



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2024 30 stp**

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

## **Påvirkning på stasjonær brunørret (*Salmo trutta*) ved utsetting av laksefisk ovenfor anadrom barriere i Lysakerelva**

Impact on resident brown trout (*Salmo trutta*) by  
stocking salmonids above an anadromous barrier in  
the Lysaker river

Maia Catrin Gundersen

Eline Olsborg Hansen

Master i Naturforvaltning

## **Forord**

Først og fremst ønsker vi å takke våre veiledere Thronoddvar Haugen (Professor ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU), Jonathan Edward Colman (Førsteamanuensis ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU og NaturRestaurering AS) og Kjetil Flydal (NaturRestaurering AS) for hjelp med statistikk, feltarbeid og veiledning i skriveprosessen. Takk også til Nora Colman (NaturRestaurering AS) for opplæring og deltakelse i peiling og el-fiske, medstudent Kåre-Jørgen Ingerø Bøe og Mikkel Næss (NaturRestaurering AS) for hjelp med el-fiske og Linda Eikaas Emmens (Overingeniør ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU) for hjelp med utstyr og det praktiske rundt feltarbeidet. Takk til Louise Chavarie (Førsteamanuensis ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU) for et kritisk blikk og konstruktive tilbakemeldinger på vår presentasjon av oppgaven som har vært viktige innspill i slutfasen av skrivearbeidet.

Frode Dalen og Anders Høilund fra Lysakerelva fiskeforening, Dag Øivind Ingierd fra OFA og Morten Merkesdal fra Bærum kommune har bidratt med viktig informasjon om fiskeforvaltningen i Lysakerelva - både tilbake i tid og dagens situasjon. Takk også til Norsk Vannforening som har bidratt med økonomisk støtte til feltarbeidet i form av stipend.

Vi ønsker også å takke venner og medstudenter for god støtte og gode innspill i arbeidet med masteroppgaven.

Til slutt må vi si til hverandre – takk for et godt samarbeid og lykke til videre!

Ås, 14. mai 2024

Maia Catrin Gundersen og Eline Olsborg Hansen

## Sammendrag

Oslofjorden og tilhørende elver har over lang tid blitt påvirket av menneskelig aktivitet. Dette har konsekvenser for artene som lever der, slik som laks (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*), der laks er en truet art (NT). I Lysakerelva har det blitt gjennomført flere tiltak for å styrke de anadrome bestandene, slik som utsetting av laksefisk både i anadrom strekning og oppstrøms anadrom barriere. Begrunnelsene har vært å legge til rette for fiske og kompensere for menneskelig påvirkning. Laks og ørret har en overlappende nisje som blir påvirket av konkurranse, samt abiotiske faktorer. Utsetting av laksefisk kan derfor påvirke konkurranseforholdet mellom artene. Denne oppgaven har undersøkt interaksjonen mellom laks og ørret i Lysakerelva. Hovedspørsmålet har vært om utsetting av laksefisk har hatt en påvirkning på den stasjonære ørreten, samt hvilke forvaltningsmessige vurderinger som ligger til grunn for utsettingen. I tillegg er det sett på smoltutvandring og hva som påvirker denne i elva.

Datagrunnlaget er fra fire år (2020-2023) og er en kombinasjon av data fra NaturRestaurering AS, en tidligere masteroppgave og eget feltarbeid. Innsamling av data ble gjennomført ved elektrisk fiske, PIT-merking av fisk og peiling av PIT-merket fisk. Data fra en permanent PIT-antenne i elva ble brukt for å analysere smoltutvandring. Habitatkartlegging var allerede gjennomført, men ble supplert med eget feltarbeid. Lengde og art ble registrert under el-fiske og aldersklasser (0+, 1+ og > 1+) ble etablert basert på lengdemålinger. Tetthet ble beregnet ved bruk av Zippins utfiskingsmetode. GLM-modeller ble brukt for å beregne sannsynlighet for utvandring. AIC ble brukt for modellseleksjon der påvirkning på tetthet av 0+ ørret, lengde av 0+ ørret og utvandringstidspunkt var responsvariabler. Både tetthetsavhengige og tetthetsuavhengige forklaringsvariabler ble inkludert i modellene. ANOVA ble brukt for å teste signifikans.

Habitatkvaliteten ble vurdert som «god» eller «svært god» for alle stasjoner. Den totale tettheten av laks var høyere på alle stasjonene der laks og ørret sameksisterte. Tetthet av 0+ laks hadde en negativ effekt på tetthet av 0+ ørret som ble forsterket av økende vannføring. Tetthet av 1+ laks påvirker lengden til 0+ ørret negativt sammen med høy vannføring. I 2023 ble det fanget færre fisk, noe som kan skyldes flom forårsaket av ekstremværet «Hans». Flommen, samt generelt lave fangster av ørret, kan ha påvirket resultatet. Resultatene indikerer likevel en høy interspesifikk konkurranse og at habitatforholdene i elva favoriserer laksen. Det var 25 laks

som vandret ut og 3 av disse var satt ut ovenfor anadrom barriere. Sannsynligheten for utvandring ble påvirket av nedbør og temperatur.

Utsetting av laksefisk oppstrøms anadrom barriere kan ha styrket laksepopulasjonen i Oslofjorden, men har også negative effekter på de(n) stasjonære ørretpopulasjonen(e) i Lysakerelva. Naturmangfoldloven krever kunnskapsbaserte beslutninger der også økosystemeffekter skal vurderes. Det fremkommer ikke vurderinger knyttet til hvilke konsekvenser utsetting av laksefisk kan ha på de(n) stasjonære ørretpopulasjonen(e) eller den rødlistede elvemuslingen (*Margaritifera margaritifera*) i det siste forvaltningsvedtaket. Det er nødvendig med videre undersøkelser for å se på interaksjonen mellom laks og ørret, samt indirekte konsekvenser dette kan ha på elvemusling.

## Abstract

The Oslo Fjord and its associated rivers have been affected by human activities for a long time. This has consequences for the species living there, such as Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*), where salmon is a threatened species (NT). Several measures have been implemented to strengthen the anadromous populations in Lysaker River, such as stocking salmonids both in the anadromous stretch of the river as well as above of the anadromous barrier. This was done to facilitate fishing and compensate for human impact. Salmon and trout have an overlapping niche which is affected by competition, as well as abiotic factors. Stocking of salmonids may therefore influence the competition between the species. This study looked at the interaction between salmon and trout in the Lysaker River. The main question was whether the stocking of salmonids affected the resident trout, and which evaluations underlie the stocking. In addition, the study looked at smolt migration and factors influencing the timing of migration.

The dataset spans over four years (2020-2023) and consists of data from NaturRestaurering AS, a previous master's thesis, and our own fieldwork. Data collection included electrofishing, PIT-tagging of fish, and tracking PIT-tagged fish. Data from a permanent PIT antenna in the river were used to analyze smolt migration. Mapping of habitat had previously been conducted but was supplemented with our own fieldwork. Length and species were recorded during electrofishing and age classes (0+, 1+, and > 1+) were established based on length measurements. Density was calculated using the Zippin's estimation method. GLM models were used to calculate the probability of migration. AIC was used for model selection, with the density of 0+ trout, length of 0+ trout, and timing of migration as response variables. Both density-dependent and density-independent variables were included in the models. ANOVA was used to test significance.

Habitat quality was found to be "good" or "very good" for all stations. The total density of salmon was higher at all stations where salmon and trout coexisted. Density of 0+ salmon has a negative effect on 0+ trout, enhanced by increasing water flow. Density of 1+ salmon affected the length of 0+ trout negatively along with high water flow. It was caught fewer fish in 2023, which may be due to flooding caused by the extreme weather event "Hans." The flood, as well as generally low catches of trout, may have influenced the result. However, the results still indicate high interspecific competition and a river habitat which favors salmon. 25 salmon

migrated, and 3 of these were stocked above the anadromous barrier. The probability of migration was affected by precipitation and temperature.

Stocking of salmon above the anadromous barrier may have strengthened the salmon population in the Oslo Fjord, although it also has negative effects on the resident trout population in the Lysaker River. The Nature Diversity Act requires knowledge-based decisions where ecosystem effects also need to be considered. In the latest management decision, there are no mentions regarding the potential consequences stocked salmon can have on the resident trout or the red-listed freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). Further investigations are necessary to examine the interaction between salmon and trout, as well as the indirect consequences stocking may have on the freshwater pearl mussel.

# Innholdsfortegnelse

<b>Forord</b> .....	1
<b>Sammendrag</b> .....	2
<b>Abstract</b> .....	4
<b>Innholdsfortegnelse</b> .....	6
<b>Introduksjon</b> .....	8
<b>Materialer og metode</b> .....	13
Studiearter.....	13
Studieområde.....	14
Soner.....	18
Utsetting av laks og ørret.....	18
Forvaltning.....	20
Abiotiske Faktorer.....	21
Habitatkartlegging.....	22
Vannføring og nedbør.....	23
Temperatur.....	23
Datainnsamling.....	24
El-fiske.....	25
Artsbestemmelse og lengde.....	28
PIT-merking.....	28
Peiling.....	29
Størrelsesfordeling.....	31
Kvantitative analyser.....	31
Tetthet og lengde.....	31
Utvandring.....	34
<b>Resultater</b> .....	36
Habitatkartlegging.....	36
Vannføring.....	36
Størrelsesfordeling.....	37
Ungfisktetthet.....	39
Påvirkningsfaktorer - tetthet av 0+ ørret.....	41
Påvirkningsfaktorer - lengde av 0+ ørret.....	43
Utvandring.....	45

<b>Diskusjon</b> .....	48
S.1: Påvirker utsetting av lakseyngel og gytemoden fisk ørretpopulasjonen i Lysakerelva?	48
S2: Vandrer utsatt laksefiskyngel ned Fåbrofossen og hva er de utløsende faktorene for utvandringen i Lysakerelva? .....	55
S3: Hvilke forvaltningsmessige vurderinger ligger til grunn for utsetting av laksefiskyngel og gytemoden laksefisk? .....	57
<b>Konklusjon</b> .....	62
<b>Videre arbeid</b> .....	63
<b>Referanser</b> .....	64
<b>Vedlegg A: Stasjonsbeskrivelse</b> .....	73
<b>Vedlegg B: Stasjonsdetaljer ved el-fiske</b> .....	78
<b>Vedlegg C: Vurderingsskjema for habitatkartlegging</b> .....	79
<b>Vedlegg D: Oversikt over fangst ved el-fiske</b> .....	80
<b>Vedlegg E: Aldersfordeling</b> .....	84
<b>Vedlegg F: Fangststatistikk</b> .....	85
<b>Vedlegg G: Tetthet</b> .....	87
<b>Vedlegg H: PIT-merking og utvandring</b> .....	89
<b>Vedlegg I: Utvandring – abiotiske faktorer</b> .....	90
<b>Vedlegg J: Modell diagnostikk</b> .....	91



## Introduksjon

I den senere tid har ordet «naturkrise» blitt stadig mer brukt (IPBES, 2019; Sverdrup-Thygeson et al., 2021; WWF, 2024), og det er bred enighet om at menneskelig aktivitet har stor påvirkning på arter og økosystemer. Dette er tydelig i Oslofjorden, et tett befolket område der naturverdiene er under press. Oslofjorden er i moderat økologisk og kjemisk dårlig tilstand (Vann-nett, 2024), og det er utarbeidet en helhetlig tiltaksplan for å redde økosystemet i fjorden (Klima- og miljødepartementet, 2021). Tiltaksplanen skal samordne innsatsen for en renere Oslofjord. Et stort antall større elver og bekker renner ut i fjorden der sedimenter, næringsstoffer som fosfor og nitrogen, samt annen forurensning bidrar til den dårlige miljøtilstanden både i ferskvann og saltvann (NINA et al., 2019). I tillegg til dette, er også elver og bekker lagt i rør eller er påvirket av menneskeskapte barrierer som demninger og kulverter. To arter som påvirkes av den dårlige tilstanden i fjorden samt tilhørende elver og bekker, er atlantisk laks (*Salmo salar* L.) og brunørret (*Salmo trutta* L.).

Atlantisk laks og brunørret, heretter laks og ørret, har flere likhetstrekk i livshistorie og adaptasjoner, i tillegg til å være viktige arter i økosystemet (Jonsson & Jonsson, 2011b). Laksen er i all hovedsak en anadrom art som har gyte- og oppvekstområder i elver og vandrer ut i havet for næringsøk. Ørreten kan være anadrom eller tilbringe hele livet i ferskvann. Utvandring skjer som oftest på våren og tidlig sommer, og påvirkes av variabler som vannføring og temperatur (Miljødirektoratet, 2014). Likhetstrekkene mellom artene kan medføre konkurranse mellom dem (Jonsson & Jonsson, 2011b), men også likheter i trusler (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023a; Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023b). I 2021 kom villaksen for første gang på rødlisten og ble vurdert som nær truet (NT) (Artsdatabanken, 2021b). Ørret er i kategorien livskraftig (LC) (Artsdatabanken, 2021c), men sjørretbestanden er kraftig redusert i mange norske vassdrag (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023b). På grunn av dette ble det gjennomført en trusselvurdering av arten for første gang i 2023 (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023b).

Lakseoppdrett er vurdert som den største trusselen for begge artene (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023a; Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023b), men dette er ikke relevant i Oslofjord-området. Påvirkninger fra menneskelige aktiviteter slik som arealinngrep, jordbruk, forurensning, og vannbruk er de største truslene for laks og ørret rundt Oslofjorden (Klima- og miljødepartementet, 2021). Arealinngrep er en faktor som har høy risiko for å

forverre situasjonen da det kan påvirke vannkvalitet, føre til reduksjon i gyte, - og oppvekstområder og redusert mattilgang. Dette kan påvirke overlevelsen til artene (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023a; Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023b). Sikring av gode oppvekstsvilkår i lakse- og ørretførende elver er viktig for å opprettholde bestandene ettersom anadrom laks og sjørret generelt har lav overlevelse i det marine miljø. Flere ungfisk ut i havet kan derfor bidra til at en større andel fisk returnerer til elver og bekker for å gyte (St.prp. nr. 32, 2006-2007).

Lysakerelva (Figur 1) er en elv i Oslofjordområdet der det er gjennomført flere tiltak for anadrom fisk. Elva renner ut i indre Oslofjord, og har både anadrom og stasjonær ørret, samt laks. Den har flere fosser som er både menneskeskapte og naturlige barrierer for anadrom fisk (Figur 2). Elva ligger sentralt mellom Oslo og Bærum kommuner, og det er en lang historie med industri langs elva. Første fabrikk ved Fåbrofossen ble etablert i 1749 (Mustad Eiendom, 2024) og det vokste frem fabrikker og industri på begge sider av elva (Bærum Kommune, 2012). Industrien rundt elva hadde flere forurensende utslipp, og mer bebyggelse rundt elva førte til økt kloakkutslipp (Heide, 1983). Elva ble demmet opp i 1926, som kraftig reduserte anadrom strekning samt gytearealer for anadrom laksefisk (Flydal et al., 2020). I dag er vannkvaliteten bedre i elva (Vann-nett, 2024), med et strengere regelverk rundt utslipp fra industri og kloakk (Vannforskriften, 2007). Det pågår fortsatt byggevirksomhet som kan påvirke leveforholdene i elva, slik som utbygging av Fornebubanen og bolig-, og næringsutvikling (Oslo Kommune & Bærum Kommune, 2019; Plan- og bygningsetaten, 2022).

For å forbedre oppvekstsvilkår og tilgang på gyteplasser, er det gjennomført flere tiltak for anadrom laksefisk i Lysakerelva som fisketrapp og utplassering av gytegrus (Flydal et al., 2020). Det har blitt satt ut laksefiskyngel ovenfor Fåbrofossen nesten årlig fra 2011 til 2020, og i 2021 og 2023 ble det båret opp gytemoden laks og sjørret ovenfor Fåbrofossen. Resultatet av dette opp mot gytesuksessen eller yngelproduksjon er ikke studert. Det er også gjennomført PIT-merking av fisk over flere år, som inngikk i et studie fra 2020 (Falk, 2021a), men utvandring av smolt fra utsetting er ikke undersøkt. Flere mener likevel å ha sett effekter av utsettingen (Høilund, personlig kommunikasjon, 16.januar 2024; Persson & Thaulow, 2019).

Utsetting av laksefisk er et tiltak som lenge har blitt gjennomført i Norge, og har gått fra å være eneste tiltak for å gjenopprette synkende populasjoner til å bli vurdert som et bevaringstiltak (Jonsson & Jonsson, 2011b). Forlenging av anadrom strekning ved å sette ut og bære opp fisk

i Lysakerelva kan også ses som et økologisk kompensasjonstiltak, da gyte- og leveområder for ungfisk i Oslofjordområdet er redusert (Flydal et al., 2020). Menneskelig påvirkning har ført til at Lysakerelva nå har en naturlig anadrom nedre sone opp til Fåbrofossen, en midtre sone mellom Fåbrofossen og Jarfossen der lakseyngel og gytemoden laks og sjøørret er satt ut, og en øvre sone der det kun er stasjonær ørret (Figur 3). Det er imidlertid usikkerhet om stor fisk kan vandre forbi Jarfossen (Flydal et al., 2020). Dersom dette er tilfelle, vil den midtre sonen potensielt gå opp til Røafossen.

Utsetting av laks ovenfor anadrom strekning har ført til at laks og ørret nå sameksisterer i en del av elva som tidligere var forbeholdt ørreten. Dette kan føre til økt konkurranse mellom artene da de har delvis overlappende nisjer (Jonsson & Jonsson, 2011b), noe som igjen kan føre til økt aktivitet og energibruk samt nedgang i mattilgang (Jonsson & Jonsson, 2011b). Utsetting av gytemoden sjøørret ovenfor Fåbrofossen kan også føre til økt intraspesifikk konkurranse (Elliott, 1994; Houde et al., 2017). Det er vist at sterk interkohort konkurranse mellom 1+ og 0+ ørret kan påvirke 0+ ørret negativt (Bohlin, 1977; Nordwall et al., 2001). Konsekvensene av utsetting kan bli påvirket av abiotiske faktorer, slik som vannføring og habitat. Vannføring har vist å være en faktor som påvirker habitatbruk og konkurranseforhold mellom laks og ørret (Berg et al., 2014; Hagelin & Bergman, 2021; Heggenes et al., 1999). Der artene sameksisterer er det funnet at ørret foretrekker grunnere områder (Berg et al., 2014) og områder med lavere vannhastighet slik som kulper (Jonsson & Jonsson, 2011b). Laksen bruker ofte større deler av elva på grunn av morfologiske tilpasninger (Jonsson & Jonsson, 2011b), men ørret er ofte svært territoriell og kan være en sterkere konkurrent ved lavere vannhastighet (Bohlin, 1977; Nordwall et al., 2001).

Konsekvensene utsettingen av laks og sjøørret har på andre arter og økosystemet i elva er ikke undersøkt (Persson & Thaulow, 2019). Lysakerelva og elvedalen er et svært artsrikt område (Olberg et al., 2023), som blant annet inkluderer den rødlistede arten elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) (VU) som har laks eller ørret som mellomvert (Artsdatabanken, 2021a). I Lysakerelva er det kun ørret som er funnet som mellomvert, men det kan ikke utelukkes at laks er mellomvert i anadrom strekning (Sandaas & Enerud, 2016).

Vedtak om utsetting av laksefisk skal følge den sektorovergripende Naturmangfoldloven, der prinsippene i §§ 8-12 er styrende for alle beslutninger som omhandler naturmangfold. I Naturmangfoldloven § 8 går det fram at det er krav om kunnskap av offentlige beslutningers effekt og påvirkninger på arter og økosystemer. Det går videre fram i § 9 at føre-var-prinsippet

skal legges til grunn dersom det ikke foreligger tilstrekkelig kunnskap om virkninger for biodiversiteten. Naturmangfoldloven § 10 legger til grunn en økosystemtilnærming der påvirkningen et tiltak kan ha, “skal vurderes ut fra samlet belastning som økosystemet er eller vil bli utsatt for.”. Det er derfor viktig å ha kunnskap om konsekvenser av tiltak, og hvordan ulike tiltak samlet sett kan påvirke arter og økosystemet.

Oppgaven skal undersøke interaksjoner mellom laks og ørret i Lysakerelva og om utsetting av laksefiskyngel og gytemoden laksefisk har påvirket ørretpopulasjonen oppstrøms den naturlige barrieren Fåbrofossen. Dette undersøkes ved å se på interspesifikk konkurranse mellom aldersklassene (0+, 1+, >1+) til artene, samt intraspesifikk konkurranse mellom 0+ og 1+ av ørret. 2020 og 2023 er år uten påvirkning fra 0+ laks i midtre sone, da det ikke ble satt ut yngel fra 2019 eller båret opp gytemoden laksefisk i 2022. Dette er derfor viktige kontrastår der effekten 0+ laks kan ha på 0+ ørret er fraværende. Analyser av utvandring kan belyse effekten av utsettingen. En tilleggsproblemstilling er å se på vurderingene som ligger til grunn for godkjenning av utsetting av laks og ørret. Målet med oppgaven er å bidra til innhenting av kunnskap om konsekvensene utsetting av laks kan ha på eksisterende fauna med fokus på de(n) stasjonære ørretpopulasjonen(e) i Lysakerelva.

Oppgaven har følgende forskningsspørsmål med tilhørende prediksjoner:

### **Spørsmål 1: Påvirker utsetting av lakseyngel og gytemoden laksefisk ørretpopulasjonen i Lysakerelva?**

P1.1: Utsetting av lakseyngel og gytemoden laksefisk ovenfor anadrom strekning vil påvirke tettheten av 0+ ørret negativt.

P1.2: Utsetting av lakseyngel og gytemoden laksefisk ovenfor anadrom strekning vil påvirke lengde hos 0+ ørret negativt.

Både for tetthetseffekt og individeffekt (lengde) forventes det en sterk interaksjon mellom 0+ og 1+ ørret, der 0+ laks forsterker den negative effekten på 0+ ørret gjennom interspesifikk konkurranse.

**Spørsmål 2: Vandrer utsatt laksefiskyngel ned Fåbrofossen og hva er de utløsende faktorene for utvandringen i Lysakerelva?**

P.2.1 Laksfiskyngel satt ut ovenfor Fåbrofossen vandrer ut til fjorden.

P.2.2. Temperatur og vannføring påvirker utvandringstidspunkt for smolt.

**Spørsmål 3: Hvilke forvaltningsmessige vurderinger ligger til grunn for utsetting av laksefiskyngel og gytemoden laksefisk?**

P. 3.1 Forvaltningen bruker tilgjengelig kunnskap og følger prinsippene etter naturmangfoldloven §§8-12.

## Materialer og metode

### Studiearter

Laks og ørret har en tilsvarende og kompleks livssyklus som kan deles opp i flere stadier (Jonsson & Jonsson, 2011b). Artene gyter om høsten, der laksen generelt gyter i dypere og raskere vannstrøm. Deretter kommer egg- og plommesekkstadiet der fiskene lever langs bunnen etter klekking blant mose, trerøtter og steiner. Parrstadiet, som kommer etterpå, varer i ett til fem år (Jonsson & Jonsson, 2011b). I anadrome populasjoner blir parrstadiet etterfulgt av smoltstadiet der fisken vandrer ut i havet, mens i stasjonære populasjoner lever fiskene enten i elva eller migrerer til innsjøer (Jonsson & Jonsson, 2011b). Med noen få unntak er laksen en anadrom art (Artsdatabanken, 2017), mens ørreten kan være både anadrom (sjøørret) og stasjonær. Om ørreten vandrer ut til sjøen avhenger av flere faktorer slik som vekstrate, kjønn, genotype, konkurranse og miljøfaktorer (Nevoux et al., 2019).

Det er noen forskjeller i adferd mellom artene da laksen er bedre tilpasset sterkere vannstrømmer og utvandring til havet (Jonsson & Jonsson, 2011b). Anadrom ørret er sjeldent langt utpå åpent hav og holder seg ofte nær elvemunningen (Jonsson & Jonsson, 2011b). Nisjen til artene er delvis separert i elver og bekker på grunn av artenes preferanser når det kommer til vegetasjonsskygging, vanddybde, og vannhastighet (Heggenes et al., 1999; Jonsson & Jonsson, 2011b). Det er ingen større forskjeller mellom nisjene når artene er yngel, da begge artene er avhengig av habitater med lav vannhastighet for overlevelse, men i parrstadiet bruker laksen større deler av elven enn ørreten (Jonsson & Jonsson, 2011a). Dette skyldes at laksen er bedre tilpasset hurtigere vannhastigheter på grunn av morfologiske adaptasjoner, slik som bredere brystfinne og en mer innskåret halefinne. Ørreten foretrekker områder med lavere hastighet, og ungfisk av ørret lever nær elvekanten mens større individer kan leve i dypere vann (Jonsson & Jonsson, 2011a).

Vanntemperatur påvirker vekst, aktivitet, samt smoltifiseringsprosessen for begge artene (Elliott & Elliott, 2010; Klemetsen et al., 2003). Ørreten tåler lavere temperaturer enn laksen, mens laks tåler høyest temperatur av artene (Elliott & Elliott, 2010). Ungfisk av laks foretrekker også større substrat enn ungfisk av ørret (Jonsson & Jonsson, 2011c; Symons & Heland, 1978). Selv om artene har en delvis separert nisje på grunn av morfologiske forskjeller er det fortsatt store overlapp i nisjen da ungfisk av laks og ørret har like økologiske og matmessige krav (Bremset & Heggenes, 2001).

Nisjen til laksen og ørreten blir videre påvirket av konkurranse mellom artene. Begge artene er territoriale og kan vise en aggressiv holdning (Jonsson & Jonsson, 2011b). Aggressiviteten blir påvirket av ulike faktorer slik som mattilgang, temperatur og vannhastighet. Yngre individer er også mer aggressive enn eldre individer (Bremset & Heggenes, 2001; Jonsson & Jonsson, 2011b). Ørret er generelt funnet å være mer aggressiv enn laks og kan begrense laksens habitatbruk. Ørreten kan derfor være en sterkere konkurrent enn laksen under visse forhold slik som lavere vannhastighet (Hagelin & Bergman, 2021; Heggenes et al., 1999). Studier har funnet at dersom en art fjernes vil den andre arten utvide sin nisje (Gibson & Cunjak, 1986; Jonsson & Jonsson, 2011b; Karlström, 1977).

Intraspesifikk konkurranse kan også påvirke artene. Det er funnet at ørret har en mindre kroppsstørrelse når den er alene enn når den er i lag med laks, som tyder på at intraspesifikk konkurranse har større påvirkning enn interspesifikk konkurranse gitt lik tetthet (Houde et al., 2017). Perioden der ørretyngelen er ferdig med plommesekkstadiet og har kommet opp av grusen, er karakterisert med svært høy dødelighet, noe som tyder på intrakohortkonkurranse om plass og føde (Elliott, 1994). Dødeligheten er sterkt tetthetsavhengig. Det kan også være interkohortkonkurranse, der 1+ ørret dominerer over 0+ ørret gjennom konkurranse og predasjon (Bohlin, 1977; Nordwall et al., 2001). Studier har også funnet intraspesifikke effekter hos laks i ferskvann, der veksten og overlevelsen til 0+ laks ble redusert av eldre fisk (Buck & Hay, 1984; Gibson, 1993; Kennedy & Strange, 1982; Puffer et al., 2017).

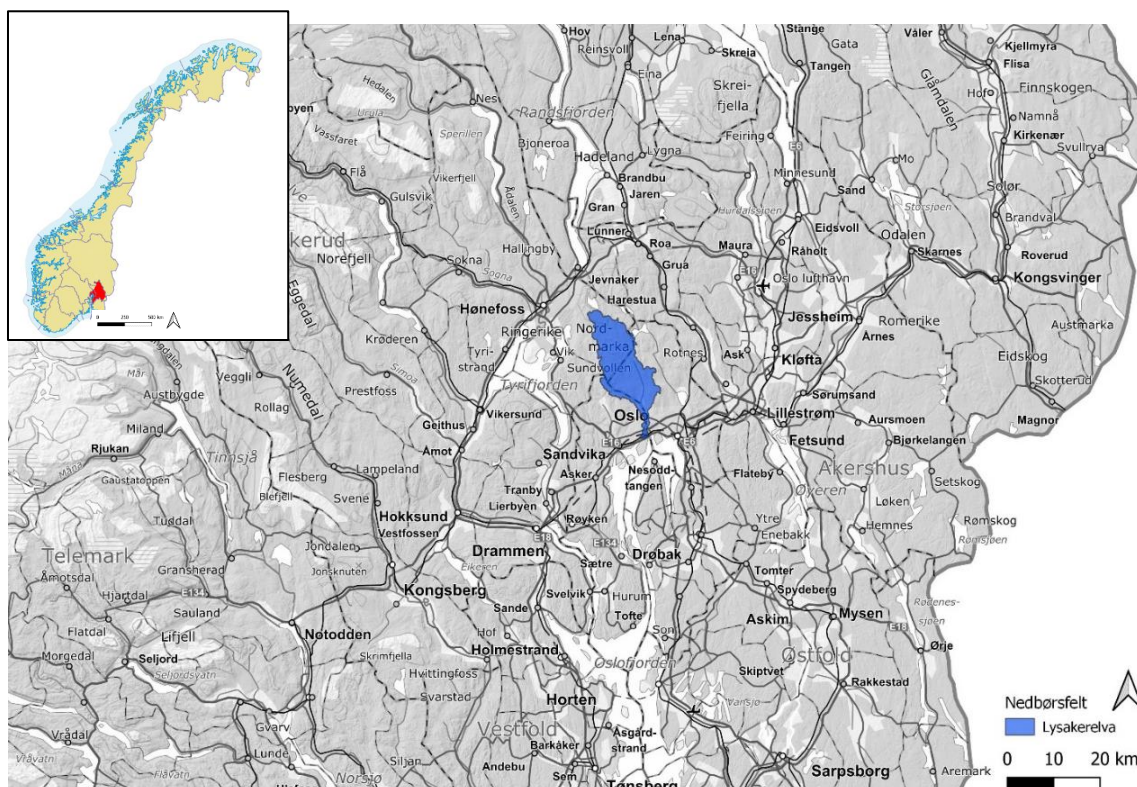
For begge artene er størrelsen til 0+ funnet å være en kritisk faktor for vinteroverlevelsen, da fiskene ikke har like god evne til å vokse eller finne mat på vinteren (Cunjak et al., 1998; Miyakoshi et al., 2003). Tap av energi og fett er spekulert å være en av hovedkildene til vinterdødelighet hos laksefisk (Cunjak et al., 1998; Finstad et al., 2004). Miyakoshi et al. (2003) fant i sine studier at vinteroverlevelsen til utsatt masulaks (*Oncorhynchus masou*) var avhengig av størrelsen på fisken ved utsetting. Jo større fiskene var, desto bedre var tilstanden, noe som kunne bidra til høyere overlevelse (Miyakoshi et al., 2003).

## Studieområde

Lysakerelva er en del av det nest største vassdraget i Oslo, Sørkedalsvassdraget, og ligger på grensen mellom Oslo og Bærum kommune (Persson & Thaulow, 2019). Elva er 9,3 km lang og har utløp i indre Oslofjord (Saltveit et al., 2014; Vann-nett, 2024). Kilden til elva er Bogstadvannet, som har Heggelivann, Langlivannet, og Storflåtan som kilder (Nevina, 2024;

Saltveit et al., 2014). Vassdraget har et nedbørsfelt på 178 km<sup>2</sup> (Figur 1) og er dominert av vulkanske bergarter, kambrosiluriske bergarter og marin leire, der de to siste tilfører næringsalter til vassdraget (Persson & Thaulow, 2019). Lysakerelva er kategorisert som nasjonal vanntype R108 (moderat kalkrik, humøs) (Vann-nett, 2024). Elva er en flomelv, som har store variasjoner i vannføringen (Sandaas & Enerud, 2016).

Den økologiske tilstanden til Lysakerelva er vurdert som «moderat», mens den kjemiske tilstanden har variert mellom «dårlig» og «god» de siste årene (Falk, 2021a; Oslo Kommune, 2020; Vann-nett, 2024). I 2024 ble den kjemiske tilstanden vurdert som «god» (Vann-nett, 2024). Diffus avrenning fra urbane strøk er vurdert å ha stor påvirkning, mens diffus avrenning fra veitransport, industri og avløp er vurdert å påvirke i middels grad (Vann-nett, 2024). I 2014 (Saltveit et al., 2016) og 2018 (Persson & Thaulow, 2019) ble økologisk tilstand for bunndyr vurdert å være god.



Figur 1: Oversiktskart over Lysakerelvas nedbørsfelt. Elva ligger i indre Oslofjord imellom Oslo og Akershus fylke. Kartet er laget i QGIS versjon 3.28.15 Oversiktskart hentet og redigert fra (Georange, 2024).

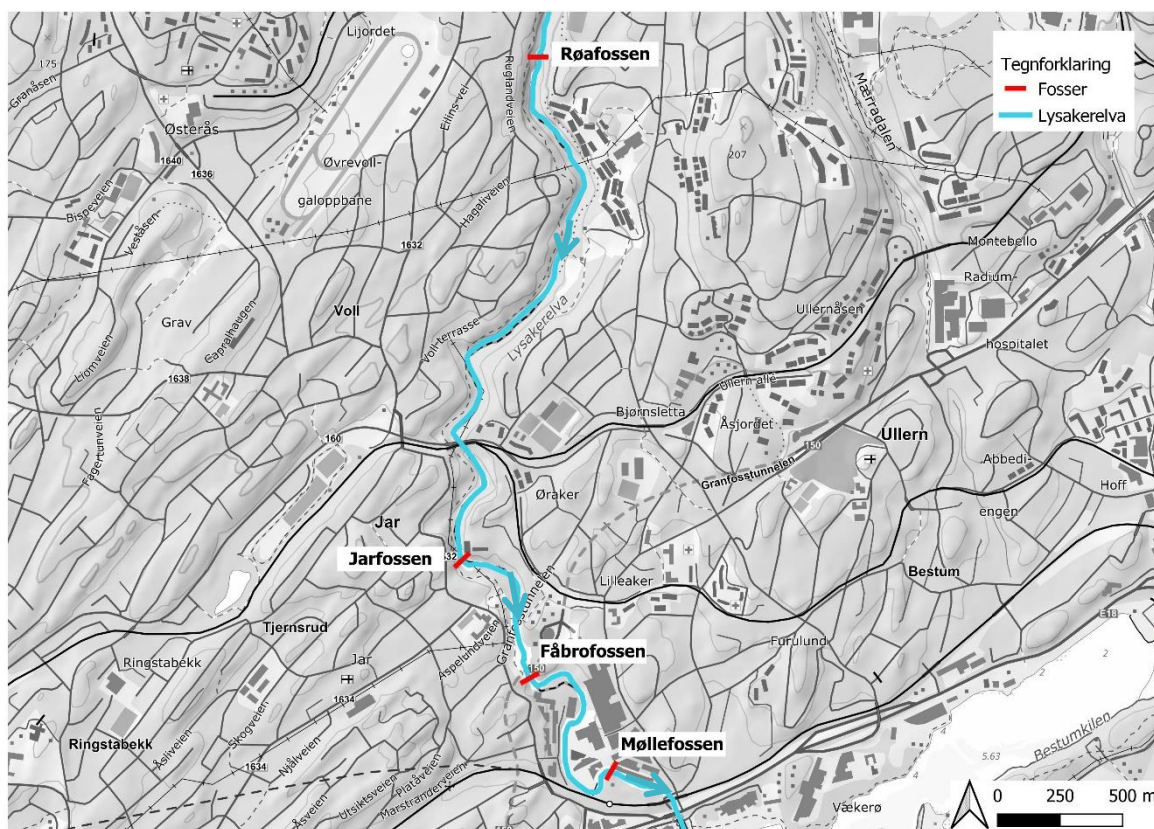
Ved Bogstadvannet er nedbørsfeltet dominert av skog og jordbruk, mens landskapet blir mer urbant nedover mot utløpet. Nederste delen av elva er omringet av næringsbygg og infrastruktur, og er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet (Saltveit et al., 2014). Kantsonen



langs elva varierer i bredde (0-110 m) (Vedlegg A). Det pågår stor byggeaktivitet langs nedre del av elva fra Fåbrofossen og til utløpet. Det er både næringsutvikling og bygging av Fornebubanen, der det blant annet bygges en tunnel under elva ved Mølledammen (Oslo Kommune & Bærum Kommune, 2019). Mustad Eiendom har også planer om å renovere Lilleakerbyen som omfatter en storstilt utbygging rundt elva (Plan- og bygningsetaten, 2022).

