

1699

NINA Rapport

Redoksmålinger i Akerselva i Oslo

Effekten av utlegging av gytegrus på habitatkvalitet for egg fra laksefisk

Jon H. Magerøy



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Redoksmålinger i Akerselva i Oslo

Effekten av utlegging av gytegrus på habitatkvalitet for egg fra laksefisk

Jon H. Magerøy

Magerøy, J.H. 2019. Redoksmålinger i Akerselva i Oslo. Effekten av utlegging av gytegrus på habitatkvalitet for egg fra laksefisk. NINA Rapport 1699. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, november 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3449-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Thomas Correll Jensen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Fylkesmannen i Oslo & Viken

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje Wivestad

FORSIDEBILDE

Redoksmålingsstasjon i nedre del av Akerselva © Jon H. Magerøy

NØKKEWORD

Evaluerings av gytehabitat for laksefisk, laks (*Salmo salar*), ørret (*Salmo trutta*), gytegrus, gyteområde, oppvekstområde, habitatforbedrende tiltak, redokspotensial, elvemusling (*Margaritifera margaritifera*), virvelløse dyr, bakterier, Akerselva i Oslo kommune, Oslo fylke.

KEY WORDS

Evaluation of spawning habitat for Salmonids, Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout/sea trout (*Salmo trutta*), spawning gravel, spawning areas, juvenile rearing habitat, habitat improvement and enhancement, redox potential, the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*), invertebrates, bacteria, the Akerselva River in Oslo Municipality, Oslo County, Norway.

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Magerøy, J.H. 2019. Redoksmålinger i Akerselva i Oslo. Effekten av utlegging av gytegrus på habitatkvalitet for egg fra laksefisk. NINA Rapport 1699. Norsk institutt for naturforskning.

Oksygeninnholdet i gytegroper har stor påvirkning på overlevelse, vekst og utvikling hos eggene til laksefisk, men i mange vassdrag reduseres oksygentilgjengeligheten pga. eutrofiering og nedslamming av gytegrusen. For å forbedre forholdene for eggene, inkludert oksygeninnholdet, legges det ut ny gytegrus eller gytegrusen vaskes i mange vassdrag. I 2013-14 ble det gjort habitatforbedrende tiltak i Akerselva, inkludert utlegging av gytegrus og mer utlegging av gytegrus er planlagt.

Siden det brukes relativt store ressurser på habitatforbedrende tiltak for laksefisk i Akerselva og andre norske vassdrag, er det viktig å evaluere om tiltakene har den tiltenkte effekten. Et av de viktigste parameterne å evaluere er om tilførsel av gytegrus fører til høyere oksygeninnhold i substratet. Vanligvis har man målt oksygeninnholdet i vannprøver fra interstitiale rom i substratet, men det er enklere og gir mer pålitelige resultater å bruke redokspotensial som et mål på oksygeninnholdet. I ferskvann ble denne teknologien utviklet for å evaluere habitatkvaliteten for juvenil elvemusling, men den har blitt videreutviklet for å evaluere habitatkvalitet for fiskeegg, virvelløse dyr og bakterier.

For å evaluere de habitatforbedrende tiltakene i Akerselva, med spesielt henblikk på utlegging av gytegrus, ble det gjennomført redoksmålinger i elven i 2018. Målingene viser at redokspotensialet var høyere ved lokalitetene der det hadde blitt gjennomført habitatforbedrende tiltak enn i kontrollområder. Forskjellene var helt klart størst mellom lokalitetene der det ble lagt ut gytegrus og tilhørende kontrollområder. Det var ingen trend innad i elven som tyder på bedre forhold oppstrøms eller nedstrøms innenfor undersøkelsesområdet.

Redokspotensialet viser at ved de fleste av lokalitetene der det ble lagt ut gytegrus var habitatkvaliteten for eggene til laksefisk god. I tillegg var sannsynligvis også dette tilfellet ved noen av kontrollområdene. En såpass langvarig effekt (4-5 år) av utlegging av gytegrus står i motsetning til tidligere funn fra Bayern i Tyskland, der effekten var borte etter ca. 1 år. Forklaringen på de motstridende funnene er kanskje at sedimenttransporten i Akerselva sannsynligvis er lavere enn i vassdragene i Tyskland.

Andre organismegrupper kan også ha blitt påvirket av utleggingen av gytegrus i Akerselva. Det finnes elvemusling lenger oppe i elven og de undersøkte områdene er dermed potensielle spredningsområder for arten. Habitatkvaliteten for juvenil elvemusling var god ved de fleste av lokalitetene der det hadde blitt lagt ut gytegrus, mens den var svært dårlig i de aller fleste av kontrollområdene. Funnene tyder også på at utleggingen av gytegrus vil ha påvirket sammensetningen av virvelløse dyrearter og at diversiteten har økt blant bakterier (dvs. en jevnere fordeling av antall individer mellom artene).

Oppsummert har utlegging av gytegrus forbedret habitatforholdene for eggene til laksefisk og andre organismegrupper i Akerselva. Effekten av tiltaket har vært relativt langvarig. Dermed tyder funnene våre på at utlegging av gytegrus kan ha en langvarig positiv effekt på oksygeninnholdet i substratet i vassdrag med relativt lav sedimenttransport.

Flere undersøkelser er ønskelige som oppfølging av denne undersøkelsen fra Akerselva. Det er spesielt relevant med oppfølgende målinger i elven for å undersøke hvor langvarig effekten av utlegging av gytegrus er. Effekten av forskjeller i sedimenttransport vil kunne vurderes ved å utføre undersøkelser i flere forskjellige vassdrag. Det hadde også vært ønskelig å undersøke sammenhengen mellom redokspotensial og virvelløse dyr og bakterier nærmere, da det bare er svært begrenset kunnskap om disse sammenhengene.

Jon H. Magerøy, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, jon.mageroy@nina.no

Abstract

Magerøy, J.H. 2019. Redox potential in the Akerselva River in Oslo. The effect of spawning gravel augmentation on the habitat quality for Salmonid eggs. NINA Report 1699. Norwegian Institute for Nature Research.

The oxygen levels in spawning beds have a great impact on survival, growth and development among the eggs of Salmonids, but in many watercourses the oxygen availability is reduced due to eutrophication and siltation of the spawning gravel. To improve the conditions for the eggs, including the oxygen levels, new spawning gravel is introduced to or the spawning gravel is washed in many watercourses, including many water courses in Norway. In 2013-14 habitat enhancement was undertaken in the Akerselva River, including spawning gravel introduction, and more introductions are planned in the river.

Since habitat enhancement often is quite resource demanding, it is important to evaluate whether habitat enhancements have the intended effect. One of the most important parameters to evaluate, is whether spawning gravel introductions leads to higher oxygen levels in the substrate. Typically, one measures the oxygen levels in water samples from interstitial spaces in the substrate. However, it is easier and more reliable to use redox potential as a measure for oxygen levels. In freshwater, this technique was developed to evaluate the habitat quality for juvenile pearl mussels, but it has been further developed for fish eggs, macroinvertebrates and bacteria.

To evaluate the habitat enhancement in the Akerselva River, with a special emphasis on spawning gravel, redox measurements were undertaken in the river in 2018. The measurements show that the redox potential was higher at locations where habitat enhancement had been undertaken than at control areas. The differences were by far the greatest between locations where spawning gravel had been introduced and the corresponding control areas. There was no trend within the river suggesting better conditions up- or downriver within the study area.

The redox potential shows that at most of the spawning gravel introduction locations the habitat quality for Salmonid eggs was good. In addition, this was likely the case in some of the control areas. Such a long-term effect (4-5 years) from spawning gravel introductions is in contrast to previous findings from Bavaria in Germany, where the effect was gone within ca. 1 year. The explanation to this contradiction may be lower levels of sediment transport in the Akerselva River than in the watercourses in Germany.

Other organisms are likely to have been affected by the spawning gravel introductions to the Akerselva River. The freshwater pearl mussel is found further upriver and, thus, there is potential for the species to establish in the study area. The habitat quality for juvenile pearl mussels was good at most spawning gravel introduction locations, but it was very poor in almost all control areas. The findings also indicate that the introduction of spawning gravel will have affected the assemblage of macroinvertebrates and that the bacterial evenness will have increased.

In summary, habitat enhancement has improved the habitat quality for Salmonid eggs and other organisms in the Akerselva River. The effect of the spawning gravel introductions has been long lasting. Thus, our findings suggest that spawning gravel introductions can have long term effects on the oxygen content in the substrate in watercourses with relatively low sediment transport.

Several studies would be useful as follow ups to our study in the Akerselva River. A future study in the river could determine how long-lasting the effect of spawning gravel introductions is. In addition, studies in watercourses with higher and lower sediment transport would let us evaluate difference in the effect between different types of watercourse. It would also be useful to examine the relationship between redox potential, and macroinvertebrate and bacterial communities more closely, since there is only very limited knowledge about these relationships.

Jon H. Magerøy, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Norway, jon.mageroy@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Områdebeskrivelse	9
3 Materiale og metodikk.....	11
3.1 Beskrivelse av habitatforbedrede tiltak.....	12
3.2 Redoksmålinger.....	13
3.3 Statistisk sammenligning.....	16
4 Resultater	18
5 Diskusjon.....	20
6 Referanser.....	23
7 Vedlegg.....	27
7.1 Redoksmålingsstasjoner	27
7.2 Redoksmålinger.....	29

Forord

Akerselva i Oslo har gått gjennom en forvandling fra en av landets mest forurensede elver til å bli en fiskbar elv for laksefisk. I tillegg finnes det flere truede arter, som f.eks. elvemusling og edelkreps i elven. For å oppnå denne forvandlingen er det lagt ned en stor innsats for å forbedre vannkvaliteten i elven. I tillegg har det pågått og pågår fremdeles tiltak for å forbedre fisket i elven. Bl.a. ble det gjennomført habitatforbedrende tiltak, inkludert tilførsel av gytegrus, i nedre del av elven i 2013-14, men lite er kjent om hvordan disse tiltakene har påvirket habitatkvaliteten for laksefisk i elven.

I 2017 ble det gjennomført redoksmålinger i flere vassdrag i Oslo og Akershus i forbindelse med evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling. I den forbindelse foreslo Terje Wivestad (Fylkesmannen i Oslo og Viken) at man burde vurdere å bruke redoksmålinger til å teste effekten av utlegging av gytegrus på habitatkvalitet for eggene til laksefisk i Akerselva. Gjennomgang av litteraturen viste at redoksmålinger er svært godt egnet til en slik evaluering. Ved å måle redokspotensialet i gytegrusen og kontrollområder vil man kunne evaluere om tiltakene har forbedret habitatkvaliteten for eggene til laksefisk. Målingene vil også kunne evaluere hvilke deler av elven som er best egnet som gytehabitat for fisken. I tillegg vil de også kunne brukes til å evaluere habitatkvalitet for andre organismer, som elvemusling, andre virvelløse dyr og bakterier i forskjellige områder i nedre del av elven.

