

# Overvåking av sediment, fisk og bunndyr i øvre Granvinvassdraget 2009-2013

Ulrich Pulg, Sven-Erik Gabrielsen, Godtfred Anker Halvorsen, Helge Skoglund og  
Bjørnar Skår



LABORATORIUM FOR FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE, LFI UNI MILJØ THORMØHLENSGATE 49b 5006 BERGEN		TELEFON: 55 58 22 28 E-POST: lfi@uni.no	
LFI UNI MILJØ Rapport nr. 226		ISSN-1892-889	
TITTEL: Overvåking av Granvinsvassdraget 2009-2013		DATO: 19.11.2013	
FORFATTERE: Ulrich Pulg, Sven-Erik Gabrielsen, Godtfred Anker Halvorsen, Helge Skoglund og Bjørnar Skår		GEOGRAFISK OMRÅDE: Hordaland	
Oppdragsgiver: Statens Vegvesen		ANTALL SIDER: 49	
<p>Sammendrag</p> <p>Hovedformålet med denne undersøkelsen har vært å overvåke mulige effekter av bygging og drift av vei- og tunnelanlegg (ny RV 13, Tunsberg tunnelen) på vannmiljøet, indikert gjennom fisk og bunndyr. I de to første årene (2009-2011) av overvåkingen av Granvinselva og Kattaråa kunne det dokumenteres forurensning. Denne stammet fra direkte utslipp av spillvann fra tunneldriften, men også fra anleggsområdet. I Granvinselva har forurensningen rammet lokale områder nedenfor Seimsbroen, særlig på stasjon 3 og i mindre grad stasjon 4 i Granvinselva. Anleggsarbeidet førte her til økt finsedimentandel i elvebunnen i 2011 sammenlignet med 2009. Undersøkelser av gytegrøper tyder på at dette kan ha påvirket eggoverlevelsen på disse områdene, men dataene er ikke entydige siden det ble også funnet andre faktorer som bunnis og isskuring. Forurensningen i Granvinselva var imidlertid ikke kritisk. Sedimentkvaliteten ble redusert 2009-2011, men bedret seg deretter igjen. Det hjalp at spillvann fra tunneldriften ble rensset. Dessuten ble spillvannet fortennet i stor grad, og finsedimentavsetninger ble rensset av sedimentdynamiske prosesser (flom, isskuring). Sedimentkvaliteten nedenfor anleggsområdet er ikke fullt så god i 2013 som i 2009, men indikerer fortsatt gode habitatforhold for gyting og ungfisk. Dette bekreftes av høye ungfisktettheter. Det kan ikke utelukkes at tunell- og veidrift (spylevann og overvann) har effekt på fjærmyggsamfunnet. Dette bør følges opp.</p> <p>I Kattaråa ble det funnet en økt finsedimentandel nedenfor anleggsområdet i 2010 og 2011. Det var ikke noe direkte utslipp i bekken, men diffus forurensning via overvann fra anleggsområdet i 2009 - 2011. Om våren 2011 ble det målt så dårlige verdier at det ble satt i gang strakstiltak. Sedimentet i Kattaråa ble restaurert på en lengde av ca. 500 m i september 2011. Utviklingen av sedimentkvaliteten deretter, mye gyting av sjøaure, og en sterk økning i ungfisktetthet tyder på at aksjonen var vellykket. Kattaråa fremsto i 2012 som meget produktiv sjøaurebekk, bedre enn i 2009. Samlet sett konkluderes med at effekter av tunellbygging og -drift ikke har overskridt elvens tåleevne. Det ble ikke gjennomført en vurdering av hele vannforekomsten men verdiene som ble målt i denne utredningen i 2012 og 2013 tyder på god til svært god miljøtilstand etter vannforskriften i øvre Granvinsvassdraget (DV 2009).</p> <p>Overvåkingen viser imidlertid at det kan være andre faktorer involvert som har effekt på sedimentkvalitet og ungfiskhabitatet. Både sediment-, egg- og ungfiskundersøkelser viser at det var redusert habitatkvalitet og økt finsedimentandel på stasjon 2 etter 2011, mot trenden ellers i Granvinselva. Dette kan ikke henge sammen med direkte utslipp fra tunellvann eller fra anleggsområdet, siden stasjon 2 ligger ovenfor. Det er mulig at finsediment fra steindeponiet ved Skorvo, eller andre kilder i dette området, var årsak til denne utviklingen. På stasjon 1 øverst fantes det ingen tegn til forverring. Det anbefales derfor å følge opp denne situasjonen, og å unngå forurensning fra steindeponier med hjelp av sandfang eller lignende tiltak. Også eventuelle langtidseffekter av vei- og tunnelanlegget kan fanges opp med en sånn overvåking.</p> <p>Miljøovervåkingen i 2009-2013 har bidratt til å sikre rutine for redusert forurensning (som sedimentbassenger), og har vært en forutsetning for å oppdage uønsket utviklinger, så vel som utvikling av tiltak imot dem, for eksempel restaureringen av sedimentet i Kattaråa. Dessuten har overvåkingen bidratt til formidling av status, risiko og avbøtende tiltak for både oppdragsgiver, anleggsarbeider, grunneiere og fiskeinteresserte, så vel som myndigheter. Konflikter kunne derfor unngås med en åpen og konstruktiv dialog.</p>			
EMNEORD: Tunnel, vei, utslipp, overvåking, aure, laks, bunndyr, gyte, sediment, forurensning, restaurering			
FORSIDEFOTO: Granvinselva St. 3 (Pedersen), sediment, aureyngel, laksesmolt (Pulg)			

**Innhold**

<b>1</b>	<b>Innledning</b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Sedimentkvalitet</b> .....	<b>7</b>
2.1	Metode.....	7
2.2	Resultater.....	8
2.3	Diskusjon .....	12
<b>3</b>	<b>Ungfisktettheter</b> .....	<b>15</b>
3.1	Metode.....	15
3.2	Resultat.....	16
3.3	Diskusjon .....	19
<b>4</b>	<b>Eggoverlevelse</b> .....	<b>21</b>
4.1	Metode.....	21
4.2	Resultat.....	21
4.3	Diskusjon .....	24
<b>5</b>	<b>Bunndyr</b> .....	<b>26</b>
5.1	Material og metode.....	26
5.2	Resultat.....	29
<b>6</b>	<b>Tilleggsinformasjon</b> .....	<b>33</b>
6.1	Gytefisktelling .....	33
6.2	Vannprøver.....	34
6.3	Sjekk av overvannssystemet .....	37
<b>7</b>	<b>Restaurering av Kattaråa og andre tiltak</b> .....	<b>39</b>
<b>8</b>	<b>Konklusjon og anbefalinger</b> .....	<b>42</b>
<b>9</b>	<b>Referanser</b> .....	<b>44</b>
<b>10</b>	<b>Vedlegg</b> .....	<b>46</b>

# 1 Innledning

Statens Vegvesen har bygget ny vei (RV13) mellom Granvin og Voss. Dette inkluderer en fire km lang tunnel, Tunsberg tunnelen, fra Seim til Svelgane. Anleggsarbeidet foregikk i 2010 og 2011, og ny vei og tunnel ble tatt i bruk fra 2012. I samband med tunneldrivingen hadde Statens Vegvesen søkt om utslippsløyve for både bygge- og driftsfasen av tunnelen. Vann fra tunneldriften skulle etter planen slippes ut fra februar 2010 til desember 2010. Slikt vann inneholder næringsstoffer og suspendert stoff. Også overvann fra byggeplassen og sprengsteindeponier kan inneholde disse stoffene. Det var derfor fare for forurensning av elven gjennom utslipp av vann fra tunneldriften og fra diffuse kilder som anleggsarbeid og sprengsteindeponier.

Fylkesmannen knyttet utslippstillatelse til krav om fiskebiologisk overvåking av Granvinselva og Kattaråa i anleggs- og driftsfasen (anadrome deler). Konkret nevnes følgende undersøkelser i pålegget:

- Tetthet av ungfisk
- Overleving av rogn
- Slamavsetninger

Granvinsvassdraget (NVE vassdragsnr. 052.1A) har et nedbørsfelt på 177 km<sup>2</sup> og en middel vannføring ved elvemunningen på ca. 9 m<sup>3</sup>/s ([www.nve.atlas.no](http://www.nve.atlas.no)). Vassdraget er anadromt opp mot Skjervsfossen inkludert en rekke sideelver. Fiskebestanden i Granvinsvassdraget er redusert. Villakspopulasjonen har status som truet (Direktoratet for Naturforvaltning) og sjøørretbestanden er kraftig redusert (Skoglund et al. 2008). Ytterlige inngrep som rammer fiskebestanden kunne derfor få alvorlige konsekvenser for disse populasjonene. Tunnel- og veibyggingen (RV 13) kunne derfor ha effekter på reproduksjons- og oppvekstbetingelsene. Tiltaket ligger på en viktig gytestrekning. Forebyggende tiltak (avsetningsbassenger og HMS-tiltak) og biologisk overvåking av vassdragene skulle redusere eventuelle negative konsekvenser på vannmiljøet.

Overvåkingen som Uni Miljø LFI har gjennomført besto av *in situ* observasjoner som startet i gyteperioden 2009/10 (rett før anleggsfasen). Dette fortsatte mens anleggsarbeidet pågikk (2010/11), og deretter videre i driftsfasen (2012 og 2013). Undersøkelsen ble avsluttet i mai (sediment) og oktober (gytefisk) 2013. Det ble levert to årsrapporter 2010 og 2012 fra anleggsfasen. Denne sluttrapporten inkluderer hele utredningsperioden fra 2009 til 2013.

For å undersøke utviklingen ovenfor og nedenfor utslippene i både Granvinselva og Kattaråa ble 7 prøveområder overvåket (Figur 1):

- 1) En referansestrekning som ligger ovenfor det påvirkede området (ovenfor sprengsteindeponiet)
- 2) En strekning som ligger mellom sprengsteindeponiet og ny bro (effekter av deponi)
- 3) En strekning som ligger direkte ved ny bro i anleggsområdet (direkte fysiske effekter av anlegg, vei og bro)



- 4) En strekning som ligger nedenfor utslippet og anleggsområdet (effekter av utslipp fra deponi, tunnel, vei og anleggsområde)
- 5) En referansestrekning i Kattaråa ovenfor anleggsområdet.
- 6) En strekning i Kattaråa direkte nedenfor anleggsområdet
- 7) En strekning ca. 400 m nedstrøms i Kattaråa.

Undersøkelsene besto av følgende program:

**1 Overvåking av sedimentkvalitet** gir informasjon om reproduksjons- og næringsforhold for fisk, og levetilstand for bunndyr. Mulige konsekvenser av inngrepet kan konstateres gjennom overvåking av avsetningene. Overvåkingen bestod av følgende elementer:

sedimentprøver (viser sedimentsammensetning og kornstørrelsesfordeling)

sedimentfeller (viser avsetningsmengde av finsediment per tidsperiode)

interstitialvannkvalitet - særlig oksygenkonsentrasjon (indikerer levebetingelser for egg og yngel avhengig av avsetninger)

**2 Tetthet av ungfisk** er en god indikator for mulige effekter på fiskeproduksjon og bestandssituasjon.

**3 Rognoverlevelse** indikerer mulige effekter av utslipp på gytesubstratet og konsekvenser for fiskebestandene. Overvåkingen bestod av observasjon av naturlige gytegroper på prøvestrekningene. Naturlige gytegroper ble identifisert, og overlevelse av rogn ble vurdert *in situ* ved eller rett før klekking.

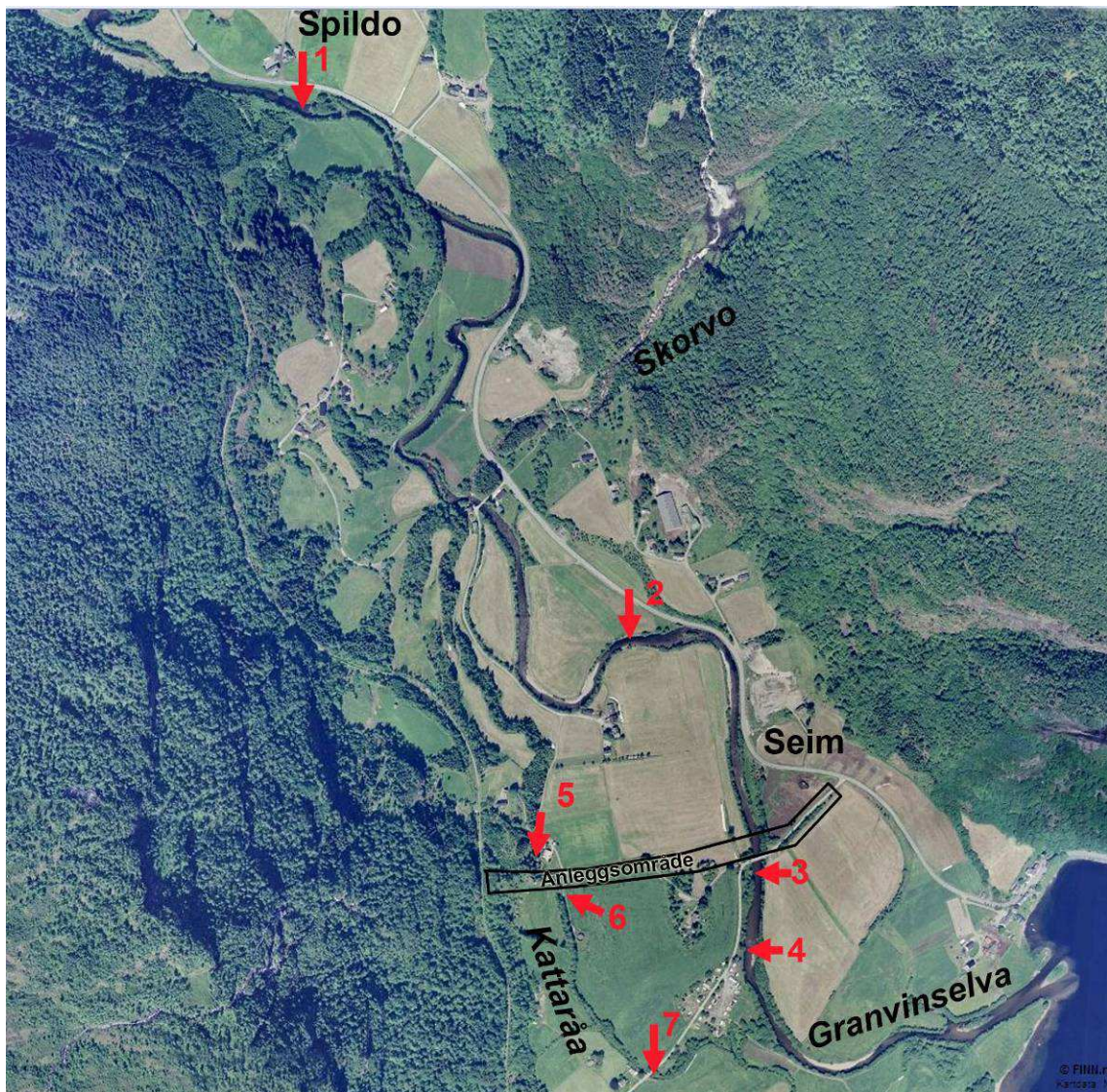
**4 Bunndyrprøver** er gode indikatorer for sedimentkvalitet siden de integrerer forandringer over tid, mens enkeltvis målinger bare gir et øyeblikksbilde av den aktuelle situasjonen. Bunndyrprøver var ikke nevnt i kravet fra Fylkesmannen, men ga Statens Vegvesen et mer omfattende datagrunnlag for å styre prosjektet, og ga en mulighet til å reagere på eventuelle effekter og hendelser underveis.

## 5 Tilleggsinformasjon

Gjennom vår forskningsaktivitet i regionen kunne vi supplere arbeidet med viktig tilleggsinformasjon, der data om gytefiskbestanden var spesielt relevant. Det ble dessuten tatt vannprøver, og renseoppdraget (sedimentasjonsbassenger) og overvannsanlegget ble sjekket.

## 5 Rådgivning: Avbøtende og kompenserende tiltak

For å gi oppdragsgiver og myndighetene konkrete anbefalinger til å håndtere situasjonen underveis, vurderte vi fortløpende tiltak som kunne kompensere for eller avbøte uønskede effekter dersom det var nødvendig (for eksempel erosjonsbeskyttelse, plantefilter eller avsetningsbassenger for overvann). Våre vurderinger ble basert på rådende lovverk (inkluderte kriteriene etter vannforskriften), og ble drøftet med oppdragsgiver etter behov.



Figur 1 Oversikt over prøvelokaliteter (unntatt bunndyrprøver) i øvre Granvinsvassdraget, ovenfor Granvsinvatnet.

Det rettes en stor takk til alle for godt samarbeid, særlig til Lars Magnar Røneid og Jostein Fjøsne i Statens Vegvesen, Sven Helge Pedersen i Hardanger Villfisklag, og Lars Terje Hauge og Karl Johan Jebsen i Grunneierlaget for Granvinsvassdraget, som har bidratt med informasjon, data, lokalkunnskap eller bilder.