Lysakerelva har flere fosser og både menneskeskapte og naturlige barrierer for vandrende fisk (Figur 2). Demningen ved Møllefossen var en barriere for anadrom laksefisk, og i 1991 ble det etablert en fisketrapp her (Saltveit et al., 2014). Anadrom strekning økte med ca. 750 m etter etablering av fisketrappen (Flydal et al., 2020), og det er totalt 1400 m opp til Fåbrofossen (Miljødirektoratet, 2024). Fåbrofossen er en absolutt og naturlig barriere (Miljødirektoratet, 2024), men det er utredet mulighet for å bygge fisketrapp her (Flydal et al., 2020). Den neste fossen i elva, Jarfossen, er antatt å fungere som et selekterende vandringshinder der kun stor fisk kan komme seg forbi (Flydal et al., 2020). Røafossen med ca. 20 m fall, er en endelig barriere. Dersom gytemoden laksefisk som ble båret opp kommer opp Jarfossen, vil en potensiell anadrom strekning opp til Røafossen være på 4,4 km (Flydal et al., 2020). Sensommer 2023 gikk det et steinras fra Fåbrofossen pga. flom som kan ha endret elvesubstrat og påvirket gyteplasser like nedenfor (innen 10-20 m).

Anadrom strekningen er dominert av laks, og populasjonen har hatt en positiv utvikling de senere årene (Persson & Thaulow, 2019). Samlet vurdering av bestandstilstand til laks ble funnet å være «God/Svært god» for perioden 2015-2019 (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2021). Det er også sjørret i elva og bestandstilstanden er funnet som «God» (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2022), men det er mer usikkerhet rundt bestandsutviklingen for sjørreten (Flydal et al., 2020; Saltveit et al., 2014). Tettheten av ørret i elva er funnet å være lavere enn optimalt, men populasjonen er vurdert som stabil (Persson & Thaulow, 2019). Fangststatistikken i elven har variert fra år til år. Fangsten av ørret har vært relativt stabil siden 2017, mens fangsten av laks har hatt en varierende og nedgående trend siden 2017 (Tabell 1) (Laksebørs, 2024).



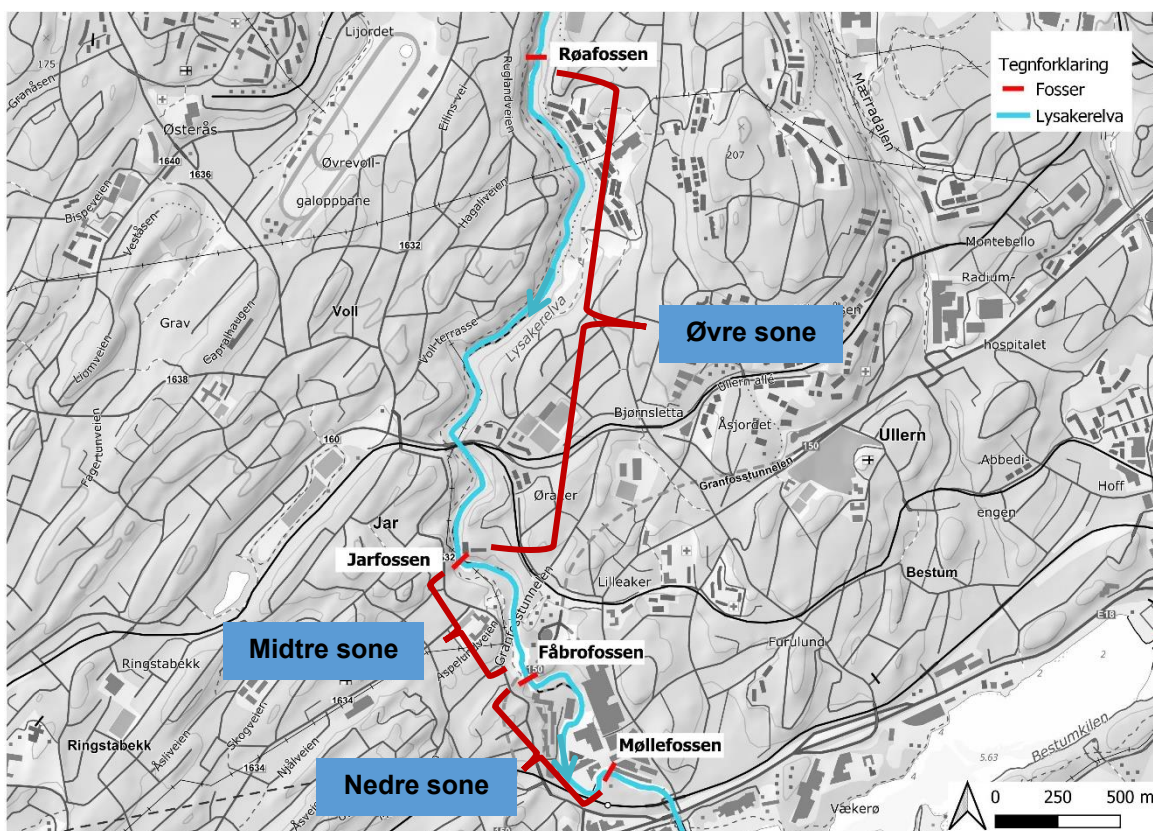
Figur 2: Lysakerelva markerer grensen mellom Oslo og Bærum kommune og har flere fosser som fungerer som vandringshinder for anadrom fisk. Møllefossen har fisketrapp. Anadrom strekning stopper ved Fåbrofossen. Jarfossen er sannsynligvis et selekterende vandringshinder der kun stor fisk kan passere, mens Røafossen er endelig barriere for fisk satt ut ovenfor Fåbrofossen. Kartet er laget i QGIS versjon 3.28.15. Bakgrunnskart hentet fra (Geonorge, 2024).

Tabell 1: Fangststatistikken av laks og ørret i Lysakerelva fra 2017 til 2024 (Laksebørs, 2024).

År	Art	Antall	Total kg	Snittvekt
2017	L	153	320,90	2,1
2017	Ø	55	-	-
2018	L	103	386,30	3,8
2018	Ø	19	-	-
2019	L	58	196,00	3,4
2019	Ø	48	-	-
2020	L	49	118,30	2,4
2020	Ø	44	-	-
2021	L	8	17,10	2,1
2021	Ø	19	-	-
2022	L	45	147,90	3,3
2022	Ø	33	-	-
2023	L	56	151,70	2,7
2023	Ø	58	-	-

## Soner

Det ble etablert soner for Lysakerelva, som ble brukt under analysene. Nedre sone tilsvarte anadrom strekning der både laks og ørret lever naturlig. Stasjonene LYS5, LYS6 og LYS7 var innenfor denne sonen. Midtre sone var ovenfor anadrom strekning og tilsvarte elvestrekningen mellom Fåbrofossen og Jarfossen der laks og ørret ble satt ut. Denne sonen inkluderte stasjonene LYS3 og LYS4. Dette området ble vurdert å ha gode gyte- og oppvekstforhold for laks og ørret (Falk, 2021a; Flydal et al., 2020). Øvre sone var ovenfor Jarfossen og det var kun ørret her naturlig. LYS0, LYS1 og LYS2 var innenfor denne sonen (Figur 3).



Figur 3: Oversiktskart over de tre ulike sonene i elva. Øvre sone går fra Røafossen til Jarfossen, midtre sone går fra Jarfossen til Fåbrofossen, mens nedre sone går fra Fåbrofossen til Møllefossen. Kartet er laget i QGIS versjon 3.28.15. Bakgrunnskart er hentet fra Geonorge (2024).

## Utsetting av laks og ørret

I Lysakerelva har det blitt satt ut varierende mengde laks- og ørretynget siden 1990-tallet. Sollerudstranda skole har satt ut laksefiskyngel i anadrom strekning fra 1991. Det ble satt ut maksimum 5000 plommeseckkyngel av skolen over flere år, men det foreligger ikke spesifikke

opplysninger om mengde fisk per år fra denne perioden eller effekten dette har hatt (Høilund, personlig kommunikasjon 09.februar 2024; Merkesdal, personlig kommunikasjon 12.februar 2024). Fra 2011 ble OFA og Lysakerelva Fiskeforening involvert, og det ble da satt ut yngel oppstrøms Fåbrofossen (Tabell 2) for å øke gyte, - og oppvekstområde for laks (Høilund, personlig kommunikasjon 16.januar 2024).

Det forekommer ulike opplysninger om vekt ved utsetting av den startforete yngelen med variasjon fra 1,5 – 5 gram (Høilund, personlig kommunikasjon 16.januar 2024; Ingierd, 2024, personlig kommunikasjon 29.januar 2024). All fisk kommer fra lokale stammer (OFA, 2024). Etter 2019 er det ikke satt ut yngel ovenfor anadrom strekning, men i 2021 og 2023 ble det båret opp gytemoden laksefisk ovenfor Fåbrofossen (Høilund, personlig kommunikasjon 16.januar 2024). I 2022 ble det ikke båret opp fisk da det var funn av vibriose i elva (Tabell 2). Fisken som ble båret opp ble hentet ut av fisketrappen ved Møllefossen eller like nedenfor, og båret opp i store bøtter til ovenfor Fåbrofossen.

Tabell 2: Oversiktstabell over antall laksefisk som har blitt satt ut eller båret opp ovenfor Fåbrofossen fra 2011 til 2023. Det ble satt ut både yngel og parr fra 2011-2019 ovenfor anadrom strekning (markert i grønn), mens det i 2020 ble satt ut lakseyngel i anadrom strekning. I 2021 og 2023 ble det båret opp og satt ut gytemoden laksefisk ovenfor Fåbrofossen som var fanget i anadrom strekning (fet skrift). Det ble ikke satt ut fisk i 2022 pga. sykdom (markert i blå). SLY = Startfåret lakseyngel, SØY = Startfåret ørretyngel, 1-S = 1-somrig, GM = Gytemoden (Boger & Velle, 2017; Falk, 2021a; Høilund, personlig kommunikasjon 16.januar 2024; OFA, 2024; Persson & Thaulow, 2019).

Utslippsår	Livsstadiet	Antall individer
2011	SLY	40.000
2012	SLY	40.000
2013	SLY	15.000
2014	SLY 1-S	15.000 8.000
2015		
2016	SLY	20.000
2017	SLY SØY	15.000 5.000
2018	SLY SØY	20.000 5.000
2019	SLY SØY	30.000 10.000
2020	SLY	5.000 (I anadrom strekning)
<b>2021</b>	<b>GM laks</b> <b>GM ørret</b>	<b>30 laks (15 hannfisk, 15 hunnfisk)</b> <b>20 ørret</b>
<b>2022</b>	<b>Ingen flyttet opp</b>	<b>0</b>
<b>2023</b>	<b>GM laks</b> <b>GM ørret</b>	<b>27 laks (15 hannfisk, 12 hunnfisk)</b> <b>18 ørret (8 hannfisk, 10 hunnfisk)</b>

## Forvaltning

Overordnet skal forvaltningen forholde seg til tiltaksplanen for Oslofjorden (Klima- og miljødepartementet, 2021) og Naturmangfoldloven. Ansvar og forvaltningen av Lysakerelva er oppdelt mellom flere aktører. Oslo og Bærum kommune har begge ansvar og interesse i elva og dens kilder. Kildene til Sørkedals- og Lysakervassdraget, Heggelivann, Storflåtan og deler av Langlivannet, ligger i Ringerike kommune. Heggelivann er drikkevannskilde til Bærum kommune, og Langlivannet er reservedrikkevannskilde til Oslo kommune (Asker og Bærum



Vannverk, 2024; Oslo byleksikon, 2024). I tillegg tas det ut vann fra vassdraget til produksjon av kunstsno og vanning av golfbane (Ingierd, personlig kommunikasjon 29. januar 2024) der NVE er forvaltningsmyndighet. Ved søknad om å bære opp gytmoden fisk og utsetting av laksefiskyngel er det Statsforvalteren som er forvaltningsmyndighet.

I øvre del av Lysakerelva er Oslo kommune grunneier og Oslomarkas Fiskeadministrasjon (OFA) er involvert i forvaltningen her. Nedre del av elva er eid av både Oslo og Bærum kommune, og anadrom strekning forvaltes av Lysakerelva fiskeforening (Ingierd, personlig kommunikasjon, 29. januar 2024). Fiskeforeningen har også fiskeoppsyn i anadrom strekning. Nedenfor Fåbrofossen har Mustad Eiendom flere næringsbygg langs elva. OFA har ikke aktivt fiskeoppsyn i ikke-anadrom strekning (Ingierd, personlig kommunikasjon 29. januar 2024).

I 2009 ble det inngått et samarbeid for en felles plan for Lysakervassdraget mellom Oslo, Bærum og Ringerike kommune (Bærum Kommune et al., 2009). Videre har kommunene Oslo og Bærum en samarbeidsplan for Lysaker (VPOR) for å utvikle området rundt nedre del av Lysakerelva (Oslo Kommune & Bærum Kommune, 2019). Statsforvalteren har startet verneprosess for Lysakervassdraget (Bærum Kommune, 2022; Løken, 2022; Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2024). Hvilke konsekvenser det vil ha for fiskeforvaltningen er ukjent på nåværende tidspunkt.

Forvaltningens vurderinger som ligger til grunn for utsetting av lakseyngel og gytmoden laksefisk ble vurdert opp imot funnene i oppgaven. Det er viktig å påpeke at det ikke ble gjort en systematisk kartlegging ved intervju eller lignende, men relevant informasjon om forvaltningen ble basert på kontakt med relevante aktører, offentlig tilgjengelig informasjon og tidligere arbeid i elva (Flydal et al., 2020; Persson & Thaulow, 2019; Saltveit et al., 2014; Sandaas & Enerud, 2016). Aktørene som ble kontaktet var Sollerudstranda skole, OFA, Bærum kommune, Lysaker fiskeforening, og NaturRestaurering AS.

## Abiotiske Faktorer

Abiotiske faktorer kan påvirke ørretbestanden, samt konkurranseforholdet mellom laks og ørret. Det ble derfor gjennomført habitatkartlegging og innhentet vannføring-, nedbør-, og temperaturdata.

### **Habitatkartlegging**

Det ble gjennomført kartlegging av mesohabitat og døde trær fra land 8. mars 2024 på alle stasjoner. På stasjonene ble mesohabitatet vurdert som enten stryk, brekk eller kulp. Definisjonen på disse mesohabitatene er basert på metodikk av Parasiewicz (2001) (Tabell 3). Andelen stryk, brekk og kulp ble registrert i prosent for hver stasjon. Det ble også registrert død ved for alle stasjonene. For å kvalifiseres som død ved måtte det enten være > 10 cm i diameter, > 1 m lengde, eller > 1 m kvistvaser.

Tabell 3: Kategorisering av mesohabitat tilpasset fra (Njaa, 2022; Parasiewicz, 2001)

<b>Stryk</b>	Vannstrømmen er turbulent
<b>Brekk</b>	Bevegelse i vannet med lite turbulens
<b>Kulp</b>	Stillestående vann uten turbulens

Habitatet ble nærmere kartlagt basert på kategoriseringen av mesohabitat. Dette ble gjennomført av Falk på LYS1-LYS7 basert på metodikk utviklet av Ulrich Pulg (Falk, 2021a). Etter inndeling i stryk, brekk eller kulp ble kvaliteten av områdene vurdert på en skala fra 1 til 4 i kategoriene morfologi, substrat og kantvegetasjonsdekke (Vedlegg C). Det ble brukt øyemål for å vurdere dette etter Pulg metoden. Verdiene ble oppsummert og delt inn i 5 vurderingskategorier (Tabell 4) (Falk, 2021a; Pulg et al., 2011). LYS0 ble kartlagt 8. mars 2024 på tilsvarende måte. Da kartlegging av habitatskvalitet i hovedsak ble gjennomført i 2020 kan habitatet ha endret seg, slik at kartleggingen ikke er representativ for dagens situasjon.

Tabell 4: Habitatskvalitet etter Pulg-metoden (Falk, 2021a; Pulg et al., 2011).

<b>Sum</b>	<b>Habitatskvalitet</b>
<b>12-11</b>	Svært god
<b>10-9</b>	God
<b>8-7</b>	Moderat
<b>6-5</b>	Dårlig
<b>4-3</b>	Svært dårlig

Under habitatkartleggingen var vannføringen ca. 5,5 m<sup>3</sup>/s (NVE, 2024). Ettersom Lysakerelva er en elv med stor variasjon i vannføring, kan vannføringen på aktuell kartleggingsdag ha påvirket resultatet, f.eks. registrering av andel stryk og brekk, samt død ved. Ettersom vannføringen var for høy til å kunne gjennomføre en forsvarlig kartlegging i elva, ble dette gjort fra land. Vannføringen kan derfor ha påvirket kartleggingen.

### ***Vannføring og nedbør***

Vannføringsdata for årene 2020-2023 ble hentet ut fra sildre.nve.no, som har daglige målinger av vannføring ved Lysaker Mølle (NVE, 2024). Det skal bemerkes at vannføringsdata ikke var tilgjengelig for alle dager, noe som sannsynligvis skyldes at vannføringsmåler ikke var i drift. Vannføringsverdiene for 21.02.2021 og 22.02.2022 ble manuelt fjernet da vannføringen ble registrert som 0, noe som ble vurdert som en feil. For å kunne analysere effekten av vannføring, ble det beregnet årlig gjennomsnittsvannføring, maksimum, - og minimumsvannføring, samt nedre og øvre persentil (10 %) per år. Tilsvarende verdier ble beregnet for sommervannføringen (juni-august) per år for å kunne analysere effekt av vannføring i en periode med forventet høy konkurranse samt lav vannføring, som kan forsterke konkurranseeffektene. Vannføringsdata fra 2022 var relevant for utvandring, men det manglet vannføringsregistreringer for den aktuelle utvandningsperioden. Nedbørsdata fra stasjonen Blindern i Oslo ble derfor brukt som et mål på endringer i vannføring. Blindern hadde komplette data for hele den aktuelle perioden, og ble antatt å ha tilnærmet samme nedbørsmønster som Lysaker. Nedbørsdata ble hentet fra Norsk klimaservicesenter (Norsk klimaservicesenter, 2024).

### ***Temperatur***

For å se på utløsende faktorer for utvandring ble temperatur inkludert som forklaringsvariabel. Ettersom det ikke var permanent temperaturregistrering i elva, ble lufttemperatur fra samme stasjon som nedbør brukt. Temperaturdata ble hentet fra Norsk klimaservicesenter (Norsk klimaservicesenter, 2024).



## Datainnsamling

Det ble benyttet tre metoder for innsamling av data på laks og ørret; elektrisk fiske (heretter el-fiske), PIT-merking, samt peiling av PIT-merket fisk. I tillegg til data fra peiling ble det også brukt data fra en permanent PIT-antenne, som var plassert rett nedenfor LYS7 (Figur 8) i 2022.

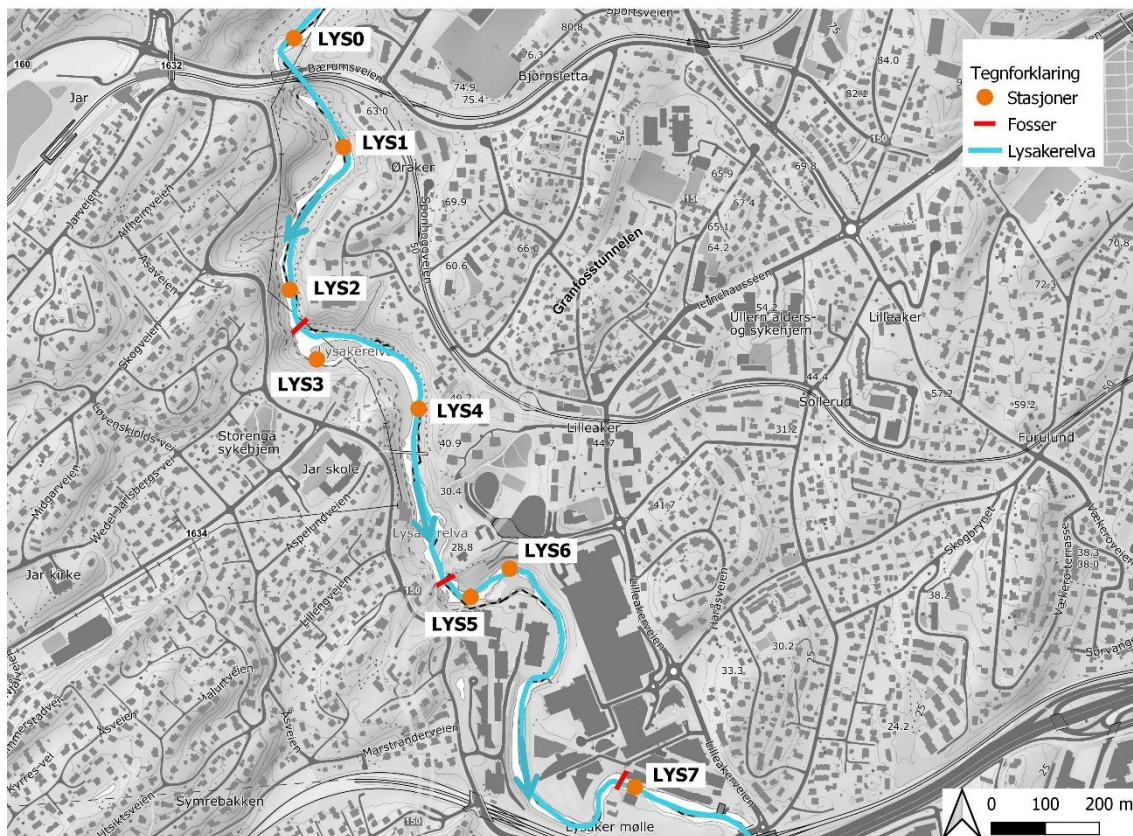
El-fiske er et viktig verktøy for datainnsamling av fiskepopulasjoner i rennende vann (Forseth & Forsgren, 2009). El-fiskeutstyret består av tre hoveddeler; et batteri, en transformer og elektroder (anode og katode). Apparatet brukte likestrøm som skapte et elektrisk felt mellom anoden og katoden. Tilføring av en bestemt mengde strøm i vannet kan immobilisere akvatiske organismer når spenningen i kroppen overstiger en viss verdi (Bohlin et al., 1989). Effekten og reaksjonsavstanden vil avhenge av forskjellige faktorer som størrelse på fisken, art, posisjon i forhold til anoden og strømtettheten, som igjen er avhengig av vannkjemien (særlig ledningsevnen) og utstyr (Bohlin et al., 1989). Når fiskene blir immobilisert, fanges individene med hov, som deretter legges i en bøtte med ellevann for videre undersøkelser av f.eks. art, lengde og PIT-merking. Fisken settes deretter levende ut igjen.

Ved PIT-merking (Passive Integrated Transponder) ble det satt inn en passiv microchip i fisken som ble registrert ved peiling med en bærbar eller permanent montert mottakerantenne. Hvert merke har en unik kode som muliggjør individuell identifikasjon av fisken (Gibbons & Andrews, 2004). Dersom antenna kom i nærheten av en PIT-merket fisk, ble PIT-merket aktivert og sendte et radiosignal med den unike koden til mottakeren. Metoden kan gi informasjon om fiskens bevegelsesmønster, utvandring, tilbakekomst og overlevelse (Achord et al., 1996; Gibbons & Andrews, 2004).

Det ble benyttet data fra tidsperioden 2020-2024 i oppgaven. I 2020 ble det gjennomført feltarbeid i Lysakerelva i forbindelse med en masteroppgave (Falk, 2021a). Fra 2021 har NaturRestaurering AS samlet inn informasjon om elvemusling, laks-, og ørretbestanden i forbindelse med overvåkingsprogram for Fornebubanen, og som del av eget fiskeovervåkningsprosjekt for elva (Falk, 2021b; Flydal et al., 2022) I 2023 og 2024 forelå det egne innsamlede data gjort i samarbeid med NaturRestaurering AS og NMBU. Det forelå tillatelse fra Statsforvalteren til gjennomføring av elektrisk fiske (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2021), samt tillatelse til PIT-merking fra Mattilsynet (FOTS id: 29887).

## El-fiske

Det ble etablert syv stasjoner for el-fiske (Figur 4). En detaljert beskrivelse av de ulike stasjonene er gitt i vedlegg A. El-fiskestasjonene (LYS0-LYS7) var de samme som i tidligere feltarbeid (Falk, 2021a; Falk, 2021b; Flydal et al., 2020; Flydal et al., 2022). Stasjonene ble ikke tilfeldig valgt, men er i all hovedsak basert på hvor det var mulig å el-fiske på grunn av dybdeforhold, vannføring, tilgjengelighet til elva, samt egnethet for laksefiskproduksjon. Det varierte mellom år hvilke stasjoner som ble fisket (Tabell 5). El-fisket ble gjennomført på høsten alle årene (Vedlegg F).

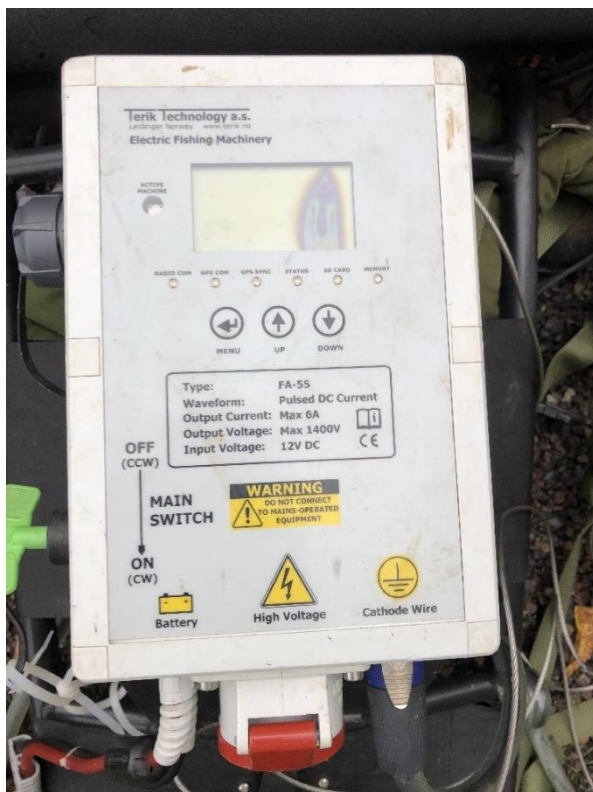


Figur 4: Oversikt over el-fiskestasjonene i Lysakerelva. Kartet er laget i QGIS versjon 3.28.15. Bakgrunnskart er hentet fra Georange (2024).

Tabell 5: Oversikt over når stasjonene ble el-fisket.

Stasjon	År
LYS0	2021, 2022, 2023
LYS1	2020, 2023
LYS2	2020, 2023
LYS3	2020, 2022, 2023
LYS4	2020, 2022, 2023
LYS5	2020, 2021, 2022, 2023
LYS6	2020
LYS7	2020, 2021, 2022, 2023

El-fiskeapparatet som ble benyttet var FA-55 fra Terik Technology (Figur 5). Før el-fiske startet, ble apparatet stilt inn på korrekt størrelse (små fisk) og strømstyrke avhengig av ledningsevnen i vannet. Det ble alltid fisket i oppstrøms retning, og det var minimum 20 minutter mellom hver el-fiskerunde i henhold til anbefaling i Forseth & Forsgren (2009).



Figur 5: El-fiskeapparat FA-55. Foto: Eline Olsborg Hansen



El-fiske ble gjennomført 2., 4. og 19. oktober 2023 (Vedlegg B). Hver stasjon ble el-fisket av to personer, der en person gjennomførte selve el-fisken og fanget fisk med hov, mens den andre samlet inn fisk med hov og la fisken i bøtte (Figur 6). Hver stasjon ble overfisket 3 ganger med mindre fangsten var fire fisk eller mindre i runde 1 eller 2 (Vedlegg B). Dersom det ble overfisket to eller tre ganger, ble fisken fra runde 1 og 2 satt i separate perforerte kurver som ble plassert i elva for vanngjennomstrømming (Figur 6).



*Figur 6: Fisk som ble fanget ved el-fiske ble lagt i bøtte under selve el-fiskerunden. Fisk fanget i runde 1 og 2 ble deretter plassert i en kurv med hull for gjennomstrømming av vann i elva. Foto: Eline Olsborg Hansen*

Vannføring og vanntemperatur den 2., 4. og 19. oktober var henholdsvis 4,1 m<sup>3</sup>/s og 13 °C, 2,9 m<sup>3</sup>/s og 12,4 °C og 1,8 m<sup>3</sup>/s og 6,8 °C (Vedlegg B).

Den 2. oktober ble det el-fisket på stasjonene LYS0, LYS1, LYS2, LYS3 og LYS5. Den 4. oktober ble LYS4 og LYS7 fisket, mens den 19. oktober ble LYS3, LYS4 og LYS5 fisket på nytt. Årsaken til at enkelte stasjoner ble fisket på to datoer var utfordrende forhold med for høy vannføring i elva og et ønske om å få merket flere fisk. Vannføringen begrenset også hvor mye av stasjonene som kunne fiskes. LYS3 og LYS5 kunne ikke fiskes i hele sin bredde den 2. oktober. Størrelsen på stasjonene for hver dato det ble el-fisket er oppgitt i vedlegg B.

Sensommer og høst 2023 var preget av perioder med mye nedbør og flom, samt høy vanntemperatur tidlig på høsten. Totalt 7 personer har deltatt under el-fisket. Ideelt sett burde

feltarbeidet vært gjennomført av de samme personene på alle stasjonene og i et kortere tidsvindu for å få så standardisert innsamling som mulig.

### ***Artsbestemmelse og lengde***

Det ble registrert art (laks eller ørret) samt målt lengde på fisken (Figur 7). Dersom det ble fanget andre arter ble dette også registrert, men dette inngår ikke i det videre datagrunnlaget i oppgaven. Fisken ble scannet med en Oregon RFID Datatracer FDX/HDX for å registrere eventuell gjenfangst av tidligere PIT-merket fisk.



*Figur 7: Lengdemåling i plastbeholder med målebånd.*

### ***PIT-merking***

Kun fisk som ble fanget i første el-fiskerunde per stasjon ble PIT-merket. PIT-merkene var i størrelsene 12, 16 og 20 mm og ble henholdsvis brukt for fisk større enn 62 mm, 93 mm og 130 mm. Dette er basert på Vollset et.al (2020) som anbefalte at PIT-merkene ikke skal overstige 17,5 % av fiskens totallengde. De minste PIT-merkene har en range på ca. 25 cm.

Fisken ble bedøvet med benzokain (4 ml/10 L vann) i en bøtte. Når fisken hadde mistet spinalrefleks, noe som ble testet ved å klemme svakt på sporden, ble et sterilisert merke implantert i bukhulen. PIT-merkene ble sterilisert i klorhexidin før det ble laget et lite snitt i

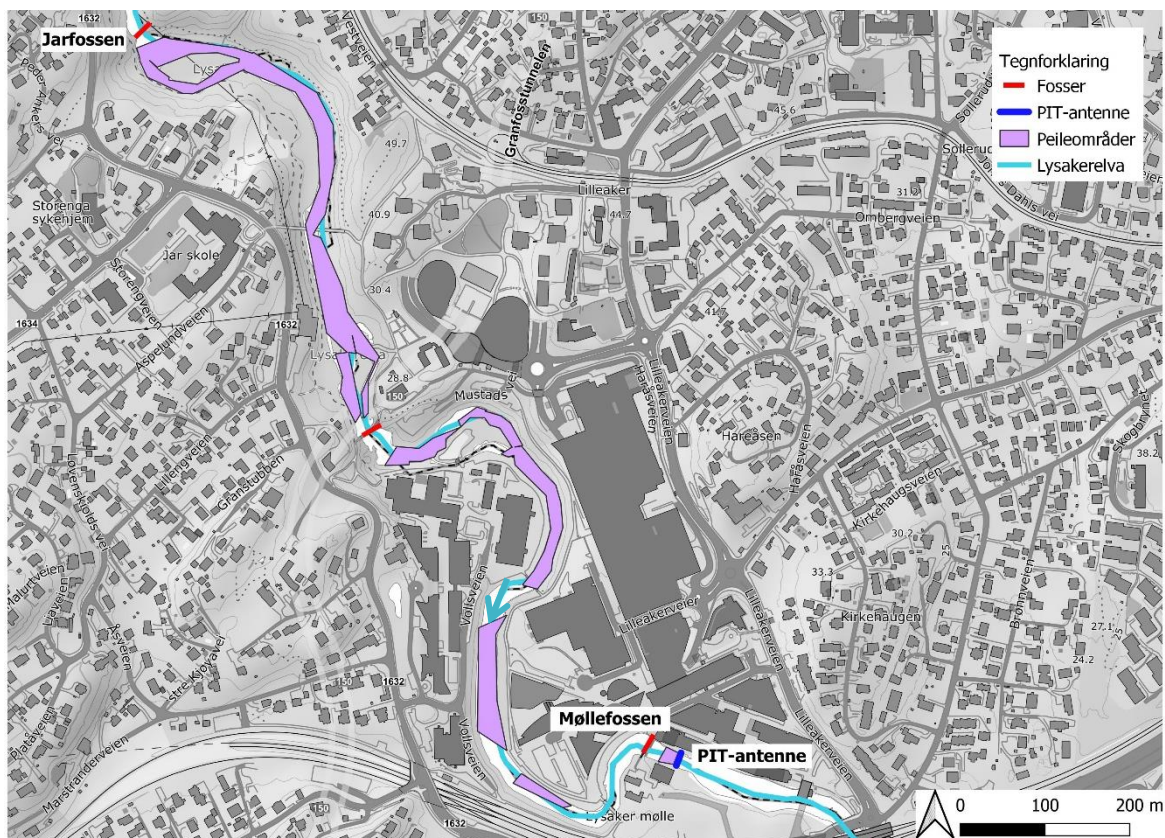
buken, rett ved siden av midtlinja, der PIT-merket ble satt inn. Hvert PIT-merke ble scannet med Oregon RFID Datatracer for å registrere den unike koden. Etter merking ble fisken lagt i en bøtte med rent vann til den gjenvant balanse og reagerte med fluktrespons ved visuell kontakt med merketeamet. Når dette inntraff ble de sluppet ut i elva i samme sone som de ble fanget. På LYS0 døde seks fisker sannsynligvis på grunn av for sterk bedøvelse.