På denne bakgrunn sendte NINA søknader til Fylkesmannen i Oslo og Viken om midler til fiske tiltak fra Miljødirektoratet for å gjennomføre redoksmålinger i nedre del av Akerselva i 2018 og 2019. I 2018 ble det gitt midler til å gjennomføre feltarbeidet og i 2019 ble det gitt midler til å slutføre rapporteringen fra prosjektet. En stor takk går til Terje Wivestad (Fylkesmannen i Oslo & Viken) som tok initiativet til dette prosjektet, og for godt samarbeid under planleggingen og oppfølging av prosjektet. Jeg vil også takke Hjalmar Eide (NJFF) for info om gjennomføringen av de habitatforbedrende tiltakene. I tillegg vil jeg takke Benno Dillinger (NINA) som var svært viktig i gjennomføringen av de statistiske analysene for dette prosjektet.

07.11.2019, Jon H. Magerøy

1 Innledning

Det er veletablert kunnskap at oksygeninnholdet i gytegrøper har stor påvirkning på overlevelse, vekst og utvikling hos eggene til laksefisk (*Salmo* spp., f.eks. Hartmann 1988, Rubin and Glimsäter 1996, Ingendahl 2001, Malcolm mfl. 2003, Youngson mfl. 2004, Côte mfl. 2012, Bloomer mfl. 2016). I mange vassdrag reduseres oksygentilgjengeligheten pga. eutrofiering og nedslamming av gytegrusen (f.eks. Greig mfl. 2005, Malcolm mfl. 2008, Michel 2013). For å forbedre forholdene for eggene, inkludert oksygeninnholdet, legges det ut ny gytegrus eller gytegrusen vaskes i mange vassdrag (f.eks. Zeh & Dönni 1994, Meyer mfl. 2008, Sternecker mfl. 2013a, Pander mfl. 2015). Slike tiltak gjennomføres også jevnlig i Norge (f.eks. Johnsen & Hvidsten 2005, Barlaup mfl. 2006, Einum mfl. 2006, Gabrielsen mfl. 2007, metodikk oppsummert i Pulg mfl. 2017). Dette inkluderer også Akerselva i Oslo, der det ble lagt ut gytegrus senest i 2013-14 (Vann- og avløpsetaten 2012, Hjalmar Eide, NJFF, pers. med.) og mer utlegging av gytegrus er planlagt (Eide 2016, Terje Wivestad, Fylkesmannen i Oslo & Viken, pers. med.).

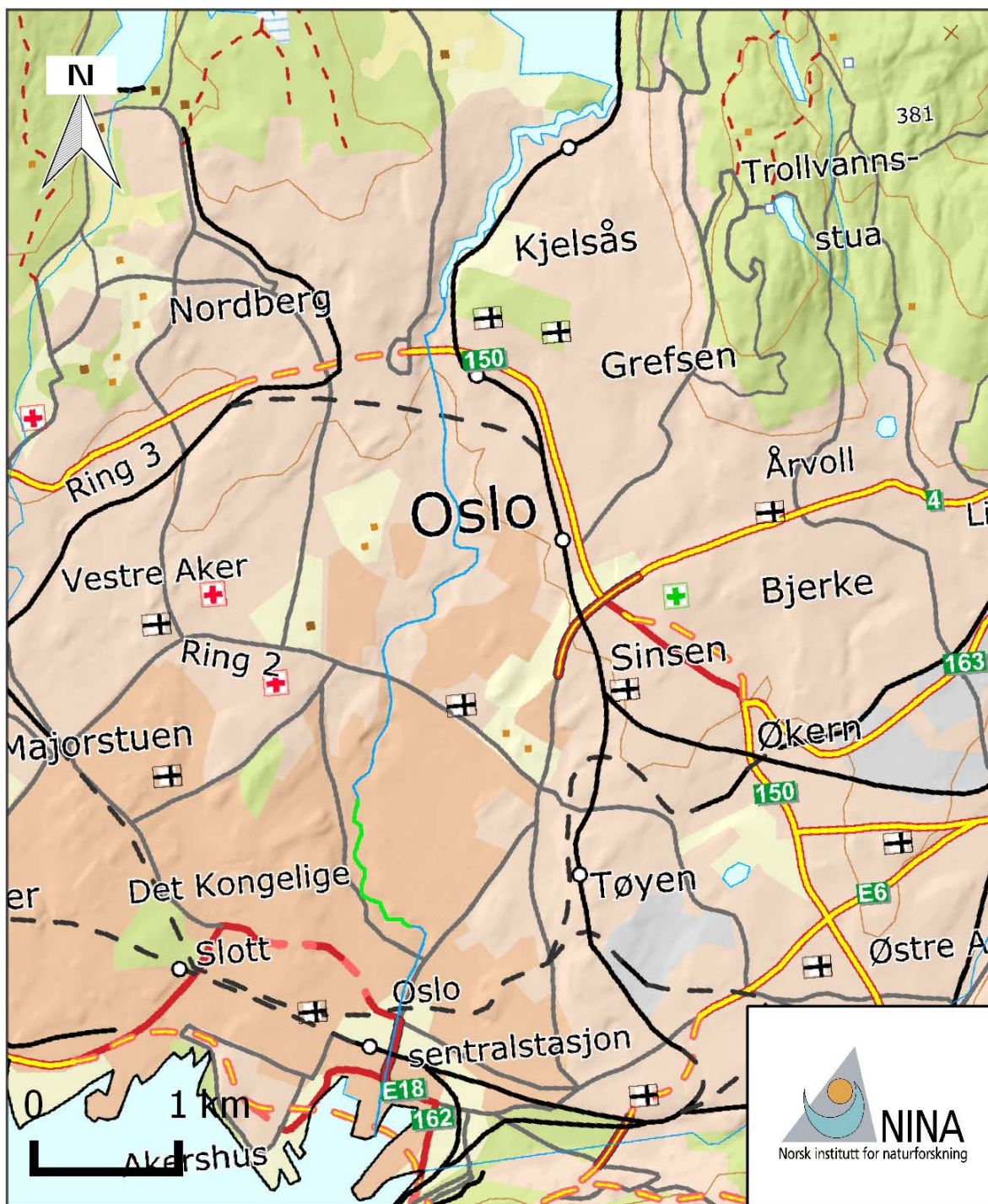
Siden det brukes relativt store ressurser på habitatforbedrende tiltak for laksefisk i Akerselva og andre norske vassdrag, er det viktig å evaluere om tiltakene har den tiltenkte effekten. Man kan f.eks. se på produksjonen av yngel hos laksefisk, produksjon av virvelløse dyr, hydrologiske parametere, fysiske parametere og kjemiske parametere (f.eks. Zeh & Dönni 1994, Merz & Setka 2004, Barlaup mfl. 2006, Gabrielsen mfl. 2007, Meyer mfl. 2008, Sternecker mfl. 2013a, Pander mfl. 2015). Oksygenmengden er et av de viktigste parametere å evaluere, og det har tidligere vært undersøkt om tilførselen av gytegrus fører til høyere oksygeninnhold i substratet (f.eks. Zeh & Dönni 1994, Merz & Setka 2004, Meyer mfl. 2008, Sternecker mfl. 2013a, Pander mfl. 2015). Vanligvis har man målt oksygeninnholdet i substratet gjennom prøvetaking av vann fra interstitiale rom, men slik prøvetaking er arbeidskrevende og kan lett resultere i unøyaktige målinger, pga. diverse feilkilder (f.eks. Kondolf mfl. 2008, Riss mfl. 2008). I senere tid har det blitt utviklet nye teknologier som kan bidra til at arbeidsmengden reduseres og at resultatene forbedres (f.eks. Malcolm mfl. 2006, Geist & Auerswald 2007, Riss mfl. 2008).

En av disse teknologiene benytter seg av målinger av reduksjonspotensialet i substratet, som et mål på oksygeninnholdet i de interstitiale rommene (Geist & Auerswald 2007). Slike redoksmålinger ble opprinnelig utviklet for målinger i jord i forbindelse med plantebiologiske undersøkelser (f.eks. Fischer mfl. 1989, Schlesinger 1991, Brümmer 2002). I ferskvann ble metoden først tatt i bruk i forbindelse med evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) (f.eks. Geist 2007, Geist & Auerswald 2007, Killeen 2011) og det er også i denne forbindelsen at metoden har blitt brukt i Norge (f.eks. Larsen 2012; 2015; 2017, Magerøy 2017; 2018; 2019, Larsen og Magerøy 2018; 2019, Magerøy & Larsen 2019). I senere tid har metoden blitt videreutviklet for å evaluere habitatkvalitet i substratet i rennende vann, med henblikk på fisk (først og fremst laksefisk) (Pander mfl. 2009; 2015, Denic & Geist 2010; 2015, Sternecker mfl. 2013a; 2013b; 2014, Duerregger mfl. 2018), virvelløse dyr (Knott mfl. 2019) og bakterier (Mueller mfl. 2013). Den har også blitt brukt til å evaluere effekten av forskjellige habitatrestaureringsprosjekter (Sternecker mfl. 2013a, Pander mfl. 2015; 2019, Knott mfl. 2019), inkludert effekten av utlegging av ny gytegrus og vasking av gytegrus på habitatkvalitet for laksefisk (Sternecker mfl. 2013a, Pander mfl. 2015). I hovedsak bruker man redokspotensialet i substratet til å evaluere habitatkvaliteten for de forskjellige organismene. I tillegg benytter man også forskjellen mellom redokspotensialet i de frie vannmassene og substratet for å evaluere habitatet.

I Akerselva i Oslo ble det gjennomført habitatforbedrende tiltak for laksefisk ved 11 lokaliteter i 2013-14. Gytegrus ble lagt ut i større områder ved syv av disse lokalitetene (Vann- og avløpsetaten 2012, Hjalmar Eide, NJFF, pers. med.). Derfor søkte NINA om midler til redoksunndersøkelser, fra Miljødirektoratets tilskuddsordning for fisketiltak, gjennom Fylkesmannen i Oslo & Viken. For å evaluere effekten av tiltakene gjennomførte NINA redoksmålinger i Akerselva i 2018. Ideelt sett burde redoksmålingene blitt gjennomført på det tidspunktet man forventet lavest oksygen i substratet mens eggene til laks og ørret fremdeles var i substratet. I Akerselva er eggene til laksefisk sannsynligvis i substratet fra november/ desember til april/mai, selv om dette vil variere noe fra år til år (Hjalmar Eide, NJFF, og Åge Brabrand, Naturhistorisk museum ved

UiO, pers. med.). Fylkesmannen i Oslo & Viken ønsket ikke at undersøkelsene skulle gjennomføres i løpet av denne perioden, i frykt for at undersøkelsene ville skadde eggene (tildelingsbrevet for prosjektet). Dermed ble undersøkelsene gjennomført i slutten av august 2018. På tross av at dette ikke var mens eggene var i substratet, var det et godt tidspunkt å gjennomføre redoksmålinger. Vannføringen i vassdraget var svært lav (SILDRE 2018) og temperaturen relativt høy (15,9 °C i gjennomsnitt, egne målinger). Dette var et resultat av at sommeren 2018 var preget av ekstrem tørke på Østlandet og er regnet som en av de tørreste somrene i moderne tid. Under slike forhold vil oksygenforbruket i substratet være nær sitt høyeste og oksygentilførselen i substratet være nær sitt laveste. Dermed gir undersøkelsene et godt bilde av bortimot de verste oksygenforholdene man kan vente å finne i Akerselva i løpet av et år og et godt grunnlag for å undersøke effekten av utlegging av gytegrys på oksygentilgjengeligheten i substratet. Resultatene av disse undersøkelsene gir en bedre forståelse av habitatforholdene for eggene til laksefisk i elven og hvordan habitatforbedringstiltakene har påvirket forholdene. I tillegg vil det kunne gi bedre forståelse av habitatforholdene for elvemusling, som også lever i elven (Sandaas mfl. 2011, Sandaas & Enerud 2016; 2017), foruten virvelløse dyr og bakterier.

