadde en  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur mellom -27 og -25 ‰. 25 % av fisken hadde høyere karbonverdier, mens de resterende 10 % varierte fra -30 ‰ til -27 ‰. Kun to individer hadde signaturer lavere enn -29 ‰, mens seks individer hadde høyere enn -23 ‰ (figur 37).

Ved å sammenlikne alle bekkene og teste for signifikante forskjeller ved bruk av enveis ANOVA, ble det påvist signifikante forskjeller i  $\delta^{13}\text{C}$  mellom flere av lokalitetene ( $F_{14,200} = 18,7$ ,  $p < 0,05$ ). Middell  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur i Rekatjønnbekken ( $-28,5 \pm 0,7$  ‰) var signifikant lavere enn i alle de andre bekkene, med unntak av Storebekk ( $-27,3 \pm 0,8$  ‰) og Store Trytetjønn ( $-27,3 \pm 0,4$  ‰). De signifikant høyeste  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene ble funnet i Lystjerkbekken ( $-23,4 \pm 0,6$  ‰) og Djupetjønnbekken ( $-24,1 \pm 0,7$  ‰).

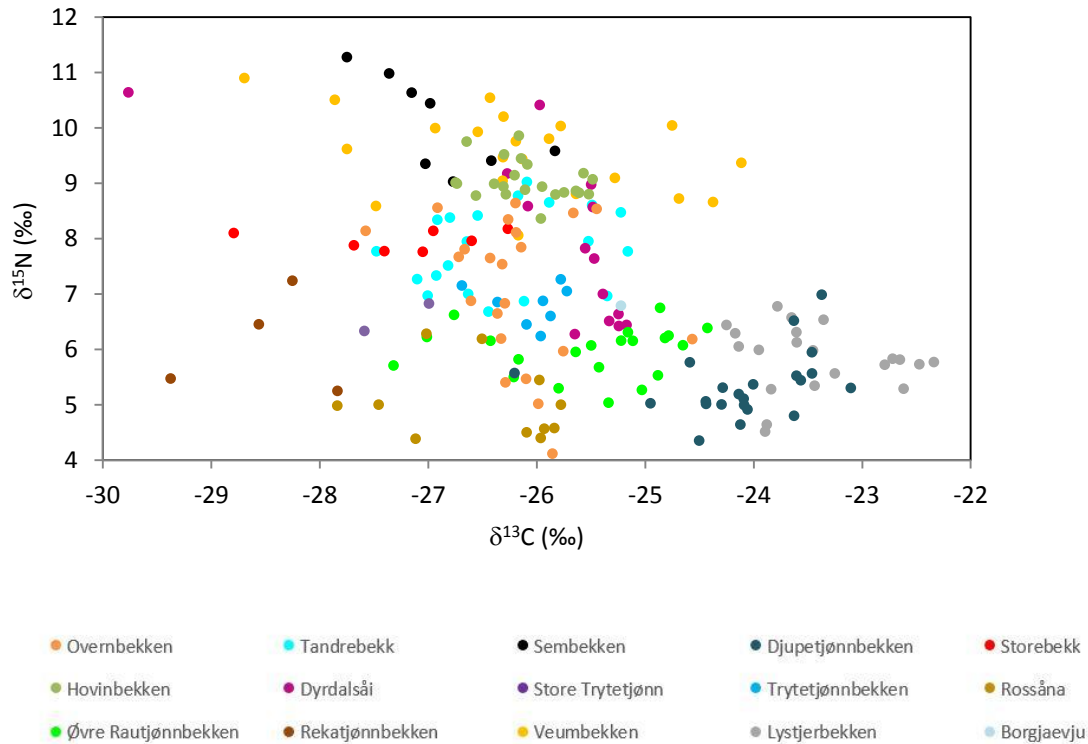
Veumbekken og Øvre Rautjønnbekken hadde de største differansene mellom høyeste og laveste  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur med hhv. 4,6 ‰ ( $-28,7 - -24,1$  ‰) og 2,9 ‰ ( $-27,3$  ‰ -  $-24,4$  ‰). I

Store Trytetjønn, Trytetjønnbekken og Hovinbekken var variasjonene små, hhv. 0,6 ‰ (-27,6 - -27,0 ‰), 1,0 ‰ (-26,7 - -25,7 ‰) og 1,3 ‰ (-26,8 - -25,5 ‰). Med unntak av ett individ (-29,8 ‰) var også  $\delta^{13}\text{C}$  variasjonene i Dyrdalsåi små, 1,1 ‰ (-26,3 - -25,2 ‰).

Gjennomsnittlig  $\delta^{15}\text{N}$  for samtlige lokaliteter var  $7,3 \pm 1,7$  ‰, med variasjoner i enkeltfisk fra 4,1 ‰ i en 5 år gammel bekkerøye fra Overnbekken nedstrøms vandringshinder, til 11,3 ‰ i en ett år gammel bekkerøye fra Sembekken (figur 37).

Ved å sammenlikne alle bekkene og teste for signifikante forskjeller ved bruk av enveis ANOVA, ble det også påvist signifikante forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  mellom flere av lokalitetene ( $F_{14,202} = 36,6$ ,  $p < 0,05$ ). Middel  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur i Sembekken ( $10,1 \pm 0,8$  ‰) var signifikant høyere enn i alle de andre bekkene, med unntak av Veumbekken ( $9,6 \pm 0,7$  ‰). Rossåna hadde den laveste  $\delta^{15}\text{N}$  signaturen ( $5,0 \pm 0,7$  ‰), men denne var ikke signifikant lavere enn gjennomsnittet i fem andre lokaliteter (Store Trytetjønn, Rekatjønnbekken, Overnbekken nedstrøms vandringshinder, Lystjerbekken og Djupetjønnbekken).

Overnbekken (øvre/nedre del sammenslått) og Dyrdalsåi hadde størst  $\delta^{15}\text{N}$  variasjon mellom høyeste og laveste verdi ( $\Delta\delta^{15}\text{N}$ ) i enkeltindivid av bekkerøye,  $\Delta\delta^{15}\text{N} = 4,5$  (Overnbekken) og  $\Delta\delta^{15}\text{N} = 4,4$  (Dyrdalsåi). Om man antar at en økning i et trofisk nivå tilsvarer en økning i  $\delta^{15}\text{N}$  på 3,4 ‰ (Post 2002), innebærer det en forskjell på ca 1,3 trofiske nivåer innad i disse to bekkerøyebestandene. Minste forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  ble funnet i Storebekk og Trytetjønnbekken, hvor  $\Delta\delta^{15}\text{N}$  var 0,41 ‰ og 1,03 ‰, tilsvarende 0,12 og 0,3 i trofiske nivå mellom undersøkte individer innen disse to bestandene.



**Figur 37.** Forholdet mellom  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  for bekkerøye.  $N = 205$ .

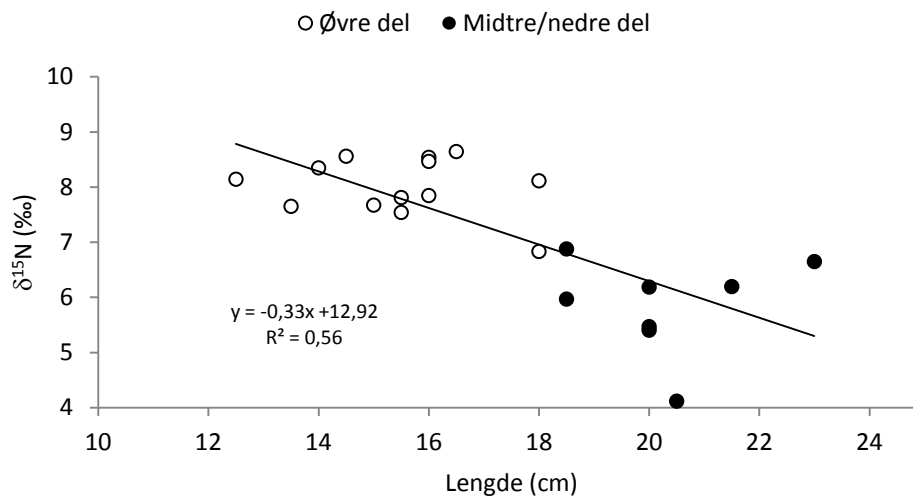
Det var en signifikant positiv sammenheng ( $p < 0,05$ ) mellom lengde og  $\delta^{15}\text{N}$  i Tandrebekk ( $R^2 = 0,27$ ), Hovinbekken ( $R^2 = 0,24$ ), Dyrdalsåi og Rossåna (Figur 40,41). I Overnbekken og Sembekken var sammenhengene signifikant negativ (Figur 38,39). For de andre lokalitetene var det liten, eller ingen sammenheng mellom lengde og  $\delta^{15}\text{N}$ .

I Overnbekken hvor det ble fisket både ovenfor og nedenfor et vandringshinder, og hvor bekkerøya levde tilnærmet upåvirket fra ørret (øvre del), var det en signifikant (ANOVA  $F_{1,21} = 63,0$ ,  $p < 0,05$ ) høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur i bekkerøye oppstrøms ( $8,1 \pm 0,4$  ‰) i forhold til nedstrøms Overnveien (vandringshindret) ( $5,9 \pm 0,9$  ‰). Også THg-konsentrasjonen og C:N-forholdet i bekkerøyene oppstrøms (THg:  $0,44 \pm 0,06$  ppm tv.; C:N-forhold:  $2,97 \pm 0,11$ ) var signifikant høyere (THg:  $F_{1,21} = 66,8$ ,  $p < 0,05$ ; C:N-forhold:  $F_{1,21} = 23,6$ ,  $p < 0,05$ ) enn i bekkerøyene nedstrøms vandringshindret (THg:  $0,20 \pm 0,08$  ppm tv.; C:N-forhold:  $2,73 \pm 0,12$ ).

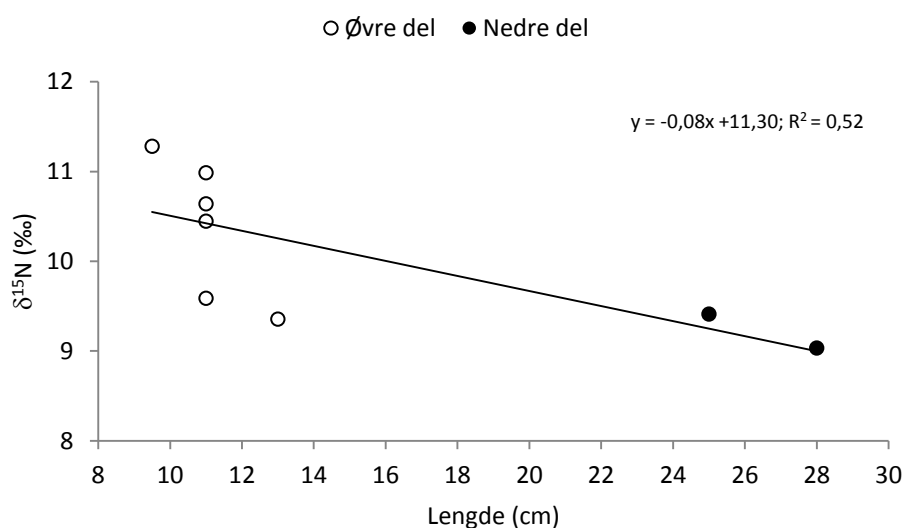
Den samme trenden ble også påvist i Sembekken, hvor det i likhet med Overnbekken, var et stort vandringshinder i bekken. «Øvre» og «nedre» del som to separate bestander i Overnbekken, var signifikant forskjellige (ANOVA,  $F_{1,20} = 75$ ,  $p < 0,05$ ). «Øvre» og «nedre»

del i Sembekken var ikke signifikant forskjellige (ANOVA,  $F_{1,7} = 40$ ) grunnet liten samplestørrelse.

Dyrdalsåi og Rossåna er tatt med for å illustrere en forventet trend som viser at trofisk nivå ( $\delta^{15}\text{N}$ ) øker med fiskelengden. På det fiskede strekket fantes ingen vandringshindre.

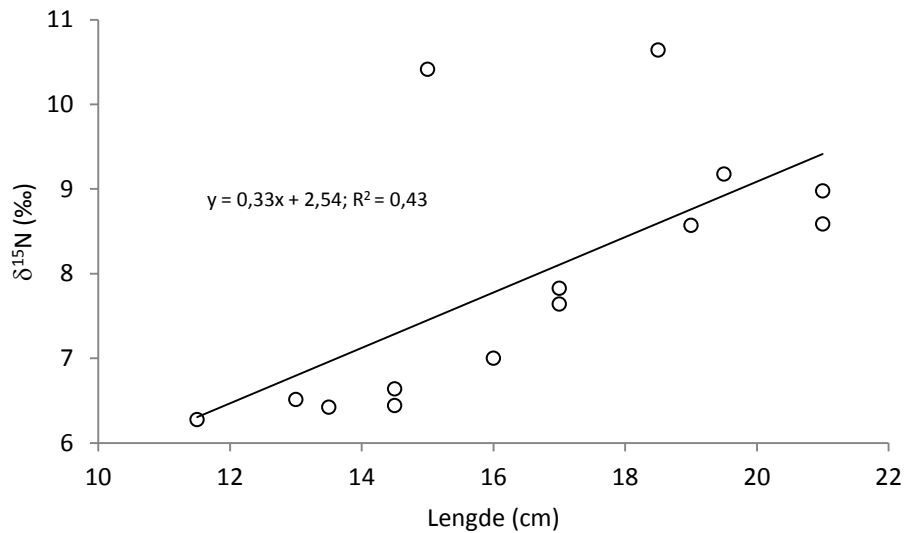


**Figur 38.** Sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) og lengde for bekkerøye i Overnbekken.  $N = 22$ .  $p < 0,05$ .

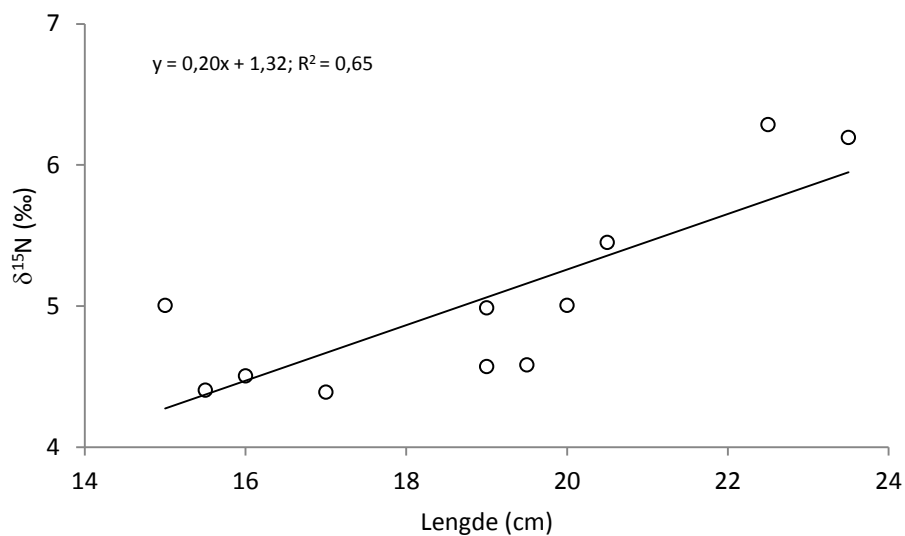


**Figur 39.** Sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) og lengde for bekkerøye i Sembekken.  $N = 8$ .  $p < 0,05$ .





**Figur 40.** Sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) og lengde for bekkeroeye i Dyrdalsåi.  $N=14$ .  $p < 0,05$ .



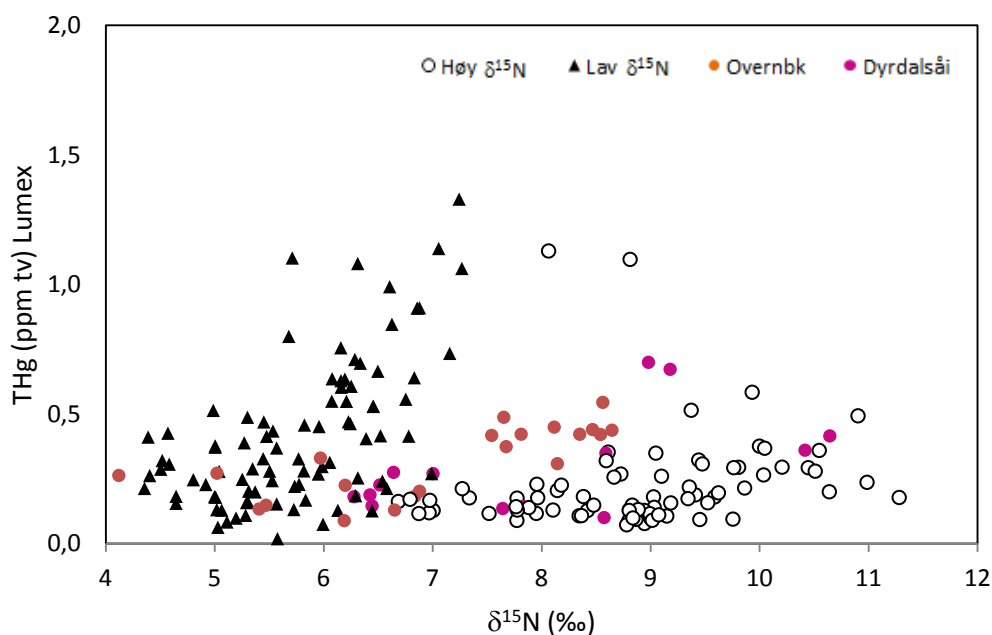
**Figur 41.** Sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) og lengde for bekkeroeye i Rossåna.  $N=11$ .  $p < 0,05$ .

#### 4.13 Trofisk posisjon og kvikksølv

Hvis en deler inn fiskematerialet i to grupper av lokaliteter med lav gjennomsnittlig  $\delta^{15}\text{N}$  ( $< 7$  ‰) og høy  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\geq 7$  ‰), var det signifikant (ANOVA,  $F_{1,202} = 17,0$ ,  $p < 0,05$ ) høyere THg-konsentrasjon i fisk med lav  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (THg  $0,39 \pm 0,27$  ppm) sammenliknet med fisk fra lokaliteter med gjennomsnittlig høy  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (THg  $0,26 \pm 0,18$  ppm) (Figur 42).

For enkeltlokaliteter var det fem bekker hvor forholdet mellom LogTHg (ppm tv) og målt  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) i fiskekjøtt (Tabell 3) var signifikant ( $p < 0,05$ ). Blant disse fem lokalitetene varierte TMS fra 0,093 i Dyrdalsåi ( $n = 14$ ) til 0,316 i Rekatjønnbekken ( $n = 4$ ). Også Trytetjønnbekken ( $n = 9$ ) hadde en relativt høy TMS (0,297), mens de to siste, Øvre Rautjønnbekken og Rossåna var svært like (TMS: 0,173 og 0,172). Om man antar at en  $\delta^{15}\text{N}$ -økning på 3,4 ‰ representerer ett trofisk nivå, betyr dette at oppkonsenteringsfaktoren av THg per trofiske nivå varierer fra 2,1 til 11,9 i disse lokalitetene. Alle fem lokalitetene som utviste signifikante positive korrelasjoner mellom logTHg og  $\delta^{15}\text{N}$  er svært ionefattige, (Kond: 9-18  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), svakt sure (pH: 5,6 – 6,4) og lite menneskepåvirkete bekker, med relativt stor variasjon i humusinnhold (TOC: 2,8 – 15,8 mg C/L). Bortsett fra Trytetjønnbekken ble det funnet ørret i alle de 5 lokalitetene, i Dyrdalsåi også ørekyt.

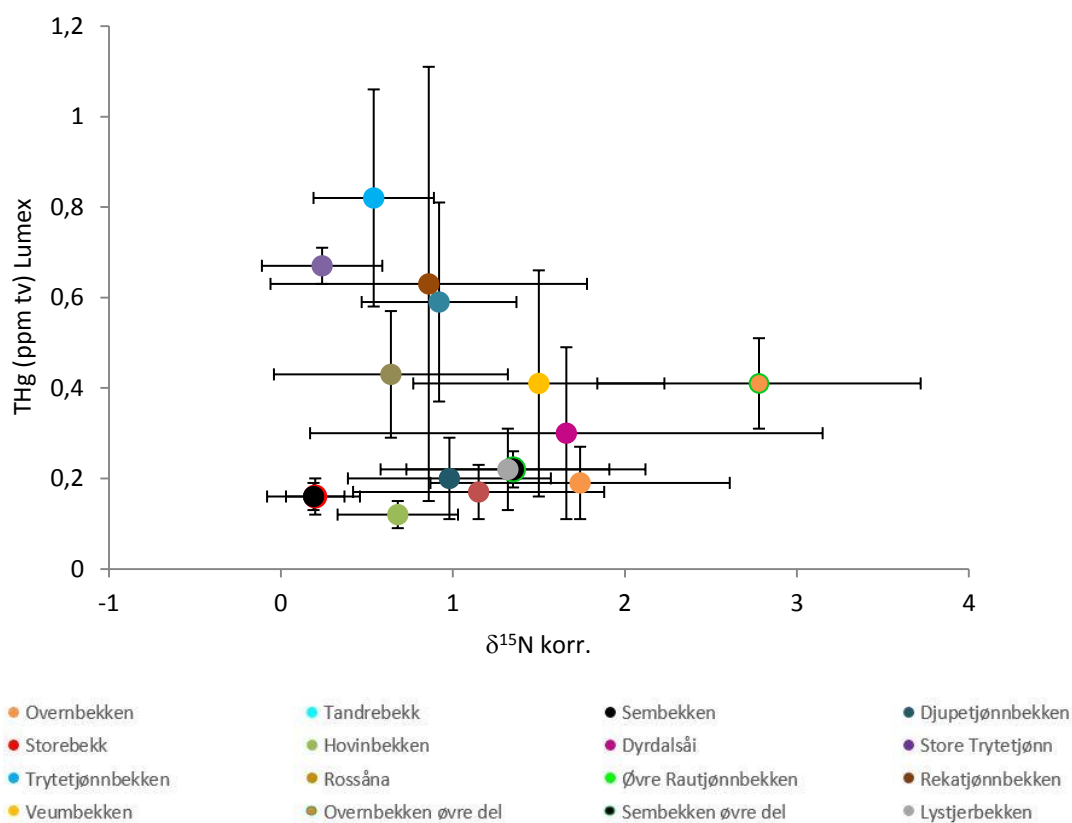
Av totalt 14 lokaliteter var det kun individer fra Overnbekken (øvre/nedre del sammenslått) og Dyrdalsåi som beitet på to ulike trofiske nivåer ved å bruke  $\delta^{15}\text{N}_{\text{korr}}$ . (beskrevet i material og metode). (Figur 43)



**Figur 42.** Forholdet mellom THg og  $\delta^{15}\text{N}$  fordelt over to fraksjoner av lokaliteter hvor  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene skiller upåvirkede og antropogent påvirkede lokaliteter ved lav  $\delta^{15}\text{N}$  ( $< 7$  ‰) og høy  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\geq 7$  ‰).  $N = 205$ .