### ***Peiling***

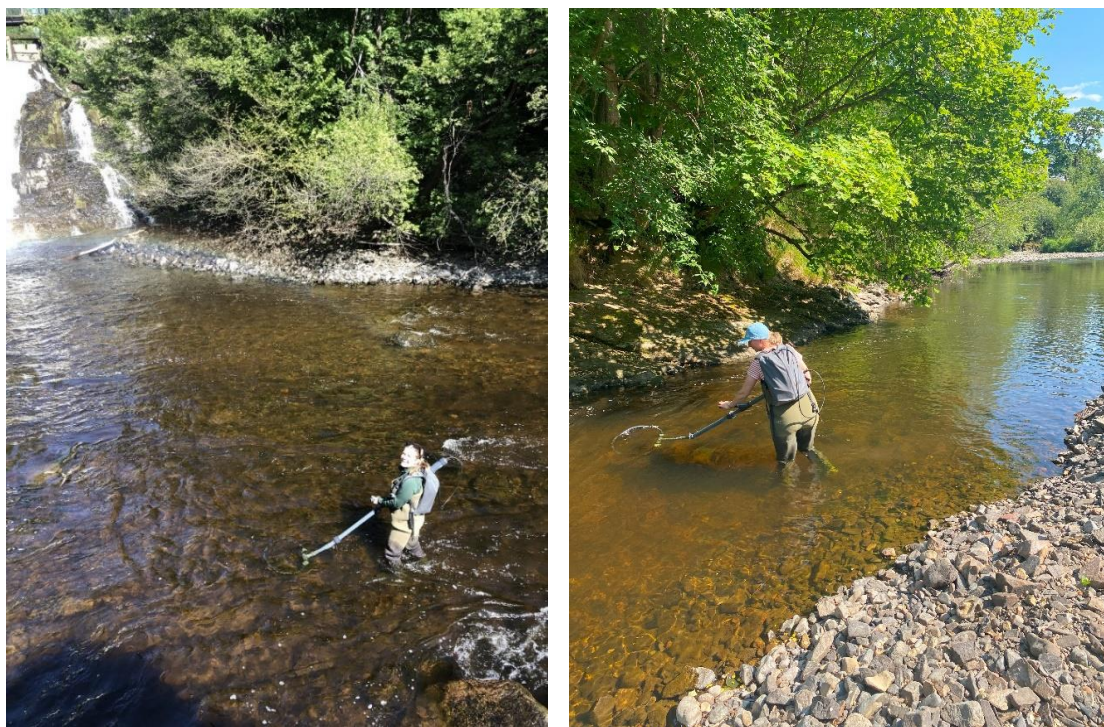
I forbindelse med denne oppgaven og tidligere feltarbeid i Lysakerelva har det blitt PIT-merket, samt peilet etter merket fisk (Falk, 2021a; Falk, 2021b; Flydal et al., 2022). Ved peiling ble det brukt en bærbar leser med en håndholdt antenne av typen Oregon RFID HDX Long Range PIT Tag Reader. En håndholdt GPS ble brukt til å identifisere eksakt lokasjon på registrert PIT-merke.

Peiling ble gjennomført 31. mai, 14. juni, 19. juni og 28. november 2023, og 13. mars i 2024. Det har vært peilet tidligere år i Lysakerelva, men 2023 var første året det ble peilet ovenfor Fåbrofossen og dermed hele området mellom Møllefossen og Jarfossen. Den 28. november 2023 ble deler av elva peilet mellom Fåbrofossen og Møllefossen, samt et lite område nedstrøms Møllefossen (Figur 8). Deler av elva var islagt, og det ble fortrinnsvis peilet fra land. Peiledataene fra mai og juni 2023 ble ikke registrert på grunn av feil med peileapparatet. Det var også utfordringer med nedlasting av peiledata fra 2021. Det ble gjennomført en peilerunde den 13. mars 2024 mellom Fåbrofossen og Jarfossen, da det i dette området ikke var gjennomført peiling tidligere år. Det ble kun registrert fem PIT-merker denne dagen. På grunn av mangelfullt datasett ble det ikke gjort videre analyser på peiledataene. I 2022 ble det montert en permanent PIT-antenne i elva, som kun fungerte dette året (Figur 8). Data fra denne er benyttet til å analysere utvandring.





Figur 8: Kart over peilede områder fra Møllefossen til Jarfossen (lilla). Nedenfor Møllefossen var det plassert en permanent PIT-antenne som fungerte i 2022 (blå strek). Kartet er laget i QGIS 3.28.15. Bakgrunnskart er hentet fra Geonorge (2024).



Figur 9: Bilder fra peiling 14. juni 2023. Foto: Eline Olsborg Hansen og Maia Gundersen

## Størrelsesfordeling

De målte kroppslengdene ble brukt for å etablere aldersklasser for laks og ørret. Bruken av lengdemålinger for å fastsette aldersstruktur er en etablert metodikk som er godt egnet for den umodne delen av bestanden (Quinn & Deriso, 1999; Ricker, 1975). Det ble laget histogram over størrelsesfordelingen til laks og ørret, og størrelsesgrenser (0+, 1+ og eldre fisk (>1+)) ble satt basert på dette. Grensene ble i hovedsak satt ved bruk av skjønn med støtte i tilgjengelig litteratur fra tilsvarende- beregninger (Falk, 2021a; Falk, 2021b; Flydal et al., 2022), samt diskusjon med veileder. Få eller ingen fisk på enkelte stasjoner gjorde det vanskelig å skille mellom aldersklassene. Størrelsesgrenser fra andre år ble brukt for å sette grenser for stasjoner med få fisk. Ved stasjonene ovenfor anadrom strekning ble informasjonen om utsatt laks brukt i vurderingen. For eksempel skulle det ikke være 0+ av laks i 2020 og 2023 på stasjonene LYS3 og LYS4 da det ikke ble satt ut eller båret opp fisk ovenfor anadrom strekning i 2020 og 2022.

## Kvantitative analyser

De kvantitative analysene ble brukt for å beregne tetthet, påvirkninger på tetthet av 0+ ørret og lengde av 0+ ørret, og effekter som påvirket utvandring. Programmene som ble brukt er R (versjon 4.2.2) og Microsoft EXCEL.

### Tetthet og lengde

Ettersom tre av stasjonene ble el-fisket to datoer innen samme år ble det beregnet et gjennomsnitt av tetthetsberegningene på disse stasjonene disse årene. Stasjonene dette gjaldt var LYS4 og LYS5 i 2023 og LYS3 i 2023 og 2022. I noen tilfeller ble det kun funnet fisk på én av datoene og da ble tetthetsberegningene delt på to. Standardfeilen ( $SE_T$ ) for disse sammenslåtte gjennomsnittene ble også endret på gjeldende stasjoner for videre analyser. For å endre standardfeilen ble denne formelen brukt:

$$SE_T = \sqrt{\left(\frac{1}{P_2} * SD_{P_2}\right) + \left(\frac{1}{P_1} * SD_{P_1}\right)^2}$$

*Formel 1:  $SE_T$  = standardfeil til tetthet,  $P_1$  og  $P_2$  = estimert populasjon ved el-fiskedato 1 og el-fiskedato 2,  $SD$  = standard feil estimert populasjon. Hentet og redigert fra (Haugen, 2000).*



I noen tilfeller var det kun ett standardfeil da det kun ble funnet fisk på en av datoene, og standardfeilen ble da delt på 2 for å få justert det slik at det ble i samme forhold som snittet.

### ***Zippins utfiskingsmetode***

For å estimere populasjonsstørrelsen i mindre områder ble Zippins (1958) utfiskingsmetode (*removal method*) brukt. Tre forventninger underligger denne metoden (Bohlin et al., 1989; Zippin, 1958).

1. Populasjonen er lukket under fiskeperioden (dvs. ikke netto inn- / utvandring)
2. Det er lik sannsynlighet for å fange alle individene
3. Sannsynligheten for fangst er konstant fra innfangning til innfangning

Forventningene vil bli brutt til en viss grad da fiskepopulasjonene ikke ble avgrenset til stasjonene og ettersom personen(e) som el-fisker hadde manglende erfaring som kan ha påvirket resultatene. Påvirkningene av dette ble redusert ved at de samme personene el-fisket gjennom hele prosessen på hver stasjon og ved at tiden mellom el-fiskerundene var minimum 20 minutter (Falk, 2021a; Forseth & Forsgren, 2009). El-fiskingen burde gjennomføres innenfor et kort tidsrom med et stabilt miljø, da endring i vannføring og temperatur vil påvirke fangbarheten (Forseth & Forsgren, 2009).

For å kalkulere tetthet ble «Fisheries Stock Assessment» (FSA) pakken i R brukt, der Zippin-metoden ble valgt (Ogle et al., 2023). Under analysene ble normalfordeling antatt, og et 95 % konfidensintervall ble estimert som 1,96x-standardfeilen (Bohlin et al., 1989). Alfaen som ble brukt gjennom de statistiske analysene var 0,05.

### ***Modell seleksjon***

Valg av modell er basert på Akaikes informasjonskriterium (AIC) som prøver å finne den beste balansen mellom uforklart variasjon og antall parametere (Akaike, 1974). Når det velges en modell for å presentere data er det ønskelig å bruke en modell som fremstiller dataene på en mest mulig nøyaktig måte. Dette kan gjøres ved å inkludere flere parametere, noe som øker kompleksiteten til modellen. Det er imidlertid en «trade-off» mellom antall parametere og presisjon (Wagenmakers & Farrell, 2004), da flere parametere vil øke sannsynligheten for tilfeldige sammenhenger (Lukacs et al., 2010; Symonds & Moussalli, 2011). I AIC-formelen ble det derfor lagt til en «straff» på en faktor 2 for å veie opp for dette. Modellen med lavest

AIC-verdi er den modellen, blant alle som tilpasses, med lavest forventet informasjonstap, og dermed den modellen som forklarer mest i datasettet som testes (Wagenmakers & Farrell, 2004).

For å gjennomføre modelltesting ble «Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c)» (AICcmodavg) pakken brukt i R (Mazerolle, 2023). Fisketetthetsdataene i oppgaven var antatt Poissonfordelt ettersom det var «telldata». Det ble gjennomført modelldiagnostikk for å teste dette, og forklaringsvariablene ble log transformert for å sørge for normalfordeling (Vedlegg J). Ettersom datasettet hadde 0-verdier ble det lagt til +1 i analysene, for å unngå feil ved log transformeringen ( $\ln(1)=0$ ).

For å analysere påvirkning på ørretpopulasjonen ble både tetthet og lengde av 0+ ørret brukt som responsvariabler. For begge responsvariablene ble tetthetsavhengige og tetthetsuavhengige variabler undersøkt. Tetthetsavhengige variabler som kan påvirke ørretpopulasjonen er intraspesifikk konkurranse mellom aldersklasser (0+, 1+) av ørret, samt interspesifikk konkurranse mellom aldersklasser (0+, 1+) av ørret og laks. For å teste romlig variasjon i interaksjoner mellom laks og ørret ble det også lagt til soner i modellen. Tetthetsuavhengige variabler som ble undersøkt var habitatvariabler og vannføring. Det ble testet kombinasjoner av tetthetsavhengige og tetthetsuavhengige faktorer, samt soner (Tabell 6). Det var maks tre variabler som ble testet per modell, og både additive- og interaksjonsmodeller ble testet for de ulike kombinasjonene.

AICc-vekt estimerer AICc-støtten til en gitt kandidatmodell satt opp mot de andre kandidatmodellene – gitt dataene.  $\Delta AICc$  er forskjellen mellom AICc for en gitt modell og AICc for den mest støttede modellen. En  $\Delta AICc$ - verdi på under 2 ble valgt for å indikere modeller med betydelig støtte i dataene (Burnham & Anderson, 2002). Modell diagnostikk ble gjennomført på utvalgte kandidatmodeller (Vedlegg J). Parameterestimer, modellstatistikk og tilsvarende variansanalyse (ANOVA) ble fremstilt for utvalgte modeller.

Tabell 6: Tetthetsavhengige, tetthetsuavhengige og romlige variabler brukt til å undersøke påvirkninger på tettheten av 0+ ørret ved AIC-modellseleksjon. For lengde av 0+ ørret ble samme tetthetsavhengige og romlig variabler brukt, samt vannføringsvariablene.

Tetthetsavhengig variabler	Tetthetsuavhengig variabler	Romlig variabel
Tetthet 1+ Ørret	Total habitatkvalitet	Sone
Tetthet 0+ Laks	Kantvegetasjonsdekke	
Tetthet 1+ Laks	Morfologi	
Total tetthet laks	Substrat	
	Død ved	
	Mesohabitat	
	Maks vannføring (MaksQ)	
	Min vannføring (MinQ)	
	10 % persentil nedre (Q10)	
	10 % persentil øvre (Q90)	
	Gj.snittlig vannføring	
	Maks sommervannføring (Som_maksQ)	
	Min sommervannføring (Som_minQ)	
	Sommer 10 % persentil nedre (Som_Q10)	
	Sommer 10 % persentil øvre (Som_Q90)	
	Gj.snittlig sommervannføring	

## Utvandring

### *Utvandringstidspunkt og merkestasjon*

PIT-merkedata fra 2020 og 2021 samt registreringer fra den permanente PIT-antenna i 2022 ble brukt for å analysere utvandring. For hvert PIT-merke som ble registrert av antenna, ble det undersøkt hvilken stasjon fisken var merket på, samt tidspunkt for registrering. Dette ble gjort for å se på utvandring generelt i forhold til merkested, og spesifikt om fisk merket i ikke-anadrom strekning kommer seg ned Fåbrofossen med mulighet for å utvandre.

For videre analyser av utvandring, ble tidligste passering av antenna for hvert individ angitt som utvandringstidspunkt. Det ble antatt at fisken er ferdig med smoltifiseringsprosessen og klar til utvandring på dette tidspunktet. Utvandringstidspunktet ble satt fra 1. april til 1. august 2022 i tråd med generelle tidspunkt for utvandring av smolt i Norge (Miljødirektoratet, 2014). Det var kun 1 ørret som ble registrert, og videre analyser ble derfor kun gjort på laks.

Av totalt 25 laks som passerte antenna i perioden 1. april til 1. august 2022, var det tre fisk som var merket i midtre sone. Da antallet var lite og datoene for første registrering ikke skilte seg ut fra registrering av fisk merket i anadrom sone, ble ikke sone inkludert i de videre analysene.

Det ble benyttet GLM-modeller (Generalisert Lineær Modell) for å beregne sannsynlighet for utvandring. Dataene ble logit(p) transformert for å finne stigningstall og skjæringspunkt. Sannsynligheten ble beregnet som en funksjon av fisk som vandret ut på en gitt dato, dvs. den første datoen der utvandring ble registrert, i forhold til hvor mange som totalt kunne ha vandret den aktuelle dagen.

### ***Modellseleksjon***

Modellseleksjon for påvirkninger på utvandring ble basert på AIC. Det har vært vist at vannføring og temperatur er variabler som påvirker utvandring (Miljødirektoratet, 2014). Forklaringsvariabler for utvandring var derfor nedbør og daglig gjennomsnittlig temperatur på gitt dato (TAM), samt glidende snitt for nedbør og temperatur en (ma1), to (ma2) og tre (ma3) dager tilbake i tid for å se på forsinkede effekter.

Det ble testet både additive og interaksjonsmodeller for disse kombinasjonene, men aldri flere enn to prediktorer per interaksjon. ANOVA variansanalyse ble benyttet for å teste statistisk signifikans ( $\alpha = 0,05$ ).

## Resultater

### Habitatkartlegging

Det var lite variasjon i habitatvariablene mellom stasjonene og alle stasjonene hadde god eller svært god total habitatkvalitet (Tabell 7). Kantvegetasjonsdekke og mengde død ved var de variablene som varierte mest. Alle stasjonene var dominert av stryk eller brekk, og det ble ikke registrert kulper på noen av stasjonene ved den gjeldende vannføringen (5,5 m<sup>3</sup>/s) på kartleggingstidspunktet (Tabell 7).

*Tabell 7: Andel stryk og brekk (% dekning), død ved (antall) samt kartlegging etter metodikk av Pulg (2011) (morfologi, substrat, kantvegetasjonsdekke) ved stasjonene LYS0-LYS7 i Lysakerelva (se Figur 3 og 4 for inndeling av soner og plassering av stasjoner i elven). Total habitatscore er knyttet til variablene morfologi, substrat og kantvegetasjonsdekke der en score på 9-10 gir en habitatkvalitet i kategorien «God», mens habitatscore på 11-12 gir en habitatkvalitet i kategorien «Svært god». Andel stryk, brekk og død ved er kartlagt vår 2024. Morfologi, substrat og kantvegetasjonsdekke for LYS1-LYS7 er kartlagt av Falk (2020), mens tilsvarende variabler for LYS0 er kartlagt vår 2024.*

Stasjon	Sone	Andel stryk	Andel brekk	Død ved	Morfologi	Substrat	Kantvegetasjonsdekke	Total habitatscore	Habitat-kvalitet
LYS0	Øvre	80	20	5	3	3	3	9	God
LYS1	Øvre	50	50	12	4	4	1	9	God
LYS2	Øvre	90	10	2	4	3	3	10	God
LYS3	Midtre	90	10	2	3	4	2	9	God
LYS4	Midtre	90	10	0	4	4	3	11	Svært god
LYS5	Nedre	100	0	2	4	4	3	11	Svært god
LYS6	Nedre	70	30	4	3	3	4	10	God
LYS7	Nedre	80	20	1	4	4	2	10	God

### Vannføring

Det var stor variasjon i vannføringen både gjennom året og mellom årene i Lysakerelva (Tabell 8). Det var høyere vannføring i 2023 enn de andre årene (2020-2022). Maksimal og Q90 vannføring hadde høye verdier sammenlignet med de andre årene. Det samme gjelder gjennomsnittlig og Q90 vannføring sommeren 2023 (Tabell 8). Årlig minimumsvannføring hadde mindre variasjon. Det var generelt lavere vannføring i sommermånedene sammenlignet med vannføringen på årsbasis.

Tabell 8: Vannføringsdata (m<sup>3</sup>/s) for Lysakerelva i årene 2020-2023 (NVE, 2024). Verdier for minimum (MinQ), maksimum (MaksQ), gjennomsnitt (Gj.snittQ), øvre og nedre 10 % persentil (Q90 og Q10) er angitt. Sommerverdiene for gjennomsnittlig vannføring (Som\_Gj.snittQ) og persentilene (Som\_Q90 og Som\_Q10) er også inkludert i tabellen. Dataene er avrundet til 2 desimaler.

År	MinQ	MaksQ	Gj.snittQ	Q90	Q10	Som_MinQ	Som_MaksQ	Som_Gj.snittQ	Som_Q90	Som_Q10
2020	1,02	53,53	6,37	13,77	1,41	1,01	25,16	3,69	8,06	1,38
2021	0,97	62,05	4,73	8,91	1,22	0,97	8,51	2,03	3,00	1,20
2022	0,98	13,90	2,31	4,19	1,23	0,98	13,9	2,34	4,67	1,17
2023	1,16	75,00	6,54	17,11	1,32	1,16	75,00	7,63	14,83	1,21

## Størrelsesfordeling

Størrelsesfordelingen varierte mellom stasjonene, art, og år (Figur 10 og 11). Det ble ikke funnet laks på stasjonene oppstrøms Jarfossen (LYS0, LYS1 og LYS2).

### Ørret

#### Øvre sone

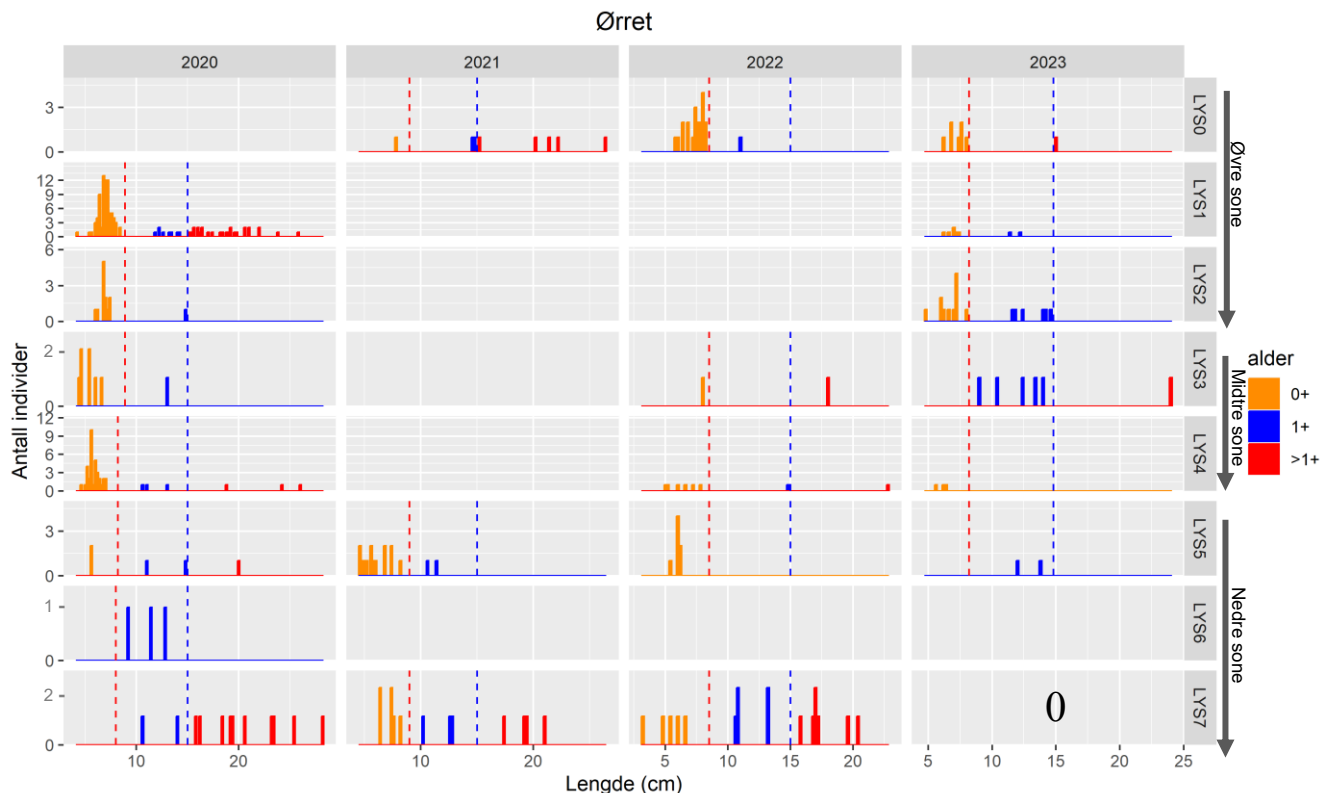
På LYS0 ble det kun fanget ett individ av 0+ ørret i 2021, mens det var en mer tydelig aldersklasse av 0+ ørret i 2022 og 2023 (Figur 10). Det ble fanget svært få fisk eldre enn 0+ på LYS0 alle årene. På LYS1 var det en tydelig aldersklasse av 0+ ørret i 2020, mens det ble fanget få fisk her i 2023. Det ble også fanget flere >1+ individer på stasjonen i 2020, mens ingen fisk >1+ ble funnet i 2023. På LYS2 ble det fanget flere 1+ ørret i 2023 enn i 2020, mens aldersklassen av 0+ var relativt lik begge årene.

#### Midtre sone

Det ble ikke fanget 0+ ørret på LYS3 i 2023, ulikt 2020 og 2022. Dog var det kun ett individ 0+ i 2022. Det ble fanget flere 1+ på stasjonen i 2023, mens i 2022 var det ingen og i 2020 kun 1 individ av 1+ ørret. Ett individ av >1+ ble funnet på LYS3 i 2022 og 2023. Det ble fanget en distinkt 0+ aldersklasse av ørret på LYS4 i 2020, noe som ikke ble observert i 2022 og 2023. Få eller ingen individer i aldersklassen 1+ og >1+ ble fanget på LYS4.

## Nedre sone

På LYS5 ble det fanget flest 0+ ørret i 2021, mens i 2022 ble det kun fanget noen få individer. I 2023 ble det fanget to 1+ ørret. I de andre årene ble få eller ingen individer i aldersklassen 1+ og >1+ funnet på LYS5. Det ble kun fanget tre 1+ ørret individer på LYS6 i 2020. Det ble fanget ørretindivider fra alle aldersklasser i 2021 og 2022 på LYS7. Det ble ikke fanget ørret på LYS7 i 2023.



Figur 10: Størrelsesfordeling hos ørret i Lysakerelva på stasjonene LYS0-LYS7 fra 2020 til 2023. Paneler uten data ble ikke el-fisket, med unntak av LYS7 i 2023 der det ikke ble fanget noen ørret. Rød linje skiller 0+ fra 1+, mens blå linje skiller 1+ fra >1+. Skalaen på y-aksen varierer fra år til år og stasjon til stasjon. Pilene viser stasjoner i øvre sone, midtre sone og nedre sone.

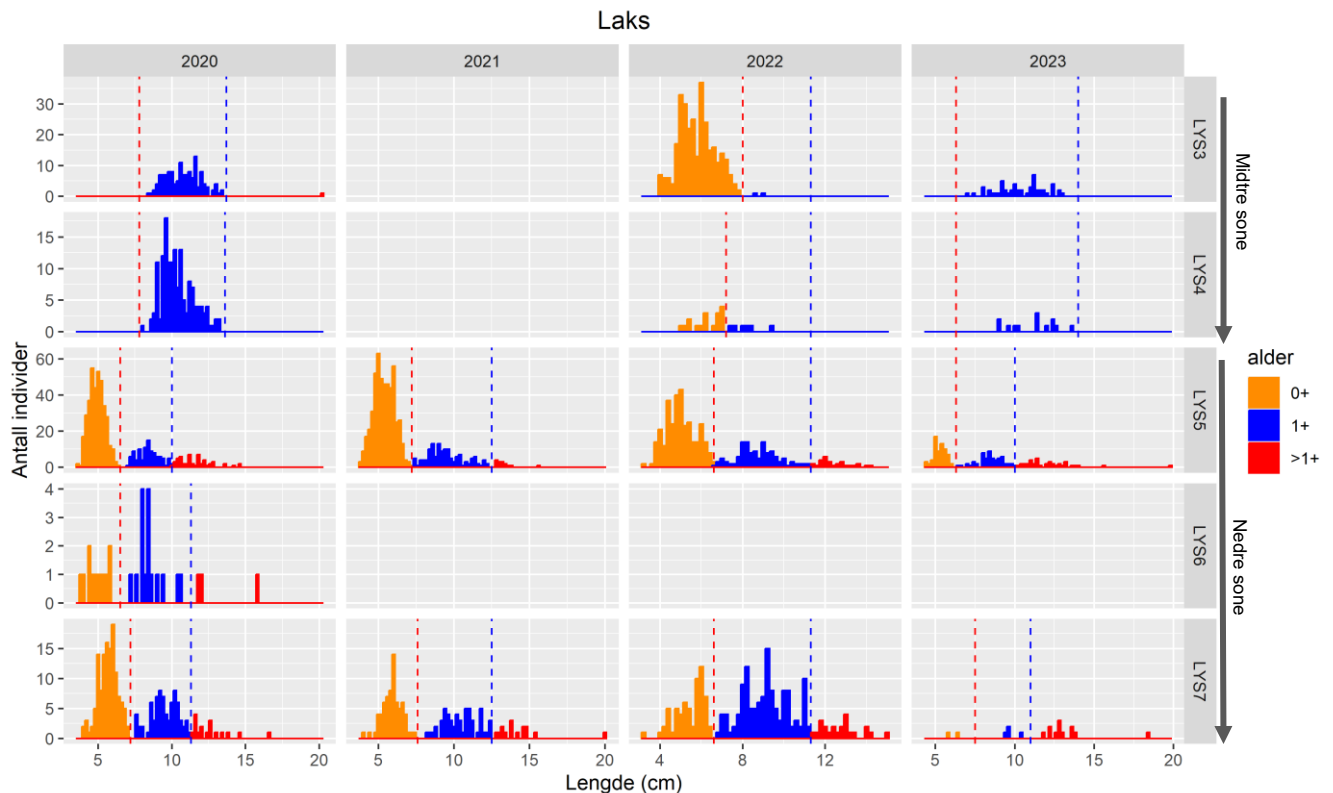
## Laks

### Midtre sone

På LYS3 og LYS4 ble det ikke funnet 0+ av laks i 2020 og 2023 i tråd med at det ikke ble satt ut eller båret opp fisk i 2020 og 2022. Det var en tydelig 0+ aldersklasse i 2022 (Figur 11). I 2020 og 2023 ble det funnet tydelige aldersklasser av 1+ på begge stasjoner fra utsetting av yngel i 2019 og gytetoden fisk båret opp i 2021.

## Nedre sone

På LYS5 ble det funnet distinkte 0+ og 1+ aldersklasser alle årene, men det ble observert færre individer i 2023 enn de andre årene. Det ble funnet laks av alle tre aldersklasser på LYS6 i 2020. Det ble observert distinkte aldersklasser av laks på LYS7 i 2020-2022. I 2023 ble det fanget flest >1+ laks.

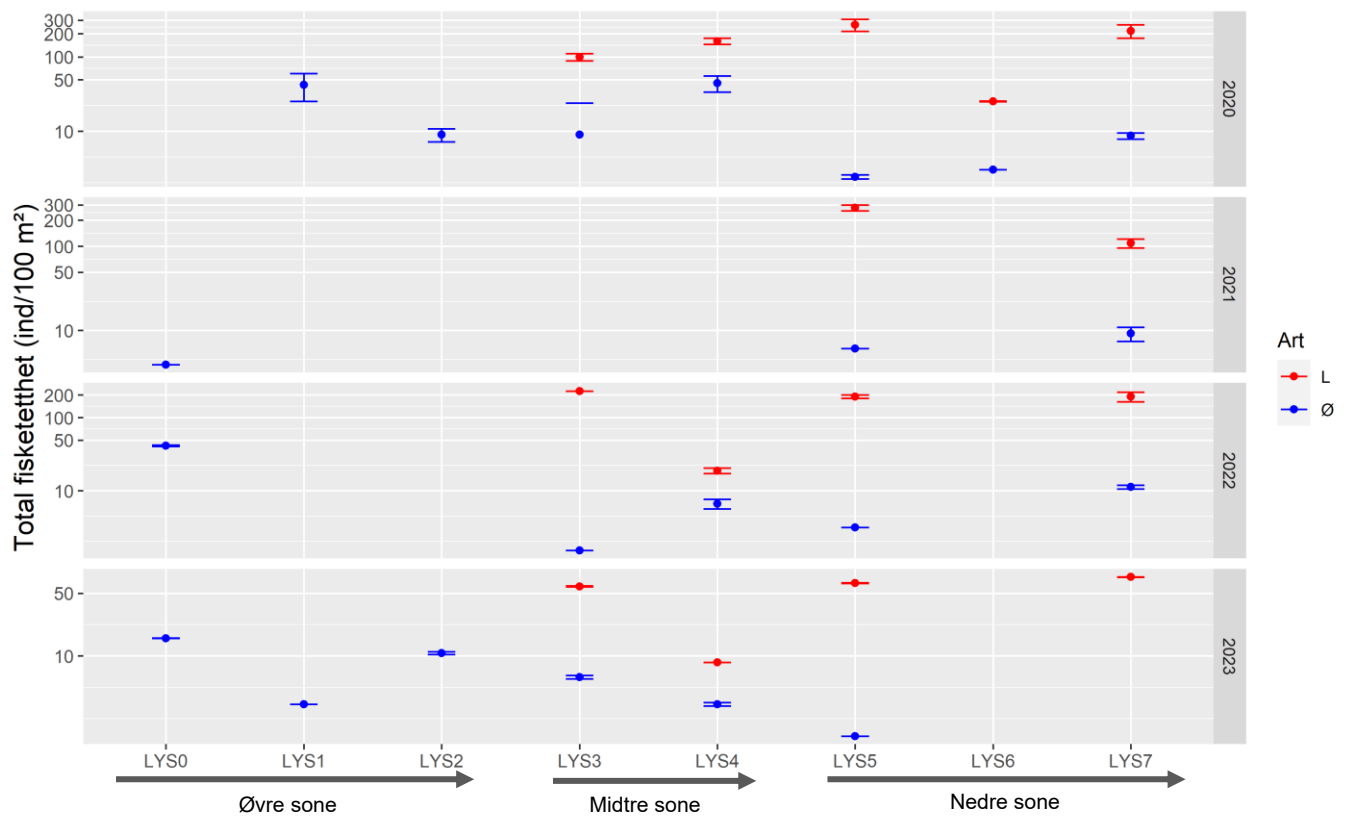


Figur 11: Størrelsesfordeling hos laks i Lysakerelva på stasjonene LYS3-LYS7 fra 2020 til 2023. Paneler uten data ble ikke el-fisket. Rød linje skiller 0+ fra 1+, mens blå linje skiller 1+ fra >1+. Skalaen på y-aksen varierer fra år til år og stasjon til stasjon. Pilene viser stasjoner i midtre og nedre sone.