2 Områdebeskrivelse



Figur 2.1. Akerselva. Elvestrekningen der undersøkelsene ble gjennomført er markert i grønt. Kartet dekker elvestrekningen fra Maridalssjøen og til sjøen. Kartet er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2019).

Akerselva er hovedstrengen i Maridalsvassdraget (vassdragsnr. 006.Z) nedenfor Maridalssjøen (149 moh.) (**figur 2.1**). Fra Maridalssjøen renner elven sørover forbi Kjelsås, Nydalen, Bjølsen, Grefsen, Sagene, Torshov, Grünerløkka, Grønland og ut i Oslofjorden i Bispevika. Det viktigste sidevassdraget i denne delen av Maridalsvassdraget er Hovinbekken. Den kommer inn fra nordøst nesten helt nede med utløpet i Bispevika og har derfor liten påvirkning på resten av

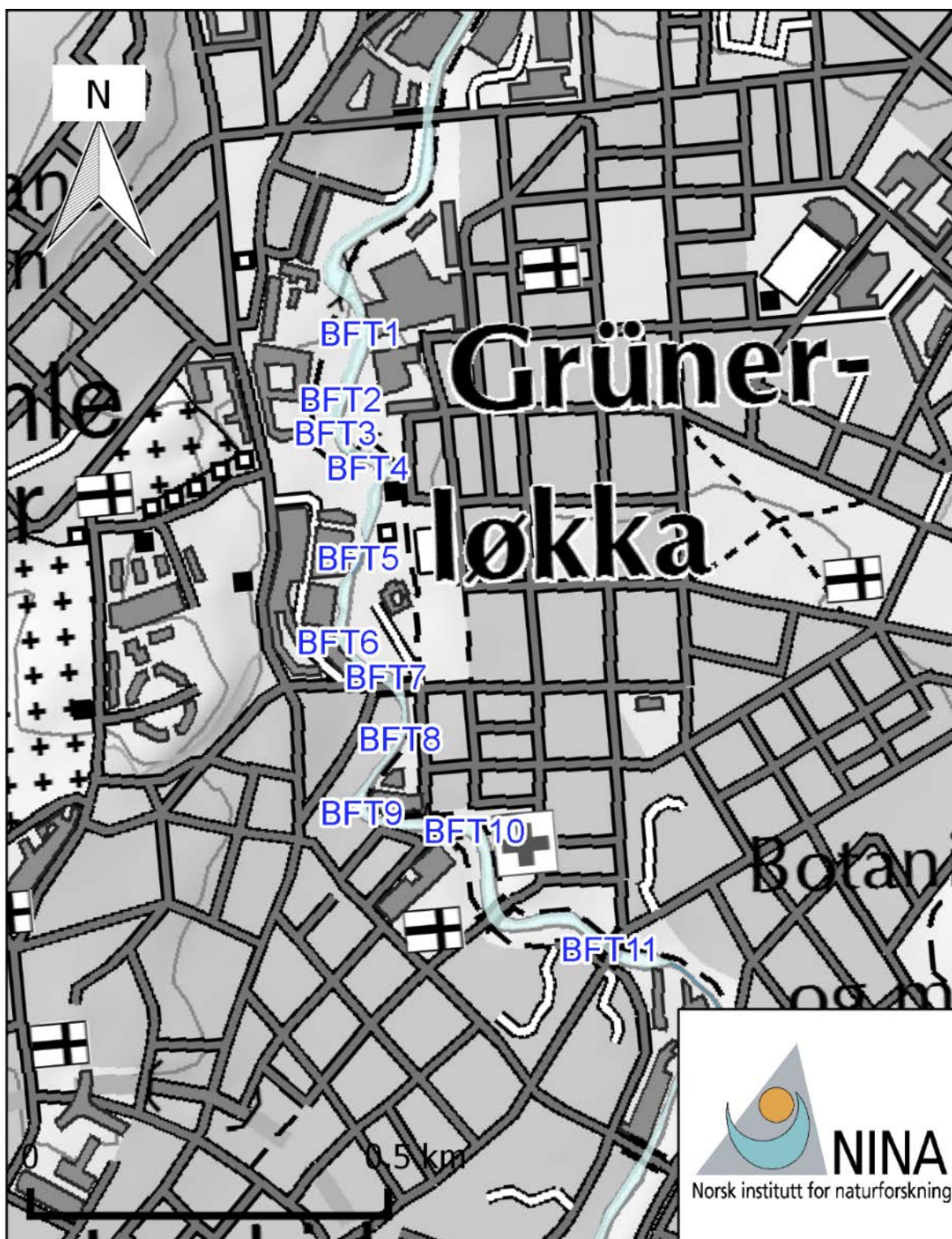
vassdraget. Den nordligste delen av nedbørfeltet drenerer områdene langs grensen mellom den sørligste delen av Ringerike kommune i Buskerud fylke, i vest, og de sørligste delene av Jevnaker og Lunner kommuner i Oppland fylke, i øst. Store deler av nedbørfeltet ligger i Oslo og drenerer den østlige delen av kommunen/fylket, inkludert store deler av Nordmarka og områdene rundt og sør for Maridalsvannet. Nedbørfeltet inkluderer ca. 50 km elvelengde, og middelvannføringen er på 27,5 l/s/km². Høyeste punkt er 712 moh. og mer enn 50 % av nedbørfeltet ligger under 400 moh. Arealet er på ca. 240 km², og det består av 75,1 % skog, 10,9 % innsjøer, 6,0 % urban bebyggelse, 2,1 % myr og 1,3 % dyrket mark (NEVINA 2019). Mesteparten av nedbørfeltet består av næringsfattige bergarter som forskjellige typer dysteritt, felsitt, granitt, porfyr og syenitt, men nedenfor Maridalsvannet finnes det mer næringsrike bergarter som hornfels, kalkstein, knollekalk, skifer og kambrosilurbergarter dekket av kvartære avsetninger (BERGGRUNN 2019).

I 2015 var den generelle økologiske tilstanden for Akerselva «dårlig til moderat», men det var relativt store forskjeller innad i elven. Tilstanden var «moderat til god» i øvre deler, «dårlig til moderat» i midtre deler og «dårlig» i nedre deler. Overvåking av elven siden 1976 har vist en trend der tilstanden ble bedre fram til 1990, holdt seg relativt stabil fram til 2010 og så har den blitt dårligere igjen siden den tid. I øvre deler av elven har tilstanden gått fra «moderat til god» til «god» og så til «moderat til god» i løpet av disse tre tidsperiodene. I midtre del av elven har tilstanden gått fra «svært dårlig» til «moderat» og så til «dårlig til moderat». I nedre del av elven har tilstanden gått fra «svært dårlig» til «moderat til dårlig» for så å stabilisere seg på dette nivået. Funnene viser at elven sliter med tilførsel av organiske materialer fra de omliggende byområdene. I tillegg til det generelle forurensningspåtrykket som Akerselva er utsatt for, så har den også vært utsatt for flere enkeltepisoder med storutslipp av svært skadelig kjemiske stoffer. Bl.a. var det et utslipp av hypokloritt i 2011. Overvåkingen viser at slike utslipp kan ha en sterk påvirkning på tilstanden i vassdraget over kortere tid, men at tilstanden i elven har steget igjen ganske raskt etter utslippene (Saltveit mfl. 2016a).

I Akerselva er det påvist 15 fiskearter, men laks, skrubbe, ørekyt, ørret og ål er de vanligste fiskeartene i elven. Det har vært en positiv utvikling i fiskesamfunnet i elven. I 1976 fantes det bare fisk ved stasjonen rett nedenfor Maridalsvannet, men etter hvert har fisk etablert seg i hele elven. Bestandene av laks og ørret er et resultat av både utsettinger og naturlig rekruttering. Utviklingen har vært positiv for laks siden 1996 og i 2015 var tetthetene av lakseunger spesielt høye. Tetthetene av ørretunger har variert mer, men også for denne arten var tetthetene spesielt høye i 2015. Det er selvfølgelig naturlig variasjon i rekruttering mellom år og mengden utsatt fisk har også variert (Saltveit mfl. 2016a; 2016b). Dermed er det vanskelig å evaluere om 2015 representerer et eksepsjonelt godt år eller om det representerer en positiv utviklingen i produksjonen av laks og ørret i elven. Saltveit mfl. (2016a) konkluderer allikevel at produksjonen av laks og ørret på anadrom strekning sannsynligvis ikke er begrenset pga. manglende rekruttering.

Maridalsvannet er demmet opp ved utløpet til Akerselva i forbindelse med at vannet er drikkevannskilde for Oslo. Dette fører nødvendigvis til en redusert vannføring i elven, men minstevannføringen skal være på 1,5 m³/s fra april til november og 1,0 m³/s fra desember til mars. Naturlig anadrom sone strekker seg opp til Nedre Foss, men i 2014 ble det åpnet en fisketrapp her og den gir tilgang for anadrom fisk opp til Øvre Foss (Seilduksfossen) (Saltveit mfl. 2016a; 2016b). Områdene langs elven har vært preget av tett bebyggelse siden senest 1950-tallet (Norge i bilder 2019).

3 Materiale og metodikk



Figur 3.1. Habitatforbedringslokaliteter i Akerselva. BFT 1-11 indikerer lokaliseringen av lokalitetene der det ble gjennomført habitatforbedrende tiltak for laksefisk i 2013-14. I denne undersøkelsen ble det opprettet stasjoner ved alle disse lokalitetene og det ble gjennomført redoksmålinger der det var gjort tiltak. Det ble også gjennomført målinger i kontrollområder ved alle stasjonene. Kartet er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2018).

