

Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag
Institutt for skog- og utmarksfag
Campus Evenstad

Håvard Solbakken

Bacheloroppgave

Undersøkelse av en reproduserende bestand av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) på Sørlandet

Survey of a reproducing population of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in southern
Norway.

Utmarksforvaltning

2017

Innhold

Innhold

| | |
|---|-----------|
| INNHold | 2 |
| NORSK SAMMENDRAG | 4 |
| ENGELSK SAMMENDRAG (ABSTRACT) | 5 |
| FORORD | 6 |
| 1. INNLEDNING | 7 |
| 2. MATERIALE OG METODE | 9 |
| 2.1 STUDIEOMRÅDE | 9 |
| 2.2 DATAINNSAMLING OG ANALYSE | 12 |
| 2.2.1 <i>Vannprøver</i> | 12 |
| 2.2.2 <i>Bunndyrprøver</i> | 13 |
| 2.2.3 <i>Kartlegging av gyteplasser og vandringsbarrierer</i> | 14 |
| 2.2.4 <i>Prøvefiske</i> | 15 |
| 3. RESULTATER | 17 |
| 3.1 VANNKJEMI..... | 17 |
| 3.2 BUNNDYRUNDERSØKELSE..... | 18 |
| 3.3 KARTLEGGING AV GYTEMULIGHETER OG VANDRINGSBARRIERER..... | 19 |
| 3.4 PRØVEFISKE | 20 |
| 4. DISKUSJON | 24 |
| 4.1 VANNKVALITET | 24 |
| 4.2 BUNNDYRUNDERSØKELSEN..... | 30 |
| 4.3 KARTLEGGING AV GYTEMULIGHETER OG BARRIERER | 30 |
| 4.4 PRØVEFISKE | 31 |
| 4.5 OPPSUMMERING | 32 |

| | |
|------------------------------------|-----------|
| 5. FORVALTNINGSFORSLAG..... | 34 |
| LITTERATURLISTE | 35 |

Norsk sammendrag

Etter at mange bestander av aure (*Salmo trutta*) på Sørlandet døde ut på slutten av 1900-tallet, som følge av forsuring, ble det i mange innsjøer satt ut bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) som erstatning for auren. Dette var fordi bekkerøya tåler forsuring bedre enn aure. Dette er en undersøkelse av en slik bestand av bekkerøye, og forholdene som råder i vassdraget, på Sørlandet med mål om å finne forvaltningstiltak som kan bedre sportsfiskemulighetene i denne delen av vassdraget. Studieområdet omfatter tre tjenner og bekken mellom disse. Undersøkelsene som ble gjort var vannkjemiske undersøkelser, bunndyrundersøkelser, kartlegging av gytemuligheter og vandringsbarrierer, og prøvefiske. Resultatene fra disse viste at vannkvaliteten akkurat er god nok for bekkerøye, pH 4,6-5,9 og uorganisk monomert aluminium 0-49 µg/l. Det ble også funnet seks grupper av bunndyr i vassdraget. Videre viste kartleggingen at det antagelig er tilstrekkelige gytemuligheter i vassdraget, og at det er store vandringsbarrierer mellom tjennene i vassdraget. Prøvefisket, som ble gjennomført med to-timers garnsett, resulterte i kun seks bekkerøyer totalt i de tre tjennene. Derfor har jeg ikke grunnlag for å si noe utdypende om bestanden av bekkerøye. Det jeg derimot kan si ut ifra resultatene fra prøvefisket er at bekkerøye reproducerer i vassdraget og at den hvertfall kan bli seks år gammel og 35 cm lang med god kondisjon. Undersøkelsen fant ingen klare flaskehalsar for bekkerøya i denne delen av vassdraget. Dermed kan jeg ikke komme med noen større anbefalinger angående forvaltning. Jeg oppfordrer derimot til å gjennomføre et nytt prøvefiske med garnsett over natta og et el-fiske i bekkene. Dette vil, sammen med denne undersøkelsen, kunne gi bedre grunnlag for å finne gode forvaltningstiltak.

Engelsk sammendrag (abstract)

After many populations of brown trout (*Salmo trutta*) in southern Norway went extinct in the late 1900's, because of acidification, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) was stocked in many lakes to replace the brown trout. This was because brook trout has a higher tolerance for acidification than brown trout. This is a survey of one of these populations of brook trout and the factors affecting the watercourse. The goal of the survey was to find management measures to improve the quality of sport fishing in this part of the watercourse. The study area includes three lakes and the streams between them. The surveys that was conducted was water chemical analyses, a survey of the benthic fauna, mapping of spawning areas and migration barriers, and a survey fishing. The results showed that the water quality was adequate to sustain a population of brook trout, pH 4,6-5,9 and inorganic monomeric aluminum 0-49 µg/l. I found six different groups of invertebrate in the survey of the benthic fauna. The mapping showed that there are enough spawning areas in the watercourse and that there are major migration barriers between each lake. In the survey fishing, which was conducted with to hours duration gill-net sets, I only caught six brook trout. Because of very little data there is not much that I can say about the brook trout population. Despite this the results showed that brook trout do reproduce in the watercourse and that the brook trout can at least live for six years and grow to a length of 35 cm in a healthy state. The survey did not find any major problems for the brook trout in this part of the watercourse. Therefor I cannot suggest any major management measures to improve the population. My recommendations are therefor to conduct another survey fishing with overnight gill-net sets and electrofishing in the streams. This will, in combination with this survey, create a better basis for finding good management measures.

Forord

Arbeidet med denne oppgaven har vært veldig interessant og har gitt meg mye lærdom om både naturlige forhold som påvirker ferskvannssystemer og om prosessen rundt forskningsarbeid. I forbindelse med dette vil jeg rette en stor takk til Kjell Langdal, Antonio B. S. Poléo og Kjartan Østbye for uvurderlig veiledning rundt denne oppgaven.

Jeg vil også takke Rune Strømvold og Ronny Sørgard for muligheten til å gjennomføre oppgaven. Videre vil jeg takke Helge Solbakken og Benedicte Gustavsen for god hjelp under feltarbeidet.

Høgskolen i Innlandet

Evenstad 27. april 2017

Håvard Solbakken

1. Innledning

Norge har vært utsatt for sur nedbør helt siden starten på 1800-tallet (Berger, Hesthagen & Sevaldrud, 1994; Miljødirektoratet, 2013). Ifølge SNSF prosjektet (Overeim, Seip & Tollan, 1980) skyldes den sure nedbøren utslipp av svovel- og nitrogenoksider fra industrien rundt om i Europa. Utslippene gjør at vannet i atmosfæren ble surt, og dette vannet blir transportert til Norge med vindene i atmosfæren. Når denne forurensningen kommer ned til bakken, i form av nedbør, fører det til utvasking av mange stoffer fra jordsmonnet. Et av stoffene som etter hvert vaskes ut, og ender opp i vann og vassdrag, er aluminium. Resultatet blir unormalt høye konsentrasjoner av aluminium. I Norge er det Sørlandet som har blitt hardest rammet av den sure nedbøren. Fordi det er dette området som mottar nedbør med høyest konsentrasjon av sulfater og H^+ ioner, samtidig som den sure berggrunnen her gir naturlig liten bufferevne i vannene (Overrein, Seip & Tollan, 1980; Trømborg, 2006). Det var først i 1986 at man registrerte en nedgang i utslippene av sulfater og nitrater og dermed en økning i pH i nedbøren (Miljødirektoratet, 2014).

Den økte mengden med aluminium sammen med en reduksjon i pH i vannsystemene gav en negativ effekt på fiskebestandene i mange av våre vann og vassdrag (Overrein, Seip & Tollan, 1980; Smith & Haines, 1995). Det ble i 1990 estimert at 51 500 km² av Sør-Norge hadde forsurede fiskebestander (Sevaldrud & Muniz, 1980; Henriksen & Lien, 1989, s. 314-321). Mange av de forsuringsskadede fiskebestandene døde også helt ut, i innsjøer var det i hovedsak bestander av artene aure (*Salmo trutta*) og abbor (*Perca fluviatilis*) som døde ut (Overrein, Seip & Tollan, 1980). Dette medførte at man satt ut den mer forsuringstolerante arten bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) i en del vassdrag der det tidligere var aure (Møkkelgjerd & Gunnerød, 1985).

Bekkerøya er opprinnelig en nordamerikansk art som tåler forsuring bedre enn den norske auren (Grande, 1964; Muniz & Leivestad, 1979). I Nord-Amerika er bekkerøya en populær sportsfisk i både elver, bekker og innsjøer (Hesthagen & Kleiven, 2013). Den har en rask vekst og høy fekunditet sammenlignet med auren, men den har også en kortere levetid (Carlson et al., 2007; Öhlund et al., 2008). Bekkerøya i Norge blir ofte ikke mer enn fire år gammel (Artsdatabanken, 2012). Dietten består i hovedsak av evertebrater og zooplankton (Gloss et al., 1989). De første innføringene av bekkerøye skjedde sent på 1800-tallet, men

på denne tiden var det få utsetninger (Grande, 1964). Det var først på 1970-1980-tallet at bekkerøya ble satt ut i større omfang, og da var det fordi man hadde oppdaget at arten hadde høyere tålegrenser for surt vann (Møkkelgjerd & Gunnerød, 1985). I 2005 bestemte imidlertid Direktoratet for naturforvaltning at det ikke lenger skulle være lov å sette ut bekkerøye i Norge (Kleiven & Hesthagen, 2012; Artsdatabanken, 2012; Hesthagen & Østborg, 2008). Dette var for å unngå spredning av den fremmede arten samt minske de mulige økologiske effektene bekkerøya kan ha på andre stedege arter og økosystemet (Artsdatabanken, 2012). Likevel ble det i 2013 påvist 189 lokaliteter med reproduserende bekkerøye her i landet, og de fleste ligger på Sørlandet i områder som tidligere var ganske omfattende påvirket av forsurening (Hesthagen & Kleiven, 2013).

Mange av områdene hvor vi finner bekkerøye er fortsatt påvirket av forsurening (Hesthagen & Østborg, 2008). Derfor kan det være ønskelig i noen tilfeller å utbedre sportsfiskemulighetene på bekkerøye til tross for at den står på den norske svartelista. Der arten finnes kan det således være aktuelt å sette inn tiltak for å få større og bedre fisk. I denne undersøkelsen har jeg foretatt en undersøkelse av en reproduserende bestand av bekkerøye, og de forholdene som råder i vassdraget, for å danne et grunnlag for å kunne vurdere mulige forvaltningstiltak som kan lede til et bedre sportsfiske i vassdraget.

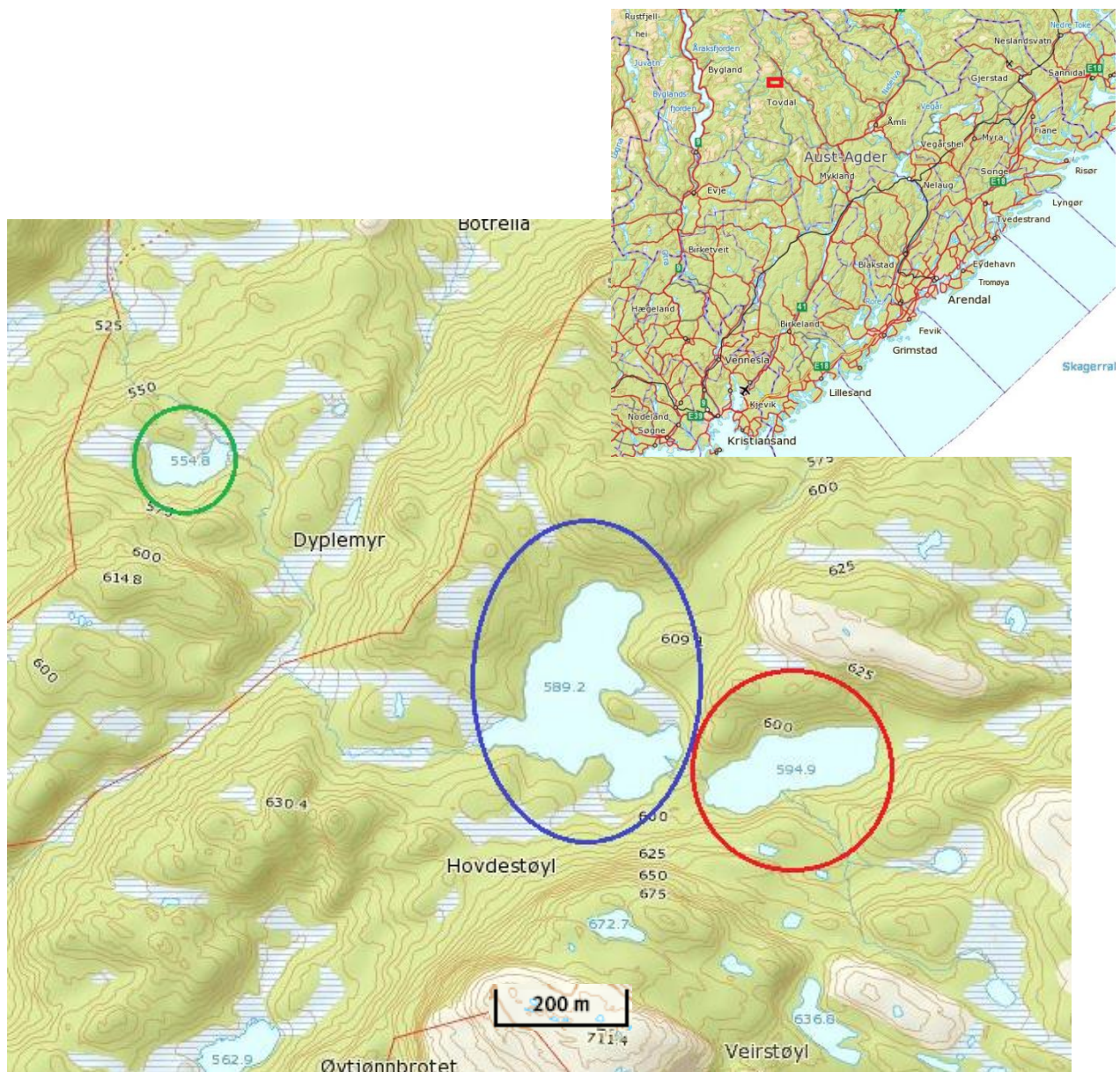
2. Materiale og Metode

2.1 Studieområde

Studieområdet omfatter tre vann, Øvre- og Nedre- Hovdestøyltjenn (595 og 589 m.o.h.) og Kottjønn (555 m.o.h.), samt bekken som knytter disse vanna sammen. Vanna ligger i Aust-Agder fylke og Åmli kommune. Nærmere bestemt på heia vest for Tovdalsvassdraget ved Vrålstad (Figur 1). Alle tre vanna er å betrakte som små. Øvre Hovdestøyltjenn er på 0,025 km², Nedre Hovdestøyltjenn er på 0,052 km² og Kottjønn er på 0,0062 km². Bekken er 70 meter lang mellom Øvre- og Nedre Hovdestøyltjenn og 913 meter lang mellom Nedre Hovdestøyltjenn og Kottjønn. Videre kommer det ikke inn noen sidebekker til dette vannsystemet.

Adkomst skjer sommerstid via skogsbilvei, som er stengt for allmenn ferdsel, opp til parkering på Tereåsen. Herfra er det 2 km gangavstand inn til Øvre Hovdestøyltjenn, som ligger lengst unna parkeringen. Skogsbilveien er ikke brøytet vinterstid. Dermed må man kjøre snøscooter opp til Tereåsen (hvis man har tillatelse) eller gå fra parkering ved Vrålstad. Da blir gangavstanden ca. 7 km.

Alle vanna er i hovedsak omgitt av furu og granskog med tett vegetasjon i feltsjiktet i form av ulike typer lyng. Videre er det også en del myrer som drenerer ut i vanna (Figur 1). Geologien i området er preget av typiske grunnfjellsbergarter. Berggrunnen rundt Hovdestøyltjenn består av amfibolitt, hornblendegneis og glimmergneis. Mens berggrunnen rundt Kottjønn består av migmatitt (Figur 2).

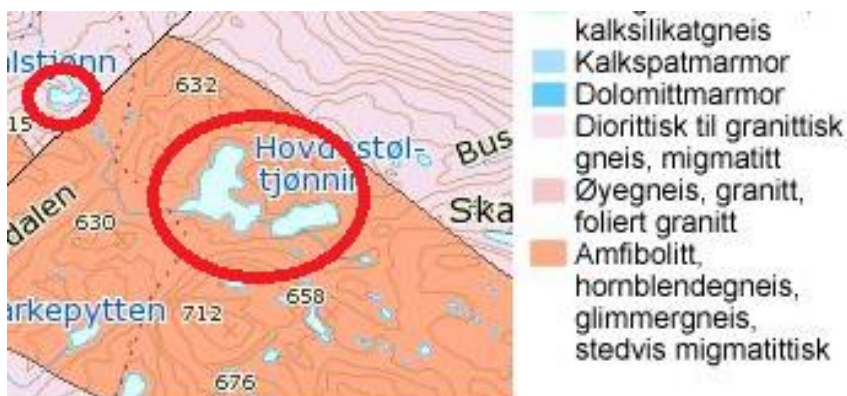


Figur 1. Detaljkart (store t.v.) viser Øvre Hovdestøyltjenn i rødt, Nedre Hovdestøyltjenn i blått og Kottjønn i Grønt (Norgeskart, 2016a). Oversiktskart (oppe t.h.) viser østre del av Sørlandet med studieområdet merket med rød firkant (Norgeskart, 2016b).

Informasjonen om fiskestatus gjennom tidene er ikke skriftlig tilgjengelig for dette området. Dermed er all kunnskap om fiskestatus frem til i dag basert på samtaler med tidligere og nåværende grunneiere samt andre kjentfolk.

Før 1970 var det aure (*Salmo trutta*) i alle tre vanna. Etter alt å dømme gikk disse bestandene tapt mellom 1970 og 1980 som følge av forsurening. Det var da fisketomt i vanna frem til det ble satt ut bekkerøye i Hovdestøylstjennene på slutten av 1990-tallet. Etter dette fant det sted én utsetting til av bekkerøye i Hovdestøylstjennene i 2004. To år i forkant av begge utsettingene ble vanna kalket. Kalkingen fortsatte også to år etter begge utsettingene. I Kottjønn ble det satt ut bekkerøye en gang før 1977, men denne utsettingen så ikke ut til å være særlig vellykket. Dermed har trolig all fisken man i dag har i Kottjønn sluppet seg nedover i vassdraget fra Hovdestøylstjennene.

Dagens fiskestatus i Hovdestøylstjennene antas å være en tynn populasjon med middels stor bekkerøye i god kondisjon, mens det antas at dagens fiskestatus i Kottjønn er en moderat populasjon med liten fisk i god kondisjon.



Figur 2. Berggrunns kart over studieområdet med tjennene merket i rødt (Nasjonal berggrunnsdatabase, 2016).

2.2 Datainnsamling og analyse

2.2.1 Vannprøver

Vannprøvene ble hentet fra fire ulike steder. En ved innfallsosen til Øvre hovdestøyltjenn for å finne vannkvaliteten på vannet som kommer inn i vassdraget. De tre andre prøvene ble hentet fra utfallsosene til hvert av vanna (Figur 3). Dette var for å finne vannkvaliteten generelt i hvert vann. Det ble tatt vannprøver tre ganger i løpet av 2016, vår (30. april), sommer (23. juli) og høst (22. oktober). Prøvene ble tatt i syrevaskede plastflasker som ble skylt tre ganger før prøven ble tatt. Etter prøvene var tatt ble de så raskt som mulig fryst ned og holdt fryst frem til de skulle analyseres. På grunn av noen tekniske utfordringer med analysene ble vannprøvene tint opp et par uker før analysene kunne utføres, men prøvene ble fortsatt oppbevart kaldt under denne perioden.

Vannprøvene ble analysert for pH med et pH-meter (METROHM 632), for alkalinitet ved syre-base titrering ned til pH4,5 med 0,01 M HCl, for aluminium (Al) ved hjelp av Barnes (1975) og Driscoll's (1984) metode for ekstraksjon og ionebytting etter protokoll fra Poléo (2004) og for konduktivitet med en konduktivitetsmåler (Radiometer CDM 80 Conductivity meter).

Nøyaktigheten på analysene knyttet til pH-måling kan være noe redusert som følge av at det ble brukt en elektrode med for mye salt i. Aluminiumsanalysene kan også ha noe redusert nøyaktighet siden disse ikke ble analysert umiddelbart etter prøvetaking (Poléo, 2004). Videre kan det nevnes at konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium regnes ut ved å trekke konsentrasjonen av organisk monomert aluminium fra den totale konsentrasjonen av monomert aluminium. Dette skyldes at de to sistnevnte og total konsentrasjon av aluminium kan ekstraheres med metoden som ble brukt.



Figur 3. Kart over vannprøvepunktene. Rødt punkt markerer innfallsosen i Øvre Hovdestøyltjenn og de blå punktene markerer utfallsosene i vanna (Norgeskart, 2016c).

2.2.2 Bunndyrprøver

Bunndyrundersøkelsen ble gjennomført den 21.5. 2016 ved sparkeprøvetaking i inn- og utfallsosene til alle vanna, samt på noen tilfeldige plasser i vanna med ulike substratforhold. Sparkeprøvene i bekkene ble gjennomført ved å holde et finmasket nett i bekken for så å sparke med foten i bunnmaterialet oppstrøms for nettet. I stillestående vann ble det sparket opp substrat fra ca. 1 m² av bunnen. Deretter ble håven ført gjennom vannmassene over dette området.

Bunndyrene som ble funnet ble lagt på etanol til senere bestemmelse av hvilke grupper disse tilhørte. Bestemmelsene ble gjort i laboratoriet på Høgskolen i Hedmark avdeling Evenstad.



Figur 4. Kart over prøvetakingsplasser for bunndyrundersøkelse. Røde prikker er bekker og blå prikker er stille vann (Norgeskart, 2016d).

2.2.3 Kartlegging av gyteplasser og vandringsbarrierer

Kartleggingen av gyteplasser startet øverst i vassdraget ved innfallsosen til Øvre Hovdestøyltjenn, hvor bekken ble fulgt oppstrøms til den første naturlige vandringsbarrieren som hindrer videre vandring av fisk. Hele bekkestrekket fra Øvre Hovdestøyltjenn ned til Kottjønn ble også kartlagt for gyteplasser og vandringsbarrierer. Noe av bekken mellom Nedre Hovdestøyltjenn og Kottjønn ble ikke kartlagt fordi disse delene er veldig bratte og ufremkommelige for fisk. Kartleggingen ble dermed begrenset til den første store barrieren nedstrøms Nedre Hovdestøyltjenn og oppstrøms Kottjønn. Bekken ut fra Kottjønn ble kartlagt frem til den første vandringsbarrieren. Strandlinjen rundt alle vanna ble også kartlagt for mulige gyteplasser.

Barrierene ble vurdert ut fra fallhøyde, vannhastighet og vann dybde nedstrøms for barrieren. Videre ble alle fall med fallhøyde på mer enn 50 cm og med en kulp med vanddybde <10 cm nedstrøms for barrieren regnet som vandringsbarrierer (Bækken & Bergan, 2012; Kondratieff & Myrick, 2006).

Gyteplassene ble kategorisert etter substratforhold som egnet eller uegnet for gyting. Områdene som ble kategorisert som egnede gyteplasser hadde substrat som bestod av en blanding av sand, grus og stein som ikke var dekket av mye mudder (Borgstrøm & Hansen, 2000).

2.2.4 Prøvefiske

Prøvefisket ble gjennomført fra 24-26. 9. 2016. Det ble benyttet bunngarn i monofilament med maskeviddene 16,5; 19,5; 24; 29; 35; 42mm. I Kottjønn ble garna med maskevidde på 16,5 og 42 mm sløyfet. Etter ønske fra grunneierene om å ta ut minst mulig fisk ble det besluttet å la garna stå i vannet i to timer i stedet for over natta. Dette er en metode som er beskrevet av Bonar, Hubert & Willis (2009), og som skal øke overlevelsen til fisken som blir fanget i garna. Dermed kan fisken bli sluppet ut igjen etter undersøkelsene er ferdig. Prøvefisket ble gjennomført på natta for å minske synligheten til garna i vannet.

Det ble satt to garnserier i Øvre- og Nedre Hovdestøyltjenn, en serie natt til 25.9. og en serie natt til 26.9. Det ble kun satt en serie i Kottjønn, natt til 25.9.

Natt til 25. 9. ble den første garnserien satt i Øvre Hovdestøyltjenn kl. 19:15 og ble tatt opp kl. 21:15. Neste serie ble satt i Nedre Hovdestøyltjenn, fra kl. 22:40 til kl. 00:40 og den siste serien ble satt i Kottjønn fra kl.03.40 til kl. 05:40.

Den andre natta ble den første serien satt i Nedre Hovdestøyltjenn fra kl. 19:20 til 21:20. Den andre serien ble satt i Øvre Hovdestøyltjenn, fra 22: 25 til 00:25. Denne natta ble det ikke satt noen garn i Kottjønn. Dette var på grunn av at Kottjønn er veldig liten slik at en natt ble ansett som tilstrekkelig.

I tiden mellom hver garnserie ble det tatt prøver av fisken som ble fanget. Fisken ble bedøvet med phenoxyethanol før prøvetagningen. Dette ble gjort ved hjelp av et kar med vann som var iblandet bedøvelsesmiddelet og ett kar med friskt vann. En og en fisk ble så sluppet ut i karet med bedøvelse, og etter noen få sekunder var den bedøvet nok til å håndteres. Da undersøkelsene var ferdige slapp vi fisken ut i karet med friskt vann for å kontrollere at den kom seg fra bedøvelsen og ville klare seg. Deretter ble fisken sluppet ut i vannet igjen. De

undersøkelsene som ble gjort på levende fisk var måling av fiskens lengde og vekt, og det ble tatt skjellprøver fra fisken ved hjelp av en pinsett. Det ble kun tatt to skjell fra hver side på fisken for å minimere risikoen for infeksjoner etter utsetting. Fisken som døde under fangst, ble i tillegg undersøkt for fettinnhold, kjøttfarge, modningsstadium, magefyllingsgrad, parasitter, i tillegg til at det ble tatt mageprøver. Fettinnhold ble registrert på en skal fra 0 til 5, der 0 er ingenting fett på innvollene og 5 er at innvollene er helt dekket i fett. Kjøttfarge ble registrert som hvit eller rød i kjøttet. Modningsstadium ble registrert etter Knut Dahls system fra 1917 med stadier fra 1 til 7, der 1 og 2 er umoden fisk, 3-5 er gytemoden fisk og 6 og 7 er utgytt fisk. Magefyll ble registrert på en skal fra 1 til 10, der 1 er nesten tom mage og 10 er helt full mage. Parasitter ble registrert på en skala fra 0 til 4, der 0 er ingen parasitter, 1 er litt parasitter og 4 er svært mye parasitter. Mageprøvene ble lagt på sprit og senere analysert på labben for å se hva fisken hadde spist. Det ble også for hver fisk beregnet lengde i tidligere år ved etter metode beskrevet av Knut Dahl (1910), og k-faktor:

$$K = \text{vekt (g)} * 100000 / \text{lengde (mm)}^3.$$

3. Resultater

3.1 Vannkjemi

Vassdraget har lav konduktivitet (1-2 ms/m) og alkalinitet ((-29)-28 $\mu\text{ekv/l}$) gjennom hele året (Tabell 1). pH varierte heller ikke så mye mellom de tre prøvetidspunktene. Den høyeste målte pH verdien var 5,9 på sommeren i nedre Hovdestøyltjenn. Den laveste målte pH verdien var 4,6 på våren i innfallsosen til øvre Hovdestøyltjenn (Tabell 1). Konsentrasjonen av aluminium varierte lite gjennom året (Tabell 2). Den høyeste målte konsentrasjonen av totalt aluminium var 243 $\mu\text{g/l}$ på høsten i Kottjønn og den høyeste målte konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium var 49 $\mu\text{g/l}$ på våren i Øvre Hovdestøyltjenn (Tabell 2).

Tabell 1. Vannkvalitet i studieområdet vår (30. april), sommer (23. juli) og høst (22. oktober) i 2016. Det er også angitt snitt for hvert prøvetakningssted.

| | Konduktivitet (ms/m) | pH | Alkalinitet ($\mu\text{ekv/l}$) |
|-----------------------------------|----------------------|------------|-----------------------------------|
| Innos Øvre Hovdestøyltjenn | | | |
| Vår | 1,1 | 5,4 | 10 |
| Sommer | 1,4 | 4,9 | -1 |
| Høst | 2,0 | 4,6 | -29 |
| <i>Snitt</i> | <i>1,5</i> | <i>4,8</i> | <i>-7</i> |
| Utos øvre Hovdestøyltjenn | | | |
| Vår | 1,4 | 4,9 | 8 |
| Sommer | 1,1 | 5,3 | 19 |
| Høst | 1,4 | 5,0 | 3 |
| <i>Snitt</i> | <i>1,3</i> | <i>5,0</i> | <i>10</i> |
| Utos nedre Hovdestøyltjenn | | | |
| Vår | 1,3 | 5,3 | 10 |
| Sommer | 1,0 | 5,9 | 27 |
| Høst | 1,2 | 5,6 | 28 |
| <i>Snitt</i> | <i>1,2</i> | <i>5,5</i> | <i>22</i> |
| Utos Kottjønn | | | |
| Vår | 1,3 | 5,3 | 14 |
| Sommer | 1,0 | 5,6 | 22 |
| Høst | 1,2 | 5,4 | 26 |
| <i>Snitt</i> | <i>1,2</i> | <i>5,4</i> | <i>21</i> |

Tabell 2. Aluminiumkonsentrasjonen i studieområdet vår, sommer og høst. AIR angir total mengde aluminium, AIA angir totalt monomert aluminium, AIO angir Organisk monomert aluminium og All angir uorganisk monomert aluminium.

| | AIR (µg/l) | All (µg/l) | AIA (µg/l) | AIO (µg/l) |
|-----------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Innos Øvre Hovdestøyltjenn | | | | |
| Vår | 172 | 23 | 98 | 75 |
| Sommer | 234 | 12 | 131 | 119 |
| Høst | 191 | 28 | 149 | 121 |
| <i>Snitt</i> | <i>199</i> | <i>21</i> | <i>126</i> | <i>105</i> |
| Utos øvre Hovdestøyltjenn | | | | |
| Vår | 189 | 49 | 138 | 89 |
| Sommer | 202 | 36 | 135 | 99 |
| Høst | 239 | 12 | 118 | 107 |
| <i>Snitt</i> | <i>210</i> | <i>33</i> | <i>131</i> | <i>98</i> |
| Utos nedre Hovdestøyltjenn | | | | |
| Vår | 186 | 14 | 100 | 87 |
| Sommer | 155 | 16 | 79 | 63 |
| Høst | 179 | 27 | 89 | 62 |
| <i>Snitt</i> | <i>174</i> | <i>19</i> | <i>89</i> | <i>70</i> |
| Utos Kottjønn | | | | |
| Vår | 174 | 0 | 81 | 109 |
| Sommer | 163 | 18 | 78 | 61 |
| Høst | 243 | 42 | 117 | 75 |
| <i>Snitt</i> | <i>193</i> | <i>20</i> | <i>92</i> | <i>82</i> |

3.2 Bunndyrundersøkelse

Jeg fant mest bunndyr i rennende vann. Videre fant jeg mer bunndyr i Kottjønn enn i Hovdestøyltjennene og litt mer i Nedre Hovdestøyltjenn enn i Øvre Hovdestøyltjenn (Tabell 3). Totalt fant jeg seks ulike grupper med bunndyr, og av disse var det døgnfluene (86 stk) jeg fant flest individer av. Ellers fant jeg 14 vårflue larver, 10 vann-nymfe nymfer, 8 steinflue nymfer, 3 mygglarver og 2 fåbørstemark (Tabell 3).

Tabell 3. Oversikt over bunndyrgrupper fanget fordelt i rennende vann, stillestående vann og innenfor hver tjønn.

| Bunndyrgruppe | Rennende vann | Stillestående vann | Øvre Hovdestøyltjenn | Nedre Hovdestøyltjenn | Kottjønn |
|-------------------|---------------|--------------------|----------------------|-----------------------|-----------|
| Døgnfluenymfer | 75 | 11 | 24 | 20 | 45 |
| Vann-nymfe nymfer | 6 | 4 | 3 | 1 | 6 |
| Vårflue larver | 11 | 3 | 4 | 9 | 1 |
| Steinflue nymfer | 8 | 0 | 3 | 3 | 2 |
| Mygglarver | 3 | 0 | 0 | 2 | 1 |
| Fåbørstemark | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| Totalt | 103 | 20 | 34 | 37 | 55 |

3.3 Kartlegging av gytemuligheter og vandringsbarrierer

Jeg fant at områdene med gunstig gytesubstrat var større i stillestående vann enn i rennende vann. I stillestående vann var mesteparten av gytesubstratet å finne i et belte langs land. Bredden på dette beltet varierte fra 0,5 m til ca. 2 m. Likevel var det et område i hver av Hovdestøyltjennene der man hadde et område på omtrent 5-7 m² med gunstig gytesubstrat. I Nedre Hovdestøyltjenn var dette området tilknyttet innløpsbekken og i Øvre Hovdestøyltjenn lå området nærme utløpsbekken. Videre var det ikke muligheter for gyting i bekken mellom Øvre- og Nedre Hovdestøyltjenn. Derimot var det to strekninger i utløpsbekken til Nedre Hovdestøyltjenn som hadde gunstig gytesubstrat. I Kottjønn var det omtrent like mye gytesubstrat i rennende vann som i stillestående vann. Gytesubstratet her var å finne i utløpsbekken og i et par belter langs land i tjernet (Figur 5).

Vassdraget har betydelige vandringsbarrierer mellom alle tjennene. Den første barrieren i systemet er bare noen få meter fra innløpsosen i Øvre Hovdestøyltjenn. Dette er også en bekk med tidvis liten vannføring (personlig kommunikasjon, 2016). Videre er bekken mellom Hovdestøyltjennene bratt hele veien og har to betydelige barrierer. Utløpsbekken fra Nedre Hovdestøyltjenn har lite helling og flyter rolig i ca. 250 m før den blir mye brattere. I det rolige partiet er det også to barrierer med ca. 50 cm fall og kronglete tilløp. I

innløpsbekken til Kottjønn er det også en barriere som hindrer oppstrøms vandring i bekken. Utløpsbekken til Kottjønn renner rolig i ca. 100 m før den blir brått veldig bratt (Figur 5).



Figur 5. Kart over gyteplasser og barrierer. Blå streker viser gunstig gytesubstrat langs land i stillestående vann. Blå sirkler viser større områder i stille vann med gunstig gytesubstrat. Grønne firkanter viser gunstig gytesubstrat i rennende vann. Røde streker vise vandringsbarrierer. Oransje firkant viser området som ikke er detaljert kartlagt i undersøkelsen (Norgeskart, 2016d).

3.4 Prøvefiske

I løpet av prøvefisket ble det fanget totalt seks fisk og alle disse var bekkerøyer. Det ble fanget flest fisk i Nedre Hovdestøyltjenn. Her ble det fanget tre fisk natt til 25. september og en fisk natt til 26. september. I Øvre Hovdestøyltjenn ble det fanget en fisk natt til 25. september og i Kottjønn ble det også fanget en fisk natt til 25. september. Av disse seks fiskene var det tre stykk som døde. To av disse var allerede døde i garnet da vi trakk det opp og den tredje satt så godt fast att den måtte avlives for å få den ut.

Den største fisken som ble fanget i Nedre Hovdestøyltjenn og hadde en totallengde på 358 mm og veide 508 g. Den miste fisken ble også fanget i Nedre Hovdestøyltjenn og hadde en

total lengde på 179 mm og veide 60 g (Tabell 4). Den største fisken var også den som var eldst og denne var 6 år gammel. Den nest største fisken var 5 år gammel og ble fanget i Kottjønn, og de andre fiskene var 3 år gamle (Tabell 4).

Mageinnholdet til de tre fiskene som døde viste at alle hadde spist øyestikkernymfer. Den største fisken hadde ellers spist større vannlevende invertebrater. Videre hadde den ene lille fisken i hovedsak spist zooplankton og den andre lille fisken hadde i hovedsak spist døgnfluenymfer (Tabell 5).

Tabell 4. Resultat fra prøvefiske i Øvre Hovdestøyltjenn, Nedre Hovdestøyltjenn og Kottjønn natt til 25. og natt til 26. september 2016. De seks siste kolonnene angir tilbakeregnet lengde ved ulike aldre (L1 = lengde ved ett år osv.).

| Løpenr. | maskevidde (mm) | Total lengde (mm) | vekt(g) | K-faktor | Fettindeks | Kjøttfarge | Kjønn | Stadium | Magefyll | Parasitt | Alder (skjell) | L1 (mm) | L2 (mm) | L3 (mm) | L4 (mm) | L5 (mm) | L6 (mm) |
|---|-----------------|-------------------|---------|----------|------------|------------|-------|---------|----------|----------|----------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Øvre Hovdestøyltjenn natt til 25. sept. | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 19,5 | 192 | 86,7 | 1,22 | | | | | | | 3 | 32 | 72 | 145 | | | |
| Nedre Hovdestøyltjenn natt til 25. sept. | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 24 | 219 | 110 | 1,05 | | | | | | | 3 | 52 | 99 | 170 | | | |
| 3 | 19,5 | 179 | 63 | 1,1 | 1 | R | M | 2 | 4 | 1 | 3 | 57 | 99 | 136 | | | |
| 4 | 35 | 358 | 502 | 1,09 | 1 | R | F | 6 | 2 | 0 | 6 | 40 | 71 | 121 | 179 | 245 | 304 |
| Kottjønn natt til 25. sept. | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 24 | 230 | 132 | 1,08 | | | | | | | 5 | 26 | 55 | 105 | 148 | 193 | |
| Nedre Hovdestøyltjenn natt til 26. sept. | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 19,5 | 179 | 60 | 1,05 | 1 | R | M | 2 | 7 | 1 | 3 | 46 | 94 | 140 | | | |

Tabell 5. Mageinnhold til de tre fiskene som døde under prøvefisket i Nedre Hovdestøyltjenn.

| Løpenr. | Lengde (mm) | Fyllingsgrad | Mageinnhold |
|---------|-------------|--------------|-----------------------------|
| 4 | 358 | 2 | 1 stor libellenymfe |
| | | | 1 vannymfe-nymfe |
| | | | 1 vårfluelarve |
| | | | 3 buksvømmere |
| 3 | 179 | 4 | en del tovinger |
| | | | noen teger |
| | | | masse zooplankton |
| | | | noen små øyestikkernymfer |
| 6 | 179 | 7 | noen store øyestikkernymfer |
| | | | mye døgnfluenymfer |

4. Diskusjon

4.1 Vannkvalitet

Selv om bekkerøya er kjent for å ha høyere toleranse for surt vann enn aure vil også bekkerøya kunne bli begrenset av lav pH og mye aluminium i vannet (Grande, 1964; Møkkelgjerd & Gunnerød, 1985). Under har jeg samlet litteratur om bekkerøyas dødelighetsgrenser og stressgrenser (Tabell 6) og sammenlignet dette med de målte verdiene i Hovdestøyltjennene og Kottjønn (Figur 6 og 7). Det meste av litteraturen oppgir kombinasjonen av pH og den totale konsentrasjonen av aluminium i vannet for å bestemme skadegrenser for forsuringen. I henhold til dette viser Figur 6 hvordan denne kombinasjonen av pH og den totale konsentrasjonen av aluminium, ser ut når jeg plotter data fra litteraturen sammen med mine målte verdier i tjennene. Det er imidlertid dokumentert av Poléo (1995) at det er kombinasjonen av uorganisk monomert aluminium og pH mellom 5,0 og 6,0 som utgjør den største giftigheten for fisk. Figur 7 viser samme sammenstilling som Figur 6, men her er den totale konsentrasjonen av aluminium byttet ut med konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium.

Figur 6 viser at alle de målte verdiene for Hovdestøyltjennene og Kottjønn ligger innenfor det som kan regnes som dødelige verdier for bekkerøye. Hvis man derimot ser på faktorene uorganisk monomert aluminium og pH blir bildet annerledes (Figur 7). Nå ligger flere av verdiene utenfor det som kan regnes som dødelige verdier (Figur 7). Med kunnskapen om at det er mengden uorganisk monomert aluminium i pH-intervallet 5,0-6,0 som utgjør den største giftigheten for fisk (Poléo, 1995) velger jeg å ta utgangspunkt i dette i den videre diskusjonen.

Selv om de fleste målte verdiene i tjennene ligger utenfor det som regnes som dødelige verdier for bekkerøye er det noen av målingene som ligger innenfor disse dødelige verdiene. En mulig forklaring på at bekkerøya i tjennene ser ut til å tåle disse verdiene kan være at fisken har tilpasset seg det sure miljøet og dermed overlever bedre enn fisk som er vant til høyere pH og lavere konsentrasjon av aluminium. En slik tilpasning er observert hos bekkerøye tidligere (McDonald, 1991; Muniz & Leivestad, 1979; Wood et al., 1988b). En annen forklaring kan være at overlevelsen til bekkerøya i tjennene under tilsynelatende dødelige forhold skyldes at vannprøvene ble tatt når avrenningen fra nedbørfeltet har vært

mer påvirket av forsurening enn ellers i året. Midlertidige og kortvarige episoder med sur avrenning er vanlig når vannføringen i forsuredde områder er høy, ofte ved snøsmelting og høststormer. Dette skyldes at mer aluminium blir vasket ut i vassdraget fra jordsmonnet i nedbørfeltet enn ellers i året (Muniz & Leivestad, 1979; Neff et al., 2009; VanSickle et al., 1996). Innsamlingene av vannprøver på våren og høsten ble gjort nettopp for å fange opp slike sure episoder. Vannprøvene på sommeren var på sin side ment for å fange opp vannkvaliteten ved lav vannføring, hvor vannkvaliteten normalt er bedre enn ved høy vannføring (Muniz & Leivestad, 1979; Neff et al., 2009; VanSickle et al., 1996). Resultatene fra målingene mine viste imidlertid ingen tydelig variasjon gjennom året (Tabell 1 og 2). Jeg kan derfor ikke forklare den tilsynelatende uventede overlevelsen av bekkerøye i tjennene med at vannprøvene er misvisende. Derimot kan vannkvaliteten ha betydning for mengden fisk som kan overleve i vassdraget, og at den fisken som tross alt lever der er i stand til å finne refugier hvor det gjennom året, eller i sensitive perioder av fiskens livssyklus, er bedre vannkvalitet enn det som fanges opp av vannprøvetakingen.

Resultatene fra målingene av konduktivitet og alkalinitet viser at det er svært lite ioner i vannet og normalt vil det bety at fisken er mer sårbar for forsurening og uorganisk monomert aluminium (Lydersen et al. 2002; Alstad et al. 2005). Ett av de saltene det er lite av ved lav konduktivitet er kalsium (Stumm & Morgan 2013). Det er vist i en del studier at kalsium demper giftigheten av aluminium på fisk (Ingersoll et al. 1990; Gensemer & Playle, 1999). Det er omdiskutert hvorvidt kalsium har en dempende virkning i seg selv, eller om det er som bidragsyter til økt ionestyrke i vannet (Lydersen et al. 2002; Alstad et al. 2005).

Vannkjemien i tjennene ser altså ut til å være på grensen til det som ifølge de fleste studier er nødvendig for at bekkerøya skal kunne leve der. Selv om bekkerøya kan ha tilpasset seg den marginale vannkvaliteten, vil den kunne påvirkes negativt. Surt aluminiumrikt vann er tidligere vist å redusere veksten og fekunditeten til voksen bekkerøye, samt og redusere overlevelsen til yngre livsstadier (Cleveland et al., 1986; Gagen et al., 1993; Hutchinson et al., 1989; Ingersoll et al., 1990; Ingersoll et al., 1990b; Mount et al., 1990). En annen mulig negativ effekt av en slik marginal vannkvalitet og eventuelle episoder med ekstra surt aluminiumrikt vann, er nedstrøms vandring bort fra det sure vannet (Gagen et al., 1994; Baldigo & Lawrence, 2001). Hvis en slik vandring finner sted i Hovdestøyltjennene og Kottjønn vil fisken aldri klare å komme seg tilbake opp i vannsystemet på grunn av alle vandringsbarrierene (Figur 5). Mine resultater, selv om de er svært begrensede, tyder imidlertid på at fisken har god kondisjon og normal vekst. Forekomsten av fisk i alle de tre

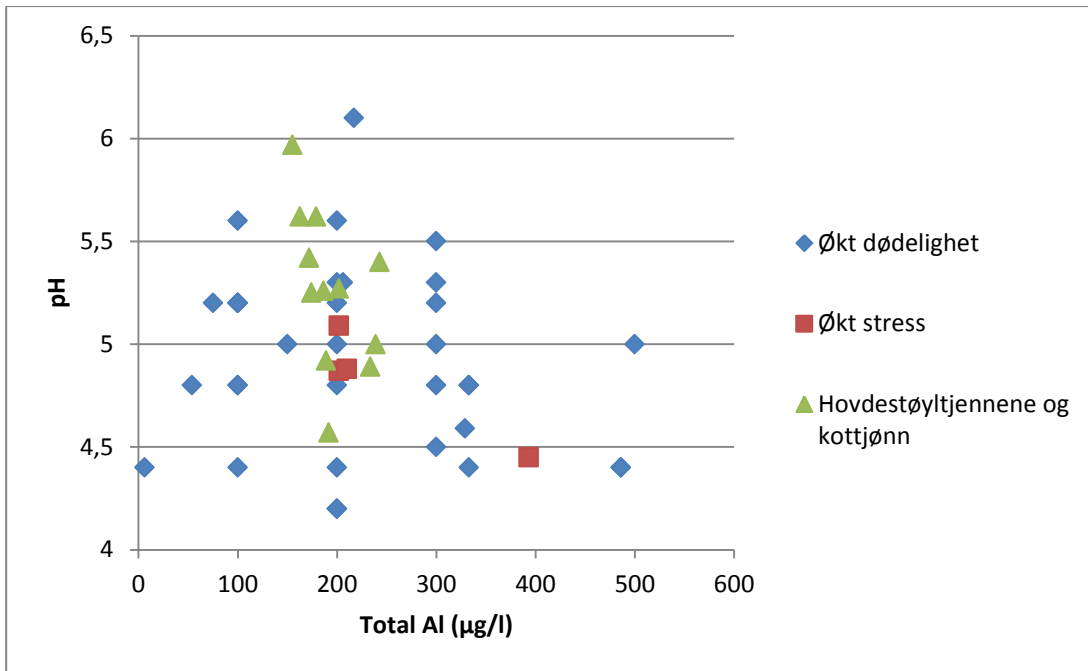
tjønnene, og mest fisk i den midtre tjønna, kan tyde på et det ikke forekommer noen klar utvandring av fisk, vekk fra dårlig vannkvalitet. På den annen side kan det lave antallet fisk være et tegn på nettopp det siste, nemlig at en stor del av fisken som produseres i denne delen av vassdraget har trukket lengre ned hvor vannkvaliteten kanskje er bedre. Jeg har imidlertid ingen data som kan bekrefte eller avkrefte en slik antagelse, så det forblir ubesvart inntil videre.

Tabell 6. Dødelighetsverdier og stressverdier av pH og ulike former for aluminium tidligere registrert for bekkerøye. Der ikke annet er spesifisert gjelder verdiene for bekkerøye som er over yngelstadiet.

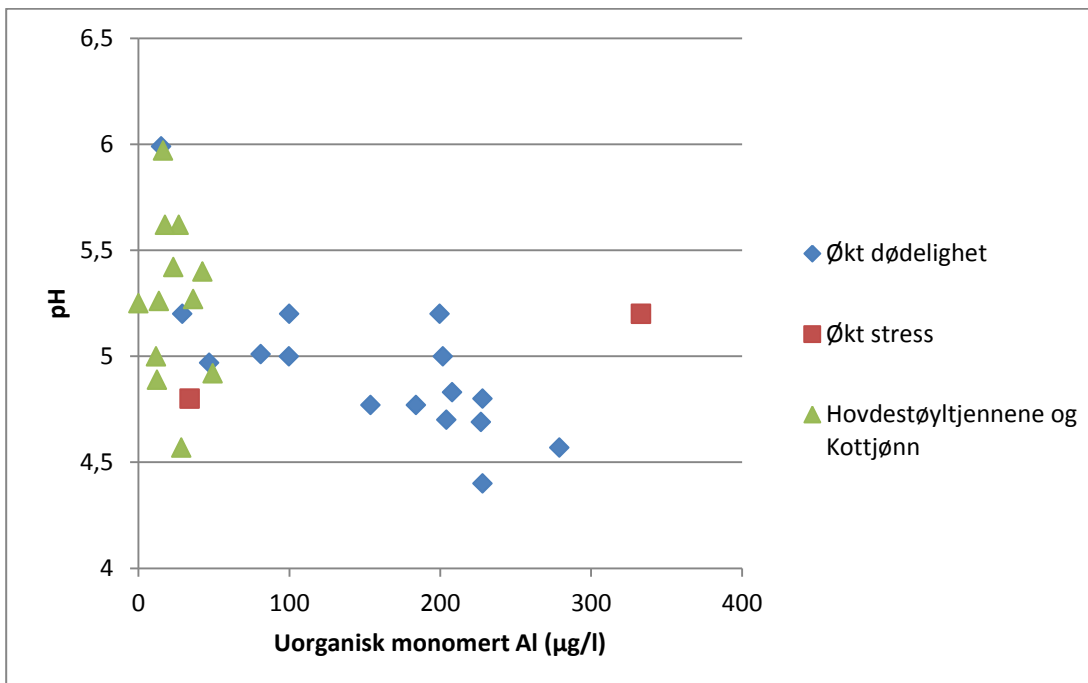
| Artikkel | Tot Al (µg/l) | All (µg/l) | Ala (µg/l) | Al ³⁺ (µg/l) | pH | Calsium | Dødelighet/stress |
|-------------------------|---------------|------------|------------|-------------------------|-----|-----------|--|
| Muniz & Leivestad (79) | | | | 405 | 5,5 | | Økt dødelighet på fisk som var fra kalket vann |
| Muniz & Leivestad (79) | | | | 405 | 6 | | Økt dødelighet på fisk som var fra kalket vann |
| Muniz & Leivestad (79) | | | | 378 | 6 | | Økt dødelighet på fisk som var fra kalket vann |
| Wood et al. (1988) | 333 | | | | 4,8 | 25 µekv/l | >80 % dødelighet |
| Wood et al. (1988) | 333 | | | | 4,4 | 25 µekv/l | >80% dødelighet |
| Wood et al. (1988b) | 333 | | | | 4,8 | | Høy dødelighet etter 48 t |
| Wood et al. (1988b) | 333 | | | | 4,8 | | Ingen dødelighet på fisk tidligere eksponert for pH 5,2 og 75 eller 150 µg/l tot. Al |
| Mount et al. (1988) | 486 | | | | 4,4 | 8 mg/l | 50 % dødelighet |
| Mount et al. (1988) | 486 | | | | 4,4 | 0,5 mg/l | 64% dødelighet |
| Mount et al.(1988b) | | 47 | | | 5 | 0,5 mg/l | Høyt osmoseregulativt stress som ikke kunne kompenseres for. Og 37% dødelighet etter 16 dager. |
| Mount et al.(1988b) | | 81 | | | 5 | 7,4 mg/l | 100 % overlevelse |
| Tietge et al. (1988) | 393 | | | | 4,5 | | Høyt ioneregulativt og respiratorisk stress. |
| Ingersoll et al. (1990) | 6 | | | | 4,4 | | Gav total dødelighet på Nylig befruktete egg |
| Ingersoll et al. (1990) | 54 | | | | 4,8 | | Gav ca. 50 % dødelighet på nylig befruktete egg |
| Ingersoll et al. (1990) | 54 | | | | 5,2 | | Gav tilnærmet 0 % dødelighet for nylig befruktete egg |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 5 | | 4 | | Gav ca. 50 % dødelighet på øyerogn |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 121 | | 4 | | Gav ca. 50 % dødelighet på øyerogn |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 121 | | 4,4 | | Gav ca. 50 % dødelighet på øyerogn |

| | | | | | | |
|--------------------------|-----|-----|-----|--|------|--|
| Ingersoll et al. (1990) | | | 48 | | 4,4 | Gav ca. 20% dødelighet for øyerogn |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 349 | | 4,8 | Gav ca. 20% dødelighet for øyerogn |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 5 | | 5,2 | Gav ca 40 % dødelighet for øyerogn |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 48 | | 5,2 | Gav ca. 40 % dødelighet for øyerogn |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 5 | | 4 | Gav 100 % dødelighet for plommeseekkyngel |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 349 | | 4,4 | Gav tilnærmet 0 % dødelighet for plommeseekkyngel |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 18 | | 4,8 | Gav ca. 20 % dødelighet for plommeseekkyngel |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 5 | | 4 | Gav 100% dødelighet hos yngel |
| Ingersoll et al. (1990) | | | 349 | | 4,4 | Gav tilnærmet 0 % dødelighet hos yngel |
| Mount et al. (1990) | 329 | | | | 4,6 | Gav tilnærmet total dødelighet for yngel |
| Parkhurst et al. (1990) | 100 | | | | 4,4 | Gav ca. 50 % dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 100 | | | | 4,8 | Gav ca. 50 % dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 100 | | | | 5,2 | Gav ca. 50 % dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 100 | | | | 5,6 | Gav ca. 50 % dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 200 | | | | 4,4 | Gav tilnærmet total dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 200 | | | | 4,8 | Gav tilnærmet total dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 200 | | | | 5,2 | Gav tilnærmet total dødelighet |
| Parkhurst et al. (1990) | 200 | | | | 5,6 | Gav tilnærmet total dødelighet |
| Ingersoll et al. (1990b) | | 29 | | | 5,2 | 1-2 mg/l Gav økt dødelighet. |
| Ingersoll et al. (1990b) | | 228 | | | 4,4 | Gav økt dødelighet |
| Ingersoll et al. (1990b) | | 228 | | | 4,8 | 1-2 mg/l Gav økt dødelighet |
| Ingersoll et al. (1990b) | | 34 | | | 4,8 | 1-2 mg/l Gav redusert vekt |
| McDonald et al. (1991) | 75 | | | | 5,20 | Gav signifikante fysiologiske forstyrrelser og 17 % dødelighet, men fisken som overlevde gikk tilbake til kontrollverdier. |
| McDonald et al. (1991) | | | | | 5,20 | Viste tydelige tegn på at de var stresset |
| McDonald et al. (1991) | 100 | | | | 4,80 | 10 % dødelighet for fisk ikke tidligere eksponert for Al. 0% død for fisk tidligere eksponert |
| McDonald et al. (1991) | 100 | | | | 5,20 | 40 % dødelighet for fisk ikke tidligere eksponert for Al. 0% død for tidligere eksponerte fisk |
| McDonald et al. (1991) | 300 | | | | 4,80 | 90 % dødelighet for fisk ikke tidligere eksponert for Al. 10 % død for fisk tidligere eksponert for Al. |
| McDonald et al. (1991) | 300 | | | | 5,20 | 100 % død for fisk ikke tidligere eksponert for Al. 10% død for fisk tidligere eksponert. |
| Walker et al. (1991) | | 333 | | | 5,2 | 25 µekv/l Respiratorisk stress hos fisk som ikke hadde vært utsatt for al. |
| Walker et al. (1991) | | 333 | | | 5,2 | 25 µekv/l Ikke noe særlig stress hos fisk tidligere utsatt for 75 µg/l AlI |
| Gagen et al. (1994) | 200 | | | | 5 | Mye nedstrøms bevegelse og 1/3 av fisken døde under episodisk forsurening. |
| Baldigo & Murdoch (1997) | | 208 | | | 4,8 | 81 % dødelighet |
| Baldigo & Murdoch (1997) | | 279 | | | 4,6 | 86 % dødelighet |
| Baldigo & Murdoch (1997) | | 204 | | | 4,7 | 48 % dødelighet |

| | | | | | | |
|---------------------------|-----|-----|--|--|-----|--|
| Baldigo & Murdoch (1997) | | 184 | | | 4,8 | 38 % dødelighet |
| Baldigo & Murdoch (1997) | | 227 | | | 4,7 | 67 % dødelighet |
| Baldigo & Murdoch (1997) | | 15 | | | 6 | 24 % dødelighet |
| Baldigo & Lawrence (2001) | | 200 | | | 5,2 | Gav redusert tetthet og 20% akutt dødelighet |
| Baldigo & Lawrence (2001) | | 100 | | | 5 | Gav redusert tetthet |
| Baldigo & Lawrence (2001) | | 154 | | | 4,8 | Ingen forekomst av bekkerøye ved disse verdiene |
| Baldigo & Lawrence (2000) | | 202 | | | 5 | Angitt som dødelighetsgrense for bekkerøye |
| Cleveland et al. (1991) | 206 | | | | 5,3 | 73% dødelighet etter 56 dager |
| Cleveland et al. (1991) | 217 | | | | 6,1 | 48 % dødelighet etter 56 dager |
| Cleveland et al. (1991) | 267 | | | | 7,2 | Tilnærmet ingen dødelighet |
| Cleveland et al. (1986) | 300 | | | | 4,5 | Gav høy dødelighet for tidlige livsstadier |
| Cleveland et al. (1986) | 300 | | | | 5,5 | Gav høy dødelighet for tidlige livsstadier |
| Gagen et al. (1993) | 500 | | | | 5 | Gav ca. 80% dødelighet for tidlige livsstadier |
| Gagen et al. (1993) | 300 | | | | 5,3 | Gav tilnærmet total dødelighet |
| Gagen et al. (1993) | 200 | | | | 5,3 | Ca. 75 % dødelighet |
| Gagen et al. (1993) | 150 | | | | 5 | Ca. 90 % dødelighet |
| Gagen et al. (1993) | 300 | | | | 5 | Ca. 90 % dødelighet |
| Gagen et al. (1993) | 100 | | | | 5,2 | Ca. 45 % dødelighet |
| Hutchinson et al. (1989) | 200 | | | | 4,2 | 60 % Dødelighet for plommesekk yngel |
| Hutchinson et al. (1989) | 200 | | | | 4,2 | 75 % dødelighet for yngel |
| Smith & Haines (1995) | | 107 | | | 5,6 | Ingen effekt på bekkerøye, men laks fikk økt dødelighet. |
| Neff et al. (2009). | 210 | | | | 4,9 | Viste at Na konsentrasjon i kroppen gikk ned 10-20% etter 24 t |
| Neff et al. (2009). | 202 | | | | 5,1 | Viste at Na konsentrasjon i kroppen gikk ned 10-20% etter 24 t |
| Neff et al. (2009). | 202 | | | | 4,9 | Viste at Na konsentrasjon i kroppen gikk ned 10-20% etter 24 t |
| VanSickle et al. (1996). | | 100 | | | 5,2 | Bekker med disse verdiene, eller lavere pH og høyere Al, hadde reduserte bekkerøyebestander. |



Figur 6. Sammenstilling av kjente stress- og dødelighetsverdier for bekkerøye av totalt aluminium ($\mu\text{g/l}$) og pH med målte verdier i Hovdestøyltjennene og Kottjønn i 2016.



Figur 7. Sammenstilling av kjente stress- og dødelighetsverdier for bekkerøye av uorganisk monomert aluminium med målte verdier i Hovdestøyltjennene og Kottjønn i 2016.

4.2 Bunndyrundersøkelsen

Undersøkelsen av bunndyrfaunaen i vassdraget kan gi en indikasjon på to ting. Det ene er mattilgangen til fisken og det andre er vannkvaliteten (Borgstrøm & Hansen, 2000; Lien, Raddum & Fjellheim, 1991). Resultatene fra undersøkelsen viste at det var bunndyr på alle substrattyper både i rennende vann og i stille vann (Tabell 3). Dette var en kvalitativ undersøkelse som ikke gir noen tall på mengden bunndyr i vassdraget. Til tross for dette viser undersøkelsen at det er flere ulike invertebratgrupper som er tilgjengelig for fisken i tjennene.

Videre kan bunndyrundersøkelsen gi en indikasjon på vannkvaliteten (Lien, Raddum & Fjellheim, 1991). I følge Bækken & Aanes (1995) kan døgnfluer være en indikasjon på relativt høy pH. Mens steinfluer og vårfluer også er å finne ved lavere pH. Ut fra dette skulle man tro at vannet i Hovdestøyltjennene og Kottjønn hadde relativt høy pH siden jeg fant mest døgnfluer i undersøkelsen (Tabell 3). Det som svekker denne antagelsen er at det finnes noen arter av døgnfluer som tåler lav pH (<4,7) (Lien, Raddum & Fjellheim, 1991), og siden jeg ikke har bestemt døgnfluene til art, er det høye antallet døgnfluer jeg fant ingen sikker indikasjon på høy pH. Det betyr at man må identifisere bunndyrene til artsnivå for å få mer ut av slike undersøkelser.

4.3 Kartlegging av gytemuligheter og barrierer

Kartleggingen av områder med gunstig gytesubstrat viste at det fantes gode substratforhold for gyting i alle tjennene, og i deler av bekken (Figur 5). Mye av arealet med gunstig substrat befant seg langs strandsonen. Dette er områder der det er observert gyting i mange andre innsjøer med bekkerøye (Ridgway & Blanchfield, 1998). Videre har bekkerøya lenge vært kjent for å gyte i områder med oppstrømming av grunnvann (Ridgway & Blanchfield, 1998). Dette undersøkte jeg imidlertid ikke, så jeg kan ikke si noe om hvordan oppstrømningsforholdene i tjennene er, eller om hvordan det eventuelt kan bidra til gode gyteforhold. Det er likevel grunn til å tro at der substratforholdene er gode vil bekkerøya kunne gyte. Dette støttes av Franssen, Pépino, LaPoint og Magnan (2013) som fant like mange aktive gyteplasser i områder med nedstrømming til grunnvannet som i områder med oppstrømming fra grunnvannet.

Når det kommer til gyteområdene i rennende vann er disse litt mindre i utstrekning enn gyteområdene i tjennene. Den største sammenhengende strekningen med gytesubstrat er nedstrøms for Nedre Hovdestøyltjenn, men denne befinner seg nedstrøms en mindre barriere (Figur 5). Dette gjør at fisk som eventuelt gyter her ikke kan komme seg tilbake til Nedre Hovdestøyltjenn, og dermed enten må slippe seg ned til Kottjønn eller bli i bekken. Videre er det to mindre områder med gode substrattyper i rennende vann nedstrøms Nedre Hovdestøyltjenn. Disse områdene befinner seg oppstrøms for alle vandringsbarrierer, noe som gjør at fisk som gyter her kan vandre tilbake til Nedre Hovdestøyltjenn (Figur 5).

Min undersøkelse har vist at det er store vandringshindre mellom hver tjenn (Figur 5). Dermed vil all nedstrøms bevegelse av fisk i vassdraget være permanent. Likevel er det tilstrekkelig med gytesubstrat i hver tjenn slik at det vil være rimelig å anta at det kan bli produsert nok nye rekrutter til hver tjenn. Det er også mulig at tjennene øverst i vassdraget fungerer som produksjonskammer for tjennene nedover i vassdraget. I tillegg til de store vandringshindrene er det to mindre vandringshindre nedstrøms for Nedre Hovdestøyltjenn (Figur 5).

4.4 Prøvefiske

Siden jeg bare fikk seks fisk totalt under prøvefisket i tjennene har jeg ikke nok data til å si så mye om bestanden av bekkerøye i denne delen av vassdraget. Det jeg kan si er at det er bekkerøye i alle tjennene, at det er nok næring til at fisken kan bli 35 cm lang og ha god kondisjon og at fisken kan bli seks år gammel. Jeg vet også at bekkerøya reproducerer i vassdraget fordi siste utsetting av bekkerøye skjedde i 2004, og ingen av fiskene som ble fanget var i nærheten av å være gamle nok til å stamme fra denne utsettingen. Den største fisken var også gyteklar da den ble fanget. Dette underbygger at det skjer en naturlig reproduksjon av bekkerøye i vassdraget. I tillegg til dette har jeg selv observert yngel i bekken som knytter tjennene sammen, og jeg er blitt fortalt av lokalkjente at det er observert gyteaktivitet i Øvre hovdestøyltjenn (Personlig kommunikasjon, 2016).

Metoden jeg brukte på prøvefisket ble som nevnt valgt etter ønske om og ikke ta ut for mye fisk fra tjennene. Denne metoden med to-timers garnsett krever at man setter garn flere ganger (Bonar, Hubert & Willis, 2009), for å få samme fiskeinnsats som ved mer tradisjonelt

prøvefiske hvor garnene står ute hele natta. Dette tok jeg ikke høyde for i min planlegging av prøvefisket. Dermed ble prøvefisket muligens gjennomført med for liten innstas, og tatt fangstene i betraktning, for liten til å kunne gi noen solide resultater. For å oppnå mer solide resultater burde jeg antagelig hatt tre ganger så stor innsats som det jeg brukte (Bonar, Hubert & Willis, 2009). Jeg stiller meg også i ettertid spørsmålet om metoden jeg valgte ville ha redusert uttaket av fisk dersom jeg hadde økt innsatsen, sammenlignet med ordinært prøvefiske hvor garna står ute over natta. Under prøvefisket mitt døde tre av seks fisk, og det er rimelig å anta at dødeligheten ville vært den samme ved økt innsats. Tar jeg dette med i betraktningen ville jeg kanskje fått mer ut av å la garna stå over natta, uten å ha tatt ut vesentlig mer fisk fra bestanden, enn ved økt innsats ved to-timers fiske. Jeg ville antagelig tatt ut noe mer fisk med å la garna stå ute over natta (Bonar, Hubert & Willis, 2009), men jeg hadde samtidig fått et større datamateriale, og jeg ville hatt et bedre grunnlag for å sammenligne mine resultater med andre undersøkelser, fordi dette er en vanligere metode å bruke i Norge (Borgstrøm & Hansen, 2000).

Selv om innsatsen var lav, kan den lave fangsten indikere at bestanden av bekkerøye ikke er spesielt tett i denne delen av vassdraget. Ikke minst når man tar i betraktning at tjennene er små, og at garna dekket et relativt stort areal. Videre kan jeg, med samme argumentasjon, muligens også hevde at bestanden i Nedre Hovdestøyltjenn er større enn bestanden i Øvre Hovdestøyltjenn, fordi det ble med samme innsatsen fanget fem fisk i Nedre Hovdestøyltjenn og bare en fisk i Øvre Hovdestøyltjenn (Tabell 4). Jeg vil imidlertid ikke hevde at bestandene i Kottjønn og Øvre Hovdestøyltjenn er like store, selv om jeg fanget like mange fisk i de to tjennene. Det ble nemlig bare fanget en fisk i hvert tjenn, og en fisk til i et av dem ville plutselig ha gjort den ene bestanden dobbelt så stor som den andre med en slik argumentasjon. Med et så lavt antall fanget fisk er det helt umulig å si noe som helst om fisketettheten i disse to tjennene, annet enn at den muligens kan være mindre enn i Nedre Hovdestøyltjenn

4.5 Oppsummering

Resultatene fra undersøkelsen viser at vannkvaliteten i Hovdestøyltjennene og Kottjønn trolig er god nok for bekkerøye, selv om den nok er marginal. Videre hindrer de store vandringsbarrierene oppstrøms vandring av fisk som for eksempel kan ha flyktet fra surt

aluminiumholdig vann eller yngel som har oppvekstområder i rennende vann.

Undersøkelsen viser også at det trolig er god mattilgang, basert på god kondisjon hos fisken og funn av mange bunndyr. Videre ser det ut til å være tilstrekkelige gytemuligheter i vassdraget slik at dette ikke burde være begrensende. Videre kan jeg si veldig lite om bestanden av bekkerøye i tjennene annet enn at det er reproduserende bekkerøye der, at den kan bli opp til seks år gammel og 35 cm lang med god kondisjon.

5. Forvaltningsforslag

Ettersom undersøkelsen ikke kunne avdekke noen tydelige flaskehalser for bekkerøya i Hovdestøyltjennene og Kottjønn kan jeg ikke komme med noen større anbefalinger angående forvaltning. Dette skyldes i hovedsak at resultatene fra prøvefisket er for svake til å kunne si noe om bestandsdynamikken til bekkerøya i tjennene. Dermed vil min anbefaling, for å sikre en god fremtidig forvaltning, være å gjennomføre et nytt ordinært prøvefiske og et elfiske i bekken mellom tjennene. Videre kan de to små vandringsbarrierene nedstrøms for Nedre Hovdestøyltjenn fjernes for å øke gyte og oppvekst områdene i rennende vann. Dette kan være med på å øke rekrutteringen av fisk til Nedre Hovdestøyltjenn og Kottjønn. Videre kan det spekuleres i om deler av innfallsosene til Øvre Hovdestøyltjenn og Kottjønn burde tilrettelegges slik at de egner seg bedre som gyte og oppvekstområder.

Før man setter i gang med eventuelle forvaltningstiltak for bekkerøye er det naturlig å stille spørsmålet om det er riktig å styrke en bestand av en fremmed art. Selv om bekkerøya er vurdert til lav risiko på svartelista 2012 (Artsdatabanken, 2012) er den fortsatt en fremmed art i norsk natur. Dermed kan man stille spørsmålet om man burde prøve og reintrodusere auren for å få tilbake den opprinnelige arten i området. Hvis dette er ønskelig må man gjøre en ny vurdering av vannkvaliteten i område for å utrede om det bør kalkes i tjennene for å øke sannsynligheten for at auren klarer seg og klarer å utkonkurrere bekkerøya. Auren er kjent for å tåle forsuring dårligere enn bekkerøya og ser ut til å trenge en pH over 5,0 og mindre enn 20 µg/l uorganisk monomert aluminium for å klare seg bra (Andrén & Rydin, 2012). Dersom vannkvaliteten forbedres slik at auren trives i tjennene er det sannsynlig at den klarer å utkonkurrere bekkerøya (Fost er al. 2016).

Litteraturliste

- Alstad, N. A. W., Kjelsberg, B. M., Vøllestad, L. A., Lydersen, E. & Poléo, A. B. S. (2002). *The significant of water ionic strength of aluminium toxicity in brown trout (Salmo trutta L.)*. Environmental pollution, 133, 333-342.
- Andrén, C. M. & Rydin, E. (2012). *Toxicity of inorganic aluminium at spring snowmelt – in stream bioassays with brown trout (Salmo trutt L.)*. Science of the total environment, 437, 422-432.
- Artsdatabanken. (2012). *Salvelinus fontinalis Bekkerøye*. Hentet den 24.3.2017 fra <http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt2012/N26168>
- Baldigo, B. P. & Lawrence, G. B. (2000). *Composition of fish communities in relation to stream acidification and habitat in the Neversink river, New York*. Transactions of the American fisheries society, 129, 60-76.
- Baldigo, B. P. & Lawrence, B. G. (2001). *Effects of stream acidification and habitat on fish populations of a North American river*. Aquatic Sciences, 63, 196-222.
- Baldigo, B. P. & Murdoch, P. S. (1997). *Effect of steam acidification and inorganic aluminum on mortality of brook trout (Salvelinus fontinalis) in the Catskill mountains, New York*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 54, 603-615.
- Barnes, R. B. (1975). *The determination of specific forms of aluminum in natural water*. Chemical Geology, 15, 177-191.
- Berger, H. M., Hesthagen, T. & Sevaldrud, I. H. (1994). *Utvikling i forsuringskader på fiskebestander i Sør-Norge etter 1950*. (NINA forskningsrapport 50: 1-16.) Trondheim: NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Bonar, S. A., Hubert, W. A. & Willis, D. W. (2009). *Standard methods for sampling North American freshwater fishes*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L., P. (2000) *Fisk i ferskvann – Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*. Oslo: Landbruksforlaget.

Bækken, T. & Aanes, K., J. (1995). *Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering*. NIVA Rapport, prosjektnr. O-87119.

Bækken, T. & Bergan, M. (2012) *Vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter, og potensiale for vegforurensning i Sogn og Fjordane*. NINA rapport nr. 6335- 2012.

Carlson, S. M., Hendry, A. P. & Letcher, B. H. (2007). *Growth rate differences between resident native brook trout and non-native brown trout*. Journal of fish biology, 71 (5), 1430-1447.

Cleveland, L., Buckler, D. R. & Brumbaugh, W. G. (1991). *Residue dynamics and effects of aluminum on growth and mortality in brook trout*. Environmental toxicology and Chemistry, 10, 243-248.

Cleveland, L., Little, E. E., Hamilton, S. J., Buckler, D. R. & Hunn, J. B. (1986). *Interactive toxicity of aluminum and acidity to early life stages of brook trout*. Transactions of the American fisheries society, 115, 610-620.

Dahl, K. (1910). *Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl*. Centraltrykkeriet: Kristiania.

Dahl, K. (1917). *Studier og forsøk over ørret og ørretvand*. Centraltrykkeriet: Kristiania.

Driscoll, C. T. (1984). *A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters*. International journal of analytical chemistry, 16, 267-283.

Franssen, J., Pépino, M., Lapointe, M. & Magnan, P. (2013). *Alternative tactics in spawning site selection by brook trout (*Salvelinus fontinalis*) related to incubation microhabitats in a harsh winter environment*. Freshwater biology, 58, 142-158.

Fost, B., A., Ferreri, C., P. & Braithwaite, V., A. (2016). *Behavioral response of brook trout and brown trout to acidification and species interactions*. Environmental biology of fishes, 99(12), 983-998.

Gagen, C. J., Sharpe, W. E. & Carline, R. F. (1993). *Mortality of brook trout, mottled sculpins, and slimy sculpins during acidic episodes*. Transactions of the American fisheries society, 122, 616-628.

-
- Gagen, C. J., Sharpe, W. E. & Carline, R. F. (1994). *Downstream movement and mortality of brook trout (Salvelinus fontinalis) exposed to acidic episodes in streams*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 51, 1620-1628.
- Gensemer, R. W. & Playle, R. C. (1999). *The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments*. Critical reviews in environmental science and technology, 29, 315-450.
- Gloss, S. P., Schofield, C. L., Spateholts, R. L. & Plonski, B. A. (1989). *Survival, growth, reproduction, and diet of brook trout (Salvelinus fontinalis) stocked into lakes after liming to mitigate acidity*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 46, 277-286.
- Grande, M. (1964). *En undersøkelse av bekkerøya i Øyffjell i Telemark*. Fauna, 17, 17-33.
- Henriksen, A. & Lien, L. (1989). *Lake Acidification in Norway: Present and Predicted Fish Status*. Amibo, 18(6), 314-321.
- Hesthagen, T. & Kleiven, E. (2013). *Forekomst av reproduserende bestander av bekkerøye (Salvelinus fontinalis) i Norge pr. 2013*. NINA Rapport 900.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. (2008). *Endringer i areal med forsuringskadde fiskebestander i norske innsjøer fra rundt 1990 til 2006*. NINA Rapport 169, 114 s.
- Hutchinson, N. J., Holtze, K. E., Munro, J. R. & Pawson, T. W. (1989). *Modifying effects of life stage, ionic strength and post-exposure mortality on lethality of H⁺ and Al to lake trout and brook trout*. Aquatic toxicology, 15, 1-26.
- Ingersoll, C. G., Gulley, D. D., Mount, D. R., Mueller, M. E., Fernandez, J. D., Hockett, J. R. & Bergman, H. L. (1990b). *Aluminum and acid toxicity to two strains of brook trout (Salvelinus fontinalis)*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 47, 1641-1648.
- Ingersoll, C. G., Mount, D. R., Gulley, D. D., LaPoint, T. W. & Bergman, H. L. (1990). *Effects of pH, Aluminum, and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (Salvelinus fontinalis)*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 47, 1580-1592.
- Kleiven, E. & Hesthagen, T. (2012). *Fremmede fiskearter i ferskvann i Aust-Agder – Historikk, status og konsekvenser*. NINA Rapport 665, 115 s. NIVA Rapport 12/001.

Konratieff, M., C. & Myrick, C., A. (2006). *How high can a brook trout jump? A laboratory evaluation of brook trout jumping preformance*. Transactions of the American fisheries society, 135, 361-370.

Lien, L., Raddum, G., G. & Fjellheim Arne. (1991). *Tålegrenser for overflatevannvertebrater og fisk*. NIVA fagrapport 19. Oslo.

Lydersen, E., Øxnevad, S., Østbye, K., Andersen, R. A., Bjerkely, F., Vøllestad, L. A. & Poléo, A. B. S. (2005). *The effects of ionic strength on the toxicity of aluminium to Atlantic salmon (Salmo salar) under non-steady state chemical conditions*. Journal of limnologi, 61(1), 69-76.

McDonald, D. G., Wood, C. M., Rhem, R. G., Mueller, M. E., Mount, D. R. & Bergman, H. L. (1991). *Nature and time course of acclimation to aluminum in juvenile brook trout (Salvelinus fontinalis). 1. Physiology*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 48, 2006-2015.

Miljødirektoratet. (2013). *Kalking av vann og vassdrag*. Hentet den 2.3.2016 fra <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Kalking-av-vann-og-vassdrag/>

Miljødirektoratet (2014). *Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør – Årsrapport vannkjemiske effekter 2013*. Hentet den 7.2.2017 fra https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/284606/6674-2014_200dpi.pdf?sequence=3&isAllowed=y

Mount, D. R., Hockett, J. R. & Gern, W. A. (1988b). *Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 2. Vitellogenesis and osmoregulation*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 45, 1633-1642.

Mount, D. R., Ingersoll, C. G., Gulley, D. D., Fernandez, J. D., LaPoint, T. W. & Bergman, H. L. (1988). *Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 1. Survival, growth, fecundity, and progeny survival*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 45, 1623-1632.

Mount, D. R., Swanson, M. J., Breck, J. E., Farag, A. M. & Bergman, H. L. (1990). *Responses of brook trout (Salvelinus fontinalis) fry to fluctuating acid, aluminum, and low calcium exposure*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 47, 1623-1630.

Muniz, I. P. & Leivestad, H. (1979). *Langtidseksponering av fisk til sur vann – forsøk med bekkerøye*. SNSF prosjektet, 44/79.

Møkkelgjerd, P. I. & Gunnerød, T. B. (1985). *Utsetting av Bekkerøye i regulerte vassdrag på sørlandet: Rapport fra kontrollfisket i 1984*. DVF- reguleringsundersøkelse, rapport 10-1985.

Nasjonal berggrunnsdatabase. Norges Geologiske undersøkelse [NGU] (Karttjeneste) (2016) Hentet den 2.5.2016 fra <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>

Neff, K. J., Schwartz, J. S., Henry, T. B., Robinson, R. B., Moore, S. E. & Kulp, M. A. (2009). *Physiological stress in native southern brook trout during episodic stream acidification in the great smoky mountains national park*. Archives of environmental contamination and toxicology, 57(2), 366-376.

Norgeskart (karttjeneste). (2016a). Hentet den 2.5.2016 fra <http://www.norgeskart.no/#13/101066/6540235>

Norgeskart (karttjeneste). (2016b). Hentet den 2.5.2016 fra <http://www.norgeskart.no/#7/121259/6513759>

Norgeskart (karttjeneste). (2016c) Hentet den 3.5.2016 fra <http://www.norgeskart.no/#13/100989/6540348>

Norgeskart (Karttjeneste). (2016d). Hentet den 18.11.2016 fra <http://www.norgeskart.no/#14/100982/6540275>

Overrein, L., N., Seip, H., M. & Tollan, A. (1980) *Acid precipitation- Effects on forest and fish*. Sur nedbørs virkning på skog og fisk (SNSF Rapport nr. 19, 1980) Lokalisert fra <http://www.nb.no/nbsok/nb/e85cc54f46350670dee032f17b2638af.nbdigital?lang=no#153>

Öhlund, G., Nordwall, F., Degerman, E. & Eriksson, T. (2008). *Life history and large-scale habitat use of brown trout (Salmo trutta) and brook trout (Salvelinus fontinalis)- implications for species replacement patterns*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 65(4), 633-644.

Parkhurst, B. R., Bergman, H. L., Fernandez, J., Gulley, D. D., Hockett, J. R. & Sanchez, D. A. (1990). *Inorganic monomeric aluminum and pH as predictors of acidic water toxicity to brook trout (Salvelinus fontinalis)*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 47, 1631-1640.

Poléo, A., B., S. (1995). *Aluminium polymerization – a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish*. Aquatic Toxicology, 31(4), 347-356.

Poléo, A. B. S. (2004). *Sluttrappport – Vannkvalitet og fisk i Suldalslågen*. Universitetet i Oslo.

Ridgway, M. S. & Blanchfield, P. J. (1998). *Brook trout spawning areas in lakes*. Ecology of freshwater fish, 7, 140-145. Hentet den 06.04.17 fra

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1600-0633.1998.tb00180.x/epdf>

Sevaldrud, I. H. & Muniz, I. P. (1980) *Sure vatn og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979*. Sur nedbørs Virkning på skog og fisk (SNSF Intern rapport 77/80). Hentet fra

<http://www.nb.no/nbsok/nb/ee739fba70343fe3db403f42ff6771c5.nbdigital?lang=no#0>

Smith, T. R. & Haines, T. A. (1995). *Mortality, Growth, swimming activity and gill morphology of brook trout (Salvelinus fontinalis) and atlantic salmon (Salmo salar) exposed to low pH with and without aluminum*. Environmental pollution, 90(1), 33-40.

Stumm, W. & Morgan, J. J. (2013). *Aquatic chemistry- Chemical equilibria and rates in natural waters*. USA: John Wiley & sons incorporated.

Tietge, J. E., Johnson, R. D. & Bergman, H. L. (1988). *Morphometric changes in gill secondary lamellae of brook trout (Salvelinus fontinalis) after long-term exposure to acid and aluminum*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 45, 1643-1648.

VanSickle, J., Gagen, C. J., DeWalle, D. R., Sharpe, W. E., Baker, J. P., Carline, R. F., ... Wigington, P. J. (1996). *Episodic acidification of small streams in Northeast United States: effects on fish populations*. Ecological applications, 6(2), 422-437.

Walker, R. L., Wood, C. M. & Bergman, H. L. (1991). *Effects of long-term preexposure to sublethal concentrations of acid and aluminum on the ventilator response to aluminum*

challenge in brook trout (Salvelinus fontinalis). Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 48, 1989-1995.

Wood, C. M., McDonald, D. G., Booth, C. E., Simons, B. P., Ingersoll, C. G. & Bergman, H. L. (1988b). *Physiological evidence of acclimation to acid/aluminum stress in adult brook trout (Salvelinus fontinalis)*. 1. *Blood composition and net sodium fluxes*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 45, 1587-1596.

Wood, C. M., Payle, R. C., Simons, B. P., Goss, G. G. & McDonald, D. G. (1988). *Blood gases, acid-base status. Ions, and hematology in adult brook trout (Salvelinus fontinalis) under acid/aluminum exposure*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 45, 1575-1586.