## Ungfisktetthet

Ungfisktettheten varierte mellom stasjoner og år. På stasjonene der laks og ørret sameksisterte var total tetthet av laks høyere enn total tetthet av ørret (Figur 12). Total tetthet av ørret på LYS0-LYS2 varierte fra år til år, der f.eks. tettheten på LYS0 gikk fra under 5 i 2021 (3,5 ind. / 100 m<sup>2</sup>), til nesten 50 i 2022 (42 ind. / 100 m<sup>2</sup>) (Vedlegg G, Tabell G2). Det var relativt stor forskjell på total tetthet mellom laks og ørret i anadrom strekning (LYS5, LYS6, LYS7). Dette var tydelig på LYS5 i 2021 der den totale tettheten av laks var 277 ind. / 100 m<sup>2</sup>, mens total tetthet av ørret var 5,8 ind. / 100 m<sup>2</sup>. På LYS3 og LYS4 var det mindre forskjell mellom de totale tetthetene til laks og ørret enn i anadrom strekning.





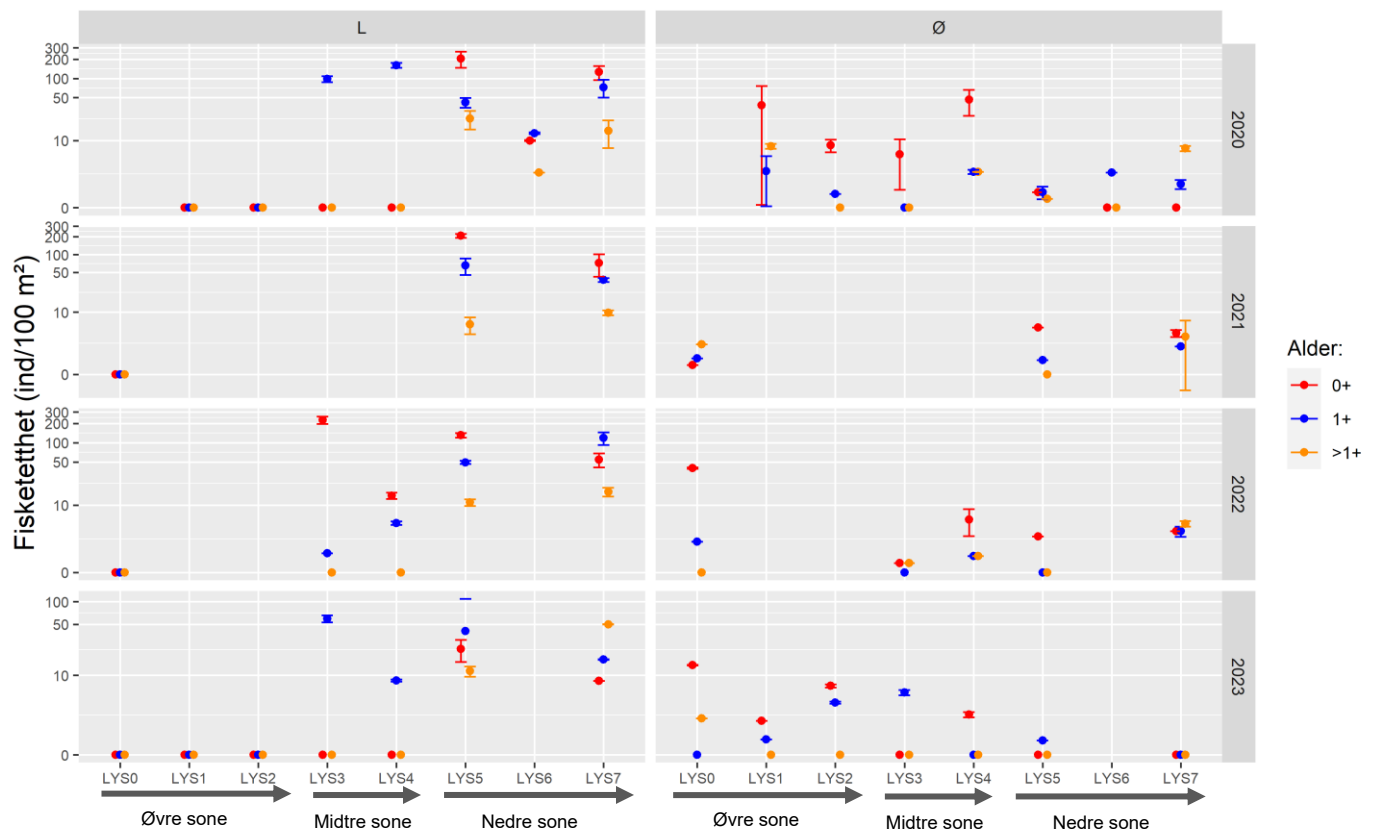
Figur 12: Total tetthet (ind. / 100m<sup>2</sup>) av laks (rød) og ørret (blå) per stasjon per år i Lysakerelva med standardfeil. Skalaen er log skala, og varierer fra år til år. Pilene viser stasjoner i øvre, midtre sone og nedre sone.

Det ble også funnet variasjon i tetthet av laks og ørret per aldersklasse per stasjon (Figur 13). Den høyeste tettheten av 0+laks (226 ind. / 100 m<sup>2</sup>) ble funnet på LYS3 i 2022, mens den høyeste tettheten av 0+ ørret (46 ind. / 100 m<sup>2</sup>) ble funnet på LYS4 i 2020 (Vedlegg G, Tabell G1). For laks har også stasjonene LYS5 og LYS7 en høy tetthet av 0+ sammenlignet med andre stasjoner alle år. LYS0 i 2022, LYS 1 og LYS4 i 2020 hadde høyere tetthet av 0+ ørret (~50 ind. / 100m<sup>2</sup>) enn andre stasjoner der tettheten av 0+ ørret i all hovedsak var rundt 10 ind. / 100 m<sup>2</sup> eller lavere på alle stasjonene alle årene.

Tettheten av 0+ var generelt høyere enn tettheten av eldre aldersklasser for både laks og ørret, med enkelte unntak. For laks var det en høyere tetthet av 1+ på LYS7 i 2022 og 2023, mens tettheten av >1 laks var høyere enn 0+ laks på LYS7 i 2023. LYS0 hadde en høyere tetthet av 1+ og >1 ørret enn 0+ i 2021, mens på LYS6 og LYS7 ble det funnet høyere tetthet av

henholdsvis 1+ og både 1+ og >1+ i 2020 av ørret. Flere av stasjonene har ingen funn eller svært få individer av eldre aldersklasser av ørret. I 2023 ble det ikke funnet ørret på LYS7.

Det var variasjoner i fangbarheten mellom stasjoner og år, men det var generelt en god fangbarhet (>0,3) (Vedlegg F).



Figur 13: Tettetheten (ind. / 100m<sup>2</sup>) av de ulike aldersklassene av laks og ørret per stasjon per år i Lysakerelva med standardfeil. Skalaen på y-aksen er log skala, og den varierer fra år til år. Pilene viser stasjoner i øvre, midtre og nedre sone.

### Påvirkningsfaktorer - tetthet av 0+ ørret

Det var åtte kandidatmodeller som hadde  $\Delta AICc$ - verdi på under 2 (Tabell 9). Felles for modellene var variabelen tetthet av 0+ laks i kombinasjon med ulike vannføringsvariabler. Alle modellene var additive modeller, med unntak av modellen «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> \* MaksQ». Modellene med kun vannførings- og habitatvariabler, samt kun 1+ laks, 1+ ørret og total tetthet av laks som forklaringsvariabler, ble ikke funnet som gode modeller. Alle modellene med  $\Delta AICc$ - verdi under 2 viste negativ effekt på tetthet av 0+ ørret, med unntak av «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> \* MaksQ».

Tabell 9: AIC-tabell for lineære modeller der tetthet av 0+ ørret var responsvariabel ( $\ln(x+1)$ ).  $\Delta AICc$  er forskjellen mellom AICc for en gitt modell og AICc for modellen med lavest AICc. AICc-vekt estimerer støtten til en gitt kandidatmodell sammenlignet med de andre kandidatmodellene. Cum-vekt er den kumulative vekten.

Modell	AICc	$\Delta AICc$	AICc-vekt	Cum-vekt
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + MinQ	70,33	0,00	0,11	0,11
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + Sommer_MinQ	70,33	0,00	0,11	0,21
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + Sommer_Gj.snitt	70,33	0,01	0,11	0,32
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + Sommer_MaksQ	70,46	0,14	0,10	0,42
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + Sommer_Q90	70,92	0,59	0,08	0,50
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + Q90	71,65	1,32	0,06	0,56
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> + MaksQ	71,66	1,34	0,05	0,61
Tetthet <sub>0+_Laks</sub> * MaksQ	72,17	1,84	0,04	0,65

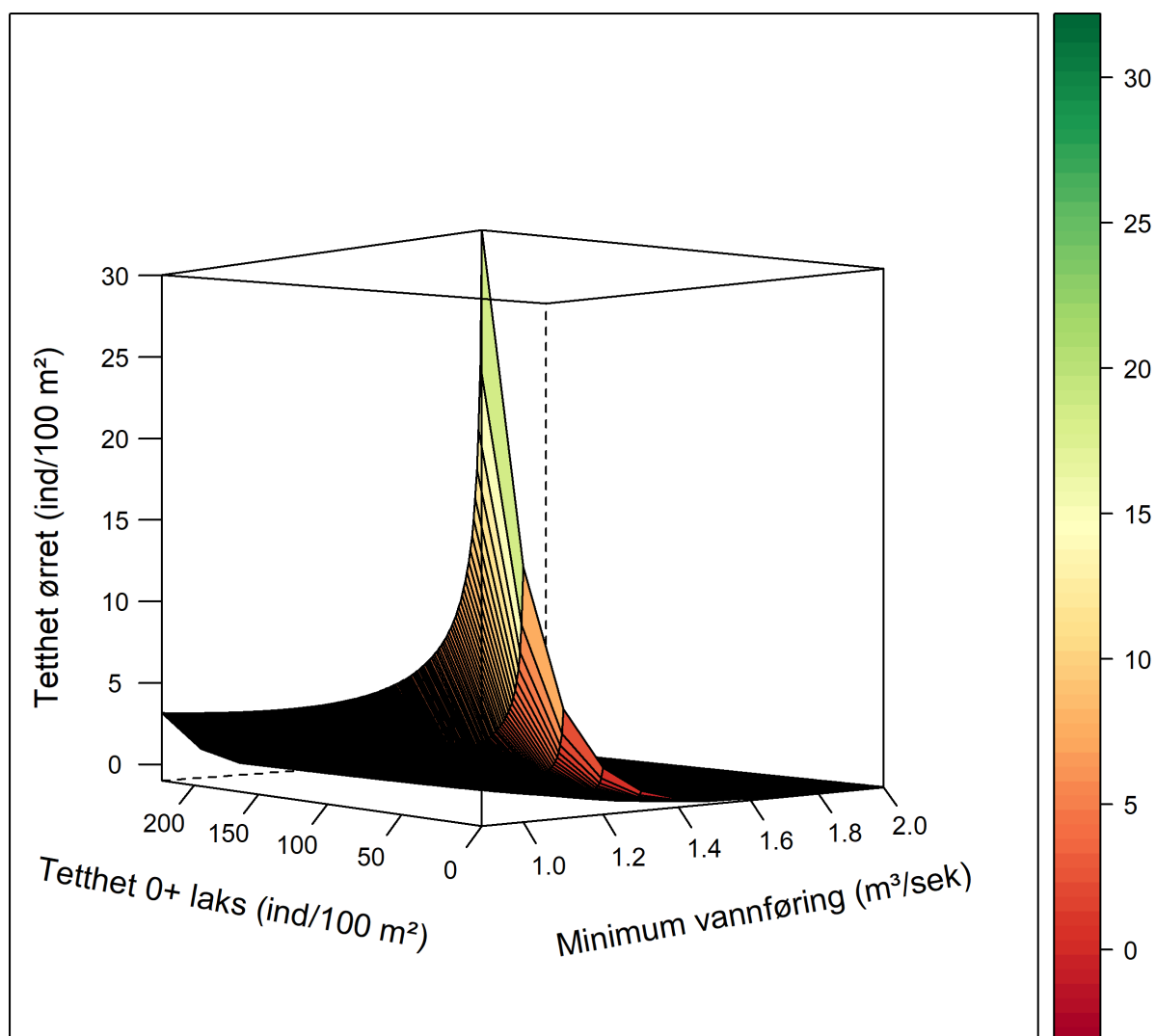
Modellen «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ» ble valgt for videre analyse. Tetthet av 0+ ørret ble negativt påvirket av minimumsvannføring og tettheten av 0+ laks (Tabell 10). Effekten av tettheten av 0+ laks var signifikant ( $p=0.02$ ) i likhet med effekten minimumsvannføringen hadde på 0+ ørret ( $p=0.02$ ) (Tabell 11). Begge variablene hadde en svært tydelig negativ effekt. Dette kom også frem i prediksjonsplottet som viste at både økt minimumsvannføring og økt tetthet av 0+ laks påvirket 0+ ørret negativt (Figur 14).

Tabell 10: Parameterestimer for den utvalgte modellen som modellerte effekter på 0+-tetthet av ørret (Tabell 9).  $R^2 = 0.4029$ .

Koeffisients	Estimat	Std. Feil
Intercept	10,96	3,48
Tetthet <sub>0+_Laks</sub>	-0,37	0,11
MinQ	-8,36	3,22

Tabell 11: Variansanalyse for den utvalgte modellen som modellerte effekter på 0+-tetthet av ørret (Tabell 9). Df = frihetsgrader, Sum sq = total varians i responsvariabelen, Mean Sq = gjennomsnittlig varians, F-verdi = forholdet mellom varians innad gruppene og mellom gruppene, p-verdi = signifikanssannsynlighet.

Koeffisients	Df	Sum sq	Mean Sq	F- verdi	P-verdi
Tetthet <sub>0+_Laks</sub>	1	6,28	6,28	6,06	<b>0,02</b>
MinQ	1	6,99	6,99	6,76	<b>0,02</b>
Residuals	19	19,67	1,04		



Figur 14: 3D prediksjonsplot som viser den kombinerte effekten av tettheten til 0+ laks (ind. / 100m<sup>2</sup>) og minimumsvannføring (m<sup>3</sup>/sek) på tettheten til 0+ ørret (ind. / 100m<sup>2</sup>). Prediksjonene er generert fra den utvalgte modellen «Tetthet\_0+\_Laks + MinQ» i Tabell 9 ved bruk av parameterestimaterne i Tabell 10. Fargeskalaen viser estimert tetthet av 0+ ørret (ind. / 100m<sup>2</sup>).

### Påvirkningsfaktorer - lengde av 0+ ørret

Interaksjonsmodellen «Tetthet<sub>1+\_Laks</sub> \* Maks» var eneste modell med  $\Delta AICc$ -verdi på under 2 (Tabell 12). Interaksjonsmodellen «Tetthet<sub>1+\_Laks</sub> \* MaksQ» hadde 84 % AIC-støtte blant kandidatmodellene. Denne modellen estimerte at lengden til 0+ ørret ble mindre i år med høy maksimal vannføring og høy tetthet av 1+ laks (Tabell 13, Figur 15). Interaksjonseffekten ble mindre negativ med økt vannføring. Effekten interaksjonen mellom tettheten 1+ laks og maksimal vannføring hadde på lengden til 0+ ørret var signifikant ( $p = 0,003$ ) (Tabell 14).

Tabell 12: AIC-tabell for lineære modeller der lengdemålinger av 0+ ørret er responsvariabel.  $\Delta AICc$  er forskjellen mellom AICc for en gitt modell og AICc for modellen med lavest AICc. AICc-vekt estimerer støtten til en gitt kandidatmodell sammenlignet med de andre kandidatmodellene. Cum-vekt er den kumulative vekten.

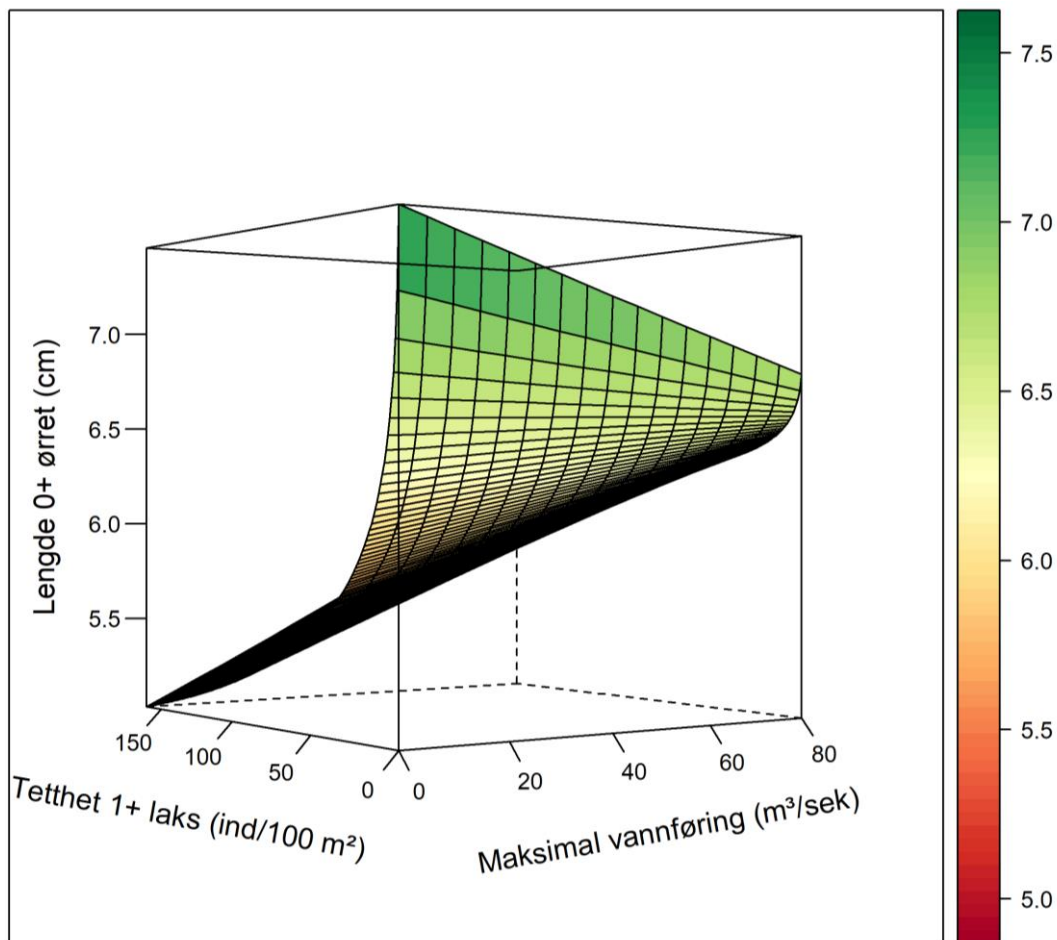
Modell	AICc	$\Delta AICc$	AICc-vekt	Cum-vekt
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub> * MaksQ</b>	-359,32	0,00	0,84	0,84
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub></b>	-354,30	5,02	0,07	0,91
<b>Tetthet<sub>0+_Laks</sub> * Tetthet<sub>1+_Laks</sub></b>	-353,08	6,24	0,04	0,94
<b>Tetthet<sub>0+_Laks</sub> + Tetthet<sub>1+_Laks</sub></b>	-352,54	6,78	0,03	0,97
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub> + MaksQ</b>	-352,44	6,88	0,03	1,00
<b>Tetthet<sub>0+_Laks</sub> + Sone</b>	-346,75	12,57	0,00	1,00
<b>Tetthet<sub>0+_Laks</sub> * Sone</b>	-346,26	13,06	0,00	1,00
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub> * Tetthet<sub>1+_ørret</sub></b>	-341,68	17,64	0,00	1,00

Tabell 13: Parameterestimerer for den utvalgte modellen som modellerte effekter på 0+ lengde av ørret (Tabell 12).  $R^2 = 0.3557$ .

Koeffisients	Estimat	Std. feil
<b>Intercept</b>	2,13	0,03
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub></b>	-0,06	0,01
<b>MaksQ</b>	-0,001	0,005
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub>: MaksQ</b>	0,001	0,002

Tabell 14: Variansanalyse på den utvalgte modellen «Tetthet<sub>1+\_Laks</sub> \* MaksQ» fra Tabell 12. Df = frihetsgrader, Sum sq = total varians i responsvariabelen, Mean Sq = gjennomsnittlig varians, F-verdi = forholdet mellom varians innad gruppene og mellom gruppene, p-verdi = signifikanssannsynlighet.

Koeffisients	Df	Sum sq	Mean Sq	F- verdi	P-verdi
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub></b>	1	1,21	1,21	109,46	< 2,2e-16
<b>MaksQ</b>	1	0,002	0,003	0,23	0,64
<b>Tetthet<sub>1+_Laks</sub>: MaksQ</b>	1	0,01	0,1	8,99	<b>0,003</b>
<b>Residuals</b>	215	0,01	0,01		



Figur 15: 3D prediksjonsplot for modellen «Tetthet\_1+\_Laks \* Maks» som viser den kombinerte effekten av tettheten 1+ laks og maksimal vannføring hadde på lengden til 0+ ørret. Prediksjonene er generert fra den utvalgte modellen i Tabell 12 ved bruk av parameterestimaterne i Tabell 13. Fargeskalaen viser estimert lengde av 0+ ørret (cm).

## Utvandring

Innenfor antatt utvandringsperiode (april-juli) var den første registreringen av smolt den 26. april, mens den siste var 4. juli (Vedlegg I). Alderen på utvandret laks i Lysakerelva varierte fra 1-3 år, der 9 var 1+, 8 var 2+ og 8 var 3+ (Vedlegg H). Det var tre modeller med  $\Delta AICc$  verdi under 2 (Tabell 15). Glidende gjennomsnittlig temperatur over fire dager (TAM\_ma(3)) var felles for alle modellene med  $\Delta AICc$  under 2. To av modellene inkluderte i tillegg glidende gjennomsnittlig nedbør over tre (Nedbør\_ma(2)) eller to dager (Nedbør\_ma(1)). Disse modellene var interaksjonsmodeller.

Tabell 15: AIC-tabell for generaliserte lineære modeller (glm) der responsvariablene er sannsynligheten for at laks utvandrer x dag. TAM = Temperatur på gitt dato, TAM\_ma(x) = Temperatur glidende snitt (x) dager, Nedbør = Nedbør på gitt dato, Nedbør\_ma (x) = Nedbør glidende snitt (x) dager.  $\Delta AICc$  er forskjellen mellom AICc for en gitt modell og AICc for modellen med lavest AICc.

Modell	AICc	$\Delta AICc$	AICc-vekt	Cum-vekt
TAM_ma(3)*Nedbør_ma(1)	136,48	0,00	0,16	0,16
TAM_ma(3)*Nedbør_ma(2)	136,50	0,02	0,16	0,33
TAM_ma(3)	136,77	0,29	0,14	0,47
TAM_ma(2)*Nedbør_ma(1)	138,68	2,2	0,05	0,52
TAM_ma(3)+Nedbør_ma(2)	138,69	2,21	0,05	0,58
TAM_ma(2)	138,79	2,31	0,05	0,63

Interaksjonsmodellen «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)» ble valgt for videre analyser. Interaksjonen hadde en negativ effekt for utvandring av laks var negativ (Tabell 16) og signifikant ( $p = 0,03$ ) (Tabell 17). Sannsynligheten for utvandring var høyest ved høy nedbør (20 mm) siste to døgn og lav gjennomsnittstemperatur (mot 0 °C) de siste fire dagene (Figur 16). I tillegg er det økt sannsynlighet for utvandring når det er høyere gjennomsnittstemperatur de siste fire dagene (20 °C) og lite nedbør de siste to dagene (mot 0 mm).

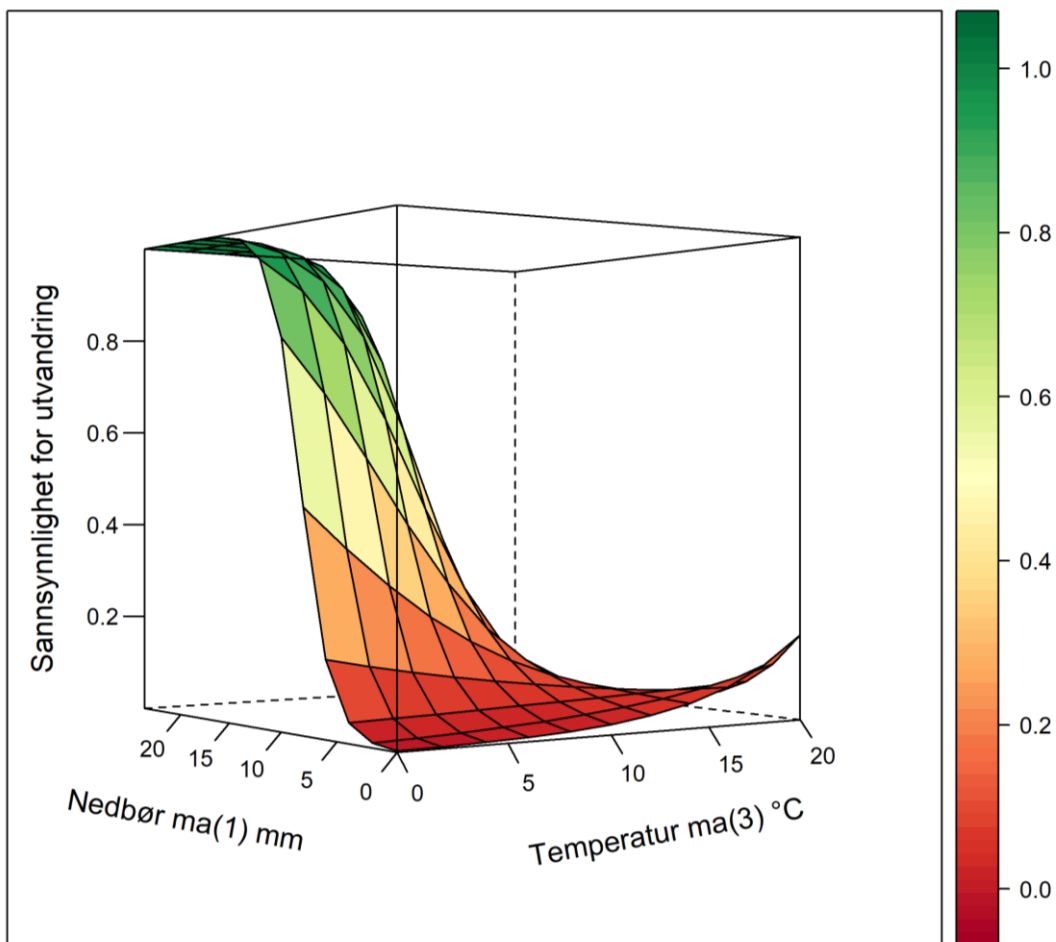
Tabell 16: Parameterestimer for den utvalgte modellen som modellerte sannsynlighet for utvandring (Tabell 15).

Koeffisients	Estimat	Std. feil
Intercept	-6,16	0,75
TAM_ma(3)	0,23	0,06
Nedbør_ma(1)	0,74	0,39
TAM_ma(3):Nedbør_ma(1)	-0,05	0,03

Tabell 17: Variansanalyse med likelihood-ratio test på den utvalgte modellen «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)» fra Tabell 15. Df = frihetsgrader, Deviance = hvor godt modellen passer til dataene, Residual. Df = frihetsgrader knyttet til residual, Residual Dev. = hvor godt modellen tar hensyn til uforklart variasjon, P-verdi (>Chi) = signifikanssannsynlighet.

Koeffisients	Df	Deviance	Residual. Df	Residual Dev	P-verdi (>Chi)
NULL			91	115,25	
TAM_ma(3)	1	11,54	90	103,7	<0,001
Nedbør_ma(1)	1	0,034	89	103,67	0,85
TAM_ma(3):Nedbør_ma(1)	1	4,50	88	99,17	<b>0,03</b>





Figur 16: 3D prediksjonsplot for modellen «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)» som viser den kombinerte effekten av glidende gjennomsnittlig temperatur °C (Temperatur ma(3)) for de siste fire dagene og glidende gjennomsnittlig nedbør mm (Nedbør ma(1)) for de to siste dagene på sannsynligheten for utvandring. Prediksjonen er generert fra den utvalgte modellen i Tabell 15 ved bruk av parameterestimaterne i Tabell 16. Fargeskalaen viser estimert sannsynlighet for utvandring.

## Diskusjon

Hovedfunnet i oppgaven er at 0+ laks i kombinasjon med økende vannføring har en negativ effekt på tettheten av 0+ ørret. Lengden til 0+ ørret ble mindre i år med høy maksimal vannføring og høy tetthet av 1+ laks. Laks satt ut ovenfor anadrom strekning utvandrer, og utvandringen trigges av høy nedbør over to dager eller høy gjennomsnittstemperatur over fire dager. I godkjenningsvedtaket til Statsforvalteren om å bære opp gytemoden laksefisk, fremkommer det ikke spesifikke vurderinger knyttet til om utsetting av laks kan ha effekter på den stasjonære ørretpopulasjonen, elvemusling eller økosystemet. Funnene diskuteres i lys av forskningsspørsmålene med tilhørende prediksjoner.

S.1: Påvirker utsetting av lakseyngel og gytemoden fisk ørretpopulasjonen i Lysakerelva?

### **1.1: Utsetting av lakseyngel og gytemoden laksefisk ovenfor anadrom strekning vil påvirke tettheten av 0+ ørret negativt**

Tettheten til 0+ laks er funnet å ha en signifikant negativ påvirkning på tettheten til 0+ ørret, som ble forsterket av økende minimumsvannføring i elva (Tabell 11).

Den negative effekten laks har på ørretpopulasjonen kan skyldes interspesifikk konkurranse mellom artene. Saltveit et al. (2014) fant at ørretpopulasjonen nedenfor Fåbrofossen fortsatt var lave etter bygging av fisketrappen i 1991. Det ble antatt at konkurranse mellom artene påvirket tettheten til ørreten, da spesielt konkurranse om gyte- og oppvekstområder. Ettersom begge artene er territorielle og tidvis aggressive, kan dette medføre redusert nisje og utkonkurrering (Jonsson & Jonsson, 2011b). I flere studier er ørreten funnet å være mer aggressiv enn laksen og kan påvirke laksepopulasjonen negativt (Armstrong et al., 2003; Jonsson & Jonsson, 2011d). Men konkurransen mellom laks og ørret kan gå begge veier, da dette varierer mellom systemer, og er knyttet til både abiotiske og biotiske faktorer i det enkelte system (Armstrong et al., 2003; Jonsson & Jonsson, 2011d). Det er vist at ørretparr foretrekker mer stillestående partier i elver, mens lakseparr tåler sterkere strøm, men at den ene arten utvider sin nisje dersom konkurransen forsvinner (Höjesjö et al., 2005; Jonsson & Jonsson, 2011a). Nisjen til ørret kan derfor være begrenset av laks i områder med mer strøm, mens nisjen til laks vil være begrenset av ørret i mer stilleflytende habitat der artene sameksisterer. I Lysakerelva ser det ut til at laksen utkonkurrerer ørreten, og dette kan skyldes abiotiske faktorer i elva der habitatet er mer

fordelaktig for laksen. Det ble for eksempel ikke registrert noen kulper, som er områder ørreten trives i da kulper er preget av lavere vannhastighet (Armstrong et al., 2003; Heggenes, 1996).

Generelt var vannføring en variabel som kom høyt opp under modellseleksjonen og er en viktig påvirkningsfaktor for tettheten av 0+ ørret i Lysakerelva. Resultatene viser at minimumsvannføring har en signifikant påvirkning på tettheten av 0+ ørret (Tabell 11). Perioder med tørke, særlig om sommeren, er funnet å påvirke ørretpopulasjoner negativt på grunn av redusert vannkvalitet og mindre tilgjengelig habitat som øker konkurranse (Benejam et al., 2010; Elliott et al., 1997; Nicola et al., 2009). Imidlertid virker det som kritisk lav vannføring for ørreten ikke nås i Lysakerelva. Resultatene indikerer at lavest vannføring er best for ørreten. Jo mer vann, jo mer følsom er ørreten for påvirkning fra laks. I en studie av habitatbruk er det vist at ørret foretrekker mer grunne områder og at ungfisk av ørret bruker områder med grunnere vann dersom laks er til stede (Berg et al., 2014). Mer vann kan derfor være til ulempe for ørreten da det blir færre grunnere områder. Dette kan være en årsak til at høyere minimumsvannføring i kombinasjon med laks har en negativ effekt på ørret i Lysakerelva. Tilsvarende kan høy vannføring, som også var en påvirkningsfaktor i modellene, gi laksen en konkurransefordel ved at det blir sterkere strøm (Jonsson & Jonsson, 2011a).

Ved utsetting av fisk kan konkurranseforholdene endres. Der laksefiskpopulasjoner har utviklet seg sympatrisk, kan man se en differensiering av habitatbruk som reduserer effekten av konkurranse (Welton et al., 1997). Dette vil ikke være tilfelle ved utsetting av laks i midtre sone, der laks vil være en «fremmed» art. Studier av interaksjonen mellom regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) og laks fant at ørretens vekst og tetthet kunne bli negativt påvirket dersom det ble satt ut høye tettheter av laks i vannsystemet (Dietrich et al., 2008; Houde et al., 2017). Dette kan skyldes både redusert mattilgang, i tillegg til at laksen som ble satt ut ofte var større enn regnbueørreten, og hadde da økt potensiale for overlevelse (Dietrich et al., 2008).

Utsettingene av lakseyngel og gytemoden laks ser ut til å ha styrket laksebestanden i elva. I 2020 kan man se en tydelig aldersklasse av 1+ laks på LYS3 og LYS4 (Figur 11 og 13), som skyldes utsettingen av 30.000 lakseyngel i 2019. En av de høyeste laksetetthetene av 0+ var på LYS3 i 2022 (~225 ind. / 100 m<sup>2</sup>). Dette skyldes at 30 gytemodne laks ble båret opp i 2021. Høy tetthet av både 1+ laks i 2020 og 0+ laks i 2022 indikerer at området oppstrøms Fåbrofossen er et godt oppveksthabitat og at utsetting av lakseyngel og gytemoden laksefisk over anadrom barriere er effektivt for å øke laksebestanden i elva. Dette området er også funnet å være et godt gyte, - og oppveksthabitat i tidligere kartlegging (Flydal et al., 2020). I 2021 ble

det også båret opp 20 gytemodne sjøørret, men resultatene tyder på at dette ikke har hatt tilsvarende effekt på ørretpopulasjonen, da tettheten av ørret på LYS3 og LYS4 ikke er betydelig høyere enn på andre stasjoner eller i andre år. I 2022 er forskjellen i tetthet av 0+ laks og 0+ ørret stor på LYS3, mens den er relativt liten på LYS4. Dette kan tyde på at habitatet på LYS3 er bedre tilpasset laksen og at ørreten foretrekker området rundt LYS4, da det er en stasjon med grunnere områder.