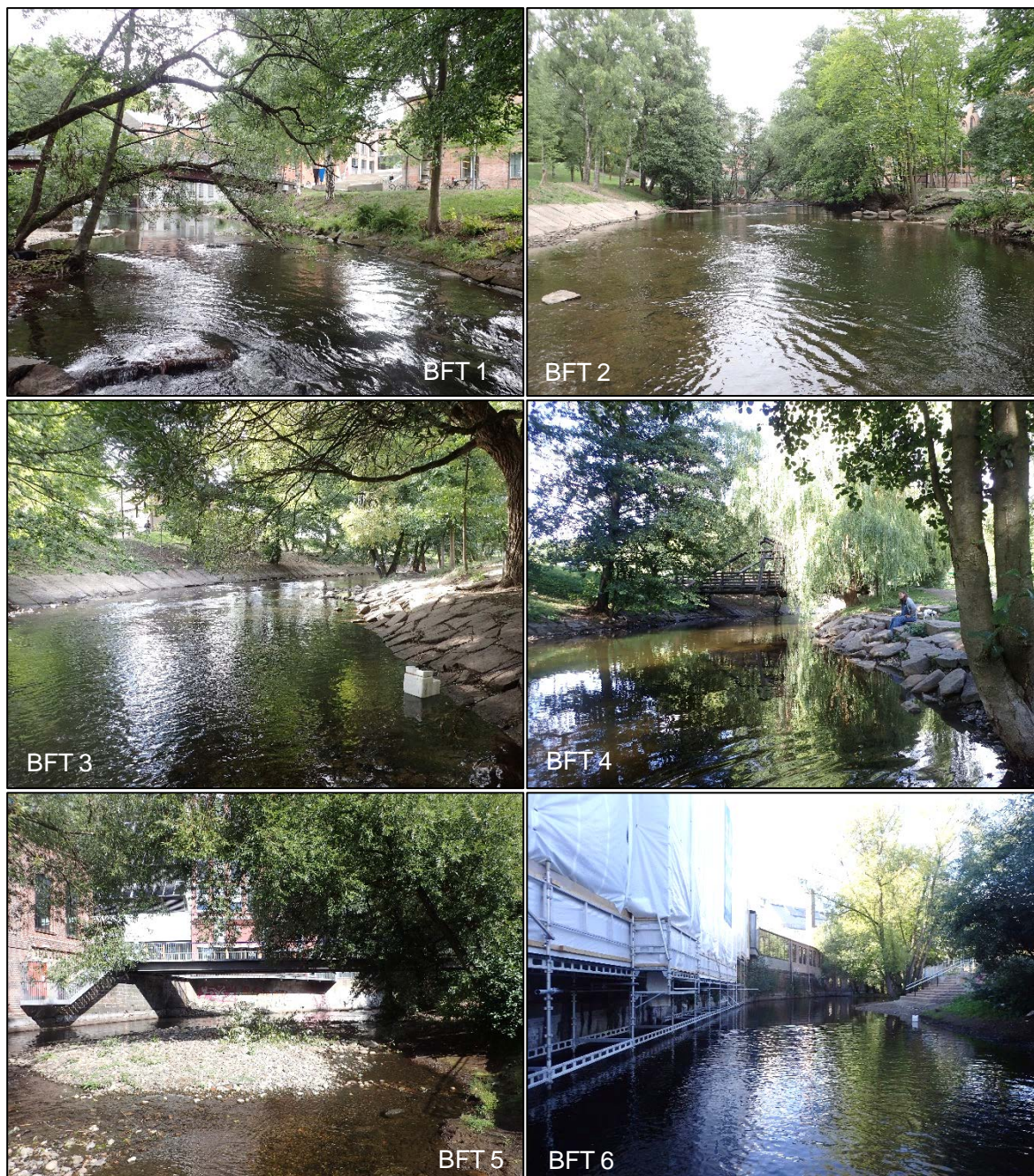


Foto 3.1a. Lokalitet BFT 1-6 der det ble gjennomført habitatforbedrende tiltak i 2013-14 og redoksmålinger i 2018 i Akerselva. Legg merke til at for BFT 2 ligger lokaliteten i høyre del av elven, mens det tilhørende kontrollområdet (Kontroll 2) ligger i venstre del av elven (se **foto 3.2a**). Legg også merke til at BFT 4 i denne fotoserien tilsvarer Kontroll 3 i **foto 3.2a**. For lokalisering av lokalitetene, se **figur 3.1** og **vedlegg 1 tabell 1a**. Foto: Jon H. Magerøy.

3.1 Beskrivelse av habitatforbedrede tiltak

I 2013-14 ble det gjennomført habitatforbedrende tiltak for laksefisk ved 11 lokaliteter i Akerselva (**figur 2.1** og **3.1**, **foto 3.1a&b**). Ved syv lokaliteter ble det lagt ut gytegrus i større områder (BFT 1-3, 5-6, 9 og 11), ved to lokaliteter ble det lagt ut større steinstrukturer for å øke habitattilgjengeligheten for ungfish (BFT 7 og 10) og ved to lokaliteter ble det lagt ut mindre steingrupper for å gi standplasser for (større) fisk (BFT 4 og 8) (Vann- og avløpsetaten 2012, Hjalmar Eide, NJFF, pers. med.).



Foto 3.1b. Lokaltet BFT 7-11 der det ble gjennomført habitatforbedrende tiltak i 2013-14 og redoksmålinger i 2018 i Akerselva. Legg merke til at BFT 8 i denne fotoserien tilsvarer Kontroll 8a i **foto 3.2b**. For lokalisering av lokalitetene, se **figur 3.1** og **vedlegg 1 tabell 1a**. Foto: Jon H. Magerøy.

3.2 Redoksmålinger

Undersøkelsene i Akerselva ble gjennomført 20., 21., 23. og 24.08.2018. Det ble gjennomført redoksmålinger ved alle de 11 lokalitetene der det ble gjort habitatforbedrende tiltak i 2013-14 (**figur 3.1**, **foto 3.1a&b** og **vedlegg 1 tabell 1a**). Det ble også gjennomført målinger i kontrollområder i umiddelbar nærhet av alle lokalitetene der det ble lagt ut større områder med gytegrus eller større steinstrukturer (BFT 1-3, 5-7 og 9-11). Det ble ikke opprettet kontrollområder for de to lokalitetene der det bare ble lagt ut mindre steingrupper (BFT 4 og 8), da det ble ansett at dette tiltaket ville ha tilnærmet ingen påvirkning på oksygentilgjengeligheten i substratet. Derimot



Foto 3.2a. Kontrollområde 1-6 i Akerselva i 2018. Legg merke til at for Kontroll 2 ligger kontrollområdet i venstre del av elven, mens den tilhørende habitatforbedringslokaliteten (BFT 2) ligger i høyre del av elven (se **foto 3.1a**). Legg også merke til at Kontroll 3 i denne fotoserien tilsvarer BFT 4 i **foto 3.1a**. For lokalisering av lokalitetene, se **figur 3.1** og **vedlegg 1 tabell 1b**. Foto: Jon H. Magerøy.

ble BFT 4 brukt som kontroll for BFT 3 (Kontroll 3) og BFT 8 ble brukt som en ekstra kontroll generelt for tilstanden i elven (Kontroll 8a) (**figur 3.1**, **foto 3.2a&b** og **vedlegg 1 tabell 1b**).

Ved hver stasjon ble det tatt 14-16 målinger i substratet og 5 målinger i de frie vannmassene, både ved habitatforbedringslokaliteten og i kontrollområdet. Målingene ble fordelt på flere transekter og de ble bare gjennomført i den delen av lokaliteten/området som var vanndekt. Både transektene og målepunktene innen transektene ble lagt ca. to meter fra hverandre. Der lokalitetene med gytegrus/steinstrukturer var mindre enn seks meter brede, ble avstanden mellom



Foto 3.2b. Kontrollområde 7-11 i Akerselva i 2018. Legg merke til at Kontroll 8a i denne fotoserien tilsvarer BFT 8 i **foto 3.1b**. For lokalisering av lokalitetene, se **figur 3.1** og **vedlegg 1 tabell 1b**. Foto: Jon H. Magerøy.

målepunktene redusert til en meter. Ved slike lokaliteter ble også avstanden mellom målepunktene redusert i kontrollområdene, for å gjøre resultatene mest mulig sammenlignbare. Denne tilnærmingen førte til at lokalitetene/områdene bestod av 4-9 transekter med 2-4 målinger i hvert transekt (**foto 3.3**).

Redokspotensial i substratet og de frie vannmassene ble registrert ved hjelp av et spesialbygget måleapparat, levert av Dr. Frank Krüger ved ELANA Boden Wasser Monitoring. Utstyret består av en ca. 1,5 m lang sonde med en platinaelektrode i den ene enden, en referanseelektrode og et voltmeter som registrerer målingene.



Foto 3.3. Redoksmåling. Fotografiet viser en redoksmålingsstasjon i Elstadelva i Grong kommune i Trøndelag. De svarte strekene og sirklene indikerer henholdsvis transektene og målepunktene ved stasjonen. Ved det ene målepunktet tas det en redoksmåling i substratet. Foto: Bjørn Mejdell Larsen. Illustrasjonen er hentet fra figur 2.1 i NINA Rapport 1623 (Magerøy & Larsen 2019).

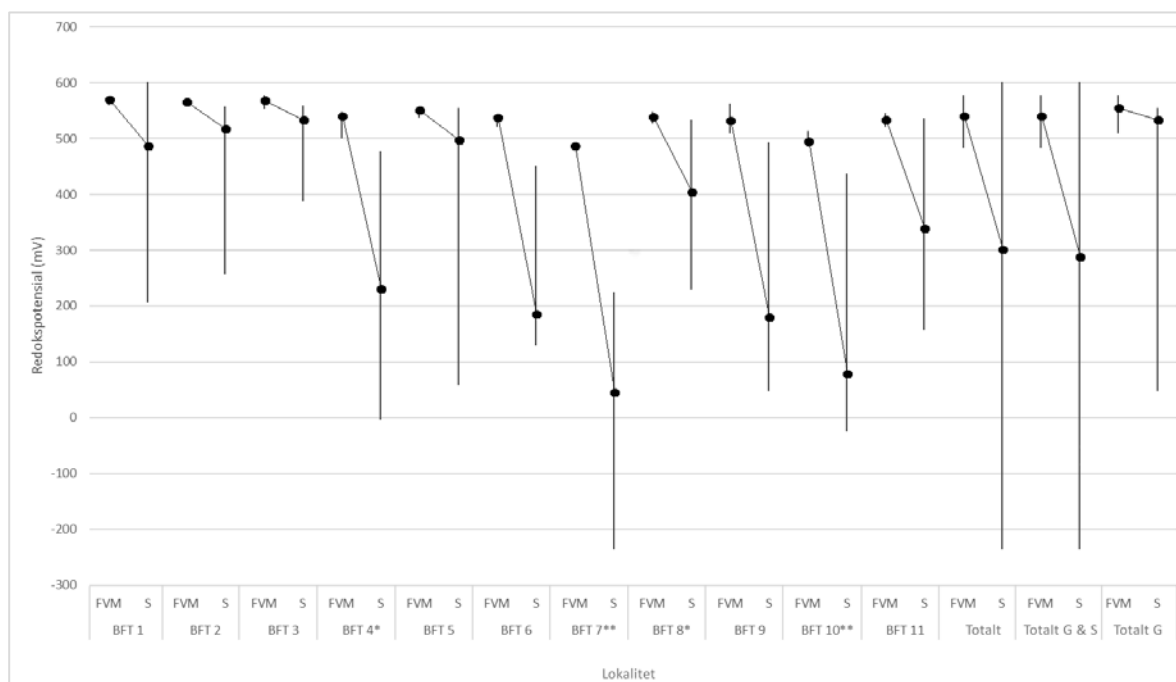
Ved måling av redokspotensialet i de frie vannmassene ble begge elektrodene holdt i det øvre vannlaget. Ved måling av redokspotensialet i substratet, ble platinaelektroden ført ned i ønsket dybde i substratet mens referanseelektroden ble værende i de frie vannmassene. Under denne undersøkelsen ble platinaelektroden ført fem til åtte centimeter ned i substratet. Det er viktig at måleverdien stabiliserer seg før avlesning og dette tar som regel en del tid. Ved tidligere undersøkelser har det blitt funnet at målingene normalt stabiliserer seg etter ca. tre minutter (Larsen 2012) og dette er benyttet som standard ved alle målingene. På grunn av substratets bestanddeler (f.eks. stein eller leire) var det ofte umulig å føre platinaelektroden ned i substratet og dermed gjennomføre målingene nøyaktig på de utvalgte målepunktene i transektene. Hvis det var tilfellet, ble målingen gjennomført i umiddelbar nærhet til de utvalgte målepunktene.

