

Miljødesign i restfeltet i Daleelva, Hordaland



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske

Uni Research Miljø LFI
Nygårdsgaten 112
5008 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN-1892-889

LFI-rapport nr: 252

Tittel: Miljødesign i restfeltet i Daleelva i Hordaland

Dato: 08.06.2016

Forfattere: Sven-Erik Gabrielsen, Bjørnar Skår & Christoph Hauer

Geografisk område: Hordaland

Oppdragsgiver: BKK Produksjon AS

Antall sider: 45 + vedlegg

Emneord: Biotopjustering, vannføring, fiskeproduksjon

Utdrag: For å kunne fastsette en vannføring som tar hensyn til både fiske- og kraftproduksjonen, ble det utført nye undersøkelser i restfeltet i Daleelva. Fremgangsmåten rettet seg etter metodene som er beskrevet i miljødesignhåndboken. Basert på resultatene fra modelleringen av vanddekt areal og vannføring, vil en vannføring på 500 l/s trolig dekke mesteparten av den delen av elvebunnen som har høyest habitatkvalitet (hulrom og gyteområder) for ungfisk og gytefisk. Denne vannføringen sørger også for at gytefisken får gjennomført sin gyting så lenge nedbør sørger for variasjoner i vannføringer i perioden fra midten av oktober og ut til midten av desember. Mest sannsynlig trengs det ikke lokkeflommer for å få gytefisken opp i restfeltet. For utvandringen av smolt, er det behov for å øke vannslippet med minst 500 l/s i minst 24 timer for å sikre en mest mulig synkron smoltutvandring ved vedvarende lave vannføringer i perioden 01. mai til 15. juni. Intervallene på disse lokkeflommene bør være ukentlig ved fravær av naturlig økning i vannføringen. Imidlertid viser en gjennomgang av vannføringene siden 2010 i restfeltet, at smolt trolig vil få den vannmengden de trenger for å komme seg ut uten at det slippes lokkeflommer.

For å unngå habitatforringelse og å danne hulrom i restfeltet trengs det flom som er 50 m³/s eller mer, og tilsvarende en flom på 6 m³/s for å vaske ut finsediment som legger seg på elvebunnen (< 2 mm). Disse (50 m³/s og 6 m³/s) bør initieres ved fravær av tilsvarende flommer i løpet av hhv. en 10-års eller 5-års periode.

En analyse viser at BKK vil kunne øke kraftproduksjonen med 2-3 GWh i året med innføring av en miljøbasert vannføring i restfeltet i Daleelva. Imidlertid må en del forutsetninger oppfylles for at dette skal kunne realiseres.

Forsidefoto og alle foto i rapporten: Uni Miljø LFI

Forord

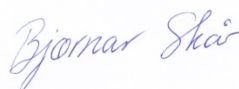
I sterkt regulerte vassdrag er ofte fiskeproduksjonen på strekninger med restvannføring redusert. I 2013 og 2014 flomsikret Norges Vassdrags- og Energidirektorat restfeltet i Daleelva og det ble samtidig utført en rekke biotopjusteringer. Denne rapporten fokuserer på disse biotopjusteringer og hvilke vannføringer som til enhver tid er mest gunstig for å bevare fiskeproduksjonen samtidig som hensynet til kraftproduksjonen skal bli ivaretatt.

Prosjektet har vært finansiert av BKK Produksjon AS.

Bergen, juni 2016



Sven-Erik Gabrielsen
Sven-Erik Gabrielsen
Prosjektleder



Bjørnar Skår
Bjørnar Skår
Prosjektmedarbeider

INNHOOLD

SAMMENDRAG	5
1.0 INNLEDNING	7
1.1 Bakgrunn og hensikt	7
1.2 Kort områdebeskrivelse og bakgrunnsinformasjon	7
1.3 Gytebestandens status	8
1.4 Flommen i 2005	9
1.5 Biotopjusterende tiltak utført etter flomsikringen i 2013-2014	11
1.6 Generell beskrivelse av de ulike biotopiltakene utført i Daleelva	13
1.6.1 Kulper	13
1.6.2 Steingrupper	14
1.6.3 Harving av elvebunn	14
1.6.4 Ledebune	15
1.6.5 Gytegrus	15
2.0 METODER	17
2.1 Elektrisk fiske	17
2.2 Undersøkelser av gytegroper og kartfesting (GPS)	18
2.3 Skjulmålinger	18
2.4 Kartlegging og modellering av restfeltet	19
3.0 RESULTATER	21
3.1 Undersøkelser av ungfiskbestanden	21
3.2 Eggoverlevelse	25
3.3 Skjulmålinger	27
3.4 Miljøbasert vannføring	28
3.4.1 Behov for vann til gyteområdene	29
3.4.2 Effektivt produksjonsareal - ungfiskhabitat	33
3.4.3 Smoltutvandringen	34
3.4.4 Gytefiskvandring	36
3.4.5 Gyte vannstand	38
3.4.6 Spyleflommer	38
3.5 Samlet forslag til miljøbasert vannføring i restfeltet	39
3.6 Trengs det vannslipp for å imøtekomme miljøbasert vannføring i restfeltet?	40
3.7 Hva betyr innføring av foreslått miljøbasert vannføring for BKK?	44
4.0 LITTERATUR	45

Sammendrag

Biotopjusterende tiltak er vassdragsspesifikke, og diagnose må baseres på identifiserte flaksehalsar i det enkelte vassdrag. I restfeltet til Daleelva forelå det dokumentasjon på at få gytemuligheter i tillegg til lav minstevannføring var en flaskehals for fiskeproduksjonen. Videre var tilgangen til skjul redusert i visse områder og det var mangel på dypere områder som standplasser for gytefisk. Det ble derfor gjort justeringer av habitatet på fem ulike områder i restfeltet for å bedre leveområdene for aure og laks. Biotopjusteringene tok hensyn til de identifiserte flaskehalsene. Biotopjusteringene har styrket produksjonen av fisk i restfeltet. Spesielt økt mengde og fordeling av gyteområder var viktig siden dette var en flaskehals som begrenset fiskeproduksjonen. Disse biotopjusteringene ble gjennomført av NVE i 2014 i forbindelse med flomsikringen av restfeltet.

For å kunne fastsette en vannføring som tar hensyn til både fiske- og kraftproduksjonen, ble det utført nye kartlegginger av gytegroper, romlig fordeling av ungfisk, skjulmålinger, ny oppmåling av aktuell strekning med en differensiell GPS og utviklet en terrengmodell av strekningen. Fremgangsmåten rettet seg etter metodene som er beskrevet i Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag.

Basert på resultatene fra modelleringen av vanddekt areal og vannføring, vil en vannføring på 500 l/s trolig dekke mesteparten av den delen av elvebunnen som har høyest habitatkvalitet (hulrom og gyteområder) for ungfisk og gytefisk. En gjennomgang av vannføringsdata i restfeltet i perioden 2009 til 2015, viser at det i denne perioden hadde vært et behov for å slippe vann i 56,9 % av tiden for å sørge for minst 500 l/s i restfeltet. Dette betyr at vannføringen basert på naturlig tilsig var 500 l/s eller høyere i 43,1 % av tiden i denne perioden. Videre viser analysen at det naturlige tilsiget var 400 l/s i 129 dager i perioden 2009-2015. Da hadde det holdt med å slippe 100 l/s for å oppnå en foreslått miljøbasert vannføring på 500 l/s som tar hensyn til fiskeproduksjonen. I tillegg er det store forskjeller i år med mye nedbør (våte år) og lite nedbør (tørre år). Analysen viser at det i et tørt år (2009/2010) hadde vært et behov for å slippe vann i 167 dager av i alt 229 dager (inkubasjonsperioden) for å unngå stranding av gyteområder. Tilsvarende for inkubasjonsperioden i et vått år (2014/2015) var 94 dager. Dette viser at det er store muligheter for å spare på vannet om det blir laget løsninger for dette i restfeltet i Daleelva.

Det gjøres oppmerksom på at det ligger en usikkerhet i nøyaktigheten i vannføringsdataene fra restfeltet i Daleelva. Det er bl.a. registrert lavere vannføring enn 300 l/s og t.o.m. minusverdier selv om det slippes 300 l/s fra Storefossen. Mulig årsaker til dette kan være at dette vannet fryser til om vinteren ved tørke og/eller infiltrerer grunnvannet på veien ned mot vannføringsloggeren når grunnvannsnivået er lavt. Det er derfor behov for å forbedre nedre del av vannføringskurven (bedre kalibreringskurven mellom vannstand og vannføring), samt gjøre samtidige målinger av vannføring ved smoltfellen og nedstrøms Storefossen i en tørr periode.

En vannføring på 500 l/s sørger for at gytefiskene får gjennomført sin gyting så lenge nedbør sørger for variasjoner i vannføringer i perioden fra midten av oktober og ut til midten av desember. Relativt store nedbørsmengder er normalt i Dale i denne perioden, og det forventes at dette inntreffer hvert år. En gjennomgang av vannføringsforholdene siden 2010 i oppvandringsperioden tyder på at behovet for lokkeflommer er minimalt for å få gytefiskene opp i restfeltet. Disse erfaringsdataene tilsier at gytefiskene trolig vil få den vannmengden de trenger for å komme seg opp i restfeltet i

fremtiden uten at det slippes lokkeflommer. Mest sannsynlig trengs det derfor ikke lokkeflommer for å få gytefisken opp i restfeltet, spesielt ikke om foreslåtte biotopjusteringer gjøres i fiskepassasjen ved smoltfellen. Vi har allikevel valgt å sette opp behovsstyrte lokkeflommer på 500 l/s for å sikre at gytefisken vandrer opp (15. september til 30. oktober) som en byggekloss i forbindelse med forslag til miljøbasert vannføring i restfeltet. Resultatene fra en overvåking med en fisketeller i fiskepassasjen bør først evalueres før en eventuelt tar stilling til om lokkeflommer er nødvendig. I fiskepassasjen ved smoltfellen er det aktuelt å flytte noen få blokker samtidig som en bjelke monteres på smoltfellen. Bjelken skal sørge for at en større andel av vannet renner inn i og gjennom fiskepassasjen slik at det blir lettere for gytefisk å svømme gjennom denne. Bjelken bør være fastmontert på smoltfellen i perioden fra 15. september til ut desember. Foreslåtte justeringer i fiskepassasjen vil i tillegg sørge for at migrasjon av ungfisk og ål til enhver tid blir enklere. Dette vil øke konnektiviteten mellom restfelt og hovedløp.

For utvandringen av smolt, er det behov for å øke vannslippet med minst 500 l/s i minst 24 timer for å sikre en mest mulig synkron smoltutvandring ved vedvarende lave vannføringer i perioden 01. mai til 15. juni. Intervallene på disse lokkeflommene bør være ukentlig ved fravær av naturlig økning i vannføringen. Imidlertid viser en gjennomgang av vannføringene siden 2010 i restfeltet i den perioden smolten vandrer ut, at smoltene i restfeltet trolig vil få den vannmengden de trenger for å komme seg ut i fremtiden uten at det slippes lokkeflommer. Dette er noe man bør følge med på hvert år og vurdere år for år.

For å unngå habitatforringelse og å danne hulrom i restfeltet trengs det flom som er 50 m³/s eller mer, og tilsvarende en flom på 6 m³/s for å vaske ut finsediment som legger seg på elvebunnen (< 2 mm). Disse (50 m³/s og 6 m³/s) bør initieres ved fravær av tilsvarende flommer i løpet av hhv. en 10-års eller 5-års periode.

BKK har selv utført en grov analyse av innføringen av foreslått miljøbasert vannføring med muligheter for å justere vannslippet basert på naturlig tilsig. Denne analysen viser at det er mulig å øke kraftproduksjonen med 2-3 GWh pr. år sammenlignet med dagens statiske slipp på 300 l/s. Imidlertid må en del forutsetninger oppfylles for at dette skal kunne realiseres. Først og fremst må usikkerheten angående sammenhengen mellom vannstand og vannføring avklares. Det trengs nye oppmålinger av denne sammenhengen utført på lavere vannføringer enn det er blitt gjort til nå. Videre må det etableres nye systemer for å automatisk kunne regulere slipp av vann etter tilsiget i restfeltet. Dette blir da et behovsslipp som er styrt av naturlig tilsig og som tar hensyn til vannbehovet til enhver tid i forhold til fiskens livssyklus. Til slutt må et slikt opplegg godkjennes av NVE.

1.0 Innledning

1.1 Bakgrunn og hensikt

I forbindelse med det pågående LIV II prosjektet, ønsket BKK Produksjon å utføre en utredning av fiskebiologiske forhold i henhold til konseptet med miljødesign (Forseth & Harby 2013) i restfeltet i Daleelva. BKK har i dag et krav om vannslipp ved Storefossen på 0,3 m³/s, noe som sikrer en kontinuerlig minstevannføring i restfeltet. Dette ble fastsatt i en avtale fra 1920 med Dale fabrikker. Med dette som utgangspunkt var det ønskelig å vurdere om en reduksjon av det totale vannslippet gjennom året kan gjøres, uten at det gir negative effekter på fiskeproduksjonen i restfeltet. Det skal også fremmes forslag til kompensierende tiltak som kan avbøte eventuelle negative effekter.

Hensikten med prosjektet er:

1. Redegjøre for fiskens vannbehov i de ulike livsfaser/perioder av året (Uni Research Miljø).
2. Ny kartlegging av deler av restfeltet (Uni Research Miljø).
3. Komme med forslag til andre kompensierende fysiske habitattiltak (Uni Research Miljø).
4. Gjøre hydrologiske beregninger av restfeltets tilsig (BKK Produksjon).
5. Komme med forslag til Miljøbasert vannføring (Uni Research Miljø).

Miljødesignløsninger er en sentral del av den foreslåtte undersøkelsen. Den overordnede målsetningen i prosjektet har vært å finne den beste løsningen på fordelingen av vann i restfeltet mellom fisk og kraftproduksjon, der utgangspunktet er fiskens vannbehov ved ulike livsstadier (vanmiljø).

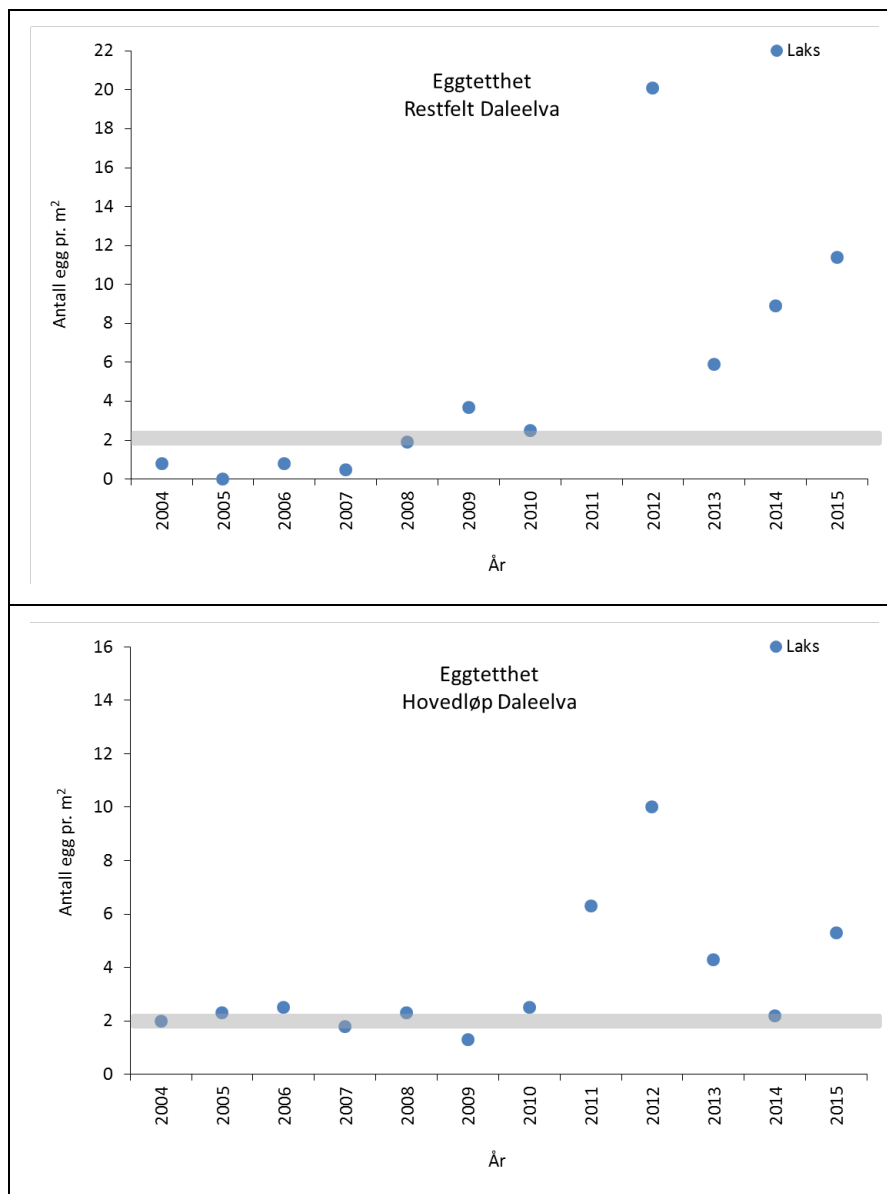
1.2 Kort områdebeskrivelse og bakgrunnsinformasjon

Daleelva utgjør nedre del av Bergsdalsvassdraget og renner ut i Dalevågen. Den lakseførende strekningen er ca. 4,7 km lang og har et elveareal på ca. 105 000 m² ved en vannføring på 5 m³/s i hovedelva og 0,3 m³/s i restfeltet. I restfeltet er lavere vannhastigheter dominerende og 95 % av vannhastigheten er lavere enn 50 cm/s (Gabrielsen et al. 2011).

Den anadrome delen av Daleelva kan deles i to elveavsnitt. Vann fra kraftproduksjonen kommer ut ved kraftstasjonen og på strekningen herfra til Dalevågen er vanddekt areal ved 5 m³/s ca. 73 000 m². I restfeltet oppstrøms kraftstasjonen er vannet fraført, men BKK har en avtale fra 1920 med Dale fabrikker om et slipp på 300 l/s fra Storefossen. Vanddekt areal ved 300 l/s er ca. 32 000 m². I restfeltet er dominerende vanddyp under 25 cm. Elvebunnen i restfeltet består stort sett av blokk (65 %), og andelen grus, som bl.a. kan inneholde egnet gytegrus, utgjør 3 % av totalsubstratet i restfeltet. Gyteområdene i restfeltet utgjør 1,1 % (360 m² gyteareal) av det totale vanddekte elvearealet (32 000 m² ved 300 l/s) på denne strekningen. Det ligger flere gyteområder jevnt fordelt fra utløpet og opp til Dale fabrikker, mens det på strekningen oppstrøms Dale fabrikker er mangel på egnete gyteområder. I restfeltet er det gyteområdet ved Sandflaten som er det viktigste. Dette gyteområdet ligger rett oppstrøms et utslippspunkt hvor det gjentatte ganger er blitt observert fiskedød. Utslipp i restfeltet står som tiltak i vannforvaltningsplanen for å bedre produksjonen av fisk i berørt område. Gyteområdene på anadrom strekning i Daleelva utgjør 1,6 % (1 180 m² gyteareal) av det totale vanddekte elvearealet på denne strekningen.

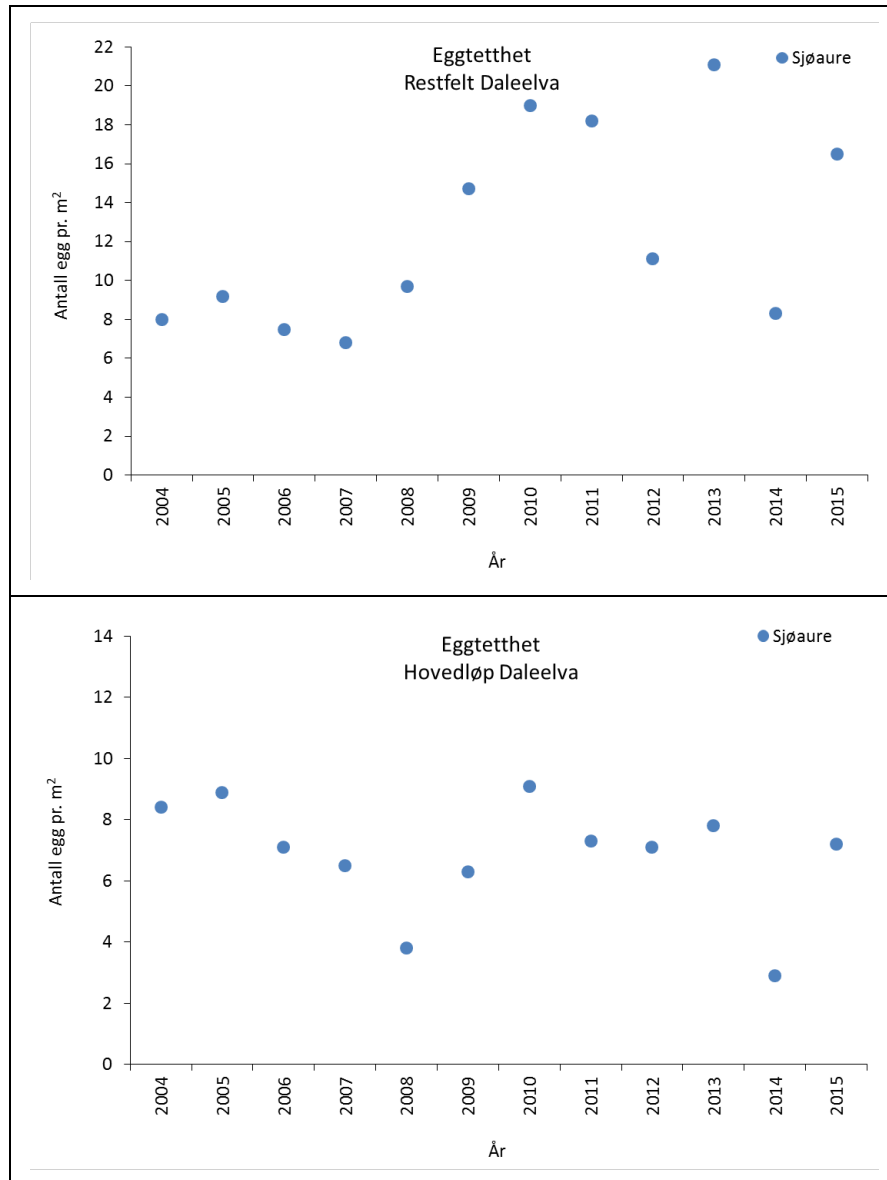
1.3 Gytebestandens status

Uni Research har gjennomført gytefisktelling av laks og sjøaure i hele elva siden 1997. Grunnet endringer av metode og ny metodikk som tilfredsstillende NS 9456 - Visuell telling av laks, sjøørret og sjørøye, har undersøkelsene fulgt samme opplegg siden 2004. I følge Vitenskapelig råd er gytebestandsmålet for laks satt til 2,0 egg pr. m² (tilsvarende 195 kg hunnlaks) for Daleelva (Anon. 2015). En samlet vurdering av oppnåelse av gytebestandsmålet og høstbart overskudd er vurdert til å være svært god (Anon 2015c). En oversikt over de beregnede eggtetthetene basert på gytefisktellingene siden 2004 i Daleelva, er vist i **Figur 1**.



Figur 1. Beregnet eggtetthet pr. m² for laks basert på gytefisktellingene i Daleelva siden 2004 i restfeltet (øverst) og i hovedløpet nedstrøms kraftstasjonen (nederst). Gytebestandsmålet er vist som grå strek. Legg merke til ulik Y-skala. I 2011 ble eggtettheten i restfeltet beregnet å være 44,7 egg pr. m² og er ikke med i øverste figur.

Det er ikke satt et gytebestandsmål for sjøaure i Norge pr. dags dato. En oversikt over de beregnede eggtetthetene basert på gytefisktellingerne siden 2004 i Daleelva, er vist i **Figur 2**. Våre skjønsmessige vurderinger av gytebestanden av sjøaure i Daleelva, er at den er svært god.



Figur 2. Beregnet eggtetthet pr. m² for sjøaure basert på gytefisktellingerne i Daleelva siden 2004 i restfeltet (øverst) og i hovedløpet nedstrøms kraftstasjonen (nederst). Det foreligger ikke et gytebestandsmål for sjøaure i Norge i dag.

1.4 Flommen i 2005

I 2005 førte svært store nedbørsmengder til flom med påfølgende store skader i restfeltet i Daleelva (**Bilde 1**). I 2013 og 2014 gjennomførte Norges Vassdrags- og Energidirektorat omfattende arbeider for å flomsikre restfeltet, for at tilsvarende flommer ikke skal true industri og befolkning nær elveløpet. I forbindelse med flomsikringen, ble det observert større fysiske endringer i elveleiet. Tidligere var elvebunnen karakterisert av blokk, stein og grus som ga sjøauren og laksen tilgang på gode gyte- og oppvekstområder. Dette var kartlagt i vårt pågående forskningsprosjekt om habitatforhold for anadrom fisk i Daleelva (Gabrielsen et al. 2011). Ved en kartlegging av elvebunnen

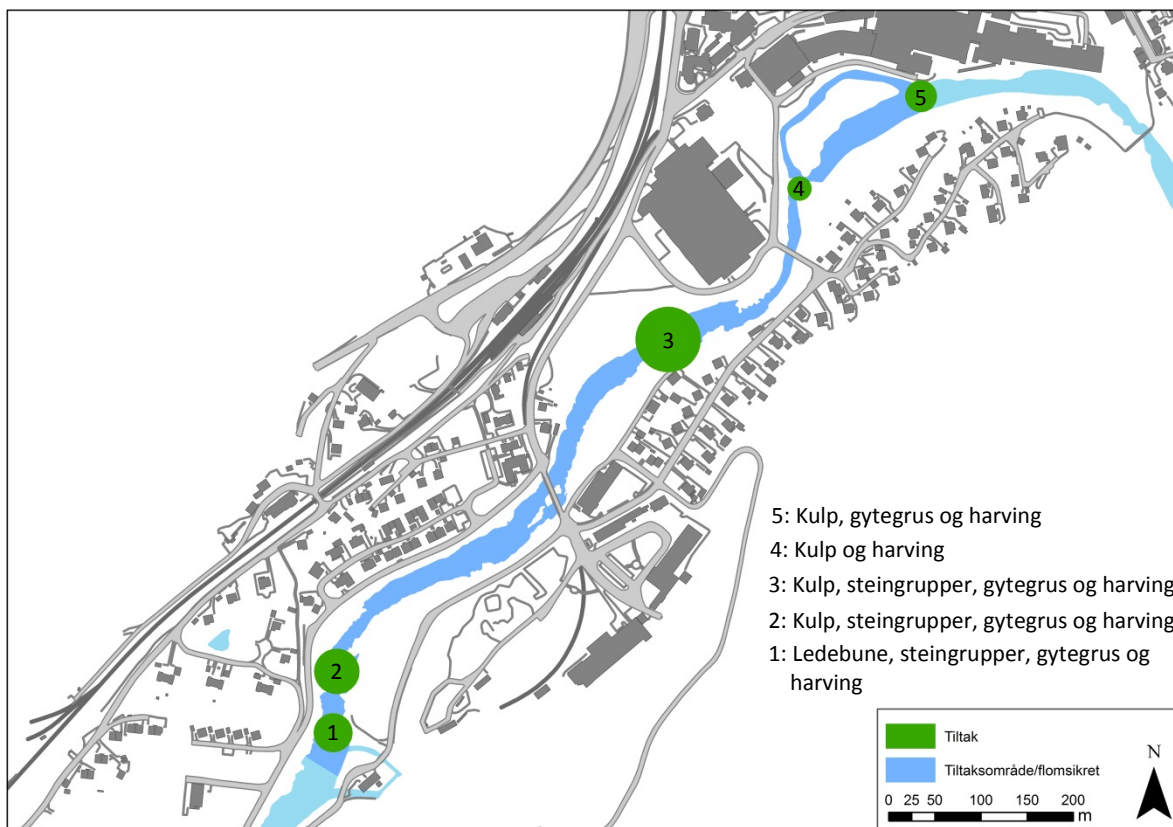
i forbindelse med undersøkelser gjennomført våren 2013, ble det registrert at elvebunnen på strekningen fra Dale fabrikker og ned til kraftutløpet var påvirket av nedslamming. Elvebunnen på strekningen var nå mer preget av finkornete, homogene sediment bestående av leire og silt, og varierende mengder med sand og grus innblandet. Disse massene hadde lagt seg i elvebunnen og delvis dekt hulrom og skjul for fisken. Slike hulrom sikrer god gjennomstrømning av vann og oksygen, danner viktig skjul for yngel og ungfisk og danner et tredimensjonalt og godt habitat for bunndyr. Det ble observert mye finstoff mens gravearbeidet pågikk, og fargen på ellevannet på berørt strekning var svært brun. Dette var spesielt på områdene fra Dale fabrikker og ned til utløpet fra kraftstasjonen. Det var ikke lett å bedømme hvorvidt tilslammingseffekten var midlertidig og ville forsvinne med vårflommene, eller om det ville bli en langvarig effekt. Det ble derfor iverksatt undersøkelser av fisk og bunndyr i og oppstrøms den berørte strekningen. I tillegg ble det i slutfasen av flomsikringsarbeidet inngått en avtale med NVE om å utføre biotopjusterende tiltak for å bedre forholdene i retning av det de var før arbeidet med flomsikringen. Undersøkelsene tyder på at flomsikringen ikke har hatt noen sporbar negativ effekt på fiskeproduksjonen, på bunndyrsamfunnet eller på diversiteten av bunndyr. Dette til tross for at det ble observert mye finstoff mens gravearbeidet pågikk og fargen på ellevannet på berørt strekning var svært brun. En del av finstoffet har blitt spylt ut, men fremdeles ligger det noe fin grus og sand igjen på strekningen etter gravearbeidet. Dette ser imidlertid ikke ut til å ha påvirket eggoverlevelsen i negativ retning, siden undersøkelser av gytegrøpene viste normal overlevelse.



Bilde 1. Flommen i 2005 gjorde stor skade i restfeltet til Daleelva og var årsaken til flomsikringsarbeidet NVE utførte i ettertid. Flommen hadde en negativ effekt på fiskeproduksjonen.

1.5 Biotopjusterende tiltak utført etter flomsikringen i 2013-2014

En viktig del av flomsikringsarbeidet til NVE, var å utføre biotopjusterende tiltak i etterkant av flomsikringen (Gabrielsen et al. 2014). Det finnes mange ulike typer tiltak som kan være egnet i et enkelt vassdrag, og hvilke tiltak som passer best varierer fra vassdrag til vassdrag. Det er derfor viktig at man på forhånd stiller en korrekt diagnose som avbøtter de identifiserte flaskehalsene i det enkelte vassdrag (Forseth & Harby 2013). I Daleelva forelå det allerede god biologisk dokumentasjon og kunnskap om de fysiske og hydromorfologiske forholdene grunnet LIV-prosjektet (Gabrielsen et al. 2011). Foruten lav vannføring, var manglende muligheter til gyting påpekt som en sannsynlig flaskehals for fiskeproduksjonen i restfeltet. Tilgangen til skjul var redusert i visse områder, og det var også mangel på dypere områder egnet som standplasser for gytefisk. Det ble derfor gjort justeringer av habitatet på fem ulike områder innenfor den delen som ble påvirket av flomsikringen i restfeltet for å bedre leveområdene for aure og laks (**Figur 3**). Det ble lagt ut store steingrupper for å danne nye standplasser for gytefisk og bedre skjulmulighetene for ungfisk. Det ble også etablert en ledebune i sammenheng med utlegging av gytegrus. Dette skulle øke vannhastigheten over det nyetablerte gyteområdet, og ledebunen skulle danne skjulplasser for både gytefisk og ungfisk. For å øke gytemulighetene, fordelingen av rogn og danne mer hulrom for ungfisk i elvebunnen, ble det lagt ut gytegrus og noe av elvebunnen ble harvet opp. Fire dypere områder (kulper) ble etablert for å danne flere standplasser for gytefisk (**Bilde 2**). Biotopjusteringene har trolig styrket produksjonen av fisk i restfeltet. Spesielt tilgangen til, og fordelingen av, flere gyteområder har vært viktig siden dette var en flaskehals som virket begrensende på produksjonen. Biotopjusteringene har dermed bidratt som «andre kompensierende fysiske habitattiltak», som beskrevet som det tredje punktet under **Bakgrunn og hensikt**.

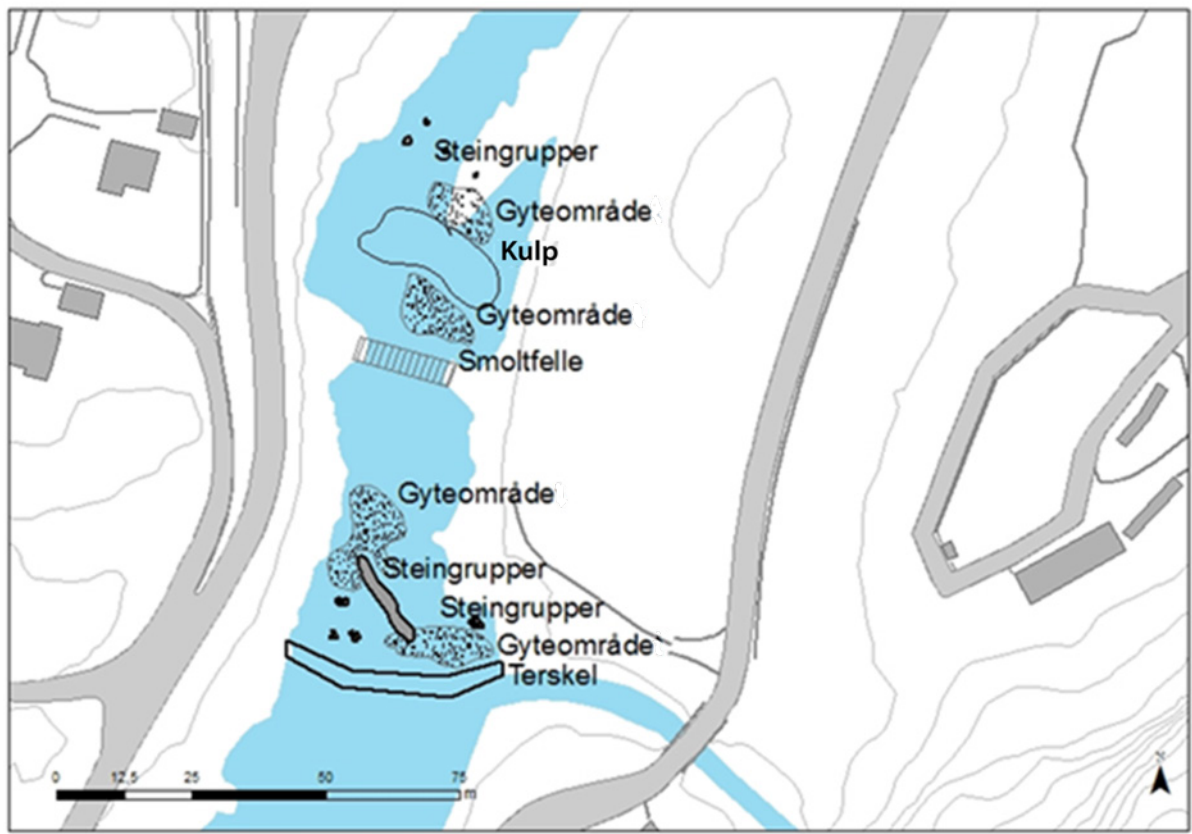


Figur 3. Oversikt over områder hvor det er blitt utført ulike biotopjusterende tiltak for å øke fiskeproduksjonen i restfeltet i Daleelva. Tiltakene ble utført i februar/mars 2014 av NVE.



Bilde 2. Øverst: Ledebune/steingruppe for å øke vannhastigheten for det nyetablerte gyteområdet samt skape skjulesteder for ungfisk. Nederst: Steingrupper og dypere områder (kulper) danner standplasser for gytefisk samtidig som de fungerer som skjulesteder for ungfisk.

Et eksempel fra biotopjusteringen i restfeltet er områdene 1 og 2 (**Figur 3**), hvor det både ble laget bedre skjulplasser for ungfisk, etablert nye gyteområder, standplasser for gytefisk og hvor vannhastigheten ble økt (**Figur 4**). Det ble fjernet masser oppstrøms smoltfellen for å øke volum og vanddybde i kulpen. Tiltaket danner bedre standplasser for gytefisk. Det ble også etablert gyteområder på innløp og utløp av kulpen. Deler av bunnen ble harvet opp for å bedre skjulmuligheter for ungfisk. På innløpet ble det lagt ut enkelte store blokker for å skape variasjon i strømbildet inn i hølen. I området nedstrøms smoltfellen ble det laget en lengre ledebune (steinrygg) for å splitte strømmen i terskelbassenget. Denne vil også fungere som skjul for fisk. Det ble også lagt ut gytegrus i øvre del av steinryggen og på terskelkronen. I samme området ble det laget fire steingrupper for å variere strømbildet og for å øke skjulmulighetene for fisk.



Figur 4. Skissetegning som viser gjennomført tiltak oppstrøms og nedstrøms smoltfellen høsten 2013.

1.6 Generell beskrivelse av de ulike biotopiltakene utført i Daleelva

1.6.1 Kulper

På strekninger med redusert vannføring vil det naturlige elveløpet ikke lenger være tilpasset vannføringen (**Bilde 3**). Da blir også det fysiske miljøet vesentlig endret, og vi får lav vannhastighet, lite vanddyb og oppsamling av finstoff. Dette er en naturlig utvikling som kan endres ved tiltak i elveløpet som i korte trekk går ut på å gjøre elva smalere og introdusere vekselvis stryk- og kulpstrekninger - en "elv i elva". Ved hjelp av buner, forbygninger og steinutlegging innsnevres elva slik at vannhastighetene øker og elva svinger mer innenfor elvesenga. Om nødvendig og mulig graves det ut kulper og anlegges små terskler slik at elva kan veksle mer mellom kulp- og strykstrekninger. Det er også mulig å bruke celleterskelstrukturer.



Bilde 3. Deler av restfeltet slik det så ut etter at flomsikringsarbeidet var ferdig i 2014. BKK er pålagt et vannslipp på 300 l/s fra Storefossen som opprettholder noe av det vanndekte arealet.

1.6.2 Steingrupper

Etablering av steingrupper bestående av 1-3 større steiner (0,7-1,5 m) omgitt av mindre steiner (0,3-0,5 m) i klynge. Dette er tiltak som kan være aktuelle i relativt dype områder med lave vannhastigheter. Tiltaket gir godt skjul og standplass for fisk. Etablering av langsgående steinrygger, rekker av stein (0,4-0,6 m) som fundamenteres, legges parallelt med strømmen ute i elvesenga, og som skal være permanent vanndekte. Slike steinrygger kan være relativt lange. Ryggens tverrprofil er tilnærmet horisontal (avrundet) på midten (50 cm bredde) og skråner ned til elvebunnen slik at vinkelen er ca. 45°. Utformingen skal hindre at finsedimenter samles og fyller hulrommene.

1.6.3 Harving av elvebunn

Om det finnes grus eller større stein i bunnsubstratet med egnet kornfordeling til gyting eller ungfiskhabitat, men som er fortettet (armeringslag), sedimentert ned eller begrodd, kan rensing av bunnforholdene være en effektiv måte å gjenskape gyteplasser og forbedre skjulmulighetene (**Bilde 4**). I praksis gjennomføres et slikt tiltak med harving (graving) med gravemaskin. Ved harving etterlignes naturlige flommer og finsediment vaskes ut, og rent og løst substrat blir liggende igjen. Gjentakelsesintervallene kan avkortes dersom det gjøres tiltak for å oppnå mer gunstige hydrauliske forhold på gyteplassen eller på oppvekstområdet (for eksempel med ledebuner), eller ved å redusere tilførselen av finpartikler eller eventuell forurensing i vannet. Dette reduserer sedimentasjon og/eller gjengroing og dermed vedlikeholdsbehovet.



Bilde 4. Harvet og rensket elvebunn øker skjulmuligheten for ungfisk

1.6.4 Ledebune

Etablering av ledebune (steinrygg) fra elvebredden og ut i elva. Buner bygges ofte som et tiltak for erosjonssikring, men med riktig steinstørrelse kan de også danne gode leveområder for ungfisk. Steinene gir skjul i seg selv, og i tillegg vil bunene danne et strømningsbilde som i større grad skaper en brutt vannoverflate. Sidehelningen på bunene skal ikke være for bratt (1:1.5 - 1:2). I lengderetningen er helningsvinkelen slakere (1:15 - 1:200), avhengig av de stedlige forholdene. Bunene skal i størst mulig grad være neddykket på normal lavvannføring, men starter og forankres oppe på elvebrinken (høyere enn vannstand ved 50-årsflom). Plastringlaget i bunens overflate bygges av steiner (dominert av steiner med diameter 0,4-0,7 m). Steinstørrelsen må også vurderes i forhold til dimensjonerende krefter. Eksisterende elvebunnmateriale kan benyttes i bunens kjerne, dersom påkjenningene fra vann og is tillater dette. For optimal erosjonssikring benyttes buner som skal være kortere enn 3 x vanddybde ved flom eller $\frac{1}{4}$ av overflatebredden på elva. For å skape ungfiskhabitater kan de imidlertid være lengre. Avstand mellom bunene er avhengig av den stedlige topografien, men er typisk 3-10 ganger lengden på bunene. Jo mer bunene vinkles oppstrøms jo mer vil bunene kunne påvirke strømningsmønstret (og skape attraktive strømningsvariasjoner). Økende vannhastighet over bunene skal hindre at de dekkes av finsedimenter. Dette tiltaket er særlig aktuelt der det er moderat til høye vannhastigheter.

1.6.5 Gytegrus

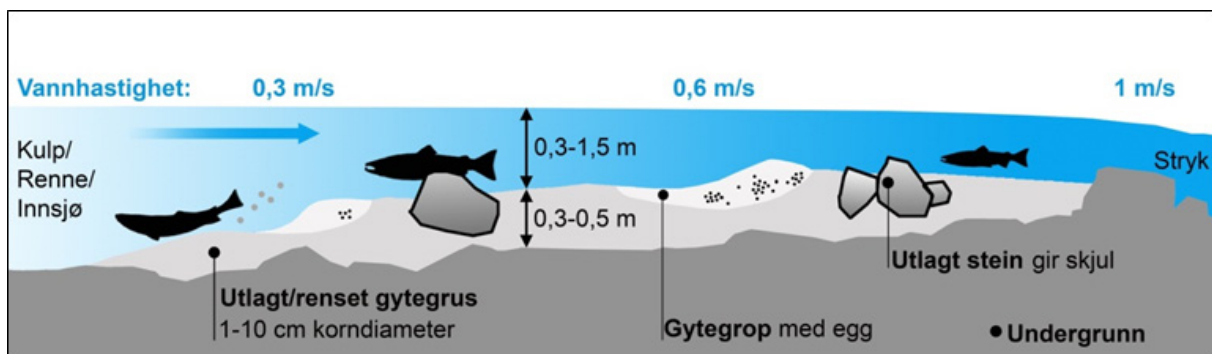
Dersom gytesubstrat er begrensende for gyting og større elverestaureringer ikke kan gjennomføres, kan gyteområder etableres ved å legge ut gytesubstrat. Om tiltaket gjennomføres riktig viser erfaringene at utlegging av grus er et relativt robust og kostnadseffektivt tiltak. En fordel med et godt planlagt tiltak er at en kan styre plasseringen av grusutlegget slik at en oppnår både økte gytearealer og en god fordeling av gyte plassene innad i elva. I tillegg kan en "styre" fisken til å gyte på områder hvor gytegrøpene ligger trygt for tørrlegging ved lave vannføringer eller for utspyling ved flom. Den største utfordringen med tiltaket er at den utlagte grusen er utsatt for utspyling eller sedimentering av finstoffer om den ikke legges ut på hydrauliske egnede områder. Erfaringsmessig kan utspylt grus

sprees over for store områder til at det dannes nye gyteområder nedstrøms. Imidlertid er det registrert at utspylt gytesubstrat blir liggende på tørrfallsområder, hvor laksen kan bli lokket til å gyte på områder hvor gytegrupene risikerer å bli tørrlagt ved lave vannføringer vinterstid. Dersom utspyling forekommer i tidsperioden når egg/plommeseckkyngel ligger i grusen, kan en risikere et betydelig tap av egg og dermed at tiltaket virker mot sin hensikt. Dette utfallet kan i mange tilfeller unngås ved godt forarbeid. På den andre siden skal det også være nok vannstrøm for å sikre oksygentilførsel til eggene og til å hindre sedimentering og begroing. Ved planlegging og utforming av tiltak er det derfor svært viktig å vurdere både hydrauliske forhold og egnethet med utgangspunkt i laksens habitatkrav for gyting. Særlig følgende forhold må tas i betraktning:

- Gyteplassen bør ligge stabilt nok til å motstå utspyling under normale flommer for et ønsket tidsrom (f.eks. at tiltaket bør motstå en tiårsflom). Spesielt viktig er det at utspyling ikke forekommer i inkubasjonsperioden fra oktober til juli.
- Gyteplassen bør ligge strømtsatt nok til å sikre vanngjennomstrømning og oksygenforhold for egg, samt til å minimere sedimentasjon av finsediment og begroing.
- Gyteplassen må ikke bli tørrlagt ved lave vannføringer i inkubasjonstiden fra oktober til juli

Vanddyp og vannhastighet må tilfredsstillende laksens krav til gytehabitat, og bør typisk ligge innenfor 30-150 cm vanddyp og 30-60 cm/sek vannhastighet (**Figur 5**). Gode gyteplasser ligger ofte i utløp av kulper og renner, såkalte «brekk», hvor vannhastigheten er akselererende.

Sammensetningen av gytegrusen må ha riktig kornfordeling, fortrinnsvis ha følgende vektfordeling: 20 % (8-16 mm), 60 % (16-32 mm) og 20 % 32-64 mm. Sammensetning er avhengig av fiskenes størrelse og hydrauliske forhold. Grusen må alltid bestå av en blanding av forskjellige kornstørrelser og ikke bare av en enkelt kornfraksjon. For laks bør grusen blandes fra grusorteringene 8-16 mm, 16-32 mm og 32-64 mm med en vektfordeling som nevnt i kulepunktet ovenfor. Men denne vektfordelingen kan dreies mer i retning av den groveste fraksjonen med økende fiskestørrelse og erosjonssannsynlighet (avhengig av elvegradient og vannføringsdynamikk).

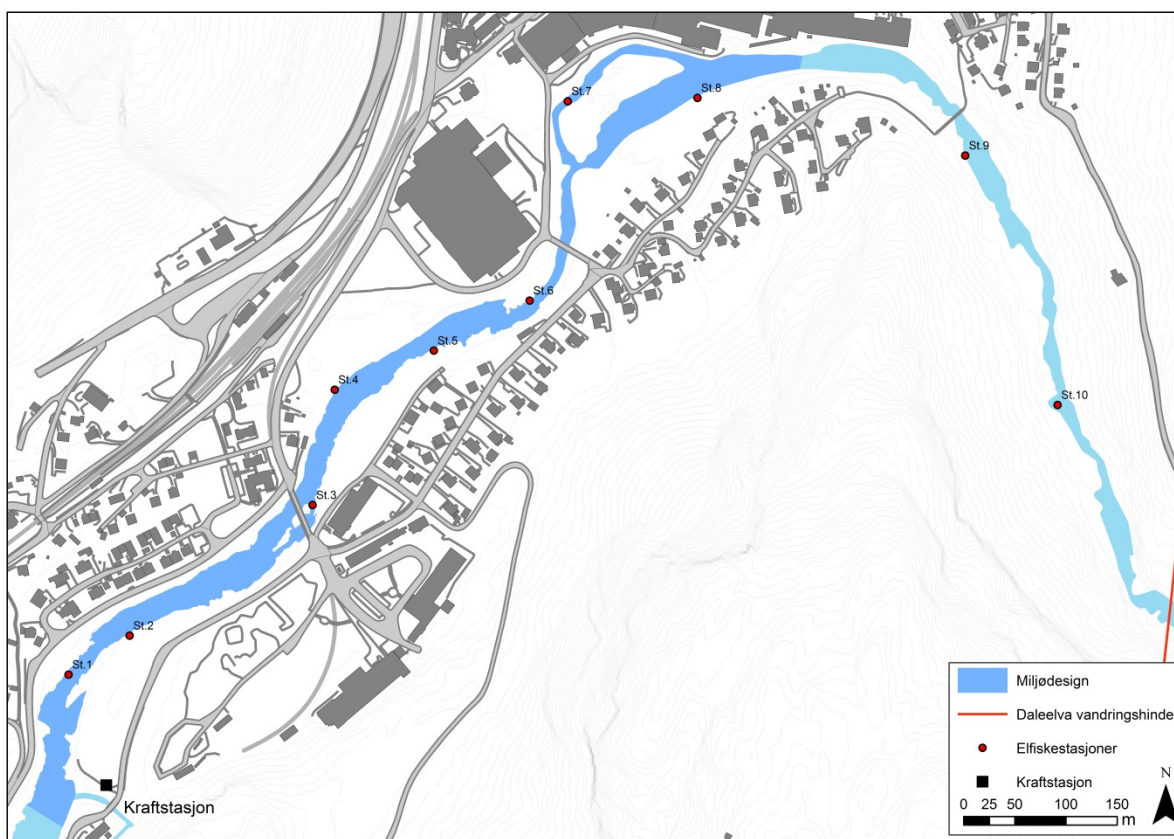


Figur 5. Restaurert gyteplass for laks sett i lengdeprofil med typiske egenskaper. Grusen er lagt ut på et «brekk» i overgangen fra kule, renne eller innsjø til nedenforliggende strykparti. En slik plassering gir gunstige hydrauliske forhold for gyting.

2.0 Metoder

2.1 Elektrisk fiske

For å få en bedre oversikt over fiskestatusen i restfeltet, ble det fisket på fem nye stasjoner i 2014 i tillegg til det etablerte stasjonsnett i Daleelva (**Figur 6**). Grunnen til dette var at vi ønsket å få en bedre kontroll på tetthetene av laks og aure i denne delen av elva hvor det er aktuelt med miljødesign. Tettheter av ungfisk ble undersøkt ved et kvantitativt elektrisk fiske med tre gangers fiske av den enkelte stasjon i henhold til metode beskrevet av Bohlin et al. (1989). Arealet på den enkelte stasjon var 100 m². Basert på aldersanalyse av innsamlet fisk er det skilt mellom ensomrig og eldre ungfisk. Tetthetsberegningene er gjort for hver av disse to gruppene. I tillegg til tettheter av ungfisk, vil antallet smolt fanget i smoltfellen belyse produksjonen av fisk i restfeltet. Smoltfellen er det viktigste og mest robuste målepunktet vi har av fiskeproduksjonen i restfeltet, og er spesielt nyttig i tiden fremover da denne gir en svært god mulighet til evaluering av tiltaket med å skaffe til veie en miljøbasert vannføring i prosjektområdet. Smoltfellen vil også være en viktig måleparameter for å evaluere effekter av f.eks. flommer og andre hendelser (f.eks. forurensning) i restfeltet.



Figur 6. Oversikt over stasjonene undersøkt med et elektrisk fiske i Daleelva.

2.2 Undersøkelser av gytegroper og kartfesting (GPS).

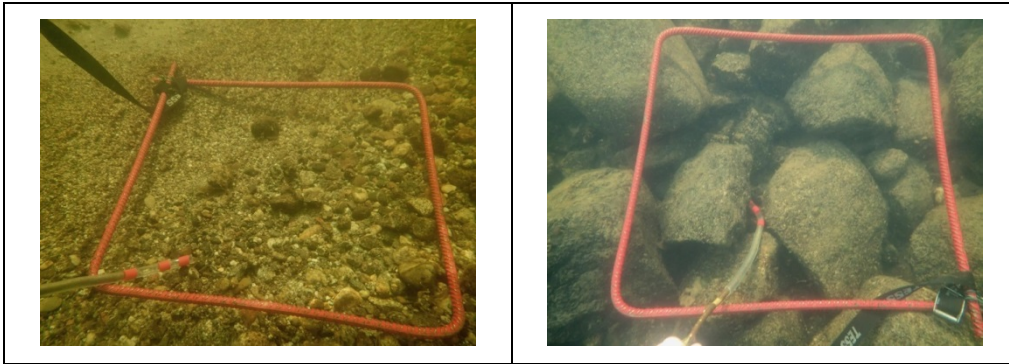
Gytegroper ble funnet ved å grave forsiktig i grusen med en spiss gartnerspade (**Bilde 5**). Når en gytegropp (eggglomme) ble lokalisert, ble vanddypet over gytegroppen og gravedypet ned til eggene registrert, samt at et utvalg rognkorn ble tatt opp med hov. Overlevelsen ble estimert ved å telle antall levende og døde egg og/eller plommeseckyngel. Det er viktig å bemerke at overlevelsen frem til ungfiskstadiet kan bli noe overestimert her da det kan inntreffe dødelighet både i perioden fra undersøkelsestidspunktet og frem til klekking og videre frem til yngelen forlater gytegroppene. Basert på de registrerte gytegroppene på et gyteområde og en skjønnsmessig vurdering av utstrekningen til hele gyteområdet, ble området i sin helhet kartfestet med differensiell GPS.



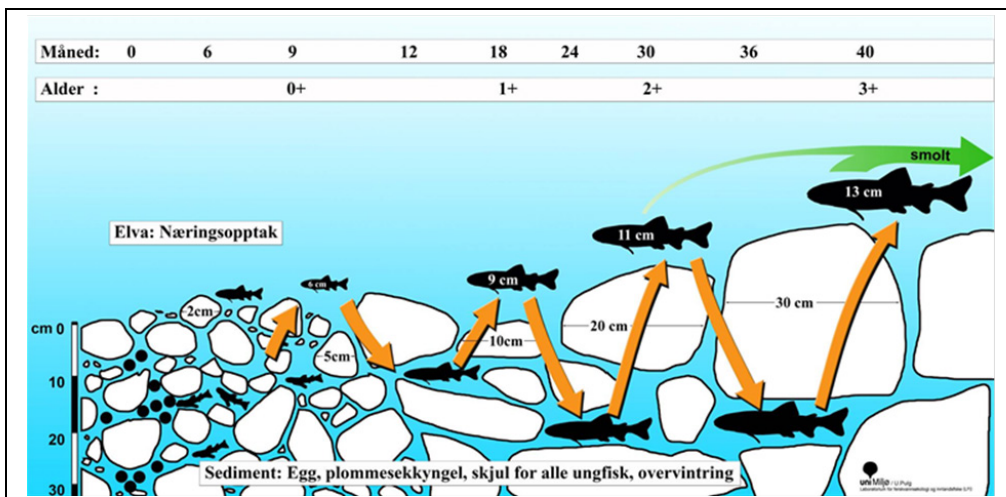
Bilde 5. Undersøkelser av gytegroper ble foretatt ved å grave forsiktig i gytegrusen med en spiss gartnerspade.

2.3 Skjulmålinger

Kvaliteten på leveområdene for ungfisk nede i elvebunnen ble undersøkt ved å foreta skjulmålinger i mars 2014. Fremgangsmåten rettet seg etter metodene som er beskrevet i miljødesignhåndboken (Forseth & Harby 2013). Det ble foretatt skjulmålinger i transekter ved endring i elveklassetype. Skjulmålingene ble utført ved at antall og størrelse av hulrom i substratet ble målt innenfor en 0,5 × 0,5 m stor ramme (**Figur 7**). Typisk utføres det tre ruteanalyser der rammen kastes på tilfeldig plass i elva; langs bredden, halvveis til midt og midt i elva. Ut i fra dette beregnes vektet skjul som beskrevet i Forseth & Harby (2013). Transektene ble utført på områder med dominerende substrat innenfor hvert segment. Tilgangen til skjul er viktig for vekst og overlevelse for fiskeungene som tilbringer en stor del av ferskvannsfasen i hulrom nede i elvebunnen (**Figur 8**).



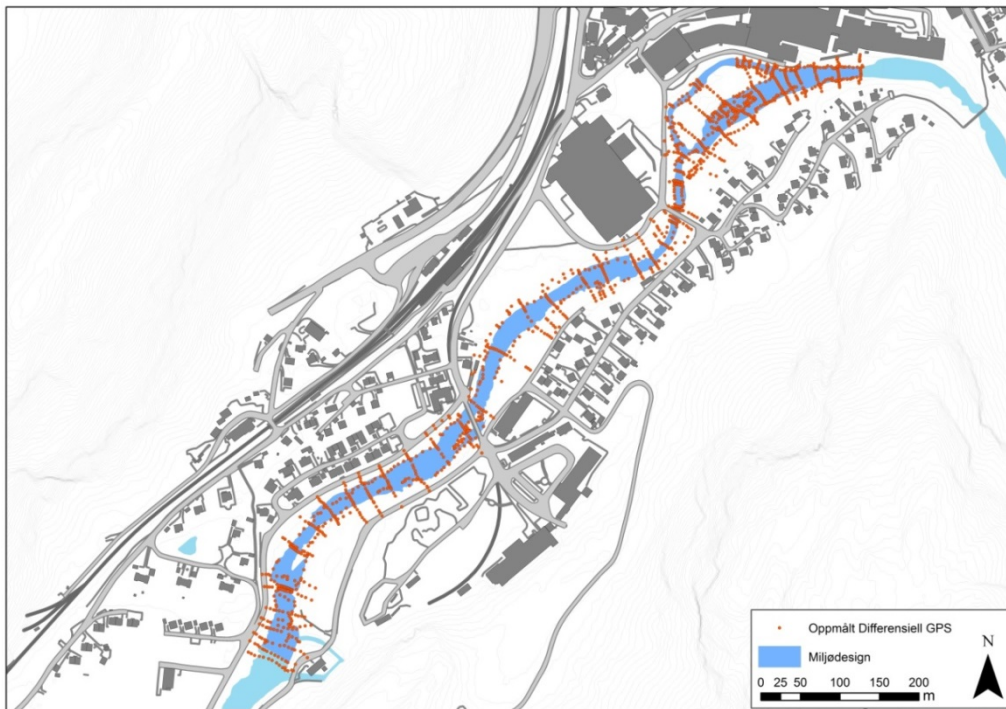
Figur 7. Skjulforhold for ungfisk måles ved å kvantifisere antall og størrelse på hulrom i elvebunnen med en plastslange (såkalt substrat-o-meter) innenfor en rute på 0,25 m². Slangen er markert med røde markører som brukes til å måle størrelsen (dybde) av hulrommene. Eksempel på skjulmålinger i substrat med mye fin grus og sand hvor det ikke finnes hulrom, og dermed svært lite skjul (t.v.), og i substrat med stein/blokk som gir mye skjul (t.h.).



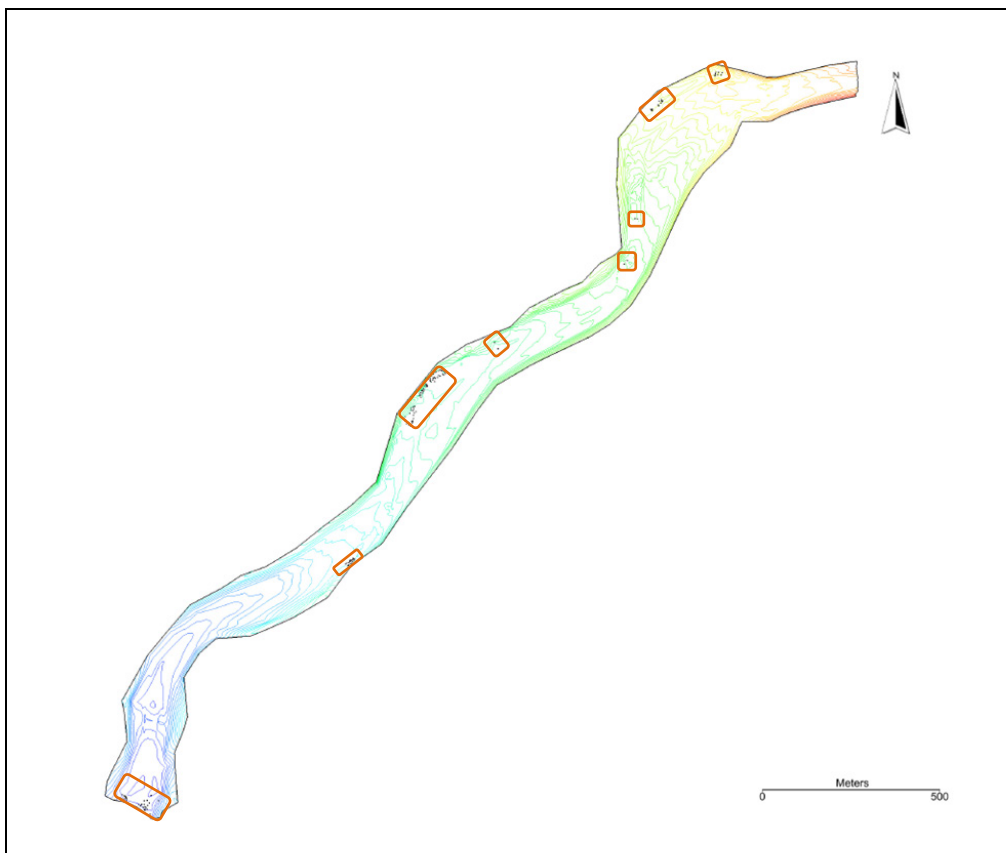
Figur 8. Øvre deler av elvebunnen er viktig oppvekstområde for ungfisk. Det fungerer bl.a. som skjul, overvintringsområder og refugium under større flommer.

2.4 Kartlegging og modellering av restfeltet

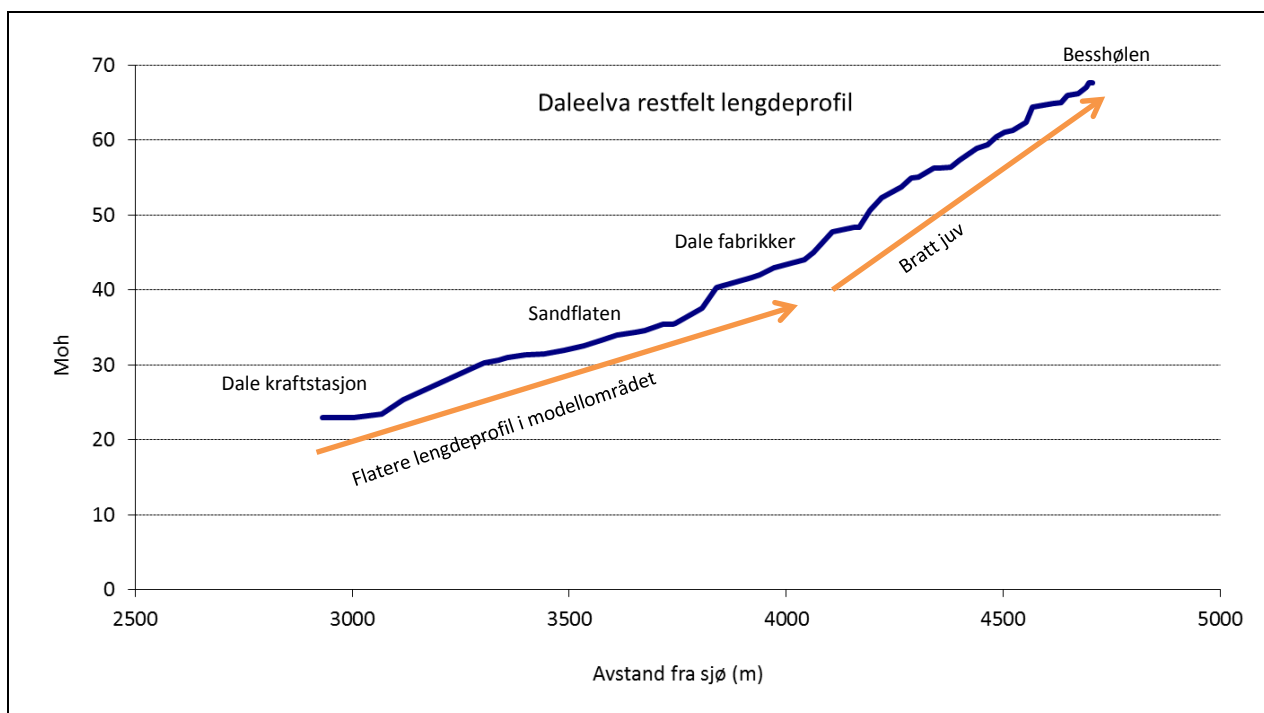
Kartleggingen av aktuell strekning i restfeltet med differensiell GPS, ble gjort etter prinsippene beskrevet i *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag* (Forseth & Harby 2013). Oppmålingen ble gjort med en vanlig landmåler (Trimble Model R6 antenne og en Trimble TSC3 målebok) med målenøyaktighet på ± 1 cm. Oppmålingen av terrenget ble gjort 10. og 15. september 2014, mens innmålingen av gyteområdene ble gjort 26. mars 2015. Det ble totalt målt opp 1542 punkter i terrenget hvorav 126 punkter var til innmåling av gyteområder (**Figur 9**). De oppmålte punktene ble benyttet for å utvikle en digital terrengmodell av strekningen (**Vedlegg, Figur 10**). Strekningen fra Dale fabrikk og opp til Besshølen ble ikke kartlagt i denne undersøkelsen. Årsaken til dette er at denne strekningen er et meget bratt juv med høyere fallgradient hvor det er vanskelig å utføre eventuelle biotopjusteringer (**Figur 11**). Elven er også her dypere og smalere enn det den er på strekningen fra Dale fabrikk og ned til kraftutløpet. En skjønsmessig vurdering av de hydromorfologiske kvalitetene oppstrøms og nedstrøms Dale fabrikk tilsier at en fastsettelse av miljøbasert vannføring på strekningen fra Dale fabrikk og ned til kraftutløpet, trolig også vil bedre forholdene for fiskeproduksjonen oppstrøms Dale Fabrikk.



Figur 9. Oversikt over oppmålingen av den aktuelle strekningen i restfeltet med en differensiell GPS i 2014. Punktene inngår i terrenngmodellen utviklet for strekningen av Hauer & Flödl 2015, se **Vedlegg**.



Figur 10. Terrenngmodell utviklet for å modellere miljøbasert vannføring i restfeltet. Svarte prikker er gytegrøper som er ringet inn med oransje farge.



Figur 11. Lengdeprofil av restfeltet i Daleelva fra Dale kraftstasjon og opp til vandringshinderet ved Besshølen nesten 70 meter over havnivået.

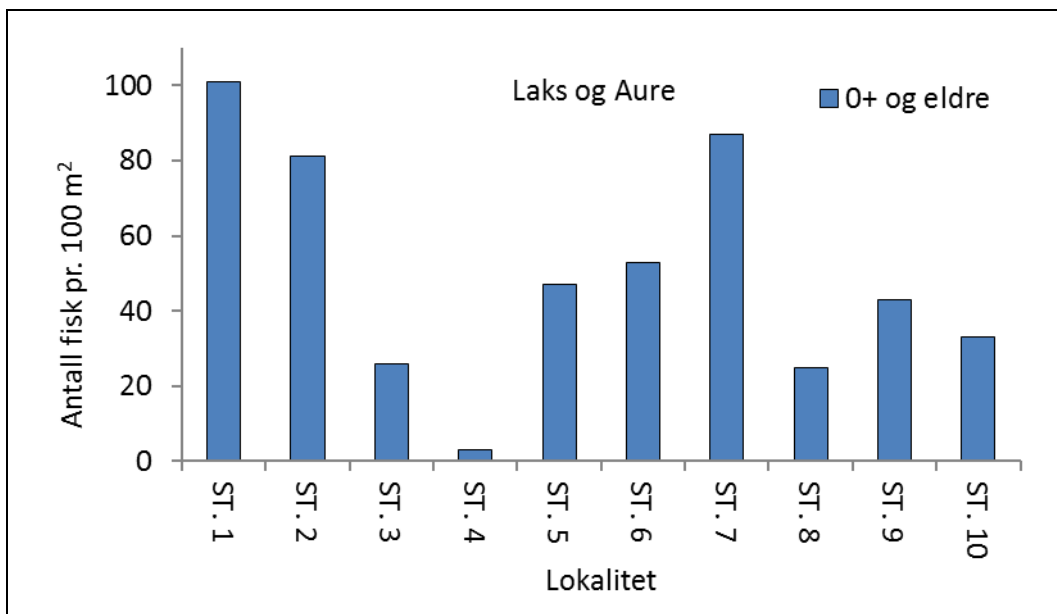
3.0 Resultater

3.1 Undersøkelser av ungfiskbestanden

For å få en bedre oversikt over situasjonen for ungfisk i restfeltet, ble det, i tillegg til det etablerte stasjonsnettet, fisket på fem nye stasjoner i 2014 (**Figur 12**). Resultatene viser en stor romlig variasjon i tetthetene fra 101 fisk pr. 100 m² (st. 1) til 3 fisk pr. 100 m² (st. 4). Årsaken til denne store forskjellen er mest sannsynlig at stasjon 4 ligger rett nedstrøms et utslippspunkt hvor det flere ganger er blitt observert fiskedød ved andre undersøkelser i restfeltet (Uni Research Miljø, upubliserte data) (**Bilde 6**). Ved ny oppmåling av restfeltet med differensiell GPS i september 2014, ble det gjort nye observasjoner av død fisk på den samme lokaliteten. Dette utslippspunktet står som et problem i vannforvaltningsplanen og tiltak må gjøres for å eliminere negativ effekt på fiskeproduksjonen i berørt område. I øvre del av restfeltet er gytemulighetene begrenset, og dette er trolig årsaken til at tetthetene av fisk her er generelt lavere enn på stasjonene i den nedre delen hvor gytemulighetene er bedre. I tillegg plantes det årlig ut lakserogn i både anadrom og oppstrøms den anadrome delen i restfeltet. I perioden 2010-2014 har det i snitt blitt plantet ut ca. 24 000 lakserogn. Dette påvirker resultatene i overvåkingen av ungfisk og vanskeliggjør vurderingene av registrerte ungfisktettheter og av fangstene i smoltfellen.



Bilde 6. Fiskedød grunnet utslipp i restfeltet i Daleelva i 2005.

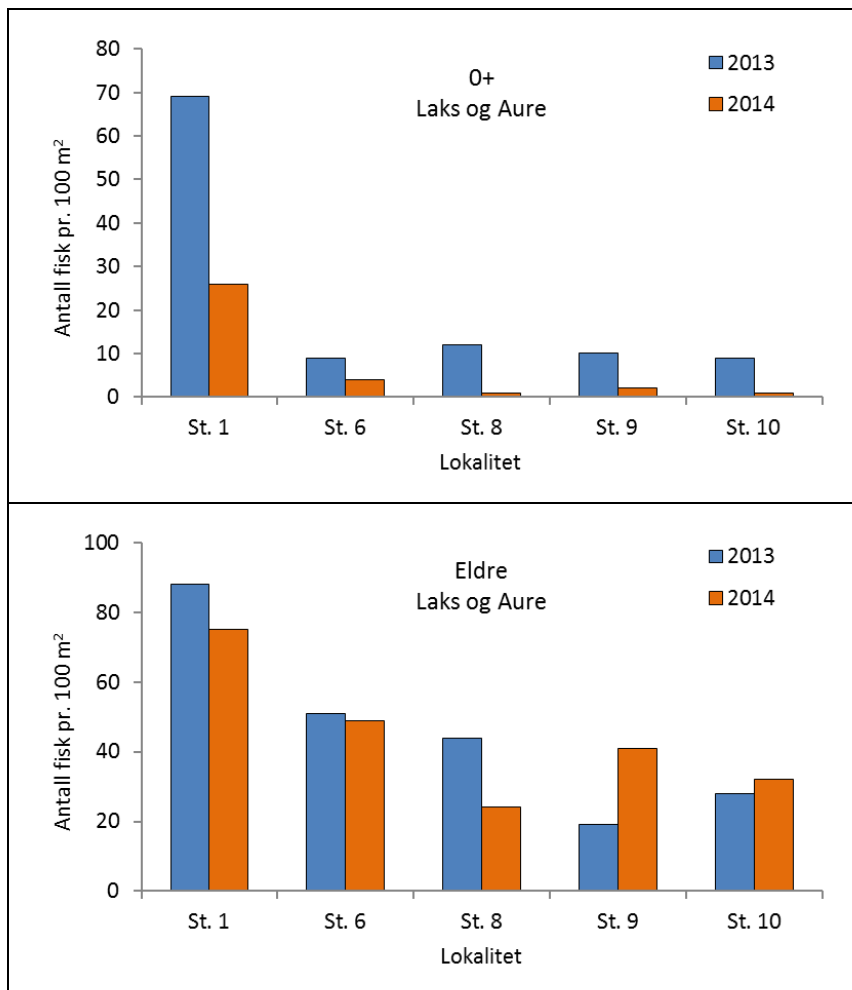


Figur 12. Tettheter av årssunger og eldre laks og aure i restfeltet i Dale i 2014.

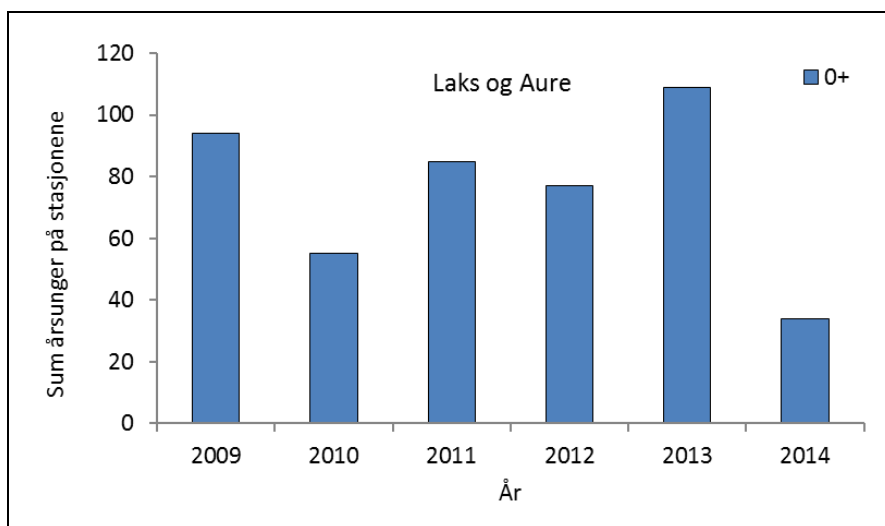
Som tidligere nevnt, gjorde flommen stor skade i restfeltet i 2005 (**Bilde 7**). Ny flom kom i 2014, men denne hadde ikke samme grad av styrke. Likevel kan slike flommer som i 2014, ha en negativ effekt på fisketetthetene i form av at fiskene blir spylt ut av restfeltet eller i verste fall som følge av at de dør. Undersøkelsene av fisketettheter i restfeltet kan tyde på at flommen i 2014 hadde en negativ effekt på årssunger, men at denne ikke var så uttalt for de eldre (**Figur 13**). Tilsvarende resultater kan leses av undersøkelsene utført i perioden 2009-2014 på det faste stasjonsnettet av årssunger (**Figur 14**).



Bilde 7. Flommen i 2005 gjorde stor skade langs hele vassdraget i Dale. Bildet er tatt 14. november 2005.

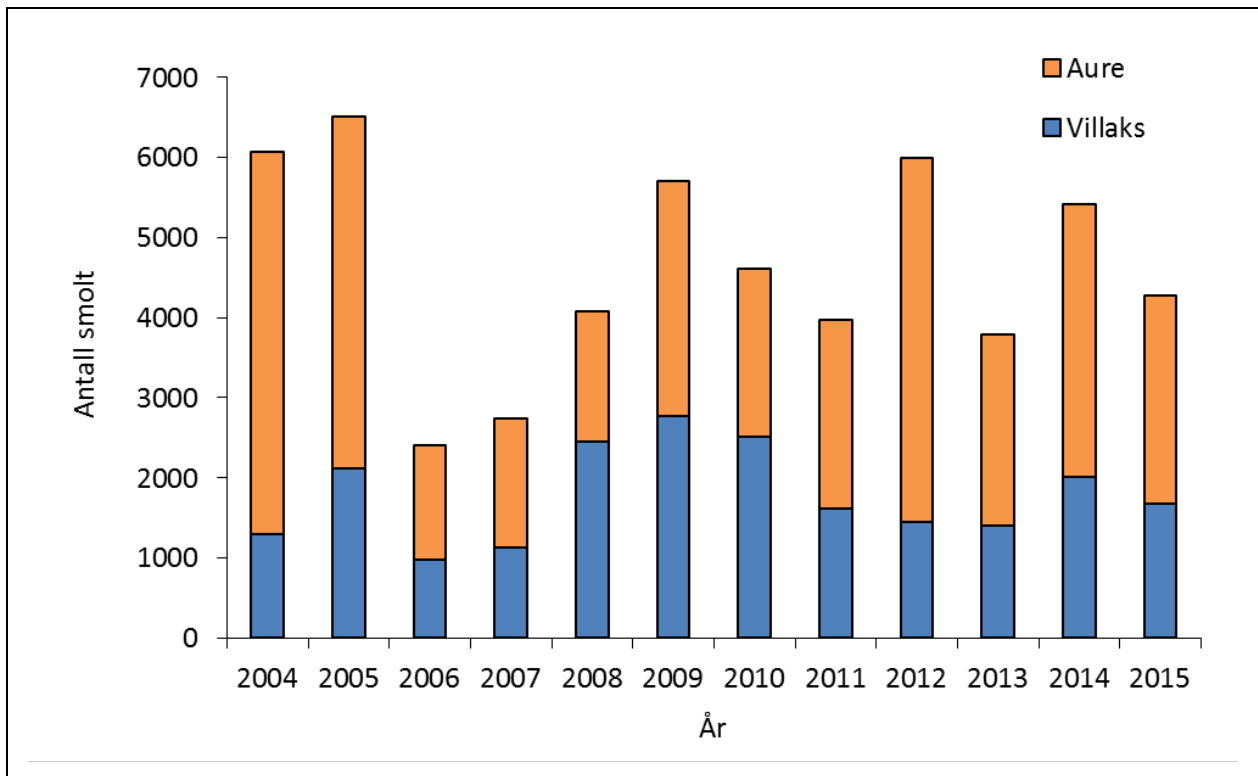


Figur 13. Tettheter av årsunger (0+, øverst) og eldre ($\geq 1+$, nederst) laks og aure i restfeltet i Daleelva i 2013 og 2014.



Figur 14. Summen av årsunger (0+) av laks og aure fanget på stasjonsnett i restfeltet i perioden 2009-2014.

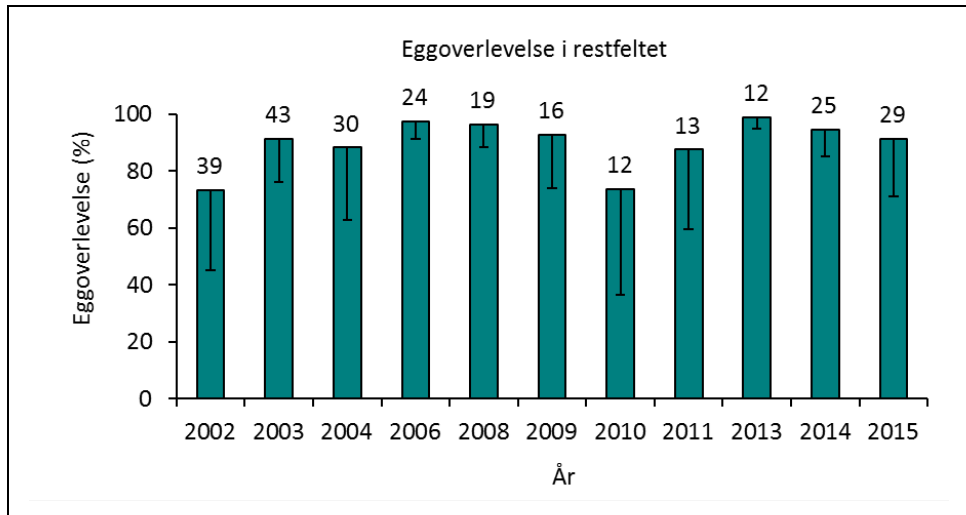
I tillegg til tettheter av ungfisk, vil antallet smolt fanget i smoltfellen belyse produksjonen av fisk i restfeltet. Smoltfellen vil være en viktig måleparameter for å evaluere effekter av utført miljødesign i restfeltet, men og f.eks. flommer og andre intrufne hendelser i fremtiden som kan påvirke fiskeproduksjonen. Det er blitt fanget smolt i utløpet av restfeltet siden 2004 med en Wolf-fiskefelle (**Figur 15**). I fangstperioden har fella i snitt fanget ca. 4 600 smolt hvert år. Aure har vært dominerende i fangstene med et snitt på ca. 2 800 pr. år og laks med ca. 1 800 pr. år. De reduserte fangstene i 2006 og 2007, skyldes høyst sannsynlig negativ effekt på fiskeproduksjonen av flommen høsten 2005. Da ble trolig en del fisk spylt ut av restfeltet og i tillegg døde det mest sannsynlig også en del ungfisk i løpet av flommen. Fangsten i 2014 og 2015 viser at flomsikringsarbeidet utført av NVE i 2013 og 2014, og flommen i 2014, ikke har hatt en sporbar negativ effekt på smoltutgangen i 2015. Fangstene av laksesmolt blir påvirket av rognplantingen av laks i både anadrom og oppstrøms anadrome deler av restfeltet. Det er vanskelig å si hvor stort bidrag disse utgjør i fangstene i smoltfellen. Uni Research Miljø har et pågående prosjekt med rognplanting og fangster av smolt i tilsvarende Wolf-felle i restfeltet i Vikja. I motsetning til Daleelva, er fangstene i fella i restfella i Vikja kun basert på utplanting av lakserogn og det er ikke naturlig rekruttering i denne delen av Vikja. Fangstene av laksesmolt i denne fella har variert fra 500 til 2 500 i perioden 2006-2015 og har vært basert på en årlig utplanting av ca. 90 000 rogn. I Daleelva har det årlig i snitt blitt plantet ut 24 000 rogn, men med relativt store mellomårsvariasjoner i mengde. Det er helt klart at denne kultiveringen bidrar i fangstene av laksesmolt i fella i Daleelva, men det er umulig å si i hvor stor grad disse bidrar basert på erfaringene fra tilsvarende kultivering i Vikja.



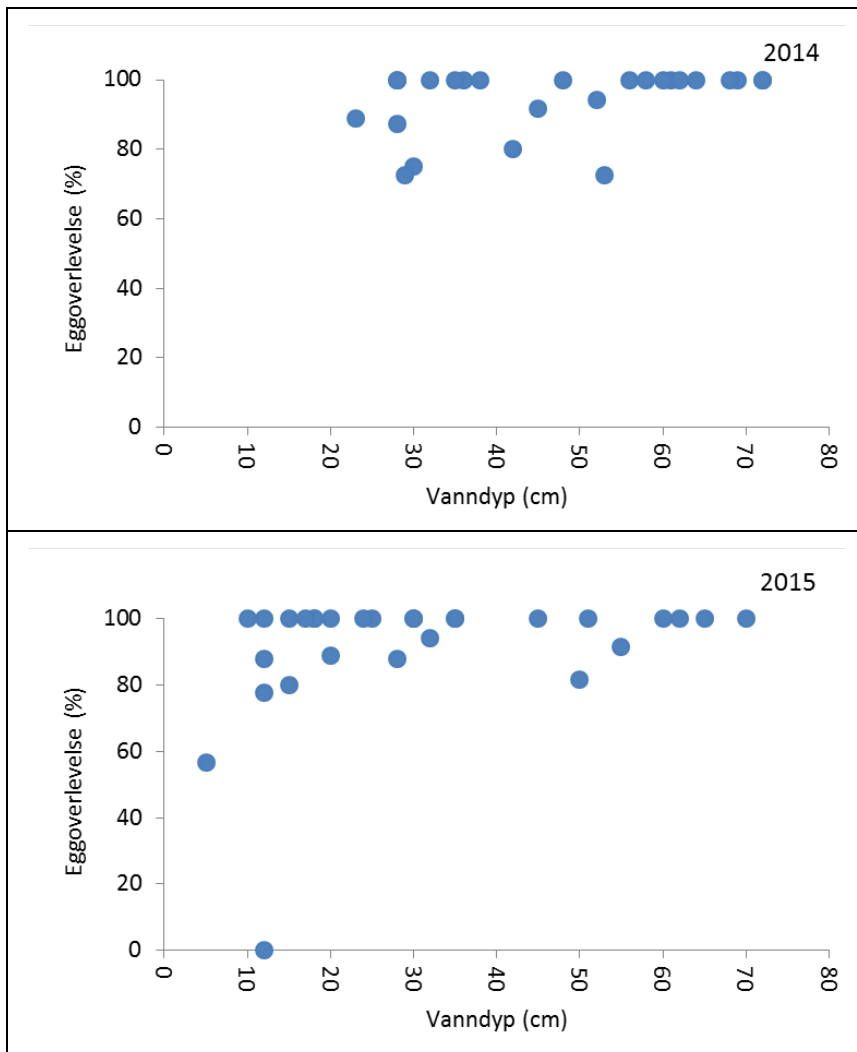
Figur 15. Antall smolt fanget i smoltfellen ved utløpet av restfeltet i Daleelva i perioden 2004-2015. Det er skilt på aure og villaks. Den mest plausible forklaringen på nedgangen av antallet smolt som vandret ut i 2006 og 2007, var flommen i 2005 som endret store deler av restfeltet og som ble flomsikret av NVE i perioden 2013-2014. Flommen høsten 2014 hadde ikke samme styrke som i 2005 og synes ikke å ha hatt den samme negative effekten på eldre fisk.

3.2 Eggoverlevelse

Det er blitt foretatt undersøkelser av gytegrøper i restfeltet i Daleelva siden 2002. Det er til nå undersøkt totalt 262 gytegrøper. Gjennomsnittlig eggoverlevelse for hele perioden er 89 % (Std = 22). Eggoverlevelsen i de enkelte år er gitt i **Figur 16**. Generelt er eggoverlevelsen funnet å være høy, men i noen år har eggoverlevelsen vært noe lav. Dette skyldes sedimentering i noen av gytegrøpene og i visse tilfeller stranding. I 2014 og 2015 er det gitt en oversikt over eggoverlevelse i den enkelte grop i **Figur 17**. Disse undersøkelsene er bare gjort i restfeltet oppstrøms kraftstasjonen. Gjennomsnittlig eggoverlevelse i disse to årene er hhv. 95 % i 2014 og 91 % i 2015. Basert på en artsidentifisering av innsamlet egg fra den enkelte gytegrop, var 96 % av undersøkte gytegrøper i 2014 gytt av laks, mens tilsvarende i 2015 var 64 %. I 2015 ble det også registrert egg fra en gytegrop som var hybrid mellom sjøaure og laks.

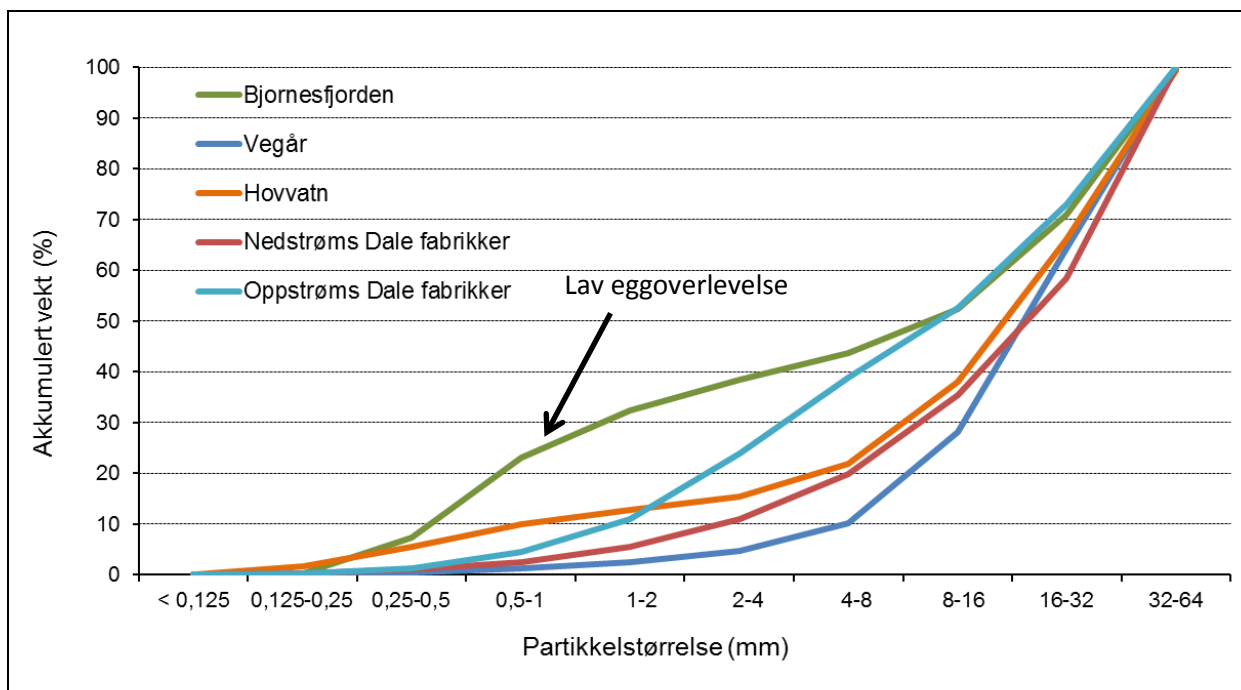


Figur 16. Eggoverlevelse i gytegrøper undersøkt i restfeltet i Daleelva i perioden 2002-2015. Det ble ikke utført undersøkelser i 2005, 2007 og i 2012.



Figur 17. Eggoverlevelse i gytegrøper i forhold til vanndyp i Daleelva i 2014 (øverst) og i 2015 (nederst).

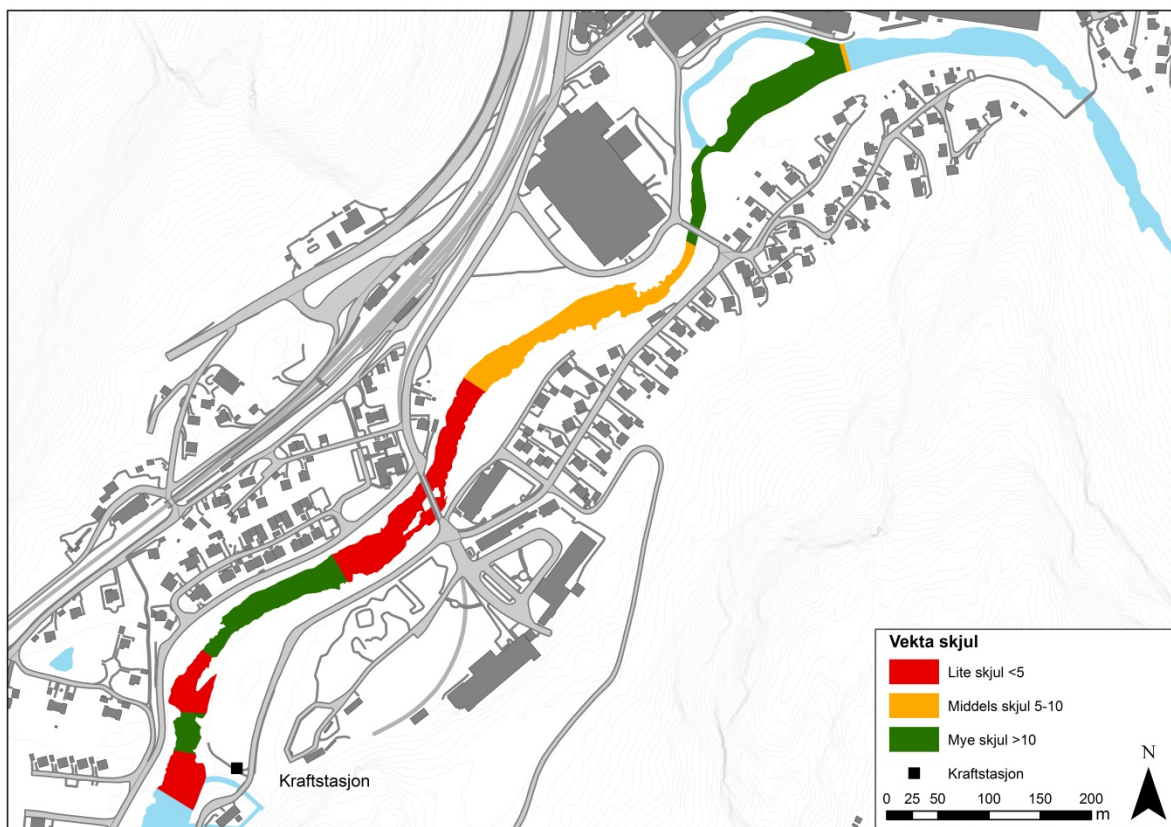
Flere studier av laksefisk har vist at det er en klar sammenheng mellom eggoverlevelsen og sammensetningen av gytegrusen (substratet). Det er særlig de finere fraksjonene som sand og silt som kan påvirke eggoverlevelsen i negativ retning ved å redusere oksygentilførselen til eggene. Dette er det svært viktig å være klar over ved undersøkelser av eggoverlevelse, siden en lav overlevelse kan skyldes både for mye finsediment i gytegrusen og/eller stranding. Med bakgrunn i dette ble substratprøver fra restfeltet i Daleelva levert inn for siktanalyse. Substratprøvene ble samlet inn ved hjelp av spade og hov med maskevidde 250 μm . Det ble siktet for følgende kornstørrelser: mindre enn 0,125 mm, 0,125 mm, 0,25 mm, 0,5 mm, 1 mm, 2 mm, 4 mm, 8 mm, 16 mm, 32 mm, 64 mm og 128 mm. Vektprosenten av materialet ble brukt for å vurdere andelen finpartikulært materiale i den enkelte prøve. Tilsvarende målinger av substrat fra litteraturen og fra innsjøene Vegår og Store Hovvatn i Aust-Agder og Bjornesfjorden på Hardangervidda, ble brukt som sammenlikningsgrunnlag ved vurderingene av substratprøvene i restfeltet i Daleelva. Det ble tatt 7 substratprøver på strekningen nedstrøms Dale fabrikk og 3 oppstrøms. Sammenlignet med tilsvarende substratprøver fra andre vannforekomster, viser analysen at det ikke var for mye finsediment i grusen i restfeltet i Daleelva. I Bjornesfjorden ble det funnet en lav eggoverlevelse i substratprøver med for mye finsediment (Barlaup et al. 2008) (**Figur 18**), mens eggoverlevelse i Hovvatn og Vegår har vært normal.



Figur 18. Kornfordelingskurver av substratprøver i Bjornesfjorden, Vegår, Hovvatn og fra restfeltet i Daleelva.

3.3 Skjulmålinger

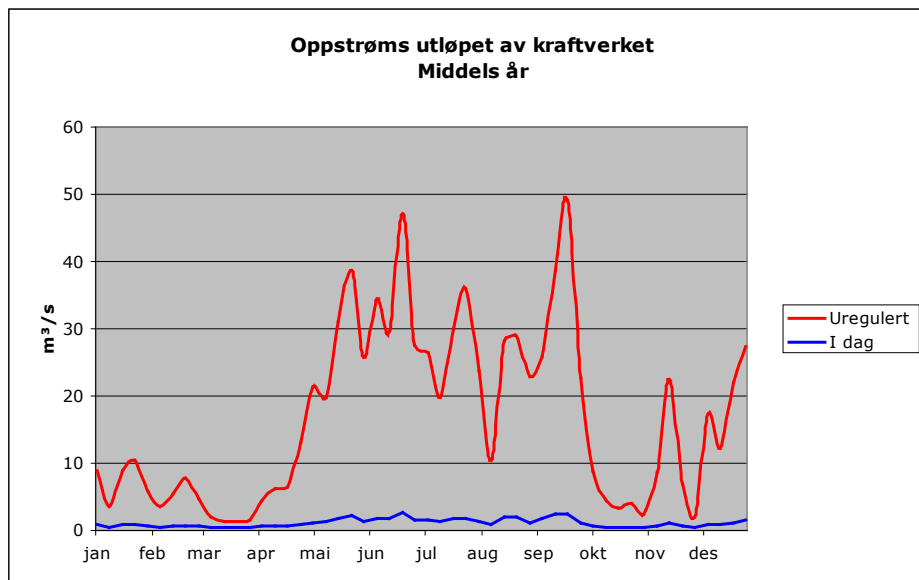
Målingene av skjul (hulrom) for fisk i restfeltet, viste at nesten 40 % av arealet hadde mye skjul, 22 % hadde middels og 38 % av arealet hadde lite skjul tilgjengelig for ungfisk (**Figur 19**). Strekninger med lite skjul var terskelbassenget oppstrøms smoltfellen, terskelbassenget ved kraftstasjonen og på det området hvor elvebunnen er plastret med store, armerte blokker. For de to førstnevnte områdene, er vannhastigheten relativt sett lav. For det sistnevnte området, har sand og grus lagt seg innimellom blokkene og tettet igjen hulrommene. Det ser ikke ut til at flommer klarer å spyle ut denne grusen mellom blokkene.



Figur 19. Vekta skjul (hulrom) på strekningen i restfeltet i Daleelva.

3.4 Miljøbasert vannføring

Den overordnede målsetningen i prosjektet har vært å finne den beste løsningen på fordelingen av vann mellom restfeltet og kraftproduksjonen, der fiskens vannbehov ved ulike livsstadier (vannmiljø) skal ivaretas. På strekninger hvor vann er ført bort er det ofte gitt bestemmelser om faste minstevannføringer om vinteren og/eller om sommeren i manøvreringsreglementet. Dagens avtalte vannslipp i restfeltet i Daleelva er på 300 l/s året rundt. Dette vannslippet er ikke basert på fiskebiologisk kunnskap i restfeltet, men basert på en avtale mellom BKK og Dale fabrikker i 1920. Behovet for en gitt vannføring bør defineres av fiskens ulike livsstadier eller etter fiskens viktigste utfordringer gjennom året (både eggoverlevelse, ungfisk, smolt og gytefisk). Et nyttig verktøy i denne sammenhengen er den såkalte byggeklossmetoden. I byggeklossmetoden deles vassdragets årlige vannsyklus inn etter fiskens ulike livsstadier. I tillegg skal byggeklossene også illustrere hydrologiske flaksehalsar og andre produksjonsreducerende faktorer. Dette kan f.eks. være habitatforringelse grunnet redusert flomeffekt som følge av fraføring av nedbørfelt. Dette er aktuelt i restfeltet til Daleelva (**Figur 20**), der gjennomsnittlig vannføring er 9 % av det vannføringen var før reguleringen, og som fører til at dette feltet er sterkt modifisert. Hvilke vannføringer som imøtekommer vannbehovet i de ulike livsstadiene til fiskene, og som hindre habitatforringelse i restfeltet, vil bli videre belyst og diskutert.



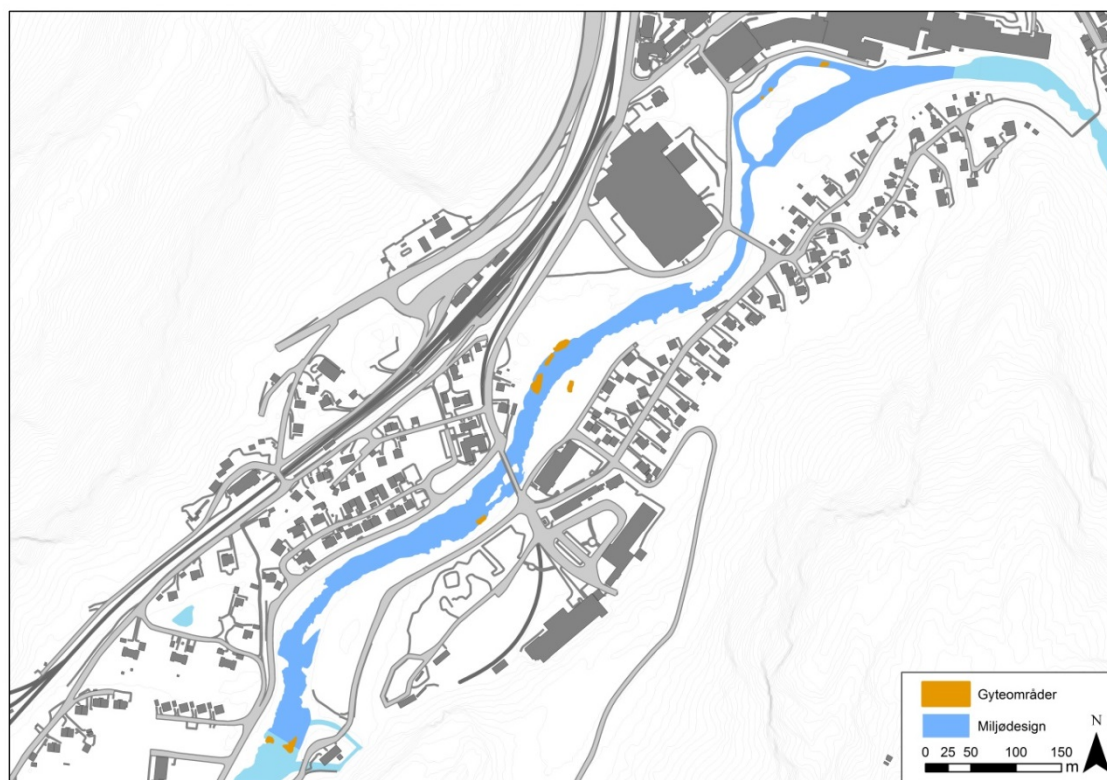
Figur 20. Beregnet vannføring i restfeltet i et middels år før (rød linje) og etter (blå linje) reguleringen av Daleelva (beregninger og data framskaffet av BKK).

3.4.1 Behov for vann til gyteområdene

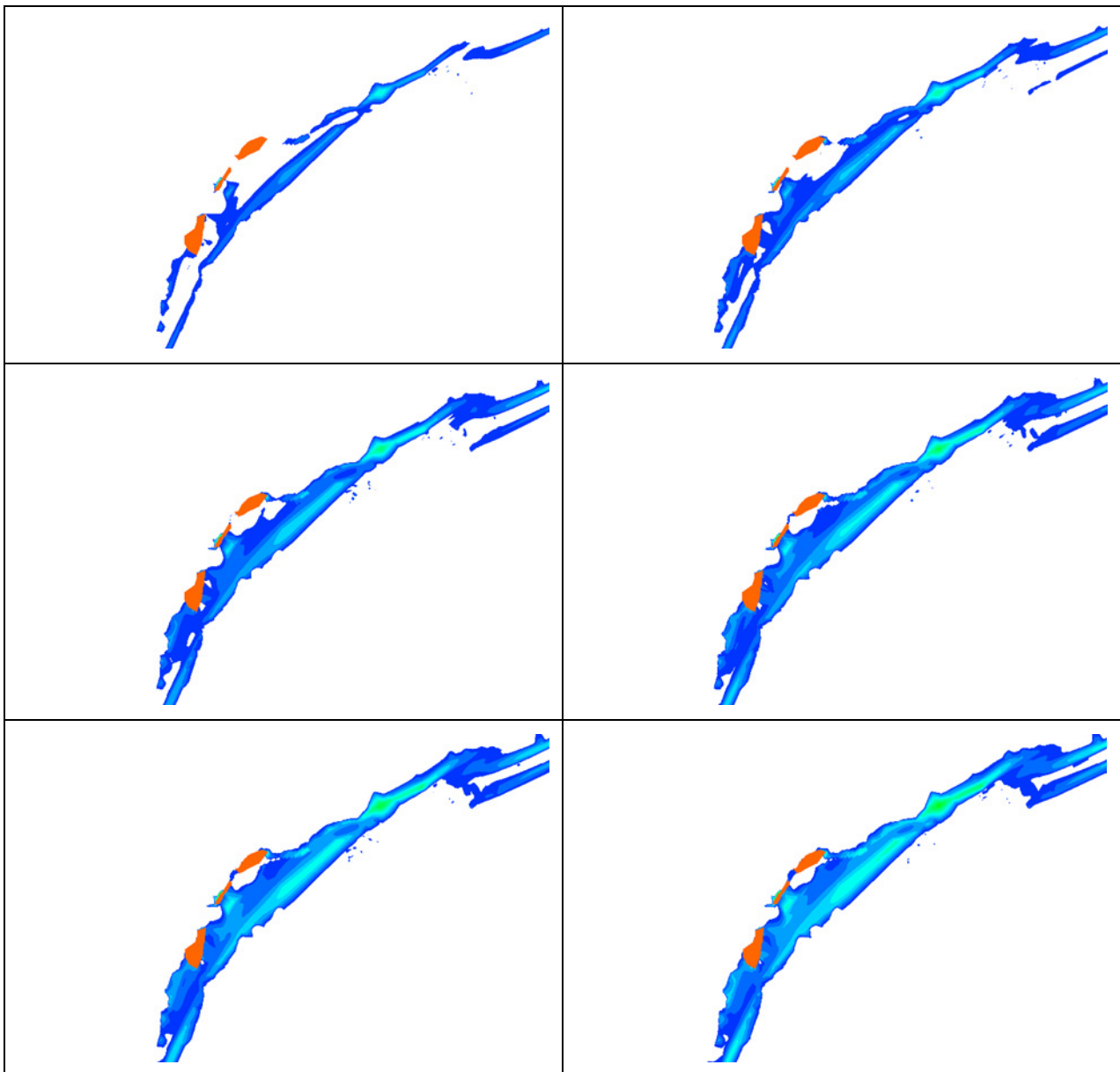
Kart over de viktigste gyteområdene, som ble oppmålt med en differensiell GPS 26. mars 2015, er vist i **Figur 21**. De største og viktigste gyteområdene finnes ved Sandflaten, Dale fabrikker og i terskelen nedstrøms smoltfellen. Det totale tilgjengelige gytearealet er estimert å være 360 m². I tillegg forekommer det gyting i forbindelse med mindre gruslommer spredt på området som ikke er vist i **Figur 21**. Den modellerte sammenhengen mellom vannføring og vanndekningen over gyteområdene er vist i **Tabell 1**. Modelleringen tilsier at en vannføring på 500 l/s dekker de viktigste gyteområdene med vann. Basert på den modellerte sammenhengen er 90 % av gyteområdene dekket med vann ved 500 l/s, og et eksempel på vanndekning over det viktigste gyteområdet ved Sandflaten er vist i **Figur 22**. Modelleringen viste i tillegg at noen få gytegroper tørrlegges ved 500 l/s ved Sandflaten, og dette gyteområdet (som og er det viktigste) er det som først tørrlegges ved lavere vannføringer enn 500 l/s. Ved undersøkelsen 26. mars 2015 ble vanddyptet over og gravedyptet for hver registrerte gytegrep målt opp (**Figur 23**). Gjennomsnittlig vanddypt over gytegrepene var 30 cm og gravedypt var 12 cm. Basert på korrigerede vannføringsdata fra vannstandsloggeren i restfeltet, var vannføringen i restfeltet på 417 l/s den 26. mars 2015. Kartleggingen tydet på at de viktigste gyteområdene var vanndekt ved denne vannføringen og det ble ikke funnet tørrlagte gytegroper. Modelleringen og våre fysiske registreringer av vanndekningen stemmer ganske bra overens, men vårt inntrykk er at en vannføring på 500 l/s dekker 100 % av de registrerte gyteområdene.

Tabell 1. Modellert sammenheng mellom vannføring og vanndekning over gyteområdene i Daleelva som ble målt opp 26. mars 2015. Gyteområdene er oppmålt med differensiell GPS.

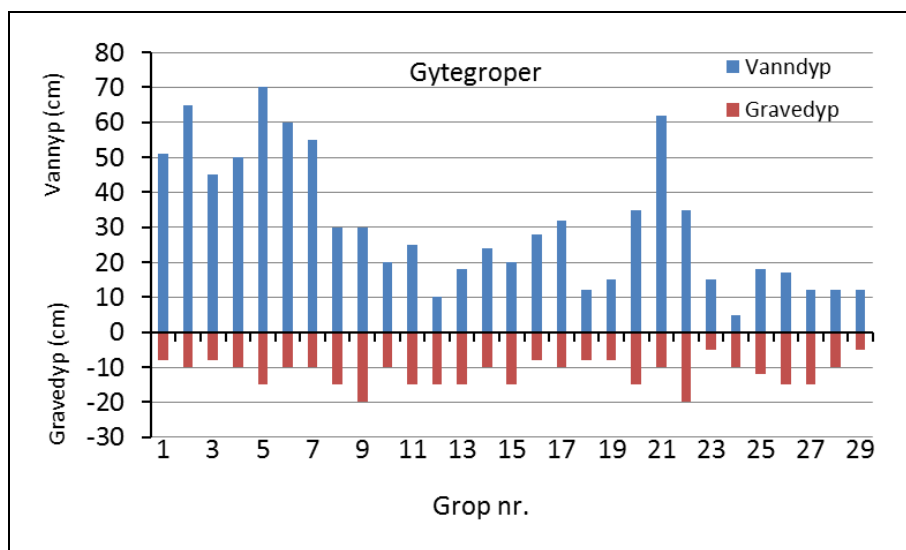
Vannføring (l/s)	Gyteområder (GPS punkter)	Vanndekning (%)
100	67	53
200	87	69
300	93	74
400	105	83
500	114	90
600	117	93
700	119	94
800	119	94
900	124	98
1000	136	100



Figur 21. Oversikt over oppmålte gyteområder i restfeltet i Daleelva mars 2015.

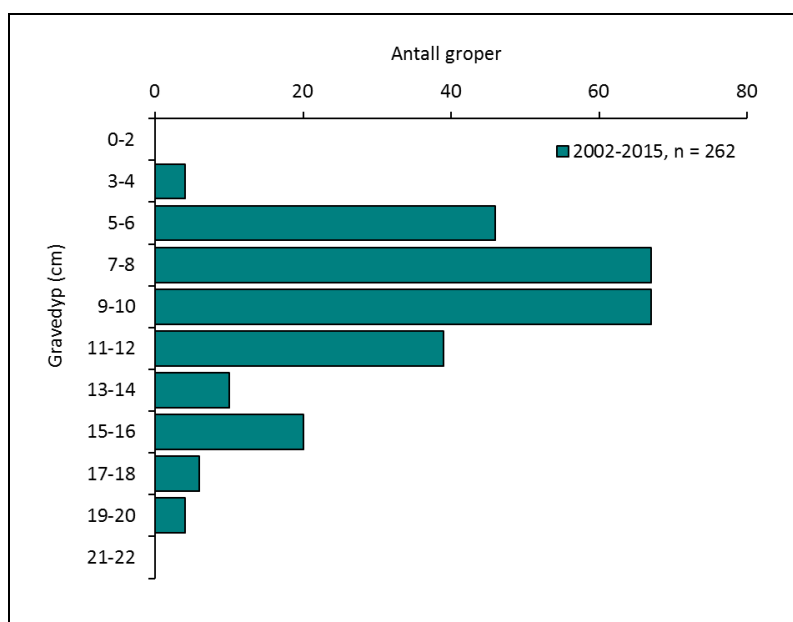


Figur 22. Modellert vanndekning over det viktigste gyteområdet ved Sandflaten i restfeltet i Dale ved vannføringer fra 100 l/s – 600 l/s. 100 l/s øverst til venstre og 600 l/s nederst til høyre.



Figur 23. Vannøyp og gravedyp for den enkelte gytegrop registrert i restfeltet mars 2015. Y-aksens 0 punkt gjenspeiler elvebunnen.

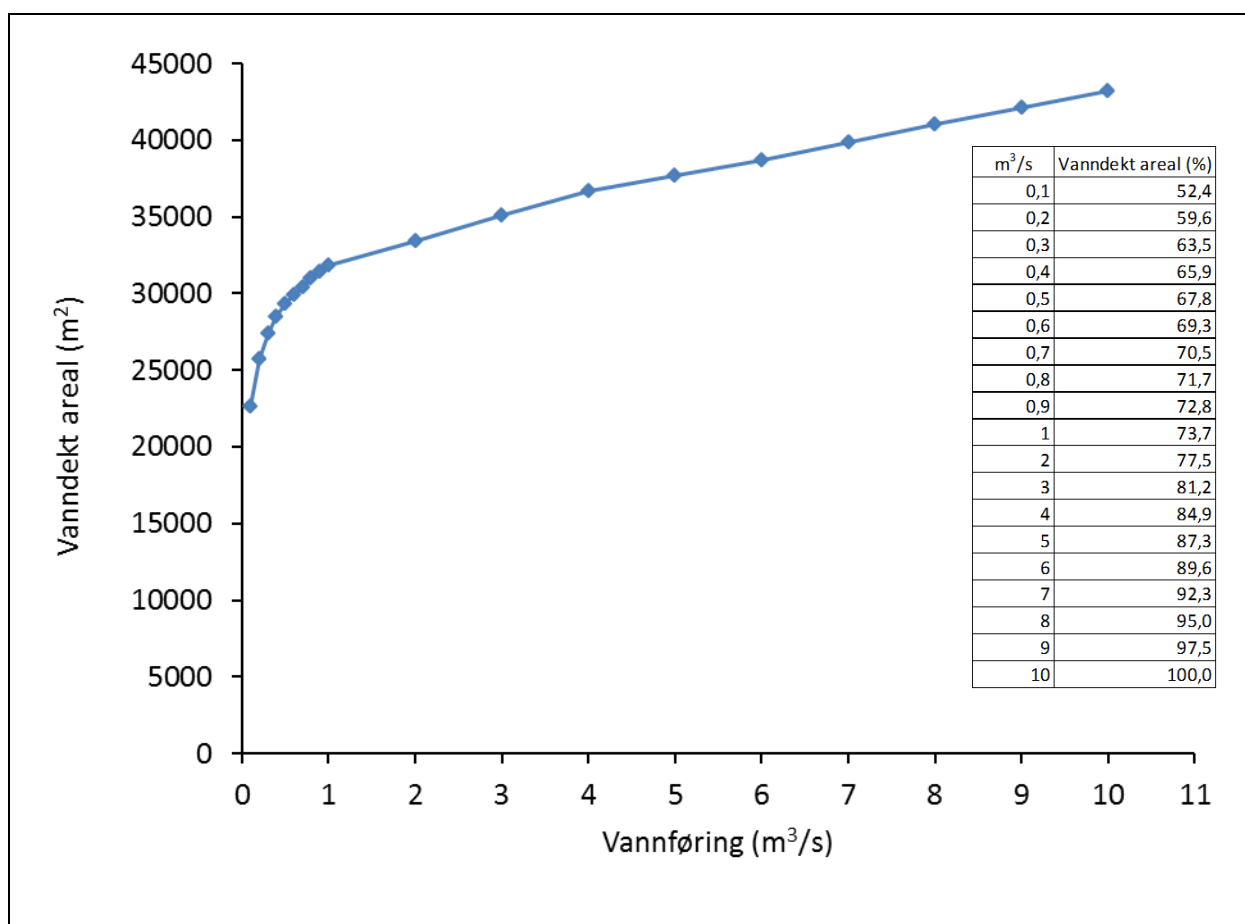
Perioden med inkubasjon av egg og plommeseekkyngel i gytegrus strekker seg fra midten av oktober da sjøauren starter sin gyting til ut mai måned da de fleste årsungene har forlatt gytegroppen. Siden 2002 har vi registrert hvor dypt eggene ligger nedgravd i gytegrusen i denne perioden. Gjennomsnittlig gravedyp i perioden 2002-2015 er 10 cm (**Figur 24**). Totalt 262 gytegroper har blitt undersøkt i restfeltet i denne perioden. Det er viktig å være klar over at eggene nede i en gytegrop ligger lavere enn den modellerte tørrleggingen. I tillegg tåler eggene å være tørrlagt over en viss tid uten at de dør. Fuktigheten som finnes i gytegroppen, sørger for at de får nok oksygen. Minusgrader samtidig med tørrleggingen kan imidlertid gjøre at eggene fryser og dør. Dette tilsier at det finnes en buffer på den laveste modellerte vannføring som dekker gyteområdene, og til at eggene nede i gytegroppen faktisk tørrlegges og dør.



Figur 24. Registrert gravedyp for egg i Daleelva i perioden 2002-2015.

3.4.2 Effektivt produksjonsareal - ungfiskhabitat

I restfeltet i Daleelva har NVE flomsikret med tanke på å unngå skade på bygninger og veier langs elva. Elveløpet er derfor utformet som et flomløp som først fylles opp ved store vannføringer. Det vil si at utformingen av elveløpet ikke er tilpasset vannføringen. De oppmålingene vi har gjort må derfor sees i sammenheng med flomsikringen, der vanndekt areal (produksjonsarealet) ikke når ut til elvekantene (**Bilde 8**). Sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring (**Figur 25**), viser en begynnende utflating av kurven ved ca. 500 l/s. Dette betyr at vanndekt areal, heretter kalt produksjonsareal, øker mest fra 0,0 l/s og opp mot 500 l/s. Arealet som blir vanndekt etter at en har passert 500 l/s er i hovedsak det flomsikrede elvearealet, og dette kan ikke forventes å være vanndekt til enhver tid. Dette betyr at gevinsten i form av produksjonsareal for ungfisk øker betydelig opp mot 500 l/s, mens gevinsten flater ut med vannføringer over dette. Basert på modelleringen, er realistisk produksjonsareal for ungfisk vanndekt ved en vannføring på 500 l/s.



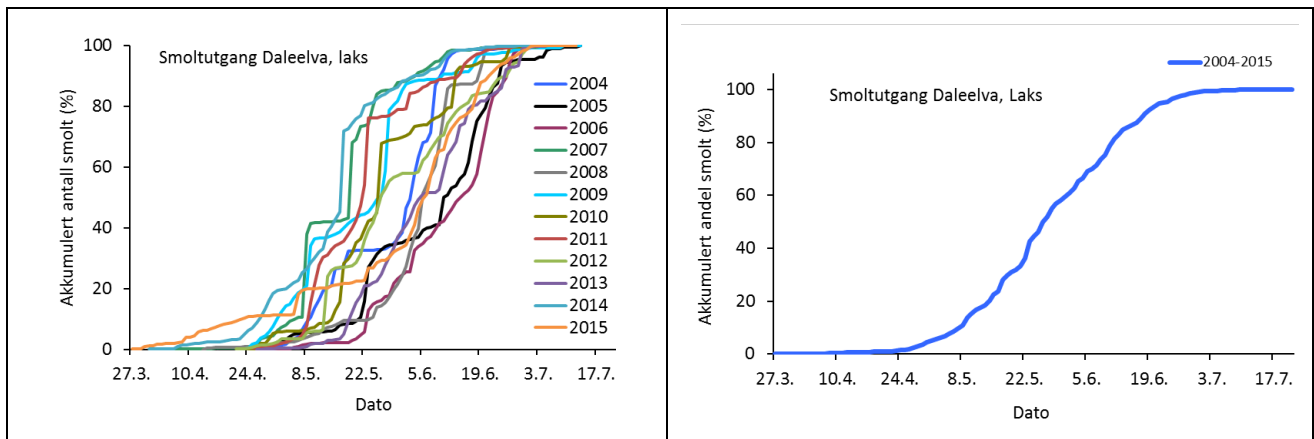
Figur 25. Sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring i restfeltet i Daleelva. Sammenhengen er basert på oppmåling med en differensiell GPS og utviklet terrengmodell.



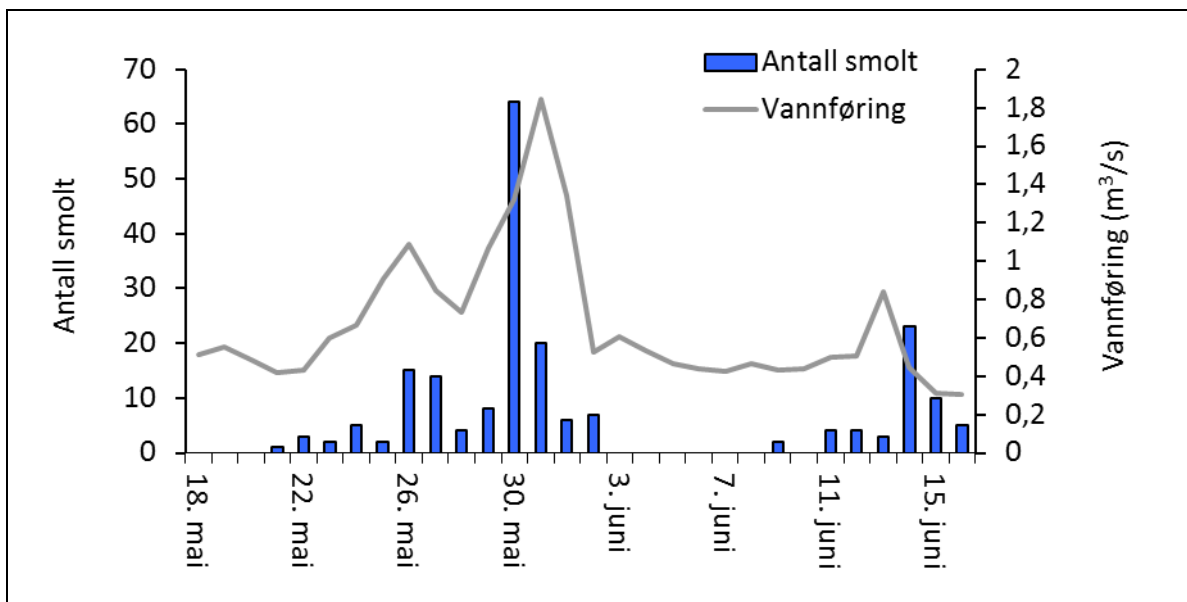
Bilde 8. Etter flomsikringen er ikke elveløpet i restfeltet tilpasset det naturlige vannføringsregime, men i stedet store flommer. Variasjonen av en miljøbasert vannføring er laget for et realistisk elveareal eller som etter et «elv i elva» prinsipp. Denne vil generelt vært en dypål i elva og ikke det arealet som går helt ut til elvekanten. Vannføringen på tidspunktet bildet ble tatt var trolig lavere enn 500 l/s.

3.4.3 Smoltutvandringen

Antallet smolt fanget i smoltfellen i restfeltet i Daleelva, er vist i **kapittel 3.1**. Tidspunktet for utvandringen av laksesmolt er vist i **Figur 26**. Basert på den 12-årig lange overvåkingen av utvandringen, vandrer de fleste laksesmoltene ut i perioden fra 01. mai til 15. juni, men resultatene viser store mellomårsvariasjoner i tidspunktet. Dette kan forklares med om våren inntreffer tidlig eller sent (temperaturforhold i elva), men kan også skyldes vannføringsforhold. Ved vedvarende lav vannføring over en relativt lang periode, kan mangelen på økning i vannføring være årsaken til at laksesmoltene forsinkes. Forsøk gjort i et sammenlignbart restfelt i Vikja, Vik i Sogn, har vist at lokkeflommer i en situasjon med lav vannføring om våren førte til at laksesmoltene startet sin utvandring (Gabrielsen et al. 2009) (**Figur 27**). I den typiske utvandningsperioden for laksesmolt om våren, vandret det fra 0-5 laksesmolt pr. døgn med en vannføring på ca. 500 l/s i Vikja. En variasjon i vannslipp på 500 l/s til 1 300 l/s over en kort periode førte til at døgnutvandringen steg med 15 til 64 smolt pr. døgn. Selv et vannslipp på 300 l/s i et døgn økte utvandringen med 20 smolt (fra 3 smolt den 13.06 til 23 smolt den 14.06). Tilsvarende erfaringer er blitt gjort med andre vannslipp gjennomført i flere år i Vikja for å sørge for en mer synkron utvandring av laksesmoltene.



Figur 26. Utvandringstidspunkt for laksesmolt i restfeltet i Daleelva i enkelt år (venstre) og samlet akkumulert andel for hele perioden (høyre) i perioden 2004-2015.



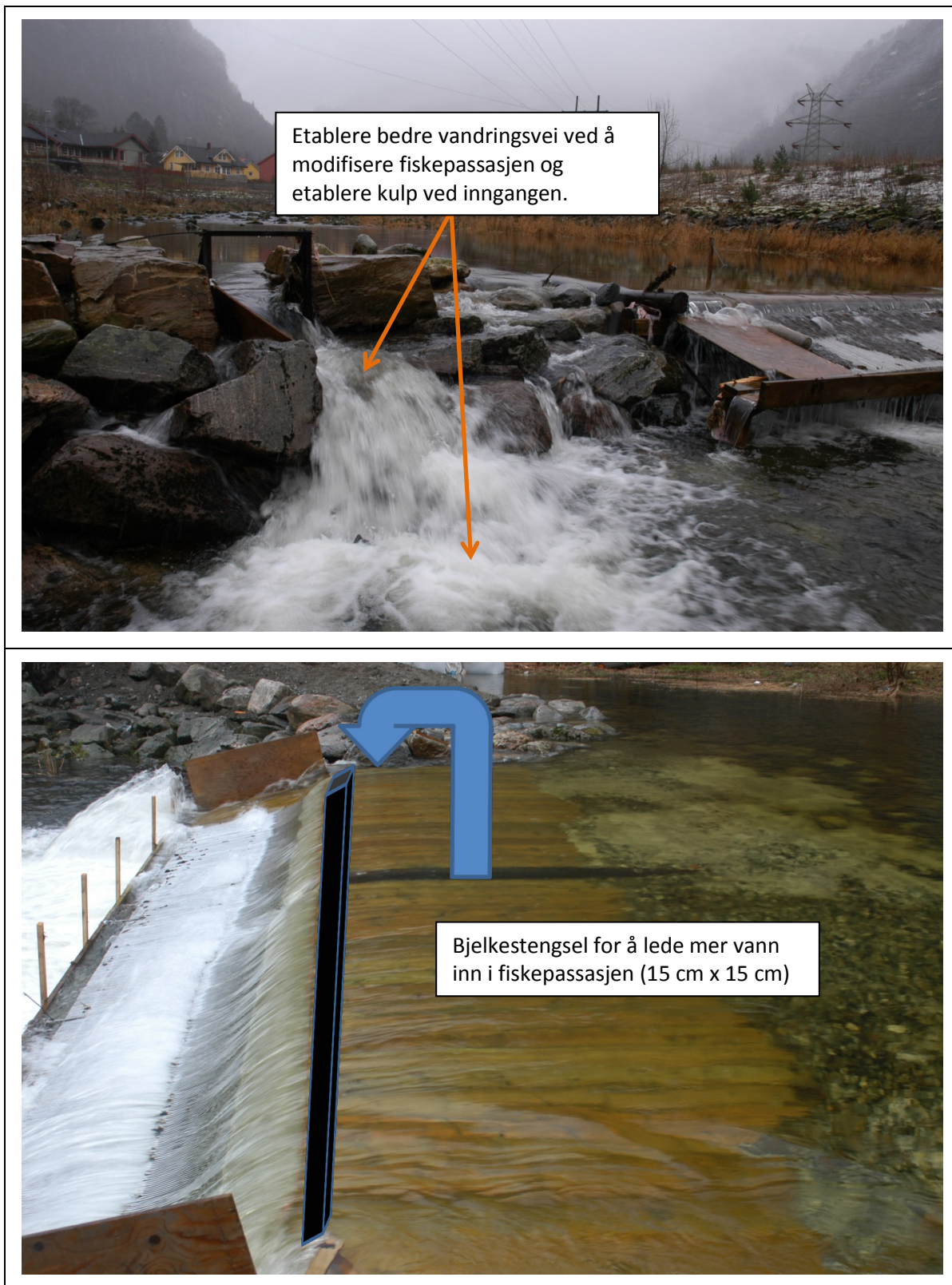
Figur 27. Slipp av vann under smoltutgangen i restfeltet til Vikja, Vik i Sogn, våren 2006. Figuren viser døgnmiddel for vannføringen og antall smolt fanget i smoltfellen.

Behovet for «lokkeflommer» for å sikre en mer synkron utvandring av laksesmoltene i restfeltet i Daleelva, trenger ikke å være årlige eller til bestemte datoer, men er situasjonsavhengige. Slipp av vann er ikke nødvendig i perioden fra 01. mai til 15. juni i år der vannføringen allerede er høy og variabel, men viktig om vannføringen er lav og stabil. Derfor bør vurderinger av behovet for vannslipp for å få smolten ut av restfeltet i Daleelva vurderes hver vår. Vurderingene bør baseres på disse vurderingskriteriene:

- 1: Ved vedvarende lav og stabil vannføring i en uke i perioden fra 01. mai til 15. juni, bør et vannslipp som fører til en økning i vannføringen på 400-500 l/s initieres i minst 24 timer.
- 2: Behovet for et slikt vannslipp må sees i sammenheng med værmelding og nedbørprognoser, samt snøsmelting i nedbørfeltet. Om prognosene tilsier at dette inntreffer i nær framtid (1-5 dager etter en uke med vedvarende lav og stabil vannføring), er det ikke nødvendig med vannslipp.
- 3: Ved vannslipp bør effekten evalueres i smoltfellen.

3.4.4 Gytefiskvandring

Oppvandringen av laks og sjøaure til Daleelva starter trolig i juni måned, mens hovedinnsiget skjer i juli og august. Det er ikke ønskelig å få gytefisken opp i restfeltet tidlig i sesongen. Det er flere årsaker til dette. De viktigste gyteområdene i den anadrome delen av Daleelva, ligger i selve hovedløpet nedstrøms kraftutløpet og restfeltet. I restfeltet er det den nedre delen som har viktige gyteområder, mens gytetilbudet oppstrøms Dale fabrikk og opp til Besshølen er dårlig. Dette betyr at lokkeflommer som fører til at for mange gytefisker finner veien opp forbi Dale fabrikk og videre opp i juvet mot Besshølen, ikke er ønskelig. Det finnes flekkvise gytearealer på strekningen, men det er langt viktigere at de store gyteområdene fra Dale fabrikk og ned benyttes. Dessuten er det kjent at tjuvfiske foregår i den øvre delen av restfeltet. Det er lite oppsyn og kontroll i denne delen av elva i forhold til i resten av elva. Derfor mener vi at vannslipp for å lokke gytefisk opp i restfeltet ikke bør skje før etter at sportsfisket er ferdig. I 2015 var sportsfiskesesongen ferdig 15. september. Gyteperioden starter med sjøauren fra ca. midten av oktober og varer ut til midten av desember da de fleste laksene har gytt ferdig. Vi tror at en utbedring av vandringsveien forbi smoltfellen vil medføre til at en lokkeflom er unødvendig for å øke oppvandringen opp i restfeltet. I dag er fiskepassasjen som går forbi smoltfellen lite egnet for oppvandring av både ungfisk og gytefisk før ved større vannføringer. Enkle modifikasjoner av denne fiskepassasjen (endre på noen få blokker), vil sørge for at vandringsmulighetene blir bedre (**Figur 28**). Dessuten bør en større andel av vannføringen gå gjennom denne passasjen og ikke over smoltfellen i oppvandringsperioden. Det er også gjort observasjoner av gytefisk som stanger og skader seg i smoltfellen. Utbedringer av fiskepassasjen vil trolig redusere skadeomfanget på fiskene. En enkel måte å løse dette på er å montere en bjelke på tvers av inngangen til smoltfellen (**Figur 28**). Denne kan fjernes når smoltfellen er i drift om våren. Da stenges også fiskepassasjen med det allerede etablerte bjelkestengselet som også benyttes i dag. Bjelkestengselet i fiskepassasjen benyttes kun i forbindelse med drift av smoltfellen. Før eventuelle lokkeflommer etableres, mener vi at denne fiskepassasjen bør overvåkes med en fisketeller. Denne vil registrere oppvandringen av gytefisk, og resultatene fra en slik overvåking bør evalueres før det eventuelt tas stilling til om lokkeflommer er nødvendig. Foreslåtte justeringer i fiskepassasjen vil i tillegg sørge for at migrasjon av ungfisk og ål til enhver tid blir enklere. Dette vil øke konnektiviteten mellom restfelt og hovedløp.



Figur 28. Øverst: Vandringsveien forbi smoltfellen bør modifiseres for å lette vandringsveien for både ungfisk, gytefisk og ål. En enkel justering ved å endre og lytte på noen blokker er nødvendig. **Nederst:** Bjelkestengset kan boltes fast i plankedekket til smoltfellen for å lede mer vann inn i fiskepassasjen. Dette vil sørge for bedre vandringsmuligheter for fisk forbi smoltfellen.

3.4.5 Gytevannstand

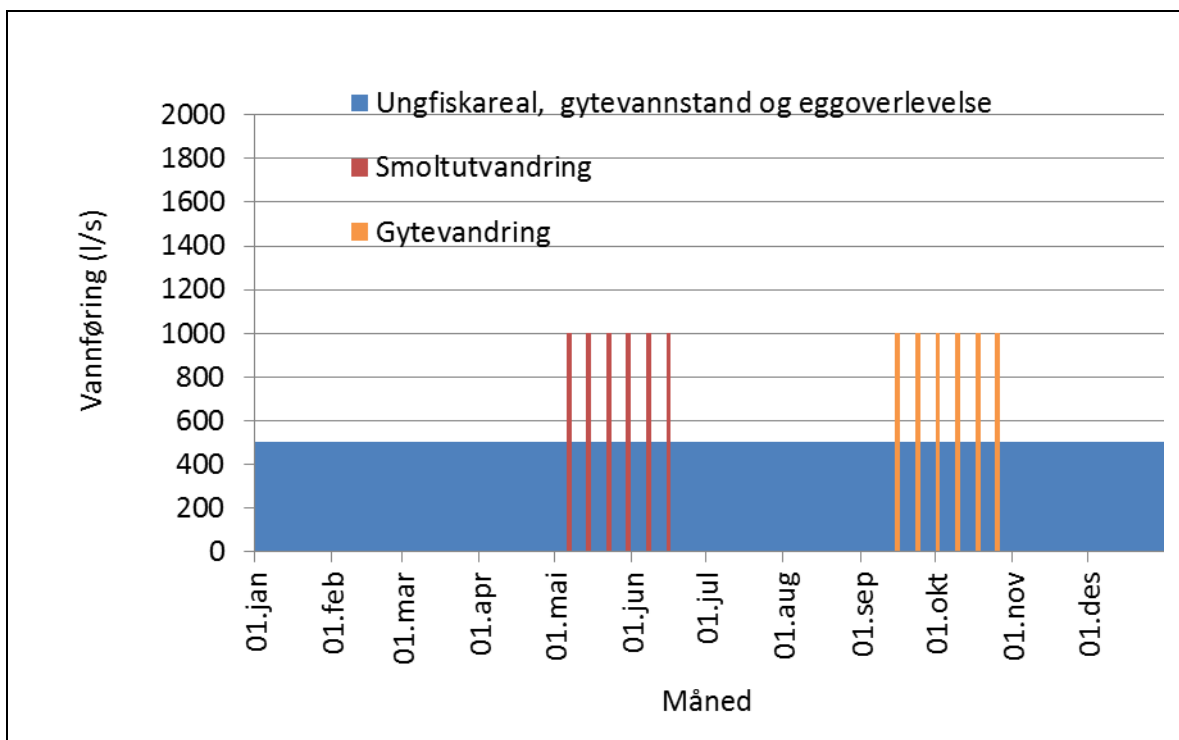
Problemstillingen knyttet til gytevannstand er når det oppstår et misforhold mellom vannføring under gytingen og etterfølgende vannføring gjennom vinteren. Ved generelt høyere vannføring i gyteperioden sammenlignet med etterfølgende vintervannføring, står gyteområdene i fare for å tørrlegges. Uni Research Miljø har jobbet bl.a. i Bjoreio med denne problemstillingen siden 2004 (Skoglund et al. 2015). Basert på våre anbefalinger gjennomfører Statkraft i dag et miljøbasert vannslipp for å redusere tørrlegging av gytegroper i Bjoreio om vinteren. Dette fører til at langt færre gytegroper strander (Skoglund et al. 2015). I restfeltet i Daleelva er ikke gyteområdene spesielt utsatt for tørrlegging fordi de ligger i den dypere delen av elven. Det er ikke blitt registrert økt eggdødelighet som følge av tørrlegging i restfeltet i Daleelva siden undersøkelsene av gytegroperne startet i 2002. Enkelte gytegroper har hatt en noe lav eggoverlevelse, men dette har i de fleste tilfeller vært forårsaket av mye finsediment i gytegropen og i mindre grad av tørrlegging. I Bjoreio er forholdene litt annerledes fordi flere gyteområder ligger på grunnområder i elvekanten, som fort kan bli tørrlagt i løpet av vinteren uten vannslipp. Dette viser at det er viktig å ha god kjennskap til gyteområdene i det enkelte vassdrag og at man ikke kan generalisere fra vassdrag til vassdrag. Laks og sjøaure trenger grussubstrat og særegne hydrauliske betingelser for å gyte. Disse betingelser er detaljert beskrevet i Barlaup et al. (2008) og sammenfattet i **Figur 5**. Vi mener at et vannslipp på 500 l/s som tar hensyn til produksjonsarealet for ungfisk, også vil ivareta gytemulighetene for laks og sjøaure i restfeltet. Av erfaring vil vannføringen i restfeltet være variabel i gyteperioden, og denne variasjonen vil også bidra til at vannbehovet for gytefisker dekkes.

3.4.6 Spyleflommer

Slipp av vann for å danne flommer som bidrar til å vedlikeholde strekningens habitatkvalitet er viktig. Dersom det viser seg at slike flommer uteblir i restfeltet og det skjer en gradvis forringelse gjennom lagring av finstoff og tetting av hulrom, kan det være aktuelt med renseflommer. Nå har det vært to store flommer i restfeltet i løpet av relativt kort tid. I 2005 og i 2014 var det stor flom i restfeltet som renses opp elvebunnen for finstoff og åpnet hulrommene igjen. Behovet for slike renseflommer er avhengig av om det tilføres mye finstoff naturlig i restfeltet og av hyppigheten av naturlige flommer. Vårt inntrykk er at tilførselen av finstoff til restfeltet er relativt lav og at flommer i restfeltet kommer med jevne mellomrom. Vi har modellert den vannføringen som trengs for å rense restfeltet for finstoff og i tillegg hvilken vannføring som er i stand til å bevege bunnssubstrat bestående av steiner fra 10 cm til 30 cm i diameter (se **vedlegg**). Modelleringen tilsier at vannføring på 6 m³/s med en varighet fra 18-24 timer renses overflaten av bunnssubstratet for finsediment (< 2 mm) (se **Vedlegg**). Vannføring over 50 m³/s vil bevege bunnssubstrat bestående av steiner opp mot 30 cm og vil danne hulrom (se **Vedlegg**). Slike slipp bør gjennomføres i perioder når det allerede er flomtopper slik at slippene forsterker naturlige topper. Videre er det viktig å være klar over at initieringen av renseflommer ikke bør gjennomføres når yngelen kommer opp av gytegrusen eller i løpet av de tre første ukene etter at yngelen har kommet opp av grusen. I restfeltet i Daleelva skjer dette normalt i juni måned. Vurderinger av behovet for renseflom i Daleelva gjøres fortløpende, men ved fravær av flommer i løpet av en 10-års periode, bør renseflom på 50 m³/s eller større initieres for å vedlikeholde habitatkvaliteten. Tilsvarende for utvasking av finsediment, men da ved fravær av vannføring på 6 m³/s i løpet av en 5-års periode.

3.5 Samlet forslag til miljøbasert vannføring i restfeltet

Et forslag til miljøbaserte vannføringer som mest sannsynlig imøtekommer vannbehovet i alle livsstadiene til fisken i restfeltet i Daleelva, er vist i **Figur 29**. En vannføring på 500 l/s dekker trolig mesteparten av den delen av elvebunnen som har høyest habitatkvalitet (hulrom og gyteområder) for ungfisk og gytefisk. Denne vannføringen vil også ivareta adekvate gyteforhold for sjøaure og laks, selv stor laks på over 10 kg. Ved stabil lav vannføring på ca. 500 l/s i den perioden da de fleste smoltene forlater restfeltet (01. mai til 15. juni), er det behov for en økt vannføring på minst 500 l/s i minst 24 timer for å sikre en mest mulig synkron smoltutvandring. Vedvarende lave vannføringer i denne perioden tilsier nytt behov for en økt vannføring for å lokke flere smolt ut av restfeltet. Intervallene på disse lokkeflommene bør være ukentlig ved fravær av naturlig økning i vannføringen. Mest sannsynlig trengs det ikke lokkeflommer for å få gytefisken opp i restfeltet, spesielt ikke om det gjøres justeringer i fiskepassasjen ved smoltfellen som nevnt under punkt **Gytefiskvandring**. Vi har allikevel valgt å sette opp et økt vannslipp på 500 l/s med varighet på ett til to døgn for å sikre at gytefisken vandrer opp (15. september til 30. oktober) som en byggekloss i forbindelse med forslag til miljøbasert vannføring i restfeltet. Resultatene fra en overvåking med en fisketeller i fiskepassasjen bør først evalueres før eventuelt en tar stilling til om lokkeflommer er nødvendig. For å unngå habitatforringelse i restfeltet trengs det flom som er 50 m³/s eller mer, og tilsvarende en flom på 6 m³/s for å vaske ut finsediment (< 2 mm). Disse bør initieres ved fravær av tilsvarende flommer i løpet av en 10-års eller 5-års periode.

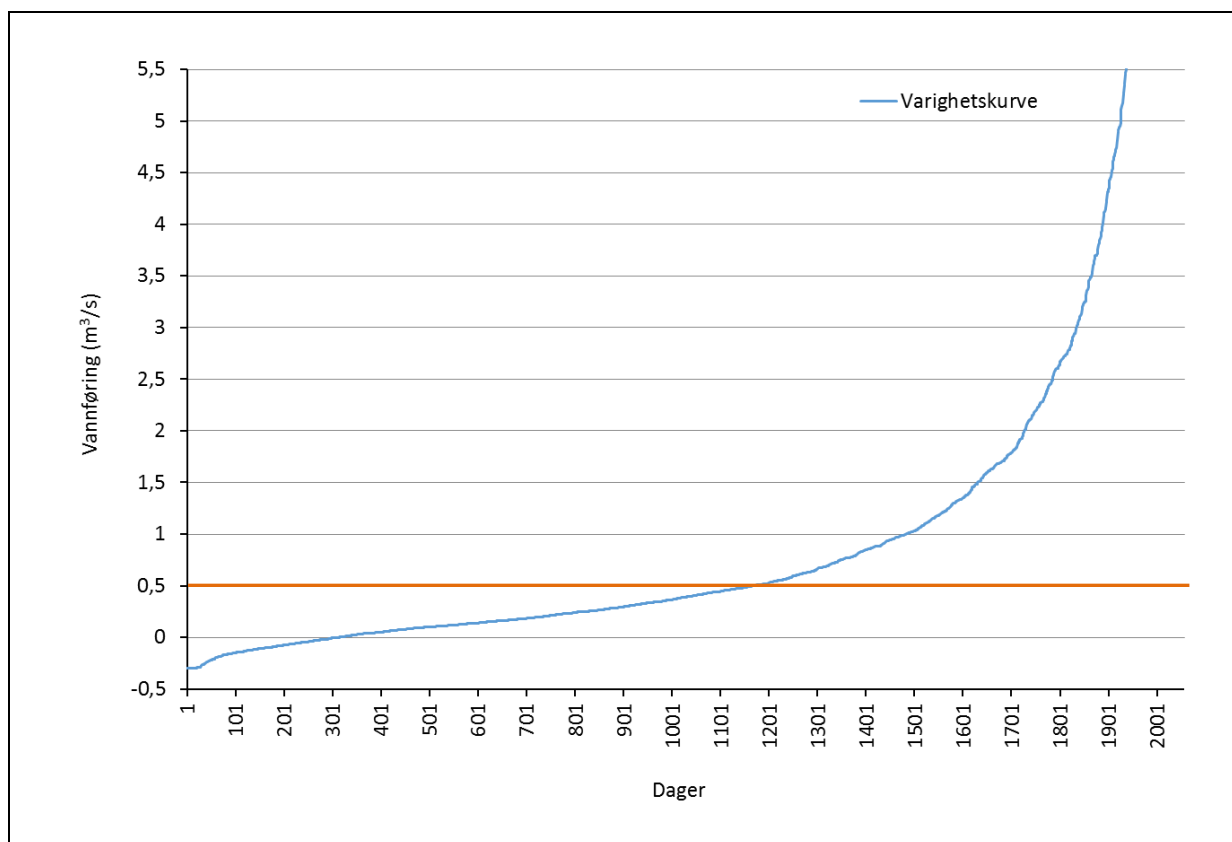


Figur 29. Forslag til miljøbasert vannføring i restfeltet i Daleelva for å sikre en god fiskeproduksjon og for å ta hensyn til kraftproduksjonen. Vannføring på 500 l/s vil utnytte den delen av elvebunnen som fører til best kost/nytte effekt for ungfisk og kraftproduksjon. Denne vannføringen vil også sørge for god eggoverlevelse og være egnet til gyting. Vannslipp om våren og høsten på ytterligere 500 l/s skal sørge for en mer synkron utvandring av smolt og oppvandring av gytefisk. Behovsvurderinger for vannslipp må gjøres kontinuerlig avhengig av nedbørsmengder og naturlig tilsig.

3.6 Trengs det vannslipp for å imøtekomme miljøbasert vannføring i restfeltet?

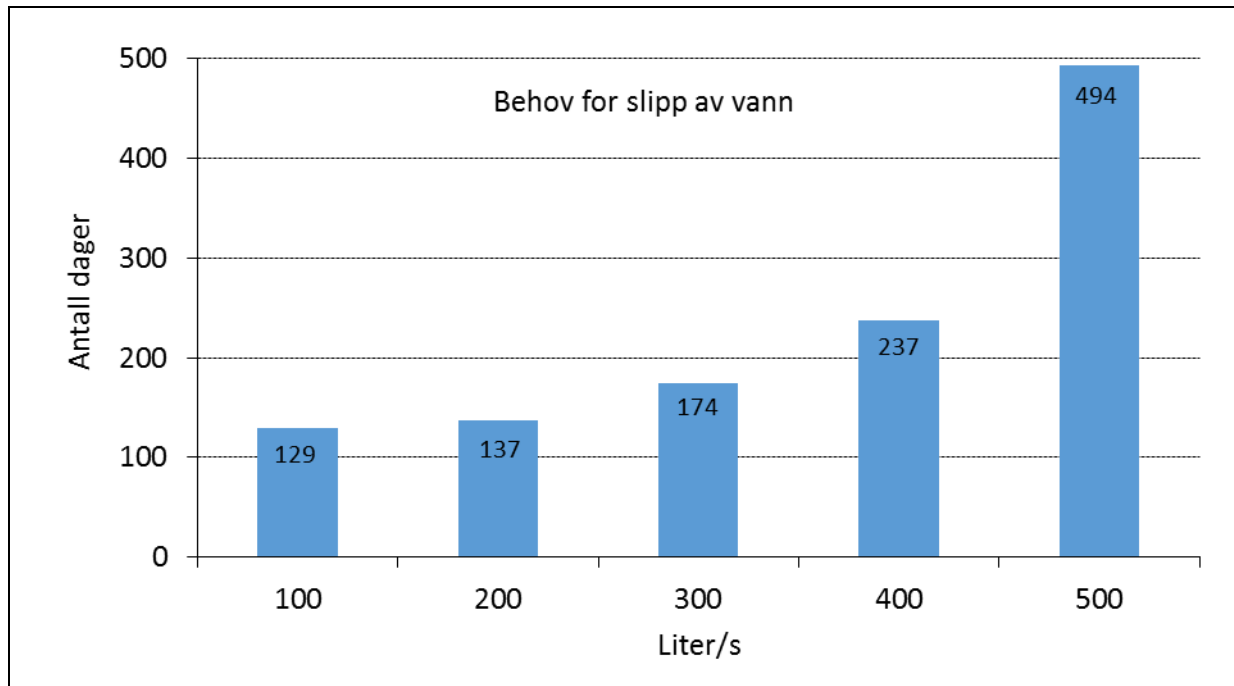
Det foreligger vannføringsdata fra restfeltet i Daleelva siden 2009. BKK har hatt en gjennomgang av disse dataene for å kalibrere sammenhengen mellom vannstand og vannføring og kvalitetssikre datagrunnlaget, men fremdeles ligger det en usikkerhet i nøyaktigheten i vannføringsdataene (pers. med. BKK v/ Therese Kronstad). Det er bl.a. registrert lavere vannføring enn 300 l/s og t.o.m. minusverdier ved smoltfellen selv om det slippes 300 l/s fra Storefossen. Mulig årsaker til dette kan være at dette vannet fryser til om vinteren ved tørke og/eller infiltrerer grunnvannet på veien ned mot vannføringsloggeren når grunnvannsnivået er lavt. Det er derfor behov for å forbedre nedre del av vannføringskurven (bedre kalibreringskurven mellom vannstand og vannføring), samt gjøre samtidige målinger av vannføring ved smoltfellen og nedstrøms Storefossen i en tørr periode. Det gjøres oppmerksom på at videre analyser i resten av denne rapporten er beheftet med denne usikkerheten.

En analyse av varigheten til de ulike vannføringene i restfeltet uten et slipp på 300 l/s i perioden 2009-2015, er vist i **Figur 30**. Resultatene viser at det av i alt 2057 dager i denne perioden (dager med registrerte vannføringsdata) er behov for å slippe vann i 1171 dager, dvs. 56,9 % av tiden, for å sørge for minst 500 l/s i restfeltet. Dette betyr at vannføringen basert på naturlig tilsig er 500 l/s eller høyere i 43,1 % av tiden i denne perioden.



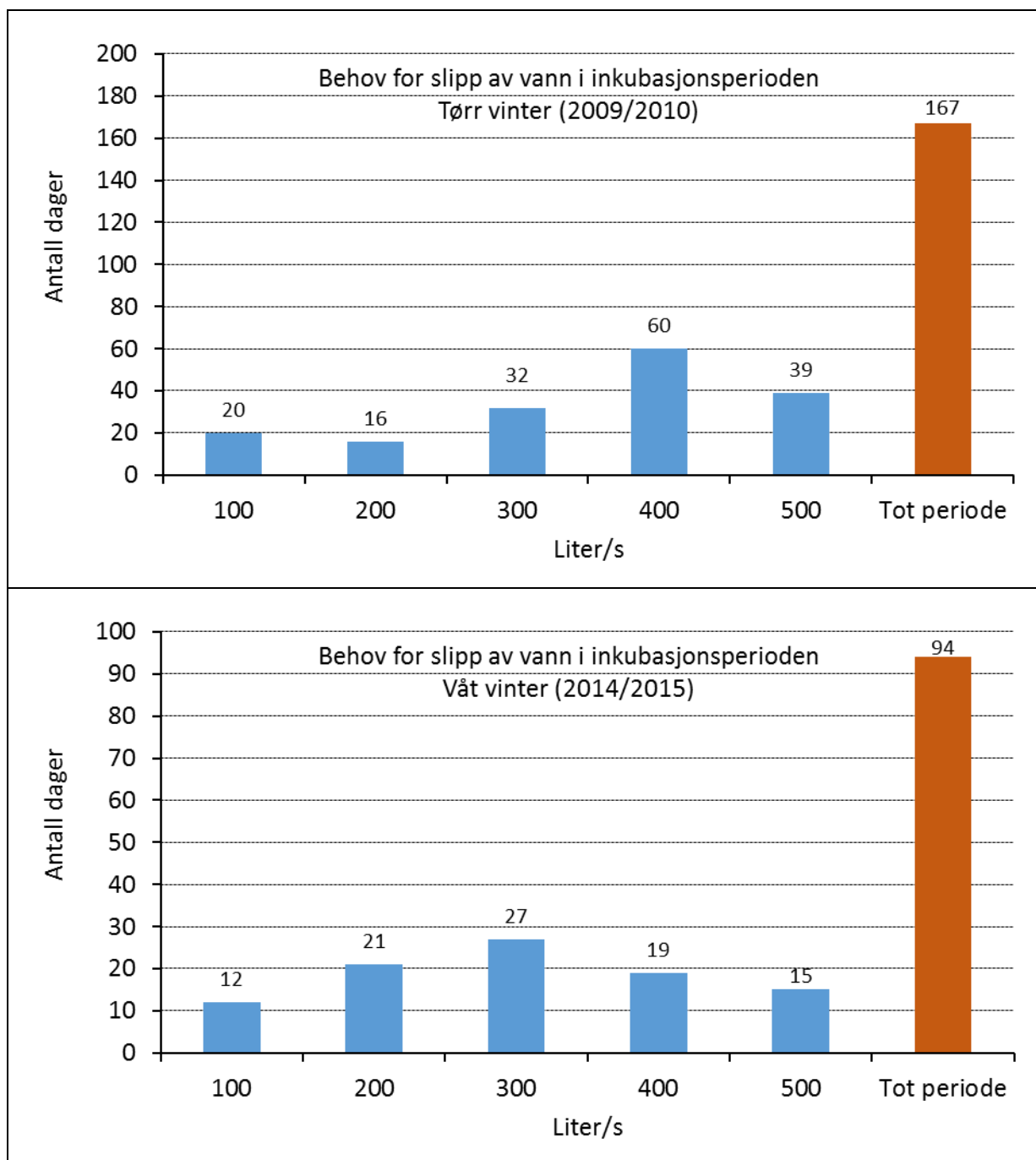
Figur 30. Varighetskurve for vannføringen ved smoltfellen uten slipp av 300 l/s i Daleelva i perioden 14. august 2009 - 16. juli 2015. Vannføringer under 500 l/s (oransje linje) forventes å påvirke fiskeproduksjonen i betydelig negativ retning basert på sammenhengen mellom vannføring og vanddekt areal som vist i **Figur 25**.

Antall dager med behov for slipp av vann i liter når det naturlige tilsiget er under 500 l/s, er vist i **Figur 31**. Analysen viser at det naturlige tilsiget er f.eks. 400 l/s i 129 dager når vannføringen er under 500 l/s. Da holder det med å slippe 100 l/s for å oppnå en foreslått miljøbasert vannføring på 500 l/s som tar hensyn til fiskeproduksjonen. Dette forutsetter selvfølgelig at man kan styre en ventil etter vannbehovet som leses av loggeren ved smoltfellen.



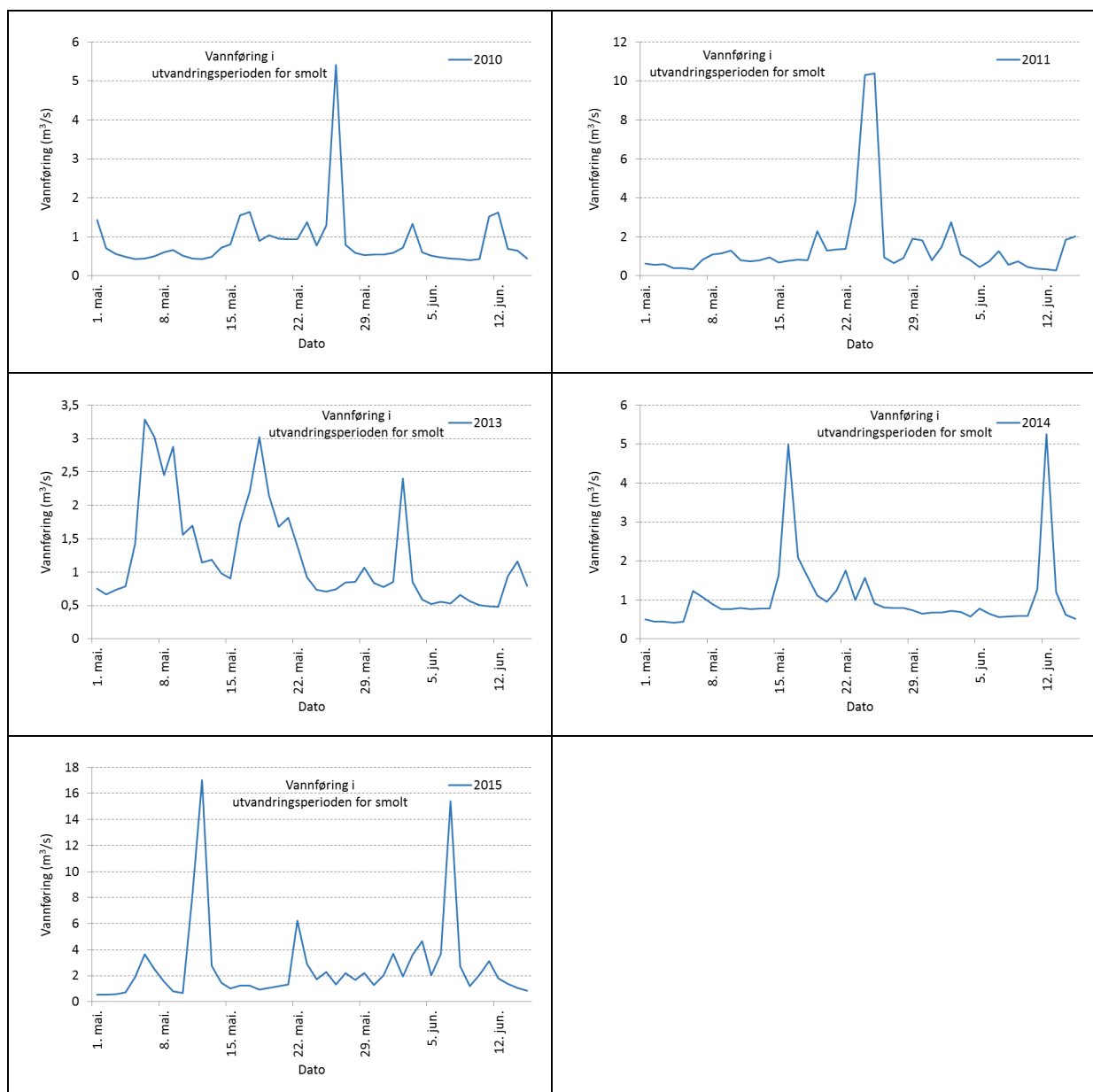
Figur 31. Antall dager det er behov for å slippe ulike mengder vann for å oppnå 500 l/s når vannføringen er lavere enn 500 l/s i restfeltet i Daleelva.

I tillegg er det interessant å se på forskjeller i år med mye nedbør (våte år) og lite nedbør (tørre år). Vi har valgt å vise dette for inkubasjonsperioden, dvs. den tiden rognen ligger nede i gytegrusen og frem til yngelen forlater gytegroppene. Behovet for slipp av vann for å sørge for at gyteområdene er dekket med vann i et tørt år og i et vått år uten dagens slipp av 300 l/s, er vist i **Figur 32**. Inkubasjonsperioden består av i alt ca. 229 dager. Dette er selvfølgelig avhengig av vanntemperaturen, men vi har satt denne lik for alle de undersøkte årene. Analysen viser at det er store forskjeller i behovet for slipp av vann i et tørt år sammenlignet med et vått år for å hindre at gyteområder tørrlegges og strander. I inkubasjonsperioden sesongen 2009/2010, viser analysen at det var et behov for å slippe vann i 167 dager av i alt 229 dager for å unngå stranding av gyteområder. Tilsvarende for inkubasjonsperioden i sesongen 2014/2015, var behovet 94 dager. Dette viser at det er store muligheter for å spare på vannet om det blir laget løsninger for dette i restfeltet i Daleelva.



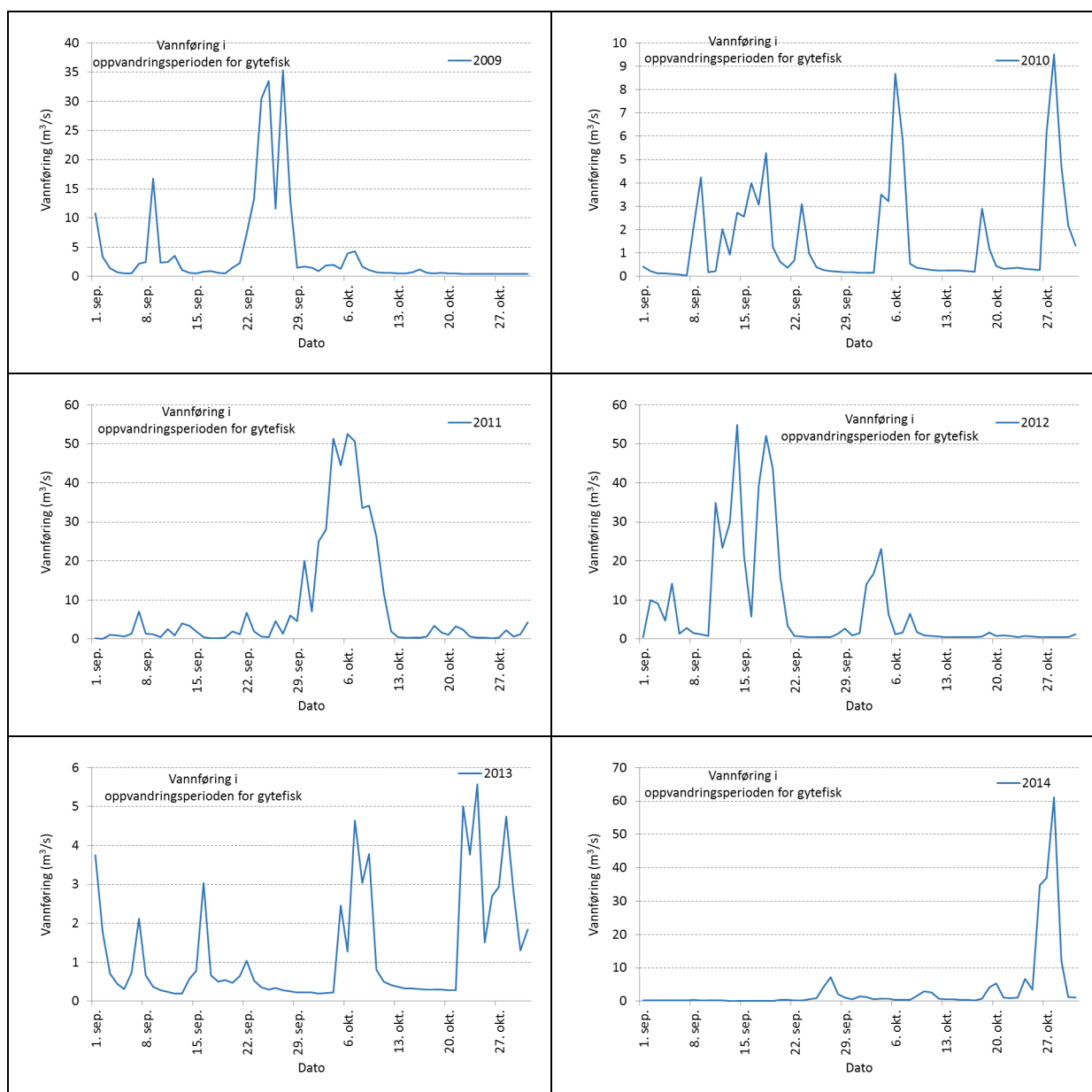
Figur 32. Antall dager det er behov for å slippe ulike mengder vann for å oppnå 500 l/s når vannføringen er lavere enn 500 l/s i løpet av inkubasjonsperioden i et tørt år (2009/2010, øverst) og i et vått år (2014/2015, nederst) i restfeltet i Daleelva.

Som tidligere beskrevet i denne rapporten kan vedvarende lav vannføring over en relativt lang periode være årsaken til at laksesmoltenes utvandringstidspunkt forsinkes. Vi har satt sammen vannføringene skaffet til veie siden 2010 i restfeltet i den perioden smolten vandrer ut, og sett om det i denne perioden har vært behov for lokkeflommer for å sørge for at smoltene kommer seg ut til riktig tidspunkt (**Figur 33**). Variasjonene i vannføringene i disse årene tilsier at behovet for lokkeflommer er minimalt for å få smolten ut av restfeltet. Disse erfaringsdataene tilsier at smolt i restfeltet trolig vil få den vannmengden de trenger for å komme seg ut i fremtiden uten at det slippes lokkeflommer, men dette er noe man bør vurdere år for år.



Figur 33. Vannføringer i restfeltet i Daleelva i smoltutvandringsperioden for årene 2010-2015. Legg merke til ulik Y-skala.

Tilsvarende vurderinger er blitt gjort for vandring av gytefisk opp i restfeltet (**Figur 34**). Vurdering av endringer i vannføringer i oppvandringsperioden tyder på at behovet for lokkeflommer er minimalt for å få gytefisken opp i restfeltet. Disse erfaringsdataene tilsier at gytefisken trolig vil få den vannmengden de trenger for å komme seg opp i restfeltet i fremtiden uten at det slippes lokkeflommer. Imidlertid viser vannføringsdataene i oppvandringsperioden i 2014 en vedvarende lang perioden uten endringer i vannføringen. Dette er en situasjon hvor det hadde vært et behov for en lokkeflom for å lette oppvandringen av gytefisk. Ellers vises det til foreslåtte justeringer i fiskepassasjen for å bedre oppvandringsmulighetene i **kapittel 3.4.4 - Gytefiskvandring**. Dette vil gjøre det letter for gytefisken å vandre opp i restfeltet på lavere vannføringer enn ved dagens situasjon.



Figur 34. Vannføringer i restfeltet i Daleelva i oppvandringsperioden for gytefisk for årene 2009-2014. Legg merke til ulik Y-skala.

3.7 Hva betyr innføring av foreslått miljøbasert vannføring for BKK?

En grov analyse utført av BKK basert på foreslått miljøbasert vannføring i denne rapporten, viser at det er potensial for å øke produksjonen med 2-3 GWh pr. år sammenlignet med dagens statiske slipp på 300 l/s (pers. med. BKK v/ Therese Kronstad). Imidlertid må en del forutsetninger oppfylles for at dette skal kunne realiseres. Først og fremst må usikkerheten angående sammenhengen mellom vannstand og vannføring avklares. Det trengs nye oppmålinger av denne sammenhengen utført på lavere vannføringer enn det er blitt gjort til nå. Videre må det eventuelt etableres nye systemer for å automatisk kunne regulere slipp av vann etter tilsiget i restfeltet. Dette blir da et behovsslipp som er styrt av naturlig tilsig og som tar hensyn til vannbehovet til enhver tid i forhold til fiskens livssyklus. Til slutt må et slikt opplegg godkjennes av NVE.

4.0 Litteratur

Anon. 2015. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 8. 300 s.

Anon 2015c. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 8b. 785 s.

Barlaup, B.T., Sandven, O.R., Skoglund, H., Gabrielsen, S.E., Wiers, T., Kleiven, E., Lehmann, G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Hobæk, A. & Tysse, Å 2008. Restaurering av gyteområder og prøvafiske i Bjornesfjorden 1999 – 2007. LFI-Rapport nr. 150.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.

Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevasdrag. – NINA Temahefte 52. 90 s.

Gabrielsen, S-E., Velle, G., Skår, B. & Wiers, T. 2014. Restfeltet i Daleelva i Hordaland. Effekter av flomsikringsarbeid på ungfisk og bunndyr. LFI rapport nr. 233.

Gabrielsen, S.E., Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Sandven, O.R., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011. «LIV – Livet i vassdragene» - Langsiktige undersøkelser av laks og aure i Daleelva i perioden 2006-2011. LFI-Rapport 185.

Gabrielsen, S.E, Barlaup, B.T., Skoglund, H., Wiers, T., Lehmann, G., Sandven, O.R. & Gladsø, J.A. 2009 Utlekking av rogn som alternativ kultiveringsmetode i Vikja og Dalselva – resultater fra undersøkelser i perioden 2002-2008. LFI-rapport nr. 153.

Skoglund, H., Barlaup, Skår, B., Gabrielsen S.-E. & Wiers, T. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget 2004-2015. LFI-rapport nr. 243.

Hydrodynamic-numerical modelling for the environmental flow assessment of spawning and fish habitats in Dale based on the “building block approach”

- Daleelva –



WP: Hydraulics

Dr. Christoph Hauer & DI Peter Flödl

December, 2015

Content

1. Introduction	3
2. Aims	3
3. Methods	4
3.1 Terrestrial survey	4
3.2 Hydrodynamic-numerical modelling	4
3.3 Residual flow optimization	7
3.4 Stability analysis of fines	7
3.5 Modelling Scenarios	7
4. Results	9
5. Conclusions	13
6. Literature	14
7. Appendix	15

1. Introduction

Mitigation measures for improving the spawning habitat conditions of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) are one of the central aims for the rivers in the West of Norway. Based on the geomorphic boundaries (Granite and Gneiss cause reduced gravel production) and partially anthropogenic impacts (e.g. flood protection measures) the quality and quantity of available spawning habitats decreased significantly in the past. Hence, an improvement of the physical spawning habitats is targeted, for both the quantity of spawning sites and the optimization of spawning discharges (e-flows), especially in terms of hydropower use. At the investigated Daleelva both challenges are given. An already implemented mitigation measure in Dale was the improvement of the sedimentological and the physical habitat (hydro-morphology) conditions in the so called “Gyte-Studio” in the hydropeaking stretch of the river. For the presented study, however, the residual flow part, upstream of the turbine-outlet of BKK Dale Kraftverk, is of interest. Here, the hydro-morphology of the river has been changed significantly during construction works (river widenings) to reduce flood hazards over the last years. Nevertheless, spawning has been recorded and mapped in those recently modified river sites in 2014 and 2015.



(a)

(b)

Figure 1. Investigated sites at in the residual flow section of Daleelva; (a) Photo cross sectional modification taken in downstream view,(b) Photo of spawning sites taken in upstream view.

2. Aims

Aim of the investigations based on one-dimensional and two-dimensional depth-averaged hydrodynamic-numerical modelling was to **detect the impact of different e-flows scenarios on already mapped spawning habitat of Atlantic Salmon (*Salmo salar*)** (done by LFI Uni Miljø, Bergen) in the residual flow stretch of Daleelva as basis for **future reservoir management** based on the ‘**building block**’ methodology. Moreover, the **erodibility of fines**

along the river stretch have been numerically analysed to discuss the possible impact and/or the need of **artificial high flows** to **maintain high quality habitats for juveniles**.

3. Methods

The applied methods are listed according to the work flow in the presented project. At first the terrestrial survey will be explained, which was necessary to derive the necessary bathymetry data used for hydrodynamic-numerical modelling. Based on accurate terrain data, various numerical tools have been applied to fulfil the aims of the project. Both one-dimensional and two-dimensional modelling was used to test the hydraulic boundaries (e.g. threshold for gravel mobility) of the present state and possible scenarios and/or the impact of high-flows on substrate stability. Moreover, the latter model provided the necessary hydraulic information (flow velocity, water depth) for mapping the wetted area and thus the percentages of wetted spawning habitats of Atlantic salmon in the residual flow stretch of Daleelva.

3.1 Terrestrial survey

For the detailed analysis of the selected site at Daleelva a 1300 m long river reach has been investigated (Figure 1). The bed topography was measured by cross sectional survey under low-flow conditions ($0,3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) with distances of 3 m – 28 m between the various cross sections, depending on the heterogeneity of river bathymetry. Morphometric data (47 cross sections) were measured during field studies in September 2014. For the terrestrial survey a Differential-GPS (Trimble Model R6 antenna and a Trimble TSC3 controller) was used to create a high quality Digital Terrain Model (DTM) of the investigated reach using 1544 measured points. Based on these sampled data a modelling mesh was created with 66390 elements and 67428 nodes.

3.2 Hydrodynamic-numerical modelling

One-dimensional analysis of governing equations has found a widespread application in hydraulic engineering and environmental studies (Bhalla & Chaudhury, 1991; Correia *et al.*, 1992; Niekerk *et al.*, 1992). The physical laws which govern the flow of water in a stream are: (i) the principle of conservation of mass (continuity) (equation 1); and (ii) the principle of conservation of momentum (equation 2) (Mahmood & Yevjevich, 1975). The modelling package HEC-RAS uses the 1-D St. Venant equation to calculate open channel flow, based on a four-point implicit finite difference scheme allowing modelling larger time steps than explicit numerical schemes (Liggett & Cunge, 1975).

$$\frac{\delta A_T}{\delta t} + \frac{\delta Q}{\delta x} - q_l = 0 \quad (1)$$

where $Q(x,t)$ = volume of the flow (m^3s^{-1}), A_T = flow area (m^2), q_l = lateral inflow per unit length (m^2s^{-1}).

$$\frac{\delta Q}{\delta t} + \frac{\delta QV}{\delta x} + gA \left(\frac{\delta z}{\delta x} + S_f \right) = 0 \quad (2)$$

where S_f = friction slope (-), z = water surface (m) (equal to $z_0 + h$ (water depth of control volume)), V = control volume (m^3), g = gravitational acceleration (ms^{-2}).

Moreover, and in addition to the unsteady cross-sectionally based one-dimensional analysis, two-dimensional modelling has been applied, as a result of the numerical consideration of energy fluxes along structured bathymetry (e.g. backwater effects within groin fields), compared to approximations based on constriction-expansion coefficients (one-dimensional modelling). Two-dimensional mathematical solutions of the Navier-Stokes equations are frequently included in numerical analysis based on depth-averaged shallow water equations (Abbott, 1979). Shallow-water equations are derived by integration from equations of conservation of mass and conservation of momentum (the Navier-Stokes equations) for incompressible fluids over water depth, by accounting for hydrostatic pressure distribution (Pironneau, 1989). Simplified in vector form the shallow water equations can be described as:

$$\frac{\delta w}{\delta t} + \frac{\delta f}{\delta x} + \frac{\delta g}{\delta y} + s = 0 \quad (3)$$

where:

$$w = \begin{pmatrix} H \\ uh \\ uv \end{pmatrix} \quad f = \begin{pmatrix} uh \\ u^2 + 0.5gh^2 - vh \frac{\delta u}{\delta x} \\ uvh - vh \frac{\delta v}{\delta x} \end{pmatrix}$$

$$s = \begin{pmatrix} 0 \\ \frac{gh(I_{Rx} - I_{Sx})}{gh(I_{Ry} - I_{Sy})} \end{pmatrix} \quad g = \begin{pmatrix} vh \\ \frac{uvh - vh \frac{\delta u}{\delta y}}{v^2 + 0.5gh^2 - vh \frac{\delta v}{\delta y}} \end{pmatrix}$$

H = water surface elevation (m), the sum of the water depth (h) and the terrain height (z); u, v = flow velocities in x- and y-direction (ms^{-1});

$$I_{Rx} = \frac{\lambda u \sqrt{u^2 + v^2}}{2gD}, \quad I_{Ry} = \frac{\lambda v \sqrt{u^2 + v^2}}{2gD}, \quad I_{Sx} = -\frac{\delta z}{\delta x}, \quad I_{Sy} = -\frac{\delta z}{\delta y} \quad (4)$$

$$\lambda = 6.34 \frac{2gn^2}{D^{1/3}} \quad (5)$$

where n = Manning coefficient ($\text{sm}^{-1/3}$), D = hydraulic diameter $4R_{hy}$ (m), $R_{hy} = h$ = water depth (m).

The applied two-dimensional, depth-averaged modelling software Hydro_as-2d (Nujic, 1999), which uses the SMS (Surfacewater-Modelling-System) as a pre- and post-processing tool, solves the depth-averaged equations based on a finite volume approach (e.g. Xia & Ling, 2008) and considers the viscosity banes on empirical and constant viscosity approaches:

$$\nu = \nu_0 + c_\mu \nu^* h \quad (6)$$

where ν = the kinematic viscosity term (m^2s^{-1}), c_μ = viscosity parameter and ν^* = shear velocity (ms^{-1}).

For the modelling runs a viscosity coefficient of $c_\mu = 0.6$ was used. In both approaches (one-dimensional/two-dimensional) phenomena such as the Coriolis force and wind have been neglected.

The applied two-dimensional numerical model was calibrated for low flow conditions ($< 3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), with a good agreement between measured and calculated water surface elevation (average: +/- 3 cm) in the main ($k_{str} = 11$) channel ($k_{str} = 23$). For discharges $< 1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (modelling e-flow for spawning sites) a roughness value of $k_{str} = 8$ has been obtained based on the field data.

3.3 Residual flow optimization

For residual flow optimization the wetted area of different e-flow scenarios has been analysed concerning the coverage of already mapped spawning sites of Atlantic salmon (*Salmo salar*). The number of wetted, GPS-detected spawning habitat points ($n = 126$) have been quantified for discrete discharge steps of $\Delta Q = 0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ up to $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ automatically in a GIS-analysis. The results of the wetted spawning habitat analysis are presented relatively (in percentage of cover) compared to the total number of recorded reproduction points ($n = 126$). Moreover, the water-depth at wetted spawning habitats has been detected to enable a discussion of the potential use (habitat suitability) and the post-spawning hydraulic characteristics as suitable juvenile fish habitats.

3.4 Stability analysis of fines

Characteristic grain sizes (d_m) of fines were determined according to field sampling data at Daleelva and based on published sedimentological data of different Norwegian river systems. In general, fines are described as particles $< 2 \text{ mm}$ (Evans & Wilcock, 2013). These data have been used to analyse the stability of bed load material (fines) according to Meyer-Peter, Müller (1948) using a variety of discharges ($1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 10.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; discrete steps of $\Delta Q = 1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ between $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). The MPM-equation, calculates the critical shear stress (τ_{cr}) for the specific grain size classes by taking the mean diameter (d_m) into account, neglecting, however, cohesive characteristics of very fine sediments (e.g. clay). This, limitation of MPM-equations has been considered in the analysis due to the fact, that the fine sediment studies have been restricted to a $d_m = 0.125 \text{ mm}$ (fine sand; Wentworth-scale). Stability analysis (exceeding of critical threshold τ_{cr}) have been performed for $d_m = 0.125 \text{ mm}$, $d_m = 0.25 \text{ mm}$, $d_m = 0.5 \text{ mm}$, $d_m = 1.0 \text{ mm}$ and $d_m = 2.0 \text{ mm}$.

$$\tau_{cr} = 0.047 \cdot (\rho_F - \rho_W) \cdot g \cdot d_m \quad (8)$$

where ρ_F = sediment density (2665 kgm^{-3}), ρ_W = water density (1000 kgm^{-3}), d_m = average diameter of sediment (m), g = gravitational acceleration (9.81 ms^{-2}).

3.5 Modelling scenarios

In total 20 discrete e-flow scenarios have been evaluated to determine both, the required minimum flow, to cover as much as possible detected spawning habitats of Atlantic Salmon,

and to determine the required discharge to achieve sediment dynamics (wash out of fines) in the residual flow stretch. Thus, $n = 10$ scenarios have been implemented in the study design for residual flow optimization ($0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and $n = 10$ modelling runs ($1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 10.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) for investigations about erosional aspects of increased flow with the target to deliver basic information for future reservoir (residual flow) management ('building block' approach).

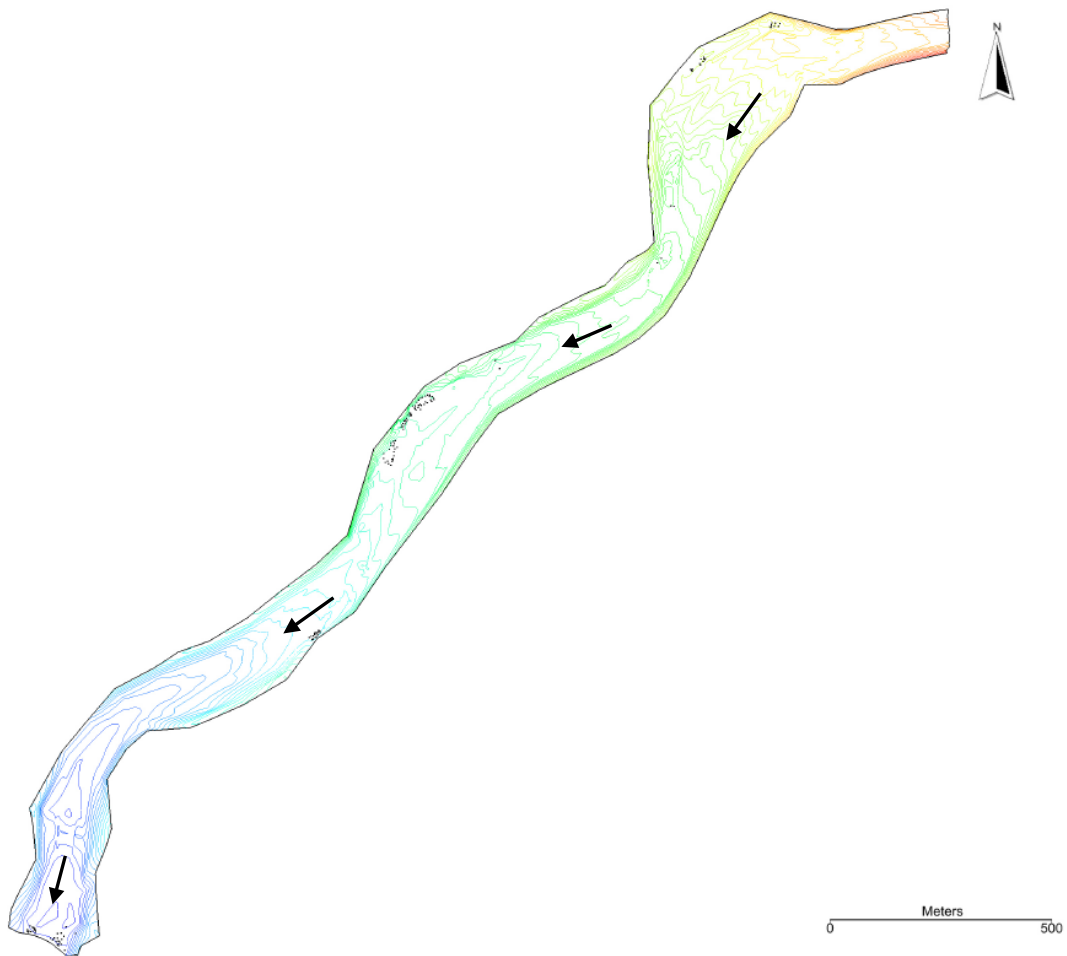


Figure 3. Digital Terrain Model (DTM) used for numerical modelling (two-dimensional depth-averaged approach); the area of mapped spawning habitat sites are indicated in black.

4. Results

The modelling results for the percentage of wetted spawning habitat points in relation to the various discharges investigated are presented in Table 1.

Table 1. Results of wetted spawning habitats (GPS point data) based on depth-averaged hydrodynamic-numerical modelling using different environmental flow scenarios ($0.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ – $1.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Q	spawning points	percentage wetted
Q=0.1m ³ /s	67	53%
Q=0.2m ³ /s	87	69%
Q=0.3m ³ /s	93	74%
Q=0.4m ³ /s	105	83%
Q=0.5m ³ /s	114	90%
Q=0.6m ³ /s	117	93%
Q=0.7m ³ /s	119	94%
Q=0.8m ³ /s	119	94%
Q=0.9m ³ /s	124	98%
Q=1.0m ³ /s	126	100%

The findings of the Table show a steep increase in the number of wetted points from **53 % up to 90%** concerning the increase in residual flow from **0.1 m³s⁻¹ up to 0.5 m³s⁻¹**. For the remaining e-flow scenarios, within the range of $0.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ to $1.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, only minor improvements could have been quantified with changes from 93 % of wetted spawning habitat points up to the full coverage of 100 % (Table 1).

In addition, the water depth (m) at wetted spawning habitats (points mapped by LFI) is shown in Figure 4 for the different environmental flow scenarios ($0.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ – $1.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). The results are presented using box-plot statistics. Based on the depicted findings, it can be clearly seen, that compared to the number of wetted spawning sites, the water depth characteristics exhibit only minor changes concerning increasing residual flow (e.g. median of wetted spawning habitats presented in Figure 4). Hence, spawning habitats which exhibit relatively high water depths (e.g. 0.6 – 0.8 m) during very low flow conditions (e.g. $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) show only very small changes due to the increase in discharge (Figure 4).

Interestingly, the lowest modelled discharge ($0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) exhibits a higher median in water depth, than compared to the modelling scenarios $0.2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ – $0.4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. This has to be related to the lower number of wetted spawning habitat points ($n = 67$) at this very low discharge (compare to Table 1). Here, for this very low flow scenario, sites with higher water depths are included in the statistics in an over proportional way, compared to the discharge scenarios $> 0.2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ with a higher number of points ($n > 87$) analysed (compare to Table 1), leading to changes in representative statistical values (e.g. median).

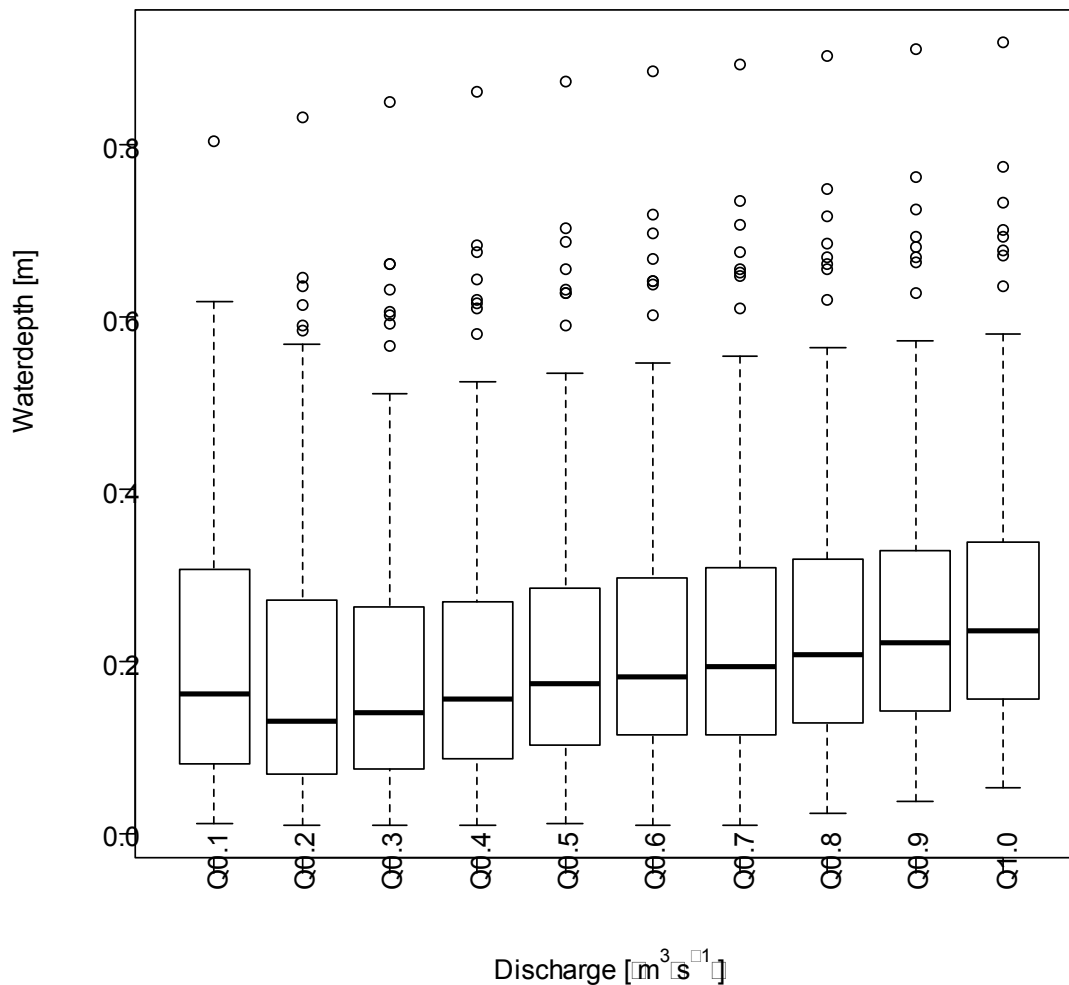


Figure 4. Box-plot statistics of numerically modelled water depths for different e-flow scenarios ranging from $0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ up to $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for the investigated residual flow stretch of Daleelva.

Moreover, the relationship between discharge ($0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ – $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and the wetted area (m^2) have been analysed for the study reach in Dale. The results are presented in Figure 5. It can be clearly seen that a steep increase in wetted area exists for the discharge range of 0.1

m^3s^{-1} and $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (mean $\Delta\text{wetted area per } 0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1} = 1335 \text{ m}^2$). Moderate changes have been detected for the flow magnitudes in the range of $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (mean $\Delta\text{wetted area per } 0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1} = 507 \text{ m}^2$). Only minor changes in wetted area concerning variable discharges have been calculated for the range of $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (mean $\Delta\text{wetted area per } 0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1} = 126 \text{ m}^2$).

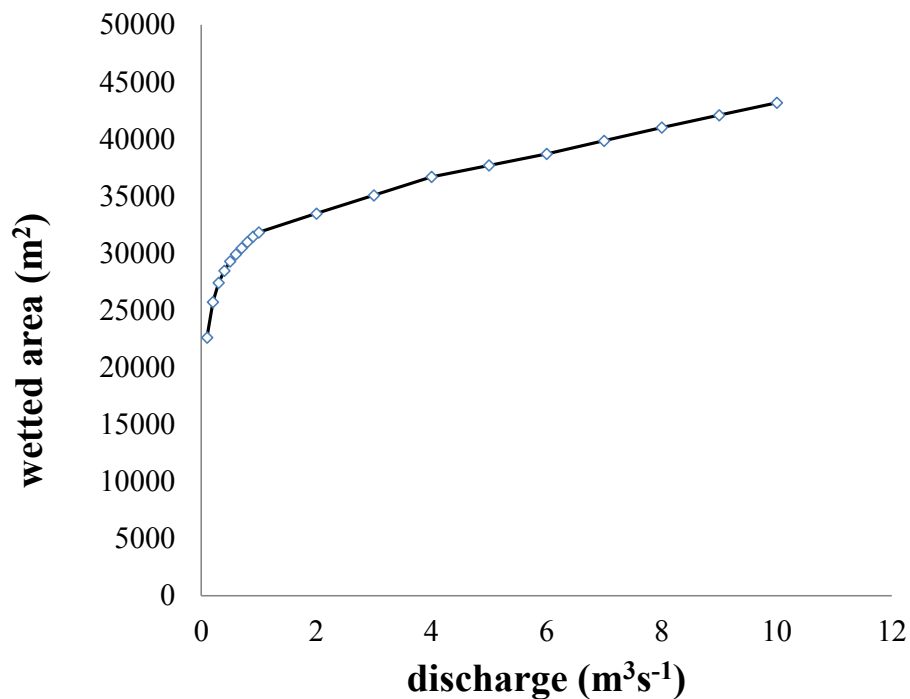


Figure 5. Changes in wetted area in relation to variable discharges: $\Delta Q = 0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (up to $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$); $\Delta Q = 1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (for the range $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ up to $10.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

In addition to the residual flow optimization for spawning habitats of the Atlantic Salmon the residual flow stretch has been tested for artificial high flows which are able to flush out deposited fines ($d_m < 2 \text{ mm}$). Here, ten flow scenarios have been tested using a range of different characteristic grain sizes of fines ($n = 5$). The modelling results are presented in Figure 5 in relation to the probability of erosion / transportation, as the calculated discharge exceeds the critical threshold (τ_{cr}). The results are presented concerning the percentage of theoretical erosion (unstable) in relation to the entire wetted area for the different e-flow scenarios ($n = 10$).

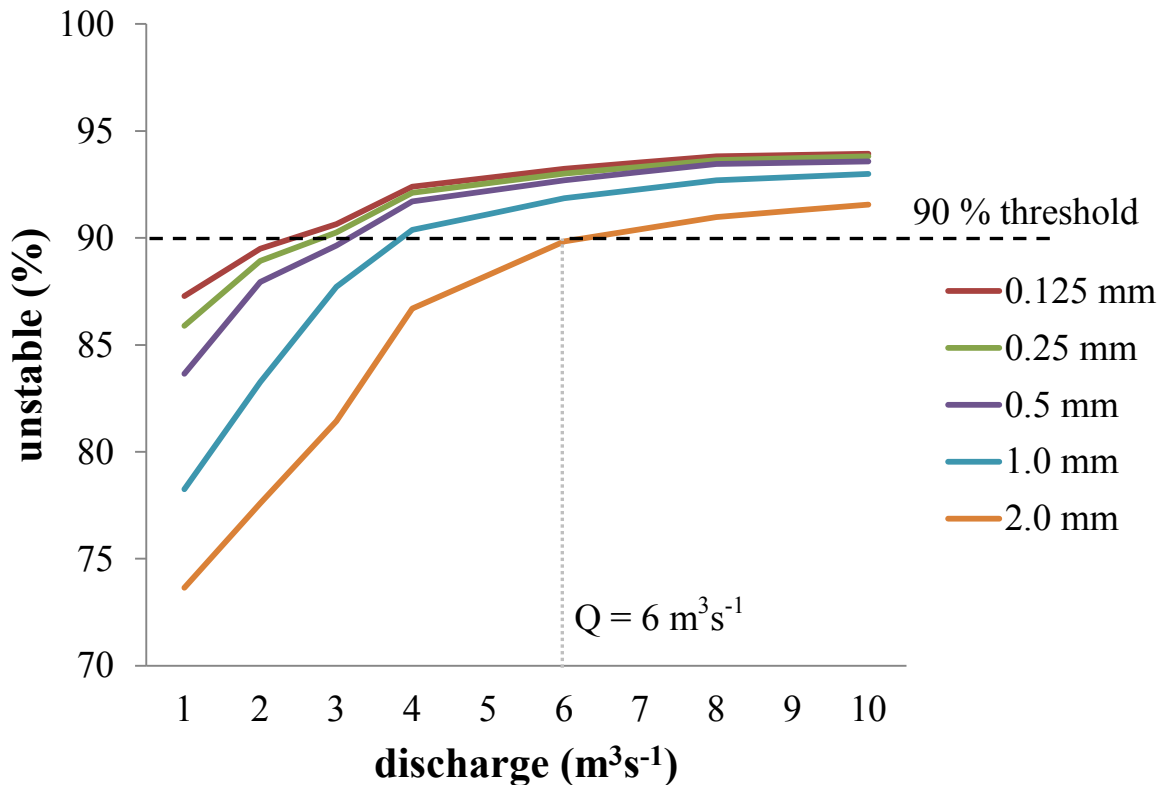


Figure 6. Areas of erosional risk (unstable) in relation to different discharges; dashed line (black) is indicating the 90 % threshold for unstable areas; dashed line (grey) is indicating the critical discharge when all scenarios of investigated fines are unstable to a degree of 90% of the entire wetted area.

Similar to the residual flow optimization, a threshold of 90% of theoretical erosion have been used to determine a critical flushing flow for future management based on the ‘building block’ methodology. Based on a $Q = 6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, released for **18 to 24 hours**, a high probability for the wash out of fines ($< 2 \text{ mm}$) exist. Here, the rough bed material (increasing turbulence and thus sediment transport) is supporting the wash out of fines (detailed studies on this transport processes in Hauer *et al.*, 2015).

In addition to the wash out of fines, numerical modelling concerning the bed forming flows have been conducted. Here, the cross sectional based one-dimensional hydrodynamic-numerical model HEC-RAS have been applied. Grain sizes of the surface layer vary in the investigated channel section for the d_m within the range of 100 mm up to 300 mm. These sedimentological boundaries have been used for calculating the critical discharges ($\tau_{cr.}$) for the initiation of motion of surface sediments in different cross sections ($n = 58$). The modelling results are presented in Figure 7.

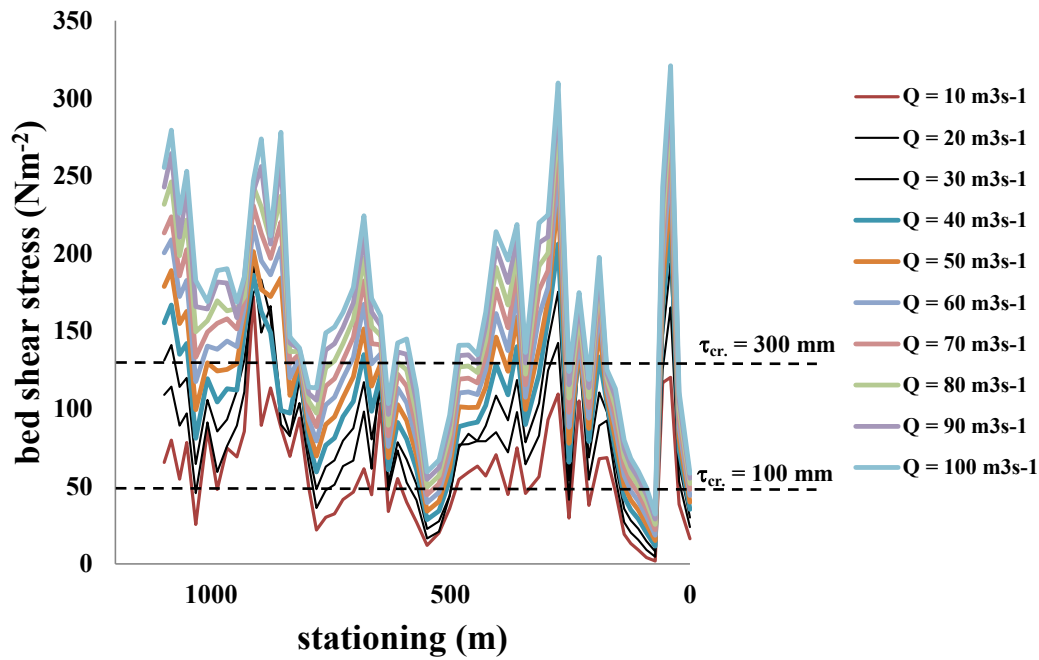


Figure 7. Longitudinal profile plot of bottom shear stress for the investigated residual flow section in Daleelva for discharges $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ up to $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

For grain sizes of $d_m = 100 \text{ mm}$ the theoretical erosion (turn-over of sediments) have been calculated for **60%** of the entire number of cross section at $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ discharge (Figure 7). The number of cross sections containing shear stress above the critical threshold for $d_m = 100 \text{ mm}$ increases up to **87 %** at a flow magnitude of $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Moreover, for the coarser grain size fractions in the study reach ($d_m = 300 \text{ mm}$ surface layer) **33 %** of the entire number of cross sections ($n = 58$) have been determined as critical for the initiation of motion and thus the turn-over of bed sediments for a flow rate of $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Figure 7). For discharges of $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, the percentage of theoretical erosion increases up to **65 %**. For higher discharges the number of cross sections, which exhibits shear stress above the threshold, was (calculated) relative constant, with only minor variations between $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (**81 %** and **79 %**).

5. Conclusions

Based on the results of the conducted hydrodynamic-numerical modelling, it has to be stated, that **90 % of mapped spawning habitats of Atlantic Salmon** in the residual flow stretch of Daleelva **are wetted at $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$** . The water depths, however, vary significantly at this flow rate with **very shallow areas (several cm)** and partially **relatively high flow depths (0.6 – 0.8 m)**. Moreover, a **critical flushing flow** for reducing the number of fines in the

residual flow stretch for $Q = 6.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (duration = 18 -24 hours) has been determined (90 % of the wetted area exhibits the theoretical wash out of fines $d_m < 2 \text{ mm}$). For bed forming flows, however, higher flow rates are required. Concerning the variability in grain size and the variability in the longitudinal profile of the river bed in the residual flow section (variable bed slope), discharges within the range of $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ up to $150 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ will be required for turn-over of the bed surface. For the sustainability of a certain sediment quality, and thus habitat quality for fish (e.g. shelter) catchment scale aspects of the sediment regime have to be considered in addition to the magnitude of bed forming flows.

6. Literature

- Abbott, M. B. 1979. *Computational hydraulics*. Pitman: London.
- Bhallamudi, S. M., Chaudhury, M. H. 1991. Numerical modelling of aggradation and degradation in alluvial channels. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* **119**: 1145–1164, DOI/10.1061/(ASCE)0733-9429.
- Bovee KD, Cochnauer T (1977) Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: Fisheries. Instream Flow Information Paper 3. U.S.D.I. Fish. Wildl. Serv., Office of Biol. Serv. FWS/OBS-77/63.
- Bozek MA, Rahel FJ (1992) Generality of microhabitat suitability models for young Colorado cutthroat trout (*Onchorynchus clarki pleuriticus*) across sites and among years in Wyoming streams. *Can J Fish Aquat Sci* 49:552-564. doi:10.1139/f92-065
- Correia, L. R. P., Krishnappan, G., Graf, W. H. 1992. Fully coupled unsteady mobile boundary flow model. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* **118**: 476–494, DOI/10.1061/(ASCE)0733-9429.
- Evans, E., Wilcox, A.C. 2013. Fine sediment infiltration dynamics in gravel-bed river following a sediment pulse. *River Research and Applications*, early view. DOI: 10.1002/rra.2647.
- Hauer, C., Höfler, S., Dossi, F., Flödl, P., Graf, G., Graf, W., Gstöttenmayr, D., Gumpinger, C., Holzinger, J., Huber, T., Janecek, B., Kloibmüller, A., Leitner, P., Lichtneger, P., Mayer, T., Ottner, F., Riechl, D., Sporka, F., Wagner, B., Habersack, H. (2015): Feststoffmanagement im Mühlviertel und im Bayerischen Wald. Endbericht. Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, gefördert durch das BMLFUW und das Interreg Programm Bayern – Österreich 2007 - 2013. Vienna, 391 pp. (available in German only)
- Mahmood, K., Yevjevich, V. 1975. *Unsteady Flow in Open Channels*, Water Resources: Fort Collins, USA.
- Meyer-Peter E, Müller P. 1949. Formulas for bed – load transport. International Association of Hydraulic Research, 2nd Meeting, Stockholm.
- Liggett, J. A., Cunge, J. A. 1975. Numerical methods of solution of the unsteady flow equations. In Mahmood K., Yevjevich V., (eds) *Unsteady Flow in Open Channels*, Vol. I, Water Resources: Fort Collins, Colorado; 89–179.
- Niekerk, A., Van Vogel, K. R., Slingerland R. L., Bridge J. S. 1992. Routing of Heterogeneous Size-Density Sediments Over a Movable Stream Bed: Model Development. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* **118**: 246–263.
- Nujic, M. 1999. Praktischer Einsatz eines hochgenauen Verfahrens für die Berechnung von tiefengemittelten Strömungen. Mitteilungen des Institutes der Bundeswehr München, Nr. 64.
- Pironneau, P. 1989. *Finite Element Methods for Fluids*. Masson: Paris.

7. Appendix

In the appendix, water depth maps based on depth-averaged hydrodynamic-numerical modelling are presented for the various environmental flow scenarios ($0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ up to $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) for both the entire modelling stretch (Figures 8 & 9) and some spawning sites in detail (Figures 10 & 11).

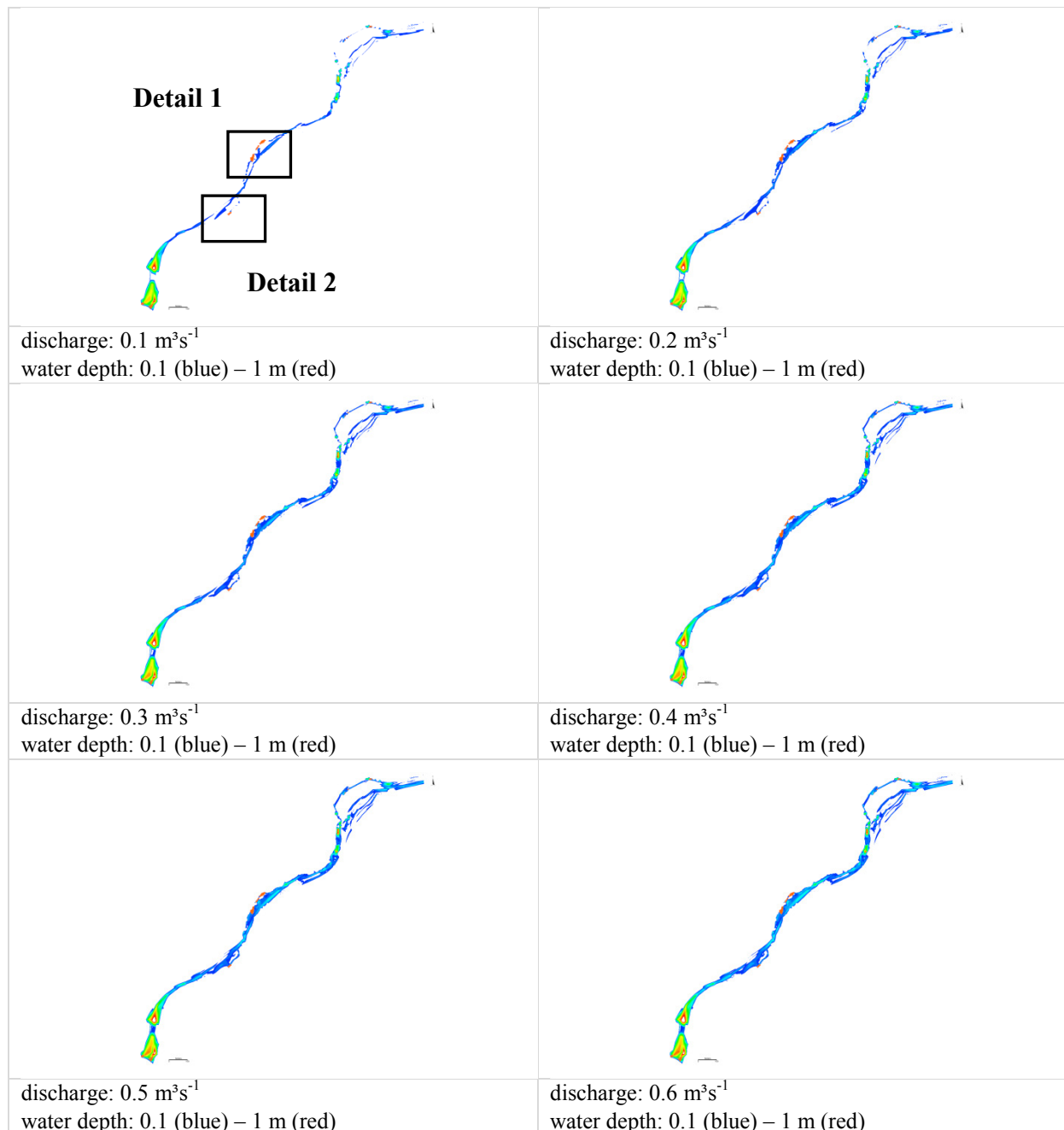


Figure 8. Water depth maps for the entire residual flow stretch of Daleelva; range of discharges: $0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ – $0.6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (areas of detailed presentation of modelling results are presented for the $0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ scenario)

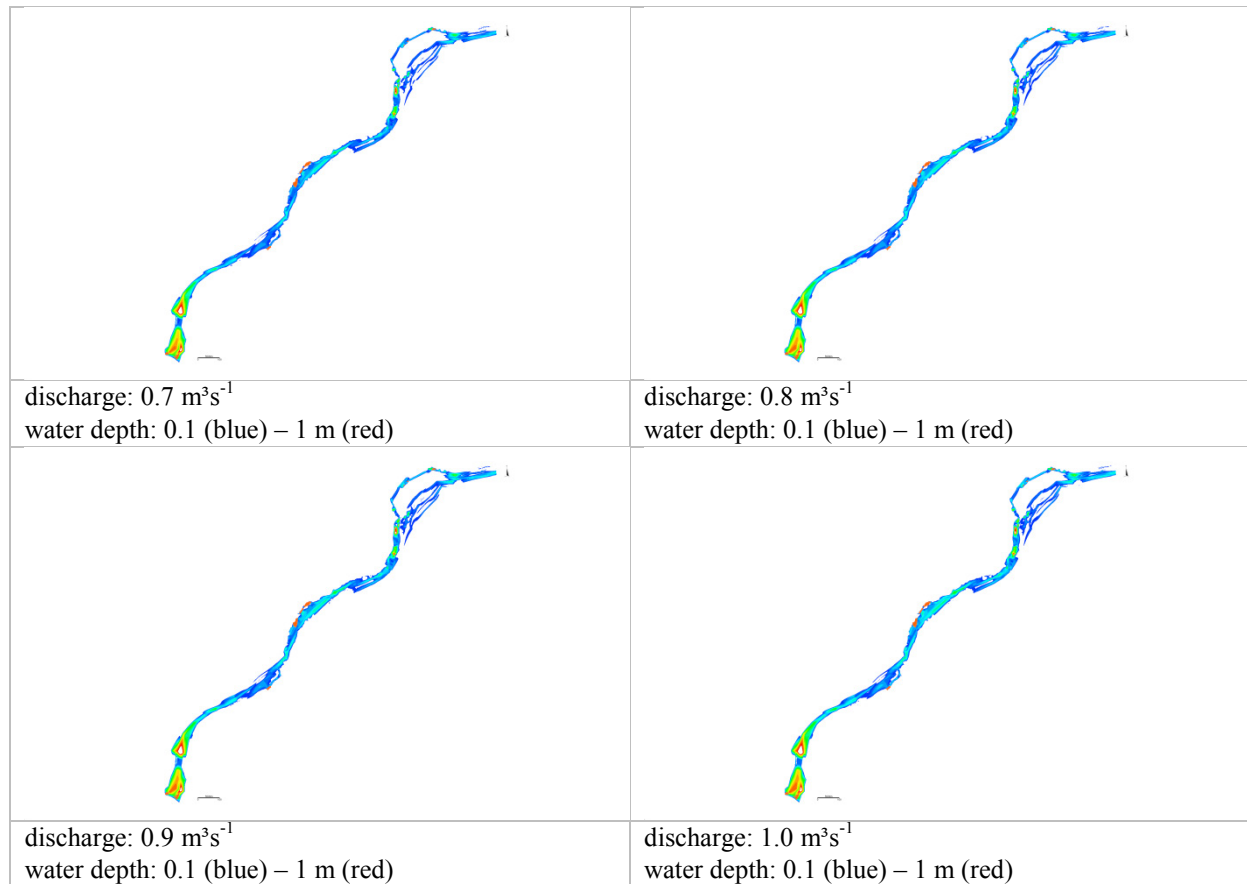


Figure 9. Water depth maps for the entire residual flow stretch of Daleelva; range of discharges: $0.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

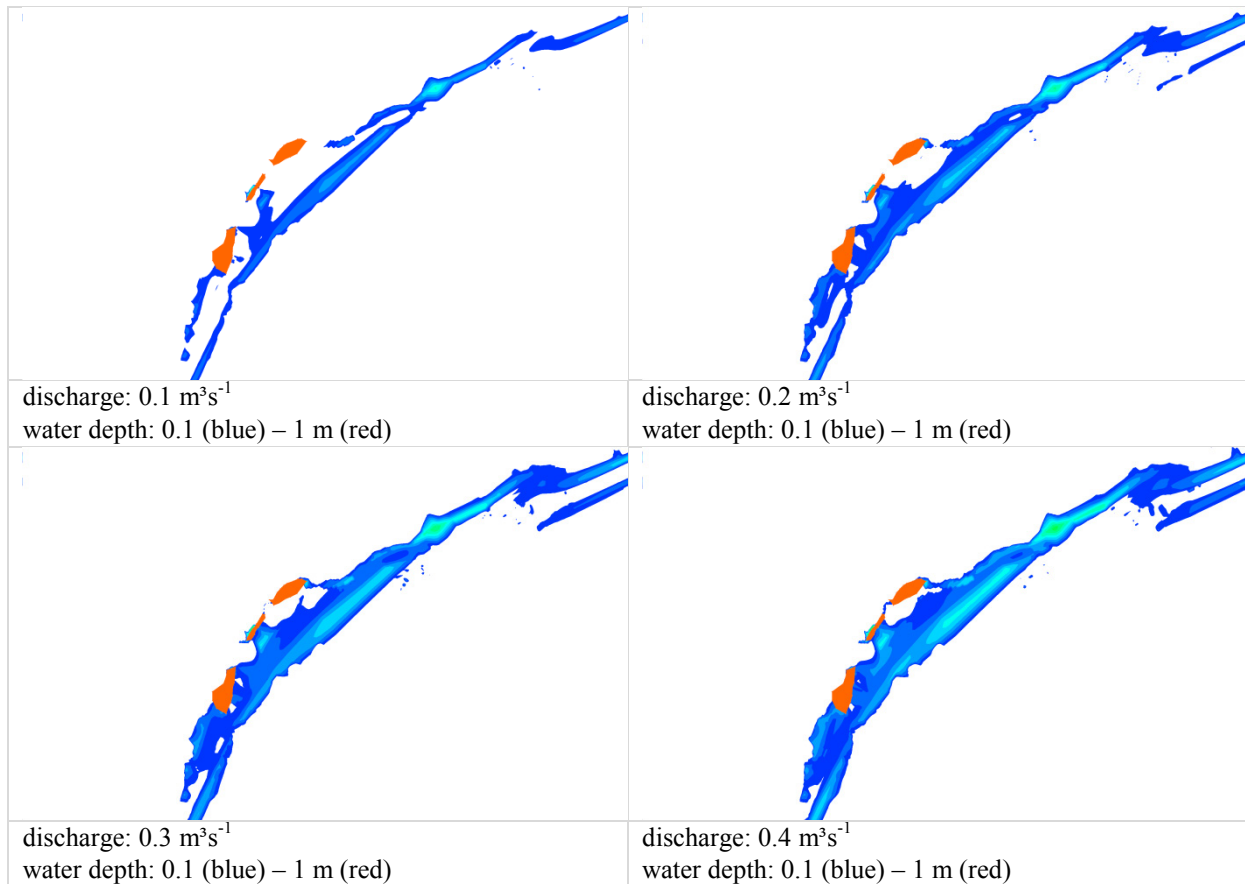


Figure 10. Detailed water depth maps for specific spawning habitat sites (Detail 1; compare to Figure 6) within the residual flow stretch of Daleelva (modelling discharges: $0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ – $0.4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

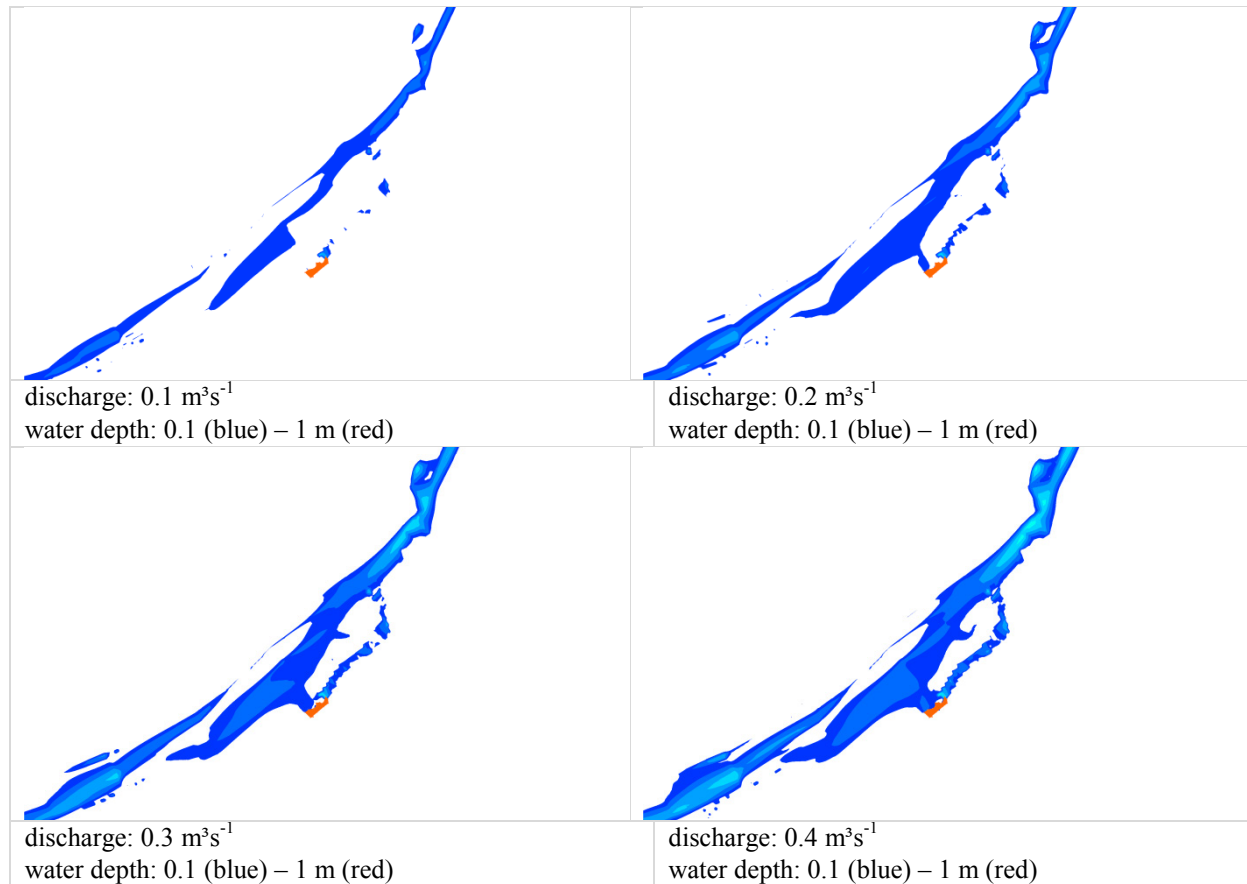


Figure 11. Detailed water depth maps for specific spawning habitat sites (Detail 2; compare to Figure 6) within the residual flow stretch of Daleelva (modelling discharges: $0.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ – $0.4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Ferskvannsekologi - laksefisk - bunndyr

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Miljø tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre.

Våre internettsider finnes på www.miljo.uni.no