Både 2020 og 2023 er ikke påvirket av utsetting eller klekking av 0+ laks i midtre sone fra året før. Det var derfor forventet en høyere tetthet av ørret i midtre sone på grunn av fravær av interspesifikk konkurranse. Dette ble ikke funnet og laks hadde høyere total tetthet enn ørret i midtre sone disse årene (Vedlegg G, Tabell G2). Det var også forventet høyere tettheter av ørret i øvre sone. Imidlertid er den totale tettheten av ørret generelt lav i øvre sone og den høyeste tettheten er under 50 ind. / 100 m<sup>2</sup>. Manglende datagrunnlag kan ha påvirket resultat. Det mangler data fra øvre sone i 2021 og 2022, samt data fra midtre sone i 2021 da det ikke ble el-fisket på alle stasjonene alle år (Tabell 5). Det mangler også data fra LYS0 i 2020. Det ble generelt funnet få ørret de årene det ble samlet inn data.

I 2023 ble det funnet lave tettheter av både laks og ørret sammenlignet med tidligere år. På LYS7 ble det ikke fanget noe ørret i 2023 og de eldre aldersklassene dominerte i elva, særlig for laks. Det kan være flere årsaker til dette. Juni 2023 var det varmt med gjennomsnittlig lufttemperatur på 19 °C og flere dager med temperatur på over 30 °C (yr.no, 2024). Den høye temperaturen samt lite nedbør og lavere vannføring i samme periode (~1,2 m<sup>3</sup>/s) (NVE, 2024; yr.no, 2024) vil sannsynligvis medføre en høy vanntemperatur. Det kan føre til stress og økt dødelighet for laks og ørret, og spesielt yngel har en lavere toleranse for høyere temperaturer (Elliott & Elliott, 2010). Ettersom vanntemperatur ikke er tatt med i denne oppgaven vil det være vanskelig å si noe konkret om dette. Mulig effekt av temperatur på ørret diskuteres også senere.

En annen årsak som kan forklare at 2023 har lavere tettheter er ekstremværet «Hans» som førte til svært høy vannføring i august 2023. Det er ikke utenkelig at laksefiskyngel har blitt skylt ut av den høye vannføringen som kan ha ført til lavere fangst og tettheter, da høy vannføring og flom er funnet å påvirke laksefisk negativt i flere studier (Heggenes et al., 1999; Jensen & Johnsen, 1999; Milner et al., 2003; Warren et al., 2009). Både maksimum vannføring, den gjennomsnittlige sommervannføringen og Q90 vannføringen i sommermånedene var betydelig høyere i 2023 enn i andre år (Tabell 8). Store trær og død ved har blitt skylt nedover Lysakerelva, i tillegg til at den høye vannføringen førte til et steinras ved LYS5.

Et interessant funn er at tettheten av eldre laks er høyere enn tettheten av 0+ laks på noen av stasjonene i 2023. Dette kan indikere at yngel er mer utsatt for variasjon i vannføringen, og har blitt negativt påvirket av den høye vannføringen sommeren 2023, når de er i en sårbar fase. Flere studier som viser påvirkning av flom, indikerer at tidspunkt for flom er viktig. Roghair, Dolloff & Underwood (2002) fant at ekstrem flom i juni fjernet bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) helt eller reduserte bestanden i ulike deler av Staunton River. Negative effekter på bekkerøye er også funnet av Carline & McCullough (2003) der flomepisoder i januar og mai førte til at populasjonen av 0+ var redusert med hele 98 % sammenlignet med året før. Det ble også funnet færre eldre fisk. Vårflom ble funnet å føre til nedgang i ørretpopulasjonen i to elvesystemer i Nord-Amerika (Warren et al., 2009). Cattaneo et al. (2002) fant negative effekter av vårflom på 0+ ørret. Studien viser at hydrologiske effekter påvirker ørreten kun når de er i den mest sårbare fasen etter de har kommet ut av grusen og at tetthetsavhengige faktorer overtar som den faktoren som påvirker overlevelsen mest. Dette er også vist i andre studier, der lakseyngel kan risikere å bli skylt av gårde ved høy vannføring og flomepisoder når den nettopp er kommet opp av grusen, mens denne reduseres jo eldre fisken blir (Heggenes & Traaen, 1988; Warren et al., 2009).

Flommen forårsaket av «Hans» skjedde på sensommeren da yngelen var over den mest kritiske fasen. George et al. (2015) fant at sen sommerflom ikke påvirket brunørret negativt, og indikerer at sommerflom er mindre negativt enn vinter-, - og vårflom. Vår studie indikerer allikevel at den høye vannføringen har påvirket yngelen da det var lavere tettheter i 2023 sammenlignet med tidligere år. Det mangler vannføringsregistreringer for deler av våren 2023, men de vannføringsdataene som foreligger viser maksimum vannføring på 28 m<sup>3</sup>/s den 25. april. Dette tyder på at det ikke har vært en veldig stor vårflom dette året, og vårflommen for 2023 skiller seg ikke ut sammenlignet med 2020-2022 (NVE, 2024). Det kan imidlertid ikke utelukkes at høy vannføring kan ha påvirket yngelen i den mest sårbare fasen på våren. Den mulige effekten av flommen i august 2023 vil ikke bli mulig å se før det gjennomføres videre undersøkelser fram i tid. Den lave tettheten av flere aldersklasser på flere av stasjonene indikerer imidlertid at flommen kan ha påvirket både ørret og laks negativt.

Som tidligere nevnt er tetthet av ørret generelt lav, også i øvre sone der det ikke er konkurranse med laks. En tidligere studie som så på hele elva til ovenfor Bogstadvannet fant at det var «... brukbart med ørret i Lysakerelva, men det generelle inntrykket er at ørretproduksjonen burde ligget høyere» (Persson & Thaulow, 2019, s.5). Dette kan tyde på at ørreten påvirkes av andre faktorer enn interspesifikk konkurranse. Habitatet i elva er dominert av stryk og renner, som

laksen trives bedre i enn ørreten (Jonsson & Jonsson, 2011b). Habitat ble imidlertid ikke funnet å være en god modell i denne studien. Dette kan skyldes at habitatet i de ulike sonene varierte lite og alle stasjoner hadde en habitatkvalitet som enten var «god» eller «svært god». Det ble heller ikke funnet kulper på stasjonene under habitatkartleggingen. Kulper er ofte viktige habitater for ørret, da ørreten ofte bruker dypere og sakteflytende vann (Armstrong et al., 2003).

Andre habitatvariabler som kan påvirke ørreten er substrat og mengde død ved. Disse kan også påvirke vannhastigheten, samt fungere som skjul for laksefisk (Jonsson & Jonsson, 2011a). Skjul er viktig for å unngå predatorer og konkurranse (Jonsson & Jonsson, 2011a), samt det kan gi ly som kan være viktig i Lysakerelva som har tidvis høy vannføring. Substratkvaliteten i elva ble funnet å være god og ha lik karakter på alle stasjonene. Men dette ble kun sjekket visuelt fra land, og bedre substratkartlegging burde gjennomføres. Stasjonene i øvre sone hadde mye død ved, mens nedre og midtre sone hadde lite (Tabell 7). Dette kan ha medført økt konkurranse i nedre og midtre sone, men dette kom ikke fram i våre resultater.

Temperatur er en annen faktor som kan ha spilt inn. Det var høye lufttemperaturer i juni og juli alle årene (yr.no, 2024). Ørreten, som ikke tåler like høye temperaturer som laksen, kan ha blitt mer påvirket av høy temperatur (Elliott & Elliott, 2010). Kvaliteten på kantsone og vegetasjonsskygging kan påvirke vanntemperaturen, da skygge medfører lavere temperaturer samt kan gi ly til fiskene (Jonsson & Jonsson, 2011a). Kantsone og skygge ble vurdert som god på alle stasjoner utenom LYS1, LYS3 og LYS7 (Tabell 7). Disse stasjonene kan være preget av høyere temperaturer, men det er ikke en tydelig sammenheng mellom total tetthet av ørret og kantvegetasjonsdekket på disse stasjonene i våre resultater.

Mattilgang og forurensning er heller ikke undersøkt i denne studien. Tidligere undersøkelser i Lysakerelva har vist god tilstand på bunndyr (Persson & Thaulow, 2019; Saltveit et al., 2014). Det kan derfor antas at mattilgangen for ørreten er god. Både ørret og ørretens bytte har habitatpreferanser (DolÉDec et al., 2007; Jonsson & Jonsson, 2011a). Ved endringer i vannføring kan tilgjengelig habitat, tilgang på mat og makrofyter, som kan være viktige skjulesteder, påvirkes (Garbe et al., 2016). Garbe et al. (2016) fant at optimal vannføring for gytemoden ørret ikke samsvarte med optimal vannføring for vårfluer og makrofyter. Det er komplekse sammenhenger mellom biotiske og abiotiske faktorer i elver. Det er vanskelig å si noe om slike sammenhenger i Lysakerelva uten at dette er undersøkt spesifikt.

Forurensning er også en faktor som kan påvirke ørretpopulasjonen negativt. Falk (2021) beskriver i sin masteroppgave at de øvre delene av elva kan ha hatt dårlig vannkvalitet da det

var kloakklukt og ble funnet trådalger. Dette kan være en medvirkende årsak til lav og varierende tetthet av ørret. Lysakerelva er en elv som er påvirket av avrenning fra det urbane landskapet, samt gammel forurensning fra industri, og det er funnet særlig høye konsentrasjonene av sink i fisk (NIVA, 2018; Vann-nett, 2024). Det ble også funnet andre metaller, og fisken var eksponert for PAHer (polysykliske aromatiske hydrokarboner). Konsentrasjonene av forurensende stoffer var høyere jo lenger ned i elva man kom. De øvre stasjonene i miljøgiftundersøkelsen lå lenger opp i elva enn øvre sone i vår studie (NIVA, 2018), men det kan antas at ørreten i øvre sone har lavere konsentrasjon av forurensende stoffer enn ørreten i midtre og nedre sone. Forurensning forventes imidlertid å påvirke laksen i like stor grad som ørreten.

Selv om modellene som inkluderte intraspesifikk konkurranse ikke kom opp som gode modeller, kan det ikke utelukkes at dette også er en faktor som påvirket tetthet av 0+ ørret negativt. Intraspesifikk konkurranse er vist å være en regulerende faktor i ørretpopulasjoner der en sterk årsklasse ett år, kan påvirke neste års årsklasse negativt slik at det blir regelmessige svingninger med sterke og svake årsklasser (Bohlin, 1977). Selv om resultatet ikke viser interkohort konkurranse mellom 0+ og 1+ ørret, kan tetthetsdataene indikere slik konkurranse på LYS0. Her foreligger det datamateriale for etterfølgende år som viser en lav tetthet av 0+ i 2021, etterfulgt av høy tetthet i 2022 og en lavere tetthet i 2023. I 2021 er tettheten av både 1+ og >1+ høyere enn tettheten av 0+, noe som kan indikere en undertrykking av 0+ fra eldre årsklasser. Imidlertid inneholder datamaterialet få ørret, som kan ha påvirket resultatet og være en årsak til at det ikke er funnet interkohortkonkurranse.

### **P1.2 Utsetting av lakseyngel og gytemoden laksefisk ovenfor anadrom strekning vil påvirke lengde hos 0+ ørret negativt**

Det ble funnet at effekten av interaksjonen mellom tetthet 1+ laks og maksimal vannføring hadde en negativ effekt på lengden til 0+ ørret (Tabell 14). Lengden til 0+ ørret ble mindre i år med høy tetthet av 1+ laks samt høy vannføring (Tabell 13). Det er funnet at 1+ ørret har en negativ effekt på veksten hos 0+ ørret (Kaspersson et al., 2012; Louhi et al., 2014). Det var derfor forventet at intraspesifikk konkurranse mellom 0+ og 1+ ørret skulle påvirke lengden til 0+ ørret i større grad, men dette ble ikke funnet i våre resultater.

Studier har funnet at tettheten av 1+ laks påvirker lengden til 0+ ørret negativt (Cunjak et al., 1998; Finstad et al., 2004). Dette kan påvirke overlevelsen til ørret ettersom lengden til 0+



laksefisk er en kritisk faktor for vinteroverlevelse. Økt konkurranse mellom artene fører til økt energibruk, noe som er antatt å være en av hovedkildene til vinterdødelighet (Cunjak et al., 1998; Finstad et al., 2004). Ettersom laksen påvirker lengden til 0+ ørret negativt kan dette ha ført til økt vinterdødelighet og lavere ørretpopulasjon i Lysakerelva. Størrelsen på utsatt lakseyngel kan også påvirke dens vinteroverlevelse. Utsatt lakseyngel som er større enn eksisterende fisk i elva vil ha en konkurransefordel under vinteren da de har et større energilager å ta fra enn den naturlige ørretyngelen (Finstad et al., 2004). Dette kan påvirke den stasjonære ørretpopulasjonen negativt da det medfører økt konkurranse om begrensede ressurser samt flere laks enn ørret kan overleve vinteren. Da det er oppgitt ulike størrelser på utsatt lakseyngel i Lysakerelva er det vanskelig å si noe om effekten av størrelsen ved utsetting.

Resultatet viste at interaksjonseffekten mellom 1+ laks og høy maksimumsvannføring ble mindre negativ ved økende vannføring. Dette vil si at ved høyere vannføring i elva, har tettheten av 1+ laks en mindre negativ effekt på lengden av ørret. Dette kan skyldes at det blir mindre konkurranse ved høy vannføring. Ettersom lakseparr er bedre til å utnytte elva og tåler sterkere strøm, kan nisjene bli mer separert ved høyere vannføring (Johnson og Jonsson, 2011a). Studier har funnet at høy vannføring kan redusere habitat ørreten foretrekker (Armstrong et al., 2003), som kan være en årsak til at høy vannføring reduserer lengden til 0+ ørret. Som tidligere nevnt ble det ikke registrert kulper langs stasjonene, som vil være mindre energikrevende områder for ørreten (Jonsson & Jonsson, 2011a).

Det var forventet at tetthet av 0+ laks skulle påvirke lengden av 0+ ørret. Nisjene til artene er mest overlappende som yngel (Jonsson & Jonsson, 2011a). Man kunne derfor forvente mindre effekt av konkurranse mellom artene når de blir eldre, da nisjene blir mer separert og tettheten er redusert. Dette kan skyldes mangelfullt datagrunnlag. Det var ikke 0+ laks i midtre sone i 2020 og 2023, men det var høyere tettheter av 1+ laks (Figur 13), som kan ha påvirket resultatene. Likevel kom det ikke fram at tettheten av 1+ laks påvirket tettheten til 0+ ørret, som tyder på at det er andre faktorer som også spiller inn.

For alle resultater vil det være potensielle feilkilder ved innsamling av data som kan ha påvirket resultatet. Det er gunstig med lav vannføring ved el-fisking for å se og fange fisken, og den høye vannføringen i 2023 kan ha påvirket resultatene. El-fiskerens erfaring kan også ha påvirket fangbarheten, men en god fangbarhet (Vedlegg F) viser at det ikke har hatt en stor påvirkning i denne studien. Det kan også skyldes valg av stasjoner, da de utvalgte el-fiskestasjonene hadde habitatforhold der det kan forventes å finne mer laks enn ørret. Områdene var preget av stryk

og brekk. Det kan ikke utelukkes at det hadde blitt funnet mer ørret dersom det hadde blitt fisket i andre områder i elva.

S2: Vandrer utsatt laksefiskyngel ned Fåbrofossen og hva er de utløsende faktorene for utvandringen i Lysakerelva?

### **2.1 Laksefiskyngel satt ut ovenfor Fåbrofossen vandrer ut til fjorden**

Smoltutvandringen i 2022 startet sent i april med siste registrering 4. juli. Det er ikke gjort undersøkelser av utvandring i Lysakerelva tidligere, men tidspunkt for utvandring stemmer relativt godt overens med modellert utvandringstidspunkt der start og slutt anslås å være henholdsvis 28. april og 7. juni (Ugedal et al., 2017). Toppen av utvandring skjer i den første halvdel av mai, noe som også er i tråd med modellert utvandring som anslår at 25 % og 50 % har utvandret henholdsvis 8. mai og 15. mai (Ugedal et al., 2017). Det antas at fisken som har passert antenna har smoltifisert og er klare for utvandring, men dette er ikke undersøkt. Det er derfor et usikkerhetsmoment i tolkningen av datamaterialet. Imidlertid kommer de fleste fiskene som er registrert av antenna fra områder lenger opp i elva (LYS4 og LYS5) basert på hvor de er merket. Det kan derfor antas at årsaken til vandring nedover i elva er utvandring til sjø. Det kan også være at fisken som var merket, er død og at det kun er PIT-merket som er registrert.

Alderen på utvandret laks i Lysakerelva varierer fra 1-3 år, basert på alder ved merking. Det er stor variasjon i alder ved smoltifisering i norske elver (Miljødirektoratet, 2014). Den kan variere fra 1-8 år, og gjennomsnittlig alder ved smoltifisering i populasjoner er fra under 2 år til over 4 år (Jonsson & Jonsson, 2011e). Det er vist at laks kan smoltifisere allerede året etter at de er kommet opp av grusen i sørlige bestander (Jonsson et al., 1998). Det er også vist at utvandring kan variere innad i populasjoner og mellom år (Harvey et al., 2020; Jensen et al., 2012). Lysakerelva er en elv i Sør-Norge og ser ut til å ha variasjon i alder ved utvandring som er i tråd med andre funn.

Tre av de utvandrende fiskene var merket i LYS4, og dette tyder på at fisk som har vokst opp i ikke-anadrom sone mellom Fåbrofossen og Jarfossen overlever fallet ned Fåbrofossen og kan migrere. Det er vist at laks og ørret kan dø av skader ved fall ned fosser som er naturlige barrierer for anadrom fisk (Sættem, 1990). Studien viste at flere fisk overlevde utvandring ned en foss med et fall på 30 m, mens Fåbrofossen, som også er en naturlig barriere for gytemoden fisk, har et fall på 14 meter. Selv om det kun er tre fisk som er registrert fra LYS4, indikerer

dette at fisken tåler fallet ned Fåbrofossen og at utsetting av yngel eller det å bære opp gytemoden fisk til området ovenfor fossen vil være et bidrag til å styrke laksefiskbestanden i elva.

Det ble kun registrert én ørret, og denne var merket ved LYS7 nedstrøms Møllefossen. Den passerer antenna på flere datoer, også i august og september, og det er sannsynligvis en stasjonær ørret som lever ved PIT-antenna. Det kan ikke utelukkes at ørreten kan vandre ut på et senere tidspunkt ettersom det er vist at ørret kan vandre ut om høsten og vinteren (Jonsson & Jonsson, 2002; Taal et al., 2014). Dette er ikke undersøkt i denne studien, men det kan være en årsak til at få ørret ble registrert forbi antenna på antatt utvandringstidspunkt (april-juli). Totalt sett er det også merket flere laks enn ørret, og det er derfor naturlig at det registreres flere laks enn ørret ved den permanente PIT-antenna. Det skal nevnes at det bare er data fra ett år for utvandring. Et datamateriale med registreringer over flere år vil gi et tydeligere bilde av utvandringen til laks og ørret, og effekten av å sette ut eller bære opp både gytemoden laks og sjøørret ovenfor anadrom strekning.

## **2.2. Temperatur og vannføring påvirker utvandringstidspunkt for smolt**

Smoltifiseringsprosessen gjør fisken sårbar, og det er viktig at utvandringen skjer på et tidspunkt som er optimalt for fisken (Jonsson & Jonsson, 2011e). Hva som påvirker smoltens utvandringstidspunkt og adferd varierer fra elv til elv og vil være avhengig av forhold som vanntemperatur, vannføring, sikt og fysiske forhold i elva (Miljødirektoratet, 2014). Sannsynligheten for utvandring i Lysakerelva i 2022 var størst ved høy nedbør de siste to dagene samt lav gjennomsnittstemperatur de siste fire dagene (Figur 16).

Økt vannføring og temperatur er vist å påvirke utvandring av laks og sjøørret i andre studier (Harvey et al., 2020; Hembre et al., 2001; Hvidsten et al., 1995; Jonsson, 1991; Jutila et al., 2005; Urke et al., 2013; Winter et al., 2016). Lysakerelva er også en elv som reagerer raskt på nedbørsepisoder (Sandaas & Enerud, 2016). Det er flere nedbørstopper i slutten av mai med synkende temperaturer etterfulgt av enkeltvis av laks som vandrer ut (Vedlegg I). Dette tyder på at laksen vandrer ut ved den økte vannføringen. I starten av mai vandrer det også flere laks ut etter en liten nedbørstopp på rundt 5 mm nedbør. Dette er lite nedbør og det er vanskelig å si om denne utvandringen skyldes vannføring, da det ikke er vannføringsdata tilgjengelig.

Lysakerelva har flere fosser som kan føre til skade på utvandrende fisk (Sættem, 1990). Det kan derfor tenkes at det vil være positivt med høyere vannføring da det kan øke overlevelsen ned

fossene i elva. En økende vannføring kan også være positivt for å øke tilgjengelig areal og redusere risiko for predasjon (Jonsson & Jonsson, 2011a). Ved utvandring kan smolt konsentrere seg på et relativt lite område, og økt tilgjengelig areal ved økt vannføring kan derfor gjøre at smolten kan spre seg over et større område (Petersen & DeAngelis, 2000). Høyere vannføring kan også gi mer turbiditet som dermed gjør smolten mindre synlig for predatorer (Gregory & Levings, 1998). Det er registrert oter og mink i Lysakerelva og fiskespisende fugl som gråhegre, som kan være trusler både for smolt og voksen gytemoden fisk i elva (Carss et al., 1990; Evans et al., 2016; Heggenes & Borgstrøm, 1988; van Dijk et al., 2020). Vannføring kan også påvirke energibruk, da høyere vannføring kan føre til at fisken bruker mindre energi på å svømme ut (Jonsson, 1991).

Det var også høyere sannsynlighet for utvandring ved høyere gjennomsnittstemperatur de siste fire dagene og lite nedbør de siste to dagene. Det antas at en stigende lufttemperatur også vil medføre stigende vanntemperatur, men økende lufttemperatur medfører også økt snøsmelting som kan kjøle ned elva (Bjerck et al., 2021). I 2022 var det ikke snø i marka fra midten av april (Norsk klimaservicesenter, 2024), og en nedkjøling av elva var ikke tilfellet. Etter en periode med økende lufttemperatur til nesten 15 °C og lav vannføring i april starter utvandringen, og ved neste periode med stigende lufttemperatur fortsetter den (Vedlegg I). Datagrunnlaget indikerer en forsinket effekt av økende temperatur.

### S3: Hvilke forvaltningsmessige vurderinger ligger til grunn for utsetting av laksefiskyngel og gytemoden laksefisk?

Lysakervassdraget i indre Oslofjord har både anadrom laks, sjøørret, og stasjonær ørret der laksen er en truet art (NT). Både laks og sjøørret er ettertraktet av sportsfiskere (Anon., 2015), noe som øker engasjementet for å bevare og øke bestandene av disse artene. Tiltaksplanen for Oslofjorden, prosjektet «Sjøørretriket» i regi av Norges Jeger og Fiskerforbund (Norges Jeger- og Fiskerforbund, 2024), samt stor interesse fra lokale fiskeforeninger viser både nasjonalt og lokalt engasjement for laks og ørret i fjorden. Dette engasjementet har resultert i utsetting av laksefisk i Lysakerelva over lang tid. Utsettingen har blitt vurdert som et godt forvaltningstiltak da det kan øke muligheter for fritidsfiske, samt motvirke negative påvirkninger av et urbant landskap rundt Lysakerelva (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 1996). Basert på kontakt med aktuelle aktører i dagens forvaltning er det de samme argumentene, fiskemuligheter og negative

effekter fra menneskelig påvirkning, som fortsatt benyttes for å sette ut yngel eller gytemoden fisk. Dette fremkommer også i det siste forvaltningsvedtaket fra 2023 knyttet til å bære opp gytemoden laksefisk ovenfor anadrom barriere der *«tiltaket har som formål om å styrke bestanden og derved å kunne opprettholde et godt og populært fiske for lokalbefolkningen»* (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2023, s.1 ).

Det er og har vært mange aktører involvert i forvaltningen av Lysakervassdraget som gjør det krevende å se forvaltningen av vassdraget helhetlig, og å ta beslutninger i tråd med naturmangfoldlovens prinsipper om en kunnskapsbasert og sektorovergripende forvaltning. Kravet om kunnskapsbaserte beslutninger i naturmangfoldloven skal *«stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet»* (Naturmangfoldloven, § 8). I dette ligger det skjønnsmessige vurderinger, og det er ikke alltid enkelt å avgjøre hva som er «nok kunnskap». Regjeringens veiledningsdokument fremhever at det i all hovedsak er krav om å bruke eksisterende kunnskap, men at det i noen tilfeller også må innhentes ny kunnskap (Klima- og miljødepartementet, 2016). Det skal vurderes om beslutningen gjør det vanskeligere å nå forvaltningsmål for truede arter, slik som elvemusling og villaks. Elvemuslingen er i tillegg en ansvarsart for Norge, og dermed en art av stor forvaltningsinteresse (Larsen, 2018).

I Statsforvalterens vedtak om å godkjenne utsetting av gytemoden laks og sjørørret oppstrøms anadrom barriere legges det vekt på at dette vil kunne være et kompensasjonstiltak på grunn av utbyggingsaktiviteten i de nedre delene av Lysakerelva (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2023). At laks nå er rødlistet som *nær truet* gir også forvaltningen grunn til å være ekstra oppmerksomme på tiltak som har betydning for laksepopulasjonen. Våre resultater viser at flere av fiskene kom seg ned Fåbrofossen og migrerte ut i fjorden. Utsettingen av laks i elva kan ha styrket bestanden i Oslofjorden og virket som et kompensasjonstiltak. Persson og Thaulow (2019) indikerer at økningen i ungfisktetthet av laks fra 1991 til 2018 kan skyldes utsettingen av laks mellom Fåbrofossen og Jarfossen. Våre resultater viser også høye tettheter av ungfisk av laks, der tettheten av laks er høyere enn tettheten av ørret på alle stasjoner der de sameksisterer. Økning av bestanden er også erfaringer som er gjort av Lysakerelva fiskeforening og OFA (Høiland, personlig kommunikasjon 16.januar 2024; Ingierd, 2024, personlig kommunikasjon 29.januar 2024).

I vedtaket om å godkjenne flytting er det laks og sjørørret som er i fokus. Allerede i 1996 var det et aktuelt tiltak å sette ut fisk ovenfor anadrom strekning i elver i Oslofjordområdet

(Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 1996). Dette var aktuelt hvis anadrom strekning var skadet. Dersom fisk skulle settes ut ovenfor anadrom barriere, skulle det vurderes om stedegen fisk kunne bli fortrent av anadrom yngel. Vi kjenner ikke til om dette har blitt vurdert ved tidligere godkjenninger av yngelutsetting i Lysakerelva. Det framkommer heller ikke spesifikke vurderinger knyttet til fortrenging av stasjonær ørret i Statsforvalterens siste vedtak om å godkjenne å bære opp gytemoden laksefisk (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2023). Det er derfor vanskelig å si noe om hvilke vurderinger Statsforvalteren har gjort, og hvordan tilgjengelig kunnskapsgrunnlag fra tidligere rapporter er benyttet. Statsforvalteren setter vilkår i sin tillatelse om at det skal el-fiskes både mellom Fåbrofossen og Jarfossen, samt ovenfor Jarfossen for å undersøke gytesuksess og om fisk kan komme seg oppstrøms Jarfossen. Dette indikerer at påvirkning på den stasjonære ørretpopulasjonen har vært tenkt på i vurderingen, men problemstillingen er ikke spesifikt nevnt. Våre resultater viser at det er nødvendig å ta ørreten i betraktning ved utsetting eller flytting av laks. Mer kunnskap om ørretpopulasjonen i relasjon til utsetting av laks etterlyses også i andre rapporter (Persson & Thaulow, 2019; Saltveit et al., 2014; Sandaas & Enerud, 2016).

Statsforvalteren legger vekt på at flytting av fisk ikke skal påvirke gytebestanden i naturlig anadrom strekning nedstrøms Fåbrofossen, men vurderer at kunnskapsgrunnlaget for laks er godt nok til at gytebestandsmålet ikke påvirkes nevneverdig. Det ble også gitt tillatelse til å bære opp gytemoden sjøørret. Statsforvalteren indikerte at gytebestanden til sjøørreten er redusert basert på fangststatistikk i elva. Det er ikke satt noe gytebestandsmål for sjøørret og det er større usikkerhet rundt bestanden (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2023). Selv om ørreten er livskraftig, har sjøørreten i Oslofjorden krevende levevilkår, og bestandene er kraftig redusert (Fagrådet for laks & sjøørret på Østlandet, 2024; Klima- og miljødepartementet, 2021). Sjøørreten er funnet å holde seg nærmere elvemunningen enn laksen (Jonsson & Jonsson, 2011b) og vil derfor være mer avhengig av lokale forhold i Oslofjorden. Å øke fokuset på sjøørreten i forvaltningen kan derfor være hensiktsmessig grunnet den dårlige tilstanden i Oslofjorden. Basert på våre resultater viser det seg at tiltaket med å bære opp gytemoden sjøørret oppstrøms anadrom strekning ikke har hatt den samme effekten som å bære opp gytemoden laks. Imidlertid ble det kun båret opp fisk i 2021, og det trengs mer data før noe kan sies sikkert.

Et annet aspekt som ikke framkommer i Statsforvalterens vedtak, er mulige effekter på elvemusling. Det er godt dokumentert at det er elvemusling ovenfor Fåbrofossen, og tidligere

rapporter om elvemusling påpeker at utsetting av laks oppstrøms anadrom barriere kan påvirke elvemuslingen negativt (Sandaas & Enerud, 2014; Sandaas & Enerud, 2016). Det er usikkerhet rundt elvemuslingbestandene i elva. Det er kun ørret som er funnet som mellomvert, både i anadrom og ikke-anadrom strekning, men det kan ikke utelukkes at laks er mellomvert før videre undersøkelser er gjennomført (Sandaas & Enerud, 2016). Ifølge Sandaas & Enerud (2014) er det overraskende at elvemuslinglarver i anadrom strekning kun er funnet på ørret, da laks dominerer i denne strekningen. Det antas at dette skyldes at elvemuslingen har kommet fra infisert utsatt ørret fra OFAs settefiskanlegg i Sørkedalen.

Ettersom utsetting av laks ovenfor Fåbrofossen ser ut til å påvirke ørretpopulasjonen negativt, kan dette påvirke elvemuslingbestanden som har ørret som mellomvert (Flydal et al., 2020; Sandaas & Enerud, 2016). Elvemuslingen i elva har i tillegg en svak rekruttering (Sandaas & Enerud, 2016), og er derfor ekstra sårbar. Det er varierende funn knyttet til sammenhengen mellom tetthet av vertsfisk og rekruttering av elvemusling, men det anslås at en tetthet av vertsfisk på  $> 5$  ind. /  $100 \text{ m}^2$  er viktig for å sikre en god rekruttering (Larsen, 2018). Tettheten av ørret i Lysakerelva er varierende, men flere stasjoner har total tetthet på under 5 ind. /  $100 \text{ m}^2$  (Vedlegg G, Tabell G2). Imidlertid er elvemuslingen også avhengig av god vannkvalitet, riktig substrat, samt den er sårbar for sedimentering (Larsen, 2018). Hva som er årsaken til den svake rekrutteringen i Lysakerelva er usikkert, men er sannsynligvis en kombinasjon av flere faktorer, der tetthet av ørret kan være en av disse. Dette påpeker viktigheten ved videre undersøkelser for å forstå mulige konsekvenser av utsetting av laks oppstrøms Fåbrofossen. Det er vanskelig å vite hvordan Statsforvalteren har brukt tilgjengelig kunnskapsgrunnlag og vurdert påvirkning på elvemusling da det ikke fremkommer av vedtaket. Etter vår oppfatning burde en mulig svekkelse av ørretbestanden og dens indirekte påvirkning på den truede elvemuslingen vært vurdert i tråd med føre-var prinsippet i §9 og økosystemeffekter i § 10.

Dersom man ser på forvaltningen av vannforekomster og tilhørende arter i Oslofjorden samlet, kan det være gode argumenter for å prioritere laks fremfor ørret i enkelte elver. Både våre resultater og tidligere undersøkelser (Persson & Thaulow, 2019; Saltveit et al., 2014) indikerer at Lysakerelva er en elv der laksen har gode levevilkår. Sjøørreten kan også leve i habitat som er uegnet for laksen, slik som mindre bekker (Jonsson & Jonsson, 2011a). Mange av de tidligere sjøørretbekkene i Oslofjordområdet er ikke tilgjengelig på grunn av stengsler som kulverter og rør (Klima- og miljødepartementet, 2021; Norges Jeger- og Fiskerforbund, 2023). Dersom tiltak som fremmer laks skal prioriteres i enkelte elver, er det også viktig å gjøre tiltak for å bedre oppvekstvilkårene for sjøørreten. At det nå er to rødlistede arter i Lysakervassdraget, der



forvaltningen av den ene kan påvirke den andre, øker kompleksiteten. Det er ikke et fasitsvar ved slike komplekse forvaltningsutfordringer, men det er viktig at forvaltningen av Oslofjorden ses under ett, slik at tiltakene kan forbedre leveforholdene for alle arter.

Det er positivt med stort engasjement for både laks og sjøørret i Oslofjorden da dette kan føre til gode løsninger. Muligheter for å fiske kan også gi en ekstra motivasjon for å bidra til en bærekraftig forvaltning. Allikevel er det vår oppfatning at forvaltningen i minst mulig grad bør påvirke et naturlig økosystem. Selv om en eventuell fisketrapp ved Fåbrofossen også er et reversibelt tiltak, er det lite sannsynlig at en trapp vil fjernes når den først er bygget. Det er derfor viktig å legge prinsippene i §§8-12 til grunn ved vurdering av dette tiltaket, samt utsetting. Våre resultater viser at utsetting av laks kan ha negative effekter på den stasjonære ørretpopulasjonen og dermed indirekte på elvemuslingen. Å gjennomføre tiltak for å bedre leveforholdene i anadrom strekning bør være første prioritet før man gjør tiltak som kan påvirke økosystemet i elva. Dette kan være økt bredde på kantsone, tiltak for å redusere avrenning til elva og redusere utbyggingsaktiviteter tett opp til elvas kantsone. Vi ser at dette kan være vanskelig, da Lysakerelva er en sentral elv midt mellom to byer som utvides. Den pågående verneprosessen av Lysakervassdraget kan derfor være viktig, både for elva og økosystemet i og rundt den.