## 2 Sedimentkvalitet

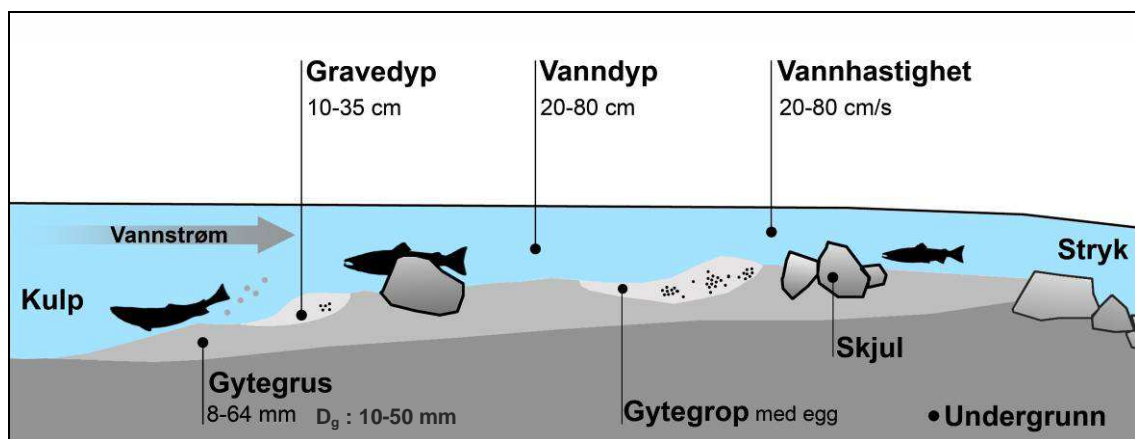
### 2.1 Metode

Sjøaure og laks trenger spesielle sedimentbetingelser for å forplante seg. Ved siden av en tilstrekkelig vannkvalitet er det særlig kornfordeling, gjennomsnittlig kornstørrelse ( $D_g$ ), finsedimentandel (F) [ $< 1\text{mm}$ ] og oksygenkonsentrasjon i interstitialvann ( $\text{IO}_2$ ) som har effekt på eggoverlevelsen (Kondolf 1999, Pulg 2009). Tabell 1 gir en oversikt over verdiene. Dessuten er hydrauliske og morfologiske forhold avgjørende for om elvebunnen egner seg for gyting. Figur 2 gir de viktigste parametrene.

Tabell 1. Sedimentkvalitet på gyteplasser til sjøaure og laks (etter Pulg 2009),  $\text{IO}_2$  = Interstitialoksygenkonsentrasjon,  $D_g$  = gj.sn. kornstørrelse, F = finsedimentandel

	Ingen overlevelse	Lav overlevelse	Stor overlevelse	QUEST-analysis	
Eggoverlevelse [%]	0	$< 50$	50 - 100	Signif.*	Frihetsgrader.*
$D_g$ [mm]	$< 5.7$	$\leq 12.9$	$> 12.9$	$p = 0.002$	F = 11.8
F [%]	$> 18.5$	$> 10.3$	$\leq 10.3$	$p < 0.001$	F = 15.5
$\text{IO}_2$ [ $\text{mg l}^{-1}$ ]	$< 6.7$	$\leq 10.4$	$> 10.4$	$p = 0.012$	F = 8

\* mellom gruppene med høy og lav overlevelse



Figur 2 Skjematisk framstilling av en typisk gyteplass for laks og sjøaure, sett i lengdeprofil.

Den 18. november 2009 (rett før utslipp av tunnelvann), ble det tatt sedimentprøver på alle prøvelokalitetene. Prøvene var graveprøver med spade og finmasket håv ( $250\ \mu\text{m}$ ). Det ble tatt ut ca. 6 kg substrat per prøve. Prøvene ble siktet av Multiconsult Bergen (maskevidde 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64 mm). Resultatene er presentert som kornfordelingskurver



med finsedimentandel (kornfraksjon under 1 mm i %) og gjennomsnittlig korndiameter  $D_g$  (etter Rubin et al. 1996).

For å måle akkumulasjon av finsediment i inkubasjonstiden ble det satt ut sedimentfeller på alle prøvestedene i inkubasjonsperioden 2009/2010. Fellene bestod av bøtter fylt med ren gytegrus uten finsediment. Disse ble gravd ned i elved sedimentet i inkubasjonstiden (Larkin & Slanley 1996). Prøvene fra fellene ble våtsiktet av Multiconsult Bergen. Resultatene blir presentert som finsedimentandel [% tørrmasse av finsediment av den totale grusmassen]. Sedimentfellene er utsatt for betingelser ved elvebunnen og naturlig sedimentdynamikk. Senere ble forandringer i sediment vurdert etter grunnlag i sedimentprøver.

Det ble målt oksygen på alle lokalitetene, både i overflatevannet og 15 cm nede i sedimentet. Målingene ble gjort med en oksygenmåler (YSI 550A og fra 2010 med en WTW Multi 3500i). Målingene i sedimentet ble utført med en ”Terhune-standpipe”, et rør som slås ned i grusen og som samler opp interstitiålvannet fra det ønskede sedimentdypet.

## 2.2 Resultater

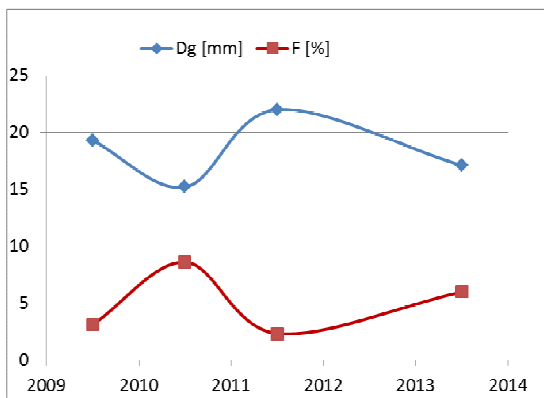
Resultatene fra sedimentprøvene er presentert i Figur 3-Figur 9. På referanselokalitet 1 varierte sedimentsammensetning i prøvene lite i undersøkelsesperioden. Middels korndiameter ( $D_g$ ) lå mellom 19,3 og 22 mm; finsedimentandel (F) mellom 2,3 % og 3,1%. På stasjon 2 var det lite forandring inntil 2011 ( $D_g$ : 13,5-17,6 mm; F: 3,8-7,1 %). Så økte finsedimentandelen sterkt fra 4,3 % til 18,5 % i 2013.  $D_g$  falt til 12,2 mm. På lokalitet 3 minket gjennomsnittlig kornstørrelse fra 20,8 til 9,8 mm fra 2009 til 2011, og finsedimentandelen økte fra 6,6 til 14,4 %. Trenden snudde mellom 2011 og 2013.  $D_g$  økte igjen til det opprinnelige nivå (14,5 mm) og F falt til 10,4 %. Gjennomsnittlig kornstørrelse ble redusert på lokalitet 4 (fra 21,1 mm til 12,9 mm i årene 2009-2010), mens finsedimentandelen økte fra 6,9 % til 10 %. Situasjonen endret seg lite i årene etter.

I Kattaráas øverste stasjon (referanse) var sedimentet relativt grovt ( $D_g$  25-44 mm), med generelt lav finsedimentandel (< 2,7 %). Sedimentet på hele strekningen mellom broen over Kattaráa og stasjon 6 ble forandret etter at bekken ble lagt i en kulvert ved broen. Det eksisterende sedimentet ble tildekket med grus og finmasser fra anleggsområdet i 2010. Sedimentet på stasjon 6 nedenfor anleggsområdet ble betydelig finere fra 2009 til 2011.  $D_g$  gikk fra 27 mm til 11 mm, og F fra 1,1 % til 8,9 %. I september 2011 ble substratet rensket (se kap.7). I 2013 var det betydelig grovere igjen med en  $D_g$  på 15,8 mm og en F på 4,7 %. Sedimentet på lokalitet 7 ble også finere mellom 2009 og 2011. Kornstørrelsen sank fra 17,1 mm til 11,9 mm, og finsedimentandelen økte fra 3,5 % til 5,2 %. Etter opprensingen var  $D_g = 19,3$  mm og F = 2,9. Grusen var med dette renere og grovere en 2009.

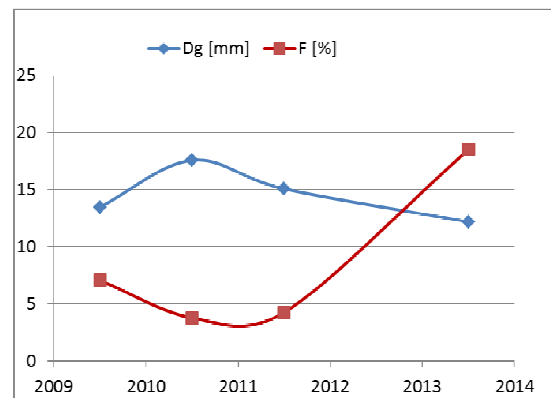
Akkumulasjon av finsediment i sedimentfellene i 2009-2010 var størst på lokalitet 4 (11,8%, Tabell 2). På lokalitet 3 var fellen fjernet av ukjente. Det er lite sannsynlig at den ble spylt vekk, siden sedimentet ellers ikke viste tegn til erosjon. På stasjon 2 var hele grusbanken forandret og fellen ble ikke funnet igjen. Det er sannsynlig at fellen ble spylt bort her. På

lokalitet 1 (referanse) var akkumulasjon i fellen 3 %. I Kattaråa var akkumulasjonen av finsediment lavere. På stasjon 5 var verdien 0,7 %, og på stasjon 7 0,3 %. Fellen på stasjon 6 ble dekket til med et nytt sedimentlag. 2011 ble det ikke satt ut sedimentfeller siden det måtte regnes med for stort svinn, og fordi sedimentovervåking nå var fullt etablert. Før-data tillot å vurdere finsedimentakkumulasjon i selve sedimentprøvene.

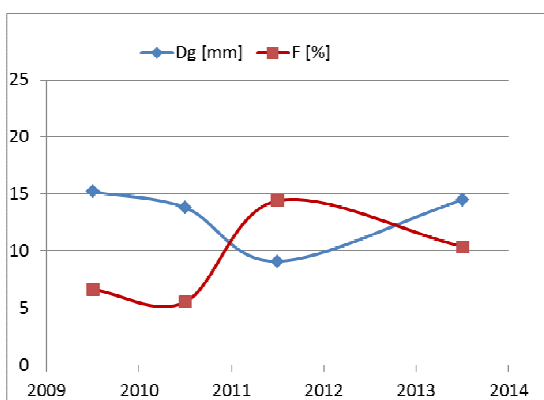
Oksygenforholdene er gjengitt i Tabell 2, Figur 11 og Figur 12. Oksygennivået var likt eller over 10,4 mg/l på nesten alle stasjonene, både i elva og i sedimentet. Bare på stasjon 3 og 7 var verdiene redusert til under 3 mg/l etter at utslippet av tunnelvann hadde startet (2010 og 2011). På stasjonene 4 og 6 var interstitialoksygenkonsentrasjonen litt redusert i forhold til i elvevannet i april 2010 og 2011 (10 til 20 %, men over 10,4 mg/l). På alle stasjoner utenom 2 økte oksygennivåene i substratet i 2013, eller ble like høyt som før. Stasjon 2 hadde en fallende trend og interstitialoksygennivået ble redusert med mer en 40 % i forhold til elvevann (7,4 mg/l).



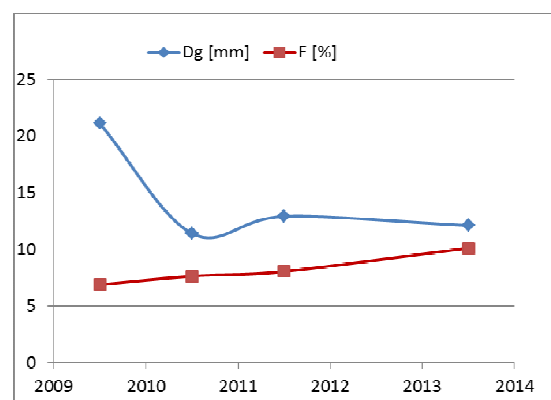
Figur 3 Stasjon 1, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Granvinselva 2009-2013



Figur 4 Stasjon 2, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Granvinselva 2009-2013

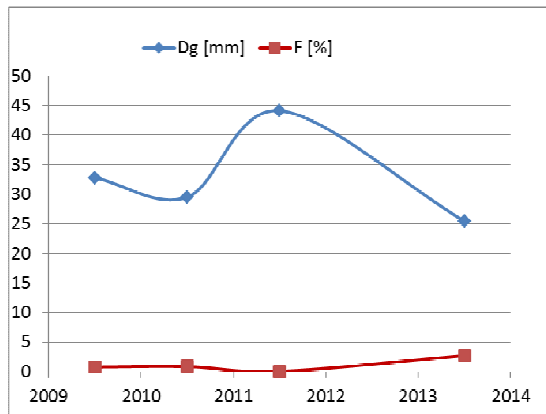


Figur 5 Stasjon 3, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Granvinselva 2009-2013

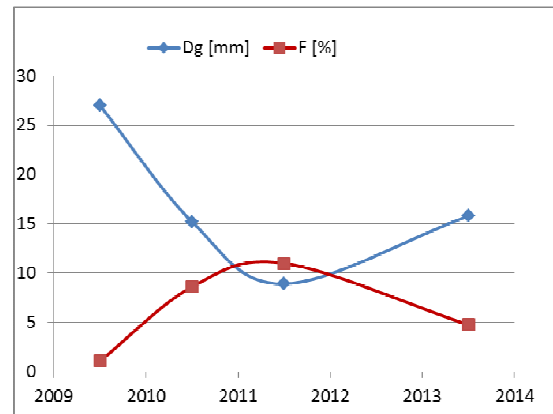


Figur 6 Stasjon 4, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Granvinselva 2009-2013

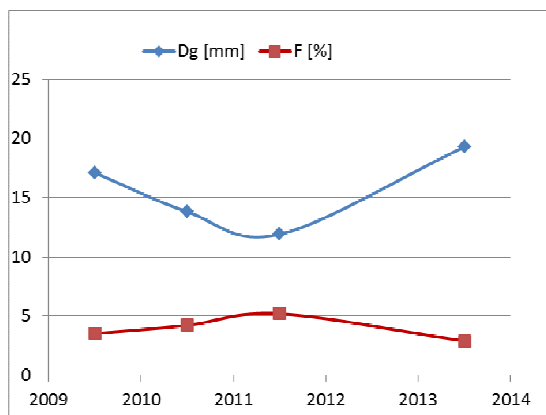




Figur 7 Stasjon 5, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Kattaråa 2009-2013



Figur 8 Stasjon 6, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Kattaråa 2009-2013



Figur 9 Stasjon 7, middels korndiameter ( $D_g$ ) og Finsedimentandel (F) i Kattaråa 2009-2013



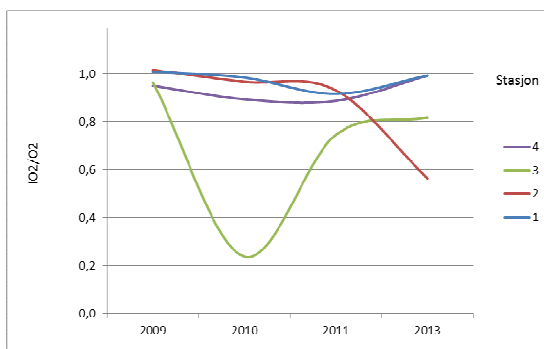
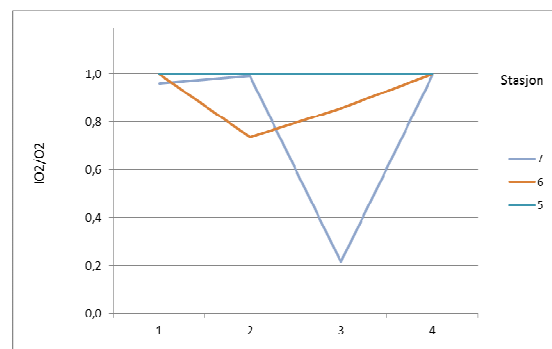
Figur 10 Stasjon 3 med et synlig finsedimentlag april 2011, Foto: Pedersen

Tabell 2. Akkumulasjon av finsediment i sedimentfeller

St.	Akkumulasjon finsediment 11/2009-4/2010
1	3 %
2	Spylt vekk
3	Fjernet
4	11,8 %
5	0,73 %
6	Tildekket
7	0,21 %

**Tabell 3. Oksygenkonsentrasjon i elvevann ( $O_2$ ) og interstitialvann ( $IO_2$ ) 2009-2013**

Stasjon	nov.2009			apr.2010			apr.2011			mai.2013		
	$IO_2$	$O_2$	Andel	$IO_2$	$O_2$	Andel	$IO_2$	$O_2$	Andel	$IO_2$	$O_2$	Andel
1	12,5	12,4	1,01	12,7	12,9	0,98	12,1	13,2	0,92	13,1	13,2	0,99
2	12,6	12,4	1,02	11,7	12,1	0,97	12,3	13,2	0,93	7,4	13,1	0,56
3	13,5	14	0,96	3	12,6	0,24	9,7	13	0,75	10,7	13,1	0,82
4	13,6	14,3	0,95	11,8	13,2	0,89	11,8	13,3	0,89	13	13,1	0,99
5	12,8	12,8	1,00	13	13	1,00	12,3	12,3	1,00	13,2	13,2	1,00
6	12,6	12,6	1,00	9,5	12,9	0,74	10,7	12,5	0,86	13,2	13,2	1,00
7	12,1	12,6	0,96	12,4	12,5	0,99	2,7	12,5	0,22	13	13,1	0,99

Figur 11 Andel  $IO_2/O_2$  i Granvinselva 2009-2013Figur 12 Andel  $IO_2/O_2$  i Kattaråa 2009-2013

Figur 13 Kulverten i Kattaråa i anleggsfasen 2010.



Figur 14 Strekingen mellom kulverten og stasjon 6 med stor vannføring. Det eksisterende sedimentet ble dekket til med material fra anleggsplassen i 2010.



Figur 15 Utslippstedet i Granvinselva 2010



Figur 16 Påslag av finsediment på stasjon 3, 2010



Figur 17 Kattaråa etter substratrenging september 2011



Figur 18 Rent substrat i Kattaråa mai 2013

## 2.3 Diskusjon

Variasjonen i kornfordeling på referanselokalitet 1 kan forklares med naturlig sedimentdynamikk og metodiske årsaker. Resultatene tyder på at det var gjennomgående god substratkvalitet med gode sedimentbetingelser for gyting og for ungfisk (vurdering basert på Tabell 1). Oksygenverdiene var gjennomgående høye (>12 mg/l). Sedimentet på stasjon 2 viste samme egenskaper som på stasjon 1 mellom 2009 og 2011, men så ble forholdene dårligere. I 2013 tyder  $D_g$  og  $IO_2$  på moderat sedimentkvalitet, og  $F$  på dårlig sedimentkvalitet. Utviklingen på stasjon 2 er mot trenden ellers i vassdraget som går mot et renere substrat. Også ungfisktetthet og eggoverlevelse ble redusert i forhold til årene før.

Årsaken kan være finsediment fra stein- og løsmassedepionier som ligger ovenfor stasjon 2. Ved deponiet ved Skorvo var det tydelige tegn til utspyling av finsediment fra deponiet og inn i elven (Figur 19 og Figur 20). Det finnes verken sandfang eller sedimentasjonsbassenger der. Overvann fra deponiet kan derfor gå rett inn i elven.

Nedenfor anleggsområdet og utslippsstedet av tunellvann ved Seimsbroa i Granvinselva var det tegn til forandring. Det tydelige påslaget av finsediment og den reduserte interstitielle oksygenkonsentrasjonen på stasjon 3 og 4 viser at området var påvirket av finsediment. Nedgangen i kornstørrelse skyldes trolig utslipp av tunnelvann og sand fra anleggsområdet. Dette bekreftes av en redusert interstitiell oksygenkonsentrasjon, og en høy akkumulasjon av finsediment i sedimentfellen og grusprøvene 2010 og 2011. På stasjon 3 ble substratet renere mellom 2011 og 2013, men ikke på stasjon 4 som er en viktig gyteplass i vassdraget. Verdiene der er imidlertid ikke dårlige.  $D_g$  ligger på grensen mellom god og middels, mens både  $IO_2$  og F ligger innenfor god. Også en høy ungfisktetthet og en eggoverlevelse på det opprinnelige nivået tyder på gode substrat- og habitatforhold (Figur 24, Tabell 11).

Samlet sett konkluderes det med at det var målbare effekter av tunellbygging og – drift mellom 2009 og 2013, men at de ikke har overskredet Granvinselvas tåleevne. Ytterlige rens tiltak anbefales ikke inntil videre. Effekter fra steindeponier (utspyling av finsediment) som ble observert i 2013 kan imidlertid redusere habitatkvaliteten i vassdraget (se utvikling på stasjon 2). Situasjonen bør følges opp og overvåkes, og finsedimenttilførselen bør reduseres med tiltak som sandfang.

I Kattaråa var sedimentet nedenfor anleggsområdet sterkt preget av akkumulasjon av finsediment i 2010 og 2011, både på stasjon 6 og 7. Forandringen i sedimentet på stasjon 6 og 7 var sannsynligvis et resultat av byggearbeidet ved kulverten i Kattaråa, og tilsig av forurenset overvann fra anleggsområdet ved mye nedbør. En direkte innføring av vann fra tunelldrivingen fantes ikke. I Kattaråa måtte det regnes med redusert eggoverlevelse på grunn av finsedimentakkumulasjon ( $D_g < 12,9$  mm). Sedimentforandringen ble vurdert som så tydelig ved målingene i mars 2011 at det ble satt i gang strakstiltak i samarbeid med oppdragsgiveren, se kap.7. Etter en rensing av substratet i september 2011 ble sedimentkvaliteten i Kattaråa bedret betydelig. På stasjon 7 tydet verdiene fra 2013 til og med på en bedre tilstand enn i året 2009. Økning i antall ungfisk (Figur 24), observasjoner av gytefisk og eggoverlevelse tyder på gode habitatforhold i Kattaråa i 2013. Ytterlige tiltak kreves ikke inntil videre. Bekken fremsto i året 2013 som mer produktiv for sjøaure enn før. Dette kan henge sammen med at restaureringen i 2011 fjernet også en rekke finsediment som var akkumulert fra før, og som trolig stammet fra landbruk. Dessuten ble det morfologiske mangfoldet og skjul for ungfisk økt – med småkulper, stryk og en bedre tilgjengelighet av hulrom mellom steinene.





Figur 19 Stein- og løsmassedeponi ved Skorvo. Spor etter finsedimenttransport til Granvinselva er godt synlig. Bilden nedenfor ble tatt ved den svarte pilen.



Figur 20 Finsediment mellom deponi og elv (svart pil i bildet ovenfor). Finsedimentet har havnet i elveleiet.



## 3 Ungfisktettheter

### 3.1 Metode

For å undersøke tettheten av ungfisk ble det gjennomført et kvantitativt elektrisk fiske med tre gangers overfiske på hver stasjon i henhold til standard metode beskrevet av Bohlin et al. (1989). All fisk samlet inn ved elektrisk fiske ble artsbestemt, og frosset ned for senere aldersbestemmelse ved lesing av otolitter. Basert på aldersanalyse av den innsamlede fisken har vi skilt mellom ensomrig og eldre fisk. Tetthetsberegningene er gjort for hver av disse to gruppene. Var fangbarheten under 0,5, beregnet etter Bohlins metode, ble tettheten beregnet ved å telle antall fisk fanget på de tre omgangene. Dette ble gjort fordi tetthetsberegningene ved bruk av Bohlins formel da blir kunstig høye. Undersøkelsene ble utført på fire stasjoner i Storeelva (Øvre del av Granvinselva) og tre stasjoner i Kattaråa (Tabell 4). Arealet på hver stasjon var 100 m<sup>2</sup> utenom på stasjon 5 (Kattaråa, ca. 28 m<sup>2</sup>) grunnet begrenset fiskbart areal. Et utvalg av ungfisk fra Granvinselva 2009 og 2010 ble avlivet og brukt til alders- og vekstanalyse (Tabell 6 - Tabell 8). Ellers ble det brukt lengdefordeling for å skille årsklasser, og ungfisk ble satt levende tilbake.

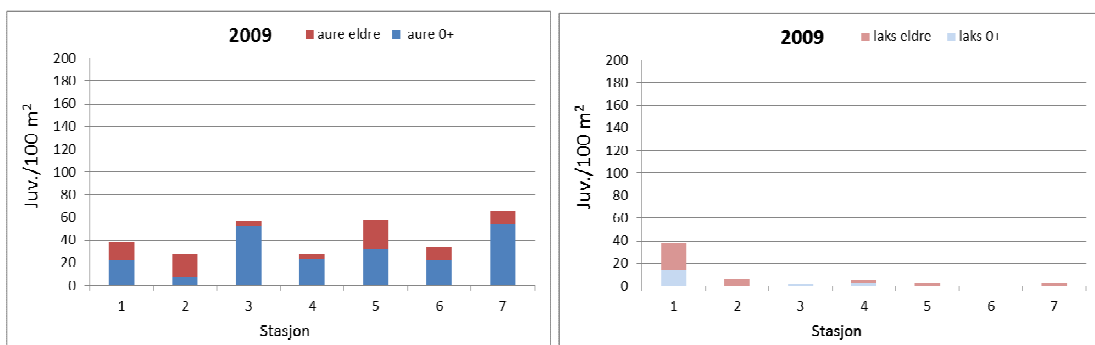
Vannføringen under elfiske den 18.11.2009 var ikke ideell i Granvinselva, fordi det hadde regnet noe døgnet før fisket ble gjennomført. Grunnet byggestart kunne prøvetaking ikke utsettes. Vanntemperaturen lå mellom 2,3° og 3°. Høy vannføring, redusert sikt, og lav temperatur kan ha redusert fangbarheten, og tetthetsestimaterne kan derfor være kunstig lave for 2009. I Kattaråa var det bedre sikt i vannet og temperatur mellom 4,3° og 4,8°, fiskeforholdene var altså bedre der. Fiskeforholdene i 2010 og 2012 var gode i begge vassdrag med lav vannføring, god sikt og temperaturer mellom 4° og 4,7°. Beregnet fangbarhet for alle ungfisk samlet var større enn 0,5 per stasjon i 2010 og 2012.

**Tabell 4. Beskrivelse av elfiskestasjoner i Granvinselva (st. 1-4) og Kattaråa (st. 5-7).**

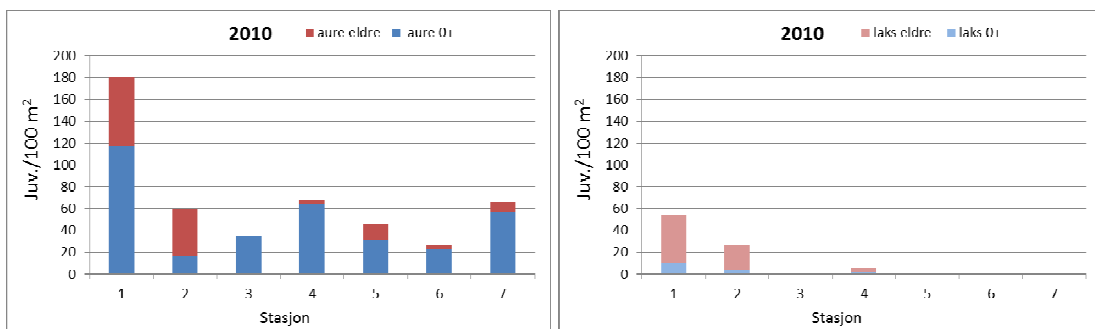
Nr	UTM-koordinater	Overfiska areal	Beskrivelse av stasjon
1	372508 6718540	4 x 25 m	På brekk ut av høl. Stein og grus, 20-50 cm dyp.
2	373207 6717671	3 x 33 m	På brekk ut av høl, stri strøm. Stein og blokk, 50-100 cm dyp.
3	373410 6717262	4 x 25 m	Rolig parti nedstrøms bro. Sand og grus, 20-80 cm dyp.
4	373405 3717117	4 x 25 m	Brekk ut av høl. Grus og stein, 20-80 cm dyp.
5	373045 6717234	1 x 28 m	Nedstrøms vandringshinder. Stein, 20-50 cm dyp.
6	373074 6717173	3 x 33 m	Stryk. Grus, 20-50 cm dyp.
7	373280 6716895	3 x 33 m	Rolig vannhastighet. Mudder og grus, 20-50 cm dyp.

## 3.2 Resultat

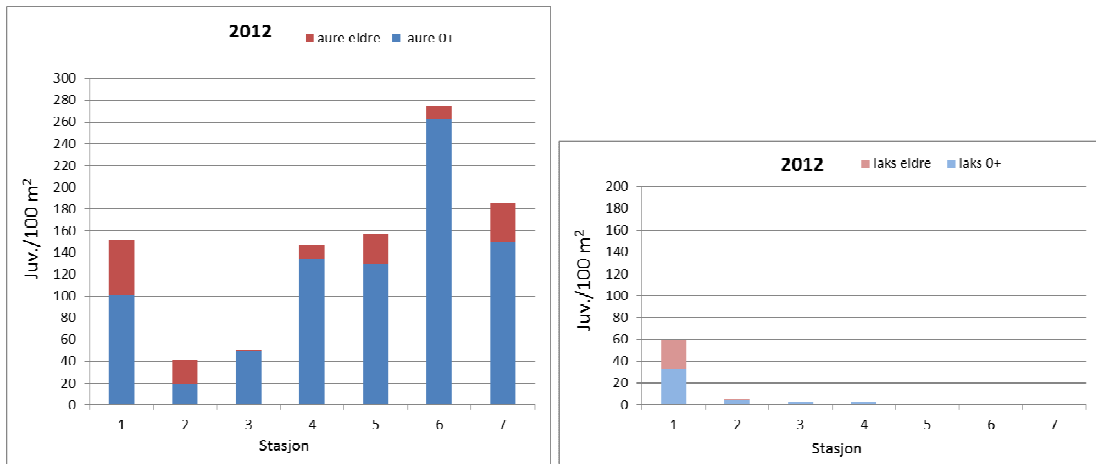
Resultatene fra elektrofisket er gitt i Figur 21 - Figur 24 og Tabell 5. Lengdefordelingen er gitt i Figur 25 og Figur 26. På referansestasjon (1) øverst i Granvinselva ble det funnet høye tettheter i 2010 og 2012 (235 og 212 ind./100m<sup>2</sup>). I 2009 ble det tatt 75 ind./100m<sup>2</sup>. Fangsten var dominert av aure, men andelen av laks var her størst av alle de 7 stasjonene (23%-50%). Fangsten på stasjon 2 nedenfor steindeponiet lå på mellom 34 og 86 ind./100m<sup>2</sup>. Også her dominerte aure (69%-89%). Stasjonen var den eneste med lavere tetthet i 2012 enn i 2010. På stasjon 3 sank tetthetene fra 58 (2009) til 36 (2010), mot trenden ellers i Granvinselva, og steg så igjen til 56 (2012). I alle år ble det nesten bare tatt årsyngel av aure på denne stasjonen. På stasjon 4 ble det funnet hovedsakelig aure (97%), og årsyngel dominerte. Ungfisktettheten økte i utredningsperioden. I 2009 ble det funnet 36 ind./100m<sup>2</sup>, i 2010 73 ind./100m<sup>2</sup>, og i 2012 150 ind./100m<sup>2</sup>. Antallet laks fanget på stasjonene i Granvinselva har ikke økt i samme omfang som aure, til tross for større innsig av laks i 2011 (se kap. 6.1). Middels tetthet aure var henholdsvis 38, 86 og 97 (2009, 2010, og 2012), mens middels tetthet av laks var henholdsvis 12, 22 og 18 i samme tidsrom. I Kattaråa ser vi en lignende utvikling på alle tre stasjonene. I 2009 lå tetthetene mellom 33 og 68 ind./100m<sup>2</sup>. I 2010 var tettheten redusert på alle stasjonene (27-67 ind./100m<sup>2</sup>). I 2012 var tetthetene betydelig større, mellom 157 og 275 ind./100m<sup>2</sup>. Fangstene var dominert av aure (98%), og årsyngel utgjorde majoriteten på alle stasjoner. Laks fantes bare unntaksvis.



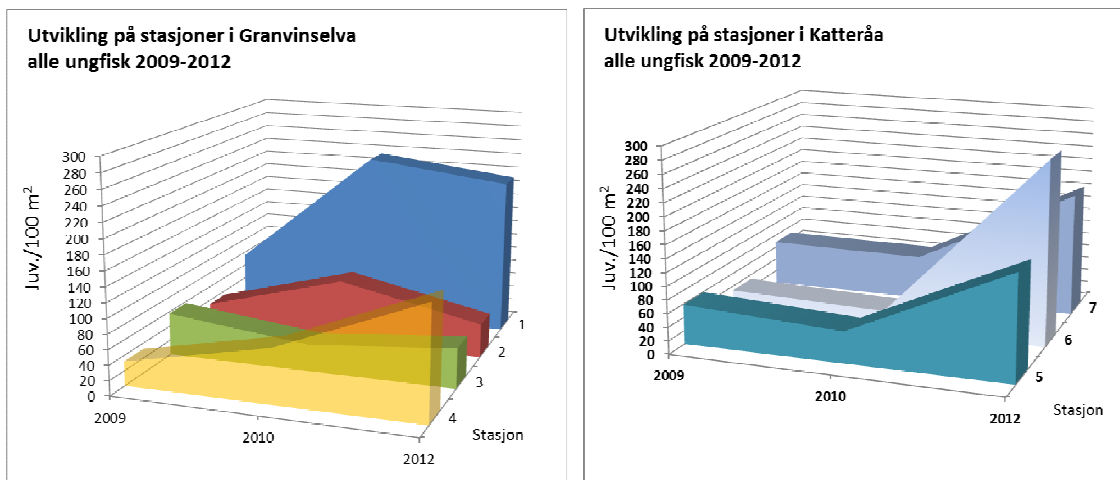
Figur 21 Ungfisktettheter av aure og laks i Granvinselva (1-4) og Kattaråa (5-6) 11/2009



Figur 22 Ungfisktettheter av aure og laks i Granvinselva (1-4) og Kattaråa (5-6) 10/2010



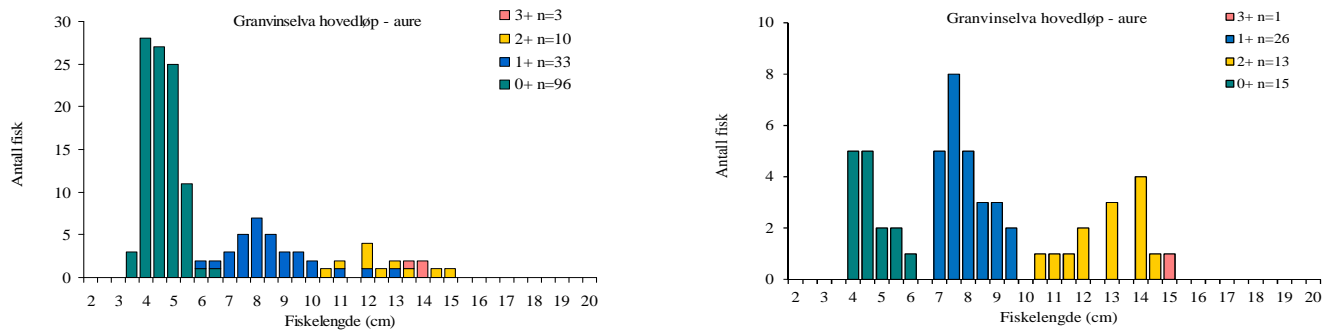
Figur 23 Ungfisktettheter av aure og laks i Granvinselva (1-4) og Kattaråa (5-6) 10/2012



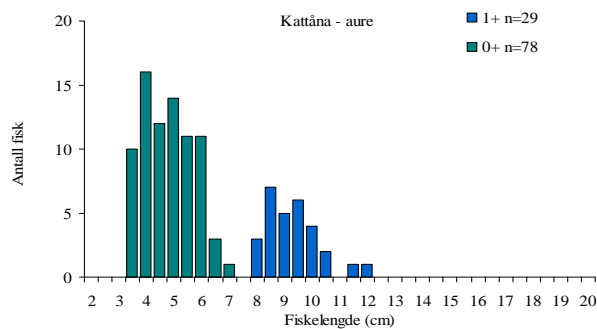
Figur 24 Utvikling av ungfisktetthet i Granvinselva og Kattaråa 2009-2013.