3.3 Statistisk sammenligning

Programmet R 3.6.1-1 (R Core Team 2019) ble brukt til å gjennomføre de statistiske analysene av effekten av utlegging av gytegrus på redokspotensialet i substratet. På grunn av at dataene ikke var normalfordelte, ble en 'Wilcoxon rank sum test' med kontinuitetskorreksjon brukt til å teste om det var en overordnet forskjell i redokspotensial i substratet mellom lokaliteter der det hadde blitt lagt ut gytegrus og de tilhørende kontrollområdene. R-koden for testen som ble brukt er: `Wilcox.test(redokspotensial ~ Gytegrus (Ja|Nei))`. Innad i hver av de syv stasjonene der det ble lagt ut gytegrus ble også denne testen brukt til å undersøke om det var en forskjell mellom

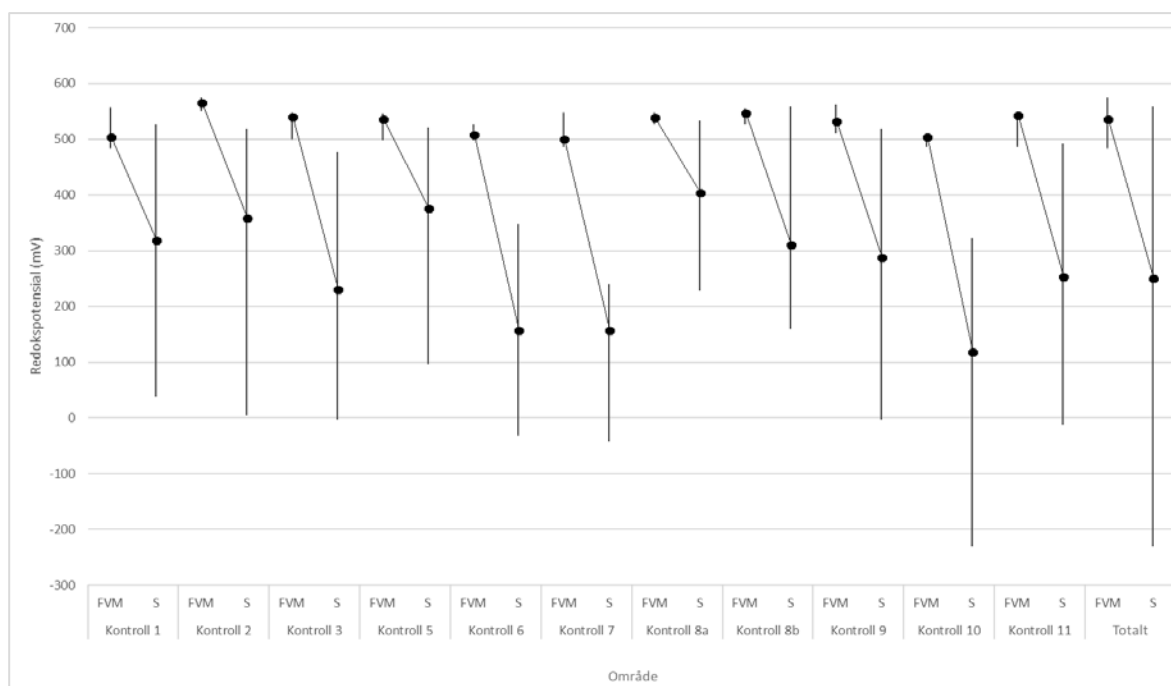
lokalitetene med gytegrus og kontrollområdene. Siden dette førte til at det ble gjort syv separate statistiske post-hoc tester, i tillegg til testen av om det fantes en overordnet forskjell, så øker den statistiske sannsynlighet for at man feilaktig forkaster nullhypotesen om at det ikke er noen forskjell mellom gytegruslokalitetene og kontrollområdene innad i hver stasjon. For å korrigere for dette, ble testene av forskjellene innad i hver av de syv stasjonene gjennomført med Bonferro-nikorreksjon (signifikansnivå = 0,007). Dette er en konservativ tilnærming til statistisk analyse og øker sannsynligheten for at man feilaktig bekrefter nullhypotesen om at det ikke er noen forskjell mellom gytegruslokalitetene og kontrollområdene innad i hver stasjon.

4 Resultater

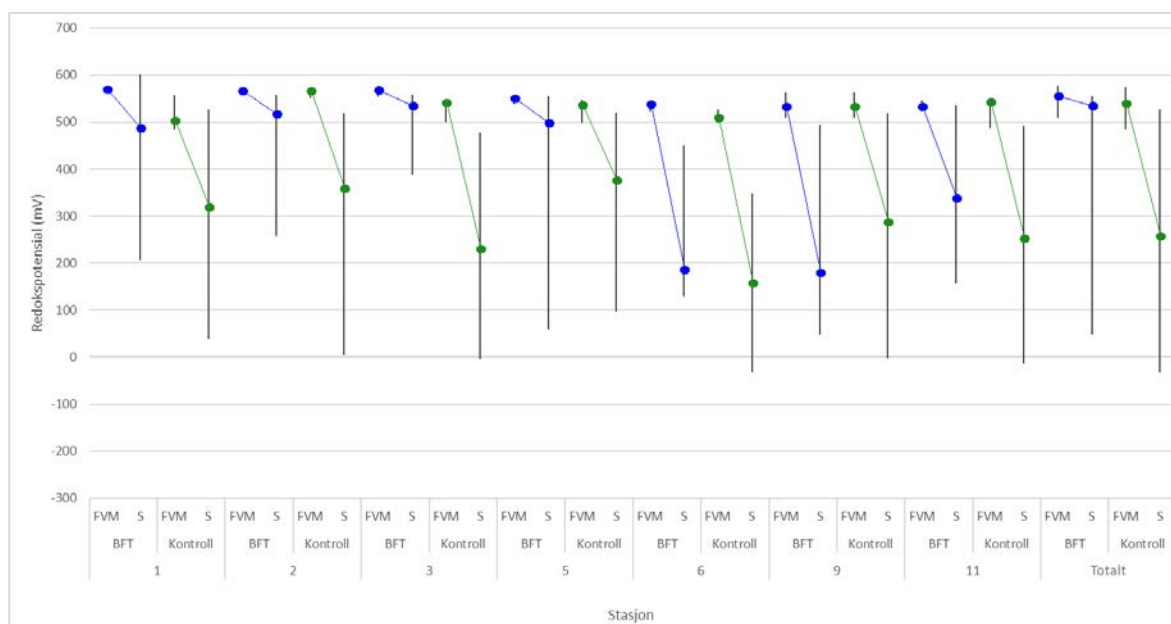


Figur 4.1. Redokspotensial ved habitatforbedringslokaliteter i Akerselva. Figuren viser resultatene for lokalitetene der det ble gjort habitatforbedrende tiltak for laksefisk i 2013-14. Mangel på stjerne bak navnet på lokaliteten indikerer at det ble lagt ut gytegrus i større områder, en stjerne (*) indikerer at det ble lagt ut mindre steingrupper og to stjerner (**) indikerer at det ble lagt ut større steinstrukturer på lokaliteten. Det vises median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hver lokalitet. I tillegg vises dette totalt sett for alle lokalitetene (Gj.snitt), totalt sett for lokalitetene der de habitatforbedrende tiltakene anses å ha påvirket oksygentilgjengeligheten i substratet (Gj.snitt G & S, lokaliteter der det ble lagt ut henholdsvis større områder med gytegrus eller større steinstrukturer) og totalt sett for lokalitetene der det ble lagt ut større områder med gytegrus (Gj.snitt G). Streken mellom to punkter viser forskjellen i median redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet.

Figur 4.1 viser resultatene fra redoksmålingene ved lokalitetene der det ble gjennomført habitatforbedrende tiltak for laksefisk i Akerselva i 2013-14 (BFT 1-11), mens **figur 4.2** viser resultatene fra redoksmålingene ved kontrollområdene i elven. Lokalitetene BFT 4 og 8 i **figur 4.1** er de samme som kontrollområdene 3 og 8a i **figur 4.2**. Disse habitatforbedringslokalitetene er inkludert i figuren med kontrollområder fordi tiltakene ved disse to lokalitetene (utlegging av mindre steingrupper) ansees å ikke påvirke oksygentilgjengeligheten i substratet. **Figur 4.3** viser resultatene fra redoksmålingene fra syv stasjoner, som hver enkelt består av en lokalitet der det ble lagt ut gytegrus i 2013-14 og ett tilhørende kontrollområde. Statistiske analyser viser at redokspotensialet er signifikant høyere for lokalitetene med gytegrus enn kontrollområdene når man sammenlignet alle stasjonene under ett ($p < 0,001$). Parvis sammenligning av områdene innad i stasjonene viser at redokspotensialet var signifikant høyere for lokalitetene med gytegrus enn de tilhørende kontrollområdene for stasjon 2 og 3 ($p < 0,001$, signifikansnivå med Bonferro-nikorreksjon $p = 0,007$). For stasjon 1 og 9 var p-verdiene henholdsvis 0,02 og 0,05, mens for stasjon 5, 6 og 11 var p-verdiene større enn 0,1. For nøyaktige tall for målingene ved lokalitetene, kontrollområdene og gjennomsnittstall for de forskjellige grupperingene, se henholdsvis **vedlegg 2 tabell 1a&b**, **vedlegg 2 tabell 2a&b**, og **vedlegg 2 tabell 3**.



Figur 4.2. Redokspotensial i kontrollområder i Akerselva. Figuren viser resultatene fra områder der det ikke er gjort habitatforbedrende tiltak eller der tiltakene ikke er forventet å påvirke oksygentilgjengeligheten i substratet. Kontrollnumrene indikerer hvilken habitatforbedringslokalitet kontrollområdene ligger i umiddelbar nærhet av (f.eks. Kontroll 1 ligger ved BFT 1). Det vises median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hvert av kontrollområdene og totalt sett for områdene. Streken mellom to punkter viser forskjellen i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet.



Figur 4.3. Effekt av utlegging av gytegrus på redokspotensial i Akerselva. Hver enkelt av stasjonene består av en lokalitet der det ble lagt ut gytegrus i 2013-14 og ett tilhørende kontrollområde. Resultatene er markert i henholdsvis blått og grønt for lokalitetene og områdene. Det vises median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) ved hver stasjon, og totalt sett for henholdsvis lokalitetene og områdene. Streken mellom to punkter viser forskjellen i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet.