**Tabell 3.** Oversikt over lokaliteters variasjoner i THg og målt  $\delta^{15}\text{N}$ . Skjæringspunkt (intercept), stigningstall (slope), regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) og p-verdi samt utvalgte vannkjemiske parametre er angitt. Lokalteter med uthevet skrift var signifikante for logTHg og  $\delta^{15}\text{N}$ . N = antall fisk representert i statistiske analyser. Store Trytetjønn og Borgjæevju er utelatt.

Lokalitet	N	Analysedata bekkerøye						Analysedata vannkjemi											
		THg (ppm tv)			målt $\delta^{15}\text{N}$ (‰)			$\log\text{THg} = \delta^{15}\text{N} \cdot a + b$				Kond.	pH	TOC	Tot-P	Tot-N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	SO <sub>4</sub>
		min	maks	maks-min	min	maks	maks-min	b	a	R <sup>2</sup>	p	µS/cm	mg C/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg C/L	
Tandrebekk	19	0,09	0,35	0,26	6,7	9,0	2,3	-1,34	0,070	0,110	0,167	42	6,7	3,2	12	535	167	12	3,1
Dyrdalsåi	14	<b>0,10</b>	<b>0,70</b>	<b>0,60</b>	<b>6,3</b>	<b>10,6</b>	<b>4,4</b>	<b>-1,34</b>	<b>0,093</b>	<b>0,290</b>	<b>0,047</b>	9	<b>6,0</b>	<b>2,8</b>	5	<b>182</b>	<b>&lt; 10</b>	<b>16</b>	<b>0,9</b>
Storebekk	7	0,13	0,23	0,10	7,8	8,2	0,4	-3,95	0,395	0,476	0,086	11	5,8	4,1	9	244	21	39	1,0
Trytetjønnbekken	9	<b>0,46</b>	<b>1,14</b>	<b>0,68</b>	<b>6,3</b>	<b>6,8</b>	<b>0,5</b>	<b>-2,12</b>	<b>0,297</b>	<b>0,580</b>	<b>0,017</b>	15	<b>5,6</b>	<b>15,8</b>	11	<b>424</b>	<b>&lt; 10</b>	<b>52</b>	<b>0,8</b>
Sembekken	8	0,14	0,29	0,15	9,0	11,3	2,2	-1,18	0,048	0,180	0,293	108	7,2	11,7	50	1496	467	< 1	4,2
Veumbekken	21	0,20	1,13	0,93	8,1	10,9	2,8	0,25	-0,071	0,070	0,238	20	6,4	6,0	8	300	23	9	1,4
Lystjerbekken	21	0,07	0,41	0,34	4,5	6,8	2,3	-0,75	0,010	0,000	0,894	22	6,1	11,9	7	386	22	8	1,4
Øvre Rautjønnbekken	21	<b>0,28</b>	<b>1,10</b>	<b>0,82</b>	<b>5,0</b>	<b>6,8</b>	<b>1,7</b>	<b>-1,29</b>	<b>0,173</b>	<b>0,240</b>	<b>0,025</b>	16	<b>6,1</b>	<b>7,0</b>	5	<b>294</b>	<b>&lt; 10</b>	<b>4</b>	<b>1,1</b>
Rossåna	11	<b>0,26</b>	<b>0,71</b>	<b>0,45</b>	<b>4,4</b>	<b>6,3</b>	<b>1,9</b>	<b>-1,25</b>	<b>0,172</b>	<b>0,730</b>	<b>0,001</b>	13	<b>5,9</b>	<b>6,2</b>	5	<b>286</b>	<b>&lt; 10</b>	<b>13</b>	<b>1,1</b>
Djupetjønnbekken	22	0,02	0,42	0,40	4,4	7,0	2,6	-1,46	0,128	0,070	0,238	6,9	6,1	1,1	3	221	39	2	1,1
Rekatjønnbekken	4	<b>0,25</b>	<b>1,33</b>	<b>1,08</b>	<b>5,3</b>	<b>7,2</b>	<b>2,0</b>	<b>-2,22</b>	<b>0,316</b>	<b>0,910</b>	<b>0,047</b>	18	<b>6,4</b>	<b>4,3</b>	5	<b>323</b>	<b>43</b>	<b>13</b>	<b>1,6</b>
Overnbekken n.strøms	10	0,09	0,33	0,24	4,1	6,9	2,8	-0,36	0,064	0,100	0,370	67	7,2	9,7	19	995	287	8	3,1
Overnbekken o.strøms	13	0,31	0,55	0,24	7,5	8,6	1,1	-0,52	0,019	0,010	0,712	67	7,2	9,7	19	995	287	8	3,1
Hovinbekken	23	0,07	0,21	0,14	8,4	9,9	1,5	-2,17	0,136	0,161	0,065	239	7,7	4,2	9	875	299	57	19



**Figur 43.** Gjennomsnittsverdier ( $\pm$  SD) for  $\delta^{15}\text{N}_{\text{korr.}}$  (‰) og THg (ppm tv) i 14 bekkerøyelokaliter i Sørøst-Norge. Overnbekken og Sembekken har i tillegg blitt delt opp i en oppstrøms og nedstrøms del, adskilt av et vandringshinder.

## 5 Diskusjon

Ifølge kartleggingen som ble gjort i forbindelse med denne masteroppgaven reproduserer bekkerøya i minst ti ulike lokaliteter i Telemark per 2012. I tillegg er den påvist i ytterligere tre lokaliteter. Bestandene av bekkerøye fordeler seg over kommunene Bø, Vinje, Sauherad, Skien, Fyresdal, Siljan, Nissedal, Hjartdal/Tinn og Nome. Hesthagen (2013) har i sin landsomfattende undersøkelse anslått at Telemark har 32 bestander av bekkerøye per 2013. Dette er basert på ikke-verifiserte skriftlige data og fangst/observasjoner, gjort av enkeltpersoner. Den geografiske spredningen av bekkerøyeforekomster i Telemark er stor, noe som øker sjansene for at det finnes flere lokaliteter som ikke er kartlagt. På grunn av tids- og ressursbegrensninger var det ikke mulig å undersøke flere lokaliteter selv om det hadde vært ønskelig.

Variasjon i kjemiske parametre knyttes til stor variasjon i naturtyper blant undersøkte lokaliteter. Lokalitetene varierer fra oligotrofe bekker som Djupetjønnbekken og Dyrdalsåi (700-1100 moh), til eutrofe bekker som Sembekken og Overnbekken (50-100 moh.). Store Trytetjønn og Trytetjønnbekken var dystrofe lokaliteter som lå i ubebodde skogsområder, mens Hovinbekken rant gjennom tettbebyggelse i Oslo (6). Kjemiske og fysiske faktorer varierer i tid og rom (Økland & Økland 1998), og siden det kun har blitt foretatt én vannprøvetaking ved hver lokalitet må dette tas med i betraktningen.

Bekkerøyas egenskaper overfor surt vann er godt dokumentert (Dunson & Martin 1973, Grande et al. 1978). Den er forsuringstolerant i større grad enn vår stedege ørret, og ble populær for utsetting i sure vann fra slutten av 1970-tallet og utover. Grande et al. (1978) fant en nedre grense for overlevelse ved pH 4,5-4,8, mens Creaser (1930) fant at øvre grense i klekkerier var pH 9,5. Det ble fanget individer i lokaliteter varierende fra pH 5,50 i Store Trytetjønn til pH 7,68 i Hovinbekken. At det finnes bekkerøyelokaliteter utenfor dette intervallet er sannsynlig, og underbygger tåleevnen arten har. Avhengig av beliggenhet styres pH i stor grad av organiske syrer, berggrunn og sur nedbør.

Hovinbekken hadde høye konsentrasjoner av natrium (15,1 mg/L), klorid (27,2 mg/L) og sulfat (19,3 mg/L). Dette knyttes hovedsakelig til lokalitetens kystnære beliggenhet, hvor marine avsetninger dominerer jordsmonnet. Ionene tilføres bekken som følge av utvasking av

marin leire samt tørr- og våtavsetning. Lokaliteter beliggende med en avstand > 40 km fra kysten, vil ifølge Økland & Økland (1998), være lite påvirket av deponisjon fra havet. Dette stemmer overens med de lave natrium- (0,25 mg/L), klorid- (0,27 mg/L), og sulfatkonsentrasjonene (1,13 mg/L) i Djupetjønnbekken, som ligger langt fra kysten. I Borgjaevju kan kloridkonsentrasjonene (5,72 mg/L) i større grad skyldes veisaltning ettersom bekken ligger > 40 km fra kysten og renner parallelt med Lundevegen som saltes vinterstid.

De høye konsentrasjonene av Tot-P og Tot-N gjenspeiles i lokaliteter som Sembekken og Borgjaevju grunnet omfattende jordbrukspåvirkning. Konsentrasjonene av Tot-P i Sembekken var 50,4 µg/L og 63,8 µg/L i Borgjaevju, mens konsentrasjonen av Tot-N i Sembekken ble målt til 1496 µg/L og 792 µg/L i Borgjaevju. Hovinbekken hadde også blant de høyeste konsentrasjonene av Tot-N (995 µg/L). Dette skyldes derimot tilsig av husholdningskloakk (Vann- og avløpsetaten 2012). I henhold til SFT-veileder (97:04) ligger Sembekken i tilstandsklasse IV-V, dårlig til meget dårlig med hensyn til Tot-P, Tot-N og partikler. Dette viser bekkerøyas toleranse overfor dårlig vannkvalitet.

Ledningsevnen (239 µS/cm) og kalsiumkonsentrasjonen (25,0 mg/L) i Hovinbekken var vesentlig høyere enn i de andre lokalitetene. Ledningsevnen må tilskrives kalkrik og porøs berggrunn og stor ionetilførsel i forbindelse med antropogene aktiviteter, mens kalsiumkonsentrasjonen kun skyldes kalkrik og porøs berggrunn. I Djupetjønnbekken var ledningsevnen < 10 µS/cm (ikke detekterbart), noe som skyldes harde og kalkfattige bergarter og fravær av antropogene påvirkninger. Kalsiumkonsentrasjonen i Djupetjønnbekken (0,72 mg/L) var lavest av samtlige lokaliteter. De samme lokalitetene hadde som ventet også høyest og lavest alkalinitet (1,14 mmol/L og 0,05 mmol/L). Hovinbekken (57 mg/L), Trytetjønnbekken (52 mg/L), Storebekk (39 mg/L) og Store Trytetjønn (37 mg/L) utmerket seg med høye konsentrasjoner av ammonium, sammenlignet med de resterende lokalitetene. Ammonium kan ved store tilførsler av kloakk eller avrenning fra dyrket mark dominere over nitrat (Økland & Økland 1998). Storebekk lå i et relativt uberørt område med noen fjellgårder, og det skal ifølge Dorthe Huitfeldt (pers.medd. 2012) være en gammel gjødselkjeller beliggende i området. Dette kan være med på å forklare de relativt høye ammoniumkonsentrasjonene. I Hovinbekken ble vannprøvetakingen foretatt ved Årvoll, og indikerer utslipp av kloakk grunnet høye ammoniumkonsentrasjoner. Bremnes & Saltveit (2002) og Bækken et al. (2011) fant høy tetthet av bekkerøye, og at rekruttering og overlevelse var svært god på dette strekket. Kloakkutslipp nedenfor Årvoll (i tillegg til fysiske

hindringer) gjør at bekkerøyebestanden minsker jo lengre ned i vassdraget man kommer. Ifølge vann- og avløpsetaten (2012) (9) er Hovinbekken ren fra Årvoll og ned til Økern, men ut ifra våre målinger er det sannsynlig at det var kloakkforurensning også der. Trolig kan individer utsatt for relativt høye ammoniumkonsentrasjoner utvikle en adaptasjon eller resistens med tiden (Bjerregaard 2005). Selv om Grande (1960) beskriver bekkerøyas preferanse for kaldt og klart vann, viser bekkerøyepopulasjonen i Hovinbekken at vannkjemi ikke er begrensende for dens overlevelse. Store Trytetjønn og Trytetjønnbekken var et sammenhengende system som hadde høye konsentrasjoner av ammonium og TOC. Lav pH hindrer nitrifikasjon (Kalff 2002), og skogrydding i området kan ha ført til redusert evapotranspirasjon og økt avrenning av humussyrer (Porvari et al. 2003).

Hovinbekken, Overnbekken og Sembekken hadde høyest pH og nitratkonsentrasjoner (hhv. 299 µg/L, 287 µg/L og 467 µg/L). Ved høy pH vil nitrat dominere over ammonium som nitrogenfraksjon på grunn av nitrifikasjon (Kalff 2002).

Bekkerøya levde sympatrisk med andre fiskearter i alle lokaliteter foruten Hovinbekken (Bremnes & Saltveit 2002, Bækken et al. 2011), Lystjerbekken (basert på el-fiske) og mest sannsynlig Trytetjønnbekken. I Trytetjønnbekken ble verken ørret eller abbor observert i de delene hvor bekkerøya ble fanget, men det foreligger ingen sikker dokumentasjon. Det var i all hovedsak ørret som levde sammen med bekkerøya, men også abbor, ørekyt, bekkeniøye, gjedde og ål fantes i én eller flere av lokalitetene. I Store Trytetjønn var det en tilsynelatende tett bestand av småfallen abbor, og det ble kun fanget to bekkerøyer i til sammen 5 garn på én garnnatt. Dette tyder på at den tette abborbestanden har en negativ innvirkning på bestanden av bekkerøye i denne lokaliteten. Lignende tilfeller er observert i andre lokaliteter (Hesthagen 2013). Innslaget av ørret varierte fra lokalitet til lokalitet, og var også påvirket av årstid med hensyn til gytefisk. Forholdet mellom bekkerøye og ørret er nøye studert, og viser i de fleste tilfeller at bekkerøya er konkurransesvak i de systemer hvor disse to artene opptrer sympatrisk (Fausch & White 1981, Qvenild 1986, Eken 1988, Dewald & Wilzbach 1992, Hoxmeier & Dieterman 2011). Konkurransen fra ørret synes å være en begrensende faktor for videre etablering i norske vassdrag. I noen tilfeller kan bekkerøya utkonkurrere ørreten som følge av at pH, temperatur eller andre faktorer favoriserer bekkerøya (Fausch & White 1986, Spens et al 2007). Bekkerøye, som en innført art, kan i vassdrag hvor den lever sympatrisk med ørret ha en negativ effekt på den stede egne ørretbestanden i forbindelse med reproduksjon og



hybridisering (Cucherousset et al. 2008). Det ble imidlertid ikke observert kryssninger, såkalt tigerørret, i noen av lokalitetene hvor de to artene levde sympatrisk.

I de bekkene hvor tettheten av ørret var lav, var også tettheten av bekkerøye gjennomgående høyere. Der hvor både ørret og bekkerøye levde sammen, og hadde en rimelig lik fordeling, var tettheten av bekkerøye mindre og individene noe større enn ørret. Veumbekken og Rossåna var eksempler på dette. Flere steder var bekkerøya i overtall og bare få ørret ble observert. Dette var tilfellet i Sembekken, Tandrebekk, Dyrdalsåi, Storebekk, Øvre Rautjønnbekken og Djupetjønnbekken. De stedene hvor bekkerøya fortsatt har fofeste i Telemark per i dag, er mest sannsynlig lokaliteter som favoriserer arten på en eller annen måte, og følgelig blir ikke ørreten dominerende. I Overnbekken eksisterte det en øvre og nedre del adskilt av et vandringshinder. I den øvre delen levde bekkerøya tilnærmet upåvirket av ørret, mens det var mye ørret i den nedre delen. Bekkerøye som ble fanget i den nedre delen stod utelukkende i de øvre delene av dette strekket, og var betydelig færre enn ørret. Det samme fant Eken (1988) da han studerte denne bekken. I den øvre delen var det utvilsomt mer bekkerøye. Den samme trenden gikk igjen i flere av de undersøkte lokalitetene, og det ser ut til at bekkerøya utnytter leveområder som andre arter unngår eller ikke kan leve i. I den sterkt jordbrukspåvirkede Sembekken i Skien kommune var situasjonen ganske lik som i Overnbekken, hvor bekkerøya var den dominerende art ovenfor vandringshindret.

I mange av bekkene hvor bekkerøya levde var vannet tilsynelatende kaldt. Både Overnbekken (Eken 1988) og Tandrebekk (allment kjent) er sterkt grunnvannspåvirket og holder lave, stabile temperaturer gjennom året. Dette kan være lokaliteter som er nødvendige for bekkerøyas fremtidige eksistens fordi det favoriserer denne arten fremfor ørret. Hesthagen (2013) peker på at bekkerøya trolig er begünstiget av lave vannførings- og temperaturforhold. I flere tilfeller (Tandrebekk, Overnbekken, Storebekk, Trytetjønnbekken m.fl.) var bekkene deler av større vassdrag eller bare sidebekker til større bekker/elver, noe som kan tyde på at bekkerøya forsøker å finne refugier fra varmere vann eller konkurranse fra annen fisk. Dette underbygger det faktum at bekkerøya blir tvunget oppover i vassdragene til områder hvor ørreten ikke trives, og at den fratras de beste stand- og hvileplassene i bekken som ofte er en kritisk og minimal ressurs (Fausch & White 1981). Flere av de undersøkte bekkene hvor det ble dokumentert bekkerøye i Telemark, er svært små, og de blir mindre jo høyere opp i systemet man kommer. Dette ser ut til å være biotoper hvor bekkerøya kan overleve ved å

utnytte sine nisjer. Allikevel er dette sårbare og marginale leveområder som fort kan bli påvirket av menneskelige inngrep eller klimatiske svingninger.

Lengde- og vektfordeling for alle de fangede bekkerøyene kan gi et inntrykk av to ulike livsløp, avhengig av lokalitet. Individier fra Tandrebekk, Overnbekken og Hovinbekken dominerte spesielt for årsklassene 2+ og 3+. Årsklassen 4+ fordelte seg mellom bekkerøyer fra lokaliteter med både lav og høy gjennomsnittsalder. Årsklasse 5+ og oppover ble dominert av individer fra Øvre Rautjønnbekken, Rossåna og Djupetjønnbekken. Det kan tyde på at majoriteten av individer fra lokaliteter med lav gjennomsnittsalder dør som 3+, mens individer fra lokaliteter med høy gjennomsnittsalder kan oppnå aldre på 6-9 år. Vi fant signifikante forskjeller (ANOVA,  $F_{13,1} = 55$ ,  $p < 0,05$ ) mellom lokaliteter med høy ( $5,5 \pm 1,1$  år) og lav ( $3,3 \pm 0,8$  år) gjennomsnittsalder knyttet til distanse fra menneskelig aktivitet/offentlig vei (sportsfiske). I Overnbekken, hvor bekkerøyas gjennomsnittsalder var lav (3,1 år), observerte Eken (1988) bekkerøyer med bittmerker fra mink, noe som indikerer at predasjon også kan ha en innvirkning. 58 % av bekkerøyene i undersøkelsen var 4+ eller eldre. Dette er interessant da tidligere studier (Qvenild 1986) har konkludert med at utsatt bekkerøye i Norge sjelden blir eldre enn 4+.

Det er store gjennomsnittlige vekstforskjeller mellom materialets lokaliteter. Bekkerøye i Hovinbekken opplevde en gjennomsnittlig årlig vekst på 6,7 cm, mens bekkerøye i Djupetjønnbekken kun hadde en gjennomsnittlig årlig vekst på 3,3 cm. Tilgang på føde og vekstsesongens varighet påvirker i størst grad bekkerøyas veksthastighet (Power 1980). Tilgang på føde kan innbefatte allopatriske og sympatriske konkurranseforhold, samt fisketetthet. Store mengder terrestrisk næring ble funnet i bekkerøyas mageinnhold. Terrestriske invertebrater er sterkt knyttet til vegetasjon, og ender som driv i bekker. Bekkens tverrsnitt er en viktig faktor for andelen terrestrisk driv, spesielt i små bekker (Nakano & Murakami 2001). Wipfli (1997) konkluderte med at løvtrær i større grad enn bartrær påvirker tilgjengeligheten av terrestriske byttedyr. Tandrebekk, Overnbekken, Lystjerbekken og Hovinbekken hadde alle et lite tverrsnitt, hvor overhengende løvtrær dominerte. I Overnbekken og Øvre Rautjønnbekken var kantlinjen i større grad dominert av bartrær, mens det i Rossåna og Djupetjønnbekken var lite overhengende vegetasjon. En annen medvirkende årsak til vekstforskjeller mellom lokaliteter kan være knyttet til genetisk forskjeller i vekst mellom bekkerøypopulasjoner (Power 1980). I lokaliteter med tette bestander vil hurtig

vekst det første leveåret kunne gi konkurransefortrinn med hensyn til mattilgang og plassering i bekken. Dette kan være tilfelle i Tandrebekk og Hovinbekken, hvor bestandene så ut til å være tette. I lokaliteter med lite konkurranse vil hurtig vekst det første leveåret være av mindre betydning. Vekt ble i liten grad benyttet for å sammenligne de ulike lokaliteters vekstforskjeller, siden vekt varierer med årstid og mattilgang.

