

Reguleringa av Uste- og Hallingdalsvassdraget

REVISJONSDOKUMENT DEL 2



DEL 1|2:

REVISJONSDOKUMENT

- 1 | TILLATELSER OG MANØVRERINGSREGLEMENT
- 2 | SIMULERINGSRAPPORT HYDROLOGI
- 3 | FOTOGRAFIER

DEL 2|2:

- 4 | NATURUNDERSØKINGAR OG SYN FARINGSRAPPORT
- 5 | PLAN FOR MILJØDESIGN

E-CO ENERGI AS / FORENINGEN TIL HALLINGDALSVASSDRAGETS REGULERING

VEDLEGG 4

Naturundersøkingar og synfaringsrapport

E-CO ENERGI AS / FORENINGEN TIL HALLINGDALSVASSDRAGETS REGULERING

Notat

Til: Deltagere på befaringen 4.-6. juli 2017
Kopi til:

Dato: 07.08.2017

Vår ref.:
Forretningsutvikling/BOD/1200414-1

Side: 1 av 34

Befaringsnotat

Den første uka i juli 2017 ble områdene som omfattes av Uste-Nes reguleringen befart av E-CO, kommunene og grunneiere. Deltakere var:

- Bjørn Otto Dønnum, Halvor Kr. Halvorsen, E-CO
- Kjell Mykkeltvedt, Torkil Bratberg Dokk, Hol kommune
- Geir Tretterud og Tone Tveito Eidsnes, Ål kommune
- Arne Dokken, grunneier i Usteåne

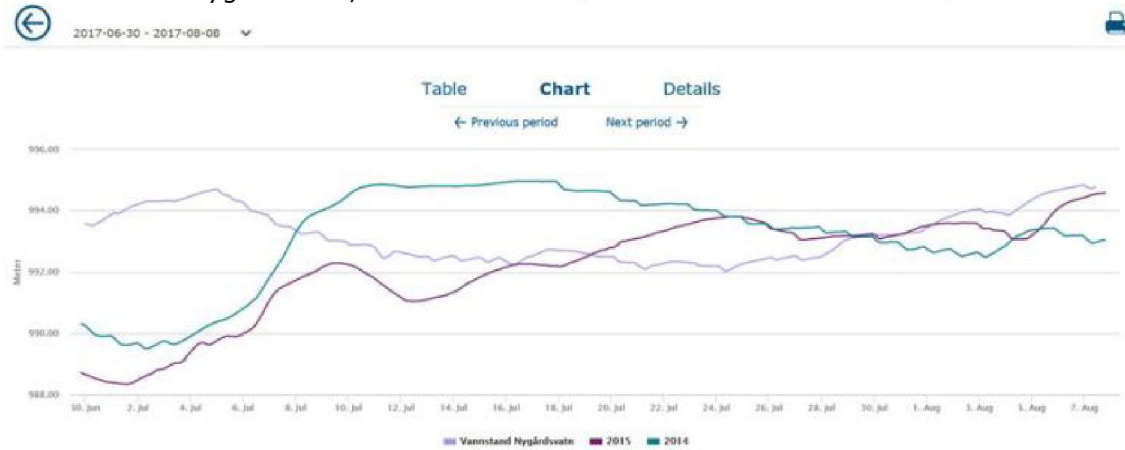
Formålet med befaringen var å se ulike områder hvor det har kommet inn ønske om tiltak.

Nygårdsvatn

Det er kommet inn et ønske om å anlegge en terskel i Nygårdsvatn ved Nygard, se kartutsnitt figur 1. Nygårdsvatn er ca 340 meter bredt på det aktuelle stedet. Dybdeforholdene er ukjent, men Nygårdsvatn er regulert 11 mete. Vannstanden i Nygårdsvatn varierer i løpet av sommersesongen, men som figur 2 viser er dette veldig avhengig av tilsiget. Dersom en terskel skal ha noen effekt må den bygges med kronetopp på XXX kote 993XXX, og det vil bety en stor konstruksjon inne i et reguleringsmagasin.



Kartutsnitt av Nygårdsvatn, med område for ønsket terskel merket med rødt.



Vannstanden i Nygårdsvatn i 2017 sammenlignet med 2014 og 2015.



Bildene er tatt ved Nygård sett mot vest. Vannstanden var på kote 994,7 da bildet ble tatt 4. juli 2017.

Elv fra Ørtereren ved Ørterstølen

Det er et ønske fra grunneiere/grunneierlag at bekken som kommer inn fra øst ved Ørterdal legges om slik at den renner inn i Ørterstøltjernet i stedet for nedstrøms tjernet. Omleggingen vil bety at det vil renne lite vann i elveleiet forbi hytta ved Ørterdal. Nedbørsfeltet tilhørende denne bekken er begrenset og i en tørrsommer vil det være lite vann dersom bekken legges om. Det er vandringmuligheter oppover i bekken, men det er sannsynligvis stopp ca. 150 - 200 meter oppstrøms hytta.

En omlegging vil gi ca. 500 m² nytt bekkeareal (basert på gjennomsnittsbredde på 1,5 meter) og det vil gi litt større vannutskifting i Ørterstøltjernet, samt at det kan bli noe bedre forhold for gyting på utløpstersklen i tjernet.

Omlegging av bekken vil kreve en kulvert gjennom RV7.



Kartutsnitt som viser et område nedstrøms Ørterstølen med et sidevassdrag som kommer inn fra øst.



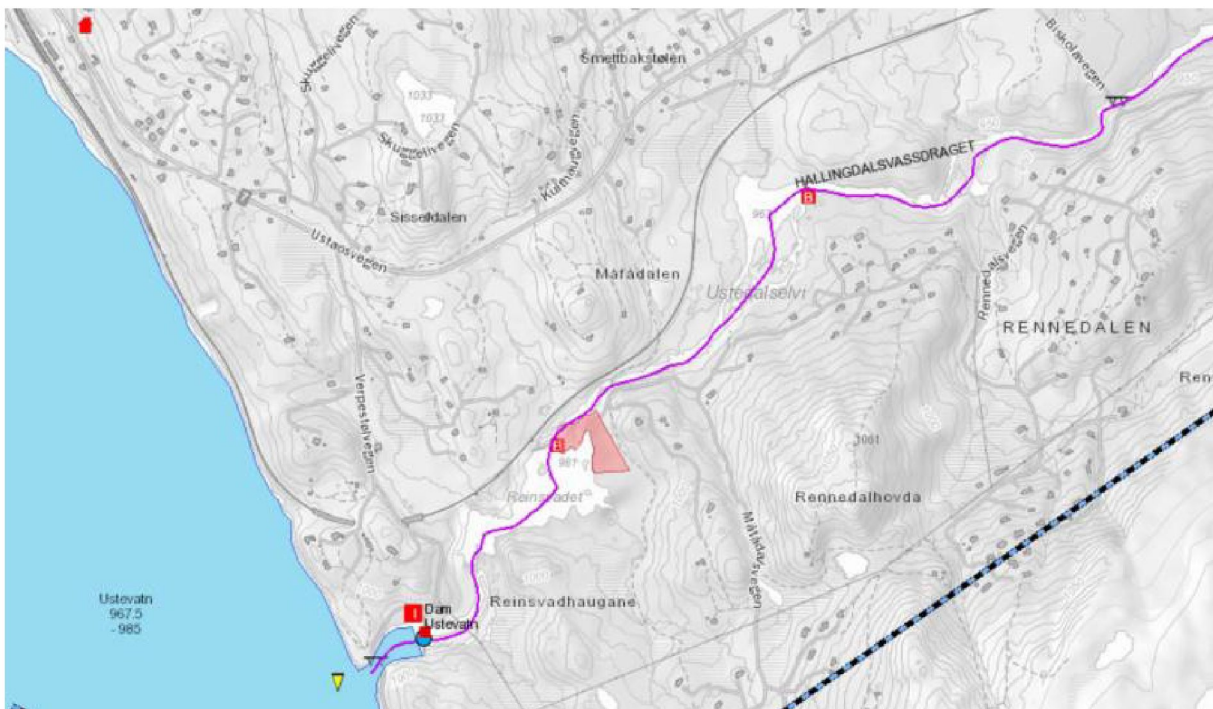
Ørterstøltjernet til venstre, bekken fra øst til høyre.



Bekken som renner nedstrøms Ørterstøltjernet.

Usteåne fra Dam Ustevatn til bru Biskolavegen

Strekningen er dominert av to store tjerns som er delvis demmet opp med terskler (B på kartet under). Vannføringen er basert på resttilsig fra uregulerte felt når det ikke er overløp på dam Ustevatn.





Dam Ustevatn



Nedstrøms dam Ustevatn



Nedstrøms dam Ustevann, ved innløpet til det første tjernet (Reinsvadet) på strekningen.



Tjernet (Reinsvadet) nedstrøms dam Ustevann.



Betongterskel ved utløpet av tjernet (Reinsvadet)



Nedre del av tjernet (Reinsvadet). Det er flere tydelige teltplasser og stier her i området ved utløpet av Reinsvadet.



Nedstrøms tjernet, ned mot gamle Ustebrua som nå kun er gangbru



Nedstrøms Ustebrua. Her danner elva mange kulper i grunnfjellet. Elvebunnen er dominert av grunnfjell og stor blokk.



Bilde av samme strekning, nå sett opp mot Ustebrua (som ses i bildets venstre kant).

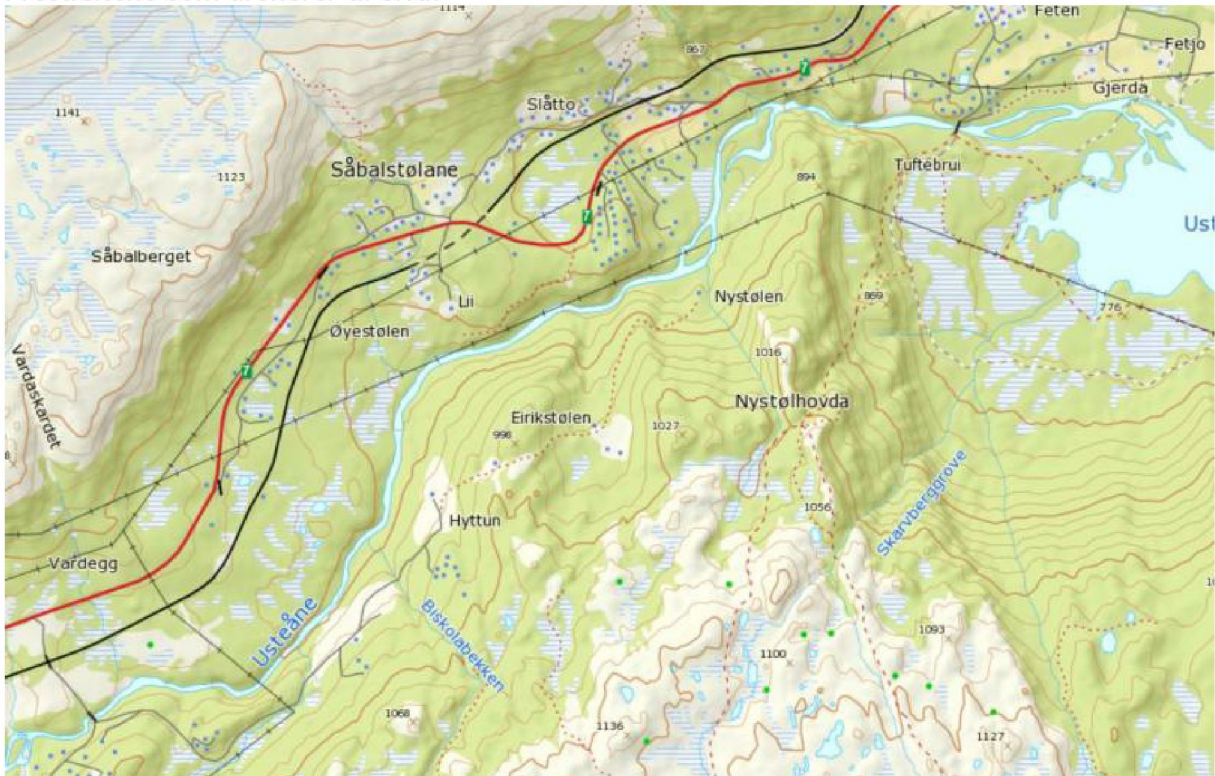
Generelt om strekningen fra dam Ustevatn til Biskola bru

Ca. $\frac{1}{4}$ av strekningen er tjern som blir demmet opp av tersklene som ble konstruert som en del av utbyggingen. Dette er fine områder for større ørret. Bunnsubstratet på strekningene med rennende vann er dominert av fast fjell/svaberg og det er mange steder mindre hølør i strykstrekningene som danner «trappetrinns stryk».

Elveleiet er flere steder relativt flatt og bredt men også her er substratet dominert av fjell og blokk/stor stein. Det ble ikke observert noen gode gyteområder, men en relativt liten del av elvstrekningen ble befart og det kan ikke utelukkes at det enkelte steder på de flate partiene er mulige gytearealer. Det kommer inn flere mindre bekker på strekningen som kan fungere som gyteareal for ørret fra Usteåne.

Usteåne fra Biskola brua til utløpet i Ustedalsfjorden

Det var ikke noe overløp på dam Ustevann under befaringen, og vannføringen i elva tilskrives restfeltet som er uregulert. Det hadde vært relativt tørt i uken før befaring, og det var lite snø i restfeltene som drenerer til elva.



Fra Biskola bru (Rennedalsvegen) nedover Usteåne.



Oppstrøms Biskola brua.



Nærbilde av elvebunnen oppstrøms Biskolabrua som er dominert av grunnfjell, men med noe stor stein og blokk.



Usteåne sett fra Liistølen. Bildet viser tippen ved tverrslag 1 i bakgrunnen.



Usteåne ved stien fra Liistølen. Elvebunnen er dominert av grunnfjell og blokk/stor stein. Kulpene er fra 0.5 til 1.0 meter dype på den vannføringen som er i elva (ca. 200 l/s).



Kulp dannet av grunnfjellknaus med en kort strykestrekning før neste kulp. Bildet er representativt for utformingen av elvebunnen på strekningen ned mot Ustedalsfjorden. Kulpen på bildet er ca. 1 meter dyp.



Usteåne ned mot grensen til eiendommen til Arne Dokken. Elva er her litt roligere, med mindre fall, og det dannes et rolig strømparti. Dybden er fra 0.2 til 0.5 meter. Elveleiet er bredt (> 20 meter), med bredden på vanddekket areal varierende mellom 3-5 meter.



Elva ved eiendomsgrensen til Arne Dokken. Strykparti som er dannet av grunnfjell.



Usteåne nede ved Uthusøyne/Nystølen. Dominert av blokk og stor stein. Kulpene varierer i dyp fra 0.2 meter til opp mot 1 meter.



Usteåne ved Juvefossen. Definitivt vandringshinder for fisk fra Ustedalsfjorden.



Elveleiet nedenfor Juvefossen er dominert av blokk og er veldig utilgjengelig. Det er noen kulper mellom strykstrekningene som gir gode skjulmuligheter og oppvekstområder for fisk.



Nedenfor juvet, på det litt slakere partiet mot Ustedalsfjorden. Fisk kan vandre fra Ustedalsfjorden og opp til juvet og kanskje innover i juvet mot Juvefossen. Elvebunnen er dominert av blokk og stor stein, med noe fjell som danner svaberg.



Usteåne nede ved Gjerda. Bildet er tatt fra broen som krysser over det vestre elveløpet. Elvebunnen er dominert av stein og grov grus, men det er også områder med gytegrus. Omfanget av gytearealet er ikke kartlagt, men det er betydelige arealer.



Utløpet av Usteåne i Ustedalsfjorden.

Generelt om Usteåne fra Biskola bru til innløp i Ustedalsfjorden

Usteåne har et fall på 174 meter fordelt på ca. 7 km elv med en gjennomsnitt fallgradient på 0.024, og kan betegnes som en bratt elv. Det er stor variasjon i fallforholdene, og mange steder dannes det «trappetrinns kulper-stryk» med relativt slake partier mellom. Noen av «trappetrinnene» kan være vandringshindre for oppvandring.

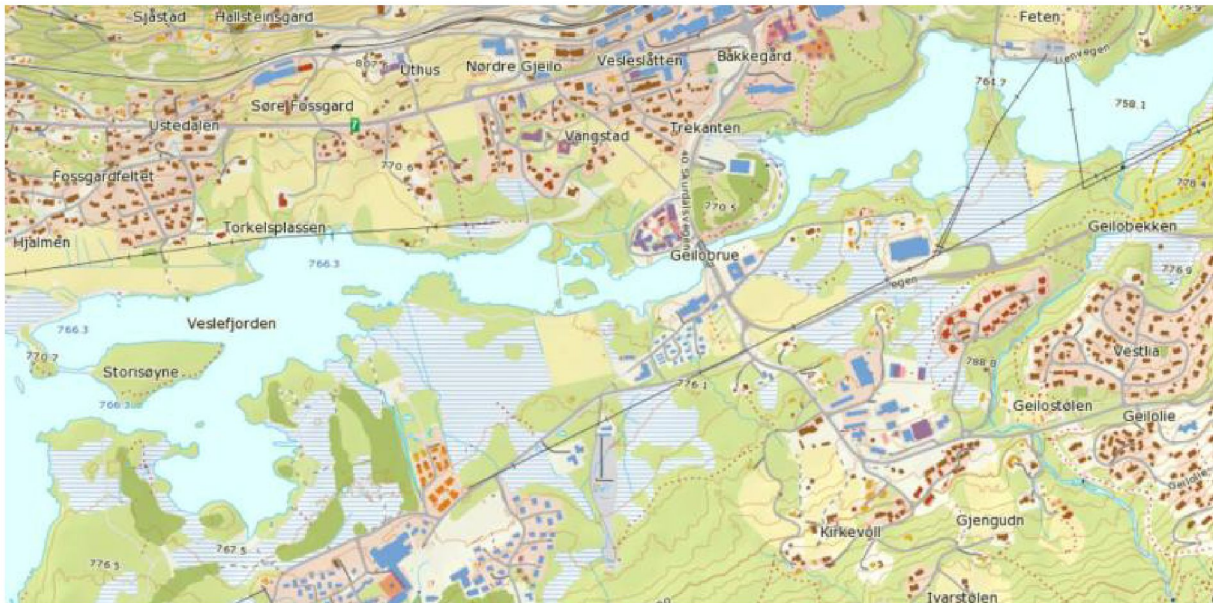
Elvebunnen er på strekningen fullstendig dominert av fjell og stor blokk, og med mye grov stein. Hele strekningen er ikke befart, men på de strekningen som ble befart (ca. 30% av totalstrekningen) ble det nesten ikke observert gytearealer. De små områdene med grus som er egnet til gyting finnes langs land i «le» bak stor stein. Det aller meste av elva er lite egnet som gyteareal pga dominansen av fjell og relativt høy gradient. I følge kjentmann Arne Dokken var, og er, det sidebekkene (uregulerte) som er de viktigste rekrutteringsområdene for ørret i elva.

Ved innløpet til Ustedalsfjorden er det gode forhold for rekruttering, noen som også viser seg i data fra overvåknings av fiskebestandene i Hallingdalsvassdraget (LFI rapport).

Det er relativt bra med skjul i elveleiet der fjell/svaberg ikke dominerer. Nedenfor Juvefossen øker skjulmengden, men det er ikke gjort noen kvantifisering av disse forholdene.

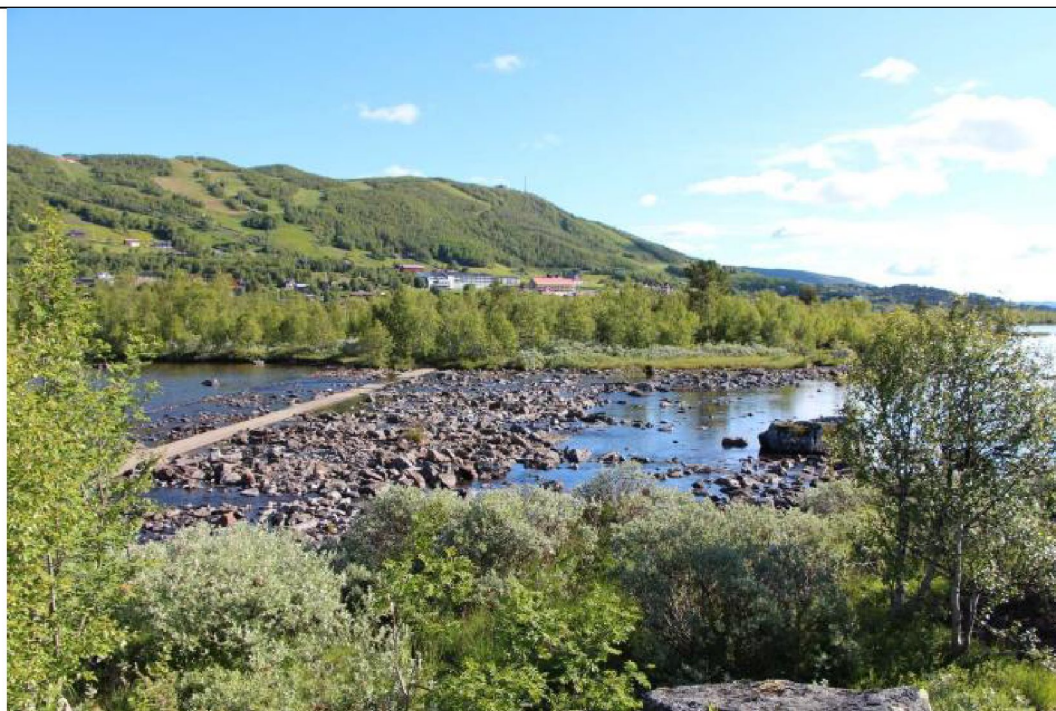
Usteåne fra utløpet av Ustedalsfjorden til Lauvrud

Vannføringen i Usteåne var ca. 320 l/s under befaringen 5. juli.





Nordre terskel ved utløpet av Ustedalsfjorden.



Søndre terskel ved utløpet av Ustedalsfjorden.



Starrbelte på nordsiden av Veslefjorden. Det er ca. 0.5 meter dypt der bildet er tatt.



Bunnsedimenter som er virvlet opp fra Veslefjordens nordside. Sedimentene er her en blanding av litt organisk materiale og sand/silt/leire.



Gjengroing i vika ved Torkelsplassen i Veslefjorden. Starr og elvesnelle er dominerende vegetasjon.



Terskelen ved utløpet av Veslefjorden.



Rett nedstrøms Geilo bru. Vannføringen er ca. 320 l/s. Elvebunnen er på strekningen fra Geilo bru og ned til Slåttahølen dominert av fjell, stor stein og blokk.



Innløpet til Slåttahølen.



Øvre del av Slåttahølen. Gjengroing med starr i viker og bakevjer.



Vika ved Lienvegen i Slåttahølen. Store algeforekomster samt elvesnelle og starr. Det har tidligere vært kloakkutslipp fra pumpehus i denne vika, og i 2016 ble et utslipp registrert under en befarings ved HC fiskeklassen lengre opp i Slåttahølen.

Beskrivelse av elven og hølene på strekningen fra Ustedalsfjorden til Slåttahølen

Strekningen er dominert av store «høler» som er blitt forsterket med terskler. Tersklene er bygget med tunnellmasse, og består av grove masser, men det er tydelige gyteplasser oppstrøms terskelkronene flere steder.

I hølene er det sedimentert finstoff. Omfang og type er ikke grundig undersøkt, men det er sannsynligvis en blanding av finstoff fra omkringliggende landbruksjord og erodert masse fra tilløpsbekker og finstoff som kommer fra Usteåne (noe breslam transporteres nok nedover ved overløp i Ustevann).

En kombinasjon av tilførsel av sediment og næringsstoffer, høyere sommertemperatur og mindre og færre flommer har gitt betydelig begroing i hølene. Gjengroingsproblematikken er kartlagt i Veslefjorden, og diskuteres i NIVA-rapport (2017). Dybden på sedimentene varierer mye, men det meste er fra 10 – 30 cm dypt. Sedimentet så ut til å være en blanding av organiske masser og mineralisk masse (leire fra Hardangerjøkulen?).

Strekningene med stryk og rennende vann er korte, og elvebunnen dominert av stor stein og blokk. Forekomsten av mindre grusfraksjoner er konsentrert til terskelkronene. Det er gode skjulmuligheter for ungfisk på de korte strykstrekningene, og gode forhold for større fisk i de store hølene på strekningen.

Fiskebestanden på strekningen inngår i overvåkingen av Hallingdalsvassdraget som E-CO startet i 2014, og data fra el-fisket som gjennomføres indikerer at det ikke er rekrutteringsproblemer for ørret selv om det er lite gyteareal. Stedvis kan det være store stimer av ørekyte (som danner stim pga predasjonsfare fra større ørret), men det er ikke noe som indikerer at det er dårlig tilvekst for ørreten på strekningen som et resultat av for sterk næringskonkurranse fra ørekyte.

Data fra overvåking av fiskebestandene i Hallingdalsvassdraget rapporteres årlig av LFI ved Universitetet i Oslo. Siste rapport er LFI, 2017.08.11

Oppsjø

Det har kommet inn ønske om en vurdering av tilgroing av vannplanter i Oppsjø. Ved hjelp av netttjenesten www.norgebilder.no kan man sammenligne flyfoto fra ulike perioder (tilbake til 1991) med flyfoto fra 2016. Det er spesielt i bakevjene ved innløpet i Oppsjø at det har blitt noe mer tilgroing.



Flyfoto av Oppsjø, 2016.



Bildet er tatt fra spissen av odden ved vanninntaket til Ål kommune og oppover mot innløpet av Hallingdalselva. Elvesnelle og ulike starrarter dominerer vegetasjonen, og vegetasjonsbeltene er ikke spesielt utbredt.

Tingvollfjorden

Nedstrøms Torpomoen i Ål ligger Tingvollfjorden. Det er et stort, stilleflytende parti av Hallingdalselva som også eksisterte før utbyggingen. I forbindelse med terskelprosjektet i Hallingdal ble det på slutten av 1960-tallet bygget en terskel ved utløpet av fjorden. Denne terskelen kan ha hevet vannspeilet noe, men har nok mest hatt en funksjon for å holde vannspeilet konstant. Dette er forhold som bør utredes. Terskelen ble reparert av E-CO for noen år siden.



Flyfoto av midtre del av Tingvollfjorden tatt i 2016.



Samme parti av Tingvollfjorden. Flyfoto fra 1991.



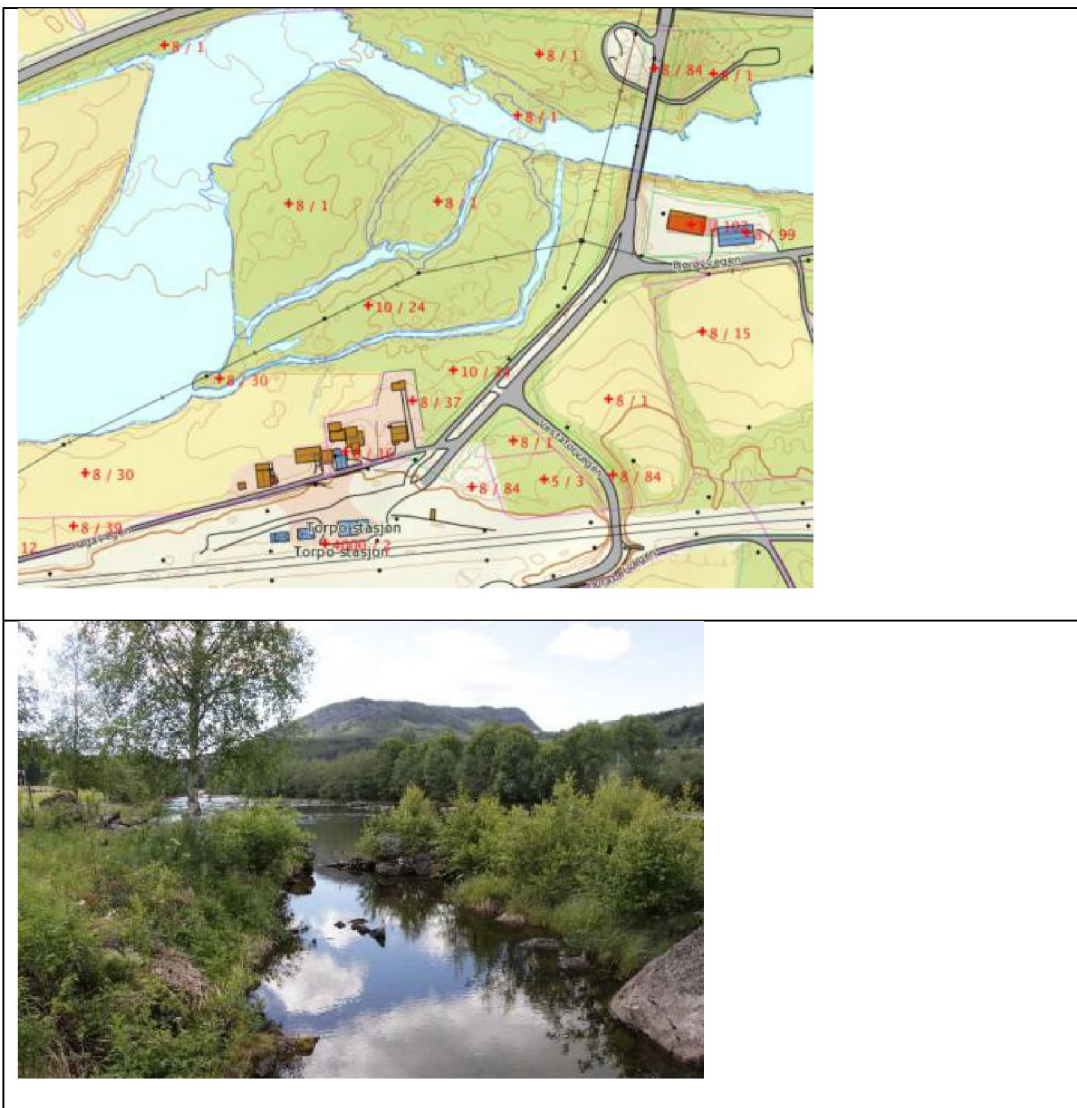
Bildet av Tingvollfjorden tatt nedstrøms. På venstre del av bildet er bakevja som nå er gjengrodd.

Gjengroing i Oppsjø og Tingvollfjorden

I bakevjene i Oppsjø og ved Nymoen i Tingvollfjorden har det de siste 30 år vært økende gjengroing. Mest tydelig er dette i Tingvollfjorden. Årsaken til denne gjengroing er nok sammensatt. I tiden frem mot 1980-1990 tallet var det nok en økt næringsstofftilførsel fra kloakk og landbruk og det var nok også en god del tilførsel av sediment fra landbruket. Det er også verdt å huske på at en suksesjon fra åpent vann til gjengrodde bakevjer og etter hvert tørt land er naturlig.

Sideløp og gamle flomløp i Ål

Det er flere mindre sideløp og flomløp i området rundt Torpo og Torpomoen. Sideløpet ved Torpo stasjon, sideløpet ved Bjørøyen og sideløpet ved Tufteøyne ble befart.





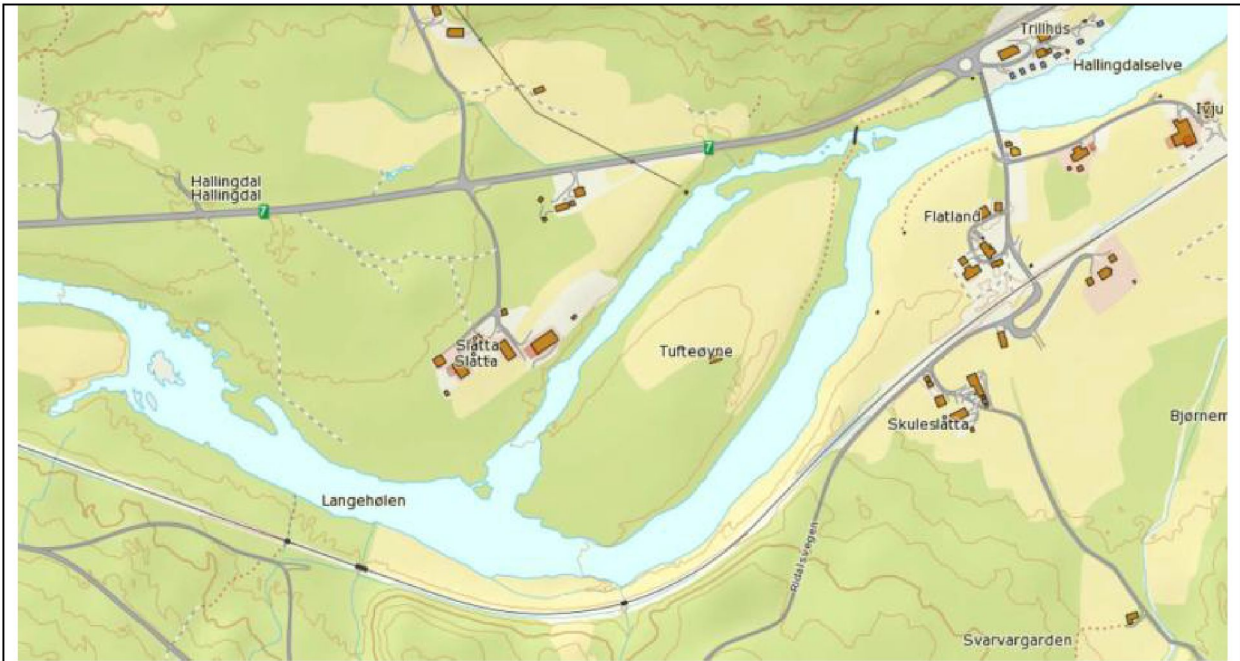
Innløpet til sideløpet nærmest Torpo stasjon. Det er laget en innsnevring som styrer vannmengden inn i sideløpet.



Habitatet i sideløpet er av god kvalitet, og det er en veldig tett kantvegetasjon som sikrer at det blir en del nedfallskvist, løv etc i bekken.



Sideløpet ved Bjørøyen der veien over til gården krysser. Dette er et lite sideløp, hvor potensialet må kartlegges bedre.



Sideløpet ved Tufteøyne. Sideløpet er veldig bredt og grunt og dominert av stor stein og blokk. Det er små partier med grus ved innløpet fra hovedelva.

Sirielv, sidebekk ved Torpo

Bekken ligger i en bred kulvert under Rv7, og kulverten er fullt passerbar for fisk i alle størrelsesgrupper. Opp mot Torpovegen blir bekken brattere, og det kan være vanskelig å vandre opp for gytefisken. Ca. 100 meter oppstrøms Torpovegen er det et fossefall som danner definitivt vandringshinder.



Bekken renner inn i Hallingdalselva fra nord og er kanalisert langs jordet, men har et potensial som gyte og oppvekstområde. Det er lite gytegrus i bekken pr i dag, noe som nok henger sammen med tiltakene som er gjort i bekken.

Med vennlig hilsen
E-CO Energi AS

Bjørn Otto Dønnum
Fagsjef miljø

Notat

www.e-co.no

Til:

Kopi til:

Dato: 10.10.2017

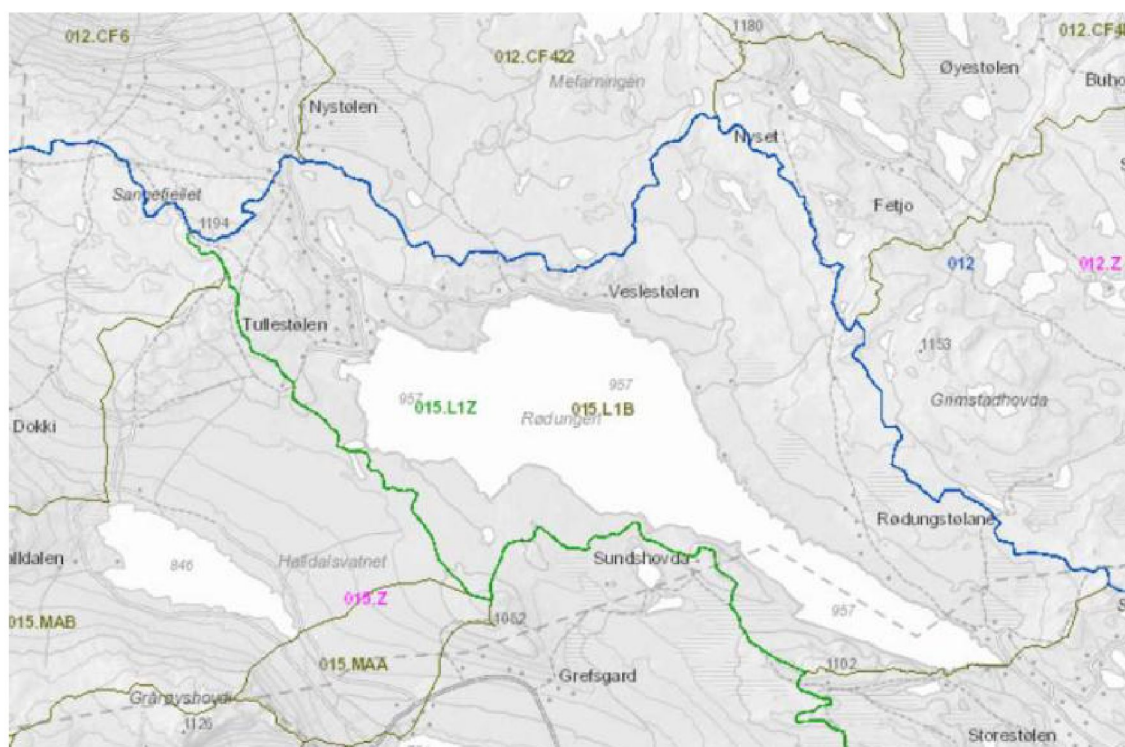
Vår ref.: Strategi og
kommunikasjon/BOD/-0

Side: 1 av

Befaring i Rødungen Sør

Befaringen ble gjennomført formiddagen 6. juli sammen med grunneiere, interesserte og Ål kommune.

Tema var mulig terskel i nordre del av Rødungen ved innløpet av Langevannsbekken, samt en befaring av bekker som renner inn i Rødungen Sør. Rødungen S var på kote 950.7 den 6. juli, og var da 46% oppfylt. HRV er 957.4.



Nedbørfeltgrensene til Rødungen Sør. Feltarealet er svært begrenset, og de færreste bekken har innsjøer eller tjern som kan bidra til å stabilisere vannføringen i tørre perioder.

Langevannsbekken

Det er tidligere (2011) laget et notat fra en befaring sammen med grunneiere i Langevannsbekken. Det er et potensial for tiltak i bekken som kan gi en positiv effekt på naturlig rekruttering. Siden det eksisterer et notat om bekken ble ikke denne befart nå. Bekken har et potensial som gyte- og oppvekstområde for ørret i Rødungen.

Ved utløpet av bekken er det et ønske om å etablere en terskel som vil etablere et vannspeil der bekken har sitt utløp i Rødungen Sør. Et aktuelt område mellom noen «øyer» i Rødungen ble befart. Grunnen består her av grov stein og grus, med et potensiale for fjell. Etablering av en terskel kan være mulig her, men det må vurderes nøye med tanke på tekniske løsninger, kostnader og hvilken positiv effekt det er mulig å oppnå med et slikt tiltak.



Ved utløpet av Langevannsbekken i Rødungen S. Det ligger flere koller/øyer i denne delen av magasinet. Høydeforskjellen fra der bildet er tatt og ned til vannflaten er ca. 6.5 meter.



Langevannsbekken renner i en liten forsenkning i terrenget, men elveløpet er lite definert, og bredt i forhold til den naturlige lave vannføringen.



Bildet viser en del av det området som blir påvirket av en terskel mellom «øyene» ved utløpet.

Bekkene som drenerer til Rødungen fra nord

Formålet med befaringen var å se om det er vandringshindre ned mot utløpet i Rødungen, og om det bekkene har et potensiale som gyte- og oppvekstområde for ørret som vandrer opp fra Rødungen Sør.

Kjærbustølbekken

Bekken er fra 0.5 til 1 meter bred. Kun de nedre 250 meterne ble befart. Liten vannføring, men ingen problem for fisk å vandre selv nede i reguleringssonen. På den befarte strekningen var det lite grus som egner seg som gytegrus.

Habitatvariasjon (skjul etc) var gjennomgående god, men det må påpekes at bekkearealet er lite.



Utløpet av Kjærbustølsbekken i Rødungen Sør.



Ca 100 meter opp fra utløpet. Ca 200 meter fra utløpet. Det er her laget en liten terskel i bekken (hyttevann?).

Bjørnsbutjønnbekken

Bekken renner inn i en liten kulp i reguleringssona og det er ingen vandringsproblemer i den nedre del av bekken. Bekken er kun befart i de nederste 200 meterne, men har et lite potensial for å kunne fungere som gyte- og oppvekstområde for ørret fra Rødungen S og det kan være aktuelt å se nærmere på denne bekken.



Elvebunnen oppstrøms reguleringssonen er dominert av stein og blokk og grunnfjell. Lite gytegrus, men med godt skjul for ungfisk.

Flabergbekken

Bekken er liten, men kommer fra et område med noen tjern i nedbørsfeltet. I reguleringssonen er bekken bratt og kan være vanskelig å vandre i ved lav vannstand. Når vandring opp i bekken er aktuelt ligger alltid Rødungen Sør opp mot HRV og dette er sannsynligvis ikke noe problem.

Det er god habitatvariasjon i bekken, men bekken er kort (ca. 200 meter) frem til det som sannsynligvis er et vandringshinder ved hytta (naturlig foss/stryk). Det er enkelte steder grus som er egnet for gyting, men dette er små flater <1 m². Potensialet som gyte- og oppvekstområde for ørret er lavt.



Flabergbekken er liten, men har ifølge hytteieren vi møtte årssikker vannføring.

Bekker ved Rødungslit

Kun små sig, uten noe klart definert elveleie. Relativt bratt fra reguleringssonen og innover i terrenget. Ikke egnet med tanke på å gjøre tiltak for å forbedre gyte- og oppvekstområde for ørret.



Grusrygger i sundet mellom nordre og søndre basseng.

Mellom nordre og søndre basseng er det en grusrygg som er et problem ved magasinutfyllinger opp mot HRV. Toppen av grusryggene danner da et «undervannskjær» som representerer et faremoment for de som bruker båt. Det er et ønske om at toppen av grusryggen senkes med et par meter og at sundet merkes mtp. sikkerheten for båttrafikken på Rødungen.



Bekker på sørsiden av Rødungsstølen

Det er ingen bekker på sørsiden av Rødungen med et nedbørsfelt som er stort nok til å kunne sikre årssikker vannføring. Det var noe diskusjon rundt bekkene fra tjernene ved Sundshovda, men de viser seg å drenere mot sør og til Pålsbufjorden.

På sørsiden, ved Oksberget er det en liten grunn dam som får noe vannsig fra myrene på sørsiden av Rødungen, men det er ingen gjennomstrømming av noen betydning her.



Oppsummering

Nedbørsfeltene til Rødungen er små og vannføringen blir usikker mange steder i perioder med lite nedbør. Bekkene som drenerer feltene er små med relativt lavt potensial.

Bjørnsbutjønnbekken og Langevannsbekken er de bekkene med størst potensial som kan være fornuftig å vurdere nærmere.

Med vennlig hilsen
E-CO Energi AS

Bjørn Otto Dønnum
Fagsjef miljø

Notat

Til:

Kopi til:

Dato: 12.10.2017

Vår ref.: Strategi og
kommunikasjon/BOD/1202977-1

Side: 1 av 7

Rukkedøla

Befaring gjennomført 22.09.2017.

Deltagere:

Anders Halland, Nes kommune

Tor Dalevold og Tellef Mathismoen, grunneiererepresentanter

Bjørn Otto Dønnum og Halvor Kr. Halvorsen fra E-CO.

Befaringen startet ved RV7 kryssingen. Her er det utfordringer knyttet til flom og gjenfylling av elveløpet med sediment både på oppstrøms side og på nedstrømsside av RV7.

E-CO har endret utløpet nedenfor kulvertrørene (på østsiden av RV7) under RV7 for å bedre utløpssituasjonen i flom, og forholdene er bedre nå enn før tiltaket.



Oppstrøms RV7.

Terskelen på bildet over er konstruert av store veikantsteiner som erlagt på en rett rekke over Rukkedøla. Det er ingen veldefinert overløpssone i denne terskelen, men vannstandsforskjellen er liten, < 10 cm, ved lav vannføring og ved noe høyere vannføring oversvømmes terskelen og utgjør ikke noe hinder for fiskevandring. Terskelen er grunn og homogen pga gjenfylling med grus og små stein.



Terskelen rett oppstrøms RV7.

Ca. 100 meter oppstrøms RV7 er det en steinterskel som over tid delvis er begravet i grovkornet sediment (grus-kulestein og stor kulestein). Det var en stor kulp nedstrøms denne terskelen som også er fylt igjen med sediment. I dette området har også Hallingdal Kraftnett en høyspentkabel.



Terskelen 150 meter oppstrøms RV7. Midtre del er begravd i grovkornet sediment.



Oppstrøms terskelen er det opplagret mye grovkornet sediment.

Fra gangbrua og opp mot kloakkledningstraseen er det en stor «grusør» som ifølge lokalkjente er dannet etter at kommunen la på erosjonsbeskyttelse over kloakkledningen. Grusøren ligger rett nedstrøms en sving i elva, og det er en naturlig plass for at det dannes slike grusører. Det viser imidlertid at Rukkedøla har et mobilt bunnsubstrat.



Bildet er tatt fra gangbrua oppover Rukkedøla. Grusøren ses på høyre side i bildet, og kloakkledningen ligger rett oppstrøms toppen av grusøren.

Kloakkledningen ble lagt ca. 60 cm under opprinnelig elvebunn. Denne ble etter hvert blottlagt og nesten undergravd, noe som også understøtter faktumet med stor mobilitet i bunnsubstratet.



Bildet viser erosjonssikringen av kloakkledningen som Nes kommune har bygd.

E-CO har gjennomført tiltak mot issvuller og kjøving fra Hagembrua og nedover. Det er gjort ved flere anledninger. I følge gravemaskinføreren som gjorde jobben en gang på 1970-tallet var det et hardt armeringslag i elvebunnen som dekket over veldig permeable løsmasser. Dette er normalt i gruselver med godt sorterte masser.

I følge lokalkjente er det nå ofte at elven oppstrøms eiendommen til Dalevold går tørr i perioder med liten vannføring (eksempelvis sommeren 2017). Det kan tyde på at elva har hatt en relativt tett bunn som har hindret at vannet på lav vannføring forsvinner ned i elvebunnen, men at denne armeringen nå er brutt noe som forsterke lavvannsproblemene. Graving av kloakkledningen kan også ha hatt en innvirkning.

Rukkedøla ble ryddet med bulldoser for å lette forholdene for tømmerfløting. Dette skjedde etter 1945, og omfanget bør undersøkes mer i detalj.

Ved Hagembrua i Nes sentrum er det bygd en flompark. E-CO har her en betongterskel, og det er bygd en fiskepassasje på venstre side av elven. Det er dannet relativt dype kulper på opp- og nedstrøms side av terskelen.



Bildet er tatt fra Hagembrua og viser terskelen med fiske-trapp og flomparken.

Oppstrøms Hagembrua er det grøvre substrat i elvebunnen, og det ser ikke ut til å være gjort så store forandringer av elvebunnen her. Men, i forbindelse med arbeidene for å lette tømmerfløtingen er det naturlig å anta at store stein/blokk er fjernet. Fallet på denne strekningen er i snitt 1.4%.



Bildet er tatt fra gangstien på nordsiden av Rukkedøla, ca 270 meter oppstrøms terskelen ved Hagembrua. Elven varierer mellom stryk og hvitstryk.

Fisk fra Hallingdalselva kan vandre opp til fossen ved bygdemuseet, og det var ifølge grunneierne mye fisk her før gjedda ble en betydelig faktor i denne delen av Hallingdalselva og reduserte ørretbestanden betraktelig.



Den nederste fossen ved bygdemuseet.

Oppstrøms fossen ved bygdemuseet renner Rukkedøla først gjennom en bratt og trang elvedal. Fra der FV 214 krysser Rukkedøla og opp mot samløpet med Trondrudåne er Rukkedøla dominert av stor stein og blokk. Fallet er mellom 1,7 og 3%, og elven er flere steder rettet opp og det er bygd enkle flomforbygninger.



Bildet er tatt fra brua ved samløpet med Trondrudåne.

Oppsummering

Rukkedøla er en elv med ustabil elvebunn i de nedre delene (fra terskelen ved Hagembrua), og det er viktig å gjennomføre grundige vurderinger før man eventuelt setter i gang tiltak. Det er relativt mye fall (eks 1.4% oppstrøms Hagembrua) også i nedre del av elvene.

Historien knyttet til Rukkedøla viser at det har vært gjennomført mange tiltak, både før og etter reguleringen av vassdraget som kom på slutten av 1960-tallet.

Fra terskelen ved Hagembrua og opp til fossen ved bygdemuseet kan det være mulig å gjøre noen enkle biotopforbedrende tiltak, eksempelvis utlegging av gytegrus og konstruksjon av steingrupper og skjul.

Med vennlig hilsen
E-CO Energi AS

Bjørn Otto Dønnum
Fagsjef miljø

Makrovegetasjon i Veslefjorden, Usteåne

Fagrappport



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Makrovegetasjon i Veslefjorden, Usteåne	Løpenummer 7116-2017	Dato 9.2.2017
Forfatter(e) Marit Mjelde	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon
	Geografisk område Buskerud	Utgitt av NIVA

Oppdragsgiver(e) E-CO Energi	Oppdragsreferanse Bjørn-Otto Dønnum
Oppdragsgivers utgivelse:	Heftenr.:

Sammendrag

Formålet med den foreliggende undersøkelsen har vært å vurdere omfang og årsaker til tilgroingen i Veslefjorden, samt mulige tiltak for å redusere tilgroingen. Helofyttvegetasjonen var dominert av starrbelter langs land, med stedvis store bestander av elvesnelle utenfor. Vannvegetasjonen var dominert av store bestander med kortskuddsplanten stivt brasmegras og flere langskuddsplanter. Ingen av langskuddsplantene dannet overflatematter i 2016. Bestandenes størrelse og forekomst av overflatematter vil imidlertid variere fra år til år avhengig av vannføring og klimaforhold. I Veslefjorden er det de store bestandene med elvesnelle og langskuddsplanter som oppfattes som problematiske av lokalbefolkningen. Tilgroingen i Veslefjorden skyldes en kombinasjon av kraftig redusert vannføring over året og stabilisert vannstand på grunn av terskelbygging. Rapporten diskuterer mulige tiltak for å redusere planteveksten i Veslefjorden. De mest aktuelle metodene vil være mekanisk høsting, manipulering med vannføring og vannstand, eller tildekking av sediment.

Fire emneord 1. Makrovegetasjon 2. Terskelbasseng 3. Tilgroing 4. Tiltak	Four keywords 1. Aquatic macrophytes 2. Weir basin 3. Nuisance growth 4. Management
--	---



Marit Mjelde
Prosjektleder



Markus Lindholm
Forskningsleder

Makrovegetasjon i Veslefjorden, Usteåne

Forord

Norsk institutt for vannforskning har på oppdrag fra E-CO Energi kartlagt makrovegetasjonen i Veslefjorden ved Geilo.

Feltarbeidet er utført av Marit Mjelde, med assistanse fra Lars Sigve Grøtt fra E-CO Energi. Kjemianalysene er foretatt ved NIVAs kjemilaboratorium.

Rapporten er skrevet av Marit Mjelde, som også har vært NIVAs prosjektleder. Markus Lindholm og Therese Fosholt Moe, NIVA, har kvalitetssikret rapporten.

Oppdragsgivers kontaktperson har vært Bjørn Otto Dønnum hos E-CO Energi.

Takk til alle for godt samarbeid!

Oslo, 9. februar 2017

Marit Mjelde

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Formål	
1.3 Tidligere undersøkelser	9
2 Materiale og metoder	10
2.1 Lokalitetsbeskrivelse	10
2.2 Metoder	11
2.2.1 Vannføring	11
2.2.2 Vannkjemisk prøvetaking og analyser.....	11
2.2.3 Makrovegetasjon	11
3 Resultater og diskusjon	13
3.1 Vannføring	13
3.2 Vannkemi	14
3.3 Makrovegetasjon	15
3.3.1 Helofytter	15
3.3.2 Vannvegetasjon	16
3.4 Tilgroing	17
3.4.1 Generelt	17
3.4.2 Årsaker til tilgroing i Veslefjorden.....	17
3.5 Mulige tiltak.....	18
3.5.1 Mekanisk høsting	18
3.5.2 Manipulering med vannføring og vannstand.....	19
3.5.3 Tildekking av sediment	19
3.5.4 Oppfølging.....	20
4 Litteratur	21

Sammendrag

Ustevatn er regulert og vannføringen i Usteåne ved Geilo er kraftig redusert. For å kompensere for redusert vannføring er det bygget en rekke terskler. Veslefjorden er den største av terskelbassengene ved Geilo. Både her og i terskelen nedstrøms er det fra fiskere rapportert om problematisk tilgroing av vegetasjon.

Formålet med den foreliggende undersøkelsen har vært å vurdere omfang og årsaker til tilgroingen i Veslefjorden, samt mulige tiltak for å redusere tilgroingen.

Helofyttvegetasjonen var dominert av starrbelter langs land, med stedvis store bestander av elvesnelle utenfor. Vannvegetasjonen var dominert av store bestander med kortskuddsplanten stivt brasmegras og langskuddsplantene storvassoleie, tusenblad og stedvis klovasshår. Ingen av artene dannet overflatematter i 2016. Bestandenenes størrelse og forekomst av overflatematter vil imidlertid variere fra år til år avhengig av vannføring og klimaforhold.

I Veslefjorden er det de store bestandene med elvesnelle og langskuddsplanter som skaper problemer for lokalbefolkningen. Alle de nevnte artene er vanlige i næringsfattige områder, og vannvegetasjonen viser svært god tilstand i forhold til eutrofiering. Det vil si at den kraftige planteveksten ikke skyldes eutrofiering. Området er heller ikke forsuret eller kalket.

Tilgroingen i Veslefjorden skyldes høyst sannsynlig en kombinasjon av kraftig redusert vannføring over året og stabilisert vannstand på grunn av terskelbygging. Den stabile vannstanden er gunstig for vannvegetasjonen ved at tørrlegging og erosjon både i vegetasjon og sediment er redusert i forhold til ved naturlige vannføringsforhold. I tillegg er de høye vannføringene utover i sommersesongen så få og av så kort varighet, særlig i de siste årene, at de sannsynligvis ikke har særlig effekt på utspyling av sedimentert finmateriale, noe som gir gunstige forhold for vannvegetasjonen.

Mulige tiltak for å redusere planteveksten i Veslefjorden er diskutert. De mest aktuelle metodene vil være mekanisk høsting, manipulering med vannføring og vannstand, eller tildekking av sediment. Igangsettelse og utførelse av tiltak for å redusere vegetasjon kan være svært kostnadskrevenende. Det er derfor viktig at effekter av ulike tiltak vurderes grundig. Det bør alltid foretas forundersøkelser og oppfølgende studier av tiltakene. Forundersøkelser er viktig også for å unngå at tiltakene fører til andre uønskete problemer, for eksempel habitatødeleggelse for fisk eller bunndyr, eller endringer i det fysisk-kjemiske miljøet.

Summary

Title: Aquatic macrophytes in the weir basin Veslefjorden, Usteåne

Year: 2017

Author: Marit Mjelde

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6851-5

This survey includes a description of the diversity and abundance of aquatic macrophytes in the weir basin Veslefjorden, including a discussion about causes of nuisance growth and possible management methods.

The macrophytes in Veslefjorden are dominated by the helophyte *Equisetum fluviatile*, the isoetid *Isoetes lacustris* and the elodeids *Ranunculus peltatus*, *Myriophyllum alterniflorum* and *Callitriche hamulata*. The elodeids occasionally develop into large stands which can be problematic for fishing and boating. The reasons for nuisance growth in Veslefjorden are most probably the reduced flow in the river and the stabilized water level in the weir basin. Different management methods are discussed in the report.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Hallingdalselva har sitt hovedutspring på Hardangervidda, og dannes etter samløp mellom Usteåne fra Ustevatn og Holselva (Storeåne) fra Strandavatnet. Disse to elvene renner sammen ved Hol litt nord for Strandefjorden. Ustevatn er regulert og mesteparten av avrenningen føres til Usta kraftverk med utløp til Hallingdalselva ved Kleivi (Holmqvist 2001). Dette har ført til at vannføringen i Usteåne er blitt kraftig redusert. Elva har en pålagt minstevannføring hele året på 0,2 m³/s, målt ved Geilo bro. For å kompensere for redusert vannføring er det bygget en rekke terskler. I Usteåne, på strekningen fra Ustevatn til like nedstrøms Geilo, er det bygget seks terskler, hvorav tre ved Geilo, like nedstrøms Ustedalsfjorden.

Ustevatn mottar avrenning fra bl.a. Hardangerjøkulen, og er klart brevannspåvirket. Reguleringen har markert redusert brevannspåvirkningen i Usteåne og tersklene ved Geilo.

I de to største av terskelbassengene ved Geilo nedstrøms Ustedalsfjorden er det fra fiskere rapportert om problematisk tilgroing av vegetasjon. Tilgroing av både helofyttvegetasjon («sivvegetasjon») og vannvegetasjon har gjort at området er mindre attraktivt for fiskere på sommeren (Dønnum 2015).

1.2 Formål

Formålet med undersøkelsen er å foreta en problemkartlegging i det øverste terskelbassenget ved Geilo; Veslefjorden. Undersøkelsen skal inkludere hvilke arter som dominerer i vannvegetasjonen, samt omfang og årsaker til tilgroingen. I tillegg ønskes en vurdering av mulige tiltak for å redusere tilgroingen.

1.3 Tidligere undersøkelser

E-CO Energi foretok i 2015 en befaring for å vurdere gjengroing i Veslefjorden (Dønnum 2015). Andre undersøkelser av vannvegetasjonen i Veslefjorden er ikke foretatt. Det er imidlertid tidligere foretatt undersøkelser av vannvegetasjonen i en rekke terskelbasseng i Hallingdalselva på strekningen Gol-Svenkerud (Brandrud m.fl. 1992).

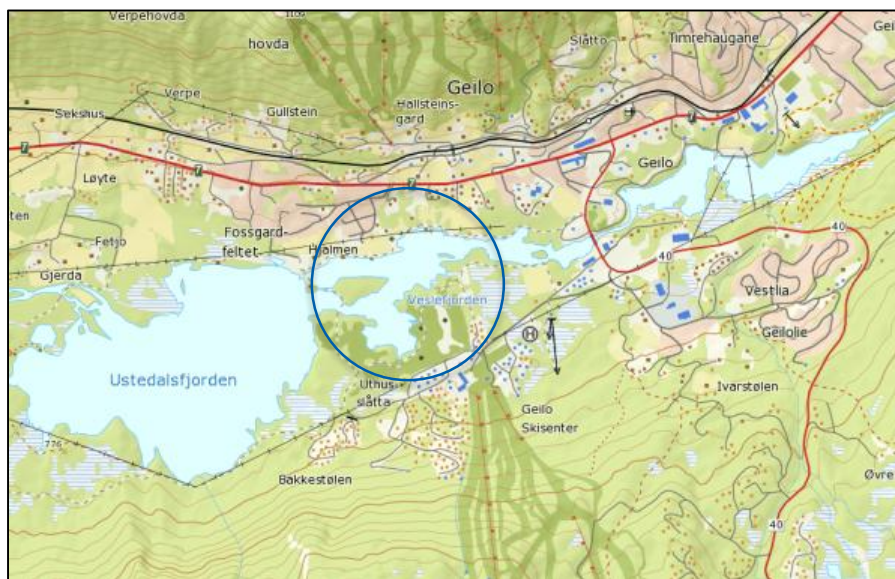
Bunndyr og fisk i terskelbassengene ved Geilo er undersøkt ved flere anledninger, sist i 2013 (Saltveit m.fl. 2013).

2 Materiale og metoder

2.1 Lokalitetsbeskrivelse

Veslefjorden er det største terskelbassenget i Usteåni ved Geilo, og ligger like nedstrøms Ustedalsfjorden (figur 1). Terskelbassenget har et areal på 0,2 km² (tabell 1) og er grunt; med typiske dybder på 1-2 m. Største dyp på 3,7 m ble registrert ved terskelen i øst.

På grunn av reguleringen av Ustevatn, og overføring av mesteparten av avløpet til Hallingdalselva ved Kleivi, er Ustedalsfjorden, inkludert Veslefjorden, karakterisert som sterkt modifisert iht. vannforskriften (jfr. www.vann-nett.no).



Figur 1. Kartutsnitt av Usteåne ved Geilo. Veslefjorden er innringet. Kart fra norgeskart.no.

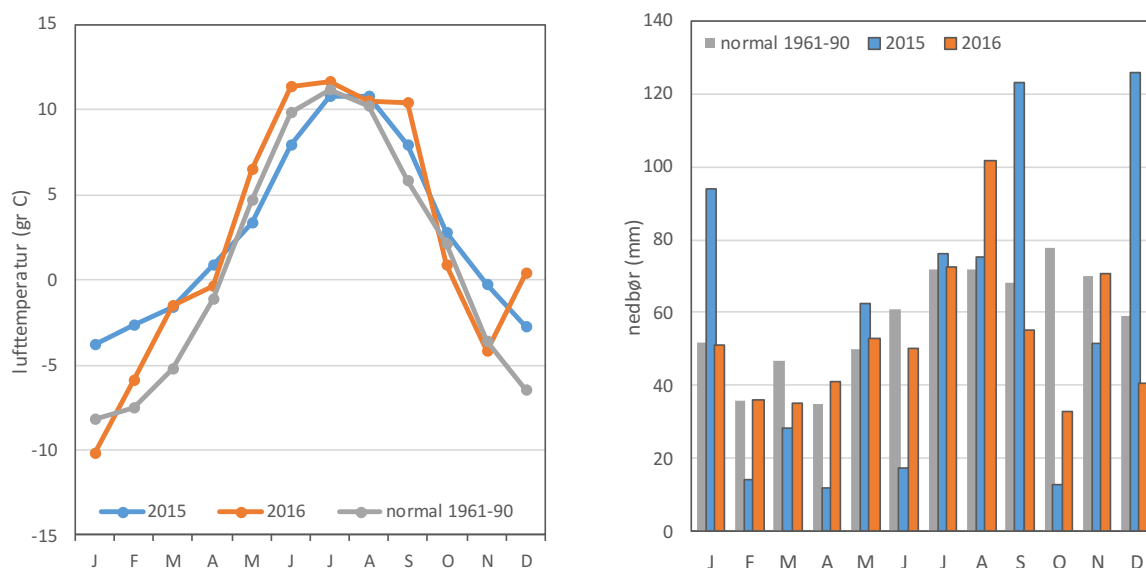
Tabell 1. Karakteristiske data for Veslefjorden.

Innsjø	Kommune	NVE-nr.	Høyde over havet (m)	Innsjøareal (km ²)
Veslefjorden	Hol	266025	760	0,2

Data for nedbør og lufttemperatur for årene 2015 og 2016 og for normalperioden 1961-90 (figur 2) er hentet fra Meteorologisk institutt. Stasjon Geilo Olderbråten (stasjon nr. 25630) antas å representere forholdene for Veslefjorden.

Våren og forsommeren 2015 og 2016 hadde jevnt over noe lavere nedbørmengder enn normalen, mens det begge årene var forholdsvis høy månedsnedbør på sensommer-høst. I 2015 var det i tillegg store nedbørmengder både i januar og desember (figur 2).

Midlere lufttemperatur for 2015 og 2016 lå omtrent på normalen i sommersesongen, mens den vinterstid var ca. 5-7 gradere høyere enn normalt, bortsett fra januar 2016 som var kaldere enn normalt (figur 2).



Figur 2. Midlere månedstemperatur og månedsnedbør for 2015 og 2016, samt normalen 1961-90, for stasjon Geilo Olderbråten. Data fra meteorologisk institutt.

2.2 Metoder

2.2.1 Vannføring

Døgnverdier for vannføringsdata ved Geilo bru fra 2015-2016 er innhentet fra E-CO Energi.

2.2.2 Vannkjemisk prøvetaking og analyser

I forbindelse med den vannbotaniske kartleggingen 27. juli 2016 ble det samlet inn én enkelt vannprøve fra ca. 0,2 m dyp, sentralt i Veslefjorden. Den ufiltrerte vannprøven ble analysert på total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), kalsium og farge ved NIVAs laboratorium.

Analysene av kalsium og farge er brukt til å fastsette vanntype iht. til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2015). Total fosfor og total nitrogen gir en indikasjon på hvor næringsrik vannforekomsten er.

2.2.3 Makrovegetasjon

Definisjoner

Makrovegetasjon er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles inn i grupper etter livsform: helofytter («sivvegetasjon») og «ekte» vannplanter.

Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida, og et velutviklet rotsystem. Natur i Norge (www.artsdatabanken.no) definerer helofyttferskvannssump som: «tette bestander av makrohelofytter, det vil si storvokste sumpplanter, omkring eller under grensa mellom ferskvannssystem og fastmarks- eller våtmarkssystem. Makrohelofyttene danner oftest reinbestander eller blandingsbestander av to arter, og avgrensnes mot fastmark eller våtmark på grunnlag av artssammensetningen.»

Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. De kan deles inn i 4 livsformgrupper: isoetider (kortsukksplanter, inkl. «pusleplanteelement»), elodeider (langsukksplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). Disse fire gruppene, samt de største algene, kransalgene, omtales som **vannvegetasjon**, og det er kun disse gruppene som i Norge brukes ved klassifisering av økologisk tilstand for vannvegetasjon.

Feltregistreringer

Feltregistreringene i Veslefjorden ble foretatt 27. juli 2016. Registreringene av vannvegetasjonen ble foretatt i henhold til standard prosedyre (bl.a. Direktoratgruppen 2015); ulike lokaliteter i Veslefjorden ble besøkt og vannvegetasjonen ble registrert ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Artene er kvantifisert ved hjelp av en semi-kvantitativ skala 1-5, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Navnsettingen for karplanter følger Lid og Lid (2005) mens navnsetting for kransalger følger Langangen (2007). Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet.

De viktigste helofyttene ble notert samtidig. I tillegg ble utbredelse og dybdegrensene for de største bestandene av den viktigste helofytten elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) kartlagt. Utbredelsen ble sammenliknet med tidligere flybilder av området fra 2013 (hentet fra www.norgebilder.no).

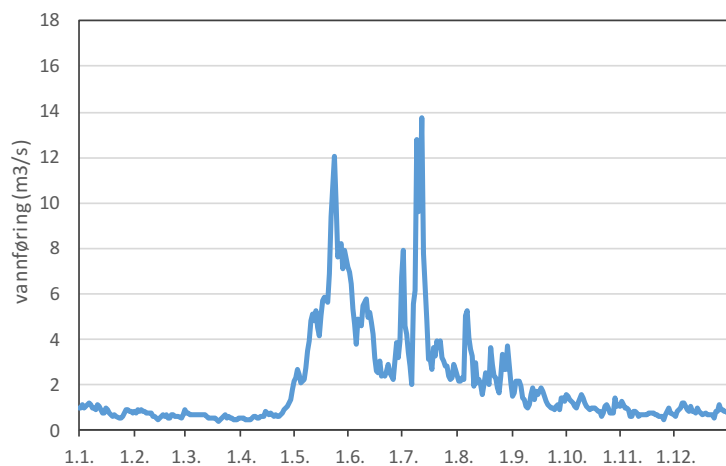
Vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering

Trofiindeks for vannvegetasjon i elver er under utarbeidelse, og det foreligger foreløpig ingen vedtatte klassegrenser. Siden terskelbassenget stort sett fungerer som en innsjø har vi valgt å vurdere økologisk tilstand av vha. trofiindeksen TIC_c , utviklet for innsjøer (Direktoratsgruppen 2015). I TIC_c -indeksen inkluderes arter innenfor alle livsformene av vannplanter (isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider og kransalger). Moser, begroingsalger og helofytter inkluderes ikke. Indeksen er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor eutrofiering og antall arter som er tolerante overfor slik påvirkning. Trofiindeksen beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Indeksen bør bare brukes for vannforekomster med 3 arter eller mer. Ved vurdering av økologisk tilstand bør man i tillegg til eutrofieringsindeksen vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden for vannvegetasjon vurderes som god.

3 Resultater og diskusjon

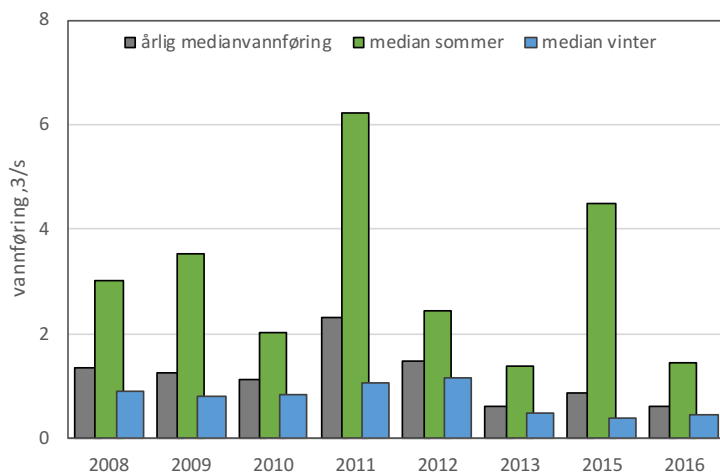
3.1 Vannføring

Usteåne er sterkt regulert og har en pålagt minstevannføring på 0,2 m³/s ved Geilo bru, men på grunn av uregulert restfelt er sommervannføringene vesentlig høyere, se medianvannføring for siste år i figur 3 (2007 og 2014 er ikke inkludert på grunn av mangelfulle data).



Figur 3. Medianvannføring i Usteåne ved Geilo 2008-2016.

Medianvannføringer for de enkelte år i perioden 2008-2016 er vist i figur 4, mens mer detaljert informasjon om vannføring for hvert år er vist i tabell 2 (også disse uten 2007 og 2014). Det er verdt å merke seg at det i 2007 ble registrert svært høye vannføringer på rundt 120 m³/s en kort periode på sommeren. Tilsvarende verdier er ikke registrert senere.



Figur 4. Medianverdier for vannføringer i Usteåne ved Geilo i perioden 2008-2016. Data for 2014 er noe mangelfulle og er derfor ikke inkludert i figuren.

Tabell 2. Detaljinformasjon om vannføring for Veslefjorden 2007-2016. Data for 2014 er noe mangelfulle og er derfor ikke inkludert i tabellen.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2015	2016
minste	0,37	0,30	0,33	0,37	0,34	0,30	0,30	0,30
10 persentil	0,52	0,47	0,52	0,69	0,71	0,33	0,31	0,33
25 persentil	0,75	0,70	0,72	0,95	1,04	0,38	0,33	0,40
median	1,33	1,24	1,12	2,30	1,47	0,59	0,85	0,61
75 persentil	2,74	3,35	2,04	6,05	2,58	1,28	3,92	1,50
90 persentil	8,71	6,31	4,96	16,77	7,66	5,21	9,69	4,81
største	20,93	23,22	25,72	76,77	68,90	31,27	33,75	17,03

I siste 10-års periode har medianvannføringen sommerstid variert mellom 1,5 og 6,2 m³/s mens den vinterstid har variert mellom 0,4 og 1,1 m³/s (figur 4). Årlig medianvannføring for hele perioden er beregnet til 1,27 m³/s. Det ser ut til å være en tendens til noe lavere årlig medianvannføring de siste 3 årene i forhold til tidligere (se figur 4 og tabell 2). I 2011 og 2012 var det det i korte perioder på sommeren registrert høye vannføringer, rundt 70 m³/s. Hvor stor innvirkning disse forskjellene i vannføring har hatt på sedimentering og erosjon av finmateriale er usikkert. Det er ikke foretatt vannstandsregistreringer i Veslefjorden, og på grunn av tersklene vil vannføringsdata heller ikke kunne gi noe nøyaktig bilde på vannstandsvariasjonene i Veslefjorden.

Vannføringen på registreringstidspunktet 27. juli 2016 var 1,17 m³/s, dvs. 0,1 m³/s lavere enn årsmedian for hele perioden.

3.2 Vannkjemi

De vannkjemiske verdiene representerer bare én enkelt vannprøve, og gir bare en indikasjon på den generelle vannkvaliteten (tabell 3).

Basert på analyseresultatene kan terskelbassenget karakteriseres som vanntype 101, dvs. kalkfattige (1-4 mg Ca/l), klare innsjøer (jfr. Direktoratgruppen 2015). Både fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene er lave, og antyder oligotrofe forhold. Lokaliteten har STS <10 mg/l (www.vann-nett.no), altså er den ikke turbid og er lite påvirket av brevann.

Tabell 3. Vannkjemiske data fra Veslefjorden 27. juli 2016.

innsjø- type	Lokaliteter	Kalsium mg/l	Farge mg Pt/l	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
101	Veslefjorden	3,18	11	4	126

3.3 Makrovegetasjon

3.3.1 Helofytter

De viktigste helofyttene i Veslefjorden var elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og starr (*Carex* spp.). Elvesnelle dannet store bestander flere steder i Veslefjorden, særlig i nordvest, i nordre bukt, i øst og i søndre bukt (se mørkegrønne områder i vannet og røde punkter i figur 5). Ytre grense for bestandene varierte mellom 0,4 og 0,9 m dyp (i forhold til vannstand på observasjonsdagen). I følge litteraturen går elvesnelle grunnere enn de fleste andre helofytter og har vanligvis en nedre dybdegrense på 1,2 - 1,5 m dyp (Hvoslef og Mjelde 1983). Så fremt andre forhold ligger til rette, blant annet finkornet substrat og rolige strømforhold, vil elvesnelle kunne ekspandere videre i Veslefjorden. Starr dannet belter langs land rundt det meste av Veslefjorden, også innenfor elvesnelle-bestandene. Starr-bestandene kan i figur 5 ses som et lysgrønt belte langs land. Starr-artene danner som regel bare bestander rundt vannstands nivået, med en ytre grense på ca. 0,5 m, og forventes heller ikke i Veslefjorden å danne bestander på dypere vann enn dette.



Figur 5. Oversiktsbilde av Veslefjorden. Røde punkter angir ytre grenser for bestander av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) 27. juli 2016. Flybildet er tatt 27.9.2013 (Kilde: www.norgebilder.no). Bilder fra delområder er vist i vedlegg. Vannføringen ved registreringene 27. juli 2016 var 1,17 m³/s og 0,47 m³/s ved fotograferingstidspunktet i 2013.

Ytre grenser for de viktigste elvesnelle-bestandene 27. juli 2016 (røde punkt i figur 5) antyder en ekspansjon av arten i forhold til 2013 (bakgrunnsbildet i figuren), alternativt at bestandene tidligere var så spredte at de ikke synes så godt på flybildene. Mulig ulik vannstand mellom de to periodene gjør det også vanskelig å vurdere størrelsen på tilgroingen.

3.3.2 Vannvegetasjon

Store deler av Veslefjorden er grunn, 1-2 m dyp. Vannvegetasjonen var dominert av kortskuddsarten stivt brasme gras (*Isoetes lacustris*), som dannet bestander fra ca. 0,3 m dyp og ut til bassengets største dyp. Pusleplanten evjesoleie (*Ranunculus reptans*) fantes på grunt vann, på mindre enn 0,3 m dyp. Langskuddsartene storvassoleie (*Ranunculus peltatus*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), og til dels klovasshår (*Callitriche hamulata*), samt kransalgen mattglattkrans (*Nitella opaca*), dannet frodige bestander. Det ble registrert blomstrende storvassoleie flere steder, men ingen overflatebestander. Flytebladsplanten flotgras (*Sparganium angustifolium*) fantes flere steder, særlig i nordvest og i stor bukt i sør. Øvrige arter fantes spredt (tabell 4).

Tabell 4. Vannvegetasjon i Veslefjorden 2016. Forekomst: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerer lokaliteten.

Latinske navn	Norske navn	Forekomst
ISOETIDER (kortskuddsplanter)		
<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasme gras	2
<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasme gras	5
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	4
<i>Subularia aquatica</i>	syblad	2
ELODEIDER (langskuddsplanter)		
<i>Callitriche hamulata</i>	klovasshår	3
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	4
<i>Potamogeton alpinus</i>	rusttjønnaks	2
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småttjønnaks	1
<i>Ranunculus peltatus</i>	storvassoleie	4
<i>Utricularia minor</i>	småblærerot	1
<i>Utricularia vulgaris</i>	storblærerot	1
NYMPHAEIDER (flytebladsplanter)		
<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønnaks	2
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	4
KRANSALGER		
<i>Nitella opaca</i>	mattglattkrans	4
Totalt antall arter		14

De registrerte artene er vanlig forekommende i Norge, og typisk for kalkfattige innsjøer og sakteflytende deler av store elver. Kortskuddsarten stivt brasme gras tåler ikke erosjon og tørrlegging, og er vurdert som sensitiv i forhold til regulering (Mjelde et al. 2012). Arten er svært vanlig i norske innsjøer, men ikke så vanlig i elver. Det at den danner store bestander i Veslefjorden gjenspeiler den stabile vannstanden i terskelbassenget. Langskuddsarten storvassoleie forekommer helst i store elver eller i innløps- og utløpsområder i større innsjøer, og kan her danne store bestander. Bestandenes størrelse og forekomst av overflatematter vil variere fra år til år avhengig av vannføring og klimaforhold. Alle dominerende arter er vanlige i oligotrofe områder og vurderes som sensitive i forhold til eutrofiering (Direktoratsgruppa 2015).

Utbredelsen av vannvegetasjon ser ut til å være tilsvarende det som ble registrert i 2015 (Dønnum 2015).

For vurdering av økologiske tilstand i forhold til eutrofiering har vi benyttet TIC-indeksen, utviklet for innsjøer (se metode-kapitlet). Basert på denne indeksen kan økologisk tilstand for vannvegetasjonen i

Veslefjorden karakteriseres som svært god (TIC=71,4). Dette betyr at de fleste registrerte arter er sensitive i forhold til eutrofiering, noe som indikerer at lokaliteten ikke har store tilførsler av næringssalter.

3.4 Tilgroing

3.4.1 Generelt

Hvilke arter skaper problemer?

Blant helofyttene er det vanligvis takrør (*Phragmites australis*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*), dunkjevle (*Typha* spp.) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) som kan gi tilgroingsproblemer, men det er bare sistnevnte art som har noen betydning i elver.

I vannvegetasjonen er det særlig langskuddsplantene som skaper problemer. Langskuddsplantene har ofte meterlange, rikt forgreinte skuddsystemer. I svakt strømmende, regulerte elveløp kan storvassoleie, tusenblad og klovasshår skape problematisk vekst (se Rørslett 1989). De er imidlertid avhengig av et visst minimum av bikarbonat (varierer fra art til art) og er derfor svært sjeldne i sterkt forsurete områder (Lindstrøm m.fl. 2004). I forsurete områder på Sørlandet er det krypsiv (*Juncus bulbosus*) som skaper problemer (Johansen m.fl. 2000, Moe & Hawley 2016). Flytebladsplanten flotgras (*Sparganium angustifolium*) kan danne store bestander på stilleflytende strekninger eller i stille bukter/bakevjer i terskelbasseng hvor det er sedimentasjon av finmateriale. Skuddene er tynne og ugreinete og planten oppfattes sjelden som problematisk (Rørslett m.fl. 1990). Også kransalgen mattglattkrans (*Nitella opaca*) er funnet å kunne danne problematisk vekst i elver nedstrøms utløp kraftverk (Johansen m.fl. 2000).

Årsaker til tilgroing i elver

Tilgroing av makrovegetasjon er en naturlig prosess i grunne innsjøer og sakteflytende elver. Omfang og hastighet av tilgroing vil variere fra område til område, bestemt av bl.a. dybdeforhold, substrat og erosjon. Økt næringstilførsel fører ofte til at tilgroingen går fortere og at bestandene blir tettere (Mjelde 1986). Vassdragsregulering, med utjevnet vannføring, høyere vintertemperaturer og overmetning av karbondioksid og økte ammoniummengder er antatt å være en del av forklaringen til den kraftige tilgroingen av krypsiv i store elver på Sørlandet (Johansen m.fl. 2000, Moe & Hawley 2016).

Vekst av karplanter og kransalger i elver forutsetter områder med stabilt finkornet substrat, og bestander vil derfor bare forekomme i områder der mulighetene for finsediment er tilstede. Vannføringsforholdene anses derfor som den viktigste regulerende faktoren for forekomst og utbredelse av vannplanter i elver (f.eks. Rørslett 1989). I uregulerte vassdrag inntreffer lavvannstand normalt i vinterhalvåret. Før isen fryser fast er stranda utsatt for iserosjon og isskuring. I elver med stort fall og/eller stor vannhastighet er substratet enten dominert av stein og blokk, og dermed ugunstig for etablering av vegetasjon, eller for ustabil for vegetasjonen. Regulering som fører til økt vintervannføring i kombinasjon med utjevnet eller redusert sommervannføring fører til økt forekomst av undervannsvegetasjon (Rørslett m.fl. 1989). Økt vintervannføring innebærer ofte redusert eller manglende isdekke, som fører til mindre erosjon på planter og sediment. Redusert sommervannføring (på grunn av reduserte flommer på vår/forsommer) betyr lavere strømhastighet og dermed mindre mekanisk belastning på planteveksten og sedimentet ute i elva.

3.4.2 Årsaker til tilgroing i Veslefjorden

I Veslefjorden er det de store bestandene med elvesnelle og langskuddsplantene storvassoleie, tusenblad og klovasshår som oppfattes som problematiske av lokalbefolkningen. Alle disse artene er vanlige i næringsfattige områder, og vannvegetasjonen har svært god tilstand i forhold til eutrofiering, dvs. planteveksten skyldes ikke eutrofiering. Området er heller ikke forsuret eller kalket.

Tilgroingen i Veslefjorden skyldes derfor høyst sannsynlig en kombinasjon av kraftig redusert vannføring over året og stabilisert vannstand på grunn av terskelbygging. Den stabile vannstanden er gunstig for vannvegetasjonen ved at tørrlegging og erosjon både i vegetasjon og sediment er redusert i forhold til ved naturlige vannføringsforhold. Og når vannplantene først har etablert seg vil de fungere som sedimentfeller, ved at finpartikulært materiale sedimenterer på grunn av redusert vannhastighet i plantebestandene.

Også etableringen av terskelen vil redusere vannhastigheten og gi økt sedimentering av finpartikulært materiale. I tillegg er de høye vannføringene utover i sommersesongen så få og av så kort varighet, særlig de siste årene, at de sannsynligvis ikke har særlig effekt på utspyling av det sedimenterte finmaterialet, og etablerte bestander av vannvegetasjon vil også til en viss grad hindre slik utspyling. Hvorvidt mulig økt utbredelse av makrovegetasjon (siden 2013) skyldes generelt lite erosjon og stadig sedimentering av finmateriale etter regulering og terskelbygging, eller om den noe reduserte vannføringen de 3 siste årene har ført til en økende tilgroing, er vanskelig å si ut fra de foreliggende dataene. Videre gir redusert brevannspåvirkning bedre lysforhold og virker også positivt på vekst av vannplanter på noe dypere vann.

Regulering og etablering av terskelbasseng ble også funnet å være hovedårsaken til økt vannvegetasjon i Hallingdalselva nedstrøms Gol (Brandrud m.fl. 1992).

3.5 Mulige tiltak

Igangsettelse og utførelse av tiltak for å redusere vegetasjon kan være svært kostnadskrevende. Det er derfor viktig at effekter av ulike tiltak vurderes grundig. Det bør alltid foretas forundersøkelser og oppfølgende studier av tiltakene. Forundersøkelser er viktig også for å unngå at tiltakene fører til andre uønskete problemer, for eksempel habitatødeleggelse for fisk eller bunndyr, eller endringer i det fysiske-kjemiske miljøet.

Det beste tiltaket mot problematisk vannvegetasjon er sannsynligvis å redusere vintervannstanden kombinert med økt flomvannføring. Dette vil føre til større slitasje på plantene og redusere nyetableringen. Et slikt tiltak kan imidlertid anses uforenelig med kraftproduksjon.

De vanligste tiltakene for å redusere vegetasjonsproblemer i ferskvann: 1) mekanisk høsting, 2) manipulering med vannføring og vannstand, 3) tildekking av sediment, 4) mudring, 5) biologisk kontroll (gresskarpe, insekter), 6) lysmanipulering, 7) herbicider, og 8) næringsinaktivering (se sammenstillinger i Mjelde m.fl. 2008, 2012).

Bare de 3 første metodene blir diskutert nedenfor. De øvrige anses som lite aktuelle for Veslefjorden ved Geilo.

3.5.1 Mekanisk høsting

Mekanisk høsting (dvs. kutting, oppsamling og borttransportering) er den mest benyttede metoden for å kontrollere vannvegetasjon i innsjøer, elver og kanaler over hele verden. Metoden gir få negative økologiske effekter utover på det området som høstes. Hovedproblemet med metoden er at den er arbeidskrevende, og den krever gjentakelse med relativt få års mellomrom. Den blir derfor i første rekke benyttet i mindre områder. Metoden er bl.a. brukt for å redusere krypsivveksten i elver på Sørlandet (Danielsen m.fl. 2012).

Så lenge vannføringen fortsatt er lav og vannstanden stabil gjennom året vil områder som blir høstet etter en tid gro til igjen. Høsting gir altså ingen varig reduksjon, men må gjentas med jevne mellomrom (for krypsiv er plantebiomassen tilbake til førtilstand igjen ca. 3 år etter fjerning). Dersom man klipper ned vegetasjonen 2-3 år på rad antas det å gi en lenger effekt enn bare ett års høsting (Rørslett 1991).

Mekanisk høsting kan være et aktuelt tiltak i Veslefjorden. Områdene med problematisk vegetasjon er betraktelig mindre enn i elvene på Sørlandet, og det vil derfor være mest praktisk med en mindre slåmaskin enn den som ble brukt for krypsiv (se f.eks. Mjelde m.fl. 2008). Det er viktig at vegetasjonen i området blir høstet, dvs. kuttet, samlet inn og transportert ut av vassdraget, slik at det kuttete materialet ikke skaper problemer nedstrøms. En utfordring i Veslefjorden er substratet; det er en god del store steiner/blokker også i områdene med problematisk vegetasjon.

3.5.2 Manipulering med vannføring og vannstand

I regulerte innsjøer, med vannstandsvariasjoner over 3-4 m og laveste vannstand vinterstid med tørrlegging og innfrysning av deler av littoralsona, ser vi en negativ effekt både på helofytt- og vannvegetasjon. En mindre vannstandsvariasjon over året (1-3 m) begunstiger imidlertid visse vegetasjonselement (Rørslett 1994, Hellsten et al. 1996, Mjelde et al. 2013).

Basert på erfaringer med regulerte innsjøer er vannstandssenkning en metode som har vært benyttet til vegetasjonskontroll i stillestående vann. Vannstandssenkning utføres oftest på vinteren, og har også vært forsøkt i elver. Forsøk med tørrlegging og innfrysning av krypsiv i Otra (Rørslett 1987, 1991) viste seg å være effektivt hvis det skjer i en kald periode vinterstid, slik at man oppnår god innfrysning av plantene og god isgang i etterfølgende periode. Ulempen er de store mengdene plantemateriale som havner nedover i vassdraget og kan skape problemer der. Manipulering av vannstand er testet ut også i et terskelbasseng i Kvina (Narvestadbassenget), som hadde problemvekst av krypsiv. Det ble etablert en luke i terskelen og bassenget ble tappet ned i mer enn ett år, fra sommeren 2010 til sommeren 2011. Denne nedtappingen ga merkbar effekt på krypsivveksten (Danielsen m.fl. 2012), men krypsivet var allikevel tilbake igjen etter få år.

De viktigste problemskapende plantene i Veslefjorden er storvassoleie og tusenblad. I motsetning til krypsiv har disse sannsynligvis liten vekst vinterstid. Tørrlegging vinterstid vil derfor ha mindre effekt. En lengre tørrleggingsperiode, inkludert sommeren, kan imidlertid være aktuelt.

Spyleflommer kan brukes for å få transportert ut finmateriale fra elver der vannføringen er redusert (se Rørslett m.fl. 1990). Flommens krapphet, samt flomstørrelse og varighet, har betydning for resultatet. For å ha noen effekt må en spyleflom ifølge Rørslett m.fl. (1990) være på størrelse med en 10-års flom. Bruk av spyleflom som eneste tiltak i Veslefjorden anses som uaktuelt. Spyleflom kombinert med andre tiltak kan muligens være aktuelt (jfr. Johansen 2006).

Vannstandsheving er også et benyttet tiltak. Det utføres i vekstsesongen, helst tidlig i sesongen, og medfører dårligere lysforhold for plantene, først og fremst i dypere deler av vegetasjonsbeltene. Dette tiltaket vil sannsynligvis ikke ha noen betydning i Veslefjorden, som er såpass grunn og med god sikt.

3.5.3 Tildekking av sediment

Tildekking av sediment med fiberduk er prøvd flere steder i Norge, både i helofyttvegetasjon og i bestander med vannvegetasjon. Fiberduken legges ut på isen om vinteren og dekkes med et jevnt, 3-5 cm tykt lag med puk, evt. hagesingel.

De ulike vegetasjonstypene reagerer forskjellig med hensyn til gjenvekst etter fiberdukutlegging. Forsøk med langskuddsplanten vasspest viste at nye bestander ble etablert allerede i løpet av første sommer etter tildekking. I helofyttvegetasjonen varte tiltaket lenger, anslagsvis 5-10 år (Dag Berge, pers.med.). Etter hvert vil det blandes organisk materiale inn i grusen på duken, og det vil bli levedyktig sediment for planter igjen. Tiltaket er altså ikke vedlikeholdsfritt.

I den regulerte og delvis gjengrodde Børselva i Nordland ble tildekking, i kombinasjon med andre tiltak, benyttet for å gjenåpne en vannstreng gjennom helofyttbeltet (Aanes 2003). Siste del av tiltakene ble avsluttet i 2007. Den etablerte vannstrengen var i 2016 fortsatt åpen (Aanes m.fl. 2016).

Tildekking av vegetasjon i utvalgte områder, eventuelt kombinert med høsting, kan kanskje være aktuelt i Veslefjorden. Så lenge duken er dekket med puk antar vi at de forhøyete vannføringene, som opptrer i korte perioder sommerstid enkelte år, ikke vil rive opp duken. Enkelte store steiner/blokker vil kunne gjøre det vanskelig å legge ut duk.

3.5.4 Oppfølging

Uavhengig av fjerningsmetode er det sannsynlig at vegetasjonen vil etablere seg på nytt etter noen år, så lenge dagens vannførings- og vannstandsforhold opprettholdes. Tiltakene må derfor gjentas med jevne mellomrom. Det bør alltid foretas forundersøkelser og oppfølgende studier av tiltakene, da dette gjør det mulig å bedømme virkningen av de ulike tiltakene. På denne måten kan man lære hvilke tiltak som fungerer ved ulike situasjoner, og den totale kostnaden for tiltaket kan reduseres.

4 Litteratur

- Brandrud, T.E., Mjelde, M., Lindstrøm, E.-A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA-rapport lnr. 2826.
- Danielsen, T., Vegge, E., Grimsby, P.Ø. 2012. Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet? Evaluering av gjennomførte tiltak. Miljøbasert vannføring. NVE-rapport 3-2012.
- Direktoratsgruppen 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiserings-system for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013, revidert 2015.
- Dønnum, B.O. 2015. Befaring i Usteåne fra Hol stasjon til Ustedalsfjorden. E-CO Energi AS. Notat 4.11.2015.
- Hellsten, S., M. Marttunen, R. Palomäki, J. Riihimäki & E. Alasaarela, 1996. Towards an ecologically-based regulation practice in Finnish hydroelectric lakes. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 535-545.
- Holmqvist, E. 2001. Flomberegninger i Hallingdalsvassdraget. Hemsedal, Gol og Nesbyen (012.CZ). NVE. Dokument nr. 14.
- Hvoslef, S.; Mjelde, M. 1983. Strandvegetasjon i Vansjø, vannstandsvekslingers virkning på strandvegetasjonen. Overvåkingsrapport 124/84. NIVA-rapport LNR. 1596.
- Johansen, S.W., Brandrud, T.E. og M. Mjelde. 2000. Konsekvenser av reguleringsinngrep på vannvegetasjon i elver. Tilgroing med krypsiv. NIVA-rapport 4321-2000.
- Johansen, S. W. 2006. Vekst av krypsiv i elver. Betydningen av redusert vannføring i forhold til andre miljøendringer. Miljøbasert vannføring. NVE-rapport 8-2006.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S.W., Mjelde, M. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsurening. Effekter av kalking. NIVA-rapport lnr. 4821-2004.
- Mjelde, M. 1986. Tilgroing og vegetasjonsutvikling i 5 bynære vann, Oslo. NIVA-rapport LNR. 1819.
- Mjelde, M. Berge, D., Stabbetorp, O. 2008. Strandvegetasjonen i Vansjø. Kartlegging og forvaltningsstrategi. NIVA-rapport lnr. 5813-2009.
- Mjelde, M., Berge, D., Edvardsen, H. 2012. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. NIVA-rapport 6416-2012.
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* vol. 704 (1): 141-151.
- Moe, T. F., Hawley, K. 2016. Årsrapport krypsivovervåking 2015. NIVA-rapport lnr. 6951-2016.
- Rørslett, B. 1987. Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA-rapport lnr. 1997.

- Rørslett, B. 1989. Forekomst av vegetasjon i regulerte vassdrag. Problemindentifisering og omfang. NIVA-rapport lnr. 2210.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problem-analyse og forslag om tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2442.
- Rørslett, B. 1991. Krypsiv i Otra nedstrøms Brokke: Storskala innfrysingsforsøk 1991. NIVA-rapport 2660.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjonen i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvatnet ved Oslo. NIVA-rapport lnr. 3179.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggenes, J., Pavels, H. 2013. Bunndyr og fisk i terskler i Usteåne ved Geilo. UiO Naturhistorisk Museum. Rapport nr. 30.
- Aanes, K.J. 2003. Børselvprosjektet. Rapport nr. 10. Søknad Rehabilitering av Børselv-vassdraget i Ballangen kommune, Nordland Fylke. Arbeid knyttet til en åpning av vassdraget og gjennomføring av ulike biotopiltak. Prosjektperiode 2003-2005. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. OR-4691.
- Aanes, K.J., Mjelde, M., Berger, H.M. 2016 Børselvvassdraget, Ballangen kommune 2014 - 2015. Undersøkelser av vannvegetasjon, fisk og erosjon etter restaureringstiltak. NIVA-rapport lnr. 6900.

Vedlegg A. Flybilder fra delområder



Figur A1. Nordvestre del av Veslefjorden. Røde punkter angir ytre grenser for bestander av elvsnelle (*Equisetum fluviatile*) 27. juli 2016. Bakgrunnen er flybilder tatt 27.9.2013, hentet fra www.norgeibilder.no.



Figur A2. Nordøstre del av Veslefjorden. Røde punkter angir ytre grenser for bestander av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) 27. juli 2016. Bakgrunnen er flybilder tatt 27.9.2013, hentet fra www.norgebilder.no.



Figur A3. Søndre del av Veslefjorden. Røde punkter angir ytre grenser for bestander av elsesnelle (*Equisetum fluviatile*) 27. juli 2016. Bakgrunnen er flybilder tatt 27.9.2013, hentet fra www.norgebilder.no.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no



**HALLINGSELVA HABITAT ENHANCEMENT:
Assessment and Options**

FINAL REPORT

**Prepared for
E-co Energi AS**

**Prepared by
cbec eco-engineering UK Ltd
Trex Ecology**

December 2016

cbec Project #: U14-1028

www.cbecoeng.co.uk
+44 (0) 1463 667 318
info@cbecoeng.co.uk

cbec eco-engineering UK Ltd
The Green House, Beechwood Park North, Inverness, IV2 3BL
Company Number: SC385000 | VAT Number: GB111101405

Services provided pursuant to this agreement are intended solely for the use and benefit of E-CO Energi AS. No other person or entity shall be entitled to rely on the services, opinions, recommendations, plans or specifications provided pursuant to this agreement without the express written consent of cbec eco-engineering UK Ltd., The Green House, Beechwood Business Park North, Inverness, IV2 3BL.

TABLE OF CONTENTS

1.	INTRODUCTION	1
2.	CURRENT DRIVERS AT EXISTING SITE.....	5
2.1	Timber Floating	5
2.2	Hydropower	6
2.3	Construction of Weirs	7
2.4	Private Flood Embankments and Bank Protection	7
3.	METHODOLOGY	10
3.1	Survey of Physical Form and Process.....	10
3.2	Survey of In-stream Resident Fish Habitat.....	11
4.	ASSESSMENT OF PHYSICAL CONDITION AND HABITATS	14
4.1	Assessment of Physical Form and Process.....	14
4.1.1.	Summary of Physical Form and Process	14
4.2	Assessment of Resident Fish Habitat	24
5.	FEASIBILITY STUDY	25
5.1	Potential Locations for Physical/ Habitat Enhancement	25
5.2	Mitigation Measures and Modifications.....	29
6.	REFERENCES.....	66
7.	LIST OF PREPARERS	66

LIST OF FIGURES

Figure 1.1	Overview of study location	2
Figure 1.2	Upstream Hemsil distributary channel	3
Figure 1.3	Evidence of clearing of materials for timber floating	3
Figure 1.4	Large boulder weir structure	4
Figure 1.5	Evidence of bedrock blasting	4
Figure 2.1	Bank protection.....	9
Figure 2.2	Embankment structures.....	9
Figure 3.1	Overview of location of habitat survey transects	13
Figure 4.1	Immobile boulder and coarse cobble material	16
Figure 4.2	Localised cobble/ gravel substrate with potential trout spawning habitat.....	16
Figure 4.3	Bedrock, boulder and cobble substrate.....	17
Figure 4.4	Artificial side channel	18
Figure 4.5	Concrete weir structures.....	18
Figure 4.6	Sub-reach 3 substrate, homogenous boulder/ coarse cobble substrate.....	19
Figure 4.7	Sediment storage in the form of an alluvial bar.....	20
Figure 4.8	Cobble/ gravel substrate	21
Figure 4.9	Tributary supplying sediment to river mainstem.....	22
Figure 4.10	Forced rapids associated with weir structures	22
Figure 4.11	Sediment storage towards downstream extent of sub-reach 6	23
Figure 4.12	Relict side channel	24
Figure 5.1	Location of sub-reaches and individual restoration/ enhancement sites	26
Figure 5.2	Design option map for Restoration Site A.....	32

Figure 5.3	Current visualisation of Site A (upstream extent of site)	33
Figure 5.4	Indicative design illustration for Site A	33
Figure 5.5	Design option map for Restoration Site B	35
Figure 5.6	Current visualisation of Site B	36
Figure 5.7	Second visualisation of Site B	36
Figure 5.8	Design option map for Restoration Site D	38
Figure 5.9	Design option map for Restoration Site D	40
Figure 5.10	Current visualisation of Site D	41
Figure 5.11	Second visualisation of Site D	41
Figure 5.12	Design option map for Restoration Site E	43
Figure 5.13	Current visualisation of Site E (view downstream)	44
Figure 5.14	Current visualisation of Site E looking upstream	44
Figure 5.15	Design option map for Restoration Site F	46
Figure 5.16	Current visualisation of Site F	47
Figure 5.17	Indicative design illustration of Site F	47
Figure 5.18	Design option map for Restoration Site G	49
Figure 5.19	Current visualisation of Site G	50
Figure 5.20	Indicative design illustration for Site G	50
Figure 5.21	Restoration Site H(i- v): location of specific options	51
Figure 5.22	Design option map for Restoration Sites H-i and H-iv	53
Figure 5.23	Existing visualisation of Site H-i (looking upstream) with approximate location of proposed enhanced side-channel	53
Figure 5.24	Design option map for Restoration Sites H-ii and H-iii	56
Figure 5.25	Existing visualisation of Site H-ii (looking upstream)	57
Figure 5.26	Indicative design illustration for Site H-ii	57
Figure 5.27	Existing visualisation (looking downstream) of Site H-iii	59
Figure 5.28	Existing visualisation (looking downstream) of Site H-iv	61
Figure 5.29	Design option map for Restoration Site H-v	63
Figure 5.30	Existing visualisation for Site H-v (looking upstream)	64
Figure 5.31	Existing visualisation for Site H-v (looking downstream, showing boulder 'croy' feature)	64
Figure 5.32	Existing visualisation for Site H-v (looking upstream, showing relict channel line to left of active channel)	65

LIST OF APPENDICES

- Appendix A: Substrate maps by sub-reach
- Appendix B: Unit and engineering maps by sub-reach
- Appendix C: Habitat assessment and feasibility study

1. INTRODUCTION

The Hallingdalselva is a large river system draining ~4,600 km² east of the continental divide in southern Norway. It has been significantly developed for hydropower, generating ~4 TWh annually (E-CO Energi, n.d.). The effects of this on river flows and associated geomorphic processes (in combination with other historical human impacts) has the potential to limit ecological diversity in the river channel and its marginal riparian and floodplain areas. In 2007, Norway incorporated the WFD into national policy as a 'Water regulation' (European Commission, 2016). Hydropower remains vital to the economy and energy supply of Norway, so careful consideration must be given as to how ecological condition can be improved, without significant impacts to important socio-economic factors. The work undertaken for this project and the subsequent recommendations detailed in this report aim to fill certain information gaps in Norway's recently approved WFD Management Plans (Dønnum, B, pers. comm., 23 Aug 2016).

The Hallingdalselva is not accessible to anadromous fish. A population of large trout is known to have previously existed in lake Krødern and it is likely that migration upstream into the Hallingdalselva River may have occurred. The river's existing brown (river) trout population provides an important component of the ecosystem and a fishery resource. There is therefore interest in ensuring that key habitats needed to provide sustainable trout populations are maintained and, where appropriate/ feasible, improved (Dønnum, B, pers. comm., 3 Nov 2016).

The specific project is situated within a 9.4 km section of the river, approximately centred on the town of Gol (Figure 1.1). There are a number of hydropower operations upstream from the site, significantly managing flows in the river. The River Hemsil joins the Hallingdalselva at Gol through two main tributary channels. This system is also significantly managed for hydropower with the outflow from the generating station situated ~1.5 km downstream of the upstream Hemsil tributary channel (Figure 1.2). Therefore, the hydrological (and, therefore, geomorphic) regime of the study section can be subdivided upstream and downstream of the Hemsil inputs. In terms of the presentation of data and restoration/enhancement options in this report, the study reach of the river is divided into three sub-reaches upstream of the Hemsil outflow and three downstream. Therefore, under normal hydropower operation, sub-reaches 1 to 3 have a much lower flow regime than 4 to 6.

In addition to hydropower, there are a number of engineering impacts influencing river processes through-out the study reach. These include the clearing of large bed material from the channel for timber floating operations (Figure 1.3), hard bank protection/ embankments (relating to the cleared large bed material but also the protection of agriculture and transport infrastructure) and a number of large boulder weir structures (primarily for aesthetic reasons, e.g. Figure 1.4), all of which have impacted on the ecology of the system.

Previous assessments have determined that, in terms of native trout, spawning habitat is the dominant factor limiting production. Previous surveys have suggested that there is a very low quantity of spawning calibre sediment, much of which is located in sub-optimal hydraulic conditions and highly compacted. Therefore, the aim of this project is to determine in detail the location of existing spawning habitat (i.e. in order to ensure its maintenance or improvement) and to determine locations where there is potential for habitat

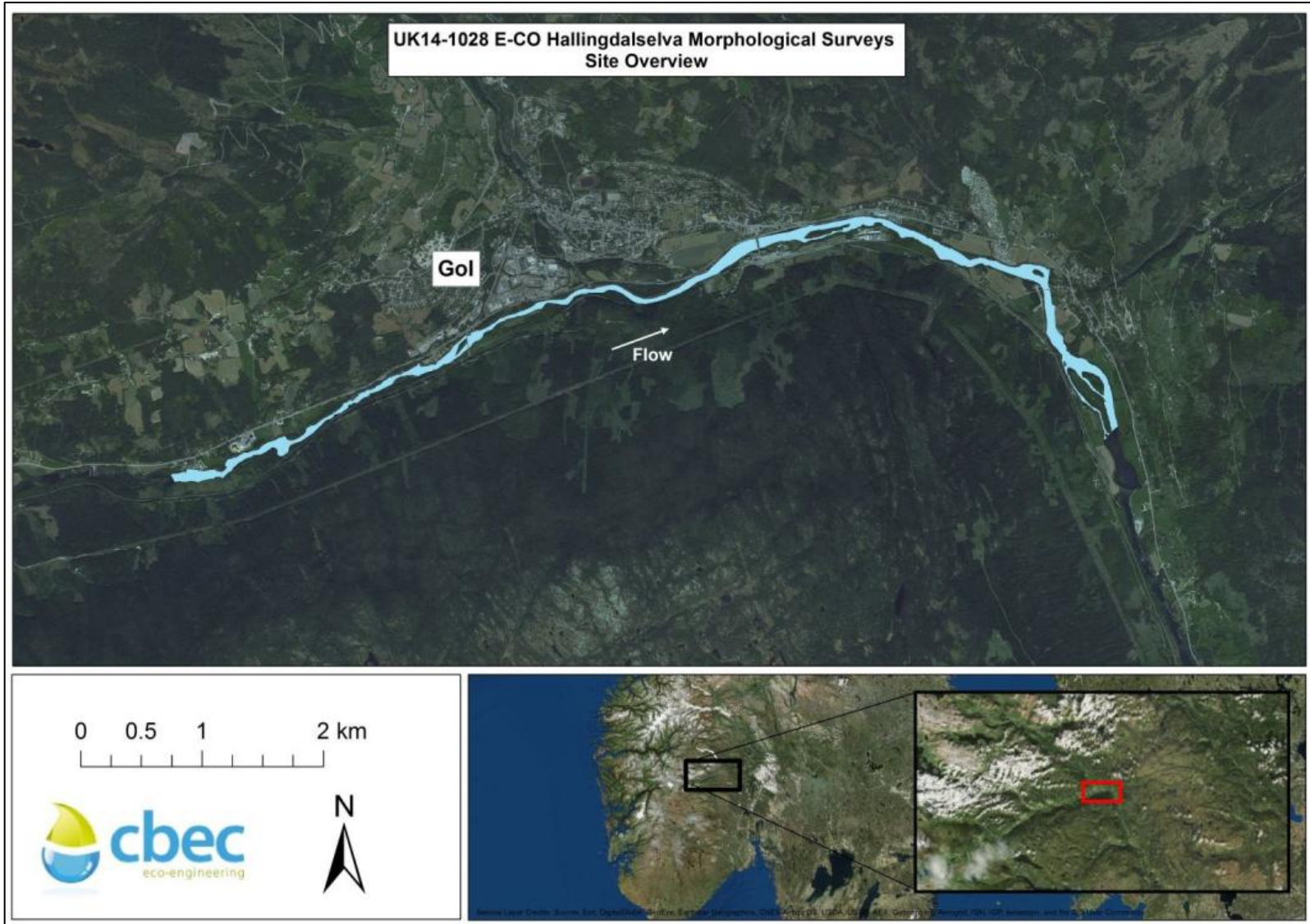


Figure 1.1. Overview of study location



Figure 1.2. Upstream Hemsil distributary channel



Figure 1.3. Evidence of clearing of bed materials for timber floating



Figure 1.4. Large boulder weir structure



Figure 1.5. Evidence of bedrock blasting

augmentation/construction. This must be undertaken while considering the requirements for other life stages/species, ensuring that an optimal balance between the spatial distribution of all native habitat types and the physical/practical constraints to the implementation of instream works can be achieved.

In order to achieve this general aim, the project involves the initial characterisation of the physical and ecological condition of the study reach. This was conducted through a 'fluvial audit' type of geomorphic assessment coupled with a survey of instream habitat conditions for resident fish (predominantly brown trout, *Salmo trutta*). Together, these surveys identified the spatial distribution of the geomorphic controls on the physical condition of the channel/riparian corridor, the range of engineering measures influencing physical condition and the specific habitat types that support key instream species. Integration of these data-sets and subsequent analyses determine where instream/riparian works could be practically implemented to maintain, augment or construct key habitats (i.e. while considering the potential resultant spatial assemblage of habitats).

2. CURRENT DRIVERS AT EXISTING SITE

2.1 TIMBER FLOATING

The Hallingdalselva catchment has a history of significant management of forestry for timber production. Although the exploitation of timber in the catchment began earlier, large scale forestry management began around the mid-19th century and continued up to the mid-20th century (Dønnum, B, pers. comm., 3 Nov 2016). During this period the most efficient method of transporting timber to locations where it was prepared and distributed was by floating down major water courses. In order to make this process more efficient, rivers were often cleared of significant roughness elements, such as large boulders and natural log jams. Evidence of such activity is widespread through the study reach of the Hallingdalselva. There are extensive piles of boulder-sized sediment that have been gathered on the channel margins after removal from the main flow (Figure 1.3). Such structures also have the influence of directly protecting banks from erosion and forming effective flood embankments, thereby disconnecting the channel from its adjacent floodplain (further enhanced through the channel incision associated with the net loss of alluvial material through the reach – see below); these factors are further discussed in Section 2.4. Originally this was undertaken without the aid of heavy machinery, limiting the maximum size of sediment particle that could be moved, with the material larger than this remaining within the channel. Subsequently, with the aid of machinery, larger particles were also moved, much of the material used to form the series of large weir-type structures through the study site (discussed in further detail below). Also, there is evidence that significant in-channel bedrock features were blasted in order to further remove obstacles to the downstream transport of timber (Figure 1.5). This practice is generally restricted to the upstream section of the site, where bedrock exposure is more extensive. The effect of such practices was to provide a much more hydraulically efficient environment through reduced roughness. The lower resistance to flow will have increased the capacity for sediment transport in the affected sections of the river, resulting in the increased mobilisation of cobble and smaller sized material. With relatively low rates of replenishing sediment supply (i.e. at least partly influenced by upstream impoundments

and bank protection), this has caused a substantial decrease in the volumes of alluvial material that would have existed in the reach under natural or low-impact conditions. This process will have had a significant influence on channel morphology, the barforms associated with the storage of cobble and gravel sized sediment being an important control on physical and textural diversity in the active channel and riparian areas. The ecological implications of such reduced physical diversity are well understood, with specific key habitats becoming ecologically limiting and a general simplification of the assemblage/spatial distribution of habitats present under natural conditions. Of particular concern for the study area is the effect such processes have had on limiting the extents of high quality salmonid spawning habitat.

2.2 HYDROPOWER

There has been extensive hydropower development in the Hallingdalselva catchment since the 1950s. The first hydropower development within the Hallingdalselva catchment that influenced the hydrology (and, therefore, geomorphology) of the study site was Hol 1, which came online in 1949¹ (Dønnum, B, pers. comm., 3 Nov 2016). Since then the catchment has been extensively developed further, with Hol 2 and 3 becoming functional in 1957 and 1958, respectively; Gjuva and Brekkefoss in 1957; Hemsil 1 and 2 in 1960; Usta in 1965; Nes in 1967; and Lya in 2008. Although all these schemes influence the specific study site (with the Nes hydropower scheme having the greatest total influence), Hemsil 1 and 2 are the only ones to alter hydrological condition within the reach of the Hallingdalselva of interest (the outfall of Hemsil 2 being situated ~5.9 km downstream from the upper limit of the study section). Therefore, the impacts to hydrology by hydropower are considered in two discrete sub-sections of the study reach, upstream and downstream of the outfall of Hemsil 2.

A number of hydrological characteristics are altered through hydropower power development. These include:

- Minimum maintained flows
- Generation/ hydropeaking² schedule
- Other 'environmental flows'
- Management of flood flows – dependent on how antecedent conditions influence the potential for storage in reservoirs
- Inter-hydroscheme diversion
- General change in hydrological regime upstream and downstream of Hemsil.

In addition to these direct effects on river hydrology, there are associated influences on other physical processes, with important implications for instream ecology and habitats. Perhaps most significantly is the disruption of natural sedimentary processes, both through blocking/ trapping of upstream supply by impoundments and the alteration of transport through modified hydrology, particularly high flows (Grant et al 2003). These effects are gradually mediated downstream of hydraulic structures to some extent by inputs from

¹ Construction began in 1940 but was delayed by the Second World War. It was completed in 1956.

² Hemsil 2 is the only site to run hydropower peaking operations. This only impacts on downstream sections of the study reach (Dønnum, B, pers. comm., 3 Nov 2016).

local bank erosion (although, in many locations, this process is also impeded by engineering structures protecting banks, see Section 2.4) and tributaries, although the general effect is a systematic loss of smaller-sized alluvial material (predominantly gravels) and an 'armouring' of the bed substrate (Kondolf 1997). On the Hallingdalselva, the net loss of gravel-sized material has very likely been exacerbated by the removal of roughness from the channel (i.e. boulders and large wood) in relation to past logging/ timber floating activities (Section 2.1).

2.3 CONSTRUCTION OF WEIRS

Following the diversion of a significant proportion of flow to the intake tunnel of Nes hydropower station, a series of weirs were constructed in the late 1960s in order to mitigate the impacts of the diversion by maintaining a large wetted area. This work was directed by the Norwegian Water Resources and Energy Directorate (NVE). However, reflecting the ethos of river management at that time, this was not undertaken on the basis of working with natural fluvial processes but, rather, through hydraulic engineering. The specific processes involved in the planning and implementation of these works are not clear but, through the study reach, a series of at least nine weir-type structures (e.g. Figure 1.4) were constructed on the mainstem channel (with other smaller features on side-channels), reducing channel roughness in the process (Dønnum, B, pers. comm., 23 Aug 2016).

The effect of the weirs has been to further impact on sediment transport processes (i.e. additional to that of hydropower-related structures). The impact to sediment transport processes is related to the trapping/ impeding of transport by the impoundment effect of the weirs but also in the manner in which they may have been constructed. It is thought that in-channel boulders (i.e. that remained after management related to log floating activities) in the vicinity of the weir locations were gathered using heavy machinery to form the structures; this would have removed further roughness from the channel, promoting the preferential transport of smaller (i.e. gravel) sized sediments (particularly from sections of the river with hydraulics not influenced by the impoundment effect of the weirs). The effects of the altered physical regime of the river (i.e. through decreased roughness and the afflux effects of the weirs) results in an un-natural spatial sorting of sediments, with alluvial material tending to be preferentially stored in geomorphically stable and hydraulically sub-optimal locations for habitat/ ecology (e.g. low velocity/ shear stress areas immediately upstream from the weir structures and at channel margins).

2.4 PRIVATE FLOOD EMBANKMENTS AND BANK PROTECTION

As described in Section 2.1, much of the large sediment material cleared from the channel to improve conditions for the transport of timber was stored in piles on the channel margins (e.g. Figure 1.3), effectively providing physical protection from bank erosion (i.e. boulder 'rip-rap') and the flooding of adjacent land (i.e. embankments). It is not clear if the cleared material was used explicitly to provide this function or whether that was a coincidental effect. In some locations the cleared material may subsequently have been re-worked by land managers/ farmers to enhance these influences. It is clear that in some locations bank protection and embankment structures have been implemented explicitly for those objectives (i.e. not initially placed in relation to channel clearing operations, e.g.

Figures 2.1 and 2.2). However, regardless of the reason for the works being implemented, they have the effects of reducing local sediment supply (i.e. through bank erosion processes) and disconnecting the active channel from its floodplain, both associated with potentially significant negative effects on ecological function/ condition. The reduction in bank erosion as a source for alluvial material compounds the general loss in sediment supply through the trapping effects of impoundment structures (i.e. predominantly from structures relating to hydropower, Section 2.2, but also the multiple weir structures, Section 2.3).



Figure 2.1. Bank protection



Figure 2.2. Embankment structures

3. METHODOLOGY

Two types of assessments were undertaken in this project; surveys of physical process/ form and instream habitat (i.e. for resident trout). The survey of physical process and form followed a 'fluvial audit' type of approach and identified the current physical (morphological condition of the river corridor, including specific anthropogenic pressures such as weirs, bank protection etc) on the function of natural processes. This survey also included the identification of potential opportunities for the enhancement of physical habitat, the more significant of which were subsequently developed into specific 'restoration options'. The assessment of instream habitat involved the survey of 12 individual transects along the study reach, within each of which, a variable number of quadrats were assessed to determine the habitat quality throughout the site. This assessment led to each transect being categorised (low, moderate or high) in terms of habitat quality. This ultimately provided indication of the likely success of the proposed restoration options, the degree of change needed to provide habitat suitable for the completion of the life history of brown trout, and an assessment of the likely timeline to achieving that habitat suitability.

3.1 SURVEY OF PHYSICAL FORM AND PROCESS

As stated above, the survey of physical river form and process was based around a 'fluvial audit' type of approach. A fluvial audit is essentially a spatially-referenced inventory of the form of the river and all factors that are likely to influence that form (e.g. locations and magnitudes of sediment inputs, river engineering impacts such as bank protection, weirs, etc.). It therefore describes the physical template upon which instream/ riparian ecology functions and the processes influencing that. The methodology is ideally suited to the study reach where an understanding of both geomorphological form and function was required. The approach permits an assessment of how the form has been altered from 'natural' conditions and how this impacts the function, particularly in relation to the distribution and quality of habitats. The survey extended from 60° 40' 57.1656" N, 8° 52' 44.0616" E to 60° 41' 8.4372" N, 9° 1' 18.5304" E, a total length of 9.4 km (Figure 1).

In terms of factors indicating and influencing physical process, data was collected on:

- **Morphological/ habitat units** (i.e. specific channel units such as runs, glides, pools, riffles, boulder steps, etc.).
- **Substrate texture** The dominant and sub-dominant sizes of river bed sediments were recording using the Wentworth scale classification scheme. Significant incidences of bedrock exposure on the channel banks and bed were also recorded.
- **Sediment sources** (e.g. tributaries, bank/ terrace erosion, within-channel storage, hill-slopes). The sources are recorded in terms of severity and spatial extent in order that an index of sediment supply can be calculated.
- **Within channel sediment storage** (including the areal extent of alluvial bar features and evidence of bed aggradation). This data also provides an indication of the rates and spatial distribution of sediment supply to downstream areas from within channel sources. This also includes a qualitative assessment of indicators of the sediment transport regime (e.g. the form, texture and vegetation cover of bar features and bed forms).
- **Other indicators of the dynamic geomorphological character of the channel** (e.g. abandoned channel courses/ side-channels, spatial age structure of vegetation within the riparian corridor).

- **Large woody debris** The incidence, location (e.g. mid-channel, bank-side, etc.), character (e.g. size of wood pieces, species of tree) and extents of large wood within the active channel, including the geomorphological influence the large wood will have.
- **River engineering pressures** (e.g. bank protection, canalisation, embankments, hydraulic structures, bridge crossings, etc.). Categorized in terms of their extents and severity of impact(s) to river process.
- **Other land-use pressures** (e.g. livestock poaching, poor forestry drainage, field cultivation close to channel margins, etc.).

The types of data detailed above were recorded and geo-referenced using a hand-held Global Positioning System (GPS) that had a ± 3 m horizontal accuracy under optimal operating conditions. This process allows accurate determination of the position and extent of important features (e.g. length of bank protection, area of sediment stored in active bar features). The data is recorded in geo-referenced 'waypoints' that allowed for efficient post-processing, with output (shapefiles) easily transferred to a GIS environment. All of the data was analysed within ArcGIS Version 10.3.1 and presented overlain on high quality aerial photographs provided by E-Co (with the exception of sub-reach 3, the imagery tile for which was unsuitable for use and was therefore replaced by ArcGIS base-mapping). These maps were grouped into different outputs (e.g. sediment-related, 'engineering pressures') and are presented in Appendices A and B.

3.2 SURVEY OF IN-STREAM RESIDENT FISH HABITAT

To understand the impact of HEP operations on the Hallingdalselva at Gol, a fish habitat assessment was undertaken along the study reach. This survey established the habitat quality of the reach, in terms of physical cover.

The survey reach in question is impacted by pressures associated with river regulation, primarily caused by an absence of the natural flow conditions and longitudinal connectivity which drive the creation and quality of optimum salmonid habitat. These pressures include a general absence of clearing flows removing fine sediments from gravel-cobble substrates (although large magnitude floods still occur, their specific character influenced by the potential for upstream reservoir storage), as well as a lack of extreme low flows controlling the distribution of instream macrophyte growth in summer. Non-natural communities can develop as a result of the regulated flow regime, with the aforementioned excessive macrophyte growth, persistence and colonisation by non-native species, and the presence of atypical macroinvertebrate communities. In addition, the movement of gravels from the reach without replacement will potentially reduce the availability of suitable instream habitat, with successive degradation of absolute volumes of gravels and other coarse mobile substrates.

Rheophylic (gravel spawning) fish species such as salmonids are often excellent indicators of such pressures as critical reproductive habitats are the most impacted by loss of flows and flow regulation. Brown trout are found in the reach as well as an introduced population of European minnow.

The habitat survey was undertaken from the 11th to the 15th of May, 2015. The survey commenced after the invitation of hydro-peaking, and was negatively impacted by this activity. This resulted in certain tasks such as the habitat walkover not being completed,

and the addition of a video survey. GPS co-ordinates of the survey points were also not recorded; however, hand drawn site records have allowed for the establishment of the transect locations and presenting the locations in a suitable reporting format.

Transect locations (Figure 3.1) were determined on site. They were surveyed as per the method presented within the *Handbook for environmental design in regulated rivers* (Forseth and Harby, 2014) for determining substrate cover values³. The method within (and summarised below) estimates habitat/cover quality for Young of Year⁴ (YOY) fish, as well as permit an understanding of the habitat/cover quality for older juveniles and adult fish. However, as it is quality of spawning and fry habitat which is most impacted by river regulation, the potential implications of substrate quality will be discussed for those stages.

A total of 12 locations were selected and each transect had a variable number of associated survey quadrats (a full inventory of transects and quadrats is presented in the results). At each of these quadrats cover was estimated by counting the number of times a 13mm hose could be inserted into holes between rocks (interstitial spaces) to a depth of 2 – 5 cm (category S1), 5 – 10cm (S2) and >10cm (S3). These counts were used to produce a metric of shelter quality by utilising the following equation;

$$\text{Weighted cover metric} = S1 + (S2 \times 2) + (S3 \times 3)$$

The outputs of this equation will be used to classify the transect areas as low, moderate or high quality.

The transect locations were aligned (following survey and where transects coincided with restoration reaches) with the river areas subsequently determined by cbec to be candidate restoration sections. Using the selected data as a baseline, comment will be made within this report on the likely success of the proposed methods, the degree of change needed to provide habitat suitable for the completion of the life history of brown trout, and an assessment of the likely timeline to achieving that habitat suitability.

In addition to the quadrat surveys, a number of video logs were taken using a submersible camera. While these do provide some context for the quadrat data, a number of factors limit the effective use of this video information. In some cases, water velocity and turbidity combined to limit the visibility of the video. Additionally, as video surveys had not been planned, it took a number of runs before suitable adjustments to camera angle, swim speed and methods to scale the substrate size were perfected. If these surveys are to be carried out again, it is proposed that the surveyor uses a ranging pole. Therefore, taken as a whole the video data should be considered sub-optimal, and will therefore be presented as video files accompanying this document.

³ Initially developed for salmonid habitat, the approach can be used to assess general trout habitat (Dønnum, B, pers. comm., 3 Nov 2016).

⁴ Young of Year also termed fry or 0+ juveniles are fish which have hatched and emerged during the preceding spring. As spawning and fry habitat are the most vulnerable to natural flow regimes alteration, the quality of these habitats are often the primary controls on salmonid abundances in such regulated systems.

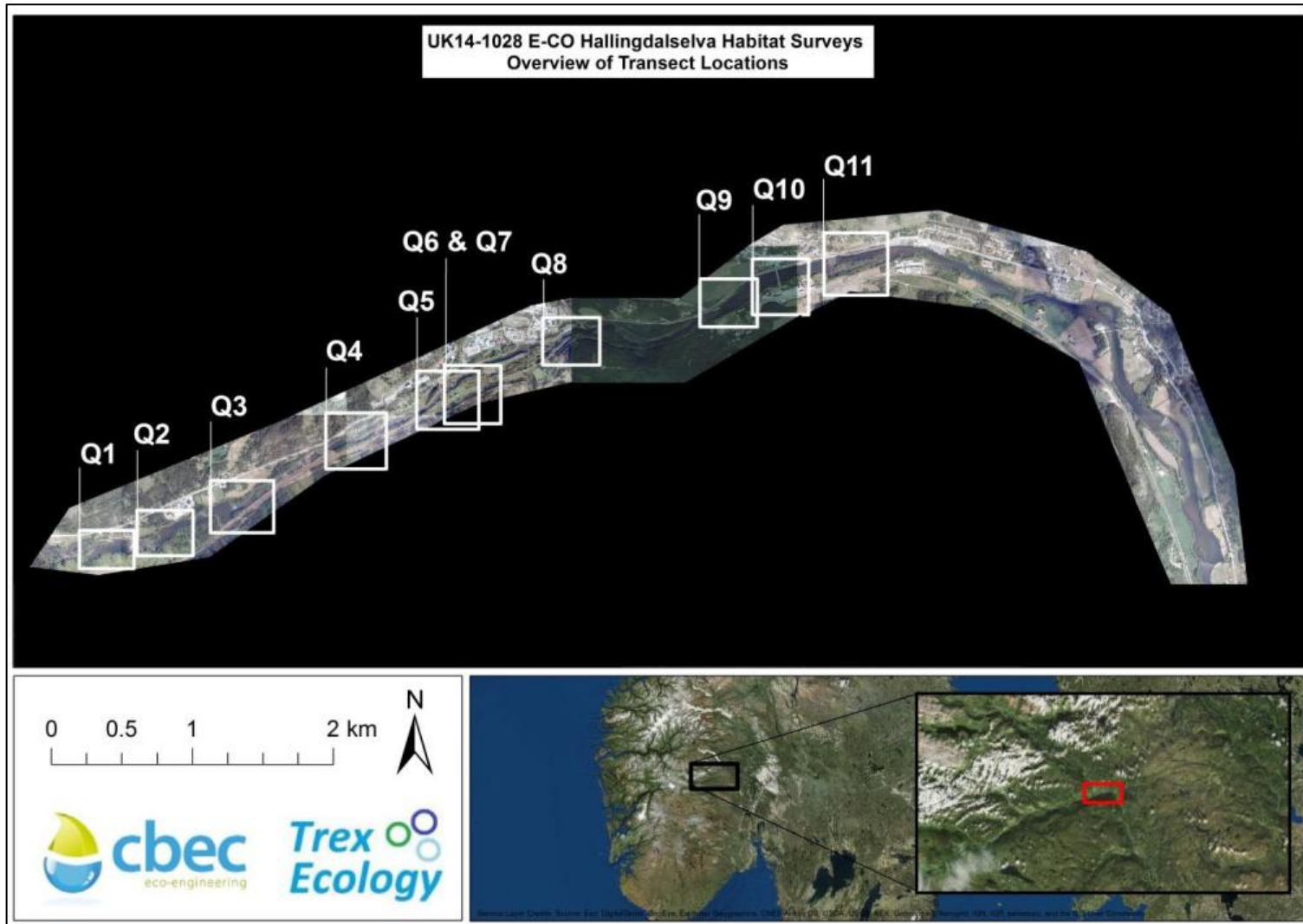


Figure 3.1: Overview of location of habitat survey transects. (The designations and outlined reaches refer to the figures and information provided in Appendix C). Map data © Google 2016

4. ASSESSMENT OF PHYSICAL CONDITION AND HABITATS

This section presents the various outputs from the assessments of the current condition of the physical structure (Section 4.1) and associated habitats (Section 4.2).

4.1 ASSESSMENT OF PHYSICAL FORM AND PROCESS

The data collected describing the current physical condition of the study reach of the Hallingdalselva are presented in two sets of maps (Appendix A and B), with GIS-analysed data overlain on aerial images. In order to display the data clearly, the study reach is divided into six sub-reaches of approximately equal length, these delineated, where possible, by physical features (e.g. bridges, natural hydraulic controls etc) identified on or adjacent to the river. The two sets of maps display:

1. Sediment-related data, including channel bed substrate characteristics, evidence of sediment supply (i.e. from tributaries and bank erosion) and incidence of sediment storage (i.e. discrete alluvial bedforms such as gravel bars etc); Appendix A.
2. Morphological units (e.g. pools, riffles, rapids etc) and all identified engineering pressures (e.g. weirs, bank protection, embankments etc); Appendix B.

Other significant site-specific features/ characteristics (or more detailed descriptions of surveyed features) are also included within the maps as annotations.

4.1.1. *Summary of Physical Form and Process*

In general, the study site displays a relatively benign geomorphic environment, with little evidence of recent dynamic activity. This is especially the case in the upper sections of the reach (i.e. sub-reaches 1 – 3), that display a generally coarse and immobile bed material, limited alluvial bedforms, significant bedrock-dominated sections and a low morphological diversity (as evidenced by the range in type of surveyed morphological units). Furthermore, much of the study reach had evidence of significant engineering pressures, particularly the influence of a number of boulder weirs and the clearing of boulder-sized material to the channel margins (i.e. therefore also effectively providing significant bank protection). It is also clear that, prior to significant human intervention (i.e. the various factors described in Sections 2.1 – 2.4), the river exhibited a much more diverse and dynamic character. There are a number of examples of channel division/ side-channels, some of which are still active and some that are now relict. There are also a number of examples of the remnants of alluvial barforms in the margins of the mainstem channel, now stabilised with vegetation. Although the influence of hydropower development will have acted to reduce the dynamic potential of the river (i.e. through attenuated flooding and the reduction in sediment supply, with channel morphology simplifying as a result over time), there is considerable evidence of secondary/ side-channel features having been deliberately disconnected from the river (i.e. under 'normal' flow conditions) by direct human activity (i.e. engineering). The general dearth of gravel-sized sediments within the study reach has significant implications for the provision of spawning habitat for resident trout. This is also identified as a critical issue in the specific assessment of resident fish habitat (i.e. Section 4.2); trout spawning habitat is considered likely to be a critical 'habitat

bottleneck' that limits production in this reach of the Hallingdalselva. The presence of large wood material within the active river corridor is also generally lacking. Such material would have been important to geomorphic and ecological processes under natural conditions on the Hallingdalselva and its absence can certainly be attributable to river management practices. Large wood material adds hydraulic roughness to the active river corridor (i.e. encouraging the storage of alluvial material), drives local heterogeneity in channel geometry/ morphology and directly provides habitat for instream species (e.g. cover and flow refugia). The lack of significant amounts of large wood material on the study reach of the Hallingdalselva represents a limitation in terms of ecological condition and the provision of instream habitats.

Specific characteristics of the six sub-reaches are provided below and within the maps in Appendix A and B.

Sub-reach 1

This further upstream section of the study exhibits bedrock exposure on the channel bed and banks through a significant proportion of its length. Otherwise, substrate is generally immobile boulder and coarse cobble (Figure 4.1). There is a localised section of cobble/ gravel substrate, within which some potential resident trout spawning habitat exists⁵ (Figure 4.2). Apart from this location, there is no other evidence of alluvial bedforms/ sediment storage through the sub-reach. Two minor tributaries join the mainstem river in the reach, neither appearing to contribute a significant amount of alluvial material. There is relatively little morphological diversity, with the sub-reach dominated by 'rapid' units. These are interspersed with pool (one 'forced' by a weir structure) and run units. Most of the channel banks exhibit cleared boulders/ protection features, presenting a significant constraint to natural physical processes. There are two active secondary/ side-channel features present, both river left with one at the upstream extent of the sub-reach and one approximately in the middle.

⁵ Measures should be taken to ensure the maintenance of this habitat, it being scarce in this upper section of the study site. This is discussed in more detail in Section 5.



Figure 4.1. Immobile boulder and coarse cobble substrate



Figure 4.2. Localised cobble/ gravel substrate with potential trout spawning habitat

Sub-reach 2

As in sub-reach 1, there is significant bedrock exposure, although only extending approximately half-way downstream through the section. The substrate is also predominantly immobile boulder and large cobble with no significant evidence of smaller-sized material (Figure 4.3). There is a small extent of the storage of alluvial material towards the downstream limit of the sub-reach and the input of a moderately-sized tributary (although without evidence of significant sediment input). Reflecting the dominant bed material, it is dominated by 'rapid' morphological units, although less so than in sub-reach 1. There are no pool units (part related to there being no weir structures) but more glides and an extensive run. There is again extensive bank protection from cleared in-channel boulders and an artificial side channel (river left, Figure 4.4) in the middle of the reach. This provides flow to a recreational area, where flows have been altered with in channel engineering (e.g. small concrete weirs, Figure 4.5). There two other secondary/ side-channel features in the sub-reach, both disconnected from the main-stem channel under 'normal' flows. A relatively short one is located at the upstream extent of the sub-reach, river right and a longer one (also river right) covering approximately the lower third of the sub-reach.



Figure 4.3. Bedrock, boulder and cobble substrate



Figure 4.4. Artificial side channel



Figure 4.5. Concrete weir structures

Sub-reach 3

This section of the study exhibits a very homogenous substrate of boulder/ large cobble material but no significant bedrock exposure (Figure 4.6). Compared to other sub-reaches, there are a relatively high number of tributary inputs; two major inputs (Hemsil) and three minor. Historically these (particularly Hemsil) are likely associated with a significant sediment input and there are a number of depositional alluvial features (i.e. sediment storage, Figure 4.7) that are likely associated with this. There is a much lower length of rapid units than in the upstream two sub-reaches, with much of the length of these being 'forced' by two weir structures (also forcing glide units upstream). Other units present include runs and one riffle. As in sub-reaches 1 and 2, this section of the study site is significantly impacted by bank protection derived from in-channel cleared boulders/ large cobbles.



Figure 4.6. Sub-reach 3 substrate, homogenous boulder/ coarse cobble substrate



Figure 4.7. Sediment storage in the form of a marginal alluvial bar

Sub-reach 4

There is marked change in substrate character in this sub-reach with boulder/ large cobble in the upstream section transitioning to various combinations of cobble dominated downstream (with localised patches of gravel-dominated sediment that may potential spawning habitat). Indeed, the substantial side channel feature in the middle of the sub-reach predominantly exhibits cobble/ gravel substrate (Figure 4.8). There are two significant tributary inputs to the sub-reach, although limited evidence of associated sediment storage (indeed, little evidence of alluvial barforms through-out the sub-reach). The mainstem channel is dominated by a long run unit, although there are forced pool and rapid units associated with the weir structure at the head of the island feature. The side-channel around the river right side of the island exhibits a more diverse morphology, associated with a sequence of riffle and glide units. Again, there is extensive effective bank protection from cleared in-channel boulders.



Figure 4.8. Cobble/ gravel substrate

Sub-reach 5

There is further marked change in substrate type to gravel-dominated sediment. There are two significant tributaries supplying sediment to the mainstem (e.g. Figure 4.9) but only localised evidence of alluvial barforms associated with this (i.e. implying a general supply-limited process regime still). The sub-reach is dominated by run and glide units, the latter forced by a weir structure. Two forced rapids are also associated with the two weirs (e.g. Figure 4.10) that are present in the section. There is generally little physical heterogeneity through the sub-reach. Bank protection from cleared in-channel boulders is still extensive but as much so as in the upstream sub-reaches.



Figure 4.9. Tributary supplying sediment to river mainstem



Figure 4.10. Forced rapids associated with weir structures

Sub-reach 6

Significant amounts of gravel-sized material were evident in the reach, although with an increase in the proportion of cobble calibre sediment. The two side-channels are predominantly cobble, although the westerly (river right) one has a significant patch of fine gravel (river left) near its upstream limit and an extensive gravel section in its downstream extents. This section represents the most significant continuous section of spawning habitat for resident trout in the study reach and there should be efforts to preserve this (further detailed in Section 5). There is only one significant tributary input but some localised evidence of significant sediment storage/ alluvial bedforms (especially at the downstream limits of both side channels, e.g. Figure 4.11). The morphology of the sub-reach is more heterogeneous compared to the study site as a whole, mainly related to the islands/ side-channels complex. Forced pool and rapid pairings are associated with the weir structure on the mainstem and the westerly (river right) side-channel at the head of the island complex. Elsewhere on the mainstem, run and glide units dominate. The section of the westerly (river right) side-channel dominated by gravel-sized sediment is also associated with riffle morphology (i.e. the area of high quality spawning habitat). Although present, there is markedly less bank protection (i.e. associated with cleared in-channel boulders) than in the upstream sub-reaches. There is considerable evidence of an even more dynamic and diverse historical morphology through the island section of the sub-reach, particularly in the lower section of the complex. Relict side channels are evident at the channel margins and within the island features (e.g. Figure 2.12). It is clear that channel morphology has been deliberately simplified (i.e. engineered) in the downstream section of the westerly (river right) side channel, with a straight course having been cut through a sequence of complex multiple channels.



Figure 4.11. Sediment storage towards downstream extent of sub-reach 6



Figure 4.12. Relict side channel

4.2 ASSESSMENT OF RESIDENT FISH HABITAT

Survey data and results from the habitat assessment performed on the River Hallingdalselva are presented in Appendix C and the results have been considered during the development of mitigation measures for the site presented in Section 5.2. Below is a summary of the key findings:

- The critical bottleneck for trout populations on the Hallingdalselva is the lack of suitable spawning substrate.
- Restoration approaches should focus on re-introducing gravels, and ensuring that reintroduced gravels are retained in appropriate areas.
- The restoration approaches outlined by cbec, by focusing on limited but high impact approaches and meeting the two criteria listed above, will deliver a benefit to the fish stocks on the river.
- Additionally, the potential input from tributaries should be assessed, and if appropriate, enhancement on those areas explored.
- By undertaking the walkover prior to the quadrat survey, it may be possible to increase the data quality of the survey method. This should be implemented for future phases.
- If this project is to be extended throughout the system, a list of strategic objectives should be derived. These objectives should be used as the framework for future methodologies.

5. FEASIBILITY STUDY

The field-based surveys of the physical condition of the channel/ riparian zone also identified specific opportunities for the enhancement/ maintenance of instream ecology/ habitats. Similar to the fluvial audit type approach of the geomorphic surveys, this was also a qualitative, expert-judgement based visual assessment. This was undertaken by Dr Hamish Moir (cbec), in liaison with Bjørn Otto Dønnum (E-CO Energi). Most identified opportunities were related to side-channel features, although others involved localised enhancements of existing marginal quality habitat. Other areas are identified that currently provide good habitat conditions (in the context of the generally degraded condition of the Hallingdalselva) that are proposed for preservation/ maintenance. The survey revealed that some side-channel features were still active (i.e. carrying flow) under 'normal' flow levels while others were effectively disconnected from the mainstem other than in flood conditions.

Potential enhancement sites were selected on the basis of their potential to generally provide improved physical heterogeneity (and, therefore, habitat diversity) through the study site but also, more specifically, to address the issue of limited quantity and quality of spawning habitat for resident trout. The surveys of physical condition and resident trout habitat identified that suitable conditions for spawning was likely a bottleneck to production in the system and, therefore, a disproportionately important habitat type in terms of the objectives of enhancement works.

5.1 POTENTIAL LOCATIONS FOR PHYSICAL/ HABITAT ENHANCEMENT

Eight potential locations (A to H, Figure 5.1) were identified through the study site where enhancements to their physical character could be undertaken to improve habitat condition. Restoration Site H encompasses the island complex at the downstream extent of the study area and, owing to the physical complexity of the location, incorporates five discrete restoration opportunities. Together, these sites represent a wide distribution of potential enhancement opportunities through the study site, with five upstream of the Hemsil inputs and three downstream (including the Site H complex of measures). Additionally, a number of localised sites were identified that exhibited important habitat (i.e. within the context of the 9.7 km long study site) under current conditions. Such features require to be maintained at a minimum or, potentially, enhanced/ stabilised with some minor in-channel works (e.g. large wood placement, localised gravel augmentation). Each of these opportunities (both the seven larger restoration/ enhancement sites and the more localised examples of currently good quality habitat) are described in terms of their current character in the sub-sections below and, in the following section (i.e. Section 5.2), specific proposals for their enhancement/ maintenance are provided. A general observation through all of these sites (and, generally, through the entire study site, as discussed in Section 4.1.1) is that there is minimal incidence of in-channel large wood material.

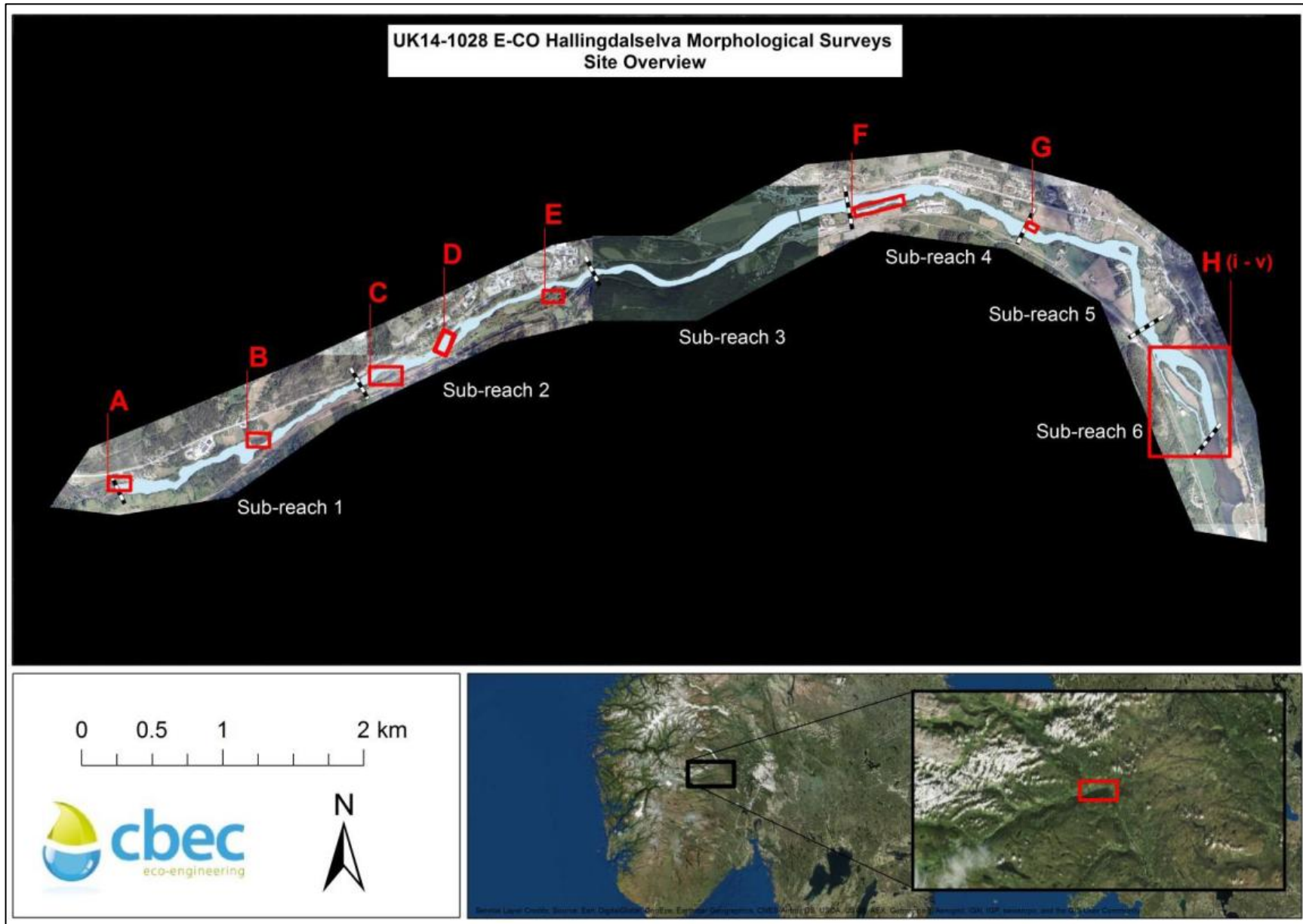


Figure 5.1. Location of sub-reaches and individual restoration sites

Restoration/ Enhancement Site A

Side channel (partially modified) located to the river left of the mainstem river. The upstream extent of the side-channel is narrow, increasing in width with distance downstream. Length: ~115 m, width: ~7 m (at widest point).

Restoration/ Enhancement Site B

Takes appreciable amount of flow under 'normal' river stage. Coarse bed material (large cobbles and boulders). Length: ~140 m, width: ~20 m (at widest point). Little morphological diversity, although upper sections steeper gradient.

Restoration/ Enhancement Site C

Seems to take minimal flow under current conditions ('normal' river stage). Appear to be very coarse bed sediment (boulder/ large cobble). Length: ~190 m, width: ~15 m. Very little morphological (i.e. bedform-driven) diversity.

Restoration/ Enhancement Site D

Located river left, appears to be artificial – taking flow to recreational area downstream. Very straight in planform, therefore, steep. Very coarse bed material – boulder/ large cobble. Very little physical/ morphological diversity. Length: ~125 m, width: ~15 m.

Restoration/ Enhancement Site E

Currently disconnected from mainstem under 'normal' stage. There is flow in the channel but this comes from a small, river right tributary. Channel seems over-sized for this flow so it appears that it has been more directly connected with the mainstem channel in the past (and subsequently disconnected by deliberate blocking and/or reduced flows as a result of hydropower development). Large cobble dominated substrate, with lot of moss coverage (indicating very stable environment). Very little physical/ morphological diversity (i.e. bedform-driven). Would require channel constructed to link with mainstem under 'normal' flows. Resultant channels would be ~250 m long, ~8 m wide at the widest section.

Restoration/ Enhancement Site F

Major side channel river right, beginning approximately opposite Hemsil outfall. Channel takes appreciable amount of flow at 'normal' stage. Generally, cobble-sized material through-out length of channel, although decreasing in size downstream. Steeper section at upstream limit, relating to weir structure. Steeper and greater morphological diversity near to downstream limit but with very low gradient, uniform section in middle. Length: 190 m (excluding middle section where restoration is not required), width: 35 m (at widest point).

Restoration/ Enhancement Site G

Relatively short site on mainstem running adjacent on river left to a small island feature. Little morphological diversity. Bed material is currently cobble/ gravel (close to island feature) but with little spatial variability and is significantly compacted. Length: 35 m, width: 15 m.

Restoration/ Enhancement Site H-i

Flood channel complex at upstream end of river right side-channel, within island feature, river left. Does not take flow currently at 'normal' stage. Length: 90 m, width: 10 m.

Restoration/ Enhancement Site H-ii

Flood channel in right bank of mainstem (i.e. middle section of island). Does not take flow currently at 'normal' stage. Length: ~ 90 m, width ~ 5m.

Restoration/ Enhancement Site H-iii

Large side-channel to river right of the mainstem. Takes a significant proportion of flow under 'normal' stage, controlled by the hydraulic control of the weir at the upstream extent of the channel. Limited morphological diversity (fairly high gradient run, therefore relatively fast flow) and generally cobble-dominated sediment. Length: 260 m, width: 24 m (at widest point).

Restoration/ Enhancement Site H-iv

This site covers the upper section of the large side-channel to furthest right of the mainstem (i.e. to the right of Site H-iii). Takes a significant proportion of flow under 'normal' stage, although not as much as the other side channel to the left. Flow apportionment controlled by the weir at the upstream extent of the channel. Another smaller weir about half-way down the side-channel defines the downstream extent of this site. This weir induces a backwater effect for some distance upstream (i.e. to the elevated gradient section related to the upstream weir), limiting morphological diversity in this section and associated with a cobble-dominated substrate (although with localised accumulations of gravel at channel margins). Length: 335 m, width: 30 m (at widest point).

Restoration/ Enhancement Site H-v

This site extends from the mid-reach weir to the downstream end of the side-channel. Channel morphology is more diverse through this section, with a significant amount of gravel-sized material and associated alluvial barforms. However, it is clear that in the past, morphology had been more diverse, with an historical multi-thread channel complex evident (i.e. relict channels on both the left and right banks). It is clear that this morphology was artificially simplified at some point in the past, with a straight channel cut through the previous multi-thread pattern. Furthermore, near to the terminus of the side-channel, boulders have been placed on river right to block another side-channel formed around an alluvial bar feature (Figure 5.31).

5.2 MITIGATION MEASURES AND MODIFICATIONS

This section provides an outline of appropriate measures that would be required to restore/enhance the candidate sites identified through the studied reach of the Hallingdalselva (i.e. in Section 5.1). Subsequent stakeholder engagement (e.g. with landowners, farmers, local community representatives, environmental agencies etc) will be required in order to determine which of the proposed measures would be acceptable (in terms of, for example, physical/ ecological benefit, impact to land-use/ infrastructure/ services and indicative cost of implementation). Furthermore, prior to any works being implemented, a detailed design phase that includes hydrodynamic modelling should be undertaken.

The approach taken to identify potential habitat improvement measures follows the philosophy of 'process-based' restoration. This approach, as much as is practicable, promotes working with or reproducing natural physical river process with the aim of producing self-sustaining measures that provide habitat benefits. In the case of the Hallingdalselva, existing or relic river features (i.e. as identified in Section 5.1) are accentuated/ developed/ reinstated to increase physical diversity (geometry/ morphology, hydraulics and sediments) and, thereby, improve habitat complexity. In addition to minimising disturbance to the river as a result of the proposed works, this will also present a cost-efficient approach with the required construction works being kept relatively minor. As discussed above, a specific objective for the project is to provide additional spawning habitat and the measures proposed aim to provide this.

In general, the larger-scale restoration/ enhancement opportunities within existing side-channel features involve increasing morphological complexity through the development of an alternate alluvial barform sequence. This will drive the establishment of a 'pool-riffle' type of channel morphology, exhibiting considerably increased variability in hydraulic (i.e. depth, velocity, shear stress) and sedimentary conditions. This physical variability will be directly associated with a generally increased habitat diversity and, specifically, providing the optimal conditions for spawning salmonids (i.e. the appropriate spatial relationships between spawning, adult holding and juvenile rearing habitats). In order to achieve this objective, specific design components will include modification of hydraulic controls (e.g. weir structures) influencing the flow apportionment into side-channels, gravel augmentation (either building specific barforms features or 'seeding' the active channel at appropriate locations so that gravels can be naturally redistributed during high flow events), re-profiling of channel cross-sectional geometry and the implementation of large wood material. As discussed in Section 4.1.1, in-channel large wood material is generally absent from the study site but, under natural conditions, would have been a critical element of the geomorphic regime of the river. Large wood material provides additional hydraulic roughness to channels, encouraging the storage of the alluvial material (i.e. gravels) that provide critical habitat for instream species. Furthermore, large wood also has a direct habitat benefit, its influence on local hydraulics providing low velocity zones and cover for fish and invertebrates.

Only the most significant restoration/ habitat enhancement works are presented in this report. However, many other small scale potential measures exist (e.g. local gravel placement with associated hydraulic control structure) and could be implemented at appropriate locations through-out the study section of the Hallingdalselva. Individually they have limited

ecological benefit but, with a sufficient number of such measures well distributed through the study area, their cumulative benefit could be appreciable. It is also possible that some smaller off-channel opportunities have not been identified during the fluvial audit of the site; the survey was done from one bank so some smaller features on the opposite bank may not have been recorded. Also, as discussed in Section 5.1, it is important to note that there are currently a number of areas of good quality trout spawning habitat (see maps in Appendix A). Since such habitat features are infrequent through the study site, they are disproportionately important to productivity. Therefore, in addition to restoration/ habitat enhancement initiatives, efforts should be made to maintain and protect such habitat units. Such locations may also be enhanced through low-level intervention, although this should be undertaken with great care, given their current importance.

Restoration/ Enhancement Site A

Site A

Current condition:

- Takes appreciable amount of flow under 'normal' river stage
- Coarse bed material (coarse cobble/ boulder)
- Narrow channel widening with distance downstream

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figures 5.2 - 5.4)

- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.

Important considerations:

- Significant engineering works required with cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.

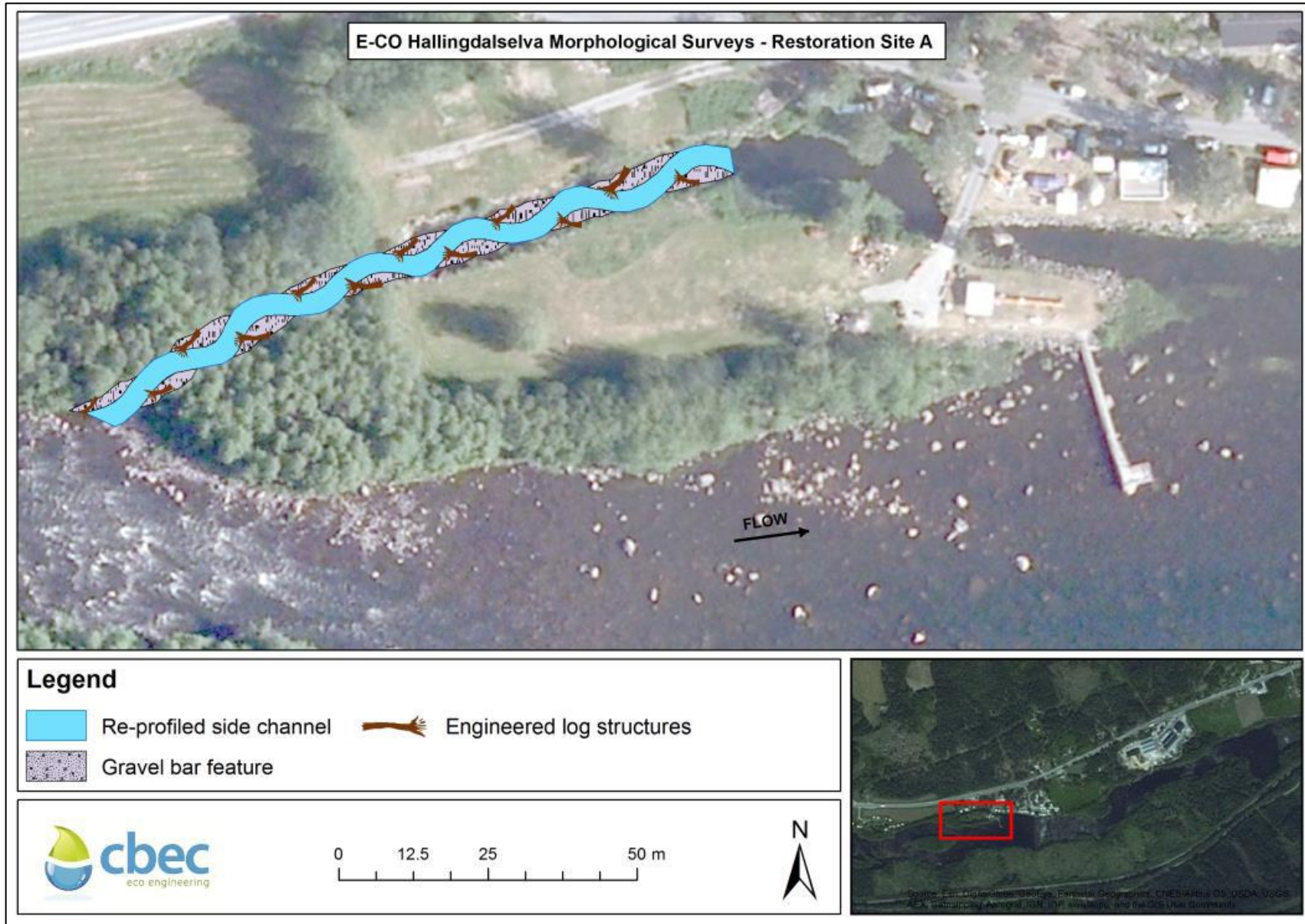


Figure 5.2. Design option map for Restoration Site A



Figure 5.3. Current visualisation of Site A (upstream extent of site).

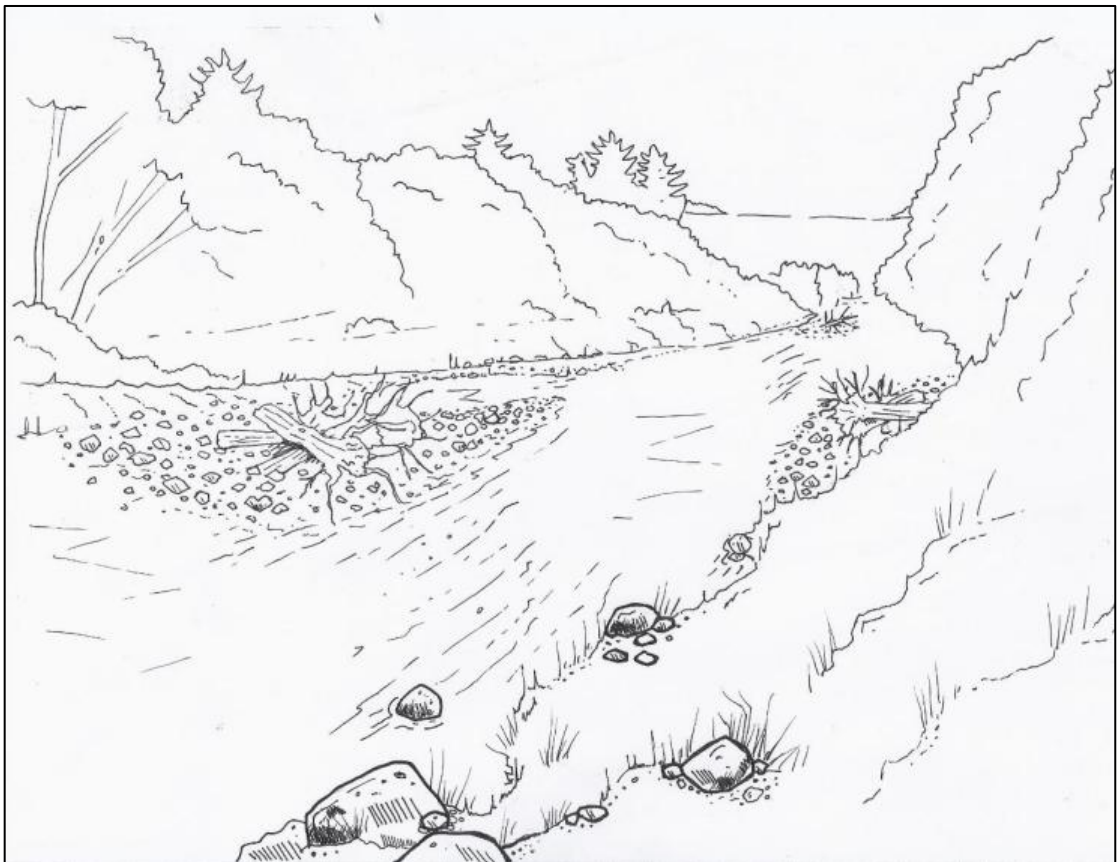


Figure 5.4. Indicative design illustration for Site A (drawing is example only, with topography better reflecting that of Site F).

Restoration/ Enhancement Site B

Site B

Current condition:

- Steeper gradient in upper sections but little morphological diversity
- Takes appreciable amount of flow under 'normal' river stage
- Coarse bed material (coarse cobble/ boulder)

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figures 5.5 – 5.7)

- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.

Important considerations:

- Significant engineering works required with cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.

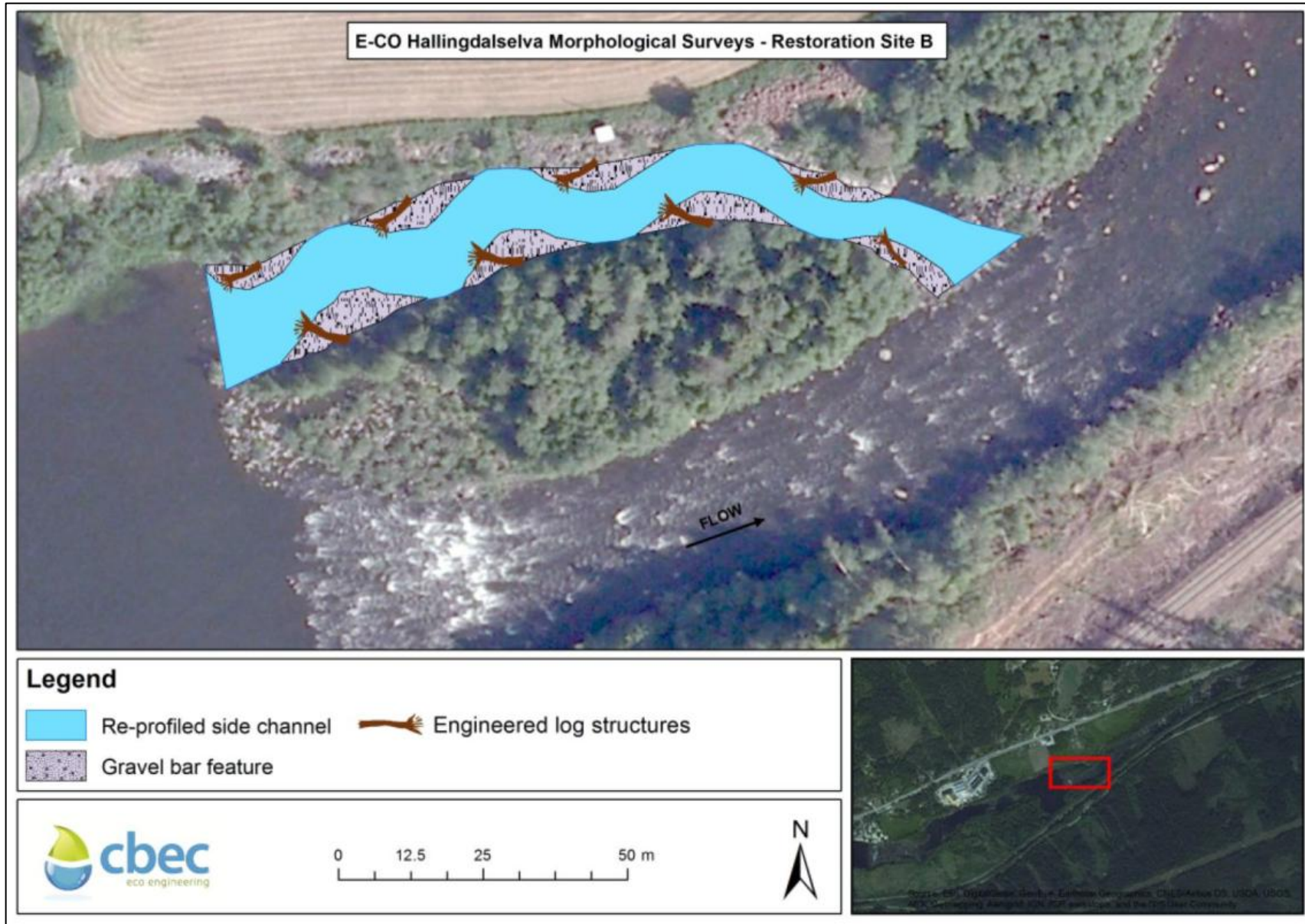


Figure 5.5. Design option map for Restoration Site B



Figure 5.6. Current visualisation of Site B.



Figure 5.7. Second visualisation of Site B (see Figure 5.4 for similar design illustration)

Restoration/ Enhancement Site C

Site C

Current condition:

- Minimal morphological (i.e. bedform-driven) diversity
- Appears to take minimal flow under current conditions ('normal' river stage).
- Very coarse bed material (boulders/ coarse cobbles)

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figure 5.8)

- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.

Important considerations:

- Significant engineering works required with cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.

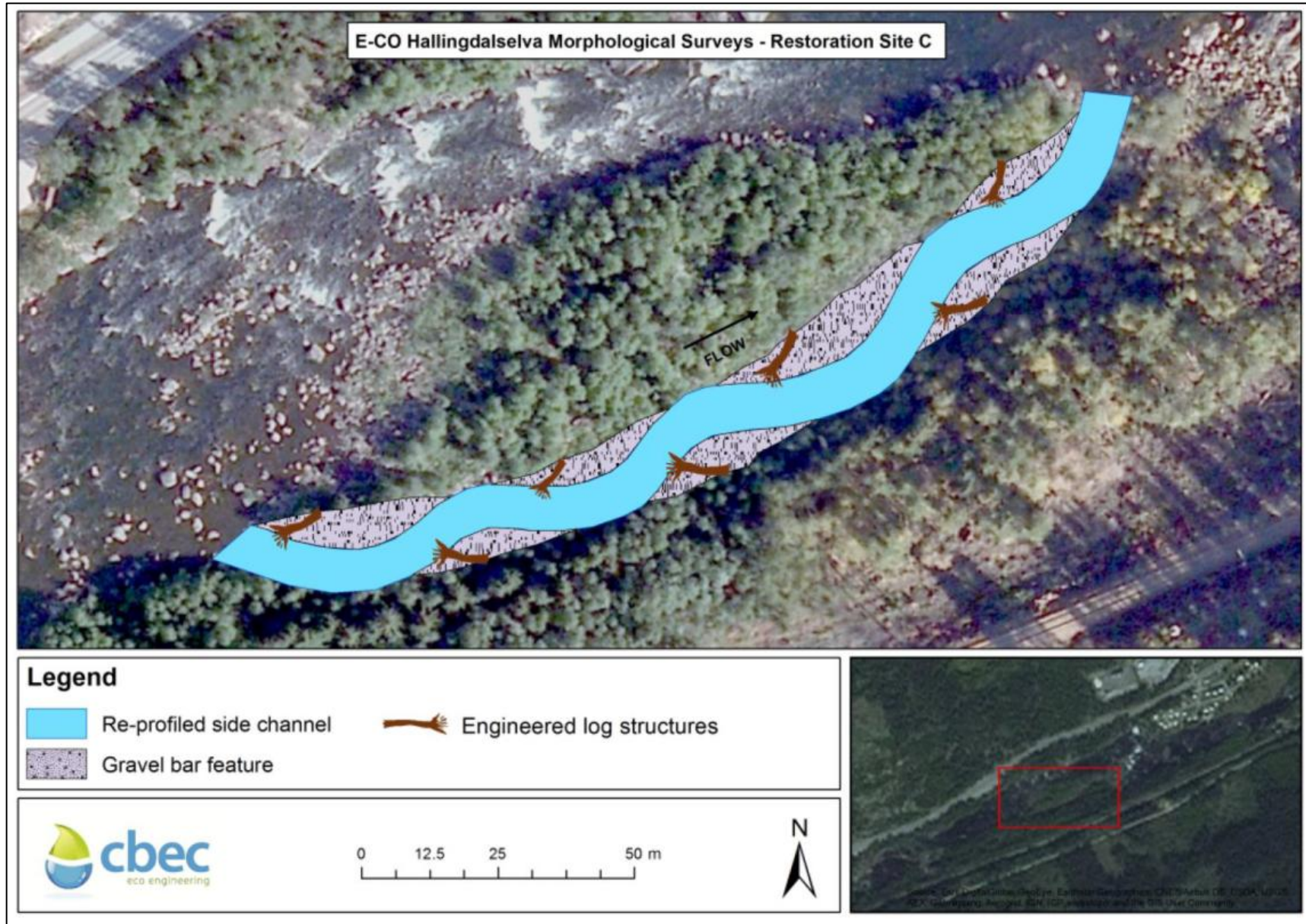


Figure 5.8. Design option map for Restoration Site C (see Figure 5.4 for similar design illustration, no photos possible as surveyed from opposite bank)

Restoration/ Enhancement Site D

Site D

Current condition:

- Artificial steep side-channel (river left)
- Straight plan-form and high bed gradient
- Very coarse bed material (cobble and boulder)

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figures 5.9 – 5.11)

- Re-profile/ realign channel to provide lower bed gradient and higher width/ depth ratio. Potentially re-profile upstream connection with mainstem to adjust flows through the channel (i.e. to be more conducive for spawning habitat requirements and maintenance of gravel-sized sediments).
- Augment channel with gravel-sized sediment
- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefit:

- Would enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.
- Could be designed to increase connectivity with adjacent river corridor (especially on river left), providing off-channel backwater/ refuge habitat.

Important considerations:

- Significant engineering works required with cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.
- The proposed design channel exits into a semi-artificial series of pools used for recreational purposes. Careful consideration of this will be required to ensure that the proposed functioning of the designs is appropriate for the site.



Figure 5.9. Design option map for Restoration Site D



Figure 5.10. Current visualisation of Site D.

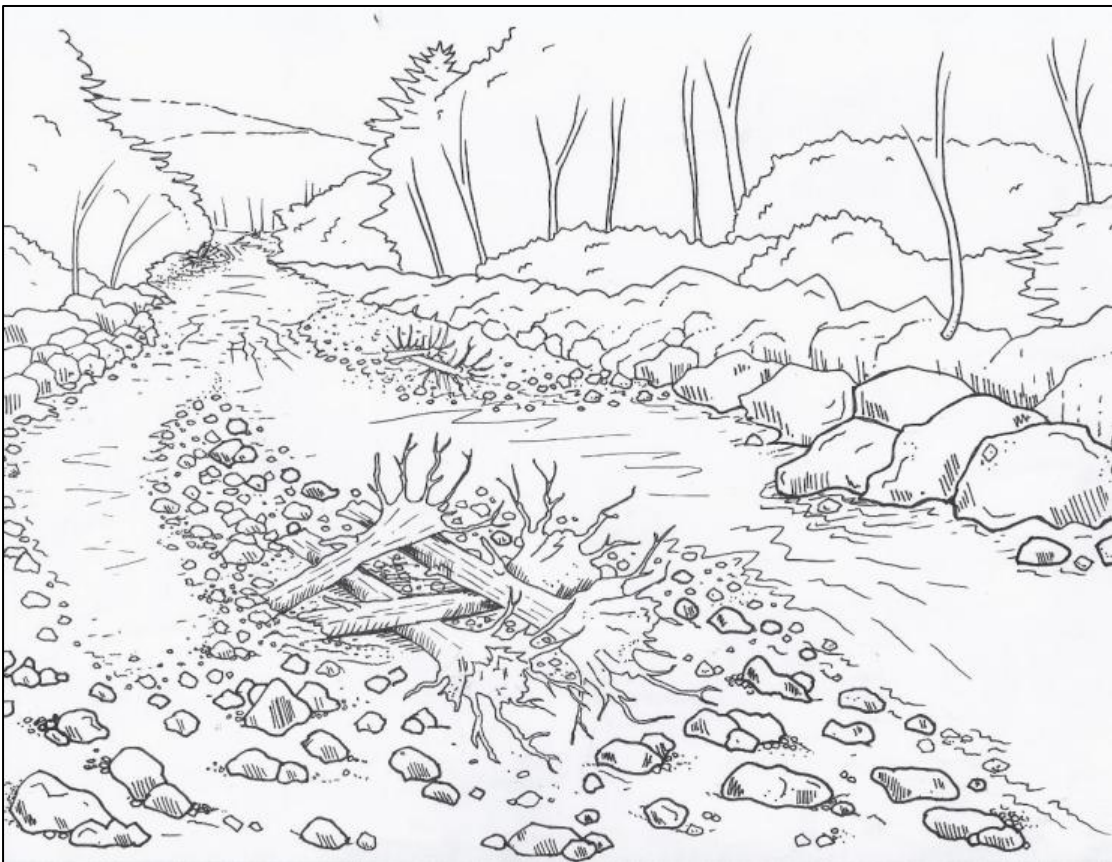


Figure 5.11. Indicative design illustration for Site D.

Site E

Current condition:

- Small, cobble-bed stream (river right)
- Fed from wetland feature ~100 m distal from mainstem channel
- Coarse sediment (cobble)
- Low flow under normal conditions

Design Option (See map and existing visualisation below, Figures 5.12 – 5.14)

- Construct a connecting channel to the mainstem river through the narrow neck at the top of the island/ bar feature. Designed to provide additional flow to the tributary channel. This will need to be carefully adjusted to the prevailing flow conditions (i.e. to balance the requirement of habitat provision and physical stability), particularly at critical times of the year for fish.
- Re-profile to increased channel width (i.e. since additional flow being added to channel).
- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.
- Could be designed to increase connectivity with adjacent river corridor (especially on river right), providing off-channel backwater/ refuge habitat.

Important considerations:

- Significant engineering works required, with associated cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.

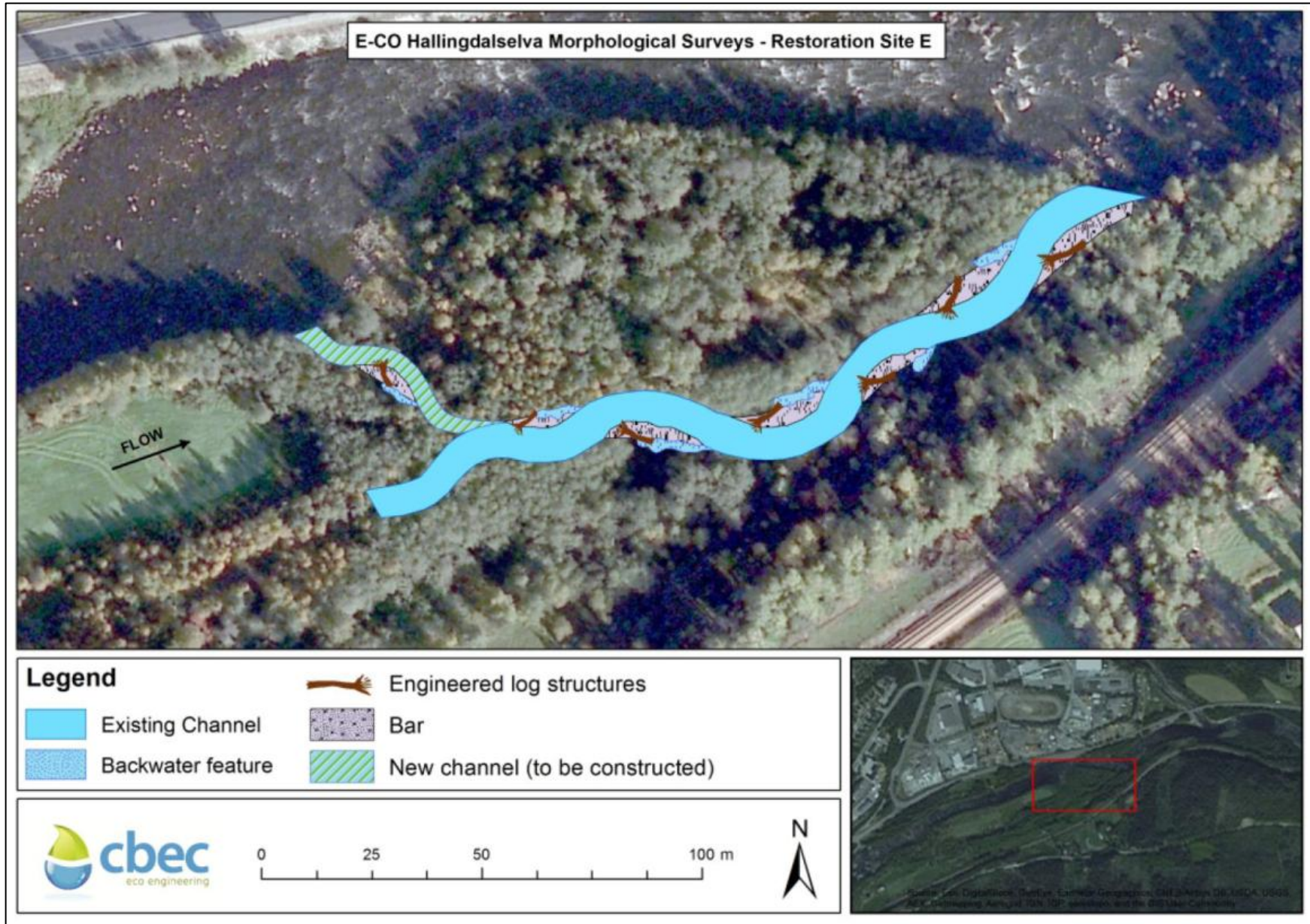


Figure 5.12. Design option map for Restoration Site E.



Figure 5.13. Current visualisation of Site E (view downstream).



Figure 5.14. Current visualisation of Site E looking upstream (see Figure 5.11 for similar design illustration)

Site F

Current condition:

- Significant side-channel (river right)
- Downstream section offers some habitat/ variability with appreciable slope/ flow velocity and alluvial bar features (although perhaps a bit coarse for optimum spawning habitat)
- Section downstream from weir is low gradient/ low velocity with coarse (cobble) bed
- Much of available elevation in the upper section is lost over the weir structure.

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figures 5.15 – 5.17)

- Re-profile side-channel longitudinally such that elevation loss from the weir occurs over a longer length of channel. This could be undertaken with coarse material nearer the weir, overlain with gravel.
- Augment channels with gravel-sized sediment.
- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.
- Could be designed to increase connectivity with adjacent river corridor (especially on river right), providing off-channel backwater/ refuge habitat.

Important considerations:

- Significant engineering works required, with associated cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.

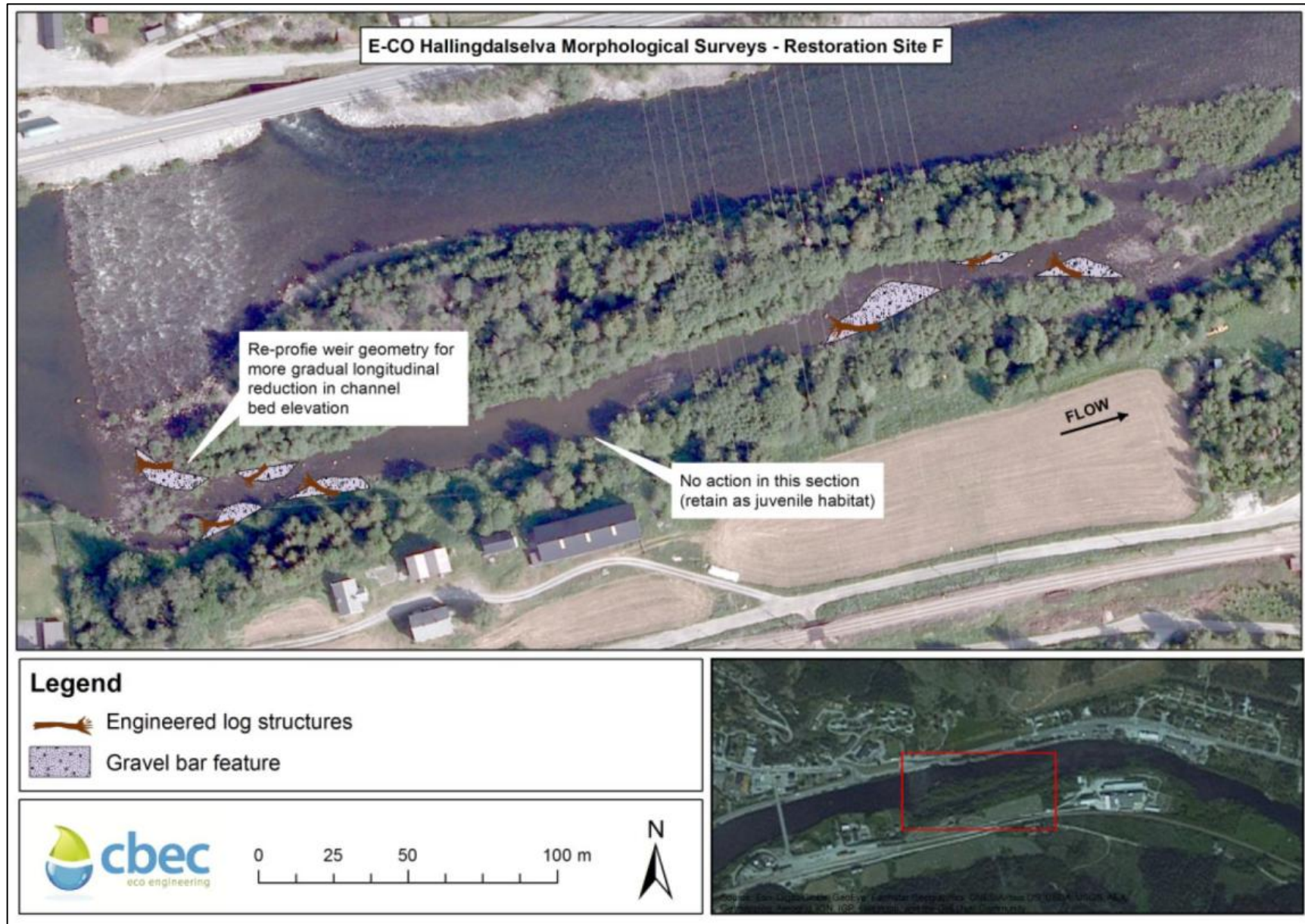


Figure 5.15. Design option map of Restoration Site F.



Figure 5.16. Current visualisation of Site F.

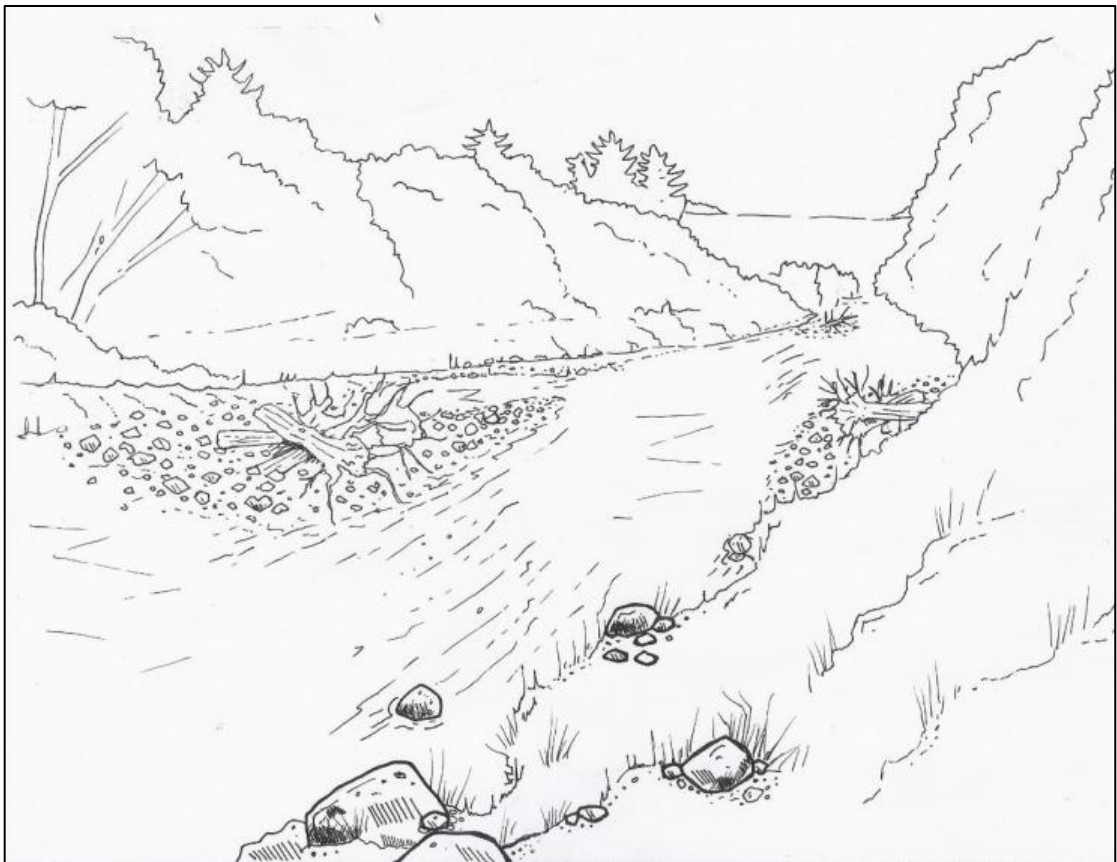


Figure 5.17. Indicative design illustration for Site F

Site G

Current condition:

- Section of mainstem channel between bank and small island feature (river left)
- Some gravel-sized sediment but compacted
- Little heterogeneity in bed form and hydraulics

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figures 5.18 – 5.20)

- Add roughness elements (large wood/ boulders) to the channel to increase physical diversity and provide variability in flow conditions (i.e. zones of increased and decreased velocity), resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Large wood structures enhance in-channel habitat diversity through increased physical diversity driving variable hydraulic and sedimentary conditions.
- Locations of increased flow velocity will loosen gravels and promote some morphological adjustment of the channel bed, further enhancing physical variability.
- Improved spawning habitat through loosening of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- Large wood structures would also directly provide local habitat/ cover.
- Could be designed to increase connectivity with adjacent river corridor (especially on river right), providing off-channel backwater/ refuge habitat.

Important considerations:

- Careful implementation will be necessary to ensure that the proposed structures do not overly destabilise the bed and banks of the channel in this area. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of large wood material.

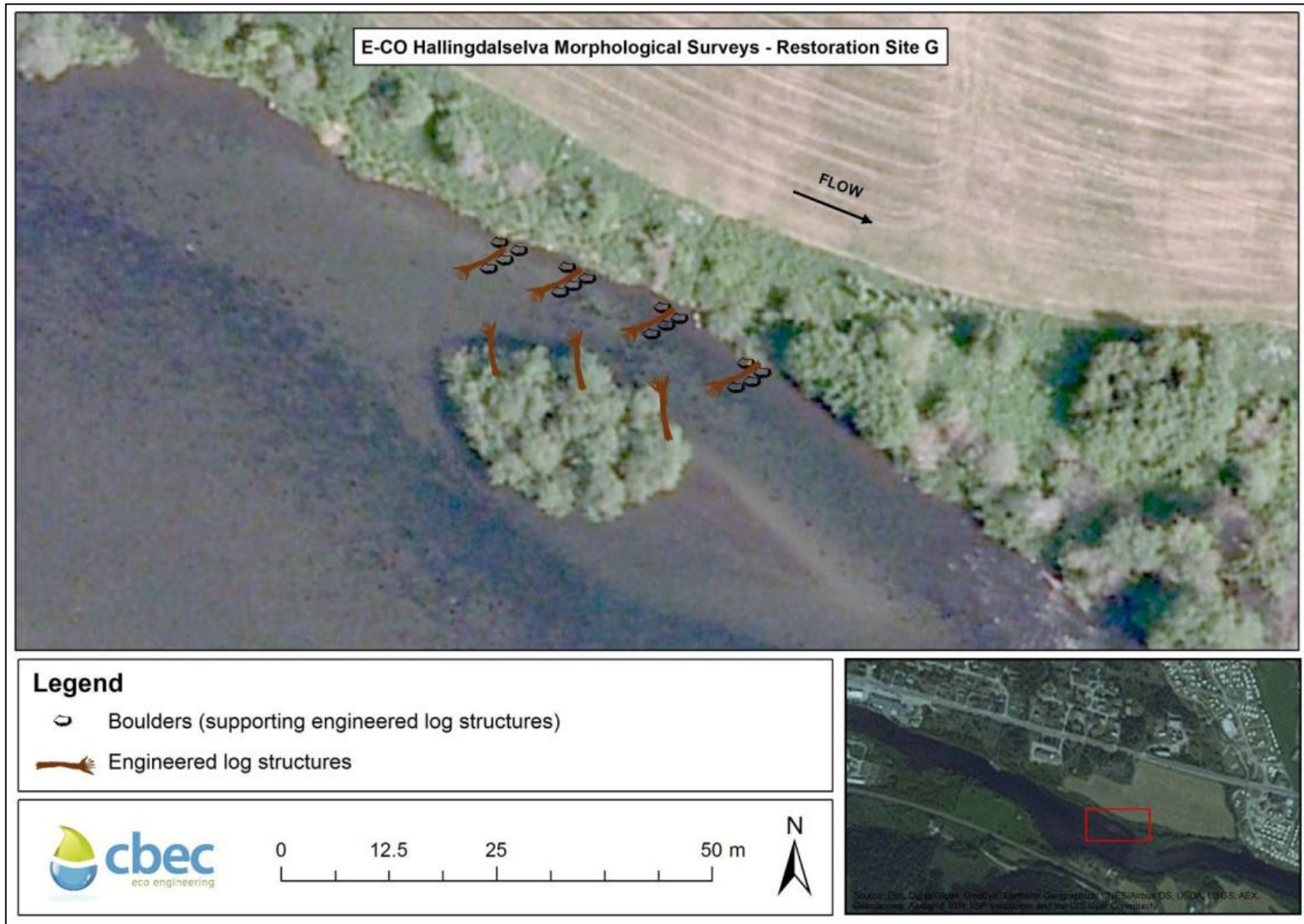


Figure 5.18. Design option map for Restoration Site G.



Figure 5.19. Existing visualisation of Site G (looking upstream).

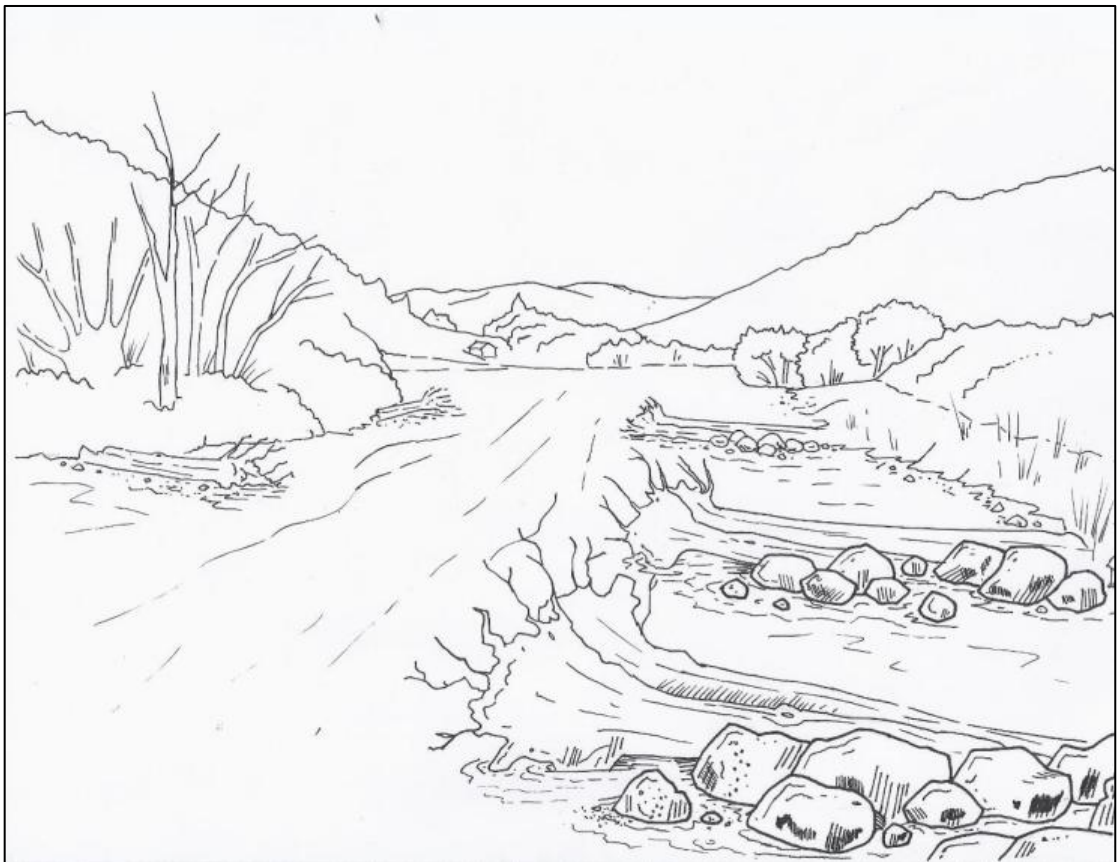


Figure 5.20. Indicative design illustration for Site G.

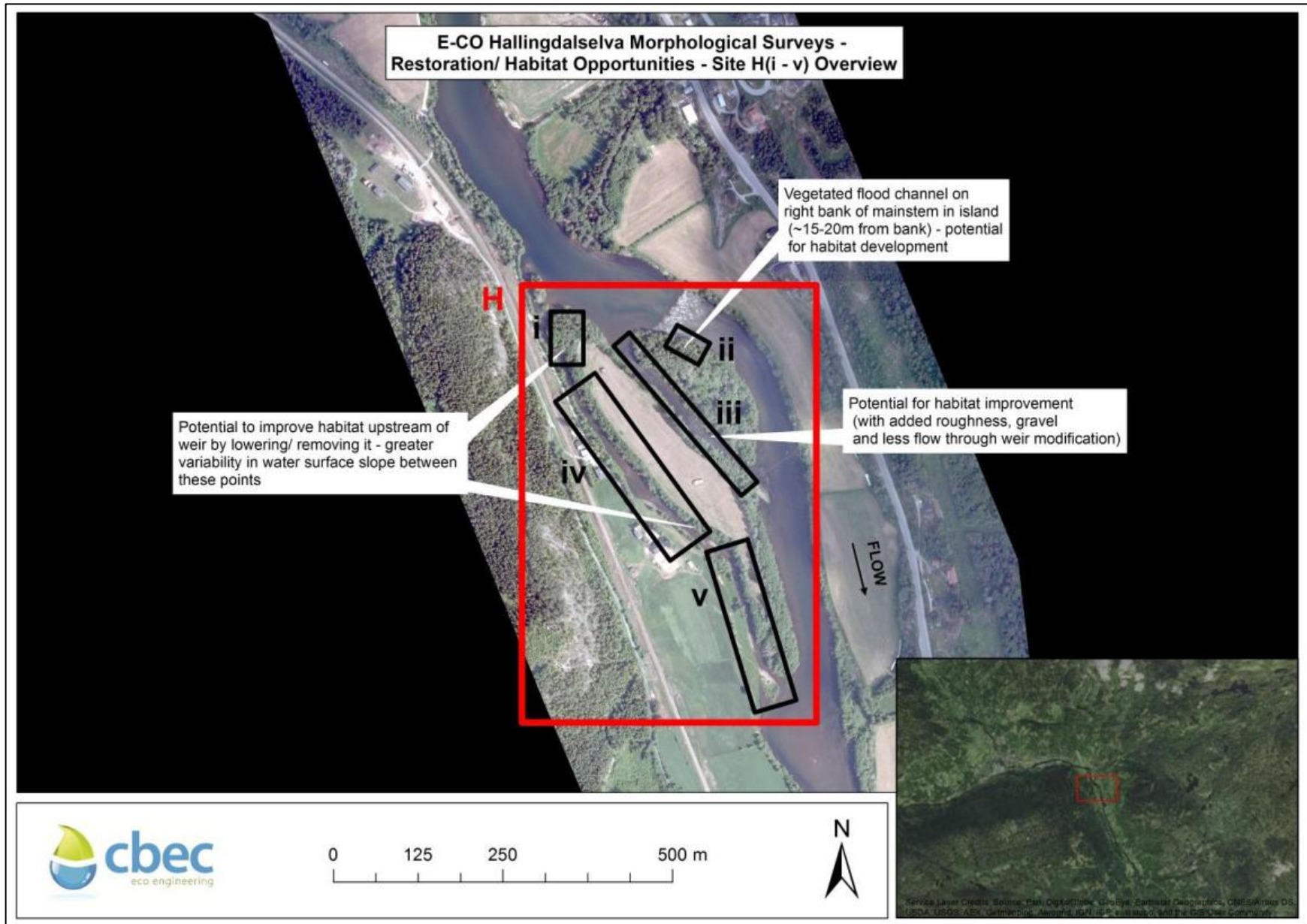


Figure 5.21. Restoration Site H(i- v): location of specific options.

Site Gi

Current condition:

- Small flood channel connecting between upstream of island and joining side-channel on river left side.
- Does not take water under 'normal' flow conditions
- Gravel-sized bed material at the downstream limit of feature

Design Option (See map and existing visualisation below, Figures 5.22 and 5.23)

- Reprofile the flood channel to allow it to take water under 'normal' flow conditions. Particular attention will be required at the upstream end of the feature where it connects to the mainstem at the top of the island/ bar feature. This will need to be carefully adjusted to the prevailing flow conditions (i.e. to balance the requirement of habitat provision and physical stability), particularly at critical times of the year for fish.
- Augment the channel with appropriately sized gravel material.
- Potentially add roughness elements (large wood) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would directly add to the area of spawning habitat in the system.
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.
- Relatively low risk and cost being a smaller feature.

Important considerations:

- Careful design is required to maximise the morphological and sedimentary stability of the feature. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Potentially minor overall benefit to the system, given relatively small extent of feature. Although, cumulatively, a number of such features could have significant benefit.
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.



Figure 5.22. Design option map for Restoration Sites H-i and H-iv.



Figure 5.23. Existing visualisation of Site H-i (looking upstream) with approximate location of proposed enhanced side-channel.

Site Hii

Current condition:

- Small flood channel in island feature on river right side (i.e. off mainstem channel).
- Does not take water under 'normal' flow conditions
- Evidence of some morphological heterogeneity though the formation of scour pools (holding water at 'normal' flows).

Design Option (See map and existing/ design visualisations below, Figures 5.24 – 5.26)

- Reprofile the flood channel to allow it to take water under 'normal' flow conditions. Particular attention will be required at the upstream end of the feature where it connects to the mainstem. This will need to be carefully adjusted to the prevailing flow conditions (i.e. to balance the requirement of habitat provision and physical stability), particularly at critical times of the year for fish.
- Augment the channel with appropriately sized gravel material.
- Potentially add roughness elements (large wood) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Would directly add to the area of spawning habitat in the system.
- Large wood structures would drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.
- Relatively low risk and cost being a smaller feature.

Important considerations:

- Careful design is required to maximise the morphological and sedimentary stability of the feature. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Potentially minor overall benefit to the system, given relatively small extent of feature. Although, cumulatively, a number of such features could have significant benefit.
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.

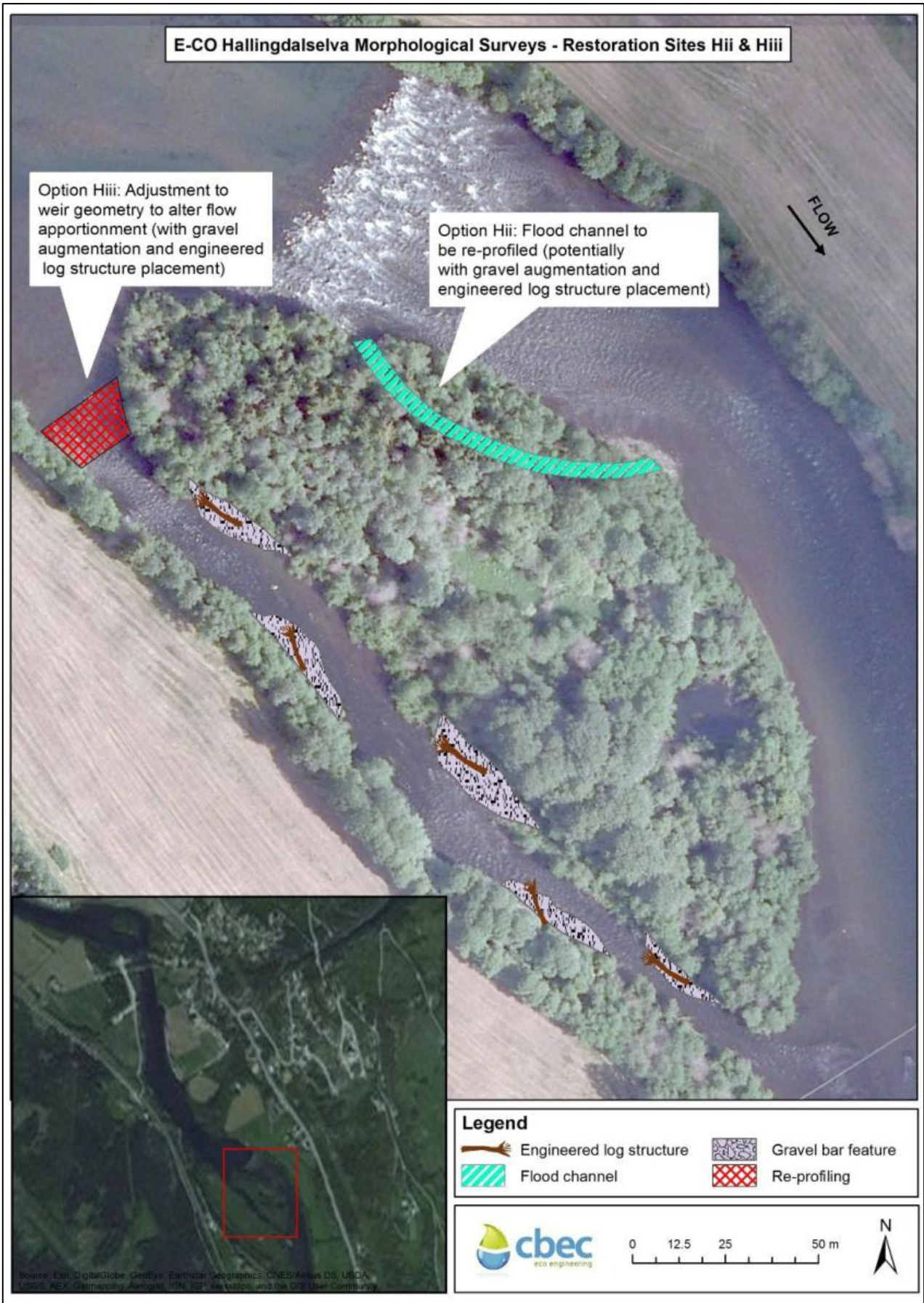


Figure 5.24. Design option map for Restoration Sites H-ii and H-iii.



Figure 5.25. Existing visualisation of Site H-ii (looking upstream).



Figure 5.26. Indicative design illustration for Site H-ii.

Site Hiii

Current condition:

- Significant side-channel (between island features)
- Offers little physical heterogeneity due high energy regime related to slope and current flow apportionment.
- Generally coarse bed material (cobble dominated)

Design Option (See map and existing visualisation below, Figures 5.24 and 5.27)

- Modify the geometry of the weir at the upstream limit to reduce the flow rate through the side-channel. This should be undertaken through mutual adjustment with the river right side channel weir (potentially requiring greater flow, see Site H-iv).
- Augment channel with gravel-sized sediment.
- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Lower energy regime and gravel augmentation would enhance in-channel physical heterogeneity through the development of alluvial barforms. As a result, this will drive more variable hydraulic and sedimentary conditions and, therefore, greater habitat diversity.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- As well as providing increased gravel/ bedform stability through added roughness, large wood structures would also help drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.

Important considerations:

- Significant engineering works required, with associated cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements). It will be important to consider how any proposed designs influence hydraulic conditions on the mainstem and in the river right side-channel.
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.



Figure 5.27. Existing visualisation (looking downstream) of Site H-iii (see Figure 5.17 for similar design illustration).

Site H-iv

Current condition:

- Upstream section of significant side-channel (river right).
- Offers little physical heterogeneity due to low water surface slope, forced by hydraulic control (weir) downstream. A shorter higher gradient sections extends downstream from the weir at the upstream end of the feature.
- Generally coarse bed material (cobble dominated).

Design Option (See map and existing visualisation below, Figures 5.22 and 5.28)

- Modify or remove the downstream weir to increase the energy slope through the site. This should be undertaken with sufficient preliminary assessment to minimise the risk of undesirable morphological adjustment (e.g. head-cutting with associated bank erosion).
- Potential to adjust the geometry of the upstream weir to increase flow through the side-channel (if additional channels are to be activated in Site H-v). This should be undertaken through mutual adjustment with the weir on the side channel between the islands (requiring less flow, see Site H-iii). This should also be carefully assessed in relation to the maintenance of gravel barforms introduced to the site (see below).
- Augment channel with gravel-sized sediment to allow the development of alluvial barforms.
- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add physical diversity.

Benefits:

- Gravel augmentation (and potentially increased energy regime) would enhance in-channel physical heterogeneity through the development of alluvial barforms. As a result, this will drive more variable hydraulic and sedimentary conditions and, therefore, greater habitat diversity.
- Improved spawning habitat through availability of appropriately sized sediment (i.e. gravel).
- As well as providing increased gravel/ bedform stability through added roughness, large wood structures would also help drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.

Important considerations:

- Significant engineering works required, with associated cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This is particularly important in relation to the potential removal of the downstream weir. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).

- Consideration must be given to the implications of potential works at Site 5D to those in the adjacent reach downstream (Site 5E). Site 5E currently provides the greatest quantity and quality of spawning habitat in the entire section of river surveyed at Hallingdal and it will be important not to reduce this.
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.



Figure 5.28. Existing visualisation (looking downstream) of Site H-iv (see Figure 5.17 for similar design illustration).

Site H-v

Current condition:

- Downstream section of significant side-channel (river right).
- Currently provides relatively high physical heterogeneity and extensive area of gravel-sized sediment.
- Moderate gradient channel.
- Provides greatest quantity and quality of spawning habitat on the surveyed section of river at Hallingdal.
- Historic field and aerial photo evidence suggests that this section of the channel has been straightened in the past. Old channels are evident on both banks of the straightened section and indicate a highly dynamic 'wandering' morphology with extensive alluvial bars.

Design Option (See map and existing visualisation below, Figure 5.29 – 5.31)

- Reinststate some of the old channels to greatly increase bed area and physical complexity through the site. This could be conducted by creating a divided/ braided planform.
- The increased channel area as a result of reinstating the old channels would likely require greater flow under 'normal' hydrological conditions. This would require the adjustment to the weir at the upstream end of Site 5D (see above).
- Remove the boulder 'croy' type feature at the downstream limit of the site (blocking off a minor channel currently).
- Add roughness elements (large wood and boulders) to the channel to increase flow resistance to promote maintenance of gravel-sized sediments/ development of barforms and add further physical diversity.

Benefits:

- Reinstating old channels would greatly increase channel heterogeneity and area of high quality habitat.
- As well as providing increased gravel/ bedform stability through added roughness, large wood structures would also help drive/ enhance geomorphic process to provide physical diversity and directly provide local habitat/ cover.

Important considerations:

- Very careful consideration must be given to the current high quality status of the site and of the potential that this may be impacted (at least in the short-term) by the proposed works.
- Significant engineering works required, with associated cost implications.
- Careful design will be necessary that considers the hydrological regime of site, the requirements for habitat provision and the stability of channel morphology/ sediments. This is particularly important given the current high quality habitat provided by the site. This likely requires detailed 2D hydrodynamic modelling to allow mutual adjustment of design parameters (i.e. hydrology, channel geometry, sedimentology and roughness elements).
- Sourcing of the required quantities of gravel and large wood material.



Figure 5.29. Design option map for Restoration Site H-v.



Figure 5.30. Existing visualisation for Site H-v (looking upstream).



Figure 5.31. Existing visualisation for Site H-v (looking downstream, showing boulder 'croy' feature).



Figure 5.32. Existing visualisation for Site H-v (looking upstream, showing relict channel line to left of active channel).

6. REFERENCES

Dønnum, B. 2016. Provision of information on the Hallingdalselva catchment and study site. [e-mail] (Personal communication, 23 August 2016 and 3 November 2016)

E-CO Energi, n.d., *Hallingdal* [online] Available at:

http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:http://www.e-co.no/English/E-CO_Energi/Presentations/filestore/0011_Hallingdal_brosjyre_eng.pdf&gws_rd=cr&ei=7nBOWIK5GISOgAbXiqHQAg [Accessed 12 Dec 2016]

European Commission, 2016. Norway – RBMPs for 2016 – 2021 [online] Available at:

http://ec.europa.eu/environment/water/participation/map_mc/countries/norway_en.htm [Accessed 28 Sept 2016]

Grant, Gordon E., John C. Schmidt, and Sarah L. Lewis. 2003. A geological framework for interpreting downstream effects of dams on rivers. *A peculiar river*: 203-219.

Forseth, T. & Harby, A. (eds.). 2014. Handbook for environmental design in regulated salmon rivers. NINA Special Report 53. 90 pp.

Kondolf, G. Mathias. 1997. PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental management* 21: 533-551.

7. LIST OF PREPARERS

Dr Hamish Moir (cbec eco-engineering UK Ltd)

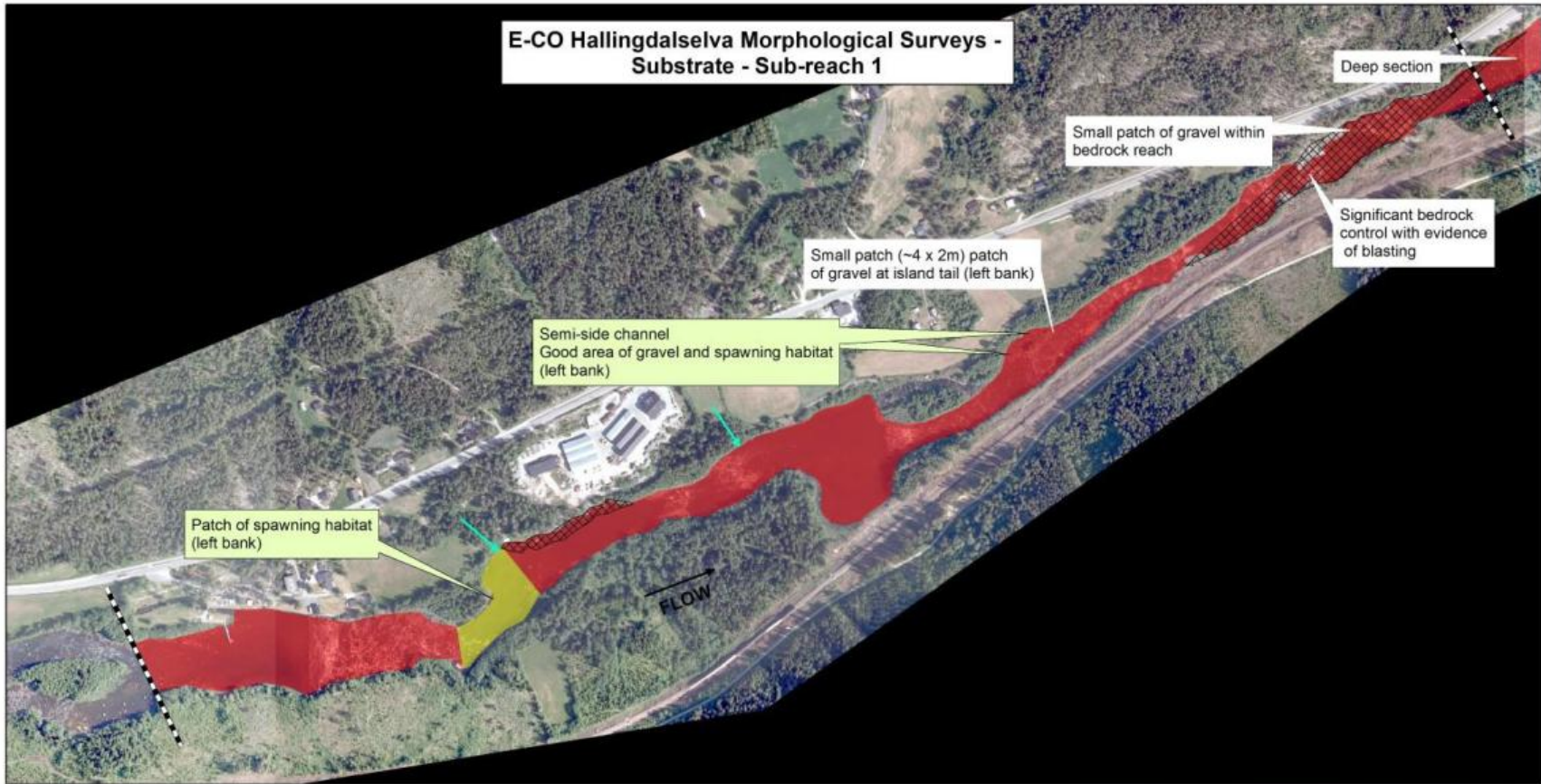
Alison Wood (cbec eco-engineering UK Ltd)

Tommy McDermott (Trex Ecology)

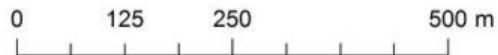
APPENDIX A

SUBSTRATE MAPS BY SUB-REACH

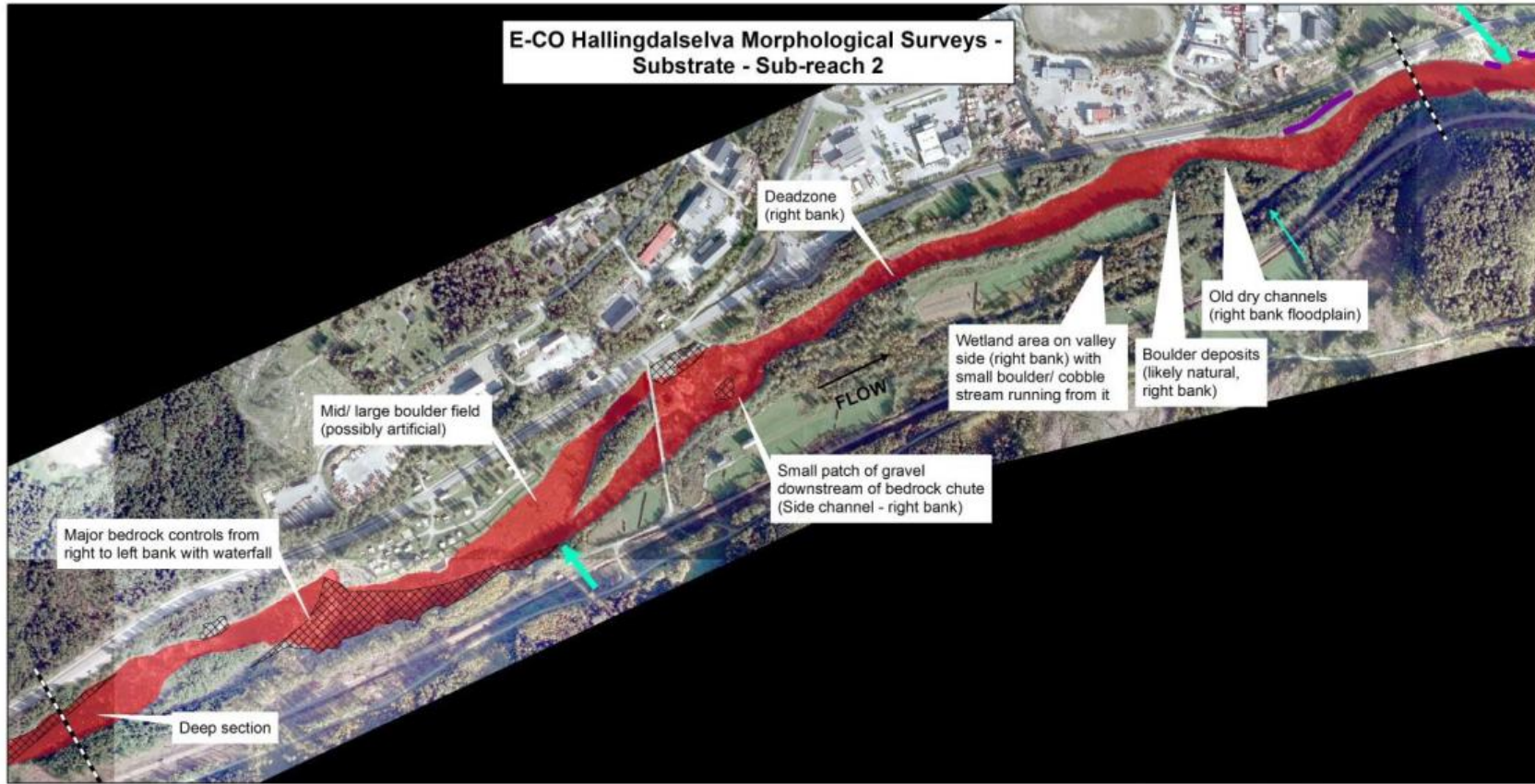
E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys - Substrate - Sub-reach 1



Substrate



E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys - Substrate - Sub-reach 2



Substrate

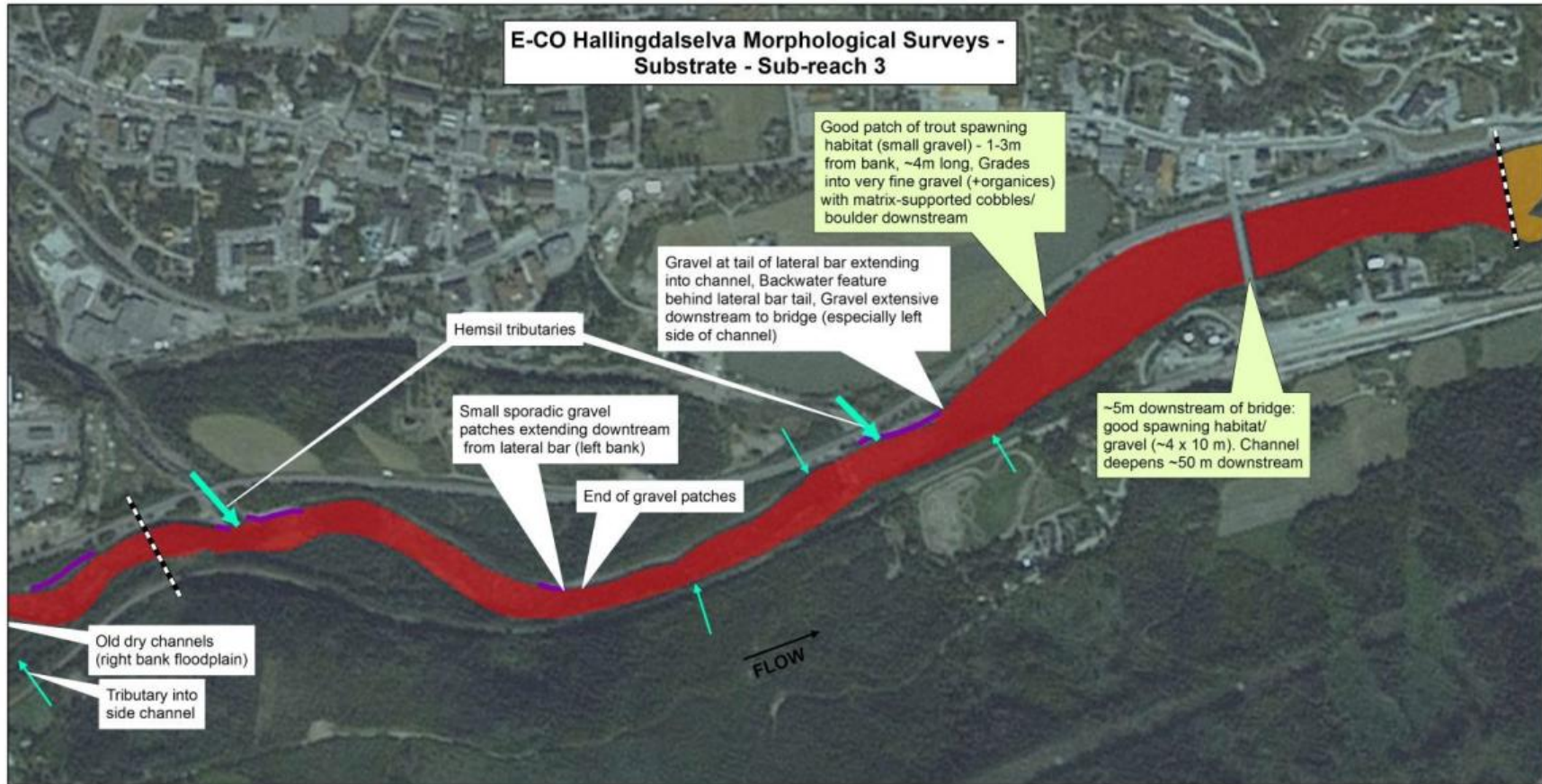
	Boulder/ cobble		Cobble		Gravel/ cobble		Fine gravel		Sub-reach boundaries		Deposition
	Large cobble mat		Cobble/ gravel		Gravel		Bedrock		Major tributary		Minor tributary

0 125 250 500 m



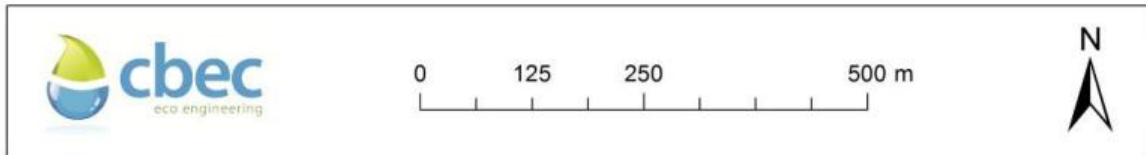
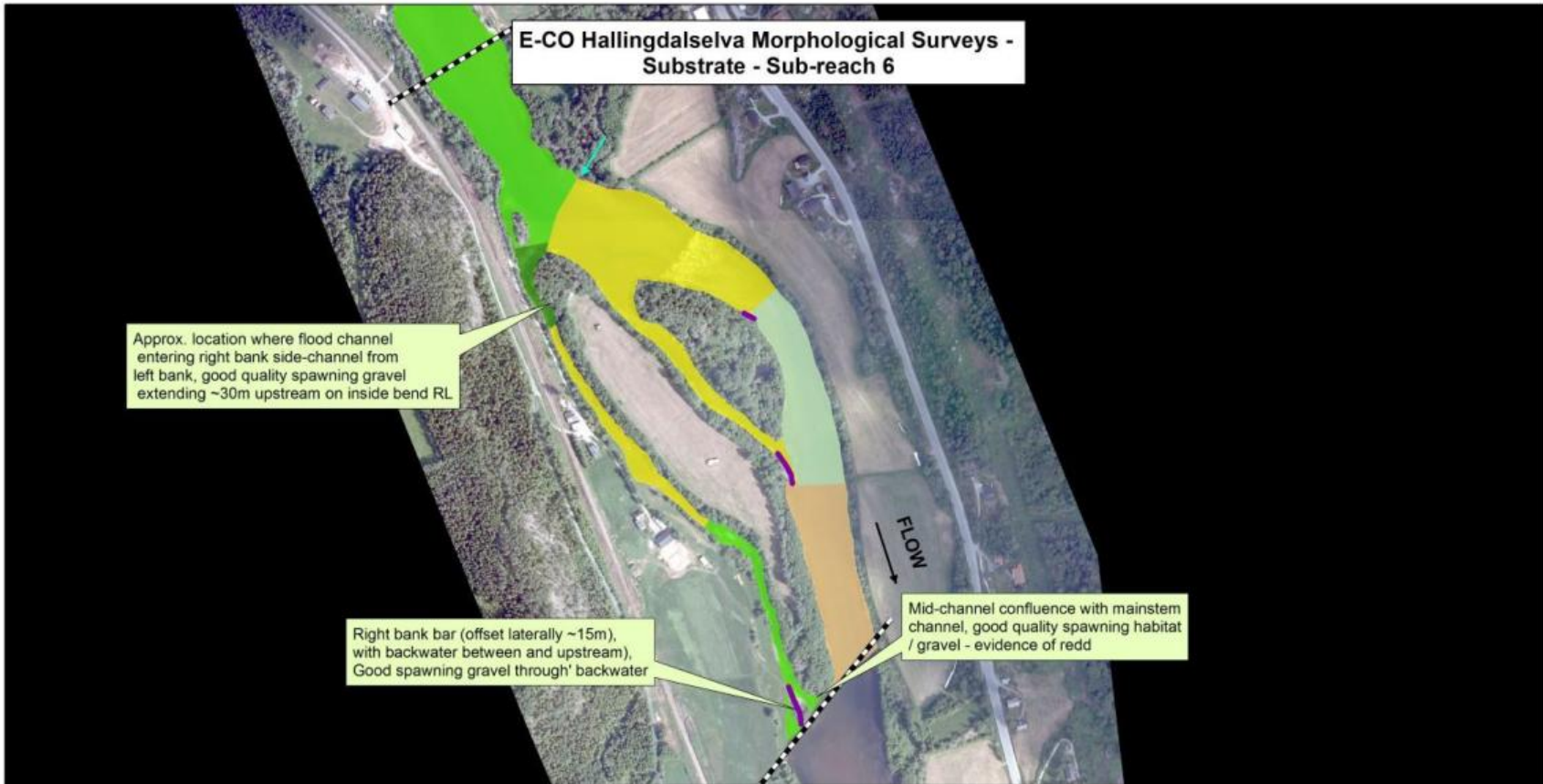
Service User: Credits, Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, AeroGRID, IGN, SateView, and the GIS User Community

E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys - Substrate - Sub-reach 3



Substrate

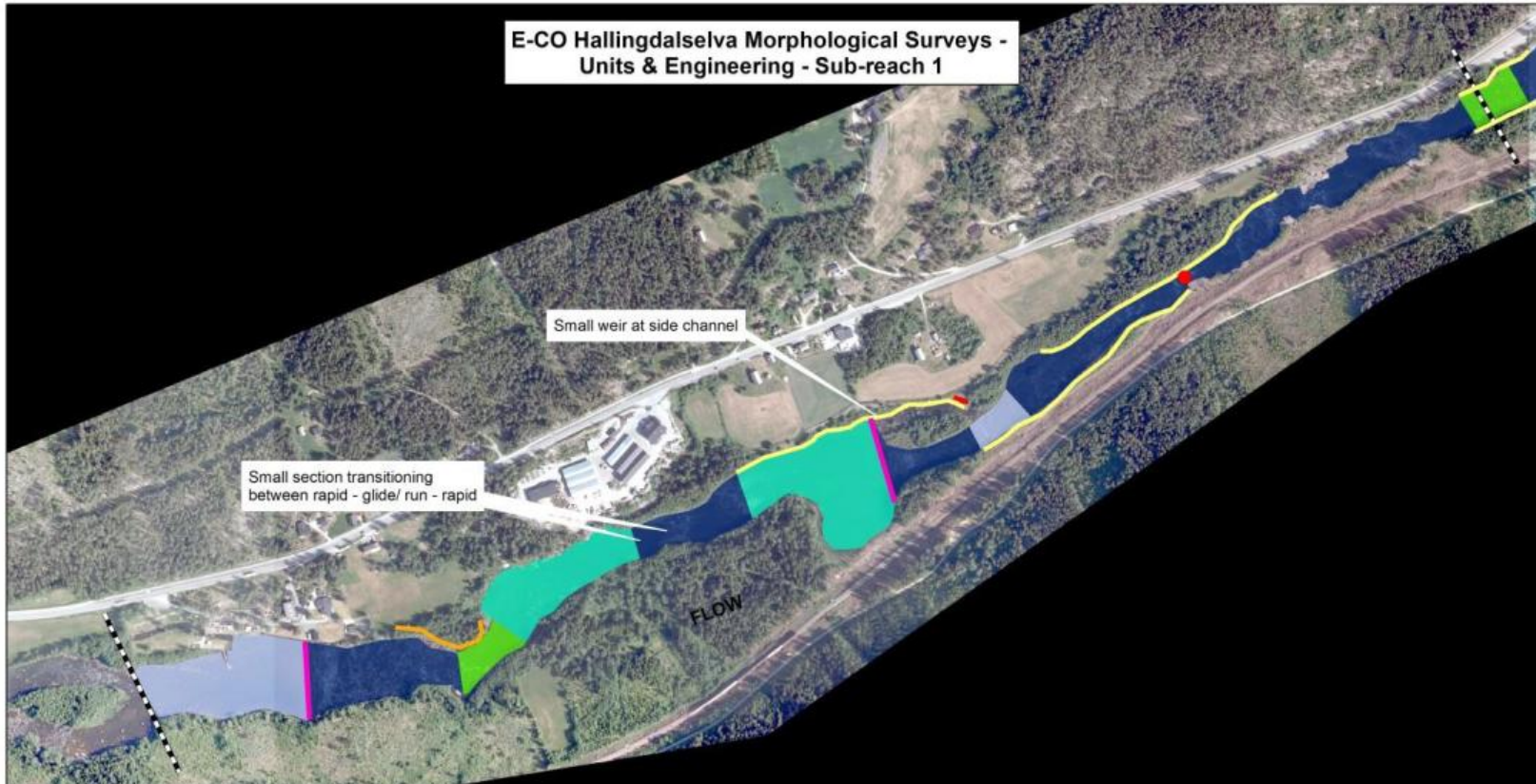


















APPENDIX B

UNIT AND ENGINEERING MAPS BY SUB-REACH


E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys - Units & Engineering - Sub-reach 1




Type		Engineering	
	Slow glide		Boulder step
	Glide		Bank protection
	Run		Bank protection (cleared stones)
	Pool		Embankment
	Riffle		Wall
	Rapid		Weir
			Sub-reach boundaries



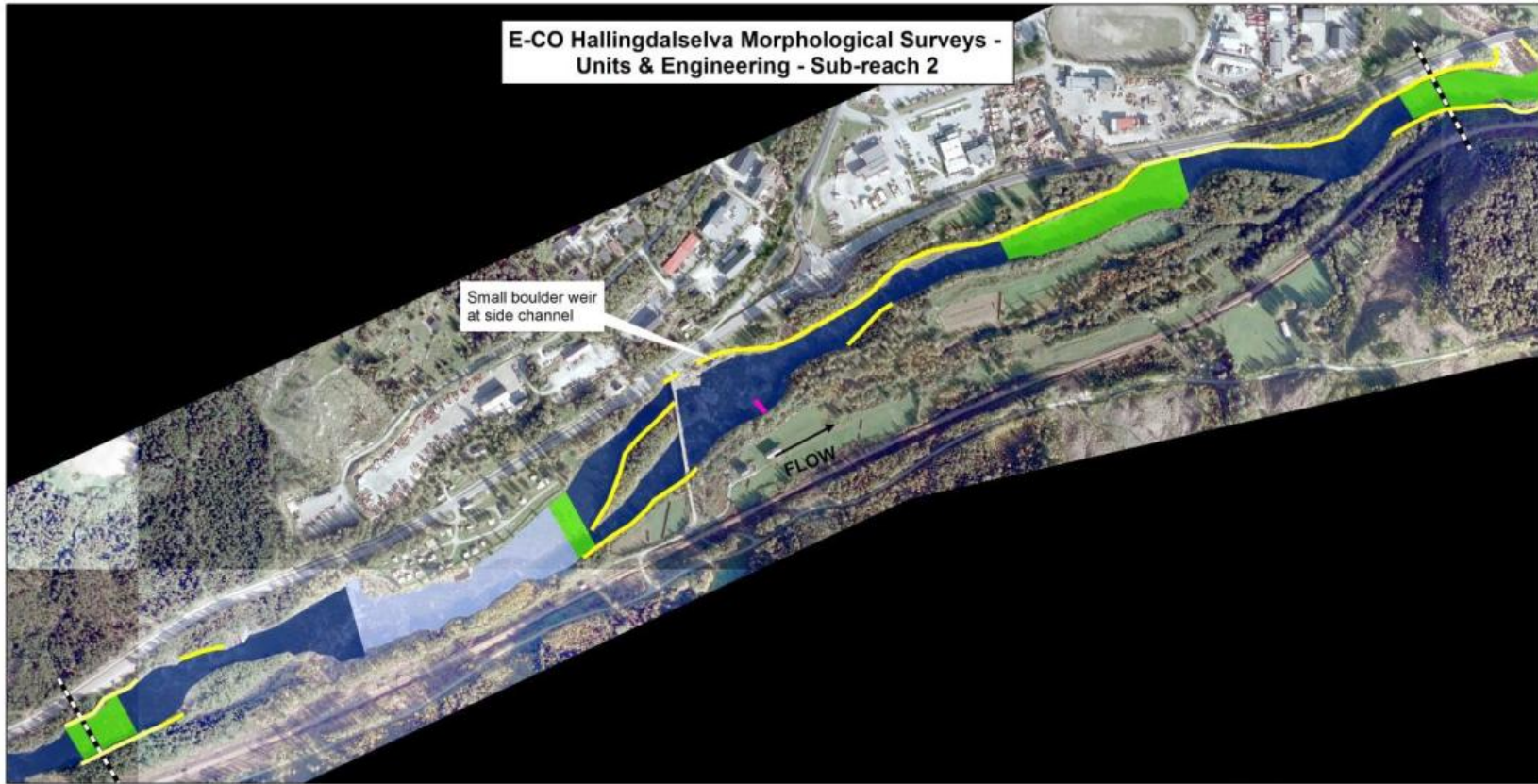
0 125 250 500 m






















E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys -
Units & Engineering - Sub-reach 2




Type		Engineering	
	Slow glide		Boulder step
	Glide		Bank protection
	Run		Bank protection (cleared stones)
	Pool		Embankment
	Riffle		Wall
	Rapid		Weir
			Sub-reach boundaries



0 125 250 500 m



















© 2019 cbec. All rights reserved. Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, AeroGRID, IGN, GEBCO, Swire, and the USGS National Geographic Imagery Program.


E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys - Units & Engineering - Sub-reach 4





Type		Engineering	
	Pool		Boulder step
	Riffle		Bank protection
	Glide		Bank protection (cleared stones)
	Run		Embankment
			Wall
			Weir
			Sub-reach boundaries



0 125 250 500 m







© 2014 cbec. Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar/Earthpoint, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, JP1, and others. All Rights Reserved.

APPENDIX C

HABITAT ASSESSMENT AND FEASIBILITY STUDY

Trex Ecology

DATA COLLECTION

Transect 1

Transect 1 (recorded as Q1 on the hand-drawn records) was surveyed on day 1 and is shown in Figure 1 below. A total of two quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 1.

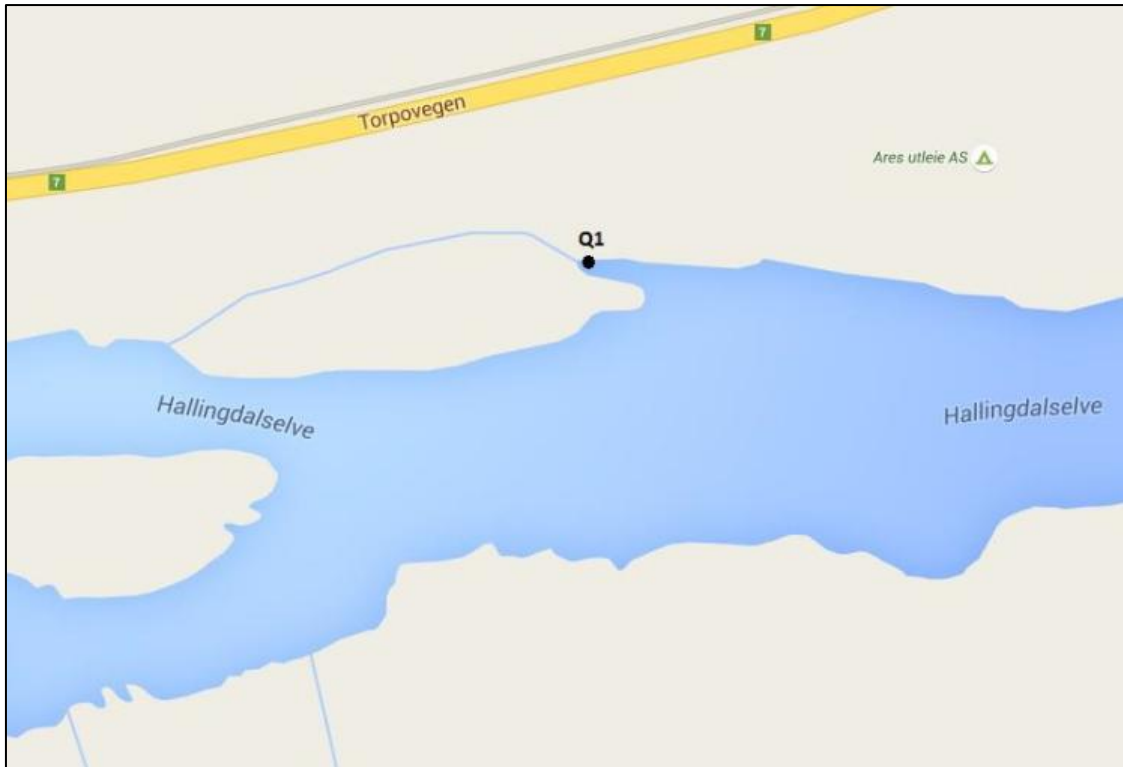


Figure 1. Location of Q1. Map data © 2016 Google

Table 1. Q1 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
1A	Slow	1	1	3	1	10	Mod
1B	Slow	0.8	2	1	1	7	Mod
Average Score							8.5
Average Class							Mod

Transect 1 is at the downstream section of a side channel. It is best described as habitat suitable for juvenile and older trout year classes. The composition of the substrates at 1a (95% cobble, 5% gravel) and 1b (100% cobble) and flow classification of glide are more suited for these older fish, and as such will be avoided by fry. The current velocity and highly embedded nature of the substrates suggest that while some gravel may be available, they do not indicate optimum spawning conditions. This is also suggested by the average class of moderate shelter, indicating a tendency towards large substrates.

Transect 2 (Q2)

Transect 2 (recorded as Q2 on the hand-drawn records) was surveyed on day 2 and is shown in Figure 2 below. A total of four quadrats were sampled and the information recorded is presented in Table 2.

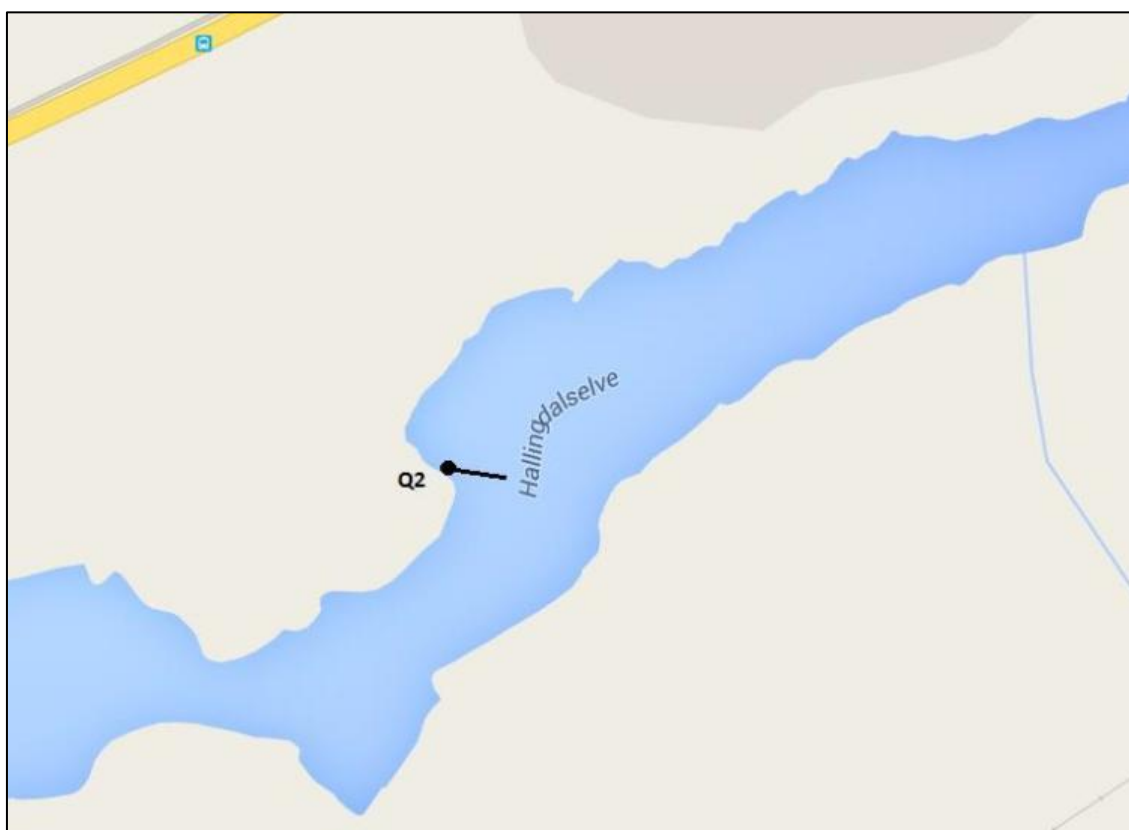


Figure 2. Location of Q1. Map data © 2016 Google

Table 2. Q2 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
2A	Slow	0.25	7	3	0	13	High
2B	Slow	1	1	3	1	10	Mod
2C	Fast	0.1	2	0	0	2	Low
Average Score							8.3
Average Class							Mod

Q2 is located on the main channel of the river. It represents a mix of substrates, shelter and flow types. 2A and B are glides with larger substrates (100% cobble and 95% cobble/ 5% gravel respectively) and likely to be utilised by juvenile and older trout year classes. 2C is a shallow riffle with low cover and smaller substrates (65% pebble/ gravel with 35% cobble), which may provide some suitable spawning habitat (however the success of this habitat may be determined by winter patterns of freezing and the access to higher classes of shelter). However, there is a tendency towards larger substrates based on the average score and class.

Transect 3 (Q3)

Transect 3 (recorded as Q3 on the hand-drawn records) was surveyed on day 2 and is shown in Figure 3 below. A total of four quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 3.

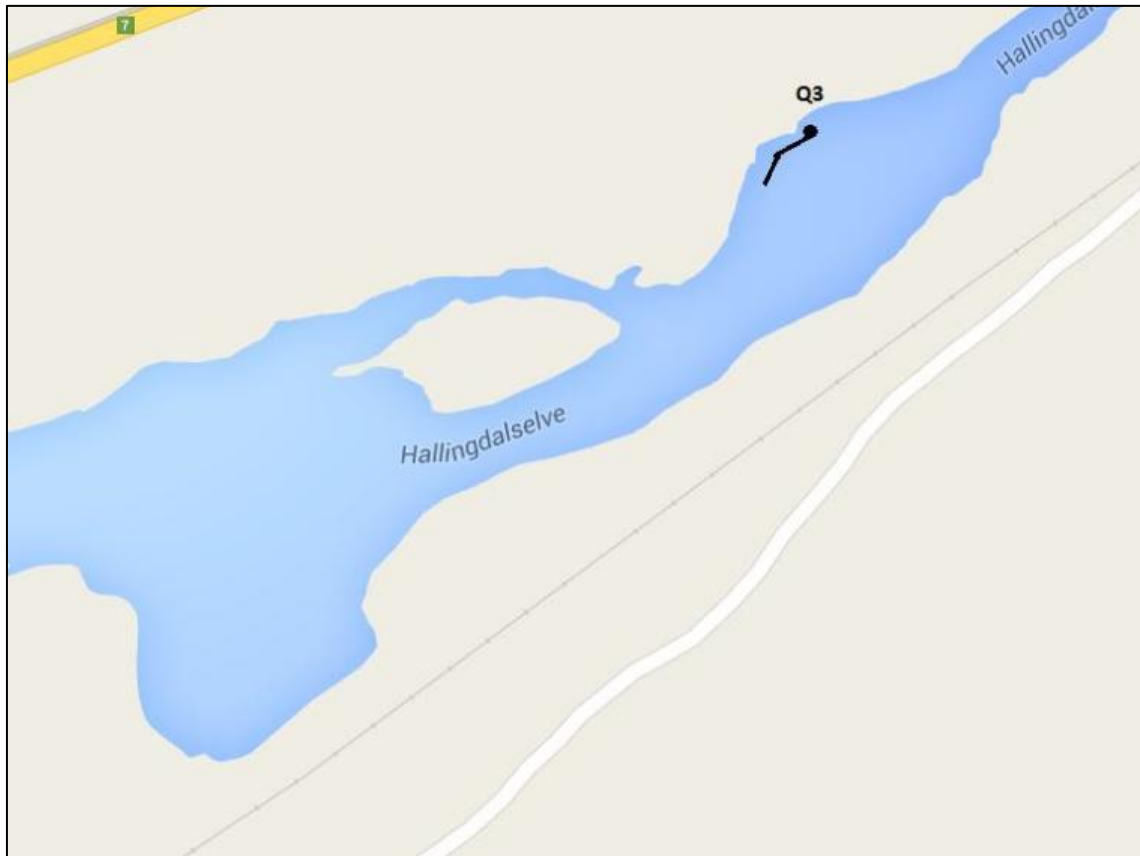


Figure 3. Location of Q1. Map data © 2016 Google

Table 3. Q3 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
3A	Backwater	0.15	1	0	6	19	High
3B	Glide	0.85	1	3	3	16	High
3C	Glide	0.5	2	0	0	2	Low
3D	Glide	0.4	2	0	0	2	Low
Average Score							9.8
Average Class							Mod

Q3 was located along the inside of the main channel, and appears to be represented by fast flow forms (3A is recorded as pool while the rest are recorded as glide). It is highly embedded suggesting that this slack flow is found consistently. 3A and 3B are dominated by larger substrates (3A – 75% boulder, 20% sand and 5% pebble; 3B – 65% boulder, 60% gravel, 15% sand) and subsequently has a high shelter value. The other two quadrats have smaller substrates (3C – 60% gravel, 35% boulder, 5% sand; 3D – 70% gravel, 20% boulder, 10% sand) with a low shelter value. The site appears to contain a good level of habitat diversity based on substrates and shelter with older fish accessing the areas represented by A and B, while C and D have suitable gravels and flow velocities to potentially support younger fish.

Transect 4 (Q4)

Transect 4 (recorded as Q4 on the hand-drawn records) was surveyed on day 2 and is shown in Figure 4 below. A total of four quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 4. It is found on the main channel between the Left Hand Bank (LHB) and a mature island.

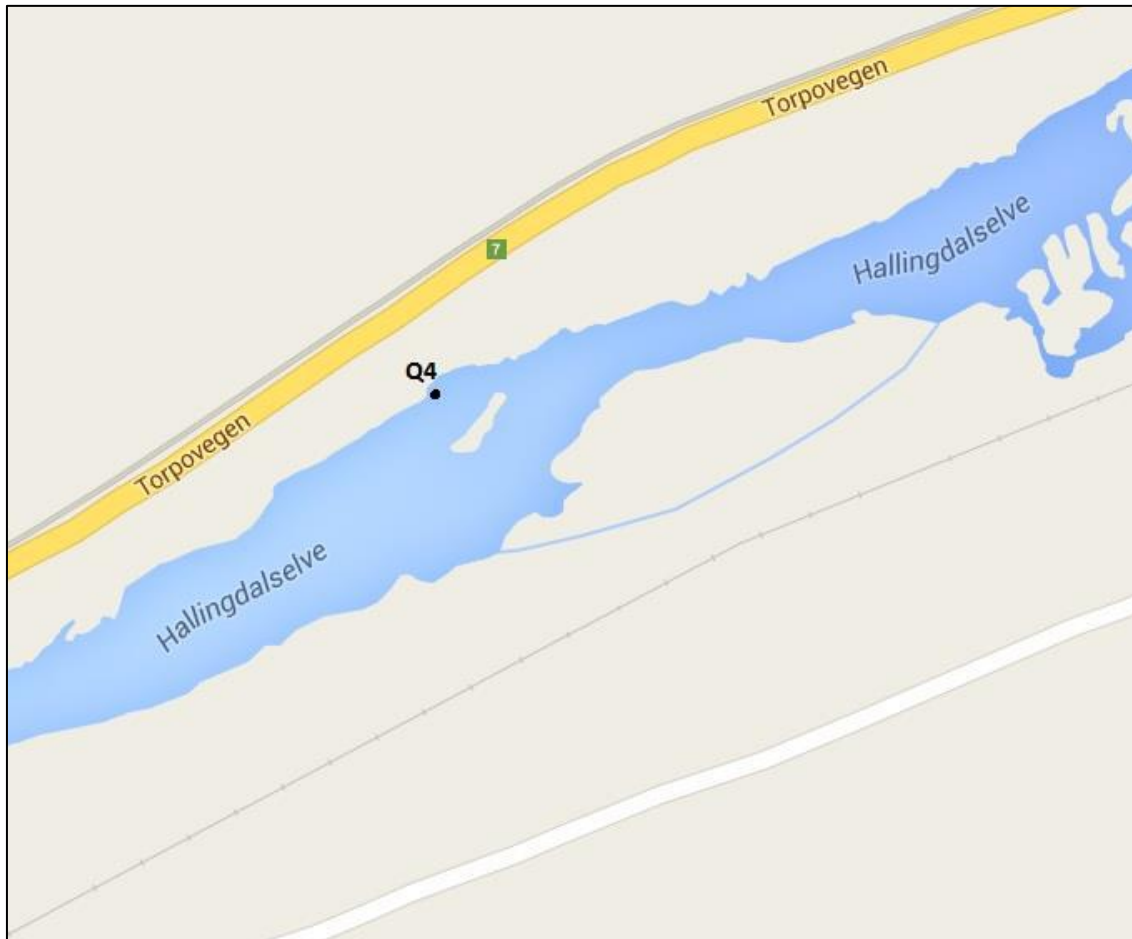


Figure 4. Location of Q4. Map data © 2016 Google

Table 4. Q4 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
4A	Slow	0.85	1	2	0	5	Mod
4B	Fast	1.1	6	2	2	16	High
4C	Fast	1	3	0	0	3	Low
4D	Fast	0.55	8	2	0	12	High
Average Score							9
Average Class							Mod

Q4 is a moderately to highly embedded site dominated by glides. Overall cover quality of the site is moderate, although there is some variation in the individual scores, suggesting a good degree of substrate and cover diversity. All quadrats are dominated by larger substrate (A – 80% boulder, 20% cobble; B – 70% boulder, 20% cobble, 10% gravel; C – 40% boulder, 30% cobble and 30% gravel; D – 70% cobble, 20% pebble and 10% gravel). These substrate classes suggest habitat which is more appropriate for older juveniles (>0+), and adults.

Transect 5 (Q5)

Transect 5 (recorded as Q5 on the hand-drawn records) was surveyed on Day 2. No quadrats were taken at this site.

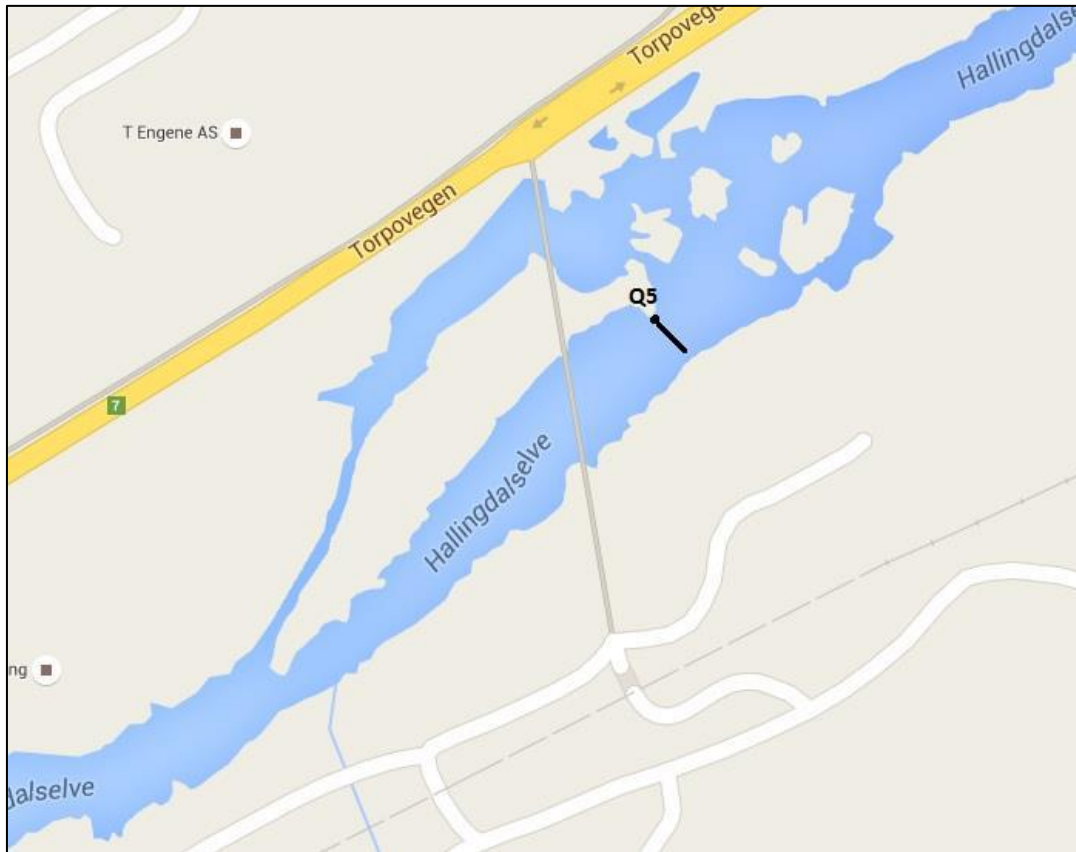


Figure 5. Location of Q5. Map data © 2016 Google

Transect 6 (Q6)

Transect 6 (recorded as Q6 on the hand-drawn records) was surveyed on day 3 and is shown in Figure 6 below. A total of three quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 6. It is found within a complex series of islands and the RHB.

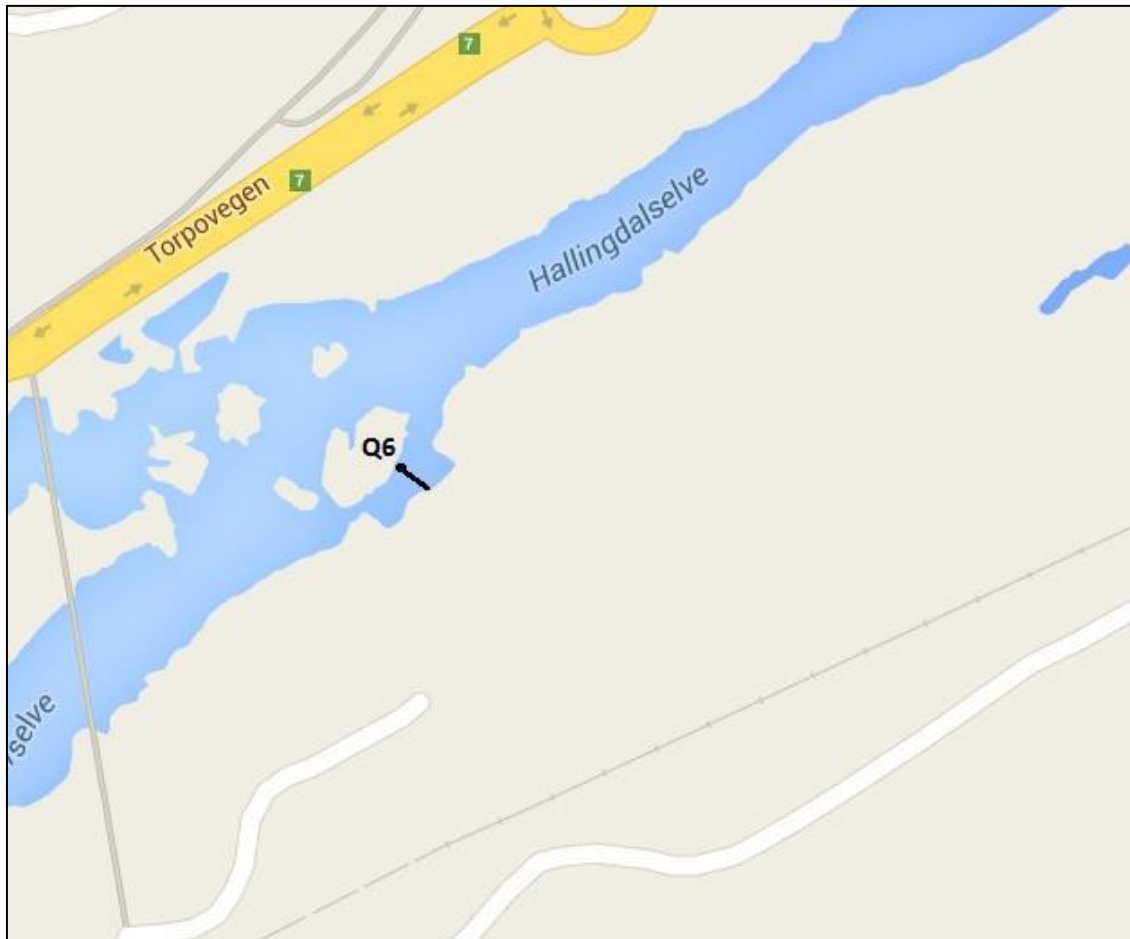


Figure 6. Location of Q6. Map data © 2016 Google

Table 6. Q6 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
6A	Slow	0.4	6	4	0	14	High
6B	Slow	0.5	1	2	0	5	Mod
6C	Slow	0.5	2	0	0	2	Low
Average Score							7
Average Class							Mod

Q6 is a moderately to highly embedded site dominated by glides. Overall cover quality is classified as Moderate but is variable and includes bedrock (A – 65% cobble, 20% gravel, 15% pebble; B – 90% rock, 5% boulder, 5% pebble; C – 75% boulder, 15%, 5%). Flow velocities were slow.

Transect 7 (Q7)

Transect 7 (recorded as Q7 on the hand-drawn records) was surveyed on day 3 and is shown in Figure 7 below. A total of four quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 7. It is located towards the RHB upstream of a complex network of islands.



Figure 7. Location of Q7. Map data © 2016 Google

Table 7. Q7 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
7A	Fast	0.1	3	4	3	20	High
7B	Fast	0.35	2	5	3	21	High
7C	Fast	0.25	3	6	1	18	High
7D	Fast	0.3	3	6	1	18	High
Average Score							19.3
Average Class							High

Q7 is a fairly consistent location with high cover classes at all quadrats. Flow velocities are rapid, and substrates large (A – 80% cobble, 10% pebble, 10% gravel; B – 95% boulder, 5% gravel; C – 90% boulder, 10% gravel; D – 40% boulder, 35% bedrock, 20% rock, 5% pebble). It was one of the most fluvially heterogeneous sites, with run, cascade and riffle all recorded.

Transect 8 (Q8)

Transect 8 (recorded as Q8 on the hand-drawn records) was surveyed on day 3 and is shown in Figure 8 below. A total of five quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 8. It is found above a tributary.



Figure 8. Location of Q8. Map data © 2016 Google

Table 8. Q8 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
8A	Fast	0.45	2	2	3	15	High
8B	Fast	0.4	1	2	2	11	High
8C	Slow	0.45	2	4	4	22	High
8D	Slow	0.45	3	1	1	8	Mod
8E	Slow	0.4	5	2	3	18	High
Average Score							14.8
Average Class							High

Q8 is a medium embedded site dominated by glides, with both fast and slow glides recorded. Overall cover quality of the site is high, with little tendency towards variation around that class. Substrates were dominated by large sizes; however, gravels were present (A - 40% boulder, 40% cobble, 10%, pebble, 10% gravel; B – boulder 50%, 30% gravel, 15% cobble, 10% gravel; C – 65% boulder, 30% cobble, 5% gravel; D – 75%, 20% gravel, 5% pebble; E – 90% cobble, 10% gravel).

Transect 9 (Q9)

Transect 9 (recorded as Q9 on the hand-drawn records) was surveyed on day 3 and is shown in Figure 9 below. A total of four quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 9. It is found below the tributary mentioned in Q8.

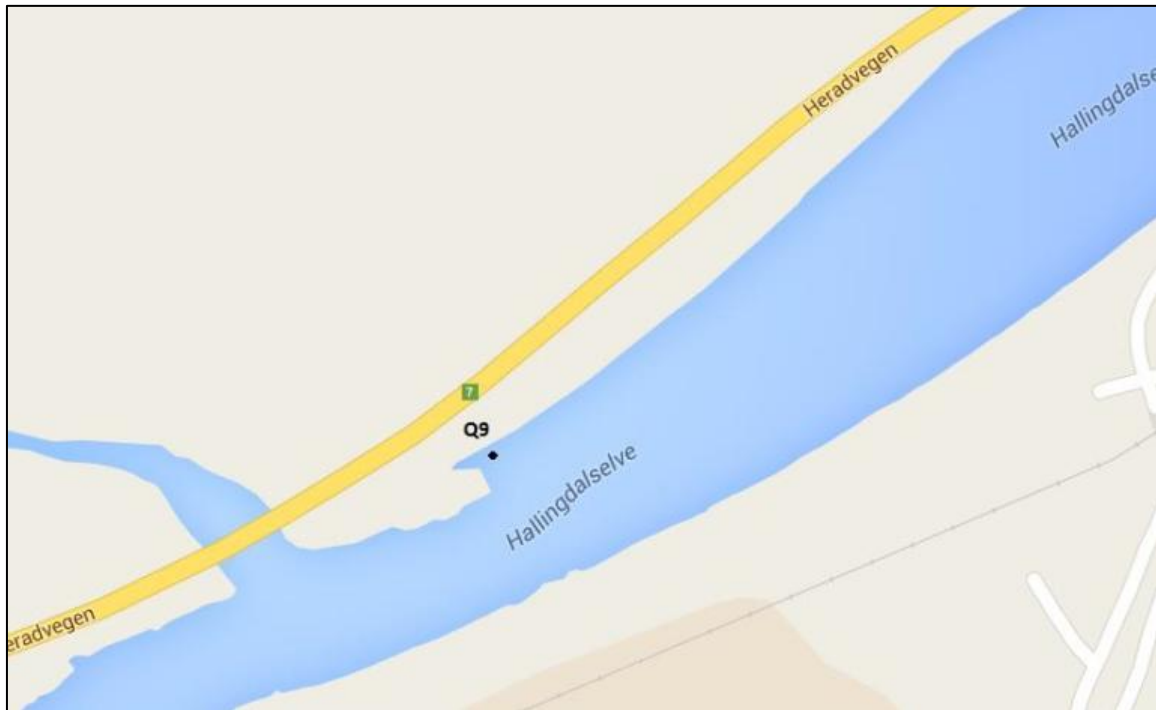


Figure 9. Location of Q9. Map data © 2016 Google

Table 9. Q9 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
9A	Slow	0.3	4	4	2	18	High
9B	Slow	0.65	6	4	0	14	High
9C	Slow	0.5	5	4	1	16	High
9D	Slow	0.65	7	2	1	14	High
Average Score							15.5
Average Class							High

Although Q9 was dominated by slow flows and glides, it was loosely embedded with gravel found at all quadrats (A – 50% cobble, 45% pebble, 5% gravel; B – 75% cobble, 15% pebble, 10% gravel; C – 60% cobble; 30% boulder, 10% pebble; D – 50% cobble, 40% boulder, 10% gravel). Almost uniquely among the transects, it is not dominated by boulders.

Transect 10 (Q10)

Transect 10 (recorded as Q10 on the hand-drawn records) was surveyed on day 4 and is shown in Figure 10 below. A total of five quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 10. It is found on a fairly homogenous section of channel.

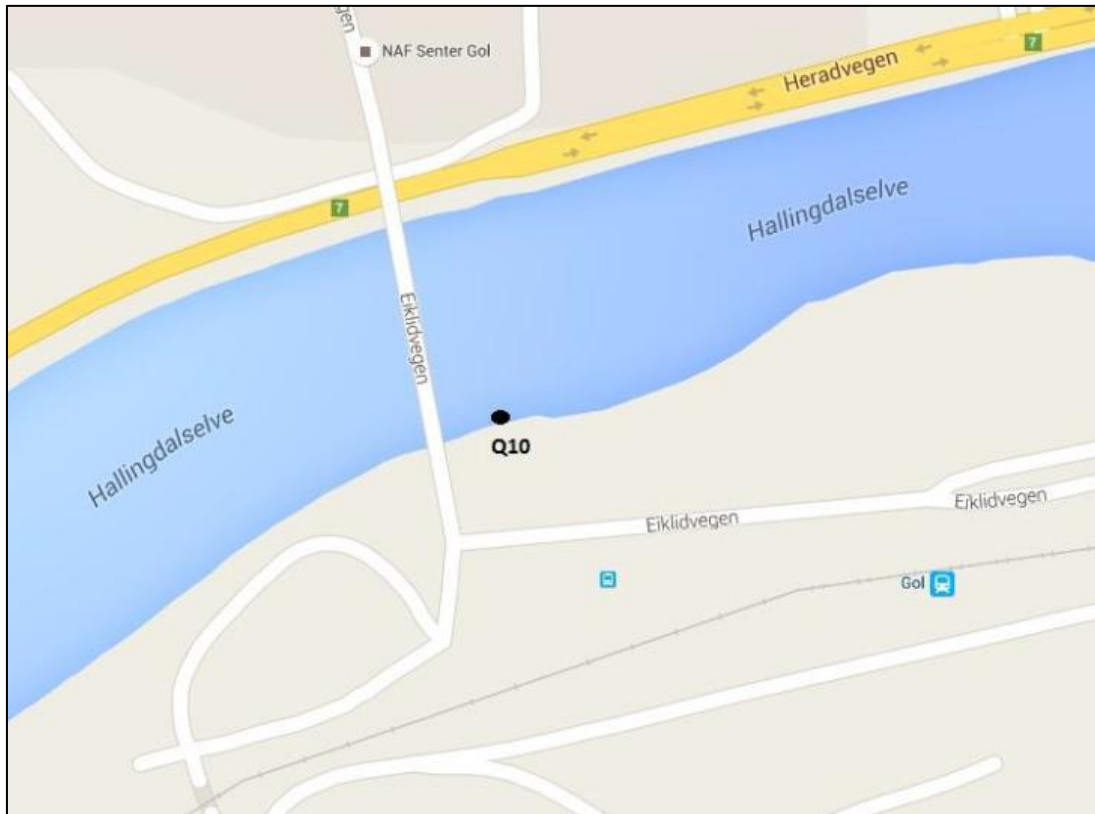


Figure 10. Location of Q10. Map data © 2016 Google

Table 10. Q10 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
10A	Slow	0.5	4	0	0	4	Low
10B	Slow	0.5	6	0	0	6	Mod
10C	Slow	0.6	3	0	0	3	Low
10D	Slow	0.25	5	4	1	16	High
10E	Slow	0.45	5	5	0	15	High
Average Score							8.8
Average Class							Mod

Q10 is a slow, loosely embedded, site with Moderate class for shelter but with a range of shelter values from low to High. Similar to Q9, the location is not totally dominated by larger substrate classes (A – 65% cobble, 20% pebble, 15% gravel; B – 60% pebble, 25% gravel, 15% cobble; C – 50% pebble, 30% gravel, 20% boulder; D – 35% boulder, 25% cobble, 25% gravel, 15% pebble; E – 55% cobble, 35% pebble, 10% gravel).

Transect 11 (Q11)

Transect 11 (recorded as Q11 on the hand-drawn records) was surveyed on day 4 and is shown in Figure 11 below. A total of three quadrats were taken and the information recorded is presented in Table 11. It is found on the entrance to the right hand limb of a channel split.

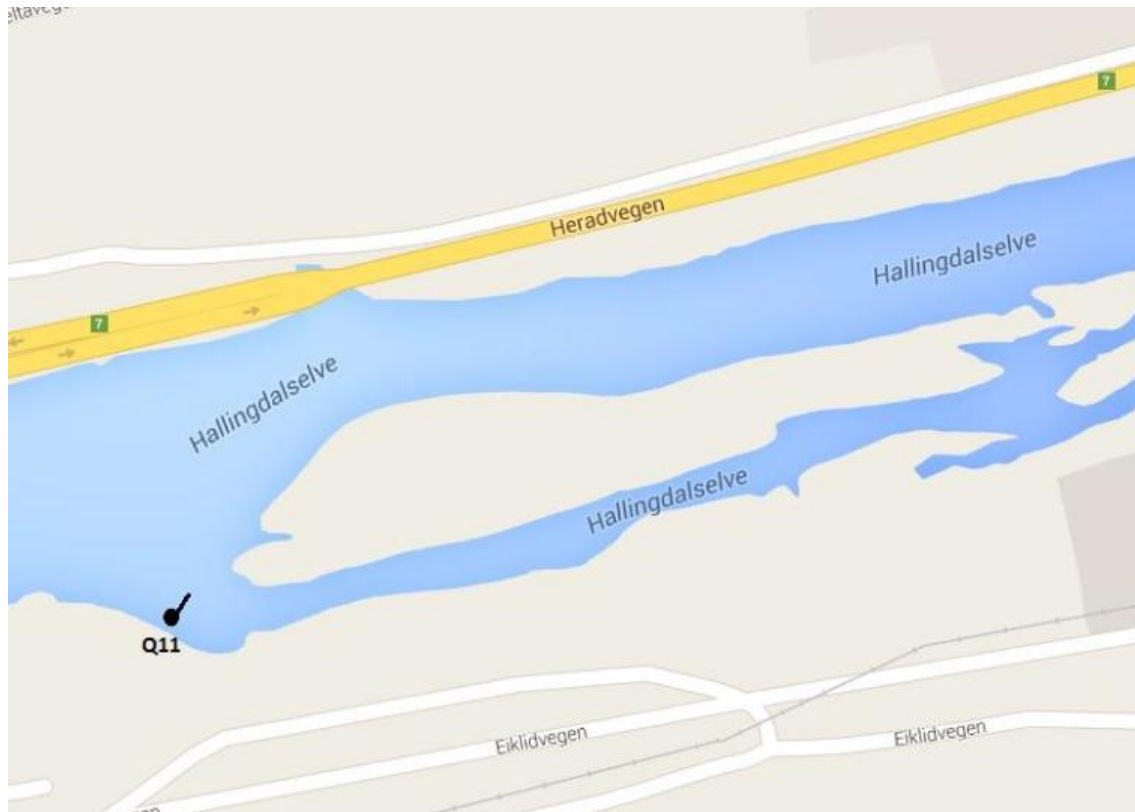


Figure 11. Location of Q11. Map data © 2016 Google

Table 11. Q11 results

Code	Vel.	Depth (m)	S1	S2	S3	Score	Class
11A	Slow	0.1	2	6	0	14	High
11B	Slow	0.1	4	6	0	16	High
11C	Fast	0.1	8	2	0	12	High
11D	Fast	0.1	5	2	0	9	Mod
11E	Slow	0.05	6	2	0	10	Mod
Average Score							12.2
Average Class							High

Q11 is another loosely embedded site with slow to fast flows (and fast flows corresponding to riffles). All quadrat substrate records are dominated by cobbles (A – 90% cobble, 10% pebble; B – 95% cobble, 5% pebble; C – 80% cobble, 10% pebble, 10% gravel; D – 60% cobble, 20% gravel, 20% pebble; E – 65% cobble, 20% pebble, 15% gravel).

Q 12

The location at Q12 was swam but no quadrat data was recorded. This location was very close to Q11, and confirmed the data from that location (Q11).

Relationship to candidate restoration reaches

The following sections relate to the E-CO Hallingdalselva Morphological Surveys – Restoration/Habitat Opportunities Maps produced by cbec. A total of six maps have been produced.

cbec Map 1

Map 1 is shown below in Figure 12. The nearest transect to the restoration opportunity is Q4, which is located adjacent to the mature island upstream of the area indicated in 12.

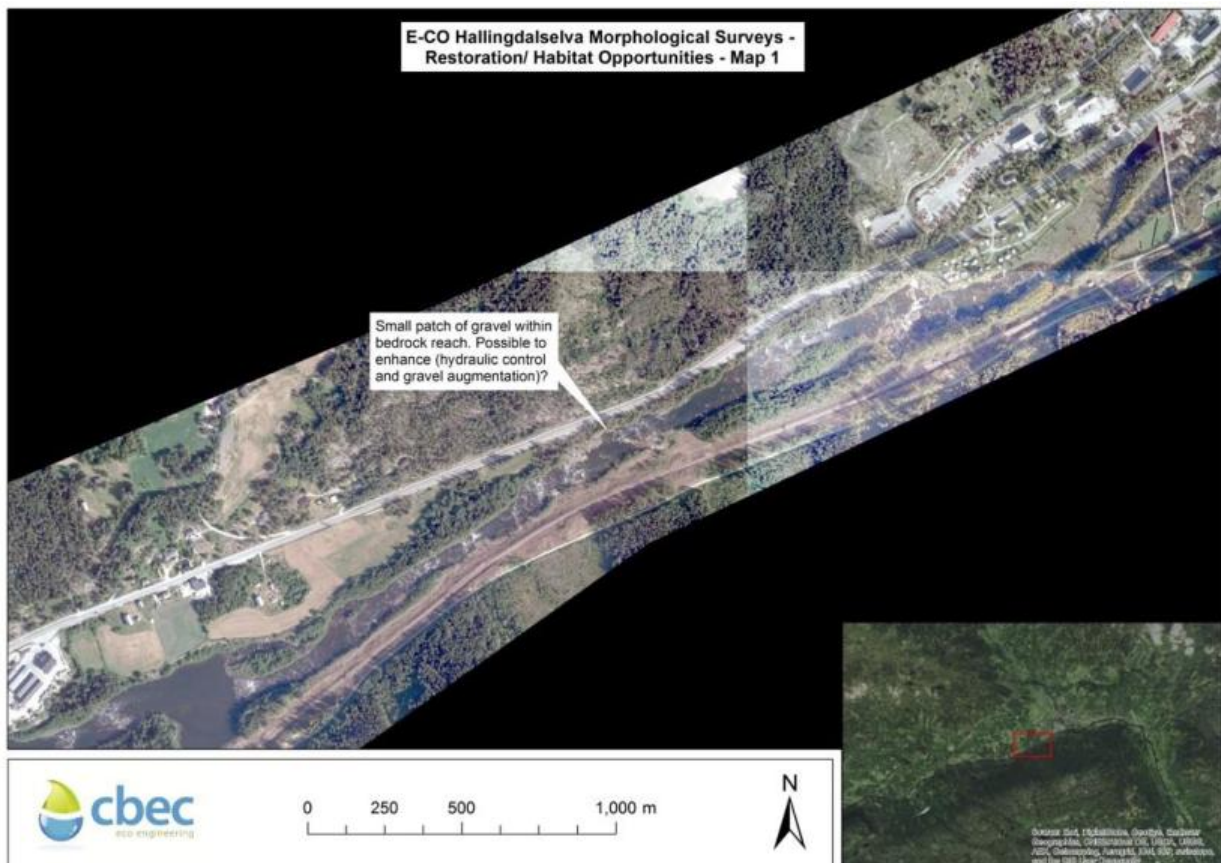


Figure 12. cbec Restoration Map 1. Produced by cbec eco engineering UK

Although a transect is not located in the area identified by cbec, the nearest data suggests that the reach retains insufficient gravels to allow spawning. Therefore, enhancement of gravel support by mechanisms to slow scouring from the area may allow of enhancement to the overall trout stock. Once more, based on the closest data, the presence of older juvenile and adult habitat should allow for a portion of any fry to successfully be recruited into the stock.

cbec Map 2

Restoration map 2 (Figure 13) suggests the potential to divert a side channel from the main stem and reprofile this channel with gravel augmentation. The nearest transect data is Q6, which is located upstream on the LHB (see Figure 6).

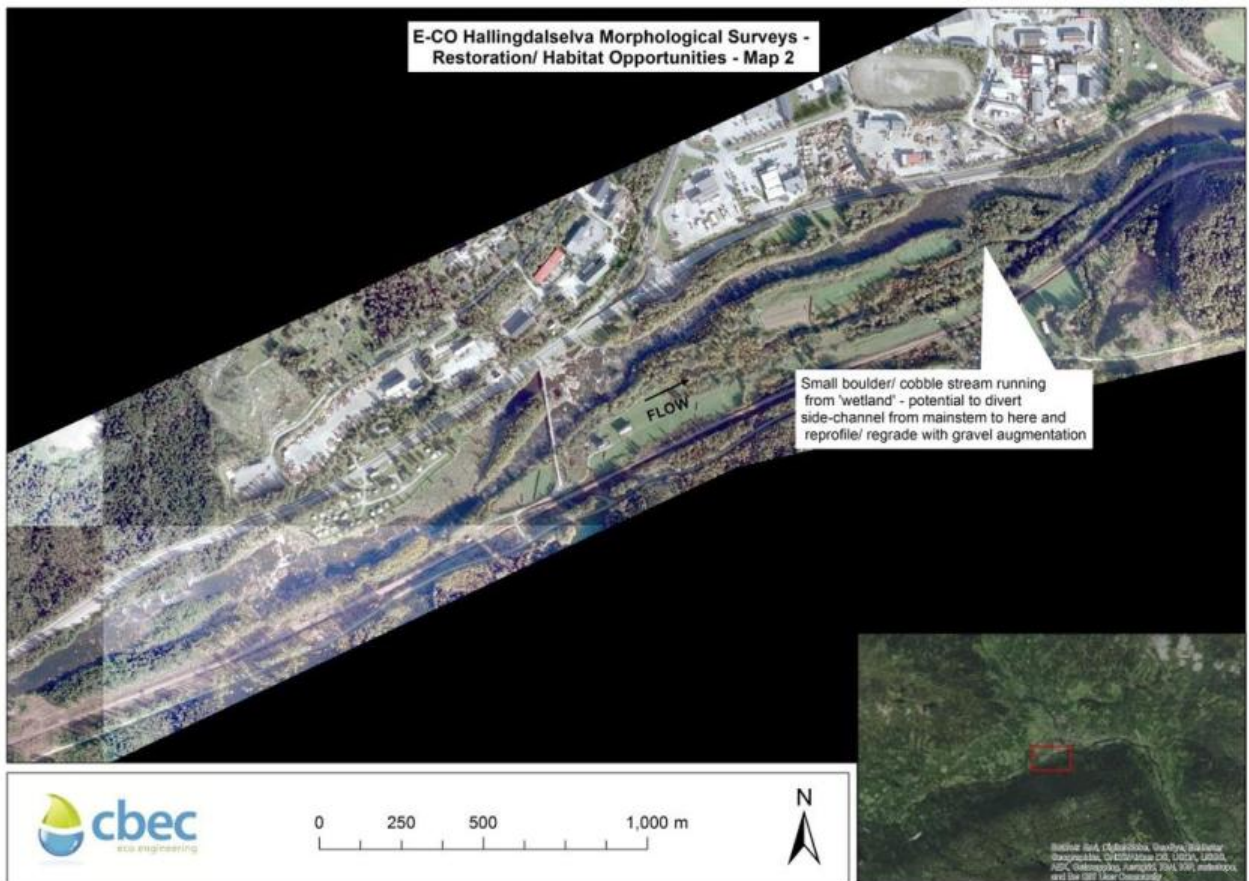


Figure 13. cbec Restoration Map 2. Produced by cbec eco engineering UK

The nearest data suggest that spawning gravels in the main-stem are limited (<15% of recorded gravels), and any effort to boost the spawning potential of the area should be supported. However, two potentially contrasting factors when adapting side channels for spawning habitats require consideration. Firstly, side channels are often much shallower than main stem channel, it is possible that overwintering freezing may reach to within the gravel layer, potentially killing any eggs deposited there. Therefore, the restored channel should be designed to within the higher levels of trout depth spawning preferences. Alternatively, as side channel often activate within higher flood flows, localised velocities related to channel dimensions and the often complex habitat structure within side channels can, in time, result in the development of a pitted channel characterised by pools and refuges, as opposed to ‘flatter’ spawning habitats. While this creates excellent refuge habitat for fish, it means that converting this area to a successful spawning reach will require careful design.

cbec Map 3

Restoration Map 3 refers to the same action and location proposed in Map 2.

cbec Map 4

Restoration Map 4 is presented below in Figure 14. Relevant transect data from Q11 and Q12 can assist in the determination of options for habitat enhancement at this site.

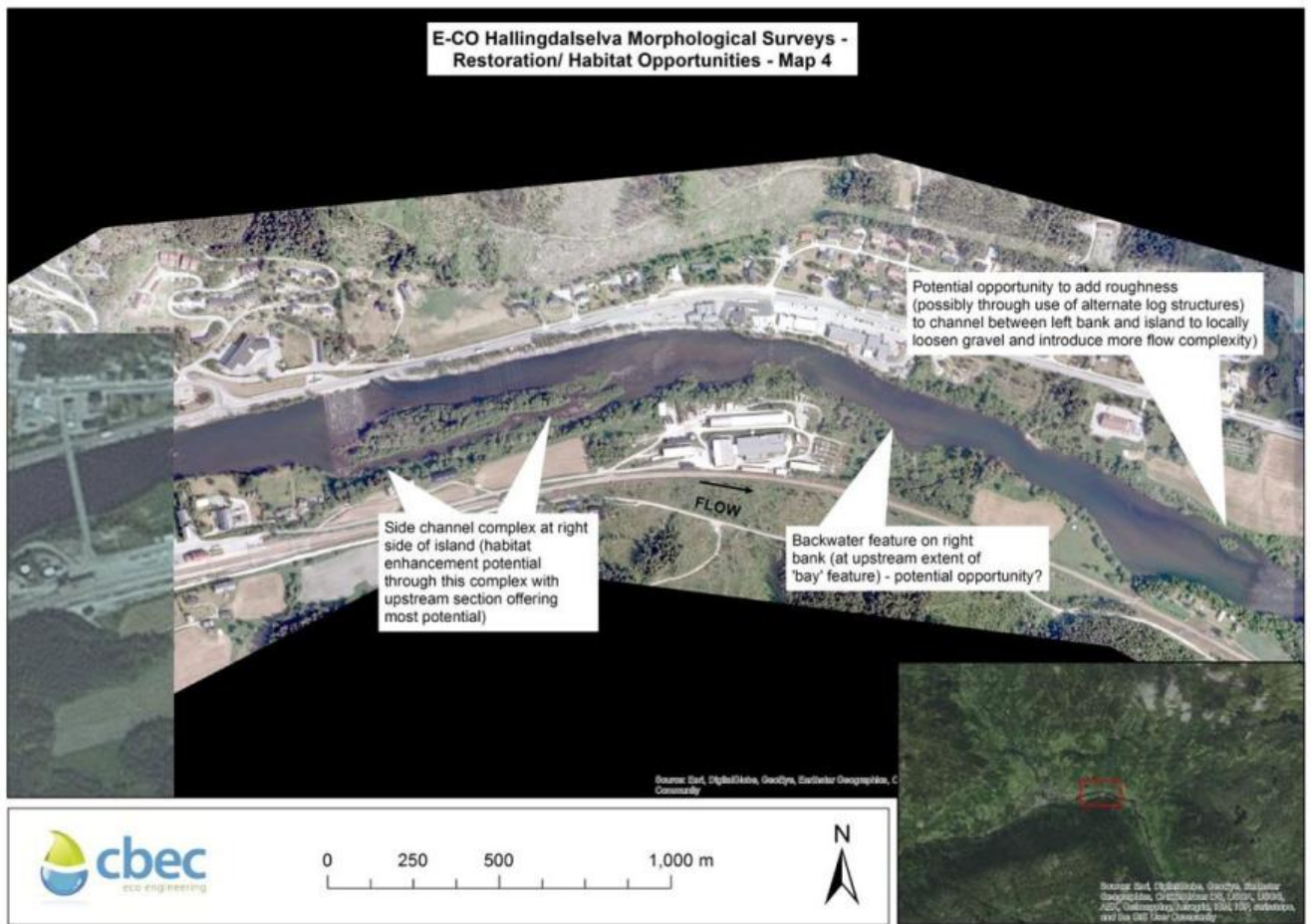


Figure 14. Restoration Map 4. Produced by cbec eco engineering UK

Map 4 contains a number of potential options. Firstly, enhancement of the channel to the right of the island has been identified as offering the most potential for enhancement. The data from Q11 and information at Q12 suggest that appropriate flow velocities exist at the site and, with 22% of substrates of a size suitable for salmonid spawning (and additionally associated with low embeddedness), it is likely that this site can retain a good fraction of any additional gravels added to the site and the entire side channel could become a productive area for salmonid spawning and egg survival. However hydraulic controls should also be incorporated to prevent scour and limit washout of fry and eggs.

The second suggestion is to enhance a backwater feature on right bank. Backwaters are often an important refuge for fish during high flow events. They also provide excellent rearing areas for fry; warm and shallow in summer and therefore promoting higher growth rates. While an assessment of the overall study channel does indicate that refuge areas are in high abundance, often related to the high substrate categories in the main channel and an abundance of refuge features such as side channels, islands and bars - these are not common in the immediate vicinity of the proposed enhancement location and therefore this specific option may provide a localised benefit. However, when compared with other options, and the overall level of refuge, it may be considered as a low priority from a fish enhancement perspective.

The last option appears to be tailored towards mobilising a sediment supply identified in the supporting substrate maps produced by cbec; introducing flow diversity and 'loosen' gravels. There is no transect data relevant to this site; however, any approach to introduce flow diversity is likely to deliver some fish habitat benefit. The scale of these works will determine the impact of the option on the overall fish stock.

cbec Map 5

Restoration Map 5 refers to the third option proposed in Map 4.

cbec Map 6

cbec Restoration Map 6 is based on a fairly complex reach with multiple channels. Although there are no transect data relating to this area, both cbec's substrate maps and notes made on the hand-drawn maps indicate the presence of large amounts of gravels in the area. The restoration map is shown in Figure 15.



Figure 15. Restoration Map 6. Produced by cbec eco engineering UK

The complexity of this site coupled with the presence of gravels suggest that it could currently be a significant area for spawning and early stage (YOY) rearing. Therefore, this should be checked prior to works.

Two of the suggestions propose that modification of the weir on the site could be undertaken to alter the pattern of flow velocities and therefore increase heterogeneity. While this (altering flow patterns) is a likely result from weir alteration, changes to the flows in this area could encourage scour and therefore a significant area of gravel accumulation could be lost without replacement. However, this would require a more detailed investigation, and could be constrained by incorporating natural flow checks.

DISCUSSION

Limitation of the survey approach

When undertaking the survey, the quadrat data was prioritised at the expense of a habitat walkover. While this has resulted in a fairly detailed review of the substrates, it could have been safely assumed that in a highly regulated river such as the Hallingdalselva larger substrates would dominate. In general, this is the case as shown by the quadrat data, even in flow depths and velocity categories where larger substrates would not be expected. Therefore, in future it is proposed that the walkover is carried out first and used to identify transect areas which have the potential to retain gravels. This may result in a slightly biased survey but, as mentioned throughout this report, without gravels there can be no salmonid populations and the cover values collected by the quadrat data will be redundant. This data should be coupled with a tributary assessment to determine the potential for these channels to serve as nurseries, prior to undertaken physical restoration of the main stem. If the programme is to be extended, a formal set of strategic objectives could provide a framework against which suitable methodologies could be established.

Fishery considerations

The study section of the Hallingdalselva is a common example of a regulated river in a hydropower catchment, with successive hydro-peaks having removed the gravel supply from the channel. This could have been exacerbated by poor sediment transport from reaches above the survey area and changes to the sediment transport regime at the survey site related to channel modifications, and limited tributary connectivity. As, it could be argued, gravels are the primary population bottleneck for salmonids (without these they cannot spawn), replacement of these substrates should be prioritised. In the UK, regulated catchments (such as in Cumbria) often have scoured gravels removed from gravel traps or reservoir heads and redistributed throughout the river systems associated with the dams, providing a simulated but constant supply of gravels to channels and supporting salmon, trout and lamprey populations that require these gravels to begin their life cycle. These gravels are not placed within the channel but on banks and bars, ensuring mobilisation only at appropriate points on the flood curve and preventing settlement or build ups of gravels causing an impoundment. It is proposed therefore that reactivating gravel supply will provide the most benefit for rheophylic fish populations on the Hallingdalselva.

Flow types appear to vary between glide to rougher, more energetic types, and there is a distinct lack of riffles. The creation of a riffle (and valid spawning area) is dependent on a number of key factors, including the supply of gravels, channel slope, and flow velocity. While the first consideration has been dealt with above, the second and third will also influence spawning success. Channel slope will determine the stability of the redds and increase or decrease the likelihood of mobilisation, and therefore washout of the eggs. While no longitudinal profile is available, it is likely that the conditions of slope will exist in numerous places in the study sections (again it appears that the lack of gravels is the main factor in the lack of suitable redd areas, as opposed to consistently unsuitable slopes).

The issue of flow velocities is key however. As a regulated river system the Hallingdalselva will oscillate between simulated low flow conditions (Stage 1 flows) caused by retention of flows, and simulated floods caused by hydro-peaking (Stage 2) in the areas of the channel influenced by hydropeaking. This creates a problem for restoring habitats as flow velocities require increasing during Stage 1 flows but decreasing during Stage 2. Otherwise oxygen cannot be carried to the redd interstices and sediment and metabolites flushed; and without decrease in Stage 2 flows gravels will be removed. While it is unlikely that flows would be reduced to the extent that redds would be suffocated, an extreme low flow event should be considered during design. The restoration proposals put forward by cbec will potentially meet these requirement as they concentrate on side channels, which will activate later in the flow curve, and propose supporting hydraulic controls to create increased but local flow velocities while protecting gravels from washout. However, this will require careful control as climactic

conditions in shallow side channel during winter, especially if gravel depth is limited, may prove inhospitable.

There is an additional aspect which should be considered – the reproductive behaviour of trout. Although salmon generally prefer main stem channels and will often only move into tributaries as a response to absences of suitable spawning substrates (commonly caused by anthropogenic modifications), trout often preferentially utilise narrower tributaries as spawning areas with subsequent migration of fry to the main channel prior to the second winter. This has been observed on regulated rivers in Wales. Therefore, prior to undertaking expensive restoration of the main channel, the suitability of tributaries for spawning might be assessed. This pattern could be identified through electrofishing of tributaries; however tributary habitat is limited and porosity limited by waterfalls.

As expected, the Hallingdalselva provides excellent habitat for overwintering, older juvenile and adult fish. The combination of large substrates with associated large interstices, slack flows, and side channels and islands will support excellent foraging opportunities, the establishment of a dense pattern of territories, and provide resistance to hydro-peaking flows.

Finally, the relationship of the current channel habitats to a reference condition is important when managing expectation for the benefits that could be delivered to the trout population. In larger rivers repeating units of riffles, occurring across entire channel widths and persisting for significant channel lengths, provide very large and productive spawning and early YOY environments. In Scotland these are seen on the Tay and Tweed especially, where there are no controlling dams on the main stems. On a large river such as the Hallingdalselva, it is possible that this condition occurred prior to regulation but it will provide enormously difficult to return the river to this state. The proposals put forward by cbec aim to recreate local, but fairly small pockets of highly productive spawning habitats and this report is in agreement that this is likely to be the correct course of action and potentially the only one that will increase spawning success in the main stem. However, the boost to trout the trout population may be highly localised, and the establishment of small but stable populations may be the reference end point determining success.



Restoration Specialists for Freshwater and
Coastal Environments

www.cbecoeng.co.uk
+44 (0) 1463 667 318
info@cbecoeng.co.uk

cbec eco-engineering UK Ltd
The Green House, Beechwood Park North, Inverness, IV2 3BL
Company Number: SC385000 | VAT Number: GB111101405

flood risk | river restoration | diffuse pollution control | fisheries management | hydropower support

Bestandssammensetning og tetthet av fisk
i Hallingdalselva 2014 til 2016

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand, Trond Bremnes
og Henning Pavels



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Publiseringsform:

Elektronisk (pdf)

Forfattere:

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand, Trond Bremnes og Henning Pavels

Sitering: Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T. og Pavels, H. 2017. Bestandssammensetning og tetthet av fisk i Hallingdalselva 2014 til 2016. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 60, 26 s + vedlegg.

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-080-7

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i rapportserie ved Naturhistorisk museum.

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/rapporter/>

LFI rapporter fra 1970 til 2010 finnes på:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/lfi-rapporter/>

Hjemmeside:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

Forsidebilde: Hallingdalselva ovenfor Torpomoen (stasjon 11); Svein Jakob Saltveit

Alle foto i rapporten: Henning Pavels, Naturhistorisk museum



Bestandssammensetning og tetthet av fisk
i Hallingdalselva 2014 til 2016

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand,
Trond Bremnes og Henning Pavels



Antall sider og bilag: 26 sider + vedlegg		Tittel: Bestandssammensetning og tetthet av fisk i Hallingdalselva 2014 til 2016.	
Rapportnummer: 60	Gradering: Åpen	Prosjektleder: Svein Jakob Saltveit	Prosjektnummer: 280203
ISSN: 1891-8050	Dato: 2017-03-28	Oppdragsgiver(e): E-CO Vannkraft	
ISBN: 978-82-7970-080-7		Oppdragsgiversref.: Bjørn Otto Dønnum	

Sammen drag:

Fiskebestanden i Hallingdal (Usteåne og Hallingdalselva) på strekningen innløp Ustedalsfjorden til Stavn er undersøkt i 2014, 2015 og 2016. Til sammen omfatter undersøkelsen 19 lokaliteter i 2014 og 24 lokaliteter i i 2015 og 2016. I 2016 ble også to sideløp ved Gol undersøkt. Fisk ble innsamlet ved bruk av elektrofiske og fisketetthet er beregnet med metoden for «gjentatte uttak».

Det ble kun påvist ørret og ørekyt. Det ble gjennomgående funnet lave tettheter av årsunger (0+) og eldre unger av ørret. Høyest tetthet ble funnet på stasjoner i Hallingdalselva der denne renner inn i Strandafjorden. I elva nedenfor Hallifossen ble det beregnet svært lave tettheter og på den nederste stasjonen ved Stavn, ble det ikke påvist ørret i 2014. Sammenlignet med 2014 var tettheten av ørret generelt høyere i 2015 og i 2016 også nedenfor Hallifossen, der det var årsunger på alle stasjoner i 2015, mot bare eldre laksunger i 2014. I 2015 ble ørret ikke funnet på stasjon 14, rett nedstrøm Gol, mens 0+ ble påvist i 2016 i svært lav tetthet. Ørekyt hadde spredt utbredelse, og ble ikke funnet på alle stasjoner i vassdraget. De høyeste tetthetene ble beregnet på øvre og nedre del av den undersøkte strekningen og på en stasjon ovenfor Gol.

Bunndyr, innsamlet på seks stasjoner i oktober 2015, ble bearbeidet i 2016. Hensikten med bunndyr var å dokumentere økologisk tilstand i elva med hensyn til organisk forurensning. ASPT- verdiene varierte mellom 5,87 og 6,95. På alle stasjoner med unntak av stasjon 10 ble det beregnet «God» økologisk tilstand med hensyn på organisk forurensning. Verdien beregnet på stasjon 10, 5,87, angir «Moderat» økologisk tilstand. Denne stasjonen hadde også de laveste EPT verdiene (EPT verdi lik 12). Stasjonen ligger i Ål sentrum og kan derfor ha en viss av organisk påvirkning. Hallingdalselva er ikke påvirket av forurensning.



Forord

Etter oppdrag fra E-CO Energi AS har Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, gjennomført en undersøkelse av ung-fisk med vekt på ørret rekruttering i Hallingdalsvassdraget på strekningen fra innløp Ustedalsfjorden til Stavn i Hallingdal i perioden 2014 til 2016. Vassdraget er sterkt regulert og fra E-CO Energi AS er det et ønske om å få bedre kunnskap om fiskebestandene i vassdraget. Videre er det i 2016 gjennomført en undersøkelse av to sideløp i elva ved Gol for vurdering av egnethet som gyte- og oppvekstområder for ørret

Oslo 2017-03-20

Svein Jakob Saltveit



Innhold

1.	MANDAT	8
2.	METODIKK	8
2.1	OMRÅDEBESKRIVELSE OG STASJONER	8
2.2	FISKEBESTAND	9
2.3	BUNNDYR	13
3.	RESULTATER OG KOMMENTARER	14
3.1	BUNNDYR OG ØKOLOGISK TILSTAND	14
3.2	ØRRET	16
	Lengdefordeling	17
	Tetthet.....	17
3.3	ØREKYT.....	17
	Lengdefordeling	17
	Tetthet.....	21
3.4	ANDRE UNDERSØKELSER	21
3.5	SIDELØP VED GOL.....	24
4.	REFERANSER	26

1. Mandat

Fra E-CO Energi AS er det behov for bedre datagrunnlag om status for fisk i Hallingdalsvassdraget. Spesielt er det et begrenset kunnskapsgrunnlag mellom Geilo og Gol. Undersøkelsen som nå er gjennomført skal beskrive bestandstetthet, artssammensetning og størrelsesfordeling av ørret på til sammen 24 lokaliteter fordelt på strekningen fra Ustevatn til Krøderen. Det leveres her en relativt kortfattet fremdriftsrapport med presentasjon og vurdering av resultater samlet inn over tre år fra 2014 til 2016 og som skal inngå i planleggingen av tiltak i elva og som skal danne grunnlag for en overvåking av fiskebestandene i elva over tid.

2. Metodikk

2.1 Områdebeskrivelse og stasjoner

Hallingdalselva har sitt hovedutspring på Hardangervidda og med deler av nedbørfeltet i både i Hordaland og Sogn og Fjordane. Usteåne fra Ustevatn og Holselva (Storelva) fra Strandavatnet renner sammen ved Hol litt nord for Strandafjorden og får navnet Hallingdalselva etter samløp. Fra Strandafjorden renner Hallingdalselva nordøstover til Gol der den svinger mot sørøst og renner gjennom Hallingdal ned til Krøderen, en strekning på ca. 85 km. Ned til Nesbyen preges elven av stryk og hurtigrennende partier. Hallingdalselvas store elveareal, og med mulighet for lengre fiskevandring, gjør det sannsynlig at Hallingdalselva er den viktigste gyte- og oppvekstelva for ørret i Krøderen. Mellom Gol og Svenkerud/Hallifossen er Hallingdalselva en attraktiv sportsfiskeelv.

Øverste del av Usteåne er regulert ved at Utløpet fra Ustevatn er stengt med en dam. Mellom Ustevatn og Ustedalsfjorden har Usteåne ingen minstevannføring og vannføringen utgjøres her av tilsig fra restfeltet. Fra Ustedalsfjorden har Usteåne en pålagt minstevannføring hele året på $0,200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ målt ved Geilo bro. Videre slippes det en minstevannføring fra Strandafjorden 15. mai til 15. september på $10 \text{ m}^3/\text{s}$, mens det her resten av året slippes $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$. I tillegg kommer en begrenset lokal avrenning fra feltet mellom Strandafjorden og Gol. Nedenfor Gol, styres vannføringen i tillegg av driften av kraftverkene Hemsil I og II. En rekke elver, Bardøla, Storåne (Holselva), Votna, Lya, Hemsil, Todøla og Rukkedøla, munner ut i Hallingdalselva. Mønsteret i tilførsel av vann fra flere av disse til Hallingdalselva er betydelig endret, da de enten er regulert eller er tatt inn i overføringstunneler. For å unngå at store partier av elva ligger tørrlagt pga. reguleringene, er det bygget mange terskeldammer på hele strekningen fra Ustedalsfjorden til Svenkerud.

Ørret og ørekyt er dominerende fiskearter, men sik og røye finnes i vassdraget og kan derfor påtreffes på den undersøkte strekningen. Gjedde er en relativt ny art i Krøderen og Hallingdalselva, og er fanget opp til Nesbyen (Brabrand 2009).

Nitten stasjoner ble undersøkt i 2014, mens antall stasjoner ble økt til 24 i 2015, som også er det antall stasjoner som ble undersøkt i 2016 (Fig. 3.3). Koordinater for beliggenhet er gitt i Tabell 2.1, og bilder av de ulike stasjonene er vist i Fig. 2.2.

Tabell 2.1. Koordinater (UTM 32) for stasjoner for innsamling av fisk i 2014 (stasjon 1-19) og i 2015 og 2016 (stasjon 1-24). Stasjonene er angitt kronologisk rekkefølge som vist på Fig. 3.3.

	UTM 32 N	UTM 32 Ø
Stasjon 1	6709585	452119
Stasjon 2	6709963	453263
Stasjon 3	6710473	455887
Stasjon 4	6711248	457906
Stasjon 5	6713394	460798
Stasjon 6	6713580	461045
Stasjon 7	6716438	463929
Stasjon 8	6716695	465810
Stasjon 9	6716134	466810
Stasjon 21*	2720794	474813
Stasjon 10	6721575	476326
Stasjon 11	6723424	481173
Stasjon 12	6725188	484542
Stasjon 22*	6725133	485567
Stasjon 23*	6725818	488610
Stasjon 13	6727458	493226
Stasjon 24*	6729513	498641
Stasjon 14	6729528	499116
Stasjon 15	6727369	501276
Stasjon 16	6722895	503054
Stasjon 17	6722122	503429
Stasjon 18	6717929	504875
Stasjon 20*	6703924	513043
Stasjon 19	6699291	518092

*) Nye stasjoner i 2015

2.2 Fiskebestand

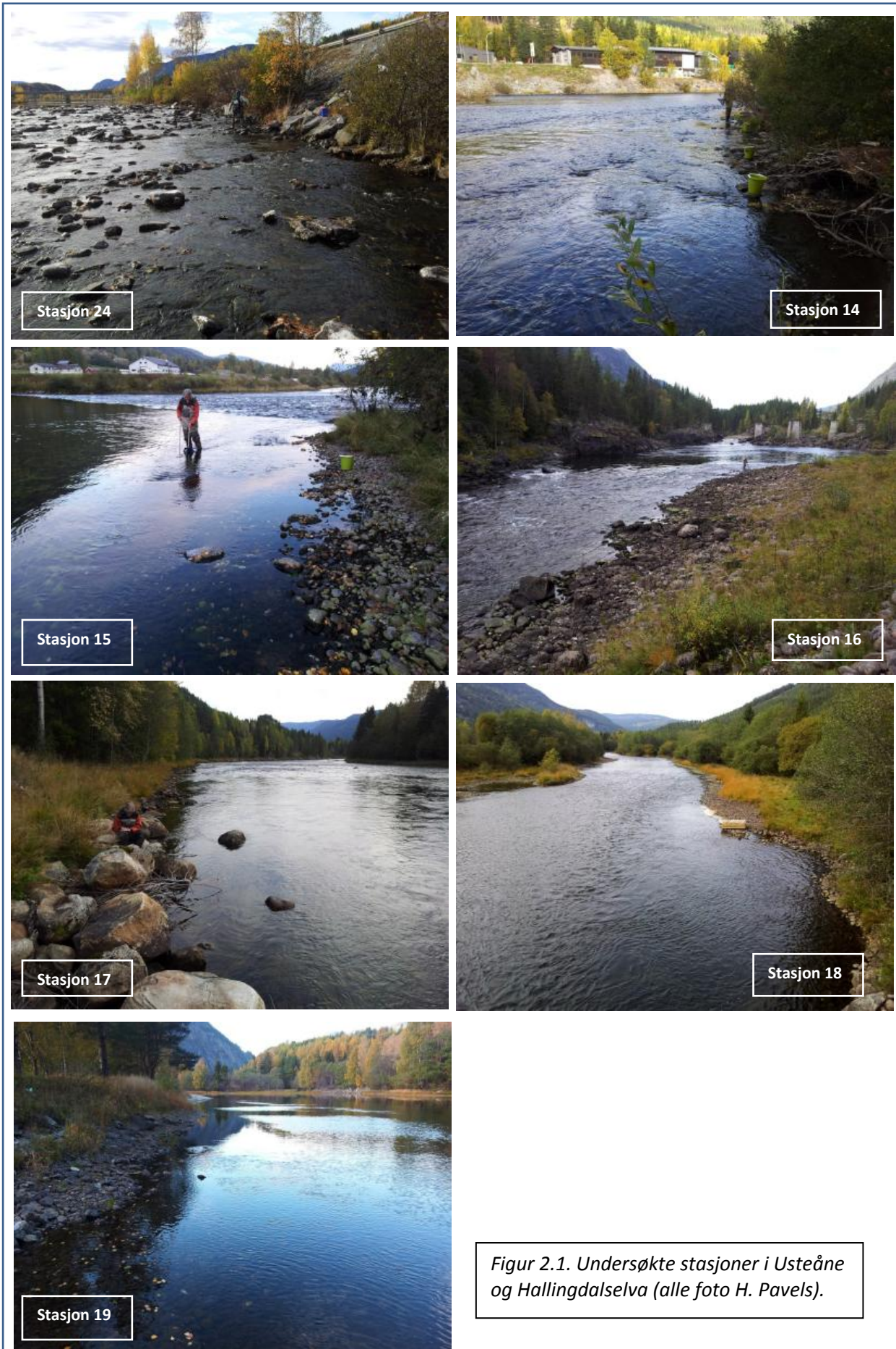
Fiskebestanden ble undersøkt 22. - 29. september i 2014, 25. august, 30. september - 2. oktober og 6. - 7. oktober i 2015, mens undersøkelsen i 2016 ble gjennomført i perioden 5.- 8. september og 16. september. Det ble fisket med et elektrisk fiskeapparat konstruert av Terik Technology, med maksimum spenning 1600 V og pulsfrekvens 80 Hz. All fisk ble artsbestemt og lengdemålt til nærmeste millimeter i felt.

Stasjonene ble overfisket tre ganger på oppmålt areal og tettheten av fisk ble beregnet ut fra avtak i fangst (successive removal) (Zippin 1958, Bohlin et al. 1989). For å sikre at det samme arealet ble fisket hver omgang, ble arealet på uoversiktlige stasjoner avmerket med en snor lagt på bunnen, men ellers ble siktlinjer mellom større stein benyttet. Størrelsen på avfisket areal og antall fisk fanget hvert år er vist i Tabell 3.1, 3.2 og 3.3. I beregningene av tetthet av ørret er det skilt mellom årsunger (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$), mens det for ørekyt ikke er skilt på årsklasser. Tetthet er oppgitt som antall fisk pr. 100 m², og er beregnet for alle enkeltstasjoner.

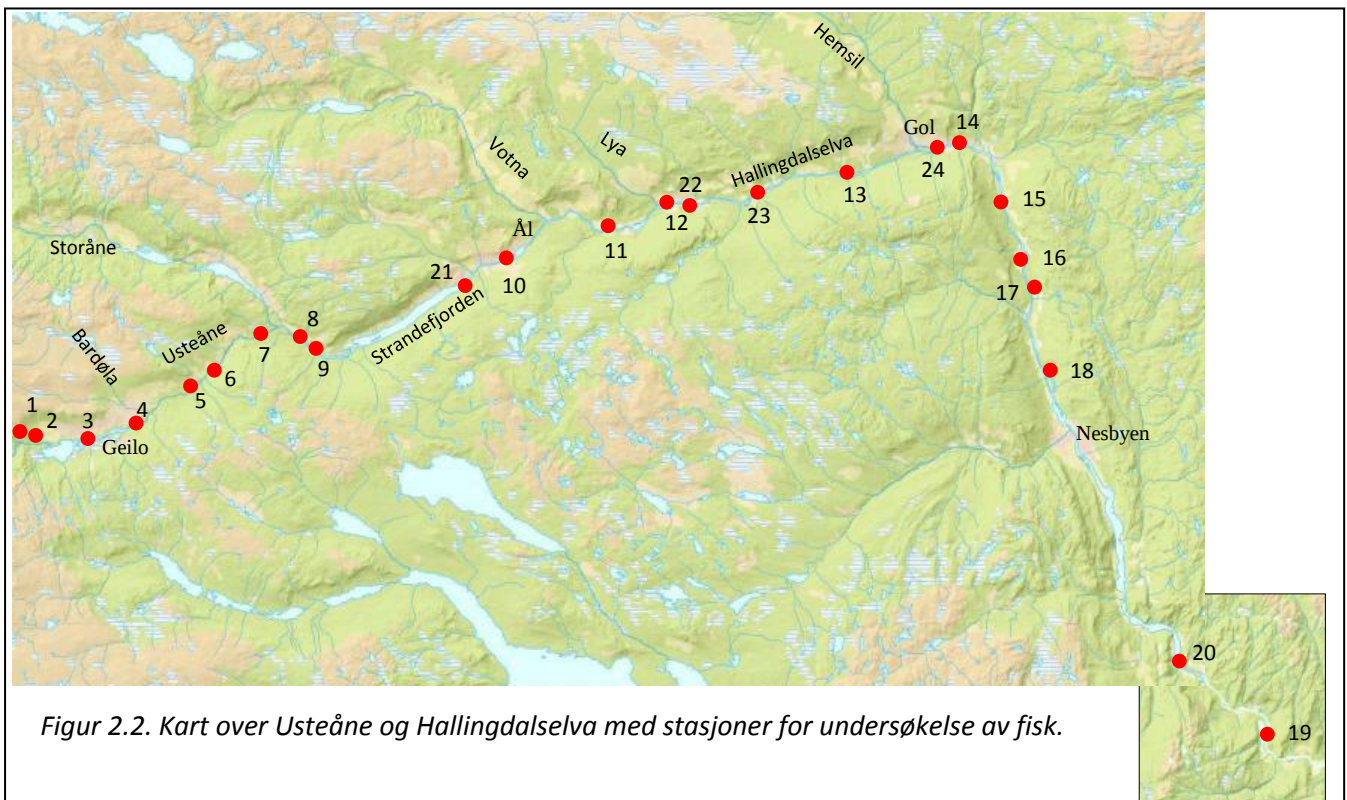
På noen av stasjonene ble det fanget svært mye ørekyt. Tettheten av ørekyt på disse stasjonene ble estimert basert på antall fisk fanget eller observert ved første overfiske og fangbarheten beregnet fra stasjoner som ble overfisket tre ganger.







Figur 2.1. Undersøkte stasjoner i Usteåne og Hallingdalselva (alle foto H. Pavels).



2.3 Bunndyr

Hensikten med undersøkelse av bunndyr høsten 2015 var å vurdere økologisk tilstand i Hallingdalselva i henhold til vannforskriften, begrenset til organisk forurensning. For bunndyr finnes standardiserte metoder for innsamling (Norsk Standard; NS-ISO 7828) og for å vurdere økologisk tilstand (Veileder 01:2009).

Det er benyttet flere indekser for å beskrive tilstanden hos bunndyr. EPT indeksen og ASPT indeksen brukes i klassifiseringen av vannforekomster med hensyn til organisk forurensning iht. Vanddirektivet, mens Raddum indeksen brukes ved forsurening. ASPT indeksen (**A**verage **S**core **p**er **T**axon) baserer seg på toleransegrenser for organisk forurensning hos ulike grupper og arter (Armitage *et al.*, 1983). Denne indeksen har verdier fra 1-10. Grensen mellom god og moderat økologisk tilstand er satt til 6, og verdier over dette er tilstandsmål for alle vassdrag.

Bunndyr ble samlet inn 6 og 7. oktober 2015 på til sammen seks stasjoner; stasjon 1, 6, 10, 13, 14 og 20. Til innsamling ble sparkemetoden benyttet (Hynes 1961, Frost *et al.* 1971). Det ble anvendt en håv med maskevidde 0,45 mm med åpning 30 x 30 cm montert på et skaft. Ved innsamling i rennende vann holdes håven vertikalt med rammens nedre kant mot substratet slik at strømmen går rett inn i åpningen. Med en fot blir substratet i forkant av håven rotet opp slik at dyr, planter og organisk materiale blir ført med strømmen inn i håven. Alle prøvene ble fiksert med etanol i felt. Bunndyrene ble plukket ut, sortert og bestemt i laboratoriet.

3. Resultater og kommentarer

3.1 Bunndyr og økologisk tilstand

Faunaen var relativt variert, men generelt sett dominert av døgnfluer. Antall bunndyr var absolutt høyest på stasjon 13, med over to tusen individer. De laveste individtall ble funnet på stasjon 10 og stasjon 20. (Fig. 3.1). På stasjon fire av stasjonene dominerte døgnfluene sammensetningen. På stasjon 14 utgjorde disse 67 % av bunndyrene basert på antall, på stasjon 1 57 %, mens c 50 % av faunaen på stasjon 10 og 20 var døgnfluer. En annen viktig gruppe var vårfluer, spesielt på stasjon 10 og 13, der de utgjorde henholdsvis 23 og 28 % av faunaen. Andre viktige grupper var fjærmygg, biller, steinfluer og fåbørstemark, men det var stor variasjon andel mellom stasjonene.

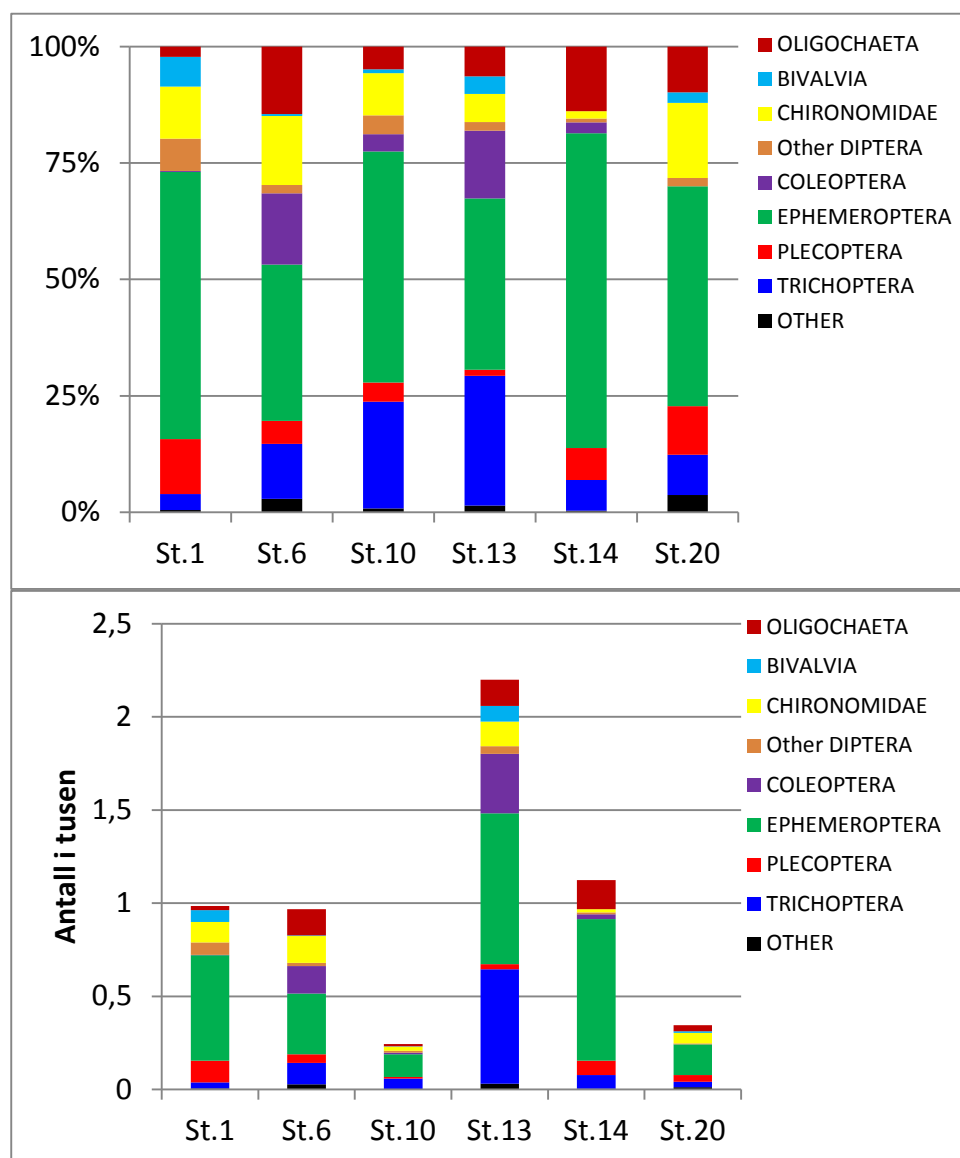


Fig. 3.1. Antall (N/minutt) og prosentvis sammensetning av bunndyr på to lokaliteter i Hallingdalselva i september 2016.

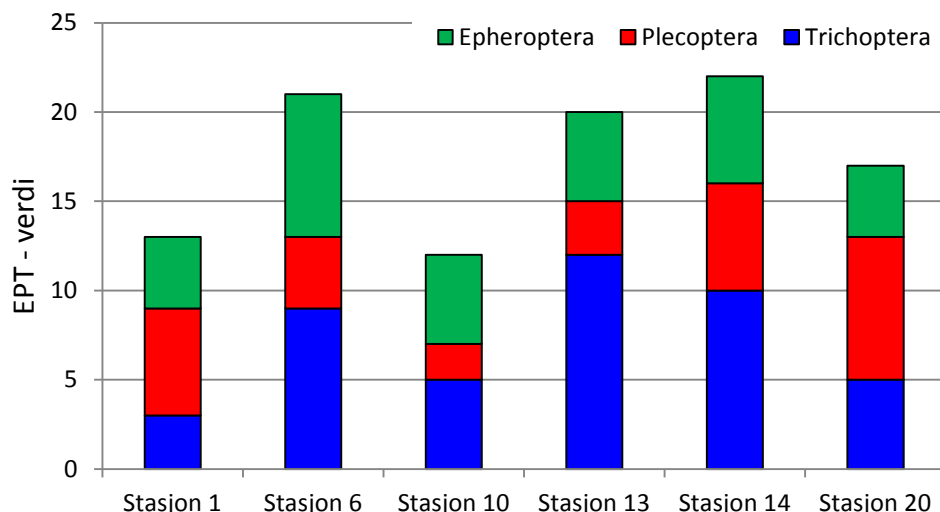


Fig. 3.2. EPT-verdier beregnet for ulike stasjoner i Hallingdalselva i oktober 2015

Til sammen ble det funnet 8 arter døgnfluer, 10 steinfluearter og 17 arter av vårfluer (Tabell 1 i Vedlegg). Alle åtte døgnfluerartene ble funnet på stasjon 6. Den mest tallrike døgnfluen var *Baëtis rhodani* og denne ble funnet på alle stasjoner. Andre tallrike arter var *Ephemera mucronata* på stasjon 6 og 13 og *Alainites muticus* på stasjon 13. To arter *Baëtis subalpinus* og *Centroptilum luteolum* ble bare funnet på stasjon 6 og i lavt individantall (se Tabell 1 i Vedlegg). Bortsett fra *Micrasema setiferum*, som var svært tallrik på stasjon 13, var ingen av vårflueartene spesielt tallrike. Stasjon 13 hadde også flest arter, minst 12 arter. Flere arter ble bare funnet på en eller to av stasjonene. Det ble funnet minst 10 arter steinfluer, flest arter på stasjon 20 og 14, henholdsvis åtte og syv (Tabell 1 i Vedlegg). Ingen arter var spesielt tallrike. Bare en av artene, *Amphinemura sulcicollis*, ble funnet på alle stasjonene, flest individer på stasjon 1 og stasjon 14. *Isoperla* sp. ble funnet på fem stasjoner, mens den store rovformen *Dinocras cephalotes* ble funnet på fire stasjoner. Tre arter ble bare funnet på en av stasjonene (Tabell 1 i Vedlegg).

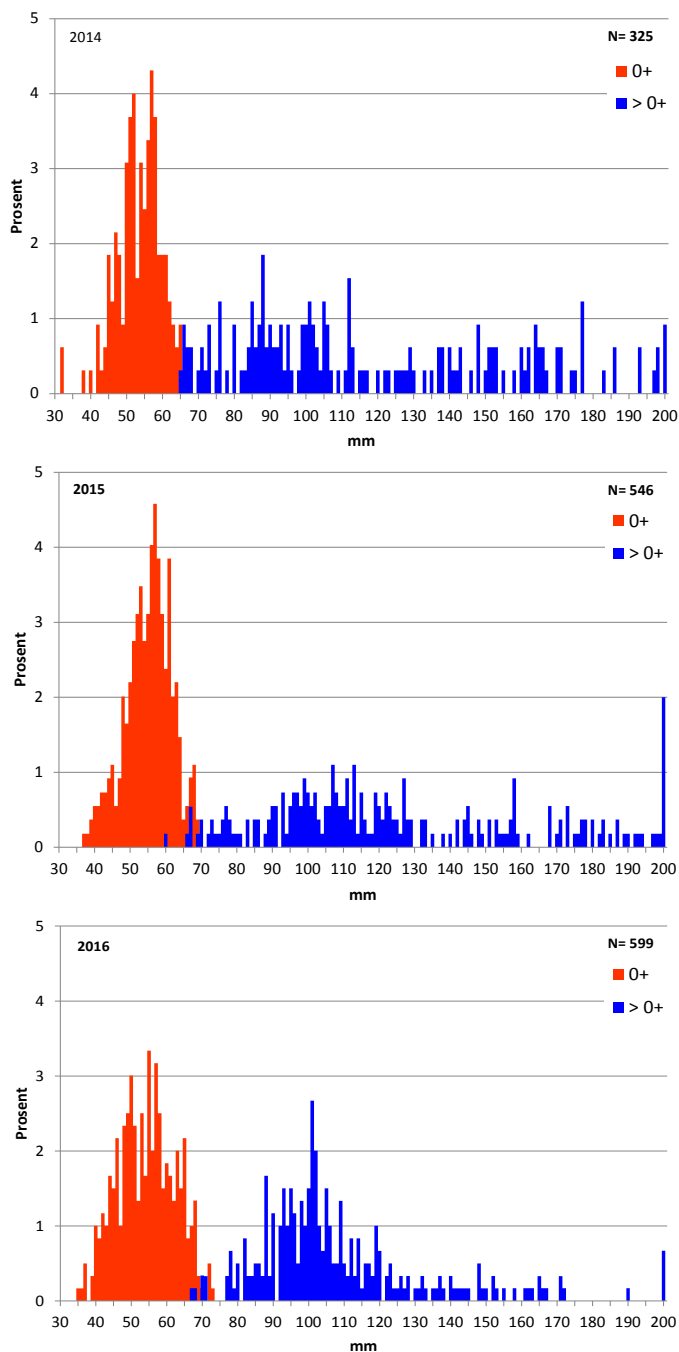
Tabell 3.1. ASPT-verdi og EPT-verdier og Raddum II Index verdi for ulike lokaliteter i Hallingdalselva i oktober 2105.

Parameter/stasjon	St. 1	St. 6	St. 10	St. 13	St. 14	St. 20
ASPT-verdi	6,06	6,57	5,87	6,57	6,95	6,67
EPT verdi	13	21	12	20	22	17
Raddum II index	1	1	1	1	1	1

Sammen med en rik og variert døgnfluefauna, der flere av artene er lite tolerante for forurensning, viser også tilstedeværelse av snegl, *Gyraulus acronicus* (tre stasjoner) og *Radix baltica* (alle stasjoner) og ertemusling og en Raddum-indeks lik 1 (Tabell 3.1), at Hallingdalselva ikke er påvirket av forurensning. ASPT-verdiene varierte mellom 5,87 og 6,95 (Tabell 3.1). Verdier høyere enn 6 viser «God økologisk» tilstand. Alle stasjoner med unntak av stasjon 10 har derfor «God» økologisk tilstand med hensyn på organisk forurensning. Verdien beregnet på stasjon 10 angir «Moderat» økologisk tilstand. Den stasjonen hadde også de laveste EPT verdiene. Stasjonen ligger i Ål sentrum og kan derfor ha en viss organisk påvirkning.

3.2 Ørret

Ingen andre fiskearter enn ørret og ørekyt ble påvist. Det ble fanget tilsammen 325 ørret i 2014, 546 ørret i 2015 og 599 ørret i 2016. Ørret ble ikke påvist på stasjon 19 i 2014, ikke på stasjon 14 ved Gol i 2015, mens det ble funnet ørret på alle stasjoner i 2016.



Figur 3.3. Prosentvis lengdefordeling av ørretunger fanget i Usteåne og Hallingdalselva i 2014, 2015 og 2016. 200 mm angir også fisk > 200 mm.

Lengdefordeling

Ørret var mellom 32 og 240 mm i 2014 (Fig. 3.3). Største årsunge (0+) målte 65 mm. Det var enkelte overlapp i lengde mellom 0+ og 1+ i materialet, idet minste 1+ også målte 65 mm. I 2015 var ørret mellom 37 og 230 mm (Fig. 3.3). Største årsunge (0+) målte 69 mm, mens minste 1+ var 60 mm. I 2016 var årsungene mellom 35 og 73 mm. Det var også da overlapp i lengde mellom 0+ og 1+, idet minste 1+ målte 67 mm.

Tetthet

Tetthetene som beregnes i 2016 var jevnt over høyere enn årene før, mens tetthetene som ble beregnet i 2014 generelt sett var lavere (Fig 3.4). Generelt sett er det også stasjonene som ligger ovenfor Strandafjorden som har de høyeste tetthetene. Unntaket her er stasjon 5 og 6 som jevnt over har lave tettheter. Stasjonene nærmest Strandafjorden skiller seg ut. Dette kan skyldes at disse, stasjon 7, 8 og 9, ligger i tilknytning til Strandafjorden og er gyteområde for ørret herfra. Tetthetene var også relativt høye på stasjonene ved Geilo, stasjon 3 og 4, og på stasjon 10 og 11 nedenfor Strandafjorden. Sett i forhold til 2014 og 2015 var det i 2016 en generell økning i tetthet på stasjonene fra Strandafjorden til Gol; stasjon 21 til stasjon 13, med noen få unntak. Stasjon 21, 22 og 23 var nye i 2015, og sammenlignes det kun mellom de opprinnelige var tettheten på denne strekning generelt lavere i 2015 enn i 2014 og i 2016.

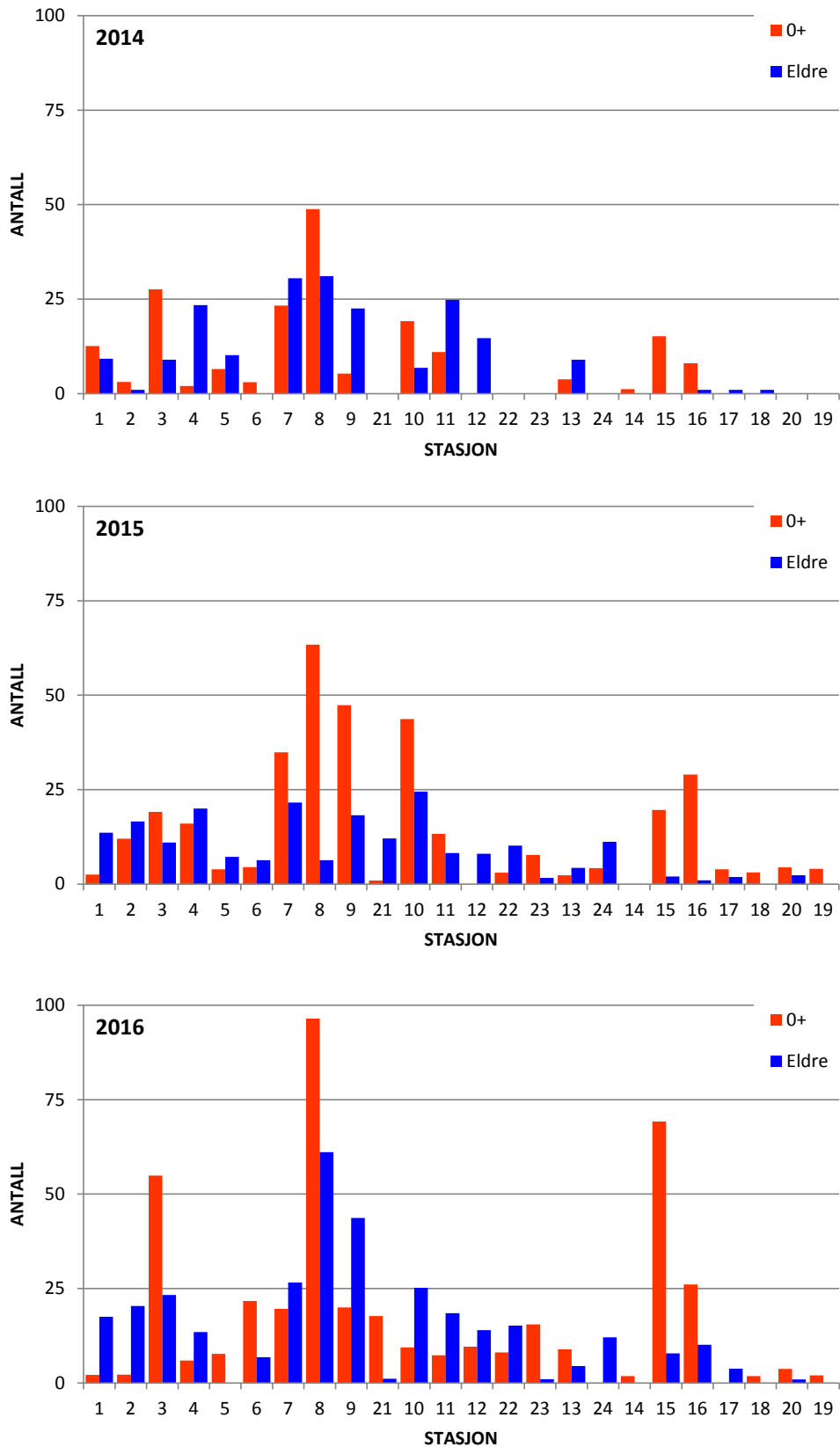
Selv om stasjon 2 ligger rett oppstrøm Ustedalsfjorden med forventning om gyte- og oppvekstområde for ørret herfra, ble det i 2014 beregnet lave tettheter av ørret. I 2015 og 2016 var imidlertid tetthetene generelt sett høyere på stasjon 1 og 2, spesielt økte tettheten av ørret eldre enn 0+.

Generelt sett beregnes de laveste tettheter av ørret på stasjonene nedenfor Gol, på stasjonene 24 til 19 (Fig. 3.4). Spesielt skiller stasjon 14 og stasjonene nedenfor Hallifossen seg ut. Årsaken til lavere tettheter nedenfor Hallifossen er høyst sannsynlig at det finnes gjedde på strekningen. Unntaket her er stasjon 16. Imidlertid var tetthetene høyere nedenfor Gol i 2015 og 2016, spesielt for 0+, som i 2015, med unntak av stasjon 14, ble påvist på alle stasjonene, også nedenfor Hallifossen. I 2014 ble det nedenfor Hallifossen kun påvist 0+ på stasjon 16, på stasjon 17 og 18 kun fanget én eldre ørret på hvert sted, mens det på den nederste stasjonen, stasjon 19, ikke ble påvist ørret. Stasjon 20 inngikk ikke i undersøkelsen i 2014. På to av stasjonene nedenfor Gol, stasjon 15 og 16, ble det i hovedsak funnet årsunger (0+), og høyest tetthet i 2014 og 2016 ble beregnet på stasjon 15 (Fig. 3.4).

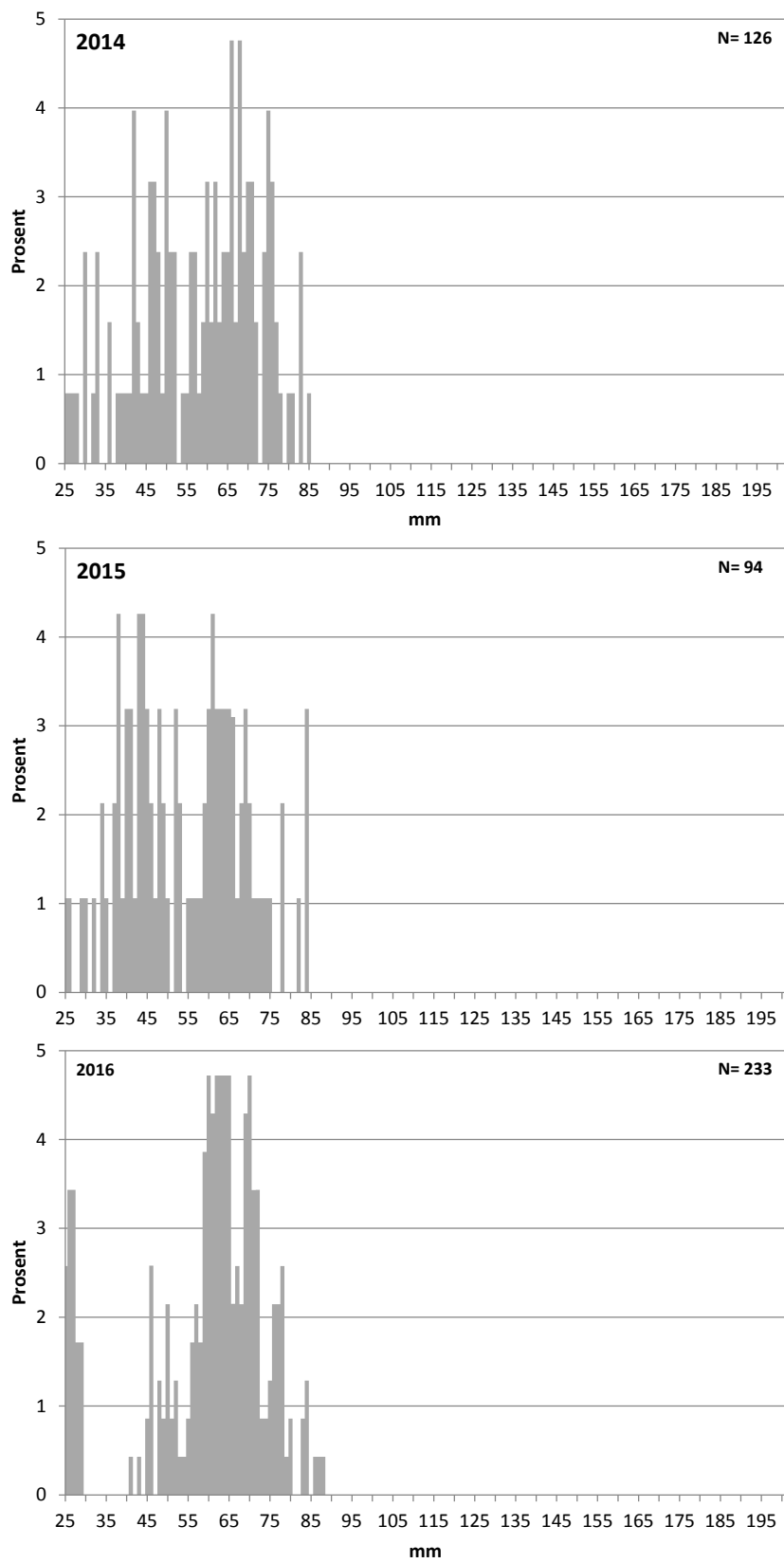
3.3 Ørekyt

Lengdefordeling

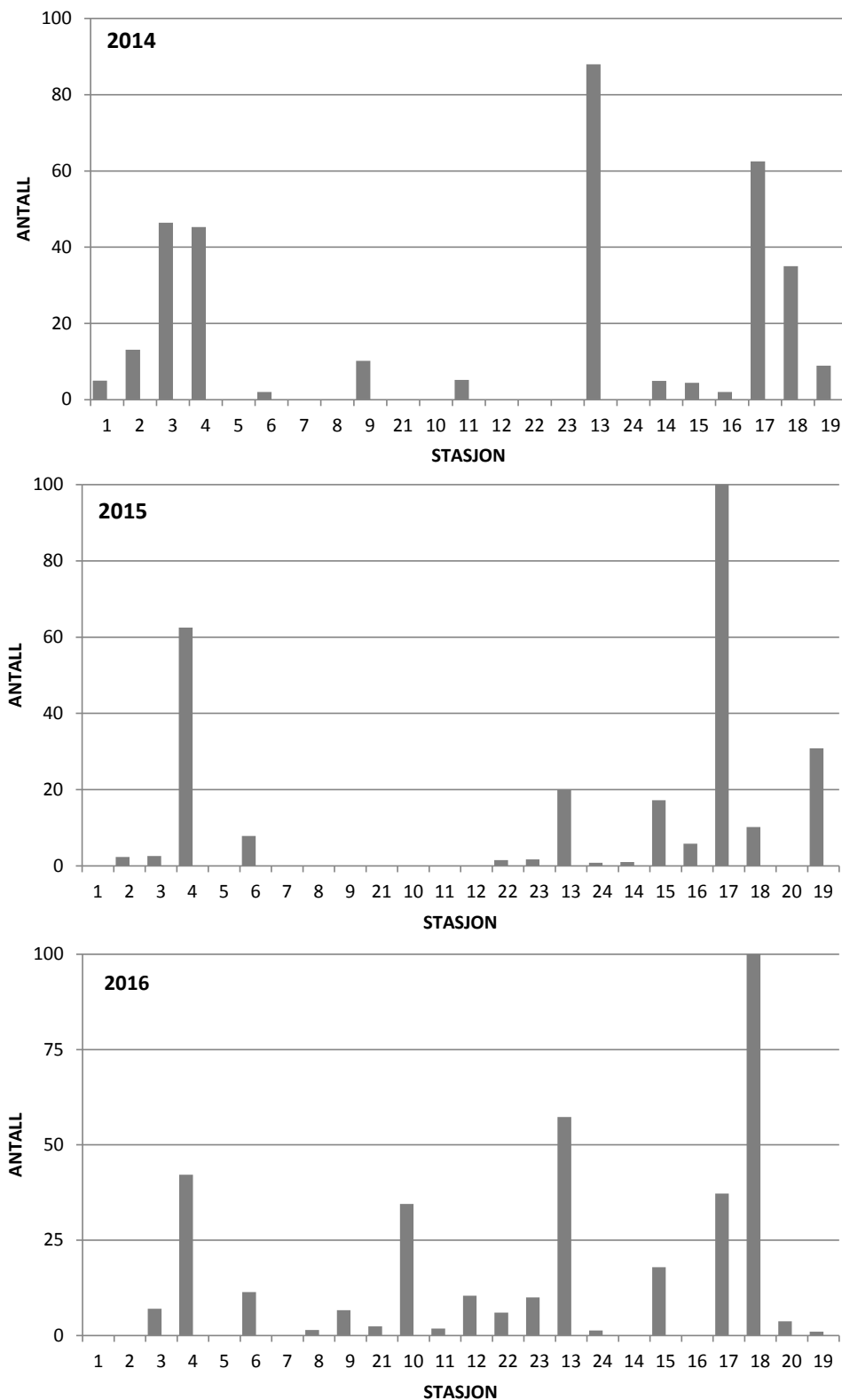
Antall ørekyt i materialet var 126, 94 og 233 fisk i henholdsvis 2014, 2015 og 2016. Da det på enkelte stasjoner var svært mye ørekyt ble ikke alle fanget og lengdemålt. Ørekyt var mellom 25 og 85 mm både i 2014 og i 2015, mens de i 2016 var fra 25 til 88 mm (Fig 3.5). Andelen ørekyt av de minste (0+) var noe høyere i 2016, og det var også i 2016 langt færre fisk mellom 30 og 45 mm enn tidligere år.



Figur 3.4. Beregnet tetthet pr. 100 m²(antall) av 0+ og eldre ørretunger på stasjoner i Usteåne og Hallingdalselva i 2014-2016. For beliggenhet av stasjoner, se Fig. 3.3.



Figur 3.5. Prosentvis lengdefordeling av ørekyt fanget på ulike stasjoner i Usteåne og Hallingdalselva i 2014-2016.



Figur 3.6. Beregnet tetthet pr. 100 m² (antall) av ørekyt på stasjoner i Usteåne og Hallingdalselva i 2014-2016. For beliggenhet av stasjoner, se Fig. 3.3.

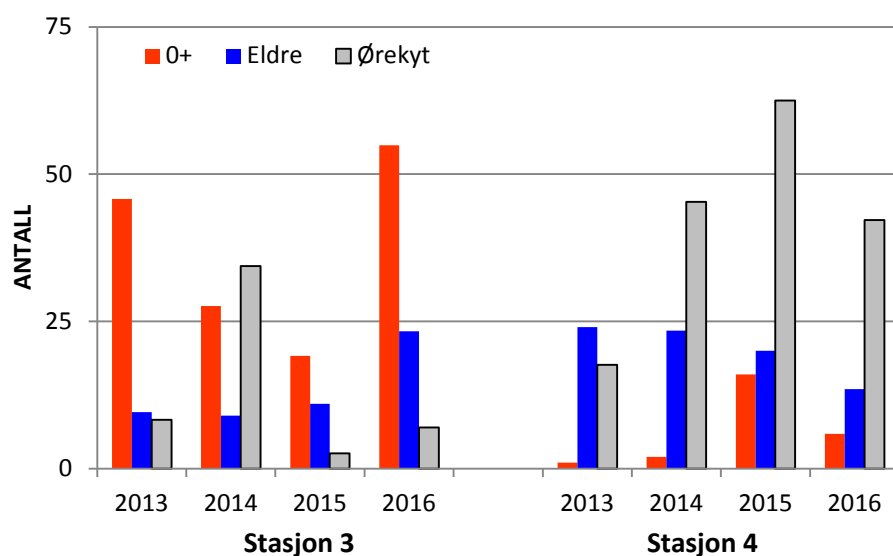
Tetthet

Ørekyt ble ikke påvist på alle stasjoner og tetthet varierte mye mellom stasjoner og år. Ørekyt ble påvist på 14 av stasjonene i 2014 og i 2015 ble ørekyt funnet på 11 av disse og på tre av de nye stasjonene, mens det i 2016 var ørekyt på 18 stasjoner (Fig 3.6). Den absolutt høyeste tettheten i 2014 ble beregnet på stasjon 13, mens den var høyest på stasjon 17 i 2015 og på stasjon 18 i 2016.

Generelt sett var tettheten av ørekyt lav eller den ble ikke påvist i 2014 og 2015 på strekningen mellom Bardøla ved Geilo og Hallifossen. På strekningen ovenfor Bardøla var tettheten av ørekyt relativt høy. Det samme gjaldt nedenfor Hallifossen. Unntaket er stasjon 13 oppstrøms Gol i 2014, som det året hadde den absolutt høyeste tettheten. I 2014 var tetthetene på stasjon 17 ved Elvestad, 1 km nedstrøms Hallifossen og i terskelstrykene nedenfor Geilo, stasjon 3 og 4 relativt høye (Fig. 3.5), mens stasjon 17 og stasjon 4 hadde de høyeste tetthetene i 2015. Generelt sett var tettheten i 2015 relativt lave, og det ble heller ikke påvist ørekyt i 2015 mellom samløpet med Storåne (Hol) og Torpo. Over tid er det en tendens til redusert tetthet av ørekyt på stasjonene ovenfor og nedenfor Ustedalsfjorden, med unntak av stasjon 4. I 2016 påvises imidlertid ørekyt på langt flere stasjoner mellom Geilo og Gol. Det er bare på stasjon 5 og 7 at ørekyt ikke er påvist.

3.4 Andre undersøkelser

Flere delstrekninger på den nå undersøkte strekningen er undersøkt tidligere og noen av stasjonene er de samme som ved de tidligere undersøkelsene.

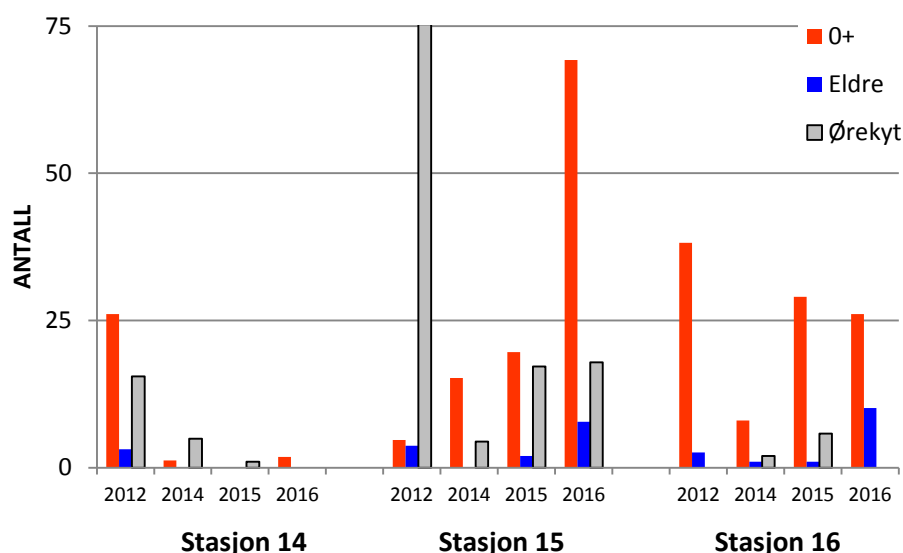


Figur 3.7. Beregnet tetthet pr. 100 m²(antall) av ørret og ørekyt på to stasjoner i Usteåne i 2013 til 2016.

Strekningen Ustedalsfjorden til utløp Bardøla ble undersøkt i begynnelsen av oktober 2013 (Saltveit et al. 2013). Stasjonene 3 og 4 er felles med undersøkelsen i 2013. Det ble gjennomgående funnet høye tettheter av årsunger (0+) og eldre ørretunger. Alt tyder på generelt sett høy rekruttering hos ørret mellom Ustedalsfjorden og Bardøla. Hva angår ørret, så ble det funnet små forskjeller i tetthet av eldre ørretunger, men betydelig forskjeller for 0+ på de to stasjonene (Fig. 3.7). Tetthet av 0+ på stasjon 3 i 2014 og 2015 var imidlertid

lavere enn i 2013 og 2016. På stasjon 4 var tettheten av årsunger lav både i 2013, 2014 og 2016. På begge stasjoner var det ingen forskjell i tetthet mellom år for eldre ørretunger, men den var imidlertid stabilt høyere på stasjon 4. Beregnet tetthet av ørekyt var høyere på stasjon 4 enn på stasjon 3.

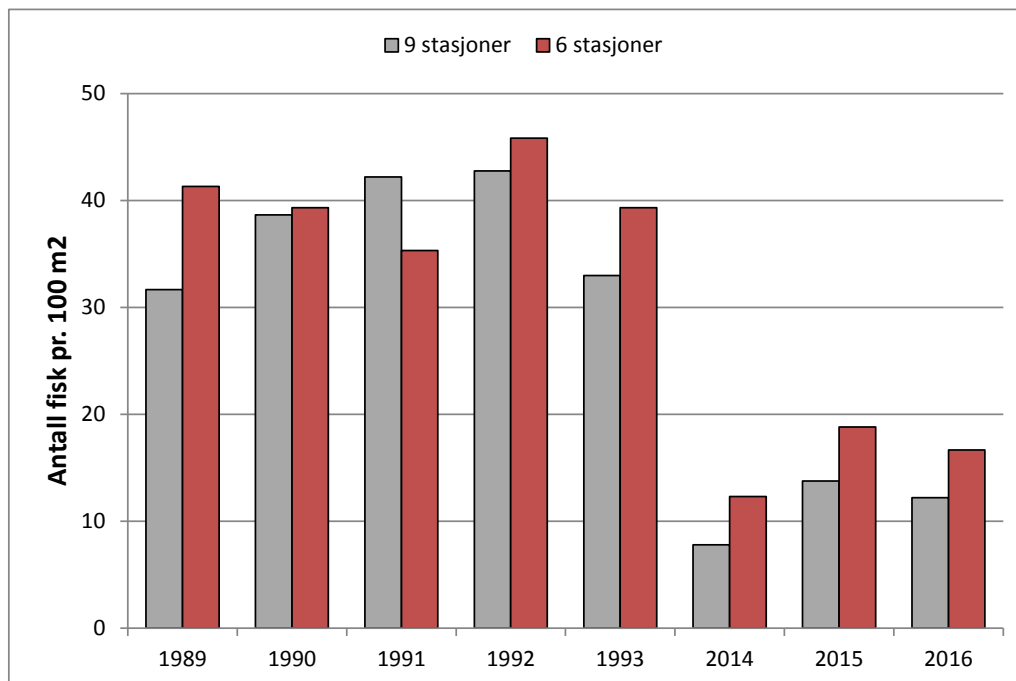
Forskjellene i beregnet fisketetthet mellom år var større på sammenlignbare stasjoner på strekningen Gol til Hallifossen (Fig. 3.8) enn i Usteåne. Sammenlignes resultatene med felles stasjoner undersøkt i 2012 (Saltveit et al. 2012), ble det funnet lavere tettheter av ørretunger i 2014 og 2015 på stasjon 14 og 16. Tettheten av årsunger var imidlertid betydelig høyere på stasjon 16 i 2015 og 2016 enn i 2014. På stasjon 14 ble det ikke fanget ørret i 2015, mens tettheten av 0+ var svært lav i 2014. På stasjon 15 er tendensen en økning i tettheten av årsunger (0+) over tid, med en betydelig økning i tetthet i 2016. Årsak til lavere tetthet på stasjon 14 etter 2012 kan skyldes utslipp fra fylling. Også tettheten av ørekyt var betydelig lavere i 2014, 2015 og 2016 enn i 2012 på stasjon 14 og 15, mens det på stasjon 16 ble funnet ørekyt bare i 2014 og 2015, og da i lave tettheter.



Figur 3.8. Beregnet tetthet pr. 100 m²(antall) av ørret og ørekyt på tre stasjoner i Hallingdalselva nedenfor Gol ulike år.

I august/september 2014 ble det gjennomført en undersøkelse av ungfisk på ni stasjoner i Hallingdalselva (Sandaas og Enerud 2014). De ni stasjonene: stasjon 4, 21, 22, 13, 24, 16, 17, 18 og 20, ble også undersøkt årlig i perioden 1989 og 1993. Fem av disse stasjonene inngikk eller lå nær stasjonene i vår undersøkelse i 2014, mens de resterende fire ble lagt til i 2015, slik at alle ni da var dekket. Sandaas og Enerud (2014) har ikke beregnet fisketetthet med tre gangers overfiske og «gjentatte uttak». Det ble også bare skilt mellom 0+ og eldre for en mindre del av materialet. Sandaas og Enerud (2014) angir tetthet som summen av antall fisk etter to fiskeomganger pluss de observerte som ikke lot seg fange. Dette var også metoden i perioden 1989 til 1993. For en best mulig sammenlikning med tidligere undersøkelser, er antallet fisk fanget etter tre fiskeomganger i våre undersøkelser, 0+ og eldre samlet; og

oppgitt som antall pr. 100 m². I 2014 er det benyttet gjennomsnitt fra begge undersøkelsene, dvs. Sandaas og Enerud (2014) og Saltveit et al. (2015).



Figur 3.9. Gjennomsnittlig antall ørret pr. 100 m² fanget på ni stasjoner i Hallingdalselva og på stasjoner i Hallingdalselva ovenfor Hallifossen. 1989-1993 er tatt fra Sandaas og Enerud (2014).

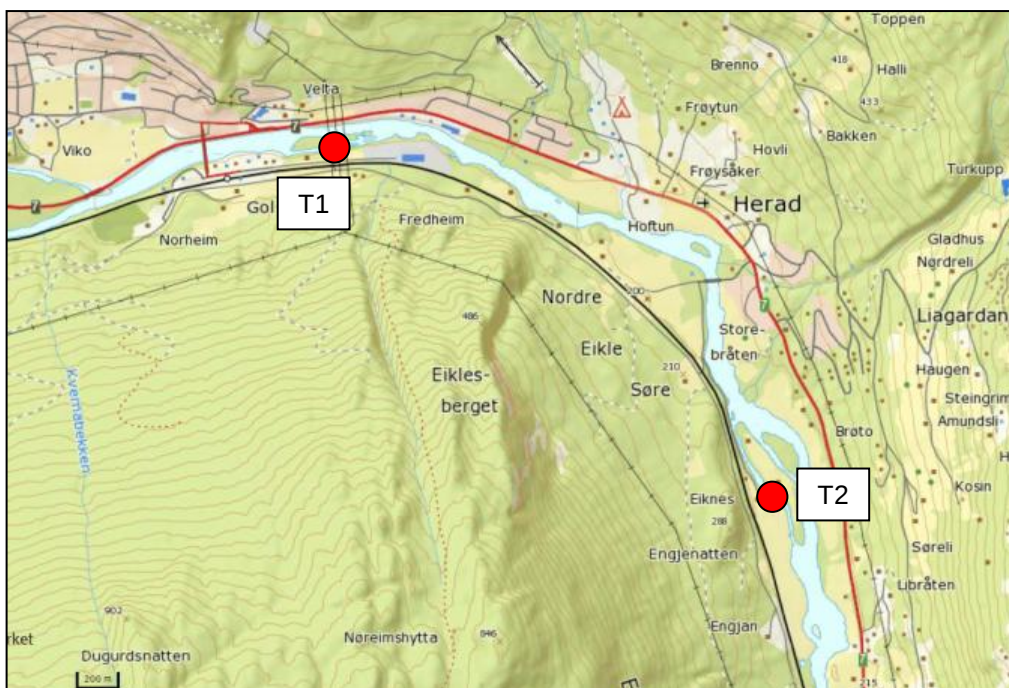
Som det fremgår av Fig. 3.9 var det en svak økning over tid fram til 1992 i antall ørret fanget på de ni stasjonene. I 2015 og 2016 var det gjennomsnittlige antall ørret betydelig lavere. Gjennomsnittet for 2014 baseres på fem av de ni stasjonene og bør tillegges mindre vekt, men det er en reell nedgang i tetthet etter 1993. Det kan være flere årsaker til nedgangen i ørretbestand etter 1993.

Fire av våre stasjoner, stasjon 16, 17, 18 og 20, ligger nedenfor Hallifossen, mens stasjon 16 hos Sandaas og Enerud (2014) ligger ovenfor. Det er vanskelig å angi bestandsutviklingen av gjedde i Hallingdalselva, men det er sannsynlig med en gradvis oppbygging på 2000-tallet etter at gjedde etablerte seg i Krøderen i første del av 1990-tallet (Brabrand 2009). Den gradvise reduksjonen i antall ørret etter 1992, kan alene tilskrives predasjon fra gjedde. I 2014 og 2015 var ørret enten fraværende eller ble påvist i et lite antall på stasjonene nedenfor Hallifossen (se vedlegg). På stasjon 20 ble det bare fanget én ørret i 1993 (se vedlegg).

Imidlertid er det en reduksjon i antall fisk på flere andre lokaliteter etter 1993 og der denne utviklingen ikke kan tilskrives gjedde. Trekkes stasjonene nedenfor Hallifossen ut av denne sammenlikningen, er reduksjon i tetthet av ørret i elva etter 1993 klart til stede også ovenfor Hallifossen (Fig. 3.9).

3.5 Sideløp ved Gol

I 2016 ble det gjennomført en undersøkelse av to sideløp, flomløp, i Hallingdalselva ved Gol og nedenfor Gol ved Eikenes, se Fig 3.10. I begge flomløpet ble det fisket på en lokalitet. Felles for begge sideløpene var lav vannhastighet og homogent substrat. Enkelte steder var det terskelliknende områder med løsmasser som ga oppstuvning av vann oppstrøms, mens det gjennom tersklene var høyere vannhastighet. Det ble bare fisket en gang grunnet lite ørret og tetthet av ørret og ørekyt ble basert på verdier for fangbarhet fra undersøkelsen i selve Hallingdalselva.



Figur 3.10. Undersøkte sideløp i Hallingdalselva ved Gol og Eikenes.

I begge sideløp dominerte ørekyt fiskebestandene. I det øverste løpet, T1, ble det fanget til sammen seks ørret; fem 0+ og en 1+. Tettheten var lav (Tabell 3.2). Ørekyt dominerte og bestanden besto av fisk eldre enn 0+.

På sideløpet ved Eiknes (T2) består stasjonen av to separate strekninger. Den nederste delen er et stilleflytende part med knyttneve store eller mindre stein med algevekst, mens øvre del er en strykstrekning ut av kulp med samme type substrat og algevekst. Det var her egnete områder både for gyting og oppvekst. Det ble også her fanget seks ørret, to 0+ og fire som var eldre enn 0+, mellom 103 og 190 mm. Ørret ble bare funnet på strykdelene av stasjonen.



Bilder av flomløp i Hallingdalselva ved Gol (T1 øverst) og ved Eikenes (T2); øvre og nedre del. Foto Åge Brabrand.

Tettheten av ørret var også her lav. Ørekyt dominerte også fullstendig på T2. I tillegg til større ørekyt, var det svært mye årsunger. Disse ble ikke talt opp eller beregnet tetthet for.

Tabell 3.2. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m² basert på fangbarhet) av ørret og ørekyt i to flomløp i Hallingdalselva ved Gol og Eikenes i september 2016.

Art	Ørret		Ørekyt			
	Areal m ²	N	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	N	N Tot/100 m ²
T1	48	6	18,8	3,1	38	140
T2	261	6	1,4	2,3	52	35

4. Referanser

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. og Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Brabrand, Å. 2009. Tetthet av ørretunger i tilløpselver til Krøderen og i Hallingdalselva. *Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske*, 267, 39 s.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Hynes, H. B. N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggnes, J. og Pavels, H. 2012. Hemsil 3. Fagtema fisk og ferskvannsbibliografi. Sluttrapport. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 21, 59s + vedlegg.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggnes, J. og Pavels, H. 2013. Bunndyr og fisk i terskler i Usteåne ved Geilo. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 30, 19 s + vedlegg.
- Sandaas, K. og Enerud, J. 2015. Ungfiskundersøkelser i Hallingdalselva 1989 – 2014. Ål, Hol. Gol og Nes kommuner. Buskerud fylke 2014. 17s.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.

VEDLEGG
 Tabell I Bunndyr

Hallingdalselva 6.-7. oktober 2015	St.1	St.6	St.10	St.13	St.14	St.20
OLIGOCHAETA						
Enchytraeidae		100	4	116	144	4
Lumbricidae	2	12		8	8	14
Ubestemte små (Naididae, Enchytraeidae)	14	4	2			2
Ubestemte	6	24	6	16	4	14
BIVALVIA						
<i>Pisidium</i> spp.	63	4	2	84		8
GASTROPODA						
<i>Gyraulus acronicus</i>	2	8		12		
<i>Radix baltica</i>	3	16	2	4	2	12
CRUSTACEA						
<i>Gammarus lacustris</i>						1
HYDRACARINA		4		16	2	
EPHEMEROPTERA						
<i>Alainites muticus</i>	16	8	1	88	76	
<i>Baëtis rhodani</i>	530	164	108	488	584	148
<i>Baëtis subalpinus</i>		1				
<i>Centroptilum luteolum</i>		4				
<i>Ephemerella aurivillii</i>	4	12			2	
<i>Ephemerella mucronata</i>		116	8	196	38	6
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	5	4		28	8	2
<i>Heptagenia</i> sp. (små)	10	4	3	8	4	4
<i>Nigrobaëtis niger</i>		12	1	1	48	4
PLECOPTERA						
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	64	8	2	8	26	4
<i>Amphinemura</i> sp. (små)	14	4		4	18	
<i>Brachyptera risi</i>	2					
<i>Capnia</i> sp. (små)	4					4
<i>Capnopsis schilleri</i>						2
<i>Dinocroas cephalotes</i>		8	8	8	6	
<i>Diura nanseni</i>	2				1	1
<i>Isoperla</i> sp. (små)	28	24		8	22	8
<i>Leuctra hippopus</i>		4			2	14
<i>Nemoura</i> sp. (små)	2				2	2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>						1
TRICHOPTERA						
<i>Agapetus</i> sp.		4				
<i>Athripsodes</i> sp.		8		48		
<i>Ceraclaea nigronervosa</i>				1		
<i>Ceratopsyche nevae</i>				3	8	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>			2	4		
<i>Hydropsyche siltalai</i>		4	6	12	2	
<i>Hydropsyche</i> sp. (små)		4	4	24	4	
<i>Ithytrichia lamellaris</i>		24		8	4	
<i>Lepidostoma hirtum</i>				28		
Leptoceridae ubestemte (små)					2	
Limnephilidae ubestemte (små)					2	
<i>Limnephilus</i> sp.					2	
<i>Micrasema setiferum</i>		40	30	452	26	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>						14
<i>Oxyethira</i> sp.	4	4	2	4		4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2	1		4	4	8
Polycentropodidae ubestemte (små)		4				
<i>Rhyacophila nubila</i>	28	20	12	5	18	2
<i>Sericostoma personatum</i>		1		20	2	2
COLEOPTERA						
<i>Elmis aenea</i> (larver)	2	140	6	252	16	
<i>Elmis aenea</i> (voksne)			2	16		
<i>Limnius volckmari</i> (larver)		8	1	52	8	
<i>Limnius volckmari</i> (voksne)					2	
DIPTERA						
CHIRONOMIDAE	110	144	22	132	18	56
CERATOPOGONIDAE				4	1	
SIMULIIDAE	68	12	1	16	6	2
EMPIDIDAE		4	1	4		
LIMONIIDAE						
<i>Antocha</i> sp.			6	12		
Ubestemte			2			
PEDICIIDAE						
<i>Dicranota</i> sp.		1		1	2	
SCIOMYZIDAE				4		
TIPULIDAE						
<i>Tipula</i> sp.						4
SUM	985	968	244	2199	1124	347

Beregnet tetthet (antall pr. 100 m² ± 95 % K.I.) av ørret og ørekyt i Usteåne og Hallingdalselva i september 2014.

Art			Ørret		Ørekyt
	Areal m ²	N	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	N Tot/100 m ²
Totalt	1743		10,1±0,7	9,9 ±0,5	
Stasjon 1	100	21	12,6±2,5	9,2±1,2	5,0
Stasjon 2	100	4	3,1±0,9	1,0±0	13,1
Stasjon 3	102	27	28,2±30	9,0±0,9	46,4
Stasjon 4	100	18	2,0±0	23,4±21	45,3
Stasjon 5	100	16	6,5±2,5	10,2±1,2	0
Stasjon 6	133	4	3,0±0,8	0	2,0
Stasjon 7	81	37	23,3±6,6	30,5±14,4	0
Stasjon 8	102	71	48,8±14,5	31,1±3,5	0
Stasjon 9	100	25	5,2±1,2	22,5±6,5	10,2
Stasjon 10	90	23	19,2±1,5	28,2±30	0
Stasjon 11	100	34	11,0±0	24,8±4,8	5,2
Stasjon 12	75	11	0	14,7±0,1	0
Stasjon 13	79	10	3,8±0	9,0±1,5	0
Stasjon 14	81	1	1,2±0	0	4,9
Stasjon 15	100	12	15,2±10,0	0	4,4
Stasjon 16	100	9	8,1±0,9	1,0	2,0
Stasjon 17	100	1	0	1,0	0
Stasjon 18	100	1	0	1,0	0
Stasjon 19	80	0	0	0	8,9

Beregnet tetthet (antall pr. 100 m² ± 95 % K.I.) av ørret og ørekyt i Usteåne og Hallingdalselva i september/oktober 2015.

Art			Ørret		Ørekyt
	Areal m ²	N	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	N Tot/100 m ²
Totalt	2578	546	14,4±1,0	8,8±0,3	3,6
Stasjon 1	210	33	2,5±0,6	13,6±1,2	0
Stasjon 2	176	42	19,2±3,0	14,5±2	2,3
Stasjon 3	146	42	21,7±3,0	8,4±1,2	2,6
Stasjon 4	100	34	16,9±3,1	19,1±2,9	62,5
Stasjon 5	105	10	3,9±0,8	7,2±7	0
Stasjon 6	129	12	3,0±	6,3±0,7	7,8
Stasjon 7	84	43	34,8±11,6	21,6±1,0	0
Stasjon 8	104	65	63,4±10,0	6,3±2,3	0
Stasjon 9	100	56	47,4±10,6	18,2±3,8	10,2
Stasjon 21	108	14	1,6±0,0	11,2±0,0	0
Stasjon 10	93	54	43,7±9,0	24,5±13,1	0
Stasjon 11	98	20	13,3±4,0	8,2±0,0	0
Stasjon 12	75	6	0	8,0±0,0	0
Stasjon 22	133	17	3,0±0,3	10,2±1,0	1,5
Stasjon 23	124	11	7,7±2,0	1,6±0,0	1,7
Stasjon 13	135	8	2,3±0,6	4,3±3,1	19,9
Stasjon 24	91	13	4,2±5,6	11,2±0,8	2
Stasjon 14	100	0	0	0	1,0
Stasjon 15	100	20	19,6±4,4	2	17,2
Stasjon 16	100	27	29,0±7,0	1,0	5,8
Stasjon 17	105	6	3,9±0,9	1,9±0,0	180
Stasjon 18	100	3	3,1±0,9	0	10,2
Stasjon 20	86	5	4,4±4,4	2,3±0,0	0
Stasjon 19	76	3	4,0±1,2	0	30,8

Beregnet tetthet (antall pr. 100 m² ± 95 % K.I.) av ørret og ørekyt i Usteåne og Hallingdalselva i september 2016.

Art			Ørret		Ørekyt
	Areal m ²	N	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²	N Tot/100 m ²
Totalt	2280	598	15,7±0,9	12,3±0,4	14,9
Stasjon 1	144	27	2,1±0,7	17,5±2,0	0
Stasjon 2	100	22	2,2±2,0	20,4±1,6	14,5
Stasjon 3	115	74	54,9±14,5	23,3±10	7,0
Stasjon 4	100	18	5,9±4,1	13,5±1,5	42,2
Stasjon 5	105	8	7,7±1,1	0	0
Stasjon 6	44	12	21,7±5,5	6,8±0,0	11,5
Stasjon 7	113	50	19,6±2,7	26,6±3,1	0
Stasjon 8	74	104	96,5±21,8	61,1±8,8	1
Stasjon 9*	108	40	20±	43,7±	6,6
Stasjon 21	91	16	17,7±3,1	1,1±0,0	2,4
Stasjon 10	121	38	9,4±1,3	25,2±6,2	34,5
Stasjon 11	55	14	7,3±0,0	18,5±1,5	1,8
Stasjon 12	42	9	9,6±2,3	13,9±10,0	10,4
Stasjon 22	100	20	8,1±1,0	15,2±10,0	6,0
Stasjon 23	100	14	15,5±7,5	1,0±0,0	10,0
Stasjon 13	90	11	8,9±4,6	4,5±1,0	57,3
Stasjon 24	75	9	0	12,1±1,2	1,3
Stasjon 14	111	2	1,8±0,0	0	0
Stasjon 15*	65	62	69,2±	7,8±	17,9
Stasjon 16	100	35	26,1±2,9	10,1±0,9	0
Stasjon 17	107	4	0	3,7±1,0	37,2
Stasjon 18	111	2	1,8±0,0	0	>1000
Stasjon 20	109	5	3,7±0,7	1,0±0,0	3,7
Stasjon 19	100	2	2,0±0,0	0	1,0

*Tetthet beregnet basert på fangbarhet

Bunndyr og fisk i terskler i Usteåne ved Geilo

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand,
Trond Bremnes, Jan Heggenes og Henning Pavels



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Publiseringsform:

Trykket og elektronisk (pdf)

Forfattere:

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand, Trond Bremnes, Jan Heggnes og Henning Pavels

Sitering:

Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggnes, J. og Pavels, H. 2013. Bunndyr og fisk i terskler i Usteåne ved Geilo. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 30, 19 s + vedlegg.

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-044-9

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i rapportserie ved Naturhistorisk museum.

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/rapporter/>

LFI rapporter fra 1970 til 2010 finnes på:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/lfi-rapporter/>

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

Forsidebilde:

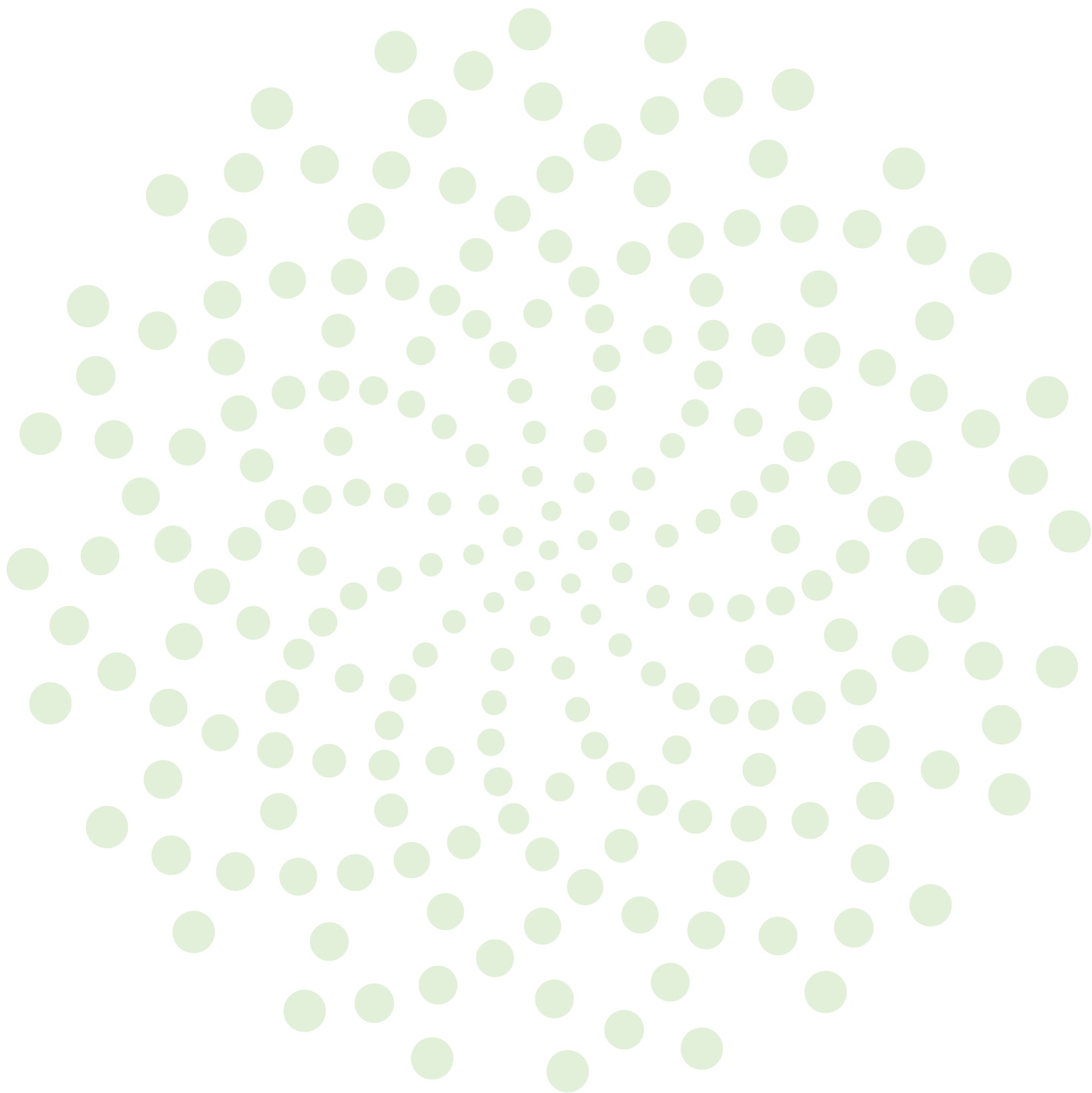
Foto: Henning Pavels, Naturhistorisk museum



Bunndyr og fisk i terskler i Usteåne ved Geilo

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand,
Trond Bremnes, Jan Heggenes og Henning Pavels





Antall sider og bilag: 19 sider + vedlegg		Tittel: Bunndyr og fisk i tersker i Usteåne ved Geilo	
Rapportnummer: 30	Gradering: Åpen	Prosjektleder: Svein Jakob Saltveit	Prosjektnummer: 280177
ISSN: 1891-8050	Dato: 2013-11-12	Oppdragsgiver(e): Multiconsult AS	
ISBN: 978-82-7970-044-9		Oppdragsgiversref.: Kjell Dalviken	

Sammendrag:

Bunndyr og fisk i Usteåne ble undersøkt 2. og 3. oktober 2013 ved Geilo på strekningen Ustedalsfjorden og ned til samløp med Bardøla. I tillegg ble Geilobekken og Bardøla undersøkt. På strekningen i hovedelva er det seks terskler med tilhørende vannspeil på oversiden, og der elva renner mer eller mindre spredt gjennom tersklene som består av grov stein og etterhvert gjennom opprinnelig elveleiet og ned i neste terskelbasseng. Ved Geilo bro er det en betongterskel som utgjør det eneste vandringshinderet på strekningen.

Det ble gjennomgående funnet høye tettheter av årsunger (0+) og eldre unger av ørret på stasjoner i tilknytning til tersklene. De høyeste tetthetene av årsunger ble funnet på terskelen i utløpet fra Ustedalsfjorden (188 årsunger pr. m², st. 1) og Veslefjorden (46 årsunger pr. m², st. 2), men det var i størrelsesorden 20 eldre ørretunger pr. m² på alle stasjonene i hovedelva. Alt tyder på høy rekruttering hos ørret. Det ble stedvis påvist høye tettheter av ørekyt. Sik ble ikke påvist, mens en røyeunge i dårlig forfatning ble påvist på st. 4.

I Geilobekken ble det funnet rimelig høye tettheter av ørretunger eldre enn årsunger, spesielt i Geilobekken på st. G1 ovenfor kulvert under vei som utgjør et mulig vandringshinder. Hvorvidt kulverten er et absolutt vandringshinder bør dokumenteres nærmere. Det ble ikke påvist ørekyt og bare to årsunger av ørret ble funnet utenfor fiske på stasjonene. I Bardøla ble det funnet moderate tettheter av eldre ørretunger, men ikke ørekyt eller årsunger av ørret.

Bunndyr viste stor artsdiversitet på alle stasjonene i Usteåne, og klar utløpseffekt fra Ustedalsfjorden på de øverste stasjonene. For bunndyr som kvalitetselement var det «god økologisk tilstand» på alle stasjonene når det gjaldt eutrofiering, men det var en klar tendens til organisk påvirkning på stasjon 6, dvs. nedenfor Geilo renseanlegg.

Den pålagte minste vannføringen målt ved Geilo bro er 0,200 m³s⁻¹, men vannføringen om sommeren har på grunn av uregulert restfelt alltid vært høyere. Tetthet av fisk og artsdiversitet i bunndyrsamfunnet som er observert under feltarbeidet i oktober 2013 vil derfor reflektere vannføringsforholdene slik de har vært før prøvetakingen, både sommersesongen 2013 og årene forut.. Undersøkelsen ble foretatt på en vannføring på 370-390 l s⁻¹.





Forord

E-CO Energi AS planlegger opprusting av eksisterende terskler på strekningen i Usteåne mellom Ustedalsfjorden og samløp med Bardøla, både med hensyn til landskapsutseende og elva som viktig leveområde for stor og liten fisk. Multiconsult AS gjennomfører de hydrologiske og landskapsarkitektoniske analysene, mens Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Naturhistorisk museum gjennomfører de fiskeribiologiske undersøkelsene.

Denne rapporten omhandler bunndyr og fisk i Usteåne mellom Ustedalsfjorden og noe nedstrøms samløp med Bardøla, ca 4,85 km nedenfor Ustedalsfjorden. I tillegg er sidebekkene Geilobekken og Bardøla undersøkt. Strekningen i hovedelva har flere løsmasseterskler og undersøkelsen er gjennomført med tanke på å belyse naturlig rekruttering og vandringsmulighet hos ørret, og økologisk status mht. bunndyr som biologisk kvalitetselement.

Det er innhentet opplysninger om fiske på den gjeldende elvestrekning og i Ustedalsfjorden. Her takkes rådgiver i Hol kommune, Kjell Mykkeltvedt, for viktige bidrag og formidling av fiske. Videre takkes formann i Geilo grunneigarlag, Arne Dokken, for å ha oversendt fangststatistikk fra prøvefiske med garn i Ustedalsfjorden.

Oslo 2013-11-12
Svein Jakob Saltveit



Innhold

1.	INNLEDNING	11
2.	MANDAT.....	11
3.	METODIKK	12
3.1	BUNNDYR.....	12
3.2	FISKEBESTAND	13
4.	RESULTATER OG KOMMENTARER.....	14
4.1	BUNNDYR.....	14
4.2	FISK.....	16
4.3	FISKE	18
5.	REFERANSER	19

1. Innledning

Den foreliggende rapport omhandler fisk og bunndyr i Usteåne ved Geilo på terskelstrekningen mellom Ustedalsfjorden og noe nedstrøms samløpet med Bardøla. Strekingen er ca 4,85 km lang og består av 6 terskler bygget med til dels strykstrekninger gjennom terskelkrona og delvis ned mot neste terskelbasseng. Ved Geilo bru er det en betongdam som utgjør et vandringshinder for oppvandrende fisk, det eneste vandringshinderet på strekingen mellom Ustedalsfjorden og samløp med Bardøla.

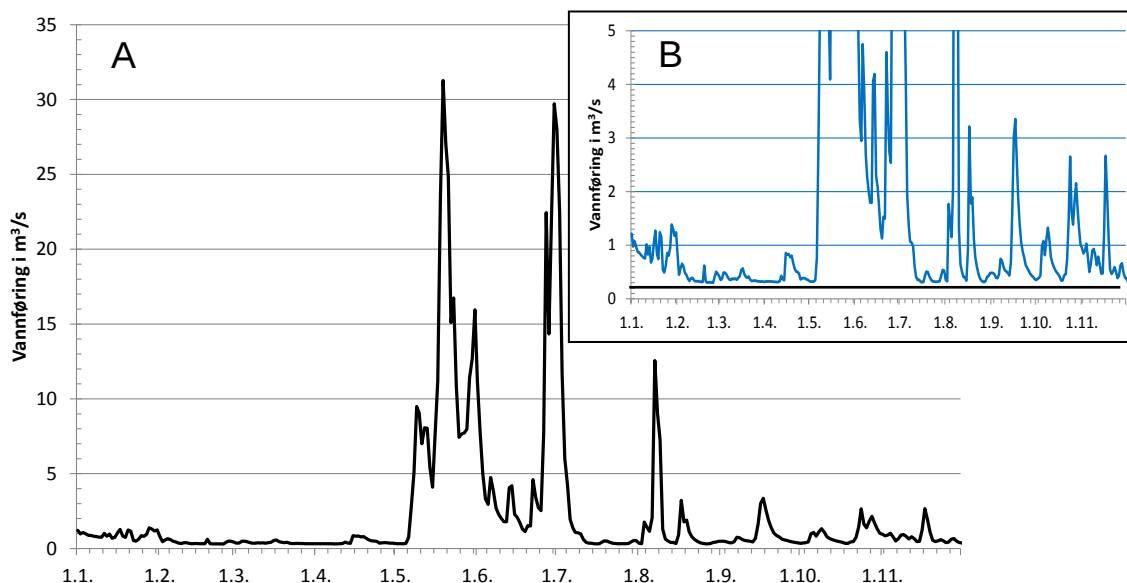


Fig. 1.1. A: Vannføring målt ved Geilo bru i 2013. B: Vannføring 2013 i større målestokk viser at vannføringen alltid er høyere enn 200 l s⁻¹ (angitt på figur).

Usteåne er regulert og har en pålagt minstevannføring hele året på 0,200 m³ s⁻¹ målt ved Geilo bru. Imidlertid har uregulert restfelt gitt en sommervannføring som vanligvis har vært vesentlig høyere (Fig. 1.1, men med store variasjoner; over 30 m³ s⁻¹, men aldri under 0,300 m³ s⁻¹ (målt ved Geilo bru). De resultatene som fremkommer i rapporten vil derfor reflektere biologiske forhold ved en høyere vannføring enn 0,200 m³ s⁻¹.

2. Mandat

Mandatet for denne delundersøkelsen er å foreta undersøkelser av bunndyr og fisk i tilknytning til tersklene og i de to tilløpsbekkene Geilobekken og Bardøla.

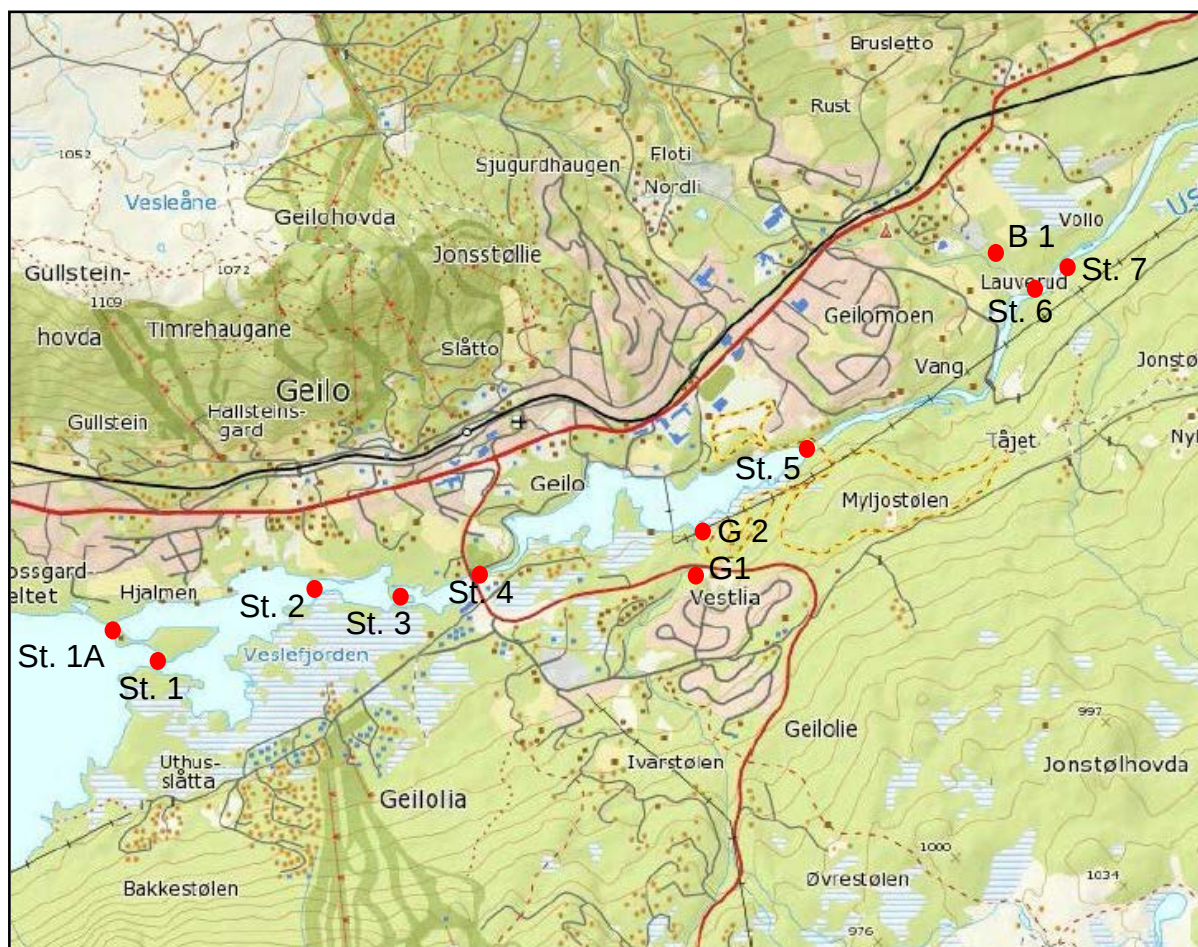
- Foreta tetthetsberegning av ørretunger (årsunger og eldre)
- Bunndyr

Fiskeundersøkelsen skal beskrive bestandstetthet, artssammensetning og størrelsesfordeling (bare hos ørret) under den vannføringen som nå i praksis er i Usteåne på strekningen Ustedalsfjorden og ned til samtløpet med Bardøla. Resultatene er sett i sammenheng med Vanndirektivet, og resultatene skal inngå i den videre planleggingen av habitatjustering av elva.

3. Metodikk

3.1 Bunndyr

Det er tatt prøver 2. og 3. oktober fra til sammen tre lokaliteter plassert i terskelstryk og i to bekker, Bardøla og Geilobekken, se Fig. 1. Ved innsamling er det benyttet standard metode for å vurdere miljøtilstanden i forbindelse med Vanndirektivet (Veileder 01:2009), sparkeprøvemethoden etter Norsk Standard (NS-ISO 7828) for kvalitative undersøkelser av bunndyr på rennende vann. Prøvene ble fiksert i felt for senere sortering og artsbestemmelse. Ved siden av å dokumentere artssammensetning av bunndyr, er økologisk tilstand med tanke på organisk belastning blitt vurdert i henhold til Vanndirektivet ved bruk av kvalitetselementet «Bunndyr». Det er her benyttet to indekser for bunndyr, EPT indeksen og ASPT indeksen.



Figur 3.1. Kart over Usteåne ved Geilo med stasjoner for undersøkelse av bunndyr og fisk i oktober 2013.

ASPT indeksen (**A**verage **S**core **p**er **T**axon) er toleransegrenser for ulike grupper og arter (Armitage *et al.*, 1983). Denne indeksen har verdier fra 1-10. Grensen mellom god og moderat økologisk tilstand er satt til 6, og verdier over dette er tilstandsmål for alle vassdrag. EPT indeksen er summen av antall arter av døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*) (såkalte EPT arter).

Tabell 3.1. Koordinater for stasjoner for inn samling av bunndyr og fisk i Usteåne i oktober 2013.

	UTM 32 N	UTM 32 Ø
Stasjon 1A	6710201	455123
Stasjon 1 (*)	6710124	455253
Stasjon 2	6710473	455887
Stasjon 3	6710456	456264
Stasjon 4	6710596	456561
Stasjon 5	6711248	457906
Stasjon 5 (*)	6711274	457897
Stasjon 6 (*)	6712028	458796
Stasjon 7	6712184	458938
Bekker:		
Bardøla; stasjon B1(*)	6712128	458677
Geilobekken; G1	6710723	457476
Geilobekken; G2 (*)	6710862	457474

*Bunnprøve

3.2 Fiskebestand

Fiskebestanden ble undersøkt 2.-3. oktober. Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat på til sammen 8 stasjoner i hovedelva. I tillegg ble det fisket på en stasjon i Bardøla og på to stasjoner i Geilobekken (Fig. 1). Det ble benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ing. Steinar Paulsen, Trondheim. Maksimum spenning er 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. All fisk ble artsbestemt og lengdemålt til nærmeste millimeter i felt.

Stasjonene ble overfisket tre ganger og tettheten av fisk ble beregnet ut fra avtak i fangst (successive removal) (Zippin 1958, Bohlin *et al.* 1989). I beregningene av tetthet er det skilt mellom årsunger (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$). Tetthet er oppgitt som antall fisk pr. 100 m², og er beregnet for alle enkeltstasjoner.

Stasjon 1A i hovedelva og stasjonen i Bardøla (B1) hadde lite fisk og ble overfisket en gang. Tettheten av ørret ble for disse basert på fangbarheten beregnet fra stasjoner som ble overfisket tre ganger.

Det er tatt kontakt med Kjell Mykkeltvedt, rådgiver Hol kommune, om fisk og fiske i Ustedalsfjorden og i elva nedenfor, inkludert Veslefjorden og Slåttehølen. Det er mottatt god statistikk over garnfiske i Ustedalsfjorden i perioden 1964-2013 fra Grunneierlaget ved Arne Dokken og tall herfra er presentert i rapporten. I tillegg er det mottatt synspunkter fra lokale fiskere om fiske i Ustedalsfjorden, i Veslefjorden og Slåttehølen.

4. Resultater og kommentarer

4.1 Bunndyr

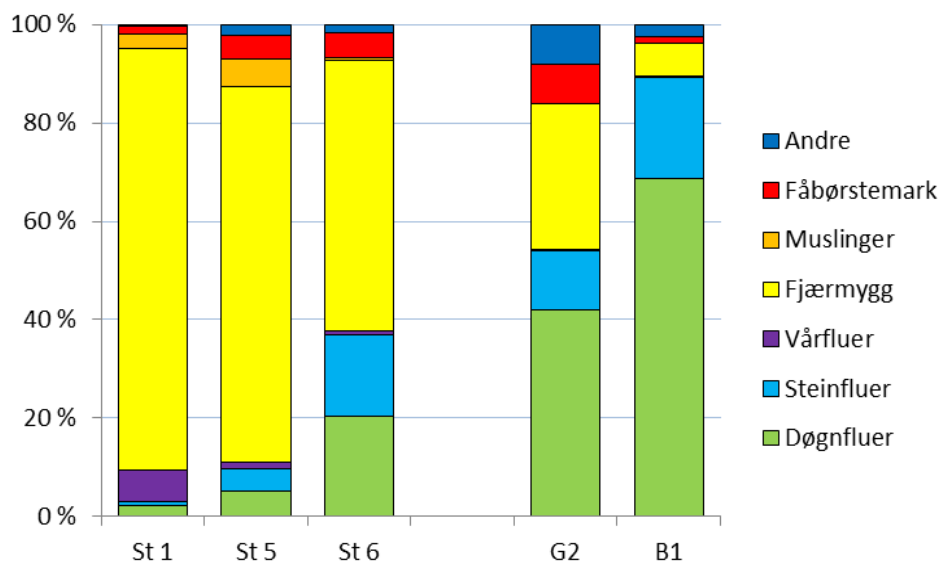
Larver av insekter dominerte bunnfaunaen, men også småmuslinger og fåbørstemark var viktige. På stasjonene i Usteåne dominerte larver av fjærmygg, i de to sideelvene Geilobekken og Bardøla dominerte larver av døgnfluer (Fig. 2). De to øverste tersklene hadde et stort innslag av nettspinnende vårfluer og småmuslinger. Disse filtrerer ut partikler produsert i ovenforliggende innsjø og fra stilleflytende parti. Dette var særlig tydelig på stasjon 1 hvor det var et betydelig innslag av det planktoniske krepsdyret gelekreps (*Holopedium gibberum*).

Generelt var bunndyrfaunaen artsrik og med mange EPT-arter, og dette ble reflektert i ganske høye EPT og ASPT-verdier (Tabell 2). Alle de undersøkte lokalitetene hadde ASPT-verdiene over 6, altså god økologisk tilstand, men det var klar organisk påvirkning på stasjon 6. Det var høy tetthet av døgnfluene *Baëtis rhodani* og *Alainites muticus* og steinfluer fra slekten *Amphinemura*. Disse artene er relativt tolerante mot organisk forurensning, og opptrer ofte i stor tetthet ved svak til moderat belastning.

Dette antyder at elva og sideelvene er noe påvirket av menneskelig aktivitet. Store mengder fjærmygg og begroing (trolig sopp med bakterievekst) ved de to nedre tersklene i Usteåne viser det samme. Stasjon 6, nederste terskel, hadde den laveste ASPT-verdien, men lå fortsatt i kategorien «god økologisk tilstand». Tilstedeværelsen av flere følsomme arter av blant annet steinfluer førte til at indeks-verdiene for bunndyr ble høye, til tross for synlig forekomst av betydelig begroing av antatt sopp og bakterier. De vurderingene som her er gjort er basert på innsamling ett år, og den økologiske tilstandsvurderingen i denne delen av vassdraget bør følges videre opp, spesielt mtp. vannføring og variasjon i vannføringen.

Larver av fjærmygg består av mange arter og er ofte antallsmessig den dominerende bunndyrgruppa i rennende vann uten at det er et avvik fra forventet naturtilstand. Fig. 3 synliggjør forholdet mellom andre viktige grupper som ofte er mindre i antall, men med større biomasse enn fjærmygg. Her vises det tydelig at andelen av filtrerende dyr som nettspinnende vårfluer og småmuslinger avtar nedover med avstanden fra innsjøer. Andelene av døgnfluer og steinfluer tiltar, og det er forårsaket av en svak organisk anrikning som fører til økning i individantall av artene *B. rhodani* og *A. muticus* samt steinfluer fra slekten *Amphinemura*.

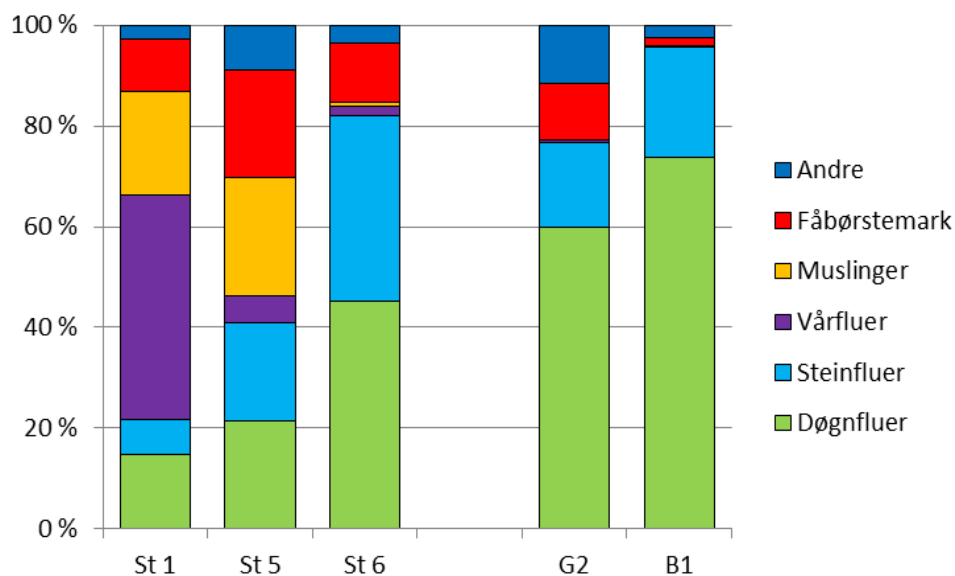
Sideelvene hadde høye ASPT-verdier, der indeksen viste at Bardøla hadde svært god økologisk tilstand. Begge elvene var imidlertid dominert av døgnfluen *B. rhodani* og steinfluen *Amphinemura* sp.



Figur 2. Antallsbasert fordeling av bunndyr på hovedgrupper i prosent for tre terskler i Usteåne ved Geilo og i Geilobekken og Bardøla i oktober 2013.

Tabell 2. EPT og ASPT verdier for tre terskler i Usteåne ved Geilo og i Geilobekken og Bardøla i oktober 2013.

Geilo	Terskler			Bekker	
	T 1B	T 5	T 6	Geilobekken	Bardøla
EPT	14	18	17	17	15
ASPT	6,58	6,81	6,21	6,75	7,20



Figur 3. Antallsbasert fordeling av bunndyr på hovedgrupper utenom fjærmygg i prosent for tre terskler i Usteåne ved Geilo og i Geilobekken og Bardøla i oktober 2013.

4.2 Fisk

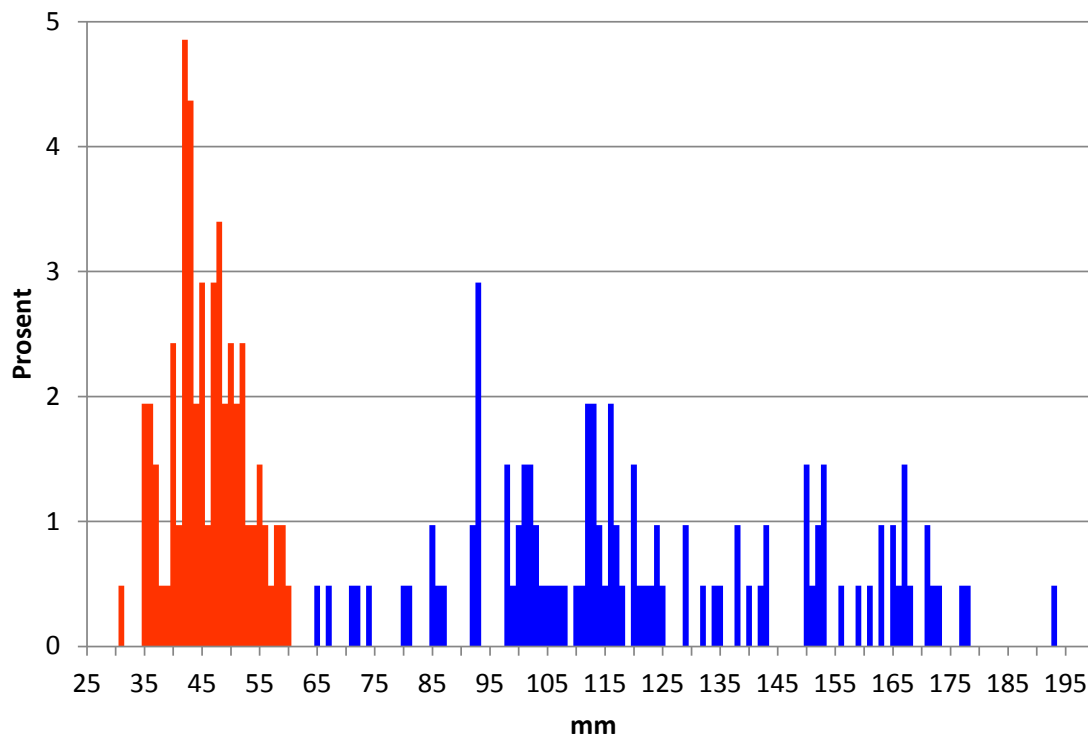
Det ble til sammen funnet tre fiskearter i oktober 2013 ; ørret, ørekyt og røye. Av sistnevnte art ble det kun funnet ett individ på stasjon 4 i meget dårlig tilstand. (og denne var særdeles mager og trolig døden nær). Ørret ble funnet på alle stasjonene, både i tilløpsbekker og i hovedelva. Ørekyt ble bare påvist på stasjonene i hovedelva, og ikke i Geilobekken eller i Bardøla.

Det ble fanget tilsammen 206 ørret på stasjonene i tilknytning til tersklene i hovedelva, stasjon 1-6. Disse var i hovedsak mellom 31 og 200 mm (Fig. 4). Største årsunge (0+) målte 60 mm og gjennomsnittslengden til 0+ var $45,9 \pm 1,3$ mm. I tillegg ble det fanget to større ørret på henholdsvis 260 og 280 mm. Nedenfor samløp med Bardøla ble det på stasjon 7 fanget 16 ørret som var mellom 61 og 210 mm. To av disse var årsunger.

I Bardøla (stasjon B1) ble det fanget seks ørret mellom 80 og 195 mm. Det ble her ikke fanget årsunger. I Geilobekken ble det til sammen fanget 27 ørret som målte fra 72 til 184 mm. I tillegg ble det fanget to årsunger på 39 og 48 mm utenom stasjonsområdet.

Det ble fanget til sammen 62 ørekyt i Usteåne. Disse var mellom 50 og 86 mm.

På strekningen mellom Ustedalsfjorden og samløpet mellom hovedelva og Bardøla er terskelkrona ved Geilo bro eneste oppvandringshinder. I Bardøla er det fri vandring langt opp i sidevassdraget. I Geilobekken er det etablert et 40 m langt rør som går under veien. I røret var vannhastigheten på 125 cm/s den 4.10.13. Om dette er et endelig vandringshinder eller ikke er usikkert da ørretbestanden oppstrøms og nedstrøms var noenlunde likt sammensatt. Det vurderes som sannsynlig at ørret kan hoppe fra nedenforliggende kulp og vandre gjennom røret på gunstige vannføringer i Geilobekken, men dette bør dokumenteres.



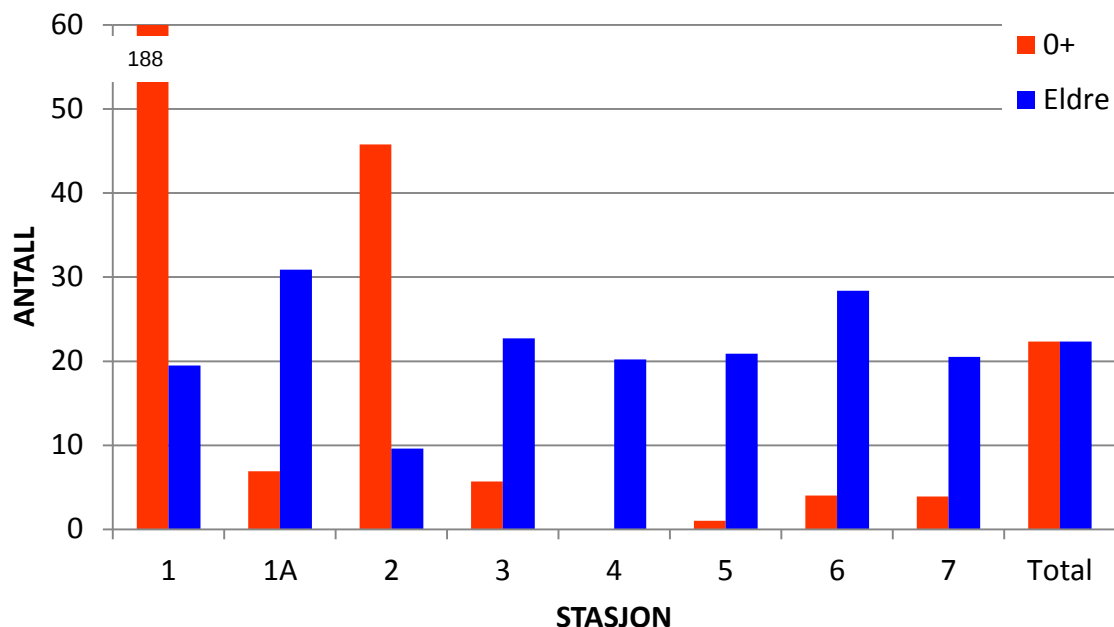
Figur 4. Prosentvis lengdefordeling av ørretunger fanget på stasjon 1-6 i Usteåne ved Geilo i 2013. Rød farge indikerer årsunger. N= 206 fisk.

Tabell 3. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m² ± 95% K.I.) av ørret og ørekyt stasjoner i Usteåne, Bardøla og Geilobekken i oktober 2013.

Art	Ørret		Ørekyt
	Areal m ²	0+/100 m ²	Eldre/100 m ²
Hovedelv; Totalt	661	22,4±3,1	22,4±1,2
Stasjon 1	30	188±18	19,5
Stasjon 1A	58	6,9	30,9
Stasjon 2	91	45,7±20,0	9,6±3,1
Stasjon 3	132	5,7±5,4	22,7±3,0
Stasjon 4	60	0	20,2±0,8
Stasjon 5	87	1,2±0	24,0±3,6
Stasjon 6	101	4	28,2±1,5
Stasjon 7	102	3,9	20,5
Bekker:			
Bardøla; B1	105	0	8,5
Geilobekken; G1	50	0	50,7
Geilobekken; G2	66	0	22,6

Tettheten av ørret var gjennomgående høy på alle stasjoner i hovedelva, Tabell 3 og Fig. 5. Det ble beregnet tetthet av ørretunger eldre enn årsunger på ca 20 ørret/100 m² på de fleste stasjonene. På st. 1 og St. 2 ble det funnet svært høye tettheter av årsunger. Alt tyder på at ørret har god rekruttering i forbindelse med de undersøkte tersklene.

I Geilobekken ble det funnet høye tettheter av eldre ørretunger, men ikke ørekyt. To årsunger av ørret ble påvist utenfor stasjonene i Geilobekken. I Bardøla ble det funnet moderat tetthet av eldre ørretunger, men ikke årsunger eller ørekyt.



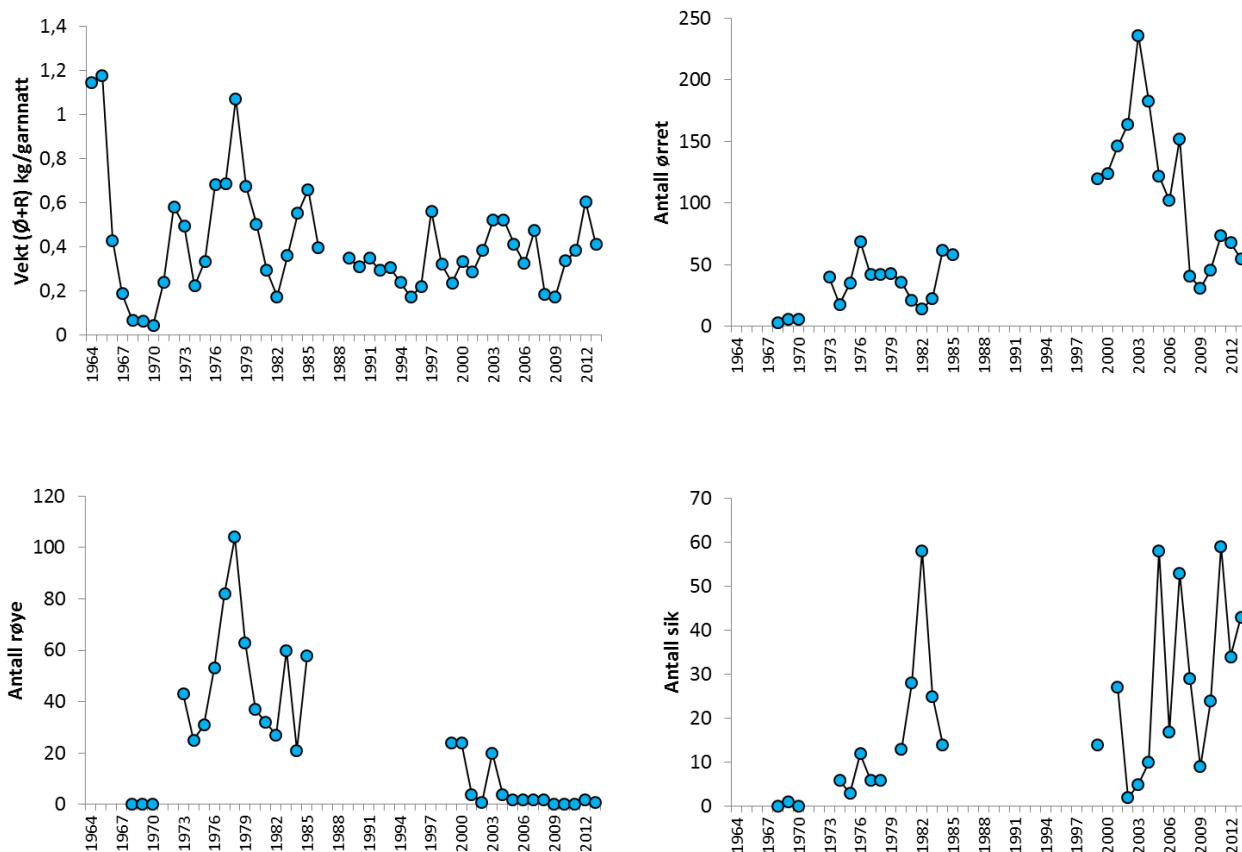
Figur 5. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) av 0+ og eldre ørretunger på åtte stasjoner i Usteåne ved Geilo i 2013.

4.3 Fiske

Fiske i Ustedalsfjorden i perioden 1964 – 2013 er vist i Fig. 6. Det er i perioden 1968-1973 fisket med maskevidde 45 mm, 1974-1984 med 39 mm og 1985-2007 med 35 mm. Fra 2008 og fram til 2013 ble det igjen fisket med 39 mm.

Vekt pr. garnnatt var ca 1,15 kg for ørret, røye og sik tilsammen i 1964 og 1965 (før regulering), mens fangstmengden sank betydelig de første årene etter regulering. Antall fisk for de årene det er data fra var også lavt fram til første del av 1970 tallet. Vekt/garnnatt ser ut til å ligge på 0,3-0,8 kg i perioden fra midten av 1970 tallet og fram til i dag.

Selv om det er stor variasjon i antall fisk i fangstene, så tyder lite på at fangsttallene for ørret er redusert de seinere årene, verken for ørret eller sik.



Figur 6. Garnfiske i Ustedalsfjorden i perioden 1964-2013. Data fra Geilo grunneigarlag ved Arne Dokken. I perioden 1964-1967 er ikke antall fisk notert, kun antall garnnetter og vekt pr. garnnatt. A: Antall kg fisk/ garnnatt av ørret, røye og sik til sammen. B-D: Antall ørret, røye og sik fanget totalt.

Det mest iøynefallende er imidlertid de ekstremt lave fangsttallene for røye, som etter år 2000 har vært nærmest fraværende. Flere uttalelser fra lokalt hold tyder på det samme, både i selve Ustedalsfjorden, i Veslefjorden og i Slåttehølen.

Det er tatt opp en betydelig mengde ørekyte med ruser i vassdraget i løpet av de siste 15 årene (Mykkeltvedt pers. medd.).

5. Referanser

- Armitage PD, Moss D, Wright JF, Furse MT. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. og Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology* 53: 327-350.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.

Vedlegg 1. Påviste arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT-arter) fra tre terskler i Usteåne ved Geilo og i Geilobekken og Bardøla i oktober 2013.

Geilo 2-3. okt 2013	Terskler			Bekker	
	T 1B	T 5	T 6	Geilobekken	Bardøla
EPHEMEROPTERA					
<i>Alainites muticus</i>	-	84	1200	80	212
<i>Ameletus inopinatus</i> (små)	-	-	-	-	76
<i>Baëtis rhodani</i>	252	1100	696	5150	4620
<i>Caenis</i> sp. (små)	4	-	-	-	-
<i>Centroptilum luteolum</i>	-	-	4	-	-
<i>Ephemerella aurivillii</i>	-	36	92	-	-
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	4	48	28	-	8
<i>Leptophlebia marginata</i>	4	-	-	-	-
<i>Leptophlebia</i> sp. (små)	4	-	-	-	-
PLECOPTERA					
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	48	68	280	80	176
<i>Amphinemura</i> sp. (små)	36	852	1120	720	1160
<i>Brachyptera risi</i>	-	4	-	348	52
<i>Capnia atra</i>	-	-	-	28	-
<i>Capnia</i> sp.	16	68	-	-	8
<i>Capnopsis schilleri</i>	-	-	-	12	-
<i>Diura nanseni</i>	-	4	11	1	9
<i>Isoperla grammatica</i>	12	136	188	4	4
<i>Leuctra fusca</i>	1	4	8	176	4
<i>Leuctra hippopus</i> (små)	-	-	4	64	-
<i>Leuctra nigra</i>	-	-	-	-	4
<i>Nemurella pictetii</i> (? små)	-	-	-	8	-
<i>Protonemura meyeri</i>	-	-	12	36	4
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	-	-	-	-	4
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	12	4	1	-	-
Ubestemte (meget små)	-	20	20	-	40
TRICHOPTERA					
<i>Hydroptila</i> sp.	12	4	4	-	-
<i>Lepidostoma hirtum</i>	-	4	-	4	-
Leptoceridae indet	8	36	-	-	-
Limnephilidae, indet.	-	-	-	-	1
<i>Micrasema</i> sp.	-	-	4	-	-
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	564	48	-	-	-
<i>Oxyethira</i> sp.	-	-	24	-	-
<i>Philopotamus montanus</i>	-	-	-	2	-
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	-	-	-	4	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	176	24	24	-	-
<i>Rhyacophila nubila</i>	44	200	28	24	24
<i>Sercostoma personatum</i>	-	4	-	-	-
<i>Silo pallipes</i>	-	-	-	4	-

Vedlegg 2. Påviste arter og grupper av øvrige bunndyr fra tre terskler i Usteåne ved Geilo og i Geilobekken og Bardøla i oktober 2013.

Geilo 2-3. okt 2013	Terskler			Bekker	
	T 1B	T 5	T 6	Geilobekken	Bardøla
HYDRA	240	48	96	-	-
TURBELLARIA	-	8	8	20	8
NEMATODA	-	24	4	220	-
OLIGOCHAETA					
<i>Eiseniella tetraedra</i>	4	12	1	16	-
Ubestemte	180	1240	520	960	96
Ubestemte kokonger	40	20	40	8	-
HIRUDINEA					
<i>Glossophonia complanata</i>	-	1	-	-	-
GASTROPODA					
<i>Gyraulus acronicus</i>	16	-	8	-	-
<i>Radix balthica</i>	12	20	16	-	-
LAMMELIBRANCA					
<i>Pisidium</i> sp.	376	1390	40	-	-
CRUSTACEA					
Cladocera ubestemte	-	8	-	-	8
Copepoda, Cyclopoida	28	12	-	12	-
Copepoda, Harpacticoida	-	4	-	40	-
<i>Daphnia</i> sp.	4	-	-	-	-
<i>Eurycerus lamellatus</i>	8	-	-	-	-
<i>Holopedium gibberum</i>	1040	-	-	-	-
Ostracoda ubestemte	16	28	4	600	60
HYDRACARINA	20	44	64	16	44
COLEOPTERA					
<i>Elmis aenea</i> (larver)	-	-	20	28	-
DIPTERA					
CERATOPOGONIDAE	-	-	-	16	-
CHIRONOMIDAE	10880	19240	5440	3680	480
EMPIDIDAE	-	444	28	204	28
EPHYDRIDAE	-	-	-	8	-
LIMONIDAE					
<i>Dicranota</i> sp.	-	1	4	20	4
PSYCODIDAE					
<i>Pericoma</i> sp.	-	-	-	52	1
Ubestemte	-	-	-	32	-
SIMULIIDAE					
Larver	4	16	12	624	84
Eggklyser	16	148	1	8	-
TIPULIDAE					
<i>Tipula</i> sp.	-	-	-	1	-
Ubestemt, larve	-	-	-	-	1
Ubestemt, puppe	-	-	-	-	1
OSTEICHTHYES					
<i>Salmo trutta</i> (0+)	-	-	-	1	-

Fiskeribiologisk undersøkelse i Rødungen i Ål og Nore-Uvdal kommuner

Åge Brabrand, Svein Jakob Saltveit, Henning Pavels og Trond Bremnes



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Publiseringsform:

Trykket og elektronisk (pdf)

Forfattere:

Åge Brabrand, Svein Jakob Saltveit, Henning Pavels og Trond Bremnes

Sitering:

Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Pavels, H. og Bremnes, T. 2012. Fiskeribiologisk undersøkelse i Rødungen i Ål og Nore-Uvdal kommuner. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 17, 28 s.

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-029-6

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i ny rapportserie ved Naturhistorisk museum, men gis samtidig fortløpende nummer i LFI's opprinnelige rapportserie.

LFI rapport nr. 297 (ISSN 0333-161X).

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

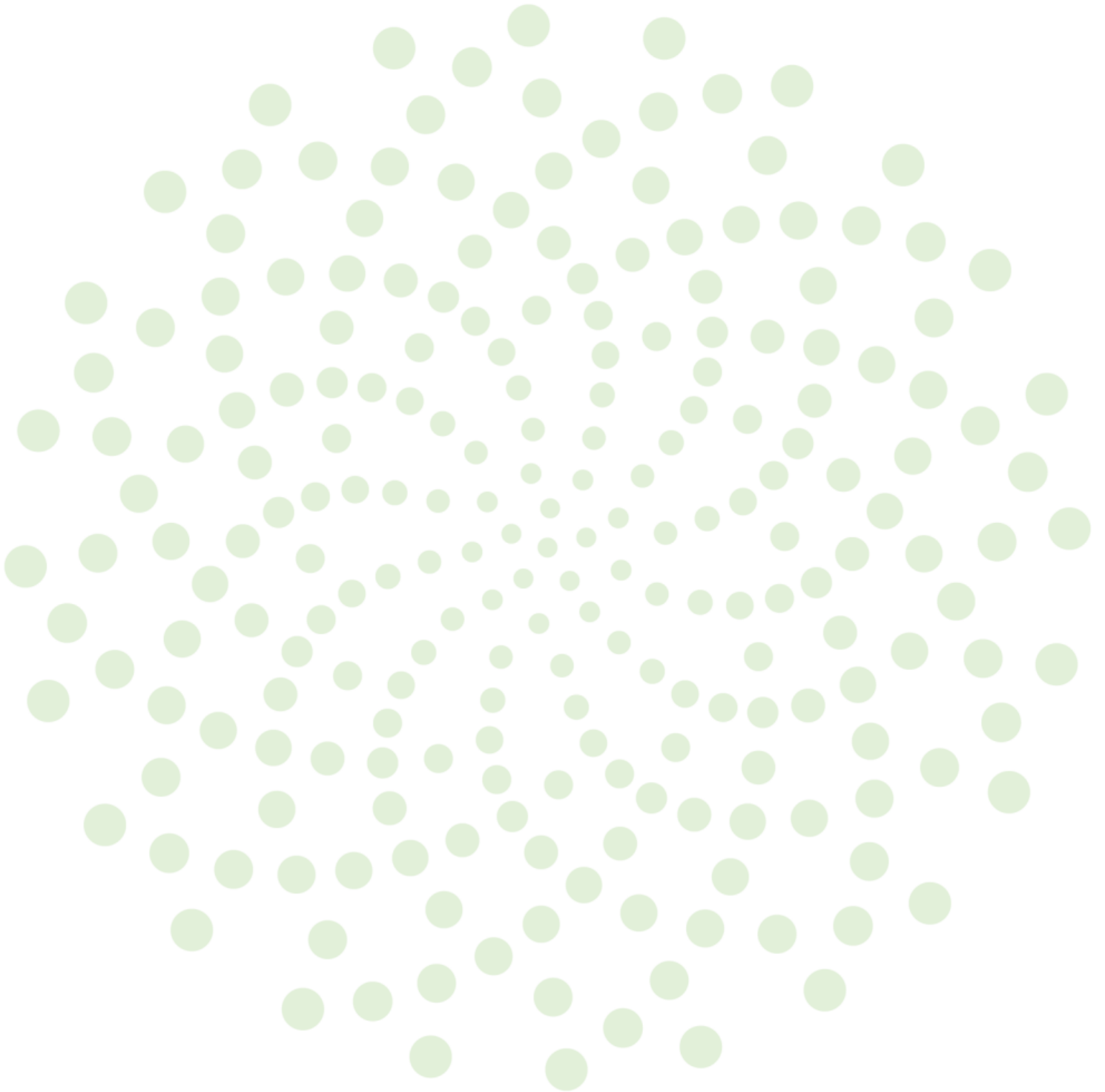
Forsidebilde: Henning Pavels



Fiskeribiologisk undersøkelse i Rødungen i Ål og Nore- Uvdal kommuner

Åge Brabrand, Svein Jakob Saltveit,
Henning Pavels og Trond Bremnes





Antall sider og bilag: 28 sider		Tittel Fiskeribiologisk undersøkelse i Rødungen i Ål og Nore- Uvdal kommune	
		Forfatter(e)/ enhet: Åge Brabrand (NHM) Svein Jakob Saltveit (NHM) Henning Pavels (NHM) Trond Bremnes (NHM)	
Rapportnummer: 17	Gradering: Åpen	Prosjektleder: Svein Jakob Saltveit	Prosjektnummer: 280155
ISSN 1891-8050	Dato: 2012-05-01	Oppdragsgiver(e): E-CO Vannkraft AS	
ISBN 978-82-7970-029-6		Oppdragsgiversref. Bjørn Otto Dønnum	

Sammen drag:

Rødungen i Ål og Nore-Uvdal kommuner inngår i Uste-Nes reguleringen i Hallingdal. Før reguleringen var Rødungen kjent for å være et godt ørretvann. Etter regulering er det i tillegg til ørret etablert bestander av sik, ørekyt og røye. Rødungen bærer preg av å være et gammelt reguleringsmagasin. Undersøkelsen i 2011 hadde som mål å dokumentere fiskeribiologisk status etter at det ble foretatt endringer i mengde og alder på utsatt fisk i 2006, til dagens pålegg på 15.000 stk. 1-årig ørret. Det foregår beskatning med garn og sportsfiskeredskap, primært etter ørret. Fisket forvaltes noe ulikt i søndre og nordre del. Føring av fangststatistikk er mangelfull, og fiskere skiller ikke mellom utsatt fettfinneklippet ørret og vill ørret. Dagens beskatning på garn tar trolig primært fiskepisende ørret.

Strandsonen er preget av vannstandsvariasjon, og næringstilbudet for fisk er begrenset. Det viktige krepsdyret skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) ble funnet i en ørret, men skjoldkrepsbestanden antas å være lav. Ørretens kondisjon var relativt dårlig, og inntaket av næringsdyr fra strandsonen var begrenset. Selv om enkelte ørret ikke var fettfinneklippet (23 av et totalt materiale på 85 ørret), konkluderes det på grunnlag av vekstmønsteret at all ørret tatt under prøvefiske i 2011 var utsatt ørret. Ørreten i Rødungen vurderes derfor å ikke ha egen rekruttering, verken i tilløpsbekker eller i strandsonen i selve magasinet. Det ble heller ikke tatt gytemoden ørret under prøvefiske, noe som ikke uten videre lar seg forklare. Sammenliknet med 2003 var det dårligere vekst hos ørret. Røye og sik hadde bestander med egenrekruttering. Begge artene er typisk planktonspisere, og har derfor betydelig bedre næringsgrunnlag enn ørret.

Det anbefales en nærmere utredning om årsaksforhold knyttet til fravær av gytemoden fisk og fravær av rekruttering hos ørret. Kvaliteten på fisk som settes ut bør vurderes. To mulige gytebekker bør vurderes for eventuell utlegging av gytegrus.

Ørretbestanden i Rødungen er i dagens situasjon avhengig av utsettinger. Kondisjonen på ørret under 28 cm var lav, noe som tyder på at bestanden av ørret er for høy i forhold til næringsgrunnlaget. Det anbefales at utsettingsantallet reduseres noe.





Forord

Rødungen i Ål og Nore-Uvdal kommuner inngår i Uste-Nes reguleringen i Hallingdal etter at Oslo Lysverker (E-CO Vannkraft AS) ble gitt konsesjon i 1962.

Før reguleringen var Rødungen kjent for å være et godt ørretvann. Etter regulering er det etablert bestand av sik, ørekyt og røye, og Rødungen bærer preg av å være et gammelt reguleringsmagasin.

Den foreliggende undersøkelse har som mål å dokumentere fiskeribiologisk status etter at det ble foretatt endringer i mengde og alder på utsatt fisk i 2006, til dagens pålegg på 15.000 stk. 1-årig ørret.

Oslo 30. april 2012

Svein Jakob Saltveit



Innhold

1.	INNLEDNING	11
1.1.	MANDAT	11
2.	METODIKK	11
2.1.	VANNKJEMI.....	11
2.2.	BUNNDYR OG ZOOPLANKTON.....	12
2.3.	GARNFISKE	12
2.4.	ELEKTROFISKE.....	12
3.	RESULTATER	13
3.1.	VANNKJEMI OG SIKTEDYP	13
3.2.	PLANKTON	14
3.3.	BUNNDYR	14
3.4.	PRØVEFISKE	15
3.5.	LENGDEFORDELING.....	16
3.6.	ALDERSSAMMENSETNING OG VEKST	18
3.7.	KJØNNSFORDELING OG KJØNNSMODNING	18
3.8.	KJØTTFARGE.....	21
3.9.	KONDISJON	21
3.10.	ERNÆRING.....	22
3.11.	NATURLIG REKRUTTERING	24
3.12.	FANGSTOPPLYSNINGER.....	24
4.	KOMMENTARER	25
4.1.	BUNNDYR OG PLANKTON	25
4.2.	FISK.....	25
4.3.	FANGSTUTBYTTE UNDER PRØVEFISKE.....	26
4.4.	REGULERINGSEFFEKTER PÅ FISK	27
4.5.	VURDERING AV TILTAK.....	28
5.	LITTERATUR	29

1. Innledning

Rødungen Sør ligger i Ål og Nore og Uvdal kommuner i Buskerud og ble regulert i 1962. Reguleringen innebar stenging av Rødungselva (utløp) og en overføring av vann til Usta kraftstasjon som har avløp til Hallingdalselva ved Strandafjorden. Vann fra Ustevann kan føres til Rødungen via Usta kraftstasjon. Rødungen har en regulerings høyde på 13,5. Det må derfor forventes rimelig stabile forhold når det gjelder effekter av regulering. Vannet er tidligere undersøkt, senest i 2003.

Det var opprinnelig bare ørret i Rødungen, men ved overføring fra Ustevann finnes nå sik, røye og ørekyt. Fiskesamfunnet består derfor i dag av fire arter. Det er et pålegg om utsetting av ørret. Dette har vært endret fra opprinnelig ca. 40 000 ørretyngel årlig på 1960-tallet. Fra 1980-tallet og fram til 2005 ble det satt ut 5 000 stk. 2-somrige settefisk av ørret årlig. Fra 2006 har det blitt satt ut 15 000 stk. 1-årige ørretunger fra Tunhovdstammen årlig. All utsatt fisk skal merkes ved finnekipping.

Siste endring er gjort på grunnlag av undersøkelsen i 2003 som konkluderte med at en akseptabel ørretbestand var helt avhengig av regelmessige utsetninger. Dette pålegget skulle vurderes etter fem år.

Det foregår beskatning med garn og sportsfiskeredskap, primært etter ørret, med maskevidder fra 35 til 52 mm. Det tas en del større ørret, og ørret på flere kilo tas årlig (Enerud 2003).

1.1. Mandat

Hensikten med undersøkelsen i Rødungen er beskrevet av fylkesmannen i Buskerud (brev av 19. januar 2011). For at bestandene og effektene av regulering skulle kunne vurderes over tid var det ønskelig med et opplegg for undersøkelsene og prøvetakning som ved tidligere undersøkelser. Målsetting var undersøkelsen var å:

- Kartlegge bestandsstatus
- Vurdere effekten av utsettingspålegget
- Kartlegge naturlig rekruttering
- Kartlegge avkastningen

2. Metodikk

2.1. Vannkjemi

Det ble tatt vannprøver i de to hovedbassengene, samt siktedyp med Secchi-skive. Følgende parametre ble målt: pH, tot-N, Tot-P, TOC, kalsium, turbiditet, farge, ledningsevne.

2.2. Bunndyr og zooplankton

Bunndyr ble samlet inn i strandsonen nær dammen i sørøstenden. Innsamling av bunndyr ble foretatt med rotehåv, der en del bunnmateriale fra et område med steinbunn ble rotet opp med foten og samlet inn. Det ble benyttet en innsamlingstid på 2 minutter. Materialet ble fiksert og senere sortert på laboratoriet. De fleste grupper ble artsbestemt.

Dyreplankton ble samlet inn ved fire vertikale håvtrekk (håv diameter 25 cm, maskevidde 90 μm) fordelt på to trekk i hvert basseng. Vannlopper (Cladocera) ble bestemt til art eller slekt.

2.3. Garnfiske

Det ble fisket med standard Jensenserie utvidet med maskeviddene 10 og 16 mm bunn garn (til sammen 10 garn á 25 x 1,5 meter). Garna ble satt enkeltvis fra land og rett ut. Garna fisket fra kveld til påfølgende morgen. Det ble fisket med til sammen 7 bunn garnserier, dvs. til sammen 70 garnnetter spredt over hele innsjøen, Fig. 1.

Det ble satt en flyte garnserie på 4 flyte garn (6 x 25 m, maskevidder: 19.5, 29, 35 og 39 mm).

Fiskens lengde ble målt i mm fra snute til naturlig utstruktet halespiss, og fiskens vekt avlest i gram på digital vekt. Skjell og otolitter (ørestein) ble benyttet for bestemmelse av alder og vekst. Veksten ble tilbakeberegnet for ørret og sik (Dahl 1910). Lengde ved fangst er tatt med som siste års tilvekst. Røya ble aldersbestemt, men vekst ble ikke tilbakeberegnet.

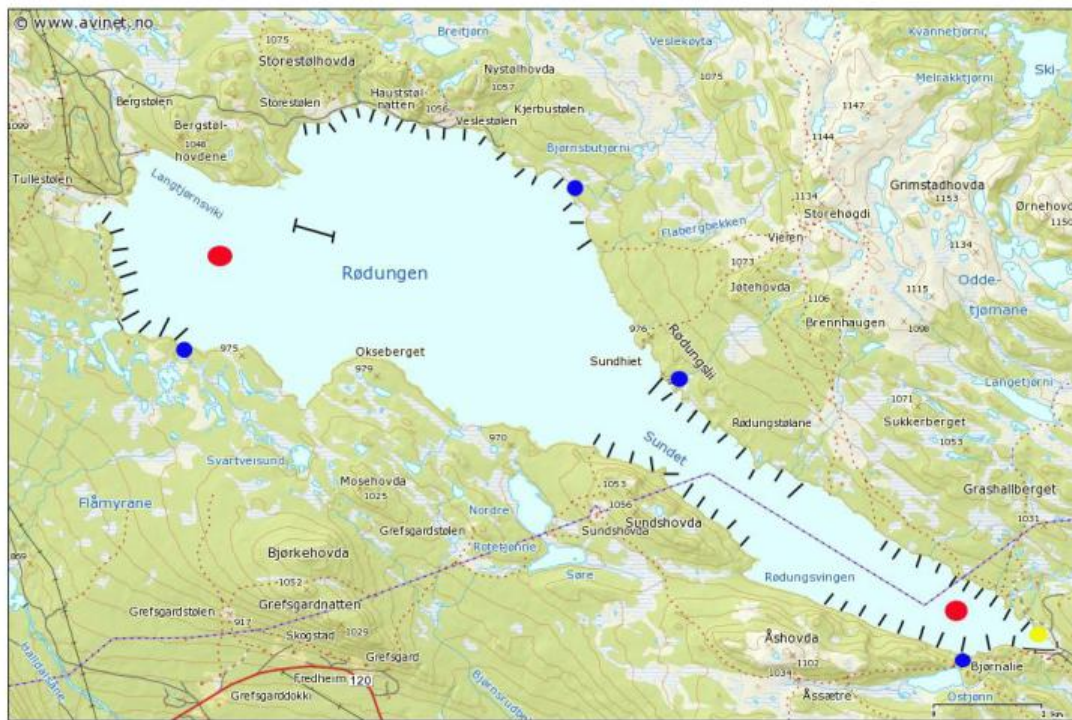
Kjønn ble bestemt og stadium vurdert fra en skala på 1 til 7. Stadium 1 og 2 er umoden fisk, dvs. fisk som ikke skal gyte kommende gyteperiode. Stadium 3 til 5 er stigende modningsgrad av rogn og melke hos fisk som skal gyte inneværende sesong. Stadium 6 er gyteklar og stadium 7 er utgytt fisk. Fargen på fiskekjøttet ble vurdert i tre kategorier; rød, lyserød og hvit. Magesekk ble konservert på 70 % etanol for senere bestemmelse. Magefylling og ernæring ble angitt på skala fra 0-12; tom mage ble satt til 0 mens 12 er sterkt utspilt magesekk. De ulike næringsdyrene ble gitt poeng iht. andel av magefylling.

Kondisjonsfaktoren ble beregnet, $K = V(g) \times 100 / L^3 (cm)$, som er et uttrykk for fisken kvalitet. Lav verdi (< 1,0) angir mager fisk, mens høy verdi (>1,0) angir fisk med god kondisjon.

2.4. Elektrofiske

For undersøkelse av fisk på innløpsbekker og i strandsonen ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ingeniør Paulsen. Apparatet leverer kondensatorpulser med spenning ca. 1600 V og frekvens 80 Hz. Feltinnsamling ble foretatt i september 2011 under gode forhold.

Det ble fisket i fire bekker og i strandsonen nær disse. Lokalteter er vist i Fig. 1.



Figur 1. Kart over Rødungen i Ål og Nore-Uvdal kommuner, med avmerkete områder for garnfiske (—), planktontrekk (●), bunndyr (●), og elektrofiske (●) i september 2011.

3. Resultater

3.1. Vannkjemi og siktedyp

De vannkemiske målingene er vist i Tab. 1, der det er vist svært lavt innhold av næringsalter, og med pH verdier mellom 6,3 og 6,7. Det er derfor ingen tegn til sure forhold for fisk eller bunndyr.

Siktedypet ble målt til 10,1 og 9,2 m, og må betegnes som typisk for norske høvfjellsjøer.

Tabell 1. Resultater fra vannkemiske målinger fra Rødungen 31.8-1.9.2011.

ELEMENT	Enheter	Syd vest ende	Syd vest ende	Ved dam	Ved dam
N-total	mg/l	0,1	0,15	0,15	0,18
P-total	mg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
TOC	mg/l	26,2	7,74	3,27	44,6
Fargetall	mg Pt/l	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Turbiditet	FNU	0,67	0,7	0,98	0,85
pH		6,68	6,34	6,59	6,74
Ledningsevne (konduktivitet)	mS/m	1,86	1,85	1,81	1,8
Ca	mg/l	2,13	2,17	2,07	2,14
Siktedyp	m	10,1		9,2	
Farge		Lys grønn		Lys grønn	

3.2. Plankton

Dyreplanktonsamunnet var artsfattig, og i de pelagiske områdene var det total dominans av hoppekreps, vesentlig små cyclopoide copepoda. Av vannlopper ble *Daphnia* funnet med andel av 11 %. *Bythotrephes longimanus* ble funnet i mageprøver hos fisk, men ikke påvist i vertikale prøver tatt i de frie vannmassene uavhengig av land.

I horisontale trekk nær land var prøvene totalt dominert av *Daphnia* (98 %), mens hoppekreps og *Bythotrephes longimanus* ble funnet med en andel på 1 % hver.

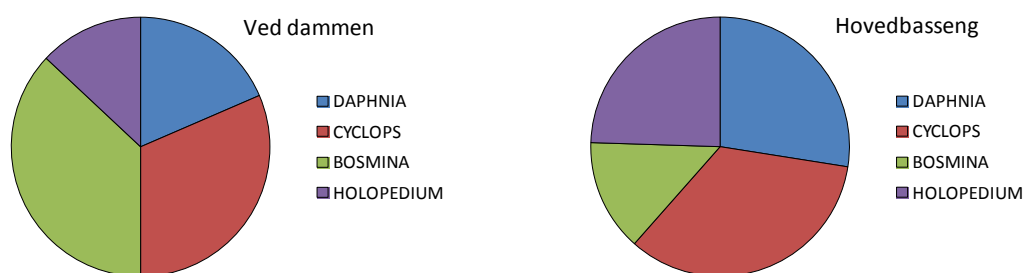


Fig. 2. Sammensetning av dyreplankton samlet inn med håvtrekk i Rødungen i september 2011.

3.3. Bunndyr

I strandsonen ble det funnet et bunndyrsamfunn som er typisk for gamle høyfjellsmagasiner, med dominans av fåbørstemark og fjærmygg (tabell 2). Vårfluer og døgnfluer var fraværende, mens det ble funnet noen få individer av steinfluer fra slekten *Nemoura*. Det ble også funnet store mengder av linsekreps som er et viktig næringsdyr for fisk i reguleringsmagasiner.

Tabell 2. Arter og grupper av bunndyr i strandsonen i Rødungen (sydøst) i september 2011.

NEMATODA	12
OLIGOCHAETA	1250
COLLEMBOLA	4
PLECOPTERA	
<i>Nemoura</i> sp.	8
DIPTERA	
CHIRONOMIDAE	
Larver	900
Pupper	60
TIPULIDAE	
<i>Tipula</i> sp.	12
EPHYDRIDAE	2
MUSCIDAE	1
CRUSTACEA	
<i>Eurycercus lamellatus</i>	1000
Chydoridae ubestemte	1450
Ostracoda ubestemte	1330

3.4. Prøvefiske

Resultatet av prøvefiske med 7 bunngarnserier var: 85 ørret, 43 røye og 15 sik, samt 20 ørekyt. På flytegarnserien ble det kun tatt 1 røye. Fangst pr. garnnatt viser gjennomgående lave fangster av alle tre arter (Tabell 3).

Størst utbytte av antall ørret ble tatt på maskevidde 19.5 mm, mens det i vekt var størst utbytte på 22.5 mm.

På flytegarn ble det ikke tatt ørret eller sik, kun ei røye på 397 g på maskevidde 39 mm.

Av 85 ørret var 23 ikke finneklippet, og derved i utgangspunktet vurdert som villfisk. Under vurderingen av vekstforløpet ble det konkludert med at disse overveiende sannsynlig også var utsatt fisk. Disse var enten ikke finneklippet, eller hadde regenerert fettfinne.

Det ble derfor konkludert med at all ørret i fansten var utsatt fisk, og at ingen var villfisk, dvs. naturlig rekruttert.

Tabell 3. Fangstresultat ved prøvefiske i strandsonen i Rødungen i september 2011. Det er benyttet 7 bunngarnnetter pr. maskevidde og 1 flytegarnnetter pr. maskevidde.

Bunngarn mm	Ørret pr. garnnatt			Røye pr. garnnatt			Sik pr. garnnatt		
	Antall	Vekt	Gj. vekt	Antall	Vekt	Gj. vekt	Antall	Vekt	Gj. vekt
10	0,14	9,3	65,0	0,00	0,0	-	0,00	0,0	-
16	2,14	81,5	38,1	2,14	91,0	42,5	0,14	4,9	34,3
19.5	4,14	267,3	64,5	1,00	66,4	66,4	0,14	6,8	47,7
22.5	3,86	350,1	90,8	0,86	86,5	100,9	0,29	34,7	121,4
26	0,86	125,1	146,0	1,00	158,6	158,6	1,14	153,3	134,2
29	0,29	19,2	67,3	0,29	17,7	61,9	0,29	48,2	168,9
35	0,29	78,7	275,5	0,86	336,2	392,2	0,00	0,0	-
39	0,29	123,3	431,5	0,00	0,0	-	0,14	42,1	294,4
45	0,14	122,9	860,0	0,00	0,0	-	0,00	0,0	-
52	0,00	0,0	-	0,00	0,0	-	0,00	0,0	-
Totalt pr. serie	12,14	1177,40		6,14	756,33		2,14	290,04	

Flytegarn mm	Ørret pr. garnnatt			Røye pr. garnnatt			Sik pr. garnnatt		
	Antall	Vekt	Gj. vekt	Antall	Vekt	Gj. vekt	Antall	Vekt	Gj. vekt
19.5	0	0	-	0	0	-	0	0	-
29	0	0	-	0	0	-	0	0	-
35	0	0	-	0	0	-	0	0	-
39	0	0	-	1	397,5	397,5	0	0	-

3.5. Lengdefordeling

Ørret fra ca 16 -23 cm utgjorde den vesentlige delen av materialet (Fig. 3). Av 85 ørret var kun 6 større enn 26 cm. Materialet av røye fordelte seg fra 12-37 cm. De fleste sik i materialet var mellom 25 og 30 cm, og største sik var 31,6 cm (Fig. 3).

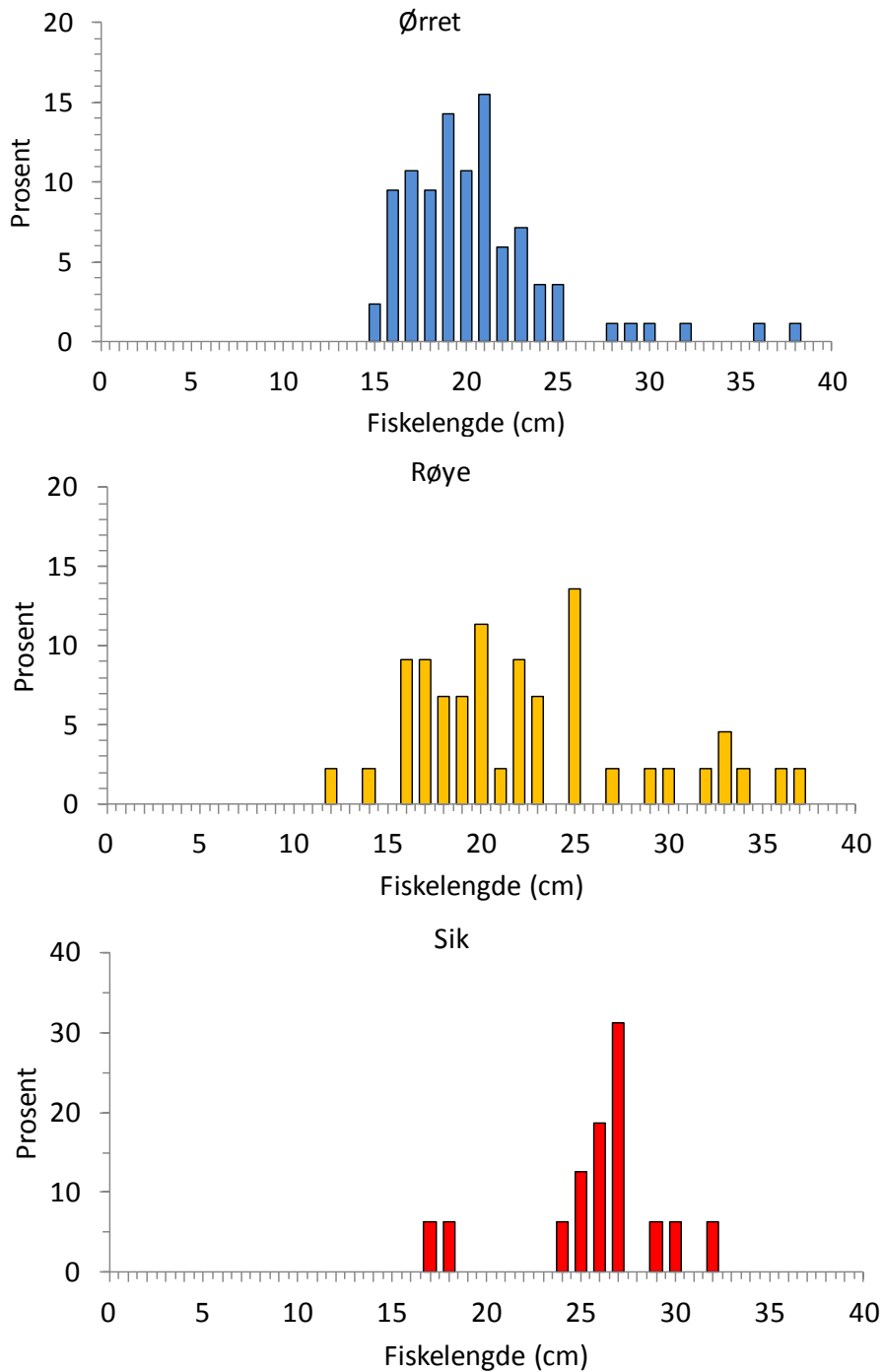


Fig. 3. Lengdefordeling av ørret (n=85), røye (n=43) og sik (n=15) tatt under prøvefiske i Rødungen i september 2011.

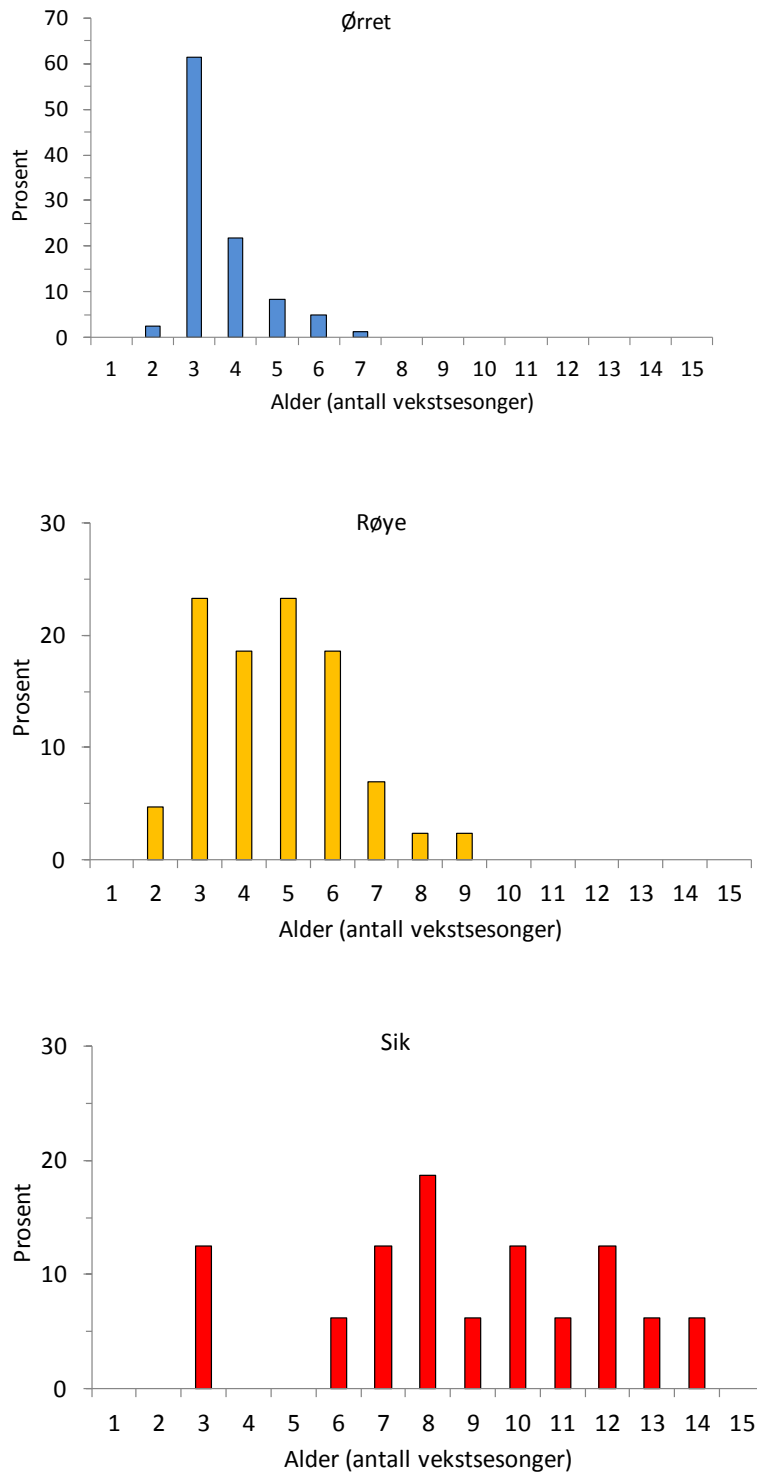


Fig. 4. Aldersfordeling av ørret (n=85), røye (n=43) og sik (n=15) tatt under prøvefiske i Rødungen i september 2011.

3.6. Alderssammensetning og vekst

Den 1-årige ørreten som settes ut er klekket i januar og føret fram til utsetting i juli (noen også i september) året etter. Fisken har da første år levd en vinter og en hel vekstsesong, og videre vekst i anlegg fram til juli/ evt. september det året de settes ut.

Fangsten av ørret besto av fisk fra 2 til 7 år (vekstsesonger), med dominans av fisk med 3 vekstsesonger (2 vintersonger, hvorav 1 vinter i anlegg), (Fig. 4). De med 2 vekstsesonger er derfor tatt det året de er satt ut. Fra 3 til 7 vekstsesonger (2-6 vintersonger) var det jevnt fallende forekomst, noe som antyder jevn årlig dødelighet, men desidert størst dødelighet fra tredje til fjerde vekstsesong (Fig. 4).

Fangsten av røye var dominert av fisk med 3-6 vekstsesonger, og eldste fisk hadde hatt 9 vekstsesonger (Fig. 4). Materialet av sik besto av mye eldre fisk, med jevn forekomst av individer med 6 til 14 vekstsesonger. Av fisk yngre enn 6 vekstsesonger ble det bare tatt fisk med 3 vekstsesonger.

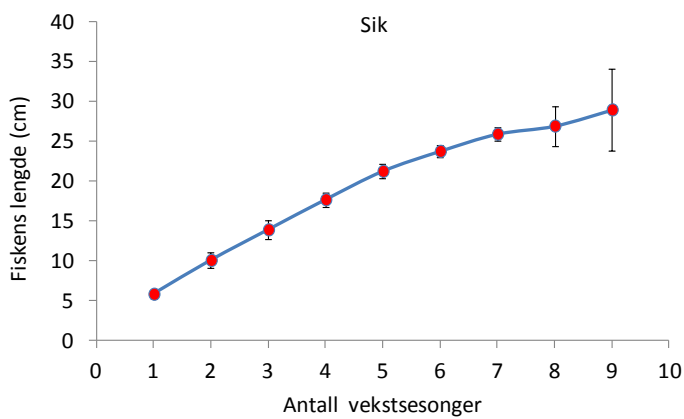
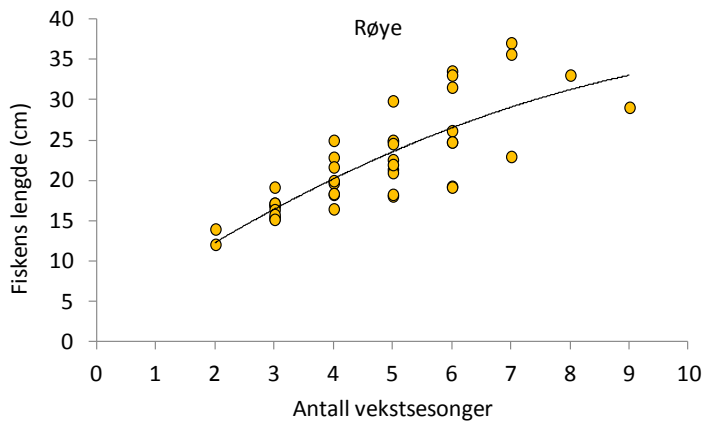
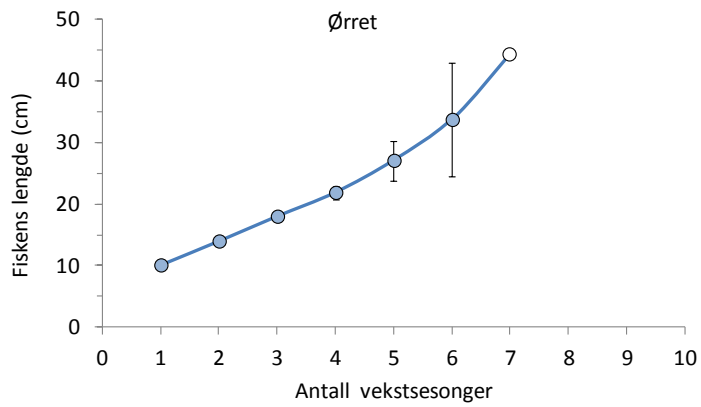
Vekst hos ørret, røye og sik er vist i Fig. 5. For ørret er utsetningsstørrelsen tilbakeberegnet til 10,1 cm (95 % K.L. $\pm 0,4$). Deretter er det en årlig tilvekst på ca 4 cm. Det er ikke tegn til vekststagnasjon. Noen få individer med god vekst med 6 og 7 vekstsesonger drar kurven opp, og antyder at enkelte individer kan slå over på fiskediett med økt årlig tilvekst.

For røye og sik er det jevn vekst og ikke typisk vekststagnasjon, men for sik avtagende vekst etter 7 vekstsesonger 25,9 cm (95 % K.L. $\pm 0,83$) (Fig. 5). For røye ble det ikke foretatt tilbakeberegning, men det fremgår av Fig. 5 at det var stor variasjon i individuell vekst. For røye med 6 vekstsesonger varierte lengde fra 19,1 til 33,5 cm.

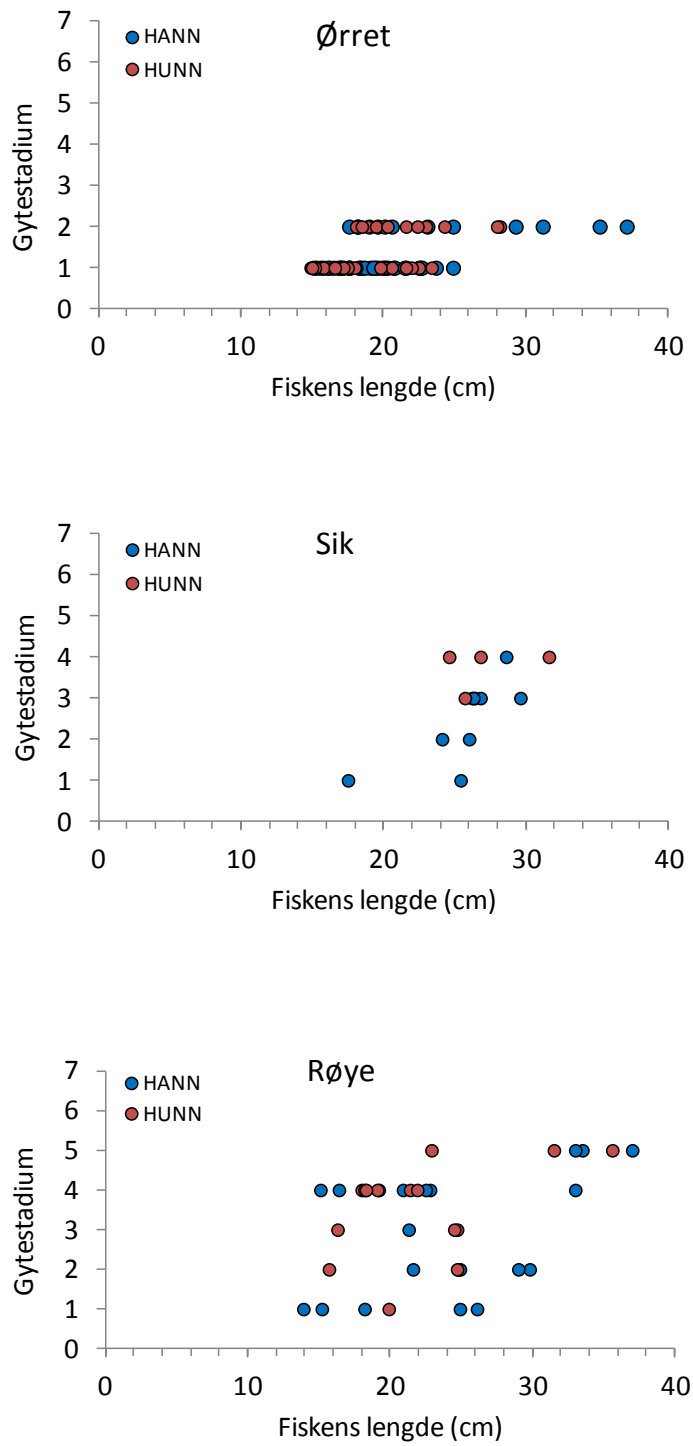
3.7. Kjønnfordeling og kjønnsmodning

I materialet av ørret ble det ikke påvist individer som skulle gyte kommende høst. Det ble kun påvist ørret i stadium 1 og 2, for begge kjønn (Fig. 6). Med prøvefiske i september burde gytere være lett å påvise, og det er med en viss undring at gytere ikke ble påvist i materialet. Det ble heller ikke fanget eller observert gytere i bekker.

For røye ble det påvist hanner fra lengde ca 14 cm og hunner fra ca 18 cm som skulle gyte kommende høst. For sik var tilsvarende både hunner og hanner kjønnsmodne fra ca 25 cm.



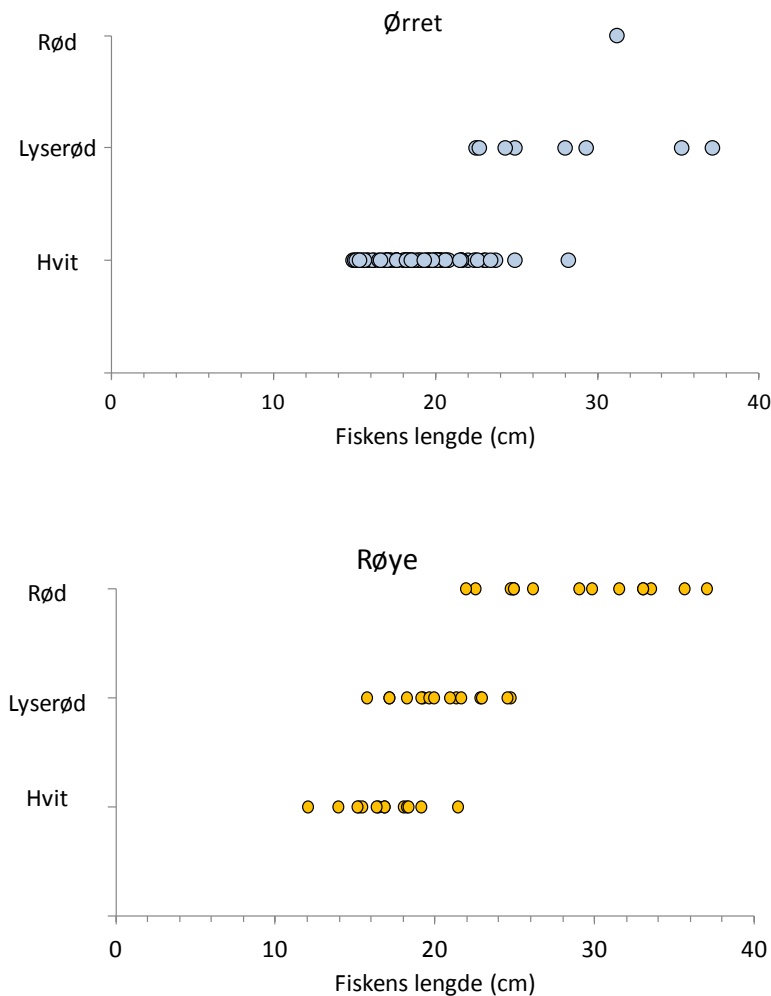
Figur 5. Vekst hos ørret (tilbakeberegnet), røye (empirisk) og sik (tilbakeberegnet) tatt under prøvefiske i Rødungen i sept. 2011.



Figur 6. Kjønnsmodning hos ørret, sik og røye tatt under prøvefiske i Rødungen i september 2011.

3.8. Kjøttfarge

Ørret i Rødungen hadde lyserød kjøttfarge ved lengde større enn ca 23 cm, og kun én ørret på 31,2 cm hadde klar rødfarge (Fig. 7). For røye inntraff lyserød kjøttfarge ved lengde ca 16 cm og rød kjøttfarge fra 22 cm.

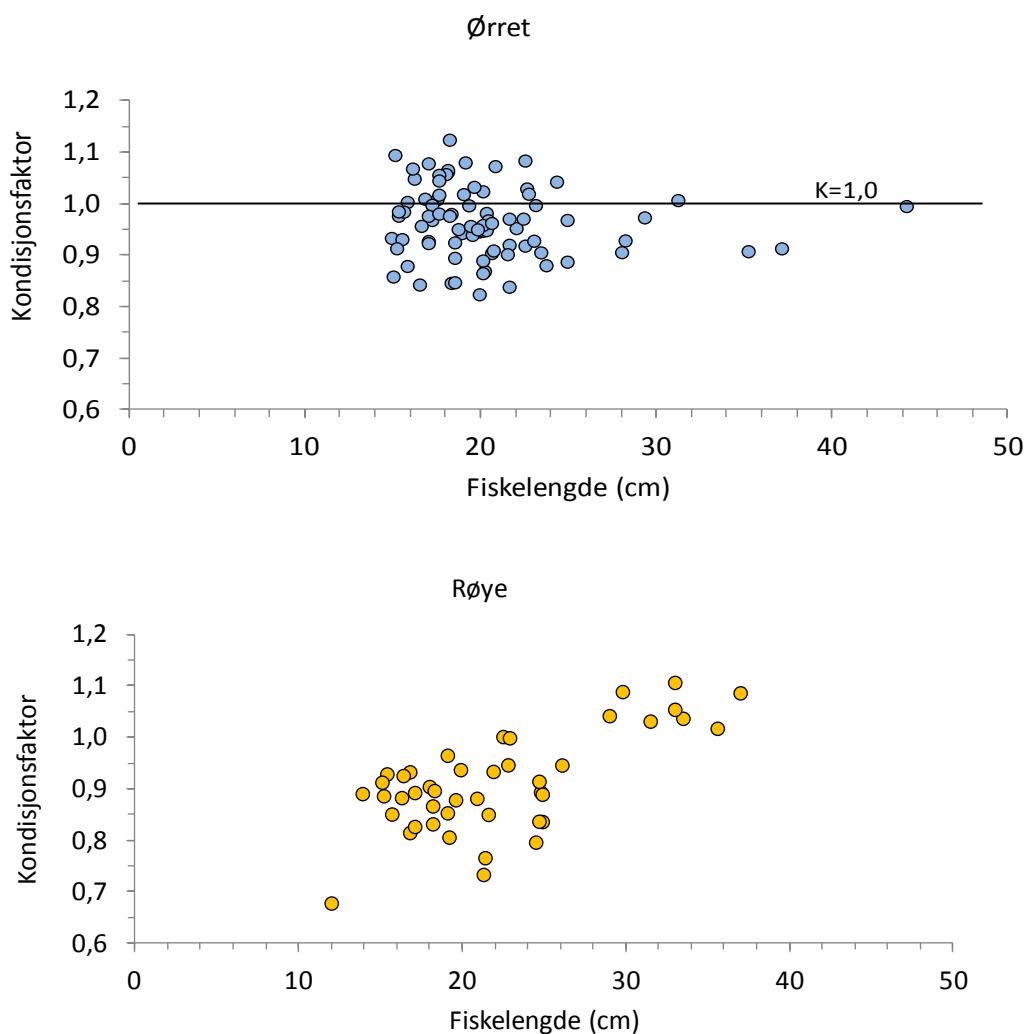


Figur 7. Kjøttfarge hos ørret og røye tatt under prøvefiske i Rødungen i september 2011.

3.9. Kondisjon

For ørret var det gjennomgående dårlig kondisjon for en stor del av materialet, og det var ingen sammenheng mellom fiskens kondisjon og fiskens lengde. Gjennomsnittlig K-faktor var 0,97, se Fig. 8. En stor del av materialet hadde en k-faktor mellom 0,82 og 0,90, noe som er lavt sett i lys av at innsamlig ble foretatt i september, dvs. på slutten av en vekstsesong og at ingen fisk skulle gyte kommende høst.

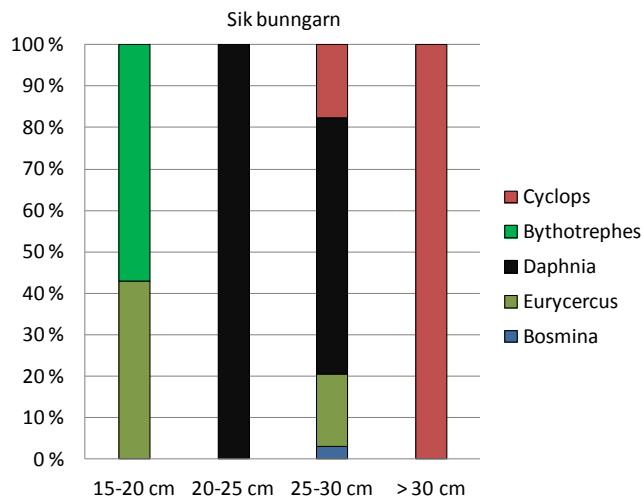
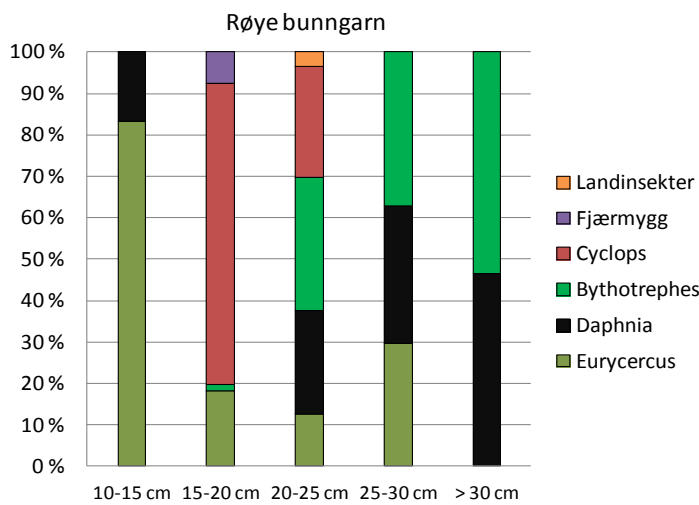
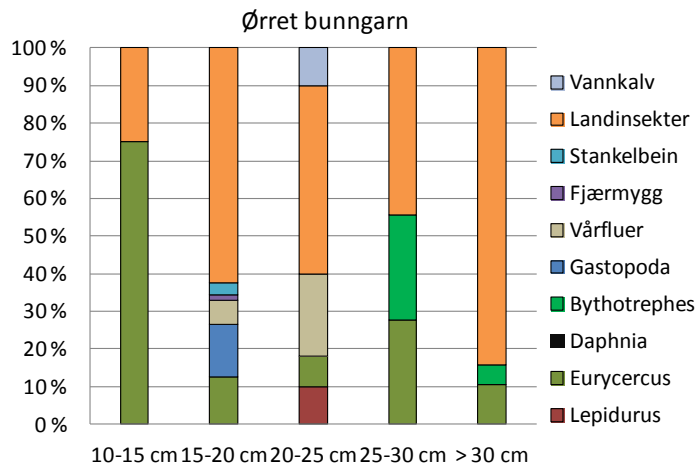
For røye var det en klar sammenheng med økende K-faktor og økende fiskelengde.



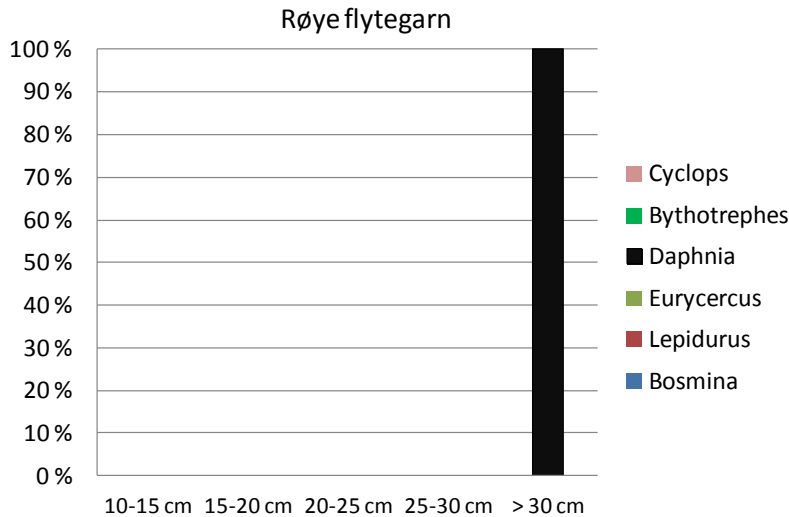
Figur 8. Kondisjon hos ørret og røye tatt under prøvefiske i Rødungen i september 2011.

3.10. Ernæring

Ørretens næring besto av all hovedsak av landinsekter, *Bythotrephes* og linsekreps for de fleste lengdegrupper (Fig.9). Skjoldkreps (*Lepidurus*) ble påvist i lengdegruppen 20-25 cm. Næringsopptaket tyder på relativt sparsomt næringstilbud i stransonen, idet få bunndyr herfra inngikk i dietten. For røya tatt på flytegarn ble bare *Daphnia* påvist (Fig.10).



Figur 9. Volumprosent av ulike næringsdyr hos ørret, røye og sik tatt på bunngarn i Rødungen i september 2011.



Figur 10. Volumprosent av ulike næringsdyr hos røye (n=1) tatt på flytegar i Rødungen i september 2011.

3.11. Naturlig rekruttering

Det ble ikke påvist ville rekrutter av ørret i strandsonen på de undersøkte lokalitetene. I tilløpsbekken fra Ostjønn ble det fanget 3 ørret, alle 10-11 cm og ikke fettfinneklippet. Alt tydet imidlertid på at de likevel var utsatt fisk, og utsatt samme år. I Bjørnsbubekken og bekk i nordvest ble det, foruten ørekyt, påvist to ørret, begge 18 cm og fettfinneklippet. Det konkluderes derfor med at det ikke ble påvist villrekruttert ørret i Rødungen under feltarbeidet i 2011.

3.12. Fangstopplysninger

I Rødungen har fire grunneiere rett til å fiske med garn i nordre basseng (nordre del), mens 40 grunneiere har rett til å fiske i søndre basseng (søndre del). Det fiskes med maskevidde 40-45 mm i nordre basseng og opp til 52 mm i søndre. Flytegar benyttes ikke. Resultatene fra 2011 fra nordre basseng (ikke fangststatistikk) er gitt i tabell 4 og fra søndre basseng i tabell 5.

Tabell 4. Fangstopplysninger fra nordre basseng i Rødungen, tatt på garn av grunneiere i 2011. Det er ikke ført fangststatistikk. Tallene er oppgitt på grunnlag av erindring (vekt i kg).

	Antall	Vekt i kg	
		Total	Snitt vekt
Ørret	26	38	1,460
Sik	27	32	1,180
Røye	5	2	0,400

Det ble fanget 20 ørret over 1 kg og største ørret var 4,5 kg. Da det ikke var kjent at utsatt ørret var fettfinneklippet, ble ørret ikke spesielt undersøkt. Det opplyses at minst tre var fettfinneklippet.

I søndre basseng er det 40 grunneiere. Fisket med garn er bortleid til to hyttelag. Både i 2010 og 2011 foreligger det fangstoppgave fra fem fiskere, se tabell 5. Det var små forskjeller i fangst av ørret

mellom 2010 og 2011. I 2011 ble det fanget langt færre sik enn i 2010, mens det i 2011 ble fanget flere røye.

Tabell 5. Fangstopplysninger fra søndre basseng i Rødungen, tatt på garn av fem grunneiere i 2010 og 2011 (vekt i kg).

	ØRRET			SIK			RØYE		
	Antall	Vekt	Snitt vekt	Antall	Vekt	Snitt vekt	Antall	Vekt	Snitt vekt
2010	130	81,1	0,624	104	30,4	0,292	23	10,5	0,457
2011	128	82	0,641	59	18,7	0,317	45	22,2	0,493

Det er ikke kjent hvor mange garn som benyttes, verken i nordre eller søndre basseng.

4. Kommentarer

4.1. Bunndyr og plankton

Av bunndyr i strandsonen ble det funnet relativt få grupper, med dominans av fåbørstemark og fjærmygg. Strandsonen må angis å være preget av vannstandsvariasjon, og næringstilbudet for fisk er her derfor begrenset. Imidlertid er det forekomst av linsekrep, et viktig næringsdyr for ørret i gamle reguleringsmagasiner.

4.2. Fisk

På bakgrunn av prøvefiske i 2011 må ørreten i Rødungen vurderes ikke å ha (påvisbar) egen rekruttering, verken i tilløpsbekker eller i strandsonen i selve magasinet. Dette til tross for at enkelte bekker er vurdert til å ha gytemuligheter. Selv om det var enkelte individer i materialet som ikke var fettfinneklippet, tydet vekstmønsteret på at dette likevel var fisk fra anlegg. De få ørretene som ble fanget under elektrofiske i bekk fra Ostjønn var heller ikke fettfinneklippet, men hadde finneslitasje som viste at dette med stor sannsynlighet var utsatt fisk.

Ørretens kondisjon var relativt dårlig, og inntaket av næringsdyr fra strandsonen var begrenset. I nærvær av planktonspisende sik og røye vil derfor ørret ikke ha stor mulighet til å foreta næringsvandring ut de frie vannmasser pga. næringskonkurranse. Sammenliknet med 2003 var det dårligere vekst i 2011, og veksten var relativ lik den funnet i 1976, selv om størrelsen ved utsetting var større i 2011.

Røye og sik hadde bestander med egenrekruttering, og det var relativt gamle individer til stede hos sik, yngre hos røye. Begge artene er typisk planktonspisere, og har derfor betydelig bedre næringsgrunnlag enn ørret. Dietten hos begge viste da også et betydelig innslag av plankton fra de frie vannmassene.

Dette betyr også at det produktive arealet for ørret på den ene siden, og sik og røye på den andre, vil være forskjellig. Det produktive arealet for ørret vil være strandnære områder, dvs. et belte langs land, mens hele magasinarealet vil være det produktive arealet for røye og sik.

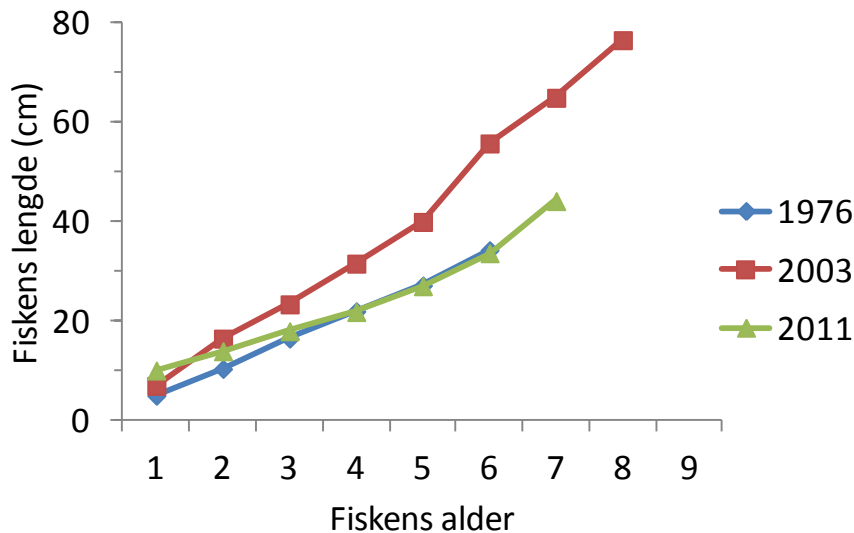


Fig. 11. Tilbakeberegnet vekst hos ørret i 1976, 2003 og 2011.

Det er et tankekors at det ikke ble påvist rekrutter i noen av innløpsbekkene, at det ikke ble påvist villfisk i bestanden, og at det heller ikke ble påvist kjønnsmoden ørret. Antall og størrelse på innløpsbekker er begrenset, og flere er vurdert å kunne tørke ut i tørre somre og også fryse til i kalde vintre med lite snø. Den opprinnelige utløpselva som nå er stengt var opplagt den ene viktige gytelokaliteten. Muligens vil det år om annet være gytemuligheter i Bjørnsbubekken.

4.3. Fangstutbytte under prøvefiske

Fangstutbytte under prøvefiske med bunngarn (antall fisk/bunngarnserie og natt) var høyere i 2011 enn i 2003, men langt mindre enn det fanget i 1976 (Fig. 12). I 2011 ble det tatt 12,1 ørret pr. garnserie og natt, mens det i 1976 ble tatt 23,7 og i 2003 tatt 7,2 ørret pr. garnserie og natt. Fangstene av sik og røye var også noe høyere i 2011 enn i 2003, men betydelig lavere enn i 1976.

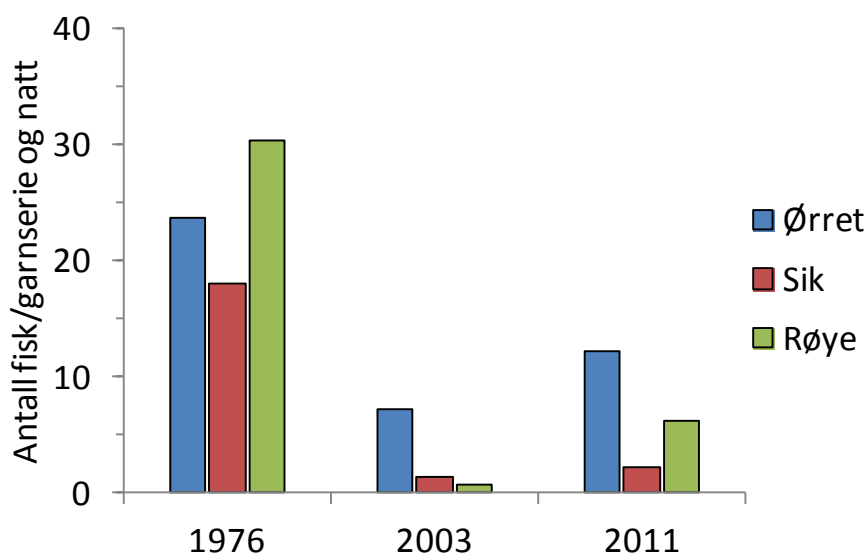


Fig. 12. Antall fisk tatt pr. bunngarnserie og natt i 1976, 2003 og 2011.

Lengdefordelingen av ørret tatt under prøvefiske i 2011 viste kun ytterst få fisk over 28 cm. Når beskatningen med garn skjer med maskevisse 40 mm eller større, vil dette beskatte kun en svært liten del av den totale ørretbestanden. Sannsynligvis skjer beskatningen på garn kun på den delen av ørretbestanden som har slått over på fiskediett. Det bør angis at denne delen av ørretbestanden er lett å overbeskatte med garn.

4.4. Reguleringseffekter på fisk

Fiskesamfunnet i Rødungen består av ørret, røye, sik og ørekyt. Reguleringshøyden og oppfylling så sent som i begynnelsen av august (Fig. 13) tilsier lav produksjon av næringsdyr i strandsonen. Bunndyrsamfunnet i 2011 viste også fravær av større insektlarver, snegl og marflo, og dominans av fåbørstemark og fjærmygglarver. Linsekreps ble påvist i strandsonen. Den vesentligste delen av næringsdyrproduksjonen for fisk vil, foruten linsekreps i strandsonen, foregå i de frie vannmassene i form av zooplankton, der viktige grupper/arter som *Daphnia* sp. og *Bythotrephes longimanus* ble påvist både i håvtrekk og i mageinnholdet hos fisk.

Hos ørret besto næringen mye av overflateinsekter, linsekreps, *Bythotrephes longimanus*. Det viktige krepsdyret skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) ble funnet i en ørret. Dette næringsdyret er relativt frittstående og har stor toleranse for store reguleringshøyder, bare eggene som legges på grunt vann blir vanddekket tidlig nok slik at klekking, vekst og ny egglegging kan skje i løpet av sommer og høst. Skjoldkreps er særlig attraktivt for fisk, og blir relativt lett nedbeitet dersom det er tett fiskebestand.

Den sene fyllingen av Rødungen (juli) fører til at eggene til skjoldkreps vanddekket sent på sommeren. Skjoldkreps ble funnet i en ørret i 2011, og den ble ikke påvist i undersøkelsen i 2003 (Enerud 2003). Mye tyder derfor på at skjoldkrepsbestanden er svært lav og at manøvreringen er en begrensende faktor. Ørekyt er funnet å være en viktig predator på larvestadiet (Borgstrøm et al. 1985), og ørekyt i Rødungen kan også være en begrensende faktor for skjoldkreps.

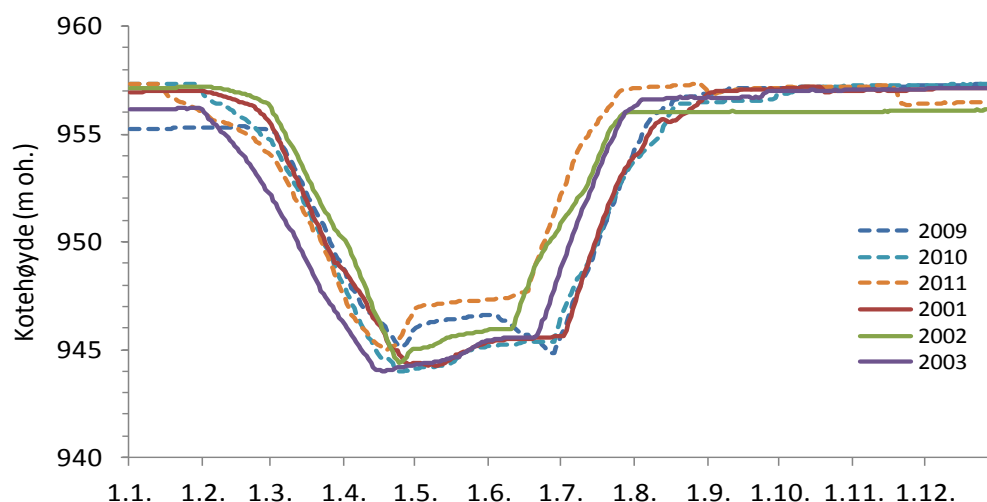


Fig. 13. Vannstand i Rødungen sør i to 3 års perioder: 2001-2003 og 2009-2011 (stiplet).

For sik og røye vil produksjonen av zooplankton i magasinet kunne utnyttes bedre enn av ørret, da disse artene er mer typiske planktonspisere. I nærvær av sik og røye vil ørret ha en svært ugunstig situasjon når det gjelder næringsdyr, med stor næringskonkurransen fra sik og røye om zooplankton,

og med liten næringsdyrproduksjon i strandsonen pga. regulering. Her vil linsekreps, skjoldkreps og overflatenæring være viktig næring for ørret. Imidlertid vil enkelte få ørret kunne slå over på fiskediett, dvs. ørekyt, småsik og smårøye, og disse vil kunne oppnå betydelig vekst og størrelse, noe jevnlig fangst av større ørret bekrefter. Dette vil likevel være en ytterst liten andel av den totale ørretbestanden. Det kritiske her vil være overgangen til å ete fisk, og tilgjengeligheten av større næringsdyr som ørekyt, skjoldkreps, smårøye og småsik vil her være en viktig faktor.

Det ble ikke funnet villrekruttert ørret under prøvefiske i 2011, selv om en del ørret ikke var finneklippet. Den tilsynelatende forklaringen er at utløpselv er stengt og at innløpsbekkene er lite egnet for gyting. Det er likevel underlig at ingen av ørretene tatt i 2011 hadde utviklete gonader, dvs. ikke kjønnsmodne. Med stor dødelighet de første årene etter utsetting som 1 årig ørret, ingen naturlig rekruttering og fravær av kjønnsmodning bør kvaliteten på fisk som settes ut vurderes.

I 2003 ble det funnet *en* kjønnsmoden ørret av et totalmateriale på 43 ørret og 82 % av fangsten besto av 2 og 3 år gammel fisk. Heller ikke i 2003 ble det påvist naturlig rekruttert ørret, og all ørret bar preg av å være utsatt. Forholdene i 2003 var derfor svært lik den funnet i 2011, dog med unntak av noe større fangstutbytte og også betydelig dårligere vekst og kondisjon hos ørret i 2011. Den omlegging av utsettingsalder som skjedde i 2005 ser derfor ikke å ha endret verken stor dødelighet på utsatt fisk de første årene eller kjønnsmodning, mens vekst og kondisjon er betydelig dårligere i 2011 sammenliknet med 2003. Det er sannsynlig at dette enten henger sammen med at tettheten av ørret har økt, dvs. utsettingsantallet i forhold til næringsgrunnet, eller med kvaliteten på utsatt fisk.

4.5. Vurdering av tiltak

Det er underlig at bestandssituasjonen med hensyn på vekst, kondisjon og kjøttfarge for ørret i 2011 var såpass dårlig, idet fangstutbyttet under prøvefiske ga lavere fangst sammenliknet med 1976. Økt tetthet som følge av endret utsettingspålegg kan derfor alene vanskelig forklare bestandsforholdene. Det kan spekuleres på om det nå har gått såpass lang tid etter regulering at sortering/sedimentering av løsmasser i reguleringssonen nå gir mer redusert siktedyp i perioder med vind når vannstanden er lav. En vannstand nær LRV store deler av sommeren vil ved mye vind kunne gi økt turbiditet, og ved akkumulering av finpartikkulært materiale langt ned i reguleringssonen vil turbiditet kunne øke i gamle magasiner, eksempelvis i Pålbufjorden (Brabrand et al. 2008). At redusert siktedyp i seg selv, uansett årsak, gir redusert fiskeproduksjon er vist i en rekke undersøkelser (Aass, 1978, 1986, Borgstrøm et al. 1992). Det er imidlertid uklart om vanntilførselen fra Ustevann og manøvreringen av dette magasinet i perioder påvirker vannkvaliteten i Rødungen. Det er imidlertid opplyst lokalt at episoder med lavt siktedyp faktisk oppstår, senest etter flom i juli 2011, men årsaken bør dokumenteres bedre.

1. Det anbefales derfor en nærmere utredning om årsaksforhold knyttet til den dårlige bestands-situasjonen for ørret, herunder dårlig kondisjon og fravær av rekruttering. Selv om det ikke kan forventes høy produksjon av ørret i et reguleringsmagasin i nærvær av både røye og sik, burde det være tilstede ørret med bedre kvalitet enn dagens bestand. Uansett om magasinet i Vannrammedirektivet blir klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) eller ikke, så bør det rettes fokus mot dagens antatte fravær av naturlig rekruttering. Videre anbefales en vurdering av kvaliteten på den ørreten som settes ut, herunder utvalg av fisk til stryking, forhold under eggutvikling, klekking og i anlegg fram til utsetting.
2. Potensiale for naturlig rekruttering i Rødungen er lavt, men to innløpsbækker med potensiale for gyting bør gjennomgås mtp. gytesubstrat og om det er vannføring hele året. Utlegging av

gytegrus kan være aktuelt. Det bør legges ut temperaturloggere for å dokumentere om bekkene tørrlegges i enkelte perioder.

3. Ørretbestanden i Rødungen er i dagens situasjon avhengig av utsetninger. Kondisjonen på ørret under 28 cm var lav, noe som tyder på at bestanden av ørret er for høy i forhold til næringsgrunnlaget. Det anbefales at utsettingsantallet reduseres. All utsatt ørret må fettfinneklippes.
4. Det bør utarbeides driftsplan, og det bør skaffes tilveie fangststatistikk. Det må skaffes oversikt over maskevidder og mengde garnnetter som benyttes.

5. Litteratur

- Aass, P. 1978. Tilslammingen av Hallingdalselva 1966-67: fisket i Ustedalsfjord og Strandafjord. (I. Gunnerød, T.B. og Mellquist, P. red.). Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. Foredrag og diskusjoner ved symposiet mai 1978, NVE og DVF, 1979.
- Aass, P. 1986. Utvidet senking i regulerte innsjøer – effekt på fisket. Fauna 39, 85-91
- Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S.J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). *Internat. Verein. Limnol.* 22: 2548-2552.
- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. And Solheim, J.T. 1992. Effects of siltation on resource utilization and dynamics of allopatric brown trout, *Salmo trutta*, in a reservoir. *Environ. Biol. Fishes* 34, 247-255
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J., Aass, P., Wollebæk, J., Heggenes, J. og Røed, K. 2008. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålsbufjorden. Hovedrapport. Rapp.Lab.Ferskvøkol.Innlandsfiske Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, 260, 75 s.
- Dahl, K. 1910. Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studier av deres skjæl, Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Enerud, J. 2003. Fiskeribiologiske undersøkelser i Rødungen sør, Ål og Nore-Uvdal kommuner, Buskerud fylke. Fisk og miljøundersøkelser, Rapport 2003, 23 s
- Quenild, T. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Uste-Nesvassdraget i 1976. Rapport fra Fiskerikonsulentent i Øst-Norge.

VEDLEGG 5

Plan for miljødesign

E-CO ENERGI AS / FORENINGEN TIL HALLINGDALSVASSDRAGETS REGULERING

Notat

www.e-co.no

Dato: 05.03.2018

Vår ref.: Strategi og
kommunikasjon/BOD/1210638-1

Side: 1 av 8

Vedlegg 5: Plan for miljødesign i Uste- og Hallingdalsvassdraget

I arbeidet med revisjon av vilkår i vassdraget er det identifisert ulike strekninger i vassdraget hvor det er høyt potensial for miljøforbedringer ved å gjøre endringer i de fysiske forholdene i elvene. E-CO har vært deltager i CEDREN og har arbeidet med metodikken som nå er kjent som **Miljødesign** (NINA, Temahefte 52). Miljødesignkonseptet er utviklet for laks, men med tilpasninger av metodikken vil konseptet også kunne brukes i innlandsvassdrag med ørret som den dominerende arten, som i Hallingdalsvassdraget. I tillegg finnes det røye og ørekyte i varierende mengder i ulike deler av vassdraget, og i den nedre delen er det gjedde som stammer fra utsetting i Krøderen på tidlig 1990-tallet.

Miljødesign er tuftet på kunnskapen om samspillet mellom de fysiske forholdene i et vassdrag (elvesubstrat, koblingen mellom elv og kantsoner, vannføring, temperatur osv.) og biologiske prosesser i elvene. Første delen av et prosjekt med miljødesign som metode er å skaffe data om de fysiske forholdene og de viktigste biologiske prosessene.

I Hallingdal er dette arbeidet startet, men det vil være behov for mer datainnsamling i enkelte deler av vassdraget. Dette gjelder for både fysiske forhold og for de biologiske prosessene. Første steg i en miljødesignanalyse vil være å se på eksisterende data og så supplere med data der det er behov. Arbeidet med å oppdatere kunnskapsgrunnlaget har pågått siden 2012, med økt innsats fra 2014. Datainnsamling og analyse vil kreve målrettet feltarbeid for å supplere eksisterende fysiske og biologiske data, GIS analyser av data og sammenstilling av resultater for å påvise flaskehals.

Neste steg vil være å identifisere tiltak som kan gjennomføres og planlegge disse på et overordnet nivå. I denne planleggingen er det viktig å identifisere tilkomst for maskiner til områder i elvene, avklare tilkomst over 3. parts grunn, problematikk knyttet til vassdragsikkerhet (flom) hvordan tiltakene kan innvirke på islegging og isgang, tilgang til egnede masser som det er behov for etc. Andre brukerinteresser må også tas med i denne planleggingen (eksempelvis fiskere).

På bakgrunn av prioriteringer gjort i den overordna planleggingen startes detaljprosjektering av tiltak og utarbeidelse av forespørselsdokumenter.

Miljødesign med fokus på innlandsørret har ikke vært gjennomført i denne skala før (hel strekningen er ca. 80 km lang), og det er viktig at det blir satt av tid og ressurser for å lære underveis i prosjektet. På de aktuelle strekningene i Hallingdalsvassdraget som er en del av Uste- og Nesreguleringen ble det f.eks. på slutten av 1960-tallet bygget mange terskler (52 stk.) som et avbøtende tiltak, og tilpasning av disse inn i et miljødesignkonsept blir viktig.

Det bør opprettes en arbeidsgruppe bestående av E-CO og kommunene for å samordne og diskutere datainnsamling, analyse og utforming av tiltak. NVE og Fylkesmannen møter enten i arbeidsgruppen, eller kalles inn ved behov. Miljødesign i Hallingdal vil bli et stort prosjekt, og for å lykkes vil det naturligvis være tett kontakt med grunneiere og andre interessegrupper underveis i arbeidet.

Tidshorisont

Erfaringene E-CO har fra Aurlandsvassdraget med denne type prosjekt er at det er viktig å bruke tid på planlegging, men også bruke tid på gjennomføring av tiltak og sette av muligheter i form av tid og ressurser til å lære av prosessen mens den pågår og justere retning ved behov. Det er derfor på dette tidspunktet ikke riktig å sette opp en fast tidsplan for gjennomføring av prosjektet, men første fase med planlegging må være klar i løpet av 2020.

Eksisterende kunnskap i vassdraget

I Hallingdalsvassdraget er det et relativt godt datasett som kan brukes i miljødesignkonseptet, men det vil lokalt være behov for ytterligere kunnskap. Som en del av første fase i et miljødesignprosjekt må alle eksisterende data georefereres og legges inn i en kartdatabase. E-CO har startet dette arbeidet, og sammenstillingen gjøres ferdig i løpet av 2018.

Vannkjemi

- Årlige rapporter med resultater for ulike variabler
- Kontroll knyttet til utslipp fra renseanlegg i Geilo, Hol, Ål, Gol og Nes

Bunndyr

- Data samlet inn på ulike stasjoner, enten som en del av overvåkingen av ørret eller knyttet til ulike konsesjonssøknader som E-CO har utarbeidet
- Noen stasjoner knyttet til vannkjemiovervåkingen

Fiskebestander

- El-fiske-data fra ulike perioder finnes for et utvalg stasjoner, og fra 2014 er det gjennomført systematiske kartlegginger hvert år
- På strekningen fra Svenkerud til Krøderen er det gjennomført et oversikts el-båtfiske for å se på fordeling av gjedde og ørret
- Nedre del av Hallingdalselva er kartlagt med el-båt i to omganger. Fokuset i disse undersøkelsene har vært å kartlegge ørretrekruttering

Fysiske forhold

- Elvesubstratet er kartlagt på en strekning i Hallingdalselva opp og nedstrøms Hemsil
- LIDAR (grønn laser)-data er tilgjengelig for 3 strekninger: Usteåne ved Geilo, Hallingdalselva ved Gol og ved utløpet av Nes kraftverk. Hele vassdraget fra Brommafjorden opp til Geilo er scannet med høyoppløselig LIDAR, og det kan være aktuelt å kjøpe tilgang til nye strekninger
- Feltbefaringer med oppmåling av elvesubstrat er gjennomført på flere strekninger (av E-CO)
- Ortofoto ved flere ulike tidspunkter er tilgjengelig for hele vassdraget

Vannføringsdata

- Hallingdalsvassdraget er godt regulert, og det finnes data for vannføring med timesoppløsning for målestasjonene på Oppsjø (nedenfor Strandafjorden), Geilo bru og for Bergheim som ligger et godt stykke nedstrøms Nesbyen. I tillegg har E-CO data for vannforbruk i kraftstasjonene, og ved å kombinere ulike datakilder kan vannføringen over året beskrives for alle deler av vassdraget. Mye av denne jobben er gjort i forbindelse med utarbeiding av revisjonsdokumentet.

Neste steg blir så å identifisere «kunnskapshull» som trengs for å gjøre en fullstendig flaksehalsanalyse. Sammenstilling og samling av data i en kartdatabase er startet opp, og alle data som blir samlet inn vil bli lagt inn i denne databasen som benyttes som underlag for Miljødesign prosessen. En forespørsel til aktuelle fagmiljøer vedr. bistand i arbeidet med planen vil bli gjort første kvartal 2019.

Delstrekningene som er utpekt som de viktigste i Hallingdalsvassdraget

Etter møter og befaring langs vassdraget sammen med kommunene og interessenter er det identifisert to områder i Usteåne, ett område i Holselva, tre områder i Hallingdalselva, ett område i Rukkedøla og ett område i Rødungen Sør samt to små bekker, som er mest interessante i første fase av Miljødesign-prosjektet.



Områder som inngår i arbeidet med vurdering av miljødesign tiltak i Uste-Hallingdalsreguleringen er merket med rødt.

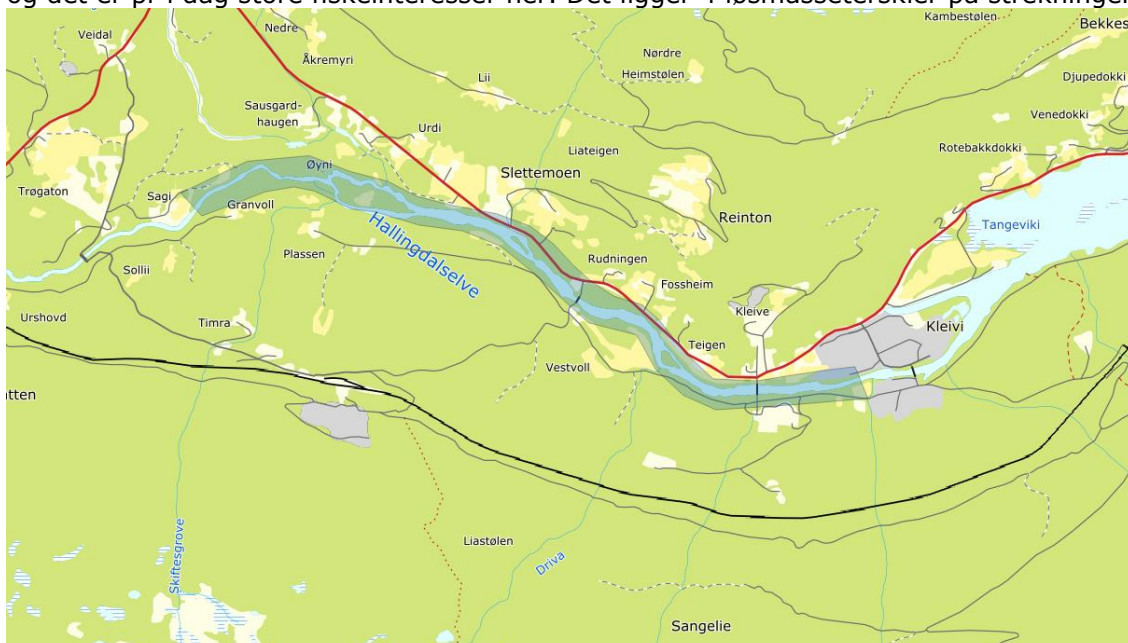
Usteåne fra dam Ustevatn til samløp Bardøla

De markerte områdene er de som peker seg ut som mest aktuelle på bakgrunn av befaringen som ble gjennomført sommeren 2017, samt at de har relativt enkel tilkomst via eksisterende veier slik at man kan redusere arealinngrep i urørte områder. Nedstrøms Ustedalsfjorden ligger det 5 løsmasseterskler og en betongterskel. Det er knyttet store fiskeinteresser til strekningene.



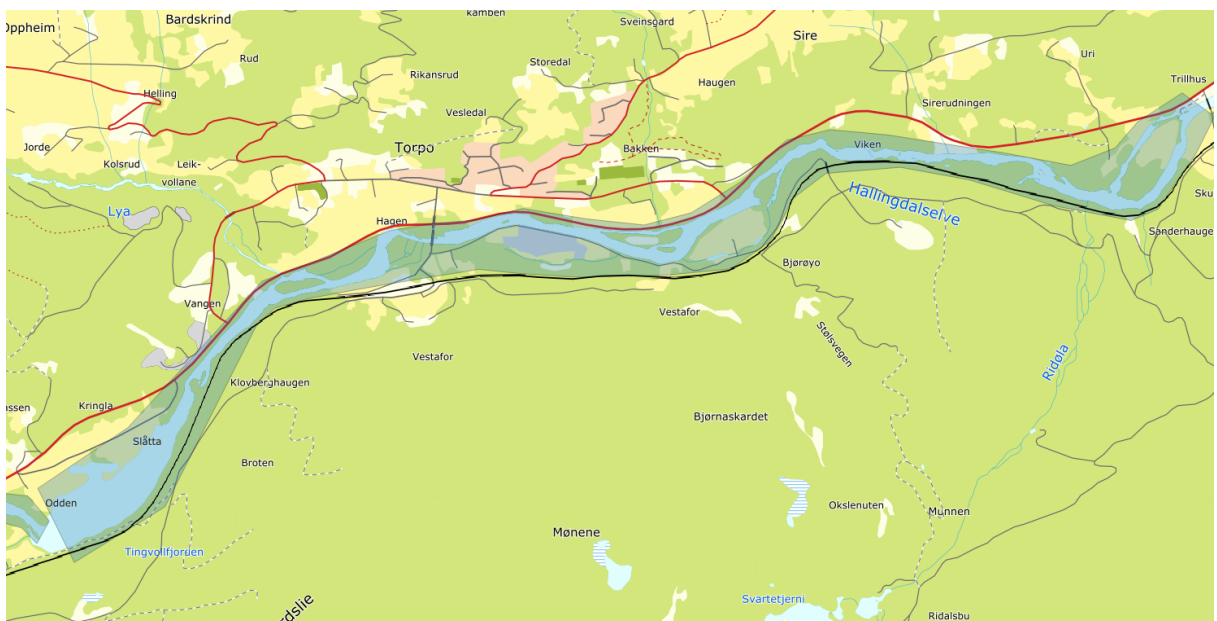
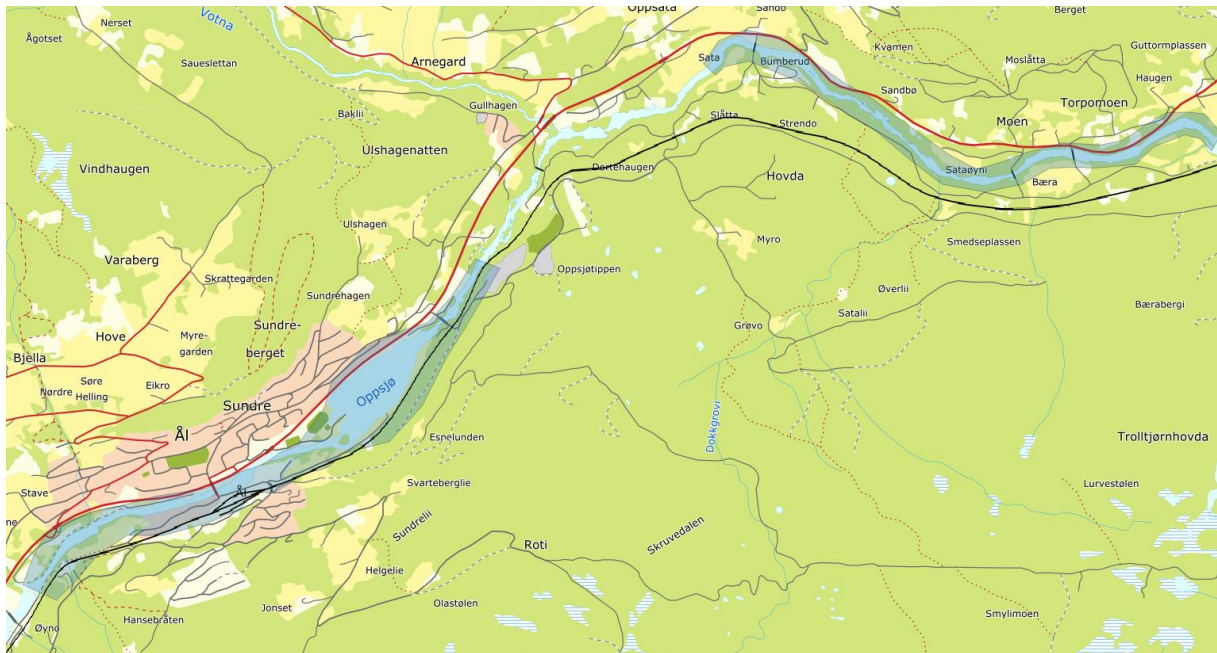
Usteåne etter samløp med Storåne (Holselfva)

Denne delen av elven er en viktig strekning for gytefisk som vandrer opp fra Strandafjorden, og det er pr i dag store fiskeinteresser her. Det ligger 4 løsmasseterskler på strekningen.



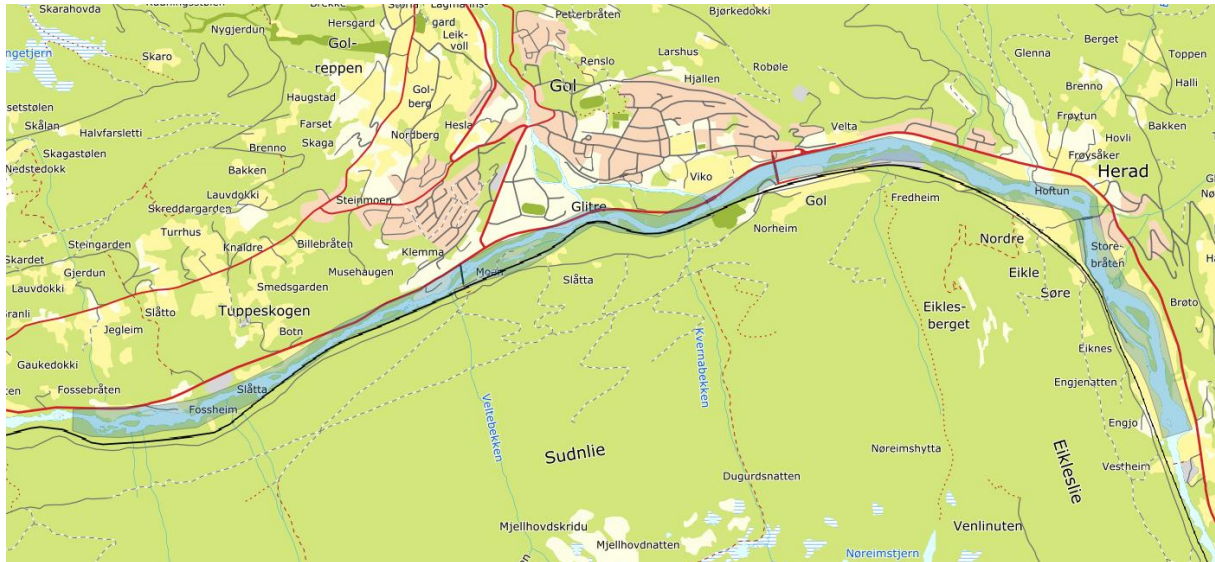
Hallingdalselva fra Strandefjorden til samløp Hemsil

Strekningen omfatter mange terskler i Hallingdalselva og er en strekning med store fiskeinteresser og friluftsliv. Oppsjø og Tingvollfjorden ligger på strekningen, og her er det spilt inn ønske om fjerning av begroing, silt og sediment. På strekningen mellom Strandafjorden og Oppsjø ligger det 5 løsmasseterskler. Fra Oppsjø til Trillhus ligger det 17 løsmasseterskler og en betongterskel.



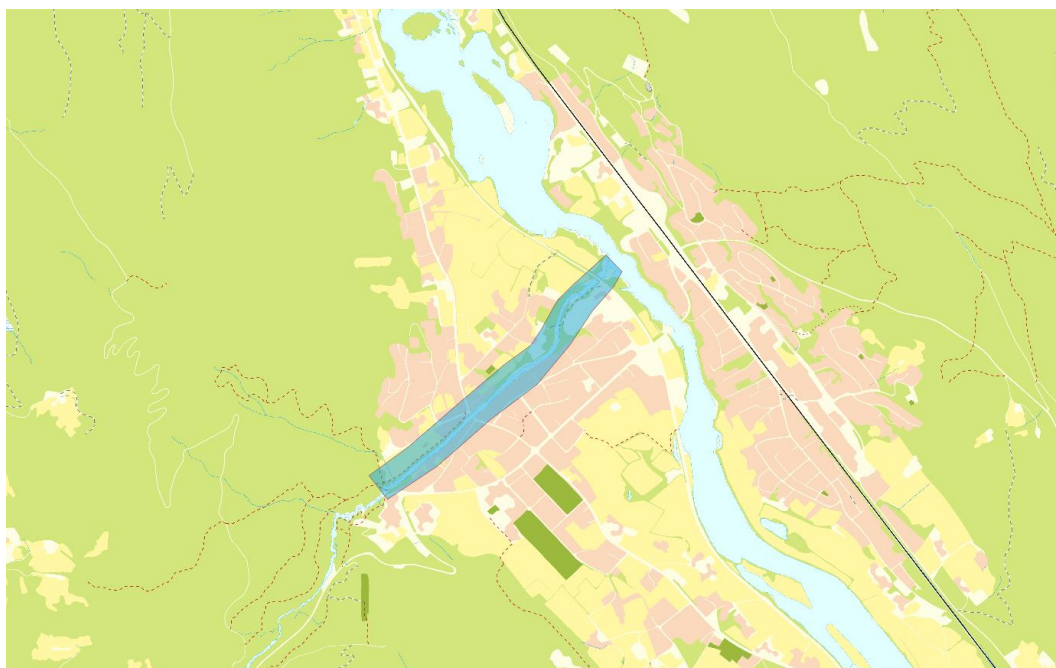
Hallingdalselva fra samløp Hemsil til Svenkerud

Strekningen har store fiskeinteresser, og fanger opp mye av variasjonen i både fysiske forhold og vannføring i Hallingdalselva. Det er mange områder som har høyt potensial for gode miljøforbedringer med en kombinasjon av dagens vannføring og fysiske tiltak. På strekningen ligger det 9 løsmasseterskler og 2 betongterskler.



Rukkedøla

Den nedre delen av Rukkedøla er påvirket av ulike aktiviteter i tillegg til reguleringen. Det er stilt krav om minstevannføring i Rukkedøla, som sammen med fysiske miljøtiltak kan gi gode miljøforbedringer. Det er en del usikkerhet knyttet til sammenhengen mellom grunnvannsspeilet og vannstanden i elva, og E-CO foreslår her et prøveprogram for å vinne erfaringer. I Rukkedøla er det 3 løsmasseterskler og en betongterskel.



Rødungen og Langevannsbekken

Rødungen er et buffermagasin med et veldig lite lokaltisg. Det er identifisert 3 bekker som sannsynligvis har årssikker vannføring og som det er aktuelt å vurdere med tanke på tiltak. Ved innløpet av Langevannsbekken i nordvest i magasinet er det spilt inn et krav om etablering av terskler ute i magasinet for å skape et område med jevnere vannstand.



Mulige tiltak på strekningene og områdene

Det er først når man har gjennomført de to fasene i miljødesignprosessen at man ser hvilke tilnærminger som er mest effektfulle i ulike deler av vassdraget. På bakgrunn av feltbefaringer sammen med kommunene og ulike interessegrupper, samt egne befaringer i E-CO regi peker følgende tema foreløpig seg ut som de viktigste:

- modifisering av terskler, som er en del av pålegget gitt i konsesjonen
- habitatfordeling ved lav vannføring og optimalisering av habitat-vannførings-sammenhenger
- vandring ved lav vannføring
- mengde gyteareal og tilgjengelighet til dette for ørret
- tilkobling av sideløp langs vassdraget
- modifisering av gjennomførte sikringstiltak
- fjerning av sedimenter og silt for fjerning og hindring av gjengroing
- kulper og standplasser for større fisk

Miljødesign-konseptet er utviklet for å ivareta laksefisk (primært laks) i rennende vann. I Hallingdal er gjedde, røye, sik og ørekyte introduserte arter som det må tas hensyn til i vurderingene. Andre deler av naturmangfoldet, eksempelvis vannfugl, er det viktig å ta hensyn til når man skal vurdere sedimentfjerning som et av flere tiltak. Både omfang og gjennomføringsmetoder må da vurderes for å finne balanse mellom ulike hensyn. Dette gjelder også for annet biologisk mangfold ved gjennomføring av tiltak.

For å få et best mulig resultat vil E-CO knytte til seg kompetente fagmiljøer med erfaring fra denne type arbeider.

Med vennlig hilsen
E-CO Energi AS

Bjørn Otto Dønnum
Fagsjef miljø



FHR

Spørsmål om saksbehandlingen
kan rettes til:

NVE – KONSESJONSAVDELINGEN

Postboks 5091 Majorstua

0301 OSLO

E-post: nve@nve.no

Kontaktperson:

Jakob Fjellanger

Telefon: 09 575

E-post: jfj@nve.no

E-CO ENERGI AS

Postboks 1050 Sentrum

0104 OSLO

Kontaktperson:

Halvor Kr. Halvorsen

Telefon: 975 05 051

E-post: halvor.halvorsen@e-co.no

E-CO ENERGI AS / FORENINGEN TIL HALLINGDALSVASSDRAGETS REGULERING