

Vekst, diett og stabile isotoper hos yngel av Atlantisk laks *Salmo salar* L. fanget i bekk- og hovedelv i Tanavassdraget.



---

*Mastergradsoppgave i  
arktisk naturbruk og landbruk  
– retning vassdrag (60 stp.)*

*Kjell-Magne Johnsen*



*Institutt for akvatisk biologi*

*Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø*

*Juni 2009*



**Forside:** Bekk- og hovedelv (foto: Kjell-Magne Johnsen)  
Laksepar i en sidebekk i Tana (foto: Audun H. Rikardsen)

# Innholdsfortegnelse

Sammendrag .....	v
Čoahkáigiessu .....	0
1. Innledning.....	1
2. Områdebeskrivelse .....	5
3. Metoder og materiale .....	8
3.1 Feltarbeid .....	8
3.2 Laboratoriearbeid og analyser .....	9
3.3 Tallbehandling og statistiske analyser.....	10
3.3.1 Tallbehandling.....	10
3.3.2 Statistiske analyser .....	11
4. Materiale .....	12
5. Resultater .....	13
5.1 PIT- merke data i Vidgaveadji.....	13
5.2 Alder og lengde.....	14
5.3 Kondisjonsfaktor.....	15
5.4 Diett.....	17
5.4.1 Fyllingsgrad.....	17
5.4.2 Antall byttedyr.....	17
5.4.3 Diettvalg .....	18
5.4.4 Diettoverlapp mellom lokalitet .....	20
5.5 Stabile karbon og nitrogen isotoper.....	21
5.5.1 $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ - signatur av bunndyr.....	21
5.5.2 $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ - signatur av lakseyngel .....	22
5.5.3 Alderseffekt på $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ - signatur .....	23
6. Diskusjon .....	26
7. Takk til- .....	35
8. Referanser .....	36
9. Vedlegg.....	41

## Sammendrag

Tidligere studier fra Tanavassdraget har vist omfattende vandring av lakseparr (lakseyngel) bort fra gyte- og oppvekstområdene i hovedelva og opp i små sidebekker der det ikke foregår gyting av laks. Det er dokumentert bedre vekst i bekker enn i hovedelva, og undersøkelser av næringsforhold indikerer høyere mattilgang i bekk enn i hovedelv. Det er manglende kunnskap om hvordan lakseyngelens habitatvalg og næringsvalg påvirker fiskens stabile isotoper. Hensikten med denne undersøkelsen er å bedre detaljkunnskapen om forholdet mellom lakseparr som bruker bekk og hovedelv som leveområde, ved å se på hvordan yngelens valg av oppvekstområde påvirker vekst, næringsvalg og stabile isotoper.

I juni 2007 ble 110 lakseyngel individmerket med små PIT-merker i bekken Vidgaveadji for å se hvor stasjonær den merkede fisken var. Resultatene fra PIT-merke forsøket viste at 11 merkede fisk vandret ut mellom merketidspunkt og slutten av september 2007, noe som ga sterk indikasjon på at fisk som vandret fra hovedelva til bekken forble stasjonær under overvåkingen. I september 2007, juli, august og september 2008 ble et utvalg av lakseyngel tatt ut av bekk- og hovedelv for analyse av alder, diett og stabile nitrogen- og karbonisotoper. Det ble ikke funnet statistisk signifikant forskjell i lengdevekst mellom bekk- og hovedelv. Imidlertid var kondisjonsfaktoren signifikant bedre i bekk enn i hovedelv. Lakseyngelens diettundersøkelser viste ett bredere næringsgrunnlag og høyere andel av overflateinsekter i bekk sammenlignet med hovedelv. Det var signifikant tyngre karbonisotop verdier i bekken enn i hovedelva samt en sesongmessig forandring i bekken med gradvis tyngre isotopsignatur mot høsten. Dette reflekterer økt tilførsel av alloktont materiale. Det ble ikke funnet statistisk forskjell i nitrogenisotopnivå mellom lokalitetene. Eldre fisk i bekken hadde tyngre nitrogen- og karbonisotopsignatur enn yngre fisk, noe som indikerer at det foregår ett diettskifte. Tilsvarende utvikling ble ikke sett i hovedelva, noe som sannsynligvis avspeiler ett snevrere næringstilbud og at eldre fisk har den samme dietten som den yngre fisken. Isotopundersøkelsene forsterker dermed teorien om at lakseyngelen i bekk har mer bredere næringsforhold.

## Čoahkáigiessu

Vássán dutkamušat Deanučazadagas leat čájehan ahte doppe lea eanet bahtareapme luossaveajetin eret iežaset gođabáikis ja bajás šaddan guovlus valdojogas, ja sirddán oalge jogaide doppe gos dabbalažžat luosat eai gođe. Dotkamuššat čájehit ahte leat buoret biepmusisdoallu vejolašvuodát oalgejogain go valdojogain, ja maid dai iskkadeapme biepmu ektui čájeha ahte lea buoret vejolašvuodát biepmu hakat oalgejogain go buoldasstahtá valdojogai ektui. Dás gavnnu vájlelaš mahtu man lahkai luossaveajet habitatavejolašvuodát ja biepmujejolašvuodát vaikuhit guolle bisovaš isotopai. Valdujurdda dánja iskkadeamen lea buoridit ipmárduša ja mahtu gaskkal luossaveajet geat geavahit oalgejogai ja valdojoga eallinguovllun, dán sáhta geahžžat mo veajet vällje bajasšaddan guovllu ja mo dat fas vaikuha šaddama, biepmujejolašvuodái ja bisovaš isotopai. Jagi 2007 gárte 110 luossaveajeta individmerkejuvvot smavva PIT-avnnasiin Vidgaveadji jogas geahžžan dihtii man gullelaš dat merkejuvvon guolli lea. Bohtos dan PIT-avnnas iskkadeames čájehe ahte 11 merkejuvvon guoli golggidetje gaskkal merkenaigodaggas ja loahppa čakčamánnu 2007as, juoga mii čájeha garrasit ahte guolit mat vadjolit valdojogas oalgejogaide letje bistevatža goziheame oktavuodas. Čakčamánu 2007as, suoidnemánus, borgemánus ja Čakčamánu 2008 mearriduvvoi ahte muhtin luossaveajetat oalgejogas ja valdojogaiguin galge sirrejuvvot eret, iskkadeame dihtii nu go ovddamerakadihti agi, borramuša ja bisovaš nitrogen ja karbonisotopai ektui. Bohtos iskkadeames čájehe ahte eai gavnnan statihkalaš erotusa guolleguhkodagas gaskkal joga ja valdojoga. Muhto lašmmutallanfaktora lei buoret jogas go valdojogas. Luossaveajet borraniskadeapme čájehe ahte lea buoret välljenmonni biepmuvuodus ja alibut oassi čahčeoaivve divvrigin oalgejogainguin buolddasdahtujuvvon valdojogain. Doppe maid gavnujuvvon eara losit karbonisotop arvut oalgejogas go valdojogas aigodagai mielde ja maidái rievdadus jogain gos letje losit isotopsignatur čakčat. Dát muitala ahte boahta sisa eanet alloktoŋgalaš ávnnasat (lastat). Doppe eai gavnnun statihkalaš erohusat nitrogenisotopadasis gaskal báikalasguvluin. Boarasat guoliguin jogas letje losit nitrogen- ja karbonisotopsignaturat go maid nuoraid gulliin, juoida mii čájeha ahte doppe lea gavnamiis biepmumolsašupme. Vástideadji ovddaneapme ii čájehevvon valdojogas, juoida mii lea jáhkehahti ahte lea gáržes biepmufalaldat ja ahte buorrasat gullin lea seamma biepmuvuoddu go nuorat guollin. Isotopaiskkadeape nanušmahtta dasttu dán oaivvila ahte luossaveajet jogainguin lea buoret biepmusisdoallu.

## 1. Innledning

*Lakseyngel på samisk heter luossaveajet, hvorav ordet veajet (yngel) stammer fra ordet veajis som betyr liten bekk.*

Habitatskifte hos fisk kan indikere at fiskens behov ikke har vært tilfredsstillt i det opprinnelige habitatet (Thorpe, 1994). Habitatbruk- og seleksjon er et resultat av balansegang mellom maksimering av energiinntak og minimering av kostnader (Hart, 1993). Variasjonen i disse faktorene leder til individuelle forskjeller i overlevelse, vekst og reprodutiv suksess (Heggenes *et al.*, 1999). Valget til et enkeltindivid, hvorvidt det skal migrere eller ikke, representerer en avveining mellom fordelene og kostnadene ved migrasjon vurdert opp mot det å forbli stasjonær (Gross, 1987, Gross *et al.*, 1988, Jonsson & Jonsson, 1993). Fordelen ved å migrere er som oftest knyttet opp mot tilgjengeligheten av gode næringsforhold (Gross *et al.*, 1988, Rikardsen *et al.*, 2004, Olsson *et al.*, 2006). Migrasjon medfører da bedret vekst i forhold til de stasjonære (Gross, 1987, Gross *et al.*, 1988), men kan også medføre økt energiforbruk og dødelighet (Bohlin *et al.*, 2001).

Tradisjonelt sett har lakseyngel (*Salmo salar* L.) vært ansett som en relativt stasjonær laksefisk med begrenset vandringsaktivitet under ferskvannsoppholdet (Hesthagen, 1988, 1990) med tilknytning til sin "hjemmestein" (Heggenes, 1990). Det har imidlertid etter hvert blitt dokumentert en lang rekke situasjoner hvor yngelen forflytter seg over store avstander innenfor vassdrag. Forflytninger nedstrøms har blitt tolket som vinterforberedelser (Hesthagen, 1988), reproduksjonsaktivitet hos kjønnsmodne hanner (Buck & Youngson, 1982, Youngson *et al.*, 1983) samt søk etter bedre nærings- og vekstvilkår (Cunjak *et al.*, 1989, Cunjak, 1992). Det finnes etter hvert også flere studier som viser at lakseyngel forflytter seg fra hovedelva til nærliggende små bekker hvor laksen ikke gyter, med eksempler fra Sør-Norge (Lillehammer, 1974) og Nord-Norge/Finland (Erkinaro, 1995b, Johansen *et al.*, 2005a).

Vandring opp i små bekker kan i utgangspunktet være overraskende, ettersom temperaturen i disse bekkene som regel er lavere enn den større elva yngelen kommer fra (Erkinaro, 1995b). Vanntemperatur og lengden på vekstsesongen er blant de viktigste miljøfaktorene som påvirker fiskens vekst (Elliott, 1975a, Saltveit, 1990, Elliott & Hurley, 1997, Elliott *et al.*, 1998). Siden fisk er vekselvarme vil vanntemperaturen påvirke fiskens fysiologi og atferd. Når temperaturen i vannet øker vil stoffskiftet og veksthastighet øke, noe som innebærer at fiskens matbehov også blir større. Tilsvarende vil veksten avta ved lavere temperaturer. I en

laboratoriestudie var optimal veksttemperatur hos laksyngel 15,9 °C, med nedre og øvre grense for vekst på henholdsvis 6,0 og 22,5 °C (Elliott & Hurley 1997). Andre har funnet optimal temperatur for vekst hos lakseyngel mellom 16 – 19 °C (Wankowski & Thorpe, 1979b). I tillegg til vanntemperatur vil også andre faktorer påvirke tilveksten hos juvenile laksefisk, som for eksempel tettheten av fisk (Egglisshaw & Shackley, 1977), inter- og intraspesifikk konkurranse (Amundsen *et al.*, 2001, Amundsen & Gabler, 2008), tilgang til skjul/dekke (Pickering *et al.*, 1987, Finstad *et al.*, 2007) og næringstilgang (Olsson *et al.*, 2006).

Ferskvannsstadiet hos lakseyngel anses som en spise- og vekstperiode og i løpet av denne perioden vil fisken forsøke å optimalisere næringsinntaket for å oppnå en størst mulig størrelse ved alder når den vandrer ut til sjøen for første gang (Wankowski & Thorpe, 1979a). Laksyngel er opportunistiske (Elliott, 1973, Thonney & Gibson, 1989), noe som innebærer en diettsammensetning som reflekterer tilgjengelige næringsdyr i miljøet (Lillehammer, 1973). Dietten består hovedsakelig av akvatiske invertebrater (Stradmeyer & Thorpe, 1987, Thonney & Gibson, 1989). Elvelevende fisk har tre tilgjengelige næringshabitat; bunndyr (benthos), driv i vannsøylen og overflatedriv (Wankowski & Thorpe, 1979a). Lakseyngel utnytter alle disse næringshabitatene, men graden av utnyttelse varierer for ulike størrelsesgrupper av yngel (Wankowski & Thorpe, 1979a, Stradmeyer & Thorpe, 1987). I store elver hvor drivraten og tettheten av bunndyr er lav, består lakseyngelens diett hovedsakelig av bunndyr (Amundsen *et al.*, 2001). I små bekker med overhengende vegetasjon er dietten mer preget av terrestriske invertebrater som faller i bekken fra kantvegetasjonen (Allan *et al.*, 2003). I tillegg er også mangfoldet og tettheten av akvatiske bunndyr mye høyere i bekkene (Erkinaro & Niemelä, 1995, Johansen, 2005c) samt at yngel her spiser antallsmessig flere byttedyr i forhold til yngel i elver uten kantvegetasjon (Dineen *et al.*, 2007). De ulike bunndyrenes livssyklus skaper store sesongmessige variasjoner i tetthet og artssammensetning (Angermeier, 1982). Disse sesongmessige endringene i tilgjengelig føde gjenspeiles i laksyngelens diett (Thonney & Gibson, 1989, Amundsen *et al.*, 2001, Amundsen & Gabler, 2008). Munnstørrelse hos fisken er en annen faktor som spiller inn på næringsvalget og som også er med på å begrense størrelsen på byttet (Wankowski, 1979, Angermeier, 1982), noe som ofte medfører endring i byttedyrstørrelse i takt med økende kroppslengde (Wankowski, 1979, Stradmeyer & Thorpe, 1987, Keeley & Grant, 1997, Erkinaro & Erkinaro, 1998c). Observasjoner gjort under vann har vist at eldre lakseyngel oftere spiser overflatedriv enn



ynge fisk (Stradmeyer & Thorpe, 1987). Imidlertid har andre observert generell lik diett av lakseyngel mellom ulike alderklasser (Amundsen *et al.*, 2001).

Fiskens næringsvalg bestemmes vanligvis ved å analysere mageprøver. Slike analyser gir imidlertid kun et øyeblikksbilde av hva fisken nylig har spist. Analyser av stabile karbon og nitrogenisotoper hos individuelle fisk kan gi økt innsikt i historisk fødesøk, trofisk nivå, næringsvalg samt energikilder i næringskjedene (Peterson & Fry, 1987, Fry, 2006). Mer detaljert informasjon om denne metoden er gitt i vedlegg 4. Basert på hva fisken spiser og i hvilket miljø den befinner seg i vil fiskens isotopsignatur reflektere byttedyrenes spesifikke isotopsignatur. Isotopstudier kan blant annet også brukes til å dokumentere ontogenetisk diettskifte hos fisk. Når fisken endrer diett med økende alder og lengde, vil dette gi endrede isotopverdier (Jardine *et al.*, 2005, Quevedo & Olsson, 2006, Wells *et al.*, 2008).

Primærprodusenter i store elver og små bekker har ulik  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur (Rounick *et al.*, 1982). Dette skyldes at næringskjedene i store elver har energibasis i autoktont produsert materiale fra påvekstalger (Rounick *et al.*, 1982, Finlay *et al.*, 1999, Finlay, 2001), mens basis i bekker med overhengende vegetasjon er alloktont tilført materiale fra det terrestriske miljøet (Rounick *et al.*, 1982, Winterbourn *et al.*, 1984, Finlay, 2001). Denne habitatforskjellen i karbon vil reflekteres videre til bunndyrene og, i neste ledd, lakseyngelen som vil få en  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur som reflekterer næringsgrunnlag og habitat. Karbonsignaturen i bekker blir tyngre utover høsten (Doucett *et al.*, 1996, Kennedy *et al.*, 2005), noe som kan skyldes økt tilførsel av alloktont materiale eller økt algeproduksjon (Rounick *et al.*, 1982).

Mens karbonisotopen sier noe om energikilden til organismer, vil nitrogenisotopen gi ett mål på strukturen av økosystemet og hvor invertebrater og fisk befinner seg i næringskjeden. I undersøkelser av nitrogenisotoper av lakseyngel har det imidlertid vist seg å være lite variasjon i nitrogen isotopsignatur mellom ulike lokaliteter i vassdrag (Doucett *et al.*, 1996, Cunjak *et al.*, 2005, Jardine *et al.*, 2005).

I Tanavassdraget vandrer et stort antall lakseyngel fra hovedelva (Tanaelva) til nærliggende bekker (Erkinaro, 1995b, Johansen *et al.*, 2005a). Skjellprøveanalyser av returnert voksen laks viser at hele 30 % av disse har hatt opphold i bekker i parrstadiet (Erkinaro, 1997), en overraskende høy andel når en tar i betraktning hvor lite areal bekkene utgjør i forhold til hovedelva. Det har vært dokumentert at lakseyngel i bekkene har bedre vekst og kondisjonsfaktor enn lakseyngel i hovedelva (Erkinaro & Niemelä, 1995, Erkinaro, 1995b), noe som fører til at smolt fra bekkene er generelt større enn smolt fra hovedelva (Heinimaa *et*

*al.*, 1998). Denne størrelsesforskjellen kan være viktig med tanke på at smoltens overlevelse er positivt korrelert med størrelse (Jokikokko *et al.*, 2006). Bedre vekst i bekkene enn i hovedelva tyder på at yngelen oppnår en gevinst ved habitatskiftet, på tross av at den beveger seg inn i et habitat med lavere vanntemperatur. Den gode veksten kan skyldes den høye bunndyrdiversiteten og -tettheten som er observert i små bekker sammenlignet med lav bunndyrtetthet i hovedelva (Erkinaro & Niemelä, 1995, Johansen *et al.*, 2005b).

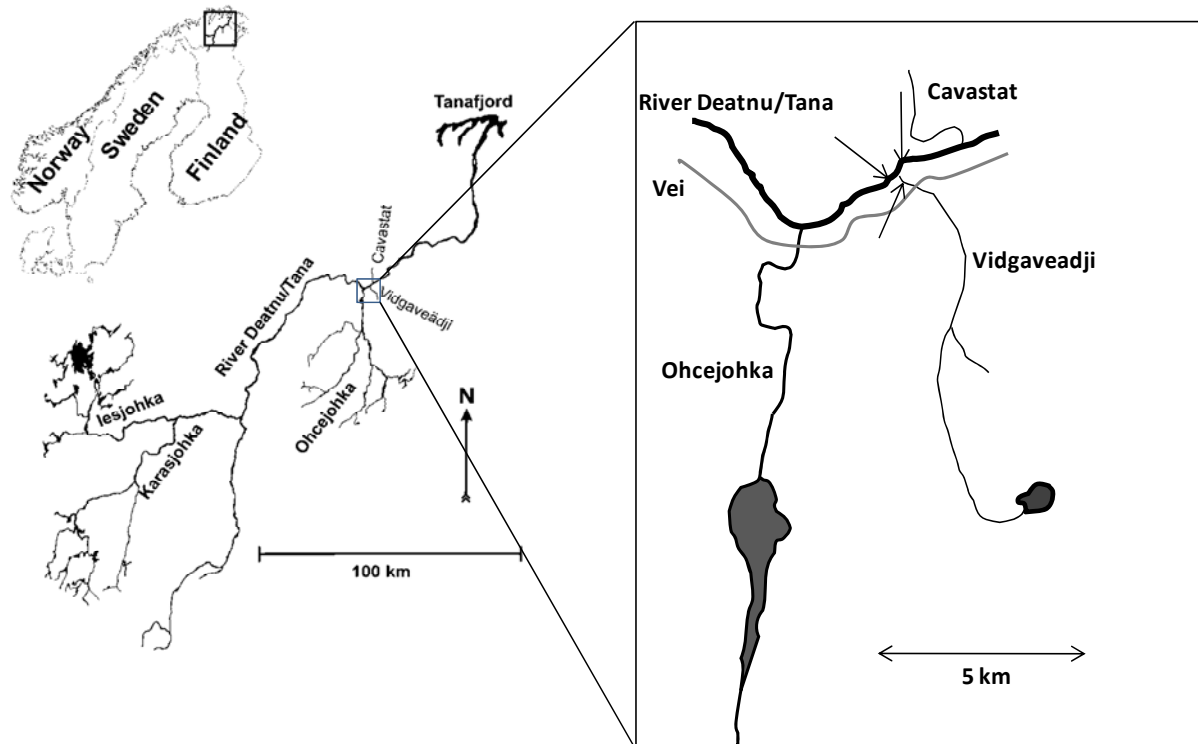
Denne undersøkelsen ser på hvordan valg av habitat (bekk vs hovedelv) påvirker vekst, diett og stabile isotoper hos lakseyngel i Tanavassdraget. Lakseyngelens bevegelser mellom bekk- og hovedelv i vassdraget har tidligere vært undersøkt av Erkinaro *et al.* (1998b), men for første gang brukes her en PIT-merke (Passive Integrated Transponder) teknologi i Tanaelva som gjør det mulig å individmerke små yngel og kartlegge stasjonærhet av yngel som vandrer fra hovedelva til bekken. Valg av bekk habitat ble forventet å ha en positiv effekt på yngelens vekst og kondisjonsfaktor. Avhengig av fiskens habitatbruk (bekk vs hovedelv) ble det videre antatt at næringsvalg og sammensetning av karbon- og nitrogenisotopene vil variere mellom fisk som er fanget i bekk kontra fisk som er fanget i hovedelva. I tillegg vil endringer i dietten hos lakseyngel utover sesongen og mellom aldersklassene kunne gi utslag på isotopsammensetningen. Det har tidligere ikke vært gjort noe forsøk på bruk av stabile isotopanalyser på laksyngel i Tanaelva, og kombinasjonen av mageanalyser og stabile isotopanalyser kan bidra til økt innsikt i habitat- og næringsvalg og endringer av diett mellom de ulike alderklassene av lakseyngel.

## 2. Områdebeskrivelse

Tanaelva (Deatnu på samisk, Teno på finsk) (70° N, 28° E) er et grensevassdrag mellom Norge og Finland og forvaltes gjennom en overenskomst mellom landene. Elva befinner seg i et subarktisk klimaområde med lange og kalde vintre, og korte, men relativt varme somre. Nedslagsfeltet for Tanavassdraget er 16 386 km<sup>2</sup> hvorav 70 % befinner seg på norsk side. Selve Tanaelva starter fra samløpet med Karasjohka og Anarjohka og renner fra sør mot nord og drenerer ut til Tanafjorden. Samlet er det over 1 000 km med elvestrekning som er tilgjengelig for anadrom laksefisk i hovedelv og sideelver, og innad i dette vassdragssystemet er det registrert minst 30 genetisk unike laksebestander (Vähä, 2007). Med en gjennomsnittlig fangst av laks på 140 000 kg ligger Tana i verdenstoppen av fangst av Atlantisk laks (Johansen *et al.*, 2008). Produksjonen av laks i Tanaelva er kun basert på naturlige reproduserende bestander, og det er forbudt med utsetting av laksesmolt i elva (Erkinaro, 1997). Beregnet potensiell smoltproduksjon for Tanaelva ligger på 1,1 millioner smolt, med en gjennomsnittlig smolttetthet på 2,3 smolt pr 100 m<sup>2</sup>. I midlertidig er det en betydelig variasjon i produksjonen mellom de ulike delene av vassdraget. Beregnet gytebestandsmål (GBM) er 1,5-3 egg/m<sup>2</sup> (Hindar *et al.*, 2007). I tillegg til laks, er det også en rekke andre arter som befinner seg i vassdraget, som blant annet stasjonær og anadrom ørret *Salmo trutta* L., røye *Salvelinus alpinus* (L.), harr *Thymallus thymallus* (L.), sik *Coregonus lavaretus* (L.), ørekyte *Phoxinus phoxinus* (L.), lake *Lota lota* (L.), hvitfinnet steinulke *Cottus gobio* L., tre pigget stingsild *Gasterosteus aculeatus* (L.), gjedde *Esox lucius* L., skrubbe *Platichthys flesus* (L.), og pukkellaks *Onchorhynchus gorbuscha* (Walbaum)., (Erkinaro & Niemelä, 1995). I vassdraget er det mer enn 100 første, andre og tredje- ordens bekkesystemer som er tilgjengelig for lakseyngel. Bekkene er ikke gyteområder for laks, men utgjør ofte områder som lakseparren benytter seg av ved å migrere fra hovedelva til de nærliggende bekkene (Erkinaro, 1997).

Feltarbeidet ble utført i Vidgaveadji (15 km<sup>2</sup>), en bekk på finsk side av hovedelven 100 km fra Tanamunningen rett nedenfor den største finske sideelva Utsjoki (på samisk Ochejohka) og i hovedelva rett på oversiden av bekkeutløpet (i juli på nedsiden av utløpet) (Figur 1). I Vidgaveadji er det registrert lakseyngel opp til 0,9 km fra munningen av bekken (Erkinaro, 1995b). Vegetasjonen langs bekken er dominert av gress, lyng samt overhengende trær som subarktisk bjørk (*Betula pubescens* Ehrhart) og vier (*Salix* spp.). Bekkens fallgradient er 37,7 m/km over en total lengde på 7,8 km. Bunnssubstratet karakteriseres hovedsakelig av blokk >25 cm, men med innslag av grovstein og rullestein (Tabell 1). I den nedre delen av bekken

dominerer lakseparr, men innslaget av ørret øker oppstrøms bekken (Erkinaro, 1995b). Det er ingen jordbruksaktivitet i nærheten av bekken som ellers bare er påvirket av en bru og et par hus.



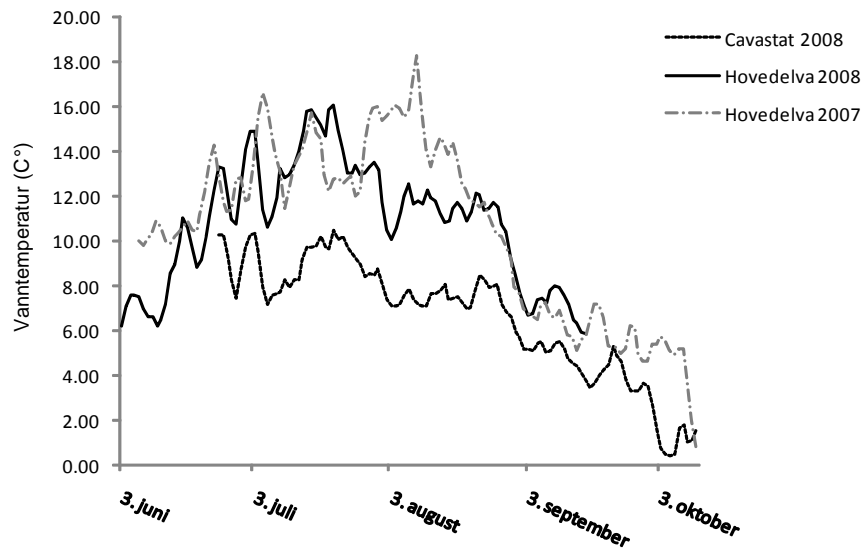
Figur. 1: Kart over Tanavassdraget. Pilene i kartet til høyre markerer hvor det ble el- fisket i hovedelva og i bekken.

Tabell 1. Fysiske habitat karakteristikk fra bekk og hovedelv. Bunnsstrat og overhengende vegetasjon angitt i prosent. \* data hentet fra (Erkinaro, 1995a).

Navn	Lengde km	Gradient m/km	Bredde gjennomsnitt, m	Grus	Rullestein	Grov stein	Blokk	Overhengende vegetasjon		Soner <i>n</i>
				< 2 cm	2-7 cm	7-25 cm	> 25 cm	1 m	2 m	
Vidgaveadjj*	7,8	37,7	4,3	0	5	10	85	40	80	9
Tana*	206	0,6		7	17	67	9	0	0	8

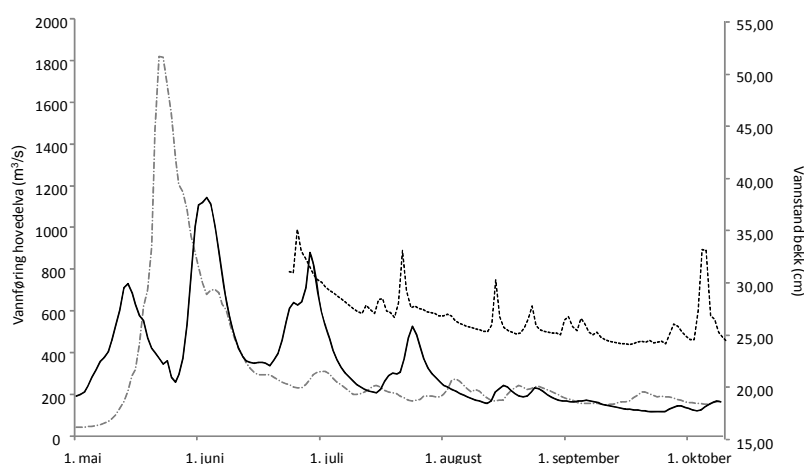
Tanaelva renner sakteflytende ved utløpet av bekken med substrat dominert av grovstein og rullestein (tabell 1). Elvebredden består av grovstein og rullestein uten noe form for vegetasjon. I perioden 1974 - 1994 var gjennomsnittstemperaturen i hovedelva målt til 12,9 °C i juli, 11,9 °C i august og 6,9 °C i september (Niemelä *et al.*, 2000). Gjennomsnittstemperaturen for Cavastat, en bekk på norsk side rett nedstrøms for

Vidgaveadji, var i perioden juni, juli, august og september 2008 på 9,7, 9,0, 7,4 og 4,5 °C med høyest vanntemperatur (10,3 °C) 3. juli, på samme tidspunkt var vanntemperaturen i hovedelva 4,6 °C varmere. I 2008 var gjennomsnittstemperaturen i hovedelva for juni, juli, august og september på henholdsvis 9,2, 13,7, 11,2 og 7,1 °C (Figur 2). I hovedelva i 2007 var gjennomsnittstemperaturen for juli, august og september henholdsvis 13,4, 14,3 og 7,4 °C.



Figur 2: Vanntemperatur i hovedelva 2008 (svart heltrukket linje) og 2007 (grå stiplet linje). Stiplet linje representerer vanntemperatur fra Cavastat 2008.

Vannføring frem til 1. august 2007 i hovedelva var generelt på et lavere nivå i forhold til 2008, imidlertid var vannføringen i starten av sesongen langt høyere i 2007 (Figur 3). I bekken Cavastat ble vannstandsni vået målt på sitt høyeste 29. juni 2008.



Figur 3: Vannføring i hovedelva (venstre akse) målt i perioden 1. mai til 11. oktober 2008 (svart heltrukket linje) og 2007 (grå stiplet linje). Vannstand i bekk Cavastat (svart stiplet linje, høyre akse) i perioden 25. juni- 11. oktober 2008.

### 3. Metoder og materiale

#### 3.1 Feltarbeid

For å se nærmere på stasjonæriteten til lakseyngel i bekk, ble det i 2007 gjennomført en test med PIT-merking av lakseyngel i Vidgaveadji på en strekning fra bekkemunningen og drøyt 100 meter oppover der et vandringshinder stoppet videre oppgang. Totalt ble 110 lakseyngel >6 cm elfisket og merket med 12,45 x 2 mm store PIT-merker (134,2 kHz; Biomark TX1400ST) i bekken 23. og 28. juni 2007. PIT-merket ble satt inn i yngel bedøvd med MS-222 (100 mg/L) ved hjelp av et lite kutt med skalpell. Dette er vist å gi minimal effekt på vekst og dødelighet hos fisk over 60 mm (Gries & Letcher, 2002). To antenner ble satt opp med 2,5 meters mellomrom i bekken. Antennene var koblet til hver sin logger (Biomark F2001FR-ISO) og registrerte alle passeringer av merket fisk på vei ut av eller inn i bekken i perioden 20. juni til 30. september. På grunn av at bekkemunningen ytterst var bred og grunn, ble antennene satt opp drøyt 13 meter fra hovedelva. Merkefisk som ble registrert "ut" av bekken av antennene kan derfor ha oppholdt seg i området mellom nederste antenne og hovedelva. For mer detaljer rundt merkemetoder, antenner og loggere, se Letcher et al. (2002).



Figur 4: Bildet til venstre viser to stasjonære antenner i Vidgaveadji som overvåker utvandring av PIT-merkede lakseyngel. Bildet til høyre viser to loggere koblet opp til antennene (foto: Kjell-Magne Johnsen).

På grunn av sen isgang og høy vannføring våren og forsommeren 2008 (se Figur 3) ble det ikke mulig å samle fisk i juni. Innsamling av fisk fra stasjoner i hovedelva og i bekken ble gjort på følgende fire tidspunkt: 26. september 2007, 21. juli, 13. august og 26. september 2008. Det ble brukt et bærbart elektrisk fiskeapparat (GeOmega AS), og stasjonene ble

elfisket i oppstrøms retning av to personer som samarbeidet om fising og håving. Fisken som ble fanget ble målt ( $\pm 1$  mm) og veid ( $\pm 0,1$  g) og så lagt i individuelt merkede poser og frosset. Sparkeprøver av bunnsstrat for innsamling av bunndyr ble tatt 23. august 2008 fra samme stasjon hvor det ble el-fisket i hovedelv og bekk. Bunnprøvene ble lagt i atskilte poser og umiddelbart frosset ned.

På grunn av defekt logger i Vidgaveadji, mangler temperaturdata fra denne bekken. Temperatur og vannstand ble i 2008 målt også i den nærliggende bekken Cavastat med en automatisk vannstand/temperatur-logger av typen Madgetech Level 2000. Temperatur i hovedelva i 2007 og 2008 ble hentet fra en automatisk vanntemperatur-logger på øversiden av Samelandsbrua i Tanaelva, ovenfor utløpet til Utsjok/Ohcejohka. Vannføringsdata fra hovedelva er fra måleren til NVE i Polmak, drøyt 45 km nedstrøms Utsjok.

### **3.2 Laboratoriearbeid og analyser**

På laboratoriet ved Norges fiskerihøgskole ble fiskene tint opp og lengdemålt i naturlig utstrakt stilling til nærmeste mm (gaffellengde) og veid till nærmeste mg på elektronisk vekt. I følge Thorstad *et al.* (2007) vil frysebehandling av yngel av Atlantisk laks krympe fiskens kroppslengde gjennomsnittlig 3 %, men fisken er ikke lengdekorrigert for dette i oppgaven.

Otolittene ble fjernet ved å lage et skrått horisontalt snitt i toppen av kraniet slik at hjernen ble blottlagt, begge otolittene ble tatt ut med pinsett og lagt i dramsglass med 96 % etanol. Alder av hver enkelt fisk ble avlest ved å studere otolitter under lupe nedlagt i glyserol på en mørk brett, alderen leses av på overflaten og telles for antall vintersoner (Kristoffersen & Klemetsen, 1991). En kontrolltest av alderavlesning ble utført av vitenskapelige ansatte ved den ferskvannsökologiske faggruppen.

Buken ble klippet opp for så å bestemme fiskens kjønn (ikke brukt i oppgaven) og modningsgrad. Magene ble åpnet på langs med saks, for så å anslå relativ fyllingsgrad subjektivt til prosent der 100 % er full mage og 0 % er tom mage. Ved hjelp av lupe ble innholdet identifisert til ulike taksonomiske grupper (vedlegg 2). Byttedyrkategoriens relative andel av magefyllingsgraden ble anslått i prosent, og antallet av hver kategori ble funnet ved å telle hodekapsler. Summen av volumet for alle byttedyrkategoriene utgjorde den totale fyllingsgraden. Mageinnhold som ikke lot seg identifisere var iberegnet i den totale

yllingsgraden. Følgende kilder ble brukt ved identifisering av mageprøvene: Raastad og Olson (1999), Nilsson (1996) og Nilsson (1997).

Bunnprøvene ble tint opp, bunndyr ble plukket ut og identifisert. De ble deretter nøye skylt i vann for å unngå at eventuelle plantepartikler ble med i analysen av stabile isotoper. De inndelte bunndyrgruppene ble lagt i merkede ependorfrør og kun hele individer ble brukt. Skinn- og beinfri muskulatur ble skåret ut bak ryggfinnen på øvre, venstre side av hver enkelt fisk og lagt i ependorfrør. For å unngå kontaminering av isotopprøvene ble skalpellen nøye rensert i 96 % etanol mellom hver prøvetagning. Isotopprøvene ble fortløpende frosset. Ved lagring av prøvene er frysing den metoden som har minst innvirkning på karbon og nitrogen isotoper (Kaehler & Pakhomov, 2001). Alle prøver ble merket med individnummer. Prøver fra fisk og bunndyr ble tørket i tørkeskap ved 60 °C i 24 timer og deretter homogenisert. Det homogeniserte materialet ble overført med spatel i 5 mm x 9 mm tinnkapsler, prøvene ble veid med en Mettler Toledo vekt med 2 mg +/- 0,1 mg prøve. Hver tinnkapsel ble godt lukket sammen for å unngå luftrom og spredning av materialet, og deretter lagt i oppbevaringsboks (elisabrett). For ikke å kontaminere tinnkapslene ble det brukt hansker samt at kapslene ble håndtert med pinsett uten riller på spissen. For bestemmelse av  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ , ble prøvene sendt til analyselaboratoriet ved U.S. Geological Survey i Denver (USA), hvor prøvene ble analysert i en Carlo-Erba elementoranalysator koblet opp mot Micromass Optima masse spektrometer. I den første forsendelsen med isotop-prøver ble dessverre én av syv prøvebrett knust, noe som medførte at en rekke prøver av bunndyr og fisk gikk tapt. Av bunndyr som gikk tapt var det; steinfluer, knott-larver og vårfluelarver fra bekk og hovedelv.

### 3.3 Tallbehandling og statistiske analyser

#### 3.3.1 Tallbehandling

Kondisjonsfaktoren til fisken er gitt av (Fulton, 1904):

$$\text{Kondisjonsfaktor} = \mathbf{g} / \mathbf{L}^3 \times 100$$

Der  $\mathbf{g}$  er fiskens vekt i gram og  $\mathbf{L}$  er fiskens lengde i cm.

Andelen av hver byttedyrgruppe i dietten er fremstilt som total volumprosent etter (Amundsen *et al.*, 1996):

$$\text{Total volumprosent} = \sum \mathbf{Fg}_i / \sum \mathbf{Fg}_i \times 100$$



der  $\mathbf{Fg}_i$  er fyllingsgraden av byttedyrgruppe  $i$  (prosentandel), og  $\mathbf{Fg}$  er den totale fyllingsgrad til hver enkelt fisk.

Spesifikk volumprosent (sp V %) er gitt med:

$$\text{Spesifikk volumprosent (V \%)} = \sum \mathbf{Fg}_i / \sum \mathbf{Fgt}_i \times 100$$

der  $\mathbf{Fg}_i$  er fyllingsgraden av byttedyr  $i$  (prosentandel), og  $\mathbf{Fgt}_i$  er den totale fyllingsgraden i de magene der byttedyr  $i$  finnes.

For å kunne gi et bilde av diettoverlappet mellom bekk og hovedelv og mellom forskjellige samplingsrunder, ble det brukt en ekvivalent til Schoeners indeks (Schoener, 1970):

$$\mathbf{P}_{jk} = \sum^n (\text{minimum } \mathbf{p}_{ij}, \mathbf{p}_{ik})$$

hvor  $\mathbf{P}_{jk}$  er det prosentvise overlappet mellom habitatene  $j$  og  $k$ ,  $\mathbf{p}_{ik}$  og  $\mathbf{p}_{ij}$  står for gjennomsnittlig volumprosent av byttedyr  $i$  som er benyttet av lakseparr i henholdsvis habitat  $k$  og  $j$  mens  $n$  er det totale antallet byttedyrgrupper som er observert. En overlappindeks over 60 % betraktes ofte som biologisk signifikant (Wallace, 1981).

Forholdet av karbon og nitrogen ( $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ ) oppgis i promille (Fry, 2006):

$$\delta^{13} \text{ eller } \delta^{15} (\text{‰}) = [(\mathbf{R}_{\text{prøve}} / \mathbf{R}_{\text{standard}} - 1)] \times 1000$$

der  $\mathbf{R}$  representerer forholdet mellom tung og lett isotop ( $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ ) av prøven og standarden. Standarden for karbon er marint karbonat, PeeDee Belemitt (PDB) (Craig, 1953), mens for nitrogen er det atmosfærisk luft (Mariotti, 1983).

For å estimere presisjon av  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  hos fisk, ble det analysert tilfeldige replikater (triplikater  $n = 21$ , og duplikater  $n = 28$ ) i isotop-analyselaboratoriet i Denver, USA, standardavvik var henholdsvis 0,11 og 0,06.

### 3.3.2 Statistiske analyser

Forskjeller i fyllingsgrad og isotoper mellom hovedelv og bekk for de ulike feltrundene ble testet med ANCOVA med alder som kovariat, mens forskjeller i lengde mellom hovedelv og bekk for ulike aldersgrupper ble testet med ANOVA. Viktige betingelser ved ANOVA/ANCOVA som varianshomogenitet og normalfordeling ble testet med henholdsvis Levene's test og Kolmogorov-Smirnov, og på bakgrunn av disse testene ble det valgt og ikke transformere dataene. Signifikante effekter ble undersøkt med Tukey's HSD post- hoc test.

Alle analysene ble gjort i statistikkprogrammet Systat 12. Databehandling ble ellers utført i Microsoft Excel 2007. Et signifikansnivå på 5 % ble brukt i statistiske tester.

#### **4. Materiale**

I 2007 ble totalt 110 lakseyngel (gjennomsnittslengde på 97,3 mm) PIT-merket i Vidgaveadji. Til sammen ble 215 lakseyngel undersøkt for alder og diett fra 2007 og 2008, henholdsvis 28 fra bekk og 35 fra hovedelv i 2007 og 69 fra bekk og 83 fra hovedelva i 2008 fordelt på ulike måneder (se vedlegg 1). Av 215 yngel ble 132 analysert for  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -isotoper. 7 av fiskene som ble prøvetatt i 2008 ble PIT-merket i bekken juni 2007 og slik sett representerer fisk som vi vet har vært lenge i bekken. En fullstendig oversikt over materialet er gitt i Vedlegg 1.

## 5. Resultater

### 5.1 PIT- merke data i Vidgaveadji

Totalt 11 (10 %) av 110 PIT-merkede lakseyngel vandret ut av Vidgaveadji i perioden studiet foregikk og ble ved senere tidspunkt ikke registrert tilbake i bekken mens antennene var oppe. I perioden 2. juli til 19. september 2007 ble det totalt registrert 19 passeringer av lakseyngel, de fleste i august (Tabell 2). Fire av disse returnerte så opp i bekken igjen etter henholdsvis 1, 10, 11, og 21 dager (Tabell 2), hvoretter tre så forlot bekken igjen uten å bli registrert tilbake. Fiskene som ble registrert av antennene hadde gjennomsnittlengde på  $86,3 \pm 11,9$  mm, mens den øvrige merkede fisken som ikke ble registrert av antenner hadde gjennomsnittslengde  $100,9 \pm 17,5$  mm.

Tabell 2. Antenne- registrerte PIT- merkede lakseyngel i nedre del av bekken i 2007, inkludert identifiseringsnummer (PIT-nummer), merkedato, lengde og dato for ut- og innvandringer.

PIT- nummer	PIT- merket	Lengde (mm)	ut	inn	ut
863828	26. juni	83	4. juli	15. juli	
874284	23. juni	69			8. juli
902029	23. juni	82			9. juli
880090	23. juni	72			10. juli
866152	23. juni	73			4. august
835357	26. juni	90	8. juli	9. juli	4. august
872942	28. juni	95			4. august
868436	28. juni	99			8. august
874993	23. juni	93			10. august
881297	23. juni	92	14. juli	4. august	16. august
893531	28. juni	108			14. september
880518	23. juni	80	2. juli	12. juli	19. september

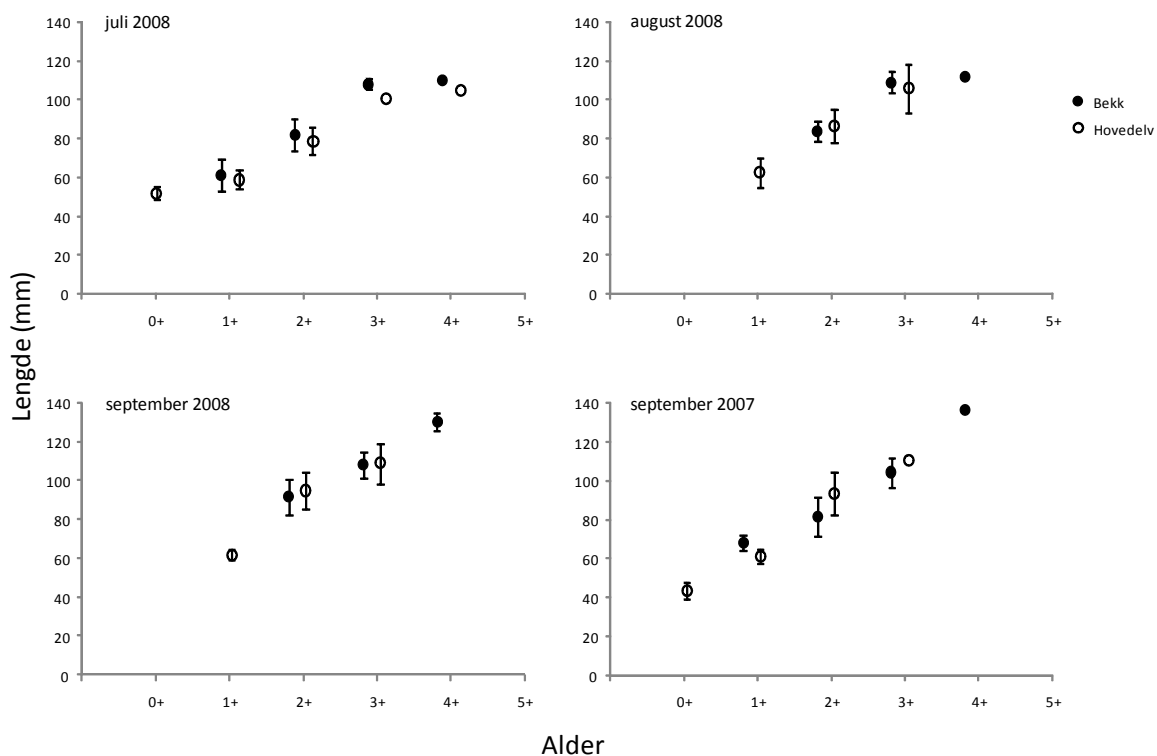
Av de 110 laksynglene som ble merket i 2007, ble syv (6,3 %) gjenfanget under elfiske i Vidgaveadji i 2008. Én av lakseynglene (PIT-nummer 880518) (Tabell 2, 3) ble registrert av antennene ut av bekken 19. september 2007 og ble gjenfanget ved elfiske 21. juli 2008 i Vidgaveadji. Tilveksten for denne fisken var 27 mm. Den gjennomsnittlige veksten for øvrig gjenfangst fordelt på juli, august og september 2008 var henholdsvis 25, 14 og 25 mm (Tabell 3). Ingen merkede fisk ble gjenfanget i hovedelva.

Tabell 3. Gjenfangst av PIT-merkede lakseyngel, lengde ved merking, lengde ved gjenfangst og tilvekst.

Merke dato	PIT- nummer	Lengde (mm)	Gjenfangst dato	Lengde (mm)	Tilvekst (mm)
28. jun. 2007	894904	69	21. jul. 2008	92	23
23. jun. 2007	880518	80	21. jul. 2008	107	27
28. jun. 2007	879242	79	21. jul. 2008	104	25
28. jun. 2007	872069	80	13. aug. 2008	106	26
28. jun. 2007	881015	110	13. aug. 2008	112	2
28. jun. 2007	830301	107	23. sep. 2008	125	18
28. jun. 2007	859101	96	23. sep. 2008	128	32

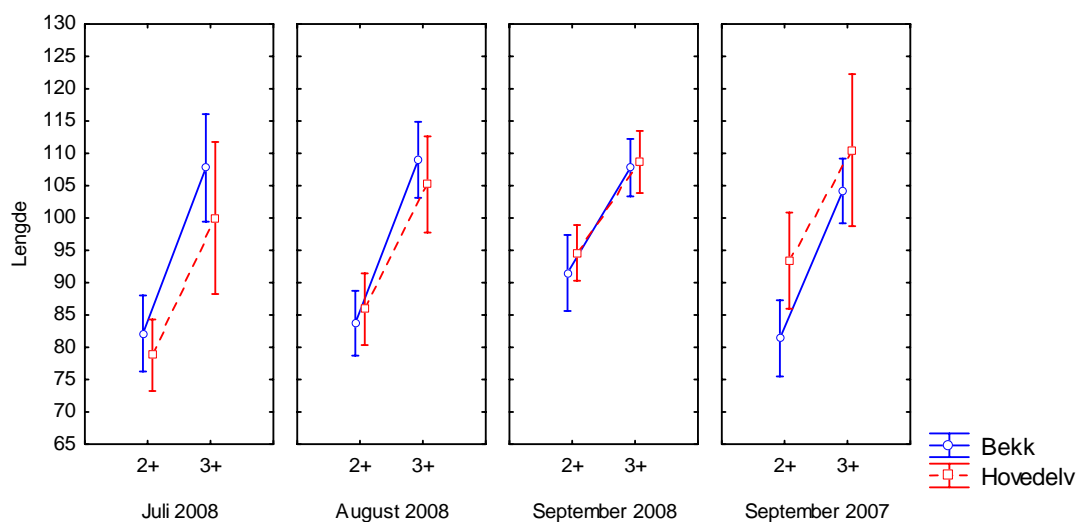
## 5.2 Alder og lengde

Signifikanstester ble kun utført for alderklassene med tilstrekkelig materiale, testene ble derfor kun utført for 2+ og 3+ fisk. Det ble ikke funnet statistisk størrelsesforskjell av samme aldersklasser mellom bekk- og hovedelv ( $F_{1,115} = 0,47$ ;  $p = 0,49$ ). Imidlertid var yngel i alderklassene 1+, 2+, 3+ og 4+ i bekken gjennomsnittlig 5 mm større sammenlignet med yngel av samme alder i hovedelva i juli (Figur 4, Vedlegg 1). I august og september 2008 var yngel (2+ og 3+) i hovedelv henholdsvis gjennomsnittlig 3 og 2 mm større enn fisk fra bekken. I september 2007 var yngel (2+ og 3+) gjennomsnittlig 4 mm større i hovedelva.



Figur 4. Lengde- og aldersfordeling av lakseyngel i Vidgaveadji (bekk) (lukkede symboler) og hovedelv (åpne symboler) i juli, august og september 2008 og september 2007. Vertikale linjer angir standardavvik.

Aldersklasse 3+ fisk var signifikant lengre enn 2+ fisk i begge lokaliteter ( $F_{1,115} = 133,59$ ;  $p < 0,001$ ) (se Figur 5, Tabell 4) også mellom månedene var det signifikant lengdeforskjell ( $F_{3,115} = 4,68$ ;  $p = 0,004$ ). Gjennomsnittlig årlig tilvekst fra 2+ til 3+ fisk var bedre i Vidgaveadji (23 mm) i alle måneder i forhold til hovedelva (1,8 mm) (Figur 5, Tabell 4).



Figur 5. Lengde- og aldersfordeling av 2+ og 3+ lakseyngel i Vidgaveadji (bekk) (blå heltrukket linje) og hovedelv (rød stiplet linje) i juli 2008, august 2008, september 2008 og september 2007. Vertikale linjer angir standardavvik.

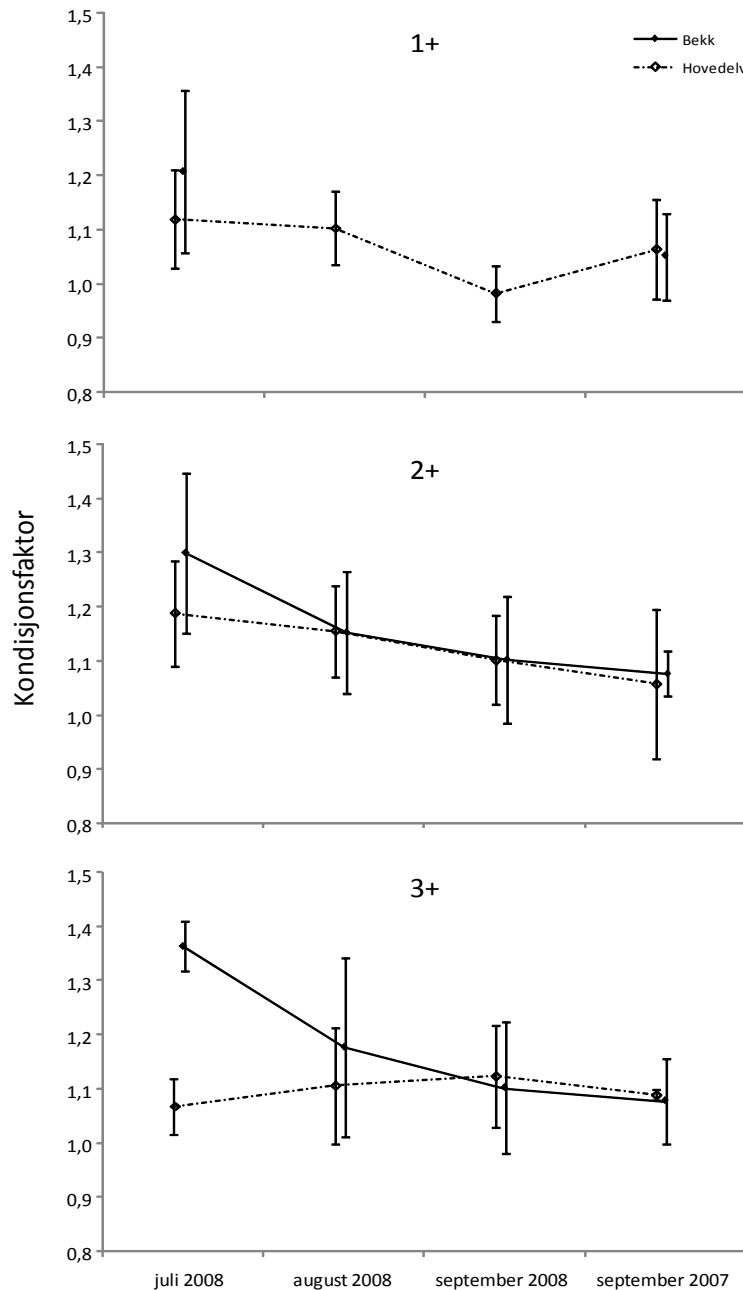
Tabell 4. Årlig tilvekst for 2+ og 3+ yngel i lokalitetene bekk- og hovedelv i forskjellige måneder.  $\pm$  angir standardavvik. Lengde angitt i mm.

Måned	Lokalitet	2+	3+	Årlig tilvekst
juli 2008	Bekk	82 $\pm$ 8,0	108 $\pm$ 2,9	26
juli 2008	Hovedelv	79 $\pm$ 7,1	100 -	21
august 2008	Bekk	84 $\pm$ 5,3	109 $\pm$ 5,6	25
august 2008	Hovedelv	86 $\pm$ 8,4	105 $\pm$ 12,5	19
september 2008	Bekk	92 $\pm$ 9,2	108 $\pm$ 6,9	16
september 2008	Hovedelv	95 $\pm$ 9,4	109 $\pm$ 10,4	14
september 2007	Bekk	81 $\pm$ 10,0	104 $\pm$ 7,5	23
september 2007	Hovedelv	93 $\pm$ 10,9	111 -	17

### 5.3 Kondisjonsfaktor

Den samlede testen viste signifikant forskjell i kondisjonsfaktor (k-faktor) mellom lokalitetene ( $F_{1,203} = 4,216$ ;  $p = 0,04$ ) med bedre k-faktor i Vidgaveadji ( $1,15 \pm 0,14$ ) enn i hovedelva ( $1,12 \pm 0,10$ ) Også i mellom tidspunktene og interaksjon av lokalitet og tidspunkt

var k-faktor signifikant bedre i bekken med henholdsvis ( $F_{3,203} = 22,129; p < 0,001$  og  $F_{3,203} = 5,318; p = 0,002$ ). Med alder som kovariat var signifikansnivået ( $F_{1,203} = 11,430; p = 0,001$ ). Med unntak av 3+ fisk i hovedelva, var k-faktor-verdien avtagende for samtlige aldersklasser i begge lokaliteter. Signifikanstester for kondisjonsfaktor ble kun utført for alderklassene 2+ og 3+ fisk, på grunn av tilstrekkelig materiale her.

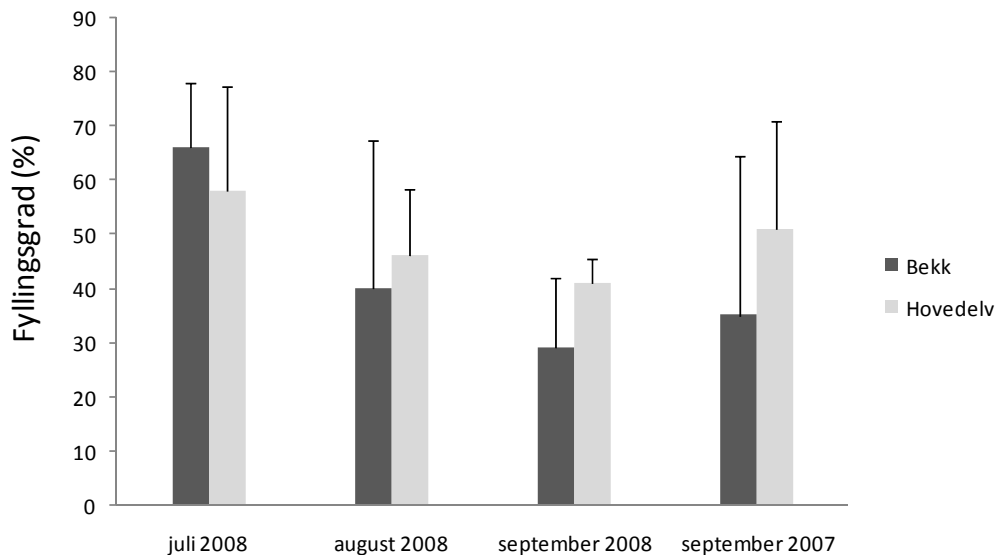


Figur 6. Kondisjonsfaktor av lakseyngel i alderklassene 1+, 2+ og 3+, i bekken (heltrukket linje) og hovedelva (stiplet linje) i de ulike periodene.

## 5.4 Diett

### 5.4.1 Fyllingsgrad

Av totalt 215 undersøkte lakseyngel mager var 8 (3,7 %) tomme. Det var ikke signifikant forskjell i magefyllingsgrad mellom lokalitetene ( $F_{1,205} = 0,010$ ;  $p = 0,9$ ), (Vidgaveadji  $44 \pm 24,4$ ) og (hovedelv  $50 \pm 16,1$ ). Imidlertid var det signifikant forskjell i fyllingsgrad i begge lokaliteter mellom juli og september 2007, samt mellom juli og september 2008 ( $F_{3,205} = 4,772$ ;  $p = 0,003$ ). Med unntak av juli måned hadde lakseyngel fra hovedelva gjennomsnittlig høyere fyllingsgrad ( $46 \pm 13,8$ ) i forhold til bekken ( $35 \pm 22,6$ ) i august, september 2007 og september 2008 (Figur 7). I begge lokaliteter var fyllingsgrad i september 2007 høyere enn i september 2008. Høyest fyllingsgrad i begge lokaliteter var i juli måned med avtagende fyllingsgrad utover sesongen.



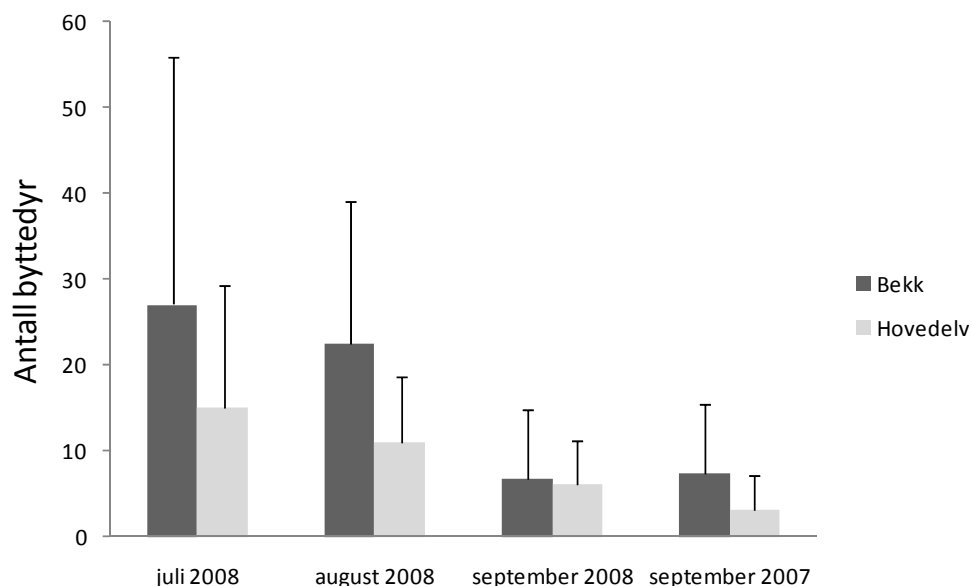
Figur 7. Gjennomsnittlig fyllingsgrad (%) av magene til lakseyngel fra de respektive habitatene (bekk og hovedelv) i de ulike månedene. Feilfelt oppgitt i standardavvik.

### 5.4.2 Antall byttedyr

Det ble totalt funnet 2460 byttedyr i magene hos yngel ( $12,4 \pm 11,6$ ). Henholdsvis 1454 i Vidgaveadji (gjennomsnittlig  $15,9 \pm 15,4$ ) og 1006 i hovedelv (gjennomsnittlig  $8,9 \pm 7,7$ ).

Den samlede testen viste signifikant høyere antall byttedyr i lakseyngel magene fra bekken i forhold til hovedelva, mellom månedene og lokalitet ( $F_{3,206} = 21,764$ ;  $p < 0,001$  og  $F_{1,206} = 5,686$ ;  $p = 0,018$ ). Interaksjonen av måneder og lokalitet var også signifikant med ( $F_{3,206} =$

2,774;  $p = 0,042$ ). Også med alder som kovariat var det signifikant forskjell ( $F_{1,206} = 8,448$ ;  $p = 0,004$ ). Både i juli 2008, august 2008, september 2008 og september 2007 hadde yngel i bekken spist henholdsvis 44,4, 50, 14,3 og 57 % flere individer i forhold til yngel i samme tidspunkt i hovedelva (Figur 8). Antall byttedyr i magene hos yngel i begge lokaliteter var minkende utover sesongen.



Figur 8. Gjennomsnittlig antall byttedyr som ble funnet i magene hos lakseyngel i bekk- og hovedelv i de ulike månedene. Feilfelt oppgitt i standardavvik

### 5.4.3 Diettvalg

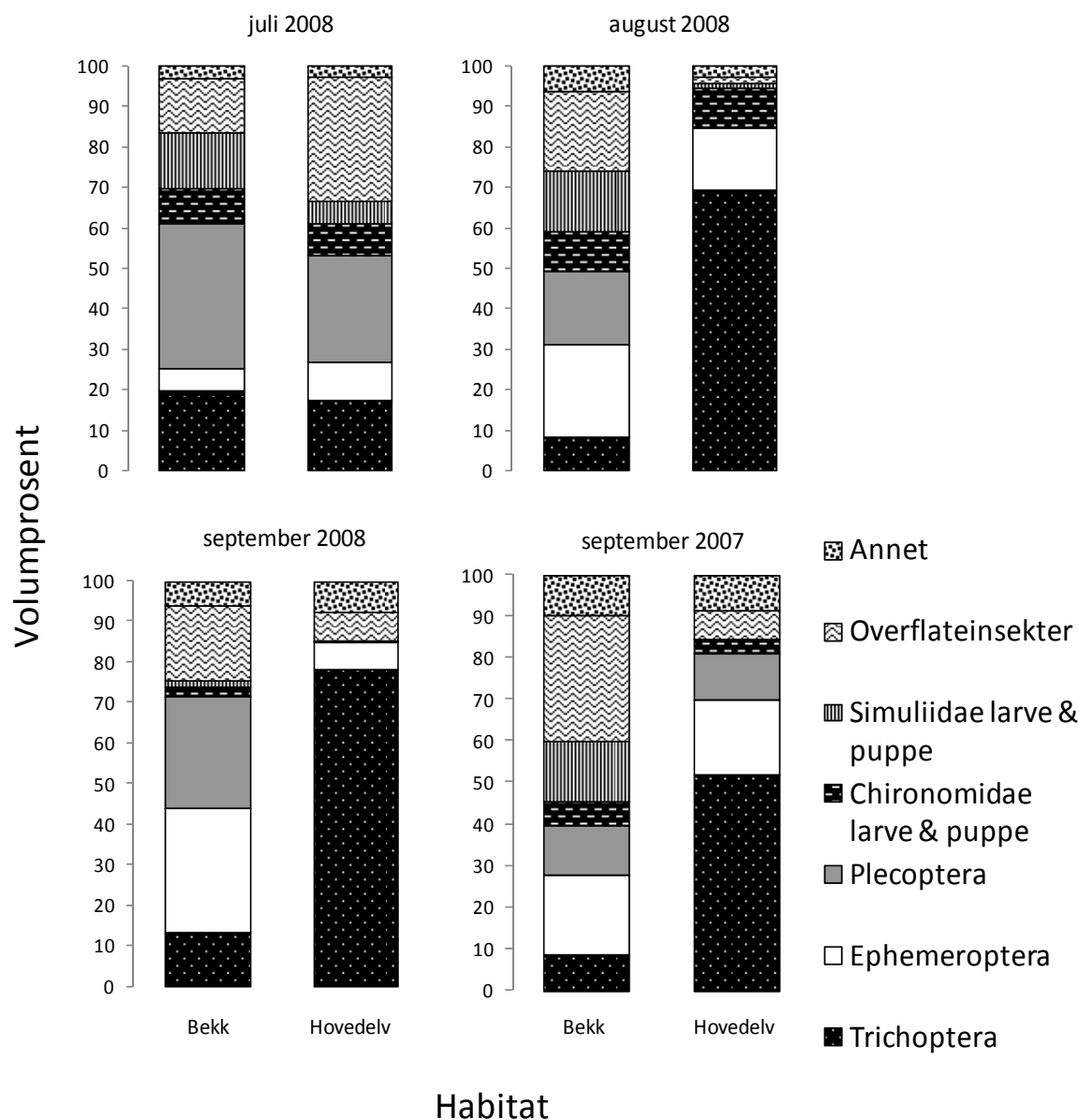
Akvatiske invertebrater dominerte lakseyngel magene både i bekk- og hovedelv i alle måneder (Figur 9). Med unntak av juli måned, var antallet byttedyrkattegrorier i magene hos lakseyngel i bekken høyere i forhold til hovedelva i samtlige perioder. Prosentandelen av hvert enkelt byttedyrkattegrorier var relativt jevnt prosentmessig fordelt i alle måneder. I juli i hovedelva var imidlertid yngelens diett svært lik dietten i bekken. I de øvrige periodene var dietten dominert i av vårfluelarver (Trichoptera).

Prosentandelen overflateinsekter i yngelens diett var høyere i bekken i 3 av 4 perioder, august og september 2008 og september 2007 henholdsvis 19,8, 18,3 og 30,1 %. Derimot var andelen overflateinsekter i fiskemagene i hovedelva i juli 30,5 %. I samme habitat i august 2008, september 2008 og 2007 utgjorde overflateinsekter henholdsvis 1,6, 7,0 og 6,9 %.



Det var sesongmessige endringer i andelen av spiste byttedyrkategorier i yngelens diett i begge lokaliteter. Bekken i juli var dominert av byttedyrgruppen steinfluenymfer (36 %) (Plecoptera) hvorav vårfluelarver, døgnfluenymfer (Ephemeroptera) samt knottlarver- og pupper (Simuliidae) og fjærmygglarver- og pupper (Chironomidae) varierte mellom 5,2 til 19,7 %. I samme habitat i august utgjorde gruppen døgnfluenymfer med 22,8 %, samtidig var andelen steinfluenymfer redusert til 17,8 %. Vårfluelarver var halvert i mengde samt at andelen knott- og fjærmygglarver- og pupper var tilnærmet uendret. I september 2008 utgjorde døgnfluenymfer med 30,5 %, mens steinfluenymfer 27,5 %. I 2007 var dietten dominert av overflateinsekter (30,1 %), etterfulgt av knottlarver- og pupper (14,4 %) og døgnfluenymfer (19,3 %). I hovedelva var sammensetningen av byttedyrgruppene svært lik yngelens diett i Vidgaveadji. Imidlertid var det store endringer fra juli til august, med dominans av vårfluelarver (69 %), døgnfluenymfer og fjærmygglarver- og pupper utgjorde henholdsvis 15,2 % og 10,1 %. I september 2008 var prosentandelen vårfluelarver økt ytterligere (78,2 %). I september 2007 utgjorde vårfluelarver 52 %, hvorav døgnfluenymfer og steinfluenymfer var henholdsvis 17,8 og 11,4 %.

Hvis en ser dietten mer i detalj, viser det seg at lakseynglene fra de ulike habitatene hadde spist i hovedsak de samme byttedyrene, men i ulik mengde (Vedlegg 2). I hovedelva var vårfluegruppen i all hovedsak dominert av husbyggende Limnephilidae og Sericostomatidae. I bekkehabitatet var Rhyacophilidae en viktig vårfluelarvegruppe i starten av sesongen men innslaget av Philopotamidae og Limnephilidae økte utover i sesongen. Av døgnfluenymfer var Baetidae den viktigste gruppen både i bekk og hovedelv med innslag av Heptagenidae i hovedelva september 2007 og 2008. Av steinfluenymfene var Nemouridae og Perlodidae de dominerende familiene i begge habitater, med gradvis økning av Perlodidae i bekk fra juli (4,3 %) til september 2008 (26,3 %). Tilsvarende minket andelen Nemouridae fra 30,9 % til 0,1 %. Av overflateinsekter dominerte gruppen tovinger (diptera) begge habitatene, og voksne vårfluer var representert i nesten alle perioder, men med størst mengde (15,7 %) i bekkehabitatet i september 2007. I den siste gruppen annet var variasjonen av de ulike taxonomiske gruppene varierende både mellom habitat og tid, og det totale volumet var i sum mindre i forhold til de overnevnte gruppene.



Figur 9. Dietsammensetning uttrykt i volumprosent av syv byttedyrkatogrier av lakseyngel fra bekk- og hovedelv i de ulike periodene.

#### 5.4.4 Diettoverlapp mellom lokalitet

Schoeners diettoverlappindeks var høyt (79) mellom bekk og hovedelv i juli (Tabell 5) og indikerer at dietten mellom habitatene var lik. I de øvrige periodene mellom lokalitetene var diettoverlappet generelt lavt, noe som indikerer ulik diett mellom lokalitetene. Diettoverlappet i Vidgaveadji mellom de ulike periodene var høyt i alle perioder men avtagende utover september, noe som indikerer en forandring av dietten. I hovedelva var diettoverlappet høyt i tre av periodene, mellom august og september 2007 og 2008 samt mellom september 2007 og

september 2008, noe som skyldes lakseyngelens diett i hovedsak var dominert av vårfluelarver.

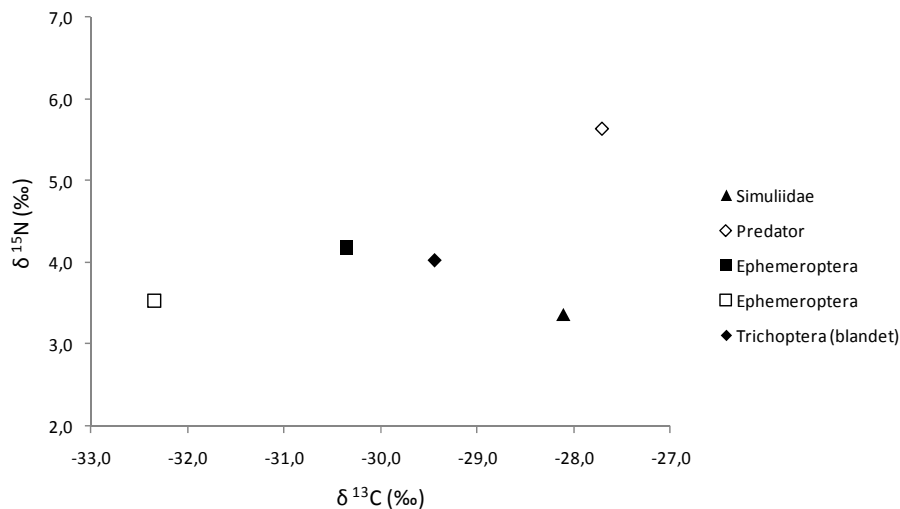
Tabell 5. Diettoverlapp (Schoeners indeks) mellom bekk og hovedelv i de fire periodene. Overlapp < 60 % er indikert med uthevet skrift. Høye verdier indikerer høyt diettoverlapp, lave verdier indikerer lavt diettoverlapp.

Samplingsrunde	juli 2008		august 2008		september 2008		september 2007	
	Bekk	Hovedelv	Bekk	Hovedelv	Bekk	Hovedelv	Bekk	Hovedelv
<b>juli 2008</b>								
Bekk								
Hovedelv	<b>79</b>							
<b>august 2008</b>								
Bekk	<b>70</b>	<b>72</b>						
Hovedelv	39	40	29					
<b>september 2008</b>								
Bekk	<b>67</b>	<b>75</b>	<b>86</b>	37				
Hovedelv	36	34	29	<b>81</b>	34			
<b>september 2007</b>								
Bekk	<b>62</b>	<b>75</b>	<b>86</b>	35	<b>68</b>	30		
Hovedelv	50	51	54	<b>75</b>	58	<b>74</b>	57	

## 5.5 Stabile karbon og nitrogen isotoper

### 5.5.1 $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ - signatur av bunndyr

$\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene av bunndyrene var relativt spredt (Figur 10).  $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene fra bekk varierte fra -30,3 ‰ til -28,1 ‰ hvor knottlarver hadde de tyngste signalene (-28,1 ‰) og døgnfluenymfer de letteste med -30,3 ‰. Vårfluelarvene hadde  $\delta^{13}\text{C}$ - signatur på -29,4 ‰.  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene hos de samme individene fra bekk varierte fra 3,4 ‰ til 4,2 ‰. I hovedelva hadde døgnfluenymfer og rovdyr (predator)  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier på henholdsvis -32,3 ‰ og -27,7 ‰ samt  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier på henholdsvis 3,5 ‰ og 5,6 ‰.  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ - verdiene for musling og snegler fra hovedelva var henholdsvis -15,1 ‰ og 19,5 ‰ og  $\delta^{15}\text{N}$  3,3 ‰. På grunn av høy  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur er musling og snegler unnlatt i Figur 10.



Figur 10. Sammenhengen mellom  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier av akvatiske bunndyr fra bekken (lukkede symboler) og hovedelva (åpne symboler) fra august 2008. Simuliidae (knott larver), predator (Rhyacophilidae + Hydropsychidae), Ephemeroptera (Baetidae) og Trichoptera (Philopotamidae + Limnephilidae uten hus), (3-17 individer per prøve). Isotop verdiene til muslig og snegler er unnlatt fra figuren.

### 5.5.2 $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ - signatur av lakseyngel

$\delta^{13}\text{C}$ - signaturen mellom lokalitetene var signifikant forskjellig ( $F_{1,122} = 38,331$ ;  $p < 0,001$ ) med lettere  $\delta^{13}\text{C}$ - signatur i hovedelv ( $-28,4 \pm 0,37$ ) og tyngre karbon  $\delta^{13}\text{C}$ - signatur i bekken ( $-27,8 \pm 0,66$ ). Det var gradvis økning i  $\delta^{13}\text{C}$ - verdier av lakseyngel i bekk- og hovedelv utover sesongen men ikke signifikant ( $F_{3,122} = 1,396$ ;  $p = 0,247$ ). Det var heller ikke signifikant forskjell i  $\delta^{15}\text{N}$  mellom lokalitetene ( $F_{1,121} = 0,866$ ;  $p = 0,354$ ) (bekk,  $7,9 \pm 0,42$ , hovedelv  $7,7 \pm 0,28$ ). Det ble ikke funnet signifikant forskjell mellom tidsperiodene ( $F_{3,115} = 1,280$ ;  $p = 0,284$ ). Sett i forhold til lokalitet og tidsperiodene nærmet interaksjonen seg signifikans ( $F_{3,115} = 2,129$ ;  $p = 0,1$ ). Likevel,  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ - signaturen i bekk endret seg mer enn  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ - signaturen i hovedelv utover høsten (Figur 11).

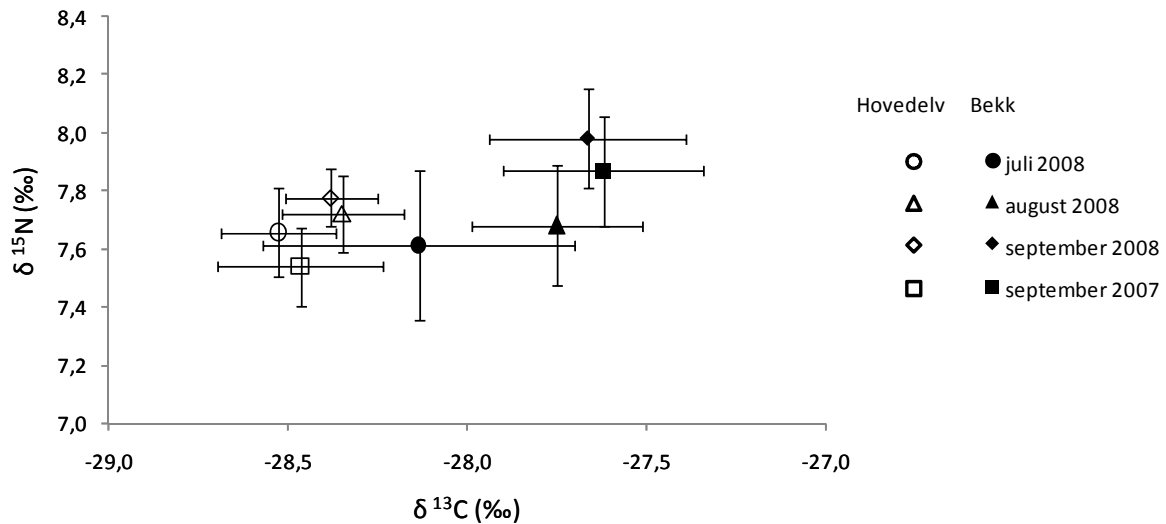
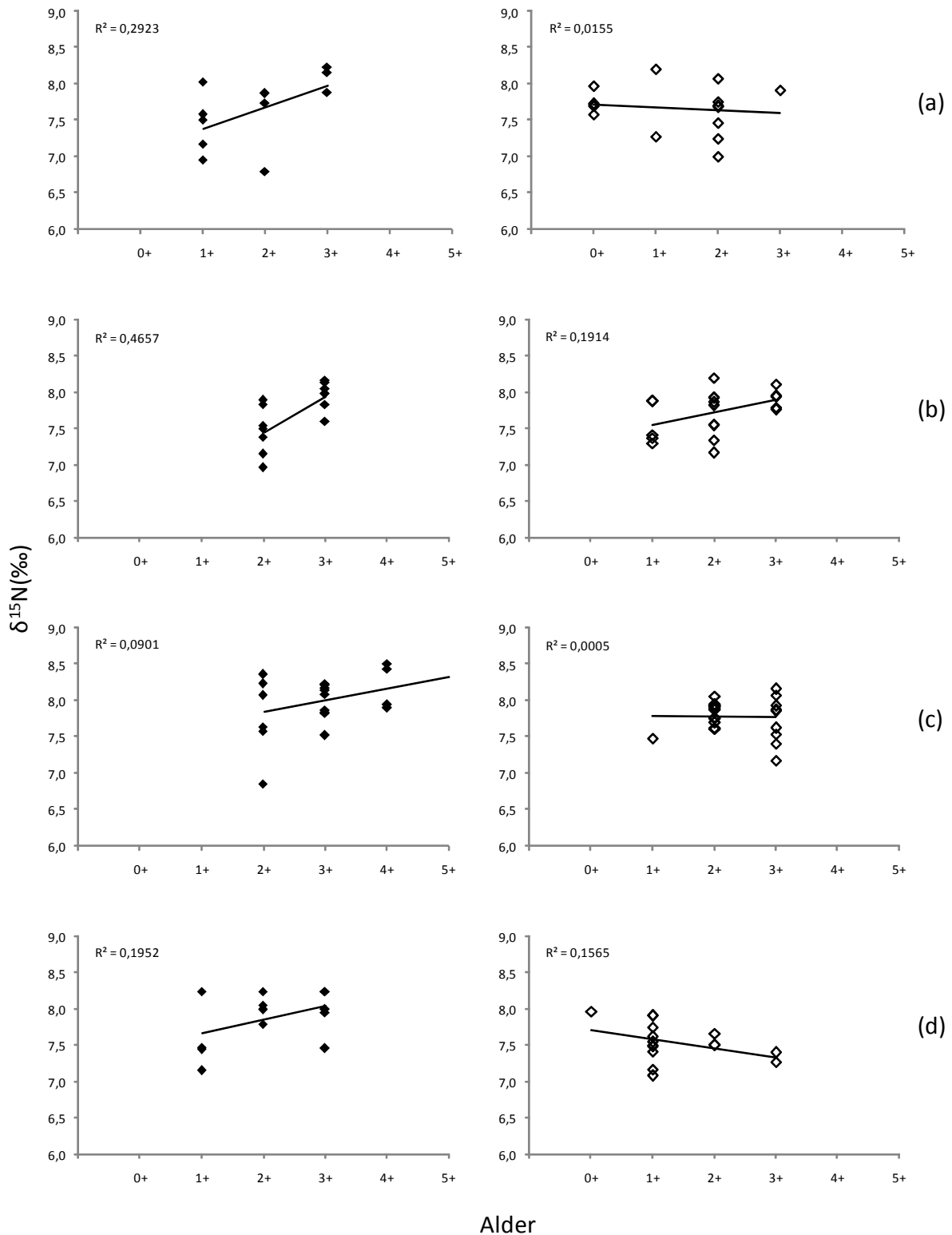


Fig 11. Sammenhengen mellom  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier av laksyngel fra bekken (fylte symboler) og hovedelva (åpne symboler) fra de ulike periodene. Verdiene er angitt som gjennomsnitt med feilfelt i konfidensintervaller (vertikale og horisontale linjer).

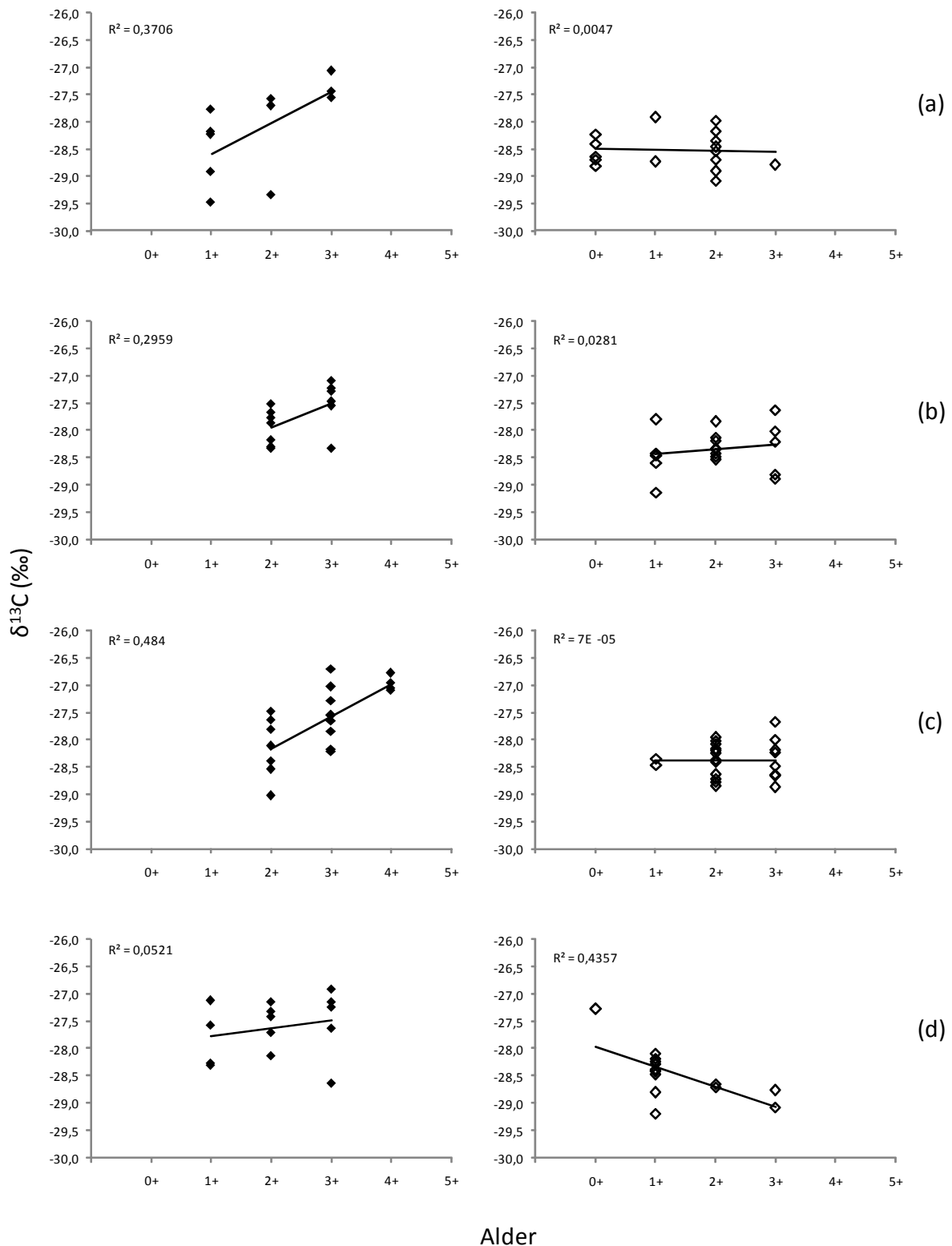
### 5.5.3 Alderseffekt på $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ - signatur

På grunn av lite materiale av 1+ og 4+ fisk, ble signifikanstester kun utført for alderklassene 2+ og 3+ fisk.  $\delta^{15}\text{N}$ -verdien økte signifikant med økende alder av lakseyngel i bekken ( $F_{1,37} = 7,218$ ;  $p = 0,011$ ), men ikke i hovedelva ( $F_{1,40} = 0,217$ ;  $p = 0,6$ ) (Figur 13). Likevel, det var antydning til alderseffekt i hovedelv fisk i august (se Figur 12).

I likhet med  $\delta^{15}\text{N}$  økte  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier signifikant med økende alder hos lakseyngel i bekken ( $F_{1,37} = 8,453$ ;  $p = 0,006$ ) men ikke i hovedelva ( $F_{1,40} = 0,881$ ;  $p = 0,3$ ) (Figur 13).



Figur 12. Sammenhengen mellom  $\delta^{15}\text{N}$  og alder av lakseyngel fra bekk (lukkede symboler, figurene til venstre) og hovedelva (åpne symboler, figurene til høyre) i de ulike tidsperiodene, (a) juli 2008, (b) august 2008, (c) september 2008, (d) september 2007. Hvert punkt angir individuelle fisk, mens trendlinje angir beste tilpassning i forhold til punktene.



Figur 13. Sammenhengen mellom  $\delta^{13}\text{C}$  og alder med trendlinje hos lakseyngel fra bekk (lukkede symboler, figurene til venstre) og hovedelva (åpne symboler, figurene til høyre) i de ulike tidsperiodene, (a) juli 2008, (b) august 2008, (c) september 2008, (d) september 2007. Hvert punkt angir individuelle fisk, mens trendlinje angir beste tilpassning i forhold til punktene.

## 6. Diskusjon

Denne undersøkelsen har sammenlignet vekst, diett og stabile isotoper av lakseunger fanget i to ulike lokaliteter i Tanavassdraget, i den store hovedelva og i den lille bekken (Vidgaveadji). Det undersøkte partiet av hovedelva er et av de bedre gyteområdene i Tanaelva, noe som tydeliggjøres gjennom funnene av årsyngel (0+). I bekken ble det ikke funnet årsyngel og all yngel som ble fanget her har derfor selv vandret aktivt opp fra hovedelva. Lokalitetene representerer to forskjellige miljøer for lakseyngel. Vidgaveadji er karakterisert med store steiner, strykepartier, og overhengende vegetasjon som sørger for skyggelegging, lav vanntemperatur, skjulmuligheter og tilførsel av alloktont materiale og terrestriske invertebrater. Undersøkelser her viser også at tettheten og mangfoldet av driv og bunndyr er høyt sammenlignet med hovedelva. Det undersøkte området i hovedelva er et mer homogent miljø med fravær av overhengende kantvegetasjon, mindre størrelse på steinsubstratet samt lav tetthet og mangfold av driv og bunndyr.

Resultatene fra PIT-merke- forsøket viste at kun 10 % av totalt 110 merket fisk vandret ut mellom merketidspunkt og slutten av september 2007, noe som gir en sterk indikasjon på at de fleste fiskene som vandret fra hovedelva til bekken forble stasjonær i bekken. Ved at 7 PIT-merket yngel ble gjenfanget i bekken i 2008 kan være en indikasjon på at overvintring finner sted i Vidgaveadji.

I den samlede testen ble det ikke funnet bedre vekst av yngel i Vidgaveadji kontra yngel av samme kohort i hovedelv. Dette var uventet med tanke på de klare vekstforskjellene som ble funnet i Erkinaro & Niemelä (1995). I studiet til Erkinaro & Niemelä (1995) var 1+ og 2+ lakseyngel i Vidgaveadji signifikant lengre (med unntak av juli 2+ fisk) enn fisk fra hovedelva i samme aldersklasse. Også i andre studier hvor vekst hos yngel i ulike habitater er sammenlignet har det vært dokumentert signifikant lengdeforskjell. Erkinaro *et al.* (1998b) fant bedre vekst hos laksyngel i en innsjø i Tana enn i det omkringliggende elveområdet. Tilsvarende vekstforskjeller ble også observert i Western Arn elva og estuariet i Newfoundland, med bedre vekst i estuariet i forhold til yngel i elva (Cunjak, 1992).

Selv om det ikke ble funnet samlet statistisk forskjell i vekst mellom lokalitetene, var imidlertid lakseyngel i Vidgaveadji i juli lengre enn samme aldersklasser i hovedelva. I august og september 2008 var denne lengdeforskjellen utlignet og det ble funnet relativt lik lengde ved alder mellom lokalitetene. Dette indikerer at veksten i starten av sesongen er bedre i



Vidgaveadji i forhold til hovedelva, men at hovedelvfisken tar igjen yngelens vekst i bekken på slutten av sommeren.

Lakseyngelens lengde i de ulike aldergruppene i Vidgaveadji og hovedelva i august samsvarte relativt godt med en tidligere undersøkelse som ble gjort over en større skala i en rekke små bekker i Tanavassdraget (Johansen *et al.*, 2005a). Likeledes var fiskens lengde i Vidgaveadji i september 2008 på samme nivå som det som ble funnet i undersøkelsene i den nærliggende bekken Cavastat, hvor temperatur- og vannføringsdataene i oppgaven er fra (M. Johansen upublisert). Lengden av hovedelvfisken i mine resultater var omtrent lik for hver aldersgruppe som det som ble funnet i en tidligere undersøkelse utført i Tanaelva (Amundsen & Gabler, 2008).

Differansen i lengde i samme alderklasser mellom Erkinaro & Niemelä (1995) og mine undersøkelser er særdeles stor tatt i betraktning at fiskene ble fanget på samme lokalitet. I undersøkelsene til Erkinaro & Niemelä (1995) var 2+ fisk i Vidgaveadji i september hele 2,3 cm større sammenlignet med mine 2+ fisk fra samme lokalitet og måned, og hovedelv yngelen i september var 1 cm større. Basert på vanntemperaturdata i bekk- og hovedelv i 1991 (Erkinaro & Niemelä, 1995) og i 2008 (fra Cavastat) er det overraskende å finne slike forskjeller. Dette med tanke på at vanntemperaturen i vannet er blant de viktigste abiotiske faktorene som påvirker fiskens tilvekst og vil direkte eller indirekte påvirke stoffskiftet og veksthastighet (Saltveit, 1990, Elliott & Hurley, 1997). I Burnelva i Skottland var gjennomsnittlengde på 1+ og 2+ lakseyngel i slutten av vekstsesongen, september og oktober, fra 1966 til 1975 henholdsvis 99,4 og 128 cm (Egglisshaw & Shackley, 1977). Derimot har lakseyngelen i Skottland en lengre vekstsesong i forhold til Finnmark.

Det var signifikant lengdeforskjell mellom aldersklassene og mellom månedene i begge habitater med avtagende vekst fra juli mot september. Tilsvarende lengdeforskjell mellom aldersklasser og avtagende vekstmønster mot høsten ble også observert i Erkinaro & Niemelä (1995). Vanntemperatur og lengden på vekstsesongen er abiotiske faktorer som påvirker veksten generelt hos lakseyngel (Saltveit, 1990) og vanntemperatur under 6 °C begrenser fiskens vekst (Elliott & Hurley, 1997). Lysperioden er en annen faktor som påvirker vekst hos lakseyngel. Dette fordi lysperioden påvirker biologiske rytmer som igjen har en effekt på appetitt og vekst (Villarreal *et al.*, 1988). Årlig tilvekst av lakseyngel i dette studiet var mer eller mindre lik det Erkinaro & Niemelä (1995) fant i sine studier. Tilvekst var derimot høyere

for lakseyngel i Burn elva, Skottland, fra 0+ til 1+ og 1+ til 2+, med henholdsvis gjennomsnittlig årlig vekst på 46,8 og 28,8 cm (Egglisshaw & Shackley, 1977).

Fisken i Vidgaveadji var større i hver aldersklasse i september 2008 i forhold til september 2007, for fisken i hovedelva var det mindre forskjeller. Vanntemperaturen i hovedelva frem til midten av september i 2007 og 2008 var omtrent det samme. Det er god korrelasjon av vanntemperatur i hovedelv og bekk, og basert på hovedelv vanntemperaturen i 2007 er det god grunn til å anta at temperaturen var ca 2 grader kaldere i bekken. At fisken hadde dårligere vekst i Vidgaveadji i 2007 kan skyldes tetthetsavhengige faktorer. Tetthetsavhengige faktorer og inter- og intraspesifikk konkurranse kan påvirke fiskens vekst (Egglisshaw & Shackley, 1977, Amundsen & Gabler, 2008). I tillegg til tetthet vil også dårlig næringstilbud i enkelte år føre til redusert vekst (Lund & Heggberget, 1985).

Sesongmønsteret i vekst mellom habitat blir tydeliggjort når en ser på fiskens kondisjonsfaktor, som i denne undersøkelsen var signifikant bedre i bekken enn i hovedelva. Kondisjonsfaktoren kan gi et anslag på fiskens energireserver (Herbinger & Friars, 1991). Lakseyngelen kan dermed ha en næringsmessig gevinst av å vandre fra hovedelva til Vidgaveadji. Resultatene tyder også på at eldre fisk har større utbytte av et slikt opphold kontra fisk som forblir stasjonær i hovedelva. Det at differansen i kondisjonsfaktor mellom lokalitet endres mot høsten med relativt lik kondisjon som resultat, kan kanskje være en del av forklaringen på hvorfor enkelte lakseyngel avslutter sitt opphold i bekken i september og vandrer ut i hovedelva. Med bakgrunn i det overnevnte kan en kanskje trekke parallell mellom lakseyngelens næringsvandring fra hovedelv til små sidebekker og sjørøyas næringsvandring fra elv til fjord. Undersøkelser utført på sjørøye som foretar næringsvandring til fjorden har vist en betydelig bedre vekst og kondisjon i forhold til røye som forblir stasjonær (Rikardsen *et al.*, 2004). Kondisjonsfaktoren i undersøkelsene til Erkinaro & Niemelä (1995) var motsatt av funnene som ble gjort i denne undersøkelsen. K-faktoren var bedre i starten av sesongen (juni og begynnelsen av juli) i hovedelva men situasjonen endret seg til det motsatte med signifikant høyere kondisjonsfaktor i bekk i august. Kondisjonsfaktor i mine undersøkelser var større enn det som ble funnet i (Erkinaro & Niemelä, 1995). En årsak til dette, kan være at fisken i mine undersøkelser ble frysebehandlet, noe som kan ha påvirket forholdet mellom lengde og vekt.

Ut fra antagelsen om at lakseyngelens bevegelse fra hovedelv til bekk er en næringsvandring, så er det overraskende å finne små forskjeller i magefyllingsgrad mellom lokalitetene.

Yngelen i hovedelva hadde høyest fyllingsgrad i august og september (begge år), mens bekken lå høyest i juli. Også i en tidligere studie ble det funnet små forskjeller i fyllingsgrad i de ulike månedene fra juni til september (Erkinaro & Erkinaro 1998c). Dette til tross for at det er langt høyere tetthet av bunndyr og driv i bekkene enn i hovedelva (Erkinaro & Niemelä, 1995, Erkinaro & Erkinaro, 1998c, Johansen, 2005c). Det er lavere vanntemperatur i bekken, og forskjellene i fyllingsgrad kan kanskje sees i lys av observasjonene som ble gjort av Stradmeyer & Thorpe (1987) hvor beiteaktivitet var positivt korrelert med vanntemperatur. Også Allen (1941) anså vanntemperaturen som viktig faktor for fødeaktivitet. Når vanntemperaturen i Edenelva i Skottland falt under 7 °C foretrakk lakseparren å være i skjul med redusert næringssøk, til tross for høy byttedyrtilgjengelighet (Allen, 1940). I et eksperimentelt forsøk på Atlantisk lakseyngel ble det funnet maksimum næringsinntak ved 19,5-19,8 °C (Forseth *et al.*, 2001). Erkinaro & Erkinaro (1998c) antok at en stor del av magefyllingsgraden til fisk fra hovedelva skyldtes høy andel (> 50 %) av den husbyggende vårfluelarven *Apatania* (fam. Limnephilidae) i magene i august til september. *Apatania* lager hus av småstein og sand, og huspartiklene ble estimert til å utgjøre 30-40 % av det totale mageinnholdet (Erkinaro & Erkinaro, 1998c). Også i min undersøkelse var dietten til hovedelvfisk i august og september dominert av husbyggende Limnephilidae og Sericostomatidae. Larver med hus fra disse to familiene utgjorde opp mot 60-70 % av total fyllingsgrad i august og september 2008.

Gjennomsnittlig antall byttedyr som ble funnet i magene av lakseyngel var signifikant høyere i Vidgaveadji enn i hovedelva. Lakseyngelen i bekken hadde spist dobbelt så mange individer i forhold til hovedelva i juli og august og indikerer høyere suksess i å fange byttedyr og/eller høyere andel av invertebrater. I september 2008 var gjennomsnittet likt mellom lokalitetene, mens det i september 2007 var høyere i bekken. Det høye standardavviket i bekken i alle perioder tyder stor variasjon i antall byttedyr fra yngel til yngel. Resultatene her er i overenskomst med det Dineen *et al.* (2007) fant i County Mayo i Vest-Irland. Diettundersøkelsene som ble gjort på yngel av Atlantisk laks i tre ulike habitater, viste at lakseyngel med tilhold i bekker med overhengende vegetasjon hadde flere individer i magen enn lakseyngel i områder uten overhengende kantvegetasjon (Dineen *et al.*, 2007). Videre antydet Dineen *et al.* (2007) at yngel hadde større suksess i å fange byttedyr i bekker med overhengende vegetasjon. En rekke studier har dokumentert at ulike arter av laksefisk viser sterk preferanse for skjul og dekke (Pickering *et al.*, 1987, Heggnes & Traaen, 1988, Finstad *et al.*, 2007). Fravær av skjul medfører redusert vekst (Finstad *et al.*, 2007) og kronisk stress

(Pickering *et al.*, 1987) og redusert tetthet av laksefisk (Bagliniere & Champigneulle, 1982). Trær som gir skygge og skjulmuligheter for fisken reduserer eksponering mot potensielle rovdyr (Valdimarsson & Metcalfe, 1998, Allouche & Gaudin, 2001). I Tanaelva er det store populasjoner av lakseender (*Mergus merganser* L.) og silender (*M. serrator* L.) (Fagermo & Frantzen, 1983) og begge artene er potensielle predatorer for lakseyngel (Sjøberg, 1988). I tillegg vil også terner (*Sterna paradisaea* Pontoppidan) utgjøre potensiell fare for yngelen. Predasjonsfaren i kombinasjon med lite skjulmuligheter i hovedelva kan være én årsak til det lave byttedyrantallet som ble funnet i fiskemagene i hovedelva.

I august og begge september-rundene var det flere byttedyrkategorier i dietten i bekken enn i hovedelva, mens det var mer likt i juli. Dette indikerer et rikt og mangfoldig næringstilbud i bekkehabitatet. Næringsvalget til lakseyngel i hovedelva var i hovedsak dominert av én byttedyrkategori (vårfluelarver), med unntak av juli måned hvor dietten var svært lik dietten i Vidgaveadji. Noe av grunnen til dette kan være at yngelen i juli ved en feiltagelse ble fanget på nedsiden av bekkens utløp. Fisken i dette området i hovedelva kan ha beitet driv som kommer fra Vidgaveadji, noe som klart kan forklare den høye likheten i næringsvalg i juli. Den ensidige dietten i hovedelva i de øvrige periodene indikerer at næringstilbudet her er snevert. Mageinnholdet reflekterer observasjoner gjort ellers på artssammensetning og tetthet i driv og benthos. Bekker med overhengende vegetasjon har høyere driv- og bunndyr tetthet og artsdiversitet sammenlignet med hovedelva (Erkinaro & Niemelä, 1995, Erkinaro & Erkinaro, 1998c, Amundsen *et al.*, 2001, Johansen, 2005c).

Andelen overflateinsekter i magene hos lakseyngel var høyere i Vidgaveadji i tre av fire perioder (august 2008 og september 2007 og 2008) sammenlignet med hovedelva, mens i juli var andelen overflateinsekter overraskende høyest i hovedelva. I en diettundersøkelse som ble utført i samme lokalitet i 1993 var andelen av overflateinsekter i magene hos lakseyngel  $< 8$  cm og  $\geq 8$  cm i juli måned omtrent det samme mellom Vidgaveadji og hovedelva (Erkinaro & Erkinaro, 1998c). I en annen undersøkelse i Tana ved Utsjok var andelen overflateinsekter både i drivprøvene og i magene hos lakseyngel relativt høyt i alle aldersklasser (1+, 2+ og 3+) i juli, men avtagende utover sommersesongen (Amundsen *et al.*, 2001). Tilsynelatende ser det ut til at lakseyngelen velger kun å beite på driv når drivratene når et viss terskelnivå (Amundsen *et al.*, 2001). En bør likevel sammenligne diettresultatene fra dette studiet med de overnevnte diettundersøkelsene med forsiktighet siden antallet fisk og aldersammensetning er forskjellig. For eksempel var juli materialet i denne undersøkelsen i begge lokaliteter dominert av 1+ og 2+ fisk og slikt sett gir et bilde av dietten til fisk  $\leq 8$  cm. Siden større

lakseyngel beiter hyppigere på overflatedriv (Allen, 1941, Stradmeyer & Thorpe, 1987) vil dietten til fisk > 8 cm være underrepresentert i materialet for juli.

I begge lokaliteter var det sesongmessige endringer i lakseyngelens seleksjon av byttedyr. Disse endringene var synlig både i form av at byttedyrkategoriene og at de ulike taxa endret seg. I hovedelva var det størst endring fra juli til august, med dominans av vårfluelarver av typen husbyggende Limnephilidae og Seriscostomatidae. I september 2007 og 2008 dominerte samme type vårfluelarver lakseyngelens diett i hovedelv. Tilsvarende funn er også dokumentert i andre undersøkelser, med dominans av husbyggende *Apatania*-larve som tilhører familien Limnephilidae (Erkinaro & Erkinaro, 1998c, Amundsen *et al.*, 2001). I Vidgaveadji var det relativt mindre fluktuasjoner i byttedyrkategorier og endring av hvilket taxa som ble selektert. Fra juli 2008 til september 2008 var det en jevn økning i andel døgnfluenymfer av typen Baetidae. I samme tidsrom, var det en gradvis økning av steinfluenymfer av typen Perlodidae med tilsvarende reduksjon av Nemouridae. Disse sesongmessige endringene i føde reflekterer bunndyrenes livssyklus og sesongmessig variasjoner i tetthet og artssammensetning, noe som er vanlig for lotiske systemer (Angermeier, 1982). Et konkret eksempel på sesongdynamikk finner vi hos overflateinsekter. Både terrestriske og voksne akvatiske insekter er vanlig å finne i drivet og i magene i juni til august (Amundsen *et al.*, 2001, Dineen *et al.*, 2007). Det høye konsumet av Limnephilidae i hovedelva i august og september 2007 og 2008 er antageligvis relatert til dens livssyklus, med høy tetthet av larver tilgjengelig for yngelen sensommer og høst. En tilsvarende livssyklus er også blitt observert i elver i Nord-Sverige (Ulfstrand 1986 i Amundsen *et al.*, 2001)

Lakseyngelens gjennomsnittlige  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier fra Vidgaveadji i august var omtrent 1,8 ‰ mer beriket i forhold til de gjennomsnittlige bunndyr  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturene fra bekken. Basert på isotopdata fra litteraturen estimerte Post (2002) at dyr var omtrent 0,4 ‰ mer beriket i forhold til maten som ble spist. I undersøkelsene til (Doucett *et al.*, 1996) var lakseyngelen omtrent 3 til 5 ‰ mer beriket i forhold til bunnprøvene. Fiskens  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur i bekk var omtrent 3,5 ‰ over bunndyrenes  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi. Tilsvarende nivå for nitrogenanrikning ble også funnet av (Doucett *et al.*, 1996, Cunjak *et al.*, 2005, Post, 2002). Det var overraskende at bunndyrpredator hadde tyngre  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur i hovedelva enn i bekken. Imidlertid bekreftet  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen at arten var et rovdyr som ernærer seg på et høyere trofisk nivå. Sneglene og muslingene fra mine undersøkelser hadde høye  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier, noe som skyldes at hele individer inklusiv skall ble analysert. Skallene reflekterer  $\delta^{13}\text{C}$ -verdien av  $\text{HCO}_3^-$  i vannet (Keith *et al.*, 1964).

Lakseyngelens  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur var tyngre i bekken enn i hovedelva, mens det ikke var statistiske forskjeller i yngelens  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur mellom lokalitetene. Isotopundersøkelsene som Rounick *et al.* (1982) gjorde på akvatiske invertebrater i en rekke elver i New Zealand, viste at bunndyr med tilhold i bekker med overhengende vegetasjon hadde en tyngre karbonsignatur, noe som reflekterte primærnæringskilde av terrestrisk opprinnelse. Bunndyr fra elver uten tilsvarende tett kantvegetasjon hadde lettere karbonsignatur, noe som reflekterer at energi fra påvekstalg spiller en viktigere rolle (Rounick *et al.*, 1982). Isotopundersøkelser som har vært gjort tidligere på lakseyngel med tilhold til ulike habitater har dokumentert tilsvarende forskjell i karbon-signatur, men liten forskjell i nitrogenisotoper mellom habitatene (Doucett *et al.*, 1996, Jardine *et al.*, 2005). Den lille forskjellen av  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur mellom lokalitetene indikerer at primærproduksjonen i bunnen av næringskjeden mellom lokalitetene har relativt lik  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur.

De individuelle  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene av lakseyngel i bekken viste stor spredning. Dette gjaldt spesielt i juli, men også i de andre periodene, og variasjonen kan være et uttrykk for at det er flere karbonkilder med ulike  $\delta^{13}\text{C}$  signal i næringskjeden. Karbonkilder kan være både fra alloktont og autoktont produsert plantemateriale. Det høye konfidensintervallet for henholdsvis  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -isotoper av yngel fra Vidgaveadji kan tyde på et heterogent miljø med mangfoldig bunndyrfauna. Lakseyngelen har dermed stor valgmulighet i forhold til tilgjengelige byttedyr. Dette bekreftes i mageprøvene fra dette studiet og i undersøkelsene til (Erkinaro & Erkinaro, 1998c). Konfidensintervallet var lavere i hovedelva både for  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ . Dette tyder på mer snevert næringsutvalg, noe som korresponderer med funnene gjort i mageanalyser fra denne undersøkelsen, i Erkinaro & Erkinaro (1998c) og Amundsen *et al.* (2001).

Det er grunn til å tolke isotopdataene med forsiktighet. Bredden i konfidensintervallet kan eksempelvis reflektere varierende grad av spesialisering/generalisering blant lakseyngel i bekk og hovedelv. En annen alternativ forklaring er at fisk som nylig har vandret fra hovedelva til bekken fortsatt bærer på  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen fra hovedelva og dermed har lettere karbon signatur. Tilsvarende vil individer som nylig har vandret ut av bekken til hovedelva ha tyngre  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur. Den ulike aldersfordelingen i de forskjellige feltperiodene vil sannsynligvis også påvirke isotopresultatene. Overvåkingen av PIT-merket fisk viste noe aktivitet i juli, mens felleforsøkene til Erkinaro *et al.* (1998b) dokumenterte stor aktivitet av lakseyngel med forflytninger både inn og ut av bekkene i juli. Hvor raskt isotopsignaturen endres når ett individ bytter over til en diett som er isotopisk forskjellig fra den opprinnelige

dietten avhenger av individets spesifikke vekstrate og denne vil variere med størrelse og alder (Hesslein *et al.*, 1993).

Det var gradvis tyngre isotop-verdier fra juli til september 2008 for lakseyngel i bekken, tilsvarende utvikling manglet i hovedelva. Denne endringen reflekterer sannsynligvis tilførsel av alloktont materiale til bekken i form av løvfall utover høsten. Tilsvarende endring har også blitt dokumentert i andre studier hos lakseyngel (Doucett *et al.*, 1996, Kennedy *et al.*, 2005). De isotopisk sesongmessige endringene korresponderer også med endringen som ble observert i lakseyngelens diett utover sesongen. Den store endringen i yngelens diett i hovedelva fra juli til august er antageligvis en faktor som gir utslag på gjennomsnittlig isotopverdi i juli og august. De svært små endringene i isotopsignatur fra august til september reflekterer tilsvarende lik diett i samme periode. På samme måte vil også endringene som ble observert i yngelens diett i Vidgaveadji ha en effekt på isotopverdien. De beskrevne forskjellene mellom månedene tyder også på at omsetningsraten av karbon- og nitrogenisotoper hos lakseyngel skjer relativt raskt. Omsetningsraten for nitrogen- og karbonisotoper hos yngel av Atlantisk var 5-6 uker jamfør resultatene til Kennedy *et al.* (2005).

Det var forventet at isotop-verdiene skulle øke med alder, noe som stemte for lakseyngel i bekken men ikke i hovedelva. Dette indikerer at yngel i bekk utfører diettskifte med økende alder (ontogeni). Med andre ord, lakseyngelen i bekk bytter til en diett som er isotopisk forskjellig fra den opprinnelige dietten. Denne typen alderseffekt på isotopverdier har blitt vist i en rekke andre isotopstudier utført på ulike fiskearter (Jardine *et al.*, 2005, Quevedo & Olsson, 2006, Wells *et al.*, 2008). Tidligere diettundersøkelser utført på lakseyngel i Vidgaveadji har vist at yngelen her gjennomfører ontogeni, ved at ung fisk i større grad spiser Chiromid-larver og *Baetis*-nymfer mens eldre fisk spiser mer overflateinsekter (Erkinaro & Erkinaro, 1998c). Tilsvarende ontogeni er funnet hos lakseyngel også andre steder (Allen, 1941, Thonney & Gibson, 1989). Ved at lakseyngelen i Vidgaveadji gjennomgår ontogenetisk diettskifte vil det i praksis bety mindre intraspesifikk konkurranse mellom alderklassene. Manglende alderseffekt på nitrogen- og karbonisotoper i hovedelva stemmer med tidligere diettundersøkelser fra Tanaelva. Erkinaro & Erkinaro (1998c) og Amundsen *et al.* (2001) fant generell lik diett og høy diettoverlapp av laksyngel mellom ulike aldersklasser. Noe som kan innebære høyere intraspesifikk konkurranse mellom alderklassene i hovedelva.

Dette studiet bekrefter at lakseyngel i Tana foretar forflytninger mellom bekk og hovedelv, noe som representerer en utfordring for det klassiske synet på lakseyngel som relativt stasjonær fisk. Bekken ser ut til å være fordelaktig med bedre vekst og kondisjonsfaktor i juli, men senere i august og september ser fisken i hovedelva ut til å ta igjen fisken i bekken. Lavere vekst og kondisjon utover sommeren kan tyde på at fordelene ved å være i bekk reduseres med synkende vanntemperatur. Lav vanntemperatur i bekken kan muligens være årsaken til at noe fisk velger å vandre tilbake til hovedelva på høsten. Mageanalysene viser at det er lite forskjell i fyllingsgrad mellom lokalitetene, men at antall spiste byttedyr er langt høyere hos yngel i bekken. Videre viser mageprøvene at lakseyngelen i hovedelva har smal diettbredde med relativt få byttedyrkategorier, mens yngelen i bekken har større diettbredde med flere byttedyrkategorier, noe som også gjenspeiler seg i analysen av karbon og nitrogen isotoper. Tyngre karbonsignatur utover sensommer og høst indikerer at tilførsel av alloktont materiale dominerer starten på næringskjedene i bekken, mens påvekstalger står for hovedandelen av primærproduksjonen i hovedelva. Alderseffekten på nitrogen- og karbonisotopene hos lakseyngel i bekk indikerer at det foregår en diettendring med økende lengde noe som bekrefter funnene til Erkinaro & Erkinaro (1998c) i Vidgaveadji. Lakseyngelen i hovedelva ser ikke ut til å ha tilsvarende ontogeni, noe som også ble antydnet i undersøkelsene til (Amundsen *et al.*, 2001).

Det er stor forskjell mellom observasjonene av vekst fra bekk og hovedelv i dette studiet, og fra én tidligere studie fra samme område (Erkinaro & Niemelä, 1995). Denne forskjellen demonstrerer klart behov for å gjøre ytterligere undersøkelser i vassdraget. Det bør utføres mer detaljerte isotopanalyser i forskjellige deler av økosystemet, særlig i starten av næringskjeden gjennom analyser av akvatiske planter, terrestrisk vegetasjon og bunndyr i både bekker og hovedelv. Bekkene utgjør bare en liten andel av totalarealet i vassdraget, men det er tegn som kan tolkes i retning av at hele 30 % av den voksne laksen som vandrer opp hvert år har hatt opphold i bekkene (Erkinaro, 1997). De små bekkene spiller derfor, tross sitt begrensede areal, en viktig rolle i smoltproduksjonen. Samtidig er de små bekkene i Tanavassdraget og andre vassdrag sårbare og utsatt for menneskelig påvirkning i form av veiutbygging, jordbruk og skogshogst, påvirkning som direkte kan degradere og forringe habitatkvaliteten i bekkene og dermed negativt påvirke produksjonen av laks i vassdraget.



## 7. Takk til-

- Mine tre utmerkede faglige veiledere Post. Doc. Morten Johansen, Professor Per-Arne Amundsen og Førsteamanuensis Audun Håvard Rikardsen.

I tillegg til mine veiledere vil jeg også bruke anledningen til å takke en rekke personer som har bidratt til sluttresultatet. En stor takk til våre amerikanske venner over dammen, Ben, Todd og Matt som var med på å bygge antennene til bekken samt start hjelp i bruk av PIT-merke- teknologi. Videre vil jeg takke alle i RKTLs forskningsstasjon i Utsjok i Finland for lagring og lån av utstyr samt hjelp til feltarbeid. Stor takk til Marte, Cecilie, Jenny og Nina for all hjelp i felt. Craig A. Stricker i U.S Geological Survey, USA for analyse av stabile isotoper. Tana Lensmannskontor og spesielt stor takk til tidligere Lensmann Helge Samuelsen for tilrettelegging av elvoppsynsjobben i forhold til min masterfeltarbeid. Jenny for gjennomlesing av oppgaven, Silje-Kristin for korrekturlesing av referanselista og Vanja for norsk korrekturlesing. Min kjære søster Mari for hjelp til oversettelse av sammendrag til samisk. Anna med tips til gode isotop-artikler. Deatnu/Tana kommune, Senter for samiske studier, Amundsensenteret og Norges fiskerihøgskole Universitetet i Tromsø for finansiell støtte. Alle medstudenter i biologi og arktisk naturbruk- og landbruk for fem fantastiske år. Ferskvannsgruppa for å være sosialt og faglig inkluderende. Sist, men ikke minst vil jeg takke min kjære samboer Madeleine for all tålmodighet og støtte.

## 8. Referanser

- Allan, J.D., Wipfli, M.S., Caouette, J.P., Prussian, A. & Rodgers, J. (2003) Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**, 309-320.
- Allen, K.R. (1940) Studies on the biology of the early stages of the salmon (*Salmo salar*) I. Growth in the river Eden. *Journal of Animal Ecology*, **9**, 1-23.
- Allen, K.R. (1941) Studies on the biology of the early stages of the salmon (*Salmo salar*) 3. Growth in the Thurso river system, Caithness. *Journal of Animal Ecology*, **10**, 273-295.
- Allouche, S. & Gaudin, P. (2001) Effects of avian predation threat, water flow and cover on growth and habitat use by chub, *Leuciscus cephalus*, in an experimental stream. *Oikos*, **94**, 481-492.
- Amundsen, P.-A. & Gabler, H.-M. (2008) Food consumption and growth of Atlantic salmon *Salmo salar* parr in sub-Arctic rivers: empirical support for food limitation and competition. *Journal of Fish Biology*, **73**, 250-261.
- Amundsen, P.-A., Gabler, H.-M. & Riise, L.S. (2001) Intraspecific food resource partitioning in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in a subarctic river. *Aquatic Living Resources*, **14**, 257-265.
- Amundsen, P.-A., Gabler, H.-M. & Staldivik, F.J. (1996) A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data- modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology*, **48**, 607-614.
- Angermeier, P.L. (1982) Resource seasonality and fish diets in an Illinois stream *Environmental Biology of Fishes*, **7**, 251-264.
- Bagliniere, J.L. & Champigneulle, A. (1982) Population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles on the river Scorff (Brittany): habitat selection and annual variations (1976-1980). *Acta Oecologica-Oecologia Applicata*, **3**, 241-256.
- Bohlin, T., Pettersson, J. & Degerman, E. (2001) Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *The Journal of Animal Ecology*, **70**, 112-121.
- Buck, R.J.G. & Youngson, A.F. (1982) The downstream migration of precociously mature Atlantic salmon, *Salmo salar* L, parr in autumn; its relation to the spawning migration of mature adult fish. *Journal of Fish Biology*, **20**, 279-288.
- Bunn, S.E., Barton, D.R., Hynes, H.B.N., Power, G. & Pope, M.A. (1989) Stable isotope analysis of carbon flow in a tundra river system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **46**, 1769-1775.
- Craig, H. (1953) The geochemistry of the stable carbon isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **3**, 53-92.
- Cunjak, R.A. (1992) Comparative feeding, growth and movements of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr from riverine and estuarine environments. *Ecology of Freshwater Fish*, **1**, 26-34.
- Cunjak, R.A., Chadwick, E.M.P. & Shears, M. (1989) Downstream movements and estuarine residence by Atlantic salmon parr (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **46**, 1466-1471.
- Cunjak, R.A., Roussel, J.M., Gray, M.A., Dietrich, J.P., Cartwright, D.F., Munkittrick, K.R. & Jardine, T.D. (2005) Using stable isotope analysis with telemetry or mark-recapture data to identify fish movement and foraging. *Oecologia*, **144**, 636-646.
- Dineen, G., Harrison, S.S.C. & Giller, P.S. (2007) Diet partitioning in sympatric Atlantic salmon and brown trout in streams with contrasting riparian vegetation. *Journal of Fish Biology*, **71**, 17-38.
- Doucett, R.R., Power, G., Barton, D.R., Drimmie, R.J. & Cunjak, R.A. (1996) Stable isotope analysis of nutrient pathways leading to Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 2058-2066.
- Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. (1977) Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966- 75. *Journal of Fish Biology*, **11**, 647-672.

- Elliott, J.M. (1973) The food of brown and rainbow trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a mountain stream *Oecologia*, **12**, 329-347.
- Elliott, J.M. (1975a) The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *The Journal of Animal Ecology*, **44**, 805-821.
- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. (1997) A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology*, **11**, 592-603.
- Elliott, S.R., Coe, T.A., Helfield, J.M. & Naiman, R.J. (1998) Spatial variation in environmental characteristics of Atlantic salmon (*Salmo salar*) rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 267-280.
- Erkinaro, H. & Erkinaro, J. (1998c) Feeding of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in the subarctic River Teno and three tributaries in northernmost Finland. *Ecology Of Freshwater Fish*, **7**, 13-24.
- Erkinaro, J. (1995a) The age structure and distribution of Atlantic salmon parr, (*Salmo salar* L.) in small tributaries and main stems of the subarctic River Teno, northern Finland. *Ecology of Freshwater fish 4*: 53-61.
- Erkinaro, J. (1995b) The age structure and distribution of Atlantic salmon parr, *Salmo salar* L., in small tributaries and main stems of the subarctic River Teno, northern Finland. *Ecology of Freshwater Fish* **4** 53-61.
- Erkinaro, J. (1997) Habitat shifts of juvenile Atlantic salmon in northern rivers. Migration patterns, juvenile productions and life histories. *University of Oulu*. Doctoral dissertation. Acta universitatis Ouluensis, A 293, Oulu, Finland.
- Erkinaro, J., Julkunen, M. & Niemelä, E. (1998b) Migration of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* in small tributaries of the subarctic River Teno, northern Finland. *Aquaculture*, **168**, 105-119.
- Erkinaro, J. & Niemelä, E. (1995) Growth differences between the Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, of nursery brooks and natal rivers in the River Teno watercourse in northern Finland. *Environmental Biology of Fishes*, **42**, 277-287.
- Fagermo, S.E. & Frantzen, B. (1983) Næringsforhold og bestandsforhold hos lakseand (*Mergus merganser*) i Tanamunningen, Finnmark. pp. 1-17. Environmental Protection Department, Governor of the County Troms, Tromsø
- Finlay, J.C. (2001) Stable-carbon isotope ratios of river biota: implications for energy flow in lotic food webs. *Ecology*, **82**, 1052-1064.
- Finlay, J.C., Power, M.E. & Cabana, G. (1999) Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: Implications for river food web studies. *Limnology and Oceanography*, **44**, 1198-1203.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. (2007) Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology*, **52**, 1710-1718.
- Forseth, T., Hurley, M.A., Jensen, A.J. & Elliott, J.M. (2001) Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwater Biology*, **46**, 173-186.
- Fry, B. (2006) *Stable Isotope Ecology*. Springer, New York, United States of America.
- Fry, B. & Arnold, C. (1982) Rapid <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). *Oecologia*, **54**, 200-204.
- Fulton, T.W. (1904) The rate of growth of fishes. *Fisheries Board of Scotland, Annual Report 22* pp. 141-241.
- Gannes, L.Z., O'Brien, D.M. & del Rio, C.M. (1997) Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology*, **78**, 1271-1276.
- Gries, G. & Letcher, B.H. (2002) Tag retention and survival of age-0 Atlantic salmon following surgical implantation with passive integrated transponder tags. *North American Journal of Fisheries Management*, **22**, 219-222.
- Gross, M.R. (1987) Evolution of diadromy in fishes. *American Fisheries Society Symposium*, **1**, 14-25.
- Gross, M.R., Coleman, R.M. & McDowall, R.M. (1988) Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science*, **239**, 1291-1293.

- Hart, P.J.B. (1993) Teleost foraging: facts and theories. *Behavior of Teleost Fishes* (ed T. J. Pitcher), pp. 253-284. Chapman and Hall London.
- Heggenes, J. (1990) Habitat utilization and preferences in juvenile atlantic salmon (*salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, **5**, 341-354.
- Heggenes, J., Baglinière, J.L. & Cunjak, R.A. (1999) Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology Of Freshwater Fish*, **8**, 1-21.
- Heggenes, J. & Traaen, T. (1988) Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of four salmonid species. *Holarctic Ecology*, **11**, 194-201.
- Heinimaa, S., Erkinaro, J. & Soivio, A. (1998) Differences in the physiological status of Atlantic salmon smolts in three tributaries of the River Tenö. *Aquaculture*, **168**, 85-94.
- Herbinger, C.M. & Friars, G.W. (1991) Correlation between condition factor and total lipid content in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr. *Aquaculture Research*, **22**, 527-529.
- Hershey, A.E., Fortino, K., Peterson, B.J. & Ulseth, A.M. (2006) Stream Food Webs. *Methods in Stream Ecology* (eds F. R. Hauer & G. A. Lamberti). Academic Press; 1st edition.
- Hesslein, R.H., Hallard, K.A. & Ramlal, P. (1993) Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by  $\delta^{34}\text{S}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**, 2071-2076.
- Hesthagen, T. (1988) Movements of brown trout, (*Salmo trutta*) and juvenile Atlantic salmon, (*Salmo salar*) in a coastal stream in northern Norway. *Journal of Fish Biology*, **32**, 639-653.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Særgorv, H. & Magnus, S.L. (2007) Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. *NINA Rapport 226*. NINA, Norsk institutt for naturforskning.
- Jardine, T.D., Cartwright, D.F., Dietrich, J.P. & Cunjak, R.A. (2005) Resource use by salmonids in riverine, lacustrine and marine environments: evidence from stable isotope analysis. *Environmental Biology of Fishes*, **73**, 309-319.
- Johansen, M. (2005c) Juvenile salmon and aquatic invertebrates in northern Norway. Aquatic BioSciences, Norwegian College of Fishery science, University of Tromsø, Tromsø.
- Johansen, M., Elliott, J.M. & Klemetsen, A. (2005a) A comparative study of juvenile salmon density in 20 streams throughout a very large river system in northern Norway. *Ecology of Freshwater Fish*, **14**, 96-110.
- Johansen, M., Elliott, J.M. & Klemetsen, A. (2005b) Relationships between juvenile salmon, *Salmo salar* L., and invertebrate densities in the River Tana, Norway. *Ecology of Freshwater Fish*, **14**, 331-343.
- Johansen, M., Jaakko, E., Niemelä, E., Heggberget, T., G, Svenning, M., A & Sturla, B. (2008) Atlantic salmon monitoring and research in the Tana river system. Outlining a monitoring and research program for the River Tana within the framework of the precautionary approach.
- Jokikokko, E., Nyberg, I.K., Saloniemi, I. & Jutila, E. (2006) The survival of semi-wild, wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts of the Simojoki River in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, **68**, 430-442.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (1993) Partial migration- Niche shift versus sexual- maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **3**, 348-365.
- Kaehler, S. & Pakhomov, E.A. (2001) Effects of storage and preservation on the delta C-13 and delta N-15 signatures of selected marine organisms. *Marine Ecology-Progress Series*, **219**, 299-304.
- Keeley, E.R. & Grant, J.W.A. (1997) Allometry of diet selectivity in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 1894-1902.
- Keith, M.L., Anderson, G.M. & Eichler, R. (1964) Carbon and oxygen isotopic composition of mollusk shells from marine and fresh-water environments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **28**, 1757-1786.
- Kennedy, B.P., Chamberlain, C.P., Blum, J.D., Nislow, K.H. & Folt, C.L. (2005) Comparing naturally occurring stable isotopes of nitrogen, carbon, and strontium as markers for the rearing

- locations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**, 48-57.
- Kristoffersen, K. & Klemetsen, A. (1991) Age determination of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from surface and cross section of otoliths related to otolith growth. *Nordic Journal of Freshwater Research (Sweden)*, **66**, 98-107.
- Letcher, B.H., Gries, G. & Juanes, F. (2002) Survival of stream-dwelling Atlantic salmon: effects of life history variation, season, and age. *Transactions of the American Fisheries Society*, **131**, 838-854.
- Lillehammer, A. (1973) An investigation of the food of one- to four- month old salmon fry (*Salmo salar* L.) in the River Suldalslågen, West Norway. *Norwegian Journal of Zoology*, **21**, 17-24.
- Lillehammer, A. (1974) Studie av laks og ørrettingelens forflytning over elvebunnen og evertebratfaunaen i temporært oversvømte områder. *Fauna*, **27**, 69-73.
- Lund, R.A. & Heggberget, T.G. (1985) Growth analysis of presmolt Atlantic salmon *Salmo salar* at three sections of a small Norwegian stream. *Holarctic Ecology*, **8**, 299-305.
- Mariotti, A. (1983) Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural <sup>15</sup>N abundance measurements. *Nature*, **303**, 685-687.
- Niemelä, E., Julkunen, M. & Erkinaro, J. (2000) Quantitative electrofishing for juvenile salmon densities: assessment of the catchability during a long-term monitoring programme. *Fisheries Research*, **48**, 15-22.
- Nilsson, A. (1996) *Aquatic Insects of North Europe - a Taxonomic Handbook*. Apollo Books, Stenstrup.
- Nilsson, A. (1997) *Aquatic Insects of North Europe - a Taxonomic Handbook*. Apollo Books, Stenstrup.
- Olsson, I.C., Greenberg, L.A., Bergman, E. & Wysujack, K. (2006) Environmentally induced migration: the importance of food. *Ecology Letters*, **9**, 645-651.
- Peterson, B.J. & Fry, B. (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**, 293-320.
- Pickering, A.D., Griffiths, R. & Pottinger, T.G. (1987) A comparison of the effects of overhead cover on the growth, survival and haematology of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., brown trout, *Salmo trutta* L., and rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *Aquaculture*, **66**, 109-124.
- Post, D.M. (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, **83**, 703-718.
- Quevedo, M. & Olsson, J. (2006) The effect of small-scale resource origin on trophic position estimates in *Perca fluviatilis*. *Journal of Fish Biology*, **69**, 141-150.
- Rikardsen, A.H., Thorp, J.E. & Dempson, J.B. (2004) Modelling the life-history variation of Arctic charr. *Ecology Of Freshwater Fish*, **13**, 305-311.
- Rounick, J.S., Winterbourn, M.J. & Lyon, G.L. (1982) Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand streams: a stable carbon isotope study. *Oikos*, **39**, 191-198.
- Raastad, J.E. & Olsen, L.H. (1999) *Insekter og Småkryp i Vann og Vassdrag*. Aschehougs Naturbøker, Oslo.
- Saltveit, S.J. (1990) Effect of decreased temperature on growth and smoltification of juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a norwegian regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, **5**, 295-303.
- Schoener, T.W. (1970) Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, **51**, 408-418.
- Sjøberg, K. (1988) Food selection, food-seeking patterns and hunting success of captive Goosanders *Mergus merganser* and Red-breasted Mergansers *M. serrator* in relation to the behaviour of their prey. *Ibis*, **130**, 79-93.
- Stradmeyer, L. & Thorpe, E. (1987) Feeding behavior of wild Atlantic salmon *Salmo salar* L., parr in mid- to late summer in a Scottish *Aquaculture and Fisheries management*, **18**, 33-49.

- Thonney, J.P. & Gibson, R.J. (1989) Feeding strategies of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a Newfoundland River *Canadian Field-Naturalist*, **103**, 48-56.
- Thorpe, J.E. (1994) Salmonid flexibility- responses to environmental extremes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **123**, 606-612.
- Thorstad, E.B., Finstad, A.G., Jensen, A.J., Museth, J., Næsje, T.F. & Saksgard, L.M. (2007) To what extent does ethanol and freezing preservation cause shrinkage of juvenile Atlantic salmon and European minnow? *Fisheries Management and Ecology*, **14**, 295-298.
- Valdimarsson, S.K. & Metcalfe, N.B. (1998) Shelter selection in juvenile Atlantic salmon, or why do salmon seek shelter in winter? *Journal of Fish Biology*, **52**, 42-49.
- Villarreal, C.A., Thorp, J.E. & Miles, M.S. (1988) Influence of photoperiod on growth changes in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology*, **33**, 15-30.
- Vähä, J.-P. (2007) Conservation genetics of Teno river Atlantic salmon (*Salmo salar*). Genetic structure in space and time, and the effects of escaped farmed salmon. *University of Turku*.
- Wallace, R.K. (1981) An assessment of diet-overlap indexes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **110**, 72-76.
- Wankowski, J.W.J. (1979) Morphological limitations, prey size selectivity, and growth response of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, **14**, 89-100.
- Wankowski, J.W.J. & Thorpe, J.E. (1979a) Spatial distribution and feeding in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., juveniles. *Journal of Fish Biology*, **14**, 239-247.
- Wankowski, J.W.J. & Thorpe, J.E. (1979b) The role of food particle size in the growth of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology*, **14**, 351-370.
- Wells, R.J.D., Cowan, J.H. & Fry, B. (2008) Feeding ecology of red snapper *Lutjanus campechanus* in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology-Progress Series*, **361**, 213-225.
- Winterbourn, M.J., Cowie, B. & Rounick, J.S. (1984) Food resource and ingestion patterns of insects along a West-Coast, South Island, river system *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **18**, 379-388.
- Youngson, A.F., Buck, R.J.G., Simpson, T.H. & Hay, D.W. (1983) The autumn and spring emigrations of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., from the Girnock Burn, Aberdeenshire, Scotland: environmental release of migration. *Journal of Fish Biology*, **23**, 625-639.

## 9. Vedlegg

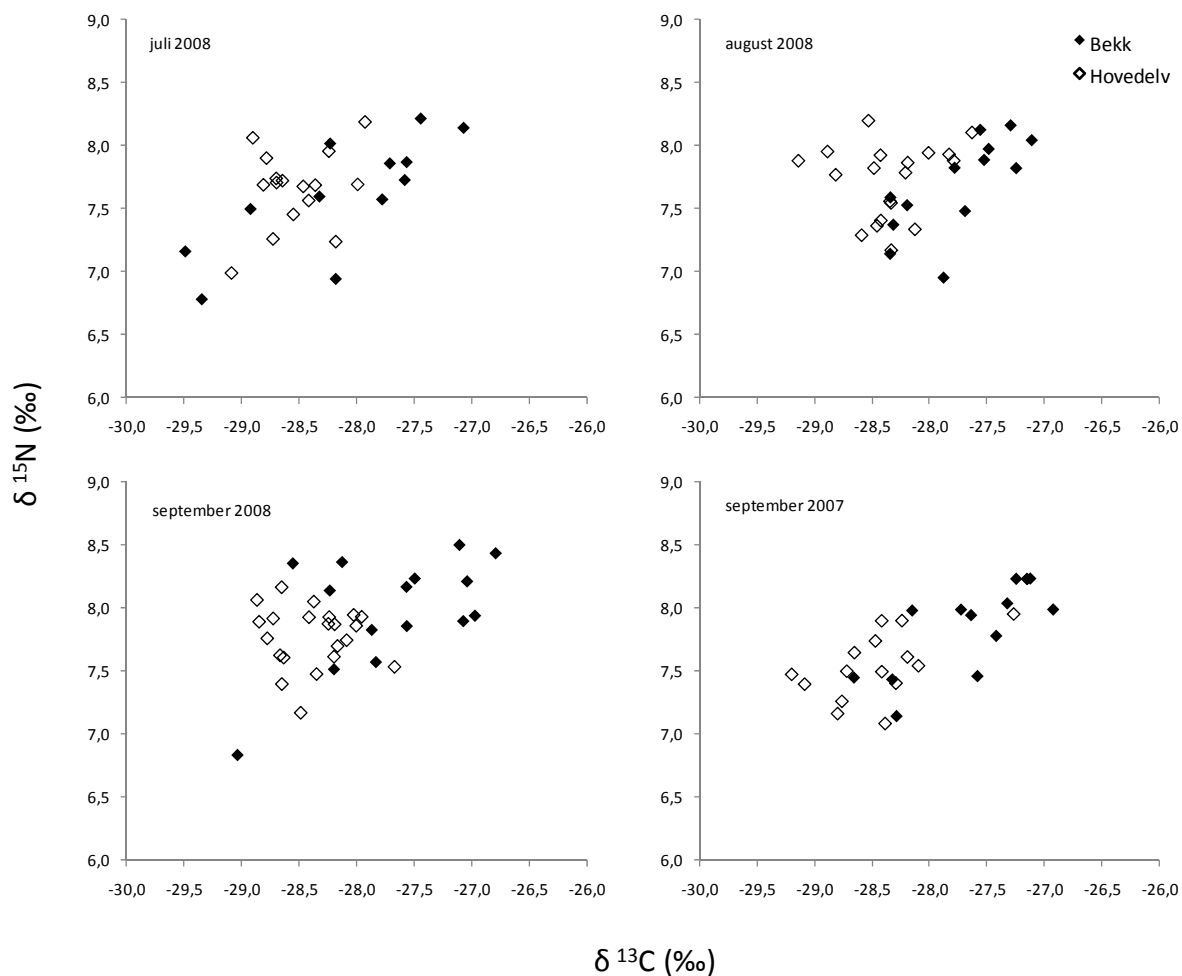
Vedlegg 1. Opplysninger om lakseyngel fra bekk og hovedelv, aldersgrupper, antall fisk, lengde med standardavvik (SD) samt  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ - verdier med konfidensintervall (KI). (\*) representerer fisk med tomme mager.

Habitat	Dato	Alders gruppe	Antall fisk	(*)	Lengde (mm)	SD	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	KI	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	KI	Antall analysert ( $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ )	
Bekk	juli 2008	1+	10	0	61,3	8,2	-28,5	0,6	7,4	0,4	5	
		2+	8	0	82,1	8,0	-28,1	1,1	7,5	0,7	3	
		3+	4	0	107,8	2,9	-27,4	0,3	8,1	0,2	3	
	august 2008	4+	1	0	110,0	-	-28,3	-	7,6	-	1	
		2+	23	0	83,7	5,3	-28,0	0,2	7,5	0,2	12	
		3+	11	0	109,0	5,6	-27,5	0,4	7,9	0,2	7	
	september 2008	4+	8	0	112,0	-	-	-	-	-	0	
		2+	20	1	91,5	9,2	-28,2	0,4	7,9	0,4	13	
		3+	8	0	107,8	6,9	-27,6	0,3	8,0	0,2	7	
	september 2007	4+	14	0	130,0	4,4	-27,0	0,1	8,2	0,3	9	
		2+	4	0	130,0	4,4	-27,0	0,1	8,2	0,3	4	
		1+	26	0	68,0	4,1	-27,8	0,6	7,6	0,5	20	
	Totalt bekk	september 2007	2+	8	0	81,4	10,0	-27,6	0,3	8,0	0,1	4
			3+	8	0	104,2	7,5	-27,5	0,6	8,0	0,3	5
			4+	11	0	136,0	-	-	-	-	-	5
Hovedelv	juli 2008	1+	1	0	104,0	-	-	-	-	-	0	
		2+	2	0	100,0	-	-28,8	-	7,9	-	1	
		3+	2	0	100,0	-	-28,8	-	7,9	-	1	
	august 2008	4+	1	0	104,0	-	-	-	-	-	0	
		1+	31	0	62,0	7,5	-28,5	0,4	7,6	0,3	16	
		2+	7	0	85,9	8,4	-28,3	0,1	7,7	0,2	5	
	september 2008	3+	9	0	105,2	12,5	-28,3	0,5	7,9	0,1	9	
		1+	5	0	61,8	2,9	-28,4	-	7,5	-	5	
		2+	21	0	94,6	9,4	-28,4	0,2	7,8	0,1	19	
	september 2007	3+	4	0	108,7	10,4	-28,4	0,2	7,7	0,2	12	
		1+	15	1	61,8	2,9	-28,4	-	7,5	-	9	
		2+	12	0	94,6	9,4	-28,4	0,2	7,8	0,1	12	
	Totalt hovedelv	september 2007	0+	31	0	108,7	10,4	-28,4	0,2	7,7	0,2	23
			1+	7	1	43,4	4,1	-27,3	-	8,0	-	1
			2+	21	3	61,0	3,4	-28,4	0,2	7,5	0,2	10
Totalt bekk og hovedelv	september 2007	3+	5	0	93,4	10,9	-28,7	-	7,6	-	2	
		2+	2	0	110,5	-	-28,9	-	7,3	-	2	
		1+	35	0	110,5	-	-28,9	-	7,3	-	15	
Totalt bekk og hovedelv	september 2007	1+	118	0	110,5	-	-28,9	-	7,3	-	15	
		2+	215	3	61,0	3,4	-28,4	0,2	7,5	0,2	132	

Vedlegg 2. Mageinnholdet hos lakseyngel fra de ulike periodene. Verdiene er angitt som volumprosent. Hvert byttedyrkategori med uthevet skrift representerer totalen.

Taxa	juli 2008		august 2008		september 2008		september 2007	
	Bekk	Hovedelv	Bekk	Hovedelv	Bekk	Hovedelv	Bekk	Hovedelv
<b>Trichoptera</b>	<b>19,7</b>	<b>17,0</b>	<b>8,2</b>	<b>69,2</b>	<b>13,4</b>	<b>78,2</b>	<b>8,5</b>	<b>52,0</b>
Brachycentridae	-	-	-	-	-	0,6	-	3,2
Hydropsychidae	-	-	-	3,2	0,3	5,3	-	-
Hydroptilidae	-	-	-	1,2	-	2,7	3,7	14,4
Limnephilidae	0,1	7,8	0,6	35,6	7,7	60,2	3,6	33,5
Philopotamidae	-	-	6,5	-	-	-	-	-
Rhyacophilidae	12,3	3,0	0,3	1,8	5,4	0,8	1,2	0,1
Sericostomatidae	0,4	0,6	-	25,5	-	8,7	-	0,8
Puppe	6,8	5,6	0,9	1,9	-	-	-	-
<b>Ephemeroptera</b>	<b>5,2</b>	<b>9,5</b>	<b>22,8</b>	<b>15,2</b>	<b>30,5</b>	<b>7,0</b>	<b>19,3</b>	<b>17,8</b>
Baetidae	5,2	9,5	22,8	15,2	30,5	1,8	16,9	12,5
Ephemerellidae	-	-	-	-	-	-	2,4	0,1
Heptageniidae	-	-	-	-	-	5,2	-	5,2
<b>Plecoptera</b>	<b>36,0</b>	<b>26,5</b>	<b>17,8</b>	-	<b>27,5</b>	-	<b>11,8</b>	<b>11,4</b>
Capniidae	-	-	2,9	-	1,0	-	-	-
Leuctridae	0,8	-	0,5	-	-	-	-	-
Nemouridae	30,9	21,1	3,8	-	0,1	-	5,2	-
Perlodidae	4,3	5,4	10,6	-	26,3	-	6,7	11,4
<b>Chironomidae larve &amp; puppe</b>	<b>8,6</b>	<b>7,6</b>	<b>9,8</b>	<b>10,1</b>	<b>2,6</b>	<b>0,1</b>	<b>5,8</b>	<b>3,4</b>
Chironomidae larve	4,8	4,1	1,0	1,7	2,6	0,1	5,8	3,4
Chironomidae puppe	3,9	3,6	8,8	8,4	-	-	-	-
<b>Simuliidae larve &amp; puppe</b>	<b>13,7</b>	<b>5,8</b>	<b>15,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,7</b>	-	<b>14,4</b>	-
Simuliidae larve	13,5	5,6	15,0	1,0	1,7	-	14,2	-
Simuliidae puppe	0,2	0,2	-	-	-	-	0,3	-
<b>Overflateinsekter</b>	<b>13,3</b>	<b>30,5</b>	<b>19,8</b>	<b>1,6</b>	<b>18,3</b>	<b>7,0</b>	<b>30,1</b>	<b>6,9</b>
Brachyzoa	0,2	0,5	0,0	-	-	-	-	-
Diptera adult	9,2	26,2	14,7	1,6	11,7	0,7	14,1	0,8
Ephemeroptera	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	0,3	0,5	0,5	-	0,6	0,8	0,3	0,1
Plecoptera	-	0,3	0,4	-	0,6	1,7	-	0,6
Trichoptera	3,5	2,8	4,2	-	5,4	3,8	15,7	5,4
<b>Annet</b>	<b>3,5</b>	<b>3,1</b>	<b>6,5</b>	<b>3,0</b>	<b>6,2</b>	<b>7,6</b>	<b>10,0</b>	<b>8,5</b>
Aphididae	2,3	0,3	-	-	0,1	0,4	-	-
Arachnidae	0,1	0,3	2,0	-	1,1	-	4,6	-
Chrysolmelidae	0,7	-	1,4	-	0,2	-	-	-
Cladocera	-	-	-	0,1	-	-	0,2	-
Corixidae	0,4	-	-	-	-	-	-	0,3
Dytiscidae	-	-	0,8	0,3	-	0,4	-	-
Gastropoda	-	-	-	2,2	0,1	6,2	-	-
Hydracarina	-	0,1	-	-	0,8	-	0,1	-
Hydrophilidae	0,1	2,5	-	0,4	-	0,7	0,2	0,1
Haliplidae	-	-	-	-	-	-	-	0,2
Lepidoptera larvae	-	-	-	-	3,9	-	0,1	-
Oligochaeta	-	-	2,4	-	-	-	4,9	7,9
<b>Totalt</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>





Vedlegg 3. Sammenhengen mellom  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ - verdier hos yngel av Atlantisk laks fra bekk (fylte symboler) og hovedelv (åpne symboler) fra de ulike feltperiodene. Hvert punkt angir individuelle fisk.

Vedlegg 4. Oversikt over aldersfordeling av lakseyngel fanget i Vidgaveadji (bekk) og hovedelv. - manglende observasjon.

Måned	Bekk					Hovedelv				
	0+	1+	2+	3+	4+	0+	1+	2+	3+	4+
juli 2008	-	10	8	4	1	8	11	9	2	1
august 2008	-	-	11	8	1	-	7	9	5	-
september 2008	-	-	8	14	4	-	4	15	12	-
september 2007	-	8	8	11	1	7	21	5	2	-
$\Sigma$	-	18	35	37	7	15	43	38	21	1

## Kort innføring: stabile isotoper

Karbon og nitrogen finnes naturlig i miljøet med henholdsvis to stabile isotoper for hvert av grunnstoffene  $^{12}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}$ , og  $^{14}\text{N}$ ,  $^{15}\text{N}$ . Forholdet mellom isotopene uttrykkes ofte som  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  (Fry, 2006). Forskjellige isotoper av et element har det samme antall elektroner og protoner, men skiller seg i antallet nøytroner (Fry, 2006). Dette skaper en liten forskjell i masse mellom isotoper av samme grunnstoff, noe som gir store utslag i hvordan disse oppfører seg fysisk og kjemisk i miljøet (Fry, 2006). De lette isotopene ( $^{12}\text{C}$  og  $^{14}\text{N}$ ) vil danne svakere bindinger og reagere raskere enn tunge isotoper ( $^{13}\text{C}$  og  $^{15}\text{N}$ ) (Fry, 2006). Både karbon og nitrogen er grunnleggende viktige i alle deler av økosystemet, og i sirkulasjonen fra ledd til ledd i økosystemet vil elementene gjennomgå fraksjonering (endring) gjennom en rekke fysisk og biologiske prosesser (se Peterson & Fry, 1987). I disse prosessene vil de lette og de tunge isotopene ha forskjellig reaksjonshastighet, noe som igjen fører til at forskjellige mottakere og givere i naturen får ulik isotop ratio/forhold.

Målinger av isotopforholdet for karbon og nitrogen hos organismer er godt egnet til å spore energistrømmen gjennom økosystemet, fra primærprodusenter til sekundærprodusenter. Dette fordi overføringen av  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen fra planter til invertebrater og til fisk endres på en forutsigbar måte. Isotopene som akkumuleres i vevet til et gitt individ via maten gir dermed en tidsintegrert informasjon av maten som er assimilert (Gannes *et al.*, 1997). Individenes  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur forandres når dietten endres dersom den nye maten er isotopisk forskjellig fra den opprinnelige. Endringer forårsakes av vekst ved at ”gammel signatur” fortynnes når nytt kjøttvev dannes (Fry & Arnold, 1982). Hvor raskt endringene inntreffer, avhenger av den spesifikke vekstraten hos ett individ som varierer fra art, størrelse, og alder (Hesslein *et al.*, 1993).

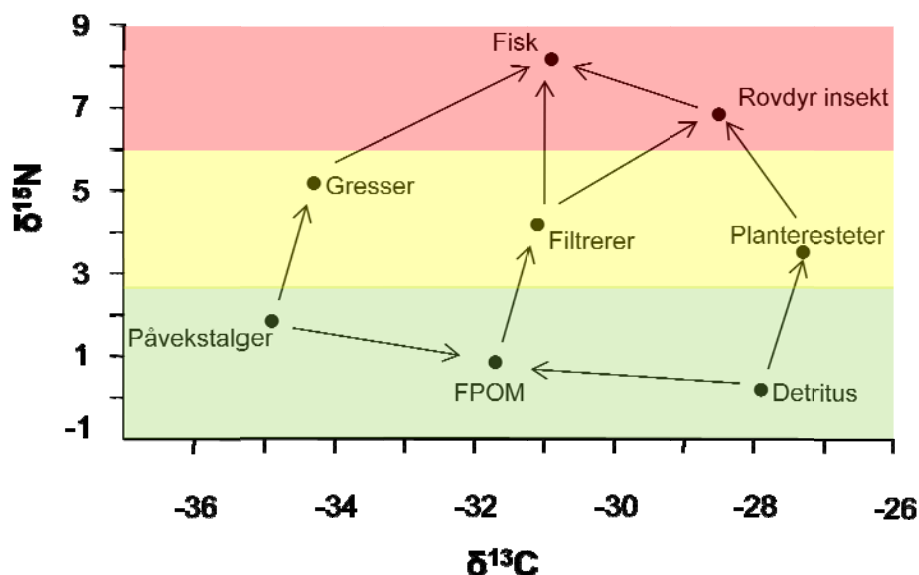
Organismenes  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur vil være svakt anriktet av den tunge isotopen ( $^{13}\text{C}$ ) med gjennomsnittlig + 0,4 ‰ (mindre negativt) i forhold til maten, mens  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen anrikes av  $^{15}\text{N}$  gjennomsnittlig + 3,4 ‰ per trofiske nivå (Post, 2002). Dette kan illustreres med en hypotetisk forenklet næringskjede (se figur i vedlegg 4). I dette eksemplet er det illustrert 3 trofiske nivåer med primærprodusenter (grønn), primærkonsumenter (gul) og sekundærkonsumenter (rødt). Nederst i næringskjeden, reflektert i den lave  $\delta^{15}\text{N}$ -verdien på den vertikale akse, finner vi påvekstalger, finpartikulært organisk materiale (FPOM) og dødt plantemateriale (detritus, terrestrisk opprinnelse). Påvekstalger har typisk lav  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur (i eksempelfiguren -35 ‰) mens detritus ligger betydelig høyere (i eksempelet -28 ‰). FPOM,

som er derivert av både alge- og detritusfragmenter, har en  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur omtrent midt mellom påvekstalger og detritus. Primærkonsumenter som gressere, filtrere og planterestspisere har  $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene som reflekterer næringskildene pluss omtrent 0,4 ‰. En sekundærkonsument som fisk vil, dersom den spiser lik mengde av ulike primærkonsumenter, ha en  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur som er en blanding byttedyrenes  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier. Dersom fisken utelukkende spiser gressere vil fiskens  $\delta^{13}\text{C}$ -signatur reflektere gresserens  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi.

Siden primærkonsumentene ligger over primærprodusentene i næringskjeden vil konsumentenes  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur være omtrent 3,4 ‰ mer beriket enn næringskilden. Sekundærkonsumenter, fisk og rovdyrinsekt, vil være omtrent 6,8 ‰ mer beriket i forhold til primærnæringskilden.

Det er viktig å understreke her at det ovenstående er generaliseringer og at i virkelige økosystemer så blir bildet mer komplisert ettersom det gjerne eksisterer flere næringskilder og mange av konsumentene har en mer blandet diett enn det som er illustrert i vedlegg 4.

En vellykket isotopstudie avhenger av at det eksisterer forskjeller i isotopsignaturer mellom lokalitetene (Bunn *et al.*, 1989). Slik forskjell vil man i studier av rennende vann forvente å finne dersom man sammenligner et habitat dominert av akvatisk (autokton) primærproduksjon med et habitat som i større grad får tilførsel av energi av terrestrisk (allokton) opprinnelse.



Vedlegg 5. Biplott av hypotetiske  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier av forskjellige individer i ett elvekosystem. Pilene indikerer overføringer mellom næringskjedene basert på fraksjoneringen (3,4 ‰ for N og 0,4 ‰ for C) som inntreffer for hvert trofisk nivå. Primærprodusenter (grønt), primærkonsumenter (gult) og sekundærkonsumenter (rødt). Figuren er modifisert og hentet fra (Hershey *et al.*, 2006).