5 Diskusjon

Redoksmålingene i 2018 tyder på at de habitatforbedrende tiltakene for laksefisk i 2013-14 i Akerselva har hatt en relativt langvarig positiv effekt på oksygentilgjengeligheten i substratet. Mediant redokspotensial i substratet ved habitatforbedringslokalitetene og kontrollområdene var henholdsvis 300 mV og 250 mV. Forskjellen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet var henholdsvis 44,3 % og 53,4 % for lokalitetene og områdene. Effekten av utlegging av grus ser ut til å ha vært betraktelig større enn de andre tiltakene. Dette er ikke overraskende siden målet med utlegging av større steinstrukturer og utlegging av mindre steingrupper er henholdsvis å øke habitattilgjengeligheten for ungfisk og gi standplasser for (større) fisk, mens målet med utlegging av gytegrus er å øke tilgangen på egnet gytehabitat for laksefisk (Vann- og avløpsetaten 2012). Ved de syv stasjonene der det hadde blitt lagt ut gytegrus viser en sammenlikning av lokalitetene med gytegrus og kontrollområdene at forskjellen mellom disse to kategoriene var stor. Mediant redokspotensial i substratet for gytegruslokalitetene og kontrollområdene var henholdsvis 533 mV og 255 mV. En sammenlikning av redokspotensialet i substratet ved gytegruslokalitetene og kontrollområdene for alle stasjonene under ett viser at redokspotensialet var signifikant høyere ved gytegruslokalitetene. Seks av syv gytegruslokaliteter hadde høyere mediant redokspotensial i substratet enn de tilhørende kontrollområdet, men forskjellen i redokspotensial var bare signifikant ved to av stasjonene. Forskjellen i mediant redokspotensialet mellom de frie vannmassene og substratet var henholdsvis 3,9 % og 52,5 % for gytegruslokalitetene og kontrollområdene. Fem av syv gytegruslokaliteter hadde mindre forskjell i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet enn de tilhørende kontrollområdene.

Redokspotensialet ved kontrollområdene i Akerselva tilsier ikke at det er noen tydelig trend nedstrøms i elven innenfor undersøkelsesområdet. På den ene side, så kunne man kanskje forvente at den menneskelige påvirkningen økte nedover i vassdraget og at dette ville reflekteres i redokspotensialet. På den annen side, så er målingene gjennomført over en relativt kort elvestrekning og dermed er en slik trend kanskje usannsynlig. Målingene tyder på bedre forhold i øvre del av Kuba park (Kontroll 1 og 2), og mellom Grünerbrua og utestedet Ingensteds (Kontroll 8a-9). Forholdene var dårligst i området mellom Vulcan og Grünerbrua (Kontroll 6-7).

Redoksmålingene i Akerselva ble gjennomført når vannføringen var svært lav (ca. 1 m³, mot normal minstevannføring på 1,5 m³) (SILDRE 2018) og vanntemperaturen var relativt høy (15,9 °C i gjennomsnitt, egne målinger). Samtidig var sommeren 2018 på Østlandet preget av ekstrem tørke og den er regnet som en av de tørreste somrene i moderne tid. Dermed kan man anta at oksygenforholdene i slutten av august 2018 var i nærheten av de dårligste forholdene man kan forvente å finne i Akerselva. Under slike forhold vil sannsynligheten for å finne en effekt av habitatforbedrende tiltak på oksygeninnholdet i substratet være på sitt største. Allikevel er dette ikke det ideelle tidspunktet for å undersøke effekten av tiltakene på oksygeninnholdet. I Akerselva antar man at eggene til laksefisk er i substratet mellom november/desember og april/mai (Hjalmar Eide, NJFF, og Åge Brabrand, Naturhistorisk museum ved UiO, pers. med.). I dette tidsrommet vil vanntemperaturen være lavere og, som regel, vannføringen være høyere (SILDRE 2018) enn når redoksmålingene ble gjennomført. Dermed er det sannsynlig at redokspotensialet vil være høyere når eggene til laksefisk er i substratet og at målingene overvurderer effekten av utlegging av gytegrus på oksygeninnholdet i substratet i denne perioden.

Minstekravene til gode oksygenforhold i substratet er et redokspotensial på 300 mV, da dette tilsier oksiske forhold (Schlesinger 1991). Allikevel foreslår Denic & Geist (2015) at minstekravet for eggene til laksefisk er 400 mV, basert på funn av Sternecker mfl. (2013a; 2013b). Flere andre studier viser også at høyt redokspotensial er viktig for overlevelsene av eggene og produksjon av juvenil laksefisk (Denic & Geist 2010, Pander mfl. 2009; 2015, Sternecker mfl. 2014). Funnene våre viser at det naturlige redokspotensialet (medianverdi på 250 mV) i den undersøkte delen av Akerselva er for lavt for eggene til laksefisk. Dette er ikke overraskende, gitt at den økologiske tilstanden i denne delen av elven ble klassifisert som «dårlig» så sent som i 2015 (Saltveit mfl. 2016a). De habitatforbedrende tiltakene i elven bidrar til å bringe redokspotensialet

(medianverdi på 300 mV) opp til oksisk nivå, men ikke høyt nok for eggene til laksefisk. Ser man kun på effekten av utlegging av gytegrus, så bidrar denne til å bringe oksygeninnholdet (medianverdi på 533 mV) langt over minimumskravet for laksefisk. Tar man i betraktning at målingene ble gjennomført på den tiden av året der man forventer lavest redokspotensial i et av de tørreste og varmeste somrene som er registrert på Østlandet, så er det sannsynlig at redokspotensialet vil være høyere når eggene til laksefisken er i substratet. Basert på dette kan man si med sikkerhet at lokalitet BFT 1-3 og BFT 5 er egnet for eggene til laksefisk. I tillegg er det svært sannsynlig at lokalitet/område BFT 8/Kontroll 8a og Kontroll 5 er egnet for laksefisk, mens det er mulig at dette også gjelder lokalitet/område BFT 11, Kontroll 1, Kontroll 2, Kontroll 8b og Kontroll 9.

Den tydelige positive effekten på redokspotensialet 4-5 år etter utlegging av gytegrus står i motsetning til funn fra Bayern i Tyskland. Der førte utlegging av gytegrus, vasking av gytegrus og utlegging av steingrupper (sigdformede grupper som reduserer bredden på elveløpet og fører til økt vannhastighet i området) bare til forbedringer i habitatet som varte i mindre enn 1 år (Sternecker mfl. 2013a, Pander mfl. 2015). Forklaringen på varigheten i tiltakene er kanskje at sedimenttransporten i Akerselva sannsynligvis er lavere enn i vassdragene i Tyskland. I tillegg kan tidspunktet for undersøkelsene i Akerselva bidra til å overdrive effekten av utleggingen av gytegrusen noe. Det ene studiet fra Tyskland kan også ha overdrevet effekten noe, da målingene også ble gjennomført om sommeren (Pander mfl. 2015), mens det andre studiet gjennomførte målingene sent på høsten og om vinteren (Sternecker mfl. 2013a).

Siden det finnes elvemusling (*M. margaritifera*) lenger oppe i Akerselva (Sandaas mfl. 2011, Sandaas & Enerud 2016; 2017) og nedre deler av elven utgjør et potensielt spredningsområde for denne rødlistede arten (Henriksen & Hilmo 2015), kan redoksmålingene også brukes til å evaluere habitatkvaliteten for elvemusling i den undersøkte delen av elven. Ved lokalitetene der det hadde blitt gjort habitatforbedrende tiltak, var median redokspotensial i substratet 300 mV, reduksjonen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet var 44,3 %, og andelen substrat med redokspotensial på mer enn 400 mV var 40 %. Hvis man skiller ut områdene der det var lagt ut gytegrus, var de tilsvarende tallene 533 mV, 3,9 % og 50 %. For kontrollområdene var tallene 250 mV, 53,4 % og 27,7 %. Dette tilsier henholdsvis moderat til dårlig, god og svært dårlig habitatkvalitet for juvenil elvemusling (Geist & Auerswald 2007, Killen 2011, Larsen 2012). Det vil si at de habitatforbedrende tiltakene også har forbedret habitatkvaliteten for elvemusling, men at den naturlige habitatkvaliteten for muslingen i denne delen av elven er svært dårlig. Derfor er det lite sannsynlig at muslingene vil etablere seg i denne delen av elven, hvis ikke bedre habitatkvalitet opprettholdes gjennom tiltak som utlegging av gytegrus eller redusert nærings- og partikkeltilførsel til elven. Basert på redokspotensialet er de lokalitetene/områdene som egner seg for juvenil elvemusling BFT 1-3, BFT 5, og til en viss grad BFT 8/Kontroll 8a og Kontroll 5. Selv om utlegging av gytegrus ser ut til å ha en positiv effekt på habitatkvaliteten for juvenil elvemusling, er det viktig at gytegrus ikke legges ut i områder som allerede har elvemusling, da det har blitt observert noe dødelighet hos en annen elvemuslingart (*M. falcata*) når den ble eksperimentelt begravd med ca. 40 cm grus (Krueger mfl. 2007).

Redoksmålinger er også blitt brukt til å evaluere habitatkvaliteten for virvelløse dyr og bakterier i andre undersøkelser, men kunnskapen på området er svært begrenset. Et studie har vist at det er en sammenheng mellom redokspotensialet og sammensetningen av artssamfunnet av virvelløse dyr (Knott mfl. 2019). Et annet studie har vist at høyere redokspotensial er forbundet med høyere diversitet (en jevnere fordeling av antall individer mellom artene) blant bakterier, mens det ikke var noen sammenheng med artsrikdom (Mueller mfl. 2013). Dermed har de habitatforbedrende tiltakene i Akerselva antakelig også påvirket artssamfunnet av virvelløse dyr og diversiteten blant bakterier, uten at vi vet noe nærmere om dette.

Funnene våre viser at utlegging av gytegrus i Akerselva har hatt en positiv effekt på habitatkvaliteten for eggene til laksefisk og sannsynligvis også for juvenil elvemusling, mens effekten på virvelløse dyr og bakterier er mer usikker. For laksefisk har utleggingen sannsynligvis bidratt til at områder som var uegnet som gytehabitat nå er egnet. I tillegg viser funnene at effekten av utlegging av gytegrus varer relativt lenge (minst 4-5 år). Disse funnene er

sannsynligvis representative for de fleste vassdrag der habitatkvaliteten i utgangspunktet er dårlig og der sedimenttransporten er relativt liten. I vassdrag med høyere sedimenttransport vil effekten sannsynligvis være kortvarig, som vist i Tyskland (Pander mfl. 2015, Sternecker mfl. 2013a). Selv om de fleste vassdrag i Norge nok har mindre sedimenttransport enn de undersøkte vassdragene i Tyskland, så finnes det med stor sannsynlighet vassdrag i Norge med høyere sedimenttransport enn i Akerselva. I vassdrag med enda lavere sedimenttransport enn i Akerselva vil effekten av utlegging av gytegrus antakelig være enda mer langvarig.