## Konklusjon

Hovedfunnet i oppgaven viser at laks har en negativ effekt på 0+ ørret, der effekten på tetthet forsterkes av en økende vannføring og effekten på lengde påvirkes negativt sammen med høy vannføring. Det var en høyere tetthet av laks enn ørret på alle stasjonene de sameksisterer, som kan skyldes konkurranse mellom artene. Tydelige aldersklasser som skyldes utsetting av laks, er synlig i resultatene, men dette er ikke gjeldene for utsetting av sjøørret. Lysakerelva er godt tilpasset laks, med et habitat som domineres av stryk og brekk samt mangel på kulper. Det ble funnet få ørret, og tetthetene av ørret er lave. Dette indikerer at det også er andre faktorer som påvirker ørretpopulasjonen i Lysakerelva. I 2023 var vannføringen stor på grunn av ekstremværet «Hans». Dette kan ha påvirket resultatene, da det ble funnet lave tettheter av begge arter dette året. Det ble funnet flere fisk i eldre aldersklasser, og flommen kan ha påvirket 0+ spesifikt.

Utsettingen av laksefisk ovenfor anadrom strekning kan ha virket som et kompensasjonstiltak som styrker laksebestanden, men det er på bekostning av den stasjonære ørretbestanden. Dette kan indirekte påvirke elvemuslingen. I Statsforvalterens siste vedtak om flytting av gytemoden laksefisk fremkommer det ikke om påvirkning på stasjonær ørretbestand eller elvemusling er vurdert. Tiltak i anadrom strekning for å bedre leveforholdene bør prioriteres til mer kunnskap foreligger.

## Videre arbeid

Det er nødvendig med videre undersøkelser for å se på konsekvensene av forvaltningstiltakene i Lysakerelva. Arbeidet med PIT-merking og peiling bør videreføres og er nødvendig for å få bedre oversikt over bevegelsene til laks og ørret i elva, samt el-fisking på alle stasjoner for å følge utvikling i tetthet hos artene. Dette kan gi mer informasjon om interaksjon mellom laks og ørret. Da det også er gitt tillatelse til å bære opp gytemoden fisk i 2024, kan videre undersøkelser framover gi et enda bedre bilde av effektene av tiltaket. Tetthetsundersøkelser ved stasjoner oppstrøms Jarfossen bør suppleres med e-DNA analyser i tråd med Statsforvalterens forslag, for å undersøke om gytemoden laks kommer seg opp Jarfossen.

Grundigere habitatundersøkelser på alle stasjonene burde gjennomføres. Habitatundersøkelsene i oppgaven er gjort i to puljer og Pulg-metoden ble brukt. Denne metodikken er spesifisert mot ørretbekker, og ved å gjennomføre en mer generell habitatkartlegging kan det gi andre habitatkvaliteter. I tillegg ble habitatundersøkelsene gjort fra land på grunn av den høye vannføringen, men det burde gjøres både fra land og i elva for å gi best resultater. Etersom vannføring er en viktig variabel, og det også tas ut vann fra elva om vintermånedene til snøproduksjon, burde effekter vintervannføring kan ha på fisketetthetene også undersøkes. Det er heller ikke vanntemperaturmålinger i elva. Vanntemperatur er en viktig faktor for laks og ørret da det blant annet kan påvirke vekst, aktivitet til fisken og smoltifiseringsprosessen. En permanent logging av vanntemperatur kan derfor bidra til et bedre datagrunnlag for naturlige påvirkninger på fisken.

Den permanente PIT-antenna nedenfor LYS7 burde bli satt opp igjen, denne gangen med vanntemperatur, - og vannføringsmåler. Dette kan bidra til et godt datagrunnlag for å se på utvandring og utløsende faktorer for dette i elva.

Videre burde også effekten utsettingen har på elvemuslingen ovenfor Fåbrofossen undersøkes. DNA-analyser av elvemuslingen burde gjennomføres for å endelig avklare hvilken art som er mellomvert til elvemuslingen i anadrom strekning av elva.

## Referanser

- Achord, S., Matthews, G. M., Johnson, O. W. & Marsh, D. M. (1996). Use of passive integrated transponder (PIT) tags to monitor migration timing of Snake River Chinook salmon smolts. *North American Journal of Fisheries Management*, 16 (2): 302-313. doi: 10.1577/1548-8675(1996)016<0302:UOPITP>2.3.CO;2.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19 (6): 716-723. doi: 10.1109/TAC.1974.1100705.
- Anon. (2015). *Råd om beskatning av laks og sjørørret for perioden 2016 til 2018*. Trondheim: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M. & Milner, N. J. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62 (2): 143-170. doi: 10.1016/S0165-7836(02)00160-1.
- Artsdatabanken. (2017). *Artsdatabanken anbefaler småblank og bleke som navn på stasjonær laks*. artsdatabanken.no: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/225855> (lest 18.01.2024).
- Artsdatabanken. (2021a). *Vurdering av elvemusling Margaritifera margaritifera* artsdatabanken.no. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/16719> (lest 12.01.2024).
- Artsdatabanken. (2021b). *Vurdering av laks*. artsdatabanken.no. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/8149> (lest 25.01.2024).
- Artsdatabanken. (2021c). *Vurdering av ørret (Salmo trutta)*. artsdatabanken.no: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/15990> (lest 25.01.2024).
- Asker og Bærum Vannverk. (2024). *Vannkilder*. abvann.no: Asker og Bærum Vannverk,. Tilgjengelig fra: <https://www.abvann.no/temasider/vannkilder> (lest 30.01.2024).
- Benejam, L., Angermeier, P. L., MunnÉ, A. & GarcÍA-Berthou, E. (2010). Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater biology*, 55 (3): 628-642. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02299.x.
- Berg, O. K., Bremset, G., Puffer, M. & Hanssen, K. (2014). Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Ecol Freshw Fish*, 23 (4): 544-555. doi: 10.1111/eff.12107.
- Bjerck, H. B., Urke, H. A., Haugen, T. O., Alfredsen, J. A., Ulvund, J. B. & Kristensen, T. (2021). Synchrony and multimodality in the timing of Atlantic salmon smolt migration in two Norwegian fjords.
- Boger, C. & Velle, V. (2017, 19.09). Kan ha drept titusner av fiskeyngel i Lysakerelva. *Fiskeavisen*. Tilgjengelig fra: <https://www.fiskeavisen.no/kan-ha-drept-titusener-av-fiskeyngel-i-lysakerelva/>.
- Bohlin, T. (1977). Habitat Selection and Intercohort Competition of Juvenile Sea-Trout *Salmo trutta*. *Oikos*, 29 (1): 112-117. doi: 10.2307/3543300.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing—theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Bremset, G. & Heggnes, J. (2001). Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lottic environments. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 75: 127-142.
- Buck, R. & Hay, D. (1984). The relation between stock size and progeny of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology*, 24 (1): 1-11.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A practical information-theoretic approach* New York: Springer Verlad.

- Bærum Kommune, Oslo Kommune & Ringerike Kommune. (2009). *Kommunedelplan for Lysaker- og Sørkedalsvassdraget*. Bærum, Oslo.
- Bærum Kommune. (2012). *Rik på historie - et riss av kulturhistoriens fysiske spor i Bærum*. Bærum Bærum kommune.
- Bærum Kommune. (2022). *Frivillig vern av Lysakervassdraget*. Bærum kommune: Bærum Kommune. Tilgjengelig fra: <https://tjenester.baerum.kommune.no/innsyn/politikk/wfdocument.ashx?journalpostid=2020664131&dokid=5945831&versjon=5&variant=A&> (lest 01.03.2024).
- Carline, R. F. & McCullough, B. J. (2003). Effects of Floods on Brook Trout Populations in the Monongahela National Forest, West Virginia. *Transactions of the American Fisheries Society (1900)*, 132 (5): 1014-1020. doi: 10.1577/T02-112.
- Carss, D., Kruuk, H. & Conroy, J. (1990). Predation on adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by otters, *Lutra lutra* (L.), within the River Dee system, Aberdeenshire, Scotland. *Journal of Fish Biology*, 37 (6): 935-944.
- Cattanéo, F., Lamouroux, N., Breil, P. & Capra, H. (2002). The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59: 12-22. doi: 10.1139/F01-186.
- Cunjak, R. A., Prowse, T. D. & Parrish, D. L. (1998). Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent"? *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 55 (S1): 161-180. doi: 10.1139/d98-008.
- Dietrich, J. P., Bowlby, J. N., Morrison, B. J. & Jones, N. E. (2008). The impacts of Atlantic salmon stocking on rainbow trout in Barnum House Creek, Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 34 (3): 495-505.
- DolÉDec, S., Lamouroux, N., Fuchs, U. & MÉRigoux, S. (2007). Modelling the hydraulic preferences of benthic macroinvertebrates in small European streams. *Freshwater biology*, 52 (1): 145-164. doi: 10.1111/j.1365-2427.2006.01663.x.
- Elliott, J. M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford series in ecology and evolution. Oxford: Oxford University Press.
- Elliott, J. M., Hurley, M. A. & Elliott, J. A. (1997). Variable Effects of Droughts on the Density of a Sea-Trout *Salmo trutta* Population Over 30 Years. *The Journal of applied ecology*, 34 (5): 1229-1238. doi: 10.2307/2405234.
- Elliott, J. M. & Elliott, J. A. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *J Fish Biol*, 77 (8): 1793-1817. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x.
- Evans, A. F., Payton, Q., Turecek, A., Cramer, B., Collis, K., Roby, D. D., Loschl, P. J., Sullivan, L., Skalski, J., Weiland, M., et al. (2016). Avian Predation on Juvenile Salmonids: Spatial and Temporal Analysis Based on Acoustic and Passive Integrated Transponder Tags. *Transactions of the American Fisheries Society (1900)*, 145 (4): 860-877. doi: 10.1080/00028487.2016.1150881.
- Fagrådet for laks & sjørret på Østlandet. (2024). *Sjørret*: Fagrådet for laks & sjørret på Østlandet. Tilgjengelig fra: [https://www.fagrad.com/?page\\_id=5](https://www.fagrad.com/?page_id=5) (lest 10.05.2024).
- Falk, M.-I. (2021a). *Facilitating migration for anadromous salmonids through restoration and compensation : challenges and opportunities*. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Falk, M.-I. (2021b). *Overvåkning fisk 2021*. I: Naturrestaurering (red.). Fornebubanen - Overvåkning av Lysakerelva. Oslo: Naturrestaurering.
- Finstad, A. G., Ugedal, O., Forseth, T. & Næsje, T. F. (2004). Energy-related juvenile winter mortality in a northern population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 61 (12): 2358-2368. doi: 10.1139/f04-213.

- Flydal, K., Colman, J. E., Kirkemoen & Haugen, T. (2020). *Fisketrapp i Fåbrofossen, Lysakerelva- Mulighetsstudie og konsekvensvurdering*. naturrestaurering.no: Lysaker næringsvel.
- Flydal, K., Colman, N. & Næss, M. (2022). *Overvåkning fisk 2022*. Fornebubanen - Overvåkning av Lysakerelva: Naturrestaurering.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (2009). *El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer*. NINA Rapport: Norsk institutt for naturforskning.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (1996). *Fiskekultiveringsplan for Akershus og Oslo Anadrome laksefisk Miljøvernvedlegg*.
- Garbe, J., Beevers, L. & Pender, G. (2016). The interaction of low flow conditions and spawning brown trout (*Salmo trutta*) habitat availability. *Ecological engineering*, 88: 53-63. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.12.011.
- Geonorge. (2024). *Kartkatalogen*. geonorge.no: Geonorge. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/> (lest 13.02.2024).
- George, S. D., Baldigo, B. P., Smith, A. J. & Robinson, G. R. (2015). Effects of extreme floods on trout populations and fish communities in a Catskill Mountain river. *Freshw Biol*, 60 (12): 2511-2522. doi: 10.1111/fwb.12577.
- Gibbons, J. W. & Andrews, K. M. (2004). PIT Tagging: Simple Technology at Its Best. *BioScience*, 54 (5): 447-454. doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[0447:PTSTAI]2.0.CO.
- Gibson, R. J. & Cunjak, R. A. (1986). *An investigation of competitive interactions between brown trout (Salmo trutta L.) and juvenile Atlantic salmon (Salmo salar L.) in rivers of the Avalon Peninsula, Newfoundland*: Department of Fisheries and Oceans, Science Branch.
- Gibson, R. J. (1993). The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in fish biology and fisheries*, 3 (1): 39-73. doi: 10.1007/BF00043297.
- Gregory, R. S. & Levings, C. D. (1998). Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127 (2): 275-285. doi: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1998\)127<0275:TRPOMJ>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1998)127<0275:TRPOMJ>2.0.CO;2).
- Hagelin, A. & Bergman, E. (2021). Competition among juvenile brown trout, grayling, and landlocked Atlantic salmon in flumes — predicting effects of interspecific interactions on salmon reintroduction success. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 78 (3): 332-338. doi: 10.1139/cjfas-2020-0155.
- Harvey, A. C., Glover, K. A., Wennevik, V. & Skaala, Ø. (2020). Atlantic salmon and sea trout display synchronised smolt migration relative to linked environmental cues. *Sci Rep*, 10 (1): 3529-3529. doi: 10.1038/s41598-020-60588-0.
- Haugen, T. (2000). Early survival and growth in populations of grayling with recent common ancestors—field experiments. *Journal of fish biology*, 56 (5): 1173-1191. doi: 10.1006/jfbi.2000.1238.
- Heggenes, J. & Borgstrøm, R. (1988). Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology*, 33 (6): 885-894.
- Heggenes, J. & Traaen, T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology*, 32 (5): 717-727.
- Heggenes, J. (1996). Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 (2-3): 155-169.

- Heggenes, J., Baglinière, J. L. & Cunjak, R. A. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of freshwater fish*, 8 (1): 1-21. doi: 10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x.
- Heide, E. (1983). *Lysakerelva : lokalhistorie fra Ullern, Bestum, Lilleaker, Lysaker og Vækerø*. Oslo: E. Heide.
- Hembre, B., Arnekleiv, J. V. & L'Abée-Lund, J. H. (2001). Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecology of freshwater fish*, 10 (1): 61-64. doi: 10.1111/j.1600-0633.2001.tb00195.x.
- Houde, A. L. S., Wilson, C. C. & Neff, B. D. (2017). Performance of four salmonids species in competition with Atlantic salmon. *Journal of Great Lakes Research*, 43 (1): 211-215.
- Hvidsten, N. A., Jensen, A. J., Vivás, H. & Bakke, Q. (1995). Downstream migration of Atlantic Salmon Smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social. *Nord J Freshw Res*, 70: 38-48.
- Høilund, A. (2024). *Yngelutsett Lysakerelva (e-post til Eline Hansen og Maia Gundersen)* (15.01.24).
- Höjesjö, J., Armstrong, J. D. & Griffiths, S. W. (2005). Sneaky feeding by salmon in sympatry with dominant brown trout. *Animal Behaviour*, 69 (5): 1037-1041.
- Ingierd, D. Ø. (2024). *Utsetting av fisk i Lysakerelva (e-post til Eline Hansen og Maia Gundersen)* (24.01.24).
- IPBES. (2019). *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. I: Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. & Ngo, H. T. (red.). Bonn, Germany: IPBES secretariat.
- Jensen, A. & Johnsen, B. (1999). The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, 13 (6): 778-785.
- Jensen, A. J., Finstad, B., Fiske, P., Arne Hvidsten, N., Rikardsen, A. H. & Saksgard, L. (2012). Timing of smolt migration in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 69 (4): 711-723. doi: 10.1139/f2012-005.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011a). Habitat Use. I: Noakes, D. L. (red.) *Fish & Fisheries Series, Ecology of atlantic salmon and brown trout: Habitats as template for life histories*, s. 67-136: Springer.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011b). Habitats as Template for Life Histories. I: Noakes, D. L. (red.) *Fish & Fisheries Series, Ecology of atlantic salmon and brown trout: Habitats as template for life histories*, s. 1-19: Springer.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011c). Population Enhancement and Population Restoration. I: Noakes, D. L. (red.) *Fish & Fisheries Series, Ecology of atlantic salmon and brown trout: Habitats as template for life histories*, s. 567-632: Springer.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011d). Recruitment, Mortality and Longevity. I: Noakes, D. L. (red.) *Fish & Fisheries Series, Ecology of atlantic salmon and brown trout: Habitats as template for life histories*, s. 415-472: Springer.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011e). Smolts and Smolting. I: Noakes, D. L. (red.) *Fish & Fisheries Series, Ecology of atlantic salmon and brown trout: Habitats as template for life histories*, s. 211-245: Springer.
- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic journal of freshwater research*, 66 (1991): 20-35.



- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L. P. (1998). Long-term study of the ecology of wild Atlantic salmon smolts in a small Norwegian river. *Journal of fish biology*, 52 (3): 638-650. doi: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb02023.x.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. (2002). Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater biology*, 47 (8): 1391-1401. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00873.x.
- Jutila, E., Jokikokko, E. & Julkunen, M. (2005). The smolt run and postsmolt survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in relation to early summer water temperatures in the northern Baltic Sea. *Ecology of freshwater fish*, 14 (1): 69-78. doi: 10.1111/j.1600-0633.2005.00079.x.
- Karlström, Ö. (1977). *Habitat selection and population densities of salmon (Salmo salar L.) and trout (Salmo trutta L.) parr in Swedish rivers with some reference to human activities*: Acta Universitatis Upsaliensis.
- Kaspersson, R., Höjesjö, J. & Bohlin, T. (2012). Habitat exclusion and reduced growth: a field experiment on the effects of inter-cohort competition in young-of-the-year brown trout. *Oecologia*, 169: 733-742.
- Kennedy, G. & Strange, C. (1982). The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *Journal of Fish Biology*, 20 (5): 579-591.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, 12 (1): 1-59. doi: 10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x.
- Klima- og miljødepartementet. (2016). Naturmangfoldloven kapittel II - Alminnelige bestemmelser om bærekraftig bruk.
- Klima- og miljødepartementet. (2021). *Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv*. regjeringen.no.
- Laksebørs. (2024). *Laksebørs*. laksebors.inatur.no. Tilgjengelig fra: <https://laksebors.inatur.no/bors/994> (lest 12.02.2024).
- Larsen, B. M. (2018). *Handlingsplan for elvemusling (Margaritifera margaritifera L.) 2019-2028*: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A., Huusko, A. & Muotka, T. (2014). Resource use by juvenile brown trout and Alpine bullhead: influence of interspecific versus intraspecific competition. *Ecol Freshw Fish*, 23 (2): 234-243. doi: 10.1111/eff.12072.
- Lukacs, P. M., Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2010). Model selection bias and Freedman's paradox. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics*, 62 (1): 117-125. doi: 10.1007/s10463-009-0234-4.
- Lysakervassdragets Venner*. (2023). lvv.no: Lysakervassdragets Venner. Tilgjengelig fra: <http://www.lvv.no/>.
- Løken, H. (2022). *Naturen langs Lysakerelva må vernes!* naturvernforbundet.no: Naturvernforbundet. Tilgjengelig fra: <https://naturvernforbundet.no/osloogakershus/naturen-langs-lysakerelva-ma-vernes/> (lest 01.03.2024).
- Mazerolle, M. (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*, R package version 2.3.3.
- Merkesdal, M. (2024). *Spm angående Lysakerelva - masteroppgave (e-post til Eline Hansen og Maia Gundersen)* (14.02.2024).
- Miljødirektoratet. (2014). *Smolt – en kunnskapsoppsummering*. Trondheim: Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet. (2024). *Lakseregisteret*. lakseregisteret.statsforvalteren.no. Tilgjengelig fra: <https://lakseregisteret.statsforvalteren.no/visElv.aspx?id=007.Z> (lest 09.01.2024).



- Milner, N. J., Elliott, J. M., Armstrong, J. D., Gardiner, R., Welton, J. S. & Ladle, M. (2003). The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries research*, 62 (2): 111-125. doi: 10.1016/S0165-7836(02)00157-1.
- Miyakoshi, Y., Hayano, H., Fujiwara, M., Nagata, M. & Irvine, J. R. (2003). Size-Dependent Smolt Yield and Overwinter Survival of Hatchery-Reared Masu Salmon Released in Fall. *North American journal of fisheries management*, 23 (1): 264-269. doi: 10.1577/1548-8675(2003)023<0264:SDSYAO>2.0.CO2.
- Mustad Eiendom. (2024). *En lokal historie om verdiskaping og innovasjon*: Mustad Eiendom. Tilgjengelig fra: <https://mustadeiendom.no/om-oss/historie> (lest 08.05).
- Naturmangfoldsloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold av 19. juni 2009 nr. 100*. lovdata.no: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100?q=naturmangfold> (lest 27.04.2024).
- Nevina. (2024). *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*, 30.01. nevina.nve.no: NVE.
- Nevoux, M., Finstad, B., Davidsen, J. G., Finlay, R., Josset, Q., Poole, R., Höjesjö, J., Aarestrup, K., Persson, L., Tolvanen, O., et al. (2019). Environmental influences on life history strategies in partially anadromous brown trout (*Salmo trutta*, Salmonidae). *Fish and fisheries (Oxford, England)*, 20 (6): 1051-1082. doi: 10.1111/faf.12396.
- Nicola, G. G., Almodóvar, A. & Elvira, B. (2009). Influence of Hydrologic Attributes on Brown Trout Recruitment in Low-Latitude Range Margins. *Oecologia*, 160 (3): 515-524. doi: 10.1007/s00442-009-1317-x.
- NINA, NIVA, Havforskningsinstituttet & SALT. (2019). *KUNNSKAPSSTATUS OSLOFJORDEN*. miljodirektoratet.no.
- NIVA. (2018). *Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerselva og Lysakerelva i 2018*. Miljøgifter - ferskvann. Oslo: NIVA.
- Njaa, T. L. (2022). *Mesohabitat-og interkohorteffektar sine påverknadar på tettleik av sjøaure (Salmo trutta) i seks sidebekkar til Verdalselva*. Ås: Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet.
- Nordwall, F., Näslund, I. & Degerman, E. (2001). Intercohort competition effects on survival, movement, and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58 (11): 2298-2308. doi: 10.1139/f01-170.
- Norges Jeger- og Fiskerforbund. (2023). *Nye miljøkrav, en gave til sjørretten*. Tilgjengelig fra: <https://www.njff.no/fiske/sjorretriket/nye-miljokrav-en-gave-til-sjorretten> (lest 13.05).
- Norges Jeger- og Fiskerforbund. (2024). *Sjørretriket*. njff.no: Norges Jeger- og Fiskerforbund,. Tilgjengelig fra: <https://www.njff.no/fiske/sjorretriket> (lest 15.02.2024).
- Norsk klimaservicesenter. (2024). *Observasjoner og værstatistikk*, . seklima.met.no. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/> (lest 12.04).
- NVE. (2024). *Lysakerelva v/Lysaker Mølle*. sildre.nve.no: NVE. Tilgjengelig fra: <https://sildre.nve.no/station/7.29.0>.
- OFA. (2024). *Utsettingslister*. ofa.no: OFA. Tilgjengelig fra: <https://www.ofa.no/generelle-fiskeregler/utsettingslister/> (lest 24.01.24).
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, A. P. & Dinno, A. (2023). *FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods*, R package version 0.9.5.
- Olberg, S., Høitomot, T., Hertzberg, M., Gammelmo, Ø., Brynjulvsrud, J. G., Khalsa, S., Nilsson, A., Jensen, H. L., Lønnve, O. J., Olsen, K. M., et al. (2023). *En sammenstilling av naturverdiene langs Lysakerelva* Biofokus. Oslo: Bymiljøetaten i Oslo,.

- Oslo byleksikon. (2024). *Vannforsyningen*. oslobyleksikon.no: Oslo byleksikon,. Tilgjengelig fra: <https://oslobyleksikon.no/side/Vannforsyningen> (lest 30.01.2024).
- Oslo Kommune & Bærum Kommune. (2019). *Lysaker - Veiledende plan for offentlige rom*. Plan- og bygningsetaten, Oslo kommune og Plan- og bygningstjenesten & Bærum kommune: Oslo kommune, Bærum kommune,.
- Oslo Kommune. (2020). *Overvåkningsprogram for vannresipienter*. Fornebuibanen: Oslo Kommune.
- Parasiewicz, P. (2001). MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries (Bethesda)*, 26 (9): 6-13. doi: 10.1577/1548-8446(2001)026<0006:M>2.0.CO2.
- Persson, J. & Thaulow, J. (2019). *Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Lysakerelva og Mærradalsbekken 2018*, 17124. Norsk institutt for vannforskning (NIVA): Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune
- Petersen, J. H. & DeAngelis, D. L. (2000). Dynamics of prey moving through a predator field: a model of migrating juvenile salmon. *Mathematical Biosciences*, 165 (2): 97-114. doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-5564\(00\)00017-1](https://doi.org/10.1016/S0025-5564(00)00017-1).
- Plan- og bygningsetaten. (2022). *Lilleakerbyen, Planforslag til offentlig ettersyn. Detaljregulering med konsekvensutredning* Oslo: Oslo Kommune.
- Puffer, M., Berg, O. K., Huusko, A., Vehanen, T. & Einum, S. (2017). Effects of intra- and interspecific competition and hydropeaking on growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Ecology of freshwater fish*, 26 (1): 99-107. doi: 10.1111/eff.12258.
- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen, S. E. & Skoglung, H. (2011). *Sjøaurebekker i Bergen og omegn* LFI-rapport. Bergen: Uni Research, Uni miljø LFI.
- Quinn, T. J. & Deriso, R. B. (1999). *Quantitative fish dynamics*. 1 utg. Biological Resource Management Series. New York: New York: Oxford University Press.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can*, 191: 203-204.
- Roghair, C. N., Dolloff, C. A. & Underwood, M. K. (2002). Response of a Brook Trout Population and Instream Habitat to a Catastrophic Flood and Debris Flow. *Transactions of the American Fisheries Society (1900)*, 131 (4): 718-730. doi: 10.1577/1548-8659(2002)131<0718:ROABTP>2.0.CO2.
- Saltveit, S., Bremnes, T., Brabrand, Å. & Pavels, H. (2014). *Tilstand for bunndyr og fisk i Lysakerelva og Mærradalsbekken i 2014*, 44. Oslo: Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.
- Saltveit, S. J., Bremnes, T., Brabrand, Å. & Pavels, H. (2016). En vurdering av økologisk tilstand i Akerselva og Hovinbekken basert på bunndyr og fisk. *Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport (50)*.
- Sandaas, K. & Enerud, J. (2014). *Elvemusling i Lysakerelva. Oslo og Bærum kommuner, Oslo og Akershus 2014*.
- Sandaas, K. & Enerud, J. (2016). *Elvemusling i Sandvikselva og Lysakerelva, Oslo og Bærum kommuner, Oslo og Akershus 2015*. I: Miljøundersøkelse, N. k. F.-o. (red.).
- St.prp. nr. 32. (2006-2007). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. Miljøverndepartementet.
- Statsforvalteren i Oslo og Viken. (2021). *Tillatelse til elektrofiske i Lysakerelva 2021 - 2026-NaturRestaurering og NMBU*. Moss.
- Statsforvalteren i Oslo og Viken. (2023). *Tillatelse til å flytte laks og sjørret i Lysakerelva oppstrøms Fåbro 2023 og 2024 - Lysakerelva fiskeforening*. Klima- og miljøavdelingen.


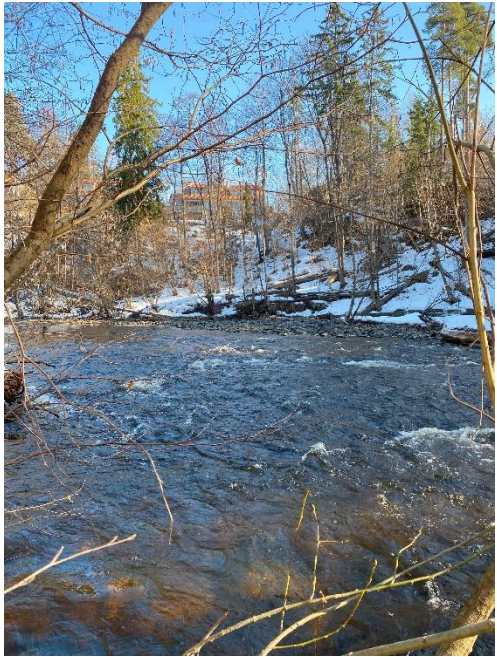
- Statsforvalteren i Oslo og Viken. (2024). *Starter arbeid med vern av Lysakerdalen i Bærum og Oslo*. statsforvalteren.no. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/nb/oslo-og-viken/miljo-og-klima/nyttvern/lysakerdalenoppstart/> (lest 04.03.2024).
- Sverdrup-Thygeson, A., Hessen, D. O., Teien, K. T. & Vandvik, V. (2021). Klimakrisen og naturkrisen må løses sammen. *nrk*.
- Symonds, M. R. E. & Moussalli, A. (2011). Brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral ecology and sociobiology*, 65 (1): 13-21. doi: 10.1007/s00265-010-1037-6.
- Symons, P. & Heland, M. (1978). Stream habitats and behavioural interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35: 175-183. doi: <https://doi.org/10.1139/f78-029>.
- Sættem, L. M. (1990). *SKADEFREKVENS HOS LAKSEFISK ETTER NEDVANDRING I FOSS*. Hermansverk: Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga.
- Taal, I., Kesler, M., Saks, L., Rohtla, M., Verliin, A., Svirgsden, R., Jürgens, K., Vetemaa, M. & Saat, T. (2014). Evidence for an autumn downstream migration of Atlantic salmon *Salmo salar* (Linnaeus) and brown trout *Salmo trutta* (Linnaeus) parr to the Baltic Sea. *Helgoland Marine Research*, 68: 373-377. doi: <https://doi.org/10.1007/s10152-014-0395-2>.
- Ugedal, O., Fiske, P. & Finstad, B. (2017). *Appendiks 1 a: Oversikt over laksevassdrag*. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Urke, H. A., Kristensen, T., Ulvund, J. B. & Alfredsen, J. A. (2013). Riverine and fjord migration of wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts. *Fish Manag Ecol*, 20 (6): 544-552. doi: 10.1111/fme.12042.
- van Dijk, J., Kambestad, M., Carss, D. C. & Hamre, Ø. (2020). *Kartlegging av oterens effekt på bestander av laks og sjørret - Sunnmøre*: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Vann-nett. (2024). *Lysakerelva*. vann-nett.no: Vann-nett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/007-12-R> (lest 09.01.2024).
- Vannforskriften. (2007). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen av 15. desember 2006 nr.1446*. lovdata.no. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446?q=vannforskriften> (lest 02.05.2024).
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2021). *Status for norske laksebestander i 2021*. I: Thorstad, E. B., Forseth, T. & Fiske, P. (red.). Rapport fra vitenskapelig råd for lakseforvaltning. Trondheim: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2022). *Klassifisering av tilstanden til sjørret i 1279 vassdrag*. I: Forseth, T. & Fiske, P. (red.). Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 9. Trondheim.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2023a). *Status for norske laksebestander i 2023*. I: Thorstad, E. B., Forseth, T. & Fiske, P. (red.). RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING. vitenskapsradet. no: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2023b). *Trusselvurdering for sjørret*. I: Thorstad, E. & Forseth, T. (red.). Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. Trondheim.
- Vollset, K. W., Lennox, R. J., Thorstad, E. B., Auer, S., Bär, K., Larsen, M. H., Mahlum, S., Näslund, J., Stryhn, H. & Dohoo, I. (2020). Systematic review and meta-analysis of PIT tagging effects on mortality and growth of juvenile salmonids. *Reviews in fish biology and fisheries*, 30 (4): 553-568. doi: 10.1007/s11160-020-09611-1.

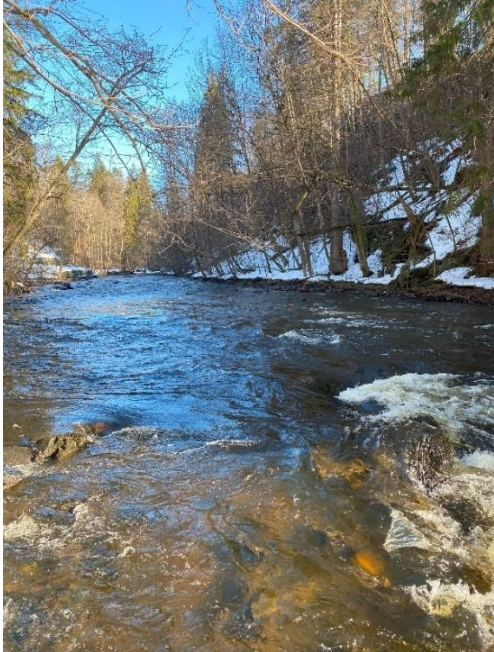
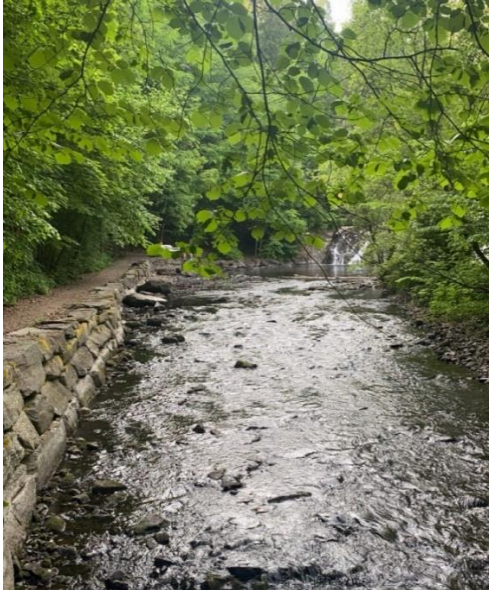
- Wagenmakers, E.-J. & Farrell, S. (2004). AIC model selection using Akaike weights. *Psychon Bull Rev*, 11 (1): 192-196. doi: 10.3758/BF03206482.
- Warren, D. R., Ernst, A. G. & Baldigo, B. P. (2009). Influence of Spring Floods on Year-Class Strength of Fall- and Spring-Spawning Salmonids in Catskill Mountain Streams. *Transactions of the American Fisheries Society (1900)*, 138 (1): 200-210. doi: 10.1577/T08-046.1.
- Welton, J. S., Ibbotson, A., Ladle, M. & Brookes, A. (1997). *Impact of stocked rainbow trout on resident salmonid populations*. Bristol: Institute of Freshwater Ecology.
- Winter, E. R., Tummers, J. S., Aarestrup, K., Baktoft, H. & Lucas, M. C. (2016). Investigating the phenology of seaward migration of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in two European populations. *Hydrobiologia*, 775 (1): 139-151. doi: 10.1007/s10750-016-2720-z.
- WWF. (2024). *NATURKRISEN - VÅR TIDS STØRSTE UTFORDRING*: WWF. Tilgjengelig fra: <https://www.wwf.no/naturkrise> (lest 15.02.2024).
- yr.no. (2024). *Meteorologisk institutt*. yr.no. Tilgjengelig fra: <https://www.yr.no/nb/historikk/tabell/2-11844486/Norge/Oslo/Oslo/Meteorologisk%20Institutt?q=2022> (lest 09.05).
- Zippin, C. (1958). The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90.






## Vedlegg A: Stasjonsbeskrivelse

Tabell A1: Stasjonsbeskrivelser og bilder av stasjonene LYS0 til LYS7.

Stasjon	Beskrivelse	Bilde
LYS0	<p>Stasjonen ligger over Bærumsveien. Elva delte seg i to rundt en liten øy. Litt nedenfor stasjonen går elva under Bærumsveien.</p> <p>Stasjonen var omringet av skog med en kantsone på ca. 40 meter på høyre side og 50 meter på venstre side.</p>	 <p>Foto: Eline Olsborg Hansen</p>
LYS1	<p>Stasjonen ligger mellom Bærumsveien og Jarfossen. Stasjonen ligger ved en sving og er dominert av stryk og brekk.</p> <p>På høyre side var deler av elva tørrlagt, og det var en kantsone på ca. 50 meter. Kantsonen på venstre side var på ca. 100m og var dominert av skog.</p>	 <p>Foto: Maia Gundersen</p>

<p>LYS2</p>	<p>Stasjonen ligger mellom Bærumsveien og Jarfossen. Elva heller nedover og har mindre fall nedenfor stasjonen. Stasjonen er dominert av stryk.</p> <p>Det er en del skogområder rundt stasjonen, med tursti på begge sider av elva. Kantsonen er ca. 24 m på høyre side, og ca. 35 m på venstresiden.</p>	 <p>Foto: Maia Gundersen</p>
<p>LYS3</p>	<p>Stasjonen er plassert nedenfor Jarfossen. Elva deler seg i to, og stasjonen dekker venstre side av elva. Stasjonen er dominert av stryk.</p> <p>På venstre side er det en mur som følger elva og en gangsti. Kantsonen er her ca. 29 meter. På høyre side er en øy dekket av trær, som har en ca. diameter på 50 meter. Kantsonen på høyre side av elva er ca. 50 meter.</p>	 <p>Foto: Maia Gundersen</p>



<p>LYS4</p>	<p>Stasjonen er plassert mellom Jarfossen og Fåbrofossen, nær en gangbro som går over elva. Venstresiden av elva var tørrlagt og ble derfor kun el-fisket på høyre siden. Ved elvekanten på høyre side var det dypt vann, og det ble ikke el-fisket der. Stasjonen var dominert av stryk.</p> <p>Venstre side av stasjonen var dominert av skog og hadde en kantsoner på ca. 30 meter. Høyre side var også dominert av skog i tillegg til å ha en gangsti, og kantsonen er ca, 25 meter.</p>	 <p>Foto: Eline Hansen</p>
<p>LYS5</p>	<p>Stasjonen er plassert nedenfor Fåbrofossen, rett før elva deler seg i to rundt en øy. Det er en mur på venstre side av elva. Kantsonen er her 0 meter, da det er næringsbygg rett ved elva. På høyre side er kantsonen dominert av skog og er ca. 15 meter. Stasjonen er dominert av stryk og brekk.</p> <p>I slutten av august 2023 gikk det et steinras på denne stasjonen, som har ført til en ny øy i et viktig gyteområde.</p>	 <p>Foto: Maia Gundersen</p>  <p>Foto: Kjetil Flydal</p>

LYS 6

Stasjonen er plassert nedenfor Fåbrofossen der elva deler seg i to rundt en halvøy. Stasjonen er på den ene siden av denne halvøya. Kantsonen på høyre side er ca. 14 meter, mens kantsonen på venstre side er ca. 44 meter. På høyre side er kantsonen en skråning som er dominert av skog, mens kantsonen på venstre side er halvøya som er dominert av skog. Store deler av halvøya er omgjort til parkeringsplass. Stasjonen er dominert av stryk og brekk.



Foto: Maia Gundersen

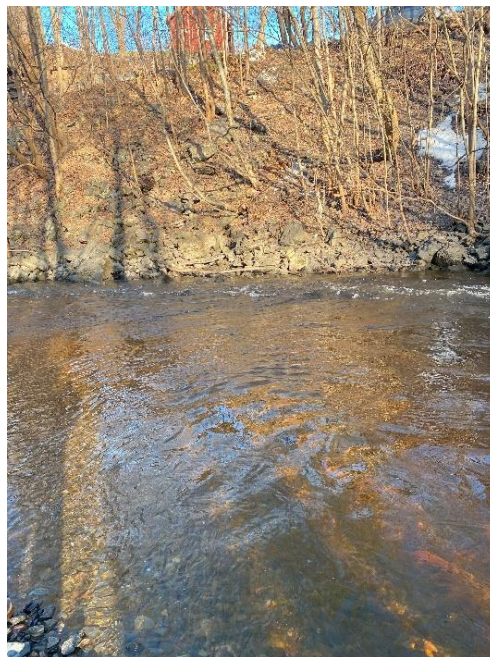


Foto: Maia Gundersen



LYS7

Stasjonen er plassert nedenfor Møllefossen. Stasjonen ligger i et utviklet område og har ca. 2 meter kantsone på høyre side og 3 meter på venstre side. Stasjonen er dominert av stryk og brekk



Foto: Maia Gundersen

## Vedlegg B: Stasjonsdetaljer ved el-fiske

Tabell B1: Størrelse på stasjonene, vannføring og vanntemperatur ved el-fisking, antall runder el-fisket, og hvem som gjennomførte el-fiskingen. Informasjon om vannføring ble hentet fra NVE (NVE, 2023), mens vanntemperatur ble hentet fra Lysakervassdragets venner (Lysakervassdragets Venner, 2023).

Stasjon	Dato	Stasjonsstørrelse	Vannføring	Vanntemp.	Antall runder med el-fiske	Fisket av
LYS0	02.10.2023	50 m <sup>2</sup>	4,1 m <sup>3</sup> /s	13 °C	2	Nora Colman, Kåre Jørgen Ingerø Bøe
LYS1	02.10.2023	337 m <sup>2</sup>	4,1 m <sup>3</sup> /s	13 °C	2	Nora Colman, Kåre Jørgen Ingerø Bøe
LYS2	02.10.2023	157 m <sup>2</sup>	4,1 m <sup>3</sup> /s	13 °C	2	Nora Colman, Kåre Jørgen Ingerø Bøe
LYS3	02.10.2023	36 m <sup>2</sup>	4,1 m <sup>3</sup> /s	13 °C	3	Thronnd O. Haugen
	19.10.2023	126 m <sup>2</sup>	1,8 m <sup>3</sup> /s	6,8 °C	3	Eline O. Hansen
LYS4	04.10.2023	63 m <sup>2</sup>	2,9 m <sup>3</sup> /s	12,4 °C	2	Nora Colman
	19.10.2023	105 m <sup>2</sup>	1,8 m <sup>3</sup> /s	6,8 °C	1	Eline O. Hansen
LYS5	02.10.2023	140 m <sup>2</sup>	4,1 m <sup>3</sup> /s	13 °C	3	Thronnd O. Haugen
	19.10.2023	270 m <sup>2</sup>	1,8 m <sup>3</sup> /s	6,8 °C	3	Eline O. Hansen
LYS7	04.10.2023	24 m <sup>2</sup>	2,9 m <sup>3</sup> /s	12,4 °C	2	Nora Colman, Mikkel Næss

## Vedlegg C: Vurderingsskjema for habitatkartlegging

Tabell C1: Vurderingsskjema for habitatkartlegging hentet fra (Pulg et al., 2011).

Mesohabitattype	Habitategenskap	Vurdering av habitatkvalitet
<b>Gyteareal</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Typisk gytegrus dominerer substratet</li> </ul>	Morfologi	1 dårlig egnet: $v \approx 0,1$ m/s eller $v \approx 1$ m/s, $d \approx 5$ cm
		2 mindre egnet: $v \approx 0,1-0,2$ m/s eller $v \approx 0,8-1$ m/s, $d \approx 5$ cm
		3 egnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d \approx 5-10$ cm
		4 velegnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d > 10$ cm
	Substrat	1 dårlig egnet: $F > 20$ % eller pakket eller dekket med vegetasjon
		2 mindre egnet: $F > 10$ % eller delvis dekket med vegetasjon
		3 egnet: $F < 10$ % og delvis dekket med vegetasjon
		4 velegnet: $F < 10$ % og ikke dekket med vegetasjon
	Kantvegetasjon eller døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
<b>Stryk</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gytegrus dominerer ikke</li> <li>• Dominerende vannhastigheter <math>&gt; 0,3</math> m/s</li> <li>• Gradient <math>&gt; 0,3</math> %</li> </ul>	Morfologi	1 Kanalisering med faste forbygging uten hulrom - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		2 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		3 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold, mange standplasser : skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
		4 Høy morfologisk mangfold, naturlige bredder, mange standplasser: skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
	Substrat	1 dårlig : bare fjell/steinblokker
		2 middels: fjell/steinblokker og rullestein
		3 god: fjell/steinblokker, grus og rullestein/trær
		4 svært god: fjell/steinblokker, rullestein, trær og gytegrusflekker
	Kantvegetasjon og døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
<b>Renne</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gytegrus dominerer ikke</li> <li>• Dominerende vannhastigheter <math>&lt; 0,3</math> m/s</li> <li>• Gradient <math>&lt; 0,3</math> %</li> </ul>	Morfologi	1 Kanalisering med faste forbygging uten hulrom - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		2 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold - lite standplasser: skjul og hulrom på $< 50$ % av arealet
		3 Kanalisering med løse stein eller lav morfologisk mangfold, mange standplasser : skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
		4 Høy morfologisk mangfold, naturlige bredder, mange standplasser: skjul og hulrom på 50-100 % av arealet
	Substrat	1 dårlig : bare finsediment eller bare fjell
		2 middels: finsediment og rullestein/blokker/fjell/grus/trær
		3 god: finsediment og rullestein og blokker/grus/trær
		4 svært god: finsediment og rullestein og grus og blokker/trær
	Kantvegetasjon og døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
<b>Kulvert</b>	Ble vurdert på samme måte som stryk eller som renne, avhengig av gradient	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vassdrag lukket</li> </ul>		

F = finsediementandel [ $< 1$  mm]

## Vedlegg D: Fangstoversikt – el-fiske

Tabell D1: Fangstoversikt over el-fiskeresultater i Lysakerelva i 2020-2023. LYS3 i 2022 og LYS3, LYS4 og LYS5 i 2023 ble el-fisket over to datoer, men resultatet fra fangstene er oppsummert som ett tall i tabellen. Det ble ikke el-fisket i tre runder på alle stasjoner pga. for lite fisk, og ikke alle stasjonene ble el-fisket hvert år.

2020														
Stasjon	Runde	Laks	%	Ørret	%	Ørekyt	%	Niøye	%	Ål	%	Flyndre	%	Totalt
LYS0	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS1	1	0	0 %	60	67 %	30	33 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	90
	2	0	0 %	30	77 %	9	23 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	39
	3	0	0 %	32	84 %	6	16 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	38
	<b>Totalt</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>122</b>	<b>73 %</b>	<b>45</b>	<b>27 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>167</b>
LYS2	1	0	0 %	6	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	6
	2	0	0 %	7	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	7
	3	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0
	<b>Totalt</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>13</b>	<b>100 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>13</b>
LYS3	1	79	98 %	2	2 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	81
	2	29	88 %	4	12 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	33
	3	26	93 %	2	7 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	28
	<b>Totalt</b>	<b>134</b>	<b>94 %</b>	<b>8</b>	<b>6 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>142</b>
LYS4	1	79	64 %	21	17 %	23	19 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	123
	2	48	72 %	9	13 %	10	15 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	67
	3	25	54 %	10	22 %	11	24 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	46
	<b>Totalt</b>	<b>152</b>	<b>64 %</b>	<b>40</b>	<b>17 %</b>	<b>44</b>	<b>19 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>236</b>
LYS5	1	253	97 %	4	2 %	3	1 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	260
	2	172	98 %	1	1 %	2	1 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	175
	3	103	98 %	0	0 %	2	2 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	105
	<b>Totalt</b>	<b>528</b>	<b>98 %</b>	<b>5</b>	<b>1 %</b>	<b>7</b>	<b>1 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>540</b>
LYS6	1	25	32 %	3	4 %	49	64 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	77
	2	6	23 %	0	0 %	20	77 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	26
	3	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0
	<b>Totalt</b>	<b>31</b>	<b>30 %</b>	<b>3</b>	<b>3 %</b>	<b>69</b>	<b>67 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>103</b>
LYS7	1	95	90 %	8	8 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	3	3 %	106
	2	86	91 %	4	4 %	0	0 %	0	0 %	1	1 %	3	3 %	94
	3	42	89 %	1	2 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	4	9 %	47
	<b>Totalt</b>	<b>223</b>	<b>90 %</b>	<b>13</b>	<b>5 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>1</b>	<b>0 %</b>	<b>10</b>	<b>4 %</b>	<b>247</b>
<b>Totalt</b>	<b>1037</b>		<b>201</b>		<b>96</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>10</b>		<b>1448</b>	

2021														
Stasjon	Runde	Laks	%	Ørret	%	Ørekyt	%	Njøye	%	Ål	%	Flyndre	%	Totalt
LYS0	1	0	0 %	8	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	8
	2	0		0		0		0		0		0		0
	3	0		0		0		0		0		0		0
	<b>Totalt</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>8</b>	<b>100 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>8</b>
LYS1	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS2	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS3	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS4	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS5	1	391	96 %	16	4 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	407
	2	156	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	156
	3	113	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	113
	<b>Totalt</b>	<b>660</b>	<b>98 %</b>	<b>16</b>	<b>2 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>676</b>
LYS6	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS7	1	78	90 %	9	10 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	87
	2	34	85 %	1	3 %	0	0 %	1	3 %	0	0 %	4	10 %	40
	3	27	87 %	3	10 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	1	3 %	31
	<b>Totalt</b>	<b>139</b>	<b>88 %</b>	<b>13</b>	<b>8 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>1</b>	<b>1 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>5</b>	<b>3 %</b>	<b>158</b>
<b>Totalt</b>	<b>799</b>		<b>37</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>5</b>		<b>842</b>	

2022														
Stasjon	Runde	Laks	%	Ørret	%	Ørekyt	%	Niøye	%	Ål	%	Flyndre	%	Totalt
LYS0	1	0	0 %	15	88 %	2	12 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	17
	2	0	0 %	4	80 %	1	20 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	5
	3	0	0 %	2	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	2
	<b>Totalt</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>21</b>	<b>88 %</b>	<b>3</b>	<b>13 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>24</b>
LYS1	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS2	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS3	1	148	99 %	2	1 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	150
	2	103	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	103
	3	56	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	56
	<b>Totalt</b>	<b>307</b>	<b>99 %</b>	<b>2</b>	<b>1 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>309</b>
LYS4	1	15	75 %	5	25 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	20
	2	6	86 %	1	14 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	7
	3	2	0 %	2	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	4
	<b>Totalt</b>	<b>23</b>	<b>74 %</b>	<b>8</b>	<b>26 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>31</b>
LYS5	1	314	97 %	7	2 %	2	1 %	2	1 %	0	0 %	0	0 %	325
	2	97	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	97
	3	66	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	66
	<b>Totalt</b>	<b>477</b>	<b>98 %</b>	<b>7</b>	<b>1 %</b>	<b>2</b>	<b>0 %</b>	<b>2</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>488</b>
LYS6	1													
	2													
	3													
	<b>Totalt</b>													
LYS7	1	99	80 %	13	10 %	9	7 %	0	0 %	1	1 %	2	2 %	124
	2	74	95 %	2	3 %	2	3 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	78
	3	39	0 %	2	0 %	2	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	43
	<b>Totalt</b>	<b>212</b>	<b>87 %</b>	<b>17</b>	<b>7 %</b>	<b>13</b>	<b>5 %</b>	<b>0</b>	<b>0 %</b>	<b>1</b>	<b>0 %</b>	<b>2</b>	<b>1 %</b>	<b>245</b>
<b>Totalt</b>	<b>1019</b>		<b>55</b>		<b>18</b>		<b>2</b>		<b>1</b>		<b>2</b>		<b>1097</b>	

2023														
Stasjon	Runde	Laks	%	Ørret	%	Ørekyt	%	Niøye	%	Ål	%	Flyndre	%	Totalt
LYS0	1	0	0 %	7	88 %	1	13 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	8
	2	0	0 %	1	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	1
	3	0		0		0		0		0		0		0
	Totalt	0	0 %	8	89 %	1	11 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	9
LYS1	1	0	0 %	8	5 %	149	95 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	157
	2	0	0 %	0	0 %	0	0 %	118	100 %	0	0 %	0	0 %	118
	3	0		0		0		0		0		0		0
	Totalt	0	0 %	8	3 %	149	54 %	118	43 %	0	0 %	0	0 %	275
LYS2	1	0	0 %	13	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	13
	2	0	0 %	4	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	4
	3	0		0		0		0		0		0		0
	Totalt	0	0 %	17	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	17
LYS3	1	19	86 %	3	14 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	22
	2	25	96 %	1	4 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	26
	3	9	82 %	2	18 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	11
	Totalt	53	90 %	6	10 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	59
LYS4	1	11	55 %	2	10 %	7	35 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	20
	2	2	40 %	1	20 %	2	40 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	5
	3	0		0		0		0		0		0		0
	Totalt	13	52 %	3	12 %	9	36 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	25
LYS5	1	78	96 %	2	2 %	1	1 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	81
	2	46	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	46
	3	37	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	37
	Totalt	161	98 %	2	1 %	1	1 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	164
LYS6	1													
	2													
	3													
	Totalt													
LYS7	1	14	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	14
	2	4	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	4
	3	0		0		0		0		0		0		0
	Totalt	18	100 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %	18
<b>Totalt</b>		<b>245</b>		<b>44</b>		<b>160</b>		<b>118</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>567</b>

## Vedlegg E: Aldersfordeling

Tabell E1: Aldersklassegrenser for 0+, 1+, og eldre fisk (>1+) for hver stasjon og hvert år. Max\_0+ tilsvarer grensen mellom 0+ og 1+. Max\_1+ tilsvarer grensen mellom 1+ og >1+. Ø = ørret, L = laks.

År	Stasjon	Art	MaxL_0+	MaxL_1+
2021	LYS0	Ø	9,0	15,0
2022	LYS0	Ø	8,5	15,0
2023	LYS0	Ø	8,2	14,8
2020	LYS1	Ø	8,9	15,0
2023	LYS1	Ø	8,2	14,8
2020	LYS2	Ø	8,9	15,0
2023	LYS2	Ø	8,2	14,8
2020	LYS3	Ø	8,9	15,0
2022	LYS3	Ø	8,5	15,0
2023	LYS3	Ø	8,2	14,8
2020	LYS4	Ø	8,2	15,0
2022	LYS4	Ø	8,5	15,0
2023	LYS4	Ø	8,2	14,8
2020	LYS5	Ø	8,2	15,0
2021	LYS5	Ø	9,0	15,0
2022	LYS5	Ø	8,5	15,0
2023	LYS5	Ø	8,2	14,8
2020	LYS6	Ø	8,0	15,0
2020	LYS7	Ø	8,0	15,0
2021	LYS7	Ø	9,0	15,0
2022	LYS7	Ø	8,5	15,0

År	Stasjon	Art	MaxL_0+	MaxL_1+
2020	LYS3	L	7,8	13,7
2022	LYS3	L	8,0	11,3
2023	LYS3	L	6,3	14,0
2020	LYS4	L	7,8	13,6
2022	LYS4	L	7,2	11,3
2023	LYS4	L	6,3	14,0
2020	LYS5	L	6,5	10,0
2021	LYS5	L	7,2	12,5
2022	LYS5	L	6,6	11,3
2023	LYS5	L	6,3	10,0
2020	LYS6	L	6,5	11,3
2020	LYS7	L	7,2	11,3
2021	LYS7	L	7,6	12,5
2022	LYS7	L	6,6	11,3
2023	LYS7	L	7,5	11,0



## Vedlegg F: Fangststatistikk

Tabell F1: Fangst av laks (L) og ørret (Ø) per aldersklasse (0+, 1+ og > 1+) per stasjon. C1-C3 tilsvarer antall fisk fanget per runde og EstN = totalt antall fisk. Estp = fangbarhet, se.N=standardfeil total antall fisk og se.p =standardfeil fangbarhet.

Dato	Art	Stasjon	Alder	C1	C2	C3	EstN	se.N	Estp	se.p
20.09.2020	L	LYS3	1+	79	28	26	154	10,12	0,48	0,061
22.09.2020	L	LYS4	1+	79	48	25	185	14,56	0,44	0,061
22.09.2020	L	LYS5	0+	168	126	80	560	57,35	0,31	0,045
22.09.2020	L	LYS5	1+	59	26	16	114	7,39	0,51	0,067
22.09.2020	L	LYS5	>1+	26	20	7	63	7,66	0,45	0,101
22.09.2020	L	LYS6	0+	10	2	0	12	0,20	0,86	0,101
22.09.2020	L	LYS6	1+	12	4	0	16	0,41	0,80	0,103
22.09.2020	L	LYS6	>1+	3	0	0	3	0,00	1,00	NA
23.09.2020	L	LYS7	0+	57	47	26	190	31,01	0,32	0,076
23.09.2020	L	LYS7	1+	30	34	12	110	22,93	0,32	0,099
23.09.2020	L	LYS7	>1+	8	5	4	22	7,14	0,38	0,197
27.09.2021	L	LYS5	0+	315	111	83	569	14,98	0,53	0,029
27.09.2021	L	LYS5	1+	68	40	28	179	20,50	0,38	0,069
27.09.2021	L	LYS5	>1+	8	5	2	16	2,13	0,56	0,166
27.09.2021	L	LYS7	0+	34	16	20	110	29,84	0,28	0,108
27.09.2021	L	LYS7	1+	35	13	6	57	2,85	0,61	0,079
27.09.2021	L	LYS7	>1+	9	5	1	15	0,95	0,68	0,136
21.09.2022	L	LYS5	0+	200	67	52	354	11,20	0,54	0,037
21.09.2022	L	LYS5	1+	94	23	12	133	2,76	0,69	0,045
21.09.2022	L	LYS5	>1+	20	7	2	30	1,42	0,67	0,098
21.09.2022	L	LYS7	0+	29	23	11	82	13,44	0,38	0,101
21.09.2022	L	LYS7	1+	57	44	25	178	26,72	0,34	0,076
21.09.2022	L	LYS7	>1+	13	7	3	25	2,78	0,55	0,135
25.09.2022	L	LYS3	0+	126	82	45	323	24,07	0,40	0,049
25.09.2022	L	LYS3	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
19.11.2022	L	LYS3	0+	20	21	11	86	30,77	0,26	0,128
19.11.2022	L	LYS3	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
19.11.2022	L	LYS4	0+	11	4	2	18	1,66	0,61	0,143
19.11.2022	L	LYS4	1+	4	2	0	6	0,38	0,75	0,188
02.10.2023	L	LYS3	1+	8	11	2	26	6,30	0,41	0,170
02.10.2023	L	LYS5	0+	24	8	10	51	7,76	0,43	0,116
02.10.2023	L	LYS5	1+	14	11	11	83	68,65	0,17	0,171
02.10.2023	L	LYS5	>1+	9	4	2	16	1,88	0,58	0,160
04.10.2023	L	LYS4	1+	5	2	0	7	0,33	0,78	0,164
04.10.2023	L	LYS7	0+	2	0	0	2	0,00	1,00	NA
04.10.2023	L	LYS7	1+	3	1	0	4	0,21	0,80	0,205
04.10.2023	L	LYS7	>1+	9	3	0	12	0,36	0,80	0,118
19.10.2023	L	LYS3	1+	11	14	7	59	34,33	0,23	0,171
19.10.2023	L	LYS4	1+	6	0	0	6	0,00	1,00	NA
19.10.2023	L	LYS5	0+	15	6	4	27	2,76	0,56	0,128

19.10.2023	L	LYS5	1+	7	10	6	59	73,15	0,15	0,219
19.10.2023	L	LYS5	>1+	10	8	5	31	9,87	0,35	0,174
19.09.2020	∅	LYS1	0+	35	21	21	128	37,87	0,26	0,105
19.09.2020	∅	LYS1	1+	4	2	2	9	2,61	0,47	0,258
19.09.2020	∅	LYS1	>1+	19	7	1	27	0,80	0,75	0,089
19.09.2020	∅	LYS2	0+	5	7	0	13	2,03	0,55	0,188
19.09.2020	∅	LYS2	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
20.09.2020	∅	LYS3	0+	2	4	1	9	4,84	0,37	0,314
22.09.2020	∅	LYS4	0+	16	8	10	53	20,54	0,29	0,155
22.09.2020	∅	LYS4	1+	2	1	0	3	0,27	0,75	0,266
22.09.2020	∅	LYS4	>1+	3	0	0	3	0,00	1,00	NA
22.09.2020	∅	LYS5	0+	2	0	0	2	0,00	1,00	NA
22.09.2020	∅	LYS5	1+	1	1	0	2	0,38	0,67	0,384
22.09.2020	∅	LYS5	>1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
22.09.2020	∅	LYS6	1+	3	0	0	3	0,00	1,00	NA
23.09.2020	∅	LYS7	1+	1	1	0	2	0,38	0,67	0,384
23.09.2020	∅	LYS7	>1+	7	3	1	11	0,79	0,69	0,158
27.09.2021	∅	LYS5	0+	14	0	0	14	0,00	1,00	NA
27.09.2021	∅	LYS5	1+	2	0	0	2	0,00	1,00	NA
27.09.2021	∅	LYS7	0+	4	1	1	6	0,67	0,67	0,222
27.09.2021	∅	LYS7	1+	3	0	0	3	0,00	1,00	NA
27.09.2021	∅	LYS7	>1+	2	0	2	5	3,72	0,36	0,425
16.10.2021	∅	LYS0	0+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
16.10.2021	∅	LYS0	1+	2	0	0	2	0,00	1,00	NA
16.10.2021	∅	LYS0	>1+	5	0	0	5	0,00	1,00	NA
21.09.2022	∅	LYS5	0+	7	0	0	7	0,00	1,00	NA
21.09.2022	∅	LYS7	0+	5	0	0	5	0,00	1,00	NA
21.09.2022	∅	LYS7	1+	3	1	1	5	0,79	0,63	0,262
21.09.2022	∅	LYS7	>1+	5	1	1	7	0,58	0,70	0,193
25.09.2022	∅	LYS0	0+	14	4	2	20	0,89	0,71	0,111
25.09.2022	∅	LYS0	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
19.11.2022	∅	LYS3	0+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
19.11.2022	∅	LYS3	>1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
19.11.2022	∅	LYS4	0+	3	1	2	7	2,95	0,43	0,316
19.11.2022	∅	LYS4	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
19.11.2022	∅	LYS4	>1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
02.10.2023	∅	LYS0	0+	6	1	0	7	0,12	0,88	0,124
02.10.2023	∅	LYS0	>1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
02.10.2023	∅	LYS1	0+	6	0	0	6	0,00	1,00	NA
02.10.2023	∅	LYS1	1+	2	0	0	2	0,00	1,00	NA
02.10.2023	∅	LYS2	0+	8	3	0	11	0,38	0,79	0,128
02.10.2023	∅	LYS2	1+	5	1	0	6	0,14	0,86	0,142
02.10.2023	∅	LYS3	1+	3	0	1	4	0,54	0,67	0,272
02.10.2023	∅	LYS5	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA
04.10.2023	∅	LYS4	0+	2	1	0	3	0,27	0,75	0,266
19.10.2023	∅	LYS5	1+	1	0	0	1	0,00	1,00	NA

## Vedlegg G: Tetthet

Tabell G1: Tetthet (ind. / 100m<sup>2</sup>) av laks og ørret i de ulike aldersklassene per stasjon per år.

År	Stasjon2	Tetthet 0+ Laks	Tetthet 1+ Laks	Tetthet >1+ Laks	Tetthet 0+ Ørret	Tetthet 1+ Ørret	Tetthet >1+ Ørret
2020	LYS1	0,00	0,00	0,00	37,98	2,67	8,01
2020	LYS2	0,00	0,00	0,00	8,28	0,64	0,00
2020	LYS3	0,00	98,09	0,00	5,73	0,00	0,00
2020	LYS4	0,00	160,87	0,00	46,09	2,61	2,61
2020	LYS5	205,13	41,76	23,08	0,73	0,73	0,37
2020	LYS6	10,00	13,33	2,50	0,00	2,50	0,00
2020	LYS7	125,83	72,85	14,57	0,00	1,32	7,28
2021	LYS0	0,00	0,00	0,00	0,43	0,87	2,17
2021	LYS5	208,42	65,57	5,86	5,13	0,73	0,00
2021	LYS7	71,90	37,25	9,80	3,92	1,96	3,27
2022	LYS0	0,00	0,00	0,00	40,00	2,00	0,00
2022	LYS3	226,39	0,99	0,00	0,40	0,00	0,40
2022	LYS4	14,40	4,80	0,00	5,60	0,80	0,80
2022	LYS5	131,11	49,26	11,11	2,59	0,00	0,00
2022	LYS7	54,67	118,67	16,67	3,33	3,33	4,67
2023	LYS0	0,00	0,00	0,00	14,00	0,00	2,00
2023	LYS1	0,00	0,00	0,00	1,78	0,59	0,00
2023	LYS2	0,00	0,00	0,00	7,01	3,82	0,00
2023	LYS3	0,00	59,52	0,00	0,00	5,56	0,00
2023	LYS4	0,00	8,41	0,00	2,38	0,00	0,00
2023	LYS5	23,21	40,57	11,46	0,00	0,54	0,00
2023	LYS7	8,33	16,67	50,00	0,00	0,00	0,00

Tabell G2: Total tetthet (ind. /100m<sup>2</sup>) av laks og ørret per stasjon per år med standardfeil.

År	Stasjon	Art	Total tetthet (ind. / 100m <sup>2</sup> )	Standardfeil
2020	LYS1	Ørret	43,03	17,25
2020	LYS2	Ørret	8,92	1,88
2020	LYS3	Laks	99,36	10,48
2020	LYS3	Ørret	8,92	15,59
2020	LYS4	Laks	160,87	14,56
2020	LYS4	Ørret	45,22	10,76
2020	LYS5	Laks	262,64	46,06
2020	LYS5	Ørret	1,83	0,17
2020	LYS6	Laks	25,83	0,40
2020	LYS6	Ørret	2,50	0,00
2020	LYS7	Laks	218,54	42,45
2020	LYS7	Ørret	8,61	0,88
2021	LYS0	Ørret	3,48	0,00
2021	LYS5	Laks	277,29	20,77
2021	LYS5	Ørret	5,86	0,00
2021	LYS7	Laks	109,15	12,93
2021	LYS7	Ørret	9,15	1,88
2022	LYS0	Ørret	42,00	0,85
2022	LYS3	Laks	225,60	0,41
2022	LYS3	Ørret	0,79	0,00
2022	LYS4	Ørret	6,40	1,06
2022	LYS4	Laks	19,20	1,58
2022	LYS5	Laks	190,00	10,07
2022	LYS5	Ørret	2,59	0,00
2022	LYS7	Ørret	11,33	0,69
2022	LYS7	Laks	190,67	28,48
2023	LYS0	Ørret	16,00	0,11
2023	LYS1	Ørret	2,37	0,00
2023	LYS2	Ørret	10,83	0,39
2023	LYS3	Laks	59,52	0,74
2023	LYS3	Ørret	5,56	0,27
2023	LYS4	Laks	8,41	0,03
2023	LYS4	Ørret	2,38	0,13
2023	LYS5	Laks	64,78	0,60
2023	LYS5	Ørret	0,54	0,00
2023	LYS7	Laks	75,00	0,37

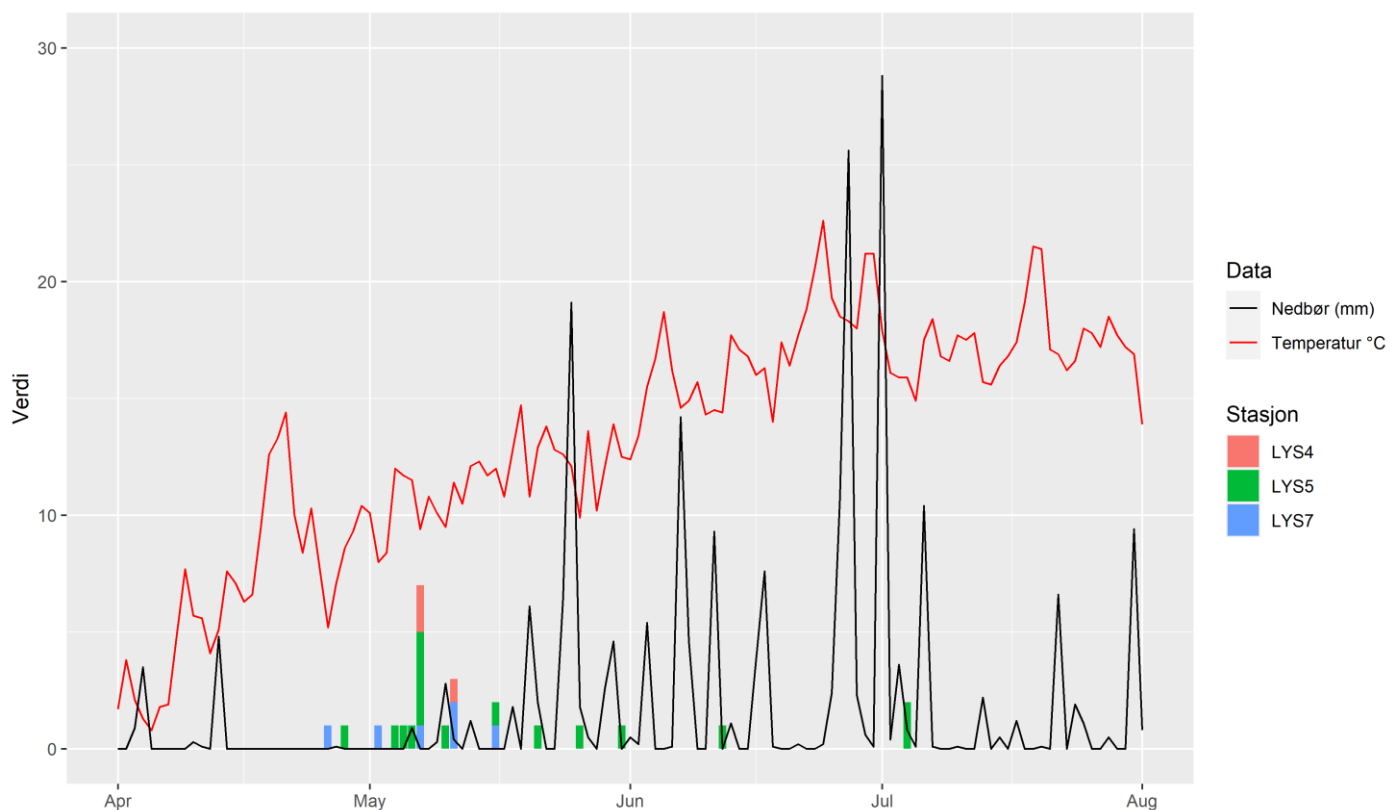
## Vedlegg H: PIT-merking og utvandring

Tabell H1: Oversikstabell over merket fisk, som viser stasjonen og året de ble merket, lengde og anslått alder ved merking, og alder ved registrert passering av permanent PIT-antenne i 2022. Alle registrerte fisker (n= 26) er laks utenom ett individ (ørret) som er markert med uthevet skrift. Blå rader er PIT-merker registrert etter 1 august og er ikke tatt med i analysene.