Tabell 5. Ungfisktettheter av aure og laks i Granvinselva (1-4) og Kattaråa (5-7) 2009-2012

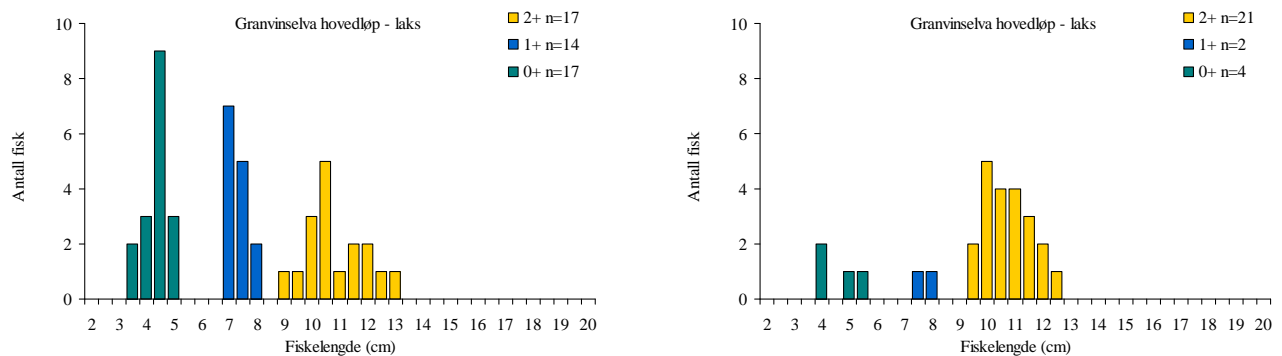
2009	Aure		Laks		
Stasjon	0+	eldre	0+	eldre	sum
1	22	16	14	23	75
2	7	21	0	6	34
3	52	5	1	0	58
4	23	4	2	3	32
5	32	25	0	2	59
6	22	11	0	0	33
7	54	11	0	3	68
2010	Aure		Laks		
Stasjon	0+	eldre	0+	eldre	sum
1	117	63	10	44	235
2	17	43	4	23	87
3	35	0	0	1	36
4	65	3	2	3	73
5	31	15	0	1	47
6	23	3	0	1	27
7	57	9	0	1	67
2011	Aure		Laks		
Stasjon	0+	eldre	0+	eldre	sum
1	101	51	33	28	212
2	19	21	4	1	46
3	49	1	3	0	53
4	134	14	3	0	150
5	129	28	0	0	157
6	262	13	0	0	275
7	150	36	0	0	186



Figur 25 Lengdefordeling av aure fanget i Granvinselva 2009 og 2010.



Figur 26 Lengdefordeling av aure fanget i Kattaråa 18.11.2009.



Figur 27 Lengdefordeling av laks fanget i Granvinselva 2009 og 2010.

### Fiskens vekst i elven

Analysen av aldersbestemt materiale viser at auren i øvre deler Granvinselva har en middels vekstrate, og trolig forlater de fleste vassdraget som smolt etter 2-3 år på elva. Etter første vekstsesong er auren om lag 5 cm, 8,5 cm etter andre, og ca. 13 cm etter tredje vekstsesong. Også laksen i Granvinselva har en middels vekstrate, og de fleste forlater vassdraget som smolt etter 3 år på elva. Etter første vekstsesong er laksen opp mot 5 cm, ca. 8 cm etter andre, og om lag 11 cm etter tredje vekstsesong.

**Tabell 6. Gjennomsnittlig lengde (cm) med standardavvik (SD) for ulike aldersklasser av laks fanget i Granvinselva høsten 2009 og 2010. N er antallet fisk analysert. Data basert på aldersanalyse av otolitter og lengdefordeling.**

Dato	<u>Ensomrig (0+)</u>		<u>Tosomrig (1+)</u>		<u>Tresomrig (2+)</u>		<u>Firesomrig (3+)</u>	
	cm (SD)	N	cm (SD)	N	cm (SD)	N	cm (SD)	N
18.11.2009	4,5 (0,4)	17	7,5 (0,4)	14	11,1 (1,1)	17	--	0
11.10.2010	4,8 (0,6)	4	8,0 (0,6)	2	11,0 (0,9)	21	--	0

**Tabell 7. Gjennomsnittlig lengde (cm) med standardavvik (SD) for ulike aldersklasser av aure fanget i Granvinselva høsten 2009 og 2010. N er antallet fisk analysert. Data basert på aldersanalyse av otolitter og lengdefordeling.**

Dato	<u>Ensomrig (0+)</u>		<u>Tosomrig (1+)</u>		<u>Tresomrig (2+)</u>		<u>Firesomrig (3+)</u>	
	cm (SD)	N	cm (SD)	N	cm (SD)	N	cm (SD)	N
18.11.2009	4,8 (0,6)	96	8,4 (1,5)	33	12,8 (1,5)	10	14,0 (0,3)	3
11.10.2010	4,9 (0,6)	15	8,4 (1,2)	28	12,8 (1,2)	11	15,3 (--)	1

**Tabell 8. Gjennomsnittlig lengde (cm) med standardavvik (SD) for ulike aldersklasser av aure fanget i Kattaråa høsten 2009. N er antallet fisk analysert. Data basert på aldersanalyse av otolitter og lengdefordeling. All aure fanget i Kattaråna i 2010 ble sluppet ut igjen.**

Dato	<u>Ensomrig (0+)</u>		<u>Tosomrig (1+)</u>		<u>Tresomrig (2+)</u>		<u>Firesomrig (3+)</u>	
	cm (SD)	N	cm (SD)	N	cm (SD)	N	cm (SD)	N
18.11.2009	5,0 (0,9)	78	9,5 (1,0)	29	--	0	--	0

### 3.3 Diskusjon

I Granvinselva ble det registrert en betydelig høyere tetthet av både ensomrig og eldre aure i 2010 og 2012, sammenlignet med 2009. De lave tetthetene i 2009 kan henge sammen med dårlige fangstbetingelser dette året. Derfor regner vi med at resultatene fra årene 2010 og 2012 på referansestasjon 1 gjenspeiler situasjonen i Granvinselva best, det finnes høye tettheter av ungfisk. Elven er i utgangspunktet svært produktiv, og har gode habitatforhold med mye gytegrus og skjul.

Stasjon 2 følger samme utvikling som stasjon 1 i 2010, men ikke i 2012. Tettheten synker mot trenden ellers i elven. Dette kan henge sammen med økt finsediment fra et steindeponi som kan gi reduserte gyte- og skjulmuligheter (se kap. 2). Stasjon 3, som ligger nærmest veianleggssområdet og rett nedenfor utslippsstedet av tunellvann, hadde en lavere tetthet midt i anleggsfasen i 2010. Den mest nærliggende forklaring på dette, er at anleggsarbeidet



har hatt en effekt på fisketettheten i dette området. Denne effekten synes å avta relativt raskt nedover i elven, siden det på stasjon 4 var en klar økning av ensomrig aure fra 2009 til 2010 og videre til 2012. Økningen fra 2009 til 2010 kan henge sammen med bedre fiskeforhold, og gjenspeiler trolig ikke en reell økning i tetthet. Økningen til 2012 tyder imidlertid på en reell vekst, høye tettheter, og gode habitatforhold på stedet. Resultatet er typisk for produktive gyteplasser preget av grussediment (mange årsyngel). For laksen sitt vedkommende, viser tetthetene av både ensomrig og eldre fisk et lignende mønsteret som for auren. Imidlertid er det vanskelig å bruke laksen til å si noe om effekter av anleggsarbeidet på stasjon 3 og 4, da tetthetene generelt er lave. Stasjonene 1 og 2 har bedre habitat for eldre ungfisk i form av større steiner og hulrom i elvebunnen enn stasjonene 3 og 4, der substratet er finere med mindre skjulmuligheter for eldre ungfisk. Dette kan forklare de registrerte nivåforskjellene i årsyngeltettheter mellom stasjon 1-2 og 3-4 i Granvinselva.

I Kattaråa ble det ikke registrert stor forandring i ungfisktetthetene av aure i 2009 og 2010, men samlet sett var tetthetene litt lavere i 2010. Så ble det registret en tydelig økning i 2012. Ungfisktettheten var da ca. 4 ganger større enn både i 2009 og 2010. Resultatene peker i retning av at restaureringstiltaket i 2011 hadde ønsket effekt. Substratforholdene som var redusert på grunn av anleggsarbeidet i 2010, men også fra før (sannsynligvis landbruk), ble betydelig forbedret i september 2011 (se kap.7). Det var betydelig bedre gyteforhold og skjulmuligheter for ungfisk i bekken etterpå, og dette kan forklare den observerte økningen i tetthet. Siden elvearealet er uendret gjenspeiler økning i tettheten trolig også en økning i den totale fiskeproduksjonen i bekken. I 2012 fremstår Kattaråa som en svært produktiv sjøaurebekk.

Samlet sett tyder dataene fra ungfiskovervåkingen på at anleggsarbeidet og utslippet av tunellvann hadde effekter på fisk i både Granvinselva og Kattaråa. I Granvinselva har naturlige sedimentdynamiske prosesser sørget for rensing, og i Kattaråa ble sedimentet renset med maskin. Utviklingen etterpå tyder på at habitatforholdene er like gode som før i Granvinselva og bedre en før i Kattaråa.

## 4 Eggoverlevelse

### 4.1 Metode

Før det blir gitt en beskrivelse av metoden for undersøkelsene av gyteområdene, er det naturlig å forklare noen sentrale begrep angående sjøaurens og laksens gytebiologi. Begge arter gyter ved å grave eggene porsjonsvis ned i elvegrysen i såkalte gytegroper. Disse lages ved at hunnfisken legger kroppssiden ned mot elvebunnen og slår kraftig med sporden. Eggene slippes så ned i gropa og befruktes av en eller flere hannfisk. Deretter graver hunnfisken en ny grop like ovenfor og fyller samtidig grus over eggene i den første gropa. Fisken kan så gyte en ny porsjon med egg i den nye gropa. Resultatet kan ofte sees som et ovalt parti med omrørt grus på elvebunnen. Porsjonene med egg ("eggglommer") kan ligge på rekke i en og samme gytegrop (Ottaway et al. 1981; Crisp and Carling 1989), men det forekommer også ofte at fisken sprer egglommene i flere gytegroper på ulike plasser i elva (Barlaup et al. 1994). Begrepet "gytegrop" blir derfor ofte brukt både for å beskrive et gytegropkompleks med flere eggglommer, men blir også brukt om egglommer som er resultatet av en enkelt gyteakt. Det kan imidlertid være vanskelig å skille hvilke eggglommer som er gytt av ulike hunnfisk, da gytegropene ofte kan ligge tett. I den videre teksten blir gytegrop brukt synonymt med egglomme.

Gytegroper ble identifisert visuelt, og ved å grave forsiktig i grysen med en spiss gartnerspade. Når en egglomme ble lokalisert, ble vanddypet over gytegropa og gravedypet ned til eggene registrert, samt at et utvalg av rognkorn ble tatt opp med en hov. Overlevelsen ble estimert ved å telle antall levende og døde egg og/eller plommeseckkyngel. Det er viktig å merke seg at eggoverlevelsen kan bli noe overestimert, da det kan inntreffe dødelighet både i perioden fra undersøkelsestidspunktet og frem til klekking, og videre frem til yngelen forlater gytegropene. Et par rognkorn fra hver gytegrop ble frosset ned og senere artsbestemt på laboratoriet ved hjelp av isoelektrisk fokusering av enzymer (Mork & Heggberget 1984; Vuorinen & Piironen 1984). Resterende rogn ble forsiktig gravd ned i grysen igjen. Undersøkelsene av gytegropene ble utført den 15. april 2010. Eggene var i øyepunktstadiet, kort tid før klekking.

### 4.2 Resultat

Resultatene er presentert i Tabell 9 - Tabell 11 og i Figur 28. Det ble funnet gytegroper på stasjon 4, 2 og 1 i Granvinselva, og på stasjon 6 og 7 i Kattaråa. Her ble det også funnet og analysert groper mellom stasjon 6 og 7. Fra gytefisketellingen vet vi at området rundt stasjon 4 i Granvinselva var en av de største gyteplassene i hele Granvinsvassdraget. Den hadde i gyteperioden 2009 (oktober og november) svært gode morfologiske og sedimentologiske gyteforhold. På stasjon 1 og 2 var det enkelte gytegroper, på stasjon 3 ingen. Sistnevnte

ligger i en bakevje ved bredden og har dårlige hydrauliske betingelser for gyting. Vi går ut fra at stasjon 3 ikke var i bruk for gyting, verken før eller etter anleggsarbeidet. I mars 2011 var det vanskeligere å finne gytegroper. Nesten hele elvebunnen var harvet, sannsynligvis pga. skuring av isflak. Vinteren 2010 - 2011 ble det observert et omfattende isdekke på elven, med isgang og skuring (Figur 30). Det ble funnet flest gytegroper i 2013.

Eggoverlevelsen varierte sterkt mellom gytegroperne på alle stasjonene. Ofte var det enten null eller en høy overlevelse, opp mot 100 %. Det er påfallende at det er mange gytegroper med ingen levende egg i 2010 på stasjon 4 og på referansestasjon 1. Overlevelsen 2013 lignet på situasjonen i 2009.

Også i Kattaråa fant vi store forskjeller mellom overlevelsen i gytegroperne, 86 % oppe ved stasjon 6, null overlevelse mellom stasjonene 6 og 7, og 100 % ved stasjon 7 i 2010. Situasjonen var lik i 2011, med store forskjeller mellom de enkelte groperne. Det var imidlertid betydelig flere, og en større andel av groper med null overlevelse dette året. I 2012 var det mange groper, og 8 av 13 hadde null overlevelse. I Kattaråa ble området ved stasjon 6 og opp til den øverste kulverten kulvert tildekket med grus (50 m) vinteren 2009/2010. Her må en gå ut i fra at de fleste av gytegroperne som var der ble ødelagt denne vinteren.

Samlet sett tyder dataene på at middels eggoverlevelse per stasjon var generelt lavere i 2011 (Figur 28) enn i de andre årene. I Granvinselva ble det bare funnet to groper med levende egg. Blant groperne med levende egg var overlevelsen lavere enn året før. Det ble funnet mer finsediment i groperne nedenfor anleggsområdet, men det er ingen tydelige forskjeller i eggoverlevelse ovenfor og nedenfor. I 2012 var det en høyere overlevelse igjen, men ikke på nivået fra 2010.

**Tabell 9. Eggoverlevelse 2009-2010**

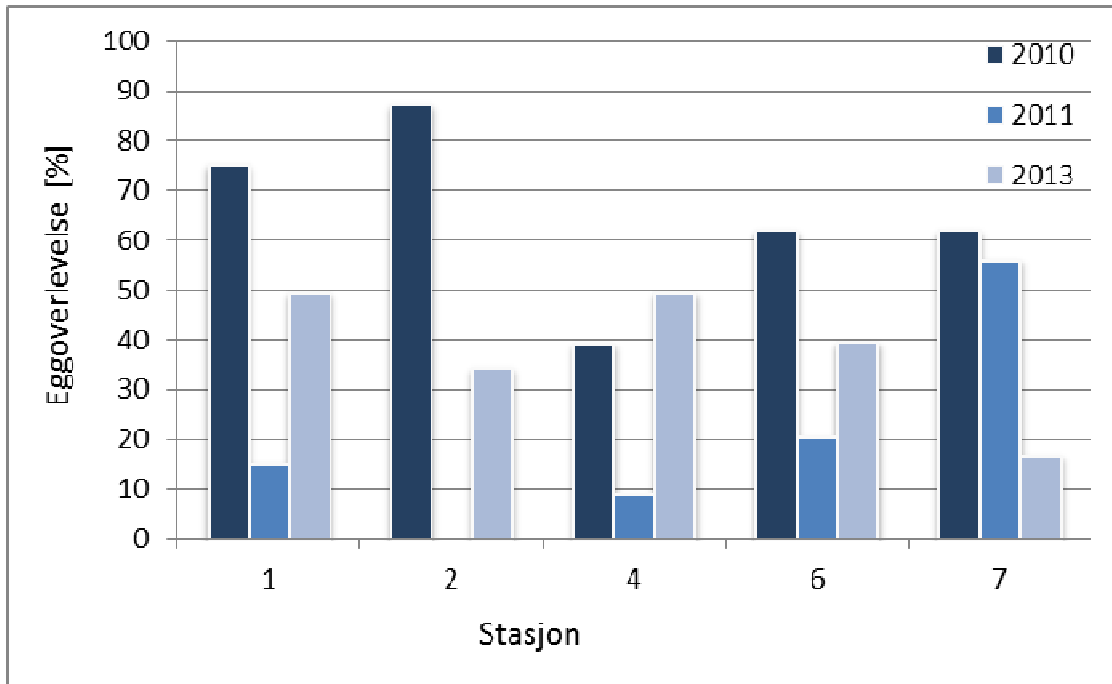
St	vanndyp [cm]	gravedyp [cm]	overlevelse
4	32	7	100 %
	35	15	0 %
	41	13	0 %
	38	11	100 %
	39	11	12 %
	36	13	23 %
2	55	8	100 %
	65	9	100 %
	64	9	100 %
	51	10	42 %
1	42	13	94 %
	32	9	0 %
	42	11	95 %
	37	10	100 %
	30	10	87 %
6-7	3	10	86 %
	11	11	0 %
	10	11	100 %

Tabell 10. Eggoverlevelse 2010-2011

St	vanndyp [cm]	gravedyp [cm]	overlevelse
4	12	11	0
4	24	10	0
4	26	8	0
4	18	12	0
4	18	10	0
4	65	10	52 %
3	Ingen groper		
2	Skuring		
1	20	10	0
1	16	12	0
1	21	12	0
1	65	15	60 %
5	Ingen groper		
6	10	5	48 %
6	28	6	13 %
6	22	6	0
6-7	24	7	85 %
7	10	8	0
7	20	5	83 %