Basert på denne undersøkelsen er det åpenbart at det er interessant med flere oppfølgende undersøkelser i Akerselva. Slike vil bl.a. kunne danne grunnlag for en evaluering av hvor langvarig effekten av utlegging av gytegrus er. Om mulig er det ønskelig å gjennomføre slike målinger både på sensommeren og mens eggene til laksefisk er i substratet. Dette vil gi oss mulighet til å sammenligne framtidig funn med funnene fra 2018, samtidig som det vil gi oss bedre informasjon om hva redokspotensialet er under den mest relevante tidsperioden for eggene til laksefisk. I tillegg er det ønskelig å gjennomføre likende undersøkelser i vassdrag med både høyere og lavere sedimenttransport enn Akerselva, for å evaluere forskjeller i effekten mellom forskjellige vassdragstyper. Det hadde også vært ønskelig å undersøke sammenhengen mellom redokspotensial og virvelløse dyr og bakterier nærmere, da det bare er svært begrenset kunnskap om disse sammenhengene. Studier av sammenhengen mellom redokspotensial og flere forskjellige organismegrupper i ferskvann vil potensielt sett kunne vise om redokspotensial kan brukes til å evaluere habitatkvalitet i rennende vann på et mer generelt grunnlag.

6 Referanser

Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Skoglund, H. & Wiers, T. 2006. Utlegging av gytegrus i tilknytning til terskler som habitatforbedrende tiltak for aure og laks. NVE Miljøbasert Vannføring Rapport 6-2006.

BERGGRUNN. 2019. Nasjonal berggrunnsdatabase. Norges Geologiske Undersøkelse, Trondheim, Norge.

Bloomer, J., Sear, D., Duety-Magni, P. & Kemp, P. 2016. The effects of oxygen depletion due to upwelling groundwater on the posthatch fitness of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 73: 1830-1840.

Brümmer, G.W. 2002. Redoxreaktionen. S. 136-143 i: Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland.

Côte, J., Roussel, J.-M., Le Cam, S., Bal, G. & Evanno, G. 2012. Population differences in response to hypoxic stress in Atlantic salmon. Journal of Evolutionary Biology 25: 2596-2606.

Denic, M. & Geist, J. 2010. Habitat suitability analysis for lacustrine brown trout (*Salmo trutta*) in Lake Walchensee, Germany. Implications for the conservation of an endangered flagship species. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 20: 9-17.

Denic, M. & Geist, J. 2015. Linking stream sediment deposition and aquatic habitat quality in pearl mussel streams. Implications for conservation. River Research and Applications 31: 943-952.

Duerregger, A., Pander, J., Palt, M., Mueller, M., Nagel, C. & Geist, J. 2018. The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma naus* L.). Ecology of Freshwater Fish 27: 920-932.

Eide, H. 2016. Biotopforbedringsplan for Akerselvas midtre del. Oslo kommune, Bymiljøetaten, Rapport.

Einum, S., Berger, H.M. & Fjellstad, H.-P. 2006. Effekter av ekstremflom på kunstig etablerte gyteområder og fisketetthet i Gråelva, Nord-Trøndelag. NINA Rapport 220. Norsk institutt for naturforskning.

Fischer, W.R., Flessa, H. & Schaller, G. 1989. pH values and redox potentials in microsites of the rhizosphere. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152: 191-195.

Gabrielsen, S.-E., Barlaup, B.T., Skoglund, H. & Wiers, T. 2007. Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisktellinger i Flekke og Guddalsvassdraget. Undersøkelser i perioden 2001-2006. LFI-Rapport 144.

Geist, J. 2007. Untersuchungen zur Substratqualität in der Our (Luxemburg). EUProjekt LIFE05Nat/L/000116 "Restauration des populations des moules perlières en Ardennes". Upublisert Rapport.

Geist, J. & Auerswald, K. 2007. Physiochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). Freshwater Biology 52: 2299-2316.

GeoNorge. 2018. Norge Digitalt. Kartverket, GEOVEKST og kommunene.

GeoNorge. 2019. Norge Digitalt. Kartverket, GEOVEKST og kommunene.

Greig, S.M., Sear, D. & Carling, P.A. 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny. Implications for sediment management. Science of the Total Environment 344: 241-258.

Hartmann, U. 1988. Probleme der Eientwicklung der Meerforelle in der Stör. Vorschläge zu einer Lösung. Arbeiten des deutschen Fischerei-Verbandes 46: 72-94.

Henriksen, S. & Hilmo, O., (red.). 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim, Norge.

Ingendahl, D. 2001. Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. Journal of Fish Biology 58: 325-341.

Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2005. Vassdragsregulering og sikringstiltak mot kvikkleireskred i Vigda og Børselva. Effekter på laks og laksefiske. NINA Rapport 35. Norsk institutt for naturforskning.

Killeen, I.J. 2011. Monitoring substrate and interstitial quality of the River Our, Luxembourg. EU-Project LIFE05Nat/L/000116 "Restauration des populations des moules perlières en Ardennes". Upublisert Rapport.

Knott, J., Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. 2019. Effectiveness of catchment erosion protection measures and scale-dependent response of stream biota. Hydrobiologia 830: 77-92.

Kondolf, G.M., Williams, J.G., Horner, T.C. & Milan, D. 2008. Assessing physical quality of spawning habitat. American Fisheries Society Symposium 65: 1-26.

Krueger, K., Chapman, P., Hallock, M. & Quinn, T. 2007. Some effects of suction dredge placer mining on the short-term survival of freshwater mussels in Washington. Northwest Science 81: 323-332.

Larsen, B.M. 2012. 3. Redokspotensial som metode for å kartlegge substratkvalitet for elvemusling. S. 46-65 i: Larsen, B.M. (red.). Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer. En kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012.

Larsen, B.M. 2015. Tiltaksanalyse for elvemusling i Begna. Hvilke kritiske faktorer finnes og hva kan vi gjøre for å sikre arten i Begna? NINA Rapport 1167. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2017. Problemkartlegging og tiltaksutredning for elvemusling i Utvikelva, Nord-Trøndelag. NINA Rapport 1325. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2018. Elvemusling og fisk i Elstadelva, Nord-Trøndelag. Kartlegging i forbindelse med Knutfoss kraftverk. NINA Rapport 1451. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2019. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2018. NINA Rapport 1686. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. 2017. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Agder. Redoksmålinger i Hammerbekken, Lilleelv, Storelva, Straibekken og Vassbotnbekken. NINA Rapport 1419. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. 2018. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Akershus. Redoksmålinger i Askerelva, Movassbekken, Raudsjøbekken og Sognsvannsbekken. NINA Rapport 1418b. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. 2019. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Akershus i 2017 og 2018. Redoksmålinger i Askerelva, Movassbekken, Nitelva, Raudsjøbekken og Sognsvannsbekken. NINA Rapport 1540. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. & Larsen, B.M. 2019. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Trøndelag i 2018. Redoksmålinger i Fossingelva, Gråelvvassdraget, Sagelva, Slørdalselva og Terningelva. NINA Rapport 1623. Norsk institutt for naturforskning.

Malcolm, I.A., Youngson, A.F. & Soulsby, C. 2003. Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream. Effects of groundwater-surface water interactions. *River Research and Applications* 19: 303-316.

Malcolm, I.A., Soulsby, C. & Youngson, A.F. 2006. High-frequency logging technologies reveal state-dependent hyporheic process dynamics. Implications for hydroecological studies. *Hydrological Processes* 20: 615-622.

Malcolm, I.A., Greig, S.M., Youngson, A.F. & Soulsby, C. 2008. Hyporheic influences on salmon embryo survival and performance. P. 615-622 in: Seard, D. & DeVries, P. (Eds.) 2008. *Salmonid Spawning Habitat in Rivers. Physical Controls, Biological Responses, and Approaches to Remediation*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA.

Merz, J.E. & Setka, J.D. 2004. Evaluation of a spawning habitat enhancement site for Chinook salmon in a regulated California river. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 397-407.

Meyer, E.I., Niepagenkemper, O., Molls, F. & Spänhoff, B. 2008. An experimental assessment of the effectiveness of gravel cleaning operation in improving hyporheic water quality in potential salmonid spawning areas. *River Research and Applications* 24: 119-131.

Michel, C. 2013. *Fine Sediment Effects in Trout. New Insights from Laboratory and Field Studies*. PhD-Thesis. Faculty of Philosophy and Natural Science. University of Basel, Basel, Switzerland.

Mueller, M., Pander, J., Wild, R., Lueders, T. & Geist, J. 2013. The effects of stream substratum texture on interstitial conditions and bacterial biofilms. Methodological strategies. *Limnologia* 43: 106-113.

NEVINA. 2019. Nedbørfelt-vannføring-indeks-analyse. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge.

Norge i bilder. 2019. Kartutsnitt. Statens vegvesen, Norsk institutt for bioøkonomi og Statens kartverk.

Pander, J., Schnell, J., Sternecker, K. & Geist, J. 2009. The 'egg sandwich'. A method for linking spatially resolved salmonid hatching rates with habitat variables in stream ecosystems. *Journal of Fish Biology* 74: 683-690.

Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. 2015. A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River Research and Applications* 31: 239-255.

Pander, J., Knott, J., Mueller, M. & Geist, J. 2019. Effects of environmental flows in a restored floodplain system on the community composition of fish, macroinvertebrates and macrophytes. *Ecological Engineering* 132: 75-86.

Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olsen, E.E., Lehmann, G.B., Wiers, T., Skår, B., Normann, E. & Fjelstad, H.-P. 2017. *Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø. God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker*. LFI-rapport 296.

QGIS Developmental Team. 2018. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.osegeo.org>

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

Riss, H.W., Meyer, E.I. & Niepagenkemper, O. 2008. A novel and robust device for repeated small-scale oxygen measurement in riverine sediments. Implications for advanced environmental surveys. *Limnology and Oceanography: Methods* 6: 200-207.

Rubin, J.-F. & Glimsäter, C. 1996. Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology* 48: 585-606.

Saltveit, S.J., Bremnes, T., Brabrand, Å. & Pavels, H. 2016a. En vurdering av økologisk tilstand i Akerselva og Hovinbekken basert på bunndyr og fisk. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport 50.

Saltveit, S.J., Pavels, H. & Brabrand, Å. 2016b. Fisketrapp i Akerselva ved Nedre Foss. Tetthet av ungfisk og gytegrøper før og etter trappeåpning. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport 52.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2016. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Brekkedammen i Akerselva, Oslo kommune, Oslo og Akershus fylker, 2016. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2017. Utbredelse og bestandsstatus for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Akerselva 2017, Oslo kommune, Oslo og Akershus. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K., Enerud, J., Bækken, T. & Rustadbakken, A. 2011. 5. Elvemusling. S. 29-35 i: Bækken, T., Rustadbakken, A., Schneider, S., Edvardsen, H., Eriksen, T.E., Sandaas, K. & Billing, H. Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva. NIVA Rapport L.NR. 6240-2011.

Schlesinger, W.H. 1991. Biogeochemistry. Academic Press, San Diego, CA, USA.

SILDRE. 2018. Vannføring for Akerselva, ndf. Maridalsvatn, Nr. 6.9.0. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge. <http://sildre.nve.no>.

Sternecker, K., Wild, R. & Geist, J. 2013a. Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream. *Environmental Biology of Fishes* 96: 1341-1351.

Sternecker, K., Cowley, D.E. & Geist, J. 2013b. Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. *Ecology of Freshwater Fish* 22: 322-333.

Sternecker, K., Denic, M. & Geist, J. 2014. Timing matters. Species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species. *Ecology and Evolution* 4: 2749-2758.

