

1920

NINA Rapport

Evaluering av habitatkvalitet for ung elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Viken

Redoksmålinger fra Hobølelva og Leira i 2020 samt Tunnsjøbekken i 2019 og 2020, med tidsserier fra Askerelva og Sognsvannsbekken

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.

Evaluering av habitatkvalitet for ung elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Viken

Redoksmålinger fra Hobølelva og Leira i 2020 samt Tunnsjøbekken i 2019 og 2020, med tidsserier fra Askerelva og Sognsvanns-bekken

Jon H. Magerøy

Magerøy, J.H. 2021. Evaluering av habitatkvalitet for ung elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Viken. Redoksmålinger fra Hobølva og Leira i 2020 samt Tunnsjøbekken i 2019 og 2020, med tidsserier fra Askerelva og Sognsvanns-bekken. NINA Rapport 1920. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, november 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426- 4695-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Thomas Correll Jensen

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tor Atle Mo (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje Wivestad

FORSIDEBILDE

En av lokalitetene i Leira som elvemusling ble flyttet til for å bedre rekrutteringen i elven. © Jon H. Magerøy.

NØKKELOORD

Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*), ungmuslinger, habitatkvalitet, redokspotensial, bevaringstiltak, Sognsvannsbekken i Oslo kommune i Oslo, og Askerelva i Asker kommune, Hobølva i Indre Østfold kommune, Leira i Nannestad kommune og Tunnsjøbekken i Aurskog-Høland kommune i Viken.

KEY WORDS

Freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*), juvenile mussels, habitat quality, redox potential, conservation measures, Sognsvannsbekken Stream in Oslo Municipality in Oslo County, and the Askerelva River in Asker Municipality, Hobølva River in Indre Østfold Municipality, Leira River in Nannestad Municipality and Tunnsjøbekken Stream in Aurskog-Høland Municipality in Viken County, Norway.

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 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. 2021. Evaluering av habitatkvalitet for ung elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Viken. Redoksmålinger fra Hobølrelva og Leira i 2020 samt Tunnsjøbekken i 2019 og 2020, med tidsserier fra Askerelva og Sognsvannsbekken. NINA Rapport 1920. Norsk institutt for naturforskning.

De største truslene mot elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) er endringer i miljøet som fører til reduksjon/tap av ungmuslinger. Én av hovedgrunnene til manglende rekruttering er økt eutrofiering og tilslamming av substratet, med påfølgende reduksjon i oksygennivået. Siden ungmuslinger lever nedgravd i substratet, fører dette til økt eller total dødelighet i muslingenes første par leveår. I Oslo og Viken fylker sliter mange av bestandene med lav eller ingen rekruttering. Derfor er det gjennomført flere tiltak for å forbedre statusen til disse bestandene.

På tross av den dårlige tilstanden til mange av elvemuslingbestandene, vet man relativt lite om årsakene til den reduserte overlevelsen av ungmuslinger. For å evaluere oksygennivået i substratet og habitatkvaliteten for ungmuslinger, ble det i 2020 gjennomført redoksmålinger i flere vassdrag i Oslo og Viken. Dette vil bidra til å forstå hvorfor rekrutteringen svikter og hvilke tiltak som er nødvendige for å øke denne.

I Hobølrelva viser redokspotensialet at habitatkvaliteten innenfor utbredelsesområdet til elvemusling i elven er *god*, med unntak av én stasjon der habitatkvaliteten lå i grenseland mellom *moderat* og *god*. Det ble ikke vist noen sammenheng mellom redokspotensial og rekruttering, som data fra 2019 og 2020 viser at er generelt god i elven. Det tyder på at det er andre faktorer enn habitatkvaliteten som er årsaken til at rekrutteringen er lav i øvre del av elven, men ingen av disse faktorene er åpenbare.

I Leira er det blitt flyttet elvemusling, som et tiltak for å øke rekrutteringen i øvre del av elven. Redokspotensialet var høyere i områdene det ble flyttet muslinger til enn i områdene med naturlig høy tetthet av muslinger, inkludert området det ble flyttet muslinger fra. Likevel tyder redokspotensialet på at habitatkvaliteten er *god* i alle de undersøkte områdene. Uansett kan flyttingene bidra til økt rekruttering i elven, da habitatet for vertsfisk (ørret) er bedre i områdene det ble flyttet muslinger til. Den *gode* habitatkvaliteten i denne delen av elven tyder på at det andre faktorer som er årsaken til den lave rekrutteringen. Fortsatt forsuring er en sannsynlig årsak.

I Tunnsjøbekken viser redoksmålinger, både fra 2019 og 2020, at habitatkvaliteten innenfor utbredelsesområdet til elvemusling i bekken er *dårlig-moderat*, selv om det var stor variasjon i habitatkvalitet mellom stasjonene. Siden rekrutteringen var god i bekken så sent som i 2016, tyder dette på en forverring av miljøforholdene i bekken. Sannsynligvis er tilførselen av partikler og/eller næringsstoffer for stor, pga. kloakkutslipp og/eller hogst i nedbørfeltet.

I Askerelva og Sognsvannsbekken ble tidsserier fra 2017 til 2019 videreført i 2020, med redoksmålinger både i juli og august. Tidsseriene viser at det kan være stor variasjon i redokspotensialet mellom år ved de samme stasjonene, men at det også kan være noe variasjon innad i et år. Nedbør- og temperaturdata fra periodene før målingene tyder på at høy nedbør i 2017 og 2020 resulterte i relativt høyt redokspotensial, svært lav nedbør og høy lufttemperatur i 2018 resulterte i svært lavt redokspotensial, og noe lav nedbør og noe høy temperatur i 2019 resulterte i redokspotensial noe under det man kan forvente i et normalår. Relativt liten forskjell i redokspotensial mellom juli og august 2020 tyder på at redokspotensialet påvirkes av miljøforholdene i en lengre periode før undersøkelsene gjennomføres. Basert på tidsseriene kan man vurdere hvordan forskjeller i nedbør og lufttemperatur er forventet å påvirke redokspotensialet også i andre vassdrag.

Jon H. Magerøy (jon.mageroy@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo.

Abstract

Magerøy, J.H. 2021. Evaluation of habitat quality for juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in Oslo and Viken Counties. Redox measurements from the Hobølelva and Leira Rivers in 2020 as well as the Tunnsjøbekken Stream in 2019 and 2020, with timeseries from the Askerelva River and Sognsvannsbekken Stream. NINA Report 1920. Norwegian Institute for Nature Research.

The greatest threats against the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) are environmental changes resulting in reduced juvenile mussel recruitment. One main reason for this reduction is increased eutrophication and siltation, resulting in reduced oxygen levels in the substrate. Since juvenile mussels live buried in the substrate, this leads to increased or total mortality among the juveniles. In Oslo and Viken Counties, many populations have reduced or no recruitment. Thus, measures have been taken to improve the status of these populations.

Despite the poor state of the populations, relatively little is known about the causes of the reduced recruitment of juvenile mussels. To evaluate the oxygen levels in the substrate and habitat quality for juvenile mussels, redox measurements were undertaken in several watercourses in Oslo and Viken Counties in 2020. This will contribute to understanding why recruitment is failing and the measures necessary to increase recruitment.

In Hobølelva, the redox potential shows that the habitat quality within the mussel distribution area is *good*, with the exception of one station where the habitat quality was borderline *moderate to good*. There was no relationship between redox potential and recruitment, which data from 2019 and 2020 show is good for the river as a whole. This suggests that there are factors other than habitat quality that are responsible for low recruitment in upper reaches of the river. However, none of the factors causing low recruitment are obvious.

In Leira, mussels have been translocated as a conservation measure to improve the recruitment in upper reaches of the river. The redox potential was higher in the areas that mussels had been moved to, than in the areas with high natural densities of mussels, including the area that mussels had been moved from. However, the redox potential shows that the habitat quality is *good* in all areas. Despite this similarity in habitat quality, the moves can improve recruitment, as the habitat for host fish (trout) is better in the areas mussels were moved to. The *good* habitat quality in this river reach suggests that there are factors other than habitat quality, such as acidification, that are responsible for the low recruitment.

In Tunnsjøbekken, redox measurements in both 2019 and 2020 show that the habitat quality within the mussel distribution area is *poor-moderate*, even though the habitat quality differed markedly between some of the stations. Since recruitment in the stream was good as late as 2016, this suggests that there has been a deterioration of conditions in the stream. It is likely that the particle and/or nutrient input is too high, due to sewage leaks and/or logging in the watershed.

In Askerelva and Sognsvannsbekken, timeseries from 2017 to 2019 were extended to 2020, with redox measurements both in July and August. The timeseries show that the redox potential can vary greatly between years, but that there also can be some variation within a year. Precipitation and temperature data from the periods before the measurements suggest that high precipitation in 2017 and 2020 resulted in high redox potential, very low precipitation and high air temperature in 2018 resulted in very low redox potential, and somewhat low precipitation and high air temperature in 2019 resulted in redox potential somewhat lower than expected for an average year. Relatively minor differences in redox potential between July and August 2020 suggest that the redox potential is affected by environmental conditions during a longer period before the measurements are undertaken. Based on the timeseries, one can evaluate how precipitation and air temperature is expected to affect the redox potential in other watercourse as well.

Jon H. Magerøy (jon.mageroy@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Redoksmålinger: Generell metodebeskrivelse	10
3 Hobølelva	12
3.1 Områdebeskrivelse.....	13
3.2 Elvemusling.....	15
3.3 Metodikk.....	15
3.4 Resultater.....	15
3.5 Diskusjon.....	15
4 Leira	20
4.1 Områdebeskrivelse.....	21
4.2 Elvemusling.....	23
4.3 Metodikk.....	24
4.4 Resultater.....	24
4.5 Diskusjon.....	24
5 Tunnsjøbekken	29
5.1 Områdebeskrivelse.....	29
5.2 Elvemusling.....	30
5.3 Metodikk.....	31
5.4 Resultater.....	33
5.5 Diskusjon.....	33
5.5.1 Redoksmålinger i 2019.....	33
5.5.2 Redoksmålinger i 2020.....	33
5.5.3 Sammenligning av 2019 og 2020.....	35
5.5.4 Oppsummering og tiltak.....	35
6 Tidsserier i Askerelva og Sogsvannsbekken	37
6.1 Bakgrunn for tidsserier.....	37
6.2 Metodikk.....	37
6.3 Resultater.....	37
6.4 Diskusjon.....	42
7 Oppsummering	44
8 Referanser	48
9 Vedlegg	55
9.1 Hobølelva.....	55
9.2 Leira.....	56
9.3 Tunnsjøbekken.....	57
9.4 Tidsserier i Askerelva og Sogsvannsbekken.....	59

Forord

I Oslo og Viken fylker er det påvist manglende rekruttering av ungmuslinger i mange av elvemuslingbestandene. Ved å måle redokspotensialet kan man vise om redusert oksygentilgang i substratet kan være årsaken til problemet eller hvorvidt andre faktorer er årsaken til den lave rekrutteringen. Redoksmålinger vil også kunne brukes til å evaluere hvilke deler av vassdragene som er best egnet som oppvekstområder for ungmuslinger. Dette er spesielt viktig siden det er gjennomført/planlagt tiltak for å øke rekrutteringen i flere vassdrag i de to fylkene.

På bakgrunn av dette sendte NINA søknader til Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken) om tiltaksmidler fra Miljødirektoratet for å gjennomføre redoksmålinger i flere vassdrag i Oslo og Viken i 2020. Det ble bevilget midler til redoksmålinger i Sognsvannsbekken i Oslo og Askerelva, Hobølrelva, Leira og Tunnsjøbekken i Viken. Jeg vil gjerne takke Terje Wivestad (Fylkesmannen i Oslo og Viken) og Kjell Sandaas (Naturfaglige konsulenttjenester) for et godt samarbeid under planlegging og oppfølging av prosjektet. Lokaltene som ble undersøkt ble valgt ut basert på tidligere rapporter fra vassdragene, og samtaler med Kjell Sandaas og Terje Wivestad.

09.11.2021, Jon H. Magerøy

1 Innledning

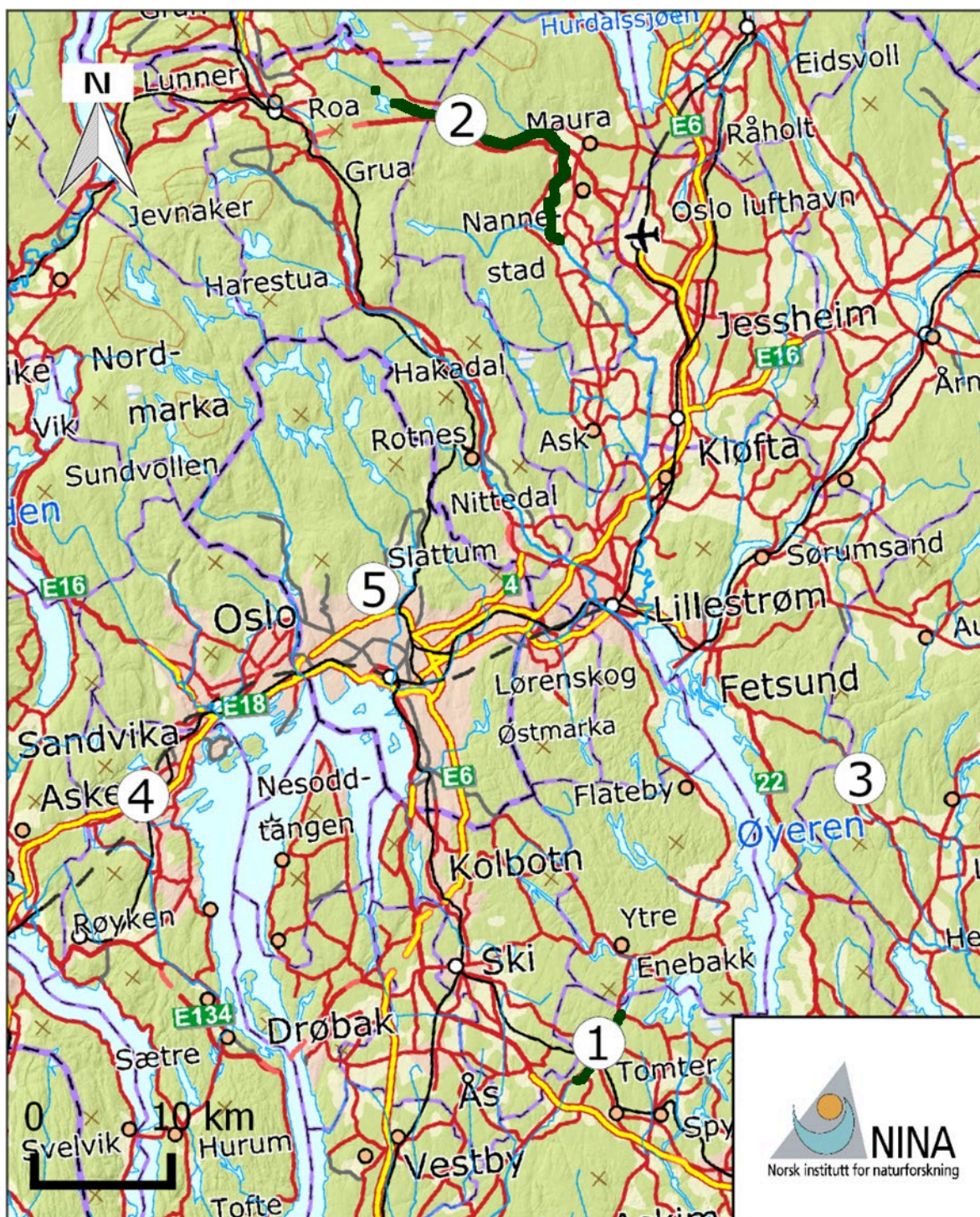
De største truslene mot elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) er endringer i miljøet som resulterer i reduksjon eller tap av rekruttering av ungmuslinger. En av hovedgrunnene til en slik sviktende rekruttering er økt eutrofiering og tilslamming av substratet med påfølgende reduksjon i oksygennivået i mellomrom i substratet. Siden ung elvemusling lever nedgravd i substratet, fører dette til økt eller total dødelighet i muslingenes første par leveår (f.eks. Larsen 1997; 2017; 2018).

I Oslo og Viken fylker har spesielt Kjell Sandaas, Jørn Enerud og Bjørn Mejdell Larsen gjort et stort arbeid med å identifisere og beskrive statusen til bestander med elvemusling. Dette arbeidet har vist at mange av bestandene har redusert eller fullstendig manglende rekruttering. I tillegg er det vist at flere bestander har dødd ut (se Larsen & Magerøy 2019a). Grunnlaget for å forstå hvorfor mange av disse bestandene sliter, er først og fremst basert på ekspertvurderinger av miljøforholdene rundt og i vassdragene (f.eks. Sandaas & Enerud 2013; 2014a; 2016a). I tillegg er vannprøver brukt for å øke forståelsen av nåværende status for elvemuslingen i noen av vassdragene (f.eks. Larsen et al. 2008, Sandaas & Enerud 2010; 2014b).

Basert på statusen og miljøsituasjonen i vassdragene er det også i noen tilfeller foreslått eller gjennomført tiltak for å bedre situasjonen for elvemuslingen. Slike tiltak inkluderer flytting av muslinger til egnede områder innenfor et vassdrag (f.eks. Sandaas & Enerud 2010; 2012; 2015a), kalking (f.eks. Sandaas and Enerud 2018a, Sandaas et al. 2011; 2017), hydromorfologiske endringer (f.eks. Sandaas 2019, Sandaas & Enerud 2015b, Sandaas et al. 2011), reduksjon av nærings-/partikkeltilførsel (f.eks. Sandaas 2010; 2019, Sandaas & Enerud 2015b), restaurering av kantsoner (Larsen & Berger 2009, Larsen & Magerøy 2019b, Magerøy 2020a), forbedring av habitatforhold for vertsfisk (f.eks. Larsen & Karlsen 2010, Magerøy 2020, Sandaas et al. 2011), kar-infeksjon av fisk (Sandaas 2015, Sandaas & Enerud 2015c; 2016b), fjerning av vandringshindre for fisk (Eloranta et al. 2019, Larsen et al. 2002, Sandaas & Enerud 2014c), tiltak mot bever (Magerøy 2020a, Sandaas 2019) og reintroduksjon av muslinger i (deler av) vassdrag med utdødde bestander (Magerøy 2020a, Sandaas & Enerud 2014a; 2014d). I tillegg har muslinger fra Oslo og Viken blitt tatt inn til oppformering i det nasjonale kultiveringsprogrammet for elvemusling. Dette gjelder Askerelva, Bingselva, Movassbekken, Raudsjøbekken og Sognsvannsbekken, men foreløpig er det ikke satt ut kultivert musling i noen av disse vassdragene (Jakobsen 2019, Jakobsen & Jakobsen 2014; 2016; 2018, Jakobsen et al. 2013; 2015; 2017, Sandaas 2014, Jon H. Magerøy upubl. data.).

Måling av redokspotensial (redoksmålinger) i elvemuslingvassdrag vil generelt gi en bedre forståelse for hvordan man skal forvalte arten. Redokspotensialet er sterkt korrelert med konsentrasjonene av oksygen i vannet. Ved å måle redokspotensialet i substratet og de frie vannmassene får man derfor et bilde på tilgangen på oksygen for muslingene. Dette gjelder både unge muslinger som lever helt nedgravd i substratet og eldre muslinger som lever delvis nedgravd i substratet (f.eks. Larsen 1997; 2017; 2018). Hvis verdiene i substratet er lave eller forskjellene er store mellom substratet og de frie vannmassene, indikerer dette at området ikke er egnet som habitat for ungmuslinger pga. lav oksygenkonsentrasjon (Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006). Samtidig har studier vist at disse målingene er bedre egnet til å evaluere habitatkvalitet for ung elvemusling enn direkte målinger av oksygennivå, vannkjemiske data og andre mer kvalitative vurderinger (Geist & Auerswald 2007, Norsk Standard 2017). Metoden er allerede tatt i bruk for å evaluere habitatkvaliteten for ungmuslinger i vassdrag i Norge (f.eks. Larsen 2012, Larsen & Magerøy 2018, Magerøy 2017; 2020a, Magerøy & Larsen 2019, Wacker et al. 2020) og inngår nå også som del av det nasjonale overvåkningsprogrammet for elvemusling (Larsen & Magerøy 2019c; 2020). I Oslo og Viken er det tidligere gjennomført redoksmålinger i Askerelva, Hoenselva, Kampåa, Movassbekken, Nitelva, Raudsjøbekken, Sognsvannsbekken, Sørkedalselva og Tunnsjøbekken (Larsen 2012, Larsen & Magerøy 2019c, Magerøy 2020a).

Redoksmålinger vil kunne benyttes for å få en bedre forståelse av hva som er årsaken til at rekrutteringen hos elvemusling er delvis eller helt manglende i vassdrag i Oslo og Viken. Lavt



Figur 1.1. Redoksmålinger i vassdrag i Oslo og Viken. Hobøelva ①, Leira ②, Tunnsjøbekken ③, Askerelva ④ og Sognsvannsbekken ⑤ ble undersøkt i 2020. Utbredelsesområdet til elvemusling i Hobøelva og Leira er markert med mørkegrønt. I de andre vassdragene er utbredelsesområdet så lite at det dekkes av nummeret som indikerer vassdraget lokalisering. Kartett dekker Oslo og deler av Viken. Kartet er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020).

redokspotensial i substratet viser at oksygenmangel, sannsynligvis på grunn av eutrofiering, fysiske endringer i og ved vassdragene og avrenning som fører til nedslamming (f.eks. Larsen 1997; 2017; 2018), hindrer rekruttering. Tiltak må gjennomføres for å endre på dette. Slike tiltak

kan inkludere redusert tilførsel av næringsstoffer, redusert avrenning og erosjon, og/eller hydro-morfologiske endringer. Høyt redokspotensial i substratet og liten forskjell i redokspotensial mellom substratet og de frie vannmassene viser at det er andre faktorer enn oksygentilgang som hindrer rekruttering. I slike tilfeller bør disse faktorene studeres nærmere. Det er viktig å identifisere årsakene til den manglende rekrutteringen i elvemuslingvassdragene, slik at de begrensede ressursene som er tilgjengelige benyttes på tiltak som vil ha en positiv effekt for muslingen.

Resultatene fra redoksmålinger kan føre til endringer i planlagte tiltak eller i tiltak som delvis er gjennomført. Flytting av elvemusling innad i vassdrag, utsetting av fisk infestert med muslinglarver (glochidier) og utsetting av ungmuslinger fra kultiveringsprogrammet, bør bare gjennomføres ved lokaliteter som har godt redokspotensial. Hvis ikke slike lokaliteter finnes, bør man vurdere om tiltakene i det hele tatt skal gjennomføres. Når det gjelder muslinger fra kultiveringsprogrammet bør det f.eks. vurderes om muslingene må tilbringe mer tid i anlegget før utsetting, for å øke muslingenes evne til å tåle redusert oksygennivå. Redoksmålinger kan også brukes til å evaluere om det er gjennomførbart å reintrodusere elvemuslingen til vassdrag eller deler av vassdrag der den er dødd ut. Hvis redokspotensialet er høyt i substratet, kan slike reintroduksjoner være vellykket. Hvis redokspotensialet er lavt i substratet eller forskjellene er store mellom substratet og de frie vannmassene, bør tiltak først gjennomføres for å øke oksygentilgangen i substratet. Så bør effekten av disse tiltakene evalueres, før man reintroduserer elvemuslingen.