89 % av bekkerøyene hadde terrestriske kilder i magesekken, mens 60 % av bekkerøyene hadde akvatiske kilder i magesekken. I gjennomsnitt bestod mageinnholdet av 60 % primærkonsumenter og 40 % sekundærkonsumenter. 84 % av bekkerøyene som hadde terrestriske og akvatiske kilder i magesekken, hadde i større eller mindre grad (10-90 %) også ikke-identifiserbart mageinnhold. Andelen av akvatiske byttedyr økte mot høsten og vinteren, og støttes av Qvenild (1986) og Lord (1933). Flere av de samme artene ble funnet i fisk fra samme bekk eller vann, og som regel varierte størrelsen på insektene lite. Dette samsvarer med funn gjort av Grande (1960) i Øyfjell i Telemark. Fiskens fødevalg forandrer seg en del gjennom et år og gjennom døgnet (Allan 1981, Lord 1933), og én enkelt mageprøve vil bare kunne gi et lite innblikk i hva fisken spiser til enhver tid. Allan (1981) fant at enkelte bekkerøyer spiste større og «sjeldnere» byttedyr, og at noen individer muligens spesialiserte seg på noen typer insekter som var tilgjengelige i et område. Dette kan også være tilfelle for de bekkerøyene som i denne undersøkelsen hadde spist fisk og større byttedyr, eller hadde store kvanta av samme type insekter i magesekken. Materialets eldste individ (9+) hadde en huggorm på 15 og 20 cm i magesekken. Hvis huggormen var i live da den ble tatt, må det bety at bekkerøya kan være både tøff og aggressiv. Lord (1933) fant at enkelte individer hadde spist salamandere. Samtlige individer som hadde spist fisk eller større byttedyr, og kunne identifiseres på kjønn, var hannfisk. Dette kan ha en sammenheng med at de er mer territoriehevdende, tøffere og tar større sjanser enn hunnfisk. I Tandrebekk hadde noen individer totalt forskjellig mageinnhold, selv om de ble fanget i nærheten av hverandre. Kanskje er dette et resultat av konkurranse og valg/anvisning av standplasser (Power 1980, Fausch & White 1981). I Dyrdalsåi hadde bekkerøya spist mange ulike arter av insekter, men de samme artene gikk igjen i de fleste mageprøvene. Dette var gjennomgående for flere av lokalitetene hvor man nesten kunne plassere fisken til riktig lokalitet ved kun å se på mageinnholdet. Power (1980) mener at bekkerøya har et bredt spekter av næringsemner og stort sett spiser det som er tilgjengelig. Det kunne virke som størrelsen på bytte og tilgjengelighet/kvantitet var vesentlige faktorer for fisken og dens valg av insekter. Allan

(1981) mener at mengden og størrelsen på bytte, sammen med individuell spesialisering og erfaring, er de primære kriterier for bekkerøyas diett.

Konsentrasjonen av THg i bekkerøya var generelt lav, og varierte mellom 0,02 ppm og 1,33 ppm tv. Kun syv individer oversteg 1,0 ppm tv. Gjennomsnittlig THg-konsentrasjon for alle lokalitetene var 0,38 ppm tv. De lave THg-konsentrasjonene samsvarer med amerikanske studier gjort på bekkerøye, hvor flere bekker/elver ble undersøkt (Snyder et al. 2006, Mierzykowski et al. 2008). De lave konsentrasjonene kan blant annet ha en sammenheng med bekkerøyas korte levetid og diett som, basert på våre funn, består av lite fisk. Det var signifikant positiv sammenheng ( $R^2 = 0,07$ ,  $p < 0,05$ ) mellom bekkerøyas alder og THg-innhold. THg bioakkumuleres og biomagnifiseres over tid i fiskekjøttet raskere enn det skilles ut (Bjerregaard 2005). Bekkerøya blir i mange tilfeller ikke eldre enn fire år i små bekker, og dermed er det begrenset hvor mye MeHg som kan oppkonsentreres (Qvenild 1986). Som et eksempel var eldste fisk i Hovinbekken bare fire år. Eken (1988) fant ikke bekkerøyer i Overnbekken eldre enn dette. I vår undersøkelse ble det fanget tre bekkerøyer som var eldre enn fire år i Overnbekken.

Ved at MeHg utgjør 90-95 % av totalkvikksølvet i bekkerøya (Bjerregaard 2005), overføres dette til totalkvikksølvkonsentrasjonen i denne undersøkelsen. EUs mattrykksorgan (EFSA) (3) har senket grensene for ukentlig inntak av MeHg fra 1,6 ppm THg/Kg til 1,3 ppm THg/Kg vv. Mattilsynet har satt grenseverdien for MeHg i fisk til 0,5 ppm THg/Kg vv. Som et eksempel kan en voksen person på 75 kg innta 0,10 ppm MeHg ukentlig. Dette tilsvarer 446 g fiskefilèt fra bekkerøya med høyeste målte THg-konsentrasjon i denne undersøkelsen (1,33 ppm tv; 0,28 ppm vv). 96 % av individene oversteg ikke THg-konsentrasjoner på 1,0 ppm tv (0,21 ppm vv). Dette betyr at bekkerøye kan konsumeres uten helserisiko, selv for risikogrupper som småbarn, gravide og ammende.

Det var vanskelig å se noen klare sammenhenger mellom THg-konsentrasjoner i fisken og mageinnholdet i de ulike bekkene. På grunn av ulike bunnlinjenivåer er ikke lokalitetene direkte sammenlignbare. Derimot var det stor intern variasjon i THg-konsentrasjonene i flere av lokalitetene, selv om mageinnholdet ikke alltid kunne støtte opp om disse forskjellene. THg-innholdet var høyere i fisk som hovedsakelig hadde beitet på sekundærkonsumenter ( $0,33 \pm 0,23$  ppm) enn primærkonsumenter ( $0,25 \pm 0,18$  ppm), noe som var forventet. Det var

også mer THg i fisk som hadde konsumert terrestriske føde kontra akvatisk (hhv.  $0,43 \pm 0,33$  ppm og  $0,24 \pm 0,18$  ppm). Det må påpekes at det kun ble tatt ett sett med mageprøver per lokalitet i tidsperioden juni-november. Andelen terrestrisk føde er som regel større enn akvatisk i dette tidsrommet (foruten november). Lord (1933) undersøkte mageinnholdet til bekkerøye i en liten bekk i delstaten Vermont gjennom ett år, og fant at akvatisk føde utgjorde i overkant av 65% av den totale dietten. Det kan tyde på at THg-konsentrasjonene er et resultat av en diett som ikke ble påvist på grunn av prøvetakingstidspunktet.

Sammen med alder synes pH også å være en bestemmende faktor for bekkerøyas THg-innhold i denne undersøkelsen. Trytetjønnbekken og Overnbekken hadde sammenlignbar gjennomsnittsalder ( $3,4 \pm 1,2$  og  $3,1 \pm 1,4$  år), men ulike pH-verdier (5,58 og 7,18). De gjennomsnittlige THg-konsentrasjonene i Trytetjønnbekken var høyest (0,82 ppm), mens Overnbekken var blant de laveste (0,33 ppm). I tillegg hadde Trytetjønnbekken høye TOC-nivåer (15,8 mg C/L). Dette knytter seg antageligvis til skogsdrift i omkringliggende myrområder, og kan ha ført til økt avrenning av humussyrer og organisk materiale (Porvari et al. 2003). De seks lokalitetene med de høyeste THg-konsentrasjonene i denne undersøkelsen, ligger alle i myrpåvirkede områder med tilknytning til skog. Økte kvikksølvnivåer (MeHg) i fisk er nært knyttet til myrområder, fluktuerende vannnivåer, lav pH og høye nivåer av løst organisk materiale (DOM) (Økland & Økland 1998, Brigham et al. 2009, Chasar et al. 2009). DOM er en nøkkelfaktor som transportvektor for THg, mens det for MeHg fungerer som både transport- og metyleringssubstrat (Brigham et al. 2009, Braathen et al. 2014).

Ved bioakkumulering er det tilgjengeligheten av MeHg på bunn av næringskjeden, hvor effektivt MeHg blir tatt opp for hvert trofiske nivå og antall trofiske nivåer som er avgjørende for THg-konsentrasjonene i fisk (Chasar et al. 2009). Vander Zanden (1996) og Bjerregaard (2005) peker på at mengden THg som er tilgjengelig i bunnen av næringskjeden best forklarer THg-konsentrasjonen i fisk på toppen av næringskjeden. Bekker og lotiske systemer er i større grad enn innsjøer utsatt for sesongvariasjoner og lokale fysiske forstyrrelser. Dette kan skape vanskeligheter med å sammenligne bekkesubstrat og vannprøver med biotaen, som integrerer THg over tid og rom (Cabana & Rasmussen 1996, McCutchan et al. 2003). Da vi foretok THg-analyser av bekkerøyas fiskekjøtt, kunne vi bare fremstille et øyeblikksbilde av situasjonen for fiskebestanden ved de ulike lokalitetene. Det bør foretas regelmessige målinger/observasjoner av biotiske og abiotiske kilder og mekanismer som kan påvirke THg-konsentrasjonene.

I Dyrdalsåi ( $R^2 = 0,29$ ), Rekatjønnbekken ( $R^2 = 0,91$ ), Trytetjønnbekken ( $R^2 = 0,58$ ), Øvre Rautjønnbekken ( $R^2 = 0,24$ ), og Rossåna ( $R^2 = 0,73$ ) var forholdet mellom LogTHg (ppm tv) og målt  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) i fiskekjøtt signifikant ( $p < 0,05$ ). Lokalitetene var alle upåvirket av antropogen forurensning. Trofisk stigningskoeffisient (TMS) varierte fra 0,093 i Dyrdalsåi til 0,316 i Rekatjønnbekken. Trytetjønnbekken var også relativt høy (0,297). Oppkonsentreringsfaktoren (TMF) for Dyrdalsåi og Rekatjønnbekken blir hhv. 2,1 og 11,9. Det var ingen signifikant sammenheng mellom THg eller logTHg og  $\delta^{15}\text{N}$  eller baselinjekorrigert  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\delta^{15}\text{N}_{\text{kor}}$ ), når hele materialet ble behandlet samlet. Hovedårsaken til dette er at variasjonene i  $\delta^{15}\text{N}$  (eller trofisk nivå) er små ( $\delta^{15}\text{N}_{\text{kor}}$ :  $1,1 \pm 0,8$  ‰;  $n = 205$ ), og at det er betydelige variasjoner mellom lokalitetenes THg-nivåer i bunnen av næringskjeden. Variasjonene i THg skyldes ulik pH, TOC, bakterielle prosesser og byttedyrsammensetning, knyttet til biotilgjengelighet og oppkonsentrering av MeHg.

Det var en signifikant positiv sammenheng mellom bekkerøyas  $\delta^{15}\text{N}$ , og nitrat, Tot-N, og ammonium. Påvirkning fra antropogene nitrogenkilder syntes å dele lokalitetene i to  $\delta^{15}\text{N}$ -fraksjoner ( $\geq 7$  eller  $< 7$  ‰). Gjennomsnittlige  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer for antropogent påvirkede og upåvirkede lokaliteter varierer mellom hhv.  $8,6 \pm 1,4$  og  $5,8 \pm 0,7$  ‰. Bekkerøye fra lokaliteter beliggende nær jordbruks- eller urbane områder (For eksempel Sembekken, Overnbekken og Hovinbekken) hadde  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer  $\geq 7$  ‰. Cabana & Rasmussen (1996) konkluderte med økt  $\delta^{15}\text{N}$  i områder med høy menneskelig tetthet i nedbørsfeltet. Vander Zanden et al. (2005) fant også store forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  (14 ‰) mellom innsjøer med ulik trofigrad. Variasjon i  $\delta^{15}\text{N}$  i bekker skyldes i stor grad denitrifikasjon av uorganisk gjødsel (Diebel & Vander Zanden 2009). Fisk fra Dyrdalsåi og Veumbekken skilte seg ut ved å ha høye  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer tilsvarende fisk fra antropogent påvirkede lokaliteter. Det er vanskelig å si hvorfor signaturene var så høye siden nitrogenkonsentrasjonen ikke utmerket seg nevneverdig. I Dyrdalsåi må dette skyldes individuelle forskjeller i diett da forurensning er fraværende. Veumbekkenes  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer kan muligens knyttes til nærhet av dyrket mark eller ikke anlagt offentlig kloakk. Vannprøvetaking over hele året ville gitt et bedre grunnlag for videre antakelser.

I våre områder består bekkerøyas  $\delta^{13}\text{C}$ -kilder av terrestrisk karbon fra C3-planter som stort sett er funnet til å ligge i intervallet  $-27 \pm 1$  ‰ (Deines 1980, Fry & Sherr 1980, Meili et al.

1996). Karbonsignaturene for bekkerøya varierte i hovedsak mellom -27 og -25 ‰. Dette var forventet da tilført alloktont materiale vil være hovedkilde for karbontilførsel i små bekker og tjern (France 1997). I slike systemer vil det ikke være noe tydelig skille mellom pelagial- og littoralsone, som i en innsjø hvor bekkerøyas byttedyr har en vesentlig større nisjebredde. Et eksempel på dette var Store Trytetjønn (0,03 km<sup>2</sup>) hvor individenes  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen var tilnærmet like som i bekkene. Generelt var det vanskelig å si noe om hvor i systemet fisken beitet, men man kan fastslå at karbonet i liten grad kommer fra fytoplankton og påvekstalger, selv om seks individer hadde  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen opp mot -22 ‰. Svae (2011) har funnet at påvekstalger i Øyeren hadde  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen rundt -21 ‰. France (1997) fant et skille mellom en blanding av terrestrisk materiale og påvekstalger på -21 ‰, mens Turner et al. (1994) konkluderer med at påvekstalgers  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen ligger mellom -22 - -18 ‰. De seks individene kan ha fått i seg alger som en bifangst ved å nappe steinfluer fra bunnen, eller forvekslet vegetasjon og terrestrisk driv med insekter. Grande (1960) fant planterester i 63% av fiskemagene i juli fra Dyrdalsåi. Samtidig vil også mange av primærkonsumentene som fisken spiser ha en  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen som gjenspeiler deres føde bestående av terrestrisk karbon og/eller påvekstalger. Ett individ fra Dyrdalsåi og ett individ fra Rekatjønnbekken hadde en veldig lav  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen (hhv. -29,8 og -29,4 ‰). Til sammenligning hadde arktisk røye fra Norsjø, med et pelagisk levesett, en  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen på -29,7 ‰. Dette støttes av Svae (2011), hvor den pelagiske  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen for arktisk røye samsvarer med fytoplanktonets  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen i Øyeren på ca -31 ‰ (Svae 2011). Fire andre individer hadde også forholdsvis lave signaturen i forhold til majoriteten, og varierte mellom -29 og -28 ‰. Hvis dette ikke er feilmålinger kan det tyde på at bekkerøylene har beitet i pelagialsonen i Dyrdalsvatnet (0,35 km<sup>2</sup>) og Rekatjønn (0,35 km<sup>2</sup>), hvor bekkene er tilknyttet, og senere vandret ut. I Dyrdalsvatnet i Øyfjell, hvor Dyrdalsåi renner inn, har Grande (1960) tidligere rapportert om fangst av bekkerøye i garn, noe som også støttes av Dorthie Huitfeldt (pers. medd. 2012).

Etter korrigering av  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen ( $\delta^{15}\text{N}_{\text{korr.}}$ ) utviser bekkerøya liten variasjon i trofisk posisjon mellom og innad i lokalitetene ( $0,31 \pm 0,23$ ). Trolig skyldes dette bekkerøyas sammenfallende diett mellom og innad i lokaliteter som primært er på et lavt trofisk nivå. I Overnbekken (øvre og nedre del sammenslått) og Dyrdalsåi var det en differanse på ca 1,3 (4,5 ‰) trofiske nivåer fra fisken med lavest  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen til fisken med høyest signaturen. Dette skulle tilsi at bekkerøye i samme bekk beiter over minimum to ulike trofiske nivåer, og at det eksisterer fire trofiske nivåer i disse bekkene. Man kan anta at fisken som beiter på



trofisk nivå tre, stort sett spiser sekundærkonsumenter, mens fisken som ligger ett trofisk nivå høyere må spise tertiærkonsumenter (hovedsakelig fisk). Vander Zanden et al. (1999) påpeker at lokalitetens størrelse (økende artsdiversitet) gir rom for flere trofiske nivåer og større næringsnett, noe som blir begrenset i våre små lokaliteter. For piscivore fisk er dietten av stor betydning for dens trofiske posisjon ( $\delta^{15}\text{N}$ -signatur) (Moseby 2011). Uten å være ren fiskespiser vil den ikke være på toppen av næringskjeden. Vi fant fisk i magen på bare 3,5 % (syv individer) av de innsamlede bekkerøyene, og ingen av disse hadde  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer som var særlig høyere enn fisk som bare hadde spist insekter. Fiskepredasjon forekommer trolig i perioder hvor annen føde ikke er tilgjengelig. Grande (1960) fant ikke fisk i bekkerøyene i Øy fjell, men ett individ i denne undersøkelsen fra Dyrdalsåi hadde fire fisk fra 4-7 cm i magesekken. Det er kjent at bekkerøya kan spise andre fiskearter etter å ha nådd en viss størrelse (Vladykov 1953), men vi har ikke funnet litteratur som beskriver kannibalisme. Tre av bekkerøyene som hadde fisk i magesekken hadde spist andre bekkerøyer. To av disse ble fanget i Hovinbekken hvor bekkerøye er eneste dokumenterte fiskeart (Bremnes & Saltveit 2002, Bækken et al 2011, Hassve 2012).

Overnbekken og Sembekken var de eneste lokalitetene hvor fisk ble fanget ovenfor og nedenfor et vandringshinder (vandringshindret ved Overnveien). Det var en signifikant negativ sammenheng mellom bekkerøyenes ulike  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer og fiskens lengde innad i disse bekkene (hhv.  $R^2 = 0,56$  og  $R^2 = 0,52$ ). Mageinnholdet indikerte en overvekt av akvatiske invertebrater i fisk fra nedre del, mens terrestriske kilder dominerte i øvre del av Overnbekken. Cucherousset et al. (2007) fant bevis for at ørret og bekkerøye prefererte terrestriske invertebrater. Fisk som står høyt i vassdraget vil derfor selektere for denne type føde. Følgelig reduseres mengden terrestrisk føde nedstrøms, og fisken må i større grad beite på akvatiske invertebrater (Baxter et al. 2004). Vi fant signifikante forskjeller i totalmaterialet mellom THg-konsentrasjon i fisk med overvekt (> 70 %) av terrestriske ( $0,43 \pm 0,33$  ppm tv.) og akvatiske ( $0,24 \pm 0,18$  ppm tv.) kilder i magesekk. Det baserer seg på at terrestriske invertebrater ofte er større og har et høyere innhold av THg (Cucherousset et al. 2007, pers. medd. Espen Lydersen 2014). Bekkerøyas THg-innhold i øvre ( $0,44 \pm 0,06$  ppm tv.) og nedre del ( $0,20 \pm 0,08$  ppm tv.) var signifikant forskjellig (ANOVA;  $F_{1,21} = 66,8$ ,  $p < 0,05$ ). Det kan bety at bekkerøyene i nedre del (nedenfor Overnveien) blir tvunget til å furasjere på akvatiske invertebrater med lavere  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer og THg-konsentrasjoner, som følge av konkurranse med tilstedeværende ørret. Bekkerøyenes mageinnhold kan derfor ha en høyere andel

akvatiske invertebrater i områder hvor den lever sympatriske med ørret. Dette støttes av de signifikant ulike (ANOVA;  $F_{1,21} = 63,0$ ,  $p < 0,05$ )  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene i øvre ( $8,11 \pm 0,40 \delta^{15}\text{N}$ ) og nedre del ( $5,87 \pm 0,88 \delta^{15}\text{N}$ ) av bekken.

Antropogene faktorer kan i tillegg være av betydning for de varierende  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene, og muligens tilskrives lokal forurensning i form av husholdningskloakk. Lydersen & Moreno (upublisert 2014) fant at abbor med unormalt høye  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer som oppholdt seg i deler av Norsjø, var påvirket av lokal kloakkforurensning. Eken (1988) har nevnt at det ligger 15 hytter i området rundt Overntjern og Butjern. Disse er ikke tilknyttet offentlig avløpsnett, og bekken kan være en resipient for husholdningskloakk i den grad den når bekken før den infiltreres i grunnen (Eken 1988). Det antas at ammonium kan influere og øke konsumenters  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (Cabana & Rasmussen 1996), noe som kan være tilfelle i Overnbekken. Selv om ammoniumkonsentrasjonen var lav på tidspunktet hvor vannprøvetakingen ble utført (8 mg/L) kan det ikke utelukkes at konsentrasjonene periodevis er vesentlig høyere.