Vann- og avløpsetaten. 2012. Beskrivelse av habitatforbedrende (fisk) tiltak i Akerselva. Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten, Notat.

Youngson, A.F., Malcolm, I.A., Thorley, J.L., Bacon, P.J. & Soulsby, C. 2004. Long-residence groundwater effects on incubating salmonid eggs. Low hyporheic oxygen impairs embryo development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2278-2287.

Zeh, M. & Dönni, W. 1994. Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences* 56: 59-69.

7 Vedlegg

7.1 Redoksmålingsstasjoner

Vedlegg 1 Tabell 1a. Lokalteter der det ble gjennomført habitatforbedrende tiltak i 2013-14 og redoksmålinger i 2018 i Akerselva. Legg merke til at BFT 4 og BFT 8 i denne tabellen tilsvarer henholdsvis Kontroll 3 og 8a i **vedlegg 1 tabell 1b**.

Lokalitet	UTM
BFT 1	32 V 0597998 6644389
BFT 2	32 V 0597977 6644316
BFT 3	32 V 0597991 6644266
BFT 4	32 V 0598023 6644252
BFT 5	32 V 0597978 6644054
BFT 6	32 V 0597999 6643958
BFT 7	32 V 0598062 6643916
BFT 8	32 V 0598070 6643870
BFT 9	32 V 0598009 6643747
BFT 10	32 V 0598184 6643726
BFT 11	32 V 0598378 6643558

Vedlegg 1 Tabell 1b. Kontrollområder i 2018 i Akerselva. Legg merke til at Kontroll 3 og 8a i denne tabellen tilsvarer henholdsvis BFT 4 og BFT 8 i **vedlegg 1 tabell 1a**.

Kontrollområde	UTM
Kontroll 1	32 V 0597980 6644347
Kontroll 2	32 V 0597973 6644328
Kontroll 3	32 V 0598023 6644252
Kontroll 5	32 V 0597988 6644039
Kontroll 6	32 V 0597989 6643972
Kontroll 7	32 V 0598020 6643966
Kontroll 8a	32 V 0598070 6643870
Kontroll 8b	32 V 0598024 6643810
Kontroll 9	32 V 0598003 6643780
Kontroll 10	32 V 0598185 6643702
Kontroll 11	32 V 0598342 6643573

7.2 Redoksmålinger

Vedlegg 2 Tabell 1a. Redokspotensial ved habitatforbedringslokaliteter i Akerselva. Tabellen viser resultatene for lokalitet BFT 1-5, der det ble gjort habitatforbedrende tiltak for laksefisk i 2013-14. Mangel på stjerne bak navnet på lokaliteten indikerer at det ble lagt ut gytegrus i større områder og en stjerne (*) indikerer at det ble lagt ut mindre steingrupper på lokaliteten. De to øverste radene viser median, maksimum og minimum redokspotensial (mV) for henholdsvis de frie vannmassene (FVM) og substratet. Deretter vises prosent reduksjon i median redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. De nederste radene viser prosentandel redokspotensial over 400 mV i de frie vannmassene, og prosentandel redokspotensial over 400, mellom 400 og 300, og under 300 mV i substratet. Erfaringsmessig ligger alle målinger over 400 mV i de frie vannmassene. Derfor er ikke prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene tatt med i tabellen.

Parameter	Medium	BFT1	BFT2	BFT3	BFT4*	BFT5
Gjennomsnittlig redokspotensial (min-max) (mV)	FVM	568 (560-575)	564 (558-567)	567 (554-578)	539 (500-548)	549 (537-556)
	Substrat	485 (206-601)	516 (257-558)	533 (388-559)	230 (-4-477)	497 (59-555)
% reduksjon	NA	14,6	8,5	6,1	57,4	9,6
% ≥ 400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	66,7	92,9	87,5	25,0	62,5
% 400-300 mV	Substrat	13,3	0	12,5	12,5	12,5
% ≤ 300 mV	Substrat	20,0	7,1	0	62,5	25,0

Vedlegg 2 Tabell 1b. Redokspotensial ved habitatforbedringslokaliteter i Akerselva. Tabellen viser resultatene for lokalitet BFT 6-11, der det ble gjort habitatforbedrende tiltak for laksefisk i 2013-14. Mangel på stjerne bak navnet på lokaliteten indikerer at det ble lagt ut gytegrus i større områder, en stjerne (*) indikerer at det ble lagt ut mindre steingrupper og to stjerner (**) indikerer at det ble lagt ut større steinstrukturer på lokaliteten. De to øverste radene viser median, maksimum og minimum redokspotensial (mV) for henholdsvis de frie vannmassene (FVM) og substratet. Deretter vises prosent reduksjon i median redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. De nederste radene viser prosentandel redokspotensial over 400 mV i de frie vannmassene, og prosentandel redokspotensial over 400, mellom 400 og 300, og under 300 mV i substratet. Erfaringsmessig ligger alle målinger over 400 mV i de frie vannmassene. Derfor er ikke prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene tatt med i tabellen.

Parameter	Medium	BFT6	BFT7**	BFT8*	BFT9	BFT10**	BFT11
Gjennomsnittlig redokspotensial (min-max) (mV)	FVM	536 (522-542)	485 (483-487)	537 (527-548)	531 (510-563)	493 (485-514)	532 (522-545)
	Substrat	184 (129-451)	44 (-237-225)	403 (229-533)	178 (48-494)	78 (-24-437)	337 (157-536)
% reduksjon	NA	65,7	91,0	25,0	66,5	84,3	36,7
% ≥ 400 mV	FVM	100	100	100	100	100	100
	Substrat	6,7	0	56,2	6,7	6,3	33,3
% 400-300 mV	Substrat	0	0	18,8	6,7	0	33,3
% ≤ 300 mV	Substrat	93,3	100	25,0	86,6	93,7	33,4

Vedlegg 2 Tabell 2a. Redokspotensial i kontrollområder i Akerselva. Tabellen viser resultatene fra området 1-6, der det ikke er gjort habitatforbedrende tiltak eller der tiltakene ikke er forventet å påvirke oksygentilgjengeligheten i substratet. Kontrollnumrene indikerer hvilken habitatforbedringslokalitet kontrollområdene ligger i umiddelbar nærhet av (f.eks. Kontroll 1 ligger ved BFT 1). De to øverste radene viser median, maksimum og minimum redokspotensial (mV) for henholdsvis de frie vannmassene (FVM) og substratet. Deretter vises prosent reduksjon i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. De nederste radene viser prosentandel redokspotensial over 400 mV i de frie vannmassene, og prosentandel redokspotensial over 400, mellom 400 og 300, og under 300 mV i substratet. Erfaringsmessig ligger alle målinger over 400 mV i de frie vannmassene. Derfor er ikke prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene tatt med i tabellen.

Parameter	Medium	Kontroll 1	Kontroll 2	Kontroll 3	Kontroll 5	Kontroll 6
Median redokspotensial (mV)	FVM	502 (484-557)	564 (550-574)	539 (500-548)	535 (498-547)	507 (498-536)
	Substrat	317 (38-527)	358 (4-519)	230 (-4-477)	374 (97-521)	156 (-32-348)
% reduksjon	NA	36,9	36,6	57,4	30,1	69,2
% ≥ 400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	40,0	42,9	25,0	43,7	0
% 400-300 mV	Substrat	13,3	21,4	12,5	18,8	6,7
% ≤ 300 mV	Substrat	46,7	35,7	62,5	37,5	93,3

Vedlegg 2 Tabell 2b. Redokspotensial i kontrollområder i Akerselva. Tabellen viser resultatene fra området 7-11, der det ikke er gjort habitatforbedrende tiltak eller der tiltakene ikke er forventet å påvirke oksygentilgjengeligheten i substratet. Kontrollnumrene indikerer hvilken habitatforbedringslokalitet kontrollområdene ligger i umiddelbar nærhet av (f.eks. Kontroll 1 ligger ved BFT 1). De to øverste radene viser median, maksimum og minimum redokspotensial (mV) for henholdsvis de frie vannmassene (FVM) og substratet. Deretter vises prosent reduksjon i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. De nederste radene viser prosentandel redokspotensial over 400 mV i de frie vannmassene, og prosentandel redokspotensial over 400, mellom 400 og 300, og under 300 mV i substratet. Erfaringsmessig ligger alle målinger over 400 mV i de frie vannmassene. Derfor er ikke prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene tatt med i tabellen.

Parameter	Medium	Kontroll 7	Kontroll 8a	Kontroll 8b	Kontroll 9	Kontroll 10	Kontroll 11
Median redokspotensial (mV)	FVM	498 (486-548)	537 (527-548)	545 (527-556)	531 (510-563)	503 (487-507)	541 (487-544)
	Substrat	155 (-42-239)	403 (229-533)	309 (160-559)	286 (-3-519)	117 (-230-322)	251 (-13-492)
% reduksjon	NA	68,9	25,0	43,4	46,1	76,7	53,6
% ≥ 400 mV	FVM	100	100	100	100	100	100
	Substrat	0	56,2	43,7	31,2	6	20,0
% 400-300 mV	Substrat	0	18,8	18,8	18,8	6,3	20,0
% ≤ 300 mV	Substrat	100	25,0	37,5	50,0	93,7	60,0

Vedlegg 2 Tabell 3. Redokspotensial for de forskjellige grupperingene i Akerselva. Tabellen viser resultatene totalt sett for alle lokalitetene der det ble gjort habitatforbedrende tiltak (Total lokaliteter), totalt sett for lokalitetene der de habitatforbedrende tiltakene anses å ha påvirket oksygentilgjengeligheten i substratet (Total gytegrus og steinstrukturer), totalt sett for lokalitetene der det ble lagt ut større områder med gytegrus (Total gytegrus), totalt sett for alle kontrollområdene (Total kontrollområder) og for de kontrollområdene som korresponderer til lokalitetene der det ble lagt ut gytegrus (Total kontroll gytegrus). De to øverste radene viser median, maksimum og minimum redokspotensial (mV) for henholdsvis de frie vannmassene (FVM) og substratet. Deretter vises prosent reduksjon i median redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. De nederste radene viser prosentandel redokspotensial over 400 mV i de frie vannmassene, og prosentandel redokspotensial over 400, mellom 400 og 300, og under 300 mV i substratet. Erfaringsmessig ligger alle målinger over 400 mV i de frie vannmassene. Derfor er ikke prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene tatt med i tabellen.

Parameter	Medium	Total lokaliteter	Total gytegrus og steinstrukturer	Total gytegrus	Total kontrollområder	Totalt kontroll gytegrus
Gjennomsnittlig redokspotensial (min-max) (mV)	FVM	539 (483-578)	539 (483-578)	554 (510-578)	535 (484-574)	537 (484-574)
	Substrat	300 (-237-601)	286 (-237-601)	533 (48-555)	250 (-230-559)	255 (-32-527)
% reduksjon	NA	44,3	46,9	3,9	53,4	52,5
% ≥ 400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	40,0	39,3	50,0	27,7	29,0
% 400-300 mV	Substrat	10,0	8,6	11,1	14,1	15,9
% ≤ 300 mV	Substrat	50,0	52,1	38,9	58,2	55,1

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3449-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger