

EFFEKTER PÅ SMOLTOVERLEVELSE HOS LAKS (*SALMO SALAR*) OG SJØØRRET (*SALMO TRUTTA TRUTTA*) AV ALTERNATIV VANDRINGSVEI FORBI ELVEKRAFTVERK I STORELVA, HOLT, AUST-AGDER

EFFECTS OF AN ALTERNATIVE MIGRATION ROUTE PAST A HYDRO PLANT ON SMOLTS OF THE ATLANTIC SALMON (*SALMO SALAR*) AND SEA TROUT (*SALMO TRUTTA TRUTTA*) IN STORELVA, HOLT, AUST-AGDER

BERNHARD ENDSETH NERLAND

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2012



**Effekter på smoltoverlevelse hos laks (*Salmo salar*) og
sjøørret (*Salmo trutta trutta*) av alternativ
vandringsvei forbi elvekraftverk i Storelva, Holt, Aust-
Agder**

Effects of an alternative migration route past a hydro plant on smolts of the
Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta trutta*) in
Storelva, Holt, Aust-Agder

Forord

Denne oppgaven konkluderer mitt studie innen naturforvaltning som har vært underlagt Institutt for naturforvaltning (INA) ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB).

Det rettes en stor takk til hovedveileder professor Thron O. Haugen (dr. scient.) for stort engasjement og veiledning under feltarbeid og skriveprosess, samt for uvurderlig hjelp med statistikken. Du er herved kjent som regent av R, monark av MARK, erkebiskop av Excel, president av prediksjoner, karatemester i kovariater og kji-kvadrat og dalai lama av DFA.

Det må også rettes takk til medveileder forsker Frode Kroglund (cand. real.) ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) for anskaffelse av ressurser til feltarbeidet og veiledning under datainnsamling og –behandling. En av disse verdifulle ressursene har vært kjentmann, altnuligmann, prosjektarbeider for Tvedestrand kommune og oppsynsmann i Statens naturoppsyn (SNO) Jim Güttrup.

Sist, men ikke minst, vil jeg takke mine kompanjonger under feltarbeidet for spektakulær innsats og god hjelp: Birgit Solberg og Sara Egenes Johnsen. Jeg kunne ikke klart det uten dere!

Sammendrag

En stor andel av anadrome vassdrag i Norge er utbygde for vannkraftformål. Dette skaper problemer for både oppvandrende gytefisk og nedvandrende smolt. Man vet forholdsvis lite om hva som er effekten av at smolt må vandre gjennom turbiner og hva som kan være bedre løsninger for disse. Formålet med dette masterprosjektet var å dokumentere effektene en eksisterende utvandringsvei gjennom et turbinløp og en ny, alternativ nedvandringsvei utformet som en kunstig foss, hadde på lakse- og ørretsmoltens overlevelse nedover et vassdrag. I løpet av våren 2011 ble det PIT-merket totalt 533 smolt som del av et merke-gjenfangstforsøk i Storelva i Holt, Aust-Agder. Av disse utgjorde ca. 32 % ørret og 68 % laks. Hvilken nedvandringsvei som ble valgt viste seg å avhenge av vanntemperatur ved igangsettingen av vandringsveien, samt utforming av og vannmengde ut den alternative nedvandringsveien "sideløpet". Det viste seg at smolt av begge arter generelt hadde en høyere sannsynlighet for å velge sideløpet over turbinløpet, noe som forklares ut i fra en ideell plassering i overflatelaget med hensyn til turbininntaket og utforming med tanke på kapasiteten til å frigjøre store mengde vann og dermed skape tiltrekkende overflatestrømmer. Det ble i tillegg oppdaget at overlevelsen gjennom turbinløpet var størrelsesavhengig, noe som over kort tid kan føre til en seleksjon av smolt av mindre størrelse, som igjen vil redusere marin overlevelse. Funnene i dette MSc-prosjektet kan ha høy relevans for andre anadrome systemer med regulering, og kanskje spesielt systemer med flere kraftverkdemninger langs lakseførende strekning.

Abstract

Hydroelectric power dams constitute major obstacles to upstream and downstream migration for anadromous fish. The downstream part of this has received little attention and little is known about the individual and population level consequences from forcing migratory smolt through hydropower turbines. During spring 2011 a total of 533 salmon and trout smolt were PIT tagged as part of a mark-recapture experiment in Storelva in Holt, Aust-Agder County, with the aim of quantifying the survival consequences from swimming through turbines as compared to an alternative route. The relative contribution to downstream migration of the two routes was also evaluated. Of these smolt salmon and sea trout constituted approximately 68 % and 32 % respectively. The choice of migration route greatly depended on water temperature at the initiation of migration, as well as the design and water flow out of the alternate migration route. It was observed that smolt of both species had a higher probability of choosing the alternate route over the turbine route, which can be explained on the basis of an ideal location (surface water) in relation to the turbine inlet and the design in terms of the capacity to release large amounts of water and thus creating attractive surface currents for the fish. It was discovered that survival through the turbine was negatively size-dependent, which over short time could lead to selection against larger smolt, which may further reduce marine survival. It was concluded that provided correct location of alternate routes, i.e. located close to the turbine inlet and close to the surface, migrating smolt may successfully be guided into less harmful migration routes and hence increase smolt survival and quality.

Innhold

1. Innledning	1
2. Materiale og metode	3
2.1 Studieområdet	3
2.1.1 Nedbørfelt	3
2.1.2 Fiskebestander	4
2.1.3 Vannkjemi.....	5
2.2 Studieartene	7
2.2.1 Atlantisk laks	7
2.2.2 Sjørret.....	9
2.3 Smolt.....	11
2.4 PIT-merking og -antennner.....	12
2.5 Fosstveit kraftverk	14
2.6 Sideløpet	15
2.6.1 Strømforhold og fyllingsstid	17
2.7 Smoltfeller	19
2.8 Forsøksoppsett	20
2.9 Datamaterialet.....	22
2.10 Statistiske analyser.....	24
2.10.1 Analyser av merke-gjenfangstdataene	24
2.10.2 Dynamisk faktoranalyse	26
2.10.3 Øvrige statistikkanalyser	27

3. Resultater	28
3.1 Størrelsesforskjeller	28
3.2 Tidsutvikling for utvandring	29
3.3 Analyser for døgnlig vandringssannsynlighet	32
3.4 Merke-gjenfangstanalyser	34
 4. Diskusjon	 42
4.1 Tidsutvikling for utvandring	42
4.2 Døgnlig vandringssannsynlighet og løpsvalg	43
4.3 Konsekvenser av løpsvalg	44
4.4 Feilkilder	46
4.5 Konklusjon	47
 5. Kilder	 48
 Vedlegg	 53
Tab. V1	53
Fig. V1	54
Fig. V2	55
Fig. V3	56

1. Innledning

I over 100 år har Norge vært en vannkraftnasjon, og som følge av dette har flere vassdrag undergått reguleringer. Det er i dag en økende satsing på elvekraftverk, og selv om effekter av inngrepene dette medfører varierer betydelig mellom de berørte bestandene av anadrom laksefisk i norske elver (L'Abée-Lund et al. 2006; Otero et al. 2011).

Utbygging og reguleringer medfører ofte store inngrep i naturen, og skaper økologiske endringer i de aktuelle vassdragene (Allan & Castillo 2007). Tiltak og konstruksjoner som vannmagasin, kraftverksdemninger, turbintuneller, redusert vannstand, løpsomlegging og andre fysiske barrierer kan forstyrre og blant annet hindre fiskenes bevegelser, naturlige reproduksjon/reproduktiv suksess og migrasjon mellom habitater (Arnekleiv et al. 2007; Larinier & Travade 2002) samt kontinuiteten i elver. De samlede effektene av inngrepene er det derimot større usikkerhet rundt. Det har i flere studier vist seg at effektene av like typer inngrep kan variere sterkt, noe som kan indikere at forskjellige mekanismer spiller inn og at lokale forhold burde tildeles en større vekt enn kanskje tidligere antatt for å forklare disse variasjonene (L'Abée-Lund et al. 2006; Otero et al. 2011).

I Norge, og i verden generelt, har fokuset rundt elvekraftverk som vandringsbarrierer primært vært rettet mot *oppvandring* av anadrom laksefisk, og mindre mot *nedvandring* (Calles 2005; DN 2011a), selv om det også her finnes flere studier på avbøtende tiltak (Kraabøl & Nashoug 2010; Kraabøl 2011; Larinier & Travade 2002; Museth et al. 2010). En vanlig løsning for å kompensere for rekrutteringssvikt og redusert/sviktende tilbakevandring har derfor vært å supplere med utsetting av befruktet rogn og settefisk.

I Frankrike har det siden midten av 90-tallet blitt forsket på og tatt i bruk forskjellige typer modifiseringer av elvekraftverk for å blant annet bedre utvandringsforholdene for anadrom fisk (Katopodis 2005; Larinier 1998; Larinier 2000; Larinier & Travade 2002; Travade & Larinier 2006). Tiltak for å opprettholde god migrasjon mellom habitater har vært lovpålagt i Frankrike siden midten av 1980-tallet, blant annet gjennom egne fiske- og vannlover og EUs vanndirektiv (Souchon & Keith 2001). Hovedfokus har der som her vært å finne en mer langsiktig løsning på nedvandringsproblemene i stedet for å supplere populasjoner med stamfisk og befruktet rogn hvert år.

Storelva i Holt, Aust-Agder, er et lakse- og sjøørretførende vassdrag. Elva har vært, og er fortsatt, påvirket av forsurening, slik som mange andre elver på Sørlandet. Det har vært iverksatt kalkingstiltak i nedbørfeltet siden 1985 (Vegår), men kalking av elva startet ikke før i 1996 (DN 2011b). Selv om Storelva har oppnådd målet om god kjemisk kvalitet (Kroglund et al. 2011c), har likevel fangsten og tilbakevandringen av laks vært lavere enn forventet over en årrekke. Man har antatt at dette delvis skyldes forsurening og medførende blandsoneproblematikk i brakkvannsområdene, og dermed også aluminiumspåvirkning som følge av dette. Det har ikke blitt observert noen signifikant økning i fangsten siden kalkingen ble iverksatt (Kristensen et al. 2010; Kroglund et al. 2007).

I løpet av lakse- og sjøørretsmolts migrasjon ned Storelva vil den støte på demningen ved det relativt nyetablerte elvekraftverket ved Fosstveit. Siden demningen fungerer som et vandringshinder, som blant annet kan skape store forsinkelser i utvandringen og hvor eneste vei forbi har vært gjennom turbinen, ble det i 2010 og 2011 gjort tilgjengelig en alternativ vandringsvei forbi demningen, referert til som "sideløpet". Dette er bare ett av mange tiltak som er satt i gang i Storelva for å styrke bestanden av laks (*Salmo salar*), som har vært redusert over flere tiår (Kroglund et al. 2011c).

Dødeligheten hos smolt som passerer turbinen ved Fosstveit kraftverk har vist seg å være relativt høy. Av all nedvandrende fisk som passerte kraftverkturbinen i 2009 og 2010 døde henholdsvis 12 og 4 % (Kroglund et al. 2011b; Kroglund et al. 2012). Videre kan også overlevelse for de individene som helskinnet passerer turbinen reduseres (forsinket dødelighet) som følge av stress og/eller skader forårsaket av raske trykkendringer samt turbinbladene. I tillegg kan det også oppstå en økt sårbarhet overfor predasjon fra bl.a. gjedde (*Esox lucius*) som smolten møter lenger ned i vassdraget (Kristensen et al. 2010).

I dette MSc-prosjektet har jeg testet effekter av ulike utforminger av utløpet til sideløpsmunningen (den alternative utvandringsruten), samt vannmengde i sideløpet på sannsynligheten for lakse- og sjøørretsmolt sin bruk av denne utvandringsveien som et steg på veien til å øke overlevelsen for utvandrende laks, og dermed også antall tilbakevendende laks i Storelva i fremtiden. Det er forventet at tilstedeværelsen av en alternativ utvandringsvei har en positiv innvirkning på laks- og sjøørretsmolts overlevelse under vandringen nedover vassdraget. Alternativet forventes å være så attraktivt for smolten at den i stor grad vil foretrekke dette framfor turbinløpet. Det antas også at sannsynlighet for å benytte seg av den alternative utvandringsveien vil øke ved økt vannføring ut sideløpet.

2. Materiale og metode

2.1 Studieområdet

Storelva, som er en del av Vegårvassdraget (vassdragsnr: 018 Z), renner gjennom kommunene Vegårshei og Tvedestrand. Elva starter i innsjøen Vegår og munner ut i brakkvannsområdet Sandnesfjorden ved Laget og er ca. tre mil lang. Nåværende reguleringer i Storelva er Fosstveit kraftverk (anno 2007). En fremtidig regulering i Storelva kan være ved Hammerdammen (anno 2004) ved Nes Verk hvor det har blitt levert konsesjonssøknad om et mini-kraftverk. Vegårvassdraget ble varig vernet i verneplan for vassdrag III fra 1986 (<http://www.vannportalen.no/hovedEnkel.aspx?m=70024>, slått opp 04.11.2012). Feltarbeidet for dette masterprosjektet har vært gjennomført på Fosstveit ved Fosstveit kraftverk og ved Strømmen i Holt, like ved Storelvas utløp.

2.1.1 Nedbørfelt

Hele Vegårvassdraget, inkludert delfelt som bidrar i Sandnesfjorden, er beregnet til å være på ca. 551 km² (Kroglund et al. 2007). Uten bidragene til fjorden, regnes nedbørfeltet til å være på ca. 457 km² (DN 2011b; Håvardstun et al. 2011). Storelvas spesifikke nedbørsfelt er beregnet til å være 408 km² (Kroglund et al. 2012) (Fig. 1). Vassdraget har vært og er fremdeles påvirket av forurengning, og det foregår derfor omfattende kalking. Dette tiltaket har vært gjennomført i Storelva siden 1996 (DN 2011b). Feltet oppstrøms Fosstveit kraftverk utgjør omtrent 86 % (350 km²) av bidraget til Storelva, mens det resterende bidraget er til Lundevann (Kroglund et al. 2012).

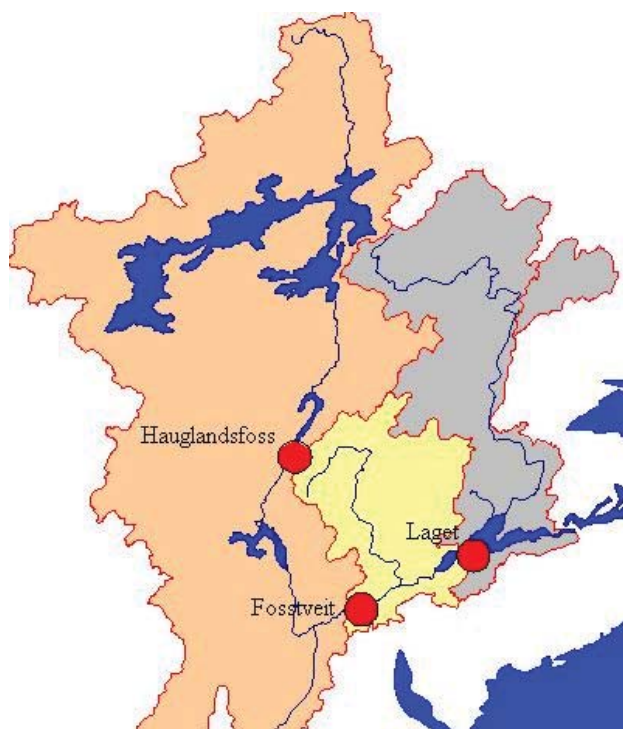


Fig. 1: Oversiktskart over Storelvas nedbørfelt. Bidragene er fra Vegårvassdraget (oransje), Skjerka (gult) og Steavassdraget (grått). Røde sirkler markerer kalkdosereren ved Hauglandsfossen, Fosstveit kraftverk og elvemunningen ved Laget (Kilde: Kroglund et al. 2012).

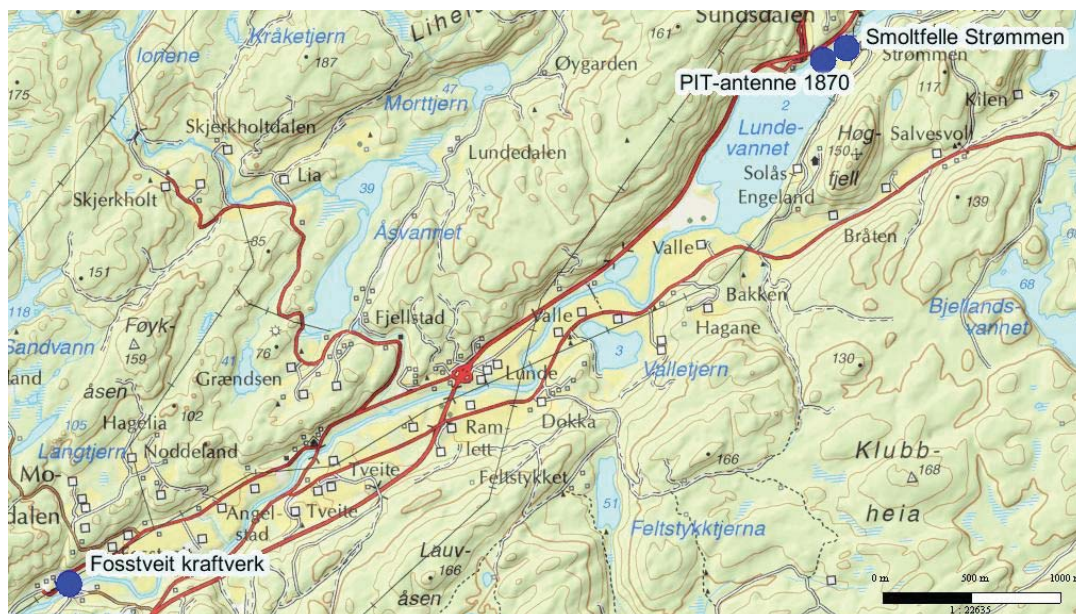


Fig. 2: Oversiktskart over forsøksområdet. Dette strekker seg i fra Fossveit kraftverk i sørvest til starten av fjordsystemet ved Strømmen i nordvest (Kilde: gislink.no).

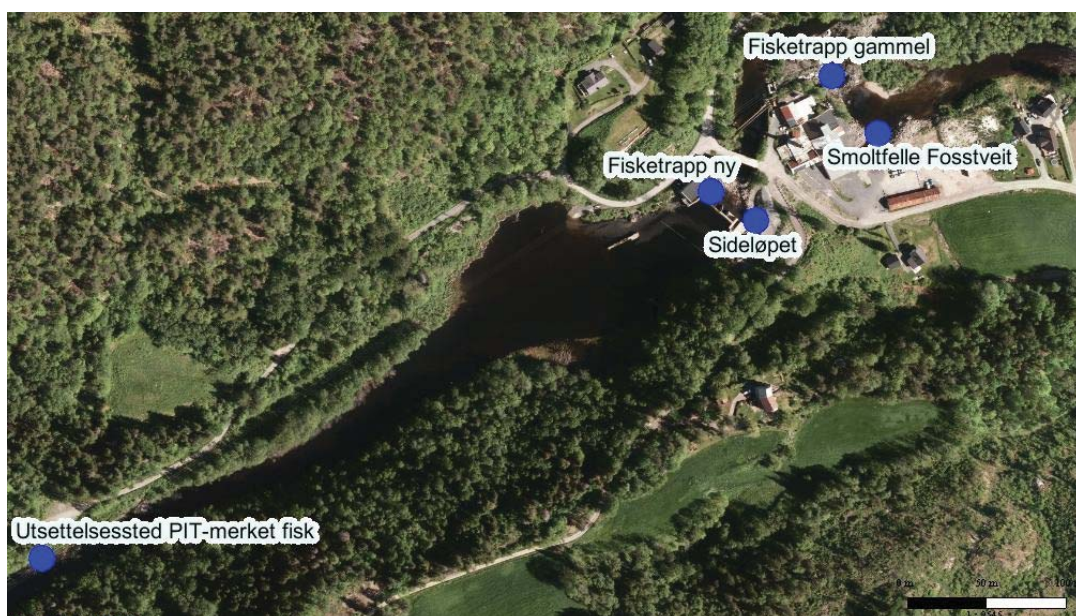


Fig. 3: Oversiktskart over forsøksområdet ved Fossveit kraftverk. Markert er utsettelsesstedet for PIT-merket fisk (oppstrøms demningen), fungerende fisketrapper, sideløpet og en av smoltfellene (nedstrøms demningen) (Kilde: gislink.no).

2.1.2 Fiskebestander

Fisk som finnes i Storelva inkluderer atlantisk laks, ørret (*Salmo trutta*), gjedde, sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), ål (*Anguilla anguilla*), abbor (*Perca fluviatilis*), sik (*Coregonus lavaretus*), suter (*Tinca tinca*), bekkeniøye (*Lampetra planeri*) og trepigget

stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Deler av sik-bestanden i Storelva lever anadromt. Gjedda er hovedsakelig stasjonær i området mellom Fosstveit til og med Lundevann (Fig. 2) (Kristensen et al. 2010), men det er observert at den kan forfølge byttefisk over lengre avstander. Sørv har blitt registrert så langt opp i forsøksområdet som Fosstveit, men er mest vanlig i Lundevann og videre utover i fjordsystemet, avhengig av salinitet og temperatur (Solberg 2012). Det har blitt observert at sørv i Storelva kan følge etter utvandrende smolt og bli i brakkvann over flere uker for så å vende tilbake (Johnsen 2013). Suter finnes hovedsakelig i Lundevann, men har også blitt fanget oppstrøms Fosstveit kraftverk (Jim Güttrup, pers. medd.).

Storelva er den eneste av elvene i Agder-fylkene som har sin opprinnelige laksestamme i behold (Sandøy 2003) til tross for stor negativ påvirkning fra forsurening, og laks og rogn herfra settes ut i andre vassdrag på sørlandet (Haraldstad & Hesthagen 2003; Hesthagen 2011). Lakse- og sjøørretførende strekning i Vegårvassdraget er på ca. 15 km og strekker seg til Hauglandsfossen (Fig. 1) (DN 2011b). Sammenlignet med laks, så har bestanden av sjøørret i Storelva har klart seg langt bedre (DN 2011b). De siste årene har fangstene økt og tidsrestriksjonene på sjøørretfisket blitt utvidet.

2.1.3 Vannkjemi (pH)

Som nevnt tidligere har Storelva vært kalket siden 1996. Bakgrunnen for denne kalkingen var sterk nedgang i fiskebestandene i Vegårvassdraget på begynnelsen av 1980-tallet som følge av forsurening (L'Abée-Lund 1985) og giftig aluminium. Bestandene har vært svake siden før 1950-tallet, hvor dette opprinnelig ble knyttet til utslipp av trefiber ved Fosstveit (Frode Kroglund, pers. medd.). De fastsatte vannkvalitetsmålene for Storelva er forskjellige avhengig av tid på året. I 2010 ble følgende målinger registrert: 15. februar-31. mars: pH 6,2, 1. april-30. juni: pH 6,4 og 1. juli-14. februar: pH 6,0. I 2010 ble disse målene i hovedsak opprettholdt i følge den automatiske pH-overvåkingen på Nes Verk (målområdet), sett bort i fra noen lave verdier i slutten av mars og september. Manuelle målinger viste derimot lavere pH-verdier enn pH-målene (Fig. 4) (DN 2011b). For 2011-målingene holdte også her de automatiske målingene fra målområdet seg innenfor pH-målene. De manuelle målingene nedstrøms doseringsanleggene fulgte i stor grad målingene fra målområdet. Målingene oppstrøms varierte mer og viste lave verdier spesielt i slutten av mars og begynnelsen av april, samt et lite fall i midten av september (Fig. 5).

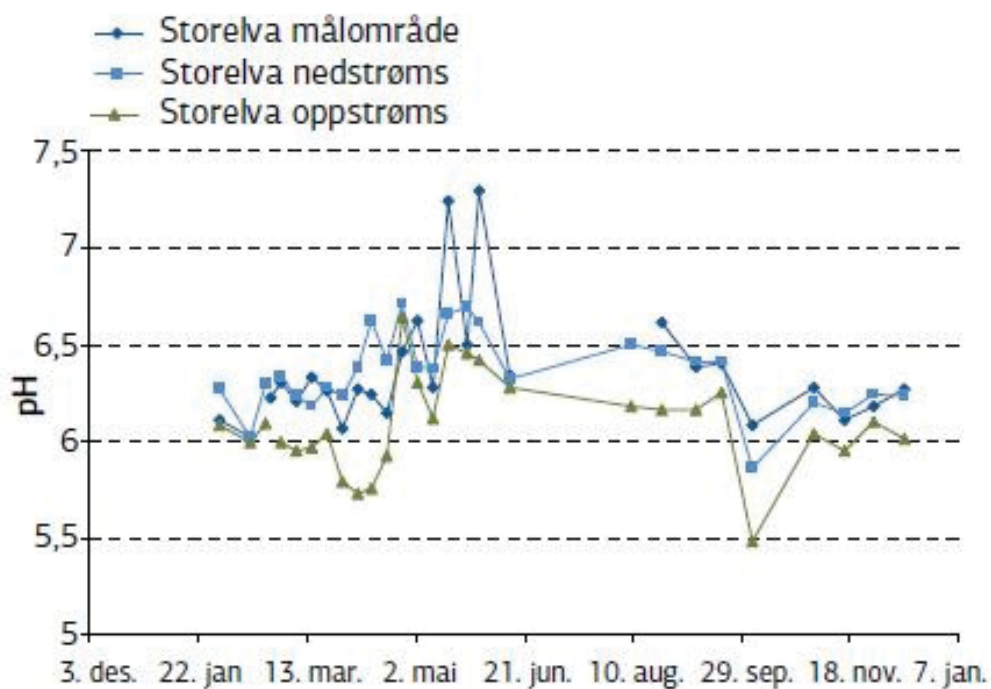


Fig. 4: pH-oversikt fra Direktoratet for Naturforvaltnings (DN) dosererkontroll på stasjonene nedstrøms og oppstrøms doseringsanlegg i Vegårvassdraget (Storelva), samt automatiske pH-målinger fra Nes Verk i 2010 (Kilde: DN 2011).

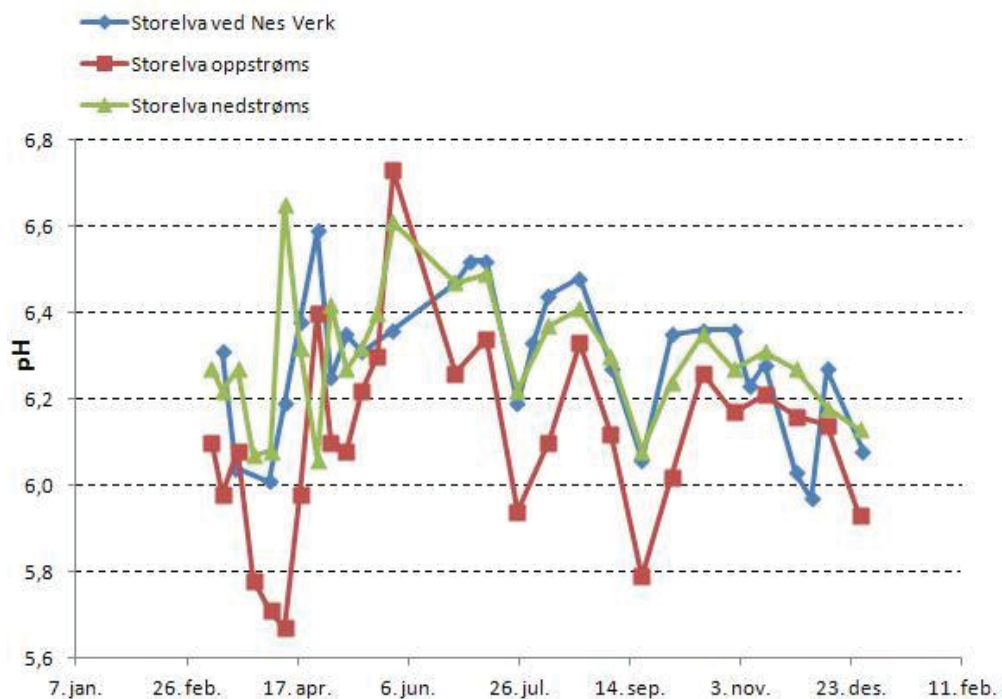


Fig. 5: pH-oversikt fra Direktoratet for Naturforvaltnings (DN) dosererkontroll på stasjonene nedstrøms og oppstrøms doseringsanlegg i Vegårvassdraget (Storelva) (Fig. 1), samt automatiske pH-målinger fra Nes Verk i 2011 (data fra Frode Kroglund).

2.2 Studieartene

Fiskeartene det blir fokusert på i dette masterprosjektet er atlantisk laks og sjøørret, som begge er anadrome arter innen laksefisk. Videre er det ilagt mye fokus på smoltifisering og nedstrøms migrasjon.

2.2.1 Atlantisk laks

Laksen begynner livet sitt i rennende ferskvann. Om våren og forsommeren klekkes lakseeggene, avhengig av døgngader, og den nyklekte lakseyngelen er utstyrt med en plommesekk som den livnærer seg fra over de første ukene av sitt liv under grusen (Hansen 2000).

Den første tiden vil laksungene (parr) ofte hevde territorie sammen med sine søsken som en gruppe og dermed øke overlevelsessannsynlighet og vekst ved å ikke konkurrere innad i gruppen og forsvare leveområdet i fellesskap (Jonsson & Jonsson 2011b; Keenleyside & Yamamoto 1962). Dette øker også reproduktiv suksess, dvs. foreldrenes spredning av arvemateriale (Brown & Brown 1996). Denne territoriedannelsen vil føre til en tetthetsavhengig dødelighet, da territoriene bare kan romme et visst antall parr. Størrelsen på territoriet vil være avhengig av tilgang på næring og skjul, antall parr og vannhastighet (Grant & Kramer 1990). Lakseparren kan også periodevis vandre (Hansen 2000). Lakseparren har et karakteristisk utseende med tydelige parrmerket (fingermerker), store brystfinner, skarp halefinne med dyp rotkløft og få flekker på gjellelokkene sammenlignet med parr fra ørret. Lakseparr står i mot strømmen (positiv rheotaksis) og vinkler de store brystfinnene slik at de blir presset ned mot elvebunnen. Den viktigste føden ved dette stadiet er insektslarver (*Chironomidae*, *Tricoptera*, *Plecoptera*, *Simulidae*), bunndyr og plankton. Eldre parr spiser også fisk (Jonsson & Jonsson 2011b).

Varigheten av laksens parr-stadium avhenger av næringstilgang, vekst, vassføring, vanntemperatur og daglengde (Jonsson & Ruud-Hansen 1985; Metcalfe & Thorpe 1990). I Norge foregår denne utviklingen på en gradient fra sør til nord, hvor smoltifiseringen begynner tidligere i sør (Hansen 2000), og som regel når alderen er mellom to til fem år.

Når anadrom fisk som laks og ørret skal gjøre seg klar til et liv i havet, går de igjennom en smoltifiseringsprosess (Fig. 6). Smoltifiseringen innebærer at fisken omjusterer seg fra



Fig. 6: Laksesmolt i fra Storelva.

ferskvann til saltvann, fra parr til utvandringssklar smolt. I smoltifiseringen skjer det store fysiologiske, samt hormonelle forandringer, som fører til endringer i kroppsfasong, farge, atferd og fysiologi (Hansen 2000; Jonsson & Jonsson 2011d). Den primære smoltutvandringen skjer hovedsakelig over en måneds tid på våren og forsommeren, aller helst om natten (Jonsson & Ruud-Hansen 1985), noe som også ble observert i Storelva under feltperioden. Gjennom denne utvandringen opphører den positive rheotaksisen, samt territorialiteten (McCormick et al. 1998) og smolten følger strømmen nokså energieffektivt, men kan bli forsinket av vandringshindre og områder med lav vannhastighet, som for eksempel større innsjøer (Hansen et al. 1984). Den kan også vandre oppover vassdraget igjen, eventuelt sidevassdrag, eller opptre nokså stasjonær over kortere perioder. Under utvandringen legges også dietten om til å bestå mer av krepsdyr og mindre fisk, samt luftinsekter (Levings et al. 1994; Rikardsen et al. 2004).

Laksen blir som regel kjønnsmoden under havfasen, som oftest varer en til tre vintre, men det finnes også såkalte "dverghanner" som blir tidlig kjønnsmoden i ferskvann og smoltifiserer påfølgende vår (Hansen & Jonsson 1985). Under dette sjøoppholdet opplever laksen en stor

vekst, og den kjønnsmodne fisken starter hjemvandringen senvinters/tidlig vår, hvor hovedinnsiget til norskekysten forekommer i perioden mai-august.

Gytingen foregår som oftest i perioden oktober-desember, og fører til at begge kjønn får en gytedrakt. Hannens gytedrakt fremstiller som mer pragende sammenlignet med hunnens; med rødlige kroppssider og gytekrok på underkjeven. Gytingen foregår i rennende vann og i områder med grus av forholdsvis grov karakter (Jonsson & Jonsson 2011b). Selve gytingen skjer ved at hunnen legger seg på siden og beveger kroppen sin slik at det blir utgravd en gytegrep. I denne gytegrepen legges rogn, som fort blir befruktet av hannenes melke. Prosessen gjentas så like over den forrige gytegrepa slik at denne blir tildekt av grus.

2.2.2 Sjøørret

Unger av ørret kommer i likhet med laksunger opp av grusen i rennende vann, men der laksen som regel bare utnytter elv, utnytter ørreten også til stor grad småbekker (Jonsson 2000). Etter ungene er kommet opp av grusen vil de ofte flytte seg til roligere partier, som bakevjer, like ved bredder, eller hvis mulig: innsjøer, hvor det finnes gode skjulmuligheter. Ørret kan finnes som eneste art i en vannforekomst, men også som del av mer kompliserte fiskesamfunn. I elver regnes laksen som å være en av ørretens største konkurrenter (Jonsson 2000). Innen en og samme ørretbestand kan det finnes både migrerende individer (sjøørret) (Fig. 7) og stasjonære individer (Jonsson & Sandlund 1979; Jonsson 1985). Dette fenomenet er relativt vanlig i vassdrag tilknyttet havet, og skyldes i stor grad intraspesifikk genetisk variasjon innen bestander (Hindar et al. 1991). Hvorvidt en ørret blir vandrende eller stasjonær har bakgrunn i forskjellig seleksjon på grunn av varierende suksess under forskjellige forhold (Jonsson 2000).

I likhet med laksen er lengden av ørretens parr-stadium avhengig av blant annet vanntemperatur, vannhastighet og daglengde som stimulerer smoltifisering og utvandring, og det varer lengre i nordlige deler enn i sørlige deler av landet (Jonsson 1991). I norske bestander varierer smoltalderen mellom ett og syv år, men med to til fire år som mest vanlig (Jonsson 2000). Utvandringen skjer på våren og forsommeren. Under utvandringen har sjøørreten en tendens til å stoppe nederst i oppvekstvassdraget før den vandrer ut i havet. Etter utvandringen spres den seg så utover fjorder og holder seg ofte forholdsvis nært kysten (Lyse et al. 1998) sammelignet med laks. Mindre individer holder seg som regel mer i

brakkvannsområder enn større individer da det ofte kan oppstå problemer med saltbalansen i kaldere sjøvann (Finstad et al. 1988; Hoar 1976).



Fig. 7: *Sjørreetsmolt i fra Storelva.*

I motsetning til laks har norsk sjørret bare sommeropphold i havet, det vil si at den ikke holder seg der lengre enn til høsten, men dette varierer med opphavsvassdragets beliggenhet og vassføring, samt fiskens størrelse (Berg & Berg 1987; Jonsson 2000).

2.3 Smolt



Fig. 8: *Implantering av PIT-merke fra Texas Instruments (TIRIS) i smolt. PIT-merkene som har vært brukt var 23,1 mm lange, veide 0,6 gram i luft og hadde en diameter på 3,9 mm.*

Smoltifisering innebærer endringer i fysiologi, atferd og utseende, og regnes som størrelsesavhengig. På grunn av disse endringene er smoltstadiet en spesielt sårbar fase i fiskens liv hvor den er svært følsom for forandringer. Størrelsen ved smoltifisering varierer mellom vassdrag. Kriterier for Storelva, som normalt sett må være oppfylt for at fisken skal kunne regnes som sikker smolt, er hovedsakelig at den er fanget under utvandring, men det er også satt et størrelsekrav på ≥ 12 cm, selv om dette ikke alltid er tilfellet, dvs. at det kan forekomme at smolt også er < 12 cm. Det ble ikke foretatt noen fysiologiske prøver av denne fisken. Tidligere undersøkelser i Storelva har vist at nedvandrende fisk har normal fysiologisk status for ferskvann og at den er saltvannstolerant (Kristensen et al. 2010; Kroglund et al. 2007; Kroglund et al. 2011b; Kroglund et al. 2011c; Kroglund et al. 2012). Antallet smolt som utvandrer bestemmer den øvre grensen for mengden fisk som kan forventes å tilbakevandre, dvs. den høstbare bestanden.

2.4 PIT-merking og -antenner

Smolt som har blitt merket ble opprinnelig fanget i sideløpet og smoltfella på Fosstveit, for så å bli satt ut oppstrøms Fosstveit kraftverk (Fig. 10) og fanget igjen. Det ble innhentet tillatelse av Forsøksdyrutvalget i forkant av merkeforsøket (ID: 3360). Målet for merkingen var å bruke fisken i merke-gjenfangstanalyser for å estimere overlevelse, valg av vandringsvei og gjenfangstsannsynlighet.

Fiskene ble bedøvd i vanntanker tilsatt Benzokain i etanolløsning/propylenglycol med et blandeforhold på fem til syv ml pr. 10 liter vann. Fiskene ble regnet som tilstrekkelig bedøvd når de ikke klarte å holde balansen og ikke viste refleks/reaksjon ved klyping i sporden. Det ble deretter skjært et lite snitt mellom fiskenes brystfinner og et PIT-merke (Passive Integrated Transponder) med lengde 23,1 mm og diamenter 3,9 mm produsert av Texas Instruments (TIRIS) ble lagt inn i bukhulen (Fig. 8).

Hvert PIT-merke inneholder en unik tallkode som identifiserer de merkede fiskene, samt merket fisk fra tidligere år. Etter operasjon fikk fiskene våkne opp igjen i store vannkar før de så ble satt ut ca. 500 m oppstrøms demningen i et forholdsvis rolig parti. Det ble gjennomført syv merkingsøkter: to økter morgenen 4. mai, en økt kvelden 11. mai, en økt morgenen 12. mai, en økt formiddagen 12. mai, en økt morgenen 16. mai og en økt morgenen 18. mai.



Fig. 9: PIT-antennene ved "1870". Antenne 1 (t.v.) og antenne 2 (t.h). Foto: Sara Egenes Johnsen.

Gjenfangster ble registrert på tre måter: gjenfangst i smoltfeller ved turbinutløpet (Fosstveit) og Strømmen og i yngelkar ved sideløpet. Det har også vært to PIT-antenner (Fig. 9) lengre ned i vassdraget ved Strømmen, utløpet til Lundevann, på en lokalitet herved referert til som "1870" (Fig. 2) som har registrert PIT-merket fisk.

PIT-antennene har bestått av kommersielt tilgjengelig

radiofrekvensidentifiseringsutstyr (RFID) produsert av Texas Instruments (TIRIS S-2000) som skaper et lavfrekvent (134,2 kHz) magnetfelt mellom seg, og registrerer når merket fisk passerer. Disse registreringene har blitt loggført av en leserenhet/datalogger fra Oregon RFID som har logget kontinuerlig når merket fisk passerer magnetfeltene. Antennene har vært satt opp som løkker slik at en del har vært over vannet og en del langs bunnen. Disse antenne var igjen koblet til to stemmebokser (TIRIS RI-RFM-008), som igjen var koblet til leserenheten. Antennene har vært omtrent 2,5 meter fra hverandre og benevnt som ”Antenne 1”, som var nærmest fjorden, og ”Antenne 2”. Antennenes fysiske mål var 8,3 meter fra bredd til bredd for ”Antenne 2” og 8,0 meter for ”Antenne 1”. Ved å se på tidsforskjellene og avstandene i mellom passeringene av de to antennenes magnetfelt, kan hvert individs retning bli beregnet. PIT-merket fisk har også blitt registrert ved hjelp av håndholdte PIT-lesere (Agrident APR350). Dette ble gjort i sideløpet og smoltfellene ved Fosstveit og Strømmen. PIT-antennene var aktive og registrerte fisk i perioden 26. april – 28. november 2011. Deteksjonseffektiviteten fra og med 26. april til og med 23. juli var henholdsvis 88 % for ”Antenne 1” og 92 % for ”Antenne 2”. For hele perioden var deteksjonen ved ”1870” over 80 %, og minst en av antennene detekterte > 90 %.

2.5 Fosstveit kraftverk

Det har tidligere vært kraftverkdrift på Fosstveit, men denne ble nedlagt i 1970. Dagens kraftverk ble bygget i perioden 2007-2008, og strømproduksjonen ble iverksatt høsten 2008. Kraftverket er et lavtrykks elvekraftverk med en fullverdig Kaplan-turbin, og har en ytelse på ca. 1900 kW og en årlig middelproduksjon på omtrent 7,0 GWh (Kroglund et al. 2011b). Kraftverket har en slukeevne på omtrent 16,0 m³ og en fallhøyde på 14,5 meter. Turbininntaket har påmontert en langsgående rist med en tversgående ristrensker som kan virke avskrekkende for fisk. Risten hadde 5 cm brede lysåpninger mellom hver spile, som var 1 cm brede.



Fig. 10: Demningen ved Fosstveit kraftverk. 1: Rensekanal, 2: Damkrone, 3: Laksetrapp. Sideløpet er like utenfor bildet på venstre side.

2.6 Sideløpet

Sideløpet er den alternative nedvandringsveien forbi demningen ved Fosstveit kraftverk (Fig. 11). Det er en kvadratisk åpning med målene 43,0 x 43,0 cm plassert i vannoverflaten ved siden av turbinens vanninntak (Fig. 12) og fungerer som en kunstig foss med et vannfall på omtrent 4,5 meter. Denne åpningen er hevet ved hjelp av en rekke avkappede bjelker og planker. Det ble brukt tre forskjellige profiler/lukeinnstillinger i sideløpet; liten v-profil (1A), senket liten v-profil (1B) og stor v-profil (2A). (Tab. 1). Fiskene som benyttet dette alternativet endte opp i et støpt basseng (Fig. 12) sikret med ca. 1,5 meter høye notsperringer slik at de ikke skulle ha muligheten til å rømme ved høy vannmengde. Fallhøyden ned til bassenget var på ca. fire meter, og bassengets volum var ca. 15,5 m³. Fra dette bassenget gikk det videre en renne med vannavskillere ned til et yngelkar på 1,40 x 1,40 meter med kanthøyde på omtrent 40 cm, noe som tilsvarer et volum på 784 liter. Både renna og yngelkaret fikk også påmontert sikringsnøter. Det ble forøvrig brukt to forskjellige renner ettersom den første viste seg å være for lite effektiv til å ta unna vann.

Fellen ble inspisert hver morgen og kveld, og ved å gjøre dette kunne det bestemmes om den fangede fisken var nattvandrer eller dagvandrer. All fisk som endte opp i yngelkaret ble talt, artsbestemt, målt og inspisert for PIT-merker. Vannstanden i yngelkaret ble regulert med en såkalt ”munk”; et justerbart overløp. All fisk som vandret gjennom sideløpet ble fanget, dette vil si at sideløpet hadde 100 % fangsteffektivitet. Sideløpet var aktivt i perioden 28. april-28. mai 2011.



Fig. 11: Sideløpet med basseng, renne og yngelkar. Foto: Frode Krogglund.

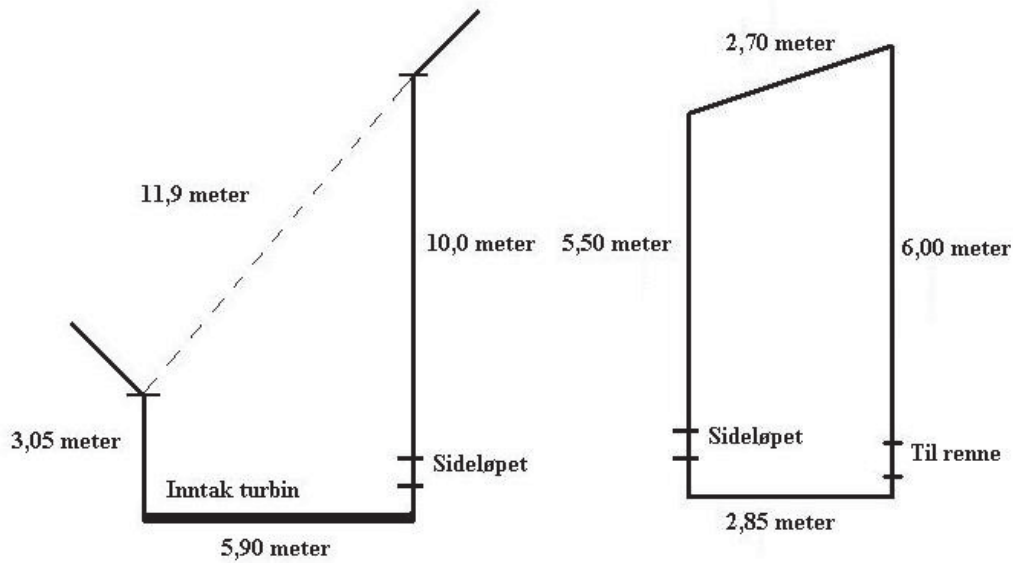


Fig. 12: Målene rundt turbininntaket ved sideløpet (t.v.) og bassenget nedenfor sideløpet (t.h.).

2.6.1 Strømforhold og fyllingstid

Det ble gjennomført forskjellige strømningsmålinger like ved turbininntaket og sideløpet. Disse målingene ble gjennomført i slutten av forsøksperioden ved hjelp av et flygel. Målingene var fordelt på 16 forskjellige punkter, hvorav likt fordelt på dybdene 10 cm (Fig. V1) og 150 cm (Fig. V2) under overflaten. For de fleste punktene ble det registrert vannhastigheter i både langsgående og tverrgående retning for å prøve å skaffe et overblikk over strømbildet turbininntaket og sideløpet skapte og hvordan dette kunne påvirke laks og ørrets løpsvalg. Dette ble gjort ved å utføre målinger både ved aktivt og inaktivt sideløp. Figurene V1 og V2 er basert på to GAM-modeller (Generalisert Additiv Modell) lagt over hverandre og er grafisk presentert med vannføringene 4, 6 og 8 m³/s i vedlegget.

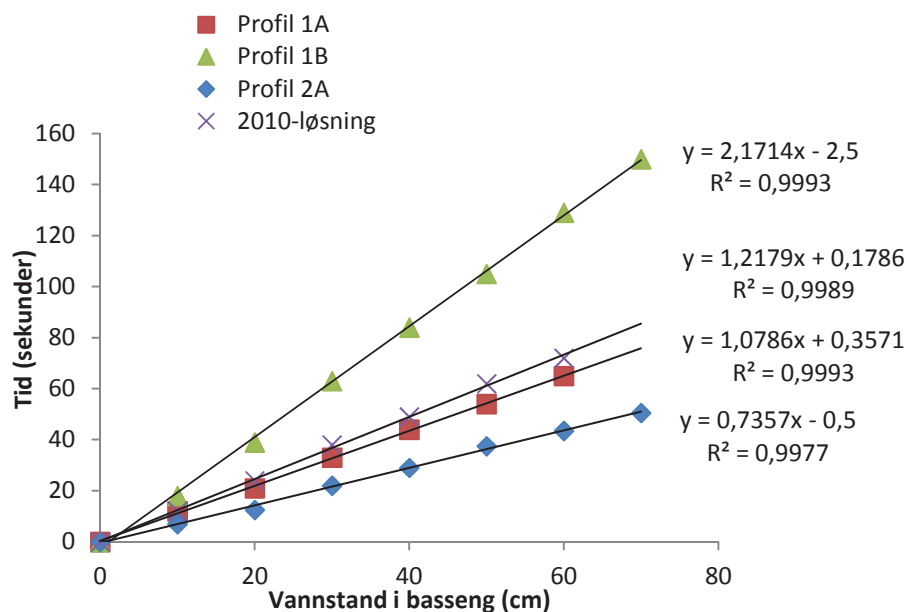


Fig. 13: Fyllingstid og vannstandsøkning ved bruk av de forskjellige lukeinnstillingene for sideløpet (se Tab. 1). I tillegg til de brukt i dette prosjektet er også løsningen brukt forrige sesong (2010) representert.

Fyllingstid ble målt for å beregne hvilke lukeinnstillinger/behandlinger var mest effektiv i hensyn til optimalisering av vannmengde og antall fisk. Disse målingene ble utført ved å fysisk måle vannstandsøkning til et visst punkt fordelt på tid i bassenget nedenfor sideløpet for de forskjellige lukeinnstillingene. Det ble brukt tre forskjellige lukeinnstillinger i sideløpet i 2011 (Fig. 13), men innstillingen som ble brukt i 2010 er tatt med som referanse.

2.7 Smoltfeller

Smoltfeller, eller smolthjul, er et passivt fangstverktøy som har som funksjon å fange nedvandrende fisk (Chaput & Jones 2004; Volkhardt et al. 2007). Disse smoltfellene plasseres hvor vannstrømmen er sterkest og kan påmonteres ledenøter for å øke fangsteffektiviteten. Smoltfellene som ble brukt i Storelva består av en trommel med blader som drives rundt som et hjul av vannstrømmen. Denne trommelen flyter ved hjelp av en flåte og har også en vinsj som kan brukes til å regulere trommelens høyde, og dermed også fart i forhold til vannstrømmen (Fig. 14). Smolt som kommer inn i trommelen blir så ledet av trommelens skruefasong inn i et fangkammer hvor smolten telles, artbestemmes, måles og inspiseres for PIT-merker.



Fig. 14: Smoltfellen nedstrøms PIT-antennene ved Strømmen.

Det har vært brukt to smoltfeller i Storelva, nedstrøms Fosstveit kraftverk og nedstrøms PIT-antennene ved Strømmen. Smoltfellen nedstrøms kraftverket har vært påmontert ledenøter for å også fange død smolt som har gått igjennom turbinen. Fellene ble sjekket hver morgen/formiddag og ettermiddag/kveld. Smoltfellen ved Fosstveit var aktiv fra og med 28. april til og med 7. juni 2011. Smoltfellen ved Strømmen var aktiv fra og med 26. april til og med 7. juni 2011.

For å anslå fangsteffektivitetene for fellene ble det fettfinneklippt fisk fanget ved lokalitetene som ble satt ut like oppstrøms fellene. For smoltfellen ved Fosstveit ble det fettfinneklippt totalt 146 fisk, hvorav 119 laks og 27 ørret. Klippingen foregikk ved to økter: 2. og 7. mai. Av disse ble 27 fisk gjenfanget, hvorav 23 laks og 4 ørret, noe som tilsier fangsteffektiviteter på nærmere 20 % for laks og 15 % for ørret. 89 % av gjenfangstene ble fanget i løpet av påfølgende døgn etter finneklipping. Fangsteffektiviteten anses her som lav, noe som blant annet kan skyldes varierende vannstand oppstrøms demningen, vannmengde gjennom turbinløpet og nylige fysiske inngrep ved turbinløpets utløp. For smoltfellen ved Strømmen ble det ikke fanget og finneklippt nok ørret for å beregne fellens fangsteffektivitet for denne arten. Det ble fettfinneklippt 59 individer av laks 8.mai, hvorav 23 ble gjenfanget i smoltfellen, noe som tilsier en effektivitet på omtrent 40 %. Av disse ble ca. 80 % gjenfanget i løpet av påfølgende døgn.

2.8 Forsøksoppsett

Det har blitt brukt en rekke forskjellige behandlinger/manipuleringer for sideløpet for å finne optimale forhold mellom vannmengde og antall vandrende fisk. Disse behandlingene har vært diverse lukeinnstillinger/profiler og øking av vannstand (kunstig flom) (Tab.1). Profil 2A viste seg å være ueffektiv, og ble derfor erstattet av profil 1A. Profil 1A ble senere modifisert ved å senkes (fjerne en bjelke) for å øke vannmengden, og fikk dermed benevnningen "Profil 1B".

Tab. 1: Tidslinjetabell med oversikt over bruk av profiler i sideløpet, vannstand, vannføring, vanntemperatur og flom over tid. Vannstand- og vannføringsdata kommer i fra NVEs målestasjon i Lundevann. Temperaturdata er fra NVE-målinger på Fosstveit. Profil 1A er liten v-profil, profil 1B er liten v-profil minus en planke, profil 2A er stor v-profil. 24.-26. mai ble det lagd en flom for å hjelpe smolt ut. Effektene av denne flommen kunne observeres helt til 28.-29. mai.

Dato	Dag nr.	Manipulering sideløpet			Vannstand (m)	Vannføring (m ³ /s)	Temperatur (celsius)	Flom
		Profil 1A	Profil 1B	Profil 2A				
27.04.2011	1				0.4230	3.5274	10.86	
28.04.2011	2				0.5373	4.5569	11.09	
29.04.2011	3				0.5916	5.0837	11.20	
30.04.2011	4				0.5553	4.7288	11.35	
01.05.2011	5				0.5072	4.2748	11.04	
02.05.2011	6				0.4630	3.8754	11.64	
03.05.2011	7				0.4778	4.0074	10.67	
04.05.2011	8				0.4808	4.0345	10.07	
05.05.2011	9				0.4617	3.8635	11.01	
06.05.2011	10				0.4474	3.7373	11.32	
07.05.2011	11				0.4456	3.7223	11.81	
08.05.2011	12				0.4287	3.5754	12.00	
09.05.2011	13				0.4166	3.4723	11.50	
10.05.2011	14				0.4060	3.3835	12.59	
11.05.2011	15				0.4030	3.3585	12.88	
12.05.2011	16				0.4115	3.4293	13.11	
13.05.2011	17				0.4038	3.3644	13.00	
14.05.2011	18				0.3926	3.2716	12.75	
15.05.2011	19				0.3981	3.3171	12.38	
16.05.2011	20				0.4008	3.3393	13.06	
17.05.2011	21				0.3953	3.2936	13.66	
18.05.2011	22				0.3889	3.2408	13.05	
19.05.2011	23				0.3999	3.3322	12.93	
20.05.2011	24				0.4004	3.3365	13.34	
21.05.2011	25				0.4359	3.6378	12.66	
22.05.2011	26				0.3868	3.2239	12.74	
23.05.2011	27				0.3851	3.2098	12.68	
24.05.2011	28				0.5193	4.3874	12.71	
25.05.2011	29				0.8613	8.0425	12.99	
26.05.2011	30				0.9106	8.6430	12.60	
27.05.2011	31				0.7522	6.7787	12.45	
28.05.2011	32				0.7369	6.6082	11.97	
29.05.2011	33				0.5280	4.4688	12.08	
30.05.2011	34				0.4764	3.9949	12.50	
31.05.2011	35				0.5272	4.4614	12.74	
01.06.2011	36				0.6233	5.4023	13.08	
02.06.2011	37				0.6177	5.3453	14.62	
03.06.2011	38				0.6004	5.1712	15.75	
04.06.2011	39				0.6039	5.2061	16.42	
05.06.2011	40				0.5542	4.7183	16.97	
06.06.2011	41				0.5287	4.4759	16.76	
07.06.2011	42				0.5389	4.5721	17.26	

2.9 Datamaterialet

I løpet av studieperioden ble det PIT-merket 533 smolt, hvorav 364 var laks (68,3 %) og 169 ørret (31,7 %). Av de opprinnelige 533 individene overlevde 519 (97,4 %) av dem merkeprosessen, hvorav 67,8 % av de overlevende var laks og 32,2 % ørret. Laksesmoltene utgjorde hovedandelen som opplevde merkedød representert med 12 individer i mot to ørretsmolt. Syv av de 12 laksesmoltene som opplevde merkedød ble observert døde kort tid etter merkingsøkten kvelden 11. mai. Begge de merkedøde ørretene ble observert etter den andre merkingsøkten morgenen 4. mai.

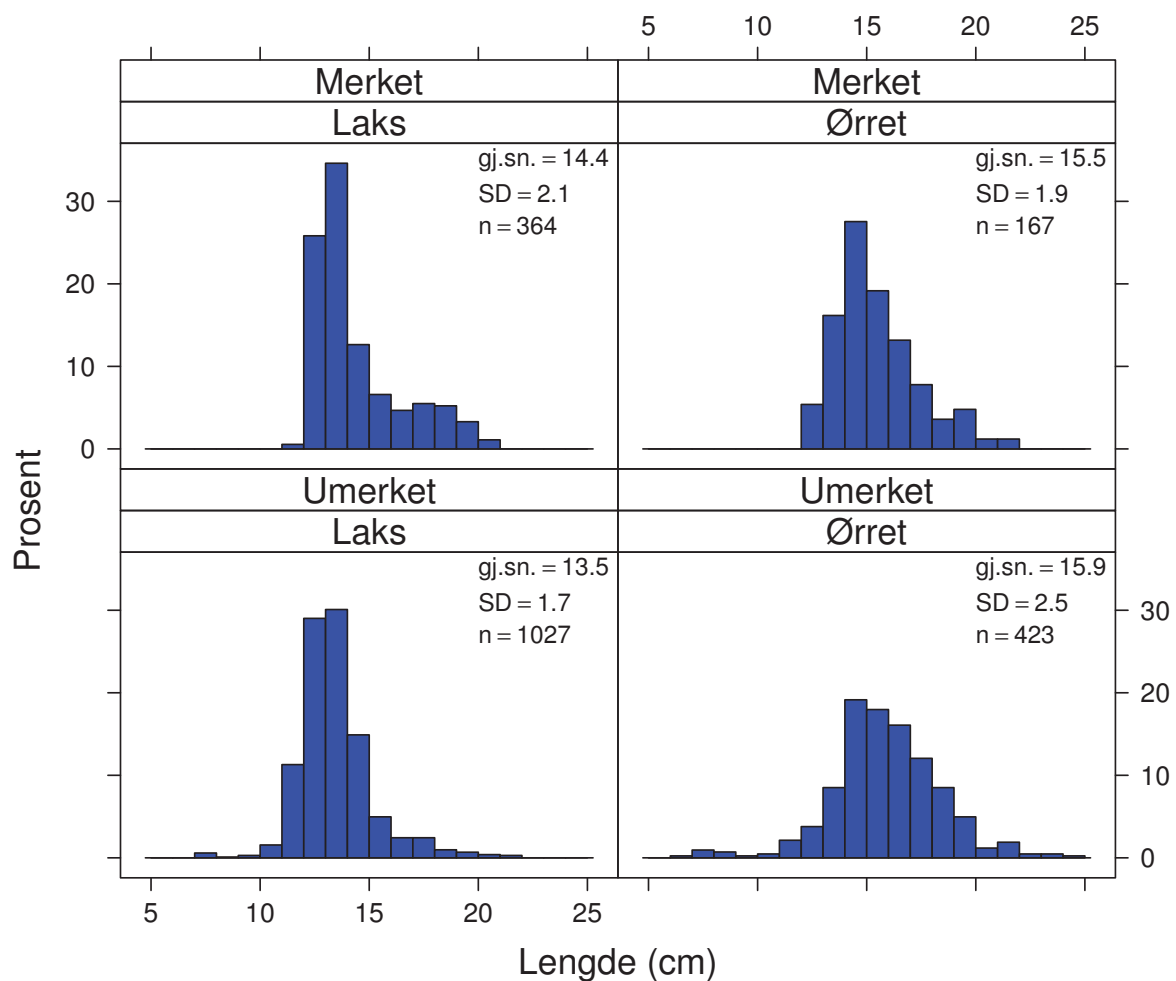


Fig. 15: Lengdefordelingen mellom gruppene merket og umerket laks- og ørretsmolt i Storelva 2011 med tilhørende antall innen hver gruppering (n), standardavvik (SD) og gjennomsnitt (mean).

Det var en viss forskjell mellom gruppene (Fig. 15). Ørretsmolt var generelt større enn laksesmolt både for merkede og umerkede individer, men dette er ventet siden ørret har kraftigere kroppsbygning. Merket laks var også større enn umerket laks, men dette skyldes nok et merkingskrav på lengder ≥ 12 cm, det vil si at ingen individer under 12 cm ble merket.

Det var ikke noen signifikant forskjell mellom ørretgruppene ($p > 0,05$) (Fig. 16), men det var forskjell mellom disse gruppene hos laks ($p < 0,0001$). Når man begrenses av 12 cm-regelen for smolt vil det bli enklere å merke et utvalg av ørret, siden den som regel er større enn 12 cm, som ikke skiller seg i fra populasjonsgjennomsnittet enn for et utvalg av laks hvor en stor andel er mindre enn 12 cm.

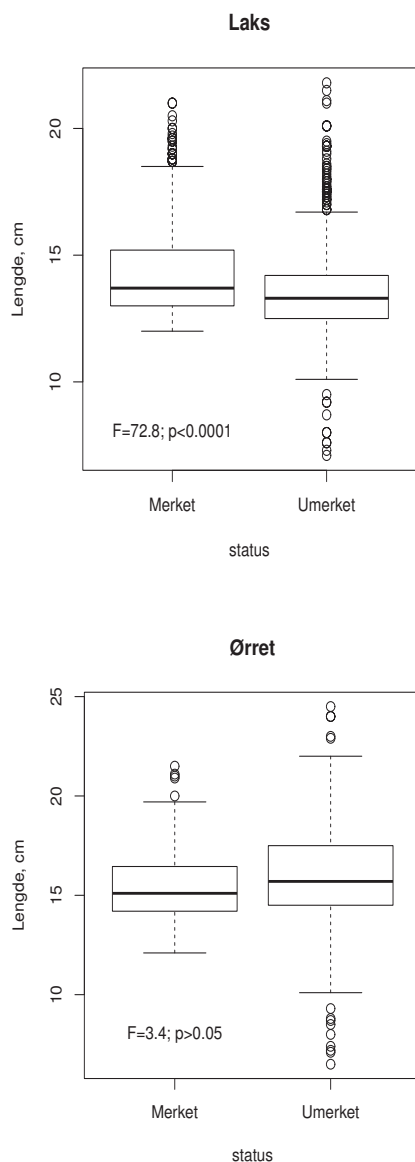


Fig. 16: Boxplot av lengdefordelingen mellom gruppene merket og umerket laks- og ørretsmolt i Storelva 2011 med tilhørende enveis ANOVA-test.

2.10 Statistiske analyser

Modellutvelgelse har blitt utført ved bruk av rangering av kandidatmodeller i henhold til deres AIC-verdi (Anderson 2008; Burnham & Anderson 1998). Kandidatmodellene har i all hovedsak blitt framsatt ut fra økologisk kunnskap og kjennskap til studiesystemet. Dette innebærer at ikke alle teoretisk mulige kombinasjoner av prediktorvariablene har blitt tilpasset dataene.

2.10.1 Analyser av merke-gjenfangstdataene

Merke-gjenfangstdataene har blitt analysert ved å generere binær fangsthistorikk for alle smolt ut i fra antagelser som er knyttet opp til Cormack-Jolly-Seber-parametrisering (CJS-parametrisering) (Cormack 1964; Jolly 1965; Lebreton, J.-D. et al. 1992; Seber 1965). Denne parameteriseringen baseres på estimerer av gjenfangssannsynlighet (p) og overlevelse (ϕ) ved begge nedvandringalternativer for gruppene laks og ørret. Merke-gjenfangstanalysene ble gjennomført i programmet MARK, versjon 6.1 (White & Burnham 1999). Dataene ble organisert og analysert ut fra en multistratamodellstruktur der individuelle gjenfangsthistorier bestod av tallene 0, 1, 2, 3, eller 4 der 0 betyr at individet ikke ble gjenfanget eller sett i løpet av en gjenfangstrunde og de øvrige tallene angir hvilken sone individet blir gjenfanget i. I mitt oppsett ble sone 1 satt til å være områdene ovenfor demningen, sone 2 turbinløpet og ned til smoltfella som stod nedenfor, sone 3 sideløpet og sone 4 områdene nedenfor sone 2 og 3 og ned til smoltfella nederst i Strømmen. Gjenfangsthistoriene til hver enkelt fisk bestod av daglige soneangivelser. I alt ble dette 30 dager da de siste dagene ble slått sammen på grunn av få observasjoner. Et eksempel på en fangsthistorie kan være: {000001030000000040000...}. Dette individet ble merket og satt ut (i sone 1 slik alle ble) på dag 6. Den ble gjenfanget og satt tilbake i sone 3 (sideløpet) to dager etter og senere gjenfanget eventuelt registrert på PIT-antennen i sone 4 på dag 16. I programmet MARK brukes disse multinominale fangsthistoriene som utgangspunkt for estimering av de ulike fangsthistoriekombinasjonenes sannsynlighet.

Selve parameteriseringen av multistratamodellen som ble brukt er visualisert som noen eksempler i Fig. 17 i for av det som kalles et sjebnediagram. Denne måten å parameterisere på kalles for Conditional Arnason-Schwarz (CAS) (Arnason 1973) og består av tre parametere: p = gjenfangstsannsynlighet, S = overlevelsessannsynlighet og ψ = vandringssannsynlighet. I

sjebnediagrammet kan vi følge individer som merkes ved omgang k og som settes ut i sone 1. Vi følger ulike sjebner og de ulike sannsynlighetene som er assosiert med ulike hendelser og valg. Ut fra CAS-notasjonen betyr S_k^1 overlevelsessannsynligheten fra k til k+1 perioden for individer som ble stående igjen i stasjon k, ψ_k^{13} er sannsynligheten for å vandre fra station 1 til 3 i løpet av k til k+1 perioden (ψ_k^{11} er sannsynligheten for å bli igjen), og p_k^1 sannsynligheten for å gjenfanges i stasjon 1 ved omgang k. I Fig. 17 er fangsthistoriene satt opp for de ulike sjebnene ytterst til høyre. Merk at i eksempel nummer 1 blir individet gjenfanget død i sone 1 i omgang k+1. Dette individet sensoreres ut fra dataene fra denne perioden av (noteres som -1) slik at dataene ikke brukes utover omgang k+1. Legg også merke til eksempel nummer 4 som var en tur innom stasjon 2 (turbinaløpet) i omgang k+1, men fordi den ikke ble gjenfanget så fikk den en '0' for denne omgangen. Den ble senere gjenfanget i stasjon 4. For slike ufullstendige gjenfangsthistorier vil man i mitt tilfelle kunne vite (og dermed inkludere dette i MARK) at fisken har vært gjennom turbinaløpet. Dette fordi vi setter gjenfangssannsynligheten for sideløpet til å være 1. Vi antar altså at all fisk som svømmer i sideløpet gjenfanges i karet og uløpsfellen. På denne måten vil all fisk som gjenfanges i sone 4 men som ikke registreres i sone 2 eller 3 ha måttet svømt gjennom sone 2, turbinaløpet. En rekke andre parametersettinger kunne også settes *a priori* for mitt forsøksoppsett. Blant annet kunne ψ^{23} , ψ^{21} , ψ^{31} , ψ^{32} , ψ^{41} , ψ^{42} og ψ^{43} settes til å være 0.

Parameterne ble estimert i MARK ved hjelp av loglikelihoodmetoden (Lebreton, J. D. et al. 1992). Alle parameterne kan i teorien estimeres som konstante over hele perioden eller med ulik grad av tidsavhengighet. I tillegg, og mer økologisk relevant, kan alle parameterne estimeres som funksjon av individuelle kovariater og effekter (for eksempel lengde og art) samt eksterne kovariater (for eksempel vannføring og temperatur).

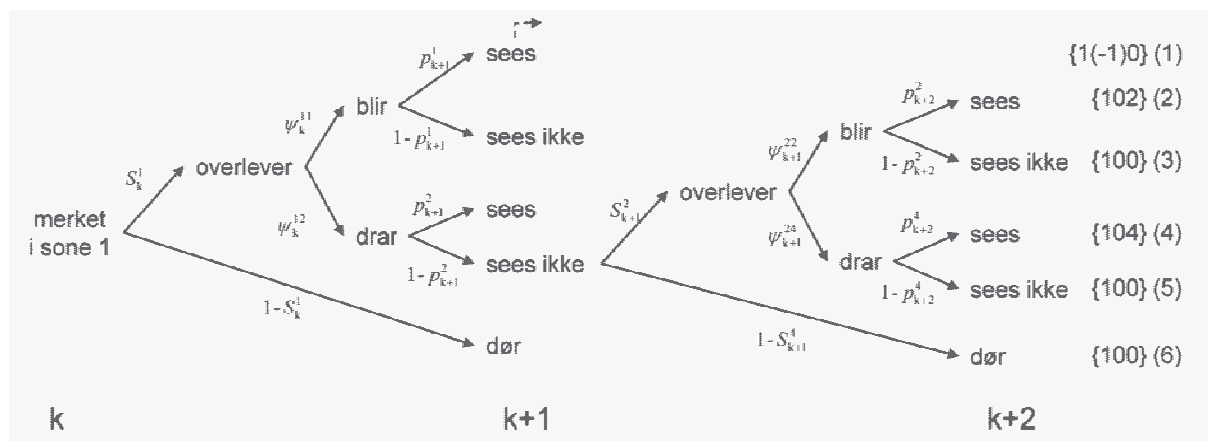


Fig. 17: Sjebnediagram over tre fangstomganger med tilhørende Arnason-Schwarz (CAS) parameterisering (se teksten for flere forklaringer).

2.10.2 Dynamisk faktoranalyse

For å analysere og kvantifisere de overordnede trendene i tidsforløpene i fangst av laks- og sjørørets mott i begge de to løpsalternativene ble det brukt dynamisk faktoranalyse, DFA, (Zuur et al. 2003). Dette analyseverktøyet er satt sammen av to hovedkomponenter, tidsserieanalyse og faktoranalyse, der en i et sett av parallelle tidsserier finner fram til én eller flere fellestrender i disse. Målet er å finne færrest mulig fellestrender som på en adekvat (det vil si med minst mulig bias og som avveier med hensyn til presisjon) måte beskriver utviklingen i alle tidsseriene. En får også ut hvordan de ulike tidsseriene laster (assosiasjonsgrad) i forhold til de ulike fellestrendene samt kan en få kvantifisert korrelasjon fra kovariater (for eksempel temperatur og vannføring) på fellestrenden(e). Modellutvelgelsen for disse DFA-analysene ble foretatt ved en tidsseriekorrigert versjon av AIC (CAIC), og selve analysene ble gjennomført i det R-baserte programmet BRODGAR (<http://www.brodgar.com>).

2.10.3 Øvrige statistikkanalyser

All øvrig statistikk ble gjennomført i programmet R, versjon 2.14.2 (R Development Core Team 2010).

For å modellere hva som påvirket sannsynligheten for å gå i ett av de to utvandringalternativene uten å ta hensyn til gjenfangstsannsynlighet eller individkovariater ble generaliserte lineære modeller (GLM) brukt på binomiserte data. Her ble da utelukkende fangstdataene bruk (ikke merke-gjenfangstdata) og for hver dag ble antall individer for de to artene tellet opp og delt på antallet som totalt gikk gjennom hele forsøksperioden. Disse daglige andelene ble brukt som respons i modellene og effekt av kovariater (vannføring og vanntemperatur) samt lukeinnstilling ble estimert ved hjelp av logit-tilpassede parametre. Her ble det sett nærmere på grad av forsinket utvandingsrespons i forhold til vannføring og temperatur. Disse modellene ble tilpasset med autokorrelasjonsstruktur ved hjelp av lme-prosedyren i R.

Til å sammenligne størrelsesfordelingen mellom de ulike gruppene ble ordinær anova bruk ved hjelp av lm-prosedyren i R.

Ordinær contingency-tabell-basert χ^2 -statistikk ble brukt for å sammenligne antall laks og ørret som gikk de to utvandingsrutene – der nullhypotesen er at de har lik fordeling.

3. Resultater

3.1 Størrelsesforskjeller

Laksesmolt som valgte utvandringalternativet sideløpet var i gjennomsnitt $14,21 \pm 2,03$ cm lange, noe som var signifikant større enn gjennomsnittsstørrelsen for individer som vandret via turbinløpet; $13,12 \pm 1,24$ cm (enveis ANOVA: $F=76,06$, $df=1;1110$, $p<0,0001$) (Fig. 18). For ørretsmolten var tilsvarende gjennomsnittsmål henholdsvis $16,04 \pm 2,24$ cm og $15,51 \pm 2,28$ cm. Tallene for ørretgruppene viste bare en svak signifikant forskjell mellom individer som vandret via sideløpet kontra individer som vandret via turbinløpet (enveis ANOVA: $F=4,99$, $df=1;500$, $p=0,026$) (Fig. 18).

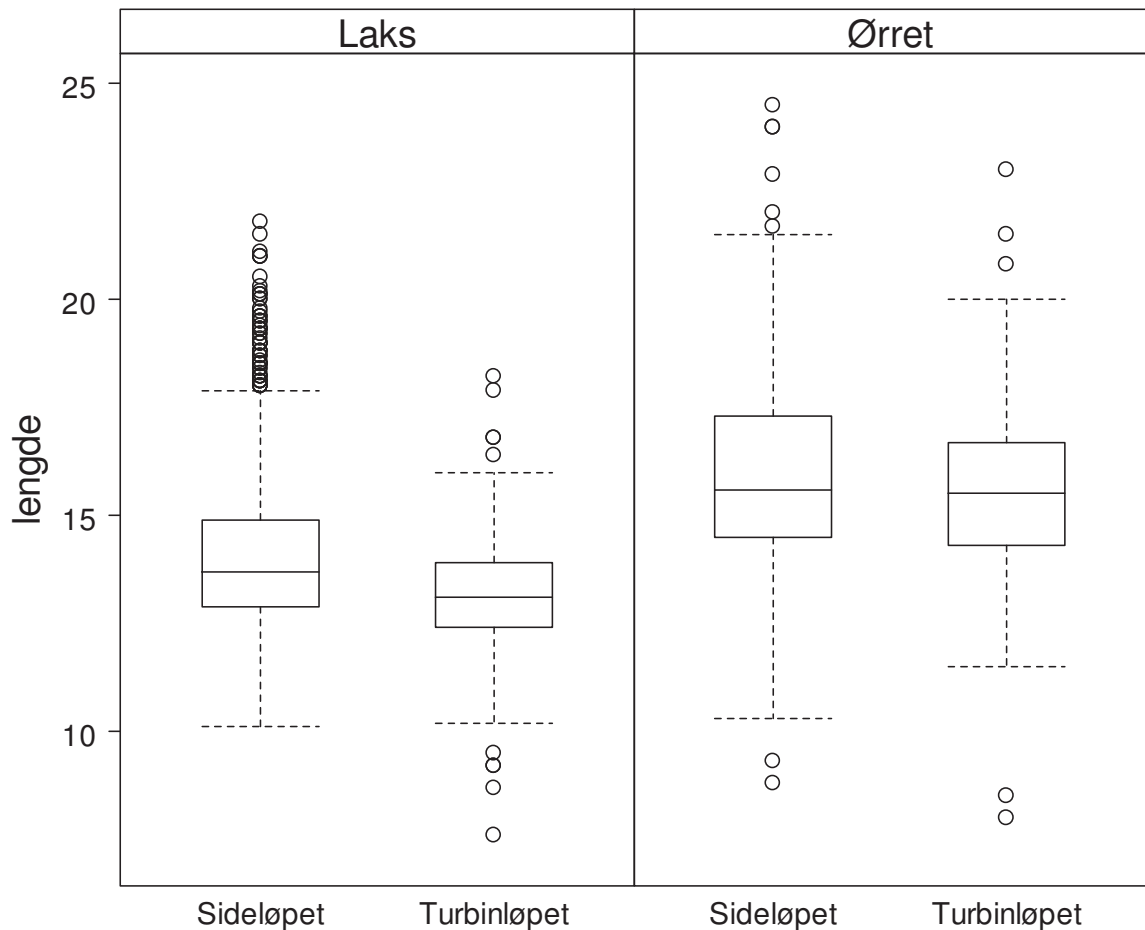


Fig. 28: Boxplot av størrelsesfordelingen hos lakse- og sjøørretsmolten fanget i begge utvandringveier ved Fosstveit 2011.

3.2 Tidsutvikling for utvandring

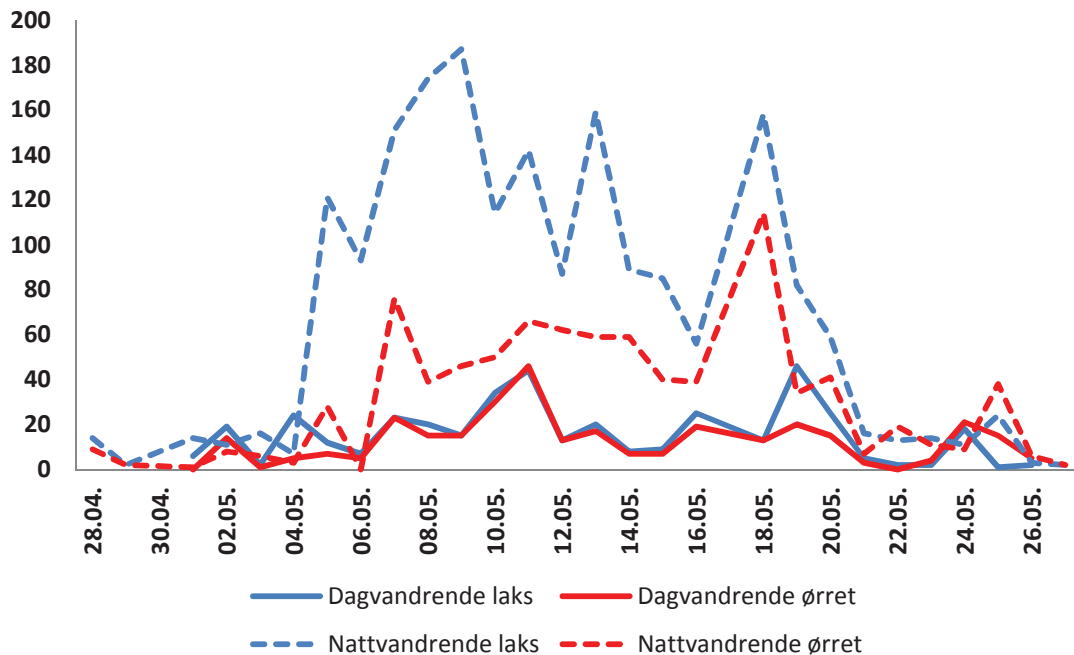


Fig. 19: Oversikt over utvandringstidspunkt for antall laks- og ørretsmolt gjennom sideløpet for perioden 28. april til 27. mai 2011.

Ved å se på fangsttallene under felleinspeksjonene kunne man beregne når på døgnet utvandringen var størst. I Fig. 19 kan det ses at nattvandring var dominerende for individer av begge arter fra og med 4. mai til rundt 21. mai. Når det gjaldt mengdeforhold så var det en markant dominans av laks i morgenfangstene (nattevandrere) denne perioden. For dagvandring hadde de to artene en veldig lik utvikling og trend gjennom hele perioden. De to artene hadde mest korrelert utvandringsmønster ved dagutvandring ($r_p=0,81$, $F_{1,25}=47,96$, $p<0.0001$) enn om natten ($r_p=0,77$, $F_{1,26}=38,00$, $p<0.0001$).

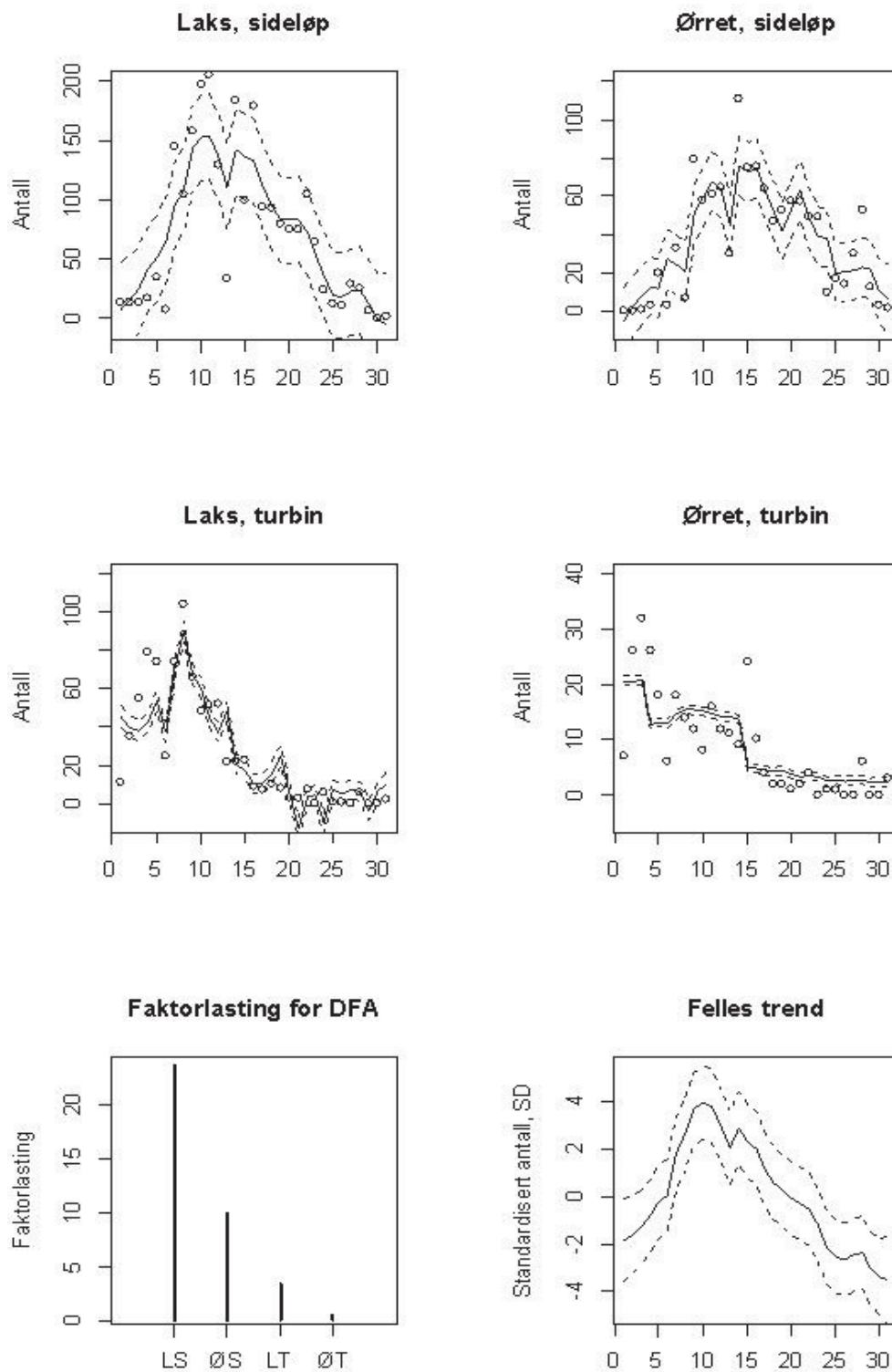


Fig. 20: Prediksjoner fra dynamiske faktoranalyser (DFA) for tidsutvikling for utvandring der de fire øverste panelene viser prediksjoner for de fire gruppene, mens panelet nede til venstre viser hvordan de ulike gruppene laster fra fellestrenden som vises nederst til høyre. For alle figurer unntatt "Faktorlastning for DFA" viser x-aksen dagnummer hvor dag 1 = 28. april 2011.

Ut fra DFA-analysene ble det vist at det var mest CAIC-støtte for en felles trend i fangstdataene med kovariaten forsinket vanntemperatur (Tab.3). Modellen viste videre at temperatureffekten var negativ for individer av begge arter som valgte turbinløpet, og positiv for individer av begge arter som valgte sideløpet (Tab.2).

Tab. 2: Lineære parameterestimer for vanntemperatureffekten tatt fra DFA-analysen for laks og ørret i begge vandringsruter. Respons er antall individer som vandrer per døgn.

Art	Rutevalg	Skjæringspunkt ($\pm$ S.E.)	Stigningstall ($\pm$ S.E.)
Laks	Sideløp	-46,52 (2,23)	9,74 (1,92)
Ørret	Sideløp	-174,05 (2,22)	17,32 (0,83)
Laks	Turbin	320,12 (2,22)	-24,18 (0,39)
Ørret	Turbin	79,07 (2,20)	-5,77 (0,21)

Tab. 3: Sortert modellseleksjonstabell for DFA-analyser av fangstforløp i de to vandringsveiene for laks og ørret. DFA ble tilpasset for ulikt antall fellestrender (FT) og ved ulike kovariatkombinasjoner (vanntemperatur, flom, lukeinnstilling, vannføring). t-1 betyr at man modellerer med en dags forsinkelse. AIC-verdiene beskriver hvor godt modellene balanserer tilbøyelighet (bias) og presisjon i estimatene. Lavest verdi viser modellen som mest effektivt balanserer antall parametre uten å gi store tilbøyelighetsproblemer.

Modellnavn	np	AIC	CAIC
1 FT + vanntemp(t-1)	22	1069.898	1153.944
1 FT + lukeinnst, vanntemp(t-1)	26	1062.178	1161.505
1 FT + lukeinnst)	22	1087.172	1171.219
1 FT + vannføring(t-1)	22	1095.134	1179.180
1 FT + flom	22	1098.672	1182.718
1 FT + lukeinnst, vannføring(t-1), vanntemp(t-1)	30	1068.201	1182.809
1 FT + lukeinnst, flom, vanntemp(t-1)	30	1068.459	1183.067
1 FT + lukeinnst, vannføring(t-1)	26	1089.47	1188.797
1 FT + lukeinnst, flom	26	1093.358	1192.685
2 FT + lukeinnst, vannføring(t-1), vanntemp(t-1)	33	1074.193	1200.262

Tab. 4: Krystabell av forventet og observert antallsfordeling av laks og ørret i henholdsvis sideløpet og turbin samt tilhørende test-statistikk.

	Ørret		Laks	
	Obs.	Forv.	Obs.	Forv.
Sideløp	1140	1072.1	2234	2301.9
Turbin	275	342.9	804	736.1

Test	$\chi^2=25,61$; df=1; p<0.0001
------	---------------------------------

3.3 Analyser for døgnlig vandringssannsynlighet

Den utvalgte GLM-modellen (Generalisert Lineær Modell) for utvandringssannsynlighet hadde art, forsinket vanntemperatur, forsinket vannføring og lukeinnstilling som prediktorer med flere interaksjoner mellom disse (Tab.5). Parameterestimer og tilhørende effekttester er oppgitt i Tab. V1. I følge modellprediksjonene fremstilt (Fig. 21) viser at begge arter hadde størst sannsynlighet for vandring ved lav temperatur og høy vannføring, men ørret krevde høyere temperatur enn laks for å vandre. Ved lukeinnstilling 1A for sideløpet var det størst sannsynlighet for begge arter å velge vandringsrute turbin over sideløpet hvor sannsynligheten var svært lav. Lukeinnstilling 1B ga størst sannsynlighet for å vandre gjennom sideløpet for begge arter for gitt vannføring og –temperatur.

Tab. 5: Modellseleksjonstabell for logit-modeller (GLM) med hensyn til døgnlig vandringssannsynlighet tilpasset for å finne modellstruktur med størst støtte i dataene. Seleksjonen er basert på Aikaikes informasjonskriterium (AIC). np = antall estimerte parametre, AICc = n-korrigerte AIC-verdier, $\Delta AICc$ = differansen mellom aktuell modell og beste modell, LL = log-likelihood. Modellen med størst støtte i dataen er uthevet.

Modell	np	AICc	$\Delta AICc$	LL
Tilbakeselektert modell¹	28	1569.9	0	-748.4
Art*fangststed*lukeinnst*vannføring	24	1599.98	30.08	-769.93
Art*fangststed*lukeinnst*vannføring(t-1)	24	1616.6	46.7	-778.24
Art*fangststed*lukeinnst*vannføring(t-1)*vanntemp(t-1)	44	1619.29	49.39	-740.58
Art*fangststed*lukeinnst	12	2365.28	795.38	-1169.23
Art*fangststed	4	4880.78	3310.88	-2436.22

¹ Pr(vandre)=Art+fangststed+lukeinnst+vannføring(t-1)+vanntemp(t-1)+art:fangststed+art:lukeinnst+fangststed:lukeinnst+art:vannføring(t-1)+fangststed:vannføring(t-1)+lukeinnst:vannføring(t-1)+art:vanntemp(t-1)+fangststed:vanntemp(t-1)+lukeinnst:vanntemp(t-1)+vannføring(t-1):vanntemp(t-1)+art:fangststed:lukeinnst+art:fangststed:vannføring(t-1)+fangststed:lukeinnst:vannføring(t-1)+art:lukeinnst:vanntemp(t-1).

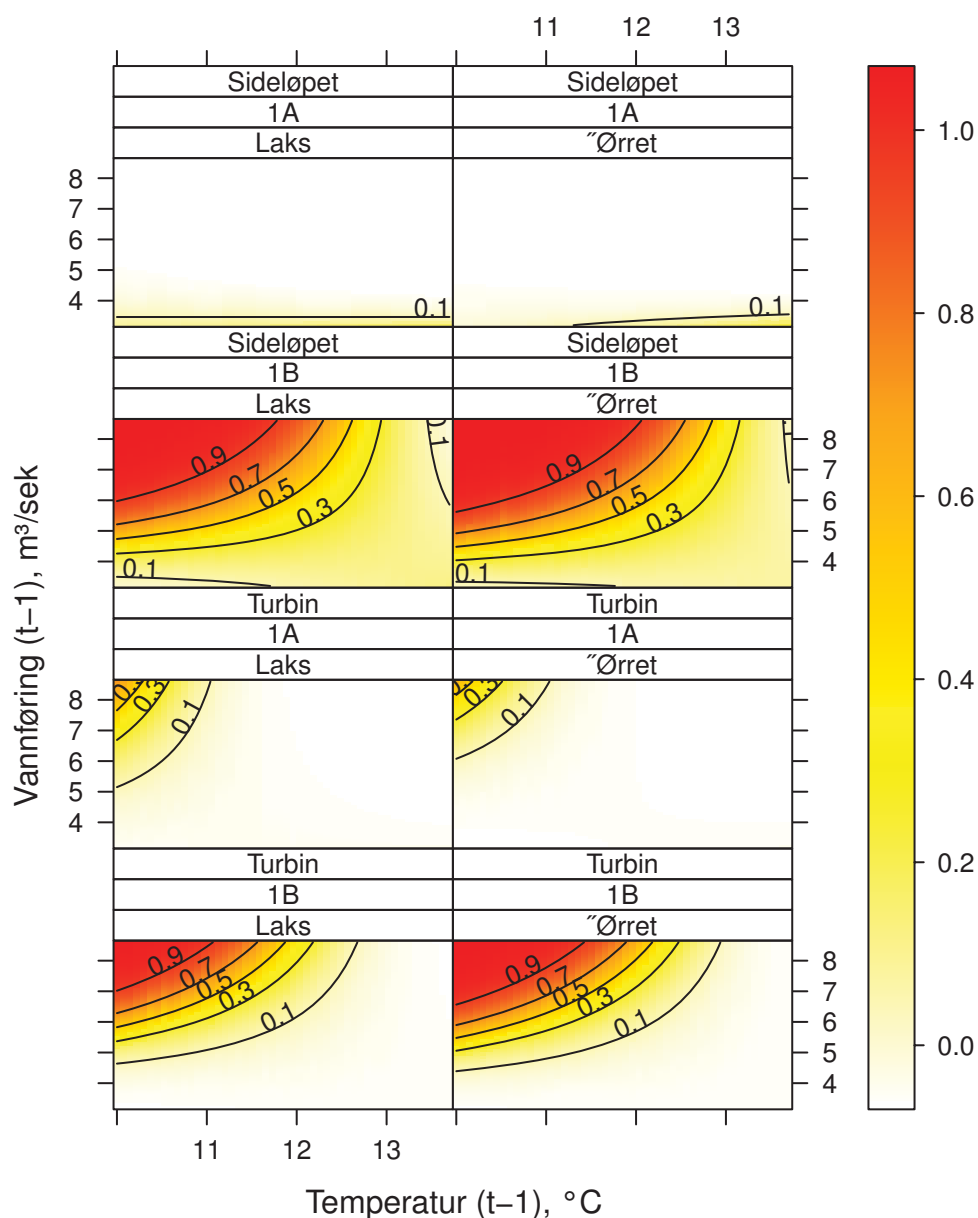


Fig. 21: Estimerte sannsynligheter for at smolt av laks (venstre kolonne) eller ørret (høyre kolonne) i Storelva skal vandre i enten sideløpet (to øverste rader) eller gjennom turbinen (to nederste rader) som funksjon av forsinket vanntemperatur ($t-1$), forsinket vannføring ($t-1$) og ulike lukeinnstillinger (1A eller 1B). Estimatenes er avledet fra GLM-modellen oppgitt i Tab. 5.

3.4 Merke-gjenfangstanalyser

Den utvalgte CAS-modellen (Conditional Arnason-Schwarz model) (Tab. 6 og 7) viste at sannsynligheten for å velge utvandringsside løpet var avhengig av art, sideløpets lukeinnstilling (1A vs. 1B) og opprinnelig fangststed, det vil si opprinnelig rutevalg (sideløpet vs. turbin).

Ut i fra Fig. 22 kan det ses at de største døgnlige vandringssannsynlighetene ble knyttet opp til bruk av profil 1B i sideløpet for begge arter uansett opprinnelig fangststed. Herunder vises det også at det er en svak tendens for at sideløpet er et noe mer sannsynlig valg enn vandringsside turbin for fisk som valgte sideløpet som opprinnelig utvandringsside løpet uavhengig av lukeinnstilling. De to gruppene tilknyttet forhold TU,1B viser brede konfidensintervall, dette gjelder særlig for laks.

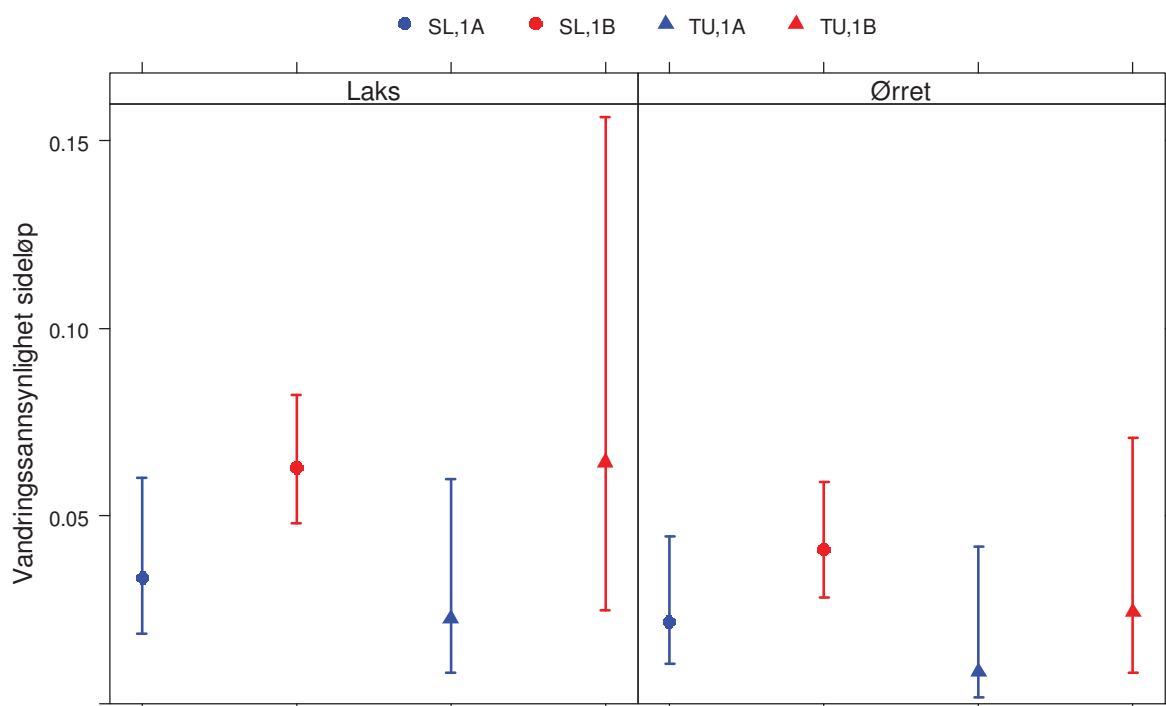


Fig. 22: Estimert døgnlig vandringssannsynlighet ved bruk av utvandringsside løpet som funksjon av art (laks/ørret), opprinnelig fangststed/valg av utvandringsside løpet/turbin og lukeinnstilling (1A/1B). Estimatenes er avledet ut i fra den utvalgte CAS-modellen. Variasjonsbåndene representerer et 95 % konfidensintervall.

Tab. 6: Modellsleksjonstabell for de 12 best rangerte av i alt 43 CAS-modeller tilpasset smoltutvandringssdataene fra Storelva i 2011. AICc = n-korrigerte AIC-verdier, $\Delta AICc$ = differansen mellom aktuell modell og beste modell, np = antall estimerte parametre, Devians = log-likelihood residualer ($-2 \cdot \log\text{-likelihood}$). Modellen med størst støtte i dataen er uthevet.

Modell	AICc	$\Delta AICc$	AICc-vekt	np	Devians
{S(G,Tu(L*G))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2502.014	0	0.83730	18	2465.098
{S(G,Tu(uke))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2506.858	4.8440	0.07431	18	2469.942
{S(G,Tu(L G))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2508.179	6.1647	0.03839	20	2467.051
{S(G,Tu(L))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2510.007	7.9924	0.01539	18	2473.091
{S(G,Tu(L+vf^2))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2510.052	8.0382	0.01505	16	2477.326
{S(G,Tu(L+art))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2510.090	8.0757	0.01477	17	2475.272
{S(G,Tu(art+G*vf))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2513.530	11.5159	0.00264	19	2474.511
{S(G,Tu(uke))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2515.011	12.9973	0.00126	18	2478.096
{S(G,Tu(L*G Laks))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2518.215	16.2011	0.00025	18	2481.300
{S(G,Tu(L*art(-0)))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2518.219	16.2046	0.00025	18	2481.303
{S(G,Tu(L*art))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2518.219	16.2046	0.00025	18	2481.303
{S(G,Tu(vf^2))p(1.2.3(vf^2)4.)Psi(12(art+G*beh)13(art*G*vf)14(0)24(1)34(1))}	2519.543	17.5293	0.00013	20	2478.416

S=overlevelse, p=gjenfangst sannsynlighet, Psi=vandringssannsynlighet, G=gruppe (La/SL, Ør/SL, La/TU, Ør/TU), L=lengde, vf=vannføring,

beh=behandling/luketype (1A, 1B), -0=samme intercept, 1=sone 1, 2=sone 2 (turbinløp), 3=sone 3 (sideløp), 4=sone 4 (1870 og Strømmen). Notasjoner:

X.=fiksert verdi for sone X, X(0)=verdi for sone X er fiksert til 0.

Tab. 7: Parameterestimer for den utvalgte CAS-modellen fra Tab. 6. Estimaterne er på logit-skala.

Parametertype	Sone	Koeffisient	Estimat	SE
Overlevelse (S)	1	[La,SL]	3.483	0.335
	1	[La,TU]	3.972	1.087
	1	[Ør,SL]	26.890	23.778
	1	[Ør,TU]	22.769	13.415
	2	[La,SL]	30.931	0.041
	2	[La,TU]	52.376	0.007
	2	[Ør,SL]	1.000	NA
	2	[Ør,TU]	1.000	NA
	3	Intercept	-1.171	0.880
	3	L[Ør,TU]	-7.601	8.050
	3	L[La,SL]	-72.563	31.640
	3	L[La,TU]	-51.444	0.621
	3	L[Ør,SL]	7.875	8.140
	4	[La,SL]	2.603	0.520
	4	[La,TU]	1.946	0.550
	4	[Ør,SL]	13.147	28.041
	4	[Ør,TU]	12.081	15.799
Gjenfangst (p)	1	Intercept	0.000	fiksert
	2	Intercept	1.000	fiksert
	3	Intercept	-13.548	10.964
	3	koeff(vf)	5.933	5.469
	3	koeff(vf^2)	-0.713	0.676
Vandring (Psi)	4	Intercept	-3.572	0.177
	1->2	Intercept	-3.165	0.010
	1->2	art[La]	0.392	0.006
	1->2	beh[La,TU]	0.017	0.005
	1->2	beh[Ør,TU]	-0.521	0.470
	1->2	beh[1A]	-0.955	0.514
	1->2	beh[La,1A]	0.442	0.600
	1->3	Intercept	-7.028	0.014
	1->3	art[La]	0.272	0.006
	1->3	vf	1.101	0.002
	1->3	vf[SL]	-0.253	0.041
	1->4	Intercept	-0.253	0.041
	2->1	Intercept	0.000	fiksert
	2->3			
	2->4			
	3->1			
	4->1			

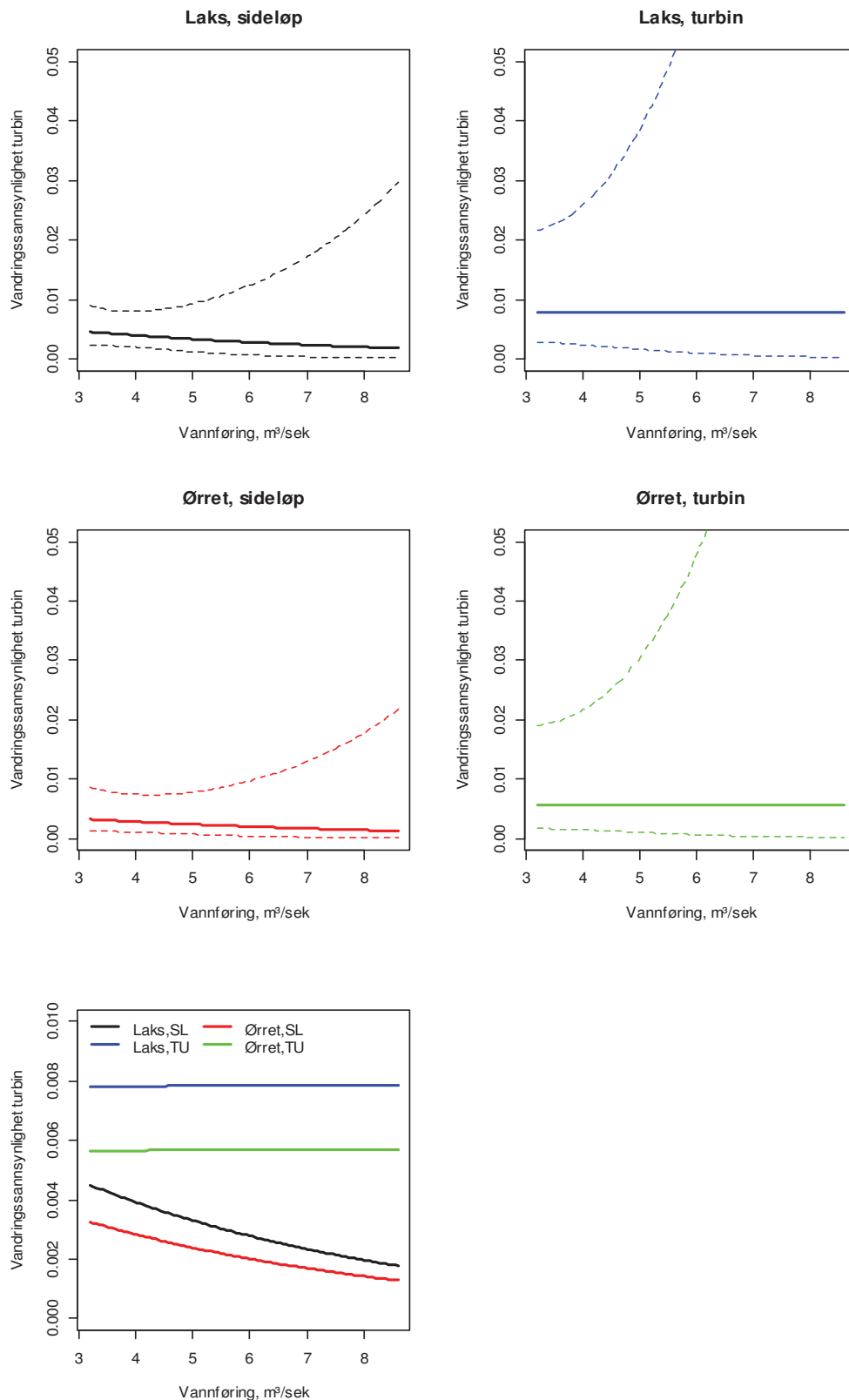


Fig. 23: Estimert døgnlig vandringssannsynlighet ved bruk av utvandningsrute turbin som funksjon av art (laks/ørret), opprinnelig fangststed/valg av utvandningsvei (sideløp/turbin) og forsinket vannføring ($t-1$). Estimatenes er avledet ut i fra den utvalgte CAS-modellen (Tab. 6). Stiplede linjer angir et 95% konfidensintervall. I nederste figur er de fire gruppene sammensatt for å skape en oversikt over de forskjellige forventede utvandringssannsynlighetene.

Den utvalgte CAS-modellen (Tab. 6 og 7) viste også at sannsynligheten for å velge utvandringalternativ turbin var avhengig av art, opprinnelig rutevalg (sideløp vs. turbin) og vannføring.

I likhet med vandringsalternativ sideløpet var det høyere vandrings sannsynlighet for begge arter gitt at opprinnelig rutevalg var likt. Det vil her si en høyere vandrings sannsynlighet for vandringsrute turbin, gitt turbinen også var rutevalget i utgangspunktet (Fig. 23). For disse gruppene ble rutevalget lite påvirket av vannføringen. For både laks og ørret som i utgangspunktet hadde valgt vandringsrute sideløpet hadde vannføring en negativ påvirkning på vandrings sannsynlighet til turbinløpet.

Den døgnlige overlevelsen ble estimert til å være høy i de forskjellige sonene, sett bort fra i turbinløpet (sone 3). Ved utsettelsesstedet for PIT-merket fisk (sone 1) var overlevelsen for de ulike gruppene som følger: "Laks, SL" = $0,97 \pm 0,01$, "Laks, TU" = $0,98 \pm 0,02$, og 1 for begge ørretgruppene. For sideløpet (sone 2) ble overlevelsen for alle grupper estimert til å være 1, sett bort fra "Ørret, TU" som ble estimert til $0,999 \pm 0,001$. Gjennom turbinløpet var overlevelsen sterkt negativt korrelert med økende størrelse for alle grupper unntatt "Ørret, SL". Det gikk et skille ved en lengde på 14-15 cm hvor individer av begge arter over denne størrelsen viste et sterkt fall i overlevelse (Fig. 24). I den nedre sonen, dvs. 1870 og Strømmen (sone 4), hadde artene forskjellig overlevelse. Ørretgruppene hadde høyere overlevelse enn laksegruppene. Døgnlig overlevelse for ørretgruppene ble estimert til å være 1, mens "Laks, SL" hadde $0,93 \pm 0,03$ og "Laks, TU" hadde $0,87 \pm 0,06$. Ved å sette sammen total overlevelse gjennom de to vandringsrutene (sone 2 og 3) til sone 4, så finner man at en gjennomsnittlig stor laksesmolt (14,4 cm) vil ha en forventet overlevelse fra sone 1 til sone 4 på 8,3 % dersom den passerer turbinen to ganger. Ved å bare passere turbinen én gang er forventet overlevelse 13,1 %. For en laksesmolt på 14 cm tilsvarende sannsynligheter være henholdsvis 35,9 % og 55,5 %. For laksesmolt over ca. 14,5 cm vil overlevelsen være tilnærmet lik null dersom den svømmer gjennom turbinløpet. En gjennomsnittlig laksesmolt som bare bruker sideløpet har en estimert overlevelse på 56,6 %.

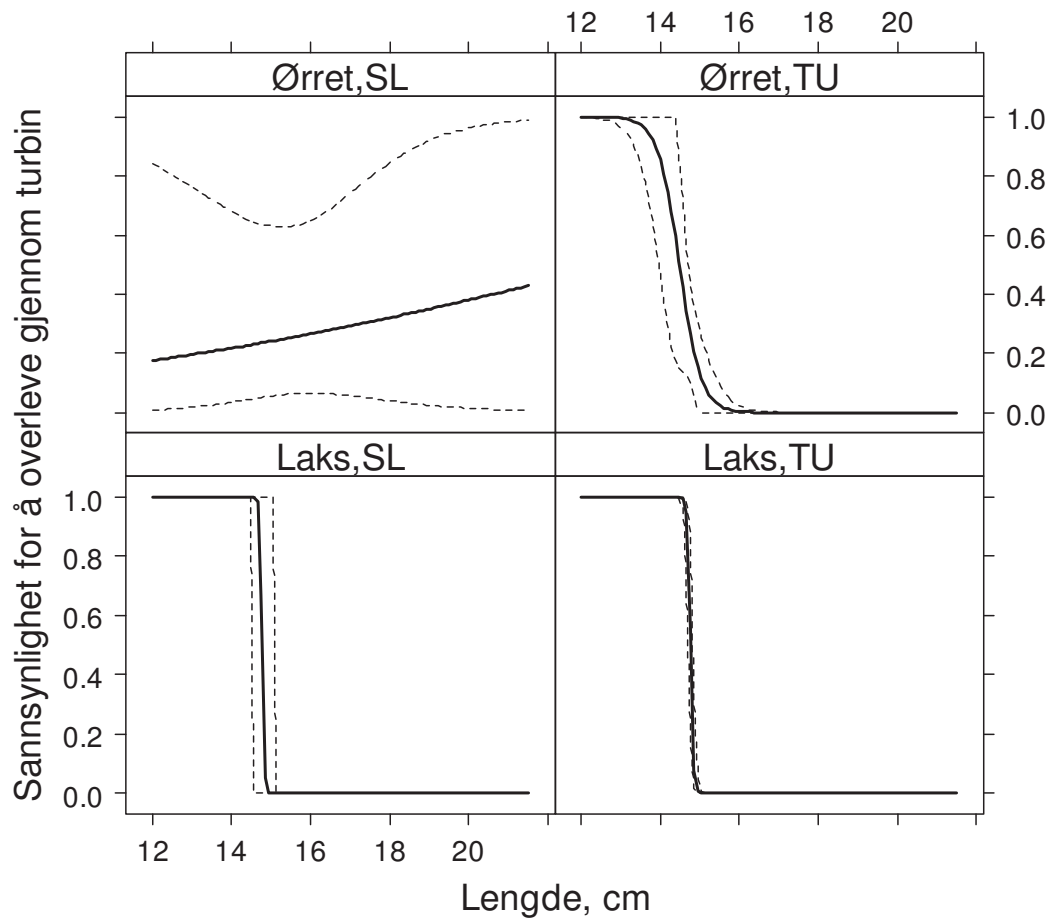


Fig. 24: Estimert døgnlig sannsynlighet for overlevelse gjennom turbinløpet som funksjon av art, opprinnelig løpsvalg og størrelse ved merking. SL=sideløpet som opprinnelig løpsvalg, TU= turbinløpet som opprinnelig løpsvalg. Stiplede linjer er et 95 % konfidensintervall. Prediksjonene er avledet ut i fra CAS-modellen i Fig. 6.

Døgnlig gjenfangstsannsynlighet ble bare estimert for sonene 3 og 4 da sannsynligheten for gjenfangst i sonene 1 og 2 ble fiksert til henholdsvis 0 (ingen sannsynlighet for gjenfangst) og 1 (100 % sannsynlighet for gjenfangst). Gjenfangstsannsynligheten for sideløpet ble satt så høyt siden det ble antatt umulig for fisk å komme seg forbi dette lukkede systemet uten å bli registrert. Dersom gjenfangstsannsynligheten for sideløpet ikke ble fiksert til 1, ble den som regel uansett beregnet til å være 1 eller svært nært 1. Gjenfangstsannsynligheten i smoltfellen nedenfor turbinløpets utløp viste seg å være veldig avhengig av vassføringen og en kvadratkusjon av denne (Fig. 25). Dette tilsa at den maksimale gjenfangstsannsynligheten (der den deriverte av kvadratkusjonen = 0; tilsvarende en gjenfangstsannsynlighet på 0,23) ble estimert til å være ved en vannhastighet på 4,15 m³ i sekundet.

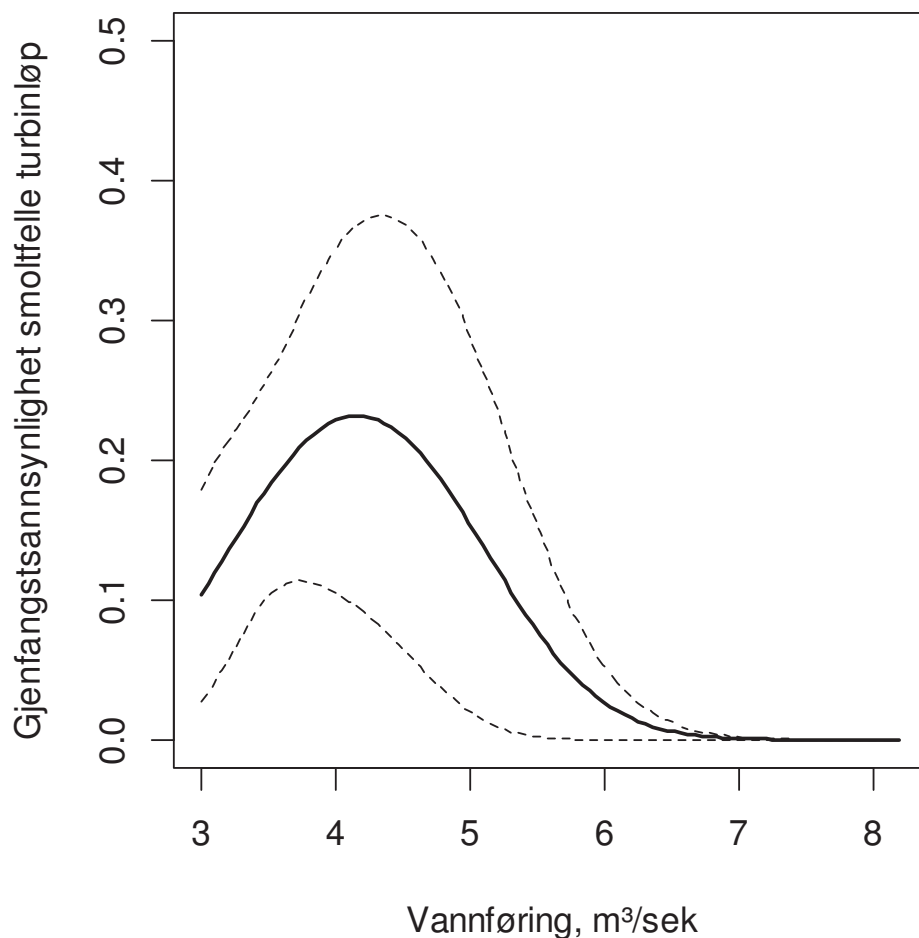


Fig. 25: Predikert døgnlign gjenfangstsannsynlighet som funksjon av vassføring for smoltfellen nedenfor turbinløpets utløp. Stiplede linjer er et 95 % konfidensintervall. Prediksjonene er avledet ut i fra CAS-modellen i Tab. 6.

For å estimere den kombinerte sannsynligheten for å overleve og gjenfanges i i PIT-antennen ved 1870 eller smolthjulet i Strømmen ble det tilpasset en GLM-modell med prediktorer som løpsvalghistorikk og art til gjenfangsdataene i fra sone 4 ble en full-faktoriell modell favorisert (Tab. 8). Ingen av prediktorerene i denne modellen viste seg å være signifikante ($p > 0,05$), og effektene av både art og løpsvalghistorikk må rent biologisk ses på som å være av en marginal karakter. Dette tydes også ut i fra det betydelige overlappet av konfidensintervallene mellom de forskjellige gruppene slik de predikteres ut i fra den utvalgte GLM-modellen (Tab. V1). Ørretsmolt med lik løpsvalghistorikk virker som å ha en høyere sannsynlighet for gjenfangst og overlevelse enn laksesmolt. I den nederste delen av

studieområdet (sone 4) var det ingen signifikante forskjeller mellom gruppene med hensyn til overlevelse (Fig. V3).

Tab. 8: Modellseleksjonstabell for binomial GLM tilpasset gjenfangstdataene i fra sone 4 med løpsvalghistorikk og art som prediktorer. GF1=gjenfangststed første gang, GF2=gjenfangststed andre gang.

Modell	np	AICc	Δ AICc	LL
GF1*Art*GF2	8	-110.07	0	-8.96
GF1	2	29.84	139.92	-11.72
Art	2	29.96	140.03	-11.78
GF2	2	30.93	141	-12.27
GF1+GF2	3	35.39	145.46	-11.69
GF2+Art	3	35.42	145.49	-11.71
GF1+Art+GF2	4	43.53	153.6	-11.1
Art*GF2	4	44.36	154.43	-11.52
GF1*GF2	4	44.52	154.59	-11.59
GF1*Art+GF2	5	61.48	171.55	-10.74
GF1+Art*GF2	5	61.76	171.83	-10.88
GF1*GF2+Art	5	62	172.07	-11

4. Diskusjon

Utvandringen av smolt i Storelva for 2011 ble hovedsakelig bestemt av vanntemperatur. Videre var valg av vandringsrute og vandrings sannsynlighet i hvert av disse i stor grad bestemt av både vanntemperatur, vannføring samt utforming og plassering av sideløpet. Detaljer og diskusjon rundt dette, i tillegg til konsekvenser/effekter av de forskjellige løpsvalgene og tilstedeværelsen av en alternativ vandringsvei, følger nå.

4.1 Tidsutvikling for utvandring

Tidsutviklingen for laks og ørrets utvandring i Storelva 2011 var forholdsvis likt mellom de fire gruppene. Utvandringen viste seg å være positivt assosiert med én fellestrend som igjen var positivt korrelert med forsinket vanntemperatur (Fig. 21), det vil si at utvandringen var avhengig av økende vanntemperaturer når det gjaldt igangsetting av utvandring samt antall utvandrende individer. Dette samfaller med tidligere studier i Storelva (Kroglund et al. 2011a; Kroglund et al. 2011b) og flere internasjonale studier (Jonsson & Ruud-Hansen 1985; Jutila et al. 2005; McCormick et al. 1998; Whalen et al. 1999). Begge artene viser en parallellitet når det gjelder vandringsforløp med tanke på valg av vandringsvei (sideløpet vs. turbinløpet). Dette kan tyde på at begge artene responderer forholdsvis likt på miljøforholdene i elven under utvandringen.

Majoriteten av smolt av begge arter som gikk i sideløpet, men spesielt laks, foretrakk å vandre om natten (Fig. 19). Dette skyldes nok en adaptiv adferd smolt har for å unngå predasjon fra større predatorer avhengige av visuelle kriterier som dagslys, for eksempel gjedde og piscivore fuglearter (Jonsson & Jonsson 2011b). Mengden smolt som dagvandret var omtrent lik for begge arter og stabil gjennom den aktuelle perioden.

Individer av begge arter som benyttet løpsalternativet sideløpet fulgte samme trend med en jevn oppbygging, utvandringstopp omtrent i midten av perioden og en jevn nedgang deretter. For den andre vandringsruten, turbinløpet, var den samlede utvandringen størst i begynnelsen av perioden (Fig. 20). Det kan tenkes at lave vanntemperaturer i begynnelsen av perioden førte til at smolten vandret dypere i vannmassene og dermed hadde høyere sannsynlighet for å velge turbinløpet. Vandringsrute sideløpet ble på samme tid effektivisert og det ble observert en markant nedgang i antall laks og ørret som benyttet alternativ turbin. Antall individer som siden benyttet dette alternativet holdte seg på et stabilt lavt nivå i fra midten av perioden og utover. Videre begynte markant færre individer av begge arter å benytte turbinløpet utover i perioden, noe som kobles opp mot økende vanntemperaturer og vandringsvillighet. Dette vil også si at bruken av sideløpet som vandringsrute økte, da de to overfornevnte ruter er de eneste nedvandringsalternativene.

Disse periodiske variasjonene med en klar laksedominans i begynnelsen og med økende andel ørret utover kan delvis forklare forskjellene mellom antall forventede individer og antall observerte individer ved de to lokalitetene. Variasjonene kan også skyldes en høyere fangsteffektivitet for laks enn ørret i smoltfellene (Tab. 4), men også at de forskjellige artene generelt har noe forskjellige valg av vandringsruter.

4.2 Døgnlig vandringssannsynlighet og løpsvalg

Av de tre lukeinnstillingene som ble testet ut i sideløpet i 2011 viste lukeinnstilling 1B seg som mest effektiv med tanke på skape mest mulig ideelle forhold mellom mengde vann og fisk ut sideløpet (Fig. 13 og 21). Ved denne lukeinnstillingen var også andelen fisk av begge arter som valgte sideløpet som vandringsrute større enn for turbinløpet. Løsningen viste seg også å være mer effektiv med hensyn til vannmengde enn 2010-løsningen (Fig. 13).

Begge arter hadde høyest sannsynlighet for å vandre ved lave temperaturer og høy vannføring (Fig. 21). Ørret vandret med større sannsynlighet ved litt høyere vanntemperaturer enn laks. Dette skyldes trolig at siden ørretsmolten er større, så trenger den høyere vanntemperaturer for å minimere energikostnadene ved vandring (Jonsson & Jonsson 2011a; Paez et al. 2011), sannsynligvis på grunn av en annen temperaturlpasning med hensyn til utvandring.

De største vandringssannsynlighetene var knyttet til sideløpet og profil 1B for individer av begge arter uavhengig av opprinnelig løpsvalg/fangststed. Det var også en svak tendens for å

velge sideløpet som vandringsrute sett det var det opprinnelige valget. Tiltrekningen til sideløpet var generelt stor, noe som antas å skyldes en synergisk effekt mellom god vannføring, og derfor tiltrekkende overflatestrømmer (Fig. V1), passende vanntemperaturer og aversjon for å bevege seg inn i trange, mørke områder/rom. Turbininntaket skapte sterkere vannstrømmer enn sideløpet på grunn av sterkere innsug i inntaket og større kapasitet til å ta unna vann (ca. 13 m³/s), men siden inntaket var lokalisert 1,5 meter under vannoverflaten var likevel sideløpet mer attraktivt på grunn av sin plassering i vannoverflaten, hvor smolten hovedsaklig oppholder seg under vandring, og sin tilfredsstillende vannføring på 3-5 m³/s.

Det var store døgnvariasjoner i løpsvalg for individer av både laks og ørret som hadde turbinløpet som opprinnelig løpsvalg når sideløpet hadde lukeinnstilling 1B (Fig. 22). Dette, sammen med få observasjoner, skapte brede konfidensintervaller for de to gruppene med hensyn til sideløpet som løpsvalg.

En endring i turbinens utløp sommeren 2010 medførte i 2011 reduserte vannhastigheter og dermed også perioder under feltarbeidet hvor smolthjulet nedenfor ikke fungerte optimalt eller roterte i det hele tatt. Dette har nok resultert i en lavere fangst, noe som betyr at det nok har vært flere individer som faktisk har brukt dette løpsvalget enn det man får inntrykk av ut fra fangsttallene.

4.3 Konsekvenser av løpsvalg

I studiene fra Storelva i 2009 og 2010 viste det seg at turbinen på Fosstveit kraftverk drepte henholdsvis 12 % og 4 % av all fisk som passerte (Kroglund et al. 2011b; Kroglund et al. 2012), noe som stemmer godt i henhold til dødeligheten ved å passere en Kaplan-turbin (Larinier & Travade 2002). I tillegg til den direkte dødeligheten ble det også estimert at kraftverket samlet sett bidro til en større negativ effekt for smolten gjennom blant annet redusert vandringshastighet og økt predasjonssårbarhet. Derfor ble det iverksatt tiltak for å redusere dødelighet ved å drifte turbinen mer optimalt og kostnadseffektivt, og eksperimentere med alternative vandringsveier. Positive erfaringer i fra mange internasjonale studier har vist at slike tiltak fungerer. (Abernethy et al. 2002; Blackwell et al. 1998; Čada 2001; Calles & Greenberg 2009; Croze 2008; Engquist 2008; Larinier & Marmulla 2004; Nietzel et al. 2000; Travade & Larinier 2006; Zabel et al. 2008). Travade og Larinier (2006) viste at slike tiltak kunne øke antallet vellykkede passeringer av kraftverkene med 30-90 %.

Sannsynligheten for å velge sideløpet med lukeinnstilling 1B som vandringsvei viste seg å være høyere enn for turbinløpet. Det var også en svak tendens for å velge sideløpet over turbinløpet ved annengangspassering av kraftverket. Det ble også observert at en langt større andel fisk benyttet seg av sideløpet, ca. 76 %, enn turbinløpet, ca. 24 % (Tab. 4). Overlevelsen fra Fosstveit til Strømmen (sone 4) viste seg også å være høyere for individer av begge arter som valgte sideløpet som vandringsvei. I denne forstand har sideløpet fungert godt med hensyn til å skape et effektivt og mindre dødelig vandringsveialternativ for smolten i Storelva.

For individer som hadde turbinløpet som løpsvalg i Storelva 2011 estimerte CAS-modellen at overlevelsen var tydelig størrelsesavhengig (Fig. 24). Ut i fra resultatene kom det frem at det var en markant nedgang i overlevelsessannsynlighet for individer av begge arter større enn 14-15 cm, men laksen viser en brattere nedgang og antas med dette å være mer følsom enn ørreten. Dette samsvarer med funn av Kroglund et. al (2011b) hvor omtrent 1/3 av den større fisken som ble funnet død etter å ha passert kraftverket ble halshugd av turbinen. CAS-modellen (Tab. 6 og 7) viser også at laks som passerte turbinløpet har lavere overlevelse enn de som passerte sideløpet. For ørret med sideløpet som opprinnelig løpsvalg vises det, i motsetning til de andre gruppene, en svak positiv korrelasjon mellom overlevelsessannsynlighet og økende størrelse. Dette resultatet er svært usikkert og kan knyttes til et lavt antall observasjoner for denne gruppen og dermed bredt konfidensintervall. Det er med andre ord usikkerhet rundt hvordan størrelse påvirker overlevelsen hos ørretsmolt som passerer turbinløpet med sideløpet som opprinnelig løpsvalg.

At overlevelsen gjennom turbinløpet er negativt størrelsesavhengig medfører at turbinen over tid vil fungerer som en seleksjonsmekanisme. Dette var tydelig for begge laksegruppene, men sterkest for individer som valgt turbinløpet to ganger, noe som har relevans for vassdrag som har flere enn en demning i løpet av lakseførende strekning. Dette kan medføre evolusjonære konsekvenser ved at laksen og ørreten i Storelva vil få smolt som lokaladapterer til mindre størrelse ved utvandring (Fleming 1996; Haugen et al. 2008; L'Abée-Lund et al. 2004; Paez et al. 2011; Schaffer & Elson 1975) uavhengig av vekstforholdene oppstrøms demningen. Ser man på gjennomsnittlengden på turbingruppen for laks vil turbinen resultere i en seleksjon vekk fra større smolt, noe som medfører at man får et seleksjonsutvalg som avviker med -0,81 cm fra gjennomsnittet i populasjonen. Dette differensialet er det samme som et seleksjonsdifferensial (S), og dersom en legger til grunn en arvbarhet (h^2) på mellom 0,2 og 0,8 (Carlson & Seamons 2008; Paez et al. 2011) vil man med å bruke avlsformelen $R=Sh^2$

finne en evolusjonær reduksjon (R) på mellom 0,16 og 0,65 cm for hver generasjon i smoltstørrelse.

Smolt som er mindre i størrelse vil ha en høyere dødelighet da den blant annet er mer utsatt for predasjon, får redusert salinitetstoleranse samt evne til osmoregulering (Jonsson & Jonsson 2011c; Paez et al. 2011). Dette fører til en lavere overlevelse i estuariet og sjøen. Siden dødeligheten for smolt i sjøen allerede er ganske høy den første perioden (Hansen & Quinn 1998; Hvidsten & Lund 1988), og overlevelse har en positiv korrelasjon med større kroppsstørrelse (Lundqvist et al. 1994), kan tilstedeværelsen av turbinløpet som eneste vandringsvei på lang sikt føre til en kraftig reduksjon av bestandene av laks og sjøørret i Storelva. Dette resultatet er det god grunn til å tro kan videreføres til å gjelde for andre system med laks og sjøørret med vannkraftverk hvor smolt tvinges til å vandre gjennom turbinløpet. Resultatene viser også at det ikke er nok å bare vurdere effekten av vandring gjennom turbinløpet ved å kvantifisere mengden overlevende fisk lenger ned i vassdraget. Det er også viktig å se på sammensetningen av og tilstanden til overlevende fisk.

4.4 Feilkilder

Smolthjulet like nedstrøms Fosstveit kraftverk fungerte dårlig i 2011 som resultat av et omfattende gravearbeid ved utløpet sommeren 2010 som førte til endret strømningsmønster. Dette førte til lav fangsteffektivitet og misvisende fangster for sone 3. Tiltak for forbedring her kan være å flytte smoltfellen lenger nedstrøms hvor det er bedre strømningsmønster, eventuelt kan det påmonteres motor på smolthjulet.

Vi vet ikke hvordan atferden til smolten er under valgssituasjonen med hensyn til løp. Hvor lang tid tar det å velge? Ved hvilken dybde og temperatur blir valget turbinløpet eller sideløpet? Tiltak for å få mer detaljkunnskap kan være å også merke en andel individer med små aukustiske merker som tilbyr aukustisk telemetri med tredimensjonal informasjon, for eksempel HTI modell 795 eller 800 (http://www.htisonar.com/acoustic_tags.htm).

Det har vært vanskelig å skille effektene av lukeinnstillingene fra effektene av vanntemperatur og -føring. Dette problemet har oppstått som resultat av ulike lukeinnstillinger under ulike perioder. Tiltak for forbedring kan her være å ha intervaller på 2-3 dager for hver lukeinnstilling gjennom hele perioden slik at hver lukeinnstilling er tilstede ved flere miljøforhold og under ulike faser av utvandringsforløpet.

4.5 Konklusjon

Denne studien har vist at sideløpet til tross for sin begrensede vannføring i forhold til turbinløpet med sin slukeevne på hele 16 m³ utgjør en effektiv alternativ vandringsvei for smolt av laks og ørret i Storelva. Den alternative utvandringsveien har vært mer attraktiv enn turbinløpet ved at ca. $\frac{3}{4}$ av smolten benyttet seg av sideløpet. Utformingen og plasseringen av den alternative utvandringsveien med hensyn til turbininntaket er essensielt for å øke effektiviteten av vandringsveien, men abiotiske faktorer som vannføring og vanntemperatur vil også påvirke når utvandringsveien er mest effektiv. Sideløpet har vist høyere vandrings sannsynligheter ved høyere vannføring enn normalvannføring, men vannføringen kan ikke være for høy. Etableringen av en alternativ utvandringsvei vil medføre at flere smolt overlever på veien ned til utosområdene og at større smolt synes særlig begunstiget. Dette kan øke antallet gjenvendende gytere og dermed øke bestandene av laks og ørret i Storelva over tid.

5. Kilder

- Abernethy, C. S., Amidan, B. G. & Čada, G. F. (2002). Simulated Passage Through a Modified Kaplan Turbine Pressure Regime: A Supplement to "Laboratory Studies of the Effects of Pressure and Dissolved Gas Supersaturation on Turbine-Passed Fish". *Pacific Northwest National Laboratory-rapport*, PNNL-13470-A. 30 s.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. (2007). Human Impacts. I: Allan, J. D. & Castillo, M. M. (red.) *Stream Ecology - Structure and function of running waters*, s. 317-358. Dordrecht: Springer.
- Anderson, D. R. (2008). *Model-based inference in the life sciences: a primer on evidence*. New York: Springer Verlag.
- Arnason, A. N. (1973). The estimation of population size, migration rates and survival in a stratified population. *Researches on Population Ecology*, 15: 1–8.
- Arnekleiv, J., Kraabøl, M. & Museth, J. (2007). Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia*, 582 (1): 5-15.
- Berg, O. K. & Berg, M. (1987). Migrations of sea trout, *Salmo trutta* L., from the Vardnes river in northern Norway. *Journal of Fish Biology*, 31 (1): 113-121.
- Blackwell, B. F., Gries, G., Juanes, F., Friedland, K. D., Stolte, L. W. & McKeon, J. F. (1998). Simulating Migration Mortality of Atlantic Salmon Smolts in the Merrimack River. *North American Journal of Fisheries Management*, 18 (1): 31–45.
- Brown, G. E. & Brown, J. A. (1996). Kin discrimination in salmonids. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6 (2): 201-219.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (1998). *Model Selection and Inferences*. New York: Springer Verlag. 353 s.
- Čada, G. F. (2001). The Development of Advanced Hydroelectric Turbines to Improve Fish Passage Survival. *Fisheries*, 26 (9): 14-23.
- Calles, O. (2005). *Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers*. Ph.D. Karlstad: Karlstad University, Department of Biology. 179 s.
- Calles, O. & Greenberg, L. (2009). Connectivity is a two-way street - The need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*, 25 (10): 1268-1286.
- Carlson, S. M. & Seamons, T. R. (2008). A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptation to future change. *Evolutionary Applications*, 1 (2): 222-238.
- Chaput, G. J. & Jones, R. A. (2004). Catches of downstream migrating fish in fast-flowing rivers using rotary screw traps. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2688. 19 s.
- Cormack, R. M. (1964). Estimates of Survival from the Sighting of Marked Animals. *Biometrika*, 51 (3-4): 429-438.
- Croze, O. (2008). Assessment of Downstream Fish Bypasses for Atlantic Salmon Smolts at Four Hydroelectric Facilities on the Ariège River (France). *Advances in fisheries bioengineering* (61): 123–140.
- DN. (2011a). Handlingsplan for restaurering av fisketrapp for anadrome laksefisk (2011-2015). *DN-rapport*, 7. 44 s.
- DN. (2011b). *Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll 2010*. DN-notat 4-2011. 523 s.
- Engquist, T. (2008). *Avledning av öringsmolt (Salmo trutta) från turbinintag*. Master. Karlstad: Karlstad Universitet, Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper. 14 s.
- Finstad, B., Staurnes, M. & Reite, O. B. (1988). Effect of low temperature on sea-water tolerance in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Aquaculture*, 72 (3–4): 319-328.
- Fleming, I. (1996). Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6 (4): 379-416.

- Grant, J. W. A. & Kramer, D. L. (1990). Territory Size as a Predictor of the Upper Limit to Population Density of Juvenile Salmonids in Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (9): 1724-1737.
- Hansen, L. P., Jonsson, B. & Døving, K. B. (1984). Migration of wild and hatchery reared smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., through lakes. *Journal of Fish Biology*, 25 (5): 617-623.
- Hansen, L. P. & Jonsson, B. (1985). Downstream migration of hatchery-reared smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Imsa, Norway. *Aquaculture*, 45 (1-4): 237-248.
- Hansen, L. P. & Quinn, T. P. (1998). The marine phase of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) life cycle, with comparisons to Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (S1): 104-118.
- Hansen, L. P. (2000). Anadrome fiskearter: Atlantisk laks. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) *Fisk i ferskvann: Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, s. 38-49: Landbruksforlaget.
- Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (2003). Hvordan reetablere nye laksestammer? I: Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (red.) *Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-utredning 2003-5*, s. 10-11.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. (1990). *Generalized additive models*, b. 43: Chapman & Hall/CRC.
- Haugen, T. O., Aass, P., Stenseth, N. C. & Vøllestad, L. A. (2008). Changes in selection and evolutionary responses in migratory brown trout following the construction of a fish ladder. *Evolutionary Applications*, 1 (2): 319-335.
- Hesthagen, T. (2011). Reetablering av laks på Sørlandet - Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2010. *DN-notat*, 1-2011. 36 s.
- Hindar, K., Jonsson, B., Ryman, N. & Stahl, G. (1991). Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous Brown Trout, *Salmo trutta* L. *Heredity*, 66 (1): 83-91.
- Hoar, W. S. (1976). Smolt Transformation: Evolution, Behavior, and Physiology. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33 (5): 1233-1252.
- Hvidsten, N. A. & Lund, R. A. (1988). Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of River Orkla, Norway. *Journal of Fish Biology*, 33 (1): 121-126.
- Håvardstun, J., Tveiten, L. & Høgberget, R. (2011). Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Storelva, Vegårsdalstrøket. Avviksrapport 2010. *NIVA-rapport*, 6178-2011. 16 s.
- Johnsen, S. E. (2013). *Marin migrasjon hos sørv (Scardinius erythrophthalmus) i Storelva, Aust-Agder*. Master. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for naturforvaltning.
- Jolly, G. M. (1965). Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration - Stochastic model. *Biometrika*, 52 (1-2): 225-247.
- Jonsson, B. & Sandlund, O. T. (1979). Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta* m. fario) in Søre Osa river system, Norway. *Environmental Biology of Fishes*, 4 (1): 43-54.
- Jonsson, B. (1985). Life History Patterns of Freshwater Resident and Sea-Run Migrant Brown Trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114 (2): 182-194.
- Jonsson, B. & Ruud-Hansen, J. (1985). Water Temperature as the Primary Influence on Timing of Seaward Migrations of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 (3): 593-595.
- Jonsson, B. (2000). Anadrome fiskearter: Sjøaure. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) *Fisk i ferskvann: Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, s. 50-59: Landbruksforlaget.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011a). Development and Growth. I: Fish & Fisheries Series, *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a Template for Life Histories*, s. 137-209: Springer.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011b). Habitat Use. I: Fish & Fisheries Series, *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a Template for Life Histories*, s. 66-136: Springer.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011c). Migration. I: Fish & Fisheries Series, *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a Template for Life Histories*, s. 247-325: Springer.

- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011d). Smolts and Smolting. I: Fish & Fisheries Series, *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a Template for Life Histories*, s. 210-245: Springer.
- Jonsson, N. (1991). Influence of Water Flow Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 66 (66): 20-35.
- 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.
- Katopodis, C. (2005). Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research*, 43 (5): 451-467.
- Keenleyside, M. H. A. & Yamamoto, F. T. (1962). Territorial Behaviour of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). *Behaviour*, 19 (1/2): 139-169.
- Kristensen, T., Rustadbakken, A., Kroglund, F., Güttrup, J., Johansen, Å., Hawley, K., Rosten, C. & Kjøsnes, A. J. (2010). Gjeddas betydning som predator på laksesmolt: Populasjonsstørrelse, adferd og predasjonsomfang på laksesmolt i Storelva, Aust-Agder. *NIVA-rapport*, 6085-2010. 31 s.
- Kroglund, F., Güttrup, J., Kleiven, E., Stefansson, S., Barlaup, B. & Teien, H.-C. (2007). Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? *NIVA-rapport*, 5366-2007. 47 s.
- Kroglund, F., Güttrup, J., Haugen, T., Hawley, K., Johansen, Å., Karlsson, A., Kristensen, T., Lund, E. & Rosten, C. (2011a). Samvirkning mellom ulike trusler på oppnåelse av gytebestandsmål for laks. Storelva i Holt som eksempel. *NIVA-rapport*, 6148-2011. 71 s.
- Kroglund, F., Haugen, T., Güttrup, J., Hawley, K., Johansen, Å., Rosten, C., Kristensen, T. & Tormodsgard, L. (2011b). Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. *NIVA-rapport*, 6139-2011. 35 s.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosten, C., Hawley, K., Güttrup, J., Johansen, Å., Høgberget, R., Kristensen, T., Tjomsland, T. & Haugen, T. (2011c). Betydningen av kraftverk og predasjon fra gjedde for smoltproduksjon og aluminium i brakkvann for postsmoltoverlevelse. *NIVA-rapport*, 6084-2010. 103 s.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Haugen, T., Rosten, C., Hawley, K., Güttrup, J. & Johansen, Å. (2012). Påvirkes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Gjenfangst av oppvandrende laks merket og satt ut som smolt i Storelva i Holt, Aust-Agder i 2009 og 2010. *NIVA-rapport*, 6291-2012. 45 s.
- Kraabøl, M. & Nashoug, O. (2010). Fiskevandring forbi kraftverk og dammer i Rena og Glomma: Systemforståelse, lokal og internasjonal basiskunnskap og innspill til instruksjoner ved de enkelte fiskepassasjene. *NINA-rapport*, 537. 47 s.
- Kraabøl, M. (2011). Modernisering av Klosterfoss kraftverk. Tiltak for å opprettholde nedvandringsmuligheter for fisk forbi kraftverket. *NINA-rapport*, 771. 21 s.
- L'Abée-Lund, J. H. (1985). Fiskeribiologisk undersøkelse i Vegår. *Fylkesmannen i Aust-Agder-rapport*, 5-1985. 50 s.
- L'Abée-Lund, J. H., Vøllestad, L. A. & Beldring, S. (2004). Spatial and Temporal Variation in the Grilse Proportion of Atlantic Salmon in Norwegian Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133 (3): 743-761.
- L'Abée-Lund, J. H., Haugen, T. O. & Vøllestad, L. A. (2006). Disentangling local from macroenvironmental effects: quantifying the effect of human encroachments based on historical river catches of anadromous salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 (10): 2318-2329.
- Larinier, M. (1998). Upstream and Downstream Fish Passage: Experience in France. I: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (red.) *Fish Migration and Fish Bypasses*, s. 127-145. Oxford: Fishing News Books.
- Larinier, M. (2000). *Dams and Fish Migration*. Thematic Review II.1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration, s. 30: World Commission on Dams.
- Larinier, M. & Travade, F. (2002). DOWNSTREAM MIGRATION: PROBLEMS AND FACILITIES. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 72 (364): 181-210.

- Larinier, M. & Marmulla, G. (2004). Fish passes: Types, Principles, and Geographical Distribution - An Overview. I: Welcomme, R. & Petr, T. (red.) b. 1 *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, s. 183-207. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K. P., Clobert, J. & Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals - a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs*, 62 (1): 67-118.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J. & Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals - a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs*, 62 (1): 67-118.
- Levings, C. D., Hvidsten, N. A. & Johnsen, B. Ø. (1994). Feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts in a fjord in central Norway. *Canadian Journal of Zoology*, 72 (5): 834-839.
- Lundqvist, H., McKinnell, S., Fängstam, H. & Berglund, I. (1994). The effect of time, size and sex on recapture rates and yield after river releases of *Salmo salar* smolts. *Aquaculture*, 121 (1-3): 245-257.
- Lyse, A. A., Stefansson, S. O. & Fernö, A. (1998). Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, 52 (5): 923-936.
- McCormick, S. D., Hansen, L. P., Quinn, T. P. & Saunders, R. L. (1998). Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (Supplement 1): 77-92.
- Metcalfe, N. B. & Thorpe, J. E. (1990). Determinants of Geographical Variation in the Age of Seaward-Migrating Salmon, *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*, 59 (1): 135-145.
- Museth, J., Kraabøl, M. & Sandlund, O. T. (2010). Restaurering av vandringsystemer i regulerte elver. I: Hagen, D. & Skrindo, A. B. (red.) NINA temahefte 42, *Restaurering av natur i Norge - Et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet*, s. 88-91. Trondheim: NINA.
- Nietzel, D. A., Richmond, M. C., Dauble, D. D., Mueller, R. P., Moursund, R. A., Abernethy, C. S., Guensch, G. R. & Čada, G. F. (2000). Laboratory Studies on the Effects of Shear on Fish: Final Report. *U.S. Department of Energy-rapport*, DOE/ID-10822. 73 s.
- Otero, J., Jensen, A. J., L'Abée-Lund, J. H., Stenseth, N. C., Storvik, G. O. & Vøllestad, L. A. (2011). Quantifying the Ocean, Freshwater and Human Effects on Year-to-Year Variability of One-Sea-Winter Atlantic Salmon Angled in Multiple Norwegian Rivers. *PLoS ONE*, 6 (8): 11.
- Paez, D. J., Brisson-Bonenfant, C., Rossignol, O., Guderley, H. E., Bernatchez, L. & Dodson, J. J. (2011). Alternative developmental pathways and the propensity to migrate: a case study in the Atlantic salmon. *Journal of Evolutionary Biology*, 24 (245-255).
- R Development Core Team. (2010). *R: a language and environment for statistical computing*. 2.10.1 utg. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rikardsen, A. H., Haugland, M., Bjørn, P. A., Finstad, B., Knudsen, R., Dempson, J. B., Holst, J. C., Hvidsten, N. A. & Holm, M. (2004). Geographical differences in marine feeding of Atlantic salmon post-smolts in Norwegian fjords. *Journal of Fish Biology*, 64 (6): 1655-1679.
- Sandøy, S. (2003). Reetablering og kultivering. I: Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (red.) *Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-utredning 2003-5*, s. 16-17.
- Schaffer, W. M. & Elson, P. F. (1975). The Adaptive Significance of Variations in Life History among Local Populations of Atlantic Salmon in North America. *Ecology*, 56 (3): 577-590.
- Seber, G. A. F. (1965). A note on the multiple recapture census. *Biometrika*, 52 (1-2): 249-259.
- Solberg, B. (2012). *Salinity tolerance of rudd (Scardinius erythrophthalmus) and risk for range expansion via brackish water*. Master. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for naturforvaltning.
- Souchon, Y. & Keith, P. (2001). Freshwater Fish Habitat: Science, Management, and Conservation in France. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 4 (4): 401-412.
- Travade, F. & Larinier, M. (2006). *French Experience In Downstream Migration devices*. Free Passage for Aquatic Fauna in Rivers and other Water Bodies - International DWA Symposium on

- Water Resources Management, Berlin, s. 91-99: German Association for Water, Wastewater and Waste.
- Volkhardt, G. C., Johnson, S. L., Miller, B. A., Nickelson, T. E. & Seiler, D. E. (2007). Rotary screw traps and inclined plane screen traps. I: Johnson, D. H. (red.) *Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations*, s. 235-266. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Whalen, K. G., Parrish, D. L. & McCormick, S. D. (1999). Migration Timing of Atlantic Salmon Smolts Relative to Environmental and Physiological Factors. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128 (2): 289-301.
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46: 120-139.
- Zabel, R., Faulkner, J., Smith, S., Anderson, J., Van Holmes, C., Beer, N., Iltis, S., Krinke, J., Fredricks, G., Bellerud, B., et al. (2008). Comprehensive passage (COMPASS) model: a model of downstream migration and survival of juvenile salmonids through a hydropower system. *Hydrobiologia*, 609 (1): 289-300.
- Zuur, A. F., Fryer, R. J., Jolliffe, I. T., Dekker, R. & Beukema, J. J. (2003). Estimating common trends in multivariate time series using dynamic factor analysis. *Environmetrics*, 14 (7): 665-685.

Tab. V1: Parameterestimer og tilhørende effekttester for GLM tilpasset for å prediktere døgnlig utvandringssannsynlighet. Estimatenes er oppgitt i logit-skala. Skjæringspunktet utgjør $Art[\text{ørret}]$, $Fangststed[sideløp]$, $lukeinnstilling[1A]$.

Parameterestimer				Effekttest				
Parameter	Estimat	SE	Effekt	Df	Devians	Res.Df	Res. Devians	p
Skjæringspunkt	-21.04	5.07	Art	1	29.81	122	5570.4	<0.0001
Art[Laks]	4.90	1.03	Fangststed	1	1199.67	121	4370.8	<0.0001
Fangststed[Turbin]	-8.74	1.46	Lukeinnst	2	1847.01	119	2523.8	<0.0001
Lukeinnst[1B]	-6.57	2.12	Vannføring(t-1)	1	21.00	118	2502.8	<0.0001
Lukeinnst[2A]	-134.37	297.65	Vanntemp(t-1)	1	83.31	117	2419.5	<0.0001
Vannføring(t-1)	4.18	1.33	Art:Fangststed	1	26.06	116	2393.4	<0.0001
Vanntemp(t-1)	2.23	0.43	Art:Lukeinnst	2	26.26	114	2367.1	<0.0001
Art[Laks]:Fangststed[Turbin]	0.40	0.73	Fangststed:Lukeinnst	2	624.75	112	1742.4	<0.0001
Art[Laks]:Lukeinnst[1B]	-6.30	2.43	Art:Vannføring(t-1)	1	26.41	111	1716	<0.0001
Art[Laks]:Lukeinnst[2A]	-11.82	18.20	Fangststed:Vannføring(t-1)	1	160.71	110	1555.3	<0.0001
Fangststed[Turbin]:Lukeinnst[1B]	7.39	0.81	Lukeinnst:Vannføring(t-1)	2	286.00	108	1269.3	<0.0001
Fangststed[Turbin]:Lukeinnst[2A]	9.60	1.90	Art:Vanntemp(t-1)	1	25.75	107	1243.5	<0.0001
Art[Laks]:Vannføring(t-1)	-0.15	0.10	Fangststed: Vanntemp(t-1)	1	72.43	106	1171.1	<0.0001
Fangststed[Turbin]:Vannføring(t-1)	2.33	0.22	Lukeinnst: Vanntemp(t-1)	2	0.57	104	1170.5	0.7525
Lukeinnst[1B]:Vannføring(t-1)	3.20	0.21	Vannføring(t-1): Vanntemp(t-1)	1	22.53	103	1148	<0.0001
Lukeinnst[2A]:Vannføring(t-1)	-0.76	6.46	Art:Fangststed:Lukeinnst	2	34.10	101	1113.9	<0.0001
Art[Laks]:Vanntemp(t-1)	-0.34	0.08	Art:Fangststed: Vannføring(t-1)	1	15.56	100	1098.3	<0.0001
Fangststed[Turbin]:Vanntemp(t-1)	-0.11	0.08	Fangststed:Lukeinnst: Vannføring(t-1)	2	121.73	98	976.6	<0.0001
Lukeinnst[1B]:Vanntemp(t-1)	-0.33	0.16	Art:Lukeinnst: Vanntemp(t-1)	2	7.52	96	969.1	0.0233
Lukeinnst[2A]:Vanntemp(t-1)	12.12	29.50						
Vannføring(t-1):Vanntemp(t-1)	-0.54	0.11						
Art[Laks]:Fangststed[Turbin]:Lukeinnst[1B]	-0.29	0.23						
Art[Laks]:Fangststed[Turbin]:Lukeinnst[2A]	-3.56	1.04						
Art[Laks]:Fangststed[Turbin]: Vannføring(t-1)	-0.03	0.18						
Fangststed[Turbin]:Lukeinnst[1B]:Vannføring(t-1)	-2.23	0.22						
Fangststed[Turbin]:Lukeinnst[2A]:Vannføring(t-1)	-1.33	0.37						
Art[Laks]:Lukeinnst[1B]:temp.del.1	0.50	0.19						

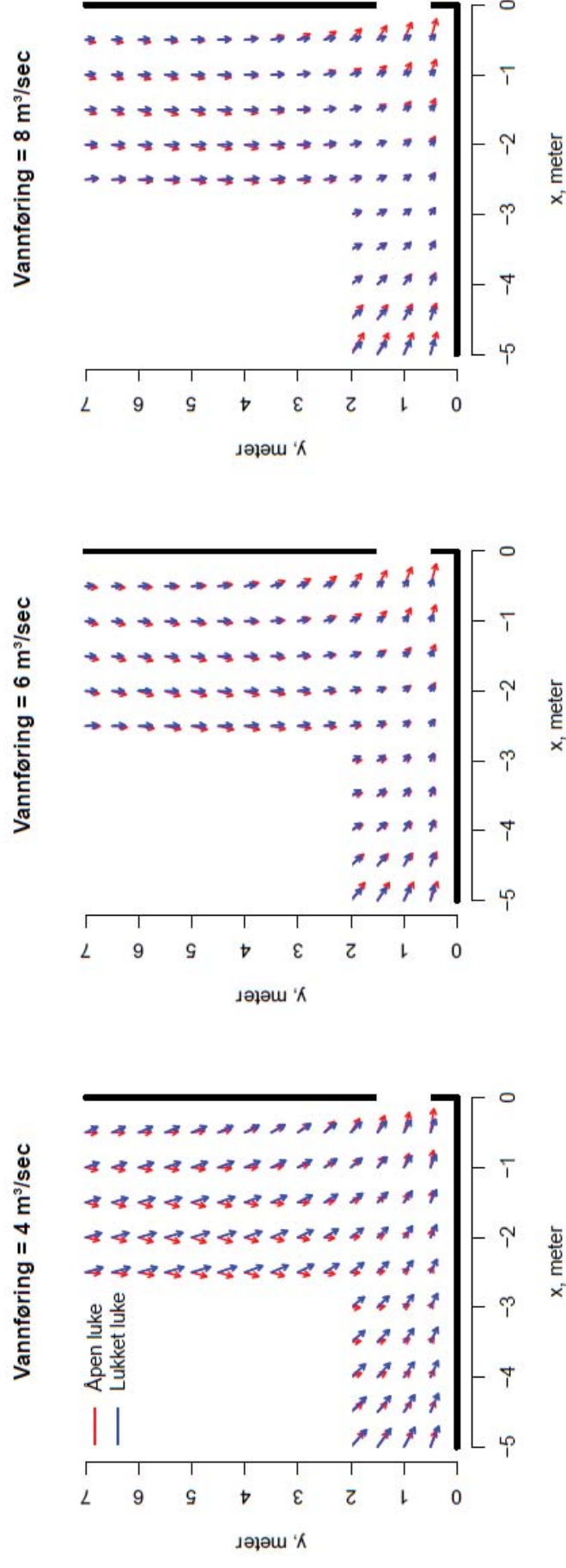


Fig. V3: Modellert strømningsmønster 10 cm under vannoverflaten med retning og styrke med åpen og lukket luke (sideløpet) ved vannføring på 4, 6 og 8 m³/sekund. Vektorene utgjør modellprediksjoner fra generalisert additiv modell (GAM)(Hastie & Tibshirani 1990) . Det ble tilpasset en egen GAM for x-dimensjonen og en egen for y-dimensjonen ut fra målte responser av vannhastighet i disse retningene. GAM-strukturen var vannhastighet = $s(x,y,vannføring, by=luke)$ for de to strømningsretningene. $s()$ -notasjonen er thin-plate regresjon (Wood 2003), dvs multidimensjonal ikke-lineær responsoverflate som funksjon av variablene som er listet opp. I denne settingen modelleres strømhastighet som funksjon av x og y koordinatene samt vannføring og det tilpasses egen responsoverflate for hver lukeinnstilling. Til slutt legges de to retningsbestemte modellene over hverandre og ved å multiplisere de koordinatspesifikke strømningsvektorene kan vektorproduktet framstilles som vektorer med strømningsretning og styrke.

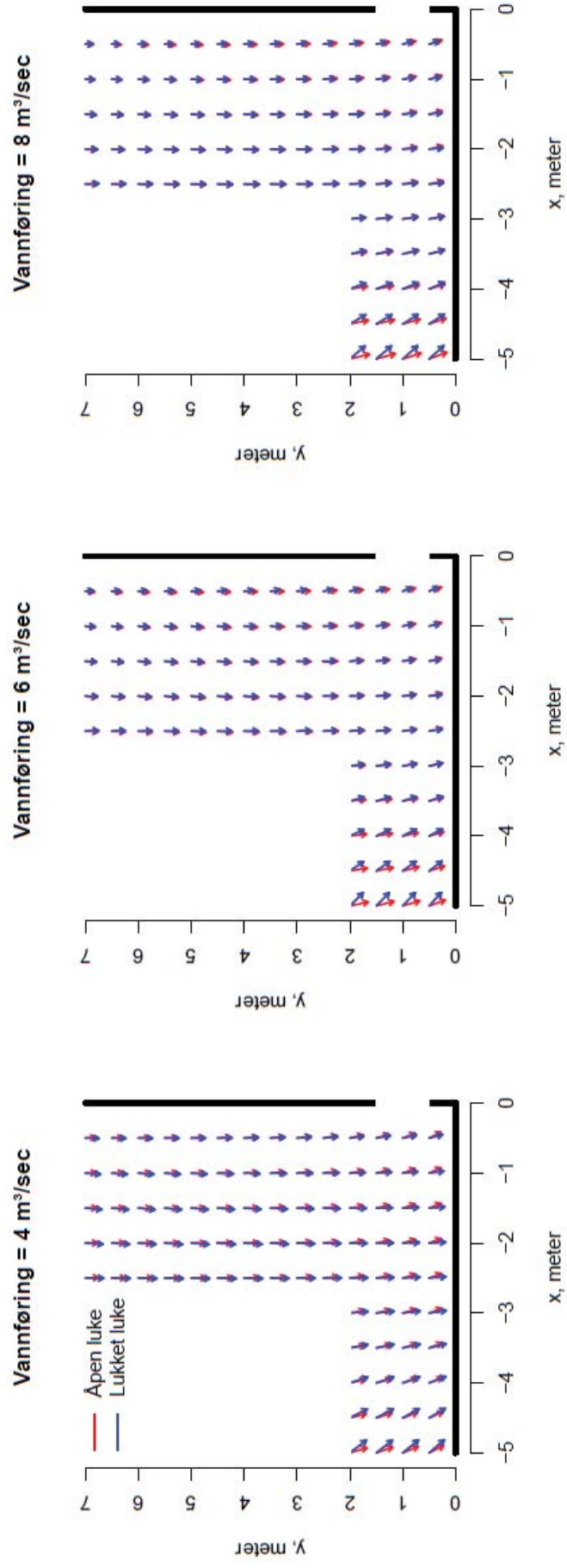


Fig. V4: Modellert strømningsmønster 150 cm under vannoverflaten med retning og styrke med åpen og lukket luke (sideløpet) ved vannføring på 4, 6 og 8 m³/sekund. Vektorene utgjør modellprediksjoner fra GAM-modell.

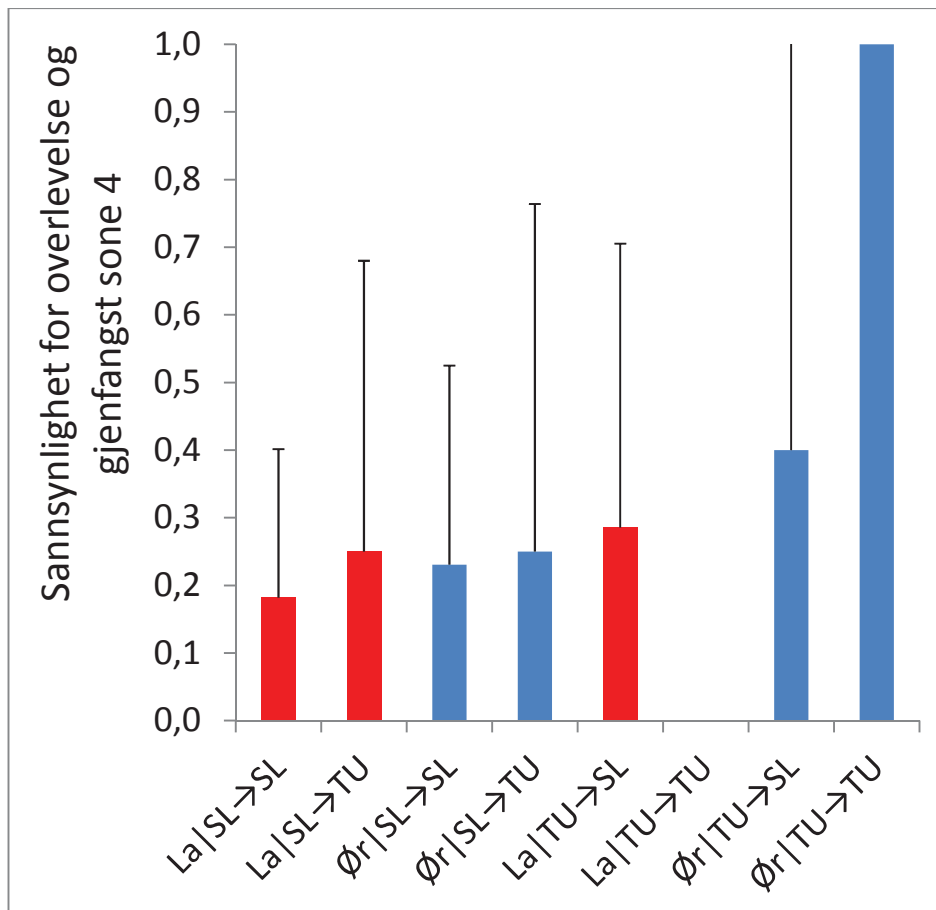


Fig. V3: Predikerte sannsynligheter for overlevelse og gjenfangster i sone 4 som funksjon av art og løpsvalghistorikk. Prediksjonene er hentet fra foretrukket modell i Tab. 6. Variasjonsstrekene indikerer et 95 % konfidensintervall. De ulike effektgruppene er angitt som "Art|første fangststed→ andre fangststed", hvor La = Laks, Ør = Ørret, SL = Sideløpet og TU = Turbinløpet.