I de øvre delene av Overnbekken (ovenfor Overnveien) er det fravær av jordbruk, mens bekken er i umiddelbar kontakt med dyrket mark mellom Overnveien og gjelet. Nitratkonsentrasjonen i Overnbekken var relativt høy (287  $\mu\text{g/L}$ ), og dette må knyttes til antropogene påvirkninger i nedbørsfeltet. Vannprøven ble foretatt i nedre deler av Overnbekken. Dermed samsvarer ikke de høye  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene i øvre del og de lave  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene i nedre del med den økende gradienten av jordbrukspåvirkning nedover i vassdraget.

Det er sannsynlig at individer ovenfor et vandringshinder kan slippe seg ned eller bli ført nedover bekkeløpet i perioder med høy vannføring, men ettersom  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene var lavere nedenfor enn ovenfor vandringshindret, er trolig ikke dette en forklaring. Det er vist (Martinez et al. 2001) at konsumenter som bytter habitat og næringskilder vil kunne opprettholde opprinnelig signatur i noen måneder før assimilering og vekst vil reflektere fiskens signatur til det nåværende habitatets næringskilder. Det utelukkes at individer som ble fanget var nedvandret fisk med  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer fra de ovenforliggende tjernene (pers. medd. Morten Eken 2014).

I Dyrdalsåi og Rossåna var det signifikant positiv sammenheng mellom  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur og lengde (hhv.  $R^2 = 0,43$  og  $R^2 = 0,65$ ). Dette er den forventede trend, da det ofte er positiv

sammenheng mellom fiskestørrelse og byttedyrstørrelse (Montori et al. 2006). Cucherousset et al. (2007) fant en sammenheng mellom høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur og økt lengde for både bekkerøye og ørret. Sammenhengen økte jevnere for allopatrisk bekkerøye og ørret, enn når artene levde sympatrisk. Ingen av bekkene hadde særlige tilførsler og konsentrasjoner av næringsstoffene nitrat og ammonium, og av den grunn kan diett i større grad påvirke bekkerøyas  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur. Siden  $\delta^{15}\text{N}$  i lotiske systemer viser stor variasjon (Chasar et al. 2009) bør dette tas med i betraktningen når det foretas undersøkelser i slike lokaliteter. Variasjon innad i en lokalitet kan skyldes bekkens fysiske morfologi, sympatrisk konkurranse, ulike bunndyrsamfunn, antropogene kilder og omkringliggende områders påvirkning

Det var kun i Overnbekken (øvre/nedre del sammenslått) og Dyrdalsåi at innsamlet fisk varierte over ett trofisk nivå (ca 1,3). To av individene fra Dyrdalsåi med høy  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (10,64 og 10,42 ‰) skilte seg fra hverandre med ulik  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur. Individet med den laveste  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen (-29,77 ‰) kan muligens knyttes til et pelagisk levesett i Dyrdalsvatnet (eller oppvandring på våren), og utelukke et livsløp i bekkesystemet. Bekkerøye ble sporadisk fanget i Dyrdalsvatnet (Grande 1960, pers. medd. Dorthe Huitfeldt 2012), og individet kan ha innvandret fra andre deler av vassdraget. Slik kan individet ha beholdt sin særegne  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur fra innsjøen, siden vekst og assimilering bruker noen måneder på å justere tilbake  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen (Martinez et al. 2001). Det andre individets  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur (-25,97 ‰) kan indikere en nisjepreget diett i bekken ulik den resterende bestanden.

Det var kun i Hovinbekken det ble funnet *Gyrodactylus derjavinooides*. Hovinbekken var én av få lokaliteter i vårt materiale hvor bekkerøye ikke levde sympatrisk med ørret. Dette er også dokumentert av Bremnes & Saltveit (2002) og Bækken et al. (2011). *G. derjavinooides* har først og fremst ørret og laks som hovedverter (Buchmann et al. 2004), men, i likhet med *G. salaris*, kan også *G. derjavinooides* parasittere bekkerøye. I forsøk med *G. salaris* ble det ikke funnet mortalitet, og kun begrenset reproduksjon på bekkerøye (Bakke 1991, Bakke et al. 1992). Eksperimentelle infeksjoner av flere typer fisk har demonstrert at antallet *Gyrodactylus* per fisk er svært individuelt. Det skyldes en genetisk betinget forskjell i motstandskraft hos den enkelte fisk (Bakke & MacKenzie 1993). Prevalensen for infiserte bekkerøyer fra Hovinbekken var 74%. (17 av 23 individer). Bekkerøyene var infisert av *G. derjavinooides* med varierende intensitet (1-100 stk. per fisk). Vi fant ikke sår eller soppinfeksjon på disse individene. Individer med over 1000 parasitter blir regnet for svært infiserte (Artsdatabanken

Faktaark 2012 (7)). Det foreligger lite dokumentasjon omkring brunørretens tilstedeværelse i Hovinbekken, men én ørret ble fanget i Hovinbekken vinteren 2012/2013. Det ble også satt ut ørret i bekken høsten 2013 i forbindelse med bekkeåpningen på Brobekk (pers. medd. Marius Hassve 2014). Det utelukkes ikke at bekken kan ha hatt en bestand av ørret tidligere. Kontakt med annen fisk eller parasitter som har løsnet fra sin vert kan medføre spredning (Bakke et al. 1992). I tillegg til høy tetthet av potensielle verter, er kanskje dette den mest plausible forklaringen på *G. derjavinoidea* hos bekkerøye i vassdraget. Bekkerøya i bekken stammer fra eldre utsettinger i regi av OFA (Oslomarkas fiskeadministrasjon). Det kan tenkes at infisert ørret har blitt forvekslet med bekkerøye i settefiskanlegg, for deretter å bli satt ut. Nedre deler av Hovinbekken har i lang tid vært sterkt fragmentert, med blant annet rister og kulverter (miljølære (8), Vann- og Avløpsetaten, Oslo kommune (9)). Dette har hindret oppvandrende fisk, og eliminerer sannsynligheten for overføring av *G. derjavinoidea* til bekkerøya. Selv om bekkerøye levde sympatrisk med ørret i majoriteten av undersøkelsens lokaliteter, ble det ikke funnet *G. derjavinoidea*. Det er vanskelig å forklare og redegjøre for dette.

## 6 Konklusjon

Undersøkelsen av bekkerøye viser at det fortsatt er relativt mange bestander igjen i Telemark. Etersom større områder har fått en bedre vannkvalitet (mindre surt vann), ser de sympatriske bekkerøyebestandene ut til å avta i konkurranse med ørret. Bekkerøyas leveområder ser ut til å bli mer marginalisert i sympatriske bekkesystemer, og kan begrense mulighetene for bærekraftige bestander over tid.

Bekkerøyas  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturer varierte svært lite (-27 og -25 ‰), og var sammenfallende med  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til terrestriske karbonkilder ( $-27 \pm 1$  ‰). Basert på fiskens diett, primært bestående av terrestriske- og akvatiske invertebrater, virker tilført alloktont materiale å være viktig for bekkerøya som hovedkilde for karbon.

Analyser av stabile nitrogenisotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ) viste at lokaliteter  $\geq 7$  ‰ var antropogent påvirket, mens lokaliteter  $< 7$  ‰ var upåvirket. Etter vår basekorrigering viste individene innad i lokalitetene en relativt liten variasjon i trofisk nivå (gjennomsnittlig  $0,31 \pm 0,23$ ). Kun i to lokaliteter var det over ett trofisk nivå (1,3) i forskjell mellom individene. For å bedre kunne sammenligne lokaliteter er det nødvendig med bunnlinjekorreksjoner ved bruk av langlevde primærkonsumenter. Vår basekorrigering gir kun en tilnærming til primærkonsumentenes bunnlinjenivå, og derfor anbefaler vi bruk av langlevde primærkonsumenter i videre studier.

Analyse av hele materialet samlet viste ingen god sammenheng mellom THg og trofisk nivå basert på  $\delta^{15}\text{N}$ -analyser, noe en normalt skulle kunne forvente ettersom MeHg bioakkumulerer oppover i næringskjeden. Dette skyldes trolig store variasjoner i THg og MeHg konsentrasjoner i vann (bunnen av næringskjeden) mellom lokalitetene, kombinert med små variasjoner i trofisk nivå innen populasjonene.

Vi fant signifikante forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  og THg i bekkerøye oppstrøms og nedstrøms vandringshinder i Overnbekken, og tilsvarende tendenser i Sembekken, hvor det også fantes et vandringshinder. Dette er interessant i lys av at bekkerøye oppstrøms hindrene synes å være eneste fiskeart, mens den lever sympatrisk med andre fiskearter nedstrøms. Forskjellene i  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene kan også knyttes til lokal forurensning. Disse lokalitetene er derfor svært interessante for videre studier med hensyn til intern antropogen påvirkning, varierende THg-konsentrasjoner og konkurranseproblematikk hos bekkerøye, hvor kamp om føde trolig er en sentral problemstilling.

## 7 Referanseliste

- Allan, J.D.** 1981. Determinants of diet of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) in a mountain stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 38. p. 184-192.
- Bakke, T. A.** 1991. A review of the inter- and intraspecific variability in salmonid hosts to laboratory infections in salmonid hosts to laboratory infections with *Gyrodactylus salaris* Malmberg. Aquaculture; Vol. 98. p. 45-57.
- Bakke, T.A., Harris, P.D. & Jansen, P.** 1992. The susceptibility of *Salvelinus fontinalis* (Mitchell) to *Gyrodactylus salaris* Malmberg (Platyhelminthes; Monogenea) under experimental conditions. Journal of Fish Biology; Vol. 41. p. 499-507.
- Bakke, T. A. & MacKenzie, K.** 1993. Comparative susceptibility of native Scottish and Norwegian stocks of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., to *Gyrodactylus salaris* Malmberg: Laboratory experiments. Fisheries Research; Vol. 17. p. 69-85.
- Baxter, C. V., Fausch, K. D. & Saunders, W. C.** (2005). Tangled web: reciprocal flows of invertebrates prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology. Vol. 50. p. 201–220.
- Bjerregaard, P.** 2005. Økotoksikologi. Gads forlag, København. 152 s.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L.P.** 2000. Fisk i ferskvann – et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. 2. utg. 376 s.
- Borgå, K., Kidd, K. A., Muir, D. C. G., Berglund, O., Conder, J. M., Gobas, F.A., P.C., Kucklick, J., Malm, O. & Powell, D.E.** 2012. Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design. Vol. 8 (1). p. 64–84.
- Braaten, H. F. V., De Witt, H.A., Fjeld, E., Rognerud, S., Lydersen, E. & Larssen, T.** 2014. Environmental factors influencing mercury speciation in Subarctic and Boreal lakes. Vol. 476-477. p. 336–345.
- Bremnes, T. & Saltveit, S. J.** 2002. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVIV. Bunndyr og fisk i Akerselva og Hovinbekken i 2001. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlands, Oslo 211. 30 s.
- Brigham, E. M., Wentz, A. D., Aiken, R. G. & Krabbenhoft, P. D.** 2009. Mercury cycling in Stream Ecosystems. 1. Water Column Chemistry and Transport. Vol. 43 (8). p. 2720-2725.

- Buchmann, K.**, Madsen, K.K. & Dalgaard, M.B. 2004. Homing of *Gyrodactylus salaris* and *G. derjavini* (Monogenea) on different hosts and response post-attachment. *Folia Parasitologica*; Vol. 51. p. 263-267.
- Bækken, T.**, Bergan, M., Eriksen, T. E. & Lund, E. 2011. Vurdering av økologisk tilstand I Osloelvene. Bunndyr og fisk I Akerselva og Hovinbekken vår og høst 2010. NIVA rapport LNR 6107-2011. 47 s.
- Cabana, G. & Rasmussen, J. B.** 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. Vol. 93. p. 10844-10847.
- Chadwik, J. G. Jr.** 2012. Temperature effects on Growth and Stress Physiology of Brook Trout: Implications for Climate Change Impacts on an Iconic Fresh Water Fish. Master Theses. Paper 897. p. 79.
- Chasar, C. L.**, Scudder, C. B., Stewart, R. A., Bell, H. A., & Aiken, R. G. 2009. Mercury cycling in Stream Ecosystems. 3. Trophic Dynamics and Methylmercury Bioaccumulation. Vol. 43 (8). p. 2733-2739.
- Christensen, J. M.** 1964. Burning of otoliths, a technique for age determination of soles and other fish. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*. Vol. 29. p. 73-81.
- Clarkson, T. W.** 1992. Mercury. *Major Issues in Environmental Health*. Vol. 100. p. 31-38.
- Collett, R.** 1905. *Meddelelser om Norges fiske i Aarene 1884-1901*. Christiania, Bd. 3, 173 s.
- Compeau, G. C. & Bartha, R.** 1985. Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment, *Appl. Environ. Microbiology*. Vol. 50 (2). p. 498-502.
- Craig, H.** 1953. The geochemistry of stable carbon isotopes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, Vol. 3. p. 53-93.
- Creaser, C. W.** 1930. Relative Importance of Hydrogen-Ion Concentration, Temperature, Dissolved Oxygen, and Carbon-Dioxide Tension, on Habitat Selection by Brook-Trout. *Ecology*. Vol. 11. p. 246-262.
- Cucherousset, J.**, Aymes, J. C., Santoul, F. & Céréghino, R. 2007. Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France. *Journal of Fish Biology* (2007) **71** (Supplement D). p. 210-223.



- Cucherousset, J.**, Aymes, J. C., Poulet, N., Santoul, F. & Céréghino, R. 2008. Do native brown trout and non-native brook trout interact reproductively? *Naturwissenschaften* (2008) Vol. 95. p. 647-654.
- Deines, P.** 1980. The isotope composition of reduced organic carbon. In: Fritz P.; Fonyes, J.S.(Eds.): *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 329-406.
- DeWald, L. & Wilzbach, M.A.** 1992. Interactions between Native Brook Trout and Hatchery Brown Trout: Effects on Habitat Use, Feeding, and growth. Vol. 121. p. 287-296.
- Diebel, M. W. & Vander Zanden, M. J.** 2009. Nitrogen stable isotopes in streams: effects of agricultural sources and transformations. *Ecological Applications*. Vol. 19 (5). 2009. p. 1127–1134.
- Dunson, W.A. & Martin, R.R.** 1973. Survival of Brook Trout in a Bog-Derived Acidity Gradient. *Ecology*. Vol. 54. p. 1370–1376.
- Eddy, S. & Surber, T.** 1947. *Northern Fishes – With Special Reference to the upper Mississippi Valley*. Revised edition. The University of Minnesota press, Minneapolis. p. 276.
- Eken, M.** 1988. Bekkerøya i Overnbekken – Bestandsdynamikk og habitatbruk hos en selvreproduserende bestand i Modum. Hovedoppgave i naturforvaltning ved Norges landbrukshøgskole. 55 s + vedlegg.
- Esch, G. W. & Fernádes, J. C.** 1993. A functional biology of parasitism: Ecological and evolutionary implications. Chapman & Hall, London, UK. p. 337.
- Fausch, K. D. & White, R. J.** 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 38. p. 1220-1227.
- Fausch, K.D. & White, R.J.** 1986. Competition among Juveniles of Coho Salmon, Brook Trout and Brown Trout in a Laboratory Stream, and Implications for Great Lakes Tributaries, *Transactions of the American Fisheries Society*. Vol. 115 (3). p. 363-381.
- Fausch, K.D.** 1989. Do gradient and temperature affect distribution of, and interactions between, brook charr (*Salvelinus fontinalis*) and other salmonids in streams? Vol. 1. p. 303-322.
- France, R.L.** 1997. Stable carbon and nitrogen isotopic evidence for ecotonal coupling between boreal forest and fishes. *Ecol. Freshw. Fish*. Vol. 6. p. 78-83.

**Fry, B., & Sherr E.B.** 1984.  $\delta^{13}\text{C}$  measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contribution in Marine Science* 27: 13-47.

**Fry, F.E.J.,** Hart, J.S. & Walker, K.F. 1946. Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout, *Salvelinus fontinalis*. University of Toronto biology series nr. 54. 9-35.

**Gannes, L. Z.,** Martinez del Rio, C. & Koch, P. 1998. Natural Abundance Variations in Stable Isotopes and their Potential Uses in Animal Physiological Ecology. *Comp. Biochem. Physiol.* Vol. 119A (3). p. 725-737.

**Grande, M.** 1960. Bekkerøye (*Salmo fontinalis* Mitchill) i Norge. Studier over stammen i Øyfjell i Telemark. – Hovedoppgave i Zoologi ved universitetet i Oslo. 105 s + vedlegg.

**Grande, M.** Opsahl, V. & Henriksen, A. 1970. Sammenheng mellom oksygeninnhold, organisk stoff, surhetsgrad og fiskeproduksjon i små innsjøer. Forsøk med utsetting av aure og «brøding» (*Salvelinus fontinalis* Mitchill x *Salvelinus alpinus* L.) i små, sure, humusholdige innsjøer. - NIVA Fremdriftsrapport Del II.20 s.

**Grande, M.** 1976. Bekkerøye og Brøding klarer seg bra i sure vann. *Jakt-Fiske-Friluftsliv*. Nr. 105. 32-35 s.

**Grande, M.,** Muniz, I.P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of salmonids to acid waters. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20. p. 2076-2084.

**Grande, M.,** Andersen, S. & Sevalrud, I. 1980. Forsøk med utsetting av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis* Mitchill) i sure innsjøer 1975-1978. Rapport IR 66/80 (SNSF), 88 s.

**Grande, M.** 1982. Introduction and the present status of brook charr (*Salvelinus fontinalis* Mitchill) in Norway. EIFAC, Symp. Stock enhancement in the management of freshwater fisheries. Budapest. 1982.

**Grigal, D. F.** 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. Vol. 10. p. 1–39.

**Grønneberg, T.,** Hannisdal, M., Pedersen, B. & Ringnes, V. 2008. Kjemien stemmer. .260 s.

**Hassve, M.** 2012. Non-native brook charr (*Salvelinus fontinalis*) in an urban fragmented stream: Migration, growth, survival, and age at maturation. 60 s + vedlegg.

**Hesthagen, T. & Kleven, E.** 2013. Reproduserende bestander av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) i Norge pr 2013. NINA Rapport 900. 69 s.

- Hoxmeier, J. R. H. & Dieterman, J. D.** 2011. Seasonal movement, growth, and mortality of brook trout in sympatry with brown trout in headwater streams in South-East Minnesota. p. 17 + appendix.
- Huitfeldt-Kaas, E.** 1924. Norsk Jæger- og Fisker-Forenings Tidsskrift. Vol. 53. 401-403 s.
- Huitfeldt-Kaas, E.** 1947. Norges jeger- og fisker-forbunds tidsskrift. Vol. 76. 210-212 s.
- Johnson, D. W., & D. A. Webster.** 1977. Avoidance of low pH in selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada. Vol. 34. p. 2215–2218.
- Kalff, J.** 2002. Limnology: inland water ecosystems. Prentice Hall. University of California. p. 572.
- Kleven, E. & Matzow, D.** 1993. Bekkerøya – en veletablert sørlending. Jakt og Fiske Nr. 1-2. 68-71 s.
- Landmark, A.** 1886. Indberetning fra Fiskeri-inspektøren angaaende hvad der til ferskvandsfiske-riernes Fremme er udført og om disses Tilstand i Aarene 1880-1883. – Trykt i Centraltrykkeriet i Christiania.
- Landmark, A.** 1894. Fiskeri-inspektørens Indberetning om Ferskvannsfiskerierne for Aarene 1887-1890. – Trykt i Centraltrykkeriet i Christiania.
- Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A. & Campbell, L. M.** 2013. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. Environ. Sci. Technol. Vol. 47. p. 13385-13394.
- Lawrence, E.** 2005. Henderson's dictionary of biology. 13<sup>th</sup> ed. Pearson Education Limited. Harlow, England.
- Lord, R., F.** 1933. Type of Food Taken Throughout the Year by Brook Trout in a Single Vermont Stream With Special Reference to Winter Feeding, Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 63(1). p. 182-197.
- Lydersen, E. & Moreno C.E.** 2014. Variations in feeding habitats and mercury levels in fish from Lake Norsjø, southern Norway. Upublisert.
- Mariotti, A.** 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural abundance  $\delta^{15}\text{N}$  measurements. Nature. Vol. 303. p. 685 - 687.

- Martínez, P. J.**, Johnson, B. R. & Hobgood, J. D. 2001. Stable Isotope Signatures of Nonnative Fishes in Upper Colorado River Backwaters and Ponds. *The Southwestern Naturalist*. Vol. 46 (3). p. 311-322.
- MacCrimmon, H. R. & Campbell, S. J.** 1969. World distribution of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. Bd. Canada*. Vol. 26. p. 1699-1725.
- McAfee, W.F.** 1966. Eastern brook trout. In. A. Calhoun, ed. *Inland Fisheries Management*. Calif. Dept. Fish & Game, Sacramento. p. 242-260.
- McCutchan, J. H. Jr.**, Lewis, W. M., Kendall, C. & McGrath, C. C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. – *Oikos*. Vol. 102. p. 378–390.
- Meili, M.**, Kling, G.W., Fry, B., Bell, R.T., Ahlgren, I. 1996. Sources and partitioning of organic matter in a pelagic microbial food web inferred from the isotopic composition ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) of zooplankton species. *Archive Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 48: 53-61.
- Mierzykowski, S.E.**, Ruksznis, P., McCaw, D. & Czapiaga, J. 2008. Environmental contaminants in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from Cove Brook and two tributaries of the Sheepscot River. USFWS. Spec. Proj. Rep. FY07-MEFO-5-EC. Maine Field Office. Old Town, ME. p. 41.
- Montori, A. J.**, Tierno De Figueroa, M. & Santos, X. 2006. The Diet of the Brown Trout *Salmo trutta* (L.) during the Reproductive Period: Size-Related and Sexual Effects. *Internat. Rev. Hydrobiol.* Vol. 91 (5). p. 438 – 450.
- Moseby, K.** 2011. Individuell vekstrate og byttefiskvalg er bestemmende for kvikksølvkonsentrasjonen i abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*) og gjørs (*Stizostedion lucioperca*) i Øyeren. UMB. 61 s. + vedlegg.
- Muniz, I.P. & Grande, M.** 1974. Overleving av ulike arter laksefisk i vann fra et surt vassdrag. SNSF-prosjektet, IR 3/74, 39 s.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H.** 1979. Langtidseksposering av fisk til surt vann. – SNSF prosjektet IR 44/79. 29 s + vedlegg.
- Muzzall, P.M.** 2007. Parasites of juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from Hunt creek, Michigan. *J. Parasitol.* 93 (2), p. 313-317.

- Nakano, S. & Murakami, M.** 2001. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* vol. 98 (1). p. 166-170.
- Ousdal, J.O.** 1985. Utsetting av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis* Mitchill) i høytliggende, oligotrofe og sterkt forsurede vann i Sirdal kommune, Vest-Agder. – Hovedoppgave ved institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole. 59 s + vedlegg.
- Peterson, B. J. & Fry, B.** 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 18. p. 293-320.
- Porvari, P., Munthe, J. & Haapanen, M.** 2003. Forestry practices increase mercury and methyl output from boreal forest catchment. *Environ. Sci. Technol.* Vol 37. p. 2389-2393.
- Post, D. M.** 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology*. Vol. 83 (3). p. 703-718.
- Power, G.** 1980. The brook harr, *Salvelinus fontinalis*. I: Balon, E. K. (red.) *Charrs: Salmonid Fishes of the Genus Salvelinus*, The Hague, Junk, p. 141-203.
- Qvenild, T.** 1986. Utsettinger av bekkerøye I Norge. – Fisk og Fiskestell Nr. 9. Utgitt av Direktoratet for Naturforvaltning. 41 s.
- Robertsen, G., Plaisance, L. & Bakke, T. A.** 2006. *Gyrodactylus salaris* og røye, ørret, regnbueørret og bekkerøye: Utbredelse og potensiell overføring til laks. Naturhistorisk museum, seksjon for zoologi (Zoologisk museum). Universitetet i Oslo. Sluttrapport 2006. 25 s.
- Rosseland, B. O.** 1980. Effects of acid water on metabolism and gill ventilation in brown trout, *Salmo trutta* L., and brook trout, *Salvelinus fontinalis* Mitchill. I: Drabløs, D. & Tollan, A. (red.) *Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project*. p. 384-350.
- Rosseland, B. O., Skogheim, O.K., Kroglund, F. & Hoell, E.** 1986. Mortality and physiological stress of year-lasses of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acid-aluminium-rich soft water. Direktoratet for naturforvaltning. p. 751-756.
- Rybczynski, S. M., Walters, D. M. & Johnson, B. R.** 2008. Comparing trophic positions of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. *Ecology of Freshwater fish*. Vol. 17. p. 199-206.
- Riley, S.C., Fausch, K.D. & Gowan C.** Movement of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in four small subalpine streams in northern Colorado. Vol.1. p. 112-122.

- Sevalrud, H. I. & Muniz, P. I.** 1980. Sure vatn og innlandsfiske i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. SNSF-prosjektet, IR 77/80. 95 s.
- Snyder, C.D.,** Webb, R., Atkinson, J. & Spitzer, S. 2006. Effects of stream water chemistry on mercury concentrations in brook trout in Shernanda National Park. p 15 + appendix.
- Spens, J.,** Alanära, A. & Eriksson, L. O. 2007. Nonnative brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and the demise of native brown trout (*Salmo trutta*) in northern boreal lakes: stealthy, long-term patterns?—Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 64. p. 654-654.
- Svae, P.S.** 2011. Høye kvikksølvkonsentrasjoner i Asp (*Aspius aspius*) fra Øyeren er bestemt av byttefiskvalg, alder og individuell vekstrate. UMB. 47 s. + vedlegg.
- Trojnar, J. R.** 1977. Egg Hatchability ant Tolerance of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) Fry at Low pH. Vol. 34. p. 574-579.
- Turner, M. A.,** Howell, E.T., Campbell, P., Hecky, R.E. & Schindler, E. U. 1994. Roles of nutrients in controlling growth of epilithion in oligotrophic lakes of low alkalinity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 51. p. 2785-2793.
- Ullrich, S. M.,** Tanton, T. W. and Abdrashitova, S. A. 2001. Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. Vol. 31 (3). p. 241-293.
- Vander Zanden, M. J. & Rasmussen, J. B.** 1996. A trophic position model of pelagic food webs: Impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. Ecological Monographs. Vol. 66. 451-477.
- Vander Zanden, M. J. & Rasmussen, J. B.** 1999. Primary consumer  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  and the trophic position of aquatic consumers. Ecology. Vol. 80 (4). p. 1395-1404.
- Vander Zanden, M. J.,** Shuter, B. J., Lester, N. & Rasmussen, J. B. 1999. Patterns of Food Chain Length in Lakes: A Stable Isotope Study. Vol. 154 (4). p. 406-416.
- Vander Zanden, M. J. & Rasmussen, J. B.** 2001. Variation in  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. Limnol. Oceanogr. 46 (8). p. 2061-2066.

- Vander Zanden, M. J.**, Vadeboncoeur, Y., Diebel, M. W. & Jeppesen, E. 2005. Primary Consumer Stable Nitrogen Isotopes as Indicators of Nutrient Source. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 39. p. 7509-7515.
- Vannote, R. L.**, Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 37. p. 130-137.
- Vladykov, V. D.** 1953. Speckled trout. *Fishes of Quebec*. Album nr. 1. Dept. of Fish. Que. p. 8.
- Vladykov, V.D.** 1954. Taxonomic characters of the eastern North American Charrs (*Salvelinus* and *Cristivomers*). *J. Fish. Res. Board Can.* Vol. 11. p. 904-932.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E.** 1979. *Limnological analyses*. W.B. Saunders Co. Philadelphia. p. 357.
- WHO.** 1990. *IPCS Environmental Health Criteria 101: Methylmercury*. International Programme of Chemical Safety, World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- Willers, W.** 1981. *Trout Biology: An Angler's Guide*. The University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin.
- Wipfli, M. S.** 1997. Terrestrial invertebrates as salmonid prey and nitrogen sources in streams: contrasting old-growth and young-growth riparian forests in southeastern Alaska, U.S.A. 1997. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 54. p. 1259-1269.
- Økland, J. & Økland, K. A.** 1998. *Vann og vassdrag 3 – Kjemi, fysikk og miljø*. Vett & Viten AS. Cappelen Forlag. 188 s.

#### **Referanser hentet fra internett:**

- Statens forurensningstilsyn.** 1997. SFT- veileder 1997:04.  
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/vann/1468/ta1468.pdf> . (7) Hentet 12.05.2014
- Lovdata** 2009. *Naturmangfoldloven (LOV-2009-06-19-100)*.  
<http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100> . (1) Hentet 10.02.2014.
- Store Norske Leksikon.** 2009. ICP. <http://snl.no/ICP> (4). Hentet 20.03.2014.



**Artsdatabanken.** 2012. Artsdatabankens faktaark (NINA). ISSN1504-9140 nr. 217.  
<http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark217.pdf> . (7) Hentet 05.05.2014.

**European Food Safety Authority (EFSA).** 2012.  
<http://www.efsa.europa.eu/en/topics/topic/metals.htm> . (3) Hentet 10.04.2014

**Vann- og avløpsetaten.** Oslo kommune. 2012. [http://www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no/vannet\\_vart/vassdrag\\_og\\_fjord/vassdragene\\_vare/hovinbekken/](http://www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no/vannet_vart/vassdrag_og_fjord/vassdragene_vare/hovinbekken/) . (9). Hentet 15.03.2014.

**Wikipedia.** 2014. Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS).  
[http://en.wikipedia.org/wiki/Inductively\\_coupled\\_plasma\\_mass\\_spectrometry](http://en.wikipedia.org/wiki/Inductively_coupled_plasma_mass_spectrometry) . (5) Hentet 27.02.2014.

**Artsdatabanken.** 2014. <http://www.artsdatabanken.no/> . (2) Hentet 15.02.2014.

**Miljolare.** <http://www.miljolare.no/prosjekter/osloelveforum/hovinbekken/> . (8) Hentet 16.03.2014.

**Kartgrunnlag.** Gulesider <http://kart.gulesider.no/> . (6) Hentet 10.02 – 20.05.2014.

#### **Bilder hentet fra internett:**

**Hovinbekkengruppa — interessegruppe under Oslo Elveforum for gjenåpning av og lokalhistorie knyttet til Hovinbekken.** 2013. <http://hovinbekken.wordpress.com/elvelangs-i-bilder/> . Hentet 04.03.2014.

# 8 Vedlegg

## 8.1 Vedlegg 1. Biologiske parametre.

Nr.	Lok	Dato	Art	Lengde cm	Vekt g	Kf	Alder otolith	Kjønn	Hg (Lumex) ng/g dw	Hg (Lumex) µg/g dw	Hg (Lumex) µg/g ww	Hg (ICPMS) µg/g dw	Hg (ICPMS) µg/g ww
1	Tandrebekk	05.06.2012	Salvelinus fontinalis	16,5	38	0,85	3+	M	128	0,13	0,03	0,24	0,05
2	Tandrebekk	11.06.2012	Salvelinus fontinalis	21	97	1,05	3+	-	119	0,12	0,03	0,13	0,03
3	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	22	105	0,99	3+	M	229	0,23	0,05	0,23	0,05
4	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	9,5	9	1,05	2+	M	167	0,17	0,04	0,17	0,04
5	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	11,5	13	0,85	2+	-	107,5	0,11	0,02	0,16	0,03
6	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	8	4	0,78	2+	U	116	0,12	0,02	0,11	0,02
7	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	10,5	11	0,95	2+	U	116,5	0,12	0,02	0,13	0,03
8	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	9,5	9	1,05	2+	U	175,5	0,18	0,04	0,15	0,03
9	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	9	9	1,23	2+	U	176,5	0,18	0,04	0,17	0,04
10	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	11	15	1,13	2+	M	212	0,21	0,05	0,23	0,05
11	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	10,5	11	0,95	3+	U	116,5	0,12	0,02	0,13	0,03
12	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	10	11	1,1	2+	U	162,5	0,16	0,03	0,17	0,04
13	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	14	29	1,06	2+	M	127,5	0,13	0,03	0,24	0,05
14	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	16,5	44	0,98	3+	F	181,5	0,18	0,04	0,20	0,04
15	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	19	84	1,22	4+	M	148,5	0,15	0,03	0,13	0,03
16	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	18,5	60	0,95	4+	F	180,5	0,18	0,04	0,16	0,03
17	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	20	110	1,38	3+	M	89,5	0,09	0,02	0,11	0,02
18	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	21,5	101	1,02	4+	F	353	0,35	0,08	0,18	0,04
19	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	20	70	0,88	5+	F	292,5	0,29	0,06	0,31	0,07
20	Tandrebekk		Salvelinus fontinalis	18,5	62	0,98	4+	F	168	0,17	0,04	0,17	0,04
21	Lortebekk mot Lunde	12.06.2012	Salvelinus fontinalis	19,5	77	1,04	4+	F	171	0,17	0,04	0,22	0,05
22	Dyrdalsåi	12.08.2012	Salvelinus fontinalis	17	54	1,1	4+	M	143	0,14	0,03	0,14	0,03
23	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	15	34	1,01	3+	M	360,5	0,36	0,08	0,31	0,07
24	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	21	118	1,27	6+	F	349	0,35	0,07	0,30	0,06
25	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	19	79	1,15	4+	F	100,5	0,10	0,02	0,15	0,03
26	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	19,5	75	1,01	5+	M	672,5	0,67	0,14	0,60	0,13
27	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	17	50	1,02	4+	F	135,5	0,14	0,03	0,12	0,03
28	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	11,5	16	1,05	3+	M	181	0,18	0,04	0,18	0,04
29	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	14,5	25	0,82	4+	M	145,5	0,15	0,03	0,17	0,04
30	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	13,5	18	0,73	4+	F	188	0,19	0,04	0,18	0,04
31	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	13	20	0,91	4+	F	226,5	0,23	0,05	0,18	0,04
32	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	16	38	0,93	4+	M	270	0,27	0,06	0,25	0,05
33	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	14,5	29	0,95	6+	F	275	0,28	0,06	0,24	0,05
34	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	18,5	63	1	3+	F	415,5	0,42	0,09	0,39	0,08
35	Dyrdalsåi		Salvelinus fontinalis	21	95	1,03	7+	M	699,5	0,70	0,15	0,57	0,12
36	Storebekk		Salvelinus fontinalis	12,5	20	1,02	1+	U	139	0,14	0,03	0,15	0,03
37	Storebekk		Salvelinus fontinalis	14,5	30	0,98	4+	U	129,5	0,13	0,03	0,13	0,03
38	Storebekk		Salvelinus fontinalis	13,5	22	0,89	3+	F	142,5	0,14	0,03	0,15	0,03
39	Storebekk		Salvelinus fontinalis	16	41	1	3+	F	129,5	0,13	0,03	0,15	0,03
40	Storebekk		Salvelinus fontinalis	18	63	1,08	5+	F	205	0,21	0,04	0,21	0,05
41	Storebekk		Salvelinus fontinalis	17	60	1,22	4+	M	177	0,18	0,04	0,18	0,04
42	Storebekk		Salvelinus fontinalis	19	68	0,99	4+	F	225,5	0,23	0,05	0,18	0,04
43	Store Trytetjønn	15.08.2012	Salvelinus fontinalis	22,5	130	1,14	5+	M	640	0,64	0,14	0,47	0,10
44	Store Trytetjønn		Salvelinus fontinalis	24	149	1,08	6+	F	696	0,70	0,15	0,58	0,12
45	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	13	24	1,09	3+	M	665	0,67	0,14	0,53	0,11
46	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	15	33	0,98	3+	F	991	0,99	0,21	0,81	0,17
47	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	16,5	42	0,93	4+	M	909,5	0,91	0,19	0,70	0,15
48	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	13,5	27	1,14	4+	F	463	0,46	0,10	0,36	0,08
49	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	19	50	0,73	6+	M	1138,5	1,14	0,24	0,94	0,20
50	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	16,5	49	1,09	4+	U	529,5	0,53	0,11	0,39	0,08
51	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	14,5	32	1,05	2+	F	734	0,73	0,16	0,63	0,13
52	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	16,5	37	0,82	3+	F	1061,5	1,06	0,23	0,81	0,17
53	Bekk (Trytetjønn)		Salvelinus fontinalis	14,5	25	0,82	2+	F	908,5	0,91	0,19	0,69	0,15
54	Sembekken	29.08.2012	Salvelinus fontinalis	28	270	1,23	5+	M	140	0,14	0,03	0,15	0,03
55	Sembekken		Salvelinus fontinalis	25	232	1,48	5+	F	188	0,19	0,04	0,16	0,03
56	Sembekken		Salvelinus fontinalis	13	26	1,18	1+	U	218,5	0,22	0,05	0,17	0,04
57	Sembekken		Salvelinus fontinalis	9,5	9	1,05	1+	M	178	0,18	0,04	0,15	0,03
58	Sembekken		Salvelinus fontinalis	11	15	1,13	1+	U	293	0,29	0,06	0,21	0,04
59	Sembekken		Salvelinus fontinalis	11	14	1,05	1+	U	200	0,20	0,04	0,14	0,03
60	Sembekken		Salvelinus fontinalis	11	13	0,98	1+	U	236,5	0,24	0,05	0,18	0,04
61	Sembekken		Salvelinus fontinalis	11	12	0,9	1+	U	180	0,18	0,04	0,13	0,03
62	Veum/Dås-bekken	06.09.2012	Salvelinus fontinalis	25	122	0,78	5+	F	1129	1,13	0,24	0,86	0,18
63	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	19	58	0,85	5+	M	268,5	0,27	0,06	0,21	0,05
64	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	25	142	0,91	7+	M	514,5	0,51	0,11	0,42	0,09
65	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	14,5	26	0,85	2+	U	320	0,32	0,07	0,27	0,06
66	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	20	74	0,93	4+	M	349	0,35	0,07	0,27	0,06
67	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	12	14	0,81	2+	F	260	0,26	0,06	0,19	0,04
68	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	22	94	0,88	4+	M	584	0,58	0,12	0,40	0,08
69	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	12,5	16	0,82	2+	U	295	0,30	0,06	0,22	0,05
70	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	12	16	0,93	2+	U	196	0,20	0,04	0,25	0,05
71	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	12,5	16	0,82	2+	U	294,5	0,29	0,06	0,21	0,04
72	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	24,5	116	0,79	5+	F	1096,5	1,10	0,23	0,83	0,18
73	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	17	38	0,77	2+	U	322,5	0,32	0,07	0,24	0,05
74	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	17,5	48	0,9	3+	M	293	0,29	0,06	0,25	0,05
75	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	17	38	0,77	3+	M	279,5	0,28	0,06	0,27	0,06
76	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	15,5	30	0,81	2+	F	265	0,27	0,06	0,26	0,06
77	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	17	40	0,81	3+	F	307,5	0,31	0,07	0,21	0,04
78	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	18	48	0,82	5+	F	493	0,49	0,10	0,42	0,09
79	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	22	94	0,88	5+	M	376	0,38	0,08	0,28	0,06
80	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	17	44	0,9	4+	F	359,5	0,36	0,08	0,27	0,06
81	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	18,5	56	0,88	4+	F	256,5	0,26	0,05	0,27	0,06
82	Veum/Dås-bekken		Salvelinus fontinalis	23,5	114	0,88	5+	M	368	0,37	0,08	0,30	0,06

Nr.	Ø <sup>1</sup> C <sub>svær</sub>	d <sup>1</sup> N <sub>au</sub>	W% C/N	Hg/d15N	Mågningshold						Kommentar	
					Parasitter	Fyllingsgrad	Terrestrisk%	Akvatisk%	uidentifisert%	Primær%		Sekundær%
1	-26.63	7.00	3.84	0.018		1	90	10	0	80	20	Bladlus, spretthale, biller og mygg
2	-25.35	6.97	3.12	0.017		5	40	20	40	80	20	Rovflue, årevinge, bille, snylteveps, snutebille, tovinger, krabbeedderkopp, vårflyer, knottlarve, meitemark og larve
3	-25.52	7.96	3.00	0.020		5	10	70	20	90	10	Husbyggende vårflyer, snutebille, fjærmugg, snylteveps, pupper og bladlus
4	-27.01	6.97	3.53	0.024		2	20	0	80	50	50	Liten vep og bladlus
5	-26.92	8.34	3.60	0.013		3	30	0	70	50	50	Bladlus, årevinger og bille
6	-25.13	6.87	3.20	0.017		2	20	10	70	100	0	Bladlus, bille og fjærmugglarve
7	-26.82	7.52	3.06	0.015		3	60	0	40	100	0	Tovinger, årevinger og bladlus
8	-27.48	7.77	3.24	0.023		4	70	10	20	20	80	Bladlus, bille, tovingelarve og akvatiske larve
9	-26.93	7.34	3.02	0.024		4	100	0	0	100	0	Bladlus og tovinge
10	-27.10	7.27	3.03	0.029		3	100	0	0	100	0	Meitemark og noen få bladlus
11	-26.64	7.95	3.18	0.015		4	90	10	0	90	10	Bladlus, meitemark, insektlarve og årevinge
12	-26.45	6.69	3.09	0.024		3	90	0	10	100	0	Bladlus, tovinge og larve(insekt og sommerfugl)
13	-26.55	8.42	2.98	0.015		2	10	50	40	10	90	Vannkalv, bladlus og steinfluelarve
14	-26.80	8.38	3.23	0.022		3	80	10	10	40	60	Løpebiller, insektlarve og meitemark
15	-25.23	8.48	3.08	0.018		5	100	0	0	100	0	Larver og bladlus
16	-26.09	9.03	3.07	0.020		4	70	20	10	60	40	Bladlus, vannkalver, skolopender, vevkjerring, vårflyer, løppebille og sommerfugllarve
17	-25.16	7.77	3.12	0.012		5	100	0	0	100	0	Larver(100%) og bladlus
18	-25.49	8.61	2.90	0.041		5	100	0	0	100	0	Larver og litt bladlus
19	-26.17	8.78	3.01	0.033		2	40	40	20	80	20	Noe bladlus og vannkalv
20	-25.89	8.66	3.00	0.019		3	100	0	0	100	0	Bladlus og larver
21	-25.27	6.79	3.02	0.025		3	20	10	70	60	40	Bladlus, vannkalv og diverse rester
22	-25.55	7.83	3.03	0.018		3	50	10	40	40	60	Sikader, veps, tovinge, maur, bladlus, vannkalvarve, biller, øyenstikker, fjærmugg og barnmåler
23	-25.97	10.42	3.04	0.035		3	60	10	30	60	40	Maur, tovinge, biller, vårflye, bladlus, mygglarve, fjærmugg og sikade
24	-26.08	8.59	3.05	0.041		3	70	0	30	30	70	Maur(mye), tovinger, edderkopper, vårflyer, biller, årevinger, kortvinge
25	-25.48	8.57	3.09	0.012		3	40	10	50	60	40	Sikader, maur, veps, tovinger, bladlus, rovbiller og tovlarver(vannkalv?)
26	-26.27	9.18	2.87	0.073		3	60	20	20	60	40	Veps, vårflyelarve, maur, fjærmugg(mye), snylteveps, sikader, tovinge og biller
27	-25.47	7.64	3.04	0.018		3	50	10	40	70	30	Tovinger, årevinge, maur, bladlus, vårflyelarve og bille
28	-25.63	6.28	3.14	0.025		2	20	60	20	60	40	Steinfluemylfe, maur, fjærmugg, tovinge, vårflyelarve og flått?
29	-25.17	6.44	2.86	0.023		3	50	20	30	60	40	Biller, fjærmugg, svevemugg, maur, tovinge og årevinge
30	-25.24	6.42	2.97	0.029		2	40	40	20	70	30	Maur, diverse mygg, tovinge, årevinge og masse barnmåler
31	-25.33	6.52	2.96	0.035		4	30	40	30	30	70	Maur, diverse mygg, tovinge, akvatiske insektlarver, vannmidd og steinfluelarve?
32	-25.39	7.00	3.02	0.039		3	70	0	30	20	80	Maur og tovinge
33	-25.25	6.64	2.88	0.041		4	60	20	20	40	60	Tovinger, sikade, årevinge, steinfluelarve, maur, barnmåler, vevkjerring, vannmidd og diverse mygg
34	-26.77	10.64	3.08	0.039		3	50	10	40	30	70	Steinfluelarve, diverse mygg, edderkopp, maur, tovinge, årevinge og bille
35	-25.50	8.98	3.04	0.076		5	0	100	0	0	100	4 stk. fisk(4-7 cm lang) og tovinger(2 stk.)
36	-27.60	7.88	3.09	0.018		2	70	0	30	30	70	Maur og tovinge
37	-27.41	7.78	2.97	0.017		3	40	40	20	20	80	Vannkalv, maur, vannmidd, barnmåler, steinfluelarve, gresshopperlarve, tovinge, biller, årevinge og diverse mygg
38	-27.05	7.77	2.83	0.018		3	60	20	20	40	60	Vannkalv, barnmåler, maur, biller, tovinge og årevinge
39	-26.79	8.10	3.22	0.016		3	60	10	30	60	40	Vårflyer, vannmidd(biller, maur, sikade), tovinge og årevinge
40	-26.95	8.14	2.98	0.025		3	50	20	30	40	60	Maur, sikader, vårflyelarve, vannkalv og årevinge
41	-26.60	7.96	2.88	0.022		4	50	10	40	30	70	Vårflyer, maur(mye), biller, vannkalv, tovinge, årevinge og våpenflue
42	-26.27	8.18	2.94	0.028		4	50	10	40	40	60	Maur, vannkalv, bille, tovinge, årevinger, vevkjerring, sikade og edderkopp
43	-26.99	6.83	3.41	0.094		5	60	0	40	40	60	Maur, sikade, biller, årevinge, tovinge og edderkopp
44	-27.59	6.34	3.07	0.110		4	70	10	20	90	10	Vannkalv, diverse maur/flygemauro, biller og årevinge
45	-13.62	6.50	1.25	0.102		1	50	50	0	20	80	Steinfluelarve, edderkopp og maur
46	-25.83	6.61	2.91	0.150		3	50	30	20	80	20	Maur, tovinger, årevinge, fjærmugg, sikade, steinfluelarve, bladlus, biller, vannkalvarve og billelarve
47	-25.84	6.88	2.89	0.132		3	50	20	30	70	30	Årevinge, tovinge, biller, sikader, vårflyelarve, insektlarve og billelarve
48	-25.96	6.24	2.86	0.074		3	60	10	30	80	20	Billelarver, maur, tovinge(mygg), årevinge, biller og bladlus
49	-25.72	7.06	2.87	0.161		4	70	10	20	60	40	Aeshna sp. Larve, stor sikade(20mm), maur, biller, tovinge, årevinge og steinfluelarve
50	-26.09	6.45	2.99	0.083		2	50	20	30	90	10	Tovinger, årevinge, maur, steinfluelarve, edderkopp, snegl m/hus, svevemugg og fjærmugg
51	-26.69	7.16	3.14	0.103		3	70	10	20	70	30	Maur, biller, tovinger, årevinger, terrestrisk larve, sikade, edderkopp og bladlus
52	-25.78	7.27	3.00	0.146		3	60	10	30	30	70	Maur, steinfluelarve, biller, vannkalvarve, sikade, edderkopp, tovinge og årevinge
53	-26.36	6.86	2.93	0.132		3	70	10	20	90	10	Årevinge, tovinge, maur, bladlus og svevemugg
54	-26.77	9.02	3.22	0.015		2	10	80	10	60	40	Husbyggende vårflyer, maur, snegl og larve
55	-26.42	9.41	2.83	0.020		3	80	10	10	80	20	Meitemark og vannkalv
56	-27.03	9.35	3.33	0.023		4	70	10	20	90	10	Meitemark, vannkalvarve, fjærmugg og svevemugg
57	-27.75	11.28	3.18	0.016		4	80	20	0	80	20	Fjærmugg, svevemugg, vannkalvarve? og døgnfluelarve(mye - 60%)
58	-26.98	10.45	2.81	0.028		3	10	0	90	60	40	Vannkalv, vannkalvarve, terrestrisk larve, døgnflue og edderkopp
59	-27.15	10.64	3.06	0.019		3	60	20	20	80	20	Meitemark, terrestrisk larve, døgnflue(60%), skolopender og årevinger
60	-27.36	10.99	2.89	0.022		4	10	80	10	90	10	Døgnfluelarve, maggot, knottlarver, fjærmugg og skruketroll
61	-25.83	9.59	2.90	0.019		2	0	100	0	100	0	Døgnfluelarver, fjærmugg og diverse mygg
62	-26.17	8.06	2.77	0.140		3	100	0	0	10	90	Veps, maur og bille
63	-24.69	8.73	2.73	0.031		3	60	20	20	60	40	Veps, rovlarve(vannkalv?), stor terrestrisk larve, edderkopp, biller, larve, maur og sikade
64	-24.11	9.37	2.73	0.055		1	50	0	50	80	20	Maur, årevinge, vårflyelarve og tovinge
65	-27.48	8.59	2.74	0.037		2	20	40	40	30	70	Maur, steinfluelarve, vårflyelarve og vannmidd
66	-26.32	9.05	2.81	0.039		2	10	40	50	70	30	Vannkalv, biller, maur, steinfluemylfe, årevinger og husbyggende steinfluer
67	-25.28	9.10	2.75	0.029		1	40	0	60	100	0	Årevinger
68	-26.54	9.91	2.74	0.059		2	30	40	30	40	60	Maur, vårflyehus, akvatiske larve, rester av biller og tovinger
69	-26.31	10.21	2.70	0.029		3	90	0	10	90	10	Maur og meitemark
70	-27.75	9.62	2.74	0.020		1	20	40	40	30	70	Maur, vårflyehus og akvatiske larver
71	-25.89	9.81	2.74	0.030		2	20	30	50	30	70	Maur, døgnfluelarve og mygglarver?
72	-25.64	8.81	2.74	0.124		4	30	0	10	60	40	Øyenstikker, meitemark, årevinge og sommerfugl
73	-26.13	9.44	2.72	0.034		2	40	10	50	70	30	Maur, tovinge, steinfluemylfer og meitemark
74	-26.19	9.76	2.76	0.030		4	10	90	0	0	100	2-3 stk. fisk(nesten helt fordøyd) og maur
75	-27.86	10.51	2.76	0.027		3	80	10	10	20	80	Snutebille, steinfluelarve, vårflye m/hus og maur(mye)
76	-25.78	10.00	2.76	0.026		2	40	20	40	80	20	Biller og tovinge
77	-26.31	9.47	2.75	0.032		2	60	20	20	60	40	Døgnfluemylfe, maur, steinfluemylfe, årevinge, tovinge og biller
78	-28.70	10.90	2.75	0.045		4	80	10	10	40	60	Veps, maur, edderkopp, tovinge, steinflue, biller og steinfluelarver
79	-26.94	10.00	2.87	0.038		1	50	0	50	100	0	Terrestrisk larve
80	-26.43	10.55	2.75	0.034		5	40	30	30	40	60	Vannkalv(3), veps, maur, årevinger, tovinger
81	-24.38	8.66	2.80	0.030		2	40	20	40	40	60	Årevinger, terrestrisk larve, maur
82	-24.75	10.05	2.72	0.037		1	60	20	20	20	80	Edderkopp, maur, steinfluemylfe og bladlus

Nr.	Lok	Dato	Art	Lengde cm	Vekt g	Kf	Alder otolitt	Kjønn	Hg (Lumex) ng/g dw	Hg (Lumex) µg/g dw	Hg (Lumex) µg/g ww	Hg (ICPMS) µg/g dw	Hg (ICPMS) µg/g ww
83	Lystjerkbekken	20.09.2012	Salvelinus fontinalis	17	56	1,14	4+	M	182,5	0,18	0,04	0,14	0,03
84	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	19	70	1,02	4+	M	126,5	0,13	0,03	0,12	0,03
85	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	18	61	1,05	4+	F	241	0,24	0,05	0,18	0,04
86	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	17	47	0,96	5+	M	313,5	0,31	0,07	0,27	0,06
87	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	18	53	0,91	4+	F	297,5	0,30	0,06	0,19	0,04
88	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	19,5	74	1	4+	M	288,5	0,29	0,06	0,20	0,04
89	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	20	77	0,96	4+	F	414,5	0,41	0,09	0,30	0,06
90	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	16,5	43	0,96	4+	F	280,5	0,28	0,06	0,24	0,05
91	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	20	79	0,99	5+	-	213	0,21	0,05	0,19	0,04
92	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	20	74	0,93	6+	M	128,5	0,13	0,03	0,15	0,03
93	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	19,5	78	1,05	6+	F	228,5	0,23	0,05	0,17	0,04
94	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	13	21	0,96	5+	M	158,5	0,16	0,03	0,13	0,03
95	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	15,5	37	0,99	3+	M	109	0,11	0,02	0,16	0,03
96	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	15,5	35	0,94	3+	F	168	0,17	0,04	0,16	0,03
97	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	15	32	0,95	3+	U	74,5	0,07	0,02	0,09	0,02
98	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	13	21	0,96	3+	F	131,5	0,13	0,03	0,11	0,02
99	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	22	121	1,14	6+	F	253,5	0,25	0,05	0,21	0,04
100	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	23	105	0,86	5+	F	185	0,19	0,04	0,17	0,04
101	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	20	95	1,19	3+	M	221	0,22	0,05	0,18	0,04
102	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	18	64	1,1	4+	F	369	0,37	0,08	0,28	0,06
103	Lystjerkbekken		Salvelinus fontinalis	20	68	0,85	3+	F	320,5	0,32	0,07	0,23	0,05
104	Bekk øvre Rautjønn	21.09.2012	Salvelinus fontinalis	15,5	28	0,75	6+	F	434,5	0,43	0,09	0,31	0,07
105	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	17	51	1,04	5+	F	603,5	0,60	0,13	0,49	0,10
106	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	25	151	0,97	5+	U	549	0,55	0,12	0,51	0,11
107	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	20	76	0,95	4+	M	557	0,56	0,12	0,46	0,10
108	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	15,5	33	0,89	5+	U	457,5	0,46	0,10	0,39	0,08
109	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	18	51	0,87	3+	U	755,5	0,76	0,16	0,65	0,14
110	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	15,5	30	0,81	6+	U	470	0,47	0,10	0,41	0,09
111	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	17	45	0,92	4+	U	636	0,64	0,14	0,50	0,11
112	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	14,5	25	0,82	3+	F	628,5	0,63	0,13	0,53	0,11
113	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	18	43	0,74	5+	U	607	0,61	0,13	0,51	0,11
114	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	12	16	0,93	4+	M	487,5	0,49	0,10	0,45	0,10
115	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	13,5	18	0,73	4+	U	451,5	0,45	0,10	0,39	0,08
116	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	12	16	0,93	4+	U	279,5	0,28	0,06	0,28	0,06
117	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	14	23	0,84	5+	U	549,5	0,55	0,12	0,48	0,10
118	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	17	40	0,81	1	U	1080,5	1,08	0,23	0,86	0,18
119	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	17,5	45	0,84	4+	U	278,5	0,28	0,06	0,24	0,05
120	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	19	63	0,92	4+	M	389	0,39	0,08	0,34	0,07
121	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	22,5	100	0,88	7+	M	799,5	0,80	0,17	0,63	0,13
122	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	21,5	100	1,01	6+	F	405	0,41	0,09	0,35	0,07
123	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	25	130	0,83	5+	F	1102	1,10	0,23	0,69	0,15
124	Bekk øvre Rautjønn		Salvelinus fontinalis	25	154	0,99	5+	F	846	0,85	0,18	0,69	0,15
125	Rossåna	21.09.2012	Salvelinus fontinalis	16	39	0,95	5+	F	287	0,29	0,06	0,26	0,06
126	Rossåna		Salvelinus fontinalis	19,5	78	1,05	5+	M	306,5	0,31	0,07	0,30	0,06
127	Rossåna		Salvelinus fontinalis	15,5	39	1,05	6+	M	262,5	0,26	0,06	0,27	0,06
128	Rossåna		Salvelinus fontinalis	23,5	122	0,94	9+	U	634,5	0,63	0,14	0,54	0,12
129	Rossåna		Salvelinus fontinalis	19	57	0,83	6+	F	514	0,51	0,11	0,53	0,11
130	Rossåna		Salvelinus fontinalis	19	75	1,09	6+	F	426	0,43	0,09	0,35	0,07
131	Rossåna		Salvelinus fontinalis	22,5	107	0,94	6+	M	710,5	0,71	0,15	0,56	0,12
132	Rossåna		Salvelinus fontinalis	20	80	1	7+	F	372	0,37	0,08	0,33	0,07
133	Rossåna		Salvelinus fontinalis	20,5	97	1,13	5+	U	469,5	0,47	0,10	0,42	0,09
134	Rossåna		Salvelinus fontinalis	17	41	0,83	7+	F	411	0,41	0,09	0,34	0,07
135	Rossåna		Salvelinus fontinalis	15	30	0,89	7+	M	377	0,38	0,08	0,31	0,07
136	Bekk Djupetjønn	05.10.2012	Salvelinus fontinalis	23,5	116	0,89	5+	U	129	0,13	0,03	0,12	0,02
137	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	18,5	53	0,84	8+	U	153	0,15	0,03	0,12	0,03
138	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	18	47	0,81	5+	M	213	0,21	0,05	0,16	0,03
139	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	16	37	0,9	5+	F	228	0,23	0,05	0,14	0,03
140	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	21	99	1,07	5+	U	243	0,24	0,05	0,16	0,03
141	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	17	44	0,9	6+	M	131	0,13	0,03	0,13	0,03
142	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	18	44	0,75	7+	M	327	0,33	0,07	0,25	0,05
143	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	21	87	0,94	8+	U	246,5	0,25	0,05	0,21	0,04
144	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	19	63	0,92	5+	M	83,5	0,08	0,02	0,16	0,03
145	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	16,5	36	0,8	5+	M	202,5	0,20	0,04	0,16	0,03
146	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	17	45	0,92	6+	M	98,5	0,10	0,02	0,09	0,02
147	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	20	77	0,96	5+	M	270	0,27	0,06	0,22	0,05
148	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	17	43	0,88	7+	F	181	0,18	0,04	0,15	0,03
149	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	16,5	40	0,89	7+	U	179	0,18	0,04	0,14	0,03
150	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	17	48	0,98	6+	M	155,5	0,16	0,03	0,13	0,03
151	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	19	61	0,89	3+	M	19	0,02	0,00	0,05	0,01
152	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	21,5	107	1,08	5+	U	63	0,06	0,01	0,06	0,01
153	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	18	50	0,86	6+	M	199,5	0,20	0,04	0,18	0,04
154	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	22	93	0,87	8+	M	327,5	0,33	0,07	0,26	0,05
155	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	21,5	84	0,85	6+	F	268,5	0,27	0,06	0,23	0,05
156	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	25	133	0,85	6+	M	159	0,16	0,03	0,14	0,03
157	Bekk Djupetjønn		Salvelinus fontinalis	26	173	0,98	7+	M	416	0,42	0,09	0,35	0,08
158	Rekatjønnbekken	07.10.2012	Salvelinus fontinalis	11	10	0,75	2+	M	248	0,25	0,05	0,20	0,04
159	Rekatjønnbekken		Salvelinus fontinalis	16	35	0,85	7+	M	414	0,41	0,09	0,36	0,08
160	Rekatjønnbekken		Salvelinus fontinalis	20	74	0,93	8+	F	1329	1,33	0,28	1,01	0,21
161	Rekatjønnbekken		Salvelinus fontinalis	22	88	0,83	5+	M	529,5	0,53	0,11	0,44	0,09
162	Norsjø	30.10.2012	Salvelinus alpinus	28	198	0,9	-	F	3724,5	3,72	0,79	2,22	0,47
163	Norsjø		Salvelinus alpinus	34	378	0,96	-	F	2031,5	2,03	0,43	1,58	0,34
164	Norsjø		Salvelinus alpinus	18,5	57	0,9	-	M	1513	1,51	0,32	1,41	0,30
165	Norsjø		Salvelinus alpinus	21	69	0,75	-	M	2222,5	2,22	0,47	1,49	0,32

Nr.	Ø <sup>1</sup> <sub>Cvrb</sub>	d <sup>2</sup> <sub>Nar</sub>	W% <sub>C/N</sub>	Hg/d15N	Magenhold							Kommentar
					Parasitter	Fyllingsgrad <sup>3</sup>	Terrestrisk <sup>4</sup>	Akvatisk <sup>5</sup>	Identifisert <sup>6</sup>	Primer <sup>7</sup>	Sekundær <sup>8</sup>	
83	-23,88	4,65	2,83	0,039		3	30	40	30	50	50	Terrestrisk larve og fisk
84	-24,25	6,44	2,82	0,020		2	60	20	20	80	20	Terrestrisk larve, maur, snutebille, steinfuellarve, blomsterflue
85	-23,36	6,54	2,79	0,037		2	40	20	40	70	30	Årevinger, bille, vannkalvarve, tovinger og gallveps(årevinge)
86	-24,14	6,06	2,70	0,052		4	50	20	30	70	30	Edderkopp, terrestrisk larve, tovinge/flue, luge og mellemark
87	-23,45	5,98	2,74	0,050		4	60	20	20	30	70	Skolopender, bille, snutebille, vannkalv, terrestrisk larve, edderkopp og tovinge
88	-23,44	5,35	2,76	0,054		2	80	0	20	60	40	Biller, årevinger(masse vinger), skolopender
89	-23,78	6,08	2,83	0,040		3	60	20	20	40	100	Vårfluellarve og vannkalvarve
90	-23,65	5,82	2,75	0,048		5	80	0	20	90	10	Skolopender, mellemark, åkrusketroll og sommerfluelarve
91	-23,65	6,58	2,85	0,032		0	0	0	0	0	0	ingenting
92	-23,60	6,13	2,83	0,021		1	60	10	30	70	30	Edderkopp, årevinger(masse vinger) og en type myrm
93	-22,34	5,77	2,80	0,040		3	60	20	40	60	60	Terrestrisk larve, snylteveps, mellemark, edderkopp og vannkalvarve
94	-22,62	5,29	2,82	0,030		3	60	0	40	80	20	Terrestrisk larve, bille, årevinger, tusenbein og tovinge
95	-23,84	5,28	2,82	0,021		2	30	10	60	60	40	Tusenbein og steinfuellarve
96	-22,72	5,83	2,74	0,029		3	40	0	60	80	20	Bekkefløyer, biller, fjærmugglarver, tusenbein, vannbille, spretthale, maur, vårfluellarve og vannmyr
97	-23,95	5,28	2,78	0,032		1	0	0	0	0	0	ingenting
98	-22,79	5,73	2,74	0,023		3	30	0	70	100	0	Tusenbein og en del vinger
99	-23,61	6,31	2,70	0,040		1	30	0	70	100	0	Tusenbein
100	-24,17	6,29	2,62	0,029		0	0	0	0	0	0	ingenting
101	-22,47	5,73	2,72	0,039		5	30	50	20	20	80	Vevekjører, tusenbein, terrestrisk larve, tovinger, maur, årevinger og masse rogn
102	-23,25	5,57	2,64	0,066		3	80	10	20	20	80	Løpebille(rovform), edderkopp og terrestrisk larve
103	-23,90	4,52	2,56	0,071		3	70	10	20	90	10	Tusenbein og vårfluellarve
104	-24,88	5,52	2,69	0,079		4	60	10	30	40	60	Gallveps, årevinge, tusenbein, vårfluellarve, tovinge, maur og teger
105	-25,22	6,16	2,73	0,098		1	0	0	0	0	0	Mye terrestrisk, men lite identifiserbart
106	-24,82	6,21	2,88	0,088		1	70	0	30	100	0	Bille og veps
107	-24,86	6,75	2,75	0,082		2	50	0	50	30	70	Maur og årevinger
108	-26,17	6,82	2,74	0,079		3	60	10	30	40	60	Vårfluellarve, maur, årevinger, tovinger, steinfuellarve og fjærmugg
109	-25,11	6,16	2,66	0,123		3	60	0	40	80	20	Biller, sikade, maur, tovinger, edderkopp og årevinger
110	-27,01	6,23	2,69	0,075		3	60	0	40	70	30	Maur, biller, tovinger og årevinger
111	-23,65	6,08	2,83	0,040		3	60	0	90	10	100	Bekkefløyer(masse), maur, tovinger og årevinger
112	-26,43	6,16	2,72	0,102		3	70	0	30	40	60	Veps, maur, tovinger, bille og edderkopp
113	-24,78	6,25	2,65	0,097		2	70	0	30	40	60	Bille, gallveps, tovinger og årevinger
114	-25,80	5,30	2,71	0,092		4	70	10	20	40	60	Tovinger, løpebille, skolopender, maur, jordveps og vårfluellarve(mye)
115	-25,64	5,28	2,85	0,076		4	60	0	40	50	60	Gallveps, maur(mye?), terrestrisk larve, kortvinger og årevinger, fant også en endoparasitt
116	-26,21	5,50	2,77	0,051		2	40	30	30	60	40	Steinfuellarve, vannkalvar, tovinger, årevinger og maur
117	-25,50	6,07	2,73	0,090		3	40	0	60	70	30	Maur, sikade, hus av vårflue, edderkopp, tovinger, årevinger - Mye rester av terrestriske insekter
118	-25,46	6,31	2,73	0,171		2	30	0	70	40	60	Maur, biller og rester av tovinger
119	-25,94	5,04	2,89	0,055		1	0	90	10	0	100	Vannkalvarve
120	-25,03	5,27	2,74	0,074		3	40	30	30	40	60	Øyestikkerlarve, maur, tovinger, edderkopp
121	-25,43	5,68	2,67	0,141		2	100	0	0	10	90	Maur og én årevinge
122	-24,43	6,29	2,74	0,063		1	0	0	0	0	0	Rester av snøketter - usikkert
123	-27,32	5,71	3,10	0,193		1	100	0	0	0	0	1 stk. bille. Usikkert om det er en rovform eller ei
124	-26,76	6,63	2,94	0,128		2	70	0	30	40	60	Maur, biller, barnåler, flygemmaur, årevinger og tovinger
125	-26,09	4,50	3,02	0,064		3	60	0	40	50	50	Maur(3 stk.), gallveps, årevinger og kortvinger
126	-25,84	6,58	2,85	0,067		3	30	0	70	40	60	Maur, tovinger og årevinger(barnåleren blir høy på grunn av mauren?)
127	-25,96	4,40	2,91	0,060		3	50	20	30	60	40	Veps, biller, vannkalvarve, sikade, tovinger, maur, flygemmaur, årevinger, edderkopp og bladlus
128	-26,51	6,19	2,91	0,102		5	100	0	0	0	100	Hoggorm(15-20 cm), biller, vannkalvarve, tovinger
129	-27,84	4,98	3,02	0,103		5	70	10	20	30	70	Maur(3 stk.), marine, edderkopp, kortvinge, vårfluellarve, årevinger og veps
130	-25,93	5,57	2,82	0,093		2	50	30	20	20	80	Maur, vannkalvarve og årevinger
131	-27,02	6,29	2,91	0,113		4	70	10	20	30	70	Maur, kortvinge, årevinger, hår(mus?), gallveps, vannkalvarve, steinfuellarve og fjærmugglarve
132	-27,46	5,00	2,93	0,074		2	60	0	40	80	20	Flygemmaur, bille, tovinger og årevinger
133	-25,98	6,45	2,87	0,086		3	60	10	20	70	30	Øyestikker, maur, tovinger, årevinger, vannkalvarve, bille, sikade og edderkopper
134	-27,12	4,39	2,98	0,094		4	70	10	20	70	30	Maur, gresshoppe, årevinge, fjærmugglarve og vannkalvarve
135	-25,78	5,00	2,95	0,075		1	50	20	30	50	50	Akvatiske larver, samt litt terrestrisk
136	-24,44	5,06	2,78	0,025		3	50	10	40	60	40	Bille, tovinger, gallveps, kortvinger og suger
137	-23,46	5,57	2,88	0,027		0	0	0	0	0	0	Edderkopp og en insektlarve(årevinge?)
138	-24,50	4,36	2,93	0,049		2	30	30	40	40	60	Fjærmugg, steinfuellarver, sikade, maur og liten vannkalv
139	-24,06	4,92	2,91	0,046		2	30	10	60	0	100	Maur, steinfuellarve og vårfluellarve. Mye rester.
140	-23,63	6,19	2,85	0,061		1	0	0	0	0	0	ingenting
141	-24,44	5,02	3,13	0,026		3	100	0	0	0	0	Rester av lite pattedyr(hår og hud - mus?). Rester av terrestriske insekter
142	-24,59	5,77	2,78	0,057		2	30	30	40	30	70	Tovinger, maur og akvatiske bille
143	-23,63	4,80	2,84	0,051		1	0	10	90	0	100	Ett egg(rogn). Ellers bare rester av noe insekter, samt allokott materiale. Rare utvekster på magesekken.
144	-24,09	6,29	2,74	0,063		2	10	80	0	10	0	Terrestrisk bille og en del rogn
145	-24,29	5,31	2,84	0,038		3	60	10	30	20	80	Mye maur, noen larver som er kraftig fordøyd(både terrestrisk og akvatiske), noen tovinger, bladlus, rester av bille. Variert c
146	-24,14	5,20	2,93	0,019		1	100	0	0	0	100	En liten edderkopp
147	-23,37	6,99	2,81	0,039		2	10	40	50	20	80	Stor kvist(3-5 cm), ett rognegg, vårflue n/hus og ellers bare rester
148	-24,09	6,20	2,77	0,036		3	70	10	80	20	70	Tovinger, snylteveps, steinfuellarve, sikade, bladlus, fjærmugg og insektlarve?
149	-24,30	5,01	2,80	0,036		3	40	10	50	80	20	Mye tovinger og årevinger, sikader, bladlus, maur, biller og svevemugg. Stor variasjon av små terrestriske insekter, samt n
150	-24,12	4,65	2,82	0,033		3	50	10	40	40	60	Maur, vannkalvarve, sommerflue, tovinger, edderkopp og noen få akvatiske larver
151	-25,21	5,08	2,99	0,093		0	0	0	0	0	0	ingenting
152	-24,95	5,03	3,01	0,013		1	0	100	0	0	50	En steinfuellarve og én svevemugg
153	-24,01	5,27	2,94	0,037		2	40	10	50	60	40	Fjærmugglarve, maur, én tovinge, sikade og ellers bare noen små rester
154	-23,57	5,44	2,82	0,060		1	20	0	80	100	0	En tovinge, rester av vinger og noe smågnus/sand
155	-23,46	5,26	2,77	0,045		0	0	0	0	0	0	ingenting
156	-23,11	5,31	2,83	0,030		2	50	30	20	0	100	Vårfluellarve, maur og snylteveps
157	-23,63	6,52	2,76	0,064		1	0	0	0	0	0	Kun rester av noe som kan ligne på rogn, samt to småstein
158	-27,84	5,25	2,82	0,047		4	20	40	40	60	40	Mange vårfluellarver, biller, tovinger og bladlus
159	-29,38	5,48	2,84	0,076		3	100	0	0	0	0	Kun rester(tovinger) av ulike årevinger
160	-28,25	7,24	2,82	0,183		1	70	30	0	0	100	Husbyggende vår/dagg/steinfuellarve, larve av tovinger
161	-28,56	6,46	2,91	0,082		1	30	30	40	0	100	Vannkalvarve og tovinger. Kun vannkalv som kan artsbestemmes.
162	-28,24	10,05	3,71	0,105	Struktur ligner	2	0	0	100	0	0	Fisk(1 stk.)
163	-28,92	11,42	3,21	0,105		0	0	0	0	0	0	
164	-29,73	10,18	2,94	0,144		0	0	0	0	0	0	
165	-29,39	11,74	3,14	0,144		4	0	100	0	0	100	Fisk(1 stk.)

Nr.	Lok	Dato	Art	Lengde cm	Vekt g	Kf	Alder totalt	Kjønn	Hg (Lumex) ng/g dw	Hg (Lumex) µg/g dw	Hg (Lumex) µg/g ww	Hg (ICPMS) µg/g dw	Hg (ICPMS) µg/g ww
166	Overnbekken	31.10.2012	Salvelinus fontinalis	21,5	74	0,74	3+	F	225	0,23	0,05	0,22	0,05
167	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	23	90	0,74	7+	F	129,5	0,13	0,03	0,12	0,03
168	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	18,5	56	0,88	3+	F	202	0,20	0,04	0,19	0,04
169	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	18,5	53	0,84	4+	F	330	0,33	0,07	0,29	0,06
170	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	20	65	0,81	3+	M	148	0,15	0,03	0,17	0,04
171	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	18	47	0,81	4+	M	182	0,18	0,04	0,18	0,04
172	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	20	70	0,88	5+	M	88,5	0,09	0,02	0,14	0,03
173	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	20	70	0,88	3+	M	133,5	0,13	0,03	0,16	0,03
174	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	20,5	76	0,88	5+	M	263	0,26	0,06	0,22	0,05
175	Overnbekken	08.11.2012	Salvelinus fontinalis	15	23	0,68	4+	M	271,5	0,27	0,06	0,23	0,05
176	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	15,5	29	0,78	3+	M	417,5	0,42	0,09	0,34	0,07
177	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	13	20	0,91	-	F	0,00	0,00	-	-	#VERDII
178	Overnbekken		Salvelinus fontinalis	13,5	24	0,98	3+	M	487,5	0,49	0,10	0,37	0,08
179	Hovinbekken	07.11.2012	Salvelinus fontinalis	17	41	0,83	3+	F	77,5	0,08	0,02	0,10	0,02
180	Hovinbekken		Salvelinus fontinalis	17	44	0,9	3+	M	93,5	0,09	0,02	0,10	0,02
181	Hovinbekken		Salvelinus fontinalis	18	55	0,94	3+	F	99,5	0,10	0,02	0,10	0,02
182	Hovinbekken		Salvelinus fontinalis	16,5	42	0,93	2+	F	88,5	0,09	0,02	0,09	0,02
183	Hovinbekken		Salvelinus fontinalis	10,5	9	0,78	1+	F	130,5	0,13	0,03	0,12	0,03
184	Hovinbekken		Salvelinus fontinalis	22,5	90	0,79	3+	F	214,5	0,21	0,05	0,19	0,04</

Nr.	δ <sup>13</sup> C <sub>VPROB</sub>	d <sup>15</sup> N <sub>air</sub>	W% C/N	Hg/d15N	Parasitter	Mageinnhold						Kommentar
						Fyllingsgrad%	Terrestrisk%	Akvatisk%	Identifisert%	Primær%	Sekundær%	
166	-26,33	6,20	2,69	0,036		4	60	20	20	50	50	Edderkopp[pliten], steinfluenymer, vannkalvarer, skrukke[roll], meitemark, kortingve, terrestrisk larve, vårflue, vårfluelarve
167	-26,36	6,65	2,80	0,019		4	0	0	0	0	0	Vårfluelarve, maur og steinflue
168	-26,61	6,88	2,86	0,029		2	30	30	40	20	80	Vårfluelarve, lite skrukke[roll], edderkopp, knottlarve og steinfluenymfe
169	-25,76	5,97	2,72	0,055		1	0	100	0	0	100	Vårfluelarve
170	-26,10	5,47	2,71	0,027		3	10	40	50	40	60	Plantevæps, steinfluenymer(3 stk.) og knottlarve
171	-26,29	6,83	2,83	0,027		3	30	40	30	40	60	Skrukke[roll], lite skrukke[roll], steinfluenymer og vårflue. Mye steinfluenymer her.
172	-24,57	6,19	2,44	0,014		2	0	50	50	20	40	Fjærmygglarve, steinfluenymer og vårfluelarve. I tillegg til terrestriske rester
173	-26,29	5,41	2,66	0,025		3	0	80	20	70	30	Steinfluenymfe, fjærmygglarve og akvatisk tovinge
174	-25,86	4,12	2,81	0,064		2	0	100	0	0	0	Har kun spist rogn
175	-25,99	5,02	2,76	0,054		1	60	0	40	100	0	Meitemark
176	-26,32	7,54	2,80	0,055		4	80	20	0	80	20	Fjærmygglarve, sommerfugllarve og vannkalvarer
177	*	*	*	*		3	100	0	0	100	0	Sommerfugllarve
178	-26,43	7,65	2,77	0,064		0	0	0	0	0	0	Ingenting
179	-26,31	8,94	2,82	0,009		3	10	30	60	80	20	Steinfluelarver, fjærmygg(flere), tusenbein og vårfluelarve
180	-25,64	8,87	2,87	0,011	Gyrodactylus	3	70	10	20	90	10	Snegle, fjærmygglarve og vårfluelarve
181	-26,74	9,00	2,88	0,011		2	0	90	10	40	60	Fjærmygg og et par store vårfluelarver
182	-25,83	8,80	2,93	0,010		5	10	80	10	70	30	Vårfluelarve, sommerfugllarve, snegle og fjærmygglarve
183	-25,52	8,81	2,82	0,015	Gyrodactylus	4	60	20	20	70	30	Vårfluelarver, mye fjærmygg og terrestrisk larve(sommerfugl?)
184	-26,17	9,86	3,05	0,022	Gyrodactylus	1	0	30	70	100	0	Fjærmygg
185	-25,61	8,83	2,92	0,017	Gyrodactylus	5	70	30	0	50	50	Meitemark, fisk, tovinge og mye meitemark
186	-26,15	9,45	2,95	0,010		4	60	20	20	70	30	Husbyggende vårfluelarve, sommerfugllarve og fjærmygglarve
187	-25,95	8,94	2,82	0,014	Gyrodactylus	1	0	50	50	70	30	Fjærmygglarver og vårfluelarve(små)
188	-26,39	8,99	3,05	0,013	Gyrodactylus	2	10	40	50	40	60	Fjærmygg, kortingve, stor vårflue og steinfluenymfe
189	-25,96	8,37	2,94	0,013		4	60	20	20	80	20	Steinfluelarver, fjærmygglarver, sommerfugllarver og store vårfluelarver
190	-26,21	9,15	3,06	0,012	Gyrodactylus	4	60	30	10	70	30	Fjærmygglarver(veldig mye), terrestrisk larve(sommerfugllarve?) og husbyggende vårfluelarve
191	-26,75	9,02	3,12	0,010	Gyrodactylus	1	0	0	0	0	0	Småstein og noen få rester av insekter
192	-26,56	8,78	3,14	0,008	Gyrodactylus	2	40	40	20	80	20	Vårfluelarve, fjærmygglarve og liten snegle
193	-26,11	8,89	3,12	0,015	Gyrodactylus	2	0	50	50	100	0	Fjærmygglarver(mye)
194	-26,65	9,76	3,02	0,010		2	0	100	0	100	0	Fjærmygg(10-15 stk.)
195	-26,29	8,80	3,31	0,015	Gyrodactylus	5	0	100	0	0	100	Bekkerøyevinge(2 stk. 6-7 cm), noen fjærmygg og steinfluenymfe
196	-25,57	9,18	3,00	0,017	Gyrodactylus	2	10	60	30	60	40	Mye fjærmygg, steinfluelarve, vårfluelarve(rovform), tovinge og edderkopp
197	-26,09	9,34	3,00	0,019	Gyrodactylus	5	0	100	0	0	100	Bekkerøyevinge(2 stk. 9 og 6 cm) og voksen vårflue
198	-26,30	9,52	3,07	0,017	Gyrodactylus	1	0	70	30	0	100	Husbyggende vårfluelarve, sommerfugllarve og fjærmygglarve
199	-25,75	8,84	3,13	0,011	Gyrodactylus	2	0	0	0	0	0	En ving fra et terrestrisk insekt
200	-25,48	9,07	3,12	0,012	Gyrodactylus	3	40	10	50	80	20	Terrestrisk larve og fjærmygglarver
201	*	*	*	*	Gyrodactylus	3	100	0	0	100	0	Meitemark
202	-26,92	8,56	3,05	0,064		2	100	0	0	100	0	Meitemark
203	-27,58	8,14	3,20	0,038		5	100	0	0	100	0	Meitemark(5-10 stk.)
204	-26,26	8,35	3,03	0,051		2	0	10	90	100	0	Vårfluelarve
205	-25,45	8,54	2,98	0,049		3	60	10	30	80	20	Noen meitemark og én vårfluelarve(rovform)
206	-26,14	7,85	2,99	0,000		0	0	0	0	0	0	Noe smågnus
207	-26,19	8,12	2,97	0,055		1	0	20	80	100	0	Vårfluelarve og fjærmygglarve
208	-25,66	8,47	2,92	0,052		1	0	0	0	0	0	Ingenting
209	-26,20	8,65	2,98	0,051		1	0	80	20	100	0	Noen få fjærmygg. Ellers noe rester og allokont materiale
210	-26,67	7,81	2,93	0,054		1	50	30	20	0	100	Vårfluelarve og terrestrisk bille
211	-26,72	7,67	2,97	0,049		2	50	10	40	80	20	Meitemark og fjærmygglarve

## 8.2 Vedlegg 2. Generell statistikk.

Lok.	Stat.	Lengde cm	Vekt g	Kf	Alder otolitt	Hg (Lumex) ng/g dw	Hg (Lumex) µg/g dw	Hg (Lumex) µg/g ww	Hg (ICPMS) µg/g dw	Hg (ICPMS) µg/g ww
Tandrebekk 20	mean	14,9	44,6	1,0	2,9	168,4	0,2	0,04	0,2	0,04
	std	4,9	38,1	0,1	0,9	64,8	0,1	0,01	0,1	0,01
	median	15,3	33,5	1,0	3,0	164,8	0,2	0,04	0,2	0,04
	min	8,0	4,0	0,8	2,0	89,5	0,1	0,02	0,1	0,02
	max	22,0	110,0	1,4	5,0	353,0	0,4	0,08	0,3	0,07
Dyrdalsåi 14	mean	16,5	51,0	1,0	4,4	297,3	0,3	0,06	0,3	0,06
	std	3,0	31,4	0,1	1,2	189,5	0,2	0,04	0,2	0,03
	median	16,5	44,0	1,0	4,0	248,3	0,2	0,05	0,2	0,04
	min	11,5	16,0	0,7	3,0	100,5	0,1	0,02	0,1	0,03
	max	21,0	118,0	1,3	7,0	699,5	0,7	0,15	0,6	0,13
Storebekk 7	mean	15,8	43,4	1,0	3,8	164,0	0,2	0,03	0,2	0,04
	std	2,4	20,2	0,1	0,8	38,9	0,0	0,01	0,0	0,01
	median	16,0	41,0	1,0	4,0	142,5	0,1	0,03	0,2	0,03
	min	12,5	20,0	0,9	3,0	129,5	0,1	0,03	0,1	0,03
	max	19,0	68,0	1,2	5,0	225,5	0,2	0,05	0,2	0,05
St. Trytjetjønn 2	mean	23,3	139,5	1,1	5,5	668,0	0,7	0,14	0,5	0,11
	std	1,1	13,4	0,0	0,7	39,6	0,0	0,01	0,1	0,02
	median	23,3	139,5	1,1	5,5	668,0	0,7	0,14	0,5	0,11
	min	22,5	130,0	1,1	5,0	640,0	0,6	0,14	0,5	0,1
	max	24,0	149,0	1,1	6,0	696,0	0,7	0,15	0,6	0,1
Trytjetjønnbekken 9	mean	15,4	35,4	1,0	3,4	822,3	0,8	0,17	0,7	0,14
	std	1,9	9,8	0,1	1,2	236,7	0,2	0,05	0,2	0,04
	median	15,0	33,0	1,0	3,0	908,5	0,9	0,19	0,7	0,15
	min	13,0	24,0	0,7	2,0	463,0	0,5	0,10	0,4	0,08
	max	19,0	50,0	1,1	6,0	1138,5	1,1	0,24	0,9	0,20
Sembekken 8	mean	14,9	73,9	1,1	2,0	204,3	0,2	0,04	0,2	0,03
	std	7,2	109,9	0,2	1,9	46,0	0,0	0,01	0,0	0,01
	median	11,0	14,5	1,1	1,0	194,0	0,2	0,04	0,2	0,03
	min	9,5	9,0	0,9	1,0	140,0	0,1	0,03	0,1	0,03
	max	28,0	270,0	1,5	5,0	293,0	0,3	0,06	0,2	0,04
Veumbekken 21	mean	18,2	59,2	0,8	3,6	410,8	0,4	0,09	0,3	0,07
	std	4,3	39,4	0,1	1,5	251,2	0,3	0,05	0,2	0,04
	median	17,5	48,0	0,8	4,0	320,0	0,3	0,07	0,3	0,06
	min	12,0	14,0	0,8	2,0	196,0	0,2	0,04	0,2	0,04
	max	25,0	142,0	0,9	7,0	1129,0	1,1	0,24	0,9	0,18
Lystjerkbekken 21	mean	18,1	62,4	1,0	4,2	224,0	0,2	0,05	0,2	0,04
	std	2,7	26,4	0,1	1,0	90,0	0,1	0,02	0,1	0,01
	median	18,0	64,0	1,0	4,0	221,0	0,2	0,05	0,2	0,04
	min	13,0	21,0	0,9	3,0	74,5	0,1	0,02	0,1	0,02
	max	23,0	121,0	1,2	6,0	414,5	0,4	0,09	0,3	0,06
Bekk øvre rautj. 21	mean	17,9	59,0	0,9	4,7	588,9	0,6	0,13	0,5	0,10
	std	4,0	43,4	0,1	1,0	223,8	0,2	0,05	0,2	0,03
	median	17,0	45,0	0,9	5,0	549,5	0,5	0,12	0,5	0,10
	min	12,0	16,0	0,7	3,0	278,5	0,3	0,06	0,2	0,05
	max	25,0	154,0	1,0	7,0	1102,0	1,1	0,23	0,9	0,18
Rossåna 11	mean	18,9	69,5	1,0	6,3	433,7	0,4	0,09	0,4	0,08
	std	2,6	29,4	0,1	1,1	134,6	0,1	0,03	0,1	0,02
	median	19,0	75,0	1,0	6,0	411,0	0,4	0,09	0,3	0,07
	min	15,0	30,0	0,8	5,0	262,5	0,3	0,06	0,3	0,06
	max	23,5	122,0	1,1	9,0	710,5	0,7	0,15	0,6	0,12
Bekk Djupetjønn 22	mean	19,5	71,8	0,9	6,0	195,1	0,2	0,04	0,2	0,04
	std	2,9	36,2	0,1	1,3	93,8	0,1	0,02	0,1	0,02
	median	18,8	57,0	0,9	6,0	190,3	0,2	0,04	0,1	0,03
	min	16,0	36,0	0,8	3,0	19,0	0,0	0,00	0,0	0,01
	max	26,0	173,0	1,1	8,0	416,0	0,4	0,09	0,4	0,08
Rekatjønnbekken 4	mean	17,3	51,8	0,8	5,5	630,1	0,6	0,13	0,5	0,11
	std	4,9	35,7	0,1	2,6	480,0	0,5	0,10	0,3	0,07
	median	18,0	54,5	0,8	6,0	471,8	0,5	0,10	0,4	0,09
	min	11,0	10,0	0,8	2,0	248,0	0,2	0,05	0,2	0,04
	max	22,0	88,0	0,9	8,0	1329,0	1,3	0,28	1,0	0,21
Overnbekken 23	mean	17,0	44,0	0,8	3,1	327,9	0,3	0,07	0,3	0,06
	std	2,9	21,3	0,1	1,4	139,1	0,2	0,03	0,1	0,02
	median	16,0	40,0	0,8	3,0	352,0	0,3	0,07	0,3	0,06
	min	12,5	18,0	0,7	1,0	88,5	0,0	0,00	0,1	0,03
	max	23,0	90,0	1,1	7,0	545,0	0,5	0,12	0,4	0,09
Hovinbekken	mean	17,5	50,6	0,9	2,6	119,0	0,1	0,0	0,1	0,0
	std	3,4	26,2	0,1	0,9	34,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	median	17,5	48,0	0,8	3,0	109,5	0,1	0,0	0,1	0,0
	min	10,5	9,0	0,7	1,0	72,5	0,0	0,0	0,1	0,0
	max	23,5	103,0	1,0	4,0	214,5	0,2	0,0	0,2	0,0
Alle 211	mean	17,4	56,5	0,9	4,0	323,6	0,3	0,1	0,3	0,06
	std	3,9	39,1	0,1	1,7	241,3	0,2	0,1	0,2	0,04
	median	17,0	47,0	0,9	4,0	256,5	0,3	0,1	0,2	0,05
	min	8,0	4,0	0,7	1,0	19,0	0,0	0,0	0,0	0,01
	max	28,0	270,0	1,5	9,0	1329,0	1,3	0,3	1,0	0,21



