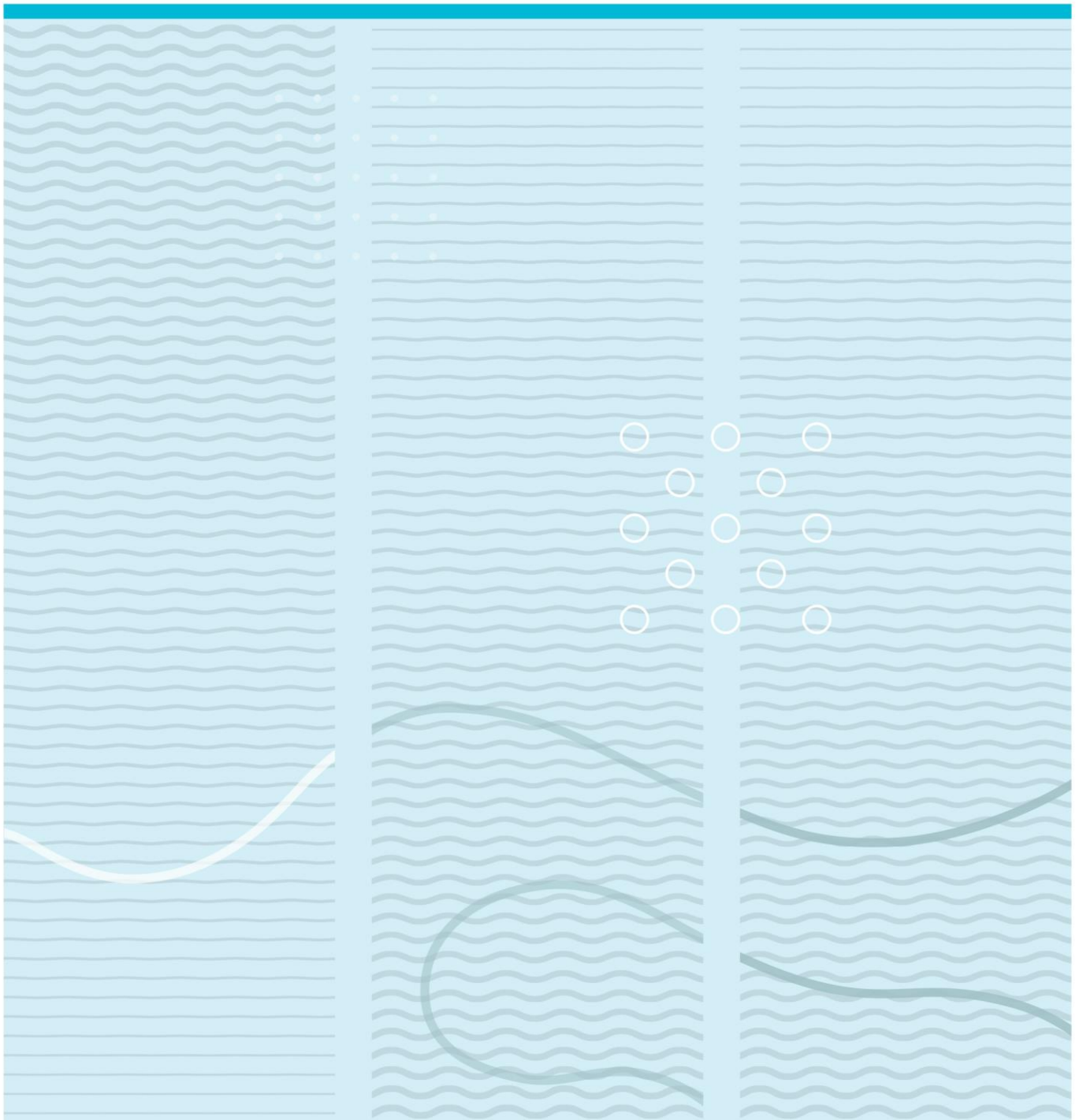


Per Tommy Fjeldheim

Vandringsadferd til ørret (*Salmo trutta*) i et elv- innsjø økosystem, Tokkeåi/Bandak i Telemark: Hydroakustiske og ArcGIS baserte metoder



Høgskolen i Sørøst-Norge
Fakultet for Teknologi, Naturvitenskap og Maritime fag
Institutt for Natur, Helse og Miljøvern
Postboks 235
3603-Kongsberg

<http://www.usn.no>

© 2016 Per Tommy Fjeldheim

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng

Sammendrag

I perioden 2010-2013 foregikk det et større forskningsprosjekt på ørret og næringskjeden til ørret i det vassdragsregulerte elve-innsjø økosystemet Tokkeåi og Bandak i Telemark. Prosjektet var knyttet til en villkårsrevisjon for Tokke/Vinje reguleringen. Ørretens områdebruk og vandringer var imidlertid i liten grad undersøkt. Våren 2014 ble et forskningsprosjekt ved bruk av akustisk telemetri på ørret og storørret i Bandak og Tokkeåi satt i gang. Juni 2014 ble 31 akustiske loggere fordelt i et dekkende nettverk. Det ble plassert tre loggere på det antatt viktige oppvekstområdet på deltaflaten ved innløp Tokkeåi. Fra kanten av deltaflaten og utover i innsjøen ble det plassert loggere for å kontrollere utvandring fra deltaområdet til hovedbassenget (25 loggere ut til Lauvvik) og ved utløp Bandak (tre loggere ved Skarperudstrømmen). Loggerne fanger opp akustiske signaler kontinuerlig. August 2014 ble det utlagt 13 loggere i Tokkeåi (og en i Dalaåi) opp til Helvetesfossen (4.7 km) som er oppvandringshinder. Målet var å merke (vha. implantering av akustisk sender i bukhulen) 50 ørret, 25 'vanlig' fisk fra 300g-1kg fra deltaflaten og 25 større individer over 1 kilo. Det viste seg å være svært krevende å fange større ørret. Fra august til desember ble 23 ørret (5-point summary; minimum: 313, Q25: 400, median: 480, Q75: 600, maksimum: 1350 g) fanget og merket på deltaflaten (lokalt kalt deltafisk) og to pelagiske ørreter, men kun en stor (hhv. 700g og 2.7 kg). Fisk ble fanget med ulike redskaper, fra alt av sportsfiskeutstyr til garn og rusefiske. De hydroakustiske merkene (V9 og V9P fra Vemco Division, AMIRIX Systems Inc, Halifax Canada) sender et lydsignal hvert 2 min (tilfeldig innenfor 90-180 sek) med en estimert batterivarighet på hhv. 900 og 512 dager. Merket til større fisker var utstyrt med dybdesensor (V9P).

I begynnelsen av desember ble første dataserie innhentet i felt, dvs. de først merkede individene hadde i underkant av 4 måneder med data. Det var nær full overlevelse av merkede individer. Kun ett individ har enten utstøtt merket eller må antas død 41 dager etter merking, ettersom merket ikke har flyttet seg. Data viste at det var 22 aktive individer innenfor området dekket av loggere der 19 av disse i all hovedsak har oppholdt seg på eller ved deltaflaten. Det er 2 individer som vandret ut av Bandak, som ikke har kommet tilbake. Det var stor individuell variasjon i vandringsmønster (hjemmeområde 5-point summary; minimum: 0.31, Q25: 0.66, median: 0.76, Q75: 1.17, maksimum: 2.34

km²) og vandringslengder utover høsten (5-point summary; minimum: 13, Q25: 166, median: 264, Q75: 370, maksimum: 711 km).

Deltafisken har sterk tilknytning til deltaflaten, men ikke nødvendigvis til Tokkeåi. Ti av individene har gytt, men bare syv av disse i Tokkeåi. Tre av gytefiskene har foretatt en lang gytevandring, forlatt deltaområdet og krysset Bandak (27 km lang innsjø) med relativt stor svømmehastighet (43 ± 11.5 cm/sek). Deretter vandret de tilbake til deltaflaten etter endt gyting. De to pelagiske fiskene har en omfattende vertikal habitatbruk, og begge fiskene har vært dypere enn 70 meter (hhv. 74 og 76.1 m som er maksimum dybdesensor kan registrere). Disse to individene bruker også mye større deler av Bandak enn deltafisken (deltafisk; 0.85 ± 0.39 km², pelagisk; 2.06 ± 0.25 km²). Et individ bruker både deltaflaten og pelagialen og regnes som pelagisk fisk. Det ble ikke funnet noen signifikante forskjeller på natt og dagvandring (dag resp. natt satt til 12 timer), men data antyder noe mindre aktivitet på de mørkeste timene på nattestid.

Akustisk telemetri med merkesignal hvert 2 min, gir svært mye data og kan være vanskelig å tolke. En standard metodikk angir at hvert individ før videre analyser bør posisjonsbestemmes til gjennomsnittlig posisjon (satt som senter for aktivitet) over 30 min intervaller. Her ble betydning av å sette gjennomsnittlig posisjon over ulike tidsintervaller også undersøkt (3, 10, 30, 90, 270, 720 min). Tidsintervall hadde vesentlig innvirkning på resultater, med økende beregnet vandringslengde ved minkende tidsintervall. Disse forskjellene ser imidlertid i hovedsak å være knyttet til teknisk-metodiske forhold, og indikerer rom for tekniske forbedringer.

Som en ny analysemetodikk, ble alle data her videre importert til et GIS system (ArcGIS) for 3D analyser med stor vekt på relevant visuell fremvisning. I en 3D modell av innsjøen med fiskens vandring i 3D, indikerte analysene klare sesongvise variasjoner i habitatbruk, særlig dybdebruk hos pelagisk fisk, med økende bruk av dypområder senere på året.

Vandringsadferd for brunørret i elv-innsjø økosystemer er ikke tidligere undersøkt på aktuelle tid-rom skala. Derfor finnes det relativt lite informasjon om vandring til

brunørret mellom elv og innsjø, og særlig for større ørret. Resultatene her viser stor individuell variasjon i arealbruk, at de fleste individer er relativt stasjonære, men også at enkeltindivider kunne vandre over overraskende store områder og bruke hele dette relativt store elv-innsjø økosystemet.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	9
2.	Metode og materiale	12
2.1.	Områdebeskrivelse	12
2.2.	Fauna	14
2.3.	Reguleringer i Tokke/Vinje regionen	15
2.4.	Forsøksdesign og utlegging av loggere.....	19
2.5.	Utlegging av loggere i Bandak.....	24
2.6.	Utlegging av loggere i Tokkeåi	25
2.7.	Merking av ørret	26
2.7.1.	Merkeprotokoll	27
2.8.	Henting og bearbeiding av data.....	28
2.9.	Bearbeiding og analyse av data i Microsoft Excel og ESRI ArcGIS.....	30
2.10.	Dataanalyser	30
2.10.1.	Test av rekkevidde	30
2.10.2.	Vandringslengde	31
2.10.3.	Svømmehastighet	31
2.10.4.	Natt og dagaktivitet	32
2.10.5.	Hjemmeområde.....	32
2.10.6.	3D modellering	33
3.	Resultater og diskusjon	34
3.1.	Merkesuksess.....	34
3.2.	Test av rekkevidde	35
3.3.	Deteksjon av individene	37
3.4.	Vandringslengde	39
3.5.	Svømmehastighet	41
3.6.	Natt og dagaktivitet.....	43
3.7.	Hjemmeområde.....	45
3.8.	Gyting og gytevandring	47
3.9.	Dybdebruk og 3D modellering	51
4.	Konklusjon.....	56
5.	Referanser	57

6.	Internettkilder.....	65
7.	Vedlegg	66
7.1.	Vedlegg 1.....	66
7.2.	Vedlegg 2.....	67
7.3.	Vedlegg 3.....	68
7.4.	Vedlegg 4.....	70
7.5.	Vedlegg 5.....	73

Forord

Denne masteroppgave er skrevet på studiet Natur, Helse og Miljøvern, ved Høyskolen i Sørøst-Norge, Avd. Bø. Professor Jan Heggenes har vært veileder under oppgaven. Denne oppgaven er skrevet på første datasett for et prosjekt som startet i 2014, som vil inngå i første rapport til oppdragsgiver Statkraft AS.

Jeg ønsker å gi en stor takk til Prof. Jan Heggenes for god veiledning på oppgaven og for at jeg fikk muligheten til å være med på dette prosjektet. Jeg vil også gi en stor takk til Statkraft AS, ved Jostein Kristiansen for finansiering av prosjektet. Havforskningsinstituttet v. Even Moland og Esben Moland Olsen for god faglig veiledning og samarbeid med utlegging av utstyr og henting av data. Kai Joachim Brattestå fra Bandak Fiskelag har vært til stor hjelp og stått for mye av utstyret som er brukt. Med dette vil jeg takke for lån av utstyr og mye kunnskap om lokale forhold. Det har også vært stor bistand fra frivillige fiskere, som også for fortjener en takk i denne oppgaven.

Til sist vil jeg takke familie og samboer for hjelp av korrekturlesning, støtte under oppgaven og takk til Eivind Schartum for godt samarbeid i felt.

14.05.2016

Per Tommy Fjeldheim

1 Innledning

Tokke-Vinje regionen tilhører Skiensvassdraget, som er et gjennomregulert vassdrag og har et av Norges største nedbørsfelt. Den omfattende Tokke-Vinjereguleringen berører Tokke kommune og Vinje kommune i Vest-Telemark. Syv kraftverk ble bygd i vassdraget i perioden 1957-1979, alle eies av Statkraft. Reguleringen utnytter et samlet fall på 900 meter fra Hardangervidda ned til Bandak. Den gjennomsnittlige, totale kraftproduksjonen er oppgitt som 4,5 TWh (Statkraft Energi AS, 2013). Reguleringen førte til en sterk redusert vannføring i Tokkeåi med kun 15-20% av naturtilstand (Kraabøl, et al., 2015). I forbindelse med fornyelse av reguleringskonsesjonen åpnet Norges Vassdrags- og Energidirektoratet (NVE) for vilkårsrevisjon i 2007. Som en viktig del av beslutningsgrunnlaget, ble det satt i gang ferskvannsbiologiske undersøkelser (2010-2013), med særlig vekt på den storørretførende strekningen fra tunellutløpet til Lio kraftverk og ned til Bandak. Det ble i forbindelse med dette samlet et konsortium bestående av Norsk institutt for naturforskning (NINA), Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo og Høyskolen i Telemark (Kraabøl, et al., 2015). Det var et ønske også å undersøke vandringen til ørret i Tokkeåi og Bandak ved bruk av radiotelemetri.

Telemetri er brukt i flere tiår på akvatiske dyr, da spesielt akustikk og radiotelemetri (Cooke, et al., 2013). Disse to ulike telemetrimetodene har blitt brukt på en rekke ulike arter av fisk, både marint og i ferskvann (Kraabøl & Arnekleiv, 1998; Simpfendorfer, et al., 2002; Olsen & Moland, 2011; Kraabøl, et al., 2013). Det er fordeler og ulemper med begge metodene. Akustisk telemetri har begrenset rekkevidde i turbulent vann med mye luftbobler og støy, mens radiotelemetri mister signal på dypt vann (Cooke, et al., 2013). Radiotelemetri kan også være en arbeidskrevende metode dersom mer detaljerte data over tid og sted er ønskelig. Akustisk telemetri er en god metode for å følge individer over lengre tid med mange observasjoner per individ, og metoden er derfor mye brukt (Espinoza, et al., 2011 (b); Wiig, et al., 2013), spesielt i nyere tid (Kessel, et al., 2014). Akustisk telemetri brukes ofte til å kartlegge hjemmeområde og habitatbruk for hvert individ, gjerne inndelt i ulike sesonger (Lowe, et al., 2003; Wiig, et al., 2013). I Norge er akustisk telemetri brukt på anadrom ørret og laks, hovedsakelig for å observere utvandring av smolt fra elver (Thorstad, et al., 2004; Suhr, 2010; Urke, et al., 2010;

Davidson, et al., 2014 (a)), og for å undersøke adferden til sjøørret i fjorder (Thorstad, et al., 2004; Ruud, 2015). Studier over lengre tidsrom på brunørret i et innlands elve-innsjø økosystem ved bruk av akustisk telemetri er derimot ikke gjennomført.

Brunørret i ferskvann kan furasjere på et bredt spekter av byttedyr, fra zooplankton til fisk (Jonsson, 1989). Det er en rekke faktorer som kan påvirke ørretens diett, inkludert byttedyrenes artssammensetning, tetthet, størrelsestruktur, habitat og adferd. Overgang til fiskediett fører til høyere energiinntak og økt vekstrate (Jonsson, et al., 1999) og fisken klarer å nyttiggjøre seg bedre av fisk enn evertebrater (Forseth & Jonsson, 1994). Furasjering på fisk er nøkkelen til å bli storvokst og er derfor næringsstrategien til storørret (Kraabøl, 2010). I Bandak er det en storvokst bestand av ørret som blir regnet som en av de klassiske storørrestammene i Norge. Den beiter hovedsakelig på sik og røye. Storørreten i Bandak har ikke noe markert omslag i vekstrate som viser overgang til fiskediett. Stor ørret i Bandak ser derimot ut til å ha et mellomstadium på deltaflaten hvor Tokkeåi renner inn i Bandak (Kraabøl, 2010). Dette synes å være et begrenset, men særlig produktivt område i en ellers stor og næringsfattig innsjø.

I Tokkeåi og Bandak er det flere genetisk ulike ørrestammer (Kraabøl, et al., 2015). Storørreten gyter primært i Tokkeåi, hvor det også forekommer gytefisk av 'vanlig' størrelse, og stasjonær elvefisk. I Bandak finnes det i tillegg til storørreten, småvokst pelagisk ørret, samt fisk som holder seg på deltaflaten og i litoralsone rundt innsjøen. I undersøkelsene 2010-2013 ble det funnet tre ulike genetiske stammer. Genetikken til storørret tilhører Tokkeåi og deltaflaten. Ørret fra Skarperudstrømmen ble til dels beregnet som egen gruppe og en til dels felles genetikk for mindre gytebekker utover Bandak (Kraabøl, et al., 2015).

Et av de viktige spørsmålene mht. oppvandring og gyting på elv, var om passeringen av menneskeskapte terskler i Tokkeåi var et problem for storørret, særlig på lav vannføring. Det var også interessant å få mer kunnskap om i hvilken grad og hvordan ørret brukte deltaområdet til oppvekst, og hvordan storørret bruker deltaområdet og selve hovedbassenget i Bandak. Det ble besluttet våren 2014 å starte et prosjekt for videre undersøkelser. I et samarbeid mellom Høyskolen i Telemark (i dag; Høyskolen i Sørøst-

Norge) og Havforskningsinstituttet Avd. Flødevigen og Statkraft AS, ble det valgt å bruke akustisk telemetri som metode for å undersøke områdebruk og vandringer til ørret over lengre tid og både på elv og i innsjø. Målet i 2014 var å merke ørret på deltaflaten, samt storørret. Det er ikke gjort noen lignende undersøkelser på brunørret i et næringsfattig elv-innsjø økosystem.

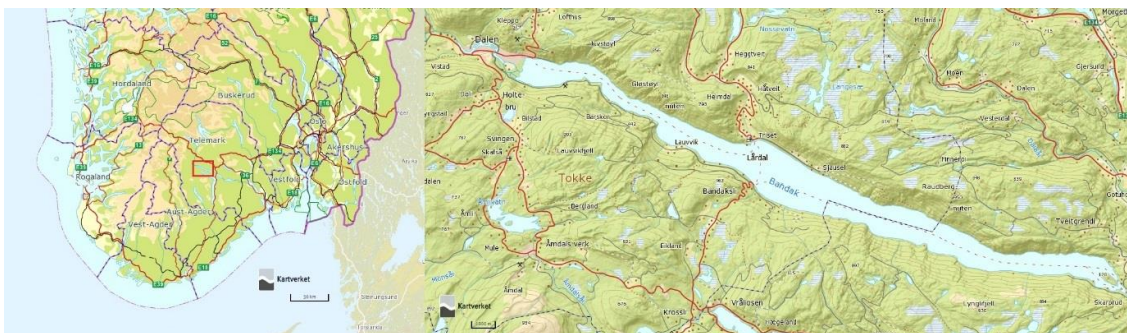
Denne oppgaver omhandler fire måneder med hydroakustiske data, fra all ørret merket på ettersommeren og høsten 2014. Det har blitt undersøkt hvordan ørret bruker tilgjengelig habitat, og individers tilknytning til deltaflaten, Tokkeåi og resten av Bandak. Perioden dekker også den viktige gytetiden og mulige vandringer knyttet til denne og eventuelle hindringer av terskler opp elven. Merket fisk har blitt klassifisert i to grupper basert på størrelse; 'vanlig' ørret (mindre enn 1 kg), og i hovedsak antatt å være knyttet til å leve av bunndyr på deltaflaten, og større antatt fiskespisende ørret (større enn 1 kg) (Kraabøl, et al., 2015).

Vandringer og hjemmeområder er studert. Det er undersøkt for ulike miljøfaktorer for å se om det var ulik adferd mellom individer, eller om de ulike gruppene har en felles adferd. Det er også gjort metodiske og analytiske undersøkelser. Det er videre lagt vekt på 3-D analyser vha. GIS-baserte metoder, noe som tidligere ikke er gjort med denne type data, og det der lagt vekt på den visuelle fremvisningen av data. Denne oppgaven omhandler data som har stor allmenn interesse. Det er derfor lagt vekt på at allmenheten skal forstå resultatene og ikke bare fagpersoner.

2. Metode og materiale

2.1. Områdebeskrivelse

Bandak (59,41°N; 8,23°E) er en kalkfattig (kalsium 1-4 mg/L), oligotrof og klar (TOC 2-5) innsjø i Vest-Telemark (Figur 2.1). Innsjøen har et areal på 26,70 km² og et nedbørsfelt på 2545,69 km² (Vann-Nett, 2015). Nedbørsfeltet drenerer de sør-vestlige deler av Hardangervidda og heiområdene i Nord-vest Telemark (Kraabøl, et al., 2015). Bandak ligger under marin grense. Dalen og innsjøbassenget er formet av isskuring fra isbreer i tusenvis av år (Dalland, 1983). Innsjøen er derfor lang, 27 km, og smal, kun 1.7 km på det bredeste (Stor Norske Leksikon, 2009). Det er en dyp innsjø med lite grunnområder. Med unntak av deltaflaten ved hovedinnløpet fra Tokkeåi i nordenden ved Dalen (Figur 2.2), er strandsonen (littoralen) smal og med bratte strender (Kraabøl, et al., 2015). Bandak er Norges sjuende dypeste innsjø med maksimum på 322 meter (Norges vassdrags- og energidirektoratet, 1984) og et middeldyp på 121,3 meter (Wold, 1961). Vassdraget nedstrøms består av korte elvestrekninger til innsjøene Kviteseidsvatnet og Flåvatn med fri vannvei. Strekingen fra Flåvatn og nedstrøms er bestående av en rekke fosser og sluser. Vassdraget ender i havet ved Porsgrunn ut i Frierfjorden (Figur 2.3).



Figur 2.1 Kart over Bandak med plassering i landet Kilde: www.norgeskart.no



Figur 2.2 Flyfoto over deltaflaten. Kilde: www.norgeskart.no



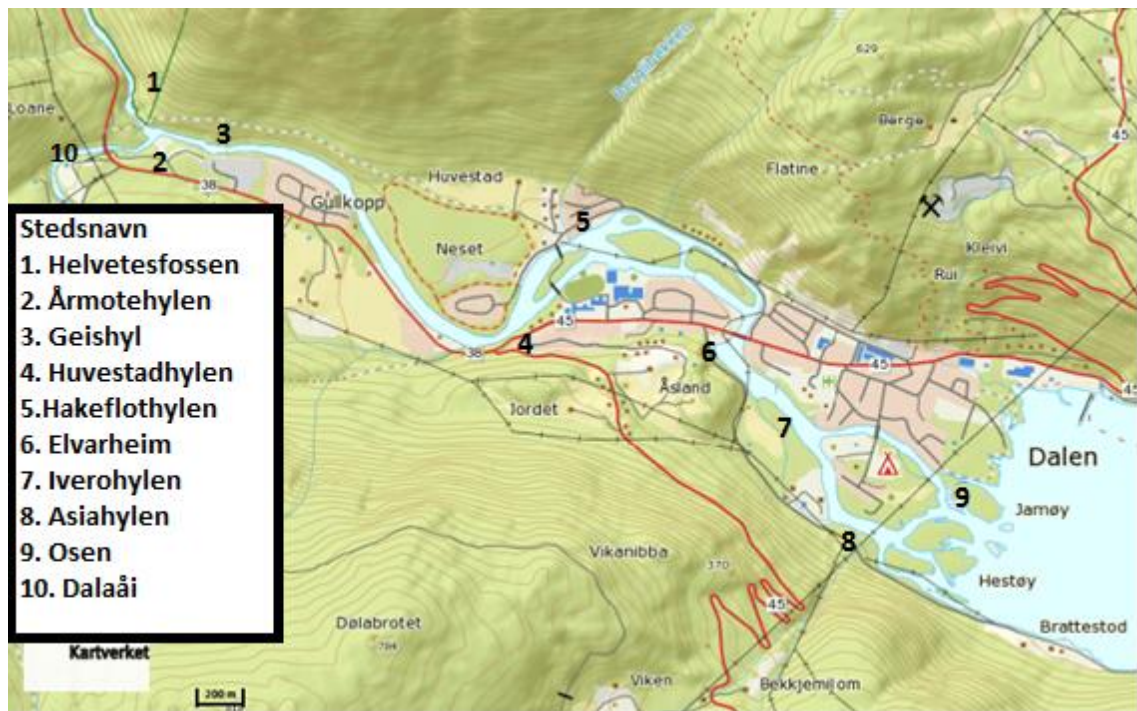
Figur 2.3 Kart over vassdraget fra Bandak ned til Kviteseidvatnet og Flåvatn. Høgga dam er markert med rød firkant. Vassdraget videre ned med kanaler og sluser, før vassdraget møter frierfjorden i Porsgrunn. Kilde: www.visittelemark.no

2.2. Fauna

I Bandak er det i dag ørret, 3-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), sik (*Coregonus lavaretus*), røye (*Salvelinus alpinus*) og niøye (*Lampetra planeri*) som alle sannsynligvis vandret naturlig inn i innsjøen etter siste istid. Ørreten bruker littoralsonen, pelagialen og trolig profundalsonen, sik bruker pelagialen og røye lever i nedre del av pelagialen og profundalsonen som såkalt gautefisk. Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) har invadert vassdraget i løpet av de siste ti-årene, sannsynligvis pga. spredning ved menneskelig hjelp. Det er også sporadisk observert abbor (*Perca fluviatilis*) og bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) (Kraabøl, et al., 2015). Bandak har også en egen storørretstamme, og denne blir ansett som en av de 'klassiske' storørretstammene i Norge. Ørret hadde en naturlig innvandring og kolonisering av breelver og innsjøer under istidens slutfase, da den også koloniserte Bandak. Slike storørretbestander har derfor sin opprinnelse fra sjøørret hvor oppvandring senere ble avstengt fra fjorder og marint miljø som følge av landhevingen (Kraabøl, 2010).

Hovedinnløpselven til Bandak, Tokkeåi, er gyte- og oppvekstområde for (stor)ørreten (Figur 2.4) (Kraabøl, et al., 2015). Elveløpet fra Helvetesfossen og opp til Åmot (21 Km) er en dyp kløft med et stort mangfold av arter og naturtyper. Bekkekløften mellom Åmot og Dalen karakteriseres av naturtyper som er fuktbevende (Brandrud & Reiso, 2009). Det er imidlertid usikkert om og i hvilken grad storørret naturlig har kunnet passere Helvetesfossen (Kraabøl, et al., 2015). Den 4.7 km lange strekningen nedstrøms Helvetesfossen og ned til Bandak fungerer uansett som det viktigste gyte og oppvekstområdet for ørret og storørret i Bandak.

Før regulering var Tokkeåi en elv med store fluktuasjoner i vannføringen, med massive flomtopper mellom 578 og 1136 m³s⁻¹ basert på fem storflommer. Det var i perioden 1919-1957 vesentlig høyere vannføring gjennom året spesielt i snøsmeltingsperioden og sommer/høst. Kaldt driftsvann senker temperaturen med 3-4 °C i sommersesongen, men øker temperaturen med 1,5-2,5 °C på vinteren. Før regulering var trolig Tokkeåi islagt i perioder, men er i all hovedsak isfri på dagens regime (Kraabøl, et al., 2015).



Figur 2.4 Kart over Tokkeåi fra deltaflaten og hele den storørretførende strekken med stedsnavn. Kilde: www.norgeskart.no

2.3. Reguleringer i Tokke/Vinje regionen

Bandak ble første gang regulert ved Hogga dam ved utløpet av Flåvatn (Figur 2.3) i 1890. Dammen ble bygget for å heve vannstanden, for å muliggjøre trafikk av båter i Telemarkskanalen. Selv om vassdraget i dag bærer preg av sammenhengende innsjøareal mellom Dalen og Hogga dam (60 km, Figur 2.3), utgjør dette egentlig naturlig tre innsjøer, kalt Vestvannene. Disse er fortsatt adskilt med definerte, men korte og relativt svake strømpartier, særlig Skarperudstrømmen (Figur 2.3), (Kraabøl, et al., 2015).

Bandak har i dag en reguleringshøyde på knapt tre meter, med høyeste regulerbare vannstand (HRV) 72,34 m o.h. og laveste regulerbare vannstand (LRV) 69,46 m o.h. (Vann-Nett, 2015). I Bandak like utenfor deltaområdet, på nordsiden ligger Tokke kraftverk med undervann direkte i Bandak. Utbyggingen av Vinje/Tokkevassdraget er en av Nord-Europas største vannkraftutbygginger. Den startet med utbygging av dam i Vinjevattn som sto ferdig i 1961, med en 17 km lang tunell til Tokke kraftverk ved Dalen (Heggenes, et

al., 2009). Denne utbyggingen reduserte vannføringen i Tokkeåi nedstrøms Vinjevatn sterkt, til naturlig restvannføring ettersom det ikke ble pålagt minstevannføringer.

Det er ingen konsesjonspålagt minstevannføring i Tokkeåi. Tidligere ble Lio kraftverk i stor grad effektkjørt over døgnet, noe som kunne medføre drastiske vannstandsendringer på kort tid. Dette kan bl.a medføre direkte økt dødelighet av ørret pga. stranding (Kraabøl, et al., 2015). Siden 2004 har imidlertid Statkraft gjennomført selvpålagte restriksjoner for å redusere stranding av fisk (Statkraft Energi AS, 2013), Statkraft har innført en stopprosedyre for Lio kraftverk som innebærer en gradvis reduksjon av vannføringen på minimum 2 timer og 15 minutter (maks. 5MW/30min. for 20-40MW og maks. 5MW/15min. for 10-0MW). Dette med unntak, hvis det er over $20 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ved målestasjon ved Elvarheim, hvor kraftverket kan stoppes direkte (Heggenes, et al., 2009; Kraabøl, 2010; Statkraft Energi AS, 2010). Det er også lagt inn selvpålagte restriksjoner med minstevannføringer i bestemte tidsperioder, i perioden 20. mai-15. juni med minstevannføring på $5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, 16. juni – 14. september $8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, 15. september – 15. november $12 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ og 16. november – 19. mai $3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Statkraft Energi AS, 2010).

Tokkeåi hadde før regulering en midlere vannføring ved Dalen på $92 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ mot dagens midlere vannføring på $16\text{-}17 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Heggenes, et al., 2009). Tokkeåi renner inn i Bandak fra vest og mesteparten av dagens vannføring nedstrøms Helvetesfossen, kommer fra Lio kraftverk (satt i drift 1969). Lio regulerer Rukkeåi, som naturlig kommer inn i Tokkeåi 1,3 km oppstrøms Helvetesfossen. Hovedmagasinet for Lio kraftverk er i Byrtevatn med en fallhøyde på 322 meter og LRV 427,3 moh. HRV 445,6 moh. Lio kraftverket har tunellutslipp med undervann til Tokkeåi under Helvetesfossen, dvs. 4,8 km opp i Tokkeåi fra innsjøen (Figur 2.5). Dalaåi reguleres av Byrte kraftverk med hovedmagasin i Botndalsvatn med en fallhøyde på 286 m og med LRV 705 moh. HRV 740 moh. Magasinet til Botndalsvatn tappes ned til LRV i mars-april, men er på HRV fra midten av juni og utover sommeren. Tilsiget er større enn slukevnen ($9 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) i 9 av 10 år og det er derfor overløp til Dalaåi (Kraabøl, et al., 2015).

Strekningen nedstrøms Helvetesfossen er den viktigste gyte- og oppvekststrekningen for ørret. Lio kraftverk står derfor for mesteparten av vannføring på grytestrekning for ørret

i Tokkeåi med en maksimal driftsvannføring på 12-14 m³s⁻¹ (Kraabøl, 2010). Den naturlige restvannføringen er normalt bare 2-4 m³s⁻¹. Reguleringen og kjøringen av Lio kraftverk endrer vesentlig vannføringen, og også vanntemperatur, både gjennom året og gjennom døgnet. Over året fører reguleringen til høyere vintervannføring og lavere flomtopper, med enkelte korte perioder med svært lav vannføring pga. revisjoner på kraftverket. Stenges kraftverket er det kun restvannføring fra Dalaåi, som står for størstedelen av restvannføringen og restvannføring fra det gamle elveleiet ovenfor Helvetesfossen (mesteparten av vannet fra Mosvatn via Rukkeåi). Den samlede restvannføringen er normalt mellom 2 og 4 m³s⁻¹, avhengig av tilsigsforholdene (Kraabøl, 2010).

Dagens vannføring på kun 15-20 % av naturlig vannføring har endret habitatforholdene til fisk idet elva ble mer ensformig i nedre deler (Fra huvestad) (Heggenes, et al., 2009). Elven er preget av mange terskler. Fra oversiden av Huvestadhylen og ned til Bandak (3.5km) er det bygget 15 løsmasseterskler fra stedegen masse, samt 2 terskler med til dels tilkjørt masse (Heggenes, et al., 2009). Disse ble bygget i hovedsakelig tre omganger 1961, 1971 og det ble bygget 5 terskler på innerløpet til Buøy i 1984.



Figur 2.5 Reguleringskart Tokke-Vinje regionen. Kilde: Statkraft AS

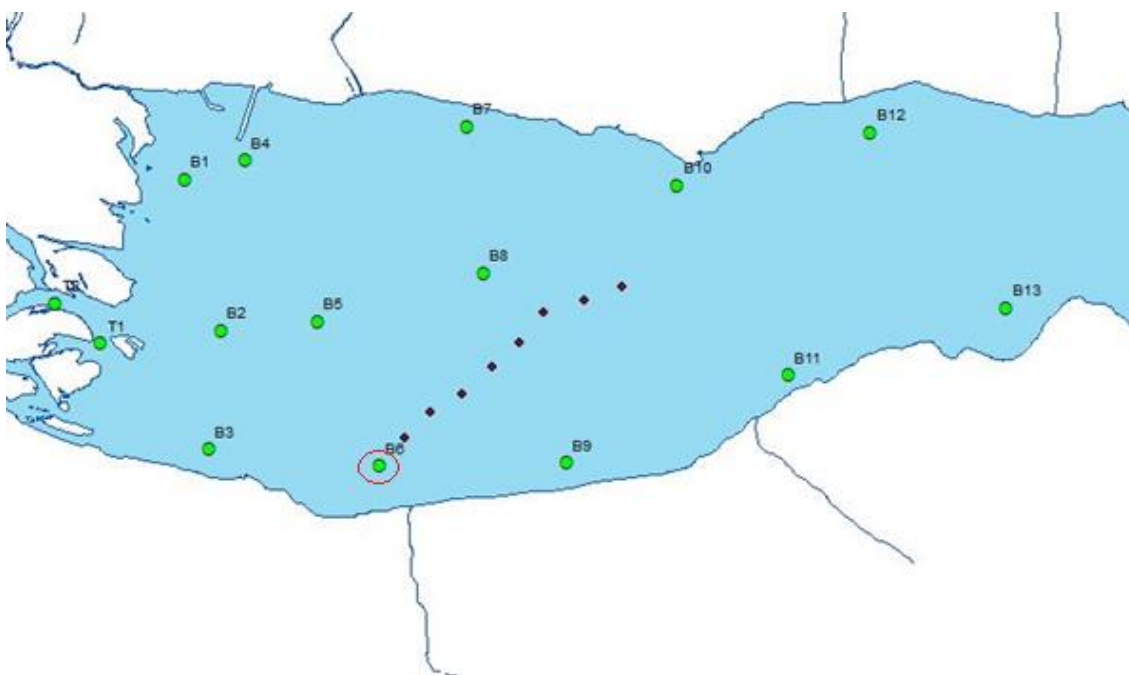
2.4. Forsøksdesign og utlegging av loggere

I denne studien har det blitt brukt hydroakustisk telemetri for å kartlegge vandringsmønsteret til ørret i Bandak og Tokkeåi. Akustisk telemetri er en mye brukt metode på ulike arter av fisk, deriblant også på ulike laksefisker (Zamora & Moreno-Amich, 2002; Sandstrom, et al., 2012; Davidsen, et al., 2014 (a)). Metoden gjør det mulig å følge hvert enkelt individ over lengre tid ved hjelp av lyttestasjoner (manuelle eller automatiske). Denne metoden er godt egnet for å studere individuell adferd til fisk i deres naturlige miljø uten behov for håndtering eller visuell rekognosering under perioden med datainnsamling. Denne metoden antas derfor å ha minimal innvirkning på dyrets naturlige oppførsel (Cooke, et al., 2004)

Ved hydroakustiske undersøkelser brukes små merker, dvs. lydsendere, som opereres intraperitonealt (inn i bukholen) på fisk. Hvert merke sender et individuelt kodet lydsignal som fanges opp, tolkes og lagres på undervanns lyttestasjoner som på forhånd er utplassert i det aktuelle undersøkelsesområdet. Fordi sending av lydsignal krever energi som hentes fra et batteri, som rent fysisk utgjør største delen av merket. Tidsintervall for sending av et signal fra hvert merke er forhåndsbestemt innen et bestemt tidsintervall, f.eks. mellom 30 og 90 sekunder og merket sender signal tilfeldig innenfor dette tidsrommet. Batterilevetiden på merket har direkte sammenheng med sendeintervallet, sendestyrke, temperatur og om det er ekstra sensorer i merket som f.eks. dybdesensor, temperatursensor, eller akselerometer (Vemco Division, 2015). Rekkevidden til signalet avhenger først og fremst av sendestyrke, men også av ytre faktorer som topologi/skygger på bunnen, vegetasjon, turbulens, luftbobler, signalkollisjoner (2 signal kan ikke bli hørt samtidig), og menneskelig støy. Alle disse kildene kan påvirke sammenhengen mellom antall signaler hørt og avstand. Signalstyrke er derfor ikke den eneste faktoren som bestemmer rekkevidden (Kessel, et al., 2014).

For dette studiet ble det benyttet hydroakustiske merker med en sendefrekvens på 69kHz og 145 dB på 1 meter, produsert av Vemco (Vemco Division, AMIRIX Systems Inc., Halifax, Canada). DB er et mål på lyd/sendestyrken og gir en indikasjon på hvor godt merket kan høres av hydrofonene (VR2W, Vemco Division, AMIRIX Systems Inc., Halifax, Canada). Det ble brukt to ulike typer av merker fra Vemco til disse undersøkelsene; type V9-2x (2.9 g i

luft, 24 mm lange, 9 mm i diameter) til 'mindre' fisk mellom 300-1000g, og type V9P-2x (4.6 g i luft, 42x9 mm) til fisk større enn ca 1kg. De valgte akustiske merkene var de minste mulige med en gitt beregnet levetid på hhv. 550 (V9P) og 912 (V9) dager. Akustiske merker bør ikke overstige 5% av fiskens kroppsvekt for og ikke påvirke fiskens adferd og overlevelse (Moore, et al., 2000). Det er usikkert hvor store merkene må være før de påvirker adferd, men de burde være så små som praktisk mulig (Brown, et al., 1999). Normal rekkevidde på merkenes lydsignaler oppgis av Vemco til ca. 500m i sjøen ved vindstille forhold, men er varierende med lokale forhold. I dette studiet ble rekkevidde for merkene derfor målt i felt. Den ble målt til over 1000 meter med et eget «range testing tag» (Vemco Division, AMIRIX Systems Inc., Halifax, Canada; Fixed delay 7 sec, 69 kHz). Rekkevidde ble testet på 8 ulike punkter og signaler sendt i 1 minutt på hver stasjon. Det ble tatt utgangspunkt i logger B6 og range tag plassert på 8 suksessivt økende avstander fra 100 til 800 meter målt med GPS (Global Position System). Logger B6 var utgangspunktet, men i tillegg ble avstand målt til alle andre loggere i området som merket ble blitt hørt av (Figur 2.6).



Figur 2.6 GPS posisjoner for range test. Stasjon 1 er på 100m fra logger B6, stasjon 2 er på 200m fra logger B6 osv. Logger B6 er markert med rød ring

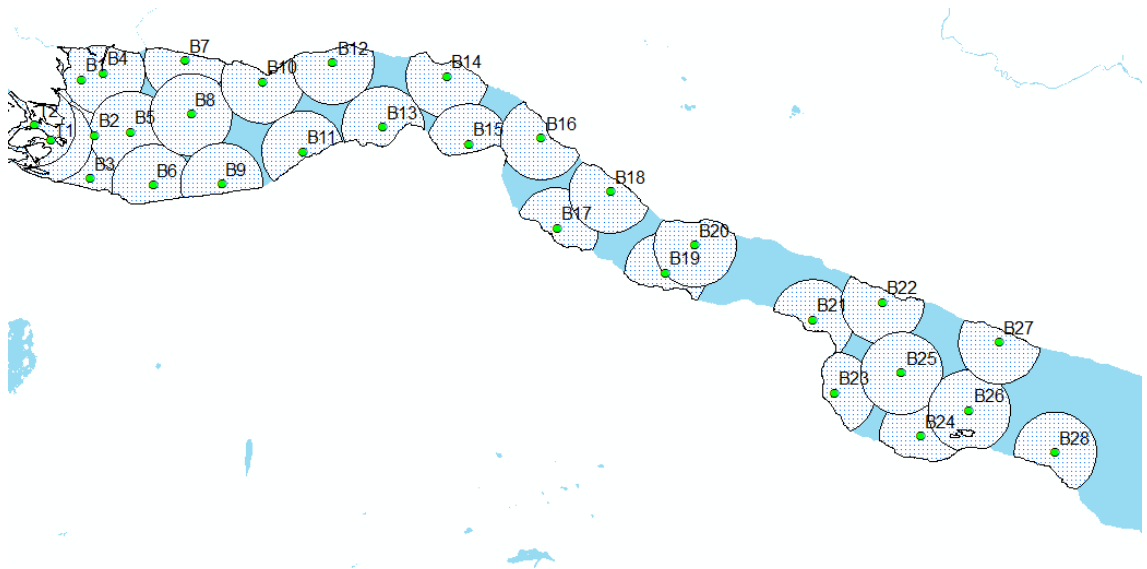
Antall loggere og tetthet av disse i et studieområde, dvs. design på utplassering av loggerne, er selvsagt viktig for den romlige oppløsningen til data. Her er det tettheten av loggere som er viktig, slik at individet alltid vil bli detektert av en logger. Optimalt sett må hvert individ alltid detekteres av minimum tre loggere.

Position Averaging (PAV) er en alternativ, fritt tilgjengelig metode. Metoden der man bruker PAV, først beskrevet av Simpfendorfer et al. (2002), beregner et punkt innenfor et bestemt tidsrom. Punktet blir beregnet ut i fra vekting mellom alle loggere og antall signaler på hver logger, som detekteres innenfor tidsrommet. Punktet blir satt som et senter for aktiviteten i tidsrommet det blir beregnet på. Denne metoden gir derfor større romlig nøyaktighet med økende tetthet mellom loggere. Det gir flere referanser til punktene innenfor PAV tiden. For å eliminere tidsrom hvor signaler ikke er registrert (pga. f.eks bakgrunnsstøy og kodekollisjoner) er det fordel å ha høyere tidsoppløsning på f.eks 30 minutter (Simpfendorfer, et al., 2008). For å kunne retningsbestemme fiskevandring i områder med få loggere, må dessuten minst to loggere plasseres i tandem. En mye brukt PAV tids-oppløsning som brukes, er 30 minutter (Simpfendorfer, et al., 2002; Halvorsen, 2013; Wiig, et al., 2013), men det brukes også andre tids-oppløsninger (Ruud, 2015). tretti minutters tidsoppløsning gir normalt en tilstrekkelig god tetthet i dataene, slik at punktet kan beregnes med data fra flere loggere. Dette gir rimelig god romlig nøyaktighet i data (Simpfendorfer, et al., 2002). PAV metoden er benyttet i dette studiet. PAV gir færre enkeltobservasjoner enn alternative metoder (Vemco Position System), da det beregnes ett punkt for hver halvtime - og ikke ett punkt pr. signal.

VPS går ut på at en logger registrerer at signalet er hørt, med tilhørende data (fiskeindivid, sensor, dato, tid) med en tids-nøyaktighet på tusendels sekund. Romlig posisjon til hvert fiskeindivid kan i ettertid beregnes ved en algoritme basert på hvor lang tid lydsignalet har brukt fram til loggeren. Klokkene på hver logger kan endre seg litt over tid, på 4 måneder viste flere av loggerne 2 minutter feil. Dette kan medføre et lite avvik i datasettet etter hvert som forsøk går over tid. Dette mulige avvik kan imidlertid korrigeres ved å sette egne synkroniserings sendere (Synctags; Vemco Division, AMIRIX Systems Inc., Halifax, Canada) i systemet og bruke VPS (Det er ikke brukt synkroniseringsmerker, derfor må PAV metoden benyttes i dette studiet). I

etterbehandlingen av data kan man derved beregne en mer nøyaktig romlig posisjon for hvert signal. Nøyaktigheten på hver posisjon er i størrelsesorden 1-15 m når alle klokkene går nøyaktig. Korrigeringsmetoden med bruk av VPS, er basert på krysspeiling (triangulering). Det er derfor viktig at lydsignalet kan høres av minst tre loggere gjennom hele systemet. Metoden bruker hastigheten på lyd under vann, og posisjonen til en fisk blir beregnet ut i fra krysspeilinger fra (minst) tre loggere. Signaler som registreres av mindre enn tre loggere, blir ikke en gyldig posisjon. Dessverre er dette imidlertid en nyutviklet metode som ennå ikke er frigitt. Dataene må sendes til Vemco i Canada for å utføre disse analysene (AMIRIX Systems Inc, 2013). Det er dessuten tilsvarende metoder som er under utvikling (Biesinger, et al., 2013).

Til dette studiet var det 45 akustiske loggere tilgjengelig, av type Vemco VR2W (Vemco Division, AMIRIX Systems Inc, Halifax Canada). Av disse ble 10 innkjøpt til prosjektet og 35 utlånt av Havforskningsinstituttet Avd. Flødevigen. Disse 45 loggerne skulle fordeles mellom innsjøen og elven. Ved utarbeiding av forsøksdesign, ble det lagt til grunn en antatt rekkevidde på 300 meter, og alle loggere ble plassert for å gjøre triangulering mulig så godt det lot seg gjøre med denne avstanden. Dybdekart over Bandak (Wold, 1961), i tillegg til det som var antatt kjent om ørretens biologi i systemet (Kraabøl, et al., 2015), ble nøye studert for å finne aktuelle steder for å plassere loggerne i innsjøen. Fra kanten av elvedeltaet og ut til Lauvik (Figur 2.7) er dybden 40-83 meter, som gjorde det mulig å legge moringen som forankrer hver logger (Figur 2.8), på bunnen. Deltaområdet er også et antatt viktig leveområde for ørret i Bandak (Kraabøl, et al., 2015). Det ble derfor lagt ut et dekkende nett av loggere i hele dette området (Figur 2.7)



Figur 2.7 Området med loggere fra nedre del av elv ut til Lauvik. Alle loggere har en buffer med radius 300 meter, som var antatt rekkevidde ved utlegging av loggere

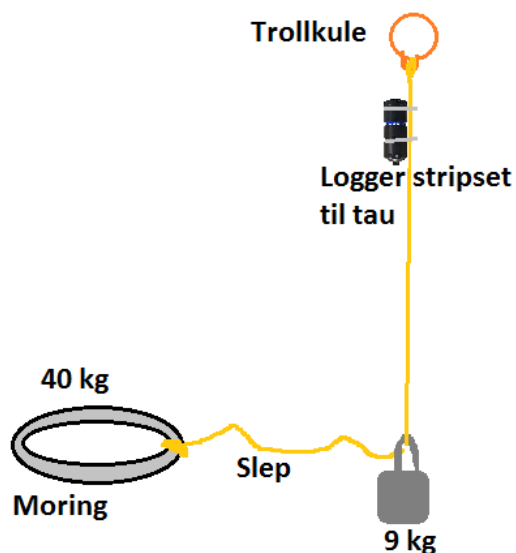
Lårdal og Bandaksli er kjente plasser for rekruttering av ørret (vedlegg: 1) (Kraabøl, et al., 2015). Det var ønske om å plassere loggere i disse områdene, men det lot seg ikke gjennomføre til tross for flere forsøk. Loggerne kunne ikke forankres på det stupbratte partiet langs innsjøbredden. Utover forbi Lauvik er innsjøen svært dyp med bratte innsjøbredder og det var ikke praktisk mulig å plassere moringene på bunnen. Det var videre et ønske om å plassere 'port' med loggere ved Digernes (Vedlegg: 1) for å kontrollere inn- og utvandring, men dette lot seg heller ikke gjennomføre grunnet dypt vann og bratte fjellvegger. En port med loggere brukes for å se passasjer til fisk. Fisken blir ikke detektert av flere loggere, men loggere settes så det dekker hele tverrsnittet. Som et alternativ ble alle de tiltenkte loggerne brukt innenfor Lauvik for større tetthet med loggere i dette område som all ut- og innvandrende fisk nødvendigvis må passere. Ved utløpet av Bandak rundt Bandaksøy (Vedlegg: 1) er det igjen grunnere. Her er det derfor satt opp en 'port' for å kontrollere om individer bruker hele innsjøen og evt. vandrer ut av innsjøen.

På elv er den antatte rekkevidden for sendere lavere. Ettersom systemet er basert på akustikk (lydsignaler), kan det påvirkes av bakgrunnsstøy i form av strømmende vann, turbulens og luftbobler i vannet (Lembo, et al., 2002). Mye skygger av større stein og vegetasjon kan også påvirke signalene (Simpfendorfer, et al., 2002). Loggerne på elv ble

derfor plassert i roligere hyler fortrinnsvis med jevn bunn for å gi best mulig rekkevidde på lydsignalene. For å kunne dekke mest mulig av hele elvestrekningen, ble det plassert én logger på hvert sted. På elven er det derfor kun data som registrerer at fisk har blitt detektert og PAV posisjonen blir på en logger. Prof. Jan Heggenes og forsker Mark Beere (Canada) var på befaring i Tokkeåi August 2014 for bestemmelse av best egnede steder for loggere på elven.

2.5. Utlegging av loggere i Bandak

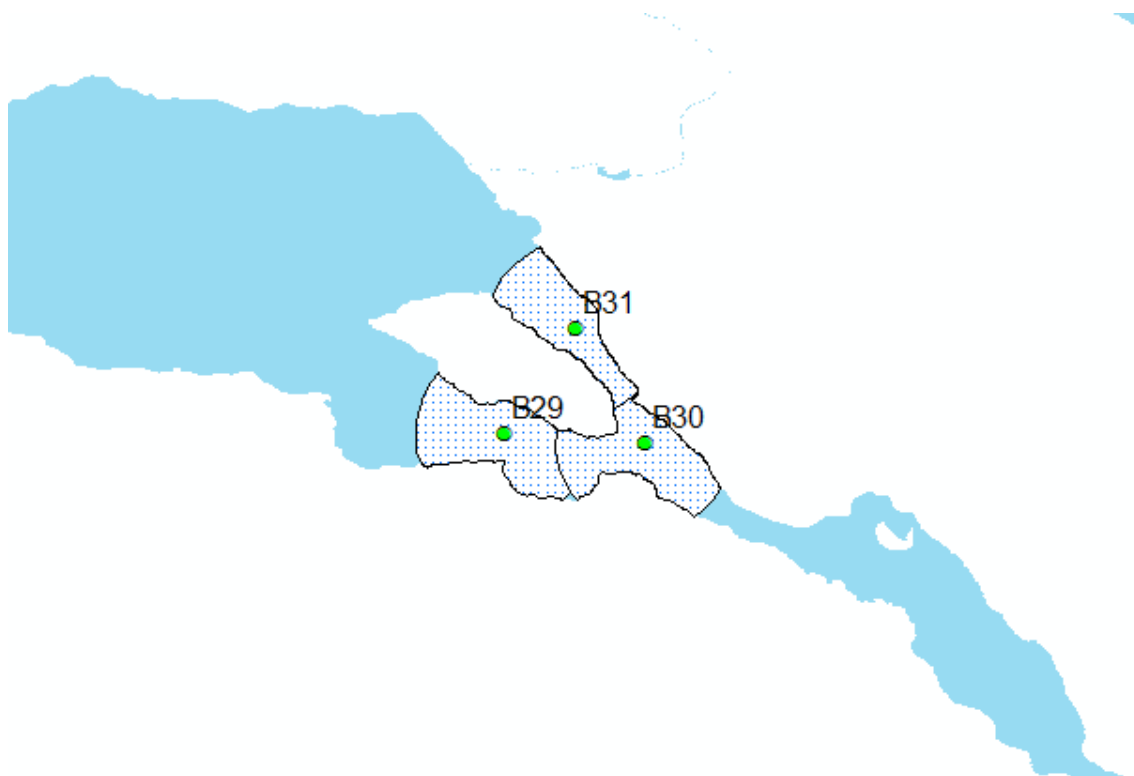
I perioden 16-20 juni 2014 ble det lagt ut 31 loggere (Vemco VR2W) i innsjøen. Det ble plassert 28 loggere fra deltaområdet og ut til Lauvikøyene (Figur 2.7). Innenfor dette området er loggerne triangulert og fått stor dekningsgrad (Figur 2.7). Loggerne ble festet i bunnen med en betongring på 40 kilo, med et sikringslep på 5-6 meter med et nylontau(10mm) festet til et nytt lodd på 9 kilo. Et nylontau (10mm) går så opp til en trollkule omtrent 4 meter under overflaten. Under denne trollkulen er loggeren festet med 5 strips direkte til tauet (figur 2.8). Avstanden mellom de utlagte loggerne er fra 167m til 1000m. De fleste ligger med en avstand på 400-600m.



Figur 2.8 Illustrasjon av forankringen til loggerne i Bandak

Ved utløpet av innsjøen (Skarperudstrømmen) er det lagt ut tre loggere med samme metode (figur 2.9). Disse ble lagt ut for å kontrollere om fisk bruker hele innsjøen og om de evt. vandrer nedstrøms fra Bandak. Disse loggerne er satt i en dobbel port, slik at

vandrings retning og hvilken side av øya fisken vandrer, kan bestemmes. Retningen vil vises ved at den uansett vil registreres av 2 loggere etter hverandre.



Figur 2.9 Loggere rundt Bandaksøy ved utløpet av Bandak. Det er satt en buffer på 300 m rundt hver logger.

2.6. Utlekking av loggere i Tokkeåi

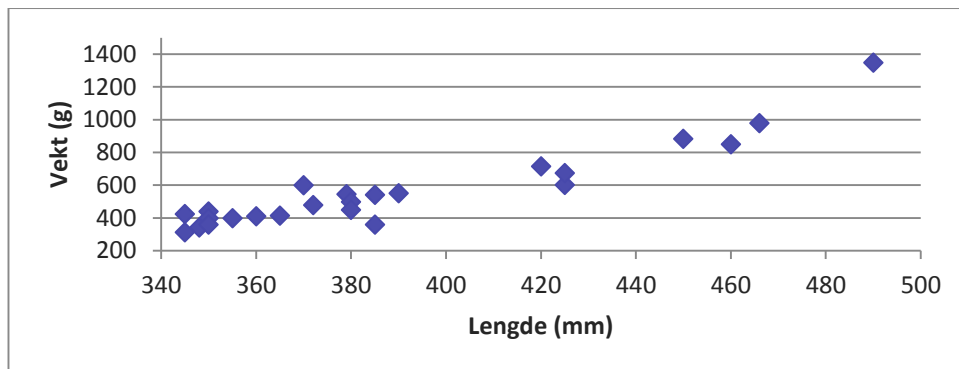
I perioden 04-08 august 2014 ble det lagt ut 14 loggere i Tokkeåi. Disse er fordelt med 13 loggere fra utløpet/osen til toppen av tilgjengelig gytestrening (4.7 km opp til Helvetesfossen; Figur 2.4), samt en logger ca. 50 m opp i sideelven Dalaåi (Figur 2.4). Loggerne er fordelt utover hele strekningen og er lagt ut i alle hølene med tilnærmet laminær strøm. Loggerne er lagt ut på de dypere delene i hver høl eller lagt på hyller ut mot dypet (Elvarheim og Huvestadhylen). Loggerne er festet i land med en plastbelagt vaier (3mm). Vaieren er festet til en 5 meter lang kjetting (10mm), som er lagt dobbelt og loggeren er stripset til denne kjettingen med 4 strips (Figur 2.10).



Figur 2.10 Foto av logger T5 (Elvarheim) og forankring av logger i Tokkeåi. Foto: Eivind Schartum

2.7. Merking av ørret

I perioden fra 06.08 til 30.09 2014 ble det merket 25 ørreter med gjennomsnittslengde $397,4 \pm 58$ mm. (minimum 345, maksimum 590 mm) og gjennomsnittsvekt 652 ± 489 g. (minimum 313, maksimum 2700 g) (figur 2.11). Ni av fiskene er fanget på oter i august, ti av fiskene er tatt på stangfiske med flue, tre ble tatt på sluk, en på wobbler og en i storruse. Dessuten ble det avholdt en fiskekonkurranse 29-31 august, hvor det ble tatt en fisk på dyprigg/wobbler. Det har derfor blitt forsøkt ulike fangstmetoder og alle med stor innsats (Tabell 2.1). I perioden august til november 2014 ble det dessuten brukt storruse (5 m høy og 130 m ledegarn), slukstang, fluestang, garn (6 x 100 m og 4 x 75 m), oter og sportsfiske på elv (flue og sluk). Av de totalt 25 ørretene, ble 23 fanget ved eller på deltaflaten, mens to fisk er fanget i pelagialen i området rundt Høgnesodden (Vedlegg: 1).



Figur 2.11 Lengde vektfordeling på fisk merket med akustisk sender. Merk at største individ ligger utenfor diagrammet (Buddha 590mm 2700g).

Tabell 2.1 Oversikt over innsats med ulike fangstmetoder. Stangtimer vil si antall timer fisket x antall fiskestenger som er brukt (f. eks. 10 timer fiske x 4 fiskestenger = 40 stangtimer).

Sportsfiske innsjø	Sportsfiske elv	Trolling	Garn	Storruse	Oter
150 stangtimer	100 stangtimer	1000 stangtimer	5 dager, 900m ²	2 uker	30 timer

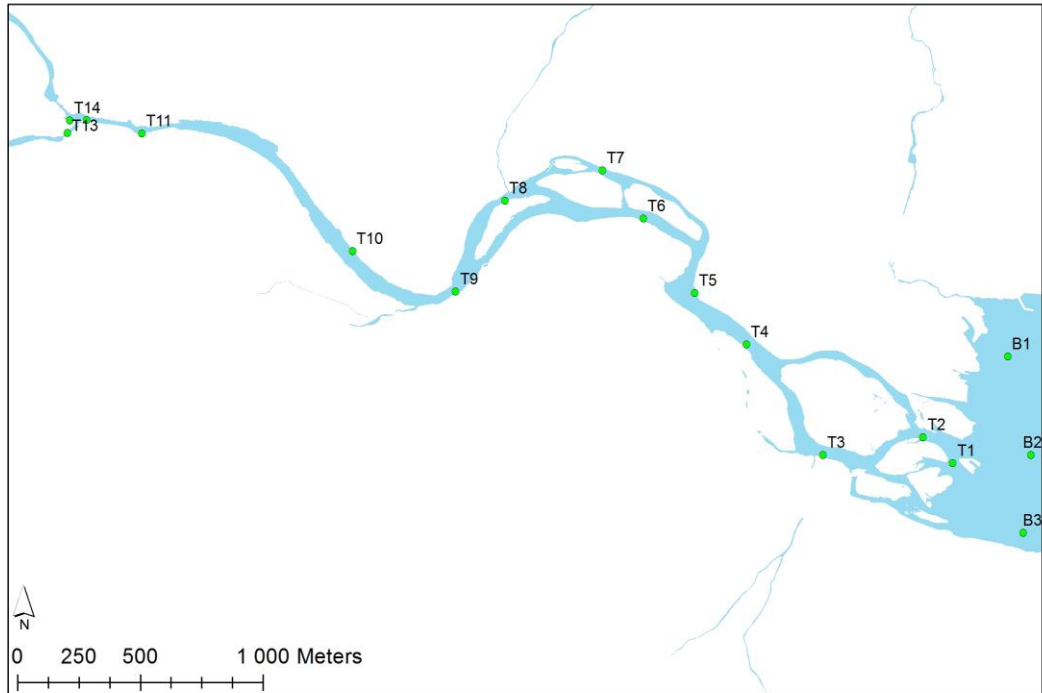
2.7.1. Merkeprotokoll

Alle fiskene ble fraktet til Brattestå (vedlegg: 1), hvor det var satt opp et feltlaboratorium. Merkeprosedyren fulgte protokoll etter Urke, et al., (2010) og ble gjennomført av Eivind Schartum. På feltlaboratoriet ble fisken satt i et ventekar (90 l murerbalje, B: 40 cm, L: 70 cm, H: 28 cm) med en luftpumpe som gikk kontinuerlig med gjennomsnittlig gjennomstrømningstid på 53 ± 75 min (10-360min). Enkeltfisk som skulle merkes ble deretter overført i et mindre bedøvingskar (ca. 30 l) med tilsatt clove oil (nellikolje). Clove oil konsentrat (blandet 9 deler 96 % etanol og 1 del clove oil) ble blandet 1 ml pr. liter vann (Javahery, et al., 2012). Dette tilsvarer ca. 100 mg eugenol pr. liter vann, avhengig av hvor mye oljen inneholder av eugenol og iso-eugenol som er virkestoffet (70-90 % eugenol/iso-eugenol i vekt) (Wagner, et al., 2002). Det tok i gjennomsnitt $04:03 \pm SD 01:55$ minutter (minimum 1:34 til maksimum 20:00 minutter) å oppnå anestesi til stadium III.3 (fisken tipper til siden, respirasjon går ned og ingen refleks ved berøring av sidelinje ved halerot) (Zahl, et al., 2012). Når fisken var under full anestesi ble den først veid og målt, før den ble lagt i et 'halv'rør (splittet på langs), tildekket med et vått håndkle og dekket

av plast for minimal skade på fiskens slimhinner samt støtte under operasjon. Fisken fikk en slange i munnen med vann tilsatt en svak dose clove oil (1ml blandet clove oil til 10 liter vann) og oksygenert med luftpumpe i et sirkulasjonssystem, for vedlikehold av anestesi. Det ble skåret et ca. 20 mm snitt i buken med skalpell, 2-3 cm foran bukfinnen. Deretter ble en desinfisert (70 % etanol) akustisk sender implantert i bukhulen. Såret ble lukket med to uavhengige sting med to trippel kirurgknuter med sutur (Surgical Sutures 3/0). Hele eller en del av fettfinnen (hele på fisk 300-700 g, ca. 1 cm³ på større fisk) ble deretter samlet til senere isotopanalyser, samt en liten bit av brystfinnen ($\frac{1}{3} \text{ cm}^2$) til genetiske analyser. Disse vevsprøvene ble individuelt merket og lagt i eppendorfer rør med vann eller 70 % etanol, for så å bli lagt i fryser etter endt dag i felt. Hele prosedyren etter bedøvelse tok i gjennomsnitt 06:27 ± SD 02:11 min (minimum 04:05 til maksimum 14:00 min). Fisken ble til slutt lagt i et nytt kar (90 l) med rent vann, til oppvåkning. Oppvåkingskaret var av samme type murerbalje som fisken ble oppbevart i før den ble bedøvet, og forsynt med en luftpumpe. Etter oppvåkning ble fisken satt fri ved feltlaboratoriet på Brattestå så fort respirasjon var normal og fisken klarte å holde stabil vertikal posisjon i vannet. Oppvåkningen tok i gjennomsnitt 11:33 ± SD 07:09 min (minimum 03:13 til maksimum 30:00 min). Hver fisk ble i tillegg til en nummeridentifikasjon også gitt navn for praktiske formål.

2.8. Henting og bearbeiding av data

I perioden 1-3 desember 2014 ble data fra alle loggerne innhentet i felt. I innsjøen ble det brukt dykkerdrakt for å dykke ned og hente opp loggere. Data ble overført i felt fra logger til en bærbar felt-PC via bluetooth og lagt direkte inn i en VUE-database (VUE Software 2.1.3) (Vemco, 2015) Loggøren ble lagt ut på samme punkt etter at data var overført. I Tokkeåi ble loggere tatt inn for vinteren. På grunn av fare for isgang og tap av loggere i elva over vinteren, ble de ikke ute lagt ut igjen før neste sommersesong. Loggerne ble dratt inn i vaieren og ble avlest før lagring. Loggere T1 (Sørgående løp i Osen), T2 (Osen), T5 (Elvarheim) og T9 (Huvestad) ble likevel liggende over vinteren (Figur 2.12) for å kontrollere for eventuell oppvandring på elv gjennom vinteren.



Figur 2.12 Oversikt over plassering av loggere i Tokkeåi.

I databasen til VUE kan man få et overblikk over dataene. Kun noen av data-feltene vises i VUE (Date, Time, Code Space, ID, Receiver, Station, Data). Data for alle individene sett over i VUE for å sjekke at det var logisk sammenheng i data og feil ble eventuelt slettet (feilsignaler). I VUE ble dessuten klokken kalibrert. Deretter ble loggen eksportert som en rådata CSV-fil pr. individ. Dataene er etterbehandlet i R versjon 3.1.1 (R Development Core Team, 1997). Her ble det laget en PAV-fil (Position Averaging) med en tidsoppløsning på 30 minutter. Denne datafilen ble bearbeidet via et datascript i R utarbeidet av Havforskningsinstituttet Avd. Flødevigen (Simpfendorfer, et al., 2014). Dette er samme script som de bruker på marine undersøkelser, men er noe omskrevet for bruk i Bandak/Tokkeåi. PAV scriptet ble kjørt på hvert enkelt individ, og det ble deretter skrevet ut en ny CSV-fil pr. individ. Dette datasettet inneholder nå koordinater for en 'gjennomsnitt' posisjon som er gitt hver halvtime som X, Y og Z (hvis det er dybdesensor på merket). Det er denne fila som er utgangspunkt for videre analyser.

2.9. Bearbeiding og analyse av data i Microsoft Excel og ESRI ArcGIS

Alle analyser der kun deler av datasettet skulle brukes, har blitt sortert manuelt, som er en tidkrevende prosess. Det er 2000-4000 posisjoner på PAV 30 min, pr. individ med tilhørende data (det vil tilsa 2000-4000 rader i Excel). Mye av arbeidet har foregått i Microsoft Excel, men klargjøring og digitalisering av kartdata i ArcGIS for analyser har også vært svært tidkrevende.

CSV datafilen for hvert individ som ble skrevet ut fra R (R Development Core Team, 1997), ble deretter importert til Microsoft Excel 2013 for databearbeidelse og analyser. Videre analyser ble også gjort i GIS-programmet ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010). Derfor ble data omgjort til et regneark i .xls 97-2003 format. Det måtte brukes et eldre format, fordi ArcGIS 10.0 ikke støttet nyere format. I Excel ble variabelen måned lagt til, med verdi 1-5, for å kunne sortere data ut i fra måned. Det ble også lagt til fire kolonner for å regne hypotenusen ($h = \sqrt{(k1^2 + k2^2)}$) mellom to PAV punkter (Euklidsk avstand). Når et punkt flytter seg, flyttes det via X og Y aksene på et kart som i en rettvinklet trekant. Avstand blir da hypotenusen i den rettvinklede trekanten. Koordinatsystemet UTM er metrisk og med dette kan euklidsk avstand regnes matematisk fra X og Y koordinatene (Skolelaboratoriet i realfag (UiB), 2008). Dette gjør det lett å beregne korteste lineære avstand mellom punktene for hver halvtime å kunne beregne et minimumsestimert for total svømmelengde. Det har ikke blitt brukt script i R (R Development Core Team, 1997) for inndeling av dataene.

2.10. Dataanalyser

2.10.1. Test av rekkevidde

Alle loggere som har detektert signalet fra range test tag (Vemco Division, AMIRIX Systems Inc, Halifax, Canada; Fixed delay 7 sec, 69 kHz) har blitt medregnet for test av rekkevidden. Det er sendt 6 signaler pr. Stasjon (Figur 2.6) og regnet avstand til hver logger som signalet ble registrert. Testen var i utgangspunktet ment for å se antall

deteksjoner som kom inn på logger B6. Grunnet få deteksjoner registret, har det blitt sett på fra hvert testpunkt og avstander til alle loggere signalene ble detektert.

2.10.2. Vandringslengde

Euklidsk avstand forutsetter rettlinjet vandring og er følgelig et minimumsestimat. Som en kontroll, derfor er svømmelengder beregnet for ulike tidsoppløsninger på PAV tiden (3, 10, 30, 90, 270, 720 minutter), for å se om det er noen ikke-lineær sammenheng mellom tidsoppløsning og estimert svømmelengde. Det er satt inn i tabell for å se ulikheter på svømmelengde i henhold til tidsoppløsning. Dette er sett opp mot hvor stor andel av alle punktene som er detektert på tre loggere eller mer på PAV oppløsning 3, 10 og 30 minutter. For å kunne beregne en best mulig posisjon må det minimum være tre referansepunkter (loggere) og flest mulig signaler (numhits) innenfor PAV tiden.

Det er sett på korrelasjon mellom vandringslengde med ulike parametere. Det er testet mot vekt, lengde og k-faktor på fisken ved bruk av Spearman Rank Correlation. Analysen ble utført i programvaren R statistic (R Development Core Team, 1997).

Alle videre analyser er foretatt med en oppløsning på 30 minutter, som er ansett som en god tidsoppløsning for å unngå punkter med kun et referansepunkt og flere hits å beregne posisjonene ut i fra (Simpfendorfer, et al., 2002; Simpfendorfer, et al., 2008).

2.10.3. Svømmehastighet

fem individer har krysset innsjøen direkte. Av disse individene er fire medregnet, da den ene fisken har vandret ut av Bandak kun tre dager etter merking, trolig på grunn av merkestress. Tre av fiskene er medregnet vandring både fra og til deltaflaten, mens et individ er kun medregnet på utvandring fra Bandak. Hastigheten er beregnet fra ytterste logger i Lauvik til Bandaksøy (Vedlegg: 1). Dette er en strekke på 18 km, hvor hastigheten er beregnet ned til meter per sekund. Vandringen er sett på som en direkte målrettet gytevandring og hastigheten er beregnet (18000 m/brukt tid i sekunder) for både ut og

innvandring av Bandak. Svømmehastigheter måles i Km/t, m/s eller kroppslengder per sekund (omtalt som bl/s)

2.10.4. Natt og dagaktivitet

Vandringslengden er brukt som en faktor for aktiviteten gjennom døgnet. Det burde optimalt sett blitt gruppert etter lys og mørke, men pga. mangel på gode metoder, der all sorteringen måtte gjøres manuelt ble det bestemt et gjennomsnittsdøgn. Det er regnet et gjennomsnittsdøgn for perioden på 12 timer (07:00-19:00 og 19:00-07:00). For å teste om signifikante forskjeller er det brukt t-test i Microsoft Excel (Microsoft Office 2016).

2.10.5. Hjemmeområde

Hjemmeområde er beregnet for alle individene (Marshall, et al., 2011; Moland, et al., 2011; Topping & Szedlmayer, 2011). Det er flere ulike metoder for å beregne hjemmeområde. Den vanligste metoden å bruke er kernal utilization distribution (KUD) (Worton, 1989). Den enkleste metoden for å beregne hjemmeområde er Minimum convex polygon (MCP), som lager et polygon som dekker alle punktene. Dette gir ofte et større hjemmeområde enn KUD og overestimerer hjemmeområde (Burgman & Fox, 2003; Laffan & Taylor, 2013). For beregning av hjemmeområde med KUD, blir det regnet for 50 % av punktene og 95 % av punktene, der 50 % regnes som hjemmeområde og 95 % som det totale bruksområdet (Heupel, et al., 2004). Hjemmeområde er beregnet på alle observasjonene for hvert individ, med unntak av tre individer som har vandret over Bandak på gytevandring. Disse individene ville da fått et kunstig stort areal, fra hvor de opprinnelig oppholder seg utenom gytevandring.

For beregning av hjemmeområde er det brukt Fish tracker tool (Laffan & Taylor, 2013) i ArcMap (ESRI, 2010). Fish tracker tool bruker kernal density estimation (KDE) og beregner 90 % persentil og 50 % persentil for alle punktene. Fish tracker tool gir mer presise analyser enn verktøyene som er standard i ArcMap (ESRI, 2010). Fish Tracker Tool tar kun med vannareal i beregningene, ved at det er tilpasset et raster i vannarealet. Andre

alternative analyse verktøy regner areal som rettlinjede polygoner og utelukker derfor ikke areal som fisken ikke kan bevege seg på (tørt land) (Laffan & Taylor, 2013).

Med dette verktøyet kan det om nødvendig (dvs. få datapunkter) også beregnes bruksareal mot tidsbruk utenfor deteksjonsområdet ved å tilføre pseudopunkter (falske punkter). Dette er imidlertid ikke gjort ved beregning av hjemmeområder i dette studiet, fordi det er tilstrekkelig med punkter og lite tidsbruk utenfor område med loggere.

2.10.6. 3D modellering

For lettere å kunne visuelt tolke og forstå dataene, er det laget en 3-D modell av innsjøen Bandak. Det best tilgjengelige dybdekart (Wold, 1961) er lagt inn i ArcGIS 10.0 og GEO referert for best å passe inn i polylinjen av Bandak utgitt fra kartverket (Kartverket, Hønefoss). Dybdekontene ble digitalisert og gitt en referanseverdi for dyp (dybdekonte på 10 m). I tillegg er det interpolert referansepunkter (noder) mellom høydekurvene (under vann dybdekurver) og i dype høl, for glattere overganger. Nodene er lagt midt i mellom dybdekurvene med mellomverdier på 5 meter. Det vil si at nodene f. eks. mellom 20 og 30 meter har en verdi på 25 meter dyp. På deltaflaten er det brukt noder for å markere dyprenner. Høydekurvene på et kart bygges fra null (havnivå) og oppover i terrenget. I et dybdekart er overflaten nullverdien og dybdekontene øker med dypet. For at dette skal stemme og bygges nedover i en 3D modell, er verdiene snudd, slik at overflaten får verdien til maksimum dyp (110m) i modellen og dypeste punkt får minste verdi (0 m). Det er laget 3D modell for det aktuelle undersøkelsesområdet vest i Bandak fra utløpet av elven og ut til Lauvik (Figur 2.7). Der 3D modellen slutter, er det 110 meter dypt. Deretter ble en ny variable lagt til, hvor også dybde-dataene på fisken var snudd (110m-Z dyp). Kun for illustrasjonshensyn, dvs. for å få entydig visuell, og ikke en for flat modell, er dybden ganget med 10 i modellen brukt for illustrasjonsformål. Det er fire individer med dybdesensor som er lagt inn i 3D modellen. Det er i tillegg beregnet gjennomsnitt av dybdebruk for hvert enkelt individ, for de ulike månedene.

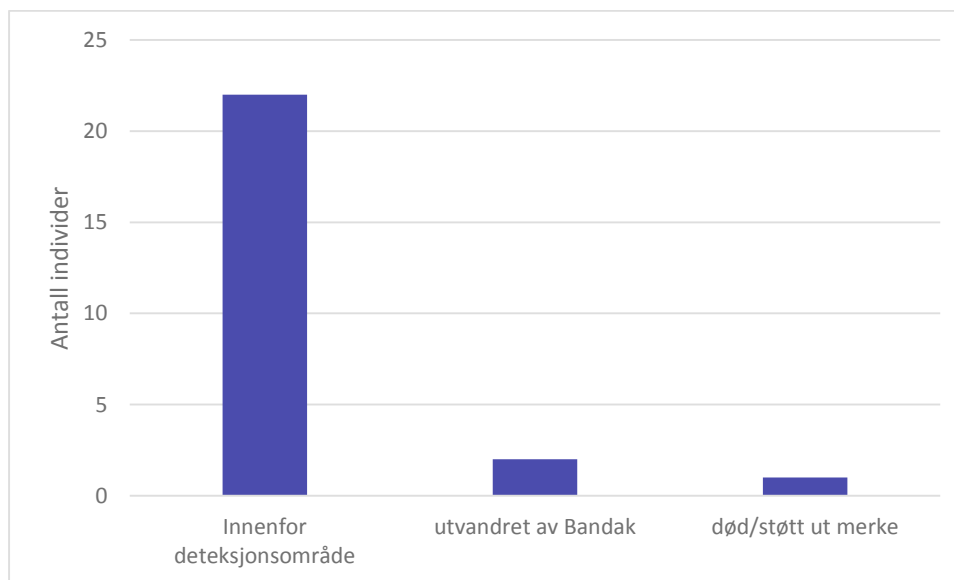
3. Resultater og diskusjon

3.1. Merkesuksess

Det ble brukt 25 av de totalt 50 tilgjengelige merkene. 20 merker av typen V9 og fem av typen V9P.

Av totalt 25 ørret merket i perioden 07.08-30.09.2014 var 22 individer aktive og innenfor deteksjonsområdet ved henting av data 01-03.12.2014 (Figur 3.1). To av individene hadde vandret ut av Bandak etter merking. Den første ørreten som ble merket (Olav), ble registrert da den gikk ut av Bandak (ved Bandaksøy, logger B30) fire dager etter merking, og forsvant nedstrøms til Skarperudstrømmen og ev. Kviteseidvatn (Vedlegg: 1). Tonje svømte ut av Bandak 24 dager etter merking. Ingen av disse to individene har kommet tilbake til Bandak.

Det er kun én fisk (Kaja) som er inaktiv, enten fordi den har støtt ut merket (Suhr, 2010) eller fordi fisken er død. Fisken ble inaktiv etter 41 dager (22.09.2014) og er uten aktivitet frem til henting av data (01-03.12.2014). Signalene har kommet kontinuerlig inn og på en og samme logger (B2).



Figur 3.1 Oversikt over individer ved henting av data 01-03.12.2014.

3.2. Test av rekkevidde

På test av rekkevidde ble det målt signal ved avstander opp til 1063 m. På lengste rekkevidde ble 50% (tre av seks) sendte signaler registrert. Det er ingen signifikant forskjell (t-test p: 0.589) mellom antall signaler hørt på minste og største avstand fra hver stasjon (tabell 3.1).

Tabell 3.1 Korteste og lengste avstand hørt fra alle de åtte ulike stasjonene, med antall signaler hørt på korteste og lengste signal.

Stasjon	Min (m)	Max (m)	Ant min	Ant Max
1	102	845	3	2
2	200	834	2	2
3	295	851	1	1
4	251	689	1	3
5	209	592	3	4
6	195	897	3	1
7	280	981	2	3
8	308	1063	2	3

Det er så langt ved bruk av akustisk telemetri ikke standardisert antatt rekkevidde (Heupel, et al., 2006; Kessel, et al., 2014). Rekkevidden varierer med ulike faktorer og dette kan endre seg fra dag til dag (Medwin & Clay, 1997). Studier definerer rekkevidden på ulike måter. Noen definerer rekkevidden som maks avstand, andre som avstanden der 100 % av deteksjoner blir hørt og andre på 50 % deteksjon (Kessel, et al., 2014). Til sammenligning fra en studie (saltvann) gjennomført av Espinoza, et al., (2011 (a)) er rekkevidden registrert fra 350-900 m (deteksjon > 85 %), ved bruk av Vemco V13 merker (Vemco, AMIRIX Divisjon, Halifax Canada). De konkluderte med dette at loggerne skulle settes ut med 250 m mellomrom for best mulig triangulering og god overlapp mellom loggere (Espinoza, et al., 2011 (a)). En annen studie oppgir rekkevidden som minimum 150 m og 100 % deteksjon i ferskvann (Pinnix, et al., 2013). I en langtidsstudie på Gjørs (*Sander lucioperca*) ved bruk av V16 merker (Vemco, AMIRIX Divisjon, Halifax Canada), som har noe sterkere sendestyrke (maks 162 dB) ble det på test av rekkevidde målt teoretisk rekkevidde på 1000 m og 100 % deteksjon (Hayden, et al., 2014).

Optimalt sett så burde test av rekkevidde blitt utført før det var merket fisk i systemet. I området hvor testen ble utført oppholdt det seg merket fisk (15-20 stk) på testtidspunktet. Det har trolig derfor forekommet signalkollisjoner under testen, noe som vil føre til færre registrerte test-signaler og dermed en underestimering av deteksjonsavstand. Testen ble ikke som opprinnelig tiltenkt, det ble veldig få signaler registrert på logger B6.

Ut i fra resultatene er det vanskelig å si noe sikkert om maks deteksjonsavstand og deteksjonsprosent på ulike avstander, signalene bærer uansett langt. Det kan antas å være god dekning innenfor undersøkelsesområdet, ettersom det ble tatt utgangspunkt på kun 300 meter rekkevidde når loggerne ble lagt ut.

For bedre kvalitetssikring kunne denne testen vært utført på nytt lenger ut i Bandak. Her vil trolig ikke signal-kollisjoner med ev. andre sendere påvirke test-resultatene. Det er vesentlig mindre merket fisk som oppholder seg lenger ut i Bandak. Tidsrommet test-senderen holdes under vann burde også økes til 15 minutter. Dette vil gi et større antall av sendte signaler, og dermed gi et sikrere estimat for deteksjonsprosent.

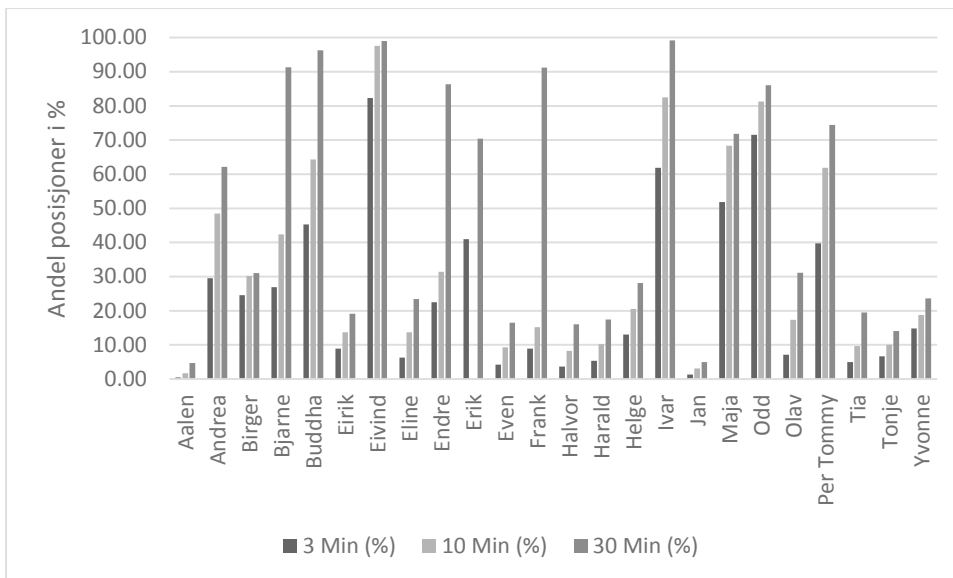
Signaler fra senderne kan også forstyrres og svekkes av bakgrunnsstøy, fysiske og kjemiske parametere, vegetasjon og mange andre faktorer (Kessel, et al., 2014). Tokke kraftverk kommer ut i Bufjorden (vedlegg: 1) og har en relativt kraftig strøm, som kan påvirke signalene. Utenfor Bufjorden og ut til Lauvik er forholdene relativt like, med unntak av vekslende dyp mellom 40 og 83 meter (Wold, 1961), med trolig lik rekkevidde på signalene. Det er deltaflaten som trolig er det svakeste området. Her er det få loggere, relativt grunt, bløt bunn og områder med tett vegetasjon på bunnen. I tillegg er det flere vanddekte områder inn i gamle elveløp, hvor det ikke er lagt ut noen loggere. For å teste dekningen i området burde test-merket også blitt testet gjennom hele området med et tett nettverk av kjente GPS posisjoner og for å finne eventuelle blindsoner (Ferber, et al., 2015).

3.3. Deteksjon av individene

Andelen av alle observasjoner (PAV 30 min) som er detektert på tre eller flere logger varierer stort mellom individene. Det er 13 av individene som har få signal på mer enn 3 loggere (4.7-31.1%) og 11 individer med stor andel på tre eller flere loggere (62.2-99.1%) (Figur 3.2). På alle individene er det et gjennomsnitt på 49 ± 34 % av alle observasjoner, som er regnet som gode posisjoner.

Individene som har beveget seg mer fritt i vannmassene utenfor deltaflaten har høyere andel punkter beregnet fra minimum tre loggere (Figur 3.2). Dette kommer trolig av at det er større areal, færre merkede fisk og bedre dekning med loggere. I områdene med færre merkede fisk vil signalkollisjoner forekomme sjeldnere, og posisjonen blir mer nøyaktig.

Erfaring fra manuell peiling på deltaflaten med VR100 (Vemco, AMIRIX Systems Inc, 2013) var at det oppsto hyppige kodekollisjoner fra ulike individer som sender signal på samme tidspunkt. På deltaflaten er det mye merket fisk innenfor et lite område, og sannsynligheten for signalkollisjoner er stor. Holder fisken seg derimot på de indre deler av deltaflaten (Figur 2.2) er det kun en eller to loggere som kan detektere signalet ettersom dette er i utkanten av deteksjonsområdet. Fiskene som oppholder seg i Osen og oppover elven vil kun bli detektert av en logger.



Figur 3.2 Oversikt over andel punkter i % som er beregnet fra tre eller flere loggere på tidsoppløsninger hhv. 3, 10 og 30 minutter. Ørreten Kaja er fjernet fra datasettet, fordi den er antatt død eller utstøtt merke.

Det som er viktig ved PAV metoden, er at hver posisjon er satt som et gjennomsnitt for områdebruk (senter for aktiviteten) på en bestemt tidsoppløsning. Tester viser at punktet ligger mellom 1 og 250 meter fra beregnet (PAV 30 min) posisjon, sammenlignet med kjente GPS posisjoner fra et merke slept i lav fart etter en båt og GPS lokasjon satt hvert 15 minutt (Simpfendorfer, et al., 2002). Ved høy tidsoppløsning vil små lokale vandringer på fisken ikke bli medregnet. Spesielt for fisk som kontinuerlig er i bevegelse (Simpfendorfer, et al., 2002).

For å få best mulig beregnet posisjon må det være minimum tre loggere og flere signaler som kan vektes (Simpfendorfer, et al., 2002). Ved tre posisjoner fra loggere blir det beregnede punktet triangulert, noe som gir større nøyaktighet. Når punktet er beregnet fra kun en eller to loggere, vil punktet bli plassert enten på en logger, eller vektes mellom de to loggerne. Hvor stor andel av punktene som er beregnet ut i fra minimum 3 loggere, endrer seg på ulike tidsoppløsninger (Figur 3.2, Tabell 3.2). Dessuten vil de lokale forhold kunne spille direkte inn på nøyaktighet.

Som et teoretisk eksempel vil andelen signaler som høres på en avstand ha en gitt deteksjonsprosent. Hvis eksempelvis 20 % av signalene fanges opp på 1000 m og 100 %

høres på 300 m avstand, vil dette være viktig for nøyaktigheten i posisjonsbestemmelsen. På PAV 30 minutter vil minimum 10 signaler bli sendt og 2 av 10 signaler høres på 1000 meter, mens 10 av 10 kommer inn på loggere med 300 meter avstand. Da vil dette punktet vektes vesentlig sterkere i det området den blir detektert på 100% (Simpfendorfer, et al., 2002). Dette er kun teoretisk, uten støy og kodekollisjoner. I områder hvor det oppholder seg mye fisk, vil det i tillegg alltid forekomme kollisjoner, noe som selvsagt også vil påvirke antall registrerte signaler på en logger.

3.4. Vandringslengde

All merket ørret har vandret i gjennomsnitt (PAV 30min) 295 ± 180 km (min 13 maks 711 km). Det er ingen signifikans på vandringslengde mellom pelagisk fisk og deltafisk (t-test $p:0.18$). Det er ingen korrelasjon mellom vandringslengde og vekt (Spearman rank correlation, $n:25$ $P=0.4706$ $\rho=0.15$), vandringslengde og kroppslengde (Spearman rank correlation, $n:25$ $P=0.2526$ $\rho=0.23$) eller K-faktor på individene (Spearman rank correlation, $n:25$ $P=0.3754$ $\rho=0.18$).

Vandringslengde er beregnet for alle individer på ulike tidsoppløsninger i PAV. Det er tatt utgangspunkt i 30 minutter, men vandringslengden er testet på 3, 10, 30, 90, 270 og 720 minutter, for å se endringer på ulike tidsoppløsninger. Det er stor individuell variasjon på vandringslengde.

De to pelagiske fiskene har den lengste (Ivar 711 km) og tredje lengste (Buddha 585 km) vandringslengden (Tabell 3.2). Erik ligger i mellom disse individene med en vandringslengde på 639 km. Dette individet er regnet som en deltafisk, men har en vandringslengde, som er på lengde med de pelagiske individene. Jan er det individet med den korteste vandringslengden på bare 13 km. Dette individet oppholder seg mye utenfor deteksjonsområdet på de indre deler av deltaflaten på sørsiden, trolig i andre elveløp og har derfor lite data. Olav og Tonje har også spesielt kort vandringslengde (hhv. 38 og 76 km). Begge disse individene har lite data siden de vandret ut av Bandak etter 4 (Olav) og 24 (Tonje) dager, uten å returnere.

Deteksjon med svært høy tidsoppløsning gir u håndterlig store datamengder og må integreres over et tidsintervall og mye posisjoner på loggere. Det er imidlertid betydelige forskjeller på vandringslengde for de ulike tidsoppløsningene. På tidsoppløsning tre og ti minutter er det en betydelig andel punkter som har posisjon beregnet ut i fra mindre enn tre loggere (Figur 3.2). Vandringslengde er beregnet som en euklidsk avstand mellom to suksessive punkter (Tabell 3.2). Noen av de registrerte vandringslengdene er ekstremt lange på høy (tre min) tidsoppløsning, f. eks. Ivar, Erik og Buddha. Dette skyldes trolig få detekterte signaler å vekte posisjonene ut i fra. Hvis det skulle oppstå en kodekollisjon med et annet individ, vil punktet bli vektet mot de loggerne den blir hørt av. Med lang deteksjonsavstand på over 1000 meter vil dette trolig ha stor innvirkning med kodekollisjoner. Hvis signalet kolliderer med et annet individ i området fisken oppholder seg, men blir hørt av en logger 1000 meter unna, vil punktet bli vektet til denne loggeren. Ved neste signal, når det kanskje ikke forekommer kodekollisjon. Da vil punktet bli vektet tilbake til der fisken opprinnelig oppholder seg. I dette tilfelle vil svømmelengden bli beregnet med en feil på 2000 meter, bare på to signaler.

Lengste svømmelengde beregnet med PAV tid på tre minutter er 9963 km på fire måneder (ørreten Ivar; Tabell 3.2). Dette estimatet er med all sannsynlighet for høyt ut i fra svømmehastighet (Kraabøl & Arnekleiv, 1998; Thorstad, et al., 2004; Larsson, et al., 2012). Det vil si at fisken skal ha hatt en gjennomsnittlig svømmehastighet på 94 cm/sek. Dette tilsvarer i så fall at individet har svømt tre ganger lengden til Bandak i døgnet hver eneste dag. Samme individet har med 10 minutters oppløsning svømt 2048 km, med en gjennomsnittshastighet på 22 cm/sek. På 30 minutters tidsoppløsning har individet, svømt 711 km, eller i gjennomsnitt 8 cm/sek. Hastigheten på både, 10 og 30 minutter oppløsning kan være sannsynlig. Fisken er tilnærmet i konstant bevegelse og begge disse hastighetene er tilsvarende, funnet i litteraturen (Kraabøl & Arnekleiv, 1998; Lyse, et al., 1998; Larsson, et al., 2012). Det er ikke beregnet hastigheter for PAV oppløsninger lavere enn 30 minutter, men disse er allikevel med i tabellen.

Tabell 3.2 Oversikt over beregnet total vandringslengde for hvert merket individ på ulike PAV oppløsninger i hele perioden 07.08.2014 – 02.12.2014. Enhetene er oppgitt i km.

Navn	Lengde 3min (Km)	Lengde 10 min (Km)	Lengde 30 min (Km)	Lengde 90 min (Km)	Lengde 270 min (Km)	Lengde 720 min (Km)
Aalen	559	238	107	53	24	8
Andrea	5659	1633	484	166	64	26
Birger	1641	537	244	142	82	37
Bjarne	4632	1376	371	217	100	27
Buddha	7925	1881	586	353	191	110
Eirik	1361	472	235	151	110	74
Eivind	5658	952	229	72	25	10
Eline	2366	1175	526	235	99	38
Endre	3340	1058	264	235	120	40
Erik	8511	2052	640	244	108	29
Even	1868	702	292	139	78	33
Frank	2347	745	259	121	64	18
Halvor	2080	804	306	125	73	18
Harald	1033	356	167	105	76	59
Helge	1434	614	320	190	123	83
Ivar	9963	2048	712	361	215	126
Jan	97	34	13	5	2	1
Kaja	1017	292	125	70	44	13
Maja	4145	795	214	86	28	11
Odd	4629	983	281	108	52	29
Olav	112	53	39	31	27	26
Per Tommy	2187	540	166	60	28	10
Tia	1719	803	327	124	45	15
Tonje	387	137	80	56	45	31
Yvonne	1959	813	389	166	64	23

3.5. Svømmehastighet

En klart definert og enkelt målbar avstand i merkeområdet, er når fisk krysser Bandak. I forbindelse med gytetiden er dette sannsynligvis en rettningsbestemt vandring. Avstanden fra når fisken forlater loggeren lengst ut i Lauvik til den kommer inn ved Bandaksøy, er på 18 km (Vedlegg: 1). Det er fire ørreter som har svømt sannsynligvis nokså direkte fra deltaflaten og over Bandak til Bandaksøy, en avstand på 27 km. På de

18 km fra Lauvik til Bandaksøy har disse fiskene hatt en gjennomsnittshastighet på 43 ± 11 cm/sek (minimum 25 - maksimum 53) eller 1.12 ± 0.27 bl/sek (min. 0.71 – maks. 1.51).

I et norsk studium fra 1997 (Kraabøl & Arnekleiv, 1998) ble 22 storørret merket i Randsfjorden ved bruk av radiotelemetri. Her ble fire individer fulgt kontinuerlig på strekninger fra 2.8 til 5km. Strekningen var fra et bestemt sted i innsjøen frem til elvedeltaet eller nedre deler av innløpselven Dokka-Etna. Det ble beregnet svømmehastigheter fra 0.17 til 0.64 km/t på denne strekningen, noe som tilsvarer fra 4.7 til 17.7 cm/sek. Av disse fire individene, ble kun et regnet som direkte vandring (0.64 km/t), der de tre andre hadde en vesentlig lavere hastighet (0.17-0.19 Km/t).

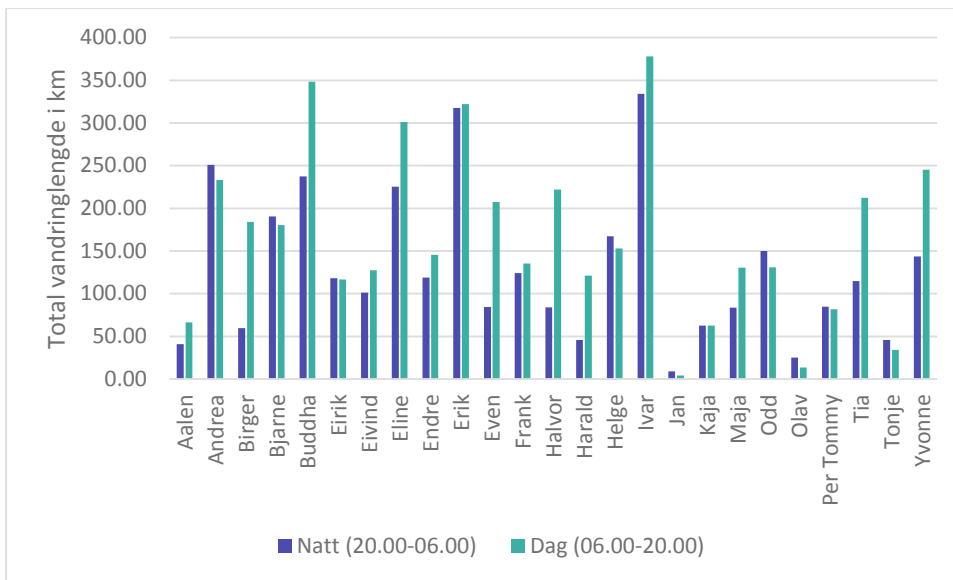
Det er funnet lite litteratur på svømmehastighet på brunørret i en ferskvannsinnsjø. Det er derimot mye litteratur på utvandring av smolt av sjørørret og laks og vandring i fjordsystemer. Vandringshastigheten varierer mellom ulike studier og målgruppen med fisk, som er undersøkt (Larsson, et al., 2012). Den gjennomsnittlige vandringen til ørretsmolt i Lærdalsfjorden på villfisk er 59 cm/sek og i Sognefjorden 10 cm/sek (Urke, et al., 2010). Utvandringshastigheten til sjørretsmolt varierer mellom 0.02 til 0.17 bl/sek (Finstad, et al., 2005; Sivertsgård, et al., 2007; Thorstad, et al., 2007; Aarestrup, et al., 2014), men det er registrert større svømmehastigheter opp til 55.5 cm/sek (Lyse, et al., 1998). Ved kontinuerligfølging av fisken, er det observert at ørret med denne typen vandring ikke beveger seg i rett linje og derfor blir mange av estimatene feil ved bruk kjente avstander mellom elvemunningen og en stasjon noen kilometer ut i fjorden (Thorstad, et al., 2004).

Det er kun 4 individer og totalt syv vandringer som svømmehastigheten er beregnet for. Det ser ut til at individene har hatt en målrettet vandring og svømt direkte over Bandak. Svømmehastigheten som er beregnet er høyere enn gjennomsnittet for utvandring for sjørørret, men er vanskelig å sammenligne. Sjørørret på utvandring fra elvene furasjerer og er ikke ute på gytevandring, som individene det er beregnet for i Bandak. Kraabøl & Arnekleiv (1998) hadde høyeste svømmehastighet til elv på 17.7 cm/sek, som er vesentlig lavere enn beregnet for ørret på lang gytevandring i Bandak, men det er en usikkerhet om dette er en direkte vandring til elven.

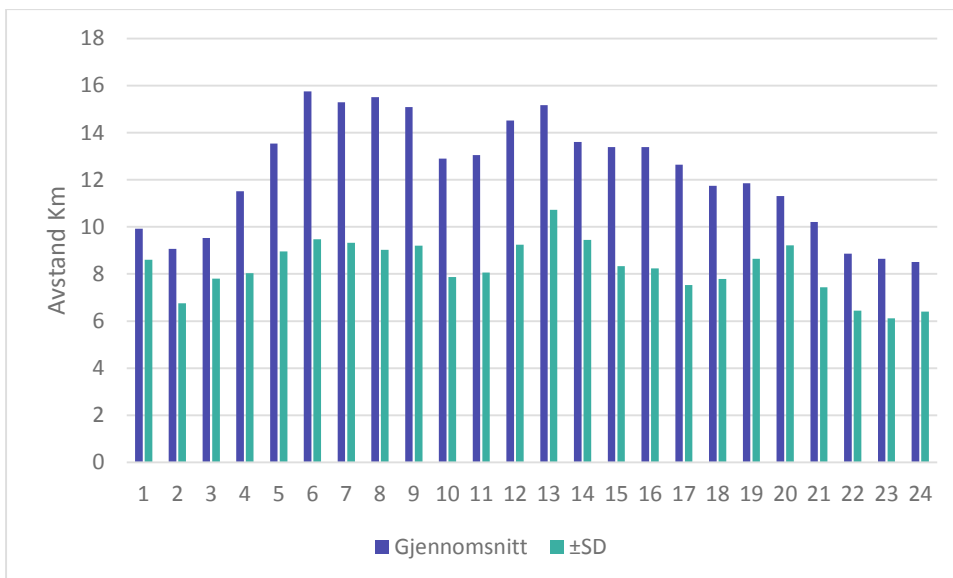
3.6. Natt og dagaktivitet

For å analysere mulige forskjeller på aktiviteten til ørret på natt og dag, ble vandringslengder målt i kilometer brukt som en responsvariabel. For analysene ble hhv. natt og dag satt til 12 timer likedøgn, dagtid fra 07:00-19.00 og natt fra 19:00-07:00. Det virker å være gjennomsnittlig noe større aktivitet på dagtid (beregnet fra gjennomsnitt av total vandringslengde på alle individer) (gjennomsnitt $55 \pm 11\%$ 30-75) enn på natten (gjennomsnitt $45 \pm 11\%$ 24-69) (Figur 3.3), men forskjellen er ikke signifikant (Welch's t-test $n:25$ $P=0.16$).

Selv om det ikke vises noen signifikans på likedøgn, er det trolig en forskjell på gjennomsnittlig svømmelengde for individene på de ulike timene gjennom døgnet. Aktiviteten til fiskene er gjennomsnittlig lavest i timene 22.00-03.59 på kveld/natt, dvs. omkring den mørkeste tiden (Figur 3.4).



Figur 3.3 Total vandringlengde dag/natt for hvert individ.



Figur 3.4 Gjennomsnitt for vandringlengde for alle individene, ferdelt på timer gjennom døgnet.

Optimalt sett burde forskjellen vært testet på dag/natt som lys/mørke. Dette har ikke vært praktisk gjennomførbart grunnet store datamengder. Dataene er sortert manuelt og arbeidsmengden hadde blitt enorm, spesielt over en fire måneders periode. Forholdet mellom lys/mørke endres for hver dag og dette er ikke gjennomførbart og sortere manuelt.

3.7. Hjemmeområde

Det er beregnet hjemmeområde ved bruk av kernal density estimat for alle de merkede ørretene. Hjemmeområdet er regnet for 50 % av punktene og områdebruk er regnet for 90 % av punktene. Det er stor variasjon mellom individene i størrelse og bruk av hjemmeområde (5-point summary; minimum: 0.31, Q25: 0.61, median: 0.73, Q75: 0.95, maksimum: 2.34 km²) (Figur 3.5). Kart med hjemmeområde for alle individene ligger som vedlegg 3.

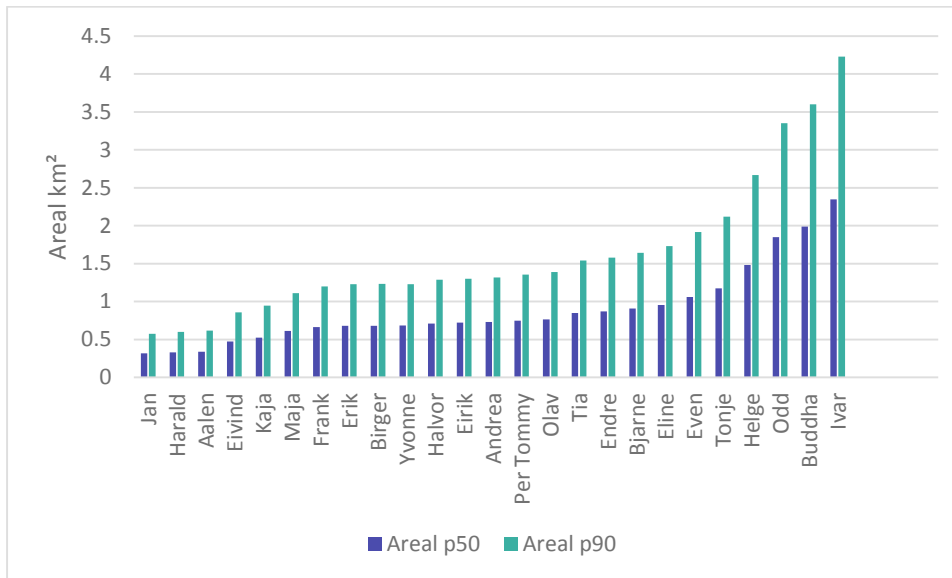
Den største forskjell er mellom pelagisk ørret og ørret som lever på eller ved deltaflaten (Welch's t-test; p: <0.001). Ivar og Buddha har det største hjemmeområdet, hhv 2.35 og 1.99 km². Dette er de to pelagiske fiskene som er merket (de eneste med sølvfarget pelagisk drakt). De pelagiske fiskene oppholder seg i de frie vannmassene utenfor deltaflaten, og vandrer mye.

Odd ble fanget på deltaflaten (07.08.2014) og hadde ved merking brun drakt. Dette individet også oppholdt seg mye utover i Bandak. Denne fisken har trolig en både-og strategi og har derfor et stort hjemmeområde (1.85 km²). Fra 10.10.2014 har denne fisken oppholdt seg på et område lenger ut i Bandak og den blir i dette området til nedlastning av data i desember. Dette individet har også oppholdt seg én måned i området utenfor Lauvik (10.09.2014-09.10.2014), hvor det ikke er noen loggere. Odd blir med dette regnet som en pelagisk fisk som også bruker deltaflaten.

Fiskene Helge, Eirik og Harald har alle vandret over Bandak og ut i Skarperudstrømmen på målrettet gytevandring. Denne vandringen er utelatt for beregning av hjemmeområde, da dette påvirket arealet i stor grad. Disse tre fiskene har oppholdt på og ved deltaflaten før og etter gyting og derfor er dette ansett som deres hjemmeområde.

Resterende individer er regnet som deltafisk og oppholder seg på eller ved deltaflaten. For disse ørretene er gjennomsnittlig hjemmeområde på 0.74 ± 0.27 km² (minimum 0.31 maksimum 1.48). For den pelagiske ørreten er gjennomsnitt på hjemmeområde 1.92 ± 0.09 (minimum 1.85 maksimum 1.99). Det er signifikante forskjeller på areal til

hjemmeområde for pelagisk fisk og fisk som oppholder på eller ved deltaflaten (Welch's t-test $p < 0.001$). Det er stor ulikhet på sample $n:22$ mot $n:3$. Det er en signifikant positiv sammenheng mellom areal på hjemmeområde (50% persentilen) og vandringslengde (PAV 30 min) (Spearman Rank Correlation, $n:25$ $P = 0.03546$ $\rho = 0.4223$).



Figur 3.5 Beregnet hjemmeområde for alle individer. Det er beregnet ved KDE for 50% av punktene og 90% av punktene. Arealet er regnet i kvadratkilometer. Gytevandringer er ikke med i hjemmeområde for Helge, Eirik og Harald.

Det er ikke funnet andre relevante studier som har beregnet hjemmeområde for brunørret over lengre tid i en innsjø. Det er derimot flere undersøkelser på hjemmeområde til ørret i elver (Ovidio, et al., 2000; Ovidio, et al., 2002; Kraabøl, et al., 2013). Områdebruk på elv varierer mye mellom individer, der noen er stasjonære og andre vandrer over lengre strekninger. I Hemsil er for eksempel denne forskjellen mellom individer fra å kun oppholde seg på ett sted i elven, til å bruke 14 km av elvestrekningen. Merket ørret var i størrelsesorden 32-55 cm og studiet gikk over et år (Kraabøl, et al., 2013). Deltafisker som er merket i Bandak vandrer kun oppover i elven rundt gytetiden. Det er derfor vanskelig å sammenligne. Hjemmeområder på elv varierer med sesong (Ovidio, et al., 2002), med veksling mellom beiteområde, gyting og vinteroppholdssted (Kraabøl, et al., 2013). For ørreten merket i Bandak er hjemmeområde i Tokkeåi med i arealberegningene for de fiskene som har vært på elven i gytetiden.

Gytevandring til de tre individene som vandret ut av Bandak er utelatt fra hjemmeområde (Tabell 3.3). Ved å utelate disse dataene ble hjemmeområdet vesentlig mindre, der spesielt Harald som hadde blant de største (1.32 km²) fikk blant de minste (0.33 km²) etter korrigering. Helge har fortsatt et stort hjemmeområde (1.48 km²), individet har svømt ut til Lauvik og inn til deltaflaten. Det er kun Gytevandringen som er utlatt fra beregningen.

Tabell 3.3 Differanse på hjemmeområde i kvadratkilometer med og uten gytevandringen.

Navn	Med gyting	Uten gyting
Harald	1.32	0.33
Helge	1.85	1.48
Eirik	1.76	0.72

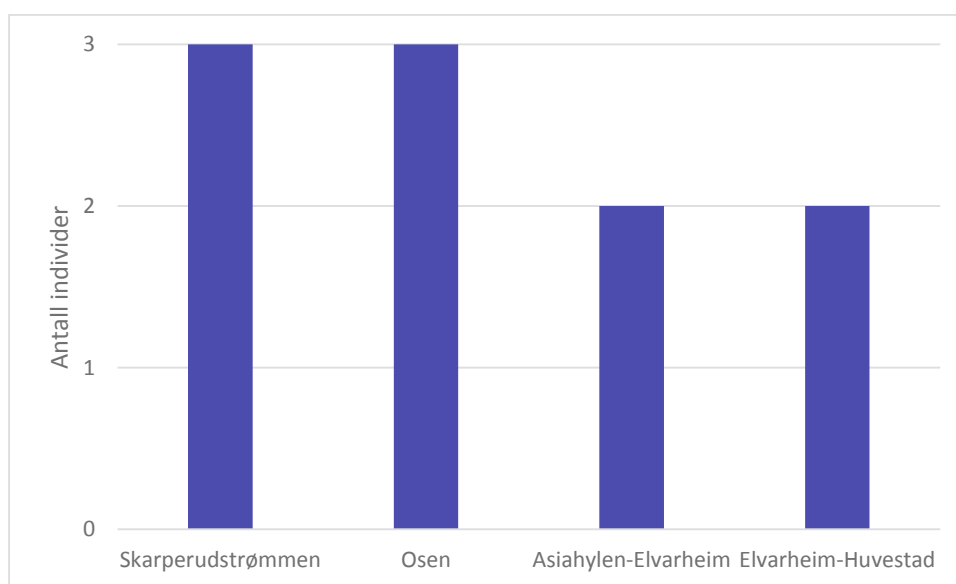
Hvor det er lengre tidsserier, bør hjemmeområde bli delt inn i og sammenlignet sesongvis. Det er ikke gjort på dette datasettet. Data som foreligger er fra august til starten av desember. Det er vanskelig å se de store forskjellene på kun 4 måneder data. Endringer i adferd som forekommer rett før data ble hentet i desember, er vanskelig å skille fra tidligere adferd. Om endringen i adferd skyldes forandring av hjemmeområde eller om det er en tilfeldig og kortvarig vandring er uvisst. Dette vil være lettere å vurdere med et datasett over en lengre tidsperiode. Det er lokalt kjent fra garnfiske at deltafisken trekker ned til kanten av deltaflaten på vintertid (Pers. med. Kai Joachim Brattestå), men det er ikke kjent nøyaktig når fisken trekker ut av deltaflaten.

3.8. Gyting og gytevandring

Av 25 merket fisk har trolig ti gytt høsten 2014 (Figur 3.6). Disse ti fiskene har vandret til strømmende vann i de typiske gytetidene. Der Tokkeåi møter Bandak (Osen) (Figur 2.4) er en kjent gyteplass for ørret (Kraabøl, et al., 2015), men det er også et tilholdssted for ørret mht. næringsøk og vekst. Det kan derfor være vanskelig å skille mellom ørret som oppholder seg i Osen og ørret som er der for å gyte. For å best mulig skille gytefisk fra næringsøkende fisk i Osen, er kun ørret som har vandret inn i den kjente gyteperioden, for så å vandre ut igjen (tre individer) ved endt gyting medregnet. Gytetiden for ørret i

Tokkeåi strekker seg normalt over ca. en måned, fra 05.10 til og 05.11, med den største gyteaktiviteten fra 15.10 til 05.11. Men det foregår og noe gyting før og etter dette tidsrommet (Kraabøl, et al., 2015). Ørret som har vandret forbi osen og lenger opp i elven i den typiske gytetiden, kan man si med større sikkerhet at har vært på gytevandring (fire individer). Fiskene som har vandret opp Tokkeåi for å gyte, har vandret opp i forkant av gytasesongen, dvs. i perioden 12.09 til 05.10, og ned igjen etter gyting i perioden 14.10 til 13.11.

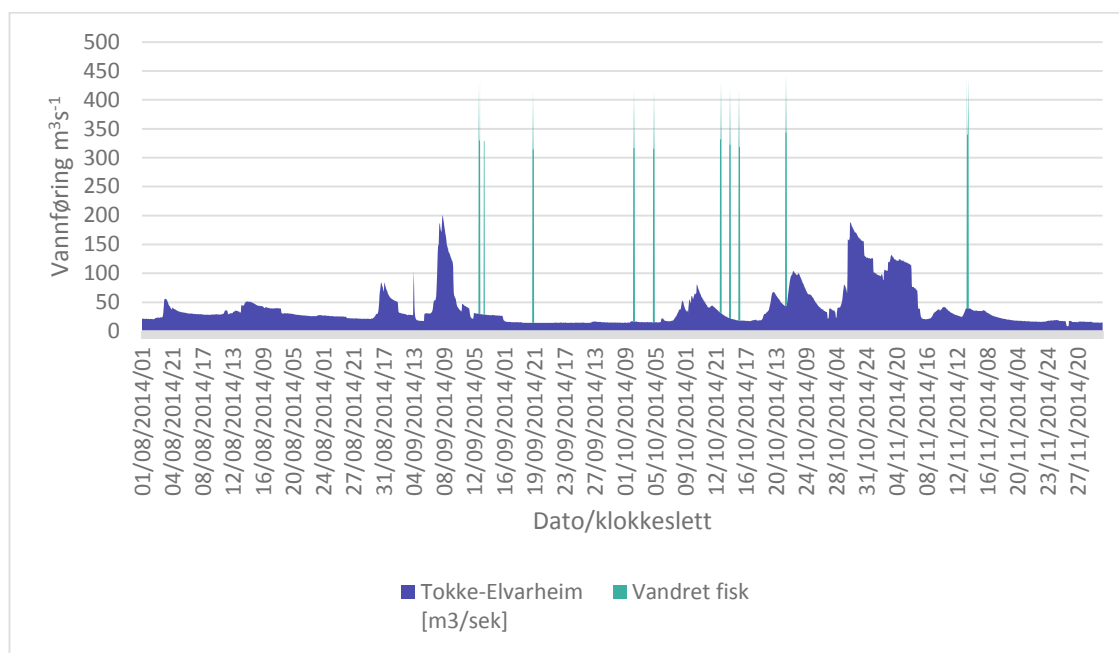
Av de ti gytende ørretene er det også tre individer som har foretatt en lengre gytevandring. Disse tre fiskene vandret alle over hele Bandak til utløpsosen (27 km, Vedlegg: 1) og har trolig gytt i Skarperudstrømmen, eller ev. lenger ned i vassdraget. Ett av individene (Helge) har først vandret opp til Elvarheimhylen i Tokkeåi (09.09-19.09.2014, ti dager), for så å snu og vandre til Skarperudstrømmen (21.09, tre dager senere). Alle tre individene ble registrert idet de vandret ut av Bandak (logger B30, mellom 07.09 og 21.09.2014), for så å bli borte i et tidsrom på 44-55 dager. Deretter kom de tilbake til deltaflaten som de opprinnelig vandret ut fra (mellom 30.10 til 08.11 2014).



Figur 3.6 Oversikt over merket ørret som er antatt å være gytefisk, og fordelt på de fire sentrale gyteområder. Skarperudstrømmen er utløpet av Bandak. Osen er innløpet til Bandak fra elven Tokkeåi, Asiahylen-Elvarheim er nedre del av Tokkeåi og Elvarheim-

Huvestad er midtre sone av elven. Ingen merket fisk ble registrert i den øvre sonen av Tokkeåi.

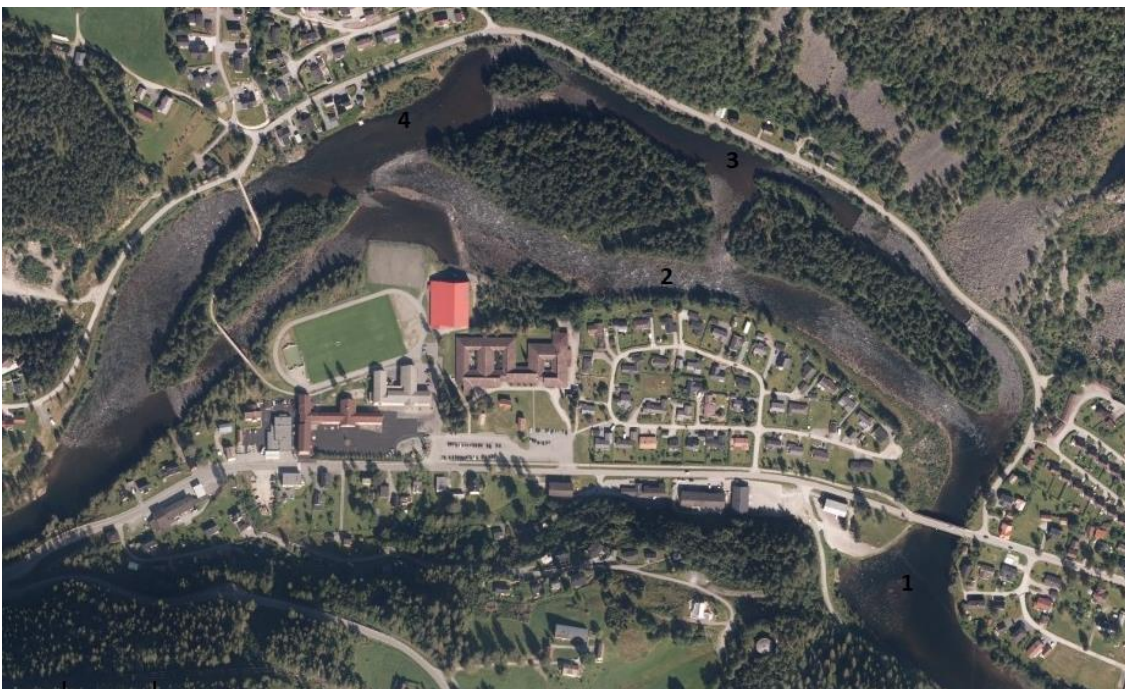
Vannføringen høsten 2014 var i perioder veldig høy (Figur 3.7). Av individene som har vandret opp elven har to individer vandret opp på stabilt lavere vannføring $14\text{-}16\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ og tre individer har vandret på rundt $30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$, derav en på økende, en på synkende og en på stabil vannføring. På nedvandring har to individer vandret på synkende vannføring (22 og $43\text{ m}^3\text{s}^{-1}$), to på stabil lavere vannføring (14 og $18\text{ m}^3\text{s}^{-1}$) og en på flomtopp ($40\text{ m}^3\text{s}^{-1}$).



Figur 3.7 Vannføring i Tokkeåi, målt ved Elvarheim fra 01.08.2014-01.12.2014. Oppgang av fisk er markert med høye enkeltkurve. Gytet fisk har vandret opp på elven fram til 05.10.2014 og vandret ned fra 14.10.2014.

Det er en utbredt oppfatning at ørret vil vandre opp eller ned elver på flom (Jonsson & Jonsson, 2002), spesielt på stigende eller synkende vannføring (Kraabøl & Arnekleiv, 1998; Davidsen, et al., 2014 (b)). Under vandring har fisken en betydelig risiko for å bli tatt av en predator og risikoen kan imidlertid bli redusert om fisken vandrer i flomperioder med grumsete vann slikt at predatorens sjanser til opp oppdage migrantene reduseres (Hvidsten & Hansen, 1988; Abrahams & Kattenfeld, 1997; Gregory & Levings, 1998). Det er ikke bare å unngå predatoradferd som er positivt i forbindelse med flommer. Vandringen på elv og passering av terskler har en positiv sammenheng med økingen i vannføring, spesielt med lav vannføring i regulerte elver (Thorstad & Hårsaker, 1998).

Det er vanskelig å se om tersklene i Tokkeåi fungerer som vandringshinder for fisk av relativt liten størrelse. Tersklene i Tokkeåi er tidligere ikke ansett som vandringshinder for mindre ørret (Kraabøl, et al., 2015), men er sett på som vandringshinder for stor ørret, spesielt på lavere vannføringer ($< 4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) (Heggenes, et al., 2009). Det lange strykpartiet i Tokkeåi opp til Hakeflothylen, i det sørlige løpet oppstrøms Elvarheim (Figur 3.8), er det lengste og grunneste stryket i Tokkeåi og derfor sett på det som et av de større mulige vandringshindrene i elva (Heggenes, et al., 2009). 'Even' er den merkede ørreten som har vært lengst opp i Tokkeåi. Den er detektert på den nedre og midtre strekningen opp til Huvestadhylen. Even har imidlertid ikke passert dette grunne strykpartiet på vandringen opp, men brukt det alternative nordlige løpet. (Figur 3.8). På nedvandring er det et hull i datasettet for 'Even', og hvilket løp på den aktuelle strekningen fisken har brukt, er ikke registrert.



Figur 3.8 Oversikt over strekken mellom Elvarheim (1) og Hakeflothylen (4). Har kan fisken vandre enten sørlige løp (2) eller nordlig løp (3). Kilde: www.norgeskart.no

Det er også et gytefelt utenfor øyene ved innløpet av Tokkeåi i Bandak, utover deltaflaten (Figur 3.9) (Kraabøl, et al., 2015). Her er det med det akustiske datasettet som foreligger, ikke mulig å si om noen individer har gytt. For merket ørret (7 individer) som har oppholdt seg på deltaflaten over lengre tid, vil ikke egen gyteaktivitet bli synlig, etter som det ikke

er noen endring i posisjoner i datasettet. Ingen merket ørret vandret inn i dette aktuelle gyteområdet omkring gytetiden.



Figur 3.9 Gytefelt registrert i nedre del av Tokkeåi. Figuren er hentet fra Kraabøl et. al. (2015)

3.9. Dybdebruk og 3D modellering

Det er totalt fem ørreter som er merket med de store Vemco V9P merkene som også har dybdesensor. Flere av disse merkene har i senere tid vist at de dessverre ikke fungerer helt som de skal. Det ble tatt kontakt med Vemco i Canada, og det viste seg at det var mye feil på V9P merkene. Trykksensoren henger seg opp og gir kun verdien -1,2 på dyp eller viser kun ett dyp. På de merkede ørretene som er med i denne oppgaven ser det ut til at fire av de fem merkene fungerer som de skal på de fire månedene med data som foreligger til denne masteroppgaven. På den femte fisken, Bjarne, er det også brukt V9P merke, dvs. med dybdesensor, men data er kun behandlet som om det var V9 merke da dybdesensoren til merket ikke har fungert som det skal.

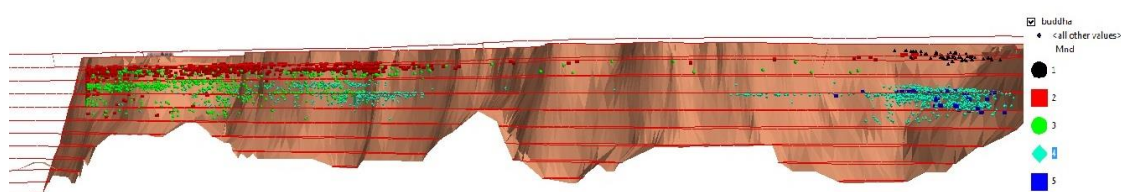
For de fire fiskene med V9P merker, er to av disse ørretene regnet som pelagisk fisk. Disse to individene bruker store deler av Bandak og har størst hjemmeområder (Figur 3.5).

Begge fiskene hadde pelagisk drakt ved merking og er fanget ved dorging/trolling utenfor Bufjorden (Vedlegg: 1). De to andre fiskene med fungerende dybdesensor er fanget på deltaflaten og hadde en brun drakt. Gjennomsnittlig dybdebruk (Tabell 3.4) for de pelagiske fiskene er vesentlig dypere enn for de to andre deltafiskene med dybdesensor.

Tabell 3.4 Gjennomsnittlig dyp fordelt på de ulike månedene og gjennomsnitt for hele perioden. Dybde er målt i m.

Navn	August	September	Oktober	November	Desember	Alle Mnd
Buddha	9.22 ± 2.09	13.37 ± 4.95	22.96 ± 8.65	31.87 ± 4.09	31.78 ± 3.74	23.41 ± 9.89
Ivar	9.08 ± 3.40	13.37 ± 5.57	17.33 ± 5.75	17.11 ± 2.21	18.37 ± 3.15	14.92 ± 5.32
Endre	2.91 ± 1.74	2.91 ± 1.10	2.88 ± 0.80	2.74 ± 0.66	2.58 ± 0.45	2.86 ± 1.18
Frank	2.27 ± 1.25	2.91 ± 0.57	3.04 ± 0.56	4.82 ± 4.48	3.09 ± 0.86	3.39 ± 2.76

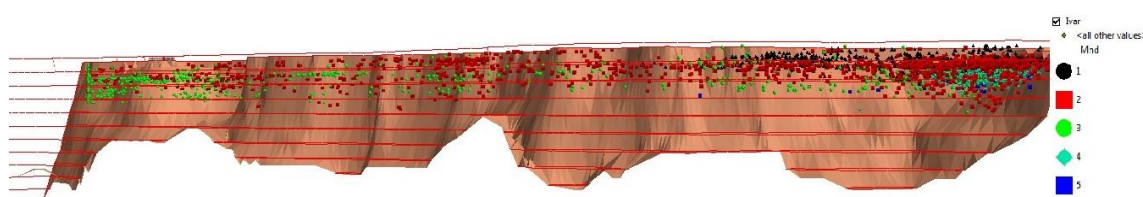
I en 3D modell er det visuelt lett å se dyp og tilholdssted, og hvordan disse variablene endres med de ulike månedene. Den store, pelagiske ørreten Buddha (2.7 kg) har spesielt stor endring i dybdebruk fra september til oktober. Dette individet er stort sett innenfor merkeområde, med unntak av en lengre vandring til Bandaksøy i slutten av oktober, og enkelte korte turer utenfor merkeområde (totalt 384 timer). Fisken ble merket 30.08.2014 som er de svarte punktene i Figur 3.10. I september holdt Buddha seg på stort sett på 10 meters dyp (røde punkter), men har gradvis vandret dypere frem til desember (mørke blå punkter). I november og desember oppholdt Buddha seg i Bufjorden på dyp mellom 25 og 50 meter (Figur 3.10).



Figur 3.10 3D modell av Bandak fra deltaflaten ut til Lauvik sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for den pelagiske ørreten fisken Buddha fra merking 30. august. og til 02. desember 2014. Data har fargekode etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember).

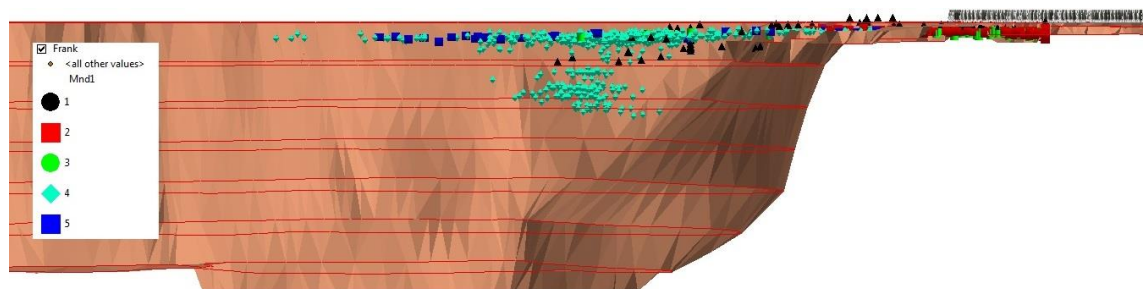
Figuren ligger i større størrelse som Vedlegg 3. Dybdekurvene i modellen i virkeligheten 10 meter.

Ivar er en mindre, pelagisk fisk (717 g), som gjennomsnittlig vandrer litt grunnere enn Buddha (Figur 3.11). Ivar vandrer også noe dypere senere på høsten, men har ikke like stor endring som Buddha (Ivar; økning på ca. 5m, Buddha 17 m). Ivar oppholder seg mye av tiden i Bufjorden, men har i september og oktober (hhv. rød og grønn punkter i Figur 3.11) vandret mye utover i Bandak. I august, november og desember (hhv. svart, lys blå og blå) oppholdt Ivar seg derimot kun inne i Bufjorden. I hele november er fisken på et veldig konsentrert område, trolig i forbindelse med vannstrømmen ut av Tokke kraftverk.



Figur 3.11 Modell av Bandak fra deltaflaten ut til Lauvik sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for fisken Ivar fra merking til 02. desember 2014. Data har fargekode etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember). Figur ligger i større format som Vedlegg 3. Dybdekurvene er i virkeligheten på 10 meter.

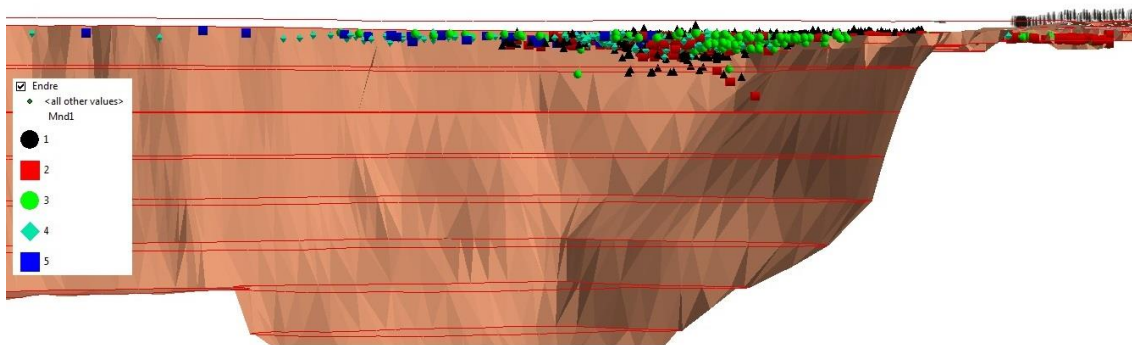
Frank er den største fisken som ble fanget på deltaflaten (1350 g). Dette individet oppholder seg store deler av tiden på deltaflaten (Figur 3.12) i dybdelagene 2-5 m, men beveger seg også utenfor deltaflaten i november og desember (hhv. Lys blå og blå). Denne delta fisken bruker derfor ikke dypet i så stor grad som de pelagiske fiskene, men har en liten periode i november, hvor den er nede på 10-20 meter. Gjennomsnittsdypet for de ulike månedene er det liten variasjon sammenlignet fra de pelagiske fiskene (Tabell 3.4).



Figur 3.12 Modell av Bandak fra deltaflaten ut i Bufjorden sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for fisken Frank fra merking til 02. desember 2014. Data har fargekode

etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember). Figur ligger i større format som Vedlegg 3. Dybdekurvene er i virkeligheten 10m.

Den fjerde ørreten med dybdesensor, Endre (980 g), er også en fisk som har oppholdt seg mye på deltaflaten, stort sett i dybdelaget på 3 m (Tabell 3.4). Endre er også mye på utsiden deltaflaten, og bruker da større areal, men det er lite vertikal vandring. Det er ikke et spesielt mønster synlig i 3D modellen (Figur 3.13), og fisken ser til å vandre ut i pelagialen i mer eller mindre tilsynelatende tilfeldige forflytninger gjennom hele høstperioden.



Figur 3.13 Modell av Bandak fra deltaflaten ut i Bufjorden sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for fisken Endre fra merking til 02. desember 2014. Data har fargekode etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember). Figur ligger i større format som Vedlegg 3. Dybdekurvene er i virkeligheten 10m.

Største dyp registrert på de pelagiske fiskene er henholdsvis 76.1 meter (Ivar) og 74.3 meter (Buddha). V9P merkene som er brukt, har en oppløsning på 0.3032 m og en oppgitt dybderekkevidde på 68 ± 3.4 m (fra Vemco, AMIRIX Systems inc.). Disse to individene er derfor registrert på dyp som er større enn normalt, maksimum dyp oppgitt som spesifikasjon for sensoren. Merkene fra Vemco er 8 bit og kan registrere 251 digitale verdier ($251 \cdot 0.3032 = 76.1$ m). Dette betyr i praksis at maksimum dyp merkene kan detektere er 76.1 m, og dette er også største dyp data indikerer at Ivar har oppholdt seg på. Ved dyp over 68 m gir Vemco ingen garanti for at sensoren ikke kan ta skade av trykket (Vemco, Amirix systems Inc, 2016). Ivar er detektert på 76.1 m, men kan dermed ha vært dypere. På det aktuelle stedet er maksimumsdyp på 81 m (dypeste punkt i Bufjorden).

Det er få studier som viser til så stor bruk av dypområder i innsjø som disse dataene tilsier. Dette vil selvsagt i vesentlig grad være avhengig av totalt tilgjengelig habitat. Bandak er

interessant fordi den har som Norges syvende dypeste innsjø, et stort tilbud av dypområder. I en studie fra 2004 på sommerhabitat til brunørret og regnbueørret ble det registrert et gjennomsnittsdyp for brunørret på 37.9 m og med et maksimum brukt dyp på 52 m (Barwick, et al., 2004). I den samme publikasjonen, henvises til upubliserte data fra Duke Power med dybdebruk for ørret ned til 88 m (Barwick, et al., 2004). I en norsk undersøkelse fra Atnsjøen foregikk det prøvofiske over en periode på 14 år. Her ble det satt garn ned til 70 m dyp. Det ble tatt røye på dypere vann, men kun bentisk ørret ned til 20-35 m dyp og ikke pelagisk ørret dypere enn 20 m (Saksgård & Hesthagen, 2004).

Det å kunne se og analysere individene i en 3D modell gir mye nyttig informasjon. Her kan hver enkel vandring studeres punkt for punkt. Dette gjør det lett å se perioder med interessante data. Data i form av tabeller og figurer kan gi mye informasjon, men ikke den samme som en 3D modell. I modellen kan man lett se dybdebruk i ulike områder til ulike tider på året. Ved å legge data inn i modellen kan man se perioder der adferd endres med døgnet og se mønster som blir gjentatt over perioder. Det er med denne oppgaven lagt ved en minnepenn (Vedlegg 5). På denne minnepennen ligger det filmer over vandring for de ulike individene i 3D for hele perioden, samt vandringer til spesielt omtalte individer i 2D.

4. Konklusjon

All merket ørret er delt inn i to hovedgrupper; 'vanlig' ørret som hovedsakelig lever på deltaflaten, såkalt 'deltafisk', og 'storørret', dvs. storvokst, pelagisk fisk. Deltaområdet er viktig for oppvekst, da deltafisken har relativt begrensede hjemmeområder med sterk tilknytning til deltaflaten, men ikke nødvendigvis til Tokkeåi. Tokkeåi er et viktig gyteområde for flertallet av deltafisken, men noen individer oppholder seg på deltaet kun for næringssøk. Disse individene har i den typiske gytetiden en målrettet og relativt rask vandring helt ned til utløpet av Bandak, for så å vende tilbake til deltaflaten igjen etter gyting.

Den pelagiske fisken bruker større deler av innsjøen både horisontalt og vertikalt, og har derfor mye større hjemmeområder og vandringslengder. På individene med dybdesensor har den pelagiske fisken en større vertikalvandring enn individer merket på deltaflaten. Særlig 3D analysene viser at pelagisk fisk oppholder seg mye på relativt dypt vann og data viser enkelte vandring dypere enn 70 meter. Det er ingen signifikant forskjell på aktiviteten mellom dag og natt ved likedøgn 12 timer for hele perioden, men det ser ut til at fisken er mer aktiv på dagen, enn ved de mørkeste timene på nattestid. Det er stor variasjonen på vandringslengden mellom individene og vandringslengden har en positiv sammenheng med størrelsen på hjemmeområde. De to pelagiske ørretene har en annerledes adferd enn ørret merket på deltaflaten og skiller seg ut på de fleste analysene.

Det er lite materiale mht. pelagisk, sølvfarget fisk med kun to individer fra 2014. I 2015 ble 115 ørret merket, der 25 av disse var deltafisk og pelagisk fisk. Datamaterialet vil derfor styrkes i ettertid.

5. Referanser

Aarestrup, K. et al., 2014. Comparison of the riverine and early marine migration behaviour and survival of wild and hatchery-reared sea trout *Salmo trutta* smolts. *Marine Ecology Progress Series*, 469 , Januar, pp. 197-206.

Abrahams, M. V. & Kattenfeld, M. G., 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environment. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 40, Mars, pp. 169-174.

Barwick, D. H., Foltz, J. W. & Rankin, D. M., 2004. Summer Habitat Use by Rainbow Trout and Brown Trout in Jocassee Reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, 24, pp. 735-740.

Biesinger, Z. et al., 2013. Testing an autonomous acoustic telemetry positioning system for fine-scale space use in marine animals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448, Oktober, pp. 46-56.

Brandrud, T. E. & Reiso, S., 2009. *Naturverdier for lokalitet Tokkeåi, registrert i forbindelse med prosjekt Bekkekløfter 2008.*, NaRIN faktaark: BioFokus, NINA, Miljøfaglig utredning.

Brown, R. S., Cooke, S. J., Andersen, W. G. & McKinley, R. S., 1999. Evidence to Challenge the "2% Rule" for biotelemetry. *North American Journal of Fisheries Management* 19:3,, pp. 867-871.

Burgman, M. A. & Fox, J. C., 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation*, 6, Februar, pp. 19-28.

Cooke, S. J. et al., 2004. *Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology*. Vancouver, Canada: Trends in Ecology & Evolution, 19, Juni, pp. 334-343 .

Cooke, S. J. et al., 2013. *Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future*, s.l.: Animal Biotelemetry 1:5.

Dalland, Ø., 1983. *Bandak-kanalen*. Oslo: Universitetsforlaget.

Davidsen, J. G. et al., 2014 (a). *Riverine and near coastal migration performance og hatchery brown trout *Salmo trutta**. Trondheim: NTNU Museum, Norwegian University og Science and Tecknology.

Davidsen, J. G. et al., 2014 (b). *Habitatbruk og vandringer til sjøørret i Hemnfjorden og Snillfjorden*, Trondheim: NTNU, Vitenskapsmuseet.

Espinoza, M., Farrugia, T. J. & Lowe, C. G., 2011 (a). Habitat use, movements and site fidelity of the gray smooth-hound shark (*Mustelus californicus* Gill 1863) in a newly restored southern California estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 401, Mai, pp. 63-74.

Espinoza, M. et al., 2011 (b). Testing a new acoustic telemetry technique to quantify long-term, fine-scale movements of aquatic animals. *Fisheries Research*, 108, Mars, pp. 364-371.

ESRI, 2010. *ArcGIS Desktop 10.0*. Redlands: Environmental Systems Research Institute.

Ferter, K. et al., 2015. Catch-and-release of Atlantic cod (*Gadus morhua*): post-release behaviour of acoustically pretagged fish in a natural marine environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72, pp. 252-261.

Finstad, B. et al., 2005. Migration of hatchery-reared Atlantic salmon and wild anadromous brown trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, 66, Januar, pp. 86-96.

Forseth, T. & Jonsson, B., 1994. The growth and food ration of piscivorous brown trout. *Functional Ecology*, 8, April, pp. 171-177.

Gregory, R. S. & Levings, C. D., 1998. Turbidity Reduces Predation on Migrating Juvenile Pacific Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127, pp. 275-285.

Halvorsen, M. D., 2013. *The distribution of skagerak costal cod (Gadus morhua) in relation to oxygen depletion, temperature and salinity, studied by acoustic telemetry in the Tvedestrand fjord in south-eastern Norway. Master Thesis*, Bergen: Universitetet i Bergen.

Hayden, T. A. et al., 2014. Acoustic Telemetry Reveals Large-Scale Migration Patterns of Walleye in Lake Huron. *PLOS ONE*, Desember.

Heggenes, J., Sageie, J. & Kristiansen, J., 2009. *Rehabilitering av elvehabitat i Tokkeåi, Dalen i Telemark: Tilstand og tiltak*, Porsgrunn: Høgskolen i Telemark.

Heupel, M. R., Semmens, J. M. & Hobday, A. J., 2006. Automated acoustic tracking of aquatic animals: scales, design and deployment of listening station arrays. *Marine and Freshwater Research*, 57, pp. 1-13.

Heupel, M. R., Simpfendorfer, C. A. & Hueter, R. E., 2004. Estimation of Shark Home Ranges using Passive Monitoring Techniques. *Environmental Biology of Fishes*, 72, Oktober, pp. 135-142.

Hvidsten, N. A. & Hansen, L. P., 1988. Increased recapture rate of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocked as smolts at high water discharge. *Journal of Fish Biology*, 32, Januar, pp. 153-154.

Javahery, S., Nekoubin, H. & Moradlu, A. H., 2012. Effekt of anasthesia with clove oil in fish. *Springer science+Buisness media B.V*, 30, Juni, p. 8.

Jonsson, B., 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology*, 21, Februar, pp. 71-86.

Jonsson, B. & Jonsson, N., 2002. *Ørretens vandring i vassdrag: betydningen av vannføring og temperatur*, Trondheim: Norsk Institutt for Naturforskning, NINA.

Jonsson, N. et al., 1999. The influence of piscivory on life history traits of browntrout. *Journal of Fish Biology*, 55, Juli, pp. 1129-1141.

Kessel, S. T. et al., 2014. A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Fish Biology Fisheries*, 24, pp. 199-218.

Kraabøl, M., 2010. *Storørret i Bandak og Tokkeåi - Dokumentasjon, kunnskapsoppsummering og utfordringer*, Lillehammer: Norsk Institutt for Naturforskning, NINA.

Kraabøl, M. & Arnekleiv, J. V., 1998. *Telemetristudier over gytevandrende ørret fra Randsfjorden i Dokka/Etna, Oppland*, Trondheim: Vitenskapsmuseet zoologiske oppdragstjeneste.

Kraabøl, M. et al., 2015. *Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandaksdeltaet - Sluttrapport for perioden 2010-2013*, Lillehammer: Norsk institutt for naturforskning, NINA.

Kraabøl, M. et al., 2013. *Telemetristudie av ørret i Hemsil, Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget*, Lillehammer: Norsk Institutt for Naturforskning, NINA.

Laffan, S. W. & Taylor, M. D., 2013. FishTracker: A GIS toolbox for kernel density estimation og animal home ranges that accounts for transit times and hard boundaries. *20th International Congress on Modelling and Simulation, Adelaide, Australia*.

Larsson, S., Serrano, I. & Eriksson, L.-O., 2012. Effects of muscle lipid concentration on wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta*) smolt migration. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 69, Januar, pp. 1-12.

Lembo, G. et al., 2002. A wireless communication system for determining site fidelity of juvenile dusky groupers *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) using coded acoustic transmitters.. *Hydrobiologia*, 483, pp. 249-257.

Lowe, C. G., Topping, D. T., Cartamil, D. P. & Papastamatiou, Y. P., 2003. Movement patterns, home range, and habitat utilization of adult kelp bass *Paralabrax clathratus* in a temperate no-take marine reserve. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 256, Juli, pp. 205-216.

Lyse, A. A., Stefansson, S. O. & Fernö, A., 1998. Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, 52, Mai, pp. 923-936.

Marshall, A., Mills, J. S., Rhodes, K. L. & McIlwain, J., 2011. Passive acoustic telemetry reveals highly variable home range and movement patterns among unicornfish within a marine reserve. *Coral Reefs*, 30, Mai, pp. 631-642.

Medwin, H. & Clay, C. S., 1997. *Fundamentals of acoustical oceanography*. Amsterdam: Elsevier Science.

Moland, E. et al., 2011. Home range of European lobster (*Homarus gammarus*) in a marine reserve: implications for future reserve design. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 68, Juli, pp. 1197-1210.

Moore, A., Lacroix, G. L. & Sturlaugson, J., 2000. Tracking atlantic salmon post-smolt in the sea - The ocean life of atlantic salmon - environmental and biological factors influencing survival (Mills, D., red.). *Oxford: Fishing News Books*, pp. 49-64.

Olsen, E. M. & Moland, E., 2011. Fitness landscape of atlantic cod shaped by harvest selection and natural selection.. *Evolutionary Ecology*, 25, Mai, pp. 695-710

Ovidio, M., Philippart, J.-C. & Baras, É., 2000. Methodological bias in home range and mobility estimates when locating radio-tagged trout, *Salmo trutta*, at different time intervals. *Aquat. Living Resour*, 11, Oktober, pp. 449-454.

Ovidio, M. et al., 2002. Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, 470, pp. 195-202.

Pinnix, W. D., Nelson, P. A., Stutzer, G. & Wright, K. A., 2013. Residence time and habitat use of coho salmon in Humboldt Bay, California: an acoustic telemetry study. *Environmental Biology of Fishes*, 96, Februar, pp. 315-323.

R Development Core Team, 1997. *R Statistic Software*. s.l.:R Development Core Team.

Ruud, T., 2015. *Space use and harvest selection of sea trout (Salmo trutta) living in a marine protected area*, s.l.: Norwegian University of Life Sciences.

Saksgård, R. & Hesthagen, T., 2004. A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. *Hydrobiologia*, 177, pp. 187-199.

Sandstrom, P. T., Keegan, T. & Singer, G., 2012. *Survival and movement patterns of central California coast Native steelhead trout (Oncorhynchus mykiss) in the Napa river*. California: University of California Davis.

Simpfendorfer, C., Olsen, E. M., Heupel, M. & Moland, E., 2014. *R Script*. s.l.:s.n.

Simpfendorfer, C. A., Heupel, M. R. & Collins, A. B., 2008. Variation in the performance of acoustic receivers and its implication for positioning algorithms in a riverine setting. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 65, Mars, pp. 482-492.

Simpfendorfer, C. A., Heupel, M. R. & Hueter, R. E., 2002. *Estimation of short-term centers of activity from an array of omnidirectional hydrophones and its use in studying animal movements*. Sarasota, USA: NRC Research Press Web, 59, pp. 23-32.

Sivertsgård, R. et al., 2007. Effects of salmon lice infection and salmon lice protection on fjord migrating Atlantic salmon and brown trout post-smolts. *Hydrobiologia*, 582, Mai, pp. 35-42.

Statkraft Energi AS, 2010. *Utkast revisjonsdokument - Tokke-Vinjereguleringen*. Lilleaker: Statkraft Energi AS.

Statkraft Energi AS, 2013. *Revisjonsdokument, Tokke/Vinje*, Lilleaker: Statkraft Energi AS.

Suhr, A. H., 2010. *Vandringsmønster til sjørøye og sjørøret i et nordnorsk fjordsystem*, Trømsø: Universitetet i Trømsø, UiT.

Thorstad, E. B. & Hårsaker, K., 1998. *Vandring hos radiomerket laks i Mandalselva i forhold til minstevannføring, lokkeflommer terskler og kalking. Videreføring av tidligere undersøkelser*, Trondheim: Norsk Institutt for Vannforskning, NINA.

Thorstad, E. B. et al., 2004. Migration speeds and orientation of Atlantic salmon and sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Environmental Biology of Fishes*, 71, Februar, pp. 305-311.

Thorstad, E. B. et al., 2007. Fjord migration and survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. *Hydrobiologia*, 582, Mai, pp. 99-107.

Topping, D. T. & Szedlmayer, S. T., 2011. Home range and movement patterns of red snapper (*Lutjanus campechanus*) on artificial reefs. *Fisheries Research*, 112, Desember, pp. 77-84.

Urke, H. A. et al., 2010. *Utvandringstidspunkt og marin åtferd hjå smolt frå Lærdalselva*, s.l.: Norsk Institutt for Vannforskning, NIVA.

Vemco , 2015. *Vemco VUE Software*. Bedford, Nova Scotia: www.vemco.com.

Vemco Division, 2015. *V9 coded transmitter datasheet*. Halifax, Canada: AMIRIX Systems Inc.

Vemco, AMIRIX systems Inc, 2013. *VR100 manual tracking receiver*. Halifax, Canada: s.n.

Vemco, AMIRIX systems Inc, 2016. *Personlig forespørrelse på Epost*. s.l.:Vemco Customer Support.

Wagner, E., Arndt, R. & Hilton, B., 2002. Aquaculture. *Physiological stress responses, egg survival and sperm motility for rainbow trout broodstock anesthetized with clove oil, tricaine methanesulfonate or carbon dioxide*, Aquaculture, 211, August, pp. 353-366.

Wiig, J. R., Moland, E., Haugen, T. O. & Olsen, E. M., 2013. Spatially structured interactions between lobsters and lobster fishers in a coastal habitat: fine-scale behaviour and survival estimated from acoustic telemetry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70, Juli, pp. 1468-1476.

Wold, K., 1961. *Dybdekart Bandak*. s.l.:Vassdragsdirektoratet.

Worton, B. J., 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, 1, Februar, pp. 164-168.

Zahl, I. H., Samuelsen, O. & Kiessling, A., 2012. Anaesthesia of farmed fish: implications for welfare. *Fish Physiology and Biochemistry*, 38, Desember, pp. 201-218.

Zamora, L. & Moreno-Amich, R., 2002. *Quantifying the activity and movement of perch in a temperate lake by integrating acoustic telemetry and a geographic information*

system. Girona: Institute of Aquatic Ecology and Department of Environmental Sciences, University of Girona.

6. Internettkilder

AMIRIX Systems Inc, 2013. *Vemco Positioning System (VPS) Datasheet*. [Internett]
Available at: <http://vemco.com/wp-content/uploads/2014/01/vps.pdf>
[Funnet 29.02.2016].

Norges vassdrags- og energidirektoratet, 1984. *www.nve.no*. [Internett]
Available at: http://gis3.nve.no/metadata/tema/DKBok1984/del12_Dk1984.pdf
[Funnet 18.03.2015].

Skolelaboratoriet i realfag (UiB), 2008. *www.kartiskolen.no*. [Internett]
Available at: <http://www.kartiskolen.no/innhold/kartkoordinater>
[Funnet 07.03.2016].

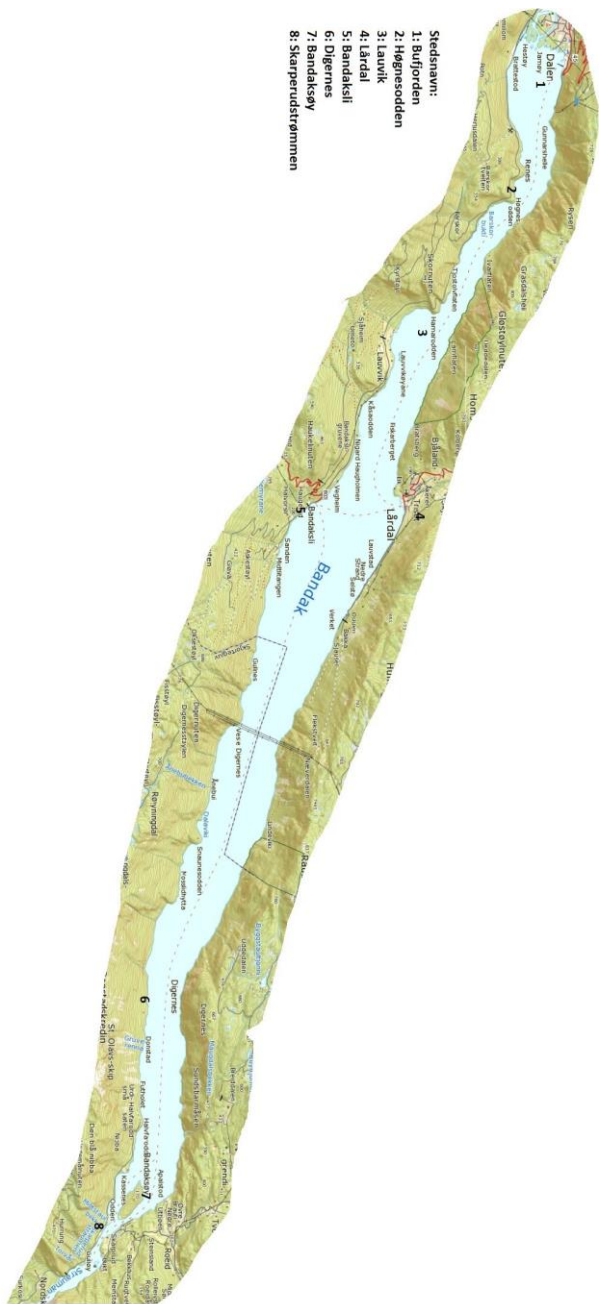
Stor Norske Leksikon, 2009. *www.sn.no*. [Internett]
Available at: <https://sn.no/Bandak>
[Funnet 23.03.2015].

Vann-Nett, 2015. *www.vann-nett.no*. [Internett]
Available at: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=016-22-L>
[Funnet 21.03.2015]

7. Vedlegg

7.1. Vedlegg 1

Detaljert kart over Bandak med relevante stedsnavn markert med nummer.



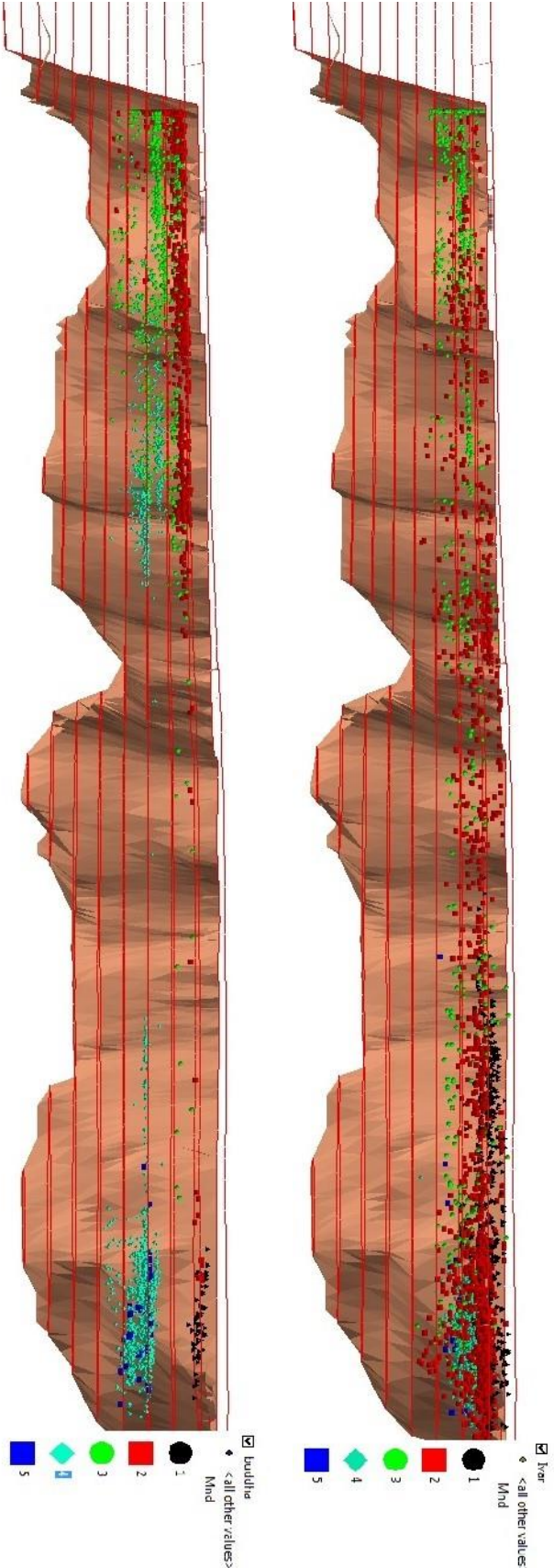
7.2. Vedlegg 2

Tabell for ørret merket I 2014.

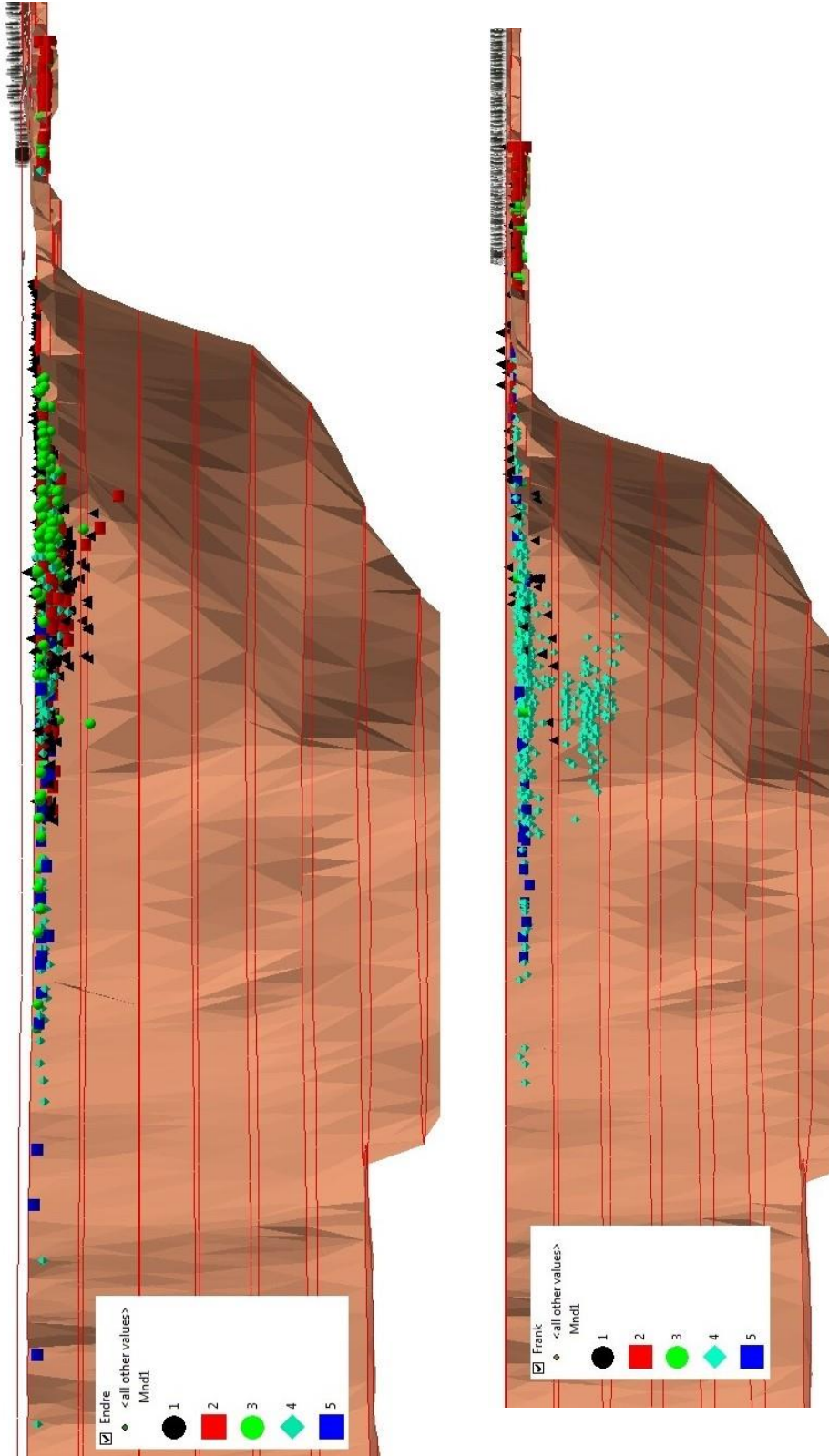
ID	Navn	Lengde mm	Vekt g	Fangststed	Dato	Fisker	Fiskemetode
707	Olav	370	600	Brattestå	6.8.2014	Kai	sluk
708	Halvor	355	400	Utløp nord	6.8.2014	Jostein	flue
709	Harald	379	545	Delta	6.8.2014	Frank og Harald	oter
710	Tonje	350	440	Delta	6.8.2014	Frank og Harald	oter
711	Birger	348	343	Utløp sør	7.8.2014	Birger	flue
712	Erik	385	543	Delta	7.8.2014	Frank og Erik	oter
713	Odd	390	552	Delta	7.8.2014	Frank og Erik	oter
714	Eirik	350	400	Utløp sør	7.8.2014	Kai	flue
715	Yvonne	380	500	Delta	7.8.2014	Frank og Erik	oter
716	Helge	425	603	Hvit bøye Brattestå	11.8.2014	Jostein	flue
717	Eline	365	415	Hvit bøye Brattestå	11.8.2014	Jostein	flue
718	Andrea	345	313	Hvit bøye Brattestå	11.8.2014	Jostein	flue
719	Even	350	360	Hvit bøye Brattestå	11.8.2014	Jostein	flue
720	Ålen	385	360		11.8.2014	Birger	flue
721	Kaja	380	450	Hvit bøye	11.8.2014	Jostein	flue
722	Tia	425	675	Delta sør	11.9.2014	Frank	oter
723	Jan	450	884	Utløp nord	19.9.2014		flue
724	Per Tommy	345	424	Delta storruse	30.9.2014	Eivind	Storruse
725	Maja	360	412	Delta utløp nord	30.9.2014	Eivind	Oter
726	Eivind	372	480	Delta ved brygga	30.9.2014	Eivind	Oter
540	Frank	490	1350	Delta	6.8.2014	Frank og Harald	oter
539	Endre	466	980	Hvit bøye Brattestå	7.8.2014	Endre	Svart sluk
538	Ivar	420	717	Ivarflaten	19.8.2014	Endre	Wobbler
537	Bjarne	460	850	Delta nord	30.8.2014	Olav Brattestå	Sluk
536	Buddha	590	2700	Hammarodden	30.8.2014	Morten Grønstein	Dyprigg

7.3. Vedlegg 3

Større illustrasjoner for individene i 3D modell.

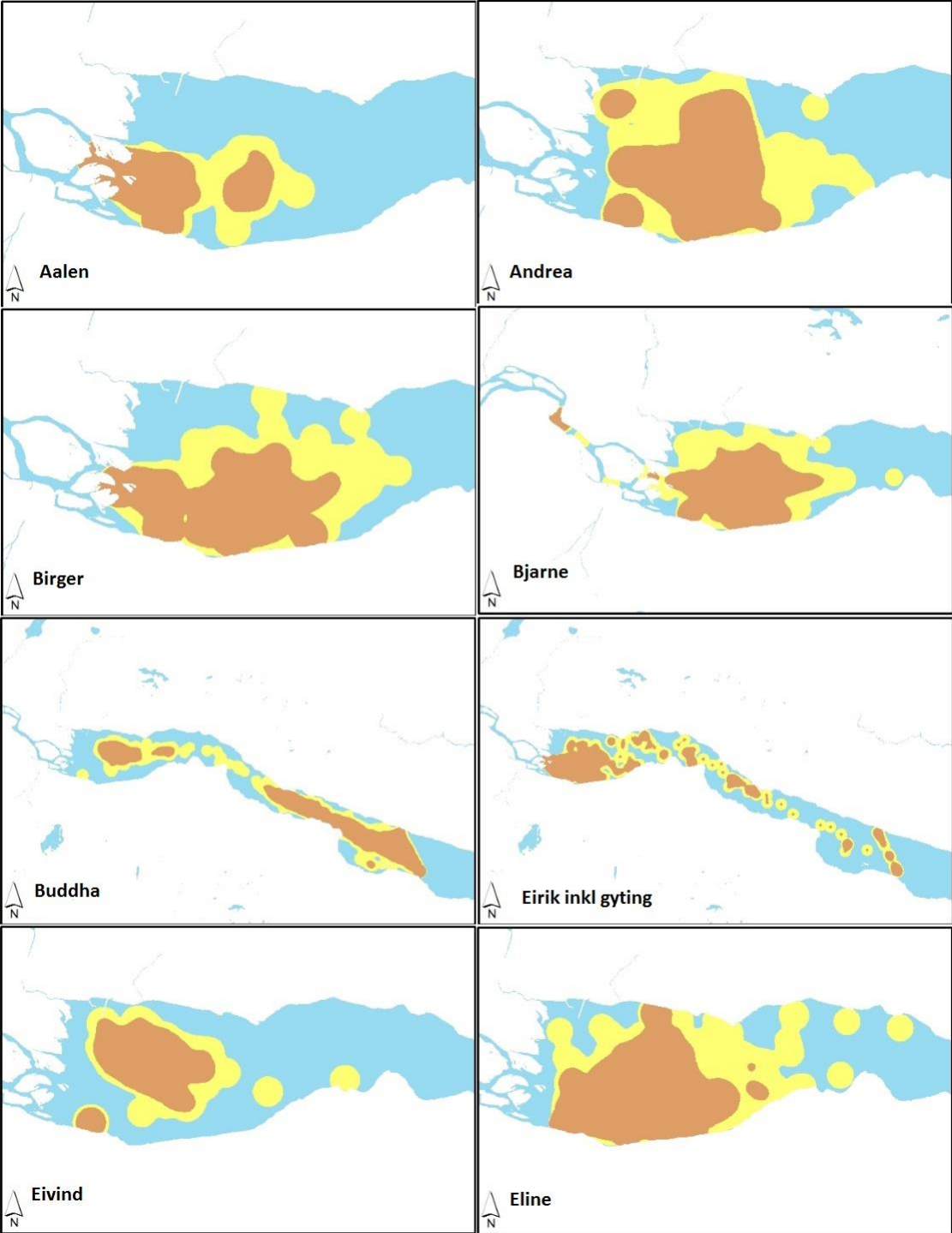


Fortsettelse vedlegg 3

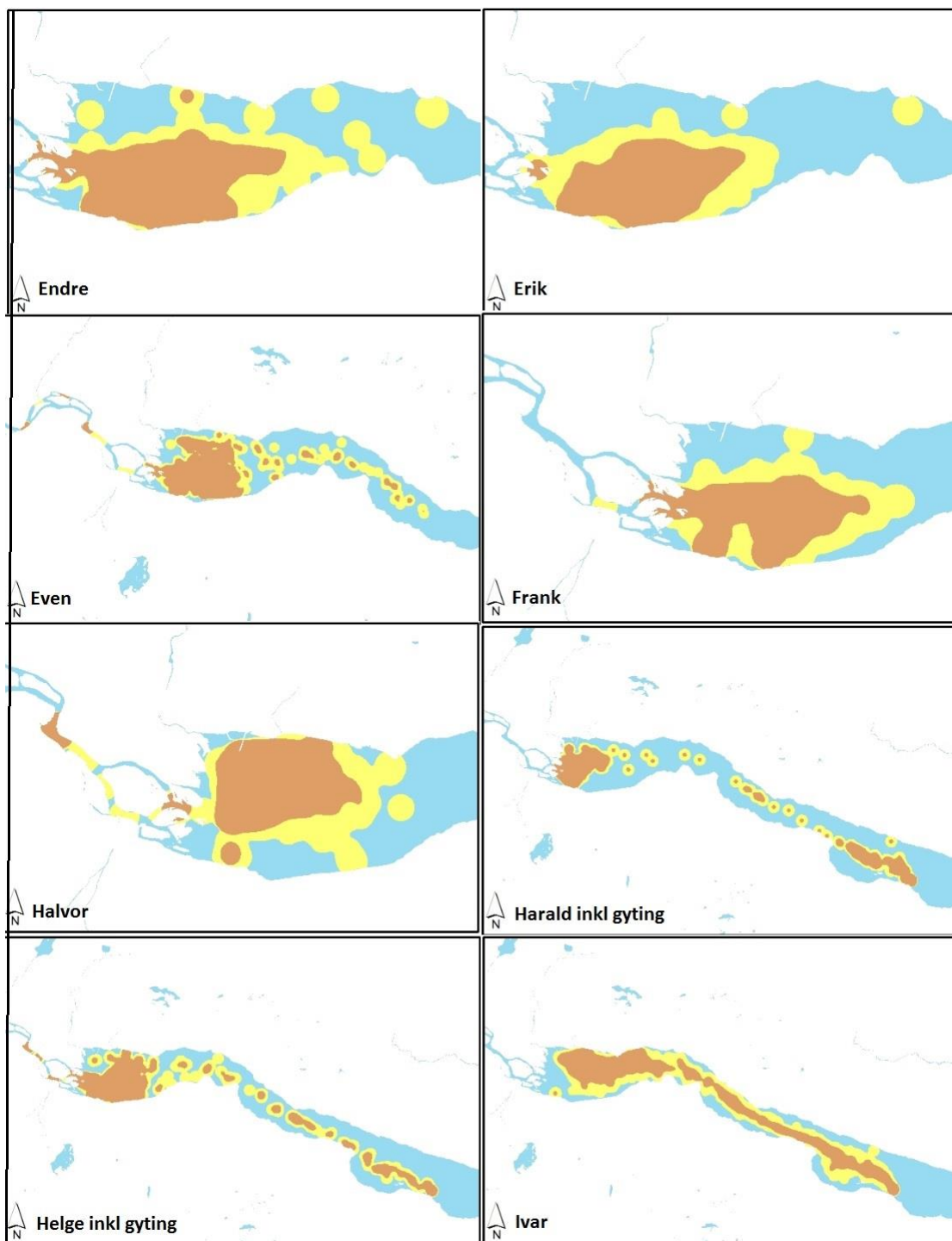


7.4. Vedlegg 4

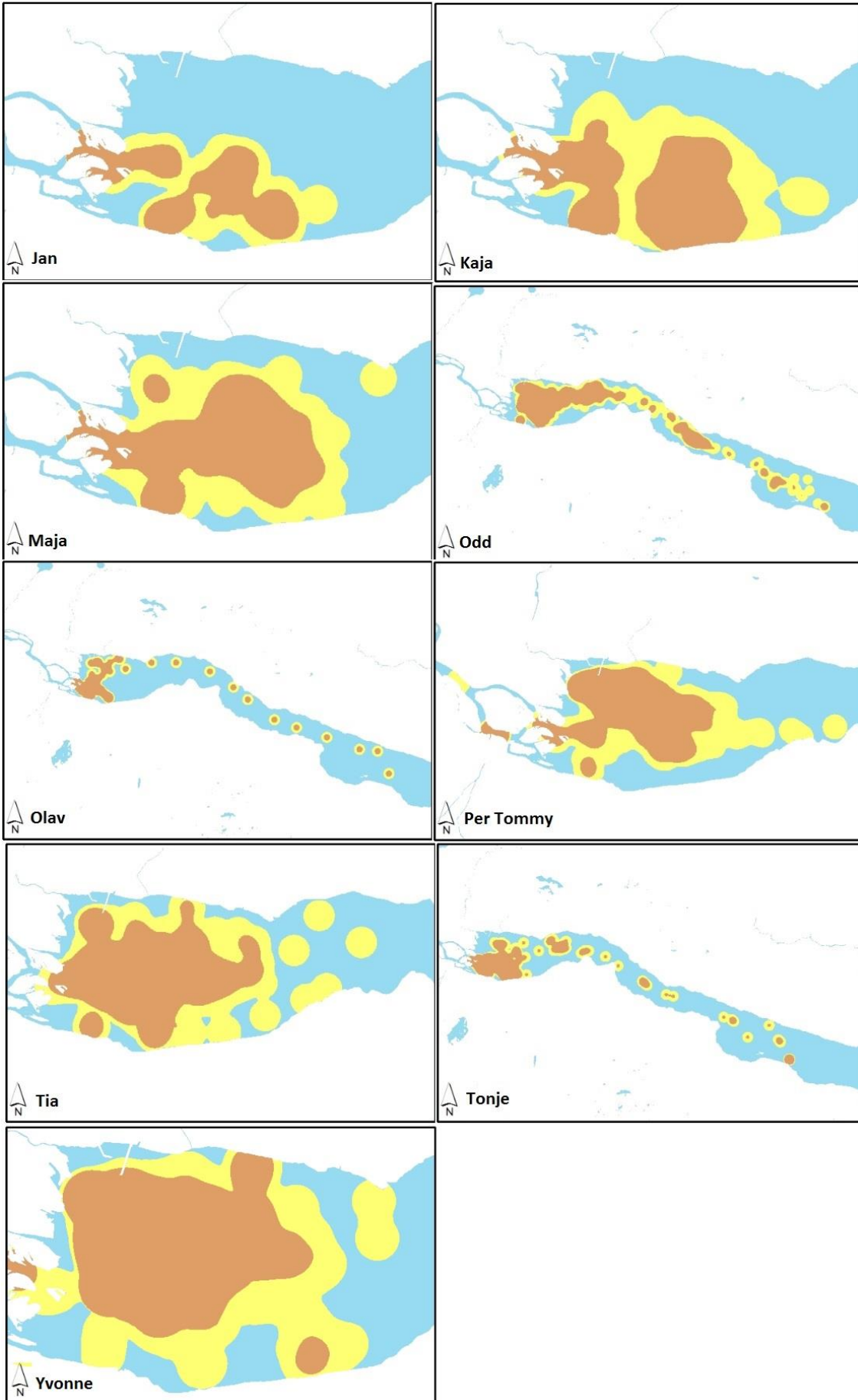
Hjemmeområde for alle individene



Vedlegg 4 fortsetter



Vedlegg 4 fortsetter



7.5. Vedlegg 5

Til denne oppgaven følger det med en minnepenn med video fra digitale data.

- *Buddha_3D, vandring for Buddha i 3D modell for hele perioden. Punktene har en oppløsning på 3 timer (PAV 30 min).*
- *Endre_3D, vandring for Endre i 3D modell for hele perioden. Punktene har en oppløsning på 3 timer (PAV 30 min).*
- *Frank_3D, vandring for Frank i 3D modell for hele perioden. Punktene har en oppløsning på 3 timer (PAV 30 min).*
- *Ivar_3D, vandring for Ivar i 3D modell for hele perioden. Punktene har en oppløsning på 3 timer (PAV 30 min).*
- *Harald_Helge_Eirik, Vandring for disse tre individene før og etter gyting i Skarperudstrømmen. Dataene har en oppløsning på 24 timer (PAV 30 min).*
- *Odd, Vandring for hele perioden med en tidsoppløsning på 12 timer.*
- *Illustrasjon_3D_modell, illustrasjonsvideo som viser 3D modellen.*
- *Vedleggsdokument med beskrivelse av individene fra de ulike videoene.*