Tabell 11. Eggoverlevelse 2012-2013

St	vanndyp [cm]	gravedyp [cm]	overlevelse
1	54	15	100 %
	61	10	100 %
	34	12	0 %
	30	10	0 %
	60	10	47 %
2	1	8	0 %
	62	12	3 %
	41	10	100 %
4	30	7	100 %
	32	8	100 %
	32	15	100 %
	29	9	0 %
	43	8	100 %
	31	15	43 %
	34	11	0 %
	38	10	100 %
	30	7	69 %
	30	10	43 %
	37	10	100 %
	32	15	0 %
	6	69	7
55		10	0 %
49		9	55 %
55		7	100 %
35		10	0 %
60		15	100 %
67		12	100 %
10		5	0 %
15	5	0 %	
7	45	12	67 %
	15	10	0 %
	20	5	0 %
	31	8	0 %



Figur 28 Middels eggoverlevelse per stasjon i Granvinselva (St. 1-4) og Kattaråa (St. 5-6) 2010-2013



Figur 29 Tørrelagte gytegrøper mars 2013 ved utløp av Granvinsvatnet (nedenfor utredningsområdet)



Figur 30 Is på stasjon 3 og 4, 28. 02. 2011

### 4.3 Diskusjon

Resultatene tyder på at utslipp av finsediment kan ha hatt en effekt på eggoverlevelsen siden det ble observert mer finsediment (se kap.2), målt dårligere sedimentkvalitet (kap. 2) og redusert eggoverlevelse nedenfor utslippstedene i både Granvinselva og Kattaråa i 2011. Det er imidlertid ingen signifikante forskjeller mellom disse stasjonene og stasjonene ovenfor. Også på referansestasjon 1 (uten påvirkning fra veibygging) ser vi en lignende utvikling som lenger nede i elven (Figur 28). Stor variasjon i dataene indikerer at det også



var andre faktorer involvert som hadde effekt på eggoverlevelsen. Vintrene 2009 til 2013 var kalde og tørre, hadde perioder med lav vannføring, og det forekom tørrelegging, bunnis og isskuring flere steder (Figur 29 - Figur 30). Det er sannsynlig at dette har bidratt til redusert eggoverlevelse på utsatte gytegroper, særlig på grunt vann. Eggoverlevelsen kan derfor ha vært redusert flere steder i elven. I Kattaråa var imidlertid eggoverlevelsen redusert i 2011, uten at alt kan forklares med isskuring eller tørrelegging. Også dype, morfologisk uforandrete groper hadde delvis null overlevelse. Sammen med sedimentdataene, som tyder på dårligere sedimentbetingelser, konkluderes det med at utslipp av finstoff fra anleggsområdet har bidratt til å redusere eggoverlevelsen i Kattaråa dette året. I 2013 var Kattaråa nesten tørrlagt grunnet ekstremt lite nedbør. Dette kan trolig forklare hvorfor eggoverlevelsen i 2013 ikke var større. Høye ungfisktettheter (kap. 3) tyder imidlertid på at gyting og eggoverlevelse er stor nok for fullrekruttering i både Granvinselva og Kattaråa.

## 5 Bunndyr

### 5.1 Material og metode

Tre lokaliteter i Storelva ble undersøkt før tunelldrivingen startet den 17.11.2009. På grunn av tidlig vinter og frost høsten 2010, ble feltarbeidet på de tre lokalitetene i Storelva gjort den 31.03.2011, mens tunelldrivingen pågikk. Deretter ble undersøkelsene gjentatt ca. ett år etter at arbeidet ble avsluttet, den 24.10.2012. Lokalitetene er vist i Figur 31. UTM-referansene er gitt i Tabell 12. Alle lokalitetene ligger på strykstrekninger med hurtig rennende vann. Ingen lokaliteter med sakteflytende eller stillestående vann ble undersøkt.



Figur 31 Bunndyrslokalitetene i Storelva i Granvin. Legg merke til at de har annen nummerering enn fiskestasjonene (se Tabell 12).

På hver lokalitet (merket St.1 - 3 på Figur 31) ble det tatt 4 separate sparkeprøver (Frost et al. 1971). Hver sparkeprøve bestod av en strekning på ca. 3 meter, der substratet ble rotet opp og fanget i en hov med 250 µm maskevidde. Hver prøve ble så sortert i en time, der formålet var å få et representativt utvalg av alle arter / grupper i prøven. Dette utvalget ble deretter artsbestemt eller bestemt til gruppe. Deretter ble hele prøven gjennomgått for å finne eventuelle sjeldne eller fåtallige arter / grupper som ikke var kommet med i den første utsorteringen, for å kunne beregne forsuringindeksene og spesielt ASPT-indeksen.

**Tabell 12. UTM-referanser for lokalitetene i Storelva, Granvin**

Lokalitet	UTM – referanse	Tilsvarende fiskestasjon
St. 1	32V 373407 6717109	4
St. 2	32V 373351 6717709	2
St. 3	32V 372643 6718508	1

En mulig effekt av forsuring på bunndyrsamfunnet ble undersøkt ved å regne ut Forsuringsindeks 1 og 2. Disse er beskrevet i henholdsvis Fjellheim & Raddum (1990) og Raddum (1999). Forsuringsindeks 2 er konstruert for å justere indeksverdien mellom 0,5 og 1, for å kunne påvise subletale effekter av forsuring på bunndyrsamfunnet. Verdien av Forsuringsindeks 2 ble regnet ut ved at alle prøvene på en lokalitet ble slått sammen. Tabell 13 viser grenseverdiene for Forsuringsindeks 2 i Vanndirektivet.

For å regne ut ASPT indeksen ('Average Score Per Taxon') (Armitage et al. 1983) ble resultatene fra alle fire delprøvene på hver lokalitet brukt. Dette er en indeks som hovedsakelig gir størrelsen på den organiske belastningen på en lokalitet. Den baserer seg på 'scores' eller poeng, der enkelte familier av bunndyr får poeng avhengig av hvor tolerante artene i familien er for organisk anriking / forurensing. De mest tolerante får lav verdi, mens de minst tolerante får høy verdi. Summen av disse poengene for en bunnprøve utgjør BMWP indeksen ('Biological Monitoring Working Party System'). ASPT indeksen er en justering, der BMWP indeksen blir delt på antall poenggivende familier i prøven. Denne indeksen er mindre avhengig av størrelsen på prøven enn BMWP indeksen, og blir derfor foretrukket. Grenseverdiene for ASPT indeksen i Vanndirektivet er vist i Tabell 13.

Vurderingen av økologisk tilstand med hensyn på organisk forurensing med ASPT indeksen er foreløpig, og må derfor brukes med en viss forsiktighet. En beskrivelse av indeksen på norsk kan finnes i Brittain (1988) og i Lyche Solheim et al. (2004). Grenseverdiene for ASPT indeksen er satt som i Tabell 13. Verdiene er tatt fra en veileder publisert i Vanndirektivet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009).

**Tabell 13. Grenseverdier for forsurening basert på forsøringsindeks 2, og for organisk påvirkning basert på ASPT indeksen i henhold til veileder i Vanndirektivet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009)**

Økologisk tilstand	Forsøringsindeks 2	ASPT – verdi
Høy	$x = 1,0$	$x \geq 6,8$
God	$1,0 > x \geq 0,75$	$6,8 > x \geq 6,0$
Moderat	$0,75 > x \geq 0,5$	$6,0 > x \geq 5,2$
Dårlig	$x = 0,25$	$5,2 > x \geq 4,4$
Svært dårlig	$x = 0$	$x < 4,4$

For å undersøke eventuelle endringer i bunndyrsamfunnet som følge av anleggsarbeidet over tid, ble metoden 'Principal Responce Curves (PRC)' i dataprogrammet Canoco 5.0 (ter Braak & Smilauer 2012) brukt. Dette er en multivariat statistisk metode som undersøker endringer i artssammensetningen på forskjellige lokaliteter over tid, justert for endringer som skjer i en kontroll-lokalitet. Metoden bygger på 'Partial Redundancy Analysis' (partiell RDA), og har blitt utviklet for økotoksikologiske studier for å teste og synliggjøre effekter av forskjellige former for behandling over tid. Metoden er beskrevet i van den Brink & ter Braak (1997, 1998, 1999) og i ter Braak & Smilauer (2012). I korthet går metoden ut på at endringer i påvirkede lokaliteter blir sammenlignet med endringer i kontroll-lokaliteter. Variasjon som f. eks. kan skyldes klekking, blir eliminert ved at analysen justerer for variasjon i kontroll-lokalitetene. Dermed fokuserer metoden på tids-avhengige effekter av en påvirkning. Dette blir illustrert ved at 'the principal component' blir plottet mot tid i et PRC diagram. Variasjonen i kontroll-lokalitetene blir "nullet ut", slik at utviklingen i disse blir liggende i  $Y = 0$  (x-aksen). Avstanden fra x-aksen til de behandlede lokalitetene gir derfor et bilde av effektene av behandlingen. Utviklingen i de behandlede lokalitetene blir deretter testet med en permutasjons-test med 'split-plot' design, der hvert tidspunkt eller innsamling er et 'whole plot', og hver lokalitet er et 'split plot'. De forskjellige lokalitetene blir 'permutert' eller stokket innenfor hvert tidspunkt for å teste om utviklingen i de behandlede lokalitetene er forskjellig fra utviklingen i kontroll-lokalitetene. 'Species scores' fra den partielle RDA analysen gir informasjon om hvilke arter det er som gir vekt i analysen, dvs. hvilke arter som øker eller minker som følge av påvirkningen.

Artsdataene brukt i analysen ble gitt som relativ abundans, og ble  $\log(n+1)$  transformert. Små individer som ikke kunne bestemmes til art ble enten tatt ut av datamatriksen (f. eks. *Baetis* sp.), eller så har de blitt slått sammen med de artsbestemte individene til et mer inklusivt taxon eller gruppe.

I denne undersøkelsen i Storelva er St. 3 kontroll-lokaliteten. St. 2 ble antatt å kunne få en viss påvirkning av sigevann fra steindeponiene ved elva. St. 1 ville få den kraftigste

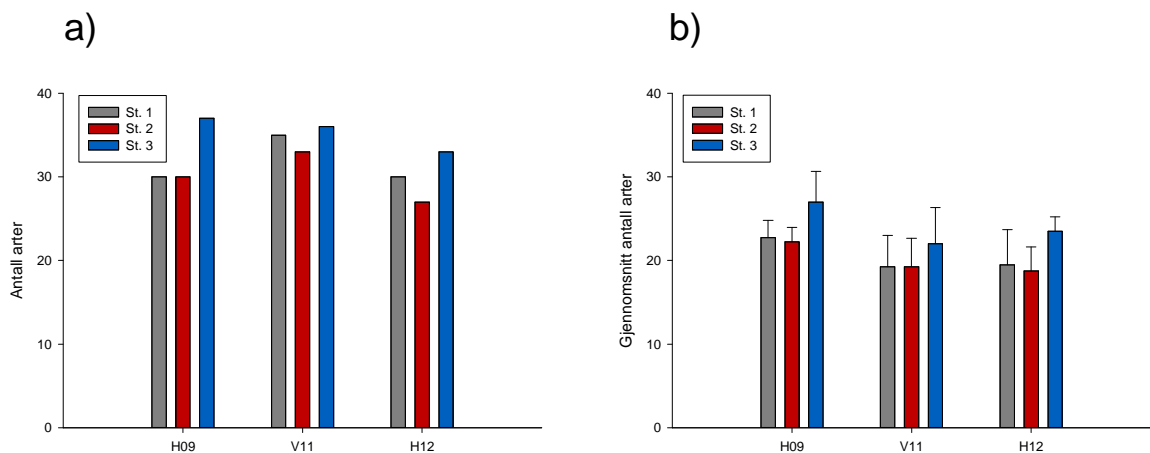
påvirkningen med prosessvann fra selve tunelldrivingen, utslipp av vann og eventuelt andre påvirkninger fra anleggsarbeidene, i tillegg til de eventuelle utslippene fra steindeponiene lenger oppe i elva.

## 5.2 Resultat

Artene som ble funnet er vist i Vedlegg X1 - X3. Det ble det ikke registrert noen indikasjoner for forsurening i Storelva på noen av tidspunktene (Vedlegg X1 - 3). Antallet arter / grupper som ble registrert på de tre lokalitetene i 2009, 2011 og 2012 er vist i Figur 32.

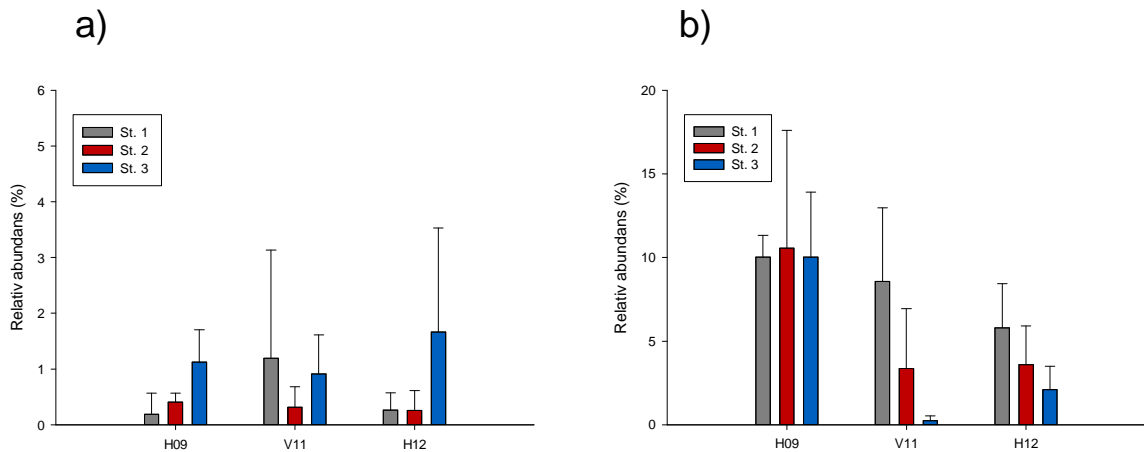
Det var ingen signifikant forskjell i antall arter mellom kontroll-lokaliteten St. 3 og de berørte lokalitetene St. 1 og St. 2 mellom prøvetidspunktene (ANOVA (Wilcoxon test),  $F_{4,27} = 0,14$ ,  $p = 0,96$ ). Det var derimot noe færre arter på St. 1 og St. 2 sammenlignet med St. 3 på alle tre tidspunktene (ANOVA (Wilcoxon test),  $F_{2,27} = 0,14$ ,  $p = 0,01$ ), og totalt noe færre arter våren 2011 og høsten 2012 sammenlignet med høsten 2009 på alle tre lokalitetene (ANOVA (Wilcoxon test),  $F_{2,27} = 0,14$ ,  $p = 0,01$ ).

Figur 33 viser den samlede relative abundansen av filtrerende Trichoptera (vårfluer) og Simuliidae (knottlarver) på lokalitetene. De filtrerende vårfluene bestod av 3 arter der *Polycentropus flavomaculatus* var den dominerende. De andre var *Hydropsyche siltalai* og *Lepidostoma hirtum*. *H. siltalai* ble registrert på St. 2 med ett individ i to prøver høsten 2009, og *L. hirtum* ble registrert med 2 individer i en prøve på St. 2 våren 2011, ett individ på St. 3 høsten 2009 og ett individ i på samme lokalitet høsten 2012 (se vedlegg). Alle knottlarver er filtrerere.

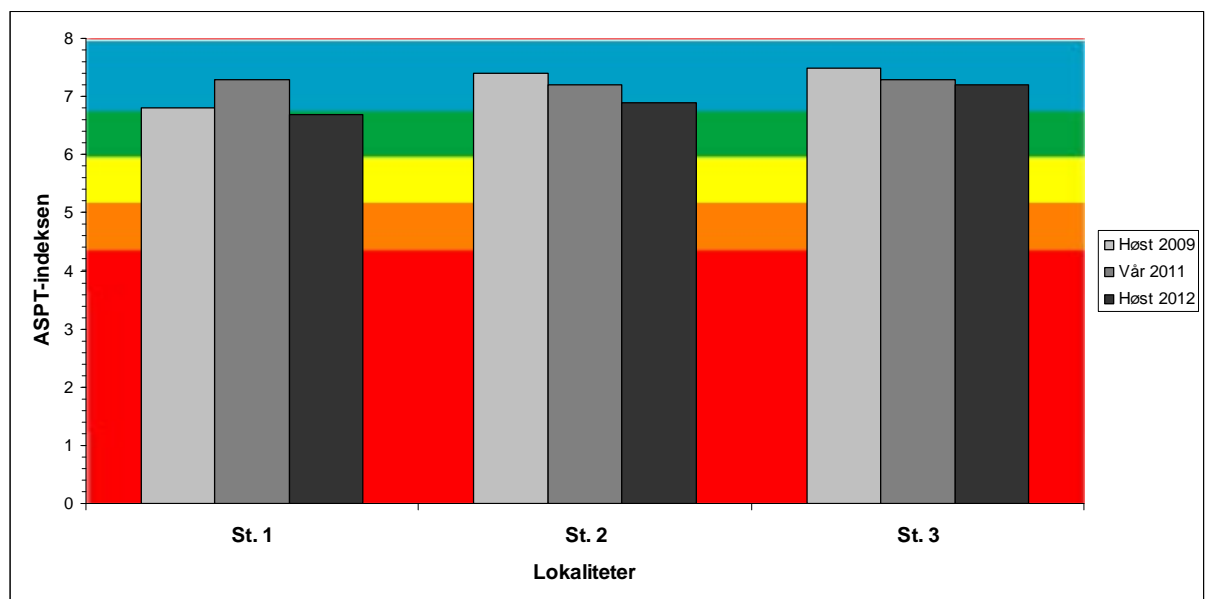


Figur 32 a) Det samlede antallet arter / grupper registrert på lokalitetene og b) det gjennomsnittlige antallet arter / grupper med standardavvik registrert i de fire prøvene på hver lokalitet i 2009, 2011 og 2012.





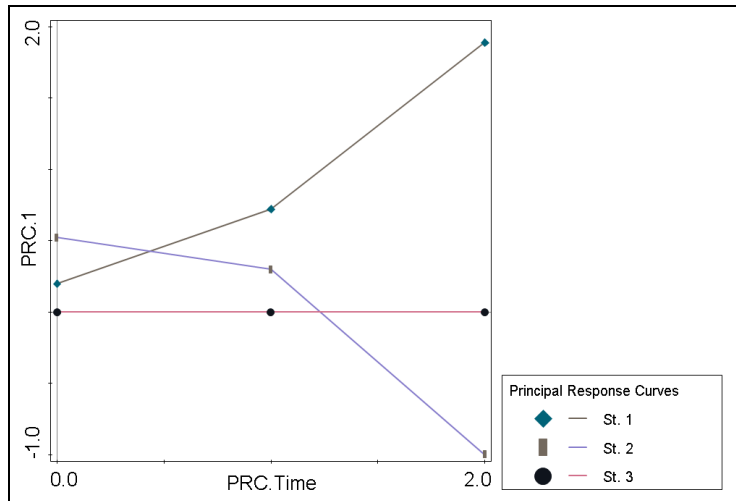
Figur 33 Relativ abundans med standardavvik av a) filtrerende Trichoptera (vårfluer) og b) Simuliidae (knott) på lokalitetene i 2009, 2011 og 2012.



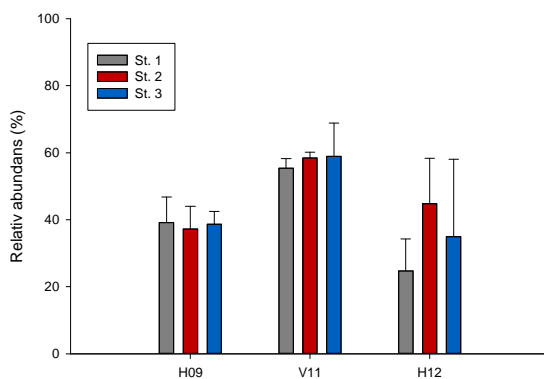
Figur 34 ASPT-indeksen for lokalitetene i Storelva i 2009, 2011 og 2012.

ASPT-indeksen (Figur 34) indikerte ingen påvirkning på de tre lokalitetene. Storelva klassifiseres som i 'svært god' eller 'god' økologisk tilstand på alle lokalitetene alle årene. PRC-analysen (Figur 35) viser utviklingen av bunndyrsamfunnet på St. 1 og St. 2 fra førprøvene i 2009 til og med høstprøvene i 2012. Figuren viser at bunndyrsamfunnet på de forskjellige lokalitetene var noe ulikt fra starten, og at den største forskjellen mellom lokalitetene ble funnet i prøvene fra høsten 2012. En Monte Carlo permutasjonstest ( $F = 4,4$ ;  $p = 0,325$ ) viste imidlertid at endringen over tid ikke var signifikant. De artene / gruppene som hadde størst vekt i analysen var i hovedsak gruppen Chironomidae

(fjærmygg), som viste en reduksjon i relativ abundans i prøvene fra høsten 2012 på St. 1 (Figur 36).



Figur 35 Principal Reaction Curves (PRC) analyse av endringer i relativ abundans i bunndyrsamfunnet over tid på St. 1 og St. 2 høsten 2009, våren 2011 og høsten 2012. St. 3 er kontroll-lokaliteten, mens høsten 2009 er forprøver.



Figur 36 Relativ abundans av Chironomidae (fjærmygg) på lokalitetene i 2009, 2011 og 2012.

### 5.3 Diskusjon

PRC-analysen viste at det ikke var signifikante endringer i artssammensetningen i bunndyrsamfunnet i løpet av de tre årene undersøkelsen varte. Analysen viste liten avstand mellom kontrolllokaliteten (St. 3) og de to potensielt berørte lokalitetene (St. 1 og 2) da tunneldrivingen pågikk (vårprøvene i 2011), mens forskjellen var større mellom St. 3 og St. 1 og 2 om høsten etter at tunneldrivingen var avsluttet (høstprøvene i 2012). Den mest

markante forskjellen var at andelen av fjærmygg på St. 1 gikk ned (Figur 36). Hva som var årsaken til dette er det vanskelig å si noe om, men analysene av artssamfunnet mens tunelldrivingen pågikk, og analysene av kornstørrelse og innhold av finpartikulært stoff i bunnsedimentene (kapittel 2), indikerer ingen varige effekter av tilslamming i forbindelse med tunelldrivingen. Skal vi komme noe videre med dette må fjærmyggen som ble samlet inn identifiseres til art, og analysene gjøres om igjen med det utvidede datasettet. Det burde også tas nye prøver for å se om endringene i fjærmyggsamfunnet høsten 2012 var forbigående. Heller ikke ASPT-indeksen fanget opp noen endringer. Rett nok var indeksen lavere på St. 1 høsten 2012 enn i de to foregående årene, men forskjellen var liten – indeksen gikk ned fra 'svært god' økologisk tilstand til rett under grenseverdien mellom 'svært god' og 'god' økologisk tilstand.

En forventet effekt av tilslamming og økt innhold av finpartikulært materiale ville være at tettheten av filtrerende organismer ble redusert. Denne effekten ble ikke observert i denne undersøkelsen. Den relative tettheten av filtrerende arter av vårfluer var lav på alle stasjonene på alle tidspunktene. Den var høyere på kontrolllokaliteten enn på de to andre, men endret seg ikke i forbindelse med tunelldrivingen. Den relativt store økningen i tetthet på St. 1 våren 2011 indikerer også at tunelldrivingen hadde liten effekt på denne gruppen. Den andre store gruppen av filtrerende organismer i elva var larver av knott. Her var utgangspunktet likt mellom de tre lokalitetene i 2009, mens tettheten ble redusert i årene etter. Reduksjonen var imidlertid størst på kontrolllokaliteten, så denne utviklingen kan ikke tilskrives effektene av tunelldrivingen.

Til sist vil vi bemerke at forsurening ikke har hatt noen forstyrrende effekt i Granvinselva. Forsuringindeksene viste ingen tegn til forsureningsskader på bunndyrsamfunnet, og Granvinselva har da heller aldri vært rapportert som påvirket av forsurening.

### **Konklusjon**

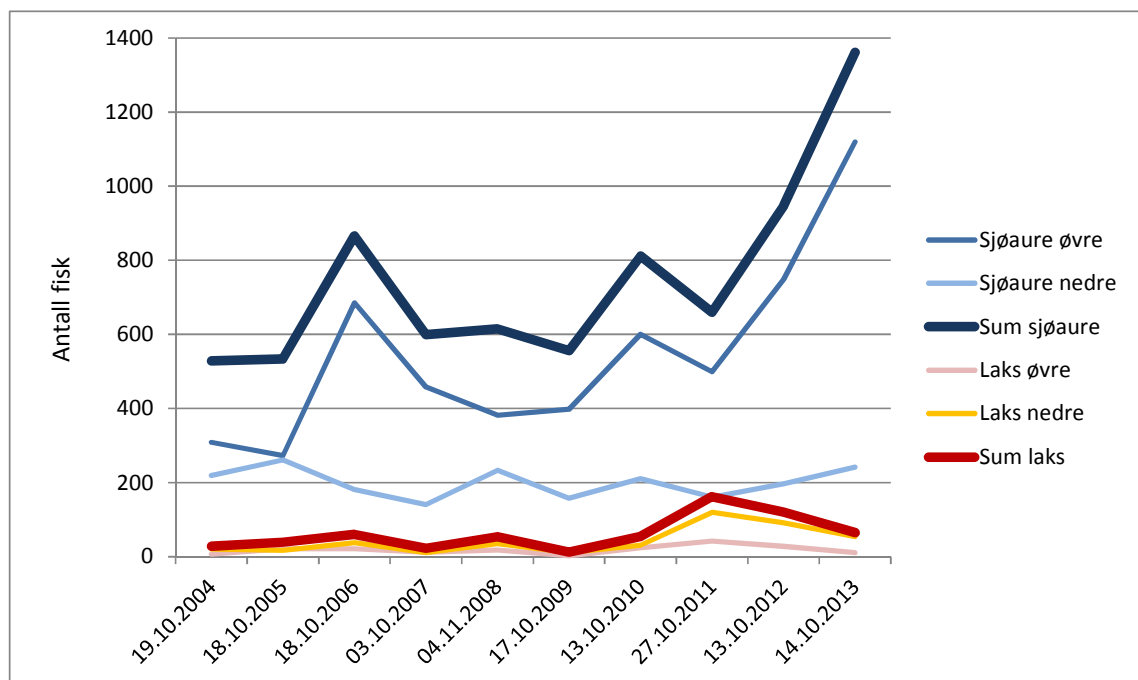
- Analysene viste ingen signifikant endring av bunndyrsamfunnet under og etter tunelldrivingen.
- Det var ingen effekter av tunelldrivingen på filtrerende bunndyr.
- Det ble påvist en viss nedgang i relativ abundans av fjærmygg på St. 1 i prøvene ett år etter at tunelldrivingen var avsluttet.
- Denne reduksjonen kan ikke forklares som en effekt av tunelldrivingen. Utslipp av vaskevann eller overvann kan imidlertid ikke utelukkes. Også andre faktorer kan spille en rolle og det anbefales en nærmere analyse av situasjonen.

## 6 Tilleggsinformasjon

Undersøkelsene suppleres med data fra gytefisktellene som Uni Miljø LFI gjennomfører årlig i oktober i forskningsprosjektet EPIGRAPH (koordinert av Havforskningsinstituttet). Statens vegvesen og Uni Miljø LFI bestemte seg dessuten i 2010 for å analysere vannprøver fra elvene for å få et mer omfattende datagrunnlag. Vannprøver gir et øyeblikksbilde, mens sedimenter, bunndyr og fisk gir et bilde av påvirkning over tid.

### 6.1 Gytefisktelling

Tallene fra gytefisktelinger i Granvinselva i 2004 – 2013 (Figur 37) viser et økende antall sjøaure, særlig etter 2011. Til og med 2011 varierte tallene mellom 500 og 900, mens de stiger til 945 i 2012 og til 1361 i 2013. Økningen skjer først og fremst i elven ovenfor Granvinsvatnet. Også antall laks har steget, men er på lavere nivå enn sjøaure (< 200), og har en fallende tendens de to siste årene. Trolig gjenspeiler dataene en bedre sjøoverlevelse i de siste årene. Utviklingen viser ingen tegn til effekter av tunelldrivingen og veianlegget. Gyteområdet ved stasjon 4 er sannsynligvis et av de viktigste for sjøaure i vassdraget. Hvert år telles det store konsentrasjoner av gyteklare sjøaurer her (> 100).



Figur 37 Antall gytefisk observert under drivtelinger 2004-2013 i Granvinselva ovenfor (øvre) og nedenfor Granvinsvatnet (nedre).

## 6.2 Vannprøver

Vannprøver som ble tatt er vist i Tabell 14. Prøvene 1-20 ble analysert av Eurofins Bergen i regi av Uni Miljø LFI. Prøvene 20-24 ble analysert av analysesenteret til Trondheim kommune i regi av Statens Vegvesen.

**Tabell 14. Oversikt vannprøver**

Prøvenr:	Prøvedato:	Stasjon	Lokalitet:	Prøvepunkt:	Tatt av:
1	09.09.2010	3	Granvinselva, Seim	Utløp tunnelvann	Sven Helge Pedersen
2	09.09.2010	3	Granvinselva, Seim	Utløp tunnelvann	Sven Helge Pedersen
3	27.08.2010	5	Kattaråa	over bru	Bjørnar Skår
4	27.08.2010	6	Kattaråa	Nedanfor bru og fylling	Bjørnar Skår
5	27.08.2010		Granvinselva, Seim	Tunnelvatn fyrste avset. Container (urensa)	Bjørnar Skår
6	27.08.2010	O.for 3	Granvinselva, Seim	Ovanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
7	27.08.2010	3	Granvinselva, Seim	I utløp tunnelvatn (sedimentsky)	Bjørnar Skår
8	27.08.2010	3	Granvinselva, Seim	Nedanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
9	10.09.2010	O.for 3	Granvinselva, Seim	Ovanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
10	10.09.2010	3	Granvinselva, Seim	I utløp tunnelvatn (sedimentsky)	Bjørnar Skår
11	10.09.2010	3	Granvinselva, Seim	Nedanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
12	09.09.2010		Granvinselva, Svelgane, Skjervet	Ovanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
13	09.09.2010		Granvinselva, Svelgane, Skjervet	I utløp tunnelvatn (sedimentsky)	Bjørnar Skår
14	09.09.2010		Granvinselva, Svelgane, Skjervet	1 st. nedanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
15	09.09.2010		Granvinselva, Svelgane, Skjervet	2 st. nedanfor utløp tunnelvatn, tatt ved utløp av Moevatn.	Bjørnar Skår
16	14.09.2010	5	Kattaråa	Ovanfor ny bru	Bjørnar Skår
17	14.09.2010	6	Kattaråa	Nedanfor ny bru	Bjørnar Skår
18	14.09.2010	O.for 3	Granvinselva, Seim	Ovanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
19	14.09.2010		Granvinselva, Seim	Rensa tunnelvatn (siste container)	Bjørnar Skår
20	14.09.2010	3	Granvinselva, Seim	Nedanfor utløp tunnelvatn	Bjørnar Skår
21	25.08. 2010	5	Kattaråa	Ovanfor ny bru	Statens Vegvesen
22	25.08. 2010	6	Kattaråa	Nedanfor ny bru	Statens Vegvesen
23	25.08. 2010	O.for 3	Granvinselva, Seim	Ovanfor utløp tunnelvatn	Statens Vegvesen
24	25.08. 2010	3	Granvinselva, Seim	Nedanfor utløp tunnelvatn	Statens Vegvesen



Tabell 15. Resultater av analysene gjennomført av Eurofins

Analyse	Enhet	Metode	01	02	03	04	05
* Totalfosfor	µg/l	NS-EN ISO 1	17,8	18,6	4,4	3,2	28
Total Nitrogen	µg/l	NS-EN ISO 1	107800	108900	142	336	68750
* Ammonium-N	µg/l	Intern	31290	31650	<1	2,3	23070
Nitrat-N	µg/l	NS 4745	76310	74750	18	210	48280
* Orto-Fosfat	µg/l	NS 4724	6,6	6,4	<0,5	<0,5	5,8
pH		Intern	-	-	6,43	6,09	10,78
Turbiditet	NTU	Intern	96	99	0,49	0,34	
* Turbiditet	NTU	Intern					6700
Suspendert stoff	mg/l	NS-EN 872	110	113	-	-	4580
Turbiditet filtrert	NTU	Intern	0,88	0,96	-	-	0,78
* pH		Intern	11,2	11,2			

Analyse	Enhet	Metode	06	07	08	09	10
* Totalfosfor	µg/l	NS-EN ISO 1	5,5	26	5,8	4,5	21
Total Nitrogen	µg/l	NS-EN ISO 1	254	85250	3300	380	95150
* Ammonium-N	µg/l	Intern	<1	25450	175	<1	29870
Nitrat-N	µg/l	NS 4745	114	67510	553	276	67190
* Orto-Fosfat	µg/l	NS 4724	<0,5	5,5	0,6	<0,5	3,5
pH		Intern	6,72	9,74	6,84	6,66	10,98
Turbiditet	NTU	Intern	15	95	2,3	0,85	
* Turbiditet	NTU	Intern					180
Suspendert stoff	mg/l	NS-EN 872	-	271	-	-	175
Turbiditet filtrert	NTU	Intern	-	1,5	-	-	1,1
* pH		Intern					

Analyse	Enhet	Metode	11	12	13	14	15
* Totalfosfor	µg/l	NS-EN ISO 1	7,4	7,3	34	9,4	8,0
Total Nitrogen	µg/l	NS-EN ISO 1	9350	220	32450	5500	494
* Ammonium-N	µg/l	Intern	3560	<1	10410	2685	52
Nitrat-N	µg/l	NS 4745	4340	75	27890	2605	275
* Orto-Fosfat	µg/l	NS 4724	1,4	0,8	6,7	1,5	0,7
pH		Intern	9,61	6,54	9,60	8,54	6,47
Turbiditet	NTU	Intern	4,8	0,92		4,3	2,1
* Turbiditet	NTU	Intern			280		
Suspendert stoff	mg/l	NS-EN 872	-				
Turbiditet filtrert	NTU	Intern	-				
* pH		Intern					

Analyse	Enhet	Metode	16	17	18	19	20
* Totalfosfor	µg/l	NS-EN ISO 1	5,11	11	6,4	19	6,8
Total Nitrogen	µg/l	NS-EN ISO 1	130	199	275	105600	358
* Ammonium-N	µg/l	Intern	<1	2,5	7,6	32400	7,9
Nitrat-N	µg/l	NS 4745	6,4	72	151	69340	157
* Orto-Fosfat	µg/l	NS 4724	<0,5	3,4	<0,5	3,5	<0,5
pH		Intern	4,99	6,34	6,29	10,86	6,70
Turbiditet	NTU	Intern	1,0	21	1,3	98	1,6
* Turbiditet	NTU	Intern					
Suspendert stoff	mg/l	NS-EN 872	-	15,8	0,7	92,4	3,0
Turbiditet filtrert	NTU	Intern	-	6,5	0,81	0,76	0,72
* pH		Intern					

**Tabell 16. Resultater av analysene gjennomført av Analysecenteret til Trondheim kommune**

Prøvenr.	21	22	23	24
Konduktivitet [mS/m]	0,8	0,9	1,6	1,6
Total P [ $\mu\text{g/l}$ ]	< 2	2,4	4,1	3,2
Total N [ $\mu\text{g/l}$ ]	120	180	270	380

**Kattaråa**

Ved lav vannføring var det betydelig høyere verdier av total-N (nitrogen) nedenfor anleggsområdet enn ovenfor, særlig av nitrat. Total-P (fosfor) verdiene var omtrent like ovenfor og nedenfor anleggsområdet ved lav vannføring (prøvene 21,20,3,4). Ved høy vannføring og nedbør var total-P doblet, og det fantes ca. 50 % mer nitrogenforbindelser, høyere pH (fra 5 til 6,3), og betydelig høyere turbiditet (fra 1 til 21 NTU) nedenfor anleggsområdet.

**Granvinselva**

Ovenfor stasjon 3 og ovenfor utslipp av tunnelvann var total-P lav (4,5-6,5  $\mu\text{g/l}$ ). Også total-N var forholdsvis lav med verdier mellom 254 og 380  $\mu\text{g/l}$ . pH-verdien lå mellom 6,3 og 6,7. Turbiditeten lå rundt 1 NTU (15 NTU i prøve 6 betraktes som effekt av forurensning av prøven med bunnsediment under prøvetaking). Verdiene ligger stort sett i kategoriene ”høy miljøtilstand” og ”god miljøtilstand” (total-N) etter vanndirektivets klassifikasjonssystem.

Direkte i utløpet av spillvann fra tunneldriften (prøvene 1, 2, 7, 10, 19) fantes det svært høye verdier av total-N (rundt 100.000  $\mu\text{g/l}$ ), og høye konsentrasjoner av total-P (17,8-26  $\mu\text{g/l}$ ). pH varierte mellom 9 og 11, og turbiditeten lå mellom 95 og 99 NTU. Mengden suspendert stoff varierte mellom 110 og 271 mg/l.

Omkring 20 m nedenfor utslippet (i utslippssporet) var total-P verdiene mellom 5,8 og 7,4  $\mu\text{g/l}$ . Total-N verdiene varierte mellom 358 og 9350  $\mu\text{g/l}$ , og pH lå mellom 6,7 og 9,1. Turbiditeten var mellom 1,8 og 4,8 NTU.

Tunnelvann som kom direkte fra anleggsområdet (før avsetning og rensing) hadde høye P-, N- og pH-verdier som tilsvarte spillvannet ved utslippstedet. Suspendert stoff (4580 mg/l) og turbiditet (6700 NTU) er betydelig høyere før avsetningsbassengene.

**Granvinselva ovenfor Skjervet**

Prøvene 12, 13, 14 og 15 viser en liten gjødslingseffekt av vannutslippet. Utslippsvann hadde høye konsentrasjoner av næringsstoffer (N og P), høy pH og høy turbiditet. Fortynningseffekten i vassdrag var sterk, men ved utløpet av Moevatn kunne fortsatt høye N-verdier konstateres. Ved utslippstedet fantes lokalt finsedimentavsetninger.

## Konklusjon

Avsetningsbassengene fungerte i 2010 da vannprøvene ble tatt. Suspendert masse ble redusert med 95 %. Næringsstoffene (P, N) og pH ble som forventet ikke redusert under behandlingen i bassengene. Den resterende suspenderte massen var fortsatt høy (110-271 mg/l). Disse verdiene indikerer i seg selv en svært dårlig miljøtilstand, mens de ble redusert betydelig gjennom fortyningseffekten når spillvannet kom inn i elven. Utslippet av spillvann ble estimert av Statens Vegvesen til ca. 50 m<sup>3</sup> per virkedag eller ca. 3 l/s i 5 timer. Middel vannføringen i Granvinsvassdraget ble estimert til ca. 9 m<sup>3</sup>/s ved elvemunningen. Ved utslippstedet ble middel vannføringen estimert til 5,6 m<sup>3</sup>/s (<http://atlas.nve.no/ge/Viewer.aspx?Site=Lavvann; 11/2013>). Fortyningforholdet mellom spillvann og ellevann ved utslippsstedet kan derfor i gjennomsnitt beregnes til 1:1860. I lavvannsperioder vil spillvannet imidlertid fortynnes i betydelig mindre grad.

Omkring 20 m nedenfor utslippet var konsentrasjonene tydelig redusert. Mens N-verdiene varierte mellom god og svært dårlig miljøtilstand avhengig av utslipp og fortykning, var P-verdiene allerede så fortynt at de indikerte svært god miljøtilstand. pH-verdien i prøve 11 viser kritisk høye verdier (9,6) mens prøvene 20 og 8 indikerer uskadelige pH-verdier (6,7-6,8).

Spillvannet fra tunneldriften forurenset Granvinselva lokalt. Hovedeffekten var gjødsling av et lokalt område i elven og avsetninger av finsediment. Gjødsling kan ha gitt høyere planteproduksjon og gjengroing av elvebunnen. Dessuten må det regnes med at fisk kan ha unnveket et lokalt område ved utslippet når det var svært høye pH-verdier. Det var målbare effekter i utslipsperioden. Siden rensebassengene fungerte, fortykningen var stor, og naturlig sedimentdynamikk ved flom har rensed substratet, regnes det ikke med varige negative effekter på fisk.

I Kattaråa observerte vi også forurensning, særlig på stasjon 6. Sannsynligvis kom dette fra fra overvann fra anleggsområdet, siden verdiene var større ved nedbør og høy vannføring i elven selv om fortyningseffekten skulle tilsi det motsatte. Forurensningen med næringsstoffer var mindre i Kattaråa enn i Granvinselva, men også i Kattaråa må man regne med en gjødslingseffekt og avsetninger av finsediment i grusen. På grunn av dette, og resultatene beskrevet i kap. 2 og 4, ble det satt i gang strakstiltak som beskrives i følgende kapittel.

## 6.3 Sjekk av overvannssystemet

Etter planen skal vann fra Tunsberg tunnelen håndteres på følgende måte: «Lekasjevatnet fra tunnelveggene, kjemisk reint, renn ut av tunnelen, via «kum for slukkevann og vask» og rett ut i Kattaråa. Denne lekasjen er tilnærma konstant. Vaskevatn og eventuelle «uhell»

renn ut i slukar med sandfang (SF) langs vegbana og inn i lukka overvassrøyr. Avstanden mellom slukane/sandfangkummane i tunnelen er 80 meter. Dette forureina vannet renn via oljeutskillar og blir ført ut i Granvinselva. Oljeutskillaren er elektronisk overvåka med alarm til VTS og blir tømt i god tid før det er fare for forureining.» basert på e-pst fra Jostein Fjøsne (09.04.2013) og plantegninger (Dreneringsprofil 875-1250, Arkivnr. 2009/092427).

Systemet ble sjekket fra elvesiden i både Kattaråa og Granvinselva mai og oktober 2013, både over og under vann. Alt ser ut til å fungere etter hensikt. Lekkasjevannet som sannsynligvis er helt rent kan bidra til å sikre vannføringen i ekstremisituasjoner (tørke-/frostperioder) i Kattaråa. Selv om vannføringen fra lekkasjesystemet er liten kan den bidra til en viss forbedring i bekken. De forventes ikke relevante forurensingseffekter av vaskevannet i Granvinselva grunnet stor fortynningseffekt. Dataene inntil nå tyder heller ikke på forurensing. På grunn av forurensingens omfang og at fortynningseffekten kan variere, anbefales det å følge opp situasjonen igjen etter ca. 5 år.



Figur 38 Skilt på anleggsområde ved Kattaråa. Godt mulig at skilting har hjulpet å unngå verre utslipp i Kattaråa og sørget for en bedre informasjon. Foto: Pedersen.

## 7 Restaurering av Kattaråa og andre tiltak

På grunn av resultatene som tydet på vesentlig dårligere sedimentkvalitet i Kattaråa nedenfor anleggsområdet i 2010 (se kap. 2 og 4 og årsrapport 2010) ble det i samarbeid med oppdragsgiver og i avtale med grunneier, grunneierlaget, Hardanger Villfisklag og myndighetene satt i gang strakstiltak. Den 08. september, etter at anleggsarbeidene var ferdigstilt og området ryddet opp, ble substratet i Kattaråa rensert med gravemaskin. Området som ble rensert strekker seg fra anleggsområdet og ned til ca. 100 nedenfor stasjon 7 der gradienten blir så lav at det uansett må regnes med finsediment, til sammen altså ca. 500 m.

Rensing ble gjennomført etter våre planer og med anvisning og overvåking på stedet. Gravemaskinføreren løftet sedimentet opp og slapp det ut igjen slik at vannstrømmen tok med seg finsedimentet (Figur 39). Samtidig ble det utformet småkulper og stryk for å skape gunstige gytebetingelser. Resultatet ble sjekket ved en befaring dagen etterpå og vurdert som vellykket. Lokale initiativtakere observerte ca. 5 uker senere dusinvis av gytefisk i bekken (Pedersen, muntlig kommunikasjon). En egen kontroll av gytegroper den 24. mars 2012, viste at det var flere gytegroper på stasjon 6 enn i årene før. Til sammen 7 groper ble kontrollert og det ble utelukkende funnet levende egg og plommeseekkyngel (i tillegg til den planlagte overvåkingen i 2010 og 2011, se Figur 43-Figur 40). Dette indikerer 100 % overlevelse i 2012, en verdi som er vanlig for upåvirkete gyteplasser. Også i 2013 ble det funnet mange gytegroper, men dette året var eggoverlevelsen lavere grunnet tørrlegging (kap. 4). Utvikling av ungfisktetthet etter 2011 (Figur 42) tyder på at restaureringen var vellykket. Bekken fremstår som mer produktiv for sjøaure i 2012 enn i 2009.

I Granvinselva ble det også observert akkumulasjon av finsediment, særlig rett nedenfor utslippstedet (st.3). Flere flommer og isskuring etter at utslippet var avsluttet (12/2010) har sørget for lokal sedimentdynamikk som ble vurdert som tilstrekkelig for å rense substratet. Derfor ble sedimentet i Granvinselva ikke ytterligere rensert.

Befaringene i september 2011 viste at undergangen ved den nye broen kunne virke som fiskefelle siden veien gikk ned i en senkning under elvenivået. Denne senkningen kunne fylles med vann og fisk ved flom uten at de kunne komme tilbake til elven etter flommen. Situasjonen ble drøftet med Jostein Fjøsne på stedet, og mulden ble etterpå tilkoblet hovedelven med et 600-mm rør slik at vannet nå kan renne delvis ut etter flom, og fisk kan svømme ut ved behov.

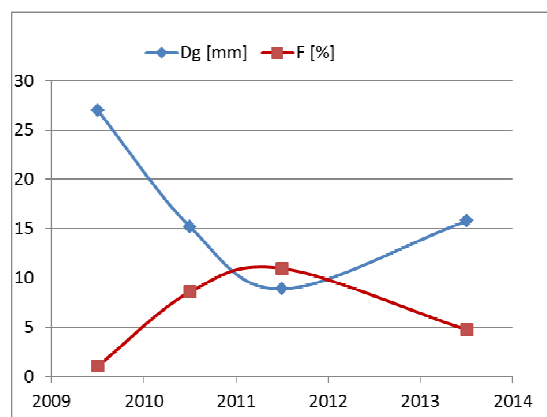




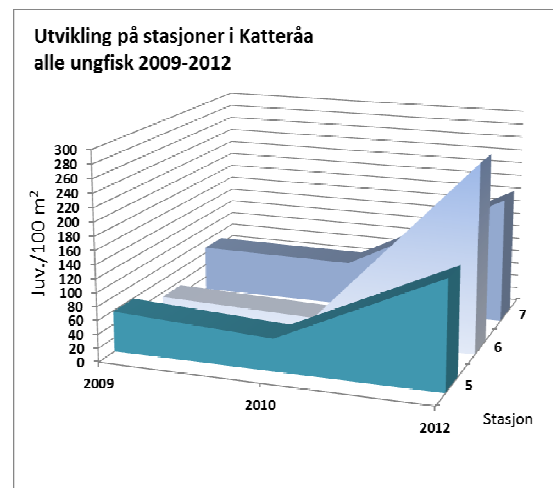
Figur 39 Bilder fra restaureringsarbeidet 8.9.2011



Figur 40 Gyte-grop på stasjon 6 i mars 2012 med levende egg og plommeseekkyngel på bildet til høyre



Figur 41 Stasjon 6, Middels korndiameter (D<sub>g</sub>) og Finsedimentandel (F) i Kattaråa 2009-2013 viser en tydelig bedring av sedimentkvalitet etter 9/2011.



Figur 42 Utvikling av ungfisktetthet i Granvinselva og Kattaråa 2009-2013.





Figur 43 Kattaråa på stasjon 6 rett etter restaureringen. Substratet ble renset og det ble etablert gyteplasser og skjul.

## 8 Konklusjon og anbefalinger

Hovedformålet med denne undersøkelsen har vært å overvåke mulige effekter av bygging og drift av vei- og tunnelanlegg (ny RV 13, Tunsberg tunnelen) på vannmiljøet, indikert gjennom fisk og bunndyr. I de to første årene (2009-2011) av overvåkingen av Granvinselva og Kattaråa kunne det dokumenteres forurensning. Denne stammet fra direkte utslipp av spillvann fra tunneldriften, men også fra anleggsområdet. I Granvinselva har forurensningen rammet lokale områder nedenfor Seimsbroen, særlig på stasjon 3 og i mindre grad stasjon 4 i Granvinselva. Anleggsarbeidet førte her til økt finsedimentandel i elvebunnen i 2011 sammenlignet med 2009. Undersøkelser av gytegroper tyder på at dette kan ha påvirket eggoverlevelsen på disse områdene, men dataene er ikke entydige siden det ble også funnet andre faktorer som bunnis og isskuring. Forurensningen i Granvinselva var imidlertid ikke kritisk. Sedimentkvaliteten ble redusert 2009-2011, men bedret seg deretter igjen. Det hjalp at spillvann fra tunneldriften ble renset. Dessuten ble spillvannet fortynt i stor grad, og finsedimentavsetninger ble renset av sedimentdynamiske prosesser (flom, isskuring). Sedimentkvaliteten nedenfor anleggsområdet er ikke fullt så god i 2013 som i 2009, men indikerer fortsatt gode habitatforhold for gyting og ungfisk. Dette bekreftes av høye ungfisktettheter. Det kan ikke utelukkes at tunell- og veidrift (spylevann og overvann) har effekt på fjærmyggsamfunnet. Dette bør følges opp.

I Kattaråa ble det funnet en økt finsedimentandel nedenfor anleggsområdet i 2010 og 2011. Det var ikke noe direkte utslipp i bekken, men diffus forurensning via overvann fra anleggsområdet i 2009 - 2011. Om våren 2011 ble det målt så dårlige verdier at det ble satt i gang strakstiltak. Sedimentet i Kattaråa ble restaurert på en lengde av ca. 500 m i september 2011. Utviklingen av sedimentkvaliteten deretter, mye gyting av sjøaure, og en sterk økning i ungfisktetthet tyder på at aksjonen var vellykket. Kattaråa fremsto i 2012 som meget produktiv sjøaurebekk, bedre enn i 2009. Samlet sett konkluderes med at effekter av tunellbygging og -drift ikke har overskrid elvens tåleevne. Det ble ikke gjennomført en vurdering av hele vannforekomsten men verdiene som ble målt i denne utredningen i 2012 og 2013 tyder på god til svært god miljøtilstand etter vannforskriften i øvre Granvinsvassdraget (DV 2009).

Overvåkingen viser imidlertid at det kan være andre faktorer involvert som har effekt på sedimentkvalitet og ungfiskhabitatet. Både sediment-, egg- og ungfiskundersøkelser viser at det var redusert habitatkvalitet og økt finsedimentandel på stasjon 2 etter 2011, mot trenden ellers i Granvinselva. Dette kan ikke henge sammen med direkte utslipp fra tunellvann eller fra anleggsområdet, siden stasjon 2 ligger ovenfor. Det er mulig at finsediment fra steindeponiet ved Skorvo, eller andre kilder i dette området, var årsak til denne utviklingen. På stasjon 1 øverst fantes det ingen tegn til forverring. Det anbefales derfor å følge opp denne situasjonen, og å unngå forurensning fra steindeponier med hjelp av sandfang eller lignende tiltak. Også eventuelle langtidseffekter av vei- og tunnelanlegget kan fanges opp med en sånn overvåking.



Miljøovervåkingen i 2009-2013 har bidratt til å sikre rutinene for redusert forurensing (som sedimentbassenger), og har vært en forutsetning for å oppdage uønsket utviklinger, så vel som utvikling av tiltak imot dem, for eksempel restaureringen av sedimentet i Kattaråa. Dessuten har overvåkingen bidratt til formidling av status, risiko og avbøtende tiltak for både oppdragsgiver, anleggsarbeider, grunneiere og fiskeinteresserte, så vel som myndigheter. Konflikter kunne derfor unngås med en åpen og konstruktiv dialog.

### **Hva kan læres for lignende prosjekter i fremtiden?**

- Forurensing av vassdrag fra vei- og tunellbygging bør i utgangspunktet unngås. Spillvann og forurenset overvann bør ledes i kloakksystemer og renseanlegg. Hvis det ikke er mulig bør mottakervassdraget være størst mulig for å gi stor fortynningsgrad. Dessuten bør utslippsstedet velges avhengig av habitatforhold i elven. Utslipp av finstoffer vil skade mer rett ovenfor et viktig gyteområde og skade mindre i områder som har naturlig finsedimentbunn (innsjøer, renner). For det fremtidige arbeidet i Granvin (for eksempel Jobergtunellen) anbefales derfor å lede spillvannet til Granvinsvatnet.
- Spillvann fra tunelldrift som ledes i vassdrag bør i det minste renses i avsetningsbassenger og oljeavskiller før det ledes inn i et vassdrag.
- Skilting på anleggsplassen med informasjon om vassdrag og miljø (se eksempel Kattaråa) er et enkelt tiltak som anbefales for lignende prosjekter.
- Mindre elver og bekker bør skjermes mot forurensing (middelvallføring  $< 1 \text{ m}^3/\text{s}$ , men dette varierer med forurensingens omfang). Utslipp av tunellvann og overvann fra anleggsområder kan fort ha skadelige effekter her. Vasking av biler og lagring av jord, løsmasser eller stein ved små vassdrag bør unngås.
- Sige- og overvann fra steindeponier bør renses i avsetningsbassenger, ved behov også gjennom jord-/plantefilter.
- Miljøovervåking anbefales for å kvalitetssikre arbeidet underveis, for å justere tiltakene ved behov, for å stoppe uønsket utvikling, eller for å restaurere vassdrag etterpå dersom nødvendig. Detaljer er ofte usikker i planleggingsfaser og mye kan gå galt. Ikke alle effekter innkalkuleres (se eksempel Kattaråa). Hvis ingen følger med på stedet forblir sånt uoppdaget - med eventuell store konsekvenser for livet i vassdraget. Oppdages uønskete effekter i tide, og restaureres sedimentet så lenge det er maskiner på stedet, kan avbøtende tiltak dessuten være rimelige. Restaureringen i Kattaråa kostet en dag med gravemaskin – en god kost-nytte effekt.

## 9 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.
- Barlaup, B.T., Lura, H., Sægvog, H. and Sundt, R.C. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. *Can. J. Zool.* 72: 636- 642.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
- Brittain, J.E., 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensing i rennende vann. LFI-Rapport 118, Univ. i Oslo, 70 sider.
- Crisp, D. T. and Carling, P. A. 1989. Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *J. Fish Biol.* 34: 119-134.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 180 s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, 96: 57-66.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. (1971). Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.*, 49: 167-173.
- Kålås, S. og Særgrov, H. 2007. Ungfiskundersøking i Granvinelva og Granvinselva i Granvin hausten 2005. Rapport nr. 969. 25 s.
- Kondolf G. M. 2000 A: Assessing Salmonid Spawning Gravel Quality, *Transactions of the American Fisheries Society* 129; S. 262-281
- Larkin G.A. und Slanley P.A. 1996: Calibration of a Habitat Sedimentation Indicator; Watershed Restoration Management Report No. 5, Ministry of Environment, Lands and Parks, British Columbia, Canada
- Lyche Solheim, A., Andersen, T., Brettum, P., Bækken, T., Bongard, T., Moy, F., Kroglund, T., Olsgard, F., Rygg, B., & Oug, E. 2004. BIODIVERSITY – Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster: Forslag til aktuelle kriterier og foreløpige grenseverdier mellom god og moderat økologisk status for utvalgte elementer og påvirkninger. NIVA-rapport 4860-2004, 63 s.
- Mork, J., & T. G. Heggberget. 1984. Eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.); identification by phosphoglucosomerase zymograms. *Fisheries Management* 15:59-65.



- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. and Reader, N.A. 1981. Observations of the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *Jour. Fish Biol.* 19: 593-607.
- Pulg, U. 2009: Laichplätze der Bachforelle in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und Restaurierung. Dissertation am Lehrstuhl fuer Landschaftsökologie der TU Muenchen. Muenchen
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes, p. 7-16, *In* Raddum, G.G., Rosseland, B.O., and Bowman, J. *Workshop on biological assesment and monitoring: evaluation and models*, NIVA Report SNO 4091/1999, ICP Waters Report 50/1999, 96 pp.
- Skoglund, H., Sandven, O.R., Barlaup, B.T., Wiers, T., Lehmann, G.B. og Gabrielsen, S-E. 2009: Gyttefisktelinger i elver i Nordhordland, Hardanger og Ryfylke 2004-2008 - bestandsstatus for villfisk og innslag av rømt oppdrettslaks. LFI-Rapport 163. 62 s.
- ter Braak, C.J.F., Smilauer P. 2002. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 sider.
- van den Brink, P.J. & ter Braak, C.J.F., 1997. Ordination of responses to toxic stress in experimental ecosystems. *Toxicology and Ecotoxicology News*, 4: 174-178.
- van den Brink, P.J. & ter Braak, C.J.F., 1998. Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principle Responce Curves and similarity analysis. *Aquatic Ecology*, 32: 163-178.
- van den Brink, P.J. & ter Braak, C.J.F., 1999. Principle Response Curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of a biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 138-148.
- Vuorinen, J., & J. Piironen. 1984. Electrophoretic identification of Atlantic Salmon (*Salmo salar*), brown trout (*S. trutta*), and their hybrids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41:1834-1837.

# 10 Vedlegg

## Vedlegg X1. Antall arter / taxa funnet i roteprøvene på St. 1 i Storelva

\* litt sensitiv for forsurening \*\* moderat sensitiv \*\*\* svært sensitiv

Vedlegg X1 - St. 1												
	17.11.2009				31.03.2011				24.10.2012			
	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4
<b>Turbellaria</b>												
<i>Crenobia alpina</i> **												1
<b>Nematoda</b>												
Nematoda indet.		1	1		1							1
<b>Oligochaeta</b>												
Oligochaeta indet.	10	9	3	5	11	2	3	2	19	11		19
<b>Crustacea</b>												
Ostracoda indet.	2			1	2							
<b>Acari</b>												
Acari indet.	3	1	2	3	6				2			3
<b>Ephemeroptera</b>												
<i>Alainites muticus</i>	1	1	1	1		1	1					
<i>Baetis rhodani</i> ***	79	40	42	55	12	26	16	16	102	57	50	84
<i>Ephemerella aurivillii</i> ***						2						
<i>Leptophlebia marginata</i>								1				
<i>Leptophlebia vespertina</i>					1							
<i>Nigrobaetis niger</i> ***									3		1	
<i>Siphonurus</i> sp.**						1						
<b>Plecoptera</b>												
<i>Amphinemura borealis</i>	11	7	18	38	7	11	23	11	3	15	8	15
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	6	9	15	10	5	9	19	21	27	8	11	22
<i>Brachyptera risi</i>	21	12	43	34	1	17	7	14		9	14	26
<i>Capnia atra</i> **					4	3						
<i>Capnia pygmaea</i> **		8	8	11	4	9	1		13	13	24	27
<i>Capnia</i> sp.**	1	1										
<i>Diura nanseni</i> **	3	8	3	3	1	2	1	1	2	1	3	4
<i>Isoptera grammatica</i> **	1			1		1	2	1	1		1	
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	9	1	3	3		1	4		2			
<i>Leuctra hippopus</i>	1		2			4			5	3	4	3
<i>Protonemura meyeri</i>	3	8	7	3	1				2			
<i>Nemoura cinerea</i>									1			
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1	2		1								1
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>										1		1
<b>Coleoptera</b>												
<i>Elmis aenea</i>	7	6	2	4	8	3	1		4	3		3
Dytiscidae indet.							1					
<b>Trichoptera</b>												
<i>Agapetus ochripes</i>	6	2	3	6	1				2			2
<i>Apatania</i> sp.**									1			
<i>Glossosoma intermedium</i> ***				1		2			1			4
<i>Oxyethira</i> sp.		1							1			
<i>Philopotamus montanus</i> **						1						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		2			8	1			2	1		
<i>Potamophylax cingulatus</i>	1											
<i>Potamophylax latipennis</i>			1									
<i>Rhyacophila nubila</i>	18	15	11	12	3	3	1	2	34	19	6	24
<i>Sericostoma personatum</i> **		1		2	1							
Linnephilidae indet.									2	1	1	1
<b>Diptera</b>												
Chironomidae indet.	203	88	168	113	102	161	143	131	73	73	68	38
Simuliidae indet.	35	27	42	38	9	22	39	16	8	12	19	20
<i>Dicranota</i> sp.	7	6	5	10	5			2	4	6	4	10
<i>Tipula</i> sp.		1			5	1						
Limoniidae indet.					2							
Empididae indet.	3	7		1			1	2	1	1		1
Diptera indet.												1
<b>Antall individer</b>	<b>432</b>	<b>264</b>	<b>380</b>	<b>356</b>	<b>200</b>	<b>283</b>	<b>263</b>	<b>225</b>	<b>317</b>	<b>234</b>	<b>215</b>	<b>310</b>
<b>Antall arter / taxa pr. prøve</b>	<b>23</b>	<b>25</b>	<b>20</b>	<b>23</b>	<b>23</b>	<b>22</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>22</b>
<b>Antall arter / taxa på lokaliteten</b>		<b>30</b>				<b>35</b>				<b>30</b>		
<b>Forsuringsindeks 1</b>		<b>1</b>				<b>1</b>				<b>1</b>		
<b>Forsuringsindeks 2</b>		<b>1</b>				<b>0,95</b>				<b>1</b>		
<b>ASPT</b>		<b>6,8</b>				<b>7,3</b>				<b>6,7</b>		

**Vedlegg X2.** Antall arter / taxa funnet i roteprøvene på St. 2 i Storelva  
 \* litt sensitiv for forsurening \*\* moderat sensitiv \*\*\* svært sensitiv

Vedlegg X2 - St. 2												
	17.11.2009				31.03.2011				24.10.2012			
	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4
<b>Nematoda</b>												
Nematoda indet.							1					
<b>Oligochaeta</b>												
Oligochaeta indet.	2	3	1		3		3	2		4	9	16
<b>Crustacea</b>												
Ostracoda indet.	1			1								
<b>Acari</b>												
Acari indet.	3	1	2	2		3	1	4			4	6
<b>Ephemeroptera</b>												
<i>Alainites muticus</i> ***	1			4	1		1					
<i>Baetis rhodani</i> ***	58	80	82	90	47	31	28	49	102	41	84	61
<i>Ephemerella aurivilli</i> ***						9	10	1	1			3
<i>Heptagenia sulphurea</i> **					1		1				1	
<i>Leptophlebia marginata</i>								1				
<i>Leptophlebia vespertina</i>							1					
<i>Nigrobaetis niger</i> ***	1					2		1	4	1	1	
<b>Plecoptera</b>												
<i>Amphinemura borealis</i>	24	27	13	24	12	13	22	6	5	1	5	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	22	32	17	27	10	9	19	7	20	2	5	12
<i>Brachyptera risi</i>	8	7	20	25					16	3	9	5
<i>Capnia pygmaea</i> **	7	6	3	4				2	34	7	18	7
<i>Diura nanseni</i> **	1	1	2	4	3	5	3	1	2	2		1
<i>Isoperla grammatica</i> **	2	2	4	2	3	3	7					1
<i>Leuctra fusca/digitata</i>		3		1								
<i>Leuctra hippopus</i>	5	2		2		1	14	2	2	3	6	10
<i>Leuctra nigra</i>							1					
<i>Nemoura cinerea</i>								1				
<i>Protonemura meyeri</i>	10	3	4	3	3	3	5			2	2	16
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		1										
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		2	1			2				1	1	4
<b>Coleoptera</b>												
<i>Elmis aenea</i>	8	8	7	9		6	6	3		3	3	5
<i>Hydraena</i> sp.									1			
<b>Trichoptera</b>												
<i>Agapetus ochripes</i>		13	1			6	1				1	1
<i>Apatania</i> sp. **					1							
<i>Glossosoma intermedium</i> ***					1							
<i>Hydropsyche siltalai</i> **		1	1									
<i>Lepidostoma hirtum</i> **				2								
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2			2		2	2				1	2
<i>Potamophylax cingulatus</i>							1					
<i>Rhyacophila nubila</i>	6	10	12	13	3	14	7		19	4	10	6
<i>Sericostoma personatum</i> **	3	1	1	1			1					
Limnephilidae indet.		1							2	1	3	2
<b>Diptera</b>												
Chironomidae indet.	137	166	92	155	165	161	214	139	104	149	160	100
Ceratopogonidae indet.							1	1				
Simuliidae indet.	34	11	66	39	25	5	6	3		4	24	6
<i>Dicranota</i> sp.	1	2	1	1					1		1	2
<i>Tipula</i> sp.				1	1	1		1		1		
Empididae indet.	1	1	1	5	2	2		3	1	3	2	2
<b>Antall individer</b>	<b>337</b>	<b>384</b>	<b>331</b>	<b>417</b>	<b>281</b>	<b>278</b>	<b>356</b>	<b>227</b>	<b>314</b>	<b>232</b>	<b>350</b>	<b>268</b>
<b>Antall arter / taxa pr. prøve</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>20</b>	<b>23</b>	<b>16</b>	<b>19</b>	<b>24</b>	<b>18</b>	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>21</b>	<b>21</b>
<b>Antall arter / taxa pr. lokalitet</b>		<b>30</b>				<b>33</b>				<b>27</b>		
<b>Forsuringsindeks 1</b>		<b>1</b>				<b>1</b>				<b>1</b>		
<b>Forsuringsindeks 2</b>		<b>1</b>				<b>1</b>				<b>1</b>		
<b>ASPT</b>		<b>7,4</b>				<b>7,2</b>				<b>6,9</b>		

**Vedlegg X3.** Antall arter / taxa funnet i roteprøvene på St. 3 i Storelva  
 \* litt sensitiv for forsurening \*\* moderat sensitiv \*\*\* svært sensitiv

Vedlegg X3 - St. 3													
	17.11.2009				31.03.2011				24.10.2012				
	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	
<b>Nematoda</b>													
Nematoda indet.			1		1	1	1						1
<b>Bivalvia</b>													
<i>Pisidium</i> sp.*												1	
<b>Oligochaeta</b>													
Oligochaeta indet.	4	7	2	3	1	3	1	2	12	17	4	4	
<b>Crustacea</b>													
Chydoridae indet.										1			
<b>Acari</b>													
Acari indet.	6	5	5	6	1	4	3	3	2	4	8	15	
<b>Ephemeroptera</b>													
<i>Alainites muticus</i> ***	10	7	9	3	2	5	1					3	1
<i>Baetis rhodani</i> ***	64	38	43	47	20	22	17	26	93	52	31	27	
<i>Baetis</i> sp.***						1							
<i>Ephemerella aurivillii</i> ***	1	1		1	3	3	12	1	4		2	13	
<i>Heptagenia sulphurea</i> **		2	2	2	1				1	1			
<i>Leptophlebia marginata</i>			1										
<i>Leptophlebia vespertina</i>								1					
<i>Nigrobaetis niger</i> ***		1	4	1	1		2	1	17	10	4	5	
<b>Plecoptera</b>													
<i>Amphinemura borealis</i>	41	47	48	39	32	33	11	10	4	3	2	1	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	16	34	16	24	6	29	7	5	12	22	11	30	
<i>Brachyptera risi</i>	19	19	4	21		1	1	3	10	7	1	4	
<i>Capnia atra</i> **						2							
<i>Capnia pygmaea</i> **	13	19	12	3	1				43	28	3		
<i>Diura nanseni</i> **	2		2	1				1	2	1			
<i>Isoperla grammatica</i> **	6	4	6	8	1	5	5			3	2	4	
<i>Leuctra hippopus</i>	4	6	2	6		1	2	2	9	16	5	9	
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	7	9	11	3	3	2	1						
<i>Nemoura cinerea</i>			1										
<i>Protonemura meyeri</i>	1	2	4	6		1	5		6	5	10	12	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>			1						1				
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>										1		2	
<b>Coleoptera</b>													
<i>Elmis aenea</i>	9	11	8	4		6	11	1	1	4	6	17	
<i>Hydraena</i> sp.							1						
<b>Trichoptera</b>													
<i>Agapetus ochripes</i>	12	4	6	3	1	5	4		5	1	5	3	
<i>Glossosoma intermedium</i> ***		1	1		1				1	2			
<i>Hydroptila</i> sp.						1							
<i>Lepidostoma hirtum</i> **			1								1		
<i>Oxyethira</i> sp.												1	
<i>Potamophylax cingulatus</i>					1								
<i>Potamophylax latipennis</i>	1	1					1						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	7	4	6	2	2		4	2	2	2	2	14	
<i>Rhyacophila nubila</i>	11	6	5	7	1	4	11		13	10	8	5	
<i>Sericostoma personatum</i> **	3	3	3	1		1	2			1			
Limnephilidae indet.										2		6	
Polycentropodidae indet.		1											
<b>Diptera</b>													
Chironomidae indet.	154	195	137	183	104	151	126	168	60	27	196	143	
Ceratopogonidae indet.		2											
Simuliidae indet.	51	67	16	46	1			1	6	8	8	1	
<i>Dicranota</i> sp.		3	2		1	3	2		3	3			
<i>Tipula</i> sp.	1					1	1						
Limonidae indet.	1					1							
Empididae indet.	4	2	1		1	1	5	2	2	1	2	2	
Psychodidae indet.		1											
<b>Antall individer</b>	<b>448</b>	<b>502</b>	<b>361</b>	<b>420</b>	<b>186</b>	<b>287</b>	<b>238</b>	<b>229</b>	<b>309</b>	<b>232</b>	<b>315</b>	<b>320</b>	
<b>Antall arter / taxa pr. prøve</b>	<b>25</b>	<b>29</b>	<b>31</b>	<b>23</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>26</b>	<b>16</b>	<b>23</b>	<b>26</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	
<b>Antall arter / taxa pr. lokalitet</b>		<b>37</b>				<b>36</b>				<b>33</b>			
<b>Forsuringsindeks 1</b>		<b>1</b>				<b>1</b>				<b>1</b>			
<b>Forsuringsindeks 2</b>		<b>1</b>				<b>1</b>				<b>1</b>			
<b>ASPT</b>		<b>7,5</b>				<b>7,2</b>				<b>7,2</b>			



## Ferskvannsekologie – laksefisk – bunndyr

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

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

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning, kraftselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre forskningsinstitusjoner (herunder NIVA, NINA, HI, SINTEF og VESO) og FoU miljø hos oppdragsgivere.

Våre internettsider finnes på <http://www.miljo.uni.no/>