Lok	Stat	$\delta^{15}\text{C}_{\text{VPDB}}$	$d^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$	W% C/N	Hg/d15N	Maginnhold					
						Fyllingsgrad%	Terrestrisk%	Akvatisk%	uidentifisert%	Primer%	Sekundær%
Tandrebekk 20	mean	-26,3	7,8	3,2	0,0	3,4	66,0	12,5	21,5	77,5	22,5
	std	0,7	0,7	0,2	0,0	1,2	34,1	19,4	26,4	29,0	29,0
	median	-26,5	7,9	3,1	0,0	3,0	75,0	5,0	10,0	90,0	10,0
	min	-27,5	6,7	2,9	0,0	1,0	10,0	0,0	0,0	10,0	0,0
	max	-25,2	9,0	3,8	0,0	5,0	100,0	70,0	80,0	100,0	90,0
0,030425532 14	mean	-25,9	7,9	3,0	0,0	3,1	45,0	26,4	28,6	45,0	55,0
	std	1,2	1,5	0,1	0,0	0,8	18,3	26,5	12,3	21,0	21,0
	median	-25,5	7,7	3,0	0,0	3,0	50,0	20,0	30,0	50,0	50,0
	min	-29,8	6,3	2,9	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30,0
	max	-25,2	10,6	3,1	0,1	5,0	70,0	100,0	50,0	70,0	100,0
0,0 7	mean	-27,3	8,0	3,1	0,0	3,1	54,3	15,7	30,0	37,1	62,9
	std	0,8	0,2	0,4	0,0	0,7	9,8	12,7	8,2	12,5	12,5
	median	-27,1	8,0	3,0	0,0	3,0	50,0	10,0	30,0	40,0	60,0
	min	-28,8	7,8	2,8	0,0	2,0	40,0	0,0	20,0	20,0	40,0
	max	-26,3	8,2	3,9	0,0	4,0	70,0	40,0	40,0	60,0	80,0
St. Trytetjønn 2	mean	-27,3	6,6	3,2	0,1	4,5	65,0	5,0	30,0	65,0	35,0
	std	0,4	0,4	0,2	0,0	0,7	7,1	7,1	14,1	35,4	35,4
	median	-27,3	6,6	3,2	0,1	4,5	65,0	5,0	30,0	65,0	35,0
	min	-27,6	6,3	3,1	0,1	4,0	60,0	0,0	20,0	40,0	10,0
	max	-27,0	6,8	3,4	0,1	5,0	70,0	10,0	40,0	90,0	60,0
Trytetjønnbekken 9	mean	-24,7	6,8	2,8	0,1	2,8	58,9	18,9	22,2	65,6	34,4
	std	4,2	0,3	0,6	0,0	0,8	9,3	13,6	9,7	25,1	25,1
	median	-25,9	6,9	2,9	0,1	3,0	60,0	10,0	20,0	70,0	30,0
	min	-26,7	6,2	1,3	0,1	1,0	50,0	10,0	0,0	20,0	10,0
	max	-13,6	7,3	3,1	0,2	4,0	70,0	50,0	30,0	90,0	80,0
Sembekken 8	mean	-26,9	10,1	3,0	0,0	3,1	40,0	40,0	20,0	80,0	20,0
	std	0,6	0,8	0,2	0,0	0,8	35,5	39,6	29,3	14,1	14,1
	median	-27,0	10,0	3,0	0,0	3,0	35,0	20,0	10,0	80,0	20,0
	min	-27,8	9,0	2,8	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	60,0	0,0
	max	-25,8	11,3	3,3	0,0	4,0	80,0	100,0	90,0	100,0	40,0
Veumbekken 21	mean	-26,2	9,6	2,8	0,0	2,4	49,0	21,0	30,0	51,0	49,0
	std	1,2	0,7	0,0	0,0	1,2	27,0	21,7	18,7	29,1	29,1
	median	-26,2	9,6	2,7	0,0	2,0	40,0	20,0	30,0	40,0	60,0
	min	-28,7	8,1	2,7	0,0	1,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	-24,1	10,9	2,9	0,1	5,0	100,0	90,0	60,0	100,0	100,0
Lystjerkbekken 21	mean	-23,4	5,8	2,8	0,0	2,4	49,4	17,2	33,3	61,7	38,3
	std	0,6	0,6	0,1	0,0	1,4	22,1	21,1	19,1	29,4	29,4
	median	-23,6	5,8	2,8	0,0	3,0	55,0	10,0	25,0	70,0	30,0
	min	-24,3	4,5	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0
	max	-22,3	6,8	2,9	0,1	5,0	80,0	80,0	70,0	100,0	100,0
Bekk øvre rautj. 21	mean	-25,6	6,0	2,8	0,1	2,4	52,8	15,0	32,2	44,4	55,6
	std	0,8	0,4	0,1	0,0	1,1	24,9	29,0	17,0	25,0	25,0
	median	-25,3	6,1	2,7	0,1	2,0	60,0	0,0	30,0	40,0	60,0
	min	-27,3	5,0	2,7	0,1	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	-24,4	6,8	3,1	0,2	4,0	100,0	90,0	70,0	100,0	100,0
Rossåna 11	mean	-26,5	5,0	2,9	0,1	3,2	60,9	10,0	29,1	45,5	54,5
	std	0,7	0,6	0,1	0,0	1,2	16,8	9,5	16,8	23,1	23,1
	median	-26,1	5,0	2,9	0,1	3,0	60,0	10,0	30,0	50,0	50,0
	min	-27,8	4,4	2,8	0,1	1,0	30,0	0,0	0,0	0,0	20,0
	max	-25,8	6,3	3,0	0,1	5,0	100,0	30,0	70,0	80,0	100,0
Bekk Djupetjønn 22	mean	-24,1	5,3	2,9	0,0	1,7	37,6	25,9	36,5	34,1	65,9
	std	0,7	0,6	0,3	0,0	1,0	26,1	28,1	26,4	33,2	33,2
	median	-24,1	5,3	2,8	0,0	2,0	40,0	10,0	40,0	30,0	70,0
	min	-26,2	4,4	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	-23,1	7,0	4,0	0,1	3,0	100,0	100,0	90,0	100,0	100,0
Rekatjønnbekken 4	mean	-28,5	6,1	2,8	0,1	2,3	55,0	25,0	20,0	20,0	80,0
	std	0,7	0,9	0,0	0,1	1,5	37,0	17,3	23,1	34,6	34,6
	median	-28,4	6,0	2,8	0,1	2,0	50,0	30,0	20,0	0,0	100,0
	min	-29,4	5,3	2,8	0,0	1,0	20,0	0,0	0,0	0,0	40,0
	max	-27,8	7,2	2,9	0,2	4,0	100,0	40,0	40,0	60,0	100,0
Overnbekken 22	mean	-26,2	7,0	2,9	0,0	2,2	40,6	30,0	29,4	65,6	34,4
	std	0,6	1,3	0,2	0,0	1,3	38,0	30,3	26,7	37,0	37,0
	median	-26,3	7,2	2,8	0,0	2,0	40,0	20,0	25,0	80,0	20,0
	min	-27,6	4,1	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	-24,6	8,6	3,2	0,1	5,0	100,0	100,0	90,0	100,0	100,0
Hovinbekken	mean	-26,1	9,1	3,0	0,0	2,9	28,6	46,7	24,8	64,3	35,7
	std	0,4	0,3	0,1	0,0	1,4	32,1	32,0	22,0	32,2	32,2
	median	-26,1	9,0	3,0	0,0	3,0	10,0	40,0	20,0	70,0	30,0
	min	-26,7	8,4	2,8	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	-25,5	9,9	3,3	0,0	5,0	100,0	100,0	70,0	100,0	100,0
Alle 211	mean	-25,7	7,2	2,9	0,0	2,6	47,9	23,4	28,6	55,9	44,1
	std	1,6	1,7	0,2	0,0	1,3	28,8	26,7	21,2	31,1	31,1
	median	-25,9	6,9	2,9	0,0	3,0	50,0	10,0	30,0	60,0	40,0
	min	-29,8	4,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	-13,6	11,3	4,0	0,2	5,0	100,0	100,0	90,0	100,0	100,0

### 8.3 Vedlegg 3. Vannkjemiske parametre.

Lokalitet	Lokalitet	Prevedato	Analysedato	Konduktivitet	pH	Ca	Mg	Na	K	NH4	SO4	Cl	NO3	Alkalinitet	TOC	Farge	UV	Tot-P	Tot-N
nr	Namn			µS/cm		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mmol/L	mg/L	OD <sub>254nm</sub>	OD <sub>254nm</sub>	µg/L	µg/L
1	Tandrebekk	28.11.2013	41.7	6.71	4.40	0.88	1.86	0.73	12	3.09	2.73	167	0.23602	3.2	18	0.047	11.6	535	
2	Rekajønnebekken	28.11.2013	17.8	6.40	1.92	0.21	0.97	0.19	13	1.65	1.14	43	0.09845	4.3	21	0.064	4.8	323	
3	Hovnebekken	28.11.2013	239.0	7.68	25.03	3.47	15.08	1.19	57	19.27	27.15	299	1.14660	4.2	21	0.046	8.7	879	
4	Lensmann-svartjenn	28.11.2013	22.1	6.90	1.63	0.37	1.04	0.21	12	0.73	1.13	10	0.05251	28.4	234	0.280	10.7	434	
5	Sultsjenn	28.11.2013	19.6	5.79	2.16	0.10	1.02	0.29	44	1.23	1.45	10	0.09453	15.3	136	0.227	6.1	503	
6	Borgaevu	28.11.2013	67.8	6.92	6.92	1.93	3.51	1.21	26	3.19	5.72	232	0.41541	7.1	49	0.127	30.6	792	
7	Astjenn	28.11.2013	19.9	5.90	1.83	0.40	0.97	0.28	67	1.15	1.28	10	0.09989	11.5	87	0.180	12.5	479	
8	Borgaevu nedstrøms Tandrebekk	28.11.2013	63.0	6.74	6.56	1.72	3.07	0.90	18	2.53	4.56	168	0.40243	11.2	104	0.184	63.8	792	
9	Storobekk (Dyffjell)	28.11.2013	11.4	5.84	0.94	0.16	1.09	0.45	39	0.99	1.23	21	0.06991	4.1	26	0.052	9.4	244	
10	Dyrdalsåi	28.11.2013	8.9	6.00	0.74	0.11	0.85	0.18	16	0.93	0.66	10	0.06847	2.8	18	0.032	4.6	182	
11	Sæterdalsbekken	28.11.2013	17.2	6.33	2.65	0.24	1.07	0.29	18	1.05	1.25	10	0.11754	10.0	80	0.145	5.6	301	
12	Taklåsåva	28.11.2013	16.3	6.41	2.51	0.17	0.67	0.10	20	0.88	0.72	10	0.11173	10.3	93	0.159	5.3	315	
13	Stor-Trytjenn	28.11.2013	13.3	5.5	0.96	0.18	0.79	0.34	37	0.91	1.01	10	0.06033	12.8	81	0.154	7.8	342	
14	Trytjennbekken	28.11.2013	15.4	5.58	1.39	0.24	0.85	0.17	52	0.83	1.03	10	0.07136	15.8	122	0.208	10.9	424	
15	Lysjeterbekken	28.11.2013	22.0	6.13	1.68	0.53	1.70	0.20	8	1.38	2.24	22	0.09143	11.9	80	0.162	7.1	386	
16	Sulokolljenn	28.11.2013	17.6	6.4	1.55	0.25	1.03	0.10	57	0.98	1.59	10	0.0725	16.8	141	0.3220	7.1	443	
17	Veumbekken	28.11.2013	19.5	6.36	1.76	0.45	1.23	0.46	9	1.36	1.68	23	0.11916	6.0	35	0.082	7.7	300	
18	Rossåna	28.11.2013	13.4	5.85	0.89	0.19	1.02	0.13	13	1.10	1.54	10	0.05544	6.2	39	0.093	4.8	286	
19	Bekk, øvre Rautjenn	28.11.2013	16.4	6.08	1.69	0.22	1.06	0.15	4	1.15	1.52	10	0.08901	7.0	47	0.097	5.4	294	
20	Kvernebekken	28.11.2013	19.8	5.96	2.39	0.90	1.15	0.11	18	1.10	1.30	10	0.06286	15.7	107	0.1207	7.2	355	
21	Sembekken	28.11.2013	108.4	7.17	15.45	1.79	2.98	2.26	1	4.16	4.92	467	0.78752	11.7	85	0.160	50.4	1496	
22	Dupejønnebekken	28.11.2013	6.9	6.11	0.72	0.10	0.25	0.13	2	1.13	0.27	39	0.05224	1.1	8	0.010	3.3	221	
23	Overnebekken	28.11.2013	66.8	7.18	7.04	2.65	2.22	1.17	8	3.15	2.52	82.7	0.48776	9.7	70	0.138	18.8	995	
Mean			37.6	6.2	4.0	0.7	2.0	0.5	24.0	2.3	3.0	28.1	0.2	9.9	73.8	0.1	13.3	182.0	
Median			19.5	6.1	1.8	0.2	1.1	0.3	17.8	1.1	1.4	10.0	0.1	10.0	79.5	0.1	7.7	386.0	
Std			50.5	0.6	5.6	0.9	3.0	0.5	19.6	3.8	5.4	126.3	0.3	6.1	52.8	0.1	15.3	308.9	
Min			6.9	4.9	0.7	0.1	0.3	0.1	1.0	0.7	0.3	10.0	0.1	1.1	7.5	0.0	3.3	182.0	
Max			239.0	7.7	25.0	3.5	15.1	2.3	67.2	19.3	27.2	233.5	1.1	28.4	333.5	0.3	63.8	1496.0	

Lok	Mn	Fe	Zn	Cu	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> -N	Alkalinitet	ANC1	ANC2	Cations	Anions	CB	CB	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	%	µg/L	µg/L
Tandrebekk	3	67	2.9	<3	0.19	220	73	81	19	1	64	77	12	204.59	239	228	393	369	24.54	3.22	56.4	216.9
Rekajønnebekken	5.3	34	9.2	3.2	0.40	96	18	42	5	1	34	32	3	67.23	91	76	162	151	10.21	3.26	31.0	94.6
Hovnebekken	73	110	16	6	0.02	1249	286	666	30	4	401	766	21	1115.00	1032	1016	2225	2318	22.95	-2.06	322.5	1220.8
Lensmann-svartjenn	93	1105	23	4.6	12.59	81	30	45	5	1	15	32	1	33.48	115	118	176	178	-1.90	-0.54	11.8	80.2
Sultsjenn	15	222	14	<3	1.62	108	8	44	7	3	26	41	1	64.53	101	49	172	184	-11.28	-3.17	21.4	106.2
Borgaevu	3	99	12	3.5	0.12	346	159	153	31	2	65	161	17	363.91	444	429	694	652	37.89	2.83	46.7	338.5
Astjenn	12	96	13	3.5	1.26	91	33	42	7	5	24	36	1	69.53	113	74	180	169	10.54	3.02	20.2	90.0
Borgaevu nedstrøms Tandrebekk	8.7	501	10	3.8	0.18	327	141	134	23	1	53	129	12	370.99	432	394	627	602	24.15	1.97	29.5	322.3
Storobekk (Dyffjell)	4.4	64	5	<3	1.45	47	13	48	12	3	21	35	2	39.74	62	48	123	110	12.53	5.37	17.1	45.5
Dyrdalsåi	4.7	43	6	<3	1.16	48	8	37	5	1	19	19	1	37.85	49	40	90	86	4.12	2.34	17.5	36.2
Sæterdalsbekken	8	144	15	3.1	0.47	132	19	47	7	1	22	35	1	86.39	148	114	208	178	29.29	7.59	18.2	131.1
Taklåsåva	10	282	22	3.8	0.39	125	14	29	3	1	18	20	1	80.50	132	97	173	155	18.06	5.51	16.1	124.4
Stor-Trytjenn	53	518	6	<3	3.16	48	8	39	28	1	19	28	1	31.57	57	13	111	123	-12.14	-5.44	16.1	46.6
Trytjennbekken	19	1623	27	4.2	2.63	70	20	37	4	4	17	29	1	42.37	84	30	137	143	-6.22	-2.22	14.3	88.4
Lysjeterbekken	1.9	174	18	3.7	0.74	84	43	74	5	1	29	63	2	60.55	113	72	208	195	13.02	3.24	22.3	81.4
Sulokolljenn	69	570	27	5.3	3.98	77	20	45	3	4	20	45	1	44.86	79	22	153	168	-15.03	-4.68	15.8	75.5
Veumbekken	3.4	158	9	3.7	0.44	88	37	53	12	1	28	47	2	87.98	113	92	191	186	5.37	1.42	23.4	86.0
Rossåna	6.3	81	11	<3	1.41	44	15	45	3	1	23	43	1	25.23	41	19	110	113	-3.40	-1.52	18.5	42.6
Bekk, øvre Rautjenn	4.9	124	21	3.6	0.83	85	18	46	4	0	24	43	1	58.22	85	61	153	149	4.00	1.32	19.5	82.9
Kvernebekken	2.9	291	15	<3	1.10	119	25	50	1	1	23	37	1	62.16	137	83	199	176	23.50	6.26	19.1	117.8
Sembekken	5.7	263	13	3.6	0.07	771	147	130	88	0	87	139	33	765.97	847	807	1196	1054	51.06	2.36	72.4	765.9
Dupejønnebekken	2.7	48	10	<3	0.78	36	8	11	3	0	24	8	3	21.40	25	21	59	59	0.58	0.49	22.7	35.8
Overnebekken	6.8	325	13	<3	0.07	351	218	96	30	1	66	71	21	456.21	539	506	696	646	50.07	3.73	58.2	348.8
Mean	18.1	301.8	14.0	4.0	1.5	201.4	59.6	86.0	12.5	1.7	48.8	84.1	5.9	182.6	220.6	187.0	362.7	355.0	7.6	1.5	40.2	198.2
Median	6.3	158.0	13.0	3.7	0.8	91.3	20.4	46.3	7.1	1.3	23.9	40.8	0.7	64.5	112.7	74.0	175.7	175.8	10.2	2.3	20.2	90.0
Std	24.0	377.5	6.5	0.8	2.6	281.7	76.4	129.2	13.6	1.4	79.4	153.7	9.0	272.9	265.7	268.7	480.7	492.0	28.6	3.4	63.7	276.5
Min	1.9	34.0	2.9	3.1	0.0	36.1	8.2	10.9	2.5	0.1	15.1	7.5	0.7	21.4	24.8	13.3	59.5	58.9	-92.9	-5.4	11.8	35.8
Max	93.0	1623.0	27.0	6.0	12.6	1249.2	285.6	655.7	57.8	4.8	401.4	765.9	33.3	1115.0	1032.2	1017.9	2225.0	2317.9	51.1	7.6	322.5	1220.8

Lok	Mg <sup>2+</sup>	Zn	Ca	Na	K	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> -N	Alkalinitet	Cond-beregnet	Cond-målt	ΔCond	Org N	Org N	Org C	C/N ratio
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Tandrebekk	57.7	274.6	15.2	17	307.1	0.07	13.07	3.85	4.06	1.37	0.06	5.15	6.56	0.85	9.10	43.45	41.70	-1.75	356	25.4	267	10.5	
Rekajønnebekken	11.3	105.9	14.4	4	124.7	0.14	5.70	0.83	2.11	0.36	0.07	2.75	2.46	0.22	2.99	17.73	17.80	0.07	267	19.1	358	18.8	
Hovnebekken	136.3	1357.1	0.1	16	1373.7	0.01	74.32	15.14	32.85	2.23	0.30	32.11											