Basert på tidligere undersøkelser i Oslo og Viken (Larsen 2012, Larsen & Magerøy 2019c, Magerøy 2020a) og samtaler med Terje Wivestad (Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken)) og Kjell Sandaas (Naturfaglige konsulenttjenester), ble det valgt ut fem vassdrag til undersøkelse av redokspotensial i 2020. Hobøelva (**figur 1.1.**) ble valgt ut fordi det er blitt gjennomført undersøkelser av rekruttering av elvemusling i elven i 2019 og 2020 (Sandaas & Enerud 2021). Dermed vil det være mulig å knytte redokspotensialet opp mot observert rekruttering. Leira ble valgt ut fordi det er flyttet elvemusling innad i vassdraget, til områder som er ansett å gi bedre forutsetninger for rekruttering (Sandaas & Enerud 2020). Redoksmålinger vil bidra til å evaluere om utsettingsområdene har bedre habitatkvalitet for ung elvemusling enn områdene muslingene ble hentet fra. Tunnsjøbekken ble undersøkt i 2019 (Magerøy 2020a), men redokspotensialet var overraskende lavt sammenlignet med den gode rekrutteringen som ble observert i bekken i 2016 (Sandaas et al. 2017). For å identifisere om de lave målingene var et engangstilfelle eller om habitatforholdene har blitt dårligere i bekken, sammenlignet med 2016, var det ønskelig å gjennomføre nye målinger. Askerelva og Sognsvannsbekken ble prioritert fordi det allerede finnes en treårig tidsserie for redokspotensial i vassdragene (Magerøy 2020a). En utvidet tidsserie gir bedre forståelse av variasjonen i redokspotensial mellom år og på grunn av variasjoner i miljøforhold. Denne forståelsen kan bli brukt til å bedre evalueringen av redoksmålinger ved stasjoner eller i vassdrag som bare har blitt undersøkt i enkeltår.

I de følgende kapitlene er tekstdeler og -avsnitt gjentatt under beskrivelsen av hvert enkelt vassdrag, bare med mindre endringer for å tilpasse teksten til det aktuelle vassdraget. Dette er bevisst gjort, slik at beskrivelsen av hvert enkelt vassdrag skal være en selvstendig enhet som gjør det mulig å finne all informasjon om det aktuelle vassdraget samlet på ett sted. Samtidig gjør lik struktur og tekst i beskrivelsene det lettere å sammenligne informasjon som omhandler det samme temaet mellom de forskjellige vassdragene.

2 Redoksmålinger: Generell metodebeskrivelse

Metodikken som er benyttet til redoksmålingene i Oslo og Viken 2020, inkludert målinger i Tunnsjøbekken i 2019 og tidsserier fra 2017 til 2020 i Askerelva og Sognsvannsbekken, er basert på den metodikken som er beskrevet av Larsen (2012) i forbindelse med utprøvingen av redoksmålinger i Norge. I tillegg er erfaringer med redoksmålinger i Norge (f.eks. Larsen & Magerøy 2019c; 2020, Magerøy 2017; 2020a, Magerøy & Larsen 2019) og andre land i Europa (f.eks. Denic & Geist 2015, Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006; 2011, Jürgen Geist, pers. med.) brukt til å videreutvikle metodikken.

Forskjellen i redokspotensial mellom 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.

Ved måling av redokspotensialet i de frie vannmassene holdes begge elektrodene sammen i det øvre vannlaget. Ved måling av redokspotensialet i substratet, blir platinaelektroden ført ned i ønsket dybde i substratet mens referanseelektroden blir værende i de frie vannmassene (**figur 2.1**). Under denne undersøkelsen ble platinaelektroden ført fem til åtte centimeter ned i substratet, som anbefalt av Larsen (2012). Det er viktig at måleverdien stabiliserer seg før avlesning. Tidligere undersøkelser har vist at målingene normalt stabiliserer seg etter ca. tre minutter (Larsen 2012), og dette ble i utgangspunktet brukt som måletid ved målepunktene. I noen tilfeller stabiliserte målingene seg etter to minutter, og målingene ble avsluttet ved dette tidspunktet i disse tilfellene. På grunn av substratets bestanddeler (f.eks. stein eller leire) er det ofte umulig å føre platinaelektroden ned i substratet og dermed gjennomføre målingene nøyaktig på de utvalgte målepunktene i transektene. Hvis det er tilfellet, blir målingen gjennomført så nært som mulig de utvalgte målepunktene.

For å evaluere resultatet av målingene er det benyttet to tilnærminger i rapporten (Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006, Larsen 2012):

1. Redokspotensial i substratet. Verdier over 400, 400-300 og under 300 millivolt (mV) tilsier henholdsvis *god*, *moderat* og *dårlig* habitatkvalitet for ung elvemusling.
2. Reduksjonen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. Reduksjon på mindre enn 20, 20-30 og over 30 % tilsier henholdsvis *god*, *moderat* og *dårlig* habitatkvalitet for ung elvemusling.

Jürgen Geist (pers. med.) anbefaler å legge størst vekt på tilnærming 1, hvis de to tilnærmingene gir motstridende resultater. Denne tilnærming begrunnes med at store mengder biologisk nedbrytbart organisk materiale vil påvirke redokspotensialet i både de frie vannmassene og substratet negativt, selv om påvirkningen i vannmassene som regel er mindre enn i substratet (Geist & Auerswald 2007). For eksempel kan en stasjon ha verdier på henholdsvis 600 og 300 mV i de frie vannmassene og substratet, mens en annen stasjon kan ha verdier på henholdsvis 400 og 200 mV. Da blir den prosentvise reduksjonen 50 % for begge stasjonene, på tross av at habitatkvaliteten er mye bedre ved den første stasjonen.

I 2020 ble redoksmålinger gjennomført i Hobølrelva, Leira, Tunnsjøbekken, Askerelva og Sognsvannsbekken (**figur 1.1**). Målingene var planlagt gjennomført i begynnelsen av august for å fange opp de periodene der oksygentilførselen ville være minst, og produksjonen og oksygenforbruket størst. Målet var å måle redokspotensialet i den perioden forholdene for muslingene ville være dårligst (Geist & Auerswald 2007). Dessverre kom det ganske mye nedbør i juli og, til dels, i begynnelsen av august (Sildre BETA 2020a-c, Yr 2020a-e), som førte til at målingene måtte utsettes. I Hobølrelva, Leira og Tunnsjøbekken ble det, derfor, gjennomført målinger mot slutten av august, etter en lengre periode med mindre nedbør og relativt høy lufttemperatur. I Askerelva og Sognsvannsbekken ble det gjennomført to målerunder, én i slutten av juli og én i slutten av august. Nedbør-, vannførings- og lufttemperaturdataene tyder på at målingene som



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

ble gjennomført i slutten av juli nok vil gi et redokspotensial som er høyere enn dette 'verste scenariet' som man ønsket å beskrive. Målingene i august vil gi et redokspotensial som forventes å ligge nærmere dette 'verste scenariet'. Dermed vil målingene i august bidra til å identifisere problemer med oksygentilgjengelighet i vassdragene generelt og identifisere forskjeller mellom de spesifikke lokalitetene innad i vassdragene. I tillegg vil målingene i Askerelva og Sognsvannsbekken gi mulighet til å evaluere forskjeller mellom og innad i år, med forskjellige vannførings- og temperaturforhold på de forskjellige prøvetakingsdatoene.

I Hobølelva, Leira og Tunnsjøbekken ble det gjennomført redoksmålinger ved fem stasjoner i 2020. Stasjonene i Tunnsjøbekken er de samme som ble undersøkt i 2019 (Magerøy 2020a). I Askerelva og Sognsvannsbekken ble det gjennomført målinger ved to stasjoner i hvert av vassdragene under begge undersøkelsesrundene. Stasjonene er de samme som har blitt undersøkt i hvert av disse vassdragene årlig, fra 2017-2019 (Magerøy 2020a). Ved hver stasjon ble det målt redokspotensial ved 15-16 punkter i substratet og 4-5 målinger i de frie vannmassene, fordelt på flere transekter (**figur 2.1**). Målinger ble bare gjennomført i den delen av stasjonen som var vanddekt. Både transektene og målepunktene innen transektene ble lagt med ca. to meters avstand. Ved lokaliteter der elven/bekken var mindre enn seks meter bred, ble avstanden mellom målepunktene redusert til én meter. Denne tilnærmingen førte til at lokalitetene bestod av 4-5 transekter med 3-4 målinger i hvert transekt.

3 Hobølelva



Figur 3.1. Hobølelva. Elven utgjør hovedstengen i Mossevasdraget ovenfor Vansjø. Hovedstengen i Mossevasdraget er markert med turkis. Kartet er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnet er fra GeoNorge (2020).

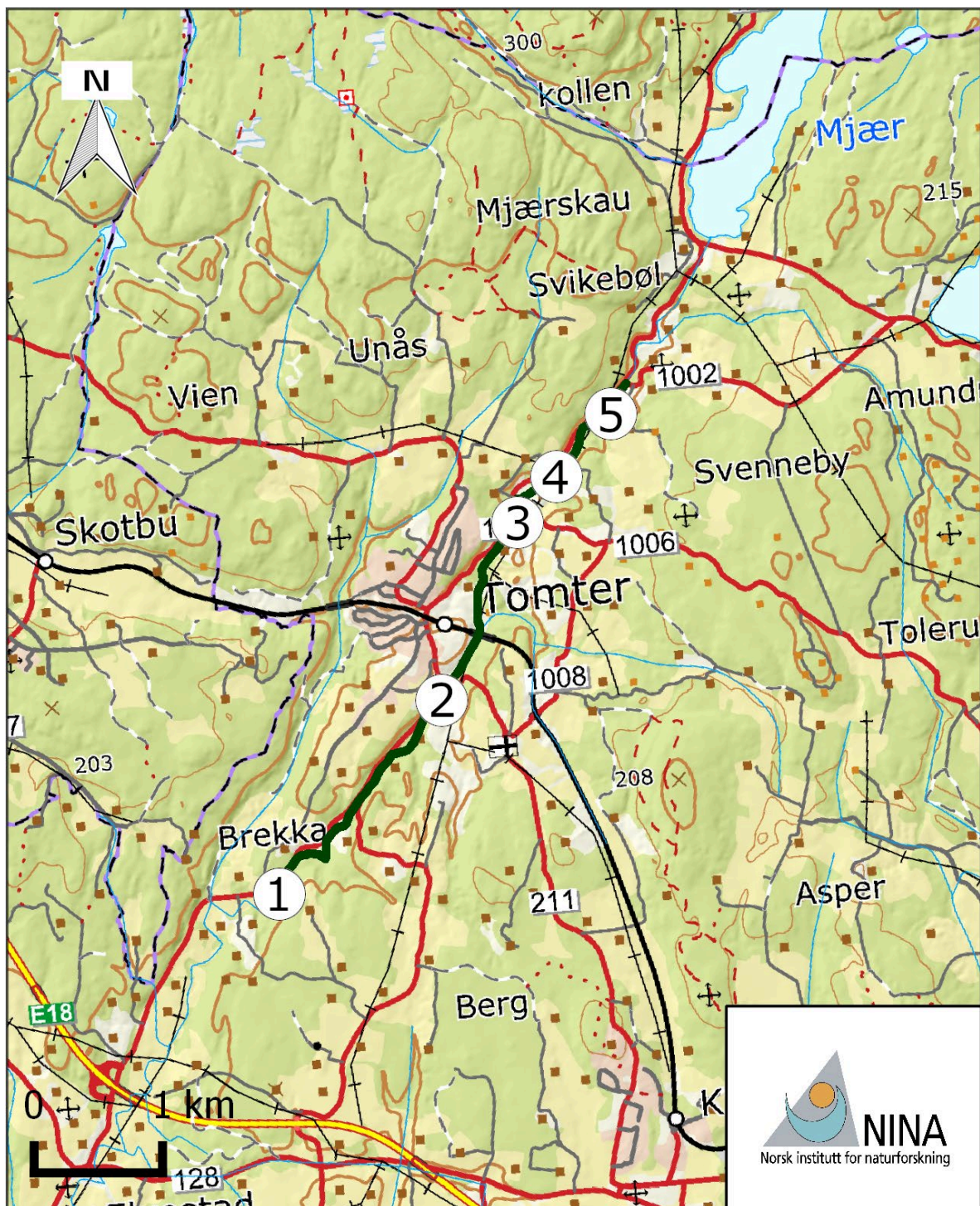
3.1 Områdebeskrivelse

Hobølva utgjør hovedstrengen i Mossevasdraget (Morsavassdraget) ovenfor Vansjø (vassdragsnr. 003.Z) (**figur 3.1**). Elven har sitt utspring nordøst for Siggerud. Derfra renner den sørvestover til Siggerud, gjennom nordenden av Bindsvannet (172 moh.). Fra Siggerud renner elven sørøstover til Ytre Enebakk, gjennom Langen og Våg (begge 126 moh.). Elven fortsetter sørvestover, gjennom Mjær (110 moh.), gjennom Tomter, under E18 ovenfor Elvestad og videre til Ringvoll. Der svinger den sørover, forbi Våler, og ut i Vansjø (26 moh.). Hobølva drenerer sørlige deler av Oslo kommune, østlige og sørlige Nordre Follo kommune, vestlige Enebakk og Indre Østfold kommuner, og en del av vestlige Våler kommune. Fra nederst i utbredelsesområdet til elvemuslingen, litt oppstrøms E18 (se **figur 3.2** og delkapittel 3.2), og oppover, har Hobølva en total elvelengde på ca. 44 km og denne delen av nedbørfeltet er på ca. 165 km². Avrenningen er på 18,4 l/s/km², og alminnelig lavvannføring er på 1,4 l/s/km². Denne delen av nedbørfeltet består av 81,3 % skog, 8,3 % dyrket mark, 4,3 % innsjøer, 2,0 % myr, 1,3 % urban bebyggelse og 2,9 % uklassifiserbart areal (NEVINA 2020). Berggrunnen i denne dele av nedbørfeltet består for det meste av næringsfattig gneis, men det er noe innslag av mer næringsrik (meta)gabbro og amfibolitt (Berggrunn 2020, Graversen 1978, Haraldsen et al. 2017).

I den delen av Hobølva der det finnes elvemusling kjenner vi ikke til nyere vannkvalitetsdata, men det finnes nyere indeksverdier for eutrofiering fra forskjellige organismegrupper fra 2007, 2014 og 2017, og det finnes vannkvalitetsdata fra utløpet av innsjøen Mjær fra 1988 til 2017 (Haande et al. 2011, Moe 2014, Vannmiljø 2020, Våge & Stabell 2018). Verdiene av kalsium og totalt organisk karbon tilsier at elven er *moderat kalkrik* og *humøs*. Turbiditeten ligger i grenseland til å indikere at elven er et *leirvassdrag*, men verdiene av suspendert tørrstoff ligger langt under grensen for slike vassdrag. Elven ligger i klimasonen *lavland* (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Basert på en typifisering som en *moderat kalkrik* og *humøs* elv i klimasone *lavland*, tilsier indeksene for bunndyr (Haande et al. 2011, Våge & Stabell 2018) og heterotrof begroing (Våge & Stabell 2018) *god* økologisk tilstand med henblikk på eutrofiering, mens indeksen for begroingsalger tilsier *moderat* tilstand (Haande et al. 2011, Moe 2014, Våge & Stabell 2018). Gitt et 'verste styrer'-prinsipp, er den økologiske tilstanden med henblikk på eutrofiering *moderat*. Vannkvalitetsdataene fra utløpet av Mjær viser også at eutrofiering er et problem i vassdraget, da verdiene for nitrat, totalt fosfor og turbiditet er vesentlig høyere enn det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Verdiene for pH og kalsium lå høyere enn det som er observert i slike vassdrag.

Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) og ørret (*Salmo trutta*) er de vanligste fiskeartene i den delen av Hobølva som har elvemusling. I tillegg er det påvist abbor (*Perca fluviatilis*) ved utløpet av Mjær, og det skal også finnes gjedde (*Esox lucius*) og mort i denne delen av elven (Brabrand 2010, Sandaas & Enerud 2021). Det er observert laue (*Alburnus alburnus*) og stam (*Leuciscus cephalus*) lenger nede i elven (Vannmiljø 2020). I Kråkstadelva, som er et sidevassdrag som kommer ut nedstrøms E18, er det observert regnbueørret (Greipsland et al. 2019). Hobølva ligger over anadrom sone i Mossevasdraget (Brabrand 2010).

Hobølva renner gjennom en blanding av skogsområder, jordbrukslandskap og tettsteder (NEVINA 2020, pers. obs.). Det er åpenbart at elven har vært viktig for industrien i området (pers. obs.). Det har bl.a. vært fløtet tømmer langt tilbake i tid (Hobøl kommune 2019). I dag er elven påvirket av diverse mindre deminger, spesielt i den delen av elven som har elvemusling. Disse demningene er for det meste ikke i aktiv drift i dag (NVE Atlas 2020, pers. obs.), men vil påvirke vannføringsdynamikken i elven noe. De utgjør også vandringshindre for fisk, men det er vanskelig å evaluere om det har vært oppgangsmuligheter for fisken før demningene ble bygget (pers. obs.). I forbindelse med et par av disse demningene finnes det eller er det planlagt mindre kraftverk (NVE Atlas 2020, Mølle Bil AS pers. med.), men disse ansees å ville ha mindre påvirkning på vannføringsdynamikken i elven (pers. obs.). Bindingsvannet i øvre del av elven brukes også som drikkevann (NVE Atlas 2020), og dette vil redusere vannføringen i elven. Hobølva er, som vannkvalitetsdataene viser, påvirket at eutrofiering pga. avrenning fra jord-



Figur 3.2. Elvemusling og redoksmålingsstasjoner i Hobølelva. Strekingen der det er funnet elvemusling er markert med mørkegrønt. Tallene 1-5 indikerer lokalisering av redoksmålingsstasjonene. Kartet dekker elvestrekningen fra Mjær til E18. Det er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020). Se **figur 3.3** for foto av stasjonene og **vedlegg 9.1 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.

bruksarealer, punktutslipp fra landbruket og kloakutslipp, men det er gjennomført mange forskjellige tiltak som har redusert tilførselen til vassdraget (Blankenberg et al. 2008, Johannessen & Eikum 2014, Lyche Solheim et al. 2001, Vannregion Glomma 2014, Øygarden et al. 2010, www.morsa.org). Flytfoto fra 1956 til 2018 viser at det har vært en økning i

bebyggelsen i nedbørfeltet, mens skogs- og jordbruksarealene har vært relativt stabile (Norge i bilder 2020).

3.2 Elvemusling

Elvemusling er nevnt i Hobølelva så langt tilbake som i 1779 (Wilse 1779). Lokaliteten er med i Dolmen & Kleiven (1997) sin nasjonale oversikt over elvemuslinglokaliteter, men den er registrert som mulig utdødd. I 2009 (Karlsen 2009) og 2011 (Hage 2011) ble bestanden undersøkt, og det ble funnet musling fra Svenneby bru til Sagbakken, noe nedstrøms Brekka (**figur 3.2**). I 2019 og 2020 ble dette området undersøkt på nytt (Sandaas & Enerud 2021). Det ble funnet musling ved alle de undersøkte stasjonene. Bestanden ble estimert til 25.000-50.000 individ. Undersøkelsene viser at rekrutteringen i vassdraget ligger svært nær grensen til det som er ansett å være god nok rekruttering til å opprettholde en levedyktig bestand (Young et al. 2001). I henhold til veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann er bestanden *livskraftig* (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018, men se også Larsen 2017). Undersøkene i 2019 og 2020 viser også at ørret fungerer som vertsfisk for muslingen i elven (Sandaas & Enerud 2021).

3.3 Metodikk

Redoksmålinger ble gjennomført i Hobølelva 29.08.2020. Det ble undersøkt fem stasjoner innenfor utbredelsesområdet til elvemuslingen. Fire av stasjonene ble lagt til de områdene der det i 2019 og 2020 ble gjennomført gravestudier med fokus på rekruttering hos muslingen (Sandaas & Enerud 2021). I tillegg ble én stasjon lagt mellom den nederste og de tre øverste områdene som det ble gjennomført gravestudier i, siden det er relativt stor avstand mellom de to delene av elven som disse studiene ble gjennomført i (se **figur 3.2 & 3.3, vedlegg 9.1 tabell 1**). Det ble tatt 15-16 målinger i substratet og 5 målinger i de frie vannmassene per stasjon. Disse målingene fordelte seg på 4-5 transekter per stasjon. For en mer utfyllende metodebeskrivelse henvises det til kapittel 2 (side 10-11). I tillegg til redoksmålingene, ble det målt vanntemperatur ved alle stasjonene, og vannføringen ble evaluert i forhold til nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon. Vannføringen ble også evaluert vha. vannføringsdata fra NVEs målestasjon ved Høgfoss (lenger nede i elven) (Sildre BETA 2020b).

3.4 Resultater

Vanntemperaturen i Hobølelva varierte mellom 16,2 og 16,6 °C i 2020. Vannføringen ble bedømt til å være middels basert på nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon. Ved NVEs målestasjon ved Høgfoss var vannføringen 1,3 m³/s. Dette ligger mellom 25- og 50-persentil for datoen (Sildre BETA 2020b). Resultatene av redoksmålingene er beskrevet i **figur 3.4** og **vedlegg 9.1 tabell 2**.

3.5 Diskusjon

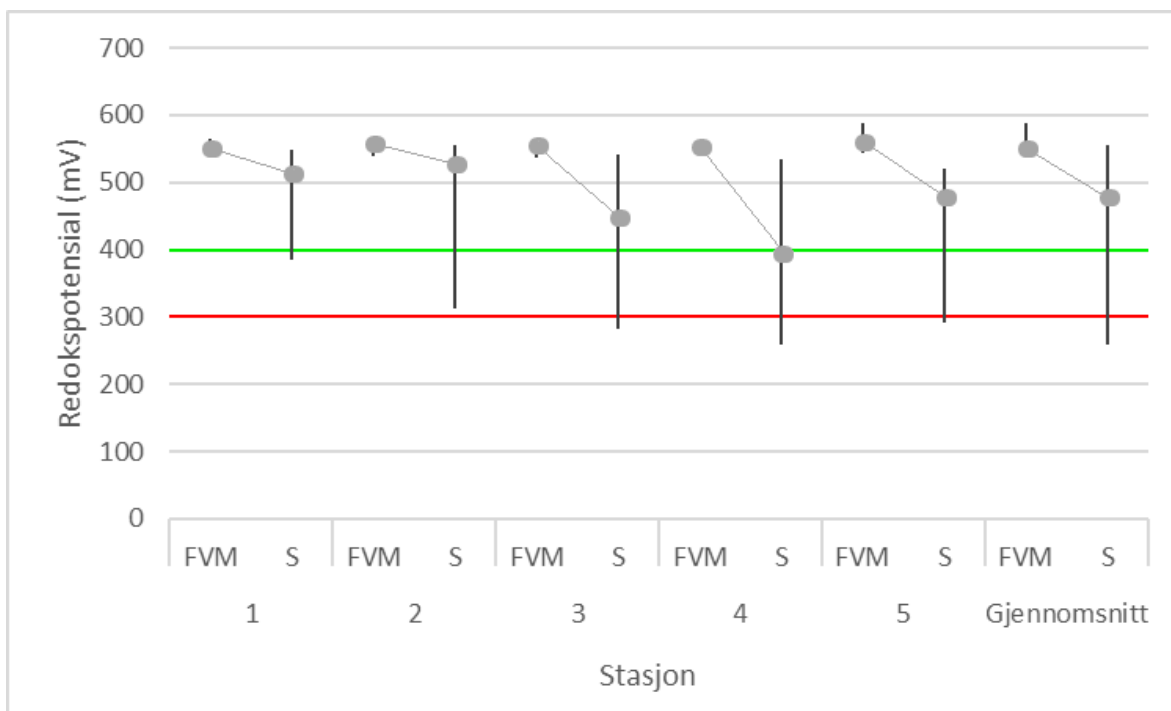
Måneden før undersøkelsene ble gjennomført i 2020 var preget av lav vannføring i Hobølelva, om enn ikke så lav som minstevannføringen om sommeren (Sildre BETA 2020b). Gjennomsnittstemperaturen i luften var også ganske høy, men noe lavere den siste uken før undersøkelsene (Yr 2020c). Dermed må man forvente at vanntemperaturen (16,4 °C i gjennomsnitt) ikke var så langt under maksimumsverdien i elven og at vannføringen ikke var så langt over minstevannføringen i elven. Det er mange mindre deminger i elven (NVE Atlas 2020, pers. obs.) og det tas ut vann til drikkevann i øvre deler av vassdraget (NVE Atlas 2020), men vannføringsdynamikken ansees i stor grad å følge de naturlige svingningene i vanntilførselen i nedbørfeltet. Dermed representerer sannsynligvis redoksmålingene noe bedre forhold enn de



Figur 3.3. Redoksmålingsstasjoner i Hobølva. Fotoene viser de fem stasjonene som ble undersøkt i elven i 2020. Se **figur 3.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.1 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Foto stasjon 1: Kjell Sandaas. Foto stasjon 2-5: Rapportforfatteren.

dårligste forholdene man kan forvente å oppleve i løpet av et 'normalår' i elven. Funnene fra Askerelva og Sognsvannsbekken fra 2017 til 2020 tyder på dette (se kapittel 6, side 37-43).

Medianverdien for redokspotensialet i substratet i Hobølva var 476 mV. Dette ligger godt over minimumsgrensen som er nødvendige for å opprettholde rekrutterende bestander av elvemusling (Geist & Auerswald 2007), og verdien tilsier *god* habitatkvalitet (Larsen 2012). Reduksjonen i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet var på 13,2 %. En slik reduksjon i redokspotensialet ansees som uproblematisk for ungmuslinger



Figur 3.4. Redokspotensial i Hobøelva i 2020. Figuren viser median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hver av stasjonene 1-5 og gjennomsnittsverdiene for elven. Minimumsgrensene for god (400 milliVolt (mV)) og moderat (300 mV) habitatkvalitet er indikert med henholdsvis grønn og rød strek. Strekene som sammenbinder to punkter viser forskjellen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet ved stasjonene. For eksakte verdier og flere detaljer rundt redokspotensialet ved stasjonene, se vedlegg 9.1 tabell 2.

(Killeen 2006). I tillegg var det en stor andel av substratet som var av god habitatkvalitet for ungmuslinger (71,0 % av substratet hadde redokspotensial over 400 mV). Til sammen tilsier dette at habitatkvaliteten for ungmuslinger er *god* i elven. Selv om forholdene i elven nok vil være noe dårligere i et normalår, var redokspotensialet så høyt at habitatkvaliteten sannsynligvis vil være *god* ved de aller fleste stasjonene i et slikt år også.

Hvis man sammenligner de enkelte stasjonene i Hobøelva, er bildet ikke spesielt mye mer nyansert. Habitatkvaliteten var *god* ved stasjon 1-3 og 5. Bare stasjon 4 hadde et redokspotensial som tilsier at habitatkvaliteten ligger i grenseland mellom *moderat* og *god*. Denne stasjonen var noe mer stilleflytende enn de andre stasjonene, og det kan nok forklare høyere sedimentering av substratet. I et normalår vil nok denne stasjonen ha *moderat* habitatkvalitet.

Den *gode* habitatkvaliteten i Hobøelva er ikke overraskende, gitt at det i 2019 og 2020 ble funnet høy rekruttering av elvemusling i elven (Sandaas & Enerud 2021). De undersøkte rekrutteringen ved stasjon 1 og 3-5. Ved stasjon 1 var rekrutteringen svært god (henholdsvis 11,3 og 29,5 % av muslingene var <20 og <50 mm). Ved stasjon 3 var rekrutteringen god (henholdsvis 0,4 & 18,1 % var <20 og <50 mm). Ved stasjon 4 var rekrutteringen dårlig (5 % <50 mm, men ingen <20 mm). Ved stasjon 5 ble det ikke funnet rekruttering. Det siste kan være et resultat av at tettheten av muslinger var svært lav ved denne stasjonen (Sandaas & Enerud 2021), og ved lave tettheter vil det være svært vanskelig å identifisere rekruttering (Larsen & Magerøy 2019a). Det er bare ved stasjon 4 at redokspotensialet tilsier at redusert habitatkvalitet for ungmuslinger bør påvirke rekrutteringen, og selv der bør den påvirkningen være relativt liten. Dermed bidrar redokspotensialet svært lite til å forklare forskjellene i rekruttering innad i elven. Det tyder på at det er andre miljøvariabler som forklarer forskjellene i rekruttering. En mulig forklaring kunne vært forskjeller i vertstiltgang, men undersøkelsene fra 2019 og 2020 tyder på at tettheten av

ungfisk av ørret er høyest i de delene av elven der muslingrekrutteringen er dårligst (Sandaas & Enerud 2021). Vannkvalitetsdataene og de biologiske indeksene tyder også på at vannkvaliteten er noe bedre der rekrutteringen er dårligst (Vannmiljø 2020). Dermed er det ingen åpenbare årsaker til forskjellene i rekruttering i elven.

Den gode habitatkvaliteten i Hobølelva er overraskende, gitt de biologiske indeksverdiene og vannkvalitetsdataene fra vassdraget (Haande et al. 2011, Moe 2014, Vannmiljø 2020, Våge & Stabell 2018). Den økologiske tilstanden med henblikk på eutrofiering, i den delen av elven som har elvemusling, er henholdsvis *moderat*, *god* og *god* i henhold til begroingsindeksen, trofiindeksen for påvekstalg og ASPT-indeksen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Gitt et 'verste styrer'-prinsipp, er den økologiske tilstanden med henblikk på eutrofiering *moderat*. I tillegg viser vannkvalitetsdataene fra utløpet av Mjær at verdiene for nitrat, totalt fosfor og turbiditet er vesentlig høyere enn det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Dermed skulle man ikke forvente god rekruttering eller *god* habitatkvalitet for ungmuslinger i Hobølelva. En mulig forklaring på dette kan ha ved typifiseringen av elven å gjøre. Turbiditetsverdiene i elven tilsier at den kan være et *leirvassdrag*. Verdiene av suspendert tørrstoff støtter ikke en slik typifisering, og elven ble typifisert som *moderat kalkrik* og *humøs* (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Uansett er leireinnholdet i nedbørfeltet høyt (27 %) (NEVINA 2020). I *leirvassdrag* er indeksene upålitelige (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018), med unntak av ASPT indeksen (Eriksen et al. 2015). I tillegg forventer man høye naturlige verdier av totalt fosfor, da en del fosfor vil være bunnet til leirpartikler i slike vassdrag (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Ved utløpet av Mjær var verdiene av totalt fosfor lavere enn det som tilsier *god* tilstand i *leirvassdrag*, men også innenfor grensene for *god* tilstand i *moderat kalkrike* og *humøse* elver. Uansett illustrerer funnene av god rekruttering (Sandaas & Enerud 2021) og høyt redokspotensial at redoksmålinger gir en bedre forståelse av habitatkvaliteten for ung elvemusling, enn vannkvalitetsdata og biologiske indekser.

Selv om redokspotensialet i Hobølelva er høyt, er det viktig at habitatkvaliteten ikke reduseres. Derfor er det viktig at gjennomførte og planlagte tiltak for å redusere tilførselen av næringsstoffer til vassdraget opprettholdes, som f.eks. å utbedre renseanlegg og redusere avrenning fra landbruket (Blankenberg et al. 2008, Johannessen & Eikum 2014, Lyche Solheim et al. 2001, Vannregion Glomma 2014, Øygarden et al. 2010, www.morsa.org). I tillegg er det viktig at kantvegetasjonen langs vassdraget opprettholdes, da det i senere tid har vært noe hogst langs den delen av elven som har elvemusling (pers. obs.). I disse områdene bør kantvegetasjonen gjenetableres. I Hordaland er det benyttet incentivordninger for å redusere gjødsling og ta vare på naturlig vegetasjon langs elvemuslingvassdrag (Kålås et al. 2016). Langs nedre deler av Hobølelva er det plantet trær for å redusere avrenningen (Skarbøvik et al. 2018). Det er viktig at slike incentivordninger og tiltaksprogram utnyttes til å ta vare på og gjenetablere kantsonene langs hele elvestrengen. Dette kan være nødvendig selv om kantsonen til vassdrag har et spesielt vern i vannressurslovens § 11, og hogst av kantsone er søknadspliktig til Statsforvalteren.

Rekrutteringen av elvemusling i Hobølelva er relativt god (Sandaas & Enerud 2021), men ligger så vidt under det nivået som er ansett å være god nok rekruttering til opprettholde en bestand (Young et al. 2001). Derfor er det aktuelt å gjennomføre tiltak for å bedre forholdene for muslingen i elven. Undersøkelsene til Sandaas & Enerud (2021) tyder på at tilgangen på vertsfisk kan være et problem i deler av elven, selv om de ikke gjennomførte tetthetsfiske. Dette gjelder spesielt i de nedre delene av utbredelsesområdet til muslingen. Elven er svært oppstykket, med mange demninger som fungerer som vandringshindre. Dermed vil ørretbestanden bli delt opp i flere delbestander. Slike småbestander er mer utsatt for lokale negative hendelser (f.eks. lokale utslipp), og vandringshindrene vil gjøre at det vil ta lenger tid for fiskebestanden å ta seg opp igjen etter en slik hendelse. Fisketrapper vil være nødvendige for å øke vandringsmulighetene for fisk i elven. I tillegg er elveløpet rensket for steiner i forbindelse med fløting, og dette kan bidra til å redusere habitatet for ørret og elvemusling innenfor utbredelsesområdet til muslingen (pers. obs.). Dermed er utlegging av større steiner eller liknende et aktuelt tiltak i elven. Større heterogenitet i substratet vil kunne endre sedimenteringsdynamikken og føre til økt variasjon i

sedimentering i elven. Dermed kan enkelte områder blir mer egnet som habitat for ungmuslinger og vertsfisk (ørret) (Larsen 2015, Quinlan et al. 2015, Roni et al. 2002, Smokorowski & Pratt 2007, Vannote & Minshall 1982).

4 Leira



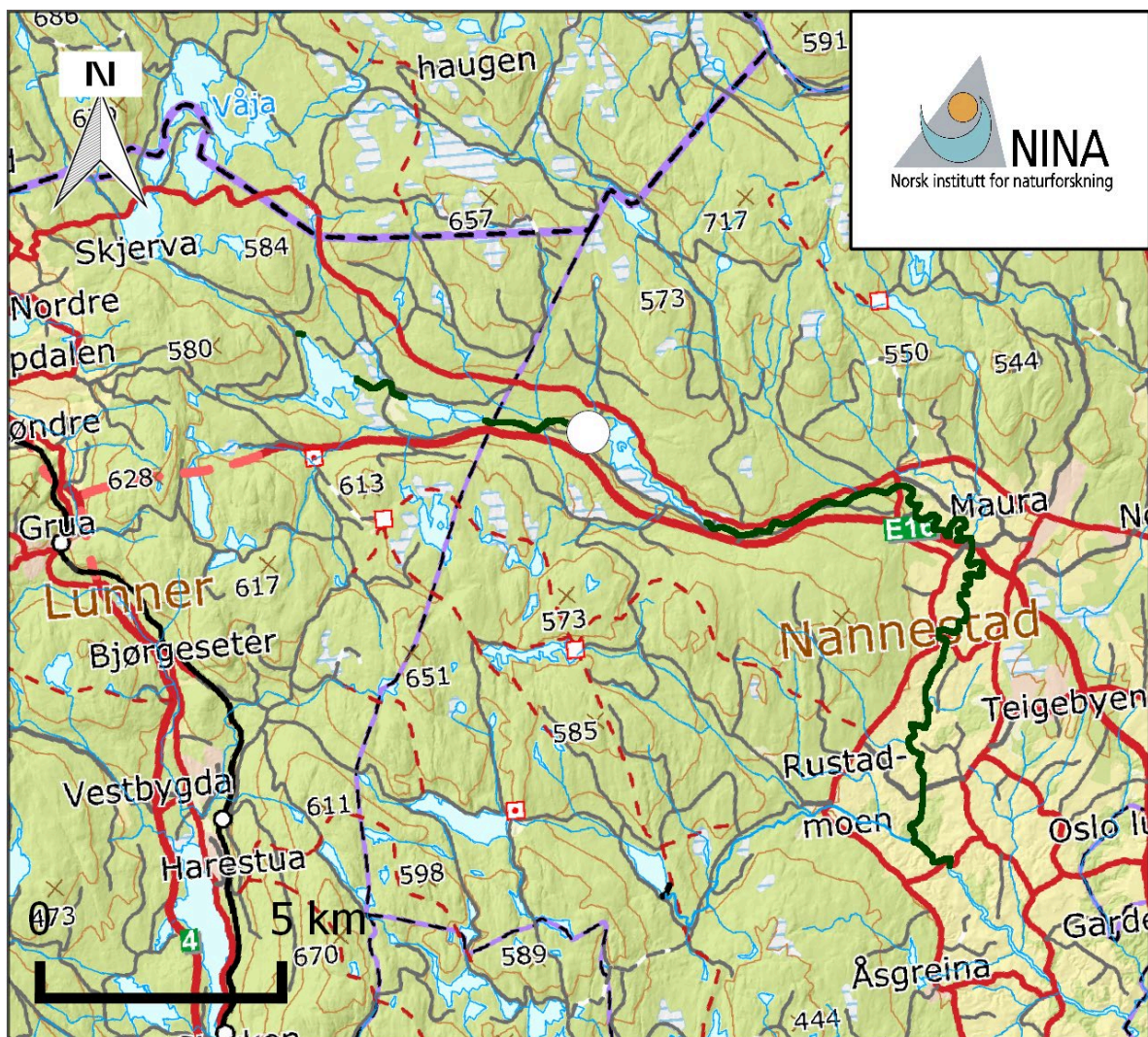
Figur 4.1. Leira. Elven er et større sidevassdrag til Glomma. Hovedstengen i Leira er markert med turkis. Kartet er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020).

4.1 Områdebeskrivelse

Leira er et større sidevassdrag (vassdragsnr. 002.CAA0) (**figur 4.1**) til Glomma (vassdragsnr. 002.Z). Det løper sammen med Nitelva og ut i Øyerendeltaet i nordenden av Øyeren. Elven har sitt utspring i åsene øst for Jaren på Hadeland. Derfra renner den sørover gjennom Vassbråa (547 moh.), Våja (425 moh.) og Skjerva (417 moh.), som ligger nordøst for Roa i Lunner kommune. Elven svinger sørøstover, gjennom Avalsjøen (340 moh.), Leirsjøen (320 moh.) og Strå-tjernet (299 moh.), og ned til Maura. Der fortsetter den sørover, forbi Preståsen, Nannestad, Gardermoen, Kløfta, Frogner og Lillestrøm, før den renner ut i Øyeren (101 moh.) via Svellet og Øyerendeltaet. Leira drenerer østlige deler av Gran kommune i Innlandet fylke, og den østlige delen av Lunner, store deler av Nannestad, den vestligste delen av Ullensaker og nordlige deler av Lillestrøm kommuner i Viken fylke. Fra nederst i utbredelsesområdet til elvemusling, Holedalen vest for Gardermoen (se **figur 4.2** og delkapittel 4.2), og oppover, har Leira en totalt elvelengde på ca. 54 km og denne delen av nedbørfeltet er på ca. 345 km². Avrenningen er på 19,9 l/s/km², og alminnelig lavvannføring er på 1,6 l/s/km². Denne delen av nedbørfeltet består av 84,2 % skog, 5,3 % myr, 5,1 % innsjøer, 4,3 % dyrket mark, 0,3 % urban bebyggelse og 0,6 % uklassifiserbart areal (NEVINA 2020). Berggrunnen i denne dele av nedbørfeltet består for det meste av mer næringsfattig nordmarkitt, biotittsyenitt og forskjellige former for granitt, mens det er noe avsetninger av grus, sand og leire i den sørøstligste delen av dette delnedbørfeltet (Berggrunn 2020).

I den øvre delen av utbredelsesområdet til elvemusling i Leira (oppstrøms Maura) finnes det data for biologiske indekser for forsurening og eutrofiering fra flere stasjoner fra 2008 til 2020, mens vannkvalitetsdataene strekker seg helt tilbake til 1998 for flere av de undersøkte parameterne (Persson et al. 2015, Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018). Verdiene av kalsium tilsier at denne delen av elven er *kalkfattig*, mens verdiene av totalt organisk karbon og turbiditet tilsier at denne delen er *klar*. Denne delen av elven ligger i klimasone *skog* (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Den økologiske tilstanden med henblikk på forsurening er *moderat* basert på begroingsalger og *god* basert på bunndyr (Værøy & Torgersen 2018). For å redusere forsureningsproblematikken i øvre deler av vassdraget kalkes det i flere vann (Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken) upubl. mat.). Den økologiske tilstanden med henblikk på eutrofiering har i gjennomsitt vært *svært god* basert på begroingsalger (Persson et al. 2015, Værøy & Torgersen 2018) og *god* basert på bunndyr (Persson et al. 2015, Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018). Gitt et 'verste styrer'-prinsipp, har den økologiske tilstanden vært henholdsvis *moderat* og *god* med henblikk på forsurening og eutrofiering. Verdiene for pH og kalsium i denne delen av elven har ligget høyere enn det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009), selv om kalsiumverdiene har ligget under det som er observert i disse vassdragene ved begrensede målinger i Leira i 2014 og 2017. Verdiene av totalfosfor har ligget over det som er observert i Norge, men under det som har blitt observert i Sverige, mellom 2004 og 2017. Forsuringsindeksene tyder på at forsurening er et problem i denne delen av elven, mens vannkvalitetsdataene ikke tyder på det. I følge klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann gir indeksene bedre grunnlag enn vannkvalitetsdata for å vurdre tilstanden i et vassdrag (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Dermed er det sannsynlig at forsurening er et problem for muslingen i denne delen av elven. Selv om eutrofieringsindeksen tilsier *god* tilstand, tyder verdiene av totalt fosfor på at eutrofiering kan være et problem for muslingen. Dette er ikke uvanlig, siden elvemusling er en sensitiv art og *god* eller tom. *svært god* tilstand ikke nødvendigvis er nok for å opprettholde god rekruttering (Larsen 2017; 2018).

I den midtre delen av utbredelsesområdet til elvemusling i Leira (Kringlerdalen nedstrøms Maura) finnes det data for biologiske indekser for forsurening og eutrofiering fra flere stasjoner fra 2008 til 2020, mens vannkvalitetsdataene strekker seg helt tilbake til 1998 for enkelte av de undersøkte parameterne (Persson et al. 2015, Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018). Verdiene av kalsium og totalt organisk karbon tilsier at denne delen av elven er *kalkfattig* og *klar*. Denne delen av elven ligger rett under grensen til klimasone *lavland* (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Den økologiske tilstanden med henblikk på forsurening er *svært god* basert



Figur 4.2. Elvemusling, tiltak og redoksmålinger i Leira. Strekingen der det er funnet elvemusling er markert med mørkegrønt. Den hvite sirkelen indikerer området der det ble flyttet muslinger i 2017-2019 (Sandaas & Enerud 2020) og det ble gjennomført redoksmålinger i 2020. Kartet dekker elvestrekningen fra Våja til Gardermoen. Det er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020). Se **figur 4.3** og **vedlegg 9.2 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se **figur 4.4** for foto av stasjonene.

på begroingsalger (Persson et al. 2015). Den økologiske tilstanden med henblikk på eutrofiering har i gjennomsnitt vært *god* basert på begroingsalger (Persson et al. 2015, Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018) og *svært god* basert på bunndyr (Persson et al. 2015). Gitt et 'verste styrer'-prinsipp, er den økologiske tilstanden med henblikk på forsurening *svært god* og eutrofiering *god*. Begrensede data, fra de siste par årene, for pH og kalsium, har ligget over det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Fosforverdiene, fra en lengre tidsseire, ligger over det som er observert i vassdragene med rekruttering. Både indeksene og vannkvalitetsdataene tyder altså på at forsurening ikke er et problem for elvemusling i denne delen av elven, men vannkvalitetsdataene antyder at eutrofiering kan være et problem.

I den nedre delen av utbredelsesområdet til elvemusling i Leira (Låkedalen ved Nannestad) finnes det data for biologiske indekser for eutrofiering fra flere stasjoner fra 2017 og 2020, mens vannkvalitetsdataene er undersøkt i enkelte år rundt tusenårsskiftet og i de senere år (Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018). Verdiene av kalsium og totalt organisk karbon tilsier at denne

delen av elven er *kalkfattig* og *klar*. Denne delen av elven ligger i klimasone *lavland*. Verdiene av suspendert tørrstoff antyder at denne delen av elven kanskje burde typifiseres som et *leirvassdrag* (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Med en typifisering som et *kalkfattig* og *klart lavlandsvassdrag* tilsier indeksene for både begroingsalger (Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018) og bunndyr (Værøy & Torgersen 2018) *god* tilstand med henblikk på eutrofiering. Dersom elven hadde vært typifisert som et *leirvassdrag* tilsier verdiene av både ortofosfat og totalt nitrogen *god* tilstand med henblikk på eutrofiering. Fosforverdier, fra 1998-2001 og én enkeltmåling fra 2017, har ligget over det som er observert observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Det finnes ingen informasjon om pH fra denne delen av elven, men en enkel kalsiumverdi fra 2017 ligger over det som er observert i vassdragene med rekruttering. Selv om den økologiske tilstanden er *god* med henblikk på eutrofiering, tyder fosforverdiene på at eutrofiering er et problem for elvemusling i denne delen av elven. Forsuring er ikke et problem, gitt at det ikke er et problem i den midtre delen av elven og man vil forvente en økning i pH-verdiene nedover i elven.

Leiravassdraget er svært artsrikt når det gjelder fisk, men de fleste av artene er begrenset til nedre deler av vassdraget nedstrøms Låkefoss, som er vandringshinder for fisk fra Øyeren (Brabrand et al. 2014, Lie & Sørensen 2013). I den øvre delen av utbredelsesområdet til elvemuslingen i Leira er det påvist ørekyte og ørret (Sandaas & Enerud 2010), men det finnes også abbor, røye og sik lenger oppe i vassdraget (Torgersen 2007). I den midtre og nedre delen av utbredelsesområdet til muslingen finnes det bekkeniøye, steinsmett, ørekyte og ørret (Lie & Sørensen 2013, Sandaas & Enerud 2010). I den nedre delen finnes det også hork og stam (Lie & Sørensen 2013). Det skal også finnes gullbust (Toverud 2001) og muligens gjedde (Karl Henrik Laache pers. med., videreformidlet av Lie and Sørensen 2013). I den øvre delen av utbredelsesområdet til elvemuslingen skal tetthetene av ørret (Sandaas & Enerud 2010; 2020) være høye nok til å opprettholde bestanden av elvemusling (Arvidsson et al. 2006; 2012, Degerman et al. 2013, Söderberg et al. 2008, Ziuganov et al. 1994, Österling 2006). Vi kjenner ikke til tetthetsdata for ungfisk av ørret i de andre delene av utbredelsesområdet.

Leiras nedbørfelt er preget av skog ned til Maura, men videre nedover er jordbrukslandskapet dominerende under marin grense (NEVINA 2020). Det tas ut vann til drikkevannsforsyning, i øvre deler av hovedvassdraget ved Våja og i sidevassdraget Rotua (NVE Atlas 2020). Dette fører til redusert vannføring innenfor utbredelsesområdet til elvemusling (spesielt i nedre del, der Rotua kommer inn). I tillegg er det et par mindre demninger i denne delen av vassdraget (NVE Atlas 2020), som vil modifisere vannføringen i Leira noe og vil kunne fungere som vandringshinder for fisk. Elven har også en lang historie som fløtningselv (Riksantikvaren 2020), og elveløpet har blitt rensket i den forbindelse (Sandaas & Enerud 2020, pers. obs.). Klassifiseringen av økologisk tilstand tyder på at elven er påvirket av forsuring i den øvre delen av utbredelsesområdet til muslingen og eutrofiering i den midtre og nedre delen av utbredelsesområdet. Forsuringen skyldes langtransport av forurensning, mens eutrofieringen skyldes avrenning fra jordbrukarealer, punktutslipp fra landbruket og kloakktutslipp (Borch et al. 2008). Det er foreslått (Borch et al. 2008) og gjennomført (www.elveliv.no) flere tiltak i nedbørfeltet, for å redusere tilførselen av næringsstoffer til og erosjon langs vassdraget. I nedbørfeltet til den øvre delen av utbredelsesområdet til muslingen har det jevnlig vært hogst fra 2003 til 2020 (Norge i bilder 2020). Langs mindtre og nedre delen av utbredelsesområdet har bebyggelsen økt mellom 1970 og 2020, spesielt ved Maura og Preståsen i tidsperioden før tusenårskiftet. Åkerarealene har holdt seg relativt stabile, mens det har vært en reduksjon i beiteområdene og en økning i skog. Også i nedbørfeltet til den mindtre og nedre delen av utbredelsesområdet har det vært jevnlig hogst i løpet av disse årene.

4.2 Elvemusling

Elvemusling er kjent fra Leira i forbindelse med perlefiske (Taranger 1890). I nyere tid ble det funnet musling i elven på 1950-tallet (Økland & Økland 1998), og bestanden er med i Dolmen &

Kleiven (1997) sin nasjonale oversikt over elvemuslinglokaliteter. Stor deler av elven ble grundig kartlagt mellom 1998 og 2009 (Sandaas & Enerud 2010), med tilleggsundersøkelser i øvre deler av elven i 2012-2014 og 2017-2020 (Sandaas & Enerud 2018b; 2020). Muslingen er påvist fra Homledalen i Nannestad kommune, vest for Gardermoen, til rett oppstrøms Avalsjøen i Lunner kommune (**figur 4.2**), men områdene lenger oppstrøms er ikke undersøkt. Bestanden ble estimert til 25.000-50.000 individ. I den øvre delen av utbredelsesområdet til muslingen (oppstrøms Maura) ble det ikke funnet muslinger mindre enn 50 mm ved undersøkelser i 2002 eller 2008, men undersøkelsene tyder på at det foregår noe rekruttering i denne delen av elven. Dette ble bekreftet ved funn av muslinger mindre enn 50 mm i 2014 og 2017-2019. I den midtre og nedre delen av utbredelsesområdet ble det funnet noen få muslinger mindre enn 50 mm i 2008. Det ser likevel ikke ut til at rekrutteringen er stor nok innenfor noen av delene av utbredelsesområdet, sammenlignet med rekrutteringsnivået som er ansett å være godt nok til å opprettholde en bestand (Young et al. 2001). I henhold til veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann er bestanden *livskraftig?* (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, men se også Larsen 2017). Undersøker viser at ørret fungerer som vertsfisk for muslingen i elven (Sandaas & Enerud 2010; 2020).

I øvre del av utbredelsesområdet til elvemusling i Leira, rett oppstrøms Stårtjern ovenfor Maura, ble det gjennomført tiltak for å bedre rekrutteringen av ungmuslinger fra 2017 til 2019 (**figur 4.2**) (Sandaas & Enerud 2020). Det ble flyttet muslinger fra et stilleflytende parti til to strykpartier oppstrøms (**figur 4.3**), da det stilleflytende partiet ble regnet som dårlige habitat for ungmuslinger og vertsfisk. Tilsammen ble det flyttet opp 5.798 muslinger.

4.3 Metodikk

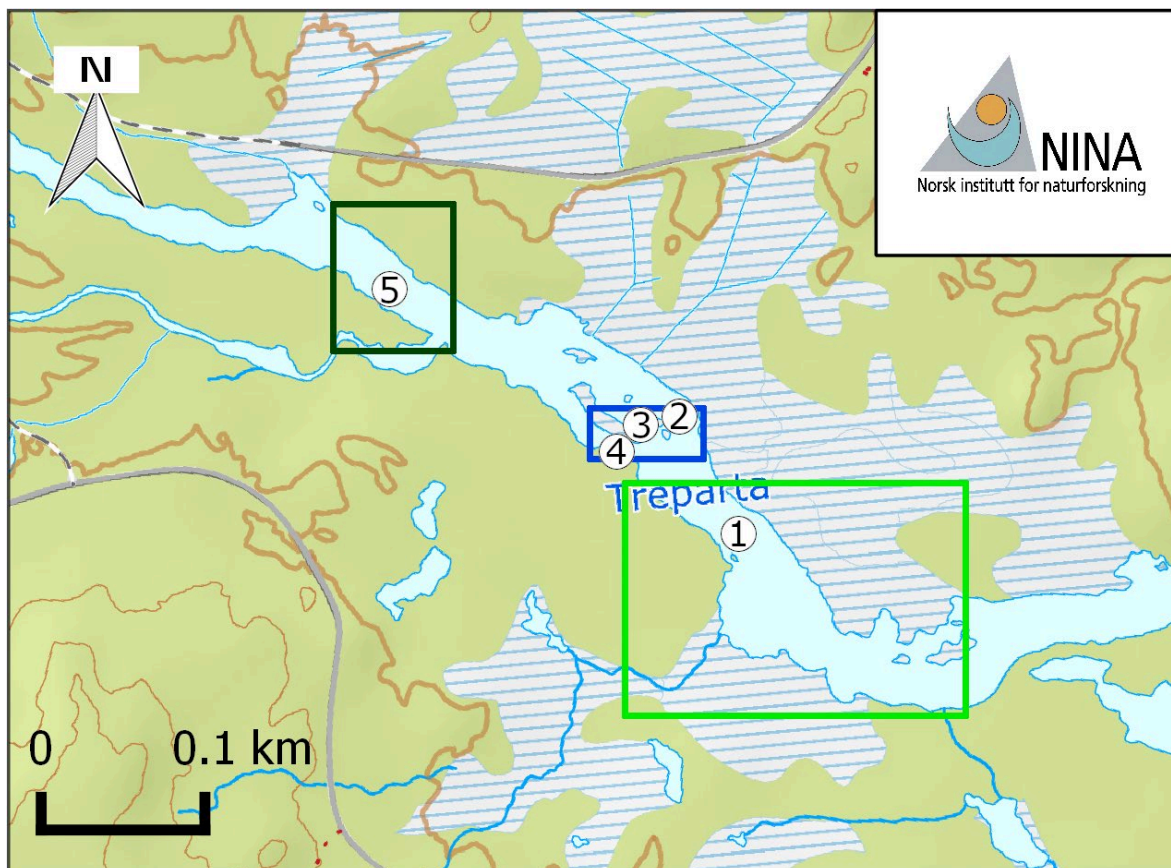
Redoksmålinger ble gjennomført i Leira 28.08.2020. Målingene ble gjennomført for å evaluere om strykpartiene som det ble flyttet elvemusling til i 2017-2019 (Sandaas & Enerud 2020) har bedre habitatkvalitet for ungmuslinger enn det stilleflytende partiet muslingene ble hentet fra. Det ble gjennomført målinger i de to strykene som det ble flyttet muslinger til, et nabostryk som det ikke ble flyttet muslinger til, det stilleflytende partiet som det ble flyttet muslinger fra og et stilleflytende parti med muslinger oppstrøms strykene (**figur 4.2-4.4, vedlegg 9.2 tabell 1**). Det ble tatt 15-16 målinger i substratet og 5 målinger i de frie vannmassene per stasjon. Disse målingene fordelte seg på 4-5 transekter per stasjon. For en mer utfyllende metodebeskrivelse henvises det til kapittel 2 (side 10-11). I tillegg til redoksmålingene, ble det målt vanntemperatur ved alle stasjonene, og vannføringen ble evaluert i forhold til nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon. Vannføringen ble også evaluert vha. vannføringsdata fra NVEs målestasjon ved Kringlerdal (lenger nede i elven) (Sildre BETA 2020a).

4.4 Resultater

Vanntemperaturen i Leira varierte mellom 14,7 og 15,8 °C i 2020. Vannføringen ble bedømt til å være middels basert på nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon. Ved NVEs målestasjon ved Kringlerdal var vannføringen 1,3 m³/s. Dette ligger rett over 25-persentilverdien for datoen (Sildre BETA 2020a). Resultatene av redoksmålingene er beskrevet i **figur 4.5** og **vedlegg 9.2 tabell 2**.

4.5 Diskusjon

Måneden før undersøkelsene ble gjennomført i 2020 var preget av lav vannføring i Leira, ned mot den forventede minstevannføringen i elven (Sildre BETA 2020a). Gjennomsnittstemperaturen i luften var også ganske høy, men noe lavere den siste uken før undersøkelsene (Yr 2020d). Dermed må man forvente at vanntemperaturen (15,4 °C i gjennomsnitt) ikke var så



Figur 4.3. Tiltaksområder for elvemusling og redoksmålingsstasjoner i Leira. Tiltaksområdene er markert med rektangler og redoksmålingsstasjonene er markert med sirkler (1-5). Det lysegrønne rektangelet viser et område med høy tetthet av muslinger, der det ble gjennomført redoksmålinger ved stasjon 1. Fra dette området ble det flyttet muslinger opp til det blå rektangelet i 2017-2019. Muslingene ble flyttet til området der redoksmålingsstasjon 3 og 4 ligger, mens området der redoksmålingsstasjon 2 ligger ble beholdt som et kontrollområde. Det mørkegrønne rektangelet viser et område med høy tetthet av muslinger, som det ikke ble flyttet muslinger fra. Det ble gjennomført redoksmålinger ved stasjon 5 i dette området, for å få en bedre forståelse av redokspotensialet innenfor områdene med naturlig høye tettheter av muslinger. Informasjonen om tiltaksområdene er hentet fra Sandaas and Enerud (2020). Kartet dekker strekningen rett oppstrøms Stråttjern. Det er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020). Se **figur 4.2** for lokalisering av tiltaksområdene innenfor utbredelsesområdet for muslingen i elven. Se **vedlegg 9.2 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se **figur 4.4** for foto av stasjonene.

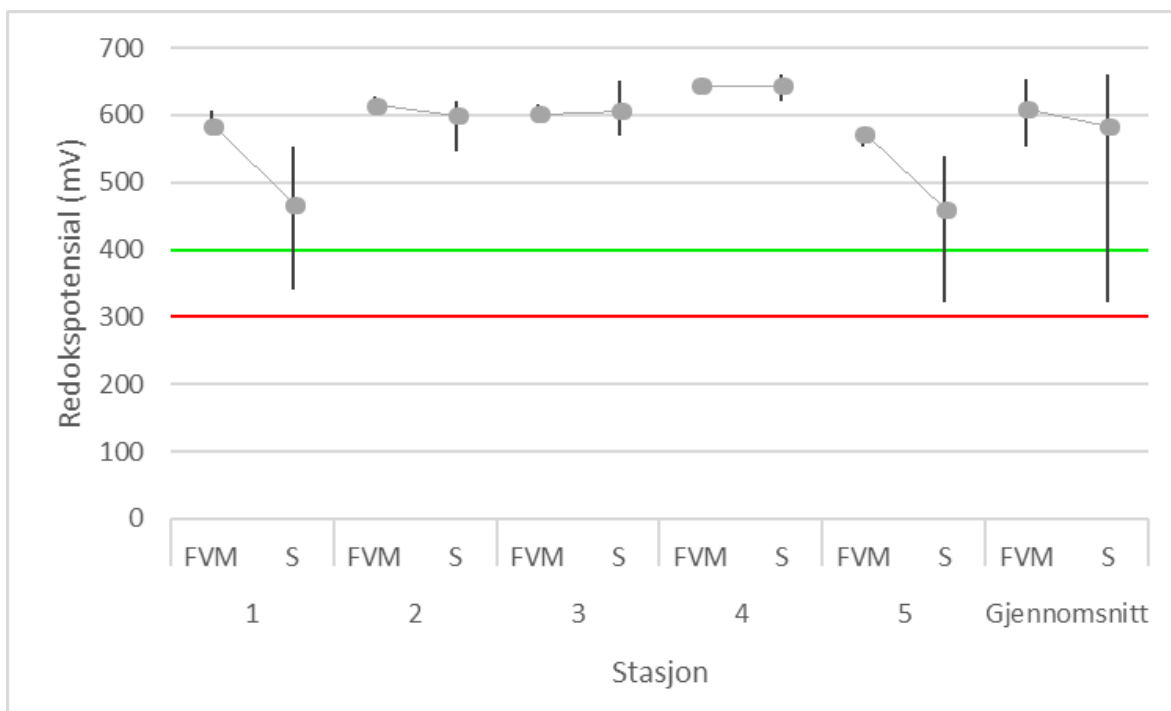
langt under maksimumsverdien i elven og at vannføringen ikke var langt over minstevannføringen i elven. Det er noe deminger i elven, og det tas ut vann til drikkevann i øvre deler av vassdraget og i Rotua (NVE Atlas 2020), men vannføringsdynamikken ansees i stor grad å følge de naturlige svingningene i vanntilførselen i nedbørfeltet. Dermed representerer sannsynligvis redoksmålingene noe bedre forhold enn de dårligste forholdene man kan forvente å oppleve i løpet av et 'normalår' i elven. Funnene fra Askerelva og Sognsvannsbekken fra 2017 til 2020 tyder på det (kapittel 6, side 37-43).

Målet med flyttingen av elvemusling i Leira i 2017-2019 var å etablere muslingene i et område med bedre habitatkvalitet for ungmuslinger og vertsfisk, for å øke rekrutteringen av elvemusling i denne delen av Leira (Sandaas & Enerud 2020). Undersøkelsene viser at mediant redokspotensial er høyere i utsettingsområdene (inkludert kontrollstasjonen) enn i områdene med naturlig høy tetthet av elvemusling (henholdsvis 615 og 460 mV), at reduksjonen i redokspotensial er



Figur 4.4. Tiltaksområder for elvemusling og redoksmålingsstasjoner i Leira. Fotoene viser de fem stasjonene som ble undersøkt i elven i 2020. Stasjon 1 ligger i området det ble flyttet muslinger fra i 2017-2019. Stasjon 2 er en kontrollstasjon innenfor området det ble flyttet muslinger til. Stasjon 3 og 4 er tiltaksstasjoner der det ble flyttet muslinger til. Stasjon 5 er en kontrollstasjon innenfor et område med høy muslingtetthet oppstrøms tiltaksområdet. Informasjonen om tiltaksområdene er hentet fra Sandaas and Enerud (2020). Se **figur 4.2** for lokalisering av tiltaksområdene innenfor utbredelsesområdet for muslingen i elven. Se **figur 4.3** for lokalisering av tiltaksområdene og redoksmålingsstasjonene i kart. Se **vedlegg 9.2 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.

lavere (henholdsvis 0,5 og 19,7 %), og at andelen substrat av god habitatkvalitet er høyere (henholdsvis 100 og 75 %). Likevel ansees disse forskjellene ikke å ha vesentlig påvirkning på habitatkvaliteten for ungmuslinger, da den er kategorisert som *god* for alle stasjonene. Selv om forholdene i elven nok vil være noe dårligere i et normalår, var redokspotensialet så høyt at



Figur 4.5. Redokspotensial i Leira i 2020. Figuren viser median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hver av stasjonene 1-5 og gjennomsnittsverdiene for den undersøkte delen av elven. Stasjon 1 ligger i området det ble flyttet muslinger fra i 2017-2019. Stasjon 2 er en kontrollstasjon innenfor området det ble flyttet muslinger til. Stasjon 3 og 4 er tiltaksstasjoner der det ble flyttet muslinger til. Stasjon 5 er en kontrollstasjon innenfor et område med høy muslingtetthet oppstrøms tiltaksområdet. Minimumsgrensene for god (400 millivolt (mV)) og moderat (300 mV) habitatkvalitet er indikert med henholdsvis grønn og rød strek. Strekene som sammenbinder to punkter viser forskjellen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet ved stasjonene. For eksakte verdier og flere detaljer rundt redokspotensialet ved stasjonene, se **vedlegg 9.2 tabell 2**.

habitatkvaliteten sannsynligvis vil være *god* ved alle stasjonene i et slikt år også. Det er likevel mulig at habitatkvalitetene i områdene med naturlig høy tetthet kan reduseres til *moderat* i spesielt dårlige år. Høyere redokspotensial i utsettingsområdene indikerer muligens også at substratet er mer ustabil i disse områdene. I ustabile masser vil ungmuslingene vaskes ut, mens større og eldre muslinger vil ha en større sjanse til å holde seg fast (se oppsummering og diskusjon av nåværende litteratur i Magerøy 2020b, men se også Hastie et al. 2000 for et studie som viser viktigheten av stabilt substrat for ungmuslinger). Redoksmålingene gir ikke, i seg selv, grunnlag for å vurdere om dette er tilfellet.

Selv om undersøkelsene ikke tyder på at habitatkvaliteten for ungmuslinger er vesentlig bedre i utsettingsområdene i Leira, kan tilgangen på vertsfisk være det. Habitatforholdene tyder på at dette er tilfelle (Sandaas & Enerud 2020, pers. obs.). Ungfiskundersøkelser i 2020 (Sandaas & Enerud 2020) viser at tetthetene var høye nok til å opprettholde bestanden av elvemusling (se Arvidsson et al. 2006; 2012, Degerman et al. 2013, Söderberg et al. 2008, Ziuganov et al. 1994, Österling 2006) i det vestre løpet i utsettingsområdet (redoksmålingsstasjon 4) og kontrollstasjonen innenfor utsettingsområdet (redoksmålingsstasjon 2), men noe for lav i det midtre løpet i utsettingsområdet. Tettheten av vertsfisk er ikke nærmere undersøkt i noen av de to områdene med naturlig høye tettheter av musling (redoksmålingsstasjon 1 og 5).

Medianverdien for redokspotensialet i substratet i Leira var 580 mV. Dette ligger langt over minimumsgrensen som er nødvendige for å opprettholde rekrutterende bestander av elvemusling (Geist & Auerswald 2007), og verdien tilsier *god* habitatkvalitet (Larsen 2012).

Reduksjonen i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet var på 4,3 %. En slik reduksjon i redokspotensialet ansees som uproblematisk for ungmuslinger (Killeen 2006). I tillegg var det en svært stor andel av substratet som var av god habitatkvalitet for ungmuslinger (89,6 % av substratet hadde redokspotensial over 400 mV). Til sammen tilsier dette at habitatkvaliteten for ungmuslinger er (*svært*) *god* i denne delen av elven. Som nevnt, vil nok habitatkvaliteten i et normalår også være *god*.

Den (*svært*) *gode* habitatkvaliteten i denne delen av Leira er kanskje overraskende, gitt at det gjennom flere undersøkelsesrunder (Sandaas & Enerud 2010; 2020) ikke er funnet rekruttering ansett å være god nok til opprettholde en elvemuslingbestand (Young et al. 2001). I tillegg har verdiene av fosfor (Vannmiljø 2020) ligget i øvre grenseland for det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Selv om redokspotensialet i denne delen av elven er høyt, er det viktig at habitatkvaliteten ikke reduseres. I dette området er avrenning i forbindelse med hogst, med tilførsel av næringsstoffer og partikler, den aktiviteten som mest sannsynlig kan ha negativ påvirkning på habitatkvaliteten for elvemusling. Derfor er det viktig at kantsonene langs vassdraget opprettholdes under hogst. I Hordaland er det benyttet incentivordninger for å redusere gjødsling og ta vare på naturlig vegetasjon langs elvemuslingvassdrag (Kålås et al. 2016). Liknende incentivordninger kan brukes i forbindelse med hogst.

De biologiske indeksene fra denne delen av Leira tyder på at området fremdeles er preget av forsuring (Persson et al. 2015, Værøy & Torgersen 2018), og dette er en sannsynlig bidragsyter til den dårlige rekrutteringen av elvemusling. Forsuring kan påvirke muslingene direkte eller ved å redusere tilgangen på vertsfisk (Larsen 1997; 2005; 2018). Det kalkes i vann i øvre del av vassdraget (Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken) unpubl. mat.), men ytterligere kalking er sannsynligvis et viktig tiltak for å bedre rekrutteringen i denne delen av elven. I tillegg er elveløpet rensket i forbindelse med fløting, og dette kan bidra til å redusere habitatet for ørret og elvemusling innenfor utbredelsesområdet til muslingen (Sandaas & Enerud 2010, pers. obs.). Dermed er utlegging av større steiner eller liknende et aktuelt tiltak i elven. Større heterogenitet i substratet vil kunne endre sedimenteringsdynamikken og føre til økt variasjon i sedimentering i elven. Dermed kan enkelte områder bli mer egnet som habitat for ungmuslinger og vertsfisk (ørret) (Larsen 2015, Quinlan et al. 2015, Roni et al. 2002, Smokorowski & Pratt 2007, Vannote & Minshall 1982).

5 Tunnsjøbekken



Figur 5.1. Tunnsjøbekken. Bekken utgjør den øvre del av Hafsteinselva (området rett nedenfor Tunnsjøen). Hovedstrengen i Hafsteinselva er markert med turkis. Kartet er hentet fra figur 8.1 i Magerøy (2020a).

5.1 Områdebeskrivelse

Tunnsjøbekken utgjør øvre delen av hovedstrengen i Hafsteinselva (vassdragsnr. 001.GAA, **figur 5.1**), som er en sideelv til Krokvelva (Korseelva, vassdragsnr. 001.GA0), som igjen er en

sideelv til Haldenvassdraget (vassdragsnr. 001.Z). Hovedstrengen i Hafsteinselva har sitt utspring nord for Tunnsjøen (200 moh.). Derfra renner den sørover gjennom sjøen, forbi Momoen og ut i Krokvelva ved Hemnes. Mesteparten av vassdraget ligger i Aurskog-Høland kommune i Viken, men den første sidebekken nedenfor Tunnsjøen (Midtskogvassdraget) kommer inn fra Fet kommune i samme fylke. Det er elvestrengen mellom Tunnsjøen og denne sidebekken, ved Åmot, som utgjør selve Tunnsjøbekken (**figur 5.2**). Denne delen av vassdraget har en total elvelengde på ca. 6,6 km. Det drenerer områdene rundt Tunnsjøen, og nedbørfeltet er på ca. 11,7 km². Avrenningen er på 15,9 l/s/km², og alminnelig lavvannføring er på 1,4 l/s/km². Denne delen av nedbørfeltet består av 88,3 % skog, 7,9 % innsjøer, 2,7 % myr og 0,6 % dyrket mark (NEVINA 2020). Berggrunnen består av næringsfattig diorittisk og granittisk gneis og migmatitt (NGU 2011).

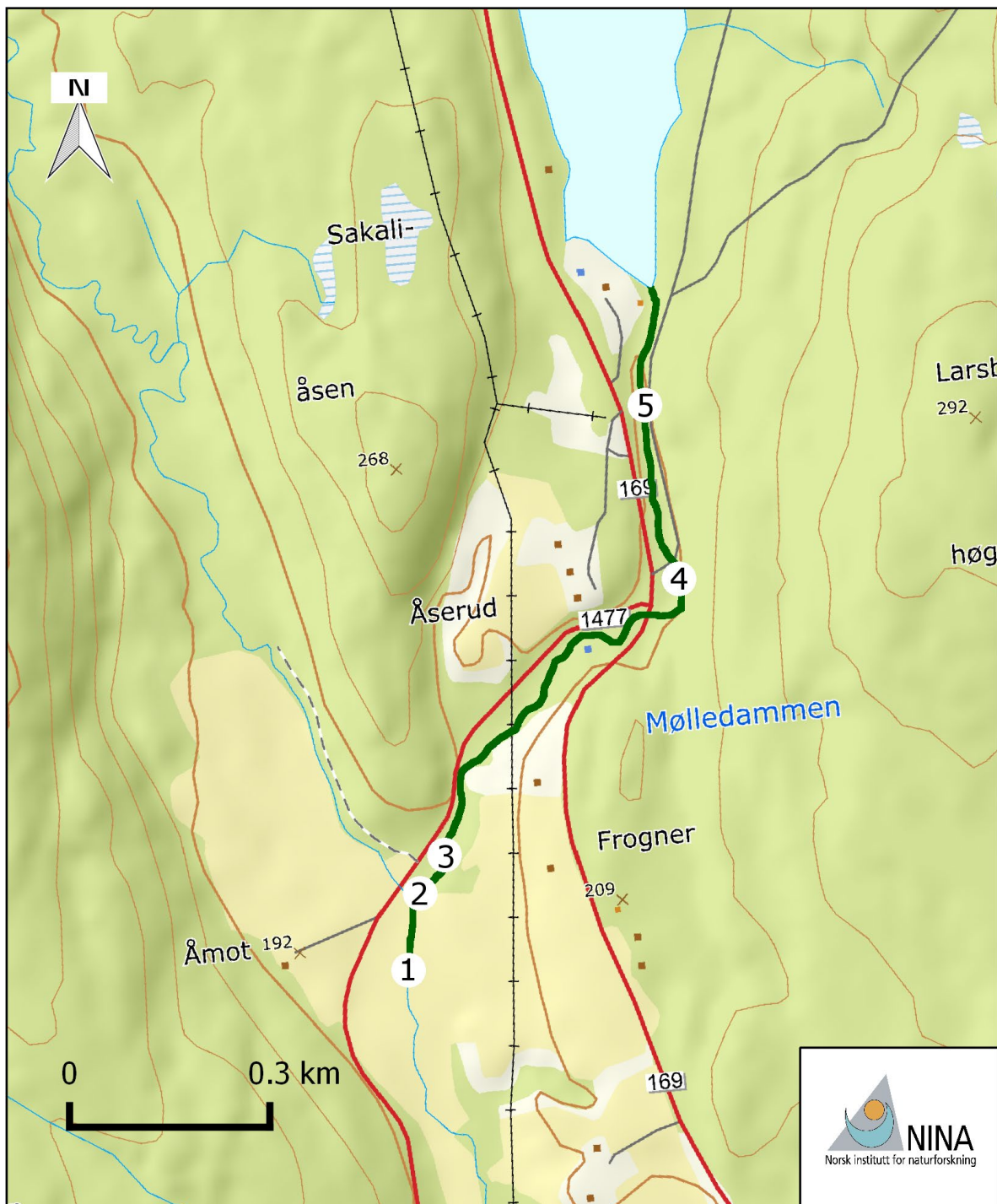
Tunnsjøen har blitt kalket siden 1995 eller kanskje tidligere (Sandaas et al. 2017, Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken) unpubl. mat.). I tillegg til vannkjemidata fra 1988, finnes det derfor noe data fra utløpet av innsjøen mellom 1995 og 2018. Det finnes også data fra samløpet med Midtskogvassdraget fra 2016 (Vannmiljø 2020). Verdiene for pH, labilt, ikke-labilt og reaktivt aluminium, og kalsium har blitt mye bedre etter at kalkingen av Tunnsjøen startet. pH-målingene har stort sett ligget høyere enn det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009), men enkeltmålinger har ligget langt under det som er observert i vassdragene med god rekruttering. Kalsiumverdiene har vært høye nok sammenlignet med disse vassdragene. De lave enkeltmålingene av pH tyder på at surstøt er et problem i bekken i visse perioder, på tross av kalkingen. Nitrat- og turbiditetsverdiene har som regel ligget under det som er observert i vassdragene med god rekruttering, mens fargetallet og fosforverdiene har ganske ofte ligget over det som er observert i disse vassdragene. Dette tyder på at bekken i perioder også er påvirket av høy nærings- og/eller partikkeltilførsel.

I Tunnsjøbekken er det bekkeniøye, gjedde, ørekyte og ørret (Sandaas et al. 2017). I tillegg finnes det hork i Tunnsjøen (Spikkeland 2014).

Tunnsjøbekken renner langs veier og gjennom skog, med noe jordbruk litt lenger unna elvestrengen (NEVINA 2020, pers. obs.). Det er en demning ved utløpet av Tunnsjøen og en demning ved den gamle møllen, omtrent midt i bekken (pers. obs.). Disse demningene vil påvirke vannføringsdynamikken i bekken noe og utgjøre vandringshindre for fisk.

5.2 Elvemusling

Elvemusling skal ha blitt funnet i Tunnsjøbekken i 1995 (Sverdrup Thygeson pers. med. i Enerud and Larsen 1998). Det skal også ha blitt funnet elvemusling i sidebekken Midtskogvassdraget (Sverdrup Thygeson pers. med. i Sandaas et al. 2017), men det ble ikke funnet miljø-DNA-signal for elvemusling fra denne bekken i 2018 (Jens Thaulow, tidligere NIVA, pers. med.). I 1998 ble Tunnsjøbekken undersøkt uten funn, og det ble antatt at muslingen var utryddet (Enerud & Larsen 1998). Muslingen ble imidlertid gjenfunnet i bekken i 2015 (Ingvar Spikkeland, pers. med. i Sandaas et al. 2017), og bekken ble grundigere undersøkt i 2016 (Sandaas et al. 2017). Da ble det funnet elvemusling på en ca. 1,2 km lang strekning, men Marianne Tønsberg (pers. med.) opplyser at det også finnes muslinger noe lenger nedover i bekken (se **figur 5.2**). Gjennomsnittlig tetthet var på 18,9 muslinger pr. m², og bestanden ble estimert til mellom 50.000 og 100.000 individer. Det ble ikke funnet noen muslinger mindre enn 20 mm, men hele 28,6 % av muslingene som ble funnet var mindre enn 50 mm (Sandaas et al. 2017). Det ser dermed ut til å ha vært god rekruttering i bekken i perioden før 2016. Over 60 % av ørreten som ble fanget i bekken var infestert med muslinglarver (glochidier). Dette viser at ørret er verts fisk for muslingen i bekken.



Figur 5.2. Elvemusling og redoksmålingsstasjoner i Tunnsjøbekken. Strekingen der det er funnet elvemusling er markert med mørkegrønt. Tallene 1-5 indikerer lokalisering av redoksmålingsstasjonene. Kartet dekker elvestrekningen fra Tunnsjøen til Larsbråta. Kartet er hentet fra figur 8.2 i Magerøy (2020a). Se vedlegg 9.3 tabell 1 for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se figur 5.3 for foto av stasjonene.

5.3 Metodikk

Redoksmålinger ble gjennomført i Tunnsjøbekken 18.07.2019 og 26.08.2020. De samme fem stasjonene, innenfor utbredelsesområdet til elvemuslingen, ble undersøkt begge år. Fire av stasjonene ble lagt til de områdene der Sandaas et al. (2017) gjennomførte gravestudier med



Figur 5.3. Redoksmålingsstasjoner i Tunnsjøbekken. Fotoene viser de fem stasjonene som ble undersøkt i bekken, i både 2019 og 2020. Se **figur 5.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.3 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.

fokus på rekruttering hos muslingen. Dette ble gjort for å kunne sette redoksmålingene i sammenheng med rekrutteringsnivået ved de forskjellige gravestasjonene. I tillegg ble én stasjon lagt til den delen av utbredelsesområdet som ligger nedenfor samløpet med Midtskogvassdraget (se **figur 5.2 & 5.3**, **vedlegg 9.3 tabell 1**) og som ikke ble undersøkt av Sandaas et al. (2017). Dette ble gjort siden tettheten av muslinger er lavere i dette området (Marianne Tønsberg, pers. med.), det er påvirket av tilførselen fra Midtskogvassdraget, jordbrukspåvirkningen er større enn lenger oppe i Tunnsjøbekken og substratet består av finere masser enn lenger oppe i bekken (pers. obs.). Dermed kunne man forvente forskjeller i redokspotensial mellom denne delen av bekken og de øvre delene av bekken. Det ble tatt 15 målinger i substratet og 5 målinger i de frie vannmassene per stasjon. Disse målingene fordelte seg på 5 transekter per stasjon. For en mer

utfyllende metodebeskrivelse henvises det til kapittel 2 (side 10-11). I tillegg til redoksmålingene, ble det målt vanntemperatur ved enkelte stasjoner, og vannføringen ble evaluert i forhold til nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon.

5.4 Resultater

I 2019 varierte vanntemperaturen i Tunnsjøbekken mellom 17,4 og 18,1 °C, og i 2020 varierte temperaturen mellom 14,3 og 16,2 °C. Vannføringen var middels-lav i 2019 og middels(-lav) i 2020. Resultatene av redoksmålingene fra bekken i 2019 er beskrevet i **figur 5.4a** og **vedlegg 9.3 tabell 2a**. Resultatene fra 2020 er beskrevet i **figur 5.4b** og **vedlegg 9.3 tabell 2b**.

5.5 Diskusjon

5.5.1 Redoksmålinger i 2019

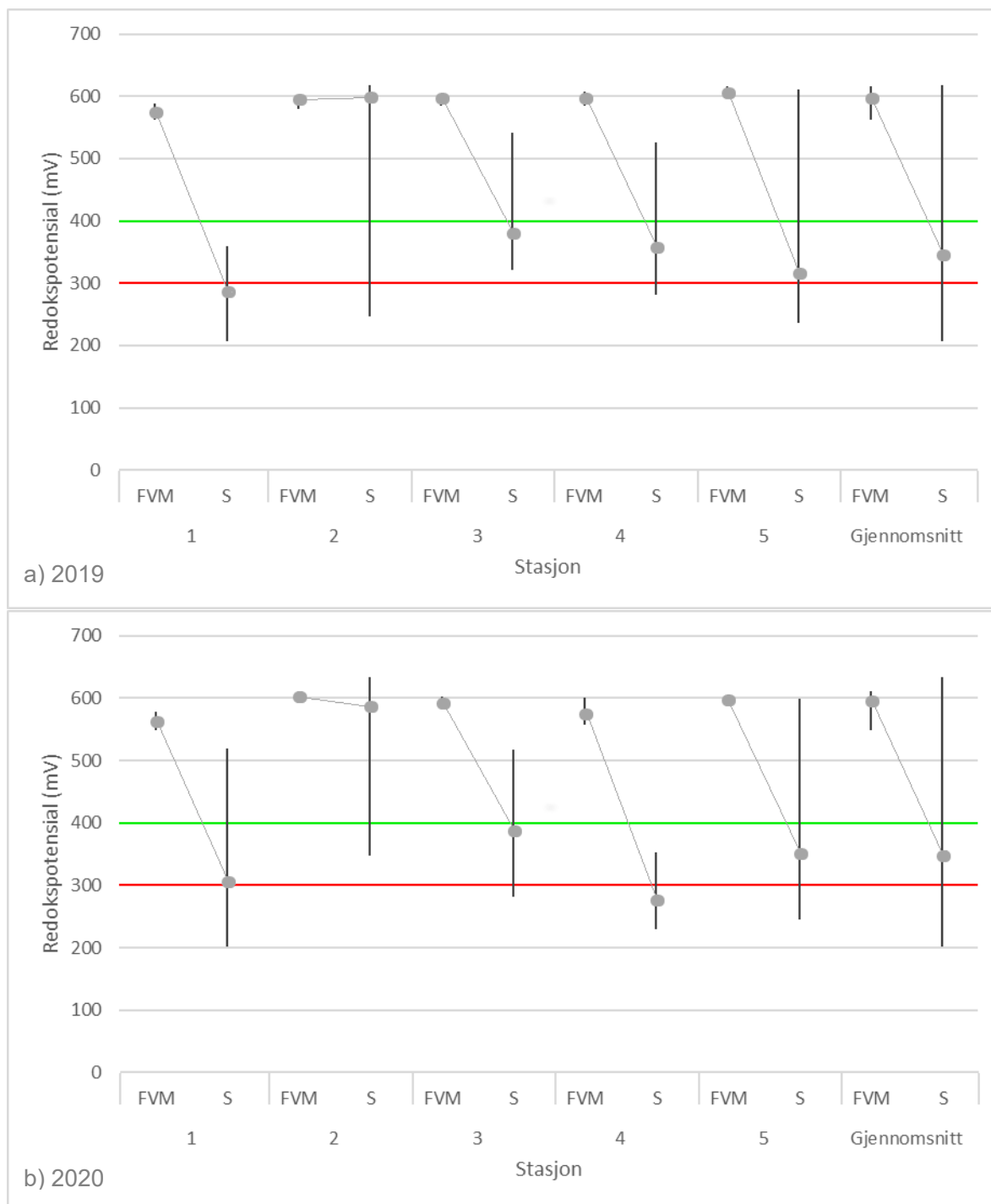
Perioden før undersøkelsene ble gjennomført i 2019 var preget av lav nedbør og relativt høye lufttemperaturer (Yr 2020b). Dermed må man forvente at vanntemperaturen (17,8 °C i gjennomsnitt) var opp mot maksimumsverdien i Tunnsjøbekken og at vannføringen var ned mot minstevannføringen i bekken. Det er et par mindre demninger i bekken (pers. obs.), men vannføringens dynamikken ansees i stor grad å følge de naturlige svingningene i vanntilførselen i nedbørfeltet. Dermed representerer sannsynligvis redoksmålingene de dårligste forholdene man kan forvente å oppleve i løpet av et 'normalår' i bekken. Funnene fra Askerelva og Sognsvannsbekken fra 2017 til 2020 tyder på at de kanskje var enda litt dårligere enn i et normalår (kapittel 6, side 37-43).

Medianverdien for redokspotensialet i substratet i Tunnsjøbekken i 2019 var 343 mV. Dette ligger noe under minimumsgrensen for de nivåene som er nødvendige for å opprettholde rekrutterende bestander av elvemusling (Geist & Auerswald 2007), og verdien tilsier *moderat* habitatkvalitet (Larsen 2012). Reduksjonen i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet var på 42,4 %. En slik stor reduksjon i redokspotensialet ansees som svært problematisk for ungmuslinger (Killeen 2006). I tillegg var det bare en relativt liten andel av substratet som var av god habitatkvalitet for ungmuslinger (33,3 % av substratet hadde redokspotensial over 400 mV). Selv om redokspotensialet i substratet tilsier *moderat* habitatkvalitet, tilsier reduksjonen i redokspotensial og den relativt lille andelen egnet substrat at habitatkvaliteten for ungmuslinger generelt sett var *dårlig-moderat*.

Hvis man sammenligner de enkelte stasjonene i Tunnsjøbekken i 2019, så er bildet mer nyanisert. Habitatkvaliteten var *svært dårlig* ved stasjon 1, *dårlig-moderat* ved stasjon 4 og 5, *moderat* ved stasjon 3 og *god* ved stasjon 2. Den dårlige habitatkvaliteten ved stasjon 1 kan sannsynligvis forklares med økt landbrukspåvirkning og mere finsedimenter. Den gode habitatkvaliteten ved stasjon 2 kan kanskje forklares med løse substrater som blir vasket rene ved høyere vannføring. Forskjellene mellom de andre stasjonene er vanskeligere å forklare.

5.5.2 Redoksmålinger i 2020

Perioden før undersøkelsene ble gjennomført i 2020 var preget av lav nedbør og relativt høye lufttemperaturer, selv om temperaturen var noe lavere den siste uken før undersøkelsene (Yr 2020b). Dermed må man forvente at vanntemperaturen (15,5 °C i gjennomsnitt) var opp mot maksimumsverdien i Tunnsjøbekken, men den var noe lavere enn i 2019 (17,8 °C) og at vannføringen var noe høyere enn minstevannføringen i bekken. Dermed representerer sannsynligvis redoksmålingene noe bedre forhold enn de dårligste forholdene man kan forvente å oppleve i løpet av et 'normalår' i bekken. Funnene fra Askerelva og Sognsvannsbekken fra 2017 til 2020 tyder på det (kapittel 6, side 37-43).



Figur 5.4. Redokspotensial i Tunnsjøbekken. **a)** 2019. **b)** 2020. Figuren viser median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hver av stasjonene 1-5 og gjennomsnittsverdiene for bekken. Minimumsgrensene for god (400 milliVolt (mV)) og moderat (300 mV) habitatkvalitet er indikert med henholdsvis grønn og rød strek. Strekene som sammenbinder to punkter viser forskjellen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet ved stasjonene. For eksakte verdier og flere detaljer rundt redokspotensialet ved stasjonene i 2019 og 2020, se henholdsvis **vedlegg 9.3 tabell 2a&b**.

Medianverdien for redokspotensialet i substratet i Tunnsjøbekken i 2020 var 345 mV. Dette ligger noe under minimumsgrensen for de nivåene som er nødvendige for å opprettholde rekrutterende bestander av elvemusling (Geist & Auerswald 2007), og verdien tilsier *moderat* habitatkvalitet

(Larsen 2012). Reduksjonen i mediant redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet var på 41,9 %. En slik stor reduksjon i redokspotensialet ansees som svært problematisk for ungmuslinger (Killeen 2006). I tillegg var det bare en relativt liten andel av substratet som var av god habitatkvalitet for ungmuslinger (33,3 % av substratet hadde redokspotensial over 400 mV). Selv om redokspotensialet i substratet tilsier *moderat* habitatkvalitet, tyder reduksjonen i redokspotensial og den relativt lille andelen egnet substrat at habitatkvaliteten for ungmuslinger generelt sett var *dårlig-moderat*.

Hvis man sammenligner de enkelte stasjonene i Tunnsjøbekken i 2020, så er bildet mer nyanisert. Habitatkvaliteten for elvemusling var *svært dårlig* ved stasjon 4, *dårlig-moderat* ved stasjon 1 og 5, *moderat* ved stasjon 3 og *god* ved stasjon 2. Den svært dårlige habitatkvaliteten ved stasjon 4 kan sannsynligvis forklares med at veien som krysser bekken, rett oppstrøms stasjonen, hadde fått lagt nytt grusdekke våren 2020 (pers. obs.). I den forbindelse har det nok vært avrenning av finsedimenter til bekken. Den dårlige habitatkvaliteten ved stasjon 1 kan sannsynligvis forklares med økt landbrukspåvirkning og mere finsedimenter. Den gode habitatkvaliteten ved stasjon 2 kan kanskje forklares med løse substrater som blir vasket rene ved høyere vannføring. Forskjellene mellom de andre stasjonene er vanskeligere å forklare.

5.5.3 Sammenligning av 2019 og 2020

Som nevnt over var forholdene i 2019 sannsynligvis omtrent som det normale 'verste scenariet' man kan forvente å få i løpet av en sommer i Tunnsjøbekken eller litt verre enn det, mens forholdene i 2020 var noe bedre enn dette. Dermed ville man forvente at redokspotensialet i bekken ville være lavere i 2019 enn 2020. Likevel var redokspotensialet nærmest identisk i de to årene, for bekken under ett. At det ikke var noen forskjell mellom årene forklares sannsynligvis med en drastisk forverring av habitatkvaliteten ved stasjon 4 (fra *dårlig-moderat* til *svært dårlig*). Som nevnt er det sannsynlig at utbedring av veien som krysser bekken, rett ovenfor stasjon 4, er årsaken til den dårlige habitatkvaliteten ved stasjonen i 2020, sammenlignet med 2019. Ved stasjon 1, 3 og 5 var redokspotensialet noe lavere i 2019 enn 2020, mens ved stasjon 2 var redokspotensialet omtrent identisk i de to årene. Dermed er forskjellene i redokspotensial mellom de to årene som forventningene ved de fleste stasjonene.

Redokspotensialet tilsier at stasjon 2 er best egnet for ung elvemusling, med *god* habitatkvalitet. Stasjon 3 kan også være egnet, med *moderat* habitatkvalitet. Derimot virker de andre stasjonene mindre egnet for ungmuslinger, siden habitatkvaliteten var *dårlig-moderat* eller dårligere. Forhåpentligvis er forverringen av habitatkvaliteten ved stasjon 4, pga. utbedring av veien som krysser bekken, bare et forbigående problem, men målingene fra 2019 viser at habitatkvaliteten også var dårlig før dette skjedde.

5.5.4 Oppsummering og tiltak

Funnene fra både 2019 og 2020 tyder på at habitatkvaliteten i Tunnsjøbekken vil være *dårlig-moderat* i de aller fleste år. Dette er overraskende, da den høye rekrutteringen i bekken i 2016 (28,6 %) (Sandaas et al. 2017) gjorde at man forventet høyere redokspotensial. Redokspotensialet var også høyere i nedre del av bekken enn i øvre, mens i 2016 var rekrutteringen lavere i nedre del enn i øvre. Dette reflekteres også i data for de individuelle gravestasjonene i bekken (Kjell Sandaas & Jørn Enerud upubl. mat.), som hadde henholdsvis 30, 21, 57, 44 % rekruttering ved redoksstasjon 2-5. Det overraskende lave redokspotensialet kan kanskje forklares med at redoksstasjonene dekket mye større områder enn gravestasjonene som ble undersøkt i 2016. Dermed er det mulig at gravestasjonene gav en høyere andel småmuslinger enn det som faktisk var tilfellet i resten av bekken. Alternativt har det skjedd en endring i habitatkvaliteten i bekken, og den har blitt dårligere sammenlignet med perioden før undersøkelsene i 2016. Funnene tilsier at nye undersøkelser av rekrutteringen i Tunnsjøbekken bør gjennomføres, for å evaluere om rekrutteringen har gått ned i bekken. I den europeiske standarden for elvemusling (Norsk

Standard 2017) og i det nasjonale overvåkingprogrammet (Larsen 2017) anbefales det at slike undersøkelser bør gjennomføres hvert sjette år. Dermed bør nye undersøkelser gjennomføres i 2022.

Redokspotensialet tilsier at Tunnsjøbekken er påvirket av for høy nærings- og/eller partikkeltilførsel. De vannkjemiske undersøkelsene som har blitt gjennomført i vassdraget fra 1995 til 2018 (Vannmiljø 2020) tilsier det samme. Dermed er det ønskelig å redusere tilførselen av næringsstoffer og partikler til bekken, for å bedre habitatkvaliteten for ung elvemusling. Det er noe bebyggelse langs bekken (pers. obs.), og det er mulig at det kan bli tilført næringsstoffer gjennom punktutslipp av kloakk. I så fall vil det være ønskelig å identifisere slike punktutslipp og utbedre disse, f.eks. ved strengere krav til sanitæranleggene i området. I tillegg er det noe landbruksaktivitet i områdene rundt bekken, men buffersonene med naturlig vegetasjon langs vassdraget er relativt store og dette reduserer nok påvirkningen fra landbruket. Unntaket er langs nederste del av utbredelsesområdet til elvemuslingen i Tunnsjøbekken og langs nedre del av Midtskogvassdraget, der flyfoto (Norge i bilder 2020) tyder på at det har foregått hogst for relativt kort tid siden. Det har også vært en del hogst langs Tunnsjøen på midten av 2000-tallet, som kan ha bidratt til økt næringstilførsel til vassdraget. Dermed er det viktig å opprettholde vegetasjonssonene som finnes og om mulig reetablere disse, spesielt i nedre del av vassdraget. Dette vil bidra til å forhindre økt avrenning av finpartikulært materiale, inkludert næringsstoffer, til bekken (f.eks. Larsen 2005; 2015; 2018). Dette inkluderer begrensning av ny hogst langs bekken, siden hogst vil resultere i økt erosjon og avrenning til vassdraget. Kantsonen til vassdrag har et spesielt vern i vannressurslovens § 11, og hogst av kantsone er søknadspliktig til Statsforvalteren. I tillegg er det viktig at fremtidig utbedring av grusveien som krysser bekken ovenfor stasjon 4 gjennomføres på en måte som minimerer avrenningen av finsedimenter til bekken.

6 Tidsserier i Askerelva og Sognsvannsbekken

6.1 Bakgrunn for tidsserier

I Askerelva og Sognsvannsbekken ble det gjennomført målinger ved flere forskjellige stasjoner i 2017-2019 (Magerøy 2020a). To av stasjonene i hvert vassdrag ble undersøkt alle tre årene. Basert på forskjeller i nedbørs- og temperaturforholdene i disse årene var sannsynligvis forholdene i 2017 bedre og forholdene i 2018 dårligere enn det normale 'verste scenariet' man kan forvente å få i løpet av en sommer i disse vassdragene, mens forholdene i 2019 var nærmere et slik 'verste scenario'. Dermed har tidsseriene fra disse to vassdragene gitt grunnlag for å vurdere hvordan redokspotensialet påvirkes av forskjeller i nedbør og temperatur. Det har gjort det mulig å sammenligne resultatene mellom forskjellige år også for de andre stasjonene, som bare ble undersøkt ett av årene, i disse to vassdragene. Enda viktigere har det vært at tidsseriene har gitt et grunnlag for å vurdere hvordan redokspotensialet, som har blitt målt i andre vassdrag, er forventet å variere avhengig av om målingene ble gjennomført i et «godt», «normalt» eller «dårlig» år.

I 2020 ble tidsseriene fra de to stasjonene i Askerelva og de to stasjonene i Sognsvannsbekken videreført. I motsetning til tidligere år, ble det gjennomført to målinger ved hver av stasjonene i løpet av året. Hovedmålet med de tidligere målingene i de to vassdragene og målingene i andre vassdrag har vært å evaluere habitatkvaliteten for elvemusling i disse vassdragene. Hovedmålet med å videreføre tidsseriene er å gi et enda bedre grunnlag for å forstå hvordan variasjon i nedbør og temperatur påvirker redokspotensialet. Derfor gis det ikke områdebeskrivelser, oppsummering av kunnskap om elvemusling eller resultater av redoksmålinger fra andre stasjoner for Askerelva og Sognsvannsbekken. Se Magerøy (2020a) for slik informasjon. I dette kapitlet beskrives gjennomføringen av redoksmålingene ved de to tidsserie-stasjonene i de to vassdragene, resultater av målingene og diskusjon av disse resultatene, med deres relevans for effekten av variasjon i klimaforhold på det målte redokspotensialet.

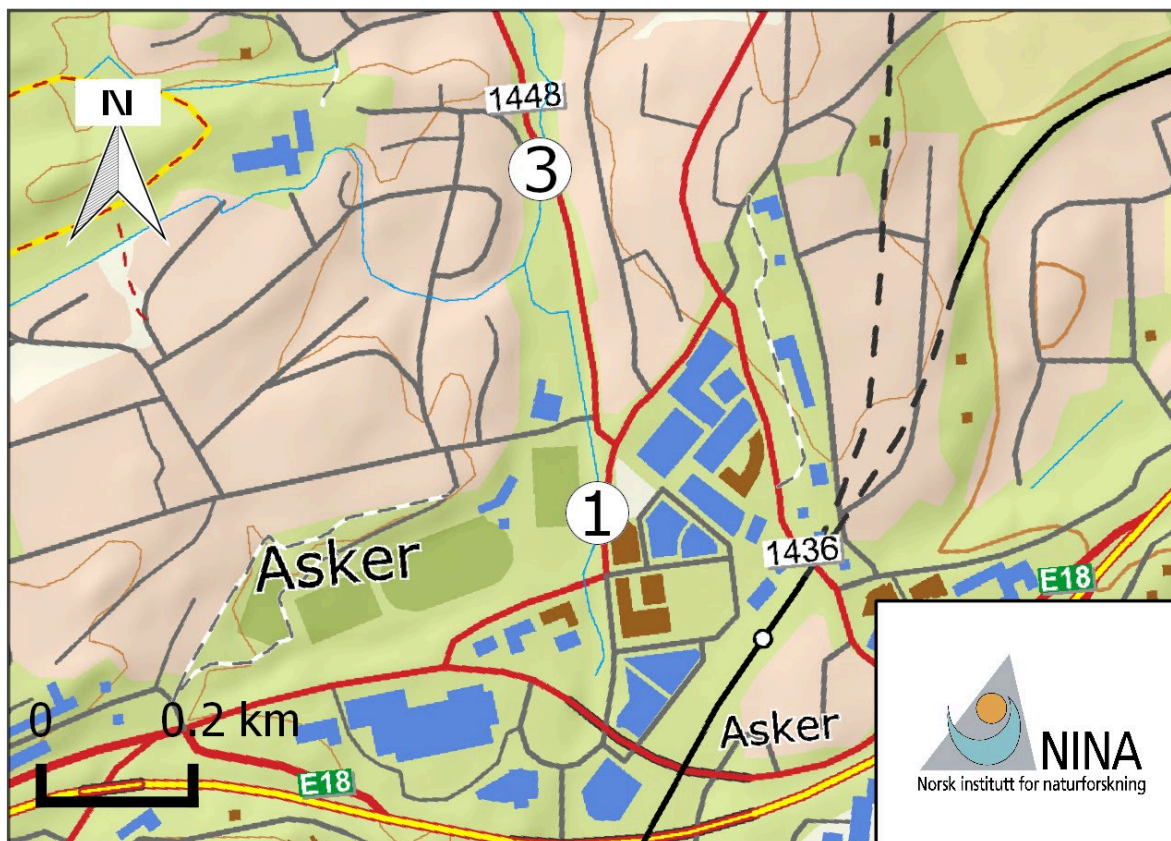
6.2 Metodikk

I Askerelva ble redoksmålinger gjennomført 30.08.2017, 26.07.2018, 25.07.2019, 24.07.2020 og 27.08.2020. Målingene ble gjennomført ved stasjon 1 og 3 (**figur 6.1 & 6.2, vedlegg 9.4 tabell 1**). Det ble tatt 15 målinger i substratet og 4-5 målinger i de frie vannmassene per stasjon, som fordelte seg på 5 transekter per stasjon. For en mer utfyllende metodebeskrivelse henvises det til kapittel 2 (side 10-11). I tillegg til redoksmålingene, ble det målt vanntemperatur ved stasjon 1 og 3 (ikke begge stasjonene i alle år), og vannføringen ble evaluert i forhold til nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon.

I Sognsvannsbekken ble redoksmålinger gjennomført 31.08.2017, 24.07.2018, 17.07.2019, 24.07.2020 og 27.08.2020. Målingene ble gjennomført ved stasjon 2 og 3 (**figur 6.3 & 6.4, vedlegg 9.4 tabell 2**). Det ble tatt 15 målinger i substratet og 4-5 målinger i de frie vannmassene per stasjon, som fordelte seg på 5 transekter per stasjon. For en mer utfyllende metodebeskrivelse henvises det til kapittel 2 (side 10-11). I tillegg til redoksmålingene, ble det målt vanntemperatur ved stasjon 2 og 3 (ikke begge stasjonene i alle år). Dette ble ikke gjort i 2018, men da ble det målt vanntemperatur ved andre stasjoner i bekken. Vannføringen ble evaluert i forhold til nivåforskjellene mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon.

6.3 Resultater

I Askerelva var gjennomsnittsvanntemperaturen ved stasjon 1 og 3 i 2017, 2018, 2019, juli 2020 og august 2020 henholdsvis 13,4, 19,3, 18,8, 16,3 og 12,6 °C. Vannføringen var middels-lav ved



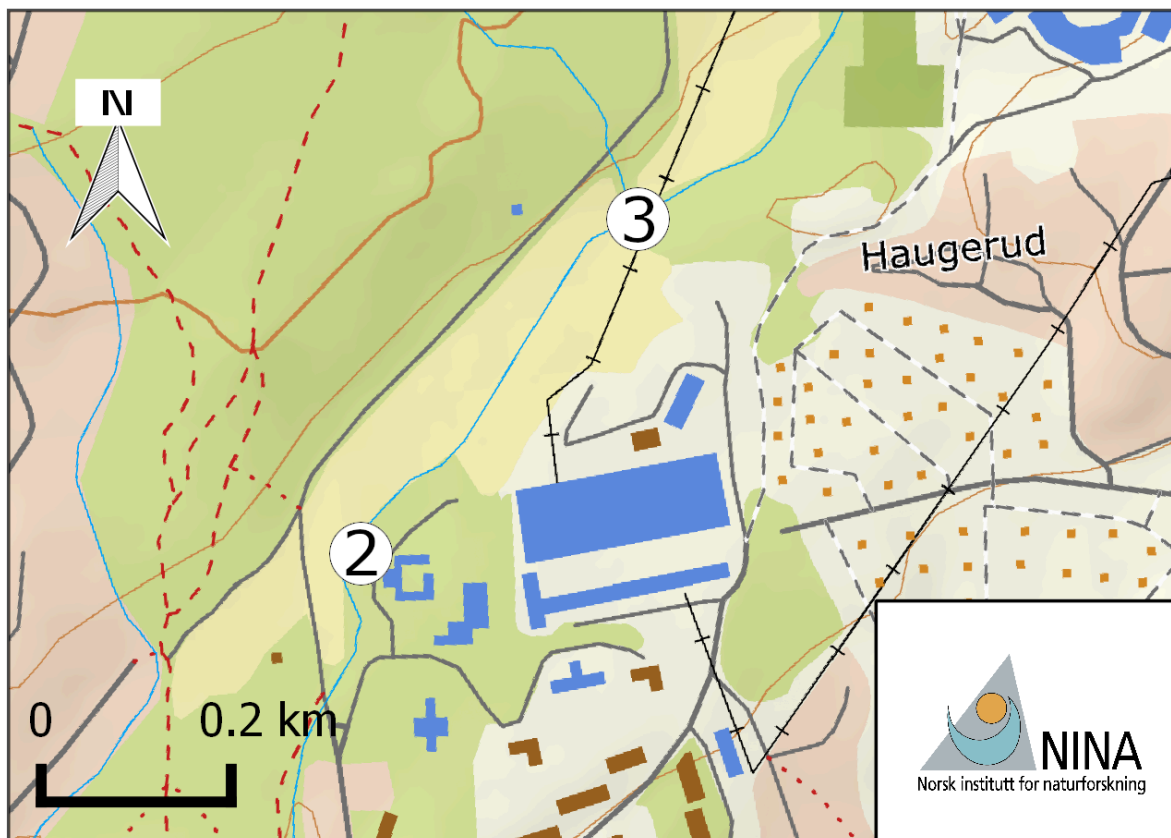
Figur 6.1. Redoksmålingsstasjoner for tidsserier i Askerelva. Tallene 1 og 3 indikerer lokalisering av redoksmålingsstasjonene. Kartet dekker elvestrekningen fra Asker sentrum og nordover. Det er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020). Se **figur 6.2** for foto av stasjonene og **vedlegg 9.4 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.



Figur 6.2. Redoksmålingsstasjoner for tidsserier i Askerelva. Se **figur 6.1** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.4 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.

alle måledatoene. Resultatene av redoksmålingene fra de to stasjonene er beskrevet i **figur 6.5a&b** og **vedlegg 9.4 tabell 3a&b**.

I Sognsvannsbekken var gjennomsnittsvanntemperaturen ved stasjon 2 og 3 i 2017, 2018, 2019, juli 2020 og august 2020 henholdsvis 13,6, 17,3, 14,0, 15,1 og 15,6 °C. Vannføringen var

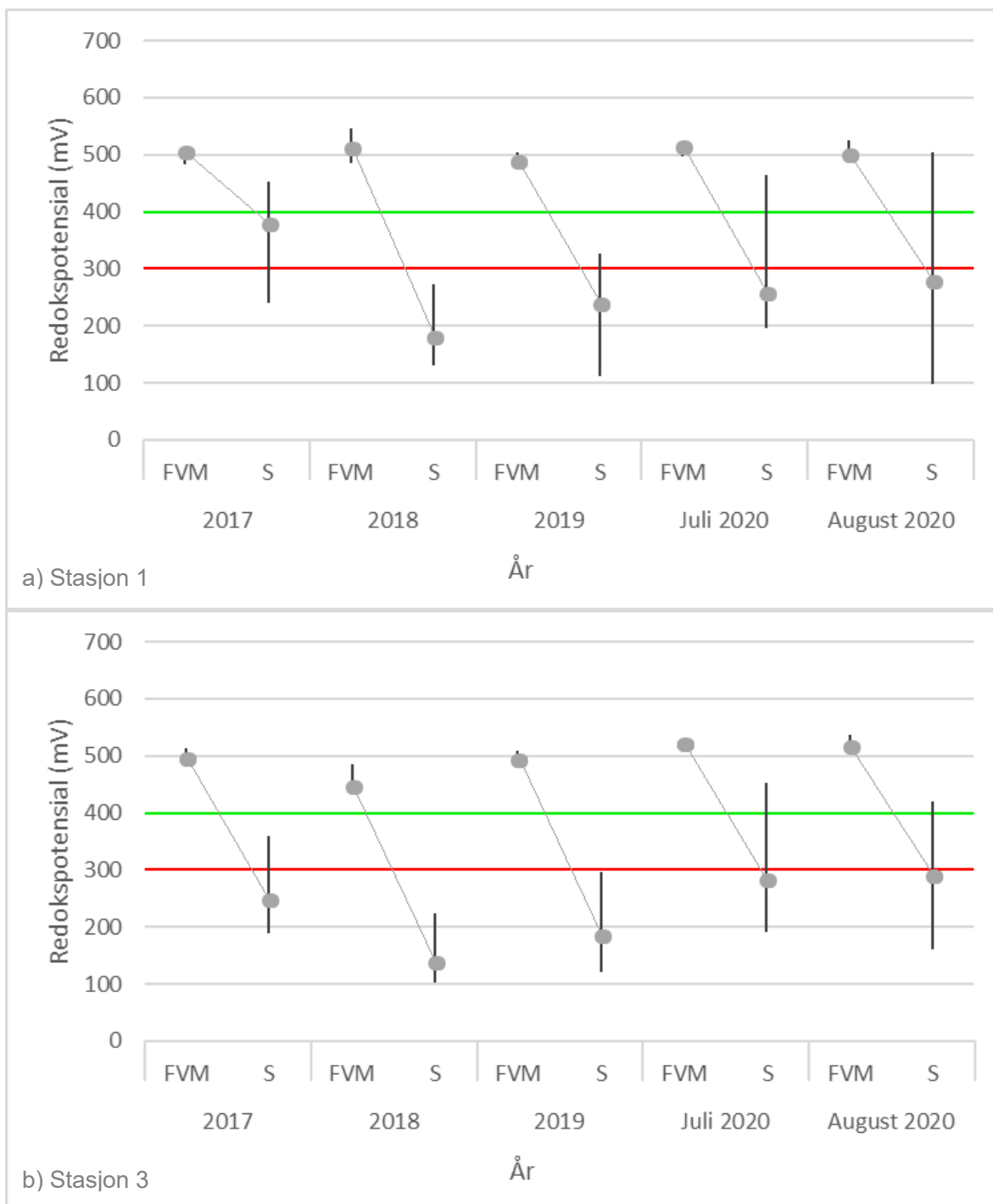


Figur 6.3. Redoksmålingsstasjoner for tidsserier i Sognsvannsbekken. Tallene 2 og 3 indikerer lokalisering av redoksmålingsstasjonene. Kartet dekker elvestrekningen i området ved Gaustad og Haugerud. Det er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020). Se **figur 6.4** for foto av stasjonene og **vedlegg 9.4 tabell 2** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.

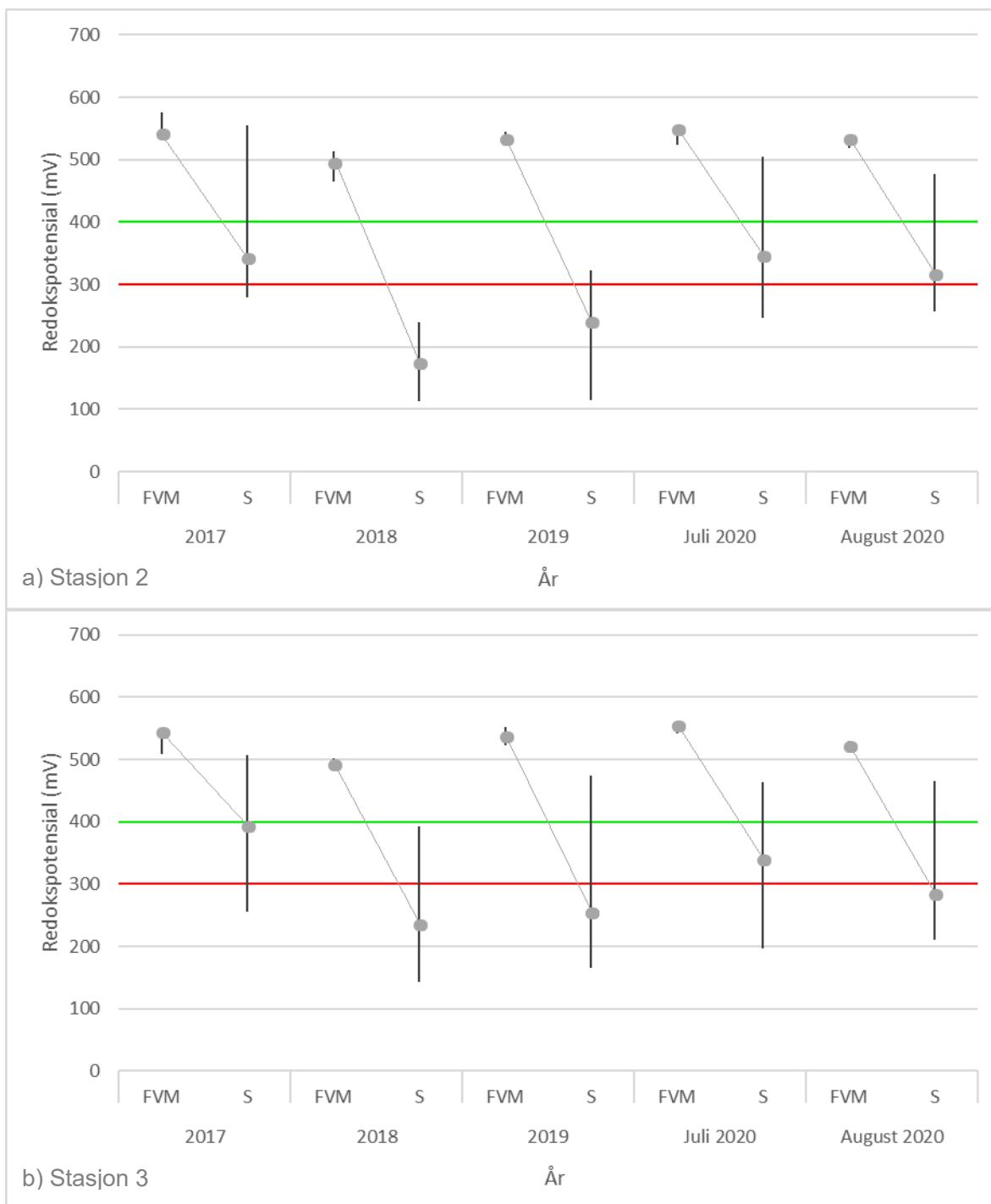


Figur 6.4. Redoksmålingsstasjoner for tidsserier i Sognsvannsbekken. Se **figur 6.3** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.4 tabell 2** for nøyaktig lokalisering av stasjonene.

middels-lav i 2017, 2019 og i august 2020, mens den var ekstremt lav i 2018 og middels-lav til middels i juli 2020. Resultatene av redoksmålingene fra de to stasjonene er beskrevet i **figur 6.6a&b** og **vedlegg 9.4 tabell 4a&b**.



Figur 6.5. Redokspotensial for tidsserier i Askerelva. **a)** Stasjon 1. **b)** Stasjon 3. Figuren viser median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hver av måledatoene. Minimumsgrensene for god (400 milliVolt (mV)) og moderat (300 mV) habitatkvalitet er indikert med henholdsvis grønn og rød strek. Strekene som sammenbinder to punkter viser forskjellen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet ved måledatoene. For eksakte verdier og flere detaljer rundt redokspotensialet ved de forskjellige måledatoene ved stasjon 1 og 3, se henholdsvis **vedlegg 9.4 tabell 3a&b**.



Figur 6.6. Redokspotensial for tidsserier i Sognsvannsbekken. **a)** Stasjon 2. **b)** Stasjon 3. Figuren viser median, maksimum og minimum redokspotensial for de frie vannmassene (FVM) og substratet (S) for hver av måledatoene. Minimumsgrensene for god (400 milliVolt (mV)) og moderat (300 mV) habitatkvalitet er indikert med henholdsvis grønn og rød strek. Strekene som sammenbinder to punkter viser forskjellen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet ved måledatoene. For eksakte verdier og flere detaljer rundt redokspotensialet ved de forskjellige måledatoene ved stasjon 2 og 3, se henholdsvis **vedlegg 9.4 tabell 4a&b**.

6.4 Diskusjon

Tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken viser at det kan være stor variasjon i redokspotensialet mellom år ved de samme stasjonene, men at det også kan være noe variasjon innad i et år. I Askerelva var forskjellen i medianverdiene mellom årene med lavest og høyest redokspotensial ved stasjon 1 og 3 henholdsvis ca. 200 og 150 mV. I Sognsvannsbekken var forskjellen i medianverdiene mellom årene med lavest og høyest redokspotensial ca. 150 mV ved begge stasjonene. I 2020 var forskjellen i redokspotensial i Askerelva mellom juli og august ved stasjon 1 og 3 henholdsvis 23 og 15 mV. I 2020 var forskjellen i redokspotensial i Sognsvannsbekken mellom juli og august ved stasjon 2 og 3 henholdsvis 31 og 57 mV. Dette samsvarer med funn fra Borråselva i Gråelvvassdraget i Stjørdal kommune i Trøndelag, der det ble funnet en forskjell i redokspotensialet på 76 og 35 mV ved to stasjoner som ble undersøkt i august og september 2018 (Magerøy & Larsen 2019). Med bakgrunn i disse forskjellene i redokspotensial er det mulig å evaluere effekten av forskjeller i nedbør og lufttemperatur, i periodene før måledatoene, på redokspotensialet.

I 2017 lå nedbøren ca. på normalen fra mai tom. juli, mens den var mye høyere enn normalt i august (ca. 150 % for Askerelva og ca. 200 % for Sognsvannsbekken). Lufttemperaturen var høy i mai, mens den lå ca. på normalen fra juni tom. august (Yr 2020a; 2020e). Evalueringen av vannføringen på måledatoene tilsier at den var middels-lav i både Askerelva og Sognsvannsbekken. Gjennomsnittstemperaturen i vannet på måledatoene var henholdsvis 13,4 og 13,6 °C. På grunn av den svært høye nedbøren i august (månedene før redoksmålingene ble gjennomført) og den relativt lave vanntemperaturen, skulle man forvente at redokspotensialet ville være høyere enn 'verste scenariet' i et normalår i disse vassdragene. Ved både stasjon 1 i Askerelva og stasjon 3 i Sognsvannsbekken var redokspotensialet i 2017 høyere enn i noen av de andre årene. For stasjon 3 i Askerelva var redokspotensialet i 2017 litt lavere enn i juli og august 2020. For stasjon 2 i Sognsvannsbekken var redokspotensialet i 2017 litt lavere enn i juli 2020, men omtrent som i august 2020.

I 2018 lå nedbøren på ca. 50 % av normalen i mai og juni, mens den var svært lav i juli (ca. 10 % for Askerelva og ca. 25 % for Sognsvannsbekken). Lufttemperaturen var høy fra mai tom. juli (Yr 2020a; 2020e). Evalueringen av vannføringen på måledatoene tilsier at den var middels-lav i Askerelva, mens den var ekstremt lav i Sognsvannsbekken. Gjennomsnittstemperaturen i vannet på måledatoene var henholdsvis 19,3 og 17,3 °C. På grunn av den svært lave nedbøren og den høye lufttemperaturen gjennom månedene før redoksmålingene ble gjennomført, den høye vanntemperaturen (spesielt i Askerelva) og den svært lave vannføringen i Sognsvannsbekken, skulle man forvente at redokspotensialet ville være lavere enn 'verste scenariet' i et normalår i disse vassdragene. Ved begge stasjonene i begge vassdragene var redokspotensialet i 2018 lavere enn noen av de andre årene.

I 2019 var det noe større forskjeller i nedbør mellom de to vassdragene. For Askerelva lå nedbøren noe over normalen i mai og juni, mens den var på ca. 50 % av normalen i juli. For Sognsvannsbekken lå nedbøren på ca. 150 % av normalen i mai og juni, mens den lå på ca. 75 % av normalen i juli. Lufttemperaturen for begge vassdragene lå ca. på normalen i mai og juni, mens den var noe høyere enn normalt i juli (Yr 2020a; 2020e). Evalueringen av vannføringen på måledatoene tilsier at den var middels-lav i både Askerelva og Sognsvannsbekken. Gjennomsnittstemperaturen i vannet på måledatoene var henholdsvis 18,8 og 14,0 °C. På grunn av den noe lavere nedbøren og noe høyere lufttemperaturen i juli (månedene før redoksmålingene ble gjennomført), skulle man forvente at redokspotensialet ville være noe lavere enn 'verste scenariet' i et normalår i disse vassdragene, selv om nedbøren var høyere enn normalt i mai og juni. Dette gjelder spesielt Askerelva, siden vanntemperaturen var høy på måledatoen. Ved begge stasjonene i begge vassdragene var redokspotensialet i 2019 det nest laveste som ble målt. Bare målingene i 2018 resulterte i lavere redokspotensial.

I 2020 var det også noe større forskjeller i nedbør mellom de to vassdragene. For Askerelva lå nedbøren noe lavere enn normalen i mai, noe høyere enn normalen i juni, på ca. 200 % av

normalen i juli og på ca. 50 % av normalen i august. For Sognsvannsbekken lå nedbøren ca. på normalen i mai, på ca. 150 % av normalen i juni og juli, og på 30 % av normalen i august. Lufttemperaturen for begge vassdragene var omtrent som normalt i mai og juli, mens den var høy i juni og august (Yr 2020a; 2020e). Evalueringen av vannføringen på måledatoene tilsier at den var middels-lav i både juli og august i Askerelva, mens den var middels-lav til middels i juli og middels-lav i august i Sognsvannsbekken. Gjennomsnittstemperaturen i vannet var 16,3 og 12,6 °C i henholdsvis juli og august i Askerelva, mens den var 15,1 og 15,6 °C i henholdsvis juli og august i Sognsvannsbekken. På grunn av den høye nedbøren, sammen med normal lufttemperatur og ikke spesielt høy vanntemperatur ved måledatoen i juli, skulle man forvente at redokspotensialet i juli ville være noe høyere enn 'verste scenariet' i et normalår i disse vassdragene. Ved stasjon 3 i Askerelva og stasjon 1 i Sognsvannsbekken var redokspotensialet i juli 2020 høyere enn i noen av de andre årene, mens ved de to andre stasjonene var redokspotensialet lavere enn i 2017. På grunn av den lave nedbøren og den høyere lufttemperaturen i august 2020, skulle man forvente at redokspotensialet i august ville være noe lavere enn i juli, selv om vanntemperaturen var en del lavere i august enn i juli i Sognsvannsbekken. Dette var bare tilfellet i Sognsvannsbekken (ved begge stasjonene), mens i Askerelva var det svært små forskjeller mellom det to måledatoene (ved begge stasjonene). Hvorfor redokspotensialet fulgte det forventede scenarioet i det ene, men ikke det andre, vassdraget er vanskelig å forklare, men lavere vannføring ved måledatoen i august enn i juli i Sognsvannsbekken kan kanskje ha bidratt til dette. Uansett illustrerer disse funnene at redoksmålinger er avhengige av forholdene i vassdragene over en lengre periode før målingene blir gjennomført og gir et bilde av habitatkvaliteten for ung musling over tid (Geist & Auerswald 2007, Norsk Standard 2017).

Magerøy (2020a) påpeker at tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken og målinger fra to forskjellige år i Movassbekken tyder på at «forholdene ved stasjonene med dårligst habitatkvalitet er dårlige uansett om redoksmålingene ble gjennomført i år med 'gode', 'dårlige' eller 'normale' miljøforhold. Derimot virker det som om forholdene ved stasjoner med bedre habitatkvalitet påvirkes mer av forskjellene i miljøforhold mellom årene.» Riktignok støtter redokspotensialet en slik tolkning hvis man sammenligner resultatene fra Askerelva og Sognsvannsbekken i 2017-2019, men funnene fra 2020 styrker ikke denne hypotesen. Forskjellen mellom redokspotensialet i 2020 og laveste tidligere målte redokspotensial var høyest ved den stasjonen som hadde lavest tidligere målte redokspotensial både i Askerelva (stasjon 3) og Sognsvannsbekken (stasjon 2). Det vil si at de «gode» miljøforholdene i 2020 påvirket stasjonene med dårligere habitatkvalitet mest. Hvorfor de «gode» miljøforholdene i 2017 og 2020 hadde motstridende effekt på stasjoner med bedre og dårligere habitatkvalitet er vanskelig å forklare. Uansett illustrerer dette at det er viktig å videreføre tidsseriene Askerelva og Sognsvannsbekken, da det gir et bedre grunnlag for å tolke redoksmålingene i de forskjellige vassdragene.

Tidsseriene i Askerelva og Sognsvannsbekken gir et godt grunnlag for å vurdere hvordan redokspotensialet påvirkes av forskjeller i nedbør og lufttemperatur. De viser at høy nedbør i 2017 og 2020 førte til «gode» år med høyere redokspotensial. I 2018 førte svært lav nedbør og høy lufttemperatur til et «svært dårlig» år med svært lavt redokspotensial. 2019 er nok det året som ligger nærmest det 'verste scenariet' man forventer i et normalår i disse vassdragene, selv om lav nedbør og noe høyere lufttemperatur den siste måneden før måledatoene nok førte til at redokspotensialet var noe lavere enn i et normalår. Forskjellene i redokspotensial mellom juli og august 2020 viser at redokspotensialet kan variere innad i år, men tyder på at disse målingene påvirkes av nedbør og lufttemperatur i en lengre periode før undersøkelsene gjennomføres. Funnene fra 2020 tyder ikke på at det er noe klart mønster i om endringer i miljøforhold mellom år påvirker stasjoner med bedre og dårligere habitatkvalitet forskjellig.

7 Oppsummering

Redoksmålingene i 2020 ble gjennomført med forskjellige hovedmål avhengig av vassdrag. I Hobøelva var hovedmålet å evaluere habitatkvaliteten for ung elvemusling innenfor utbredelsesområdet for muslingen og sammenligne resultatene med undersøkelser av rekruttering blant muslingen i vassdraget, som ble gjennomført i 2019 og 2020 (Sandaas & Enerud 2021). I Leira var det flyttet muslinger til nye områder for å øke rekrutteringen (Sandaas & Enerud 2020). Der var hovedmålet å undersøke om habitatkvaliteten var bedre i områdene muslingene var blitt flyttet til enn områdene de var blitt flyttet fra. I Tunnsjøbekken var hovedmålet å følge opp redoksmålinger i 2019, som viste at habitatkvaliteten i bekken var *dårlig-moderat* på tross av at det ble funnet svært god rekruttering i bekken i 2016 (Sandaas et al. 2017). I Askerelva og Sognsvannsbekken var hovedmålet å forlenge tidsseriene fra 2017-2019, for å bedre kunne evaluere hvordan variasjon i nedbør og temperatur påvirker redokspotensialet i disse to vassdragene og i andre vassdrag.

Hobøelva har *god* habitatkvalitet for ung elvemusling, basert på redoksmålingene i 2020. Habitatkvaliteten var *god* ved alle stasjonene, utenom ved stasjon 4 der habitatkvaliteten lå i grenseland mellom *moderat* og *god*. Vannførings-, nedbør- og lufttemperaturdata fra nedbørfeltet (Sildre BETA 2020b, Yr 2020c), sammen med tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken, tyder på at redokspotensialet i Hobøelva sannsynligvis var noe høyere i 2020 enn den vil være i et normalår. Uansett var redokspotensialet i elven så høyt at habitatkvaliteten sannsynligvis vil være *god* ved de aller fleste stasjonene i et normalår også. Undersøkelsene av rekruttering i vassdraget (Sandaas & Enerud 2021) viser at rekrutteringen øker nedover i elven, men det ble ikke funnet noen sammenheng mellom rekruttering og redokspotensialet ved de undersøkte stasjonene. Dette er ikke overraskende, siden redokspotensialet var høyt ved (nesten) alle stasjonene. Dermed tyder redoksmålingene på at det er andre faktorer enn habitatkvaliteten for ungmuslinger som begrenser rekrutteringen i øvre del av utbredelsesområdet til muslingen. Elfiskeundersøkelser i 2019 og 2020 antyder at tilgangen på vertsfisk (ørret) er lav i deler av elven (Sandaas & Enerud 2021), men dette gjaldt ikke den øvre delen av utbredelsesområdet. Vannkvalitetsdataene og de biologiske indeksene tyder også på at vannkvaliteten er noe bedre i øvre del av utbredelsesområdet (Vannmiljø 2020). Dermed er det ingen åpenbare årsaker til den lave rekrutteringen i denne delen av elven.

At rekrutteringen av og habitatkvaliteten for ung elvemusling i Hobøelva er *god* er overraskende. Biologiske indekser for eutrofiering og vannkjemidata fra vassdraget (Haande et al. 2011, Moe 2014, Vannmiljø 2020, Våge & Stabell 2018) viser at den økologiske tilstanden i elven er *moderat* (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). I tillegg er verdiene for nitrat, totalt fosfor og turbiditet (Vannmiljø 2020) vesentlig høyere enn det som er observert i elvemuslingvassdrag i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009) med god rekruttering. Dermed skulle man ikke forvente god rekruttering eller *god* habitatkvalitet for ungmuslinger i Hobøelva. En mulig forklaring på dette er at Hobøelva er sterkt påvirket av leire (NEVINA 2020). I *leirvassdrag* kan indeksene være upålitelige og de naturlige fosforverdiene være høye (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Uansett illustrerer funnene av god rekruttering (Sandaas & Enerud 2021) og høyt redokspotensial at redoksmålinger gir en bedre forståelse av habitatkvaliteten for ung elvemusling, enn vannkvalitetsdata og biologiske indekser.

Selv om habitatkvaliteten for ung elvemusling er *god* i Hobøelva, er det viktig at habitatkvaliteten ikke reduseres. Derfor er det viktig at gjennomførte og planlagte tiltak for å redusere tilførselen av næringsstoffer til vassdraget opprettholdes, som f.eks. å utbedre renseanlegg og redusere avrenning fra landbruket (Blankenberg et al. 2008, Johannessen & Eikum 2014, Lyche Solheim et al. 2001, Vannregion Glomma 2014, Øygarden et al. 2010, www.morsa.org). I tillegg er det viktig at kantvegetasjonen langs vassdraget opprettholdes, da det i senere tid har vært noe hogst langs den delen av elven som har elvemusling (pers. obs.). Det er også aktuelt å gjennomføre tiltak for øke tetthetene av ørret i elven, både ved å redusere vandringshindrene og legge ut større steiner i elven, for å øke heterogeniteten i substratet. Det siste kan bidra til å øke

habitatkvaliteten både for ørret og ungmuslinger i elven (Larsen 2015, Quinlan et al. 2015, Roni et al. 2002, Smokorowski & Pratt 2007, Vannote & Minshall 1982).

I Leira var redokspotensialet høyere i områdene elvemuslingene ble flyttet til enn i de to områdene med naturlig høy tetthet av elvemusling (muslingene ble flyttet fra ett av disse) (Sandaas & Enerud 2020), men habitatkvaliteten var *god* i alle de undersøkte områdene. Vannførings-, nedbør- og lufttemperaturdata fra nedbørfeltet (Sildre BETA 2020a, Yr 2020d), sammen med tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken, tyder på at redokspotensialet i Leira sannsynligvis var noe høyere i 2020 enn den vil være i et normalår. Uansett var redokspotensialet i elven så høyt at habitatkvaliteten sannsynligvis vil være *god* ved alle stasjonene i et normalår også. Det er likevel mulig at habitatkvalitetene i områdene med naturlig høy tetthet kan reduseres til *moderat* i spesielt dårlige år. Uansett ansees forskjellene mellom det forskjellige områdene ikke å ha vesentlig påvirkning på habitatkvaliteten for ungmuslinger. Flyttingene kan likevel ha en positiv effekt på rekrutteringen i elven, da habitatforholdene for ørret ser ut til å være bedre i områdene muslingene ble flyttet til (Sandaas & Enerud 2020, pers. obs.).

Den generelle habitatkvaliteten for ung elvemusling for den undersøkte delen av Leira er (*svært*) *god*, basert på undersøkelsene i 2020. Dette er kanskje overraskende, gitt at det gjennom flere undersøkelsesrunder (Sandaas & Enerud 2010; 2020) ikke er funnet rekruttering ansett å være god nok til opprettholde en elvemuslingbestand (Young et al. 2001). Dessuten har verdiene av fosfor (Vannmiljø 2020) ligget i øvre grenseland for det som er observert i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Det høye redokspotensialet tyder på at det ikke er eutrofiering og partikkeltilførsel, med redusert oksygentilgang i substratet, som begrenser rekrutteringen i denne delen av utbredelsesområdet. Biologiske indekser tyder på at området fremdeles er preget av forsurening (Persson et al. 2015, Værøy & Torgersen 2018), og dette er en sannsynlig bidragsyter til den dårlige rekrutteringen. Forsuring kan påvirke muslingene direkte eller ved å redusere tilgangen på vertsfisk (Larsen 1997; 2005; 2018).

Selv om den undersøkte delen av Leira har (*svært*) *god* habitatkvalitet for ung elvemusling, er det viktig at habitatkvaliteten ikke reduseres. I dette området er avrenning i forbindelse med hogst den aktiviteten som mest sannsynlig kan ha negativ påvirkning på habitatkvaliteten for elvemusling. Derfor er det viktig at kantsonene langs vassdraget opprettholdes i forbindelse med hogst. Det kalkes i vann i øvre del av vassdraget (Fylkesmannen i Oslo og Viken (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken) upubl. mat.), men ytterligere kalking er sannsynligvis et viktig tiltak for å bedre rekrutteringen i denne delen av elven. I tillegg er elveløpet renket i forbindelse med fløting, og dette kan bidra til å redusere habitatet for ørret innenfor utbredelsesområdet for elvemusling (Sandaas & Enerud 2010, pers. obs.). Utlekking av større steiner kan bidra til å øke habitatkvaliteten både for ørret og ungmuslinger i elven (Larsen 2015, Quinlan et al. 2015, Roni et al. 2002, Smokorowski & Pratt 2007, Vannote & Minshall 1982).

Tunnsjøbekken har *dårlig-moderat* habitatkvalitet for ung elvemusling, både basert på redoksmålingene i 2019 og 2020. Det var imidlertid ganske stor variasjon i habitatkvalitet mellom stasjonene. Stasjon 2 og 3 hadde henholdsvis *god* og *moderat* habitatkvalitet i begge år, mens de andre stasjonene hadde *dårlig-moderat* habitatkvalitet eller dårligere. For stasjon 4 endret habitatkvaliteten seg fra *dårlig-moderat* til *svært dårlig* mellom de to årene. Det skyldes sannsynligvis utbedring av veien som krysser bekken rett ovenfor stasjonen, med tilhørende avrenning av finsedimenter. Nedbør- og lufttemperaturdata fra nedbørfeltet (Yr 2020b), sammen med tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken, tyder på at redokspotensialet i Tunnsjøbekken vil ligge noe nærmere resultatene i 2019 enn 2020 i et normalår. Uansett vil det si at habitatkvaliteten vil være *dårlig-moderat* i bekken i de fleste år.

Den *dårlige-moderate* habitatkvaliteten for ung elvemusling i Tunnsjøbekken er overraskende, da det ble funnet høy rekrutteringen i bekken i 2016 (28,6 %) (Sandaas et al. 2017). Det ble heller ikke funnet noen sammenheng mellom rekrutteringsnivået (Kjell Sandaas & Jørn Enerud upubl. mat.) og redokspotensialet ved de forskjellige stasjonene. Disse funnene kan kanskje

forklares med at redoksstasjonene dekket mye større områder enn gravestasjonene som ble undersøkt i 2016. Dermed er det mulig at gravestasjonene gav en høyere andel småmuslinger enn det som faktisk var tilfellet i resten av bekken. Alternativt har det skjedd en endring i habitatkvaliteten i bekken, og den har blitt dårligere sammenlignet med perioden før undersøkelsene i 2016. Funnene tilsier at nye undersøkelser av rekrutteringen i Tunnsjøbekken bør gjennomføres i 2022, for å evaluere om rekrutteringen har gått ned. Dette vil være seks år etter siste undersøkelse (Sandaas et al. 2017), som er anbefalt frekvens i den europeiske standarden for elvemusling (Norsk Standard 2017) og i det nasjonale overvåkingprogrammet (Larsen 2017).

Redokspotensialet tilsier at Tunnsjøbekken er påvirket av for høy nærings- og/eller partikkeltilførsel. De vannkjemiske undersøkelser som har blitt gjennomført i vassdraget fra 1995 til 2018 (Vannmiljø 2020) tilsier det samme. Dermed er det ønskelig å redusere tilførselen av næringsstoffer og partikler til bekken, for å bedre habitatkvaliteten for ung elvemusling. Det er noe bebyggelse langs bekken (pers. obs.). Det vil være ønskelig å finne ut om det er kloakkutslipp knyttet til bebyggelsen og utbedre eventuelle problemer. I tillegg er det noe landbruksaktivitet i områdene rundt bekken, men buffersonene med naturlig vegetasjon langs vassdraget er relativt store og dette reduserer nok påvirkningen fra landbruket. Unntaket er langs nederste del av utbredelsesområdet til elvemuslingen i Tunnsjøbekken og langs nedre del av Midtskogvassdraget, der flyfoto (Norge i bilder 2020) tyder på at det nylig har foregått hogst. Det har også vært en del hogst langs Tunnsjøen på midten av 2000-tallet, som kan ha bidratt til økt næringstilførsel til vassdraget. Dermed er det viktig å opprettholde vegetasjonssonene som finnes og om mulig reetablere disse, spesielt i nedre del av vassdraget, for å hindre økt avrenning av finpartikulært materiale, inkludert næringsstoffer, til bekken (f.eks. Larsen 2005; 2015; 2018). Dette inkluderer begrensning av ny hogst langs bekken, siden hogst vil resultere i økt erosjon og avrenning til vassdraget. I tillegg er det viktig at fremtidig utbedring av grusveien, som krysser bekken ovenfor stasjon 4, gjennomføres på en måte som minimerer avrenningen av fensedimenter til bekken.

Tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken viser at det kan være stor variasjon i redokspotensialet mellom år ved de samme stasjonene, men at det også kan være noe variasjon innad i et år. Med bakgrunn i disse forskjellene i redokspotensial, nedbør- og lufttemperaturdata fra periodene før målingene (Yr 2020a; 2020e), og målt vanntemperatur og observert vannføring ved måledatoene, er det mulig å evaluere effekten av forskjeller i nedbør og lufttemperatur på redokspotensialet. En slik evaluering viser at høy nedbør i 2017 og 2020 førte til «gode» år med høyere redokspotensial. I 2018 førte svært lav nedbør og høy lufttemperatur til et «svært dårlig» år med svært lavt redokspotensial. 2019 er nok det året som ligger nærmest det 'verste scenariet' man forventer i et normalår i disse vassdragene, selv om lav nedbør og noe høyere lufttemperatur den siste måneden før måledatoene nok førte til at redokspotensialet var noe lavere enn i et normalår. Forskjellene i redokspotensial mellom juli og august 2020 viser at redokspotensialet kan variere innad i år, men tyder på at disse målingene påvirkes av nedbør og lufttemperatur i en lengre periode før undersøkelsene gjennomføres. Funnene fra 2020 tyder ikke på at det er noe klart mønster i om endringer i miljøforhold mellom år påvirker stasjoner med bedre og dårligere habitatkvalitet forskjellig. Basert på disse tidsseriene kan man evaluere hvordan forskjeller i nedbør og lufttemperatur er forventet å påvirke redokspotensialet også i andre vassdrag. I denne rapporten er en slik tilnærming benyttet for Hobøelva, Leira og Tunnsjøbekken.

En av hovedårsakene til manglende rekruttering i elvemuslingbestander er redusert oksygentilgang i substratet pga. økt næringstilførsel og nedslamming av substratet (f.eks. Larsen 1997; 2017; 2018). I mange vassdrag, som tidligere har blitt undersøkt ved hjelp av redoksmålinger, har det blitt vist at dårlig habitatkvalitet for ungmuslinger, pga. redusert oksygeninnhold, er en sannsynlig hovedårsak til den dårlige rekrutteringen (Magerøy 2017; 2020a, Magerøy & Larsen 2019). Hobøelva har *god* habitatkvalitet, basert på redoksmålingene fra 2020, og god rekruttering, basert på undersøkelser i 2019 og 2020 (Sandaas & Enerud 2021). Dette er overraskende fordi elven har problemer med eutrofiering (evaluering basert på data fra Haande et al. 2011, Moe 2014, Vannmiljø 2020, Våge & Stabell 2018) og viser at redokspotensialet gir en bedre forståelse av habitatkvaliteten for ungmuslinger enn biologiske indekser og

vannkjemidata. Den undersøkte delen av Leira har (*svært*) *god* habitatkvalitet, basert på redoksmålingene i 2019. Dette tyder på at den lave rekrutteringen i dette området (Sandaas & Enerud 2010; 2020) forklares av andre faktorer, som forsurening (evaluering basert på data fra Persson et al. 2015, Vannmiljø 2020, Værøy & Torgersen 2018) og dårlig habitatkvalitet for vertsfisk (Sandaas & Enerud 2010, pers. obs.). Tunnsjøbekken har *dårlig-moderat* habitatkvalitet, basert på redoksmålingene fra 2019 og 2020, Dette er overraskende siden det ble funnet god rekruttering i bekken i 2016 (Sandaas et al. 2017) og tyder på at det har skjedd en forverring av habitatkvaliteten i bekken. Dermed er det viktig at rekrutteringen i bekken undersøkes på nytt igjen. Tidsseriene fra Askerelva og Sognsvannsbekken er viktige for å kunne vurdere om redokspotensialet som måles i et gitt år er representativt for det 'verste scenariet' i et normalår som man prøver å identifisere ved hjelp av redoksmålinger. Dermed gir tidsseriene et bedre grunnlag for å evaluere om redusert oksygentilgang i substratet, pga. økt næringstilførsel og nedslamming av substratet, forklarer manglende rekruttering i et elvemuslingvassdrag.

8 Referanser

- Arvidsson, B.L., Hultman, J. & Österling, E.M. 2006. Öringtäthet och rekrytering hos flodpärlmussla. S. 45-48 i: Arvidsson, B. & Söderberg, H. 2006. Flodpärlmussla. Vad behöver vi göra för att rädda arten? Karlstad University Studies 2006-15.
- Arvidsson, B.L., Karlsson, J. & Österling, M.E. 2012. Recruitment of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera* in relation to mussel population size, mussel density and host density. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22: 526-532.
- Berggrunn. 2020. Nasjonal berggrunnsdatabase. Norges Geologiske Undersøkelse, Trondheim, Norge. <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>.
- Blankenberg, A.-G.B., Turtumøygard, S., Pengerud, A., Borch, H., Skarbøvik, E., Øygarden, L., Bechmann, M., Syversen, N. & Vagstad, N.H. 2008. Effekter av fosforreduserende tiltak i Morsa 2000-2006. Bioforsk Rapport 86-2008.
- Borch, H., Bogen, J., Iversen, E., Lindholm, M., Tjomsland, T. & Pedersen, H.B. 2008. Tiltaksanalyse for Leiravassdraget 2008. NIVA Rapport L.nr. 5657-2008.
- Brabrand, Å. 2010. Fisk i elver og bekker i Morsavassdraget og enkelte kystbekker i Østfold. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Naturhistorisk museum, Rapport 275-2010.
- Brabrand, Å., Pavels, H., Bremnes, T., Marthinsen, G., Dokk, J.G. & Museth, J. 2014. Påvisning av gyteområder for asp og erfaring med bruk av el-fiskebåt i Leira og Nitelva. UiO: Naturhistorisk Museum Rapport 38.
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B.-E., Larsen, B.M. & Söderberg, H. 2009. Restaurering av flodpärlmusselvatten. WWF Sverige, Solna, Sverige.
- Degerman, E., Andersson, K., Söderberg, H., Norrgrann, O., Henrikson, L., Angelstam, P. & Törnblom, J. 2013. Predicting population status of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*, L.) in central Sweden using instream and riparian zone land-use data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 332-342.
- 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.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet. 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 2:2018.
- Dolmen, D. & Kleiven, E. 1997. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 2. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1997-2.
- Eloranta, A., Thomassen, G., Bergan, M.A., Andersen, O. & Gregersen, F. 2019. Restaureringspotensial av gamle demninger i Norge. En pilotundersøkelse av forekomst, egenskaper og gjenopprettingspotensial i vassdrag med diadrome og stedegne fiskebestander. NINA Rapport 1628. Norsk institutt for naturforskning.
- Enerud, J. & Larsen, J.I. 1998. Muslingbefaringer, Akershus, Tirsdag 4. august 1998 og onsdag 5. august 1998. Notat.
- Eriksen, T.E., Lindholm, M., Røst, M.K., Lyche Solheim, A. & Friberg, N. 2015. Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver. NIVA Rapport L.nr. 6792-2015.
- Geist, J. & Auerswald, K. 2007. Physiochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299-2316.

GeoNorge. 2020. Norge Digitalt. Kartverket, GEOVEKST og kommunene.

Graversen, O. 1978. Geological map of the Oslofjord-Øyeren area, SE Norway. Norges Geologiske Undersøkelse 403: Plate 1.

Greipsland, I., Pettersen, R.A., Reinemo, J., Skrutvold, J., Roseth, R., Stabell, T., Bremnes, T. & Pavels, H. 2019. E-18 Retvet-Vinterbro. Forundersøkelser av vannkjemi og biologiske kvalitetselementer i 2017 og 2018. NIBIO Rapport 5(73)2019.

Hage, M. 2011. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Hobølelva, Østfold. Utbredelse og bestandsstatus. Triturus Zoologisk Rapport 2011-2.

Haraldsen, T.K., Anda, T.N. & Kværnø, S.H. 2017. Jordundersøkelser langs ny E 18 trasé i Ås og Ski, Retvet - Nygårds-krysset. NIBIO Rapport 2(125)2016.

Hastie, L.C., Boon, P.J. & Young, M.R. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). Hydrobiologia 429: 59–71.

Hobøl kommune. 2019. Kommunedelplan for kulturminner, kulturmiljøer og kulturlandskap i Hobøl kommune 2019-2031. Hobøl Kommune Kommunedelplan.

Haande, S., Lyche Solheim, A., Moe, J. & Brænden, R. 2011. Klassifisering av økologisk tilstand i elver og innsjøer i Vannområde Morsa iht. Vanndirektivet. NIVA Rapport L.nr. 6166-2011.

Jakobsen, P. & Jakobsen, R.A. 2014. Rapport 2013 for prosjektet. Storskala kultivering av elvemusling som bevaringstiltak. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet.

Jakobsen, P. & Jakobsen, R. 2016. Årsrapport 2015. Kultivering av elvemusling for utsetting. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet.

Jakobsen, P. & Jakobsen, R. 2018. Produksjon i kultiveringsanlegget. 2017. S. 6-14 i: Jakobsen, P. (red.) 2018. Samlerapport om kultivering og utsetting av elvemusling 2017. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Hordaland.

Jakobsen, P., Bjånesøy, T. & Marwaha, J. 2013. Storskala produksjon av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) for utsetting. 2012. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet.

Jakobsen, P., Jakobsen, R.A. & Bjånesøy, T. 2015. Årsrapport 2014. Kultivering av elvemusling for gjenutsetting. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet.

Jakobsen, P., Wathne, I. & Jakobsen, R. 2017. Storskala produksjon av elvemusling som bevaringstiltak 2016. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Hordaland.

Jakobsen, P. (red.) 2019. Samlerapport om kultivering og utsetting av elvemusling. 2018. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Hordaland.

Johannessen, E. & Eikum, A.S. 2014. Bedre forvaltning av separate avløpsanlegg. Eksempel fra vannområde Morsa. COWI Rapport til Vannområdeutvaget Morsa.

Karlsen, L.R. 2009. Rapport fra telling av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i den øvre delen av Hobølelva, Hobøl kommune den 23. juni 2009. Rapport.

Killeen, I.J. 2006. The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L., 1758) in the River Ehen, Cumbria. Report on the 2006 survey. Unpublished report to the Environment Agency, Penrith, England.

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". Unpublished Report.

Kålås, S., Haavik, T.B., Steinsvåg, M.J. & Vatshelle, Ø. 2016. Tiltak i landbruket for å verne bestandar av elvemusling i Hordaland. Rådgivende Biologer Rapport 2293.

Larsen, B.M. 1997. Elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.). Litteraturstudie med oppsummering av nasjonal og internasjonal kunnskapsstatus. NINA Fagrapport 28. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2005. Handlingsplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Innspill til den faglige delen av handlingsplanen. NINA Rapport 122. Norsk institutt for naturforskning.

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

Larsen, B.M. 2015. En oppsummering av tiltak for elvemusling i Norge iverksatt gjennom handlingsplanen eller tilskuddsordningen for prioriterte arter. NINA Rapport 1208. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2017. Overvåking av elvemusling i Norge. Oppsummering av det norske overvåkingsprogrammet i perioden 1999-2015. NINA Rapport 1350. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2018. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.) 2019-2028. Miljødirektoratet Rapport M-1107.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2009. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008. Hoenselva, Buskerud. NINA Rapport 454. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Karlsen, L.R. 2010. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008. Enningdalselva, Østfold. NINA Rapport 566. 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. 2019a. Elvemuslinglokaliteter i Norge. En beskrivelse av status som grunnlag for arbeid med kartlegging og tiltak i handlingsplanen for 2019-2028. NINA Rapport 1451. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2019b. 5 Hoenselva. S. 50-61 i: Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2019. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2018. NINA Rapport 1686. Norsk institutt for naturforskning.

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

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2020. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2019. NINA Rapport 1837. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Eken, M. & Hårsaker, K. 2002. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* og fiskeutsettinger i Hoenselva og Bingselva, Buskerud. NINA Fagrapport 56. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Sandaas, K., Enerud, J. & Magerøy, J. 2008. Sørkedalselva, Oslo/Akershus (vassdragsnr. 007.Z). S. 23-40 i: Larsen, B.M. (red.) 2008. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2006 og 2007. NINA Rapport 417. Norsk institutt for naturforskning.

Lie, E.F. & Sørensen, T. 2013. Inter-population variation in brown trout (*Salmo trutta*) life-history- and migration strategies in a clay-affected river system. Live fast, die young! Department of Ecology and Natural Resource Management. Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway.

Lyche Solheim, A., Vagstad, N., Kraft, P., Løvstad, Ø., Skoglund, S., Turtumøygard, S. & Selvik, J.-R. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget). Sluttrapport. NIVA Rapport L.nr. 4377-2001.

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. 2020a. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Akershus fra 2017 til 2019. Redoksmålinger i Askerelva, Movassbekken, Nitelva, Raudsjøbekken, Sognsvannsbekken og Tunnsjøbekken. NINA Rapport 1697. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. 2020b. 2. Litteraturoppsummering. Elvemuslingens miljøkrav. S. 13-32 i: Magerøy, J.H., Wacker, S., Foldvik, A. & Larsen, B.M. 2020. Elvemuslingens leveområde. Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling? NINA Rapport 1744. 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 Terningselva. NINA Rapport 1623. Norsk institutt for naturforskning.

Moe, T.F. 2014. Notat begroingsalger Morsa 2014. NIVA Notat.

NEVINA. 2020. Nedbørfelt-vannføring-indeks-analyse. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge. <http://nevina.nve.no/>.

NGU. 2011. Berggrunnskart (N250) for Oslo og Akershus. Norges Geologiske Undersøkelse, Trondheim.

Norge i bilder. 2020. Kartutsnitt. Statens vegvesen, Norsk institutt for bioøkonomi og Statens kartverk. <https://norgebilder.no/>.

Norsk Standard. 2017. Vannundersøkelse. Veiledning for overvåking av elvemuslingpopulasjoner (*Margaritifera margaritifera*) og deres livsmiljø. Norsk Standard NS-EN 16859:2017.

NVE Atlas. 2020. NVE Atlas 3.0. NVE, Oslo.

Persson, J., Fosholt Moe, T., Edvardsen, H. & Friberg, N. 2015. Biologisk overvåking i Vannområde Leira-Nitelva 2014. NIVA Rapport LNR. 6816-2015.

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

Quinlan, E., Gibbins, C., Malcolm, I., Batalla, R., Vericat, D. & Hastie, L. 2015. A review of the physical habitat requirements and research priorities needed to underpin conservation of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 25: 107-124.

Riksantikvaren. 2020. Kulturhistoriske landskap av nasjonal interesse i Akershus. Høringsutkast.

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & Pess, G.R. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwestern watersheds. North American Journal of Fisheries Management 22: 1-20.

Sandaas, K. 2010. Elvemusling i Rausjøbekken, Børtervassdraget, Enebakk kommune, Akershus fylke. Tiltak 2010-2011. Naturfaglige Konsulenttenester, Notat.

Sandaas, K. 2014. Utbredelse og bestandsstatus. Elvemusling *Margaritifera margaritifera*. Oslo og Akershus 2014. Naturfaglige Konsulenttenester, Rapport.

Sandaas, K. 2015. Rapportering tiltaksmidler truede arter 2015. Elvemusling. Infisering i kar og gjenfangst. Naturfaglige Konsulenttenester, Notat.

Sandaas, K. 2019. Tiltaksplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Raudsjøbekken 2018, Enebakk kommune, Viken fylke. Naturfaglige Konsulenttenester, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2010. Elvemusling i Leira 1998-2009, Nannestad kommune i Akershus og Lunner kommune i Oppland. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, Rapport 3/2010.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2012. Tiltak for å styrke elvemusling i Movannsbekken og Skarselva i Oslo kommune, 2000-2012. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Notat.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2013. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Sognsvannsbekken, Oslo Kommune, Oslo og Akershus 2013. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2014a. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Verkenselva, Asker kommune, Oslo og Akershus 2014. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2014b. Elvemusling i Lysakerelva, Oslo og Bærum kommuner, Akershus, 2014. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2014c. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Hoffselva, Oslo kommune, 2014. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2014d. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i øvre del av Alna og Breisjøbekken, Oslo kommune 2014. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2015a. Elvemusling *Margaritifera margaritifera*. Flytting til sidebekker i Nitelva, Nittedal kommune, Akershus 2015. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2015b. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Kampåa nedre del, Nes kommune, Akershus fylke 2015. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2015c. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Åroselva, Røyken kommune, Buskerud fylke 2015. Naturfaglige Konsulenttenester og Fisk & Miljøundersøkelser Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2016a. Elvemusling i Sandvikselva og Lysakerelva, Oslo og Bærum kommuner, Akershus 2015. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2016b. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Mosjøbekken. Status. Enebakk kommune, Akershus fylke 2016. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

- Sandaas, K. & Enerud, J. 2018a. Rekruttering hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Kampåa 2008-2016, Nes kommune, Akershus fylke. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.
- Sandaas, K. & Enerud, J. 2018b. Utbredelse og bestandsstatus hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Leiravassdraget 2018, Lunner kommune, Oppland fylke. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.
- Sandaas, K. & Enerud, J. 2020. Tiltak for å styrke elvemuslingen i Leira, Nannestad kommune, Viken fylke. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Notat.
- Sandaas, K. & Enerud, J. 2021. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Hobøelva 2019 og 2020. Hobøl kommune, Oslo og Viken. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.
- Sandaas, K., Enerud, J. & Wivestad, T. 2011. Elvemusling i Kampåa, Nes kommune i Akershus 2008-2010. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, Rapport x/2011.
- Sandaas, K., Enerud, J. & Spikkeland, I. 2017. Utbredelse og bestandsstatus. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Tunnsjøbekken 2016, Aurskog-Høland kommune, Akershus fylke. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.
- Sildre BETA. 2020a. Vannføring for stasjon 2.280.0 Kringlerdal. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge. <https://beta-sildre.nve.no/>.
- Sildre BETA. 2020b. Vannføring for stasjon 3.22.0 Høgfoss. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge. <https://beta-sildre.nve.no/>.
- Sildre BETA. 2020c. Vannføring for stasjon 6.82.0 Frognerbekken ndf Frognerparken. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge. <https://beta-sildre.nve.no/>.
- Skarbøvik, E., Martinsen, S., Blankenberg, A.-G.B. & Isdahl, C.R. 2018. Treplanting langs vann i jordbruksområde. Overlevelse av trær og grunneiers erfaringer. Våler kommune i Østfold (Vannområde Morsa). NIBIO Rapport 4(30)2018.
- Smokorowski, K.E. & Pratt, T.C. 2007. Effects of a change in physical structure and cover on fish habitat in freshwater ecosystems. A review and meta-analysis. *Environmental Reviews* 15: 15-41.
- Spikkeland, I. 2014. Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. Østfoldmuseene, Avdeling Haldenvassdragets Kanalmuseum, Ørje, Rapport 1/2014.
- Söderberg, H., Norrgrann, O., Törnblom, J., Andersson, K., Henrikson, L. & Degerman, E. 2008. Vilka faktorer ger svaga bestånd av flodpärlmussla? En studie av 111 vattendrag i Västernorrland. Länsstyrelsen Västernorrland, Kultur- och Naturavdelningen, Rapport 8-2008.
- Taranger, A. 1890. De norske perlefiskerier i ældre tid. *Historisk Tidskrift*. Tredie række 1: 186-237.
- Torgersen, P. 2007. Undersøkelse av fiskebestandene i 19 kalkede lokaliteter i Oppland. Status og rekruttering. Fylkesmannen i Oppland Miljøvernavdelingen Rapport nr 6/07.
- Toverud, Ø. 2001. Rapport prøvafiske Leira. Utmarksavdelingen for Akershus og Østfold Rapport.
- Vannmiljø. 2020. Vannmiljø. Registrering og analyse av tilstand i vann. Miljødirektoratet, Trondheim, Norge. <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>.

Vannote, R.L. & Minshall, G.W. 1982. Fluvial processes and local lithology controlling abundance, structure, and composition of mussel beds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 79: 4103-4107.

Vannregion Glomma. 2014. Lokal tiltaksanalyse for Vannområde Morsa. Juni 2014. Vannregiona Glomma.

Værøy, N. & Torgersen, P. 2018. Biologisk overvåking i Vannområde Leira-Nitelva 2017. COWI Notat.

Våge, K. & Stabell, T. 2018. Biologisk overvåking av elver og bekker i Vannområde Morsa 2017. Faun Rapport 005-2018.

Wacker, S., Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2020. 4. Undersøkelse av habitatvariabler i fire lokaliteter med elvemusling. S. 51-79 i: Magerøy, J.H., Wacker, S., Foldvik, A. & Larsen, B.M. 2020. Elvemuslingens leveområde. Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling? NINA Rapport 1744. Norsk institutt for naturforskning.

Wilse, J.N. 1779. *Physisk, Oeconomisk og Statistisk Beskrivelse over Spydeberg Præstegield og Egn i Aggershuus-Stift udi Norge*. C.S. Schwach, Christiania (Oslo).

Young, M.R., Hastie, L.C. & al-Mousawi, B. 2001. What represents an "ideal" population profile for *Margaritifera margaritifera*? S. 35-44 i: Bauer, G. (Ed.). *Die Flussperlmuschel in Europa. Bestandssituation und Schutzmassnahmen. Ergebnisse des Kongresses vom 16.-18.10.2000 in Hof*. Wasserwirtschaftsamt Hof und Albert Ludwigs Universität, Freiburg, Deutschland.

Yr. 2020a. Asker - Sem målestasjon. Meteorologisk institutt og NRK, Oslo.

Yr. 2020b. Aurskog II målestasjon. Meteorologisk institutt og NRK, Oslo.

Yr. 2020c. Fv155 Råken målestasjon. Meteorologisk institutt og NRK, Oslo.

Yr. 2020d. Gardermoen målestasjon. Meteorologisk institutt og NRK, Oslo.

Yr. 2020e. Tryvannshøgda målestasjon. Meteorologisk institutt og NRK, Oslo.

Ziuganov, V., Zotin, A., Nezhlin, L. & Tretiakov, V. 1994. *The Freshwater Pearl Mussels and Their Relationships with Salmonid Fish*. VNIRO Publishing House, Moscow, Russia.

Økland, J. & Økland, K.A. 1998. Samling/kartotek over opplysninger om elvemusling samlet av J. Økland og K. A. Økland. Universitetet i Oslo. Arkivert hos Bjørn Mejdell Larsen, Norsk institutt for naturforskning.

Österling, M.E. 2006. *Ecology of freshwater mussels in disturbed environments*. PhD thesis, Karlstad University Studies No. 2006:53.

Øygarden, L., Borch, H., Skarbøvik, E., Bechmann, M. & Øgaard, A.F. 2010. Fornyet tiltaksanalyse for jordbrukstiltak i Morsa. Bioforsk Rapport 5(99)2010.

9 Vedlegg

9.1 Hobølelva

Vedlegg 9.1 Tabell 1. Redoksmålingsstasjoner i Hobølelva i 2020. Tabellen viser nøyaktig lokalisering av de fem redoksmålingsstasjonene som ble undersøkt i elven i 2020. Se **figur 3.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **figur 3.3** for foto av stasjonene.

Stasjon	UTM
1	32 V 0611499 6613118
2	32 V 0612842 6614673
3	32 V 0613420 6616059
4	32 V 0613671 6616435
5	32 V 0614155 6616895

Vedlegg 9.1 Tabell 2. Redokspotensial i Hobølelva i 2020. Tabellen viser resultater for hver av stasjonene og gjennomsnittet for elven. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle stasjoner og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 3.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.1 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se **figur 3.3** for foto av stasjonene.

Parameter	Medium	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5	Gj.snitt
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	549 (542-564)	555 (538-560)	552 (536-554)	550 (545-562)	557 (543-589)	548 (536-589)
	Substrat	512 (385-549)	526 (312-555)	445 (282-541)	392 (258-535)	477 (292-520)	476 (258-555)
% reduksjon	NA	6,7	5,2	19,4	28,7	14,4	13,2
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100	100
	Substrat	93,7	93,3	60,0	40,0	66,7	71,0
% 300-400 mV	Substrat	6,3	6,7	26,7	46,7	20,0	21,1
% <300 mV	Substrat	0	0	13,3	13,3	13,3	7,9

9.2 Leira

Vedlegg 9.2 Tabell 1. Redoksmålingsstasjoner i Leira i 2020. Tabellen viser nøyaktig lokalisering av de fem redoksmålingsstasjonene som ble undersøkt i elven i 2020. Se **figur 4.3** for lokalisering av stasjonene i kart og **figur 4.4** for foto av stasjonene.

Stasjon	UTM
1	32 V 0603068 6683627
2	32 V 0603033 6683694
3	32 V 0603006 6683693
4	32 V 0602998 6683684
5	32 V 0602856 6683775

Vedlegg 9.2 Tabell 2. Redokspotensial i Leira i 2020. Tabellen viser resultater for hver av stasjonene og gjennomsnittet for den undersøkte delen av elven. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle stasjoner og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 4.3** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.2 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se **figur 4.4** for foto av stasjonene.

Parameter	Medium	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5	Gj.snitt
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	580 (575-606)	612 (609-627)	599 (596-617)	643 (636-653)	569 (554-579)	606 (554-653)
	Substrat	465 (340-554)	598 (546-620)	604 (569-651)	643 (620-661)	458 (321-539)	580 (321-661)
% reduksjon	NA	19,8	2,3	-0,8	0	19,6	4,3
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100	100
	Substrat	75	100	100	100	75,0	89,6
% 300-400 mV	Substrat	0	0	0	0	25,0	10,4
% <300 mV	Substrat	0	0	0	0	0	0

9.3 Tunnsjøbekken

Vedlegg 9.3 Tabell 1. Redoksmålingsstasjoner i Tunnsjøbekken i 2019 og 2020. Tabellen viser nøyaktig lokalisering av de fem redoksmålingsstasjonene som ble undersøkt i bekken, i både 2019 og 2020. Se **figur 5.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **figur 5.3** for foto av stasjonene.

Stasjon	UTM
1	32 V 0632082 6334952
2	32 V 0632124 6635123
3	32 V 0632159 6635258
4	32 V 0632486 6635567
5	32 V 0632436 6635835

Vedlegg 9.3 Tabell 2a. Redokspotensial i Tunnsjøbekken i 2019. Tabellen viser resultater for hver av stasjonene og gjennomsnittet for bekken. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle stasjoner og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 5.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.3 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se **figur 5.3** for foto av stasjonene.

Parameter	Medium	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5	Gj.snitt
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	572 (562-588)	593 (579-601)	595 (582-602)	595 (585-608)	604 (601-616)	595 (562-616)
	Substrat	284 (207-359)	597 (247-618)	379 (321-542)	356 (282-526)	314 (236-611)	343 (207-618)
% reduksjon	NA	50,3	-0,7	36,3	40,2	48,0	42,4
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100	100
	Substrat	0	66,6	46,7	26,7	26,7	33,3
% 300-400 mV	Substrat	33,3	26,7	53,3	60,0	26,7	40,0
% <300 mV	Substrat	66,7	6,7	0	13,3	46,6	26,7

Vedlegg 9.3 Tabell 2b. Redokspotensial i Tunnsjøbekken i 2020. Tabellen viser resultater for hver av stasjonene og gjennomsnittet for bekken. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle stasjoner og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 5.2** for lokalisering av stasjonene i kart og **vedlegg 9.3 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonene. Se **figur 5.3** for foto av stasjonene.

Parameter	Medium	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5	Gj.snitt
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	560 (549-579)	601 (599-611)	590 (583-602)	573 (558-601)	596 (593-599)	593 (549-611)
	Substrat	304 (202-520)	585 (348-633)	386 (281-517)	275 (229-353)	350 (246-599)	345 (202-633)
% reduksjon	NA	45,7	2,7	34,6	52,0	41,3	41,9
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100	100
	Substrat	6,6	80,0	46,7	0	33,3	33,3
% 300-400 mV	Substrat	46,7	20,0	33,3	20,0	33,3	30,7
% <300 mV	Substrat	46,7	0	20,0	80,0	3,33	36,0

9.4 Tidsserier i Askerelva og Sognsvannsbekken

Vedlegg 9.4 Tabell 1. Redoksmålingsstasjoner i Askerelva i 2017-2020. Tabellen viser nøyaktig lokalisering av de to redoksmålingsstasjonene som ble undersøkt i forbindelse med tidsseriene i elven. Se **figur 6.1** for lokalisering av stasjonene i kart og **figur 6.2** for foto av stasjonene.

Stasjon	UTM
1	32 V 0580237 6633956
3	32 V 0580146 6634399

Vedlegg 9.4 Tabell 2. Redoksmålingsstasjoner i Sognsvannsbekken i 2017-2020. Tabellen viser nøyaktig lokalisering av de to redoksmålingsstasjonene som ble undersøkt i forbindelse med tidsseriene i bekken. Se **figur 6.3** for lokalisering av stasjonene i kart og **figur 6.4** for foto av stasjonene.

Stasjon	UTM
2	32 V 0595810 6647950
3	32 V 0596112 6648305

Vedlegg 9.4 Tabell 3a. Redokspotensial ved stasjon 1 i Askerelva i 2017-2020. Tabellen viser resultater for hver måledato. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle måledatoene og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 6.1** for lokalisering av stasjonen i kart og **vedlegg 9.4 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonen. Se **figur 6.2** for foto av stasjonen.

Parameter	Medium	2017	2018	2019	Juli 2020	August 2020
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	502 (482-512)	509 (486-546)	486 (477-504)	511 (497-516)	497 (492-525)
	Substrat	375 (240-452)	177 (130-272)	236 (122-297)	253 (196-464)	276 (97-503)
% reduksjon	NA	25,3	65,2	51,4	50,0	44,7
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	26,7	0	0	13,3	13,3
% 300-400 mV	Substrat	46,6	0	6,7	20,0	20,0
% <300 mV	Substrat	26,7	100	93,3	66,7	66,7

Vedlegg 9.4 Tabell 3b. Redokspotensial ved stasjon 3 i Askerelva i 2017-2020. Tabellen viser resultater for hver måledato. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle måledatoene og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 6.1** for lokalisering av stasjonen i kart og **vedlegg 9.4 tabell 1** for nøyaktig lokalisering av stasjonen. Se **figur 6.2** for foto av stasjonen.

Parameter	Medium	2017	2018	2019	Juli 2020	August 2020
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	492 (486-513)	443 (439-485)	490 (481-508)	519 (510-530)	513 (502-537)
	Substrat	244 (189-360)	134 (102-224)	181 (122-297)	281 (190-452)	286 (160-421)
% reduksjon	NA	50,4	69,8	63,1	45,9	44,2
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	0	0	0	6,7	6,7
% 300-400 mV	Substrat	13,3	0	0	26,7	33,3
% <300 mV	Substrat	86,7	100	100	66,6	60,0

Vedlegg 9.4 Tabell 4a. Redokspotensial ved stasjon 2 i Sognsvannsbekken i 2017-2020. Tabellen viser resultater for hver måledato. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle måledatoene og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 6.3** for lokalisering av stasjonen i kart og **vedlegg 9.4 tabell 2** for nøyaktig lokalisering av stasjonen. Se **figur 6.4** for foto av stasjonen.

Parameter	Medium	2017	2018	2019	Juli 2020	August 2020
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	539 (531-576)	592 (464-513)	531 (522-545)	546 (523-554)	530 (518-535)
	Substrat	339 (279-555)	172 (113-239)	238 (115-322)	344 (246-504)	313 (257-477)
% reduksjon	NA	37,1	65,0	55,2	37,0	40,9
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	13,3	0	0	40,0	13,4
% 300-400 mV	Substrat	80,0	0	20,0	20,0	53,3
% <300 mV	Substrat	6,7	100	80,0	40,0	33,3

Vedlegg 9.4 Tabell 4b. Redokspotensial ved stasjon 3 i Sognsvannsbekken i 2017-2020. Tabellen viser resultater for hver måledato. 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. Prosentandel redokspotensial under 400 mV i de frie vannmassene var null for alle måledatoene og er ikke tatt med i tabellen. Se **figur 6.3** for lokalisering av stasjonen i kart og **vedlegg 9.4 tabell 2** for nøyaktig lokalisering av stasjonen. Se **figur 6.4** for foto av stasjonen.

Parameter	Medium	2017	2018	2019	Juli 2020	August 2020
Gjennomsnittlig redokspotensial (mV) (min-max)	FVM	542 (508-547)	490 (483-502)	543 (522-552)	552 (542-552)	520 (518-530)
	Substrat	391 (255-507)	234 (143-392)	253 (165-474)	338 (196-464)	281 (210-466)
% reduksjon	NA	27,9	52,4	53,4	38,8	46,0
% >400 mV	FVM	100	100	100	100	100
	Substrat	46,7	0	20,0	40,0	6,7
% 300-400 mV	Substrat	40,0	25,0	6,7	26,7	33,3
% <300 mV	Substrat	13,3	75,0	73,3	33,3	60,0

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.

1920

NINA Rapport

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426- 4695-8

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