PIT-ID	Merkeår	Merkestasjon	Lengde ved merking (cm)	Alder ved merking	Alder ved utvandring	Dato ved utvandring
2242733	2021	LYS7	9,5	1+	2+	26.04.2022
6001764237	2021	LYS5	5,6	0+	1+	28.04.2022
6001155461	2020	LYS7	9,7	1+	3+	02.05.2022
8000642818	2021	LYS5	11,1	1+	2+	04.05.2022
6001764243	2021	LYS5	5,4	0+	1+	05.05.2022
2224542	2020	LYS5	9,1	1+	3+	06.05.2022
2242729	2021	LYS5	11,4	1+	2+	07.05.2022
2224748	2020	LYS5	8,7	1+	3+	07.05.2022
2224686	2020	LYS5	8,4	1+	3+	07.05.2022
8000642816	2021	LYS5	13,8	>1+	2+	07.05.2022
2224564	2020	LYS4	9,8	1+	3+	07.05.2022
2224614	2020	LYS4	10,9	1+	3+	07.05.2022
2242624	2021	LYS7	10,8	1+	2+	07.05.2022
6001764336	2021	LYS5	6	0+	1+	10.05.2022
6001155429	2020	LYS7	10,4	1+	3+	11.05.2022
2224513	2020	LYS4	8,6	1+	3+	11.05.2022
2242676	2021	LYS7	9,8	1+	2+	11.05.2022
2242700	2021	LYS7	9,6	1+	2+	16.05.2022
6001764366	2021	LYS5	5,8	0+	1+	16.05.2022
6001764331	2021	LYS5	6,1	0+	1+	21.05.2022
6001764296	2021	LYS5	6,2	0+	1+	26.05.2022
6001764350	2021	LYS5	5,5	0+	1+	31.05.2022
2242702	2021	LYS5	7,2	0+	1+	12.06.2022
<b>8000642844</b>	<b>2021</b>	<b>LYS7</b>	<b>12,8</b>	<b>1+</b>	<b>&gt;1+</b>	<b>18.06.2022</b>
2242628	2021	LYS5	9,5	1+	2+	04.07.2022
6001764342	2021	LYS5	5,9	0+	1+	04.07.2022
8000531289	2020	LYS6	15,8	>1+	>1+	17.08.2022
2242658	2021	LYS7	10,9	1+	>1+	21.09.2022

## Vedlegg I: Utvandring – abiotiske faktorer

Oversikt over utvandrende fisk i perioden april til august samt temperatur (°C) og nedbør (mm) (Figur I1). Flest fisk vandret ut i midten av mai, etterfulgt av enkelte ut i juni og to i juli. Det var naturlige svingninger i temperaturen i perioden med en lineær økende trend. Nedbøren var generelt lav til slutten av mai, og hadde flere topper fra midten av mai og ut juni.

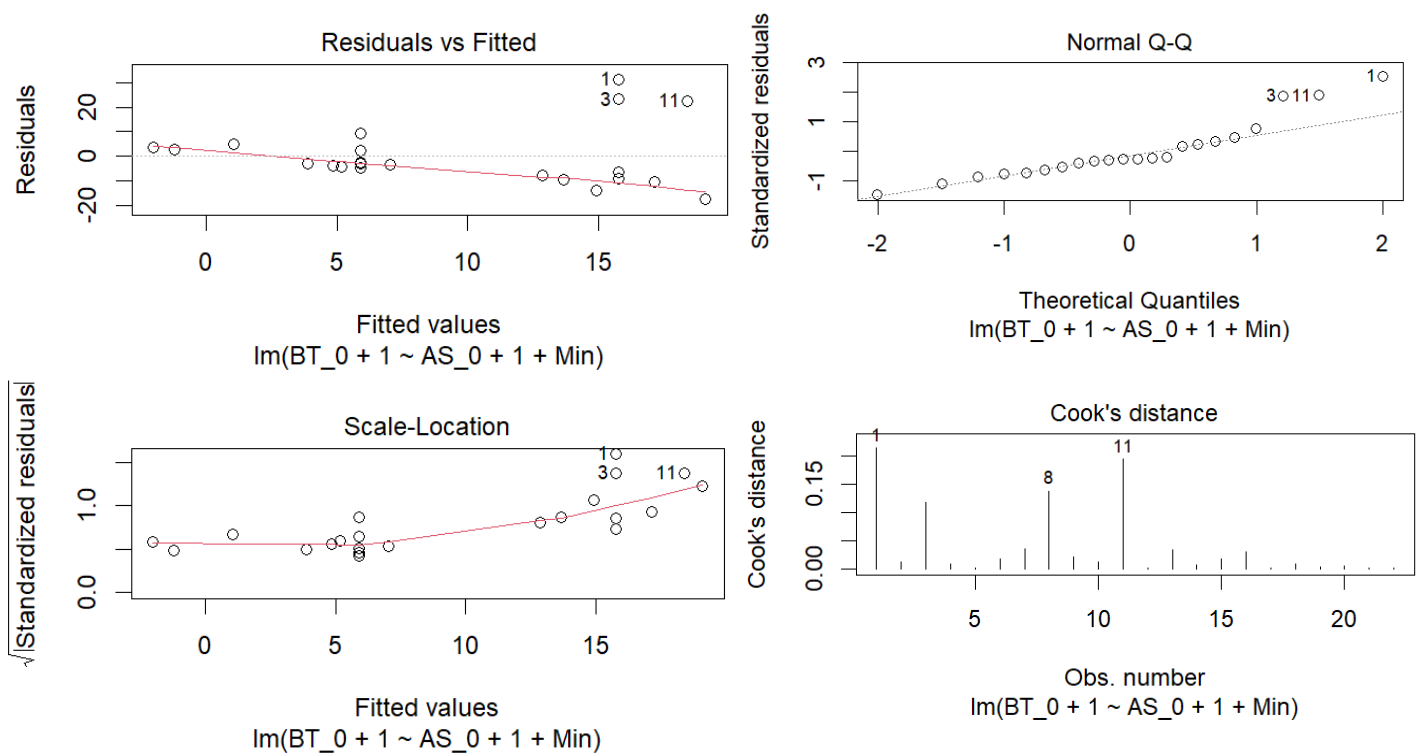


Figur J1: Oversikt over utvandring av laks i Lysakerelva mellom april og august 2022 med nedbør (mm) og temperatur (°C). Stolpediagrammet viser utvandrende fisk og fargene viser stasjonen fisken utvandrer fra. Svart linje viser nedbør, mens rød linje viser temperatur. Y-aksen viser verdi til alle variablene – antall fisk som vandrer ut, temperatur i °C, samt nedbør i mm.

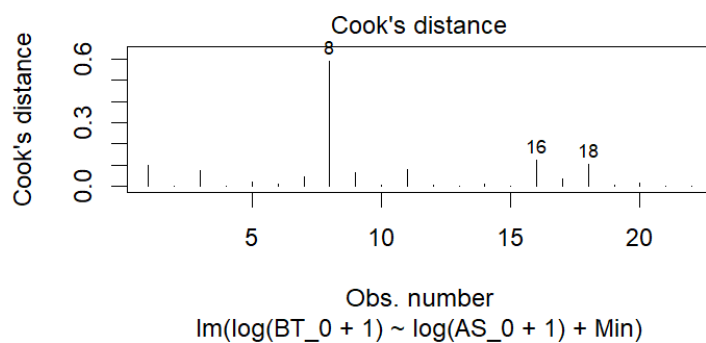
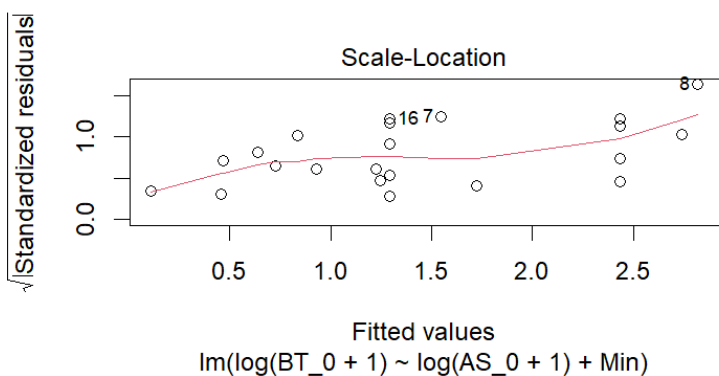
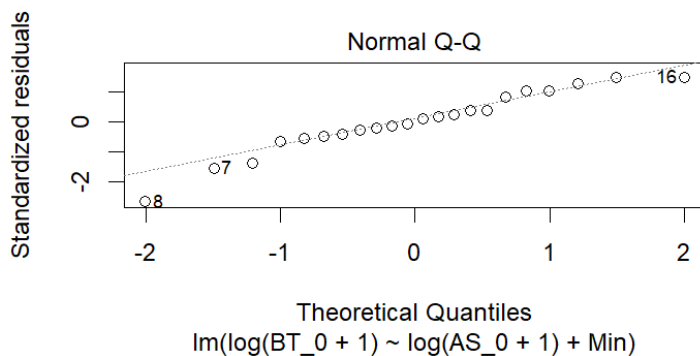
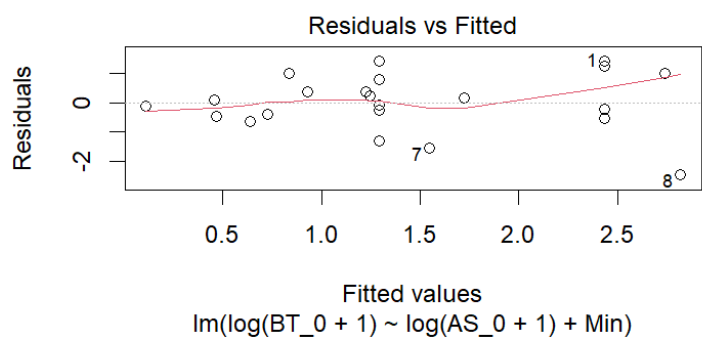
## Vedlegg J: Modell diagnostikk

### Ungfisktetthet

Modellen «Tetthet<sub>1+\_Laks</sub> + MinQ» ble valgt for videre analysering av påvirkningsfaktorer på tettheten av 0+ ørret. Dersom man ser på residualene til modellen er det lineære trender hos modellen (Figur J1). Dette tyder på at modellen underestimerer ved lave 0+ tettheter og overestimerer ved høye tettheter, som kan tyde på en annen underliggende fordeling enn antatt (normalfordeling). Det er flere utliggere hos modellen, som tyder på at den ikke er normalfordelt samt ikke har lik varians. Forklaringsvariablene ble derfor log transformert for å sørge for normalfordeling (Figur J2). Man kan se at residualene fordelte seg bedre i Normal Q-Q plottet, som viser at log transformeringen sørget for en normalfordeling, samt der er en lik varians.



Figur J1: Modell diagnostikk over modellen «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ» med «Tetthet<sub>0+\_ørret</sub>» som responsvariabel. Log transformering er nødvendig for å sørge for en normalfordeling.



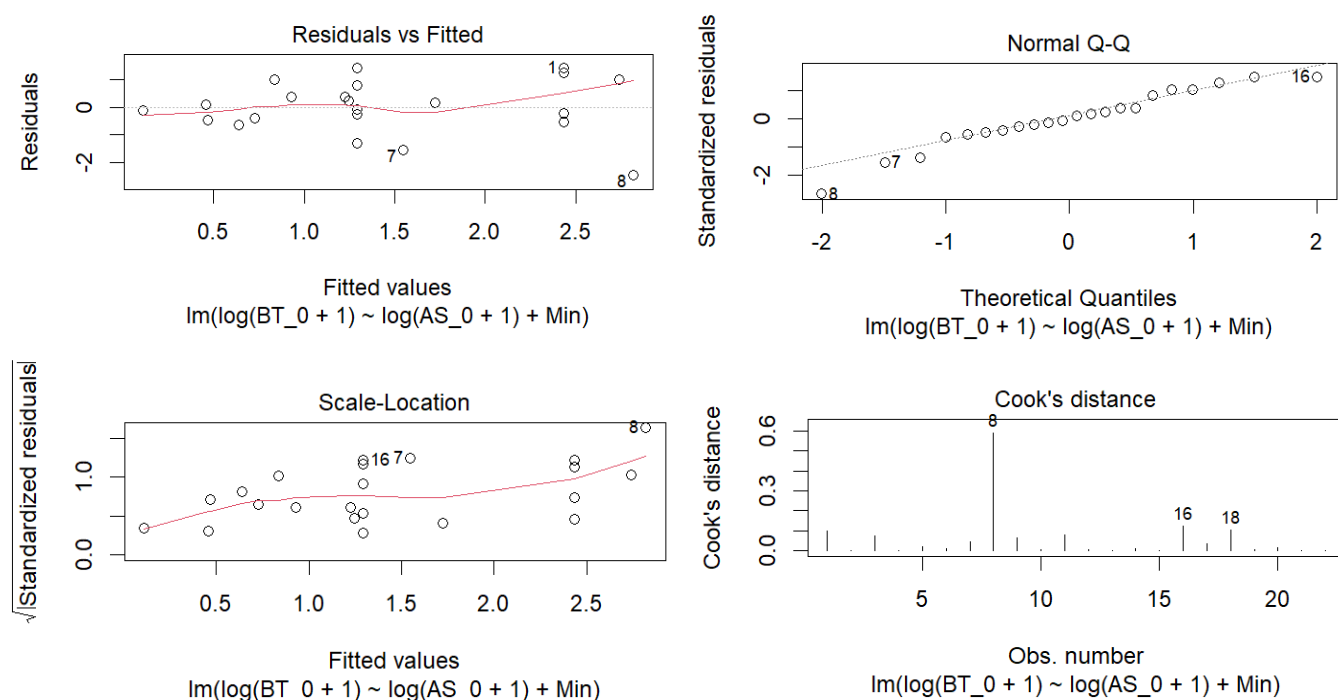
Figur J2: Modell diagnostikk over modellen «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ» med «Tetthet<sub>0+\_Ørret</sub>» som responsvariabel. Begge forklaringsvariablene er log transformert.



**Sammenligning av «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ», «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + Sommer\_MinQ» og «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + Sommer\_Gj.snitt»**

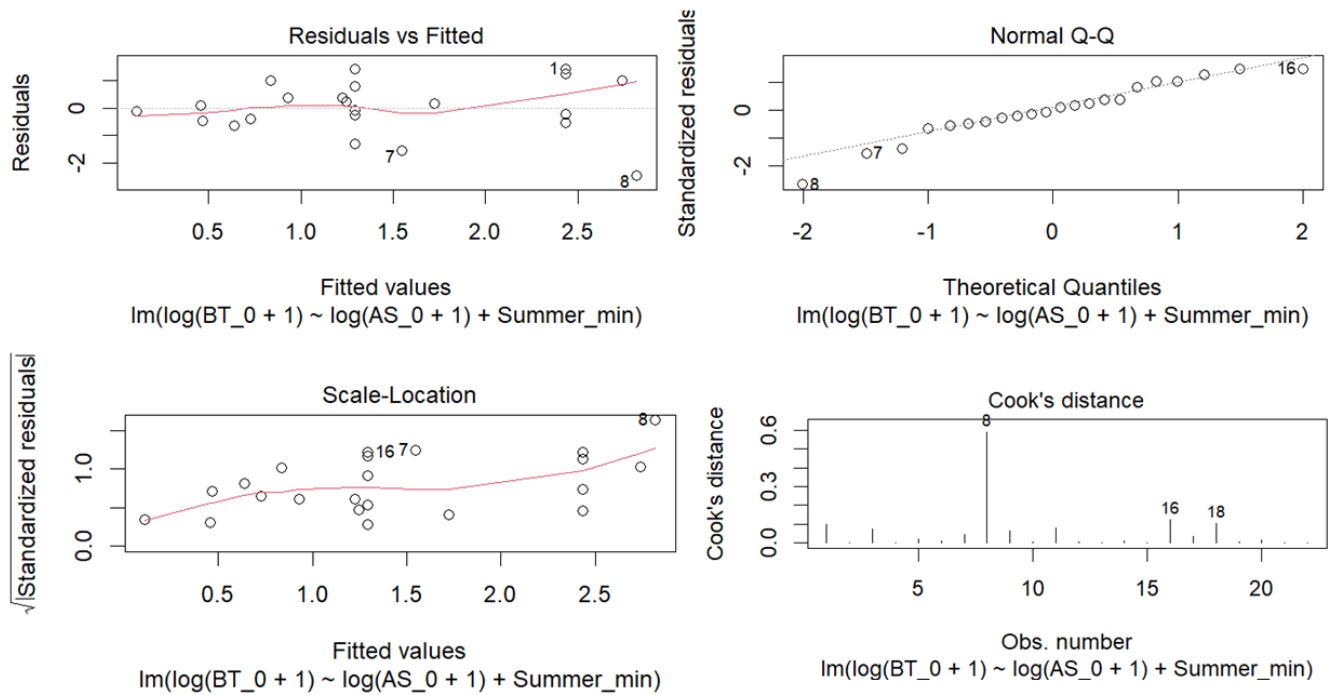
Det ble gjennomført modell diagnostikk for modellene «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ», «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + Sommer\_MinQ», og «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + Sommer\_Gj.snitt» ettersom alle tre hadde lik vekt og nesten helt lik  $\Delta AICc$  ved modellseleksjonen (Tabell 9). Modell diagnostikken til Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ» (Figur J3) og «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + Sommer\_MinQ» (Figur I4) er nesten helt like, noe som ikke er overraskende da minimums sommervannføring er et uttak av den totale minimumsvannføringen og det vil da være en korrelasjon mellom dem. Det samme gjelder «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + Sommer\_Gj.snitt» som er nesten helt lik de andre modellene (Figur J5). Modellene er såpass like at «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ» ble valgt for videre analyser etter et subjektivt valg.

**«Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ»:**



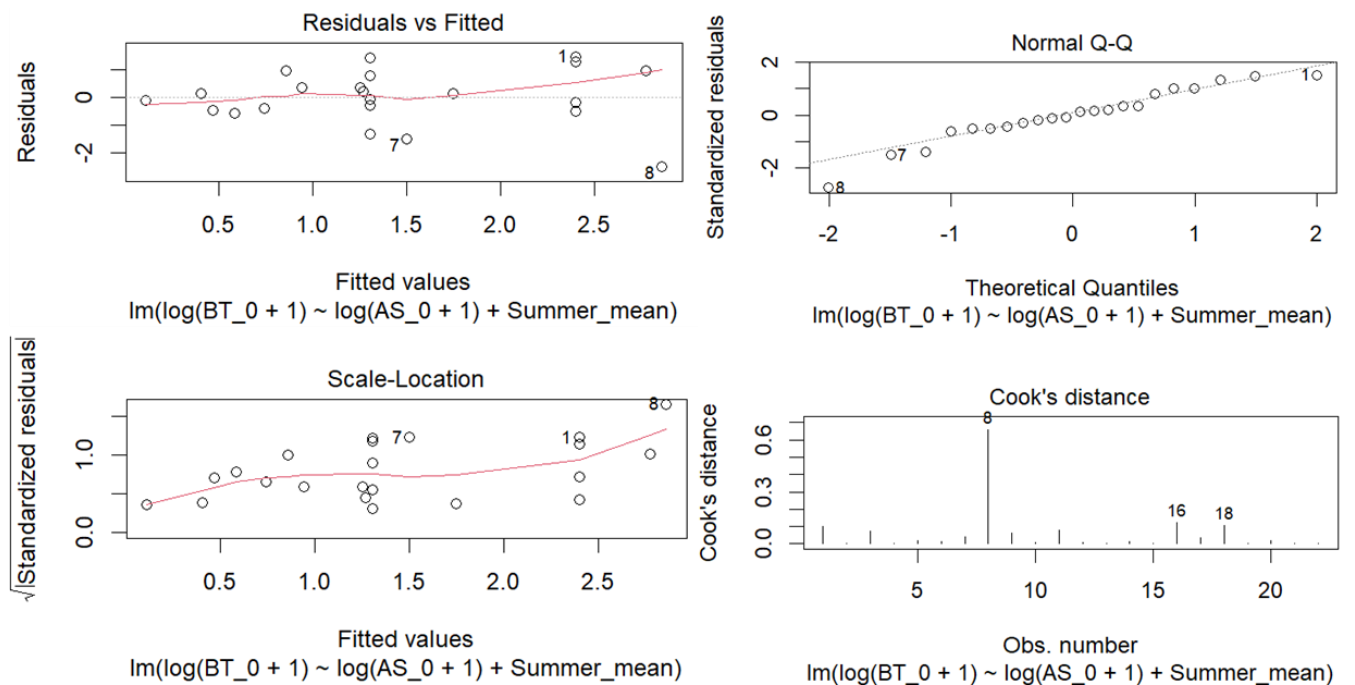
Figur J3: Modell diagnostikk over modellen «Tetthet<sub>0+\_Laks</sub> + MinQ» med «Tetthet<sub>0+\_Ørret</sub>» som responsvariabel. Begge forklaringsvariablene er log transformert.

«Tetthet\_0+\_Laks + Sommer\_MinQ»:



Figur J4: Modell diagnostikk over modellen «Tetthet\_0+\_Laks + Sommer\_MinQ» med «Tetthet\_0+\_Ørret» som responsvariabel. Begge forklaringsvariablene er log transformert.

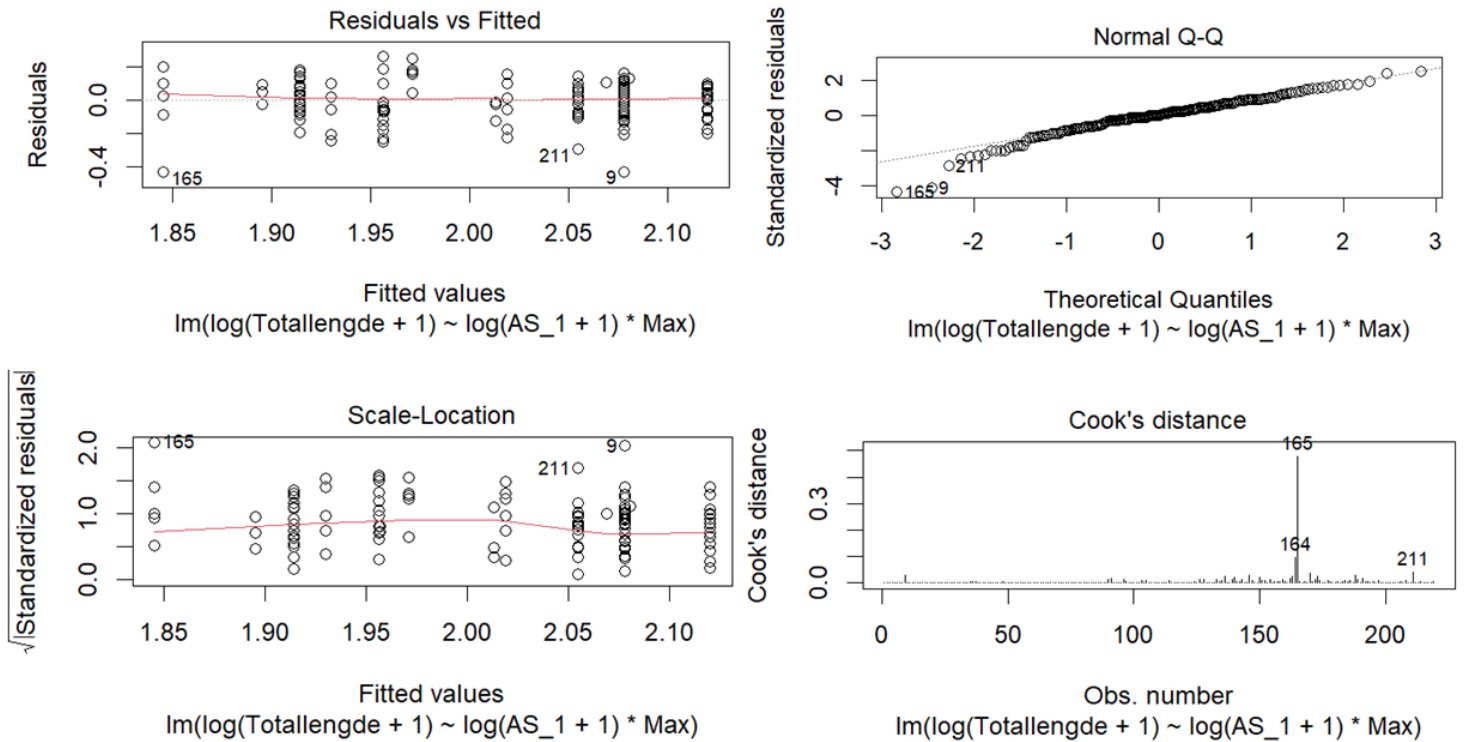
«Tetthet\_0+\_Laks + Sommer\_Gj.snitt»:



Figur J5: Modell diagnostikk over modellen «Tetthet\_0+\_Laks + Sommer\_Gj.snitt» med «Tetthet\_0+\_Ørret» som responsvariabel. Begge forklaringsvariablene er log transformert.

### Påvirkningsfaktorer på lengden til 0+\_ørret

«Tetthet\_1+\_Laks \* MaksQ» ble funnet som den beste modellen for å forklare påvirkningen til lengden til 0+ ørret. Modellen er lineær og normalfordelt, samt har en relativt lik varians. Det er noen utstikkere innenfor «Cook's Distance», men ingen av dem er en innflytelsesrik observasjon (Figur J6)

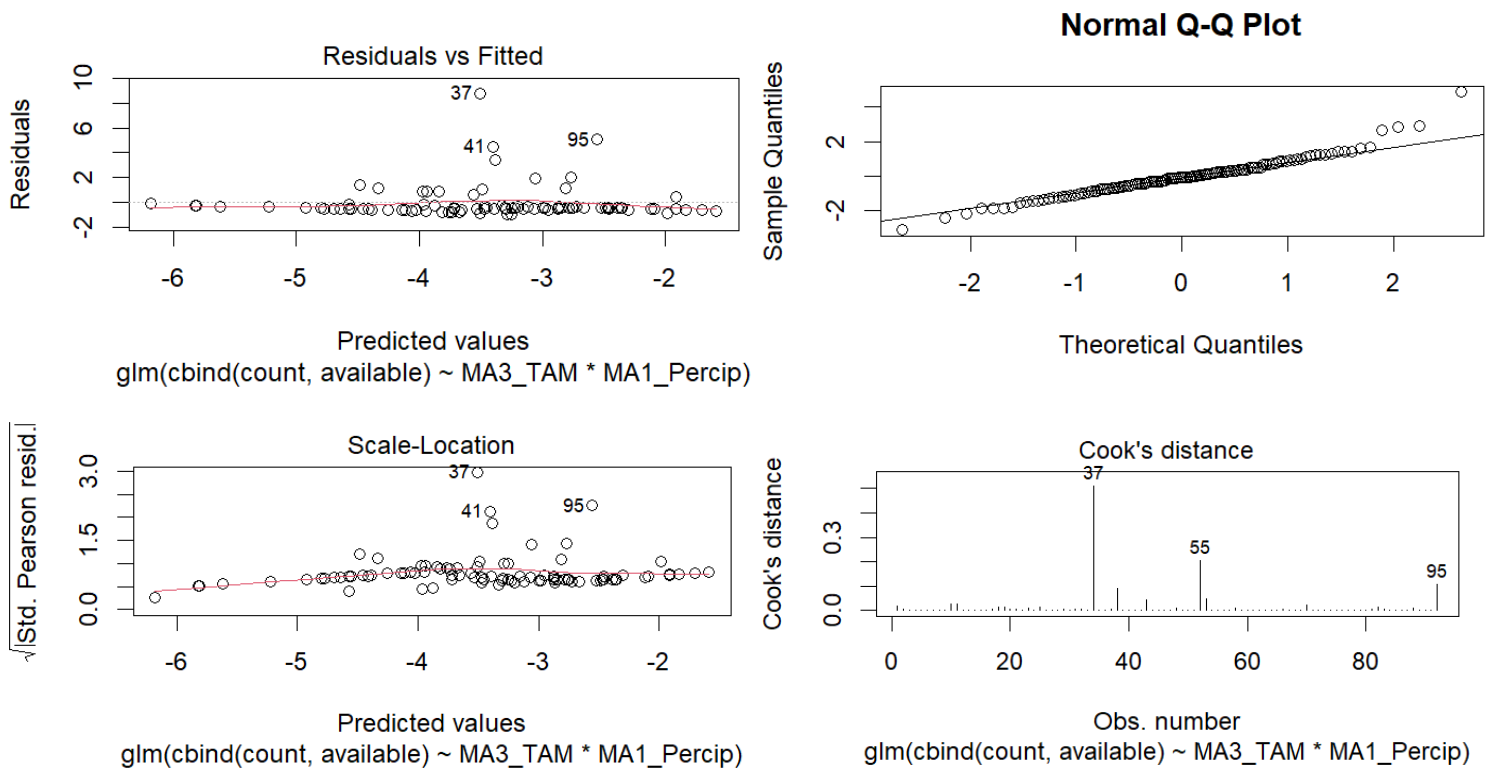


Figur J6: Modell diagnostikk over modellen «Tetthet\_1+\_Laks \* MaksQ» med «Lengde\_0+\_ørret» som responsvariabel. Begge forklaringsvariablene er log transformert.

## Utvandring

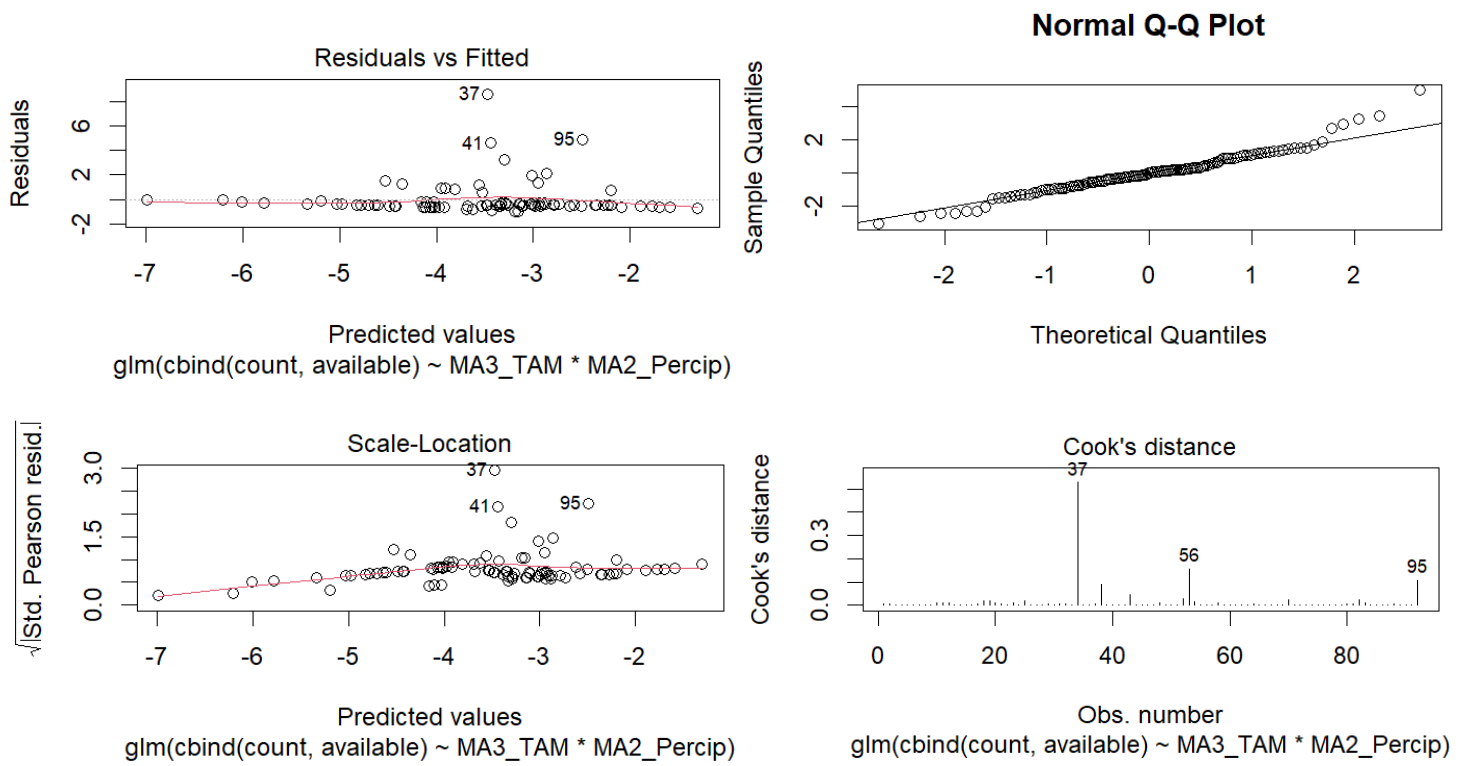
Det ble kjørt modelldiagnostikk for modellene «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)» og «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(2)» da de hadde lik AIC vekt og nesten lik  $\Delta AIC_c$ . Det er noen utstikkere, men modellene er tilnærmet lineære og har en relativt lik varians gjennom dataene (Figur J7 og J8). Modellene har en binomial fordeling og begge viser at økt temperatur samt vannføring øker sannsynligheten for utvandring. Ettersom modellene er såpass like ble «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)» valgt for videre analyser.

«TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)»



Figur J7: Modell diagnostikk over glm-modellen «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(1)».

«TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(2)»



Figur J8: Modell diagnostikk over glm-modellen «TAM\_ma(3)\*Nedbør\_ma(2)».



**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway